

船舶からの油及び有害液体物質の排出・流出による 海洋汚染防止に資する研究

城田英之*, 黒田貴子+, 間島隆博**, 田中義照***, 宮田修*,
樋富和夫****, 小林佑規++, 山口勝治++, 高井隆三++, 篠野雅彦****,
山之内博****, 穴井陽祐*****, 小島隆志*, 今井祥子*, 原正一*****

Study on Prevention of Marine Pollution Caused by Discharge or Spill of Oil and Noxious Liquid Substances from Ships

by

Hideyuki SHIROTA, Takako KURODA, Takahiro MAJIMA, Yoshiteru TANAKA,
Osamu MIYATA, Kazuo HITOMI, Yuki KOBAYASHI, Katsuji YAMAGUCHI,
Ryuzo TAKAI, Masahiko SASANO, Hiroshi YAMANOUCHI, Yosuke ANAI,
Ryuji KOJIMA, Shoko IMAI and Shoichi HARA

Abstract

Taking recent frequent occurrence of large-scale oil spill accidents from ships, International Maritime Organization (IMO) tightened regulations on the basis of the relevant treaties. For instance, Protocol on Preparedness, Response and Co-ordination to Pollution Incidents by Hazardous and Noxious Substances (OPRC-HNS Protocol) was formally adopted in March 2000, and came into force in June 2007. Nowadays, keen interest in oil spill accidents is gradually rising all over the world. Also, marine pollution incidents by the oil or noxious liquid substances, which had spilled gradually or intermittently from sunken ships and had spread out in the sea, were observed at domestic and foreign. The necessity for examining potential hazard of such incidents without delay has been indicated recently.

With these backgrounds, we started a three-year research project on prevention of marine pollution caused by discharge or spill of oil and noxious liquid substances from ships in 2006, and obtained many useful research outcomes as follows; 1) for *in-situ* monitoring the spilled oil or noxious liquid substances spreading out on the surface of the sea, we developed fundamental technology such as a support program for guiding pertinent routes of observation flight, a simplified program for distinguishing types of oil/noxious liquid substances spreading out on the surface of the sea, a program for indicating muddiness or pollution by oil/noxious liquid substances by images; 2) for supplying oil removal operators with information on application of dispersant, we developed a decision making process tool for oil pollution on GIS (DOG), which consists of a model for evaluating of 3-dimensional behavior of oil or oil-dispersant mixture, a heavy-fuel-oil-A toxicity database on marine creatures, a model for evaluating influences of heavy fuel oil A on low-level marine creatures, and a model for evaluating damage to fishery; and 3) for contributing to identification of a sunken ship when an oil spill accident from the sunken ship is observed, we made a hazard map of sunken ships in the sea near Japan on the basis of both experimental results on corrosion rate of steel materials and a database of the ships which have been stranded/sunken off Japan for the past 100 years.

* 海洋環境評価系, ** 運航・物流系, *** 生産システム系, **** 基盤技術プロジェクトチーム,
***** 構造系, ***** 企画部, + 海上保安庁 装備技術部, ++ 元 海上技術安全研究所

原稿受付 平成21年11月 9日

審査済 平成21年11月30日

目 次

1. 緒言	3	3.2.2.6 試験結果に関する考察	25
2. 流出油のモニタリング技術	4	3.2.3 生物毒性試験に関するまとめ	26
2.1 観測飛行航路誘導プログラムの開発	4	3.3 低次生態系油影響モデル	26
2.2 簡易油水判別プログラムの開発	4	3.3.1 シミュレーションモデル全体の構成	26
2.2.1 実験方法	5	3.3.2 生物毒性実験結果を用いた油影響モデルの構築	26
2.2.2 実験結果及び考察	5	3.3.2.1 植物プランクトンに対する油影響モデル	26
2.3 濁り・汚染マッププログラムの開発	6	3.3.2.2 動物プランクトンに対する油影響モデル	27
2.3.1 バックグラウンドの計測実験	6	3.3.2.3 生態系モデルへの組み込み	28
2.3.1.1 実験方法	6	3.3.3 簡易生態系モデルによる油影響モデルの検証	28
2.3.1.2 実験結果及び考察	6	3.3.4 油影響モデルを組み入れた流動・低次生態系シミュレーション	29
2.3.2 飛行観測実験による海面のセンシング	6	3.3.4.1 シミュレーションモデルの構築	30
2.3.2.1 実験方法	6	3.3.4.2 東京湾における長期影響シミュレーション	30
2.3.2.2 実験結果及び考察	6	3.3.4.3 東京湾における短期影響シミュレーション	31
2.3.3 RGB カラーモデル分類法の検討	8	3.3.5 低次生態系油影響モデルに関するまとめ	33
2.4 油種の識別方法	8	3.4 流出油防除支援ツール DOG	33
2.4.1 油膜厚さ推定法の検討	9	3.4.1 流出油防除支援ツール DOG の構成	33
2.4.2 飛行観測データを用いた油の識別と油膜厚さの推定	9	3.4.2 流出油防除支援ツール DOG の機能	34
2.5 流出油モニタリング技術に関するまとめ	10	3.4.2.1 流出油 3 次元挙動予測支援ツール	34
3. 流出油防除支援ツール DOG の開発	10	3.4.2.2 流出油 3 次元挙動予測の初期データの作成	35
3.1 3 次元油拡散漂流シミュレーション計算	10	3.4.2.3 流出油 3 次元挙動予測モデルの実行	35
3.1.1 モデル化	10	3.4.2.4 流出油 3 次元挙動予測結果の表示	36
3.1.1.1 潮流モデル	10	3.4.2.5 油分濃度推定結果（漁業被害予測）	36
3.1.1.2 海上流出油の表面積推定モデル	11	3.4.2.6 漁業被害予測モデル及び漁業被害予測	37
3.1.1.3 分散・溶解モデル	11	3.4.2.7 低次生態系油影響モデルの初期データの作成	41
3.1.1.4 油の上昇・鉛直拡散モデル	13	3.4.2.8 低次生態系油影響モデルの計算結果の表示	41
3.1.1.5 海上（水平）拡散モデル	14	3.4.2.9 低次生態系油影響モデルの比較計算	42
3.1.2 解析結果	14	3.4.2.10 低次生態系油影響モデルの比較計算結果の表示	43
3.1.2.1 潮流モデルの検証	14	3.4.2.11 データベース管理機能	43
3.1.2.2 仮想的な沈船からの流出油の拡散解析	14	3.4.3 DOG によるケーススタディ	43
3.1.2.3 油処理剤（分散剤）の効果	16	3.4.4 油防除支援ツール DOG に関するまとめ	45
3.1.3 3 次元油拡散漂流シミュレーション計算に関するまとめ	17	4. 沈船から流出する油の潜在的危険性	45
3.2 生物毒性試験	17	4.1 沈船の船体腐食速度の推定	45
3.2.1 試験材料及び試験方法	17	4.1.1 実験室内における腐食試験	45
3.2.1.1 試験生物	17	4.1.1.1 腐食試験の材料及び試験片	45
3.2.1.2 試験水調整	18	4.1.1.2 腐食タンクを用いた浸漬試験	46
3.2.1.3 毒性試験	18	4.1.1.3 高圧タンクを用いた分極抵抗試験	47
3.2.1.4 油分測定	19		
3.2.1.5 統計解析	19		
3.2.2 試験結果及び考察	19		
3.2.2.1 キートセロス暴露試験	19		
3.2.2.2 スケルトネマ暴露試験	20		
3.2.2.3 フサゲモクズ暴露試験	21		
3.2.2.4 ジャワメダカ暴露試験	22		
3.2.2.5 マダイ暴露試験	24		

4.1.1.4 海水中における鋼の腐食要因	49
4.1.2 深海及び浅海における実海域試験	50
4.1.2.1 深海における実海域試験	50
4.1.2.2 浅海における実海域試験	51
4.1.3 腐食速度の予測法	52
4.1.3.1 深海域における腐食速度	52
4.1.3.2 浅海域における腐食速度	52
4.1.4 沈船の船体腐食速度の推定に関するまとめ	53
4.2 沈船データベースの作成	53
4.2.1 調査方法	54
4.2.1.1 調査対象及び調査資料	54
4.2.1.2 遭難地点の経緯度及びその精度指標	54
4.2.1.3 遭難地点の水深及び陸岸までの距離	54
4.2.1.4 油保有量の推定	54
4.2.2 調査結果	55
4.3 沈船ハザードマップの作成	55
4.3.1 沈船からの油流出開始時期の推定	55
4.3.1.1 沈船の船長の推定	56
4.3.1.2 沈船の建造時板厚の推定	56
4.3.2 油流出開始時期の推定結果	56
4.3.3 座礁・沈没船のマップ表示	57
4.3.4 沈船ハザードマップの作成に関するまとめ	57
5. 今後の展望及び結論	57
謝辞	58
参考文献	58

1. 緒言

油を積載したタンカー等の船舶が座礁や衝突等の海難事故によって船体損傷を起こした結果、油流出が発生して周辺沿岸海域の環境に多大な被害を及ぼす例が世界中で跡を絶たない。我が国においても、ナホトカ号やダイヤモンドグレース号等の事故による油の流出が社会的問題に発展したことは記憶に新しい。昨今のこうした船舶からの大規模油流出事故等を契機として、IMO（国際海事機関）は関係条約に基づく規制強化を行った。近年ではタンカーの二重船殻化等をはじめとする事前対策措置がとられているが充分とは言えず、海洋汚染防止及び環境保護の観点から油流出対策技術のさらなる高度化が求められている。また、油以外の危険・有害物質についても、海洋汚染事故に対する準備・対応及び協力に関する議定書（OPRC 条約 HNS 議定書）が2007年6月に発効しており、油及び有害液体物質の流出事故に対する関心が世界的に高まっている。

座礁や衝突を起こした船舶からの油流出事故においては、危険性の事前把握や流出油排除のための評

価をはじめとする事前対応、及び流出した油・有害液体物質の監視計測や防除方法をはじめとする事故時の初動対応が極めて重要なポイントとなる。

海上に流出した油・有害液体物質の防除作業としては、物理的・機械的回収、油処理剤の散布による化学的处理等が挙げられる。環境保護の観点からは、流出油そのものを海上から物理的に除去することが最も望ましいが、事故発生地点の地理的・気象的要因や、流出事故の規模が極めて大きい等の理由により、物理的な回収が困難な場合も多い。こうした状況においては、油流出後1～2日間ほどの初期段階に、広域的な即効性を有する油処理剤の散布を行うのが被害を最小限に食い止めるために有効な手段であるとされている。しかしながら、油処理剤には生物に対して毒性を示す界面活性剤が含まれるため、油処理剤が流出油と混合すると見かけの毒性が一時的に増大するという指摘がある一方で、油処理剤散布後の油・油処理剤混合物の拡散による生態系・水産資源等の環境に与える影響の評価はこれまで行われていない。このため現状においては、防除作業の現場では環境への影響を危惧する沿岸住民等から油処理剤散布に対する同意を得ることが難しく、結果として処理剤の散布が遅れ、保護すべき沿岸環境及び海洋資源への被害が拡大するといった問題も起きている。

油・有害液体物質による海洋環境の汚染という意味においては、海洋汚染源は海上船舶事故に限らず、過去に沈没した船舶からの油・有害液体物質の流出についても同様に環境に対して多大な被害を及ぼす。特に、第2次世界大戦中に海底に沈没した大量の船舶からの貨物油・燃料油の流出については、IMO等において「潜在的恐怖」として関心が高まっている。日本近海の海底に沈んでいる沈船はこれまでに1,200隻を超えており、その多くは終戦以前に沈んだものである。現在でも、年間10隻程度の沈没事故が発生しており、沈船からの油等の流出事故が発生する可能性は以前として高い状況にあり、これについても対応策を講じておくことが重要である。沈船からの油回収作業は莫大な費用を必要とし、また作業に伴う危険性も大きいため、その費用対効果等を十分に検討した上で実施すべきである。

以上のような状況を踏まえ、海上技術安全研究所では、以下の3つの研究項目を柱とするプロジェクト研究「船舶からの油及び有害液体物質の排出・流出による海洋汚染防止に資する研究」を2006年から5年度計画の重点研究として開始した。なお、本研究は初年度に研究計画の内容が再検討された結果、3年度計画へと変更となり、本研究は2009年3月を以て当初の研究目標を達成して成功裏に終了している。

- 1) 海上に流出した油・有害液体物質の実海域観測のために必要な要素技術として、荒天時においても海上流出した油及び有害液体物質の種類等を推定することのできる観測・計測技術の開発
- 2) 油・油処理剤混合物が水産業及び生態系に及ぼす影響を評価するための環境影響評価手法の構築、及び油処理剤散布の判断を支援するツールの開発
- 3) 沈船処理に資する沈船危険度評価手法の構築、及び沈船データベースに基づく沈船ハザードマップの作成

本報告は、当該プロジェクト研究の成果をまとめたものである。

2. 流出油のモニタリング技術

本節では、流出油の実海域観測に必要な要素技術、すなわち、1) 観測を支援するための観測飛行航路誘導プログラム、2) 飛行探査中において油水分別を行う簡易油水分別プログラム、3) 濁り・汚染マップ表示プログラム、及び 4) 油種の識別方法に関する流出油のモニタリング技術についてそれぞれ示す。

2.1 観測飛行航路誘導プログラムの開発

観測飛行航路誘導プログラムは、マップ上に GPS で得られる位置情報により飛行中の位置を示し、かつ観測点では海域をスキャンするラインを示し、観測を支援するためのものである。図-2.1 に観測条件の設定画面を示す。この設定画面では、観測の中心となる緯度及び経度、観測範囲、観測間隔（スキャン・ラインの間隔）を入力する。観測間隔は、レーザビームの拡がり距離によって決定される。例えば、レーザに 100mrad のレンズを装着した場合、高度 300m の観測では、オーバーラップ 20% で、観測間隔は $300\text{m} \times 0.1\text{rad} \times 0.8 = 24\text{m}$ となる。

観測位置の設定

観測地点情報
緯度(度:分:秒) 35 : 40 : 41.36 N 経度(度:分:秒) 139 : 33 : 47.214 E

観測条件の設定
観測範囲(東西:m) 100 × 観測範囲(南北:m) 100 × 観測間隔(距離:m) 25

ヘリコプター予定高度 300 (m)

気象条件の入力: 風向(北を零度として時計方向角度)、風速(m/秒)、潮流方位(度: 上流側の向き: 北を零度)、潮流(m/秒)
風向(度: 北を零度、時計回り) 0 風速(m/秒) 0
潮流方位(度: 上流側、北から何度) 0 潮流(m/秒) 0

キャンセル

図-2.1 観測条件の設定画面

観測飛行航路誘導の表示例を図-2.2 及び図-2.3 に示す。これは、観測システム²⁻¹⁾をヘリコプター Bell412 に搭載し、横浜港－相模湾・海洋肥沃化装置「拓海」間の海面のセンシング及び開発した各プログラムの検証を行うことを目的として、飛行観測実験を行った際の表示例である。

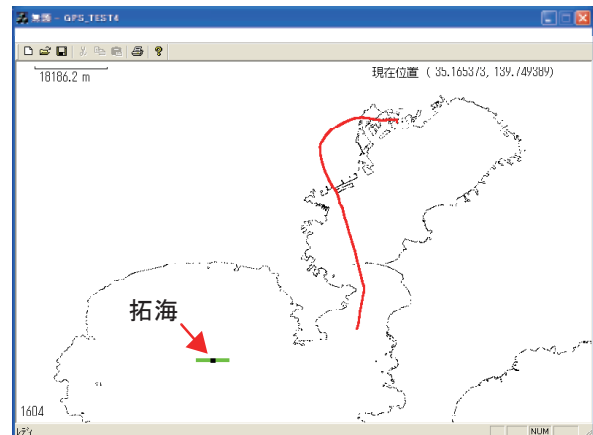


図-2.2 飛行中におけるマップ上飛行軌跡

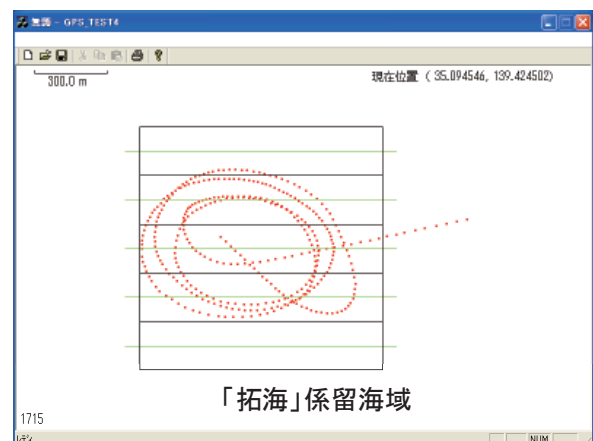


図-2.3 観測海域における飛行軌跡

図-2.2 に示すように、飛行中はマップ上に飛行軌跡及び観測地点が表示される。観測海域では、図-2.3 のようなスキャン・ライン及び飛行軌跡が表示される。飛行観測中において、支援機能が正常に稼働していることを確認した。

2.2 簡易油水分別プログラムの開発

観測時のデータ表示画面には、4 波長の画像、GPS 情報、油水分別等が表示される。その油水分別機能を検証するため、A 重油等の観測実験²⁻²⁾を行った。

2.2.1 実験方法

本実験では、図-2.4(a)に示すように、高さ約 20m の観測塔に 4 波長蛍光計測装置(図-2.5)、レーザ(Quantel Big Sky Laser 社 CFR400、Nd:YAG、波長 355nm、エネルギー 50mJ/パルス、パルス周期 Max.10Hz)、記録解析用コンピュータを設置した。

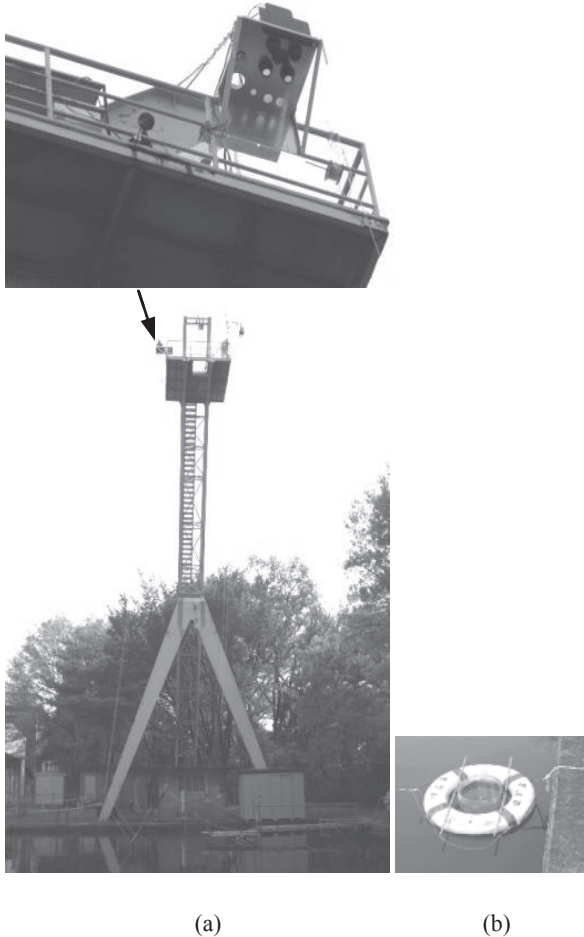


図-2.4 観測装置の設置状態
(a) 20m 観測塔及び観測装置 (b) 試料容器

4 波長蛍光計測装置の特徴は、4 種類のバンドパスフィルタを 4 つのレンズに装着、すなわち 4 波長の光がイメージインテンシファイアの光電面の 4 ヶ所に集光・増幅され、1 フレームの画像内に 4 波長画像が同時に記録されることである。

実験では、水面に浮かべた底なし円柱アクリル容器(図-2.4(b))に注入した厚さ 0.082mm と 0.016mm の A 重油及び水のみをターゲットとした。また、A 重油以外のものとして流木を想定し、ベニヤ板についても計測した。

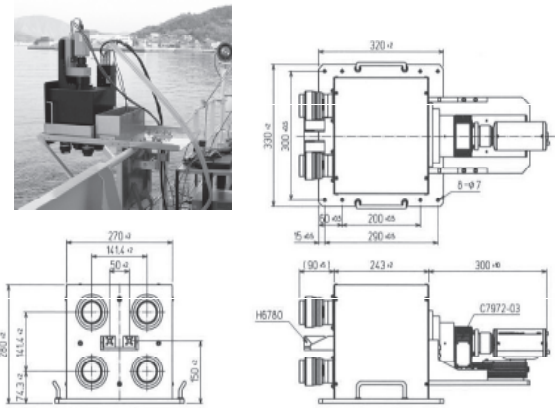


図-2.5 4 波長蛍光計測装置

2.2.2 実験結果及び考察

本実験における計測結果を図-2.6 に示す。

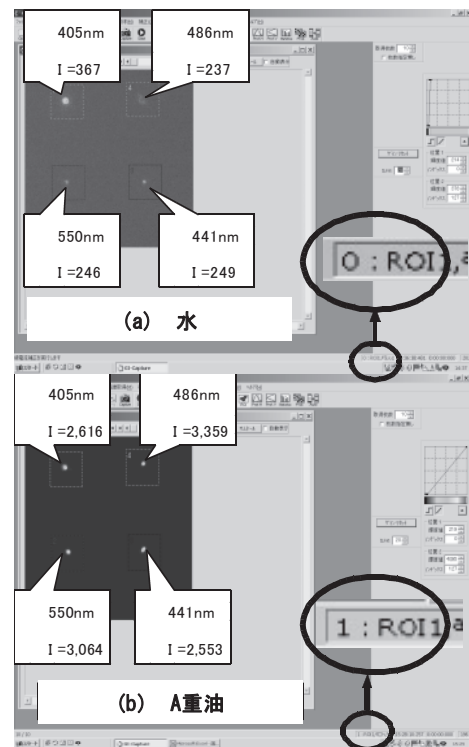


図-2.6 水及び A 重油の計測データ表示画面

図-2.6(a)は水のための観測画像である。波長は左上より時計回りに 405nm、486nm、441nm、550nm である。図中には蛍光スポットにおける最大強度値を付した。

図-2.6(b)は A 重油(厚み=0.082mm)の観測画像である。図中の○印には油水の判定結果が表示される。油水判定の方法は、405nm(水ラマン散乱光)の強度値より 1 つでも他の 3 波長の強度が大きければ、「油あり」と判定される。

(a)では「405nm の強度値より他の 3 波長の強度値

はすべて小さい」という論理式より、判定実行関数からの戻り値は 0 となり、水であると表示される。一方、(b)では「405nm の強度値より他の波長の強度値が大きい」という論理式より、判定実行関数からの戻り値は 1 となり、油であると表示される。油膜厚さ 0.016mm と 0.082mm の検証実験においては、油であることが正常に判定された。

なお、ベニヤ板についても油という判定がなされたが、4 波長の強度値は、水のみ(a)の場合よりベニヤ板の方がすべて小であった。油と判定しても海上漂流物質の可能性があるため、さらに海上漂流物質の蛍光等発光特性を取得する必要があることが判明した。

2.3 濁り・汚染マッププログラムの開発

2.3.1 バックグラウンドの計測実験

飛行観測実験におけるバックグラウンドを把握するため、水の濁り、水ラマン散乱光及び懸濁物質の蛍光との関係を求める実験を行った。

2.3.1.1 実験方法

本実験では、観測装置を高さ 20m の観測塔に設置し、日々変化する水槽（長さ 25m、幅 15m、深さ 3m）内の濁水を計測した。水の濁りは濁度計（アベックス電子 ASTD687）で計測した。濁度計は赤外後方散乱光計測方式である。濁度計測については、蒸留水でキャリブレーションを行った後に、透過率計測実験の前後約 2 分間実施した。解析に用いるデータとしてはその平均値を用いた。

2.3.1.2 実験結果及び考察

濁度と水ラマン散乱強度（405nm）の関係を図-2.7 に示す。横軸は濁度、縦軸は 355nm レーザ光を照射した際に発する水ラマン散乱光の強度である。これらは相関性の高い線形関係を示している。濁りが増すほど、水ラマン散乱光は懸濁粒子による散乱により強度が小さくなる様子が分かる。

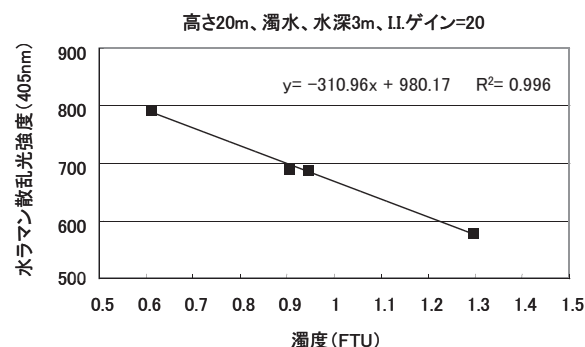


図-2.7 濁度と水ラマン散乱強度の関係

また、濁度と蛍光強度の間には、濁りが増すほど蛍光強度が大きくなる正の相関があることを、実験によって確認した。

2.3.2 飛行観測実験による海面のセンシング

次に「拓海」ー横浜港間における相模湾と東京湾の海面センシングによるバックグラウンド等について示す。

2.3.2.1 実験方法

レーザは Quantel Big Sky Laser 社の CFR400 を使用した。主な仕様は、Nd:YAG パルスレーザの第 3 高調波（波長 355nm、近紫外領域）、エネルギー 90mJ/パルス、パルス周期 Max.10Hz である。

4 波長蛍光計測装置に装着するバンドパスフィルタは、405nm、441nm、486nm、510nm とした。

飛行観測実験における往路は、東京ヘリポート（新木場）を出発して羽田空港を避け、横浜港から東京湾を経由して相模湾「拓海」へ、帰路は、相模湾「拓海」から少し南下しながら東京湾経由で横浜港へというルートを取った。往復路では高度 220 ～ 380mm、速度約 90kt で観測を行い、海面の蛍光等発光に関するデータを取得した。

2.3.2.2 実験結果及び考察

帰路における水ラマン散乱強度（405nm）の変化を図-2.8 に示す。横軸はシーン番号（シーン 0：相模湾「拓海」～シーン 680：横浜港）、縦軸は散乱光強度である。図-2.8 より分かるように、シーン 450 から散乱光の強度値が低下し始め、東京湾海水の濁りが確認された。

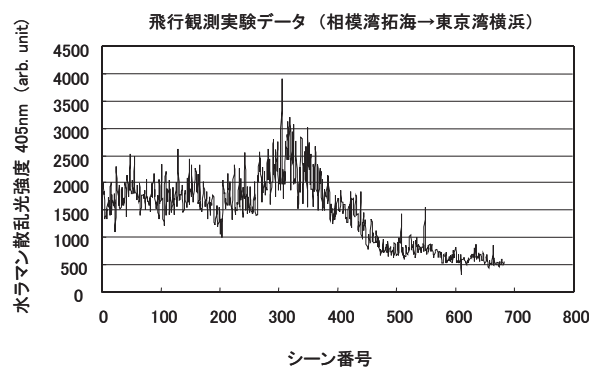


図-2.8 水ラマン散乱強度（405nm）の変化

図-2.9 に 441nm 蛍光強度の変化を示す。横軸はシーン番号、縦軸は蛍光強度である。蛍光強度がシーン 450 から増加しており、やはり東京湾海水の濁りが確認された。

図-2.10 に GPS 高度の変化を示す。高度は 200 ～ 400m の間、約 200m 変化している。そのため強度値

の補正として、濁りと高い相関性を示す水ラマン散乱光強度（基準）と各蛍光強度との比によって無次元化し、マップ表示に RGB 関数に使うための数値を図-2.11～図-2.13に示す。図-2.11～図-2.13は同じような変動を示し、比をとることにより補正される。

図-2.11における441nmはシステム油（船尾管油）等のピーク値を示す波長であり、図中には横浜港手前でシステム油と思われるピーク値が示されている。図-2.12における486nmは原油、C重油のピーク値を示す波長であり、東京湾では顕著なピーク値は存在しない。図-2.13における510nmは廃油のピーク値を示す波長であり、東京湾では2カ所でピーク値が観測されている。

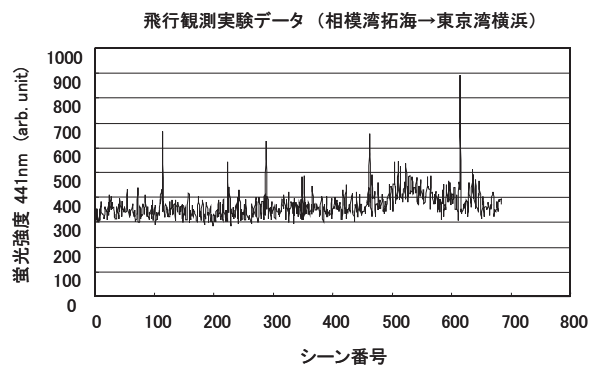


図-2.9 441nm 蛍光強度の変化

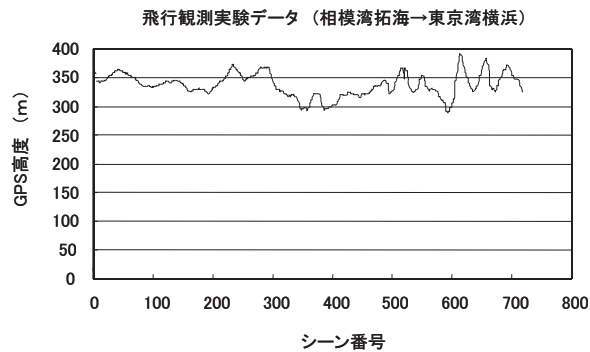


図-2.10 GPS 高度の変化

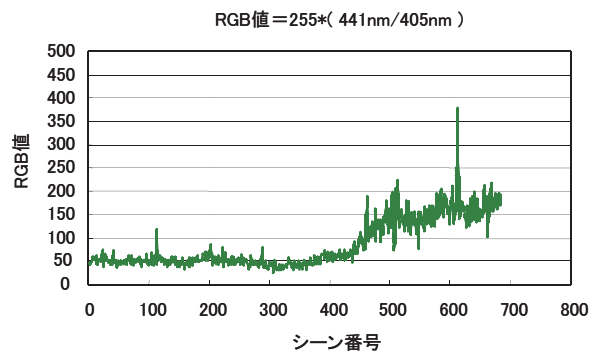


図-2.11 RGB 値 ($= 255 \times I_{441} / I_{405}$) の変化

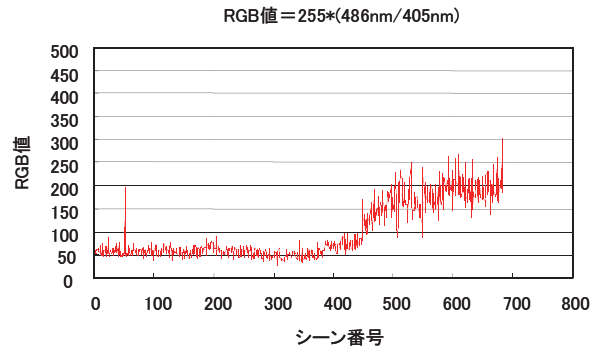


図-2.12 RGB 値 ($= 255 \times I_{486} / I_{405}$) の変化

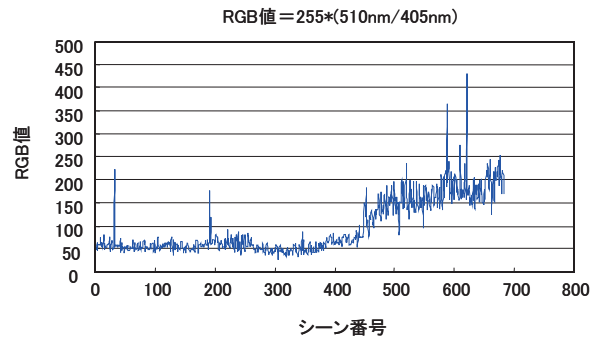


図-2.13 RGB 値 ($= 255 \times I_{510} / I_{405}$) の変化

図-2.11～図-2.13のデータを緑、赤、青の3原色（RGB関数）でマップ上に表示した例を図-2.14に示す。図-2.14の左側は、取得したデータからRGB値を算出するための画面であり、右側のマップ上に飛行航路と算出結果が描かれる。図中の四角（□印）は蛍光スポット（左）とバックグラウンド（右）であり、RGB値は、各蛍光スポットの最大値からバックグラウンド値を減じた値で算出される。RGB(255,255,255)は黒色で、RGB(0,0,0)は白色でそれぞれ表示される。右側のマップ上に描かれた飛行航路の色が徐々に白っぽくなっていることから分かるように、東京湾口から横浜にかけて徐々に濁りが増すことが確認された。

マップは短時間で表示できることから、簡易モニタリングとして活用することが可能である。このことは、本システムが平時における水質等のモニタリング装置としても使用可能であることを意味している。



図-2.14 濁り・汚染マップ表示画面
(左：RGB 値算出画面、右：マップ／飛行航路)

2.3.3 RGBカラーモデル分類法の検討²⁻³⁾

航空機による海上探査では、海上漂流物を観測することになる。気象庁や海上保安庁では、定期的に海上漂流物の調査が実施されている。また、河川・港湾管理機関では漂着物の調査が行われている。それらの調査結果で示されている海上漂流流物としては、流木、発泡スチロール、薄膜プラスチック、ドラム缶、ガラス等がある。それらは海難事故、不法投棄あるいは台風・津波等の自然災害により海上で漂流するものである。

海難事故においては、退船時に救命設備が使用される。海上遭難者が漂流位置を知らせるために、海面着色剤、反射鏡、信号弾等が使用される。海面着色剤には蛍光物質が含まれており、本システムは夜間捜索の際に有効となる。また、海面着色剤は救命設備に乗り込んだ状態でも使用される場合があるため、救命設備材料を含めた海上漂流物質すべての蛍光特性をデータベース化しておくことが重要である。

本研究では、分光蛍光光度計により対象物質の蛍光スペクトルを取得し、装着する計測波長（バンドパスフィルタ）を決定した後に、20m 観測塔付き水槽において 4 波長蛍光計測装置（図-2.5）を用いてデータを取得し、データベース化を行うことを計画している。データベースの検索機能として、RGB 関数を使った分類法（RGB カラーモデル分類法）を使用することも併せて検討する。

図-2.15 に分光蛍光光度計による純水の蛍光スペクトルを示す。純水では水ラマン散乱光のみのスペクトル、即ち、RGB (0,0,0) = 黒色となる。これを白色に変更し、現状のバンドパスフィルタを使用するものと仮定すると、3 原色に割り当てる RGB 値はそれぞれ次式で与えられる。

$$R \text{ (赤)} : 255 - 255 \times (I_{510} / I_{405}) \times F \quad \cdots (2.1)$$

$$G \text{ (緑)} : 255 - 255 \times (I_{486} / I_{405}) \times F \quad \cdots (2.2)$$

$$B \text{ (青)} : 255 - 255 \times (I_{441} / I_{405}) \times F \quad \cdots (2.3)$$

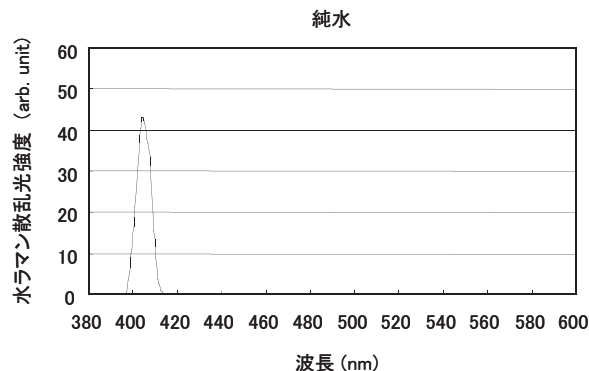


図-2.15 純水の蛍光スペクトル

ここに、 I は強度値、添字は波長 (nm)、 F はスケールファクタである。スケールファクタは RGB 値を 0 ～ 255 の範囲とするための値である。図-2.11 ～ 図-2.13 で 255 を越えるデータが対象となり、物質の蛍光特性で決まる。 $F \approx 0.17$ として RGB カラーを作成した例を図-2.16 に示す。

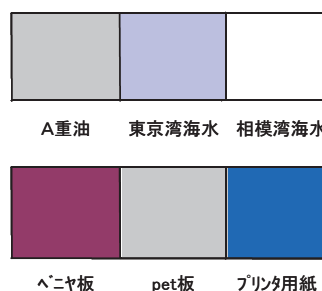


図-2.16 物質の RGB カラーモデル例

以上のような分類法を念頭に置き、今後、海上漂流物に関するデータベースを整備し、405nm、441nm、486nm、510nm の各強度値を入力すると RGB カラー及び物質名等が表示される検索機能を構築する予定である。

2.4 油種の識別方法²⁻²⁾

油の厚みが増加すれば、蛍光強度も増加するが、ある厚さ以上になると強度値は飽和する²⁻⁴⁾。強度比（指標）と油膜厚さの関係を図-2.17 に示す。この図は、486nm におけるシステム油、軽油、A 重油及び C 重油に関する関係を示したものである。縦軸の強度比は、算出式 $[\text{油の蛍光強度 (486nm)} / \text{海水の発光強度 (486nm)}]$ より求めた。図中には、各油の実験値とそれらの関係を示す対数近似曲線とその近似式を付した。この近似式より、油膜厚さを求めるための指数に変形すれば推定式が得られる。

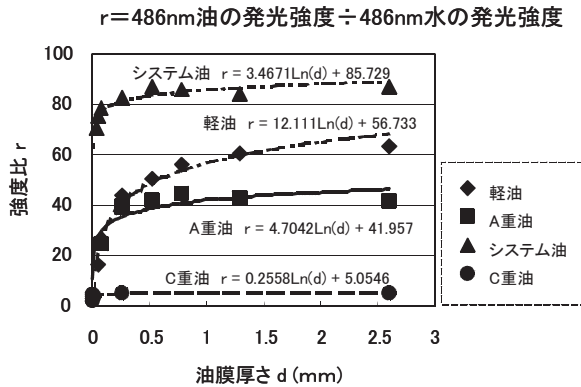


図-2.17 強度比（486nm）と油膜厚さの関係

2.4.1 油膜厚さ推定法の検討

油処理剤は油膜厚さ 0.003 ～ 1.100mm で使用される。厚みに応じた適正な散布を行うため、流出油の油膜厚さを知りたいという防除側の要望がある。そのため、油水分別（第 2.2 節）よりも高度な油種識別と油膜厚さ推定法を検討する必要性が生じた。

油膜厚さの推定は、図-2.17 に示した関係式を用いて行う。図-2.17 における軽油と A 重油の強度比（486nm）より、正確に判別することが可能な油膜厚さは 0.4mm 以上である。

油種名が既知か不明か、油膜厚さが 0.4mm 以上か以下かの観点から、いくつかの場合について以下に述べる。

（1）油種名不明かつ油膜厚さ 0.4mm 以上の場合
表-2.1 のような論理式（強度比 r の範囲）、戻り値で物質名を画面に表示する。

油膜厚さは、図-2.17 に示した r と d の関係式を変形すれば求まる。例えば C 重油は次式より求め、画面に表示する。

$$d = \exp\{(r - 5.0546)/0.2558\} \quad \cdots (2.4)$$

表-2.1 油種の識別法（油膜厚さ 0.4mm 以上）

論理式	戻り値	物質名
$1.5 > r$	0	海水
$7.0 > r \geq 1.5$	1	C重油
$45 > r \geq 7.0$	2	A重油
$68 > r \geq 45$	3	軽油
$r \geq 68$	4	システム油

（2）油種名既知かつ油膜厚さ 0.4mm 以下の場合
油膜厚さが 0.4mm 以下の場合は、複数の物質名と油膜厚さを表示することになる。油種名が既知であれば、油膜厚さを d と r の関係式より算出する。

（3）油種名不明かつ油膜厚さ 0.4mm 以下の場合
サブスタンダード船以外の船が積んでいる油の種類に関しては通報されるようになっているが、複数の油が積載されている場合は流出した油が何であるか識別しなければならない。この場合の推定には、486nm の関係式だけでなく、他の波長の関係式（405nm、441nm 等）も併せて用いる。

なお、この推定法については、フランスにおける飛行観測データ（DEPOL04）を用いてその妥当性を検証した。

2.4.2 飛行観測データを用いた油の識別と油膜厚さの推定

容器において薄い油膜を均一に作ることは、表面張力の影響で困難であるため、データがばらつきを生じ、その結果として近似式に影響を与えるが、ここではそのデータベースが適正であるものと仮定して推定方法を示す。

油種と油膜厚さの推定には、フランスにおける油濁防除国際共同演習²⁻⁵⁾（DEPOL04）において、ヘリコプター搭載型蛍光ライダーシステムにより取得したデータを用いた。DEPOL04 で散布した油は、A 重油（65%）と軽質原油（35%）の混合油である。データ取得時の飛行条件は、高度 220m、速度 100knot であった。蛍光の強度比は、油データと油観測直前の海水のみのデータの平均値を使用して算出した。

油種と油膜厚さの推定は、486nm（図-2.17）及び 405nm（図-2.18）の 2 波長で実施した。その結果を表-2.2 に示す。結果より、2 波長における厚みが最も一致している油は軽油約 10 μm オーダーであると推定した。

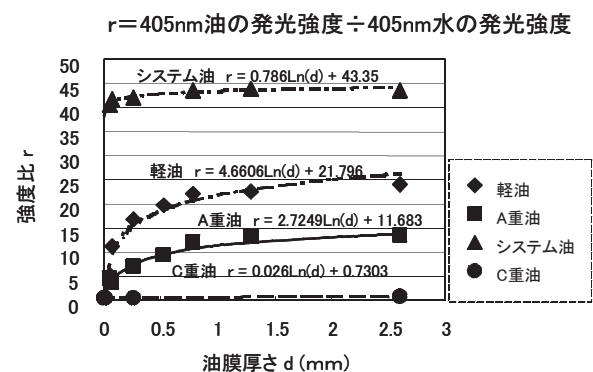


図-2.18 強度比（405nm）と油膜厚さの関係

表-2.2 油種名及び油膜厚さの推定

波長 (nm)	強度比 <i>r</i>	油膜厚さ (mm)			
		システム油	軽油	A重油	C重油
486	3.895	0.000	0.013	0.000	0.011
405	0.511	0.000	0.010	0.017	0.000

この推定油膜厚さは、ハイパースペクトルカメラとライダーの複合装置を用いて、DEPOL04に参加したフランス ACTIMAR 社チームの解析結果の考察（6 ～ 20μm）より、妥当であると考えられる²⁻⁷⁾。

なお、油膜厚さが 0.4mm 以下における推定結果は、各波長で計算した厚みを物質すべてについて、観測中のモニター画面に表示させることになる。

2.5 流出油モニタリング技術に関するまとめ

本研究では、平成 18 年度に予定していたフランスにおける油濁防除国際共同演習（DEPOL06）が中止となり、ヘリコプター搭載型蛍光ライダーによる実海域の観測方法及び識別例を示すことができなかったが、実海域観測に必要な要素技術、すなわち、1) 観測を支援するための観測飛行航路誘導プログラム、2) 簡易油水判別プログラム、及び 3) 汚染マップ表示プログラムの開発を行い、実用化の見通しを得た。

3. 流出油防除支援ツールDOGの開発

本研究においては、油・油処理剤混合物が水産業及び生態系に及ぼす影響を評価するための環境影響評価手法を構築し、流出油及び化学的防除法である油処理剤散布による漁業被害と漁場環境の回復を予測し、双方の結果を比較して防除方法検討時の情報提供をする流出油防除支援ツール DOG（Decision making process tool for Oil pollution on GIS）を開発した。流出油防除支援ツール DOG は、①油と油処理剤混合物の 3 次元挙動予測モデル、②海洋生物毒性データベース、③漁業被害予測モデル、④油影響モデルを組み込んだ流動・低次生態系油影響モデルから構成されており、これらが地図情報システム（GIS）上で統合されたものである。本章では、本ツールを構成するモデル及びデータベースに関する詳細について述べる。

3.1 3次元油拡散漂流シミュレーション計算

従来の流出油に関する拡散シミュレーションは、その多くが海上に浮遊した油を対象としている。一方、汚染物質の海中における挙動解析を必要とする現象も多数存在し、以下に示すような物質、流出形

態の例が挙げられる。

- ・油処理剤（分散剤）の散布を受けた油
- ・比重の大きい物質
- ・水溶性の物質
- ・海底に起源を持つ流出（沈船からの流出）

流出物質の鉛直輸送に影響を与える重要な要素として渦拡散係数が挙げられるが、従来の手法では海域ごとに経験的に知られている一定値を外性的に与える場合が多かった。この条件では、渦拡散係数の変化により海面、海底付近に形成される海流の境界層が、汚染物質の挙動に影響を与えるような状況を正確に反映することができない。

本手法では、海流分布を計算モデルにより推定するが、新たに垂直方向に乱流モデルを加え、乱流モデルから得られる拡散係数を空間分布として捉えてシミュレーションする点に特色を有する。これにより、より精緻に鉛直方向の拡散現象を計算することが可能となるだけでなく、従来、海域ごとに経験的に与えていたような拡散係数が乱流モデルから自動的に・内性的に計算できるようになる。その結果として、油処理剤散布後に水中へ分散した油や、沈船からの油及び有害毒性物質の流出など、鉛直輸送を伴う現象をより正確に解析することが可能となる。

本モデルの概略及び解析結果を以下に示す。

3.1.1 モデル化

3.1.1.1 潮流モデル

海中の物質の挙動を解析対象とするためには、鉛直方向を含む、対象海域の 3 次元海流分布が必要となる。ここでは、水平方向の離散化に有限要素法、鉛直方向に有限差分法を取り入れた既報のモデル³⁻¹⁾を参考とし、乱流モデルに関して最新の情報を導入した解析コードを構築した。なお、このモデルは潮汐により生じる閉鎖系湾内の潮流を解析対象としている。

潮流の支配方程式を直交座標系で以下に示す。なお、鉛直方向の運動量方程式は静水圧近似に置き換えられている。

$$\frac{Du}{Dt} = -\frac{1}{\rho_w} \frac{\partial p}{\partial x} + \frac{1}{\rho_w} \left(\frac{\partial \tau_{xx}}{\partial x} + \frac{\partial \tau_{xy}}{\partial y} + \frac{\partial \tau_{xz}}{\partial z} \right) + f^u \quad \dots (3.1)$$

$$\frac{Dv}{Dt} = -\frac{1}{\rho_w} \frac{\partial p}{\partial y} + \frac{1}{\rho_w} \left(\frac{\partial \tau_{yx}}{\partial x} + \frac{\partial \tau_{yy}}{\partial y} + \frac{\partial \tau_{yz}}{\partial z} \right) + f^v \quad \dots (3.2)$$

$$\frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} + \frac{\partial w}{\partial z} = 0 \quad \dots (3.3)$$

$$\rho g = -\frac{\partial p}{\partial z} \quad \dots (3.4)$$

$$\tau_{ij} = \rho_w E_{ij} \left(\frac{\partial u_i}{\partial x_j} + \frac{\partial u_j}{\partial x_i} \right) \quad \cdots (3.5)$$

$$\tau_{iz} = \rho_w K_M \frac{\partial u_i}{\partial z} \quad \cdots (3.6)$$

ここに、 D/Dt は実質微分、 u, v, w は x, y, z 座標軸に沿った流速、 f はコリオリ力の係数、 (i, j) は x または y を表し、 p は圧力、 g は重力加速度、 ρ は海水密度（ここでは一定値 ρ_w とした）である。水平方向の渦粘性係数は Smagorinsky Model³⁻²⁾ をもとに Kao et al.³⁻³⁾ で導入された次式を用いることとした。

$$E_{ij} = c \Delta x \Delta y \left(\left| \frac{\partial u_i}{\partial x_j} \right| + \left| \frac{\partial u_j}{\partial x_i} \right| \right) \quad \cdots (3.7)$$

垂直方向の渦粘性係数 K_M は、乱流運動エネルギー $q^2/2$ 、乱流マクロスケール、 l に関する 2 次オーダーの乱流クロージャーモデル^{3-4), 3-5), 3-6)} を利用して計算する。さらに、この基礎式の垂直方向座標、 z に対して以下の式、及び図-3.1 で示すような、海底で -1、海面で 0 となる σ 座標への変換を行い、 n 層に分割した多層モデルを適用する。

$$x^* = x, y^* = y, \sigma = (z - \eta)/(H + \eta), t^* = t \quad \cdots (3.8)$$

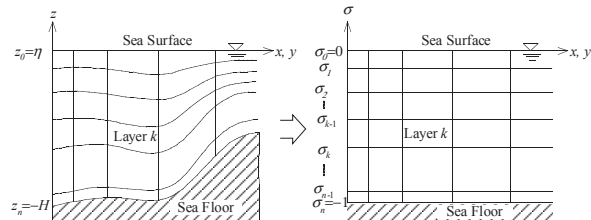


図-3.1 鉛直方向の離散化

ここに、 H と η は基準水平面からの水深及び海面の変動水位である。また、時間積分には 3 段階陽的解法³⁻⁷⁾ を用いた。

さらに、開発した三次元油拡散漂流モデルは、上記の潮流モデルとは別に、日本船舶海洋工学会 海洋環境研究会が開発を進めている MEC モデル (Marine Environmental Committee Model)³⁻⁸⁾ で出力される潮流データを読み込み、この流れ場を用いて拡散解析を行う機能も兼ね備えている。第 3.3 節で述べる「低次生態系油影響モデル」の結果や、第 3.1.2 節の結果の一部は、この機能を活用している。

3.1.1.2 海上流出油の表面積推定モデル

流出油の風化現象（分散、蒸発など）を扱うためには、海面上に拡がる流出油の表面積が必要となる。ここで、油の密度は海水より小さく、海面に浮遊するものと仮定し、流出からの時間経過に応じて、重

力、慣性力、粘性力、表面張力の釣り合いにより流出油が海面上を円形に拡がると仮定したモデル³⁻⁹⁾ を利用して、以下の式で表面積 A を求める。

$$A = Sr^2 \pi \quad \cdots (3.9)$$

$$Sr^{n+1} = Sr^n + \Delta t \phi_s \quad \cdots (3.10)$$

ここに、 n は現時間ステップ、 $n+1$ は Δt (sec) の時間幅を持たせた次の時間ステップ、 Sr は油の半径、 ϕ_s は半径 (m) の増加速度 (m/s) であり、以下の式による。

・ $t \leq t_1$ (重力－慣性力)

$$\phi_s = 0.285 (\Lambda g)^{1/4} (t^{1/2} Q^{-3/4}) \left(\frac{dQ}{dt} + \frac{2Q}{t} \right) \quad \cdots (3.11)$$

・ $t_1 < t \leq t_2$ (重力－粘性力)

$$\phi_s = 0.98 (\Lambda g \nu_w^{-1/2})^{1/6} \left(\frac{Q^{-2/3} t^{1/4}}{3} \frac{dQ}{dt} + \frac{Q^{1/3} t^{-3/4}}{4} \right) \quad \cdots (3.12)$$

・ $t_2 < t \leq t_3$ (粘性力－表面張力)

$$\phi_s = 1.2 (\sigma_o^2 \rho_w^{-2} \nu_w^{-1} t^{-1})^{1/4} \quad \cdots (3.13)$$

ここに、

$$\begin{aligned} t_1 &= 0.55 (Q \nu_w^{-1} \Lambda^{-1} g^{-1})^{1/3} \\ t_2 &= 0.38 (\rho_w / \sigma_o) (\Lambda g \nu_w Q^2)^{1/3} \\ t_3 &= 500 Q^{1/2} \sigma_o^{-2/3} \rho_w^{2/3} \nu_w^{1/3} \\ \Lambda &= 1 - \rho_o / \rho_w \end{aligned} \quad \cdots (3.14)$$

A : 流出油の表面積

ν_w : 海水の分子動粘性係数 (m^2/s)

g : 重力加速度 (9.8 m/s^2)

ρ_w : 海水密度 (1025 kg/m^3)

ρ_o : 油密度 (kg/m^3)

σ_o : 油の表面張力 (N/m)

Q : 液体体積 (m^3)

なお、 t_3 は液体の拡がり停止する時間である。

また、第 3.1.1.4 節及び第 3.1.1.5 節において後述するように、拡散モデルでは流出油を多数の粒子で置き換え、この粒子を散逸させることで拡散現象を表現する。各粒子の表面積 A_s は上で求めた表面積 A を粒子数 N_s で次式のように均等配分することで求める。

$$A_s = A / N_s \quad \cdots (3.15)$$

3.1.1.3 分散・溶解モデル

第 3.2 節の実験結果が示すように、海中生物に対

して毒性を示すのは、流出油の（全成分ではなく）一部の成分である。よって、海中生物に対する影響を見積もるためには、毒性成分の海水中への溶解量を計算した上で、海中濃度を算出する必要が生じる。

毒性成分の海中濃度を求める手順の流れ図で図-3.2 に示す。油処理剤（分散剤）散布の有無により計算過程が異なり、散布なし（すなわち自然分散）の場合、①～⑦の流れ、散布が有る場合は⑧⑦の流れに沿って、海中の毒性成分濃度を計算する。

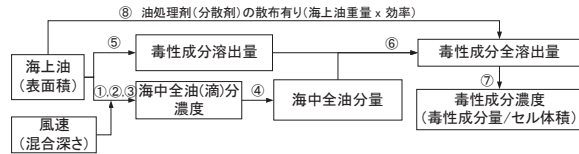


図-3.2 海中毒性成分濃度の計算過程の流れ

図-3.2 中の各過程について、以下に説明する。

① 全油分の海中への連行量

海面上の油は、波により油滴に分散されて海中へ連行されたとする。直径 $d_{mid} \pm \Delta d_{mid}/2$ の範囲にある油滴が単位時間、単位面積当たり水中へ連行される量を Q_c (kg/m²/sec) とし、既報^{3-10), 3-11)}を参考にした以下の式で求める。（文献³⁻¹⁰⁾によれば、 $d_{mid} \pm \Delta d_{mid}/2$ の油滴径が連行量に対して支配的であるため、この範囲外の油滴は計算対象から外す。）

$$\begin{aligned} Q_c &= C^* D_{ba}^{0.57} F_{wc} d_{mid}^{0.7} \Delta d_{mid} \\ C^* &= 4450 \nu_o^{-0.4} \\ D_{ba} &= 0.0034 \rho_w g H_b^2 \\ F_{wc} &= 3 \times 10^{-6} W^{3.5} \\ d_{mid} &= C_o \nu_o^{0.34} \epsilon^{-0.4} \\ \Delta d_{mid} &= 10^{-4} \text{ (m)} \end{aligned} \quad \cdots (3.16)$$

ここに、

F_{wc} : 単位時間当たり、碎波により覆われる界面の割合 (sec⁻¹)

D_{ba} : 波の分散エネルギー (kg/sec²)

C_o : 実験データに基づく経験値
(1400 for d_{mid})

ν_o : 油の動粘性係数 (10⁻⁶ m²/sec, cSt)

ρ_w : 海水密度 (1025 kg/m³)

g : 重力加速度 (9.8 m/s²)

W : 海上 10m の風速 (m/s)

ϵ : 碎波のエネルギー散逸率
(5000 (J/m³/sec) と仮定)

H_b : 波高 (m) = $0.0125 W^{2.46}$ ³⁻¹²⁾

② 油滴の再浮上速度

①で海中に連行される油滴の再浮上速度 w_{mid} (m/sec) は以下の式で求める。

$$w_{mid} = d_{mid}^2 g (1 - \rho_o / \rho_w) / 18 \nu_w \quad \cdots (3.17)$$

③ 海中全油分濃度

①で海中に連行された油は、下式による混合深さ h_{mix} (m) 内で一様に分布すると仮定する³⁻¹¹⁾。

$$h_{mix} = \min(25, H_b) \quad \cdots (3.18)$$

海水中的全油分濃度 C (kg/m³) については、図-3.3 に示すように、①の海中への連行量と②の再浮上速度より、流出からの経過時間 t の関数として以下の式が導かれる。

$$C = \frac{Q_c}{w_{mid}} \left\{ 1 - \exp\left(-\frac{w_{mid} t}{h_{mix}}\right) \right\} \quad \cdots (3.19)$$

よって、平衡状態における海中全油分の重量 (kg) は $A_s h_{mix} C$ ($= A_s h_{mix} Q_c / w_{mid}$) となる。ここで、 A_s は①に示した粒子 1 個あたりの海上油の表面積 (m²) である。

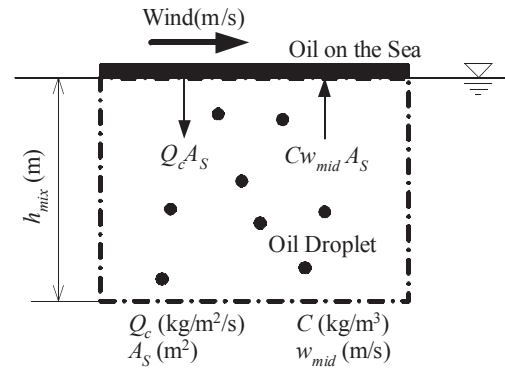


図-3.3 海上油の自然分散過程の模式図

④ 海中全油分濃度→毒性成分溶出重量

Δt (sec) の間の毒性成分溶出重量 S_d (mg) は、次式により求める。

$$\begin{aligned} S_d &= \Delta t \alpha_d A_d T_r M_d \times 10^6 / V_d \\ M_d &= C A_s h_{mix} \\ V_d &= M_d / \rho_o \end{aligned} \quad \cdots (3.20)$$

ここに、 T_r は全油分に対する毒性成分の重量比を示す（第 3.2 節の実験で用いた油の場合、0.0025 程度

と推定される)。また、海中の油粒子の全表面積 A_d (全油 m^2) は油滴を球形で仮定した次式により得る。

$$A_d = 4\pi(d_{mid}/2)^2 \frac{V_d}{(4/3)\pi(d_{mid}/2)^3} \quad \dots(3.21)$$

物質伝達率 α_d (m/s) は、シャーウッド数 S_h を用いて下式により導出する³⁻¹³⁾。

$$\begin{aligned} \alpha_d &= S_h D_{mol} / d_{mid} \\ S_h &= 0.2 + 0.55 Sc^{1/3} Re^{1/2} \\ Sc &= \nu_w / D_{mol} \\ Re &= w_{mid} d_{mid} / \nu_w \end{aligned} \quad \dots(3.22)$$

ここに、 Sc はシュミット数、 Re はレイノルズ数、 D_{mol} は油の水中における分子拡散係数で、 1.0×10^{-9} (m^2/s) のオーダーである。

⑤ 海面浮遊油→毒性成分溶出重量

体積 V_s (m^3)、重量 M_s (m^3) の海面を浮遊する油から、 Δt (sec) の間に溶出する毒性成分重量 S_s (mg) については、次式で求める。

$$S_s = \Delta t \alpha_s A_s T_r M_s \times 10^6 / V_s \quad \dots(3.23)$$

ここに、 A_s は①で求めた各粒子の表面積であり、 α_s は物質伝達率で、以下の式による³⁻¹²⁾。

$$\alpha_s = S_h D_{mol} / (2S_p) \quad \dots(3.24)$$

なお、 S_p は面積 A_s が円状に拡がると仮定した場合の半径を表す。

⑥ 毒性成分全溶出重量

海中の毒性成分重量 S (mg) は、④に示した海中の油滴からの溶出重量 S_d と、⑤の海面上に拡がる油からの溶出重量 S_s の和とする。

$$S = S_d + S_s \quad \dots(3.25)$$

この溶出量は、各海面浮遊油を表す粒子が、⑦に示す毒性成分粒子を生成するまで、時間積分して保持する。

⑦ 毒性成分の拡散とセル内毒性成分濃度

毒性成分の拡散は、各海面浮遊油を表す粒子が毒

性成分を表す粒子を1つ生成し、この毒性成分粒子を第3.1.1.4節及び第3.1.1.5節に示す手法（ただし第3.1.1.4節の式に表れる w_{rise} は0とする）により拡散させて模擬する。また、毒性成分粒子の生成に際しては、以下の項目を遵守する。

- ・毒性成分粒子を生成する時間間隔はユーザーにより外性的に与える。
- ・毒性成分粒子が持つ毒性成分重量は、海面浮遊油を表す粒子が溶出量を時間積分して記憶していた全重量（⑥の S ）とする。
- ・海中セル内の毒性成分濃度は、セル内に存在する毒性成分粒子の重量 (mg) の総和を取り、自身のセル体積 (L) で除して、セル内毒性成分濃度 (mg/L) とする（海中セルは解析対象海域を覆う多数の直方体で区画した領域である）。

⑧ 油処理剤（分散剤）の効果

油処理剤（分散剤）を流出油に散布すると、油は微小な粒子となる。このため、油処理剤の影響を受けた油（毒性成分）の拡散は通常の拡散方程式に従うものと考えられる。なお、第3.1.1.4節及び第3.1.1.5節に示すランダムウォークは、粒子数を多くした場合には拡散方程式と一致する解が得られる。

毒性成分粒子の生成に際しては、以下の項目を遵守する。

- ・分散剤散布時刻にすべての海面浮遊油を表す粒子は、毒性成分粒子を1つ生成する。
- ・毒性成分粒子の毒性成分重量は、各海面浮遊油を表す粒子が散布時に保持していた毒性成分全重量に、ユーザーが与える分散剤の効率（ ≤ 1 ）を乗じた値とする。

3.1.1.4 油の上昇・鉛直拡散モデル

拡散現象のモデル化としてはランダムウォーク法を採用し、粒子を散逸させることで油の拡散現象を表現する。流出油粒子の垂直座標 z は次式から求める。

$$z^{n+1} = z^n + \Delta t \cdot (w_{rise} + w + w') \quad \dots(3.26)$$

$$w' = (4K_M / \Delta t)^{1/2} R_n \quad \dots(3.27)$$

ここに、 w 、 w' は垂直方向の海流速度及びその乱流成分、 R_n は平均0、標準偏差1の正規分布に従う乱数である。

なお、レイノルズアナロジーにより、渦拡散係数には第3.1.1.1節の潮流モデルで導出される渦粘性係数 K_M を用いる。また、 w_{rise} (m/s) は沈船など、海中で流出する油の上昇速度であり、放出形態によ

って異なる値を持つ。ここでは、既報の論文で提案されている手法に倣うこととし、以下の式³⁻¹⁴⁾から得る。

$$w_{rise} = \sqrt{\frac{4}{3} g d_{med} (1 - \rho_o / \rho_w)} \quad \dots (3.28)$$

$$P(d) = 1 - \exp \left\{ -2.996 (d/d_{max})^n \right\} \quad \dots (3.29)$$

$$d_{max} = k d_0 (v_0^2 d_0 \rho_w / \sigma)^{-0.6} \quad \dots (3.30)$$

ここに、 d_{med} は Rosin-Rammler の油滴径分布を仮定³⁻¹⁵⁾した中央値であり、 $P(d)$ は直径が d 以下となる油滴が占める体積の割合である。また、 s は油と海水間の界面張力 (N/m)、 d_0 は円形破口の直径、 v_0 は流出速度 (m/s)、 ρ_o は油の密度 (kg/m³)、 ρ_w は海水密度 (kg/m³)である。 k, n は実験結果から得られたパラメータで、第 3.1.2 節に示す解析条件では $k=27.5, n=1.6$ が与えられ、 d_{med} について以下の近似式が得られる。

$$d_{med} = \left\{ -\ln(0.5) / 2.996 \right\}^{1/n} d_{max} \cong 0.4 d_{max} \quad \dots (3.31)$$

流出速度 v_0 に関しては、既報の流出率推定モデル³⁻¹⁶⁾で提案されている推定式により計算する。

3.1.1.5 海上（水平）拡散モデル

海上拡散を含む水平方向の拡散については、文献³⁻¹⁷⁾を参考にした。粒子は風速、海流の合成ベクトルにより海面及び海中を移流し、垂直方向と同様に、拡散係数の 1/2 乗と乱数の積に比例して散逸する。

$$x_i^{n+1} = x_i^n + \Delta t \cdot (\alpha_w W_i + V_i + V'_i) \quad \dots (3.32)$$

$$V'_i = (4D / \Delta t)^{1/2} R_n e^{j\theta'} \quad \dots (3.33)$$

ここに、 x_i は各粒子の水平方向座標、 i は水平 2 方向 (x, y) のいずれか、 W は水面上 10m の風速 (m/s)、 V は海流速度 (m/s)、 θ' は $0 \sim 2\pi$ の一様乱数、 α_w は係数 (=0.03) をそれぞれ表す。また、渦動拡散係数 D (m²/s) は式(3.7)の E_{ij} について、 ij の組み合わせで得られる 4 つの渦粘性係数の平均値を各有限要素で計算して用いた。

3.1.2 解析結果

3.1.2.1 潮流モデルの検証

本研究において構築した潮流解析コードの妥当性を検証するため、実験結果³⁻¹⁸⁾との比較を行った。

実験条件は、図-3.4 に示すように、長さ 12.8m の水槽に深さ約 0.3m の水を張り、その水面上に図中、

右に向かって 3.9 (m/s) の風を流す。水面上にかかる応力により水面は右に動くが、右壁面で流れが妨げられるため、水槽の底では逆向きの流れとなる。

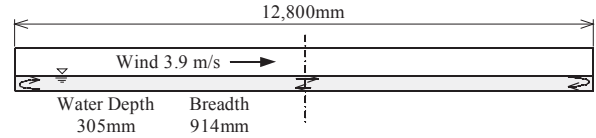


図-3.4 実験装置及び実験条件

実験結果と計算結果の比較を図-3.5 に示す。図-3.5 は、風を発生させてからほぼ定常状態となった 900 秒後の水槽中央における水の水平速度に関する鉛直方向分布を示している。横軸は、風により水面で受ける応力を用いた摩擦速度 u^* で無次元化している。水底付近の分布については多少差異が見られるが、全体的な傾向は計算結果と実験結果で一致している。なお、乱流モデルがなく、渦粘性係数を一定とした場合には、速度分布は図-3.5 の分布とは大きく異なり放物線状となる。この場合、特に海底と海面付近の境界層を表現することが困難となる。

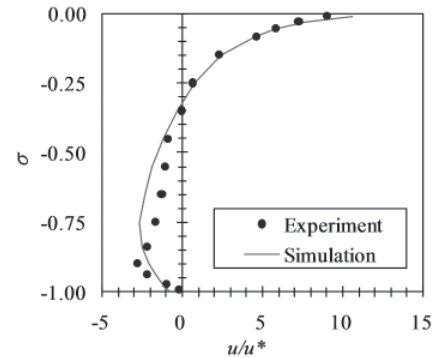


図-3.5 水平流の鉛直分布の比較

3.1.2.2 仮想的な沈船からの流出油の拡散解析

第 3.1.1.1 節の潮流モデル、第 3.1.1.4 節及び第 3.1.1.5 節の拡散モデルを組み合わせ、東京湾内に設定した仮想的な沈船から流出する油の拡散解析を実施した。

東京湾は代表的な閉鎖系湾であり、その海流は潮流が支配的である。剣崎を通る東西方向に伸びた仮想的な緯度線を東京湾湾口として、振幅 0.5m の潮位差を正弦波で与えた。この正弦波を 5 周期分繰り返し、最後の 2 周期（約 1 日）を以下における拡散解析の海流分布として利用する。要素分割では文献³⁻¹⁹⁾のコードを基礎とし、水深に応じて要素の大きさを変化させるよう改良したプログラムを用いて生成した。分割の結果は図-3.6(a)に示す通りであり、要素数 1,102、接点数 646 となり、鉛直方向は s 座表系で 8 層に分割した。また、コリオリ力の係数は 0.0000842 (sec⁻¹)、時間積分の間隔は 2.5 (sec) とし、

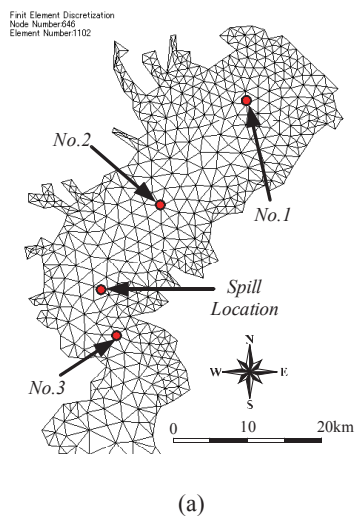
第 3.1.1.1 節において水平方向の渦粘性係数の計算に用いた c は解析結果と東京湾で従来用いられている値との比較から 1 とした。

さらに潮流計算の安定性のため、最低水深は 5m、最大水深は 50m に設定し、乱流マクロスケール l に関しては、通常、境界層において適応される以下の式³⁻⁵⁾に置き換えた (k はカルマン定数で 0.4)。

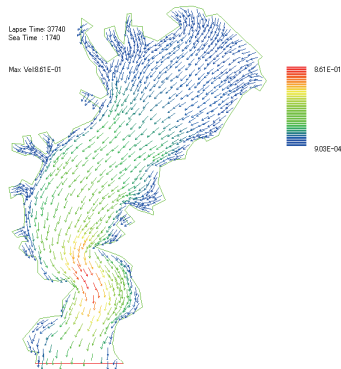
$$l = \alpha \frac{kz}{1 + kz/l_0}, \quad l_0 = \alpha \int_{-H}^{\eta} z q dz / \int_{-H}^{\eta} q dz, \quad \alpha = 0.2 \quad \cdots (3.34)$$

本モデルを用いて計算した引き潮最強流時と上げ潮最強流時の海面における潮流分布を図-3.6(b)(c)に示す。また、図-3.6(a)内に矢印で示した東京湾中央部における 3 点 (No.1 ~ 3) の潮流橢円を描いたものを図-3.7 に示す。なお、比較には潮流図³⁻²⁰⁾のデータを用いている。

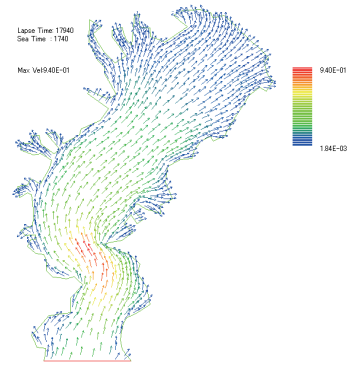
これらの解析結果より、東京湾内の潮流に関して、本モデルが定量的な観点から妥当な解を出力できることを確認した。



(a)

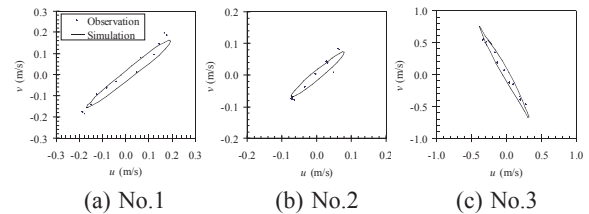


(b)



(c)

図-3.6 (a) 東京湾の有限要素分割
(b) 引き潮最強流時の表層潮流分布
(c) 上げ潮最強流時の表層潮流分布



(a) No.1 (b) No.2 (c) No.3
図-3.7 潮流橢円の比較 (計算結果と潮流図)
(a),(b),(c)の各 No.は図-3.6(a)の No.を示す。

次に、仮想的な沈船を中ノ瀬航路内、第2海堡の北約 4km (北緯 35 度 21 分、東経 139 度 44 分：図-3.6(a)中の Spill Location) に設定し、この沈船から流出する油の拡散解析を上述した拡散モデルを用いて試行する。

沈船の位置における水深は 20m 程度であり、直径 0.1m の円形破口が容積 200m³、高さ 5m の矩形貨物タンクに発生し、ここから満載 (95%) された油が流出する状況を設定する。なお、油の流出流量については粘度 300cSt、比重 0.9 の値を用いて算定した。拡散解析の時間間隔 Δt は 10 秒間とするが、1 分間隔で 1 つの粒子を発生させ、この間の流出量を発生させた粒子に割り当てることとした。さらに、潮流分布については、時系列で得られているデータを時間に関して線形補間して海流ベクトルを得ている。

図-3.6(b)の引き潮強流時に油流出が始まった条件で解析した結果を、図-3.8 に拡散範囲 (海上油の粒子分布) の時間履歴として示す。油の上昇速度と事故海域の水深約 20m より、数分程度で油粒子は海面に到達する。また、この設定条件によると、流出開始から 5 時間ほどでタンク内の油のほぼ全量 (190kL) が流出する。図-3.8 より分かるように、約 12 時間周期の潮流の影響を受け、流出油は事故海域周辺に拡散し、その一部は富津岬や横須賀にま

で到達している。しかしながら、本解析結果では、東京湾、湾奥部や東京湾から外洋へ向かう油粒子は観測されなかった。

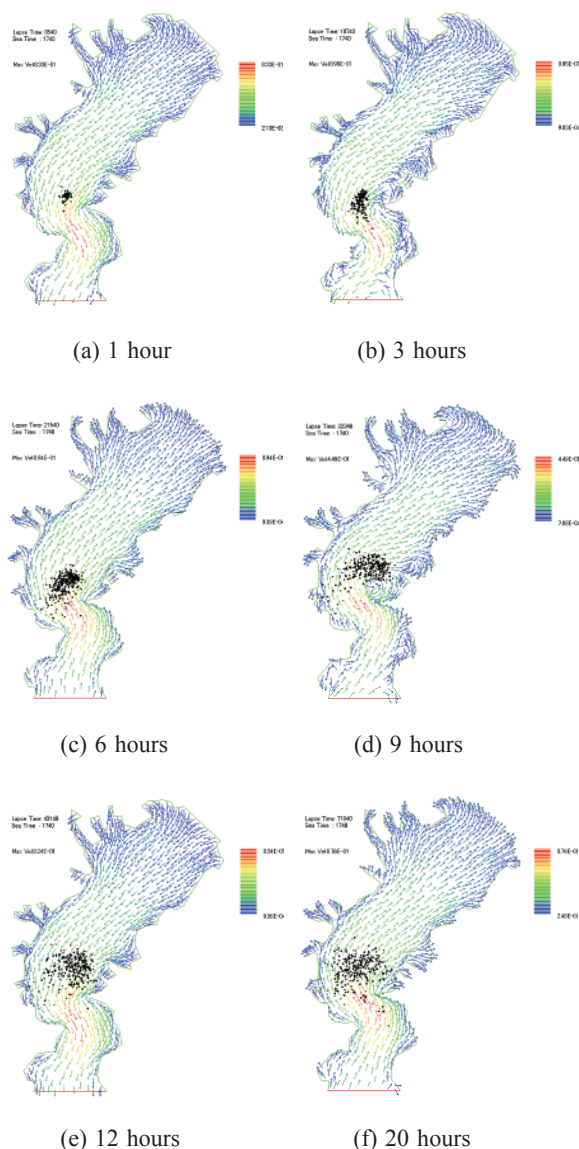


図-3.8 海面油の拡散範囲の履歴

3.1.2.3 油処理剤（分散剤）の効果

本節では、第 3.1.1 節で示した全モデルを利用し、油処理剤が毒性成分の溶解、拡散に対して与える影響を観察する。なお、ここで用いた潮流モデルは第 3.1.1.1 節の末尾に記述した MEC モデルを用いた。

流出位置は東京湾内、横浜港沖（緯度：35 度 25 分 12 秒、139 度 45 分 0 秒）とし、海上 10m に 4 (m/s) の南風がある状況を設定した。流出油は第 3.2 節の供試油である A 重油（比重 0.856、動粘度 36cSt）、流出量を 100 トン（第 3.2 節の実験結果より、毒性成分は全油重量の 0.25%、すなわち 250kg とする）として 100 個の海上浮遊油を表す粒子を散

逸させて拡散を表した。また、油処理剤（分散剤）は流出から 60 分後に散布し、第 3.1.1.2 節の⑧に記した効率を 40%と仮定した。

毒性成分の海中への溶解量を、油処理剤散布の有無別に図-3.9 に時間履歴として示す。

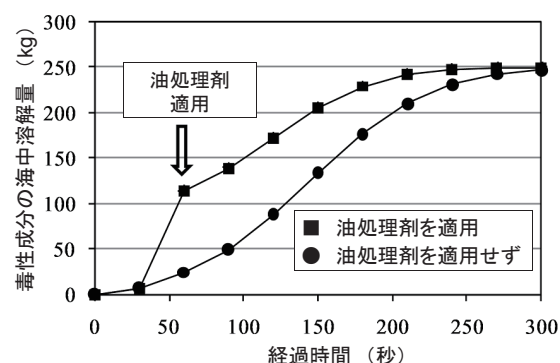


図-3.9 毒性成分の海中溶解量の時間履歴

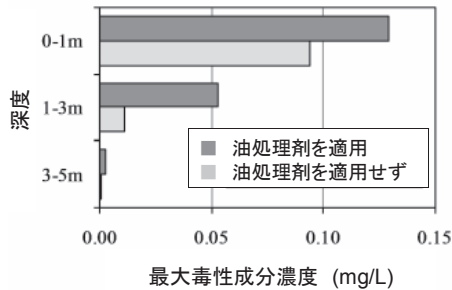
処理剤の散布を行わない場合（図中の without application）には、海中への溶解量は時間に対して連続的に増加していく。一方で、流出から 60 分後に散布を行う場合（図中の with application）には、処理剤の散布直後に海中溶解量が急激に上昇し、散布を行わない場合と比較して約 5 倍の溶解量となる。散布直後（60 分後）の溶解量の差は大きいですが、流出から 5 時間後ではほぼ同じ溶解量となり、流出油に含有される 250kg の毒性成分すべてが溶解する。

次に、最大毒性成分濃度を、深度が同一の海中セル（セルのサイズは南北、東西方向とも 500m とし、鉛直方向は深度により変化させた）間で比較したものを図-3.10 に示す。(a)は流出から 2 時間後（油処理剤の散布 1 時間後）、(b)は 5 時間後（油処理剤の散布 4 時間後）の結果である。

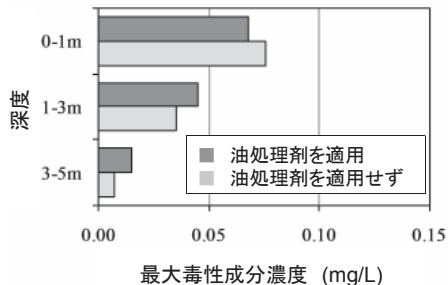
油流出 2 時間後の図-3.10(a)では、深度が大きくなると濃度は急激に減少し、特に深度 1 ～ 3m の層において分散剤の散布の有無が濃度に対して与える影響が大きく出ていることが分かる。一方で、油流出 5 時間後の図-3.10(b)では、鉛直方向の拡散が進行し、層間での濃度差は小さくなっている。また、油処理剤の散布の有無が濃度に対して与える影響も小さくなっており、さらに表層（0 ～ 1m）では、散布をした場合の方が濃度が低くなっている。

油処理剤（分散剤）は、海中における油の拡散、希釈を助長し、高濃度となる範囲を抑制する効果が期待され、流出の初期段階に散布されるが、図-3.10(b)の表層における毒性成分濃度の逆転は、経験的に知られているこの現象を裏付ける結果となっている。ただし、図-3.10(a)の表層では散布による毒性成分濃度は 0.1 (mg/L) を超え、第 3.2 節で示すように、海洋生物に対して影響を及ぼす濃度にま

で到達している。よって、油処理剤散布の判断は、海洋環境へ与える影響を総合的に考慮すべき問題であり、油処理剤散布の意思決定の支援ツールとして、本報告に示すモデルを有効活用することが可能であると考えられる。



(a) 流出2時間後（油処理剤散布1時間後）



(b) 流出5時間後（油処理剤散布4時間後）

図-3.10 海中セル内毒性濃度の最大値

3.1.3 3次元油拡散漂流シミュレーション計算に関するまとめ

本節では、閉鎖系湾内における流出油を対象として構築した拡散解析コードについて述べた。

従来解析対象としていた海面上の移流及び拡散だけでなく、海中における物質の挙動を把握すべく、海面から海底までの流れ場を把握できる準3次元・多層モデルを採用し、潮流解析コードを構築した。本コードでは、渦粘性係数の導出に乱流モデルを導入し、従来海域ごとに経験的・外性的に与えられてきた粘性係数及び拡散解析で用いる拡散係数を計算で求めるようにした。流出油の拡散にはランダムウォーク法を採用し、流出油に見たてた多数の粒子を海流に乗せて散逸させることで拡散現象を表現するコードを構築した。

以上の計算・解析コードと流出流量推定法とを組み合わせ、東京湾の中ノ瀬航路内に仮想的に設定した沈没船から流出する油の拡散現象を解析した。油処理剤（分散剤）の効果に関しても、併せて試行的な解析を実施した。

本研究において構築した解析コードは、海面から海底まで3次元的な移流拡散現象を考慮できるため、油だけでなく物理化学的諸性質が多様な化学物質や、

鉛直方向の拡散解析が必要となる現象に対して応用することが可能である。

第3.3節では、本モデルで計算された結果を利用して、拡散油が低次生態系へ与える影響について解析を行う。

3.2 生物毒性試験

内湾などの閉鎖的水域のタンカー事故で流出した石油に油処理剤が散布された場合、乳化分散された流出油によって一時的に海水中油分が上昇し、海洋生態系に影響を及ぼすことが考えられる。

本研究では、その影響の大きさを検討するため、A重油単独、A重油＋油処理剤を海水と混合してそれぞれ調製した水溶性画分について、それらを適宜希釈して油分調整した試験水を用いて海洋生物を対象とした暴露試験を行い、海洋生物に対する有害性の認められる油分をそれぞれ明らかにする。さらに、第3.3節で述べる低次生態系油影響評価シミュレーションで必要となる生物毒性データを提供し、処理剤使用によるリスク評価を行い、内湾域などにおける油処理剤使用の可否を明らかにすることにつなげる。

3.2.1 試験材料及び試験方法

3.2.1.1 試験生物

本研究では、海洋生態系として植物プランクトン→ヨコエビ→マダイの食物連鎖を想定し、この食物連鎖を構成する生物に対する水溶性画分の暴露試験からそれぞれの生物に対する影響濃度を求める。本毒性試験の対象とした海洋生物と食物連鎖ピラミッドを図-3.11に示す。

試験対象とした海洋生物は、植物プランクトンの一種であるキートセロス (*Chaetoceros gracilis*) 及びスケルトネマ (*Skeletonema costatum*)、動物プランクトンの一種であるフサゲモクズ (*Hyale barbicornis*)、海産魚であるジャワメダカ (*Oryzias javanicus*) 及びマダイ (*Pagrus major*) の5種類である。

キートセロス及びスケルトネマは、我が国沿岸域に分布し、海洋生態系の一次生産を支える重要な植物プランクトン（珪藻類）である。本試験では、瀬戸内海区水産研究所より分譲されたキートセロス及び国立環境研究所より購入したスケルトネマを使用した。

ヨコエビの一種であるフサゲモクズは、我が国沿岸域に分布し、沿岸生態系の一次消費者に属する動物プランクトンであり、マダイなどの餌生物となる重要な生物である。本試験では、化学物質に対する感受性の高い生活段階として、鹿児島大学水産学部で継代飼育されている仔虫を使用した。

ジャワメダカは海洋生態系の上位に位置する海産魚類の中でも飼育が容易であり、かつ化学物質に対する感受性が比較的高い魚種である。本試験では、鹿児島大学水産学部で継代飼育されているジャワメダカの稚魚を使用した。

マダイは我が国の代表的海産魚であり、ジャワメダカと同じく化学物質に対する感受性の高い魚種である³⁻²¹⁾。本試験では、長島町種苗センターから分譲された、化学物質に対する感受性の高い生活段階であるマダイの受精卵を使用した。

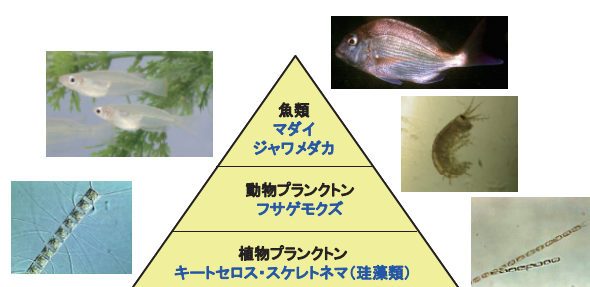


図-3.11 試験対象試験生物と食物連鎖ピラミッド

3.2.1.2 試験水調整

（１）重油水溶性画分（Water Soluble Fraction, 以下 WAF）

滅菌した海水 0.9 L に市販の A 重油 0.1 L を添加し、容量 2L のガラスビーカー中で丸形攪拌子（直径 35mm）を用いてスターラ回転数 200rpm で 23 時間攪拌した。その後、1 時間静置して A 重油と分離した海水をガラスサイホンで採取したものを試験原水とした³⁻²²⁾。この試験原水の油分を測定し、ジャワメダカ仔魚の試験結果を参考にして決定した目的の油分になるよう、滅菌海水で適宜希釈してそれぞれの試験水とした。なお、対照実験の試験水として、A 重油を添加していない滅菌海水を用いた。各試験水の設定油分及び実測油分については、試験結果として後述する。

（２）「重油＋油処理剤」水溶性画分（Dispersant Water Soluble Fraction, 以下 DWAF）

滅菌海水 0.9 L に市販の A 重油 0.1 L、及び油処理剤メルクリーン D1128（タイホー工業製）2.64g（重油重量の 3%相当）を添加し、容量 1L のガラスビーカー中で丸形攪拌子（直径 35mm）を用いてスターラ回転数 350rpm で 18 時間攪拌した。その後、6 時間静置して A 重油と分離した海水をガラスサイホンで採取したものを試験原水とした。この試験原水の油分を測定し、WAF 試験結果を参考にして決定した目的の油分になるよう、滅菌海水で適宜希釈してそれぞれの試験水とした。なお、対照実験の試験水として、A 重油を添加していない滅菌海水を用

いた。各試験水の設定油分及び実測油分については、試験結果として後述する。

（３）油処理剤単独

滅菌海水に油処理剤メルクリーン D1128 を 3,000mg/L となるよう添加し、DWAF 調製と同様の方法で攪拌・静置した後に、下層の海水部分をサイホンで採取し、滅菌海水で適宜希釈したものを暴露試験の試験水とした。植物プランクトンの試験水の処理剤設定濃度は 30, 59, 88, 235, 440 及び 880mg/L、フサゲモクズ仔虫では 129, 359, 1,030 及び 2,930mg/L、ジャワメダカ稚魚では 195 及び 586mg/L、マダイ卵では 333, 1,000 及び 3,000mg/L であった。

3.2.1.3 毒性試験

（１）キートセロス及びスケルトネマ

10mL（キートセロス）及び 20mL（スケルトネマ）の試験管に 10mL の試験水を入れ、培養した植物プランクトンをその細胞数が 10^4 個になるように添加し、23℃のインキュベータ中で 72 時間培養した。それぞれの暴露濃度区には 9 本の試験管を準備し、24 時間毎に 3 本ずつ生長量を測定した。試験水は、滅菌海水に ESP 培地 150mL を添加して調製した。

調製した WAF の相対濃度を 100%とし、ESP 培地の濃度が等しくなるよう滅菌海水で希釈して、相対濃度 80, 40, 20, 10, 5 及び 2.5%の試験水を調製した。一方、DWAF 試験水については、WAF－キートセロスの試験結果を参考にして、最高濃度区油分を 1mg/L とし、その他の試験区の油分が 0.5, 0.25, 0.15, 0.06 及び 0.03mg/L となるように、ESP 培地添加の滅菌海水で同様に試験水を調製した。

キートセロス及びスケルトネマの細胞数と蛍光強度との関係を、図-3.12 及び図-3.13 にそれぞれ示す。

図より明らかなように、植物プランクトンの生長は細胞数と蛍光強度が直線関係にあることから、in vivo 蛍光（励起光 437nm、蛍光 676nm）により測定した。

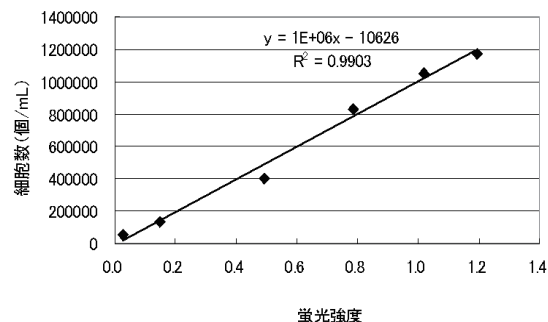


図-3.12 キートセロスの細胞数と蛍光強度の関係

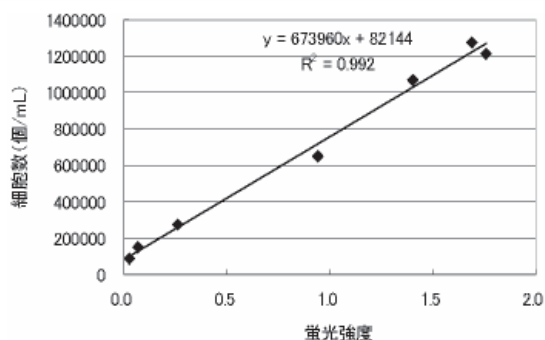


図-3.13 スケルトネマの細胞数と蛍光強度の関係

(2) フサゲモクズ

試験水 5mL の入った小型ガラス瓶に、孵化直後のフサゲモクズ幼体を 1 個体ずつ収容し、2 日毎に換水した。10 本を 1 連とし、2 連準備した。実験は、20 °C のインキュベータ内で実施し、96 時間後まで遊泳阻害及び生死を観察した。調製直後と換水直前の試験水について、油分、pH、溶存酸素濃度(DO) 及び塩分を測定した。

(3) ジャワメダカ

ジャワメダカ親魚から採取した卵を採取し、孵化後 12 ~ 16 日後の稚魚を試験魚とした。容量 300 mL のガラスビーカーに 300mL の試験水を入れ、10 個体ずつ試験魚を収容して 26 °C のインキュベータ中で 96 時間暴露試験を行い、さらに清浄海水に移して 2 週間の回復試験を実施した。この間、24 時間毎に死亡数を観察し、死亡個体は見つけ次第速やかに取り除いた。各濃度は繰り返しを 2 個用意し、その試験水は新たに調製したもので 48 時間毎に全量換水した。

(4) マダイ

産卵直後のマダイ卵を、試験水 100mL の入ったガラスビーカーに約 25 個ずつ収容し、孵化するまでの 48 時間とその後 48 時間までの観察を行った。この間、マダイ卵に物理的ストレスを与えないよう換水は行わなかった。実験期間中、孵化率を算出した。なお、孵化後 24 時間及び 48 時間の対照区の孵化仔魚死亡率が 30 % 程度に達したため、孵化 24 時間後に生残した個体の奇形率を算出した。実験直前と実験終了時の試験水について、油分、pH、DO 及び塩分を測定した。

3.2.1.4 油分測定

試験海水を 50mL 容分液ロートにとり、これに 10mL の *n*-ヘキサンを添加して 10 分間振とうした後、静置して分離した *n*-ヘキサンを採取して無水硫酸ナトリウムにより脱水し、クリセン (C₁₈H₁₂, 多

環芳香族炭化水素 (PAH) の一種) を標準として蛍光 (励起光 310nm、蛍光 360nm) を測定した油分を定量した³⁻²³⁾。

植物プランクトン暴露試験では、キートセロス及びスケルトネマの暴露試験を同時に実施したため、調製直後の WAF 及び DWAF 暴露濃度区の試験水をそれぞれ一回のみ分析し、試験終了時に両種の同一濃度区試験水を合わせて分析に供した。

フサゲモクズ暴露区及びジャワメダカ暴露区では、調製直後及び換水直前の試験水を採取し、それぞれ油分を測定した。

マダイ暴露試験では、調製直後と試験終了時 (72 時間後) の WAF 及び DWAF 暴露濃度区の試験水をそれぞれ一回のみ分析した。

なお、各濃度区の油分は、試験開始時と終了時の測定値の幾何平均で示した。

3.2.1.5 統計解析

上記試験によって得られた結果を、日本環境毒理学学会が提供する解析ソフト ECOTOX により解析し、LC50 あるいは EC50 などを算出した。LC50 (50% Lethal Concentration) とは、水などに溶解した状態の化学物質に曝露された生物の半数 (50%) が試験期間内に死亡する濃度 (半数致死濃度) のことで、化学物質の急性毒性の強さを示す代表的指標である。EC50 (50% Effective Concentration) は、化学物質などが最低値からの最大反応の 50% を示す濃度のことで、例えば動物プランクトンのような小型の生物では死亡の判定が困難であるため、生物の半数が遊泳阻害される化学物質の濃度が急性毒性の指標とされることがある。本研究では、植物プランクトンについては生長速度、フサゲモクズについては遊泳阻害、マダイ卵については孵化仔魚奇形をそれぞれ EC50 の基準とした。

また、SPSS によるプロビット解析により、各生物に対する LC10 あるいは EC10 も適宜算出した。

3.2.2 試験結果及び考察

3.2.2.1 キートセロス暴露試験

キートセロスに対する WAF 及び DWAF の 72 時間暴露試験を実施した。処理剤単独の暴露試験 (設定濃度 30 ~ 880mg/L) については、いずれも影響が認められなかった。よって、結果の詳細については省略する。

(1) 油分

WAF 及び DWAF 暴露濃度区の油分を表-3.1 及び表-3.2 に示す。72 時間後の油分は開始当初に比べて WAF で 69 % 以上、DWAF で 55 % 以上維持されていた。

表-3.1 WAF 試験水油分（キートセロス）

油分(mg/L)			
濃度区	0h	72h	平均
Control	0.001	0.001	0.001
1(low)	0.026	0.021	0.023
2	0.051	0.045	0.048
3	0.110	0.075	0.091
4	0.228	0.169	0.197
5	0.415	0.324	0.368
6(high)	0.852	0.623	0.732

表-3.2 DWAF 試験水油分（キートセロス）

油分(mg/L)			
濃度区	0h	72h	平均
Control	0.007	0.004	0.005
1(low)	0.035	0.024	0.029
2	0.029	0.054	0.040
3	0.098	0.113	0.105
4	0.206	0.132	0.166
5	0.412	0.435	0.423
6(high)	0.817	0.820	0.818

(2) WAF 暴露

72 時間 WAF に暴露したキートセロスの生長を図-3.14 に示す。また、この結果から求めた EC10、EC50 及び EC90 を表-3.3 に示す。

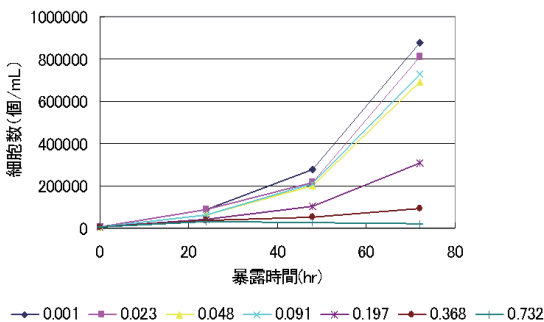


図-3.14 WAF 暴露キートセロス増殖曲線

表-3.3 キートセロスに対する WAF 影響濃度（油分表示、mg/L）

	72時間EC値	95%信頼限界
EC10	0.101	0.076 ~ 0.131
EC50	0.395	0.356 ~ 0.443
EC90	1.54	1.50 ~ 1.66

(3) DWAF 暴露

72 時間 DWAF に暴露したキートセロスの生長を図-3.15 に示す。また、この結果から求めた EC10、EC50 及び EC90 を表-3.4 に示す。

WAF 暴露と DWAF 暴露では、72 時間 EC10 の値に比較的大きな差が認められたが、72 時間 EC50 値は近似していた。

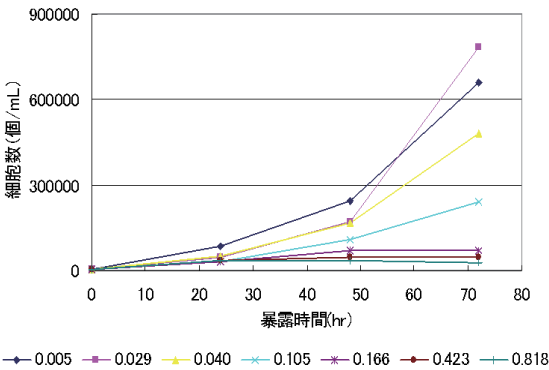


図-3.15 DWAF 暴露キートセロス増殖曲線

表-3.4 キートセロスに対する DWAF 影響濃度（油分表示、mg/L）

	72時間EC値	95%信頼限界
EC10	0.031	0.017 ~ 0.053
EC50	0.345	0.293 ~ 0.416
EC90	3.85	3.31 ~ 5.17

3.2.2.2 スケルトネマ暴露試験

スケルトネマについても、キートセロスと同様に WAF 及び DWAF の 72 時間暴露試験を実施した。処理剤単独の暴露試験（設定濃度 30 ~ 880mg/L）については、いずれも影響が認められなかった。よって、結果の詳細については省略する。

(1) 油分

油分はキートセロス暴露実験の試験水と混合して測定したため、結果は表-3.1 及び表-3.2 と同じであった。

(2) WAF 暴露

72 時間 WAF に暴露したスケルトネマの生長を図-3.16 に示す。また、この結果から求めた EC10、EC50 及び EC90 を表-3.5 に示す。

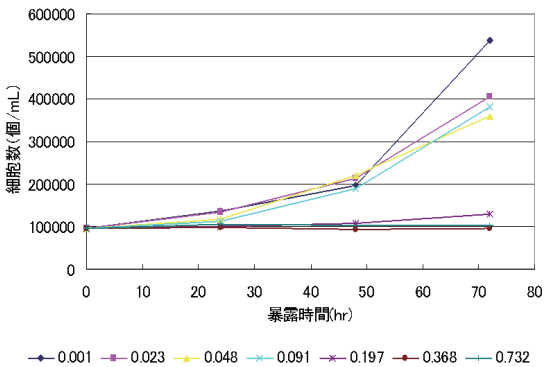


図-3.16 WAF 暴露スケルトネマ増殖曲線

表-3.5 スケルトネマに対する WAF 影響濃度
(油分表示、mg/L)

	72時間EC値	95%信頼限界
EC10	0.026	0.022 ~ 0.029
EC50	0.097	0.089 ~ 0.107
EC90	0.368	0.357 ~ 0.387

キートセロスに対する EC50 と比較すると低い値を示した。

(3) DWAF 暴露

72 時間 DWAF に暴露したスケルトネマの生長を図-3.17 に示す。また、この結果から求めた EC10, EC50 及び EC90 を表-3.6 に示す。

キートセロスに対する EC50 と近似した EC50 が DWAF に暴露したスケルトネマで得られており、WAF 暴露で得られた EC50 値と比較すると高い値が得られた。

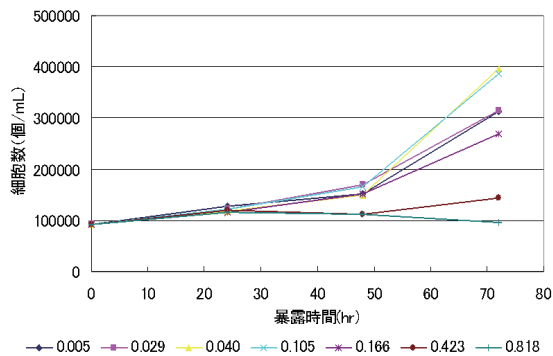


図-3.17 DWAF 暴露スケルトネマ増殖曲線

表-3.6 スケルトネマに対する DWAF 影響濃度
(油分表示、mg/L)

	72時間EC値	95%信頼限界
EC10	0.175	0.152 ~ 0.194
EC50	0.348	0.322 ~ 0.374
EC90	0.694	0.685 ~ 0.721

3.2.2.3 フサゲモクズ暴露試験

フサゲモクズに対する WAF 及び DWAF の 96 時間暴露試験を実施した。処理剤単独の暴露試験（設定濃度 126 ~ 2,933mg/L）については、いずれも影響が認められなかった。よって、結果の詳細については省略する。

(1) 油分

WAF 及び DWAF 暴露濃度区の油分を表 3-7 及び表-3.8 に示す。48 時間後の油分は開始当初に比べて WAF では 0.4 区で 31 %と低いものの、その他の濃

度区では 60 %以上維持され、DWAF では 50 %以上維持されていた。いずれの濃度区とも時間加重平均を求め、この値によって EC50 などを算出した。

表-3.7 WAF 試験水油分（フサゲモクズ）

	0h	48h	平均
Cont	0.001	0.002	0.001
0.40%	0.012	0.004	0.006
1%	0.026	0.016	0.020
2.5%	0.046	0.034	0.040
6%	0.106	0.086	0.095
15%	0.160	0.212	0.181

表-3.8 DWAF 試験水油分（フサゲモクズ）

	0h	48h	平均
Cont	0.011	0.018	0.015
0.025%	0.019	0.022	0.020
0.05%	0.031	0.028	0.029
0.10%	0.061	0.052	0.057
0.20%	0.129	0.095	0.111
0.40%	0.315	0.158	0.227

(2) WAF 暴露

96 時間 WAF に暴露したフサゲモクズの遊泳阻害率を図-3.18 に示す。最高濃度の 0.181mg/L 区の阻害率は、48 時間以降 100 %となった。次に、フサゲモクズの生残率を図-3.19 に示す。最高濃度の 0.181mg/L 区では、72 時間以降すべての個体が死亡した。また、この結果から求めた EC (LC) 10 及び EC (LC) 50 を表-3.9 に示す。

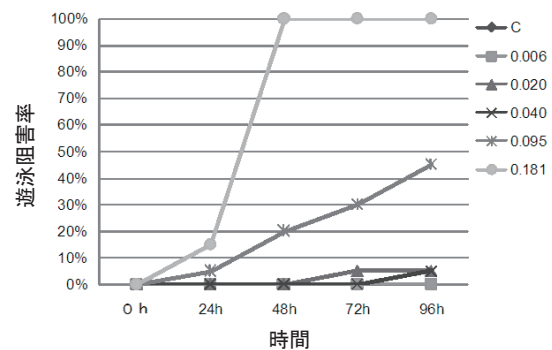


図-3.18 WAF 暴露フサゲモクズ遊泳阻害率の経時変化（各試験区は実測油分で表示）

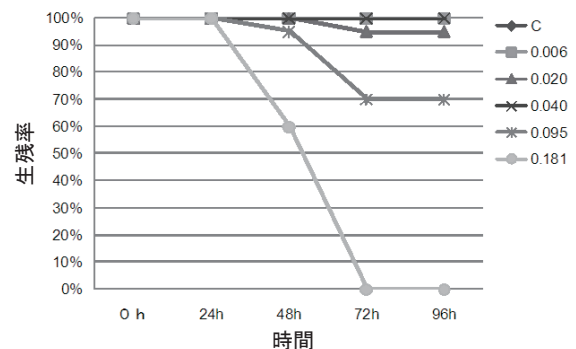


図-3.19 WAF 暴露フサゲモクズ生残率の経時変化（各試験区は実測油分で表示）

表-3.9 フサゲモクズに対する WAF 影響濃度
(油分表示、mg/L)

	96時間EC値	95%信頼限界	96時間EC値	95%信頼限界
EC(LC)10	0.05	0.03 ~ 0.07	0.06	0.02 ~ 0.09
EC(LC)50	0.09	0.07 ~ 0.11	0.10	0.08 ~ 0.12

(3) DWAF 暴露

96 時間 DWAF に暴露したフサゲモクズの遊泳阻害率を図-3.20 に示す。最高濃度の 0.227mg/L 区の阻害率は、24 時間以降 100 %となった。次に、フサゲモクズの生残率を図-3.21 に示す。最高濃度の 0.227mg/L 区では、48 時間以降すべての個体が死亡した。また、この結果から求めた EC (LC) 10 及び EC (LC) 50 を表-3.10 に示す。

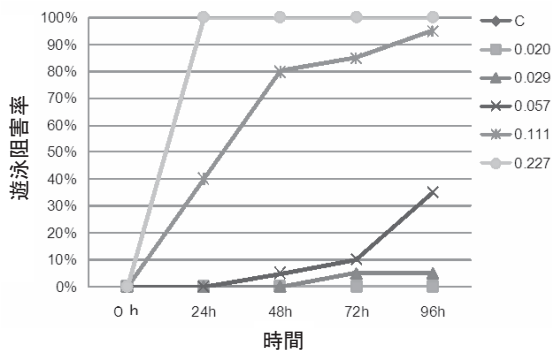


図-3.20 DWAF 暴露フサゲモクズ遊泳阻害率の経時変化 (各試験区は実測油分で表示)

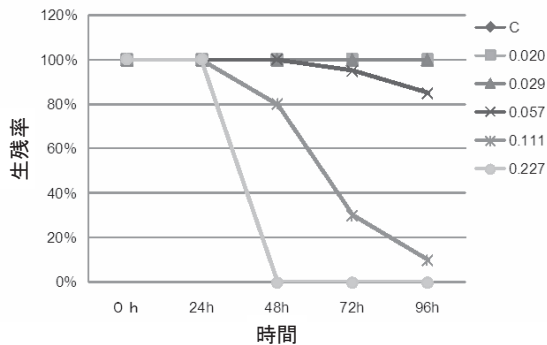


図-3.21 DWAF 暴露フサゲモクズ生残率の経時変化 (各試験区は実測油分で表示)

表-3.10 フサゲモクズに対する DWAF 影響濃度
(油分表示、mg/L)

	96時間EC値	95%信頼限界	96時間EC値	95%信頼限界
EC(LC)10	0.04	0.02 ~ 0.05	0.05	0.04 ~ 0.07
EC(LC)50	0.06	0.05 ~ 0.07	0.08	0.07 ~ 0.09

WAF 暴露と DWAF 暴露では、EC (LC) 10 及び EC (LC) 50 の値が近似していた。

(4) 油処理剤単独暴露

油処理剤試験水に 96 時間暴露したフサゲモクズの遊泳阻害率を図-3.22 に、生残率を図-3.23 にそれぞれ示す。累積死亡率は最高濃度である 2,933mg/L (処理剤濃度) において 50 %未満であり、同様に遊泳阻害率も 50 %未満であった。従って、油処理剤の EC (LC) 50 は 2,933mg/L 以上であることになり、毒性が非常に低いことが分かった。

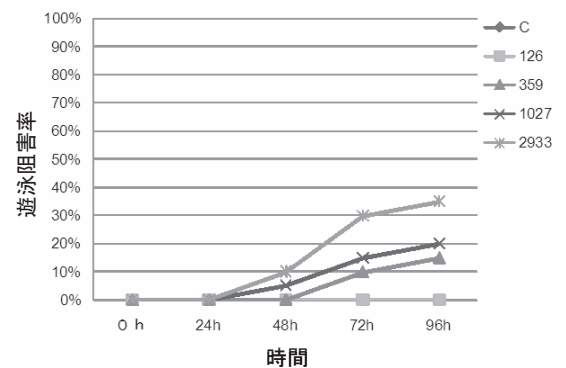


図-3.22 油処理剤暴露フサゲモクズ遊泳阻害率の経時変化 (各試験区は実測油分で表示)

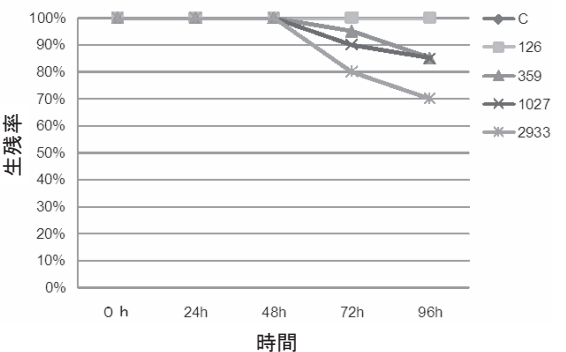


図-3.23 油処理剤暴露フサゲモクズ生残率の経時変化 (各試験区は実測油分で表示)

3.2.2.4 ジャワメダカ暴露試験

ジャワメダカ稚魚に対する WAF 及び DWAF 暴露試験を実施した。処理剤単独の暴露試験 (設定濃度 195 ~ 586mg/L) については、生残・成長のいずれも影響が認められなかった。よって、結果の詳細については省略する。

(1) WAF 暴露

試験海水中の油分実測結果を表-3.11 に示す。DWAF の試験水油分は WAF 試験水の約 2 倍であった。なお、調製直後の未希釈試験水の濃度は WAF で 1.30mg/L、DWAF で 8.80mg/L であり、DWAF 試験水の油分が WAF に比較して著しく高かった。

WAF 暴露による試験魚の累積死亡率を図-3.24 に示す。5 日目から清浄海水に移行した後も死亡する

個体があったが、清浄海水移行後7日目以降に死亡する個体は認められなかった。

表-3.11 ジャワメダカ稚魚暴露試験における
実測油分 (mg/L)

濃度区	control	LL	L	M	H
WAF暴露試験	ND (<0.0005)	0.031	0.060	0.128	0.466
DWAF暴露試験 (処理剤濃度 mg/L)	ND (ND)	0.051 (24)	0.109 (22)	0.314 (32)	0.914 (59)

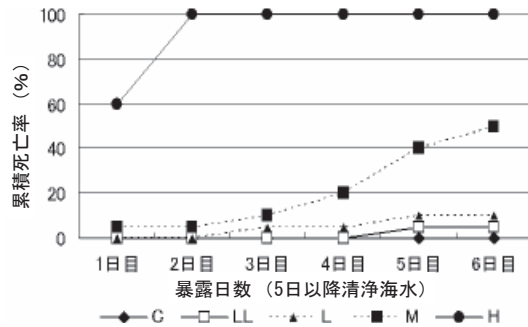


図-3.24 WAF暴露ジャワメダカの
累積死亡率の経日変化

次に、96時間後の累積死亡率と油分の結果をプロビット解析し（図-3.25）、LC50などを算出した。その結果を表-3.12に示す。

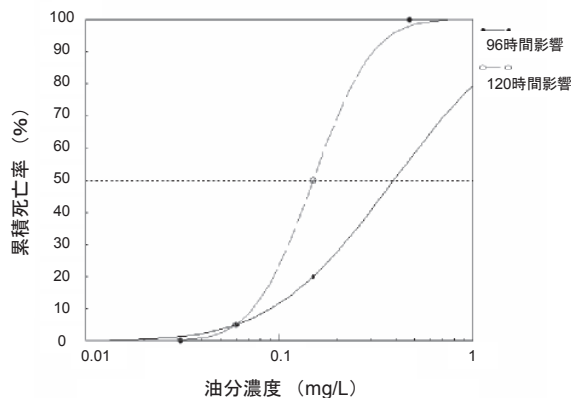


図-3.25 ジャワメダカ稚魚死亡率と
WAF（油分）の関係

表-3.12 ジャワメダカ稚魚に対する
WAFのLC50（油分表示、mg/L）

	24時間	48時間	96時間
LC10 (95%信頼限界)	0.155 (0.088 ~ 0.179)	—*	0.085 (0.037 ~ 0.402)
LC50 (95%信頼限界)	0.391 (0.281 ~ 0.654)	0.095**	0.283 (0.062 ~ 1.29)
LC90 (95%信頼限界)	0.992 (0.901 ~ 2.39)	—*	0.948 (0.150 ~ 5.98)

*：LC10、LC90については決定できず

**：グラフ法で決定

清浄海水移行後10日目に全試験魚を採取し、その体重及び全長を測定した結果を図-3.26に示す。図から分かるように、いずれの暴露区ともcontrolと比較して有意な差を示さなかった。

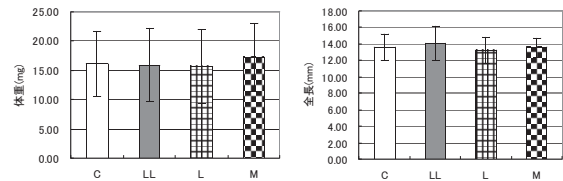


図-3.26 清浄海水移行10日目のジャワメダカの
体重及び全長（共にWAF96時間暴露後に移行）

(2) DWAF 暴露

DWAF暴露による試験魚の累積死亡率を図-3.27に示す。WAF暴露試験と同様に、5日目から清浄海水に移行した後も死亡する個体があった。清浄海水移行7日目以降に死亡する個体は認められなかった。

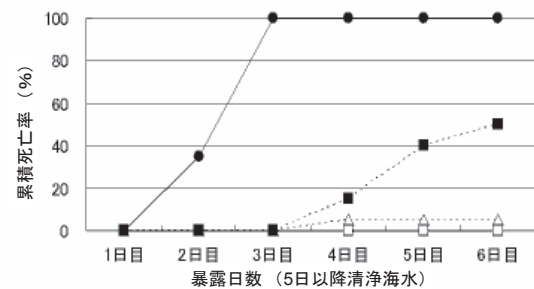


図-3.27 DWAF暴露ジャワメダカの
累積死亡率の経日変化

WAF及びDWAF暴露試験において、清浄海水移行後数日の間に死亡する個体が出現したのは、魚体内に蓄積した多環芳香族炭化水素化合物（PAHs）などの残留による毒性が原因と考えられる。

次に、96時間後の累積死亡率と油分の結果を図-3.28に示すようにプロビット解析し、LC50などを算出した。その結果を表-3.13に示す。

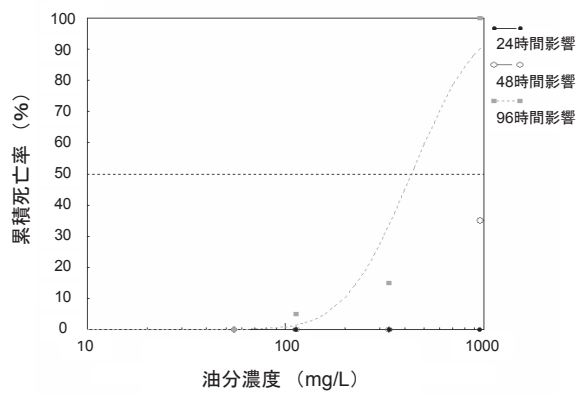


図-3.28 ジャワメダカ稚魚死亡率とDWAF（油分）の関係

表-3.13 ジャワメダカ稚魚に対するDWAFのLC50（油分表示、mg/L）

	24時間	48時間	96時間
LC10 (95%信頼限界)	—*	—*	0.197 (0.144 ~ 0.229)
LC50 (95%信頼限界)	—*	—*	0.433 (0.337 ~ 0.572)
LC90 (95%信頼限界)	—*	—*	0.950 (0.786 ~ 1.43)

*：最高濃度の死亡率が50%未満であったため、LC50などは決定できず

清浄海水移行後10日目に全試験魚を採取し、その体重及び全長を測定した結果を図-3.29に示す。図から分かるように、WAFの場合と同様、いずれの暴露区ともcontrolと比較して有意な差を示さなかった。

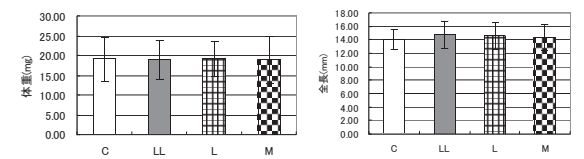


図-3.29 清浄海水移行10日目のジャワメダカの体重及び全長（共にDWAF96時間暴露後に移行）

3.2.2.5 マダイ暴露試験

マダイの卵に対するWAF及びDWAF暴露試験を実施した。処理剤単独の暴露試験（設定濃度333～3,000mg/L）については、いずれも影響が認められなかった。よって、結果の詳細については省略する。

（1）油分

WAF及びDWAF暴露濃度区の実測油分を表-3.14及び表-3.15に示す。WAF試験水では96時間後の油分が大きく低下することはなかったが、DWAF

試験水では設定濃度2.5%区以上の濃度区で、96時間後の油分が当初の22～34%まで低下した。いずれの濃度区とも時間加重平均を求め、この値によってEC50などを算出した。なお、処理剤単独の試験区の油分を測定した結果は0.025mg/Lであった。

表-3.14 WAF試験水油分（マダイ卵）

WAF	0hr	96h	平均
C	0.015	0.008	0.011
1.25%	0.018	0.014	0.016
2.50%	0.023	0.031	0.027
5.00%	0.042	0.036	0.039
10%	0.072	0.051	0.061
20%	0.094	0.087	0.090
40%	0.383	0.370	0.377

表-3.15 DWAF試験水油分（マダイ卵）

DWAF	0hr	96h	平均
C	0.008	0.010	0.009
0.63%	0.020	0.022	0.021
1.25%	0.072	0.033	0.050
2.50%	0.182	0.055	0.106
5%	0.367	0.081	0.190
10%	0.570	0.195	0.350
20%	1.246	0.436	0.771
40%	2.627	0.847	1.573

（2）WAF及びDWAF暴露

WAFあるいはDWAFに暴露したマダイ卵はすべて孵化した。しかし、孵化後24時間からControlも含めて多くの個体が死亡し始めた。このため、図-3.30及び図-3.31に示すように、孵化後24時間（実験開始後72時間）における孵化仔魚奇形率を求め、この値から油分のEC50及びEC10を算出した。その結果を表-3.16に示す。

なお、処理剤単独暴露区では、他と同様にすべての卵が孵化しており、仔魚の奇形は観察されなかった。対照区における正常なマダイ孵化仔魚及び高濃度暴露区において奇形を生じたマダイ孵化仔魚の写真を図-3.32に示す。

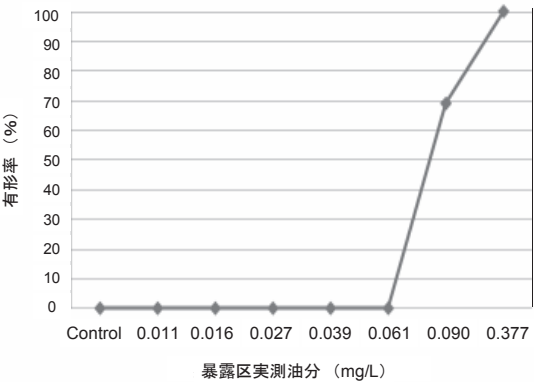


図-3.30 WAF暴露マダイ仔魚の奇形率

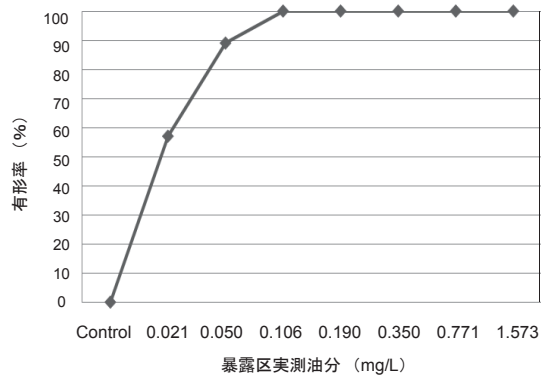


図-3.31 DWAF 暴露マダイ仔魚の奇形率

表-3.16 マダイ孵化仔魚奇形率に対する WAF 及び DWAF 影響濃度

	WAF		DWAF	
	72時間EC値	95%信頼限界	72時間EC値	95%信頼限界
EC10	0.08		0.004	
EC50	0.11	0.09 ~ 0.12	0.018	0.006 ~ 0.025

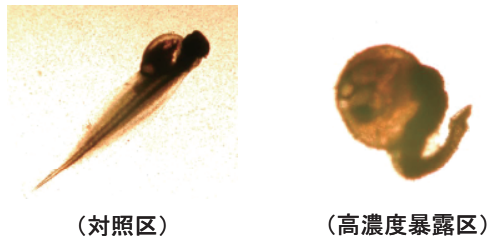


図-3.32 正常なマダイ孵化仔魚 (左) と奇形を生じたマダイ孵化仔魚 (右)

3.2.2.6 試験結果に関する考察

本研究において実施した WAF 及び DWAF 暴露実験から算出した各試験生物に対する EC50, LC50 及び EC10, LC10 を整理して、表-3.17、表-3.18 及び図-3.33、図-3.34 にそれぞれ示す。

EC (LC) 50 の値で WAF 及び DWAF の影響濃度を比較した場合、各生物ではマダイ孵化仔魚で約 10 倍の差があることを除けば、両者間に大きな差は見られなかった。さらに、いずれの生物でも油処理剤単独試験において大きな影響が観察されなかったことは、油処理剤の毒性がほとんどないことを示すものと考えられる。すなわち、Koyama ら³⁻²⁴⁾ が指摘したように、WAF 及び DWAF の毒性は、その油分によって決まることが分かる。石油類と油処理剤を混合・調製した DWAF の見た目の毒性が増大するのは、油処理剤による油分濃度の上昇が起こっているためであり、油処理剤と石油類の水溶性画分の毒性が相加的あるいは相乗的に影響しているわけではないと考えられる。しかしながら、同一量の A

重油と海水を混合して調製した水溶性画分 (いわゆる WAF) とさらに処理剤を添加して調製した水溶性画分 (いわゆる DWAF) の油分を比較すると、DWAF の油分が WAF に比較して約 10 倍高いことから、油処理剤を流出油に散布すると海水中の油分が一時的に上昇し、海洋生物に何らかの影響を及ぼす可能性が増大するものと考えられる。

表-3.17 各試験生物に対する WAF 及び DWAF の EC (LC) 10 値 (油分表示、mg/L)

生物名	WAF			DWAF		
	EC10	95%信頼限界		EC10	95%信頼限界	
植物プランクトン		上限	下限		上限	下限
キートセロス	0.1	0.13	0.08	0.03	0.05	0.02
スケルトネマ	0.03	0.03	0.02	0.17	0.19	0.15
ヨコエビ						
フサゲモクス	0.05	0.07	0.03	0.04	0.05	0.02
魚類						
ジャワメダカ	-	-	-	-	-	-
マダイ	0.08	-	-	0.004	-	-
	LC10	上限	下限	LC10	上限	下限
植物プランクトン						
キートセロス	-	-	-	-	-	-
スケルトネマ	-	-	-	-	-	-
ヨコエビ						
フサゲモクス	0.06	0.09	0.02	0.08	0.09	0.07
魚類						
ジャワメダカ	0.1	0.15	0.04	0.25	0.34	0.14
マダイ	-	-	-	-	-	-

表-3.18 各試験生物に対する WAF 及び DWAF の EC (LC) 50 値 (油分表示、mg/L)

生物名	WAF			DWAF		
	EC50	95%信頼限界		EC50	95%信頼限界	
植物プランクトン		上限	下限		上限	下限
キートセロス	0.39	0.44	0.36	0.35	0.37	0.32
スケルトネマ	0.1	0.11	0.09	0.34	0.37	0.32
ヨコエビ						
フサゲモクス	0.09	0.11	0.07	0.06	0.07	0.05
魚類						
ジャワメダカ	-	-	-	-	-	-
マダイ	0.11	0.12	0.09	0.018	0.03	0.01
	LC50	上限	下限	LC50	上限	下限
植物プランクトン						
キートセロス	-	-	-	-	-	-
スケルトネマ	-	-	-	-	-	-
ヨコエビ						
フサゲモクス	0.1	0.12	0.08	0.08	0.09	0.07
魚類						
ジャワメダカ	0.22	0.27	0.18	0.46	0.56	0.38
マダイ	-	-	-	-	-	-

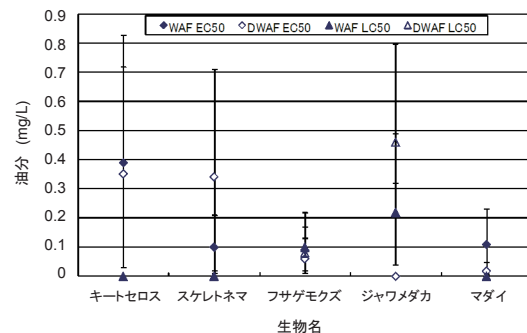


図-3.33 各試験生物に対する油分 LC (EC) 50 (図中のバーは 95%信頼限界)

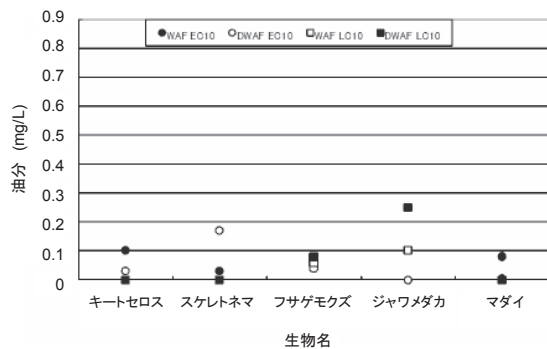


図-3.34 各試験生物に対する油分 LC (EC) 10

3.2.3 生物毒性試験に関するまとめ

本研究の結果より、油処理剤自体の毒性はほとんどないことが分かった。石油類が流出した場合には、一時的な油分上昇がどの程度まで達するという点が大きな問題となるが、これは油処理剤の有無や流出油の量（油膜厚）によって変化するものと考えられるため、今後、油膜厚を変化させて調製した WAF、さらにこれに処理剤を添加して調製した DWAF の油分がどのように変化するのかという点について検討する予定である。また、これらの結果を第 3.1 節で述べた 3 次元油流出拡散漂流シミュレーションに組み込むことにより、処理剤の有無、流出油の量（油膜厚）に応じた油分予測が可能となる。油分予測が可能となれば、海洋生物に対する影響範囲をおおよそ予測することが可能となり、さらに、処理剤散布の有無による油分分布の相異から、生物影響範囲の相異を明らかにすることも可能となる。

3.3 低次生態系油影響モデル

本節では、油の流出及び油処理剤の使用による環境への影響を事前に予測・評価し、リスクを算定するための環境影響シミュレーションモデルの構築について述べる。

これまでの沿岸海域を対象とした環境シミュレーションでは、生態系モデルと呼ばれる生物間の物質の移動を表した物質循環モデルが広く用いられている³⁻²⁵⁾が、これを用いた油に対する影響予測はこれまで残念ながら行われていない。本研究では、この生態系モデルを基礎とし、油流出時に直接的に影響を受ける低次生態系に対する影響を算出するモデルを構築することで、油流出及び油処理剤の使用による生物量の減少や対象海域の物質循環への影響を定量的に示す。

3.3.1 シミュレーションモデル全体の構成

構築するシミュレーションモデルは、沿岸域における生態系による物質循環過程を表現し、各種の環

境アセスメントを行う際に用いられている流動・低次生態系シミュレーションを中心に開発を行った。このモデルを用いて油流出の影響を表現するためには、生態系モデルに含まれる、植物プランクトンや動物プランクトンの生物機能群に対する油の直接的な影響を算出することと、その影響を見積もるために油の濃度分布の変化を予測することの 2 点が必要となる。

本研究では、第 3.2 節で述べた生物毒性試験の結果に基づき、生物機能群に対する直接的な影響を表現する油影響モデルを構築する。また、本節で述べる流動・低次生態系モデルを、第 3.1 節で述べた 3 次元油拡散漂流シミュレーションモデルと結合させ、任意の時間・場所における油分濃度に対する植物プランクトン及び動物プランクトンの生態系影響を計算できるようにする。

3.3.2 生物毒性実験結果を用いた油影響モデルの構築

3.3.2.1 植物プランクトンに対する油影響モデル

第 3.2 節の図-3.14 及び図-3.16 より明らかなように、キートセロス及びスケルトネマはいずれも油分濃度の増加により細胞増殖速度が妨げられている。ここで、これらの実験結果が一般的な一定環境下における生物増殖を示す式(3.35)の Logistic 方程式で表現することができるものと仮定する。

$$\frac{dC}{dt} = v(x) \cdot \left(1 - \frac{C}{K}\right) \cdot C = r(x) \cdot v \cdot \left(1 - \frac{C}{K}\right) \cdot C \quad \dots (3.35)$$

ここに、 x は油分濃度を示し、 v は内的増加速度を示す。光合成速度や呼吸速度、枯死速度を含めた内的増加速度は油分濃度に影響することが考えられることから、内的増加速度は内的増加速度に対する油影響関数 $r(x)$ と、もともとの内的増加速度 v の積として表すことができる。よって、最終的には内的増加速度への制限を油濃度の関数として整理すればよいことになる。

実験データより、油分濃度がゼロの時に影響関数の値が 1.0 となるように油影響関数 $r(x)$ を算出すると、図-3.35 及び図-3.36 に示すように、キートセロス及びスケルトネマの双方に対して、 $r(x)$ がほぼ指数関数によって近似できることが明らかになった。従って、植物プランクトンへの油影響関数を次式で表現し、影響を考慮することとした。

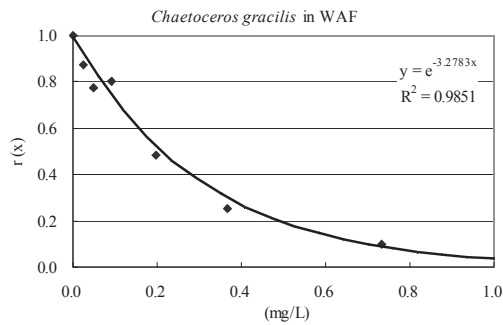


図-3.35 キートセロスの WAF 影響下における油影響関数

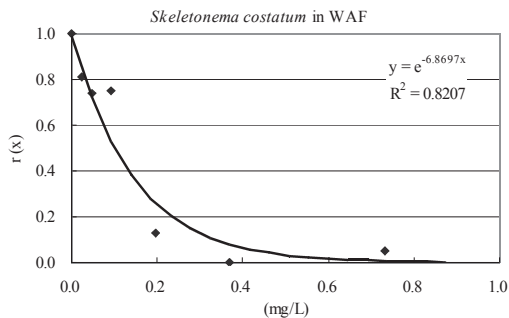


図-3.36 スケルトネマの WAF 影響下における油影響関数

3.3.2.2 動物プランクトンに対する油影響モデル

動物プランクトンに対する油分濃度の生物毒性実験では、環境一定条件下において段階的な油濃度に対して暴露させ、生存率の時間変化を計測している。

動物プランクトンであるフサゲモクズに対する生物毒性試験結果の一例を図-3.37 に示す。これによれば、高濃度における暴露でも、暴露初期段階ではあまり死亡せず、ある時間になって一気に死亡している。その他の油分濃度の計測でも同様の傾向が見られ、これは油分の生物への蓄積が進み、その油分量（もしくは重量あたりの残留油分濃度）により死亡率が変化することを意味している。

従って、本研究においては、動物プランクトンは暴露により蓄積される生体内残留濃度によって相対死亡率が変化するものとし、その関数は図-3.38 に示すように生体内残留濃度に対して指数関数で変化するものと仮定した。また、生体内残留油分濃度は暴露条件の油分濃度と時間に比例するものとした。

以上より、動物プランクトンに対する油影響モデルは式(3.36)で表される。

$$\begin{aligned} \frac{dC}{dt} &= -V(R(x)) \cdot C \\ V(R(x)) &= a_z \cdot \exp(b_z \cdot R(x)) \\ R(x) &= a_R \cdot x \cdot t \end{aligned} \quad \cdots(3.36)$$

ここに、 x は油分濃度、 V は死亡速度、 R は生体内残留油分濃度、 t は暴露時間を示す。また、係数 a_z 、 b_z 、 a_R については、実験データより最小二乗フィッティングさせて決定する。

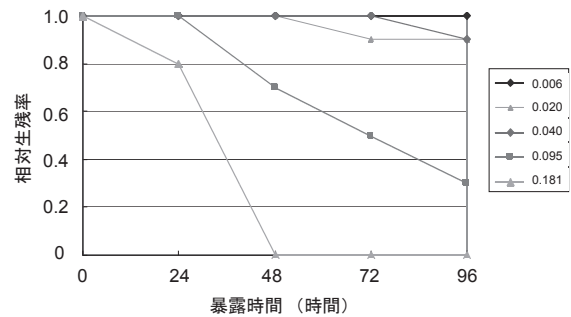


図-3.37 フサゲモクズに対する毒性試験結果

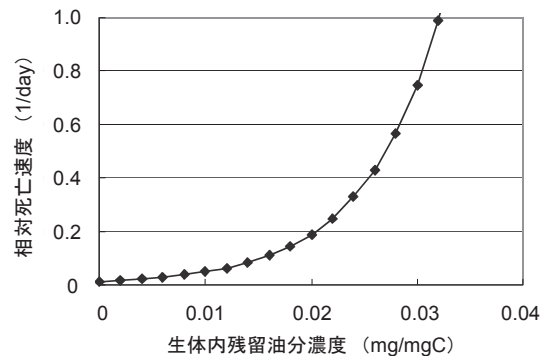


図-3.38 生体内残留油分濃度と相対死亡速度の関係

構築した動物プランクトン油影響モデルによる実験条件下のシミュレーション結果と実験データの比較を図-3.39 に示す。シミュレーション結果は計測データの相対生存率変化をおおむね表現できており、構築したモデルにより油の影響を表現することが可能なことを確認した。

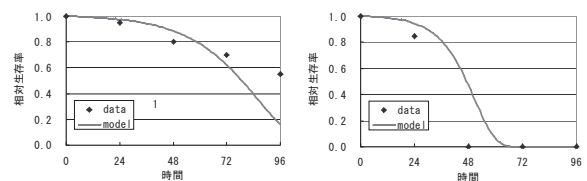


図-3.39 動物プランクトン油影響モデルによるシミュレーション結果と実験データの比較

3.3.2.3 生態系モデルへの組み込み

次に、植物プランクトン及び動物プランクトンに対して構築した油影響モデルを低次生態系モデルに導入する。生態系モデルでは、植物プランクトン (P) の増減は、捕食者による摂餌を除くと以下の式によって表される。すなわち、水温 T 、光強度 I 、及び栄養塩濃度 N に依存するそれ自体の光合成による増殖 v_1 と、呼吸 v_2 及び枯死 v_3 による減少フラックスによる差し引きによって、式(3.37)のように表現される。

$$\frac{dP}{dt} = v_1(T, I, N) \cdot P - v_2(T) \cdot P - v_3(T) \cdot P^2 \quad \cdots (3.37)$$

式(3.37)を整理すると、式(3.38)に示すような Logistic 方程式に書き直すことができる。

$$\frac{dP}{dt} = (v_1 - v_2) \left(1 - \frac{v_3}{(v_1 - v_2)} \cdot P \right) \cdot P \quad \cdots (3.38)$$

油の影響があった場合の内的増加速度は、もともとの内的増加速度 ($v_1 - v_2$) と油影響関数 $r(x)$ (x は油分濃度) の積で表される。すなわち、油影響を考慮した生態系モデルは、最終的に式(3.39)のように表すことができる。

$$\begin{aligned} \frac{dP}{dt} &= r(x) \cdot v_1(T, I, N) \cdot P - r(x) \cdot v_2(T) \cdot P - r(x) \cdot v_3(T) \cdot P^2 \\ r(x) &= \exp(-a \cdot x) \end{aligned} \quad \cdots (3.39)$$

一方、動物プランクトン (Z) の生態系モデルは摂餌 v_1 、呼吸 v_2 、及び自然死 v_3 の差し引きとして、式(3.40)のように表される。

$$\frac{dZ}{dt} = v_1 \cdot Z - v_2 \cdot Z - v_3 \cdot Z^2 - V(R(x)) \cdot Z \quad \cdots (3.40)$$

動物プランクトンに対する油分影響は、活動に対する制限ではなく、生体内で蓄積された油分濃度により死亡速度が増加すると考える。これを式(3.40)の生態系モデルに組み込むと、式(3.41)のように表される。

$$\frac{dZ}{dt} = v_1 \cdot Z - v_2 \cdot Z - v_3 \cdot Z^2 - V(R(x)) \cdot Z \quad \cdots (3.41)$$

3.3.3 簡易生態系モデルによる油影響モデルの検証

構築した油影響モデルを組み込んだ生態系モデルの基礎的性質を調べるため、簡易生態系モデルを構築し、いくつかの計算条件に対する結果に基づき、モデルの検証を行った。

検証に用いた簡易生態系モデルは、図-3.40 に示すように、栄養塩・植物プランクトン・動物プランクトン・デトリタス（有機物）の4つのコンパートメント間の物質循環を表現したものであり、海洋低次生態系の基礎となる循環過程を表す。計算については、図-3.41 に示すような矩形湾を想定し、この領域内の各コンパートメント濃度が均一であると仮定して、1BOX モデルを構築した。与える環境の境界条件及び初期条件については、大阪湾で用いられる値や変化を使用し、生態系モデルの生物パラメータも大阪湾のモデルを用いた。

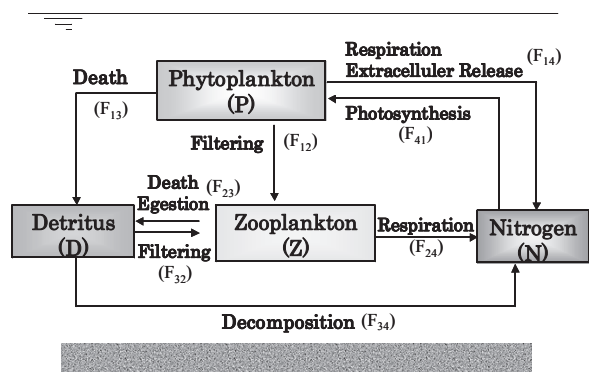


図-3.40 簡易生態系モデル

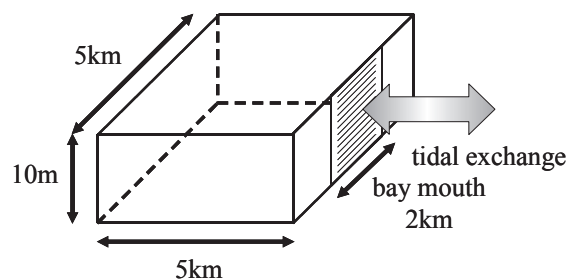


図-3.41 簡易計算モデルにおける計算領域

このモデルの植物プランクトン及び動物プランクトンに対して、上述した油影響モデルを組み込み、図-3.42 に示すように、海域における3種類の異なる油分濃度変化を、生物の活動が活性化する5月初旬から与え、油流出時の生態系への影響を考察する。ここで想定した油分濃度変化は、初期の油分濃度は非常に高いが濃度の減少速度が大きいケース A、初期の油分濃度は低い油分濃度が長期間にわたって残るケース C、及びケース A とケース C の中間の油分濃度変動を想定したケース B の3種類である。

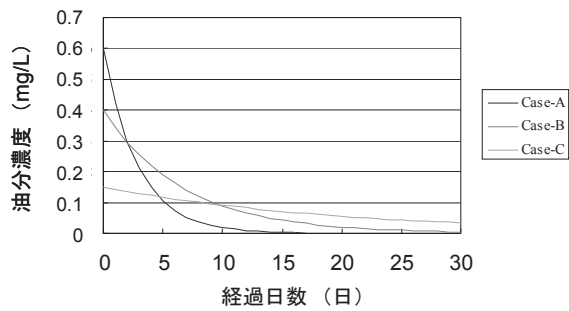


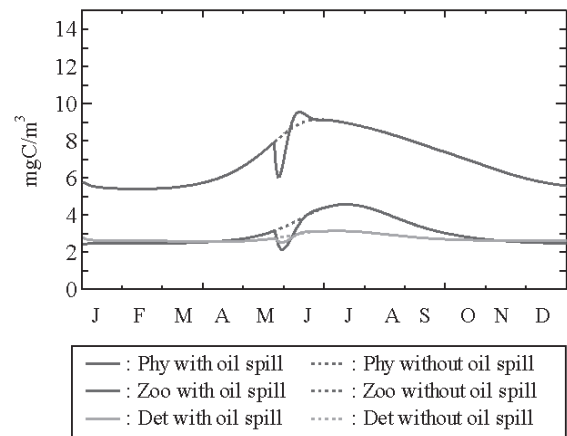
図-3.42 簡易生態系モデルに与えた
油流出時の油分濃度変化

計算結果を図-3.43 に示す。ケース A は初期の油分濃度が非常に高いため、植物プランクトンの初期減少量が著しく、餌量の低下及び生体内残留濃度の急激な上昇によって、動物プランクトンもほぼ同様に減少している。その後は油分濃度が急激に低下するため、植物プランクトンの光合成生長が油分影響を受けなくなり、動物プランクトンの減少に伴う摂餌圧の低下と相まって、植物プランクトンは油流出がない場合よりも一時的に増加した。油影響がない場合の状態まで回復するのは、約1カ月後であった。

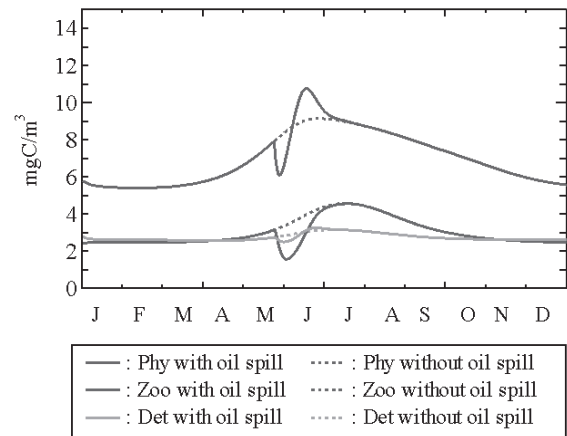
ケース B では、変化の動態はケース A と同様であるが、植物プランクトン及び動物プランクトンのいずれの変動幅も大きく、また影響期間が1カ月半と長くなっている。

初期油分濃度は低い油分濃度が残留し続けるケース C では、動物プランクトンの減少が著しく、これによって植物プランクトンが夏季に大幅に増加し、有機物の増加をも招いている。これは有機汚染が引き起こされている状態と見なすことができる。影響期間についても5カ月と非常に長くなった。

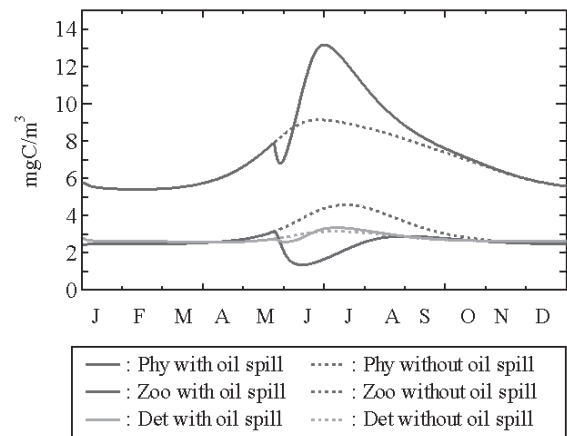
以上の結果は、油処理剤を散布することによって油分濃度が一時的に高濃度になったとしても、その後の油分濃度を早く減少させる方が、処理剤を散布しない場合よりも生態系への影響が少ないことを示唆している。



(a) ケース A



(b) ケース B



(c) ケース C

図-3.43 各油分濃度変化に対する生態系の変化
(Phy: 植物プランクトン、
Zoo: 動物プランクトン、Det: 有機物)

3.3.4 油影響モデルを組み入れた流動・低次生態系シミュレーション

実際の油流出時の、油処理剤の使用の有無による生態系への影響を詳細に予測・評価してリスク分析を行うためには、油流出とそれに伴う油分濃度分布の変動により、生態系がどのような影響を受けるかを計算するためのシミュレーションモデルが必要である。本研究では、植物プランクトン及び動物プランクトンに対して構築した上述の油影響モデルを、海洋の流動・低次生態系のシミュレーションモデルの一つである MEC モデルに組み込むことで、油流出時の生態系へのリスクを算出するシミュレーションモデルを構築した。

3.3.4.1 シミュレーションモデルの構築

MEC モデルは、対象場を格子状に区切った領域において、流動場・水質（リンや窒素）・浮遊低次生態系の物質（プランクトン量）の分布の変動をシミュレーションするモデルである³⁻²⁶⁾。MEC モデル内組み込まれている生態系モデルの状態変数（コンパートメント）の相関図を、図-3.44 に示す。このモデルの植物プランクトン・動物プランクトンのそれぞれに対して、構築した油影響モデルを組み込んだ。本シミュレーションの目的は油流出時のリスク算定にあることから、油影響モデル内の係数は、実験データよりも影響が大きい場合の値を採用した。

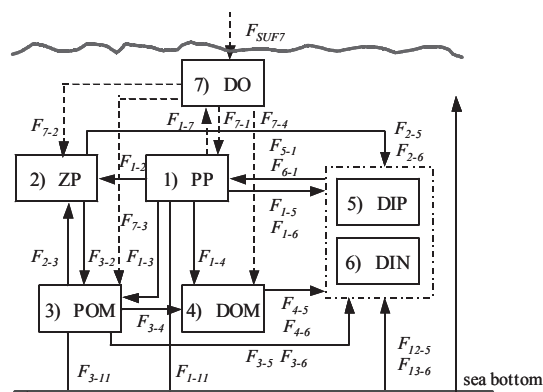


図-3.44 MECモデルの生態系コンパートメント

今回は、東京湾・大阪湾のシミュレーションを対象としているため、それぞれの海域に適した生物パラメータを設定する必要がある。東京湾に関しては、北澤らの東京湾を対象とした生態系モデル³⁻²⁷⁾のパラメータセットを採用した。また、大阪湾に関しては、基本的に小田らが構築した大阪湾の生態系モデル³⁻²⁸⁾のパラメータを採用し、プランクトン枯死速度などのパラメータについて一部チューニングを行ったものを用いている。

初期条件・境界条件については、東京湾のシミュレーションでは、東京湾環境情報センターのデータベース³⁻²⁹⁾及び千葉県水産総合研究センターの東京

湾海況情報のデータ³⁻³⁰⁾を解析したものを組み入れた。大阪湾に関しては大阪湾環境データベース³⁻³¹⁾のデータを解析したものを利用した。なお、本シミュレーションでは、油流出時における時々刻々の境界条件変化を与えることによって油の挙動及び生態系のリアルタイムシミュレーションを目指すのではなく、流出前に予めリスク算定をすることに主眼を置いているため、四季の季節ごとの平均的な初期・境界条件を設定し、これを用いた流況シミュレーションの一潮流分を流れ場のデータセットとし、これを繰り返し用いることで、油挙動シミュレーション及び低次生態系シミュレーションを駆動させる手法をとった。油挙動のシミュレーションは、第3.1節で述べたモデルによって計算され、それから算出される油分濃度の分布変動のデータベースがGISソフトを介して提供される。本低次生態系シミュレーションモデルでは、流況データベース及び油分濃度データベースを読み込み、油影響モデルを用いて油分濃度影響下の生態系の挙動を計算することになる。

計算メッシュに関しては、東京湾・大阪湾ともに水平方向は500m × 500mの正方メッシュとし、鉛直方向は表層10層までは2m、それ以深は最大10mまで段階的に増やす層厚を設定した。

3.3.4.2 東京湾における長期影響シミュレーション

油流出時における生態系への影響について、前述したシミュレーションモデルを東京湾に適用した結果に基づいて、長期及び短期に分けて議論する。

生態系への影響で懸念されるのは、油流出が生態系の物質循環バランスに大きな影響を与えてしまい、長期的に生態系への影響が出ることである。そこで、1997年に発生したダイヤモンドグレース号の油流出事故と同じポイントにおいて春季に500tonの油が流出した場合を想定し、その流出による生態系への長期影響を考察するために、ケース1：油流出がない場合、ケース2：油流出がある場合、ケース3：油流出があり、かつ油処理剤を散布して油流出1時間後に40%効率で処理効果があった場合、の3つのケースについて、流出から1ヶ月後までをシミュレーションし、その結果を比較した。

油流出15日後及び30日後の表層の植物プランクトン濃度の日平均値分布を図-3.45及び図-3.46にそれぞれ示す。いずれの結果においても、油流出がない場合（ケース1）と比較して、油流出がある場合（ケース2及びケース3）でも分布状況に大きな変化が見られないことが分かる。

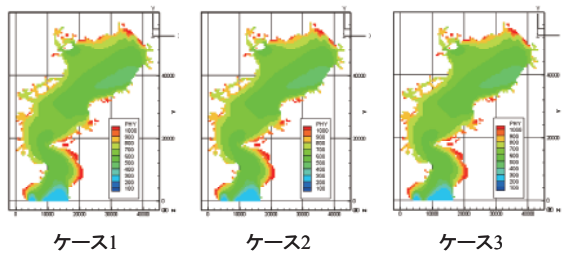


図-3.45 表層植物プランクトンの濃度分布
(単位：mgC/m³、油流出 15 日後)

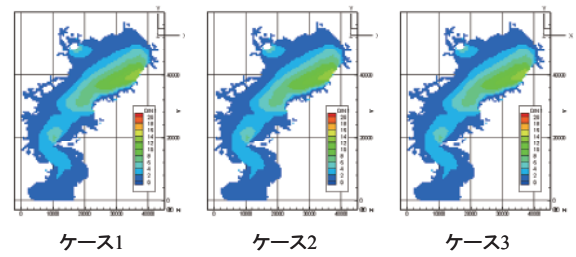


図-3.49 表層溶存無機態窒素の濃度分布
(単位：µg/l、油流出 30 日後)

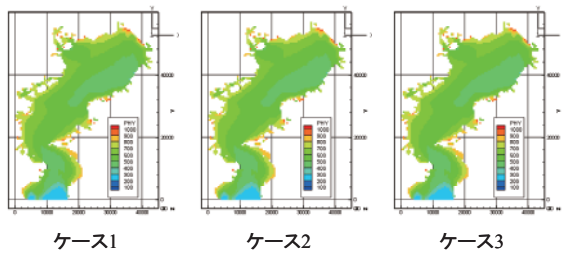


図-3.46 表層植物プランクトンの濃度分布
(単位：mgC/m³、油流出 30 日後)

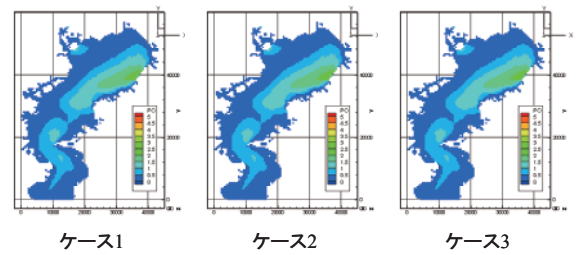


図-3.50 表層溶存無機態リンの濃度分布
(単位：µg/l、油流出 30 日後)

次に、動物プランクトン、懸濁態有機物、溶存無機態窒素、及び溶存無機態リンの 30 日後の計算結果を図-3.47 ～図-3.50 にそれぞれ示すが、いずれの計算結果においても油流出による影響は見られなかった。

以上の結果は、油流出による局所的な影響は考えられるものの、この程度の油流出では東京湾全体の生態系による物質循環構造に対して大きな影響を与えない可能性があることを示唆するものである。

3.3.4.3 東京湾における短期影響シミュレーション

前節では長期的な生態影響は見られなかったが、特定の領域や時間の生物量に対して短期的に影響を与えないわけではない。特に漁業被害や休漁日数などのリスクを算定するためには、魚や貝類の餌であるプランクトン類の減少率や影響範囲を短期的にでも算出しておくことが重要である。

そこで本節では、長期影響シミュレーションと同様の 3 つのケースにおいて、油流出発生から 12 時間後までの短期的な変動予測を行い、その結果を比較する。比較方法としては、油流出がない状態（ケース 1）を基準とし、油流出がない状態（ケース 2 及びケース 3）の計算結果を、そこからの生物量の減少率で示す。

計算に用いたケース 2 及びケース 3 における油流出時の表層油分濃度の 3 時間毎の変化を図-3.51 に示す。

図-3.51 より、油分濃度の分布は全体的にパッチ状になり、潮流に乗って移動しながら拡散していくことが分かる。ケース 2 とケース 3 を比較すると、油処理剤を散布したケース 3 の方が最初の数時間は油分濃度が高い状態になっている。また、十数時間

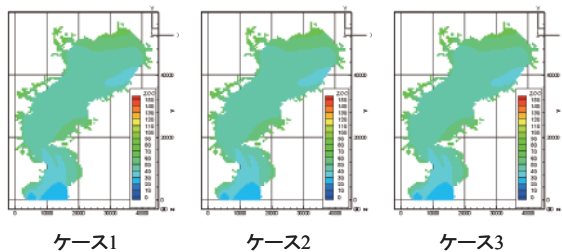


図-3.47 表層動物プランクトンの濃度分布
(単位：mgC/m³、油流出 30 日後)

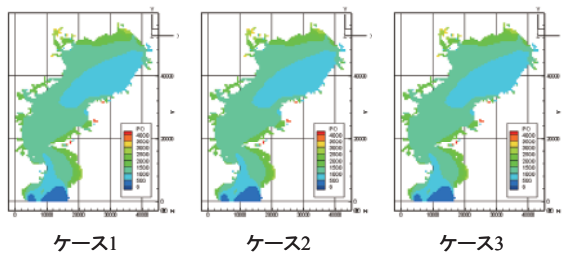


図-3.48 表層懸濁態有機物の濃度分布
(単位：mgC/m³、油流出 30 日後)

経過後の分布を詳細に比較すると、油分が存在する範囲はケース 3 の方が若干狭い傾向が見られる。以上のことより、油処理剤の散布は一時的に油分濃度を上昇させるものの、早期の拡散を促すために最終的な影響範囲を低減させる効果があることが分かる。

この油分濃度分布の変動が植物プランクトンに与える影響を図-3.52 に示す。こちらでも大まかな傾向としては処理剤の有無による違いは見られず、処理剤散布時の油分濃度の特徴に従い、流出後数時間はケース 3 の減少率の方が高くなるが、6 時間後には影響域のパッチにおける減少率はむしろケース 2 の方が大きくなっている。さらに 12 時間後の影響範囲についてもケース 2 の方が若干広がっている。

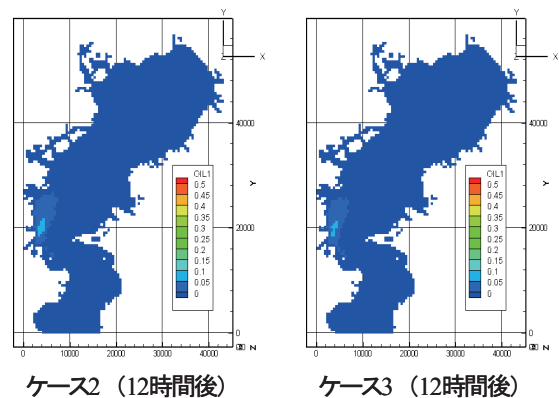
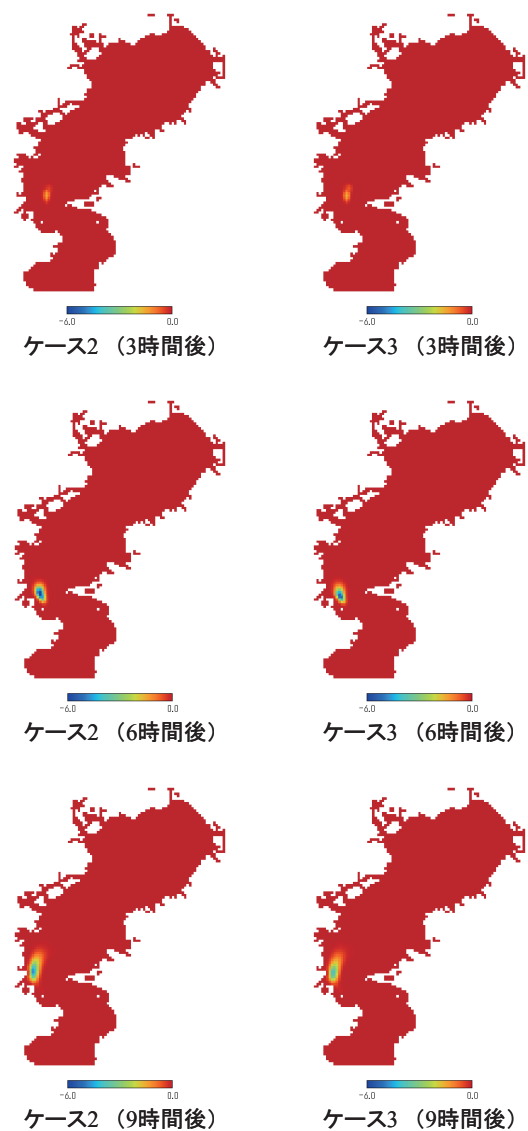
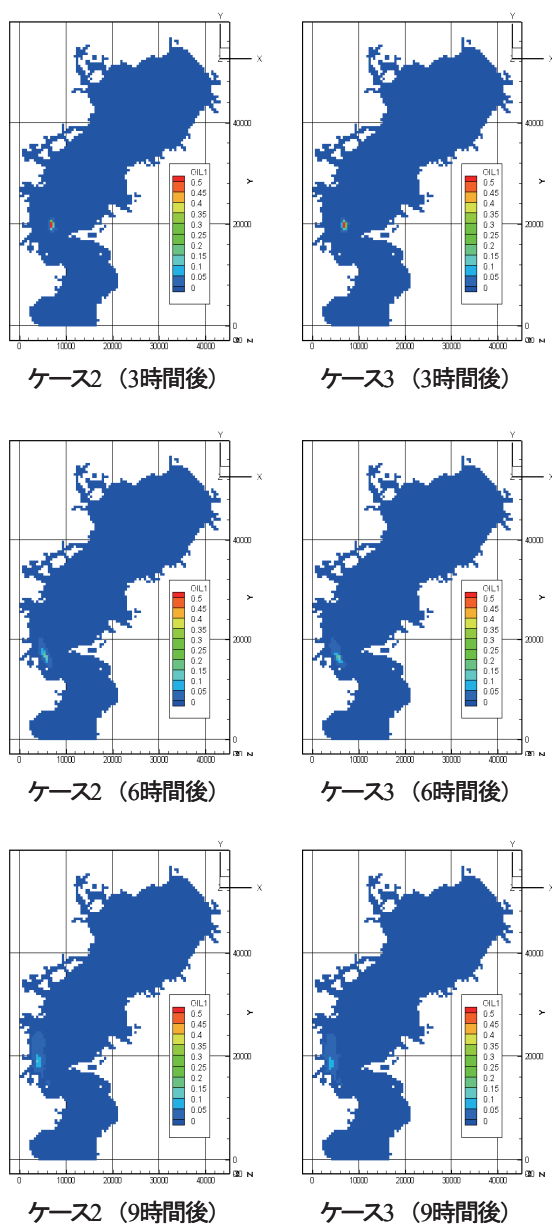


図-3.51 油分濃度の短期時間変化（単位：ppm）



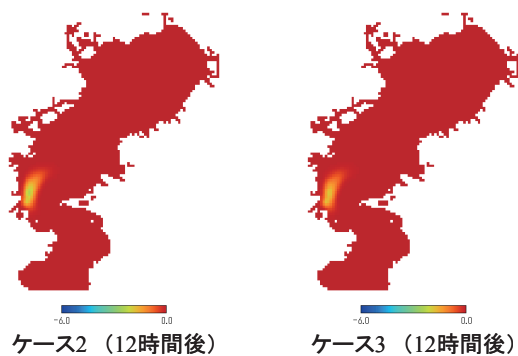


図-3.52 油流出時の植物プランクトンの減少率変化
(単位：%)

以上より、油流出時には短期的な生態系への影響が見られること、及びシミュレーションによってその影響度の動態や影響範囲を算出することが可能であることを示した。また、処理剤の効果に関しては、処理剤散布時の油分濃度変化の特徴に伴い、初期における生態系の減少率は大きいものの、生態系への影響範囲を狭くする効果が期待できることが分かった。

3.3.5 低次生態系油影響モデルに関するまとめ

本研究では、油の流出及び油処理剤の使用による環境への影響を事前に予測・評価し、リスクを算定するための環境影響シミュレーションモデルを構築することを目的として以下のことを行った。

- ・生物毒性試験の結果を用いた油影響モデルの構築
- ・油影響モデルと海洋生態系モデルの結合
- ・簡易生態系モデルによる、油影響モデルの検証
- ・MECモデルを土台として、油影響モデルを組み入れた流動・低次生態系シミュレーションモ

デルの構築

- ・東京湾を対象とした油流出時の短期・長期影響シミュレーション
- ・油処理剤散布による生態系への影響の軽減効果の算出

結果として、油流出時の環境への影響をある程度定量的に予測・評価することが可能となった。本モデルは第3.4節で述べる流出油防除支援ツール(DOG)に組み込まれ、油流出前に生態系への影響のリスク算定を行うことで、実際の油流出事故時にとるべき行動決定を支援するためのツールとして活用される。

3.4 流出油防除支援ツールDOG

前述の通り、本ツールは、①油と油処理剤混合物の3次元挙動予測モデル、②海洋生物毒性データベース、③漁業被害予測モデル、④油影響モデルを組み込んだ流動・低次生態系油影響モデルから構成されており、これらが地図情報システム(GIS)上で統合されたものである。これらのモデルのうち、①については第3.1節、②については第3.2節、④については第3.3節において、それぞれ詳細な内容をすでに述べた。本研究においては、東京湾、大阪湾、伊勢湾の3大港湾を対象としてツールを製作したが、本節では、主に東京湾を対象とした流出油防除支援ツール、及び③漁業被害予測モデルについて述べる。

3.4.1 流出油防除支援ツールDOGの構成

流出油防除支援ツールDOG^{3-32), 3-33)}は、流出油及び油処理剤散布による漁業への影響を水揚損失量及び休漁日数で予測し、双方を比較することで油処理剤使用の有無の判断材料を提供するものである。

流出油防除支援ツールDOGの概略構成を図-3.53に、フローチャートを図-3.54にそれぞれ示す。

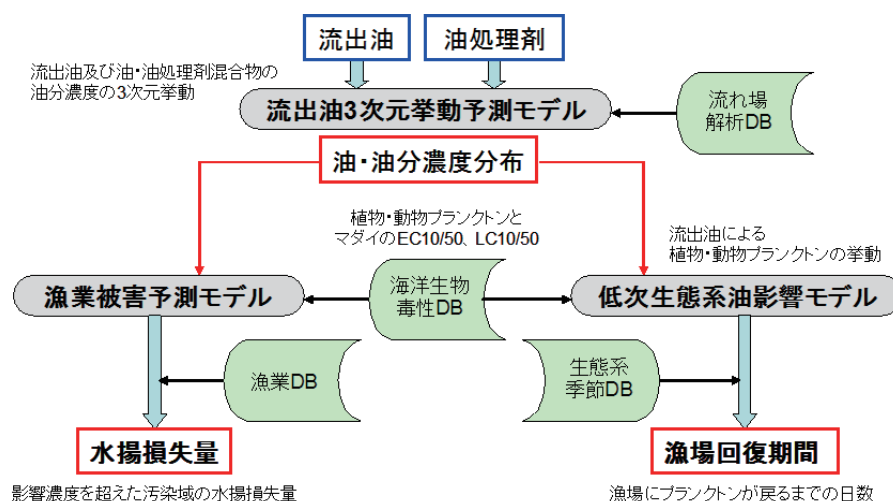


図-3.53 流出油防除支援ツールの概略構成

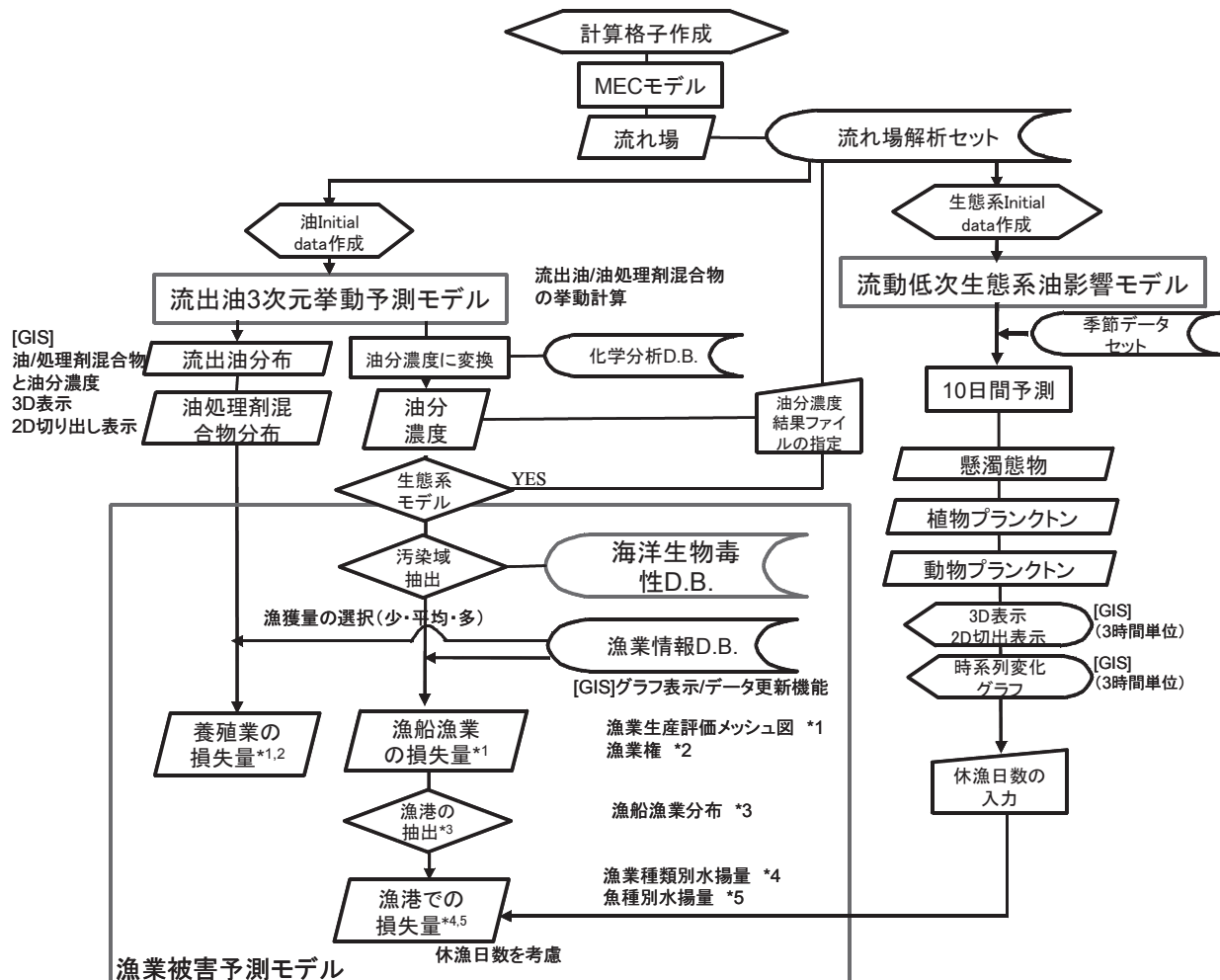


図-3.54 流出油防除支援ツールのフローチャート

本ツールは、流出油及び油処理剤混合物の挙動と油分濃度分布を3次元で予測する流出油3次元挙動予測モデル³⁻³⁴⁾及び漁業被害予測モデル³⁻³⁵⁾の2つの主要部分から構成されており、このうち漁業被害予測モデルはさらに漁業データベース、海洋生物毒性データベース³⁻³⁶⁾及び流動・低次生態系モデル³⁻³⁷⁾から成る。これらのモデルとデータベースはGIS上で統合され、流出油及び油処理剤散布時の混合物の挙動予測から漁業被害予測までが一貫して実行されるようになっている。流出油3次元挙動予測モデルで計算された油分濃度分布に基づき、水揚量や漁業に関するデータと海洋生物の油及び油処理剤の混合物に対する毒性データによって、漁場への被害と漁港での水揚損失量を算出する。さらに流動・低次生態系モデルを用いて流出油の影響による植物プランクトン・動物プランクトンの挙動を計算し、漁場回復期間の指標を示す。

流出油防除支援ツールDOGに搭載された機能について、フローチャートの流れに沿って以下に述べる。なお、漁業被害予測モデルの内容についても、

この中で触れる。

3.4.2 流出油防除支援ツールDOGの機能

GIS上に表示される機能ボタンを図-3.55に示す。流出油防除支援ツールDOGの各機能は以下の通りである。



図 3-55 流出油防除支援ツール機能ボタン

3.4.2.1 流出油3次元挙動予測支援ツール

流出油3次元挙動予測支援ツールの機能は、機能ボタン³⁻³⁴⁾で表される。DOG上には、以下の水深データが整備されている。

- ・電子海図の水深
- ・JODC 統合水深データセット (J-Bird)
- ・J-EGG500

これらの水深データに基づき、ArcGIS 3D Analystで作成したTIN (Triangulated Irregular Network) に

よってモデリングした海底地形を作成する。これに対する計算格子を作成し、CSV ファイルで出力する。本機能の画面及び出力された CSV ファイルの例を図-3.56 に、東京湾及び大阪湾の流れ場計算格子を図-3.57 及び図-3.58 にそれぞれ示す。

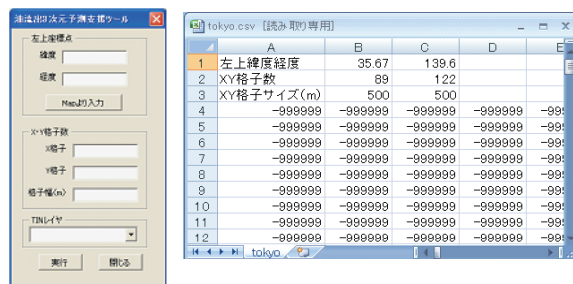


図-3.56 流出油 3D 挙動予測支援ツール画面(左)及び計算格子ファイル(CSV 形式)の例(右)

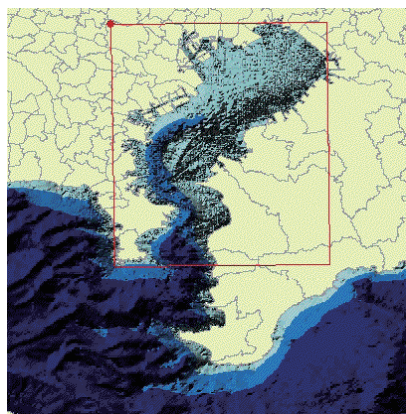


図-3.57 東京湾の流れ場計算格子

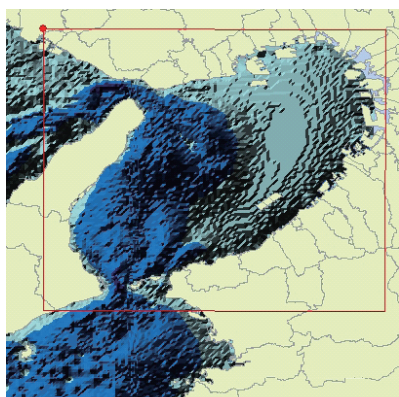


図-3.58 大阪湾の流れ場計算格子

これらの計算格子には、MEC モデルを用いて季節ごとに流れ場計算を行った結果が流れ場データセットとして管理されている。MEC モデルとは、日本船舶海洋工学会海洋環境委員会の海洋モデル検討委員会が提案している、MEC Ocean Model Variable

Mesh Version の静水圧近似モデルである。このモデルでは水温及び塩分の変動を考慮しているため、密度場の変動が表現され、物理場に影響される生態系の変化を表現するのに有効であると考えられる。

流出油 3 次元挙動予測モデル、及び流動・低次生態系油影響モデルでは、この流れ場データを用いて計算を行う。

3.4.2.2 流出油3次元挙動予測の初期データの作成

流出油 3 次元挙動予測の初期データの作成機能は、機能ボタン  で表される。流出油 3 次元挙動解析の初期データを作成するものである。流出油 3 次元挙動予測初期データの作成画面を図-3.59 に示す。

本機能における入力設定項目は、①流出地点、②油の種類(現在は、急性毒性がより問題となる A 重油のみとしている)、③流出年月日である。流出地点については、マウスのクリック入力と直接入力が可能となっている。東京湾の計算では、出力先は Spill_Code フォルダの CSV ファイル “Input(Tokyo)” に上書きした後に拡散コードを起動させる。

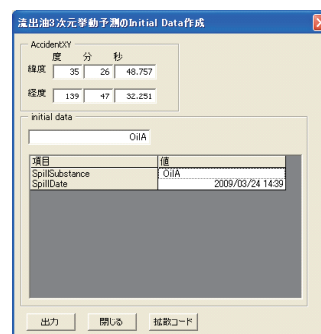


図-3.59 流出油 3 次元挙動予測初期データ作成画面

3.4.2.3 流出油3次元挙動予測モデルの実行

流出油 3 次元挙動予測モデル “Spill.EXE” を実行して計算を行うものであり、機能ボタン  を使用する。東京湾を対象とした計算における一連の手順は、以下の通りである。

- 機能ボタン  により第 3.4.2.2 節で作成した初期データ “Input(Tokyo)” を読み込む。
- 機能ボタン  によりダイアログを開き、計算条件を設定する。入力設定項目は、流れ場計算フォルダ、事故発生日時、油の流出位置の経緯度、流出量(トン)、風向(北風を 0° とした場合の角度)、風速(m/s、上空 10m における値)、解析時間情報(終了ステップ、時間間隔(s)、描画ステップ等)、解析粒子情報(液体粒子発生数等)、油処理剤の効率及び散布開始時間等である。
- 機能ボタン  により計算を実行する。

4) 機能ボタンにより計算結果を表示する。

“Input(Tokyo)”を読み込んだ“Spill.EXE”の表示画面、計算条件の入力画面、及び計算結果の表示例を図-3.60、図-3.61、及び図-3.62 にそれぞれ示す。

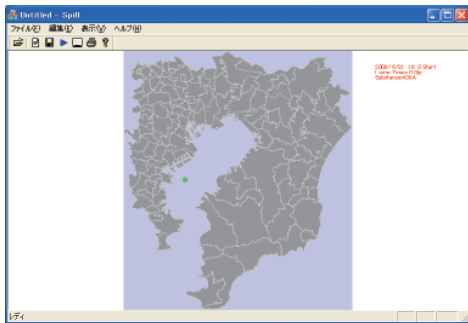


図-3.60 初期データを読み込んだ“Spill”表示画面

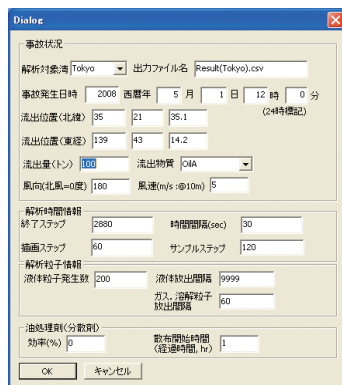


図-3.61 計算条件の入力画面

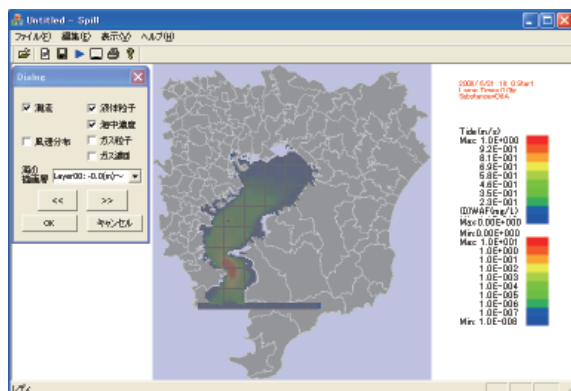


図-3.62 計算結果の表示例

3.4.2.4 流出油3次元挙動予測結果の表示

流出油 3 次元挙動予測結果の表示機能は、機能ボタンで表される。

拡散解析結果及び流れ場の表示をする。時間及び深度を指定して、以下に示す項目のうち表示させる

ものを選択することができるようになっている。

- LPT：流出油粒子
- VEC：流れ場ベクトル表示
- SLV：海水面（基準面からの変位）(m)
- EDH：水平方向拡散係数 (m^2/s)
- EDV：鉛直方向拡散係数 (m^2/s)
- SAL：塩分濃度 (‰)
- TMP：温度 ($^{\circ}\text{C}$)
- SPG：海水比重

流出油 3 次元挙動予測結果の表示画面及び計算結果の表示例を、図-3.63 及び図-3.64 にそれぞれ示す。図-3.64 において、黒丸及び青丸は、それぞれ海表面及び海中に存在する流出油を示している。また、水色の実線は水温等温線である。

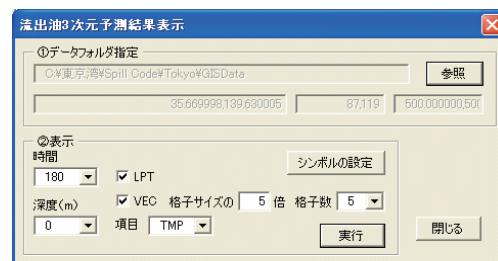


図-3.63 流出油 3 次元挙動予測結果の表示画面

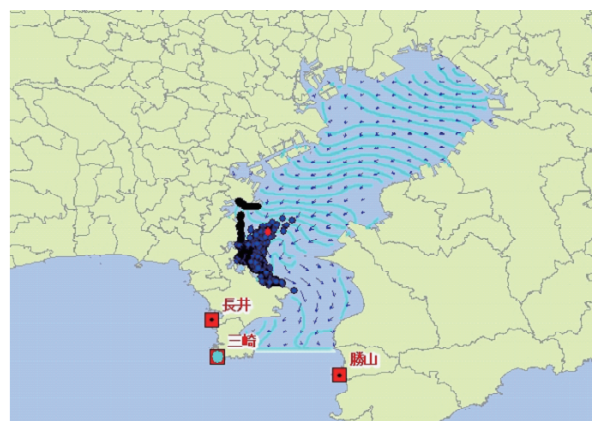


図-3.64 流出油 3 次元挙動予測結果の表示例

3.4.2.5 油分濃度推定結果（漁業被害予測）

油分濃度推定結果（漁業被害予測）の機能は、機能ボタンで表される。

流出油及び油分濃度の計算結果と生物毒性データベースを用いた漁業被害予測を行う。

油分濃度推定結果（漁業被害予測）表示画面を図-3.65 に示す。流出油及び油分濃度推定結果の表示は、この表示画面から、2D 表示、3D 表示、及び断面図表示のいずれかを選択することができるようになっている。2D 及び 3D 表示での入力項目は、

表示させる時間、深度及び表示項目(LPT:流出油, C00:油分濃度)等である。油分濃度の2D表示例及び3D表示例を図-3.66及び図-3.67に示す。油分濃度の推定結果は、2D表示では赤色の濃淡で(赤色の濃い方が油分濃度が高い)メッシュにより表示される。また、3D表示では、紺―青―緑―黄―橙―赤色の濃淡で(紺色は油分濃度が低く、赤色は油分濃度が高い)丸印により表示される。

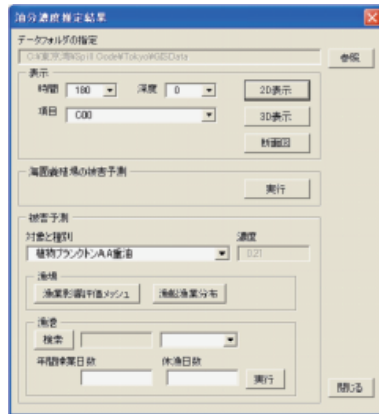


図-3.65 油分濃度推定結果(漁業被害予測)の表示画面

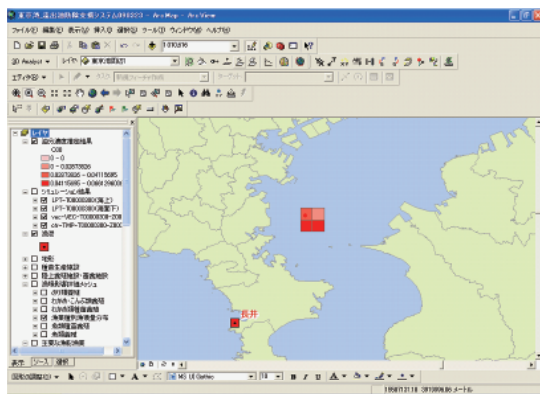


図-3.66 油分濃度の2D表示例

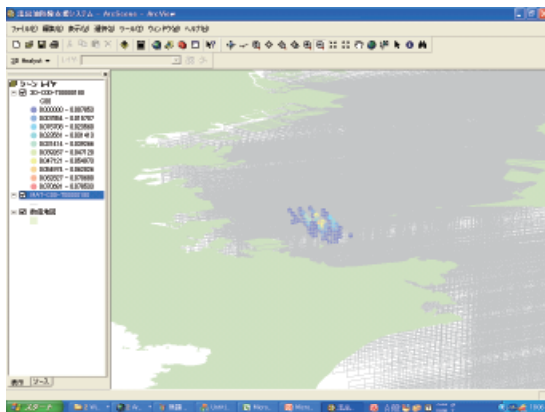


図-3.67 油分濃度の3D表示例

図-3.65の画面から断面図表示を選択すると、図-3.68に示すように、油分濃度が0以上の計算格子が抽出・表示される。

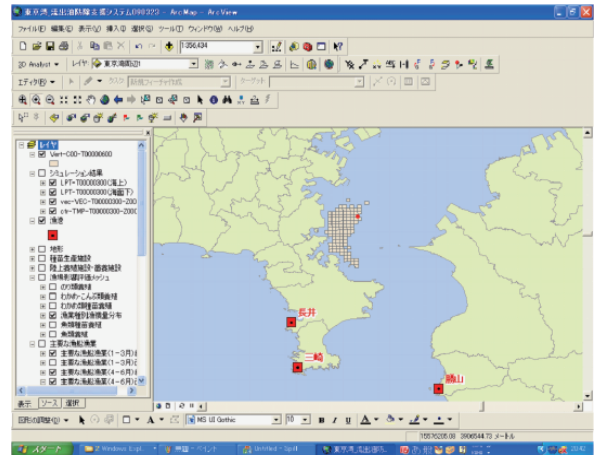


図-3.68 油分濃度が検出された計算格子の表示例

この格子上で、機能ボタンを用いて、断面図を表示させる場所を2地点指定すると、図-3.69に示すように、その2地点を結ぶ直線で深さ方向の油分濃度断面図がメッシュ状に表示される。油分濃度は、ここでも紺―青―緑―黄―橙―赤色の濃淡で(紺色は油分濃度が低く、赤色は油分濃度が高い)表示される。

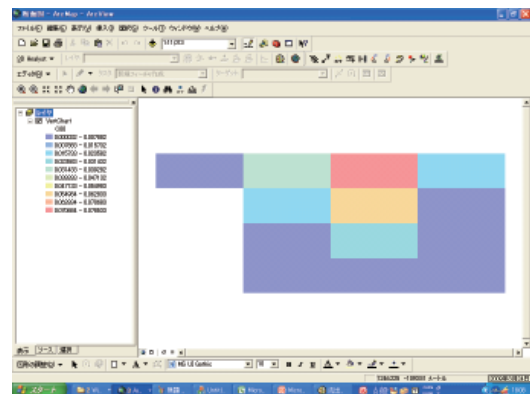


図-3.69 油分濃度の断面図表示例

3.4.2.6 漁業被害予測モデル及び漁業被害予測

漁業被害予測モデルでは、漁業データベース及び海洋生物毒性データベースを使用し、流出油拡散域及び油分濃度が生物影響濃度を越えた汚染域での漁獲損失量を算出する。被害を予測するのは、海面養殖と漁船漁業の漁場での漁獲損失量、及び主要漁港の休漁による漁獲損失被害である。

本モデルで情報を収集し、GIS上の情報と連携している漁業情報データベースは、以下に示す4つである。

- ①農林水産省統計情報総合データベース／水産物流統計年報産地水産物流統計 産地水揚量・価格／漁港別品別水揚量・価格
- ②農林水産省統計情報総合データベース／漁業・養殖業生産統計年報 海面漁業・海面養殖 大海区都道府県支所別統計／漁業種類別漁獲量・魚種別漁獲量
- ③漁業影響評価メッシュ図（水産庁）／漁業種類別漁獲量分布（漁獲量総数、漁業種類別漁獲量、魚類養殖、のり養殖等）
- ④漁業影響情報図（漁場油濁被害救済基金）／漁港、共同・区画・定置漁業権、海岸線の属性、四季ごとの漁船漁業の漁場、養殖場、産卵場・幼稚仔の分布等

ここで漁業影響評価メッシュ図とは、漁業ヒアリングで得られた漁場範囲に、生産量分布の重み付けを行った上で生産量配分を行ったものである。

これらの漁業情報データベースの表示画面を図-3.70～図-3.73にそれぞれ示す。



図-3.70 ①水産物流統計年報産地水産物流統計（農林水産省）

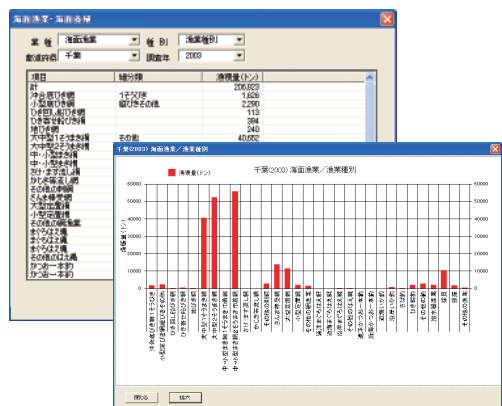


図-3.71 ②漁業・養殖業生産統計年報（農林水産省）

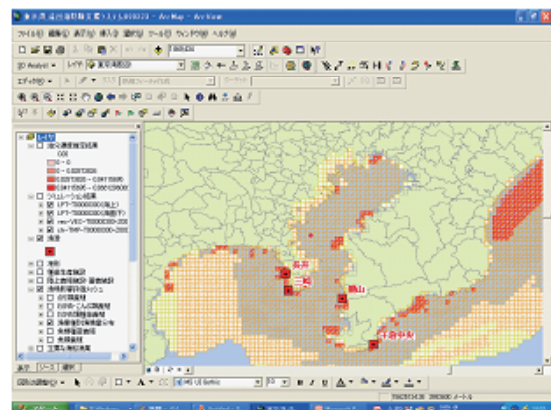


図-3.72 ③漁業影響評価メッシュ図（水産庁）

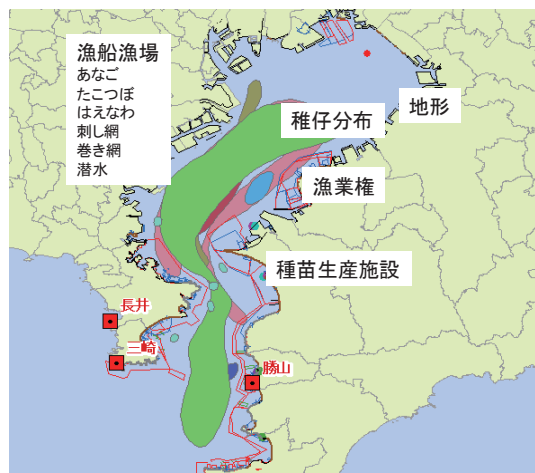


図-3.73 ④漁業影響情報図（漁場油濁被害救済基金）

漁業被害予測では、①、②を用いて主要漁港ごとの沿岸漁船漁業と養殖漁業の漁獲損失量を算出する。また、③を用いて流出油分布域の養殖漁業の生産損失量と、油分濃度が生物影響濃度を超えて汚染域として抽出された海域の漁船漁業の漁獲損失量を算出する。さらに、④を用いて流出油の影響を受ける各漁業権や漁船漁業の漁場を抽出している。

海洋生物毒性データベースについては、第 3.2 節において詳述した生物毒性試験の結果に基づき、各海洋生物の油及び油処理剤に対する EC10 の生物毒性データベースを作成した。データベースに登録されている値は図-3.74 に示す通りである。

属性: 生物毒性データベース

OID	対象	毒性タイプ	値
0	植物プランクトン	A重油	0.1
1	植物プランクトン	A重油	0.03
2	ヨコエビ	A重油	0.05
3	マダイ	A重油	0.08
4	ジャコメダカ	A重油	0.21
5	植物プランクトン	油処理副産物	0.03
6	植物プランクトン	油処理副産物	0.17
7	ヨコエビ	油処理副産物	0.04
8	マダイ	油処理副産物	0.004
9	ジャコメダカ	油処理副産物	0.44
10	植物プランクトン	油処理副産物	9999
11	植物プランクトン	油処理副産物	9999
12	ヨコエビ	油処理副産物	9999
13	マダイ	油処理副産物	9999
14	ジャコメダカ	油処理副産物	9999

図-3.74 生物毒性データベースの登録値

次に、DOG 上で実施可能な、漁業被害予測モデルを用いた各種被害の予測・検出機能について A) ～ E)に順に述べる。

A) 海面養殖場の被害予測

養殖漁業では、油臭や油滴の付着によって生産物としての価値が失われるため、流出油分布の結果を用いて被害量を算出する。指定した時間までの流出油の軌跡を含む拡散域と、漁業情報データベースにある養殖漁業影響評価メッシュ図と重ね合わせ、油の影響を受けるメッシュが持つ水揚量の最大・平均・最小値を積分する。計算結果については、画面に表示し CSV 形式でファイルに出力する。

ここではのり養殖を例にとり、指定時間時の油粒子の分布を図-3.74 に、指定時間までの油粒子の軌跡を重ね合わせて表示したものを図-3.75 にそれぞれ示す。また、養殖損失量の計算結果の表示例を図-3.76 に示す。図-3.74 において、黒丸及び青丸は、それぞれ海表面及び海中に存在する流出油を示している。図-3.75 においては、黒丸が油粒子の軌跡を示している。

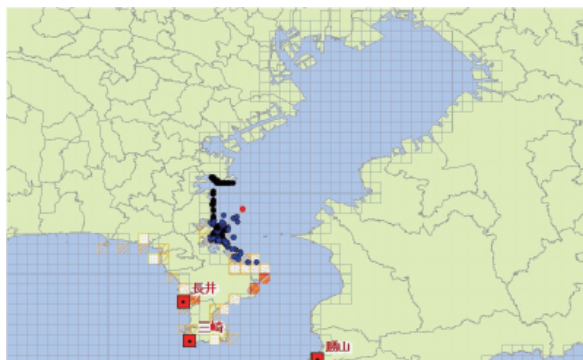


図-3.74 24時間後の油粒子分布
及びのり養殖漁業影響評価メッシュ図

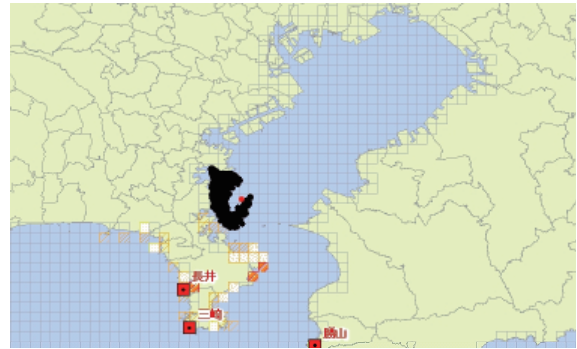


図-3.75 24時間後までの油粒子の軌跡
及びのり養殖漁業影響評価メッシュ図

評価メッシュ - Microsoft Excel

レイヤ名	積分値(中央値)	積分値(最大値)	積分値(最小値)
1 養殖漁業影響評価メッシュ	55	100	10

図-3.76 養殖損失量の計算結果の表示例

B) 漁船漁業の漁獲損失量の予測

漁船漁業の漁獲損失量の予測では、油分濃度分布のうち生物影響濃度を超える汚染域を抽出し、汚染域と重なる漁業影響評価メッシュ図のメッシュが持つ水揚量の最大・平均・最小値を積分する。計算結果については、画面に表示し CSV 形式でファイルに出力する。

生物毒性データベースより、対象生物及び評価する毒性物質を選択し、生物影響濃度を設定する。設定した生物影響濃度を超える油分濃度を示す汚染域を抽出し、油分濃度計算格子(500m × 500m)から漁業影響評価メッシュ図格子(1海里 × 1海里)に変換して表示する。ここでは漁業影響評価メッシュ図のメッシュに入る油分濃度推定結果の中心部の平均値を用いる。汚染域と重なる漁業影響評価メッシュを積分し、漁獲損失量を予測する。

対象生物をヨコエビ、評価する毒性物質を A 重油とした場合を例にとり、生物影響濃度を超えた汚染域をメッシュ図格子に変換表示した図を図-3.77 に示す。

C) 漁船漁業分布の抽出

漁業情報データベースにある漁業影響情報図の主要な漁船漁業分布を用いて、生物影響濃度を超える油分濃度分布に重なる漁船漁業分布を検出する。

ここでは小型まき網漁業を例にとり、生物影響濃度を超える油分濃度分布と重なる漁船漁業の抽出結果を図-3.78 に示す。

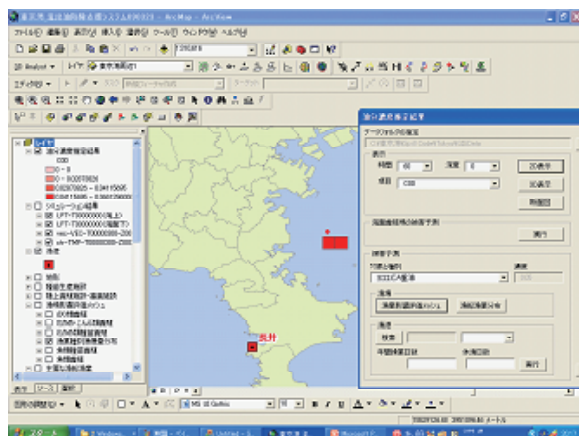


図-3.77 生物影響濃度を越えた汚染域をメッシュ図格子に変換表示した図（対象生物：ヨコエビ、毒性物質：A 重油）

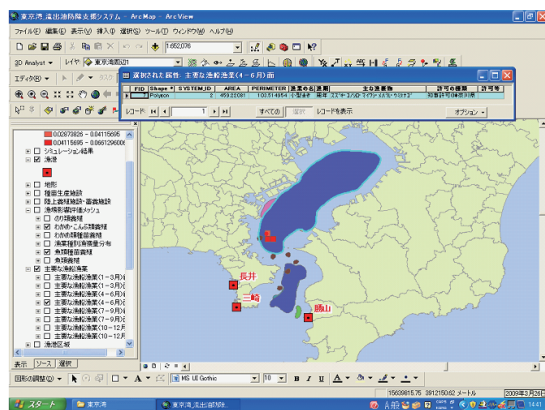


図-3.78 生物影響濃度を越える油分濃度分布と重なる漁船漁業の抽出例（小型まき網漁業）

D) 主要漁港における休漁による漁獲損失量の予測
漁業情報データベースにある漁業影響情報図、産地水揚物流通統計、海面漁業・海面養殖統計を用いて主要漁港の休漁日数による漁獲損失量を算出する。予測の手順は以下の通りである。

- 1) 生物影響濃度を越えた油分濃度分布と重なる漁船漁業分布に一番近いI漁港を検出する。
- 2) I漁港に水揚げされる総トン数（産地水産物流通統計）にI漁港のあるA県の沿岸漁業・養殖業の割合（海面漁業・海面養殖統計）を掛け、I漁港に水揚げされる沿岸漁業と養殖漁業の水揚量とする。
- 3) 主要漁業の操業日数と休漁日数を入力し、I漁港に水揚げされる沿岸漁業水揚量に操業日数に対する休漁日数の割合を掛け、I漁港の沿岸漁業の休漁による漁獲損失量を算出する。
- 4) 計算結果を画面に表示し、CSV形式でファイルに出力する。

千葉県勝山漁港を例にとり、漁港における休漁による漁獲損失量の予測結果の出力を表示した例を図-3.79に示す。

漁獲量(トン)	漁獲量(トン)
1 勝山漁港の漁獲量の総数	1412
2 千葉の海面漁業の総数	221779
3 千葉の海面漁業の沿岸漁業の総数	118534
4 千葉の海面漁業の総数	21326
5 勝山漁港の被害予測	
6 千葉の海面漁業の割合(%)	91.2
7 千葉の沿岸漁業の割合(%)	49.8
8 千葉の海面漁業の割合(%)	8.8
9 被害予測(トン)	812.3
10 勝山漁港の沿岸漁業水揚損失量	282.4

図-3.79 漁港における休漁による漁獲損失量の予測結果の出力表示例（千葉県勝山漁港）

E) 主要漁港における休漁による漁獲損失量の予測
流出油の有無に関わらず、任意の地点を中心に検索距離を指定し、漁業被害を予測する。マウスをクリックした地点を中心に検索距離を指定し、その距離を半径とする円と重なる漁船漁業分布の抽出と、漁業影響評価メッシュ図の積分値（平均値で積分）を算出し、出力ファイルに保存する。

ここでは、検索距離を 5km、漁船漁業の季節を 4～6月に指定した場合について、漁船漁業分布の抽出結果及び計算結果の出力例を図-3.80及び図-3.81にそれぞれ示す。

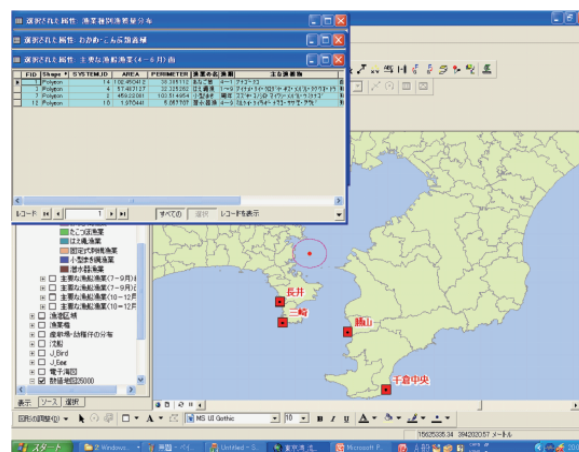


図-3.80 漁船漁業分布の抽出結果

	A	B	C	D
1	レイヤ名	積分値(中央値)		
2	わかめ・こんぶ類繁殖	75		
3	漁業種別漁獲量分布	1130.5		
4				
5				

図-3.81 計算結果の出力例

3.4.2.7 低次生態系油影響モデルの初期データの作成

低次生態系油影響モデルの初期データの作成の機能は、機能ボタンで表される。

入力設定項目は、流れ場計算フォルダ、流出油データフォルダ(3D 解析コードで解いた計算結果フォルダ)、計算結果出力先フォルダ、計算開始年月日、計算開始時間である。低次生態系油影響モデル初期データの作成画面を図-3.82 に示す。

図-3.82 低次生態系油影響モデル初期データの作成画面

初期データの作成画面で、計算入力ファイル作成ボタンを押すと図-3.83 に示すようなファイルが作成される。次に計算開始ボタンを押すと生態系モデルが起動する。

ファイル名	パス
FLOW000T	C:\東京湾Spill Code\TokyoGISData
FLOW001	4
FLOW002	spring
FLOW003	summer
FLOW004	autumn
FLOW005	winter
OILDIR	C:\東京湾Spill Code\TokyoGISData\oil
OILDATE	20090428
OILTIME	120000
PHO000T	C:\東京湾Ecosys
PHO001	4
PHO002	season_in\spring
PHO003	season_in\summer
PHO004	season_in\autumn
PHO005	season_in\winter
PHO006	no_oil

図-3.83 計算入力ファイルの出力結果例

3.4.2.8 低次生態系油影響モデルの計算結果の表示

低次生態系油影響モデルの初期データの作成の機能は、機能ボタンで表される。

低次生態系油影響モデル計算結果を 2D 表示、3D 表示あるいは断面表示し、計算結果項目の任意の地点での時系列グラフを表示する。表示する計算結果項目は①懸濁態、②植物プランクトン、③動物プランクトンである。低次生態系油影響モデルの結果表示設定画面を図-3.84 に示す。低次生態系油影響モデル計算結果の 2D 表示では、表示させる時間、深度及び表示する計算結果項目を、3D 表示では、表示させる時間及び表示する計算結果項目をそれぞれ指定する。ここでは植物プランクトンを例にとり、低次生態系油影響モデル計算結果の 2D 表示例及び 3D 表示例を図-3.85 及び図-3.86 にそれぞれ示す。植物プランクトン量のモデル計算結果は、2D 表示では赤色の濃淡で(赤色の濃い方が植物プランクトン量の減少率が大い、すなわち油の影響が大い)表示される。また、3D 表示では、紺―青―緑―黄―橙―赤色の濃淡で(紺色は植物プランクトン量の減少率が小さく、赤色は植物プランクトン量の減少率が大い)表示される。

図-3.84 低次生態系油影響モデル結果表示設定画面

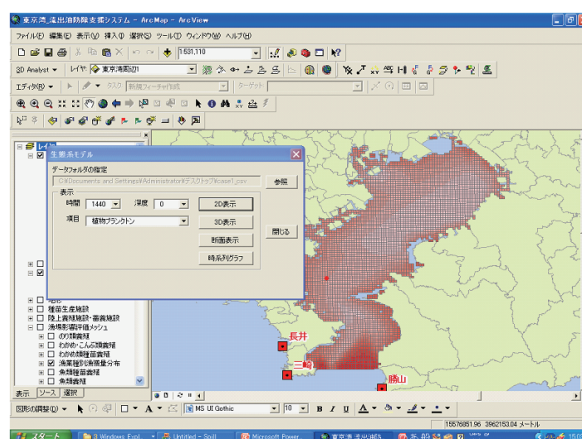


図-3.85 低次生態系油影響モデル計算結果の2D表示画面(植物プランクトン)

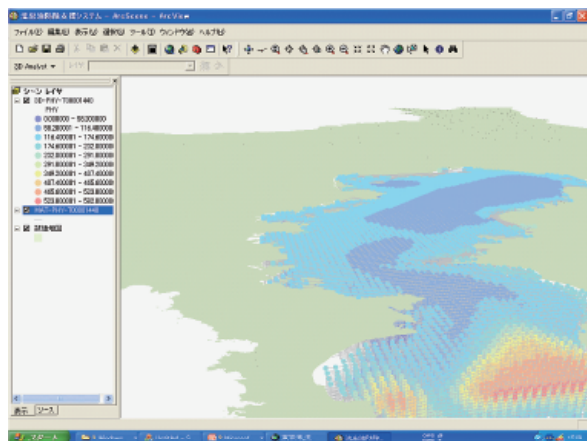


図-3.86 低次生態系油影響モデル計算結果の3D表示画面（植物プランクトン）

図-3.84 の画面から断面表示のボタンを選択すると、地図上に格子が表示される。この格子上で断面を表示させる場所を2地点指定すると、図-3.87に示すように、その2地点を結ぶ直線で深さ方向の計算結果断面図がメッシュ状に表示される。

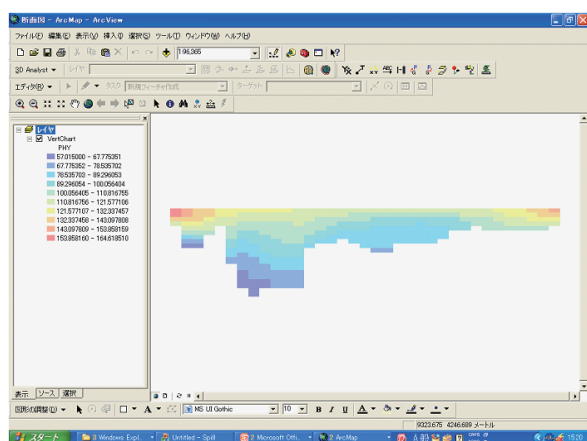


図-3.87 低次生態系油影響モデル計算結果の断面表示画面（植物プランクトン）

図-3.84 の画面から時系列グラフのボタンを選択し、地図上に表示される格子の1つを選択すると、図-3.88に示すように、低次生態系油影響モデルによる（深度0mにおける）計算結果の時系列変化のグラフが表示される。

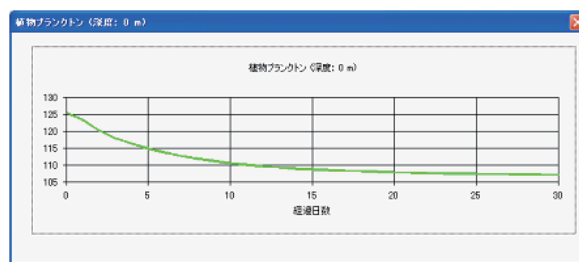


図-3.88 低次生態系油影響モデル計算結果の時系列変化グラフ表示例
（縦軸：植物プランクトン量、横軸：経過日数）

3.4.2.9 低次生態系油影響モデルの比較計算

低次生態系油影響モデルの比較計算の機能は、機能ボタンで表される。

低次生態系油影響モデルの流出油影響の有無について、比較計算を行う。比較計算を行うためには、流出油の影響がない場合とある場合の2通りの計算を実行しておく必要がある。ここで指定するのは、生態系計算結果出力先フォルダ（流出がない場合）、生態系計算結果出力先フォルダ（流出がある場合）、及び比較計算結果の出力フォルダである。低次生態系油影響モデルの比較計算の出力ファイル指定画面を図-3.89に示す。図-3.89においてこれらを指定した後に計算入力ファイル作成ボタンを押すと、図-3.90に示すような入力ファイル作成画面が表示され、入力ファイルが作成される。次に、計算開始ボタンを押すと比較計算が実行される。

図-3.89 低次生態系油影響モデル比較計算の出力ファイル指定画面

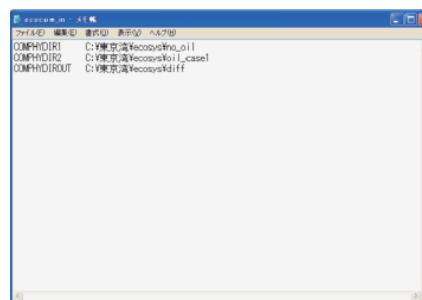


図-3.90 入力ファイル作成画面

3.4.2.10 低次生態系油影響モデルの比較計算結果の表示

低次生態系油影響モデルの比較計算の機能は、機能ボタンで表される。

低次生態系油影響モデルの流出油影響の有無について、比較計算を行った結果を表示する。表示機能については、第3.4.2.8節の低次生態系油影響モデルの計算結果の表示と同一である。

3.4.2.11 データベース管理機能

データベース管理機能は、機能ボタンで表される。

漁業情報データベースにある下記2点については、農林水産省のホームページの統計情報総合データベース（<http://www.tdb.maff.go.jp/toukei/toukei>）からダウンロードできる情報である。これらのデータは毎年更新されるため、本機能を用いてデータの登録と削除を行う。登録可能な漁業情報データは以下の通りである。

- ①水産物流統計年報産地水産物流統計 産地水揚量・価格／漁港別品別水揚量・価格
- ②漁業・養殖業生産統計年報 海面漁業・海面養殖大海区都道府県支所別統計／漁業種類別漁獲量・魚種別漁獲量

3.4.3 DOGによるケーススタディ

本研究において作成した油防除支援ツール DOGを用いて、東京湾で油流出事故が発生したと想定した場合についてケーススタディを行った結果を簡単に紹介する。計算条件は以下の通りとする。

- ・油流出位置：北緯 35 度 21 分 35 秒 1
東経 139 度 43 分 14 秒 2
- ・油流出日時：2008 年 5 月 1 日 12:00
(春の流れ場)
- ・流出油：A 重油、100 トン
- ・流出油粒子数：200
- ・風：南風（180 度）、5m/sec.（10m 高さ）
- ・1 ステップ時間：30sec.
- ・最終ステップ数：2880（24 時間）
- ・サンプリングステップ間隔：120（1 時間）
- ・溶解粒子放出間隔：60（30 分）
- ・油処理剤散布効率：40 %
- ・油処理剤散布開始時間：油流出から 1 時間後

まず、流出油 3 次元挙動予測モデルの計算結果について、海表面における油分濃度の経時変化を図-3.91 に、流出油の鉛直方向における油分濃度プロファイルを図-3.92 に、油処理剤を散布した場合の油分濃度プロファイルを図-3.93 にそれぞれ示す。

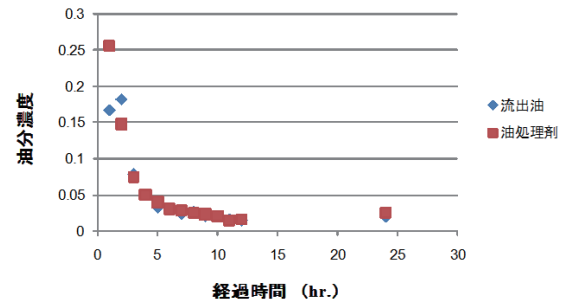


図-3.91 海表面における油分濃度の経時変化

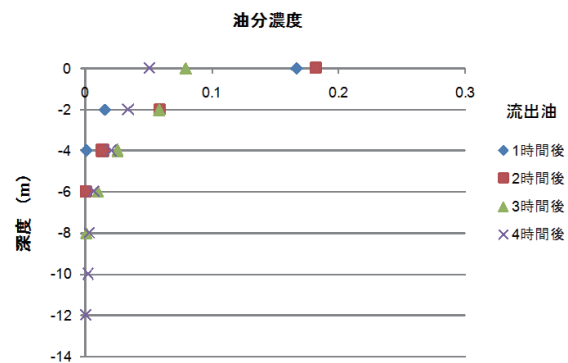


図-3.92 流出油の鉛直方向の油分濃度プロファイル

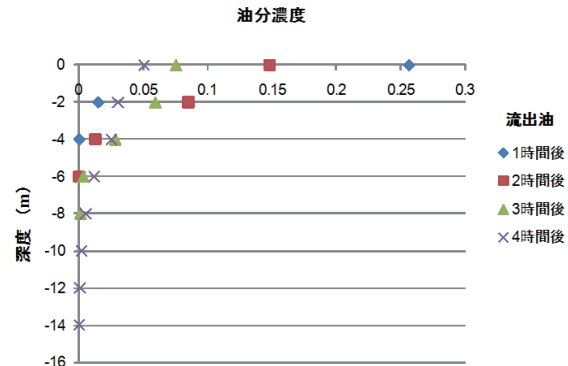


図-3.93 油処理剤を散布した場合の鉛直方向の油分濃度プロファイル

次に養殖被害について、油が流出してから 24 時間後の油粒子の分布を図-3.94 に、油が流出してから 24 時間後までの油粒子の軌跡を重ね合わせて表示したものを図-3.95 にそれぞれ示す。図-3.94 において、黒丸及び青丸は、それぞれ海表面及び海中に存在する流出油を示している。図-3.95 においては、黒丸が油粒子の軌跡を示している。

また、養殖漁業損失量の予測結果表示画面を図-3.96 に示す。

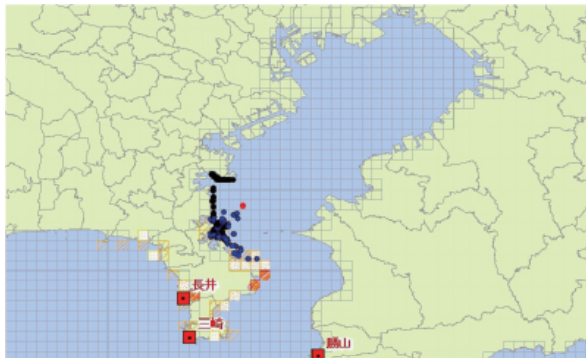


図-3.94 油流出 24 時間後の油粒子の分布

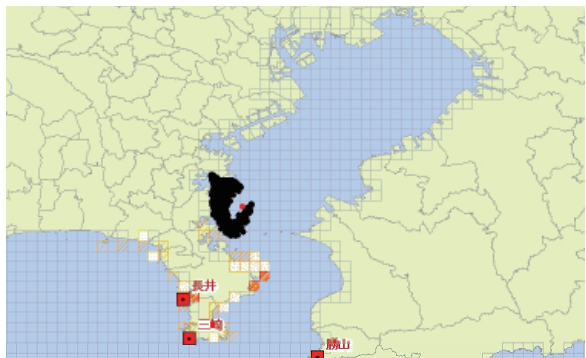


図-3.95 油流出 24 時間後までの油粒子の軌跡

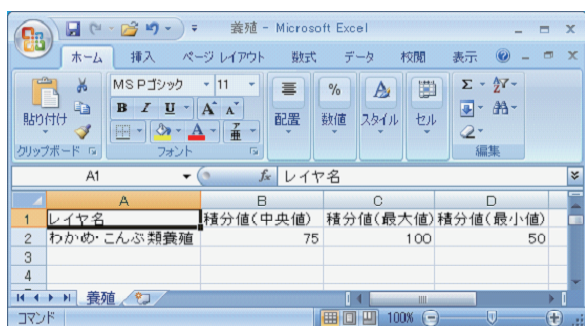


図-3.96 養殖漁業損失量の予測結果表示画面

続いて漁場被害について、流出油のみの場合、及び油処理剤を散布した場合のそれぞれについて、1 時間後の油分濃度分布を図-3.97 及び図-3.98 に示す。いずれの図においても、黄色メッシュが油分濃度 0.05mg/l 以下、赤色メッシュが油分濃度 0.05mg/l 以上であることを示している。

最後に、汚染域の抽出及び漁獲損失量について、流出油のみの場合、及び油処理剤を散布した場合のそれぞれについて、1 時間後の汚染域抽出結果及び漁獲損失量を図-3.99 及び図-3.100 に示す。図-3.99 及び図-3.100 においては、メッシュの赤色が濃いほど汚染度が高いことを示している。なお、いずれの場合についても、生物影響濃度として植物プランクトンの EC10 の値 (0.03mg/l) を設定した。

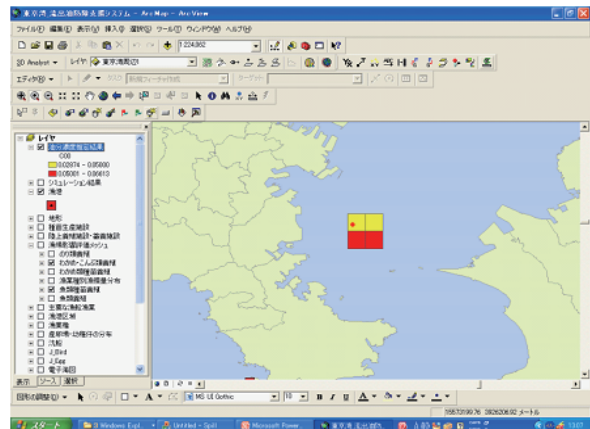


図-3.97 流出油のみの場合の油分濃度分布 (1 時間後)

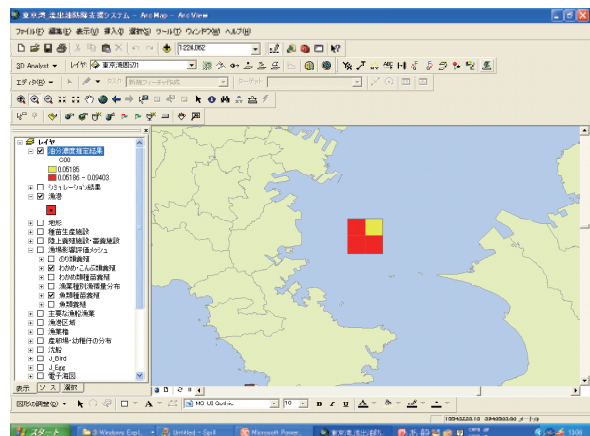
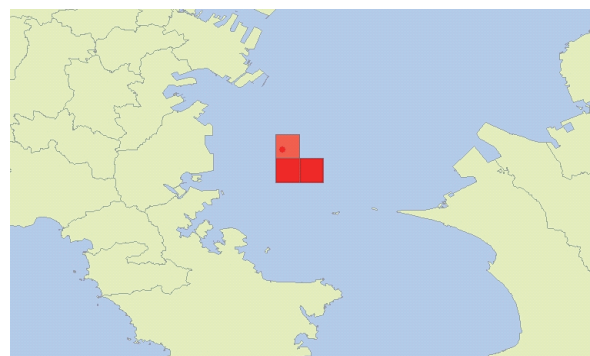


図-3.98 油処理剤を散布した場合の油分濃度分布 (1 時間後)



レイヤ名 積分値(中央値) 積分値(最大値) 積分値(最小値)
 漁業種別漁獲量分布 82.5 160 15

図-3.99 流出油のみの場合の汚染域抽出結果及び漁獲損失量 (1 時間後)

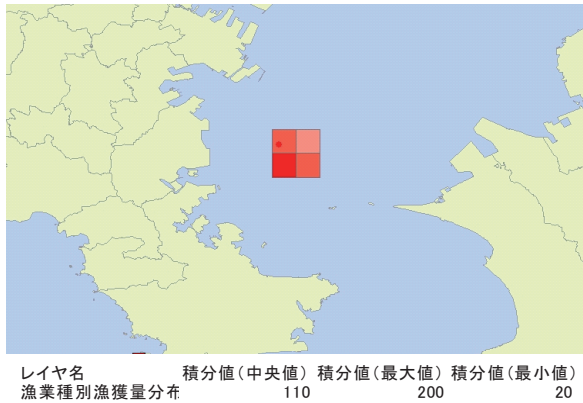


図-3.100 油処理剤を散布した場合の
汚染域抽出結果及び漁獲損失量（1時間後）

図-3.97 及び図-3.98 の比較より、油処理剤を散布しない場合よりも油処理剤を散布した場合の方が、1 時間後の油分濃度分布が若干高くなっていることが分かる。従って、図-3.99 及び図-3.100 における汚染度についても、油処理剤を散布した場合の方がやや高くなっており、漁獲損失量も 3 割程度高い結果となっている。

本ケーススタディでは、油分濃度分布及び漁獲損失量を油処理剤の散布直後で計算したため、一時的に油分濃度が上昇し、漁獲損失量もやや多い結果となった。しかしながら、第 3.3 節でも述べたように、油処理剤の散布は流出油の早期拡散を促し、結果として流出油の最終的な影響範囲を低減させる効果があり、計算条件によっては、油処理剤を散布しない場合よりも油処理剤を散布した場合の方が、汚染度や漁獲損失量等の値が低くなるケースもあることを付記しておく。

3.4.4 油防除支援ツールDOGに関するまとめ

第 3.1 節で述べた 3 次元油拡散漂流シミュレーション、第 3.2 節で述べた海洋生物毒性データベース、第 3.3 節で述べた低次生態系油影響モデル、及び本節で述べた漁業被害予測モデルを GIS 上で統合することによって、油処理剤散布による漁業被害と漁場環境の回復を予測し、双方の結果を比較して防除方法検討時の情報提供をするための流出油防除支援ツール DOG を開発した。

4. 沈船から流出する油の潜在的危険性

沈船から流出する油の潜在的危険性については、まず、干満帯から深海域における鋼材の腐食速度を確認するための各種試験・調査を実施した。また、過去約 100 年間の日本近海での座礁・沈没船に関す

るデータを収集し、沈船データベースを構築した。この個船情報を用い、①油の推定保有量、及び、②船体外板の腐食衰耗から推定される油流出時期を個々の沈船について評価し、潜在的危険度を GIS（地理情報システム）上に表示し、沈船ハザードマップを作成した。本章では、これらの内容について詳細を示す。

4.1 沈船の船体腐食速度の推定

日本の周辺海域に沈没している沈船の 75 %以上が第二次世界大戦中のものであり、その後 55 年～65 年が経過しているため、沈船に搭載された油の大部分は事実上流出してしまっていると考えられるが、油を搭載したままの沈船が現存することも事実である。従って、腐食により沈船から油が流出する時期を予測することは、海洋汚染の防止対策にとって重要である。浅海だけではなく特に深海における腐食速度については、これまであまり研究例がない。

そこで本研究では、まず船体構造用鋼の試験片を対象とした実験室内における浸漬試験及び分極抵抗試験を行い、腐食要因について検討した。次に、深海及び浅海における実海域試験を行い、海中における船体の実際の腐食を調査した。最後にこれらの実験結果及び文献調査結果に基づき、腐食によって沈船から油が流出する時期を予測するための船体腐食速度の推定を行った。

4.1.1 実験室内における腐食試験

4.1.1.1 腐食試験の材料及び試験片

浸漬試験及び分極抵抗試験の供試材は船体構造用鋼板の 4 種類である。それらの化学成分を表-4.1 に、機械的性質を表-4.2 にそれぞれ示す。これらの表において、KA32 は板厚 10mm の高張力鋼（TMCP 鋼、CR）である。SM400B は板厚 12mm の溶接構造用圧延鋼材である。ND 及び NS は、ナホトカ号の船体甲板及び船側外板から採取した鋼板⁴³⁾である。浸漬試験片は 20 × 30mm の矩形であり、板厚は 6 ～ 10mm とした。分極試験片としては、1cm³ の立方体の 1 面を使用した。いずれの試験片も、表面はエメリー紙 1200#によって研磨した。

表-4.1 供試材料の化学成分（質量％）

	C	Si	Mn	P	S	Cu	Cr	Ni	Al	Ti
KA32	0.14	0.20	1.14	0.02	0.010	0.03	0.03	0.02	0.02	0.02
SM400B	0.13	0.20	0.69	0.02	0.008	-	-	-	-	-
ND	0.17	0.24	0.56	0.00	0.00	0.02	0.03	0.00	0.02	-
NS	0.18	0.16	0.68	-	0.01	0.00	0.30	0.01	0.01	-

表-4.2 供試材料の機械的性質

	Sy	Su	δ
	MPa		%
KA32	364	473	27
SM400B	283	432	30
ND	236	430	35.5
NS	290	450	35.1

4.1.1.2 腐食タンクを用いた浸漬試験

一般的に考えられる沈船船体の腐食要因としては、溶存酸素、水温、pH、塩分、流れの速度、波の挙動、生物付着、バクテリアなどが挙げられる。まず、水温の要因が腐食に与える影響を実験室内試験の結果により明らかにするため、腐食タンクを用いて船体構造用鋼の試験片に対する浸漬試験を実施した。

腐食試験に使用した試験片は第 4.1.1.1 節で述べた通りである。試験液としては pH を 8.2 に設定した人工海水 ASTM D1141-52 を用いた。試験片は腐食タンク内に約 60 度傾斜させて配列した。試験液はリザーブタンク（試験液容量 0.085m³）から腐食タンク（試験液容量 0.025m³）へと循環させた。腐食タンク内の試験液は 1 時間にほぼ 2 回交換され、流速はほとんど 0 である。リザーブタンクでは、試験液が所定の温度及び pH を保持するように制御し、溶存酸素は空気吹き込みによる空気飽和状態とした。試験液の循環系は塩化ビニール製で、電氣的絶縁体によって構成されている。

溶存酸素を制御した腐食試験は、腐食タンク（W20 × L30 × H15）を温度一定の恒温槽タンク内に沈め、酸素と窒素の混合気体を吹き込み、溶存酸素 Do を一定値に制御しながら行った。腐食試験期間は 48 時間とした。

浸漬試験から得られる腐食減量（g/m²）については、クエン酸二アンモニウム水溶液で除錆した後に、腐食前後の重量差に除錆ブランク値を補正して求めた。1 回の測定において 3 個の試験片の平均値を用いた。腐食速度（ R_c : mm/year）については、試験片の全表面が均一に溶解するものとし、密度を 7.84g/cm³ として算出した。

試験液温 5℃における腐食減量と浸漬時間との関係を図-4.1 に示す。両者は、2つの傾斜（bi-linear）、初期段階（initial stage）及び定常段階（stationary stage）によって表される。勾配は、定常段階よりも初期段階の方が大きくなっている。

初期段階においては、研磨された試験片表面に酸化皮膜が形成される状態にあり、この段階で重量減が大きいのは表面が活性化しているためと考えられる。定常段階においては、試験片表面に被膜が形成された状態にある。ここに形成される酸化皮膜は、塩素イオンにより破壊されやすく水溶性である⁴⁴⁾。このため、試験中は皮膜の形成と遊離がつり合った

状態にあるものと考えられる。従って、ほぼ静水中での自然腐食状態では、腐食速度は定常段階の状態にあると考えてよい。また、両段階における腐食減量には、鋼種による相違が見られないことから、鋼種による腐食速度の違いはないと言える。これは、供試材料の化学成分がほぼ同様であり、かつ、成分のほとんどが Fe であることによる。従って、通常使用される船体用鋼材においては、強度が異なっても腐食速度はほぼ等しいと考えてよい。

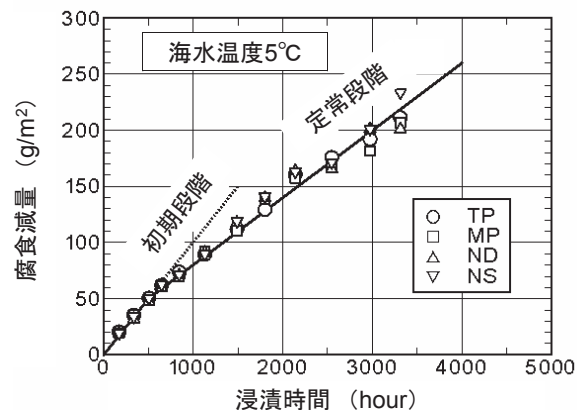


図-4.1 腐食減量と浸漬時間の関係
(海水温度 5℃)

試験液温 25℃及び 45℃における腐食減量と浸漬時間の関係を、図-4.2 及び図-4.3 にそれぞれ示す。

いずれの図においても bi-linear が見られることは図-4.1 と同様であり、温度環境によって腐食減量は異なるものの、鋼種による相違は見られない。また、初期段階が定常段階に変わる腐食時間は、ほぼ 500～700 時間となっている。このような傾向は、他の温度環境条件下における浸漬試験においても同様であった。

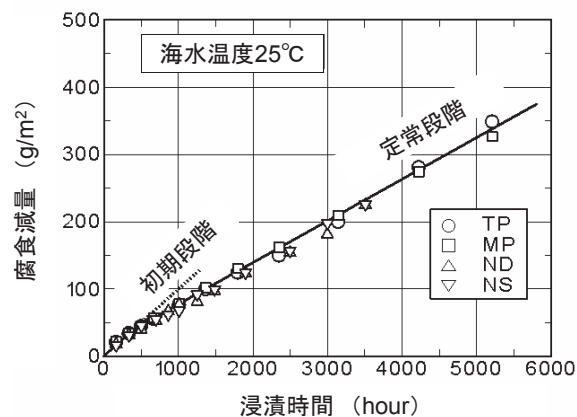


図-4.2 腐食減量と浸漬時間の関係
(海水温度 25℃)

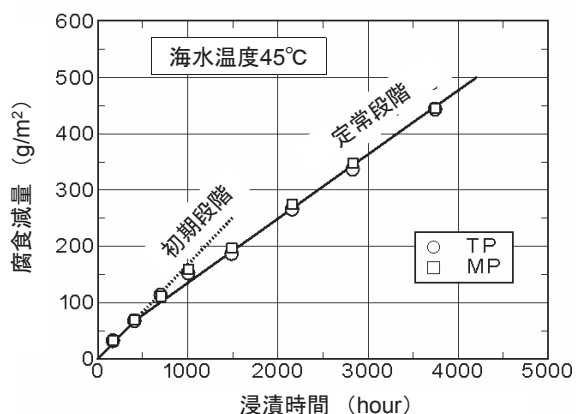


図-4.3 腐食減量と浸漬時間の関係
(海水温度 45℃)

以上のように求めた腐食速度 R_c と温度 T の関係を図-4.4 に示す。温度 25℃以上においては、腐食速度は温度に比例して大きくなる。一方で、温度 25℃以下では、腐食速度に温度の影響は見られなかった。これらの結果をまとめると、次式(4.1)～(4.4)が得られる。

初期段階においては、

$$R_c = 0.00426T \quad (T \geq 26.3) \quad \dots(4.1)$$

$$R_c = 0.112 \quad (T < 26.3) \quad \dots(4.2)$$

定常段階においては、

$$R_c = 0.0029T \quad (T \geq 25) \quad \dots(4.3)$$

$$R_c = 0.073 \quad (T < 25) \quad \dots(4.4)$$

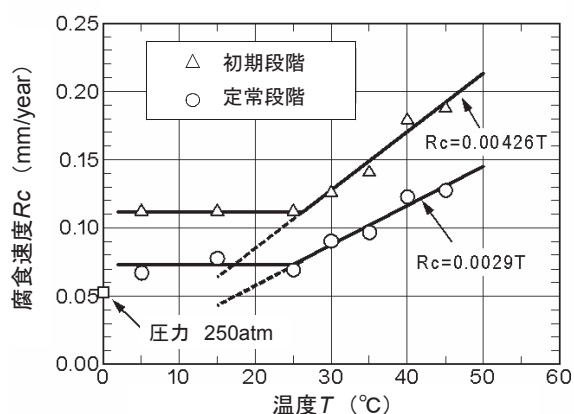


図-4.4 水温が腐食速度に与える影響

温度の上昇によって腐食速度が大きくなるのは、酸化反応速度が温度の上昇とともに増すためである。一方、25℃以下では温度による反応速度は低下す

るものの、低温になるに従って飽和溶存酸素が増すために腐食速度は低下しないものと考えられる。第4.1.2.1節で後述する実海域試験の海底2,511m(温度約0℃)における腐食速度を□印でプロットした。腐食速度が定常段階の値よりやや小さいのは、実海域においては溶存酸素が飽和状態に達していないためと推定される。

一般に浅海における流速は大きく、深海における流速は小さい。従って、深海では定常段階状態における腐食が進行し、流速が速くなって溶存酸素が増えたり腐食の抑制に有効な酸化被膜が除去されると、腐食速度は初期段階の値に近くなるものと考えられる。なお、図-4.4において、初期段階の腐食速度は、定常段階の腐食速度のほぼ1.5倍となっている。

4.1.1.3 高圧タンクを用いた分極抵抗試験

分極抵抗試験は高圧タンク内に電解槽を設置し、タンク内温度25℃において所定の圧力下で行った。試験片は1cm³の立方体であり、その1面が研磨された腐食面になっている。対極として白金を、比較電極として圧力平衡形のAg/AgCl電極を用いた。分極については、自動分極装置によって電位-850～-350mV、掃引速度25mV/minで行った。なお、分極に用いた人工海水はpH=8.2とし、空気飽和状態の溶存酸素とした。

海水中の溶存酸素は、温度及び塩分濃度によっても変わる。人工海水中空気飽和状態の溶存酸素 Do と温度との関係を図-4.5 に示す。塩分濃度3.4%は、Clがほぼ18,900ppmに相当し、JIS K 0102が与える Do は図4-5における実線で表される。しかし、実際に使用した金属腐食用の人工海水(塩分濃度3.4%、pH=8.2)における Do の測定値は図-4.5のようにプロットされ、式(4.5)によって表される。液温が低下するにつれて、 Do は増加する。

$$[Do] = (4.82 - 4.48 \times 10^{-2} \times T + 1.96 \times 10^{-4} \times T^2)^{\frac{3}{2}} \quad \dots(4.5)$$

液温5℃及び25℃において溶存酸素を制御して行った腐食試験結果を、図-4.6及び図-4.7に示す。ここに、腐食試験は48時間値である。これらの図においては、空気飽和状態の Do を□印でプロットした。双方の図において、空気飽和状態の Do までは R_c 及び Do は比例関係にあるが、 Do が空気飽和状態を超えると R_c が抑制される。これは、開放形の溶液が一定量を超える酸素を溶解できないためである。これらの図においてもまた、 R_c は鋼種に依存していない。

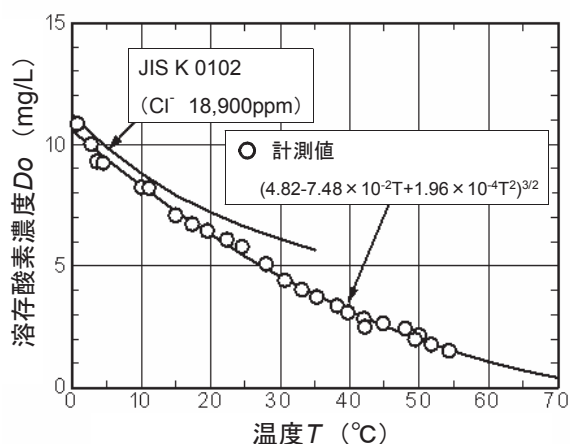


図-4.5 人工海水中空気飽和状態の溶存酸素 Do と温度との関係

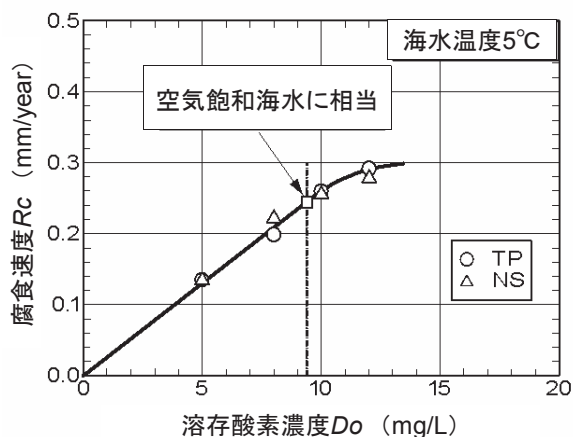


図-4.6 腐食速度と溶存酸素濃度の関係 (海水温度 5°C)

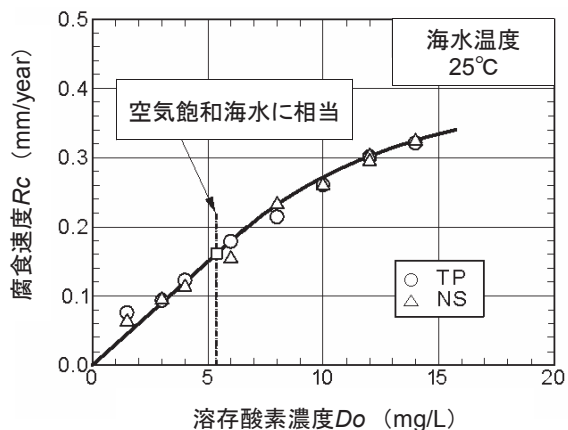


図-4.7 腐食速度と溶存酸素濃度の関係 (海水温度 25°C)

空気飽和状態の Do に対する R_c と Do の関係を図-4.8 に示す。温度 15°C までは R_c と Do の関係は直線関係にあるが、温度が 15°C から 5°C へと低下すると、 R_c が直線の延長から外れる傾向が見られる。

また、 R_c と液温の関係では、図-4.9 に見られるように温度の上昇に従って R_c が低下している。これは図-4.4 に見られた関係、すなわち式(4.2)あるいは式(4.4)のように、低温で一定値となる関係と一致していない。 R_c の絶対値は、初期段階の式 (4.2) の値よりも大きく、液温の上昇によって R_c が低下している。このことから、48 時間という短時間の腐食では、試験片表面に形成される被膜は遊離しやすく、前述した長時間の浸漬試験の初期段階とは異なっているものと考えられる。

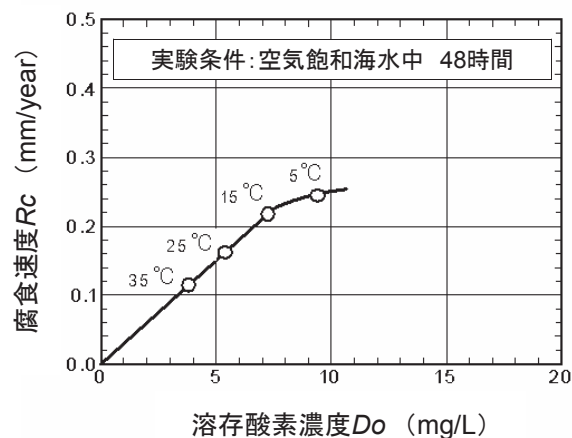


図-4.8 腐食速度と空気飽和溶存酸素濃度の関係

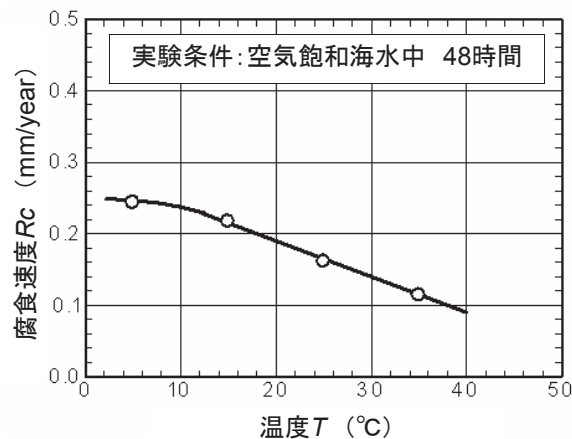


図-4.9 腐食速度と海水温度の関係

深海を模擬する水圧下における腐食速度については、高圧タンク内での分極試験から推定することとする。図-4.10 に分極システムを示す。圧力はタンク内の水道水を加圧し、電解槽の水圧がタンク内の水圧と等しくなるよう工夫されている。

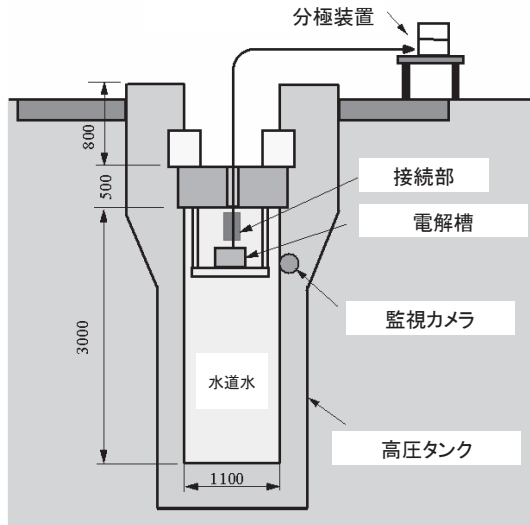


図-4.10 高压下における分極システム

圧力 50MPa（水深 5,000m）における分極曲線を図-4.11 に示す。腐食速度は、自然腐食電位 E_{corr} とその電位における電流密度 i_{corr} をターフェル勾配より求め、2 価の Fe が溶解するものとして算定した。

自然腐食電位と水圧の関係及び腐食速度と水圧の関係を図-4.12 及び図-4.13 にそれぞれ示す。図-4.12 から分かるように、 E_{corr} は水圧の影響をまったく受けていない。その平均値はほぼ $-690\text{mV vs. Ag-AgCl}$ であり、試験鋼材の大気中における自然電極電位とほぼ等しくなっている。また、図-4.13 から分かるように、 R_c は水圧の影響を受けている。5 ～ 25MPa に対する R_c は大気中の値よりやや大きく、25 ～ 50MPa の圧力下においては R_c が大きくなっている。高圧下で R_c が大きくなるのは、試験片表面に溶存酸素が凝集するためと考えられる。このことから、深海における溶存酸素の存在は腐食速度に影響を及ぼすものと考えられる。

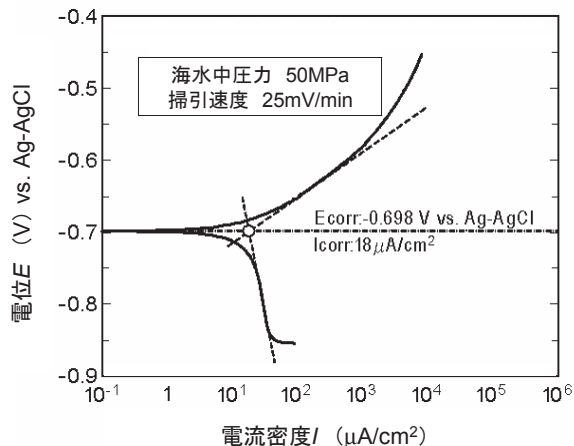


図-4.11 50MPaにおける分極曲線

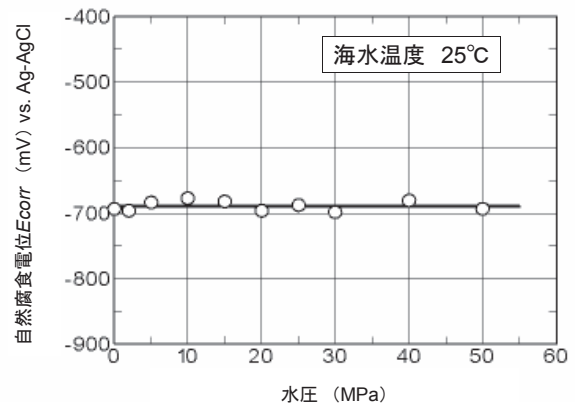


図-4.12 自然腐食電位と水圧の関係

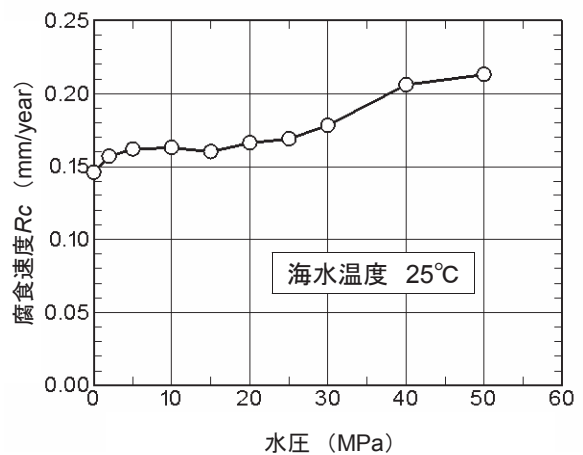


図-4.13 腐食速度と水圧の関係

本試験の分極から得られる R_c は、大気中における値が 0.145mm/year であり、図-4.4 における初期段階の値よりも大きい。これは、掃引速度が速いこと、短時間での腐食であること等が要因と考えられるが、圧力に対する相対的な関係は特に注目値する。

腐食速度に対する水圧と海水温度との関係について調べるため、4 点の海水温度に対して水圧 0 ～ 50MPa の範囲を 5MPa 間隔で 11 点変化させた状態で腐食速度を求めた。その結果、海水温度約 $1.7 \sim 4^\circ\text{C}$ の低温域では、腐食速度は水圧上昇に従って緩やかな増加傾向を示すがその腐食速度の変動量は小さいこと、海水温度約 $8.5 \sim 17.3^\circ\text{C}$ の場合、腐食速度は水圧変化に関わらずほぼ一定値を示すこと等が分かった。このことから、腐食速度については、海水の水温に対する水圧影響は小さいものと考えられる。

4.1.1.4 海水中における鋼の腐食要因

海水中における鋼の腐食要因については、これまでも研究が行われている。一般的な腐食要因は、溶存酸素、温度、pH、塩分、流れの速度、波の挙

動、生物付着、バクテリア等である。先に述べたように、溶存酸素、水温及び pH は、これらの要因のいくつかにも影響を与える。さらに、実験室における試験結果より、水圧の影響は無視することができることが分かった。

鋼の腐食に対する pH の影響については、pH4 ～ pH10 の範囲では腐食速度と関係がないことが知られている⁴⁴⁾。塩分濃度と腐食速度の関係は、塩分濃度 3 % 以内の場合には塩分濃度の増加に伴って腐食速度は増加するが、塩分濃度が 3 % 以上になると腐食速度は低下する。こうした特徴の原因は、ある一定の塩分条件における溶存酸素の濃度にある。海中の pH 及び塩分濃度はほぼ一定であり、それらの差による腐食への影響は小さいと考えられることから、海中における腐食速度を推定することができれば、pH 及び塩分は腐食要因として無視することができる。

海水による鋼の腐食は流れの速度とともに増大する。流れの速度と腐食速度の関係を図-4.14 に示す⁴⁴⁾。図-4.14 から分かるように、流れの速度 5m/sec までは流れの速度の増加に伴って腐食速度が増加するが、流れの速度が 5m/sec を超えると腐食速度は一定となる⁴⁴⁾、⁴⁵⁾。波の挙動により、腐食の固体粒子が海水等の溶液と混合することにより、腐食が促進される。また、長期的な鋼の海水腐食は生物付着及びバクテリアによって制御される⁴⁶⁾。一方で、環境データよりこれらの腐食要因の同定を解析することは困難である。

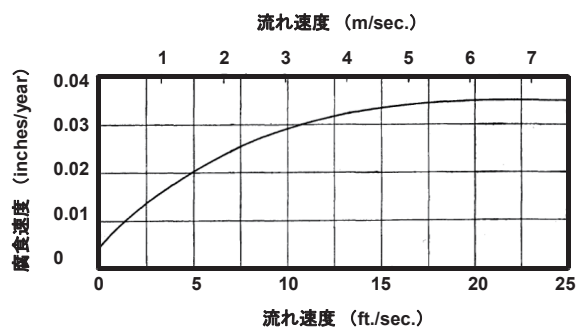


図-4.14 流れ速度と腐食速度の関係⁴⁴⁾

既に述べたように、溶存酸素、温度、流れの速度、生物付着及びバクテリアは海水腐食要因として強い影響を持つ。沈船の腐食速度を推定する場合には、腐食速度の推定モデルがこれらの要因をパラメータとして構成されることになる。

4.1.2 深海及び浅海における実海域試験

海中における船体の実際の腐食速度を調査するため、深海及び浅海における実海域試験を実施した。

深海としては日本海の水深 2,511m、浅海としては鹿児島県の沖合水深 28m と設定した。本節では、これらの実海域試験の概要及び解析結果⁴³⁾について述べる。

4.1.2.1 深海における実海域試験

深海における実海域試験では、写真-4.1 に示すような試験片 3 セットを、日本海の水深 2,511m に設置した。設置位置は北緯 37 度 14 分 35 秒、東経 134 度 24 分 19 秒 2 である。試験片は設置後、1.4 年 (12,055 時間) 及び 8.6 年 (74,986 時間) を経過した後 2 度にわたって回収した。

試験片の材料としては、船体構造用の 2 種類の材料 TP 及び MP を使用した。TP は 10mm 厚さの高張力鋼 (TMCP 鋼、KA32)、MP は 12mm 厚さの溶接構造のための圧延鋼材 (SM400B) である。試験片は塩化ビニルパイプに 2 段になるように取り付け、上段のすべての試験片は海水中に、また下段の試験片は海底土に埋まるように設置した。一部の試験片を海底土に設置したのは、試験片ブロックの固定強化に加え、土中及び海水との境界における電池効果を期待したためである。

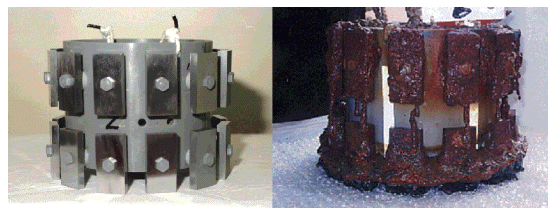


写真-4.1 実海域試験（深海）における腐食試験片（左：設置前、右：8.6 年経過後）

環境条件は、塩分濃度が 3.4 % 以下、溶存酸素濃度は 7.2mg/l である。図-4.15 に示すように、深海であるため水温はほぼ 0 °C に近い。試験片周辺の流れ速度はさびの生成条件から推定することができる。上段の試験片のさびの生成物が下段のそれに垂れていることから、試験片周りにはほとんど流れがないものと推測される。

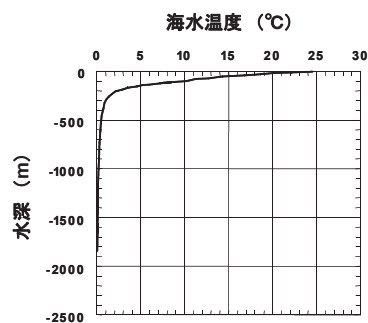


図-4.15 海水温度及び水深の関係

試験片の重量減少及び試験結果から得られた腐食速度 R_c を、図-4.16 及び図-4.17 にそれぞれ示す。海水中に設置されていた試験片の第1回、第2回回収時の腐食速度はそれぞれ 0.051mm/year、0.024mm/year である。一方、半分が海底土に埋まっていた試験片の第1回、第2回回収時の腐食速度はそれぞれ 0.055mm/year、0.035mm/year となっている。これらの結果より、海水中に設置されていた試験片の腐食速度よりも、半分が海底土に埋まっていた試験片の腐食速度の方が大きいことが分かる。こうした結果が得られた理由の一つは電池効果である。

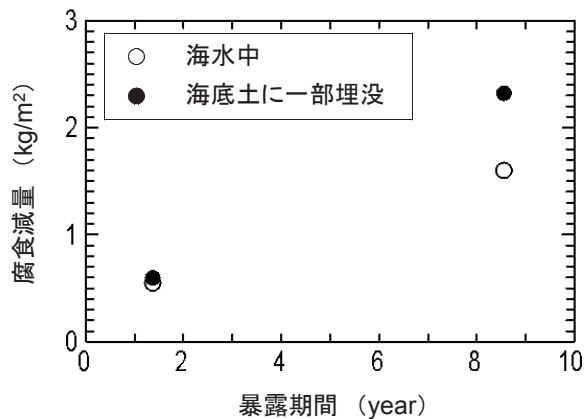


図-4.16 深海における試験片の腐食減量

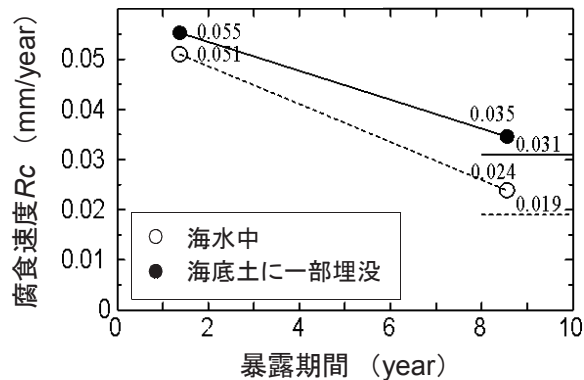


図-4.17 深海における試験片の腐食速度

また、時間の経過に伴い、腐食速度は減少する傾向を持つことが分かる。すなわち、 R_c は暴露時間が増えるとともに減少する。第1回及び第2回の回収のあいだの期間における重量減少の差より、海水中及び海底土中における腐食速度はそれぞれ 0.019mm/year、0.031mm/year と求められる。

沈船の船体の表面には一般的に塗膜が残っていると考えられるため、実際の海中における腐食速度は、実験室における試験結果よりも小さいものと推定される。

4.1.2.2 浅海における実海域試験

実海域における船体構造の腐食速度の相違を調査するため、浅海での実海域浸水試験を行った。2007年6月に水深28mの鹿児島県開聞岳の沖合いに腐食試験片を設置したときの様子を写真-4.2に示す。写真-4.2から分かるように、海底は砂状になっている。本試験で使用した腐食試験片は板厚10mmの高張力鋼(TMCP鋼KA32)であり、2007年10月(試験開始から124日間(2,976時間)後)に回収された。

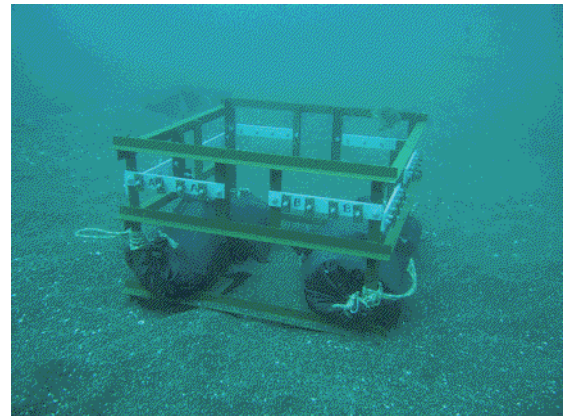


写真 4-2 浅海に設置された試験片

8月における鹿児島沖の環境データ(試験片周辺の海水温度、溶存酸素及びpHの環境データ)を図-4.18に示す。海底での潮流速度については、腐食試験片近くの海底に設置した潮流計を用いての計測した。台風が試験片の回収以前に数回来襲した関係もあり、潮流速度の計測結果の平均値は0.04m/secと大きい値であった。波動が大きくなると、海底の砂の巻き上げが起こった結果、腐食が促進される。

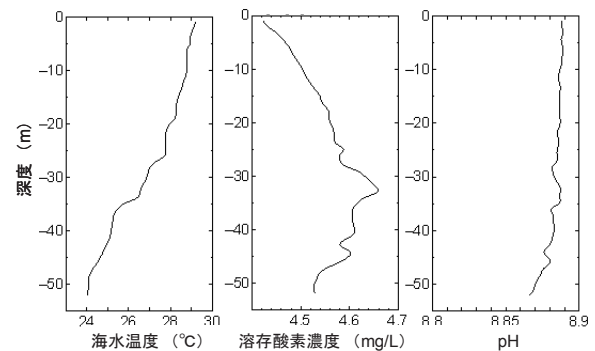


図-4.18 鹿児島沖の環境データ(8月)
(左:海水温度、中:溶存酸素濃度、右:pH)

回収された試験片の様子を写真-4.3 に示す。試験片表面には、生物の付着が見られる。実海域試験（浅海）における腐食速度の実験結果は、0.229mm/year であった。

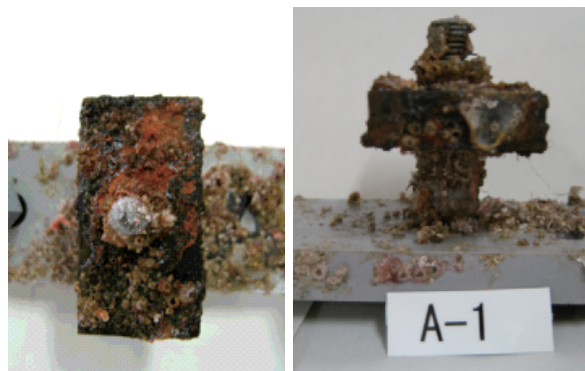


写真-4.3 実海域試験（浅海）で回収された腐食試験片の様子

4.1.3 腐食速度の予測法

陸上試験において得られた腐食速度を参照データとして図-4.19 に示す。図-4.19 には、水深 100m から水深 2,500m までの海域に対応する陸上試験参照データとともに、水深 2,511m における実海域試験（深海）の実験データも記されている。これらによれば、海水温度以外の海洋環境条件によって相違が現れているが、データのばらつきは実海域試験（浅海）のデータと比較すると小さい。

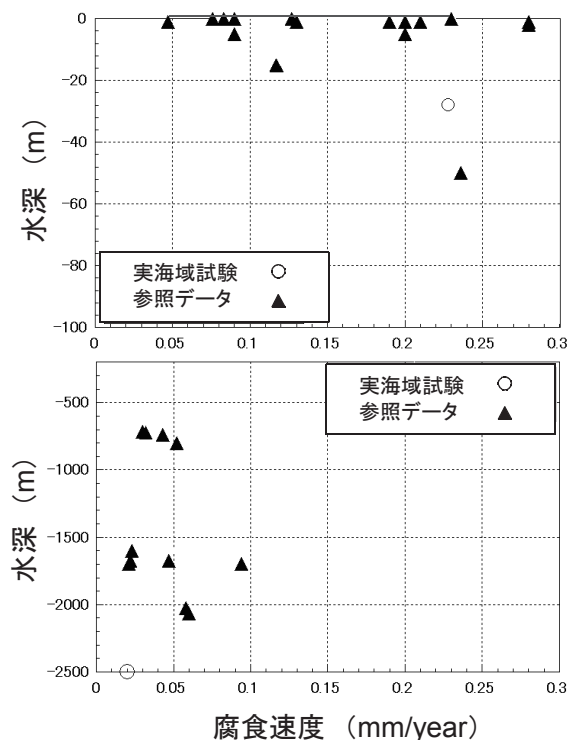


図-4.19 腐食速度と水深の関係（鹿児島沖、8月）

4.1.3.1 深海域における腐食速度

深海の特徴は、低温かつ高圧であることである。船体構造鋼の腐食速度に影響を与える要因は、流れの速度、溶存酸素、塩分、圧力、pH 及び生物付着等である。

海水温度が腐食速度に与える影響は大きい。腐食速度は、人工海水を使用した大気圧における空気飽和溶存酸素条件下、25℃以下の海水温領域においてほぼ0.072mm/yearと一定の値であった。このように腐食速度が25度以下の水温域で一定となるのは、温度が低くなると溶存酸素が増加する一方で、腐食速度は溶存酸素濃度に比例して増加し、これらが拮抗するためである。

深海域の海水温度は3℃以下と想定されるため、海水温度が腐食速度に与える影響は無視することができる。従ってここでは、溶存酸素濃度のみが腐食速度に対して影響を与えるものとする。深海域における腐食速度は溶存酸素濃度の実験データを使用して提示するものとするれば、式(4.6)を得る。腐食速度については2005年2回目の試験片回収結果を使用した。海水温度の変化はほとんどなく、流れがなく温度は0℃に近かった。

$$R_c = 0.0027 D_o \quad \dots(4.6)$$

ここに、 R_c 及び D_o は、それぞれ腐食速度及び溶存酸素濃度である。

4.1.3.2 浅海域における腐食速度

海水浸漬条件における鋼の腐食速度に関する以前のモデルは、大きく2つに分類することができる。1つは同様な条件に当てはまるような完全に実験的なモデルであり、もう1つはパラメータとして水温、溶存酸素などの効果を含む理論的モデルである。

実験室及び実海域における船体構造用鋼の腐食試験結果によれば、溶存酸素、水温、流れの速度、生物付着及びバクテリアは、海中における腐食に強い影響を持つことがわかる。従って、海中の沈船の腐食モデルはこれらの要因で構成されるはずである。実験室における試験では、溶存酸素、水温及び流れの速度が腐食に与える影響が明らかとなったが、生物付着及びバクテリアが腐食に与える影響を実海域試験における環境データから定義づけることは困難である。

ここでは、実験室における試験結果を使用して、腐食モデルを検討する。空気飽和状態下における浸漬試験及び高圧タンク試験で得られた初期及び定常状態での腐食速度に対する水温の影響を図-4.20に示す。

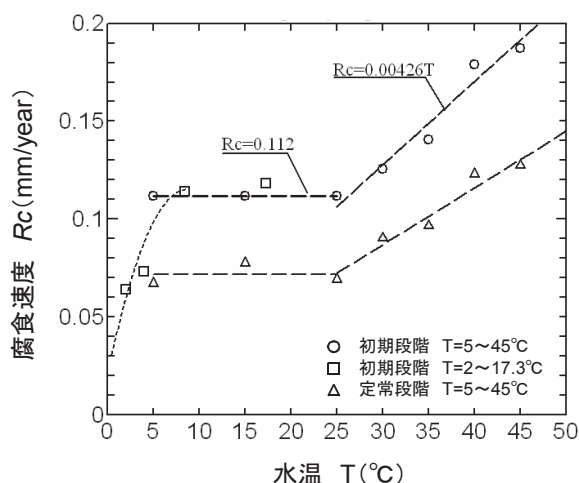


図-4.20 浸漬試験及び高圧試験の結果に基づく腐食速度に対する水温の影響

この関係は、流れ速度が発生する場合にも適用することができる。その場合には、流れの影響によって初期状態の期間が長くなるものと考えられる。流れの影響によって溶存酸素が新たに供給され、沈船船体表面が新鮮な環境に保持されることになる。

海中の溶存酸素濃度は塩分及び水温によって変化する。また、図-4.5 に示したように、溶存酸素濃度は水温が上昇するにつれて減少する。流れの速度 V_c のパラメータは、図-4.16 に示すように、流れの速度と腐食の関係を用いて腐食モデルに取り入れることが可能である。以上のことより、浅海域における腐食速度の式は、式(4.7)のように表現することができる。

$$Rc = Rc(T) * Do / Do_{\max} + 0.228V_c \quad \dots(4.7)$$

ここに、 $Rc(T)$ はそれぞれの水温で決まる腐食速度である。5 ~ 25 °C の水温では、 $Rc(T) = 0.112$ であり、水温が 25 °C を超えると、 $Rc(T) = 0.00426 * T$ で表される。 $Do_{\max}$ は何点かの水温における飽和条件における溶存酸素濃度である。

本モデルは、3 つのパラメータ（実験室の試験結果による溶存酸素、水温及び流れの速度）により構成される。

先述のように、浅海域における実海域腐食試験の場合、腐食速度が 0.229mm/year であった。8 月の腐食試験片周辺の環境データは、海底における水温は 27 °C、溶存酸素は 4.57mg/l、流れの平均速度は 0.04m/sec であった。環境データに基づく腐食モデルによれば推定腐食速度は 0.114mm/year となり、実

海域試験のそれよりも小さい。実海域試験による腐食速度とモデルによる腐食速度との間に差異が生じた原因としては、生物付着、バクテリア及び波の挙動が考えられる。これらの影響については、実海域試験結果と海洋環境の計測により今後調査されるであろう。

4.1.4 沈船の船体腐食速度の推定に関するまとめ

深海域及び浅海域における沈船の構造用鋼の腐食速度について検討した。腐食速度に影響を与える要因を調べるため、実験室及び実海域における浸漬試験を実施した。実験結果及び文献調査結果に基づき、海中の腐食速度の推定法について検討した。

まず、溶存酸素が空気飽和状態にある人工海水がほぼ静水中にある時の腐食速度について、温度及び溶存酸素の影響を調べ、以下の結論を得た。

- 腐食速度は、実験室試験に基づく水温に依存した 3 段階に分けて推定することができる。
- 腐食減量と浸漬時間の関係は bi-linear で表すことができる。このことから、腐食速度もまた 2 段階に分けることができる。静水中での長時間の腐食速度については、第 2 段階目が相当し、両者の比は約 1.5 倍である。
- 腐食速度は低温になると低下する。しかし、低温の場合でも、溶存酸素を多量に含んでいる場合には腐食速度は低下しない。
- 腐食速度は溶存酸素に依存する。少なくとも空気飽和以下での腐食速度は、溶存酸素濃度に比例する。
- 分極試験によれば、水圧が変化しても自然腐食電位 E_{corr} は変化しない。しかしながら、高水圧条件下では腐食電流密度が大きくなるため腐食速度は大きくなる。この要因としては、試験片表面に溶存酸素が凝集するためと考えられ、深海での溶存酸素の存在は、結果的に腐食速度を速めることになる。
- 船体構造用鋼については、腐食環境が同じであれば、その腐食速度は鋼種によって変化しない。

また、実海域における試験により次の結論を得た。

- 深海域及び浅海域における腐食速度の推定式を提案した。
- 浅海域における腐食の要因は、溶存酸素、水温及び溶存酸素に影響を与える流れである。
- 深海域における腐食速度の主要因は溶存酸素である。

4.2 沈船データベースの作成

直近約 100 年の間に日本近海で発生した座礁船及び沈没船に関する調査結果に基づき、その調査結果

を電子ファイル化することによって作成した沈船データベースの内容、及び個別情報に基づく沈没船からの油流出の相対的な潜在的危険度について以下に示す。

4.2.1 調査方法

4.2.1.1 調査対象及び調査資料

過去約 100 年間（1900 ～ 2004 年）に日本近海で座礁あるいは沈没した総トン数 100 トン以上の鉄船・鋼船（商船）を調査対象とした。調査した資料を表-4.3 に示す。表-4.3 中の調査資料の記載事項から、遭難に関連する必要な調査項目を抽出し、表計算ソフトを用いて電子ファイル化を行った。調査項目を表-4.4 に示す。

表-4.3 調査資料

	年代	遭難データ	船舶データ
主な資料	昭和15年 以前	・(高等)海員審判所裁決録（明治30年～昭和22年）	・日本船舶明細書 ・汽船件名録（大正2年～大正15年） ・日本船名録 ・Lloyd's Register of Shipping（昭和60年以降）
	昭和16年 ～昭和20 年	・戦時船舶史（駒宮真七郎著、平成3年11月1日） ・戦時日本船名録（林寛司編、戦前船舶研究会、平成18年11月）	
	昭和21年 以降	・海難審判庁裁決録（昭和23年～平成19年）	
その他 参考資料	・海上防災（海上防災事業者協会、昭和53年7月以降） ・船舶史稿（船舶部会「横浜」、船舶史稿編集チーム） ・油槽船列伝（松井邦夫著、成山堂書店、平成7年1月） ・海難審判制度史（森島逸男著、成山堂書店、昭和53年1月28日） ・船社社史 ・Survey of Operable or Salvable Japanese Merchant Vessels Feb. 1946.; U.S. Naval Technical Mission to Japan		

表-4.4 調査項目

遭難データ	・遭難日時 ・遭難原因（水没／座礁（乗り上げ）／擱座）（戦時／平時） ・遭難地点の経度、緯度 ・遭難場所 ・遭難時搭載物件 ・沈没地点水深（m）
遭難船のデータ	・船舶名 ・船種（貨物船／客船／貨客船／タンカーなど） ・総トン数（トン） ・主要目（垂線間長Lpp×型幅B×型深さD）（m） ・主機関（レシプロ／タービン／ディーゼルなど） ・馬力 ・速力（航海／最高）（ノット） ・燃料搭載量（トン） ・満載貨物重量（トン） ・起工／進水／竣工年月日 ・船主または所属 ・建造造船所
遭難後対処データ	・遭難後措置－船体－（浮揚／引き下ろし／撤去／修理／解体）

4.2.1.2 遭難地点の経緯度及びその精度指標

海難事故の遭難位置情報の多くは、「海図上の①目標位置、その位置からの②方位、及び③距離」で示されることから、海図表示ソフトウェアの検索機能を用いて経緯度を確定し、データベースに入力し

た。この際、入力データの精度を表す指標として、①～③のすべての情報が明らかな場合には“評価 a（遭難地点確定データ）”を、「何々半島北東何海里」や「何々港沖」のように、①～③の情報が不正確な場合には“評価 b（遭難海域確定データ）”を、さらに「何々半島沖」や「何々方面」といった場合には“評価 c（遭難海域）”を入力した。

4.2.1.3 遭難地点の水深及び陸岸までの距離

遭難地点の地理情報として重要と考えられる水深については、経緯度データを基に 500m メッシュ水深情報（J-EGG500、海上保安庁海洋情報部海洋情報センター）から検索し、周辺 4 点の水深の平均値を入力した。また、地理情報としての陸岸までの距離については、GIS（地理情報システム）ソフトウェアの機能を用いて、遭難地点から最も近い陸岸までの距離を計算して入力した。

4.2.1.4 油保有量の推定

沈船の油保有量については、図-4.21 に示すフローに従い、船種や総トン数等により推定した。すなわち、貨物船や油槽船で資料に記載がある場合にはその数値を（評価 a）、油槽船で資料に記載がない場合には最大荷載重量を（評価 b）、油槽船以外の船舶で主機がディーゼル機関の場合には最大燃料搭載量を（評価 c）、レシプロでも油焚きの場合には最大燃料搭載量を（評価 d）それぞれ入力した。また、表-4.5 に示す区分によって油の推定保有量を分類した。

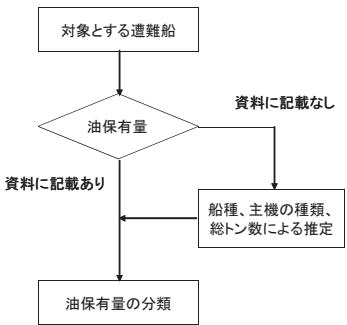


図-4.21 油保有量の推定フロー

表-4.5 推定油保有量の区分（クラス）

区分	油保有量*
A	1,000トン以上
B	100トン以上1,000トン未満
C	10トン以上100トン未満
D	1トン以上10トン未満
E	1トン未満
-	不明

* 油保有量：搭載燃料油と積載油の最大値の和で評価

4.2.2 調査結果

日本近海の座礁・沈没船の調査結果の一例を表-4.6に示す。左側のデータブロック(白色で表示)は、各資料から収集した調査結果を示す。中央のブロック(緑色で表示)は油保有量、船種、経緯度

(度一分一秒表示)及びその精度の評価、遭難地点の水深、陸岸までの距離及びその行政地を示す。右側のブロック(桃色で表示)は座礁船と沈没船の区分及び経緯度(度表示)で、データベースの検索利便性のために設けたものである。

表-4.6 調査結果の一例

船種番号	英文船名	和文船名	船の種類	船種	GT(噸)	長さ × 幅巾 × 型吃 (m)	主機	速力 (Naut/時)	燃料消費量 (Ton/Day)	平均搭載 貨物量 (Ton)	船主 又は所属	造船所 (所在地)	竣工 (竣工 年月日)	遭難 年月日	遭難地 点の 緯度経度	遭難 場所	搭載 物件	遭難原因 及び被害 状況の別	沈没地 点の水深	遭難後 の船体損傷	
962	Katsuragawa Maru	桂川丸	貨物船 (空船)	鋼	886	64.33X5.35	横浜X1 380HP	7/9.8	重油 35	2.1	1379	大阪商船(大坂)	川南造船所(京都) No.4015	/1944.7/1944.12.1	1945.02.12	-	福岡沖 大井島 灯台付近	-	座礁	-	-
963	Yusen Maru No.32	第32郵船丸	貨物船	-	245	-	鹿児島X1 200HP	7.5	-	-	-	郵船近海運輸(東京)	(鹿児島) 鹿島-鹿水	/1944.3/	1945.02.12	-	奄美大島 大島付近	-	座礁	-	-
964	Nanshin Maru	南進丸	貨物船	-	258	-	鹿児島X1 200HP	-	-	-	-	山下近海運輸(神戸)	-	//1944.4.4.	1945.02.14	-	沖縄渡良瀬 島嶼間 港	-	空船沈没	-	-
965	Yamami Maru No.1	第1山南丸	貨物船 (2E型)	鋼	881	64.33X5.35	横浜X1 380HP	9.0	重油 35	2.1	1379	川南造船所(京都) No.4001	川南造船所(京都) No.4001	/1943.8/1943.9.30	1945.02.14	-	宮崎県 大井島 灯台西の沖	-	船破沈没	-	-
966	Fugaku Maru No.5	第5富樫丸	-	-	153	-	-	-	-	-	-	村田造船	-	-	1945.02.15	-	千葉県 野島崎 沖	-	空船擱座	-	-
967	Yusen Maru No.2	第2郵船丸	貨物船	-	223	-	鹿児島X1 200HP	-	-	-	-	郵船近海運輸(東京)	(徳島)	/1943.8/	1945.02.15	-	八重山 列島 与那国島 付近	-	空船沈没	-	-
968	Hibi Maru	萩丸	貨客船	鋼	230	33.53X8.13	横浜X1 380HP	10/10.5	重油 10 トン	重油 1.7	-	東海汽船(東京)	金指造船所(兵庫) No.29	/1929.6/1929.8.29	1945.02.16	34-40N 139-37E	伊豆大島 付近	-	空船沈没	-	-
969	Sekai Maru No.3	第3西海丸	貨物船 (1F)	鋼	545	53.33X4.42	ディーゼルX1 500HP	10/12	重油 33	重油 2.0	-	西海汽船	水野造船所(大坂)	/1944.8/1944.9.1	1945.02.06	-	伊豆半島 西側 西側	-	空船沈没	-	-
970	Dabi Maru	大斐丸	貨物船 (1F空船)	鋼	531	53.33X4.42	ディーゼルX1 600HP	10/12	重油 39	重油 2.0	-	大阪商船(大坂)	山本造船所(高松)	/1944.4.12	1945.02.17	-	小笠原 諸島 見渡内	-	空船沈没	-	-
971	Yamashiro Maru	山彦丸	油槽船 (2TL)	鋼	10605	148.0×26.4 20	タービンX1 4500HP	13/15.4 6	重油 1545.3	重油 46.0	-	山下汽船(神戸)	三菱重工業 造船所(兵庫) No.825	/1944.7/1944.11.14	1945.02.17	-	横須賀 港	-	空船擱座	-	○
972	Fukuichi Maru No.5	第5福一丸	漁船	鋼	150	28.33X3.9	ディーゼルX1 1802HP	8/8.8	重油37	重油10	-	昭和漁業(横浜)	昭和造船所(横浜)	/1933.8/	1945.02.18	30-00N 141-00E	伊豆諸島 海老島 付近	-	沈没	-	-
973	Hiyoshi Maru	日吉丸	貨物船	鋼	1267	66.8X10.93	レボプロX1 1,140HP	11/12	石炭234 トン	石炭 14	-	日本鋼管船務(横浜)	日本鋼管船務(横浜)	//1933.6/	1945.02.18	-	小笠原 諸島 見渡内	-	空船沈没	-	-
974	Shoei Maru	勝栄丸	漁船	鋼	152	29.9X3.9	ディーゼルX1 1802HP	7.5/8.5	重油37	重油8.8	-	柳下三郎(神奈川)	小瀬造船所(静岡)	/1938.3/	1945.02.18	30-00N 141-00E	伊豆諸島 南東方	-	空船沈没	-	-

出所有 量の 計量	船種区 分	遭難地 点の緯 度経度 (度分秒)	遭難地 点の経度 (度分秒)	遭難地 点の計量	遭難地 点 から 水深 (m)	最寄の 陸地までの距離 (海里)	最寄の 陸地	状況/ 原因	緯度(度)	経度(度)
C	貨物船	33-41-22.5	130-13-53.7	b	20	0.0	福岡県 塩田市 西区	座礁	33.6896	130.2316
-	貨物船	28-17-42.8	129-18-3.0	b	-	0.0	鹿児島県 大島郡 大島村	座礁	28.2952	129.3194
-	貨物船	26-19-43.26	126-46-2.17	a	-	0.0	沖縄県 島尻郡 久米島市	沈没	26.3287	126.7673
C	貨物船	32-42-35.6	139-16-16.0	a	136	11.6	兵庫県 姫路市 船越上五島町	沈没	32.7099	129.2711
-	-	34-53-57.6	139-53-18.7	b	11	0.0	千葉県 東金郡 松戸市	座礁	34.8993	139.8885
-	貨物船	24-27-22.6	122-59-13.0	b	-	0.0	沖縄県 八重山郡 石垣市 山崎町	沈没	24.4563	122.9669
D	貨客船	34-40-00	139-37-00	b	1405	0.0	東京都 大島支庁 大島町	沈没	34.6667	139.6167
C	貨物船	34-32-55.1	130-41-40.1	a	939	6.4	静岡県 浜松市 新伊豆町	沈没	34.5486	138.6943
C	貨物船	27-05-09.0	142-11-12.2	a	-	0.1	東京都 小笠原支庁 小笠原村	沈没	27.0847	142.1867
-	油槽船	35-25-30.1	139-38-53.5	b	-	0.0	神奈川県 横浜市中区	座礁	35.4250	139.6649
C	漁船	30-04-36.6	140-50-50.5	a	3147	30.3	東京都 八丈支庁 八丈町	沈没	30.0768	140.8474
E	貨物船	27-05-09.0	142-11-12.2	a	-	0.1	東京都 小笠原支庁 小笠原村	沈没	27.0847	142.1867
C	漁船	30-28-31.9	140-17-29.6	a	165	0.1	東京都 八丈支庁 八丈町	沈没	30.4755	140.2916

調査データの総数は 3,503 件であり、そのうち沈没した事例が 2,706 件であったが、遭難後の措置が行われた事例を除くと、総データ数は 2,525 件となった。このうち沈没した事例及び座礁した事例はそれぞれ 2008 件、517 件であった。措置が行われた事例を除く沈没船及び座礁船データの船種別件数を図-4.22に示す。

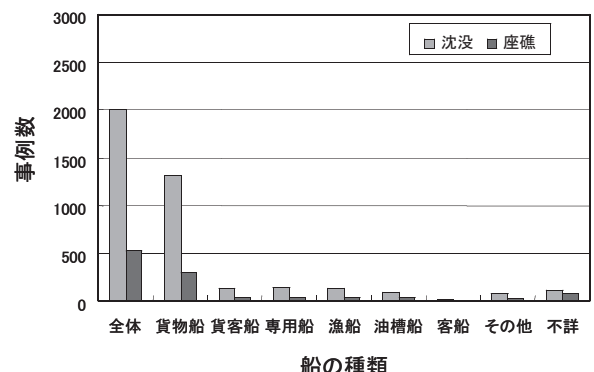


図-4.22 沈船データベースの船種別データ数 (措置済み)

4.3 沈船ハザードマップの作成

将来発生するかも知れない油流出に関する個々の

沈船の潜在的危険度を客観的に評価するために、沈船ハザードマップを作成した。本研究では、潜在的危険度を視覚的に理解できるものとするため、ハザードマップへの表示項目を、①油の流出時期、②油の流出規模、及び③環境への影響度の3項目に絞った。これらの因子を推定するために利用可能なデータベース情報は、①油の流出時期については沈没してから経過時間及び沈没海域の経緯度等、②油の流出規模については油の推定保有量、③環境への影響度については沈没海域の水深及び陸岸までの距離となる。これらのうち、②については図-4.21のフローに従って推定された値がデータベースに記載されるため、ここでは、①油の流出時期の推定方法について述べる。なお、③環境への影響度については、ハザードマップ上では利用者の直感的判断に委ねられるが、ハザードマップから得られる情報を詳細な解析に用いることが可能である。

4.3.1 沈船からの油流出開始時期の推定

沈船の着底状態に対して最悪の支持状態(沈船が岩盤等に支持され縦曲げモーメントが最大になるような状態)を仮定しても、外板の腐食衰耗の進展が引き金となる大規模崩壊が生じることは考えにくい⁴⁽¹³⁾。従って本研究では、図-4.23に示すフローに従

い、海水に接した外板がほぼ一定の腐食衰耗率で減少して板厚がゼロとなるまでの経過時間によって、油流出開始時期を推定した。

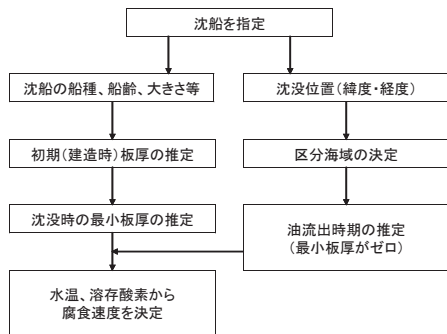


図-4.23 油流出開始時期の推定フロー

第 4.2 節で示した沈船データベースには、板厚に関するデータは含まれない。従って、まず個々の沈船の建造時の外板厚を以下に示す手順によって推定した。

4.3.1.1 沈船の船長の推定

沈船データベースにおいて主要目の記載がないデータについては、総トン数から船長を推定する必要がある。そのため、1970 年代に建造された 3,000 トン以上の船舶を調査し、総トン数 (GT) と船長 (L) の相関式として式(4.8)を導いた⁴⁻¹³⁾。

$$L = 8.275 \times GT^{0.31} \quad \dots(4.8)$$

式(4.8)を用いると、総トン数 100 トン、500 トン及び 2,500 トンの船舶の船長が、それぞれ約 34.5m、約 56.8m 及び約 93.6m と推定され、それぞれの一般的な船長と考えられる約 30m、約 50m 及び約 90m とほぼ同等の推定値を与えるため、3,000 トン未満の船舶に対しても式(4.8)を適用することとした。

4.3.1.2 沈船の建造時板厚の推定

NK 規則における $L \geq 90\text{m}$ の鋼船に対する最小板厚 t は、式(4.9)によって規定されている。

$$t \geq 5.2 + 0.065L \quad \dots(4.9)$$

また、小型鋼船構造基準における $L < 90\text{m}$ の鋼船に対する最小板厚 t は、式(4.10)によって規定されている。

$$t \geq 3.3 + 0.096L \quad \dots(4.10)$$

上記の式(4.8)～式(4.10)より、沈船の建造時板厚として、次の式(4.11)を用いることとした。

$$\begin{aligned} t &\geq 3.3 + 0.794 \times GT^{0.31} \quad (GT < 2,200 \text{ トン}) \\ t &\geq 5.2 + 0.538 \times GT^{0.31} \quad (GT \geq 2,200 \text{ トン}) \quad \dots(4.11) \end{aligned}$$

次に、沈没までの稼働期間 (= 沈没年 - 建造年) 中においては、鋼材に孔食やすみ肉溶接近傍の溝状腐食等の局部腐食、ならびにほぼ一様に腐食する全面腐食が生じる。しかしながら、前者は船種による差異、個船ごとのばらつきが大きいため、本研究では後者のみを考慮することとした。ただし、ここでは鋼材の平均衰耗量ではなく最大衰耗量が問題となるため、超過確率 10% の年間平均衰耗率 0.25mm/year で最大衰耗量を推定することとした⁴⁻¹³⁾。

最後に、沈没後の腐食衰耗量の推定については、沈船の経緯度から沈没海域の海水温度 T 及び溶存酸素量 Do を求め⁴⁻¹⁵⁾、以下に示す式(4.12)によって定まる腐食速度 R_c で、鋼材の片面のみが全面腐食するものとした。

空気飽和状態 (air saturated state) 下の定常状態における腐食速度 $R_{c,sat}$ は、図-4.4 より、

$$\begin{aligned} R_{c,sat} &= 0.0725 \text{ mm/year} \quad (T < 25^\circ\text{C}) \\ R_{c,sat} &= 0.0029 \times T \text{ mm/year} \quad (T \geq 25^\circ\text{C}) \end{aligned}$$

また、空気飽和状態下の溶存酸素 D_{sat} は、図-4.5 より、

$$D_{sat} = (4.82 - 7.48 \times 10^{-2} \times T + 1.96 \times 10^{-4} \times T^2)^{\frac{3}{2}}$$

従って、任意の海水中における腐食速度 R_c は、溶存酸素 Do に比例することより、

$$\begin{aligned} R_c &= 0.0725 \times \frac{Do}{(4.82 - 7.48 \times 10^{-2} \times T + 1.96 \times 10^{-4} \times T^2)^{\frac{3}{2}}} \quad (T < 25^\circ\text{C}) \\ R_c &= 0.0029 \times T \times \frac{Do}{(4.82 - 7.48 \times 10^{-2} \times T + 1.96 \times 10^{-4} \times T^2)^{\frac{3}{2}}} \quad (T \geq 25^\circ\text{C}) \end{aligned} \quad \dots(4.12)$$

4.3.2 油流出開始時期の推定結果

沈船データベースに登録された 2,008 件の沈船のうち、水深 30m 未満の沈船を除いた 581 隻分のデ

ータについて、上述の手順により油流出開始時期を推定した結果を表-4.7に示す。

表-4.7 沈船からの油流出時期の推定結果

総トン数		100～350トン		350トン以上		合計
水	深	30m以上 50m未満	50m以上	30m以上 50m未満	50m以上	
流 出 時 期	10年未満	3	29	0	1	33
	10年以上20年未満	2	3	0	0	5
	20年以上50年未満	9	32	2	6	49
	50年以上100年未満	13	42	10	43	108
	100年以上	17	85	29	255	386
合 計		44	191	41	305	581

4.3.3 座礁・沈没船のマップ表示

表-4.7に示した581隻分の推定油保有量及び流出時期を、GISソフト（Arc View9.2）を用いて日本近海の図上に示し、沈船ハザードマップを作成した。沈船ハザードマップにおける表示例を図-4.24に示す。図-4.24では、沈船の位置を○印によって表示し、油の推定保有量を○印の大きさで、流出開始時期を○印の濃淡でそれぞれ分類している。ただし、就航中及び沈没後の鋼材腐食速度は、メンテナンス状態や環境条件により大きなばらつきを有するため、沈没時期の推定結果はある程度の誤差を含んでいる。従って、本ハザードマップの利用という観点からは、個々の沈船からの油流出時期を得るというよりは、ある海域において油流出確率が相対的に高い船を検索するのに適している。

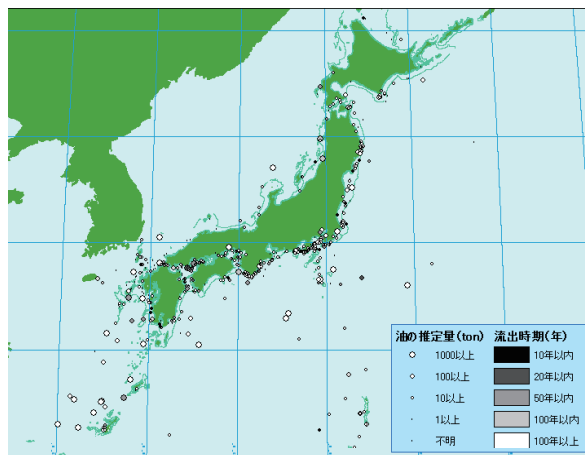


図-4.24 沈船ハザードマップにおける表示例

4.3.4 沈船ハザードマップの作成に関するまとめ

沈没船の潜在的危険度を、①油の推定保有量と②船底外板の衰耗から予想される流出時期について評価し、これらの結果をGISソフトを用いて日本近海の図上に示す沈船ハザードマップを作成した。

5. 結論及び今後の展望

流出油モニタリング技術に関しては、流出油を実海域で観測するために必要な要素技術として、1) 観測支援のための観測飛行航路誘導プログラム、2) 飛行探査中に油水分判を行うための簡易油水分判プログラム、及び3) 濁り・汚染マップ表示プログラムをそれぞれ開発し、実用化の見通しを得た。今後の展望としては、海上漂流物、救命設備等の蛍光特性を取得し、データベースの構築及びRGBカラーモデル分類法の確立を行うことにより、海上遭難者の捜索、海洋汚染物質及び海上障害物の監視、ひいては他分野の探査への応用に寄与すること等が考えられる。このうち、海上漂流物質のRGBカラーモデルによる分類法に関する研究については、平成21年度より科研費（課題番号21560841、3年計画）において実施中である。

流出油防除支援ツールDOGを開発するため、まず、従来解析対象としていた海面上の移流及び拡散だけでなく、海面から海底までの流れ場まで把握できる3次元油拡散漂流シミュレーションコードを構築した。次に、5種類の海洋生物を対象にA重油に対する毒性試験を行い、海洋生物毒性データベースを構築し、油処理剤自体には毒性がほとんどないこと等の知見を得た。続いて、海洋生物毒性試験の結果を用いて低次生態系に対する油影響モデルを構築した。ここでは、油流出時の短期・長期影響シミュレーションを実施した結果、油処理剤の散布は一時的に油分濃度を上昇させるものの、早期の拡散を促すために最終的な影響範囲を低減させる効果があることを確認した。最後に、これらのモデル及びデータベース、及び漁業被害予測モデルをGIS上で統合することにより、油処理剤散布による漁業被害と漁場環境の回復を予測し、双方の結果を比較して防除方法検討時の情報提供をするための流出油防除支援ツールDOGを開発した。今後想定される本ツールの使用方法としては、まずリスク管理ツールとしての利用が挙げられる。具体的には、事前に油流出を想定して本ツールを用いてシミュレーションを実施し、油処理方法・油処理剤散布場所等の最適化を予め行うことで実際の事故に備えること等が考えられる。また、本研究を通じて油処理剤の生態影響が科学的な見地からある程度明らかになったことから、油処理剤に対する漁業従事者等の正しい理解を促す教材としての利用等も考えられる。DOGは平成21年3月に完成した後に当所の海難事故解析センターで保有・管理されており、想定される使用者（油防除実施者をはじめとする関係機関）からツール利用希望の要望があれば、適宜対応する態勢となっている。

沈船から流出する油の潜在的危険性については、

まず船体構造用鋼の試験片を対象とした実験室内における浸漬試験及び分極抵抗試験を行い、腐食要因について検討し、続いて、深海及び浅海における実海域試験を行い、海中における船体の実際の腐食を調査した。これらの実験結果及び文献調査結果に基づき、腐食によって沈船から油が流出する時期を予測するための船体腐食速度の推定を行った。さらにこの腐食速度の推定結果を用いて、沈没船の潜在的危険度を、①油の推定保有量と②船底外板の衰耗から予想される流出時期について評価し、その結果をGISソフトを用いて日本近海の図上に示す沈船ハザードマップを作成した。本ハザードマップを利用することにより、座礁・沈没船の遭難地点と個別情報に基づき、油流出の相対的な潜在的危険度を評価することが可能である。今後の展望としては、実存する沈没船の位置情報等によって本ハザードマップが検証されることが望ましいが、これは金銭及び労力の観点から非現実的であると思われる。将来、日本近海において沈船からの油流出が発生した際に、個別の油流出時期に関してさらに検討を要することを念頭に置きつつ本ハザードマップが活用され、浮遊油の原因となる沈船の特定等に寄与することを期待する。

謝辞

本研究のうち、海上漂流物のデータベース及びRGB分類法に関する知見は、環境省公害防止等試験研究費によって得られたものである。

生物毒性試験及び低次生態系油影響モデルの構築については、それぞれ鹿児島大学水産学部附属海洋資源環境教育研究センター（小山次朗教授）及び大阪府立大学大学院工学研究科（中谷直樹准教授）との共同研究として実施された。さらに中谷准教授からは、流出油防除支援ツールDOGにおける季節ごとの流れ場データセットをご提供戴いた。流出油防除支援ツールDOGの開発に当たっては、海上災害防止センター、海上保安庁横浜機動防除隊、漁場油濁被害救済基金、兵庫県災害対策課・水産課から定期開催した研究委員会にご参加戴き、大変貴重なご意見を頂戴した。

船体腐食速度の推定に関する研究の立案及び実施に当たっては、運輸省運輸政策局（現国土交通省総合政策局）の多大なご協力を得た。鹿児島県沖での実海域試験（浅海）については、鹿児島大学水産学部（松岡達郎教授）との共同研究として実施された。鹿児島大学農・水産系学部技術部の丸儀雅孝助手には、実海域試験の実施に際してご協力戴いた。

同大学山中有一准教授及び西隆一郎教授には、腐食試験片周辺の環境データをご解析戴いた。ナホトカ号沈没海域での実海域試験（深海）においては、海洋科学技術センター（現海洋研究開発機構）のドルフィン3K及びその母船「なつしま」によって腐食試験片の設置及び第1回目の回収が行われた。また、第2回目の腐食試験片の回収は、海洋研究開発機構のハイパードルフィン及び「なつしま」により実施された。実験室内における腐食試験においては、海上技術安全研究所の田中義久主任研究員及び後藤英信主任研究員にご協力戴いた。

関係各位に深く感謝いたします。

参考文献

（第2章 流出油のモニタリング技術）

- 2-1) 樋富和夫, 山之内博, 間島隆博, 山岸進, 篠野雅彦, 桐谷伸夫, 星野邦弘, 山口良隆, 田口昇, 池本義範, 泉山耕, 有害液体物質流出の環境汚染モニタリングに関する研究, 海上技術安全研究所報告書特集号, 第6巻, 第4号, pp.37-51, (2007).
- 2-2) 樋富和夫, 山之内博, 山岸進, 篠野雅彦, ヘリコプター搭載型蛍光ライダーによる流出油のモニタリングについて, 日本航海学会論文集, 第117号, pp.143-150, (2007).
- 2-3) 樋富和夫, 山之内博, 篠野雅彦, 山岸進, 海上漂流物のRGBカラーモデルによる分類法について, 第27回レーザセンシングシンポジウム予稿集, pp.128-131, (2009).
- 2-4) Paolo Camagni, Angelo Colombo, Claudio Koechler, Pan Qi, and Guglielmo Rossi, Fluorescence Response of Mineral Oil-spectral Yield vs Absorption and Decay Time, Applied Optics, Vol.30, No.1, pp.26-35, (1991).
- 2-5) 原正一, 樋富和夫, 篠野雅彦, 泉山耕, 田村兼吉, 山之内博, 星野邦弘, 田口昇, 宇都正太郎, 金田成雄, 下田春人, 若生大輔, 堺茂樹, On the Marine Pollution Prevention Associated with Japan-France Collaborative Research, 海上技術安全研究所報告, 第6巻, 第2号, pp.55-87, (2006).
- 2-6) 篠野雅彦, 樋富和夫, フランスにおける実海域流出油演習「DEPOL」, 海上防災, No.130, pp.16-21, (2006).
- 2-7) Marc Lennon, Sergey Babichenko, Nicolas Thomas, Vincent Mariette, Grégoire Mercier and Aleksei Lisin, Detection and Mapping of Oil Slicks in the Sea by Combined Use of Hyperspectral Imagery and Laser Induced Fluorescence, EARSeLe Proc. 5, issue / 2006, pp.1-9, (2006).

(第3章 流出油防除支援ツール DOG の開発)

- 3-1) 平山彰彦, 和氣亜紀夫, 熊谷道夫, 成層水域を対象とした流れの3次元FEMモデル, 海岸工学論文集, 第41号, pp.301-305, (1995).
- 3-2) Smagorinsky, J., General Circulation Experiments with the Primitive Equations, Monthly Weather Review, Vol.91, No.3, pp.99-165, (1963).
- 3-3) Kao, C., J., and Yamada, T., Use of the CAPTEX Data for Evaluations of a Long-Range Transport Numerical Model with a Four-Dimensional Data, Assimilation Technique, Monthly Weather Review, Vol.116, No.2, pp.293-306, (1988).
- 3-4) Yamada, T., Simulations of Nocturnal Drainage Flows by a q2l Turbulence Closure Model, J. Atmospheric Sci., Vol.40, pp.91-106, (1983).
- 3-5) Mellor, G., L., and Yamada, T., A Hierarchy of Turbulence Closure Models for Planetary Boundary Layers, J. Atmospheric Sci., Vol.31, No.7, pp.1791-1806, (1974).
- 3-6) Mellor, G., L., One-Dimensional, Ocean Surface Layer Modeling: A Problem and a Solution, J. Physical Oceanography, Vol.31, pp.790-809, (2001).
- 3-7) Kashiama, K., Saitoh, K., Behr, M., and Tezduyar, T., E., Parallel Finite Element Methods for Large-Scale Computation of Storm Surges and Tidal Flows, Intl. J. Numerical Methods in Fluids, Vol.24, pp.1371-1389, (1997).
- 3-8) <http://mee.k.u-tokyo.ac.jp/mec/model/>
- 3-9) Fay, J., A., The Spread of Oil Slicks on a Calm Sea, Oil on the Sea, (ed. by Hoult, D.), PLENUM Press, New York, pp.53-64, (1969).
- 3-10) Delvigne, G., A., L., and Sweeney, C., E., Natural Dispersion of Oil, Oil & Chemical Pollution, 4, pp.281-310, (1988).
- 3-11) French, D., P. et al., National Resource Damage Assessment Model for Coastal and Marine Environments (NRDAM/CME) Technical Documentation, Vol.I, Part 1, 2, (1996).
- 3-12) Brebbia, C., A., Ed., Oil Spill, Modeling and Processes, WIT Press, (2001).
- 3-13) 西川兼康, 藤田恭伸, 伝熱学, 理工学社, p.412, (1982).
- 3-14) Yapa, P., D., and Zheng, L., Modeling Underwater Oil / Gas Jets and Plumes, J. Hydraulic Res., pp.481-491, (1999).
- 3-15) Johansen, O., Estimates of Droplet Size from Subsea Oil and Gas Leaks or Blowouts, SINTEF document, (2002).
- 3-16) 間島隆博, 宮田修ほか, 流れ場における水没タンクからの油流出率推定法, 日本船舶海洋工学会講演会論文集, 第4号, pp.491-494, (2007).
- 3-17) Shen, H., T., Yapa, P., D., and Petroski, P., D., Simulation of Oil Slick Transport in Great Lakes Connecting Channels, Report, Dept. Civil and Environmental Eng., Clarkson University, No.86-1, (1986).
- 3-18) Baines, W., D., and Knapp, D., J., Wind Driven Water Currents, ASCE J. Hydraulic Division, pp.205-221, (1965).
- 3-19) 谷口健男, FEMのための要素自動分割 デーローニー三角分割法の利用, 森北出版, (1992).
- 3-20) 海上保安庁, 東京湾潮流図, (2002.2).
- 3-21) 小山次朗, 黒島良介, 石松淳, 汚染物質毒性評価のための指標海産魚選定, 水環境学会誌, 15, pp.804-813, (1992).
- 3-22) Singer, M., M., Aurand, D., Bragin, G., E., Clark, J., R., Coelho, G., M., Sowby, M., L. and Tjeerdema, R., S., Standardization of the Preparation and Quantitation of Water-accommodated Fraction of Petroleum for Toxicity Testing, Marine Pollution Bulletin, 40, pp.1007-1016, (2000).
- 3-23) Intergovernmental Oceanographic Commission (IOC), Manual for Monitoring Oil and Dissolved / Dispersed Petroleum Hydrocarbons in Marine Waters and on Beaches, Intergovernmental Oceanographic Commission, Paris, (1984).
- 3-24) Koyama, J., and Kakuno, A., Toxicity of Heavy Fuel Oil, Dispersant, and Oil-dispersant Mixtures to a Marine Fish, Pagrus major, Fisheries Science, 70, pp.587-594, (2004).
- 3-25) 中田喜三郎, 生態系モデル 一定式化と未知のパラメーターの推定法一, J. Advanced Marine Tech. Conf., Vol. 8, pp.99-138, (1993).
- 3-26) <http://mee.k.u-tokyo.ac.jp/mec/model/ug/index.php?MecModel>
- 3-27) 北澤大輔, 東京湾における浮体式構造物の海洋生態系への影響について, 第4回 MEC モデルワークショップ講演論文集, pp.59-68, (2003).
- 3-28) 小田一紀, 石川公敏, 城戸勝利, 中村義治, 矢持進, 田口浩一, 内湾の生物個体群動態モデルの開発 大阪湾の「ヨシエビ」を例として, 海岸工学論文集, 44, pp.1196-1200, (1997).
- 3-29) <http://www.tbeic.go.jp>
- 3-30) <http://www.pref.chiba.lg.jp/laboratory/fisheries/04jouhou/04tkinf/04tkinflame.html>
- 3-31) <http://kouwan.pa.kkr.mlit.go.jp/kankyo-db/>
- 3-32) 黒田貴子, 原正一, 流出油防除支援ツールの開発, 日本船舶海洋工学会講演論文集, 6, (2008).
- 3-33) Kuroda, T., Majima, T., Kojima, R., Hara, S., Outline of Decision Making Process Tool for Oil

- Pollution on GIS (DOG), Proc. 31st AMOP Technical Seminar on Environmental Contamination and Response, (2008).
- 3-34) 間島隆博, 油処理剤散布時の流出油の3次元挙動解析に関する研究, 日本船舶海洋工学会講演論文集, 6, (2008).
- 3-35) 黒田貴子, 原正一, 流出油による漁業被害予測モデル, 日本船舶海洋工学会論文集, 9, (2009).
- 3-36) 小山次朗, 角埜彰, Toxicity of Heavy Fuel Oil, Dispersant, and Oil-dispersant Mixtures to a Marine Fish, *Pagrus Major*, Fisheries Science, Vol.70, No.4, 日本水産学会, pp.587-594, (2004).
- 3-37) 中谷直樹, 沿岸域環境影響評価のためのC-N-P保存モデルの構築, 関西造船協会論文集, 第243号, pp.117-123, (2005).
- (第4章 沈船から流出する油の潜在的危険性)
- 4-1) 黒田貴子, 原正一, 沈船からの油汚染と環境リスク評価, 日本マリンエンジニアリング学会誌, Vol.42, No.5, pp.33-38, (2007).
- 4-2) Kado, S., and Watanabe, T., Sea Water Corrosion of Low Alloy Steels, Technology of Corrosion Prevention, Vol.25, pp.173-190, (1976).
- 4-3) Kobayashi, K., Kuroda, T., and Hara, S., Corrosion Rate of Ship Structural Steels in Deep Ocean Environment, Proc. Techno Oceans'06, (2006).
- 4-4) Uhlig, H., H., The corrosion handbook, (1974).
- 4-5) 劣化と腐食, 腐食工学会, (1987).
- 4-6) Melchers, R., E., Modeling of Marine Immersion Corrosion for Mild and Low-alloy Steels Part1: Phenomenological Model, Corrosion, vol.59, pp.319-334, (2003).
- 4-7) 原正一, 亀山道弘, 樋富和夫, 沈船からの環境リスクとその対策技術, 第5回海上技術安全研究所研究発表会講演集, pp.307-312, (2005).
- 4-8) 宮田修, 亀山道弘, 黒田貴子, 原正一, 山口勝治, 山之内博, 日本近海の座礁・沈没船のデータベース (第1報: データの内容と取得について), 第6回海上技術安全研究所研究発表会講演集, pp.243-244, (2006).
- 4-9) 原正一, 黒田貴子, 沈船からの油流出による環境リスク, KANRIN, 日本船舶海洋工学会誌, No.3, pp.57-64, (2005).
- 4-10) 黒田貴子, 米国 NOAA での油流出対策とリスク評価ー沈船の潜在的危険性ー, 海上防災, 128, (2006).
- 4-11) 黒田貴子, 流出油防除のための環境影響評価と沈船の潜在的危険度評価, 油濁基金だより, 81, pp.17-21, (2007).
- 4-12) 宮田修, 黒田貴子, 原正一, 山口勝治, 日本近海の座礁・沈没船のデータベース, 第20回海洋工学シンポジウム講演集, pp.243-244, (2008).
- 4-13) 田中義照, 遠藤久芳, 穴井陽祐, 沈船からの油流出発生について (1) 腐食率推定と沈船強度の経年変化, 日本船舶海洋工学会講演会論文集, 6, pp.101-104, (2008).
- 4-14) 穴井陽祐, 小林佑規, 田中義照, 沈船からの油流出発生について (2) 座礁船の船体腐食, 日本船舶海洋工学会講演会論文集, 6, pp.105-108, (2008).
- 4-15) 黒田貴子, 高井隆三, 小林佑規, 田中義照, 原正一, Corrosion Rate of Shipwreck Structural Steels under the Sea, OCEANS/Techno-Ocean'08, Kobe, (2008).