



KLIMA- OG
FORURENSNINGS-
DIREKTORATET

**Mudring og deponeringen i Oslo Havn - Langsiktig
overvåking av miljøgifter i blåskjell, reker og fisk –
2009/2010**

TA
2770
2011

Utført av Norsk institutt for vannforskning





**KLIMA- OG
FORURENSNINGS-
DIREKTORATET**

Mudring og deponeringen i Oslo Havn - Langsiktig overvåking av miljøgifter i blåskjell, reker og fisk – 2009/2010



Utførende institusjoner:
Norsk institutt for vannforskning (NIVA)

Prosjektansvarlig: NIVA
NIVA-prosjektnummer.: O-27476/O-10194
NIVA-rapport:6137-2011

Forord

Det er gjennomført tiltak for å bedre miljøtilstanden i Indre Oslofjord. Disse arbeidene innebærer blant annet mudring av rene og forurensede masser. I denne sammenheng har NIVA siden juni 2006 gjennomført en overvåking av organismer (blåskjell, fisk og reker) på oppdrag for Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif).

Overvåkingen har hatt et langsiktig og et mer intensivt fokus. Resultatene fra den intensive overvåkingen er oppsummert i to tidligere rapporter (Berge et al. 2008 a, 2009). Resultatene fra prøver fra fisk innsamlet i 2006 og 2007 i forbindelse med den langsiktige overvåkingen av fisk er presentert i et eget notat (Berge 2009).

I denne rapporten er fokus å presentere resultatene fra den delen av den langsiktige overvåkingen som fant sted i 2009 og våren 2010 og omfattet miljøgifter i blåskjell, fisk og dypvannsreker. Alle disse analyser unntatt tinnorganiske forbindelser er utført ved NIVAs laboratorium. Analyse av tinnorganiske forbindelser er utført via ALS Scandinavia NUF.

Kontaktperson hos Klif har vært Ingrid Aarre (tidligere også Marit Ruge Bjærke og Ingvild Marthinsen).

Prosjektleder hos NIVA har vært John Arthur Berge.

Feltarbeidet og opparbeiding av prøver er i hovedsak gjennomført av Merete Schøyen og Sigurd Øxnevad. Innsamling av fisk er imidlertid gjort av innleid fisker.

Oslo, 17. mars 2011

John Arthur Berge

Innhold

Sammendrag	4
1. Innledning	8
2. Materiale og metoder	10
2.1 Langsiktig overvåking ved analyse av blåskjell	10
2.2 Innsamlingsområdene for fisk.....	12
2.3 Analyseparametere for fisk	14
2.4 Langsiktig overvåking ved analyse av reker.....	14
2.5 Statistikk.....	16
2.6 Bruk av forklaringsmodeller	16
3. Resultater	18
3.1 Blåskjell – Paddehavet, Bygdøynes og Lysaker/Bestumkilen.....	18
3.1.1 Metaller	18
3.1.2 Klororganiske forbindelser	18
3.1.3 PAH.....	18
3.1.4 Tinnorganiske forbindelser	18
3.2 Blåskjell – Tiltaksområdet og Deponiet.....	20
3.2.1 Metaller	20
3.2.2 Klororganiske forbindelser	27
3.2.3 PAH.....	30
3.2.4 Tinnorganiske forbindelser	32
3.3 Reker	35
3.4 Skrubbe	38
3.4.1 Metaller	38
3.4.2 PCB og andre klororganiske forbindelser	41
3.5 Torsk	43
3.5.1 Metaller	43
3.5.2 PCB og andre klororganiske forbindelser	47
4. Konklusjoner	52
4.1 Blåskjell	52
4.2 Reker	53
4.3 Skrubbe	53
4.4 Torsk	54
5. Litteratur	55
6. Vedlegg	58
6.1 Vedleggstabell 1. Lengde og vekt av skrubbe innfanget fra Bekkelaget i 2009.....	58
6.2 Vedleggstabell 2. Lengde og vekt av torsk innfanget fra Bekkelaget i 2009	59
6.3 Vedleggstabell 3. Lengde og vekt av torsk innfanget fra Frognerkilen i 2009.....	59
6.4 Vedleggstabell 4. Oversikt over analysemetoder.....	60
6.5 Vedleggstabell 5. Resultater fra analyse av metaller, organiske forbindelser i blåskjell og reker 2009	62

6.6	Vedleggstabell 6. Resultater fra analyse av tinnorganiske forbindelser i blåskjell og reker 2009	67
6.7	Vedleggstabell 8. Resultater fra analyse av torsk fra Bekkelagsbassenget.....	76
6.8	Vedleggstabell 9. Resultater fra analyse av skrubbe fra Bekkelagsbassenget.....	78
6.9	Vedleggstabell 10. Resultater fra analyse av metaller, organiske forbindelser i blåskjell 2010	80
6.10	Vedleggstabell 11. Resultater fra analyse av tinnorganiske forbindelser i blåskjell og reker 2010	84

Sammendrag

Som en del av den helhetlige tiltaksplanen mot forurensede sedimenter, er det foretatt mudrings- og deponeringsarbeider i Oslo havn. For å påse i hvilken grad anleggsarbeidene påfører marine organismer en miljøgiftbelastning og for å avklare om arbeidene har gitt en miljøgevinst, er det foretatt overvåking av miljøgifter i biota i havneområdet og deler av Indre Oslofjord. I forbindelse med dette har en ønsket informasjon både i et kortsiktig og langsiktig perspektiv.

I denne rapporten er fokus på resultatene fra den delen av den langsiktige overvåkingen som fant sted i 2009/2010. Resultatene omfattet miljøgifter i blåskjell (havneområdet/tiltaksområdet, deponiområdet, Paddehavet, Bygdøyenes og Lysaker/Bestumkilen), fisk (Bekkelagsbassenget og Frognerkilen) og dypvannsreke (Steileneområdet). Deler av undersøkelsesområdet (eksempelvis havneområdet/tiltaksområdet) har bymessig karakter og er eksponert for diffus og uoversiktlig påvirkning fra land. Det kan derfor være vanskelig med sikkerhet å knytte observerte endringer til de gjennomførte tiltakene, men der vi har observert signifikante endringer, har vi i hovedsak tilskrevet disse til tiltakene selv om også andre forklaringer er mulige, for eksempel tilfeldige variasjoner, generelle tiltak mot utslipp av miljøgifter.

De analyserte artene opptrer i ulike deler av miljøet og er derfor trolig utsatt for ulik type og grad av eksponering. I rapporten sammenlignes resultatene fra 2009/10 med tilsvarende observasjoner på de samme lokaliteter fra tidligere år. Det er viktig å være klar over at miljøgiftkonsentrasjonen i mange tilfeller var relativt lav allerede i utgangspunktet. De viktigste unntakene for dette var PCB-innholdet i torskelever og innholdet av organiske forbindelser i blåskjell fra tiltaksområdet. I en situasjon hvor konsentrasjonene er lave både før og etter tiltaket blir selv signifikante forskjeller av mindre betydning for vurdering av tiltakets effekt.

Resultatene fra overvåkingen er ikke entydige med hensyn til mulige effekter av de tiltak som er gjennomført. Hovedtendensen er likevel at det kan spores en viss konsentrasjonsnedgang i prøver tatt etter at mudrings- og deponeringsarbeidene var ferdige (senhøstes 2009 og våren 2010) i forhold til under og før anleggsarbeidene. Det tydeligste unntaket fra dette var metallkonsentrasjonen i skrubbe fra Bekkelagsbassenget som med unntak av bly viste en klar økning i 2009 i forhold til 2006/07. Overvåkingen skal fortsette med ytterligere prøvetaking i 2010 og 2012. Når disse analyser foreligger vil en få et bedre datagrunnlag til å belyse mulige effekter av tiltakene.

Blåskjell fra Paddehavet, Bygdøyenes og Lysaker/Bestumkilen

Konsentrasjonene av miljøgifter var med unntak for TBT relativt lave (tilstandsklasse I–II) i skjell fra alle tre lokaliteter både i 2006, 2009 og 2010. For TBT var konsentrasjonen klart høyere i 2006 i startfasen av anleggsarbeidene (tilstandsklasse III) enn i 2009 og 2010 (tilstandsklasse II på 2 av 3 stasjoner) etter at mudring og deponering var ferdig. Ut fra de marginale forskjeller vi har registrert i innholdet av miljøgifter i skjell fra Paddehavet, Bygdøyenes og Lysaker/Bestumkilen i 2006 sammenlignet med 2009 og 2010, er det ikke grunnlag for å si om tiltaket har hatt noen positiv effekt. Tendensen er likevel at det med unntak for arsen, har vært en viss nedgang i 2009 og 2010. Nedgangen ses klart for bly, kobber, TBT og TPhT.

Blåskjell fra deponiområdet ved Malmøykalven og tiltaksområdet i Oslo havn

Når det gjelder metaller er hovedinntrykket at verdiene i deponiområdet lå lavere eller i samme nivå i 2009 og 2010 sammenlignet med perioden 2006-2008. For enkelte metaller (eksempelvis arsen) antydes likevel at skjellene fra deponiområdet hadde noe høyere konsentrasjoner i 2009 og 2010 sammenlignet med perioden 2006-2008.

Resultatene fra tiltaks-/mudringsområdet i Oslo havn antyder en bedring i forhold til perioden 2006-2008 for bly, kadmium og kobber, mens det for de øvrige metallene ikke var noen bedring eller en mindre tydelig forskjell. For Cd, Cu, Pb og Hg er det en tendens til at metallkonsentrasjonene i skjell fra tiltaksområdet og deponiområdet ligger nærmere hverandre i 2009 og 2010 enn i 2007. For Cu, Pb og Hg skyldes dette en nedgang i konsentrasjonen i skjellene fra tiltaksområdet, noe som kan indikere at tiltakene i havneområdet har hatt en konsentrasjonsreducerende effekt.

Reker. Det ble observert lave miljøgiftkonsentrasjoner i rekene både i 2006 og i 2009. Vi er usikre på i hvilken grad tiltakene i Oslo havn har bidratt til de små, men i visse tilfeller signifikante forskjellene som er observert mellom 2006 og 2009. Uansett er imidlertid konsentrasjonene relativt lave og PCB-konsentrasjonen ville begge år bli klassifisert i tilstandsklasse II (moderat forurenset) ut fra Klifs kriterier for blåskjell eller torskfilet (det eksisterer ikke egne grenseverdier for reke).

Skrubbe. Antall skrubbe som ble analysert var lavt (7 stk fra Bekkelagsbassenget i 2009). Dette gjør det mer usikkert om miljøgiftkonsentrasjonen i analyserte fisk er representativt for bestanden i området. Det ble med unntak av Pb observert høyere metallkonsentrasjoner i skrubbe fra Bekkelagsbassenget i 2009 sammenlignet med 2006/2007. For metallene Cd, Cr, Cu, og As var økningen signifikant. Det er imidlertid kun for Cd at økningen har resultert i konsentrasjoner over det som er antatt å være et høyt bakgrunnsnivå. For Hg og Cu ligger konsentrasjonen fremdeles på bakgrunnsnivå.

Det ble gjennomgående observert lavere konsentrasjoner av PCB og andre klororganiske forbindelser i lever av skrubbe fra Bekkelagsbassenget i 2009 sammenlignet med 2006/2007. På fettbasis er nedgangen i skrubbe fra Bekkelagsbassenget signifikant for HCB og sum HCH.

Med forbehold om at det ble analysert få fisk, så peker resultatene i retning av at det har skjedd en generell økning i konsentrasjonen av de fleste metaller og en reduksjon i innholdet av klororganiske forbindelser i skrubbe fra Bekkelagsbassenget.

Torsk. Gjennomsnittskonsentrasjoner av metaller i torsk innfanget i Frognerkilen og Bekkelagsbassenget i 2006 og 2009 viser ingen signifikante forskjeller verken mellom de to lokaliteter eller mellom innsamlingstidspunkt, med et mulig unntak for Cr (de fleste verdier lå under deteksjonsgrensen) og Pb, hvor fisken fra Bekkelaget i 2009 hadde signifikant høyere konsentrasjoner enn fisken fra samme sted i 2006. Blykonsentrasjonen lå likevel under det som er antatt å være grense for høyt bakgrunnsnivå i torskelever.

I lever av torsk fra både Frognerkilen og Bekkelagsbassenget ble det observert en nedgang i konsentrasjonen av PCB og de øvrige klororganiske forbindelsene (unntatt HCH) fra 2006 til 2009. Nedgangen var signifikant for PCB og summen av DDE og DDD i prøvene fra

Frognerkilen, og for HCB i begge områder. For HCH antydes en økning i begge områder. Konsentrasjonen av sum PCB₇ i torskelever fra begge stasjoner og år var relativt høy (klasse III) i henhold til Klifs klassifisering av miljøkvalitet (Molvær et al. 1997), mens de øvrige klororganiske forbindelsen ble observert i relativt lave konsentrasjoner i begge områder og år.

Det er rimelig å gå ut fra at mudrings- og deponeringsarbeidene er den viktigste kilden til en eventuell endring i eksponeringsforhold for miljøgifter i Oslo Havn mellom 2006/2007 og 2009/2010. I så fall viser resultatene at tiltakene ikke har medført en økning i konsentrasjonen av metaller i torsk med unntak av bly i fisk fra Bekkelagsbassenget. Dette er ikke i samsvar med tendensen til økning av metaller som ble observert i skrubbe. Dette kan ha sammenheng med de to artenes ulike levevis, men kan også skyldes forskjeller i eksponering som vi ikke har kontroll over.

Tilsvarende ser det ut som at mudrings- og deponeringsarbeidene har medført en reduksjon i konsentrasjonen av klororganiske forbindelser i torsk. Dette er i hovedsak i samsvar med det som ble observert for klororganiske forbindelser i skrubbe.

1. Innledning

Helhetlig tiltaksplan for forurensede sedimenter i Oslo havnedistrikt ble vedtatt høsten 2005. Den overordnede visjonen med sedimentopprydding slik det fremgår i helhetlig tiltaksplan for Oslo havn var: ”vi skal sørge for at miljøkvaliteten i indre Oslofjord og bruken av fjorden ikke påvirkes negativt av bunnsedimenter som er blitt forurenset”.

Som en del av den helhetlige tiltaksplanen mot forurensede sedimenter i Oslo havn er det foretatt mudrings- og deponeringsarbeider. Dette har medført at blant annet forurensede sedimenter fra traseen til Bjørvika tunnelen, langs kaiene og fra småbåthavner er deponert i et undervannsdeponi på ca 70 m dyp ved Malmøykalven i Bekkelagsbassenget, indre Oslofjord. De forurensede sedimentene ble fraktet i lekter til deponiområdet ved Malmøykalven der de ble pumpet over i et rør, som i form av en diffusor, munnet ut noen få meter over bunnen. Arbeidene innebar også mudring av rene masser. De rene massene ble i størst mulig grad brukt til dekking av forurensede sedimenter. Slik tildekking er eksempelvis gjennomført i Oslo havn og noen av resultatene av dette er dokumentert ved sedimentprofilundersøkelser (Berge og Nilsson 2010). Tildekking er også gjort i Bekkelagsbassenget (Berge et al., 2007, 2008).

Arbeidet med deponering/nedføring av forurensede sedimenter fra Oslo havn til deponiet ved Malmøykalven ble startet i 2006 og ble ferdigstilt i slutten av oktober 2008. Siden oppstarten ble det mudret og deponert anslagsvis 440.000 kubikkmeter forurenset sjøbunn. De forurensede sedimentene som ble deponert i dypvannsdeponiet ved Malmøykalven skulle i henhold til utslippstillatelsen fra Klif overdekkes med 0,4 m ren sand. Tildekking ble i hovedsak gjennomført i løpet av første halvår 2009. Undersøkelser (Nilsson og Schaanning, 2009, Berge og Nilsson 2010, Pettersen og Eek, 2010, Helland et al., 2010) indikerte imidlertid at graden av tildekking ikke var i henhold til det som var spesifisert. Etter pålegg fra Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif) har derfor Oslo Havn KF i annen halvdel av 2010 gjenopptatt arbeidene for å supplere dekklaget i deler av området. Tildekkingen av dypvannsdeponiet skal etter planen ferdigstilles i løpet av våren 2011.

Under normale forhold og forutsatt at deponeringen av de forurensede massene er foretatt som planlagt er det lite sannsynlig at store mengder forurenset materiale har nådd overflatevannet som følge av selve deponeringen.

Selve mudringsarbeidene i havnebassenget er foretatt med grabb. I forbindelse med dette arbeidet er det forventet at forurensede partikler fra finkornige masser er tilført overflatevannet.

For å påse at anleggsarbeidene ikke har påført miljøet mer belastning enn det som følger med den metoden som er valgt, og for å kunne dokumentere hvilken påvirkning som har funnet sted, er det foretatt ulike former for overvåking. Norges Geotekniske Institutt (NGI) har på oppdrag fra Oslo Havn KF hatt den løpende kontrollen med at arbeidene er foretatt i henhold til utslippstillatelsen fra Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif). I deponiområdet har dette kontrollprogrammet omfattet bl.a. målinger av strøm, turbiditet, sedimentasjon og konsentrasjon av miljøgifter i vannsøylen og i sedimenterende materiale (www.renoslofjord.no). Klif har finansiert egne undersøkelser av miljøtilstand i mudrings- og

deponiområdet. Disse utføres av bl.a. NIVA og NGL. I tillegg har stiftelsen Neptun finansiert en undersøkelse av miljøgifter i vannmassene i indre Oslofjord høsten 2006.

Det er også foretatt mer tidsavgrenset supplerende overvåking ved bruk av passive prøvetakere i vannmassene og forekomst av små encellede dyr (foraminiferer) på bunnen (Schaanning et al., 2007).

Det har også vært foretatt supplerende overvåking av miljøgifter i biota (blåskjell, fisk og dypvannsreker). I forbindelse med denne overvåkingen er det to aspekter en ønsket informasjon om. Det ene er knyttet til utføringen av selve anleggsarbeidet og det andre er av mer langsiktig karakter.

Den supplerende overvåkingen ved bruk av miljøgifter i biota har dermed hatt to mål/tilnæringer:

- Intensiv (kortvarig) overvåking av miljøtilstanden (med fokus på miljøgifter i blåskjell) med tidsramme innenfor anleggsperioden i Oslo havn (anslagsvis 2 år). Fokuset her har vært å avklare i hvilken grad anleggsarbeidet har foregått uten unødvendig belastning på miljøet.
- Langsiktig overvåking (innenfor 6-7 år) av miljøtilstanden i indre Oslofjord med fokus på miljøgifter i blåskjell, reker og fisk. Prøveinnsamling ble foretatt ved oppstart av arbeidene og umiddelbart etter (høsten 2009) og noen år etter at miljøtiltakene er avsluttet. Hovedfokus her har vært å dokumentere i hvilken grad de gjennomførte tiltakene fører til en bedring av miljøet på sikt).

I den første tilnærmingen har man sett etter et signal på økt belastning av miljøgifter i blåskjell prøvetatt hver annen måned i anleggsperioden. I den andre tilnærmingen ble eventuelle endringer i miljøgiftinnholdet i blåskjell, fisk og reker, over et lengre tidsperspektiv og med mindre hyppig prøvetaking undersøkt.

Oppsummeringer av resultatene fra den intensive overvåkingen foretatt i 2006, 2007 og 2008 er tidligere overlevert Klif i form 12 notater (Ruus 2007, Berge 2007a og b, Berge 2008a-g, Berge 2009a og b) og to rapporter (Berge et al., 2008a, Berge et al. 2009). Noen resultater knyttet til den langsiktige overvåkingen fra 2006/7 er presentert i et eget notat (Berge 2009c)

I denne rapporten er fokus å presentere resultatene fra den delen av den langsiktige overvåkingen som fant sted i 2009 og første halvår av 2010. Undersøkelsene omfattet miljøgifter i blåskjell (havneområdet/tiltaksområdet, deponiområdet, Paddehavet, Bygdøyenes og Lysaker/Bestumkilen), fisk (Bekkelagsbassenget og Frognerkilen) og dypvannsreke fra Steilene-området. I rapporten her sammenlignes disse resultatene med tilsvarende observasjoner på de samme lokaliteter som tidligere år.

2. Materiale og metoder

2.1 Langsiktig overvåking ved analyse av blåskjell

I følge kontrakt med Klif (kontrakt nr 5007186) skal det etter ferdigstillelse av tiltakene (anslagsvis 2009) og fire år etter ferdigstillelse (anslagsvis 2012) innsamles blåskjell (3-5 cm) fra naturlige populasjoner fra fem hovedområder i indre Oslofjord. Fordi det har tatt lenger tid enn opprinnelig beregnet for å ferdigstille overdekkingen av deponiet ved Malmøykalven ønsket Klif at det også skulle tas prøver på de fem stasjonene både i mars-april og oktober-november 2010 (kontrakt nr 5010092). Resultatene fra oktober-november 2010 foreligger foreløpig ikke.

De fem hovedområdene er:

- **Havneområdet /tiltaksområdet.** Det samles skjell fra tre underområder: Frognerkilen, Bispevika/Bjørvika og Rådhuskaia /Pipervika som slås sammen til en prøve. Fra hvert underområde tas det skjell fra flere punkter (10 blåskjell pr. punkt):
 - Frognerkilen. 3 punkter: Dronningen, Kongen og innerst i Frognerkilen.
 - Bispevika/Bjørvika. 3 punkter fordelt på Bispevika, Bjørvika og Grønlikaia.
 - Rådhuskaia/Pipervika. 3 punkter: Halvveis ut på hhv. øst- og vestsiden, samt innerst ved utstikker 8-9.
- **Bygdøyenes.** 3 underområder: Herbern, brygge i bukt innenfor og steinbrygge på Huk. På hvert underområde ble det innsamlet 10 skjell. Totalt ble det her samlet 30 skjell.
- **Lysaker/Bestumkilen.** 3 underområder: ca. 200 m øst for utløpet av Lysakerelva, ved brygge på østsiden av Killingen og ved brygge på nordsiden av munningen til Bestumkilen. På hvert underområde ble det innsamlet 10 skjell. Totalt ble det her samlet 30 skjell.
- **Paddehavet.** 3 underområder på nordsiden av Skilpadda. På hvert underområde ble det innsamlet 10 skjell. Totalt ble det her samlet 30 skjell.
- **Deponiområdet** med 4 underområder
 - Langøya (30 skjell)
 - Husbergøya (30 skjell)
 - Malmøykalven (30 skjell)
 - Skjælholmene (30 skjell)

For hvert hovedområde gjøres det en analyse pr. tidspunkt. Analysen foretas på en blandprøve bestående av materiale fra de underområder/punkter som er beskrevet over.

Den første av stasjonene (Havneområdet /tiltaksområdet) og den siste (Deponiområdet) er de samme som benyttes ved den intensive overvåkingen.

De fem blandprøvene av skjell ble analysert for de samme forbindelsene som under den intensive overvåkingen med blåskjell. Dvs.:

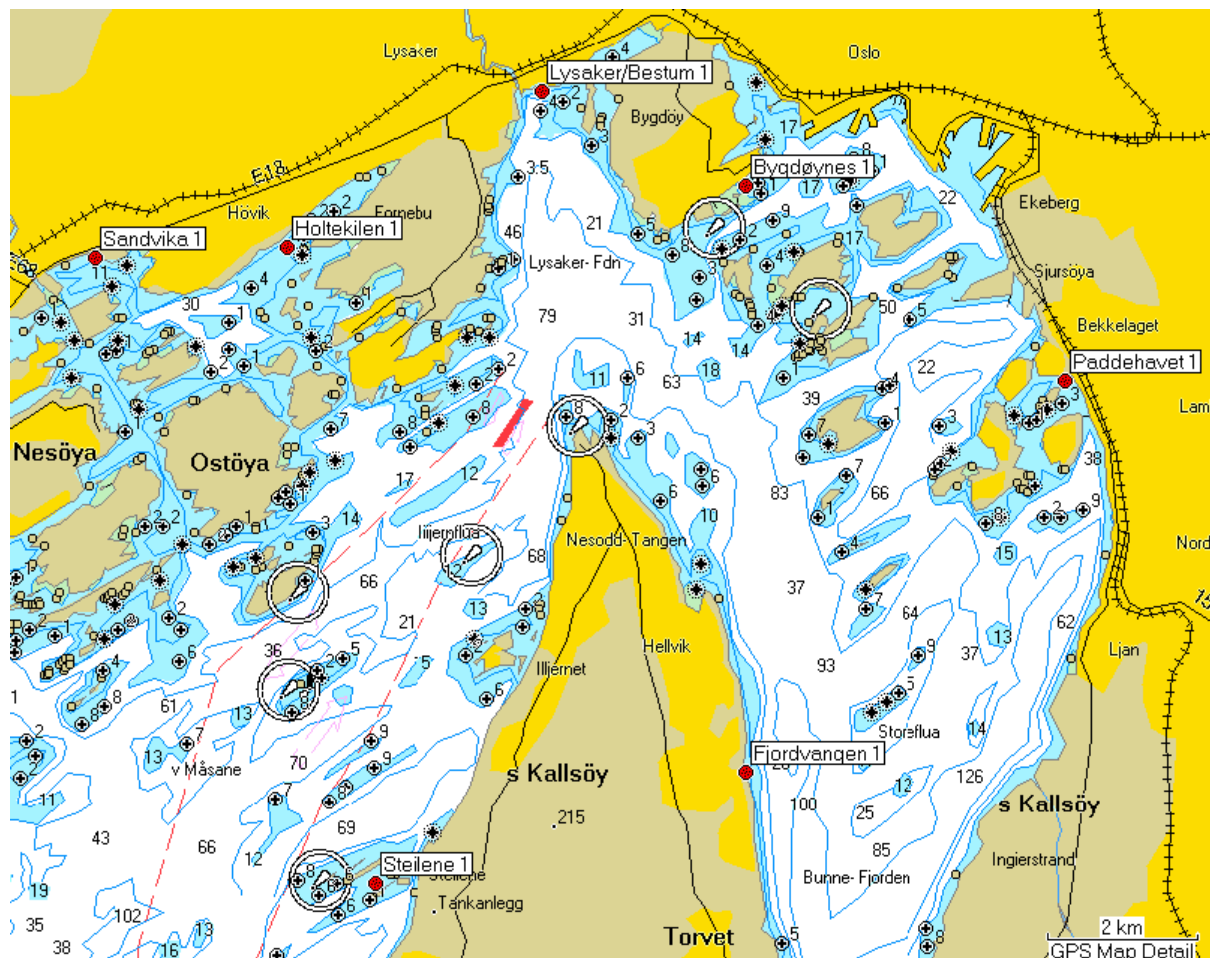
- Metaller: Hg, Cd, Pb, Cu, As, Cr
- Tinnorganiske forbindelser: TBT, DBT, MBT, TPhT, DPhT, MPhT
- PCB (Sum PCB₇) (og andre klororganiske forbindelser)
- PAH (Sum PAH, sum KPAH)

En oversikt over analysemetodene ses i vedleggstabell 4.

I henhold til tidligere avtale med KLIF (før kontrakt nr 5007186 trådte i kraft) ble det i oktober 2006 i forbindelse med den langsiktige overvåkingen tatt blåskjellprøver fra 7 stasjoner (Paddehavet, Bygdøyenes, Lysaker/Bestum, Holtekilen, Sandvika, Steilene, Fjordvangen). De tre første stasjonene er tatt med i den langsiktige overvåkingen, mens de fire siste stasjonene kun ble prøvetatt i 2006.

Tabell 1. Oversikt over stasjoner og understasjoner i forbindelse med langsiktig overvåking ved bruk av blåskjell.

Hovedområde	Underområde	Punkter	Koordinater
Havneområdet /tiltaksområdet	Frognerkilen	Kongen	59°54.583, 10°42.082
		Dronningen	59°54.499, 10°41.930
		Innerst i Frognerkilen	59°54.958, 10°41.428
	Rådhuskaia/ Pipervika	Innerst ved utstikker 8-9	59°54.630, 10°43.948
		Vestsiden, Aker Brygge	59°54.586, 10°43.688
		Østsiden, Akershuskaia	59°54.320, 10°44.202
	Bispevika/ Bjørvika	Bjørvika	59°54.302, 10°44.770
		Bispevika	59°54.273, 10°45.237
		Grønlikaia	59°53.934, 10°45.255
Deponiområdet	Langøya		59°52.255, 10°43.680
	Husbergøya		59°51.836, 10°43.205
	Skjælholmene		59°51.442, 10°43.498
	Malmøykalven		59°51.911, 10°44.437
Paddehavet	Skilpadda, innerst på nordsiden		59°52.612, 10°46.379
	Skilpadda, midten på nordsiden		59°52.615, 10°46.158
	Skilpadda, ytterst på nordsiden		59°52.537, 10°46.039
Bygdøyenes	Herbern		59°54.005, 10°41.776
	Herbern, i bukt innenfor		59°54.004, 10°41.670
	Huk, på stake		59°53.615, 10°40.667
Lysaker/ Bestumkilen	Lysakerelva, 200 m øst for utløpet		59°54.684, 10°38.848
	Killingen, brygge på østsiden		59°54.599, 10°39.737
	Bestumkilen, nordsiden av munningen		59°54.930, 10°39.686



Figur 1. Kart som viser oversikt over hovedstasjoner i forbindelse med langsiktig overvåking med blåskjell. Merk at det for hver hovedstasjon kun er vist en av understasjonene.

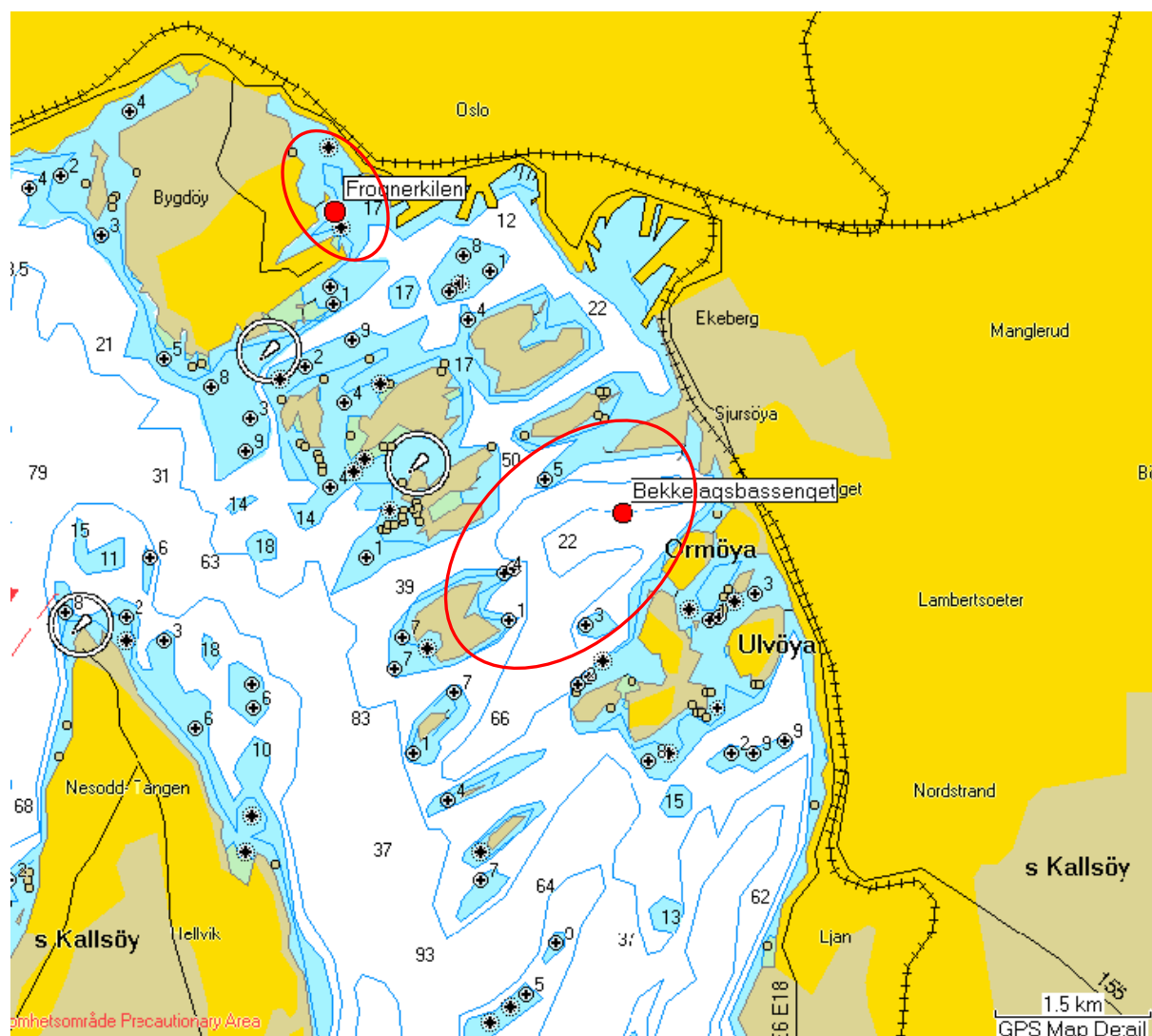
2.2 Innsamlingsområdene for fisk

Innsamling er tidligere foretatt i 2006 (noe også i 2007) (Berge 2009c). Overvåkingen innebar innsamling av fisk (torsk, skrubbe og ål) fra Frognerkilen og Bekkelagsbassenget (**Figur 2**). Ved senere innsamling ble det bestemt at ål skulle tas ut av programmet fordi dette er en art hvor bestand anses som kritisk truet. I utgangspunktet skulle det fanges 25 individer av hver art på hver av stasjonene ved hver prøvetaking (høsten). Fra hver art og lokalitet skulle det lages 5 blandprøver (hver bestående av materiale fra 5 fisk).

Til innsamling av fisk ble det engasjert en fisker. Innsamlingen i 2009 ble foretatt senhøstes 2009, dvs. etter at tildekking var foretatt, men ikke etter de angitte spesifikasjoner på 0,4 m.

Det viste seg å være vanskelig å få det angitte antall fisk. Dette ble forsterket ved at det skjedde et avvik i prøvehåndteringen under opparbeidningen av 2009-prøvene og en endte til slutt opp med analyse av 2 grupper med skrubbe fra Bekkelaget, 3 grupper torsk fra Frognerkilen og 5 grupper torsk fra Bekkelagsbassenget.

Siden det har tatt lenger tid enn opprinnelig beregnet for å ferdigstille overdekkingen av deponiet ved Malmøykalven ønsket Klif at det også skulle tas fiskeprøver (skrubbe og torsk) senhøstes 2010 (Klif kontrakt 5010092). Resultater fra slike prøver foreligger foreløpig ikke.



Figur 2. Kart som viser områder for innsamling av fiskeprøver. Ellipser angir omtrentlig innfangningsområde.

Gjennomsnittlig lengde og vekt av fisk som inngår i de ulike analysegrupper ses i **Tabell 2** og **Tabell 3** og lengde og vekt av enkeltfisk i vedleggstabell 1-3.

Tabell 2. Midlere lengde og vekt av de ulike grupper av torsk brukt til analyse av miljøgifter. Lengde og vekt av enkeltfisk finnes i vedlegg (6.2 og 6.3).

Lokalitet	Innsamlings-tidspunkt	Analyse-gruppe	Midlere lengde (maks-min) (cm)	Midlere vekt (max-min) (g)
Frognerkilen	November 2009	Gruppe 1	41,8 (32,0-54,5)	836,2 (313,2-1639,7)
Frognerkilen	November 2009	Gruppe 2	44,7 (36,5-55,5)	942,1 (476,0-631,8)
Frognerkilen	November 2009	Gruppe 3	46,5 (38,0-58,0)	1027,1 (517,5-1674,0)
Bekkelaget	November 2009	Gruppe 1	38,1 (29-52)	617,7 (218,6-1488,3)
Bekkelaget	November 2009	Gruppe 2	38,9 (31-52,5)	622,3 (278,3-1459)
Bekkelaget	November 2009	Gruppe 3	40,5 (33-46,5)	748,4 (362,3-1932)
Bekkelaget	November 2009	Gruppe 4	38,5 (33,5-46,5)	615,68 (403,5-1059,5)
Bekkelaget	November 2009	Gruppe 5	38,75 (33,5-47)	646,78 (407,2-1177,9)

Tabell 3. Midlere lengde og vekt av de ulike grupper av skrubbe brukt til analyse av miljøgifter. Lengde og vekt av enkeltfisk finnes i vedlegg (6.1).

Lokalitet	Innsamlings-tidspunkt	Analyse-gruppe	Midlere lengde (maks-min) (cm)	Midlere vekt (max-min) (g)
Bekkelaget	November 2009	Gruppe 1	32,5 (26,0-36)	413,7 (223,7-512,5)
Bekkelaget	November 2009	Gruppe 2	33 (29-36)	401,5 (311,2-475,4)

2.3 Analyseparametere for fisk

Følgende parametere ble analysert i lever og/eller filet av torsk og skrubbe:

Filet av torsk: Kvikksølv (Hg)

Filet av skrubbe: Hg

Lever av torsk: Cd, Pb, Cu, As, Cr, sum PCB7 (og andre klororganiske forbindelser)

Lever av skrubbe: Cd, Pb, Cu, As, Cr, sum PCB7 (og andre klororganiske forbindelser)

I beregning av sumPCB₇ inngår følgende polyklorete bifenyler: PCB-28, -52, -101, -118, -138, -153 og -180.

Alle analyser unntatt tinnorganiske forbindelser er foretatt av NIVA. NIVAs kjemiseksjon er akkreditert i henhold til den internasjonale standarden NS-EN ISO/IEC 17025 og blir kvalitetssikret gjennom regelmessige assessorbesøk fra Norsk Akkreditering og gjennom jevnlig deltagelse i internasjonale ringtester. Den mest omfattende av disse er QUASIMEME.

De tinnorganiske analysene er utført via ALS Scandinavia NUF.

En oversikt over analysemetodene ses i vedleggstabell 4.

2.4 Langsiktig overvåking ved analyse av reker

Den langsiktige overvåkingen innebærer innsamling av dypvannsreker (*Pandalus borealis*) i nærheten av Steilene på følgende tidspunkt:

- 2006 (dvs. tidlig i tiltaksprosessen; 2006)

- Umiddelbart etter ferdigstilling av tiltakene (etter tildekking av forurensede sedimenter; anslagsvis; 2009).
- Fire år etter ferdigstilling av tiltakene (anslagsvis 2012)

Fra hver innsamling lages 3 blandprøver hver bestående av materiale fra 50 individer.

Dypvannsreker ble innsamlet 10. november 2009 som bifangst ved tråling av torsk på CEMP-stasjon 30B i indre Oslofjord (Måsane, mellom Slemmestad og Gåsøya, se **Figur 3**). Ved trålingen ble forskningsfartøyet ”Trygve Braarud” tilhørende Universitetet i Oslo benyttet. I alt ble det gjort 6 tråltrekk.

På basis av det innsamlede rekematerialet fra tråltrekkene ble det laget 3 blandprøver (**Tabell 4**) hver bestående av materiale fra 50 reker. Materialet som inngikk i prøven var den delen som normalt spises dvs. muskelvev i kropp og hale.

Maksimumslengde og minimumslengde på rekene som inngikk i hver av blandprøvene ses i **Tabell 4**.

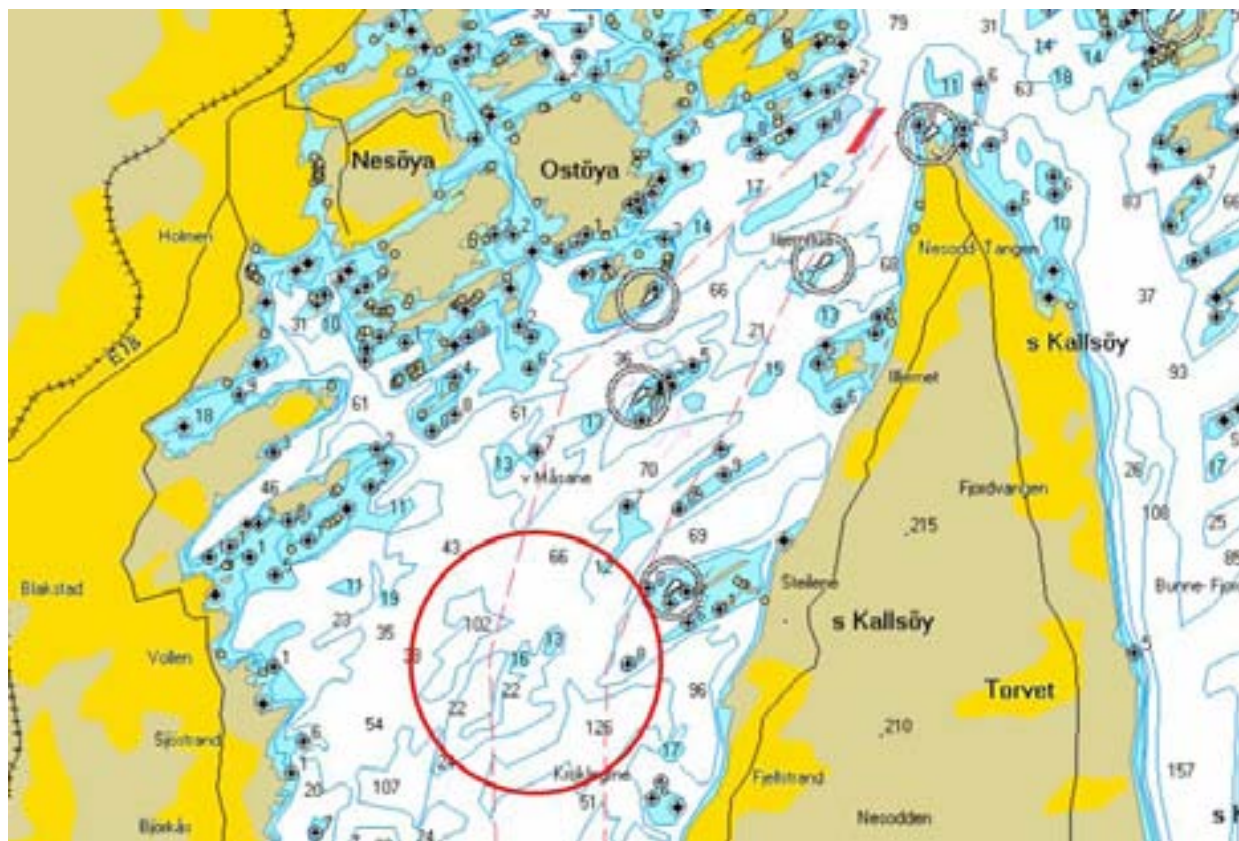
Tabell 4. *Reker benyttet til analyse av miljøgifter.*

2006	Glass 1	Glass 2	Glass 3
Maksimal lengde (cm)	8	7,9	8,2
Minimumslengde (cm)	5,9	5,9	5,9
Antall reker	50	50	50
Totalvekt i prøve (g)	116	106	99

2009	Glass 1	Glass 2	Glass 3
Maksimal lengde (cm)	7,6	7,2	7,4
Minimumslengde (cm)	5,4	5,3	5,3
Antall reker	50	50	50
Totalvekt i prøve (g)	121	117	102

Følgende parametere ble analysert i rekeprøvene: Tinnorganiske forbindelser (TBT, DBT, MBT, TPhT, DPhT, MPhT), PCB (og andre klororganiske forbindelser) og PAH. En oversikt over analysemetodene ses i vedleggstabell 4.

Detaljer over analyserte enkeltkomponenter i prøvene fra 2006 ses Berge et al. 2008a.



Figur 3. Kart som omtrentlig område(rød sirkel) for de 6 tråltrekkene benyttet for innsamling av reker i 2009.

2.5 Statistikk

En vanlig metode for å angi usikkerheten i en måling er å beregne konfidensintervall. For å få et mål for usikkerheten i de gjennomsnittskonsentrasjonene som er beregnet på grunnlag av de analyserte prøvene har en derfor beregnet 95 % konfidensintervall. Konfidensintervallet er basert på standardavvik og antall analyser som er gjennomført og er i forbindelse med dette notatet beregnet ved bruk av funksjoner i regnearkprogrammet Excel. En verdi som ligger utenfor 95 %-konfidensintervallet anses å avvike signifikant fra forventningen (dvs. beregnet gjennomsnitt).

2.6 Bruk av forklaringsmodeller

Undersøkelsene er gjennomført for å belyse eventuelle effekter av de anleggsarbeider og tiltak som er gjennomført. Det er imidlertid åpenbart at miljøgiftinnholdet i organismer påvirkes også av faktorer som ikke har tilknytning til anleggsarbeidene og tiltakene som er gjennomført i Oslo havn og som vi heller ikke har kontroll med. Det kan derfor være vanskelig med sikkerhet å knytte eventuelle observerte endringer til de gjennomførte tiltakene. Tiltakene er likevel en åpenbar endring som har funnet sted i Oslo havn. En nærliggende forklaring på eventuelle endringer er derfor gjennomføringen av tiltakene. Andre forklaringer (eksempelvis tilfeldig variasjon) kan imidlertid ikke utelukkes. I Norge er det også gjennomført en del mer generelle tiltak som har ført til reduserte miljøgiftutslipp (Sørensen 2010). Slike tiltak vil på sikt også medføre at nivåene i miljøet vil gå ned

uavhengig av mer lokale tiltak som i Oslo havn. Der vi har observert signifikante endringer har vi som førstealternativ i hovedsak tilskrevet disse de gjennomførte tiltakene selv om vi vet at også andre forklaringer som nevnt over er mulige.

Tiltakene som er gjennomført i Oslo havn er lokale og er derfor forventet kun å ha effekter lokalt. I utgangspunktet kan en derfor ikke forvente at tiltakene har eventuelle effekter utover selve nærområdet og det vurderes som sannsynlig at eksempelvis Steilene, hvor det ble analysert reker fra, ligger klart utenfor der en forventer synlige effekter av tiltaket.

3. Resultater

3.1 Blåskjell – Paddehavet, Bygdøyenes og Lysaker/Bestumkilen

Blåskjell opptrer normalt i grunnområder (ca 0-2 m), er festet til substratet og ernærer seg av å filtrere partikler fra vannet. De eksponeres for miljøgifter som måtte finnes på partiklene, men kan også eksponeres for løste forbindelser.

Resultatene fra analysene foretatt på skjell innsamlet fra Paddehavet, Bygdøyenes og Lysaker/Bestumkilen i 2006-2010 ses i **Tabell 5**.

3.1.1 Metaller

Metallkonsentrasjonene i skjellene var på alle 3 stasjoner generelt relativt lave (tilstandsklasse I-II) (**Tabell 5**).

Prøvene fra 2010 kunne med unntak for arsen (alle tre stasjoner) og kobber fra en stasjon (Lysaker/Bestumkilen) karakteriseres som ubetydelig til lite forurenset. Skjell fra alle 3 stasjoner var imidlertid moderat forurenset med arsen og skjellene fra Lysaker/Bestumkilen også moderat forurenset med kobber.

På alle tre stasjoner var det tegn på at arseninnholdet i skjellene var noe lavere i 2006 enn i 2009 og 2010. Kobber og blyinnholdet var derimot noe høyere i 2006 enn i 2009 og 2010 (**Tabell 5**).

3.1.2 Klororganiske forbindelser

Skjellene var på all stasjoner og innsamlingstidspunkt moderat forurenset med PCB (**Tabell 5**).

Det var likevel en klar tendens til at innholdet av ΣPCB_7 i skjellene var noe lavere i 2010 enn i 2006. I skjellene fra Paddehavet og Lysaker/Bestumkilen var konsentrasjonen i 2010 også lavere enn i 2009.

3.1.3 PAH

Konsentrasjonene av ΣPAH og KPAH var alle 3 år lave i skjell fra Paddehavet og Lysaker/Bestumkilen (**Tabell 5A og C**) og skjellene kunne karakteriseres som ubetydelig til lite forurenset. Konsentrasjonsnivået var noe høyere i skjell fra Bygdøyenes og skjellene derfra kunne i hovedsak karakteriseres som moderat forurenset med PAH. Det var noe lavere konsentrasjoner av PAH i skjellene fra Bygdøyenes i 2009 sammenlignet med 2006 og 2010 (**Tabell 5B**).

3.1.4 Tinnorganiske forbindelser







På alle de tre undersøkte stasjonene var TBT- og TPhT-innholdet høyere i 2006 sammenlignet med 2009 og 2010. Konsentrasjonsnedgangen er positiv, men fremdeles er konsentrasjonen av TBT relativt høy (karakterisert som markert forurenset) i skjell fra Lysaker/Bestumkilen. De høye nivåene er et resultat av tidligere bruk av TBT som begroingshindrende middel på

småbåter og skip. Resultatene tyder på at en spesielt i Lysaker/Bestumkilen ennå har en påvirkning fra tidligere bruk av TBT.

I 1990 ble det forbudt å bruke tinnorganiske forbindelser i bunnstoff for båter under 25 meter og fra 1. januar 2003 ble forbudet utvidet til også å omfatte påføring av TBT/TPhT-holdig bunnstoff på skip over 25 meter. Fra 2008 ble forekomst av slike bunnstoffer på skipsskrog som en del av det begroingshindrende systemet også forbudt. I prinsippet skal det i dag ikke være noen ny tilførsel av TBT til våre sjøområder. TBT brytes imidlertid svært sent ned i sedimentet (Berge et al. 2006) og de konsentrasjonene en ennå observerer skyldes trolig sekundære tilførsler fra TBT-kontaminert sediment. Den reduksjonen vi har sett i skjell fra 2006 til 2010, spesielt ved Lysaker/Bestumkilen kan være en effekt av nedbrytning eller de tiltak som er gjennomført for å tildekke forurensede sedimenter i havneområdene.

Tabell 5. Miljøgiftkonsentrasjoner observert i blåskjell innsamlet i oktober 2006, 2009 og april 2010 i forbindelse med den langsiktige overvåkingen av blåskjell. Data for miljøgiftkonsentrasjon fra de enkelte stasjoner er klassifisert i tilstandsklasser ifølge KLIFs klassifiseringssystem (Molvær et al. 1997). As=arsen, Cd=kadmium, Cr=krom, Cu=kobber, Hg=kvikksølv, Pb=bly, ΣPCB_7 = summen av syv kongenerer av polyklorerte bifenyler (PCB-28,-52,-101,-118,-138,-153 og -180), ΣPAH =summen av 19 enkeltforbindelser, KPAH=summen av komponenter med potensielt kreftfremkallende egenskaper (i bergningen av ΣPAH og KPAH er komponenter der konsentrasjonen lå under deteksjonsgrensen ikke medregnet), TBT=tributyltinn, TPhT=trifenylyltinn,

Fargekoder brukt på ulike tilstandsklasser i tabellen:

	I. Ubetydelig-lite forurensset		II. Moderat forurensset		III. Markert forurensset		IV. Sterkt forurensset
	V. Meget sterkt forurensset		Ikke i klassifiseringssystem/kan ikke klassifiseres				

A

	2006	2009	2010
Stasjon/forbindelse	Paddehavet	Paddehavet	Paddehavet
As (µg/g t.v.)	7,79	23,40	11,18
Cd (µg/g t.v.)	1,24	0,86	0,79
Cr (µg/g t.v.)	0,36	1,07	1,18
Cu (µg/g t.v.)	10,79	6,54	9,12
Hg (µg/g t.v.)	0,06	0,05	0,08
Pb (µg/g t.v.)	4,06	1,27	1,00
ΣPCB_7 (µg/kg v.v.)	8,28	8,58	5,91
$\Sigma\text{DDE+DDD}$ (µg/kg v.v.)	0,66	0,47	0,96
ΣKPAH (µg/kg v.v.)	5,90	2,13	2,02
ΣPAH (µg/kg v.v.)	36,01	13,81	26,34
TBT (µg/kg t.v.)	1000	260	218
TPhT (µg/kg t.v.)	39	20	18

NB: tabellen fortsetter på neste side

Tabell 5 (fortsettelse)

B

	2006	2009	2010
Stasjon/forbindelse	Bygdøynes	Bygdøynes	Bygdøynes
As (µg/g t.v.)	6,18	16,69	12,94
Cd (µg/g t.v.)	1,21	1,53	0,82
Cr (µg/g t.v.)	1,39	1,92	1,11
Cu (µg/g t.v.)	9,25	6,69	8,44
Hg (µg/g t.v.)	0,11	0,08	0,08
Pb (µg/g t.v.)	4,68	2,73	1,67
∑PCB ₇ (µg/kg v.v.)	12,27	7,91	7,14
∑DDE+DDD (µg/kg v.v.)	1,15	0,61	1,03
∑KPAH (µg/kg v.v.)	28,5	7,3	14,39
∑PAH (µg/kg v.v.)	117,46	52	160,15
TBT (µg/kg t.v.)	750	292	472
TPhT (µg/kg t.v.)	22	<7,7	17

C

	2006	2009	2010
Stasjon/forbindelse	Lysaker/ Bestumkilen	Lysaker/ Bestumkilen	Lysaker/ Bestumkilen
As (µg/g t.v.)	6,22	12,65	11,00
Cd (µg/g t.v.)	1,36	0,88	1,21
Cr (µg/g t.v.)	1,50	1,12	1,54
Cu (µg/g t.v.)	16,79	10,12	11,08
Hg (µg/g t.v.)	0,09	0,05	0,08
Pb (µg/g t.v.)	2,92	1,53	1,92
∑PCB ₇ (µg/kg v.v.)	8,19	10,36	4,88
∑DDE+DDD (µg/kg v.v.)	0,90	0,9	0,77
∑KPAH (µg/kg v.v.)	8,05	4,1	6,55
∑PAH (µg/kg v.v.)	45,75	25,72	40,69
TBT (µg/kg t.v.)	1786	1353	715
TPhT (µg/kg t.v.)	62	35	31

3.2 Blåskjell – Tiltaksområdet og Deponiet

3.2.1 Metaller

Konsentrasjonene av arsen (**Figur 4**), kadmium (**Figur 6**), krom (**Figur 8**), kvikksølv (**Figur 12**) og bly (**Figur 14**) i tiltaksområdet og deponiområdet har i hovedsak fulgt hverandre i den perioden overvåkingen har funnet sted. For enkelte metaller (særlig kobber og tildels bly) har konsentrasjonsnivået vært gjennomgående høyere i skjell fra tiltaksområdet sammenlignet med deponiområdet (**Figur 10, Figur 14**).



For alle metallene har konsentrasjonsnivået i skjellene kunne karakteriseres som fra ubetydelig til moderat forurenset (dvs. i klasse I-II , se **Tabell 6**). Skjellene fra deponiområdet ble i 2009 og 2010 klassifisert til samme forureningsgrad som middelverdien for perioden 2006-2009 (**Tabell 6B**).

Selv om det for enkelte metaller (eksempelvis arsen) antydes at skjellene fra deponiområdet hadde noen høyere konsentrasjoner i 2009 og 2010 sammenlignet med perioden 2006-2008 (se **Figur 5**) så var hovedinntrykket at verdiene i deponiområdet lå lavere eller i samme nivå i 2009 og 2010 sammenlignet med perioden 2006-2008 (**Figur 7, Figur 9, Figur 11, Figur 13, Figur 14**).

Ut fra tilstandsklassifiseringen alene kunne det for bly i skjell fra tiltaksområdet spores en viss forbedring i 2009 og 2010 i forhold til perioden 2006-2008 (**Tabell 6**). Ser en også på konsentrasjonsnivåene direkte så antydes også en forbedring i forhold til perioden 2006-2008 for kadmium (**Figur 7**) og kobber (**Figur 11**), mens det for de øvrige metallene var ingen eller en mindre tydelig forskjell.

Med unntak av arsen er det en tendens til at metallkonsentrasjonene i skjell fra tiltaksområdet og deponiområdet ligger Onærmere hverandre i 2009 og 2010 enn i første del av observasjonsperioden (2007) (se eksempelvis **Figur 10**). Dette kan ha sammenheng med at tiltakene i havneområdet har hatt en viss konsentrasjonsreducerende effekt.

Tabell 6. *Klassifisering av miljøkvalitet basert på konsentrasjonen av metaller i blåskjell innsamlet i tiltaks-/mudringsområdet (A) og deponiområdet (B) i 2006-2008 (gjennomsnittsverdi) og 2009 og 2010. Ved klassifiseringen er det benyttet grensene oppgitt i Molvær et al. 1997 til å avgrense de enkelte tilstandsklasser.*

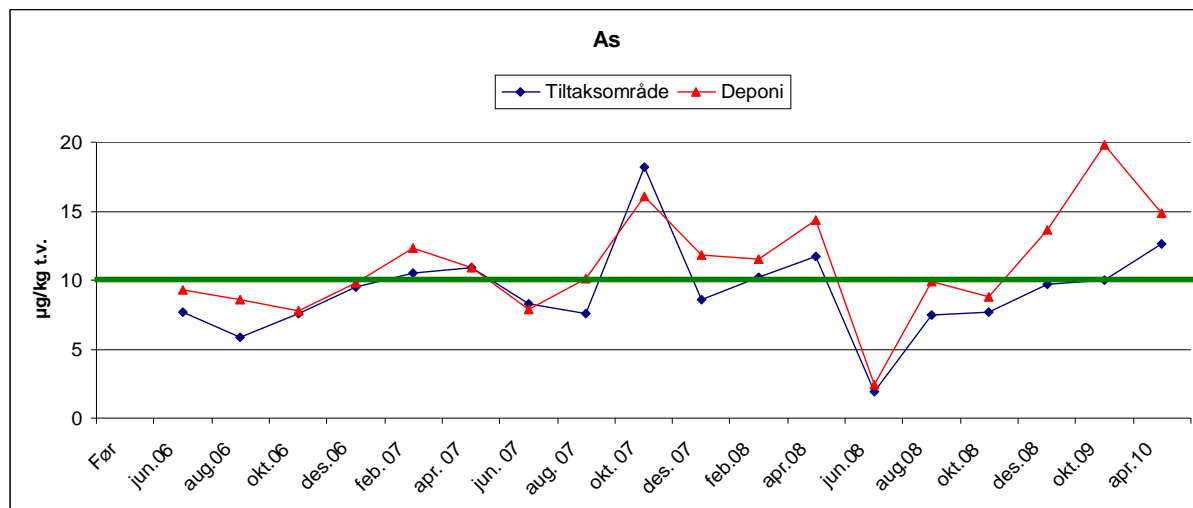
 I. Ubetydelig-
lite forurenset  II. Moderat
forurenset

A: Tiltaksområdet

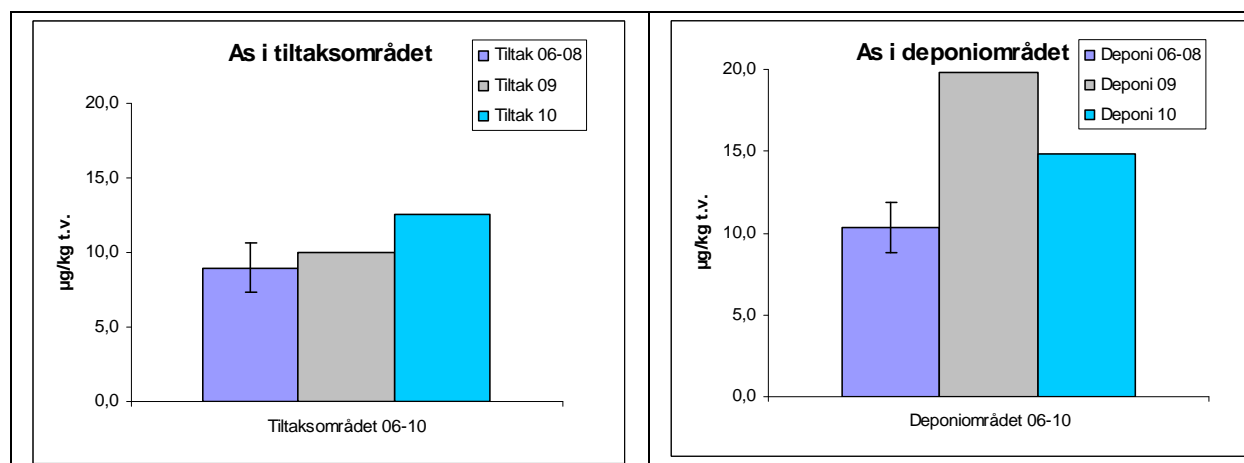
Metall/årstall	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb
2006-2008	I	I	I	II	I	II
2009	II	I	I	I	I	I
2010	II	I	I	II	I	I

B: Deponiområdet

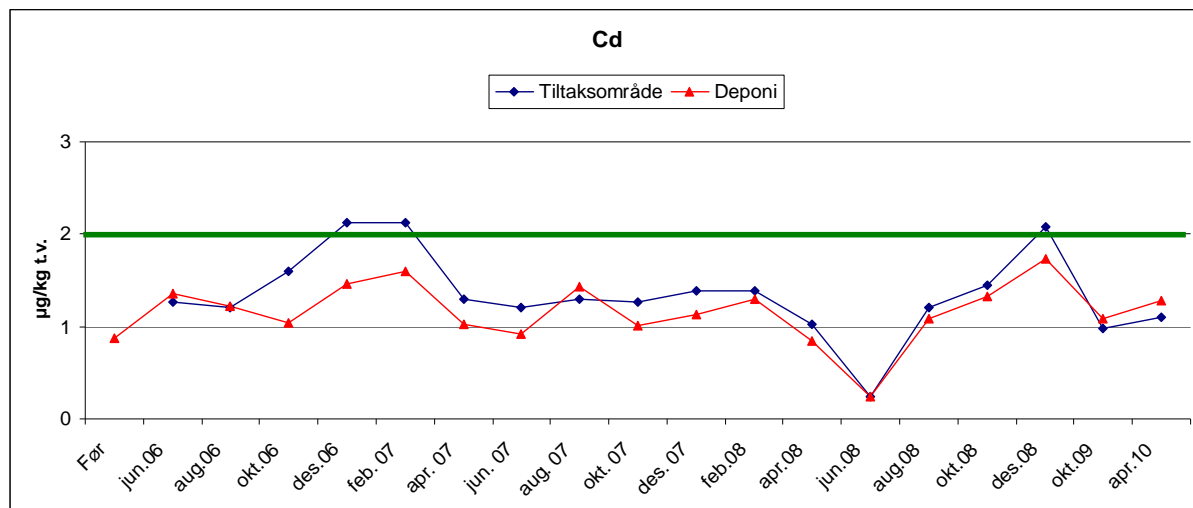
Metall/årstall	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb
2006-2008	II	I	I	I	I	II
2009	II	I	I	I	I	II
2010	II	I	I	I	I	II



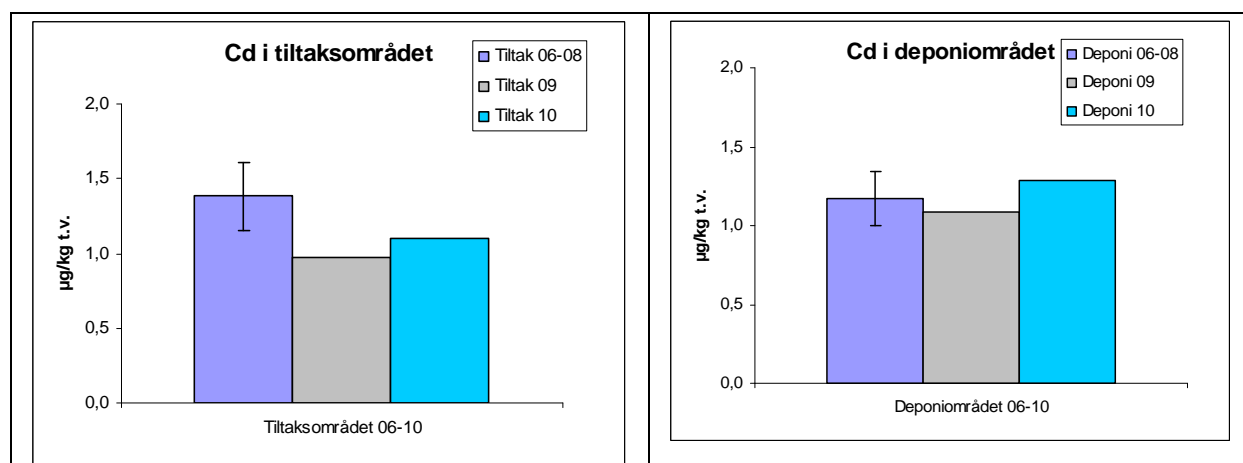
Figur 4. Konsentrasjonen av arsen i blåskjell fra tiltaks-/mudringsområdet og deponi.
Under grønn strek: Kl. I, Ubetydelig/lite forurenset
Over grønn strek: Kl. II, Moderat forurenset



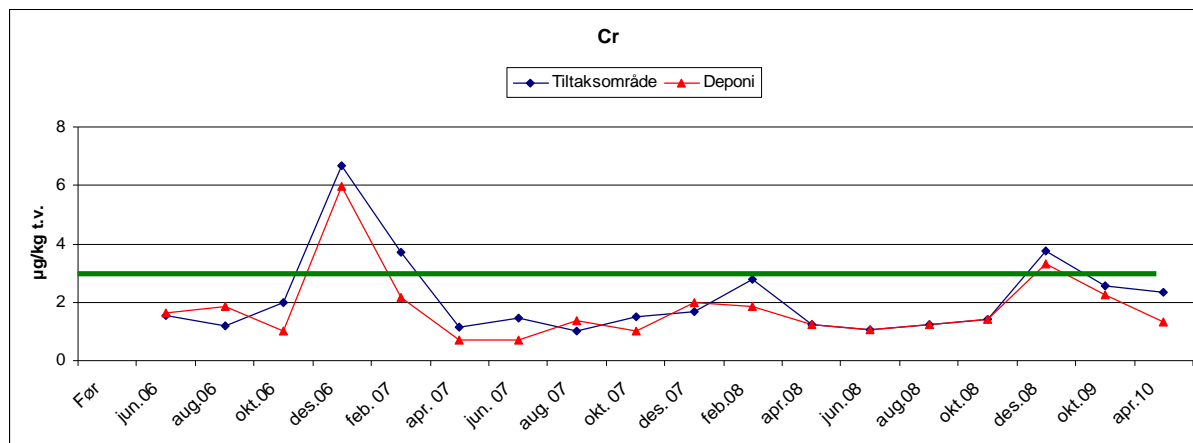
Figur 5. Gjennomsnittskonsentrasjon av arsen i blåskjell fra tiltaks-/mudringsområdet (venstre) og deponi (høyre) for hele observasjonsperioden (juni 2006- desember 2008). Figuren viser også konsentrasjonen i skjell innsamlet på begge steder i oktober 2009 og april 2010. For gjennomsnittskonsentrasjonen for perioden 06-08 er 95 % konfidensintervall inntegnet.



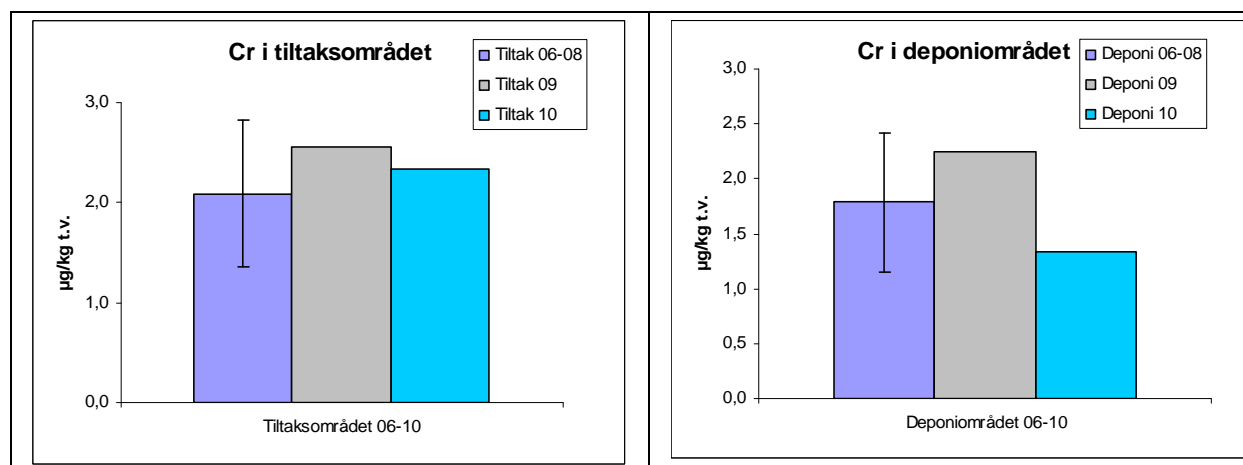
Figur 6. Konsentrasjonen av kadmium i blåskjell fra tiltaks-/mudringsområdet og deponi.
Under grønn strek: Kl. I, Ubetydelig/lite forurenset
Over grønn strek: Kl. II, Moderat forurenset



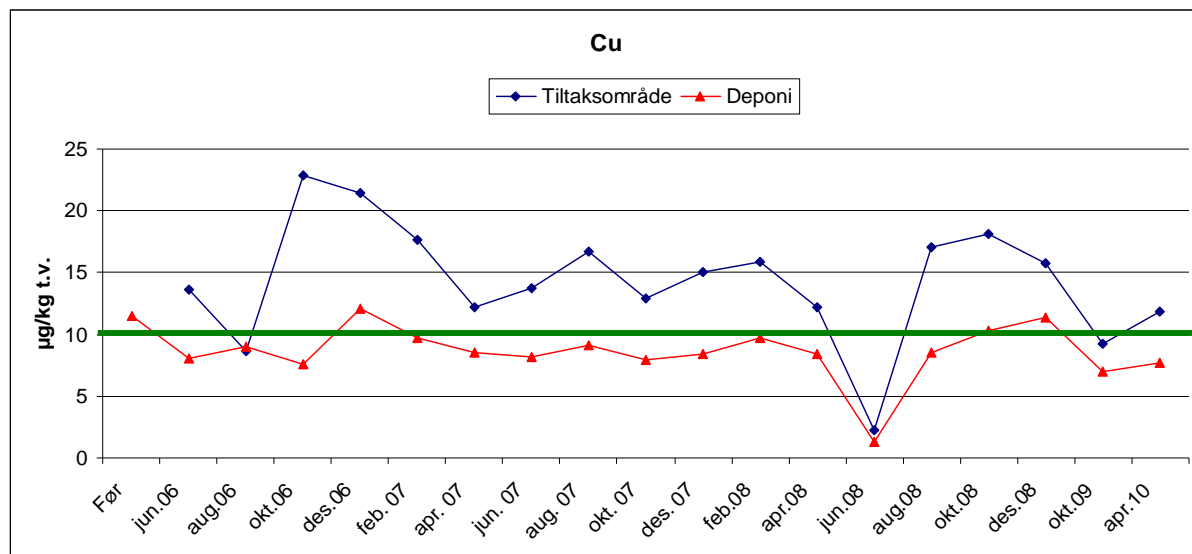
Figur 7. Gjennomsnittskonsentrasjon av kadmium i blåskjell fra tiltaks-/mudringsområdet (venstre) og deponi (høyre) for hele observasjonsperioden (juni 2006- desember 2008). Figuren viser også konsentrasjonen i skjell innsamlet på begge steder i oktober 2009 og april 2010. For gjennomsnittskonsentrasjonen for perioden 06-08 er 95 % konfidensintervall inntegnet.



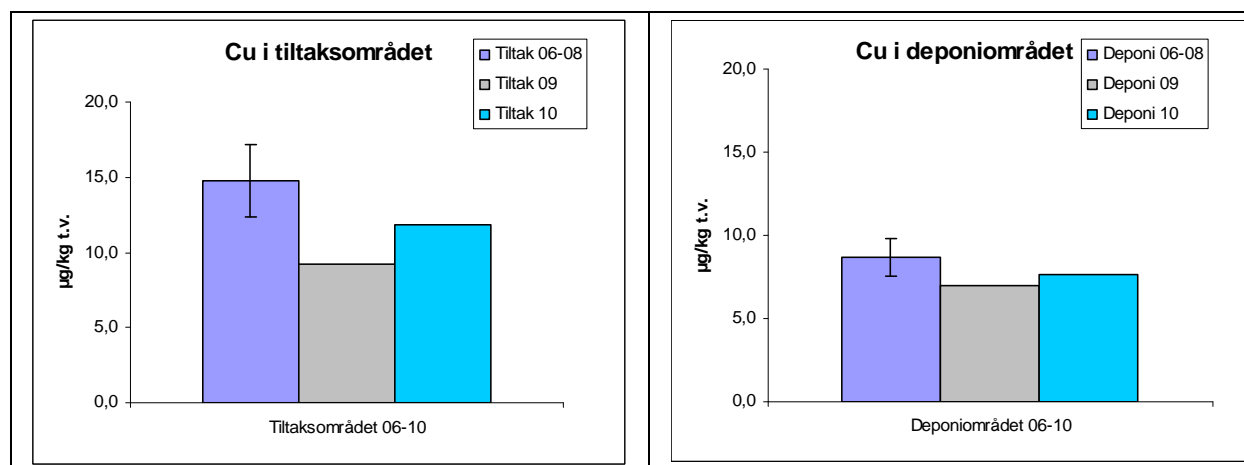
Figur 8. Konsentrasjonen av krom i blåskjell fra tiltaks-/mudringsområdet og deponi.
Under grønn strek: Kl. I, Ubetydelig/lite forurenset
Over grønn strek: Kl. II, Moderat forurenset



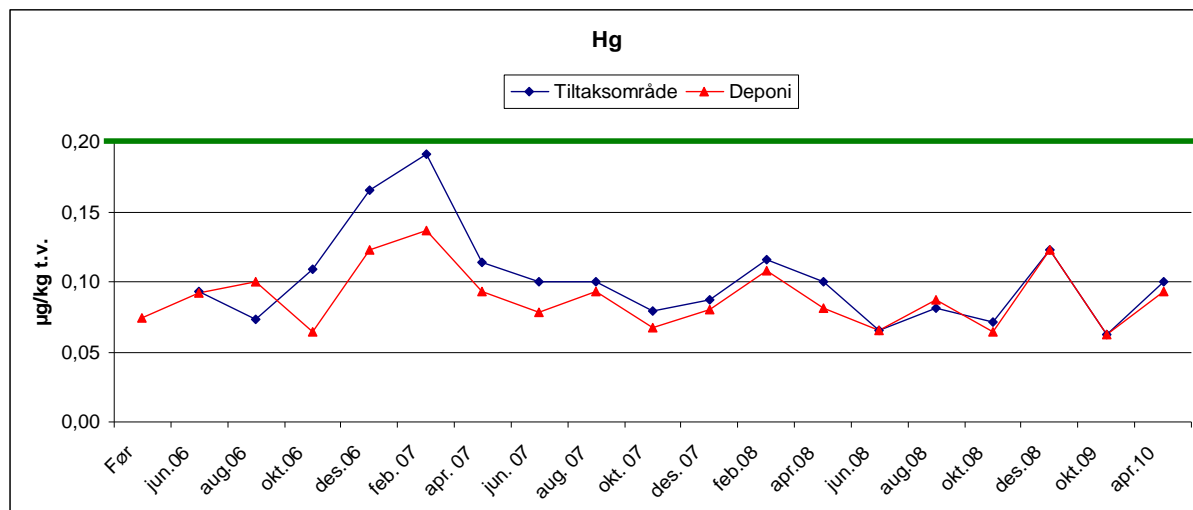
Figur 9. Gjennomsnittskonsentrasjon av krom i blåskjell fra tiltaks-/mudringsområdet (venstre) og deponi (høyre) for hele observasjonsperioden (juni 2006- desember 2008). Figuren viser også konsentrasjonen i skjell innsamlet på begge steder i oktober 2009 og april 2010. For gjennomsnittskonsentrasjonen for perioden 06-08 er 95 % konfidensintervall inntegnet.



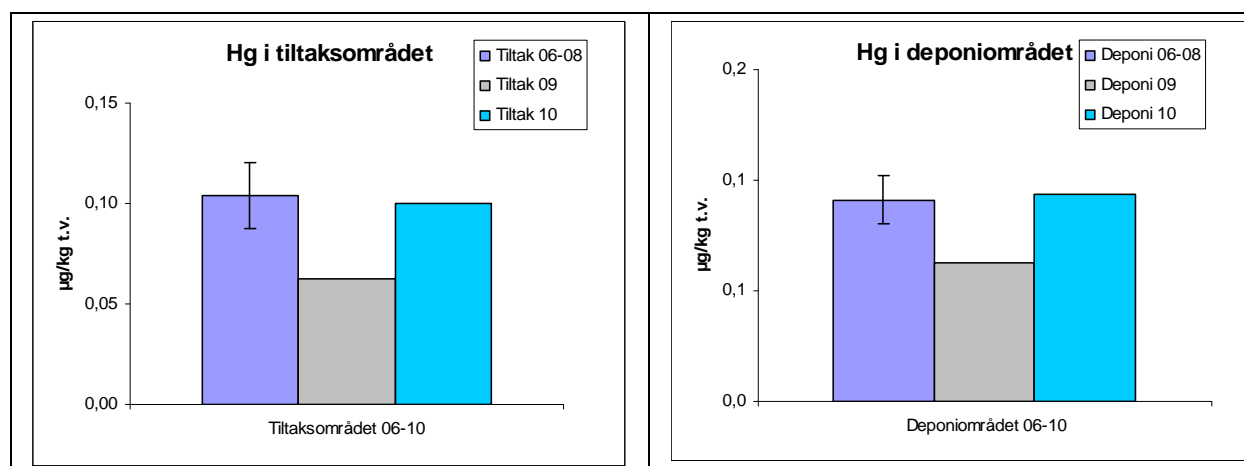
Figur 10. Konsentrasjonen av kobber i blåskjell fra tiltaks-/mudringsområdet og deponi. Under grønn strek: Kl. I, Ubetydelig/lite forurenset
Over grønn strek: Kl. II, Moderat forurenset



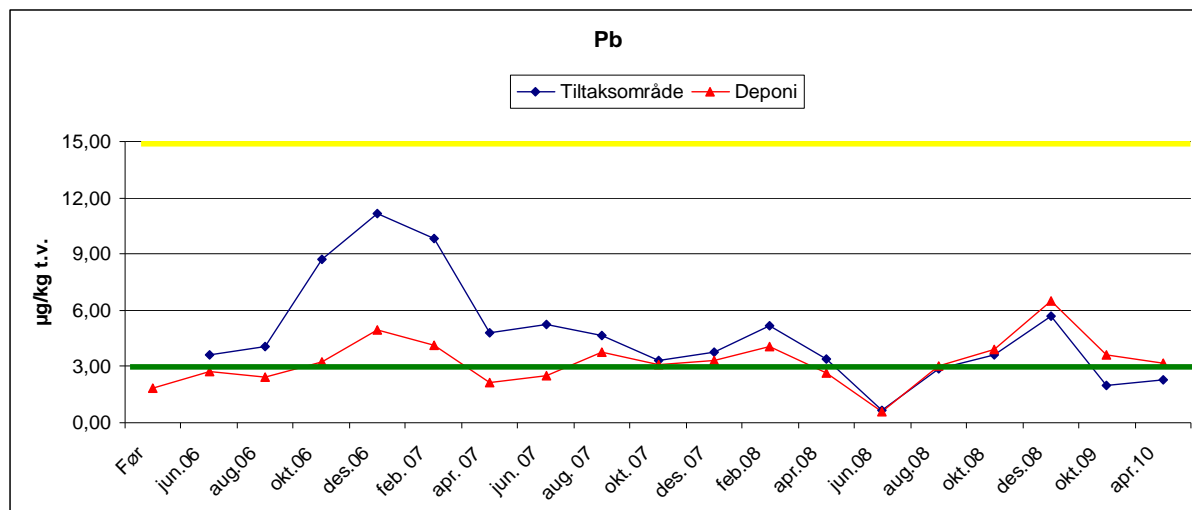
Figur 11. Gjennomsnittskonsentrasjon av kobber i blåskjell fra tiltaks-/mudringsområdet (venstre) og deponi (høyre) for hele observasjonsperioden (juni 2006- desember 2008). Figuren viser også konsentrasjonen i skjell innsamlet på begge steder i oktober 2009 og april 2010. For gjennomsnittskonsentrasjonen for perioden 06-08 er 95 % konfidensintervall inntegnet.



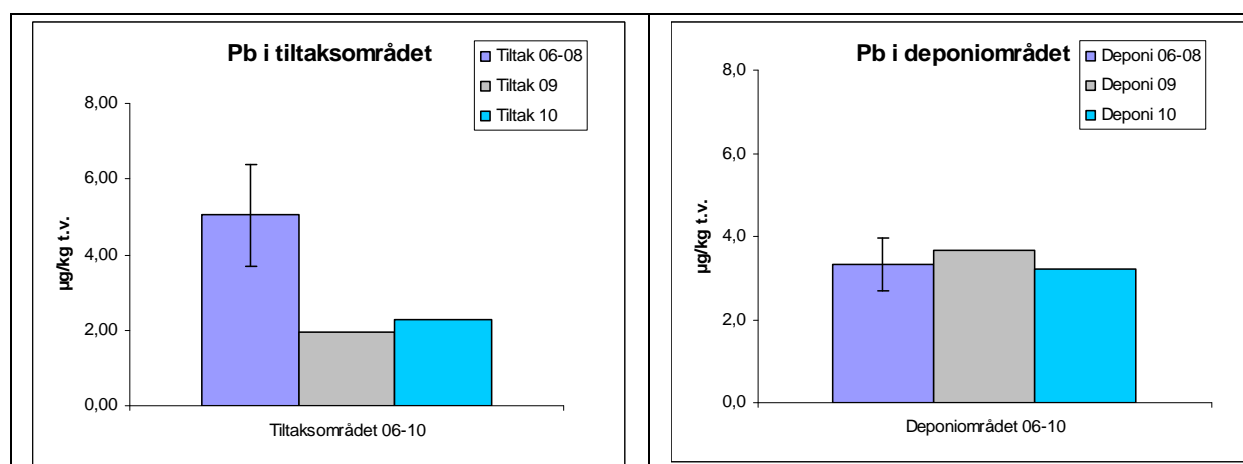
Figur 12. Konsentrasjonen av kvikksølv i blåskjell fra tiltaks-/mudringsområdet og deponi. Under grønn strek: Kl. I, Ubetydelig/lite forurenset
Over grønn strek: Kl. II, Moderat forurenset



Figur 13. Gjennomsnittskonsentrasjon av kvikksølv i blåskjell fra tiltaks-/mudringsområdet (venstre) og deponi (høyre) for hele observasjonsperioden (juni 2006- desember 2008). Figuren viser også konsentrasjonen i skjell innsamlet på begge steder i oktober 2009 og april 2010. For gjennomsnittskonsentrasjonen for perioden 06-08 er 95 % konfidensintervall inntegnet.



Figur 14. Konsentrasjonen av bly i blåskjell fra tiltaks-/mudringsområdet og deponi.
Under grønn strek: Kl. I, Ubetydelig/lite forurenset
Over grønn strek/under gul strek: Kl. II, Moderat forurenset



Figur 15. Gjennomsnittskonsentrasjon bly i blåskjell fra tiltaks-/mudringsområdet (venstre) og deponi (høyre) for hele observasjonsperioden (juni 2006- desember 2008). Figuren viser også konsentrasjonen i skjell innsamlet på begge steder i oktober 2009 og april 2010. For gjennomsnittskonsentrasjonen for perioden 06-08 er 95 % konfidensintervall inntegnet.

3.2.2 Klororganiske forbindelser

Under hele observasjonsperioden (dvs. både før, under og etter deponeringsarbeidene senhøstes 2008) har konsentrasjonen av PCB ligget høyere i tiltaksområdet enn i deponiområdet (**Figur 16**). I deponiområdet har konsentrasjonsnivået hele tiden vært relativt stabilt og ligget under eller svært nær øvre grense for tilstandsklasse I (ubetydelig/lite forurenset), mens konsentrasjonsnivået i skjell fra tiltaksområdet har variert mer og ligget i tilstandsklasse II-III (**Figur 16**).

PCB-konsentrasjonen i deponiområdet var i både 2009 og 2010 svært nær gjennomsnittet for perioden 2006-2008 (**Figur 17**) og antyder at eksponeringsnivået i deponiområdet har vært

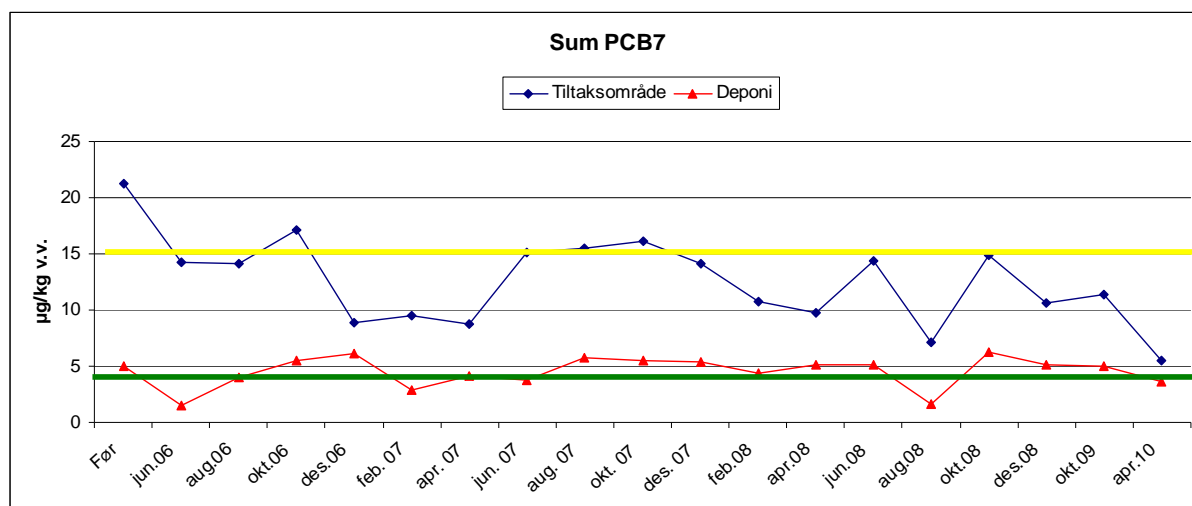
relativt stabilt. Det høyere og mer varierende konsentrasjonsnivået i skjellene fra tiltaksområdet tyder på et høyere og mer variabelt eksponeringsnivå

I tiltaksområdet var 2009-verdien relativ lik gjennomsnittsverdien for perioden 2006-2009, mens 2010-verdien lå betydelig lavere (**Figur 17**) og nær det som ble observert i deponiområdet. Den lave verdien i tiltaksområdet i 2010 kan ha sammenheng med at tiltakene i havneområdet har hatt en konsentrasjonsreducerende effekt, men en slik effekt var likevel ikke synlig i prøven tatt i 2009. Videre overvåking vil kunne avklare om det lave PCB-innholdet i skjell fra tiltaksområdet vedvarer.

Konsentrasjonen av nedbrytningsproduktene av DDT (**Figur 18, Figur 19**) har hatt et forløp som ligner svært på det som er observert for PCB.

Under hele observasjonsperioden, har konsentrasjonen av DDE pluss DDD ligget høyere i tiltaksområdet enn i deponiområdet (**Figur 18**). I deponiområdet har konsentrasjonsnivået hele tiden vært relativt stabilt, mens konsentrasjonsnivået i skjell fra tiltaksområdet har variert mer med en avtagende tendens (**Figur 18**).

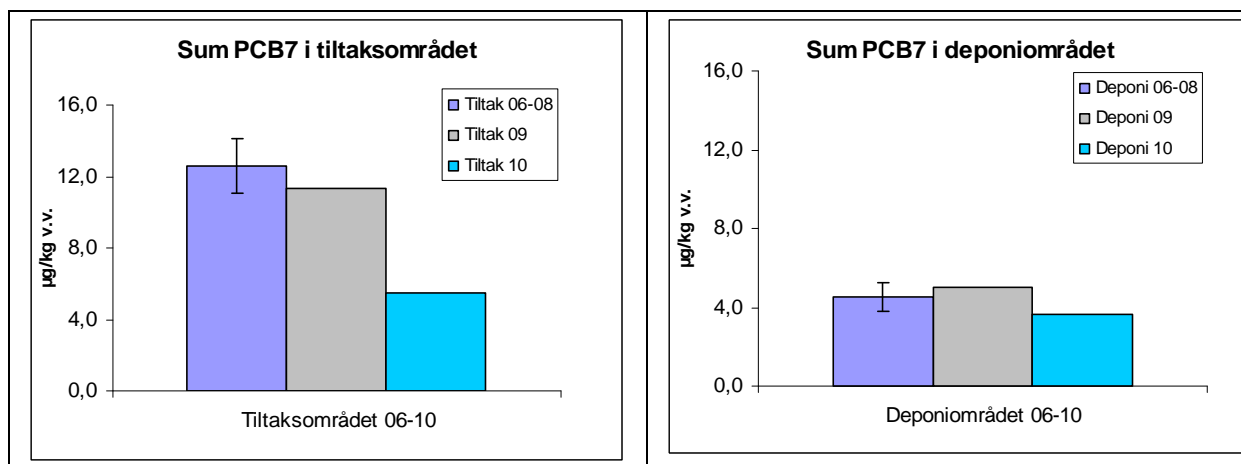
Konsentrasjonen av nedbrytningsproduktene av DDT i deponiområdet var i både 2009 og 2010 relativt nær gjennomsnittet for perioden 2006-2008 (**Figur 19**) og antyder at eksponeringsnivået i deponiområdet har vært relativt stabilt. Det høyere konsentrasjonsnivået i skjellene fra tiltaksområdet tyder på et høyere eksponeringsnivå. I tiltaksområdet var både 2009- og 2010-verdien betydelig lavere enn gjennomsnittet for perioden 2006-2009 (**Figur 19**) og 2010-verdien lå relativt nær det som ble observert i deponiområdet på samme tidspunkt. De lave DDE/DDD-verdiene i tiltaksområdet i 2009 og særlig 2010 kan ha sammenheng med at tiltakene i havneområdet har hatt en konsentrasjonsreducerende effekt. Videre overvåking vil kunne avklare om effekten er reell og vil vedvare.



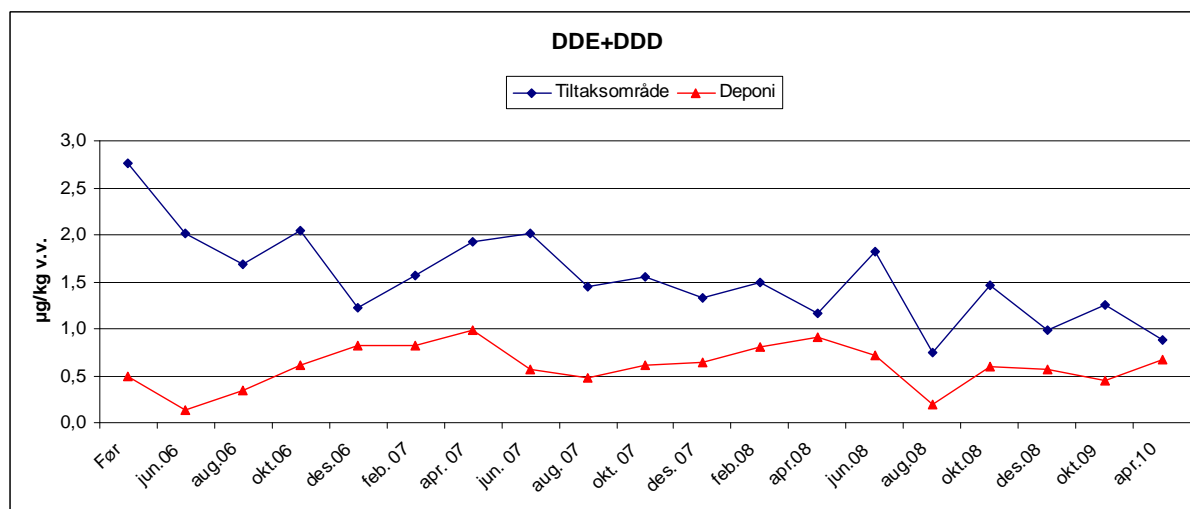
Figur 16. Summen av syv kongenerer av polyklorerte bifenyler (ΣPCB_7) i blåskjell fra tiltaks-/mudringsområdet og deponi. Før=prøve tatt september 2005.

Under grønn strek: Kl. I, Ubetydelig/lite forurenset
Over grønn strek/under gul strek: Kl. II, Moderat forurenset
Over gul strek: Kl. III, Markert forurenset

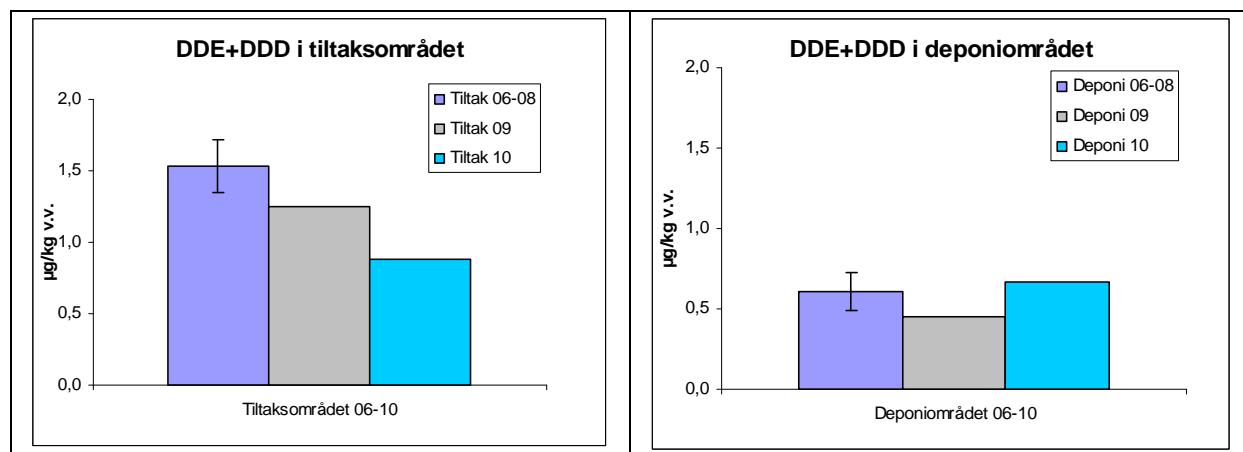
I beregning av ΣPCB_7 inngår følgende polykloreerte bifenyler: PCB-28, -52, -101, -118, -138, -153 og -180.



Figur 17. Gjennomsnittskonsentrasjon av Sum PCB 7 i blåskjell fra tiltaks-/mudringsområdet (venstre) og deponi (høyre) for hele observasjonsperioden (juni 2006- desember 2008). Figuren viser også konsentrasjonen i skjell innsamlet på begge steder i oktober 2009 og april 2010. For gjennomsnittskonsentrasjonen for perioden 06-08 er 95 % konfidensintervall inntegnet.



Figur 18. Summen av DDE og DDD i blåskjell fra tiltaks-/mudringsområdet og deponi. Før=prøve tatt september 2005.



Figur 19. Gjennomsnittskonsentrasjon av summen av DDE og DDD i blåskjell fra tiltaks-/mudringsområdet (venstre) og deponi (høyre) for hele observasjonsperioden (juni 2006-desember 2008). Figuren viser også konsentrasjonen i skjell innsamlet på begge steder i oktober 2009 og april 2010. For gjennomsnittskonsentrasjonen for perioden 06-08 er 95 % konfidensintervall inntegnet.

3.2.3 PAH

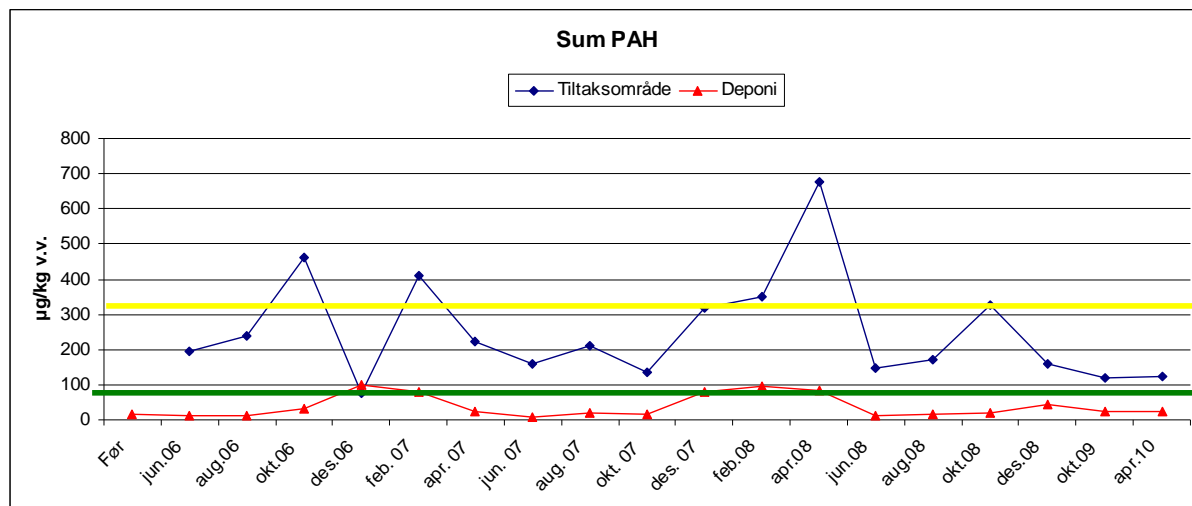
Under så godt som hele observasjonsperioden har konsentrasjonen av sum PAH og KPAH ligget høyere i tiltaksområdet enn i deponiområdet (**Figur 20, Figur 22**). Gjennomgående lavere konsentrasjoner i deponiområdet enn i tiltaksområdet ble også observert for de klororganiske forbindelsene (se eksempelvis **Figur 16**).

I deponiområdet har konsentrasjonen av sum PAH hele tiden vært relativt stabil og i hovedsak ligget under eller svært nær øvre grense for tilstandsklasse I (ubetydelig/lite forurenset) (**Figur 20**). I deponiområdet varierte sum KPAH-konsentrasjonen noe mer enn sum PAH og enkelte år har konsentrasjonsnivået ligget tett opp mot nedre grense for klasse III (**Figur 22**).

I tiltaksområdet har imidlertid konsentrasjonen av både sum PAH og KPAH variert betydelig (**Figur 20, Figur 22**). Dette tyder på et høyere og mer variabelt eksponeringsnivå i tiltaksområdet enn i deponiområdet.

Konsentrasjonen av både sum PAH og KPAH i skjell fra i deponiområdet var i både 2009 og 2010 svært nær gjennomsnittet for perioden 2006-2008 (**Figur 21, Figur 23**) og antyder at eksponeringsnivået i deponiområdet har vært relativt stabilt.

I tiltaksområdet derimot var konsentrasjonen av både sum PAH og KPAH betydelig lavere i 2009 og 2010 enn gjennomsnittet for perioden 2006-2008 (**Figur 21, Figur 23**). De relativt lave sum PAH-verdiene i tiltaksområdet i 2009 og 2010 kan ha sammenheng med at tiltakene i havneområdet har hatt en konsentrasjonsreducerende effekt, Hvis så er tilfelle forutsetter dette at sedimentene tidligere har vært en kilde for PAH i blåskjell som etter tiltaket har fått mindre betydning. En har imidlertid også andre diffuse kilder i et bynært område (eksempelvis forbrenningsprodukter/oljeprodukter). Vi kan derfor ikke utelukke at den nedgangen i PAH-verdiene som er observert også kan skyldes nedgang i eksponering fra slike kilder.



Figur 20. Sum PAH i blåskjell fra tiltaks-/mudringsområdet og deponi. Før=prøve tatt september 2005.

Under grønn strek:

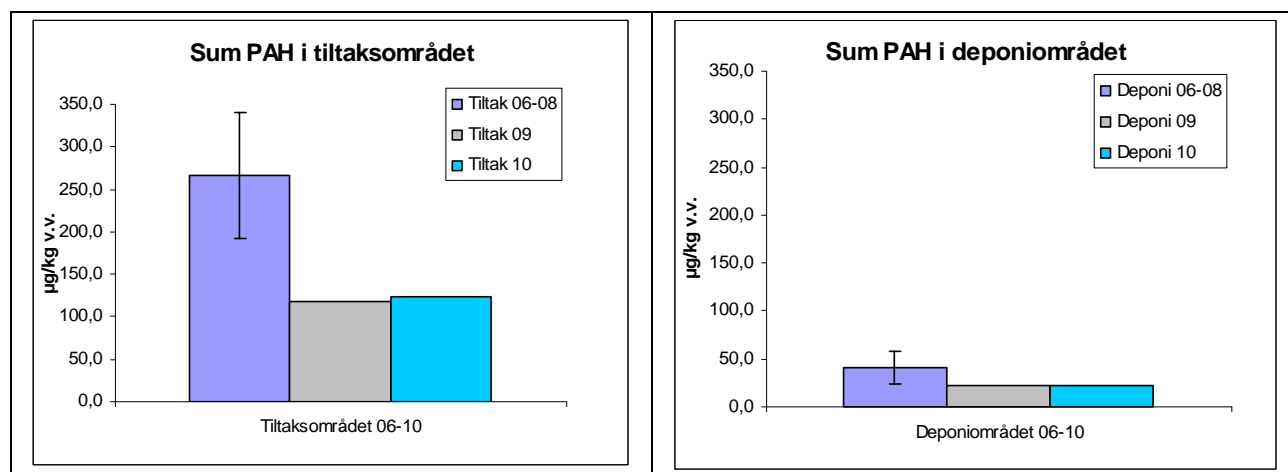
Kl. I, Ubetydelig/lite forurenset

Over grønn strek/under gul strek:

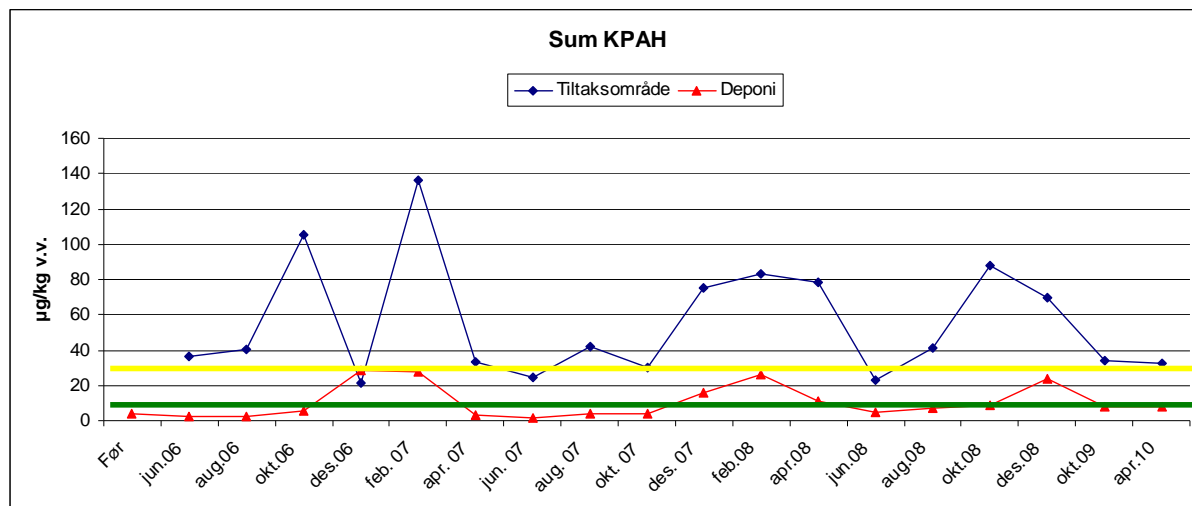
Kl. II, Moderat forurenset

Over gul strek:

Kl. III, Markert forurenset



Figur 21. Gjennomsnittskonsentrasjon sum PAH i blåskjell fra tiltaks-/mudringsområdet (venstre) og deponi (høyre) for hele observasjonsperioden (juni 2006- desember 2008). Figuren viser også konsentrasjonen i skjell innsamlet på begge steder i oktober 2009 og april 2010. For gjennomsnittskonsentrasjonen for perioden 06-08 er 95 % konfidensintervall inntegnet.



Figur 22. Sum KPAH i blåskjell fra tiltaks-/mudringsområdet og deponi. Før=prøve tatt september 2005.

Under grønn strek:

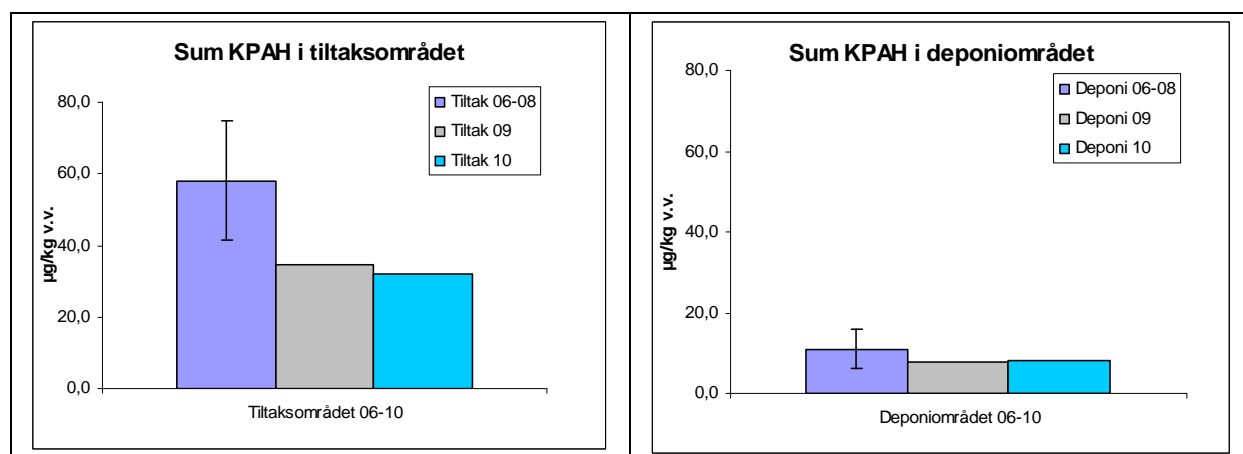
Kl. I, Ubetydelig/lite forurenset

Over grønn strek/under gul strek:

Kl. II, Moderat forurenset

Over gul strek:

Kl. III, Markert forurenset



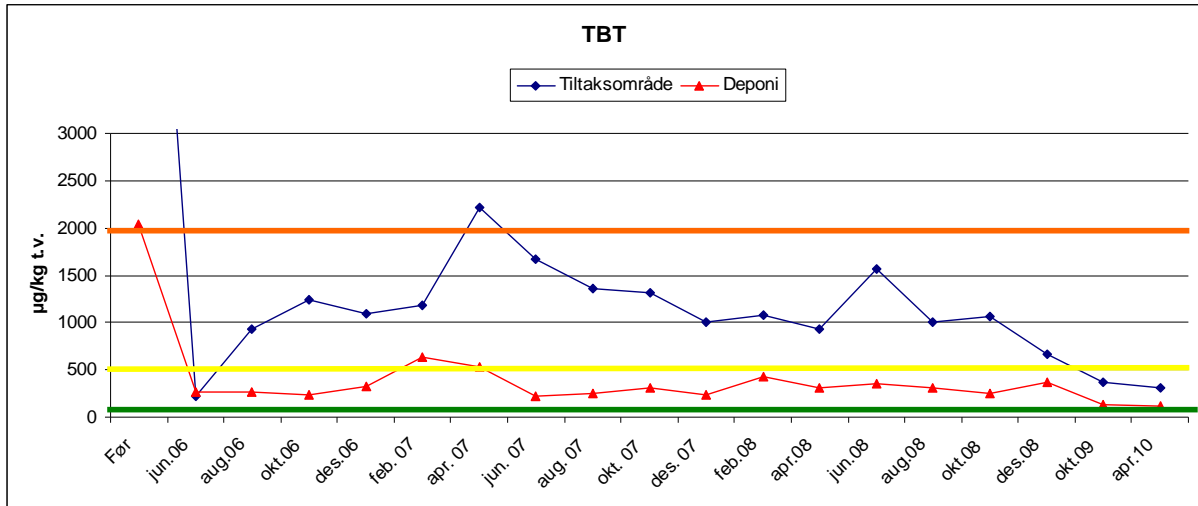
Figur 23. Gjennomsnittskonsentrasjon sum KPAH i blåskjell fra tiltaks-/mudringsområdet (venstre) og deponi (høyre) for hele observasjonsperioden (juni 2006- desember 2008).

Figuren viser også konsentrasjonen i skjell innsamlet på begge steder i oktober 2009 og april 2010. For gjennomsnittskonsentrasjonen for perioden 06-08 er 95 % konfidensintervall inntegnet.

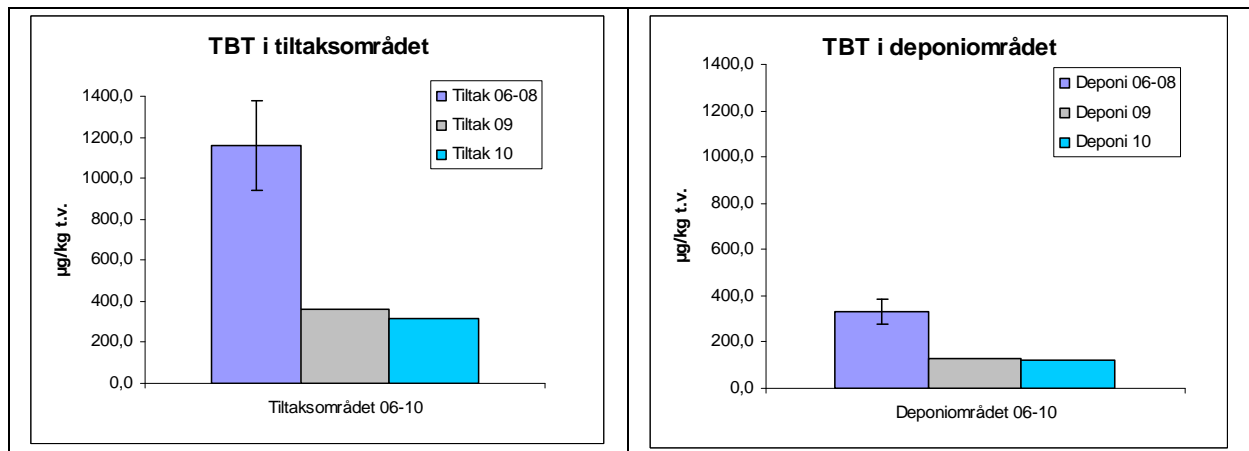
3.2.4 Tinnorganiske forbindelser

Før anleggsarbeidene startet (dvs. i prøver innsamlet i 2005) var TBT-konsentrasjonen svært høy i skjell fra både tiltaksområdet og deponiområdet (**Figur 24**). Med unntak av ett tidspunkt (juni 2006) har TBT-konsentrasjonen i anleggsperioden ligget klart høyere i tiltaksområdet (i hovedsak i tilstandsklasse III) enn i deponiområdet (i hovedsak i tilstandsklasse II).

Konsentrasjonen av både TBT i skjell fra tiltaksområdet og deponiområdet var i både 2009 og 2010 klart lavere enn gjennomsnittet for perioden 2006-2008 (**Figur 25**) og antyder at eksponeringsnivået er blitt redusert, særlig i tiltaksområdet.



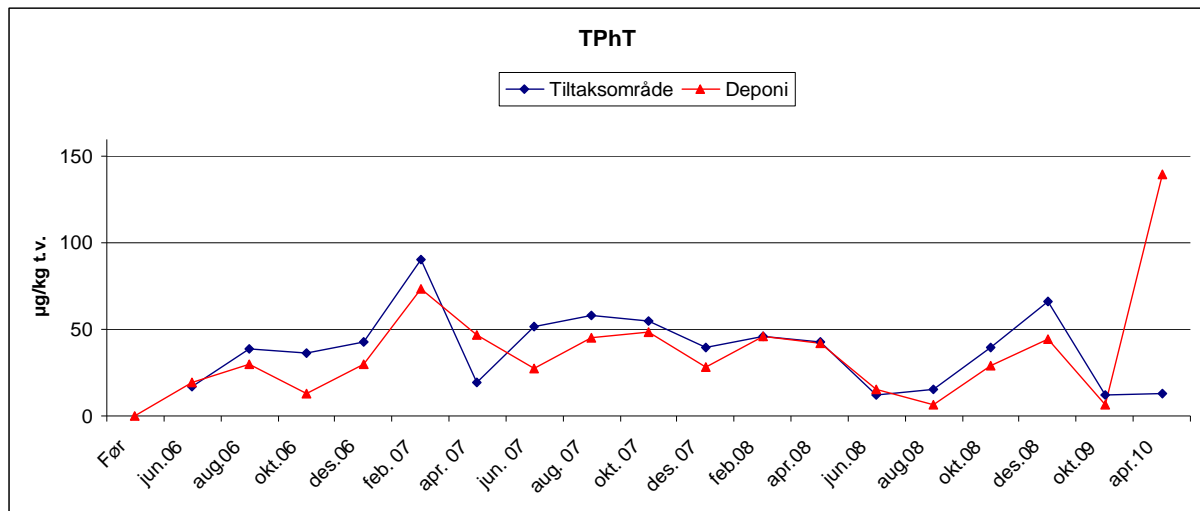
Figur 24. Konsentrasjonen av TBT i blåskjell fra tiltaks-/mudringsområdet og deponi. Før=prøve tatt september 2005.



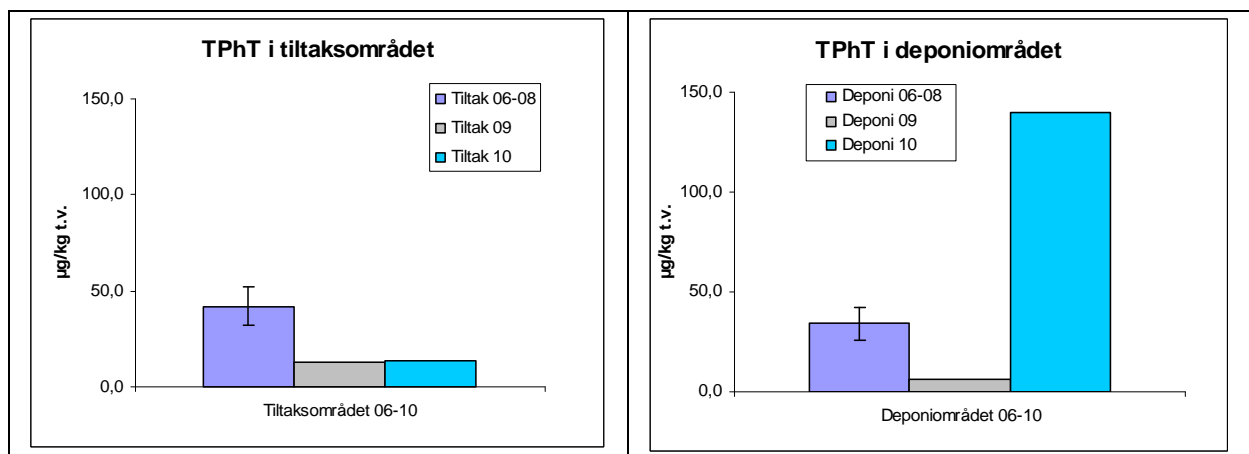
Figur 25. Gjennomsnittskonsentrasjon sum TBT i blåskjell fra tiltaks-/mudringsområdet (venstre) og deponi (høyre) for hele observasjonsperioden (juni 2006- desember 2008). Figuren viser også konsentrasjonen i skjell innsamlet på begge steder i oktober 2009 og april 2010. For gjennomsnittskonsentrasjonen for perioden 06-08 er 95 % konfidensintervall inntegnet.

Konsentrasjonen av trifenylytinn i tiltaksområdet og deponiområdet har med unntak av ett tidspunkt (april 2010) fulgt hverandre relativt godt gjennom observasjonsperioden. Middeleverdiene for perioden 2006-2008 var da naturlig nok også svært like i skjellene fra de to områdene (**Figur 27**). I tiltaksområdet var konsentrasjonen av TPhT tydelig lavere i 2009 og 2010 sammenlignet med middelverdien for perioden 2006-2008 (**Figur 27**) og viste i så måte samme forløp som for TBT (**Figur 25**), PAH (**Figur 21**, **Figur 23**) og til dels også

klororganiske forbindelser (**Figur 17, Figur 19**). I skjell fra deponiområdet ble det imidlertid i 2010 observert en relativt høy TPhT-verdi i forhold til både 2009 og perioden 2006-2008 (**Figur 27**). En slik økning i 2010 i forhold til tidligere observasjoner er ikke observert for de øvrige organiske forbindelsene. Vi har ingen god forklaring på økningen i 2010, men konsentrasjonen er likevel lavere enn det som ble observert i skjell fra havneområdet i 1997 (Knutzen et al. 2000).



Figur 26. Konsentrasjonen av trifenylytinn i blåskjell fra tiltaks-/mudringsområdet og deponi. Før=prøve tatt september 2005.



Figur 27. Gjennomsnittskonsentrasjon sum trifenylytinn i blåskjell fra tiltaks-/mudringsområdet (venstre) og deponi (høyre) for hele observasjonsperioden (juni 2006-desember 2008). Figuren viser også konsentrasjonen i skjell innsamlet på begge steder i oktober 2009 og april 2010. For gjennomsnittskonsentrasjonen for perioden 06-08 er 95 % konfidensintervall inntegnet.

3.3 Reker

Rekene som er analysert er fanget på dypt vann ved Steilene. Dypvannsreken er knyttet til bunnen og lever på, eller rett over leire- eller mudderholdig bunn. Normalt opptrer ikke reke grunnere enn ca 50 m. Selv om de er knyttet til bunnen, svømmer de jevnlig oppover i vannmassene. Reke ernærer seg vesentlig av dyreplanktonorganismer som den fanger enten ved bunnen eller den beiter på planktonet når den om natten svømmer høyere opp fra bunnen. Reken eksponeres for miljøgifter via føde, vann og ved kontakt med bunnsubstratet.

Hovedhensikten med denne delen av rapporten er å presentere data fra 2006 og 2009. Dette er data som innsamlingen som er planlagt til 2012 også skal sammenlignes med.

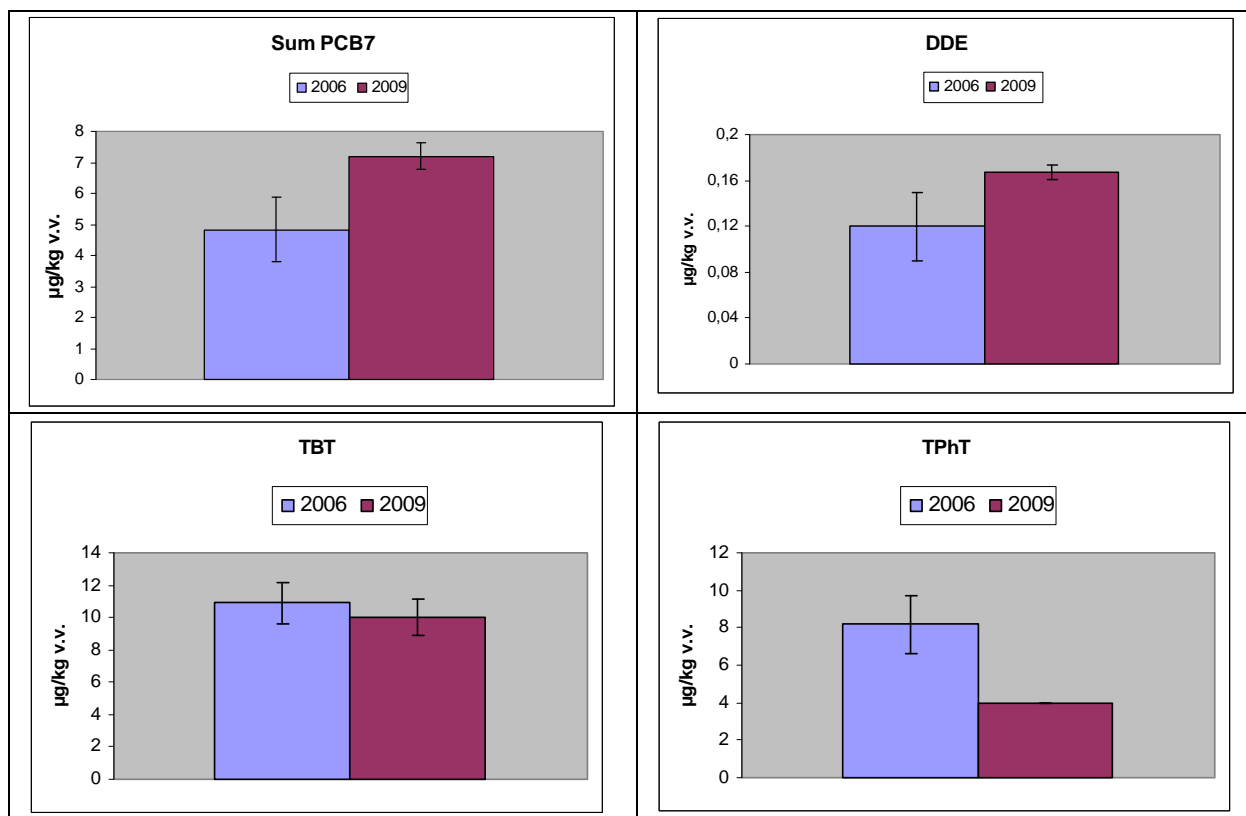
Sammenligningen er ment å belyse i hvilken grad oppryddingsaktiviteten i Oslo havnedistrikt på lenger sikt har påvirket miljøgiftinnholdet i reker på dypt vann lenger ut i fjorden

Resultatene fra analyser av reker innsamlet i 2006 og 2009 ses i **Figur 28**, **Tabell 7** og **Tabell 8** (rådata finnes i vedleggstabell 5 og 6). I utgangspunktet foreligger det få andre analyser å sammenligne med og det er ikke utarbeidet miljøkvalitetskriterier for reker. Sammenlignet med kriterier utarbeidet for blåskjell (se **Tabell 7**) og torsk synes de observerte nivåene av PCB og PAH og tinnorganiske forbindelser i prøvene fra 2006 å være relativt lave.

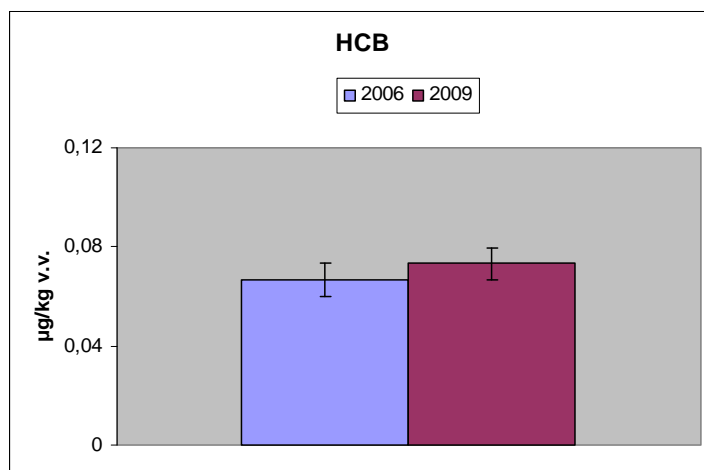
PCB-innholdet var signifikant høyere i 2009 enn i 2006 (**Figur 28**). Tilsvarende ble også observert for DDE (**Figur 28**). Konsentrasjonen av TPhT var imidlertid redusert, mens konsentrasjonen av TBT var omtrent den samme begge år (**Figur 28**). I prøven fra 2006 er det NPD-fraksjonen (dvs. summen av naftalener, fenatrener og dibenzotiofener) som dominerer sum PAH. Dette er forbindelser som normalt har en petrogen opprinnelse (eksempelvis fra drivstoff), men finnes normalt ikke som forbrenningsprodukter. Konsentrasjonen av alle PAH-forbindelsene i 2009-prøvene lå under deteksjonsgrensen (0,05 µg/kg v.v. for de aller fleste komponenter). Resultatene indikerer derfor en viss nedgang i PAH-konsentrasjonen i reker fra 2006 til 2009.

En forestiller seg i utgangspunktet at oppryddingsaktiviteten først og fremst skal gi positive effekter i form av reduserte konsentrasjoner på lengre sikt. Dersom det observeres høye konsentrasjoner før og under tiltaket er imidlertid potensialet for forbedring høyt. Derimot er potensialet mindre dersom konsentrasjonene før og under tiltaket er lave. Konsentrasjonene av de ulike miljøgifter i reker var relativt lave både i 2006 og 2009-prøvene (**Tabell 7**) til tross for at enkelte forbindelser som PCB hadde økt (**Figur 28**).

I lys av at det i utgangspunktet (2006) var lave konsentrasjoner i reke og at innsamlingsområdet ved Steilene ligger relativt langt fra tiltaksområdet, er vi tilbakeholdne med å konkludere i hvilken grad tiltakene i Oslo havn har bidratt til de små, men i visse tilfeller signifikante forskjellene som er observert mellom 2006 og 2009. Uansett er imidlertid konsentrasjonene relativt lave og PCB-konsentrasjonen som ble observert i reker ville begge år bli karakterisert til tilstandsklasse II (moderat forurenset) dersom en legger Klifs kriterier for blåskjell eller torskefilet til grunn.



Figur 28. Konsentrasjonen av Sum PCB7, tributyltinn (TBT), trifenylytinn (TPhT) og et nedbrytningsprodukt av DDT (dvs. DDE) i reker innsamlet fra et område nær Steilene i Indre Oslofjord i 2006 og 2009.



Figur 29. Konsentrasjonen av HCB i reker innsamlet fra et område nær Steilene i Indre Oslofjord i 2006 og 2009.

Tabell 7. Resultater fra analyse av reker innsamlet ved Steilene i 2006. Basert på middelverdiene er klassifisering foretatt ut fra de klassegrenser som er gitt i Klifs klassifiseringssystem for blåskjell (Molvær et al. 1997). For tributyltinn er konsentrasjonen også omregnet til tørrvektsbasis.

Analysevariabel	Enhet	2006			
		Prøve 1	Prøve 2	Prøve 3	Middel
Tørrstoff	%	22,00	23,00	23,00	22,67
Fett	% pr.v.v.	0,71	1,10	1,10	0,97
Sum PCB7	µg/kg v.v.	3,76	5,37	5,36	4,83
Pentaklorbenzen	µg/kg v.v.	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03
Alfa-HCH	µg/kg v.v.	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Hexaklorbenzen	µg/kg v.v.	0,06	0,07	0,07	0,07
Oktaklorstyren	µg/kg v.v.	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
4,4-DDE	µg/kg v.v.	0,09	0,13	0,14	0,12
4,4-DDD	µg/kg v.v.	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
4,4-DDT	µg/kg v.v.	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
Sum DDT					<0,42
Sum PAH	µg/kg v.v.	29,93	15,61	8,20	17,91
Sum PAH16	µg/kg v.v.	2,20	1,71	0,90	1,60
Sum KPAH	µg/kg v.v.	0,00	0,00	0,00	0,00
Sum NPD	µg/kg v.v.	29,93	15,00	8,20	17,71
Tributyltinn	µg/kg v.v.	9,70	11,00	12,00	10,90 (48,08 µg/kg t.v.)
Triphenyltinn	µg/kg v.v.	9,1	8,8	6,6	8,17

Tabell 8. Resultater fra analyse av reker innsamlet ved Steilene i 2009

År	Analysevariabel	Enhet	2009			Middel
			Prøve 1	Prøve 2	Prøve 3	
	Tørrstoff	%	24,00	24,00	24,00	24,00
	Fett	% pr.v.v.	1,30	1,20	1,10	1,20
	Sum PCB7	µg/kg v.v.	7,62	7,04	6,92	7,19
	Pentaklorbenzen	µg/kg v.v.	0,04	<0,03	<0,03	0,04
	Alfa-HCH	µg/kg v.v.	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
	Hexaklorbenzen	µg/kg v.v.	0,07	0,07	0,08	0,07
	Oktaklorstyren	µg/kg v.v.	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
	4,4-DDE	µg/kg v.v.	0,18	0,16	0,16	0,17
	4,4-DDD	µg/kg v.v.	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
	4,4-DDT	µg/kg v.v.				
	Sum DDT	µg/kg v.v.				<0,32
	Sum PAH	µg/kg v.v.	0,00	0,00	0,00	0,00
	Sum PAH16	µg/kg v.v.	0,00	0,00	0,00	0,00
	Sum KPAH	µg/kg v.v.	0,00	0,00	0,00	0,00
	Sum NPD	µg/kg v.v.	0,00	0,00	0,00	0,00
	Tributyltinn	µg/kg v.v.	11,00	10,00	9,00	10,00 (41,7 µg/kg t.v.)
	Triphenyltinn	µg/kg v.v.	4,00	4,00	4,00	4,00

3.4 Skrubbe

Skrubbe er en flatfisk som har nær tilknytning til bunnen. Den opptrer hovedsakelig på bløtbunn, men kan også opptre på mer blandet bunn. Når skrubbe opptrer på bløtbunn ligger den ofte delvis nedgravd i sedimentet. Skrubbe kan også gå opp i elvene, men gyting foregår i sjøen. Skrubbe ernærer seg av børstemark, muslinger, krepsdyr og småfisk. Siden skrubbe er en typisk bunnfisk som i perioder ligger helt nede på sedimentet og til dels også ernærer seg av byttedyr i og på sedimentet er den lett eksponerbar for forurensede sedimenter.

Antall skrubbe som ble analysert var lavt (7 stk fra Bekkelagesbassenget i 2009). Dette gjør det mer usikkert med hensyn til hvilken grad miljøgiftkonsentrasjonen i utvalget av fisk er representativt for bestanden i området.

3.4.1 Metaller

Det ble med unntak av for bly observert høyere metallkonsentrasjoner i skrubbe fra Bekkelagesbassenget i 2009 sammenlignet med 2006/2007 (**Figur 30**). For metallene kadmium, krom, kobber og arsen var denne økningen signifikant.

Kvikksølv

De observerte konsentrasjoner av kvikksølv i skrubbefilet (**Figur 30**) ligger under det Knutzen og Skei (1990) antyder kan være grense for høyt bakgrunnsnivå i skrubbe (0,2 mg/kg v.v.).

I 1997-1998 analyserte Knutzen et al. (2000) kvikksølv i skrubbefilet fra en del områder i indre Oslofjord (inkludert havnebassenget). Resultatet av disse analysene ses i (**Tabell 9**) og

viser at skrubbe inneholdt noe mer kvikksølv den gang enn det som i 2009 ble observert i Bekkelagsbassenget (**Figur 30**).

Bly

De observerte konsentrasjoner av bly i lever av skrubbe fra Frognerkilen lå i 2007 svært nær det Knutzen og Skei (1990) antyder kan være grense for høyt bakgrunnsnivå i skrubbelever (0,1 mg/kg v.v.), mens konsentrasjonen av bly fra fisk fra Bekkelaget lå i 2006/2007 noe høyere og i 2009 bare så vidt over denne grense (**Figur 30**).

Kadmium

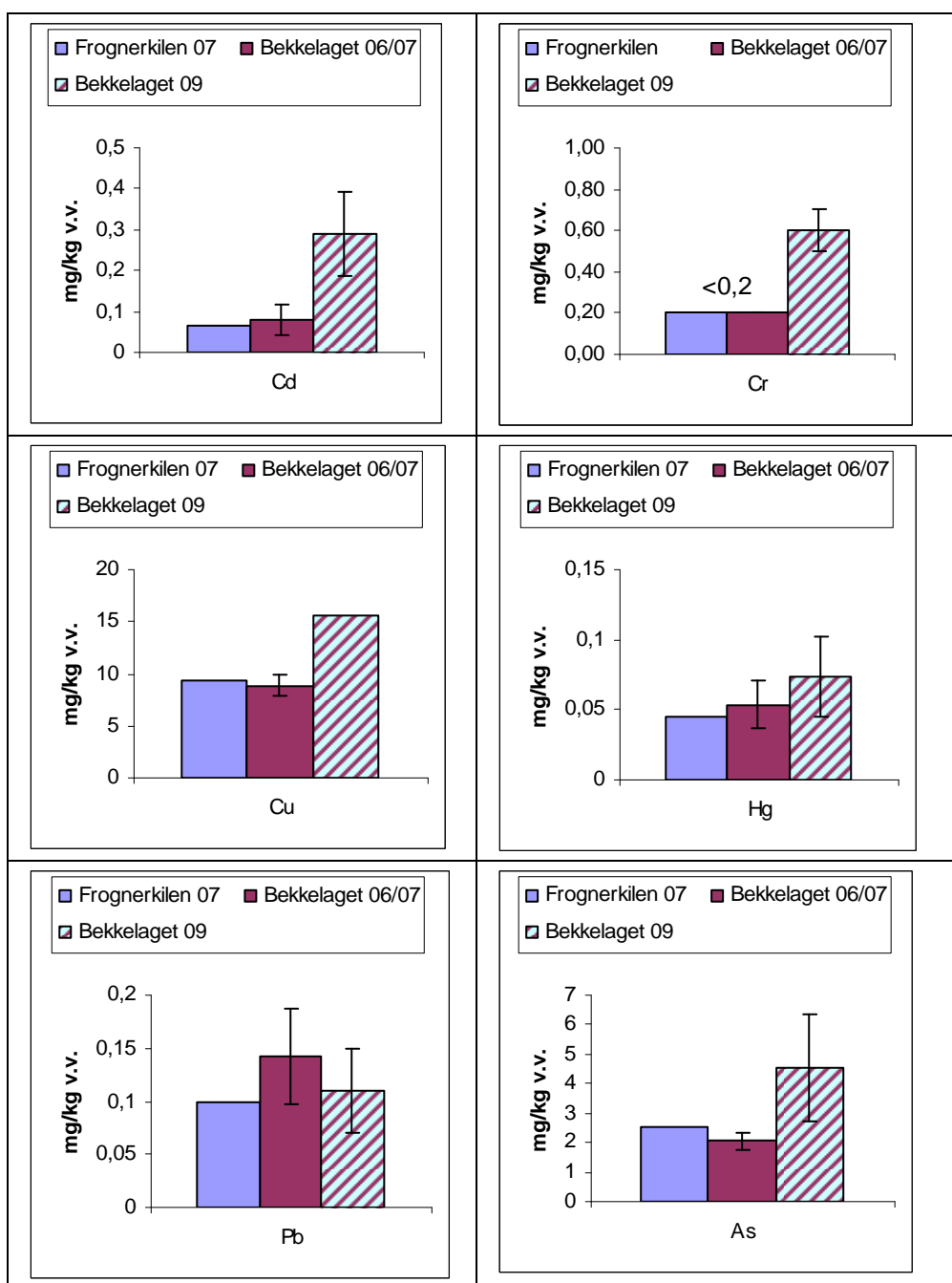
De observerte konsentrasjoner av kadmium i lever av skrubbe fra begge områder lå i 2006/2007 godt under det Knutzen og Skei (1990) antyder kan være grense for høyt bakgrunnsnivå i skrubbelever (0,2 mg/kg v.v.), mens konsentrasjonen i tilsvarende vev fra fisk fra Bekkelagsbassenget i 2009 lå over denne grense (**Figur 30**).

Arsen, krom og kobber

Alle observerte konsentrasjoner av kobber i lever av skrubbe fra begge områder (**Figur 30**) ligger godt under det Knutzen og Skei (1990) antyder kan være grense for høyt bakgrunnsnivå i skrubbelever (25 mg/kg v.v.). For arsen og krom i skrubbe har en ingen grenseverdier å forholde seg til.

Overordnet vurdering av metallkonsentrasjoner i skrubbe

Resultatene antyder at metallkonsentrasjonene i hovedsak har økt i skrubbe fra Bekkelagsbassenget (**Figur 30**). Antall skrubbe som ble analysert var imidlertid lavt og det er derfor mer usikkert i hvilken grad miljøgiftkonsentrasjonen i analyserte fisk er representativt for bestanden i området. Vi er derfor tilbakeholdne med å knytte økningen til de gjennomførte anleggsarbeidene. Det er imidlertid uansett kun for kadmium at konsentrasjonsøkningen har medført konsentrasjoner over det som er antatt å være et høyt bakgrunnsnivå i skrubbe. For kvikksølv og kobber ligger konsentrasjonen fremdeles under dette bakgrunnsnivået. Vi har ingen klar formening om hvilke mekanismer som skulle ligge bak den tilsynelatende konsentrasjonsøkningen i skrubbe fra Bekkelagsbassenget. Tilsvarende økning ble imidlertid ikke observert torsk (se kapittel 3.5.1). Det er ikke kjent om eller i hvilken grad skrubbe pga. levevis (nærhet til sediment) inneholder mer metaller enn torsk. Det er også metodiske problemer knyttet til slike sammenligninger i felt fordi de to artene ikke alltid opptrer i samme område. Resultater fra overvåking langs kysten (Strandebarm) kan tyde på at kadmiuminnholdet i lever av skrubbe er høyere enn i lever av torsk fra samme område (Green et al. 2010). Vi kan dermed kun spekulere i om økningen i skrubbe har med at skrubbe er mer knyttet til substratet enn torsk og derved eksponeres mer for partikulært materiale som i tilfelle også måtte ha en mer biotilgjengelig andel med metaller enn tidligere.



Figur 30. Midlere konsentrasjon av metaller i lever (Cd, Cr, Cu, Pb, As) og filet (Hg) av skrubbe fra Frognerkilen (fanget i 2007) og Bekkelaget (2007 og 2009). 95 % konfidensintervall er inntegnet for prøvene fra Bekkelaget 2007 og 2009.

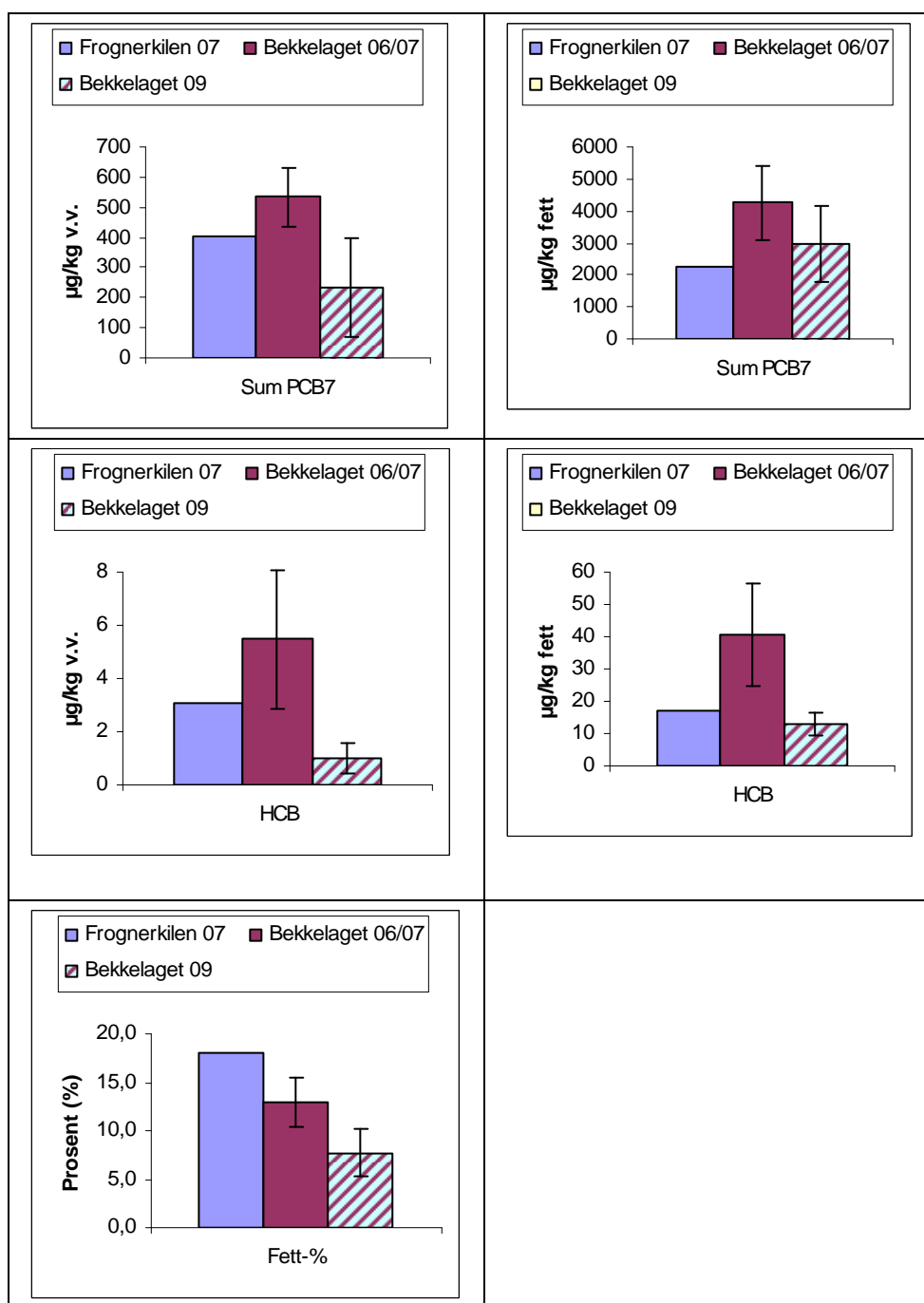
Tabell 9. Konsentrasjonen av kvikksølv i skrubbefilet fra fisk innsamlet i indre Oslofjord (A) i perioden 1997-1998 (data fra Knutzen et al. 2000).

Prøvested	Hg (mg/kg v.v.)
Breivik/Frogn	0,09
Hvervenbukta	0,07
Havnebassenget	0,12
Lysakerfjorden	0,10
Bærumsbassenget	0,12

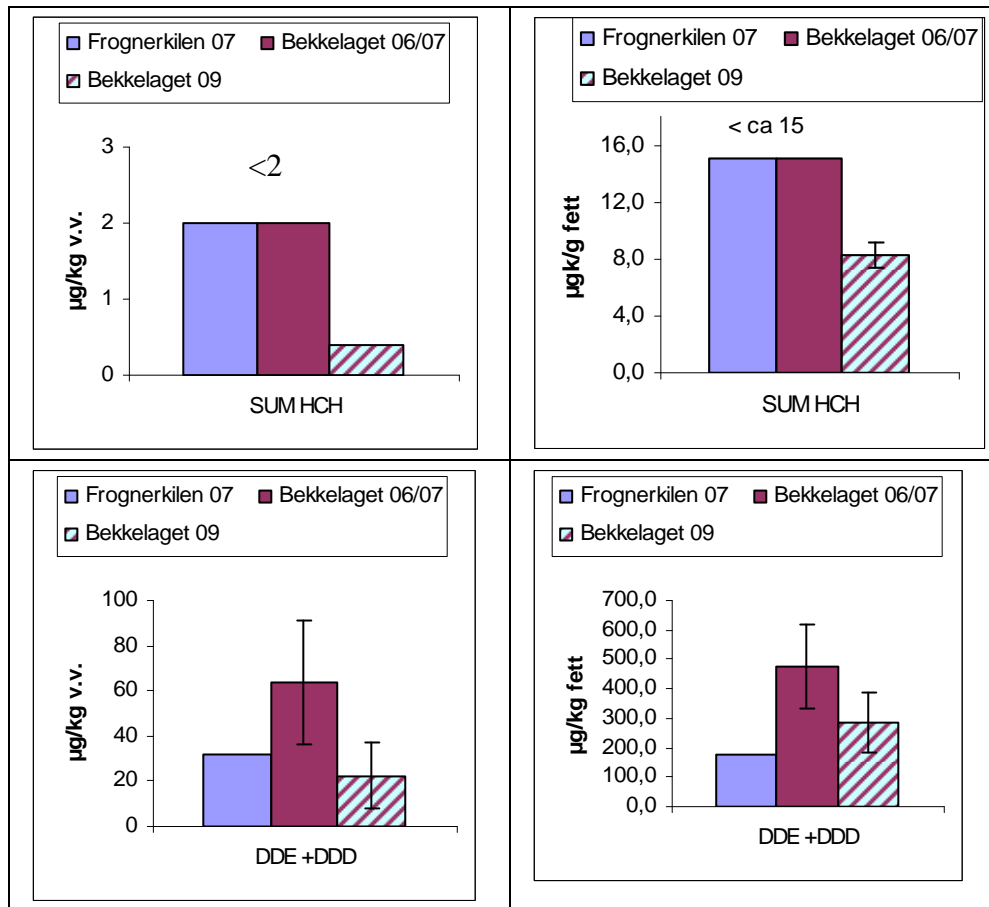
3.4.2 PCB og andre klororganiske forbindelser

Det ble gjennomgående observert lavere konsentrasjoner av PCB og andre klororganiske forbindelser i skrubbe fra Bekkelagsbassenget i 2009 sammenlignet med 2006/2007 (**Figur 31, Figur 32**). Også fettinnholdet i leveren var lavere i fisken innsamlet i 2009 (**Figur 31**). Fordi klororganiske forbindelser i stor grad er knyttet til fettfraksjonen i vevet kunne en tenke seg at konsentrasjonsnedgangen skyldes endringer i fettinnholdet. Omregning viser imidlertid at nedgangen også er tydelig når konsentrasjoner presenteres på fettbasis. Nedgangen presentert på våtvektbasis er signifikant for alle forbindelsene vist i **Figur 31** og **Figur 32**. På fettbasis er nedgangen i skrubbe fra Bekkelagsbassenget signifikant for HCB og sum HCH.

Pga det lave antall skrubbe som ble analysert er vi også her usikre på i hvilken grad endringen (dvs. her nedgangen) i konsentrasjon kan knyttes til de gjennomførte anleggsarbeidene. Dersom en tolker analyseresultatene ut fra den mest åpenbare endringen som har funnet sted i Oslo havn fra 2006/2007 til 2009, dvs. mudrings- og deponeringsarbeidene, så kan det se ut som om arbeidene har medført en generell reduksjon i innholdet av klororganiske forbindelser i skrubbelever. En slik konklusjonen er motsatt av det en hadde kommet frem til for metaller (se kapitel 3.4.1) dersom en knytter økningen til samme påvirkningsfaktor.



Figur 31. Midlere konsentrasjon på våtvektsbasis ($\mu\text{g/kg v.v.}$) og fettbasis ($\mu\text{g/kg fett}$) av sum PCB7, HCB og fettinnhold i lever av skrubbe fra Frognerkilen (august 07) og Bekkelaget (fanget i 2007 og 2009). 95 % konfidensintervall er inntegnet for prøvene fra Bekkelaget.



Figur 32. Midlere konsentrasjon på våtvektsbasis ($\mu\text{g}/\text{kg v.v.}$) og fettbasis ($\mu\text{g}/\text{kg fett}$) av Sum DDE og DDD, sum HCH (alfa og beta) i lever av skrubbe fra Frognerkilen (august 07) og Bekkelaget (fanget i 2007 og 2009). 95 % konfidensintervall er inntegnet for prøvene fra Bekkelaget. Merk at resultatene for sum HCH lå under deteksjonsgrensen (dvs. $<2 \mu\text{g}/\text{kg v.v.}$ for prøver fra 2007). For prøvene fra 2009 var det bare gamma-HCH som lå under deteksjonsgrensen, mens middelveiden for alfa-HCH lå på ca $0,4 \mu\text{g}/\text{kg v.v.}$

3.5 Torsk

Torsk er hovedsakelig en bunnfisk, men større individer kan ha et mer pelagisk levevis. Selv om torsk er en bunnfisk er den ikke på samme måte som skrubbe i kontakt med sedimentet og den ernærer seg både i de frie vannmasser og ved bunnen. Mindre fiskearter hører til hovednæringen, men den tar også krepsdyr, børstemark, muslinger og slangestjerner. Bekkelagsbassenget er et av flere gyteområder for torsk i indre Oslofjord (Berge et al. 2010)

3.5.1 Metaller

Observerte middelkonsentrasjoner av metaller i torsk innfanget i Frognerkilen og Bekkelagsbassenget i 2006 og 2009 viser ingen signifikante forskjeller verken mellom de to lokalitetene eller mellom innsamlingstidspunkt med et mulig unntak for krom (de fleste verdier lå under deteksjonsgrensen) og bly hvor fisken fra Bekkelaget i 2009 hadde signifikant høyere konsentrasjoner enn fisken fra samme sted i 2006 (**Figur 33**).

Vi har sammenlignet de observerte metallverdiene med grenseverdier gitt i Klifs system for klassifisering av miljøkvalitet (Molvær et al 1997). Av de analyserte metallene i torsk er det imidlertid kun kvikksølv i filet som inngår i dette klassifiseringssystemet. For de øvrige metaller har vi derfor kommentert resultatene i forhold til et forslag til klassifisering gitt av Knutzen og Skei (1990). Vi har også kommentert de observerte metallkonsentrasjonene fra Bekkelaget og Frognerkilen i forhold til tilsvarende observasjoner gjort i forbindelse med annen overvåking i fjorden (Green et al. 2009, Knutzen et al. 2000)

Kvikksølv

Middelkonsentrasjonen av kvikksølv var svært lik for begge områder og var i fisk fra Bekkelagsbassenget i 2006 bare ubetydelig høyere enn øvre grense for klasse I i Klifs system for klassifisering av miljøkvalitet, mens de i 2009 i fisk fra begge områder lå under denne grense (**Figur 33**). De nivåene av kvikksølv som ble observert i 2009 ligger også under det som er observert i torsk fra Steileneområdet i perioden 2002-2008 (**Tabell 10**).

I 1997-1998 analyserte Knutzen et al. (2000) kvikksølv i torskefilet fra en del områder i indre Oslofjord (inkludert havnebassenget og Bekkelagsbassenget). Resultatet av disse analysene ses i **Tabell 11** og viser at torsk fra blant annet havnebassenget og Bekkelagsbassenget i 1997-98 inneholdt noe mer kvikksølv enn det som nå er observert (**Figur 33**). Fisken fra Hvervenbukta derimot inneholdt mindre enn det som nå er observert i Bekkelagsbassenget og Frognerkilen.

De observerte konsentrasjoner av kvikksølv ligger også godt under EUs øvre grense for sjømat, som for torsk er 0,5 µg/g v.v. (Kommissjonsregulativ EC 2001/446).

Bly

Blykonsentrasjonen hadde økt fra 2006 til 2009 i torsk fra Bekkelagsbassenget. Alle de observerte konsentrasjoner av bly (se **Figur 33**) lå likevel under det Knutzen og Skei (1990) antyder kan være grense for høyt bakgrunnsnivå i torskelever (0,1 mg/kg v.v.). Blykonsentrasjonene fra begge områder lå i 2009 også godt under det som er observert i lever av torsk fra Steileneområdet i perioden 2002-2008 (**Tabell 10**).

Kadmium

De observerte konsentrasjoner av kadmium lå alle godt under det Knutzen og Skei 1990 antyder kan være grense for høyt bakgrunnsnivå i torskelever (0,5 mg/kg v.v.). Konsentrasjonene av kadmium i torsk innfanget i Frognerkilen i 2006 (se **Figur 33**) lå omtrent i samme nivå som observert i torsk fra Steilene (**Tabell 10**), mens konsentrasjonen i fisk fra Bekkelaget i 2006 og Bekkelaget og Frognerkilen i 2009 lå i samme nivå eller lavere enn i torsk fra Steilene.

Arsen, krom og kobber

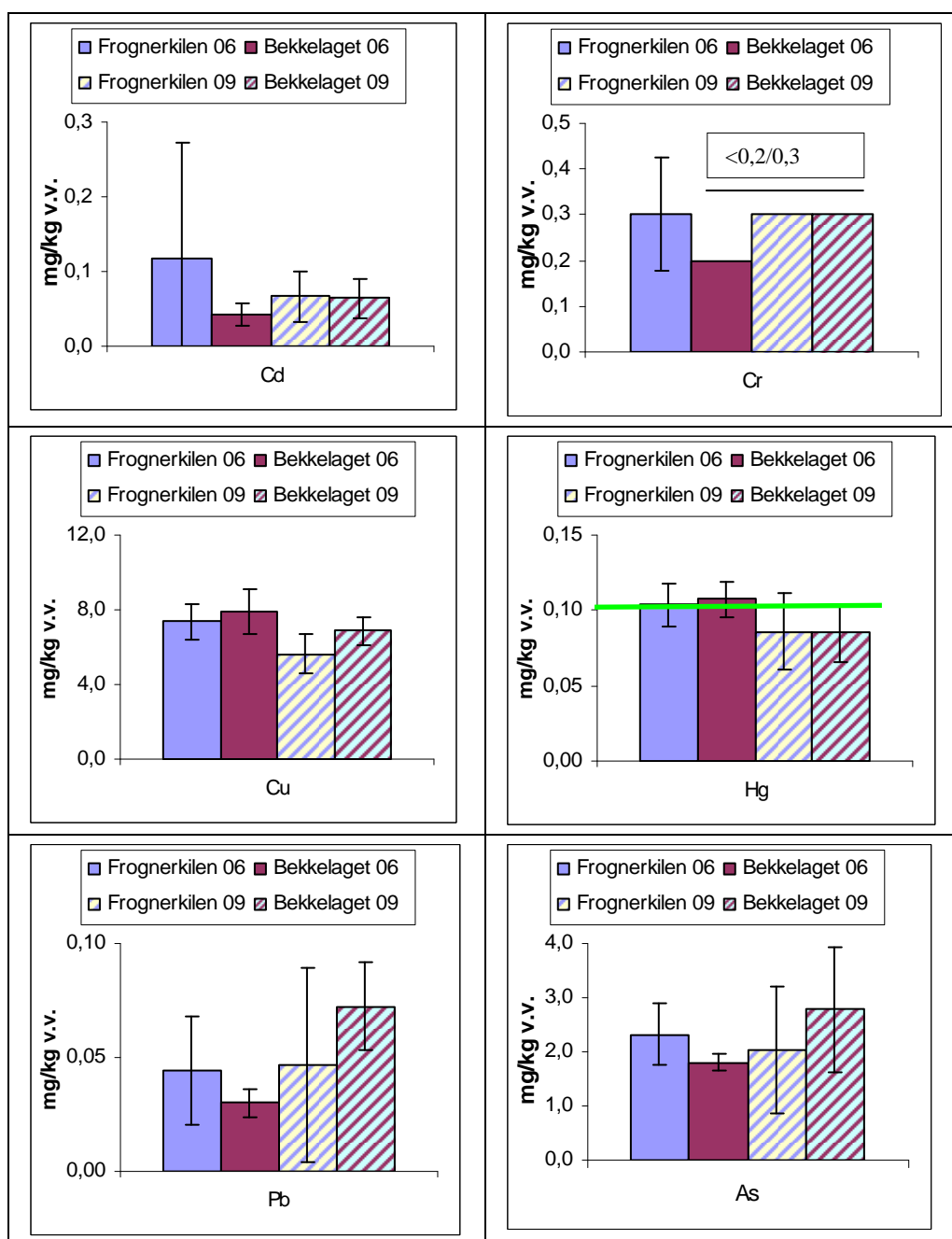
Knutzen og Skei (1990) antyder at grensen for høyt bakgrunnsnivå i torskelever for metallene As, Cr, og Cu er henholdsvis 10, 0,5 og 10 mg/kg v.v. Konsentrasjonen av disse tre metaller i torskelever fra fisk innsamlet i Bekkelagsbassenget og Frognerkilen lå begge år under disse grenser.

Overordnet vurdering av metallkonsentrasjoner i torsk

Totalt sett synes ikke metallkonsentrasjonene som er målt i fisk fra Bekkelagsbassenget og Frognerkilen å være spesielt høye noen år.

Det er rimelig å gå ut fra at mudrings- og deponeringsarbeidene er den viktigste kilden til en eventuell endring i eksponeringsforhold for miljøgifter i Oslo Havn mellom 2006/2007 og 2009/2010. I så fall viser resultatene at tiltakene ikke har medført en økning i konsentrasjonen av metaller i torsk med unntak av bly i fisk fra Bekkelagsbassenget

Observasjonene fra torsk er ikke i samsvar med det en så i skrubbe hvor det tilsynelatende og med uttak for bly så ut til å være høyere konsentrasjoner i 2009 sammenlignet med 2006/2007.



Figur 33. Midlere konsentrasjon av metaller i lever (Cd, Cr, Cu, Pb, As) og filet (Hg) fra torsk fra Frognerkilen og Bekkelaget fanget i desember 2006 og senhøstes 2009. 95 % konfidensintervall er inntegnet. Merk at konsentrasjonen som oppgis for krom fra Bekkelaget i 2006 og 2009 og Frognerkilen var $>0,2/0,3 \mu\text{g}/\text{kg}$ i alle de 5 analyserte prøver. Dette antydes i figuren. Grønn strek i figuren for Hg markerer øvre grense for klasse I i Klif's klassifisering av miljøkvalitet.

Tabell 10. Median konsentrasjon av metaller i torsk-lever (Cd, Pb) og torsk-filet (Hg) innsamlet i perioden 2002-2008 i Steileneområdet (stasjon 30B) i forbindelse med langtidsovervåking langs kysten (data fra Green et al. 2009).

Vevstype	Torsk-lever	Torsk-lever	Torsk-filet
Metall/årstall	Cd	Pb	Hg
2002	0,106	0,513	0,15
2003	0,114	0,24	0,163
2004	0,1	0,17	0,134
2005	0,0734	0,138	0,147
2006	0,115	0,101	0,225
2007	0,19	0,29	0,17
2008	0,174	0,3	0,255
Gjennomsnitt	0,12	0,25	0,18

Tabell 11. Konsentrasjonen av kvikksølv i torskfilet fra (A) fisk innsamlet i perioden 1997-1998 i en del områder i indre Oslofjord (data fra Knutzen et al. 2000) og (B) fisk innsamlet i Bekklagsbassenget og Frognerkilen i 2006 (samme data som vist i Figur 33).

Prøvested	A Hg (mg/kg v.v.)	B Hg (mg/kg v.v.)
Breivoll/Bunnefjorden	0,12	
Hvervenbukta	0,04	
Ormøya/Ulvøya/Bekklagsbassenget	0,15	2006: 0,11; 2009: 0,085
Havnebassenget	0,19	2006: 0,10 ²⁾ 2009: 0,085 ²⁾
Lysakerfjorden	0,16	
Veas/Bjørkås	0,16	

²⁾Data fra Frognerkilen

3.5.2 PCB og andre klororganiske forbindelser

I motsetning til hos skrubbe (se 3.4.2) ble det i begge områder observert kun en relativt liten endring i fettinnholdet fra 2006 til 2009 (**Figur 34**). Resultatene er derfor vist kun på våtvektsbasis.

Det ble både i Frognerkilen og Bekklagsbassenget observert en nedgang i konsentrasjonen av PCB og de øvrige klororganiske forbindelser (unntatt HCH) fra 2006 til 2009 (**Figur 34**). Nedgangen var signifikant for PCB og for summen av DDE og DDD i prøvene fra Frognerkilen og for HCB i begge områder. For HCH antydes imidlertid en økning i begge områder, men økningen er kun signifikant i torsk fra Bekklagsbassenget og nivåene er lave (**Figur 34**).

Konsentrasjonen av sum PCB₇ i torsk-lever fra begge områder og begge år er relativt høy (se **Figur 34** og **Tabell 12**), dvs. (klasse III) i henhold til Klifs klassifisering av miljøkvalitet

(Molvær et al. 1997). Tilsvarende høye nivåer (Klasse III) er også observert ved Steilene i 2009 og tidligere år (Green et al. 2010 se også **Tabell 13**).

De øvrige klororganiske forbindelsene ble observert i relativt lave konsentrasjoner i begge områder (se **Figur 34**).

Konsentrasjonen av sum PCB₇ var i 2009 lavere enn det som ble observert i torsk fra Steileneområdet i 2005, 2006 og 2008. For fisk fra Bekkelaget var imidlertid konsentrasjonen av PCB høyere enn det som ble observert i 2002 og 2003 i fisk fra Steilene (**Tabell 13**). Merk imidlertid at PCB-konsentrasjonen som i 2009 ble observert i torsk fra Frognerkilen var lavere enn det som antydes for fisk fra Steilene i hele perioden 2002-2008. Konsentrasjonen i torsk fra Frognerkilen var i 2009 likevel klart høyere enn det som er observert lenger ut i fjorden ved Hurum (Berge 2000), noe som generelt er forventet ut fra resultater fra overvåking som nå gjøres i regi av Coordinated Environmental Monitoring Programme (CEMP) (tidligere omtalt som Joint Assessment and Monitoring Program) (Green et al. 2008).

I perioden 1997-1998 ble det innsamlet en del torsk fra indre Oslofjord som ble analysert for klororganiske forbindelser (Knutzen et al. 2000). Resultater fra disse analyser ses i **Tabell 12** og viser at de konsentrasjonene av PCB som ble observert i torsk fra Bekkelagsbassenget i 2006 og 2009 og Frognerkilen i 2006 er relativt like det som ble observert på et flertall av stasjonene i indre Oslofjord i 1998 (**Tabell 12**), med unntak av torsk fra Kavringen-Hovedøya og Lysakerfjorden som hadde noe høyere PCB konsentrasjoner. PCB-konsentrasjonen i torsk innfanget i Frognerkilen i 2009 (**Figur 34**) var imidlertid klart lavere enn det som ble observert i indre Oslofjord i 1997-1998 (**Tabell 12**).

Tabell 12 tyder på at de øvrige klororganiske forbindelsene i torskelever forekom i høyere eller tilsvarende konsentrasjoner i perioden 1997-1998 som det som ble observert i fisk fra Bekkelagsbassenget og Frognerkilen i 2006 og 2009 (**Figur 34**).

Det relativt høye PCB-nivået i torskelever i 2006 tilsier at det har vært et potensial for å kunne måle en nedgang i konsentrasjon av PCB dersom de gjennomførte tiltakene har ført til at torskens byttedyr oppnår et redusert innhold av PCB. Nedgangen i PCB-konsentrasjonen i Frognerkilen kan være et resultat av dette.

De observerte konsentrasjoner av HCB, HCH og sum DDE+DDD i både Bekkelagsbassenget og Frognerkilen var lave, men høyere enn det som tidligere er observert i torskelever fra Hurumområdet (Berge 2000).

Det ble verken i 2006 eller 2009 observert signifikante forskjeller i konsentrasjon mellom torsk som er innfanget i Bekklagsbassenget og Frognerkilen. Dette kan tyde på at (1) den lokale eksponeringen, innen samme år er den samme i begge områder. Likheten kan imidlertid like gjerne skyldes at (2) torsken vandrer over større områder i indre Oslofjord og at eventuell effekt av lokale forskjeller i eksponering utviskes noe fordi fisken tar til seg mat som inneholder PCB fra et mye større område. Likevel har det skjedd en klar nedgang i PCB-konsentrasjonen i torsk fra Bekkelaget fra 2006 til 2009.

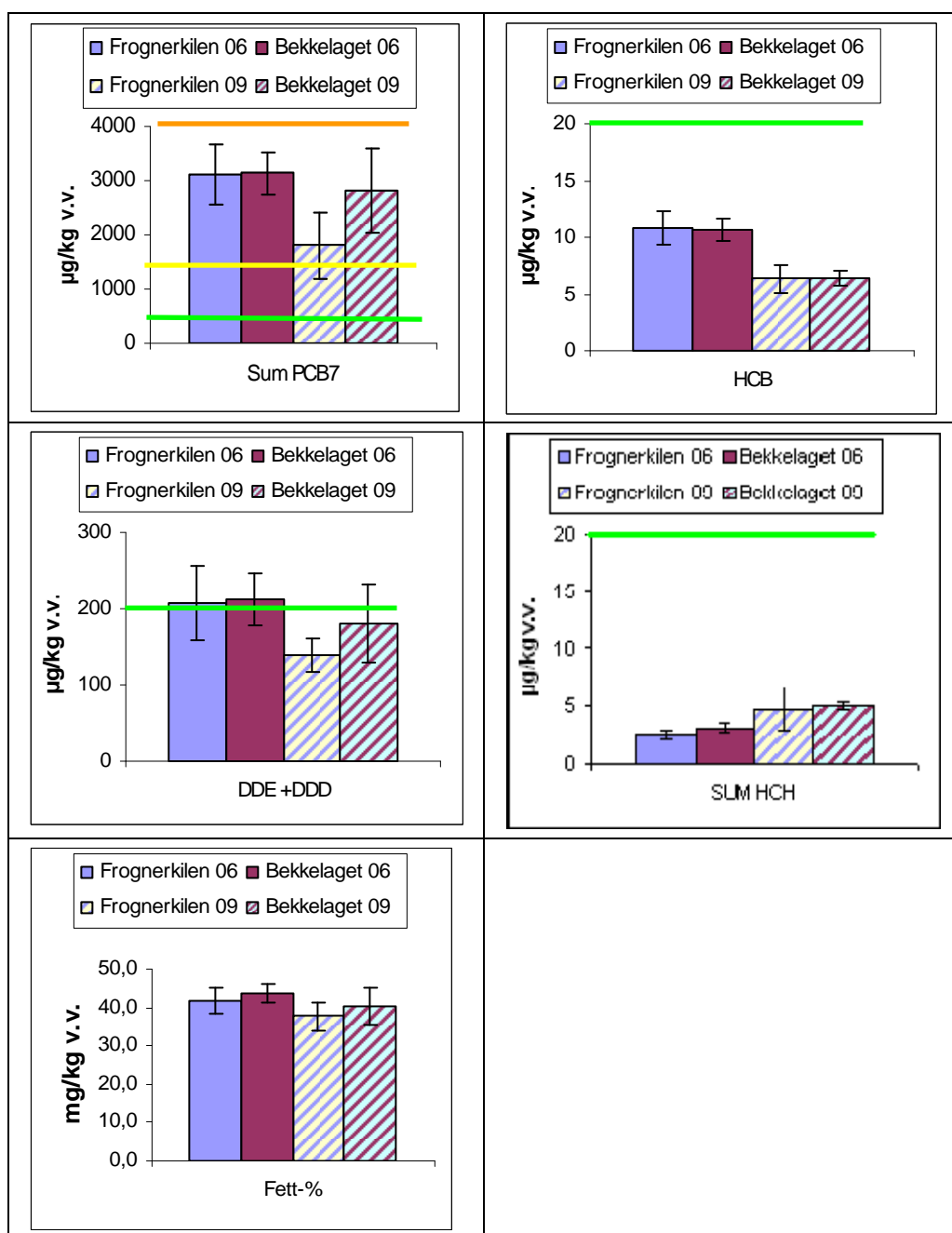
Siden klororganiske forbindelser som PCB i hovedsak tas opp via føde blir det gjennomsnittskonsentrasjonen av PCB i byttedyrene som fisken spiser fra hele vandringsområdet i indre Oslofjord som er avgjørende for konsentrasjonen i fisken.

Skulle det være forhold som har ført til øket eller redusert spredning av PCB vil dette trolig kunne detekteres dersom spredningen medfører at konsentrasjonen i byttedyr øker eller minker over et relativt stort område av fjorden. Ut fra overvåkingen som foretas på fisk fra Steilene er det imidlertid klart at det kan være relativt store ”naturlige” fluktasjoner i konsentrasjonen av PCB i torsk fanget inn på ulike år uten at en kan knytte dette til spesielle hendelser.

Overordnet vurdering av innholdet av klororganiske forbindelser i torsk

Med unntak av for PCB synes ikke de konsentrasjoner av klororganiske forbindelser som er målt i torsk fra Bekkelagsbassenget og Frognerkilen å være spesielt høye noen år. Til tross for en nedgang i PCB-innholdet så er nivåene fremdeles høye (tilstandsklasse klasse III). Tilsvarende høye nivåer (Klasse III) er også observert ved Steilene i indre Oslofjord de senere år (også i 2009).

Det er rimelig å gå ut fra at mudrings- og deponeringsarbeidene er den viktigste kilden til en eventuell endring i eksponeringsforhold for miljøgifter i Oslo Havn mellom 2006/2007 og 2009/2010. I så fall viser resultatene at gjennomføring av mudrings- og deponeringsarbeidene har medført en reduksjon i konsentrasjonen av klororganiske forbindelser i torsk. Konklusjonen er i hovedsak i samsvar med det en så i skrubbe.



Figur 34. Midlere konsentrasjon av sum PCB7, HCB, nedbrytningsprodukter av DDT (dvs. summen av p,p-DDE og p,p-DDD), sum HCH (alfa og beta) og fettinnhold i lever av torsk fra Frognerkilen og Bekkelaget fanget i desember 2006 og senhøstes 2009. 95 % konfidensintervall er inntegnet. Merk at øvre grense for KLIFs tilstandsklasser er inntegnet (Grønn=klasse I, gul=klasse II, Orange=klasse III). Grenseverdi inntegnet for DDE+DDD gjelder for Σ DDE, DDD, DDT. Grenseverdien som er inntegnet i figuren for HCH gjelder for summen av alfa-, beta- og gammaisomeren. Merk at verdiene for gamma-HCH for 2009 lå under deteksjonsgrensen (1-0,5 $\mu\text{g/kg v.v.}$). I beregning av Sum HCH er et tall tilsvarende deteksjonsgrensen benyttet.

Tabell 12. Konsentrasjonen av sum PCB7, nedbrytningsprodukter av DDT (dvs. summen av p,p-DDE og p,p-DDD), sum HCH (summen av alfa og gamma isomeren) og fettinnhold i lever av torsk (*Gadus morhua*) innsamlet i indre Oslofjord (A) i perioden 1997-1998 (data fra Knutzen et al. 2000) og (B) i 2006 og 2009 (samme data som vist i **Figur 34**). Data er klassifisert i tilstandsklasser ifølge KLIFs klassifiseringssystem (Molvær et al. 1997).

Fargekoder brukt på ulike tilstandsklasser i tabellen:

I. Ubetydelig- lite forurenset	II. Moderat forurenset	III. Markert forurenset	IV. Sterkt forurenset
V. Meget sterkt forurenset	Ikke i klassifiseringssystem/kan ikke klassifiseres		

A

Prøvested	Sum PCB7 (µg/kg v.v.)	DDE+DDD (µg/kg v.v.)	Sum HCH (µg/kg v.v.)	HCB (µg/kg v.v.)	% Fett
Breivoll/Bunnefjorden	2958	377	16	7	41,3
Bekklagsbassenget	3087	427	15	7	38,4
Kavringen-Hovedøya	4862	608	15	9	47,9
Lysakerfjorden	3941	540	22	15	56,3
Bærumsbassenget	2938	433	20	8	59,0
Veas/Bjørkås	2928	418	24	10	56,2
Dyno/Sætre	2968	458	15	11	54,3

B

Prøvested	Sum PCB7 (µg/kg v.v.)	DDE+DDD (µg/kg v.v.)	Sum HCH (µg/kg v.v.)	HCB (µg/kg v.v.)	% Fett
Frognerkilen 2006	3097	206	2,5	11	41,8
Bekkelaget 2006	3136	212	3,1	11	43,8
Frognerkilen 2009	1811	139	4,7	6,3	37,7
Bekkelaget 2009	2809	181	5	6,3	40,2

Tabell 13. Median konsentrasjon sum PCB7 (µg/kg v.v.) i torskelever innsamlet i perioden 2002-2008 i Steilene området (stasjon 30B) i forbindelse med langtidsovervåking langs kysten (data fra Green et al. 2009). For fargekoder brukt for klassifisering se **Tabell 12**.

Vevstype	Torsk-lever
Metall/årstall	Sum PCB 7
2002	2230
2003	2140
2004	2620
2005	4160
2006	3550
2007	2160
2008	3780

4. Konklusjoner

Hovedhensikten med rapporten er å presentere data fra før, under og etter anleggsarbeidene i Oslo havn. Sammenligningen er ment å skulle belyse i hvilken grad oppryddingsaktiviteten i Oslo havnedistrikt på lenger sikt har påvirket miljøgiftinnholdet i organismer i havnebassenget, deponiområdet i Bekkelagsbassenget og for noen få prøvetyper (reker) også lenger ut i fjorden

Hypotesen er i utgangspunktet at oppryddingsaktiviteten først og fremst skal gi positive effekter i form av reduserte konsentrasjoner på lengre sikt.

Analysene er gjort på blåskjell, dypvannsreke, skrubbe og torsk som opptrer i ulike deler av miljøet og derfor kan være utsatt for ulik eksponering. Resultatene er for de enkelte artene ikke entydige med hensyn til mulige effekter av de tiltak som er gjennomført. Hovedtendensen er likevel at det kan spores en viss konsentrasjonsnedgang i prøver tatt etter at mudrings- og deponeringsarbeidene var ferdige (senhøstes 2009 og våren 2010) i forhold til før og under anleggsarbeidene.

I Norge er det imidlertid også gjennomført mer generelle tiltak som har ført til reduserte miljøgiftutslipp (Sørensen 2010). Slike tiltak vil på sikt medføre at nivåene i miljøet vil gå ned uavhengig av de lokale tiltakene i Oslo havn. Dette gjør det vanskelig å entydig knytte konsentrasjonsendringer til de lokale tiltakene i Oslo havn.

Overvåkingen skal fortsette med mer prøvetaking i 2010/11 og 2012. Når disse analyser foreligger vil en få et bedre datagrunnlag til å belyse mulige effekter av tiltakene.

4.1 Blåskjell

Blåskjell opptrer normalt i grunnområder (ca 0-2 m). De eksponeres for miljøgifter bundet til partikler, men kan også eksponeres for løste forbindelser.

Miljøgiftanalyser av blåskjell er gjort i to serier:

1. Paddehavet, Bygdøyenes og Lysaker/Bestumkilen

Konsentrasjonene av miljøgifter var med unntak for TBT relativt lave (tilstandsklasse I –II) i skjell fra Paddehavet, Bygdøyenes og Lysaker/Bestumkilen på både i 2006, 2009 og 2010 (**Figur 5**). For TBT var konsentrasjonen klart høyere i 2006 i startfasen av anleggsarbeidene (tilstandsklasse III) enn i 2009 og 2010 (tilstandsklasse II på 2 av 3 stasjoner) etter at mudring og deponering var ferdig. Ut fra de marginale forskjeller en ser mellom analyser foretatt på skjell fanget i Paddehavet, Bygdøyenes og Lysaker/Bestumkilen i 2006 sammenlignet med skjell innsamlet samme sted i 2009 og 2010 er det ikke mulig å si om tiltaket foreløpig har hatt noe effekt. Tendensen er likevel, at det med et klart unntak for arsen, kan ha vært en viss forbedring. Denne mulige forbedringen ses klarest for bly, kobber, TBT og TPhT.

2. Deponiområdet ved Malmøykalven og tiltaksområdet i Oslo havn

Når det gjelder metaller er hovedinntrykket at verdiene i deponiområdet lå lavere eller i samme nivå i 2009 og 2010 sammenlignet med perioden 2006-2008 (**Figur 7, Figur 9, Figur 11, Figur 13, Figur 14**). For enkelte metaller (eksempelvis arsen) antydes likevel at skjellene fra deponiområdet hadde noen høyere konsentrasjoner i 2009 og 2010 sammenlignet med perioden 2006-2008 (se **Figur 5**).

Resultatene fra tiltaks-/mudringsområdet antyder en forbedring i forhold til perioden 2006-2008 for bly (**Figur 15**), kadmium (**Figur 7**) og kobber (**Figur 11**), mens det for de øvrige metallene var ingen eller en mindre tydelig forskjell. Med unntak av arsen er det en tendens til at metallkonsentrasjonene i skjell fra tiltaksområdet og deponiområdet ligger nærmere hverandre i 2009 og 2010 enn i første del av observasjonsperioden (2007) (se eksempelvis **Figur 10**). Dette kan ha sammenheng med at tiltakene i havneområdet har hatt en viss konsentrasjonsreducerende effekt. En slik konsentrasjonsreducerende effekt i tiltaksområdet antydes også for PCB, DDE+DDD, sum PAH, KPAH, TBT og TPhT.

4.2 Reker

Dypvannsreke er knyttet til bunnen og lever på, eller rett over leire- eller mudderholdig bunn. Normalt opptrer ikke rekene grunnere enn ca 50 m. Reken eksponeres for miljøgifter via føde, vann og ved kontakt med bunnsstratet. I lys av at det i utgangspunktet (2006) var lave konsentrasjoner i rekene og at innsamlingsområdet ved Steilene ligger relativt langt fra tiltaksområdet, er vi skeptiske til å bruke mudrings- og deponeringsarbeidene som en god forklaringsmodell for de relativt marginale endringene som er observert. Vi er derfor også tilbakeholdne med å konkludere i hvilken grad tiltakene i Oslo havn har bidratt til de små, men i visse tilfeller signifikante forskjellene som er observert mellom 2006 og 2009. Dersom en likevel tolker konsentrasjonsendringene i lys av mudrings- og deponeringsarbeidene i Oslo havn så kan det se ut som om arbeidene har medført en økning i konsentrasjonen av PCB og DDE, en nedgang i konsentrasjonen av TPhT og PAH og ingen endring når det gjelder HCB og TBT. Uansett er imidlertid de observerte konsentrasjonene relativt lave og PCB-konsentrasjonen som ble observert i reker i 2009 ville bli karakterisert til tilstandsklasse II (moderat forurenset) dersom en legger Klifs kriterier for blåskjell eller torskefilet til grunn.

4.3 Skrubbe

Skrubbe har nær tilknytning til bunnen. Den opptrer hovedsakelig på bløtbunn, men kan også opptre på mer blandet bunn. Når skrubbe opptrer på bløtbunn ligger den ofte delvis nedgravd i sedimentet og kan eksponeres for de miljøgifter som måtte være knyttet til sedimentene.

Det ble med unntak av for bly observert høyere metallkonsentrasjoner i skrubbe fra Bekkelagsbassenget i 2009 sammenlignet med 2006/2007 (**Figur 30**). For metallene kadmium, krom, kobber og arsen var denne økningen signifikant. Det er imidlertid kun for kadmium at denne konsentrasjonsøkningen har medført konsentrasjoner over det som er antatt å være et høyt bakgrunnsnivå. For kvikksølv og kobber ligger konsentrasjonen fremdeles under bakgrunnsnivå.

Det ble gjennomgående observert lavere konsentrasjoner av PCB og andre klororganiske forbindelser i skrubbe fra Bekkelagsbassenget i 2009 sammenlignet med 2006/2007. På fettbasis er nedgangen i skrubbe fra Bekkelagsbassenget signifikant for HCB og sum HCH.

Med forbehold om at det ble analysert få fisk, så peker resultatene i retning av at mudrings- og deponeringsarbeidene har medført en generell økning i konsentrasjonen av de fleste metaller og en reduksjon i innholdet av klororganiske forbindelser i skrubbe fra Bekkelagsbassenget.

4.4 Torsk

Torsk er hovedsakelig en bunnfisk, men større individer kan ha et mer pelagisk levevis. Selv om torsk er en bunnfisk er den ikke på samme måte som skrubbe i kontakt med sedimentet.

Observerte gjennomsnittskonsentrasjoner av metaller i torsk innfanget i Frognerkilen og Bekkelagsbassenget i 2006 og 2009 viser ingen signifikante forskjeller verken mellom de to lokaliteter eller mellom innsamlingstidspunkt med et mulig unntak for krom (de fleste verdier lå under deteksjonsgrensen) og bly hvor fisken fra Bekkelaget i 2009 hadde signifikant høyere konsentrasjoner enn fisken fra samme sted i 2006 (**Figur 33**).

Totalt sett synes ikke metallkonsentrasjonene som er målt i fisk fra Bekkelagsbassenget og Frognerkilen å være spesielt høye noen år.

Det er rimelig å gå ut fra at mudrings- og deponeringsarbeidene er den viktigste kilden til en eventuell endring i eksponeringsforhold for metaller i Oslo Havn mellom 2006/2007 og 2009/2010. I så fall viser resultatene at arbeidene ikke har medført en økning i konsentrasjonen av metaller med unntak av bly i fisk fra Bekkelagsbassenget. Konklusjonen er ikke i samsvar med det en så i skrubbe for metaller.

Det ble både i Frognerkilen og Bekkelagsbassenget observert en nedgang i konsentrasjonen av PCB og de øvrige klororganiske forbindelser (unntatt HCH) fra 2006 til 2009 (**Figur 34**). Nedgangen var signifikant for PCB og summen av DDE og DDD i prøvene fra Frognerkilen og for HCB i begge områder. For HCH antydes en økning i begge områder, men økningen er trolig kun signifikant i torsk fra Bekkelagsbassenget.

Konsentrasjonen av sum PCB₇ i torskelever var relativt høy (klasse III) i alle 4 prøver i henhold til Klifs klassifisering av miljøkvalitet (Molvær et al. 1997), mens de øvrige klororganiske forbindelsene ble observert i relativt lave konsentrasjoner i begge områder (se **Figur 34**).

På samme måte som for metaller er rimelig å gå ut fra at mudrings- og deponeringsarbeidene er den viktigste kilden til en eventuell endring i eksponeringsforhold for klororganiske forbindelser i Oslo Havn mellom 2006/2007 og 2009/2010. I så fall viser resultatene at arbeidene har medført en reduksjon i konsentrasjonen av klororganiske forbindelser. Konklusjonen er i hovedsak i samsvar med det en observert i skrubbe.

5. Litteratur

- Berge, J.A., 2000. Polyklorerte bifenyler (PCB) i sediment, strandmateriale og torsk fra området utenfor Hurum Papirfabrikk. Niva-rapport 4283-2000, 31 s.
- Berge, J.A. 2001. Miljøgifter i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra grunnområdene rundt et planlagt dypvannsdeponi ved Malmøykalven, indre Oslofjord. NIVA rapport l.nr. 4463. 23 s.
- Berge, J.A. , Amundsen, C. E., Eggen, T., (Bioforsk), Hylland, K., Bøe, E., 2006. Naturlig nedbrytning og biotilgjengelighet av tinnorganiske forbindelser i marine sedimenter. NIVA report no. 4996 (SFT report TA 2091/2005), 72pp.
- Berge, J.A., 2007a. Oppsummering av overvåkingsdata – Blåskjell fra indre Oslofjord Pr.februar, 2007. NIVA notat av 16. august 2007.
- Berge, J.A., 2007b. Oppsummering av overvåkingsdata – Blåskjell fra indre Oslofjord Pr. august, 2007. NIVA notat av 07. november 2007.
- Berge, J.A., H.C. Nilsson og M. Walday. 2007. Utlekking av rene leirmasser i Bekkelagsbassenget – førundersøkelse. NIVA rapport l.nr. 5338. 48s.
- Berge, J.A., 2008a. Oppsummering av overvåkingsdata – Blåskjell fra indre Oslofjord Pr. oktober, 2007. NIVA notat av 19. januar 2008.
- Berge, J.A. 2008b. Oppsummering av overvåkingsdata – Blåskjell fra indre Oslofjord Pr. desember, 2007. NIVA notat av 31. januar 2008. 39s.
- Berge, J.A. 2008c. Oppsummering av overvåkingsdata – Blåskjell fra indre Oslofjord Pr. februar, 2008. NIVA notat av 07. mai 2008. 39s.
- Berge, J.A. 2008d. Oppsummering av overvåkingsdata – Blåskjell fra indre Oslofjord Pr. april, 2008. NIVA notat av 11. august 2008. 41s.
- Berge, J.A. 2008e. Ekstraanalyser av PAH i blåskjell fra tiltaksområdet i indre Oslofjord – april 2008. NIVA notat av 1. september 2008. 8s.
- Berge, J.A. 2008f. Oppsummering av overvåkingsdata – Blåskjell fra indre Oslofjord Pr. juni, 2008. NIVA notat av 23. oktober 2008. 40s.
- Berge, J.A. 2008g. Oppsummering av overvåkingsdata – Blåskjell fra indre Oslofjord Pr. august, 2008. NIVA notat av 23. desember 2008. 40s.
- Berge, J.A, Schøyen, M. og Øxnevad, S. 2008 a. Supplerende tiltaksovervåking i indre Oslofjord – miljøgifter i blåskjell, fisk og reker. Årsrapport 2007, (TA 2383/2008), NIVA-rapport nr 5591, 66s.
- Berge, J.A., H.C. Nilsson og M. Walday. 2008 b. Utlekking av rene leirmasser i Bekkelagsbassenget – etterundersøkelse 2007. NIVA rapport l.nr. 5540. 57s.

- Berge, J.A. 2009a. Oppsummering av overvåkingsdata – Blåskjell fra indre Oslofjord
Pr. oktober, 2008. NIVA notat av 26. januar 2009. 40s.
- Berge, J.A. 2009b. Oppsummering av overvåkingsdata – Blåskjell fra indre Oslofjord
Pr. desember, 2008. NIVA notat av 20. mars 2009, 42s.
- Berge, J.A., 2009c. Oppsummering av overvåkingsdata –
Analyse av fisk fra Frognerkilen og Bekkelagsbassenget 2006/2007. NIVA notat av 23. 2009,
59s.
- Berge, J.A., Schøyen, M. og Øxnevad, S., 2009. Supplerende tiltaksovervåking i indre
Oslofjord – miljøgifter i blåskjell. Årsrapport 2008. NIVA-rapport nr 5827 (TA2536/2009),
35s.
- Berge, J.A., Amundsen, R., Bjerkeng, B., Bjerknes, E., Espeland, S.H., Gittmark, J., Holt, T.F.,
Hylland, K., Imrik, C., Johnsen, T., Lømsland, E.R., Magnussøn, J., Nilsson, H.C.,
Rohrlack, T., Sørensen, K. og Walday, M., 2010. Overvåking av forurensningssituasjonen i
indre Oslofjord 2009. NIVA-rapport nr. 5985, 145s.
- Berge, J.A. og Nilsson, H.C., 2010. Kartlegging av sjøbunn med sedimentprofilbilder (SPI) i
indre Oslofjord knyttet til mudring i Oslo havn og dypvannsdeponering ved Malmøykalven –
2009. TA 2638/2010, NIVA rapport nr. 5920-2010, 59s.
- Green, N. og Ruus, A., 2008. Joint Assessment and Monitoring Program (JAMP). Overvåking
av miljøgifter i marine sedimenter og organismer 1981-2006. NIVA-rapport nr 5565-2008
(TA 2372/2008), 93s.
- Green, N.W., Schøyen, M., Øxnevad, S., Ruus, A., Høgåsen, T., Håvardstun, J., Gudmundson
Rogne, Å.K., Tveiten, L. 2009. Hazardous substances in fjords and coastal waters-2008.
Levels, trends and effects. Long term monitoring of environmental quality in Norwegian
coastal waters. NIVA rapport nr. 5867-2009 (TA-2566/2010).
- Green, N.W., Schøyen, M., Øxnevad, S., Ruus, A., Høgåsen, Beylich, B. T., Håvardstun, J.,
Gudmundson Rogne, Å.K., Tveiten, L. 2010. Hazardous substances in fjords and coastal
waters-2009. Levels, trends and effects. Long-term monitoring of environmental quality in
Norwegian coastal waters. NIVA rapport 6048 (TA 2716/2010), 287s.
- Helland, A., Brinchmann, K. og T. Jahren. 2010. Overdekning av dypvannsdeponiet ved
Malmøykalven. Sluttrapport og vurdering av etterkontroll. Rambøll rapport M-RAP-001-
1060036D, 27.05.2010, 33s + vedlegg.
- Knutzen, J. og Skei, J. 1990. Kvalitetskriterier for miljøgifter i vann, sedimenter og
organismer, samt foreløpige forslag til klassifisering av miljøkvalitet. NIVA-rapport nr. 2540,
139s.
- Knutzen, J., E.M. Brevik, N.A.H. Følsvik. og M. Schlabach. 2000. Overvåking i indre
Oslofjord. Miljøgifter i fisk og blåskjell 1997-1998. Overvåkingsrapport 784/99, TA-nr.
1964/1999, NIVA rapport l.nr. 4126. 89s.

Deponeringen ved Malmøykalven -Langsiktig overvåking av miljøgifter i blåskjell, reker og fisk – 2009/2010
(TA-2770/2011)

Molvær, J., J. Knutzen, J. Magnusson, B. Rygg, J. Skei og J. Sørensen 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning. SFT Veiledning 97:03. SFT. 36 s.

Nilsson, H.C. og M. Schaanning, 2009. Undersøkelse av tildekking av dypvannsdeponiet ved Malmøykalven med Sedimentprofilkamera. NIVA rapport LNR 5775-2009. 17 s.

Pettersen, A. og E.Eek, 2010. Oslo Havn KF – Overvåking av forurensing ved mudring og deponering. Kontroll av tildekkingslagets tykkelse. Byggherres egenkontroll. NGI rapport 20051785-00-513-R, 26. februar 2010. 24 s + vedlegg.

Ruus, A. 2007. Oppsummering av overvåkingsdata – Blåskjell fra indre Oslofjord
Pr. desember, 06, NIVA notat oversendt SFT mars 2007.

Schaanning M., C. Harman og E. Alve, 2007. Spredning av partikler og miljøgifter under deponering av masser i dypvannsdeponiet ved Malmøykalven. NIVA rapport 5501-2007. 54 s.

Sørensen, P. 2010. Prioriterte miljøgifter. Nasjonale utslipp – status 2008., Rapport fra Klif (TA-nr. 2738/2010), 120s.

6. Vedlegg

6.1 Vedleggstabell 1. Lengde og vekt av skrubbe innfanget fra Bekkelaget i 2009

Fisk nr	Gruppe nr	Lengde (cm)	Vekt (g)
1	1	26	223,7
2	2	29	311,2
3	1	33	512,5
4	2	35	418
5	1	35	434,8
6	2	35	475,4
7	1	36	483,7

6.2 Vedleggstabell 2. Lengde og vekt av torsk innfanget fra Bekkelaget i 2009

Fisk nr	Gruppe nr	Lengde (cm)	Vekt (g)
1	1	29	218,6
2	2	31	278,3
3	3	33	362,3
4	4	33,5	403,5
5	5	33,5	407,2
6	1	34	371,8
7	2	34	420,4
8	3	35	384,1
9	4	35,5	441,4
10	5	36	441,7
11	1	36,5	401,2
12	2	37,5	428,8
13	3	38	494,3
14	4	38,5	558,3
15	5	38,5	560,3
16	1	39	608,7
17	2	39,5	525
18	3	40	569,4
19	4	46,5	1059,5
20	5	47	1177,9
21	1	52	1488,3
22	2	52,5	1459
23	3	56,5	1932

6.3 Vedleggstabell 3. Lengde og vekt av torsk innfanget fra Frognerkilen i 2009

Fisk nr	Gruppe nr	Lengde (cm)	Vekt (g)
1	1	32	313,2
2	2	36,5	476
3	3	38	517,5
4	1	39	555,6
5	2	42	718,4
6	3	43,5	889,8
7	1	54,5	1639,7
8	2	55,5	1631,8
9	3	58	1674

6.4 Vedleggstabell 4. Oversikt over analysemetoder

Tabell 14.

Parameter	NIVA metode nr.	Metode beskrivelse
Kvikksølv (Hg)	E 4-3	<p>Atomabsorpsjon, kalddampteknikk, amalgamerinssystem.</p> <p><u>Benyttet instrumentering:</u> Perkin-Elmer FIMS-400 med P-E AS-90 autosamplere og P-E amalgamsystem</p>
Kadmium (Cd), bly (Pb), kobber (Cu), arsen (As),	E 8-3	<p>ICP-MS (Plasma-Masse spektrometri)</p> <p>Prøver konserverert med salpetersyre introduseres med en peristaltisk pumpe og overføres til en aerosol i forstøveren. Denne blir ført til argonplasmaet som atomiserer og ioniserer prøven. Etter plasmaet passerer prøven to seriekoblede koner i et område med redusert trykk hvor plasmagassen fjernes. Ionestrømmen fokuseres med en elektrisk ionelinse før den introduseres til det kvadruple massespektrometeret for separasjon basert på masse/ladningsforholdet. Ionene måles med en pulstellingsdetektor.</p> <p><u>Benyttet instrumentering:</u> Perkin-Elmer Sciex ELAN 6000 ICP-MS, utstyrt med P-E autosamplere AS-90, AS-90b prøvebrett og P-E Rinsing Port Kit</p>
Krom (Cr)	E 9-5	<p><u>ICP-AES.</u></p> <p>Prøvene introduseres til instrumentet med en peristaltisk pumpe koblet til en nebulizer der prøveløsningen forstøves. Vanndråpene separeres etter størrelse i et spraykammer og den fine andelen av aerosolen transporteres til et argonplasma, der aerosolen atomiseres og ioniseres. Emisjonen fra plasmaet separeres i spektrometeret og måles med en CCD detektor. Detektoren har et lineært område på 5 - 6 dekadere fra deteksjonsgrensen</p> <p><u>Benyttet instrumentering:</u> Perkin-Elmer Optima 4300 DV, Perkin-Elmer Autosamplere AS 93, Hewlett Packard LaserJet 100, Polyscience Chiller (kjøler).</p>

Vedleggstabell 4 (fortsettelse).

PCB inklusiv pesticider	H 3-4	<p><u>GC/ECD</u> Prøvene tilsettes indre standard og ekstraheres med organiske løsemidler. Ekstraktene gjennomgår ulike rensetrinn for å fjerne interfererende stoffer. Til slutt analyseres ekstraktet ved bruk av gaskromatograf utstyrt med elektroninnfangningsdetektor, GC/ECD. De klororganiske forbindelsene identifiseres ut fra de respektives retensjonstider. Det kan benyttes to kolonner med ulik polaritet. Kvantifisering utføres ved hjelp av indre standard.</p> <p><u>Benyttet instrumentering:</u> Hewlett Packard modell 5890 Series II, med column injector og HP autoinjektor 7673. Systemet er utstyrt med elektroninnfangningsdetektor (ECD).</p>
PAH	H 2-4	<p><u>GC/MSD</u> Prøvene tilsettes indre standarder. Biologisk materiale forsåpes først med KOH/metanol. Deretter ekstraheres PAH med pentan. Ekstraktene gjennomgår så ulike renseprosesser for å fjerne forstyrrende stoffer. Tilslutt analyseres ekstraktet med GC/MSD. PAH identifiseres med MSD ut fra retensjonstider og forbindelsenes molekyllioner. Kvantifisering utføres ved hjelp av de tilsatte indre standarder.</p> <p><u>Benyttet instrumentering</u> Hewlett Packard modell 6890 Series Plus+ og HP 6890 Serie Net, begge med PTV- og split/splitless injector, og HP autosampler 6890 og 7683. Systemet er utstyrt med HD modell 5973 MSD masseselektiv detektor, og kolonne DBM-MS 30 m x 0,25 mm i.d. x 0,25 µm.</p>
Tinnorganiske forbindelser	Analyser utført via ALS	<p>Metode: DIN 19744 Forbehandling: Oppslutning Ekstraksjon: Heksan Derivatisering: Propylering Deteksjon og kvantifisering: GC-AED</p>

6.5 Vedleggstabell 5. Resultater fra analyse av metaller, organiske forbindelser i blåskjell og reker 2009

Side nr.62/88

Norsk
Institutt
for
Vannforskning

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Tel: 22 18 51 00
Fax: 22 18 52 00

ANALYSE RAPPORT



Deres referanse:

Vår referanse:

Dato

Rekv.nr. 2009-2733

O.nr. O 27476

Prøvene ble levert ved NIVAs laboratorium av prosjektmedarbeider, og merket slik som gjengitt i tabellen nedenfor. Prøvene ble analysert med følgende resultater:

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings- dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
1	Bl pr Frogner/Bjørn/Rådhuskaia	2009.10.27	2009.11.23	2009.12.04-2010.03.25
2	Bl pr Malm/Husbe/Skjær/Langø	2009.10.27	2009.11.23	2009.12.04-2010.03.25
3	Paddehavet	2009.10.27	2009.11.23	2009.12.04-2010.03.25
4	Bygdøyenes	2009.10.27	2009.11.23	2009.12.04-2010.03.25
5	Lysaker/Bestumkilen	2009.10.27	2009.11.23	2009.12.04-2010.03.25
6	St.30B reker glass.1	2009.10.27	2009.11.23	2010.01.19-2010.03.25
7	St.30B reker glass.2	2009.10.27	2009.11.23	2010.01.19-2010.03.25

Deponeringen ved Malmøykalven -Langsiktig overvåking av miljøgifter i blåskjell, reker og fisk – 2009/2010
(TA-2770/2011)

(fortsettelse av vedleggstabell 5):

Prøvenr	Analysevariabel	Enhet	1	2	3	4	5	6	7
Tørrstoff	%	B 3	16	14	15	13	17	24	24
Fett	% pr.v.v.	H 3-	1,3	1,3	1,5	1,2	1,7	1,3	1,2
4									
Arsen	µg/g	E 8-	1,60	3,17	3,51	2,17	s2,15		
3									
Kadmium	µg/g	E 8-	0,156	0,173	0,129	0,199	0,150		
3									
Krom	µg/g	E 9-	0,41	0,36	0,16	0,25	0,19		
5									
Kobber	µg/g	E 8-	1,48	1,12	0,981	0,870	1,72		
3									
Kvikksølv	µg/g	E 4-	0,010	0,010	0,008	0,011	0,009		
3									
Bly	µg/g	E 8-	0,314	0,584	0,19	0,355	0,26		
3									
PCB-28	µg/kg v.v.	H 3-	0,58	0,17	0,39	0,25	0,57	0,07	0,07
4									
PCB-52	µg/kg v.v.	H 3-	1,4	0,60	1,5	0,82	2,0	0,18	0,20
4									
PCB-101	µg/kg v.v.	H 3-	1,9	0,78	1,6	1,2	1,8	0,68	0,64
4									
PCB-118	µg/kg v.v.	H 3-	1,8	0,79	1,7	1,4	2,0	1,2	1,1
4									
PCB-105	µg/kg v.v.	H 3-	0,66	0,32	0,78	0,53	0,89	0,42	0,39
4									
PCB-153	µg/kg v.v.	H 3-	2,9	1,4	1,7	2,2	2,0	3,1	2,8
4									
PCB-138	µg/kg v.v.	H 3-	2,5	1,2	1,6	1,9	1,8	1,8	1,7
4									
PCB-156	µg/kg v.v.	H 3-	0,14	0,06	0,07	0,10	0,10	0,12	0,11
4									
PCB-180	µg/kg v.v.	H 3-	0,24	0,10	0,09	0,14	0,19	0,59	0,53
4									
PCB-209	µg/kg v.v.	H 3-	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
4									
Sum PCB	µg/kg v.v.		<12,17	<5,47	<9,48	<8,59	<11,4	<8,21	<7,59
Beregnet									
Seven Dutch	µg/kg v.v.		11,32	5,04	8,58	7,91	10,36	7,62	7,04
Beregnet									
Pentaklorbenzen	µg/kg v.v.	H 3-	0,04	<0,03	<0,03	<0,03	0,04	0,04	<0,03
4									
Alfa-HCH	µg/kg v.v.	H 3-	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
4									
Hexaklorbenzen	µg/kg v.v.	H 3-	0,09	0,05	0,06	0,05	0,09	0,07	0,07
4									
Gamma-HCH	µg/kg v.v.	H 3-	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
4									
Oktaklorstyren	µg/kg v.v.	H 3-	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
4									
4,4-DDE	µg/kg v.v.	H 3-	0,62	0,34	0,36	0,45	0,64	0,18	0,16
4									
4,4-DDD	µg/kg v.v.	H 3-	0,63	0,11	0,11	0,16	0,26	<0,1	<0,1
4									
Naftalen	µg/kg v.v.	H 2-	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3
4									
Acenaftylen	µg/kg v.v.	H 2-	1,7	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
4									
Acenaften	µg/kg v.v.	H 2-	1,8	<0,5	<0,5	2,9	<0,5	<0,5	<0,5
4									

s : Det er knyttet større usikkerhet enn normalt til kvantifiseringen.

Kommentarer

- 1 Blandpr.1: Frognerkilen, Bjørvika, Rådhuskaia
Blandpr.2: Malmøykalven, Husbergøya, Skjælholmen, Langøya
Metallresultatene er oppgitt på våtvekt.
Faktura godkjent 412. 7/4
- 5 sAs=40 % usikkerhet pga mye Cl

Deponeringen ved Malmøykalven -Langsiktig overvåking av miljøgifter i blåskjell, reker og fisk – 2009/2010
(TA-2770/2011)

(fortsettelse av vedleggstabell 5):

Prøvenr Analysevariabel Metode	Enhet	1	2	3	4	5	6	7
Fluoren v.v. H 2-4	µg/kg	2,2	<0,5	0,57	2,2	0,75	<0,5	<0,5
Dibenzotiofen v.v. H 2-4	µg/kg	0,99	<0,5	<0,5	1,1	<0,5	<0,5	<0,5
Fenantren v.v. H 2-4	µg/kg	13	2,3	2,7	12	3,0	<0,5	<0,5
Antracen v.v. H 2-4	µg/kg	8,3	<0,5	0,51	1,0	0,77	<0,5	<0,5
Fluoranten v.v. H 2-4	µg/kg	20	4,1	3,5	13	6,4	<0,5	<0,5
Pyren v.v. H 2-4	µg/kg	19	3,9	3,1	8,4	6,0	<0,5	<0,5
Benz(a)antracen v.v. H 2-4	µg/kg	9,4	1,9	0,55	1,9	1,0	<0,5	<0,5
Chrysen v.v. H 2-4	µg/kg	8,8	1,9	0,89	2,2	1,6	<0,5	<0,5
Benzo(b+j)fluoranten v.v. H 2-4	µg/kg	8,3	2,0	0,69	1,6	1,5	<0,5	<0,5
Benzo(k)fluoranten v.v. H 2-4	µg/kg	3,1	0,70	<0,5	0,54	<0,5	<0,5	<0,5
Benzo(e)pyren v.v. H 2-4	µg/kg	12	2,6	1,3	2,8	3,4	<0,5	<0,5
Benzo(a)pyren v.v. H 2-4	µg/kg	3,0	0,51	<0,5	0,51	<0,5	<0,5	<0,5
Perylen v.v. H 2-4	µg/kg	2,3	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Indeno(1,2,3cd)pyren v.v. H 2-4	µg/kg	1,8	0,79	<0,5	0,55	<0,5	<0,5	<0,5
Dibenz(ac+ah)antrac. v.v. H 2-4	µg/kg	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Benzo(ghi)perylene v.v. H 2-4	µg/kg	3,0	1,4	<0,5	1,3	1,3	<0,5	<0,5
Sum PAH v.v. Beregnet	µg/kg	<122,19	<28,6	<21,31	<56,5	<32,72	<12	<12
Sum PAH16 v.v. Beregnet	µg/kg	<106,9	<25	<19,01	<52,1	<28,32	<10,5	<10,5
Sum KPAH v.v. Beregnet	µg/kg	<37,9	<11,3	<7,13	<10,8	<9,1	<6,5	<6,5
Tinnorg. forb. i biol v.v. H 14-2*	µg/kg	u	u	u	u	u	u	u

u : Analyseresultat er vedlagt i egen analyserapport.

* : Metoden er ikke akkreditert.

(fortsettelse av vedleggstabell 51):

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings- dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
8	St.30B reker glass.3	2009.10.27	2009.11.23	2010.01.19-2010.03.25

Analysevariabel	Enhet	Prøvenr Metode	8
Tørrstoff	%	B 3	24
Fett	% pr.v.v.	H 3-4	1,1
PCB-28	µg/kg v.v.	H 3-4	0,07
PCB-52	µg/kg v.v.	H 3-4	0,19
PCB-101	µg/kg v.v.	H 3-4	0,65
PCB-118	µg/kg v.v.	H 3-4	1,1
PCB-105	µg/kg v.v.	H 3-4	0,38
PCB-153	µg/kg v.v.	H 3-4	2,8
PCB-138	µg/kg v.v.	H 3-4	1,6
PCB-156	µg/kg v.v.	H 3-4	0,10
PCB-180	µg/kg v.v.	H 3-4	0,51
PCB-209	µg/kg v.v.	H 3-4	<0,05
Sum PCB	µg/kg v.v.	Beregnet	<7,45
Seven Dutch	µg/kg v.v.	Beregnet	6,92
Pentaklorbenzen	µg/kg v.v.	H 3-4	<0,03
Alfa-HCH	µg/kg v.v.	H 3-4	<0,05
Hexaklorbenzen	µg/kg v.v.	H 3-4	0,08
Gamma-HCH	µg/kg v.v.	H 3-4	<0,05
Oktaklorstyren	µg/kg v.v.	H 3-4	<0,05
4,4-DDE	µg/kg v.v.	H 3-4	0,16
4,4-DDD	µg/kg v.v.	H 3-4	<0,1
Naftalen	µg/kg v.v.	H 2-4	<3
Acenaftylen	µg/kg v.v.	H 2-4	<0,5
Acenaften	µg/kg v.v.	H 2-4	<0,5

(fortsettelse av vedleggstabell 1:

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings- dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
8	St.30B reker glass.3	2009.10.27	2009.11.23	2010.01.19-2010.03.25

Analysevariabel	Enhet	Prøvenr Metode	8
Fluoren	µg/kg	v.v. H 2-4	<0,5
Dibenzotiofen	µg/kg	v.v. H 2-4	<0,5
Fenantren	µg/kg	v.v. H 2-4	<0,5
Antracen	µg/kg	v.v. H 2-4	<0,5
Fluoranten	µg/kg	v.v. H 2-4	<0,5
Pyren	µg/kg	v.v. H 2-4	<0,5
Benz(a)antracen	µg/kg	v.v. H 2-4	<0,5
Chrysen	µg/kg	v.v. H 2-4	<0,5
Benzo(b+j)fluoranten	µg/kg	v.v. H 2-4	<0,5
Benzo(k)fluoranten	µg/kg	v.v. H 2-4	<0,5
Benzo(e)pyren	µg/kg	v.v. H 2-4	<0,5
Benzo(a)pyren	µg/kg	v.v. H 2-4	<0,5
Perylen	µg/kg	v.v. H 2-4	<0,5
Indeno(1,2,3cd)pyren	µg/kg	v.v. H 2-4	<0,5
Dibenz(ac+ah)antrac.	µg/kg	v.v. H 2-4	<0,5
Benzo(ghi)perylene	µg/kg	v.v. H 2-4	i
Sum PAH	µg/kg	v.v. Beregnet	<11,5
Sum PAH16	µg/kg	v.v. Beregnet	<10
Sum KPAH	µg/kg	v.v. Beregnet	<6,5
Tinnorg. forb. i biol	µg/kg	v.v. H 14-2*	u

u : Analyseresultat er vedlagt i egen analyserapport.

i : Forbindelsen er dekket av en interferens i kromatogrammet.

* : Metoden er ikke akkreditert.

Norsk institutt for vannforskning

VEDLEGG

SUM PCB er summen av polyklorerte bifenyler som inngår i denne rapporten.

Seven dutch er summen av polyklorerte bifenyler 28,52,101,118,138,153 og 180.

SUM PAH16 omfatter flg forbindelser: naftalen, acenaftylen, acenaften, fluoren, fenantren, antracen, fluoranten, pyren, benz(a)antracen, chrysen, benzo(b+j)fluoranten, benzo(k)fluoranten, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3-cd)pyren, dibenz(a,c+a,h)antracen, benzo(ghi)perylene.

SUM KPAH er summen av benz(a)antracen, benzo(b+j+k)fluoranten, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3-cd)pyren, dibenz(a,c+a,h)antracen, chrysen og naftalen¹. Disse har potensielt kreftfremkallende egenskaper i mennesker i flg International Agency for Research on Cancer, IARC (1987, Chrysen og naftalen fra 2007). De tilhører IARC's kategorier 2A + 2B (sannsynlig + trolig carcinogene). Chrysen og naftalen ble inkludert i våre rapporter f.o.m. 18.09.2008.

SUM PAH er summen av alle PAH-forbindelser som inngår i denne rapporten.

¹ Bare a,h-isomeren har potensielt kreftfremkallende egenskaper

6.6 Vedleggstabell 6. Resultater fra analyse av tinnorganiske forbindelser i blåskjell og reker 2009

Prøvenr	Prøve merket
2733-1	Bl pr Frogner/Bjørv/Rådhuskaia
2733-2	Bl pr Malm/Husbe/Skjær/Langø
2733-3	Paddehavet
2733-4	Bygdøynes
2733-5	Lysaker/Bestumkilen
2733-6	St.30B reker glass.1
2733-7	St.30B reker glass.2
2733-8	St.30B reker glass.3

Rapport

N1001095

Page 1 (6)

1WDQE8415W

Prosjekt
Bestnr
Registrert 2010-03-01
Utstedt 2010-03-24

NIVA
Bente Lauritzen
Oslo
Gaustadalleen 21
0349 Oslo
Norway

Analyse av biologisk materiale

Deres prøvenavn	2733-1 Biota			
Labnummer	N00094158			
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført
Monobutyltinnkation	12.0	µg/kg	1	1
Dibutyltinnkation	23.0	µg/kg	1	1
Tributyltinnkation	58.0	µg/kg	1	1
Tetrabutyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1
Monooktyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1
Dioktyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1
Trisykloheksyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1
Monofenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1
Difenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1
Trifenyltinnkation	2.00	µg/kg	1	1

Deres prøvenavn	2733-2 Biota			
Labnummer	N00094159			
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført
Monobutyltinnkation	10.0	µg/kg	1	1
Dibutyltinnkation	10.0	µg/kg	1	1
Tributyltinnkation	18.0	µg/kg	1	1
Tetrabutyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1
Monooktyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1
Dioktyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1
Trisykloheksyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1
Monofenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1
Difenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1
Trifenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1

Deres prøvenavn	2733-3 Biota			
Labnummer	N00094160			
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført
Monobutyltinnkation	10.0	µg/kg	1	1
Dibutyltinnkation	18.0	µg/kg	1	1
Tributyltinnkation	39.0	µg/kg	1	1
Tetrabutyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1
Monooktyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1
Dioktyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1
Trisykloheksyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1
Monofenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1
Difenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1
Trifenyltinnkation	3.00	µg/kg	1	1

ALS Scandinavia NUF
PB 643 Skøyen
N-0214 Oslo
Norway

Web: www.alsglobal.no
E-post: info.on@alsglobal.com
Tel: + 47 22 13 18 00
Fax: + 47 22 52 51 77

Kopi

Monica Bendiksen
Kjemiker

Rapport

N1001095

Page 2 (6)

1WDQEQ84I5W

Deres prøvenavn	2733-4 Biota				
Labnummer	N00094161				
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført	
Monobutyltinnkation	13.0	µg/kg	1	1	
Dibutyltinnkation	19.0	µg/kg	1	1	
Tributyltinnkation	38.0	µg/kg	1	1	
Tetrabutyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	
Monooktyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	
Dioktyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	
Trisykloheksyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	
Monofenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	
Difenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	
Trifenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	

Deres prøvenavn	2733-5 Biota				
Labnummer	N00094162				
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført	
Monobutyltinnkation	58.0	µg/kg	1	1	
Dibutyltinnkation	140	µg/kg	1	1	
Tributyltinnkation	230	µg/kg	1	1	
Tetrabutyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	
Monooktyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	
Dioktyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	
Trisykloheksyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	
Monofenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	
Difenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	
Trifenyltinnkation	6.00	µg/kg	1	1	

Deres prøvenavn	2733-6 Biota				
Labnummer	N00094163				
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført	
Monobutyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	
Dibutyltinnkation	3.00	µg/kg	1	1	
Tributyltinnkation	11.0	µg/kg	1	1	
Tetrabutyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	
Monooktyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	
Dioktyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	
Trisykloheksyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	
Monofenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	
Difenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	
Trifenyltinnkation	4.00	µg/kg	1	1	

ALS Scandinavia NUF
PB 643 Skøyen
N-0214 Oslo
Norway

Web: www.alsglobal.no
E-post: info.on@alsglobal.com
Tel: + 47 22 13 18 00
Fax: + 47 22 52 51 77

Kopi
Monica Bendiksen
Kjemiker

Rapport

N1001095

Page 3 (6)

1WDQEQ84I5W

Deres prøvenavn	2733-7 Biota			
Labnummer	N00094164			
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført
Monobutyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1
Dibutyltinnkation	1.00	µg/kg	1	1
Tributyltinnkation	10.0	µg/kg	1	1
Tetrabutyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1
Monooktyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1
Dioktyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1
Trisykloheksyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1
Monofenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1
Difenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1
Trifenyltinnkation	4.00	µg/kg	1	1

Deres prøvenavn	2733-8 Biota			
Labnummer	N00094165			
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført
Monobutyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1
Dibutyltinnkation	1.00	µg/kg	1	1
Tributyltinnkation	9.00	µg/kg	1	1
Tetrabutyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1
Monooktyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1
Dioktyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1
Trisykloheksyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1
Monofenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1
Difenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1
Trifenyltinnkation	4.00	µg/kg	1	1

Deres prøvenavn	349-1 Biota			
Labnummer	N00094166			
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført
Monobutyltinnkation	5.00	µg/kg	1	1
Dibutyltinnkation	4.00	µg/kg	1	1
Tributyltinnkation	5.00	µg/kg	1	1
Tetrabutyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1
Monooktyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1
Dioktyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1
Trisykloheksyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1
Monofenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1
Difenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1
Trifenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1

ALS Scandinavia NUF
PB 643 Skøyen
N-0214 Oslo
Norway

Web: www.alsglobal.no
E-post: info.on@alsglobal.com
Tel: + 47 22 13 18 00
Fax: + 47 22 52 51 77

Kopi
Monica Bendiksen
Kjemiker

Rapport

N1001095

Page 4 (6)

1WDQEQ84I5W

Deres prøvenavn	349-2 Biota			
Labnummer	N00094167			
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført
Monobutyltinnkation	1.00	µg/kg	1	1
Dibutyltinnkation	2.00	µg/kg	1	1
Tributyltinnkation	5.00	µg/kg	1	1
Tetrabutyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1
Monooktyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1
Dioktyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1
Trisykloheksyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1
Monofenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1
Difenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1
Trifenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1

Deres prøvenavn	349-3 Biota			
Labnummer	N00094168			
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført
Monobutyltinnkation	2.00	µg/kg	1	1
Dibutyltinnkation	4.00	µg/kg	1	1
Tributyltinnkation	11.0	µg/kg	1	1
Tetrabutyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1
Monooktyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1
Dioktyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1
Trisykloheksyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1
Monofenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1
Difenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1
Trifenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1

Deres prøvenavn	349-4 Biota			
Labnummer	N00094169			
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført
Monobutyltinnkation	2.00	µg/kg	1	1
Dibutyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1
Tributyltinnkation	6.00	µg/kg	1	1
Tetrabutyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1
Monooktyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1
Dioktyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1
Trisykloheksyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1
Monofenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1
Difenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1
Trifenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1

Rapport

N1001095

Page 5 (6)

1WDQEQ84I5W

Deres prøvenavn	349-5 Biota			
Labnummer	N00094170			
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført
Monobutyltinnkation	1.00	µg/kg	1	1
Dibutyltinnkation	3.00	µg/kg	1	1
Tributyltinnkation	6.00	µg/kg	1	1
Tetrabutyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1
Monooktyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1
Dioktyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1
Trisykloheksyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1
Monofenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1
Difenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1
Trifenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1

Rapport

N1001095

Page 6 (6)

1WDQEQ84I5W

* etter parameternavn indikerer uakkreditert analyse.

Metodespesifikasjon	
1	Bestemmelse av tinnorganiske forbindelser. Metode: DIN 19744 Forbehandling: Oppslutning med TMAH Ekstraksjon: Heksan Derivatisering: Propylering Deteksjon og kvantifisering: GC-AED Kvantifikasjonsgrenser: 1,0 µg/kg

Underleverandør ¹	
1	Ansvarlig laboratorium: GBA, Flensburger Strasse 15, 25421 Pinneberg, Tyskland Akkreditering: DAR, registreringsnr. DAC-PL-0040-97

Måleusikkerheten angis som en utvidet måleusikkerhet (etter definisjon i "Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement", ISO, Geneva, Switzerland 1993) beregnet med en dekningsfaktor på 2 noe som gir et konfidensintervall på om lag 95%.

Måleusikkerhet fra underleverandører angis ofte som en utvidet usikkerhet beregnet med dekningsfaktor 2. For ytterligere informasjon, kontakt laboratoriet.

Denne rapporten får kun gjengis i sin helhet, om ikke utførende laboratorium på forhånd har skriftlig godkjent annet.

Angående laboratoriets ansvar i forbindelse med oppdrag, se aktuell produktkatalog eller vår webside www.alsglobal.no

Kopi sendt til:

Karin Lang-Ree, NIVA ikke i bruk, 0349 Oslo, Norway.

¹ Utførende teknisk enhet (innen ALS Scandinavia) eller laboratorium (underleverandør).

Vedleggstabell 7. Resultater fra analyse av torsk fra Frognerkilen

Side nr.74/88

Norsk
Institutt
for
Vannforskning

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Tel: 22 18 51 00
Fax: 22 18 52 00

ANALYSE RAPPORT



Deres referanse:

Vår referanse:

Dato

Rekv.nr. 2010-483

O.nr. O 27476

Prøvene ble levert ved NIVAs laboratorium av prosjektmedarbeider, og merket slik som gjengitt i tabellen nedenfor. Prøvene ble analysert med følgende resultater:

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings- dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
1	Frognerkilen torsk Pr.1	2009.11.01	2010.03.18	2010.04.07-2010.05.11
2	Frognerkilen torsk Pr.2	2009.11.01	2010.03.18	2010.04.07-2010.05.11
3	Frognerkilen torsk Pr.3	2009.11.01	2010.03.18	2010.04.07-2010.05.11
4	Frognerkilen torsk Pr.1	2009.11.01	2010.03.18	2010.04.08-2010.04.08
5	Frognerkilen torsk Pr.2	2009.11.01	2010.03.18	2010.04.08-2010.04.08
6	Frognerkilen torsk Pr.3	2009.11.01	2010.03.18	2010.04.08-2010.04.08

Analysevariabel	Enhet	Prøvenr Metode	1	2	3	4	5	6
Tørrestoff	%	B 3	51,5	53,8	47,7			
Fett	% pr.v.v.	H 3-4	37	41	35			
Arsen	µg/g v.v.	E 8-3	1,75	2,13	2,21			
Kadmium	µg/g v.v.	E 8-3	0,034	0,091	0,077			
Krom	µg/g v.v.	E 9-5	<0,3	<0,3	<0,3			
Kobber	µg/g v.v.	E 8-3	6,69	5,33	4,93			
Kvikksølv	µg/g v.v.	E 4-3				0,066	0,081	0,11
Bly	µg/g v.v.	E 8-3	0,02	0,09	0,03			
PCB-28	µg/kg v.v.	H 3-4	14	15	15			
PCB-52	µg/kg v.v.	H 3-4	61	61	58			
PCB-101	µg/kg v.v.	H 3-4	160	170	140			
PCB-118	µg/kg v.v.	H 3-4	250	360	220			
PCB-105	µg/kg v.v.	H 3-4	87	120	84			
PCB-153	µg/kg v.v.	H 3-4	630	940	450			
PCB-138	µg/kg v.v.	H 3-4	420	600	330			
PCB-156	µg/kg v.v.	H 3-4	25	42	20			
PCB-180	µg/kg v.v.	H 3-4	170	250	120			
PCB-209	µg/kg v.v.	H 3-4	1,7	4,4	1,7			
Sum PCB	µg/kg v.v.	Beregnet	1818,7	2562,4	1438,7			
Seven Dutch	µg/kg v.v.	Beregnet	1705	2396	1333			
Pentaklorbenzen	µg/kg v.v.	H 3-4	1,8	3,4	1,9			
Alfa-HCH	µg/kg v.v.	H 3-4	2,7	5,6	2,9			
Hexaklorbenzen	µg/kg v.v.	H 3-4	5,6	7,6	5,8			
Gamma-HCH	µg/kg v.v.	H 3-4	<1	<1	<1			
Oktaklorstyren	µg/kg v.v.	H 3-4	<1,5	<1,6	<1,4			
4,4-DDE	µg/kg v.v.	H 3-4	110	130	98			
4,4-DDD	µg/kg v.v.	H 3-4	23	30	26			

Kommentarer

1 Prøve 1-3 er lever prøver og 4-6 er filet prøver.

Norsk institutt for vannforskning

ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 2010-483

(fortsettelse av tabellen):

VEDLEGG

SUM PCB er summen av polyklorete bifenyler som inngår i denne rapporten.

Seven dutch er summen av polyklorete bifenyler 28,52,101,118,138,153 og 180.

Ved

6.7 Vedleggstabell 8. Resultater fra analyse av torsk fra Bekkelagsbassenget

Side nr.76/88

Norsk
Institutt
for
Vannforskning

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Tel: 22 18 51 00
Fax: 22 18 52 00

ANALYSE RAPPORT



Deres referanse:

Vår referanse:

Dato

Rekv.nr. 2010-484
O.nr. O 27476

Prøvene ble levert ved NIVAs laboratorium av prosjektmedarbeider, og merket slik som gjengitt i tabellen nedenfor. Prøvene ble analysert med følgende resultater:

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings-dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
1	Bekkelaget torskefilet Pr.1	2009.11.01	2010.03.18	2010.04.08-2010.04.08
2	Bekkelaget torskefilet Pr.2	2009.11.01	2010.03.18	2010.04.08-2010.04.08
3	Bekkelaget torskefilet Pr.3	2009.11.01	2010.03.18	2010.04.08-2010.04.08
4	Bekkelaget torskefilet Pr.4	2009.11.01	2010.03.18	2010.04.08-2010.04.08
5	Bekkelaget torskefilet Pr.5	2009.11.01	2010.03.18	2010.04.08-2010.04.08
6	Bekkelaget torskelever Pr.1	2009.11.01	2010.03.18	2010.04.07-2010.05.11
7	Bekkelaget torskelever Pr.2	2009.11.01	2010.03.18	2010.04.07-2010.05.11

Analysevariabel	Enhet	Prøvenr Metode	1	2	3	4	5	6	7
Tørrestoff	%	B 3						50,5	50,7
Fett	% pr.v.v.	H 3-4						38	39
Arsen	µg/g v.v.	E 8-3						2,39	5,10
Kadmium	µg/g v.v.	E 8-3						0,062	0,094
Krom	µg/g v.v.	E 9-5						<0,3	<0,3
Kobber	µg/g v.v.	E 8-3						7,54	7,32
Kvikksølv	µg/g v.v.	E 4-3	0,095	0,095	0,11	0,058	0,067		
Bly	µg/g v.v.	E 8-3						0,12	0,06
PCB-28	µg/kg v.v.	H 3-4						23	24
PCB-52	µg/kg v.v.	H 3-4						63	82
PCB-101	µg/kg v.v.	H 3-4						200	250
PCB-118	µg/kg v.v.	H 3-4						440	560
PCB-105	µg/kg v.v.	H 3-4						160	190
PCB-153	µg/kg v.v.	H 3-4						980	1100
PCB-138	µg/kg v.v.	H 3-4						650	750
PCB-156	µg/kg v.v.	H 3-4						44	54
PCB-180	µg/kg v.v.	H 3-4						280	300
PCB-209	µg/kg v.v.	H 3-4						3,2	2,1
Sum PCB	µg/kg v.v.	Beregnet						2843,2	3312,1
Seven Dutch	µg/kg v.v.	Beregnet						2636	3066
Pentaklorbenzen	µg/kg v.v.	H 3-4						1,8	1,4
Alfa-HCH	µg/kg v.v.	H 3-4						4,2	4,1
Hexaklorbenzen	µg/kg v.v.	H 3-4						5,2	6,4
Gamma-HCH	µg/kg v.v.	H 3-4						<0,5	<1
Oktaklorstyren	µg/kg v.v.	H 3-4						<2,6	<2,4
4,4-DDE	µg/kg v.v.	H 3-4						150	180
4,4-DDD	µg/kg v.v.	H 3-4						25	30

Kommentarer

1 RET: Prøvene i retur til JAB.

Side nr. 76/88

ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 2010-484

(fortsettelse av tabellen):

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings- dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
8	Bekkelaget torskelever Pr.3	2009.11.01	2010.03.18	2010.04.07-2010.05.11
9	Bekkelaget torskelever Pr.4	2009.11.01	2010.03.18	2010.04.07-2010.05.11
10	Bekkelaget torskelever Pr.5	2009.11.01	2010.03.18	2010.04.07-2010.05.11

Analysevariabel	Enhet	Prøvenr Metode	8	9	10
Tørrstoff	%	B 3	48,5	60,2	56,6
Fett	% pr.v.v.	H 3-4	33	48	43
Arsen	µg/g v.v.	E 8-3	2,42	1,69	2,31
Kadmium	µg/g v.v.	E 8-3	0,095	0,032	0,039
Krom	µg/g v.v.	E 9-5	<0,3	<0,3	<0,3
Kobber	µg/g v.v.	E 8-3	7,60	6,25	5,55
Bly	µg/g v.v.	E 8-3	0,07	<0,02	0,04
PCB-28	µg/kg v.v.	H 3-4	22	18	15
PCB-52	µg/kg v.v.	H 3-4	78	58	51
PCB-101	µg/kg v.v.	H 3-4	320	150	150
PCB-118	µg/kg v.v.	H 3-4	630	350	320
PCB-105	µg/kg v.v.	H 3-4	230	120	120
PCB-153	µg/kg v.v.	H 3-4	1600	760	770
PCB-138	µg/kg v.v.	H 3-4	1100	520	540
PCB-156	µg/kg v.v.	H 3-4	82	32	38
PCB-180	µg/kg v.v.	H 3-4	480	190	220
PCB-209	µg/kg v.v.	H 3-4	3,3	1,7	1,3
Sum PCB	µg/kg v.v.	Beregnet	4545,3	2199,7	2225,3
Seven Dutch	µg/kg v.v.	Beregnet	4230	2046	2066
Pentaklorbenzen	µg/kg v.v.	H 3-4	1,6	1,6	4,0
Alfa-HCH	µg/kg v.v.	H 3-4	4,9	4,4	3,4
Hexaklorbenzen	µg/kg v.v.	H 3-4	6,2	6,7	7,2
Gamma-HCH	µg/kg v.v.	H 3-4	<0,5	<1	<1
Oktaklorstyren	µg/kg v.v.	H 3-4	<2	<1,7	<1,7
4,4-DDE	µg/kg v.v.	H 3-4	230	120	97
4,4-DDD	µg/kg v.v.	H 3-4	35	17	23

Norsk institutt for vannforskning

VEDLEGG

SUM PCB er summen av polyklorete bifenyler som inngår i denne rapporten.

Seven dutch er summen av polyklorete bifenyler 28,52,101,118,138,153 og 180.

6.8 Vedleggstabell 9. Resultater fra analyse av skrubbe fra Bekkelagsbassenget

Side nr.78/88

Norsk
Institutt
for
Vannforskning

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Tel: 22 18 51 00
Fax: 22 18 52 00

ANALYSE RAPPORT



Deres referanse:

Vår referanse:

Dato

Rekv.nr. 2010-485
O.nr. O 27476

Prøvene ble levert ved NIVAs laboratorium av prosjektmedarbeider, og merket slik som gjengitt i tabellen nedenfor. Prøvene ble analysert med følgende:

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings- dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
1	Bekkelaget skrubbelever Pr.1	2009.11.01	2010.03.18	2010.04.07-2010.05.11
2	Bekkelaget skrubbelever Pr.2	2009.11.01	2010.03.18	2010.04.07-2010.05.11
3	Bekkelaget skrubbefilet Pr.1	2009.11.01	2010.03.18	2010.04.08-2010.04.08
4	Bekkelaget skrubbefilet Pr.2	2009.11.01	2010.03.18	2010.04.08-2010.04.08

Analysevariabel	Enhet	Prøvenr Metode	1	2	3	4
Tørrstoff	%	B 3	23,9	26,6		
Fett	% pr.v.v.	H 3-4	6,4	8,9		
Arsen	µg/g v.v.	E 8-3	5,46	3,62		
Kadmium	µg/g v.v.	E 8-3	0,236	0,342		
Krom	µg/g v.v.	E 9-5	<0,3	0,6		
Kobber	µg/g v.v.	E 8-3	15,6	15,6		
Kvikksølv	µg/g v.v.	E 4-3			0,059	0,088
Bly	µg/g v.v.	E 8-3	0,09	0,13		
PCB-28	µg/kg v.v.	H 3-4	4,2	6,6		
PCB-52	µg/kg v.v.	H 3-4	11	19		
PCB-101	µg/kg v.v.	H 3-4	21	42		
PCB-118	µg/kg v.v.	H 3-4	29	64		
PCB-105	µg/kg v.v.	H 3-4	9,1	20		
PCB-153	µg/kg v.v.	H 3-4	44	98		
PCB-138	µg/kg v.v.	H 3-4	30	66		
PCB-156	µg/kg v.v.	H 3-4	2,3	5,3		
PCB-180	µg/kg v.v.	H 3-4	11	23		
PCB-209	µg/kg v.v.	H 3-4	0,24	0,28		
Sum PCB	µg/kg v.v.	Beregnet	161,84	344,18		
Seven Dutch	µg/kg v.v.	Beregnet	150,2	318,6		
Pentaklorbenzen	µg/kg v.v.	H 3-4	0,16	0,24		
Alfa-HCH	µg/kg v.v.	H 3-4	0,36	0,50		
Hexaklorbenzen	µg/kg v.v.	H 3-4	0,72	1,3		
Gamma-HCH	µg/kg v.v.	H 3-4	<0,2	<0,2		
Oktaklorstyren	µg/kg v.v.	H 3-4	<0,2	<0,5		
4,4-DDE	µg/kg v.v.	H 3-4	12	23		
4,4-DDD	µg/kg v.v.	H 3-4	2,9	6,9		

Norsk institutt for vannforskning

VEDLEGG

SUM PCB er summen av polyklorete bifenyler som inngår i denne rapporten.

Seven dutch er summen av polyklorete bifenyler 28,52,101,118,138,153 og 180.

6.9 Vedleggstabell 10. Resultater fra analyse av metaller, organiske forbindelser i blåskjell 2010

Side nr.80/88

Norsk
Institutt
for
Vannforskning

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Tel: 22 18 51 00
Fax: 22 18 52 00

ANALYSE RAPPORT



Deres referanse:

Vår referanse:

Dato

Rekv.nr. 2010-950

O.nr. O 10194

Prøvene ble levert ved NIVAs laboratorium av prosjektmedarbeider, og merket slik som gjengitt i tabellen nedenfor. Prøvene ble analysert med følgende resultater:

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings-dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
1	Paddehavet	2010.04.29	2010.05.20	1970.09.10-2010.09.09
2	Bygdøyenes	2010.04.29	2010.05.20	1970.09.10-2010.09.09
3	Lysaker/Bestumkilen	2010.04.29	2010.05.20	1970.09.10-2010.09.09
4	Langø/Skjalh/Malmøyk/Husbergø	2010.04.29	2010.05.20	1970.09.10-2010.09.09
5	Bispevi/Pipervika/Frognerkilen	2010.04.29	2010.05.20	1970.09.10-2010.09.09

Analysevariabel	Enhet	Prøvenr Metode	1	2	3	4	5
Tørrstoff	%	B 3	17	18	13	15	15
Arsen	µg/g v.v.	E 8-3	1,90	2,33	1,43	2,22	1,89
Kadmium	µg/g v.v.	E 8-3	0,135	0,147	0,157	0,193	0,165
Krom	µg/g v.v.	E 9-5	0,2	0,2	0,2	0,2	0,35
Kobber	µg/g v.v.	E 8-3	1,55	1,52	1,44	1,15	1,78
Kvikksølv	µg/g v.v.	E 4-3	0,013	0,015	0,011	0,014	0,015
Bly	µg/g v.v.	E 8-3	0,17	0,30	0,25	0,48	0,34
PCB-28	µg/kg v.v.	H 3-4	0,28	0,24	0,18	0,12	0,25
PCB-52	µg/kg v.v.	H 3-4	1,1	0,82	0,68	0,39	0,67
PCB-101	µg/kg v.v.	H 3-4	1,1	1,2	0,84	0,63	0,95
PCB-118	µg/kg v.v.	H 3-4	1,2	1,2	0,98	0,61	0,84
PCB-105	µg/kg v.v.	H 3-4	0,44	0,44	0,36	0,23	0,29
PCB-153	µg/kg v.v.	H 3-4	1,2	2,0	1,2	1,0	1,4
PCB-138	µg/kg v.v.	H 3-4	0,92	1,5	0,91	0,80	1,2
PCB-156	µg/kg v.v.	H 3-4	0,06	0,09	0,05	0,05	0,08
PCB-180	µg/kg v.v.	H 3-4	0,11	0,18	0,09	0,07	0,18
PCB-209	µg/kg v.v.	H 3-4	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Sum PCB	µg/kg v.v.	Beregnet	<6,46	<7,72	<5,34	<3,95	<5,91
Seven Dutch	µg/kg v.v.	Beregnet	5,91	7,14	4,88	3,62	5,49
Pentaklorbenzen	µg/kg v.v.	H 3-4	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03
Alfa-HCH	µg/kg v.v.	H 3-4	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Hexaklorbenzen	µg/kg v.v.	H 3-4	0,04	0,08	0,07	0,04	0,10
Gamma-HCH	µg/kg v.v.	H 3-4	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Oktaklorstyren	µg/kg v.v.	H 3-4	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
4,4-DDE	µg/kg v.v.	H 3-4	0,65	0,69	0,57	0,46	0,52
4,4-DDD	µg/kg v.v.	H 3-4	0,31	0,34	0,20	0,21	0,36
Naftalen	µg/kg v.v.	H 2-4	<2	<2	<2	<2	<2
Acenaftylen	µg/kg v.v.	H 2-4	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Acenaften	µg/kg v.v.	H 2-4	0,57	8,7	0,57	<0,5	2,4
Fluoren	µg/kg v.v.	H 2-4	1,5	7,6	1,6	0,81	2,8

Kommentarer

1 SnOrg er sendt ALS, rapporten sendt JAB.

ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 2010-950

(fortsettelse av tabellen):

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings-dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
1	Paddehavet	2010.04.29	2010.05.20	1970.09.10-2010.09.09
2	Bygdøynes	2010.04.29	2010.05.20	1970.09.10-2010.09.09
3	Lysaker/Bestumkilen	2010.04.29	2010.05.20	1970.09.10-2010.09.09
4	Langø/Skjalh/Malmøyk/Husbergø	2010.04.29	2010.05.20	1970.09.10-2010.09.09
5	Bispevi/Pipervika/Frognerkilen	2010.04.29	2010.05.20	1970.09.10-2010.09.09

Analysevariabel	Enhet	Prøvenr Metode	1	2	3	4	5
Dibenzotiofen	µg/kg v.v.	H 2-4	<0,5	3,7	0,50	<0,5	1,4
Fenantren	µg/kg v.v.	H 2-4	8,5	48	9,2	5,2	18
Antracen	µg/kg v.v.	H 2-4	0,50	2,6	0,67	<0,5	2,9
Fluoranten	µg/kg v.v.	H 2-4	8,7	46	11	6,9	30
Pyren	µg/kg v.v.	H 2-4	3,2	22	6,1	2,7	22
Benz(a)antracen	µg/kg v.v.	H 2-4	<0,5	3,2	1,3	1,2	5,9
Chrysen	µg/kg v.v.	H 2-4	1,4	5,0	2,6	1,8	8,3
Benzo(b+j)fluoranten	µg/kg v.v.	H 2-4	0,67	3,4	2,1	1,2	7,7
Benzo(k) fluoranten	µg/kg v.v.	H 2-4	<0,5	1,1	0,55	<0,5	2,5
Benzo(e)pyren	µg/kg v.v.	H 2-4	1,3	5,1	3,4	2,1	9,7
Benzo(a)pyren	µg/kg v.v.	H 2-4	<0,5	0,96	<0,5	<0,5	3,1
Perylen	µg/kg v.v.	H 2-4	<0,5	0,56	<0,5	<0,5	1,4
Indeno(1,2,3cd)pyren	µg/kg v.v.	H 2-4	<0,5	0,73	<0,5	<0,5	2,1
Dibenz(ac+ah)antrac.	µg/kg v.v.	H 2-4	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Benzo(ghi)perylene	µg/kg v.v.	H 2-4	<0,5	1,5	1,1	0,63	3,5
Sum PAH	µg/kg v.v.	Beregnet	<32,84	<163,15	<45,19	<29,04	<126,7
Sum PAH16	µg/kg v.v.	Beregnet	<30,54	<153,79	<40,79	<25,94	<114,2
Sum KPAH	µg/kg v.v.	Beregnet	<6,57	<16,89	<10,05	<8,2	<32,1
Tinnorg. forb. i biol	µg/kg v.v.	Ekstern	u	u	u	u	u

u : Analyseresultat er vedlagt i egen analyserapport.

Norsk institutt for vannforskning

ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 2010-950

(fortsettelse av tabellen):

VEDLEGG

SUM PCB er summen av polyklorerte bifenyler som inngår i denne rapporten.

Seven dutch er summen av polyklorerte bifenyler 28,52,101,118,138,153 og 180.

SUM PAH16 omfatter flg forbindelser: naftalen, acenaftylen, acenaften, fluoren, fenantren, antracen, fluoranten, pyren, benz(a)antracen, chrysen, benzo(b+j)fluoranten, benzo(k)fluoranten, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3-cd)pyren, dibenz(a,c+a,h)antracen, benzo(ghi)perylene.

SUM KPAH er summen av benz(a)antracen, benzo(b+j+k)fluoranten, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3-cd)pyren, dibenz(a,c+a,h)antracen, chrysen og naftalen². Disse har potensielt kreftfremkallende egenskaper i mennesker i flg International Agency for Research on Cancer, IARC (1987, Chrysen og naftalen fra 2007). De tilhører IARC's kategorier 2A + 2B (sannsynlig + trolig carcinogene). Chrysen og naftalen ble inkludert i våre rapporter f.o.m. 18.09.2008.

SUM PAH er summen av alle PAH-forbindelser som inngår i denne rapporten.

² Bare a,h-isomeren har potensielt kreftfremkallende egenskaper

6.10 Vedleggstabell 11. Resultater fra analyse av tinnorganiske forbindelser i blåskjell og reker 2010

Prøvenr	Prøve merket
950-5	Bl pr Bispevi/Pipervika/Frognerkilen
950-4	Bl pr Malm/Husbe/Skjær/Langø
950-1	Paddehavet
950-2	Bygdøynes
950-3	Lysaker/Bestumkilen

Rapport

N1006531

Side 1 (3)

2AQLIBL2XDI



Prosjekt
Bestnr
Registrert 2010-08-18
Utstedt 2010-09-09

NIVA
Bente Lauritzen
Oslo
Gaustadalleen 21
0349 Oslo
Norway

Analyse av biologisk materiale

Deres prøvenavn	950.1 blåskjell				
Labnummer	N00114337				
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført	Sign
Monobutyltinnkation	3.00	µg/kg	1	1	MOBE
Dibutyltinnkation	8.00	µg/kg	1	1	MOBE
Tributyltinnkation	37.0	µg/kg	1	1	MOBE
Tetrabutyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Monooktyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Dioktyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Trisykloheksyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Monofenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Difenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Trifenyltinnkation	3.00	µg/kg	1	1	MOBE

Deres prøvenavn	950.2 blåskjell				
Labnummer	N00114338				
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført	Sign
Monobutyltinnkation	7.00	µg/kg	1	1	MOBE
Dibutyltinnkation	21.0	µg/kg	1	1	MOBE
Tributyltinnkation	85.0	µg/kg	1	1	MOBE
Tetrabutyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Monooktyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Dioktyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Trisykloheksyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Monofenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Difenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Trifenyltinnkation	3.00	µg/kg	1	1	MOBE

Deres prøvenavn	950.3 blåskjell				
Labnummer	N00114339				
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført	Sign
Monobutyltinnkation	19.0	µg/kg	1	1	MOBE
Dibutyltinnkation	41.0	µg/kg	1	1	MOBE
Tributyltinnkation	93.0	µg/kg	1	1	MOBE
Tetrabutyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Monooktyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Dioktyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Trisykloheksyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Monofenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Difenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Trifenyltinnkation	4.00	µg/kg	1	1	MOBE

ALS Laboratory Group Norway AS
PB 643 Skøyen
N-0214 Oslo
Norway

Web: www.alsglobal.no
E-post: info.os@alsglobal.com
Tel: + 47 22 13 18 00
Fax: + 47 22 52 51 77

Dokumentet er godkjent
og digitalt signert av

Monica Bendiksen
2010 08 29 13:02:32
Client Service
monica.bendiksen@alsglobal.com

Rapport

N1006531

Side 2 (3)

2AQLJBLZXD1



Deres prøvenavn	950.4 blåskjell				
Labnummer	N00114340				
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført	Sign
Monobutyltinnkation	18.0	µg/kg	1	1	MOBE
Dibutyltinnkation	10.0	µg/kg	1	1	MOBE
Tributyltinnkation	18.0	µg/kg	1	1	MOBE
Tetrabutyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Monooktyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Dioktyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Trisykloheksytlinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Monofenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Difenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Trifenyltinnkation	21.0	µg/kg	1	1	MOBE

Deres prøvenavn	950.5 blåskjell				
Labnummer	N00114341				
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført	Sign
Monobutyltinnkation	6.00	µg/kg	1	1	MOBE
Dibutyltinnkation	13.0	µg/kg	1	1	MOBE
Tributyltinnkation	47.0	µg/kg	1	1	MOBE
Tetrabutyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Monooktyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Dioktyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Trisykloheksytlinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Monofenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Difenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Trifenyltinnkation	2.00	µg/kg	1	1	MOBE

Rapport

Side 3 (3)

N1006531

2AQLJBL2XD1



* etter parameternavn indikerer ukkreditert analyse.

Metodespesifikasjon	
1	Bestemmelse av tinnorganiske forbindelser.
	Metode: DIN 23161
	Forbehandling: Oppslutning med TMAH
	Ekstraksjon: Heksan
	Derivatisering: Propylering
	Deteksjon og kvantifisering: GC-AED
	Kvantifikasjonsgrenser: 1,0 µg/kg

Godkjenner	
MOBE	Monica Bendiksen, Kjemiker

Underleverandør*	
1	Ansvarlig laboratorium: GBA, Flensburger Strasse 15, 25421 Pinneberg, Tyskland
	Akkreditering: DAR, registreringsnr. DAC-PL-0040-97

Måleusikkerheten angis som en utvidet måleusikkerhet (etter definisjon i "Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement", ISO, Geneva, Switzerland 1993) beregnet med en dekningsfaktor på 2 noe som gir et konfidensintervall på om lag 95%.

Måleusikkerhet fra underleverandører angis ofte som en utvidet usikkerhet beregnet med dekningsfaktor 2. For ytterligere informasjon, kontakt laboratoriet.

Denne rapporten får kun gjengi i sin helhet, om ikke utførende laboratorium på forhånd har skriftlig godkjent annet.

Angående laboratoriets ansvar i forbindelse med oppdrag, se aktuell produktkatalog eller vår webside www.alsglobal.no

Kopi sendt til:

Karin Lang-Ree, NIVA ikke for registrering, 0349 Oslo, Norway.

Den digitalt signert PDF-fil representerer den opprinnelige rapporten. Eventuelle utskrifter er å anse som kopier.



KLIMA- OG FORURENSNINGSDIREKTORATET

Klima- og forurensningsdirektoratet
Postboks 8100 Dep, 0032 Oslo
Besøksadresse: Strømsveien 96
Telefon: 22 57 34 00
Telefaks: 22 67 67 06
E-post: postmottak@klif.no
Internett: www.klif.no

Utførende institusjon: Norsk institutt for vannforskning	Kontaktperson Ingrid Aarre	ISBN-nummer 978-82-577-5872-1
---	----------------------------	----------------------------------

	Avdeling i Klif: Tilsynsavdelingen, Sedimentseksjonen	TA-nummer TA 2770/2011
--	--	---------------------------

Oppdragstakers prosjektansvarlig John Arthur Berge	År 2011	Sidetall 88	Klifs kontraktnummer 5007186/5010092
---	------------	----------------	---

Utgiver Norsk institutt for vannforskning NIVA rapport nr. 6137-2011	Prosjektet er finansiert av Klima og forurensningsdirektoratet
--	---

Forfatter(e) John Arthur Berge
Mudring og deponeringen i Oslo Havn -Langsiktig overvåking av miljøgifter i blåskjell, reker og fisk – 2009/2010
Dredging and deposition in Oslo harbour – Long term monitoring of contaminants in blue mussels, shrimps and fish -2009/2010
Sammendrag – summary Rapporten belyser i hvilken grad oppryddingsaktiviteten i Oslo havn har påvirket miljøgiftinnholdet i organismer i Indre Oslofjord. Resultatene er ikke entydige med hensyn til mulige effekter av gjennomførte tiltak. Hovedtendensen er likevel at det kan spores en viss konsentrasjonsnedgang i prøver tatt etter at mudrings- og deponeringsarbeidene var ferdige i forhold til under og før anleggsarbeidene. Det tydeligste unntaket til dette var metallkonsentrasjonen i skrubbe fra Bekkelagsbassenget som med unntak av bly viste en økning i 2009 i forhold til 2006/07. This report shows to what degree remediation actions in the harbour of Oslo have effected the concentration of contaminants in biota in the Inner Oslo fjord. The results are not consistent in terms of evidence of effects. The main tendency is nevertheless that a reduction in the concentrations of contaminants has taken place in the biota after the dredging and deposition activity was finalized. The clearest exception was the metal concentration in flounder which except for lead showed an increase in 2006/07 compared to 2009.

4 emneord Overvåking Blåskjell Fisk Reker	4 subject words Monitoring Blåskjell Fish Shrimps
---	---

Klima- og forurensningsdirektoratet

Postboks 8100 Dep,
0032 Oslo

Besøksadresse: Strømsveien 96

Telefon: 22 57 34 00

Telefaks: 22 67 67 06

E-post: postmottak@klif.no

www.klif.no

Om Klima- og forurensningsdirektoratet

Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif) er fra 2010 det nye navnet på Statens forurensningstilsyn. Vi er et direktorat under Miljøverndepartementet med 325 ansatte på Helsfyr i Oslo. Direktoratet arbeider for en forurensningsfri framtid. Vi iverksetter forurensningspolitikken og er veiviser, vokter og forvalter for et bedre miljø.

Våre hovedoppgaver er å:

- redusere klimagassutslippene
- redusere spredning av helse- og miljøfarlige stoffer
- oppnå en helhetlig og økosystembasert hav- og vannforvaltning
- øke gjenvinningen og redusere utslippene fra avfall
- redusere skadevirkningene av luftforurensning og støy

TA-2770 / 2011