流出油が沿岸・沖合生態系に及ぼす中・長期的影響の解明（プロジェクト研究成果シリーズ381）

誌名	流出油が沿岸・沖合生態系に及ぼす中・長期的影響の解明
ISSN	
著者名	
発行元	農林水産省農林水産技術会議事務局
巻/号	381号
巻号補足	
掲載ページ	p. 1-48
発行年月	2002年3月

農林水産省 農林水産技術会議事務局筑波産学連携支援センター
Tsukuba Business-Academia Cooperation Support Center, Agriculture, Forestry and Fisheries Research Council Secretariat

研究成果381（2002・3）

流出油が沿岸・沖合生態系に及ぼす中・長期的影響の解明

農林水産技術会議事務局

流出油が沿岸・沖合生態系に及ぼす中・長期的影響の解明

２００２年3月

序　　文

研究成果シリーズは、農林水産技術会議が関係試験研究機関の協力を得て推進したプロジェクト研究等の成果を研究・行政等の関係者に総合的かつ体系的に報告することにより、今後の研究及び行政の効率的推進等に資することを目的として刊行するものである。

第381集「流出油が沿岸・沖合生態系に及ぼす中・長期的影響の解明」は、環境庁国立機関公害防止等試験研究費によって、平成10年度から12年度までの３年間にわたり、日本海区水産研究所（現・独立行政法人水産総合研究センター日本海区水産研究所）、瀬戸内海区水産研究所（現・独立行政法人水産総合研究センター瀬戸内海区水産研究所）、九州大学の３機関が共同して実施した研究の成果をとりまとめたものである。

本研究においては、1997年１月、ロシア船籍タンカー「ナホトカ号」（13,157トン）の破断・沈没によって流出した約9,000キロリットルに及ぶ大量の重油が、福井県等を中心とする日本海沿岸に漂着し、沿岸域の環境及び漁業等に甚大な被害を与えたことに鑑み、流出重油が生態系に及ぼす影響を評価するために有効な指標生物を特定することを目的として実施されたものである。

これらの研究成果は、今後の農林水産関係の試験研究及び行政を推進する上で貴重な知見を与えるものと考え、ここに本書を刊行し、広く関係者の参考に供する次第である。

本研究を担当し、推進された方々の労に対し、深く感謝の意を表する。

平成14年３月

農林水産技術会議事務局長

岩元　睦夫

目　　次

研究の要約…… 1

第１章　生態学的手法による重油汚染モニタリング手法の開発…… 6
　１　沿岸岩礁生態系に及ぼす中・長期的影響…… 6
　２　沖合域生態系に及ぼす中・長期的影響…… 20

第２章　生化学的手法による重油汚染モニタリング技術の開発…… 33
　１　生体内残留油成分による中・長期的影響…… 33
　２　薬物代謝酵素活性による石油汚染モニタリング手法の開発…… 44

研　究　の　要　約

Ⅰ　研究年次及び予算区分

研究年次：平成10～12年度
予算区分：環境庁国立機関公害防止等
　　試験研究費

Ⅱ　主任研究者

主査：水産庁日本海区水産研究所長
　　藤本　實（平成10年４月～平成11年２月）
　　小川嘉彦（平成11年３月～平成12年９月）
　　安永義暢（平成12年10月～平成13年３月）
副査：日本海区水産研究所日本海海洋環境部長
　　黒田一紀（平成10年４月～平成13年３月）
とりまとめ責任者：日本海区水産研究所
　　海区水産業研究部長　杜多　哲

Ⅲ　研究場所

日本海区水産研究所及び瀬戸内海区水産研究所
（委託先）九州大学

Ⅳ　研究目的

1997年１月に、荒天下の日本海で発生したロシア船籍タンカー「ナホトカ号」（13,157トン）の破断･沈没によって流出した約9,000キロリットルに及ぶ大量の重油は、福井県、石川県を中心として日本海沿岸の広範囲に大量に漂着した。特に、破断した船首部が漂着した福井県の三国町付近から石川県珠洲市にかけての沿岸域の重油による汚濁は甚大であった。この重油漂着は環境、生態系に重大な影響を与えたものと考えられる。その後、岩礁域に残留した重油とともに、船尾部の沈没している沖合域では２年余に亘り重油が漏出し続け、沿岸及び沖合生態系に対する長期的な影響が懸念されたため、本研究プロジェクトを開始した。

本研究の目的は、1996～1997年度に実施された緊急事後調査に引続いて、岩礁域と沖合域における生物相及び海産生物の残留油成分をモニタリングすること、さらに生態系や海産生物への流出重油の影響を評価するために飼育試験や薬物代謝酵素活性を用いたモニタリング手法を開発することである。

Ⅴ　研究方法

1．生態学的手法による重油汚染モニタリング手法の開発

⑴　沿岸岩礁生態系に及ぼす中・長期的影響

重油の漂着した三国町の岩礁域に定線を設定し、潮間及び潮上帯生物の種組成や個体数等の生物相の変化をモニタリングし、重油漂着直後の調査結果と比較した。また斃死率の判定が容易なクロフジツボを用いて重油滞留の影響を評価した。さらに優占種であるタマキビガイ類の殻高組成の経年変化から重油流出が再生産や加入に及ぼす影響を検討した。これらの結果から重油流出が潮間帯及び潮上帯の生態系に及ぼす影響を調査するにあたっての問題点を抽出するとともに、油汚染の影響を評価する上で指標となる種を探索した。

⑵　沖合域生態系に及ぼす中・長期的影響

タンカー本体沈没海域、その隣接水域及び比較対照海域において、1997年～2000年に用船「第38歓喜丸」･「くろさき」及び日本海区水産研究所調査船「みずほ丸」により水温・塩分・クロロフィル調査、海水油分調査、プランクトン調査を行い、植物・動物プランクトンの現存量及び種組成に及ぼす重油汚染の影響を検討した。さらに、植物・動物プランクトン体内の油成分（多環芳香族炭化水素）を GC-MS 法で分析し、生物体内への蓄積程度を把握するとともに、直接検鏡による動物プランクトン体内の油粒観察を行い、油汚染の指標としての有用種の摘出を行った。

2．生化学的手法による重油汚染モニタリング技術の開発

⑴　生体内残留油成分による中・長期的影響

採取した沿岸域および沖合域生物に含まれる石油成分（主に多環芳香族炭化水素化合物（以下 PAHs））を GC-MS によって分析し、その体内濃度の経年変化を調べた。また、マダイ、ヒラメおよびサザエに、原油あるいは重油を添加した餌を投与して、それぞれの PAHs 体内濃度を測定するとともに、無添加の餌を投与してそれぞれの排泄速度も求めた。さらに、ヒラメ胆汁については

PAHs 代謝物濃度を蛍光光度計による簡易分析によって求めた。

⑵　薬物代謝酵素活性による重油汚染モニタリング手法の開発

重油に曝露した海産生物の薬物代謝酵素の挙動を調べ、指標となる酵素を明らかにするとともに、重油汚染海域で入手した海産生物の酵素を測定して、油汚染の影響評価手法を開発した。

Ⅵ　研究結果

1．生態学的手法による重油汚染モニタリング手法の開発

⑴　沿岸岩礁生態系に及ぼす中・長期的影響

事故当年の1997年および1998年にかけては植物、動物とも出現種類数が少ない傾向がみられた。1999年以降は各地点とも出現種類数や生物量が増加、安定化した。このことから岩礁生態系が、重油流出事故により直接的、短期的に大きなインパクトを受け、地点によってはその影響が２年程度表れた後、回復に向かっていると考えられた。また重油流出の影響をモニタリングするための指標種として、ピリヒバ、サビ亜科、カサガイ類が適当であると考えられた。これらの種は多くの地点で、1997年、1998年には分布範囲、分布量とも少なくなり、その後、回復傾向を示した。これらの種は他の研究者が、事故直後からの継続的な観察によって、被害を受けたと報告しているものと概ね一致していた。

重油漂着やその後の滞留が個体レベルで生物に与える影響を知るために調査したクロフジツボの調査結果では、事故直後から５年間斃死個体はほとんどみられなかった。また、対象海岸でもっとも卓越していたタマキビガイ類について、重油流出が再生産や加入に及ぼす影響を調べるために、殻高組成の経年変動を調査したが、自然状態での変動と事故の影響を分離することができず、明確な結論は得られなかった。

⑵　沖合域生態系に及ぼす中・長期的影響

1997～2000年６月の重油漏出海域における表層油分の平均値は、16.4から0.3 μg /lへと減少した。この間、出現した植物プランクトンの主要分類群は珪藻類と渦鞭毛藻類で、動物プランクトンではカイアシ類、ヤムシ類及び尾虫類であり、重油漏出海域の植物・動物プランクトンの種組成が特異的であるという結果は得られず、また、植物プランクトンの総細胞数は海水１リットル当たり1.2～21.0×10^3 細胞、動物プランクトンの総個体数は海水１㎥当たり1.7～6.0×10^2個体で他海域と同程度であったことから、種組成・現存量に及ぼす流出油の影響は少ないと考えられた。

重油漏出海域の植物プランクトンと小型動物プランクトン（３㎜以下）の含有油分濃度は他の海域よりも高い傾向はみられなかったが、大型動物プランクトンのヤムシ類・オキアミ類に多環芳香族炭化水素（フェナンスレン等）が比較的高濃度に検出され、同時にこれらを餌とするスルメイカにも多く、低次から高次生物へ油成分の移行が示唆された。また、ヤムシ類の体内に油粒が観察され、特に、重油流出後に油粒を保有するヤムシ類の出現率が約４倍に増加した。これらの結果からヤムシ類・オキアミ類が油汚染の指標分類群として有用であることが判明した。

2．生化学的手法による重油汚染モニタリング技術の開発

⑴　体内残留油成分による中・長期的影響

1997年から３年間、三国町地先で採取したサザエ中腸腺の PAHs 濃度の変化を調べた結果、ナホトカ号重油流出事故後約２ヶ月で濃度は平常値まで低下し、ほぼ流出事故から回復したものと考えられた。一方、サザエ以外の貝類の PAHs 濃度の変化を調べた結果、経年的変化傾向は認められなかった。これらの結果およびサザエへの石油類投与実験によれば、サザエ中腸腺の PAHs 濃度は流出事故時あるいは実験的投与時に上昇し、流出油の影響が無くなると速やかに減少したことから、流出油による汚染を監視する上でサザエが適しているものと考えられた。日本海沖合域で採取したスルメイカおよびキュウリエソの PAHs 濃度を調べた結果、一部でナホトカ重油との関連性が疑われるような結果が得られたが、一定の変化傾向が認められなかった。

マダイおよびヒラメに石油類あるいはその成分の一部を取り込ませる実験を実施したところ、見かけ上 PAHs をほとんど蓄積しなかった。マダイでは明確な結果が得られなかったが、EROD 活性

が誘導されたヒラメでは、わずかではあるが胆汁中のPAHs代謝物濃度が上昇した。このことから魚類を用いて流出油汚染の監視を行うには体内のPAHs濃度の測定のみならず、その代謝物についても分析する必要があると考えられる。

⑵ 薬物代謝酵素活性による重油汚染モニタリング手法の開発

重油流出事故による汚染と生物への影響を評価するため、バイオマーカーの開発と現場への適用を行った。汚染の指標として、重油成分に反応して誘導される魚介類肝臓P4501Aの酵素活性（EROD）が簡便で実用的であった。対象生物としてサザエ、マダイ、ヒラメについて検討を行った結果、ヒラメが最も適当であった。重油をヒラメに餌から0.1、0.3、１ ㎎/kg/day投与すると、肝臓のEROD活性が増加し、投与10日目で10倍以上に増加した。さらに重油の投与を中止しても、活性は６日以上低下しないことが明らかとなった。この結果を基に、ナホトカ号重油流出域と非汚染域（富山県黒部市地先、富山県氷見市地先、福井県三国町地先、福井県小浜町地先、鳥取県鳥取市地先）でヒラメを採取し肝臓EROD活性を測定した。その結果、地域間で差はなく、明確な重油流出の影響は認められなかった。

Ⅶ　今後の問題点

１．生態学的手法による重油汚染モニタリング手法の開発

⑴ 沿岸岩礁生態系に及ぼす中・長期的影響

本課題では潮間帯・潮上帯の生態系において油汚染の指標となる種を見いだすことができた。しかし岩礁生態系の複雑性および変動の大きさのために、いくつかの調査では重油流出事故の影響と自然変動を分離することが困難であった。今後、沿岸岩礁域における突発事故に関して影響評価を行うためには、岩礁海岸をいくつかに類型化し、それぞれについての長期間の調査から、生態系の変動の大きさや、変動の機構を明らかにしていくことが必要である。

⑵ 沖合域生態系に及ぼす中・長期的影響

本調査では、油粒を保有する動物プランクトン分類群としてヤムシ類を取り上げたが、夜光虫やカイアシ類においても油粒を保有する個体が数は少ないながら確認されており、その他未確認の分類群も存在すると考えられ、生態系における流出油の行方に動物プランクトンが重要な役割を果している可能性が高いことが示唆された。これら動物プランクトンの油粒蓄積状況の調査をさらに継続して長期モニターすることは、動物プランクトンを餌とする魚類等高次生物への重油成分の移行等、流出油の海洋生態系への影響を把握するために重要である。

２．生化学的手法による重油汚染モニタリング技術の開発

⑴ 生体内残留油成分による中・長期的影響

本課題ではサザエについてそのPAHs濃度の推移から、ナホトカ号事故からの回復を明らかにすることができたが、それ以外の二枚貝類ではその回復状況を明らかにすることはできなかった。その一つの原因として、ナホトカ号事故前および事故直後の二枚貝類PAHs濃度が不明であったため、調査時点での値がどのような意味を持つのかが分からなかったことがあげられる。したがって、今後は石油流出の起こる前の貝類中PAHs濃度を全国的に調査する必要があろう。この点については、瀬戸内水研環境保全部が平成13年度から調査を開始することから、その成果が期待される。

魚類によるPAH代謝に関しては、PAHが代謝されて胆汁に残留することが推測されたが、胆汁中の代謝物（おそらくはPAHのヒドロキシ体）の同定および定量にまでは至らなかった。分析法についてさらに発展させる必要がある。

⑵ 薬物代謝酵素活性による重油汚染モニタリング手法の開発

本課題では、流出事故による汚染とその回復を明らかにするために、ヒラメの肝臓の酵素（EROD）活性をバイオマーカーとする方法を開発した。本手法は諸外国で起きた流出事故で実施・活用されているが、日本では実施検討例がなかった。本研究において、日本ではヒラメが最適魚種であり、ナホトカ号流出事故現場に適用してその影響がないことを明らかにした。今後は日本で生ずる流出事故に備えるため、清浄な環境に生息するヒラメのEROD活性を明らかにするとともに、全国でヒラメのEROD活性を定期的に調査しておくこと

が望ましい。

Ⅷ　研究発表

1．生態学的手法による重油汚染モニタリング手法の開発

⑴　沿岸岩礁生態系に及ぼす中・長期的影響

1）Hayashi, I., T. Konno, and H. Yamakawa (2000) : Distributional characteristics of benthic organisms in shallow sublittoral rocky areas of Mikuni, Fukui Prefecture : Part of the survey on the effect of the Nakhodka oil spill. Bull. Japan Sea Natl. Fish. Res. Inst., 50 : 43–137

2）林　育夫・伊藤祐子（1977）：流出重油の沿岸岩礁・砂浜域生態系への影響調査、平成８年度環境基本計画推進調査費（緊急分・後期）、ナホトカ号油流出事故に伴う浅海域への環境影響に関する緊急調査報告書、水産庁日本海区水産研究所、水産庁中央水産研究所、環境庁水質保全局、環境庁環境保健部、８–29

3）林　育夫・伊藤祐子（1998）：流出重油の沿岸岩礁・砂浜域生態系への影響調査、平成９年度環境基本計画推進調査費（緊急分・前期）、ナホトカ号油流出事故に伴う浅海域への環境影響に関する緊急調査報告書、水産庁日本海区水産研究所、13–37

4）中野　広（2000）：沿岸岩礁生態系に及ぼす中・長期的影響、環境庁国立機関公害防止等試験研究費、流出油が沿岸・沖合生態系に及ぼす中・長期的影響の解明に関する研究、平成10年度環境保全成果集、23−3–6

5）杜多　哲（2001）：沿岸岩礁生態系に及ぼす中・長期的影響、環境庁国立機関公害防止等試験研究費、流出油が沿岸・沖合生態系に及ぼす中・長期的影響の解明に関する研究、平成11年度環境保全成果集、23−3−7、(印刷中)

⑵　沖合域生態系に及ぼす中・長期的影響

1）平川和正・井口直樹・平井光行・長田　宏・山田東也・渡邊達郎・小山次朗・奥村　裕・池田久美子・角埜　彰（1997）：流出油の分布状況と動植物プランクトンに対する影響、平成8年度科学技術振興費「ナホトカ号流出事故による環境影響に関する緊急研究」成果報告書、科学技術庁研究開発局、69–90

2）西濱士郎・平川和正（1998）：日本海対馬暖流域におけるヤムシ類の昼夜鉛直移動、日水研報、48、71–83

3）井口直樹・長田　宏・平川和正・黒田一紀（1999）：1997年冬季の日本海におけるクロロフィル色素の分布特性、第53回日本海海洋調査技術連絡会議事録、72–85

4）橋詰和慶・平川和正(1999)：冬季日本海沖合域における動物プランクトン、特に大型カイアシ類の地理分布、日本海洋学会春季大会講要、 p222

5）平川和正・井口直樹・平井光行・山田東也・渡邊達郎・黒田一紀・小山次朗・池田久美子・奥村　裕・角埜　昇・山田　久(1999)：重油による海洋汚染の日本海沖合域の生態系への影響の把握と評価、平成９年度北洋海域生物資源調査事業海洋廃棄物生物影響調査成果報告書、日本海区水産研究所・中央水産研究所、1 –53

6）平川和正・井口直樹・黒田一紀（2000）：沖合域生態系に及ぼす中・長期的影響、環境庁国立機関公害防止等試験研究費、流出油が沿岸・沖合生態系に及ぼす中・長期的影響の解明に関する研究、平成10年度環境保全成果集、23−6−9

7）黒田一紀・金元孝博・井野慎吾・和田洋藏（2000）：日本海における夜光虫の分布と生態、第54回日本海海洋調査技術連絡会議事録、19–34

8）黒田一紀・森本晴之・井口直樹（2000）：2000年の日本海におけるサルパ類とクラゲ類の大量発生、水産海洋研究、64(4)、 311–315

9）橋詰和慶・平川和正・佐藤晋一・井口直樹・森本晴之(2000)：ニホンウミノミ（*Themisto japonica*）の後期発生と個体群の季節的変動、2000年度日本甲殻類学会第38回大会講要、p17

10）橋詰和慶・平川和正・佐藤晋一・井口直樹・森本晴之（2001）：ニホンウミノミ（*Themisto japonica*）の形態発育と個体群の季節的変動、2001年度日本海洋学会春季大会講要、 p87

11）寺崎　誠・橋詰和慶・井口直樹・森本晴之・黒田一紀（2001）：1999年秋季日本海における

毛顎類の分布と摂餌、日本海洋学会秋季大会講要、p282
12）森本晴之・佐藤晋一・井野慎吾（2001）：プランクトン調査の進捗状況について、日本海水産海洋研究推進レポート2000、日本海区水産研究所、32-35
13）森本晴之、井口直樹、黒田一紀（2001）：沖合域生態系に及ぼす中・長期的影響、環境庁国立機関公害防止等試験研究費、流出油が沿岸・沖合生態系に及ぼす中・長期的影響の解明に関する研究、平成11年度環境保全集、23－7－9

2．生化学的手法による重油汚染モニタリング技術の開発

⑴ 生体内残留油成分による中・長期的影響

1）Jiro Koyama（2000）：Recovery of organisms in coastal area from PAHs contamination (Oral session), Oil spill working group meeting of Japan and USA common agenda, in NOAA, Seatle
2）小山次朗・宇野誠一・池田久美子・山田久（2001）：Recovery of organisms from polyaromatic hydrocarbons contamination by Nakhodka oil spill, 第5回世界閉鎖性海域環境保全会議講演要旨集（ページ未定）
3）小山次朗・池田久美子・山田　久（2000）：生体内残留油成分、環境庁国立機関公害防止等試験研究費、流出油が沿岸・沖合生態系に及ぼす中・長期的影響の解明に関する研究、平成10年度環境保全成果集、23－9-11
4）小山次朗・池田久美子・山田　久（2001）：生体内残留油成分、環境庁国立機関公害防止等試験研究費、流出油が沿岸・沖合生態系に及ぼす中・長期的影響の解明に関する研究、平成11年度環境保全成果集、23－3－7、(印刷中)

⑵ 薬物代謝酵素活性による重油汚染モニタリング手法の開発

1）Yuji Oshima, Kei Nakayama, Yohei Shimasaki, Yoshiyuki Inoue, Jiro Koyama, Nobuyoshi Imada and Tsuneo Honjo (2001)：Induction of cytochrome P4501A1 enzyme activities in liver of Japanese flounder, *Paralichthys olivaceus,* exposed to crude oil, Jpn. J. Environ. Toicol. (submitted)
2）大嶋雄治・本城凡夫(2000)：薬物代謝酵素活性によるモニタリング手法、環境庁国立機関公害防止等試験研究費、流出油が沿岸・沖合生態系に及ぼす中・長期的影響の解明に関する研究、平成10年度環境保全成果集、23－9-11
3）大嶋雄治・本城凡夫(2001)：薬物代謝酵素活性によるモニタリング手法、環境庁国立機関公害防止等試験研究費、流出油が沿岸・沖合生態系に及ぼす中・長期的影響の解明に関する研究、平成11年度環境保全成果集、23－3－7、(印刷中)

IX　研究担当者

第１章：杜多　哲°、森本晴之°・井口直樹（日本海区水産研究所）・平川和正（養殖研究所）・黒田一紀（元日本海区水産研究所）

第２章：小山次朗°（鹿児島大学）・池田久美子・山田　久（瀬戸内海区水産研究所）、本城凡夫・大嶋雄治°（九州大学）

X　とりまとめ責任者のあとがき

突発事故が生態系に及ぼす影響を評価するに際して、事故以前のデータや、事故の影響のない状態でのデータがないために、調査で得られた結果が事故の影響によるものか、あるいは自然の変動範囲にあるのかを判断しかねる場合が多いのは、こういった研究の宿命ともいえる。

本研究では、この宿命を背負いつつも、将来同様の油流出事故が生じた場合に、より的確な評価を行うために、生態学的及び生理学的手法を用いて、1997年に生じたナホトカ号油流出事故の影響を調査し評価手法を検討した。そしてそれぞれの手法からみて、沿岸・沖合生態系において油汚染の影響を評価する上で指標となる種を特定した。今後、これらの指標種を中心として、生態系が正常に機能している自然状態での知見を積み重ねていくことで、将来事故が生じた場合の影響評価の高度化に貢献できるものと期待される。

（日本海区水産研究所　杜多　哲）

第１章　生態学的手法による重油汚染モニタリング手法の開発

１．沿岸岩礁生態系に及ぼす中・長期的影響

⑴　研究目的

1997年１月に、荒天下の日本海で発生したロシア船籍タンカー「ナホトカ号」（13,157トン）の破断･沈没によって流出した約9,000キロリットルに及ぶ大量の重油は、福井県、石川県を中心として日本海沿岸の広範囲に大量に漂着した。特に、破断した船首部が漂着した福井県の三国町を中心とした沿岸浅海域においては、重油漂着により環境、生態系に重大な影響を与えたものと考えられる。本研究では特に重油漂着、その後の除去作業などにより影響を受けたと考えられる沿岸岩礁域の潮間帯、潮上帯の生態系に関して、中・長期的な視点から影響評価を行うこと、また評価のための手法を開発することを目的とした。

⑵　研究方法

ア．調査期間

事故当年である1997年および1998年には、福井県三国町において緊急事後調査が行われた[1),2)]。1999年から2001年には、環境庁国立研究機関公害防止等試験研究費（平成10年度～12年度）によって、中・長期的な影響評価を目的として本プロジェクトが発足した。以下ではこれらのデータを用い、1997年から2001年の５年間において実施した研究成果をまとめた。

イ．調査地点

事故発生後の1997年３月に「ナホトカ号油流出事故に伴う浅海域への環境影響に関する緊急調査」として、船首の漂着地点を挟み、東側（C4）と西側（C2、C3）、さらに補足として船首漂着部から少し離れた、東尋坊の北側に位置する比較的波当たりの弱い岩礁（C1）に調査地点を設けた。調査地点位置を図1-1に、また調査地点の概況を表１－１に示す。

調査地点付近における重油の滞留状況は福井県によって報告されている[3)]。これによると、三国町に漂着した重油は、時間の経過とともに着実に減少していったが、もっとも汚染の激しかった安島を中心として崎と雄島橋東では、ほぼ１年後の12月の時点でも海岸に油の付着がはっきり認められたり、よくみると班状の油の付着が認められる状況であった。一方、安島から離れた梶や東尋坊では1997年12月の調査以降、重油の残留は見られなくなった。

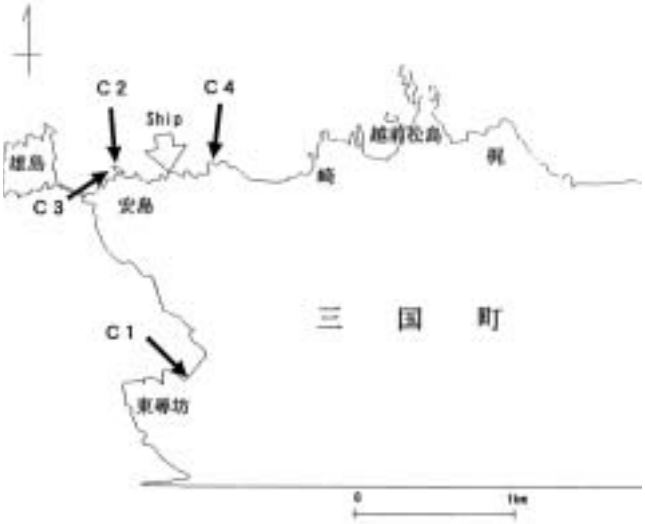


図１－１　調査地点図

表１－１　調査地点の概要

地点	地点の概況
C1	東尋坊北側の流入した入り江の自然岩礁に位置しており、越波帯はなだらかに沖側に伸びている地形である。また、入り江の奥に位置しているため、波浪の影響を受けにくく、他の地点に比べて飛沫帯の幅が狭い。地質は主に凝灰岩、礫岩の層からなっており、越波帯付近と潮上帯では地質の構成性分が若干異なるが、全体的に硬かい凹凸が多く、表面が崩れやすい岩質である。
C2	船首が漂着した場所と雄島の中程に存在する離れ磯の沖側に位置している。潮上帯はやや急峻な地形を呈しており、沖合いからの波浪の影響を受けやすいため、飛沫帯の範囲が広くなっている。地質は海岸の段丘を形成した安山岩からなっている。岩の段差の幅は約15～50cmで、表面の硬かい色凸は地点C1に比べて少ないが、岩の段差や割れ目が多くみられる。
C3	地点C1と同じ離れ磯にあるが、陸側に面しているため地点C1に比べて波浪の影響を受けにくい環境である。また、潮間帯から潮上帯にかけて平坦な部分が広がる地形を呈しており、波浪、地形の両方の要因から飛沫帯の比較的狭い。地質は地点C1と同様の岩質である。
C4	船首が漂着した場所の東側の自然岩礁に位置しており、比較的なだらかな傾斜が続いている。平坦な部分は少ないため、潮間帯の幅もやや狭い。地質は主に大山角礫岩層からなっており、全体的に表面は崩れやすく凹凸は多いが、岩の段差や割れ目などが少ない岩質である。

ウ．調査方法

⑺　調査測線の断面形状の把握

1997年調査時に、各調査地点で水面付近から飛沫帯にかけて調査測線を設置した。測線上の断面形状はメジャーとポールを用いて簡易に測量した。1998年以降は､1997年と同じ調査地点、調査測線とした。調査測線については、1997年調査時の写真を元に、同じ位置に基準のロープを設置した。また、各地点の断面形状を詳細に把握するため、1998年にトランシットを用いて測線上の測量を行った。各地点の断面形状を図1-2-1から図1-2-4に示す。

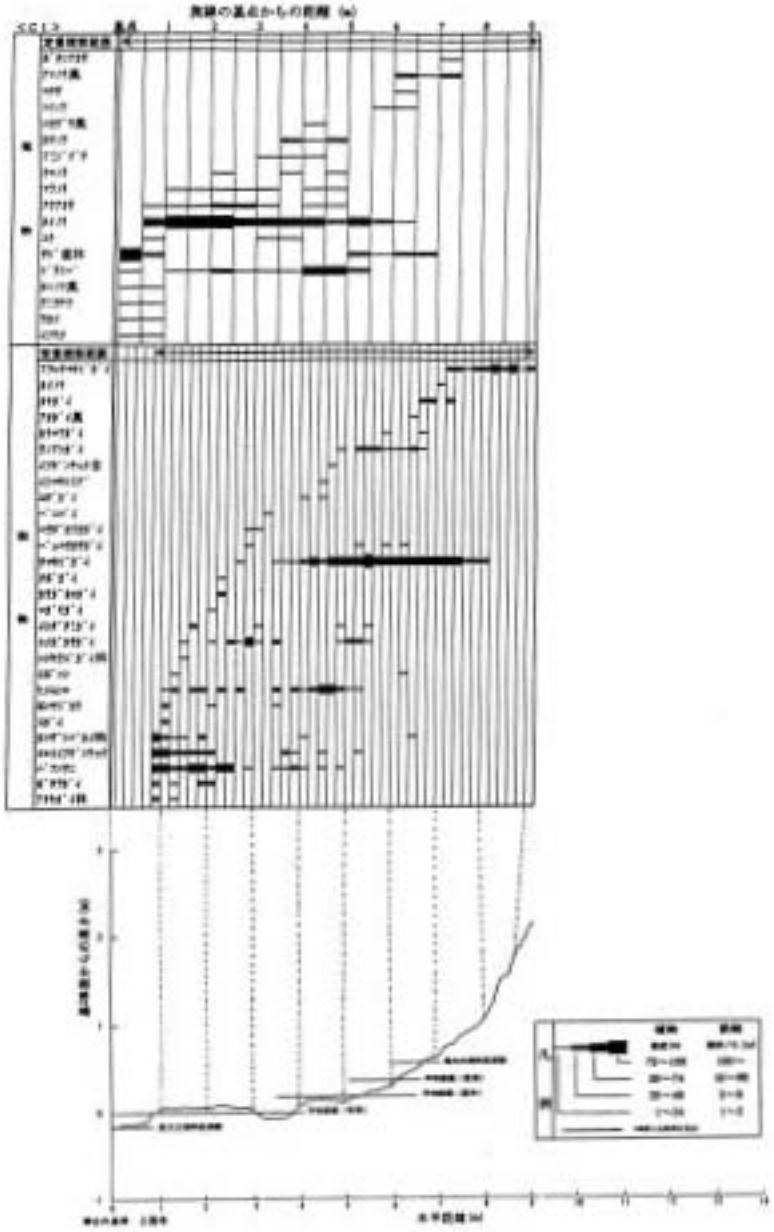


図1－2－1　生物の分布状況(C1)

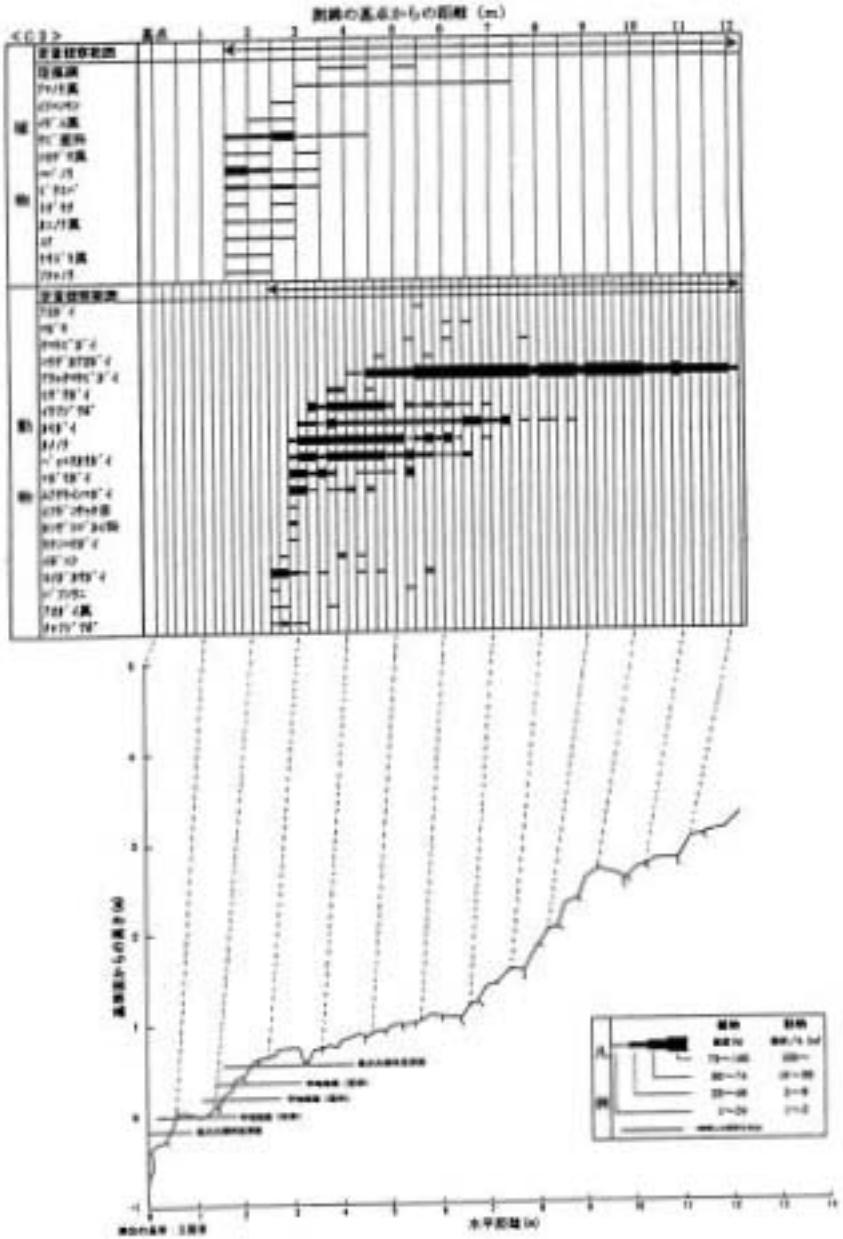


図1－2－2　生物の分布状況(C2)

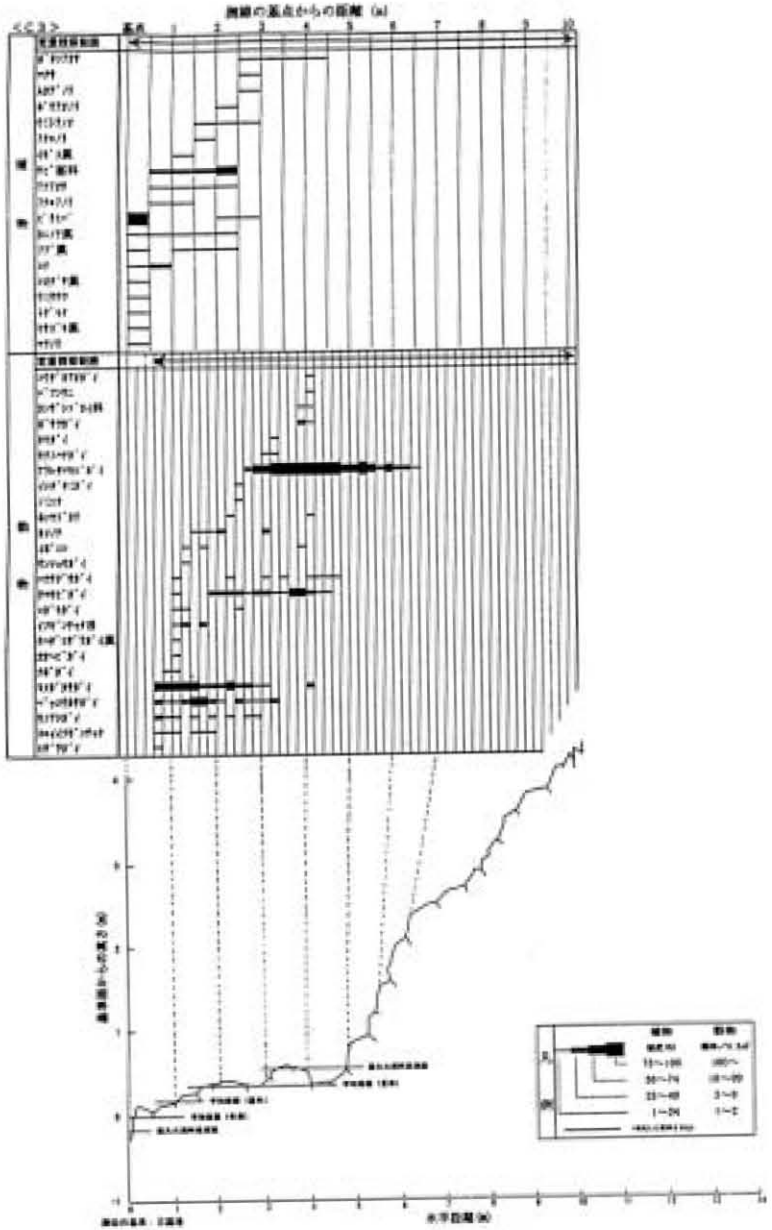


図1－2－3　生物の分布状況(C3)

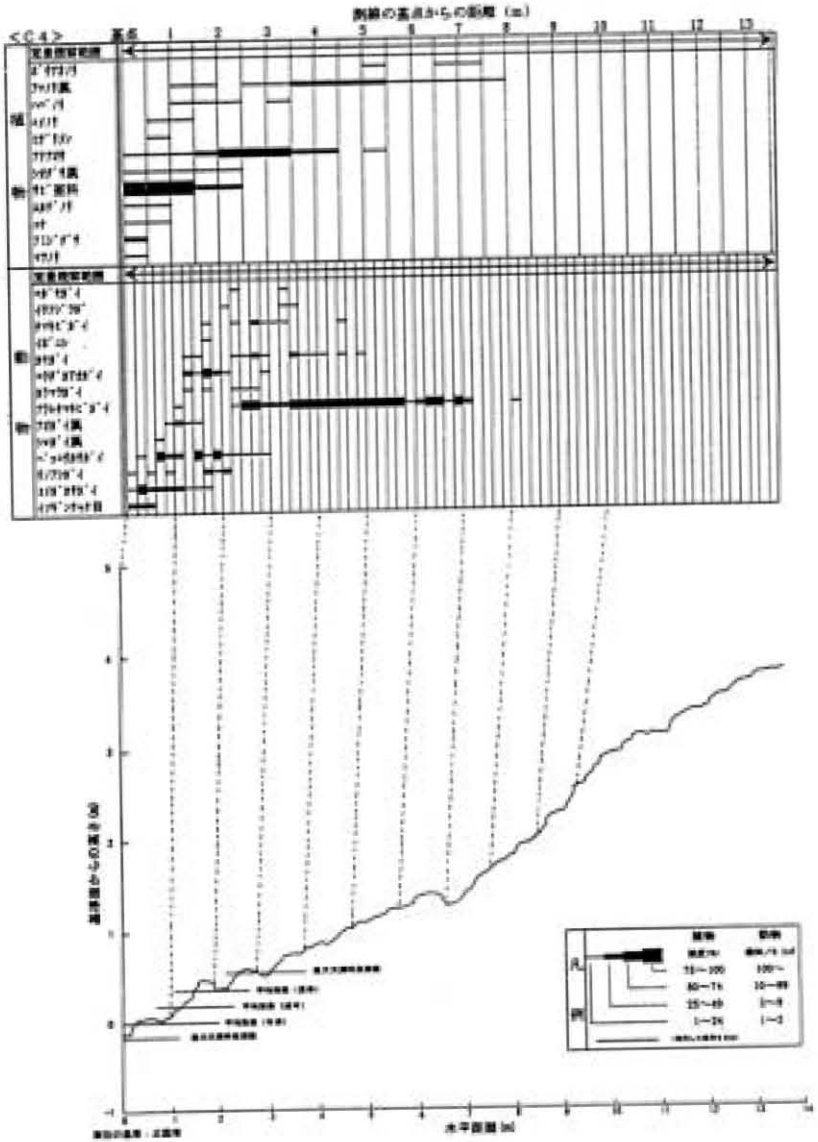


図1－2－4　生物の分布状況(C4)

(イ) 生物調査

a．生物分布調査

生物分布の経年変化を把握するために、岩礁域の潮間帯及び潮上帯に生育する海藻類及び動物を目視観察により調査した。各年の調査方法を表1-2に示す。

1997年の調査時は、植物はその地点の代表的な植生を呈していると思われる場所に方形枠（50cm×50cm）を設定し、枠内における出現種の同定及び被度の記録を行った。なお、方形枠の位置はできるだけ測線付近に置くことを原則としたが、それ以外に異なる植生がみられたときは適宜、測線からずらして観察した。動物は、地点C1では測線の左右50cm幅において目視観察を行い、測線にそって10cmごとに種別に個体数の計数を行った。地点C2、C3、C4では、調査当日の波浪の状況により予備的な調査しかできず、測線付近において出現した種について、観察された範囲及び生息頻度を記録するのみにとどまった。

1998年には植物については前年と同様の調査方法とし、方形枠の位置もできるだけ同じ位置に設定した。動物は調査方法を変更し、全地点において測線に沿って20cmごとに、種別に個体数の計数を行った。1999年には、植物については前年と同様の調査に加えて、調査測線に沿って連続に方形枠を設置し観察を行った。2000～2001年は植物は測線に沿って連続に方形枠を設置する方法による観察のみを行った。なお、動物は1998年以降2001年まで同様の方法で調査した。

b．タマキビガイ類の殻高分布

流出重油および回収作業によって生物が被害を被った場合、個体群の年齢組成に変化が生じる可能性がある。これを調べるために、地点C2、C3で優占的にみられた軟体動物のタマキビガイおよびアラレタマキビガイについて、生息密度の高い場所に方形枠を設置し、枠内の個体を採集し、ノギスを用いて殻高の測定を行った。なお、方形枠は25cm×25cmを基本とし、生息密度、地形などを考

表1－2　調査方法の概要

年	地点	調査日	調査時の潮位	方法			備考
					タマキビ類の採集位置	クロフジツボの観察地点	
1997	C1	3/16	2～4cm	<植物> 各地点で植生を代表するような箇所に方形枠を設定し、種別に被度を記録した。 <動物> C1：測線の両側50cmにおいて10cm刻みで観察し、種別に個体数を記録した。 C2, C3, C4：測線付近において、種別におおまかな出現頻度を記録した。	アラレタマキビガイ C2：L525～550cm 25×50cm² C3：L350～400cm 50×50cm² タマキビガイ C3：L100～200cm 100×100cm²	C2	地点C2, C3, C4では波浪のために動物の詳細な観察ができなかった。
	C2	3/14	0～3cm				
	C3	3/14	-2～0cm				
	C4	3/14	2～5cm				
1998	C1	3/5	-1～5cm	<植物> 1997年とできるだけ同じ位置に方形枠を設定し、種別に被度を記録した。 <動物> 測線の両側50cmにおいて20cm刻みで観察し、種別に個体数を記録した。	アラレタマキビガイ C2：L525～550cm 25×50cm² C3：L320～325cm 25×25cm²×3 タマキビガイ C3：L120～200cm 100×100cm²	C2	
	C2	3/4	5～8cm				
	C3	3/4	5～8cm				
	C4	3/4	1～9cm				
1999	C1	3/4	-10～-4cm	<植物> 1997年と同位置及び、各地点の測線に沿って連続に方形枠を設置し、種別に被度を記録した。 <動物> 測線の両側50cmにおいて20cm刻みで観察し、種別に個体数を記録した。	アラレタマキビガイ C2：L525～550cm 25×50cm² L1000～1025cm 25×25cm² C3：L360～385cm 25×25cm²×2 C4：L440～490cm 50×50cm² タマキビガイ C1：L525～550cm 25×25cm²×2 C3：L200～300cm 100×100cm²	C2	波浪のため地点C2では下部の観察ができなかった。
	C2	3/3	-11～-5cm				
	C3	3/3	-11～-4cm				
	C4	3/3	-3～8cm				
2000	C1	3/4	-11～-9cm	<植物> 測線に沿って方形枠を連続して設置し、種別に被度を記録した。 <動物> 測線の両側50cmにおいて20cm刻みで観察し、種別に個体数を記録した。	アラレタマキビガイ C2：L525～550cm 25×50cm² L1000～1025cm 25×25cm² C3：L360～385cm 50×50cm² C4：L440～490cm 50×50cm² タマキビガイ C1：L510～535cm 25×25cm²×2 C3：L200～300cm 100×100cm²	C2	波浪のため地点C2では下部の観察ができなかった。
	C2	3/3	-10～-7cm				
	C3	3/3	-7～1cm				
	C4	3/3	1～8cm				
2001	C1	3/3	3～4cm	<植物> 測線に沿って方形枠を連続して設置し、種別に被度を記録した。 <動物> 測線の両側50cmにおいて20cm刻みで観察し、種別に個体数を記録した。	アラレタマキビガイ C3：L360～385cm 25×25cm² C4：L440～490cm 50×50cm² タマキビガイ C1：L540～590cm 50×100cm² C3：L200～250cm 50×50cm²	C2	波浪のため地点C2では動物の観察及びタマキビ類の採集ができなかった。
	C2	3/4	-7～-4cm				
	C3	3/3	0～4cm				
	C4	3/3	-5～6cm				

慮して数箇所で採集し、１㎡ あたりの生息密度に換算した。

ｃ．クロフジツボの生存状況

固着性の甲殻類であるフジツボ類は斃死した後も殻板が残るために、生死判別による斃死率の測定を容易に行うことが可能である[4]。地点 C2で、クロフジツボの生存状況を目視観察により確認した。

⑶ 結果

ア．生物の出現状況

生物分布の例として2000年３月の調査で得られた結果を図1-2-1から図1-2-4に示す。生物の分布範囲は波あたりと良く対応している。例えば海藻の分布上限をみると、波あたりの弱い地点 C1、C3では基準面からの高さが0.7m以下であるのに対し、波あたりの強い地点 C2、C4では1.5m程度まで分布している。これは波あたりの強さによって飛沫帯の幅が変動することによるものである。

各地点ごとの生物の出現状況の経年変動を見るために、各年の調査結果を次のように整理した。すなわち各地点の潮間帯及び潮上帯を上部、中部、下部の３つの区間に分け、各区分での出現状況を求めた（表1-3-1～表1-3-4）。なお区間の設定は以下のとおりとした。

潮位基準面からの高さ	
上部	１m～２m
中部	0.25m～１m
下部	始点～0.25m

※潮位の基準：三国港
潮位の算出は海上保安庁発行の潮汐表に基づいた

⑺ 地点 C1

地点 C1は福井県の報告では重油の滞留が比較的少なかった場所である。植物は５ヵ年を通して下部では紅藻類のカイノリが優占してみられたが、その他の種に関してはいずれも被度25%以下の生育で、植物相は多少の変化がみられる程度であった。中部は1998年に種類数が減少したが、その後は増加した。上部では５ヵ年を通じて植物は観察されなかった。事故当年の1997年で観察されたが、その後観察されなかった種はウスバアオノリ、ハバノリ、カヤモノリ、フクロフノリの4種であり、逆に1997年には観察されなかったがその後観察された種はウミウチワ、コメノリ、ユナなどの14種があり、特にユナは1998年以降の全ての年で観察された。

動物は、下部に出現した種類数が1997年の12種から1998年には６種へ減少しているが、1999年以降は20種前後と増加した。上部では５ヵ年を通じて、タマキビガイが優占し、その上部にアラレタマキビガイが出現した。事故当年の1997年に観察されたが、その後観察されなかった種はクサイロアオガイ、ヒメコザラガイ、ケブカヒメヨコバサミの３種である。1997年および1998年には観察されなかったが、その後３年間継続して観察された種はベッコウカサガイ、カモガイ、クボガイ、ボサツガイ、ホンヤドカリ、バフンウニの５種であった。

⑴ 地点 C2

地点 C2は、重油の漂着が多く、滞留が長期にわたって続いた場所である。植物は、中部では1997年にはアマノリ属及びサビ亜科の２種が観察されたのみであった。その後は多少の変動はあるが、10種前後が観察されている。上部では2000年および2001年にアマノリ属が観察されたのみであった。ピリヒバは1997年には下部でわずかに（被度24%以下）観察されたが、1998年以降は増加し50%以上の被度を示した。

動物は中部では調査期間の４ヵ年（2001年は調査していない）を通じて出現種類数に大きな変化はなかった。1997年で観察されたが、その後観察されなかった種はレイシガイ、カラマツガイの２種である。カサガイ類のヨメガカサガイは1997年から1998年には中部・上部では観察されなかったが、その後1999年、2000年と出現した。

⑵ 地点 C3

地点 C3も重油の漂着が多かった地点である。島の陰となっており、波浪の影響が比較的弱い。植物は、下部では出現した種類数は調査期間の５ヵ年を通じてそれほど大きな増減はなかったが中部では1999年および2000年で出現種数が多かった。また、上部では５ヵ年を通じて植物は観察されなかった。事故当年の1997年に観察されたが、その後観察されなかった種はハバノリ、カヤモノリの２種である。調査の全期間で出現し、相対的に高い被度（25～49%）を示したのは、サビ亜科、ピリヒバ、フクロノリの３種であった。

動物は、中部を中心として出現種類数の増加が

表１－３－１　生物の出現状況（植物、C1、C2）

表１－３－２　生物の出現状況（植物、C3、C4）

表１－３－３　生物の出現状況（動物、C1、C2）

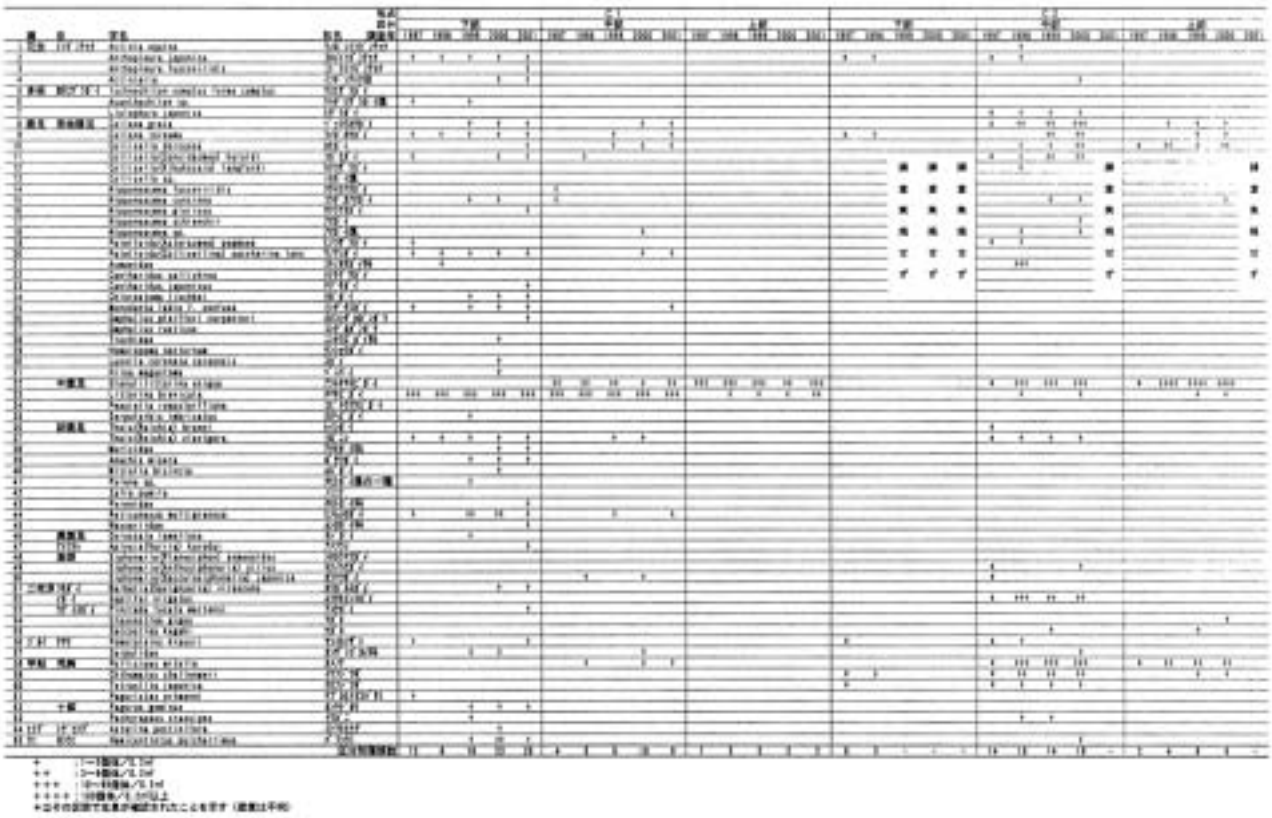
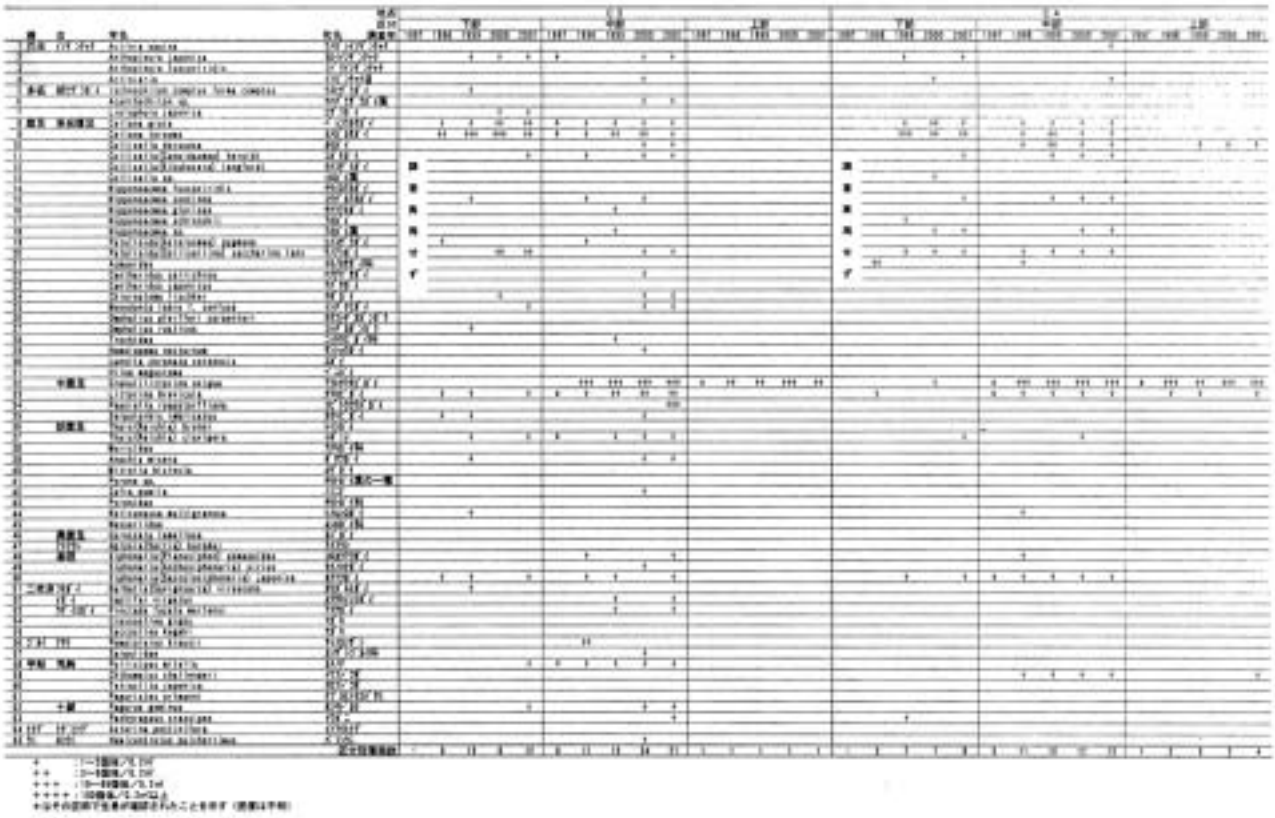


表１－３－４　生物の出現状況（動物、C3、C4）



みられた。また、上部で観察された種は５ヵ年を通じてアラレタマキビガイのみであった。1997年でのみ観察された種はない。カサガイ類（ヨメガカサガイ、ベッコウカサガイ）が1999年以降経年的に増加している。

㈡　地点 C4

地点 C4も地点 C2同様に重油の漂着が多く、滞留が長期にわたって続いたと考えられる場所である。植物は、下部において出現種類数の増加傾向がみられたが、1997年に高い被度を示していたシオグサ属はその後、生育量が減少した。また、サビ亜科は1999年以降生育量が増加した。中部、上部では1999年に出現種類数が多くなったが、その後は変動が大きかった。事故当年の1997年に観察されたが、その後観察されなかった種はヒラアオノリ、カヤモノリ、フシツナギ、藍藻綱の４種である。1997年には観察されなかったが、その後、継続して観察された種としてユナがあげられる。

動物は、中部で1998年以降、下部では1999年以降に出現種類数が多くなっていた。1997年には出現せず、1998年以降毎年確認されている種にはベッコウカサガイ、ヨメガカサガイ、カモガイ、ウノアシガイ、イワフジツボの６種があげられる。

上記のように、植物、動物とも1997年には観察されなかったが、その後観察されるようになった種が多くあった。比較的データが揃っている潮上帯中部での植物および動物の出現種類数の年変動を図1-3-1、図1-3-2に示す。1997年および1998年

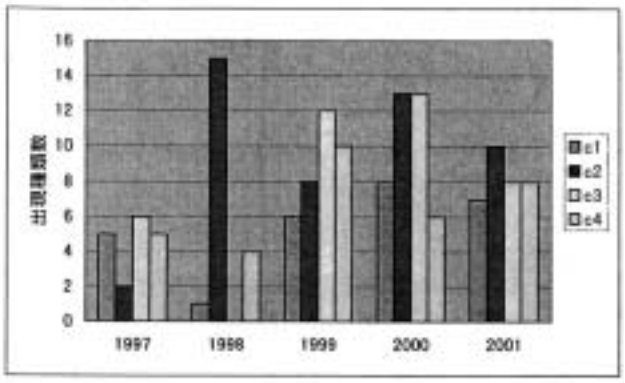


図１－３－１　出現種類数の経年変化（植物）

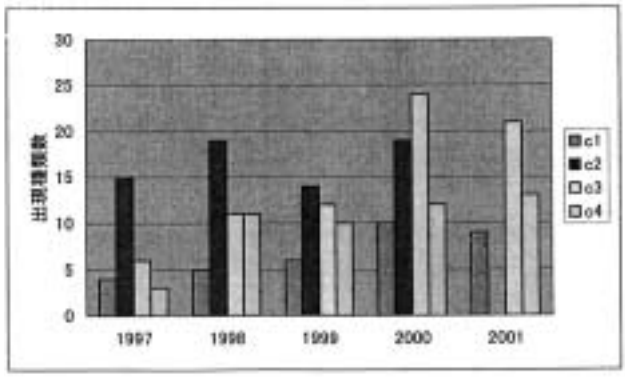


図１－３－２　出現種類数の経年変化（動物）

には出現種類数が少なく、1999年から2001年では出現種類数は増加して、ほぼ一定の値となる傾向が見られる。1997年は始めての観察であり、調査精度に問題があった可能性や、調査当日の海況条件が厳しかったことにより、観察された種数が少なかったことも考えられるが、出現種類数が少ない傾向は1998年にもみられることから、これらの図は重油の漂着による直接的な影響や、その後の人為的な除去作業により岩礁が裸地化した影響を表していると考えることができる。なお地点 C2に関しては全体的な傾向とはやや異なっている。植物の出現種類数は1997年の２種から1998年には15種と大きく増加した。また動物の出現個体数には一定の傾向は見られない。これは C2が波浪の影響をもっとも強く受ける地点であり、事故の影響から速やかに回復したことを示唆している可能性があるが、データが少なく断定することはできない。

イ．代表的な種の出現状況

５ヵ年を通じて出現した種で代表的なものに、植物ではアマノリ属、ピリヒバ、サビ亜科、動物ではタマキビガイ、アラレタマキビガイ、ヨメガカサガイ、ベッコウカサガイがあげられる。ここでは上記の７種について出現状況の経年変化を図1-4-1～図1-4-3にまとめ、特に重油の影響と思われるものを中心にその傾向を考察した。

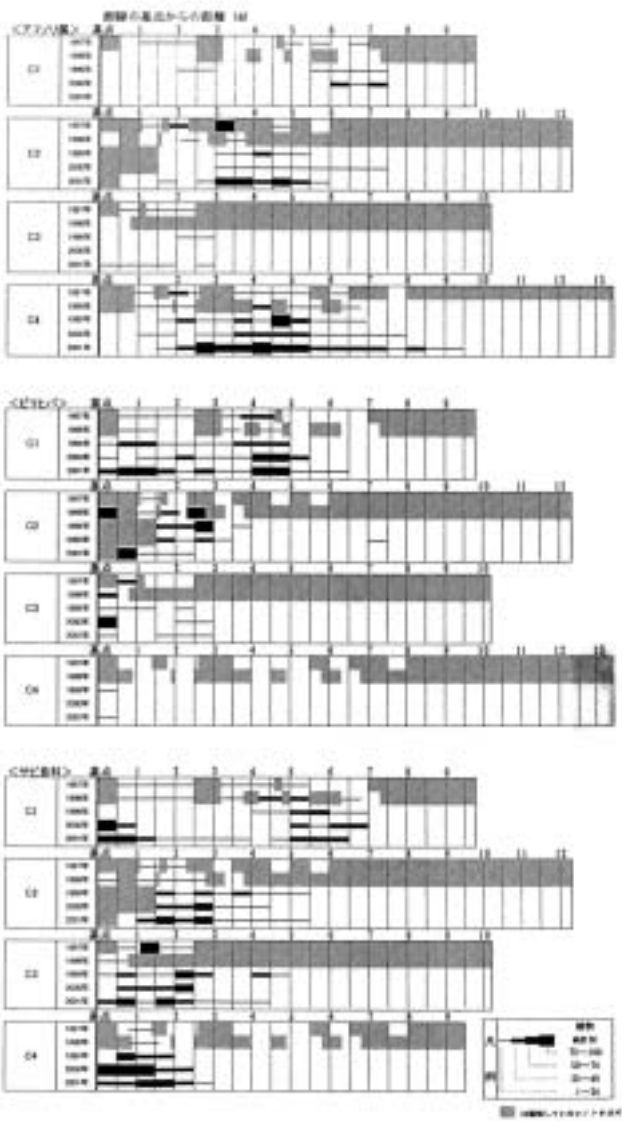


図１－４－１　代表的な種の出現状況
（アマノリ属、ピリヒバ、サビ亜科）

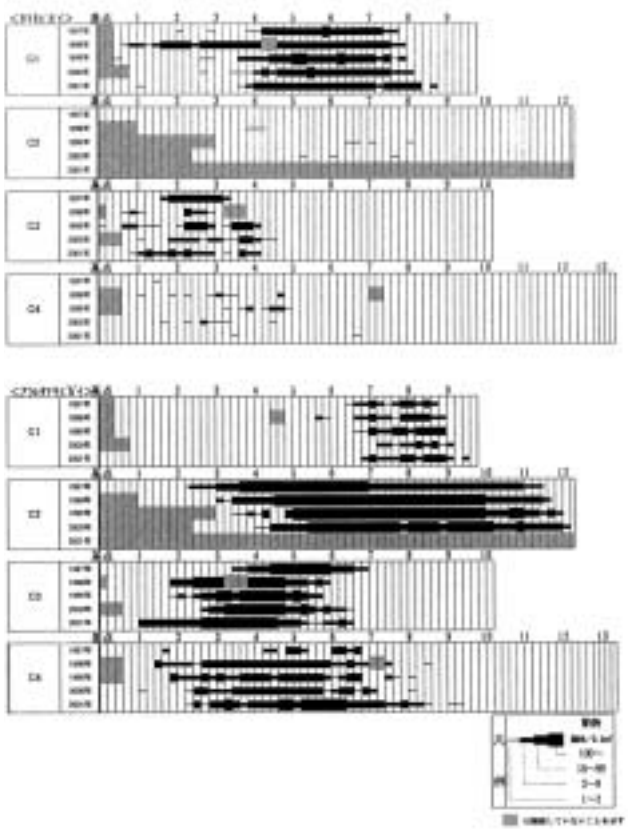


図１－４－２　代表的な種の出現状況
（タマキビガイ、アラレタマキビガイ）

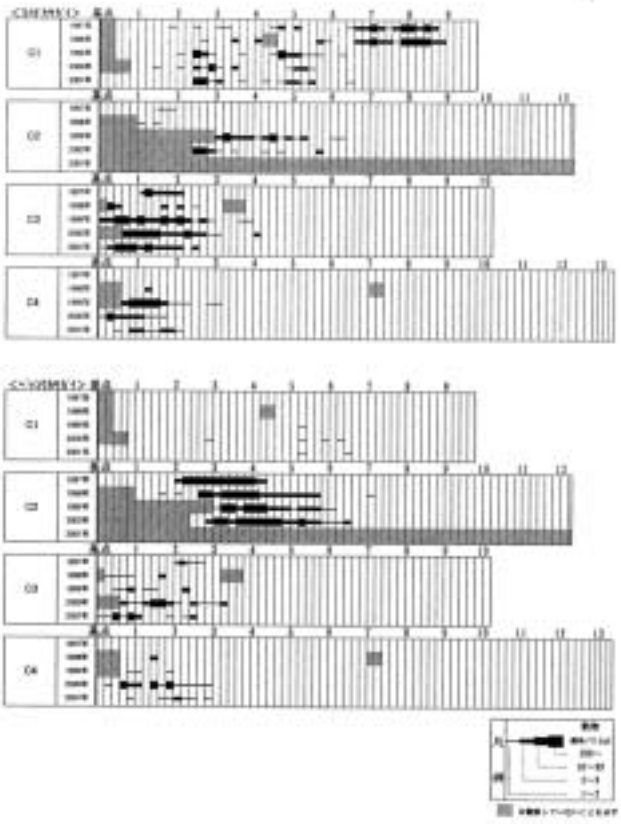


図１－４－３　代表的な種の出現状況
（ヨメガカサガイ、ベッコウカサガイ）

㈠　アマノリ属

各地点とも、事故の翌年にあたる1998年では、生育量が減少する傾向を示した。1999年以降では、地点 C1及び地点 C3は生育量が少ないながらも、わずかな増加がみられた。地点 C2、C4は生育量に顕著な増加がみられた。

㈡　ピリヒバ

地点 C1では分布範囲に大きな変化はみられなかったが、1999年から生育量に増加がみられた。地点 C2では1997年に比べ、1998年以降多少の変動はあるが、生育量、分布範囲とも増加傾向にあった。地点 C4では５ヵ年を通じて生育量が少ないか、または生育がみられなかった。

㈢　サビ亜科

各地点とも事故の翌年の1998年まで、白化を伴う生育量の減少がみられたが、その後は概ね分布範囲が拡大し、生育量も増加していた。

㈣　タマキビガイ

地点 C1、C3では5ヵ年を通じて高い密度での生息が確認され、このうち地点 C1では1998年のみ平均海面付近（測線の基点から４m付近）の低い位置に高密度の生育がみられた。これはこの年の中、下部において他の出現種が少なかったことと関係していると思われる。地点 C2では1997年には確認されていなかったが、1998年以降は生息量は少ないながら認められるようになった。地点 C4では５ヵ年を通して生息量が少く、特に1997年で顕著であったが、その後やや生育量が増加した。

㈤　アラレタマキビガイ

アラレタマキビガイは全地点とも５ヵ年を通じて出現し、その鉛直分布の中心はタマキビガイより上にあることが観察された。地点 C1、C2では、生息量、分布範囲とも５ヵ年を通じて大きな変化はみらなかった。地点 C3では、1997年にはそれ以降の年に比べて高い位置に分布している傾向を示していた。地点 C4では1998年以降は測線の2m から７m付近にかけて、連続して高い密度で生息していたのに対し、1997年は測線の２mから４m付近の間で生息がみられなかった。

㈥　ヨメガカサガイ

地点 C1では分布の中心に変動があるものの、各年とも比較的広範囲にかけて高い密度で観察された。地点 C2、C4では1999年以降に比べ初めの２年は分布範囲が狭く、密度も低い傾向があった。

㈦　ベッコウカサガイ

地点 C1では初めの２年は観察されておらず1999年以降になってわずかに観察されるようになったが、遮蔽的な環境であるこの地点は本来生息量は多くないものと考えられる。地点 C2では全年を通じて広い範囲で高密度の生息がみられた。地点 C3では1997年には測線の２m付近のみに観察されたが、1998年以降は測線の基点付近から２m付近までの範囲にかけて分布するようになっていた。地点 C4では1997年には本種は観察されなかったが1998年以降は観察されるようになり、その分布範囲、生息量も増加傾向がみられた。

ウ．タマキビガイ類における殻高組成の経年変化

タマキビガイ類は沿岸の岩礁域の潮間帯から潮上帯で普通にみられる巻貝であり、本調査の各地点ではアラレタマキビガイ及びタマキビガイの２種が確認された。今回の事故がタマキビガイ類に影響を及ぼした場合、タマキビガイ類の再生産を阻害してそれぞれの個体群の構成に変化が生じることが考えられる。すなわち、それは年齢（殻高）組成の変化として表れると考えることができる。なお、タマキビガイ類は季節的に垂直移動を行うが、本調査は毎年同時期に行っていることから、移動による影響は少ないものと考えた。

タマキビガイ類の生息密度が特に高かった地点 C2及び C3における殻高組成の経年変化を図1-5-1、図1-5-2に示す。地点 C2のアラレタマキビガイでは、1997年に殻高６㎜ 以上の大型個体の割合が大きいことがみられるが、1998年にはモードが４～５㎜ と小型化し、その後、殻高組成に大きな変化はみられなかった。地点 C3のアラレタマキビガイでは、1997年、1998年には殻高組成に顕著なモードがみられなかったが、1999年以降では殻高４㎜ ～７㎜ にかけて明らかなモードが確認された。地点 C3のタマキビガイでは、殻高組成は年によってばらつきがみられたが、概して殻高10㎜～15㎜ 前後にモードがみられた。また1999年には殻高４～５㎜、2001年には３～４㎜ の小型群が認められた。これが1999年になって重油流出の加入への影響が無くなったことを示すのか、あるいは他の要因によるものなのかは明らかではない。

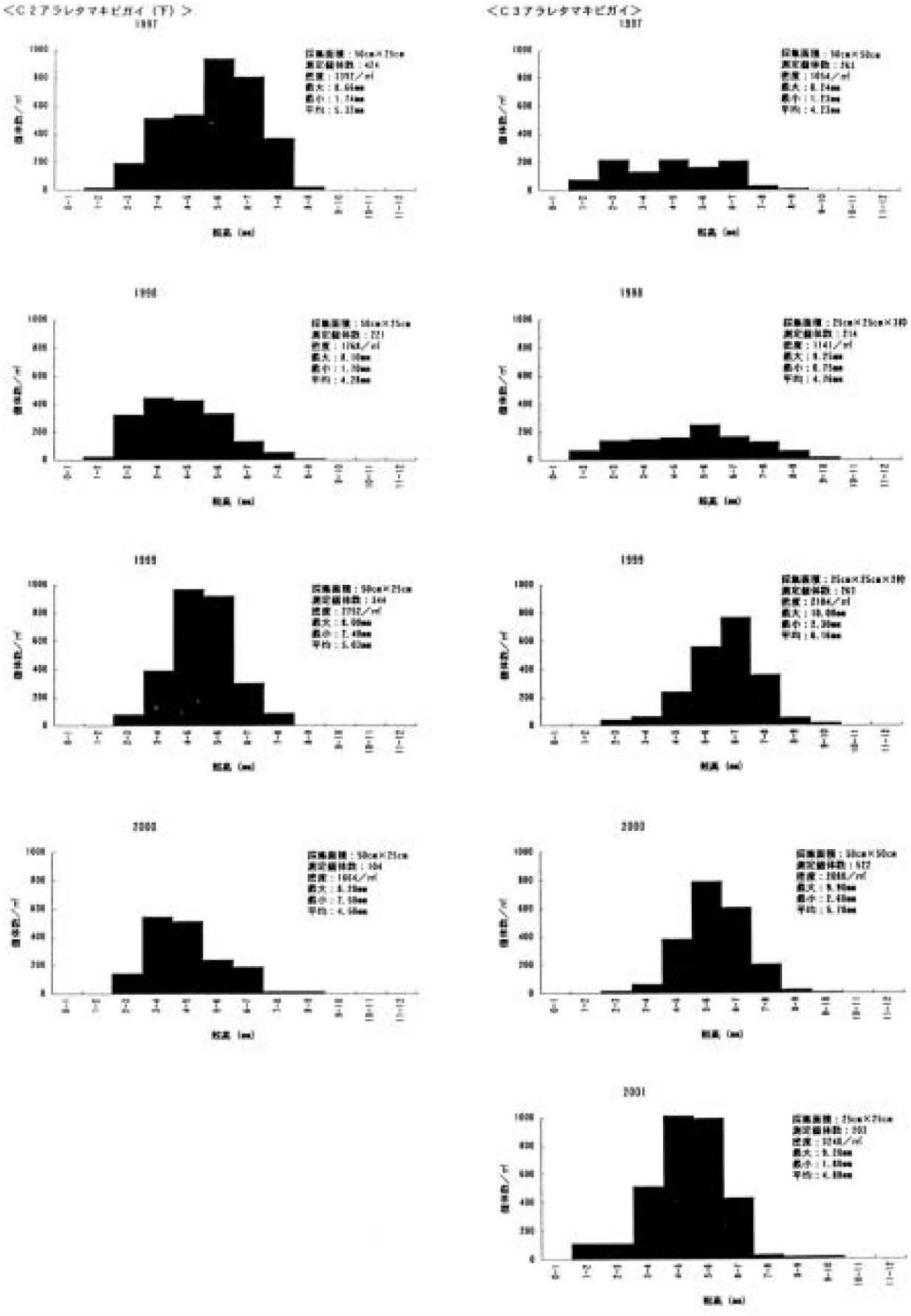


図1－5－1　タマキビガイ類の殻高組成（アラレタマキビガイ）

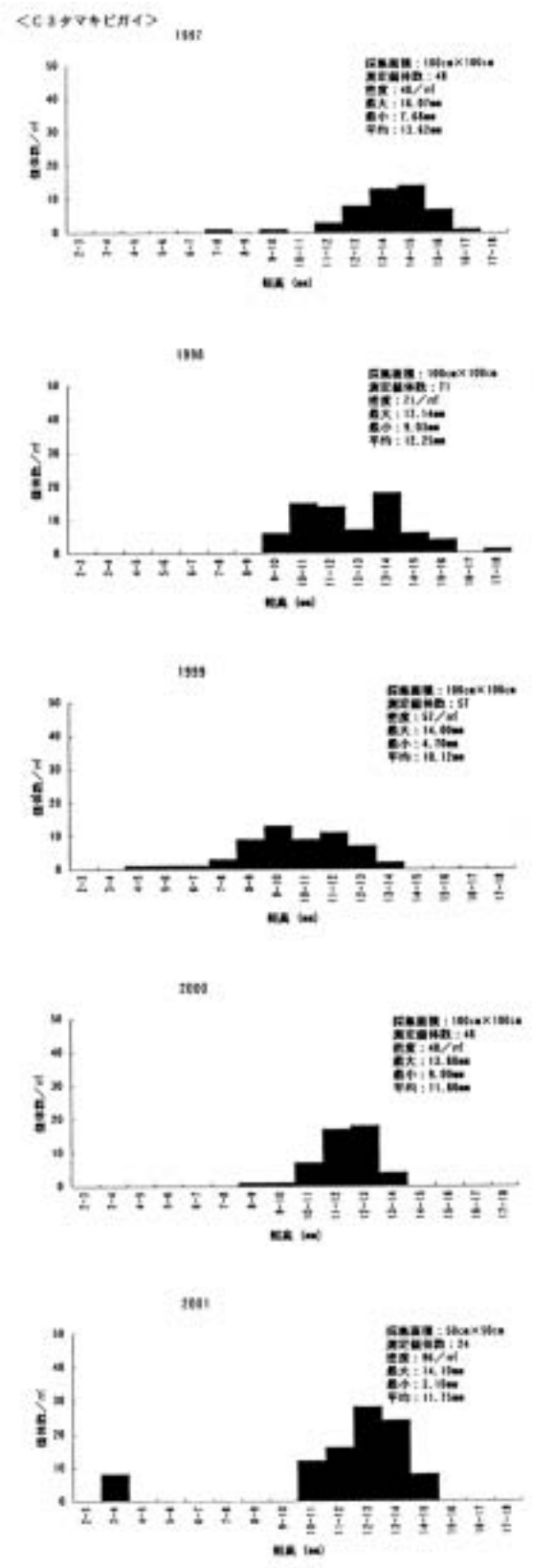
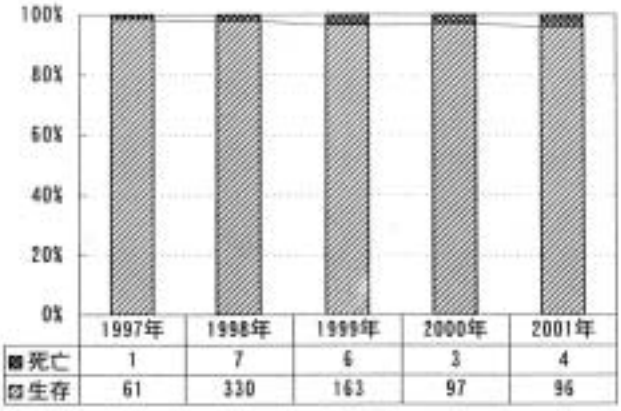


図１－５－２　タマキビガイ類の殻高組成（タマキビガイ）

以上の結果をまとめると、タマキビガイ類の殻高組成に1997年の重油流出の影響と見られる明らかな変化は確認できず、事故が再生産や加入に影響を与えたかどうかは本調査からは明らかにできなかった。

エ．クロフジツボの生存率

自然環境下におけるクロフジツボの死亡には干出時間と温度及び捕食種、付着場をめぐる競争種などが原因としてあげられる。本調査域ではクロフジツボの代表的な捕食者であるイボニシやレイシガイ、競争種であるイガイ類などが少なかったことから、斃死に対する主な自然要因としては干出時間と温度があげられる。しかしそれらの条件の年による差は大きくないと思われるため、斃死率の変動により、事故の影響を考えることができる。図1-6にクロフジツボの生存率の経年変化を示した。いずれの年も生存率は高い値を保っており、事故の影響による斃死現象はみられなかった。



	1997年	1998年	1999年	2000年	2001年
死亡	1	7	6	3	4
生存	61	330	163	97	96

図１－６　クロフジツボの生存率

⑷　**考察**

ア．重油流出の影響評価の考え方

重油流出および滞留が、沿岸岩礁生態系に及ぼす影響の概念図を図1-7に示す。岩礁域の生物群集はマクロ・ミクロな地形や地質、また風・波浪等の気象・海象条件、さらには生物間の相互作用に影響されており、季節変動・年変動が大きい。地形・地質についていえば、岩礁海岸といってもレキ浜、岩礁などの底質があり、地形的には風や波が強く当たる開放性海岸とその陰の保護海岸、

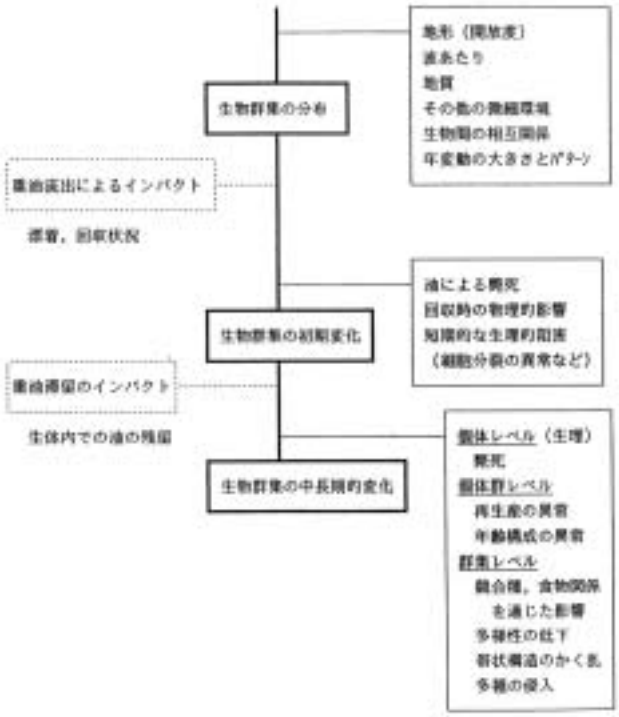


図１－７　重油流出が潮間帯・潮上帯生物群集に与える中・長期的影響の概念図

さらに入り江や湾のような包囲海岸に分類される。また同じ海岸でも海浜域におけるある場所の波浪の強さというものは、その地域の海象・気象並びに地形上の諸特性－それにはマクロなものもあればミクロなものもある－を総合的に反映した極めて複雑なものである。従って重油流出の影響評価の際には、この複雑性および自然変動が大きいことを念頭に置いて考察する必要がある。

この様な場に生じた重油の漂着・滞留が生態系に及ぼす影響は大きく２つの段階に分けて考えることができる。第１段階は重油に覆われる事による直接的な斃死や、生理障害による短期的（数ヶ月程度）なものである。中原[5]は三国町のいくつかの海岸で事故直後から継続して観察を行い、ピリヒバが死亡し抜け落ちた場所を確認している。また矢島[6]は地形的に重油が吹き溜まりやすく油の回収が遅れていた遮蔽浜で、３月にオニアマノリの細胞を検鏡したところ、体細胞と同時に生殖細胞の死亡が見られたこと、この時、波に洗われている遮蔽浜では油の付着はみられず、アマノリは繁茂していたことを報告している。第２段階としては本研究で主題としている中・長期的変化があげられる。その要因としてまず重油滞留が長期にわたった場合が考えられる。三国町では２月に重油回収作業はほぼ終了した。しかし福井県水産試験場の調査によると、もっとも汚染の激しかった安島を中心とした地域では、ほぼ１年後の1997年12月の時点でも重油残留レベル２（よく見ると海岸に斑状に油の付着が認められる）からレベル３（海岸に油の付着がはっきり認められる）であった。その後1998年３月の調査では、冬季に波によって洗われた事などにより、重油残留レベル１（海岸には油の付着が認められないが、少し掘ると油の浸出が認められる）からレベル２にまで回復していたものの、飛沫帯近くの消波ブロック上では、依然としてレベル３の状態にあった。安島から少し離れた梶や東尋坊では、1997年12月の調査以来、重油の残留はみられなくなった。水質については1997年２月から1998年10月にかけて安島周辺では重油含有成分であるベンゼン及びニッケルは検出されなかった。また本プロジェクトの中で小山[8]は三国町地先のサザエ（1997年～2000年）、ムラサキインコ、カメノテ、ベッコウザラガイ、ヨメガカサガイ（1998年～2000年）中の PAHs 濃度の測定を行った。そしてサザエの中腸腺中の PAHs 濃度は事故後約２ヶ月で平常値まで低下したこと、またサザエ以外では1998年以降重油流出の影響を示すような濃度の経年的変化は認められなかったことを報告している。これらの情報を総合すると、約１年後には岩の表面やくぼみに重油の痕跡は認められていたが、水質への影響および生物体内への蓄積は認められず、滞留した重油が溶出することによって岩礁域の生物に生理的な障害を与えていた可能性は小さいと考えられる。従って今回の調査は、生態系が重油流出事故によって直接的・短期的に被害を被り、その初期のインパクトの影響が中・長期的にどのように継続するかを調べたものと考えることができる。以下に本調査で得られた結果について考察する。

イ．波浪の強さから見た調査地点の特徴

波浪の強さと対応して調査地点における生物分布には明瞭な特徴が見られた。タマキビガイ類のうち波浪が強い露出浜の代表種であるアラレタマキビガイと遮蔽浜を代表するタマキビガイ[7]の相

対的な分布（図1-4-2）はC2でアラレタマキビガイが優占し、C1でアラレタマキビガイが優占していた。この地方の冬季における風向および波向の卓越方向はNNWであり、C1は地形的に雄島によって波が遮られ波浪が弱い。一方、C2はこの方向の波を直接受ける地点であり、目視観察によればもっとも波浪の強い地点であった。タマキビガイ類の分布はC1、C2両地点の波浪の特性と良く対応しており、調査地点の生物分布は基本的に波浪条件によって規定されているものと考えられる。カサガイ類の分布も同様で、どちらかといえば遮蔽浜に多く棲息するヨメガカサガイと露出浜に卓越するベッコウカサガイ[6]の分布（図1-4-3）は波浪条件と良く対応していた。今回の調査地点は遮蔽浜（C1）、露出浜（C2）およびその中間的な性格を持った海岸（C3、C4）に分類することができる。

ウ．生物群集の中・長期的変化

事故当年の1997年および1998年にかけては植物、動物とも出現種類数が少ない傾向がみられた。1999年以降は各地点とも出現種類数や生物量が増加、安定化した。このことから岩礁生態系が、重油流出事故により直接的、短期的に大きなインパクトを受け、地点によってはその影響が２年程度表れた後、回復に向かっていると考えられた。また重油流出の影響をモニタリングするための指標種として、ピリヒバ、サビ亜科、カサガイ類が適当であると考えられた。これらの種は多くの地点で、1997年、1998年には分布範囲、分布量とも少なくなり、その後、回復傾向を示した。これらの種は他の研究者[3)4)5)]が、事故直後からの継続的な観察によって、被害を受けたと報告しているものと概ね一致していた。

重油漂着やその後の滞留が個体レベルで生物に与える影響を知るために調査したクロフジツボの調査結果では、事故直後から５年間斃死個体はほとんどみられなかった。また、対象海岸でもっとも卓越していたタマキビガイ類について、重油流出が再生産や加入に及ぼす影響を調べるために、殻高組成の経年変動を調査したが、自然状態での変動と事故の影響を分離することができず、明確な結論は得られなかった。

本調査結果で見る限り、今回の事故による重油漂着および回収作業は、三国町沿岸の岩礁生態系に影響を及ぼしたが、その後の重油滞留の影響は小さく、生態系への影響は１～２年間にとどまり、その後回復に向かったものと思われる。これは、事故の起こった日本海では潮汐差が非常に小さく、重油の影響が及んだ潮間帯の範囲が狭かったこと、また迅速な回収作業や冬季の時化により残留重油の消失が促進されたことなどによると考えられる。

⑸ 今後の問題点

岩礁生態系の複雑性および変動の大きさのために、いくつかの調査では重油流出事故の影響と自然変動を分離することが困難であった。今後、沿岸岩礁域における突発事故に関して影響評価を行うためには、岩礁海岸をいくつかに類型化し、それぞれについての長期間の調査から、生態系の変動の大きさや、変動の機構を明らかにしていくことが必要である。

⑹ 文献

１）水産庁日本海区水産研究所、水産庁中央水産研究所、環境庁水質保全局、環境庁環境保険部（1997）：ナホトカ号重油流出事故に伴う浅海域への環境評価に関する緊急調査報告書、平成８年度環境基本計画推進調査費（緊急分・後期）、1-58

２）水産庁日本海区水産研究所（1998）：ナホトカ号重油流出事故に伴う浅海域への環境評価に関する緊急調査報告書、平成９年度環境基本計画推進調査費（緊急分・前期）、 1-52

３）福井県環境保全技術対策プロジェクトチーム（1999）：ロシアタンカー油流出事故に係る環境影響調査報告書、80-125

４）小坂昌也・石橋　公（1979）：清水港におけるクロフジツボの産卵・付着・成長・生き残り、東海大学紀要海洋学部、12、191-207

５）中原紘之（1998）：海辺の生物への影響－重油汚染・明日のために「ナホトカ」は日本を変えられるか、海洋工学研究所出版部、200-222

６）矢島孝昭（1997）：重油漂着と潮間帯生物、月刊海洋、vol. 29、no. 10、623-627

７）西村三郎（1972）：海洋における生物群集の構

造・分布・維持、生態学研究シリーズ、海の生態学、沼田真監修、時岡隆・原田英司・西村三郎共著、築地書館、188-279
8）小山次朗・池田久美子（2001）：体内残留油成分、環境庁国立機関公害防止等試験研究費、流出油が沿岸・沖合生態系に及ぼす中・長期的影響の解明に関する研究、平成11年度環境保全集、 23−9-12、(印刷中)

（日本海区水産研究所・杜多　哲）

2．沖合域生態系に及ぼす中・長期的影響

⑴　研究目的

ナホトカ号の本体沈没地点である沖合域では重油汚染による海洋生態系への影響が懸念されるため、食物連鎖の基盤となる動・植物プランクトンの現存量及び種組成の変化をモニタリングするとともに、海水及びプランクトンの油成分を分析し、生物体内への蓄積程度を把握する。８～12年度のデータを比較・解析することにより、流出重油による沖合域生態系に及ぼす中・長期的影響を明らかにし、その影響を評価するための手法を提案する。

⑵　研究方法

1999年５月29日～６月７日、及び2000年６月13～20日の期間中、水産庁用船「くろさき」により、タンカー本体沈没地点（Stn．S1）及びその隣接水域（Stn．S2～ S5）並びに隠岐北海域（OK）、若狭湾（W）、三国町沿岸（M、タンカー船首漂着海域）、能登半島北岸（N）、富山湾（T）及び舞鶴海洋気象台の海洋汚染バックグラウンド（PM１～６）における広域調査（図2-1-1、合計31定点）を実施した。また、1997年２月７～24日[1)]に日本海区水産研究所調査船「みずほ丸」により、1997年５月27日～８月５日[2)]に用船「第38歓喜丸」により実施した調査定点を図2-1-2に、1998年６月１～10日[3)]に用船「くろさき」により実施した調査定点を図2-1-3に示した。舞鶴海洋気象台による海洋汚染バックグラウンド観測線(PM 線)を図2-2に示した。

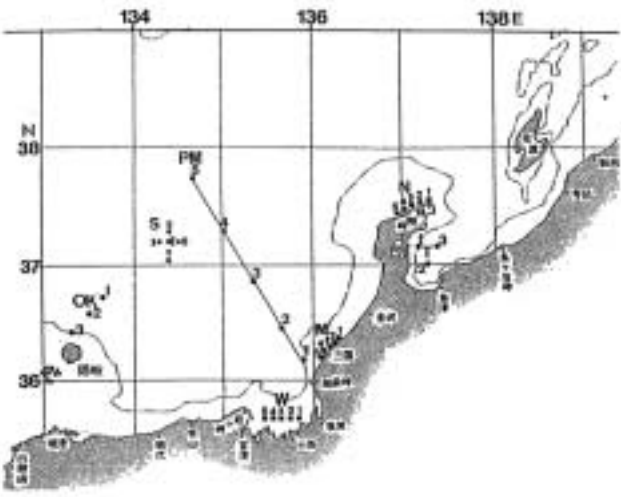


図２-１-１　1999年及び2000年「くろさき」による調査定点図

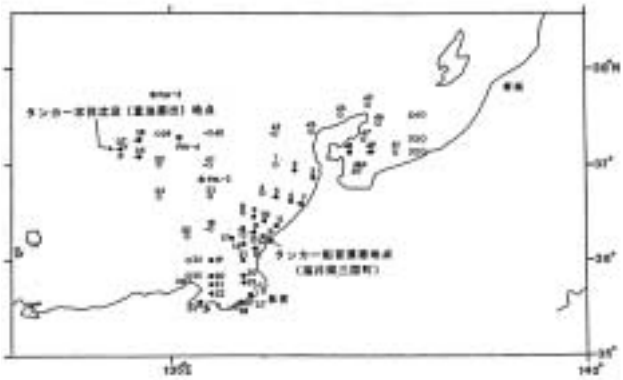


図２-１-２　1997年「みずほ丸」「第 38 歓喜丸」による調査定点図

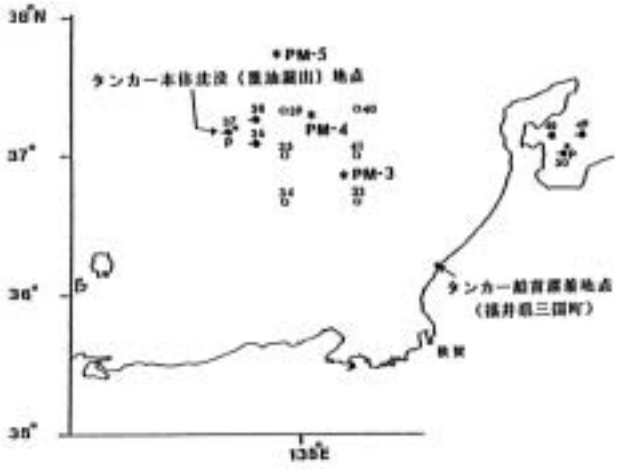


図２-１-３　1998年「くろさき」による調査定点図

ア．海洋環境調査

全定点の海面において水温・塩分測定のためのバケツ採水を行った。塩分濃度は試水を実験室に持ち帰り、サリノメータ（ギルドライン社製オートサル）を用いて測定した。水深200mまでの水温・塩分の鉛直分布を、メモリーSTD（アレック電子製、AST1000-PK）を用いて調べた。

イ．プランクトン調査

植物プランクトンの現存量（クロロフィルa量：μg/l）、細胞数及び種組成からみた水平分布特性を調べるため、全定点の海面においてバケツ採水（クロロフィルa量測定用：250ml、種査定・細胞数計数用：500ml）を行った。また、種組成・クロロフィルa量の鉛直分布を調べるため、沈没海域、PM線、OK線及びT線では、ニスキン採水器（容量：12l）を用いて、10、30、50、75、100、125及び150m深から採水を行った。

動物プランクトンの現存量（湿重量：mg/㎥）、個体数及び種組成からみた水平分布特性を調べるため、昼間に改良型ノルパックネット（口径：45㎝、網目：0.35㎜）を用いて150m深から海面までの鉛直曳採集を行った。

採集後、植物プランクトン試料のうち、500ml海水は2％グルタールアルデヒド海水により、動物プランクトン試料は5％中性ホルマリン海水により直ちに船上で固定した。クロロフィルa濃度の測定は、船上で試水250mlを濾過した後、濾紙（ワットマンGF/F）を凍結保存し、それらをN、Nジメチルホルムアミド抽出による蛍光法で分析した。

ウ．油分調査

㈠　海水

海水の油分濃度の水平分布特性を調べるため、改良型ノルパックネット採集定点において海面からバケツを用いて採取した海水2lをガラス瓶に収納し、塩酸2mlを注入した後、遮光保存した。また、沈没地点では油分濃度の鉛直分布を調べるため、ニスキン採水器を用いて、0、5、10、15、20、30、40、50、60、70、80、90、100、200、300、400及び500m深から採水（2l）を行った。油分濃度は実験室に持ち帰った試水をクリセンを標準物質として、IGOSS法[4]により測定した。

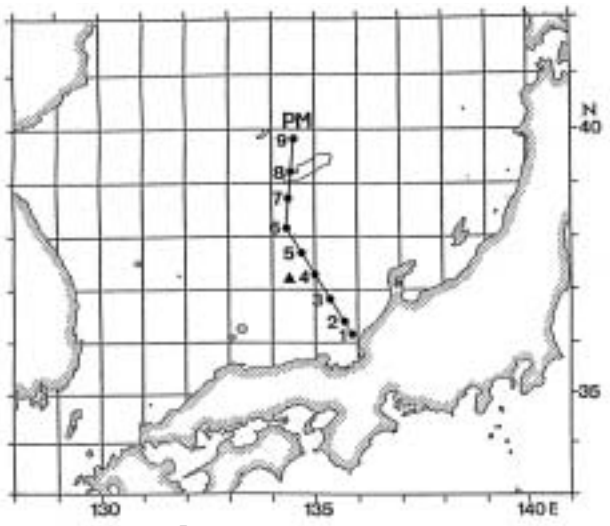
㈡　生物体

植物・動物プランクトン体内の油成分を調べるため、沈没地点において稚魚ネット（網目：0.10㎜）を用いて15分間の表面水平曳を行い試料を得た。採集したプランクトン試料は採集後直ちに、目合い3㎜と0.335㎜のネットサイズ分画を行い、サイズが0.100～0.335㎜、0.335～3.0㎜、3.0㎜以上の試料、それぞれ湿重量で約12～13gを得た。また、オキアミ試料は「みずほ丸」調査航海中（平成12年4月14、19、20日）に青森～秋田沖合海域において、「俊鷹丸」調査航海中（平成12年4月20日）に沈没地点北方海域において表層トロールネット採集により得た。これらの試料は船上で直ちに冷凍保存（-20℃）した。油成分（多環芳香族炭化水素）は、実験室に持ち帰った試料をアルカリ分解した後、ヘキサン抽出、シリカゲルカラムによるクリンアップ及び濃縮を行った後、GC-MSで分析した。

エ．直接検鏡による動物プランクトン体内の油粒観察

㈠　1994～1999年の日本海PM線

ナホトカ号重油流出事故の前後3年間（1994～1999年）における舞鶴海洋気象台による海洋汚染バックグランド観測線・PM線上の9測点（図2-2）において、150m深からノルパックネット（口径：45㎝、目合：0.33㎜）によって鉛直採集された標



▲：「ナホトカ号」の沈没地点

図2－2　舞鶴海洋気象台による海洋汚染バックグラウンド観測船（PM線）

本を用いて、油粒を保有するヤムシ類個体の出現状況を実体顕微鏡下で計数した。

⑷ 1997年２月と５～６月の沈没海域及び若狭湾～越前沿岸海域

ナホトカ号重油流出事故の発生後の１ヶ月と５ヶ月経過した２月と５～６月の沈没点海域を含む若狭湾～富山湾沖海域（図2-1-2）におけるネット採集の結果をW海域（若狭湾､10点）とE海域（越前沿岸､14～15点）に分けて比較した。標本の採集と計数の方法は前述の通りであった。

⑶ **結果**

ア．海洋環境調査

1997～2000年の間、定期的に観測を行った６月では、タンカー沈没水域の海面水温は17.2～21.1℃、塩分濃度は34.04～34.54PSUを示し、沿岸海域や湾内に比べて低温高塩分水が観測される傾向がみられた。水温・塩分の鉛直変動について2000年６月の分布を図2-3に示した。沈没水域（Stn. S1～S5）やPM4、PM5など比較的沖合の定点において､50mより浅い層に水温躍層が観察された。なお、この鉛直分布は毎年６月ではほぼ同じ傾向を示した。

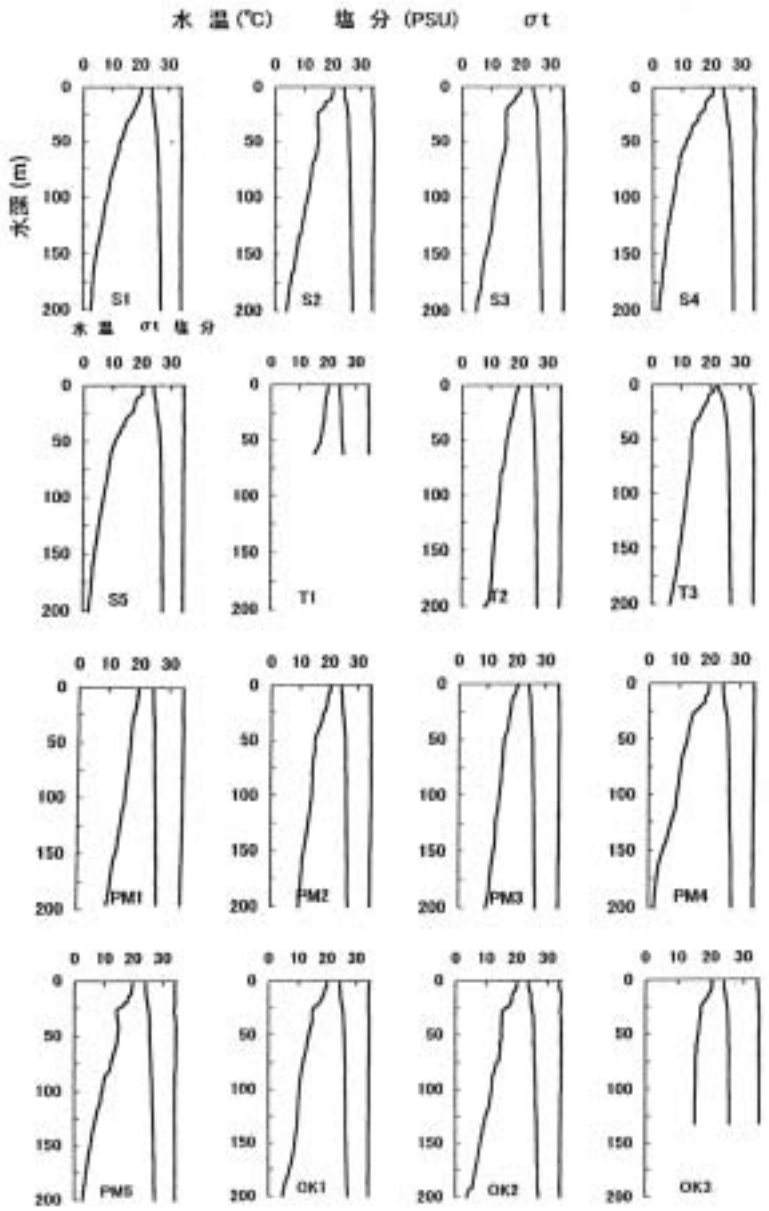


図２－３ タンカー沈没海域、富山湾、PMラインおよび隠岐北海域定点における水温、塩分、σtの鉛直分布

イ．プランクトン・油分調査

㈠　2000年６月調査

ａ．植物プランクトン

沈没海域（Stn．S1～S5）の海面のクロロフィルａ量は、比較的沖合域の定点(Stn. OK1～OK3、Stn．PM1～PM5）とほぼ同量であったが、沿岸の定点（Stn．W1～W5、M1～M5、N1～N5及びT1～T3）に比べて概して低かった（表2-1)。

また、沈没海域(Stn．S1、S5)を含めて調査海域におけるクロロフィルａ量は海面から深部にかけて次第に増加し､50m深で最大値を示した（図2-4)。

沈没地点（Stn．S1）の海面の植物プランクトン総細胞数は、他海域と比べて概して少なかった。主要分類群のうち、珪藻類は沈没地点（Stn．S1）では10^3細胞/l未満と低密度であったが、沿岸では10^3細胞/l以上の定点が多く､10^5細胞/l以上と特に高密度の定点も多かった（表2-1)。他方、渦鞭毛藻類は三国町沖定点(Stn．W1～W5)では10^3細胞/l以上と多かったが、沈没地点（Stn．S1）

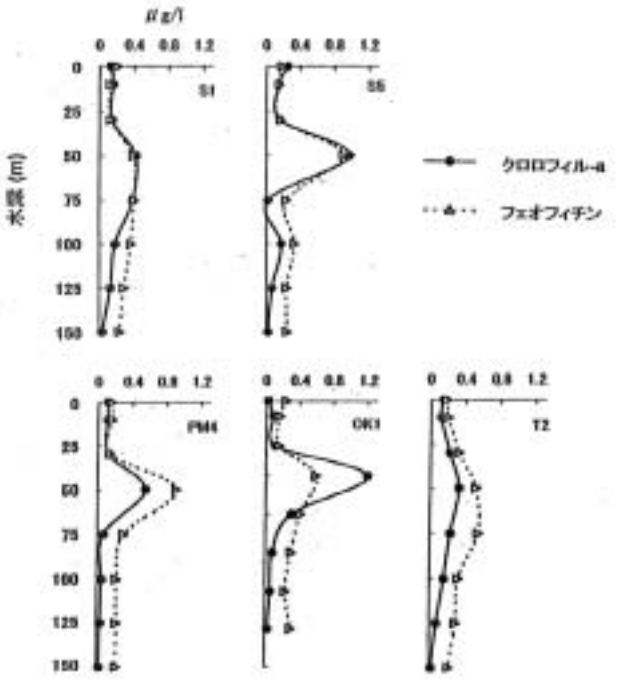


図２－４　タンカー沈没海域、富山湾、PMラインおよび隠岐北海域定点における水温クロロフィルａおよびフェオフィチンの鉛直分布

表２－１　調査海域の植物プランクトン現存量（海面）

採集場所		年月日	時刻	クロロフィル-a量		総細胞数	珪藻類		渦鞭毛藻類	
Stns.	緯経度			海面 (μg/l)	100m水柱 (mg/m²)	(細胞/l)	(細胞/l)	(%)	(細胞/l)	(%)
沈没海域										
St. S1	37° 14′ N, 134° 25′ E	00. 6.16	14:07	0.13	26.7	1000	600	60	400	40
St. S2	37° 19′ N, 134° 25′ E	00. 6.17	07:00	0.13	—	4400	3960	90	440	10
St. S3	37° 14′ N, 134° 19′ E	00. 6.17	07:44	0.12	—	12160	11480	94	680	6
St. S4	37° 09′ N, 134° 25′ E	00. 6.17	08:40	0.19	—	280	240	86	40	14
St. S5	37° 14′ N, 134° 31′ E	00. 6.17	09:53	0.25	31.4	1560	1120	72	440	28
PMライン										
St. PM1	36° 10′ N, 135° 51′ E	00. 6.15	12:10	0.15	—	4600	4440	93	360	8
St. PM2	36° 29′ N, 135° 42′ E	00. 6.15	14:15	0.11	—	5080	4760	94	320	6
St. PM3	36° 51′ N, 135° 20′ E	00. 6.15	17:50	0.21	—	4040	3200	79	840	21
St. PM4	37° 17′ N, 135° 02′ E	00. 6.16	06:51	0.11	19.1	160	120	75	40	25
St. PM5	37° 43′ N, 134° 42′ E	00. 6.16	10:55	0.10	—	3280	2520	77	760	23
OKライン										
St. OK1	36° 37′ N, 133° 39′ E	00. 6.17	16:48	0.01	35.0	640	400	63	240	38
St. OK2	36° 30′ N, 133° 30′ E	00. 6.18	07:35	0.12	—	960	720	75	240	25
St. OK3	36° 23′ N, 133° 22′ E	00. 6.18	08:50	0.20	—	25520	24640	97	880	3
Wライン										
St. W1	35° 40′ N, 135° 50′ E	00. 6.15	7:00	0.43	—	1760	1280	73	480	27
St. W2	35° 40′ N, 135° 43′ E	00. 6.15	7:35	0.19	—	2480	2360	95	120	5
St. W3	35° 40′ N, 135° 37′ E	00. 6.15	8:04	0.24	—	1120	960	86	160	14
St. W4	35° 40′ N, 135° 31′ E	00. 6.15	8:30	0.31	—	3920	3640	93	280	7
St. W5	35° 40′ N, 135° 25′ E	00. 6.15	8:58	0.25	—	20680	20120	96	760	4
Mライン										
St. M1	36° 20′ N, 136° 18′ E	00. 6.14	16:20	0.27	—	21120	18000	85	3120	15
St. M2	36° 18′ N, 136° 13′ E	00. 6.14	16:42	0.81	—	134474	132202	98	2272	2
St. M3	36° 17′ N, 136° 10′ E	00. 6.14	16:58	0.54	—	74560	73560	99	1000	1
St. M4	36° 15′ N, 136° 07′ E	00. 6.14	17:15	2.12	—	799200	797760	100	1440	0
St. M5	36° 13′ N, 136° 07′ E	00. 6.14	17:36	1.50	—	515520	515520	100	0	0
Nライン										
St. N1	37° 33′ N, 137° 21′ E	99. 5.29	7:00	0.44	—	680	480	71	200	29
St. N2	37° 32′ N, 137° 14′ E	00. 6.14	7:35	0.22	—	200	120	60	80	40
St. N3	37° 30′ N, 137° 08′ E	00. 6.14	8:10	0.28	—	400	160	40	240	60
St. N4	37° 27′ N, 137° 02′ E	00. 6.14	8:50	0.25	—	920	560	61	360	39
St. N5	37° 25′ N, 136° 55′ E	00. 6.14	9:25	0.48	—	35713	34648	97	1065	3
Tライン										
St. T1	37° 10′ N, 137° 07′ E	00. 6.19	07:00	0.22	—	920	600	65	320	35
St. T2	37° 00′ N, 137° 14′ E	00. 6.19	08:05	0.14	22.0	4200	4000	95	200	5
St. T3	37° 10′ N, 137° 22′ E	00. 6.19	09:09	0.41	—	2280	2040	89	240	11

では10^2細胞 /l の水準で他の海域の多くの定点とほぼ同量出現し、珪藻類とは異なった分布特性を示した。

また、沈没海域の対馬暖流下流域に位置する St. PM4において珪藻類及び渦鞭毛藻類の細胞数が著しく低かったが、後述したように本海域では油分濃度が特に高く、関連が示唆される。

b．動物プランクトン

動物プランクトン出現量（湿重量：mg/ m^3）は、沈没海域（Stn. S1～ S5）では10 mg/ m^3のレベルと低く、一方 PM ラインの定点（Stn. PM1～ PM 5)、隠岐定点（Stn. OK1～ OK3）及び富山湾定点（Stn. T1、T2）では10^2mg/ m^3のレベルと多かった（表2-2)。

表２－２　調査海域の動物プランクトン現存量

採集場所	年月日	時刻	湿重量	個体数							
				COPEPODA		CHAETOGNATHA		APPENDICULARIA		合計	
Stns.			(mg/m3)	(個体／m3)	(%)	(個体／m3)	(%)	(個体／m3)	(%)	(個体／m3)	
沈没海域											
St. S1	00. 6.16	14:07	56.7	366	76.5	57	11.8	56	11.6	478	
St. S2	00. 6.17	07:00	58.2	402	67.0	33	5.5	164	27.4	599	
St. S3	00. 6.17	07:44	56.3	248	52.2	53	11.1	174	36.7	475	
St. S4	00. 6.17	08:40	89.5	271	63.0	86	20.1	73	16.9	431	
St. S5	00. 6.17	09:53	62.3	291	71.8	36	8.9	78	19.3	405	
PMライン											
St. PM1	00. 6.15	12:10	215.8	102	22.7	337	75.0	11	2.3	449	
St. PM2	00. 6.15	14:15	783.6	99	33.3	187	63.0	11	3.6	297	
St. PM3	00. 6.15	17:50	668.6	173	43.8	206	52.4	15	3.8	394	
St. PM4	00. 6.16	06:51	176.2	257	81.7	22	7.0	35	11.2	315	
St. PM5	00. 6.16	10:55	374.9	589	78.8	61	8.2	97	13.0	747	
OKライン											
St. OK1	00. 6.17	16:48	315.2	274	58.6	108	23.0	86	18.4	469	
St. OK2	00. 6.18	07:35	69.6	237	58.8	65	16.1	101	25.1	402	
St. OK3	00. 6.18	08:50	103.4	297	36.9	346	43.0	162	20.1	805	
Tライン											
St. T1	00. 6.19	07:00	712.0	224	32.3	327	47.3	141	20.4	692	
St. T2	00. 6.19	08:05	214.6	264	61.5	154	35.9	11	2.7	430	
St. T3	00. 6.19	09:09	69.6	303	24.6	923	75.0	5	0.4	1231	

表２－３　調査海域のカイアシ類、ヤムシ類及び尾中類の出現種組成（%）

	タンカー座礁海域					PMライン					OKライン			Tライン		
Stns.	S-1	S-2	S-3	S-4	S-5	PM-1	PM-2	PM-3	PM-4	PM-5	OK-1	OK-2	OK-3	T-1	T-2	T-3
COPEPODA																
CALANOIDA																
Mesocalanus tenuicornis	14.0	13.5	15.6	8.4	17.0	-	2.0	0.7	9.8	7.0	13.6	12.1	2.0	1.5	2.7	2.7
Metridia pacifica	37.0	9.3	2.8	28.8	16.3	-	2.0	0.7	0.8	44.7	6.1	2.1	-	-	2.7	-
Pseudocalanus newmani	1.8	0.8	-	3.8	2.7	-	-	-	-	-	-	1.1	-	-	-	-
Neocalanus plumchrus	1.8	-	-	11.7	4.3	-	-	-	-	3.8	-	-	-	-	-	-
Calanus sinicus	4.5	11.0	11.2	2.7	1.8	6.0	5.9	5.1	0.8	5.1	1.7	4.2	7.9	4.9	4.3	5.9
Clausocalanus pergens	3.5	19.5	10.6	3.8	7.4	2.6	7.9	1.4	2.0	3.8	10.0	11.1	-	-	1.8	1.2
Paracalanus parvus	1.8	5.5	3.7	1.8	1.8	-	-	-	2.7	4.5	15.3	2.1	1.4	1.5	1.1	0.8
Ctenocalanus vanus	1.8	17.6	12.4	0.8	3.5	25.9	5.9	30.4	0.8	9.4	8.9	11.1	9.0	27.7	17.8	5.8
Pareuchaeta elongata	1.8	0.8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Clausocalanus arcuicornis	0.8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Scolecithricella minor	0.8	0.8	-	0.8	4.7	-	-	-	-	4.5	-	-	2.9	1.5	1.1	-
CYCLOPOIDA																
Oithona atlantica	27.4	10.4	24.8	38.4	35.8	31.9	50.4	44.2	78.9	11.9	30.6	34.2	12.0	32.3	56.2	80.9
Oithona plumifera	-	-	0.8	-	0.8	0.8	2.0	6.5	0.8	-	-	-	2.8	9.2	1.5	0.8
POECILOSTOMATOIDA																
Corycaeus affinis	2.7	12.8	14.2	0.8	0.8	10.4	5.9	2.2	2.7	1.3	11.8	17.8	4.2	13.0	8.8	11
Oncaea venusta	-	0.8	-	-	-	4.3	2.0	2.2	-	-	-	2.1	5.1	-	-	-
HARPACTICOIDA																
Microsetella norvegica	-	-	-	-	-	-	-	-	0.8	-	-	-	-	-	-	-
合計 %	100.0	99.9	96.5	98.2	97.7	96.6	96.0	93.4	88.1	98.5	97.3	96.0	89.0	92.1	97.7	100.0
CHAETOGNATHA																
Sagitta elegans	71.2	-	2.2	94.4	90.7	-	0.5	0.8	-	34.0	-	3.8	-	-	0.9	5.3
S. enflata	-	-	2.2	-	-	0.5	-	-	-	-	-	-	1.8	1.1	-	1.3
S. minima	11.5	10.3	13.0	2.8	3.1	19.1	39.8	27.9	45.3	5.8	18.6	17.4	28.2	29.5	62.1	30.7
S. nagae	17.3	90.0	80.4	-	3.1	79.3	56.1	72.9	54.5	80	63.3	76.0	68	66.2	37.0	58
S. pacifica	-	-	2.2	-	-	0.3	-	-	-	-	1.1	3.8	0.8	-	-	2.7
Sagitta spp.	-	-	-	2.8	3.1	0.5	1.8	-	-	-	-	-	4.4	3.3	-	4
Pterosagitta draco	-	-	-	-	-	0.3	-	0.8	-	-	-	-	-	-	-	-
合計 %	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0
APPENDICULARIA																
Oikopleura longicauda	88.3	82.8	96.8	90.0	95.7	100.0	100.0	78.0	100.0	89.2	80.0	87.7	91.7	85.2	75.0	100
O. labradoriensis	2.9	1.3	-	3.3	4.3	-	-	-	-	0.2	-	-	-	-	-	-
O. dioica	-	12.8	7.2	-	-	-	-	-	-	2.3	2.8	11.1	2.5	2.4	-	-
O. rufescens	-	0.7	-	-	-	-	-	16.7	-	2.3	-	-	0.8	-	-	-
O. cophocerca	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.8	-	-	-
Oikopleura spp.	7.8	2.7	0.7	6.7	-	-	-	-	-	-	1.4	-	2.5	2.4	12.5	-
Fritillaria borealis f. sargassi	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
F. pellucida	-	-	1.3	-	-	-	-	5.3	-	-	2.8	-	-	-	12.5	-
Fritillaria spp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.2	1.7	-	-	-
合計 %	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0

注：－は出現種なし、＋は0.1未満を示す。

沈没海域（Stn. S1～S5）の動物プランクトン出現個体数は、主要分類群のうちカイアシ類と尾虫類は他海域とほぼ同数であったが、ヤムシ類は少ない傾向がみられた（表2-2）。

カイアシ類優占種については、沈没海域（Stn. S1～S5）及びPMラインの沖合側定点（PM5）では *Mesocalanus tenuicornis, Metridia pacifica* の割合が高く、一方PMラインの沿岸側定点Stn. PM1～PM3、隠岐定点Stn. OK1～OK3及び富山湾定点Stn. T1～T3では *Ctenocalanus vanus* の割合が高かった。*Oithona atlantica* は、どの海域でも割合が高く、種によって異なる分布特性を示した（表2-3）。ヤムシ類の優占種においても種によって異なる分布特性を示し、沈没海域（Stn. S1～S5）及びPMライン沖合側定点（PM5）では *Sagitta elegans* の割合が高く、一方その他の海域では *Sagitta nagae* 及び *Sagitta minima* の割合が高かった（表2-3）。

c．海水油分

海面の油分濃度は、Stn. PM4、及びPM5で高く、特にPM4では49.0μg/lと高かった。その他の海域では0.5μg/l以下の範囲にあり（表2-4）、通常海域で検出されるバックグランド値と同程度であった。

また、沈没地点（Stn. S1）における油分濃度の鉛直分布をみると、0.1～1.1μg/lを示し、30～40m層で最も高く、深度によって10倍以上の変動が観察され、水温躍層との関係が示唆された（図2-5）。

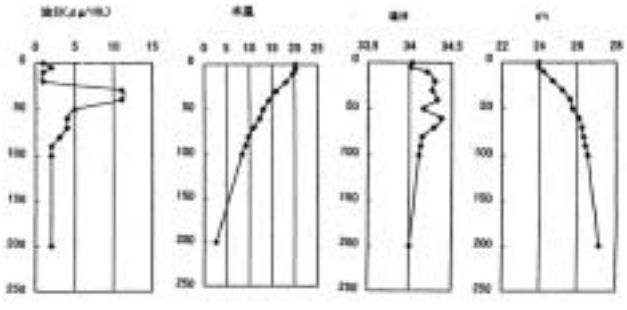


図2－5　タンカー沈没海域（Stn. S1）における油分濃度の鉛直分布

d．生物体

植物・動物プランクトン（335～3000μm）体内の油分蓄積濃度（多環芳香族化合物11種類）をみると（表2-5）、沈没地点（Stn. S1）で採集されたプランクトンが他海域に比べて特に多い成分は認められなかったが、大型動物プランクトン（3000μm＜）体内では、11種類すべての多環芳香族化合物において沈没地点（Stn. S1）で多く、特にフェナンスレンで特に多かった。オキアミでは、多環芳香族化合物11種類のうち特にフェナンスレンとクリセンにおいて比較的高濃度の蓄積が観察され、沈没海域に近い海域のオキアミ類は、秋田・青森沖のオキアミに比べて両成分が有意（$P<0.01$）に多かった。その他、沈没海域のオキアミにはフルオランテンやピレンが多かった。

表2－4　調査海域の海面の油分

Stns.	採集場所 緯経度	年月日	時刻	油分（μg/l）
沈没海域				
St. S1	37° 14′ N, 134° 25′ E	00. 6.16	14:07	0.1
St. S2	37° 19′ N, 134° 25′ E	00. 6.17	07:00	0.6
St. S3	37° 14′ N, 134° 19′ E	00. 6.17	07:44	0.2
St. S4	37° 09′ N, 134° 25′ E	00. 6.17	08:40	0.3
St. S5	37° 14′ N, 134° 31′ E	00. 6.17	09:53	0.3
PMライン				
St. PM1	36° 10′ N, 135° 51′ E	00. 6.15	12:10	0.2
St. PM2	36° 26′ N, 135° 42′ E	00. 6.15	14:15	0.2
St. PM3	36° 51′ N, 135° 20′ E	00. 6.15	17:50	0.3
St. PM4	37° 17′ N, 135° 02′ E	00. 6.16	06:51	49.0
St. PM5	37° 43′ N, 134° 42′ E	00. 6.16	10:55	1.3
OKライン				
St. OK1	36° 37′ N, 133° 39′ E	00. 6.17	16:48	0.2
St. OK2	36° 30′ N, 133° 30′ E	00. 6.18	07:35	0.2
St. OK3	36° 23′ N, 133° 22′ E	00. 6.18	08:50	0.1
Wライン				
St. W1	35° 40′ N, 135° 50′ E	00. 6.15	7:00	0.2
St. W2	35° 40′ N, 135° 43′ E	00. 6.15	7:35	0.2
St. W3	35° 40′ N, 135° 37′ E	00. 6.15	8:04	0.2
St. W4	35° 40′ N, 135° 31′ E	00. 6.15	8:30	0.2
St. W5	35° 40′ N, 135° 25′ E	00. 6.15	8:58	0.2
Mライン				
St. M1	36° 20′ N, 136° 16′ E	00. 6.14	16:20	0.2
St. M2	36° 18′ N, 136° 13′ E	00. 6.14	16:42	0.2
St. M3	36° 17′ N, 136° 10′ E	00. 6.14	16:58	0.1
St. M4	36° 15′ N, 136° 07′ E	00. 6.14	17:15	0.2
St. M5	36° 13′ N, 136° 07′ E	00. 6.14	17:36	0.4
Nライン				
St. N1	37° 33′ N, 137° 21′ E	99. 5.29	7:00	0.2
St. N2	37° 32′ N, 137° 14′ E	00. 6.14	7:35	0.2
St. N3	37° 30′ N, 137° 08′ E	00. 6.14	8:10	0.2
St. N4	37° 27′ N, 137° 02′ E	00. 6.14	8:50	0.2
St. N5	37° 25′ N, 136° 55′ E	00. 6.14	9:25	0.2
Tライン				
St. T1	37° 10′ N, 137° 07′ E	00. 6.19	07:00	0.1
St. T2	37° 00′ N, 137° 14′ E	00. 6.19	08:05	0.1
St. T3	37° 10′ N, 137° 22′ E	00. 6.19	09:09	0.1

(イ)　経年変化

a．表層油分の経年変化

1997年～2000年6月の沈没海域（1997年[2]・1998年[3]；St. 36～37、1999年[5]・2000年；Stn. S1～S[5]）の表層油分の平均値は、各年それぞれ16.4、1.2、

表2－5　プランクトンに含まれる多環芳香族化合物類濃度（単位：ng/g wet）

その1

試料	採集年月日	採集時刻	採集場所	採集方法	船名
植物プランクトン					
①	00. 6. 16	14:07	沈没地点 St. S1 (37° 14′ N, 134° 25′ E)	表層曳稚集ネット(100μm)	くろさき
②	00. 6. 17	16:48	隠岐北 St.OK1 (36° 23′ N, 133° 22′ E)	表層曳稚集ネット(100μm)	くろさき
③	00. 6. 19	09:09	富山湾 St. T3 (37° 09′ N, 137° 22′ E)	表層曳稚集ネット(100μm)	くろさき
動物プランクトン					
①	00. 6. 16	20:36	沈没地点 St. S1 (37° 14′ N, 134° 25′ E)	表層曳稚集ネット(335μm)	くろさき
②	00. 6. 17	16:48	隠岐北 St.OK1 (36° 23′ N, 133° 22′ E)	表層曳稚集ネット(335μm)	くろさき
③	00. 6. 19	09:09	富山湾 St. T3 (37° 12′ N, 137° 20′ E)	表層曳稚集ネット(335μm)	くろさき
大型動物プランクトン					
①	00. 6. 16	20:36	沈没地点 St. S1 (37° 14′ N, 134° 25′ E)	表層曳稚集ネット(3000μm)	くろさき
②	00. 6. 17	16:48	隠岐北 St.OK1 (36° 23′ N, 133° 22′ E)	表層曳稚集ネット(3000μm)	くろさき
③	00. 6. 19	09:09	富山湾 St. T3 (37° 12′ N, 137° 20′ E)	表層曳稚集ネット(3000μm)	くろさき
オキアミ					
①	00. 4.19		秋田沖 St. 3 (39° 30′ N, 139° 30′ E)	表層トロール*1)	みずほ丸
②	00. 4.20		青森沖 St. 21 (40° 30′ N, 137° 30′ E)	表層トロール*1)	みずほ丸
③	00. 4.14		青森沖 St. 23 (41° 30′ N, 137° 30′ E)	表層トロール*1)	みずほ丸
④	00. 4.14		青森沖 St. 23 (41° 30′ N, 137° 30′ E)	表層トロール*1)	みずほ丸
オキアミ					
①	00. 4.20		沈没地点北 St. 6 (39° 00′ N, 133° 30′ E)	表中層トロール*2)	俊鷹丸
②	00. 4.20		沈没地点北 St. 8 (39° 40′ N, 134° 30′ E)	表中層トロール*2)	俊鷹丸
③	00. 4.20		沈没地点北 St. 10 (39° 00′ N, 135° 30′ E)	表中層トロール*2)	俊鷹丸

*1) 0－10m層曳　*2) 0-30m層曳

その2

試料	多環芳香族炭化水素										
	Acenaphthylene	Acenaphthene	Fluorene	Dibenzothiophene	Phenanthrene	Anthracen	Fluoranthene	Pyrene	Chrysene	B(b)F*2)	B(a)P*3)
植物プランクトン											
①	nd	nd	0.8	0.6	5.2	nd	1.8	0.7	nd	nd	nd
②	nd	0.7	1.2	0.9	6.9	0.5	5.6	4.3	3.3	nd	nd
③	0.2	nd	0.3	nd	2.1	0.2	1.6	1.3	nd	nd	nd
動物プランクトン											
①	nd	nd	0.4	nd	2.5	nd	1.1	nd	nd	nd	nd
②	0.1	nd	0.8	nd	4.1	nd	1.7	0.6	nd	nd	nd
③	nd	nd	nd	nd	3.1	nd	nd	nd	nd	nd	nd
大型動物プランクトン											
①	0.4	22.8	21.3	5.5	119.5	12.7	63.6	85.2	45.5	36.4	34.6
②	nd	nd	nd	nd	0.7	nd	0.4	0.3	nd	0.1	0.2
③	nd	nd	0.2	nd	1.0	nd	0.1	nd	nd	nd	nd
オキアミ											
①	nd	nd	0.2	nd	1.8	nd	1.4	nd	6.4	nd	nd
②	nd	nd	0.5	nd	2.7	0.1	1.8	nd	8.8	nd	nd
③	nd	nd	0.3	nd	2.3	nd	1.2	nd	7.0	nd	nd
④	nd	nd	0.3	nd	2.3	0.1	1.1	0.5	7.0	nd	nd
オキアミ											
①	nd	0.9	1.1	0.6	9.9	10.5	7.2	5.4	9.1	nd	1.3
②	nd	nd	0.8	nd	5.9	0.3	3.9	1.8	13.6	nd	nd
③	nd	0.5	0.9	nd	6.4	0.6	4.3	2.4	8.0	nd	nd

nd: < 0.1 ng/g wet　*2) Benzo[b]fluoranthene　*3) Benzo[a]pyrene

1.5、0.3μg/lと減少し、最大値においても54.0、2.5、2.3、0.6μg/lと減少した。しかしながら、2000年には、沈没海域から約20海里東方のSt. PM4において49.0μg/lが検出されるなど、沈没海域に比較的近い海域では依然、高濃度に分布する海域が認められることが判明した。一方、同時期の富山湾表層油分の平均値では、各年それぞれ0.5、0.6、1.6、0.1μg/lと1999年に若干高くなったが沈没直後から低レベルであった。

b．表層の植物プランクトン現存量・種組成の経年変化

1997年～2000年6月の沈没海域（1997年[2]・1998年[3]；St. 36～37、1999年[5]・2000年；Stn. S1～S5）の表層のクロロフィルａの平均値は、各年それぞれ0.15、0.27、0.18、0.17μg/lで、1998年に若干高くなったが、ほぼ同じレベルであった（表2-6）。

表層の植物プランクトンの種組成では、珪藻類の優占種が *Bacteriastrum* spp. から *Rhizosolenia* spp. へと移行した（表2-7）。一方、渦鞭毛藻類では *Prorocentrum* spp. が４年間を通して優占種であった。総細胞数は、1999年を除き10^3細胞/lのレベルで大きな変化は認められなかった。一方、総種類数においては、1997年から1999年にかけて減少したが、この傾向は富山湾（Stn. T1、T3）でも観察され、重油汚染の影響とは考えられなかった（表2-6）。

c．動物プランクトン現存量・種組成の経年変化

1997年～2000年６月の沈没海域（1997年[2]・1998

表２－６　1997 年～ 2000 年６月におけるタンカー本体沈没地点、その隣接海域および富山湾の植物プランクトン量の現存量の経年変化（海面）

項目	年	タンカー沈没地点～隣接海域＊1				富山湾			
	Stns.	37(S1)	36(S3)	39(S5)	平均	T1	T2	T3	平均
クロロフィルa量（μg／l）	1997	0.12	0.18	0.15	0.15	0.35	0.33	0.19	0.29
	1998	0.14	0.37	0.30	0.27	0.69	1.06	0.23	0.66
	1999	0.16	0.23	0.16	0.18	0.27	1.57	0.57	0.80
	2000	0.13	0.12	0.25	0.17	0.22	0.14	0.41	0.26
総細胞数（細胞／l）	1997	1600	1680	440	1240	58408	80264	103412	80695
	1998	2850	2000	3800	2883	3900	11800	3300	6333
	1999	3200	56800	5600	21870	200	3031700	1200	1011030
	2000	1000	12160	1560	4907	920	4200	2280	2467
総種類数	1997	22	13	12	16	29	33	23	28
	1998	10	5	6	7	7	9	5	7
	1999	2	5	4	4	1	7	2	3
	2000	9	11	14	11	9	11	15	12

＊1　タンカー沈没地点は1997年、1998年はSt.37、1999年、2000年はSt.S1、隣接海域は1997年、1998年はSt.36、St.3(

表２－７　調査海域の珪藻類、渦鞭毛藻類の出現種組成（%）の経年変化

	タンカー沈没海域 (St. 37, S1)				富山湾 (St. T3)			
	1997	1998	1999	2000	1997	1998	1999	2000
DINOPHYCEAE								
1 Ceratium fusus	-	-	-	30.0	-	-	-	-
2 C. kofoidii	-	-	-	20.0	-	-	-	-
3 Noctiluca scintillans	-	-	-	30.0	-	-	-	-
4 Prorocentrum balticum	-	85.7	100.0	20.0	-	38.5	-	-
5 P. dentatum	-	-	-	-	-	46.2	-	33.3
6 P. minimum	36.4	-	-	-	87.5	-	-	-
7 P. triestinum	-	-	-	-	-	-	-	-
8 P. micans	-	-	-	-	6.3	-	-	-
9 Gymnodiniales	-	4.0	-	-	-	15.4	-	-
10 Peridiniales	-	4.0	-	-	6.3	-	100.0	66.7
11 Dinophysis rotundata	-	4.0	-	-	-	-	-	-
12 Gonyaulax sp.	63.6	-	-	-	-	-	-	-
合計	100	100	100	100	100	100	100	100
出現種類数	2	4	1	4	3	3	1	2
多様度指数 (H')	0.95	0.82	0.00	1.97	0.67	1.46	0.00	0.92
DIATOMS								
1 Bacteriastrum hyalinum	-	50.0	-	-	-	-	-	-
2 Bacteriastrum delicatulu	34.8	-	-	-	0.5	-	-	-
3 Cerataulina pelagica	-	-	-	-	0.3	-	-	2.1
4 Chaetoceros affine	29.0	-	-	-	-	-	-	0.5
5 C. curvisetum	-	-	-	-	0.5	-	-	-
6 C. debile	-	-	-	-	0.4	-	-	0.5
7 C. decipiens	-	-	-	-	0.1	-	-	-
8 C. sociale	-	-	-	-	-	-	-	5.0
9 Chaetoceros sp. (cf. sati	-	-	-	-	-	-	-	0.4
10 Chaetoceros spp.	-	-	-	-	-	-	-	0.1
11 Cylindrotheca closterium	-	-	-	20.0	1.3	-	-	-
12 Guinardia flaccida	-	-	-	-	-	-	-	0.5
13 Leptocylindrus danicus	-	-	-	6.7	1.2	-	-	37.5
14 L. mediterraneus	23.2	-	-	-	-	-	-	4.0
15 L. minimus	-	-	-	-	0.6	-	-	-
16 Nitzschia sp. (cf. pungen	-	-	-	-	87.5	-	-	32.6
17 Rhizosolenia alata	-	-	-	6.7	-	-	-	-
18 R. calcar avis	-	-	-	-	4-	-	-	-
19 R. fragilissima	-	-	-	-	0.3	-	-	-
20 R. hebetata f. semispi	-	-	100.0	20.0	-	-	-	-
21 R. setigela	-	-	-	-	-	-	-	0.3
22 R. stolterfothii	-	-	-	-	0.3	-	-	-
23 R. Styliformis	1.4	-	-	-	0.1	-	-	11.9
24 Skeletonema costatum	-	-	-	-	-	-	-	0.7
25 Thalassionema nitzschioi	11.6	-	-	-	-	-	-	-
26 Thalassiosira spp.	-	-	-	-	0.5	-	-	-
27 Thalassiosiraceae	-	-	-	-	1.7	-	-	-
28 Pennales	-	50.0	-	46.7	-	100.0	100.0	-
29 Melosira granulata	-	-	-	-	0.6	-	-	-
30 Melosira italica	-	-	-	-	3.8	-	-	-
合計	100	100	100	100	100.0	100	100	100
出現種類数	5	2	1	5	17	1	1	13
多様度指数 (H')	1.99	1.00	0.00	1.96	0.93	0.00	0.00	2.27

注：－は出現種なし、＋は0.1未満を示す。
多様度指数 H' ＝－Σ Pi・log Pi (Pi：総個体数に対する第i番目の種の個体数の割合，対数の底は2)

表２－８　1997年～2000年６月におけるタンカー本体沈没地点、その隣接海域および富山湾の動物プランクトンの現存量の経年変化

項目	年	タンカー沈没地点ー隣接海域＊1 Stns. 37(S1)	36(S3)	38(S5)	平均	富山湾 T1	T2	T3	平均
湿重量 (mg／m3)	1997	16.8	45.9	57.8	40.2	59.2	40.2	104.3	67.9
	1998	35.2	134.6	75.7	81.8	196.6	256.7	172.3	208.5
	1999	33.6	99.9	35.0	56.2	3567.2	1274.3	445.9	1762.5
	2000	56.7	56.3	62.3	58.4	712.0	214.6	69.6	332.1
総個体数 (個体／m3)	1997	105	205	212	174	119	176	339	211
	1998	142	494	267	301	560	545	315	473
	1999	121	161	128	137	360	131	247	246
	2000	478	475	405	453	692	430	1231	784
総種類数	1997	17	16	16	16	15	22	17	18
	1998	12	22	29	21	17	20	12	16
	1999	14	19	16	16	15	18	18	17
	2000	22	23	20	22	19	19	15	18

＊1 タンカー沈没地点は1997年、1998年はSt.37, 1999年, 2000年はSt.S1, 隣接海域は1997年, 1998年はSt.36, St.38 1999年, 2000年はSt.S3, S5

表２－９　調査海域のカイアシ類、ヤムシ類及び尾中類の出現種組成（%）の経年変化

	タンカー沈没海域 (St. 37, S1) 1997	1998	1999	2000	富山湾 (St. T2) 1997	1998	1999	2000
COPEPODA								
CALANOIDA								
Mesocalanus tenuicornis	15.3	0.8	22.4	14.0	10.4	0.8	0.7	3.7
Metridia pacifica	3.8	–	21.2	37.0	18.9	–	–	–
Pseudocalanus newmani	1.2	–	11.8	1.8	1.4	–	2.7	–
Neocalanus plumchrus	1.2	–	6.2	1.8	0.4	–	–	–
Calanus sinicus	8.5	4.2	2.4	4.5	3.2	4.2	3.4	0.8
Clausocalanus pergens	3.6	6.7	2.4	3.6	0.4	6.7	1.3	1.2
Paracalanus parvus	1.2	6.7	1.2	1.8	1.8	6.7	6	0.8
Ctenocalanus vanus	4.8	1.7	–	1.8	2.8	1.7	4.7	0.8
Pareuchaeta elongata	–	–	–	1.8	–	–	–	–
Clausocalanus arcuicornis	–	–	–	0.9	–	–	–	–
Scolecithricella minor	2.4	–	–	0.9	1.1	–	–	–
CYCLOPOIDA								
Oithona atlantica	47.6	55.9	22.4	27.4	32.1	48.4	67.8	80.9
Oithona plumifera	2.4	–	1.2	–	10.7	–	4	0.8
POECILOSTOMATOIDA								
Corycaeus affinis	2.4	23.3	–	2.7	15.0	34.0	6	11
Oncaea venusta	–	0.8	–	–	1.1	–	0.7	–
HARPACTICOIDA								
Microsetella norvegica	–	–	–	–	–	–	–	–
Clytemnestra sp.	–	–	–	–	–	–	–	–
合計 (%)	95	100	93	100	99	100	97	100
出現種類数	12	8	9	13	13	7	10	8
多様度指数 (H')	2.42	1.88	2.51	2.90	2.77	1.91	1.91	1.67
CHAETOGNATHA								
Sagitta elegans	–	–	100.0	71.2	–	–	–	5.3
S. enflata	–	–	–	–	–	–	–	1.3
S. minima	–	66.7	–	11.5	–	40.0	25.0	30.7
S. nagae	–	16.7	–	17.3	–	60.0	69.6	56.0
S. pacifica	–	–	–	–	–	–	1.8	2.7
Sagitta spp.	100.0	16.7	–	–	100.0	–	–	4.0
合計 (%)	100	100	100	100	100	100	100	100
出現種類数	1	3	1	3	1	2	3	6
多様度指数 (H')	0.00	1.25	0.00	1.15	0.00	0.97	0.98	1.92
APPENDICULARIA								
Oikopleura longicauda	94.7	100.0	77.8	86.3	100.0	100.0	86.3	100.0
O. fabularioides			22.2	0.9				
O. dioica	5.3	–	–	–	–	–	–	–
Oikopleura spp.	–	–	–	7.8	–	–	4.7	–
合計 (%)	100	100	100	100	100	100	100	100
出現種類数	2	1	2	3	1	1	2	1
多様度指数 (H')	0.30	0.00	0.76	0.63	0.00	0.00	0.27	0.00

注：－は出現種なし、＋は0.1未満を示す。
多様度指数 $H' = -\sum P_i \cdot \log P_i$ (P_i:総個体数に対する第i番目の種の個体数の割合, 対数の底は2)

年[3]；St.36～37、1999年[5]・2000年；Stn. S1～S5）の動物プランクトン湿重量の平均値は、40.2、81.8、45.1、64.8mg/ ㎥で、総個体数の平均値は、174、301，188、478個体 / ㎥で２～３倍の変動幅で増減した（表2–8）。

カイアシ類優占種については、冷水性の *Metridia pacifica* の割合が増加し、同じく冷水性の *Oithona atlantica* の割合が減少した（表2–9）。ヤムシ類の優占種においても、冷水性の *Sagitta elegans* の割合が増加し、広域性の *Sagitta minima* の割合が減少した（表2–9）。

また、本調査結果と1973～2000年までの５月と

表2－10 1973～2000年までの５月と７月における若狭湾沖合域の３定点（PM-3、PM-4、PM -5）の表面までの植物プランクトン現存量(クロロフィルａ量：μg/l)の経年変化

定点	PM-3		PM-4		PM-5	
緯度(N)	36°51′		37°17′		37°43′	
経度(E)	135°20′		135°03′		134°43′	
年・月	5	7	5	7	5	7
1973	1.85	0.12	1.88	0.11	1.46	0.18
1974	0.56	0.13	0.32	0.12	0.42	0.13
1975	0.38	0.05	0.19	0.06	0.16	0.09
1976	1.77	0.14	0.94	0.14	1.42	0.17
1977	0.23	0.18	0.52	0.14	0.22	0.11
1978	0.22	0.05	0.18	0.05	0.13	0.06
1979	0.37	0.10	0.64	0.12	0.42	0.12
1980	0.46	0.20	0.8	0.08	0.22	0.12
1981	0.43	0.09	0.58	0.07	0.65	0.06
1982	0.39	0.11	0.17	0.09	0.42	0.07
1983	0.52	0.06	0.35	0.07	0.32	0.06
1984	0.36	0.05	0.50	0.05	0.30	0.10
1985	0.36	0.02	0.22	0.00	0.28	0.09
1986	0.03	0.06	0.01	0.03	0.41	0.13
1987	0.22	0.04	0.59	0.05	0.35	0.00
1988	0.27	0.02	0.49	0.01	0.32	0.03
1989	0.07	0.11	0.10	0.12	1.02	0.04
1990	0.53	0.15	0.79	0.14	0.40	0.26
1991	0.40	0.05	0.18	0.14	0.16	0.02
1992	0.65 *1	0.13	1.30 *1	0.09	1.20 *1	0.16
1993	0.23	0.15	0.20	0.13	0.39	0.06
1994	0.50 *2	0.01	0.37 *2	0.03	0.35 *2	0.00
1995	0.35 *2	0.18	0.26 *2	0.54	0.09	0.17
1996	0.48	0.09	0.43	0.09	0.70	0.08
1997	0.50 *2	0.15	0.66 *2	0.07	0.64 *2	0.09
1998	0.34	0.12	0.27	0.10	0.23	0.13
1999	0.94 *2	0.11	0.89 *2	0.12	0.60 *2	0.25
2000	0.94 *2	0.19	1.04 *2	0.26	3.14 *2	0.33
平均	0.50	0.10	0.51	0.10	0.48	0.11
SD	0.46	0.56	0.41	0.10	0.39	0.07

*1：10m深のデータ、*2：4月下旬のデータ

表2－11 1973～2000年の５月と７月における若狭湾沖合域の３定点（PM-3、PM-4、PM -5）でノルパックネット鉛直曳き採集によって得られた動物プランクトン現存量（湿重量：mg/ ㎥）の経年変化

定点		PM-3		PM-4		PM-5	
緯度(N)		36°51′		37°17′		37°43′	
経度(E)		135°20′		135°03′		134°43′	
年・月		5	7	5	7	5	7
1973		(145)	28	(136)	(29)	192	(40)
1974		(158)	29	(125)	76	122	(30)
1975		37	12	–	3	53	4
1976		(45)	(55)	–	–	–	34
1977		(85)	9	19	–	56	–
1978		(101)	9	73	9	21	36
1979		(74)	16	21	5	32	17
1980		(82)	14	56	5	47	22
1981		(110)	19	(180)	31	(112)	(51)
1982		(66)	(23)	52	(24)	4	43
1983		(89)	(38)	26	12	16	12
1984		(35)	(40)	32	21	21	15
1985		(36)	5	4	1	10	(200)
1986		(127)	(30)	(71)	8	9	10
1987		(34)	16	32	47	20	26
1988		(83)	(14)	10	19	14	16
1989		6	12	6	22	(82)	22
1990		28	(46)	28	(52)	(166)	(33)
1991		19	(46)	37	(43)	26	(56)
1992		(42)	(18)	25	(14)	33	15
1993		81	10	41	11	(90)	(60)
1994		(108) *	21	91 *	24	(207) *	(48)
1995		83 *	35	(202)	21	64	(88)
1996		27	12	(143)	15	(24)	(117)
1997		83 *	33	(128) *	60	25 *	(74)
1998		30	64	28	39	(72)	(15)
1999		44 *	33	(116) *	17	51 *	(34)
2000		43 *	64	38 *	(55)	(50) *	19
夜間	平均	81	34	126	38	119	52
	SD	38	17	39	16	60	29
昼間	平均	43	23	34	23	43	21
	SD	27	14	22	12	45	11

* 4月下旬のデータ、（ ）：夜間採集

７月における若狭湾沖のPMラインの３定点でのプランクトン量[6),7)]（表2-10､2-11）とを比較してみると､2000年６月の沈没水域のクロロフィルａ量（平均：0.17μg/l）及び動物プランクトン湿重量（平均:58.4mg/ ㎥）は過去27年間の５・７月平均値のほぼ中間に位置した。

ウ．流出油の沖合生態系への影響評価法

㈠ 直接顕鏡による動物プランクトン体内の油粒観察

－油粒を保有するヤムシ類の出現特性

ａ．PM線

PM線における油粒を保有するヤムシ類の各年の平均出現率は流出事故前（1994～1996年）には0.7～1.2%（平均:1.0%）であるのに対して、事故後(1997～1999年)では2.9～4.7%（平均:4.1%）であり、約4倍の出現率の増加がみられた（表2-12)。

ナホトカ号事故後に流出重油がエマルジョン化して油粒となり、橈脚類を通してヤムシ類に検出されたと推定される。

油粒を保有する出現種は冬季に多い *Sagitta minima, S. nagae, S. pacifica, S. elegans* であったが、特に *Sagitta pacifica* の出現率が毎年最も高かった。また、事故前後における出現率は *S. nagae* を除いて増加する傾向にあり､特に *S. pacifica* は事故前に2.6～13.3%（平均：8.3%）であるのに対して、事故後には27.3～31.3%（平均:29.7%）と著しく増加し､*S. pacifica* の油粒に対する特異な嗜好性の存在が示唆された。(表2-12)。

ｂ．1997年２月と５～６月の沈没海域及び若狭湾～越前沿岸海域

２月と５～６月における油粒を保有するヤムシ類の出現率と出現種は類似した分布傾向を示したが､５～６月には沈没点の海域における出現率がやや大きく、また、油粒を保有するヤムシ類が富山湾でも出現した（図2-6)。

両期における油粒を保有するヤムシ類の出現率はほぼ同じの２～３%位であり、差異はなかった（表2-13)。このことは、海域における海水中のオイルエマルジョンの分布量が両期とも同じ水準であったことを示唆している。

ヤムシ類の出現種では、Sagita pacificaが約50%以上の高い油粒の保有率を示し、油粒に対する嗜好性を有することが示唆された（表2-13)。

Occurrence of chaetognath-plankton individuals containing oil droplets
on PM-line of the Japan Sea in winter of 1994 to 1999

表２－12　1994～1999年の日本海PM線における油粒を保有するヤムシ類の出現

Stn	1994		1995		1996		1997		1998		1999	
PM 8	4(9.0%)	Sm:2(33.3) Cap:2(8.3)	0		0		0		0		0	
PM 8	4(3.5%)	Sn:2 (?) Sa:2(6.7)	1(5.0%)	Sn:1(16.7)	0		0		1(7.7%)	Sn:1(12.5)	1(8.5%)	Sa:1(1.3)
PM 7	0		0		0		0		0		2(2.5%)	Sn:1(1.6) Cap:1(25.0)
PM 6	標本なし	—	0		0		2(4.8%)	Sp:2(50.0)	2(4.7%)	Sp:2(66.7)	0	
PM 5	1(1.0%)	Sp:1(20.0)	1(0.4%)	Sn:1 (?)	3(2.0%)	Sn:2(4.2) Sp:1(11.1)	16(5.3%)	Sn: 3(4.2) Sp:12(29.3) Sa: 1(33.3)	0		0	
PM 4	2(3.9%)	Sn:2(8.3)	0		3(0.6%)	Sa:3(2.0)	6(28.6 %)	Sn:1(7.1) Sp:5(100)	1(4.5%)	Sn:1(7.1)	0	
PM 3	2(1.3%)	Sn:2(3.8)	1(0.6%)	Sn:1(1.3)	0		3(8.7%)	Sa:2(28.6) Sa:1(100)	0		3(5.2%)	Sn: 2(3.8) Sp: 6(40.0) Cap:1(6.7)
PM 2	0		1(1.3%)	Sa:1(33.3)	0		1(2.0%)	Sa:1(3.8)	3(15.0 %)	Sn: 2(18.2) Sp: 1(50.0)	3(3.8%)	Sn:3(7.0)
PM 1	2(0.8%)	Sa:2(3.6)	0		0		0		2(3.4%)	Sa:2(6.1)	2(1.2%)	Sp:1(12.5) Cap:1(12.5)
Av	15(1.2%)	Sn:4(2.1) Sn:6(4.3) Sp:1(8.1) Sa:2(0.8)	4(1.0%)	Sn:0(0.0) Sn:2(1.6) Sp:2(13.3) Sa:1(0.1)	6(0.7%)	Sn:3(0.6) Sn:2(0.7) Sp:1(2.6) Sa:0	28(4.6%)	Sn: 3(1.4) Sn: 4(2.0) Sp:20(31.3) Sa: 1(0.1)	8(2.5%)	Sn:6(3.5) Sn:0 Sp:3(27.3) Sa:0	17(4.7%)	Sn:4(1.1) Sn:3(0.6) Sp:7(38.4) Sa:3(2.5)

Sa : Sagitta enflata, Sn : S.minima, Sn : S.nagae, Sp : S.pacifica, Cap : Chaetognatha spp. 注）括弧内の数字は出現率（%）を示す。

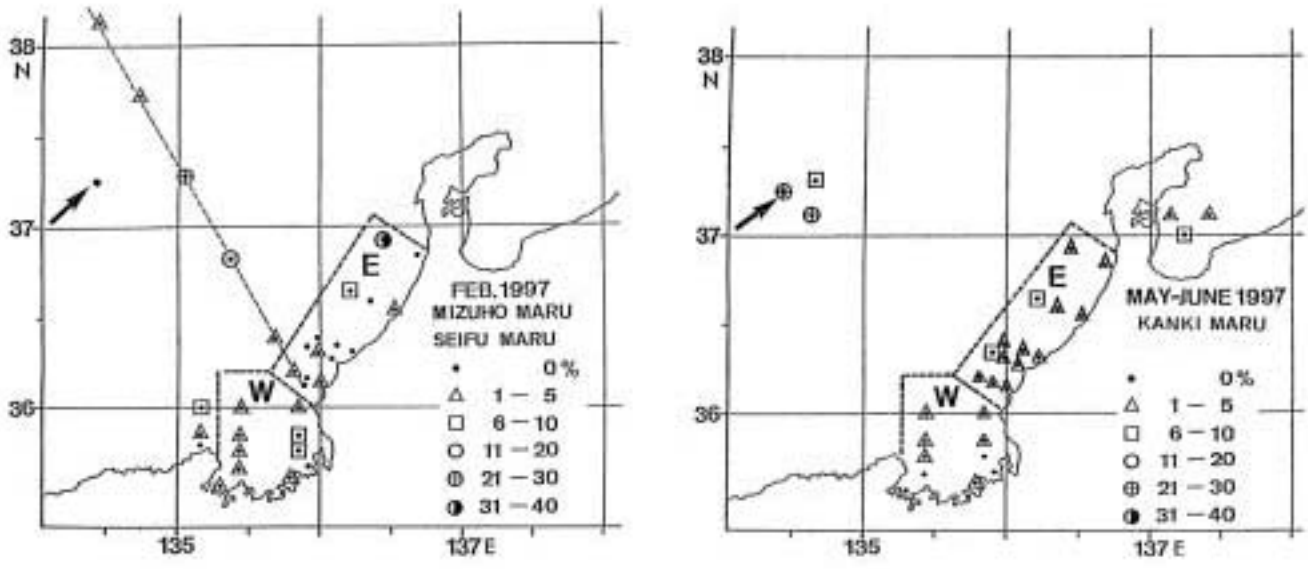


図２－６　1997年２月（上）と５～６月（下）の富山湾～「ナホトカ号」沈没海域における油粒を保有するヤムシ類の出現率の分布

Eは越前沿岸域、Wは若狭湾、矢印は沈没点を示す。

表２－13　1977年２月と５～６月の若狭湾～越前沿岸におけるヤムシ類の油粒保有個体の出現率（%）

1977	February			May-June		
AREA	E+W	E	W	E+W	E	W
Station Number	24	14	10	24	14	10
Total ind. with oil droplets	2.9	2.5	3.2	2.4	2.9	2.1
Sagitta elegans	–	–	–	0.7	3.1	0
S. enflata	0	0	0	0	0	0
S. minima	3.2	1.2	3.0	2.5	2.8	2.9
S. nagae	0	0	0	1.3	1.0	1.4
S. pacifica	51.0	58.3	46.2	66.7	100	58.0
S. pseudoserratadentata	–	–	–	0	0	–
Pterosagitta draco	0	0	0	5.0	0	7.7

E : coastal area off Echizen　W : Wakasa Bay

Zero shows no individuals containing oil droplets.

Minus shows no occurrence on each species.

⑷　考察

ナホトカ号の沈没海域では、動植物プランクトンの個体数が沈没後１年以内では少なく、その後も植物プランクトンでは種数が減少傾向にあった。しかしながら、同じ現象が沈没海域から比較的離れた富山湾でも観察されたことから、この現象がナホトカ号沈没に伴う重油汚染が沖合域におけるプランクトン生産を中心とした食物連鎖へ与えた影響とは考えられず、その影響は少ないであろうと判断される。

既往の知見によると、海水中のオイルエマルジョンは主にバクテリアによる分解によって消失するとされている。しかし、今回の「ナホトカ号」重油流出事故の影響調査の中で、動物プランクトンであるヤムシ類の体内に油球が観察された。また、タンカー沈没海域のオキアミ類には、重油由来の多環芳香族炭化水素が他海域のものに比べて有意に多く検出された。オキアミ類は直接オイルエマルジョンを摂取したと考えられた。一方、ヤムシ類は主にかいあし類を捕食して取り込んでいることが消化管内容物の蛍光分析から観察されている。これらは、生態系の中で動物プランクトンを起点とした高次生物（日本海では、キュウリエソや魚類・イカ類）への食物連鎖を通して、流出油が移行することを示唆する。同時に、体の透明なヤムシ類は海水中の油粒の存在の指標種として長期モニターに使用できることを示している。

⑸　今後の問題点

今回の調査で確認された油粒を保有する動物プランクトン分類群は、ヤムシ類に限定されているが、夜光虫やカイアシ類においても油粒の存在が確認されている。その他、未確認の分類群も存在すると考えられ、生態系における流出油の行方に動物プランクトンが重要な役割を果している可能性が高いことが示唆される。これら動物プランクトンの油粒蓄積状況の調査をさらに継続して長期モニターすることは、動物プランクトンを餌とする魚類等高次生物への重油成分の移行等、流出油の海洋生態系への影響を把握するために重要である。

⑹　文献

１）平川和正・井口直樹・平井光行・長田　宏・山田東也・渡邊達郎・小山次朗・奥村　裕・池田久美子・角埜　彰（1997）：流出油の分布状況と動植物プランクトンに対する影響、平成8年度科学技術振興費「ナホトカ号流出事故による環境影響に関する緊急研究」成果報告書、科学技術庁研究開発局、69–90

２）日本海区水産研究所・中央水産研究所（1999）：重油による海洋汚染の日本海沖合域の生態系への影響の把握と評価、平成９年度北洋海域生物資源調査事業海洋廃棄物生物影響調査成果報告書、53pp.

３）日本海区水産研究所・瀬戸内海区水産研究所（2000）：環境庁国立機関公害防止等試験研究費、流出油が沿岸・沖合生態系に及ぼす中・長期的影響の解明に関する研究、平成10年度環境保全成果集、23–1–14

４）海上保安庁水路部（1996）：海洋汚染調査報告書、第22号

５）日本海区水産研究所・瀬戸内海区水産研究所（2001）：環境庁国立機関公害防止等試験研究費、流出油が沿岸・沖合生態系に及ぼす中・長期的影響の解明に関する研究、平成11年度環境保全成果集、（印刷中）

６）気象庁（1974～1994）：気象庁海洋気象観測資

料、No. 53(1973) ～ No. 84(1992)
7）舞鶴海洋気象台(1993～2000)：海洋速報、
No. 382(平成５年２～３月と５～６月観測) ～
No. 416(平成12年７～８月観測)

（日本海区水産研究所・森本晴之、井口直樹、
元日本海区水産研究所・黒田一紀、
養殖研究所・平川和正）

第２章　生化学的手法による重油汚染モニタリング技術の開発

１．生体内残留油成分による中・長期的影響

⑴　研究目的

1997年１月に日本海で起こったナホトカ号重油流出事故では、福井県三国町等の沿岸に多量の流出重油が漂着した。漂着後、人力による流出重油回収が行われ、その多くは回収された。流出油の海産生物に対する短期毒性は既に報告[1]されているが、沿岸環境に少なからず残留している流出油が生物に今後どのように残留し、どのように影響していくのか、一部の例[2]を除き、検討例がない。さらに日本海にまだ沈んでいるナホトカ号船尾部から重油が流出し続けていることから、沿岸域と同様に沖合生物の流出油残留を監視する必要がある。このため本研究課題では平成10年度から12年度までの３年間にわたり、沿岸あるいは沖合の生物中に残留する流出油成分（特に毒性の強い芳香族炭化水素化合物（以下 PAHs））の分析を行い、流出油汚染の生物モニタリングを行うことを目的とした。また、PAHs あるいはその代謝産物の、魚類および貝類による蓄積および排泄等、その体内動態を明らかにするため、油成分を添加した飼料での飼育実験によって、生物中油成分の動態解明を行い、さらにこれらの成果から、油による海洋汚染の生物モニタリング手法を提案することを目的とした。

⑵　研究方法

ア．流出油成分の生物モニタリング用試料

沿岸域の生物として、福井県三国町地先のサザエ（６月および８月）、ムラサキインコ、カメノテ、ベッコウザラ、ヨメガカサ（３月）を、日本海区水研および福井水試より提供を受け、それぞれに含まれる PAHs 濃度の測定を行った。また、沖合域の生物としてスルメイカおよびその主な餌生物であるキュウリエソを日本海で５、６月ないし８、９月に採取し、同様に PAHs 濃度の測定を行った。

イ．試料中 PAHs 分析方法

生物試料中の各種 PAHs の分析は、室温アルカリ分解の後、シリカゲルカラムによるクリーンアップを行い、濃縮、定容の後、GC-MS による分析を行った。流出油についてはヘキサンに溶解後、silica によるクリーンアップを行い、その後は生物試料と同様に処理して分析した。用いたガスクロマトグラフィーは HP−5890、質量分析計は、HP−5972（ヒュウレットパッカード社製）、キャピラリーカラムは DB5（長さ30m、内径0.25㎜、膜厚0.25μm）であった。

ウ．サザエ、マダイおよびヒラメ飼育実験

特定の PAHs を添加した餌をマダイおよびサザエに10日間投与し、その蓄積および排泄過程を明らかにした。その後アラブ首長国連邦産原油あるいはナホトカ重油を添加した餌を２週間サザエおよびヒラメに投与し、その後原油あるいはナホトカ重油を添加していない餌を投与して PAHs の蓄積および排泄過程を調べた。

⑺　PAHs 投与実験

ａ．サザエ

サザエ体内での PAHs の動態を明らかにするため、ビフェニル（Biph）5mg、クリセン（Chry）、ピレン（Pyr）、ジベンゾチオフェン（DB）およびフェナントレン（Phen）をそれぞれ10μg／濾紙の割合で添加し、さらに摂餌誘因物質であるレシチンを10μg／濾紙の割合で添加した濾紙をサザエに10日間投与した。その後、サザエの PAHs 排泄を観察するため、レシチンのみ添加した濾紙を14日間投与した。飼育期間終了後サザエについては、そのサイズを測定した後、PAHs 分析のため、中腸腺（肝臓）を採取した。

ｂ．マダイ

魚類体内での PAHs の動態を明らかにするため、Biph, Chry, Pry, DB および Phen を添加した市販マダイ用飼料（日本農産　EX マダイ No. 3. 2）を、体重の２％の割合で残餌のないように、マダイ（体重157～257ｇ）に毎日２回に分けて10日間投与した。

Chry 等の PAHs の餌への添加は、以下のように行った。各 PAHs をエーテルに溶解し、このエーテルをビニール袋に入れた餌に添加した後、

よく振って均一化させた。この餌をアルミホイル上に広げ、一昼夜ドラフト内でエーテルを揮発させた後、ビニール袋に入れて使用時まで冷蔵保存した。

(イ) 原油およびナホトカ重油投与実験

a．サザエ

相模湾で採取したサザエ（殻付平均体重128g、平均殻高7.2cm、平均殻幅5.6cm）を実験室でカジメなどの海藻を餌として飼育し、実験個体とした。50mg/ml の割合で原油（アラブ首長国連邦産）あるいはナホトカ重油を溶解させたエーテルを濾紙１枚当たり0.1ml 添加し、さらに摂餌誘因物質であるレシチンを50mg/ml の割合で溶解させたエーテルを濾紙1枚当たり0.1ml 添加し、一晩かけてエーテルを揮発させてこれを餌として投与した。投与量は、濾紙10枚／30個体で、実験開始時の飼育密度は30個体／水槽であった。

分析部位は中腸腺とした。石油類含有餌投与後０日、７あるいは14日、石油類を含まない餌（カジメなど)投与後２、６および10日後にそれぞれ5～６個体から中腸腺を採取し、個別に分析を行った。

b．ヒラメ

(財)温水養魚開発協会東海事業所から分与を受け、研究所で２週間程度予備飼育したヒラメを試験魚とした。原油（アラブ首長国連邦産）あるいはナホトカ重油を200mg/100ml 溶解させたエーテルを、それぞれの石油類が400mg/kg 餌になるように協和発酵の海産魚初期飼料Ｃ-3000に添加し、エーテルを揮発させた後ヒラメに投与した。

分析部位は肝臓とした。石油類含有餌投与後０日、７あるいは14日、石油類を含まない餌投与後２、６および10日後にそれぞれ５～６個体から肝臓を採取した。なお、肝臓が小さかったため、２～３個体の肝臓を１試料として分析した。

エ．ヒラメ胆汁中 PAHs 代謝物分析方法

魚類では蓄積した PAHs は短期間で代謝され、グルクロン酸抱合体として胆汁中に排泄されることが指摘されている。[3] このため魚類への PAHs 蓄積状況を評価するためには、体内の PAHs 分析のみでは不十分で、胆汁中の PAHs 代謝物濃度も測定する必要がある。そこで石油類で主要な PAHs の代謝物の胆汁中濃度を以下の通り、蛍光光度計で測定した。

魚類における胆汁中の PAHs の代謝物は水酸化物のグルクロン酸抱合体である。このため、Aas et al.[4] に準じてナフタレン（Naph)、Pyr およびベンゾａピレン（BaP）の水酸化物である Naphthalene-1-hydroxide、Pyrene-1-hydroxide および BaP-９-hydroxide を標準として、励起波長／蛍光波長でそれぞれ285nm/336nm、339/391および367/421を測定した。なお、胆汁はその10μl を50%エタノール３ml で希釈したものを試料とした。

(3) 結果および考察

ア． 試料中 PAHs 分析結果

福井県三国町地先および沖合域の生物試料ならびに三国町地先で採取されたナホトカ号流出油と考えられる油試料について、それぞれ PAHs 濃度を分析した。

(ア) 漂着油中 PAHs

1999年３月に三国町海岸で採取した漂着油とナホトカ号油槽から抜き取った重油（1997年採取）の PAHs 組成分析を行い、表3-1に示す結果が得られた。AceNat および Phen を除いて1999年採取の漂着油でその PAHs 濃度が低下していた。1999年採取の漂着油で濃度の高かった PAH は Phen で151ng/gw.w.,Chry で104.５ng/g w.w.,Pyr で79.８ng/g w.w. であり、残存率の最も高かった PAH は

表３－１ ナホトカ号重油(船倉より採取)沿岸域漂着油(99年３月採取)PAHs 分析結果(μg/g)

	Acenaph-thylene	Acenaph-thene	Fluorene	Dibenzo-thiophene	Phenan-threne	Anthracene	Fluoranthene	Pyrene	Chrysene	B(b)F	B(a)P
97ナホトカ号重油-1*	ND	44.0	126.0	—	ND	50.0	47.0	213.0	299.0	124.0	103.0
97ナホトカ号重油-2*	—	—	15.7	—	68.0	8.2	6.2	33.4	115.6	—	—
99.3月漂着油	4.3	11.2	47.1	25.4	151.0	4.2	8.3	79.8	104.5	19.3	25.6
97重油に対する漂着油残存率	—	—	37.4	—		8.4	17.7	37.5	34.9	15.6	24.9

ND<0.5ng/g
—：測定値無し
*1：東 他(1997)
*2：小山 他(1998)(精製PAHs画分を100ppmlに調製して測定、ng/ml)

Pyr で、残存率37.5%を示した。通常、2環、3環のPAHsが減少して次いでPyr, Chryなどが減少するが、三国町海岸の漂着油でも同様な傾向が認められた。また、漂着油中で高濃度であったものはPhen, Pyr およびChryであり、生物中でPyrなどが比較的高濃度に検出されたことと関係するものと考えられる。

(イ) 沿岸域生物中PAHs

a．サザエ

ナホトカ号重油流出事故の1ヶ月後である1997年2月10日から2000年9月22日までに、福井県三国町の地先で採取されたサザエ軟体部のPAHs濃度を図3-1に示した。事故の1ヶ月後および1ヶ月半後である1997年2月10日および2月25日に採取したサザエのPAHs濃度は、それぞれ44および11ng/g wetであり、その多くの部分をChryあるいはPhenが占めた。またその後のPAHs濃度はND～5ng/g wetまで減少した。1997年2月25日までのPAHs濃度はナホトカ号流出重油の影響を受けている可能性が考えられるものの、1997年3月の値はNDであり、したがって事故後約2ヶ月でサザエは流出油の影響からほぼ回復したものと考えられる。このようにサザエの回復が早かったのは、潮間帯に生息する他の貝類に比較してサザエの生息場所が常時水面下にあったため、油膜などとして残留した流出油の影響を受けにくかったものと考えられる。

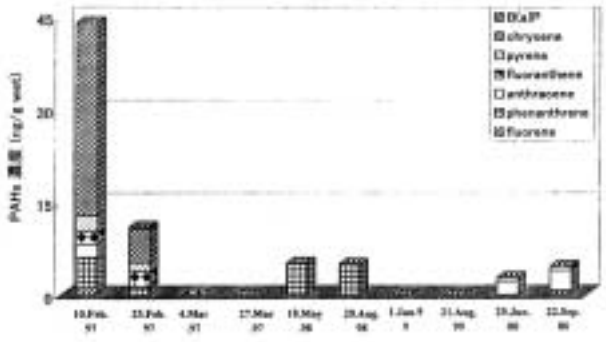


図3－1　三国町地先サザエ軟体部のPAHs濃度

b．その他の貝類

本研究を開始してから2000年3月までの3年間のカメノテ、ヨメガカサガイ、ベッコウカサガイおよびムラサキインコの総PAHs濃度を図3-2に示した。総PAHs濃度は5～33ng/g wetであったが、サザエに認められるようなPAHs濃度の経年的減少は認められなかった。表3-2に示した貝類別のそれぞれのPAHs濃度から分かるように、総PAHs濃度と同様にいずれの貝類のいずれのPAHs濃度とも経年的減少傾向を示さなかった。これらの貝類に蓄積したPAHsがナホトカ号流出重油に由来するとすれば経年的減少を示すものと考えられることから、5～33ng/g wet程度のPAHs濃度は平常時でも貝類から検出されるのかもしれない。この点については今後さらに調査・研究を続ける必要があろう。なお、貝類から検出されたPAHsはサザエと同様にChryおよびPhenが多くを占めると共に、フルオランテン（Flurt）も多くを占める傾向が認められた。

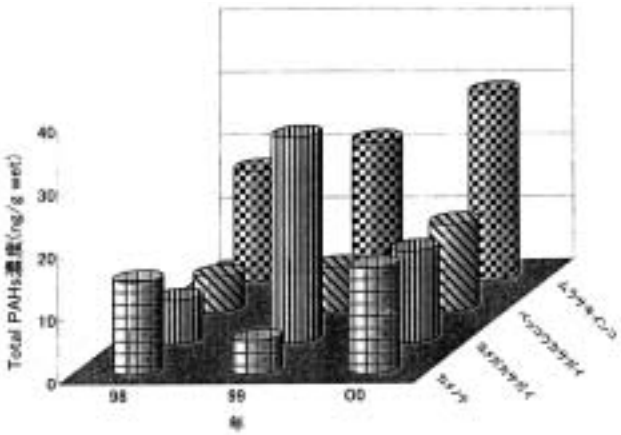


図3－2　三国町地先貝類の総PAHs濃度の経年変化

表3－2　三国町貝類(サザエ除く)PAHs濃度の経年変化(ng/w.w.)

カメノテ								
1998年3月4日	ND	7.0	ND	7.7	ND	ND	ND	14.7
1999年3月4日	ND	1.3	ND	3.3	0.1	ND	ND	5.3
2000年3月4日	0.9	5.7	ND	4.9	1.8	3.8	ND	18.9
ヨメガカサガイ								
1998年3月4日	ND	6.9	ND	ND	ND	ND	ND	6.9
1999年3月4日	ND	4.3	ND	2.4	1.0	25.0	ND	32.7
2000年3月4日	1.0	6.2	4.1	1.0	0.5	1.8	ND	14.6
ベッコウカサガイ								
1998年3月4日	ND	5.7	ND	ND	ND	ND	ND	5.7
1999年3月4日	ND	3.8	ND	1.9	ND	7.4	ND	7.1
2000年3月4日	1.9	8.1	ND	1.9	0.5	1.5	ND	13.9
ムラサキインコ								
1998年3月4日	ND	6.8	ND	11.0	ND	ND	ND	17.8
1999年3月4日	ND	4.8	ND	9.2	3.9	5.4	ND	22.1
2000年3月4日	1.1	15.3	ND	9.2	4.0	5.1	0.5	29.8

ND<0.5 ng/g w.w.

(ウ) 沖合域生物中PAHs

沖合域生物として山形、新潟沖から隠岐諸島にかけての海域で採取したスルメイカ肝臓およびキュウリエソ(魚体全体)のPAHs濃度は、表3-3に示すとおりであった。採取地点が年度によって異なっているが、比較的近い海域で採取した試料として、ナホトカ号船首部沈没地点、若狭湾およ

表３－３　日本海沖合域生物中 PAHs 濃度(ng/w.w.)

1997年5月14日～7月17日採取		Fluorene	Phenanthre	Anthracene	Fluoranthe	Pyrene	Chrysene	B(a)P	Total PAH
船首部スルメイカ肝	S-1-1	1.8	6.9	0.1	16.2	2.1	14.5	ND	41.6
船首部スルメイカ肝	S-1-2	1.9	6.9	ND	12.6	1.3	13.5	ND	36.2
船首部スルメイカ肝	S-1-3	1.6	6	ND	13.9	1.7	27	ND	50.2
船首部スルメイカ肝	S-1-4	3	11.8	0.2	22.9	2.7	38.7	ND	79.3
船首部スルメイカ肝	S-1-5	–	–	–	–	–	–	–	—
船首部スルメイカ筋	S-1-6	0.4	0.8	ND	0.5	ND	0.2	ND	1.9
船首部スルメイカ筋	S-1-7	0.4	0.5	ND	0.3	ND	ND	ND	1.2
船首部スルメイカ筋	S-1-8	0.2	0.5	ND	0.5	ND	0.6	ND	1.8
船首部スルメイカ筋	S-1-9	0.3	0.6	ND	0.8	ND	1	ND	2.7
船首部スルメイカ筋	S-1-10	–	–	–	–	–	–	–	—
富山湾スルメイカ肝	S-2-1	2.6	11.1	0.2	27.4	3.2	34.9	ND	79.4
富山湾スルメイカ肝	S-2-2	3.8	15.5	0.3	24.6	2.5	32.2	ND	78.9
富山湾スルメイカ肝	S-2-3	2	9.1	0.3	15.2	1.5	18.1	ND	46.2
三国町沖スルメイカ肝	S-3-1	3.6	17.6	0.6	41.2	6.7	59.3	ND	129
三国町沖スルメイカ肝	S-3-2	1.6	7.7	0.1	22.4	2.8	29.6	ND	64.2
三国町沖スルメイカ肝	S-3-3	2	8.4	0.3	18.9	2.6	21.1	0.6	53.9
若狭湾スルメイカ肝	S-4-1	1.5	6	0.2	13	1.8	13.4	ND	35.9
若狭湾スルメイカ肝	S-4-2	2.3	9.7	0.2	18.5	2.2	20.1	0.5	53.5
若狭湾スルメイカ肝	S-4-3	1.5	5.9	0.2	8.4	1.5	8.1	0.6	26.2

1998年採取	Fluorene	Phenanthre	Anthracene	Fluoranthe	Pyrene	Chrysene	B(a)P	Total PAH
佐渡沖スルメイカ肝6月	ND	7.2	ND	18	ND	ND	ND	25.2
佐渡沖スルメイカ肝6月	ND	6.1	12	27	ND	ND	ND	45.1
富山湾スルメイカ肝6月	ND	5.1	7	6	ND	ND	ND	18.1
富山湾スルメイカ肝6月	ND	12.0	26	ND	ND	ND	ND	38
三国町沖キュウリエソ4月	ND	5.7	ND	ND	ND	ND	ND	5.7
船首キュウリエソ6月St.37-1	ND	0.4	ND	ND	ND	7	ND	7.4
船首キュウリエソ6月St.37-2	ND	7.3	ND	ND	ND	12	ND	19.3
富山湾キュウリエソ6月St.48	ND	5.2	ND	ND	ND	ND	ND	5.2
富山湾キュウリエソ6月St.50	ND	11.3	ND	ND	ND	ND	ND	11.3

1999年採取	Fluorene	Phenanthre	Anthracene	Fluoranthe	Pyrene	Chrysene	B(a)P	Total PAH
若狭湾スルメイカ肝	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.0
若狭湾スルメイカ肝	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.0
船首部スルメイカ肝	ND	ND	ND	ND	1.2	ND	ND	1.2
船首部スルメイカ肝	ND	5.2	ND	8.0	0.9	19.1	ND	33.2
船首部スルメイカ肝	ND	1.6	ND	8.6	ND	22.1	ND	32.3
船首部スルメイカ肝	ND	2.4	ND	10.1	0.7	17.6	ND	30.8
隠岐沖スルメイカ肝	ND	2.7	ND	6.7	ND	2.4	ND	11.8
隠岐沖スルメイカ肝	2.2	7.1	ND	8.8	1.1	2.5	ND	21.7
富山湾スルメイカ肝	ND	1.3	ND	3.6	ND	ND	ND	4.9
富山湾スルメイカ肝	ND	1.9	ND	2.3	ND	ND	ND	4.2
富山湾キュウリエソ	ND	1.9	ND	ND	ND	ND	ND	1.9
新潟南沖キュウリエソ	ND	1.4	ND	ND	ND	ND	ND	1.4
佐渡南西沖キュウリエソ	ND	2.3	ND	ND	0.9	ND	ND	3.2
佐渡西沖キュウリエソ	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.0
佐渡北沖キュウリエソ	ND	2.3	ND	ND	ND	ND	ND	2.3
佐渡北沖キュウリエソ	ND	1.8	ND	ND	ND	ND	ND	1.8

2000年採取	Fluorene	Phenanthre	Anthracen	Fluoranthe	Pyrene	Chrysene	Benzo(a)p	Total PAH
山形沖スルメイカ肝 (8/26)	1.0	3.7	ND	5.2	ND	2.5	ND	12.4
山形沖スルメイカ肝 (8/26)	1.0	3.7	ND	5.2	ND	2.6	ND	12.5
若狭湾スルメイカ肝8月	1.2	4.1	ND	ND	ND	ND	ND	5.3
若狭湾スルメイカ肝8月	1.3	4.1	ND	ND	ND	ND	ND	5.4
船首部スルメイカ肝臓PM-4-1	1.1	4.1	ND	5.6	ND	ND	ND	10.8
船首部スルメイカ肝臓PM-4-2	1.1	3.9	ND	5.5	ND	ND	ND	10.5
富山湾スルメイカ肝臓　TO3-1	3.0	15.4	1.2	30.0	ND	18.2	ND	67.8
富山湾スルメイカ肝臓　TO3-2	1.4	6.3	ND	10.6	ND	6.4	ND	24.7
船首部スルメイカ肝臓S1-2	1.9	6.6	0.6	ND	ND	12.7	ND	21.8
船首部スルメイカ肝臓S1-2	2.0	6.9	1	ND	ND	13.5	ND	23.4
能登半島北スルメイカ肝臓N1-1	4.4	16.8	ND	30.8	ND	12	ND	64.0
能登半島北スルメイカ肝臓N1-2	10.7	37.3	2.2	74.4	ND	30.5	ND	155.1
隠岐沖スルメイカ肝OK1-1	4.7	14.6	ND	22.2	2.1	ND	ND	43.6
隠岐沖スルメイカ肝OK1-2	4.9	15.2	ND	22.7	2.3	ND	ND	45.1
船首部北スルメイカ肝St.11-1	ND	10.4	ND	26.7	ND	35.1	ND	72.2
船首部北スルメイカ肝St.11-2	ND	9.8	ND	25.2	ND	32.5	ND	67.5
山形沖キュウリエソt002706(T6)	1.0	2.7	ND	0.8	ND	ND	ND	4.5
秋田沖キュウリエソt002708(T8)	ND	2.2	ND	0.8	ND	ND	ND	3.0
船首部キュウリエソSt.12-1	1.4	4.6	ND	2.4	ND	ND	ND	8.4
船首部キュウリエソSt.12-2	1.3	4.5	ND	2.3	ND	ND	ND	8.1

ND<0.5 ng/g w.w.

び富山湾のスルメイカ肝臓中PAHs濃度の経年変化を図3-3に示した。いずれの地点でもナホトカ号流出事故のあった1997年のPAHs濃度が最も高く、1998および1999年の値が低い傾向が認められた。しかし、ナホトカ号船首部沈没地点付近および富山湾では2000年にも高い値が認められていることから、これらの生物中PAHsがナホトカ号流出重油に由来するかどうかは不明である。

1998年のキュウリエソ中Total PAHs濃度は、16～30ng/g wet、1999年で0～3.2ng/g wet、2000年で3～8ng/g wetであった。年による採取地点が異なるため比較はできないが、いずれの年も

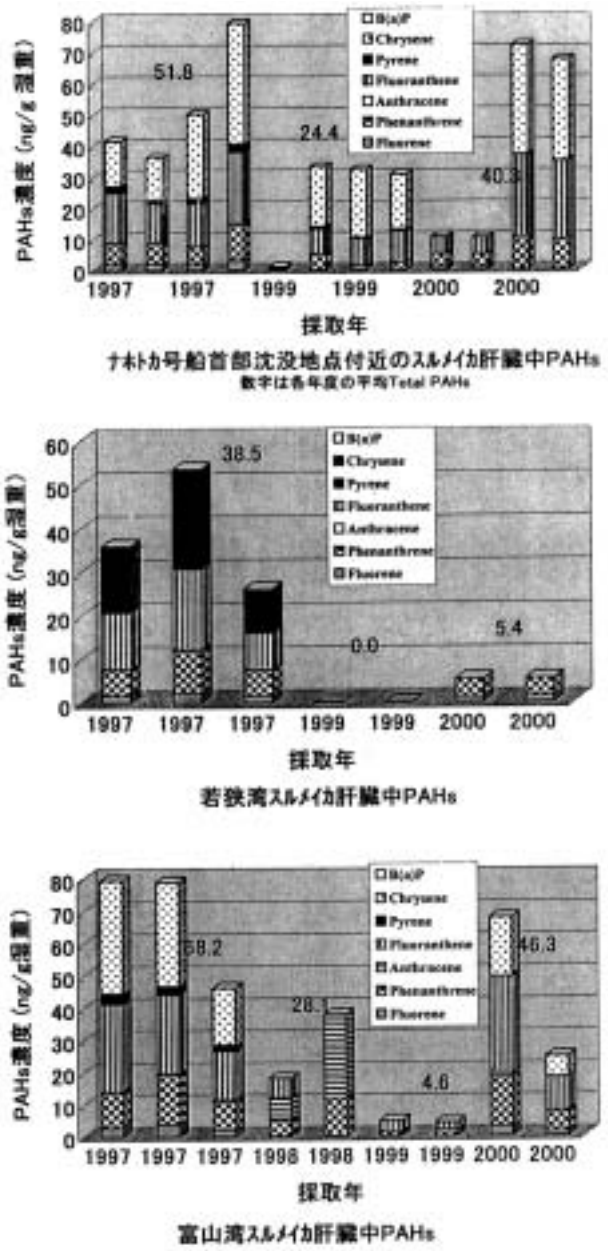


図3－3　日本海沖合域スルメイカ肝臓中PAHs濃度の経年変化

キュウリエソ中PAHs濃度とも、イカ肝臓中PAHs濃度より低い濃度であり、特に99年および2000年の結果ではいずれも10ng/g wet未満と低い値を示した。これはキュウリエソが魚類でありPAHsの代謝能力を有していることから、水中の石油成分、特にPAHs、を取り込んでも比較的早い時期にこれらを代謝、排泄するためと考えられる。

スルメイカ肝臓からは比較的高濃度のPAHsが検出され、キュウリエソからは低濃度のPAHsのみ検出されていることから、スルメイカがその餌生物の1種であるキュウリエソからのみPAHsを取り込むことは考えにくく、その他の餌生物または水中からもPAHsを取り込んでいたと考えられる。また、沖合域における流出油の残存状況を監視するには、PAHsの代謝能を有しその蓄積性の低いキュウリエソは適しておらず、代謝能を有していないと考えられるスルメイカが適しているものと考えられる。

イ．サザエ、マダイおよびヒラメ飼育実験

(ア)　PAHs投与実験

ａ．サザエ

PAHs添加濾紙を10日間摂餌させ、その後対照区と同様にPAHs無添加濾紙を14日間摂餌させたサザエのPAHs分析を行った。餌である濾紙のPAHs濃度は、設定値であるが、Biphが5 μg／濾紙、DB,Phen,PyrおよびChryがそれぞれ10 μg／濾紙であった。

カニ*Callinectes sapidu*[5]およびロブスター*Homarus americanus*[6]では肝膵臓で高濃度のPAHsが検出されており、さらにカキ*Crassostrea virginica*生殖腺でも高濃度のPAHsが検出されている[7]。またサザエ可食部と内臓部のPAHs濃度を比較した例[8]では、高濃度のクリセンが内臓部から検出された。貝類のPAHs体内分布については十分な研究はされていないため、前述の報告を参考にして、サザエ肝臓（中腸腺）のPAHsを分析し、表3-4に示す結果を得た。サザエ肝臓Biphの蓄積量は、経時的な増大を示さず、餌からの明確な蓄積は認められなかった。DB蓄積量は投与10日目で対照区のそれの約2倍の蓄積量を示し、投与中止後には経時的減少を示したことから、わずかではあるが、餌からの蓄積傾向が認められ

た。さらにPhen，PyrおよびChry蓄積量は、投与後10日目でそれぞれ23.8、20.3および160 ng/g wet weightと高い値を示した。特にChryは、投与前にはサザエ体内から全く検出されていなかったが、投与10日目で160 ng/g w.w.と著しく高い蓄積量が認められた。PAHsの投与を中止すると、Bihpを除いていずれのPAH蓄積量とも急速な減少を示した。

表３－４　PAHs添加濾紙で飼育したサザエ肝臓中PAHs分析結果(ng/g wet weight)

PAHs	PAHs投与		排泄			
	0日	10日	4日	14日	対照区平均	半減期(日)
Biphenyl	6.1	3.17	2.72	7.45	6.51	−
Dibenzothiphene	0.7	1.35	0.89	0.59	0.57	12.4
Dibenzothiphene	5.0	23.8	6.31	8.04	5.38	12.0
Pyrene	3.1	20.3	9.84	5.21	3.70	7.6
Chrysene	nd	160	12.7	4.07	nd	3.0

nd<0.5ng/g
５個体のデータの平均値

投与を中止した後のPAHs半減期は、表3-4に示すとおりであった。DBおよびPhenの半減期は約12日であった。生物中DBの半減期は、後述するマダイのデータから計算すると6.4日であり、サザエよりも半減期が短い。一方、Phenの半減期はニジマスで９日、二枚貝類で1.9～6.1日であり、[9]サザエのそれが12日であることからサザエのPhen排泄速度は比較的遅いものと考えらた。一方、サザエのPyrおよびChryの半減期は7.6日および3.0日であった。既存文献値からPyrの二枚貝における半減期は3.6～10.3日、Chryでは3.3～15.1日であり、サザエのPyr半減期は二枚貝類のそれと近似しており、サザエChryの半減期は二枚貝類より短いことが考えられる。したがって、サザエは餌中のPAHsを速やかに吸収し、一方、餌中のPAHs濃度が減少あるいは消失した場合には体内のPAHsを速やかに排泄することが考えられる。

ｂ．マダイ

油で汚染された底質からEnglish soleへのPAHs生物濃縮試験結果[10]によれば、表皮、筋肉部分に比較して肝臓中PAHs濃度が著しく高いことから、本実験でもマダイ肝臓中PAHs濃度を測定した。対照区飼料およびPAHs添加飼料のPAHsを分析した結果、表3-5に示すとおり、餌中のBiph, DB, Phen, PyrおよびChry濃度は260、1500、1470、1780および1500ng/gであった。Bihpで実測濃度が低かったが、それ以外のPAHsの濃度は1500ng/g前後であった。また、表3-5から対照区の餌にも少なからずPAHsが含まれており、Phenは80ng/g含まれていることが明らかとなった。

表３－５　試験用飼料中PAHs分析結果(ng/g)

PAHs	対照区餌−１	対照区餌−２	PAHs区餌−１	PAHs区餌−２	PAHs区餌平均
Biphenyl	27.9	27.4	289.9	229.8	259.9
Dibenzothiphene	10.4	9.2	1704	1302	1503
Dibenzothiphene	83.6	74.4	1371	1278	1475
Pyrene	47.1	43.7	1777	1788	1783
Chrysene	nd	35.5	1501	1509	1505
Benzo(a)pyrene	nd	nd	nd	nd	nd

nd<0.5ng/g

PAHs添加飼料で10日間飼育したマダイの肝臓中PAHs濃度は、図3-4に示すとおりであった。

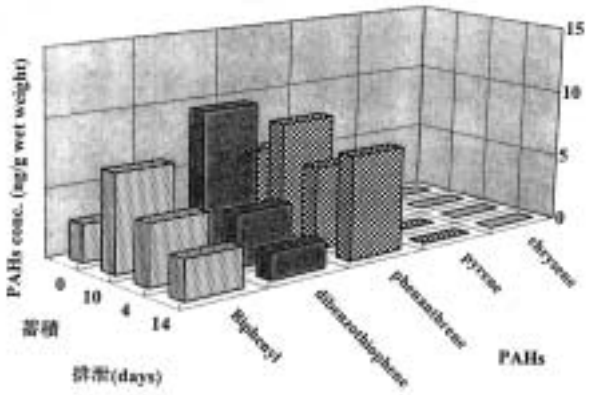


図３－４　PAHs添加餌投与マダイのPAHs蓄積

Biph, DBおよびPhen濃度とも10日目に最大値を示し、その後の排泄期間では４、14日目と時間経過と共にその値の低下する傾向が認められた。なお、対照区マダイ肝臓のBiph, DBおよびPhen濃度はそれぞれ3.27、1.19および7.78ng/g wet weightであった。この値とPAHs投与区マダイの値を比較すると、後者のBihpおよびDBとも投与中止後10日目にはほぼ前者に近似した値に低下したことがわかる。ニジマスで報告されている種々のPAHsに対する体内濃度の半減期が10日以内であることから[11]、マダイを含む魚類ではPAHs投与を中止してから比較的短期間で体内PAHs濃度が低下して通常値に戻ることが考えられる。一方、PAHs投与区マダイのPhen濃度はいずれの期間でも対照区の値である7.78ng/g wet weightと差が無く、本実験の投与期間ではPhen濃度が増大しなかった。

投与したPAHsの代謝産物の中間体であるBiph－OH(7.01～27.4ng/g wet weigh)およびPhen－OH(43.9～86.5ng/g wet weigh、いずれも参考値)は、対照区および投与区とも検出されており、マダイがこれらのPAHsを代謝できるものと考えられた。

さらに表3-5に示した結果から明らかなように、PAHs添加飼料から1500μg /kg以上検出されたPyrおよびChryとも対照区、投与区ともいずれの個体からも検出されなかった。*Exxon Valdez*号原油流出事故現場から採取したpink salmonの体内PAHs分析結果によれば、魚体中からはPyrは検出されず、Chryはわずかしか検出されなかった。また、ナホトカ号事故１ヶ月後に三国町地先で採取されたメジナ、メバル、カサゴおよびウミタナゴの筋肉部からはわずかなChry（<0.1～1.5ng/g）しか検出されなかった。これらの結果およびマダイを用いた本研究の投与実験結果から考えて、少なくとも魚類にPyrおよびChryはわずかあるいは全く吸収されないかあるいは吸収後速やかに代謝されるものと考えられる。

以上のことから、石油成分中のPAHsはマダイに吸収された後、新たな暴露が無ければ２週間程度でほとんど排泄されることが明らかとなった。また、マダイからBiphおよびPhenの代謝産物が検出されたことから、マダイがこれらのPAHに対する代謝能を有することも明らかとなった。

(イ) 原油およびナホトカ重油投与実験

ａ．サザエ

原油およびナホトカ重油を添加した濾紙で14日間飼育し、その後、カジメで10日間飼育したサザエ中腸腺のPAHs分析を行った。表3-6に餌とした濾紙に含まれるPAHs量を示した。原油添加濾紙からは 1- methyl naphthalene、2 - methyl naphthalene, dimethyl naphthalene, DB, Phenが100ng/濾紙以上の濃度を示しており、比較的低分子側の濃度が高い傾向が認められた。一方、ナホトカ重油添加濾紙からは100ng/濾紙を越える濃度を示すPAHsは無かったが、Phen、アントラセン(Anth)、Pyr, 1, 2-Benzanth, Chry, BaPの濃度は30ng/濾紙以上で、特にChryが73ng/濾紙、BaPが31ng/濾紙と比較的高い値を示しており、原油添加濾紙に比較してChryあるいはBaPなどの高分子側の濃度の高い傾向が認められた。

原油添加濾紙を投与したサザエの中腸腺から検出されたPAHsの濃度(表3-7)は、ほとんど3ng/g wetであり、DB, Chry, BkFlurt, BaP, Indo(1, 2, 3-cd)Pyr, Dibenz(a, h)AnthおよびBenzo(g, h, i)Peryleneでわずか蓄積傾向が認められた。

ナホトカ重油添加濾紙を投与したサザエ中腸腺から検出されたPAHs濃度(表3-7)は、Pyrで13, Chryで42, BaPで17およびベンゾペリレン(BP)で13ng/g wetであり、原油添加濾紙投与に比較して高濃度の値が検出された。また、これらのPAHsの

表３－６ サザエ暴露濾紙PAHs分析結果

	cont				cont	原油				原油	ナホトカ				ナホトカ
	濾紙-1		濾紙-2		平均	濾紙-1		濾紙-2		平均	濾紙-1		濾紙-2		平均
	ng	ng/濾紙	ng	ng/濾紙	ng/濾紙	ng	ng/濾紙	ng	ng/濾紙	ng/濾紙	ng	ng/濾紙	ng	ng/濾紙	ng/濾紙
1 naphthalene	7.8	2.6	6.5	2.2	2.4	17.5	8.8	20.8	10.4	9.6	5.8	2.9	8.2	4.1	3.5
2 1methyl naphthalene	3.6	1.2	3.2	1.1	1.1	249.5	124.8	259.7	129.9	127.3	46.5	23.3	62.3	31.2	27.2
3 2methyl naphthalene	ND	ND	1.3	0.4	0.4	428.8	214.4	424.5	212.3	213.3	43.7	21.9	59.4	29.7	25.8
4 biphenyl	1.9	0.6	1.1	0.4	0.5	15.8	7.9	17.7	8.9	8.4	8.7	4.4	15.7	7.9	6.1
5 acenaphthylene	0.2	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
6 dimethyl naphthalene	ND	ND	1.1	0.4	0.4	212.6	106.3	194.7	97.4	101.8	23.0	11.5	26.9	13.5	12.5
7 acenaphthene	2.2	0.7	ND	ND	0.7	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	7.2	3.6	ND
10 fluorene	4.7	1.6	3.3	1.1	1.3	78.5	39.3	86.8	43.4	41.3	29.7	14.9	30.5	15.3	15.1
11 dibenzothiophene	4.0	1.3	4.8	1.6	1.5	998.5	499.3	1157.3	578.7	539.0	20.5	10.3	19.9	10.0	10.1
12 phenanthrene	35.2	11.7	35.3	11.8	11.8	320.7	160.4	368.8	184.4	172.4	126.9	63.5	122.8	61.4	62.4
13 anthracene	1.2	0.4	0.5	0.2	0.3	ND	ND	ND	ND	ND	134.9	67.5	8.8	4.4	35.9
14 dimethyl dibenzothiophen	30.2	10.1	7.5	2.5	6.3	853.4	426.7	937.3	468.7	462.7	55.4	27.7	52.6	26.3	27.0
15 fluoranthene	5.3	1.8	5.6	1.9	1.8	21.2	10.6	28.9	14.5	12.5	20.5	10.3	19.7	9.9	10.1
16 pyrene	5.8	1.9	6.4	2.1	2.0	25.1	12.6	26.0	13.0	12.8	78.5	39.3	79.4	39.7	39.5
17 1,2-benzanthracene	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	62.0	31.0	58.5	29.3	30.1
18 chrysene	1.1	0.4	1.1	0.4	0.4	69.2	34.6	89.9	45.0	39.8	151.7	75.9	142.1	71.1	73.5
19 benzo(b)fluoranthene	ND	ND	ND	ND	ND	13.6	6.8	22.6	11.3	9.1	40.3	20.2	19.0	9.5	14.8
20 benzo(k)fluoranthene	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	24.9	12.5	7.3	3.7	8.1
22 benzo(a)pyrene	ND	ND	ND	ND	ND	2.6	1.3	0.5	0.3	0.8	63.3	31.7	59.7	29.9	30.8
23 indo(1,2,3-cd)pyrene	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	5.1	2.6	3.1	1.6	2.1
24 dibenz(a,h)anthracene	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	11.1	5.6	7.1	3.6	4.6
25 benzo(g,h,i)perylene	ND	ND	ND	ND	ND	6.5	3.3	5.0	2.5	2.9	26.5	13.3	23.4	11.7	12.5

ND<0.1 ng/g w.w.
cont濾紙：レシチン50mg/mlエーテルを濾紙1枚当たり100μl添加
原油濾紙：原油（アラブ首長国産）50mg、レシチン50mg/mlエーテルを濾紙1枚当たり100μl添加
ナホトカ濾紙：ナホトカ号重油50mg、レシチン50mg/mlエーテルを濾紙1枚当たり100μl添加

半減期を計算するとそれぞれ4.1、4.8、1.3および1.3日となった。

餌中 PAHs 濃度を示した表3-6から分かるように、原油添加濾紙からは Phen より低分子の数種の PAHs が100ng/濾紙含まれ、ナホトカ重油添加濾紙からも同様の PAHs が10～62ng /濾紙含まれていたが、いずれのサザエからも高濃度には検出されなかった。一方、ナホトカ重油添加濾紙から30ng/g 濾紙と比較的高濃度に検出された Pyr, Chry および BaP はサザエからそれぞれ13、42および17ng/g wet と比較的高濃度に検出された。以上の結果から、サザエは Phen よりも低分子の PAHs はほとんど蓄積しないが、Pyr, Chry あるいは BaP などの高分子の PAHs は比較的多く蓄積するものと考えられた。Biph, DB, Phen, Pyr および Chry を濾紙に添加して飼育したサザエでも低分子の Biph および DB の蓄積がほとんど認められず、同様の傾向が認められた。

表３－７　原油およびナホトカ号重油添加餌を投与したサザエ中腸腺の PAHs 濃度(ng/w.w.)

原油暴露ｻｻﾞｴ中腸腺PAHs

		暴露0日	暴露7日	暴露14日	排泄2日	排泄6日	排泄10日
1	naphthalene	5.1	3.7	5.8	3.7	2.0	5.9
2	1methyl naphthalene	1.3	1.4	1.7	1.3	0.7	1.3
3	2methyl naphthalene	0.5	1.5	1.8	1.9	0.7	1.5
4	biphenyl	0.6	0.6	0.9	0.5	0.4	0.7
5	acenaphthylene	0.1	0.3	0.4	0.2	ND	0.5
6	dimethyl naphthalene	0.2	0.5	0.6	0.9	0.6	ND
7	acenaphthene	0.3	ND	ND	ND	ND	ND
10	fluorene	0.5	0.9	1.0	0.5	0.6	1.1
11	dibenzothiophene	0.3	2.4	2.7	2.8	2.0	1.2
12	phenanthrene	2.5	3.8	3.8	3.2	2.0	4.1
13	anthracene	ND	ND	0.4	10.1	0.2	0.5
15	fluoranthene	1.4	2.0	1.6	1.8	0.8	2.0
16	pyrene	0.6	1.7	1.6	1.4	0.7	2.2
17	1,2-benzanthracene	ND	2.2	0.7	5.2	0.3	1.2
18	chrysene	0.1	2.3	2.3	1.6	0.4	0.9
19	benzo(b)fluoranthene	0.1	1.5	1.5	ND	0.3	1.1
20	benzo(k)fluoranthene	0.1	0.9	1.4	ND	0.2	1.0
22	benzo(a)pyrene	0.1	1.6	1.4	1.5	0.4	ND
23	indo(1,2,3-cd)pyrene	ND	1.4	1.6	3.1	0.4	ND
24	dibenz(a,h)anthracene	0.1	1.1	1.5	1.4	ND	ND
25	benzo(g,h,i)perylene	0.1	1.8	2.6	2.7	0.3	ND

ND<0.1 ng/g w.w
(5-8個体の測定値の平均値)

ﾅﾎﾄｶ重油暴露ｻｻﾞｴ中腸腺PAHs

		暴露0日	暴露14日	排泄2日	排泄6日	排泄10日
1	naphthalene	5.1	5.0	3.6	2.5	4.1
2	1methyl naphthalene	1.3	1.4	1.1	0.6	0.8
3	2methyl naphthalene	0.5	1.2	1.5	0.6	0.7
4	biphenyl	0.6	0.8	0.5	0.4	0.4
5	acenaphthylene	0.1	0.2	ND	0.1	0.2
6	dimethyl naphthalene	0.2	0.3	0.2	0.4	ND
7	acenaphthene	0.3	ND	0.3	ND	ND
10	fluorene	0.5	0.9	0.6	0.6	0.7
11	dibenzothiophene	0.3	0.7	0.5	3.9	0.3
12	phenanthrene	2.5	6.1	3.7	3.9	3.9
13	anthracene	ND	0.9	ND	0.1	0.5
15	fluoranthene	1.4	4.4	1.7	2.6	2.3
16	pyrene	0.6	12.6	2.2	5.3	2.3
17	1,2-benzanthracene	ND	7.4	0.9	1.0	0.9
18	chrysene	0.1	41.7	17.9	11.7	8.5
19	benzo(b)fluoranthene	0.1	4.9	5.8	1.3	ND
20	benzo(k)fluoranthene	0.1	2.0	2.3	0.5	ND
22	benzo(a)pyrene	0.1	17.1	16.3	1.7	ND
23	indo(1,2,3-cd)pyrene	ND	2.0	12.7	0.7	ND
24	dibenz(a,h)anthracene	0.1	1.8	7.9	0.5	ND
25	benzo(g,h,i)perylene	0.1	12.5	19.6	2.3	ND

ND<0.1 ng/g w.w
(5-8個体の測定値の平均値)

b．ヒラメ

マダイに Biph, DB, Phen, Pyr および Chry を含む餌を投与した結果, DB および Phen の蓄積は認められたものの，より高分子である Pyr および Chry の蓄積は認められず，同時に薬物代謝酵素の誘導も認められなかった。そこで薬物代謝酵素の誘導能が高いヒラメを用い，サザエと同様に原油およびナホトカ重油を添加した餌を投与し，肝臓中の PAHs 濃度を測定した。さらに薬物代謝酵素によって代謝され，胆汁中に排泄された PAHs の代謝物の測定も行い，ヒラメにおける PAHs 蓄積・代謝特性を明らかにした。

表3-8にヒラメ餌中の PAHs 濃度を，表3-9にこの餌を投与したヒラメ肝臓中 PAHs 濃度を示した。サザエ餌と同様にヒラメの原油添加餌（アラブ首長国連邦産)の場合，Phen よりも低分子側の PAHs

表３－８　ヒラメ投与餌 PAHs 分析結果

			cont				cont		原油					ナホトカ				ナホトカ
	BL-1	BL-2	1サ-1(2.0660g)		1サ-2(3.3872g)		平均		1サ-1(2.0192g)		1サ-2(2.0098g)		平均	1サ-1(2.0062g)		1サ-2(2.0925g)		平均
	ng	ng	ng	ng/g	ng	ng/g	ng/g		ng	ng/g	ng	ng/g	ng/g	ng	ng/g	ng	ng/g	ng/g
1 naphthalene	5.3	2.8	17.3	8.41	8.2	2.44	5.42		75.8	37.54	58.7	29.92	33.33	72.5	36.14	80.7	38.57	37.35
2 1methyl naphthalene	1.2	0.7	7.3	3.55	4.5	1.34	2.44		190.9	94.73	113	55.67	85.20	183.6	81.85	171.5	81.86	81.35
3 2methyl naphthalene	1.3	0.8	4.1	1.99	2.2	0.65	0.43		196.3	97.22	142.9	70.40	83.81	137.3	68.44	149.2	71.30	69.87
4 biphenyl	0.7	0.5	4.9	2.38	3	0.89	1.64		17.1	8.47	11.8	5.81	7.14	29.1	14.51	30	14.34	14.42
5 acenaphthylene	ND	ND	12.5	6.08	9.3	2.76	ND		10.9	5.40	8.1	3.95	4.69	10.5	5.23	9.3	4.44	4.84
6 dimethyl naphthalene	ND	ND	1.7	0.83	0.9	0.27	0.27		48.3	23.92	33.8	16.65	20.29	38.9	19.39	40.9	19.55	18.97
7 acenaphthene	0.8	ND	ND	ND	ND	ND	0.73		10.8	ND	ND	ND	ND	9.8	4.44	12.7	6.07	5.25
10 fluorene	0.8	0.5	13.6	6.61	15.9	4.72	5.67		39.7	19.66	23.8	11.73	15.69	51.1	25.47	58.9	28.15	26.81
11 dibenzothiophene	0.6	0.3	2.4	1.17	2.4	0.71	0.94		142.4	70.52	99.1	48.82	59.67	26.8	13.36	28.7	13.72	13.54
12 phenanthrene	2.2	1	141.8	68.97	175.5	52.12	60.54		229.6	113.71	151	74.39	94.05	282.2	140.7	316.6	151.30	145.98
13 anthracene	0	ND	23.8	11.58	26.3	7.81	9.69		26.9	13.32	19.2	9.46	11.39	30.9	15.40	41.5	19.83	17.62
14 dimethyl dibenzothiophen	ND	ND	0.8	0.39	0.7	0.21	0.30		84.9	42.05	46.3	22.81	32.43	42.7	21.28	47.7	22.80	22.04
15 fluoranthene	0.5	0.3	68	33.07	88	25.54	29.31		80.7	39.97	51.2	25.22	32.60	80.5	40.13	91.6	43.78	41.85
16 pyrene	0.2	0.2	60.8	29.57	79.3	23.55	26.56		70.9	35.11	45.4	22.37	28.74	115.1	57.37	128.7	61.51	59.44
17 1,2-benzanthracene	ND	ND	8.6	4.61	11.9	3.53	4.10		12.1	5.99	8	3.94	4.97	56.2	28.01	63.8	30.49	29.25
18 chrysene	ND	ND	14.4	7.00	18.5	5.49	6.25		23.3	11.54	14.1	6.95	9.24	102.9	51.29	115.9	55.39	53.34
19 benzo(b)fluoranthene	ND	ND	3	1.46	4.7	1.40	1.43		3.9	1.93	1.7	0.84	1.38	17.9	8.92	19.5	9.32	9.12
20 benzo(k)fluoranthene	0.1	ND	1.2	0.58	2.1	0.62	0.60		3.1	1.54	ND	ND	0.77	ND	ND	ND	ND	ND
22 benzo(a)pyrene	ND	ND	2.3	1.12	3.7	1.10	1.11		2.9	1.44	1.5	0.74	1.09	34	16.95	47.3	22.60	19.78
23 indo(1,2,3-cd)pyrene	ND	ND	1.6	0.78	11	3.27	2.02		1.7	0.84	ND	ND	0.42	ND	ND	1.5	0.72	0.36
24 dibenz(a,h)anthracene	ND	ND	ND	ND	8.4	2.49	2.49		0.5	0.00	ND	ND	ND	ND	ND	1.4	0.67	0.33
25 benzo(g,h,i)perylene	ND	ND	2.1	1.02	15.1	4.48	2.75		1.3	0.64	1	0.49	0.57	11.4	5.44	12.2	5.83	5.76

ND<0.1 ng/ml (最終で1mlに濃縮)

表３－９　原油、ナホトカ重油暴露ヒラメの肝臓中 PAHs 蓄積量（ng/g w.w.）

	原油暴露区	Control	投与7日	投与14日	排泄2日	排泄6日	排泄10日
1	naphthalene	118.5	89.9	72.1	61.8	52.7	50.1
2	1methyl naphthalene	18.4	17.5	17.1	12.6	11.5	9.9
3	2methyl naphthalene	14.3	11.9	12.4	8.4	8.0	6.5
4	biphenyl	13.6	11.5	10.5	10.3	10.4	7.2
5	acenaphthylene	7.5	6.2	3.9	3.0	2.1	1.8
6	dimethyl naphthalene	3.9	4.1	5.6	3.3	3.3	3.1
7	acenaphthene	ND	ND	ND	8.4	ND	ND
9	fluorene	8.7	5.3	9.8	8.3	9.4	6.5
10	dibenzothiophene	3.8	3.5	5.1	3.5	3.6	2.1
11	phenanthrene	25.4	27.9	38.5	23.1	31.3	21.3
12	anthracene	ND	ND	ND	ND	ND	ND
13	Me-phenanthrene	ND	1.3	ND	ND	ND	ND
14	Me-anthracene-1	7.5	7.8	14.0	7.0	13.4	7.3
15	Me-Anthracene-2	ND	ND	ND	ND	ND	ND
16	dimethyl dibenzothio	ND	ND	ND	ND	ND	ND
17	fluoranthene	2.5	2.4	4.9	2.8	4.0	2.3
18	pyrene	1.7	1.7	5.1	2.0	2.6	1.1
19	1,2-benzanthracene	ND	ND	ND	ND	ND	ND
20	chrysene	0.2	ND	0.4	0.1	0.2	ND
21	benzo(b)fluoranthene	ND	ND	ND	ND	ND	ND
22	benzo(k)fluoranthene	ND	ND	ND	ND	ND	ND
24	benzo(a)pyrene	ND	0.4	ND	0.3	ND	ND
25	indo-pyrene	ND	ND	ND	ND	ND	ND
26	dibenz(a,h)anthracene	ND	ND	ND	ND	ND	ND
27	benzoperylene	ND	ND	ND	ND	ND	ND

	ナホトカ重油暴露区	Control	投与7日	投与14日	排泄2日	排泄6日	排泄10日
1	naphthalene	118.5	97.9	101.8	77.8	61.4	47.8
2	1methyl naphthalene	18.4	16.8	21.2	16.1	12.2	8.8
3	2methyl naphthalene	14.3	11.5	14.8	10.8	8.5	6.3
4	biphenyl	13.6	12.8	17.7	11.5	10.2	7.4
5	acenaphthylene	7.5	6.6	3.5	4.5	2.3	1.8
6	dimethyl naphthalene	3.9	3.6	6.1	3.5	3.4	2.1
7	acenaphthene	ND	ND	ND	ND	ND	ND
9	fluorene	8.7	8.5	10.3	7.9	7.3	5.6
10	dibenzothiophene	3.8	3.1	4.5	3.8	3.1	2.1
11	phenanthrene	25.4	20.7	28.9	20.4	21.5	19.1
12	anthracene	ND	ND	ND	ND	ND	ND
13	Me-phenanthrene	ND	ND	ND	ND	ND	ND
14	Me-anthracene-1	7.5	7.9	10.9	5.4	8.6	7.1
15	Me-Anthracene-2	ND	ND	ND	ND	ND	ND
16	dimethyl dibenzothio	ND	ND	ND	0.3	ND	ND
17	fluoranthene	2.5	2.8	3.5	3.2	2.8	2.3
18	pyrene	1.7	1.8	3.2	2.0	2.1	1.1
19	1,2-benzanthracene	ND	ND	ND	ND	ND	ND
20	chrysene	0.2	ND	ND	0.1	ND	ND
21	benzo(b)fluoranthene	ND	ND	ND	ND	ND	ND
22	benzo(k)fluoranthene	ND	ND	ND	ND	ND	ND
24	benzo(a)pyrene	ND	ND	ND	ND	ND	ND
25	indo-pyrene	ND	ND	ND	ND	ND	ND
26	dibenz(a,h)anthracene	ND	ND	ND	ND	ND	ND
27	benzoperylene	ND	ND	ND	ND	ND	ND

小型個体であったため、2ないし3尾の肝臓をまとめて1サンプルとし、2～3サンプルの分析結果の平均値で示した。
ND:0.1 ng/g w.w.

が高濃度を示し、一方、ナホトカ重油添加餌では Pyr および BaP などの高分子側の PAHs で高濃度が認められた。

原油添加餌を投与したヒラメ肝臓中のほとんどの PAHs の濃度は、低いかあるいは対照区と同程度の値であった。また投与14日目に比較的高い値を示した Phen および MetAnth でもその濃度は対照区の1.5～2倍程度であり、いずれの PAHs とも蓄積性の低いことが明らかとなった。

原油添加餌投与の場合と同様、ナホトカ重油添加餌を投与したヒラメ肝臓中 PAHs 濃度もほとんどが低いかあるいは対照区と同程度であった。また投与14日目に比較的高い値を示した Flur, Phen および MetAnth でもその濃度は対照区の1.5～２倍程度であり、いずれの PAHs とも蓄積性の低いことが明らかとなった。

以上のように原油あるいは重油を添加した餌を投与したヒラメでは PAHs の著しい蓄積は認められず、特に Chry よりも高分子の PAHs はほとんど蓄積が認められなかった。同様の石油類を添加した濾紙を投与したサザエでは Chry, BaP を含む高分子の PAHs の蓄積が認められており、生物種の違いによって PAHs の蓄積特性が大きく異なることが明らかとなった。ヒラメとサザエの PAHs 蓄積特性の差の原因の一つとしてその薬物代謝能の差が考えられる。芳香族炭化水素を代謝する酵素として測定した ethoxyresorufin *o*-deethylase（EROD）[12] 活性は、本研究と同様の方法で原油あるいは重油を投与したヒラメで誘導されたが、サザエでは全く誘導されなかった。[13] このことはヒラメが餌から取り込んだ PAHs を代謝して胆汁中に排泄していることを示唆するものであり、以下に胆汁中の PAHs 代謝物濃度を測定した。

㈠　ヒラメ胆汁中 PAHs 代謝物

図3-5に、原油添加餌およびナホトカ重油添加餌を投与したヒラメの胆汁中 PAHs 代謝物として Naph-OH タイプ、Pyrene-OH タイプおよび BaP-OH タイプの３種類について測定した結果を示した。いずれのヒラメも Naph-OH タイプの代謝物が最も高い濃度（1,000～1,500 μg /ml）を示し、Pyrene-OH タイプおよび BaP-OH タイプの濃度は１ μg /ml 前後であった。原油添加餌で飼育したヒラメの胆汁中 PAHs 代謝物濃度は、いずれのタイプも対照区と投与区の間に差がなかった。ナホトカ重油添加餌で飼育したヒラメの胆汁中の Naph-OH タイプの代謝物濃度は対照区と比較して差が認められなかったが、Pyrene-OH タイプおよび BaP-OH タイプの濃度は対照区あるいは排泄期間中のヒラメのそれらに比較して高い傾向が認められた。ナホトカ重油添加餌で飼育したヒラメ肝臓中に高分子の PAHs がほとんど検出されなかったのは、これらが代謝を受けて胆汁などを経由して排泄されることが原因の一つになっているものと考えられる。また裏付けデータはないが、消化管からの吸収量が少ないことも原因の1つとして考えられる。

㈡　ヒラメ、マダイおよびサザエの PAHs 蓄積特性の比較

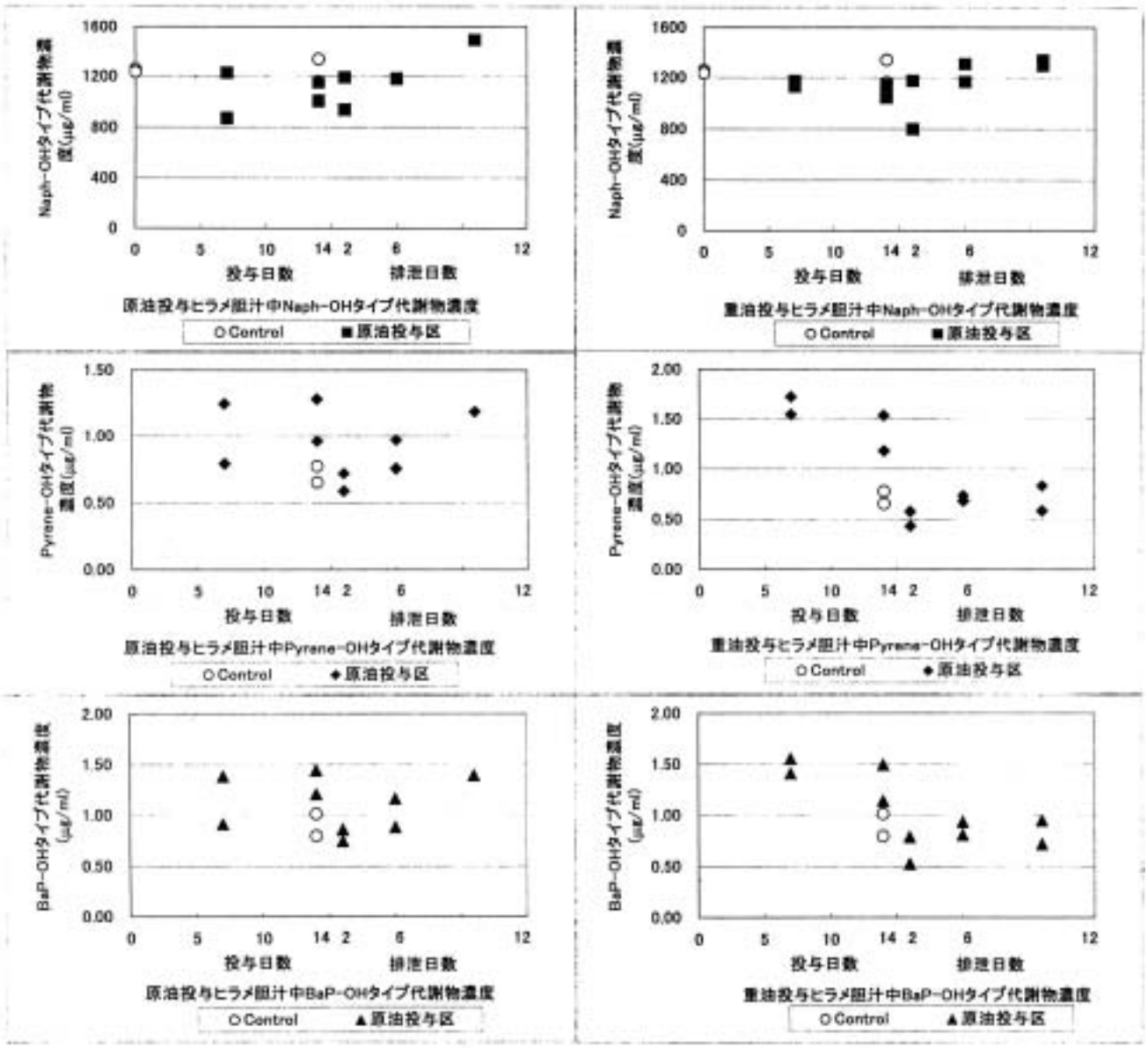


図３－５　原油およびナホトカ重油を投与したヒラメ胆汁中 PAHs 代謝物濃度

以上の結果から、これら３種の魚介類の PAHs 蓄積特性を以下に比較した。サザエはわずかではあるが低分子の PAHs を蓄積し、Pyr, Chry, BaP 等の高分子の PAHs を比較的高濃度に蓄積することが明らかになった。また、サザエ中腸腺中の高分子の PAHs の半減期は５日未満であり、PAHs を含む流出油等への暴露が無くなった場合、それらの体内濃度は速やかに低下するものと考えられる。マダイでは餌から Biph および DB 蓄積はわずかに認められたものの、Pyr および Chry の蓄積が認められなかったことから、低分子の PAHs はわずかに蓄積し、Pyr あるいは Chry の高分子 PAHs はほとんど蓄積しないことが明らかになった。ヒラメでもマダイと同様の傾向が認められており、これはマダイおよびヒラメとも PAHs の消化吸収量が少ないか、あるいは吸収してもすぐに肝臓などで水酸化を受け、抱合体として速やかに胆汁に排泄してしまうためと考えられる。しかし、PAHs 投与によって誘導される EROD の測定を行った結果によれば、PAHs を投与したヒラメでは EROD 活性が増加したもののマダイではほとんど EROD 活性が増加しなかったことから、ヒラメでは消化管からの PAHs の吸収が少なからずあるものの体内で比較的速やかに代謝されるため、

その体内濃度が低くなったものと考えられる。一方、EROD 活性の増加が無かったマダイでは、消化管からの PAHs 吸収が、ヒラメ等に比較して著しく少なかったと考えられる。

以上のことから、魚介類を用いて沿岸に漂着する流出油の影響評価をする場合、サザエのような貝類では比較的多くの PAHs を蓄積し、暴露が終了すると蓄積した PAHs は速やかに排泄されることから、流出油の影響評価を行う上では適した生物と考えられる。一方、魚類は PAHs の代謝能を有することから、単に PAHs のみの分析では不十分で、その代謝物についても分析しておく必要があろう。

⑷ 今後の問題点

本課題ではサザエについてその PAHs 濃度の推移から、ナホトカ号事故からの回復を明らかにすることができたが、それ以外の二枚貝類ではその回復状況を明らかにすることはできなかった。その一つの原因として、ナホトカ号事故前および事故直後の二枚貝類 PAHs 濃度が不明であったため、調査時点での値がどのような意味を持つのかが分からなかったことがあげられる。したがって、今後は石油流出の起こる前の貝類中 PAHs 濃度を全国的に調査する必要があろう。この点については、瀬戸内水研環境保全部が平成13年度から調査を開始することから、その成果が期待される。また、生物濃縮係数、蓄積速度あるいは排泄速度などの二枚貝による石油成分蓄積特性についても、今後実験的に明らかにする必要がある。

魚類による PAH 蓄積はほとんど認められなかったが、PAH が代謝されて胆汁に残留することが推測された。したがって、消化管あるいは鰓からどの程度の PAHs が吸収され、そのうちのどの程度の割合が代謝物として胆汁中に排泄されるかを今後明らかにする必要がある。また、胆汁中の代謝物（おそらくは PAH のヒドロキシ体）の同定および定量にまでは至らなかったため、これらの成分の分析法についてさらに発展させる必要がある。

以上が、我々の分担した課題の今後に残された問題点である。

⑸ 参考文献

1）小山次朗・角埜彰・奥村裕・池田久美子・清水昭男・山田久 (1998)：流出油の海洋生物に対する毒性、月刊海洋、30、622–630

2）M.M.Barcock,G.V.Irvine,P.M.Harris, J.A.Cusick and S. D. rice (1996)：Persistence of Oiling in Mussel Beds Three and Four Years after the *Exxon Valdez* Oil Spill, In " Proceedings of the *Exxon Valdez* Oil Spill Symposium ", ed. by S.D.Rice, R.B.Spies, D.A.Wolfe and B.A.Right, 286–297

3）M.M.Krahn, D.G.Burrows, W.D.MacLeod, Jr., and D. C. Malins (1987)：Determination of individual metabolites of aromatic compounds in hydrolyzed bile of English sole (*Parophrys vetulus*) from polluted sites in Puget Sound, Washington, Arch. Environ. Contam. Toxicol., 16, 511–522

4）E. Aas, T.Baussant, L.Balk, B.Liewenborg and O.D.Andersen (2000)：PAH metabolites in bile, cytochrome P4501A and DNA adducts as environmental risk parameters for chronic oil exposure：a laboratory experiment with Atlantic cod, Aquat. Toxicol., 51, 241–258

5）R.F.Lee, C.Ryan and M.L.Neuhauser (1976)：Fate of petroleum hydrocarbons taken up from food and water by the blue crab *Callinectes sapidus*, Mar. Biol., 17, 201–208

6）B.P.Dunn and J.Fee (1979)：Polycyclic aromatic hydrocarbon carcinogens in commercial seafoods, J.Fish.Res.Bd.Can., 36, 1469–1476

7）M.S.Ellis, K.-S.Choi, T.L.Wade, E.N.Powell, T.J.Jackson and D.H.Lewis (1993)：Sources of local variation in polynuclear aromatic hydrocarbon and pesticide body burdens in oyster（*Crassostrea virginica*）from Galveston Bay, Texas, Comp.Biochem.Physiol., 100C, 689–698

8）小山次朗・池田久美子・奥村裕・山田久 (1998)：魚介類の流出油成分の残留調査（「ナホトカ号」重油流出事故に係る水産資源および生態系影響調査中間報告書）、ナホトカ号現地連絡協議会、69–77

9)M.S.Ellis, K.-S.Choi, T.L.Wade, E.N.Powell, T.J.Jackson and D.H.Lewis (1993):Sources of local variation in polynuclear aromatic hydrocarbon and pesticide body burdens in oyster（*Crassostrea virginica*）from Galveston Bay, Texas, Comp.Biochem.Physiol., 100C, 689–698

10）B.B.McCain, H.O.Hodgins, W.D.Gronlund, J.W.Hawkes, D.W.Brown and M.S.Myers (1978): Bioavailability of Crude Oil from Experimentally Oiled Sediments to English Sole (*Parophrys vetulus*), and Pathlogical Consequences, J.Fish.Res.Bd.Can., 35, 657–664

11）J.P.Meador, J.E.Stein, W.L.Reichert and U.Varanasi (1995):Bioaccumulation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons by Marine Organisms, Rev.Environ.Contam.Toxicol., 143, 79–165

12）D.R.Livingstone, P.Lemaire, A.Matthews, L.Peters, D.Bucke and R.J.Law (1993):Pro-oxidant, antioxidant and 7-ethoxyresorufin o-deethlase (EROD) activity responses in liver of dab (*Limanda limanda*) exposed to sediment contaminated with hydrocarbons and other chemicals, Marine Poll. Bull., 26, 602–606

13）大嶋雄治 (2001)：薬物代謝酵素活性による重油汚染モニタリング手法の開発、平成12年度「流出油が沿岸・沖合生態系に及ぼす中・長期的影響の解明に関する研究」推進評価会議資料、69–74

（鹿児島大学・小山次朗、
瀬戸内海区水産研究所・池田久美子）

２．薬物代謝酵素活性による石油汚染モニタリング手法の開発

⑴　研究目的

現在、世界のエネルギーの大半は石油に依存しており、そのためタンカーを用いた石油輸送が頻繁に行われている。それに伴い、石油流出事故による沿岸の汚染が頻繁におこっている。

石油汚染は一般に水質、底質および生体に含まれる石油成分を測定して評価されるが、それらを長期にわたり経時的に逐一測定することは、経費および労力の両面からも非常に困難である。また、分析値は汚染の程度を示すが、生物に及ぼす生理的影響を直接評価することは困難である。近年、これらの問題を補完するため、生物特に魚類の薬物代謝酵素活性の変動を用いた評価が適用されている。

一般に、石油成分が魚体内に取り込まれると、核内にあるアリルハイドロカーボンレセプターがそれと結合し、この指令によりシトクロム P450（P4501A1）を通常の数十倍にまで誘導するとされている[1)]。よって、魚類の P4501A1の活性を測定することにより、石油汚染を明らかにすることが可能である。既に海外では多くの研究が行われており、バーゼル号事故現場ではギンポの１種を採取し、その P4501A1酵素活性を測定している[2)]。他にcode[3)], dab[4)], turbot[5)], flounder[6)], surgeonfish[7)], sea ducks[8)]を用いて石油汚染のモニタリングが行われている。我々もこれまでの研究で、カレイの P4501A1活性が水域の汚染を反映して誘導することを明らかにした[9)]。

本研究では、日本沿岸で石油流出事故が起こった場合を想定し、その石油汚染モニタリングのため、P4501A1測定方法の確立および生物種の選定を検討した。さらにナホトカ号重油流出域におけるヒラメ P4501A1を指標とした影響調査を行った。

⑵　研究方法

ア．サザエ暴露実験

重油（ナホトカ号の船倉から採取した重油）および原油（アラビア首長国連邦産）をアセトンに溶かした後、ろ紙に添加し風乾した。このろ紙をサザエ（平均体重110ｇ）に、1㎎/kg 体重・日の割合で14日間餌より与えた。投与開始７、14日目、および投与打ち切り後２、６、12、22日目に、サザエを各５個体を取り上げ、中腸腺を摘出して液体窒素で凍結後、-80℃ で保存した。後日、細胞分画を行いミクロソーム画分における P4501A1を ethoxyresolfin O-deethylase （EROD） の活性として測定した。実験期間中サザエの斃死は観察されなかった。

イ．マダイ投与実験

重油成分（クリセン、ピレン、ジベンゾチオフェン、フェナントレン、ビフェニル）の混合物を餌に添加して、マダイ（平均体重204ｇ、30尾）に各１㎎/kg 魚体重/日の投与量となるように餌を与えた。対照区として無添加の餌を与えた。投与開始10日目、および投与打ち切り後３、11日目に、魚を各４尾ずつ取り上げ、肝臓を摘出して液体窒素で凍結後、-80°Cで保存した。後日、細胞分画を行い、 EROD の活性を測定した。

ウ．ヒラメ投与実験

２トン水槽８個にヒラメ（平均体重約60ｇ）を各50尾収容して流水で1週間馴致した後、重油（ナホトカ号の船倉から採取した重油）を添加した餌（ヒガシマル社製ヒラメ用餌料）を投与した。対照区として無添加の餌を与えた。重油は0.1、0.3、 １㎎/kg 魚体重／日となるようにして10日間投与した。投与開始０、 ５、10日目、および投与打ち切り後２、 ４、 ６日目に各水槽より魚を３尾ずつ、各処理区計６尾取り上げ、肝臓を摘出して液体窒素で凍結後、-80℃ で保存した。後日、EROD 活性を測定した。

エ．重油流出域のサザエ

サンプルとして、1998年重油流出域の福井県安島（平均重量31.5ｇ）、崎および梶（平均重量28.3g）また対照として長崎県壱岐（平均重量27.1g）で採取したものを、生きたまま冷蔵で輸送後、研究室で中腸腺を摘出し、液体窒素で凍結し、-80℃ で保存し、後日、EROD の活性を測定した。

オ．重油流出域のヒラメ

2000年11月　富山県黒部市地先（n=６、平均体重 437ｇ）、富山県氷見市地先 （n=10、平均体重 455ｇ）、福井県三国町地先 （n=10、平均体重 466ｇ）、福井県小浜町地先 （n=５、平均体重 469ｇ）、鳥取県鳥取市地先 （n=７、 平均体重 739g） にて漁獲されたヒラメより肝臓を摘出し、液体窒素で凍結後、-80℃ で保存した。後日、EROD 活性を測定した。

カ．EROD 測定

肝 臓 に10倍 容 の0.25M Sucrose, 10mM tris-HCl（pH7.5）（サザエにはtrypsin inhibitor １㎎/ml を含む）を添加してホモジナイズし、12,000rpm（10,000 x g）20分間 ４℃で遠心分離して上清を得た。その上清をさらに40,000rpm（100,000 x g）70分間 ４℃で超遠心分離してミクロソーム画分を得た。この画分を上記 Sucros 液を加えて再度ホモジナイズし、その濃度が0.25g-liver/ml となるように調整した後、再度液体窒素で凍結し、-80℃で保存した。

得られたサンプル20 μl に160 μl の混合液（149 μｌ の distilled water, 10 μｌ の potassium phosphate buffer（pH7.7）, 0.4μl の2.5M $MgCl_2$, 10μl の10mM NADP, 0.2μl の20unit/ml glucose 6 phosphate dehydlase, 0.2 μｌ の２mM ethoxyresorufin（in methanol）を加え、30℃ のウォーターバスでプレインキュベートした。次に、20μl の50mM glucose 6 phosphate を加えて30℃で20分間反応させた。反応は80℃ で５分間加熱して失活させ、蒸留水を200μl 加えて、12,000rpm（10,000 x g）で20分遠心後0.5㎛ filter を通した。これを HPLC により代謝物の７-hydroxyresorfin のピークを定量した。分析は TOSOH SUPER-ODS カラム、励起波長550nm、蛍光波長585nm、MeOH in 50mM K_2HPO_4;0-100%、10分間グラジエントで行った。

キ．蛋白質量の測定

蛋白質は BCA Protein Assay Kit（PIERCE Co., USA）を用いて測定した。

⑶ 結果

ア．サザエ

暴露したサザエにおいて、投与14日目の重油および原油投与区の各1個体で EROD 活性が検出されたが、その他の64検体では検出限界以下であった。さらに、重油流出域の福井県安島、崎および梶、ならびに清浄域である長崎県壱岐で採取したサザエにおいても活性が全く検出されなかった。よって、サザエにおいて原油もしくは石油成分により酵素活性は殆ど誘導されずサザエを石油汚染の指標として使用することは困難であると考えられた。

イ．マダイ暴露試験

餌より重油成分を投与したマダイにおけるEROD酵素活性を図4-1に示す。餌投与実験では重油成分によるP450のEROD酵素活性は、対照区に対して増加しておらず、誘導は見られなかった。同時に行われたマダイにおける重油成分の取り込み実験から、重油成分が体内に吸収されることを確認しており、マダイではP4501A1の誘導性が低いことが考えられた。

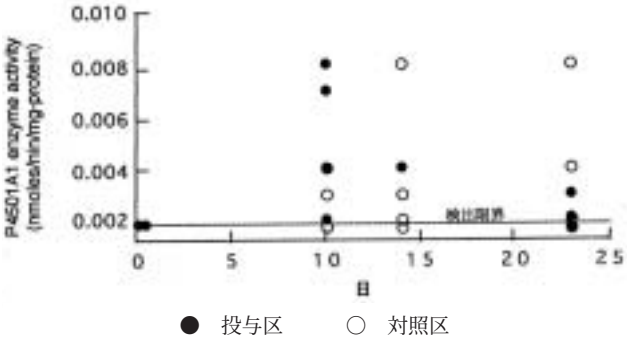


図４－１　重油流出成分を餌より投与したマダイにおけるP4501A1酵素活性の量（ethoxy-resorufinを基質として用いた）

ウ．ヒラメ暴露試験

重油成分を投与したヒラメにおけるEROD酵素活性を図4-2に示す。投与開始時、0.13nmol/mg-protein/minであったが、投与10日目以降で全ての投与区で対照区に比べて有意（$P<0.05$）に増加が見られた。1mg/kg投与区では2.6nmol/mg-protein/min（10日目）と対照の15倍に有意に増加し、重油投与を中止しても活性は低下しなかった。また、0.1および0.3mg/kg投与区ではEROD活性は投与を中止しても上昇を続け、16日目（重油投与中止後６日目）では１mg/kg 投与区と同レベルに達した。

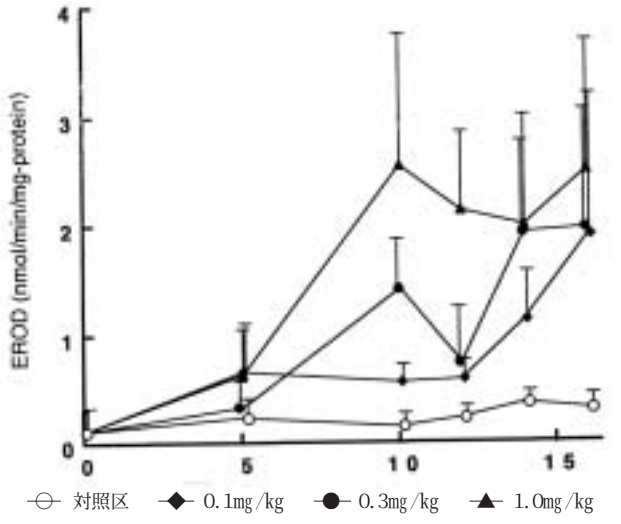


図４－２　重油を暴露したヒラメにおけるEROD活性の誘導

エ．ヒラメの重油流出域におけるヒラメのEROD活性

５調査地点で採取したヒラメの魚体重の平均値を図4-3に示す。Kruskal Wallis法により多重比較したところ統計的に有意はなかった。次にヒラメのEROD活性を図4-4に示す。EROD活性を平均値で比較すると氷見が0.159と最も高く、三国が0.084、鳥取が0.055、黒部が0.044、小浜が0.032nmol/min/mg-proteinの順であった。地点間の差をMann-Whitney U testで比較しBonferroni's p（$p<0.05$）で有意差を検討したが、地点間の有意差は検出できなかった。

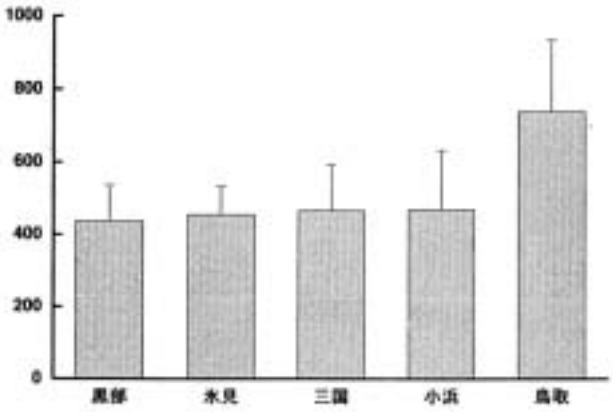


図４－３　重油流出域で採取したヒラメの魚体重

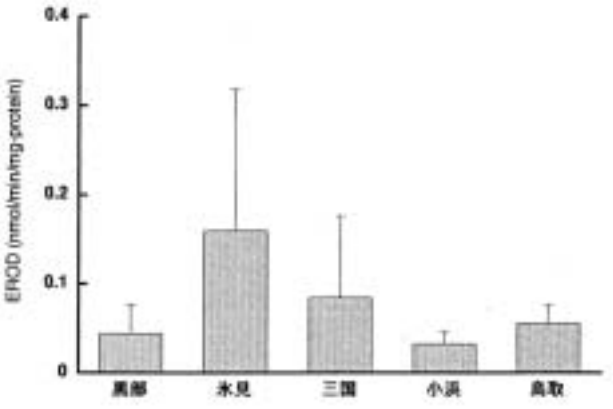


図４－４　流出域で採取したヒラメのEROD活性

⑷ 考察

ア．サザエ

サザエに重油を暴露した結果、EROD の活性は殆ど認められなかった。この原因としてサザエにはEROD活性、つまりP4501A1が極めて微弱で誘導しないためと考えられた。流出域および清浄域より採取したサザエにおいても、本活性は検出されなかったことからも、サザエは石油汚染のバイオマーカーには適さないと考えられた。

イ．マダイ

マダイに重油を暴露した結果、EROD の活性は殆ど認められなかった。同時に P4501A1 mRNA の量を測定したが、酵素活性と同様に殆ど変化しなかった（unpublished data）。P4501A1誘導剤としてメチルコラントレン（３MC）を投与しても、P4501A1が有意に増加しなかった結果（unpublished data）と一致している。一般に魚類では3MC により P4501A1は誘導するとされているが、マダイは P4501A1が誘導しにくい可能性が考えられる。

ウ．ヒラメ

ヒラメに重油を0.1、0.3、１㎎/kg の割合で10日間投与すると EROD 活性が大きく誘導し、その後投与を中止しても、誘導した活性は対照区の約10倍程度に増加したまま維持されていた。よって、現場でヒラメが重油に暴露された後も EROD 活性は比較的長期にわたり維持されると思われる。今回行った実験では、対照区の EROD 活性がしだいに増加する傾向にあったが、その原因として餌に低濃度ながら誘導物質の存在が考えられた。

ヒラメの重油流出域においてヒラメを採取した結果、その EROD 活性値は重油暴露実験の値の約1/10以下と低く、また地域間に統計上有意な差はなかった。しかし、最も高い氷見と最も低い小浜で約５倍の差があり、EROD 活性の誘導が疑われる。最も重油汚染の激しかった福井県三国町では0.084と氷見より低く、氷見ではナホトカ号重油流出以外の影響が考えられた。

⑸ 今後の問題点

流出事故に備えるため、誘導が全くない時の EROD 活性を明らかにした後、全国でヒラメの EROD 活性を定期的に調査しておくことが望ましい。

⑹ 要約

ア．重油汚染の指標としてヒラメ肝臓 P4501A1（EROD 活性）が実用的である。

イ．重油流出域でヒラメ EROD を調査したが、明確な重油流出の影響は認められなかった。

⑺ 文献

１）Polan, A. and Knutson, J.C. (1982)：2, 3, 7, 8-tetrachlorodibenzo-p-dioxine and related aromatic hydrocarbons examination of the mechanism of toxicity, Ann. Rev. Pharmacol. Toxicol., 22, 517-554

２）Woodin BR., Smolowitz RM. and Stegeman JJ. (1997): Induction of cytochrome p4501a in the intertidal fish anoplarchus purpurescens by prudhoe bay crude oil and environmental induction in fish from prince william sound, Environ. Sci. Tech., 31, 198-1205

３）Aas E. and Klungsoyr J. (1998)：PAH metabolite in bile and EROD activity in north sea fish, Mar. Environm. Res., 46, 229-232

４）Kirby MF., Neall P. and Tylor T.(1999)：EROD activity measured in flatfish from the area of the Sea Empress oil spill, Chemosphere, 38, 2929-2949

５）Camus L., Aas E. and Borseth JF.(1998)：Ethoxyresorufin -O-deethylase activity and fixed wavelength fluorescence detection of pahs metabolites in bile in turbot(scophthalmus maximus l.) exposed to a dispersed topped crude oil in a continuous flow system, Mar. Environm. Res., 46, 29-32

６）Broeg K., Zander S., Diamant A., Korting W., Kruner G., Paperna I. and von Westernhagen H.(1999)： The use of fish metabolic, pathological and parasitological indices in pollution monitoring - 1. North Sea Source, Helgoland Mar. Res., 53, 171-194

７）Galgani F., Bocquene G. and Burgeot

T.(1996)：Acetylcholinesterase ethoxyresorufin-O-deethylase in the surgeonfish acanthurus bahianus around martinique island (french west indies), Biomarkers, 1, 208–210

8）Trust KA., Esler D., Woodin BR. and Stegeman JJ.(2000)：Cytochrome P4501A induction in sea ducks inhabiting nearshore areas of Prince William Sound, Alaska, Mar. Poll. Bull., 40, 397–403

9）Oshima Y., K. Kobayashi, C. Hidaka, S. Izu and N. Imada(1994)： Differences in the drug-metabolizing enzyme activities among fish and bivalves living in waters nearby industrial and non-industrial areas, Bull. Environ. Contam. Toxicol., 53, 106–112

（九州大学・大嶋雄治、本城凡夫）