

Udvalget om Miljøpåvirkninger og fiskeriressourcer

Delrapport vedr. miljøfremmede stoffer

Stig Møllergaard, DFU, koordinator
Britta Pedersen, DMU
Valery Forbes, Roskilde Universitetscenter
Bente Fabech, Fødevaredirektoratet
Alf Aagaard, Miljøstyrelsen

Danmarks Fiskeriundersøgelser
Jægersborgvej 64-66
DK-2800 Kgs. Lyngby

ISBN: 87-90968-33-6

DFU-rapport nr. 111-02

Indholdsfortegnelse

1. Indledning	4
2. Kilder	5
2.1. Bly (Pb)	6
2.2. Cadmium (Cd)	7
2.3. Kobber (Cu)	7
2.4. Kviksølv (Hg)	7
2.5. Zink (Zn)	8
2.6. Arsen (As)	8
2.7. Tributyltin (TBT)	8
2.8. Dioxin og co-planare Poly-Chlorerede Bifenylter (PCB)-forbindelser	9
2.9. PCB og persistente chlorpesticider	9
2.10. Polyaromatiske hydrocarboner (PAH)	10
2.11. Hormonlignende stoffer	10
2.12. Bariumsulfat	10
2.13. Muskxylener	10
3. Forekomst og tidsmæssig udvikling af miljøfarlige stoffer i de danske og nærliggende farvande	11
3.1. Indledning	11
3.2. Metaller (cadmium (Cd), kviksølv (Hg), bly (Pb), kobber (Cu), zink (Zn) og arsen (As))	12
3.3. Tributyltin (TBT)	14
3.4. Dioxin og co-planare PCB-forbindelser	14
3.5. PCB-forbindelser og persistente chlorpesticider	16
3.6. Polyaromatiske hydrocarboner (PAH)	17
3.7. Bromerede flammehæmmere	18
3.8. Hormonlignende stoffer	19
3.9. Polære pesticider (herbiciderne dieldrin, simazine og atrazine)	19
3.10. Muskxylener	20
3.11. Radioaktive stoffer	21
3.12. Giftgasser og ammunitionsdepoter	21
3.13. Bariumsulfat	22
4. Risikovurdering af miljøfremmede stoffer	22
4.1. Baggrund for risikovurdering	22
4.2. Metodik anvendt til risikovurdering	23
4.3. Resultater	25
4.4. Konklusion	28

5. Effekt på fiskebestandene	29
5.1. Effekt af metaller	29
5.2. Effekt af TBT	30
5.3. Effekt af dioxin og co-planare PCB-forbindelser	31
5.4. Effekt af PCB og persistente chlorpesticider (DDT, HCB, HCH m.m.)	31
5.5. Effekt af kulbrinter (fra olie) og herunder PAH på fiskebestandene	33
6. Effekt på fiskeriet.....	37
6.1. Effekt af metaller	37
6.2. Effekt af TBT	37
6.3. Effekt af dioxin og co-planare PCB-forbindelser	38
6.4. Effekt af PCB og persistente chlorpesticider (DDT, HCB, HCH m.m.)	38
6.5. Effekt af kulbrinter (fra olie) og herunder PAH	39
6.6. Effekt af hormonlignende stoffer.....	40
6.7. Effekt af radioaktive stoffer	41
6.8. Effekt af giftgas- og ammunitionsdeponering	41
7. Betydning for fisk som levnedsmiddel	42
8. Litteratur	45
Bilag I.....	50
Bilag II	52
Bilag III.....	56

1. Indledning

Miljøfremmede stoffer dækker en lang række stoffer, hvis tilførsel til havmiljøet for størstedelen er et produkt af menneskelig aktivitet. Tilførslen af disse stoffer sker primært med vand via flodsystemer og fra atmosfæren i forbindelse med nedbør mens et mindre bidrag stammer fra menneskets aktiviteter på havet, såsom skibssejlad, olie- og gasudvinding og klapping af forurenede sedimentter m.m.. De forskellige stoffers kemiske egenskaber har stor betydning for, hvordan de påvirker havets dyre- og planteliv. Hele den biologiske omsætning i havet betyder endvidere, at mange af stofferne vedbliver at eksistere i havmiljøet længe efter, at brugen af dem er ophørt, idet en stor del af stofferne efterhånden falder til bunds og bliver indlejret i havbunden. Herfra kan de blive frigivet enten ved at de bliver optaget i bundlevende organismer, som videre indgår i fødekæden, eller de kan blive opløst (resuspenderet) i forbindelse med ophvirvling af sedimentet f.eks. i forbindelse med fiskeri eller råstofindvinding. Udover direkte påvirkningen af havets dyreliv kan en del af disse stoffer opkoncentreres igennem fødekæderne, dvs. at de i sidste ende kan påvirke de sidste led i fødekæden, herunder mennesket ved konsum af fisk eller skaldyr. Det har f.eks. betydet, at man for nylig har måtte revurdere betydningen af kviksølv i fiskeprodukter, og nu anbefaler gravide og ammende kvinder en begrænset indtagelse af fisk som tun, helleflynder og rokke, der ligger højt i fødekæden.

Valget af stoffer, som behandles i denne rapport, er foretaget ud fra hvad gruppens medlemmer med baggrund i eksisterende dokumentation mente var relevant for at kunne lave en fyldestgørende vurdering af miljøfremmede stoffers effekt på havmiljøet herunder fiskebestandene og fiskeriet, både hvad angår ressourcerne såvel som disses egnethed til konsum.



Figur 1. OSPAR og HELCOM konventionernes dækningsområder. Bemærk at Kattegat er dækket af begge konventioner.

I rapporten er de miljøfremmede stoffers effekt på bundfaunaen ikke belyst, da der i skrivegruppen ikke var ekspertise indenfor dette felt. Bundfaunaen er fødegrundlag for en lang række bundlevende fiskearter. Miljøfremmede stoffer kan påvirke bundfaunaen direkte og i værste fald forårsage dennes død, hvilket kan give fødemangel for de bundlevende fiskearter. Endvidere kan nogle miljøfremmede stoffer opkoncentreres i bundfaunaen, og overføres til de fisk som æder dem. Effekten på dette niveau er belyst i rapporten.

Datagrundlaget for denne analyse (risikovurdering) af de miljøfremmede stoffer er baseret på nationale rapporteringer til havkonventionerne, Oslo-Paris-konventionen (OSPAR) for Nordsøen og Helsinki-konventionen (HELCOM) for Østersøen samt fra videnskabelig litteratur (Fig. 1.).

Det kan virke selvmodsigende, at nogle stoffer ved den miljømæssige risikovurdering viser sig at have en høj risikokvotient, dvs. at de anses for at udgøre en stor miljømæssig risiko, men at de med baggrund i den eksisterende viden ikke synes at have nogen effekt på fiskebestandene i de eksisterende koncentrationer i miljøet. Dette skyldes, at risikovurderingen tager hensyn til alle organismer i havmiljøet og ikke kun fiskene. Eksempelet med kviksølv belyser netop denne problematik. Der påvises en høj miljørisiko for kviksølv i sediment. Umiddelbart synes kviksølv ikke at påvirke fiskebestandene, men kviksølvet i sedimentet er sandsynligvis kilden til de høje koncentrationer, der findes i de sidste led i fødekæderne. Det vil i sidste ende kunne påvirke fiskeriet, idet fisk kan indeholde så store mængder kviksølv at de enten vil være uegnede til menneskeføde eller at man anbefaler en begrænset indtagelse.

2. Kilder

I opgørelserne over tilførsler til havet at de forskellige stoffer skelnes der mellem bidrag via vand og bidrag via atmosfæren. Geografisk er opgørelserne desuden delt op på Nordsøen og Østersøen (tabel 1). Grundlaget for opgørelsen er baseret på de nationale rapporteringer til OSPAR og HELCOM. Disse rapportering anses for at afspejle den aktuelle internationale viden. Der er store usikkerheder omkring tallene, idet opgørelsesmetoderne varierer fra land til land. De angivende mængder bør derfor betragtes som relative størrelser. Den danske del af bidragene er angivet i bilag I.

Tabel 1. Tilførsler af metaller og miljøfremmede stoffer til Nordsøen og Østersøen.

Stof	Nordsøen (tons/år)		Østersøen (tons/år)	
	vand	atmosfærisk	vand	atmosfærisk
Bly	434-850	800-1670	307	150
Cadmium	18-36	12-19	24	5
Kobber	1160-1428	56-234	126	i.d.
Kviksølv	6-9	4-35	13	5
Zink	4244-5191	2299	449	i.d.
Arsen	41	65	i.d.	i.d.
TBT	71	i.d.	i.d.	i.d.
Dioxin Co-planare PCB- forbindelser	0,000005	0,002	i.d.	i.d.
PCB-forbindelser	1,5		i.d.	i.d.
Chlor-pesticider	lindan: 0,7-40 endosulfan: 2 simazin: 139 atrazin: 127	driner: 1 DDT: 7	i.d.	i.d.
PAH	0,9-21	5904-7000	i.d.	i.d.
Hormonlignende stoffer Phthalater, m.m.	i.d.	i.d.	i.d.	i.d.
Radioaktive stoffer	i.d.	i.d.	i.d.	i.d.
Bariumsulfat	i.d.	i.d.	i.d.	i.d.
Muskxylener	i.d.	i.d.	i.d.	i.d.

i.d.: ingen tilgængelig data

2.1. Bly (Pb)

I Danmark er der angivet følgende fordeling i anvendelse af bly: akkumulatører (48%), tage/inddækning/vinduer (20%), blykapper (12%) og kemiske forbindelser (glas, stabilisatorer) (8%) (MST., 1998). Den samlede tilførsel af bly til Nordsøen fra landbaserede udledninger skønnes at varierer mellem 434 tons/år (NSC., 2002) og 850 tons/år (OSPAR, 2000), mens det atmosfæriske bidrag til Nordsøen skønnes at være mellem 800 tons/år (OSPAR, 2000) og 1670 tons/år (NSC., 2002). Det skønnes at Østersøen tilføres 307 tons/år fra landbaserede kilder, mens der via atmosfæren tilføres 150 tons/år (HELCOM, 2002). Generelt er der sket en reduktion i de samlede tilførsler af bly til Nordsøen på omkring 70% fra 1985 til 1999/2000.

EU regulering: Blybatterier klassificeres som farligt affald (2000/532/EU, 2001/118/EU). Forbud mod anvendelse i brændstof (89/677/EU) og de fleste malinger (85/210/EU). Forbud mod de fleste anvendelser af bly i biler fra 2003 (2000/53/EU). Danmark, Sverige, Østrig og Tyskland har yderligere regulering og frivillige aftaler som f.eks. som stabilisator i PVC. Bly er et prioriteret stof i havkonventionerne.

2.2. Cadmium (Cd)

I Danmark er der angivet følgende fordeling i anvendelse af cadmium: Batterier (70%), følgestof (13%) og plast og legetøj (6%) (MST., 2000a). Den samlede tilførsel af cadmium til Nordsøen fra landbaserede udledninger skønnes at variere mellem 18 tons/år (NSC., 2002) og 36 tons/år (OSPAR, 2000), mens det atmosfæriske bidrag til Nordsøen skønnes at være mellem 12 tons/år (OSPAR, 2000) og 19 tons/år (NSC., 2002). Det skønnes, at Østersøen tilføres ca. 24 tons/år fra landbaserede kilder, mens der via atmosfæren tilføres 5 tons/år (HELCOM, 2002). Generelt er der sket en reduktion i de samlede tilførsler af cadmium til Nordsøen på omkring 70% fra 1985 til 1999/2000.

EU-regulering: Anvendelsesbegrænsninger af stoffet som stabilisator, pigment og metalbehandling (91/338/EU). Der er fastsat vandkvalitetskrav (83/513/EU). Batterier, der indeholder cadmium, klassificeres som farligt affald (2000/532/EU, 2001/118/EU). Forbud mod de fleste anvendelser af cadmium i biler fra 2003 (2000/53/EU). Cadmium er et prioriteret stof i havkonventioner.

2.3. Kobber (Cu)

I Danmark er der angivet følgende fordeling i anvendelsen af kobber: Maskiner/byggemateriale/ mønter/m.m. (65%), elektriske ledere (26%) og kemiske forbindelser (3%) (MST., 1996a). Den samlede tilførsel af kobber til Nordsøen fra landbaserede udledninger skønnes at variere mellem 1160 tons/år (OSPAR, 2000) og 1428 tons/år (NSC., 2002), mens det atmosfæriske bidrag til Nordsøen skønnes at være mellem 56 tons/år (OSPAR, 2000) og 234 tons/år (NSC., 2002). Det skønnes, at Østersøen tilføres ca. 126 tons/år fra landbaserede kilder (HELCOM, 2002). Fra flere lande omkring Nordsøen er der sket en reduktion i tilførslen af kobber på omkring 50% fra 1985 til 1999/2000. Reduktionen i den atmosfæriske tilførsel har været størst.

Der findes ingen internationale reguleringer for kobber.

2.4. Kviksølv (Hg)

I Danmark er der angivet følgende fordeling i anvendelse af kviksølv: Elektrolyse (31%), tandfyldning (23%), batterier og elektriske komponenter (17%) og følgestofbrændsel (23%) (MST., 1996b). Den samlede tilførsel af kviksølv til Nordsøen fra landbaserede udledninger skønnes at varierer mellem 6 tons/år (NSC., 2002) og 9 tons/år (OSPAR, 2000), mens det atmosfæriske bidrag til Nordsøen skønnes at være mellem 4 tons/år (OSPAR, 2000) og 35 tons/år (NSC., 2002). Det skønnes at Østersøen tilføres ca. 13 tons/år fra landbaserede kilder, mens der via atmosfæren tilføres 5 tons/år (HELCOM, 2002). Generelt er der sket en reduktion i de samlede tilførsler af kviksølv til Nordsøen på omkring 70% fra 1985 til 1999/2000.

Batterier der indeholder kviksølv klassificeres som farligt affald (2000/532/EU, 2001/118/EU). Forbud mod anvendelse som antibegroningsmiddel, imprægnering af træ, biocid (89/667/EU) og plantebeskyttelsesmiddel (79/117/EU). Vandkvalitetskrav (76/464/EU). Kviksølv er et prioriteret stof i havkonventionerne.

2.5. Zink (Zn)

I Danmark er der angivet følgende anvendelser af zink: Maling, rustbeskyttelsesmidler, bindemidler og galvanotekniske produkter. Den samlede tilførsel af zink til Nordsøen fra landbaserede udledninger skønnes at varierer mellem 4244 tons/år (NSC., 2002) og 5191 tons/år (OSPAR, 2000), mens den atmosfæriske tilførsel til Nordsøen skønnes at være 2299 tons/år (NSC., 2002). Det skønnes at Østersøen tilføres ca. 449 tons/år fra landbaserede kilder (HELCOM, 2002).

Fra mange lande omkring Nordsøen er der sket en reduktion i tilførslerne af zink på omkring 50% fra 1985 til 1999/2000.

EU-risikovurdering er på vej.

2.6. Arsen (As)

I Danmark er der angivet følgende anvendelser af arsen: Udfyldningsmiddel; maling. Den samlede tilførsel af arsen til Nordsøen fra landbaserede udledninger skønnes at være 41 tons/år (NSC., 2002), mens det atmosfæriske bidrag til Nordsøen skønnes at være 65 tons/år (NSC., 2002). Det skønnes at Østersøen tilføres ca. 449 tons/år fra landbaserede kilder (HELCOM, 2002). Der er ikke fundet oplysninger om den atmosfæriske tilførsel af arsen til Østersøen

Fra mange lande omkring Nordsøen er der sket en reduktion i tilførslerne af arsen på omkring 50% fra 1985 til 1999/2000.

EU-regulering: Forbudt at anvende som antibegroningsmiddel på skibe og ved tryk-imprægnering af træ (Bekendtgørelse 1042 af 17. december 1997) .

2.7. Tributyltin (TBT)

I Danmark er der angivet følgende anvendelser af TBT: Antibegroningsmiddel på skibe, imprægnering af træ og pesticider. Den samlede tilførsel af TBT til Nordsøen fra landbaserede udledninger skønnes at være 71 tons/år (NSC., 2002), mens den atmosfæriske tilførsel til Nordsøen skønnes at være minimal. Der foreligger ingen oplysninger om tilførsler af TBT til Østersøen.

Fire ud af de ni lande omkring Nordsøen oplyser, at de har reduceret tilførslen af TBT til Nordsøen med mere end 50% fra 1985 til 1999/2000.

EU-regulering: Forbud mod anvendelse til skibe under 25 m (99/51/EU). IMO: Forbud mod anvendelse på alle skibe fra 2003 og må ikke forekomme på skibe efter 2008. Tributylin er et prioriteret stof i havkonventionerne.

2.8. Dioxin og co-planare Poly-Chlorerede Bifenylter (PCB)-forbindelser

I Danmark er der angivet følgende kilder til dioxin og co-planare PCB-forbindelser. Stofferne opstår som et uønsket biprodukt ved følgende processer: Affaldsforbrænding, biomasseafbrænding, fordampning fra PCP-behandlet træ og metalomsmeltning (MST., 2000b). Den samlede tilførsel af dioxin til Nordsøen fra landbaserede udledninger skønnes at være 5 g I-TEQ/år (NSC., 2002), mens den atmosfæriske tilførsel til Nordsøen skønnes at være 2 kg I-TEQ/år (NSC., 2002). Der foreligger ingen oplysninger om tilførsler af dioxin til Østersøen.

Da der er stor usikkerhed omkring opgørelserne af dioxinbelastningen til Nordsøen, er der vanskeligt at vurdere omfanget af reduktioner. Nogle lande rapporterer dog, at de har nået en 50% reduktion i tilførsler (især atmosfærisk) fra 1985 til 1999/2000.

2.9. PCB og persistente chlorpesticider

I Danmark er der angivet følgende tidligere anvendelse af PCB-forbindelser: I transformatorer og byggemateriale. Der er kun fundet oplysninger om tilførsel af PCB-forbindelser til Nordsøen fra landbaserede udledninger, som skønnes at være 1,5 tons/år (OSPAR, 2000). Tilførslerne vurderes at være reduceret meget gennem forbud mod og kraftig regulering i anvendelsen af PCB.

De fleste af de pesticider, som er omtalt her, er i dag forbudt at anvende, netop fordi de ophobes i miljøet og giver uønskede effekter. Der er dog fortsat rapporter om følgende tilførsler af chlorpesticider til Nordsøen fra landbaserede kilder: lindan 0,7 tons/år (OSPAR, 2000) – 40 tons/år (NSC., 2002); endosulfan 2 tons/år (NSC 2002); simazin 139 tons/år (NSC 2002); atrazin 127 tons/år (NSC., 2002). Via atmosfæren vurderes det, at der sker tilførsler for: ”driner” 1 tons/år (NSC., 2002) og DDT 7 tons/år (NSC., 2002). Der er ikke fundet oplysninger for Østersøen.

Persistent Organic Pollutants (POP) konventionen: En global regulering/forbud. PCB er et prioriteret stof i havkonventionerne. I EU er chlorpesticider ikke længere godkendt som pesticider (91/414/EU).

2.10. Polyaromatiske hydrocarboner (PAH)

PAH-forbindelser findes i olie eller opstår ved forbrænding af fossilt brændstof. Den samlede tilførsel af PAH-forbindelser til Nordsøen fra landbaserede udledninger skønnes at variere mellem 1 tons/år (OSPAR, 2000) og 21 tons/år (NSC., 2002), mens det atmosfæriske bidrag til Nordsøen skønnes at være mellem 5904 tons/år (NSC., 2002) og 7000 tons/år (OSPAR, 2000). Der er ikke fundet oplysninger om tilførslen til Østersøen.

EU-regulering: Emissionsreduktion gennem BAT (96/61/EU). Vandkvalitetskrav (76/464/EU). PAH-forbindelser er prioriteret i havkonventioner.

2.11. Hormonlignende stoffer

Disse stoffer omfatter bl.a. pthalater og akyklphenolethoxylater. Pthalater anvendes til følgende: Blødgørere i PVC (89%), udfyldningsmiddel (4%) og maling/lak (3%). Nonylphenylethoxylater anvendes til maling/lak, pesticidformuleringer, kosmetik, binde- og smøremidler.

Der er ikke fundet data for tilførslerne til Nordsøen eller Østersøen.

EU-regulering: Pthalater er forbudt som blødgørere i børnelegetøj (92/59/EU). Akyklphenol og ethoxylater er der indgået frivillige aftaler om at udfase i en række europæiske lande

2.12. Bariumsulfat

Stoffet bruges som vægtmateriale i boremudder ved boring efter olie og gas. De samlede tal for tilførslen til Nordsøen ligger ca. på 800.000 t. Der forventes ikke at være nogen tilførsler til Østersøen, da stoffet især bruges og udledes ved olie- og gasindvinding. Udviklingen i tilførsler til Nordsøen følger boreaktiviteten, som i den danske del af Nordsøen har været forholdsvis konstant gennem de sidste 10 år.

2.13. Muskxylenere

Muskxylenere anvendes som duftstof i en række produkter: Kosmetik, rengørings- og plejemidler. Der er ikke fundet opgørelser over tilførslen til Nordsøen eller Østersøen. Muskxylenere er et prioriteret stof i havkonventionerne.

3. Forekomst og tidsmæssig udvikling af miljøfarlige stoffer i de danske og nærliggende farvande

3.1. Indledning

Flere af de kendte miljøfarlige stoffer, herunder de persistente (vedvarende) organiske stoffer som PCB-forbindelser, dioxin og klorerede pesticider og andre halogenerede forbindelser, kendetegnes af deres lave opløselighed i vand. Stofferne opkoncentreres i fedtfraktionen i de akvatiske organismer og bindes til de organiske partikler i sediment. Koncentrationsbestemmelser i akvatiske organismer kan derfor bruges som bioindikatorer for miljøfarlige stoffer, da disse afspejler koncentrationen på lokaliteten samt følger udviklingen i tid.

Desværre er en stor del af de tilgængelige tidsserier ikke særlig anvendelige til analyser af udviklingen over tid på grund af f.eks. et skift i målemetoderne i perioden, eller fordi indsamlingsstrategien er ændret med hensyn til de indsamlede organismers alder, størrelse og andre biologiske faktorer af betydning for den fundne koncentration.

Etablering af en miljøprøvebank, hvortil prøver indsamles årligt og opbevares under sikre forhold, giver vil give en god mulighed for, at man dels retrospektivt kan undersøge udviklingen i forekomsten af et nyt stof, og dels at man kan kontrollere betydningen af et metodeskift i den kemiske analyse. Sverige, der er et af de få lande omkring Nordsøen/Østersøen, som har en miljøprøvebank, har ved flere tilfælde demonstreret betydningen af denne.

Koncentrationsbestemmelser af miljøfarlige stoffer i lagdelte sedimenter er ligeledes meget velegnet til at følge den tidsmæssige udvikling i retrospektive undersøgelser. Alderen på de forskellige segmenter kan bestemmes med forskellige metoder, f.eks. med en ^{210}Pb datering (Appleby, P.G.; Oldfield, F., 1983). En koncentrationsmåling i sedimentet har imidlertid den svaghed, at den kun giver et mål for den totale koncentration og ikke et estimat på den biologisk tilgængelige koncentration.

De fleste relevante tidsserier af målinger i biologisk materiale fra Nordsøen og Østersøen inkl. Kattegat og de indre danske farvande er udført som et led i nationale og internationale overvågningsprogrammer. Der er udearbejdet internationale guidelines, hvori såvel prøvetagningsstrategi som relevante analysemetoder inkl. kvalitetskontrol er beskrevet (OSPAR, 2000; HELCOM, 2002). Dette har medvirket til, at overvågningsdata fra forskellige lande er blevet mere sammenlignelige såvel i tid som rum. Hovedparten af de målinger/undersøgelser, som der er refereret til her, er baseret på denne type data suppleret med data fra litteraturen vedrørende nye stoffer, der ikke p.t. indgår i overvågningsprogrammerne. Metaller, PCB-forbindelser og persistente

chlorpesticider bliver årligt målt i fisk og muslinger fra såvel Nordsøen som Østersøen, da disse stoffer/stofgrupper indgår som obligatoriske parametre i såvel HELCOMs som OSPARs overvågningsprogrammer. For disse stoffer/stofgrupper findes der derfor såvel tidsserier, som data der beskriver den geografiske spredning. Desværre findes der tilsvarende data for den geografiske spredning af de nye problemstoffer, her findes kun enkelte undersøgelser og yderst få tidsserier. Fødevarerdirektoratets overvågningsprogram omfatter analyse af konsumfisk fra forskellige danske farvande for indhold af miljøfremmede stoffer, som f.eks. PCB'er og visse tungmetaller.

Tilførslen af f.eks. metaller, PCB-forbindelser og klorerede pesticider fra punktkilder, luft og floder til Nordsøen og Østersøen er formindsket siden begyndelsen af firserne (OSPAR, 2000; HELCOM, 2000). En tilsvarende reduktion kan imidlertid ikke forventes at ses samtidig i sediment og biota. En modelsimulering baseret på en 50 % reduktion af cadmium (Cd) via tilførsel fra floder og luft viser desuden, at dette giver en reduktion på mindre end 4-8 % i cadmium-koncentrationen i vandfasen i den nordlige del af den Tyske Bugt, mellem 3 og 9 % i den sydlige del af Nordsøen og kun 1-4 % i den centrale del af Nordsøen, hvor betydningen af den landbaserede tilførsel er lille i forhold til tilførslen fra Nordatlanten (OSPAR, 2000).

Der kræves normalt lange tidsserier, ofte 10-15 år, før man kan se signifikante ændringer i koncentrationen af miljøfremmede stoffer i det marine miljø. Det skyldes bl.a. stor år til år variation såvel som en analyseusikkerhed på op til 15-20 % for mange stoffer. Der er derfor ikke stor sandsynlighed for, at man kan påvise en tidsmæssig udvikling i stofkoncentrationen for de stoffer, som man kun for nyligt har kunnet måle som f.eks. bromerede flammehæmmere, hormonlignende stoffer som phtalater og nonylphenoler, polære pesticider (herbicider) og muskxylener.

3.2. Metaller (cadmium (Cd), kviksølv (Hg), bly (Pb), kobber (Cu), zink (Zn) og arsen (As))

Cd-koncentrationen i fisk og muslinger (biota) varierer generelt mellem 1- 4 mg/kg tørstof i Nordsøen, Kattegat, Østersøen, og de indre danske farvande (OSPAR, 2000; HELCOM, 2002; Henriksen, P. et al., 2001). Koncentrationen i Østersøen er generelt højere end i Kattegat. I Nordsøen kan der forekomme koncentrationer i muslinger helt op til ca. 80 mg/kg tørstof .

Tilsvarende varierer Hg-koncentrationen i fisk og muslinger (biota) i Nordsøen, Kattegat, Østersøen, og de indre danske farvande i gennemsnit mellem 0,01-0,1 mg/kg våd vægt. I fisk fra Nordsøområdet kan der imidlertid forekomme koncentrationer helt op til ca. 0,6 mg/kg våd vægt (OSPAR, 2000; HELCOM, 2002; Henriksen, P. et al., 2001).

Den tidsmæssige udvikling i metalkoncentrationen (kviksølv, cadmium, bly, kobber, zink) fra 1978 og frem til 1996 er undersøgt i op til 86 tidsserier i biota (fisk og muslinger) primært fra de kystnære områder i OSPAR konventionsområdet (se Fig. 1) (OSPAR, 2000). Heri indgik bl.a. en tidsserie fra Hvide Sande ved den danske vestkyst, hvor man fandt en faldende tendens for kobber-koncentrationen, mens det for de øvrige metaller ikke kunne påvises nogle tendens. Generelt viste de øvrige tidsserier i konventionsområdet tilsvarende tendenser, dvs. at koncentrationerne var mere eller mindre konstante i hele perioden fra 1978 og frem til 1996 for samtlige undersøgte metaller. Kun i otte tidsserier fandtes signifikante nedadgående tendenser: For Hg i den sydlige del af Nordsøen, tæt ved udløbet af de store floder (ved den belgiske kyst, Ems-Dollard, Vadehavet, ved Elben og den sydlige del af den Tyske Bugt) og Cd som udviste en nedadgående trend i syv dataserier, primært fra den sydlige del af Nordsøen, men også i to norske fjorde. Pb- og Cu-koncentrationen i biota formindskedes også i henholdsvis fire og otte områder.

Den tidsmæssige udvikling af koncentrationen af metaller i den sydlige Østersø og Kattegat fra ca. 1979 og frem til nu er heller ikke entydig (HELCOM, 2002; Naturvårdsverket, 2000). Hg-koncentrationen i torsk fra Kattegat (Fladen) og muslinger fra den svenske vestkyst samt i sild fra den sydlige del af Østersøen viste ingen signifikante tendenser i perioden 1979 -1998. Derimod faldt Hg koncentrationen i fugleæg fra St. Kalø, Gotland i den tilsvarende periode. Koncentrationen af Pb i fisk var generelt lave og faldende i perioden, mens Cd-koncentrationen i fisk er stigende i flere dele af Østersøen. Danske målinger fra Øresund viser en tilsvarende stigning (Henriksen, P. et al. 2001), hvorimod Cd-koncentrationen i fisk fra Fladen/Kattegat stort set var konstant i perioden. Den tidsmæssige udvikling af såvel Zn- som Cu-koncentrationen i sild er i flere områder i Kattegat/Østersøen svagt stigende.

Arsen indgår ikke som en obligatorisk parameter i de internationale overvågningsprogrammer. Der findes derfor ikke nogle tidsserier for fisk fra danske og omkringliggende farvande. Der kunne imidlertid ikke påvises nogen trend i As-koncentrationen målt i blæretang fra den svenske Bohuskyst i perioden 1992 til 1997 (Forum, 2001; Cato, 2000). As indgår i overvågningsprogrammet for fødevarerovervågning (Levnedsmiddelstyrelsen, 1989). Her fandt man, at koncentrationen i fisk afhænger af arten. Koncentrationen varierer fra område til område og er generelt størst i Kattegat / Nordsøen (2-10 mg/kg) sammenlignet med Østersøen (0,6 – 1,3 mg/kg) (Anon. 1995).

De få tidsserier, der er rapporteret for metaller i sediment i OSPAR-regi viser samme tendenser som refereret for biota, dvs. en faldende koncentration af Hg ved den belgiske kyst og et fald i koncentrationen af Pb, Cu og Cd ved den hollandske og belgiske kyst samt i Vadehavet.

I lagdelt sediment fra Østersøen er der i udvalgte områder vist, at metalkoncentrationen i de øvre 2-10 cm er lavere end i lag der repræsenterer perioden 1960-80, hvilket indikerer, at der er sket en nedgang i niveauerne siden denne tidsperiode (HELCOM, 2002).

3.3. Tributyltin (TBT)

Kun få laboratorier kan måle miljørelevante koncentrationer af TBT. Der findes derfor kun en meget begrænset mængde data fra få områder vedrørende koncentrationer af TBT i biota.

Koncentrationen af TBT i muslinger fra de indre danske farvande og fjorde varierer generelt mellem 0,5 – 75 µg pr. kg våd vægt (beregnet som tin (Sn)) (Henriksen, P. et al., 2001). I enkelte prøver kan der findes endnu højere koncentrationer. Både butyltin og phenyltin forekommer i leveren fra fisk fra både Storebælt og Københavns Havn (Strand, J., Jacobsen, J.A., 2000). De højeste koncentrationer er fundet i fiskelever fra skrubber i Storebælt (60 – 259 µg pr. kg våd vægt). Koncentrationen i ulk og torsk er betydelig lavere. I Københavns Havn er koncentrationen ca. en faktor 10 højere. Fiskelever indeholder også phenyltin, og koncentrationen i de to områder er ca. på samme niveau (20 – 30 µg pr. kg våd vægt).

Der findes enkelte undersøgelser af udviklingen i koncentrationen af TBT i miljøet fra meget kystnære områder omkring Nordsøen. Disse viser generelt faldende koncentrationer, som f.eks. i en undersøgelse fra Arcachon Bugten i Frankrig. Her fandt man, at vandkoncentrationen i perioden fra 1982, hvor det blev forbudt, til 1993 faldt fra over 100 ng/l til ca. 1 ng/l havvand (Ruiz et al., 1996). I det danske program har man 3 års TBT-data fra muslinger. Dette er imidlertid for kort en periode til at kunne se en tendens. Der findes ikke TBT trend målinger fra de mere åbne danske farvande eller fra Østersøområdet.

Flere sneglearters hormonsystem er meget følsomme for en påvirkning af TBT. De kan udvikle imposex og intersex selv ved meget lave TBT-koncentrationer. Forekomsten af imposex/intersex bliver derfor hyppigt brugt som indikator for forekomsten af TBT (Harding, M.J.C., 1997). I flere områder i og omkring Nordsøen har man vist, at forekomsten af imposex/intersex er formindsket, hvilket ses som en indikation på at koncentrationen af TBT også er formindsket (Evans, S.M., Evans, P.M., Leksono, T., 1996; Svarvarsson, J., 2000)

3.4. Dioxin og co-planare PCB-forbindelser

Koncentrationen af dioxin og dioxinlignende PCB-forbindelser i fisk varierer meget, hvilket skyldes forskelle mellem arter og fedtindhold såvel som geografiske forskelle.

Flere arter indeholder dioxin og dioxinlignende PCB-forbindelser under 1 pg I-TEQ henholdsvis PCP-TEQ/g våd vægt. TEQ, er et mål for en prøves samlede giftighed, som skyldes dioxiner og dioxinlignende stoffer, og anvendes ofte til en miljømæssig vurdering. Den beregnes ud fra koncentrationen samt en toksicitetsækvivalensfaktor (TEF) for de enkelte dioxinforbindelser (congenerer). TEQ-systemet er baseret på et relativt rangordningssystem med TEF, hvor 2,3,7,8-TCDD har fået faktoren 1 som den mest giftige (den såkaldte Seveso-dioxin). Giftigheden af de øvrige dioxinforbindelser udtrykkes i forhold til giftigheden af dette stof målt som den enzymatiske aktivitet af disse stoffer f.eks. i arylhydrocarbon-hydroxylase (AHH), ethoxyresorufin-O-diethylase (EROD) eller thymic atrophy (TA) induktion. Der findes flere forskellige systemer til beregning af Toxic Equivalents (TEQ), hvor WHO-toxækvivalenter (WHO-TEQ) er det nyeste, og som bruges specielt i forbindelse med en risikovurdering af fødevarer. Der er også udarbejdet et specielt nordisk system, N-TEQ, som blev brugt i Norden indtil for få år siden. Man er i den senere tid blevet opmærksom på, at toksiciteten af non-orto (plane) og mono-orto substituerede PCB-forbindelser er betydeligt større end for de øvrige PCB-forbindelser. Non-orto forbindelserne har ikke noget kloratom i den så kaldte orto-position og mono-orto har kun et. På grund af denne kemiske struktur vil de kunne reagere som dioxiner og i mange tilfælde bidrage væsentligt til den samlede toksicitet af PCB-forbindelser i miljøet på trods af deres relativt lave koncentration.

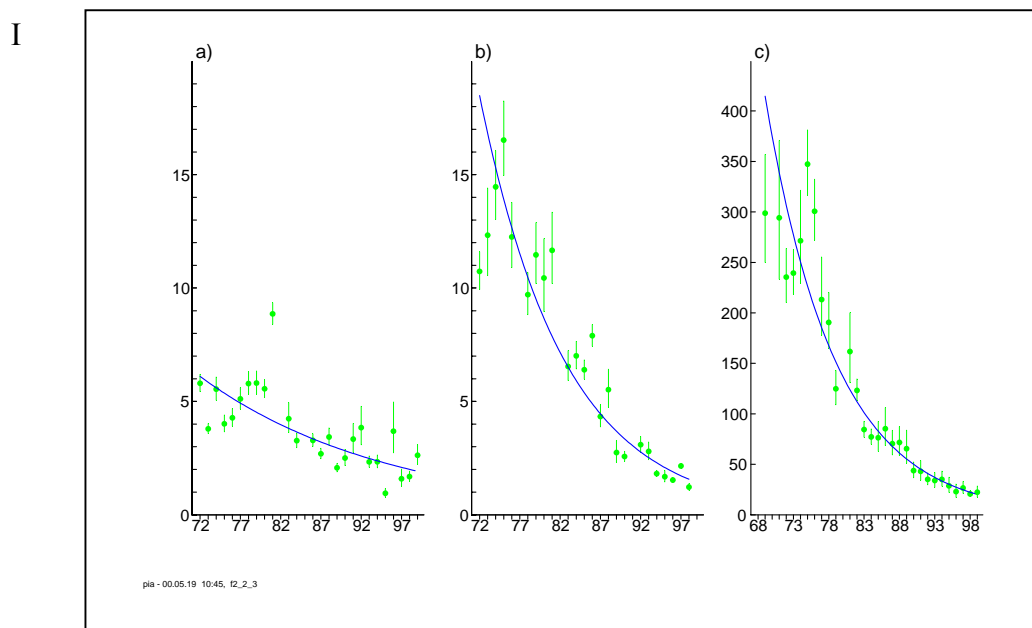
Koncentrationen af dioxin i sild fra Østersøen kan variere mellem 3-24 pg TEQ/g våd vægt og koncentrationen af dioxinlignende PCB-forbindelser ligger på samme niveau. De højeste koncentrationer er fundet i ældre fisk med stort fedtindhold fra den indre del af den Finske bugt og i fisk fra Bottenhavet (HELCOM 2002). Sild fra Nordsøen indeholder koncentrationer svarende til de lave niveauer der forekommer i Østersøen (4-6 pg total-TEQ /g). Laks fra Østersøen kan indeholde koncentrationer på op til 16 pg total-TEQ /g (ICES, 2001). I fisk fra det danske marked har man fundet dioxin koncentrationer i niveauet 0,01-0,79 pg TEQ/g afhængig af art. I torskelever fra den sydlige Nordsøen har man fundet helt op til 88,7 pg TEQ/g. Ofte bidrager de dioxinlignende PCB-forbindelser væsentligt til den totale TEQ værdi (ICES, 2001).

Kun få lande har gennemført en tidsmæssig overvågning af dioxin og co-planare PCB-forbindelser i miljøet, og kun få af disse har omfattet det marine miljø. Retrospektive undersøgelser er bl.a. blevet udført ved brug af lagdelt sediment. Hovedparten af disse undersøgelser er imidlertid udført i USA, enkelte er dog fra Europa. I sediment fra Østersøen fandtes der lave koncentrationer af dioxin i alle lag fra perioden 1882-1962. Først i lag fra perioden 1970-1985 begyndte koncentrationen at stige, dog var koncentrationen i prøven fra 1985 noget lavere end den fra 1978 (Kjeller og Rappe, 1995). Tilsvarende udvikling er også fundet i sø- og flodsedimenter i Europa.

I en retrospektiv undersøgelse ved brug af materiale fra den svenske miljøprøvebank fandt man, at koncentrationen PCDD/F i æg fra lomvie fra Stora Kalsø ved Gotland faldt fra 3500 pg/g fedt i 1969 til 900 pg/g i 1994, udtrykt som N-TEQ (de Wit et al., 1994). Det bemærkes at dioxinkoncentrationen i sild fra den sydlige del af Østersøen og Kattegat stort set har været konstant siden begyndelsen af halvfemserne (HELCOM, 2002).

3.5. PCB-forbindelser og persistente chlorpesticider

Koncentrationen af PCB-forbindelser og persistente chlorpesticider er rapporteret såvel på basis af våd vægt som på basis af fedtstof i de forskellige overvågningsprogrammer. Hertil kommer, at koncentrationen er målt i forskellige fiskearter såvel i fiskelever som i muskelvæv. Dette gør det svært direkte at sammenligne målinger fra forskellige områder. Koncentrationen af sum PCB, sum HCH og sum DDT i muslinger fra de danske farvande varierer mellem henholdsvis 1 – 11 µg, 0,03- 0,4 µg og 0,5 – 2 µg pr. kg våd vægt og tilsvarende i skrubbelever mellem 22-217 µg, 1-7 µg og 6-49 µg pr. kg våd vægt (Henriksen, P. et al., 2001). I Østersøen og Kattegat er DDT koncentrationen i sild højst i den sydlige del af Østersøen og lavere i Kattegat og den nordlige del af den Botniske Bugt. PCB-koncentrationen følger et tilsvarende mønster, men her har de lokale kilder en større betydning end for DDT (HELCOM, 2002).



Figur 2. PCB koncentration (µg/g vådvægt) i sildemuskel i perioden 1972-98 i a) sydlige del af Bottenhavet og b) sydlige del af Østersøen såvel som i c) lomvieæg fra den centrale del af Østersøen i perioden 1968-98. Kilde: HELCOM, 2002.

Norge har man for nyligt undersøgt om dybhavsfisk indeholder højere koncentrationer af PCB og persistente chlorpesticider end arter, der forekommer i mere lave farvande. Man fandt imidlertid de største forskelle mellem de forskellige arter og ikke specifikt

mellem levestedet, hvor sum PCB i fisk fra de dybe områder varierede mellem 5-600 µg pr. kg våd vægt og fra de grunde områder mellem 20-480 µg pr. kg våd vægt (Forum, 2001).

Ved OSPARs seneste evaluering af den tidsmæssige udvikling i koncentrationen af organiske forureningsstoffer i biota fra 1978 og frem til 1996 blev flertallet af de tids-serier, der indgår i OSPARs overvågningsprogram, desværre ikke evalueret/medtaget på grund af forskellige problemer med kvalitetssikringen af data (OSPAR, 2000). Den seneste geografiske og tidsmæssige udvikling af disse stoffer i biota i Nordsøen kendes derfor ikke. Tæt ved udløbet af Rhine/Meuse er koncentrationen af sum PCB i sediment imidlertid faldet med 70-80 % i perioden 1986-96.

Der findes lange tidsserier for PCB og persistente chlorpesticider i fisk, muslinger og fugleæg fra Østersøen og Kattegat målt af de svenske miljømyndigheder. Disse data viser entydigt, at koncentrationen af såvel PCB som DDT, HCH og HCB har været aftagende fra slutningen af halvfjerdserne og frem til 1998. Koncentrationen faldt mest frem til begyndelsen af halvfemserne, hvorefter den for enkelte stoffer og områder var mere eller mindre konstant (HELCOM, 2002) (Fig. 2). Tilsvarende tendenser er også vist for PCB målt i torsk fra Skagerrak, hvor koncentrationen også har været mere eller mindre konstant siden begyndelsen af halvfemserne (FORUM, 2001).

3.6. Polyaromatiske hydrocarboner (PAH)

Blåmuslinger er den art der hyppigst bruges som indikator for PAH-forurening. Fisk kan relativt hurtigt nedbryde (metabolisere) PAH-forbindelser og er derfor ikke så velegnet som indikatororganisme for PAH. Det skal imidlertid bemærkes, at nedbrydningsprodukterne af PAH også kan udgøre en fare for såvel miljøet som menneskene.

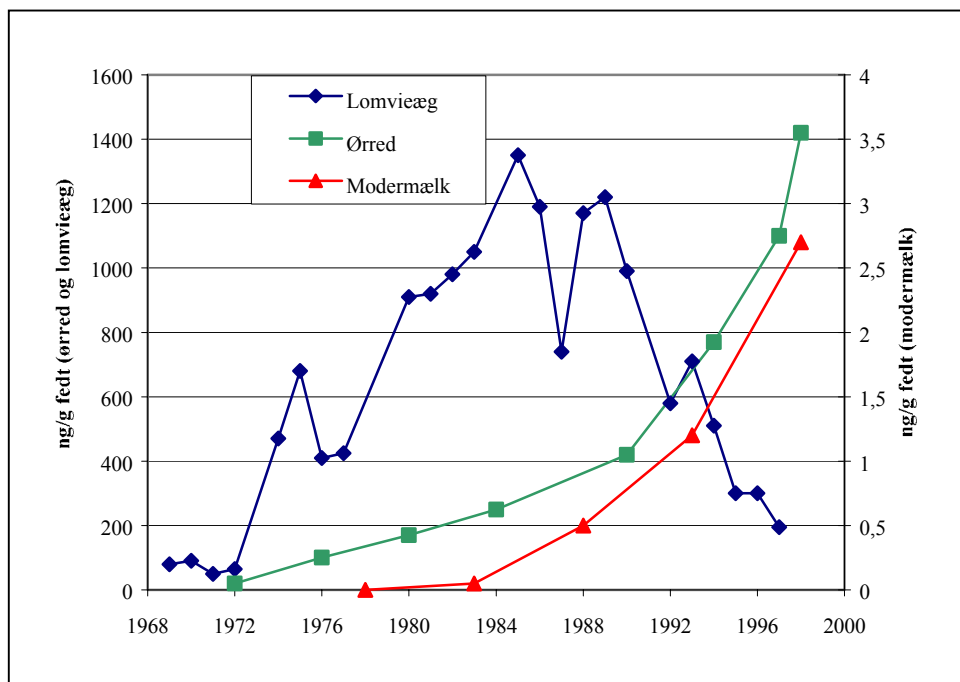
Koncentrationen af sum PAH i muslinger i de danske farvande og fjorde varierer mellem 80-560 µg/kg våd vægt. Det bemærkes, at der er medtaget flere forskellige PAH-forbindelser, end hvad der er sædvanligt (Hansen et al. 2000). Hvis man beregner sum-koncentrationen ud fra de 9 PAH-forbindelser, der normalt indgår i f.eks. OSPARs overvågning, bliver koncentrationen 30-70 % lavere.

Der findes ikke specielt mange og ej heller lange tidsserier for PAH i biota, da PAH ikke har været en obligatorisk parameter i de internationale overvågningsprogrammer. I enkelte serier fra Hollands og Belgiens kyst kan der ses en nedadgående tendens for enkelte PAH-forbindelser (OSPAR, 2000).

Derimod kan man ikke se en tilsvarende tendens i perioden 1986-1996 i koncentrationen af PAH-forbindelser i sediment fra den hollandske kyst. I Vadehavet fandt man en stigning i koncentrationen på ca. 40 % af lokaliteterne (OSPAR, 2000).

3.7. Bromerede flammehæmmere

Forekomsten af bromerede flammehæmmere i miljøet har været i fokus i en længere periode på grund af disse stoffers hyppige anvendelse sammenholdt med deres kemiske lighed med de tilsvarende klorede miljøfarlige stoffer som f.eks. PCB. Der anvendes en række forskellige bromerede flammehæmmere, hvoraf PBDE (polybromerede diphenylethere) og PBB (polybromerede biphenyl) indtil videre



Figur 3. Koncentrationen af PBDEs i lomvieæg fra Stora Karlsö, Sverige (1969-1997), ørred fra Lake Ontario, USA (1978 – 1998) og i modernmælk fra svenske kvinder (Kilde: DMU Rapport)

skønnes at være de mest problematiske, idet de ophobes i naturen og er under mistanke for at være toksiske for mennesker og miljøet.

I Danmark, hvor man kun for nyligt er begyndt at undersøge for forekomsten af disse stoffer i miljøet, fandt man i 2000, at de bromerede flammehæmmere forekom i alle danske akvatiske miljøer (MST., 2001). Koncentrationen af de bromerede flammehæmmere var højere i ferskvandsområder end i de marine områder. I væv fra fisk indsamlet ud for den hollandske kyst fandt man koncentrationer af PBDE fra 0,0001 til 1,7 mg/kg (OSPAR, 2000). Lignende resultater er fundet i såvel andre nordiske lande som fra mange andre egne af jorden, hvilket peger på en global forurening med denne type forbindelser.

Den tidsmæssige trend af PBDE-forbindelser er bl.a. undersøgt i fugleæg fra Østersøen, ørred fra de store søer i USA og i modernmælk fra svenske kvinder (Fig. 3). I to af prøvetyperne ses en opadgående tendens, imens koncentrationen siden 1985 har været aftagende i fugleæg fra Østersøen.

3.8. Hormonlignende stoffer

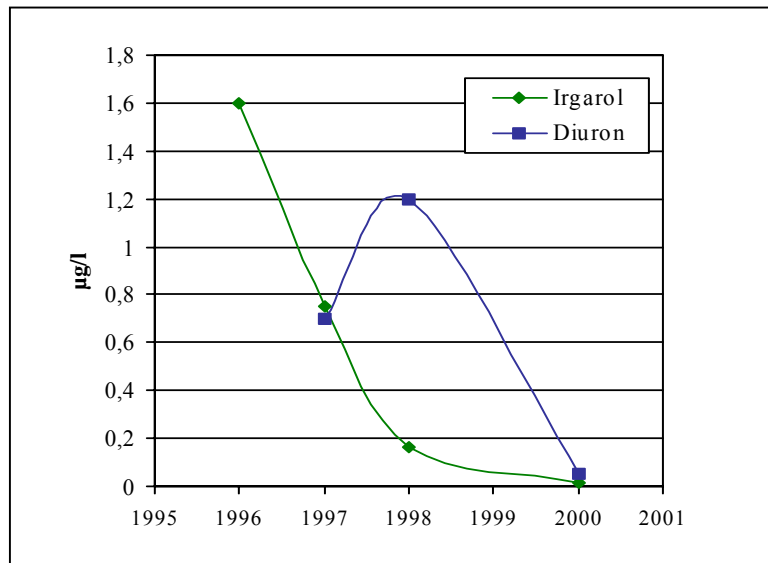
Hormoner produceres i de endokrine organer og kontrollerer forskellige livsnødvendige processer i de levende organismer herunder reproduktion. Man er de seneste år blevet klar over, at flere af de miljøfarlige stoffer, der forekommer i vandmiljøet, kan påvirke disse processer i de akvatiske organismer. Vores kendskab til disse processer er imidlertid meget begrænsede og herved også den økologiske betydning af forekomsten af disse stoffer.

Spektret af hormonlignende stoffer strækker sig fra egentlige naturlige hormoner som 17β -østradiol over de syntetiske hormoner benyttet i p-piller, samt 17α -ethinyløstradiol, phtalater, alkylphenoler, til klorpesticider (DDT og DDE), PCB og dioxiner eller dioxinlignende PCB-forbindelser. De registrerede effekter varierer fra fund af stoffet vitellogenin i hanfisk, (et stof som aktiverer dannelsen af æggeblomme hos hunner), til egentlig ægproduktion i testiklerne hos hanfisk, tidlig modning af hunfisk, maskulinisering af hunner og forstyrrelser i andre af fiskens hormonsystemer f.eks. skjoldbruskkirtlens stofskiftehormoner (Vos, J.G. et al., 2000).

I det marine miljø er effekten af TBT på snegle nok den mest velkendte (se afsnit 3.3). Høje koncentrationer af nonylphenol er bl.a. fundet i sediment fra flodområder i den sydlige del af Nordsøen (300 $\mu\text{g}/\text{kg}$) og ved Englands kyst (op til 44 $\mu\text{g}/\text{kg}$) (OSPAR, 2000). Tilsvarende høje koncentrationer er også fundet i de danske farvande, hvor koncentrationen af nonylphenol og DEHP i sediment lå mellem hhv. 5-375 $\mu\text{g}/\text{kg}$ og 10-2500 $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørstof.

3.9. Polære pesticider (herbiciderne dieldrin, simazine og atrazine)

Forhøjede koncentrationer af dieldrin i fisk forekommer specielt i mundingerne til de store floder omkring Nordsøen. Man har bl.a. fundet relativt høje koncentrationer af dieldrin i fisk fra de engelske flodmundinger (0,023- 0,072 mg/kg vådvægt). Koncentrationen er imidlertid faldende. Tilsvarende nedadgående tendens er også fundet i blåmusling og fisk fra den hollandske kyst (OSPAR, 2000).



Figur 4. Udvikling i koncentrationen af antibegroningsmidlerne Diuron og Irgarol i havnebassinet ved Egå Marina . Koncentrationerne udenfor havnebassinet var hhv. $< 0,027$ og $< 0,004$ µg/l. (Kilde: Henriksen, P. et al., 2001)

Simazine, atrazine og andre vandopløselige pesticider måles oftest i vandfasen. Her kan man finde koncentrationer i niveauet fra $0,001$ µg/l op til $0,03$ µg/l (OSPAR, 2000). Det bemærkes, at målinger i vandfasen kun giver et øjebliksbillede af koncentrationen og derfor vil kræve et intensivt prøvetagningsprogram for at blive repræsentativt i såvel tid som rum.

Enkelte amter har fulgt den tidsmæssige udvikling i antibegroningsmidlerne (pesticider) Diuron og Irgarol i vandfasen over en længere periode. Århus Amt har vist, at der har været en faldende tendens i koncentrationen af disse stoffer fra midten af 1990'erne (Fig. 4).

3.10. Muskxylener

Musk-forbindelser tilsættes forskellige toiletartikel som duftmiddel og kan tilføres det akvatiske miljø via udledninger af spildevand. Polycykliske muskforbindelser udgør ca. 70 % af verdens-markedet. Det har vakt bekymring, at man kan finde disse stoffer i miljøet, da de er lipophile, persistente og har en tendens til at akkumuleres. I ferskvandsfisk er disse forbindelser fundet i op til 91 mg/kg fedtvægt. Dette er betydeligt højere koncentrationer end dem, der er fundet i fisk fra marine områder ($< 0,4$ mg/kg fedtvægt). Der bemærkes, at der kun findes få marine data (ICES, 1999)

3.11. Radioaktive stoffer

Den væsentligste kilde til de artificielle radioaktive emner i Nordsøen er udslip fra oparbejdnings- anlæggene i Cap de la Hague og Sellafield) samt fra Østersøen (Cs-137). Tilførslen af det vigtigste menneskeskabte radioaktive emner til Nordsøen var faldende i perioden 1993-1996 (OSPAR 2000). Typiske værdier i biota fra Nordsøen af total alfa aktivitet, primært fra ^{210}Po er mellem 2-40 Bq/kg våd vægt. Der er imidlertid stor variation mellem arter. Total beta aktivitet i fisk og muslinger, primært fra den naturligt forekommende ^{40}C variere mellem 20-130 Bq/kg våd vægt. ^{134}Cs og ^{137}Cs bidrager kun med en meget lille del til den totale aktivitet i biota fra Nordsøen, 0,02-0,04 respektive 0,4-1,4 Bq/kg våd vægt (OSPAR, 2000).

Menneskeskabte radioaktive emner er også den vigtigste kilde i Skagerrak. Her bidrager ^{137}Cs imidlertid mest til den totale dosis et menneske bliver udsat for via føde fra havet. Den tidsmæssige udvikling af koncentrationen af ^{137}Cs er blevet undersøgt såvel via modeller som målinger. Op til ca. 1980 var koncentrationen stigende op til over 100 Bq/m³ primært på grund af udslip fra Sellafield, hvorefter den har været faldende. Siden 1990 har koncentrationen været under 20 Bq/m³ (Forum, 2001).

Fødevarerdirektoratet har været involveret i en sag omkring polonium 210 i muslinger, som blev afvist i Schweiz, mens DK vurderede, at der ikke var sundhedsmæssige problemer. Polonium menes udledt i forbindelse med off-shore aktiviteter.

3.12. Giftgasser og ammunitionsdepoter

Giftgasser og ammunitionsdepoter kan specielt udgøre et problem for Østersøen og Kattegat, da man har kendskab til at diverse former for ammunition blev dumpet i dette område primært under og lige efter 2. Verdenskrig. I regi af HELCOM blev der iværksat en undersøgelse af eventuelle miljøproblemer heraf i begyndelsen af halvfemserne. Hovedkonklusionen blev, at på baggrund af den nuværende viden udgjorde giftgasser og ammunitionsdepoter ikke noget udbredt risiko for havmiljøet. Forhøjede koncentrationer i sediment af enkelte krigsgasser kan imidlertid forekomme lokalt i nærheden af dumpningsområdet. Der er ej heller påvist nogle skadelige effekter i miljøet. En vis spredning forekommer bl.a. på grund af, at materiale kan blive flyttet ved trawling, og der er også forekommet uheld i forbindelse med fiskeri. Alle lande omkring Østersøen har specielle kontrolprocedurer for fiskeri i risikoområder. Indtil d.d. har man ikke påvist rester af sennepsgas eller nogle andre efterladenskaber fra giftgasser eller ammunitionsdepoter i fisk eller andre organismer fra havet. (HELCOM, 1996)

3.13. Bariumsulfat

Bariumsulfat, som er et inert stof, der benyttes som additiv i boremudder i forbindelse med olieboring. Stoffet bindes til partikler og på den måde har det vist sig, at det føres vidt omkring bl.a. til de dybere dele af Skagerrak, som ligger flere hundrede kilometer fra Nordsøens oliefelter. Der er set en fordobling i flere områder af Skagerrak i perioden fra 1950-1990 (OSPAR, 2000).

4. Risikovurdering af miljøfremmede stoffer

4.1. Baggrund for risikovurdering

Miljøriskovurdering har til formål at estimere sandsynligheden for at menneskelige aktiviteter forårsager eller har forårsaget negative effekter på økologiske systemer. Målet med denne del af rapporten er at vurdere sandsynligheden for at miljøfremmede stoffer bidrager til en nedgang i danske fiskebestande.

Risiko estimeres ved at sammenligne koncentrationerne af miljøfremmede stoffer målt i vand, sediment og væv med såkaldte tærskelkoncentrationer, dvs. koncentrationer, der er mindre end eller lig med niveauer, hvor negative effekter på miljøet forventes.

Tærskelkoncentrationerne, også kaldet miljøkvalitetskriterier, fastsættes på forskellige måder. I denne analyse er værdierne baseret på øko-toksikologiske testresultater (Tabel 1 & 2 i Bilag II). Detaljerne om hvordan disse værdier er beregnet findes i OSPAR (1997), ATLAS databasen (<http://www.mst.dk/atlas>), Hansen et al. (2000), Long og Morgan (1991) og USEPA. Fortolkningen af tærskelværdierne kan variere, for eksempel angiver OSPAR (1997) tærskelværdier for vand, sediment og muslinger, også kaldet "ecological assessment criteria (EAC)", som er defineret på følgende måde: Er koncentrationerne under eller lig med disse værdier forventes der ingen toksiske effekter hos eksponerede arter. EAC værdier angives indenfor visse niveauer og benyttes til at udpege og prioritere mulige problemstoffer. De er kun vejledende. National Oceanographic and Atmospheric Administration (NOAA) definerer sedimenttærskler (Long og Morgan 1991) som "effects range low (ERL)" og "effects range median (ERM)" som svarer til den koncentration, hvor der iagttages toksiske effekter i henholdsvis 10% og 50% af studierne. Værdierne er ikke egentlige grænseværdier, men de indgår i vurderingen af sedimentet.

I risikovurdering anvendes der ofte en trinvis fremgangsmåde. På første trin foretages en "worst case" estimering, hvor maksimum eksponeringskoncentrationen sammenlignes med en tærskelværdi. Hvis denne eksponeringskoncentration ligger under tærskelværdien for stoffets biologiske effekt anses stoffet uden yderligere undersøgelser

for ikke at have negativ effekter på udsatte arter. Hvis maksimum eksponeringskoncentrationen ligger over tærskelværdien for stoffets effekt, kan det ikke udelukkes at negative effekter kan forekomme. I så fald udføres en mere raffineret risikovurdering, hvor tidsmæssige og/eller rumlig variation i eksponering kan indgå.

Denne analyse anses for at være første trin i risikovurderingen. Den anvendes primært til 1) at identificere stoffer der ikke udgør (eller har meget lav) risiko for fiskeribestande og 2) at udpege mulige problemstoffer, der kunne prioriteres med henblik på videre undersøgelser.

4.2. Metodik anvendt til risikovurdering

Koncentrationer af metaller og organiske kontaminanter er taget fra NOVA Programmet (Hansen et al. 2000), OSPAR (2000) samt ATLAS databasen (<http://www.mst.dk/atlas>). Værdierne er omregnet til $\mu\text{g/l}$ (vand) eller $\mu\text{g/kg}$ tør stof (sediment og væv). I nogle tilfælde var det nødvendigt at konvertere vævskoncentrationer fra $\mu\text{g/g}$ våd vægt til tør vægt for at sikre sammenlignelighed. Det blev gjort ved at gange med 5 ifølge NOVA (Hansen et al. 2000, s. 168). Som første trin i risikovurderingen anvendes de højeste koncentrationer målt i vand, sediment eller væv som en "worst case" eksponering (tabel 2 & tabel 3 i Bilag II).

Tabel 2. Sedimentkoncentrationer fra ATLAS databasen samt beregnede risikokvotienter.

Stof	($\mu\text{g}/\text{kg}$ tørvægt)		Risikokvotient		
	Min.	Max.	Max/ERL	Max/ERM	Max/EAC
Cd	10	1.700	1,4	0,1771	17
Cu	600	31.000	0,9	0,1148	6,2
Pb	1.000	51.000	1,1	0,2339	10,2
Hg	10	390	2,6	0,5493	7,8
Ni	3.000	14.000	0,7	0,2713	2,8
Cr	500	25.000	0,3	0,0676	2,5
Zn	2.600	213.000	1,4	0,5195	4,26
As	160	6.300	0,8	0,0900	6,3
Acenaphthene	10	77	4,8	0,0200	
Acenaphthylene	12	180	4,1	0,0100	
Anthracene	10	310	3,6	0,0200	6,2
Fluorene	11	254	13,4	0,0200	
Naphthalene	4	170	1,1	0,0020	3,4
Phenanthrene	1	970	4	0,0007	9,7
Benzo[a]anthracene	38	1.500	5,7	0,0300	15
Benzo[a]pyrene	2	590	1,4	0,0010	5,9
Chrysene	1	1.700	4,4	0,0004	17
Dibenzo[a,h]anthracene	10	350	5,5	0,0400	
Fluoranthene	1	2.600	4,3	0,0002	5,2
Pyrene	81	2.400	3,6	0,0300	48
Tot PAH	12,1	2.791	0,7	0,0003	
Tot PCB	0,5	25	1,1	0,0030	25
DDE	0,01	6,8	3,1	0,0004	13,2
Tot DDT	0,01	6,4	4,1	0,0002	
Lindane	0,01	0,04	0,1	0,0100	

Følgende stoffer er konverteret til $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørvægt ved at multiplicere de angivne vådvægtsenheder med mængden af organisk stof på lokaliteten: TBT, total PCB og max. værdierne for DDT og DDE, total PAH.

Max/ERL = max. målt koncentration/NOAA Effektniveauer, lav (Tabel 2, Bilag II)

Max/ERM = max.målt koncentration/NOAA Effektniveauer, median (Tabel 2, Bilag II)

Max/EAC = max. målt koncentration/EAC (fra PARCOM) (Tabel 1, Bilag II)

Metal data er kun fra 1997 - 1998; organiske stoffer inkluderer alle data.

Målte koncentrationer i vand, sediment og væv er sammenlignet med miljøkvalitetskriterier. Der er benyttet flere sæt kvalitetskriterier: Ecotoxicological Assessment Criteria (EAC) for vand, sediment og muslingevæv (OSPAR 1997); USEPA chronic marine criteria for vand, NOAA Effects Range Low (ERL) og Effects Range Median (ERM) (Long og Morgan 1991) for sediment samt Norsk SFT værdier mellem klasse I og klasse II områder (Hansen et al. 2000, s. 167) for muslingevæv (Tabel 1 & 2 i Bilag II). Da der ikke findes grænseværdier for stofkoncentrationen i fiskevæv (udover for human konsum) var det ikke muligt at beregne risikokvotienter for fisk. Det skal bemærkes, at der er mærkbare forskelle i grænseværdier imellem de forskellige kilder, og dette kan have betydning for fortolkningen af resultaterne.

Risikoen for at koncentrationer af miljøfremmede stoffer i vand, sediment og/eller væv kan være en risiko for marine økosystemer (inkl. fiskepopulationer) – Risikokvotienten (RV) - er blevet estimeret ved at dividere målte eksponeringskoncentrationer med miljøkvalitetskriterier (dvs. tærskelværdier) (Calow, P., Forbes, V.F., 1999):

Risikokvotient (RK) = Målte koncentration i miljøet/Miljøkvalitetskriterier

Hvis RK ligger under 1, tolkes det som en lav risiko for, at stoffet har en effekt på marine organismer. Hvis RK overstiger 1, er der grund til bekymring for, at der kan være en risiko for effekt på de marine organismer. Sandsynligheden for at negative påvirkninger forekommer stiger med stigende RK.

4.3. Resultater

4.3.1. Miljøfremmede stoffer i vand

Risikokvotienter for miljøfremmede stoffer målt i vand er vist i Tabel 3.

Tallene angiver en meget lav sandsynlighed for, at vandkoncentrationer af kviksølv (Hg) eller bly (Pb) i henholdsvis flodmundinger eller åbne kystnærområder udgør en risiko for fiskebestandene.

Hvorvidt cadmium (Cd) og kobber (Cu) kan være en risiko afhænger af hvilke tærskelværdier der anvendes. Kobber (Cu) overstiger OSPAR's tærskelværdier i både flodmundinger og åbne kystnære områder med op til en faktor op til 800 (flodmundinger) og 160 (kystnære områder). Cadmium (Cd) overstiger OSPAR's tærskelværdier med op til en faktor 15 (flodmundinger) og 5 (kystnære områder). Det skal dog bemærkes, at hverken kobber (Cu) eller cadmium (Cd) overstiger USEPA tærskelværdier for kroniske effekter hverken i flodmundinger eller åbne kystnære områder.

Tributhyltin (TBT) koncentrationer målt i vand ligger langt over OSPAR's tærskelværdi og bør derfor prioriteres højt. Der er ingen USEPA tærskelværdi for TBT.

Målte koncentrationer af lindan i vand ligger omkring OSPAR's tærskelværdi, og der er ingen USEPA værdi for dette stof.

Der mangler målinger for organiske stoffer som f.eks. PAH- og PCB-forbindelser, og der kan derfor beregnes risikokvotienter for stoffernes effekt i vand.

4.3.2. Miljøfremmede stoffer i sediment

Risikokvotienter for miljøfremmede stoffer målt i sediment (OSPAR, 2000) vises i Tabel 3.

Maksimumkoncentrationer af alle metaller i sediment (OSPAR, 2000) overstiger de lave OSPAR-tærskelværdier med en faktor 10 eller mere, og de fleste ligger i nærheden af de høje OSPAR-tærskelværdier. TBT er stoffet med den højeste RK, mens PCB-forbindelser samt nogle PAH-forbindelser også når meget høje RK-værdier. På basis af NOAA ERL værdier anses kviksølv (Hg) for at have den højeste risiko af alle de metaller som er angivet i OSPAR (2000), specielt i flodmundinger, hvor sedimentkoncentrationerne kan være op til 200 gange tærskelværdien.

Tabel 3. "Worst-case"-risikokvotienter for koncentrationsdata fra OSPAR, USEPA og NOAA.

Stof	OSPAR		OSPAR		USEPA		NOAA		OSPAR/SFI Muslinger
	Vand		Sediment		Vand		Sediment		
	Flodmunding	Kystnært	Flodmunding	Kystnært	Flodmunding	Kystnært	Flodmunding	Kystnært	
Hg	0,1-1	0,04-0,4	60-600	1,6-16	0,2	0,08	200	5,3	1,715
Cd	1,5-15	0,5-5	4,1-41	1,5-15	0,02	0,005	3,4	1,25	1,625
Pb	0,05-0,5	0,01-0,12	1,8-18	1,3-13	0,04	0,01	1,9	1,4	0,2
Cu	80-800	16-160	1,16-11,6	0,5-5	1,4	0,28	1,7	0,7	1,03
Zn									1,28
As									
Ni									1,18
TBT	1200-12000		3380000						190
SUM PAH			1,511685728		0,03		1,5		2,73
SUM PCB			382		1		16,8		10,2
SUM HCH									1,4
DDT			8,227848101				8,2		1,9
fluoranthene			2044				1703		

ATLAS databasen giver et mere detaljeret billede af sedimentkontamineringen (tabel 2). For de fleste metaller ligger sedimentkoncentrationer for 1997-1998 i nærheden af NOAA ERL grænseværdier, og ofte over OSPAR's EAC-værdier. Ud fra ERL værdierne er det kviksølv (Hg), som har den højeste risikokvotient af alle metaller (dvs.

2,6). Udfra EAC værdierne er det cadmium (Cd), som har den højeste risikokvotient (dvs. 17).

En analyse af alle metaldata i databasen (dvs. for perioden 1977-1998) viser at med undtagelse af chrom (Cr), så overstiger mellem 18 og 34% af alle målingerne ERL grænseværdierne. Ca. 11% af kviksølv (Hg) målingerne var mere end 5 gange højere end ERL-grænseværdien (Tabel 4 i Bilag II). For de andre metaller var under 3% af målinger mere end 5 gange højere end ERL-værdierne. For kviksølv (Hg) var 0 ud af 2 målinger over grænseværdien i 1996; 2 ud af 13 i 1997 (sta. Ref. 1, sta. 7706); og 3 ud af 7 i 1998 (sta. 7301, 7302, 7305).

Risikokvotienter baseret på EAC værdier viser et forholdsvis alvorligt billede. Tabel 4 i Bilag II viser, at for de fleste metaller er langt over 50% af alle målinger (for perioden 1977-1998) over de lavere EAC-værdier (tabel 1 i Bilag II). Imellem 2% (chrom (Cr), nikkel (Ni)) og 22% (cadmium (Cd)) af alle målinger overstiger de højeste EAC-værdier.

Sediment PAH-koncentrationer fra ATLAS viser en gennemsnitlig risikokvotient for individuelle PAH-forbindelser omkring 4,7 (dvs. de enkelte PAH-forbindelser er 4,7 gange højere end grænseværdierne i gennemsnit) baseret på ERL-værdier eller 13,8 baserede på EAC-værdierne. Da alle enkelte PAH-forbindelser ligger over grænseværdierne er det uforklarligt at total PAH ligger under dens grænse. Det kan bemærkes, at der kun var 11 værdier i alt for total PAH (7 målinger fra 1980 og 4 fra 1997) og derfor fortolkes denne RK som megen usikker.

Sedimentkoncentrationer af DDT og DDE fra ATLAS ligger også over grænsen. For DDT var den højeste måling fra 1997, mens for DDE var den højeste fra 1989. Der var kun 3 målinger af DDE fra 1997, men alle tre var over grænseværdien (med risikokvotienter på 3,6, 10,5 og 1,8 baseret på ERL-tærskelværdier).

Sedimentkoncentrationer for lindan (gamma-HCH, 0,1) giver ingen grund til bekymring, mens risikokvotienter for total PCB (Tabel 2 & 3) er afhængig af både grænseværdien (RQ=1.1 vs 25 for ERL og EAC, respektive) og datakilden (RK=382 fra OSPAR og 25 fra ATLAS for samme grænseværdi).

4.3.3. *Miljøfremmede stoffer i muslingevæv*

Da der ingen tærskelværdier er for fiskevæv (bortset fra det som skal anvendes til human konsum) kan risikokvotienterne for de forskellige stoffers ikke estimeres.

Med undtagelse af værdierne for bly (Pb) var koncentrationerne for alle stoffer målt i muslingevæv i NOVA-programmet højere end grænseværdierne (tabel 2 i Bilag II). Den højeste risikokvotient blev fundet for TBT, hvor vævskoncentrationen var næsten

200 gange højere end grænsen. Koncentrationen af total PCB var ca. 10 gange højere og total PAH 3 gange højere end grænserne, mens alle andre stoffer var under 2 gange højere end grænseværdierne.

O'Connor (2002) definerer koncentrationer af summen af PAH-forbindelser i muslinger som "høje", hvis de er over 1100 µg/g tørstof. Koncentrationer i dette niveau har vist sig at have subletale effekter på muslinger. Total PAH koncentrationer i muslinger fra NOVA var op til 1365 µg/kg tørstof.

4.4. Konklusion

For pelagiske arter og specielt arter, der lever i det åbne hav, er der kun en lille sandsynlighed for, at de metaller og organiske stoffer som der kan beregnes risikokvotienter for, (tabel 2 i Bilag II) har indflydelse på bestandenes populationsdynamik. Dog skal det bemærkes, at for cadmium (Cd) og kobber (Cu) er denne konklusion afhængig af, hvorvidt OSPAR's eller USEPA's tærskelværdier anvendes. TBT anses som et højrisiko-stof specielt i lukkede områder.

For demersale arter og specielt arter, der lever i fjorde og flodmundinger kan det ikke udelukkes, at sedimentkontaminering vil kunne have en betydelig effekt på populationerne, enten direkte via toksiciteten eller indirekte via effekter på deres bentiske bytedyr.

Det skal understreges, at der knytter sig mange usikkerheder til risikokvotientmetoden (RK), både hvad angår bestemmelse af toksicitet (dvs. tærskelværdier) og eksponeringen. Usikkerhederne knytter sig til bl.a. til følgende: 1) der ekstrapoleres fra undersøgelser på ganske få arter til samtlige arter, 2) der kompenseres ikke for forskelle mellem laboratorieforsøg og feltforsøg, 3) metoden kan ikke anvendes til at estimere indirekte effekter (fødekæde interaktioner m.m.) og 4) målte koncentrationer i sediment og vand tager ikke hensyn til biotilgængelighed. En risikovurderingen på grundlag af kvotient metoden kan således kun give et skøn over, om miljøfremmede stoffer udgør en uacceptabel risiko for miljøet.

Det skal også nævnes, at der mangler information både om tærskelværdier og eksponering for mange af de potentielt toksiske stoffer, der findes i havmiljøet. Det er derfor indlysende, at en risikovurdering af sådanne stoffer ikke kan foretages.

5. Effekt på fiskebestandene

5.1. Effekt af metaller

Blandt tungmetallerne cadmium, kviksølv, bly, kobber, arsen og zink er det primært kviksølv, der opkoncentreres igennem fødekæden (Clark, R. B., 1992). De fleste tungmetaller er neurotoksiske og laboratorieforsøg med fisk har vist, at de kan forårsage adfærdsmæssige (Beauvais S.L. et al., 2001) såvel som neuromuskulære forstyrrelser, som f.eks. hyperekscitabilitet, som kan resultere i muskelkramper (Bengtsson, B.-E., 1975). Hyppige krampetilstande kan i sidste ende forårsage misdannelse af ryghvirvlerne (Bengtsson, B.-E., 1974).

Det er kun en ringe del af den eksisterende litteratur vedrørende toksikologiske undersøgelser af tungmetaller, som er udført på marine fiskearter og endnu færre, som omhandler arter fra vore farvande. Følgende undersøgelser vil være relevante at vurdere i sammenhæng med vore farvande.

Undersøgelser af cadmiums effekt på de tidlige udviklingsstadier af sild og skrubbe fra Østersøen og på hornfisk viser ingen effekt på overlevelse af æg ved en eksponering på 1000 µg/l. Den store modstandskraft overfor cadmium menes at skyldes, at æghinderne udviser en cadmium-bindende effekt (Westernhagen, H.v., Dethlefsen, V. 1975; Westernhagen, H.v., Dethlefsen, V., Rosentahl, H. 1975; Westernhagen, H.v., Rosentahl, H., Sperling, K.-R. 1974). De senere udviklingsstadier synes mindre upåvirkelige af stoffet.

Effekten af kobber på de tidlige udviklingsstadier af Nordsøsild viste, at larver holdt i vand med kobberkoncentrationer på 0,01, 0,03 og 0,05 mg/l udviste en reduceret længdevækst, som var proportional med stigningen i metalkoncentrationen. Endvidere udviste de to høje doser forstyrrelser i øjnenes udvikling, og de fleste fisk i den højeste dosering udviklede ryghvirvel og kæbedeformiteter (Abbasi, A.R., Sheckley, S.E., 1995).

De i litteraturen beskrevne forsøg er generelt baseret på en eksponering af fisk og fiskelarver med doser, som ligger 100-1000 gange over de for Nordsøen angivne koncentrationer i vandfasen (Bengtsson, B.-E., 1974; Bengtsson, B.-E. et al., 1975; Westernhagen, H.v., Dethlefsen, V., Rosentahl, H., 1979; Swedmark, M., Granmo, Å., 1981). Lokalt i nærheden af punktkilder vil man måske kunne finde koncentrationer, som kan nærme sig de lave effektniveauer. Effekten i disse lokale områder vil man kunne se bort fra, når man ser generelt på fiskebestandene i vore farvande. På basis af den eksisterende litteratur kan det konkluderes, at effekten af tungmetaller i vandfasen

i Nordsøen såvel som i Østersøen må anses for at være uden betydning for fiskebestandene.

Betydningen for fiskebestanden af tungmetaller i sedimentet, hvor de største koncentrationer findes er dog uklare. Der foreligger nemlig ikke undersøgelser, som belyser en eventuel effekt på fiskeæg og tidlige udviklingsstadier af høje tungmetalkoncentrationer i sedimentet. Der kan være tale om direkte eksponering af æg, som lægges på bunden. Alternativt kan der være tale om indirekte eksponering via moderfiskenes, som kan have forhøjet indhold af tungmetaller fordi deres fødeemner er blevet kontamineret fra sedimentet.

5.2. Effekt af TBT

Der findes en begrænset mængde litteratur vedrørende effekten af TBT på forskellige fiskearter. Undersøgelserne er gennemført som laboratorieforsøg med ferskvandsfisk, primært elritse (*Phoxinus phoxinus*) (Fent, K. 1996), mens de få undersøgelser der foreligger af effekten på saltvandsfisk kun i ét tilfælde har omfattet nogle af de arter, der findes i vore farvande, nemlig skrubbeyngel adapteret til ferskvand (Hartl, M.G.J., Hutchinson, S., Hawkins, L.E., 2001).

Undersøgelserne af TBTs påvirkning af elritse viste, at det primært er æg- og larvestadierne, dvs. de tidlige udviklingsstadier, der er følsomme overfor TBT og lignende forbindelser. Ved doser fra 3,5 µg/l og derover blev der observeret øget dødelighed hos fiskelarver og samtidig også en øget frekvens af misdannelser. Ved disse doser så man ligeledes en lang række skader i hud, muskler, øjne og nyrer. Langtidseksponering (28 dage eller mere) med TBT doser under 1 µg/l viste negative påvirkninger af immunsystemet (Fent, K., 1996).

Effekten på skrubbeyngel af 150 µg TBT/kg tørstof i sedimentet (svarende til hvad der blev observeret i fiskenes habitat i Southampton området) resulterede i forstyrrelser i vækstreguleringen (Hartl, M.G.J., Hutchinson, S., Hawkins, L.E., 2001). Skrubbeyngel vil især være sårbare overfor en sådan påvirkning, da de under deres opvækst lever i brakvandszonen.

Til sammenligning kan nævnes, at sedimentkoncentrationerne i vores hovedfarvande ligger på niveauet 0-5 µg TBT/kg tørstof, mens den i de mere belastede områder ligger i niveauet 14-25 µg/kg tørstof (Henriksen, P. et al., 2001).

Skal man generalisere ud fra de sparsomme oplysninger, der er til rådighed, vil fiskeyngel, der klækkes eller vokser op i områder (havneområder og lignende), hvor der er en stor belastning med TBT have risiko for nedsat overlevelse. Om det vil have en generel effekt på fiskebestandene i vore farvande kan dog ikke umiddelbart vurderes.

5.3. Effekt af dioxin og co-planare PCB-forbindelser

Den toksikologiske effekt af dioxin og co-planare PCB-forbindelser svarer stort set til effekterne af PCB (Monosson, E. 1999/2000). Dog indeholder gruppen af dioxin og co-planare PCB-forbindelser en række forbindelser, som har en markant højere toksicitet end de almindelige PCB-forbindelser.

Der findes kun ganske få feltstudier vedrørende effekten af co-planare PCB-forbindelser, mens der ikke eksisterer nogle feltundersøgelser på egentlige dioxiner, sandsynligvis på grund af store analyseudgifter. Baseret på laboratorieforsøg foreligger toksiske niveauer af dioxin (2,3,7,8-TCDD) på fisk på 0,038-40 ng/l. De toksikologiske undersøgelser er primært udført på æg og nyklækket fiskeyngel, hvor effekten enten er udviklingsforstyrrelser eller død, mens effekten hos større fisk primært er aktivering af leverens detoksificeringsenzym (ethoxyresorufin-O-deethylase (EROD)) (Grimwood, M.J., Dobbs, T.J., 1995) og forstyrrelser i vitamin-A omsætningen (Ndayibagira, A., et al 1994; Branchaud, A., et al. 1995).

Der foreligger kun en enkelt feltundersøgelse, som har relation til vores område nemlig undersøgelser af den mulige sammenhæng mellem co-planare PCB-forbindelser og sygdommen M-74 hos laks (se Andre faktorer, Sygdomme) (Vourinen, P.J. et al., 1997). Disse finder, at der synes at være en sammenhæng mellem højt indhold af co-planare PCB-forbindelser i muskulaturen hos hunlaks og lys rognfarve, som er en indikator for, at ynglen har stor risiko for at få M74.

5.4. Effekt af PCB og persistente chlorpesticider (DDT, HCB, HCH m.m.)

Den toksikologiske effekt af PCB-forbindelser strækker sig fra reproduktions- og udviklingsforstyrrelser, påvirkning af immunsystemet, leverskader, neurologiske skader, påvirkning af skjoldbruskkirtlen og induktion af de detoksificerende enzymssystemer i leveren (cytochrome P450) (Monosson, E., 1999/2000).

Indenfor dette område findes en lang række laboratorieundersøgelser, mens der kun foreligger en mindre mængde feltundersøgelser vedrørende den toksikologiske effekt af stofferne. Det gælder for PCB-forbindelserne, at de opkoncentreres gennem fødekæderne. Fiskene optager PCB-forbindelser via føden og de opkoncentreres i fedtet. Det betyder, at der overføres PCB fra moderfisk til æg, da blommemassen primært består af fedt.

En række undersøgelser af deformitetsraten i larver af ising, hvilling, torsk, skrubbe og rødspætte i Tyske Bugt og i den sydvestlige Nordsø indikerer en sammenhæng mellem høj deformitetsrate og indholdet af DDE (et nedbrydningsprodukt af DDT) i

leveren hos moderfisk (Dethlefsen, V., Westernhagen, H.v., Cameron, P., 1996). Det påpeges dog, at lave vandtemperaturer også kan spille en vigtig rolle i forbindelse med udvikling af deformiteter i fiskelarver. Det har generelt været en faldende frekvens af forekomsten af deformiteter af fiskelarver i den sydlige del af Nordsøen siden 1987, hvor årsagen, som følge af reduktion i udledningen af PCB og chlorpesticider, har ændret sig fra at være en kombination af menneskeskabte og klimatiske forhold (vandtemperatur), til primært at være styret af vandtemperaturen i vinter/forårsperioden, hvor de fleste fiskearter gyder (Westernhagen, H.v., Dethlefsen, V., Haarich, M., 2001).

Dethlefsen, V. (1976/77) påviste, at den laveste vandkoncentration af DDT, som forårsagede akutte skader på torskefostre var 25 µg/l, mens den laveste koncentration for skader på torskelarver var 9,5 µg/l. På basis af disse undersøgelser konkluderes det, at det ikke er sandsynligt, at der vil observeres akutte skader på torskeæg og -larver i Nordsøen, da der ikke findes tilsvarende vandkoncentrationer af DDT i dette farvand.

Undersøgelse af klækkeraten hos hvilling fra Nordsøen indikerede en sammenhæng mellem lav klækkerate og rognens indhold af PCB- og DDT-forbindelser (Cameron, P., Westernhagen, H.v., Dethlefsen, V., Janssen, D., (1986). Der blev dog ikke fundet nogen statistisk sammenhæng.

Ved en tilsvarende undersøgelse af fisk fra Nordsøen, hvor sammenhængen mellem klækkeraten af æg fra hestemakrel, ising, skrubbe, rødspætte og hvilling og rognens indhold af PCB- og DDT-forbindelser set over perioden 1988-1992 fandtes en statistisk sammenhæng mellem lav klækkerate og en lang række organiske chlorforbindelser hos hestemakrel, ising og skrubbe (Cameron, P., 1995)

For Østersøen foreligger der tilsvarende undersøgelser for skrubbe (Westernhagen, H.v., Rosentahl, H., Dethlefsen, V., Ernst, W., Harms, U., Hansen, P.-D., 1984) og sild (Rügensild) (Hansen, P.-D., Westernhagen, H.v., Rosentahl, H., 1985). Der blev ikke fundet statistisk sammenhæng mellem indholdet af organiske chlorforbindelser i rognen og nedsat klækkerate hos skrubber. Der fandtes dog en signifikant nedsat klækkerate ved PCB-koncentrationer i rognen på over 120 µg/kg (vådvægt) (>4800 µg/kg fedt). I studiet vedrørende sild fandt man en tilsvarende grænseværdi for PCB-forbindelsernes påvirkning af klækkeraten, og DDE synes at have en grænseværdi på 18 µg/kg (våd vægt) (>720 µg/kg fedt). Her fandtes en signifikant sammenhæng mellem DDE-koncentrationen og nedsat klækkerate. Det påpeges, at PCB og DDE sandsynligvis udviser en synergistisk effekt på klækkeraten af sild.

5.5. Effekt af kulbrinter (fra olie) og herunder PAH på fiskebestandene

Effekten af disse stoffer skal vurderes ud fra eksponeringsvejen – vand eller sediment. Den vandbårne eksponering er den mest almindelige selvom vandkoncentrationen af PAH forbindelser er ringe i forhold til sedimentkoncentrationerne, idet udviklingen af de fleste fiskearters æg og larvestadierne foregår i de frie vandmasser. Senere vil nogle af arterne ændre habitat og blive bundlevende i forskellig grad.

De mest skadelige stoffer i olien er naphthol og naphthalener. Den vandopløselige fraktion af olien, som er den, der primært vil påvirke fiskene, indeholder hovedsagelig naphthalener. En række af de andre skadelige stoffer som benzen, toluen og xylen vil relativt hurtigt fordampe, og vil derfor kun i mindre grad bidrage til den toksiske effekt overfor fiskene.

5.5.1. Voksne fisk

Den foreliggende litteratur vedrørende de forskellige oliekomponenters giftighed overfor voksne fisk fokuserer primært på disse stoffers induktion af forskellige enzymsystemer, som er involveret i nedbrydningen af disse. Aas, E., et al. (2000) har påvist en signifikant forøgelse af et af disse enzymsystemer (ethoxyresorufin-O-deethylase (EROD)) i småtorsk (ca. 16 g) efter lang tids påvirkning (30 dage) med forskellige koncentrationer af olieculbrinter fra 60 µg/l til 1000 µg/l, hvilket svarer til en total PAH koncentration på 0,3 µg/l ved den lave dosis og 7,8 µg/l ved den høje. Skotske undersøgelser af aktiviteten af disse enzymsystemer hos ising fanget i et område fra den skotske kyst ud til de skotske oliefelter viser en stigning i aktiviteten jo tættere man kommer til oliefelterne, hvor bundlaget er belastet med PAH forbindelser. PAH niveauerne i bundlaget varierede fra 0,25-1,5 mg/kg tør vægt med de højeste værdier omkring olieplatformene (Stagg, R.M., McIntosh, A., Mackie, P. 1995)

Hvis voksne fisk udsættes for kemiske stoffer, som har en ubehagelig lugt som f. eks. olie, vil man se afværgereaktioner, fisken flygter til et område uden gene. Det er f.eks. vist at torsk udviser flugtreaktion, hvis koncentrationen af kulbrinter fra olie overskrider 50-100 µg/l (Bøhle, B., 1986).

Undersøgelse af afværgereaktioner hos fladfisk overfor oliebelastet bundlag (sediment) viste, at fladfisk undgik bund med en oliekoncentration på 2% forudsat at bunden havde den for fiskearten foretrukne kornstørrelse (Moles, A., Rice, S., Norcross, B.L., 1994). Hvis det rene sediment havde den forkerte kornstørrelse foretrak de den rigtige kornstørrelse selvom den var olieforuren. Det betyder, at fladfisk i forbindelse med olieudslip kan blive landtidseksponeret fra et kontamineret bundlag, hvis der ikke findes noget uforuren af samme beskaffenhed indenfor en passende afstand.

5.5.2. Æg og larver

Der er især fra norsk side lavet en lang række undersøgelser af de forskellige oliefraktioners toksiske effekt overfor fiskeæg og –larver. Eksponeringsundersøgelserne har primært været foretaget på torskeæg og –larver, men for enkelte af de mere toksiske komponenter har undersøgelserne også omfattet stenbider, lodde, rødspætte, skrubbe og håising.

Et andet forhold, der yderligere har medvirket til prioriteringen af torskeæg og –larver er, at både de norske og danske olieletter ligger i denne arts gydeområder (Heessen, H.J.L. og Rijnsdorp, A.D., 1989)

De fleste studier er gennemført som laboratoriestudier af teststoffernes akutte toksicitet, hvilket vil sige at fiskeæg og –larver er blevet eksponeret for stofferne i 96 timer.

Tabel 4. Akut toksicitetstest på torskeæg præsenteret som 96 timers EC₅₀ (effekt koncentration hvor effekten er mindst 50% døde eller abnorme embryoner)(efter Falk-Petersen, I.-B., Kjørvik, E., 1987)

Teststof	96 timers EC ₅₀ (mg/l)
1,3-dimethylnaftalen	0,1-0,3
Methylnaftalener	0,3-1
Naftalen	1,25
Beluftet (weathered) olie	1-5
Xylener	4
Fotooxideret olie	>4
Ekofisk råolie	24
Fenoler	>30

Tabel 4 giver et indtryk af hvilke fraktioner i olien der er mest toksisk. De vandopløselige naftalener er klart de mest toksiske komponenter. Den toksiske effekt var kraftigst i de tidlige udviklingsstadier i ægget, mens den var mindre udtalt sidst i ægudviklingen, Derimod tiltog følsomheden igen hos de nyklækkede larver (Falk-Petersen, I.-B., Lønning, S. 1984).

Undersøgelser af toksiciteten af forskellige komponenter af Statfjord råolie overfor rødspætteæg viste også at det var den vandopløselige fraktion, der var mest toksisk (Børseth, J.F., Jørgensen, L., 1987).

En undersøgelse af effekten af forskellige koncentrationer af 2-methylnaftalen (en komponent i den vandopløselige fraktion af olie) på æg og larver fra torsk, håising, skrubbe, rødspætte, lodde og stenbider viste at torskeæg var mest følsomme med en faldende følsomhed ned gennem de nævnte arter. For larvernes vedkommende var denne artsforskel i følsomhed mindre udtalt (Stene, A., Lønning, S., 1984).

Ved en sammenlignende undersøgelse af toksiciteten af forskellige typer boremudder overfor torskeæg og –larver viste dieselolie baseret boremudder en høj akut toksicitet,

mens mineralolie og vandbaseret boremudder kun havde meget ringe effekt (Falk-Petersen, I.-B., Kjørvik, E., 1987)

Undersøgelse af den kroniske toksicitet af den vandopløselige fraktion af Ekofisk råolie ved eksponering af tidlige stadier af torskelarver i 14 dage overfor henholdsvis 0,05 og 0,25 mg/l viste en reduceret vækst i forhold til ueksponerede larver. Endvidere udviste larverne eksponeret for 0,25 mg/l en markant dårligere fødesøgning på grund af misdannelser i hovedregionen (Tilseth, S., Solberg, T.S., Westerheim, K., 1984).

Der foreligger en enkelt feltundersøgelse, som kan betragtes som et kronisk effektstudium. Stagg og McIntosh (1996) undersøgte sammenhængen mellem kulbrintekonzentrationen i vandfasen og EROD-aktiviteten i larver af tobis, torsk, kuller og hvilling. EROD-aktiviteten fandtes højest i områder med olieindvinding, hvor kulbrintekonzentrationen i vandet var 3-4 µg/l, og lavere i områder uden offshore aktivitet, hvor kulbrintekonzentrationen i vandet lå på 0,2-0,5 µg/l.

5.6. Effekt af hormonlignende stoffer

De mest markante effekter er for indeværende registreret i ferskvand – floder belastet med rensed byspildvand. I mange engelske floder er der i påvist produktion af vitellogenin i hanfisk og i nogle fiskebestande bl.a. skaller registreret høj frekvens af intersex, dvs. at hannerne har produceret ægceller, der ligger i testiklerne. Tilsvarende er for nyligt observeret herhjemme i spildvandsbelastede vandløb i Århusområdet (Christiansen, L.B. og Plesner, T., 2001).

I de marine områder synes effekterne at være af mere lokal karakter i flodmundinger eller nær punktkilder. Hovedeffekten her er vitellogeninproduktion hos hanfisk, men i England har man et par steder registreret intersex, med ægproduktion i testiklerne hos hanskrubber (Matthiessen, P. et al., 1998). Årsagen til disse forandringer menes primært at være belastning med industrispildvand i modsætning til ferskvand, hvor naturlige østrogeners sandsynligvis forårsager effekten.

Alkylphenoler er en række stoffer, der bl.a. forekommer i udslip fra olierelateret virksomhed. Man har fra norsk side undersøgt om eksponering af moderfisk med forskellige alkylphenoler (0 µg, 5 µg, 500 µg/fisk/dag i foderet) i 4 måneder under rognudviklingen havde effekt på befrugtning, vækst, overlevelse og kønsdifferentiering hos afkommet (Folkvord, A., Otterlei, E., Svardal, A., 1999). Disse undersøgelser kunne ikke påvise nogen negativ effekt på afkommet ved de undersøgte doseringer.

Nye undersøgelser udført af Meier, S. et al. 2002 har imidlertid vist, at alkylphenoler (C₄ og C₇) kan have en negativ effekt på torsk i form af en reduktion og forsinkelse af

gonadeudviklingen hos både han- og hunfisk doseret med henholdsvis 5 µg, 500 µg/fisk/dag i foderet i 6 måneder. Omregnet til vandkoncentrationer fandtes der negativ effekt ved koncentrationer på ned til 0,032 ppb, og sådanne koncentrationer af alkylfenoler skulle kunne findes i områder med stor udledning af produktionsvand fra offshore industrien. Den forsinkede gonadeudvikling kan resultere i, at gydningen forsinkes og den optimale fødemængde ikke vil være tilstede for torskeynglen når denne klækkes, hvilket vil kunne give en dårligere vækst og overlevelse.

Undersøgelser i Nordsøen af alder for modning af rødspætte og tunge i perioden 1960-95 synes at indikere en nedsat alder ved modning end tidligere (Rijnsdorp, A.D., Vethaak, A.D., 1997) og hos ising har man observeret tidsmæssige ændringer i kønsfordelingen i perioden 1981-95 på forskellige lokaliteter i Nordsøen (Lang, T., Damm, U., Dethlefsen, V., 1995). En analyse af danske data fra perioden 1983-93 viste dog ingen forskelle i kønsfordelingen hos isinger i Nordsøen, Skagerrak og Kattegat (Møllergaard, S., upubliceret data). Det anses dog for at være usandsynligt, at disse ændringer skulle være forårsaget af specifikke kontaminanter, men snarere er et produkt af populationsdynamiske ændringer hos disse arter (Vos, J.G. et al., 2000).

5.7. Effekt af radioaktive stoffer

De tunge radioaktive stoffer såsom uran, cæsium og plutonium har en ringe vandopløselighed og har derfor en tendens til at blive absorberet til partikulært materiale, hvilket betyder, at de primært findes i sedimentet. Herfra vil de kunne indgå i fødekæderne.

Den almindelige kontamination med radioaktive stoffer forekommer fra atomkraftværker og atomoparbejdningsvirksomheder og de niveauer der udledes herfra, synes ikke at påvirke fiskebestandene.

Ved uheld som på Chernobyl blev store områder af den Botniske Bugt og ferskvandsområder i Sverige og Finland forurenede med cæsium (Clark, R.B., 1992). Dette kunne påvises i fisk fanget i disse områder, men der foreligger ikke nogen dokumentation på, at det havde en direkte negativ effekt på fiskebestandene.

5.8. Effekt af giftgas- og ammunitionsdeponering

Der foreligger ikke nogen litteratur, der beskriver effekten af giftgas- og ammunitionsdeponering i havet på fiskebestandene. Så længe stoffer som sennepsgas og lignende ligger i vandet og dermed ikke kommer i forbindelse med atmosfærisk luft skulle de være uvirksomme og dermed ikke udgøre nogen risiko for fiskebestandene. Da der af sikkerhedsmæssige grunde er fiskeriforbud i og omkring deponeringsarealerne vil disse i mange tilfælde udgøre refugier for fiskene.

6. Effekt på fiskeriet

6.1. Effekt af metaller

Tungmetaller i de koncentrationer vi finder i vandfasen i Nordsøen og Østersøen forventes ikke at forårsage negativ påvirkning af de fiskebestandene, der lever oppe i vandfasen og udgør de første led i fødekæden. Da sedimenterne imidlertid indeholder relativt høje metalkoncentrationer udgør de et reservoir, som kan opkoncentreres i bundlevende fisk via fødekæden. Der foreligger ikke undersøgelser der godtgør, hvorvidt dette kan påvirke disse fiskearters reproduktion og dermed rekrutteringen til fiskeriet.

Den alvorligste påvirkningen af fiskeriet er sandsynligvis, at opkoncentreringen gennem fødekæden bevirker, at gamle (store) fisk og fisk øverst i fødekæden kan indeholde så store mængder af tungmetaller, at deres indhold overstiger det acceptable indhold for fiskeprodukter til konsum. Dette gælder specielt for kviksølv, hvor Fødevaredirektoratet er kommet med anbefalinger for gravide og ammende, som p.g.a. højt kviksølvindhold skal undgå at spise hovedmåltider bestående af følgende fiskearter: tun, røkke, helleflynder, oliefisk, sværdfisk, sildehaj, gedde, aborre og sandart.

I lokale områder med stor tungmetalbelastning, som f.eks. Københavns Havn, kan fiskene indeholde større mængder end acceptabelt set ud fra et konsumentsynspunkt. I sådanne områder er der dog som oftest fra myndighedernes side taget forholdsregler i form af fiskeriforbud.

6.2. Effekt af TBT

I de frie vandmasser ligger TBT-koncentrationen på ca. 0,5 ng/l, men denne kan variere lokalt afhængig af strømforhold og passage af skibe. Der kan derfor ikke forventes alvorlig negativ påvirkning af fiskeæg og –larver i de åbne farvande, men lokalt i de indre farvande kan der opnås koncentrationer, som måske kan være skadelige for disse tidlige udviklingsstadier. Overordnet betragtet vil TBT sandsynligvis kun have meget begrænset betydning for fiskeæg og –larver, da de fleste kommercielle arter har hovedopvækstområder i de mere åbne farvande.

På grund af den begrænsede videnskabelige litteratur er det imidlertid ikke muligt fremkomme med klare konklusioner vedrørende effekten på fiskeriet. For indeværende synes der ikke umiddelbart at have været nogen negativ effekt af TBT, og TBTs udfasning indenfor de kommende år vil sandsynligvis på trods af, at der findes resuspenderbar kontamination af TBT i sediment, resultere i en reduktion af belastningen.

6.3. Effekt af dioxin og co-planare PCB-forbindelser

Data vedrørende dioxinindholdet i havmiljøet herunder i fisk er relativt begrænset. Der er dog målt høje indhold i sediment og fisk i områderne nær punktkilder og i sedimentet i udmundingerne af de store floder Scheldte og Rhinen (OSPAR, 2000). Belastningen i Østersøen er generelt højere end i Nordsøen, hvilket skyldes, at Østersøen fungerer som en slags sedimentationsbasin (Bernes, C., 1998). Da dioxin opkoncentreres i fedtvæv, indeholder fede fiskearter, som primært benyttes til olieproduktion, de største koncentrationer.

EU fastsatte i 2001 grænseværdier for dioxin på 4 pg WHO-PCDD/F-TEQ/g vådvægt for fiskekød og fiskerivarer og produkter og på 2 pg WHO-PCDD/F-TEQ/g fedtstof i fiskeolie til konsum.

Ifølge Fødevarerdirektoratet forventes det ikke at skabe problemer for fisk fanget i Nordsøen og Kattegat, men der kan være problemer med fisk, specielt fede fisk fanget i Østersøen. Dette forhold har betydet at Sverige og Finland er undtaget for grænseværdierne for fisk i Østersøen. Disse lande skal igennem kostvejledning sikre, at dioxinindtaget hos befolkningerne mindskes mod de målgrænser, der er fastsat i EU. For indeværende arbejdes der i Fødevarerdirektoratet på at finde en løsning på problematikken omkring det danske Østersøfiskeri.

6.4. Effekt af PCB og persistente chlorpesticider (DDT, HCB, HCH m.m.)

På grund af deres kemiske opbygning findes PCB og persistente chlorpesticider kun i meget ringe mængde i vandfasen.

I de åbne havområder af Nordsøen og Østersøen er niveauet af PCB-forbindelser mindre end 1 ng/l, men der kan dog findes lidt højere niveauer nær punktkilder i de kystnære områder (HELCOM 1996; OSPAR 2000 RegII). De få eksempler af toksikologiske forsøg med PCB-forbindelser, hvor der er set effekt på fiskeægs klækningprocent og larveoverlevelse angiver doser på 5-80 µg/l (Monosson, E. 1999/2000). Dette er mere end en tusindfaktor over det niveau der findes i vore farvande, og disse stoffer må derfor ikke forventes at påvirke fiskebestandene og dermed på længere sigt fiskeriet.

Ser man på indholdet af PCB og persistente chlorpesticider i fisk og deres mulighed for at påvirke fiskebestandene i negativ retning i form af øget dødelighed eller deformitetsrate hos larver synes de seneste 10-15 års forbedringer af havmiljøet at have elimineret denne risiko. Betragtes PCB niveauerne i sild i Østersøen, har koncentrationen siden slutningen af 1980'erne generelt ligget under 60 µg/kg (våd vægt) og de tilsvarende tal for DDE ligger under 15 µg/kg (våd vægt), hvilket er under de angivne grænseværdier for negativ effekt på klækningen af sildeæg (Hansen, P.-D., Western-

hagen, H.v., Rosentahl, H., 1985). Man vil derfor ikke kunne forvente nogen negativ effekt på sildebestandene forårsaget af PCB og persistente chlorpesticider.

I Nordsøen har koncentrationen af PCB og persistente chlorpesticider i fiskevæv – lever og rogn - vist en faldende tendens i perioden 1984-95 til niveauer, hvor der ikke skulle forventes nogen negativ effekt på klækkerate eller overlevelsen af larver (Dethlefsen, V., Westernhagen, H.v., Cameron, P., 1996). Det angives, at suboptimale vandtemperaturer dvs. temperaturer under 4°, med undtagelse af et enkelt år har været ansvarlig for misdannelser hos fiskelarver i den sydlige del af Nordsøen siden 1993 (Westernhagen, H.v., Dethlefsen, V., Haarich, M., 2001). Den samme tendens ses i Fødevarerdirektoratets overvågning af PCB og DDT i torskelever og sild fra Kattegat, Nordsøen, Øresund og Østersøen (Anon., 1995)

Set generelt på fiskebestandene i vore farvande kan man konkludere, at PCB og persistente chlorpesticider i dag ikke udgør nogen trussel overfor fiskeriet.

6.5. Effekt af kulbrinter (fra olie) og herunder PAH

Under normale forhold kan man ikke forvente nogen påvirkning af fiskeriressourcerne fra offshore-industrien. Hvis man ser på sammensætningen af olie fra South Arne feltet består 10-15% af den vandopløselige fraktion af naftalener og PAH-forbindelser. Udledningskravene til offshore industrien er blevet strammet op gennem 1990erne og udledningen i procesvand må ikke overstige 40 mg/l.

Nye norske undersøgelser i Ekofiskområdet viser, at koncentrationen af oliedulbrinter i vandfasen ligger i niveauet 0,1-0,4 µg/l i nærheden af platformene, mens niveauet i 50-60 km ligger på 0,03-0,06 µg/l (Utvik, T.I.R. et al., 1999). Da de mere toksiske komponenter af olien, naftalener og PAH-forbindelser, udgør 10-15 % af disse koncentrationer vil de i nærmiljøet omkring platformene udgøre 0,015-0,06 µg/l. Som det fremgår af tabel 1 ligger den effektive dosis overfor torskeæg af den mest toksiske komponent, 1,3-dimethylnaftalen, på 0,1-0,3 mg/l, hvilket er ca. 1000 gange højere end det niveau, der findes i umiddelbar nærhed af platformene.

Set i relation til induktion af flugtreaktion hos torsk ligger de angivne koncentrationer af kulbrinter i platformenes nærhed ca. 100 gange under de værdier, der er angivet for induktion.

De bundlevende fisk vil selvfølgelig kunne blive eksponeret overfor olie via sedimentet. Områder omkring borehuller, hvor der er brugt oliebaseret boremudder vil være kontamineret. Dette vil påvirke bundfaunaen, som er fødekilden for bundlevende fisk, 1500-3000 m fra installationerne (Kingston, P.F. 1992). Denne situation må dog forventes at bedres i fremtiden, idet man siden 1997 gik over til syntetisk boremudder (OSPAR 2000).

Mange PAH-forbindelser er kræftfremkaldende. Derfor kunne man frygte, at bundlevende fisk i disse områder, som bliver kontamineret med PAH-forbindelser via hud og føde ville udvise forhøjet frekvens af f.eks. levertumorer. De eksisterende undersøgelser af levertumorfrekvensen hos ising i Nordsøen har dog vist en nedadgående trend i forekomsten af levertumorer siden midten af 1990'erne (ICES 2001).

Generelt må man sige, at den almindelige belastning af havmiljøet med olieculbrinter herunder naftalener og PAH-forbindelser fra olieinstallationer ikke vil påvirke torskebestandene. Data fra de øvrige fiskearter er begrænset, men peger dog i retning af at torsk er mest følsom, hvorfor man heller ikke kan forvente at de øvrige arter vil blive påvirket i negativ retning.

Imidlertid er især torsken sårbar i forbindelse med større spild af olie i forbindelse med uheld, da dens gydeområde, som nævnt falder sammen med både de norske, danske og skotske olieindvindingsområder. Effekten af større oliespild vil dog helt afhænge af tidspunktet. Hvis det sker i torskens gydetid vil det alt andet lige have større effekt, end hvis det sker udenfor. Det er imidlertid svært at vurdere effekten på fiskebestanden af større tab af fiskeæg og -larver, da den naturlige dødelighed i disse stadier i forvejen er markant.

I forbindelse med olietankeren Braers forlis syd for Shetlandsøerne viste skotske undersøgelser, at indholdet af PAH-forbindelser i torskefisk var forøget i 3 måneder efter forliset, mens indholdet af de afdgiftende EROD-enzymmer i leveren først nåede baggrundsniveauet efter 7 måneder (George, S.G., Wright, J., Conroy, J. 1995). Effekten på fiskeriet efter skibsforlis med større olieudslip varierer afhængig af vejrforholdene, strømforhold, spredningen af olieforureningen og ikke mindst olietypen. Jo lettere olien er jo større mængder fordamper, inden den når at gøre skade. Imidlertid bør PAH-indhold og udvikling i indhold i fisk i olieforurenede områder undersøges nævner og vurderes sundhedsmæssigt (konsumfisk), erhvervet bør overveje en begrænsning i fiskeriet i det påvirkede område indtil PAH-niveauerne i fiskene kommer ned på et acceptabelt niveau.

6.6. Effekt af hormonlignende stoffer

Det er ikke sandsynligt, at effekten af hormonlignende stoffer vil have en større effekt på fiskebestandene og dermed fiskeriet, når man ser generelt på vore farvande. Der kan dog forekomme nogle ændringer i populationsstrukturen i kystnære områder, som er kraftigt belastet, som observeret i England.

Nye norske undersøgelser (Meier, S. et al. 2002) viser, at visse alkylfenolers effekt på torskens reproduktion på længere sigt kan have en negativ effekt på Nordsøens tor-

skebestand. I lyset af den øgede offshore aktivitet samt det heraf afledte øgede forbrug og udledning af produktionsvand anses det for overordentligt nyttigt, at der iværksættes yderligere undersøgelser for at dokumentere de nye norske undersøgelser, samt at undersøge effekten på andre kommercielle fiskearter. Endvidere bør man også undersøge mulighederne for en yderligere rensning af procesvand for at mindske de negative miljøeffekter.

6.7. Effekt af radioaktive stoffer

Større udslip af radioaktive stoffer i forbindelse med uheld på anlæg vil i værste tilfælde kunne få alvorlige konsekvenser for fiskeriet, hvis forurening af fiskene når niveauer, som gør fiskene uegnet til menneskeføde.

Den generelle belastning af vore farvande synes dog ikke at udgøre nogle problemer for fiskeriet.

6.8. Effekt af giftgas- og ammunitionsdeponering

Giftgas- og ammunitionsdeponering sætter begrænsninger for fiskeriets arealudnyttelse, hvilket er den vigtigste effekt. Der er dog gennem tiden sket en spredning af de deponerede genstande, bl.a. fordi der er foregået fiskeri tæt ved depoternes grænser. I det depoterne i nogen tilfælde har virket som refugier, hvor fiskene har koncentreret sig. Spredningen har betydet at der af og til fanges ammunition eller giftgasrester, som ødelægger redskaber og evt. også hele fangsten.

7. Betydning for fisk som levnedsmiddel

Et af Fødevarelovens¹ generelle krav er, at fødevarer ikke må være skadelige for forbrugeren. Kravet omfatter alle evt. risici for forbrugeren, herunder risikoen for sygdomme som mave-tarmsygdomme, kræft etc. Fødevarer selv og indhold af fx miljøfremmede stoffer (forureninger) skal vurderes i forhold til dette krav men mindre der er fastsat specifikke grænser for enkelt stoffer eller stofgrupper. I dette tilfælde skal indholdet af forureninger vurderes konkret. Det er producenten eller importøren, der har ansvaret for at sikre, at regler er overholdt. Hvis det drejer sig om fisk er det fiskeren eller fiskeimportøren, der sælger fisken i Danmark, der har ansvaret for at vurdere om fisken overholder de krav, der er.

Indholdet af forureninger i fisk kan komme fra forskellige kilder. Der kan være tale om miljø- og procesforureninger eller stoffer, der direkte tilsættes til foder som veterinære lægemidler og farvestoffer eller til forarbejdede fisk som tilsætningsstoffer. Miljøforureninger er stoffer som dioxin, PAH'er, pesticider og tributyltin. Det er typisk stoffer som kan forekomme i fisken fra kilder, som fiskeren ikke har direkte indflydelse på. Procesforureninger er stoffer der kommer fra processer som røgning og tørring, og denne gruppe stoffer omfatter også bl.a. PAH'er.

Nogle af disse stofgrupper er reguleret via godkendelsesordninger, hvor man også vurderer evt. rester af stofferne i fisken før godkendelsen af et stof. Det gælder f.eks. for anvendelsen af lægemidler. Andre stoffer er specifikt reguleret i lovgivning, der fastsætter maksimumsgrænseværdier for indholdet i fisken og i andre fødevarer. Det gælder f.eks. for indhold af dioxin. Endeligt er nogle stofgrupper alene reguleret via fødevarelovens generelle bestemmelser.

Den specifikke lovgivningen om forureninger er i de fleste tilfælde baseret på EU's direktiver eller forordninger på områderne. Det basale princip er det ovennævnte princip i fødevareloven og de specifikke regler er baseret på en risikovurdering, der omfatter en toksikologisk vurdering af effekterne af stoffet i dyreforsøg mv. sammen med viden om indtag af de fødevarer, hvori stoffer findes. Mange forureninger stoffer findes spredt over mange forskellige fødevarer, og i vurderingen af indtaget ser man på indtagelsen af stofferne fra alle kilder.

¹ Lov nr. 471 af 1. juli 1998 om fødevarer, § 7, stk. 2 ”Fødevarer må ikke sælges, hvis de ved anvendelse på sædvanlig måde må antages at kunne overføre eller fremkalde sygdom eller at kunne medføre forgiftning, eller hvis fødevarerne på grund af sygelig forandring, fordærvedhed, forurening, fejlagtig tilberedning eller af anden grund må anses for at være utjenlige til menneskeføde.”

Risikovurderingen sker hovedsageligt i internationale ekspert komitéer. I EU er det EU's videnskabelige Komité for Levnedsmidler (SCF), der vurderer stofferne. Indenfor FAO/WHO er det JECFA (Joint Expert Committee on Food Additives), der også vurderer kontaminanter. Dog vurderes pesticider og veterinære lægemidler af andre ekspertkomiteer. Både i EU og i FAO/WHO starter forberedelsen af nye regler (risikohåndteringen) i embedsmandsgrupper med repræsentanter fra medlemslandene. Arbejdet i FAO/WHO sker i Codex Alimentarius, hvor man udarbejder standarder, der vil være af betydning i forbindelse med den internationale handel og WTO²-aftalen. I begge fora er regler/standarder baseret på sundhedsmæssige vurderinger af de kontaminanter, der opsættes normer for.

De internationale vurderinger af forureninger er af betydning for nationale regler og for hvilke indhold af forureninger, der tolereres i fødevarer til hjemmemarkedet. De har også betydning for den danske eksport, hvor fælles vurderinger af stofferne og standarder for indholdet i fødevarer vil medvirke til at fjerne barrierer for handlen. I de tilfælde, hvor fisk forurenes med stoffer, der ikke er vurderet internationalt, vil importlandenes myndigheder ofte sætte forskellige krav, og det bliver mere uigennemskueligt af finde ud af, hvilke krav der skal opfyldes i forskellige lande. Samtidigt vil enkelte importører ofte sætte deres egne krav, der ikke nødvendigvis tager sit udgangspunkt i sundhedsmæssige overvejelser.

De sundhedsmæssige virkninger på mennesker af nogle af de forureninger, der findes i vandmiljøet er endnu ikke undersøgt i et sådant omfang, at der kan foretages en egentlig risikovurdering af stofferne. Der er bl.a. tilfældet for de hormonlignende stoffer, PAH-forbindelser og bromerede flammehæmmere. Der er viden om nogle stoffer fra gruppen af PAH-forbindelser, men langt fra alle, og for de to andre nævnte grupper er der endnu mere sparsomme data. Der arbejdes til stadighed for at tilvejebringe data for internationale sundhedsmæssige vurderinger, men det er et meget stort arbejde, der skal præsteres og det er desuden dyrt af analysere disse stoffer og at undersøge de sundhedsmæssige effekter af stofferne, i særdeleshed da der drejer sig om meget store stofgrupper.

Risikohåndteringen omfatter vurdering af resultatet af risikovurderingen, men inddrager også forhold, der ligger ud over det som f.eks. økonomi og muligheden for at søge at regulere befolkningens påvirkning med forskellige stoffer via anbefalinger, regler etc.. Ved risikohåndteringen tager man stilling til om der skal tages initiativer overfor fødevarer med indhold af forureninger, og i givet fald hvilke initiativer, der kan være effektive for at beskytte forbrugers sundhed mv. Det kan være grænseværdifastsættelse, udarbejdelse af information f.eks. til særlige befolkningsgrupper som gravide.

² World Trade Organisation

Det konkrete indhold af de forskellige stoffer/-grupper undersøges ikke systematisk i alle fødevarer. I Fødevaredirektoratet foretages overvågning af nogle forureninger i danske fødevarer, der indsamles viden via fødevarekontrollen og i nogle tilfælde via virksomheders egenkontrol. Herudover indsamles der information for nogle af stofferne via EU's Videnskabelige samarbejde, SCOOP. Videngrundlaget omfatter imidlertid ikke alle stoffer og i mange tilfælde er det begrænset, hvad der findes af data.

Indtag af fisk og andre fødevarer i Danmark undersøges primært ved kostundersøgelser. Kostundersøgelser er dyre og der er vanskeligt at indsamle præcise oplysninger.

I Bilag III findes der en oversigt over de stoffer/- grupper, der er omfattet af redegørelsen, samt den lovgivnings - og risikovurderingsmæssige status for dem.

Fødevaredirektoratets generelle anbefaling om fisk er blevet formuleret i redegørelsen "Helhedsyn på fisk" i 1987. Anbefalingen er at forbrugerne bør spise fisk 1-2 gange om ugen og der bør varieres mellem magre og fede fisk. Da den viden der er på området er voksende bliver redegørelsen revideret i det kommende år, og herunder bliver de anbefalinger, der er også revurderet.

8. Litteratur

- Aas, E., Baussant, T., Balk, L., Liewenborg, B., Andersen, O.K.**, 2000. PAH Metabolites in Bile, Cytochrome P4501A and DNA Adducts as Environmental Risk Parameters for Chronic Oil Exposure: A Laboratory Experiment with Atlantic Cod. *Aquat. Toxicol.* 51, 241-258.
- Abbasi, A.R., Sheckley, S.E.**, 1995. Effects of copper on newly hatched larvae of herring *Culpea harengus* L. *Pakistan J. Zool.* 27, 285-290.
- Alcock, R.E., Jones, K.C.**, 1996. Dioxins in the Environment . A Review of Trend Data. *Env. Science Techn.* 30, 3133-3143
- Anon.** 1995. Overvågningssystem for levnedsmidler 1988 – 1992, Publikation nr. 232, Sundhedsministeriet
- Appleby, P.G., Oldfield, F.**, 1983. The assessment of ^{210}Pb data from sites with varying accumulation rates. *Hydrobiologia* 103, 29-35.
- Cato, I.**, 2000. Toxic substances of the Bohus coast 1990-1998 – trends, load and relationships. Report of the Bohus Coast Water Conservation Association. (in press). (In Swedish with English summary).
- Christiansen, L.B., Plesner, T.**, 2001. Intersex og andre effekter på reproduktionssystemet I skalle og bækørred - relationer til østrogener og østrogenlignende stoffer. Teknisk rapport, Århus Amt, pp. 39.
- Beauvais S.L., Jones, S.B., Parris, J.T., Brewer, S.K., Little, E.E.**, 2001. Cholinergic and Behavioural Neurotoxicity of Carbaryl and Cadmium to Larval Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Ecotoxicol. Envir. Safety.* 49, 84-90.
- Bengtsson, B.-E. Carlin, C.H., Larsson, Å., Svanberg, O.**, 1975. Vertebral Damage in Minnows *Phoxinus phoxinus* L, Exposed to Cadmium. *AMBIO.* 4, 166-168.
- Bengtsson, B.-E.**, 1974. Vertebral Damage to Minnow *Phoxinus phoxinus* exposed to Zinc. *OIKOS.* 25, 134-139.
- Bengtsson, B.-E.**, 1975. Vertebral Damage in Fish Induced by Pollutants. In: *Sublethal Effects of Toxic chemicals on Aquatic Animals.* (Eds.: Koeman, J.H., Strik, J.J.T.W.A.) Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam, Netherlands.
- Bernes, C.**, 1998. Persistent Organic Pollutants: A Swedish View of an International Problem. Monitor 16. Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm.
- Bøhle, B.**, 1986. Avoidance of Petroleum Hydrocarbons by Cod (*Gadus morhua*). *FiskDir. Skr.Ser. HavUnders.* 18, 97-112.
- Børseth, J.F., Jørgensen, L.**, 1987. The Effect of Statfjord Crude Oil on Eggs of Plaice, *Pleuronectes platessa* L. *Sarsia* 72, 409-410.
- Branchaud, A., Gendron, A., Fortin, R., Anderson, P., Spear, P.A.**, 1995. Vitamin A stores, teratogenesis, and EROD activity in white Sucker, *Catostomus commersoni*, from Rivière des Prairies near Montréal and a reference site. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52, 1703-1713.

- Calow, P., Forbes, V.E.** 1999. Manual on Risk Assessment of Subregional Sea Areas: A Practical Guide for Tropical Ecosystems. MPP-EAS Technical Report 21, 88 p., GEF/UNDP/IMO Regional Programme for the Prevention and Management of Marine Pollution in the East Asian Seas, Quezon City, Philippines.
- Cameron, P., Westernhagen, H.v., Dethlefsen, V., Janssen, D.,** 1986. Chlorinated Hydrocarbons in North Sea Whiting (*Merlangius merlangius*) and Effects on Reproduction. ICES C.M. 1986/E:25, 10 pp.
- Cameron, P.,** 1995. Untersuchungen zur Reproduktionsfähigkeit von Fischen der Nordsee 1988 bis 1992. Dtsch. Hydrogr. Z. (Suppl.) 2, 65-73.
- Clark, R. B.,** 1992. Marine Pollution (3. ed.). Oxford University Press, Oxford, UK
- Dethlefsen, V.,** 1976/77. The Influence of DDT and DDE on the Embryogenesis and the Mortality of Larvae of Cod (*Gadus morhua* L.). Meeresforsch. 25, 115-148.
- Dethlefsen, V., Westernhagen, H.v., Cameron, P.,** 1996. Malformations on North Sea Pelagic fish Embryos during the period 1984-95. ICES J. Mar. Sci. 53, 1024-1035.
- DMU.,** 2000. Datablade for miljøfremmede stoffer. (http://ovs.dmu.dk/2NOVA_2003_ov/novaarkivet/)
- DMU.,** 2001a. Atmosfærisk deposition 2000 (NOVA 2003). Faglig Rapport Nr. 374
- Evans, S.M., Evans P.M., Leksono, T.,** 1996. Widespread Recover of Dogwhelks (*Nucella lapillus*) (L.), from Tributyltin Contamination in the North Sea and Clyde Sea; Marine Pollution Bulletin, 32, 263-269.
- Falk-Petersen, I.-B., Kjørvik, E.,** 1987. Acute Toxicity Tests of the Effects of Oils and Dispersants on Marine Fish Embryos and Larvae - A Review. Sarsia 72, 411-413.
- Falk-Petersen, I.-B., Lønning, S.,** 1984. Effects of Hydrocarbons on Eggs and Larvae of Marine Organisms. In: Ecotoxicological Testing for the Marine Environment. Eds.: Persoone, G., Jaspers, E., Claus, C., State University Ghent and Institute for Marine Scientific Research, Bredene, Belgium. 2, 197-217.
- Fent, K.,** 1996. Ecotoxicology of Organotin Compounds. Crit. Rev. Toxicol. 26, 1-117.
- Folkvord, A., Otterlei, E., Svardal, A.,** 1999. Alkylerte Fenolers Hormonelle Innvirkning på Torsk – Generationseffekter. Vækst, Overlevelse og Kjønnsdifferentiering. IFM Rapport, No.15, 11 pp.
- Forum,** 2001. The Skagerrak-environmental state and monitoring prospects. Ed. Bengt Karlson, Bertil Håkansson og Bjørn Sjøberg. (Forum Skagerrak –Interreg IIC. Production) SMHI. pp. 118
- George, S.G., Wright, J., Conroy, J.** 1995. Temporal Studies of the Impact of the Braer Oilspill on Inshore Freal Fish from Shetland, Scotland. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 29, 530-534.
- Grimwood, M.J., Dobbs, T.J.,** 1995. A review of the Aquatic Ecotoxicology of Polychlorinated Dibenzo-p-Dioxins and Dibenzofurans. Environmental Toxicology and Water Quality: An International Journal, 10, 57-75.
- Hansen, J.L.S, Pedersen, B., Carstensen, J., Conley, D., Christiansen, T., Dahl, K., Henriksen, P., Josefson, A., Larsen, M.M., Lisbjerg, D., Lundsgaard, C., Markager, S., Rasmussen, B., Strand, J., Ærtebjerg, G., Krause-Jensen, D., Laursen, J.S., Ellermann, T., Hertel, O., Skjøth, C.A., Ovesen, N.B., Svendsen, L.M. & Pritzl, G.** 2000: Marine områder - Status over miljøtilstanden i 1999. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. 230 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 333.
- Hansen, P.-D., Westernhagen, H.v., Rosentahl, H.,** 1985. Chlorinated Hydrocarbons and Hatching Success in Baltic Herring Spring Spawners. Marine Environ. Res. 15, 59-76.

- Harding, M.J.C., Rodger, G.K., Davies, I.M., Moore, J.J.**, 1997. Partial Recovery of the Dogwhelk (*Nucella lapillus*) in Sullom Voe, Shetland from Tributyltin Contamination; *Mar Env Res*, **44**, 285-304.
- Hartl, M.G.J., Hutchinson, S., Hawkins, L.E.**, 2001. Sediment-associated Tri-n-butyltin Chloride and its Effect on Osmoregulation of Freshwater-adapted 0-group European Flounder, *Platichthys flesus* (L.). *Aquat. Toxicol.* **55**, 125-136.
- Heessen, H.J.L., Rijnsdorp, A.D.** 1989. Investigations on egg production and mortality of cod (*Gadus morhua* L.) and plaice (*Pleuronectes platessa* L.) in the southern and eastern North Sea in 1987 and 1988. *Rapp. P.-v. Réun.Cons. int. Explor. Mer.* **191**, 15-20.
- HELCOM**, 1996. Third Periodic Assessment of the State of the Marine Environment of the Baltic Sea. 1989-1993; Background document. *Balt. Sea Environ Proc.* No. 64 B. 252 pp. HELCOM Commission, Helsinki
- HELCOM**, 2002. Fourth Periodic Assessment of the State of the Environment of the Baltic Marine Area, 1994-1998. *Balt. Sea Environ Proc.* No. xx, HELCOM Commission, Helsinki.
- Henriksen, P., Andersen, J., Carstensen, J., Christiansen, T., Conley, D., Dahl, K., Dahllöf, I., Hansen, J.L.S., Josefson, A., Larsen, M.M., Lundsgaard, C., Markager, S., Nielsen, T.G., Pedersen, B., Rasmussen, B., Strand, J., Ærtebjerg, G., Fossing, H., Krause-Jensen, D., Middelboe, A.-L., Risgaard-Petersen, N., Ellermann, T., Hertel, O., Skjøth, C.A., Ovesen, N.B., Glasius, M., Pritzl, G. & Gustafsson, B.G.** 2001: Marine områder 2000 - Miljøtilstand og udvikling. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport fra DMU nr. 375. pp. 110.
- ICES**. 1999. Report of the ICES Advisory Committee on the Marine Environment, 1999. ICES Co-operative Research Report No 239
- ICES**. 2001: Report of the ICES Advisory Committee on the Marine Environment, 2001. ICES Co-operative Research Report No 248
- ICES** 2001. Report of the Working Group on Pathology and Diseases of Marine Organisms. ICES. C.M.
- Kingston, P.F.** 1992. Impact of offshore oil production installations on the benthos of the North Sea. *ICES J. Mar. Sci.* **49**, 45-53.
- Kjeller, L.-O., Rappe, C.**, 1995. *Environ Sci. Technol.* **29**, 346-355
- Lang, T., Damm, U., Dethlefsen, V.**, 1995. Changes in the sex ratio of North Sea dab (*Limanda limanda*) in the period 1981-1995. *ICES C.M.* 1995/G:25.
- Long, E.R., Morgan L.G.** 1991. The potential for biological effects of sediment-sorbed contaminants tested in the national status and trends program. NOS OMA 52. NOAA Technical Memorandum. National Oceanic and Atmospheric Administration, Seattle, WA, USA.
- Matthiessen, P., Allen, Y.T., Allchin, C.R., Feist, S.W., Kirby, M.F., Law, R.J., Scott, A.P., Thain, J.E. Thomas, K.V.**, 1998. Oestrogenic Endocrine disruption in Flounder (*Platichthys flesus* L.) from United Kingdom estuarine and marine waters. *Sci. Ser., Tech. Rep.*, CEFAS, Lowestoft. No 107, 48 pp.
- Meier, S., Andersen, T.E., Hasselberg, L., Kjesbu, O.S., Klungsoyr, J. & Svoldal, A.** 2002. Hormonell innvirkning av C₄-C₇ alkylerte fenoler på torsk. Prosjektrapport. Havforskningsinstituttet, Bergen. Pp. 70

- Middelboe, A.-L., Risgaard-Petersen, N., Ellermann, T., Hertel, O., Skjøth, C.A., Ovesen, N.B., Glasius, M., Pritzl, G. & Gustafsson, B.G.** 2001: Marine områder 2000 - Miljøtilstand og udvikling. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport fra DMU nr. 375. pp. 110.
- Moles, A., Rice, S., Norcross, B.L.**, 1994. Non-avoidance of Hydrocarbon Laden Sediments by Juvenile Flatfishes. *Neth. J. Sea Res.* 32, 361-367.
- Monosson, E.** 1999/2000. Reproductive and Developmental Effects of PCBs in fish: a Synthesis of Laboratory and Field Studies. *Rev. Toxicol.* 3, 25-75.
- Monosson, E.**, 1999/2000. Reproductive and developmental effects of PCBs in fish: a synthesis of laboratory and field studies. *Reviews in Toxicology* 3, 25-75.
- MST.**, 1996a. Massestrømsanalyse for kobber. Miljøprojekt 323
- MST.**, 1996b. Massestrømsanalyse for kviksølv. Miljøprojekt 344
- MST.**, 1996c. Massestrømsanalyse for phthalater. Miljøprojekt 320
- MST.**, 1998. Bly. Miljøprojekt nr. 377
- MST.**, 1997. Massestrømsanalyse for tin med særligt fokus på organotinforbindelser. Arbejdsrapport Nr. 7
- MST.**, 2000a. Massestrøm for cadmium. Miljøprojekt 557
- MST.**, 2000b. Substance flow analysis for dioxins in Denmark. Environmentla project No. 570
- MST.**, 2001a. Punktkilder 2000 - Det nationale program for overvågning af vandmiljøet. Orientering Nr. 13
- Naturvårdsverket** , 2000. Comments Concerning the National Swedish Contaminant Monitoring Programme in Marine Biota. Compiled by A. Bignert <http://www.environ.se>
- Ndayibagira, A., Cloutier, M.-J., Anderson, P.D., Spear, P.A.**, 1994. Effects of 3,3',4,4'-Tetrachlorobiphenyl on the dynamics of vitamin A in brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and intestinal retinoid concentrations in lake Sturgeon (*Acipenser fluvescens*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52, 512-520.
- NSC**, 2002. Compilation of submitted inputs to the progress report to the fifth North Sea Conference. (Draft) <http://www.sft.no/english/5nsc/>
- O'Connor, T.P.** 2002. National distribution of chemical concentrations in mussels and oysters in the USA. *Mar. Environ. Res.* 53, 117-144.
- OSPAR 1997.** Agreed Background/Reference Concentrations for Contaminants in Sea Water, Biota and Sediment. Agreed Ecotoxicological Assessment Criteria for Trace Metals, PCBs, PAHs, TBT and some Organochlorine Pesticides. OSPAR Commission, meeting document No. OSPAR 97/15/1, Annexes 5 and 6.
- OSPAR Commission.** 2000. Quality Status Report 2000, Region II – Greater North Sea. OSPAR Commission, London 2000, 136 + xiii pp.
- OSPAR Commission.** 2000. Quality Status Report 2000. OSPAR Commission, London 2000, 108 + vii pp .
- Rijnsdorp, A.D., Vethaak, A.D.**, 1997. Changes in reproductive parameters of North Sea plaice and sole between 1960-1995. *ICES C.M.* 1997/U:14.
- Ruiz, J.M. et al.**, 1996 Three decades of tributyltin in the coastal environment with emphasis on Arcachons Bay, France. *Environmental Pollution* . 93, 195-203

- Samson, J.C., Goodridge, R., Olobatuyi, F., Weis, J.S.**, 2001. Delayed Effects of Embryonic Exposure of Zebrafish (*Danio rerio*) to Methylmercury (MeHg). *Aquat. Toxicol.* 51, 369-376.
- Stagg, R.M., McIntosh, A.**, 1996. Hydrocarbon Concentrations in the Northern North Sea and Effects on Fish Larvae. *Sci. Total Environ.* 186, 189-201.
- Stagg, R.M., McIntosh, A., Mackie, P.**, 1995. Evaluation of Hepatic Monooxygenase Activity in the Dab (*Limanda limanda* L.) in Relation to Environmental Contamination with Petroleum Hydrocarbons in the Northern North Sea. *Aquatic. Toxicol.* 33, 245-264.
- Stene, A., Lønning, S.**, 1984. Effects of 2-methylnaphthalene on Eggs and Larvae of Six Marine Fish Species. *Sarsia* 69, 199-203.
- Strand, J., Jacobsen, J.A.**, 2000. Forekomst af organiske tinforbindelser i planter og dyr fra danske farvande: Akkumulering og fødekæderelationer . Danmarks Miljøundersøgelser . 42 s . - Arbejdsrapport fra DMU 135. www.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_arbrapporter/default.asp
- Svavarsson, J.**, 2000. Imposex in the Dogwhelk (*Nucella lapillus*) due to TBT Contamination: Improvement at High Latitudes Marine Pollution Bulletin, 40, 893-897.
- Swedmark, M., Granmo, Å.**, 1981. Effects of Mixtures of Heavy Metals and a Surfactant on the Development of Cod (*Gadus morhua* L.). *Rapp. P.-v. R un. Cons. Int. Explor. Mer.* 178, 95-103.
- Tilseth, S., Solberg, T.S., Westerheim, K.**, 1984. Sublethal Effects of the Water-soluble Fraction of Ekofisk Crude Oil on the Early Larval Stages of Cod (*Gadus morhua* L.)
- T.I.R e Utvik, S.Johnsen, G.Durell, A.G.Melbye**, 2000. Final Report; Environmental monitoring 1999 for North Sea Water Column Monitoring Program 1999 Monitoring in the Ekofisk Region. Published by Oljeindustriens landsforening, Battelle, Sintef for Phillips Petroleum, BP Amoco and OLF Statoil.
- Vos, J.G., Dybing, E., Greim, H.A., Ladefoged, O., Lanbr e, C., Tarazona, J.V., Brandt, I., Vethaan, A.D.**, 2000. Health Effects of Endocrine-Disrupting Chemicals on Wildlife, with Special Reference to the European Situation. *Critical Reviews in Toxicology*, 30, 71-133.
- Vourinen, P.J., Paasivirta, J., Keinanen, M., Koistinen, K., Rantio, T., Hyotylainen, T., Welling, L.**, 1997. The M74 Syndrome of Baltic Salmon (*Salmo salar*) and Organochlorine Concentrations in the Muscle of Female Salmon. *Chemosphere* 34, 1151-1166.
- Westernhagen, H.v., Dethlefsen, V.**, 1975. Combined effects of cadmium and salinity on development and survival of flounder eggs. *J. Mar. Biol. Assoc. U. K.*, 55, 945-957.
- Westernhagen, H.v., Dethlefsen, V., Haarich, M.**, 2001. Can a Pollution Event be Detected Using single Biological Effects Monitoring Method? *Marine Poll. Bull.* 42, 294-297.
- Westernhagen, H.v., Dethlefsen, V., Rosentahl, H.**, 1975. Combined effects of cadmium and salinity on development and survival of garpike eggs. *Helgol. Wiss. Meeresunters.* 27, 268-282.
- Westernhagen, H.v., Dethlefsen, V., Rosentahl, H.**, 1979. Combined Effect of Cadmium, Copper and Lead on Developing Herring Eggs and Larvae. *Helgol nder Wiss. Meeresunters.* 32, 257-278.
- Westernhagen, H.v., Rosentahl, H., Dethlefsen, V., Ernst, W., Harms, U., Hansen, P.-D.**, 1984. Bioaccumulating Substances and Reproductive Success in Baltic flounder (*Platichthys flesus*). *ICES C.M.* 1981/E:4. 28 pp.
- Westernhagen, H.v., Rosentahl, H., Sperling, K.-R.**, 1974. Combined effects of cadmium and salinity on development and survival of herring eggs. *Helgol. Wiss. Meeresunters.* 26, 416-433.
- de Wit et al.**, 1994. Organohalogen Compound. 20, 47-50.

Bilag I

Kilder og samlede danske tilførsler samt udvikling heraf for udvalgte stoffer

Stof	Tilførsel til havet	Atmosfærisk emission/ deposition	Udvikling	Bemærkninger
Bly	Fra punktkilder og spredt bebyggelse: 2,3 t/år. (MST, 2001a) Tilførsler til vand i 1994: Spildevand: 5-9 t Kass. Kabel: 50-300 t/år Fiskereredsk: 105-275 t/år Blymønje: 1-5 t/år (MST, 1998)	Til indre danske farvande i år 2000: 37 t/år (DMU, 2001a) Til vand fra luft i 1994: 76-94 t/år (MST, 1998)	Den atmosfæriske deposition af bly er reduceret til ca. 1/3 fra 1990 til 2000. (DMU, 2001a) Dansk tilførsel af bly til Nordsøen er reduceret med 57% fra 1985 til 1999 (NSC, 2002)	Der er sket et kraftigt fald i tilførsel af bly fra benzinadditiver og blyhagl. Samfundet vurderes at ophobe 220.000-410.000 t bly. (MST, 1998)
Cadmium	Fra danske punktkilder og spredt bebyggelse: 0,14 t/år (MST, 2001a) Tilførsler til vand i 1996: Offeranoder: 0,6 t Spildevand: 0,3-1,4 t (MST, 2000a) Danske tilførsler til Nordsøen i 1999: 0,27 t (NSC, 2002)	Til indre danske farvande i år 2000: 1,4 t/år (DMU, 2001a) Til vand fra luft i 1996: 2,3 t (MST, 2000a)	Den atmosfæriske deposition af cadmium er reduceret til ca. 1/3 fra 1990 til 2000. (DMU, 2001a) Dansk tilførsel af cadmium via vandet til Nordsøen er reduceret med 72% fra 1985 til 1999 (NSC, 2002)	Det totale cadmiumforbrug er faldende
Kobber	Fra danske punktkilder og spredt bebyggelse: 8 t/år. (MST, 2001a) Tilførsler til vand i 1992: 40-80 t (heraf 18-28 t som antifouling) (MST, 1996a)	Til indre danske farvande i år 2000: 27 t (DMU, 2001a)	Den atmosfæriske deposition af kobber er reduceret med ca. 50% fra 1990 til 2000. (DMU, 2001a)	Der mangler pålidelige tal for tilførsel til vand, som kan indikere noget om udviklingen.
Kviksølv	Fra danske punktkilder og spredt bebyggelse: 0,14 t/år (MST, 2001a) Danske tilførsler til Nordsøen i 1999: 0,1 t (NSC, 2002) Tilførsler til vand i 1992/93: 0,25 t/år (MST, 1996b)	Luftemissionen var i 1999 for hele Danmark 2 t (NSC, 2002)	Fra 1985 til 1999 er der sket en reduktion i den nationale luftemissionen på ca. 2/3 (NSC, 2002) Tilførsler til nordøen via vand er reduceret 2/3 (NSC, 2002)	
Zink	Fra danske punktkilder og spredt bebyggelse: 104 t/år (MST, 2001a) Danske tilførsler til Nordsøen i 1999: 264 t (NSC, 2002)	Luftemissionen var i 1999 for hele Danmark 22,9 t (NSC, 2002)	Den atmosfæriske deposition af zink er reduceret med ca. 50% fra 1990 til 2000. (DMU, 2001a)	
Arsen				
TBT	Fra skibe blev der estimeret en total tilførsel på 0,5-5 t TBT til de indre farvande i 1994 (MST, 1997)		Når forbudet mod anvendelse af TBT til skibe over 25 m træder i kraft i 2003 forventes en gradvis re-	Det er blevet forbudt at anvende TBT til imprægnering. TBT har ikke måttet anvendes til skibe under 25 m

			duktion i tilførelser frem til 2008 hvor TBT ikke længere må forekomme på skibe.	siden 1991 og det bliver forbud at anvende på store skibe fra 2003.
Dioxin Co-planare PCBer	Tilførsler til vand i 1998/99 (tal i g I-TEQ/år): Spildevand: 0,3-1,4 Industri: < 0,01 (MST, 2000b)	Emissioner til luft i Danmark i 1998/9999 (tal i g I-TEQ/år): 19-170 (MST, 2000b)	Der er et fald i emission med dioxin som følge af røggasrensning og reduktion i puljen af PCP behandlet træ	
PCBer				
Chlor-pesticider	Tilførsler til Nordsøen i 1999: Drins: 0 HCH(lindan): 0 DDT (ingen emissionsdata) Endosulfan: 0 Simazin: 0,05 t Atrazin: 0 Diklorfos: 0 (NSC, 2002)			
PAH	Danske tilførsler til Nordsøen i 1999: 2 t-fra off shore aktiviteter (NSC, 2002)	Luftemissionen var i 1999 for hele Danmark 12,5 t (primært fra brændovne/pejse og transport) (NSC, 2002)		
Hormonlignende stoffer Phthalater	Tilførsler til vand i 1992: 13-18 t-via spildevand (MST, 1996c)	Emissioner til luft i Danmark var i 1992: 1,4-20 t (MST, 1996c)	?	
Hormonlignende stoffer Akyklphenol+ethoxylater				Der er en frivillig aftale om udfasning fra vaske- rengøringsmidler. Afvikling af brug i sprøjtemidler (ingen nye godkendelser)
Radioaktive stoffer	Minimal	Minimal	Forsøgsanlægget på Risø er stoppet	
Bariumsulfat	Ca.39600 t/år fra boreaktiviteter i dansk zone.		Boreaktiviteten fra 1984 til 1999 har været forholdsvis konstant	I hele Nordsøen var der i 1999 ca. 500 borer der afhængig af hvor mange borer der foregår med olie eller vandbaseret boremudder kan betyde en tilførsel på op til 900.000 t
Muskxylen				

Bilag II

Tabeller til afsnit vedrørende Miljørisikovurdering

Table 1. Miljøkvalitetsstandarder for prioriterede kontaminanter.

Stof	EACs (OSPAR 1997)		EAC & SFT	USEPA kronisk	NOAA kriterier (ERL)
	vand (µg/l)	sediment (µg/kg tørvægt)	muslingevæv (µg/kg tørvægt)	vand (µg/l)	sediment (µg/kg)
Hg	0,005-0,05	50-500	200	0,025	150
Cd	0,01-0,1	100-1000	2000	9,3	1200
Pb	0,5-5	5000-50.000	5000	5,6	46.700
Cu	0,005-0,05	5000-50.000	10000	2,9	34.000
Zn	0,5-5	50.000-500.000	200000	55	150.000
As	01-okt	1000-10.000		36	8200
Ni	0,1-1	5000-50.000	5000	8,3	20.900
Cr	1-10	10.000-100.000		50	81.000
TBT	0,00001-0,0001	0,005-0,05	1,0-10		
SUM PAH			500	300	4022
SUM PCB		37.530	5-50	0,03	22,7
SUM HCH	0,5-5		2,5		
DDT		0,5-5 [DDE]	2000 DDT 5-50 [DDE]	0,001	1,58
Lindan	0,0005-0,005				
Naphthalene	5-50	50-500	500-5000		160
Phenanthrene	0,5-5	100-1000	5000-50.000		240
Anthracene	0,001-0,01	0	5-50		85,3
Fluoranthene	0,01-0,1	500-5000	1000-10.000		600
Pyrene	0,05-0,5	50-500	1000-10.000		665
Benzo[a]anthracene		100-1000			261
Chrysene		100-1000			384
Benzo[a]fluoranthene					
Benzo[a]pyrene	0,01-0,1	100-1000	5000-50.000 [EAC] or 5 (SFT)		430
Benzo[ghi]perylene					
Indeno[1,2,3-cd]pyrene					

Table 2. NOAA effect levels for sediment in $\mu\text{g}/\text{kg}$ dry weight

Stof	Low	Median
Cd	1.200	9.600
Cu	34.000	270.000
Pb	46.700	218.000
Hg	150	710
Ni	20.900	51.600
Cr	81.000	370.000
Ag	1.000	3.700
Zn	150.000	410.000
As	8.200	70.000
Acenaphthene	16	500
Acenaphthylene	44	1.100
Anthracene	85,3	640
Fluorene	19	540
Naphthalene	160	2.100
Phenanthrene	240	1.500
LMW PAH	552	3.160
Benzo[a]anthracene	261	1.600
Benzo[a]pyrene	430	1.600
Chrysene	384	2.800
Dibenzo[a,h]anthracene	63,4	260
Fluoranthene	600	5.100
Pyrene	665	2.600
HMW PAH	1.700	9.600
Tot PAH	4.022	44.792
Tot PCB	22,7	180
DDE	2,2	27
Tot DDT	1,6	46,1

Table 3. Højeste målte koncentrationer i miljøet af de prioriterede kontaminanter i vand, sediment, fiske- og muslingevæv

Stof	OSPAR (2000)					NOVA (Hansen et al., 2000)	
	Vand (µg/l)		Sediment (µg/kg tørvægt)		Fiskevæv (µg/kg tørvægt)	Fiskevæv (µg/kg tørvægt)	Muslingevæv (µg/kg tørvægt)
	Flodmundinger	Kystnært	Flodmundinger	Kystnært			
Hg	0,005	0,002	30.000	800	2.500 (400-500=25-75 centiles) Fiskevæv	670	343
Cd	0,15	0,05	4100	1500	9.000 (150-600=25-75 centiles) Fiskelever	910	3.250
Pb	0,25	0,06	90.000	65.000	11.000 (90-200=25-75 centiles) Fiskelever	400	1.000
Cu	4	0,8	58.000	25.000	85.000 (6.000-40.000=25-75 centiles) Fiskelever	85.000	10.300
Zn						227.000	256.000
As							
Ni						700	5.900
TBT	0,12		16900				190
SUM PAH	8,5		6080				1.365
SUM PCB	0,03		382		0.5-2.0 Isinglever	384	51
SUM HCH	0,0027					21	3,5
DDT			13		450 for DDT; 1.000 for DDE	158	9,5
fluoranthene			1.022.000				
lindan	0,0025		4				

MEC-værdier fra OSPAR 2000 er ca. max. værdier for flodmundinger, kystnært og åbent hav (aflæsninger fra grafer)
 Vævs-MEC-værdier fra NOVA er gennemsnit fra de mest kontaminerede områder.
 Hvor det var nødvendigt blev koncentrationer konverteret fra vådvægt til tørvægt ved multiplikation med 5 (NOVA, 1999)

Tabel 4. Den procentuelle andel af sedimentmålingerne i ATLAS, som overskrider sedimentstandarderne. For de fleste metaller er data fra årene 1977-98, med undtagelse af Zn (1978-98) og As (1981-1998).

Metal	n	% > ERL	% > 5xERL	%>EAC-lav	%>EAC-høj
Hg	528	34	11	61	25
Pb	790	19	~0	77	37
Cd	729	18	~0	69	35
Zn	792	20	~0	55	5
Cu	794	22	2	70	30
Cr	747	4	~0	53	10
Ni	502	25	1	77	18
As	286	25	2	84	39

ERL= NOAA Effektniveau, lav

EAC = Ecotoxicological Assessment Criteria (OSPAR 1997)

EAC-lav og EAC-høj refererer til niveauerne angivet i tabel 1.

Bilag III

Fremmedstoffer, oversigt over regler på fødevarerområdet og sundhedsmæssige vurderinger

Stof/stofgruppe	Specifikke grænser i lovgivningen	Fødevarerloven § 7	Sundhedsmæssig vurdering SCF ³ /JECFA ⁴	Estimeret indtag	Evt. anbefalinger
Organiske miljøforureninger					
Dioxin	For fisk er der følgende grænseværdi: Fiskekød og fiskerivarer og produkter heraf: 4 pg WHO-PCDD/F-TEQ/g vådvægt. Olier og fedtstoffer: Fiskeolie til konsum: 2 pg WHO-PCDD/F-TEQ/g fedtstof		Ja	0,7 (kun dioxin) 1,7 (dioxin og PCB) pg WHO-TEQ/kg bw/dag	
PCB	Nej	Ja	Nej	Findes for summen af 10 PCB congener	
PAH'er	Nej	Ja	Nej	Findes ikke på nuværende tidspunkt	
Moskus	Nej	Ja	Nej	Findes ikke på nuværende tidspunkt	
Bromerede flammehæmmere	Nej	Ja	Nej	44-51 nanogram/person/dag	
Persistente chlorpesticider ⁵	DDT 2 mg/kg i fisk og fiskevarer, dog i fiskelever 5 mg/kg		Ja	Findes for udvalgte chlorpesticider	
Metaller, herunder organiske metalforbindelser					
Bly	Overvågningsværdier er: Generelt, dog ikke produkter i hvidblikdåser 0,3 mg/kg For krebsdyr og bløddyr dog 0,2 mg/kg		JECFA (1972, 1993, 1999): PTWI = 0,025 mg/kg bw. SCF (1992).	0,50 fraktil= 8 % af PTWI. 0,90 fraktil=12 % af PTWI. (60 kg)	

³ EU's Videnskabelige Komité for levnedsmidler

⁴ FAO/WHO Joint Expert Committee on Food Additives (vurderer også forureninger)

⁵ Fødevarerministeriets bekendtgørelse af 1988 (NB! Der er ikke et nr. på)

Cadmium	Overvågningsværdier er Generelt 0,05 mg/kg, Dog for fiskelever 0,5 mg/kg og for krebsdyr og bløddyr 0,5 mg/kg		JECFA (1972, 1988, 1993, 2001): PTWI = 0,007 mg/kg bw. SCF (1995)	0,50 fraktil= 28 % af PTWI. 0,90 fraktil=42 % af PTWI. (60 kg)	
Kviksølv	Generelt 0,5 mg/kg ⁶		JECFA (1972, 1978, 1988, 1999): PTWI= 0,005 mg/kg bw for total kviksølv, dog max 0,0033 mg/kg bw for methyلكviksølv.	0,50 fraktil= 9 % af PTWI. 0,90 fraktil=12 % af PTWI. (60 kg)	Gravide og ammende skal p.g.a. højt kviksølvindhold undgå at spise hovedmåltider bestående af følgende fiskearter: tun, røkke, helleflynder, oliefisk, sværdfisk, sildehaj, gedde, aborre og sandart. ⁷
Arsen	Nej	Ja	JECFA (1988): PTWI = 15 µg/kg bw for uorganisk arsen.	Usikkert, men gennemsnitligt ca. 28% af PTWI for uorganisk arsen	
Kobber	Nej	Ja	Nej		
Zink	Nej	Ja	Nej		
Tin	Konserverede produkter i hvidblikdåser max. 150 mg/kg, for andre fødevarer er en Overvågningsværdi på 50 mg/kg		JECFA (1988): PTWI= 14 mg/kg bo		
Organotin	Nej	Ja	Nej	Findes ikke på nuværende tidspunkt	
Andre stoffer					
Pesticider	Nej				

⁶ For visse arter er grænsen dog 1,0 mg/kg. Arterne er listet i bekendtgørelse nr. 57 af 22. januar 1999, bilag 3

⁷ Gravide og ammende skal undgå at spise disse fiskearter i stor portioner, f.eks. som en tunbøf, men kan dog godt spise disse fisk i begrænset omfang, f.eks. tun i tunsalat. Alle andre almindelige spisefisk kan frit spises. Spis gerne fisk 1-2 gange om ugen.

Radioaktive stoffer	ja, i forbindelse med ulykken på Tjernoby. Der er tale om flere forordninger der opremser fødevarer og grænseværdier for cæsium 134 og 137. Grænseværdien er på 600 Bq/kg	Polonium i muslinger – er blevet vurderet konkret på baggrund af en henvendelse.			
Sennepegasser og andre giftgasser	Nej	Ja	Nej	Findes ikke på nuværende tidspunkt	Fisk med synlige skader på skindet bør kasseres
Hormonlignende stoffer	Nej	Ja	Nej	Findes ikke på nuværende tidspunkt	
Ammonitionsdeponer	Afhængigt af typen, vil nogle stoffer være omfattet af bestemmelser om metaller		Nej	Findes ikke på nuværende tidspunkt	
Andre upåagtede stoffer ⁸					

⁸ Upåagtede stoffer er her stoffer, som Fødevaredirektoratet ikke har indsamlet specifik viden om