

沈船からの油流出による環境リスク評価

間島 隆博*, 中谷 直樹**, 城田 英之***, 小山 次朗****,
宮田 修***, 小野 正夫*****, 小島 隆志***, 原 正一****

Environmental Risk Assessment on the Discharge of Oil from Sunken Vessels

by

Takahiro MAJIMA, Naoki NAKATANI, Hideyuki SHIROTA, Jiro KOYAMA,
Osamu MIYATA, Masao ONO, Ryuji KOJIMA, Shoichi HARA

Abstract

The oil spill discharge incident in semi-closed bay area is considered to give a serious damage to the coastal environment. The drifting diffusion model of discharged oil in the semi-closed bay such as Tokyo Bay and the system consisting of long term ecological impact assessment model are reported in this paper. The output of the former model is concentration distribution of toxic constituent contained in oil and the latter model provides the change of biological production taking account of its concentration distribution as the computation condition. The ecological toxicity test using asari clam has also been carried out to be incorporated into the ecological system simulation. The long term impact of discharged oil to the ecological system can be quantitatively assessed by the difference with and without the oil discharged effect. The outline of the composed model and analysis example taking fixed carbon content as the index of evaluation has been described.

* 運航・物流系, ** 大阪府立大学, *** 環境・動力系, **** 鹿児島大学, ***** 海洋開発系

原稿受付 平成27年 8月 14日

審査日 平成27年 9月 16日

目 次

1. はじめに	18
2. 環境リスク評価ツールの概要	19
3. 漂流・拡散シミュレーション	19
3.1 モデル化	20
3.1.1 潮流モデル	20
3.1.2 流出油の分散・溶解・拡散モデル	20
3.2 ユーザーインターフェイス	21
3.3 解析	21
3.3.1 海上流出油の拡散解析	21
3.3.2 海中流出油の拡散解析	22
3.4 漂流・拡散シミュレーションのまとめ	24
4. アサリの毒性試験	25
4.1 アサリの濾過速度試験	25
4.1.1 濾過試験の概要と方法	25
4.1.2 濾過実験方法の検証	26
4.2 WAF 暴露実験	26
4.3 毒性試験のまとめ	28
5. 生態系リスクシミュレーション	29
5.1 シミュレーションモデルの概要	29
5.2 モデルケースにおけるリスクシミュレーション結果	32
6. 環境リスク評価のための指標	34
7. まとめ	34
謝辞	34
参考文献	34

1. はじめに

海難事故等により貨物油あるいは燃料油を搭載して沈没した船舶から油流出が発生すると、周辺の海域の生態環境を破壊する大きな事故となり得る危険性が懸念される。特に、閉鎖系湾内における油流出事故は、湾内の環境に深刻な打撃をもたらすと考えられる。東京湾、大阪湾、伊勢湾などの船舶の輻輳海域における事故については、事故が発生した時の環境に対する影響評価を前もって検討しておくことは非常に重要である。

近年に発生した流出油事故を挙げると、2014年3月に神奈川県三浦半島沖の水深100mの地点でパナマ船籍の貨物船が韓国船籍の貨物船と衝突して沈没した。貨物船には搭載されていた燃料油約400トンが流出し、対岸の千葉県富津市の海岸線10kmに渡り油が漂着し漁業に深刻な打撃を与えた。また、2008年3月には兵庫県明石沖で3隻の貨物船の衝突が発生し、ゴールドリーダー号は積載していた一部の燃料油を流出し、燃料油を積載したまま沈没した。この流出油事故で海苔養殖といかなご漁に多大な損害を及ぼした。なおこの事故では、地域の漁業従事者の要請により沈没した船の燃料タンクから重油が回収された。

著者らは、これまで地理情報システム(GIS)上で流出油の挙動を予測し、油分濃度を指標に海洋生物への影響濃度を超えた海域での漁獲損失量を、漁業情報データベースを用いて予測するモデルを開発した。さらに、このモデルを用いて実際の流出油事故事例における漁業被害を計算し、モデルの検証を行った¹⁾。また、A重油及びA重油と油処理剤の混合物の植物プランクトン、動物プランクトン、ジャワメダカ及びマダイの稚魚等を対象とした生態系に対する急性毒性試験を行い、その環境影響濃度を計測して環境影響評価のための生態系シミュレーションに組み込んだ^{2,3)}。本報告

では、時間の経過とともに風化する流出油を対象とし、主に沿岸に漂着した油についての長期毒性影響を調査した結果について述べる。

2. 環境リスク評価ツールの概要

本報告では、閉鎖系湾として東京湾を例に、湾内で流出した油の拡散挙動モデル及び湾内の生態系長期影響評価モデルで構成されるシステムに関して述べる。拡散挙動モデルは油に含まれる毒性成分の濃度分布を海底、海中、海表面で計算し3次元表示する。3章においてモデルについて詳述する。また、海洋に流出した油は、漂流後に海岸に漂着し、それが沿岸域の生態系に長期的な影響を与えることが懸念されている。この問題に対して本研究では、海上に流出した油・有害液体物質に対する生態系シミュレーション計算を基にした総合的な環境影響評価手法を構築し、漏洩リスク評価ツールを製作することを目的としている。海洋生物に対しての油影響を表す数理モデルはこれまで著者らが開発した油影響モデルがある²⁾。これは、植物プランクトン・動物プランクトンに対する海水中の油の水溶性画分（いわゆるWAF, Water-Accommodated Fractions）による影響を計測した実験結果⁴⁾⁵⁾⁶⁾より構築したものであり、植物プランクトンに対しては、フラックスの生長速度に対して油分濃度が指数関数的に影響するものと表現し、動物プランクトンに関しては、油分濃度と暴露時間によって死亡速度が増加する関数で表現している。本研究における対象生物は海藻と付着生物類であるが、ここでは、一次生産者の海藻に対しては植物プランクトンと同様の制限が、消費者の付着生物に対しては、動物プランクトンと同様の制限がかかるものと想定し、モデルを構築する。

生態系長期影響評価モデルは、その濃度分布を計算条件に取り入れて、生物生産量の変化を出力する。流出油の存在の有無による生物生産量の差を測ることにより、流出油が生態系に対して長期的に与える影響を定量的に評価することが可能となる。次章以降において構築したモデルと炭素固定量を評価指数とした解析例について報告する。

3. 漂流・拡散シミュレーション

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
- ・比重が大きい物質
- ・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、海域毎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ある。この条件では、本来流れ場に依存する渦拡散係数の変化が、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できない。本手法では、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 Ocean モデル（Marine Environmental Committee Ocean Model⁷⁾、以降MECモデルと略す）¹⁾で出力される潮流データを読み込み、この流れ場のもと、拡散解析を行う機能を持つ。このデータには、乱流モデルにより計算された水平および鉛直拡散係数が保持されているため、拡散現象をより精緻に計算することが可能となり、従来、海域毎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、内性的に得られる。これより、油処理剤散布後に水中へ分散した油や沈船からの流出など、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。

また、流出油に対する油処理剤として、分散剤が散布されることがある。これは、流出した油の拡散を助長することで、高濃度に汚染される海域の範囲や時間の縮小を意図した操作であるが、油が持つ毒性そのものを無くす効果はない。そのため、散布に関してはその後の環境に対する影響を定量的に評価して判断する必要が生じる。分散剤は海面に浮遊する油に対しても鉛直方向への拡散を発生させ、拡散現象に大きな影響を及ぼす。本手法ではこのような分散剤の影響を考慮したモデルが実装されている。

本手法は、上述の3次元解析の機能と分散剤に係るモデルを組み合わせることで、沈船の燃料タンクから流出する油に対する分散剤散布の環境影響評価といった解析が可能となる。以下では3.1節にモデルの概略を述べ、3.2節で本プログラムのユーザーインターフェースを、3.3節で解析結果を示し、3.4節で3章をまとめる。

3.1 モデル化

3.1.1 潮流モデル

本手法では、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 モデルで出力される潮流データを読み込み、この流れ場のもと拡散解析を行う機能を持つ。東京湾などの閉鎖系湾内では、およそ12時間周期で発生する潮流が流れ場を支配する。MEC モデルを用いて、東京湾口で潮汐を周期的に発生させ (M_2 分潮のみを考慮)、その潮汐により生じる潮流を解析して1時間間隔でデータに保持する。なお、初期影響を除去するため、潮流分布の周期的変動が落ち着いた3周期後のデータを解析に用いることとした。MEC モデルでは、乱流モデルにより、水平・鉛直方向の拡散係数も自動的に計算、記録される。以降に示す流出油の拡散モデルや解析では、この潮流と拡散係数を用い、流出油の移流・拡散現象を解析する。なお、長期に亘る解析では、 M_2 分潮以外の周期成分も流れ場に影響を与えるが、以下に示す長期間の解析では、簡易的に12時間周期の潮流が繰り返されると仮定している。この対処法により正確性を欠くことになるが、後述のように長期間の拡散では、湾内全域が一樣な濃度分布に近づくため(図3.4)、リスクの見積もりに大きな影響を与えないことが期待できる。

3.1.2 流出油の分散・溶解・拡散モデル

流出後の油の挙動は、様々な現象に応じたモデルを組み合わせ推定する。例えば、拡散現象は油に見立てた多数の粒子を周囲の潮流や拡散係数に応じて散逸させることで模擬するランダムウォーク法を採用している。本件で用いるモデル群の詳細は、既報²⁾と大きな違いは無い。ただし、海中で流出する油に対して散布される分散剤の影響については、海中で毒性成分粒子を発生させるとともに、上昇速度を0として、流れ場による移流と鉛直拡散による挙動を考慮することとした。

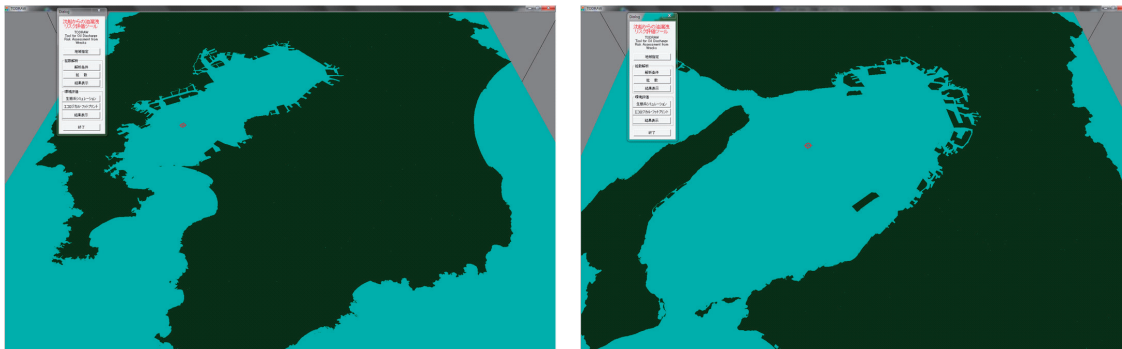


図3.1 湾内3Dモデルの俯瞰図, (a) 東京湾(左図), (b) 大阪湾 (右図)

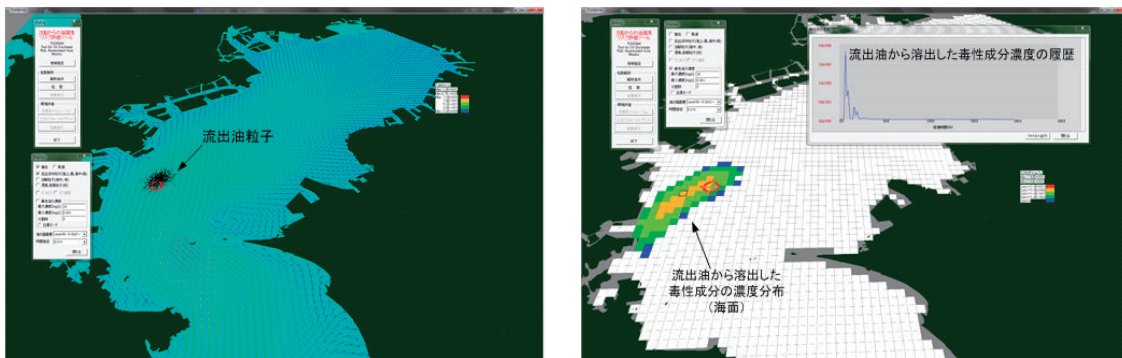


図3.2 解析結果の可視化, (a) 拡散粒子の分布状況と潮流ベクトル(左図), (b) 油から溶出した毒性成分濃度の分布とある海域の濃度履歴(右図)

3.2 ユーザーインターフェース

解析結果が鉛直方向を含めた3次元情報となるため、拡散状況を視覚的に分かりやすく把握できるようユーザーインターフェースを構築した。図3.1にはコンピューター内に構築された3Dの東京湾、大阪湾のそれぞれの俯瞰図を示す。

図3.2には解析結果に関する可視化の例を示す。図(a)は、海面拡散を模擬するために生成された油粒子の分布の状況と潮流分布が描かれている。図(b)には、流出油から溶出した毒性成分の濃度分布とユーザーが画面上で指定した海域における毒性成分濃度の時間履歴が折れ線グラフで描かれている。ユーザーはこれらの情報をマウス操作によって、様々な角度から解析結果を見ることが可能となっている。

3.3 解析

東京湾内に設定した仮想的な油流出事故の拡散解析を試みる。まず、従来よく分析がなされている海上に流出した油が海面上を浮遊して拡散する条件で解析を行い、次に海中に置かれたタンクからの流出・拡散解析を行う。

3.3.1 海上流出油の拡散解析

富津岬の北約10km (北緯35度24分, 東経139度46分: 図3.3中のSpill Location) に流出位置を設定し、海上に南西4(m/s)の風が発生している状況で10,000トンのC重油を海上流出させ、1月間の拡散解析を行った。なお、風向風速は上記条件が解析期間に亘って維持されると仮定している。

図3.4には流出から1,15,30日後の流出油から溶解した毒性成分の海上における濃度分布を示す。1日後は流出海域周辺に高い濃度が記録されるが、15日以上経過すると、概ね東京湾内全域に濃度分布が広がる結果となった。図3.5には、砂浜と定義された沿岸における濃度分布を示す。

解析された濃度は、流出から数日後にピークが現れるが、その後、移流拡散により当該沿岸の濃度は薄まり、0.001(mg/l)のオーダーが継続する結果となった。5章に示す生態系長期影響評価モデルでは、この濃度の時系列データを用いて解析を行う。

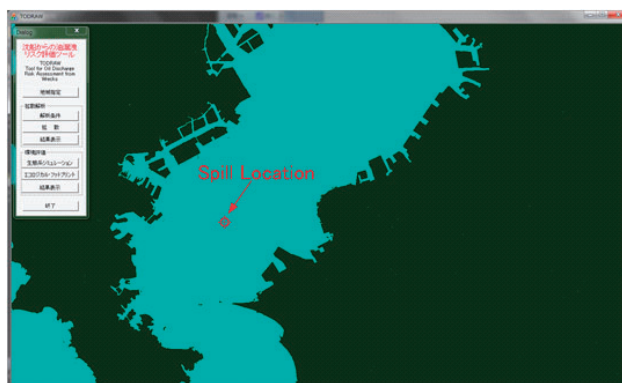


図3.3 海上油流出位置

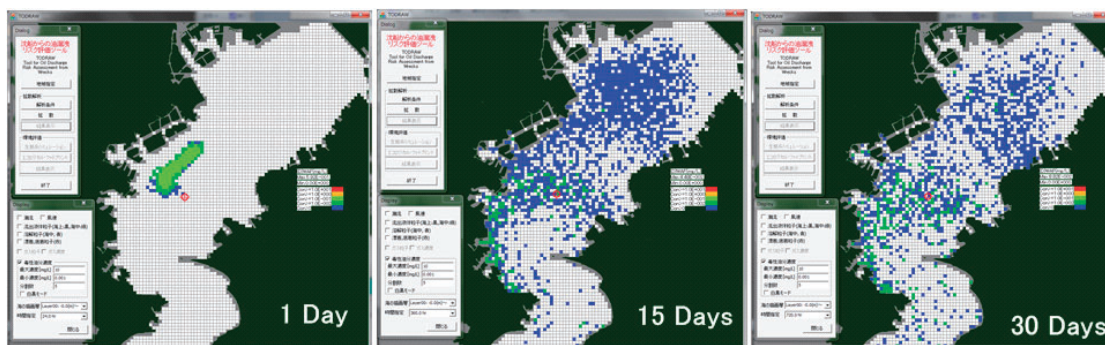


図3.4 海上油の毒性成分濃度の海上分布 (青: 0~0.01mg/l, 緑: 0.01~0.1mg/l)

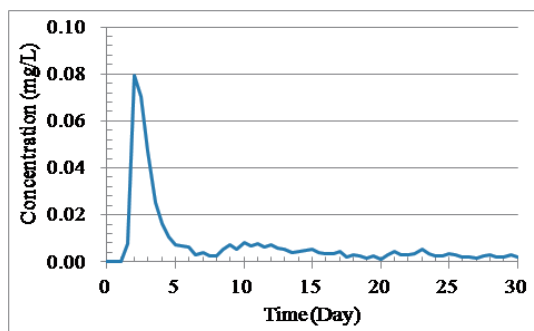


図3.5 砂浜と定義された沿岸における毒性成分濃度の履歴

3.3.2 海中流出油の拡散解析

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試みる。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中のSpill Location）に設定し，海上に南西5(m/s)の風が発生している状況で沈船から流出する油の拡散を上述のモデルを用いて解析する。なお，風向風速は3.3.1節と同様に上記条件が解析期間に亘って維持されると仮定している。

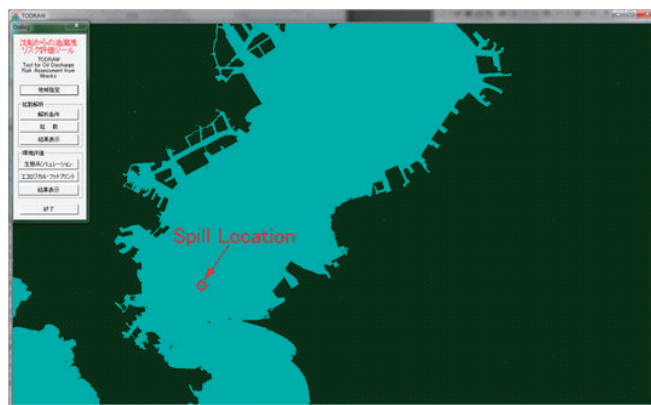


図3.6 仮想沈船と油流出位置

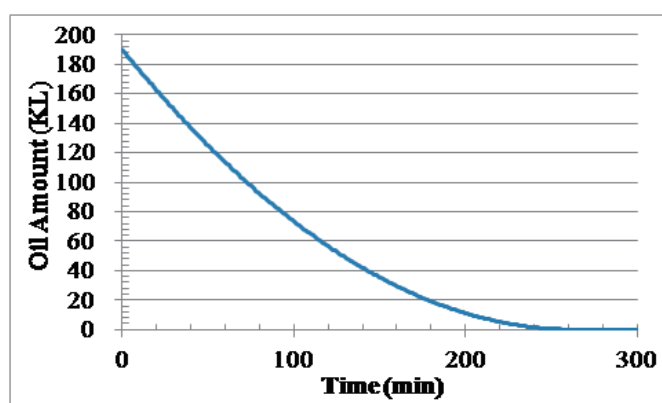


図3.7 タンク内残存油量の履歴

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，油はC重油を想定し，流出流量について粘度300cSt，比重0.9の値を用いて算定した。拡散解析の時間間隔は10秒間とするが，1分間隔で一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。この条件下におけるタンク内の残存油量を時間履歴として図3.7に示す。図3.7より流出始まりから概ね4.5時間ですべての油が海中に流出することが分かる。

図3.8には海面に浮上した油の拡散分布を時間履歴として示す。おおよそ12時間の周期を持つ潮流により、浮上した油を表す粒子が、流出地点の付近に拡散している様子が分かる。なお、南西の風の影響を受け、24時間後の拡散範囲は北東方向に伸びる結果となっている。

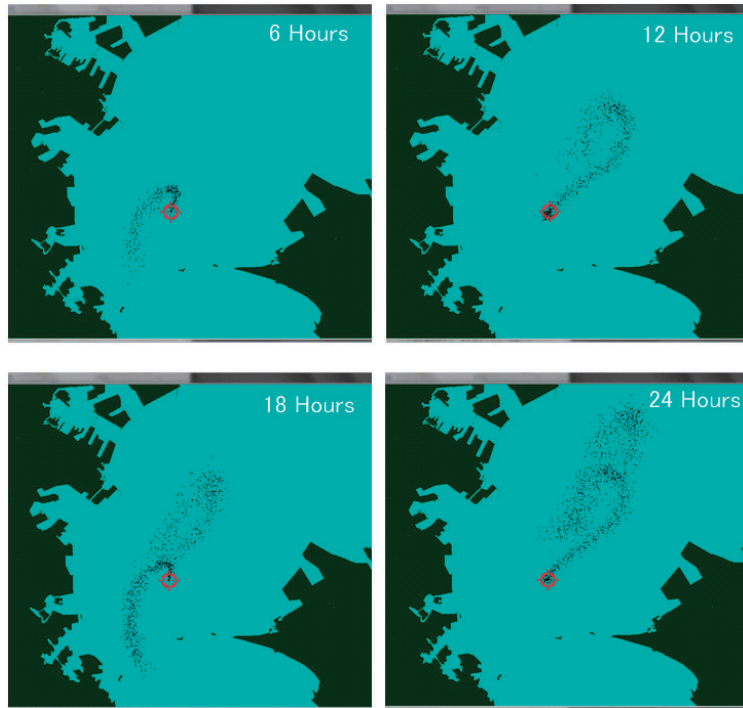


図3.8 仮想沈船からの流出油拡散分布

次に、同条件下で沈船タンクからの流出直後に水中において分散剤を噴出する解析結果を示す。なお、模型実験では、ほぼすべての水中流出油が分散剤の影響を受けている観察結果となったため、分散剤の効率を100%に設定した。図3.9に、分散剤の散布を受け、海中で油から溶解する毒性成分の水深10m付近における濃度分布を示す。海面に浮上する油は風の影響を受けやすく、図のように北東方向へ移流するが、海中の溶解性分は流出位置付近にとどまり、拡散する様子が分かる。また、図3.10には海面における濃度を示す。

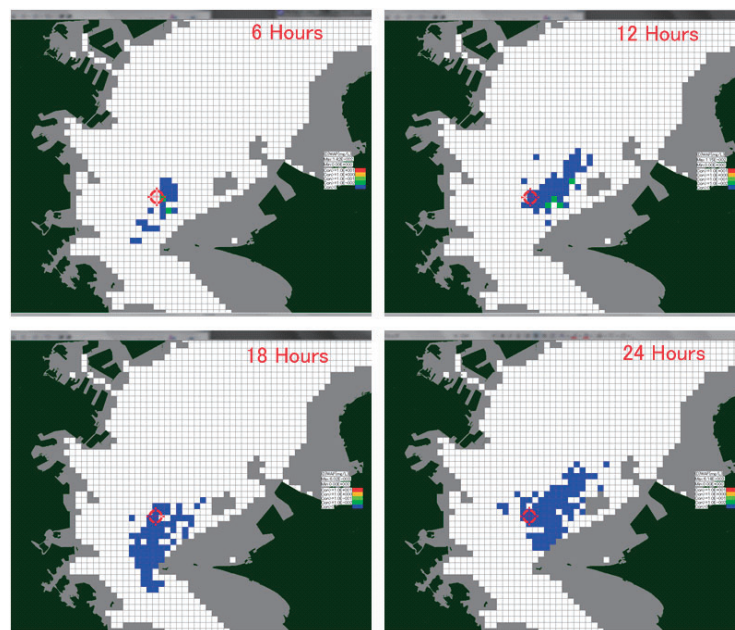


図3.9 水深10m付近における毒性成分濃度の分布 (青: 0~0.01mg/L, 緑: 0.01~0.1mg/L)

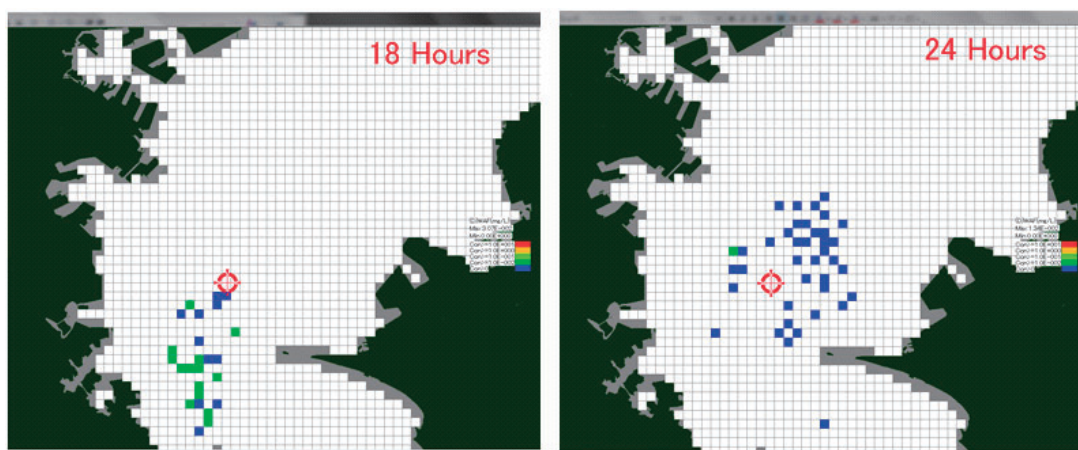


図3.10 海面における毒性成分濃度の分布（青：0～0.01mg/L，緑：0.01～0.02mg/L）

毒性成分は流出後14.5時間まで海面に到達せず，18,24時間後には海中よりも多少高い濃度が記録される結果となった。もし海中における分散剤の散布がなければ，海面に浮上した油からの溶解により，図3.11に示すような三浦半島沿岸に沿った広範囲に毒性成分濃度が分布する状態となる。

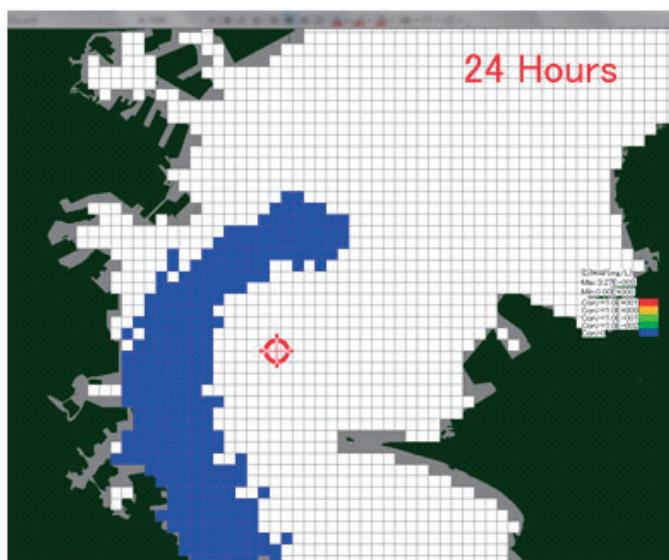


図3.11 海面における毒性成分濃度の分布（分散剤散布無し）

3.4 漂流・拡散シミュレーションのまとめ

閉鎖系湾内における流出油を対象として，拡散解析コードを構築した。従来解析対象とされていた海面上の移流・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MEC Oceanモデルが出力する潮流解析結果を取り込む機能を付加した。この潮流データには流れ場だけでなく乱流モデルにより計算された拡散係数が含まれるため，この値も取り込んで拡散解析を行う機能を組み込んだ。流出油の拡散にはランダムウォーク法を採用し，流出油に見立てた多数の粒子を流れに乗せて散逸させ，拡散現象を表現するコードを構築した。これらの解析コードと流出流量推定法とを組み合わせると，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。併せて油処理剤（分散剤）が流出油に与える影響をモデル化し，効果を見積もる解析も実施した。さらに，3次元的な移流拡散範囲を容易に把握できるようにユーザーインターフェースを整備した。

4. アサリの毒性試験

東京湾や大阪湾のように大型船舶の入港数が多い海域では、船舶の座礁や衝突等の海難事故により、油流出が発生し、生物へ影響を与える可能性が高いことが指摘されている⁸⁾。沿岸海域付近で流出した油は、陸域に漂着して固着し、徐々に風化していく風化油となる。風化油は風化作用によって徐々に分解されていくが、分解された油成分は海水に再溶解するため、沿岸生態系に長期的に影響を及ぼす可能性がある。そのため、沿岸生態系に対する風化油による影響を予測し、リスク評価を行うことが重要であるものの、流出した原油などの毒性物質による沿岸生態系への影響を、実地実験で検討することは困難である。したがって、生態系の指標種に対して毒性曝露実験を行い、その結果を用いた生態系シミュレーションによって影響を予測し評価を行うことが現実的であると考えられる。

本研究では、上記の考え方をもとに、沿岸に生息し、沿岸生態系における指標種となる生物種への風化油由来の油影響を把握する、毒性曝露試験について検討する。今回は、沿岸域に生息する二枚貝の中でも有用な水産生物であり、砂浜などに固着した風化油による影響が大きいと予想されるアサリ(*Ruditapes philippinarum*)を対象とし、アサリの風化油に対する長期応答を実験により把握することを目的とした。アサリの濾過速度に影響を及ぼすとされる風化油由来のWAFの有無による濾過速度の変化を実験により取得し、アサリに及ぼすWAFの影響の定量化を試みた。

4.1 アサリの濾過速度実験

4.1.1 濾過実験の概要と方法

本研究では、室内実験においてアサリをWAFへ数日間曝露した前後の濾過速度の変化を計測することでWAFによる影響を把握する。二枚貝の濾過速度や濾水量を測定する方法には直接法と間接法の2種類があり、直接法は、二枚貝の入水管や出水管に微小流速計を設置し、入水管の口径とその流速から濾水速度を求める方法⁹⁾である。一方、間接法は特定の粒子の捕捉率を100%として、その粒子を一定濃度にした水槽内に入れ、水管を出して濾水を開始する前の餌濃度と、濾水を開始してから一定時間後の餌濃度を計測し、餌濃度の減少率から求める方法である。直接法から算出されるのは濾過した水の流量であるが、間接法は二枚貝が実際に取り込んだ懸濁物量から濾過速度を求めることになる。WAFによるアサリの健康状態への影響を把握するためには、取り込んだ水の量ではなく、同化や代謝に必要とされる餌量を計測すべきことから、本研究では間接法を用いることにした。

間接法により計測される餌濃度の時間変化は、式(1)によって表現される。計測期間中にアサリの質重量 S [g]、試験水の体積 V [l]が変化しないと仮定した場合、計測される餌濃度の時間変化から相対濾過速度 v [l/h・g]が推定できる。さらに、 v は周囲の餌量濃度に影響されることから、式(2)のように最大濾過速度 v_{\max} に対して、餌量濃度がMonod型の制限関数に従って影響を与えるといった式を仮定した。ここで、 K はMonod型の半飽和定数と呼び、実験データより定めた。以上のことから、濾過速度実験より懸濁物の濃度 C の時系列変化の計測を行い、計測結果に対して、濾過速度 v を推定パラメータとしてモデル式による時間変化を、最小二乗法を用いてフィッティングし、濾過速度を推定した。

$$V \frac{dC}{dt} = -v \cdot S \cdot C \quad (1)$$

$$v = v_{\max} \left(\frac{C}{K + C} \right) \quad (2)$$

本実験の概要図を図4.1に示す。本実験に供試したアサリは、熊本県有明海において実験前処理前日に水揚げされたアサリである。曝露実験時に健康に生息できるよう飼育水槽に各供試貝15個体8[l]を収容し、4日以上暗条件、曝気をして濾過器を設置し馴致した。飼料として二枚貝種苗育成用餌料M-1(以下餌料)を用い、馴致期間中は、餌料を60[mg/l]となるよう毎日添加した。また、健康状態の確認のため、デジタルカメラのインターバル撮影によりアサリの生死を判別し、死亡したアサリは、水質の悪化を防ぐため馴致用水槽から取り除いた。このような馴致によって健康に保たれているアサリを用いて、濾過速度の実験を行う。馴致されたアサリを、藤倉ら¹⁰⁾の実験にならい、濾過速度計測用の水槽に4個体4[l]となるよう移し替える。なお、アサリの濾過機能の個体差も考慮できるよう、同条件の試験区において、それぞれ3水槽ずつ濾過速度実験を行った。餌料を添加後十分に攪拌させ、その時点を通過速度実験開始時とする。実験開始時の懸濁物濃度は、和田ら¹¹⁾の実験を基に60[mg/l]とした。開始直後に試験水を採取し、その後30、60、

90, 120 分後に毎回十分に攪拌後に試験水を採取した。試験水は採水場所による変動を考慮し水槽内の 5 カ所（中央および四隅）で採水した。採取した試験水は分光蛍光光度計（島津製作所：RF-5300PC）を用いて、餌料による散乱強度を計測し濃度を定量する。一般的に懸濁物による散乱光強度は、ばらつきが非常に高いとされている。さらに、本研究で用いた餌料は粒径も均一ではないため、それも散乱強度に影響を与える。本研究では、散乱光濁度の計測は、励起波長は 660[nm]とし、濃度の算出には 664[nm]の蛍光強度を用いた。繰り返し精度の検証より、同一の試験水サンプルに対して蛍光強度の計測を 10 回以上行い、ばらつきが正規分布に従うと仮定した 95%信頼区間から外れたデータを棄却した平均値で濃度を求めた。さらに得られた容器内の場所毎の濃度に対して、容器内で再度アンサンブル平均を行うことで、ばらつきの影響を抑えた、これよりその計測時間の濃度が得られることを確認した。

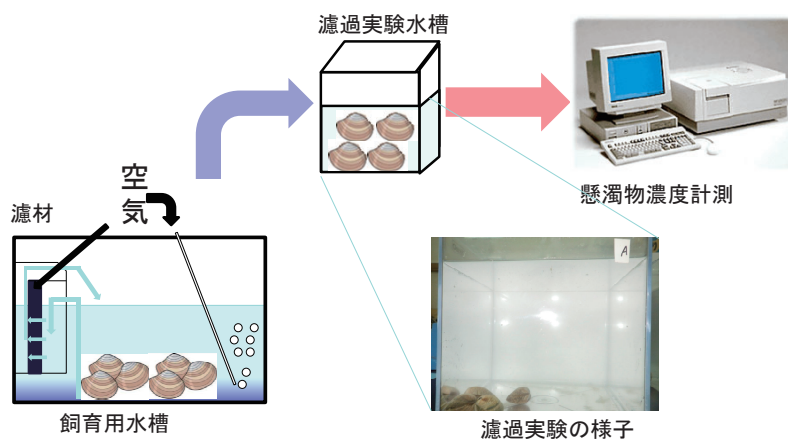


図 4.1 濾過実験の概要図

4.1.2 濾過実験方法の検証

本研究で行う馴致方法及び濾過速度実験方法の妥当性を検証するために、10, 20, 25°Cの三つ水温の試験区を設定し、濾過速度の水温応答性を計測した。図 4.2 に本手法を用いた濾過速度計測の実験における濾過速度と水温との関係を示す。相対濾過速度は水温上昇に伴い増加しており、一般的な生物の代謝反応の温度応答性が指数関数で示されるといった¹²⁾知見の応答性を概ね表していると言える。また、濾過速度計測に関する既往の研究例である、青山ら¹³⁾の現場測定結果において、24°Cの濾過速度は約 0.06[L/h・g]を示していることから、本実験結果は、それとおおよそ一致している。これらより、本研究による実験方法が妥当であることが確認できた。

4.2 WAF 曝露実験

本研究では、室内実験においてアサリを風化油由来の WAF が入った海水中に入れ、数日間暴露させた後に濾過速度の変化を計測することで、風化油の影響を把握する。風化油由来の WAF の作成や分析に関しては、小山らの方法を参考に作成、分析方法を検討し、暴露実験を行った。

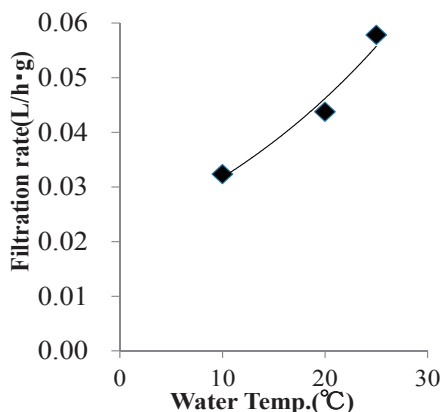


図 4.2 実験より得られたアサリの濾過速度の水温応答性

試験水に溶解させるための風化油は、Ernest Brannon (2006)¹⁴⁾の方法に従い、市販C重油をステンレスバットに入れ、ホットプレート上で1日8時間、80°Cで13日間加熱し、重量が6%減少したものである。作成された風化油をアセトン10[mL]中に0.5[g]溶解させて調整した5%アセトン-風化油溶液を、ガラスバイアル瓶に用意した人工海水に100[μL/L]の割合で添加した。この海水を200[rpm]の条件で振とう器を用いて20時間横振とうさせ¹⁵⁾、4時間静置した海水をWAF入りの長期飼育用の試験水とした。作成された試験水中に含有されるWAF濃度の分析は、ヘキサン抽出-蛍光光度法に従った。試験水を採取し、n-ヘキサンでWAF成分を抽出した後、クリセンを標準物質として、蛍光光度計(励起光310[nm]、蛍光360[nm])により油分測定⁹⁾を行った。

曝露実験は、馴致終了後に濾過速度を計測した後、WAF入り試験水が入った水槽に入れ曝露させる。油分変動を少なくし、かつ水質の悪化によるアサリへのストレスを軽減するため、長期飼育用の水槽の試験水8[L]中6[L]を3日に1回交換する。曝露は6日間行い、実験終了後に、再度濾過速度を計測する。また、比較のためにWAFを投入していない海水(コントロール区)での飼育を同時に行い、WAF投入下と同様に濾過速度を計測する。コントロール区およびWAF曝露区それぞれにおける曝露前と曝露後の濾過速度の変化を比較しWAF影響を調べる。

実験開始時、実験3日目のWAF試験区試験水の交換直前および直後、ならびに実験終了時に採取した試験水中の油分濃度の時間変化を表4.1に示す。なお、小山らの実験では、実験開始後48時間程度で、試験水中の油分の低下が著しくなること¹⁷⁾が報告されているが、本実験においても、試験水中の油分は試験水交換の3日後において油分低下が見られた。また、試験水の交換では試験水の一部のみの交換であったため、油分が希釈され、実験開始時の濃度よりも油分濃度が低い状態であったことが確認できる。

表4.1 試験区のWAF濃度

day	Control[μg/L]	WAF[μg/L]
0	0.66	63.94
before change	1.18	1.94
after change	1.18	28.94
6	1.24	1.55

長期曝露実験開始時と実験終了時におけるWAFの有無による濾過速度の変化を図4.3に示す。コントロール区では濾過速度が増加しており、曝露実験中において飼育方法や実験条件によるアサリの濾過機能への影響は見られなかったと考えられる。一方、WAF曝露区では、濾過速度がやや減少しており、WAFの成分により何らかの濾過機能への影響の可能性が考えられた。

アサリに及ぼすWAFの濾過機能への影響を定量的に評価するため、コントロール区の濾過速度の変化率に対するWAF試験区における濾過速度の変化率を影響度(I_r)と定義し、式(3)のように表現した。ここで、 $V_{W,X}$ は、WAF曝露下における、X日目の濾過速度であり、 $V_{C,X}$ はコントロール区のX日目の濾過速度である。つまり、初期状態からの濾過速度比の変化量を示しており、通常状態からの影響を示すことになる。

$$I_r = -\left(\frac{V_{W_6}}{V_{C_6}} - \frac{V_{W_0}}{V_{C_0}}\right) = -\Delta\left(\frac{V_W}{V_C}\right) \quad (3)$$

初期のWAF濃度と定義した影響度との関係を図4.4に示す。初期のWAF濃度が高いほど影響度は大きく、63.94[μg/L]のとき、コントロール区に比べ25%程度濾過速度が減少することが示された。さらに、表4.1に示されるように、実験期間中のアサリの飼育は開放系で行われており、油分が揮発などにより系外除去され濃度が変化しているため、WAF濃度変化計測結果より幾何平均を取り、それと影響度との関係を調べた。図4.5に示すように、濃度を変化させての計測結果が少ないため、初期濃度との関係と大きな違いは見られなかった。どちらにしても、曝露されるWAF濃度の上昇によって、濾過速度への影響は大きくなることが示された。

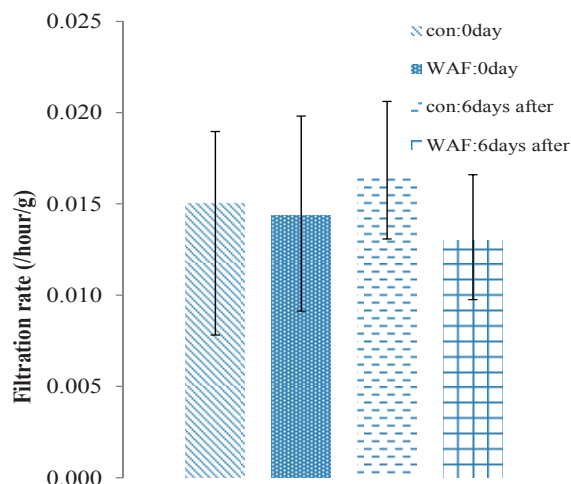


図 4.3 初期状態と 6 日後の濾過速度の変化

4.3 毒性試験のまとめ

風化油によるアサリへの影響を実験により把握するため、まず、WAF の暴露がない状態における、長期飼育と濾過速度の計測を行った。その結果、濾過速度の温度応答性や長期飼育下の濾過速度の変動を計測できたことから、アサリの長期飼育方法と濾過速度の計測方法が確立できたことが確認された。

WAF 曝露実験においては、WAF 濃度が高いほどアサリの濾過機能への影響は大きく、影響度という指標でみた場合、初期 WAF 濃度が $63.94[\mu\text{g}/\text{l}]$ のとき、6 日間での濾過速度の減少率は、コントロール区と比較し 25%程度減少することが示された。本実験において精製した WAF 濃度は、他の毒性試験に比べ低かったため、より高濃度の状態にお

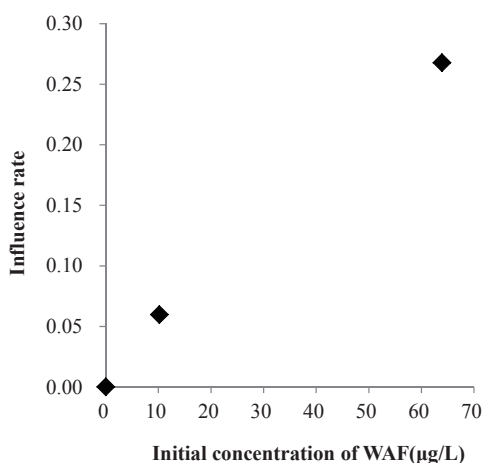


図 4.4 WAF 初期濃度に対する影響度の変化

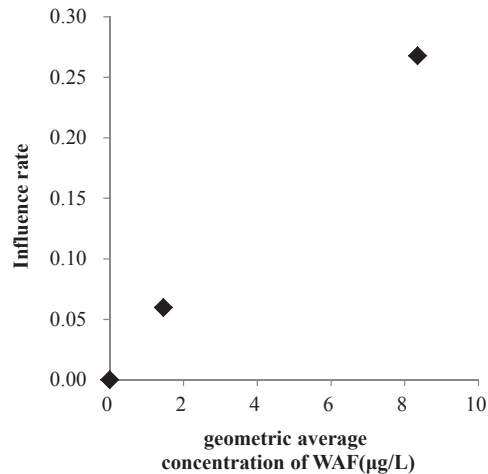


図 4.5 実験期間中の WAF 幾何平均濃度に対する影響度の変化

る濾過速度の変化を実験により把握する必要があると考えられる。また、実験中において、油分濃度が大幅な減少を示していることから、それが系外除去されたものなのか、アサリが取り込んだためなのか、アサリがない状態における WAF 濃度の変化を計測して調べるとともに、濾過機能以外への影響も調査する必要があると考えられる。

5. 生態系リスクシミュレーション

5.1 シミュレーションモデルの概要

海洋に流失した油は、漂流後に海岸に漂着し、それが沿岸域の生態系に長期的な影響を与えることが懸念されている。この問題に対して本研究では、海上に流出した油に対する生態系シミュレーション計算をもとにした、環境影響評価手法を構築することを目指す。ここでは、生態系へのリスクシミュレーション方法について概説する。

生態系へのリスクシミュレーションでは、生態系モデルをベースとする。生態系モデルでは、生物間の“食べる食べられる関係”などの生態系を構成する要素間の物質移動を微分方程式で記述するもので、生態系内での物質循環の評価や、特定個体群の動態を予測・評価することに用いられている。本研究では、海岸付近の生態系の予測・評価を行うことから、図 5.1 に示すような要素を含む生態系モデルの構築を行った。植物プランクトンを基礎とする浮遊生態系モデル (PZDN モデル) をベースとして、沿岸域に生息する生物への食物連鎖を考慮したモデルとする¹⁸⁾。懸濁物食者としては、アサリ・カキ・イガイを、堆積物食者としてはヨコエビを指標種とする。また、沿岸における植物プランクトン以外の基礎生産者として海藻を考慮し、カニやエビ・定住魚などのネクトンへの影響評価のために、プランクトン→ヨコエビ→マダイの食物連鎖ルートも考慮する。これらの中で、ハッチングされた構成要素に関して油の毒性に対する影響試験を行い、その結果をモデルに反映させれば、油による生態系へのリスクシミュレーションを行うことができる。

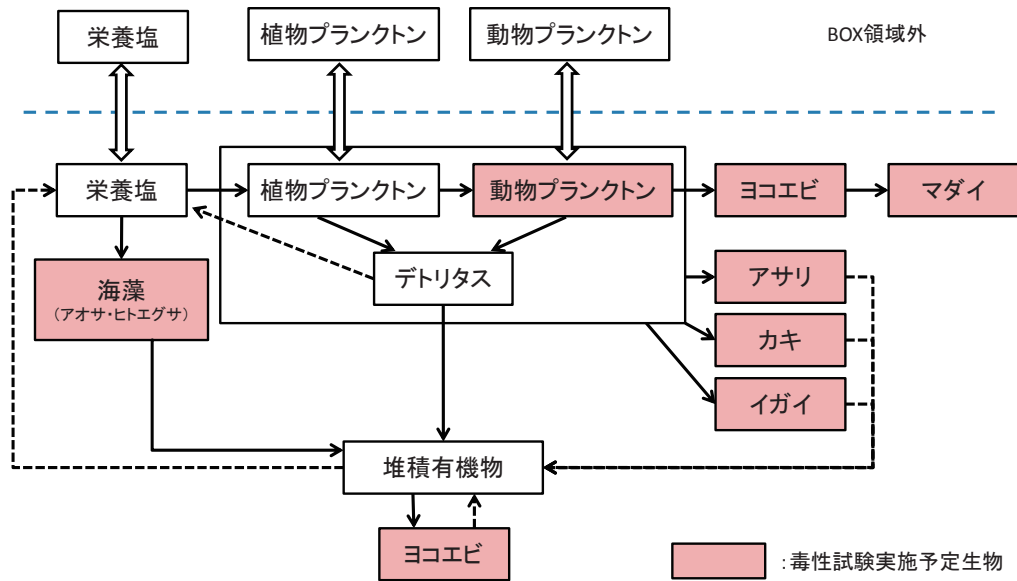


図 5.1 付着生態系モデルの基本構成図

生態系モデルでは、生物群を示す構成要素の動態は以下のような微分方程式で表される。

$$\frac{dB}{dt} = F_{growth} - F_{metabo} - F_{loss} - F_{food} \quad (4)$$

ここで、 F_{growth} は成長項、 F_{metabo} は代謝・呼吸項、 F_{loss} は死亡項、 F_{food} は上位捕食者による摂餌項を示している。油の毒性に対する影響試験では、主に死亡率の増加に対する影響や、成長に対する制限を調べるのが一般的であるため、主に F_{growth} および F_{loss} の項に対して、実験から得られた知見から、油の影響を示す関数を与えることになる。

このモデルに、3章で示された流出油のシミュレーションモデルを組み合わせることで、流出した油に対する環境影響予測を行う。流出油のシミュレーションモデルは流出油の分布を予測するために開発されたツールであるため、時間的・空間的スケールがかなり密になっており、広域をカバーしているものの、計算時間は短い。一方で、生態系予測は、油の漂着後の影響予測が主な目的となるため、海岸線付近のみの評価であり、かつ長期的な影響予測が目的であることから、時間的・空間的解像度はそれほど必要とされないものの、安定的に長期的な計算ができることが要求される。そこで、評価の対象となる海域の海岸線を海岸の状況からゾーンに区分けし、そのゾーンの海岸線と隣接する油流出予測モデルの計算領域メッシュを含んだ領域を評価 BOX として設定する。その BOX 領域内の計算メッシュの平均の油分濃度の時間変化の計算結果をデータベースとし、そのデータベースを入力条件として、生態系モデルを計算させることにした。さらに、生態系モデルは、設定した BOX 毎に、図 5.1 に示された生態系モデルをベースとして、そのゾーンに適切な生態系モデルを設定し、予測評価することにした。

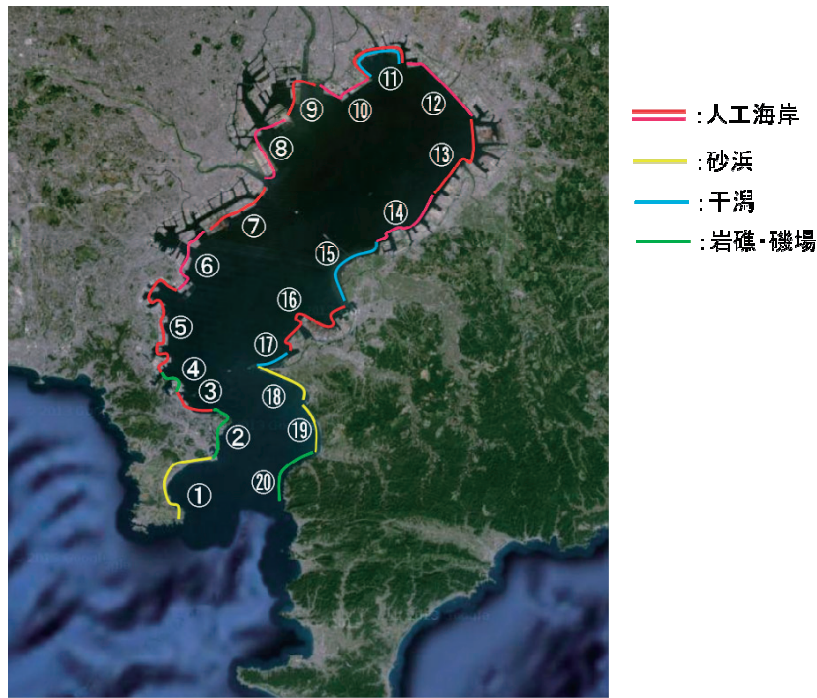


図 5.2 海岸線のゾーン区分 (google map を利用)

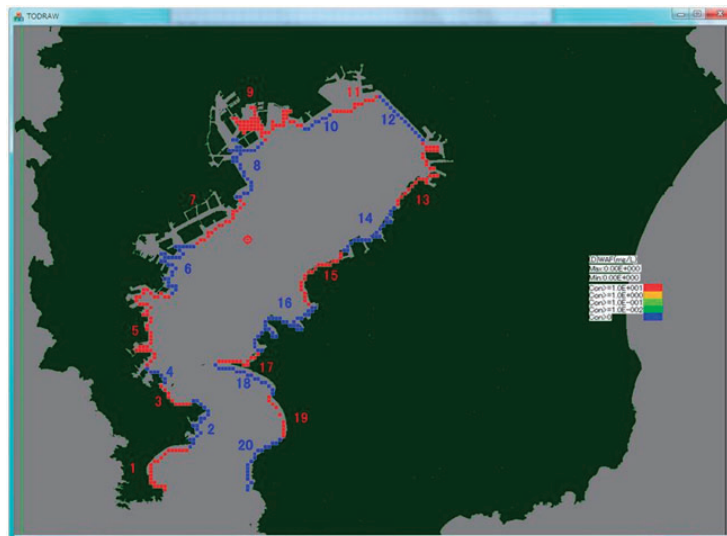


図 5.3 シミュレーションによる実装済みの BOX 分割

図 5.2 は、東京湾を対象として海岸線のゾーン分けを行った事例である。ここでは、内湾における海岸の状況から、人工海岸・砂浜・干潟・岩礁（磯場）の 4 つのタイプに分類した。図 5.3 はゾーン分けを行った結果を受けて、流出油のシミュレーションモデルから、BOX 領域を実装した結果である。BOX 領域は設定した海岸境界に隣接する計算セル（水深方向は表層から 2 セル、水平方向は海岸線から 2 セル）とした。各ゾーンタイプの生態系モデルは次のように構築した。

人工海岸タイプにおいては、そのほとんどが垂直護岸であることが想定されたため、護岸に付着する生物としては、イガイ類、カキ類を想定し、懸濁物食者としてこの 2 種を組み込む。海藻は繁茂することが難しいため設定しない。また、定住魚は存在しにくいことから、ネクトン類も設定しない。砂浜タイプにおいて、定住して生息している生物としては、二枚貝と、多毛類、甲殻類があげられるが、多毛類は油影響を受けにくいことが報告されているために考慮しない。したがって、懸濁物食者として二枚貝はアサリ、堆積物食者として、甲殻類のヨコエビを考慮したモデルとした。海藻類

は、アオサやアオノリなどの緑藻類が繁茂することがあるものの、基本的には富栄養化が進んだ時に見られるものであるため構成要素からは省いた。干潟タイプにおいては、この領域で生息する生物相は、二枚貝、多毛類、甲殻類、海藻が考えられたが、砂浜同様に、二枚貝はアサリ、甲殻類はヨコエビとし、多毛類は考慮しなかった。干潟では緑藻類の繁茂は通常みられるため、アオサを組み入れた。磯場においては、懸濁物食者としてカキ、堆積物食者としてヨコエビを設定する。海藻については、アオサを設定する。定住魚がいるために、ネクトンを構成要素に取り入れた。

これらのモデルは長期影響評価ではあるために、生態系の物質循環過程における2次的、3次的な影響も考慮するものの、基本的には、各個体群の油に対する直接的な長期影響と食物連鎖を通じた影響を評価することを主眼に置く。各個体群動態モデルの計算に必要なInput条件(水温・塩分など)は各BOXで既往のシミュレーション結果^{19),20)}をもとに、基本的に強制条件として年間の季節変動を与える。BOX領域外の外部の浮遊生態系のコンパートメント濃度も、東京湾での低次生態系モデルの計算結果より算出し、季節変化をデータベースとして与える。

5.2 モデルケースにおけるリスクシミュレーション結果

ここでは、生態系リスクシミュレーション結果の一例を示す。図3.3の位置で冬季に10,000[ton]の油流出が発生した場合を想定した場合に、流出油の漂流・拡散シミュレーションモデルを使って計算された、沿岸BOX領域のWAF濃度変化結果の内、最も高濃度の濃度を示した場所の結果の図3.5では、WAF濃度は沿岸域への油漂着時に最大で約80[μg/l]に達するものの、その後濃度は急激に減少している。しかしながら、漂着した油からの溶解によって、低濃度ではあるものの、WAFは常に存在するため、長期間生物はWAFを含んだ海水に曝露されることになる。このようなWAF濃度の時系列変化が、ゾーンタイプが砂浜である領域における変化であったと仮定した場合の生態系リスクシミュレーションを計算する。砂浜ゾーンでは、水産有用種であるアサリについて、前章で行った毒性試験結果をもとに、WAF濃度に対する濾過速度の影響をモデルに反映させた。アサリのモデルは、Solidoroら²¹⁾のモデルを基礎として開発された以下のモデル²¹⁾を用いた。

$$\frac{dB_{RD}}{dt} = F_{RD1} - F_{RD2} - F_{RD3} - F_{RD4} \tag{5}$$

表 5.1 アサリの生態系モデル

【アサリ B_{RD} 】	モデル式	パラメーター
懸濁物質ろ過フラックス	$F_{RD1} = V_{RD} \exp(\beta_{RD} T)(Feed)B_{RD}$	V_{RD}, β_{RD}
呼吸フラックス	$F_{RD2} = V_{RDr} \left(\frac{T_{RDmax} - T}{T_{RDmax} - T_{RDopt}} \right)^{\beta_{RDs}(T - T_{RDopt})} \exp(\beta_{RDr}(T - T_{RDopt}))B_{RD}$	$V_{RDr}, T_{RDmax}, T_{RDopt}, \beta_{RDr}$
排泄フラックス	$F_{RD3} = V_{RDel} \exp(\beta_{RDel} T)B_{RD}$ (明条件) $F_{RD3} = V_{RDde2} \exp(\beta_{RDde2} T)B_{RD}$ (暗条件)	$V_{RDel}, V_{RDde2}, \beta_{RDel}, \beta_{RDde2}$
死亡フラックス	$F_{RD4} = \alpha_{RD} B_{RD}$	α_{RD}

表 5.2 アサリ生態系モデルのパラメーター

パラメーターの項目	記号	値	単位	パラメーターの項目	記号	値	単位
【アサリ B_{RD} 】							
ろ過速度係数	V_{RD}	0.0878	$l \text{ mg-N}^{-1} \text{ d}^{-1}$	排泄速度係数明	V_{RDel}	5.61E-4	d^{-1}
ろ過速度温度係数	β_{RD}	0.0936	$^{\circ}\text{C}^{-1}$	排泄速度係数暗	V_{RDde2}	1.32E-5	$^{\circ}\text{C}^{-1}$
呼吸速度係数	V_{RDr}	0.01	d^{-1}	排泄速度温度係数明	β_{RDel}	0.106	d^{-1}
呼吸上限水温	T_{RDmax}	35.0	$^{\circ}\text{C}$	排泄速度温度係数暗	β_{RDde2}	0.135	$^{\circ}\text{C}^{-1}$
呼吸最適水温	T_{RDopt}	20.5	$^{\circ}\text{C}$	死亡率	α_{RD}	0.0155	
呼吸温度係数	β_{RD}	0.17					

実験結果より WAF 濃度は、ろ過フラックスに影響を与えていることから、本研究ではろ過フラックスに対して以下のような、WAF 濃度による Monod 型の制限関数を乗じ影響を考慮した。

$$\frac{dB_{RD}}{dt} = \left\{ 1 - \left(\frac{WAF}{K_{WAF} + WAF} \right) \right\} F_{RD1} - F_{RD2} - F_{RD3} - F_{RD4} \quad (6)$$

ここで、 WAF は WAF 濃度($\mu\text{g}/\ell$)、 K_{WAF} は制限半飽和濃度を示し、ここでは実験結果から $23.68(\mu\text{g}/\ell)$ を与えた。

図 5.4 にアサリの個体群動態の計算結果を示す。なお、この結果は図 3.5 で計算された 30 日後の WAF 濃度がその後も 2 年間は続くとして仮定した結果である。WAF 濃度が高い期間が短く、濾過速度を大きく低下させた時間も短いため、油流出有無による現存量の違いはそれほど大きくは表れていない。しかしながら、流出ありの現存量は、流出無しの現存量より下回っている期間が続いており、低濃度であっても長期間 WAF 入り海水に曝露されていることが、影響している可能性があることが示唆された。そこで、油流出有無によるアサリ現存量の差分値を調べた結果を図 5.5 に示す。

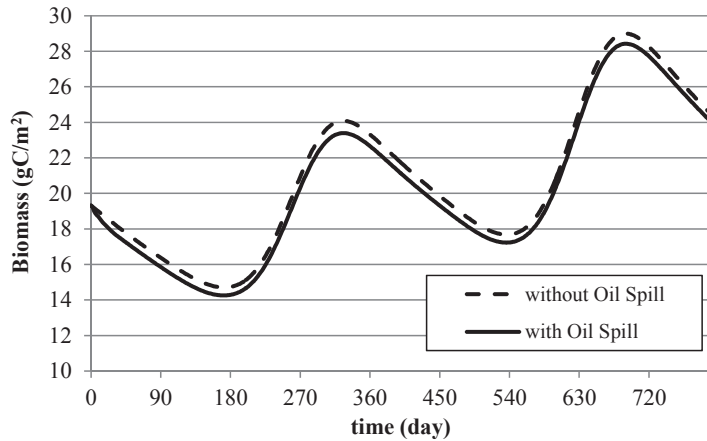


図 5.4 油流出有無によるアサリ現存量の比較

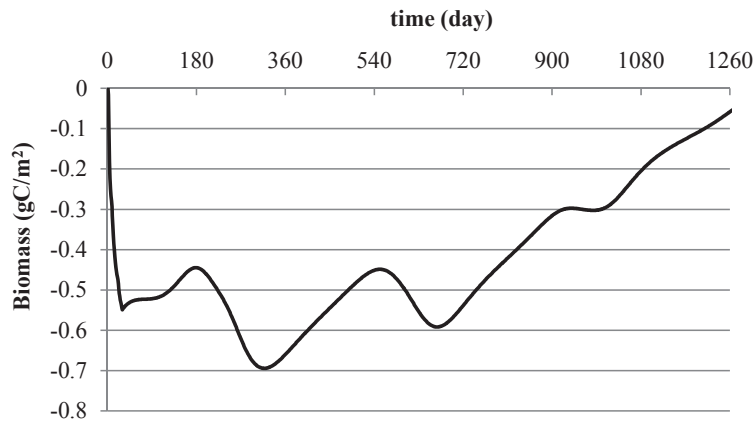


図 5.5 油流出有無によるアサリ現存量の差分

低濃度であっても WAF が存在すると仮定した 2 年後までは、流出無しの現存量に戻る様子は見られないが、WAF が存在しなくなると徐々に戻っており、4 年後までには、ほぼ流出なしの現存量のレベルに戻った。このように、アサリの濾過速度に対する影響のみを組み入れた場合であっても、低濃度の WAF 曝露の影響は受けており、油流出による生態系へのリスクが存在することが示された。

6. 環境リスク評価のための指標

前章で示した生態系リスクシミュレーションでは、評価対象の生物群の現存量に対する影響を示した。現存量は、流出の有無による違いを見るためには、解釈しやすい数字であるものの、その違いがどのような環境リスクを示すのかは、生物種によって異なるのでわかりにくい。したがって、影響がある生物種が異なっても統一的に環境リスクを評価できる指標が必要となる。本研究では、油の流出によって失われた生物量から、失われる生態系サービス量を損失炭素固定量という形で算出し、環境リスクを評価することを提案する。

$$\sum \Delta CF_i = A \cdot \sum \Delta B_i \cdot r_i \quad (7)$$

ここで、 ΔB_i は年平均の損失生物炭素量、 r_i は対象生物のP/B比(固定量/現存量)、 A は計算対象Zoneの面積である。これにより、異なる生物種や影響が複数種にまたがっていても、統一的な評価が可能となる。

前章で示したアサリの現存量変化への影響の場合、現存量が元に戻るまでの期間における、平均損失炭素固定量は約1174.89[kgC/year]となった。このように、流出油が生態系に対して長期的に与える影響を、定量的に評価することが可能となる。

7. まとめ

閉鎖系湾内において油流出事故が発生した場合を想定し、3次元漂流・拡散シミュレーションモデルを構築した。また、流出油が沿岸に漂着した場合の生態系への長期毒性影響を評価することを目的に、沿岸の付着生物等を対象とした生態系リスクシミュレーションモデルを試作した。漂流・拡散シミュレーションの出力である濃度分布を、生態系リスクシミュレーションの入力として利用することで、これらのモデルを組み合わせ、東京湾内における仮想的な事故について、流出油のリスク解析を実施した。さらに、リスクに関する指標に対し、炭素固定量を選定して環境影響を定量的に評価することができた。上記した一連のモデルによる解析機能や出力結果は他のツールには無い、本解析ツールの特徴となっている。なお、本ツールは発災前の利用を前提としている。すなわち、想定される流出油事故の環境影響を事前に評価・試算することで、前もって対策のあり方や準備に見通しを立てるといった活用方法である。

謝辞

本研究の一部は「油処理剤の水中散布における噴射条件と分散性能に関する研究 (JSPS 科研費 24360364)」により実施した。

参考文献

- 1) 黒田貴子, 原正一: GISによる流出油の漁業被害予測モデル—明石海峡油流出事故での検証—, 日本船舶海洋工学会論文集, 第9号, pp.15-20, 2009年6月
- 2) 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, 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, 海上技術安全研究所報告, 第9巻, 第3号, pp.147-206, 2009.
- 3) 小山次朗: 生態毒性試験のための海産試験魚であるジャワメダカ (*Oryzias javanicus*) の化学物質感受性に関する研究, 平成18年度海上技術安全研究所受託研究報告書, 2007.
- 4) 小山次朗: 動物プランクトンを用いた風化油の長期毒性試験, 平成25年度海上技術安全研究所受託研究報告書, 2014.
- 5) 小山次朗: 海藻 (アオサ) を用いた風化油の長期生物毒性試験報告書, 平成26年度海上技術安全研究所受託研究報

告書, 2015.

- 6) 中谷直樹、風化油の二枚貝（アサリ）への長期生物毒性試験、平成26年度海上技術安全研究所受託研究報告書, 2015.
- 7) <http://mee.k.u-tokyo.ac.jp/mec/model/>
- 8) 小山次朗：流出油の生物影響, 日本船舶海洋工学会誌 35, 2011, pp.23-27.
- 9) 山室真澄：懸濁物食性二枚貝と植物プランクトンを通じた窒素循環に関する従来の研究の問題点（総説）, 日本ベントス学会誌 42, 1992, pp.29-38.
- 10) 藤倉克則, 瀬川進, 奥谷喬司: イシガイ *Unio douglasiae* の酸素消費速度及びアンモニア態窒素排泄速度, 貝類学雑誌, Vol.47, No.3, pp.207-211, 1988.
- 11) 和田桂子, 水上幸夫, 久納誠：二枚貝による水質浄化効果の検証, 学会誌「EICA」第15巻 第2・3合併号, 2010.
- 12) 磯野良介, 中村義治：二枚貝による海水濾過量の推定とそれにおよぼす温度影響の種間比較, 水環境学会誌, 23, pp.683-689, 2000.
- 13) 青山裕晃, 鈴木輝明：干潟上におけるマクロベントス群集による有機懸濁物除去速度の現場測定, 水産海洋研究 61(3), 265-274, 1997.
- 14) Ernest L. Brannon: Toxicity of weathered Exxon Valdez crude oil to pink salmon embryos, *Environ.Tox.Chem.*, 25, 962-972, 2006.
- 15) M.M.SINGER: Standardization of the Preparation and Quantitation of Water-accommodated Fractions of Petroleum for Toxicity Testing, *Marine Pollution Bulletin*, Vol.40, No.11, pp.1007-1016, 2000.
- 16) 立石晶浩：油分および流出油成分の分析法-海水中油分, 瀬戸内海区水産研究所調査研究叢書, 1号, pp.69-76, 2000.
- 17) 小山次朗, 他：流出油の海洋生物に対する毒性, 月刊海洋, Vol.30, No.10, 1998.
- 18) 中谷直樹, 他: 生態系モデルを用いた環境修復技術の機能評価 ーりんくう公園内海の例ー, 土木学会論文集, No.755/VII-30, pp.13-28, 2004.
- 19) 堀口文男: 沿岸生態系モデルによる東京湾の通年シミュレーション, 海洋理工学会誌, 7(1), pp.1-30, 2002.
- 20) 佐々木直美, 他: 負荷や地形の変化を考慮した東京湾生態系の長期連続シミュレーション, 沿岸域学会誌, Vol.21, No.4, pp.27-38, 2009.
- 21) (財) 国際エメックスセンター: 閉鎖性海域における最適環境修復技術のパッケージ化 (環境修復技術のベストミックスによる物質循環構造の修復) 研究開発成果報告書, 2004.