

## I-2. 流出油の海洋における挙動と水生生物に及ぼす影響

流出油の水生生物に対する影響は、流出した石油の種類および海洋での変化過程により著しく異なる。したがって、水生生物への石油の影響を解析する場合には、これらの基礎的な知見を整理しておく必要がある。ここでは、石油の海洋における挙動、原油や石油製品の種類による挙動の差異および石油の水生生物に対する影響やその作用機構を解析し、流出油の海洋生態系に対する影響評価のために必要な調査を提案する。

### 2.1 流出油の海洋における挙動

#### 1) 流出油の変化過程

海洋に流出した石油は、蒸発、拡散、エマルジョンの形成、溶解や沈降の過程を経て変化し、その変化過程は図 I.2.1 に示したようにまとめられ、すでに緒方・藤沢 (1991) により解説されている。石油の水生生物に対する影響や作用機構は石油の海域環境における挙動や存在状態によって大きく異なると考えられるので、水生生物に対する影響を調査する場合にはこれらの知見を整理しておく必要がある。

流出油の海洋における変化過程は、物理的、化学的および生物化学的な変化に分類されるが、これらの個々の変化過程について以下に簡単にその概要を述べる。

#### (1) 蒸 発

原油は産地によってその組成が異なり、図 I.2.2 に示したように沸点が 100°C (212 °F) 以下の低沸点成分は、軽質油のナイジェリア原油では約14%、重質油のアラスカ原油では約6%含有される (Leffler, 1983)。これらの低沸点成分は、炭素鎖の短いパラフィン、単環の

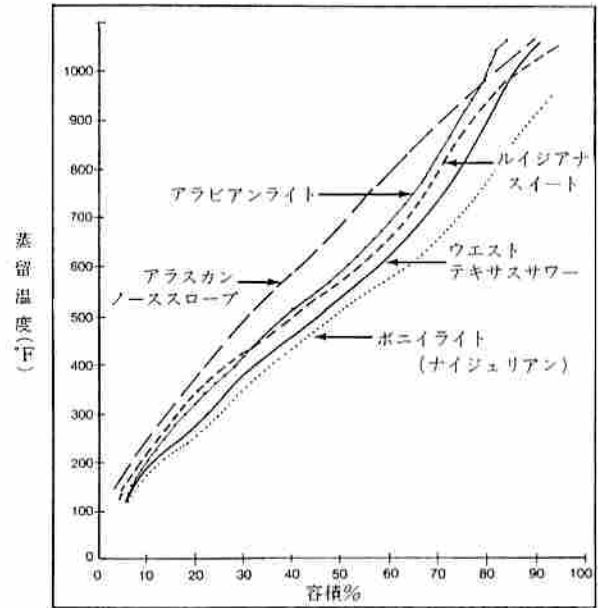


図 I.2.2 原油の産地による蒸留温度の比較 (Leffler, W. L., 1983)

シクロパラフィンや単環芳香族化合物などであるが、石油が海洋に流出した場合先ずこれらの低沸点化合物が大気中に蒸発・揮散する。蒸発・揮散は温度に依存し、温帯・熱帯地方では、流出後2、3日のうちに低沸点化合物の約40~60%が蒸発すると報告されている。低沸点化合物が蒸発した残渣油は、炭素鎖の長い炭化水素、ワックス、アスファルテンなどの高沸点化合物、また、含硫黄化合物および重金属を相対的に高濃度に含有し、粘度や比重が大きくなる。

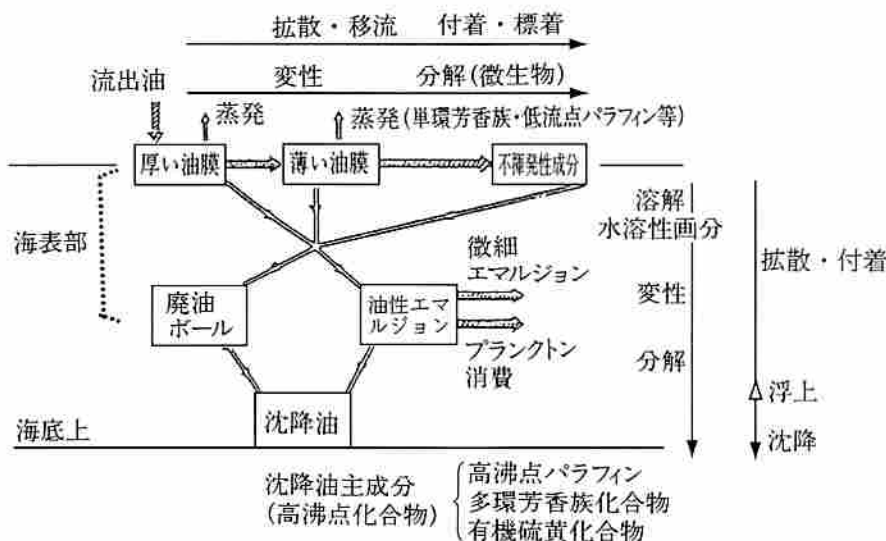


図 I.2.1 海洋における流出油の動態 (緒方・藤沢, 1991)

## (2) 移流・拡散

流出油は、一般的に海水より比重が小さいために海面を移流・拡散する。移流・拡散の方向および速度は、風向および風速、潮流並びに水温や流出の物性によって大きく異なる。水島重油流出事故およびナホトカ号油流出事故では、流出油は風下方向に流され、移流・拡散において風の影響が大きいことが示唆された。

流出した油は、厚い油膜から移流・拡散するにしたがって次第に薄い油膜となって広く拡散する。石油製品の拡散実験によると 1 l の油は 4,000~40,000 m<sup>2</sup> の広い海域に拡散することが報告されている。石油の油膜の厚さと色調の変化は、表 I.2.1 のようにまとめられている。例えば、海面で銀色の輝きが認められる油膜は約 6 μm 程度の厚さを有し、1 km<sup>2</sup> に 88 l の石油が拡散した状態に相当すると考えられる。

表 I.2.1 油膜の厚さと色調

油膜の厚さ (μ)	油量 (l/km <sup>2</sup> )	色調
0.04	44	辛うじて見える。
0.08	88	海面で銀色の輝きに見える。
0.15	176	色調を呈する。
0.3	351	色彩の輝く縞模様を示す。
1	1168	色彩は鈍くなり始める。
2	2337	色彩はさらに暗くなる。

## (3) エマルジョンの形成

石油は、海洋で波浪などの物理的作用により海水と混合することにより油と海水の混合状態（エマルジョン：乳濁液）を形成する。エマルジョンは、海水の中に油粒子が分散した（（油/水）エマルジョン：オイルインウォーターエマルジョン）と油の中に水が分散した（（水/油）エマルジョン：ウォーターインオイルエマルジョン）に区分される。（水/油）エマルジョンは、非常に安定で、粘稠性を有するムースのような状態になるのであればしばしばチョコレートムースと呼ばれる。一般的に軽質油はムースを形成してもそのムースは壊れやすいが、粘稠な重油のムースは80%もの多量な水分を含有し、流出した油の容積の5~6倍に膨張しており、また、非常に安定である。

## (4) 溶解

油は本来疎水性の物質であるが、ごく微量海水に溶解する。炭素が6個結合する成分、ヘキサン、シクロヘキサンおよびベンゼンの溶解度は、それぞれ、9.6 mg/l、60 mg/l および 1,750 mg/l である。また、炭素が7個結合した成分の溶解度は、ヘプタンで 2.5 mg/l、メチルシクロヘキサンで 15 mg/l およびトルエンで 530 mg/l であり、一般的に、直鎖の炭化水素（n-パラフィン、n-アルカン）に比較して環状炭化水素や芳香族炭化水素は海水に対する溶解度が大きい。一方、n-アルカンでは、炭素数の少ない成分の溶解度が大きく、炭素数12までは炭素数の増加に伴って低下することが報告されている。

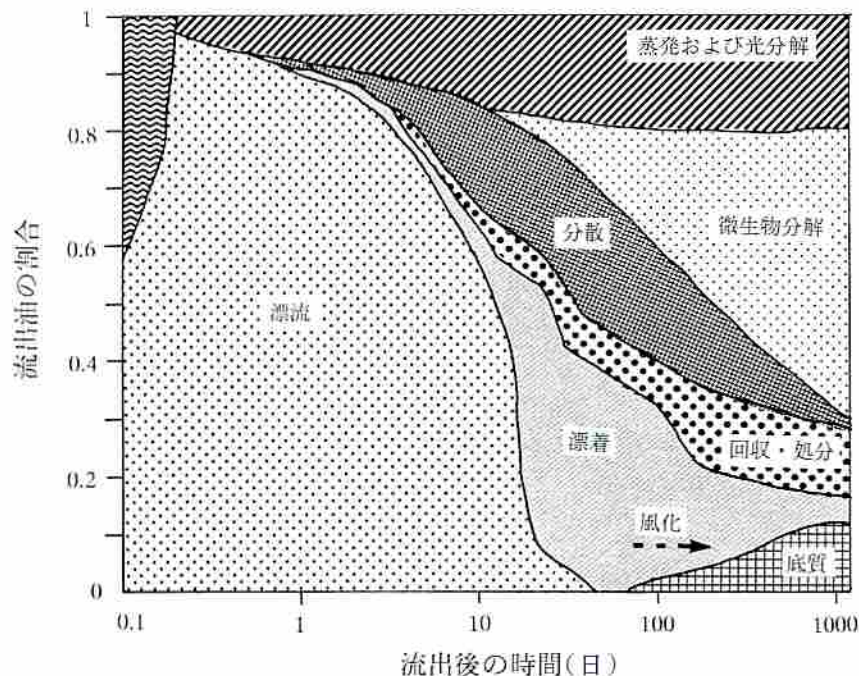


図 I.2.3 エクソンバルディーズ号から流出したアラスカ原油のプリンスウイリアムサウンドにおける収支 (Wolfe et al., 1994)

## (5) 廃油ボールの形成および沈降

蒸発あるいは海水への溶解の過程を経た原油は、アスファルト分などの高沸点成分が残留し、廃油ボールあるいはタールボールと呼ばれる塊を形成する。廃油ボールは1 mm 以下のものから10数 cm の大きさのものが見られる。

石油は海水中で蒸発や溶解の変性の過程で高沸点化合物の占める割合が次第と多くなり、また、沿岸に漂着した油は砂や懸濁物質を取り込むことにより次第に比重を増加させ、底質に沈降することが想定される。エクソンバルディーズ号の事故では、図 1.2.3 に示したように事故3ヶ月後には流出した油の一部分は底質に沈降・堆積したと推定されている。

東京湾で発生したダイヤモンドグレース号原油流出事故では、事故2ヶ月後に原油の漂着した東京湾川崎市沖合域で実施した調査(1997年8月30日に実施)において、流出原油成分が底質から検出され、流出原油が底質に堆積したことが確認された(河野・高田, 1998)。したがって、流出油による底質汚染と底生生物に対する中・長期的影響評価は重要な課題である。

## (6) 微生物分解および化学的变化

物理的な変化の他に流出油は海洋微生物により分解される。近年、石油を分解する海洋微生物が多数確認されているが、微生物分解は水温、栄養塩類(微生物の窒素源)および溶存酸素等の環境要因により大きく異なる。海洋細菌は比較的広範囲の広い石油成分を分解することができるが、n-アルカン、イソアルカン、シクロアルカン、芳香族炭化水素の順に分解を受けやすいことが報告されている。

流出油は化学的な分解を受けるが、分解の進行は微生物分解に比較して遅いと言われている。好気条件下では、遊離ラジカルを形成して複雑な自動酸化過程を経て急速に分解される。化学的な分解過程は、光や金属等の触媒作用による促進されることが明らかにされている(元廣, 1976)。

## (7) その他の変化過程

流出油事故においては、流出油の処理・浄化のためにしばしば油処理剤(乳化剤とも言われる)が使用される。油処理剤は非イオン界面活性剤を含有する乳化剤であり、流出油を乳濁化させて海水への溶解や分散を促進する薬剤である。流出油を油処理剤で処理すると、流出油と処理剤の混合したムース状物質がしばしば形成されるが、これらの物質の海域環境での挙動は明らかでなく、今後検討する必要がある。

## 2) 海域環境における挙動の油の種類や環境条件による相違

海域に流出した油は、物理化学的および生化学的な変化過程を経て海域環境における分布および流出した油の

性状を変化させる。エクソンバルディーズ号の事故によりウイリアムサウンドに流出したアラスカ原油の海域環境における分布の変化は図 1.2.3 のように取りまとめられている(Wolfe *et al.*, 1994)。事故1日後には、流出した油の大部分は海面を漂流しているが、まず蒸発により変化を受けて流出した油の約10%が大気に揮散している。事故10日後には流出した油の約55%近くが依然として海面を漂流しているが、約14%の流出油が蒸発し、蒸発可能な成分の大部分が蒸発してしまったことになる。一方、約20%の流出油が海水中に分散し、流出した油の2~3%が回収されたり、あるいは海岸に漂着している。事故後100日経過した時点では、流出油の約20%は蒸発、約20%は微生物分解、約20%は海水中に分散、約30%は海岸に漂着、ごく僅かの流出油が底質に沈降している傾向が認められ、流出した油が海域環境全体に分布し水生生物に影響を及ぼすことが考えられる。また、各種の回収作業の努力により事故発生から10日間の間に流出した油の約7%が回収されたと試算されている。事故後1000日(約3年)後には、流出した油のうち蒸発、微生物分解、海水中への分散、回収・処理・処分、海岸への漂着および底質への堆積の占める割合は、それぞれ、約20%、約50%弱、約3%、約14%、約5%および約10%になり、水域環境に残留している原油は流出量の約20%弱と見積もられる。すなわち、流出油は、事故後の時間が経過するにしたがって次第に底泥に影響を及ぼすことが明かであるので、流出油の中・長期的な影響を検討する場合には底質汚染実態を評価する必要がある。

図 1.2.3 に示した流出油の行方は、比較的低沸点化合物を含有する原油が低水温海域に流出した事例であるが、高沸点成分を多く含有するC重油の場合にはほとんど蒸発せず、大気への揮散は小さいと推察される。一方、水温の高い水域に流出した場合には、エクソンバルディーズ号の事例に比較してさらに速やかに蒸発により大気中に揮散するとともに高水温環境では微生物活動が活発なために微生物による分解の割合が大きいことが考えられる。すなわち、流出した油の種類あるいは流出した海域の環境によって石油の変化過程は大きく異なることが明らかである。しかし、いずれにしても流出した直後の油は海面を漂流あるいは海岸に漂着するために、海洋の表層に生息する生物(動・植物プランクトン)、海面を浮遊する魚卵あるいは潮間帯の付着生物に先ず著しい影響を及ぼし、時間の経過に伴って底質および底生生物への影響が推察される。

## 2.2 流出油の水生生物に対する影響

### 1) 作用様式

銹油は化学的あるいは物理的な作用機構を通して水生

生物に対して直接および間接的に種々の影響を及ぼし、その作用様式は、Moore and Dwyer (1974) により以下のようにならされている。

- ①細胞や膜に作用する直接的な致死毒性
- ②摂餌などの行動異常を示すことなど直接的な死には結びつかないが、間接的には死に至る重致死毒性
- ③物理的に生物表面を被覆することによる運動性や摂餌行動の障害および羽毛や体毛の疎水性を減少させる作用
- ④流出油成分の生物体内への取り込み（食品としての安全性や油臭魚による価値の低下）
- ⑤生息域の物理・化学的な環境変化（流出油の漂着など）による生物の生息状況（生物の組成・量および分布状況）の変化

この作用様式は、流出油の種類や性状および海域での存在状態により大きく異なるが、流出油が漂着した海岸では、これらの①～⑤の全ての作用様式により水生生物は影響を受けるものと考えられる。これらの作用様式の中で①および④は実験的な手法で研究され、比較的多くの研究成果があるが、②、③および⑤の流出油の物理的な影響は実験的手法による解明が困難であり、現場調査結果の解析から解明する必要があるために調査データが少なく、不明な点が多い。すなわち、流出油の水生生物に対する影響を詳細に把握するためには毒性学的な実験的手法と生態学的な野外調査の手法の双方向からの調査・研究およびこれら種々の調査・研究の総合的解析が必要である。

## 2) 飼育実験による有害性評価

### (1) 流出油の種類による水生生物影響の相違

前章において述べたように原油は多様な成分で構成され、また、これらの成分組成は石油製品の種類により大きく異なる。生物に対する作用は、一般的に言えば、分子量の小さい低沸点の炭化水素類は生物の細胞膜に作用して急性毒性的に作用するのに対し、分子量の大きい高沸点の炭化水素類（例えば、多環芳香族炭化水素類）は慢性的な影響が問題となる場合が多い。従って、水生生物に及ぼす影響を調査・研究する場合には、流出した油の種類および性状を把握する必要がある。

弟子丸他 (1976) は、甲殻類に対する各種鉱油の急性毒性 (48h TLm) を調べ、急性毒性は、ガソリン>A 重油>軽油>灯油>B 重油>原油>C 重油の順に強いことを実験的に明らかにした。すなわち、低沸点成分を多量に含有する軽質油ほど毒性が強いことを明らかにした。しかし、この試験は、油と海水の懸濁液あるいは油の水溶性画分を用いて上述の作用様式①による油の毒性を評価したものである。したがって、海岸に漂着した流出油が作用様式③あるいは④によって潮間帯生物に及

ぼす影響の程度が、甲殻類に対する油の毒性と同様に流出油の種類によって変化すると断定することはできない。

### (2) 石油水溶性画分の水生生物に対する急性毒性

ナホトカ号油流出事故による環境影響に関する緊急研究 (小山他, 1998) では、流出した C 重油の水溶性画分の各種の水生生物に対する急性毒性を調べた。

C 重油と海水を 25°C で 16 時間攪拌・混合した後にガラスウールを用いてろ過し、C 重油を溶存させた海水を調製した。これを適宜海水を用いて希釈して試験用水を調製し、植物プランクトン、動物プランクトン、アシナガモエビモドキ、イソゴカイおよびアユを飼育した。飼育期間中の植物プランクトンの増殖や生物の生残を指標にして C 重油の各種水生生物に及ぼす急性毒性を評価した。さらに、C 重油を含有する海水中でヒラメ卵の発生過程を観察し、魚卵の発生や仔魚の生残に及ぼす流出油の有害性も検討した。

植物プランクトンの増殖は C 重油により阻害され、96 時間の培養時間において増殖を 50% 阻害する油分 (96h EC<sub>50</sub>) は、珪藻で 0.29~0.56 mg/l、ブラシナ藻で 18~38 mg/l および褐色鞭毛藻で 150 mg/l であった。すなわち、植物プランクトンに対する流出油の有害性はプランクトンの種類により著しく異なり、海洋生態系で重要な植物プランクトン種である珪藻で特に毒性が強かった。植物プランクトン種によって C 重油の毒性が異なることは、植物プランクトン種による細胞膜の構造の差異に起因すると考えられるが、今後、細胞膜への障害や細胞膜の透過の視点から検討する必要がある。

動物プランクトン (チグリオパス)、アシナガモエビモドキ、イソゴカイおよびアユ稚魚に対する C 重油の急性毒性は、96 時間の暴露期間における生残率で評価された。96 時間の暴露期間に 50% の生物を死滅させる濃度 (96h LC<sub>50</sub>) は、試験期間中に飼育水中の油分が変動するので固定した値を得ることができなかったが、動物プランクトン (チグリオパス) で 0.17~1.2 mg/l、アシナガモエビモドキで 7.9~44 mg/l の範囲内であると推定された。一方、イソゴカイおよびアユ稚魚の 96h LC<sub>50</sub> は、それぞれ、170 mg/l および 64 mg/l 以上であった。

ヒラメ卵発生に対する C 重油の影響は、卵のふ化率、ふ化仔魚の死亡率およびふ化仔魚の奇形などにより評価された。C 重油の水溶性画分を含有する海水にヒラメ受精卵を收容し、発生過程を 96 時間観察した実験では、50% の卵のふ化が阻害される濃度 (非ふ化率 EC<sub>50</sub>) およびふ化仔魚の半数が死亡する濃度 (96h LC<sub>50</sub>) は、それぞれ、0.029~0.16 mg/l および 0.014~0.075 mg/l であった。また、0.047 mg/l 以上の濃度では、ふ化仔魚の全てに胚体の形成不全や発生の途中停止、体軸の伸長の抑

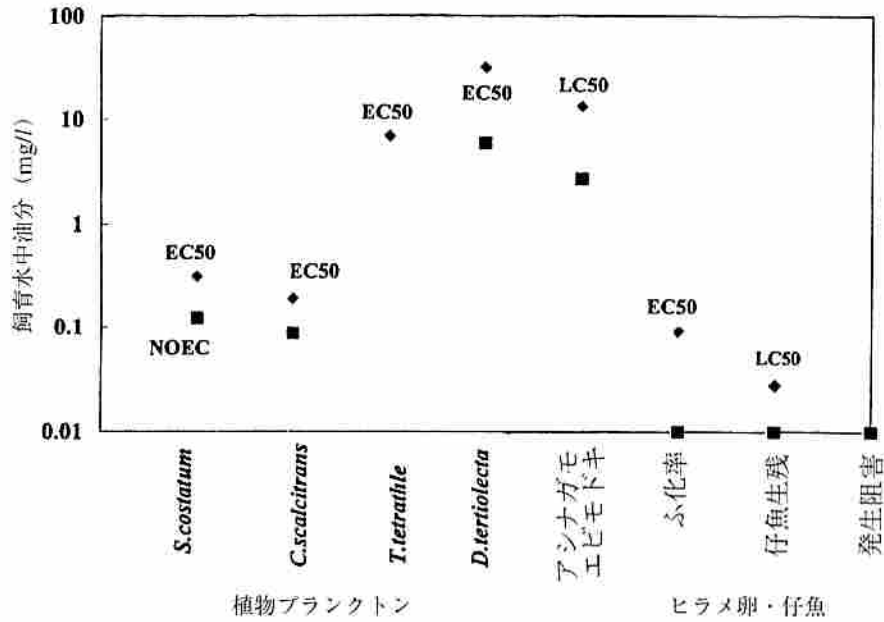


図 1.2.4 ナホトカ号流出重油水溶性画分の各種水生生物に対する有害性の比較 (小山他, 1998)

制など何らかの形態異常が観察された。

各種の水生生物に対する急性毒性は図 1.2.4 のようにまとめられた。Moore and Dwyer (1974) および緒方・藤沢 (1991) が指摘したのと同様な傾向 (表 1.2.2 および図 1.2.5), すなわち, 魚類稚魚, 底生生物あるいは甲

表 1.2.2 可溶性芳香族化合物の各種の水生生物に及ぼす影響

水生生物	影響濃度 (mg/l)
植物相	10~100
魚類	5~50
幼生 (全ての種)	0.1~1.0
浮遊性甲殻類	1~10
腹足類 (巻貝など)	1~100
二枚貝 (カキなど)	5~50
底生性甲殻類 (エビ, カニ)	1~10
底生無脊椎動物 (多毛類)	1~10

Moore and Dwyer (1974) から作成

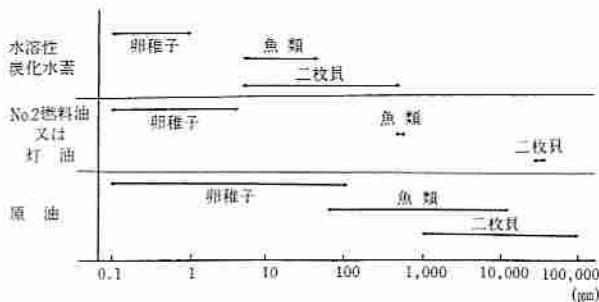


図 1.2.5 原油および石油製品に対する魚介類の致死濃度範囲 (緒方・藤沢, 1991)

殻類に比較して魚類の卵およびふ化仔魚や動物プランクトンなどの脆弱な生物は石油に対して感受性が高いことが明らかであった。

石油は魚卵の発生過程を著しく阻害し, 動・植物プランクトンに対する影響に比較してさらに低濃度で発生過程に影響を及ぼす。ヒラメ受精卵に対する影響試験で認められた形態異常は, 重度のものは胚体の形成不全や発生の中途停止であり, 軽度のものでは体軸の伸長抑制であった。同様な卵発生過程への影響は, エクソンバルディーズ号原油流出事故においてニシン卵発生の異常として確認されている (Kocan *et al.*, 1996)。表 1.2.3 に示したように形態異常 (ふ化仔魚の体軸が短い) の発症は, 海水中油分が 0.01 mg/l 以上で認められ, ヒラメ卵発生過程に対する影響と同様な結果であった。卵発生過程への影響および形態異常の原因として石油成分が卵内

表 1.2.3 アラスカ原油水溶性画分のニシンの卵発生に及ぼす影響

影響	濃度 (mg/l)
遺伝毒性	
減数分裂後期から終期における異常	0.01
減数分裂細胞の減少	0.24
奇形の発症	0.24~0.97
EC <sub>50</sub>	0.43
未成熟状態でのふ化	0.24
ふ化仔魚が小さい	>0.01
胚の生残とふ化率	>9.67

Kocan *et al.* (1996) から作成

に取り込まれ、細胞分裂過程に障害を及ぼすことが考えられている。一般的に、魚卵は卵殻によって保護されているために有害物質の卵内への進入を阻止し、有害物質に対する抵抗性はふ化仔魚に比較して比較的強いといわれている。しかし、流出油が卵内で進行している発生過程を著しく阻害することは、流出油成分が卵殻を通して卵内へ透過すると考えられ、卵発生阻害機構の解明は今後の重要な課題である。また、卵発生過程の阻害は魚類の再生産に大きく影響するものであり、漁業生産の視点からすると流出油事故の海域生態系に及ぼす影響の中で最も重要なものと考えられ、今後さらに検討する必要がある課題である。

### (3) 油処理剤の有害性

流出油の処理剤の中には乳化分散剤、表面拡散剤、ゲル化剤、脱乳化・抗乳化剤などがあるが、油処理剤の名称は一般的には乳化分散剤を表すことが多い。乳化分散剤は界面活性剤、溶剤および安定剤などで構成される混合物であり、界面活性剤の中には陰イオン、陽イオン、非イオン界面活性剤がある。旧型の油処理剤では、ポリオキシエチレンアルキルエーテル、いわゆるエーテル型界面活性剤が使用された。エーテル型界面活性剤は水生生物に対する毒性が強く、トリーキャニオン号の事故では、流出した原油より使用された油処理剤 (BP1002) の方が水生生物に対し毒性が強かったことが報告されている (Smith, 1968)。新型の油処理剤はポリオキシエチレンアルキルエステルいわゆる低毒性のエステル型界面活性剤で構成されており、その毒性は改善されている (大久保, 1976)。また、油処理剤の販売・使用においては水生生物に対する安全性 (100 ppm 以下の濃度で珪藻 (*Skeletonema costatum*) の増殖阻害を起こさない。ヒメダカに対する急性毒性が 3000 ppm 以上である。1 週間以内にその 90% 以上が分解する。) の審査が義務づけられている。

油処理剤は流出油による被害を軽減するために使用されることから水生生物にとって有害なものであってはならないということはいうまでもない。しかし、各種の魚類を用いた研究では、図 1.2.6 に示したように流出油と処理剤の混合物の急性毒性は、流出油単独に比較して強いこと、すなわち、油処理剤が流出油の有害性を促進することが危惧されている。この原因として、

- ① 油処理剤は石油を乳化し、海水中に可溶性・分散させる機能を有するために、一時的に海水中油分を増加させ、生物と石油の接触の機会を増大させるために毒性が増す。
- ② 油処理剤に含有される界面活性剤が魚類の鰓などの細胞膜の組織や構造を変化させ、その結果石油の膜や組織への影響や生物体内への取り込みなどを助長することにより有害性を増大させる。

の作用機構が考えられるが、石油・処理剤混合物の処理剤濃度を増大しても毒性が増大しないことから①の作用機構の可能性が大きいことが示唆されている。

油処理剤は流出油を乳化・可溶化させ、海水中に広く分散させる処理機構から判断して、海水中油分を一時的に増大させる可能性がある。したがって、石油に対して感受性の高い卵・仔魚、動物プランクトンへの影響を防止するためにも海水交換の弱い閉鎖性水域においてはその使用を必要最小限にすることが望ましい。また、処理剤の散布海域においては海水中油分の変化を詳細にモニタリングすることも必要である。

### 3) 野外調査による影響評価

海域に流出した油は海面の漂流あるいは海岸への漂着を通して海域に生息する生物に物理的、化学的あるいは生物化学的に、上で述べた石油の水生生物に対する①～⑤のすべての作用様式を通して影響を及ぼす。これらの種々の作用様式により引き起こされる影響は、油汚染の一部分を断片的に再現する実験的手法で評価することはできない。したがって、生物の現存量や種組成など生物相の変化と油汚染の関係の解析および海域の汚染状況の変化に伴った生物相の変化や生物相の回復過程の解析などの野外調査は、水生生物に及ぼす流出油の総合的影響の評価において有効な手段である。

流出油による生物量や組成の変化は生息する多種多様な生物について検討されるが、石油の海域における挙動から判断して、浮遊性の動・植物プランクトンや潮間帯の各種の付着生物に対する影響が著しいと考えられ、これらの生物について調査される場合が多い。多くの流出油事故調査による主要な水生生物に対する影響は以下のように集約される。

石油の植物プランクトン生物量や種組成に対する影響は、一般に野外調査では明確に把握されていない。植物プランクトンは、増殖速度が大きいために一時的な生物量の減少を速やかに打ち消すので、野外調査では明確な影響が認められないことが多い。しかし、実験的な影響解析の項で述べたように珪藻は石油の影響を著しく受けるために、植物プランクトン種組成変化の詳細な把握が、石油の植物プランクトンに対する影響評価に有益であると考えられる。

石油による動物プランクトンの変化は必ずしも明かでない。しかし、動物プランクトンは、魚卵やふ化仔魚と同様に石油に対して感受性の高い生物であるので、野外調査で検討する必要がある重要な生物種であると考えられる。

潮間帯付着生物では、大型藻類、二枚貝、巻貝、フジツボなどの生物量や生物種組成の変化が調べられている。水島重油流出事故調査では、油の漂着した潮間帯に

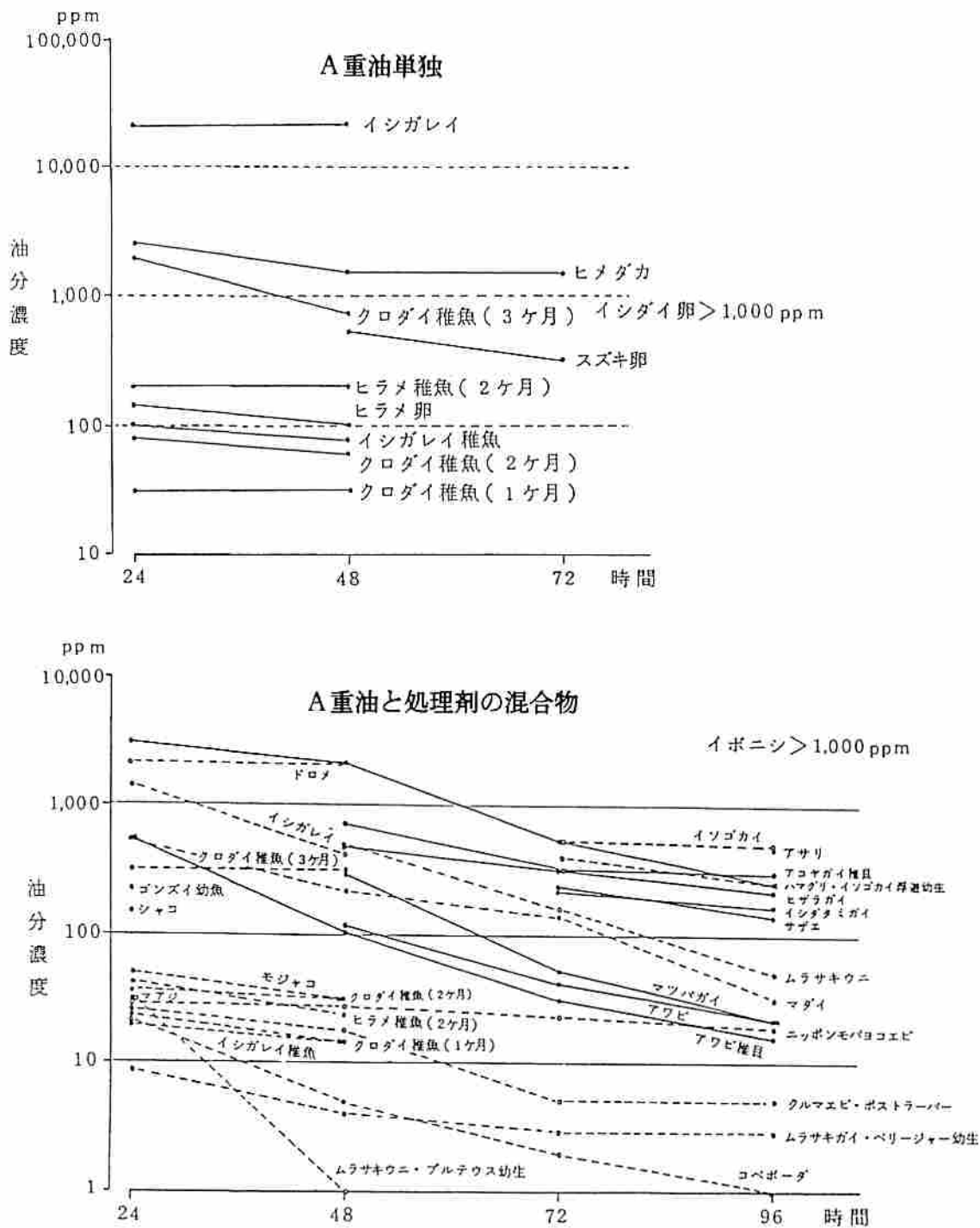


図 1.2.6 A 重油および A 重油・処理剤混合物に対する各種水生生物の急性毒性 (LC<sub>50</sub>) の経時変化

において事故直後には多数のイワフジツボの致死が認められたが半年後には次第に回復していることが報告されている (水鳥重油流出事故漁業影響調査推進協議会, 1975)。アラスカのプリンスウィリアムサウンドで座礁したエクソンバルディーズ号油流出事故では、潮間帯に生息する褐藻、二枚貝、巻貝、フジツボの生息状況の変化が経時的に追跡され、事故後これらの生物が減少していること

が報告されている (Highsmith *et al.*, 1996)。

多毛類や貧毛類などの潮下帯に生息する底生生物の生物量や生物種組成の変化も流出油事故影響調査においてしばしば検討されている。アラスカの原油流出事故では事故後貧毛類が増加したが、流出油の関連性を確認することはできなかった (Highsmith *et al.*, 1996)。水鳥重油流出事故調査結果 (水鳥重油流出事故漁業影響調査推

進協議会, 1975) では, 潮下帯生物に対する流出油の影響は小さいことが報告されており, 流出油の影響は油が漂着した潮間帯で顕著であると考えられる。

生物量や生物種組成の変化は, 流出油以外の多くの要因, 例えば水温や海水の流動などの物理的な要因によって著しく変動する。したがって, 流出油が漂着した海岸においても生物相の変化様式は個々の場所により異なることが考えられ, 流出油によって汚染されていない対照海域の選定は, 流出油の生態系影響解明調査の立案および実施において特に注意して検討する必要がある重要な事項である。

### 2.3 水生生物による蓄積

#### 1) 生物濃縮

石油成分の水生生物への蓄積・残留は, 水生生物の食品としての価値と安全性を損なうために, 流出油の漁業影響評価において重要な課題である。水生生物は, 鰓などの呼吸器官を経由して海水中に溶存する物質を直接取り込むとともに餌生物中の有害物質を経口的に吸収し, 体内に蓄積する。後者の経口的な蓄積は, 流出油の食物連鎖を通じた高次栄養段階生物への移行・蓄積を支配するために重要な過程である。

石油成分は本来海水に溶存し難いために, 石油成分を

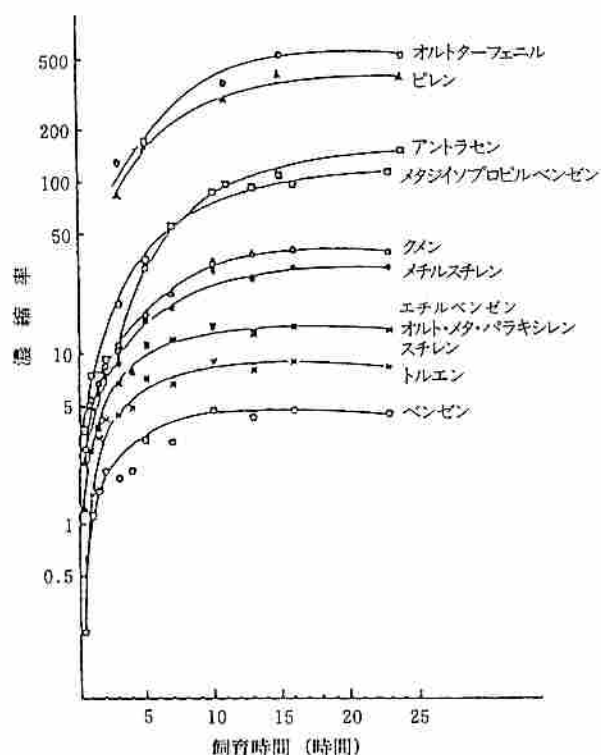


図 1.2.7 金魚による飼育水中アルキル芳香族化合物および多環芳香族化合物の生物濃縮係数の時間的变化

表 1.2.4 水生生物による多環芳香族化合物の生物濃縮係数

多環芳香族化合物	生物濃縮係数			
	金魚 <sup>*1</sup>	アサリ <sup>*2</sup>	カキ <sup>*3</sup>	ハマグリ類 <sup>*4</sup>
<chem>c1ccc2ccccc2c1</chem> → ナフタレン			59	
<chem>c1ccc2cc3ccccc3cc2c1</chem> → アントラセン	ca. 130			
<chem>c1ccc2c(c1)c3ccccc3c2</chem> → ベンゾ (a) アントラセン		2200	28800	16500
<chem>c1ccc2c(c1)c3ccc4ccccc4c3c2</chem> → ジベンゾ (a, h) アントラセン		1900		
<chem>c1ccc2c(c1)c3ccc4c(c2)ccc43</chem> → フェナントレン			1600	2000
<chem>Cc1ccc2c(c1)c3ccc4c(c2)ccc43</chem> → メチルフェナントレン			5200	1600
<chem>c1ccc2c(c1)c3ccccc3c2</chem> → ベンゾ (a) フルオレン			8800	5900
<chem>c1ccc2c(c1)c3ccc4c(c2)ccc43</chem> → ベンゾ (b) フルオレン			19700	7300
<chem>c1ccc2c(c1)c3ccc4c(c2)ccc43</chem> → フルオランテン			7000	6900
<chem>c1ccc2c(c1)c3ccc4c(c2)ccc43</chem> → ベンゾフルオランテン			84300	10300
<chem>c1ccc2c(c1)c3ccc4c(c2)ccc43</chem> → ベンゾ (b) フルオランテン		2100		
<chem>c1ccc2c(c1)c3ccc4c(c2)ccc43</chem> → ベンゾ (g, h, i) フルオランテン			26200	23300
<chem>c1ccc2c(c1)c3ccc4c(c2)ccc43</chem> → ビレン	ca. 400	1400	8900	8200
<chem>Cc1ccc2c(c1)c3ccc4c(c2)ccc43</chem> → メチルビレン			36100	13600
<chem>c1ccc2c(c1)c3ccc4c(c2)ccc43</chem> → ベンゾ (a) ビレン		4300	19700	4100
<chem>c1ccc2c(c1)c3ccc4c(c2)ccc43</chem> → ベンゾ (e) ビレン		4600	33700	16000
<chem>c1ccc2c(c1)c3ccc4c(c2)ccc43</chem> → クリセン			26000	7300
<chem>c1ccc2c(c1)c3ccc4c(c2)ccc43</chem> → ベリレン			10900	7100
<chem>c1ccc2c(c1)c3ccc4c(c2)ccc43</chem> → ベンゾ (g, h, i) ベリレン		1200		
<chem>Cc1ccc2c(c1)c3ccc4c(c2)ccc43</chem> → 3-メチルコラントレン		5700		

\*1 : 緒方・藤沢 (1991)

\*2 : Obana *et al.* (1983)

\*3 : Bender *et al.* (1988)



含有する海水で長期の飼育実験を行い、生物濃縮係数（海水中濃度に対する生物中濃度の比、Bioconcentration factor: BCF）を測定した研究は少ない。図 1.2.7 には金魚の飼育実験による芳香族化合物の BCF を測定した結果（緒方・三宅, 1979）を示すが、アントラセンおよびピレンの BCF は、それぞれ、130および400であると報告されている。一方、表 1.2.4 に示したように二枚貝によるピレンの BCF は、アサリで1400、カキで8900、ハマグリ類で8200と報告されており、二枚貝は魚類に比較して多環芳香族化合物を高濃度に蓄積する傾向であった。

海中懸濁物、二枚貝（ムラサキイガイ）と鳥類（ケワタガモ）から構成される食物連鎖における多環芳香族化合物の生物濃縮を検討するために、これらの試料についてフェナントレンなどの19成分の多環芳香族化合物を分析した結果が報告されている（Broman *et al.*, 1990）。この研究結果を図 1.2.8 に示したが、フルオランテン濃度は、海中懸濁物で 200 ng/g, ムラサキイガイで 55 ng/g, また、鳥で 27 ng/g であり、食物連鎖の栄養段階が上昇するに従って、濃度が低下する傾向であった。また、フェナントレンやピレンなどの他の多環芳香族化合物についてもフルオランテンと同様な傾向が認められ、栄養段階

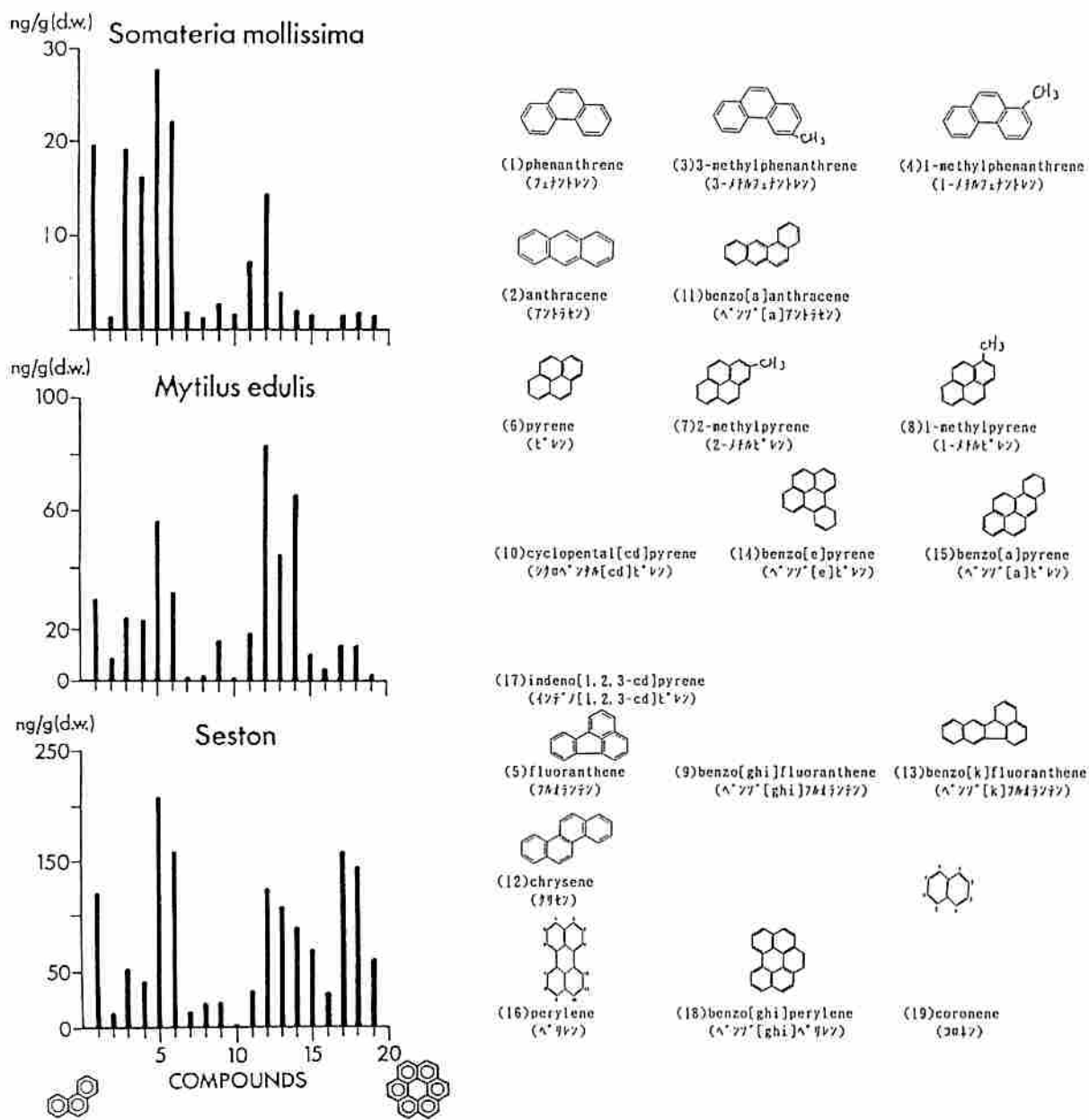


図 1.2.8 懸濁物質、ムラサキイガイおよびケワタガモ胆汁中多環芳香族化合物濃度 (ng/g dry wt) (Broman *et al.*, 1990) 化合物番号は構造式の番号と同一である。

が高くなるに従ってその濃度は低下した。すなわち、多環芳香族化合物が食物連鎖を経由して高次栄養段階生物に高濃度に濃縮される可能性が小さいことが示唆される。

緒方・三宅 (1979) は、クロレラ (植物プランクトン)、輪虫 (動物プランクトン) および金魚から構成される実験食物連鎖におけるベンゾチオフェンおよびジベンゾチオフェン (有機硫黄化合物で C 重油汚染の指標となる物質) の移行・蓄積を検討した。図 1.2.9 に結果を要約するが、海水中ジベンゾチオフェンのクロレラ、輪虫および金魚による濃縮係数 (BCF) は、それぞれ、5300、19600 および 70 であった。一方、ジベンゾチオフェンのクロレラから輪虫への経口濃縮係数は 0.4、また、輪虫から金魚への経口濃縮係数は 0.03 であった。すなわち、餌生物中ジベンゾチオフェンは、食物連鎖を経由して金魚へ経口的に移行・蓄積し難く、水生生物中濃度は海水に溶存するジベンゾチオフェンの直接的な濃縮に依存すると考えられる。

ベンゾチオフェンの実験食物連鎖における移行・蓄積の傾向はジベンゾチオフェンと同様であり、ベンゾチオフェンの食物連鎖における移行・蓄積においても経口濃縮の寄与が小さいことが明かである。

ナホトカ号油流出事故調査では、各種の水産生物中多環芳香族化合物 (PAH) の蓄積濃度が測定された。流出油により汚染された海域において漁獲された魚類中 PAH 濃度は、汚染されていない対照水域と差がないが、事故 1 月後に流出油漂着海域で採集されたウニおよびサザエから PAH、特にクリセンが非汚染水域に比較して高濃度で検出された (山田他, 1998)。したがって、移動の小さいサザエやウニ、また、比較的高濃度に石油成分を蓄積することが知られている二枚貝が石油成分残留調査の指標生物として適していると考えられる。

魚類は蓄積した多環芳香族化合物を肝臓マイクロゾームに存在する薬物代謝酵素により代謝する。まず、多環芳香族化合物はチトクローム P450 の作用を受け、ベンゼン環を水酸化した代謝産物として胆汁中に排泄される。Krahn *et al.* (1992) は、エクソンバルディーズ号油流出事故調査において表 1.2.5 および 1.2.6 に示したように、魚類胆汁中にナフトレン、ジベンゾチオフェンおよびナフトレンの代謝産物を検出した。ジベンゾチオフェンの代謝産物であるジベンゾチオフェノール濃度は、事故 5 ヶ月後において汚染水域で漁獲されたサケ (表 1.2.5) では 21000~102000 ng/g であり、流出油で汚染されていない水域 (300 ng/g) に比較して数百倍から千倍高い濃

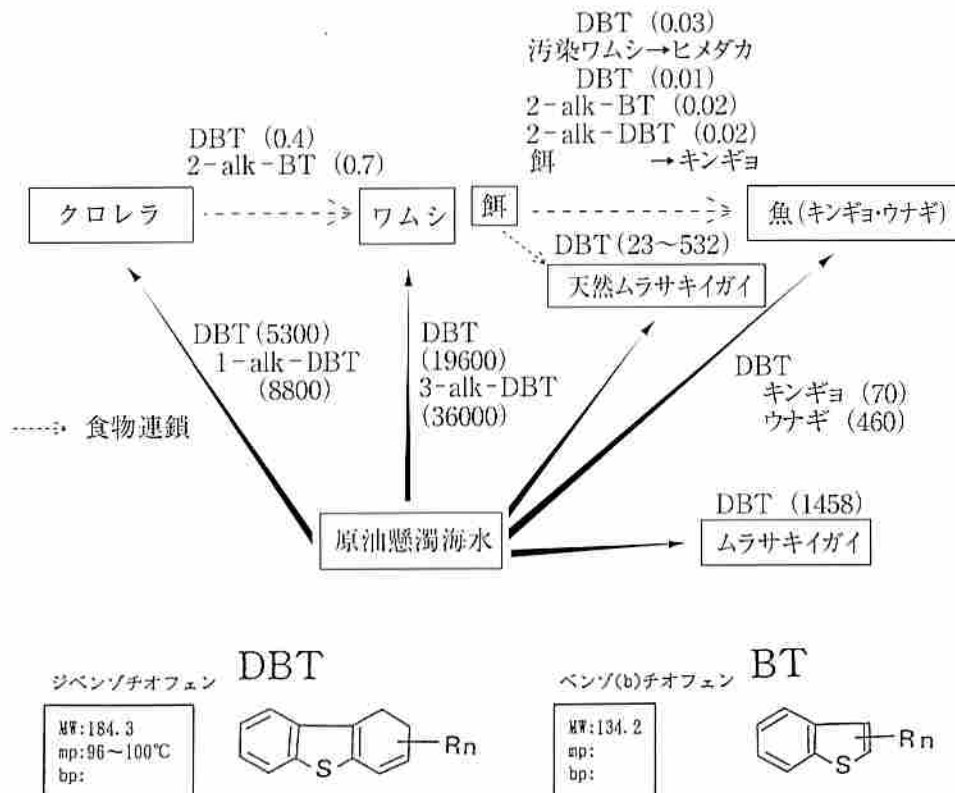


図 1.2.9 原油懸濁海水中有機硫黄化合物の経口および経口濃縮過程  
 2-alk-BT: ジアルキルベンゾチオフェン, DBT: ジベンゾチオフェン  
 1-alk-DBT: モノアルキルジベンゾチオフェン, 2-alk-DBT: ジアルキルジベンゾチオフェン,  
 3-alk-DBT: トリアルキルジベンゾチオフェン

表 1.2.5 魚類胆汁のナフタレン、ジベンゾチオフェンおよびフェナントレンの代謝産物のフェナントレン-d<sub>10</sub>に対する相対保持時間と濃度

代謝産物	相対保持時間	代謝産物濃度 (ng/g wet wt)								空試験 <sup>c)</sup>
		オヒョウ <sup>a)</sup>		サケ <sup>b)</sup>					ref	
		アラスカ原油 <sup>d)</sup> を注射	溶剤 <sup>e)</sup> を注射	A	B	C	D	E		
ナフトール										
C <sub>2</sub>	0.913	66	<7	310	87	1400	75	71	10	<10
C <sub>3</sub>	1.065	1600	<7	960	210	2600	470	300	10	<10
ジベンゾチオフェノール										
C <sub>1</sub> <sup>f)</sup>	1.367	17000	55	6900	810	4900	1800	2800	56	<12
	1.385	5900	<30	2600	870	3500	940	890	33	<12
	1.391	2600	48	5100	690	12000	1900	1800	39	<12
C <sub>2</sub> <sup>g)</sup>	1.465	14000	73	11000	2000	6000	3700	4400	<29	<12
	1.471	9800	45	10000	1900	6400	3700	4100	<29	<12
	1.475	11000	44	12000	2000	7700	5100	4300	49	<12
C <sub>3</sub> <sup>h)</sup>	1.492	21000	<30	15000	2700	8300	5400	5700	<29	<12
	1.509	9100	<30	11000	1900	8500	4100	4500	<29	<12
	1.546	9000	<30	9100	1800	3200	3500	3900	<29	<12
	1.561	4200	<30	5800	3300	10000	4300	3300	<29	<12
	1.565	4600	<30	12000	2700	7300	6600	6100	<29	<12
ジベンゾチオフェノールの合計値 <sup>i)</sup>		110000	360	102000	21000	82000	42000	42000	300	80
フェナントロール										
C <sub>1</sub>	1.409	14000	52	10000	1300	18000	2800	3800	140	<27
	1.432	1200	<12	1400	150	1600	580	610	<11	<17
	1.451	3100	<12	1800	290	2800	1000	780	<11	<17
C <sub>2</sub>	1.512	3200	22	3700	490	2000	1300	1300	18	<17
	1.519	2700	<12	4900	830	4300	1900	1900	44	<17
	1.529	1900	<12	4200	480	2200	1200	1200	17	<17
	1.541	6600	<12	3200	660	2800	1800	690	<11	<17
C <sub>3</sub>	1.622	1400	<12	3300	640	1400	1600	1600	<11	<17
	1.626	3200	<12	3600	580	1200	1700	1900	<11	<17
フェナントロールの合計値		37000	120	36000	5400	36000	14000	14000	250	80

a)：プリンスウィリアムサウンドの非汚染域で採集，b)：事故5ヶ月後に採集，c)：試薬の空試験値，d)：流出したアラスカ原油を注射で投与，e)：アセトンと Emulphor 混合物 (1:1, v/v)，f)：メチル基が1個置換，g)：メチル基が2個置換，h)：メチル基が3個置換，i)：ジベンゾチオフェノールの検出値の合計，検出限界以下は<で表示し，合計値の算出では検出限界値の1/2の値を加算した。

度であった。また，事故後1年が経過した時点におけるタラ類胆汁中の濃度（表 1.2.6）は400～2100であり，事故5ヶ月後の1/100に低下していたが，依然として非汚染域に比較すると高濃度であった。フェナントレンの代謝産物であるフェナントロールでも同様な傾向が認められ，多環芳香族炭化水素の代謝産物が胆汁中に高濃度で検出され，これらの代謝産物が石油による汚染モニタリングの指標的な成分として利用できることが解明された。

## 2) 油 臭 魚

水生生物の着臭はしばしば認められる現象であり，着臭の原因物質は低級脂肪酸，ハロゲン化合物あるいは生物による生産物質などが報告され，その原因は多様であ

る（日本水産学会，1989）。これら種々の着臭現象の中でその着臭物質が石油由来成分である場合に油臭魚と定義される。

油臭魚の着臭成分が緒方・藤沢（1991）により検索され，油臭魚からトルエン，ベンゼン，キシレンおよびトリメチルベンゼンの単環芳香族化合物，オレフィン系炭化水素，アルキルベンゾチオフェンなど含硫黄化合物やヘプタン，オクタンやデカンなどのパラフィン系炭化水素がしばしば検出された。鯨油成分が溶存する飼育水中で魚類の飼育を行い，着臭と魚体内着臭成分濃度との関係を解析し，各鯨油成分について着臭を引き起こす限界濃度を求めた。トルエンおよびトリメチルベンゼンの着臭限界濃度は n-ヘプタンのそれに比較して著しく低い

表 1.2.6 魚類胆汁のナフタレン、ジベンゾチオフェンおよびフェナントレンの代謝産物のフェナントレン-d<sub>10</sub> に対する相対保持時間と濃度

代謝産物	相対保持時間	代謝産物濃度 (ng/g wet wt)							ref
		アメマス <sup>a)</sup>		タラ <sup>b)</sup>					
		アラスカ原油 <sup>d)</sup> を注射	溶剤 <sup>c)</sup> を注射	A	B	C	D(試料1)	D(試料2)	
ナフトール									
C <sub>2</sub>	0.913	<14	<12	<0.8	<3	<0.8	<12	<15	<1
C <sub>1</sub>	1.065	53	<12	<0.8	<3	<0.8	<12	<15	<1
ジベンゾチオフェノール									
C <sub>1</sub> <sup>0)</sup>	1.367	150	<15	220	150	170	58	87	<3
	1.385	350	<15	<2	<12	<2	15	<18	<3
	1.391	290	<15	<2	<12	<2	<14	<18	<3
C <sub>2</sub> <sup>g)</sup>	1.465	250	<15	480	170	330	110	160	<3
	1.471	160	<15	250	90	130	48	53	<3
	1.475	290	<15	<2	<12	<2	28	63	<3
	1.492	160	<15	1100	210	560	150	200	<3
C <sub>3</sub> <sup>h)</sup>	1.509	270	<15	<2	<12	<2	37	45	<3
	1.546	74	<15	350	120	110	33	38	34
	1.561	80	<15	170	69	140	21	23	<3
	1.565	96	<15	<2	<12	<2	38	38	<3
ジベンゾチオフェノールの合計値 <sup>i)</sup>		2200	90	2600	880	1400	560	740	50
フェナントロール									
C <sub>1</sub>	1.409	370	<33	1100	180	970	280	300	400
	1.432	93	<20	<1	<5	<1	<19	<25	<2
	1.451	580	<20	<1	<5	<1	<19	<25	<2
C <sub>2</sub>	1.512	<23	<20	200	49	81	94	110	<2
	1.519	270	<20	290	67	160	140	130	<2
	1.529	91	<20	330	30	71	50	50	<2
	1.541	560	<20	<1	<5	<1	<19	<25	<2
C <sub>3</sub>	1.622	<23	<20	190	55	69	79	25	<2
	1.626	<23	<20	<1	<5	<1	<19	<25	<2
フェナントロールの合計値		2000	100	2100	400	1400	680	670	410

a) : オホシヨウと同様にプリンスウイリアムサウンドの非汚染域で採集, b) : 事故1年後に採集, d) ~ i) は表5の注釈と同様

ことが明かであった。したがって、単環芳香族化合物が油臭魚の原因物質の可能性が高いと考えられているが、窒素あるいは酸素を含有する化合物および有機硫黄化合物による着臭の解明は今後の重要な課題である。軽油、原油およびA重油の着臭の可能性を検討した実験（緒方・藤沢, 1991）では、着臭を引き起こす限界濃度はA重油で最も低く、原油、軽油の順番に限界濃度が高くなることが明かであった。したがって、軽油に比較してA重油が油臭魚を引き起こす可能性が高いことが明白であるが、石油製品の種類により着臭原因物質の含有率が異なるために石油製品の種類により着臭の程度が異なることが考えられる。

## 2.4 影響評価のための調査項目と緊急調査の準備

### 1) 影響調査の目的と項目

流出油の海洋生態系への影響調査の目的は、流出油の

短期的影響を解明するとともに汚染軽減の対策の基礎資料とすることである。さらに、流出油の中・長期的な汚染実態を把握し、流出油の慢性的影響や各種汚染防止技術の効果解明することである。このために必要となる各種調査項目と流出油の生態系影響評価のための調査の位置づけは図1.2.10のようにまとめられる。これらの調査項目は、①汚染実態の把握、②水生生物に対する影響の把握、③油臭魚の評価、④汚染防止技術の海域生態系に対する影響および⑤中・長期的な汚染状況のモニタリングに大きく区分される。

流出油による海洋汚染の実態は、海水や底泥の油分および水生生物に取り込まれた流出油成分の濃度変化を詳細に測定することにより把握される。海水中の油分は重量法、赤外分光光度法および蛍光光度法の種々の方法で測定されるが、水生生物に対する影響評価のためにも例えば、水生生物に障害を及ぼす低濃度まで測定す

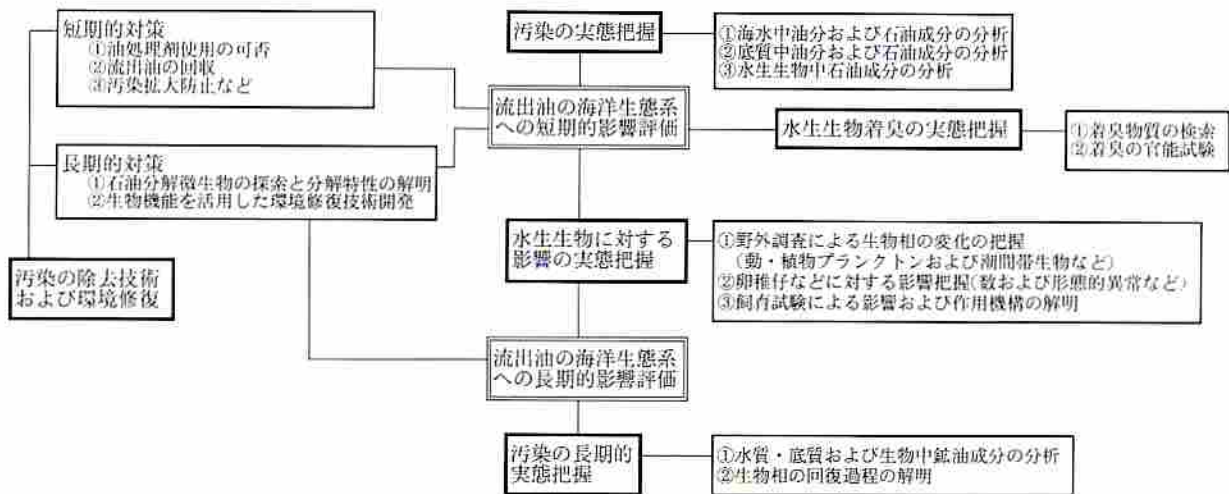


図 1.2.10 流出油の海洋生態系への影響評価のための調査内容

る必要がある。

水生生物に対する流出油の影響は、飼育実験や野外調査により研究される。流出油の生態系に対する影響は、水域汚染の実態、流出油の水生生物に対する有害性評価および水生生物への影響実態の総合的な解析から解明されるが、水生生物に対する影響実態の解明は水域生態系への影響評価において特に重要な調査である。流出油は海面を漂流するとともに海岸に漂着して潮間帯を汚染させることおよび魚卵発生や動植物プランクトンなど脆弱な生物に対する影響が大きいことから判断すると、浮遊性の動・植物プランクトン、魚卵やふ化仔魚および各種潮間帯生物について重点的に調査する必要がある。また、中・長期的な影響評価のためには、これらの生物の回復過程、底質の汚染状況と底生生物に対する影響も詳細に調査する必要がある。また、漁獲対象生物の着臭実態についての調査も重要な調査項目である。

流出油事故においては、油処理剤の散布など短期的あるいは中・長期的な汚染除去、さらに、環境修復技術が適用される。これらの除去技術の海域環境あるいは水生生物に対する影響についても調査する必要がある。短期的な影響評価においては、油処理剤の有害性や海域環境における濃度の把握が重要な課題である。一方、短期あるいは中・長期的な汚染除去技術として生物機能を利用したバイオリメディエーション技術の適用もしばしば検討される。これらの技術は、流出油の分解を促進する微生物製剤の散布および油分解微生物の分解活性を促進するための栄養剤（基本的には栄養塩）の散布の2方法が研究されている。これら薬剤の水生生物に対する有害性および海域の富栄養化など海域環境に及ぼす影響も検討する必要がある。

流出油の中・長期的な影響評価のためには、水生生物に対する慢性的な影響および汚染の実態を正確に把握す

る必要がある。流出油による汚染状況は、海水や底泥など環境試料の分析、水生生物に蓄積した石油成分濃度の経時的な変動あるいは薬物代謝酵素（チトクローム P450）の誘導などバイオマーカー（小林・大嶋, 1986, Woodin *et al.*, 1997）の経時的変動など各種の方法が考えられる。これらの方法の中には研究段階のものもあるが、採用可能な適切な方法によるモニタリング調査が必要である。

これらの調査項目の具体的な調査方法および試料の分析方法をⅡ各論において各執筆者が具体的かつ詳細に解説する。

## 2) 緊急調査のための準備

流出油事故の海洋生態系に対する影響を詳細に解析する場合には、緊急に調査を実施し、事故直後の汚染状況の把握が影響評価の解析に必要なことが多い。したがって、事故直後の調査を緊急に実施することが要求され、調査器具などを日常的に準備しておくことも必要である。各論に示す調査方法の中で事故直後の調査が特に必要な項目（プランクトン、付着生物、底生生物、水産生物の幼稚仔、海水・底質中油分および生物中残留成分）について、緊急調査において必要となる資器材と調査方法の概要を各論の各執筆者が取りまとめ、巻末に参考資料として併せて示した。

## 引用文献

- Bender, M. E., W. J. Hargis, R. J. Huggett and M. H. Roberts, 1988. Effect of polynuclear aromatic hydrocarbons on fishes and shellfish: An overview of research in Virginia. *Mar. Environ. Res.*, **24**, 237-241.
- Broman, D., C. Naf, I. Lundbergh and Y. Zebuhr, 1990. An in situ study on the distribution, biotransformation and flux of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in an

- aquatic food chain (seston-*Mytilus edulis* L.-*Somateria mollissima* L.) from the Baltic: An ecotoxicological perspective. *Environ. Toxicol. Chem.*, **9**, 429-442.
- Highsmith, R. C., Rucker, T. L., Stekoll, M. S., Saupe, S. M., Lindeberg, M. R. and R. N. Jenne, 1996. Impact of the Exxon Valdez oil spill on intertidal biota. Proceedings of the Exxon Valdez Oil Spill Symposium, American Fisheries Society Symposium 18, (ed by Rice, S. D. *et al.*), Bethesda, Maryland, pp. 212-237.
- 小林邦男・大嶋雄治, 1986. 環境汚染の生物学的指標, 水産学シリーズ58, 環境化学物質と沿岸生態系, 吉田多摩夫編, 恒星社厚生閣, 95-108.
- Kocan, R. M., J. E. Hose, E. D. Brown and T. T. Baker, 1996. Pacific herring (*Clupea pallasii*) embryo sensitivity to Prudhoe Bay petroleum hydrocarbons: laboratory evaluation and in situ exposure at oiled and unoled sites in Prince William sound. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **53**, 2366-2375.
- 河野恵理子, 高田秀重, 1998. 東京湾流出原油の堆積物への移行と残留, 月刊海洋, **30**, 661-665.
- 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, 特集一沿岸油濁の生態系への負荷とその影響一, 622-630.
- Krahn, M. M., D. G. Burrows, G. M. Ylitalo, D. W. Brown, C. A. Wigren, T. K. Collier, S. M. Chan and U. Varanasi, 1992. Mass spectrometric analysis for aromatic compounds in bile of fish sampled after the Exxon Valdez oil spill. *Environ. Sci. Technol.*, **26**, 116-126.
- Leffler, W. L., 1983. Petroleum Refining for the Non-technical Person, 石油精製の基礎知識, 狩野 滋訳, リーベル出版, pp. 3-25.
- 水島重油流出事故漁業影響調査推進協議会, 1975. 沿岸域における生物相の変化についての実態調査, 水島重油流出事故漁業影響調査昭和49年度調査報告書, pp. 246.
- Moore, S. F. and R. L. Dwyer, 1974. Effect of oil on marine organisms: A critical assessment of published data. *Water Res.*, **8**, 819-827.
- 元廣輝重, 1976. 物理・化学的变化, 海洋における石油の変化・分解, 水産学シリーズ16, 石油汚染と水産生物, 日本水産学会編, 恒星社厚生閣, pp. 39-59.
- 日本水産学会, 1989. 水産学シリーズ77, 魚介類の生息環境と着臭, 元廣輝重編, 恒星社厚生閣, pp. 114.
- Obana, H., S. Hori, A. Nakamura and T. Kashimoto, 1983. Uptake and release of polynuclear aromatic hydrocarbons by short-necked clams (*Tapes japonica*). *Water Res.*, **17**, 1183-1187.
- 緒方正名・三宅与志雄, 1979. 石油成分の海洋汚染に伴う油臭魚の発生と特にその医学的研究, 環境科学としての海洋学 3, 堀部純男編, 東京大学出版会, pp. 222-249.
- 緒方正名・藤沢邦康, 1991. 石油による海洋汚染と環境及び生物モニタリング, 水産研究叢書41, (社)日本水産資源保護協会, pp. 104.
- 大久保勝夫, 1976. 油処理剤(乳化分散剤)の影響, 水産学シリーズ16, 石油汚染と水産生物, 日本水産学会編, 恒星社厚生閣, pp. 128-145.
- Smith, J. E., 1968. 'Torrey Canyon' Pollution and Marine Life. A Report by the Plymouth Laboratory of the Marine Biological Association of the United Kingdom, Cambridge University Press, pp. 196.
- 弟子丸修・岩田治郎・新谷寛治, 1976. 油性物質が水棲生物に及ぼす影響に関する研究, 昭和50年度鹿児島県水産試験場事業報告, 調査部編, 96-124.
- Wolfe, D. A., M. J. Hameedi, J. A. Galt, G. Watabayashi, J. Short, C. O'Claire, S. Rice, J. Michel, J. R. Payne, J. Braddock, S. Hanna and D. Sale, 1994. The fate of the oil spilled from the Exxon Valdez. *Environ. Sci. Technol.*, **28**, 561A-568A.
- Woodin, B. R., R. M. Smolowitz and J. J. Stegeman, 1997. Induction of cytochrome P4501A in the intertidal fish *Anoplarchus purpureus* by Prudhoe Bay crude oil and environmental induction in fish from Prince William Sound. *Environ. Sci. Technol.*, **31**, 1198-1205.
- 山田 久・小山次朗・奥村 裕, 1998. 魚介類の流出油成分の残留調査, 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, 33-42.

<山田 久>