

Bioakkumulering av sediment- assosiert PCB i torsk

Direkte eksponering og eksponering
gjennom næringskjeden



Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internett: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Postboks 2026
5817 Bergen
Telefon (47) 2218 51 00
Telefax (47) 55 23 24 95

NIVA Midt-Norge

Postboks 1266
7462 Trondheim
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 73 54 63 87

Tittel Bioakkumulering av sedimentassosiert PCB i torsk – Direkte eksponering og eksponering gjennom næringskjeden	Løpenr. (for bestilling) 5790-2009	Dato 2009
	Prosjektnr. Undernr. 25215 (og 25074)	Sider Pris 55
Forfatter(e) Anders Ruus Ingrid Aarre (Universitetet i Oslo) Ketil Hylland	Fagområde Marin forurensning	Distribusjon
	Geografisk område	Trykket CopyCat AS

Oppdragsgiver(e) Fagrådet for vann- og avløpssamarbeid i indre Oslofjord	Oppdragsreferanse
---	-------------------

<p>Sammendrag</p> <p>Foreliggende undersøkelse har hatt som mål å evaluere bioakkumuleringen av sedimentassosiert PCB (polyklorerte bifenyler) i torsk, både gjennom næringskjeden og direkte fra diffusjon via vannfasen. Undersøkelsen ble gjennomført som to eksponeringseksperimenter med lang varighet (129 døgn). Gjennomføringen av eksperimentene har vist at det har latt seg gjøre å eksperimentelt undersøke bioakkumulering av fremmedstoffer fra sediment til fisk via ett trinn i næringskjeden når dette gjennomføres som et langvarig eksperiment. I seg selv åpner dette muligheter for å undersøke flere tilsvarende problemstillinger. Resultatene fra forsøkene vil også gi nyttig informasjon vedrørende parameterisering av modeller for hydrofobe persistente stoffer i næringskjeder og bioakkumuleringsfenomener generelt. Resultatene tyder på at sedimentassosiert PCB er en viktig kilde til PCB i torsklever, i hvert fall gjennom akkumulering gjennom næringskjeden. Resultatene viser også at torsk akkumulerer noe PCB gjennom diffusjon fra vannfasen, i hvert fall når det gjelder de lavest klorerte (minst hydrofobe) kongenerene. Grove estimater tyder på at det tar måneder til år (avhengig av PCB-kongener) før torsk har akkumulert konsentrasjoner av PCB tilsvarende det man finner i torsk fra indre Oslofjord, gitt de betingelsene som forelå i denne undersøkelsen. Man kan ikke utelukke at andre kilder som atmosfærisk tilførsel og avrenning fra land også kan ha en vesentlig påvirkning på PCB-konsentrasjonene i torsk i indre Oslofjord.</p>

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Bioakkumulering PCB Torsk Sediment 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Bioaccumulation PCBs Cod Sediment
--	---

Anders Ruus

Kristoffer Næs

Jan L. Nysand

Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i indre
Oslofjord. Rapport nr. 102.

Bioakkumulering av sedimentassosiert PCB i torsk

Direkte eksponering og eksponering gjennom
næringskjeden

Forord

Høsten 2004 kommuniserte Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord og NIVA (ved Jan Magnusson) vedrørende mulighetene for en eksperimentell studie som skulle ha den hensikt å indikere betydningen av sedimentassosiert PCB for de konsentrasjoner en kan observere i lever av torsk fra indre Oslofjord.

Selv om sedimentet som skulle studeres var fra Oslofjorden, er problemstillingen også generell. Dette resulterte i et prosjektforslag forfattet av NIVA i november 2004. Prosjektet ble finansiert delvis av Fagrådet og delvis av NIVA. Vi takker for interessen.

Prosjektet skulle ha en varighet på 3 år (2005-2007).

Gjennom kontakt med Universitetet i Oslo ble en masteroppgave (MSc.) også gjennomført i dette prosjektet. Ingrid Aarre ble uteksaminert våren 2008 og gjennomførte brorparten av røkting og prøvetaking i "fødeeksponeringsforsøket". Dette bidro til at også andre problemstillinger (tilknyttet biologiske responser av eksponeringen i fisken) kunne studeres i samme eksperiment. Disse er beskrevet i Ingrid Aarres MSc.-oppgave.

Prosjektet har omfattet flere faser, inkludert feltinnsamling og langvarige eksponeringsforsøk. Flere personer har derfor vært involvert og alle takkes for innsatsen: Per Ivar Johannessen, Sigurd Øxnevad, Nasir Hamdan El-Shaikh og Oddbjørn Pettersen.

Gjennomføringen av prosjektet var til dels problematisk. Første forsøk ble avbrutt og startet på ny grunnet litt for lite PCB i sedimentene for forsøkets formål. Fiskesykdommer førte også til enkelte utsettelse og til at ny fisk måtte skaffes. Til slutt ble forsøket imidlertid gjennomført etter planen.

Oslo, april 2009

Anders Ruus

Innhold

Sammendrag	5
Summary	6
1. Innledning	7
1.1 Bakgrunn og formål	7
1.2 Om PCB (Polyklorerte bifenyler)	8
2. Materiale og metoder	10
2.1 Innsamling av sediment	10
2.1.1 Innsamling av sediment fra indre Oslofjord	10
2.1.2 Innsamling av kontroll/referanse-sediment	10
2.2 Forsøksorganismene	14
2.2.1 Flerbørstemark (<i>Nereis virens</i>)	14
2.2.2 Torsk (<i>Gadus morhua</i>)	14
2.3 Gjennomføringen av eksperimentene	15
2.3.1 Oppvirvlingsforsøket	15
2.3.2 Fødeeksponeringsforsøket	16
2.3.3 Prøvetaking av fisk til kjemisk analyse	18
2.4 Kjemiske analyser (PCB)	19
2.5 Statistiske analyser	20
3. Resultater og diskusjon	21
3.1 Metodiske aspekter	21
3.2 Sediment	21
3.3 Flerbørstemark (<i>Nereis virens</i>)	23
3.4 Torsk, bioakkumulering av PCB	27
3.4.1 Fettinnhold, lever	27
3.4.2 Oppvirvlingsforsøket, bioakkumulering av PCB	31
3.4.3 Fødeeksponeringsforsøket, bioakkumulering av PCB	35
3.4.4 Sammenligninger mellom akkumulering direkte fra oppvirvlet sediment og gjennom næringskjeden	38
3.4.5 Ekstrapoleringer og sammenligninger med konsentrasjoner i torsk fra indre Oslofjord	38
3.4.6 Konklusjon	42
4. Referanser	43
5. Vedlegg	45
5.1 Biometriske data, fisk	46
5.2 Fôringregime (fødeeksponeringsforsøket)	48

Sammendrag

I vannlevende organismer er "bioakkumulering" den prosessen hvor konsentrasjonen av et kjemikalie øker i organismen i forhold til konsentrasjonen i omgivelsene. Opptaket kan skje gjennom alle eksponeringsveier: fødeopptak og opptak direkte fra vann over overflater (respirasjonsoverflater og kroppsoverflate generelt). Bioakkumulering er et resultat av differansen mellom opptak og utskillelse. Foreliggende undersøkelse har tatt sikte på å evaluere bioakkumuleringen av sedimentassosiert PCB (polyklorerte bifenyler) i torsk både gjennom næringskjeden (inntak av byttedyr) og direkte via diffusjon fra vannfasen (opptak via respirasjonsoverflater). For å "akselerere" sistnevnte prosess ble sedimentet som fiskene ble eksponert for kontinuerlig oppslemmet. Dette vil øke frigivelsen av partikkelbundet PCB fra partikler og til vannmassen. Naturlig forurenset sediment fra indre Oslofjord ble benyttet i eksperimentene.

Forsøket har omfattet to eksperimenter:

1. Studie av opptak av PCB i torsk fra resuspendert forurenset sediment
2. Studie av opptak av PCB i torsk gjennom konsum av en flerbørstemark (*Nereis virens*) som ble eksponert for PCB-holdig sediment i minimum 8 uker.

Torsken ble i begge eksperimentene eksponert i inntil 129 døgn.

Eksperimentene har vist at det har latt seg gjøre å eksperimentelt undersøke bioakkumulering av fremmedstoffer fra sediment til fisk via ett trinn i næringskjeden når dette gjøres gjennom et langvarig (flere måneder) mesokosmos-eksperiment. I seg selv åpner dette muligheter for å undersøke flere tilsvarende problemstillinger. Resultatene fra forsøkene vil også gi nyttig informasjon vedrørende parameterisering av modeller for hydrofobe persistente stoffer i næringskjeder og bioakkumuleringsfenomener generelt.

Resultatene tyder på at sedimentassosiert PCB er en viktig kilde til PCB i torskelever, i hvert fall gjennom akkumulering gjennom næringskjeden. Resultatene viser også at torsk akkumulerer noe PCB gjennom diffusjon fra vannfasen, i hvert fall når det gjelder de lavest klorerte (minst hydrofobe) kongenerene.

Grove estimater kan tyde på at det tar måneder til muligens år (avhengig av PCB-kongener) før torsk har akkumulert konsentrasjoner av PCB tilsvarende det man finner i torsk fra indre Oslofjord, gitt de betingelsene som forelå i denne undersøkelsen. Man kan ikke utelukke at andre kilder som atmosfærisk tilførsel og avrenning fra land også kan ha en vesentlig påvirkning på PCB-konsentrasjonene i torsk i indre Oslofjord.

Summary

Title: Bioaccumulation of sediment associated PCBs in cod – Direct exposure and exposure through the food chain

Year: 2009

Author: Anders Ruus, Ingrid Aarre (University of Oslo), Ketil Hylland

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-5525-6

In aquatic organisms, "bioaccumulation" is the process where the concentration of a chemical is increased, relative to the concentrations in the ambient environment, through all exposure routes: dietary uptake and uptake directly from water over surfaces (respiratory surfaces and body surfaces in general). Bioaccumulation is thus a result of the difference between uptake and elimination. In the present study, we aimed to assess the bioaccumulation of sediment associated PCBs (polychlorinated biphenyls) in cod, both through the food chain, and by direct diffusion via the water phase. To facilitate the latter process, the sediment was continuously resuspended. Natural contaminated sediment from the inner Oslofjord was used in the experiments.

The study comprised two exposure experiments:

1. Study of PCB-accumulation in cod from resuspended contaminated sediment
2. Study of PCB-accumulation in cod through ingestion of a polychaet (*Nereis virens*), previously exposed to contaminated sediment.

In both experiments, cod were exposed for a duration of 129 days.

The conduction of the experiments showed that it is possible to study experimentally the bioaccumulation of xenobiotics from sediment to fish via one step of the food chain, through long-lasting (several months) mesocosm-studies. In itself, this opens opportunities to address several analogous topics. The results from the experiments also provide valuable information with regard to parameterization of models for hydrophobic persistent contaminants in food chains, and bioaccumulation phenomena in general.

In general, the results also indicate that contaminated sediments are an important source for PCBs in cod liver, at least by accumulation through the food chain. The results also indicate that cod accumulate some PCBs by diffusion from the water phase, at least with regard to the lower chlorinated (least hydrophobic) congeners.

Crude estimates (with several reservations) indicate that it would take months to years (dependent on PCB-congener) before the cod would accumulate PCB concentrations corresponding to those that can be found in feral cod from the inner Oslofjord, given the conditions that existed in this study. One cannot exclude that other sources, such as atmospheric deposition and run-off from land also may have an important effect on the concentrations of PCBs in cod from the inner Oslofjord.

1. Innledning

1.1 Bakgrunn og formål

I vannlevende organismer er "bioakkumulering" den prosessen hvor konsentrasjonen av et kjemikalie øker i organismen i forhold til konsentrasjonen i omgivelsene. Opptaket kan skje gjennom alle eksponeringsveier: fødeopptak og opptak direkte fra vann over overflater (respirasjonsoverflater og kroppsoverflate generelt) (Mackay and Fraser 2000).

Bioakkumulering er et resultat av differansen mellom opptak og utskillelse. Dersom opptaket av et kjemikalie overgår utskillelsen, vil det bioakkumulere. Polyklorerte bifenyler (PCB) er en gruppe forbindelser som er kjent for å bioakkumulere (Borga et al. 2004; Connell 1988; Ruus et al. 2001; Ruus et al. 1999).

Det er i stor grad de samme fysiske-kjemiske egenskapene ved en forbindelse som fører til at det bioakkumuler og som også gir det høy affinitet for partikler (slik som sediment).

Virvelløse dyr som lever i sediment eksponeres for forbindelser (slik som PCB) som er assosiert med sedimentet. Disse forbindelsene er assosiert med partiklene i sedimentet, og med vannet i mellom disse partiklene (porevannet). Med tiden foreligger det en likevekt mellom partikler og vann, hvor forbindelser med høy partikkelaffinitet (slik som PCB) i hovedsak vil være assosiert med partiklene. Disse forbindelsene har også affinitet for fett i organismer. Den andelen av forbindelsene som foreligger i porevannet i sedimentet, vil derfor kunne diffundere inn i organismer som lever i sedimentet (over kroppsoverflater, samt tarm for de som inntar sediment).

For fisk som lever i vannsøylen vil eksponeringen for sedimentassosiert PCB i hovedsak skje gjennom næringskjeden ved at de beiter på sedimentlevende organismer eller har byttedyr som i sin tur beiter på sedimentlevende organismer. I en modell utviklet av (Thomann and Connolly 1984) er det gitt at absolutt mesteparten av PCB-eksponeringen for ørret i en innsjø (Lake-Michigan) skjer gjennom matinntaket. Fisk kan imidlertid også akkumulere PCB fra vannfasen. Opptak av PCB fra vann til fisk kan ses på som en enkel prosess hvor forbindelsene fordeles mellom vann og lipider innen fisken, over kroppsoverflaten (i hovedsak gjeller). Dette kalles "biokonsentrering" (Connell 1988). For at sedimentassosiert PCB skal akkumulere i fisk på denne måten, må de først desorberes fra partiklene og over i vannfasen for deretter å diffundere inn i fisken.

Foreliggende undersøkelse har tatt sikte på å evaluere akkumuleringen av sedimentassosiert PCB i torsk, både gjennom næringskjeden og direkte fra diffusjon via vannfasen. For å "akselerere" sistnevnte prosess ble sedimentet som fiskene ble eksponert for kontinuerlig oppslemmet. Dette øker desorpsjonen fra partiklene. Forsøket har således omfattet to eksperimenter:

1. Studie av opptak av PCB i torsk fra resuspendert forurenset sediment
2. Studie av opptak av PCB i torsk gjennom konsum av infauna eksponert for forurenset sediment.

Sediment fra indre Oslofjord ble benyttet i eksperimentene. Eksperimentene beskrives i kapittel 2. i korthet gikk de ut på følgende:

1. Studie av opptak av PCB i torsk fra resuspendert forurenset sediment: Torsk ble eksponert for sediment fra indre Oslofjord i inntil 129 dager. Flere uttak av fisk ble gjort underveis i forsøket. Sedimentet ble daglig suspendert opp i vannsøylen. Fisken ble fôret med kommersielt fiskefôr i forsøksperioden. En kontrollgruppe bestående av torsk som ikke ble eksponert for sediment forelå ved siden av den eksponerte gruppen og fisk ble tatt ut til analyse fra denne på identiske tidspunkter som fisk fra eksponert gruppe.

2. Studie av opptak av PCB i torsk gjennom konsum av infauna eksponert for forurenset sediment: En utvalgt bunnlevende bytteorgansime (flerbørstemarken *Nereis virens*) ble eksponert for sediment fra indre Oslofjord i minimum 8 uker (kjemiske analyser ble utført også på disse). Deretter ble torsk fôret individuelt og kontrollert med (utelukkende) disse organsimene i inntil 129 dager. Flere uttak av fisk ble gjort underveis i forsøket. En kontrollgruppe bestående av torsk som ble fôret med de samme bytteorganismene som hadde levd (minimum 8 uker) i uforurenset sediment forelå ved siden av den eksponerte gruppen og fisk ble tatt ut til analyse fra denne på identiske tidspunkter som fisk fra eksponert gruppe.

Problemstillingen som forfølges i denne undersøkelsen er generell, og resultatene vil gi nyttig informasjon vedrørende parameterisering av modeller for hydrofobe persistente stoffer i næringskjeder og bioakkumuleringsfenomener generelt. For Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord er det særlig interessant at sedimentet som ble studert i eksperimentene er fra indre Oslofjord. Undersøkelsen vil således gi en indikasjon på viktigheten av PCB-forurenset sediment for de konsentrasjoner en finner av PCB i lever av torsk fra indre Oslofjord, relativt til andre kilder, som atmosfærisk tilførsel og avrenning fra land (Breivik et al. 2004; Schanning et al. 2005).

I flere havner og fjorder i Norge har Mattilsynet gitt kostholdsråd vedrørende konsum av sjømat. Det gjelder også Oslofjorden, hvor et generelt kostholdsråd foreligger (sist vurdert av Mattilsynet i 2002), grunnet PCB-forurensning (Økland 2005):

- Konsum av ål fanget innenfor Drøbak frarådes.
- Konsum av lever fra fisk fanget i Oslofjorden innenfor Horten og Jeløya frarådes.

At det foreligger kostholdsråd for torskelever i Oslofjorden (og Drammensfjorden) gjør problemstillingen ytterligere interessant.

1.2 Om PCB (Polyklorerte bifenyler)

Polyklorerte bifenyler (PCB) er betegnelsen på en gruppe syntetiske forbindelser, bestående av en bifenylstruktur (to sammensatte benzenringer) hvor noen, eller alle hydrogenatomene har blitt substituert med kloratomer. Det er 209 teoretisk mulige kombinasjoner (kongener), hvorav ca. 130 er identifisert i kommersielle produkter. Ballschmiter og Zell (1980) foreslo et enkelt nummereringssystem for PCB-kongenerne hvor hver kongener fikk en tallkode fra 1 til 209, slik at PCB-1 tilsvarer 2-monoklorbifenyl og PCB-209 er 2,2',3,3',4,4',5,5',6,6'-dekaklorbifenyl. Dette nummereringssystemet ble tatt i bruk av IUPAC (International Union of Pure and Applied Chemistry).

Den kommersielle produksjonen ble startet i 1929 av The Monsanto Industrial Chemical Company som antas å ha vært den største produsenten av PCB (Eisler and Belisle 1996). Kommersielle PCB-produkter har blitt fremstilt i flere land med varierende klorinnhold og med ulike navn. Noen eksempler er Aroclor, Clophen og Phenochlor. Produktene er alltid en blanding av forskjellige kongenere og hver produsent har et eget system for identifisering av sine produkter.

PCB-forbindelsene er kjemisk stabile, varmeresistente og har lav elektrisk ledningsevne. Disse egenskapene har ført til stor anvendelse av PCB i industrien. De har blitt brukt som isolasjons- og kjølemiddel i elektrisk utstyr og som mykgjørere i blant annet plast og maling.

Forekomsten av PCB i miljøet ble oppdaget i 1966 av kjemikeren Søren Jensen (Anon. 1966). I USA kom det restriksjoner mot bruk av PCB i 1970. I Norge ble det vedtatt restriksjoner mot bruk av PCB i 1971 og forbud i 1980. Det antas likevel at vesentlige mengder PCB fortsatt er i bruk, primært i gammelt elektrisk utstyr. Tanabe (1988) estimerte for ca. 20 år siden at 31 % (374 000 tonn) av all PCB som har blitt produsert globalt (1 200 000 tonn), allerede har nådd det terrestriske og akvatiske miljø. Bare 4 % (43 000 tonn) av den totale mengden produsert har blitt ødelagt gjennom høy-temperatur forbrenning eller ved nedbrytning i naturen.

2. Materiale og metoder

2.1 Innsamling av sediment

2.1.1 Innsamling av sediment fra indre Oslofjord

Det skulle tilstrebes at sedimentet som ble brukt i undersøkelsen skulle være representativt for et sediment fra indre Oslofjord generelt, hvor torsk kan finne sine byttedyr, og som inneholdt en representativ konsentrasjon av PCB. I tillegg måtte det være mulig å holde ”byttedyret” *Nereis virens*, (som ble valgt å benytte i denne undersøkelsen) i live i sedimentet i 8 uker.

Ved NIVA foreligger en database hvor data fra en rekke undersøkelser fra indre Oslofjord er lagret. Der finnes informasjon om flere parametere som er evaluert, blant annet PCB-konsentrasjoner i sediment, redoks-forhold i sediment, informasjon om bunnfauna i sedimentprøver o.s.v. Denne informasjonen ble benyttet til å velge stasjoner hvor man kunne finne sediment med representative (markerte) konsentrasjoner av PCB, samt redoks-forhold og informasjon om bunnfauna som tilsier at dette er sedimenter hvor torsk kan finne byttedyr. Informasjonen er grafisk fremstilt i **Figur 1**. Stasjonene valgt for innsamling av sediment er vist i **Figur 2**.

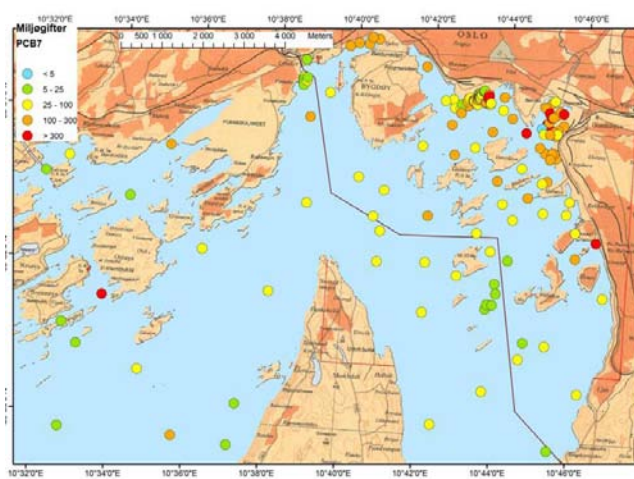
Sedimentet ble hentet inn våren 2006 ved benyttelse av forskningsfartøyet FF Trygve Braarud. Sedimentet ble innsamlet ved hjelp av en 0,1 m² van Veen-grabb. Grabben er på det dypeste 19 cm og hele innholdet i grabben ble tatt med til bruk i eksperimentene. Bakgrunnen for dette er antagelsen om at de høyeste PCB-konsentrasjonene finnes noen cm (ca. 15 cm) ned i sedimentet (i sedimenter avsatt rundt 1960), se **Figur 3**. Ca. 800 L sediment ble samlet inn og fordelt på 6 store beholdere. Det ble samtidig prøvetatt bunndyr fra sedimentene til analyse og senere sammenligning med ”byttedyr” (*Nereis virens*) eksperimentelt eksponert for Oslofjordsediment.

Før anvendelse av sedimentet i forsøkene, ble det tilstrebet å homogenisere sedimentet så godt som mulig. Det ble gjort ved å røre i alle beholderne v.h.a. en mørtel-blander (kun til sediment-bruk; Eibenstock EHR-20 S) og transportere sediment mellom beholderne v.h.a. spader.

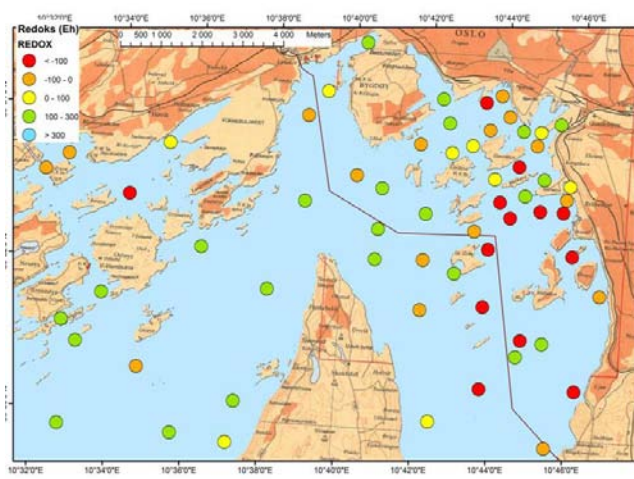
2.1.2 Innsamling av kontroll/referanse-sediment

Innsamling av uforurenset sediment til kontroll-gruppen (”fødeeksponeringsforsøket”) foregikk i Rambergbukta på Jeløy i ytre Oslofjord. Dette sedimentet ble også homogenisert for anvendelse.

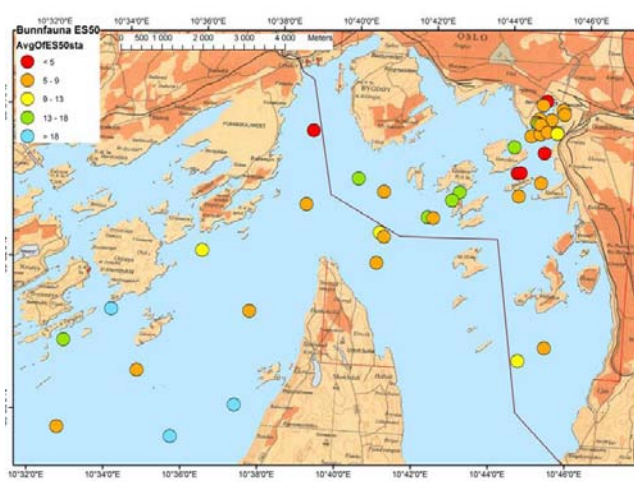
a.



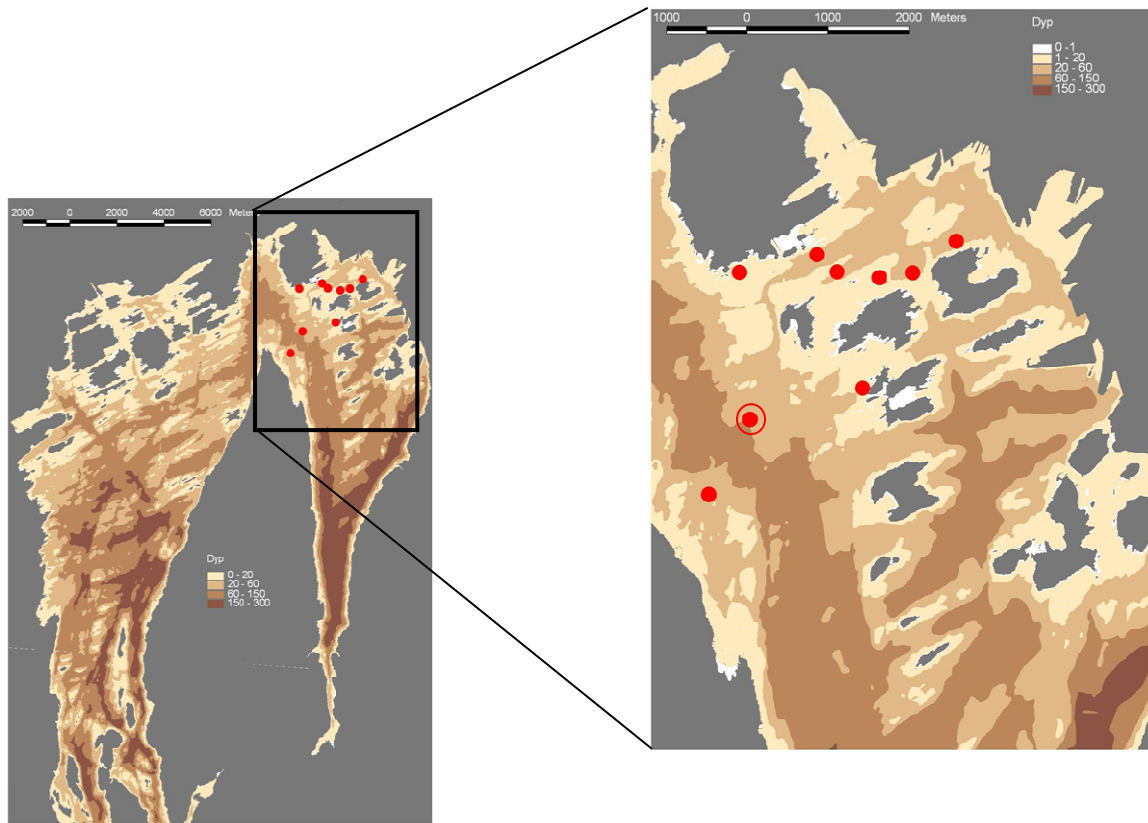
b.



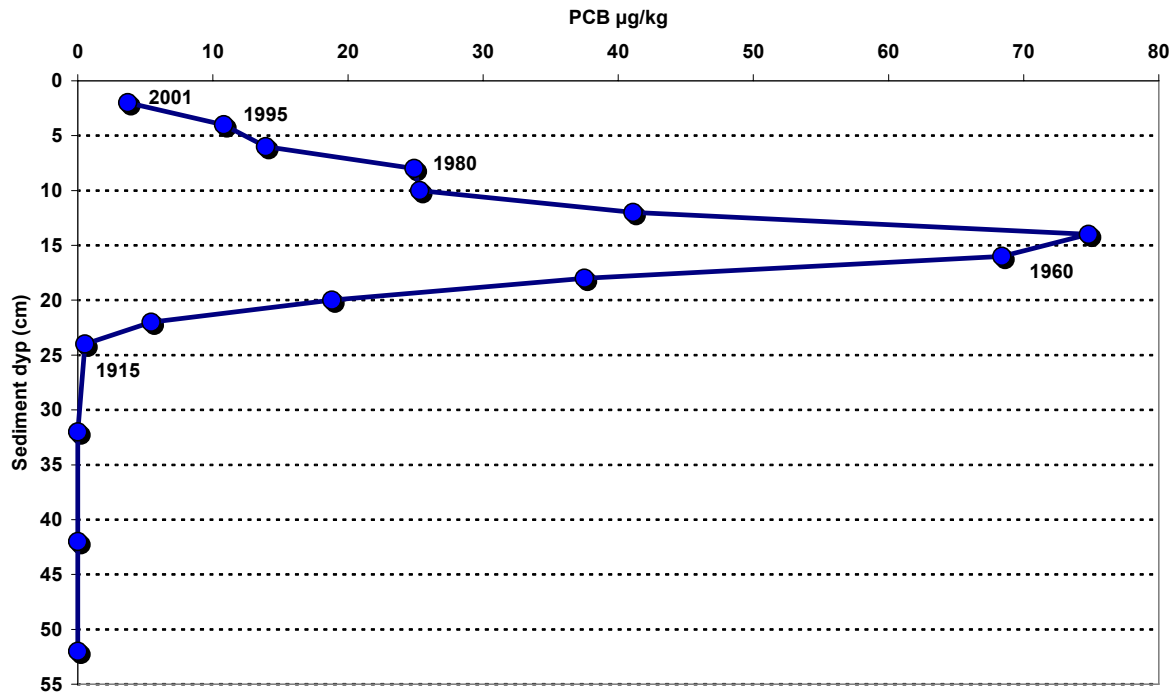
c.



Figur 1. Grafisk fremstilling av forholdene vedrørende PCB-konsentrasjoner (ΣPCB_7 ; sum av kongenerene PCB-28, -52, -101, -118, -153 og -180; **a.**), redoks-forhold (Eh; **b.**) og bunnfauna (ES50; antall arter per 50 individer; **c.**) i sedimenter på ulike stasjoner i indre Oslofjord. Skalaen går fra meget gode forhold/blått og derfra mot grønt, gult, oransje og rødt som i stigende grad representerer dårligere tilstander.



Figur 2. Lokalteter for innsamling av sediment i indre Oslofjord. Det ble samlet mest sediment fra lokaliteten markert med rød ring.



Figur 3. PCB-konsentrasjoner (ΣPCB_7 ; sum av kongenerene PCB-28, -52, -101, -118, -153 og -180) i sedimentsnitt fra Bunnefjorden (sedimentkjerne tatt høsten 2001; data fra Aud Helland; se også Baalsrud og Magnusson (2002)). Hvert snitt ble aldersdatert v.h.a. den naturlige bly-isotopen Pb-210. Det kommer frem av profilen at tilførselen av PCB til sedimentene var størst rundt 1960.

2.2 Forsøksorganismene

2.2.1 Flerbørstemark (*Nereis virens*)

I ”fødeeksponeringsforsøket” ble det tatt sikte på å anvende en organisme som lever nedgravd i sedimentet og som er en kjent bytteorganisme for torsk. Flerbørstemarken (klasse: *Polychaeta*) er en divers gruppe organismer (leddormer), hvorav mange lever som infauna. Denne gruppen er også kjent som en av Oslofjordtorskens viktige byttedyr (Hegglund 2001).

Den organismen som skulle anvendes i eksperimentet måtte leve nedgravd i sedimentet og kunne skaffes i stort antall, for å ha nok til å føre torsk i 4 måneder. Den måtte også kunne holdes i live i en lengre eksponeringsperiode (flere måneder). Flerbørstemarken *Nereis virens* oppfylte disse kriteriene og kunne skaffes fra kommersiell oppdretter i Storbritannia (Seabait Ltd.). Denne kunne føres i eksponeringsperioden med kommersielt fôr (Skretting).

Siden organismen som ble benyttet var importert over landegrensene ble alt avløp fra eksponeringen av disse behandlet med hypokloritt i oppholdstanker.

2.2.2 Torsk (*Gadus morhua*)

Torsken til ”oppvirlingsforsøket” ble kjøpt fra Marin Invest AS (Sandøya), mens torsken til ”fødeeksponeringsforsøket” ble skaffet fra Marine Harvest (Eggesbønes). Fiskene til

oppvirvlingsforsøket ble holdt ved NIVAs marine forskningstasjon Solbergstrand i flere måneder før forsøksstart. Fisken som ble anvendt i ”Fødeeksponeringsforsøket” ankom Solbergstrand 2 måneder før forsøksstart. Før ankomst ble den føret med Gemma micro, Gemma 0.3/0.5, Gemma 0.75/1.0/1.2, Europa respons 1.5 mm, Europa respons 2.0 mm og Europa respons 3.0 mm. Etter ankomst til Solbergstrand og før forsøket startet, ble fisken til føringsforsøket matet med Skretting Europa Respons, 3 mm og 4 mm (leverandøren av alt fôr: Skretting).

2.3 Gjennomføringen av eksperimentene

2.3.1 Oppvirvlingsforsøket

Torsk (ca. 450 grams størrelse) ble overført 6 kar på $45 \times 110 \times 110$ cm, (545 L kar) hvorav 3 av karene inneholdt et 16 cm tykt lag med sedimentet fra indre Oslofjord (ca. 195 L sediment i hvert kar; eksponert gruppe). De øvrige 3 karene var uten sediment (kontrollgruppe). Det var 13 fisk i hvert kar ved dag 0 (24/3, 2006). **Figur 4** viser det eksperimentelle oppsettet. For å hindre at fiskene kunne hoppe ut, var det nettinglokk over karene. I tillegg ble det bygget et tak av presenning over oppsettet for å redusere stress for fisken som kunne påføres av forbipasserende og annet arbeid i nærheten.



Figur 4. Fotografi av forsøksoppsettet (”oppvirvlingsforsøket”). Eksponert gruppe, med sediment i karene til venstre og kontrollgruppe til høyre. Ved hvert prøveuttak ble en fisk fra hvert kar tatt ut (altså 3 replikater i hver gruppe).

Karene hadde kontinuerlig tilførsel av vann (8 liter/min; fra 60 m dyp utenfor forskningsstasjonen på Solbergstrand). Slik ble det sikret at torsken hadde tilgang på oksygenrikt (målt til 75% metning) vann. Gjennom eksponeringsperioden (129 døgn) var gjennomsnittstemperaturen 7,4 °C (spenn: 6,3-9,2) og saliniteten var gjennomsnittlig 34,6 (spenn: 34,2-34,9; Logget v.h.a. WTW-sonder). I løpet av forsøket ble torsken behovsføret med Skretting Europa Respons, 3 mm og 4 mm pellets og det ble etterstrebet at fisken ikke skulle vokse vesentlig i løpet av forsøksperioden.

På grunn av mengdeforholdet mellom fisk, vann og sediment i karene, besørget fiskens egen svømmeaktivitet oppvirvling av sedimentet til å begynne med. Mekanisk forstyrrelse av sedimentet var ikke nødvendig før dag 97 av forsøket. Forstyrrelsen ble da oppnådd ved hjelp av en Bosch P9B 600 RE drill, påmontert en liten propell. Under propellvirksomheten ble det naturligvis passet på å unngå skader på fisken. Sediment ble prøvetatt ved dag 0, dag 66 og dag 129. Prøvene fra dag 0 ble sendt til kjemisk analyse.

2.3.2 Fødeeksponeringsforsøket

Dette forsøket ble gjennomført i to faser. Først skulle en gruppe av flerbørstemarken *Nereis virens* eksponeres for sediment fra indre Oslofjord (eksponert gruppe), eller sediment fra Rambergbukta (Jeløy; referanse/kontroll gruppe) i minimum 8 uker. Deretter skulle torsk føres med denne børstemarken i inntil 129 døgn. Eksponert gruppe ble føret med mark eksponert for sediment fra indre Oslofjord og kontroll/referanse-gruppen ble føret med mark som var eksponert for sediment fra Rambergbukta.

Eksponering av flerbørstemark, *Nereis virens*

Nereis virens ble eksponert for sediment i beholdere av ca. 10 L volum (**Figur 6**). Det skulle være mark nok (pluss overskudd) til å føre fisk 2 ganger per uke i 129 døgn (37 føringer) i begge grupper (eksponert og kontroll/referanse). 1700 mark ble anskaffet til forsøket. Til hver føring skulle det forberedes én beholder med mark i hver gruppe. Av logistiske årsaker ble derfor mark eksponert i 2 omganger. Første eksponering gikk i 4 måneder fra medio juli til medio november, 2006. Disse ble frosset ned etter endt eksponering og brukt som ”matpakke-reserver” mot forsøkets slutt. Andre eksponering startet medio november 2006 og sluttet medio mai 2007. Føringen av fisk med disse markene startet ultimo januar 2007 (flerbørstemark ble altså eksponert i tilstrekkelig lang tid til å nå ”steady state”; (Lee et al. 1991)). Ferske mark ble tatt ut av sediment til hver føring. Etter medio mai fikk torsken altså servert frosset mark. Fler detaljer vedrørende mark-eksponeringen er gitt i det følgende:

Flerbørstemark (*Nereis virens*) ble verført til 10-liters beholdere med lokk, fylt med sediment fra indre Oslofjord (eksponert gruppe) eller Rambergbukta (kontroll/referanse-gruppe). Det ble tilsatt 20-35 mark i hver beholder. Beholderene var forsynt med kontinuerlig tilførsel av vann (ca 250 ml/min). Gjennom de to eksponeringsperiodene var gjennomsnittstemperaturen hhv. 8,1 °C (spenn: 7,6-9,2) og 8,5 °C (spenn: 5,8-12,1) og gjennomsnittsaliniteten hhv 34,3 (spenn: 33,9-34,5) og 34,1 (spenn: 33,4-34,5). Alt avløpsvann ble ledet over i et oppholdskar og tilsatt klor (natriumhypoklorittløsning) ved hjelp av en pumpe. Klormengden ble tilstrebet holdt på ca 0,3 mg/l.

Det ble daglig kontrollert at det var en jevn strøm med vann ut av bøttene gjennom nettinghullet, for å unngå anoksiske forhold og eventuell markdød.

Flerbørstemarkene ble fôret med pellets av typen ”Skretting advanced fish feed Coarse fish – 23” bestående av soyabønne ekstrakt, hvete, mais, fiskemel, fiskeolje. Det ble fôret 3 ganger i uka. Ved hver fôring ble 1 til 2 gram ble tilført hver bøtte, avhengig av om alt fôret var spist opp eller ikke. Det ble ikke fôret mer enn at det ved neste fôring ikke var matrester igjen fra forrige gang. **Figur 5** viser flerbørstemark som kommer opp fra sitt tilholdssted i sedimentet for å spise fôr som den har blitt tilbudt.

Det ble forberedt 3 replikate (blandprøver fra flere beholdere) av flerbørstemark fra begge grupper til kjemiske analyser. De ulike replikatene ble fordelt på begge eksponeringsomgangene.



Figur 5. Flerbørstemark (*Nereis virens*) kommer opp fra sitt tilholdssted i sedimentet for å spise fôr pellets. Foto: Joachim Tørum Johansen.

Eksponering av torsk (*Gadus morhua*)

Torsken som ble eksponert i fødeeksponeringsforsøket veide mellom 60 og 104 gram (ved forsøksstart). Én uke før første fôring (dag 0) ble torsken overført til individuelle rom i 35 × 35 × 70 cm store akvarier. Akvariene var delt inn i tre rom, som var atskilt med skillevegger. Det ble tilført én fisk i hvert av rommene. Skilleveggene var perforert med hull på ca 0,5 cm i diameter, slik at vann fritt kunne passere mellom de ulike rommene. Det var kontinuerlig vann- og lufttilførsel til alle akvariene. Vanngjennomstrømningen var på ca 1 liter i minuttet. Gjennom eksponeringsperioden (129 døgn) var gjennomsnittstemperaturen 7,7 °C (spenn: 6,6-9,7) og saliniteten var gjennomsnittlig 34,3 (spenn: 33,8-34,5). Et fotografi av deler av eksponeringsoppsettet er vist i **Figur 6**.



Figur 6. Fotografi av deler av eksponeringsoppsettet. Beholdere med flerbørstemark (*Nereis virens*) til venstre, og torsk i akvarier (m/adskilte rom), klare til å bli fôret med flerbørstemark til høyre.

Totalt var 54 fisk fordelt på 18 akvarier. Det skulle i løpet av forsøket prøvetas 21 fisk i hver gruppe ("eksponert", fisk fôret med *Nereis virens* eksponert for sediment fra indre Oslofjord og "kontroll/referanse", fisk fôret med *N. virens* eksponert for sediment fra Rambergbukta). I tillegg var det 6 ekstrarfisk i hver gruppe i tilfelle dødelighet.

Fisken ble fôret utelukkende med *Nereis virens* to ganger i uka (hver mandag og torsdag). Det ble veid ut ca 4-6 gram mark til hver fisk. Markene ble delt opp i "porsjonsbiter". Marken ble fôret til torskene ved at den ble sluppet ned til hver enkelt fisk. Siden torskene hadde individuelle rom i akvariene, var det lett å holde kontroll på hvilken torsk som spiste hva. Alt som fiskene spiste ble loggført. Fiskene ble fôret med minimum 8 % av kroppsvekten sin i uka (skal være en passe mengde fôr; Prof. Jobling, pers. comm.).

2.3.3 Prøvetaking av fisk til kjemisk analyse

Torsk fra begge forsøk (oppvirlingsforsøk og fødeeksponeringsforsøk) ble prøvetatt ved dag 0, 13, 26, 39, 52, 66, 97 og 129. Ved hver prøvetaking ble det tatt én fisk fra hvert kar i oppvirlingsforsøket (3 replikater i hver gruppe; "eksponert" og "kontroll/referanse"). I fødeeksponeringsforsøket ble det også prøvetatt 3 fisk i hver gruppe.

Fisk prøvetatt ved dag null ble aldri eksponert for noe form for sediment eller fôret med børstemark, men representerer ”bakgrunn” før forsøksstart.

All fisk ble avlivet med et slag i hodet. Fisken døde momentant og ble ved hver prøvetakning, i begge forsøkene, direkte veid og lengden målt. Prøver til kjemiske analyser ble tatt av leveren og overført til glødede glass. Vekten på lever ble notert. Prøvene ble lagret ved -20 °C.

2.4 Kjemiske analyser (PCB)

Prøvene av torskelever, flerbørstemark og sediment ble analysert for polyklorerte bifenyler (PCB) i henhold til de akkrediterte metodene som benyttes på NIVAs laboratorium (akkreditert i henhold til NS-EN45000/ISO71EC Guide 25 (referanse P009) siden 1993, og siden 2001 NS-EN ISO/IEC 17025). Analyseresultatene for klororganiske forbindelser (slik som PCB) kvalitetssikres ved blant annet å analysere kjente standarder for hver tiende prøve på gasskromatografen, regelmessig blindprøvetesting, samt jevnlig kontroll av hele opparbeidings- og analyseprosessen ved bruk av internasjonalt sertifisert referansemateriale og en husstandard. NIVAs laboratorium har ved flere anledninger deltatt på ulike internasjonale interkalibreringer (bl.a. alle QUASIMEME-øvelsene) med gode resultater.

Biologiske prøver ble homogenisert før analyse (Restech Grindomix CM 200 eller Ultra-Turrax T25). Internstandarder ble tilsatt det homogeniserte materialet. Det biologiske materialet ble ekstrahert to ganger med sykloheksan og aceton (4:3) ved bruk av ultralyd (3 minutter). Ekstraktene ble så vasket med 0,5% saltløsning hvorpå ekstraksjonsvolumet ble redusert og ekstraktet rensert med GPC. Deretter ble ekstraktene syrebehandlet med konsentrert svovelsyre og analysert med gasskromatografi med elektronaffinitetsdetektor (GC/ECD). Gasskromatografen var utstyrt med en 60 m kolonne med et materiale bestående av 5% fenyl polysiloksan (0,25 mm i.d. og 0,25 µm filmtykkelse), og ’inlet’ var ’splitless’. Den initiale kolonnetemperaturen var på 90°C, som etter to minutter ble økt til 180°C i en hastighet på 10°C/min, økt til 270°C med en hastighet på 2°C/min og etter 1 min økt til 310°C med en hastighet på 20°C/min. Injektortemperaturen var på 255°C og detektortemperaturen på 285°C. Gjennomstrømningshastigheten var på 1 ml/min. Fettbestemmelsen var gravimetrisk.

Prøver av sediment ble homogenisert og tilsatt interne standarder. PCB-forbindelsene ble ekstrahert med diklormetan og sykloheksan (1:1 vol/vol) ved hjelp av ASE ved en temperatur på 100 °C og et trykk på 2000 psi. Opprensning og GC-analyse ble utført som beskrevet for biologiske prøver (ovenfor).

Komponentene som ble kvantifisert var PCB-28, -52, -101, -118, -153, -138 og -180. Summen av disse omtales som ΣPCB_7 (”The seven Dutch”). Disse spenner fra en triklorert (PCB-28, eller 2,4,4'-triklorbifenylyl) til en heptaklorert (PCB-180, eller 2,2',3,4,4',5,5'-klorbifenylyl) kongener. Hva lipofilisitet/hydrofobisitet angår, så spenner oktanol:vannfordelingskoeffisienten (K_{ow}) fra $K_{ow} = 5,13 \times 10^5$ for PCB-28 til $K_{ow} = 1,54 \times 10^7$ for PCB-180 (Beyer et al. 2002).

2.5 Statistiske analyser

Statistiske analyser ble utført ved hjelp av software-pakken Statistica™ (Ver 7.0; Statsoft, Tulsa, OK, USA).

Forskjeller i hepatiske PCB-konsentrasjoner mellom torsk som ble eksponert for sediment fra indre Oslofjord (direkte i ”oppvirvlingsforsøket”, eller via flerbørstemark i ”fødeeksponeringsforsøket”) og torsk fra kontroll/referanse-gruppen (ikke eksponert for sediment i oppvirvlingsforsøket, eller fôret med flerbørstemark som hadde gått i uforurenset sediment i ”fødeeksponeringsforsøket”) ble evaluert for hvert prøvetakingstidspunkt ved hjelp av den ikke-parametriske Mann-Whitney U-testen.

Forskjeller i PCB-konsentrasjoner mellom fisk prøvetatt på de ulike tidspunktene ble evaluert (separat for hver gruppe, ”eksponert” og ”kontroll/referanse”) ved hjelp av variansanalyse (ANOVA). Eventuelle forskjeller fra dag 0 ble testet ved hjelp av post-hoc-testen Dunnett. For å sjekke eventuell heterogenitet i variansen i materialet ble Levenes test benyttet. Om nødvendig ble data log-transformert. Dersom det var heterogenitet i variansen også etter log-transformering, ble den ikke-parametriske Kruskal-Wallis-testen benyttet for å teste eventuelle forskjeller i PCB-konsentrasjoner mellom fisk prøvetatt på de ulike tidspunktene.

Et signifikansnivå på $\alpha=0,05$ ble benyttet.

3. Resultater og diskusjon

3.1 Metodiske aspekter

Det var lav dødelighet i forsøkene. Det var derfor mulig å prøveta tre replikate prøver i hver gruppe (eksponert og referanse kontroll) til kjemiske analyser ved hvert tidspunkt, i begge forsøkene (oppvirvlingsforsøk og fødeeksponeringsforsøk). Dette ga mulighet til å evaluere variasjon i materialet.

For å øke statistisk teststyrke er det alltid fordelaktig med ytterligere replikater (i hvert fall inntil et visst punkt). Det var imidlertid logistiske hindringer for dette. I oppvirvlingsforsøket, skulle de respektive replikater tas fra separate kar (for å unngå pseudoreplikasjon). Med andre ord ville man behøve to kar (ett i hver gruppe) for hver fisk/replikate man skulle ha i tillegg. I fødeeksponeringsforsøket hadde hver fisk "enerom" i akvarier, for å kunne føre kontrollert på individnivå. Arealressurser setter til slutt grenser for gjennomførbarhet. I tillegg har man aspektet med antall analyser.

Det var også lav dødelighet av flerbørstemark (*Nereis virens*), slik at det lot seg gjennomføre å føre torsk utelukkende på disse i inntil 129 døgn (eksperimentets slutt; fødeeksponeringsforsøket). Fiskene viste ingen synlige tegn på at dette var suboptimalt, og hadde ved **dag 129** lagt på seg gjennomsnittlig **46,5 %** av kroppsvekten sin fra **dag 0** ($\pm 7,6$; standard avvik). Disse fiskene la på seg gjennomsnittlig 33 g fra et utgangspunkt på gjennomsnittlig 71 g.

Det har altså latt seg gjøre å eksperimentelt undersøke bioakkumulering av fremmedstoffer fra sediment til fisk via ett trinn i næringskjeden, gjennom et langvarig (flere måneder) mesokosmos-eksperiment. I seg selv åpner dette muligheter for å undersøke flere tilsvarende problemstillinger.

Andre metodiske aspekter blir diskutert der det er relevant under overskriftene nedenfor.

3.2 Sediment

Innholdet av PCB-forbindelser i sedimentene anvendt i forsøkene er gitt i **Tabell 1**, sammen med enkelte andre parametere. Konsentrasjonene av ΣPCB_7 i sedimentet fra indre Oslofjord tilsvarer Klasse II for sedimentet anvendt i oppvirvlingsforsøket og Klasse III for sedimentet anvendt i fødeeksponeringsforsøket, i henhold til klassifiseringen av metaller og organiske miljøgifter i vann og sedimenter (både tidligere og reviderte tilstandsklasser; (Bakke et al. 2007; Molvær et al. 1997)). Konsentrasjonene av PCB var under deteksjonsgrensen i Referanse/kontroll-sedimentet.

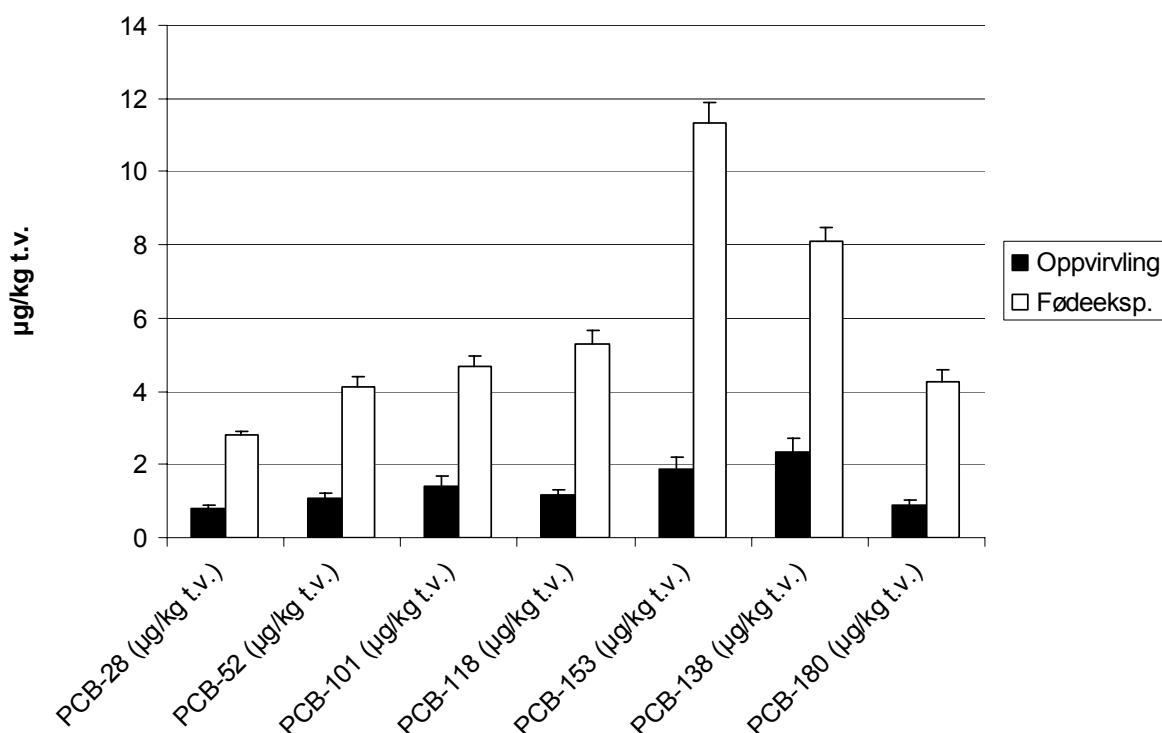
Det var altså forskjeller i PCB-konsentrasjonene i sedimentet brukt i oppvirvlingsforsøket og sedimentet brukt i fødeeksponeringsforsøket (også vist i **Figur 7**). Det betyr at sedimentet ikke hadde blitt optimalt homogenisert (bl. a. på grunn av de store mengdene som skulle håndteres samtidig) og gjør sammenligning mellom resultatene fra de to eksperimentene noe vanskeligere. Det må imidlertid bemerkes at variasjonen mellom replikatene *innenfor* hvert av forsøkene var liten (**Tabell 1**, **Figur 7**).

Tabell 1. Mengde tørrstoff (% v. v.), mengde partikler større enn 63 µm (% t. v.), total mengde organisk karbon (TOC; % t. v.) og konsentrasjoner av PCB-kongenere (µg/kg t. v.) i sedimentene anvendt i oppvirvlingsforsøket og fødeeksponeringsforsøket. Median og spenn (minimum-maksimum) er angitt.

Forsøk	Gruppe	tørr-stoff (% v. v.)	> 63 µm (% t. v.)	TOC (% t. v.)	PCB-28 (µg/kg) ¹	PCB-52 (µg/kg) ¹	PCB-101 (µg/kg) ¹	PCB-118 (µg/kg) ¹	PCB-153 (µg/kg) ¹	PCB-138 (µg/kg) ¹	PCB-180 (µg/kg) ¹	ΣPCB ₇ (µg/kg) ¹
Oppvirvl.	Eksponert	45,0	88,0	3,2	0,80	1,1	1,5	1,2	2,0	2,5	0,92	10,0
		(44,0-45,0)	(85,0-89,0)	(2,8-4,1)	(0,71-0,91)	(0,92-1,2)	(1,1-1,6)	(1,0-1,3)	(1,5-2,1)	(1,9-2,6)	(0,71-0,98)	(7,8-10,7)
Føde-eksp.	Eksponert	40,6	78,2	3,0	2,8	4,3	4,8	5,5	11	8,2	4,4	41,3
		(39,6-51,5)	(70,0-80,7)	(3,0-3,1)	(2,7-2,9)	(3,8-4,3)	(4,4-4,9)	(4,9-5,5)	(11-12)	(7,7-8,4)	(3,9-4,5)	(38,4-42,2)
	Referanse/ kontroll	74,8	74,2	0,7	<0,5	- *	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	n.d.
		(73,3-75,1)	(72,1-78,2)	(0,5-1,0)								

¹. Tørrvektsbasis

* Koeluering i kromatogram.



Figur 7. Gjennomsnittlige konsentrasjoner (n=3) av PCB-kongenere (µg/kg t. v.), samt standarddeviasjon, i sediment fra indre Oslofjord anvendt i oppvirvlingsforsøket og i fødeeksponeringsforsøket.

3.3 Flerbørstemark (*Nereis virens*)

Analyser av flerbørstemark (*Nereis virens*) viste at konsentrasjonene av PCB-forbindelser var tydelig høyere i gruppen eksponert for sediment fra indre Oslofjord, enn i gruppen eksponert for referanse/kontroll-sediment (**Tabell 2, Figur 8**). Fettinnholdet i markene var gjennomsnittlig 3,1 % ($\pm 1,1$; standarddeviasjon) i begge gruppene ("Eksponert" og "Referanse/kontroll").

Dersom en kalkulerer biota-til-sediment-akkumuleringsfaktorer (BSAF) vil de spenne fra 0,24 (for PCB-28) til 0,67 (for PCB-101). For ΣPCB_7 vil BSAF være 0,47.

BSAF er gitt ved forholdstallet mellom den lipid-normaliserte konsentrasjonen i organismen (her *Nereis virens*; C_{Lipid}) og den organisk-karbonnormaliserte konsentrasjonen i sedimentet (C_{oc}):

$$\text{BSAF} = \frac{C_{\text{Lipid}}}{C_{\text{oc}}}$$

Disse tallene er noe lavere (tilsvarer litt lavere biotilgjengelighet) enn hva en teoretisk skulle forvente ut ifra følgende antagelser og enkle resonnement:

- Bioakkumulering av BCB i *Nereis virens* fra sediment skjer (kun) som en likeveksfordeling mellom sedimentpartikler (spesielt organisk karbon) og vann, og mellom lipider i organismen og vann.
- Sammenhengen mellom sediment:vann-likeveksfordelingskoeffisienten (K_d) og organisk karbon:vann-likeveksfordelingskoeffisienten (K_{OC}) er gitt ved:
 $K_d = K_{OC} \times f_{OC}$; hvor f_{OC} er fraksjonen av organisk karbon i sedimentet.
- Sammenhengen mellom oktanol:vann-likeveksfordelingskoeffisienten (K_{OW}) og organisk karbon:vann-likeveksfordelingskoeffisienten (K_{OC}) er gitt ved ligningen:
 $\log K_{OC} = \log K_{OW} - 0,21$ (Karickhoff et al. 1979).
- Fordelingskoeffisienten mellom lipidene (fettet) i organismer (*Nereis virens* i dette tilfellet) og vann (K_{Lipid}) er lik oktanol:vann-likeveksfordelingskoeffisienten (K_{OW}):
 $K_{Lipid} = K_{OW}$.

Siden:

$$\log K_{OC} = \log K_{OW} - 0,21, \text{ eller:}$$

$$K_{OC} = 0,62 K_{OW} \text{ (Karickhoff et al. 1979)}$$

og:

$$K_{Lipid} = \frac{C_{Lipid}}{C_V}, \quad K_{OC} = \frac{C_{OC}}{C_V} \text{ and } C_{OC} = \frac{C_S}{f_{OC}},$$

C_S er konsentrasjonen i sedimentet og C_V er konsentrasjonen i vannet (porevann),

blir den teoretiske BSAF:

$$BSAF = \frac{K_{OW} \cdot C_V}{0,62 \cdot K_{OW} \cdot C_V} = 1,62$$

Tabell 2. Fettinnhold (% v. v.) samt konsentrasjoner av PCB-kongenere ($\mu\text{g}/\text{kg}$ v. v.) i flerbørstemark (*Nereis virens*) eksponert for sediment fra indre Oslofjord ("eksponert") og referanse/kontroll-sediment fra Rambergbukta (Jeløy) i fødeeksponeringsforsøket. Median og spenn (minimum-maksimum) er angitt.

Gruppe	Lipid (% v. v.)	PCB-28 ($\mu\text{g}/\text{kg}$) ¹	PCB-52 ($\mu\text{g}/\text{kg}$) ¹	PCB-101 ($\mu\text{g}/\text{kg}$) ¹	PCB-118 ($\mu\text{g}/\text{kg}$) ¹	PCB-153 ($\mu\text{g}/\text{kg}$) ¹	PCB-138 ($\mu\text{g}/\text{kg}$) ¹	PCB-180 ($\mu\text{g}/\text{kg}$) ¹	ΣPCB_7 ($\mu\text{g}/\text{kg}$) ¹
Eksponert	2,8 (2,2-4,3)	0,66 (0,54-0,71)	1,6 (1,3-2,3)	2,8 (2,6-3,6)	2,3 (2,1-2,5)	4,4 (3,9-5,5)	4,0 (3,6-5,1)	1,6 (1,4-1,9)	17,4 (15,4-21,6)
Referanse/ kontroll	2,8 (2,3-4,4)	0,12 (0,08-0,13)	0,42 (0,24-0,55)	0,81 (0,75-0,94)	0,82 (0,77-0,84)	1,6 (1,4-1,6)	1,3 (1,2-1,3)	0,46 (0,45-0,47)	5,5 (5,1-5,7)

¹ Våtvektsbasis

Tabell 3. Totalt tørrstoff (TTS; %), fettinnhold (% v. v.), samt konsentrasjoner av PCB-kongenere ($\mu\text{g}/\text{kg}$ v. v.) i (bland-)prøver av flerbørstemark (*Polyphysia crassa*; n=1), strandkrabbe (n=1) og reker (n=3), fanget i indre Oslofjord (i 2006). Median og spenn (minimum-maksimum) er angitt.

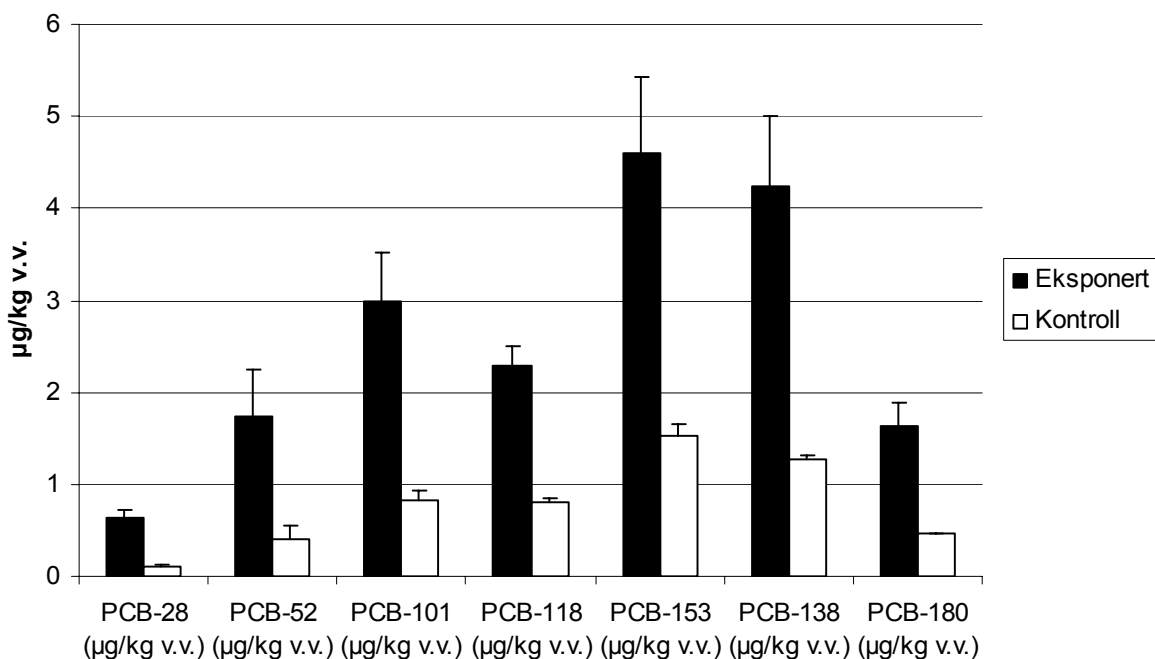
Organisme	TTS (%)	Lipid (% v. v.)	PCB-28 ($\mu\text{g}/\text{kg}$) ¹	PCB-52 ($\mu\text{g}/\text{kg}$) ¹	PCB-101 ($\mu\text{g}/\text{kg}$) ¹	PCB-118 ($\mu\text{g}/\text{kg}$) ¹	PCB-153 ($\mu\text{g}/\text{kg}$) ¹	PCB-138 ($\mu\text{g}/\text{kg}$) ¹	PCB-180 ($\mu\text{g}/\text{kg}$) ¹	ΣPCB_7 ($\mu\text{g}/\text{kg}$) ¹
Flerbørste- mark ²	8,1	0,37	0,26	0,62	1,6	2,0	3,3	2,8	0,94	11,52
Strand- krabber ³	26,3	0,69	0,07	0,09	0,29	0,41	0,69	0,48	0,07	2,1
Reker ⁴	23,0 (22,0-23,0)	1,1 (0,7-1,1)	0,06 (<0,50-0,06)	0,16 (0,14-0,17)	0,69 (0,54-0,73)	0,88 (0,73-0,89)	1,8 (1,2-1,8)	1,3 (0,92-1,3)	0,43 (0,23-0,46)	5,4 (3,8-5,4)

¹ Våtvektsbasis

² *Polyphysia crassa* (Fam.: Scalibregmidae), samlet sammen med sedimentet fra indre Oslofjord (våren, 2006), som er anvendt i dette eksperimentet.

³ *Carcinus maenas*, samlet i fjæra på Steilene (sommeren, 2006).

⁴ *Pandalus borealis*, samlet mellom Slemmestad og Gåsøya (høsten, 2006).



Figur 8. Gjennomsnittlige konsentrasjoner (n=3) av PCB-kongenere ($\mu\text{g}/\text{kg v. v.}$), samt standarddeviasjon, i flerbørstemark (*Nereis virens*) eksponert for henholdsvis sediment fra indre Oslofjord ("Ekspionert") og Referanse/kontroll-sediment fra Rambergbukta (Jeløy; "Kontroll").

Man kan sammenligne konsentrasjonene i *Nereis virens* eksponert for sediment fra indre Oslofjord i denne undersøkelsen (som torsk ble føret med) med fødeorgansimer for torsk (*in situ*) i indre Oslofjord (kun få blandprøver; **Tabell 3**).

Nereis virens eksperimentelt eksponert for sediment fra indre Oslofjord inneholdt konsentrasjoner av PCB som ikke er urealistiske i forhold til hva en kan forvente i evertebrater (**Tabell 3**), som fungerer som byttedyr for torsk i Oslofjorden (Hegglund 2001). Konsentrasjonene av PCB (på våtvektsbasis) i flerbørstemarken i eksperimentet (*Nereis virens*) var noe høyere enn i flerbørstemarken (*Polyphysia crassa*) som ble samlet i fjorden. *Nereis virens* inneholdt imidlertid en større andel fett (energi), så man må anta at fisk vil spise noe mer *Polyphysia crassa*. På den annen side kunne det observeres at *Polyphysia crassa* hadde noe sediment i tarmen (det kunne ikke observeres for *Nereis virens*, som dessuten fikk fôr-pellets som den kom opp av sedimentet for å spise). Resultatene kan også tyde på at man har analysert på noe sediment i *Polyphysia crassa*, siden de høyere klorerte PCB-kongenere (med størst partikkelaffinitet) utgjorde en noe større andel av totalen i denne arten (**Tabell 2** og **Tabell 3**).

Strandkrabber og reker inneholdt også noe lavere konsentrasjoner (våttvektsbasis) av PCB, enn *Nereis virens* eksperimentelt eksponert for sediment fra indre Oslofjord. Disse prøvene inneholdt imidlertid en vesentlig andel tørrstoff (**Tabell 3**; krabbene ble opparbeidet hele, med skall/eksoskjelett).

3.4 Torsk, bioakkumulering av PCB

Resultatene fra de kjemiske analysene av PCB i torskelever (både ”oppvirvlingsforsøket” og ”fødeeksponeringsforsøket”), samt fettinnholdet i torskeleverene er presentert i **Tabell 4**.

3.4.1 Fettinnhold, lever

Fettinnholdet i leveren til torsk fra begge forsøkene (”oppvirvlingsforsøket” og ”fødeeksponeringsforsøket”), ved alle prøveuttakstidspunkter er presentert i **Figur 9**.

Det er ingen tegn til at fettinnholdet i leveren til torskene har endret seg systematisk over tid. Det var imidlertid større variasjon mellom de individuelle fiskene i ”fødeeksponeringsforsøket” (med unntak av særlig ett enkeltindivid i 0-gruppen i ”oppvirvlingsforsøket”). Torsken som ble anvendt i ”fødeeksponeringsforsøket” hadde også jevnt lavere fettinnhold i leveren enn torsken i ”oppvirvlingsforsøket”. Dette vanskeliggjør sammenligningen mellom resultatene fra de to undersøkelsene noe (i tillegg til problemet med ulike mengde PCB i sedimentene, se Kap. 3.2).

Forskjeller mellom konsentrasjoner av lipofile (fettløselige) forbindelser mellom organismer på ulike trinn i næringskjeden studeres vanligvis på fettvektsbasis (fettnormaliserte konsentrasjoner; (Arnot and Gobas 2006; Borga et al. 2001; Mackay and Fraser 2000; Ruus et al. 2002)). Også siden variasjonen i fettinnhold i torskeleverene var størst i fødeeksponeringsforsøket (samt dels fordi det var ulikheter i fettinnholdet mellom torskene anvendt i de to forsøkene) er det valgt å behandle konsentrasjoner på fettvektsbasis i det følgende (eks. **Figur 10** og **Figur 11**).

Tabell 4. a. Fettinnhold (% våtvekt), samt konsentrasjoner ($\mu\text{g}/\text{kg}$; våtvektsbasis) av PCB (7 enkeltgongenere og sum av disse) i torsk eksperimentelt eksponert for oppvirvlet sediment fra indre Oslofjord ("Eksponert"), samt torsk som ikke ble eksponert for sediment ("Referanse/kontroll") etter hhv. 13, 26, 39, 52, 66, 97 og 129 døgn (n=3 for alle tidspunkt i begge grupper, unntatt dag 0 hvor n=6). Median, minimum og maksimum er angitt (altså alle enkeltobservasjoner, unntatt ved dag 0).

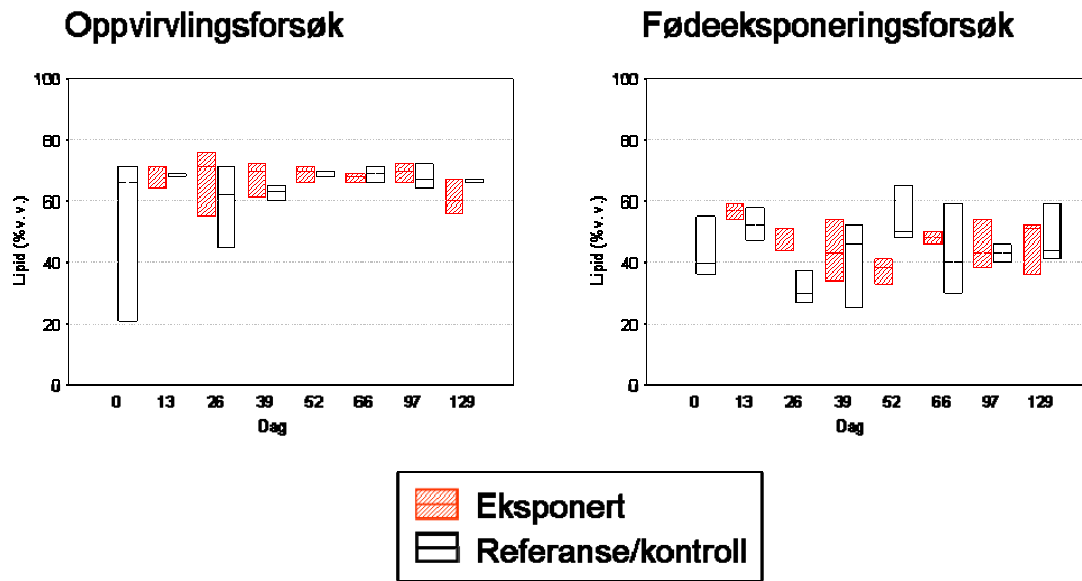
Gruppe	Dag	Lipid (% v. v.)	PCB-28 ($\mu\text{g}/\text{kg}$) *	PCB-52 ($\mu\text{g}/\text{kg}$) *	PCB-101 ($\mu\text{g}/\text{kg}$) *	PCB-118 ($\mu\text{g}/\text{kg}$) *	PCB-153 ($\mu\text{g}/\text{kg}$) *	PCB-138 ($\mu\text{g}/\text{kg}$) *	PCB-180 ($\mu\text{g}/\text{kg}$) *	ΣPCB_7 ($\mu\text{g}/\text{kg}$) *	
Null (Ref./kontr.) Eksponert	0	66 (21-71)	2,8 (1,1-3,8)	7,8 (2,6-9,6)	16,5 (5,7-22)	12,5 (4,9-19)	18,5 (6,9-28)	16 (6-23)	5,4 (1,9-7,8)	80,8 (29,1-112,3)	
	13	71 (64-71)	4,3 (3,4-4,6)	6,1 (5,8-7,4)	16 (15-22)	13 (12-20)	17 (17-29)	15 (14-25)	4,7 (4,7-8,1)	74,1 (73,9-116,1)	
		26	71 (55-76)	4,6 (3,5-5,3)	6,5 (4,6-8,8)	17 (12-18)	13 (11-14)	18 (14-19)	15 (13-16)	4,1 (3,9-4,8)	77 (63,9-85,2)
	39	70 (61-72)	3,4 (3-6,1)	10 (7,1-13)	19 (16-29)	14 (13-21)	22 (19-32)	17 (16-25)	5,5 (5,1-7,5)	84,2 (82,9-133,6)	
		52	70 (66-71)	4,3 (3,7-5,6)	10 (8,4-16)	21 (16-23)	17 (12-18)	27 (18-28)	22 (15-24)	7 (5,5-7,8)	110,3 (78,6-120,4)
	66		68 (66-69)	5,6 (3,3-7,3)	15 (10-22)	27 (13-33)	21 (10-26)	32 (15-40)	26 (13-33)	8,4 (4,2-11)	135 (68,5-172,3)
		97	70 (66-72)	6,7 (5,3-6,9)	16 (14-16)	27 (23-29)	22 (17-22)	33 (27-35)	27 (23-29)	8,5 (7,1-9,1)	140,4 (116,4-146,8)
	129		60 (56-67)	6,7 (6,5-7,8)	16 (13-21)	28 (24-31)	24 (19-26)	40 (29-43)	34 (25-38)	10 (7,8-11)	158,7 (124,3-177,8)
		Referanse/ kontroll	13	68 (68-69)	2,8 (2,6-3,4)	8,4 (7,7-10)	16 (16-22)	13 (12-16)	21 (19-27)	17 (16-23)	5,8 (5,7-8,2)
	26			62 (45-71)	2,5 (1,7-3)	7 (5,7-10)	13 (9,7-19)	10 (7,4-15)	15 (11-24)	13 (9,6-20)	4,6 (3,4-6,8)
	39		63 (60-65)	3,3 (2,4-3,7)	9,2 (8,7-12)	18 (13-24)	14 (9,1-19)	21 (14-34)	18 (12-27)	6,1 (4-9,4)	89,1 (63,7-129,1)
			52	68 (68-70)	3,4 (3-3,9)	10 (10-12)	19 (18-21)	15 (14-16)	25 (23-27)	21 (20-21)	7,4 (6,4-7,6)
	66			69 (66-71)	3,1 (2,7-3,3)	9,2 (8,5-9,7)	19 (15-20)	14 (11-15)	23 (17-25)	19 (15-20)	6,2 (5,2-7)
97			64 (64-72)	4,7 (3,4-4,8)	12 (10-12)	27 (17-29)	21 (12-25)	33 (20-39)	28 (17-31)	9,6 (6-10)	135,3 (85,4-150,8)
	129		67 (66-67)	4,1 (3,5-4,6)	9,3 (8,5-11)	22 (17-24)	17 (14-19)	30 (22-33)	24 (19-27)	7,8 (6,2-8,9)	115,9 (90,2-125,8)

* Våtvektsbasis

Tabell 4. b. Fettinnhold (% våtvekt), samt konsentrasjoner ($\mu\text{g}/\text{kg}$; fettvektbasis) av PCB (7 enkeltgongenere og sum av disse) i torsk fôret med flerbørstemark (*Nereis virens*) eksperimentelt eksponert for sediment fra indre Oslofjord ("Eksponert"), samt torsk fôret med *N. virens* eksponert for uforurenset sediment ("Referanse/kontroll") etter hhv. 13, 26, 39, 52, 66, 97 og 129 døgn (n=3 for alle tidspunkt i begge grupper, unntatt dag 0 hvor n=6). Median, minimum og maksimum er angitt (altså alle enkeltobservasjoner, unntatt ved dag 0).

Gruppe	Dag	Lipid (% v. v.)	PCB-28 ($\mu\text{g}/\text{kg}$) *	PCB-52 ($\mu\text{g}/\text{kg}$) *	PCB-101 ($\mu\text{g}/\text{kg}$) *	PCB-118 ($\mu\text{g}/\text{kg}$) *	PCB-153 ($\mu\text{g}/\text{kg}$) *	PCB-138 ($\mu\text{g}/\text{kg}$) *	PCB-180 ($\mu\text{g}/\text{kg}$) *	ΣPCB_7 ($\mu\text{g}/\text{kg}$) *	
Null (Ref./kontr.) Eksponert	0	39,5 (36-55)	4 (2,6-5,2)	14,5 (12-23)	38 (28-74)	33,5 (27-61)	72,5 (56-150)	55,5 (45-110)	21 (17-39)	239,6 (190,9-462,2)	
	13	57 (54-59)	5,8 (3-14)	14 (10-36)	43 (19-120)	30 (20-98)	58 (34-220)	47 (29-180)	16 (12-66)	213,8 (127,0-734,0)	
	26	51 (44-51)	8,3 (6,9-9,2)	21 (18-25)	53 (40-57)	44 (32-45)	83 (61-89)	71 (53-73)	26 (18-26)	313,3 (228,9-317,2)	
	39	43 (34-54)	8,8 (7,7-12)	29 (20-35)	71 (51-87)	54 (38-66)	120 (77-140)	110 (64-120)	34 (22-44)	426,8 (279,7-504,0)	
	52	38 (33-41)	8,9 (8,9-9,2)	31 (27-35)	75 (61-82)	58 (46-60)	130 (100-130)	110 (90-120)	37 (32-42)	449,9 (364,9-478,2)	
	66	48 (46-50)	9,6 (8,6-10)	34 (28-37)	79 (68-81)	59 (53-60)	120 (110-120)	110 (97-110)	36 (35-37)	448,6 (399,6-454,0)	
	97	43 (38-54)	12 (12-16)	41 (40-47)	93 (77-110)	73 (65-83)	150 (150-180)	130 (120-160)	46 (46-57)	544,0 (515,0-649,0)	
	129	51 (36-52)	18 (18-19)	59 (49-67)	98 (82-120)	79 (69-100)	170 (150-230)	160 (140-210)	59 (50-81)	644,0 (558,0-826,0)	
	Referanse/ kontroll	13	52 (47-58)	3,6 (3,1-3,6)	13 (8,3-14)	25 (22-25)	23 (22-25)	44 (33-47)	37 (28-37)	15 (10-15)	163,6 (126,4-163,6)
		26	30 (27-37)	3,7 (2,7-3,9)	12 (10-12)	33 (32-35)	32 (29-34)	72 (69-80)	53 (53-61)	19 (19-22)	224,7 (214,7-247,9)
39		46 (25-52)	3,8 (2,7-3,8)	12 (10-13)	28 (27-32)	29 (25-30)	61 (56-72)	46 (43-53)	16 (15-19)	200,8 (181,8-214,7)	
52		50 (48-65)	2,8 (2,6-4)	10 (9,5-13)	23 (23-26)	22 (21-26)	50 (41-50)	35 (32-39)	14 (14-16)	156,8 (143,1-174,0)	
66		40 (30-59)	3,9 (3,2-4,8)	14 (13-16)	35 (33-44)	31 (28-37)	71 (56-92)	55 (43-70)	19 (17-23)	228,8 (196,9-283,2)	
97		43 (40-46)	4,8 (4,5-5,8)	18 (18-20)	41 (39-43)	35 (34-36)	81 (76-85)	59 (59-63)	20 (20-22)	258,8 (253,8-271,5)	
129		44 (41-59)	5,1 (4,6-6,5)	20 (18-21)	42 (34-45)	37 (30-38)	87 (68-87)	65 (51-65)	22 (18-22)	276,1 (225,6-284,5)	

* Våtvektbasis



Figur 9. Fettinnhold (% våtvekt) i lever av torsk fra "oppvirvlingsforsøket" og "fødeeksponeringsforsøket" etter hhv. 13, 26, 39, 52, 66, 97 og 129 døgn i begge forsøk; n=3 for alle tidspunkt i begge grupper ("eksponert" og "referanse/kontroll"), unntatt dag 0 hvor n=6. Median, minimum og maksimum er angitt (altså alle enkeltobservasjoner, unntatt ved dag 0) I "oppvirvlingsforsøket" er "eksponert" gruppe torsk som ble eksperimentelt eksponert for oppvirvlet sediment fra indre Oslofjord, mens "referanse/kontroll" er torsk som ikke ble eksponert for sediment. I "fødeeksponeringsforsøket" er "eksponert" gruppe torsk som ble føret med flerbørstemark (*Nereis virens*) eksperimentelt eksponert for sediment fra indre Oslofjord, mens "referanse/kontroll" er torsk som ble føret med *N. virens* eksponert for uforurenset sediment. Merk: kategoriske (ikke kontinuerlige) x-akser.

3.4.2 Oppvirvlingsforsøket, bioakkumulering av PCB

PCB og andre hydrofobe stoffer viser en høy affinitet for lipider. Ideelt dannes det en likevekt mellom konsentrasjonen av disse stoffene i en akvatisk organisme og vannet som utgjør organismens habitat (Connell 1989). Likevektsfordelingen kan ses på som en tilnærmet fett:vann fordeling og estimeres med oktanol:vann fordelingskoeffisienten (K_{OW}) (Mackay and Fraser 2000). For PCB-forbindelsene i disse forsøkene ligger K_{OW} mellom $5,13 \times 10^5$ (PCB-28) og $1,54 \times 10^7$ (PCB-180) (Beyer et al. 2002).

Bioakkumulering av PCB i fisk kan skje som en likevektsfordelingen mellom kroppslipider og vann, og gjelleoverflaten spiller en viktig rolle i denne fordelingen (eks.(Connell 1989; Mackay and Fraser 2000)). PCB (og andre lipofile forbindelser) løses i de lipoide cellemembranene i gjelle-epitelet og transporteres med blod til fettvev innen organismen.

En tilsynelatende økning i konsentrasjon med tiden kunne observeres i ”eksponert” gruppe for de fleste kongenerene (inkludert summen av disse; **Figur 10**). Imidlertid økte også konsentrasjonene tilsynelatende i referanse/kontroll-gruppen mot slutten av forsøket for flere kongener (**Figur 10**).

Signifikante forskjeller mellom gruppene kunne dog observeres for PCB-28 og PCB-52 ved flere tidspunkter (spesielt mot slutten av forsøket; **Figur 10**). Tilsvarende kunne man observere signifikante økninger fra dag 0 mot slutten av forsøket for disse kongenerene. Det må bemerkes at antallet fisk i hver gruppe, ved hvert tidspunkt var lite.

Den tilsynelatende økningen i PCB-konsentrasjoner, også i referanse/kontroll-gruppen kan mest sannsynlig forklares med at fisk i begge grupper ble føret med kommersielt fiskefôr gjennom forsøket. Slikt fôr inneholder spor av PCB og resultatene av en analyse av føret som ble administrert til fiskene i forsøket er vist i **Tabell 5**.

Det var altså de to kongenerene med lavest kloreringsgrad og dermed lavere fettløselighet/hydrofobisitet (uttrykt ved K_{OW}) som viste en tydelig økning i konsentrasjon med tiden, som kan relateres til akkumulering fra sediment. Siden de samme fysikokjemiske egenskapene ved et stoff (uttrykt ved K_{OW}) både avgjør affiniteten for partikler (i sediment; og særlig organisk karbon) og affinitet for fett (i organismer), kan man forenklet forvente at det ikke er noen forskjeller mellom ulike PCB-kongener i bioakkumulering fra sediment (se Kap. 3.3). Resultatene (**Figur 10**) går altså imot disse antagelsene, men er i samsvar med andre observasjoner (eks. (Maruya and Lee 1998)) og tyder på at de høyereklorerte forbindelsene er mindre biotilgjengelige i vannfasen, da de er mer adsorbent til partiklene. I følge Clark et al. (1990) så er en stor andel av et kjemikalie fordelt i vannfasen (løst) for stoffer med lav K_{OW} (10^4 - 10^5). Ved $K_{OW} = 10^6$ er halvparten adsorbent på partikler som finnes i vannet. Når $K_{OW} = 10^8$ er alt adsorbent på partikler.

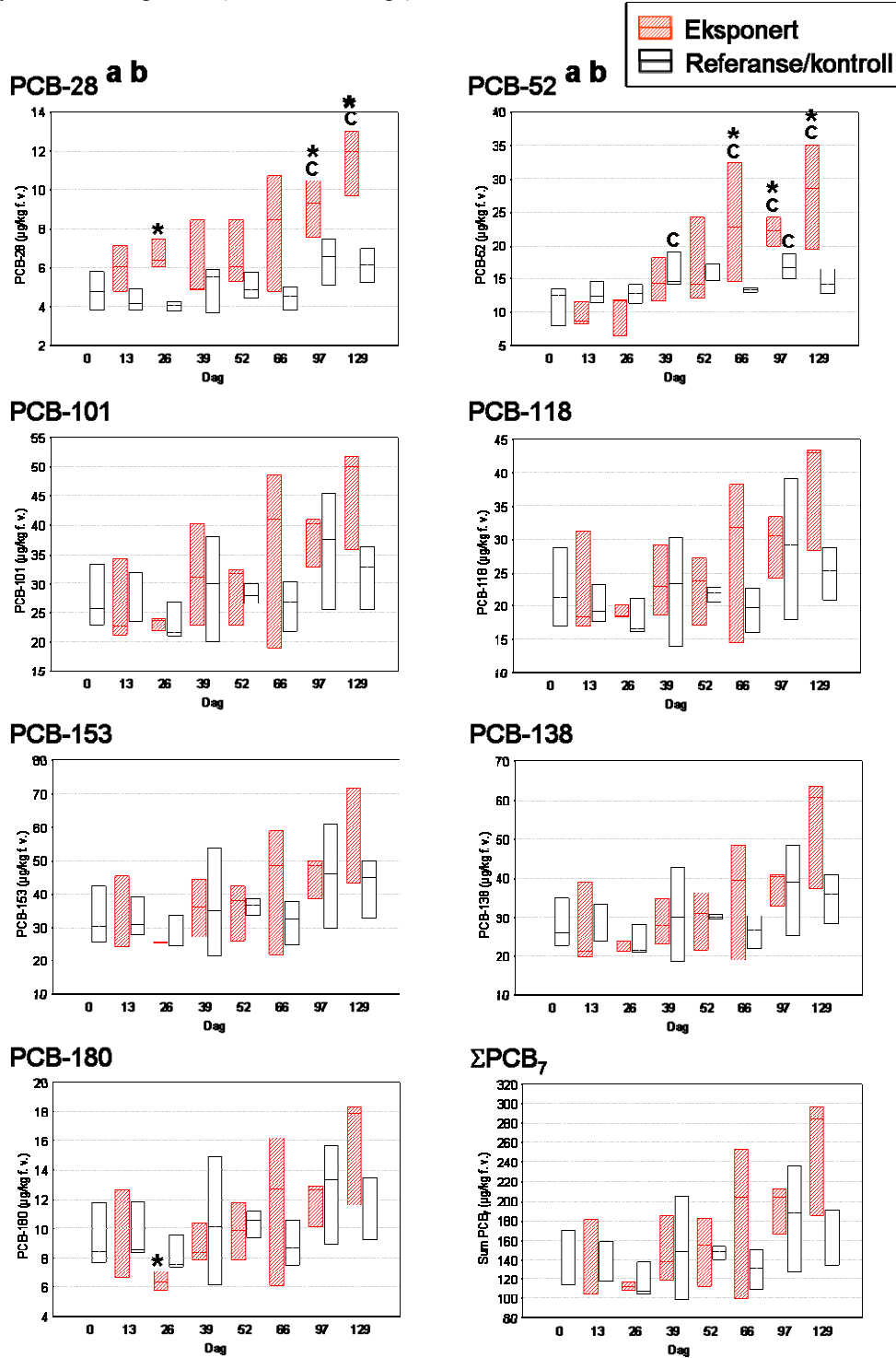
Flere feltobservasjoner tyder også på at organismer som i større grad akkumulerer PCB fra vann (gjennom diffusjon), inneholder større andeler av lavereklorerte kongener (eks. (Borga et al. 2001; Ruus et al. 1999; Ruus et al. 2002)).

Av resultatene (**Figur 10**) kan man ikke konkludere med at ”steady state” er nådd, siden ingenting tyder på at man har nådd et asymptotisk nivå (konsentrasjonene kunne meget vel fortsette å øke etter dag 129). Lavereklorerte PCB-forbindelser (på grunn av deres lavere

lipofilisitet/hydrofobisitet) når likevekt raskere enn høyereklorerte kongenerer (Ellgehausen et al. 1980; Hawker and Connell 1985). Årsaken til at det i denne undersøkelsen kan observeres signifikante konsentrasjonsøkninger for de lavereklorerte PCB-kongenerene kan være et resultat av at likevektsfordelingen har kommet lenger for disse.

Det bør bemerkes at det var nødvendig med en vesentlig vanngjennomstrøm i ”oppvirvlingsforsøket” (se Kap. 2.3.1), for å opprettholde et høyt nok oksygenivå for fiskene. Det kan også argumenteres med at dette er likt en feltsituasjon, hvor vannmasser erstattes/flytter på seg. Dette påvirker imidlertid sannsynligvis den likevektsfordelingen som skjer mellom partikler og vann, og derfor også fordelingen mellom vann og fisk.

Figur 10. Konsentrasjoner ($\mu\text{g}/\text{kg}$; fettvektsbasis) av PCB (7 enkeltgongener og sum av disse) i torsk eksperimentelt eksponert for oppvirvlet sediment fra indre Oslofjord ("Eksponert"), samt torsk som ikke ble eksponert for sediment ("Referanse/kontroll") etter hhv. 13, 26, 39, 52, 66, 97 og 129 dogn ($n=3$ for alle tidspunkt i begge grupper, unntatt dag 0 hvor $n=6$). Median, minimum og maksimum er angitt (altså alle enkeltobservasjoner, unntatt ved dag 0). Signifikante forskjeller mellom "eksponert" og "referanse/kontroll" er angitt med "*" (Mann-Whitney U). Signifikante forskjeller blant tidspunkter i "eksponert" gruppe er angitt med "a"; Signifikante forskjeller blant tidspunkter i "referanse/kontroll" er angitt med "b" (ANOVA el. Kruskal-Wallis). Signifikante forskjeller mellom det aktuelle tidspunkt og dag 0 er angitt med "c" (Dunnett). Merk: Ulike skalaer på y-aksene; kategoriske (ikke kontinuerlige) x-akser.



Tabell 5. Fettinnhold (% v. v.), samt konsentrasjoner av PCB-kongenere ($\mu\text{g}/\text{kg}$ v. v.) i prøve av fiskefôret som ble administrert til torsk (både “eksponert” gruppe og referanse/kontroll-gruppen) i “oppvirlingsforsøket”, gjennom hele eksperimentet.

Gruppe	Lipid (% v. v.)	PCB-28 ($\mu\text{g}/\text{kg}$) ¹	PCB-52 ($\mu\text{g}/\text{kg}$) ¹	PCB-101 ($\mu\text{g}/\text{kg}$) ¹	PCB-118 ($\mu\text{g}/\text{kg}$) ¹	PCB-153 ($\mu\text{g}/\text{kg}$) ¹	PCB-138 ($\mu\text{g}/\text{kg}$) ¹	PCB-180 ($\mu\text{g}/\text{kg}$) ¹	ΣPCB_7 ($\mu\text{g}/\text{kg}$) ¹
fiskefôr	16,0	0,25	1,6	1,5	0,85	1,7	1,1	0,25	6,75

¹ Våtvektsbasis

3.4.3 Fødeeksponeringsforsøket, bioakkumulering av PCB

Opptak av PCB (og andre hydrofobe forbindelser) fra føde er et resultat av flere fordelingsprosesser, som starter med stoffenes tilstedeværelse i gastrointestinal-trakten (tarmen). Flere modeller eksisterer for selve mekanismen (se f.eks. (Arnot and Gobas 2004)), og en går i korthet ut på at fordøyelse og absorpsjon av lipider fra tarmen fører til at konsentrasjonene av stoffene, på fettvektsbasis, øker. En konsentrasjonsgradient etableres mellom tarmen og det omsluttende vevet, og fremmedstoffene transporteres inn i organismen. For stoffer med lav eliminasjonsrate, vil netto resultat bli høyere konsentrasjoner i predatoren enn i byttet, et fenomen som kalles ”biomagnifisering”. En antagelse i flere modeller er derfor at man kan predikere konsentrasjonen av stoffer som PCB i en organisme ved hjelp av opptaks- og utskillelses-rater (se f.eks. (Borga et al. 2004)):

$$C_{\text{Organisme}} = (C_{\text{Eksposering}} \times k_{\text{Inn}}) / k_{\text{Ut}}$$

Hvor $C_{\text{Organisme}}$ er konsentrasjonen i organismen, $C_{\text{Eksposering}}$ er konsentrasjonen organismen er eksponert for og k_{Inn} og k_{Ut} er henholdsvis opptaks- og utskillelses-prosesserater (førsteorden ratekonstanter med tidsenheter⁻¹).

Det var tydelig høyere konsentrasjoner av alle de studerte PCB-kongenerene (og summen av disse) i ”eksponert” gruppe (de som var fôret med flerbørstemark eksponert for sediment fra indre Oslofjord), enn i kontroll/referanse-gruppen, den siste halvparten av prøveuttakstidspunktene (**Figur 11**). Konsentrasjonene i referanse/kontroll-gruppen holdt seg stabilt lave gjennom hele forsøksperioden (129 døgn; **Figur 11**). Signifikante forskjeller i konsentrasjoner mellom tidspunkter og økning i forhold til ved dag 0 kunne observeres (igjen) for kongenerene PCB-28 og PCB-52 (forskjeller mellom tidspunkter i ”eksponert” gruppe også for PCB-138 og -180; **Figur 11**). Det bemerkes igjen at antallet fisk i hver gruppe ved hvert tidspunkt var lavt.

Igjen må det bemerkes at man av disse resultatene ikke kan konkludere med at ”steady state” er nådd, siden ingenting tyder på at man har nådd et asymptotisk nivå (konsentrasjonene kunne meget vel fortsette å øke etter dag 129; **Figur 11**).

Som et mål på ”biomagnifisering” (se ovenfor) kan man regne ut såkalte ”biomagnifiseringsfaktorer” (eks. (Borga et al. 2004; Ruus et al. 1999)):

$$\text{BMF}_{\text{Fettvektsbasis}} = C_{\text{Organisme (f. v.)}} / C_{\text{Føde (f. v.)}}$$

Hvor: $C_{\text{Organisme (f. v.)}}$ er konsentrasjonen i en organisme (her torsk) på fettvektsbasis og $C_{\text{Føde (f. v.)}}$ er konsentrasjonen i byttedyret (her *Nereis virens*) på fettvektsbasis.

Dersom man kalkulerer BMF for PCB-kongenerene i dette forsøket (og summen av disse) ved å benytte mediankonsentrasjonen for torskene i ”eksponert” gruppe ved dag 129 og medianverdien for prøvene av *N. virens* eksponert for sediment fra indre Oslofjord, vil man få BMF-verdier mellom 1 og 2. Dersom man imidlertid kalkulerer med konsentrasjoner i torsk hvor man på forhånd subtraherer median-konsentrasjonene for torsk i referanse/kontroll-gruppen (ved dag 129) fra mediankonsentrasjonene i torsk fra ”eksponert” gruppe (ved dag

129) vil man få BMF-verdier på rundt 1 (altså ingen biomagnifisering på bakgrunn av de data som foreligger). Man kan argumentere med at sistnevnte fremgangsmåte er relevant, siden torsken vil inneholde et bakgrunnsnivå av PCB uten å føres med flerbørstemark som har akkumulert PCB fra sediment fra indre Oslofjord. Men siden man ikke kan si at "steady state" er nådd og torsken dermed teoretisk kan fortsette å akkumulere PCB fra *Nereis virens* etter 129 døgn, er det sannsynlig at man kunne observere biomagnifisering, dersom forsøket hadde hatt lenger varighet.

Siden man kjenner til hvor mye flerbørstemark hver enkelt fisk har spist til en hver tid (se Vedlegg, Kap. 5.2) og man har et estimat på middelkonsentrasjon av PCB i disse markene (**Tabell 2, Figur 8**), har man et estimat på total mengde PCB torskene har blitt eksponert for via flerbørstemark. Ettersom man også har estimater på middelkonsentrasjonene av PCB i leveren til torsk ved dag 0 og ved tidspunktene etter at de har blitt føret med flerbørstemark (**Tabell 4 b.**), samt at man kjenner vekten av leveren (se Vedlegg, Kap. 5.1), kan man også gjøre et overslag over den totale mengde PCB som har akkumulert i leveren til torsk på et gitt tidspunkt. Ved hjelp av denne informasjonen, samlet, kan man gjøre et veldig grovt overslag over opptakseffektiviteten til torsk av PCB fra konsumert flerbørstemark. Dette er gjort etter 129 dagers eksponering (presentert i **Tabell 6**). Resultatene tyder på at omtrent halvparten av den mengden PCB fisken eksponeres for gjennom føden i ca. 4 måneder akkumuleres i fisken (torskeleveren).

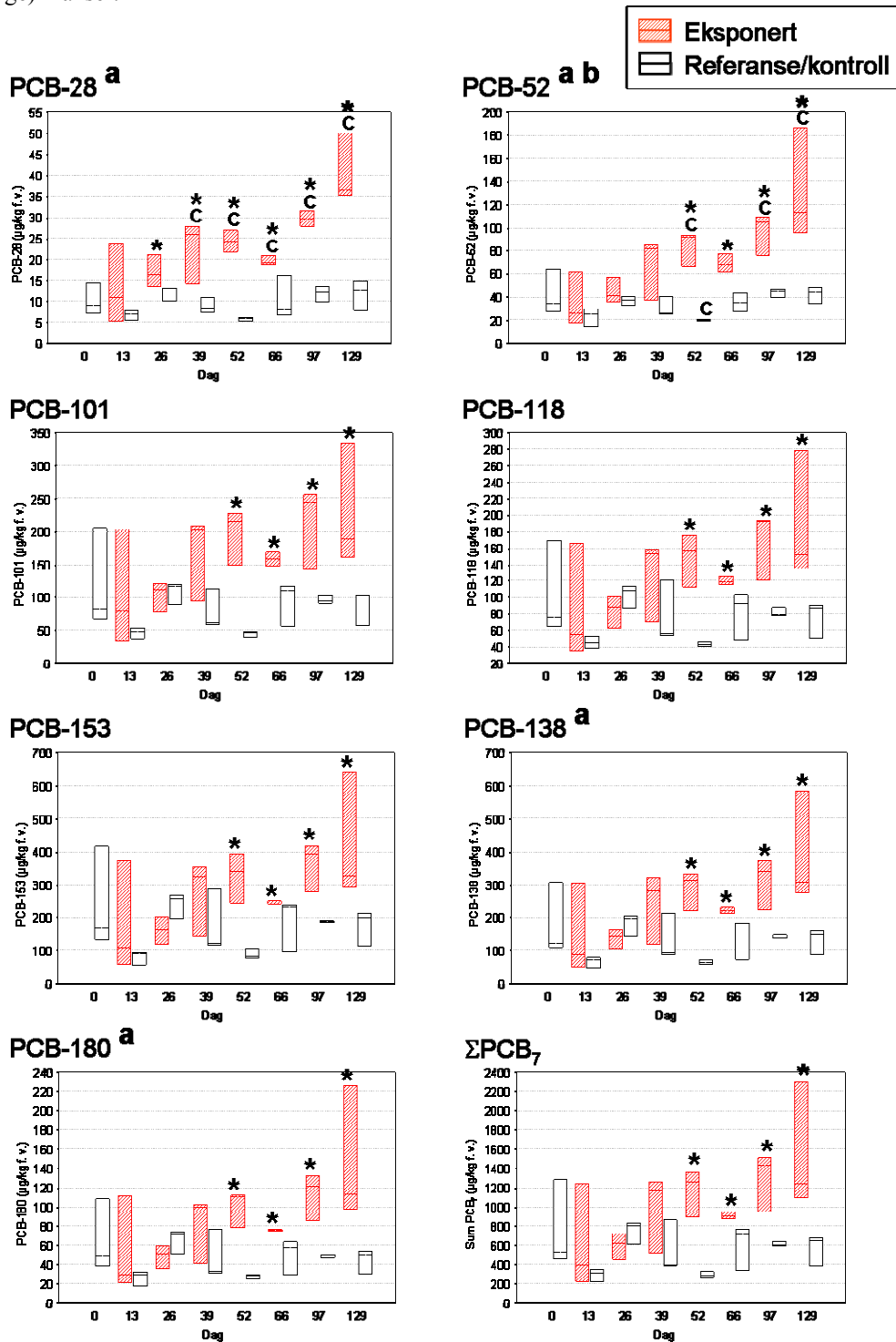
I følge Kelly et al. (2004) ligger assimilasjonseffektiviteten for ulike persistente organiske stoffer i fisk på snau 50% og begynner å avta for stoffer med log K_{OW} f.o.m. 7. Dette er en følge av at lave konsentrasjoner av de mest hydrofobe stoffene i vanndige faser i tarmen er med på å kontrollere opptaket fra tarmen.

Tabell 6. PCB (enkeltkongenere og sum) akkumulert i torskelever etter 129 døgn eksponering, gitt som gjennomsnittlig andel (%) av den totale mengden PCB torsken ble eksponert for gjennom *Nereis virens*, samt standardavvik (n=3). Log K_{OW} for de studerte PCB-kongenere er også angitt.

Ved dag 129:	PCB-28	PCB-52	PCB-101	PCB-118	PCB-153	PCB-138	PCB-180	ΣPCB_7
% akkumulert (gj. sn.)	50	49	37	32	41	36	30	38
Standard avvik	27,3	26,5	20,2	16,6	19,0	17,2	16,5	18,7
(Log K_{OW})*	(5,7)	(5,8)	(6,3)	(6,7)	(6,7)	(6,7)	(7,2)	

* (Beyer et al. 2002)

Figur 11. Konsentrasjoner ($\mu\text{g}/\text{kg}$; fettvektsbasis) av PCB (7 enkeltgongener og sum av disse) i torsk fôret med flerbørstemark (*Nereis virens*) eksperimentelt eksponert for sediment fra indre Oslofjord ("Eksponert"), samt torsk fôret med *N. virens* eksponert for uforurenset sediment ("Referanse/kontroll") etter hhv. 13, 26, 39, 52, 66, 97 og 129 døgn ($n=3$ for alle tidspunkt i begge grupper, unntatt dag 0 hvor $n=6$). Median, minimum og maksimum er angitt (altså alle enkeltobservasjoner, unntatt ved dag 0). Signifikante forskjeller mellom "eksponert" og "referanse/kontroll" er angitt med "*" (Mann-Whitney U). Signifikante forskjeller blant tidspunkter i "eksponert" gruppe er angitt med "a"; Signifikante forskjeller blant tidspunkter i "referanse/kontroll" er angitt med "b" (ANOVA el. Kruskal-Wallis). Signifikante forskjeller mellom det aktuelle tidspunkt og dag 0 er angitt med "c" (Dunnett). Merk: Ulike skalaer på y-aksene; kategoriske (ikke kontinuerlige) x-akser.



3.4.4 Sammenligninger mellom akkumulering direkte fra oppvirlvlet sediment og gjennom næringskjeden

Som nevnt, er det faktorer som vanskeliggjør sammenligning mellom resultatene fra de to forsøkene noe. For det første inneholdt sedimentet som ble anvendt i ”fødeeksponeringsforsøket” noe høyere konsentrasjoner av PCB enn sedimentet som ble anvendt i ”oppvirlvingsforsøket” (Tabell 1, Figur 7).

Dessuten var det en høyere andel fett i leveren til torsk anvendt i oppvirlvingsforsøket enn i torsk anvendt i fødingsforsøket (Figur 9). Det var også høyere variabilitet i leverens fettinnhold mellom torsk i fødeeksponeringsforsøket (Figur 9; CV% på 20,3 og 12,8 i hhv. ”fødeeksponeringsforsøket” og ”oppvirlvingsforsøket”, sett over alle individer/tidspunkt). Dette har naturligvis påvirkning på resultatene, men gitt disse betingelsene kan man observere følgende:

Bioakkumulering av PCB i torsk fra sediment, kan skje både som direkte diffusjon, via vannfasen, ved oppvirlving, samt gjennom næringskjeden. Av de foreliggende data kan man observere at bioakkumulering fra oppvirlvlet sediment (utover det de fisken kan ha akkumulert fra fiskefôr) skjer for de underøkte kongenerene med lavest kloreringsgrad, PCB-28 (2,4,4'-triklorbifenyl) og PCB-52 (2,2',5,5'-tetraklorbifenyl). Gjennom beiting på en bentisk evertebrat (*Nereis virens*) som lever i PCB-holdig sediment bioakkumulerer samtlige av de undersøkte kongenerene (samt summen av disse) i torsk (etter 52 døgn i dette forsøket).

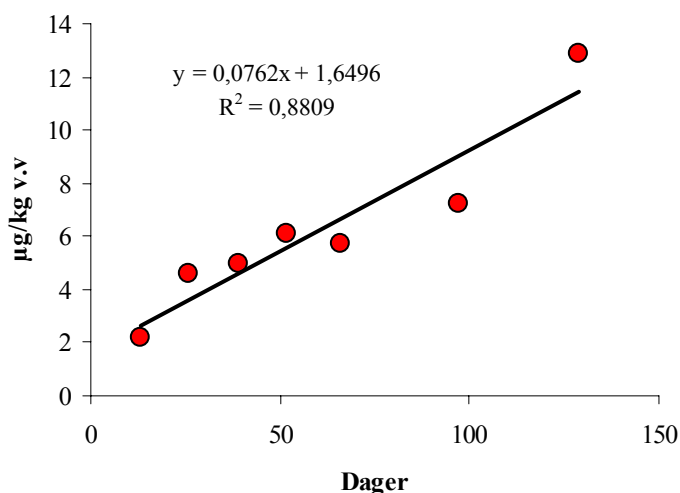
Det må bemerkes at ”oppvirlvingsforsøket” representerer en ”overdreven” situasjon i det at torsk mesteparten av tiden var tvunget til å oppholde seg i meget turbid vann.

En oversiktsartikkel om mekanismer og modeller for bioakkumulering av persistente organiske kjemikalier er skrevet av Mackay og Fraser (2000). Her gis en tommelfingerregel som sier at forholdet mellom viktigheten av fødeopptak i forhold til viktigheten av opptak over respirasjonsoverflaten (diffusjon) er omtrent $K_{OW} / 200\ 000$. Dette forholdstallet vil imidlertid variere med fiskens størrelse, kondisjon og art. Men for veldig hydrofobe stoffer (dvs. $\log K_{OW} > 6,5$) vil opptak gjennom diffusjon over gjeller ikke være viktig, mens for mindre hydrofobe stoffer (dvs. $\log K_{OW} < 4$) blir fødeopptak mindre viktig, siden likevekt gjennom diffusjon over respirasjonsoverflater oppnås raskt. PCB-kongenerene som er underøkt i disse forsøkene har $\log K_{OW}$ fra 5,7 (PCB-28) og 5,8 (PCB-52) og spenner videre fra 6,3 (PCB-101) til 7,2 (PCB-180; (Beyer et al. 2002)). Observasjonene fra disse eksperimentene støtter således denne tommelfingerregelen.

3.4.5 Ekstrapoleringer og sammenligninger med konsentrasjoner i torsk fra indre Oslofjord

Man kunne ikke observere signifikant bioakkumulering av alle PCB-kongener utover de konsentrasjoner som ble målt i kontrollgruppen (eller ved dag 0) i begge forsøk (eller alle prøvetakingstidspunkt). Det er imidlertid bemerket at antallet fisk i hver gruppe ved hvert prøvetakingstidspunkt var lavt. Dersom man likevel subtraherer median-konsentrasjonene for torsk i referanse/kontroll-gruppen (ved alle tidspunkt f.o.m. dag 13) fra mediankonsentrasjonene i torsk fra ”eksponert” gruppe (ved de respektive tidspunkt) og plotter disse mot tid (på lineær/kontinuerlig skala), kan man forsøke å tilpasse disse til en rett linje/lineær modell (lineær regresjon). Dette kan gjøres med PCB-konsentrasjonene uttrykt på

våtvektbasis, eller fettvektbasis. Av ukjente årsaker (men sannsynligvis også påvirket av ulikt fettinnhold og ulik variasjon i fettinnhold mellom de to forsøkene, ”oppvirvlingsforsøket” og ”fødeeksponeringsforsøket”) kunne slike lineære tilpasninger gjøres på **fettvekt**skonsentrasjoner i ”**oppvirvlingsforsøket**” og på **våtvekt**skonsentrasjoner i ”**fødeeksponeringsforsøket**” (Tabell 7). En slik regresjon (for PCB-28 i ”fødeeksponeringsforsøket”) er også fremstilt grafisk i (Figur 12).



Figur 12. Lineær regresjon (se også Tabell 7): dag vs. konsentrasjon av PCB-28 (µg/kg våtvekt; medianverdi for “eksponert” gruppe minus medianverdi for referanse/kontroll-gruppen) i ”fødeeksponeringsforsøket”.

Stigningstallet til en slik linje gir økning i konsentrasjon per tidsenhet. Man kan derfor gjøre veldig grove ekstrapoleringer for å estimere omtrentlig tid til en bestemt konsentrasjon nås. Dette vil være **underestimer** (det vil altså være sannsynlig at det tar lenger tid enn modellen predikerer), ettersom man ikke kan anta at stigningen fortsetter å være lineær, men at den avtar krumlinjet (”curvilinear”) med tiden (1-ordens kinetikk-kurve; (Bruggeman et al. 1981; Gobas et al. 1993)). Dessuten vil fenomenet ”vekstfortynning” (”growth dilution”) kunne ha betydning (Mackay and Fraser 2000). For stoffer hvis konsentrasjoner endrer seg sakte vil en vekstkonstant på f.eks. 0,001 dag⁻¹ (tilsvarende en dobling i størrelse på snau 2 år) føre til en vesentlig fortynning i organismen (Mackay and Fraser 2000). Andre faktorer fører også til at man må ta forbehold om slike grove tilnærminger. Torsk beiter også på andre organsimer enn flerbørstemark og vil etter at den ha nådd en viss størrelse også beite på andre fisk.

Gode data finnes for PCB-konsentrasjoner i lever av torsk fra indre Oslofjord, blant annet gjennom overvåkingsprogrammet *Joint Assessment and Monitoring Program (JAMP; nå Coordinated Environmental Monitoring Program, CEMP)*. Fettinnhold (% v. v.), samt konsentrasjoner av PCB-kongenere uttrykt både på våtvektbasis (v. v.) og på fettvektbasis

(f. v.) i lever av torsk fanget i indre Oslofjord i årene 2000-2006 gjennom dette overvåkingsprogrammet er presentert i **Tabell 8**

Dersom en benytter stigningstallene i de lineære regresjonene (nevnt ovenfor; **Tabell 7**) kan en estimere hvor lang tid det vil ta for å nå de konsentrasjonene en observerer i torskelever i indre Oslofjord (**Tabell 8**), gitt at utgangskonsentrasjonen er null, konsentrasjonsøkningen er lineær og gitt utgangsbetingelsene for forsøkene (f. eks. sedimentkonsentrasjonene, som det allerede er bemerket var ulike i de to forsøkene ”oppvirvlingsforsøket” og ”fødeeksponeringsforsøket”). Resultatene presentert i **Tabell 9** viser at dette vil ta måneder til år (med alle de forbehold gitt ovenfor).

Overordnet tyder resultatene på at sedimentassosiert PCB er en viktig kilde til PCB i torskelever, i hvert fall gjennom akkumulering gjennom næringskjeden. Som nevnt, må det bemerkes at ”oppvirvlingsforsøket” representerte en ”overdreven” situasjon i det at torsken mesteparten av tiden var tvunget til å oppholde seg i meget turbid vann. Imidlertid viser resultatene at torsk også akkumulerer noe PCB gjennom diffusjon fra vannfasen (hvor det i dette tilfellet skjedde en fordeling med partikkelfasen), i hvert fall når det gjelder de lavest klorerte kongenerene. Dessuten bemerkes det igjen at sedimentene i ”oppvirvlingsforsøket” inneholdt lavere konsentrasjoner av PCB enn sedimentene i ”fødeeksponeringsforsøket”.

Man kan av disse resultatene ikke utelukke at andre kilder som atmosfærisk tilførsel og avrenning fra land (Breivik et al. 2004; Schanning et al. 2005) også kan ha en ikke ubetydelig påvirkning på PCB-konsentrasjonene i torsk i indre Oslofjord.

Tabell 7. R² og P for lineære regresjoner: dag vs. konsentrasjon av PCB (medianverdi for “eksponert” gruppe minus medianverdi for referanse/kontroll-gruppen). Verdiene er vist for kongenere hvor regresjonen var signifikant. For “oppvirvlingsforsøket” var PCB-konsentrasjonene uttrykt på fettvektsbasis, men for “fødeeksponeringsforsøket” var konsentrasjonene uttrykt på våtvektsbasis.

Eksperiment	PCB-28	PCB-52	PCB-101	PCB-118	PCB-153	PCB-138	PCB-180	ΣPCB ₇
Oppvirvlingsforsøk	-	R ² =0,82 P=0,005	-	-	R ² =0,67 P=0,024	R ² =0,66 P=0,026	R ² =0,58 P=0,046	R ² =0,66 P=0,026
Fødeeksponeringsforsøk	R ² =0,88 P=0,002	R ² =0,88 P=0,002	R ² =0,67 P=0,024	R ² =0,77 P=0,009	R ² =0,59 P=0,043	R ² =0,70 P=0,017	R ² =0,86 P=0,002	R ² =0,76 P=0,010

Tabell 8. Fettinnhold (% v. v.), samt konsentrasjoner (µg/kg) av PCB-kongenere uttrykt både på våtvektsbasis (v. v.) og på fettvektsbasis (f. v.) i lever av torsk fanget i indre Oslofjord i årene 2000-2006, gjennom overvåkingsprogrammet *Joint Assessment and Monitoring Program (JAMP)*. Gjennomsnitt og standardavvik er gitt, n=175 (25 fisk i hvert av de 7 årene).

Basis	Lipid (% v. v.)	PCB-28 (µg/kg)	PCB-52 (µg/kg)	PCB-101 (µg/kg)	PCB-118 (µg/kg)	PCB-153 (µg/kg)	PCB-138 (µg/kg)	PCB-180 (µg/kg)	ΣPCB ₇ (µg/kg)
Våtvekt	38,3 (16,8)	10,1 (7,8)	49,1 (46,7)	195,7 (150,7)	429,3 (221,8)	1154,0 (588,0)	799,7 (373,7)	317,8 (165,0)	2795,9 (1374,8)
Fettvekt	-	26,0 (16,0)	128,3 (87,2)	563,5 (383,5)	1365,7 (991,3)	3932,8 (3316,6)	2670,7 (2171,4)	1096,8 (900,6)	9255,0 (7203,3)

Tabell 9. *Stigningstall* (µg/kg/dag)* for lineære regresjoner: dag vs. konsentrasjon av PCB (se **Tabell 7**), samt **antall dager (og år)** til konsentrasjonen som kan observeres i lever av torsk fra indre Oslofjord (se **Tabell 8**) er nådd, gitt at utgangskonsentrasjonen er 0, konsentrasjonsøkningen er lineær og gitt utgangsbetingelsene for forsøkene (sedimentkonsentrasjonene osv.).

Eksperiment	PCB-28	PCB-52	PCB-101	PCB-118	PCB-153	PCB-138	PCB-180	ΣPCB ₇
Oppvirvlingsforsøk	-	0,1472 870 (2,4)	-	-	0,2281 17242 (47,2)	0,2054 13002 (35,6)	0,0599 18311 (50,2)	0,9424 9821 (26,9)
Fødeeksponeringsforsøk	0,0762 132 (0,4)	0,2737 179 (0,5)	0,3115 628 (1,7)	0,2858 1502 (4,1)	0,5539 2083 (5,7)	0,6353 1259 (3,4)	0,2723 1167 (3,2)	2,4227 1152 (3,2)

* Fettvektsbasis for “oppvirvlingsforsøket” og våtvektsbasis for “fødeeksponeringsforsøket”

3.4.6 Konklusjon

Foreliggende undersøkelse har evaluert akkumuleringen av sedimentassosiert PCB i torsk, både gjennom næringskjeden og direkte fra diffusjon via vannfasen. For å ”akselerere” sistnevnte prosess ble sedimentet som fiskene ble eksponert for kontinuerlig oppslemmet.

Forsøket har omfattet to eksperimenter:

3. Studie av opptak av PCB i torsk fra resuspendert forurenset sediment
4. Studie av opptak av PCB i torsk gjennom konsum av en flerbørstemark (*Nereis virens*) som ble eksponert for PCB-holdig sediment i minimum 8 uker.

Sediment fra indre Oslofjord ble benyttet i eksperimentene og torsk ble i begge eksperimentene eksponert i inntil 129 døgn.

Gjennomføringen av eksperimentene har vist at det har latt seg gjøre å eksperimentelt undersøke bioakkumulering av fremmedstoffer fra sediment til fisk via ett trinn i næringskjeden når dette gjennomføres som et langvarig (flere måneder) mesokosmos-eksperiment. I seg selv åpner dette muligheter for å undersøke flere tilsvarende problemstillinger. Resultatene fra forsøkene vil også gi nyttig informasjon vedrørende parameterisering av modeller for hydrofobe persistente stoffer i næringskjeder og bioakkumuleringsfenomener generelt.

Resultatene tyder på at sedimentassosiert PCB er en viktig kilde til PCB i torskelever, i hvert fall gjennom akkumulering gjennom næringskjeden. Resultatene viser også at torsk akkumulerer noe PCB gjennom diffusjon fra vannfasen, i hvert fall når det gjelder de lavest klorerte (minst hydrofobe) kongenerene.

Grove estimater tyder på at det kan ta måneder til år (avhengig av PCB-kongener) før torsk har akkumulert konsentrasjoner av PCB tilsvarende det man finner i torsk fra indre Oslofjord, gitt de betingelsene som forelå i denne undersøkelsen. Man kan ikke utelukke at andre kilder som atmosfærisk tilførsel og avrenning fra land også kan ha en vesentlig påvirkning på PCB-konsentrasjonene i torsk i indre Oslofjord.

4. Referanser

- Anon. 1966. Report of a new chemical hazard. *New Scientist* 32:612.
- Arnot JA, Gobas F. 2004. A food web bioaccumulation model for organic chemicals in aquatic ecosystems. *Environmental Toxicology And Chemistry* 23(10):2343-2355.
- Arnot JA, Gobas F. 2006. A review of bioconcentration factor (BCF) and bioaccumulation factor (BAF) assessments for organic chemicals in aquatic organisms. *Environmental Reviews* 14(4):257-297.
- Bakke T, Breedveld G, Källqvist T, Oen A, Eek E, Ruus A, Kibsgaard A, Helland A, Hylland K. 2007. Veileder for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann - Revisjon av klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sediment. TA-no. 2229/2007. 12 p.
- Ballschmiter K, Zell M. 1980. Analysis Of Polychlorinated-Biphenyls (Pcb) By Glass-Capillary Gas-Chromatography - Composition Of Technical Aroclor-Pcb And Clophen-Pcb Mixtures. *Fresenius Zeitschrift Fur Analytische Chemie* 302(1):20-31.
- Beyer A, Wania F, Gouin T, Mackay D, Matthies M. 2002. Selecting internally consistent physicochemical properties of organic compounds. *Environmental Toxicology And Chemistry* 21(5):941-953.
- Borga K, Fisk AT, Hoekstra PF, Muir DCG. 2004. Biological and chemical factors of importance in the bioaccumulation and trophic transfer of persistent organochlorine contaminants in arctic marine food webs. *Environmental Toxicology And Chemistry* 23(10):2367-2385.
- Borga K, Gabrielsen GW, Skaare JU. 2001. Biomagnification of organochlorines along a Barents Sea food chain. *Environmental Pollution* 113(2):187-198.
- Breivik K, Bjerkgeng B, Wania F, Helland A, Magnusson J. 2004. Modeling the fate of polychlorinated biphenyls in the inner Oslofjord, Norway. *Environmental Toxicology And Chemistry* 23(10):2386-2395.
- Bruggeman WA, Martron L, Kooiman D, Hutzinger O. 1981. Accumulation And Elimination Kinetics Of Dichlorobiphenyls, Trichlorobiphenyls And Tetrachlorobiphenyls By Goldfish After Dietary And Aqueous Exposure. *Chemosphere* 10(8):811-832.
- Baalsrud K, Magnusson J. 2002. indre Oslofjord - Natur og miljø. Oslo: Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord. 135 p.
- Clark KE, Gobas F, Mackay D. 1990. Model Of Organic-Chemical Uptake And Clearance By Fish From Food And Water. *Environmental Science & Technology* 24(8):1203-1213.
- Connell DW. 1988. Bioaccumulation Behavior Of Persistent Organic-Chemicals With Aquatic Organisms. *Reviews Of Environmental Contamination And Toxicology* 102:117-154.
- Connell DW. 1989. Biomagnification By Aquatic Organisms - A Proposal. *Chemosphere* 19(10-11):1573-1584.
- Eisler R, Belisle AA. 1996. Planar PCB hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. National Biological Service Biological Report 31.
- Ellgehausen H, Guth JA, Esser HO. 1980. Factors Determining The Bioaccumulation Potential Of Pesticides In The Individual Compartments Of Aquatic Food-Chains. *Ecotoxicology And Environmental Safety* 4(2):134-157.
- Gobas F, McCorquodale JR, Haffner GD. 1993. Intestinal-Absorption And Biomagnification Of Organochlorines. *Environmental Toxicology And Chemistry* 12(3):567-576.

- Hawker DW, Connell DW. 1985. Relationships Between Partition-Coefficient, Uptake Rate-Constant, Clearance Rate-Constant And Time To Equilibrium For Bioaccumulation. *Chemosphere* 14(9):1205-1219.
- Hegglund HI. 2001. Diett og matinntak til torsk, *Gadus morhua* L., i Oslofjorden [Cand. scient. thesis]. Oslo: University of Oslo. 64 p.
- Karickhoff SW, Brown DS, Scott TA. 1979. Sorption Of Hydrophobic Pollutants On Natural Sediments. *Water Research* 13(3):241-248.
- Kelly BC, Gobas F, McLachlan MS. 2004. Intestinal absorption and biomagnification of organic contaminants in fish, wildlife, and humans. *Environmental Toxicology And Chemistry* 23(10):2324-2336.
- Lee H, Boese BL, Pelletier J, Winsor M, Specht DT, Randall RC. 1991. Guidance manual: bedded sediment bioaccumulation tests. EPA/600/x-89/302.
- Mackay D, Fraser A. 2000. Bioaccumulation of persistent organic chemicals: mechanisms and models. *Environmental Pollution* 110(3):375-391.
- Maruya KA, Lee RE. 1998. Biota-sediment accumulation and trophic transfer factors for extremely hydrophobic polychlorinated biphenyls. *Environmental Toxicology And Chemistry* 17(12):2463-2469.
- Molvær J, Knutzen J, Magnusson J, Rygg B, Skei J, Sørensen J. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning. TA-no. 1467/1997. 36 p.
- Ruus A, Skaare JU, Ingebrigtsen K. 2001. Disposition and depuration of lindane (gamma-HCH) and polychlorinated biphenyl-110 (2,3,3',4',6-pentachlorobiphenyl) in cod (*Gadus morhua*) and bullrout (*Myoxocephalus scorpius*) after single oral exposures. *Environmental Toxicology And Chemistry* 20(10):2377-2382.
- Ruus A, Ugland KI, Espeland O, Skaare JU. 1999. Organochlorine contaminants in a local marine food chain from Jarfjord, Northern Norway. *Marine Environmental Research* 48(2):131-146.
- Ruus A, Ugland KI, Skaare JU. 2002. Influence of trophic position on organochlorine concentrations and compositional patterns in a marine food web. *Environmental Toxicology And Chemistry* 21(11):2356-2364.
- Schanning MT, Helland A, Lindholm O, Nilsson HC, Vogelsang C. 2005. Miljøgiftregnskap for tiltaksområder i Oslo Havn, NIVA-report no. 5154-2006. 38 p.
- Tanabe S. 1988. Pcb Problems In The Future - Foresight From Current Knowledge. *Environmental Pollution* 50(1-2):5-28.
- Thomann RV, Connolly JP. 1984. Model Of Pcb In The Lake-Michigan Lake Trout Food-Chain. *Environmental Science & Technology* 18(2):65-71.
- Økland TØ. 2005. Kostholdsråd i norske havner og fjorder - En gjennomgang av kostholdsråd i norske havner og fjorder fra 1960-tallet til idag. Rapport utarbeidet av Bergfald & Co as på vegne av Mattilsynet, med Vitenskapskomiteen for mattrygghet (VKM) og Statens forurensningstilsyn (SFT) som samarbeidende etater. 269 p.

5. Vedlegg

5.1 Biometriske data, fisk

Oppvirvlingsforsøket

Gruppe	Kar	dag	Lengde (cm)	Vekt (g)	Levervekt (g)	Kjønn
	1	0	37	513,5	55,43	F
	2	0	37,5	509,4	53,68	M
	3	0	31	258,5	22,44	M
	1	0	36	340,9	21,17	F
	2	0	30	258,75	15,85	F
	3	0	36	391,4	26,18	M
Kontroll	1	13	39	557,5	44,48	F
Kontroll	2	13	36,5	571,4	35,8	M
Kontroll	3	13	36,5	492,7	46,32	M
Ekspionert	1	13	32,5	285,3	17,08	F
Ekspionert	2	13	27	497,5	48,91	M
Ekspionert	3	13	36	406,5	38,47	M
Kontroll	1	26	36	641,7	81	F
Kontroll	2	26	37	469	32,8	F
Kontroll	3	26	40	862,5	92,4	F
Ekspionert	1	26	34	439,2	47,6	F
Ekspionert	2	26	35	472,2	45,9	F
Ekspionert	3	26	38	502,3	49,2	M
Kontroll	1	39	35,5	446	55,2	M
Kontroll	2	39	38,8	752,8	56	F
Kontroll	3	39	34,5	385	23,8	M
Ekspionert	1	39	35,3	409,7	31,3	M
Ekspionert	2	39	36,5	531,5	49,6	F
Ekspionert	3	39	35	393,2	35,8	M
Kontroll	1	52	40,7	612	43,1	F
Kontroll	2	52	33,2	361	27,2	F
Kontroll	3	52	37,8	520	39,4	M
Ekspionert	1	52	37,5	500	40,4	M
Ekspionert	2	52	35,5	466	48,1	M
Ekspionert	3	52	35	373	27,6	M
Kontroll	1	66	40,8	643	48,18	F
Kontroll	1	66	36,9	441	25,75	F
Kontroll	1	66	37,5	394	59,6	F
Kontroll	2	66	37,7	533	43,93	F
Kontroll	2	66	35,3	425	35,23	F
Kontroll	2	66	53,8	338	21,93	M
Kontroll	3	66	38	537	48,34	M
Kontroll	3	66	36,2	369	20,31	F
Ekspionert	1	66	35,6	440	51,13	F
Ekspionert	1	66	36,5	431	27,77	F
Ekspionert	1	66	35,3	443	46,98	F
Ekspionert	2	66	35,7	416	30	M
Ekspionert	2	66	33,6	337	18,29	F
Ekspionert	2	66	37,4	551	44,7	F
Ekspionert	3	66	40	549	46,45	M
Ekspionert	3	66	38,1	607	59,46	M
Ekspionert	3	66	34,1	405	36,52	M
Kontroll	1	97	35,8	384	26,9	M
Kontroll	2	97	34	371	35,4	M
Kontroll	3	97	36,3	379	20,3	M
Ekspionert	1	97	33,8	354	25,3	M
Ekspionert	2	97	40	598	44,3	F
Ekspionert	3	97	32,7	317	24,9	M
Kontroll	1	129	36,4	468	32,1	M
Kontroll	1	129	40,6	490,1	41,5	F
Kontroll	2	129	36,3	280,1	16,9	M
Kontroll	2	129	38,7	305,8	35,4	M
Kontroll	3	129	36,5	466,5	33,7	M
Kontroll	3	129	38,3	579,8	35,7	F
Ekspionert	1	129	37,6	489,5	31,6	M
Ekspionert	1	129	38,5	438,4	32,6	F
Ekspionert	2	129	35,9	381,7	26,8	F
Ekspionert	2	129	41,2	738,2	81	F
Ekspionert	3	129	42	674	44,6	M
Ekspionert	3	129	36,8	429,6	29,6	F

Fødeeksponeringsforsøket:

Gruppe	Dag	Fisk	Lengde (cm)	Vekt (g) ved dag 0	Vekt (g) ved prøvetakning	Vekt lever (g)
	0	1	19,5		50,04	0,94
	0	2	22		72,85	2,09
	0	3	20		55,99	1,25
	0	4	25		63,75	1,94
	0	5	21		65,75	2,03
	0	6	19		46,45	1,74
Ekspionert	13	E-1	23	78	74,27	1,48
Ekspionert	13	E-2	22	89	91,9	6,75
Ekspionert	13	E-3	25	104	104,8	3,43
Ekspionert	26	E-4	22,5	86	90	3,9
Ekspionert	26	E-5	23	81	95,3	3
Ekspionert	26	E-6	22	81	81,5	3,2
Ekspionert	39	E-7	21	72	80,35	1,89
Ekspionert	39	E-8	22	89	96,77	2,19
Ekspionert	39	E-9	22,5	93	94,98	3,58
Ekspionert	52	E-10	21,5	62	66,72	1,78
Ekspionert	52	E-11	22	79	84,15	2,31
Ekspionert	52	E12	21,5	63	77,82	1,63
Ekspionert	66	E-13	24	100	108,88	2,92
Ekspionert	66	E-14	21	63	76,8	2,58
Ekspionert	66	E-15	23,8	96	109	2,95
Ekspionert	97	E-16	21	66	83	1,8
Ekspionert	97	E-17	25,5	103	118,8	2,9
Ekspionert	97	E-18	23,5	101	114,2	3,9
Ekspionert	129	E-19	22,3	60	94,5	3,3
Ekspionert	129	E-20	24	72	107,2	3,7
Ekspionert	129	E-ekstra-1	23,1	61	90,8	1,8
Kontroll	13	K-1	23	97	97,48	4,95
Kontroll	13	K-2	21,5	70	66,56	2,75
Kontroll	13	K-3	23,5	92	90,07	4,24
Kontroll	26	K-4	19,5	60	59,3	1,1
Kontroll	26	K-5	20	62	69,2	1,3
Kontroll	26	K-6	22	68	74,6	1,8
Kontroll	39	K-7	21,5	60	83,63	3,18
Kontroll	39	K-8	20	74	56,68	1,28
Kontroll	39	K-9	21,5	77	95,27	3,47
Kontroll	52	K-10	23,5	83	92,72	4,43
Kontroll	52	K-11	22,5	69	96,62	5,51
Kontroll	52	K-ekstra-2	21	73	79,3	4,23
Kontroll	66	K-13	23,2	103	107	3,18
Kontroll	66	K-14	23,2	92	114,7	4,45
Kontroll	66	K-15	19,6	60	65,8	1,75
Kontroll	97	K-16	22	66	82,6	2,3
Kontroll	97	K-17	23	69	99,6	2,3
Kontroll	97	K-18	22	76	88,4	N#
Kontroll	129	K-19	23,5	71	104,3	3,6
Kontroll	129	K-20	24,8	91	128,8	3,3
Kontroll	129	K-21	22	71	95,9	2,1

5.2 Fôringsregime (fødeeksponeringsforsøket)

Mengde mark (*Nereis virens*; gram) foret til torsk ved de respektive tidspunkt.

Gruppe	Fisk nr.	Prøvetatt dag nr.	Dag nr. Fisk/Dato	0	3	6	10	13
				26.jan	29.jan	01.feb	05.feb	08.feb
Ekspionert	1	13	E-1	5,45	4,74	3,37	5,06	
Ekspionert	2	13	E-2	5,15	4,01	4,17	4,67	
Ekspionert	3	13	E-3	5,83	4,39	4,56	5,24	
Ekspionert	1	26	E-4	5,14	4,21	4,46	5,08	4,92
Ekspionert	2	26	E-5	3,92	5,85	4,12	4,41	4,35
Ekspionert	3	26	E-6	5,2	5,56	4,4	4,88	5,3
Ekspionert	1	39	E-7	3,44	3,74	3,99	4,93	4,42
Ekspionert	2	39	E-8	6,14	4,93	3,86	4,67	4,41
Ekspionert	3	39	E-9	3,88	5,01	4,11	4,38	5,4
Ekspionert	1	52	E-10	5,4	4,26	3,04	3,32	4,49
Ekspionert	2	52	E-11	3,42	5,16	4,2	3,54	5,05
Ekspionert	3	52	E-12	5,02	5,09	4,19	4,61	4,32
Ekspionert	1	66	E-13	6,05	4,82	4,21	4,42	4,79
Ekspionert	2	66	E-14	3,12	4,93	3,6	3,68	3,85
Ekspionert	3	66	E-15	3,74	4,13	4,03	5,29	5,28
Ekspionert	1	97	E-16	4,42	5,59	4,55	4,41	3,69
Ekspionert	2	97	E-17	3,72	4,86	4,53	4,44	5,27
Ekspionert	3	97	E-18	4,49	4,23	4,56	4,62	5,21
Ekspionert	1	129	E-19	3,15	4,98	3,7	4,9	4,37
Ekspionert	2	129	E-20	4,15	5,91	4,03	3,71	4,6
Ekspionert	3	129	E-ekstra-1	4,67	5,58	3,98	4,57	3,82
Kontroll	1	13	K-1	4,8	5,29	3,84	3,13	
Kontroll	2	13	K-2	4,8	4,34	4,03	4,8	
Kontroll	3	13	K-3	3,69	5,19	4,01	4,71	
Kontroll	1	26	K-4	4,42	5,45	3,62	4,41	4,42
Kontroll	2	26	K-5	5,28	4,16	3,72	3,16	3,33
Kontroll	3	26	K-6	2,89	3,78	4,42	3,93	4,48
Kontroll	1	39	K-7	5,17	5,05	3,33	3,25	3,66
Kontroll	2	39	K-8	4,67	4,56	3,79	3,69	4,38
Kontroll	3	39	K-9	5,33	5,11	4,38	3,89	4,38
Kontroll	1	52	K-10	4,44	5,35	4,44	4,08	4,85
Kontroll	2	52	K-11	3,8	5,03	3,63	3,58	4,11
Kontroll	3	52	K-ekstra-2	4,61	4,15	3,86	4,03	4,12
Kontroll	1	66	K-13	7,54	5,89	4,24	4,09	5,19
Kontroll	2	66	K-14	5,02	6,2	4,06	4,56	4,32
Kontroll	3	66	K-15	4,06	3,99	3,52	3,74	3,45
Kontroll	1	97	K-16	5,15	4,77	3,41	4,52	4,7
Kontroll	2	97	K-17	3,75	5,6	4,08	4,22	4,32
Kontroll	3	97	K-18	5,51	5,6	4,55	4,22	4,63
Kontroll	1	129	K-19	4,58	5,28	3,56	4,94	4,72
Kontroll	2	129	K-20	5,67	5,02	4	4,17	4,54
Kontroll	3	129	K-21	5,12	4,3	4,37	4,94	4,38

Forts. 5.2.

Gruppe	Fisk nr.	Prøvetatt dag nr.	Dag nr.	17	20	24	27	31
			Fisk/Dato	12.feb	15.feb	19.feb	22.feb	26.feb
Ekspionert	1	13	E-1					
Ekspionert	2	13	E-2					
Ekspionert	3	13	E-3					
Ekspionert	1	26	E-4	5,01	4,32	4,9		
Ekspionert	2	26	E-5	4,89	4,01	4,66		
Ekspionert	3	26	E-6	4,34	4,37	3,95		
Ekspionert	1	39	E-7	5	3,98	4,84	4,2	4,7
Ekspionert	2	39	E-8	4,67	4,52	4,52	4,5	4,8
Ekspionert	3	39	E-9	4,42	4,56	4,29	4,9	4,5
Ekspionert	1	52	E-10	4,45	4,64	4,62	4,3	4,5
Ekspionert	2	52	E-11	3,95	3,95	4,75	4,6	5,1
Ekspionert	3	52	E-12	4,26	4,44	4,07	4,7	5,1
Ekspionert	1	66	E-13	4,74	4,78	3,93	4,2	4,9
Ekspionert	2	66	E-14	3,87	4,51	4,33	4,5	4,3
Ekspionert	3	66	E-15	5,05	4,64	4,5	4,7	4,3
Ekspionert	1	97	E-16	3,93	4,45	4,32	4,8	4,7
Ekspionert	2	97	E-17	4,59	5,05	4,41	4,2	5,4
Ekspionert	3	97	E-18	4,69	4,29	3,95	4,5	5,1
Ekspionert	1	129	E-19	4,75	4,79	4,59	5,2	4,8
Ekspionert	2	129	E-20	5,11	4,14	4,21	4	4,9
Ekspionert	3	129	E-ekstra-1	3,96	4,04	3,86	4,6	5,2
Kontroll	1	13	K-1					
Kontroll	2	13	K-2					
Kontroll	3	13	K-3					
Kontroll	1	26	K-4	4,17	3,99	4,27		
Kontroll	2	26	K-5	3,74	4,3	3,8		
Kontroll	3	26	K-6	5,3	4,56	4,08		
Kontroll	1	39	K-7	5,02	4,12	4,28	4,2	4,6
Kontroll	2	39	K-8	5,7	4,53	3,86	4,2	4,6
Kontroll	3	39	K-9	5,03	4,4	3,92	4	5
Kontroll	1	52	K-10	4,5	4,69	4,46	4,5	4,4
Kontroll	2	52	K-11	5,56	4,13	4,58	3,9	4,6
Kontroll	3	52	K-ekstra-2	4,6	4,19	4,53	4,7	4,8
Kontroll	1	66	K-13	4,84	4,17	3,86	4,7	5
Kontroll	2	66	K-14	4,72	4,66	4,45	4,6	4
Kontroll	3	66	K-15	4,7	4,31	4,33	4,5	4,7
Kontroll	1	97	K-16	4,05	4,66	4,04	4,6	5,2
Kontroll	2	97	K-17	4,76	3,93	4,35	4,2	4,6
Kontroll	3	97	K-18	3,99	4,37	4,31	4,3	4,6
Kontroll	1	129	K-19	4	4,14	4,54	5	4,7
Kontroll	2	129	K-20	5,26	4,59	4,97	4,3	4,6
Kontroll	3	129	K-21	3,89	4,39	4,64	5,1	4,9

Forts. 5.2.

Gruppe	Fisk nr.	Prøvetatt dag nr.	Dag nr.	34	38	41	45	48
			Fisk/Dato	01.mar	05.mar	08.mar	12.mar	15.mar
Ekspionert	1	13	E-1					
Ekspionert	2	13	E-2					
Ekspionert	3	13	E-3					
Ekspionert	1	26	E-4					
Ekspionert	2	26	E-5					
Ekspionert	3	26	E-6					
Ekspionert	1	39	E-7	4,71	4,95			
Ekspionert	2	39	E-8	5,24	5,33			
Ekspionert	3	39	E-9	5,03	5,14			
Ekspionert	1	52	E-10	5,8	4,03	5,16	5,1	4,16
Ekspionert	2	52	E-11	5,12	5,39	4,71	5,2	4,76
Ekspionert	3	52	E-12	4,93	5,19	4,81	4,53	4,72
Ekspionert	1	66	E-13	4,23	5,46	4,48	4,75	4,92
Ekspionert	2	66	E-14	5,29	4,43	5,61	4,86	4,47
Ekspionert	3	66	E-15	4,9	4,79	4,37	4,48	5,36
Ekspionert	1	97	E-16	4,7	5,49	4,87	4,05	4,25
Ekspionert	2	97	E-17	4,36	4,69	5,97	4,16	5,63
Ekspionert	3	97	E-18	4,86	5,16	4,22	4,18	5,49
Ekspionert	1	129	E-19	5,2	5,01	5,15	4,73	4,08
Ekspionert	2	129	E-20	4,51	5,73	4,9	4,89	4,18
Ekspionert	3	129	E-ekstra-1	4,55	4,82	5,24	5,09	4,32
Kontroll	1	13	K-1					
Kontroll	2	13	K-2					
Kontroll	3	13	K-3					
Kontroll	1	26	K-4					
Kontroll	2	26	K-5					
Kontroll	3	26	K-6					
Kontroll	1	39	K-7	4,78	4,62			
Kontroll	2	39	K-8	4,61	4,08			
Kontroll	3	39	K-9	4,68	5,24			
Kontroll	1	52	K-10	5,16	4,72	4,62	4,54	4,33
Kontroll	2	52	K-11	4,16	4,81	4,23	4,07	4,76
Kontroll	3	52	K-ekstra-2	4,87	4,76	5,03	4,88	4,74
Kontroll	1	66	K-13	4,11	4,7	4,38	4,85	4,62
Kontroll	2	66	K-14	5,35	4,46	4,22	4,86	4,38
Kontroll	3	66	K-15	5	4,59	5,68	4,56	5
Kontroll	1	97	K-16	4,33	4,62	5,77	4,86	4,2
Kontroll	2	97	K-17	4,89	5,23	4,11	4,91	4,34
Kontroll	3	97	K-18	5,09	5,54	4,44	5,3	4,72
Kontroll	1	129	K-19	4,79	4,32	4,87	4,26	4,59
Kontroll	2	129	K-20	4,91	5,8	4,29	5,92	4,62
Kontroll	3	129	K-21	4,56	4,67	4,37	4,54	4,28

Forts. 5.2.

Gruppe	Fisk nr.	Prøvetatt dag nr.	Dag nr.	52	55	59	62	66
			Fisk/Dato	19.mar	22.mar	26.mar	29.mar	02.apr
Ekspionert	1	13	E-1					
Ekspionert	2	13	E-2					
Ekspionert	3	13	E-3					
Ekspionert	1	26	E-4					
Ekspionert	2	26	E-5					
Ekspionert	3	26	E-6					
Ekspionert	1	39	E-7					
Ekspionert	2	39	E-8					
Ekspionert	3	39	E-9					
Ekspionert	1	52	E-10					
Ekspionert	2	52	E-11					
Ekspionert	3	52	E-12					
Ekspionert	1	66	E-13	4,5	4,95	4,6	4,38	
Ekspionert	2	66	E-14	5,94	5,53	4,55	4,53	
Ekspionert	3	66	E-15	4,91	5,01	4,98	4,34	
Ekspionert	1	97	E-16	4,01	5,01	4,84	4,79	4,68
Ekspionert	2	97	E-17	5,39	5,53	5,12	4,39	4,17
Ekspionert	3	97	E-18	4,38	5,37	5,75	4,67	4,7
Ekspionert	1	129	E-19	4,94	5,23	5,31	4,53	4,57
Ekspionert	2	129	E-20	4,65	5,6	5,89	4,28	4,3
Ekspionert	3	129	E-ekstra-1	4,97	4,88	5,62	4,48	4,25
Kontroll	1	13	K-1					
Kontroll	2	13	K-2					
Kontroll	3	13	K-3					
Kontroll	1	26	K-4					
Kontroll	2	26	K-5					
Kontroll	3	26	K-6					
Kontroll	1	39	K-7					
Kontroll	2	39	K-8					
Kontroll	3	39	K-9					
Kontroll	1	52	K-10					
Kontroll	2	52	K-11					
Kontroll	3	52	K-ekstra-2					
Kontroll	1	66	K-13	4,83	5,44	4,28	4,11	
Kontroll	2	66	K-14	4,76	4,59	4,44	4,32	
Kontroll	3	66	K-15	4,45	5,26	4,71	4,87	
Kontroll	1	97	K-16	4,54	4,2	4,25	4,06	4,01
Kontroll	2	97	K-17	4,04	5,09	4,7	4,55	4,24
Kontroll	3	97	K-18	4,88	5,66	4,86	4,52	4,88
Kontroll	1	129	K-19	5,34	5,19	5,18	4,34	4,58
Kontroll	2	129	K-20	4,33	4,01	5,14	4,21	4,45
Kontroll	3	129	K-21	4,15	4,42	5,44	4,16	4,2

Forts. 5.2.

Gruppe	Fisk nr.	Prøvetatt dag nr.	Dag nr.	69	73	76	80	83
			Fisk/Dato	05.apr	09.apr	12.apr	16.apr	19.apr
Eksponert	1	13	E-1					
Eksponert	2	13	E-2					
Eksponert	3	13	E-3					
Eksponert	1	26	E-4					
Eksponert	2	26	E-5					
Eksponert	3	26	E-6					
Eksponert	1	39	E-7					
Eksponert	2	39	E-8					
Eksponert	3	39	E-9					
Eksponert	1	52	E-10					
Eksponert	2	52	E-11					
Eksponert	3	52	E-12					
Eksponert	1	66	E-13					
Eksponert	2	66	E-14					
Eksponert	3	66	E-15					
Eksponert	1	97	E-16	4,92	4,01	4,69	5	4,65
Eksponert	2	97	E-17	5,52	5,16	4,31	4,5	4,79
Eksponert	3	97	E-18	5,05	4,96	5,3	5	4,45
Eksponert	1	129	E-19	5,33	4,83	5,58	4,7	5,04
Eksponert	2	129	E-20	4,79	4,24	4,24	4,9	5,73
Eksponert	3	129	E-ekstra-1	5,63	4,05	5,53	4,2	5,09
Kontroll	1	13	K-1					
Kontroll	2	13	K-2					
Kontroll	3	13	K-3					
Kontroll	1	26	K-4					
Kontroll	2	26	K-5					
Kontroll	3	26	K-6					
Kontroll	1	39	K-7					
Kontroll	2	39	K-8					
Kontroll	3	39	K-9					
Kontroll	1	52	K-10					
Kontroll	2	52	K-11					
Kontroll	3	52	K-ekstra-2					
Kontroll	1	66	K-13					
Kontroll	2	66	K-14					
Kontroll	3	66	K-15					
Kontroll	1	97	K-16	4,32	4,36	4,09	4,3	4,37
Kontroll	2	97	K-17	4,21	4,76	4,99	4,8	4,72
Kontroll	3	97	K-18	4,13	4,62	4,58	4	4,98
Kontroll	1	129	K-19	4,5	4,46	4,97	5	4,74
Kontroll	2	129	K-20	4,93	5,21	4,98	4	4,04
Kontroll	3	129	K-21	5,27	4,16	4,65	4,2	4,67

Forts. 5.2.

Gruppe	Fisk nr.	Prøvetatt dag nr.	Dag nr.	87	90	94	97	101
			Fisk/Dato	23.apr	26.apr	30.apr	03.mai	07.mai
Ekspionert	1	13	E-1					
Ekspionert	2	13	E-2					
Ekspionert	3	13	E-3					
Ekspionert	1	26	E-4					
Ekspionert	2	26	E-5					
Ekspionert	3	26	E-6					
Ekspionert	1	39	E-7					
Ekspionert	2	39	E-8					
Ekspionert	3	39	E-9					
Ekspionert	1	52	E-10					
Ekspionert	2	52	E-11					
Ekspionert	3	52	E-12					
Ekspionert	1	66	E-13					
Ekspionert	2	66	E-14					
Ekspionert	3	66	E-15					
Ekspionert	1	97	E-16	4,4	5,02	4,63		
Ekspionert	2	97	E-17	4,8	4,51	4,35		
Ekspionert	3	97	E-18	4,4	4,73	4,92		
Ekspionert	1	129	E-19	4,9	4,07	4,35	5,5	4,33
Ekspionert	2	129	E-20	4,1	4,28	5,09	4,7	4,79
Ekspionert	3	129	E-ekstra-1	4,4	4,99	4,32	5,5	4,11
Kontroll	1	13	K-1					
Kontroll	2	13	K-2					
Kontroll	3	13	K-3					
Kontroll	1	26	K-4					
Kontroll	2	26	K-5					
Kontroll	3	26	K-6					
Kontroll	1	39	K-7					
Kontroll	2	39	K-8					
Kontroll	3	39	K-9					
Kontroll	1	52	K-10					
Kontroll	2	52	K-11					
Kontroll	3	52	K-ekstra-2					
Kontroll	1	66	K-13					
Kontroll	2	66	K-14					
Kontroll	3	66	K-15					
Kontroll	1	97	K-16	4,6	5,19	4,06		
Kontroll	2	97	K-17	4,8	5,38	4,52		
Kontroll	3	97	K-18	4,9	4,27	4,15		
Kontroll	1	129	K-19	4,7	4,06	4,58	5	5,46
Kontroll	2	129	K-20	5,2	4,63	4,67	4,6	5,21
Kontroll	3	129	K-21	4,9	4,49	4,14	4	5

Forts. 5.2.

Gruppe	Fisk nr.	Prøvetatt dag nr.	Dag nr.	104	108	112	115	118
			Fisk/Dato	10.mai	14.mai	18.mai	21.mai	24.mai
Ekspionert	1	13	E-1					
Ekspionert	2	13	E-2					
Ekspionert	3	13	E-3					
Ekspionert	1	26	E-4					
Ekspionert	2	26	E-5					
Ekspionert	3	26	E-6					
Ekspionert	1	39	E-7					
Ekspionert	2	39	E-8					
Ekspionert	3	39	E-9					
Ekspionert	1	52	E-10					
Ekspionert	2	52	E-11					
Ekspionert	3	52	E-12					
Ekspionert	1	66	E-13					
Ekspionert	2	66	E-14					
Ekspionert	3	66	E-15					
Ekspionert	1	97	E-16					
Ekspionert	2	97	E-17					
Ekspionert	3	97	E-18					
Ekspionert	1	129	E-19	4,66	4,47	4,73	4,14	5,48
Ekspionert	2	129	E-20	4,85	4,68	4,88	4,96	5,49
Ekspionert	3	129	E-ekstra-1	4,23	5,61	5,17	4,86	4,11
Kontroll	1	13	K-1					
Kontroll	2	13	K-2					
Kontroll	3	13	K-3					
Kontroll	1	26	K-4					
Kontroll	2	26	K-5					
Kontroll	3	26	K-6					
Kontroll	1	39	K-7					
Kontroll	2	39	K-8					
Kontroll	3	39	K-9					
Kontroll	1	52	K-10					
Kontroll	2	52	K-11					
Kontroll	3	52	K-ekstra-2					
Kontroll	1	66	K-13					
Kontroll	2	66	K-14					
Kontroll	3	66	K-15					
Kontroll	1	97	K-16					
Kontroll	2	97	K-17					
Kontroll	3	97	K-18					
Kontroll	1	129	K-19	4,66	4,71	4,01	5,44	5,32
Kontroll	2	129	K-20	4,19	5,13	4,95	4,86	5,42
Kontroll	3	129	K-21	4,77	5,44	4,21	4,1	4,13

Forts. 5.2.

Gruppe	Fisk nr.	Prøvetatt dag nr.	Dag nr.		Menge mark spist inntil prøvetaging (g)	
			Fisk/Dato	123 29.mai		125 31.mai
Ekspnert	1	13	E-1		116,62	
Ekspnert	2	13	E-2		123	
Ekspnert	3	13	E-3		132,02	
Ekspnert	1	26	E-4		227,04	
Ekspnert	2	26	E-5		232,21	
Ekspnert	3	26	E-6		241	
Ekspnert	1	39	E-7		332,9	
Ekspnert	2	39	E-8		344,59	
Ekspnert	3	39	E-9		349,62	
Ekspnert	1	52	E-10		438,27	
Ekspnert	2	52	E-11		446,9	
Ekspnert	3	52	E-12		454,98	
Ekspnert	1	66	E-13		558,11	
Ekspnert	2	66	E-14		561,9	
Ekspnert	3	66	E-15		571,8	
Ekspnert	1	97	E-16		814,87	
Ekspnert	2	97	E-17		826,82	
Ekspnert	3	97	E-18		833,23	
Ekspnert	1	129	E-19	4,4	5,1	1085,59
Ekspnert	2	129	E-20	5,4	4,7	1092,51
Ekspnert	3	129	E-ekstra-1	4,7	5	1098
Kontroll	1	13	K-1		115,06	
Kontroll	2	13	K-2		122,97	
Kontroll	3	13	K-3		129,6	
Kontroll	1	26	K-4		223,75	
Kontroll	2	26	K-5		227,49	
Kontroll	3	26	K-6		236,44	
Kontroll	1	39	K-7		332,08	
Kontroll	2	39	K-8		339,67	
Kontroll	3	39	K-9		349,36	
Kontroll	1	52	K-10		440,08	
Kontroll	2	52	K-11		442,95	
Kontroll	3	52	K-ekstra-2		452,87	
Kontroll	1	66	K-13		559,84	
Kontroll	2	66	K-14		563,97	
Kontroll	3	66	K-15		568,42	
Kontroll	1	97	K-16		811,23	
Kontroll	2	97	K-17		821,09	
Kontroll	3	97	K-18		831,6	
Kontroll	1	129	K-19	4,5	5,6	1084,63
Kontroll	2	129	K-20	4,7	4,9	1093,42
Kontroll	3	129	K-21	4,2	5,9	1093,05

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

NIVA gir offentlig vannforvaltning, næringsliv og allmennheten grunnlag for god vannforvaltning gjennom oppdragsbasert forsknings-, utrednings- og utviklingsarbeid. NIVA kjennetegnes ved stor faglig bredde og godt kontaktnett til fagmiljøer i inn- og utland. Faglig tyngde, tverrfaglig arbeidsform og en helhetlig tilnæringsmåte er vårt grunnlag for å være en god rådgiver for forvaltning og samfunnsliv.



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no