

# MILJØ-PROJEKTER



**Miljøkvaliteten**

**i**

**de indre danske**

**farvande**

**Juni 1980**

af

**KURT JENSEN**

Miljøstyrelsens Havforureningslaboratorium  
Kavalergården 6, 2920 Charlottenlund

og

**PETER RAND**

Vandkvalitetsinstituttet, ATV  
Agern Alle 11, 2970 Hørsholm

for

**Miljøkvaliteten**

**i**

**de indre danske**

**farvande**

**Juni 1980**

af

KURT JENSEN  
Miljøstyrelsens Havforureningslaboratorium  
Kavalergården 6, 2920 Charlottenlund  
og

PETER RAND  
Vandkvalitetsinstituttet, ATV  
Agern Alle 11, 2970 Hørsholm

MILJØSTYRELSEN  
BIBLIOTEKET  
STRANDGADE 29  
1401 KØBENHAVN K



**Dette hæfte er trykt på genbrugspapir**

**ISSN 0105-3094**  
**ISBN 87-503-3363-1**

Fu 00-91

**SCANTRYK, KBHVN**  
**TELEFON 01-30 06 01**

<u>INDHOLD:</u>	<u>Side</u>
FORORD	5
1. INDLEDNING	6
2. OMRÅDEBESKRIVELSE	8
2.1. Øresund	8
2.2. Storebælt	9
2.3. Lillebælt	9
2.4. Kattegat	9
2.5. Østersøen vest for Bornholm	9
3. MILJØKVALITET	10
3.1. Organisk stof	10
3.2. Næringsalte	15
3.3. Ilt	23
3.4. Tungmetaller	27
3.4.1. Kviksølv	36
3.4.1.1. Kviksølv i havvand	37
3.4.1.2. Kviksølv i sediment	38
3.4.1.3. Kviksølv i fisk	41
3.4.1.4. Kviksølv i blåmuslinger	44
3.4.1.5. Kviksølv i brunalger	45
3.4.2. Cadmium	45
3.4.2.1. Cadmium i havvand	47
3.4.2.2. Cadmium i sediment	48
3.4.2.3. Cadmium i fisk	51
3.4.2.4. Cadmium i blåmuslinger	51
3.4.3. Bly	53
3.4.3.1. Bly i havvand	53
3.4.3.2. Bly i sediment	54
3.4.3.3. Bly i fisk	55
3.4.3.4. Bly i blåmuslinger	55
3.4.4. Øvrige tungmetaller	56
3.4.4.1. Øvrige tungmetaller i havvand	58

3.4.4.2. Øvrige tungmetaller i sediment	58
3.4.4.2.1. Kobber	58
3.4.4.2.2. Zink	59
3.4.4.2.3. Nikkel, chrom, kobolt	60
3.4.4.3. Øvrige tungmetaller i organismer	61
3.4.4.3.1. Fisk	61
3.4.4.3.2. Blåmusling	62
3.5. Chlorerede kulbrinter	64
3.5.1. DDT	64
3.5.1.1. DDT i fisk	65
3.5.2. PCB	65
3.5.2.1. PCB i fisk	66
3.5.3. Cyklodiener	66
3.5.3.1. Dieldrin i fisk	67
3.5.4. Hexachlorcyklohexaner	67
3.6. Olie	67
3.6.1. Olie i sedimenter	71
3.6.2. Olie i blåmuslinger	71
3.6.3. Olieskader på havfugle	74
3.7. Planktonalger	78
3.8. Havbundens planter	82
3.9. Bundfauna	85
3.10. Fisk	86
4. KONSEKVENSER AF EN ÆNDRET MILJØKVALITET	89
5. KONKLUSION	91
5.1. Organisk stof	91
5.2. Næringssalte	91
5.3. Tungmetaller	92
5.4. Miljøfremmede stoffer	93
5.5. Olie	93
6. RESUMÉ	94
7. REFERENCER	95

## FORORD

I forbindelse med den planlagte revision af miljøbeskyttelsesloven i folketingsåret 1980-81 vil miljøstyrelsen fremlægge en redegørelse for miljøreformens virkninger, der vil blive udarbejdet på baggrund af en lang række baggrundsrapporter.

I det marine område udarbejdedes to baggrundsrapporter, dels "Miljøkvaliteten i de kystnære farvande" af Peter Rand, Vandkvalitetsinstituttet, ATV, dels "Redegørelse for miljøreformens virkninger i de åbne havområder" af Kurt Jensen, miljøstyrelsens havforureningslaboratorium.

Disse danner udgangspunktet for den foreliggende rapport. I det store og hele er der tale om en direkte sammenskrivning af de to baggrundsrapporter, der blev udarbejdet i første halvår af 1979. Det har kun i meget begrænset udstrækning været muligt at inddrage nyt materiale.

## 1. INDLEDNING

Baggrundsmaterialet for den foreliggende rapport er af meget forskellig kvalitet og omfang. Det drejer sig dels om forureningsrapporter, dels om egentlige videnskabelige undersøgelser. En del af dette er samlet i serien "Danish Marine Monitoring Methods and Data".

For de kystnære dele af de danske farvande gælder, at hovedparten af undersøgelserne er gennemført i farvandsafsnit, hvor der oftest var konstateret væsentlige miljøændringer, eller i områder, hvor kulturpåvirkningen havde nået et sådant omfang, at den kunne forventes at påvirke miljøkvaliteten. En sammenfattende beskrivelse af miljøkvaliteten i de kystnære farvande baseret på resultaterne fra de foreliggende undersøgelser vil derfor ikke kunne give et reelt billede af miljøkvaliteten i de kystnære farvande som helhed, men snarere en beskrivelse af tilstanden i de mere kulturpåvirkede dele af kystområdet. Også for de åbne farvande gælder, at undersøgelserne oftest fordeler sig meget ujævnt over området, og at en sammenligning mellem de enkelte farvandsafsnit derved er vanskeliggjort.

Som det vil fremgå, har det kun undtagelsesvis været muligt at beskrive egentlige udviklinger i miljøkvaliteten i de danske farvande gennem de senere år. Dette forhold har mange årsager.

I de kystnære områder har langt den overvejende del af de gennem de sidste 10 år gennemførte undersøgelser haft til formål at give en beskrivelse af den eksisterende miljøkvalitet som grundlag for vurderingen af behovet for tekniske indgreb overfor eksisterende tilledninger af spildevand. Der er kun i begrænset omfang foretaget opfølgende undersøgelser af effekten af eventuelle indgreb. Som følge af den betydelige naturlige variation, som kendetegner miljøkvaliteten i de kystnære farvande, må det endvidere på forhånd forventes, at en påvisning af en signifikant effekt på den generelle miljøkvalitet kan kræve tidsserier af 5-10 års længde. Dette forhold gør sig i endnu højere grad gældende i de åbne farvande, hvor påvirkningerne af forureningen, hvor eventuelle tekniske indgreb kun virker indirekte og over lange afstande, og hvor de hydrografiske forhold (se afsnit 2) bevirker, at udviklingstendenser først kan iagttages efter en meget lang måleperiode.

Denne rapport er derfor i hovedsagen en status over miljøtilstanden i de danske havområder.

Metoderne til måling af de forekommende niveauer af forskellige stoffer er i de seneste år undergået en kraftig udvikling. Resultater fra før ca. 1970 er i de fleste tilfælde behæftet med betydelig usikkerhed og afviger ofte i størrelsesordenen fra de resultater, man får ved analyse i dag. Sammenligninger i tid mellem forskellige niveauer er derfor i de fleste tilfælde endnu ikke mulige.

Sammenligninger mellem forskellige laboratoriers resultater er også vanskelige, selv om prøverne er analyseret samtidig. Dette beror bl.a. på mindre afvigelser i laboratorieudstyr og metodik. Også laboratorier med tilsyneladende ensartet metodik opnår ofte ret forskellige resultater med samme prøver, se til eksempel JENSEN (1978).

Det bør ligeledes bemærkes, at undersøgelsesaktiviteten i en vis udstrækning har båret præg af manglen på generelle retningslinjer for fastlæggelse af stationsplacering, undersøgelsesindhold og undersøgelsesfrekvens, hvilket i et vist omfang reducerer undersøgelsesresultaternes anvendelse som sammenligningsgrundlag for eventuelle kontrolundersøgelser.



## 2. OMRÅDEBESKRIVELSE

I nærværende rapport arbejdes med to begreber, de kystnære og de åbne farvande. De kystnære farvande er afgrænset fra de åbne efter de af FORURENINGSRÅDET (1971) angivne grænser mellem "fjorde og bugter" og "de åbne farvande", med undtagelse af Lillebælt, der i denne rapport betragtes som et åbent farvand. De åbne farvande omfatter således Kattegat, Øresund, Lillebælt, Storebælt og Østersøen vest for Bornholm.

De kystnære farvande er meget varierede med hensyn til vanddybde, strømforhold, saltholdighed o.s.v., forhold der må tages i betragtning ved sammenligning af ét område med et andet. Alle områderne er dog påvirket af de generelle hydrografiske forhold i de indre danske farvande.

Øresund, Bælthavet og Kattegat udgør overgangsområdet mellem den kontinentalt påvirkede Østersø og det oceanisk påvirkede Skagerrak. Vanddybden er ringe, for det meste under 20 m. Vandmassen i området er i almindelighed opdelt i mindst to lag. Vandet i det øvre lag er karakteriseret ved et lille saltindhold (Østersø-vand), mens vandet i det nedre lag er karakteriseret af et stort saltindhold (Nordsø-vand).

De komplicerede strømforhold og det forhold, at der optræder to adskilte vandmasser, bevirker, at målinger af parametre i vandet viser meget store svingninger. Disse svingninger overlejrer en eventuel langvarig ændring i parameteren og tilslører denne ændring. Det er derfor nødvendigt med hyppige målinger over en meget lang periode, før en udviklingstendens kan afsløres.

### 2.1. Øresund

Øresunds overfladeareal er  $2.300 \text{ km}^2$  og volumenet  $27 \text{ km}^3$ . Strømforholdene er meget komplicerede, men ca. to trediedele af årets dage er overfladestrømmen nordgående. Oftest er der sydgående bundstrøm i det nordligste af Sundet, mens der i den sydlige del som regel er samme strømretning ved overflade og bund. Der findes en nordgående nettovandføring på ca.  $130 \text{ km}^3$  i årlig gennemsnit.

Vandmassen i Øresund udskiftes i løbet af ca. 6 døgn i gennemsnit, men udskiftningen af de enkelte vandlag varierer stærkt. (HERMANN, 1975, NIELSEN, 1976).

## 2.2. Storebælt

Betegnelsen Storebælt omfatter Samsø Bælt, det egentlige Storebælt og Langelandsbælt. Dybden i Storebælt er for det meste under 20 m. Vandudskiftningen er stor. Den nordgående nettotransport er ca.  $330 \text{ km}^3$  i årlig gennemsnit. (HERMANN, 1975, NIELSEN, 1976).

Med hensyn til beregning af udviklingstendenser er forholdene mindst lige så komplicerede som for Øresunds vedkommende.

## 2.3. Lillebælt

I det nordlige Lillebælt, Tragten, er dybden normalt under 15 m. Ved snævringen mellem Fredericia og Middelfart er dybden ca. 50 m, og i den sydlige del kan den lokalt være op til 80 m. Nettovandtransporten er ca.  $40 \text{ km}^3$  nordgående pr. år.

Strømforholdene er komplicerede. Relativt skarpe fronter mellem Østersøvand, Lillebæltvand og Kattegatvand bevæger sig op og ned gennem Lillebælt alt efter vejr-situationen. I bæltet kan der ligge ældre mere eller mindre opløste fronter, som bevæges frem og tilbage af nye ud- og indstrømninger. (VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1973, HERMANN, 1975, NIELSEN, 1976).

## 2.4. Kattegat

Kattegats overfladeareal er  $22.000 \text{ km}^2$ , volumenet  $500 \text{ km}^3$  og middeldybden 23 m. Undersøgelser har vist, at det tager bundvandet ca. 2 måneder at bevæge sig fra Skagens Rev til Sjællands Odde. Den nordgående nettovandtransport er ca.  $500 \text{ km}^3$  pr. år. (HERMANN, 1975, NIELSEN, 1976).

## 2.5. Østersøen vest for Bornholm

I denne forbindelse er behandlet området mellem Gedser Rev og Bornholm. Det omfatter den lavvandede tærskel (mindste dybde er 18 m) mellem Falster og Dars, samt det 40-50 m dybe Arkonabækken. Vandudskiftningen i Østersøen er uhyre langsom. Halvdelen af vandmassen udskiftes over en periode på 24 år (SVANSSON, 1972). Dette medfører, at udviklingstendenser i forekomsten af nedbrydelige stoffer forholdsvis let kan iagttages, mens udviklingstendenser i persistente stoffers forekomst først kan iagttages efter en meget lang måleperiode.

### 3. MILJØKVALITET

#### 3.1. Organisk stof

Tilførslen af organisk stof er af fundamental betydning for miljøkvaliteten i havet, idet det organiske stof fungerer som energikilde for dyrelivet. Mængden af tilført organisk stof vil i vid udstrækning være bestemmende for omfanget af den biologiske aktivitet i de enkelte farvandsområder.

Tilførslen af organisk stof skyldes dels en produktion af alger og højere planter i selve vandområdet, og dels en tilførsel fra land via vandløb og spildevand til det kystnære farvand.

Oftest udgør den spildevandsbetingede tilførsel i et havområde kun en ringe del af den totale produktion af organisk stof, til eksempel 2% i Kalø Vig og i den indre del af Flensborg Fjord 8% (VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1980c & d). I enkelte områder som Køge Bugt kan den spildevandsbårne tilledning være betydelig. Her er produktionen af organisk stof kun det halve af tilførslerne via Københavns Havn. De øvrige kontrollerbare spildevandstilførsler, hvoraf mere end tre fjerdedele kommer fra én industrivirksomhed, udgør 41% af produktionen i vandområdet. (VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1980e).

Fordelingen mellem kontrollerbare og ikke-kontrollerbare organiske stoftilførsler er noget forskellig fra område til område. Eksempler er angivet i tabel 1.

Område	Limfjorden	Køge Bugt	Århus Bugt Kalø Vig	Flensborg Fjord
kontrollerbare tilførsler	47	20 (91) <sup>x</sup>	73	84
ikke-kontrollerbare tilførsler	53	80 (9) <sup>x</sup>	27	16
referende	1	2	3	4

Tabel 1. Procentvis fordeling af tilførsler af organisk stof til forskellige havområder.

x) Tallene i parentes angiver situationen, når der ses bort fra tilledningerne fra Københavns Havn.

(1: LIMFJORDSKOMITEEN, 1976b. 2: VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1980e.

3: VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1980c. 4: VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1980d).

En opgørelse over udviklingen i det spildevandsbetingede biologiske iltforbrug er forsøgt for Øresund i fig. 1. Tilgængelige tal dækker perioden fra 1959 til 1977. I den sidste del af perioden er sket en mindre nedgang i de svenske tilledninger af organisk stof.

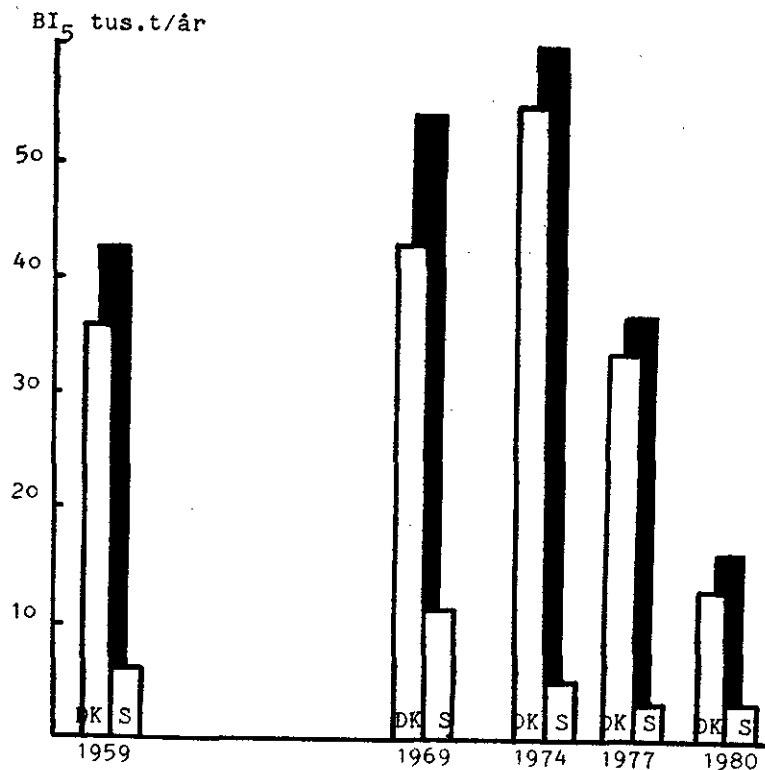


Fig. 1: Udvikling i biologisk iltforbrug (BI<sub>5</sub>) af spildevand direkte udledt til Øresund. ( efter DACKMANN & RØNNE, 1967, 1971, 1976 og ØRESUNDSKOMMISSIONEN, 1978 ).

I Sverige er man på det seneste gået over til at måle det biologiske iltforbrug over syv døgn, hvilket gør sammenligningerne lidt vanskelige. BI<sub>5</sub> er anslået som værende 80% af BI<sub>7</sub>.

På den danske side er rensningsanlægget på Avedøre Holme begyndt i 1972, og rensningsanlægget på Lynetten ventes igangsat snarest. Herudover er en del mindre rensningsanlæg startet i perioden efter 1959. På baggrund af de forventede forbedringer er foretaget en prognose for 1980 i fig. 1.

Tilledningen af organisk stof til Øresund reduceres til en fjerdedel fra 1974 til 1980, målt som biologisk iltforbrug.

Sammenlignet med de åbne havområder vil de kystnære farvande generelt være kendetegnet ved en væsentlig højere biologisk aktivitet. Dette skyldes en kombination af tilledninger fra land af organisk stof og vækstfremmende stoffer (kvælstof, fosfor etc.), samt gunstige betingelser for alge- og plantevækst som følge af højere temperaturer i vækstperioden og en tilførsel af nærings-salte ved opblandingen af overfladevand og bundvand.

Som en følge af den store biologiske aktivitet i de kystnære farvande fungerer disse som det primære fouragerings- og opvækstområde for en række af de kommercielt udnyttede fiskearter.

Tilstanden i havet er imidlertid afhængig af, at tilførslerne og produktionen af organisk stof ikke er større end den mængde, konsumenterne til stadighed omsætter. Stiger tilførslerne eller produktionen uforholdsmæssigt, vil der i vandmassen og sedimentet ske en akkumulering af organisk stof.

For vandmassen vil dette betyde en misfarvning og reduktion i lysets evne til at trænge ned i vandet, således at dybdegrænserne for udbredelsen af bundvegetation reduceres. For sedimentet vil et stigende indhold af organisk stof betyde en ændring i artssammensætningen i det dyresamfund, som lever på og i sedimentet, og dermed ændrede og som oftest ringere føde- og vækstbetingelser for områdets fiskearter.

Koncentrationen af organisk stof i vandet og i sedimentoverfladen er derfor variable, som er velegnede til at beskrive tilstanden i de kystnære områder.

Den mængde af organisk stof, der er til stede i en vandmasse, kan opgøres på forskellig måde. Ved udglødning af tørstoffet i vandet kan glødetabet opgøres. Dette udgøres hovedsageligt af det organiske stof i prøven. Man anvender tillige en prøves iltforbrug ved brug af iltningmidlet kaliumpermanganat, det såkaldte kemiske iltforbrug, som et mål for prøvens indhold af organisk stof, idet stort set alle de organiske forbindelser iltes ved denne proces. Endelig anvendes mikroorganismernes iltforbrug i en prøve som et mål for den mængde af biologisk nedbrydeligt eller omsætteligt organisk stof, der er til stede i prøven. Må-

lingen af dette såkaldte biologiske iltforbrug foretages som regel over 5 døgn ( $BI_5$ ). Resultaterne af analyser i kystnære farvande er sammenstillet i tabellerne 2-4.

Område	Ref.	År	Middel	Max.	Min.	Antal værdier
Kattegat (ud for Fornæs)	1	1971-72	5,0	23,0	2,8	107
Randers Fjord	2	1973-74	19,9	55,0	7,0	15
Horsens Fjord	3	1971	4,8	20,4	1,1	60
Vejle Fjord	3	1971	3,6	9,2	1,0	60
Kolding Fjord	3	1971	3,8	8,2	1,7	60
Haderslev Fjord	3	1971	4,1	10,4	0,8	60
Åbenrå Fjord	3	1971	3,0	5,5	2,3	60
Odense Fjord	4	1972	4,5	29,7	0,7	63
Kerteminde Fjord	4	1972	4,5	22,8	0,6	53
Jammerland Fjord	5	1969	3,9	15,2	1,0	163

Tabel 2. Glødetab (g/l) i vandprøver fra kystnære danske farvande.

(1: ISOTOPCENTRALEN, 1972. 2: ENVIROPLAN, 1976a. 3: SPILDEVANDSUDVALGET, 1971 4: VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1972a. 5: INDUSTRI-SPILEDEVANDSUDVALGET, 1970).

Område	Ref.	År	Middel	Max.	Min.	Antal værdier
Randers Fjord	1	1973-74	5,4	10,5	1,6	57
Gylling Næs	2	1975	2,0	3,7	0,6	32
Odense Fjord	3	1966-71	11,4	26,0	4,0	108
Nakskov Fjord	4	1967-71	14,0	36,0	8,0	107
Præstø Fjord	5	1972	17,2	36,0	8,0	18

Tabel 3. Kemisk iltforbrug ( $MnO_4$ ) i vandprøver fra kystnære danske farvande.

(1: ENVIROPLAN, 1976a. 2: VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1975b. 3: VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1972a. 4: VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1972c. 5: BIKON, 1972).

Middelniveauet for kemisk iltforbrug ( $KMnO_4$ ) varierer i de undersøgte områder fra 2-14 mg  $O_2$ /l med de højeste værdier i Odense Fjord og Nakskov Fjord (tabel 3).

Område	Ref.	År	Middel	Max.	Min.	Antal værdier
Kattegat (ud for Skagen)	1	1970-72	1,2	2,8	0,7	23
Kattegat (ud for Fornæs)	2	1971-72	0,7	1,8	0,0	89
Haderslev Fjord	3	1970	0,9	5,8	0,1	56
Odense Fjord	4	1966-72	3,0	14,6	1,0	155
Kerteminde Fjord	4	1972	2,6	7,9	0,5	44
Roskilde Fjord	5	1972	2,1	11,0	0,3	77
Isefjord	5	1972	1,4	3,7	0,2	90
Jammerland Bugt	6	1969	0,9	4,9	0,0	168
Nakskov Fjord	7	1967-71	3,0	13,0	1,0	108
Præstø Fjord	8	1972	3,0	8,0	1,0	26

Tabel 4. Biologisk iltforbrug ( $BI_5$ , mg  $O_2$ /l) i vandprøver fra kystnære danske farvande.

(1: SPILDEVANDSUDVALGET, 1971. 2: ISOTOPCENTRALEN, 1972a.  
 3: SPILDEVANDSUDVALGET, 1970. 4: VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1972a.  
 5: VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1972b. 6: INDUSTRISPILDEVANDSUD-  
 VALGET, 1970. 7: VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1972c. 8: BOKON, 1972).

I tabellerne er dels angivet middelværdien og dels maksimums- og minimumsværdien samt antallet af værdier for de enkelte farvands-afsnit. Maksimums- og minimumsværdierne er angivet for at give et kombineret billede af den tidsmæssige og arealmæssige variation indenfor området.

Den generelle miljøkvalitet i to områder med samme middelmåling kan således være væsentligt forskellig som følge af, at der i et område med f.eks. store tilledninger og et generelt hurtigt vandskifte i perioder med et reduceret vandskifte kan akkumuleres væsentligt højere mængder af et givet stof end i et område med mindre tilledninger og et langsommere, men forholdsvis konstant vandskifte.

Middelniveauet for glødetab (tabel 2) ses generelt at ligge i området 3-5 mg/l med undtagelse af Randers Fjord, hvor der dels er konstateret et markant fald i glødetab ud gennem fjorden, og hvor middelniveauet for hele fjorden ligger ca. 5 gange højere end i de øvrige undersøgte kystnære farvande. (ENVIROPLAN, 1976a).

Det fremgår af tabel 4, at middelniveauet for  $BI_5$  i de undersøgte områder varierer fra 0,7 til 3,0 mg  $O_2/l$ . Det skal imidlertid understreges, at usikkerheden på  $BI_5$  analysen er meget betydelig i koncentrationsområdet  $< 3$  mg  $O_2/l$ , og at  $BI_5$  derfor ikke er et velegnet mål for indholdet af organisk stof i marine områder.

På baggrund af de foreliggende resultater kan konkluderes, at der ikke til dato foreligger et direkte anvendeligt mål for indholdet af omsætteligt organisk stof i de kystnære farvande. Til vurdering af spildevandsudledningens konsekvenser for iltforholdene i og omkring udledningsområderne savnes endvidere et realistisk mål for omsætningshastigheden af det organiske stof.

### 3.2. Næringssalte

Tilførslen af næringssalte, især kvælstof og fosfor, er en forudsætning for algernes og planternes produktion af ilt og organisk stof. Tilførslen er afhængig dels af en transport fra de omgivende farvande, fra sedimentet, fra land via afstrømning og spildevandsudledninger, og fra luften via nedbøren, dels en omsætning i selve vandmassen mellem de planktoniske organismer og det omgivende miljø, og de planktoniske organismer indbyrdes.

Mens tilførslerne til en vis grad kan anslås, er beregning af omsætningen for øjeblikket behæftet med stor usikkerhed på grund af manglende baggrundsviden.

Område	Limfjorden	Køge Bugt	Århus Bugt Kalø Vig	Flens- borg Fjord	Nordl. Lille- bælt
Kontrollerbare tilførsler	38	27 (45) <sup>x</sup>	32	35	42-50
Ikke-kontrollerbare tilførsler	62	73 (55) <sup>x</sup>	68	65	50-58
Reference <sup>x</sup>	1	2	3	4	5

Tabel 5. Procentvis fordeling af tilførsler af kvælstof til forskellige havområder.

x) se tabel 1, 5: VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1978a.



I tabellerne 5 og 6 er opgjort fordelingen mellem kontrollerbare, hovedsageligt spildevandsbetingede, og ikke-kontrollerbare, hovedsageligt nedbør og afstrømning, tilledninger til forskellige typer af havområder.

Område	Lim-fjorden	Køge Bugt	Århus Bugt Kalø Vig	Flens-borg Fjord	Nordl. Lille-bælt
Kontrollerbare tilførsler	81	71 (85) <sup>x</sup>	75	73	3-4
Ikke-kontrollerbare tilførsler	19	29 (15) <sup>x</sup>	25	27	96-97
Reference <sup>x</sup>	1	2	3	4	5

Tabel 6. Procentvis fordeling af tilførsler af fosfor til forskellige havområder.

x) se tabel 1 & 5.

Beregninger over næringssalttilførslerne til det nordligste Lillebælt er foretaget af VANDKVALITETSINSTITUTTET (1978a) (tabel 5 og 6). Her er tilledningen fra industrien meget stor, ca. en femtedel af kvælstof, og ca. to trediedele af fosfortilledningerne. Mere end 90% af industritilledningen kommer fra to virksomheder. Tilledningerne udgør en betydelig andel af baggrundsfluxen. Der foreligger desværre ingen tidsserie, der kan danne baggrund for en vurdering af udviklingen. Se iøvrigt afsnittet om planktonalger (3.7.).

År	Personer	Industrier	Diffus afstrømning	Nedbør	Ialt
1930	7.500	-	3.900	1.600	13.000
1959	8.800				
1964	9.400				
1969	10.000				
1974	13.400	500			
1977	13.600	780	7.800	2.800	25.000
1980	11.700	620	7.800	2.800	23.000

Tabel 7. Skønnet total belastning af Øresund med kvælstof (t/år). (DAMGAARD, 1979).

Opgørelser over kvælstof- og fosfortilledningerne med spildevand til Øresund er forsøgt i perioden fra 1959 til 1980 (tabel 7 og 8). I den periode er den befolkningsmængde, hvis spildevand tilføres området, steget fra 1,7 mill. til 2,2 mill. Den samlede tilførsel fra personer og industri nåede den største værdi i 1977, hvorefter forskellige rensningsforanstaltninger begynder at gøre sig gældende (DAMGAARD, 1979). Yderligere fald må ventes efter 1980, dels som følge af, at der fra svensk side stilles skærpede krav til de to industrier, der tegner sig for 90% af de svenske tilførsler, dels fordi indførelsen af rensningsanlægget på Lynetten vil reducere de danske tilledninger med ca. 18% for fosfor og ca. 15% for kvælstoftilledningerne (beregnet på basis af Øresundskommissionsrapport fra 1978).

År	Personer	Industrier	Diffus afstrømning	Nedbør	Ialt
1930	1.000	-	30	-	1.000
1959	3.000				
1964	3.200				
1969	3.500				
1974	2.700	2.800			
1977	2.500	3.100	130	35	5.800
1980	2.000	1.000	130	35	3.200

Tabel 8. Skønnet total belastning af Øresund med fosfor (t/år). (DAMGAARD, 1979).

Indholdet af kvælstof og fosfor i vandmassen giver ikke et direkte billede af vækstbetingelserne for områdets alger og planter, idet disse bl.a. er afhængige af, at kvælstoffet og fosforet findes i en tilgængelig form.

Vandets indhold af kvælstof og fosfor kan således opdeles i to fraktioner: en uorganisk fraktion, som er direkte tilgængelig for planternes opbygning af organisk stof, samt en organisk fraktion, som overvejende er utilgængelig for planter, men som kan frigøres fra det organiske stof ved mikroorganismernes nedbrydning af dette.

Mens det totale indhold af kvælstof og fosfor er forholdsvis konstant gennem året i hovedparten af havområderne, varierer koncentrationen af uorganiske kvælstof- og fosforforbindelser betydeligt. De højeste koncentrationer findes i de sene vintermåneder, hvor tilførslen af uorganiske kvælstof- og fosforforbindelser via afstrømningen fra land er maksimal, og hvor planternes vækst er begrænset af den lave lysintensitet. De laveste indhold findes i sommermånederne, hvor afstrømningen fra land er reduceret, og hvor den overvejende del af kvælstoffet og fosforet er bundet i planterne og organiske nedbrydningsprodukter.

I kystnære områder med en god vandfornyelse eller med begrænsede tilførsler af kvælstof- og fosfor, vil koncentrationsniveauet for uorganiske kvælstof- og fosforforbindelser i sommerperioden ofte ligge på detektionsgrænsen for de anvendte analysemetoder. For disse områder vil indholdet af uorganiske kvælstof- og fosforforbindelser kun i begrænset omfang kunne anvendes som grundlag for sammenligninger af miljøkvaliteten. I mere lukkede kystområder med større tilførsler af spildevand vil der selv i sommerperioden kunne måles rigelige mængder af uorganiske næringssalte.

Da algerne til deres vækst behøver kvælstof og fosfor i et bestemt indbyrdes mængdeforhold, vil en forekomst af næringssalte i et andet forhold føre til, at det ene stof opbruges af planterne, mens det andet er i overskud og ophobes. Kendskabet til, hvilket næringsstof som er eller lettest kan bringes i minimum, er vigtig ved indførelse af tekniske indgreb overfor tilførslerne, idet en reduktion i tilførslerne af et næringsstof, som ikke kan bringes i minimum, næppe kan forventes at have nogen effekt overfor produktionen af organisk stof.

Skønt det totale indhold af kvælstof og fosfor ikke direkte kan anvendes som mål for miljøkvaliteten, er der for at give et integreret billede af tilførslernes størrelse samt opblandingsforholdene i de forskellige havområder i tabellerne 9 og 10 foretaget en sammenstilling af analyseresultater vedrørende henholdsvis kvælstof- og fosforkoncentrationen i de danske farvande.

OMRADE	REF.	AR	KVALSTOF				FOSFOR			
			MIDDEL	MAX.	MIN.	ANTAL VÆRDIER	MIDDEL	MAX.	MIN.	ANTAL VÆRDIER
Vesterhavet (ud for Tyborøn)	1	1974	430	810	170	21	75	140	54	21
Limfjorden (+ Hjarbæk Fj.)	1	1974	600	2050	170	1060	103	270	46	1060
Hjarbæk Fjord	1	1974	1600	8900	940	36	210	2660	49	36
Skive Fjord	1	1974	700	1330	500	66	130	220	58	34
Nissum Bredning	1	1974	420	760	320	26	91	190	53	26
Kattegat (ud for Hals)	1	1974	390	630	220	18	80	180	43	19
- (vestl.del)	2	1975-77	320	840	70	448	27	100	7	473
Mariager Fjord	3	1973	710	2110	80	101	175	290	40	100
Randers Fjord	4	1974	3910	34900	210	137	326	2390	20	137
Kattegat (ud for Fornæs)	5	1971	350	1560	30	98	38	167	4	97
Arhus Bugt	6,7,8	1975-78	320	1270	130	342	39	373	7	357
Kalø Vig	6,7,8,9	1975-78	340	810	180	167	35	170	15	117
Gylling Næs	10	1975	360	800	220	288	30	90	10	285
Horsens Fjord	11	1971	500	900	250	60	121	353	29	60
Vejle Fjord	11	1971	440	1370	250	60	95	241	29	60
Kolding Fjord	11	1971	480	1760	190	60	111	396	18	60
Haderslev Fjord	11	1971	740	1950	170	60	236	752	25	60
Abenrå Fjord	11	1971	440	1130	100	60	50	192	8	60
Lillebælt	2	1975-77	370	690	140	254	33	81	6	272
Flensborg Fjord (indre)	12	1972	770	3500	330	55	212	930	70	55
- (ydre)	12	1972	330	780	120	70	54	230	19	70
Nybøl Nor	12	1972	560	1100	340	49	139	390	58	49
Østersøen (vestl.del)	2	1975-77	320	810	110	585	25	60	5	593
Odense Fjord	13	1966-72	1340	8200	130	702	225	1000	15	67
Kerteminde Fjord	13	1972	920	5280	120	54	116	520	10	53
Storebælt	2	1975-77	330	710		607	30	94	6	642
Sydfynske Øhav	14	1975	390	1860	100	840	52	390	10	858
Roskilde Fjord (indre)	15	1972	1580	8340	860	40	1130	4900	283	41
- (ydre)	15	1972	750	1750	260	40	350	2200	30	41
Isefjord	15	1972	790	2900	120	66	104	1300	10	87
Kalundborg Fjord	16	1977	360	560	200	48	44	82	7	48
Jammerland Bugt	17	1969	670	3500	100	143				
Nakskov Fjord	18	1967-71	6920	21000	1200	107	112	550	20	97
Guldborg Sund	19	1975-76	540	1270	230	169	108	425	15	169
Sakskøbing Fjord	20	1970	1050	15100	30	82	152	1240	16	112
Storstrømmen	21	1975	360	1060	130	326	56	260	8	326
Stevns	22	1977	300	600	200	42	23	47	8	42
Køge Bugt	23	1977-78	340	680	180	96	31	132	5	96
Øresund	2	1975-77	330	710	40	295	29	85	8	320

Tabel 9. Koncentration af total-kvalstof og -fosfor ( $\mu\text{g/l}$ ) i 0-10 m's dybde i danske farvande.

(1: VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1976b. 2: HERMANN & OLSEN, 1976. 3: F.L.SMIDT, 1972. 4: ENVIROPLAN, 1976a. 5: ISOTOPCENTRALEN, 1972. 6: ISOTOPCENTRALEN, 1977. 7: BOTANISK INSTITUT, 1977. 8: VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1979a. 9: VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1978e. 10: VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1975b. 11: SPILDEVANDSUDVALGET, 1971a. 12: VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1974a. 13: VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1972a. 14: VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1976c. 15: VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1972d. 16: VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1977d. 17: INDUSTRISPILDEVANDSUDVALGET, 1970. 18: VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1972c. 19: VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1976h. 20: ISOTOPCENTRALEN, 1971. 21: VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1976d. 22: VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1980b. 23: VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1978f).

På baggrund af de beregnede middelkoncentrationer for indholdet af total kvælstof er der i fig. 2 vist koncentrationsniveauet i de undersøgte farvande.

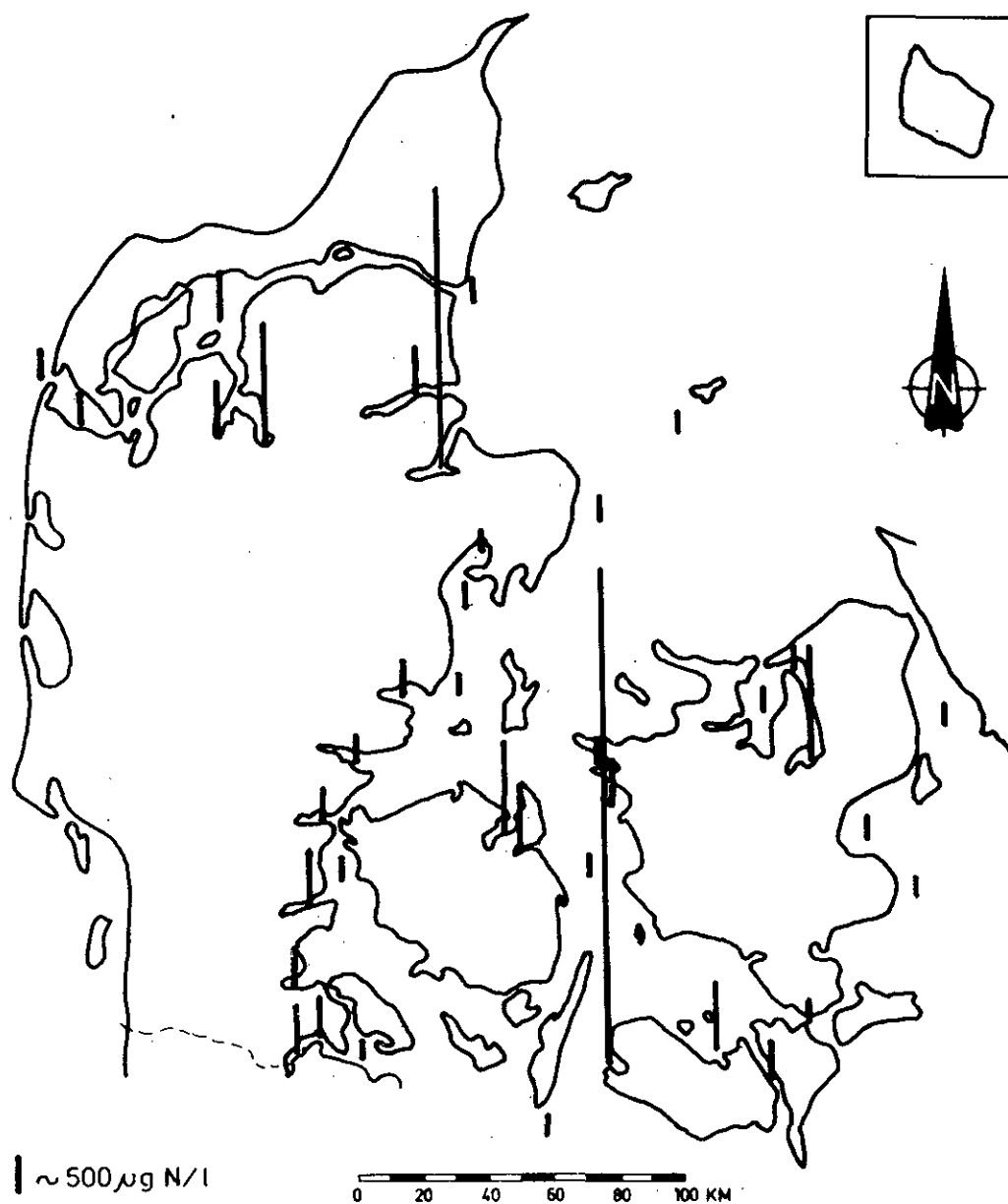


Fig. 2: Middelkoncentrationen af total kvælstof i danske farvande

Med udgangspunkt i de overfladenære vandmassers indhold af totalkvælstof kan de danske farvande groft opdeles i tre grupper.

En gruppe med middelkoncentrationer mindre end 400 µg N/l, svarende til ingen - svag påvirkning, bestående af de mere åbne farvande samt fjord- og bugtområder med en begrænset tilførsel af kvælstofforbindelser og/eller gode opblandingsforhold.

En gruppe med middelkoncentrationer af total-kvælstof i intervallet 400-1000 µg N/l, bestående af Limfjordssystemet med undtagelse af Hjarbæk Fjord, smalle østjyske fjorde med en stor ferskvandsafstrømning, f.eks. Mariager-, Randers-, Haderslev- og Flensborg Fjord (indre del) og fjorde og vige med en smal passage til de åbne farvande som f.eks. Nybøl Nor, Kerteminde Fjord samt Roskilde Fjord og Isefjorden. At Jammerland Bugt tilhører denne gruppe, virker områdets belastning og hydrauliske forhold taget i betragtning, umiddelbart overraskende og kan, undersøgelsestidspunktet (1969) taget i betragtning, muligvis skyldes en systematisk analysefejl, jfr. afsnit 1.

Den sidste gruppe af kystnære områder med middelkoncentrationer større end 1000 µg N/l udgøres af farvandsafsnit med en stor kvælstoftilførsel og et ringe vandskifte, f.eks. Hjarbæk Fjord, Odense Fjord, Roskilde Fjord's indre del, samt Nakskov- og Sakskøbing Fjord.

På baggrund af de i tabel 9 anførte middelkoncentrationer for indholdet og total fosfor er der i fig. 3 vist koncentrationsniveauet i danske farvande.

Sammenholdes fig. 2 og fig 3, kan det bemærkes, at de områder, der er belastet med fosfor, stort set er de samme som er belastet med kvælstof, og grupperingen er nogenlunde den samme. Forskellen mellem områderne synes endnu større med hensyn til fosforkoncentrationerne end kvælstofniveauerne. Dette skyldes, at baggrundsniveauet af kvælstof er væsentligt højere end baggrundsniveauet af fosfor, og forskellen på udledningsmængden er relativt mindre. De stejle fosforgradienter skyldes endvidere, at det udledte fosfor i højere grad end kvælstof bindes til sedimenterne i de kystnære farvande, og derfor i væsentligt mindre omfang end kvælstoffet transporteres til de mere åbne farvande.

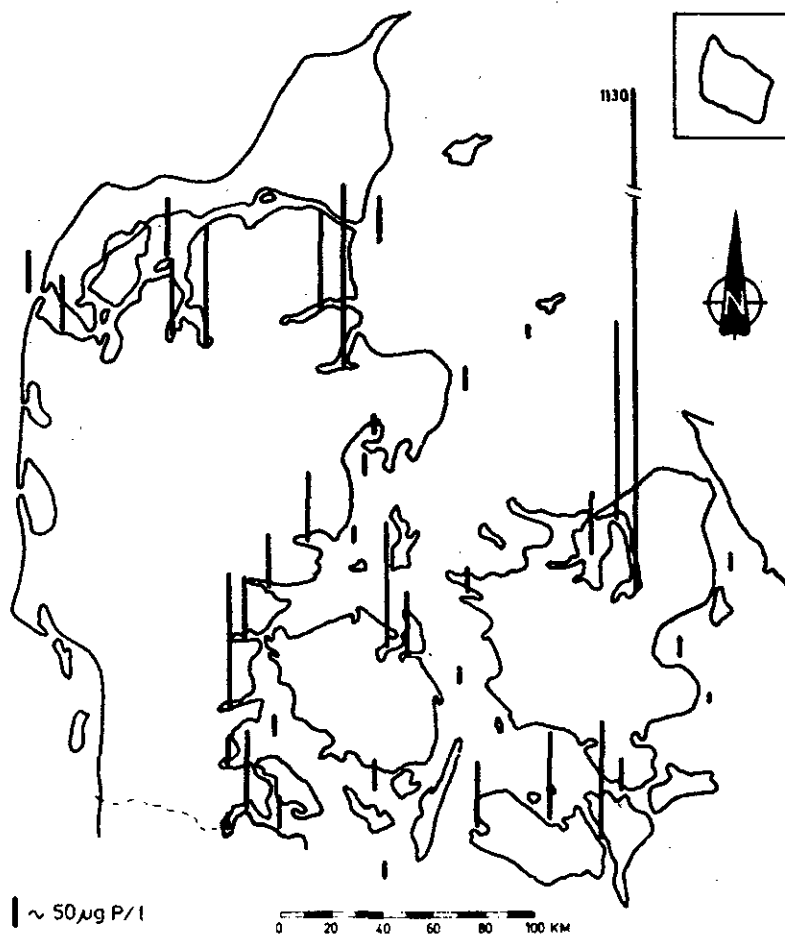


Fig. 3: Middelkoncentrationen af total fosfor i danske farvande.

Målinger af fosfatforekomsten i vandfasen i Øresund i perioden 1974-1978 viser et ganske tydeligt fald (fig. 4). Det er dog endnu ikke klarlagt, om dette fald virkelig har sin årsag i nedsatte tilledninger af fosfat, eller om det har en anden årsag.

En nylig publiceret undersøgelse af udviklingen i kvælstofindholdet i Øresund har vist, at kvælstofniveauet er signifikant forhøjet i det centrale og nordlige af sundet med omkring  $100 \mu\text{g}/\text{l}$ , og overkoncentrationen skønnes at være betydelig større end den stigning, der er konstateret i perioden fra 1950 til 1977 (MADSEN, 1979).

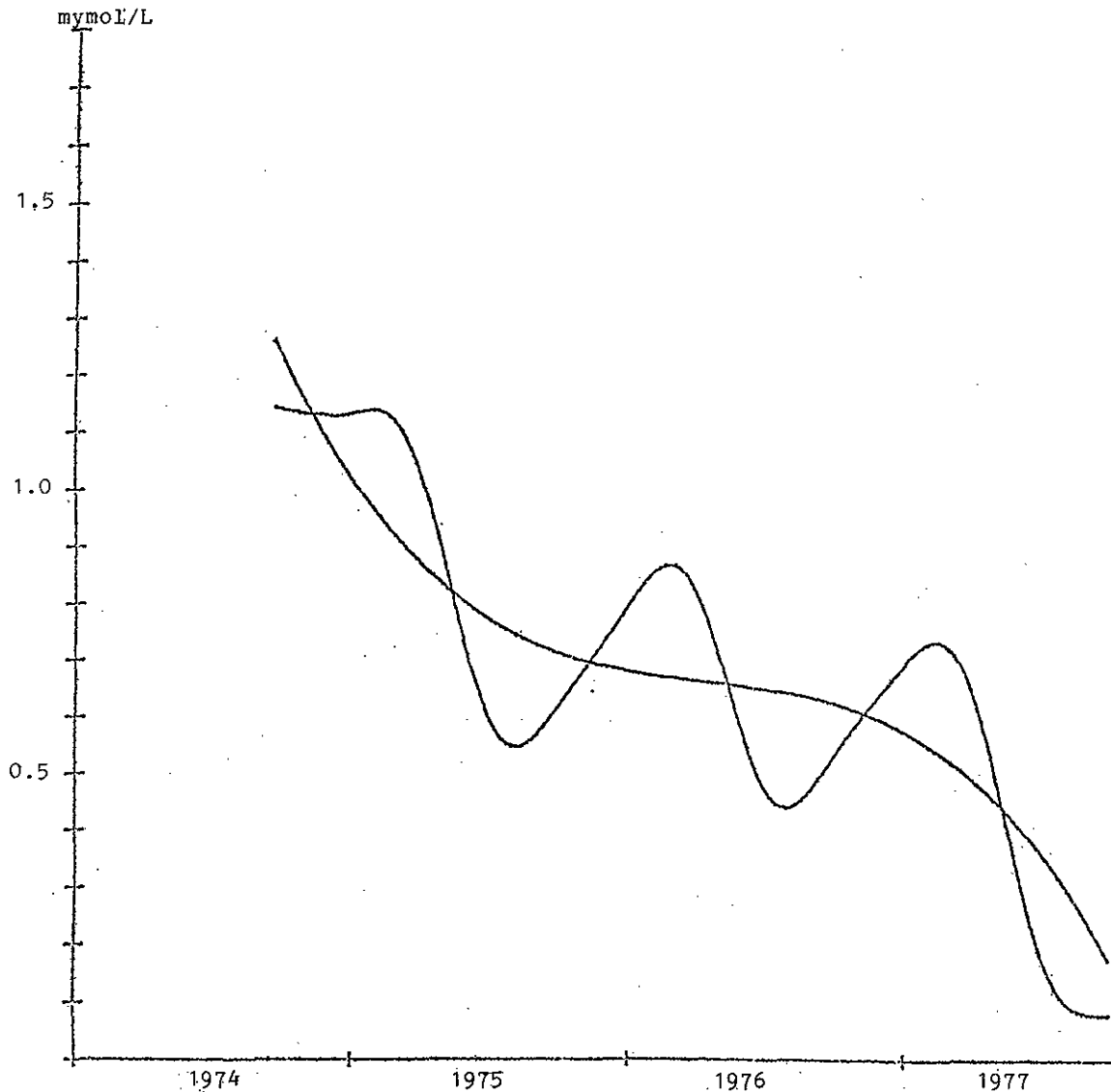


Fig 4: Koncentrationen af total fosfat i 10 m's dybde i Øresund nord for Hven ( Upublicerede data fra Bæltprojektet ).

### 3.3. Ilt

Tilstedeværelse af opløst ilt i vandmassen er en forudsætning for alt højere plante- og dyreliv i et vandområde. Ilt tilføres vandmassen via vandoverfladen og ved planternes fotosyntese og forbruges ved forbrændingen af det organiske stof.

Mens tilførslen overvejende sker i de øverste vandmasser, sker forbruget i hele vandmassen og i de lavvandede områder især i og umiddelbart over havbunden. I områder med en ufuldstændig opblanding af vandmasserne vil der således ofte forekomme et fald i iltkoncentrationen fra vandoverfladen mod bunden.



Da vandets evne til at opløse ilt endvidere aftager med stigende temperatur, vil de laveste koncentrationer hyppigst optræde i de sene sommermåneder, hvor vandtemperaturen er højest, og hvor iltforbruget er stort som følge af den intense biologiske aktivitet.

I lavvandede områder vil der ud over den beskrevne årstidsvariation forekomme en betydelig døgnvariation i indholdet af opløst ilt som følge af, at algerne og de højere planters iltproduktion er begrænset til de lyse timer.

Da iltindholdet i de bundnære vandmasser endvidere er stærkt afhængig af opblandingsforholdene, og dermed af de meteorologiske forhold, vil de omtalte døgn- og årstidsvariationer være overlejret af en betydelig stokastisk variation, hvilket bevirker, at det er meget vanskeligt ved hjælp af 10-20 målinger igennem et år, som det har været brugt i de tidligere års recipientundersøgelser, at få et tilstrækkeligt billede af iltforholdene i et givet farvandsområde.

Det har således kun undtagelsesvis været muligt at forklare en manglende forekomst af bunddyr og fisk, som efter al sandsynlighed skyldes dårlige iltforhold udfra direkte målte lave iltkoncentrationer. Dette skyldes dels vanskeligheder med at opnå et detaljeret billede af iltforholdene, og dels at bunddyrene og fiskene i områder, hvor der naturligt forekommer store iltsvingninger, i vid udstrækning er tilpasset disse forhold ved enten midlertidigt at kunne forlade området, eller at kunne overleve perioder med dårlige iltforhold.

Afgørende for bunddyrenes og fiskenes udbredelse og artssammensætning er minimumskoncentrationen af opløst ilt samt længden af perioder med lave iltforhold. I områder, hvor der årligt tilbagevendende forekommer selv kortvarige perioder med ekstremt lave iltkoncentrationer, vil der ikke kunne opretholdes en permanent bestand af mere iltkrævende arter, og dyresamfundet vil derfor være præget af forholdsvis få tolerante arter samt eventuelt unge (< 1 år) individer af de mindre tolerante arter.

Perioder af længere varighed med konstant lave iltkoncentrationer vil betyde en reduceret produktion af bunddyr og fisk. Under perioder med lavt iltindhold ved bunden vil den iltfri zone i sedimentet gradvis nærme sig sedimentoverfladen, og der vil derfor opstå stigende sandsynlighed for, at bunden "vender", hvorved

giftige luftarter trænger op i den overliggende vandmasse og ud-sletter bundfaunaen. "Bundvendinger" synes at forekomme i en betydelig del af de mindre strøm- og vindeksponerede dele af de danske kystnære områder.

I de åbne havområder er iltforholdene betydeligt mere stabile, men eventuelle kortvarige situationer med fald i iltmætningen kan have betydelig større effekt, da organismerne i langt mindre grad er tilpasset iltmangel.

Forekomsten af "bundvendinger" kan skyldes naturlige forhold, men deres frekvens og arealmæssige udstrækning kan tænkes forøget som følge af stigende tilførsler af organisk stof. Undersøgelser i Limfjorden i 1973-75 (LIMFJORDSKOMITEEN, 1976a) viste således (fig. 5), at ca. 1/5 af fjorden er ramt af bundvendinger hyppigere end hvert 5. år.

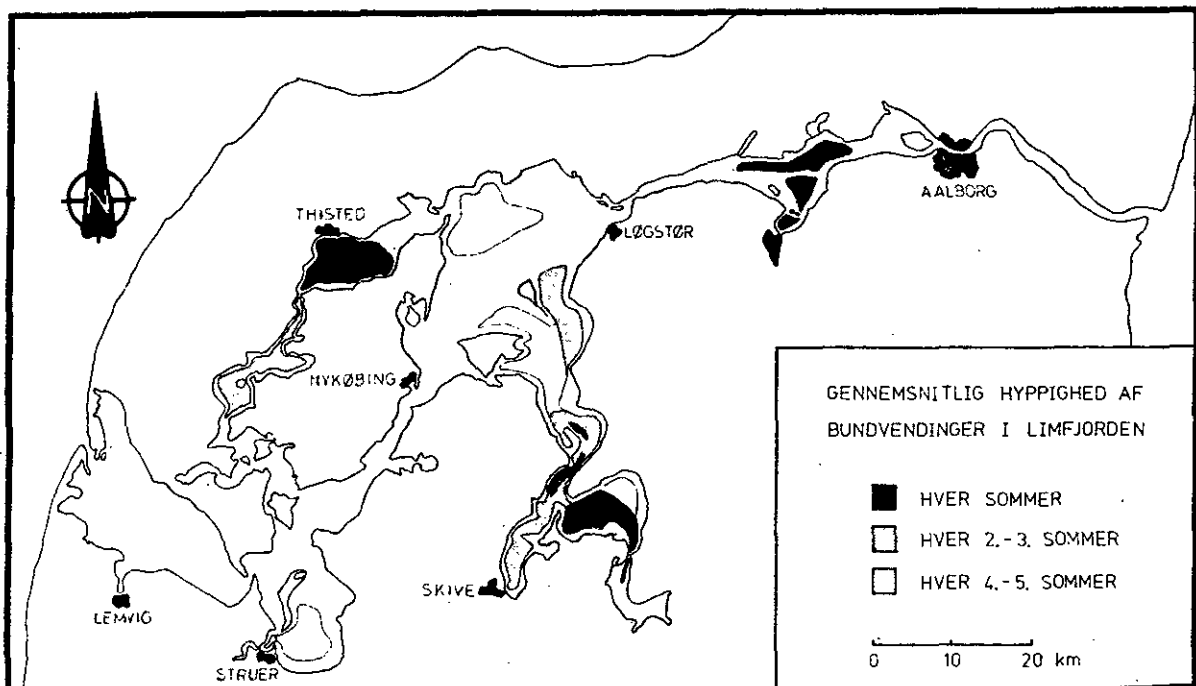


Fig. 5: Kort over bundvendingers udbredelse og hyppighed i Limfjorden • ( LIMFJORDSKOMITEEN, 1976a )

OMRADE	REF.	AR	MIDDEL	MAX.	MIN.	ANTAL VÆRDIER
Limfjorden (hele området)	1	1974	0,59	5,70	0,04	50
Limfjorden (ved Aalborg)	2	1969	0,29	1,00	0,01	23
Kattegat (ud for Skagen by)	3	1971	0,15	0,42	0,01	8
Kattegat (østlige del)	4	1971	0,16	0,42	0,03	17
Mariager Fjord	5	1971	0,68	1,90	0,20	5
Randers Fjord	6	1974	0,27	0,33	0,21	2
Kattegat (ved Fornæs)	7,8	1971-78	0,03	0,35	0,01	47
Århus Bugt - Kalø Vig	9,10	1971-76	0,28	1,26	0,03	37
Gylling Næs	11	1975	0,008	0,024	0,001	5
Horsens Fjord	12	1972	0,28	0,34	0,21	2
Vejle Fjord	12	1972	0,28	0,45	0,11	2
Kolding Fjord	12	1972	0,72	0,87	0,56	2
Flensborg Fjord	13	1972	0,55	3,50	0,05	71
Odense Fjord	14	1972	0,48	0,77	0,18	2
Kerteminde Fjord	14	1972	0,18	0,26	0,10	2
Sydfynske Øhav (hele området)	15	1975	0,28	1,80	0,02	33
Fåborg Fjord	16	1971	0,20	0,38	0,05	3
Roskilde Fjord	17	1973	0,53	1,80	0,15	5
Isefjord	17,18	1972-73	0,24	0,69	0,10	6
Holbæk Fjord	19	1972-73	0,41	0,77	0,14	13
Karrebak- og Bybsø Fjord	20	1973	0,50	2,20	0,10	19
Sakskøbing Fjord	21	1970	0,18	0,35	0,01	4
Nakskov Fjord (indre del)	22	1973	0,56	1,00	0,11	2
Køge Bugt	23	1978	0,04	0,24	0,01	15
Østersøen (Arkona Dyb og Bornholmerdybet)	24	1974-76	0,22	0,45	0,08	4

Tabel 10. Koncentration af kviksølv i overfladesedimenter, (0-5 cm),  
mg Hg/kg tørstof.

(1: VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1976e. 2: ISOTOPCENTRALEN, 1970.  
3: SPILDEVANDSUDVALGET, 1971a. 4: OLAUSSON et al., 1972. 5: F.L.  
SMIDTH, 1972. 6: ENVIROPLAN, 1976a. 7: ISOTOPCENTRALEN, 1972.  
8: VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1979b. 9: ISOTOPCENTRALEN, 1972b.  
10: ISOTOPCENTRALEN, 1977. 11: VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1975c.  
12: VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1973b. 13: VANDKVALITETSINSTITUT-  
TET, 1973c. 14: VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1972a. 15: VANDKVA-  
LITETSINSTITUTTET, 1976f. 16: VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1972e.  
17: VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1974b. 18: VANDKVALITETSINSTITUT-  
TET, 1972f. 19: BIRKLUND, 1975. 20: VANDKVALITETSINSTITUTTET,  
1974c. 21: ISOTOPCENTRALEN, 1971. 22: BOKON, 1973. 23: VAND-  
KVALITETSINSTITUTTET, 1978b. 24: OLAUSSON et al., 1977.  
25: FUNDER-SCHMIDT, 1971. 26: VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1972a.  
27: HASSELROT, 1972. 28: VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1976g.)

Bortset fra Lovns Bredning og måske området vest for Mors er bundvendinger angiveligt ikke blevet hyppigere i Limfjorden. Da de foreliggende oplysninger overvejende stammer fra interviews med erhvervsfiskere, er det dog ikke muligt at foretage nogen detaljeret statistik over problemet.

Det har været hævdet, at der i løbet af denne århundrede er sket et vist fald i iltindholdet i de dybere områder af Øresund. Den senest foretagne vurdering af det forhåndenværende datamateriale (MADSEN, 1979) viser, at iltindholdet i disse områder i de senere år ikke synes at være faldet i forhold til tidligere målinger.

### 3.4. Tungmetaller

Tungmetallernes transport til det akvatiske miljø sker dels via tungmetalholdigt spildevand fra industrien og rensningsanlæg, dels ved overfladeafstrømning fra mark, skov og bebyggede arealer og dels via atmosfærisk nedfald. Tungmetallernes transport i de akvatiske systemer sker dels i vandmassen og dels via de organismer, som findes i recipienten. Samtidig sker der en konstant udveksling af tungmetal mellem det akvatiske miljø og omgivelserne, i første række sedimentet.

I spildevandet forekommer tungmetallerne i opløst form, som uorganiske eller organiske komplekser, eller associeret til kolloidalt eller partikulært materiale. De kan således være adsorberet eller udfældet på overfladen af mineralpartikler eller hydrotiserede metaloxider af f.eks. jern eller mangan eller indbygget i organiske eller uorganiske partikler.

Tungmetaller har en stærk tendens til at danne rent mineralske komplekser eller komplekser med organisk materiale. Som regel vil kystnære farvande indeholde betydelige mængder af organiske forbindelser, som ved udledning af tungmetalholdigt spildevand vil kunne danne komplekser med tungmetallerne. Sådanne forbindelser kan være naturligt forekommende aminosyrer, peptider og proteiner, karboxylsyrer, saccarider, humus- og fulvinsyrer, samt syntetiske forbindelser som detergenter og aminopolykarboxylsyrer (EDTA).

Komplexeringen af tungmetaller har betydning for deres transport i det akvatiske miljø, idet den bevirker, at der i et vandsystem kan opretholdes en koncentration af tungmetaller, som er højere

end den, der kunne eksistere, hvis komplekseringen ikke fandt sted. Endelig er komplekseringen forudsætningen for, at der kan opretholdes liv i det akvatiske miljø.

OMRÅDE	REF.	ÅR	MIDDEL	MAX.	MIN.	ANTAL VÆRDIER
Limfjorden	1	1974	2,1	3,3	0,9	50
Randers Fjord	6	1974	1,4	1,8	1,0	2
Århus Bugt - Kalø Vig	9,10	1971-76	1,4	9,2	0,2	30
Gylling Næs	11	1975	0,1	0,3	0,05	5
Horsens Fjord	12	1972	2,0	2,1	1,8	2
Vejle Fjord	12	1972	1,6	2,0	1,1	2
Kolding Fjord	12	1972	2,7	2,8	2,6	2
Flensborg Fjord	13	1972	1,3	4,6	0,1	72
Odense Fjord	25	1970-72	3,9	12,7	1,6	19
Kerteminde Fjord	26	1972	1,2	3,1	0,1	3
Nyborg Fjord	25	1970	6,3	16,4	1,5	8
Svendborg Sund	25	1970-71	1,4	2,2	0,5	4
Sydfynske Øhav (hele området)	15	1975	2,0	6,8	0,01	32
Fåborg Fjord	25	1970	6,5	9,6	2,0	4
Torø Vig (Assens)	25	1970	2,3	3,3	1,0	6
Roskilde Fjord	17	1973	2,8	4,0	1,2	5
Isefjord	17	1972-73	1,0	2,0	0,4	6
Holbæk Fjord	19	1972-73	2,3	3,5	1,3	13
Karrebæk- og Dybsø Fjord	20	1973	2,6	6,5	0,1	19
Køge Bugt	23	1978	0,8	1,2	0,03	15

Tabel 11. Koncentrationen af cadmium i overfladesedimenter (0-5 cm), mg Cd/kg tørstof.  
(Referencer, se tabel 10)

Målinger af tungmetalforekomsten i vandfasen kan således give et vist billede af et områdes belastning, men det forhold gør sig gældende, at resultaterne er vanskeligt sammenlignelige, med mindre der foreligger overordentligt mange målinger. Resultaterne påvirkes i høj grad af forandringer i strømretningerne. I et område med så komplicerede strømforhold som de danske farvande har denne faktor stor betydning (se afsnit 2).

Tungmetallernes affinitet til grænselagene mellem de forskellige overflader bevirker, at en væsentlig del af de udledte mængder kan genfindes i overfladefilmen, på sedimentoverfladen og på overfladen af partikulært materiale etc. Ved ferskvands møde med saltvand sker dels en ændring i ionstyrken og dels en ændring i de hydrauliske forhold, som bevirker, at en væsentlig del af det partikulære materiale sedimenterer sammen med flokkuleret kolloidalt materiale. Ved åers udmunding findes derfor ofte et sediment, som er rigt på organisk materiale og på tungmetaller. I sedimentationsområder vil koncentrationen af tungmetaller i de øverste lag således genspejle en eventuel naturlig eller menneskeskabt belastning af vandområdet.

Målinger af tungmetalniveauet i sedimentet vil i langt højere grad afspejle et områdes belastning, idet målingerne her menes at afspejle en gennemsnitskoncentration over en længere periode. Tolkningen af resultaterne er imidlertid meget vanskelige. Resultatangivelserne rummer ofte kun sparsomme angivelser af sedimentets sammensætning, oftest er indholdet angivet pr. kg tørstof, og resultaterne reflekterer derfor i væsentlig grad sedimentationsbetingelserne, sedimentets indhold af lerpartikler og organisk stof.

En vurdering på baggrund af indholdet af tungmetaller pr. kg organisk stof (glødetab) må således forventes at give et mere nuanceret billede af tilførslerne af tungmetaller til de enkelte farvandsafsnit.

Da ældre analyser vanskeligt kan sammenlignes med nyere, søger man at nå et kendskab til baggrundsværdien ved måling af fordelingen af tungmetal i borekerner. Hvor sedimenterne ikke omløjres, antager man, at de dybere liggende lag afspejler en "uforurenet", fortidig situation. Denne antagelse er muligvis kun rigtig til en vis grad. For næsten alle borekerner og tungmetaller gælder, at de højeste koncentrationer findes i overfladelagene. Dette forhold kan skyldes stigende tilførsler, men indflydelsen af det organiske stof tilsvarende ujævne fordeling og sedimentets strukturelle omdannelse i dybere lag er ikke klarlagt. Også de graverende organismer omløjrer ved deres aktivitet de øverste lag af sedimentet, den såkaldte bioturbation. Ved sedimentationen flyttes den biologisk aktive zone op efter. Fisk og andre dyr, der henter føde op af sedimentet og afleverer fæces på bunden,

kan give en netto flux opefter. Det er derfor endnu usikkert, om man rent faktisk kan sammenligne dybereliggende lags og overfladelags tungmetalkoncentrationer.

OMRÅDE	REF.	ÅR	MIDDEL	MAX.	MIN.	ANTAL VÆRDIER
Limfjorden (hele området)	1	1974	47	230	1	50
- (ved Aalborg)	2	1969	83	922	19	23
Mariager Fjord	5	1973	66	81	52	6
Randers Fjord	6	1974	78	100	56	2
Kattegat (ud for Fornæs)	8	1978	8	23	2,5	15
Århus Bugt - Kalø Vig	9,10	1971-76	24	64	0,4	41
Gylling Næs	11	1975	5,9	17	1,2	5
Horsens Fjord	12	1972	40	48	31	2
Vejle Fjord	12	1972	37	64	9	2
Kolding Fjord	12	1972	56	56	56	2
Flensborg Fjord	13	1972	62	300	2	72
Odense Fjord	25,26	1970-72	21	64	1	19
Kerteminde Fjord	26	1972	28	78	1	3
Nyborg Fjord	25	1970	41	114	5	8
Svendborg Sund	25	1970-74	15	33	4	6
Sydfynske Øhav (hele området)	15	1975	48	196	0,01	31
Fåborg Fjord	25	1970	26	45	7	4
Torø Vig (Assens)	25	1970	33	88	7	6
Roskilde Fjord	17	1973	25	51	8	5
Isefjord	17,18	1972-73	11	32	1	6
Holbæk Fjord	19	1972-73	37	63	6	13
Karrebæk- og Dybsø Fjord	20	1973	23	63	5	19
Sakskøbing Fjord	21	1970	2	2	1	4
Nakskov Fjord (indre del)	22	1973	36	65	15	3
Køge Bugt	23	1978	8	35	1	15
Øresund	27	1969	101	670	10	19
Østersøen (Arkona Dyb og Bornholmerdybet)	24	1971	34	52	14	4

Tabel 12. Koncentrationen af bly i overfladesedimenter, (0-5 cm), mg Pb/kg tørstof.

(Referencer, se tabel 10).

Planter og dyr optager tungmetal fra vandet. Metallerne kan trænge ind gennem de biologiske membraner og indbygges eller oplagres i organismerne. Ved organismernes ekskretion eller ved død og nedbrydning af biologiske materialer kan tungmetallerne vende tilbage til vandmassen eller sedimentet. Undersøgelser viser således, at i produktive kystnære områder kan op til 90% af metaltransporten ske via materiale af biogen oprindelse (BEIJER et al, 1977).

Som et særligt aspekt af den biologiske transport af tungmetaller kan nævnes muligheden for remobilisering af metalforbindelser ved mikrobiologisk aktivitet. Uorganiske kviksølv- og arsenforbindelser kan til eksempel methyleres til flygtige forbindelser som methyl- og dimethylkviksølv samt di- og trimethylarsen, der kan spredes videre i det akvatiske miljø.

En vurdering af udviklingstendensen i tungmetalbelastningen af et område på baggrund af målinger af niveauer i organismer er vanskelig og kun sjældent mulig. Der foreligger kun få undersøgelser af samme tungmetal i samme organisme på samme lokalitet til forskelligt tidspunkt.

Man må således søge en vurdering af belastningen på baggrund af enkeltmålinger, hvor tolkningen af resultaterne kan være yderst vanskelige. Planteplanktonet og de større alger samt mange hvirvelløse dyr synes ikke at besidde evnen til at regulere indholdet af tungmetaller og vil således til en vis udstrækning reflektere områdets tungmetalbelastning. Den nuværende viden på dette område er imidlertid utilstrækkelig til, at man entydigt kan tolke de foreliggende undersøgelsesresultater.

På grundlag af foreliggende data vedrørende indholdet af tungmetallerne kviksølv, cadmium, bly, kobber, zink og chrom i de kystnære farvandes overfladesedimenter (0-5 cm) er der i tabellerne 10-15 angivet middelkoncentrationer, maksimum- og minimumsværdier samt antallet af analyser for de undersøgte områder.

Som følge af, at de angivne koncentrationer skjuler en naturlig variation på grund af forskelle i sedimentationsforhold områderne imellem, samt i en vis udstrækning forskelle som følge af, i hvilket omfang prøvetagningsstationerne ved de enkelte undersøgelser er lagt i eller udenfor disse sedimentationsområder, kan de angivne værdier kun i begrænset omfang anvendes som et mål for tungmetaltilførslen til de pågældende områder.



OMRÅDE	REF.	ÅR	MIDDEL	MAX.	MIN.	ANTAL VÆRDIER
Limfjorden (hele området)	1	1974	20	194	2,9	50
- (ved Aalborg)	2	1969	1,0	1,5	0,5	23
Mariager Fjord	5	1973	41,0	55,0	28,0	6
Randers Fjord	6	1974	52,0	69,0	34,0	23
Kattegat (ved Fornæs)	7,8	1971-78	2,7	11,0	0,7	27
Gylling Næs	11	1975	1,9	5,1	1,0	5
Horsens Fjord	12	1972	42,0	55,0	29,0	2
Vejle Fjord	12	1972	59,0	80,0	37,0	2
Kolding Fjord	12,27	1972-75	20,0	42,0	2,2	35
Flensborg Fjord	13	1972	46,0	220,0	2,3	72
Odense Fjord	25,26	1970-72	20,0	53,0	1,2	19
Kerteminde Fjord	26	1972	17,0	43,0	2,4	3
Nyborg Fjord	25	1970	47,0	137,0	4,6	8
Svendborg Sund	25	1970-71	18,0	72,0	5,0	6
Sydfynske Øhav (hele området)	15	1975	28,0	88,0	0,04	30
Fåborg Fjord	25	1970	90,0	160,0	27,0	4
Torø Vig (Assens)	25	1970	24,0	90,0	5,0	6
Roskilde Fjord	17	1973	29,0	51,0	19,0	6
Isefjord	17,18	1972-73	12,0	24,0	2,1	6
Holbæk Fjord	19	1972-73	31,0	42,0	8,0	13
Agersø Sund	28	1975	17,0	70,0	1,0	33
Karrebæk- og Dybsø Fjord	20	1973	17,0	83,0	0,9	19
Sakskøbing Fjord	21	1970	0,9	1,2	0,7	4
Nakskov Fjord (indre)	22	1973	30,0	45,0	16,0	3
Køge Bugt	23	1978	3,0	12,0	0,5	15
Øresund	27	1969	35,8	76,0	11,0	21

Tabel 13. Koncentrationen af kobber i overfladesedimenter,  
(0-5 cm), mg Cu/kg tørstof.  
(Referencer, se tabel 10).

OMRÅDE	REF.	ÅR	MIDDEL	MAX.	MIN.	ANTAL VÆRDIER
Limfjorden (hele området)	1	1974	92	370	9	50
- (ved Aalborg)	2	1969	142	1050	29	23
Randers Fjord	6	1974	607	735	478	2
Kattegat (ud for Fornæs)	7,8	1971-78	21	93	6,8	23
Århus Bugt - Kalø Vig	9,10	1971-76	85	289	7,5	41
Gylling Næs	11	1975	16	37	3	5
Horsens Fjord	12	1972	220	270	170	2
Vejle Fjord	12	1972	115	220	30	2
Kolding Fjord	12	1972	210	230	190	2
Flensborg Fjord	13	1972	190	710	5	72
Odense Fjord	25,26	1970-72	92	258	17	19
Kerteminde Fjord	26	1972	92	230	13	3
Nyborg Fjord	25	1970	232	963	19	8
Svendborg Sund	25	1970-74	61	211	17	6
Sydfynske Øhav (hele området)	15	1975	171	620	12	31
Fåborg Fjord	25	1970	343	556	130	4
Torø Vig (Assens)	25	1970	109	360	17	6
Roskilde Fjord	17	1973	180	370	110	5
Isefjord	17,18	1972-73	62	130	9,7	6
Holbæk Fjord	19	1972-73	126	190	31	13
Karrebæk- og Dybsø Fjord	20	1973	102	412	7,7	19
Sakskøbing Fjord	21	1970	11	16	6,2	4
Nakskov Fjord (indre del)	22	1973	157	252	73	3
Køge Bugt	23	1978	15	67	2,2	15
Øresund	27	1969	121	240	41	21

Tabel 14. Koncentrationen af zink i overfladesedimenter, (0-5 cm), mg Zn/kg tørstof.

(Referencer, se tabel 10).

OMRÅDE	REF.	ÅR	MIDDEL	MAX.	MIN.	ANTAL VÆRDIER
Limfjorden (hele området)	1	1974	22	57	3,9	50
Kattegat (ved Fornæs)	7,8	1971-78	4,3	15	1,0	23
Århus Bugt - Kalø Vig	9,10	1971-76	33	84	3,0	40
Horsens Fjord	12	1972	42	46	37,0	2
Vejle Fjord	12	1972	17	29	5,3	2
Kolding Fjord	12	1972	78	110	45,0	2
Flensborg Fjord	13	1972	23	55	0,4	72
Odense Fjord	25,26	1970-72	21	49	5,5	17
Kerteminde Fjord	26	1972	10	20	2,8	3
Nyborg Fjord	25	1970	38	77	6,1	8
Svendborg Sund	25	1970-71	23	39	7,7	6
Sydfynske Øhav (hele området)	15	1975	59	440	4,0	32
Fåborg Fjord	25	1970	803	2770	79,0	4
Torø Vig	25	1970	23	57	10,0	6
Roskilde Fjord	17	1973	150	610	19,0	5
Isefjord	17,18	1972-73	12	25	0,3	6
Holbæk Fjord	19	1972-73	14	22	4,0	13
Karrebæk- og Dybsø Fjord	20	1973	26	103	2,4	19
Nakskov Fjord (indre)	22	1973	19	24	11,0	3
Køge Bugt	23	1978	32	8,6	0,6	15
Øresund	27	1969	35	190	9	21

Tabel 15. Koncentrationen af chrom i overfladesedimenter  
(0-5 cm) mg Cr/kg tørstof.

(Referencer, se tabel 10).

For at give et samlet billede af berigelsen med tungmetaller i de enkelte områders overfladesedimenter er der i tabel 16 vist en gruppering af de undersøgte kystnære farvande i områder med ingen - svag, middel eller stor berigelse af overfladesedimentet med tungmetaller.

INGEN - SVAG BERIGELSE	MIDDEL BERIGELSE	STOR BERIGELSE
Cr: < 20 Zn: < 75 Cu: < 20 Pb: < 20 Cd: < 2,0 Hg: < 0,25	Cr: 20- 50 Zn: 75-200 Cu: 20- 40 Pb: 20- 50 Cd: 2- 3 Hg: 0,25-0,5	Cr: > 50 Zn: > 200 Cu: > 40 Pb: > 50 Cd: > 3 Hg: > 0,5
Kattegat (ved Skagen by) - (ved Fornæs) Gylling Næs Kerteminde Fjord Isefjord Agersø Sund Sakskøbing Fjord Køge Bugt	Limfjorden (hele området) Limfjorden (ved Aalborg)  Århus Bugt - Kalø Vig Horsens Fjord Vejle Fjord Flensborg Fjord Odense Fjord Sydfynske Øhav Torø Vig Roskilde Fjord Holbæk Fjord Karrebæk- og Dybsø Fjord Nakskov Fjord	Mariager Fjord Randers Fjord  Kolding Fjord Nyborg Fjord Fåborg Fjord

Tabel 16. Gruppering af undersøgte kystnære danske farvande m.h.t. berigelse af overfladesedimenterne (0-5 cm) med tungmetallerne chrom, zink, kobber, bly, cadmium og kviksølv (mængdeangivelse: mg/kg tørstof).

Grupperingen viser, at overfladesedimenterne fra Mariager Fjord, Randers Fjord, Kolding Fjord, Nyborg Fjord og Fåborg Fjord generelt er stærkt beriget med tungmetaller, hvilket skyldes en kombination af store tilledninger af tungmetalholdigt spildevand og gode sedimentationsbetingelser som følge af en begrænset vandbevægelse.

Gruppen med en middel berigelse med tungmetaller udgøres af fjorde eller bugter med et langsomt vandskifte og/eller udledninger fra større bysamfund.

Gruppen med ingen - svag berigelse af overfladesedimenterne med tungmetaller udgøres af kyststrækninger eller åbne fjorde og bugter med en god vandfornyelse eller mere lukkede fjordområder uden udledninger fra større bysamfund.

Det skal pointeres, at ovennævnte gruppering er foretaget på baggrund af indholdet af tungmetaller pr. kg tørstof, og at tolkningen derfor rummer de tidligere nævnte vanskeligheder, og at betegnelsen "beriget" ikke er synonym med "kulturpåvirket", jfr. foranstående diskussion.

For at give et billede af koncentrationsniveauet for tungmetaller i marine organismer i de kystnære områder, er der tillige i tabellerne 21, 26, 27, 30 og 31 vist indholdet af kviksølv, cadmium, bly, zink og kobber i blåmuslingen (Mytilus edulis), som gennem de senere år i stigende omfang har fundet anvendelsen som monitoringsorganisme.

#### 3.4.1. Kviksølv

For to af de danske havområder foreligger der et egentligt skøn over tilførslerne af kviksølv. Tilførslerne til Øresund er opgjort af PEDERSEN & LARSEN (1976), tabel 17. De anslår, at op mod halvdelen tilføres med industrispildevandet og lidt mindre med byspildevandet. Nedbørsbidraget tegner sig for godt 10%.

VANDKVALITETSINSTITUTTET (1978a) og LILLEBÆLTSARBEJDSGRUPPEN (1979) har anslået tilførslerne til Lillebælt (tabel 17). For det nordlige Lillebælt udgør det anslåede nedbørsbidrag ca. 60%, og for hele bæltet ca. 80%. Det nordlige Lillebælt har størst industrikoncentration. Man kan heraf se, at i de mere kystfjerne havområder spiller nedbørsbidraget en endnu større rolle. I det åbne Kattegat må man antage, at det er altdominerende.

	Øresund <sup>1</sup>		Nordl. Lillebælt <sup>2</sup>		Lillebælt <sup>3</sup>	
	kg/år	%	kg/år	%	kg/år	%
Gennemstrømning fra andre havområder	6370		300		300	
Nedbør	140	10-12	32	57-60	122	79-80
Byspildevand	350-550	29-39	17	31-32	22	14-15
Industrispildevand	500	35-41	3,6-6,7	7-12	4-7	3-5
Afstrømning	27	2	0	0	3,6	2

Tabel 17. Fordelingen af kviksølvtilførsler til Øresund og Lillebælt.

(1: PEDERSEN & LARSEN, 1976. 2: VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1978a.  
3: LILLEBÆLTARBEJDSGRUPPEN, 1979).

### 3.4.1.1. Kviksølv i havvand

For Øresunds vedkommende er kviksølvkoncentrationsniveauerne i vandfasen sammenfattet i tabel 18. Det er ikke muligt at vurdere nogen udviklingstendens på baggrund af det foreliggende materiale. PEDERSEN & LARSEN (1976) konkluderer: "Fordelingsundersøgelserne tyder på, at tidligere publicerede analyseresultater på havvandsprøver fra Østersøen, Kattegat og Sundet mere er et udtryk for analytiske kontamineringsproblemer end et udtryk for den reelle kviksølvkoncentration i de oprindelige prøver".

På baggrund af deres undersøgelser i 1975/76 konkluderer PEDERSEN & LARSEN (1976): "De målte kviksølvkoncentrationer i Østersøen og Kattegat er meget lave, men i overensstemmelse med resultaterne fra både Nordvest- og Nordøstatlanten" samt "analyseresultaterne fra Sundet viser, at kviksølvkoncentrationerne generelt er højere i overfladevandet end i vand umiddelbart under springlaget. Noget tilsvarende ses ikke af analyseresultaterne fra det åbne Kattegat og Østersøen, og må antages at skyldes opblanding af kviksølvholdigt spildevand og/eller atmosfærisk nedfald".

	Sept. 1974			Juni 1975		
	Antal obs. n	Variation ng Hg/l	Middel-Hg <sup>+</sup> s ng Hg/l	Antal obs. n	Variation ng Hg/l	Middel-Hg <sup>+</sup> s ng Hg/l
Østersøen	8	4-23	8,8 <sup>±</sup> 6,2	6	5-8	7,0 <sup>±</sup> 1,2
Syd f. Sundet	17	4-51	14,7 <sup>±</sup> 14,4	15	4-47	12,9 <sup>±</sup> 11,2
Sundet	37	2-79	13,6 <sup>±</sup> 14,6	35	5-57	12,1 <sup>±</sup> 9,5
Øresund	64	2-79	13,3 <sup>±</sup> 13,3	62	4-57	12,4 <sup>±</sup> 9,5
Nord f. Sundet	10	4-15	9,8 <sup>±</sup> 2,9	8	8-12	9,9 <sup>±</sup> 1,1
Kattegat	16	1-13	8,8 <sup>±</sup> 3,2	14	6-13	9,1 <sup>±</sup> 2,2

Tabel 18. Kviksølvkoncentrationer i havvand fra Østersøen, Kattegat og Øresund (PEDERSEN & LARSEN, 1976).

Sammenfattende kan man sige, at af havvandsanalyserne synes kun prøverne fra Øresund at være særligt kviksølvbelastede.

#### 3.4.1.2. Kviksølv i sediment

Der foreligger en lang række målinger af kviksølvindholdet i overfladesedimenter fra danske farvande (tabel 10).

Overfladesedimentkoncentrationer af kviksølv er målt i Lillebælt i 1972, 1975 og 1978. Målingerne viser ikke nogen signifikant udviklingstendens. Forskellene i resultaterne afspejler muligvis kun måleusikkerhed og variationer i stationsplaceringerne.

For nylig er gennemført en undersøgelse af sedimenter fra 1972 og 1979 i Flensborg Fjord (VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1980c). Sammenlignet med undersøgelserne fra 1972 tyder resultaterne fra 1979 på, at der er sket en generel forøgelse af koncentrationniveauet i den indre del af Flensborg Fjord (Flensborg-Glücksborg). I den øvrige del af fjorden er niveauet lavere end i 1972. Dette kan tolkes som en effekt af de lokale og regionale foranstaltninger, der er truffet for at begrænse udledningen af kviksølv.

Analyser af borekerner fra havbundssedimentet kan som tidligere nævnt bidrage med informationer om udviklingen i kviksølvbelastningen. På baggrund af analyser af borekerner fra de dybereliggende dele af Øresund konkluderer PEDERSEN & LARSEN (1976): "Kviksølvkoncentrationen i overfladesedimentet i Sundets dybeste

dele er forøget omkring 2 gange siden 1968/69", og "at der siden 1968/69 er akkumuleret af størrelsesordenen 10 t kviksølv eller svarende til ca. 1400 kg/år i sedimentet i Sundet". Borekerneanalyser foreligger tillige fra Lillebælt i 1975 (tabel 19). Også her er der generelt et faldende kviksølvindhold i de dybere sedimentlag.

Dybde, cm	1-2	8-9	20-21
Tragten, nord	0,60	0,21	0,31
Tragten, syd	0,27	0,13	0,19
Kolding Fjord, yderst	0,34	0,28	0,24
Flækøjet	0,090	0,045	0,012
Sydlige Lillebælt, nord for Als	0,38	0,23	0,30

Tabel 19. Kviksølv i borekerner fra Lillebælt, mg/kg tørstof. (VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1973a).

I det Sydfynske Øhav er analyseret fire borekerner, se fig. 6, der alle viser tendens til en kulturbetinget berigelse af overfladesedimentet. I vestlige Østersø er analyseret tre borekerner, og tendensen er her den samme. OLAUSSON et al. (1977) konkluderer, på baggrund af svenske tal for Østersøen, at tilvæksten i kviksølvindhold er steget 6 gange i overfladesediment i forhold til dybere sedimentlag i kystnære borekerner.

Ingen af borekernerne fra de danske åbne havområder har vist faldende tendens. Enten fordi en sådan tendens ikke findes, eller fordi en eventuel bedring som følge af reduktion af udledninger ikke har varet længe nok til, at den kan observeres.

For de åbne farvande gælder, at man kun i Øresund kan iagttage en sikker udviklingstendens i de seneste år. En sammenligning mellem HENRIKSSONS (1971) data fra 1968-69 og LARSENS (1978) (fig. 7) viser, at niveauet på næsten alle stationer er højere i 1978 i forhold til 1969. Kviksølvkoncentrationsniveauerne i overfladesedimentet er 8 gange større i Øresundssedimenter end i Østersøsedimenter og ca. 1,4 gange større i Kattegat end i Østersøen (PEDERSEN & LARSEN, 1976).



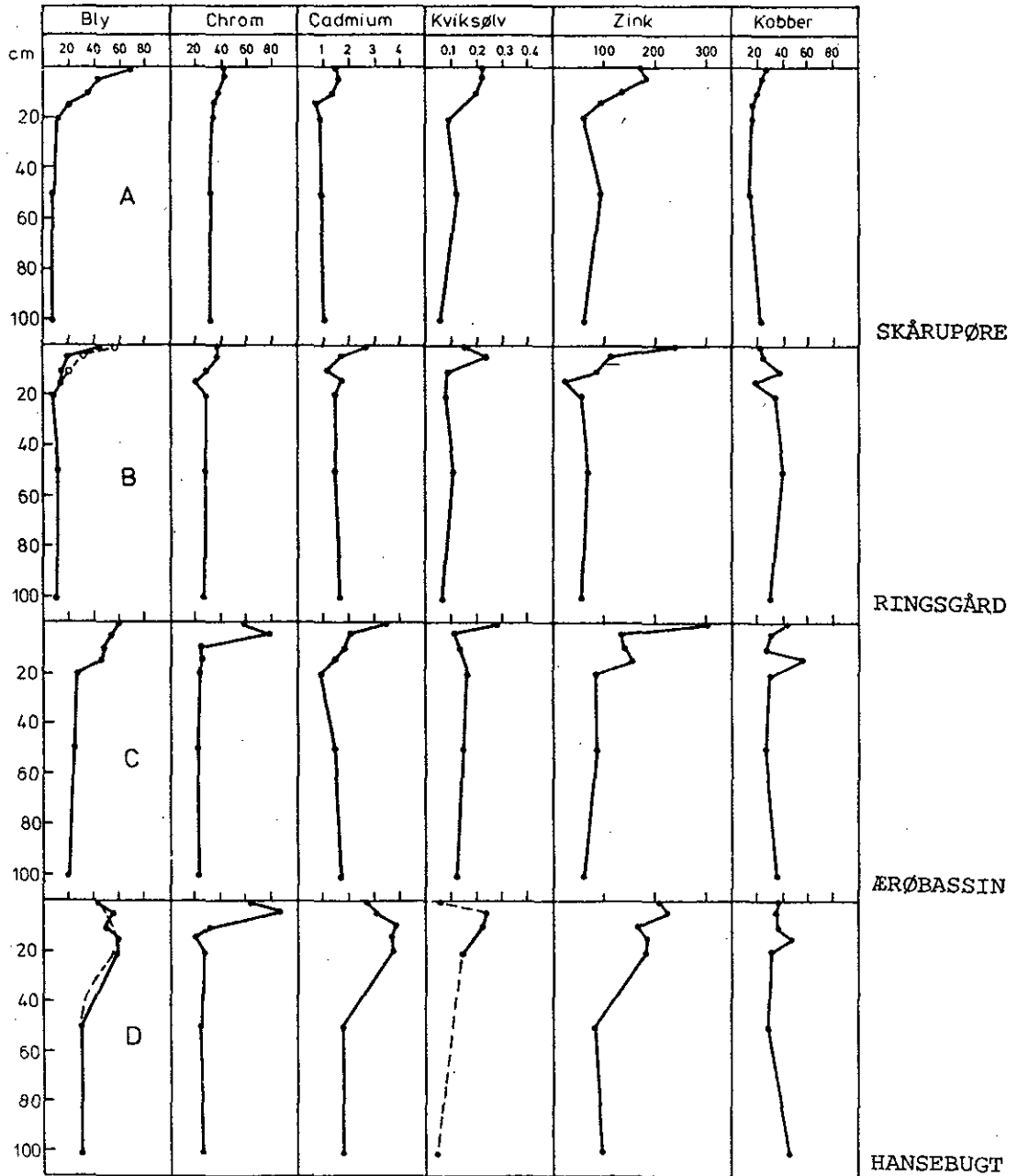


Fig. 6 Den vertikale fordeling af tunge metaller i sediment-søjler udtrykt i mg/kg tørstof (ikke saltkorrigeret), ( VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1976c ).

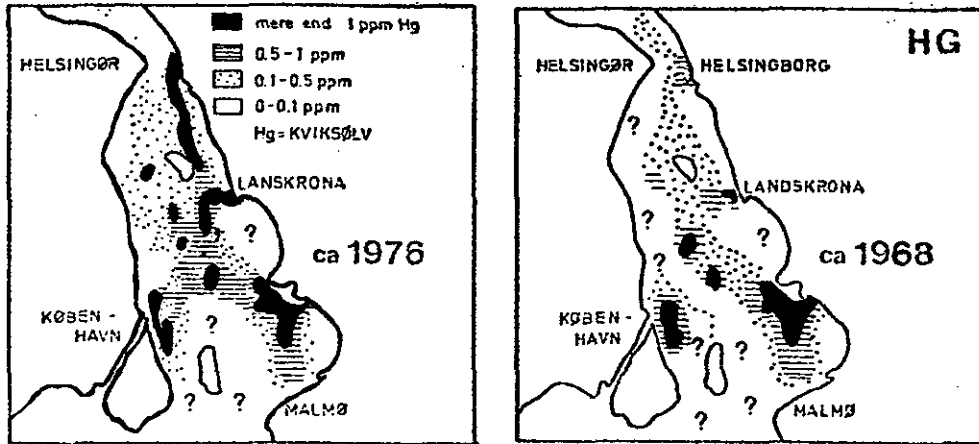


Fig. 7: Udviklingen i kviksølvindholdet i overfladesedimenter i Øresund fra 1968 til 1976 ( LARSEN ,1979; HENRIKSSON, 1971 ).

### 3.4.1.3. Kviksølv i fisk

Målinger af kviksølvforekomsterne i fisk fanget i danske havområder foreligger fra 1969. På grund af prøvetagningens form, dels som følge af manglende planlægning, dels som følge af, at undersøgelserne har et levnedsmiddelkontrolmæssigt sigte, er sammenligning mellem data fra forskellige områder på forskellige tidspunkter på det nærmeste umulig. Eksempelvis kan nævnes, at i Øresund har man i 1970/71 målt kviksølvforekomster i torsk, mens man i 1974/75 har målt i makrel, hornfisk og skrubber. Ofte er mange fisk slået sammen til én prøve, hvorved sammenligning er vanskeliggjort, eftersom kviksølvkonzentrationen i vævet er meget afhængig af fiskens størrelse.

ENGBERGS (1976) undersøgelse af kviksølvindholdet i skrubber fanget nær kysten rundt om Sjælland viste en tydelig systematisk variation, se tabel 20. De laveste værdier fandtes langs nordkysten samt i Isefjord og Roskilde Fjord, hvor der ikke fandtes målelig forhøjelse sammenlignet med fisk fra åbne farvande (Nordsøen,

Kattegat og Østersøen). Et lokalt maksimum fandtes i Karrebæk Fjord, typisk 0,22 mg Hg/kg mod ca. 1,0 mg Hg/kg for prøver indfanget 5 år tidligere (SOMER, 1972). De højeste indhold af kviksølv fandtes i Københavns Havn (middel: 0,7 mg Hg/kg, max.: 1,5 mg Hg/kg).

OMRÅDE	FILET		LEVER		ANTAL VÆRDIER
	MIDDEL	KONC.OMRÅDE	MIDDEL	KONC.OMRÅDE	
Isefjord + Sejrø Bugt	0,05	<0,03-0,14	<0,10	0,08-<0,13	11
Storebæltskyst	0,14	0,10-0,33	0,03	0,08- 0,13	7
Suså-området (Karrebæk)	0,22	0,13-0,41	0,11	0,09- 0,26	8
Vordingborg-Strøby	0,13	0,05-0,29	<0,10	0,08- 0,16	10
Køge Bugt	0,28	0,25-0,41	0,17	0,16- 0,19	6
S-Ø-N-kyst af Amager	0,43	0,28-0,70	0,22	0,13- 0,43	8
Københavns Havn	0,72	0,32-1,53	0,36	<0,10- 1,6	19
Skovshoved-Snekkersten	0,29	0,05-0,17	0,04	<0,10- 0,11	13
Helsingør-Gilleleje	0,06	<0,05-0,17	0,04	<0,10- 0,11	3
Roskilde Fjord	0,03	<0,04	-	-	2
Åbne farvande	0,18	0,04-0,50	-	-	54

Tabel 20. Koncentrationen af kviksølv (mg Hg/kg friskvægt) i skrubbefilet og -lever fra kystfarvande omkring Sjælland 1973-74. (ENGBERG, 1976).

Indholdet af kviksølv i skrubelever svarer til ca. 65% af indholdet i skrubbefilet. Undersøgelsen viste iøvrigt en sammenhæng mellem leverstørrelse og indholdet af kviksølv i leveren, idet skrubber med stort indhold af kviksølv i leveren generelt havde relativ større lever sammenlignet med fisk fra de åbne havområder.

Undersøgelser af indholdet af kviksølv i lever fra skrubber fanget i Køge Bugt i 1977 (VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1978b) viste en middelkoncentration på 0,2 mg Hg/kg og en variation mellem 16 prøver på 0,01-0,47 mg Hg/kg, hvilket er i god overensstemmelse med de i tabel 20 anførte værdier.

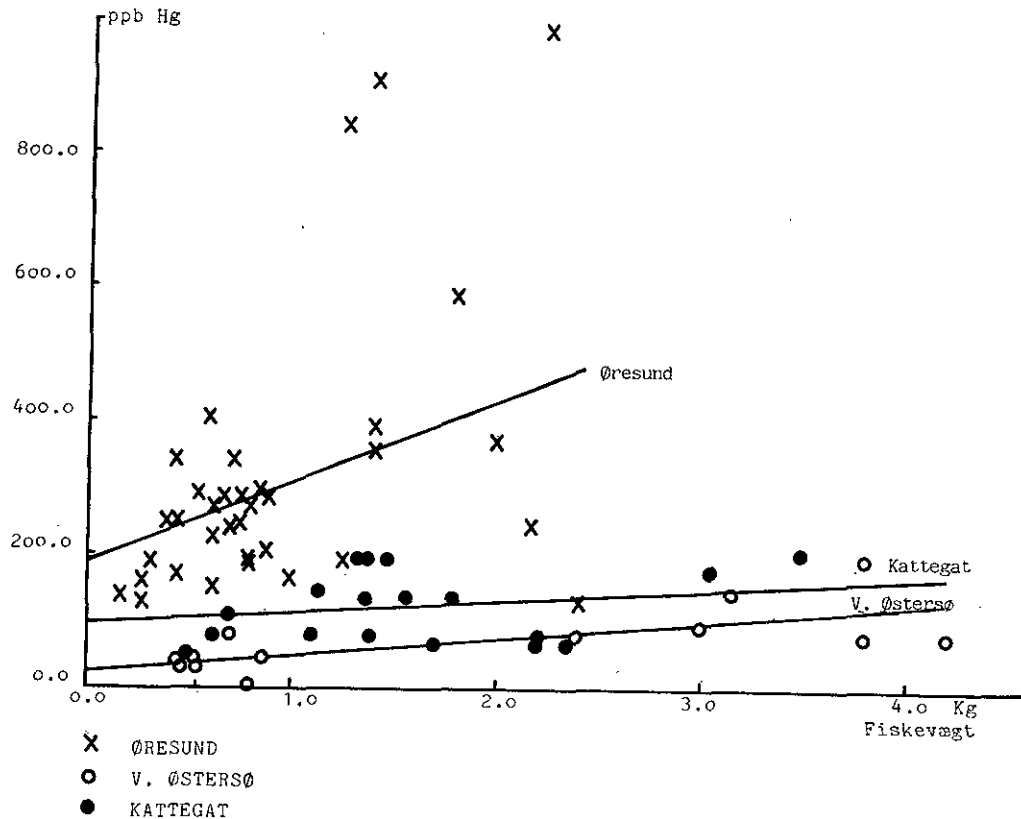
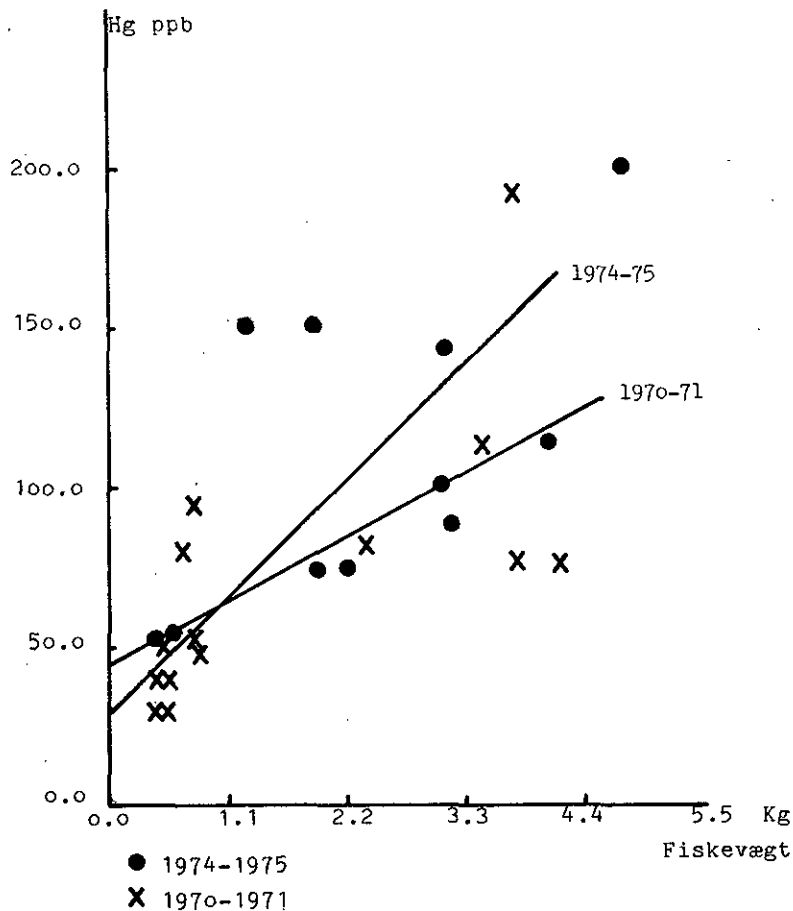


Fig. 8: Kviksølv i torsk fra danske farvande i 1969-90 ( data fra WESTOØ & RYDÅLV, 1971; SOMER, 1972 ).

En sammenligning mellem prøver af samme fiskeart fanget nogenlunde samtidig i forskellige områder er forsøgt i fig. 8. Øresunds data er baseret på W STOO & RYDÅLV(1971), Kattegat data på SOMER (1972) og data fra den vestlige Østersø på begge rapporter. På trods af vanskeligheden ved sammenligning af resultater fra forskellige laboratorier er det givet, at figuren afspejler reelt forhøjede værdier i Øresund. I sin undersøgelse konkluderer ENGBERG (1976) på baggrund af undersøgelser foretaget i perioden 1973-75, at såvel skrubber som torsk fra Øresund har et kviksølvindhold, der typisk er 5-6 gange højere end normalniveauet for de omkringliggende farvande. Se tabel 2o.

Undersøgelse af en direkte udviklingstendens i tid er vanskelig, men er forsøgt for den vestlige Østersøs vedkommende i fig. 9. Der er foretaget grove manipulationer med tallene, og en egentlig konklusion er ikke mulig. Kurvernes forløb kan dog give anledning til en formodning om, at en detaljeret undersøgelse af udviklingen af kviksølvniveauer i fisk fanget i åbne havområder er ønskværdig.



**Fig. 9:** Kviksølv i torsk fanget i den vestlige Østersø i 1970-1971 ( data efter WESTOØ & RYDALV, 1971 og SOMER, 1972 ) og i 1974-1975 ( data efter DANISH MARINE MONITORING, Vol. V, 1978 ).

#### 3.4.1.4. Kviksølv i blåmuslinger

Der foreligger en række undersøgelser af kviksølvindholdet i blåmuslinger fra danske farvande. Resultaterne er sammenfattet i tabel 21.

Niveauet i disse afviger ikke i gennemsnit fra andre undersøgelser (BRYAN, 1976), men enkelte individer viser noget forhøjede kviksølvkoncentrationer. Det må dog bemærkes, at de af DE WOLF angivne koncentrationer af kviksølv i blåmuslinger fra Fanø Bugt, Vesterhavet og Ålborg Bugt forekommer urealistisk høje sammenlignet med koncentrationsniveauet i de øvrige undersøgte områder.

OMRÅDE	REF.	ÅR	MIDDEL	MAX.	MIN.	ANTAL VÆRDIER
Fanø	1	1972	0,74 <sup>x</sup>	0,91 <sup>x</sup>	0,56 <sup>x</sup>	4
Vesterhavet (Blåvand- Hanstholt)	1	1972	0,67 <sup>x</sup>	0,91 <sup>x</sup>	0,43 <sup>x</sup>	5
Limfjorden (hele området)	2	1975	0,11	0,25	0,02	11
- (ved Aalborg)	3	1970	0,12	1,38	0,13	7
Aalborg Bugt	1	1972	0,85 <sup>x</sup>	1,33 <sup>x</sup>	0,42 <sup>x</sup>	5
Gylling Næs	4	1974	0,18	0,23	0,13	2
Køge Bugt	5	1977	0,55	0,70	0,38	10
Øresund (ved Kongedybet)	6	1976	0,60	1,00	0,30	10
- (ved Skovshoved)	7	1972	0,17	0,48	0,03	14
Østersøen (ved Rønne)	8	1975	0,29	0,29	0,29	3

Tabel 21. Koncentrationen af kviksølv i blåmusling (Mytilus edulis) fra danske farvande (mg Hg/kg tørvægt af bløddele)

x) Omregnet fra vådvægt ved multiplikation med 7.

(1: DeWOLF, 1976. 2: VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1976e. 3: ISOTOP-CENTRALEN, 1970. 4: VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1975c. 5: VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1978b. 6: VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1977a. 7: BAGGE, 1972. 8: BAGGE, 1975. 9: PHILLIPS, 1977. 10: PHILLIPS, 1979. 11: PHILLIPS, 1978. 12: BIRKLUND, 1975. 13: VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1976g).

#### 3.4.1.5. Kviksølv i brunalger

Fra Kattegat foreligger enkelte undersøgelser af kviksølv i brunalger (HAGERHALL, 1972, VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1975a, 1976a, 1977b). Disse giver ikke anledning til formodning om, at brunalger fra Kattegat rummer større mængder af kviksølv end brunalger fra andre lokaliteter (BRYAN, 1976), snarere tværtimod.

#### 3.4.2. Cadmium

Et skøn over tilførslerne af cadmium til danske marine områder er angivet i tabel 22. De største kilder er atmosfærisk nedfald, der udgør ca. 62% af de samlede tilførsler, og kommunalt spildevand, der bidrager med ca. 20%. Den direkte udledning af industrispildevand, der lokalt har stor betydning, ventes i 1984 at blive mere end halveret (JENSEN, 1980).

Kilde	kg Cd/år	%
Kommunalt spildevand	2.780	20
Industrispildevand udledt direkte	750	5
Transport med vandløb	1.260	9
Klapninger	500	4
Atmosfærisk nedfald (Kattegat og Bælterne)	8.780	62
<b>Totalt til Kattegat og Bælterne</b>	<b>14.070</b>	<b>100</b>

Tabel 22. Total tilførsel af cadmium til danske marine områder (JENSEN, 1980).

En opgørelse over tilførslerne til Øresund er angivet i tabel 23. Heraf fremgår, under forudsætning af Lynetteanlæggets drift, at nedbørsbidraget er ca. 27%, og at Danmark tegner sig for ca. 62% af de vandbårne tilledninger.

Land	Kilde	kg Cd/år	%
DK	Kommunalt spildevand	680	40
	Transport med vandløb	70	4
	Industri med direkte udledning	10	1
	<b>Ialt</b>	<b>760</b>	<b>45</b>
S	Kommunalt spildevand	310	18
	Transport med vandløb	60	4
	Industri med direkte udledning	100	6
	<b>Ialt</b>	<b>470</b>	<b>28</b>
	Atmosfærisk nedfald	460	27
	<b>Totalt til Øresund</b>	<b>1.690</b>	<b>100</b>

Tabel 23. Tilførsel af cadmium til Øresund (JENSEN, 1980).

Tilførslerne til Lillebælt er anslået dels af VANDKVALITETSINSTITUTTET (1976a.) og LILLEBÆLT SARBEJDSGRUPPEN (1979), tabel 24, og dels af JENSEN (1980). Nedbørsbidraget er angivet noget forskelligt i disse skøn, og efter de senest angivne tal anslås det til ca. 26% af totalbidraget. Især i det nordlige Lillebælt er industribidraget betydeligt, og den tidligere omtalte reduktion af industrispildevandsmængden vil virke netop i dette område.

	Nordlige del		Hele Lillebælt			
	I		II		III	
Nedbør	0,16	20%	0,35	26%	0,61	45%
Byspildevand	0,07	10%	0,18	14%	0,09	5%
Industrispildevand <sup>x</sup>	0,51	70%	0,74	55%	0,54	40%
Afstrømning	-	-	0,07	5%	0,07	5%
Netto Flux <sup>(I)</sup>	0,4					

Tabel 24. Tilførsel af cadmium til Lillebælt (t/år).

(I: VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1978a. II: JENSEN, 1980.  
III: LILLEBÆLT SARBEJDSGRUPPEN, 1979).

x) I reference I og III angivet som et gennemsnit mellem forskellige angivne alternativer.

#### 3.4.2.1. Cadmium i havvand

Målinger af cadmiumkoncentrationerne i havvand i åbne danske havområder foreligger fra omkring 1970.

I 1972 målte KREMLING (1973) cadmiumkoncentrationen i 63 prøver fra den vestlige Østersø. Han rapporterer koncentrationer fra 0,08-0,53 ppb. BRUGMANN (1974) angiver i 1972 også niveauer mellem 0,07 og 0,47 ppb i samme område. BRUGMANN (1977) sammenfatter sine undersøgelser fra 1972 til 1975 i Storebælt, Øresund og Kattegat, ialt 20 prøver på 11 stationer: gennemsnit 1,99 µg/l Cd (0,09-8,79). Disse tal er noget forhøjede i forhold til hans tal fra de øvrige områder i Østersøen. Han angiver selv, at områder med over 1,0 µg/l må anses som stærkt forurenede. BRUGMANNs resultater er i modstrid med resultatet af en undersøgelse foretaget i 1976/78, hvor der blev målt på 340 prøver fra danske farvande



(JENSEN A., 1979). Nogle af resultaterne er sammenfattet i tabel 25. Koncentrationsniveauerne er her forbløffende lave. Årsagen til disse lave koncentrationer er endnu ikke klarlagt, men de ligger på linje med nyligt publicerede resultater af MAGNUSSON & WESTERLUND (1980).

De nævnte måleserier giver ikke mulighed for at drage nogen entydig konklusion med hensyn til vurderingen af cadmiumkoncentrationer i havvand i åbne danske farvande. Angående en vurdering af belastningen må henvises til målinger af cadmiumniveauet i sedimenter og biota.

	Cd	Pb
Antal prøver	199	199
Gennemsnit	29 ng/l	127 ng/l
Standard afvigelse	43 ng/l	438 ng/l

Tabel 25. Analyser af vandprøver fra Lillebælt (JENSEN, 1979).

#### 3.4.2.2. Cadmium i sediment

Marine havområder omkring de industrialiserede lande er generelt belastede med cadmium, og i sedimentet finder man således almindeligvis forhøjede koncentrationer.

Der foreligger målinger af cadmiumkoncentrationen i overfladesedimenter fra mange danske havområder (tabel 11). Ingen af disse giver anledning til formodning om speciel cadmiumbelastning.

For nylig er gennemført en undersøgelse af sedimenter fra 1972 og 1979 i Flensborg Fjord (VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1980c).

Sammenlignet med undersøgelserne fra 1972 tyder resultaterne fra 1979 på, at der er sket en generel forøgelse af koncentrationsniveauet i den indre del af fjorden. I den øvrige del er niveauet lavere end i 1972. Dette kan tolkes som en effekt af de lokale og regionale foranstaltninger, der er truffet for at begrænse udledningen af cadmium.

SUESS & ERLLENKEUSER (1975) har på baggrund af undersøgelser af borekerner nord for Bornholm fundet et baggrundsniveau på ca. 0,61

mg/kg TS. Tilsvarende niveau er fundet på én station i Arkonadybet (OLAUSSEN et al, 1977).

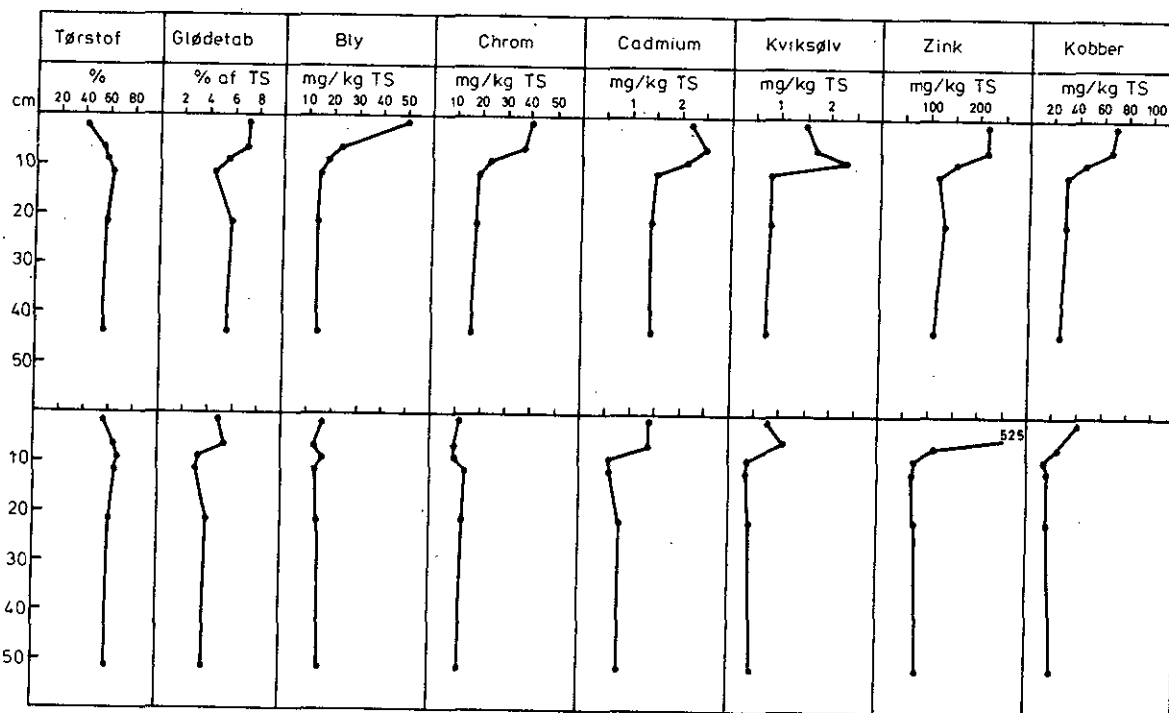


Fig. 10: Indholdet af tunge metaller i to lange sediment-søjler fra Kongedybet ( VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1977a ).

Undersøgelser over den vertikale fordeling i sedimenter fra Kongedybet ved Københavns Havn og i det Sydfynske Øhav viser en tendens til kulturbetinget berigelse af overfladesedimentet (VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1977a) (fig. 6 og 10).

MADSEN & LARSEN (1979) har beregnet cadmiumakkumuleringen i én borekerne fra Bornholmerbassinet (fig. 11). De har her konstateret en faldende akkumuleringsrate i perioden efter midten af tresserne.

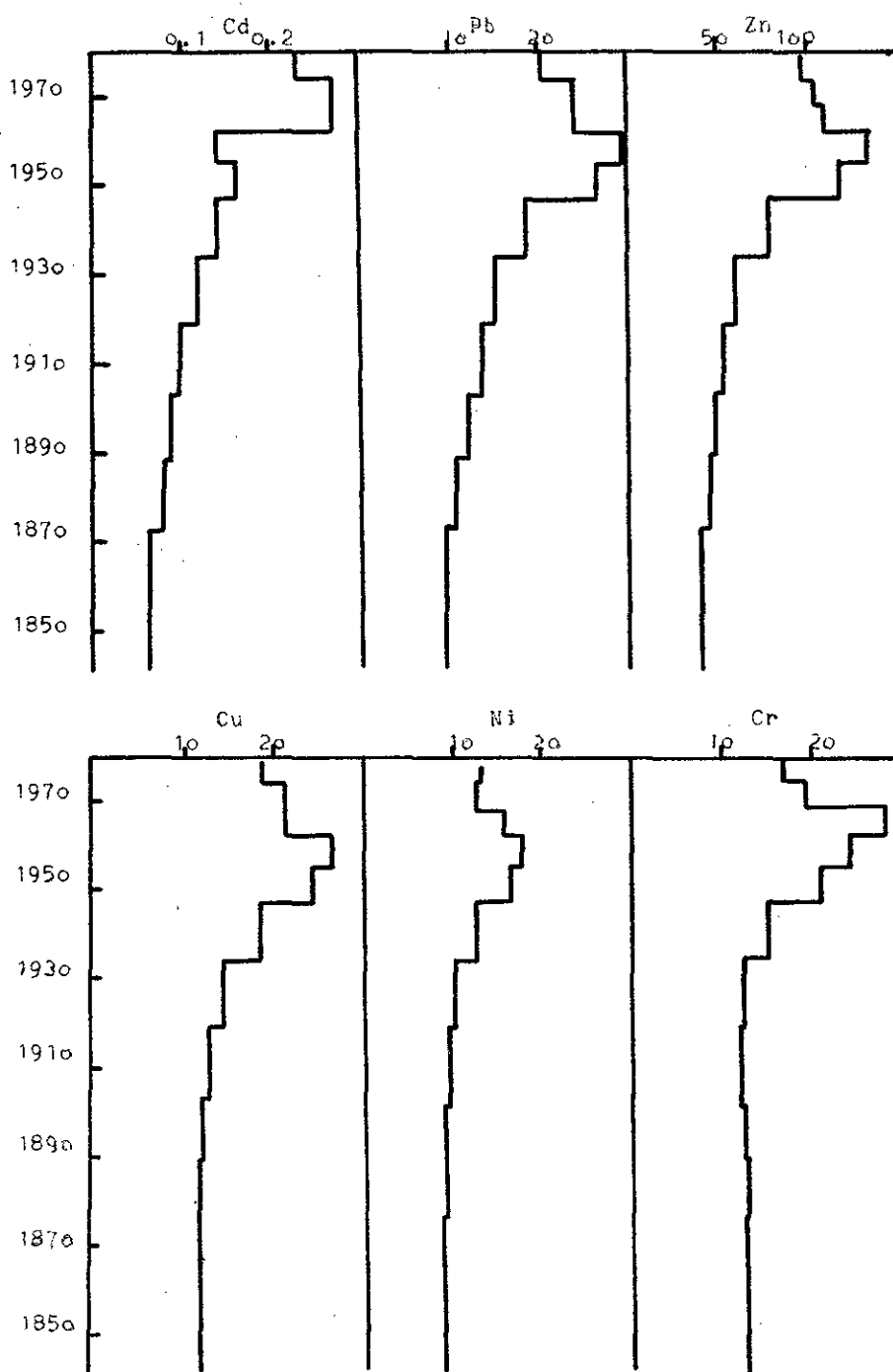


Fig. 11: Akkumulationsraten for tungmetaller i borekerne fra vestlige Bornholm-bassin, målt som  $\text{mg/m}^2/\text{år}$  i 1-cm tykke skiver. ( MADSEN & LARSEN, 1979 ).

SUESS & ERLLENKEUSER (1975) finder i deres prøver en forøgelse af cadmiumniveauet i de øverste lag af sedimentet svarende til en omtrentlig tredobling i forhold til ca. 40 cm's dybde. Noget tilsvarende er det ikke muligt at konstatere i borekernen fra Bornholmerbassinet og ej heller i fem borekerner fra Lillebælt (ZINK-NIELSEN & KROGH, 1976).

Målinger af cadmium i Øresunds sedimenter er foretaget i 1968-69 (HASSELROT, 1972). Dengang lå niveauet mellem 1 og 4 mg/kg TS, hvilket er noget forhøjet i forhold til senere målinger fra andre farvandsområder. Det er ikke muligt at sige, om det afspejler en reel cadmiumbelastning eller udviklingen i analysemetodikken.

Sammenfattende kan siges, at ingen af de nyere målinger tyder på en speciel cadmiumbelastning af sedimentet i danske havområder.

#### 3.4.2.3. Cadmium i fisk

Der foreligger målinger af cadmium i fisk fra danske havområder. I sin undersøgelse i 1973-75 fandt ENGBERG (1976) i havfisk gennemsnitlig 0,015 mg/kg filet, mens indholdet i skrubber fanget langs Sjællandskysten viser en middelkoncentration på 0,006 mg/kg filet, hvilket ikke adskiller sig signifikant fra indholdet i havfisk. Forholdet mellem cadmium i lever og cadmium i filet hos skrubber fanget ved kysten varierer mellem ca. 8 og ca. 70 (middelværdi 30). ENGBERG finder forholdet 8 i fjordområderne Isefjord og Karrebæk Fjord, hvor cadmiumkoncentrationen i leveren er lavest, og forholdet 60-70 ved sydøstkysten af Sjælland, svarende til 0,3-0,4 mg Cd/kg i skrubbelever.

Undersøgelsen i Køge Bugt 1977 (VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1978b) viste en middelkoncentration i skrubbelever på 0,65 mg Cd/kg vådvægt, og alle 18 prøver lå under 1,0 mg Cd/kg vådvægt.

Skønt enkelte analyser af skrubbelever har vist særligt forhøjede cadmiumkoncentrationer sammenlignet med niveauet for det pågældende område iøvrigt, giver koncentrationen af cadmium i fisk ikke baggrund for at antage, at danske havområder skulle være specielt cadmiumbelastede.

#### 3.4.2.4. Cadmium i blåmusling

Der foreligger målinger af cadmiumkoncentrationen i blåmuslinger

fra en del danske farvande (tabel 26) (BAGGE, 1972 og 1975, BIRKLUND, 1975, VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1976a og b, EICHNER, 1976, PHILLIPS, 1977a). Ingen af de angivne analyser giver baggrund for at antage, at danske farvande skulle være specielt cadmiumbelastede.

OMRÅDE	REF.	ÅR	MIDDEL	MAX.	MIN.	ANTAL VÆRDIER
Limfjorden (hele området)	2	1975	3,0	8,6	0,5	14
Ebeltoft Vig	9	1976	0,5			10
Århus Bugt	9	-	0,8			10
Gylling Næs	4	1974	1,1	1,9	0,25	2
Gylling Næs	9	1976	1,2			10
Nyborg Fjord	9	1976	0,6			10
Båring Vig	9	1976	0,7			10
Roskilde Fjord	9	1976	1,0			10
Nyrup Bugt	9	1976	0,5			10
Jammerland Bugt	9	1976	0,8			10
Korsør Nor	9	1976	1,1			10
Fakse Bugt	9	1976	2,4			10
Øresund (ved Stevns)	10	1977	3,3			10
Køge Bugt	9,10	1976-77	2,3			20
- -	5	1977	6,3	9,2	3,6	10
Øresund (ved Dragør)	10	1977	5,0			10
- (ved Kongedybet)	6	1976	2,4	3,6	1,9	10
- (ved København)	9,10	1976-77	0,8			20
- (ved Skovshoved)	7	1972	4,3	8,5	1,2	14
- (ved Tårnbæk)	9,10	1976-77	1,3			20
Nivå Bugt	9,10	1976-77	2,0			20
Øresund (ved Helsingør)	9,10	1976-77	0,9			20
Kattegat (ved Gilleleje)	10	1977	1,5			10
Østersøen (ved Rønne)	8	1975	6,0	6,4	5,5	2

Tabel 26. Koncentrationen af cadmium i blåmusling (*Mytilus edulis*) fra danske farvande (mg Cd/kg tørvægt af bløddele).

(Referencer, se tabel 21).

### 3.4.3. Bly

Blytilførslerne til de danske havområder sker i høj grad via luftens blyindhold. VANDKVALITETSINSTITUTTET (1978a) anslår således, at nedbøren bidrager med ca. 50% af blytilførslen i det nordlige Lillebælt (tabel 27), mens LILLEBÆLTARBEJDSGRUPPEN (1979) anslår, at nedfaldet udgør ca. 80% for hele Lillebælt. Nedbørens bidrag er sikkert endnu større i mere kystfjerne områder.

	Nordlige del <sup>1</sup>		Hele Lillebælt <sup>2</sup>	
	Nedbør	4,50	50%	16,50
Byspildevand	1,75	20%	2,21	10%
Industrispildevand <sup>x</sup>	2,41	30%	1,48	7%
Afstrømning	-	-	0,36	2%
Netto Flux <sup>1</sup>	3			

Tabel 27. Tilførsler af bly til Lillebælt 1978, t/år.

x) Angivet som et gennemsnit mellem forskellige angivne alternativer.

(1: VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1978a. 2: LILLEBÆLTARBEJDSGRUPPEN, 1979).

#### 3.4.3.1. Bly i havvand

I 1971 målttes i Øresund ved Helsingør blykoncentrationer mellem 0 og 30 µg/l, mest typisk under 8 µg/l i havvandet (HAGERHALL, 1972). Der kan rejses tvivl om rigtigheden af disse resultater, der forekommer meget høje. I 1972 målttes blyindholdet i Østersøvand vest for Bornholm til mellem 0,28 og 1,10 µg/l (BRUGMANN, 1974), og i 1971/72 målte KREMLING (1973) et gennemsnit på 1,1 (0,4-2,8) µg/l. I 20 prøver fra Storebælt, Øresund og Kattegat er i 1972-75 målt 2,1 (0,3-6,4) µg/l (BRUGMANN, 1977).

I 340 prøver fra 1976-78 målttes betydeligt lavere værdier (se tabel 25) (JENSEN, A., 1979). Årsagen til den observerede forskel er endnu ikke klarlagt, men resultaterne er i god overensstemmelse med nye resultater MAGNUSSEN & WESTERLUND (1980).

Ud fra de foreliggende få undersøgelser må man konkludere, at det er tvivlsomt, om de åbne danske havområder viser signifikant forhøjede blykoncentrationer i vandet.

#### 3.4.3.2. Bly i sediment

Der foreligger relativt mange undersøgelser af blyindholdet i sedimenter fra danske farvande (tabel 12).

Blyindholdet i Kattegat-sedimenter er målt i 1970 af OLAUSSON et al. (1972), og i Øresund er foretaget målinger i 1969 af HASSELROT (1972), (se tabel 12). Koncentrationsniveauerne i denne undersøgelse er meget høje sammenholdt med OLAUSSON et al.'s samtidige undersøgelse på grund af metodeforskelle, men ikke specielt højere end undersøgelser i andre marine sedimenter nær storbyer (BRYAN, 1976). Resultaterne af HASSELROTS undersøgelse tyder på, at Øresunds sedimenter er generelt blybelastede. Nyere undersøgelser foreligger ikke. En vurdering af udviklingen i de seneste år er derfor ikke mulig.

For nylig er gennemført en undersøgelse af sedimentet i Flensborg Fjord (VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1980c). Sammenlignet med en undersøgelse fra 1972 tyder resultaterne fra 1979 på, at der er sket en generel forøgelse af koncentrationsniveauet i den indre del af Flensborg Fjord (Flensborg-Glücksborg). I den øvrige del af fjorden er niveauet uændret.

Østersøens sedimenters blyindhold er målt dels i overfladen (tabel 12), dels i borekerner. ERLÉNKEUSER et al. (1974) fandt i borekerner fra Kielerbugten et basisniveau omkring 20 ppm. I tre boreprøver fra den vestlige Østersø finder OLAUSSON et al. (1977) overfladekoncentrationer mellem 14 og 52 ppm. Der er en øgning på 2-4 gange i det øverste sedimentlag. Arkonadybet har en højere blykoncentration end andre kystfjerne Østersøbassiner.

På baggrund af undersøgelser af borekerner fra Kattegat konkluderer OLAUSSON et al. (1972), at øgningen i blyindholdet fra 20-22 cm's niveauet og op til overfladen er anselig i Øresundstragten.

Undersøgelser af den vertikale fordeling af bly i sedimenter fra Kalø Vig (VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1978c), fra det Sydfynske Øhav og fra Kongedybet ved Københavns Havn (VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1977a) viser samme tendens til kulturbetinget berigelse af overfladesedimentet (fig. 6 og 10).

ZINK-NIELSEN & KROGH (1976) har analyseret blyindholdet i 5 borekerner fra Lillebælt. De konstaterer i lighed med OLAUSSON et al. (1977), at sedimentets indhold af bly aftager kraftigt med dybden, svarende til ophobning i de seneste årtier.

MADSEN & LARSEN (1979) har beregnet akkumulationsraten i én borekerne fra Bornholmerbassinet (fig. 11). De konstaterer i perioden efter midten af tresserne en faldende akkumulationsrate.

Blybelastningen af sedimenter i danske havområder synes at være betydelig, men ikke forskellig fra belastningen af andre tilsvarende havområder omkring Atlanterhavet.

#### 3.4.3.3. Bly i fisk

ENGBERG (1976) har undersøgt blyindholdet i skrubbe, sild og torsk. I Østersøen, Øresund og Kattegat er de fundne niveauer for skrubbe-filet nær eller under metodens detektionsgrænse. Resultaterne tolker ENGBERG som et udtryk for, at skrubben optager bly i så ringe grad, at der ikke er fundet nogen tydelig målelig stigning i blyindholdet som følge af blytilførsel til miljøet. ICES/SCOR (1977)-undersøgelsen af blyindholdet i torsk, skrubbe, rødspætter og sild fra Østersøen, Øresund og Kielerbugten viser et ensartet blyindhold uanset fiskenes fangststeder. De anvendte metoder er generelt set meget lidt følsomme.

ENGBERGS (1976) undersøgelse viste, at indholdet af bly i skrubber fanget langs Sjællands kyst svarede til koncentrationen i fisk fanget i mere åbne farvande (omkring 0,05 mg Pb/kg friskvægt). Kun i skrubber fra Køge Bugt fandtes let forhøjede koncentrationer (0,11 mg Pb/kg). Forholdet mellem bly i lever og bly i filet fandtes til ca. 5.

Undersøgelsen foretaget i Køge Bugt i 1977 (VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1978b) viste en middelkoncentration i skrubbelever på < 0,10 mg Pb/kg friskvægt og en variation på 18 prøver i intervallet - < 0,1-0,3 mg Pb/kg friskvægt.

#### 3.4.3.4. Bly i blåmuslinger

Der foreligger en række målinger af blyindholdet i blåmuslinger fra danske farvande (tabel 28.). Sammenligninger med målinger foretaget over hele jorden (PHILLIPS, 1978) antyder, at de danske hav-



områder ikke er mere blybelastede end havområder generelt, selv om den sydlige del af Øresunds-området synes en smule mere beriget end de øvrige undersøgte områder.

OMRÅDE	REF.	ÅR	MIDDEL	MAX.	MIN.	ANTAL VÆRDIER
Limfjorden (ved Aalborg)	3	1970	6,5	12,0	2,5	7
Ebeltoft Vig	11	1976	32,0			10
Århus Bugt	11	1976	32,0			10
Gylling Næs	4	1974	0,5	0,5	0,5	2
- -	11	1976	54,0			10
Nyborg Fjord	11	1976	5,0			10
Båring Vig	11	1976	29,0			10
Roskilde Fjord	11	1976	5,0			10
Nyrup Bugt	11	1976	3,0			10
Jammerland Bugt	11	1976	10,0			10
Korsør Nor	11	1976	9,0			10
Fakse Bugt	11	1976	66,0			10
Øresund (ved Stevns)	11	1977	120,0			10
Køge Bugt	10,11	1976-77	75,0			20
- -	5	1977	11,0	21,0	2,5	10
Øresund (ved Dragør)	10	1977	125,0			10
- (ved København)	10,11	1976-77	22,0			20
- (ved Skovshoved)	7	1972	20,0	36,8	8,1	14
- (ved Tårnbæk)	10,11	1976-77	17,0			20
Nivå Bugt	10,11	1976-77	26,0			20
Øresund (ved Helsingør)	10,11	1976-77	22,0			20
Kattegat (ved Gilleleje)	10	1977	79,0			10
Østersøen (ved Rønne)	8	1975	14,0	17,0	10,0	2

Tabel 28. Koncentrationen af bly i blåmusling (*Mytilus edulis*) fra danske farvande (mg Pb/kg tørvægt af bløddele).

(Referencer, se tabel 21).

#### 3.4.4. Øvrige tungmetaller

Et egentligt forsøg på at anslå tilførslen af de øvrige tungmetaller til åbne havområder er forsøgt for Lillebælts vedkommende. Resultaterne for chrom, kobber, nikkel og zink er angivet i tabel 29.

Tabellen angiver, at for alle fire metallers vedkommende gælder, at nedbørsbidragets betydning tiltager i kystfjerne områder. I de åbne danske farvande synes hovedbidraget af kobber og zink at komme fra atmosfæren, mens nikkel og chrom overvejende tilføres med spildevandet.

	Cr		Cu		Ni		Zn	
Nordlige del. <sup>1</sup>								
Nedbør	0,23	5%	1,40	25%	0,45	10%	14,0	45%
Byspildevand	3,13	55%	3,52	60%	3,84	75%	12,8	40%
Industrispildevand <sup>x</sup>	2,09	40%	0,89	15%	0,95	20%	5,0	15%
Afstrømning	-	-	-	-	-	-	-	-
Hele Lillebælt.								
Nedbør	1,50	15%	9,00	60%	3,00	25%	50,0	50%
Byspildevand	6,12	55%	4,17	25%	5,51	50%	34,0	35%
Industrispildevand <sup>x</sup>	2,79	25%	1,66	10%	1,67	15%	7,0	7%
Afstrømning	0,36	-	0,71	5%	1,07	10%	7,1	7%
Netto Flux <sup>1</sup>	12		30		80		80	

Tabel 29. Tilførsler af tungmetaller til Lillebælt 1978, t/år.

x) Angivet som et gennemsnit mellem forskellige angivne alternativer.

(1: VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1978a. 2: LILLEBÆLTARBEJDSGRUPPEN, 1979).

VANDKVALITETSINSTITUTTET (1978a) har tillige opgjort tilledningen af vanadium, strontium og uran til det nordligste Lillebælt.

Det skønnes, at området tilføres ca. 2 tons vanadium årligt, hvoraf ca. halvdelen kommer med nedbøren og halvdelen med industrispildevand. Dette skal sammenholdes med en netto baggrundsflux på ca. 60 tons/år. I mere kystfjerne områder må nedbørsbidraget antages at være dominerende.

Strontium skønnes at blive tilført det nordlige Lillebælt i størrelsesordenen 100 tons/år udelukkende med industrispildevand.

Netto baggrundsfluxen skønnes her at være i størrelsesordenen 340.000 tons/år. Den tilsyneladende meget store strontiumtilled-

ning udgør således mindre end en trediedel promille af netto baggrundsfluxen.

Uran tilføres også udelukkende med industrispildevandet. Der tilføres ca. 2 tons/år, hvilket udgør ca. 1,5% af baggrundsfluxen.

#### 3.4.4.1. Øvrige tungmetaller i havvand

Målinger af koncentrationsniveauer i havvand af kobber, zink, kobolt og nikkel er foretaget i åbne danske farvande (WACHENFELDT, 1971. KREMLING, 1972. HAGERHALL, 1972. BRUGMANN, 1974 & 1977. JENSEN, A. 1979).

Man kan ikke drage konklusioner om forureningstilstanden på baggrund af disse spredte arbejder. Dels er stationerne ikke sammenlignelige på grund af deres geografiske placering, dels er resultaterne ikke sammenlignelige som følge af analysemetodernes forskellighed. Ingen af undersøgelserne giver anledning til formodning om, at disse stoffers niveauer er specielt forhøjede i de åbne danske havområder.

#### 3.4.4.2. Øvrige tungmetaller i sediment

##### 3.4.4.2.1. Kobber

Overfladesedimentets indhold af kobber er undersøgt i Øresund i 1971 (HASSELROT, 1972) og i Lillebælt i 1972 & 1975 (ZINK-NIELSEN & KROGH, 1976), i 1976 (EICHNER, 1977), i 1972/73-75-78 (LILLEBÆLT-ARBEJDSGRUPPEN, 1979), samt i mange kystnære farvande (tabel 13).

For nylig er gennemført en undersøgelse af sedimenter fra 1972 og 1979 i Flensborg Fjord (VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1980c). Resultaterne tyder på, at der er sket en generel forøgelse af koncentrationsniveauet i den indre del af fjorden. I den øvrige del er niveauet uændret eller lavere end i 1972.

OLAUSSEN et al. (1972) har undersøgt kobberforekomsten i Kattegat-sedimenter. Deres undersøgelser viser, at indløbet til Øresund viser højere niveauer end de normalt finder i de åbne farvandes overfladesedimenter.

OLAUSSEN et al. (1977) har også undersøgt kobberindholdet i sedimenter fra Østersøen vest for Bornholm. Her finder de en tilsvarende koncentration som i Kattegats overfladesedimenter. De absolutte

niveauer i OLAUSSON et al.s undersøgelser kan ikke sammenlignes med de efterfølgende på grund af metodemæssige forskelle.

I borekerner fra Kattegat og fra den vestlige Østersø har OLAUSSON et al. (1972 & 1977) fundet, at to trediedele af de fjernkystlige prøver viser stigende kobberindhold mod overfladen, afspejlende en øget kobberbelastning i de seneste årtier.

I borekerner fra Lillebælt (ZINK-NIELSEN & KROGH, 1976) det Sydfynske Øhav (VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1978c) og fra Kongedybet ved København (VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1977a) er fundet en tilsvarende berigelse af overfladesedimenterne (fig. 6 & 10).

I én borekerne fra Bornholmerbassinet har MADSEN & LARSEN (1979) beregnet akkumulationsraten for kobber (fig. 11). De konstaterer en stigende akkumulationsrate fra århundredskiftet og til midten af tresserne, og derefter et fald i raten.

Ingen af de refererede undersøgelser giver baggrund for at antage, at åbne danske havområder generelt er kobberbelastede sammenholdt med niveaumålinger fra andre havområder (BRYAN, 1976).

#### 3.4.4.2.2. Zink

Målinger af zinkkoncentrationen i overfladesedimenter i kontrolområder viser almindeligvis værdier under ca. 100 mg/kg tørstof (BRYAN, 1976). Målinger såvel i Øresund (HASSELROT, 1972) som i Lillebælt (ZINK-NIELSEN & KROGH, 1976, EICHNER, 1977, LILLEBÆLT-ARBEJDSGRUPPEN, 1979) viser oftest værdier, der er dobbelt så høje. Prøver fra Kattegatområdet viser, at i renden ind til Frederikshavn og i det nordlige Øresund foreligger høje zinkindhold i overfladesedimentet (OLAUSSON et al., 1972). Også mange kystnære områder har forhøjet zinkindhold i sedimentet (tabel 14).

For nylig er gennemført en sammenlignende undersøgelse af sedimenter fra 1972 og 1979 i Flensborg Fjord (VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1980c). Resultaterne tyder på, at der er sket en generel forøgelse af koncentrationsniveauet i den indre del af Flensborg Fjord (Flensborg-Glücksborg). I den øvrige del af fjorden er niveauet uændret.

Borekerner fra Lillebælt (ZINK-NIELSEN & KROGH, 1976), det Sydfynske Øhav og Kongedybet ved Københavns Havn (fig. 6 & 10) afspejler en generelt øget belastning fra de dybere liggende lag og op til overfladen.

Borekernerne fra Lillebælt og tilsvarende fra den vestlige Østersø (OLAUSSEN et al., 1977) viser dog en mindsket stigning i zinkkoncentrationen i de allersenest aflejrede sedimenter.

MADSEN & LARSEN (1979) har beregnet zinks akkumulationsrate i en borekerne fra Bornholmerbassinet (fig. 11). De konstaterer en stigende rate fra 18-hundredetallet og frem til begyndelsen af tresserne, og et fald i de seneste år.

Det kan konkluderes, at de fleste danske havområder er zinkbelastede i mindre grad.

#### 3.4.4.2.3. Nikkel, chrom, kobolt

Der foreligger en del undersøgelser af chrom (tabel 16) og enkelte, spredte og usammenlignelige undersøgelser over forekomsten af nikkel og kobolt i åbne danske farvandes overfladesedimenter (HASSELROT, 1972, OLAUSSEN et al., 1972 & 1977, ERLÉNKEUSER et al., 1974, EICHNER, 1977).

I de kystnære farvande kan disse metaller lokalt give anledning til belastning af sedimentet, her henvises til den generelle oversigt, tabel 15.

For nikkels vedkommende foreligger undersøgelser over fordelingen i borekerner fra Kattegat (OLAUSSEN et al., 1972), fra den vestlige Østersø (ERLÉNKEUSER et al., 1974, OLAUSSEN et al., 1977).

Akkumulationsraten af nikkel i sedimentet er beregnet i én borekerne fra Bornholmerbassinet (MADSEN & LARSEN, 1979). Der er konstateret en svagt stigende rate frem til tresserne og herefter et svagt fald. Se fig. 11.

Kobolt er undersøgt i borekerner fra Kattegat (OLAUSSEN et al., 1972) og vestlige Østersø (ERLÉNKEUSER et al., 1974).

For nylig er gennemført en undersøgelse af sedimenter fra 1972 og 1979 i Flensborg Fjord (VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1980c). Undersøgelsen tyder på, at der er sket en generel forøgelse af koncentrationsniveauet i den indre del af Flensborg Fjord (Flensborg-Glücksborg). I den øvrige del af fjorden er niveauet uændret.

Den vertikale fordeling af chrom er undersøgt i sedimenter fra det Sydfynske Øhav (fig. 6) og fra Kongedybet ved Københavns Havn (fig. 10), og ophobningen i sedimentet igennem tiderne er beregnet i én

borekerne fra Bornholmerbassinet (MADSEN & LARSEN, 1979), se fig. 11. Chrom viser en stærkt stigende akkumulationsrate efter trediveerne, og et ligeså drastisk fald efter midten af tresserne.

Undersøgelserne over fordelingen af nikkel viser en noget usikker tendens til øgning i de øverste lag, mens kobolt viser en ganske ensartet fordeling gennem sedimentsøjlen. Der er således ikke indikation for nogen generel belastning med disse stoffer.

#### 3.4.4.3. Øvrige tungmetaller i organismer

##### 3.4.4.3.1. Fisk

Undersøgelser af indholdet af kobber i fisk foreligger fra flere danske farvande (ENGBERG, 1976). For kobbers vedkommende gælder, at indholdet i fisk fanget langs Sjællands kyst viste ingen tydelig geografisk variation rundt langs kysten. Derimod fandtes ved en sammenligning med fisk fanget fra tilstødende åbne farvande, at kystfiskene indeholdt 29-46% mindre kobber (middel: 0,29 mg/ Cu/ kg friskvægt). Med hensyn til forholdet mellem kobber i lever/kobber i filet, fandtes for skrubbe typisk et forhold på 30, svarende til en middelkoncentration i skrubbelever på ca. 9 mg Cu/kg friskvægt.

Ved en undersøgelse i 1977 af indholdet af kobber i leveren fra skrubber fanget i Køge Bugt (VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1978b) fandtes imidlertid en middelkoncentration på 42 mg Cu/kg vådvægt, og et variationsinterval ved 18 prøver på - 0,6-70 mg Cu/kg vådvægt. Da der i et referenceområde ved Gilleleje i samme undersøgelse er konstateret indhold af kobber i skrubbelever svarende til undersøgelsen i 1973-74 (ENGBERG, 1976), må forøgelsen i indholdet af kobber i skrubbelever fra Køge Bugt med en faktor 4 fra 1973-74 til 1977 anses for reel.

ENGBERGS (1976) undersøgelse viste tillige stor variation i zinkindholdet i fisk fanget langs Sjællands kyst, også i fisk fra samme lokalitet. Som helhed er zinkindholdet ca. 10 gange så højt som kobberindholdet. Zinkniveauet i kystfisk er signifikant forhøjet (20-36%) i forhold til niveauet i havfisk fra tilgrænsende områder. Koncentrationsniveauet af zink er dog ikke højere end rapporterede niveauer fra andre havområder. (Middelindhold i filet ca. 10 mg Zn/kg friskvægt). Forholdet i zink i lever/zink i filet

fandtes for skrubber til ca. 3 med en middelkoncentration i skrubbelever på ca. 30 mg Zn/kg friskvægt.

Skrubber fra Køge Bugt fanget i forbindelse med undersøgelsen i 1977 (VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1978b) viste et middelindhold af zink i skrubbelever på 85 mg Zn/kg vådvægt. Da der, som for indholdet af kobber, fandtes sammenlignelige indhold af zink i leveren fra skrubber fanget ved Gilleleje, synes der også for indholdet af zink i skrubbelever at være tale om en reel forøgelse med en faktor 2-3 i skrubber fra Køge Bugt i tidsrummet 1973-74 til 1977.

OMRÅDE	REF.	ÅR	MIDDEL	MAX.	MIN.	ANTAL VÆRDIER
Limfjorden (hele området)	2	1975	9,7	33,0	5,1	35
- (ved Aalborg)	3	1970	4,4	10,3	1,1	7
Gylling Næs	4	1974	8,9	9,1	8,6	2
Kolding Fjord	13	1975	7,1	8,0	6,3	6
Holbæk Fjord	12	1974	13,1	49,0	3,6	33
Agersø Sund	13	1975	12,9	14,6	11,5	8
Køge Bugt	5	1977	8,7	13,0	5,1	10
Øresund (ved Kongedybet)	6	1976	11,0	13,0	9,0	10
- (ved Skovshoved)	7	1972	19,2	51,2	7,9	14
Østersøen (ved Rønne)	8	1975	228,0	410,0	46,0	2

Tabel 30. Koncentrationen af kobber i blåmusling (*Mytilus edulis*) fra danske farvande (mg Cu/kg tørvægt af bløddele).

(Referencer, se tabel 21).

#### 3.4.4.3.2. Blåmusling

Der foreligger en lang række undersøgelser af indholdet af kobber og zink i blåmuslinger fra danske farvande (tabel 30 & 31).

Bortset fra to målinger i Rønne Havn (BAGGE, 1975) foreligger ingen målinger, der giver anledning til formodning om speciel belastning af danske havområder med disse to tungmetaller. Det skal dog bemærkes, at undersøgelser over blåmuslingens egnethed som monitoringsorganisme (PHILLIPS, 1976) har vist, at blåmuslingens værdi som indikator for kobber er tvivlsom.

Sammenlignes de af PHILLIPS (1977a) angivne værdier for koncentrationen af zink i blåmuslinger, synes der imidlertid at forekomme en større berigelse af disse metaller i blåmuslinger fra den sydlige del af Øresunds-området end i de øvrige undersøgte områder.

OMRÅDE	REF.	ÅR	MIDDEL	MAX.	MIN.	ANTAL VÆRDIER
Limfjorden (hele området)	2	1975	186	574	63	17
- (ved Aalborg)	3	1970	234	258	156	7
Ebeltoft Vig	9	1976	21			10
Århus Bugt	9	1976	42			10
Gylling Næs	4	1974	200	200	200	2
- -	9	1976	86			10
Nyborg Fjord	9	1976	30			10
Båring Vig	9	1976	43			10
Roskilde Fjord	9	1976	97			10
Holbæk Fjord	12	1974	118	218	74	33
Nyrup Bugt	9	1976	37			10
Jammerland Bugt	9	1976	26			10
Korsør Nor	9	1976	65			10
Fakse Bugt	9	1976	98			10
Øresund (ved Stevns)	10	1977	146			10
Køge Bugt	9,10	1976-77	126			20
- -	5	1977	172	251	111	10
Øresund (ved Dragør)	10	1977	211			10
- (ved Kongedybet)	6	1976	164	246	120	10
- (ved København)	9,10	1976-77	74			20
- (ved Skovshoved)	7	1972	247	319	205	14
- (ved Tårnbæk)	9,10	1976-77	108			20
Nivå Bugt	9,10	1976-77	167			20
Øresund (ved Helsingør)	9,10	1976-77	71			20
Kattegat (ved Gilleleje)	10	1977	125			10
Østersøen (ved Rønne)	8	1975	1205	2100	310	2

Tabel 31. Koncentrationen af zink i blåmusling (*Mytilus edulis*) fra danske farvande (mg Zn/kg tørvægt af bløddele).

(Referencer, se tabel 21).



### 3.5. Chlorerede kulbrinter

De chlorerede kulbrinter, som har miljømæssig betydning i havet, besidder én eller flere af efterfølgende egenskaber:

1) De er persistente i havmiljøet.

2) De er bioakkumulerbare.

D.v.s. de forekommer i højere koncentrationer i organismerne end i miljøet.

3) De er biomagnificerende.

D.v.s. de bliver mere koncentreret i en predator end i byttet. (def. OLSSON, 1977).

I det efterfølgende er udelukkende behandlet forekomsten af chlorerede kulbrinter i fisk. Dette er det eneste felt, hvor der foreligger tilstrækkeligt mange målinger til, at der kan foretages en vurdering.

#### 3.5.1. DDT

DDT omfatter såvel de forekommende isomerer af DDT som disses nedbrydningsprodukter DDE og TDE. DDT og DDE er meget persistente stoffer i havmiljøet med en nedbrydningstid på 4-30 år. Både DDT og dets nedbrydningsprodukter er stærkt bioakkumulerbare og biomagnificerende. DDT må kun anvendes i meget begrænset udstrækning og produceres ikke her i landet (JØRGENSEN et al., 1976).

Opgørelse over DDTs tilførselsveje til danske havområder foreligger ikke, men fra England foreligger en vurdering (PORTMANN, 1975). Denne angiver, at nedbøren er hovedkilden, men at tilførsler til lige sker via spildevand og afstrømning (tabel 32). Til danske områder kommer hovedtilførslerne antagelig fra omkringliggende landområder via Østersøen og nedbøren.

Støv	ikke fundet - 158 µg/g (ppm)
Regn	10 - 300 ng/l (ppt)
Floder	5 - 100 ng/l (ppt)
Spildevand	36 - 130 ng/l (ppt)
Slam	10 - 500 ng/kg vådvægt (ppt)

Tabel 32. DDT-niveauer i materiale, der tilføres havet. (PORTMANN, 1975).

### 3.5.1.1. DDT i fisk

Publicerede undersøgelsesresultater af DDT-indholdet i fisk fra Kattegat, Bælthavet og vestlige Østersø foreligger fra 1969 til 1975 (VOLDUM-CLAUSEN & RODIN, 1973. VOLDUM-CLAUSEN, 1975 & 1977. ICES/SCOR, 1977). Undersøgelserne er fortsat frem til 1977 (VOLDUM-CLAUSEN, 1979).

I de første år målt PCB-indholdet inkluderet i DDT-indholdet. Herved overestimeredes DDT-indholdet (VOLDUM-CLAUSEN & RODIN, 1973). Efter 1971 foreligger målinger, hvor PCB er målt særskilt. Disse målinger kan danne basis for vurdering af udviklingstenden- sen.

Efter undersøgelsen i 1975 konkluderer VOLDUM-CLAUSEN (1977), at DDT-indholdet i fisk fra Østersø-området viser faldende tendens. Denne udvikling er fortsat i alle de omhandlede havområder i 1976 og 1977, og DDT-indholdet i danske konsumfisk er relativt hurtigt faldende, når man tager stoffets persistens i betragtning (VOL- DUM-CLAUSEN, 1979).

DDT-indholdet i fisk stiger, jo længere man kommer indenfor Ska- gen. Svenske undersøgelser har vist, at Østersø-fisk har 2-10 gan- ge så høje DDT-indhold som Kattegat-fisk, der til gengæld er hø- jere end Nordsø-fisk (DYBERN & JENSEN, 1978).

Tilførslen af DDT fra Danmark og Sverige er stort set standset, og de forekommende niveauer må tilskrives, dels at stoffet er meget persistent, op til 30 år, dels en eventuel mindre anvendel- se og udslip fra produktionen i vore nabolande. Som et led i Øster- sø-konventionen er anvendelsen af DDT forbudt i alle Østersø-lan- dene (BMEPC, 1979).

### 3.5.2. PCB

PCB omfatter alle chlorerede biphenyler med fra 2 til 10 chlor- atomer. PCB'erne er meget persistente i miljøet, måske endda mere end DDT. De er højst bioakkumulerbare og biomagnificerende.

PCB produceres ikke i Danmark, og den europæiske anvendelse søges begrænset (OECD-rådsbeslutning fra 1973 og EF-direktiv fra 1976). I Danmark er anvendelsen af PCB og polychlorerede terphenyler, der har lignende egenskaber som PCB, blevet stærkt begrænset ved miljøministeriets bekendtgørelse af 15. januar 1976 og tilføjel- ser af 26. november s.å.

PCBs hovedtilførsel til havmiljøet sker via vandtransport, sikkert ofte bundet i organismernes fedtvæv. PCB, der frigøres til luften, bindes hurtigt til støvpartikler og falder derfor relativt tæt ved kilden (JØRGENSEN et al., 1976).

#### 3.5.2.1. PCB i fisk

Der foreligger enkelte, mindre sikre, undersøgelser af PCB-indholdet i danske konsumfisk fra 1969-70 (VOLDUM-CLAUSEN & RODIN, 1973). Først efter 1971 foreligger et større publiceret materiale (VOLDUM-CLAUSEN, 1975 & 1977. ICES/SCOR, 1977). Undersøgelserne er fortsat efter 1975 (VOLDUM-CLAUSEN, 1979).

På baggrund af de danske undersøgelser og tilsvarende svenske (DYBERN & JENSEN, 1978) kan man konkludere, at alle fisk fra danske havområder er generelt PCB-belastede. Denne belastning stiger fra Skagen og indefter mod Østersøen. Fisk fra Østersøen har normalt 2-10 gange så høje PCB-koncentrationer som fisk fra Skagerak og Kattegat (DYBERN & JENSEN, 1978).

I modsætning til DDT har man endnu ikke kunnet konstatere noget fald i PCB-niveauet i danske fisk, måske er tendensen endda et stigende niveau (VOLDUM-CLAUSEN, 1979).

Kombinationen af en meget høj persistens og Østersøens meget langsomme vandskifte vil også betyde, at en begrænsning i anvendelsen af PCB vil være meget længe om at slå igennem på koncentrationniveauet i fisk. Hertil kommer, at der formentlig stadig vil udsive PCB fra deponeret PCB-holdigt affald.

#### 3.5.3. Cyklodiener

Cyklodienerne omfatter en række beslægtede pesticider, hvoraf dieldrin er den vigtigste, bl.a. fordi dieldrin også er et nedbrydningsprodukt af cyklodienen aldrin. I Danmark anvendes tillige cyklodienerne chlordan og heptachlor. Der produceres ikke cyclodiener i Danmark. Stofferne i denne gruppe og deres nedbrydningsprodukter er meget persistente, op til 10 års nedbrydnings-tid. De er bioakkumulerbare og biomagnificerende, omend ikke helt så udtalt som DDT og PCB (JØRGENSEN et al., 1976).

Hovedparten af den dieldrin, der tilføres britiske havområder, kommer med spildevandet (PORTMANN, 1975), (se tabel 33). Der foreligger ingen belastningsundersøgelser for danske havområder.

Regn	5 - 40 ng/l (ppt)
Floder	1 - 120 ng/l (ppt)
Spildevand	100 - 300 ng/l (ppt)
Slam	1 - 2500 ng/kg vådvægt (ppt)

Tabel 33. Dieldrin-niveauer i materiale, der tilføres havet (PORTMANN, 1975).

### 3.5.3.1. Dieldrin i fisk

Dieldrinindholdet er målt i danske fisk fra 1969 (VOLDUM-CLAUSEN & RODIN, 1973. VOLDUM-CLAUSEN 1975 & 1977. ICES/SCOR, 1977). I enkelte af prøverne er fundet dieldrin, men generelt er niveauet meget lavt og viser ikke tegn på nogen særlig dieldrinforurening af danske farvande.

### 3.5.4. Hexachlorcyklohexaner

Der foreligger enkelte spredte målinger af forekomsten af hexachlorcyklohexaner i fisk fanget i danske havområder. Forekomsten af lindan ( $\gamma$ -hexachlorcyklohexane) er målt i danske konsumfisk (VOLDUM-CLAUSEN, 1975), og såvel lindan som alfa-isomeren ( $\alpha$ -BHC) er målt i Østersø-fisk (ICES/SCOR, 1977). Ingen af de forekommende målinger viser særligt høje lindan- og  $\alpha$ -BHC-koncentrationer. En fortsat kontrol med niveauet af disse stoffer vil være ønskværdig, da lindan er et meget anvendt pesticid. I 1974 produceredes således 16.300 tons hexachlorcyklohexaner i fællesmarkedslandene, dog ikke i Danmark (JØRGENSEN et al., 1976). Hexachlorcyklohexanerne er persistente, bioakkumulerbare og biomagnificerende, men ikke helt i samme grad som DDT, PCB og cyklodienerne.

### 3.6. Olie

Interessen for olieforurening i de åbne havområder knytter sig for øjeblikket mest til større olieudslip fra skibe eller fra land. Det konstante lavniveau-udslip f.eks. med spildevand er på nuværende tidspunkt dårligt undersøgt.

Forskellige forfatteres skøn over størrelsen af udledningerne af råolie og olieprodukter fra forskellige kilder til havet er meget varierende. Der er dog en vis enighed om, at den totale mængde olie, der tilføres verdenshavene, er i størrelsesordenen 6 millioner tons årligt (tabel 34).

MILLIONER TONS				
	a	b	c	d
Produktion og transport (incl. uheld)	0,7	2,2	2,1	1,5 - 4,1
Raffinaderier	0,3	0,2	0,5	-
Industrielle og by- mæssige kilder	3,1	2,5	2,0	2,1
Andre kilder	0,8	1,2	0,5	-
Verden totalt	4,9	6,1	5,0	6,0

Tabel 34. Fire forskellige skøn over olietilledningerne til havet (efter JØRGENSEN et al., 1976).

(a: ZELDIN. b: NATIONAL ACADEMY OF SCIENCES. c: IMCO.  
d: AHEARN).

En stor del af disse tilførsler finder sted i forbindelse med udvinding og transport. Uheld og ulykker som tankskibsforlis og udblæsninger spiller her den største rolle og kan lokalt skabe særdeles voldsomme forureninger. En hel del af olietilførslerne til havet sker imidlertid fra industrielle og bymæssige kilder. Størrelsen af tilledninger herfra skønnes at være mellem 35 og 60% af de samlede tilførsler til havet. Også olieraffinaderierne udgør en væsentlig kilde til olieudledninger. 5-10% af de samlede tilførsler skønnes at stamme herfra.

De olieudslip, der påkalder sig offentlighedens opmærksomhed, er de, der giver anledning til større olieansamlinger på havoverfladen. De sker dels ved store ulykker som Bravoudblæsningen, dels ved mindre uheld med skibe eller på land. Den samlede mængde af udledt olie ved mindre, kendte uheld i perioden 1973-1979 udgør ca. 10% af udslippet ved Bravoulykken. Ikke desto mindre giver de anledning til mange søfugles død og kan give store gener på badestrandene.

Det olieudslip fra skibe, der ikke skyldes uheld eller ulykker, f.eks. udtømning af ballastvand, rengøring af tanke, udslip af brugt maskinolie etc., udgør ca. 80% af den skibsforårsagede olieforurening. Denne forurening kan bekæmpes ved indretning af passende faciliteter til opsamling af spildolie m.v. ombord på skibene, samt ved opsamling af dette i havnene.

Opsamlingssystemet for oliespildevand o.l. i havnene er under udbygning. I øjeblikket findes modtageanlæg i alle raffinaderihavne. Ved miljøministeriets cirkulære af 27. juli 1978 og bekendtgørelse nr. 379 af samme dato er det pålagt havnemyndighederne i alle havne indenfor Skagen at oprette de nødvendige modtageordninger. Dette vil sandsynligvis nedbringe olieforureningen i havområderne indenfor Skagen.

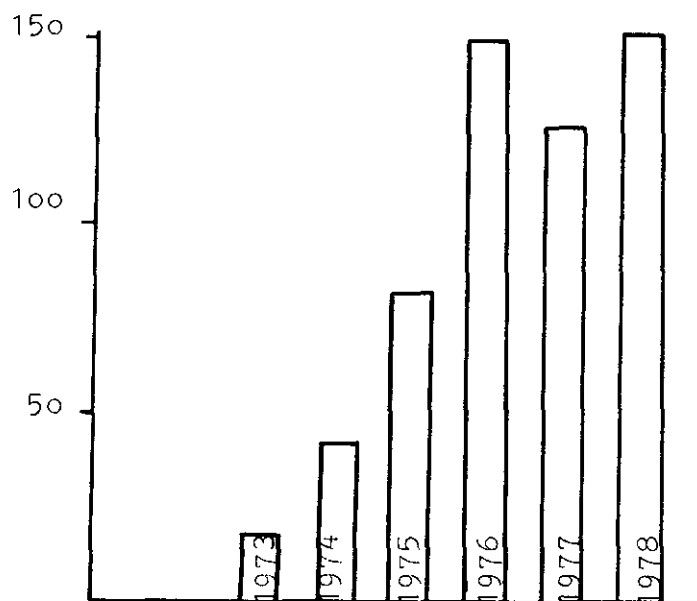
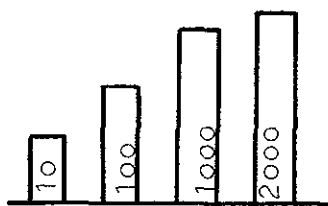
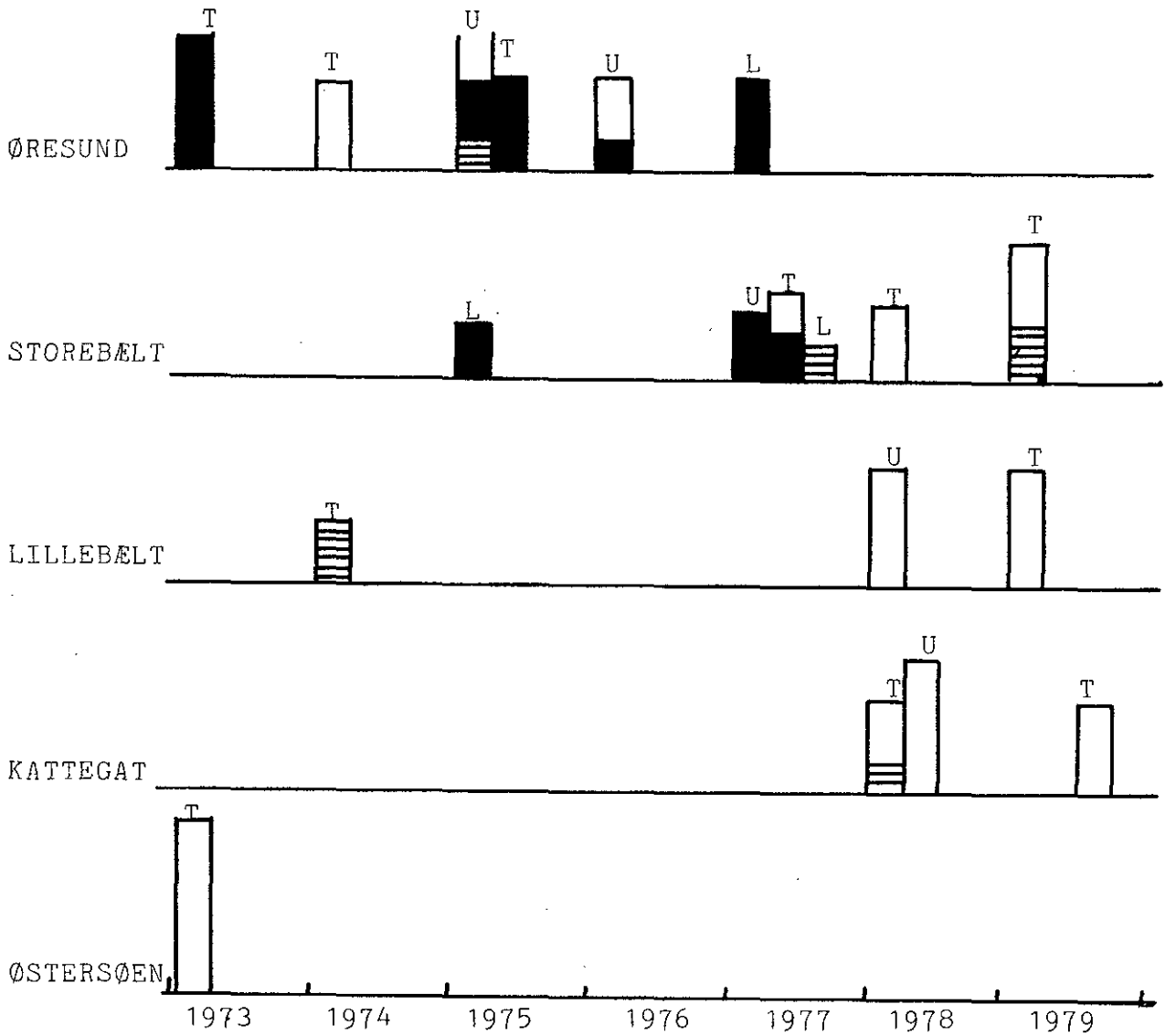


Fig. 12: Antallet af olieforureningsmeldinger til Miljøstyrelsens beredskabsenhed ( JENSEN, O.H.,.1979 ) .



■ dispergeret  
 ▨ mekanisk bekæmpet  
 T: skibsuheld  
 L: uheld på land  
 U: ukendt oprindelse

Fig. 13: Olieudslip til indre danske farvande større end én ton i perioden fra jan. 1973 til april 1979 ( efter ANON, 1978; JENSEN, O. H., 1979 ).

I 1978 modtog miljøstyrelsens beredskabsenhed 149 meldinger om olieforurening i området indenfor Skagen, heraf var 29 fra Kattégat, 4 fra Lillebælt, 24 fra Storebælt, 24 fra Øresund og 27 fra Østersøen. Antallet af forureningsmeldinger har været stigende (fig. 12), men dette er i sig selv ikke noget sikkert tegn på, at mængden af udledt olie er steget. Kun få af disse meldinger har givet anledning til bekæmpelse eller er registreret som egentlige udslip, der har kunnet verificeres.

I perioden fra januar 1973 til april 1979 er der registreret 19 tilfælde af olieudslip over 1 ton, fordelt på 11 skibsuheld, 3 udslip fra land og 5 tilfælde med ukendt oprindelse.

På baggrund af de data, der er angivet i fig. 13, er det ikke muligt at vurdere nogen udviklingstendens.

### 3.6.1. Olie i sedimenter

For øjeblikket foreligger kun en enkelt undersøgelse publiceret over den kroniske olieforurenings indvirkning på danske havsedi-  
menter. VANDKVALITETSINSTITUTTET (1977c) har i 1976 undersøgt  
indholdet af kulbrinter i sedimentkerner fra Øresund udfør Køben-  
havnsområdet (fig. 14). Her fandt man overordentligt høje koncen-  
trationer i sedimentet, helt op til 3 g/kg tørstof.

### 3.6.2. Olie i blåmuslinger

Alle marine organismer udveksler kulbrinter med omgivelserne. De optager, nedbryder og udskiller de forskellige kulbrinter i for-  
skelligt omfang. Muslinger synes derimod ikke at besidde syste-  
mer til aktiv optagelse og udskillelse af kulbrinter. De udveks-  
ler kulbrinter med omgivelserne som en passiv proces, og den ak-  
kumulerede mængde vil direkte afspejle den gennemsnitlige koncen-  
tration af kulbrinter i vandet. Muslinger synes derfor at være  
specielt velegnede som monitoringsorganismer for oliekulbrinter.

Der foreligger kun ganske få undersøgelser over olieforureningens  
indflydelse på indholdet af oliekulbrinter i blåmuslinger fra dan-  
ske havområder. VANDKVALITETSINSTITUTTET (1977c) har i 1976 un-



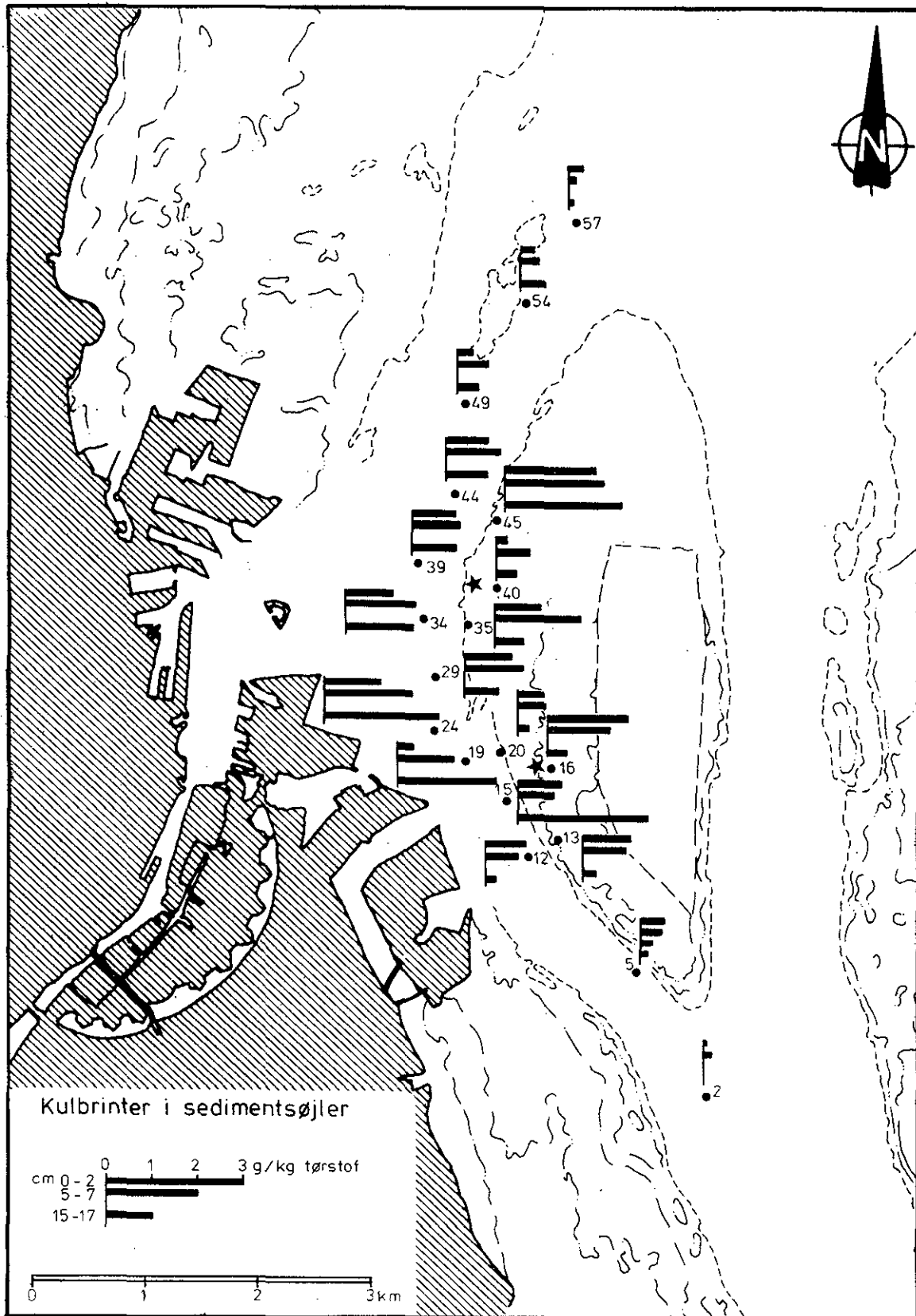


Fig. 14: Indholdet af kulbrinter i Kongedybet i tre dybder i sedimentet ( VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1977a ).

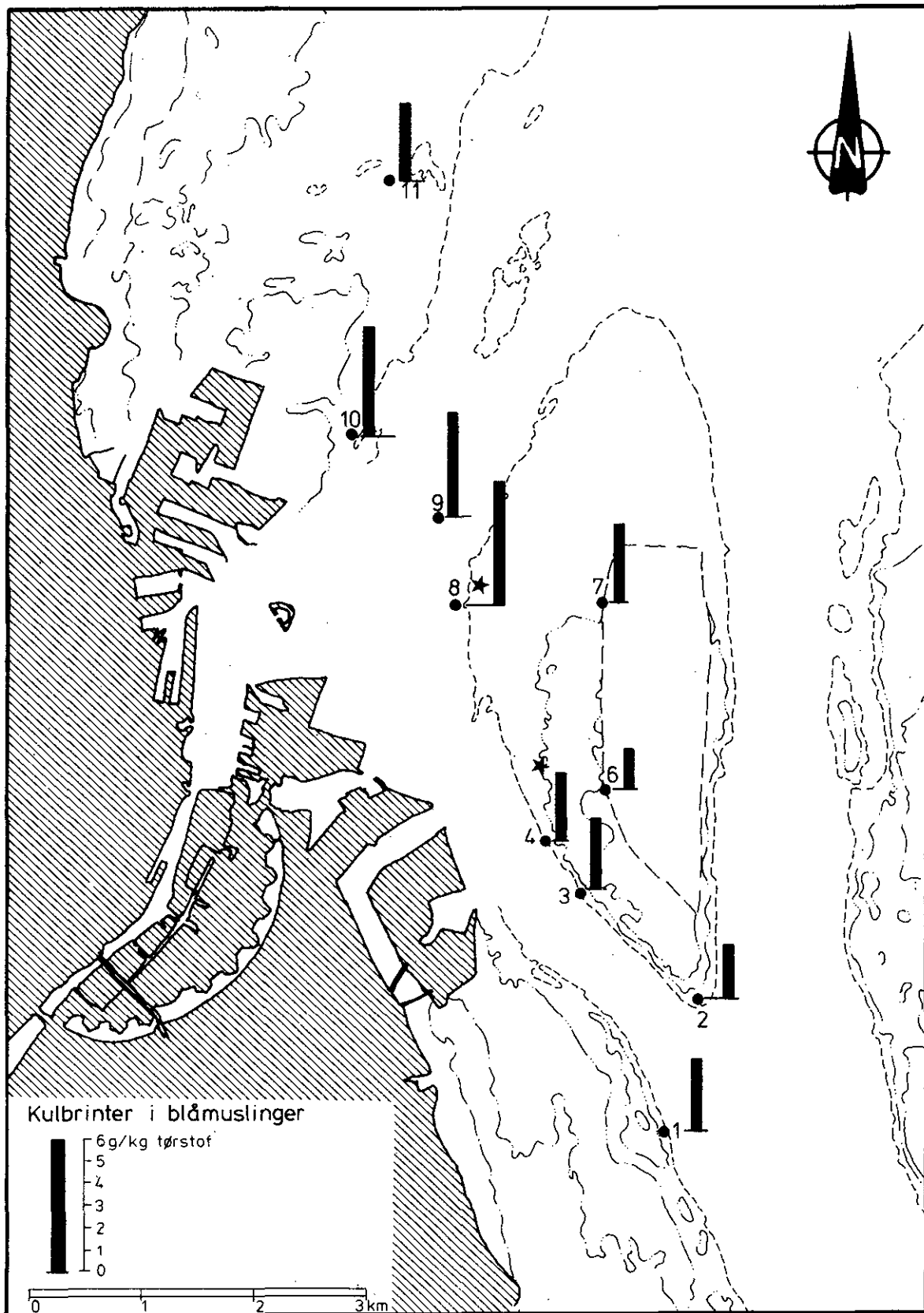


Fig. 15: Indholdet af kulbrinter i blåmuslinger fra Kongedybet i november 1976 (VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1977a ).

dersøgt indholdet af kulbrinter i blåmuslinger fra Øresund ud for Københavnsområdet. Blåmuslingerne viste meget høje koncentrationer, op til omkring 30 gange så høje koncentrationer som det niveau, man forventer at finde i ukontaminerede muslinger (fig. 15).

Undersøgelser er også foretaget i Lillebælt nord for Fredericia omkring udløbet fra et raffinaderi af indholdet af kulbrinter i blåmuslinger (fig. 16). Niveaueet målt her til at være noget højere end det, man forventer at finde i ukontaminerede muslinger, ligesom der blev konstateret et stigende indhold nærmest udløbet (VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1978g).

I Åbenrå fjord er konstateret et forhøjet indhold af kulbrinter i blåmuslinger med aftagende koncentration ud gennem fjorden (fig. 17). Denne gradient menes at afspejle kronisk olieforurening. (VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1980a).

### 3.6.3. Olieskader på havfugle

Opgørelse over antallet af indberetninger om olietilsølede fugle og antallet af involverede fugle foreligger fra Vildtbiologisk Station for perioden 1935 til midten af 1976 (JOENSEN, 1972a, 1972b, 1977), se fig. 18. Efter 1976 foreligger ingen opgørelse.

Sammenligner man indberetningerne for ti-års perioden 1966-1975 med den foranliggende ti-års periode, kan man iagttage en kraftig stigning i antallet af indberettede olieforureninger med påfølgende skader på fugle (>100 fugle involveret) fra de åbne havområder. Stigningen var på næsten 90% fra 28 til 52 indberetninger. I ti-året 1946-1955 var antallet 35.

Antallet af involverede fugle er også steget kraftigt efter 1960. I perioden 1935-1960 er der således ikke rapporteret ulykker, der har involveret over 10.000 fugle. Efter 1961 er der indenfor Skagen indberettet 6 tilfælde.

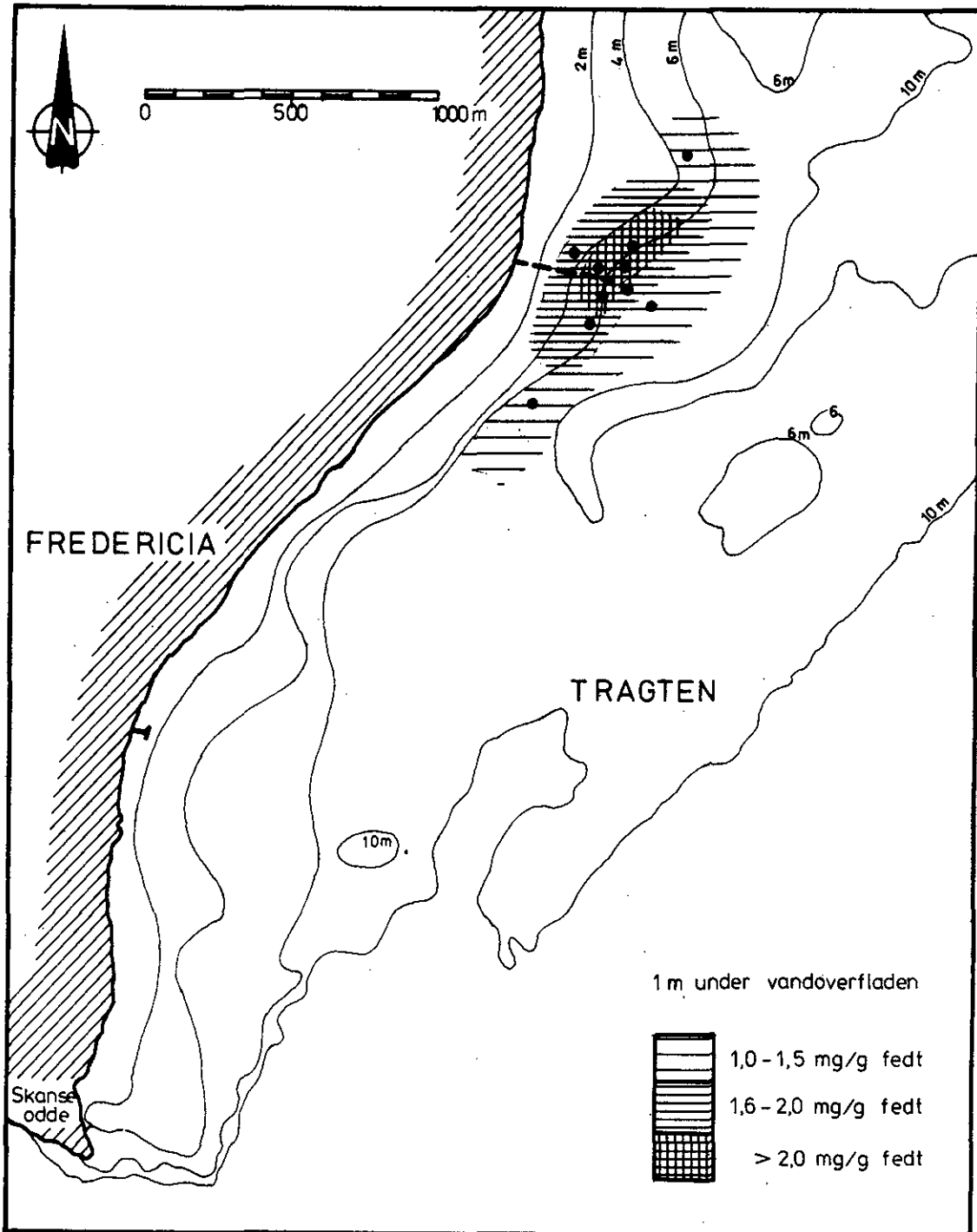


Fig. 16: Kulbrinter i blåmuslinger fra Lillebælt ( én meter under vandoverfladen ) (VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1978g ).

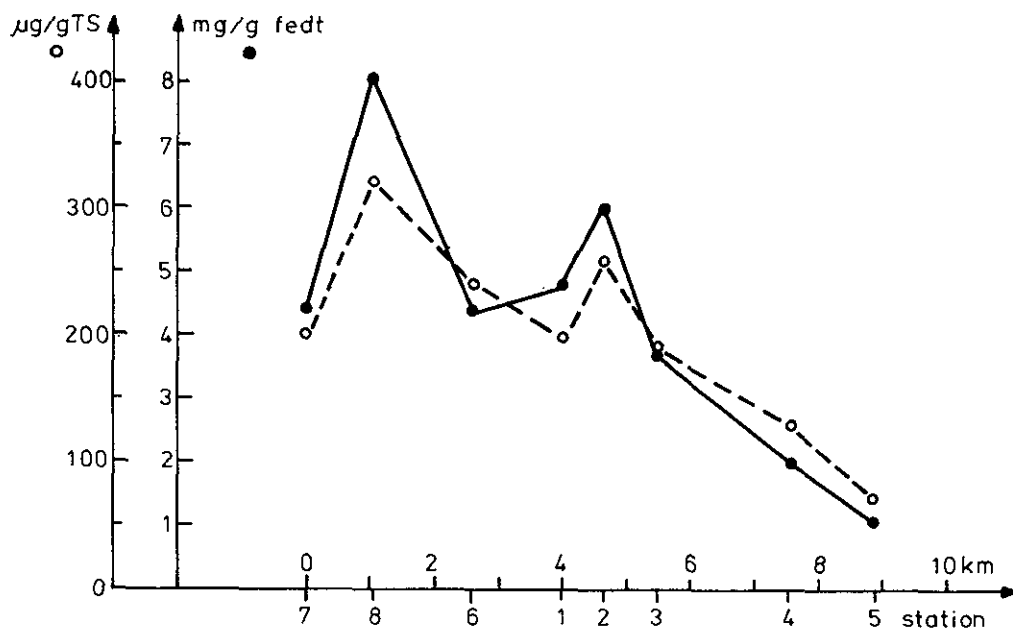
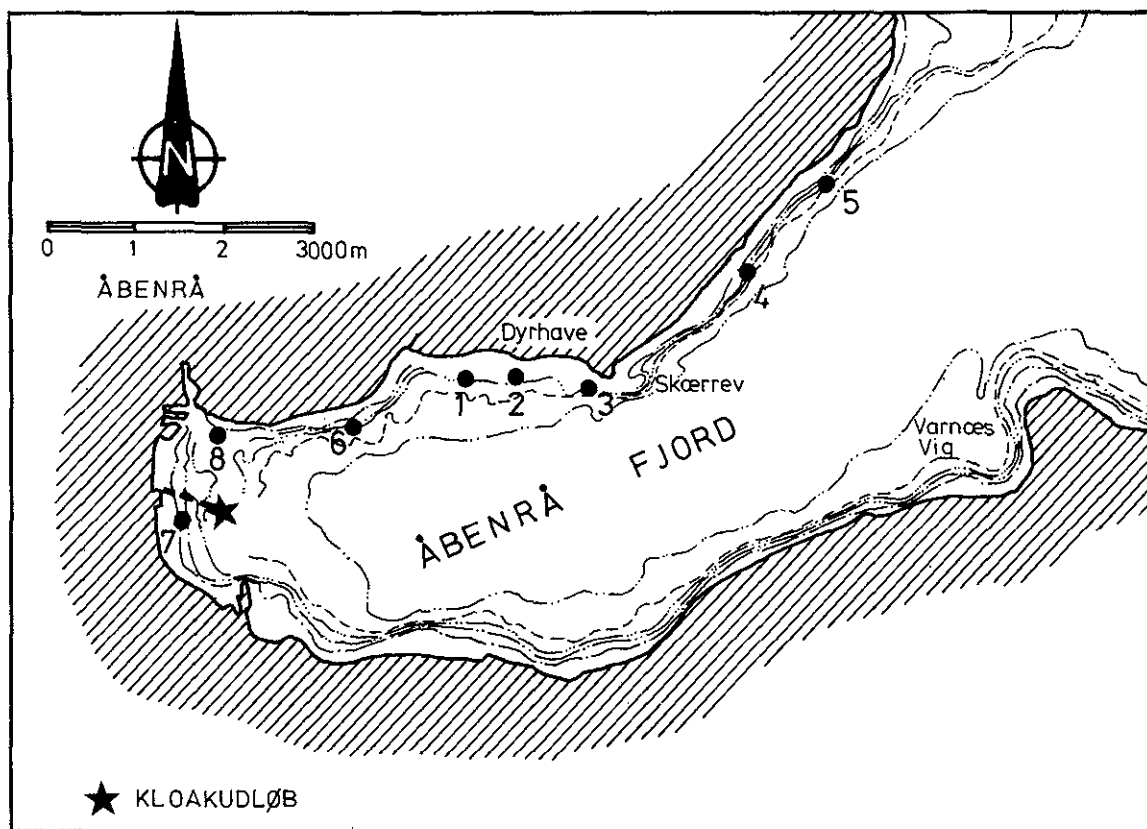


Fig. 17: Indholdet af kulbrinter i blåmuslinger i Åbenrå Fjord i 1980 efter et mindre olieudslip fra skib ( VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1980a )

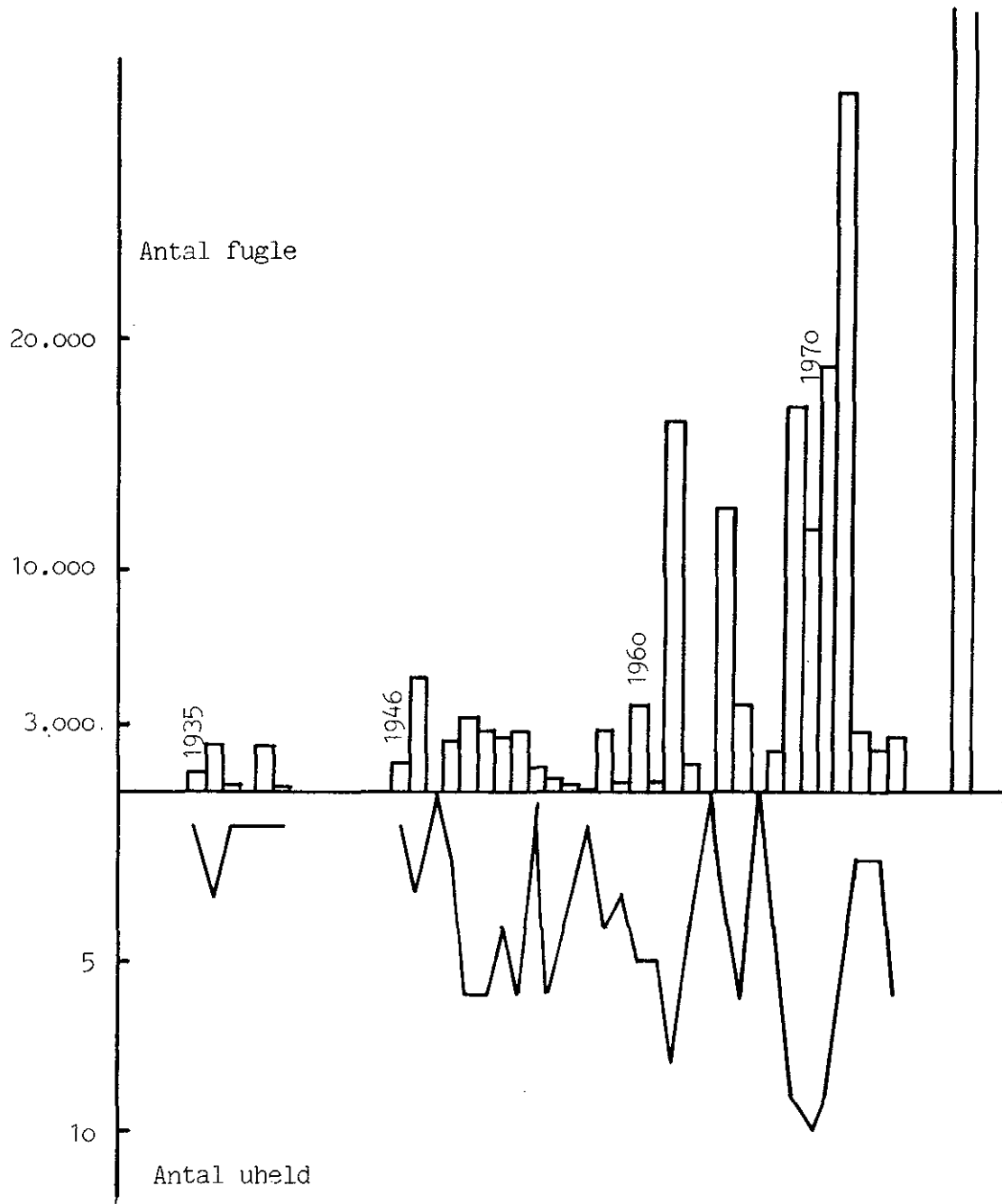


Fig. 25: Antal indberetninger og minimale antal involverede fugle i forbindelse med olieuheld. ( Data efter JOENSEN, 1972a, 1972b & 1977 ).

### 3.7. Planktonalger

Planktonalger udgør sammen med havbundens planter det første led i fødekæden i de marine områder. Medens planktonalgerne er helt dominerende som producent af organisk stof på større dybder, spiller havbundens bevoksning af små og store alger samt højere planter en væsentlig rolle for stofomsætningen i de lavvandede kystzoner.

Planktonalgerne tjener som direkte fødekilde for zooplanktonet, hvis mængde i vid udstrækning reguleres af planktonalgernes vækst, men som samtidig ved deres fødeoptagelse begrænser indholdet af planktonalgerne.

Koncentrationen af planktonalger i de danske havområder kan derfor anvendes som et direkte mål for miljøkvaliteten, idet en forøgelse i indholdet af planktonalger dels vil reducere vandområdets æstetiske værdi og dermed anvendelse til en række rekreative formål, dels indicere, at områdets kapacitet som modtager af kvælstof og fosfor via afstrømning eller spildevand er overskredet.

I tabel 35 er vist indholdet af planktonalger målt som klorofyl-a, og på baggrund af de beregnede middelkoncentrationer for klorofyl-a er der i fig. 19 vist koncentrationsniveauet for klorofyl-a i de undersøgte kystnære områder.

Ved vurderingen af værdierne for klorofyl-a bør det bemærkes, at koncentrationen af klorofyl-a i et kystnært område er underkastet en meget betydelig årstidsvariation, samt en ofte betydelig korttidsvariation som følge af variationer i bl.a. lysintensiteten over det pågældende område.

Dette forhold bevirker, at middelværdierne generelt ligger væsentligt højere end medianværdierne og dermed, at middelværdierne for områder, hvor der er udtaget et begrænset antal prøver (<100) er stærkt influeret af, om prøvetagningerne bevidst eller af tilfældige årsager er foretaget i perioder med store algemængder.

OMRÅDE	REF.	ÅR	MIDDEL	MAX.	MIN.	ANTAL VÆRDIER
Vesterhavet (ud for Tyborøn)	1	1974	3,8	8,7	0,6	18
Limfjorden (hele området)	1	1974	3,5	99,0	0,0	597
Hjarbæk Fjord	1	1974	29,0	99,0	1,4	32
Skive Fjord	1	1974	3,0	15,1	1,6	30
Nissum Breeding	1	1974	1,7	9,4	0,5	21
Kattegat (ud for Hals)	1	1974	1,1	2,7	0,4	12
- (vestlige del)	2	1975-77	2,9	24,3	0,1	239
Århus Bugt	3,4	1977-78	2,1	8,0	0,3	222
Kalø Vig	3,4,5	1977-78	3,1	10,1	1,0	189
Gylling Næs	4	1975	2,9	11,8	0,1	281
Lillebælt	2	1975-77	2,8	11,5	0,4	156
Flensborg Fjord (indre)	6	1972	4,4	21,5	0,0	49
- - (ydre)	6	1972	2,2	7,1	0,3	53
Nybøl Nor	6	1972	5,7	15,5	0,3	18
Østersøen (vestlige del)	2	1975-77	3,0	20,3	0,3	303
Sydfynske Øhav	7	1975	2,5	13,4	0,0	494
Storebælt	2	1975-77	2,7	15,9	0,2	260
Roskilde Fjord (indre)	8	1972	13,9	60,5	0,0	38
- - (ydre)	8	1972	3,2	9,2	0,0	34
Isefjord	8	1972	3,9	15,6	0,0	34
Kalundborg Fjord	9	1977	4,1	7,7	0,5	12
Guldborg Sund	10	1975-76	9,8	88,0	0,3	134
Storstrømmen	11	1975	2,0	13,6	0,1	143
Køge Bugt	12	1977-78	1,6	9,8	0,1	96
Øresund	2	1975-77	1,5	9,1	0,1	216

Tabel 35. Koncentrationen af planktonalger, målt som klorofyl-a, i 0-10 m's dybde ( $\mu\text{g/l}$ )

(1): VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1976b. 2: STEEMANN NIELSEN et al. 1976. 3: BOTANISK INSTITUT, 1977. 4: VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1979a. 5: VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1978e. 6: VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1974a. 7: VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1976c. 8: VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1972b. 9: VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1977d. 10: VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1976h. 11: VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1976d. 12: VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1978h).



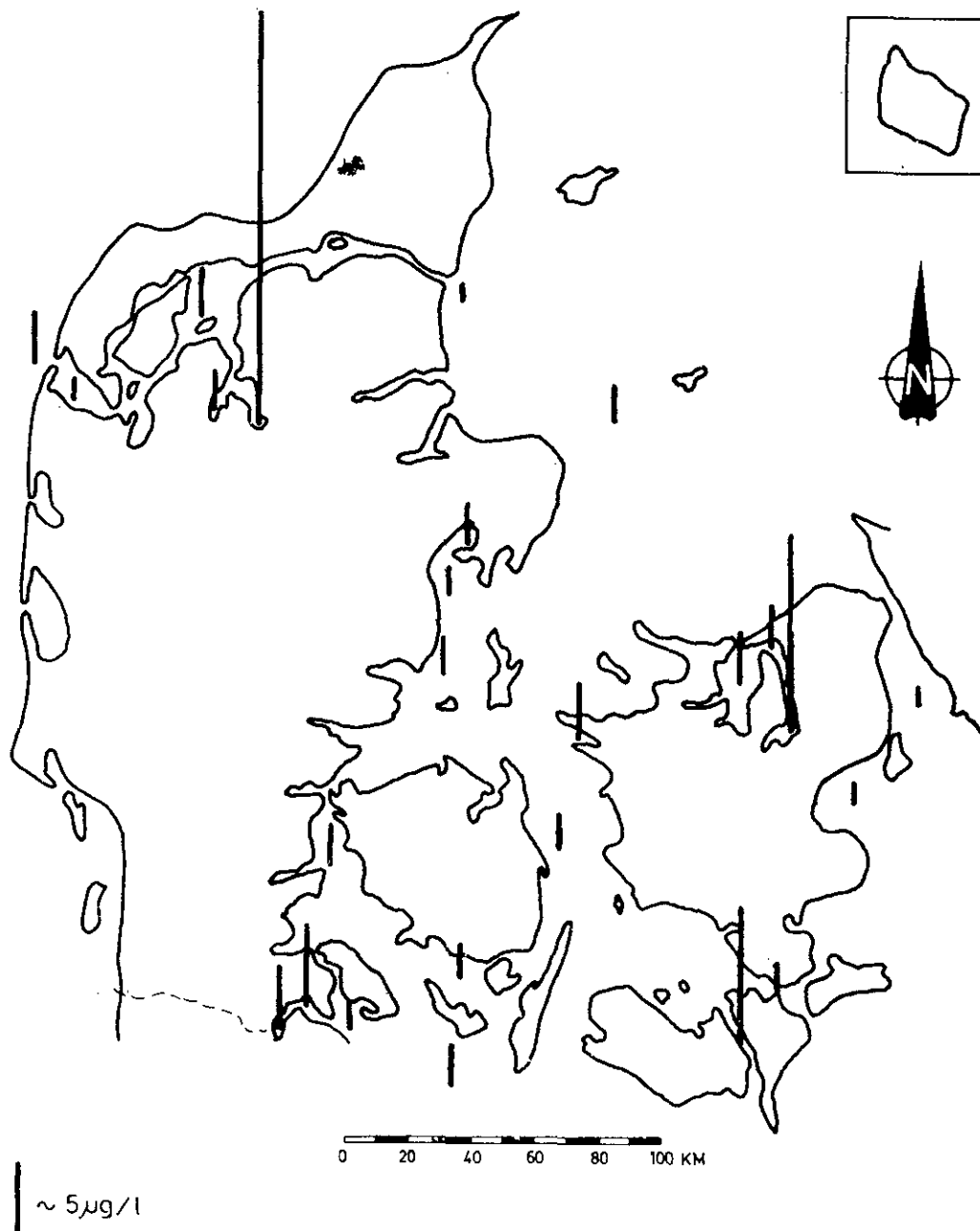


Fig. 19: Middelkoncentration af planktonalger (målt som klorofyl-a ) i danske farvande.

Som eksempel kan nævnes, at medianværdien for målingerne i Guldborgsund 1975-76 ligger på 2,4 µg klorofyl-a/l. At middelværdien ligger på 9,8 µg klorofyl-a/l skyldes, at der ved et enkelt prøveudtagningstogt blev målt koncentrationer i intervallet 50-90 µg klorofyl-a/l på hovedparten af stationerne indenfor undersøgelsesområdet (VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1976h).

Middelkoncentrationen af klorofyl-a ligger i intervallet 1,5-3,0 µg/l i hovedparten af de åbne undersøgelsesområder. Endvidere er koncentrationsniveauet for klorofyl-a væsentligt forhøjet i Hjarbæk Fjord samt i den indre del af Roskilde Fjord.

Planteplanktonet udgøres normalt af et stort antal forskellige arter og former med hver deres geografiske og årstidsmæssige udbredelse. Planteplanktonets artssammensætning varierer således gennem året, hvilket dels er en forudsætning for en optimal udnyttelse af vækstbetingelserne i et givet område, og dels er en forudsætning for forekomsten af et zooplanktonsamfund med en stor artsrigdom.

De senere års undersøgelser af planteplanktonets artssammensætning i de kystnære farvande tyder på, at en generel forøgelse af indholdet af planktonalger følges af en reduktion i antallet af arter, med det resultat, at algearter som kun i ringe grad udnyttes af zooplanktonet, f.eks. blågrønalger, kan opformeres i så store mængder, at de dels forrykker balancen mellem planteplanktonet og zooplanktonet, og dels udgør en alvorlig gene for den rekreative anvendelse af de berørte kystområder som følge af misfarvning af vandet og udvikling af ildelugtende luftarter under algernes forrådnelse (ANON, 1979).

Primærproduktionen er den proces, hvorigennem planterne opbygger organisk stof udfra uorganiske stoffer ved hjælp af lysets energi. Spildevandsbelastning af et havområde og den deraf følgende øgede næringssalttilførsel kan medføre en øget primærproduktion. Generelt kan høje værdier ikke tages som tegn på eutrofiering som følge af spildevandstilførsel. Også andre forhold som mængden af planktondyr og deres græsning af planktonalgerne spiller en afgørende rolle for primærproduktionens størrelse (STEEMANN NIELSEN et al., 1976).

Der foreligger en lang række engangsmålinger af primærproduktionen i kystnære farvande, men korttidsvariationen er så betydelig med

hensyn til primærproduktionens størrelse, at det ikke har været muligt at tolke disse undersøgelser entydigt.

Primærproduktionen er målt i de åbne danske havområder igennem de sidste 25 år. En vurdering af udviklingen er foretaget af STEEMANN NIELSEN et al. (1976) og mere detaljeret af GARGAS et al., (1978).

For Kattegats vedkommende munder undersøgelserne ud i følgende konklusion (GARGAS et al., 1978): "Det er mest sandsynligt, at planteplanktonproduktionen ikke har forandret sig signifikant siden 1954".

I Øresund foreligger undersøgelser helt tilbage til 1933. Efter afslutningen af målingerne i 1977 i forbindelse med bæltprojektet konkluderer GARGAS et al. (1978), at planteplanktonproduktionen er steget i Øresunds-området siden 1933. Øresund er dog stadigvæk ikke et særligt produktivt område (STEEMANN NIELSEN et al., 1976).

Der er også sket en stigning i planteplanktonproduktionen i Storebælt-området siden 1953 (GARGAS et al., 1978, upublicerede data).

I Lillebælt må man regne med, at der har fundet en spildevandsforårsaget eutrofiering sted, men den er moderat (STEEMANN NIELSEN et al., 1976).

Sammenholder man primærproduktionen i de enkelte åbne havområder, er billedet meget kompliceret, og det kan vanskeligt relateres til forureningsforhold.

Sammenfattende om primærproduktionen i de åbne farvande kan konkluderes, at i Øresund, Lillebælt og til en vis grad i Storebælt er der i de seneste 25 år sket en stigning i primærproduktionen, der kan tilskrives en forureningsbetinget eutrofiering. Det er tvivlsomt, om denne stigning har nogen konstaterbar negativ effekt i disse havområder (STEEMANN NIELSEN et al., 1976).

### 3.8. Havbundens planter

Som tidligere nævnt bidrager havbundens alger og højere planter ofte væsentligt til opbygningen af organisk stof i de kystnære farvande. Hvor lysintensiteten ved havbunden er tilstrækkelig, kan der således opstå vækstmuligheder for små encellede alger på sedimentets overflade eller tætte bevoksninger af større alge-

arter - f.eks. savtang og blæretang samt blomsterplanter - f.eks. havgræs og ålegræs.

I modsætning til plantkonalgerne og sedimentoverfladens belægninger med små encellede alger, der i vid udstrækning tjener som direkte fødekilde for højere organismer, synes de større fastsiddende alger og planter kun i begrænset omfang at tjene som direkte fødekilde for områdets dyreliv.

Efter en afsluttet vækstsæson føres en del af tangen og ålegræsset op på land, men den væsentligste del føres som oftest ud på dybere vand, hvor den via en sønderdeling og bakteriel omsætning tjener som fødekilde for en del af havbundens dyreliv.

For at illustrere betydningen af havbundens planter i stofomsætningen i de kystnære farvande er der i tabel 36 vist resultater af målinger og beregninger af de tre gruppers andel i opbygningen af organisk stof i en række kystnære områder.

OMRÅDE	REF.	ÅR	DYBDE M	PRODUKTION AF ORGANISK STOF, g C/m <sup>2</sup> /år		
				STØRRE ALGER OG PLANTER	ENCELLEDE AL- GER PÅ BUNDEN	PLANTE- PLANKTON
Gylling Næs	1	1975	2-10	10-150	25-125	10-125
Sydfynske Øhav	2	1975	2- 6	30-320 (80% <sup>x</sup> )	15- 75 (15%)	0- 35 (5%)
Guldborg Sund	3	1975-76	2- 4	60-155	ikke målt	35-115
Storstrømmen	4	1975	2- 4	60-200	ikke målt	35- 80
Køge Bugt	5	1977	2- 6	5-390 (8%)	5- 15 (2%)	- 80 (90%)

Tabel 36. Produktion af organisk stof fordelt på større alger og planter (makrovegetation), encellede alger på havbunden (microphyto-benthos) og planktonalger i en række kystnære danske farvande.

x) angiver % af den totale produktion i undersøgelsesområde

(1: VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1976i. 2: VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1976j. 3: VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1976h. 4: VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1976k. 5: VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1978d.)

Som det fremgår af tabel 36 er den årlige produktion af organisk stof fra større planter samt fra encellede alger på havbunden af størrelsesordenen lig med eller større end planktonalgernes produktion i dybdeområdet 2-10 m. I områder, som f.eks. det Sydfynske Øhav, med store fladvandede arealer og gode vækstbetingelser

for bl.a. ålegræs, ses produktionen af organisk stof fra havbundens alger og planter at udgøre 95% af den totale produktion af organisk stof i området. I områder med mindre udstrakte fladvande eller dårligere betingelser for vækst af alger og planter på havbunden som f.eks. Køge Bugt udgør planteplanktonets produktion af organisk materiale ca. 90% af områdets totale produktion af organisk stof (VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1978d).

Skønt der fra omkring århundredeskiftet foreligger en række beskrivelser af udbredelsen af større alger og højere planter i de kystnære områder, er der først i de senere år og kun i begrænset omfang foretaget undersøgelser af deres rolle i stofomsætningen og deres afhængighed af miljøkvaliteten i de kystnære farvande.

Ved undersøgelsen af udbredelsen af større planter i Limfjorden i 1973-75 (LIMFJORDSKOMITEEN, 1976), kunne der i forhold til tidligere konstateres en ændring i dybdegrænsen for udbredelsen af ålegræs fra 6 m's dybde til ca. 3 m's dybde samt en generel reduktion i den horisontale udbredelse af ålegræs i Limfjorden.

I området omkring f.eks. Skive og Løgstør havn blev der endvidere, som effekt af spildevandsudledninger, konstateret masseforekomster af små alger på ålegræsset.

I Hjarbæk Fjord, Nibe Bredning og ved Sebbesund blev der registreret store løstdrivende måtter af levende og døde grønalger.

Ved undersøgelser i Mariater Fjord i 1971 (F.L.SMIDTH, 1972) samt i Randers Fjord og Grund Fjord 1974/75 (ENVIROPLAN, 1976b), blev der ved at sammenligne med tidligere undersøgelser konstateret en række ændringer i udbredelsen af større alger og planter, som sammen med forekomsten af områder med sort mudderbund og løstliggende måtter af grønalger pegede mod, at forureningen af Mariager Fjord, Randers Fjord og Grund Fjord var steget i væsentlig grad.

I Århus Bugt og Kalø Vig er der i perioden 1971-1977 foretaget en række undersøgelser af udbredelsen og artssammensætningen af større alger og planter (MATHIESEN, 1971 & 1977. MATHIESEN & MATHIESEN, 1977).

Undersøgelserne synes at vise, at der i området omkring Århus havn samt ved udløbet fra Marselisborg Renseværk forekommer en stærk kulturpåvirkning og stærk forurening, som bevirker, at al-

gevegetationen kun når 0,5 m's dybde på molerne, og at visse områder som følge af tilstedeværelsen af sort mudder helt mangler vegetation af større alger og planter. Den indre del af Århus Bugt har generelt en ringe udviklet vegetation af alger og planter, som for visse områder med sikkerhed kan siges at være fattigere end ved århundredeskiftet (MATHIESEN, 1977).

I Kalø Vig kunne der i området fra Skæving Strand til Havskov samt i Løgten Bugt konstateres en tydelig eutrofieringseffekt, som gav sig udslag i stærkt reducerede dybdegrænser for vegetationen, bevoksninger af små alger på ålegræsset, drivende algemåtter samt algesamfund domineret af få arter af grønalger.

### 3.9. Bundfauna

Ved bundfauna forstås de dyrearter, som lever på eller nedgravet i havbunden. Bundfaunaen udgør sammen med zooplanktonet i vandmassen den primære konsument af det organiske materiale, som produceres i eller tilføres til de kystnære farvande. Bundfaunaen tjener som fødekilde for en række af de økonomisk vigtigste fiskearter.

Generelt består bundfaunaen af en række arter, hvis sammensætning i et givet område er et resultat af et samspil af en række faktorer, bl.a. saltholdighed, temperatur, iltkoncentration, fødeudbud, sedimentforhold og andre organismer. Da disse forhold dels varierer mellem undersøgelsesområderne og ofte over korte afstande indenfor det samme fjordsystem, vil der i modsætning til forholdene i de frie vandmasser kun være begrænset mulighed for at foretage sammenligninger af bundfaunaens artssammensætning og udbredelse mellem forskellige farvandsafsnit.

De store naturlige variationer i de fysiske faktorer i de kystnære farvande bevirker endvidere, at bundfaunaen generelt er relativt artsfattig og domineret af arter med en stor tolerance overfor ændringer i omgivelsesfaktorerne. Dette indebærer, at faunaændringer, som følge af kulturskabte ændringer i omgivelsesfaktorerne, overvejende vil være kvantitative, og at en effektiv påvisning forudsætter eksistensen af referenceundersøgelser over et længere tidsrum.

Skønt der gennem de seneste 10 år er gennemført et relativt om-

fattende kortlægningsarbejde vedrørende bundfaunaens artssammensætning i de kystnære farvande, har dette arbejde som følge af manglende referencemateriale kun undtagelsesvis kunnet bruges som udgangspunkt for vurderinger af eventuelle forureningsskabte ændringer indenfor de pågældende områder. Værdien af det udførte arbejde ligger således væsentligst i, at der er skabt et referencemateriale til brug ved en løbende kontrol med bundfaunaens udvikling.

For Limfjorden, hvor der fra tidligere undersøgelser foreligger en detaljeret beskrivelse af bundfaunaens udbredelse og artsammensætning, kunne det således ved en undersøgelse i 1973-75 (LIMFJORDSKOMITEEN, 1976) konstateres, at der siden 1950 var sket væsentlige kvantitative og kvalitative ændringer i bundfaunaen i Limfjorden som helhed, med de største ændringer i Thisted Bredning, Kås Bredning, Vodstrup Bredning, Skive Fjord og Lovns Bredning.

Udover ændringer i ålegræssets udbredelse angives bundvendinger (frigivelse af giftige gasarter fra bunden) at være den mest sandsynlige årsag til de konstaterede ændringer.

### 3.10. Fisk

Kendskabet til sammensætningen og mængden af fiskebestanden i de kystnære dele af søterritoriet og kendskabet til fiskenes kvalitet er et vigtigt element i bedømmelsen af miljøkvaliteten. Disse oplysninger er nyttige både ved bedømmelse af de rekreative og de erhvervsmæssige muligheder for at udnytte disse vandområder. I den offentlige debat har diskussioner omkring forekomst af attraktive sportsfisk en stor vægt. Ligesom fiskenes og skaldyrenes kvalitet og hygiejniske tilstand er overordentlig vigtig ved vurdering af levnedsmiddelhygiejniske problemer.

Desværre er der kun et meget begrænset grundlag for at vurdere fiskebestandens forhold, og hvorledes disse er påvirket af tekniske indgreb. Der findes en del informationer i fiskeristatistikkerne, men desværre er denne information ikke særlig fyldestgørende. F.eks. undervurderes den samlede fiskemængde, når fiskeristatistikkerne lægges til grund, idet lyst- og visse bierhvervsfiskeres fangst ikke inkluderes. Ofte tages disse statistikker imidlertid til indtægt for stærke udsagn om miljøpåvirkning, idet

enhver nedgang i fiskemængde tolkes som udtryk for virkningen af udledning af forurenende stoffer.

I de senere år er der i forbindelse med enkelte af de større recipientundersøgelser, f.eks. i Køge Bugt gennemført fiskeribiologiske undersøgelser indeholdende gennemgang og vurdering af fiskeristatistikker og indsamling af viden ved feltundersøgelser (DANMARKS FISKERI- OG HAVUNDERSØGELSER, 1979). Materialet er imidlertid stadig for spinkelt til at danne grundlag for generelle udsagn om fiskenes placering ved bedømmelse af miljøkvalitet. Der er i høj grad behov for, at sådanne vurderinger og undersøgelser inkluderes i de kommende års programmer for overvågning af miljøkvaliteten.

Et særligt problem, som har været omdiskuteret, er indflydelsen af spildevandsudledning på forekomsten af sygdomme på kommercielt udnyttede fiskearter. Undersøgelserne af sygdomsfrekvenser på fisk har hovedsageligt omfattet sår sygdomme hos torsk, lymfocystis hos fladfisk samt rødsyge hos ål. I perioden 1974 til 1979 har JENSEN & LARSEN (1976, 1977, 1978) foretaget sammenlignende undersøgelser af sårhyppigheden hos torsk fra danske farvandsområder med forskellig belastning med forurenende stoffer. Resultaterne af undersøgelserne er sammenfattet i tabel 37. Undersøgelserne tyder på, at der er markante forskelle i sårfrekvensen mellem de enkelte undersøgelsesområder, samt at sårfrekvensen generelt er størst i områder med store spildevandstilførsler.

LOKALITET	1975	1976	1977
Køge Bugt	22%	7%	18%
Hundested	<1%	<1%	1%
Assens		36%	30%
Nykøbing F.		7%	8%
Skærbæk		30%	

Tabel 37. Antal torsk med sår på danske lokaliteter i 1975, 1976 og 1977 (JENSEN & LARSEN, 1976, 1977 og 1978).

Årsagen til sår dannelserne hos torsk er endnu ikke fuldstændigt klarlagt. Men det antages, at sygdommen er en virussygdom, der efterfølges af en bakteriel infektion.



Sårsygdomme hos torsk optræder hovedsagelig i månederne august-november og især hos fisk med en længde på 25-35 cm (1 1/2 - 2 1/2 år).

Forekomsten af sår hos torsk er tidligere registreret fra danske kystnære farvande, men undersøgelserne har ikke haft et tilstrækkeligt omfang til at afgøre, om sårfrekvensen er blevet større i de senere år.

NEUMANN et al. (1977) foretog i perioden 1974 til 1976 registreringer af hyppigheden og udbredelsen af hudsygdomme hos fisk fanget i Øresund omkring Barsebäckværket. Antallet af syge fisk fordelt på forskellige fiskearter fremgår af tabel 38. Sygdomsfrekvensen hos torsk, skrubbe og ål ses generelt at ligge under 1%. Den højeste sygdomsfrekvens blev registreret hos gulål (6,6%) i den varme sommer 1975. Endvidere synes sygdomsfrekvensen generelt at være større i bundgarn ud for kølevandsudslippet.

FISKEART	STATION	1974	1975	1976
Torsk	1	0,2%	0,2%	0,3%
	2	0,1%	0,3%	0,4%
Skrubbe	1	0,8%	0,7%	0,6%
	2	1,8%	1,2%	0,8%
Gulål	1	0,2%	0,1%	0,4%
	2	0,9%	6,6%	1,0%

Tabel 38. Antal fisk med hudsygdomme på 2 stationer ved Barsebäck i 1974, 1975 og 1976. (NEUMANN et al., 1977).

Station 1: Bundgarn ud for Vikshög.

Station 2: Bundgarn ud for kølevandsudslippet ved Barsebäck.

#### 4. KONSEKVENSER AF EN ÆNDRET MILJØKVALITET

De fysiske ændringer i et havområde, der sker som følge af landvindinger, dæmningsbygning etc., kan i mange tilfælde spille en langt mere afgørende rolle for miljøkvaliteten end spildevandsudledninger. Som et eksempel herpå kan nævnes udviklingen i Hjarbæk Fjord, der efter anlæg af Virksund dæmningen blev til et ferskvandsreservoir indeholdende en tunge af saltholdigt vand, hvori der periodevis optræder iltfrie forhold. Som en følge af dette indgreb har de biologiske forhold i området fuldstændig ændret karakter.

En reduceret miljøkvalitet i vore havområder kan medføre konsekvenser for de fredningsmæssige og naturvidenskabelige forhold, for de æstetiske og rekreative forhold, for de erhvervmæssige forhold og for de hygiejniske forhold.

En reduceret miljøkvalitet kan fremkalde væsentlige ændringer af artssammensætningen i det akvatiske økosystem, og kan i græle tilfælde føre til udryddelse af sjældne arter. Her kan eksempelvis nævnes de danske sæler.

En forøget belastning med forurenende stoffer forøger hyppigheden af situationer med uklart vand og med stærke opblomstringer af algearter, som ved forrådnelse giver lugtgener. Endvidere kan opskyl af tang med tilhørende lugtgener forøges.

En reduceret miljøkvalitet kan påvirke fisk og skaldyr's yngle- og opvækstområder og derved nedsætte fiskeriudbyttet. Endvidere lægge hindringer i vejen for dyrkning af fisk og skaldyr i de kystnære dele af søterritoriet. Væsentlige økonomiske ulemper kan være forbundet med sådanne påvirkninger. Det kan angives, at værdien af det samlede danske kystfiskeri er af størrelsesordenen 200 mio. kr./år. Herudover har yngle- og opvækstområdernes tilstand betydning for fiskeriet også i de mere åbne farvande.

Belastninger med spildevand forøger risikoen for infektioner i forbindelse med badning og nedsætter klart den rekreative værdi. En dårlig badevandskvalitet vil endvidere kunne nedsætte den turistmæssige værdi af de ramte lokaliteter. Dette kan have væsentlige økonomiske konsekvenser. Endvidere kan udledning af mikroorganismer og miljøfremmede stoffer medføre en levnedsmiddelhygi-

ejnisk risiko i forbindelse med indtagelse af produkter fra de belastede områder, hvilket naturligtvis også kan få væsentlige økonomiske konsekvenser.

En forringet miljøkvalitet i dele af de marine områder kan som ovenfor nævnt have betragtelige økonomiske konsekvenser. Imidlertid kan problemstillingen ikke forenkles så meget, at der blot foretages en sammenligning mellem udgiften til forureningsbegrænsende foranstaltninger og indtægter ved erhvervsmæssig og anden udnyttelse af søterritoriet, og denne sammenligning derefter benyttes til at afgøre behovet for foranstaltninger. Dette vil sandsynligvis medføre, at der kun kan gennemføres foranstaltninger på et lavt niveau, da økonomien i forbindelse med den erhvervsmæssige udnyttelse og rekreation i almindelighed er beskednen i forhold til rensningsudgiften. Hovedbegrundelsen for at undgå en for stærk belastning af søterritoriet med forurenende stoffer bør være at bevare værdier, der ikke uden videre kan opgøres i kroner og øre - værdier af naturvidenskabelig, fredningsmæssig og rekreativ art.

## 5. KONKLUSION

I de foregående afsnit er der i et vist omfang gjort rede for ændringer i miljøkvaliteten i de danske havområder, såvel i de åbne farvande som i de kystnære, samt for nogle af årsagerne til de konstaterede ændringer og vanskelighederne med tolkningen af resultater af undersøgelser.

Der er to hovedårsager til ændringen i miljøkvaliteten, nemlig belastning med forurenende stoffer og fysiske indgreb. I denne rapport har hovedvægten været lagt på vurderingen af effekten af tilførsel af forurenende stoffer.

De vurderede stoffer kan inddeles i fem hovedgrupper: organisk stof, næringsstoffer, tungmetaller, miljøfremmede stoffer og olie.

### 5.1. Organisk stof

Belastning med organisk stof fra spildevand har kun begrænset betydning for miljøkvaliteten i de kystnære farvande og meget ringe betydning i de åbne farvande. Lokalt omkring udledningsstedet kan organisk stoftilførsel frembringe mærkbare negative ændringer.

En række af vore kystnære farvande, de dybere fjorde o.l., viser lokalt tegn på belastning med organisk stof. En reduktion i belastningen med organisk stof må dog ventes at være sket i sidste årti som følge af indførelse af mange rensningsanlæg til behandling af spildevand fra såvel bebyggelse som industrien.

I Øresund er tilførslen af organisk stof, målt som biologisk iltforbrug, faldet siden 1974 og forventes i 1980 at være en fjerdedel af 1974-værdien, som en følge af de rensningsforanstaltninger, der er indført på begge sider af sundet.

### 5.2. Næringssalte

Belastningen med næringssalte har bevirket en kraftig eutrofiering af nogle af vore lukkede fjorde og en moderat eutrofiering af en række andre vandområder. Kilderne til disse næringsstofftilførsler er ikke blot husspildevand og industriudledninger, men i væsentlig grad afstrømning fra landbrugsområder, og i nogen grad atmosfærisk nedfald. Især spiller kvælstoffet en stor rolle som vækstregule-

rende stof. En virkelig vidtgående reduktion af eutrofieringen i de kystnære områder kan kun nås ved indgreb, der reducerer den store afstrømning fra landbrugsområderne.

Indgreb overfor tilledningerne fra industri- og husspildevand kan muligvis have nogen indflydelse. I Øresund er fosfatindholdet i havvandet faldet meget kraftigt i de seneste 3-4 år. Årsagssammenhængen er dog ikke sikkert klarlagt, men den kan være nedsatte fosfertilførsler.

De stadigt stigende næringssalttilførsler i de sidste årtier har medført, at primærproduktionen er steget betydeligt i Øresund og Storebælt, samt til en vis grad i Lillebælt, mens en stigning ikke er konstateret i Kattegat. Det samme gør sig sikkert gældende i næsten alle kystnære områder, men her foreligger ikke målinger over så lang en tidsperiode.

### 5.3. Tungmetaller

Kilderne til tungmetalbelastningen af de danske farvande er dels lokale kilder, især industriudledninger, dels atmosfærisk nedfald. Luftbårne mængder af en række metaller udledt fra industrivirksomheder, olie- og kulfyre, transportmidler etc. har således bevirket, at alle sedimentationsområder i danske farvande må antages at have metalkoncentrationer, der er forøget med op til en størrelsesorden i forhold til baggrundsniveauet.

Denne tendens til en øget belastning af de overfladenære sedimenter er generel for alle vandområder, der omgiver industrialiserede lande. Danske havområder skiller sig ikke ud i den henseende.

For kviksølv gør det forhold sig gældende, at udover den generelle kviksølvbelastning af marine områder er Øresund specielt kviksølvbelastet. Denne belastning er fordoblet i perioden fra 1968 til 1975, en udvikling, der må tilskrives forureningen.

For cadmium, bly, chrom, kobber og zink gælder også, at de danske havområder er udsat for belastning i et omfang svarende til andre havområder omkring Vesteuropa, og der er ingen indikation for, at nogle større områder er specielt belastede. Man vil muligvis kunne konstatere et fald i zinkbelastningen i de kystnære områder som følge af en stærkt reduceret anvendelse i forbindelse med tagrender etc.

#### 5.4. Miljøfremmede stoffer

Den eksisterende viden om miljøfremmede stoffers udledning og effekt i danske havområder er meget spinkel. Disse stoffer, der både tilføres naturen utilsigtet, f.eks. med industrispildevand, og tilsigtet, f.eks. gennem anvendelse som pesticider, spredes både via vandfasen, organismer og gennem atmosfæren.

Interessen har i første række samlet sig om en række chlorerede kulbrinter. Det foreliggende materiale kan danne basis for enkelte konklusioner.

Danske havområder er generelt belastede med stofferne PCB og DDT, PCB-belastningen er, trods begrænsninger i anvendelsen, konstant og stor som i alle industrilande, og nogen bedring i tilstanden har ikke kunnet konstateres. DDT-belastningen derimod er signifikant aftagende i de seneste år som et resultat af den begrænsede anvendelse i såvel Danmark som vore nabolande.

Der foreligger enkelte målinger, der viser, at cyklodienen dieldrin og hexachlorocyklohexanen lindan forekommer som miljøgift i danske havområder, men målingerne er få, og de konstaterede forekomster ringe.

#### 5.5. Olie

Danske farvande er generelt udsat for stor olieforureningsrisiko som følge af den megen gennemsejlende trafik. Eftersom trafikken har været konstant stigende må man forvente en øgning i antallet af uheld, alt andet lige. Antallet af indberetninger om olieforureninger er da også steget kraftigt hvert år siden 1973. På grund af statistiske forhold er det ikke muligt med sikkerhed at sige, hvor meget dette skyldes en stigning i mængden af udsluppet olie, og hvor meget der skyldes en stigning i beredskabet. Antallet af rapporter om olieskadede fugle og mængden af tilsølede fugle er imidlertid steget kraftigt efter midten af tresserne.

Effekten af den kroniske olieforurening er dårligt undersøgt, men der foreligger data for Øresund udfør København, der antyder en særdeles kraftig påvirkning af kroniske olietilledninger.

## 6. RESUMÉ

Foreliggende rapport, der beskriver miljøtilstanden i marine danske områder på baggrund af eksisterende publikationer og rapporter, indgår som baggrundsmateriale for en redegørelse for miljøbeskyttelseslovens konsekvenser, udarbejdet af miljøstyrelsen.

Rapporten indeholder en kort gennemgang af de åbne farvandes hydrografiske forhold. Miljøkvaliteten i de danske farvande er vurderet i forhold til følgende faktorer: organisk stof, nærings-salte, ilt, tungmetaller, chlorerede kulbrinter og oliekulbrinter. Tilstanden er vurderet for planktonalger, makrofyter, bundfauna og fisk. Rapporten beskriver kort konsekvenserne af en ændret miljøkvalitet i marine områder.

På basis af det foreliggende materiale kan bl.a. drages følgende konklusioner: Belastningen med organisk stof har kun begrænset betydning i områder udenfor de direkte udledningssteder. I Øresund er sket en kraftig reduktion i belastningen med organisk stof efter 1974.

De fleste lukkede fjorde er stærkt eutrofierede, og mange andre kystnære vandområder er eutrofierede som følge af tilledningen af nærings-salte med spildevand. I de åbne farvande er konstateret en øget primærproduktion i Øresund, Storebælt og Lillebælt. Årsagen kan være spildevandstilledningerne.

Danske havområder er belastet med tungmetaller på et niveau svarende til havområder omkring andre industrialiserede lande. Øresund er dog særdeles kviksølvbelastet.

I fisk fra danske havområder er i de seneste år konstateret et fald i indholdet af DDT, mens PCB-niveauet har holdt sig uændret. Olieforureningen som følge af skibsuheld, uheld på land o.l. er steget i de seneste 15 år, hvilket kan ses i en stigning i antallet af olieskadede fugle.

7. REFERENCER

ANON, 1979.

Undersøgelser vedrørende forekomsten af blågrønalgen Nodularia spumigena i sommeren 1977. Samlerapport. Miljø-projekter, 18: 73 pp.

BAGGE, O., 1972.

Upublicerede data.  
Citeret gennem Danish Marine Monitoring.  
Methods and Data. Vol. II.

BAGGE, O., 1975.

Upublicerede data.  
Citeret gennem Danish Marine Monitoring.  
Methods and Data. Vol. II

BEIJER, K. et al., 1977.

Svenska vattenkvalitets kriterier. Metaller I & II.  
Rapport til Statens Naturvårdsverk, Sverige.

BIOKON A/S, 1972.

Biologisk forureningsundersøgelse.  
Storstrøms Amtskommune - Amtsvandinspektoretet.  
Forureningsrapport. Præstø Fjord. pp. 27-87.

BIOKON A/S, 1973.

Recipientundersøgelse i Nakskov Fjord.  
Storstrøms Amtskommune, Amtsvandinspektoretet.

BIRKLUND, J., 1975.

En økologisk undersøgelse af makrofaunaen i Holbæk Fjord.  
Licentiatprojekt ved Københavns Universitet.

BMEPC, 1979.

Joint activities of the Baltic Sea states within the  
framework of the convention on protection of the marine  
environment of the Baltic Sea area 1974-1978.  
Baltic Sea Environ. Proc., 1: 1-14.

BOTANISK INSTITUT, Århus Universitet og Stadsingeniørens  
kontor, Århus, 1977.

Statusrapport vedrørende Nodularia spumigena undersø-  
gelser i Århus Bugt og Kalø Vig. Sommeren 1977.  
Foreløbig delrapport.



BRUGMANN, L., 1974.

Die Bestimmung von Zink, Kadmium und Blei in  
der Ostsee durch inverse Voltametrie.

Beitrage zur Meereskunde, 34: 9-21.

BRUGMANN, L., 1977.

Vorkommen und Analytik von Spurenmetalformen  
in Gewässern.

Acta hydrochim.hydrobiol., 5: 421-429.

BRYAN, G.W., 1976.

Heavy metal contamination in the sea.

In: JOHNSTONE, R.: Marine Pollution.

Acad. Press. Lond., 185-302.

DACKMANN, T. & RØNNE, V., 1967.

Afløbsforhold.

Øresunds-vand-komitéens undersøgelser

1959-1964, 44-54.

DACKMANN, T. & RØNNE, V., 1971.

Kommunernes afløb.

Øresundsvattenkommitténs undersökningar

1965-1970, 301-311.

DACKMANN, T. & RØNNE, V., 1976.

Avloppsforhållandena i Øresundsregionen.

Øresundsvattenkommitténs undersökningar

1971-1974, 93-110.

DANMARKS FISKERI- & HAVUNDERSØGELSER, 1978.

Vandkvalitetsundersøgelser i Køge Bugt 1977/78.

Delrapport nr. 4. Fiskeribiologiske undersøgelser i

Køge Bugt 1978.

Udført for Hovedstadsrådet.

DAMGAARD, B., 1979.

Mikrobiologi.

Øresund. Tillstand - effekter av nærsalter.

Øresundskommissionen.

DeWOLF, P., 1975.

Mercury content of mussels from West European Coasts.

Mar. Poll. Bull., 6: 61-63.

DYBERN, B.I. & JENSEN, S., 1978.

DDT and PCB in fish and mussels in the  
Kattegat-Skagerrak area.  
Medd. Havsfiskelab. Lysekil, 232: 32 pp.

EICHNER, P., 1976.

Undersøgelse af en gruppe blåmuslinger  
fra det nordlige Lillebælt.  
Superfos a/s.

EICHNER, P., 1977.

Undersøgelse af sedimenter fra det nordlige  
Lillebælt og fra Båring Vig.  
Superfos a/s.

ENGBERG, Å., 1976.

Undersøgelser vedrørende tungmetaller i hav- og  
kystfisk, 1973-1975.  
Statens Levnedsmiddelinstitut. Publ. nr. 33.

ENVIROPLAN A/S, 1976a.

Randers Fjord/Alling Å. 1973/75.  
Delrapport 4.1. Randers Fjord/Vandkvalitet.  
Gudenåudvalget.

ENVIROPLAN A/S, 1976b.

Randers Fjord/Alling Å 1973/75.  
Delrapport 5. Randers Fjord/Biologi.  
Gudenåudvalget.

ERLENKEUSER, H. et al., 1974.

Industrialisation affects heavy metal and  
carbon isotope concentrations in recent  
Baltic sediments.  
Geochim. Cosmochim Acta, 38: 823-842.

F.L.SMIDTH & CO. A/S, 1972

Mariager Fjord, Vandkvalitet, 1971.  
Undersøgelser - vurderinger - konklusioner - forslag.  
København - Mariager.

FORURENINGSRÅDET, 1971.

Recipientforhold.  
Publ. 12.

- FUNDER-SCHMIDT, B., 1971  
Tungmetaller som forurening i spildevand og slam  
samt i sediment fra kystnære områder på Fyn.  
Odense Kommunes Laboratorium.
- GARGAS, E. et al., 1978.  
Phytoplankton Production Chlorophyll-a and  
Nutrients in the Open Danish Waters 1975-77.  
The Belt Project.
- HÄGERHÄLL, B., 1972.  
Hydrografisk-marinbotaniska spårelementunder-  
sökningar i Oresundsområdet.  
Rap. Marinbot. Lab. Lunds Univ., 1: 174 pp.
- HASSELROT, I.B., 1972  
Mercury Investigations 1966-1970.  
Citeret gennem:  
Danish Mar. Monit. Methods Data, IV.
- HENRIKSSON, R., 1971.  
Kvicksilversituationen i Oresund.  
Oresundsvattenkommitténs undersökningar  
1965-1970, pp. 173-194.
- HERMANN, F., 1975.  
Hydrografi.  
Danmarks Natur, Politiken København, 3: 24-47.
- HERMANN, F. & OLSEN, V., 1976.  
Bæltprojektets kemiske undersøgelser.  
Miljøstyrelsen, Bæltprojektet. Kemiske og Biologiske  
Undersøgelser.
- ICES/SCOR, 1977.  
Studies of the pollution of the Baltic Sea.  
ICES Coop. Res. Rep., 63: 97 pp.
- INDUSTRISPILDEVANDSUDVALGET, 1970.  
1. og 2. rapport over recipientundersøgelser  
i Jammerland Bugt.  
Udført for Kalundborg Købstad.

ISOTOPCENTRALEN, 1970

Recipientundersøgelser i Limfjorden.

Rapport til Landvæsenskommissionen, Ålborg Amts 1. område.

ISOTOPCENTRALEN, 1971.

Recipientundersøgelser i Sakskøbing Fjord og  
Bandholm-Askø området.

Rapport til Maribo og Sakskøbing Storkommune.

ISOTOPCENTRALEN, 1972a.

Recipientundersøgelse i Grenå og farvandet  
ud for Grenå og Fornæs.

Rapport nr. 4. Sammenfattende rapport.

Rapport til Grenå Kommune.

ISOTOPCENTRALEN, 1972b.

Recipientundersøgelser i Århus Bugt 1971/72.

Rapport til Stadsingeniørens Kontor, Århus.

ISOTOPCENTRALEN, 1977

Århus Bugt. Recipientkontrol 1975/76.

Rapport til Århus Kommune.

JENSEN, A. 1978.

Interkalibrering på lillebælt sediment og  
blåmusling fra Limfjorden.

Nyt fra Miljøstyrelsen. Referencelab. på det  
kemiske vandanalyseområde, 5: 78: 2-13.

JENSEN, A., 1979.

Miljøstyrelsens Havforureningslaboratorium  
Personlig komm.

JENSEN, A. 1980

Kilder til cadmiumforurening. Cadmium i vand.  
Miljøstyrelsen. (Under trykning).

JENSEN, N,J, & LARSEN, J.L., 1976.

Forskningsprojekt vedrørende marine vibriopopulationers  
forhold til forureningskomponenter, især kulhydratforu-  
rening i marine biotoper.

Dansk Vet. Tidsskr., 59: 521-524.

JENSEN, N.J. & LARSEN, J.L., 1978.

Selective effects of the chemical pollutants upon potential pathogens in the natural marine flora of Vibriosis and related organisms associated with seasonal epizootics of Vibrio diseases in salt water fishes in polluted coastal areas. Technical report for the period 1/1-1977 to 31/12-1977.

Royal Veterinary and Agricultural University, Copenhagen.

JOENSEN, A.H., 1972a.

Oil pollution and seabirds in Denmark 1935-1968.

Danish Rev. Game Biol., 6(8): 24 pp.

JOENSEN, A.H. 1972b.

Studies on oil pollution and seabirds in Denmark 1968-1971.

Danish Rev. Game Biol., 6(9): 32 pp.

JOENSEN, A.H., 1977

Oil pollution and seabirds in Denmark 1971-1976.

Danish Rev. Game Biol., 10(5): 31 pp.

JØRGENSEN, K.F. et al., 1976.

Noxious effects of dangerous substances in the aquatic environment.

Comm. Europ. Commun., ENV/588/76.

KREMLING, K., 1972.

Trace metal analysis of Baltic waters by anodic stripping Voltametry.

8th Conf. Balt. Oceanogr. Copenhagen.

KREMLING, K. 1973

Voltametrische Messungen über die Verteilung von Zink, Cadmium, Blei und Kupfer in der Ostsee.

Kielser Meeresf., 29: 77-84.

LARSEN, B., 1978.

Kviksølv i Øresund, supplerende undersøgelser, preliminær rapport.

Instituttet for Teknisk Geologi.

LARSEN, J.L. & JENSEN, N.J., 1977.

Patologiske, mikrobiologiske og fysisk-kemiske undersøgelser i relation til uloussyndromet hos torsk.  
Projekt vedrørende marine Vibriopopulationers forhold til forureningskomponenter, især kulhydratforurening i marine biotoper. Rapport for perioden 1/1-1976 til Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole.

LILLEBÆLTARBEJDSGRUPPEN, 1979.

Lillebælt.  
Bilag til arbejdsgruppens statusrapport.

LIMFJORDSKOMITEEN, 1976a.

Limfjordsundersøgelsen 1973-1975.  
Delrapport nr. 3. Biologisk vandkvalitet i Limfjorden.

LIMFJORDSKOMITEEN, 1976b.

Limfjordsundersøgelsen 1973-1975.  
Delrapport nr. 1. Spildevandstilførsler og andre tilførsler af forurenende stoffer til Limfjorden.

MADSEN, K-I. D., 1979.

Vandkemi.  
Oresund. Tillstånd - effekter av närsalter.  
Oresundskommissionen.

MADSEN, P.P. & LARSEN, B., 1979.

Bestemmelse af akkumulationsrater i marine sedimentationsområder ved Pb-210 datering.  
Vand, 5:2-6.

MAGNUSSON, B. & WESTERLUND, S., 1980

The determination of Cd, Cu, Fe, Ni, Pb and Zn in Baltic Sea water.  
Mar. Chem., 8: 231-244.

MATHIESEN, L., 1971

Om fastsiddende algevegetation i Århus Bugt med tilstødende farvande.  
Forureningsrådets sekr. publ. nr. 12: 225-233.

MATHIESEN, L., 1977.

Århus Bugt, 1976.  
Fastsiddende algevegetation.  
Rapport til Århus Amtskommune.

- MATHIESEN, L. & MATHIESEN, H., 1977  
Kalø Vig, 1977.  
Orienterende undersøgelse over algevegetation og  
ålegræsforekomster i Kalø Vig, 1977.  
Foreløbig rapport til Århus Amtskommune.
- NEUMAN, E. & THORESSON, J., 1977.  
Fiskeribiologiska undersökningar i Barsebäck.  
Statens Naturvårdsverk, Öregrund.
- NIELSEN, A., 1976.  
Øresund, Bælthavet og Kattegat.  
Miljøstyrelsens Bæltprojekt, Fysiske Undersøgelser, 15-51.
- OLAUSSEN, E. et al., 1972.  
Sedimentundersökningar på Västkusten: förändringar  
och konstans.  
Medd. Maringeol. Lab. Göteborg, 4.
- OLAUSSEN, E. et al., 1977.  
Current level of heavy metal pollution and  
eutrophication in the Baltic Proper.  
Medd. Maringeol. Lab. Göteborg, 9.
- OLSSON, M., 1977.  
Mercury, DDT and PCB in aquatic test organisms.  
Statens Naturvårdsverk, Sverige. SNV PM 900.
- PEDERSEN, K. & LARSEN, B., 1976.  
Statusrapport for bæltprojektets kviksølvundersøgelser.  
Miljøstyrelsen, Bæltprojektet, Kem. Biol. Unders., 43-62.
- PHILLIPS, D.J.H., 1977.  
The common mussel Mytilus edulis as an indicator of trace  
metals in Scandinavian waters. I. Zinc and cadmium.  
Mar. Biol., 43: 283-291.
- PHILLIPS, D.J.H., 1978.  
The common mussel Mytilus edulis as an indicator of trace  
metals in Scandinavian waters. II. Lead, iron and manganese.  
Mar. Biol., 46: 147-156.
- PHILLIPS, D.J.H., 1979.  
Trace metals in the common mussel, Mytilus edulis (L),  
and in the alge Fucus vesiculosus (L), from the region  
of the Sound (Øresund).  
Environ. Pollut. 18: 31-43.

PORTMANN, J.E., 1975.

The bioaccumulation and effects of organochlorine pesticides in marine animals.

Proc. R. Soc. Lond. B., 189: 291-304.

SOMER, E., 1972.

Kviksølv i fisk. 1968-1972.

Isotopcentralen.

SPIILDEVANDSUDVALGET, 1970.

Recipientundersøgelser i Haderslev Kommune.

Delrapport nr. 4. Haderslev Fjord.

SPIILDEVANDSUDVALGET, 1971a.

Primærproduktion 1971. Horsens Fjord, Vejle Fjord,

Kolding Fjord, Haderslev Fjord og Åbenrå Fjord.

SPIILDEVANDSUDVALGET, 1971b.

Vandkvalitetsundersøgelse i Skagen Kommune.

STEEMANN NIELSEN, E. et al., 1976.

Primærproduktion i åbne danske farvande 1975.

Miljøstyrelsen, Bæltprojektet. Kem. Biol. Unders., 35-44.

SUESS, E. & ERLLENKEUSER, H. 1975.

History of metal pollution and carbon input in Baltic Sea sediments.

Meyniana, 27: 63-75.

SVANSSON, A., 1972.

The water exchange of the Baltic.

Ambio Spec. Rep., 1: 10-19.

VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1972a.

Odense Fjord - Seden Strand, Kerteminde Fjord - Kertinge Nor, 1972.

VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1972b.

Primærproduktion og vandkemi i Roskilde Fjord og Isefjord.

Delrapport 1. Til Frederiksborg, Københavns, Roskilde og Vestsjællands Amtskommuner.

VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1972c.

Forundersøgelser for recipientundersøgelser i Nakskov Fjord.

Til stads- og havneingeniøren. Nakskov Kommune.



VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1972d.

Primærproduktion og vandkemi i Roskilde Fjord og Isefjord.  
Delrapport 1.  
Til Frederiksborg, Københavns, Roskilde og Vestsjællands  
amtskommuner.

VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1972e.

Recipientundersøgelse i 1971. Fåborg Fjord og  
farvandet mellem Knolden og Lyø.

VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1972f.

Recipientforholdene i Isefjorden ud for Kyndbyværket.  
Rapport til Elektricitetsselskabet Isefjord I/S.

VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1973a,

Orienterende undersøgelse af Lillebælt 1973.

VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1973b.

Sediment- og bundfaunaundersøgelser i Horsens Fjord,  
Vejle Fjord og nordlige del af Lillebælt.

VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1973c.

Undersøgelser af Flensborg Fjord.  
Delrapport nr. 5. Sedimentundersøgelser.  
Fælleskomitéen for Flensborg Fjord.

VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1974a.

Undersøgelser af Flensborg Fjord.  
Delrapport nr. 6. Primærproduktion og vandkemi.  
Fælleskomitéen for Flensborg Fjord.  
Eget forlag. Amtshuset, Åbenrå.

VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1974b.

Bundfauna og sedimentkemi i Roskilde Fjord og Isefjord.  
Delrapport nr. 2.

VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1974c.

Recipientundersøgelse i Karrebæk Fjord og Dybsø Fjord 1973.  
Rapport til Storstrøms Amtskommune.

VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1975a.

Undersøgelser af vand, sediment og brunalger fra  
Fornæsområdet, April 1975.

VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1975b.

Undersøgelser ved Gylling Næs, 1975.  
Delrapport nr. 1. Fysisk-kemiske målinger.  
Rapport til Elsam.

VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1975c.

Undersøgelser ved Gylling Næs 1975.  
Delrapport nr. 6. Tungmetaller i sediment, muslinger  
og alger.  
Udført for Elsam.

VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1976a.

Undersøgelser af vand, sediment og brunalger fra  
Fornæsområdet, Maj 1976.

VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1976b.

Primærproduktion og vandkemi i Limfjorden. 1974.  
Rapport til Limfjordskomitéen.

VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1976c.

Recipientundersøgelser i Det Sydfynske Øhav, 1975/76.  
Delrapport nr. 1. Vandkemi.

VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1976d.

Recipientundersøgelser i Storstrømmen 1975.  
Delrapport nr. 1. Fysisk-kemiske forhold.

VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1976e.

Sedimentundersøgelser samt undersøgelser af tungmetaller  
i brunalger og muslinger i Limfjorden 1973/75.  
Rapport til Limfjordskomitéen.

VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1976f.

Recipientundersøgelser i Det Sydfynske Øhav 1975/76.  
Delrapport nr. 6. Sedimentkemi.

VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1976g.

Undersøgelse ved Stignæsværket og Skærbækværket.  
Bundfauna.  
Rapport til Elsam.

VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1976h.

Recipientundersøgelser i Guldborgsund 1975/76.

VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1976i.

Undersøgelser ved Gylling Næs, 1975.

Delrapport nr. 8. Produktion, Phytobenthos.

Udført for Elsam.

VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1976j.

Recipientundersøgelser i Det Sydfynske Øhav, 1975/76.

Delrapport nr. 7. Primærproduktion.

VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1976k.

Recipientundersøgelse i Storstrømmen, 1975.

Delrapport nr. 3. Makrofytvegetation.

VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1977a.

Undersøgelse af sediment og bundfauna omkring udledningsområdet for Lynetteanlægget, 1976.

Rapport til Københavns Kommune.

VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1977b.

Undersøgelse af vand, sediment og brunalger fra Fornæsområdet, April 1977.

VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1977c.

Undersøgelse af sediment og bundfauna omkring udledningsområdet fra Lynetteanlægget 1976.

Rapport til Københavns Kommune.

VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1977d.

Rapport til miljøstyrelsen. Undersøgelser i Kalundborg Fjord. Juli-aug. 1977.

VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1978a.

Vurderinger af virkninger af udledningen af en række stoffer fra industrivirksomheder til Lillebælt.

VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1978b.

Vandkvalitetsundersøgelser i Køge Bugt 1977/78.

Delrapport nr. 8. Akkumulering af tungmetaller i sediment, bundvegetation, bundfauna og fisk.

Udarbejdet for Hovedstadsrådet.

VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1978c.

Sedimentationsundersøgelser i Kalø Vig - 1977.

Rapport til Århus Amtskommune.

- VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1978d.  
Vandkvalitetsundersøgelser i Køge Bugt. 1977/78.  
Delrapport nr. 15. Mikrophytobenthosalgeproduktion.  
Udarbejdet for Hovedstadsrådet.
- VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1978e.  
Biologiske undersøgelser ved Studstrupværket, 1977.  
Rapport til Midtkraft I/S.
- VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1978f.  
Vandkvalitetsundersøgelser i Køge Bugt 1977/78.  
Delrapport nr. 19. Vandkemi.  
Udført for Hovedstadsrådet.
- VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1978g.  
Biologiske undersøgelser i Lillebælt.  
Rapport til Dansk Shell A/S.
- VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1978h.  
Vandkvalitetsundersøgelser i Køge Bugt, 1977/78.  
Delrapport nr. 17. Planktonalger.  
Udført for Hovedstadsrådet.
- VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1979a.  
Statusrapport til Århus Amtskommune og Århus Kommune.  
Undersøgelser i Århus Bugt og Kalø Vig. Juli-dec. 1978.
- VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1979b.  
Kontrolundersøgelser ved Fornæs i maj 1978.  
Rapport til Århus Amtskommune, Amtsvandvæsenet.
- VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1980a.  
En undersøgelse af kulbrinteindholdet i blåmuslinger i  
Åbenrå Fjord foretaget i forbindelse med et olieudslip  
fra "General Shkodunovitj" den 1. november 1979.  
Rapport til miljøstyrelsen.
- VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1980b.  
Recipientundersøgelser ved Stevns - 1977.  
Rapport til ELKRAFT I/S.
- VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1980c.  
Undersøgelser i Århus Bugt og Kalø Vig 1978-79.  
Rapport nr. 10. Sediment.  
Rapport til Århus Amtskommune og Århus Kommune.

VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1980d.

Sedimentundersøgelser i Flensborg Fjord 1979.  
Rapport til Flensborg Fjord Kommissionen.

VANDKVALITETSINSTITUTTET, 1980e.

Recipientundersøgelser i Køge Bugt 1976-1979.  
Samlerapport.  
Udført for Hovedstadsrådet.

VOLDUM-CLAUSEN, K., 1975.

Rapport over pesticidrester i danske levnedsmidler 1973-74.  
Statens Levnedsmiddelinstitut. Publ., 27: 57 pp.

VOLDUM-CLAUSEN, K., 1977.

Rapport over pesticidrester i danske levnedsmidler 1974-76.  
Statens Levnedsmiddelinstitut. Publ., 34: 72 pp.

VOLDUM-CLAUSEN, K., 1979.

Personlig kommunikation.

VOLDUM-CLAUSEN, K. & RODIN, F., 1973.

Undersøgelse over DDT i danske konsumfisk, 1969-1971.  
Statens Levnedsmiddelinstitut. Publ., 18: 34 pp.

WACHENFELDT, T. von, 1971.

Alg- og fytoplanktonundersøkelser i Oresund.  
Oresundsvattenkommitténs undersøkelser 1965-1970, 139-172.

WESTOO, G. och M. RYDALV, 1971.

Metylkvicksilverhalter i fisk.  
Vår föda, 7-8: 179-318.

ZINK-NIELSEN, I. & KROGH, O., 1976.

Orienterende undersøgelser af sedimentet fra Lillebælt  
for indhold af tungmetaller.  
Miljøstyrelsen, Bæltprojektet, Sedimentundersøgelser, 45-50.

ØRESUNDSKOMMISSIONEN, 1978.

Redegørelse för Oresundskommissionens verksamhet under  
tiden 1 april 1977 - 31 mars 1978.  
Oresundskommissionen. 31 pp.

ISSN 0105-3094  
ISBN 87-503-3363-1

Fu 00-91

SCANTRYK, KBHVN  
TELEFON 01-30 06 01

Pris: kr. 100,00  
Incl. moms