

# NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd

Postadresse: Brekke 23 52 80  
Postboks 333, Blindern Gaustadalleen 46 69 60  
Oslo 3 Kjeller 71 47 59

Rapportnummer: 0-83091
Undernummer:
Løpenummer: 1604
Begrenset distribusjon: Fri

Rapportens tittel: Blåskjell og nær beslektede arter ( <i>Mytilus</i> spp.) som indikatorer på klorerte hydrokarboner - bakgrunnsnivåer i diffust belastede områder.	Dato: 20/3 1984
	Prosjektnummer: 0-83091
Forfatter(e): Jon Knutzen Lars Kirkerud	Faggruppe: Hydroøkologi
	Geografisk område: Generelt
	Antall sider (inkl. bilag): 32

Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn	Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.):
---	----------------------------------

## Ekstrakt:

På bakgrunn av gjennomgåtte litteraturdata er det gjengitt normalnivåer av klorerte hydrokarboner i blåskjell fra henholdsvis åpen kyst og diffust belastede brakkvannsområder. I tillegg til data for PCB, HCB, DDT, HCH-isomere og dieldrin er det antydnet normalkonsentrasjoner for samleparameteren EPOC1 (Ekstraherbart persistent organisk bundet klor) ut fra et mindre antall observasjoner i Norge. For samtlige stoffer varierer de observerte "normalkonsentrasjoner" nærmere en størrelsesorden. Det publiserte materialet er bemerkelsesverdig sparsomt, og for enkelte stoffgrupper (bl.a. toxafen, klordan og klorerte parafiner) nærmest manglende. I Norge savnes regionale undersøkelser og dermed basis for å følge utviklingen.

4 emneord, norske:
1. Blåskjell
2. Klorerte hydrokarboner
3. Bakgrunnsnivåer
4. PCB/DDT/HCB/HCH/EPOC1
5. Overvåking

4 emneord, engelske:
1. <i>Mytilus</i> spp.
2. Chlorinated hydrocarbons
3. Background levels
4. PCB/DDT/HCB/HCH/EPOC1
5. Monitoring

Prosjektleder:

Ass. Divisjonssjef:

For administrasjonen:

ISBN 82-577-0764-3

## FORORD

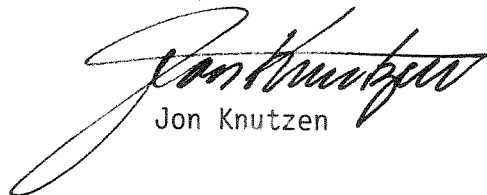
Denne rapport er skrevet på oppdrag fra Statens forurensningstilsyn (brev av 24. nov. 1983) etter forslag fra NIVA (brev av 5. juli 1983). Arbeidet er delvis finansiert av SFT, delvis ved egne midler.

I betraktning av de omfattende nasjonale "Muslingvakt"-programmer som er i gang i mange land, er det beskjedent med publiserte data. Den økende tendens til å presentere vitenskapelige data i egne rapportserier med begrenset spredning, representerer en betydelig hindring av informasjonsutveksling (og er dermed også fordyrende). Således var informasjonsøk på databaser i dette tilfellet lite givende (mangelfull dekning av den litteratur som allerede var kjent, lite i tillegg).

Rapporten behandler bare et mindre utvalg av aktuelle stoffer innen gruppen av klorerte hydrokarboner. Ordet "aktuell" refererer her til at det finnes opplysninger om stoffene, hvilket ikke nødvendigvis omfatter alle som har forvaltningsmessig interesse. Dette spørsmålet er behandlet under omtalen av samleparameteren EPOC1 (Ekstraherbart persistent organisk bundet klor).

I tillegg til rapportens egentlige tema er det funnet hensiktsmessig å samle en del annen informasjon i 3 appendiks.

Oslo, 20/3 1984



Jon Knutzen

INNHOOLD

	Side:
FORORD	1
1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJON	3
2. BAKGRUNN OG FORMAL	5
3. UNDERLAGSMATERIALE	9
3.1 Sammenstilte data	9
3.2 Supplerende opplysninger og bemerkninger til de enkelte undersøkelser	12
4. GENERELT OM NATURBETINGEDE VARIASJONER	17
4.1 Opptaks- og utskillellesveier	17
4.2 Fettinnhold	17
4.3 Sesongvariasjoner	18
4.4 Alder og størrelse	18
4.5 Kjønn	19
4.6 Voksestedsdyp	19
5. LITTERATUR	20
APPENDIKS 1-3	25
A 1. Eksempler på hygieniske grenseverdier og retningslinjer for innhold av klorerte hydrokarboner i næringsmidler	26
A 2. Konsentrasjonsfaktorer for utvalgte klor- organiske forbindelser i blåskjell	28
A 3. Forklaring av forkortelser og bakgrunns- informasjon om de behandlede stoffer	31

## 1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJON

Formålet med denne rapport har vært å få et systematisert grunnlag for å bedømme resultatene fra Statlig program for forurensningsovervåking og andre resipientundersøkelser.

Ca. bakgrunnskonsentrasjoner av klorerte hydrokarboner i blåskjell fra henholdsvis åpen kyst med tilnærmet oseanisk vann og brakkvannspregede områder med bare diffus belastning (ingen nærliggende punktkilder) er vist i tabell 1 nedenfor. På grunn av betydelig variasjon i de observerte nivåer er bakgrunnskonsentrasjonene gitt som intervaller. Tabellene er avrundet fra grunnlagsmaterialet presentert i tabell 2, s.10.

Tabell 1. Tilnærmede "bakgrunnskonsentrasjoner" av utvalgte klorerte hydrokarboner i blåskjell fra henholdsvis åpen kyst og brakkvannspregede områder uten nærliggende punktkilder. <sup>1)</sup>

Stoff	Åpen kyst		Brakkvannspregede områder	
	µg/kg våtvekt	µg/kg tørrvekt	µg/kg våtvekt	µg/kg tørrvekt
PCB	<10 - 20	<50 - 100	20 - 100	100 - 500 (1000)
HCB	< 1	< 5	<1 - 5	<5 - 25
Σ DDT <sup>2)</sup>	<1 - 10	<5 - 50	<10-30(50)	<50 - 200 (300)
Dieldrin	<1 - 5	5 - 25	5 - 10 (?)	25 - 50 (100?)
α-HCH	< 1	< 5	<1 - 5	<5 - 25
γ-HCH	<1 - 2	<5 - 10	1 - 5	5 - 25 (50?)
EPOC1 <sup>3)</sup>	<50 -100?	<250-500?	100 - 500?	500 - 2500?

Bare i et fåtall publikasjoner er konsentrasjonene angitt på fettbasis. Omregning av ovenstående våtvektbaserte konsentrasjoner kan skje ut fra at blåskjell vanligvis har en fettprosent på 1-2.

- 1) Merk at forholdet våtvekt:tørrvekt i blåskjell i middel er ca. 6-7 : 1 (5-10 : 1), mens det for enkelthets skyld stort sett er brukt 5 : 1 ved avrundingen av tallene i tabell 1.
- 2) DDT med nedbrytningsprodukter
- 3) Ekstraherbart persistent organisk bundet klor (µg Cl/kg).

Overskridelse av høyeste angitte konsentrasjon for brakkvannspåvirkede steder må anses som en indikasjon på enten en nærliggende punktkilde eller belastning via markert forurensede vassdrag. De angitte intervaller må betraktes som foreløpige og er fremkommet ved vurdering av datamaterialet og (til dels vage) opplysninger som belastningsforhold i et begrenset antall undersøkelser (kfr. tabell 2). Underlagsmaterialet er særlig spinkelt for EPOC1. Konklusjonene bør ajourføres når fremtidige resultater gjør det aktuelt.

## 2. BAKGRUNN OG FORMÅL

Klorerte hydrokarboner og en del beslektede forbindelser (bl.a. dieldrin) viser høy grad av bestandighet overfor såvel kjemisk som biologisk nedbrytning i naturen. Stoffene er karakterisert ved liten løselighet i vann og ved å akkumulere i fettholdig vev. Det er eksempler (særlig for PCB- og DDT-gruppen) på oppkonsentrering gjennom næringskjeder, dvs. høyere konsentrasjoner for hvert ledd i kjeden, med resulterende skade særlig på bestander av fugler og pattedyr knyttet til aquatiske næringskjeder. Virkningen av forurensning (bl.a. eggskalltykkelse, hyppighet av aborter) antas i vesentlig grad å skyldes forstyrrelse av hormonbalansen. Blant andre sannsynlige effekter er svekket funksjon hos sanse-, nerve- og muskelceller ved stoffenes assosiasjon med cellemembraner. Mulige skademekanismer er mangfoldige og bare delvis klarlagt (Kihlström, 1982). Flere av disse stoffene har fått verdensomspennende utbredelse i luft, vann og jord. Derved utgjør de en risiko for snikforurensning, dvs. en langsomt økende forekomst og vanskelig registrerbare effekter før omfattende skade allerede har skjedd. Eksempler på dette er tilbakegang i delvis regional skala for bestander av havørn, sel og oter (Østersjøen, Nederland, USA). Slike fenomener er blant de viktigste årsakene til å drive overvåking.

Overvåkingen skal gi så vidt mulig ajourførte opplysninger om grad av forurensning og utviklingen innenfor større eller mindre områder. Dette oppnås ved jevnlig registrering av de aktuelle stoffers konsentrasjon i ulike deler av omgivelsene. Fordi konsentrasjonene ofte er flere størrelsesordener (10-er potenser) høyere (og mindre varierende) i organismer enn i det omgivende vannet, benyttes indikatorarter for dette formål.

En annen grunn til å bruke organismer er at det ofte har direkte hygienisk interesse å kjenne nivåene i spiselige arter.

For å bedømme forurensningsgrad og utvikling over tid er det nødvendig å kjenne "normalkonsentrasjonene", dvs. de konsentrasjoner som påtreffes i organismer som lever på steder som bare er diffust belastet. Med dette menes områder som ikke ligger i nærheten av noen punktkilder. Begrepet diffus belastning er i seg selv ikke klart avgrenset, idet forurensete vassdrag kan virke tilsvarende punktkilder. Av denne grunn er det funnet

riktig å sondre mellom karakteristiske nivåer i skjell fra åpen kyst og de konsentrasjoner som finnes i skjell fra brakkvannspregede steder, med riktignok diffus, men likevel markert større belastning fra forurenset landavrenning.

Formålet med den foreliggende rapport er å gi et sammendrag av data fra forskjellige representative studier. Det har ikke vært hensikten å gi en fullstendig dekning av det som er gjort på området. Litteraturstudiet er derfor i det vesentlige begrenset til Europa, med en hovedvekt på Nordsjøen og tilgrensende havområder. Med et par unntak er bare nyere undersøkelser (etter 1975) inkludert. Begrunnelsen for dette er delvis resultatenes aktualitet, men særlig at nyere utvikling i analyseteknikk generelt har gitt mer pålitelige og sammenlignbare data. Det må samtidig understrekes at foreliggende rapport ikke er noe kritisk arbeid mht. den metodikk som er anvendt i de refererte undersøkelser.

Det representerer en betydelig vanskelighet for sammenstillinger av denne art at så mye av de aktuelle data bare finnes i rapporter med begrenset sirkulasjon. I betraktning av temaets interesse og innsatsen på feltet er det bemerkelsesverdig lite resultater som er publisert i vitenskapelige tidsskrifter. Omfattende igangværende undersøkelser (internasjonal overvåking, nasjonale "Mussel watch" program) vil i de kommende år frembringe mye nytt materiale. Dette vil gi bedre grunnlag for å angi vanlig forekommende konsentrasjoner i forskjellige typer av områder (åpen kyst, brakkvannsområder), og derved aktualisere en ajourføring av konklusjoner som presenteres i den foreliggende fremstilling.

I Norge mangler et regionalt "muslingvakt"program og dermed et grunnlag for å følge utviklingen i diffusert belastede områder.

De refererte bakgrunnsverdier vil ha sin primære funksjon i forbindelse med å bedømme forurensningsgrad og utvikling. Appendiks 1 med eksempler på grenseverdier for innholdet i spiselige organismer er tatt med fordi målinger av klorerte hydrokarboner i blåskjell også kan ha et hygienisk siktemål (bl.a. aktuelt når det i et område foreligger planer om anlegg av skjellfarmer).

Hygieniske grenseverdier gitt som konsentrasjoner i mat er imidlertid grenerelt sett vanskelig, og kanskje spesielt for klorerte hydrokarboner. Dette skyldes i hovedsaken to forhold:

- Kritiske konsentrasjoner vil avhenge av diettvaner, som varierer mye mellom ulike befolkningsgrupper. Dessuten kan ømfintligheten være forskjellig, f.eks. avhengig av alder.
- Det er sparsomt erfaringsmateriale mht. til klorerte hydrokarboners virkning på mennesker. Kunnskaper om virkningen på dyr, fra laboratorieforsøk og observasjoner i naturen, kan ikke uten videre overføres.

Registrering av miljøgiftkonsentrasjoner i organismer kan teoretisk også benyttes til å bedømme det marine miljøets sunnhetstilstand, ved å se på den risiko for giftvirkninger de funne nivåene representerer. Imidlertid er det mange usikkerheter forbundet med dette, både mht. til å avlede midlere konsentrasjoner i vann for å jevnføre med terskelverdier for direkte giftvirkninger og hva angår bedømmelse av indirekte skade via næringskjeder. Foreløpig er man derfor bare i liten grad i stand til å trekke konklusjoner på et slikt grunnlag (JMG 1983a).

Appendiks 2 gir eksempler på konsentrasjonsfaktorer blåskjell : vann for en del klorerte hydrokarboner. De store forskjellene i oppnådde resultater for samme stoff eller stoffgruppe (ofte opp mot en størrelsesorden) illustrerer at bestemmelse av konsentrasjonsfaktorer er vanskelig og bl.a. svært avhengig av observasjonsbetingelser og analysenøyaktighet (vanskelig ved de lave konsentrasjonene man har i naturlig vann). I appendiks 2 er det også kort omtalt fysikalsk/kjemiske metoder benyttet til å forutsi organiske forbindelsers tilbøyelighet til bioakkumulering.

I underlagsmaterialet er det tatt med et mindre antall registreringer av EPOC<sup>1)</sup> (EOC<sub>1</sub>, TOC<sub>1</sub>) i blåskjell fra norske lokaliteter, selv om denne variable omfatter også andre forbindelser enn klorerte hydrokarboner. Grunnen er at stoffene som betegnelsen omfatter må antas å ha interesse i sam-

1) EPOC<sub>1</sub> : Ekstraherbart persistent organisk bundet klor.



menheng med spørsmålet snikforurensning. Teoretisk kan de ha potensielt samme farlige egenskaper som PCB, DDT, etc. Dette behøver ikke være tilfellet, men forholdet representerer en usikkerhet så lenge stoffene ikke er identifisert.

Det bør imidlertid nevnes i denne forbindelse at en årsak til lav andel identifiserte stoffer innen EPOC1 kan være at lavklorerte eller relativt høymolekulære (ikke kromatograferbare) stoffer inngår i betydelig grad (Kari Martinsen og Georg Carlberg, SI, pers. medd.). Begge disse kategorier av stoffer må antas generelt mindre farlige enn høyklorerte, relativt lavmolekulære forbindelser.

For flere viktige forbindelser og stoffgrupper er det ikke lyktes å finne et tilstrekkelig dataunderlag for å kunne trekke generelle slutninger om "normalnivåer". Som særlig viktige blant disse kan sannsynligvis regnes klordan, toksafengruppen og klorerte parafiner. Forekomsten av disse stoffer i naturen er nå i ferd med å bli systematisk kartlagt i f.eks. Sverige (Johansson 1982, Svanberg 1983).

Noe tilsvarende er ikke på gang i Norge, i hvert fall ikke for det akvatiske miljøets vedkommende. Vi kan imidlertid anta at både toksafen og klorerte parafiner utgjør viktige andeler av EPOC1, som det er en del observasjoner av. Det er neppe tvil om at det her foreligger en omfattende, men nærmest udekket arbeidsoppgave innen forurensningsovervåkingen i Norge. (På bakgrunn av at affæren med PCB/DDT og kvikksølv forløp relativt heldig for vårt land, kan det være de bevilgende myndigheters vurdering at vi også denne gangen kan vente på eventuelle alarmvarsler fra Sverige og USA).

En rekke typer av halogenerte hydrokarboner er ikke inkludert i rapporten. Man vil kanskje særlig savne polyklorerte terfenyler (PCT), polybromerte bifenyler (PBB), polyklorerte naftalener og klorerte styrener. De vesentlige årsaker til dette er at det foreligger meget sparsomt med opplysninger om disse stoffenes forekomst i det akvatiske miljø. Dertil har de heller ikke i samme grad vært i søkelyset som snikforurensningseksempler.

### 3. UNDERLAGSMATERIALE

#### 3.1 Sammenstilte data

Tabell 2 viser de undersøkelser og resultater som er underlag for konklusjonene og sammendragstabellen i kap. 1. Disse konklusjonene må nødvendigvis være skjønnsmessige:

- Kunnskapene om belastningsnivåene er ofte sterkt begrenset eller utilstrekkelig behandlet i underlagsmaterialet.
- Det er en glidende overgang mellom begrepene "åpen kyst med tilnærmet oseanisk vann" og "brakkvannspregede områder med bare diffus belastning".
- Analysemetodikken er noe forskjellig i de ulike undersøkelser. Særlig ved moderate eller lave konsentrasjoner kan det være betydelig usikkerhet, som det også er dokumentert ved interkalibreringsstudier (kfr. f.eks. Goldberg et al., 1978). Slike usikkerheter er det ikke funnet grunnlag for å bedømme i forbindelse med det foreliggende arbeid.

Andre klorerte organiske forbindelser som er analysert i Mytilus spp. fra lite eller diffust påvirkede områder er:

Aldrin: 0,0004-0,0017 mg/kg våtvekt i Middelhavet (Amico et al., 1979).

Endrin: <0,003 mg/kg våtvekt (Nederland, Quirijns et al., 1979).

Klorerte parafiner: Opp til 0,4 mg/kg våtvekt av C<sub>10</sub> - C<sub>20</sub>-gruppen i britiske kystområder uten nærliggende punktkilder (Campbell og Mc Connell, 1980).

I belastede områder (utslipp fra CP-fabrikker) fant de samme forfattere opp til 12 mg/kg av C<sub>10</sub> - C<sub>20</sub> gruppen, men maks. 0,2 mg/kg våtvekt av C<sub>20</sub> - C<sub>30</sub> gruppen.

Tabell 2. Sammenstilling av data om konsentrasjoner av klorerte hydrokarboner og EPOCI i blåskjell og nærstående arter\* fra et utvalg av undersøkelser. Konsentrasjoner i µg/kg på våtvektsbasis [ ] . Middell- eller medianverdier understreket. Tallene er delvis avrundet. Ekstremverdier eller variasjonsområde i parentes ( ) . ~ foran tall markerer at de er omregnet for denne tabellen.

HENVISNINGER	STOFFER	PBC	Σ DDT	α HCH	γ-HCH	Dieldrin	HCB	EPOCI (µg Cl/kg)	Kommentarer
1) Cowan 1981		<~15 [<60-120(350)]	<~4 [<18 - 35]	<~1 [<6 - 6]	~<2 [<6 - 12]	~3 [6 - 59]	<1 [<6 - 6]		Shetland og 1977 Orkenøyene (17 st)
		<~15 [<60-180]	< 3 [<18]	<1 [<6]	<~1 [<6-6]	~1 [6]	<~1 [<6 - 6]		Skottlands N.kyst (3 st.) 1977
		<~15 [<60-180]	<~5 [<18-117]	<~1 [<6 - 6]	<~1 [<6 - 12]	<~2 [6 - 53]	<~1 [<6 - 6]		Skottlands V.kyst (21 st.) 1977
2) ICES, 1978		~50 [60-590]	~15 [35-257]	<~1 [<6 - 6]	~1 [6 - 12]	~7 [6-216]	<~1 [<6 - 12]		Skottlands Ø.kyst (9 st.) 1977
		20-70 [~100-400]	<7-15 [<50-100]		2 - 7 [~15-50]				England - Wales 1977
		70-410 [~400-2500]	5-74 [~30-500]		1 - 42 [~5-200]				Frankrike 1977
3) Allichin og Portmann, 1981						2 - 8 [~10 - 50]			Liverpool Bay, U.K. 1980
		100-240 [~500-1500]			<10-10 ~[50]		<1 -(4) [<5 -(20)]		Nederland 1976
4) Quirijns et al., 1979									Ytre Oslofjord 1975
		~1 - 10 [7 - 50]	<~1 - 10 [<4 - ~50]						Ø- og V-kysten av USA 1976
5) Bokn og Rygg, 1976		~30-40 [170-240]	~5 - 10 [37-55]	~0,2 [<1-1,5]	~0,2-2 [1 -11]	~1 [5 - 7]	<~0,2-0,3 [<1-2,0]		Kystomr. nær Ebro, Spania 1980
		~2 - 15 [14-92]	~2 - 10 [12 - 70]						Diverse steder i California 1978
6) Goldberg et al., 1978 *		32-105 [~200-600]	25 - 58 [~150-300]			0,1-1,5 [~0,5-10]	0,5-2,7 [~3-15]		Sicilia, Italia 1978-79
		~2 - 15 [14-92]	~2 - 10 [12 - 70]						England og Wales Flere st. 1977-78
7) Risebrough et al., 1983 *									
		~2 - 15 [14-92]	~2 - 10 [12 - 70]						
8) Impellezzeri et al., 1982 *									
9) Murray og Law, 1980									

(forts.)

Tabell 2. (fortsatt)

HENVISNINGER	STØFFER	PBC	Σ DDT	α HCH	γ-HCH	Dieldrin	HCB	EPOC] (µg Cl/kg)	Kommentarer
10) Nasci og Fossato, 1982 *	190-342 [~1000-2000]	43-66 [~250-400]							Laguna Veneta Italia 1978
11) Satsmadjis og Gabrielides, 1983 *	8-83 [~40-500]	4-18 [~25-100]	0,6-2,8 [~4-20]	0,4-2,4 [~3-15]	0,6-2,1 [~4-10]				Saronikosgulven, Hellas, 1976-78
	<50 [~300]								Danmark 1981
12) JMG 1983a	40-100 [200-580]								Norge, Oslofj. omr. 1981
	21-24 [~150]								Sverige, Vestkysten 1981
13) JMG 1983b	13-117 [80-700]								Norge, Oslofj. omr. 1982
14) Kirkerud et al. (upubl.)	8-22 [~40-100]	1,2-3,6 [~5-20]					1,2-3,3 [~5-15]		Oslofjord-området 1983
15) Knutzen og Kvalvågnes, 1982	3 [~20]	1 [~5]	0,1 [~0,5]	2 [~15]	0,1 [~0,5]			41 [~300]	Stavfjorden 1981
16) Knutzen, 1984a	~7 (<2-15) [44(<11-84)]	~1,5 (~0,05-6) [11(0,3-36,4)]	~10 (~4-30) [60(22-178)]	~0,1 (~0,05-0,15) [0,8(0,3-1,1)]				~1000 [6400]	Hvalerområdet 1981
17) Knutzen, 1984b	~30-50 [200-320]								Glomfjord 1981-82
18) Magnusson et al. (upubl.)	20 [170]	~2 [~17]					1 [<10]	~100 [~850]	Ytre Drammensfjorden 1983
19) Luckas og Lorenzen, 1981	120(20-340) [~200(~100-2000)]	3(1-6) [~20(~5-40)]	10(2-14) [~60(~10-80)]	2 [~12]	20(8-60) [~100(~50-400)]				Flensburgfjorden Østersjøen, 6 pr. 1981
	45(10-90) [~250(60-600)]	1 [<10]	8(2-12) [~50(~10-70)]	1 [<10]	18(6-30) [~100(40-200)]				Nord-Tyskland mot Nordsjøen, 4 pr. 1981
20) Murray og Norton, 1982	~150(10-500) [~1000(100-3000)]	~20 [~150]	~2 [~15]	~2 [~15]	~5 [~30]				Storbritannia, mange st. 1970-1978

### 3.2 Supplerende opplysninger og bemerkninger til de enkelte undersøkelser

Ref. 1)  $\Sigma$  DDT er p,p' DDE + p,p' DDD + p,p' DDT.

De opprinnelige konsentrasjonene er angitt på tørrvektsbasis. Midlere forhold mellom våtvekt og tørrvekt er opplyst å være ubetydelig under 6 : 1. Av de undersøkte områdene må stasjonene fra Shetland, Orknøyene og Nordkysten av Skottland antas å være representative for åpen kyst med tilnærmet oseanisk vann. Heller ikke for vestkyst- og østkystlokalitetene er det angitt nærliggende punktkilder eller forurensede vassdrag. Det ble funnet følgende prosentvise andeler av  $\Sigma$  DDT (Middel, standardavvik, variasjon)

DDE : 35  $\pm$  11 (7-77)

DDD : 25  $\pm$  8 (3-40)

DDT : 38  $\pm$  12 (16-73)

Forfatteren anser 120  $\mu\text{g}/\text{kg}$  tørrvekt å være representativt for "bakgrunnskonsamineringen av PCB i sjøvann" (ved metodens deteksjonsgrense på 60  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ).

Ref. 2) Opprinnelige data er på våtvektsbasis. Tørrvektprosent er ikke angitt og beregnet her (anslått forhold mellom våtvekt : tørrvekt på 6-7:1 og avrundet). Muslingens fettprosent er angitt til 0,4 - 0,8.  $\Sigma$  DDT er p,p' DDE + p,p' DDE + p,p' DDT. Det sies intet om belastningsgraden på stasjonene. De høyeste konsentrasjonene i muslinger fra Bretagne Frankrike, indikerer enten feilanalyse eller nærhet til punktkilde.

Ref. 3) Undersøkellesområdet antas å være belastet med HCB fra nærliggende punktkilder.

Ref. 4) Alle prøvestedene antas av forfatterne å være belastet med forurenset ellevann (Rhinen o.a.), selv om enkelte av stasjonene ligger mot åpen kyst. Men selv på slike steder ble det registrert relativt høyt innhold av PCB i skjellene ( $\sim 150 \mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt). Stasjoner mest utsatt for vann fra Rhinen er ikke tatt med i tabell 1. De viste bl.a. HCB-konsentrasjoner opp til 16  $\mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt. Stasjonen med 4  $\mu\text{g}$  HCB/kg våtvekt lå i bukten utenfor Ems-estuaret og kan være under innflytelse av forurenset ellevann. Relativt høye PCB-verdier i muslinger har også vært rapportert fra Nederlandsk kystområde tidligere (Hagel og Tuinstra, 1978).

Ref. 5) Ca-verdi avlest fra figur. Området ligger utenfor innflytelse fra punktkilder eller større tettsteder. I Bekkelagsbassenget nær Oslo ble det målt ca. 5-6 ganger høyere konsentrasjoner.

Ref. 6)  $\Sigma$  DDT er p,p' DDE + p,p' DDT. Forfatterne angir at  $<50 \mu\text{g}/\text{kg}$  tørrvekt ( $\sim <10 \mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt) kan anses representativt for både PCB og  $\Sigma$  DDT i "relativt uforurensede områder". Samme normalkonsentrasjoner gjelder for Mytilus californianus. Tørrvektsprosenten var meget variabel (5-25). I havneområder på Vestkysten ble det registrert PCB-konsentrasjoner på  $1000 - >5000 \mu\text{g}/\text{kg}$  tørrvekt og tilsvarende størrelsesorden for  $\Sigma$  DDT. Både "normal-konsentrasjonene" og ekstremverdiene er bekreftet ved senere observasjoner (Farrington et al., 1983). I nedre California fant Guttierrez-Galindo og Cajal Medrano (1981) bakgrunnsverdier av PCB i M. californianus på  $<2-7 \mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt; de høyeste verdier i områdene nærmest USA.

Ref. 7) Art: Mytilus galloprovincialis.  $\Sigma$  DDT er p,p' DDE + p,p' DDD + p,p' DDT. Det er til dels observert forholdsvis høye konsentrasjoner av klororganiske forbindelser, og i tabell 1 er bare tatt med data fra de minst belastede lokalitetene (Vandellos, N for Vinaroz og Peniscola). Ebro anses imidlertid som en betydelig punktkilde, slik at nivåene ikke kan anses å være fullt representative for bare diffust belastede områder, selv om de her aktuelle stasjoner lå 20-40 km fra munningen og på åpen kyst mot Middelhavet.

På de mer belastede lokalitetene ble det for PCB,  $\Sigma$  DDT og HCB registrert opp til henholdsvis 1100, 200 og  $12 \mu\text{g}/\text{kg}$  tørrvekt.

Klordan ble observert i konsentrasjoner på  $<1-21 \mu\text{g}/\text{kg}$  tørrvekt, bemerkelsesverdig nok høyest på en stasjon som ellers var blant de minst belastede.

Data fra California gjelder M. californianus og omfatter områder med antatt bare diffus belastning (ikke havneområder, der det i M. edulis ble registrert i middel  $390 \mu\text{g}$  PCB/kg tørrvekt og ca.  $150 \mu\text{g}/\text{kg}$  av  $\Sigma$  DDT).

Californiaobservasjonene er referert fra en rapport som ikke har vært tilgjengelig (Risebrough et al., 1980. California State Mussel Watch, Volum III).

Ref 8) Art: Mytilus galloprovincialis. Det sies intet om nærliggende punktkilder eller belastningsgrad, men tallene kan tyde på forholdsvis høy tilførsel av både PCB og en del andre klororganiske forbindelser.  $\Sigma$ DDT er p,p' DDE + p,p' DDD + p,p' DDT.  $\Sigma$ HCH (ikke spesifisert isomere) er angitt til 0,4-1,9  $\mu$ g/kg våtvekt (  $\sim$ 3-15  $\mu$ g/kg tørrvekt). Det ble ikke konstatert noen vesentlige konsentrasjonsendringer fra tidligere observasjoner (1976-77, kfr. Amico et al., 1979).

Ref. 9)  $\Sigma$ DDT = DDE + DDD + DDT. Det er ingen detaljert angivelse av belastningsgrad for hver av lokalitetene, men resultater fra de steder som nevnes å være i nærheten av industrielle utslipp (Southampton Water og Mersey Estuary) er ikke tatt med i tabell 1. Muslingenes fettprosent er angitt til <1-2.

Ref 10) Art: M. galloprovincialis  $\Sigma$ DDT = p,p' DDD + p,p' DDE + p,p' DDT. Lagunen utenfor Venezia må antas å være betydelig belastet. Selv om forfatterne angir at det er god vannutskiftning på prøveinnsamlingsstedet, er det derfor neppe representativt for bare diffust belastet brakkvann. Tallene i tabellen er middelerverdier for 14-daglige observasjoner gjennom et år (januar 1979 - januar 1980). De laveste konsentrasjonene gjelder hanndyr, idet det ble registrert betydelige forskjeller mellom kjønnene. Det ble også observert betydelige sesongvariasjoner (men ikke i særlig utpreget samvariasjon med fettprosenten (1,4-2,2) og muligens bare et uttrykk for varierende tilførsel). Midlere sum HCH ( $\alpha$ + $\gamma$ ) er angitt til ca. 3,5  $\mu$ g/kg våtvekt.

Ref 11) Art: M. galloprovincialis  $\Sigma$ DDT = p,p' DDE + p,p' DDD + p,p' DDT  
Prøvestedet er en muslingfarm ca. 15 km fra Aten. Stedet betegnes av forfatterne som mer belastet enn utenforliggende områder.

Ref. 12-13) De angitte konsentrasjoner er observert i muslinger fra flere lokaliteter. I tillegg til de tabellerte data kommer observasjoner fra flere andre land. Disse er utelatt fra tabellen fordi det anføres i rapporten at de fleste prøvetakingsstedene på Nordsjøkysten opp til Danmark er markert belastet, vesentlig fra de store forurensende elver med utløp på denne strekningen, Angitt i  $\mu$ g PCB/kg friskvekt er det observert følgende variasjonsområder for de enkelte land som ikke er nevnt i tabellen, henholdsvis i 1981 og 1982: Belgia : 150/120, Frankrike (kanalkysten): 66-625/102-409,

Nederland: 34-228/39-104. Det ses at med ett unntak (Drøbaksundet) lå konsentrasjonen av PCB i blåskjell fra de skandinaviske land under 50 µg/kg friskvekt.

1982-verdiene er også gitt på fettbasis. For de nordiske land ga dette stort sett konsentrasjoner i intervallet 2-10 mg PCB/kg fett. (I 1981 ble det bare fettprosenten rapportert. Denne var mellom 0,7 og 2,8, for det meste mellom 1 og 2 %.).

I JMG (1983b) er det innført en bruksdefinisjon av begrepene lavt, middels og høyt PCB-nivå: henholdsvis <20, 20-100 og >100 µg/kg friskvekt.

Ref. 14).  $\Sigma$ DDT = p,p' DDE + p,p' DDT. Fettprosent varierende mellom 0,5-1,5.

Ref. 15) Antatt upåvirket lokalitet mot åpen kyst. Hvis man som tilnærmet gjennomsnitt regner 50% klor i de klorerte hydrokarboner, ses at mindre enn 10% av totalinnholdet av ekstraherbare persistente, organisk bundne klororganiske forbindelser (EPOC1) er identifisert.

Ref. 16) Middell og variasjonsområde for 6 prøver fra september 1981. I tillegg viste blåskjell fra en stasjon lengst inn markert forhøyede verdier: 930 µg PCB/kg, 23 µg/kg HCB og EPOC1 18200 µg Cl/kg tørrvekt. I motsetning til denne stasjonen lå de øvrige langt fra mulige punktkilder, men i varierende grad påvirket av Glåma. (Det kan tilføyes at året før ble det registrert hva anses som usannsynlig høye konsentrasjoner på ytre stasjoner i det samme området: 100-400 µg PCB/kg og 10-30 µg HCB/kg tørrvekt).

Av DDE ble det registrert 1,4-5,6 µg/kg tørrvekt på de diffust belastede stasjonene, men hele 64 µg/kg på ovennevnte belastede lokalitet.

Gjøres samme antagelse om midlere vektprosent av klor i de identifiserte forbindelser som ovenfor (ref. 15), er bare størrelsesordenen et par prosent av persistente klororganiske forbindelser identifisert. Variasjonen i innhold av slike stoffer var 1450-12300 µg Cl/kg tørrvekt på de "diffust belastede" prøvestedene.

Ref. 17) Lokalitetene ligger nær stort industriareal, og det er sannsynlig med en viss lokal belastning av diffus karakter.



Ref. 18) Lokaliteten er sterkt påvirket av ferskvannstilførsel og diffus belastning fra et industrialisert nedbørfelt., men langt fra punktkilder.  
 $\Sigma DDT = p,p' DDE + p,p' DDT.$

Ref. 19) Beliggenheten av lokalitetene er ikke nøyaktig angitt og bestemte forurensningskilder ikke omtalt. Området utenfor Flensburg kunne for så vidt tenkes å være lokalt påvirket, men omtales ikke som annet enn representativt for kystnære omgivelser i denne del av Østersjøen. Heller ikke for området på Nordsjøkysten nevnes bestemte kilder.

På denne bakgrunn må de funne konsentrasjonene betegnes som ganske høye jevnført med andre områder som bare mottar diffus tilførsel. Observasjonene passer imidlertid inn i det mønsteret at store elver virker som punktkilder (kfr. ref. 7 og 12/13).

Ref. 20) De tallene som er gjengitt er av forfatterne betegnet som typiske for områder som ikke er direkte berørt av dumping eller utslipp. Konklusjonene er trukket på grunnlag av et omfattende materiale innsamlet i perioden 1970-74.

#### 4. GENERELT OM NATURBETINGEDE VARIASJONER

Hvor store er de naturgitte variasjonene og hvilke faktorer spiller en rolle?

Selv om det er gjort en del undersøkelser over dette temaet, er det bare de kvalitative sider av ovenstående spørsmål som kan sies å være noenlunde godt belyst. Over kvantitative forhold er det derimot gjort for få studier til å trekke bestemte konklusjoner. Resultatene er også til dels motstridende, sannsynligvis fordi det ikke er enkelt å ta hensyn til alle faktorer som kan innvirke på resultatene. For den følgende redegjørelse henvises til Philips (1980) og de referanser til originalarbeider fra før 1980 som er gitt der.

##### 4.1 Opptaks- og utskillelsesveier

Klorerte hydrokarbonene kommer inn i organismene via mat eller ved kontakt med vann eller sedimenter. Særlig for vannlevende organismer på et lavt trinn i næringskjeden antas at opptak direkte fra vannet (eller forurensede partikler i vann) spiller større rolle enn opptak via føden, men også for større arter er det direkte opptak fra vann betydelig. I hovedsaken synes kjemisk/fysikalske fordelingssprosesser å styre forholdet mellom konsentrasjonene i organismer og det omgivende vannet (og også fordelingen mellom ulike vevstyper i organismene). Selv i de tilfeller der fødeopptaksandelen er betydelig, kan slike fordelingsprosesser spille stor rolle ved utskillelsen av stoffene (dersom de er lite omsettelige/nedbrytbare og derfor bare i mindre grad skilles ut gjennom ekskresjonsorganer).

##### 4.2 Fettinnhold

Kombinasjonen av fettløselighet og liten nedbrytbarhet leder til at de klorerte hydrokarboner akkumulerer i fettholdig vev. At kjemisk/fysikalske ofte er avgjørende for konsentrasjonene, betyr at organismer med høyt fettinnhold -, under ellers like forhold - opptar mer og kan lagre mer klorerte hydrokarboner enn organismer med mindre fettinnhold.

Fettinnholdet i blåskjell og den nærstående arten Mytilus galloprovincialis er lavt - for det meste 1-2 % (Amico et al., 1979, Impellezzeri et al., 1982, Murray og Law, 1980, Nasci og Fossato, 1982, JMG 1982a, Kirkerud et al. (unpubl.)). Følgelig er det begrenset hvilken variasjon i konsentrasjonen av PCB, etc. som denne faktor kan gi opphav til. For lave belastningsnivåer bør det likeledes tas hensyn til, og man bør også være oppmerksom på den rolle fettprosenten kan spille for sesongvariasjoner (se nedenfor). Generelt sett må det anbefales å angi konsentrasjonene både på friskvekts- og fettbasis.

(Ved jevnføring mellom ulike arter og mellom forskjellige vevstyper kommer det også inn at klorerte hydrokarboner har forskjellig løselighet i ulike typer av fettstoffer).

#### 4.3 Sesongvariasjoner

Gitt ubetydelig variasjon i belastningen og miljøforhold, bør blåskjell ha høyest konsentrasjon av klorerte hydrokarboner før gyting, fordi fettinnholdet da er høyest. Imidlertid er det ofte vanskelig å tallfeste hva vekst av kjønnskjerter og påfølgende utskillelse av kjønnsprodukter har å si, fordi det egentlig krever at man også har fulgt med i belastningsnivået. Sesongvariasjoner observert av Nasci og Fossato (1982) fulgte således bare delvis variasjonene i fettinnhold. Vanskeligheten med å bestemme naturlige sesongvariasjoner kan kanskje illustreres noe ved at Goldberg et al. (1978) og Farrington et al. (1983) uttrykker motstridende konklusjoner etter bearbeidelse av i stor grad samme materiale.

I høyt belastede områder kan sesongvariasjoner ha betydning i forhold til hygieniske grenseverdier. Selv om de relative konsentrasjonsforandringene er små (2-3 ganger) er det i denne forbindelse absoluttverdiene som har interesse.

#### 4.4 Alder og størrelse

Variasjoner med alder og størrelse er ikke tilstrekkelig undersøkt til å trekke bestemte konklusjoner. Med bakgrunn i flere undersøkelser hevder imidlertid Philips (1980) at det er lite som tyder på at lipidinnholdet er

særlig aldersavhengig, og videre at variasjonene med alder i hvert fall er av underordnet betydning jevnført med sesongvariasjonen. I helt unge skjell kan likevel de fettrike kjønnsproduktene utgjøre en mindre andel av kroppsvekten enn hos eldre individer. Det kan nevnes at i den norske del av de felles overvåkingsundersøkelser under Paris- og Oslokommisjonen har man ikke funnet noen systematisk variasjon i PCB-innholdet med alder (JMG, 1983b, Kirkerud et al., unpubl.).

#### 4.5 Kjønn

I følge Philips (1980) var mulige kjønnsforskjeller i opptak og utskillelse lenge ikke undersøkt for klororganiske forbindelser. Senere har imidlertid Nasci og Fossato (1982) funnet vel 50% høyere akkumulering av PCB og DDT i hunner av M. galloprovincialis enn i hanner.

#### 4.6 Voksestedsdyp

Også om betydning av vertikal plassering er det lite informasjon, men det er rimelig å anta at dette kan spille en viss rolle pga. av forskjell i belastningsgraden. Siden de tungtløselige klorerte hydrokarbonene i stor grad er knyttet til organiske partikler, som generelt anrikes i overflaten, kan dyr i fjærebeltet i gjennomsnitt være mer utsatt enn bestander som alltid er neddykket.

## 5. LITTERATUR

- Allchin, C.R. og Portmann, J.E. 1981. Results of a brief survey for HCB and HCBd in fish and shellfish from an area off the coast of England and Wales adjacent to a major site of manufacture. ICES CM 1981/E: 14 7 s.
- Amico, V., Impellizzeri, G., Oriente, G., Piatelli, M., Sciuto, S. og Tringali, C. 1979. Levels of chlorinated hydrocarbons in marine animals from the central Mediterranean. Mar. Pollut. Bull. 10(10): 282-285.
- Bokn, T. og Rygg, B. 1976. Polykloreerte bifenyler i transplanterte blåskjell. s. 395-400 i 12. nordiska symposiet om vattenforskning, Visby 11-13/5 1976. NORDFORSK, Miljøvårdssekretariatet Publ. 1976:2, Helsingfors.
- Campbell, I. og McConnell, G. 1980. Chlorinated paraffins and the environment, 1. Environmental occurrence. Environ. Sci. Technol. 14(10): 1209-1214.
- Dybing, E. og Underdal, B. 1981. Humantoksikologiske aspekter vedrørende kloreerte hydrokarboner og tungmetaller i fisk, med spesiell referanse til Grenlandsfjordområdet. Utredning for Helsedirektoratet, Oslo, oktober 1981. 39 s. (upubl.).
- Cowan, A.A. Organochlorine compounds in mussels from Scottish coastal waters. Environ. Pollut. (Ser. B) 2: 129-143.
- Ernst, W. 1977. Determination of bioconcentration potential of marine organisms - A steady state approach. I. Bioconcentration data for seven chlorinated pesticides in mussels (Mytilus edulis) and their relation to solubility data. Chemosphere 6: 731-740.
- Ernst, W. 1980a. Schadstoffe in Meerestierchen - aktuelle Belastungen und hygienisch-toxikologische Aspekte. S. 229-241 i Noelle, H. (red.): Nahrung aus dem Meer. Springer-Verlag., Berlin, etc. 260 s.

- Ernst, W. 1980b. Effects of pesticides and related organic compounds in the sea. *Helgoländer Meeresunters.* 33: 301-312.
- Farrington, J.W., Goldberg, E.D., Risebrough, R.W., Martin, J.H. og Bowen, V.T. 1983. U.S. "Mussel Watch". 1976-1978: An overview of the trace-metal, DDE, PCB, hydrocarbon and artificial radionuclide data. *Environ. Sci. Technol.* 17: 490-496.
- Goldberg, E.D., Bowen, V.T., Farrington, J.W., Harvey, G., Martin, J.H., Parker, P.L., Risebrough, R.W., Robertson, W., Schneider, E. og Gamble, E. 1978. The Mussel Watch. *Environ. Conserv.* 5(2): 101-125.
- Gosset, R.W., Brown, D.A. og Young, D.R. 1983. Predicting the bioaccumulation of organic compounds in marine organisms using octanol/water partition coefficients. *Mar. Pollut. Bull.* 14(10): 387-392.
- Guttierrez-Galindo, E.A. og Cajal Medrano, R. 1981. PCB in mussels Mytilus californianus from the Northern Baja California coast. *Ciencs. Mar.* 7: 77-84.
- Hagel, P. og Tuinstra, L.G.M.Th. 1978. Trends in the PCB contamination of Dutch coastal and inland fishery products 1972-1976. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 19: 671-676.
- ICES (International Council for the Exploration of the Sea.) 1980. The ICES Coordinated Monitoring Program, 1977. Cooperative Research Report No 98. København, 1980. 27 s.
- Impellizzeri, G., Tringali, C., Chillemi, R. og Piatelli, M. 1982. Observations on the levels of DDT's and PCB's in the Central Mediterranean. *Sci. Total Environ.* 25: 169-179.
- Jansson, B. 1982. Toxafen och klordan - Två komplexa pesticider i vårt miljö. s. 85-92 i N. Johansson (red.): Förekomst och effekter av persistente organiska ämnen i miljön. Projektområdeskonferens, Wenner-Gren Center, Stockholm den 9. mars 1982. Rapport SNV PM 1552 Solna, 144 s.

- JMG 1983a. (Joint Monitoring Group under Paris- og Oslokommisjonene) 3 year review of the joint monitoring programme and assessment of the data (1979-1981). Arbeidsdokument JMG 8/2/6-E, 12 s. + figur og tabeller. Upublisert.
- JMG 1983b. Assessment of the results og the joint monitoring programme for 1982: PCBs in organisms. Arbeidsdokument MON 3/4/6-E, 5 s. + figur og tabeller (Presentert av C. Venema). Upubl.
- Kihlström, J.E. 1982. Persistenta organiska ämnens ekotoxikologi. S. 101-107 i N. Johansson (red.): Förekomst och effekter av persistenta organiska ämnen i miljön. Projektområdeskonferens, Wenner-Gren Center, Stockholm den 9. mars 1982, Rapport SNV PM 1552, Solna, 144 s.
- Kirkerud, L. og medarb.: Overvåking av PCB, kvikksølv og kadmium i sjøvannsmiljø. (Statlig program for forurensningsovervåking). Upubl. data fra 1983.
- Knutzen, J. og Kvalvågnæs, K. 1982. Innledende basisundersøkelse i Stavfjorden 1981. Referansenivåer av klororganiske forbindelser, metaller og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i marine organismer. Rapport 33/82 i Statlig program for forurensningsovervåking. 18/6 1982, 18 s.
- Knutzen, J. 1984a. Basisundersøkelse i Hvalerområdet og Singlefjorden. Miljøgifter i organismer 1980/81. Rapport 122/84 i Statlig program for forurensningsovervåking. Under trykking.
- Knutzen, J. 1984b. Kap. 4 i Basisundersøkelse i Glomfjord 1981-82. Delrapport II. Vannutskifting, vannkjemi, miljøgifter i organismer og organismesamfunn på grunt vann. Rapport innen Statlig program for forurensningsovervåking (Under trykking, prosjektleder J. Molvær).
- Laake, M. (red.) 1982. Ekotoxikologiska metoder för akvatisk miljö. Del 2. Forskningsrapport. NORDFORSK Miljövärdsserien Publ. 1982:2 Helsingfors, 314 s.

- Luckas, B. og Lorenzen, W. 1981. Zum Vorkommen von chlororganischen Pestiziden und polychlorierten Biphenylen in Meerstieren der Küsten Schleswig-Holsteins. Dtsch. Lebensmittel-Rundschau 77(12): 437-441.
- Magnusson, J. og medarb.: Basisundersøkelse i Drammensfjorden (Statlig program for forurensningsovervåking. Upubl. data fra 1983.)
- Martinsen, K. og Kirkerud, L. 1980. Akkumulering av 1, 2, 4-triklorbensen og 2, 4, 5-triklorbifenyl i blåskjell ved korttidstest. Rapport Nr. 13 i Ekotoxikologiska metoder för akvatisk miljö. NORDFORSK. Oslo, mai 1980, 12 s.
- Murray, A.J. og Law, R.J. 1980. Results of a mussel watch programme in England and Wales 1977 and 1978. ICES CM 1980/E: 15 1 s. + tabeller og figurer.
- Murray, A.J. og Norton, M.G. 1982. The field assessment of effects of dumping wastes at sea: 10 analysis of chemical residues in fish and shellfish from selected coastal regions around England and Wales. Fisheries Research Technical Report No 69. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food. Directorate of Fisheries Research. Lowestoft, 42 s.
- Nasci, C. og Fossato, V.U, 1982. Studies on physiology of mussels and their ability in accumulating hydrocarbons and chlorinated hydrocarbons. Environ. Technol. Letters 3: 273-280.
- Phillips, D. J. H. Quantitative aquatic biological indicators; their use to monitor trace metal and organochlorine pollution. Lond., Applied Science, 1980, 488 s. ill. (Pollution monitoring series).
- Quirijns, J.K., van der Paauw, C.G., ten Noever de Brauw, M.C. og de Vos, R.H. 1979. Survey of the contamination of Dutch coastal waters by chlorinated hydrocarbons, including the occurrence of methylthio-pentachlorobenzene and di-(methyl-thio) tetrachlorobenzene. Sci. Total Environ. 13: 225-233.



- Renberg, L. og Sundstrøm, G. 1979. Prediction of bioconcentration potential of organic compounds using partition coefficients derived from reversed phase thin layer chromatography. *Chemosphere* 7:449-459.
- Risebrough, R.W., de Lappe, B.W. og Schmidt, T.T. 1976. Bioaccumulation factors of chlorinated hydrocarbons between mussels and seawater. *Mar. Pollut. Bull.* 7(12): 225-228.
- Risebrough, R.W., de Lappe, B.W., Letterman, E.F., Lane, J.L., Firestone-Gillis, M., Springer, A.M. og Walker, W. II, 1980. California State Mussel Watch, Vol III. Organic pollutants in mussels, Mytilus californianus and edulis. Calif. State Water Resources Control Board, Water Quality Monitoring Report 79-22. Sacramento. 108 s + 7 vedlegg (som sitert i Risebrough og medarb. (1983)).
- Risebrough, R.W., de Lappe, B.W., Walker, W. II, Simoneit, B.R., Grimalt, J., Albaiges, J., Requeiro, J.A.G., I Nolla, A.B. og Fernandez, M.M., 1983. Application of the mussel watch concept in studies of the distribution of hydrocarbons in the coastal zone of the Ebro Delta. *Mar. Poll. Bull.* 14 (5): 181-187.
- Stabursvik, A. 1968. Pesticidproblemet, s. 24-58 i Aksnes, G. (red.): Giftene vi gir naturen. Universitetsforlaget, Oslo. 128 s.
- Svanberg, O. (red.). 1983. Chlorinated paraffins, A Review of Environmental Behaviour and Effects. Report SNV PM 1614 (Naturvårdsverket, Sverige). Solna, januar 1983. 52 s.
- Underdal, B., Norheim, G., Hoff, H. og Håstein, T. 1981. Kvikksølv og klorerte hydrokarboner i fisk fra Skiensvassdraget og fjordene i Grenlandsområdet. Veterinærinstituttet, Institutt for Næringsmiddelhygiene, Skiens off. kjøtt og næringsmiddelkontroll. Oslo/Skien, nov. 1981. 29 s. + tabellbilag
- Wachtmeister, C.A. og Sundstrøm, G. 1979. Miljøgifter og miljøföroreningar - en översikt med exempel från yttre miljö och arbetsmiljö, s. 243-337 i Iversen, T.-H. (red.): Kjemiske miljøgifter. Universitetsforlaget, Oslo. 358 s.

A P P E N D I K S 1-2

- A 1. Eksempler på hygieniske grenseverdier og retningslinjer for innhold av klorerte hydrokarboner i næringsmidler.
- A 2. Konsentrasjonsfaktorer for utvalgte klororganiske forbindelser i blåskjell.
- A 3. Forklaring av forkortelser og bakgrunnsinformasjon om de behandlede stoffer.

## Appendiks 1. EKSEMPLER PÅ HYGIENISKE GRENSEVERDIER OG RETNINGSLINJER FOR INNHOLD AV KLORERTE HYDROKARBONER I NÆRINGSMIDLER

I Norge er det foreløpig ikke gitt grenseverdier for klorerte hydrokarboner i matvarer. I en situasjon preget av utilstrekkelig viten om stoffenes opptak, omsetning, utskillelse og giftvirkning på mennesker har helsemyndighetene foretrukket å avvete sikrere erkjennelser og anvende skjønn når det skulle være behov for det.

Et eksempel på et slikt skjønn er vurderingen av klorerte hydrokarboner i fisk fra Frierfjorden (Underdal og medarbeidere, 1981, Dybing og Underdal 1981). Ut fra en risikoberegning om økt krefthyppighet fra US Food and Drug Administration (basert på langtidsforsøk med PCB og gnagere), og en antagelse om at alle stoffer med organisk bundet klor hadde samme effekt som PCB, ble det anbefalt å begrense inntaket av torsk med ca. 0,25 mg klororganiske forbindelser pr. kg til 2 fiskemåltider i uken. Torskelever, der middelkonsentrasjonen av de aktuelle stoffene (HCB o.a.) var ca. 25 mg/kg, ble det advart mot å spise overhodet.

Dybing og Underdal (1981) refererer at Food and Drug Administration bruker en toleransegrense for PCB i fisk på 2 mg/kg (tidligere 5 mg/kg). Samme grense benyttes i Canada. Det fremgår av de to norske utredningene at det i en grense på 2 mg PCB/kg er lagt inn en betydelig sikkerhetsmargin i forhold til kjente virkninger av PCB på mennesker.

I følge Ernst (1980a) og Luckas og Lorenzen (1981) gjelder i Vest-Tyskland følgende grenseverdier for klorerte hydrokarboner i bl.a blåskjell (konsentrasjoner på våtvektsbasis):

ΣDDT :	2	mg/kg
HCB :	0,05	mg/kg
γHCH (Lindan):	0,2	mg/kg
Øvrige HCH-isomere	0,05	mg/kg

Grensen på 0,05 mg/kg brukes også for dieldrin + aldrin

I følge Luckas og Lorenzen (1981) har ikke Vest-Tyskland fastsatt noen maksimumsgrense for PCB.

Basert på ADI-verdier fra WHO (ADI = Acceptable Daily Intake) angir Ernst (1980a) følgende akseptable ukeinntak for voksne mennesker:

DDT : 2,1 mg  
HCB, HCH, Dieldrin: 4.2 mg

#### Kommentarer

1. Bakgrunnen for at DDT er strengere bedømt enn de øvrige stoffer ved ADI-vurderingen, men mildere ved fastsettelsen av de vest-tyske grenser i form av konsentrasjoner i mat, er ikke undersøkt nøyere, men kan ha å gjøre med noe forskjellig kriteriegrunnlag for DDT jevnført med de øvrige stoffer (kfr. fotnote hos Ernst 1980a).
2. Hvis man sammenligner de anbefalte konsentrasjonsgrenser med observerte nivåer av de aktuelle stoffene i blåskjell (tabell 2 og rapportens sammendrag), ses at typiske konsentrasjoner i blåskjell fra diffust belastede brakkvannsområder for det meste er betydelig mindre enn 1/10 av høyest anbefalt innhold av enkeltstoffer.

Hvis man derimot betrakter totalinnholdet av ekstraherbart persistent organisk bundet klor (EPOCl), blir det et spørsmål om hvilke uidentifiserte stoffer som denne sum variable omfatter, og hvilke egenskaper de har (om de f.eks. utgjør samme grad av fare som HCB o.a. er vurdert til å gjøre). Det synes som om dette spørsmål hittil har fått mindre oppmerksomhet enn det fortjener (Kfr. også kap. 2, s. 7).

## Appendiks 2. KONSENTRASJONSFAKTORER FOR UTVALGTE KLORORGANISKE FORBINDELSER I BLÅSKJELL

Et stoffs konsentrasjonsfaktor betegner forholdet mellom konsentrasjonen av stoffet målt henholdsvis i organismen og i det omgivende vannet.

Hovedformålet med å måle konsentrasjonsfaktorer har vært sammenhengen mellom tendens til høy grad av akkumulering og risiko for skade, særlig ved tilfeller av biomagnifikasjon, dvs. høyere konsentrasjon fra et ledd til det neste i en næringskjede. Dette er ingen enkel sammenheng, men den har vist seg i stor grad å holde stikk for mange tungt nedbrytbare klororganiske forbindelser.

Imidlertid vil konsentrasjonsfaktorer variere og være vanskelige å beregne eksakt av flere grunner:

- Naturbetingede svingninger i konsentrasjonen av vedkommende stoff i organismene, selv om konsentrasjonen i vannet er konstant (klimatiske forhold, organismenes alder, størrelse, kjønn, kondisjon, sesongbetinget fysiologisk tilstand).
- Ofte svært lave konsentrasjoner i vannet (nær eller under praktisk målbarhet).
- Stoffenes tilstandsform i vannet (kan f.eks. registrere samme totalkonsentrasjon i vann fra to steder der fordelingen mellom partikkelbunden og løst fraksjon er forskjellig, og der opptaket av de to fraksjonene er ulike).
- Ulike eksperimentelle betingelser ved bestemmelsene.
- Manglende kjennskap til relativ betydning av opptak fra vann versus opptak fra føde.

Følgen av dette er at det ofte er store forskjeller mellom konsentrasjonsfaktorer bestemt ved ulike undersøkelser, slik det er eksempler på i nedenstående tabell A1. Eksperimenter som er gjort med blåskjell og klorerte organiske forbindelser gjelder hovedsakelig opptak bare fra vann. De eksperimenter

mentelt fremkomne konsentrasjonsfaktorer referert i tabell A1, må derfor muligens betraktes som noe lavere enn den totale biokonsentrasjonsfaktor (= forholdet mellom konsentrasjon i organismer og vann under naturlige forhold).

Tabell A1. Konsentrasjonsfaktorer for klororganiske forbindelser i blåskjell

Stoff	Kons.faktor		Referanser
PCB (triklorbifeny1)	21000-28000	Eksper. miljø	Martinsen & Kirkerud 1980
"	16000	Eksper. miljø	Laake (1982)
PCB (penta- og hexa- klorbifenyler)	69000-690000	Naturlig miljø	Risebrough et <u>al.</u> 1976
DDT	40000-690000	Naturlig miljø	- " -
DDD	9100	Eksper. miljø	Ernst 1977
DDE	45000-310000	Naturlig miljø	Risebrough et <u>al.</u> 1976
Triklorbenzen	1100	Eksper. miljø	Martinsen & Kirkerud 1980
Pentaklorbenzen	4000	Eksper. miljø	Laake (1982)
HCH ( $\alpha$ , $\gamma$ )	100	Eksper. miljø	Ernst 1977
$\gamma$ -HCH	120/2-300 <sup>1)</sup>	Eksper. miljø	Laake (1982)
Dieldrin	1600	Eksper. miljø	Ernst 1977
Endrin	1900	Eksper. miljø	- " -
Klorparafin (C <sub>16</sub> alkan)	6000	Eksper. miljø	Svanberg 1983

Miljøfremmede, biokjemisk tungt omsettelige organiske stoffer karakteriseres ofte ved høy løselighet i fett og tilsvarende lav vannløselighet. For gruppen av klorerte hydrokarboner er det en tilsynelatende tydelig negativ korrelasjon mellom stoffenes konsentrasjonsfaktor og vannløselighet, slik som illustrert i nedenstående figur A1 hentet fra Ernst (1980b). Det må imidlertid tas forbehold om at det bare foreligger data for et lite antall stoffer.

1) Henholdsvis ved gjennomstrømming og ved statistisk test.

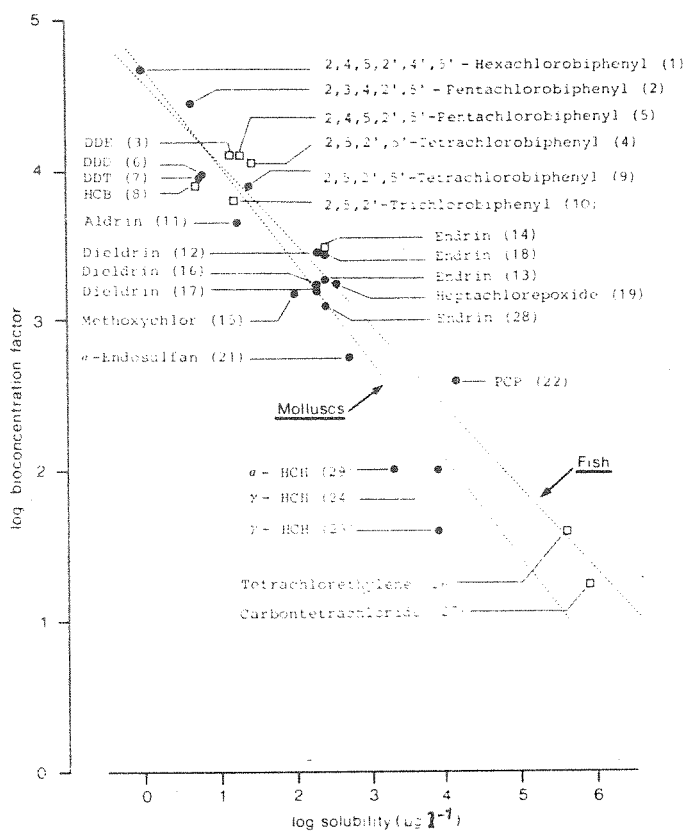


Fig. A1. Sammenstilling av data vedrørende sammenheng mellom vannløselighet og konsentrasjonsfaktorer for utvalgte klororganiske forbindelser i fisk og muslinger. (Fra Ernst, 1980b).

Betydningen av dette er at de aktuelle stoffenes tendens til opphoping i organismer i noen grad kan forutsis på grunnlag av vannløseligheten (gitt bl.a. liten grad av nedbrytning ved stoffskiftet). Hovedinnvendingen er at dette først og fremst har interesse i forbindelse med stoffer som har så lave vannløseligheter at de er vanskelige å bestemme. Den praktiske anvendelighet av dette er derfor tvilsom.

Graden av tendens til bioakkumulering hos fettløselige stoffer har vært forsøkt målt ved fysisk/kjemiske metoder. Både fordelingskoeffisienten n-oktanol:vann (kfr. bl.a. Ernst, 1980b og Gossett et al. 1983) og tynn-sjikt-kromatografi (Renberg og Sundstrøm, 1979) har vært benyttet. For en nærmere redegjørelse henvises til Renberg og Sundstrøm (1979) og til Laake (1982). Sistnevnte inneholder også drøftelse av mekanismer ved bioakkumulering og beskrivelse av aktuelle testmetoder.

For Norge har fordelingskoeffisientene klorerte benzener særlig interesse på grunn av utslippene til Frierfjorden og Kristiansandsfjorden. (Kfr. Gossett et al. (1983).

### Appendiks 3. FORKLARING AV FORKORTELSER OG BAKGRUNNSINFORMASJON OM DE BEHANDLEDE STOFFER

For mer informasjon om de nedenfor nevnte og andre klorerte hydrokarboner (strukturformel, produksjon, anvendelse o.a.) henvises til Stabursvik (1968), Wachtmeister og Sundström (1979), Jansson (1982) og Svanberg (1983).

- DDT 2,2 - bis (4-klorfenyl)-1, 1,1-trikloretan (eldre: 4,4' diklordifenyltrikloretan) . Flere isomere, den viktigste er p,p'-DDT. Insektdrepende middel, som er forbudt i Norge (unntatt ved behandling av gran til skogplanting). Ved analyse av  $\Sigma$  DDT gjenfinnes ofte mye som det enda mer persistente (bestandige) DDE. Et annet stoffskifteprodukt er DDD. Antagelig bare diffuse kilder (atmosfæren, havstrømmer) i Norge.
- DIELDRIN Pesticid som (sammen med de nærstående aldrin og endrin) er forbudt i Norge; følgelig med bare storskala diffuse kilder.
- HCB Heksaklorbenzen. Har vært anvendt som flammebestandig stoff og i begrenset utstrekning som soppdrepende middel. Forekommer også som forurensning i pentaklorfenol (treimpregnering). Kan dannes som biprodukt ved industrielle prosesser ved kontakt mellom organisk stoff og klor under høy temperatur (Eks. på dette i Norge ved industriavløp til Frierfjorden og Kristiansandsfjorden).
- HCH Heksaklorcykloheksan. Synonymer: heksaklor og (det misvisende) benzenheksaklorid (BHC). Flere isomere (dvs. med ulik plassering av kloratomene) hvorav  $\gamma$ -HCH (lindan, gammexan) er hovedansvarlig for den insektdrepende virkning.  $\beta$ -HCH regnes som den mest bestandige i naturen. Lindan er tillatt i Norge og sprøytes bl.a. på tømmeropplag.
- KLORDAN Handelsnavn på blanding bestående av flere polyklorerte alicykliske hydrokarboner. Brukes til insektbekjempning, men har i vårt land bare diffuse kilder via atmosfæren og havstrømmer. Påvist i betydelige konsentrasjoner i bl.a. fisk i Sverige (Jansson, 1982). Lav terskelverdi for akutt toksisitet (<1  $\mu\text{g/l}$ ). Forekomst i norsk naturmiljø ukjent.



**KLORERTE PARAFINER (CP).** Gruppe forbindelser med karbonkjeder av lengde  $C_{10} - C_{30}$  og kloreringsgrad varierende mellom 30 - 70 % (Svanberg, 1983). Delvis brukt som erstatning for PCB pga. varmebestandige egenskaper. Anvendes mye i skjære- og boreoljer og dessuten som mykgjørere i plast, også i Norge. Tilførsler fra lokale kilder og forekomst i naturen ikke registrert i Norge.

**PCB** Polyklorerte bifenyler. Gruppe av vel 70 forbindelser med ulik kloreringsgrad, der de med 5 eller 6 kloratomer (av 10 mulige) er de viktigste (penta- og heksaklor-bifenyler).

PCB har vært benyttet som varmebestandig isolasjonsmateriale i kapasitorer og transformatorer, som mykgjørere i en del plasttyper og som tilsetning i enkelte malinger m.m. Forbudt eller underkastet strenge restriksjoner i Norge og i de fleste industrialiserte land. Ved siden av storskala diffuse kilder må det også regnes med en rekke småkilder i industrialiserte områder (avrenning fra søppelfyllplasser og for- brenning av søppel m.m.). Handelsnavn: Aroclor, Clophen m.fl.

**TOXAFEN** Produktnavn som har fått hevd som generell betegnelse på polyklorerte diterpener (eller polyklorerte camfener - PCC). Brukes som insektdrepende middel, men ikke i Norge. Meget stort antall isomere. Lav terskelverdi for kronisk toksisitet ( $<0,1 \mu\text{g/l}$ ). Betydelig tilførsel via atmosfæren er registrert i Sverige (Jansson, 1982). Forekomst ikke kartlagt i Norge.