



Statlig program for forurensningsovervåkning

Rapport 540/93

Oppdragsgiver

Statens forurensningstilsyn

Deltakende institusjon

NIVA

Miljøgiftundersøkelser i

Indre Oslofjord

Delrapport 3.

Toksisitetstesting
av sedimenter fra
Indre Oslofjord



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.:	Undernr.:
O - 92131	
Løpenr.:	Begr. distrib.:
2988	Fri

Hovedkontor	Sørlandsavdelingen	Østlandsavdelingen	Vestlandsavdelingen	Akvaplan-NIVA A/S
Postboks 69, Korsvoll	Televeien 1	Rute 866	Thormøhlensgt 55	Søndre Tollbugate 3
0808 Oslo 8	4890 Grimstad	2312 Ottestad	5008 Bergen	9000 Tromsø
Telefon (47) 22 18 51 00	Telefon (47) 37 04 30 33	Telefon (47) 62 57 64 00	Telefon (47) 55 32 56 40	Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 22 18 52 00	Telefax (47) 37 04 45 13	Telefax (47) 62 57 66 53	Telefax (47) 55 32 88 33	Telefax (47) 77 68 05 09

Rapportens tittel: Miljøgiftundersøkelser i Indre Oslofjord, delrapport nr.3: Testing av toksisitet i sedimenter fra Indre Oslofjord. (Overvåkningsrapport nr. 540/93) TA nr. 1001/1993.	Dato: 18.01.94.	Trykket: NIVA 1994
Forfatter(e): Kari Nygaard, NIVA Torsten Källqvist, NIVA	Faggruppe: Økotoksikologi	Geografisk område: Oslo
	Antall sider: 11	Opplag: 140

Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (SFT)	Oppdragsg. ref.:
--	-------------------------

Ekstrakt:

Denne rapporten inngår som en del av programmet miljøundersøkelser i Indre Oslofjord.

Sedimentene i Indre Oslofjord er forurenset av en rekke komponenter (klororganiske forbindelser, PAH, tungmetaller og olje) og fordi den biologiske tilgjengelighet av forurensningene er lite kjent, er det vanskelig å vurdere økologiske effekter av forurensningene. Toksisitetstester av sedimentene ble derfor gjennomført for å kunne belyse slike effekter.

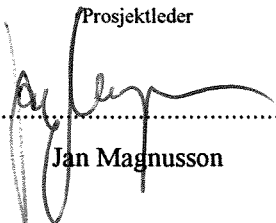
Generelt er det ikke mulig å påvise noen klar sammenheng mellom nivåer av enkelte forurensningskomponenter og toksisitet i sedimentene ved kortvarig eksponering. Dette er i samsvar med hva som er funnet i andre forurensete lokaliteter, og tyder på at forhold som påvirker den biologiske tilgjengeligheten har en avgjørende betydning for miljøgiftens toksisitet.

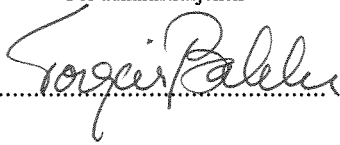
4 emneord, norske

1. Økotoksikologiske tester
2. Miljøgifter
3. Sediment
4. Oslo havneområde

4 emneord, engelske

1. Ecotoxicology
2. Toxic compounds
3. Sediments
4. Oslo harbour

Prosjektleder

Jan Magnusson

For administrasjonen


ISBN 82-577-2425-4

Forord

Norsk Institutt for Vannforskning har på oppdrag fra Statens forurensningstilsyn gjennomført miljøgiftundersøkelser i Indre Oslofjord i 1992 og 1993. Undersøkelsen er foranlediget av de store konsentrasjoner av miljøgifter som ble påvist vinteren 1992 (Koniczny 1992). Undersøkelsen omfatter tre deler: kildesporing, kartlegging av situasjonen i fjorden og forslag til eventuelle nødvendige tiltak. Undersøkelsen bygger på andre undersøkelser som er planlagt i fjorden, først og fremst overvåkningsundersøkelsene som finansieres av Fagrådet for Indre Oslofjord, samt miljøgiftundersøkelser i organismer i Joint Monitoring Program (SFT-prosjekt).

Denne rapporten dekker delprosjekt 3 "Toksisitetstesting av sedimenter fra Indre Oslofjord". Delprosjektdeltagere: Kari Nygaard, Torsten Källquist, Liv Bente Skancke og Randi Romstad. Prosjektet er en del av prosjektet Miljøundersøkelser i Indre Oslofjord, prosjektleder Jan Magnusson.

Oslo 18.01.94.

Kari Nygaard.

Innholdsfortegnelse

1. Sammendrag og konklusjoner	1
2. Delprosjekt 3. Toksitetesting av sedimenter fra Indre Oslofjord	2
2.1. Innledning	2
2.2. Gjennomføring av økotoksikologiske tester	2
2.2.1. Sediment test med <i>Nitocra spinipes</i> :	3
2.2.2. Elutriat test med <i>Acartia tonsa</i> :	3
2.2.3. Elutriat test med <i>Skeletonema costatum</i> :	3
3. Resultat	4
3.1. Vurdering av resultatene	5
3.1.1. Sediment test med <i>Nitocra spinipes</i> :	5
3.1.2. Elutriat test med <i>Acartia tonsa</i> :	6
3.1.3. Elutriat test med <i>Skeletonema costatum</i> :	6
4. Diskusjon	7
5. Referanser	10

1. Sammendrag og konklusjoner

En samlet vurdering av resultater fra økotoksikologisk testing av bunnsedimenter fra fem stasjoner med tre arter (*Skeletonema costatum*, *Acartia tonsa* og *Nitocra spinipes*), er en mulig moderat respons for lokalitetene: Grønlikaia S, Nesoddtangen og Kongshavn, og ingen effekt for lokaliteten Filipstad (Tabell 1a, 1b, og 1c). Resultatene fra Bekkelaget viser en tydelig effekt for algetesten (*S. costatum*), men ingen effekt for krepsdyrtestene.

Kjemiske analyser av sedimentene (delprosjekt 4, R. Konieczny), viser særlig høye verdier for kvikksølv for stasjonene: Grønlikaia S og Nesoddtangen (se tabell 2 og delrapport 4). Samtlige stasjoner har et forhøyet nivå av tungmetaller og PCB i forhold til bakgrunnsverdiene (Knutzen og Skei. 1990). Felles for de tre stasjonene hvor vi fant en moderat respons er høye verdier for enten kvikksølv eller kadmium. Resultatene av sedimentanalysene (delprosjekt 4) viser også økende innhold av tungmetaller med økende dyp i sedimentet. Det er ukjent om denne økningen vil gi en tilsvarende økende dødelighet i økotoksikologiske tester, noe som vil være avhengig av om biotilgjengeligheten av metallene øker eller avtar nedover i sedimentet.

Generelt er det ikke mulig å påvise noen klar sammenheng mellom nivåer av enkelte forurensningskomponenter og toksisitet i sedimentene ved kortvarig eksponering (Källquist 1993). Dette er i samsvar med hva som er funnet i andre forurensede lokaliteter, og tyder på at den biologiske tilgjengeligheten har en avgjørende betydning for miljøgiftenes toksisitet (Källquist 1993).

2. Delprosjekt 3. Toksisitet i sedimenter.

2.1. Innledning

Det er påvist forurensning av sedimenter i Indre Oslofjorden (delprosjekt 4) så som klororganiske forbindelser, PAH, tungmetaller og olje. Den biologiske tilgjengeligheten av forurensningene er lite kjent. Det ble derfor utført standardiserte økotoksikologiske tester for å måle akutt toksisitet av elutriat fra sedimentprøver, samt en testmetode hvor også akutt dødlighet i helsediment ble testet. Denne type tester kan si noe om biotilgjengeligheten av toksiske stoffer ved korttidseksponeringer. Det er i tillegg til dette delprosjektet utført mer langvarige tester som presenteres i prosjektet tiltaksanalyser (prosjektleder Jens Skei).

Elutriat testing er utført etter internasjonal standard for testing av sediment og boreslam. Metoden belyser akutt toksisitet av løselige komponenter fra sedimentet samt lite vannløselige potensielt toksiske komponenter, som er i likevekt mellom løst fase (antatt liten) og bundet fase (antatt stor). Metoden gir et indirekte mål for samlet biotilgjengelighet av alle potensielt toksiske komponenter i sedimentet ved å teste effekt av eksponering uttrykt som dødelighet eller redusert vekst hos testorganismene.

Prosjektet har ikke som målsetting å belyse kjemiske og biologiske prosesser som påvirker biologisk tilgjengelighet i sedimenter, men ved økotoksikologisk testing å gi et mål på toksisk effekt av sedimentprøver fra forskjellige lokaliteter (5) i Oslofjorden, uttrykt som LC_{50} (*A. tonsa* og *N. spinipes*) og EC_{50} (*S. costatum*).

2.2. Gjennomføring av økotoksikologiske tester

Sedimentprøver fra Oslofjorden ble innhentet høsten 1992 (delprosjekt 4). Sedimentprøvene er hentet fra 5 lokaliteter i Indre Oslofjord. Fire av sedimentprøvene skulle representere sterkt forurensningsbelastete lokaliteter: Bekkelaget, Filipstad, Grønnlikaia S og Kongshavn. Nesoddtangen ble valgt som "referanse-stasjon" og var opprinnelig tenkt å representere en lite forurenset lokalitet (se delprosjekt 4).

Sedimentprøvene ble oppbevart i lukkede beholdere av glass i mørke ved 3-5 °C. Sediment ble innveid og tilsatt GF/C filtrert sjøvann i blanding 1:4 for tester med *Nitocra spinipes* i direkte kontakt med sediment. Elutriat ble laget med en blanding av 1:4 sediment og GF/C filtrert sjøvann. Blandingen ble ristet på risteboard i 1 time og deretter sentrifugert ved 2500 rpm ved 4 °C. Deretter ble sedimentet skilt fra vannfasen og supernatanten (elutriatet) brukt videre til økotoksikologiske tester med *Acartia tonsa* og *Skeletonema costatum*. *Acartia tonsa* ble testet i ufortynnet elutriat, *Skeletonema costatum* ble testet

i uforynnet (100 %) elutriat, samt 56 %, 32% og 10 %.

2.2.1. Sedimenttest med *Nitocra spinipes* (NS 9802)

En blanding av 25 % våtsediment og 75 % GF/C filtrert 21 promille sjøvann (fortynnet med destillert vann) ble fordelt på Nunc brønnplater (24 brønner med volum 3 ml). En 3-4 uker gammel *N. spinipes* ble tilsatt til hver brønn. Testen ble satt opp for ca. 30 individer for hver lokalitet (helsediment fra sedimentprøve). Antall *N. spinipes* gjenfunnet etter 96 timer ble registrert på standard telleskjema for *N. spinipes*.

Elutriat ble tilsatt til 40 ml engangskolber. 4-6 *N. spinipes* ble tilsatt til hver kolbe slik at minimum 20 dyr ble testet for hver lokalitet (elutriat fra sedimentprøve). Etter 96 timer ble antall levende og døde dyr registrert på standard telleskjema for *N. spinipes*.

2.2.2. Elutriattest med *Acartia tonsa* (ISO TC147 SC5 WG2 draft proposal):

Elutriat ble tilsatt til Nunc brønnplater (brønnplate med 6 brønner, a volum 15 ml). 4-6 *A. tonsa* (8 dager gamle) ble tilsatt til hver brønn slik at minimum 20 dyr ble testet for hver lokalitet (elutriat fra sedimentprøve). Etter 24 og 48 timer ble antall levende og døde dyr registrert på standard telleskjema for *A. tonsa*.

2.2.3. Elutriattest med *Skeletonema costatum* (ISO/DIS 10253):

S. costatum fra en kultur i eksponensiell fase ble inokulert i elutriat (fra sedimentprøver) fra 5 forskjellige lokaliteter i Indre Oslofjord. Elutriatene ble tilsatt 10 % vekstmedium (Z8). For hvert elutriat (som er laget av sedimentprøver fra 5 forskjellige lokaliteter) ble det laget en fortyningsserie slik at følgende konsentrasjoner av elutriat ble testet: 100 % , 56 %, 32 % og 10 %, samt en kontroll uten tilsatt elutriat. Konsentrasjonen av algeceller ved tid 0 og etter 48 timer ble kvantifisert med Coulter Counter, og veksthastigheten beregnet. Veksthastighet i kontrollen tilsvarer 100 % veksthastighet.

3. Resultat

Tabell 1a. Resultat av økotoksikologiske tester med *Nitocra spinipes* (tall som er merket med ** gjengir signifikant toksisk effekt, basert på metodebeskrivelsen, hvor > 10 % dødlighet er signifikant toksisk effekt for elutriat og > 15 % for sediment).

Lokalitet	Forsøks organisme	% ikke gjenfunnet etter 96 timer 1:4 sediment /vann	% døde etter 96 timer i elutriat
Filipstad	<i>N. spinipes</i>	14	8
Grønnlikaia S	"	25 **	3
Nesoddtangen	"	26 **	0
Bekkelags-bassenget	"	11	7
Kongshavn	"	9	21**
Kontroll	"	0	3

Tabell 1b. Resultat av økotoksikologiske tester med *Acartia tonsa* (tall som er merket med ** gjengir signifikant toksisk effekt, basert på metodebeskrivelsen, hvor > 10 % dødlighet er signifikant toksisk effekt).

Lokalitet	Forsøks organisme	% døde i 100 % elutriat etter 24 timer	% døde i 100 % elutriat etter 48 timer
Filipstad	<i>A. tonsa</i>	0	10
Grønnlikaia S	"	0	10
Nesoddtangen	"	0	40 **
Bekkelags-bassenget	"	0	8
Kongshavn	"	0	19 **
Kontroll	"	0	9

Tabell 1c. Resultat av økotoksikologiske tester med *Skeletonema costatum* (tall som er merket med **gjengir signifikant toksisk effekt, basert på "t Critical one tail" test).

Lokalitet	Forsøks organisme	Redusert vekst (%) i 100 % elutriat	etter 56 % i 32 % elutriat	48 timer i 10 % elutriat
Filipstad	<i>S. costatum</i>	0	0	0
Grønnlikaia S	"	20**	0	0
Nesoddtangen	"	30**	0	0
Bekkelagsbassenget	"	60**	20 **	0
Kongshavn	"	20**	0	0
Kontroll	"	0	0	0

3.1. Vurdering av resultatene

3.1.1. Sediment-test med *Nitocra spinipes*:

Resultatene fra helsediment-testen med *N. spinipes* baseres på gjenfangst av forsøksdyrene. I denne typer tester tillates dødelighet i kontroll til max 10 %. Avvik innenfor 10 % er derfor ikke signifikant respons. Usikkerheten i metoden vurderes slik at 15 % avvik fra kontrollen ikke kan ansees å være signifikant. Dette er basert på erfaring med gjenfangst i kontrollsediment. Gitt nevnte forutsetninger er resultatene fra Grønnlikaia S og Nesoddtangen de eneste lokalitetene hvor det er et mulig utslag i helsediment-testen (Tabell 1a.).

N. spinipes ble også testet i elutriat hvor gjenfangst er 100 %. Resultatene fra denne testen ga kun utslag for Kongshavn (Tabell 1a.). Resultatene kan ikke sammenlignes direkte fordi elutriatet kun gir respons for komponenter som er løst, eller er i likevekt vannfase/sediment, når vann og sediment separeres etter en times risting. I et sediment med lite løslige potensielt toksiske komponenter, vil det være en likevekt mellom løst fase (liten) og bundet fase (stor). I et helsediment vil denne likevekten være kontinuerlig mellom sediment og vann, slik at eventuelt opptak av toksiske komponenter hos forsøksorganismene fra vannfasen, vil etterfølges av en ny utlekking fra sedimentet til vannfasen. Forsøksorganismen kan derfor tenkes å være mer kontinuerlig eksponert for lave doser i helsediment tester enn i elutriat tester. Dette kan være forklaringen til forskjellene i testene mellom elutriat og helsediment for Grønnlikaia S og Nesoddtangen, men ikke for Kongshavn (Tabell 1a.).

Foreløpig konklusjon blir derfor at sediment fra samtlige lokaliteter er lite toksisk for *N. spinipes*. En

mulig moderat negativ respons ble observert i sediment-tester (>15 %) fra lokalitetene Grønnlikaia S og Nesoddtangen, samt i elutriat-test (>10 %) fra Kongshavn. Denne forskjellen i respons mellom de to metodene kan gjenspeile at vannløslige komponenter er mer tilgjengelig i sedimentprøvene fra Kongshavn, men dette burde også gjenspeiles i helsedimet-testen. En mulig forklaring på dette er at giftige metaller er aktivert i elutriatet ved at disse er vasket ut av sedimentet ved tillaging.

3.1.2. Elutriat-test med *A. tonsa*:

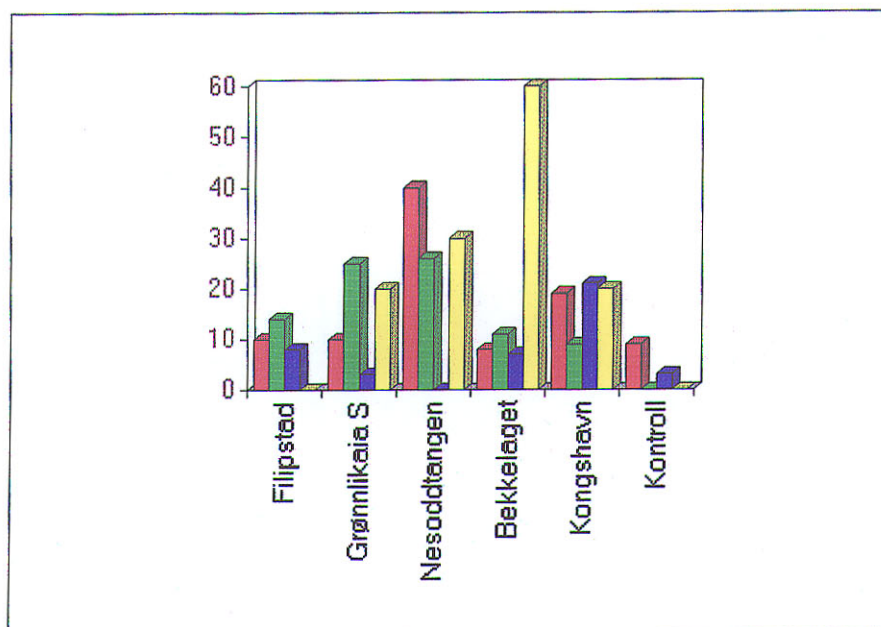
I denne typer tester tillates dødelighet i kontroll til max 10 %. Avvik innenfor 10 % er derfor ikke signifikant respons. Elutriat test med *A. tonsa* ga negativ respons for 2 lokaliteter: Nesoddtangen og Kongshavn dvs. dødelighet > 10 % (Tabell 1b.).

3.1.3. Elutriat-test med *S. costatum*:

Veksthastigheten for *S. costatum* i elutriat fra 5 sediment ble sammenlignet med veksthastigheten i en kontroll. Veksthastigheten i kontrollen er satt til 100 %. Veksthastigheten for algen i de 5 elutriatene viser moderat effekt for lokalitetene Grønnlikaia S, Kongshavn og Nesoddtangen. Sterkest respons ble målt for Bekkelagsbassenget med 40 % veksthastighet etter 48 timer (Tabell 1c).

4. Diskusjon

En samlet vurdering av respons for økotoksikologisk testing av tre arter er en moderat respons for lokalitetene: Grønnlikaia S, Nesoddtangen og Kongshavn, og ingen effekt for lokaliteten Filipstad (Figur 1). I tillegg ble det observert 60 % redusert veksthastighet for *S. costatum* for lokaliteten Bekkelaget-bassenget



Figur 1. Samlet respons for sedimentprøver fra 5 lokaliteter i Indre Oslofjord. ■ % døde *A. tonsa* i elutriat, signifikant respons > 10 % dødelighet. ■ % *N. spinipes* ikke gjenfunnet i sediment, signifikant respons > 15 % dødelighet. ■ % døde *N. spinipes* i elutriat, signifikant respons > 10 % dødelighet. ■ % redusert vekst av *S. costatum* i elutriat, signifikant respons for Grønnlikaia S, Nesoddtangen, Bekkelaget og Kongshavn.

I forbindelse med delprosjekt 4, ble det utført kjemiske analyser av sedimentene. Resultatene fra delprosjekt 4, viser små variasjoner for de fleste metaller, bortsett fra høyere verdier for tungmetallene presentert i tabell 2. Samtlige stasjoner har et forhøyet nivå for kvikksølv (samt andre tungmetaller) og PCB i forhold til bakgrunnsverdien 0.05 - 0.1 og < 0.005 mg/kg sediment tørrvekt (Knutzen og Skei, 1990).

Organisk materiale kan kompleksbinde metaller. Ved en enkel sammenligning av mengden kvikksølv og kadmium i forhold til mengde organisk materiale i sedimentene (TOC) (tabell 2, kolonne 8) er der ingen entydig tendens til en sammenheng mellom mengde metaller/TOC og observert toksisk effekt for de

forskjellige sedimentprøvene. Det er imidlertid en rekke faktorer som påvirker biotilgjengeligheten av metaller i sediment. Eksempelvis vil divalente kationer av kvikksølv og kadmium danne stabile komplekser med sulfid.

Den biologiske tilgjengeligheten av metaller fra sedimentene testet her kan beregnes ved å sammenligne resultatene funnet i denne undersøkelsen, med litteraturdata. Eksempelvis er kopperinnholdet i sedimentprøvene fra Grønnlikaia S, 246 mg/kg (tørrvekt), noe som tilsvarer 71 mg/kg på våtvektbasis. I elutrietet (1 del sediment + 4 deler vann) ville konsentrasjonen av kopper være 14,3 mg/l dersom kopperen forelå i løst form. Kopper er meget giftig for alger og krepsdyr. Eksempelvis vil en kopperkonsentrasjon på 0,1 mg/l gi en fullstendig veksthemming av *S. costatum* (Kemi, 1989). I elutriet-testen fra Grønnlikaia S ble det målt 20 % redusert vekst. Dette innebærer at den tilgjengelige kopperkonsentrasjonen må ha vært < 0,1 mg/l. Det betyr at tilgjengeligheten av kopper var < 0,7 %. Tilsvarende regnestykke for sedimentprøver fra Bekkelaget viser en biotilgjengelighet på < 1,4 %.

Tabell 2. Kjemiske data fra Oslofjord sediment, overflatelag (delprosjekt 4).

Verdier angitt pr. enhet tørrvekt.

Sedimentprøver fra:	TOC g/kg	Hg mg/kg	Cd mg/kg	Pb g/kg	PCB mg/kg	Cu g/kg	((Hg+Cd)/TOC)* 10 ⁻⁶
Filipstad	18.7	1.32	1.40	0.145	0.13		145
Grønnlikaia S	34.4	3.96	2.70	0.295	0.09	0.246	194
Nesoddtangen	41.7	2.75	0.31	0.155	0.12		73
Bekkelaget	35.4	0.65	1.10	0.100	0.06	0.128	49
Kongshavn	45.0	1.65	6.10	0.110	0.42		172

Sedimentene inneholder også potensielt toksiske organiske miljøgifter som klorerte hydrokarboner og PAH. Disse kan ha bidratt til den moderate giftvirkning som ble påvist for enkelte sedimenter. I et OECD forslag til metode for beregning av effekter av miljøgifter i akvatisk miljø har man prøvd å integrere virkningen av stoffer i både vann og sedimentfase. Følgende formel kan nyttes til å beregne fordelingen av ikke ioniske organiske kjemikalier mellom sediment og vannfase (Karickhoff et al. 1979):

$$C_{\text{sed}} = C_w \cdot K_{\text{ow}} \cdot f_{\text{oc}}$$

hvor:

C_{sed} = konsentrasjonen i sediment (d.v.s. bundet i sediment), C_w = konsentrasjonen i vannfasen

K_{ow} = fordelingskoeffisienten (oktanol/vann), f_{oc} = organisk fraksjon i sedimentet

K_{ow} for PCB er 10^6 (PCB som gruppe ligger mellom 10^5 og 10^7).

Tabell 3. Beregnet konsentrasjon av PCB i vannfasen i testoppsettet. Kjemiske data fra Oslofjord sediment (delprosjekt 4). Verdier angitt pr. enhet tørrvekt.

Sedimentprøver fra:	TOC mg/kg	PCB mg/kg	Konsentrasjonen i vannfasen beregnet i henhold til Karickhoff et al. (1979)
Filipstad	18.700	0.13	0.007 µg/l
Grønnlikaia S	34.400	0.09	0.003 µg/l
Nesoddtangen	41.700	0.12	0.003 µg/l
Bekkelaget	35.400	0.06	0.002 µg/l
Kongshavn	45.000	0.42	0.009 µg/l

Mengden organisk materiale i sediment som inneholder lite vannløslige organiske miljøgifter og metaller er antatt å påvirke toksisiteten av et sediment (Källqvist 1993). De beregnede verdier for PCB i vannfasen viser generelt en liten biotilgjengelighet av PCB i vannfasen. Det ble analysert for 10 kongener av PCB i sedimentprøvene (28, 52, 101, 105, 118, 138, 153, 156, 180, 209, Delrapport nr. 4). I litteratur rapporteres EC₅₀ verdier for alger ≥ 7 µg og LC₅₀ for evertebrater ≥ 3 µg (tekniska blandinger, Kemi 1989). Biotilgjengelig PCB (beregnet, Tabell 3), tyder på at forsøksorganismene ble eksponert for langt lavere verdier. Det er derfor lite sannsynlig at PCB har vært en viktig toksisk faktor i testene, bortsett fra i helsedimenttesten

Kvikksølvnivået i sediment fra Grønnlikaia S og Nesoddtangen kan være en mulig forklaring til den noe høyere dødeligheten for de to stasjonene. Sedimentet fra Kongshavn har verdier for kvikksølv som ligger på samme nivå som for Filipstad hvor vi fant liten effekt. Imidlertid er nivået for kadmium betydelig høyere enn for de andre sedimentene (2.3 x for Grønnlikaia S, 4 til 20 x for de øvrige). Samlet for de tre sedimentene hvor vi fant moderat respons med økotoksikologisk testing ble det også påvist høye verdier av tungmetallene kadmium og kvikksølv, samt PCB. Det kan være en sammenheng her, med dette må verifiseres med nye tester hvor kvikksølv og kadmium testes direkte. Resultatene av kjemiske analyser i delprosjekt 4 viser også økende innhold av tungmetaller med økende dyp i sedimentet. Det er ukjent om denne økningen vil gi en tilsvarende økende dødelighet i økotoksikologiske tester, noe som vil være avhengig av i hvilken grad biotilgjengeligheten av et stoff varierer nedover i sedimentet.

Toksisitetstestene har vist fra ingen til moderat giftighet i sedimentprøver fra Oslos havneområder til tross for høye nivåer av potensielt toksiske metaller og organiske miljøgifter. Resultatene er i samsvar med en kartlegging av andre, forurensede fjordsedimenter (Källqvist 1993) hvor det ikke kunne påvises samband mellom forurensningsnivåer og toksisitet i sedimenter. Resultatene tyder på at forhold som påvirker den biologiske tilgjengeligheten har større betydning for toksisiteten enn konsentrasjoner av

miljøgifter bestemt ved kjemisk analyse. Ved de kjemiske analysene benyttes meget sterke ekstraksjonsmetoder: organiske løsningsmidler, flussyre, som ikke gir grunnlag for å vurdere kjemiske tilstandsformer og biologisk tilgjengelighet. Toksisitetstestene tyder på at høye nivåer av miljøgifter i sedimenter ikke nødvendigvis innebærer at miljøgiftene er biologisk tilgjengelig. Det er imidlertid fortsatt mange usikkerhetsmomenter knyttet til tolkning av resultater av sediment-toksisitetstester. Et mer konkret svar på den økologiske betydningen av et forurenset sediment vil fremgå av resultatene fra prosjektet om "Tiltaksanalyser". Dette prosjektet vurderer effekter av mer langvarig eksponering med forurensete sediment, i motsetning til toksisitetstester som baserer seg på kortvarig eksponering.

5. Referanser

ISO TC147 SC5 WG2 draft proposal: Water - Quality - Determination of acute lethal toxicity to marine copepods (Copepoda, Crustacea). Akutt toksisitetstest med krepsdyret *Acartia tonsa*.

ISO/DIS 10253: Water quality - Marine algal growth inhibition test. Akutt toksisitetstest med algen *Skeletonema costatum*.

Karickhoff, S.W., D.S. Brown, T.A. Scott. 1979. Sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments. *Water Research* 13, 241-248.

Kemi, miljøløslige ämnen. 10/89. Kemikalieinspektionen. Ed. Lars Freij. ISSN 0284-1185.

Knutzen, J., J. Skei. 1990. Kvalitetskriterier for miljøgifter i vann, sedimenter og organismer samt foreløpige forslag til klassifikasjon av miljøkvalitet. NIVA-rapport nr. ISBN 82-577-1855-6. 139 sider.

Konieczny, R. 1992. Kartlegging og vurdering av forurensnings situasjonen i bunnsediment fra Oslo havneområde. NIVA rapport nr. 2926.

Konieczny, R. 1994. Miljøgiftundersøkelser i Indre Oslofjord. Delrapport 4. Miljøgifter i sedimenter i Oslofjorden.

Källqvist, T. 1993. Toksisitetstester for karakterisering og klassifisering av forurensete sedimenter. NIVA rapport O-91003 (in press) 22 s.

NS 9802. Bestemmelse av toksisitet hos kjemiske produkter og avløpsvann med krepsdyret *Nitocra spinipes*. Boeck. Statisk metode, akutt toksisitet.

NIVA 

Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås, 0411 Oslo

Telefon: 22 18 51 00 Fax: 22 18 52 00

ISBN 82-577-2425-4