

RAPPORT LNR 3531-96

**N**edbryting av DDT i  
sedimenter og  
bioakkumulering i  
sedimentlevende dyr

# NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.:	Undernr.:
O-94170	
Løpenr.:	Begr. distrib.:
3531-96	

<b>Hovedkontor</b>	<b>Sørlandsavdelingen</b>	<b>Østlandsavdelingen</b>	<b>Vestlandsavdelingen</b>	<b>Akvaplan-NIVA A/S</b>
Postboks 173, Kjelsås	Televeien 1	Rute 866	Thormøhlensgt 55	Søndre Tollbugate 3
0411 Oslo	4890 Grimstad	2312 Ottestad	5008 Bergen	9000 Tromsø
Telefon (47) 22 18 51 00	Telefon (47) 37 04 30 33	Telefon (47) 62 57 64 00	Telefon (47) 55 32 56 40	Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 22 18 52 00	Telefax (47) 37 04 45 13	Telefax (47) 62 57 66 53	Telefax (47) 55 32 88 33	Telefax (47) 77 68 05 09

<b>Rapportens tittel:</b> Nedbryting av DDT i sedimenter og bioakkumulering i sedimentlevende dyr	<b>Dato:</b> 1 september 1996	<b>Trykket:</b>
	<b>Faggruppe:</b> Marinøkologisk	
<b>Forfatter(e):</b> Jens Skei Line Andersen	<b>Geografisk område:</b> Buskerud	
	<b>Antall sider:</b> 24	<b>Opplag:</b>

<b>Oppdragsgiver:</b> Statens Forurensningstilsyn (SFT)	<b>Oppdragsg. ref.:</b>
--	-------------------------

**Ekstrakt:**  
DDT og nedbrytningsproduktene DDD og DDE ble påvist i bunnsedimenter fra Gullaugbukta i Drammensfjorden og fra Lierelva. I oksiske sedimenter dominerte DDE som er den stabileste og mest giftige komponenten. I anoksiske sedimenter dominerte DDD. Eksperimentelt arbeid med de forurensete sedimentene for å studere opptak av DDT, DDD og DDE i børstemark (*Nereis diversicolor*) og nettsnegl (*Nassarius reticulatus*) ble utført ved NIVAs marine forskningsstasjon Solbergstrand. Resultatene viste at det etter 28 dager var et betydelig opptak i begge organismene, spesielt av metabolittene DDD og DDE. Det var lineær sammenheng mellom opptak i de sedimentlevende dyra og nivåene av DDD og DDE i sedimentene. De høyeste konsentrasjonene av DDT og DDE ble målt i nettsnegl, trolig på grunn av høyt fettinnhold. Det kan konkluderes med at sedimenter kontaminert med DDT representerer en forurensningskilde ettersom DDT, DDD og DDE er biotilgjengelig for *Nereis* og *Nassarius*.

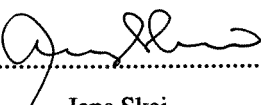
4 emneord, norske

1. DDT
2. Sedimenter
3. Sedimentlevende dyr
4. Bioakkumulering

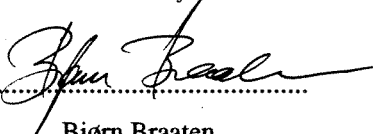
4 emneord, engelske

1. DDT
2. Sediments
3. Sedimentliving organisms
4. Bioaccumulation

Prosjektleder

  
.....  
Jens Skei

For administrasjonen

  
.....  
Bjørn Braaten

82-577-3077-7

Norsk institutt for vannforskning

**O-94170**

**Nedbryting av DDT i sedimenter og  
bioakkumulering i sedimentlevende dyr**

Oslo, 1 september 1996

Prosjektleder  
Medarbeidere

Jens Skei  
Line Andersen, UiO  
Einar Brevik  
Ketil Hylland

## **Forord**

*I mars 1994 søkte NIVA SFT om å få finansiert en studie av DDT (inkl. DDE og DDD) i sedimenter og sedimentlevende dyr i Drammensfjorden og Lierelva. Arbeidet skulle utføres av en hovedfagsstudent ved Universitetet i Oslo (Line Andersen). Tilsagn om midler ble gitt av SFT i juni 1994 og juni 1995.*

*Hovedfagsarbeidet ventes å avsluttes ved utgangen av 1996 og denne rapporten omfatter presentasjon av resultater og foreløbige diskusjoner. Den endelige resultatvurderingen vil bli gitt i hovedfagsoppgaven som vil bli oversendt SFT.*

*Einar Brevik har hatt ansvar for veiledning av det analytiske arbeidet og Ketil Hylland for det eksperimentelle arbeidet på Solbergstrand.*

*Oslo, 1 september 1996*

*Jens Skei  
prosjektleder*

# Innhold

Forord .....	2
Sammendrag .....	4
1. Innledning.....	5
2. Målsetting.....	5
3. Feltarbeid og metoder.....	5
3. 1 Innsamling av sedimenter fra Drammensfjorden og Lierelva.....	5
3. 2. Måling av redoks-potensialet.....	8
3. 3. Analyse av normaliseringsparametere .....	8
3. 4. Bly-210-datering av kjerner fra stasjon D2 og D3.....	9
3.5. Prøveopparbeidelse og kvantitativ analyse av klororganiske mikroforurensninger.....	9
3.6. Sedimenter til bioakkumuleringsforsøk.....	9
3.7. Bioakkumuleringsforsøk - eksperimentell design.....	9
4. Resultater og diskusjon.....	11
4.1. Sedimenter i Drammensfjorden.....	11
4.1.1. Redoksforhold.....	11
4.1.2. Kornfordeling.....	12
4.1.3. Vanninnhold.....	13
4.1.4. Totalt organisk karbon og totalt nitrogen.....	13
4.1.5. Bly-210-datering av sedimentkjerner fra stasjon D2 og D3.....	15
4.1.6. DDT og metabolittene DDD og DDE.....	15
4.2. Bioakkumuleringsforsøk.....	18
4.2.1. Børstemark ( <i>Nereis diversicolor</i> ).....	18
4.2.2. Nettsnegl ( <i>Nassarius reticulatus</i> ).....	21
4.3. Sammenheng med dyrenes fettinnhold.....	23
5. Litteratur.....	23

## Sammendrag

Det er gjennomført en studie av fordelingen av DDT og metabolittene DDD og DDE i marine sedimenter fra Drammensfjorden og i elvesedimenter fra Lierelva. Sedimentene representerer et spekter i kornstørrelse, organisk innhold og redoksforhold og en av målsettingene har vært å studere hvilke faktorer som styrer fordelingen i sedimentet av dette insektbekjempelsesmidlet som ikke har vært i lovlig bruk i Norge de siste 25 årene.

For å kunne forutsi noe om miljøkonsekvensene av DDT-forurensede sedimenter er det utført eksperimentelt arbeid med sedimentene fra Drammensfjorden for å registrere biotilgjengeligheten til DDT, DDD og DDE overfor sedimentlevende dyr (børstemark og snegl) og grad av bioakkumulering.

Arbeidet inngår i Line Andersens cand.scient-oppgave ved Biologisk institutt, Universitetet i Oslo. Resultatene er ikke ferdig bearbejdet, slik at disse konklusjonene må betraktes som foreløbige :

1. *DDT ble nesten utelukkende påvist i de anoksiske sedimentene på den dypeste stasjonen (D3) i Gullaugbukta i Drammensfjorden.. Det tyder på at DDT brytes ned raskere i oksiske sedimenter enn i anoksiske.*
2. *Meatabolittene DDD og DDE kan påvises ned til 30 cm dyp på den aldersdaterte kjernen på stasjon D2. Med en gjennomsnittlig sedimenttilvekst på 5 mm pr. år tyder dette på at sedimentene i Drammensfjorden hvertfall har vært kontaminert med DDT siden 30-åra.*
3. *Metabolitten DDD dominerer i de anoksiske sedimentene og DDE i de oksiske. Det er DDE som er mest stabil og mest toksisk.*
4. *Det ble også påvist DDT, DDD og DDE i sedimentene i Lierelva. Konsentrasjonene var høyest lengst nede i elva og lavest lengst oppe. Mye tyder på at det er en DDT-kilde i nedbørfeltet til Lierelva.*
5. *Tilsats av børstemark (Nereis diversicolor) til sedimenter fra de tre stasjonene i Drammensfjorden, i forbindelse med et bioakkumuleringseksperiment ved NIVAs Marine Forskningsstasjon, Solbergstrand, viste at i løpet av 28 dager (eksperimentets varighet) akkumulerte dyrene DDT, DDD og DDE. Akkumuleringen av DDT var liten og viste ingen sammenheng med sedimentets innhold av DDT. Det var imidlertid en lineær sammenheng mellom akkumuleringen av DDD og DDE og nivåene i sedimentene. Konklusjonen blir at DDT, og dets metabolitter spesielt, er biotilgjengelige for børstemark i marine sedimenter.*
6. *Tilsvarende eksperimenter med nettsnegl (Nassarius reticulatus) viser tilsvarende trend med hensyn til bioakkumulering. På grunn av et høyt fettinnhold i hepatopancreas er nivåene av spesielt DDE i nettsnegl betydelig høyere enn i børstemark.*

Den overordnede konklusjonen er at sedimentene i Lierelva og i fjordområdet utenfor er kontaminert med DDT og nedbrytningsproduktene DDD og DDE. Det er sannsynliggjort at det eksisterer en lokal DDT-kilde og at denne kilden har vært aktiv siden DDT ble tatt i bruk i landbruket. Ved nedbrytning av DDT i sedimentene dominerer DDD i anoksiske sedimenter og DDE i oksiske sedimenter.

DDT og dets metabolitter, som er lagret i sedimentene er biotilgjengelig for sedimentlevende dyr og akkumuleres i f.eks. børstemark og nettsnegl, selv etter kort eksponeringstid (28 dager). Størst bioakkumulering skjer i dyr med høyt fettinnhold på grunn av stoffenes lipofilitet. Konsekvensen av

dette er at DDT-kontaminerte sedimenter må betraktes som en forurensningskilde med muligheter for spredning av DDT til sedimentlevende dyr og videre til bunnlevende fisk og økosystemet forøvrig.

## 1. INNLEDNING

DDT (diklordifenyltrikloretan) er det mest kjente insektbekjempningsmidlet. Inntil 1990 regner man med at DDT var produsert og spredd til omgivelsene i størrelsesordenen 1.5 millioner tonn (Knutzen, 1995). DDT er fortsatt i bruk i en rekke land, spesielt i Asia. I Norge ble bruk av DDT forbudt tidlig på 1970-tallet. Til tross for dette lar DDT og nedbrytningsproduktene DDD og DDE seg spore i betydelige overkonsentrasjoner i sedimenter, fisk og blåskjell (Knutzen, 1995). Dette gjelder spesielt omgivelsene nær planteskoler og fruktdyringsområder (Sørfjorden og Sognefjorden) (Kveseth og Bjerk, 1976, Kveseth et al., 1977, Skåre et al., 1985).

Et annet område i Norge hvor DDT er påvist i betydelige overkonsentrasjoner i sedimenter er Drammensfjorden, spesielt ved utløpet av Lierelva (Konieczny et al., 1994). Lierelva, som drenerer store fruktdyringsarealer, ble vurdert som potensiell kilde til DDT.

Ettersom bruken av DDT er opphørt vil lagrene av DDT i sedimenter kunne være en potensiell forurensningskilde. DDT brytes langsomt ned i naturen. Mikroorganismer bryter DDT ned til DDE i oksiske miljøer og DDD i anoksiske miljø (Knutzen, 1995). Forholdet mellom disse komponentene vil derfor si noe om miljøet hvor DDT er lagret.

Det er kjent at DDT er fettløslig og akkumuleres derfor i fettvev hos organismer. Det eksisterer svært lite informasjon om biotilgjengelighet av DDT i sedimenter og bioakkumulering i sedimentlevende dyr. Disse forholdene er belyst i denne rapporten.

## 2. MÅLSETTING

Målet med prosjektet er følgende :

- registrere nivået av DDT og metabolittene DDD og DDE i sedimenter fra Lierelva og oksiske og anoksiske sedimenter fra Drammensfjorden (Gullaugbukta)
- gjøre eksperimentelle undersøkelser med DDT-kontaminerte sedimenter på Solbergstrand for å måle opptak av DDT, DDD og DDE i børstemark (*Nereis diversicolor*) og nettsnegl (*Nassarius reticulatus*)

Resultatene fra prosjektet vil utgjøre Line Andersens Cand.Scient-oppgave ved Biologisk institutt, Universitetet i Oslo.

## 3. FELTARBEID OG METODER

### 3.1 Innsamling av sedimenter fra Drammensfjorden og Lierelva

Sedimentprøvene i Drammensfjorden ble samlet inn ved hjelp av gravity corer (Niemistö, 1974) 19. og 20. september 1994 fra Universitetet i Oslos forskningsfartøy "Trygve Braarud" på tre stasjoner ut fra Lierelva, henholdsvis D1, D2 og D3 (fig.1). Det ble tatt blandprøver av tre kjerner per stasjon som ble delt opp i 5 cm snitt til analyse. Beskrivelse av sedimentene er gitt i tabell 3.1.

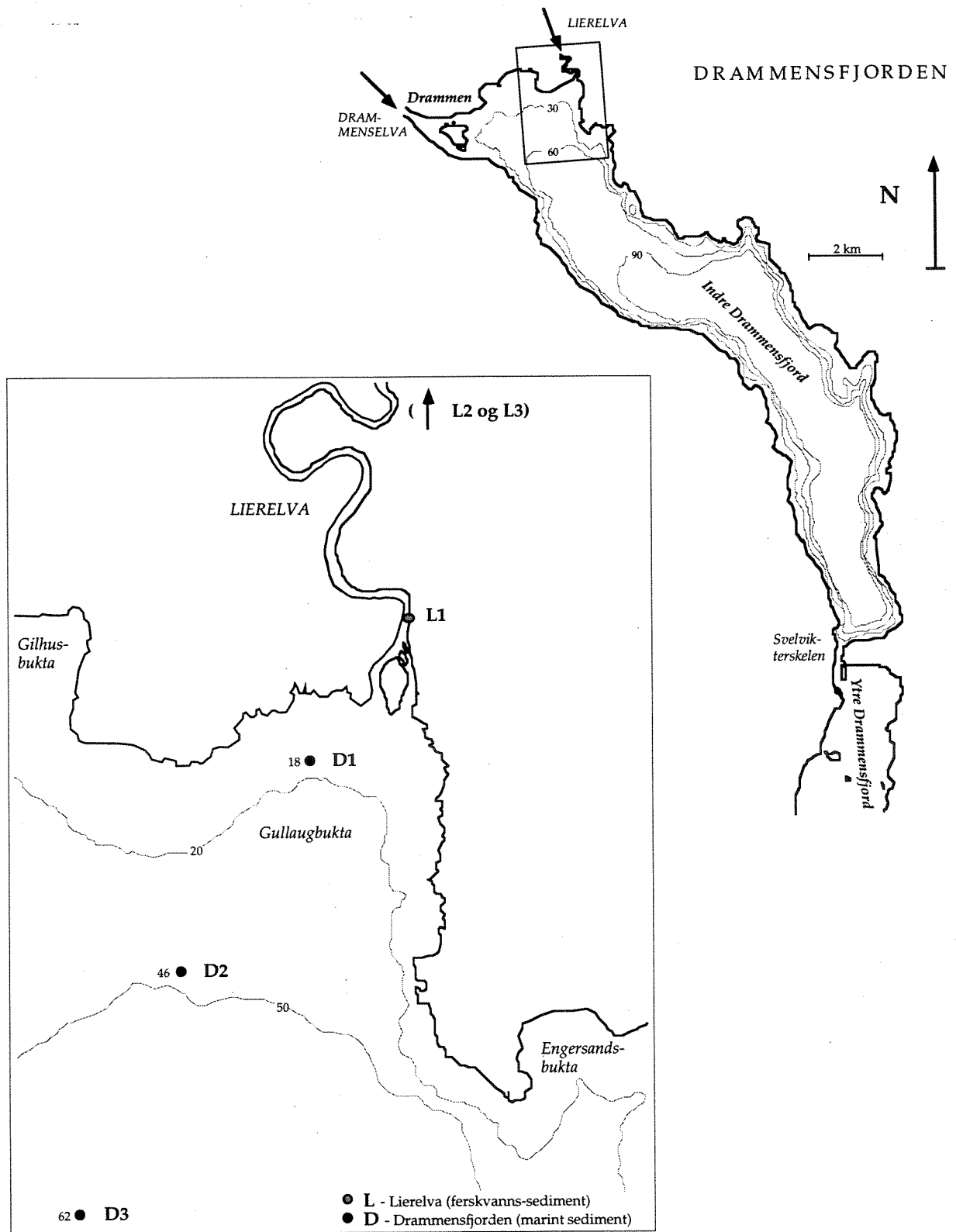


Fig.1. Stasjoner i Gullaugbukta/Drammensfjorden og i Lierelva hvor sedimenter ble innsamlet i 1994 og 1995.



Ved en separat innsamling med lettbåt (24 april 1995) ble sedimentprøver innsamlet i Lierelva (fig.1). Sedimentprøver ble tatt med håndcorer i plexiglass. Tre stasjoner ble valgt ut, L1 nede ved utløpet til Drammensfjorden (Riksvei 282), L2 ca. 8 km i luftlinje oppstrøms Lierelva (Grøtteveien) og L3 ovenfor det mest sentrale fruktdyrkningsområdet ca. 4 km videre oppstrøms (Opsahl-Sjåstad). Alle kjernene ble tatt ved elvebredden like under vannflaten. I Lierelva ble det tatt én kjerne på stasjon L1, på østsiden noen få meter oppstrøms for brua. L1-kjernen ble delt i to prøver ved 12 cm dyp. På stasjon L2 ble det tatt to kjerner på østsiden av elva, kjerne I ca. 2 meter nedstrøms brubeinet og kjerne II ca. 1 meter innenfor brubeinet. L2-kjernene ble delt ved 15 cm og slått sammen til blandprøver. Begge kjernene på stasjon L3 ble tatt på østsiden av elva, i svingen 20-30 meter nedstrøms fra veien. Her var sedimentet hardere slik at kjernene ble kortere (12 og 15 cm). De ble blandet til én prøve.

En oversikt over prøvene er gitt i tabell 3.2. nedenfor, sammen med beskrivelse av sedimentene.

**Tabell 3.1.** Oversikt med sedimentbeskrivelse over stasjonene i Drammensfjorden og kjerneprøvene som ble tatt 19. og 20. september 1994. Redoks-potensialet ble målt i sedimentkjernene merket \*. Kjerne V på stasjon D3 ble tatt for redoks-måling, og denne ble etterpå snittet i 5 cm snitt og lagret som en ekstra prøveserie ned til 40 cm.

Stasjon	Dato	Vann Dyp/m	Kjerne - Lengde/cm					Sedimentbeskrivelse
			I	II	III	IV	V	
D1	20-9-94	18	15	18*	21	-	-	Grått, leiraktig og fast sediment, ingen H <sub>2</sub> S-lukt, endel dyr (mest små børstemark) og spor etter bioturbasjon ned til 10 cm.
D2	20-9-94	46	60	57	>30 *	57	-	Mørkt grå-svart, organisk rikt og bløtt sediment, noe spekket med lysebrunt materiale øverst i kjerne I og III, moderat H <sub>2</sub> S -lukt.
D3	19-9-94 20-9-94	62	47	61	61	56	>40*	Grå-svart, kremaktig og bløtere sediment, sterk H <sub>2</sub> S -lukt, kjerne II inneholdt mye flis mellom 20 og 30 cm, kjerne V hadde et skille ved 20 cm mellom et svart lag øverst og et litt gråere nedenfor med overgang til lys grå leire ved ca. 32-33 cm.

**Tabell 3.2.** Oversikt med sedimentbeskrivelse over prøvene fra Lierelva. Alle prøver er blandprøver unntatt prøvene merket \* fra stasjon L1.

Stasjon	Sted	Dato	Kjerne Lengde/cm		Sedimentbeskrivelse	Prøve	Dyp
			I	II			
L1	Riksvei 282	24-4-95	25	-	Gråbrun leire øverst med noe organisk materiale, litt grovere kornstørrelse nedenfor 4 cm, noe treflis o.a. organisk materiale og finere korn mellom 20 og 24 cm.	L1-1* L1-2*	0-12 cm 12-25 cm
L2	Grøtteveien	24-4-95	25	25	Kjerne I hadde grovkorna sand under 10 cm, kjerne II hadde mye svart glinsende sand i de øverste 12 cm, ellers var det finkorna og gråbrunt.	L2-1 L2-2	0-15 cm 15-25 cm
L3	Opsahl-Sjåstad	24-4-95	12	15	Homogent sediment, grått, finkorna og leiraktig.	L3-1	0-12 cm

### 3. 2. Måling av redoks-potensialet

Redokspotensialet ble målt i kjernene fra fjorden med platinaelektrode, og ble først avlest 0,5 cm over overgangssjiktet sediment-vann, deretter 0,5 cm under dette sjiktet og siden med 1 cm mellomrom nedover i kjernen til 6,5 (D1 og D3) og 8,5 cm (D2). Avlesningene ble hver gang foretatt etter å ha ventet like lang tid (ca. 10 sekunder). Elektroden ble plassert i en kalibreringsløsning (Zobell-løsning) og potensialet avlest, før måling av hver kjerne.

### 3. 3. Analyse av normaliseringsparametere

Ved analyser av miljøgifter i sediment er det viktig samtidig å analysere naturlige faktorer som kan påvirke fordelingen av miljøgifter i sediment og som er med på å karakterisere sedimentene. Eksempel på dette er kornstørrelse, vanninnhold, redoksforhold og innhold av organisk materiale. Fellesbetegnelsen for parametre som er med og styrer miljøgiftenes fordeling er normaliseringsparametre.

Kornstørrelsen ble bestemt ved våtsiktning og bestemmelse av fraksjonen (i prosent) med kornstørrelse < 63 µm. Mellom 7 og 56 gram sediment ble veid inn på analysevekt med fire desimalers nøyaktighet i petriskåler. Restene (> 63 µm) ble overført til et på forhånd veid filterpapir som ble satt inn i varmeskap ved 50°C over natta.

Vanninnholdet ble beregnet ut fra vekt av sedimentet før og etter frysetørring, i prosent. Prøvene ble veid på analysevekt med to desimalers nøyaktighet.

Analyser av total nitrogen og organisk karbon ble utført i henhold til standard prosedyre ved NIVA. Tørket og syrebehandlet prøve oppvarmes katalytisk til 1800 °C. Karbondioksid og nitrogengass ble deretter kvantifisert ved hjelp av gasskromatografi. Organisk materiale er en viktig komponent i sedimenter fordi miljøgifter ofte er knyttet til denne komponenten.

### **3.4. Bly-210-datering av kjerner fra stasjon D2 og D3**

Sedimentprøvene fra D2 og D3 til datering ble frysetørket og sendt til Arne Jensen ved Vandkvalitetsinstituttet i Danmark for analyse av bly-210. Metoder for datering er beskrevet i rapporten med resultatene (Jensen, 1995) og nærmere av Pfeiffer Madsen & Sørensen (1979) og Christensen (1982).

### **3.5. Prøveopparbeidelse og kvantitativ analyse av klororganiske mikroforurensninger**

Ca. 2.5 g sediment ble veid inn med to desimalers nøyaktighet, unntatt prøvene fra Lierelva der 10 g ble veid ut fordi DDT-nivåene ble antatt å være mye lavere. Prøvene tilsettes indre standard og ekstraheres med organiske løsemidler. Ekstraktene gjennomgår ulike rensetrinn for å fjerne interfererende stoffer. Tilslutt analyseres ekstraktet ved bruk av gasskromatograf utstyrt med elektroninnfangningsdetektor, GC/ECD. De klororganiske forbindelsene identifiseres utfra de respektives retensjonstider på to kolonner med ulik polaritet. Kvantifisering utføres ved hjelp av indre standard. I dette tilfelle ble DDT og metabolittene DDD og DDE kvantifisert.

### **3.6. Sedimenter til bioakkumuleringsforsøk**

Sedimentene til bioakkumuleringsforsøket ble tatt med en Day-grabb og de fem øverste cm ble sub-samlet fra grabben med et aluminiumsfat (ca. 10x25 cm) og overført direkte til fire glassakvarier per stasjon. Akvariene ble fylt opp med sediment til et ca. 7 cm tykt lag var etablert. Litt sjøvann ble etterfylt til ca. 1 cm over sedimentet. Akvariene ble oppbevart på dekk tildekket for å skjerme for sollyset, (maksimalt 4,5 timer) før videre transport til Solbergstrand samme dag. Der ble de plassert i vannbad og vannsirkulasjon ble tilkoblet.

### **3.7. Bioakkumuleringsforsøk - eksperimentell design**

Det vises til Hylland et al., (1996) når det gjelder forsøksoppsettet på Solbergstrand. Det gjøres oppmerksom på at DDT-forsøkene ble kjørt uten referansesediment. Fig.2 viser oppsettet som ble brukt under bioakkumuleringseksperimentet.

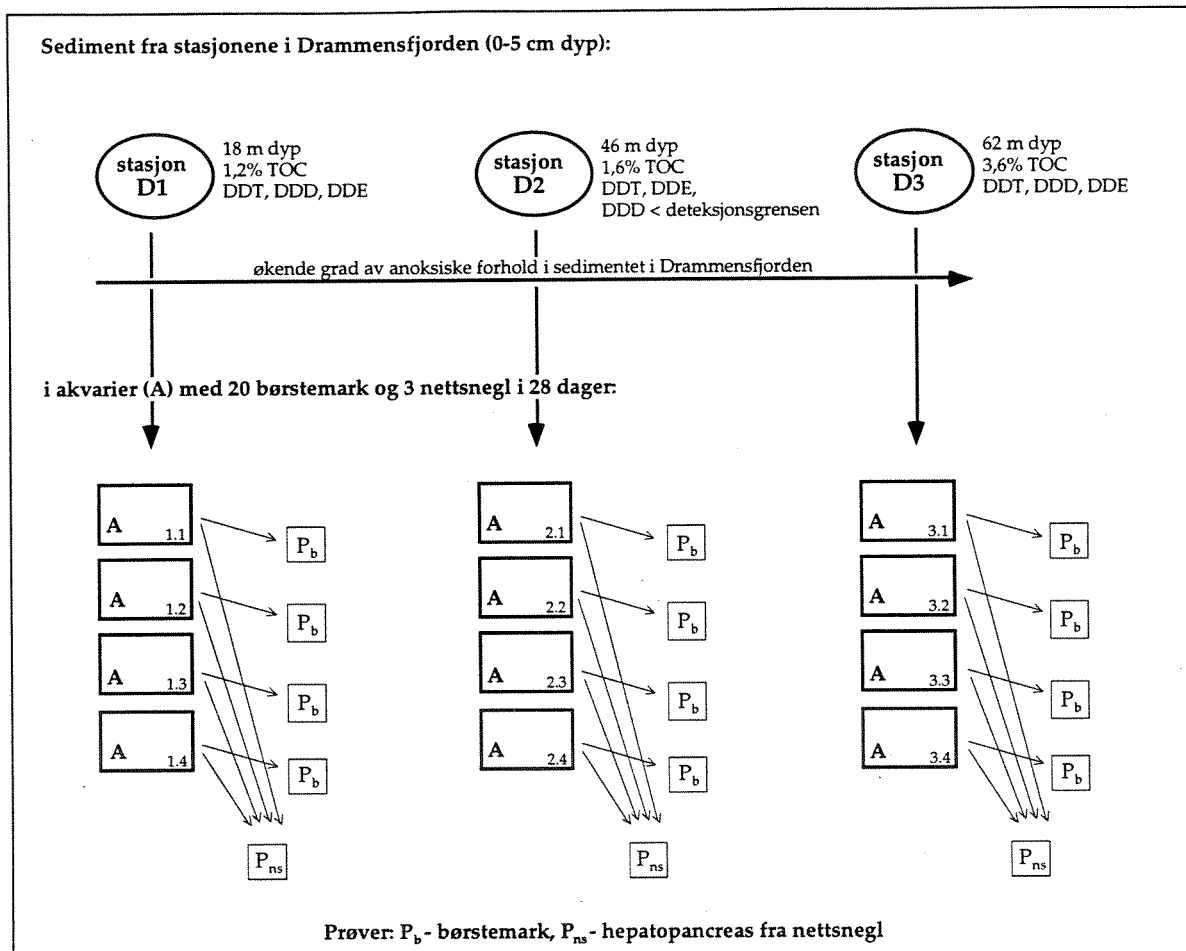


Fig.2. Eksperimentelt oppsett på Solbergstrand i forbindelse med bioakkumuleringsforsøkene.

Dyrene ble tilsatt 5. oktober 1994. Dyrene var innsamlet ved Jeløya og var holdt i akvarier på Solbergstrand. Det ble tatt ut dyr til analyser før forsøket begynte (kalt 0-prøve). I tillegg ble det gjort en ny innsamling av dyr etterat forsøket var avsluttet, som også ble analysert (kalt Jeløya). Til hvert av de 12 akvariene ble det tilsatt 20 børstemark. Da børstemarkene hadde gravd seg ned, ble 3 nettsnegl tilsatt hvert akvarie. I noen tilfeller lå det igjen 1-3 børstemark på overflaten. I disse akvariene ble det tilsatt ekstra børstemark slik at de inneholdt minst 20 friske mark. 1-2 ekstra børstemark ble tilsatt de andre akvariene.

Ved avslutning av eksperimentet (etter 28 dager) ble nettsneglene fra alle akvariene tatt opp og skylt i akvarier med sjøvann. Da sneglene var fjernet, ble alt sedimentet siktet gjennom en "Analysensieb DIN 4188" i rustfritt stål (maskevidde = 1 mm og diameter = 0,56 mm). Børstemarkene ble plukket ut etterhvert som de dukket opp og skylt under rennende sjøvann. Sneglene ble dissekert på NIVA samme dag, hepatopancreas tatt ut og slått sammen til en prøve per akvarie. Seinere ble disse snegleprøvene slått sammen til én prøve per sedimenttype da det var nødvendig for å ha nok materiale for analyse. Alle børstemarkene som ble funnet i et akvarie ble slått sammen til en prøve.

Alt materiale ble veid inn, dvs. mellom 4,90 og 9,66 g børstemark (alle børstemarkene i hvert akvarie utgjorde en prøve) og mellom 0,39 og 0,57 g hepatopancreas fra nettsneglene (NB: alle prøvene fra samme sedimenttype - alle parallellene - ble slått sammen da det var helt nødvendig for å få nok materiale). Selve analysen foregikk på samme måte som for sedimentene

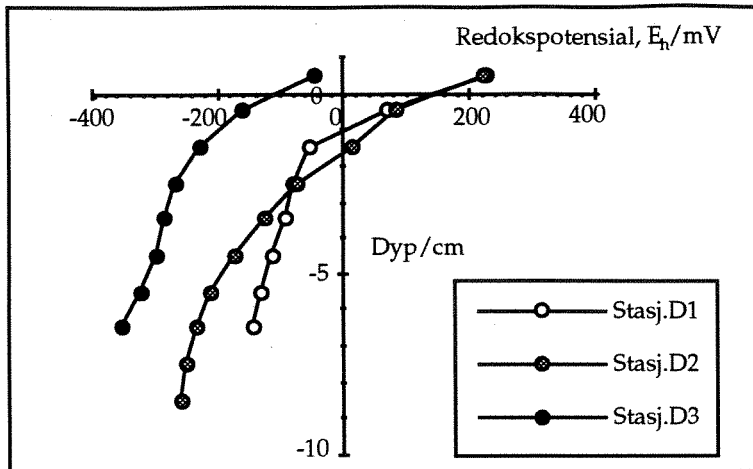
## **4. RESULTATER OG DISKUSJON**

### **4.1 Sedimenter i Drammensfjorden**

Sedimentene i Drammensfjorden ble studert så tidlig som i begynnelsen av 30-årene (Strøm, 1936). De ble beskrevet som varvige (lagdelte) sedimenter, med vekselvis svarte og grå lag. Sannsynligvis skyldes dette vekselvis sedimentering under oksiske og anoksiske forhold. I nyere tid har Drammensfjorden i lange perioder vært anoksisk helt opp i 30 m dyp (Rygg, 1986).

#### **4.1.1 Redoksforhold**

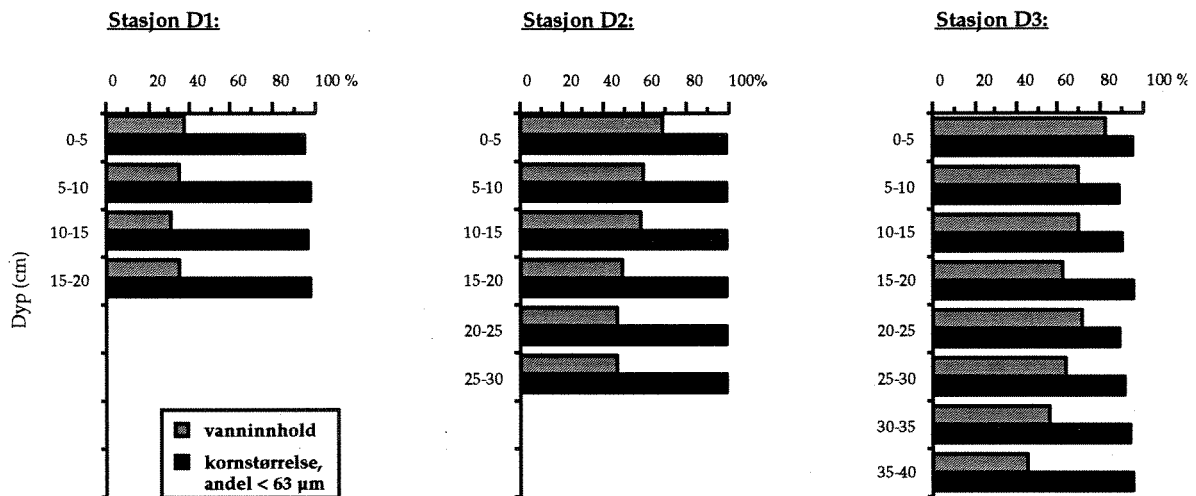
Figur 3 viser den vertikale fordelingen av redoxpotensialet målt i kjerner fra Drammensfjorden. Resultatene viser at mens kjerner fra de grunneste stasjonene (D1 og D2) viser oksiske forhold i overflatesedimentene er sedimentene på stasjon D3 på 62 m dyp reduserende både i overflatesedimentet og i vannet like over sedimentet. Lenger nede i sedimentene (f.eks. 5 cm dyp) er det en klar forskjell i redokspotensial mellom de tre stasjonene (fig.3). Dette var noe av forutsetningen for oppgaven ettersom man ønsket å studere nedbrytning av DDT under ulike redoksforhold.



Figur 3. Redokspotensial målt i de øverste cm i sedimentkjernen.

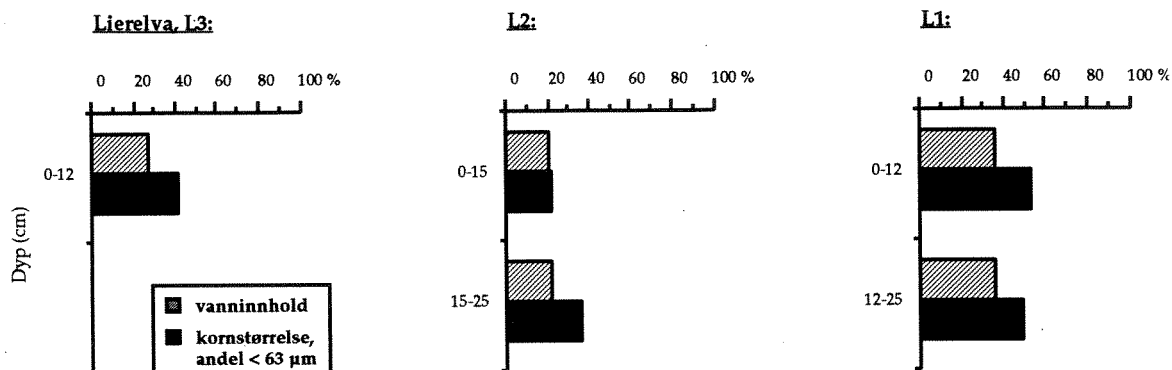
#### 4.1.2. Kornfordeling

Variasjonen i kornfordelingen nedover i sedimentet var minst på stasjon D2 og størst på stasjon D3, med høyest andel silt og leire (partikler <63  $\mu\text{m}$ ) på stasjon D2 (99,0-99,9 %) og minst andel <63  $\mu\text{m}$  på stasjon D3 (89,0-95,9 %) (fig.4). På stasjon D1 varierte andelen finstoff mellom 96,1 og 98,2 %.



Figur 4. Vanninnhold og kornstørrelse i prosent med dypet på stasjonene i Drammensfjorden.

Kornstørrelsen på sedimentene fra Lierelva varierte mellom 20 og 50% finfraksjon (dvs. <63  $\mu\text{m}$ ). Det er således nokså grove sedimenter, noe som er typisk i elver (fig.5).



**Figur 5.** Vanninnhold og kornstørrelse i sedimenter fra Lierelva. Prøvene fra L2 og L3 er blandprøver av to kjerner, mens prøvene fra L1 er av én enkelt kerne. På den øverste stasjonen (L3) ble det bare tatt sedimentprøve fra 0-12 cm dyp.

#### 4.1.3. Vanninnhold

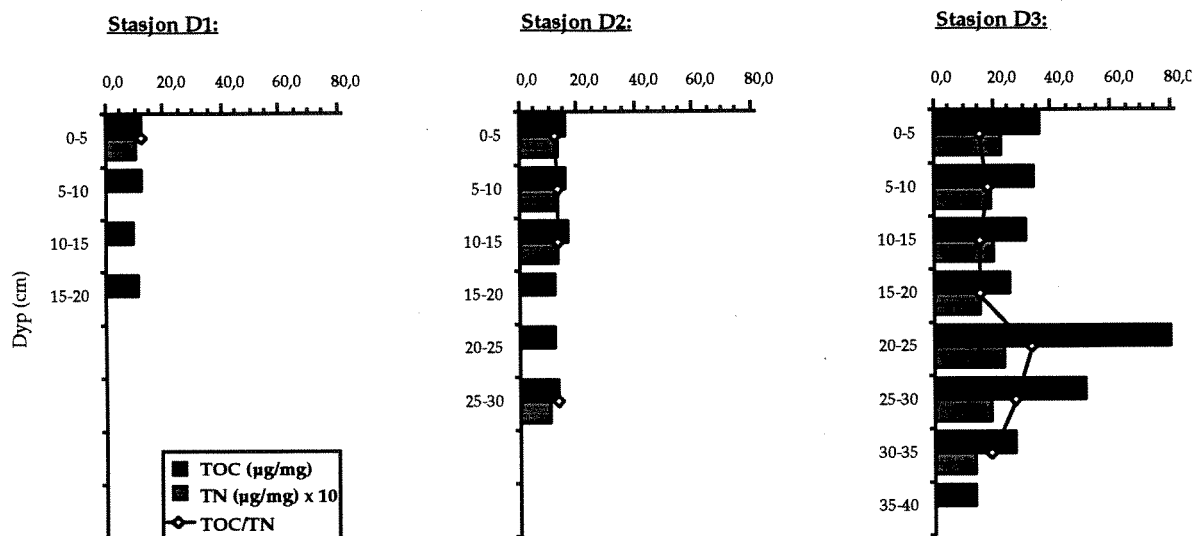
Vanninnholdet i sedimentene i fjorden økte med avstand fra Lierelva og med vanddypet. Det var generelt jevnt synkende med dypet i sedimentet, men på 15-20 cm dyp på stasjon D1 og 20-25 cm dyp på D3 var vanninnholdet høyere enn i lagene like over. Vanninnholdet i sedimentene reflekterer i stor grad redoksf forholdene (fig.4). Sterkt anoksiske sedimenter har et høyt vanninnhold som følge av høyt innhold av organisk materiale og jern-mono-sulfider.

Sedimentene fra elva hadde et mye lavere vanninnhold enn fjordsedimentene (fig 5.). Dette reflekterer forskjellene i kornstørrelse.

#### 4.1.4. Totalt organisk karbon og totalt nitrogen

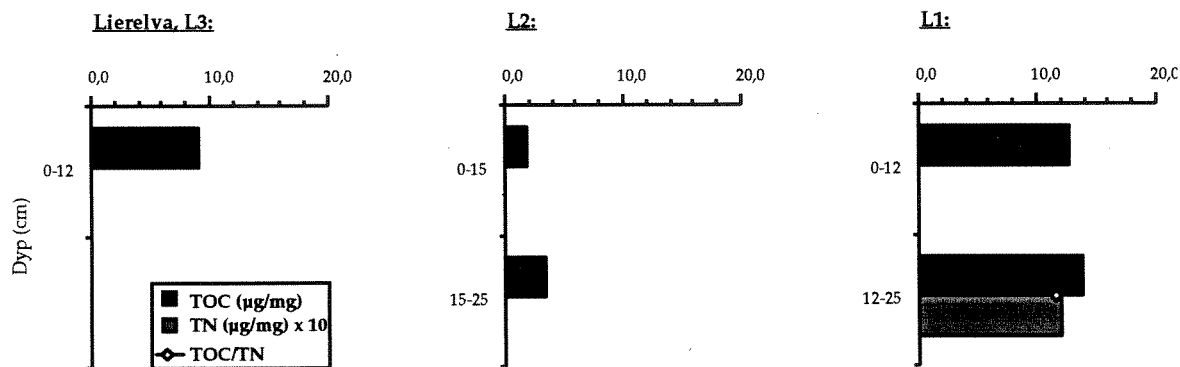
TOC-innholdet økte kraftig fra den innerste stasjonen til den ytterste stasjonen fra Lierelvas munning. TOC-innholdet varierte nedover i sedimentet mellom 0,90 og 1,2 % på stasjon D1, på D2 mellom 1,2 og 1,7 % og på stasjon D3 mellom 2,6 og 8,0 % (fig.6). Dypene 20-25 og 25-30 cm på den ytterste stasjonen utpekte seg med maksimum på henholdsvis 8,0 og 5,2 % TOC. De høye konsentrasjonene skyldes tilstedeværelse av trellis.

TN var under deteksjonsgrensen (<0,1 %) på flere dyp på stasjon D1 og D2 og nederst (35-40 cm dyp) på stasjon D3. Ellers var nivået nokså likt på de to innerste stasjonene og ca. dobbelt så høyt på den ytterste.



**Figur 6.** Totalt organisk karbon (TOC) og totalt nitrogen (TN) i  $\mu\text{g}/\text{mg}$  tørt sediment, med dypet i Drammensfjorden. (TOC-innholdet nevnes i teksten i %, som er det samme som konsentrasjonen i  $\mu\text{g}/\text{mg}$  delt med faktoren 10.). Forholdet C/N er også indikert på figuren.

Elvesedimentene (fig.7.) hadde et betydelig lavere innhold av organisk materiale enn fjordsedimentene. Dette er et resultat av forskjeller i sedimenttype ved at sedimentene i elva er preget av transport og erosjon mens fjordsedimentene, spesielt på st. D2 og D3 er typiske akkumulasjonssedimenter.

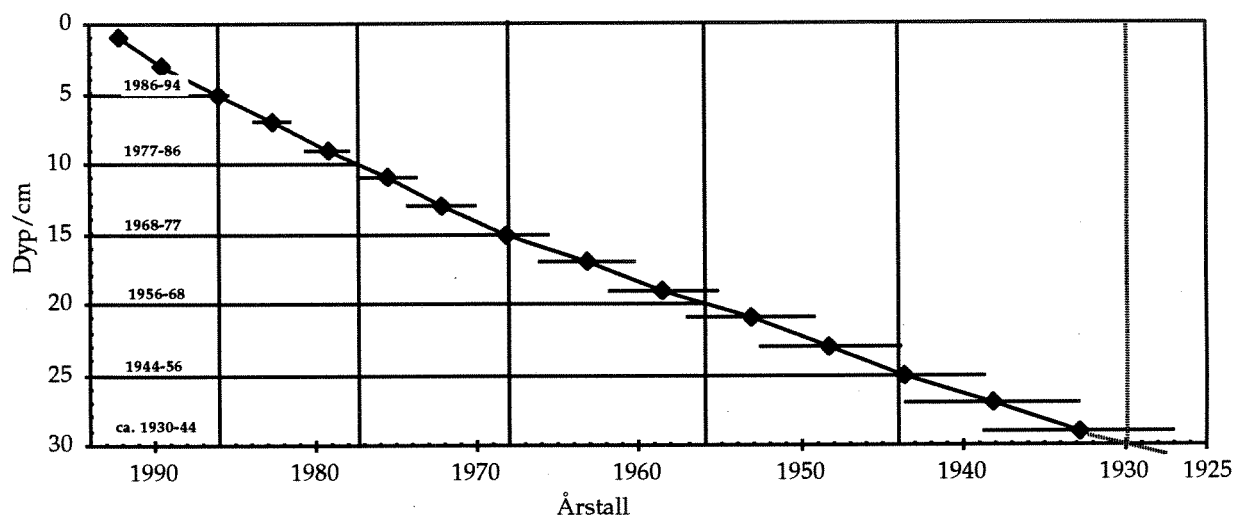


**Figur 7.** TOC- og TN-innholdet i sedimenter fra tre ulike steder i Lierelva. L1 ligger helt nede ved utløpet til Drammensfjorden, L2 noen kilometer ovenfor og L3 ennå lenger fra fjorden. TOC-innholdet nevnes i teksten i %, som er det samme som konsentrasjonen i  $\mu\text{g}/\text{mg}$  delt med faktoren 10. Forholdet C/N er også indikert på figuren (L1).



#### 4.1.5. Bly-210-datering av sedimentkjerner fra stasjon D2 og D3

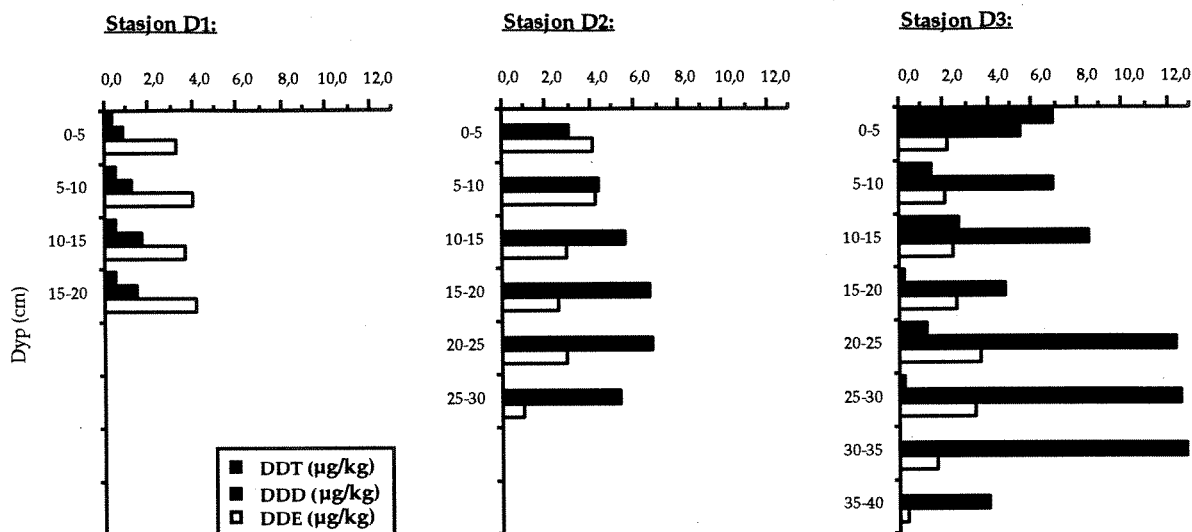
Kjerner fra stasjonene D2 og D3 ble analysert for  $^{210}\text{Pb}$  for aldersdatering (Jensen, 1995) og for å kunne beregne fluksrater for DDT og dets metabolitter. Resultatene fra dateringen av kjerne fra stasjon D3 var upålitelig og man har valgt å bruke kjernen fra stasjon D2. Resultatene viser en fluksrate på  $3063 \pm 298 \text{ g/m}^2/\text{år}$ . Figur 8 viser at de øverste 25 cm av sedimentet er avsatt etter krigen (siden 1944). Dette gir en gjennomsnittlig sedimenttilvekst på 5 mm pr.år.



**Figur 8.** Estimert alder (angitt i venstre kolonne) på de ulike dypene (0-5 cm, 5-10 cm, etc.) i sedimentkjernen på stasjon D2. Punktene er beregnet fra massedypet ( $\text{g cm}^{-2}$ ) og sedimentasjonsraten ( $\text{g cm}^{-2} \text{ år}^{-1}$ ), og angitt med usikkerhet lik  $\pm$  standardavviket (beregnet relativt til standardavviket til sedimentasjonsraten).

#### 4.1.6. DDT og metabolittene DDD og DDE

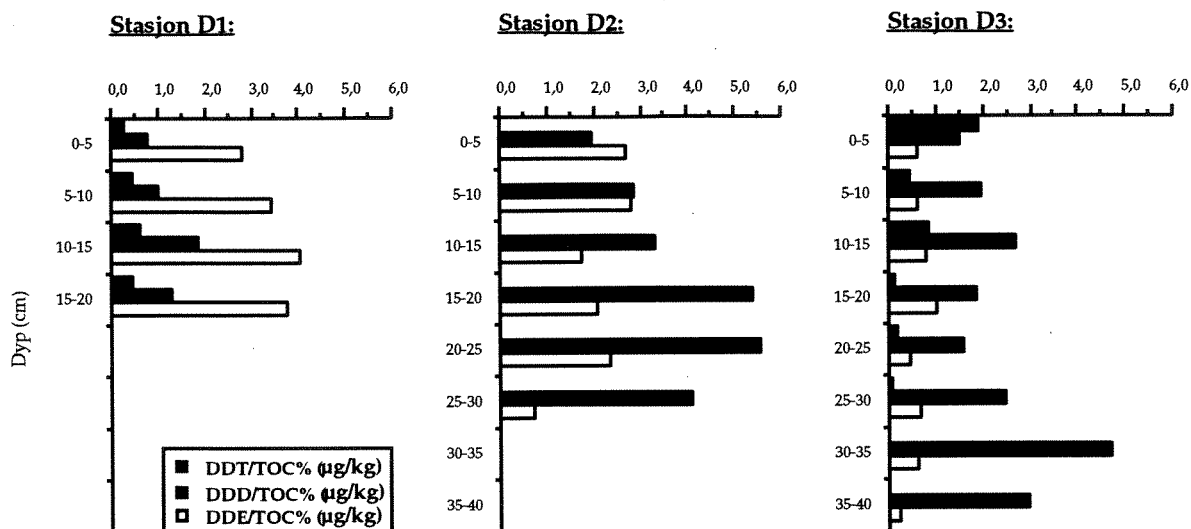
DDT-nivået på tørrvektbasis i sedimentene i Drammensfjorden er høyest på den ytterste stasjonen og i overflaten (st.D3). På denne stasjonen ble DDT påvist ned til 30 cm. Disse sedimentene er sterkt anoksiske og nedbrytningen av DDT har trolig skjedd sakte. Nivåene av DDD er også høyest på den ytterste stasjonen og øker vertikalt til et maksimum mellom 20 og 35 cm på st. D3 og 20 til 25 cm på stasjon D2. Med utgangspunkt i aldersdateringen på kjernen fra st. D2 tilsvarer maksimum DDD-konsentrasjon sediment som ble avsatt for 40-50 år siden, dvs. like etter siste verdenskrig.



**Figur 9.** Konsentrasjoner av DDT, DDD og DDE på ulike dyp i sedimentet på de tre stasjonene i Drammensfjorden. Konsentrasjonene er på tørrvektbasis.

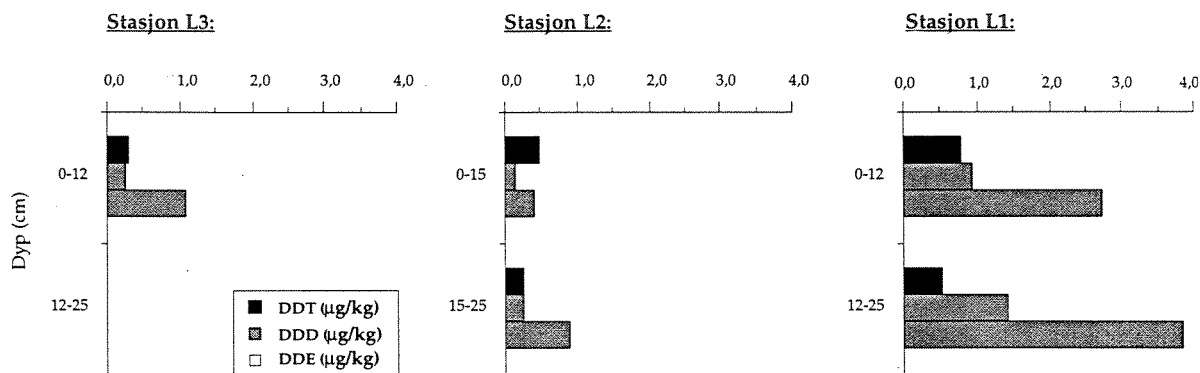
DDT var under deteksjonsgrensen i alle prøvene fra D2, men ble funnet på alle dyp fra D1 og i relativt høye konsentrasjoner i de øverste prøvene fra stasjon D3 (fig.9). I de fem øverste cm er konsentrasjonen av DDT høyere enn både DDD og DDE på denne stasjonen.

I sedimentet fra D1 er konsentrasjonen av DDT lavere enn DDD og DDE på alle dyp. På denne stasjonen er DDE-konsentrasjonen over dobbelt så høy som DDD-konsentrasjonen hele veien. På de to andre stasjonene er forholdet mellom DDE og DDD helt omvendt (med unntak av de øverste fem cm på D2). DDD-konsentrasjonen øker kraftig relativt til DDE-konsentrasjonen med dypet, spesielt på de to ytterste stasjonene. Normalisering av verdiene til TOC (fig.10) endrer ikke bildet dramatisk.



**Figur 10.** TOC-normaliserte DDT, DDD og DDE konsentrasjoner i ulike dyp i sedimentet på de tre stasjonene i Drammensfjorden.

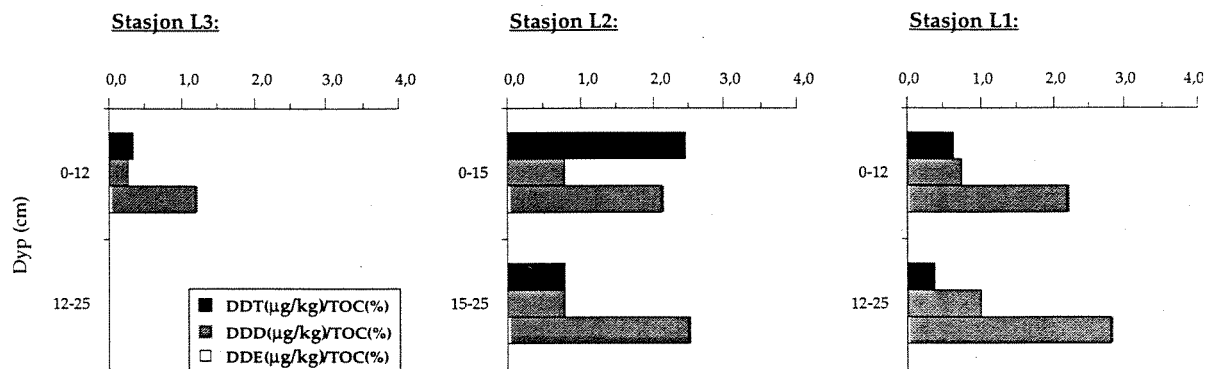
I Lierelva er absolutt-verdiene for DDT, DDD og DDE lavere enn de er i fjorden (fig.11). Høyeste konsentrasjon ble målt nederst i elva (L1, fig.1). DDE var den dominerende metabolitten i prøvene.



**Figur 11.** Variasjon i nivåene av DDT, DDD og DDE med dypet på stasjonene oppover Lierelva. Stasjon L1 ligger nær utløpet til fjorden og L3 lengst fra utløpet.

Når konsentrasjonene normaliseres til TOC er det enklere å sammenligne nivåene med nivåene i fjorden (fig.12). Det fremgår at konsentrasjonen av DDT blir høyest på stasjon L2 og høyere enn det som ble målt i fjorden. Det er sannsynlig at stasjon L2 er nærmest kilden til DDT. Fig.12 viser også at L1 og L2 skiller seg betydelig fra L1 med hensyn til normaliserte nivåer, noe som kan forklares ved at L3 befinner seg oppstrøms for hovedkilden til DDT.

Det viser seg derfor at konsentrasjonene av DDT i sedimentene gir et bilde av hvor lenge det er siden at DDT er tilført sedimentene og nedbrytningsbetingelsene på stedet. Omdanning av DDT til metabolittene DDD og DDE skjer mye saktere under reduserende (anoksiske) forhold enn under oksiske forhold. Dette er i overensstemmelse med undersøkelser gjort i sedimenter fra Ørsjøen i Østfold (Brevik et al., 1995). I tillegg viser resultatene at når DDT omdannes i anoksiske sedimenter er omdanningsproduktet i hovedsak DDD, mens det i oksiske sedimenter omdannes til DDE. Dette er også i overensstemmelse med undersøkelser i Ørsjøen (Brevik et al., 1995).



Figur 12. TOC-normaliserte DDT, DDD og DDE-nivåer i sedimentet på stasjonene oppover Lierelva.

## 4.2. Bioakkumuleringsforsøk

Resultatene fra disse eksperimentene vil bli omtalt grundig i Line Andersens hovedoppgave. I denne rapporten vil resultatene bli gjengitt i form av figurer og hovedtrenden vil bli omtalt. Det vil bli lagt vekt på tolkninger som er forvaltningsrelevant.

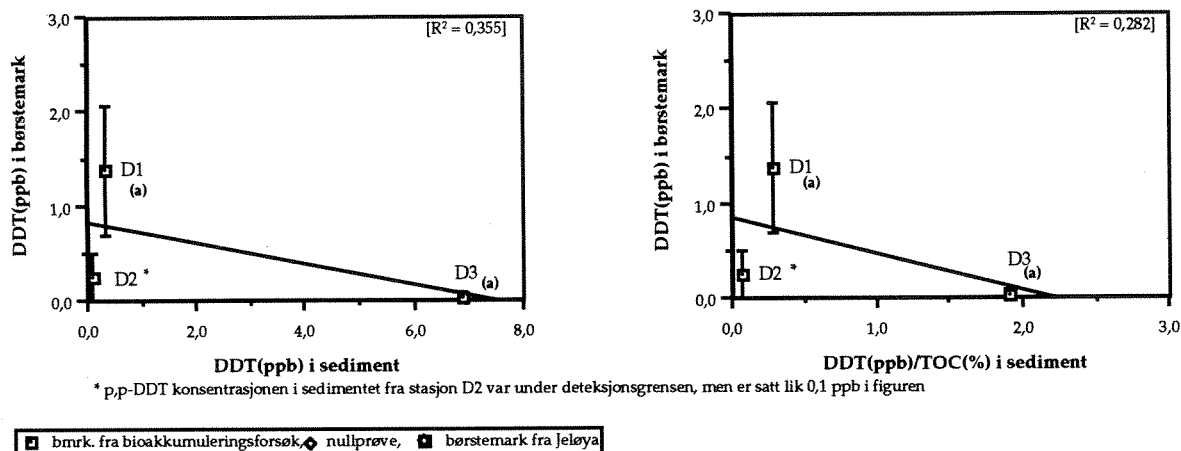
Bunnsedimenter fungerer som lager for miljøgifter. Selv om primære forurensningskilder opphører, vil tidligere utslipp som har kontaminert bunnsedimenter kunne føre til at miljøgiftene på nytt påvirker miljøet. I den sammenheng er DDT-kontaminering av sedimenter og mulig mobilisering og opptak i fisk av stor interesse.

For å teste i hvilken grad DDT-kontaminerte sedimenter fra Drammensfjorden fører til bioakkumulering i børstemark og snegl ble eksperimenter utført på Solbergstrand.

### 4.2.1. Børstemark (*Nereis diversicolor*)

Eksposering av børstemark for sedimenter fra stasjon D1, D2 og D3 i 28 døgn gav detekterbar bioakkumulering på samtlige stasjoner. Størst akkumulering av DDT ble registrert på stasjon D1, selv om nivået av DDT i sedimentene var betydelig høyere på stasjon D3. Det er derfor klart at biotilgjengeligheten av DDT i sedimentene på de forskjellige stasjonene varierer og at dette kan ha

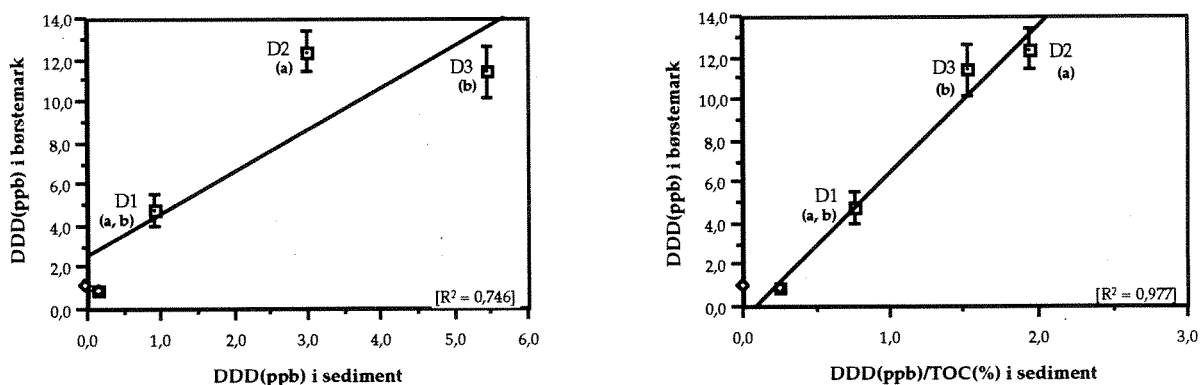
sammenheng med redoksforholdene. Normalisering av DDT-verdiene i sedimentet endrer bildet lite (fig. 13, høyre)



**Figur 13**

Akkumulerte nivåer av p,p'-DDT i børstemark ( $\mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt) etter 28 dager i tre ulike typer sediment fra Drammensfjorden (tatt henholdsvis fra stasjon D1, D2 og D3), plottet mot sedimentkonsentrasjonen i  $\mu\text{g}/\text{kg}$  tørt sediment (til venstre) og mot den TOC-normaliserte konsentrasjonen (til høyre). Hverken nullprøven eller børstemark fra Jeløya inneholdt detekterbare mengder p,p'-DDT. Nivået i D1-børstemark er signifikant forskjellig fra nivået i D3-børstemark.

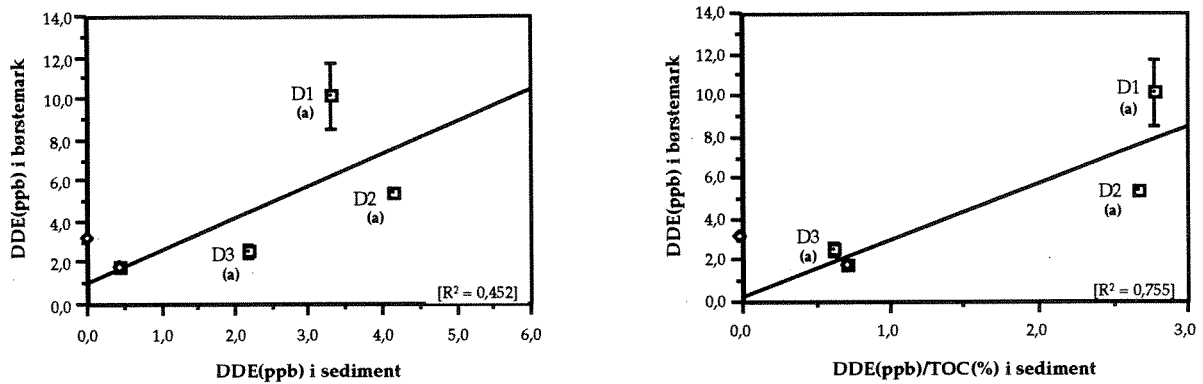
Akkumuleringen av DDD i børstemark viser en langt klarere sammenheng med sedimentenes innhold av DDD (fig. 14). Spesiell god sammenheng mellom dyrenes DDD-innhold og sedimentets innhold av DDD sees når sedimentverdiene normaliseres til TOC (fig.14, høyre). Dette indikerer at sedimentets organiske innhold påvirker biotilgjengeligheten av DDD



**Figur 14**

Akkumulerte nivåer av p,p'-DDD i børstemark ( $\mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt) etter 28 dager i sediment fra Drammensfjorden, plottet mot sedimentkonsentrasjonen i  $\mu\text{g}/\text{kg}$  tørt sediment (til venstre) og mot den TOC-normaliserte sedimentkonsentrasjon (til høyre). "Punkter" med samme bokstaver under (a eller b) er signifikant forskjellige. Konsentrasjonen er på tørrvektsbasis i sediment og på våtvektsbasis i børstemark. Se figur 13 for forklaring.

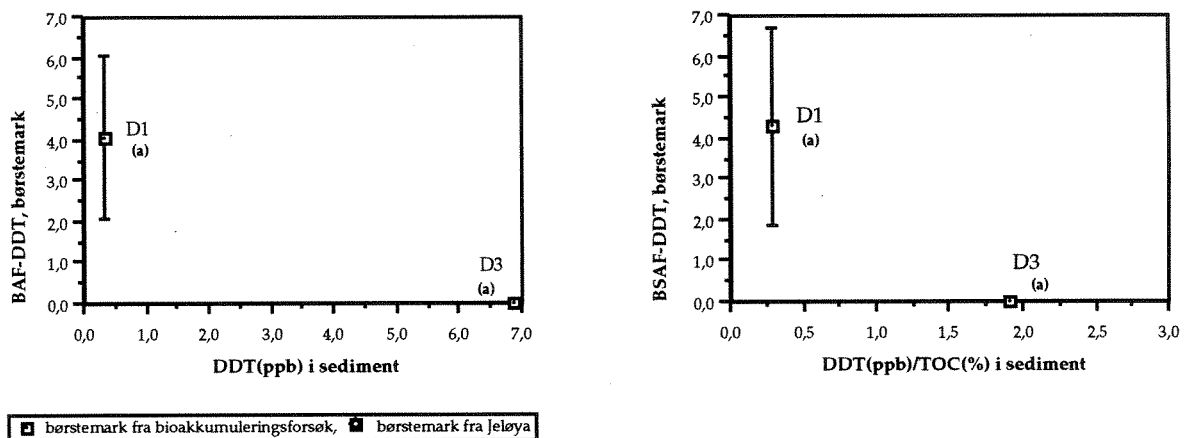
Hvis vi gjør en tilsvarende sammenligning mellom opptak av DDE i børstemark og sedimentets DDE-innhold (ikke-normalisert og normalisert til TOC), ser vi en tilsvarende sammenheng som med DDD, selv om sammenhengen ikke er like god (fig.15).



Figur 15

Akkumulerte nivåer av p,p'-DDE i børstemark ( $\mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt) etter 28 dager i sediment fra Drammensfjorden, plottet mot sedimentkonsentrasjonen i  $\mu\text{g}/\text{kg}$  tørt sediment (til venstre) og mot den TOC-normaliserte sedimentkonsentrasjon (til høyre). "Punkter" med samme bokstaver under (a eller b) er signifikant forskjellige. Konsentrasjonen er på tørrvektsbasis i sediment og på våtvektsbasis i børstemark. Se figur 13 for forklaring.

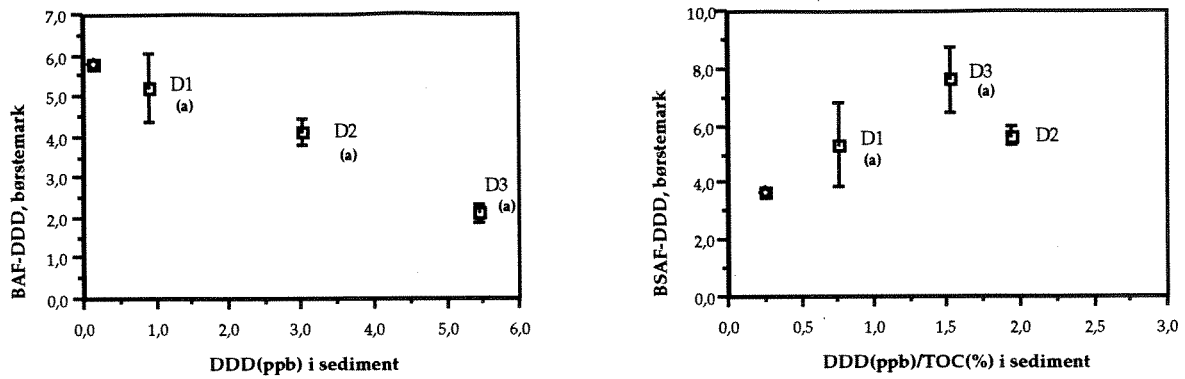
I tillegg til å vurdere absolutte konsentrasjoner i børstemark er det relevant å beregne en bioakkumuleringsfaktor (BAF). Denne gir et bilde av om dyr som lever i sedimentet akkumulerer en miljøgift til et nivå som er høyere enn i sedimentet (dvs. forholdstall  $> 1$ ). Figur 16 viser beregnede BAF-faktorer både på grunnlag av DDT-konsentrasjoner i sedimentet og TOC-normaliserte sedimentverdier (fig. 16, høyre). Resultatene viser at det er kun på stasjon D1 at det er en positiv BAF-faktor.



Figur 16.

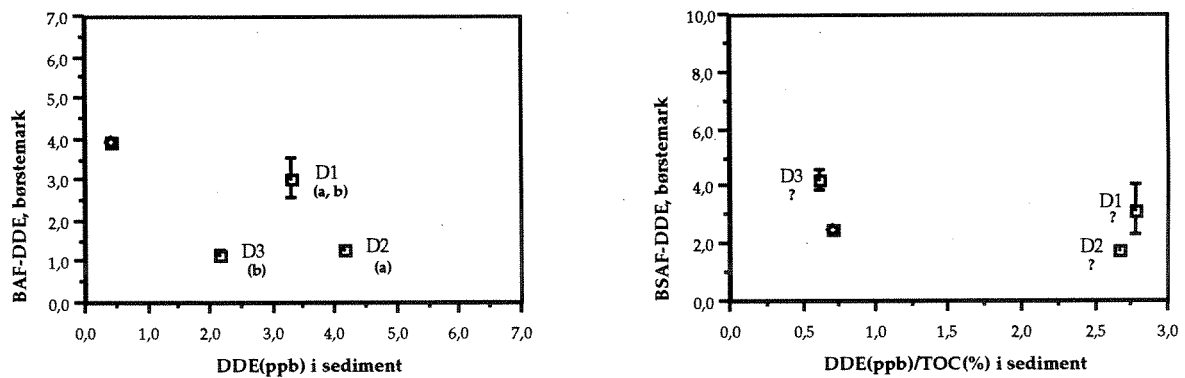
Bioakkumuleringsfaktor (BAF) og biota-sediment-akkumuleringsfaktor (BSAF) for p,p'-DDT i børstemark. Akkumuleringsfaktorene er signifikant forskjellig i D1- og D3-sediment. Ingen faktorer er regnet ut for D2-sediment fordi p,p'-DDT var under deteksjonsgrensen på stasjon D2. Konsentrasjonen i sediment er på tørrvektsbasis.

Tilsvarende beregninger ble gjort for DDD (fig.17) og DDE (fig.18). For DDD er BAF positiv ( $>1$ ) for alle stasjonene. BAF avtar med økende sedimentkonsentrasjon og biotilgjengeligheten er størst i de oksiske sedimentene (D1) med lavest innhold av organisk materiale.



**Figur 17** Bioakkumuleringsfaktor (BAF) og biota-sediment-akkumuleringsfaktor (BSAF) for p,p'-DDD i børstemark. "Punkter" med samme bokstav under (a eller b) er signifikant forskjellige. Konsentrasjonen i sediment er på tørrvektbasis. Se figur 16 for forklaring.

For DDE's vedkommende er bildet noe mere uryddig. Det er kun på stasjon D1 at BAF i noen særlig grad ligger over 1 og det er ingen klar trend i forhold til nivåene i sedimentet.

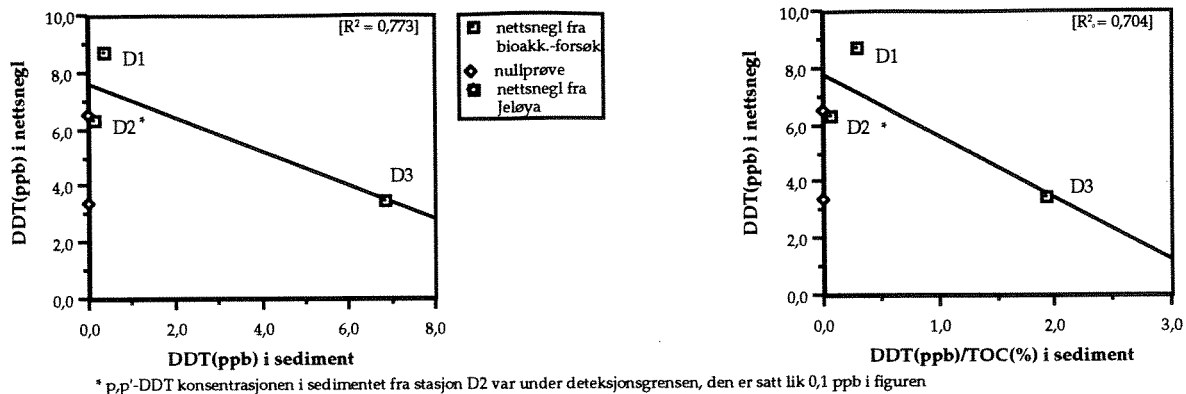


**Figur 18.** Bioakkumuleringsfaktor (BAF) og biota-sediment-akkumuleringsfaktor (BSAF) for p,p'-DDE i børstemark. "Punkter" med samme bokstav under (a eller b) er signifikant forskjellige. Konsentrasjonen i sediment er på tørrvektbasis. Se figur 16 for forklaring.

#### 4.2.2. Nettsnegl (*Nassarius reticulatus*)

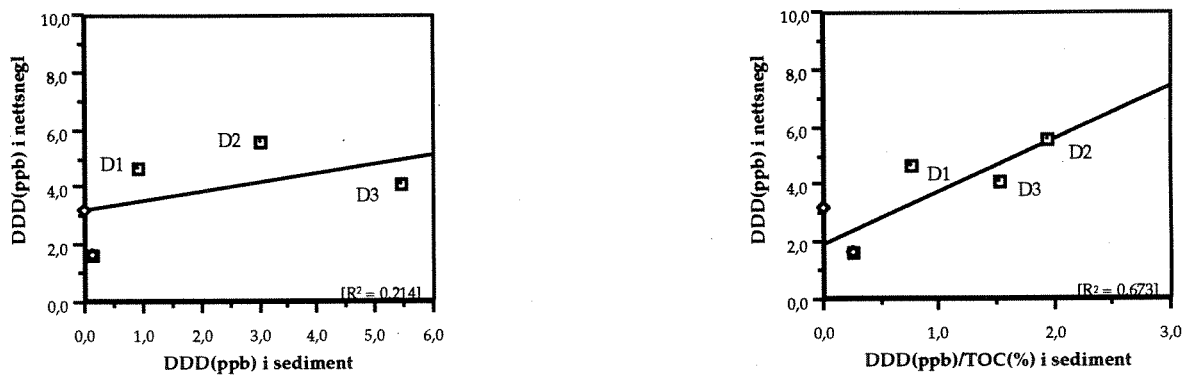
Datamaterialet som foreligger på nettsnegl er meget sparsomt og resultatene vil bare bli summarisk behandlet.

Figur 19, 20 og 21. viser akkumulering av henholdsvis DDT; DDD og DDE i nettsnegl fra kontaminerte sedimenter i Drammensfjorden.

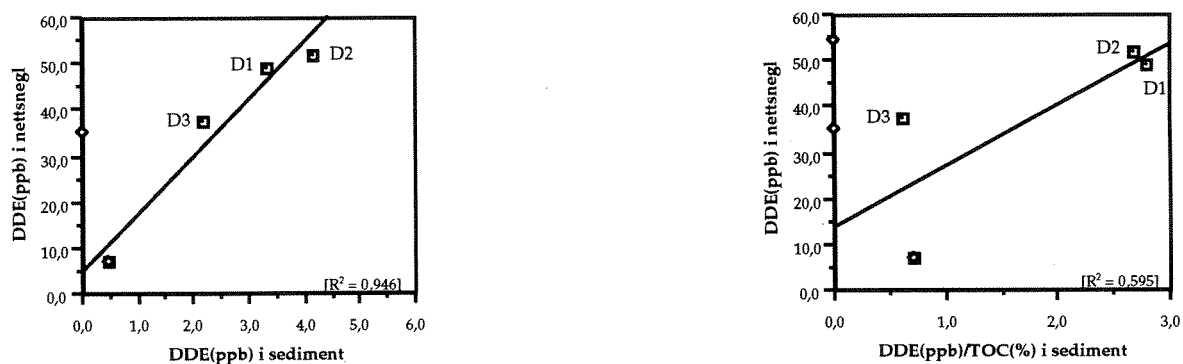


\* p,p'-DDT konsentrasjonen i sedimentet fra stasjon D2 var under deteksjonsgrensen, den er satt lik 0,1 ppb i figuren

**Figur 19.** Akkumulerte nivåer av p,p'-DDT i nettsnegl ( $\mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt) etter 28 dager i tre ulike typer sediment fra Drammensfjorden (tatt henholdsvis fra stasjon D1, D2 og D3), plottet mot sedimentkonsentrasjonen i  $\mu\text{g}/\text{kg}$  tørt sediment (til venstre) og mot den TOC-normaliserte konsentrasjonen (til høyre).



**Figur 20.** Akkumulerte nivåer av p,p'-DDD i nettsnegl ( $\mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt) etter 28 dager i sediment fra Drammensfjorden, plottet mot sedimentkonsentrasjonen i  $\mu\text{g}/\text{kg}$  tørt sediment (til venstre) og mot den TOC-normaliserte konsentrasjonen (til høyre). Se figur 19 for forklaring.



**Figur 21.** Akkumulerte nivåer av p,p'-DDE i nettsnegl ( $\mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt) etter 28 dager i sediment fra Drammensfjorden, plottet mot sedimentkonsentrasjonen i  $\mu\text{g}/\text{kg}$  tørt sediment (til venstre) og mot den TOC-normaliserte konsentrasjonen (til høyre). Se figur 19 for forklaring.

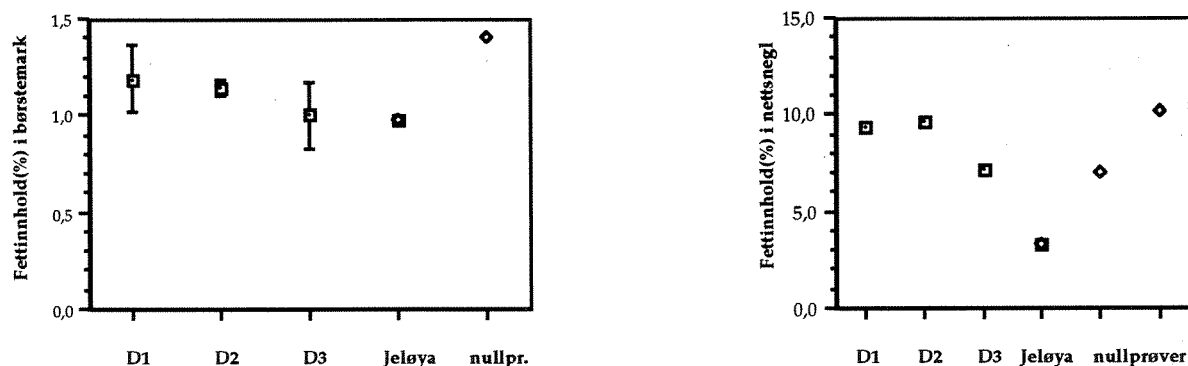
Disse figurene viser at DDT-akkumuleringen i nettsnegl var størst i sedimentene som hadde lavest innhold av DDT og organisk materiale. Dette er det samme bildet som for børstemark (fig.13) og



tyder på at redoksforholdene i sedimentet er avgjørende for biotilgjengeligheten av DDT. For DDD i nettsnegl var også tendensen den samme som i børstemark med økning i akkumulering med økende nivåer i sedimentene. Denne sammenhengen er tydeligst når DDD-verdiene i sedimentene normaliseres til TOC (fig.20, høyre). DDE i nettsnegl viser også samme trend, dvs. nivåene i nettsnegl øker med økende DDE-nivåer i sedimentene.

#### 4.3. Sammenheng med dyrenes fettinnhold.

DDT og dets metabolitter er lipofile substanser og stoffene vil derfor i første rekke akkumulere i organismenes fettvev. Figur 22. viser fettprosenten i børstemark (venstre) og nettsnegl (høyre). Børstemarken har en fettprosent på ca. 1-1.5%, mens nettsneglens hepatopancreas har et fettinnhold mellom 5 og 10%. Man skulle derfor vente en større akkumulering av DDT i nettsnegl enn i børstemark hvis fettinnholdet var bestemmende. Det ble påvist betydelig høyere konsentrasjoner av DDT og DDE i nettsnegl enn i børstemark, mens det omvendte var tilfelle for DDD. Det er åpenbart at ikke bare organismenes fettinnhold er avgjørende for fordelingen mellom DDT, DDD og DDE. Stoffenes stabilitet, lipofilitet og organismenes ulike levemåter vil spille en vesentlig rolle.



Figur 22. Fettinnhold i børstemark og nettsnegl i prosent. Fettinnholdet i børstemark fra de tre forskjellige sediment-typene i bioakkumuleringsforsøket (D1-, D2- og D3-sediment) var ikke signifikant forskjellige.

## 5. LITTERATUR

Brevik, E.M., Grande, M., Knutzen, J. og A. Polder (1995) DDT-forurensning i fisk og sedimenter fra Ørsjøen (Østfold) i 1994 jevnført med observasjoner fra 1975. NIVA-rapport (l.nr.3377-95), 62 s.

Christensen, E.R. (1982). A Model for Radionuclides in Sediment Influenced by Mixing and compaction. *J. Geophys. Res.* **87**: 566-572.

Hylland, K., Schaanning, Skei, J., Eriksen, D,Ø. og J.Gunnarson (1996). Interactions between eutrophication and contaminants - partitioning, bioaccumulation and effects in marine sediments. NIVA-report (in press).

Jensen, A. (1995). 210-Pb-datering af to sedimentkerner fra Drammensfjorden. Vandkvalitetsinstituttet, Hørsholm, Danmark. Sag. nr.: 900103.

Knutzen, J. (1995). Miljøgifter i økosystemet. *Vann*, **2** : 248-285.

Konieczny, R.M., Bruskeland, O., Brønstad, G., Helland, A. & Hovde, L.R. (1994). Kartlegging av miljøgifter i sedimenter - Indre Drammensfjord 1993. NIVA-rapport ( l.nr. 3034), 33 s.+vedlegg.

Kveseth, N.J. og Bjerk, J.E. (1976). Organochlorine insecticides and PCB in cod from Norwegian fjords. Nord. Vet-Med., **28**: 170-176.

Kveseth, N.J., Bjerk, J.E., Fimreite, N. og J.Stenersen (1977). Rester av DDT og PCB i omgivelsene i et norsk fruktdistrikt fire år etter forbudet mot bruk av DDT. Forskning og forsøk i landbruket, bind 28, 317-330.

Pheiffer Madsen, P. & Sørensen, J. (1979). Validation of the Lead-210 Dating Method. J. Radioanal. Chem. **54**: 39-48.

Niemistö, L. (1974) . A gravity corer for studies of soft sediments. Havforskningsinst. Skr., Helsinki, **238**: 33-38.

Rygg, B. (1986). Basisundersøkelse i Drammensfjorden 1982-84. Delrapport 3. Bløtbunnfauna. NIVA-rapport nr. 223/86., 24 s.

Skåre, J.U., Stenersen, J., Kveseth, N.J. and Polder,A. (1985). Time trends of organochlorine chemical residues in seven sedentary marine fish species from a Norwegian fjord during the period 1972- 1982. Arch. Environ. Contam Toxicol., **14** : 33-41.

Strøm, K.M. (1936). Land-locked waters. Hydrography and bottom deposits in badly-ventilated norwegian fjords with remarks upon sedimentation under anaerobic conditions. Skrifter utgitt av Det Norske Vitenskaps-Akademi i Oslo 1. Mat.-Naturv.Klasse 1936 No.7.

## **Norsk institutt for vannforskning**

Postboks 173 Kjelsås  
0411 Oslo

Telefon: 22 18 51 00

Telefax: 22 18 52 00

Ved bestilling av rapporten,  
oppgi løpenummer 3531-96

ISBN 82-577-3077-7