

スクラバー排水の海洋環境への
影響に関する調査会 報告書

2018年7月

目次

1. 序論	1
1-1. 船舶に対する SO _x 排出規制とスクラバー使用.....	1
1-2. 調査の全体概要.....	5
2. 船体周辺の流れ	8
2-1. 数値流体シミュレーションの実施.....	8
2-2. 数値流体シミュレーションの結果.....	13
3. 海生生物に対する影響の評価.....	15
3-1. 海生生物への毒性影響の調査.....	15
3-2. pH の変化.....	37
3-3. 海水温の変化	39
4. 長期的な水質への影響評価.....	41
4-1. 調査の概要	41
4-2. 評価物質のスクリーニング.....	41
4-3. 長期シミュレーションの概要.....	56
4-4. 長期シミュレーションの結果.....	57
4-5. 計算結果の評価.....	58
5. 全体まとめと結論.....	60
スクラバー排水の海洋環境への影響に関する調査会名簿.....	61

1. 序論

1-1. 船舶に対する SO_x 排出規制とスクラバー使用

① SO_x 規制の概要

ア 国際的な規制の動向

国連専門機関の一つである国際海事機関 (International Maritime Organization; IMO) は、1958 年の創設以来、船舶に関する世界統一基準を定めており、その中で海洋環境保護委員会 (Marine Environment Protection Committee; MEPC) においては、海洋汚染防止条約 (MARPOL 73/78 条約) や船舶バラスト水規制管理条約等を採用するなど、船舶に関する環境基準の審議を行っている。

船舶からの排ガス中の硫黄酸化物 (SO_x) は、循環器疾患および呼吸器疾患など人体へ悪影響を及ぼす大気汚染物質である。排ガスに含まれる SO_x の量は、燃料油に含まれる硫黄分濃度に依存し、海洋汚染防止条約で燃料油の硫黄分濃度を外航・内航問わず、世界一律で規制している。当該規制は段階的に強化していくこととなっており、現在、厳しい規制が適用される指定海域 (ECA: Emission Control Area) (北米・米国カリブ海及び北海・バルト海) では 0.10% 以下 (軽油相当)、それ以外の全ての海域 (一般海域) では 3.50% 以下の硫黄分濃度の燃料 (C 重油、ただし現状の平均値は 2.5% 程度) を使用している。さらに、一般海域では 2020 年 1 月 1 日以降 0.50% 以下とする条約改正が 2008 年 10 月に採択され、2010 年 6 月に発効している。

同条約では、2020 年 1 月 1 日からの一般海域 0.5% 規制については、低硫黄燃料油の需給状況等に関するレビューを 2018 年までに完了し、2020 年からの実施が不可能と判断された場合、2025 年 1 月 1 日に開始することが規定されていた。これを受け、2016 年 10 月の第 70 回海洋環境保護委員会 (MEPC70) において、IMO 事務局より、2020 年の需要に見合う燃料油の供給が可能とするレポートが提出され、審議の結果、予定どおり 2020 年 1 月 1 日からの開始が決定された。

また、2017 年 7 月に開催された第 71 回海洋環境保護委員会 (MEPC71) では、同規制の円滑な実施に向けた取組として、同規制に違反する燃料油の不正使用の国際的な防止対策の検討を開始することや、ISO に規制適合油の国際規格化を要請すること等が合意された。2018 年 6 月現在、汚染防止・対策小委員会 (PPR) において、約 2 年かけて具体的な検討が進められている。

イ 規制への主な対応の方向性

2020 年からの規制強化に対応するための手段として図 1-1 に示す 3 つの方法が挙げられる。

一番目の方法は、規制強化に適合する硫黄分濃度 0.5% 以下の燃料油 (規制適合油)

を使用することである。

二番目の方法は、排ガス中の SO_x を減少させる排気ガス洗浄装置(スクラバー)を船舶に新たに設置することである。

三番目の方法は、硫黄分を含まない LNG 燃料等の代替燃料を使用することである。なお LNG 燃料使用の際には、NO_x や CO₂ の排出も抑制することが可能となる。

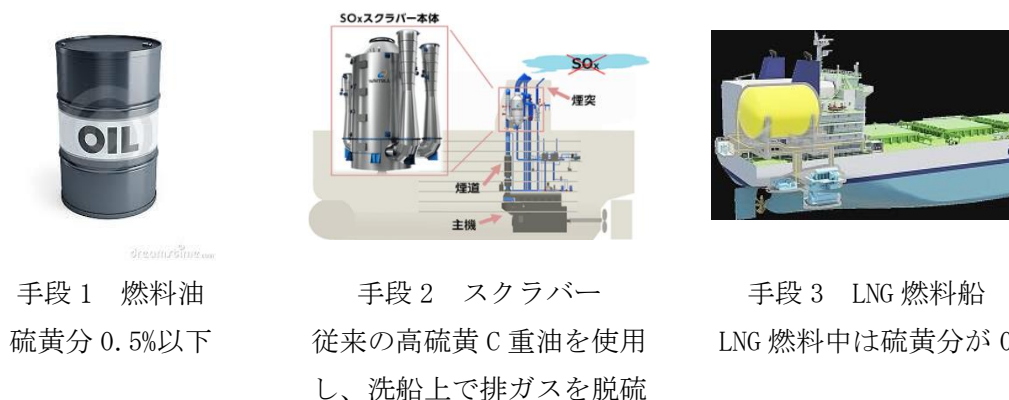


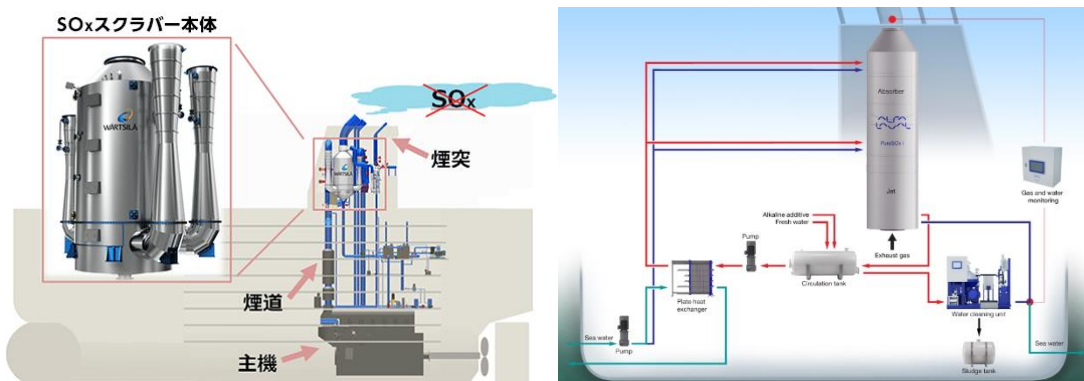
図 1-1 規制強化に対する手段

各海運事業者は、自社が持つ船毎に上記のいずれで対応するか判断することになる。本調査は、対応手段のひとつであるスクラバーの搭載に関し、その排水による我が国周辺の海域における水質や海生生物への影響について調査するものであるため、スクラバーに関する基本情報を以下に概説する。

② スクラバー排水の基本情報

ア スクラバーの概要

SO_x 規制の対応手段のひとつであるスクラバーには、大きく 3 つのタイプが存在する(図 1-2 参照)。1 つ目は、くみ上げた海水で船舶の排ガスを洗浄し、洗浄水をそのまま排出するオープンループタイプのスクラバーであり、2 つ目は、洗浄水を、薬剤等を用いて中和し再利用することで排水しないクローズドループタイプのスクラバー、3 つ目は、オープンループとクローズドループの機能の切り替えが可能なハイブリッドタイプのスクラバーである。実際にどのタイプのスクラバーを使用するかは、スクラバーを搭載するか否かを含め船社の判断により決定されることになる。



右図において青字はオープンループ(海水洗浄)の流れを、赤字はクローズドループ(船内循環水洗浄)の流れを示す

ALFA LAVAL 社、WARTSILA 社のホームページより引用

図 1-2 スクラパーシステムの概要

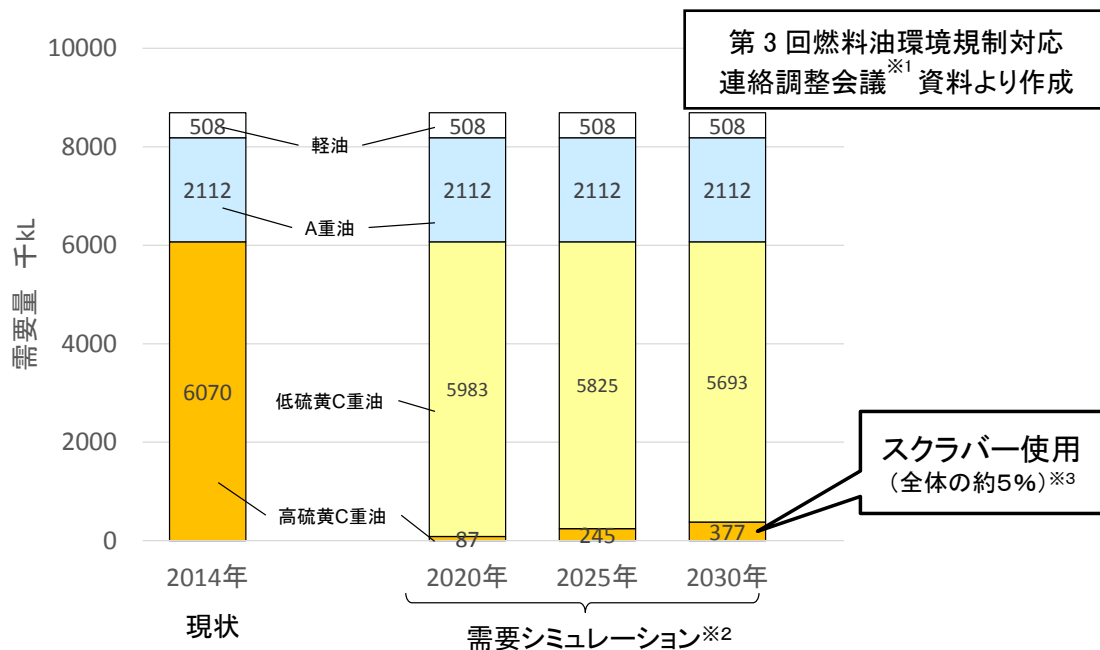
イ スクラパーの搭載見込み

SO_x 規制の対応手段の一つとして位置づけられているスクラパーであるが、その搭載見込みは決して多くない。

SO_x 規制の円滑な導入に向け、海運事業者だけでなく、石油業界や関係省庁交えて連絡調整を実施している「燃料油環境規制対応連絡調整会議」において、スクラパー搭載の見通しについて海運事業者にヒアリング等を行った結果は、2020 年の規制開始後、スクラパーの搭載は微増するものの、2030 年でも全体の約 5%にとどまる見通しとなっている(図 1-参照)。

スクラパー搭載は、市況などの変化により上記見込みより進む可能性もあるが、技術的・物理的制約があるとともに、初期投資等のコストを要するため、図 1-3 内で示されているように低硫黄 C 重油および A 重油による対応が多いことには変わりはないと考えられる。

なお、このスクラパー搭載の需要予測においては、3 タイプあるスクラパーのどのタイプが普及するかについては予測を行っていないが、本調査はスクラパー排水の環境への影響について評価することを目的としたものであるため、特段の記載が無い場合、洗浄水をそのまま海域に排出するオープンループタイプのスクラパーが使用されることを前提としている。



- ※1 燃料油環境規制対応連絡調整会議：海運業界、石油業界、関係省庁なども含めたオールジャパンでSOx規制への対応方策を連絡調整する会議。
- ※2 高硫黄C重油と低硫黄C重油の価格差を5,000円と仮定し、スクラバー搭載の経済性を考慮。
- ※3 高硫黄C重油の需要はスクラバーの普及に伴い増加していくが、2030年以降は、技術的・物理的制約により、その普及は一定レベル以下にとどまる。

図 1-3 スクラバーの国内における需要予測

ウ スクラバー排水にかかる基準等

スクラバー洗浄水の国際的な排出基準は、2015 Guidelines for Exhaust Gas Cleaning Systems (以下、IMO ガイドライン)にて定められており、船舶に搭載されるスクラバーは、上記の3つのタイプのいずれも、海域に洗浄水を排出する際には、表1-1に示す排出基準を満たしていなければならない。

表 1-1 2015 Guidelines for Exhaust Gas Cleaning Systems に定められたスクラバー排水基準

水素イオン濃度 (pH)	船外排出口において、6.5以上。ただし、航行中は取水口と船外排出口での差が2.0以下でも可。 又は 航行を停止し、かつ最高出力状態で船外排出口から4m離れた地点において6.5以上
多環芳香族炭化水素 (PAH)	燃料油燃焼装置の最大連続出力、又は定格出力の80%において洗浄水の流量45 t/MWhにおいて50 ug/L以下。
濁度	取水と船外への排出水の差が25 FNUs (ホルマジン比濁計単位)以下 又は

	25 NTUs (比濁計濁度単位)以下。
硝酸塩	排出ガス中の NOx 量の 12% (vmg/L) 又は 洗浄水の流量 45 t/MWh において 60 mg/L のうち、いずれか大きい値以下。

更に、船舶からの排水については、海洋汚染等及び海上災害の防止に関する法律(海防法)で定められている。

環境基本法では、人体健康影響、生態系保護および水産保護などの観点から、望ましいとされる環境中の濃度やパラメータ(pH、濁度など)を海域毎に指定しており、「人の健康の保護に関する環境基準」及び「生活環境の保全に関する環境基準(海域)」がある。

海防法では、これらの環境基準を達成することなどを目的として、船舶から海洋に排出できる¹排水基準が設定されている。スクラバー排水については、加えて表 1-1 に示すガイドラインに定められた排水基準を担保することが求められる。なお、工場等の陸上の発生源からの排水については、水質汚濁防止法(水濁法)によって、排水基準が定められているが、この基準は船舶からの排水には適用されない(図 1-4 参照)。

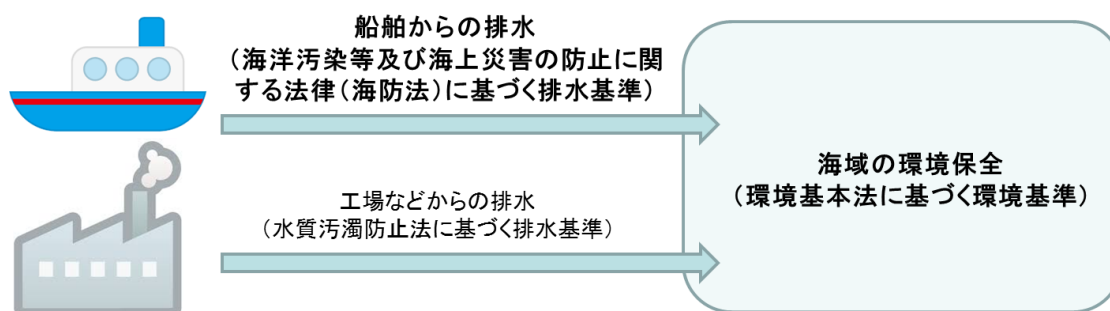


図 1-4 排水及び海域の環境保全に係る法規制イメージ

1-2. 調査の全体概要

スクラバーを導入する主たる目的は、1-1. ①で見たように、代表的な大気汚染物質の一つである SOx の大気への排出量を減らすこと、またこれに伴い大気中で光化学反応により SOx ガスから生成される硫酸塩²の PM2.5 量を削減することである。航路帯などから排出された SOx および PM2.5 が、陸上の居住区に移流拡散し、一定の濃度以上で人間が吸い込んだ場合は、呼吸器疾患、循環器疾患および肺がんを引き起こすおそれがある。

¹ 海防法の用語としては、「海上で処分できる汚水」とされている

² 排ガス中の SOx はそのほとんどが SO₂ として存在する。大気へ放出後に光化学反応により酸化され、H₂SO₄ が生成される。その一部は、大気中のアンモニアと反応し硫酸アンモニウムとなる。SO₂ は気体であるが、H₂SO₄ および硫酸アンモニウムは微小な粒子となって大気中に存在する。これらを二次粒子と呼び PM2.5 に大きな割合で含まれる。

あるとされている。

スクラバーによる処理では、大気へ放出される SO_x および PM_{2.5} は削減されるが、これらが海水へ放出された際の挙動を考える。SO_x の大部分を占める SO₂ は、洗浄水として使われる海水に溶解し亜硫酸(H₂SO₃)となる。亜硫酸は強酸であるため水素イオンが電離することでスクラバー洗浄水の pH は低下する。ただし、洗浄水が船外に排出された直後に、船体周辺の海水によって急速に希釈されるとともに、海水が有する緩衝能(アルカリ度)によって、pH は直ちに海水が有する元の pH まで上昇するため、船体周辺の環境に対して低 pH による悪影響が出る可能性は低いと考えられる。また長期的には、亜硫酸イオン(SO₃²⁻)は硫酸イオン(SO₄²⁻)に酸化される。硫酸イオン(SO₄²⁻)は海水中に海塩の主要成分として大量に存在するため、海生生物等へ影響を与える可能性は極めて低いと考えられる。

他方で、SO₂ および SO₂ から変化した亜硫酸以外の微量物質、たとえば燃料の未燃分や燃料にわずかながら含まれる重金属、あるいは IMO による排出規制対象になっている NO_x および多環芳香族炭化水素の海生生物への影響については、別途検証が必要である。

このため、本調査では、スクラバー排水全体としての海生生物への短期及び長期の影響評価、我が国周辺海域の水質への長期影響評価を実施した。以下にそれぞれの概要を示す。最終的に、両評価の結果を踏まえ、総合的にスクラバー排水の海洋環境あるいは海生生物に対する影響の可能性について評価を実施した。

① 海生生物への影響

まず、一般的な船舶をモデルに、船体周りの流れ場を数値流体シミュレーションし、それを基にスクラバー排水の排出後の時間変化に伴う希釈率の変化を計算した。(第2章参照)

これと並行して、実際のスクラバー排水と海生生物を用いて、WET (Whole Effluent Toxicity) 手法³(生物応答を利用した排水管理手法であって、国際的に認められた評価手法)に基づき毒性試験を実施し、海生生物への影響がない希釈率を確認した。ここで得られた希釈率と、先に述べたスクラバー排水排出後の希釈率変化を照らし、海生生物への影響の有無を調査した。

また、海生生物への毒性試験に加え、排水の pH や上昇した水温による海生生物への影響についても、希釈率の変化を基に調査した(第3章参照)。

³ 排水に含まれる有害物質を特定すること無しに、排水全体としての毒性と安全希釈率などで評価するものであり、米国などでも規制手法として使用されている。国際的に認められており、たとえば IMO における活性物質(化学物質)を用いたバラスト水処理の残留毒性評価に用いられている。詳細は3章参照のこと。

② 我が国周辺海域における長期的な水質への影響

我が国周辺海域の長期的な水質への影響については、環境基本法において環境基準が設定されている物質に注目し、同環境基準あるいは現状値に対するスクラバー排水の影響について調査した。

具体的には、環境基準で設定された物質群と、船舶からの排ガスやスクラバー排水に含まれる可能性がある物質群を照らしあわせて、海洋環境に残留する可能性がある物質を選定した。選定された物質について、年間のスクラバー排水排出量と比例関係にある船舶の航行量が大きい海域および環境基準達成状況が好ましくない海域を対象として、長期的な蓄積濃度をシミュレーションし、環境基準値あるいは環境濃度との比較を実施した。(第4章参照)

2. 船体周辺の流れ

船尾付近から排出されたスクラバー排水が、船舶の航行に伴い発生する船体後方の渦等によりどのように希釈されるか海上技術安全研究所で計算した。その具体的な方法と結果は以下のとおり。

2-1. 数値流体シミュレーションの実施

① 希釈率計算の流れ

船尾付近から排出されたスクラバー排水が、船体後方で渦等により拡散した後の希釈率分布を推計するため、移流中の拡散による水素イオン濃度の分布を示す「移流拡散方程式」の解析解を用いて水素イオン濃度分布を計算し、その結果とスクラバー排水中の水素イオン濃度から必要な希釈率を計算した。なお、この一連の計算においては、海水による中和反応や化学反応は考慮せず、排出ポイント後方の渦等の流れによる物理的な希釈および拡散のみを考慮した。

② 移流拡散方程式

実際の船舶は、波や海流、潮の満ち引きなど拡散効果のある流れ場の中を航行しているが、本調査では、それらの影響を無視し、静水中を一定速度で直航する船舶の船尾水面下から、スクラバー排水を一定の排出量(mol/s)で放出するというモデルに単純化した。この場合、船舶の速度と同じ速度の一様流中に、排水口に相当する吹き出しを置いた定常的な流れ場の移流拡散方程式を解くことで、船体周辺の定常的な水素イオン濃度分布が計算できる。そこで、図 2-1 のように船(排出口)を固定点とした座標系において解くべき方程式とその解析解は以下のとおり。なお、周辺の乱流により十分に拡散される仮定条件では、移流拡散の解析解においてスクラバー排水量は拡散項に含まれないことから、移流拡散には流速と水平および垂直拡散係数のみが影響する。

計算対象とその座標系

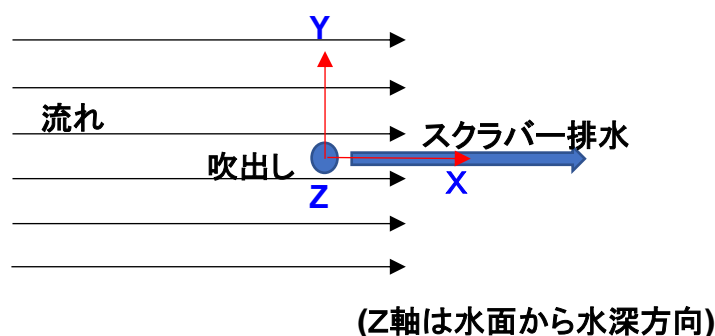


図 2-1 数値流体シミュレーションにおける座標系

移流拡散方程式

$$u \frac{\partial C}{\partial x} = K_y \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + K_z \frac{\partial^2 C}{\partial z^2}$$

解析解

$$C = \frac{q}{4\pi x \sqrt{K_y K_z}} \exp\left(-\frac{u}{4x} \cdot \frac{y^2}{K_y}\right) \left\{ \exp\left(-\frac{u}{4x} \cdot \frac{(z-d)^2}{K_z}\right) + \exp\left(-\frac{u}{4x} \cdot \frac{(z+d)^2}{K_z}\right) \right\}$$

方程式及び解析解中の記号の解説

- u : 移流の速度(m/s)
- C : H^+ (スクラバー排水による水素イオン濃度) (mol/m³)
- K_y : 水平方向拡散係数(m²/s)
- K_z : 鉛直方向拡散係数(m²/s)
- d : 吹出し水深(m)
- q : スクラバー排水による H^+ 排出量(mol/s)

③ 拡散係数 K_y 、 K_z

②で示した移流拡散方程式を解くためには、水平方向拡散係数 K_y 、鉛直方向拡散係数 K_z の 2 つの拡散係数が必要となる。拡散係数は、乱流シュミット数 Sc と渦動粘性係数 (νt : 数値大=渦のエネルギー大) の比で表されることから、本試算では一般商船(ばら積貨物船)をモデルに船尾後方の数値流体シミュレーションを行い、船尾後方で渦動粘性係数の分布を試算し、その結果を踏まえ、拡散係数を設定した。計算の詳細は以下のとおり。

○モデル船の概要

大型で排ガス排出量が大きく、一般的な商船であるばら積貨物船(船長 222 m、幅 33 m、喫水 12.2 m、設計船速 14.2 knot、載貨重量トン 82,000 トン、エンジン最大連続出力 9.5 MW)。

○計算手法の概要

非圧縮性のレイノルズ平均 Navier Stokes の式(RANS)を有限体積法で空間離散化し、流れ場を解析した。プロペラは無限翼数プロペラモデルによる簡易プロペラモデルでモデル化した。計算の簡易化のため舵は省略した。乱流モデルは修正 Spalart-Allmaras モデル(1 方程式モデル)を使用した。

(参考) 計算手法や乱流モデルの詳細は以下文献を参照のこと。

「流体力学の数値計算法」(数値流体力学シリーズ 1)(東京大学出版会)

「非圧縮性流体解析」(東京大学出版会)

「Turbulence Modeling for CFD」, Wilcox David C., DCW Industries, Inc.

○計算条件

速度制限のある特定の輻輳航路の航行時を想定し、海上交通安全法に規定される最大船速 12 knot で計算した。

○渦動粘性係数の計算結果

渦動粘性係数(数値大=渦のエネルギー大)は、船体中央断面で見ると、図 2-2 のような分布となる。また、例えば水深 1m の断面で見ると、図 2-3 のようになる。この結果、船後端から 2 m 後方で $0.2 \text{ m}^2/\text{s}$ 以上、10m 後方で $0.3 \text{ m}^2/\text{s}$ 以上となっており、船体の側面にも広く渦動粘性係数 $0.2 \text{ m}^2/\text{s}$ の渦が分布すると結果となった。参考に、渦動粘性係数 $0.2 \text{ m}^2/\text{s}$ の分布を図 2-4 に示す。

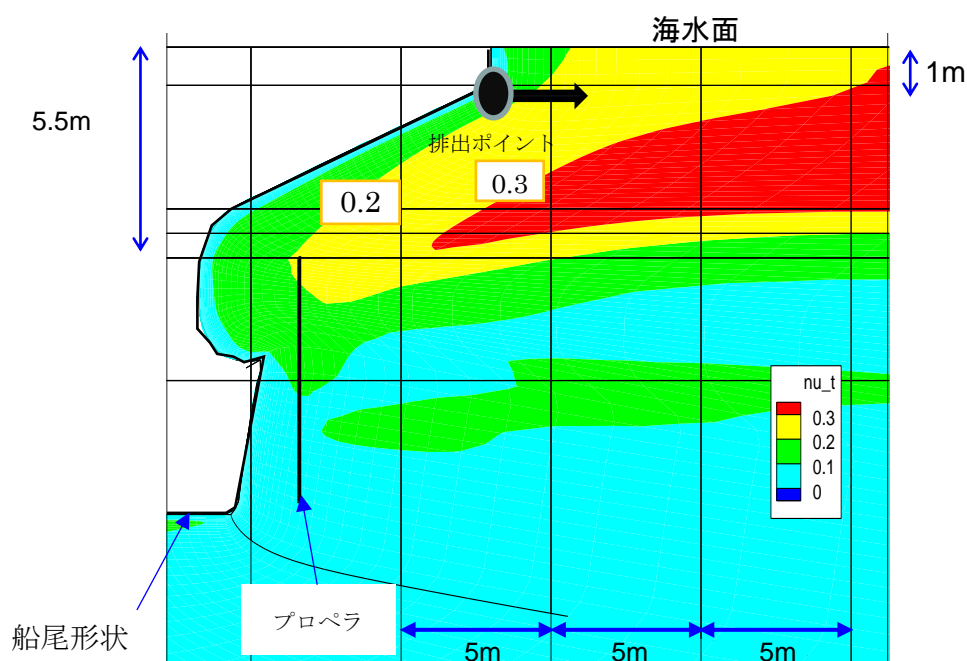


図 2-2 船尾後方の渦動粘性係数の分布図
(船体中央縦断面)

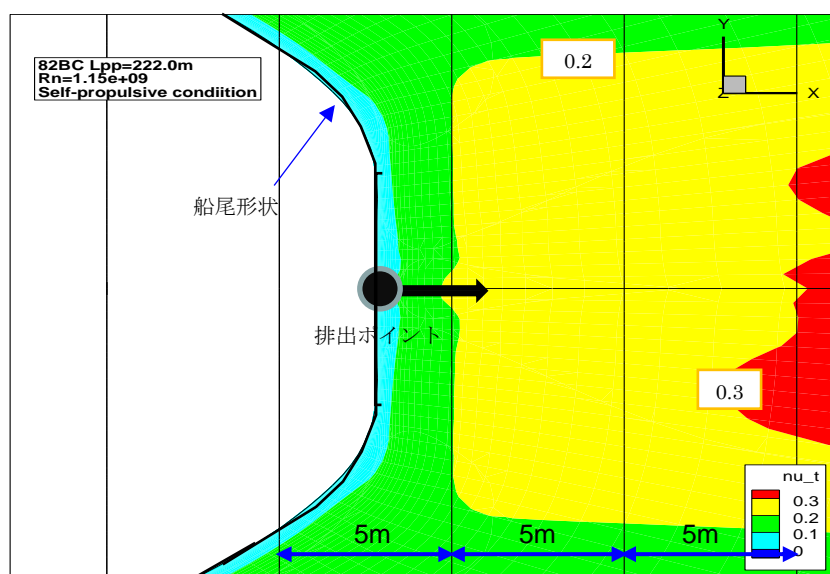


図 2-3 船尾後方の渦動粘性係数の分布図
(水深 1m の横断面)

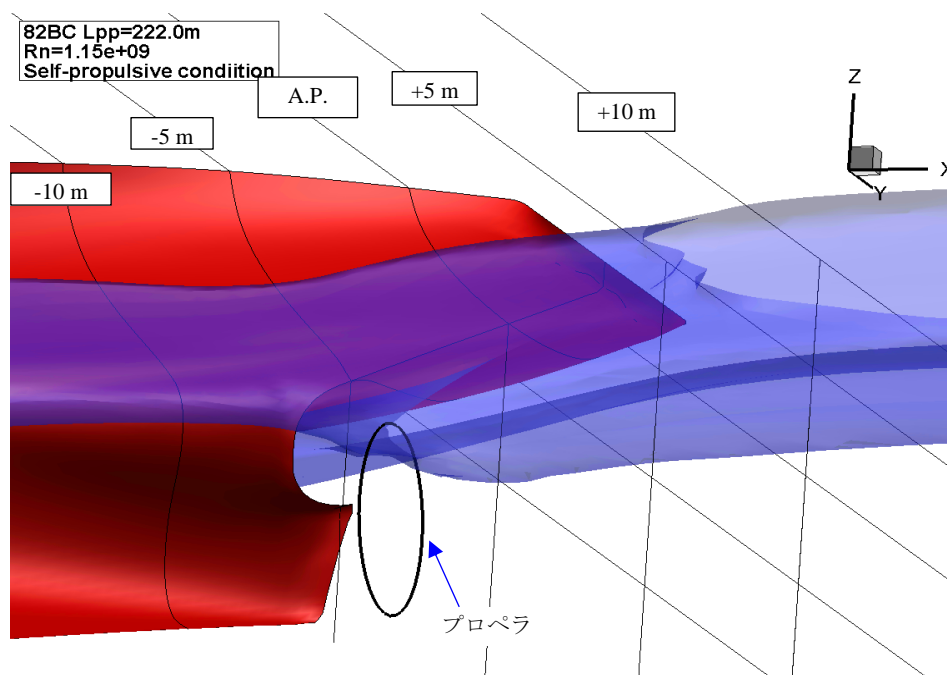


図 2-4 渦動粘性係数 0.2 の分布
(斜め下から見た立体イメージ図)

④ 希釈率の計算

一般商船をモデルとした船尾後方の渦動粘性係数に関する数値シミュレーション結果を踏まえ、スクラバー排水の排出ポイント後方の渦等の流れによる物理的な希釈率分布を計算した。その計算に必要なパラメータは以下を用いた。

- 移流の速度 $u = 6.17 \text{ m/s}$ (船速 12 knot に相当)。
- スクラバー排水の排出ポイントを船体中央・水深 1m と仮定し、渦動粘性係数 νt を上記③の結果を踏まえ、低めに平均化して一律に $0.2 \text{ m}^2/\text{s}$ と仮定した。したがって、拡散係数は、渦動粘性係数と拡散係数の比を表す乱流シュミット数 Sc の定義により、 $k_y = k_z = \nu t/Sc = 0.29$ と設定した。(※ Sc は「燃焼の数値計算(日本機械学会)」を参照し、0.7 とした)
- スクラバー排水の水素イオン濃度 $S(\text{mol/l}) = 1.0 \times 10^{-3.1}$ は $\text{pH} = 3.1$ (表 3-7 参照。なお、他のスクラバー試験機の運転試験においてもほぼ同様の pH が実測されている。) から、周囲流体の水素イオン濃度 $1.0 \times 10^{-7} \text{ mol/l}$ は、ここでは物理的な希釈を前提とすることを踏まえ、中性の水の $\text{pH} = 7.0$ から算定し、移流拡散方程式の解 C に 1.0×10^{-7} を加えた数字を新たに C とした。
- 対象船は船速 14.2 knot 時の主機出力が 7.4 MW だが、12 knot まで船速低下した場合、船速の 3 乗に比例して必要出力は小さくなるため主機出力は 4.5MW となり、排ガス/スクラバー流量比が変化しなければスクラバー排水中の水素イオン濃度は約 4 割低下する。本計算では、これを考慮せず 7.4MW における排水量および水素イオン濃度を用いた。
- 単位時間当たりのスクラバー排水量 $H(\text{t/h}) = 45(\text{ton}/(\text{h} \times \text{MW})) \times \text{主機出力}(\text{MW})$
(Marine Pollution Bulletin 88(2014) 292-301 掲載の式を使用)
- 毎秒当たりのスクラバー排水量 $H' \text{ (1/s)} = H \times 1000/3600$
- 毎秒当たりのスクラバー排水中に含まれる水素イオン量 $q \text{ (mol/s)} = S \times H'$

これらの数式及びパラメータを用いて移流拡散方程式から得られる座標 (x, y, z) で示される任意の場所の水素イオン濃度 $(\text{pH})W$ を用いて、局所的な希釈率 X の計算を行った。具体的な計算方法は以下のとおり。

- i. 混合前のスクラバー排水の pH を z と定義。(今回は $z = 3.1$)
- ii. 希釈後の pH を W と定義。
- iii. 水の電離により生じている水素イオン濃度を $D(\text{mol/l})$ と定義。
- iv. 希釈度を 10 の X 乗倍で定義(例: 100 倍に希釈する場合 $X = 2$)。
- v. z, W, D, X の関係は以下のとおり :

$$10^{-(z+X)} = -D + 10^{-W} \quad (\text{式 1})$$

$$D^2 + 10^{-(z+X)} \times D - 10^{-14} = 0 \quad (\text{式 2})$$

(注)式 1 は、希釈拡散後の水素イオン濃度 $[H^+] = 10^{-W} = [H^+]_{\text{H}_2\text{O}} + [H^+]_{\text{H}_2\text{SO}_4} = D + 10^{-(z+X)}$ より導出

式 2 は、水のイオン積 $[H^+][OH] = (D+10^{-(z+X)}) \cdot D=1.0 \times 10^{-14}$

より導出

vi. 希釈拡散後の pH (W) の求め方

はじめに 12 ページに示した式 2 を用いて z を既知として任意の希釈率 X に対応する水の電離により生じている水素イオン濃度 $D(\text{mol/l})$ を求める。次に D 、 X 、 z を式 1 に代入して W を求める。これで任意の希釈率 X に対応する pH (W) が計算できるので、これをものさしとして逆に移流拡散方程式の解 C (水素イオン濃度) から局所的な希釈率を算定した。

2-2. 数値流体シミュレーションの結果

以上を踏まえた、希釈率分布の試算結果は以下①及び②のとおり。

① 船体後方の物理希釈率の試算

スクラバー排水の排出ポイントを船体中央・水深 1m (図 2-5)、渦動粘性係数を低めに平均化して $0.2\text{m}^2/\text{s}$ と仮定し、航行する船舶から放出された排水の拡散状態を表す移流拡散方程式を用いて、排出ポイント後方の渦等の流れによる物理的な希釈率分布を計算した。各地点に到達するまでの時間は、排出ポイントからの距離を船速で割ることにより算出した。

② 希釈シミュレーションの結果

スクラバー排水の排出後の時間変化に伴う物理的な希釈率は図 2-5 および表 2-1 に示すとおり。



図 2-5 排出ポイント後方の希釈率分布 (水深 1m)

表 2-1 スクラバー排水の排出後の時間変化に伴う物理的な希釈率の変化

時間(秒)	0.17	0.25	0.34	2.87	5.65	7.7	60.3	114.4	129
希釈率(倍)	40	60	80	500	800	1000	5000	8500	9416

(参考 1) 排水の希釈率は、横方向に 20m 離れた場所で見ると、下流 18 船長の位置で最小値となり約 7 万倍になる。並走の場合は重ね合わせでその半分の値になる。

(参考 2) 同一航路上を 129 秒間隔^{*1} でスクラバー搭載船が連なり、排水が重なり合った場合における希釈度は 5,539 倍^{*2}。

- ※1 航行量が多い東京湾の中ノ瀬航路(全長 11 k m)において、1 時間当たり最大 28 隻の船舶が航行することに基づく。
- ※2 複数の船舶が、同一航跡上を航行することは非現実的であり、厳しい条件を仮定している。

3. 海生生物に対する影響の評価

3-1. 海生生物への毒性影響の調査

① 調査の概要

IMO(国際海事機関)が策定したスクラバーに関するガイドライン⁴における排水基準を遵守している限り、スクラバー排水の海生生物に対する影響やリスクは、許容可能なレベルを大きく超過する可能性は低い。その一方で、亜硫酸以外の微量物質、たとえば燃料の未燃分や燃料にわずかながら含まれる重金属、あるいはIMOによる排出規制対象になっているNO_xおよび多環芳香族炭化水素についての影響については、その生態毒性が無視できない場合もあり得る。

ここでは、スクラバー排水に含まれる有害物質を特定せずに、排水全体としての毒性影響を評価するための生物実験を実施した。さらに、安全なレベルに到達する希釈率を、2章で検討した船体周辺などの局所的拡散場と、更に長期的な観点における閉鎖性海域などを想定した二つの拡散場に対して算定した。実験結果を普遍化するための安全係数(アセスメント係数)は国際的に認められているリスク解析方法を基に設定した。

最後に、二つの拡散場において安全とみなせる希釈率に達するために必要な時間や距離などを考察し、海生生物への毒性影響について総合的に評価した。

本調査において、スクラバー排水を用いた毒性試験は(一財)日本海事協会が実施した。

② 毒性試験の概要

ア 排水の毒性を評価するためのWET手法の考え方

一般に、環境汚染対策としては個別の対象物質について安全とみなせる閾値などから排出規制を行ってきた。しかし、一つ一つの化学物質は基準値以下であっても、他物質との複合的な影響により、環境に有害なリスクとなる可能性も否定できない。そのような背景から、排水に毒性があるかどうかを調べるため、サンプリングした排水に、藻類・ミジンコ・魚類(ゼブラフィッシュ等)を入れ、その健康状態や繁殖状況によって排水の毒性の有無を評価するWET(Whole Effluent Toxicity)手法が注目されるようになっている。

たとえば、米国においても当初の水質浄化法(Clean Water Act)においては個別物質に対する規制を枠組としていたが、1987年より排水監視ツールとしてWET試験を、56対象業種と公共下水処理場に対して採用してきた。米国ではWET試験において毒性があると判定された場合、改善手順やマニュアルなどの評価手法およびその後の対応方法が標準化されている。一般には、環境への放出後に局所的に10

⁴ RESOLUTION MEPC.259(68), 2015 GUIDELINES FOR EXHAUST GAS CLEANING SYSTEMS

倍程度の希釈が認められ、希釈後に短期的に無害濃度と算定される場合には、許容可能とされることが多い。

その他、カナダ、ドイツにおいても WET 試験は規制枠組み内に採用されており、その他欧州(WFD, Water Framework Directive)⁵や韓国、中国、シンガポール等のアジア諸国でも WET の導入検討が進められている。

日本においても、環境省は 2009 年(平成 21 年度)から検討会を立ち上げ、現行の排水規制を補完する自主的な取組として、新たな排水管理手法の活用の在り方等を検討している。

イ 生物応答を利用した毒性試験(Whole Effluent Toxicity : WET 試験)

WET 試験は、異なる栄養段階、すなわち、魚類(第 3 栄養段階)・甲殻類(第 2 栄養段階)・藻類(第 1 栄養段階)の 3 種の生物を用い、標準化された試験法に基づき実施されることを基本とする。淡水種あるいは汽水種を用いた試験は、米国環境庁(US EPA)において標準化されている一方で、海生生物を使用する WET 試験は現時点で標準化されていない。そもそも、WET 試験においては、評価対象となる排水の塩分調整をすることが原則的に許されていないため、淡水にせい息する試験種を用いる上記標準方法を適用することができない。

このため、海水および海水を使用する排水に対する WET 試験においては、単一の化学物質に対する毒性を判定するための海生生物を用いた国際的標準試験方法を準用することが多い。たとえば、国連の海洋汚染の科学的分野に関する専門家会議(GESAMP)のバラスト水ワーキンググループ(BWWG)が作成した、「バラスト水処理装置の承認のための生態への影響評価方法に関する methodology」においては、OECD、ISO、US EPA または ASTM International (旧称 American Society for Testing and Materials : 米国試験材料協会)などが作成した単一の化学物質による国際的標準試験方法のうちから、WET 試験に準用することが適当と考えられる方法を選択の上で使用することが推奨されている。

本調査においては、表 3-2 に示した 3 種の海生試験生物について、同表内に示した試験方法を準用し、表中のエンドポイントを用いた WET 急性毒性試験を実施した。

なお、単一の化学物質を対象としたオリジナルの試験方法からの主な変更点は、排水原水からの希釈区の作成方法である。

また、単一物質の対象とした物質の場合、対照区および希釈区の全てにおいて、溶存酸素(Dissolved Oxygen, DO)、pH、水温などの環境条件が一定であることが要求又は推奨される。これに対して、今回の模擬排水の実測 pH は 3.1 程度、溶存酸素

⁵ Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the Community action in the field of water policy

濃度は 3.2mg/L 程度と、推奨される pH および溶存酸素濃度の値とを大きくかけ離れている。しかし、pH および溶存酸素濃度を対照区のそれと合わせることは複合した毒性値を変化させてしまうことに繋がるため、今回の実験においては希釈区に限り、溶存酸素濃度と pH については、対照区に併せる事前の調整を行わなかった。

すべての WET 試験は、いであ株式会社 環境創造研究所⁶において行われた。

表 3-2 海生生物を用いた WET 試験と、参考とした単一の化学物質を対象とする急性毒性試験の国際規格

試験生物	準用した国際規格
珪藻 (<i>Skeletonema costatum</i>) を用いた藻類生長阻害試験 エンドポイントは 72 時間後の生長速度	ISO 10253: Water quality - Marine algal growth inhibition test with <i>Skeletonema costatum</i> and <i>Phaeodactylum tricornutum</i> , Third edition(2016)に準拠して実施した(試験成立条件については OECD ガイドライン, TG OECD201, OECD GUIDELINES FOR THE TESTING OF CHEMICALS Freshwater Alga and Cyanobacteria, Growth Inhibition Test (2011)も考慮)。
フサゲモクズ (<i>Hyalabarbicornis</i>) を用いた甲殻類急性毒性試験 エンドポイントは 96 時間後の死亡率	USEPA Ecological Effects Test Guidelines OPPTS 850.1020: Gammarid Acute Toxicity Test (2016)に準拠して実施した。
ジャワメダカ (<i>Oryzias javanicus</i>) を用いた魚類急性毒性試験 エンドポイントは 96 時間後の死亡率	OECD 化学品テストガイドライン No. 203: Fish, Acute Toxicity Test (1992)に準拠して実施する(試験成立条件については USEPA ガイドライン Methods for Measuring the Acute Toxicity of Effluents and Receiving Waters to Freshwater and Marine Organisms, Fifth Edition (2002)も考慮)。

ウ 試験方法

① 藻類生長阻害試験

藻類生長阻害試験は、スクラバー排水について 9 曝露区および対照区を設定し、表 3-9 に示す条件で試験生物を曝露した。9 曝露区は、100%(スクラバー排

⁶ 静岡県焼津市利右衛門 1334-5

水の原水)を含み、曝露区間の希釈比を2と設定した。すなわち、原水から、100%区、50%区、25%区、12.5%区、6.3%区、3.2%区、1.6%区、0.8%区、0.4%区および0.2%区(v/v)に希釈したサンプルを9つの曝露区とした。

対照区および各曝露区について、曝露開始から24時間ごとに各試験容器の細胞密度を測定した。この結果を基に各曝露時間における平均生長速度を算出し、対照区と曝露区の曝露期間を通じた平均生長速度の比較から生長阻害率を算出した。各曝露濃度における生長阻害率を基に、試験生物に対する50%生長阻害濃度(ErC50)を最小二乗法により算出した。また、曝露期間を通じた平均生長速度について、対照区と各曝露区との有意差を統計学的に検定した。一元配置分散分析法(ANOVA)およびDunnett's testにより対照区に対して各希釈区の生長速度に差異が認められるかについて検定した。検定における有意水準(p)は0.05とした。検定結果を基に、平均生長速度において、対照区と比較して統計学的な有意差が認められた最も低い曝露区における希釈比率を72時間曝露での最小影響濃度(LOEC)、その一つ下の曝露区における希釈比率を最大無影響濃度(NOEC)とした。これらにより、被験試料の72時間曝露での試験生物に対する急性毒性を評価した。

試験生物に関する情報は表3-3のとおり。

表 3-3 藻類生長阻害試験に使用する試験生物種

種名	珪藻 <i>Skeletonema costatum</i>
株および履歴	本試験には、国立研究開発法人国立環境研究所から購入し、その後、実験施設内で継代的に維持培養した NIES-16 株を用いた。
前培養	本試験には、曝露開始の3日前から試験と同じ条件で培養し、指数増殖期にあり細胞形態等に異常が認められない藻類細胞を供した。

② 甲殻類急性毒性試験

甲殻類急性毒性試験は、スクラバー排水について10曝露区および対照区を設定し、表3-9に示す方法および条件で試験生物を曝露した。9曝露区は、100%(スクラバー排水の原水)を含み、曝露区間の希釈比を2と設定した。すなわち、原水から、100%区、50%区、25%区、12.5%区、6.3%区、3.2%区、1.6%区、0.8%区、0.4%区および0.2%区(v/v)に希釈したサンプルを10の曝露区とした。対照区および各曝露区について、曝露開始から24時間ごとに死亡個体数の測定および生存個体における行動や外見の異常を観察し、曝露期間中の累積死亡率を算出した。各曝露濃度における累積死亡率を基に、試験生物に対する50%致死濃度(LC50)をBinomial法で算出した。また、曝露期間中にすべての試験生物が死亡した最低曝露区(100%死亡最低濃度)および曝露期間中に死亡がみられなかつ

た最高曝露区（0%死亡最高濃度）を求めた。さらに、曝露期間中の累積死亡数および行動や外見に異常が観察された個体数について、対照区と各曝露区間の有意差を Bonferroni-Holm 法による有意確率補正を適用したカイ二乗検定によって検定した。検定における有意水準（ p ）は0.05とした。検定結果を基に、有意な死亡または異常個体の増加が認められた最も低い曝露区における希釈比率を96時間曝露での最小影響濃度（LOEC）、その一つ下の曝露区における希釈比率を最大無影響濃度（NOEC）とした。これらにより、被験試料の96時間曝露での試験生物に対する急性毒性（致死または亜致死的影响）を評価した。

なお、今回の試験方法の参考としたガイドライン（USEPA Ecological Effects Test Guidelines OPPTS 850.1020）においては、試験水のpHについては6.0～8.5の範囲、溶存酸素濃度については飽和度として60～100%の範囲で実施することが試験成立条件として要求されている。被験試料であるスクラバー排水は、その特性上pHおよび溶存酸素濃度が低下する。本試験では、pHおよび溶存酸素濃度の低下を試験生物への影響とみなして、pHおよび溶存酸素濃度は無調整で曝露試験を実施した。

試験生物に関する情報は表 3-4 のとおり。

表 3-4 甲殻類急性毒性試験に使用する試験生物種

種名	フサゲモクズ <i>Hyalé barbicornis</i>
株および履歴	本試験には、国立研究開発法人国立環境研究所アジア自然共生研究グループアジア水環境研究室において系統が確立された個体群を 2005 年 9 月に鹿児島大学水産学部海洋資源環境教育研究センターから入手し、その後、実験施設内で継代飼育したフサゲモクズを供した。
馴化	<p>試験には、健康な雌成体の産出仔を採取して、飼育水(約 1.5 L)を入れた 2 L 容ガラス水槽内で試験に供するまで以下の条件で馴化飼育したフサゲモクズの幼体を用いた。この馴化飼育群における供試前 7 日間の死亡率は 5%以下であった。</p> <p>飼 育 水： 孔径 10 μm フィルターでろ過した天然海水(希釈水と同質の海水)</p> <p>飼 育 方 式： 半止水式(週 1 回換水)</p> <p>水 温： 24\pm2 $^{\circ}\text{C}$</p> <p>照 明： 白色蛍光灯光、16 時間明期/8 時間暗期</p> <p>給 餌： 海産魚類用配合飼料 Tetra-Marine[®]およびアアナオサ <i>Ulva</i> sp. を 1 回/日</p> <p>曝露試験の開始前日に、馴化飼育群から外見的に健康な個体を選別し、試験容器に收容して曝露開始まで 24$^{\circ}\text{C}$ に設定した恒温槽内で静置した。</p>
齢および大きさ	<p>本試験に供したフサゲモクズの齢、ならびに馴化飼育群から無作為に取り上げた 10 個体について測定した頭部長および体重を以下に示す。</p> <p>齢 : 1.9 週齢</p> <p>頭 部 長 : 平均 0.389\pm0.041 mm(0.341~0.461 mm)</p> <p>体 重 : 平均 0.243\pm0.054 mg-dry wt. (0.170~0.340 mg-dry wt.)</p>

③ 魚類急性毒性試験

魚類急性毒性試験は、スクラバー排水について 10 曝露区および対照区を設定し、表 3-9 に示す方法および条件で試験生物を曝露した。9 曝露区は、100%(スクラバー排水の原水)を含み、曝露区間の希釈比を 3.2 と設定した。すなわち、原水から、100%区、32%区、10%区、3.2%区、1%区、0.32%区、0.1%区、0.032%区および 0.01%区(v/v)に希釈したサンプルを 9 つの曝露区とした。

対照区および各曝露区について、曝露開始から 24 時間ごとに死亡個体数の測定および生存個体における行動や外見の異常を観察し、曝露期間中の累積死亡率を算出した。各曝露濃度における累積死亡率を基に、試験生物に対する 50%致死濃度(LC50)を Binomial 法で算出した。また、曝露期間中にすべての試験生物が死亡した最低曝露濃度(100%死亡最低濃度)および曝露期間中に死亡がみられなかった最高曝露濃度(0%死亡最高濃度)を算出した。さらに、有意な死亡または異常個体の増加が認められた最も低い曝露区における希釈比率を 96 時間曝露での最小影響濃度(LOEC)、その一つ下の曝露区における希釈比率を最大無影響濃度(NOEC)とした。これらにより、被験試料の 96 時間曝露での試験生物に対する急性毒性(致死または亜致死的影响)を評価した。

なお、今回の試験方法の参考としたガイドライン(OECD 化学品テストガイドライン No. 203)においては、試験水の pH については 6.0～8.5 の範囲、溶存酸素濃度については飽和度として 60～100%の範囲で実施することが試験成立条件として要求されている。被験試料であるスクラバー排水は、その特性上 pH および溶存酸素濃度が低下する。本試験では、pH および溶存酸素濃度の低下を試験生物への影響とみなして、pH および溶存酸素濃度については、無調整で曝露試験を実施した。

試験生物に関する情報は表 3-5 のとおり。

表 3-5 魚類急性毒性試験に使用する試験生物種

種名	ジャワメダカ <i>Oryzias javanicus</i>
株および履歴	本試験には、2005 年 10 月に鹿児島大学水産学部海洋資源環境教育研究センターから入手し、その後、試験施設内で継代的に飼育されたジャワメダカを供した。
馴化	<p>本試験には、以下の条件で馴化飼育したジャワメダカの稚魚を供した。</p> <p>実験施設内で継代飼育した健康なジャワメダカ親魚が産出した受精卵を、飼育水を入れたガラスシャーレに収容して 26 ° C のインキュベーター内で培養した。ふ化後の仔魚は、10 L 容ガラス水槽に収容して、試験に供するまで以下の条件で馴化飼育した。馴化飼育における供試前 7 日間の死亡率は 5%以下であった。</p> <p>飼 育 水： 孔径 10 μm フィルターでろ過した天然海水(希釈水と同質の海水)</p> <p>飼 育 方 式： 流水式</p> <p>水 温： 26±2 ° C</p> <p>照 明： 白色蛍光灯光、16 時間明期/8 時間暗期</p> <p>給 餌： ブラインシュリンプふ化幼生を 2 回/日</p> <p>曝露試験の開始前日に、馴化飼育群から外見が健康な稚魚を選別し、翌日の曝露開始までろ過海水を入れた試験容器に収容して試験と同じ条件で静置した。</p>
齢および大きさ	<p>本試験に供したジャワメダカ稚魚の齢ならびに馴化飼育群から無作為に取り上げた 10 個体について測定した全長および体重を以下に示した。</p> <p>齢 : 平均 2.6 週齢</p> <p>全 長 : 平均 10.6±0.7 mm(9.2～11.5 mm)</p> <p>体 重 : 平均 7.5±1.7 mg-wet wt. (4.7～9.8 mg-wet wt.)</p>

エ 対象排水およびその採取方法

本試験の被験試料は、船舶におけるスクラバー排水である。このため、実験用スクラバーに天然海水を用いて、オープンループモードでの実験を行い、被験試料となるスクラバー模擬排水を作成した

① 供試天然海水

模擬排水の作成および希釈に用いる海水は、大井川港(静岡県焼津市)から取水した。採取した天然海水は、砂濾過後に孔径 10 μm フィルターでさらに濾過処理を行い、実験用原水とした。模擬排水作製のための原水は、500 L 用ポリ容器

に採取し、約 3 トンをスクラバー実験用に供した。また、希釈区を作成するために使用する海水(希釈水)は、模擬排水作成のための原水を採水する際に同時に 10 L 用ポリ容器に採取し、冷暗所(4℃設定)で保管の上、試験液調製直前に室温に戻し使用した。被験試料の希釈に用いる原水については、実験用スクラバーの運転前に、水温、溶存酸素濃度、pH、塩分および濁度を測定した。

② 供試機関およびスクラバーとその運転条件

本試験では実験用 4 ストローク 257 kW 中速ディーゼルエンジンを使用した。その主要目と外観を表 3-6 および図 3-1 に、試験で使用したスクラバーのシステム構成を図 3-6 図 3-8 に示す。本スクラバーは、アルファラバル社製のハイブリッド式湿式スクラバー(脱硫塔高さ 8.17 m、塔径 76.2 cm)であり、排ガスは脱硫塔手前の 1 次スプレーで冷却された後、脱硫塔内の 2 次スプレー部(気液接触率を大きくするため充填材が充填されている)においてさらに脱硫されるようになっている。本試験では、海水が装置内を一回通過(ワンパス)したものを試験料とするため、本スクラバー通常運転時の清水によるクローズドループ運転モードから、海水によるオープンループ(ワンパス)運転モードに切り替えて試験を実施した。この際、海水への切り替えを確認のために排水中の塩分濃度をモニターした。クローズドループ運転モードでは排煙塔直下の循環タンク内の清水を繰り返し使用するが、オープンループ運転モードでは補給水タンク側から水を供給し、洗浄水の排水経路をドレインタンクに切り替えた。

表 3-6 エンジン主要目

メーカー	松井鉄工所
形式	MU323DGSC
燃料噴射制御	機械制御
シリンダ数	3
シリンダ径	230mm
ストローク	380mm
定格出力	257kW
定格回転数	420rpm



図 3-7 エンジン外観

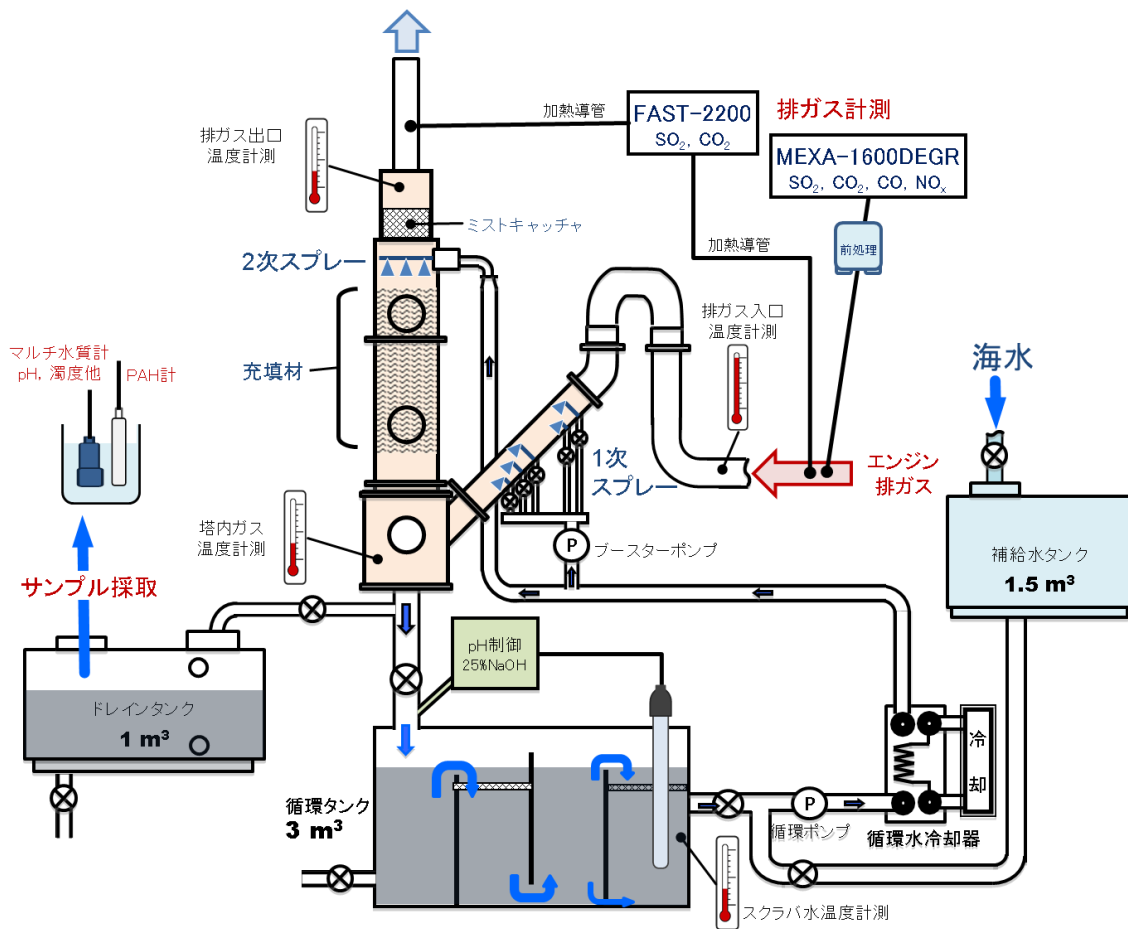


図 3-8 スクラバーシステムの概略図

今回の実験に使用した C 重油の燃料性状を表 3-7 に示す。この C 重油は、内航船および外航船などで使用されている平均的な C 重油である。

表 3-7 使用燃料性状

	単位	
密度(15°C)	g/cm ³	0.9783
動粘度(50°C)	mm ² /s	198.6
流動点	°C	≤15
引火点(PM 式)	°C	177
水分	%(m/m)	0.03
残留炭素分	%(m/m)	12.7
灰分	%(m/m)	<0.01
硫黄分	%(m/m)	2.24
元素分析炭素分	%(m/m)	86.8
元素分析水素分	%(m/m)	10.6
元素分析窒素分	%(m/m)	0.19
元素分析酸素分	%(m/m)	0.2
アスファルテン	%(m/m)	6.06
ドライスラッジ(TSE)	%(m/m)	0.0065
総発熱量(実測)	J/g	42850

機関の運転は、A 重油で起動した後、C 重油への切り替えを開始、C 重油に切り替わった後、50%負荷に設定し、機関が安定した段階でワンパス運転モードを開始した。排水のサンプリングを実施した時刻付近のエンジン運転データを図 3-9 に示す。ワンパス運転モードのスクラバーの運転条件については、メーカーから提供された実船での同モード時の運転条件を参考にし、メーカー立ち会いのもとで可能な限り水質が悪い条件となるように調整した。最終的な試験条件としては、50%負荷時の排ガス流量約 600 m³/h(理論値から推定)に対し、洗浄水流量の設定値が 6 m³/h となるようマニュアルで調整した。すなわち、スクラバー洗浄水流量/排ガス流量比は約 1/100 となり、ワンパス運転モードの運転条件としては SO_x 除去率を保持できる最小限界の比率に近く、このため排水中の汚染物質は最大となると予想される。実際の流量も図 3-9 に示す。排ガスをスクラバー内に導入後、しばらくの間はクローズドループで運転し、安定したところで水の供給を補給水タンク側に切り替え、さらに 1 分程度たってから、排水経路

をドレインタンク側に切り替えて採水した。図 3-9 中の矢印はワンパスを実施した時間帯を示している。ワンパス運転中のトータルの洗浄水流量は平均で 6.15 m³/h であり、設定目標に一致した。

以上述べたように、排ガス/海水流量比などの運転条件、低質燃料の使用および使用機関の大きさなどから考えて、今回作製された模擬排水は最悪の排水性状をもたらす設定に近く、また多環芳香族炭化水素（PAH）を除くと pH、濁度、硝酸塩の IMO 基準の上限値に近い排水となっている（表 3-8 参照）。

表 3-8 スクラバー排水の測定結果

測定項目	使用前海水 補給水タンク内	スクラバー排水	
		上段	下段(参考値)
pH	8.09	3.65	3.17
導電率[ms/cm]	47.5	47.4	37.3
塩分[PSU]	30.9	30.5	23.6
濁度[NTU]	0.96	16.5	19.4
PAH(Phe) [μg/l]	1.12	3.55	1.31

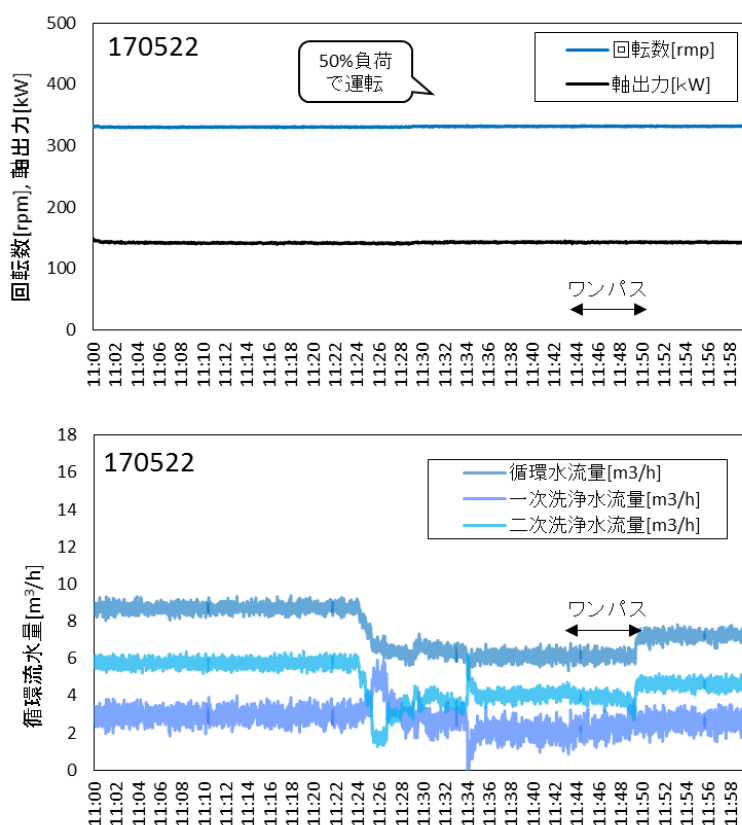


図 3-9 スクラバー洗浄水流量

表 3-9 スクラバー排水に用いる急性毒性試験の諸条件

試験条件	魚類急性毒性試験	甲殻類急性毒性試験	藻類生長阻害試験
試験法 ガイドライン	OECD TG203 (1992) Fish, Acute Toxicity Test .	US EPA Ecological Effects Test Guidelines OCSPP 850.1020 (2016) Gammarid acute toxicity test.	ISO 10253 (2016) Water quality—Marine algae growth inhibition test with <i>Skeletonema costatum</i> and <i>Phaeodactylum tricorutum</i> .
供試生物	ジャワメダカ <i>Oryzias javanicus</i>	フサゲモクズ <i>Hyale barbicornis</i>	ケイ藻 <i>Skeletonema costatum</i>
供試生物の齢	ふ化後 1~3 週齢の稚仔魚	放出後 1~2 週齢の幼体	3 日間前培養
試験期間	96 時間	96 時間	72 時間
希釈水	天然海水 被験試料の塩分±1 psu に調整	天然海水 被験試料の塩分±1 psu に調整	ISO 培地 (天然海水に栄養添加後に 0.22 μm フィルターにより滅菌) 被験試料の塩分±1 psu に調整
試料量/容器	3 L	500 mL	100 mL
生物数/容器	10 個体	5 個体	初期細胞密度 2,000 cells/mL
容器連数 (同じ濃度区において用意された容器の数)	1 連	4 連	6 連(対照区) 3 連(濃度区)
暴露区	10 希釈区+対照区(希釈水)+トラベルブランク対照区 (運搬往復中に毒性物質が混入がないことを確認するためのサンプル)		
希釈公比	<2.2	明記なし(1996 版では、1.5-2.0)	<3.2
実際の希釈濃度	公比 : 2 100%区、50%区、25%区、12.5%区、6.3%区、3.2%区、1.6%区、0.8%区、0.4%区および 0.2%区(v/v)		公比 3.2 100%区、32%区、10%区、3.2%区、1%区、0.32%区、0.1%区、0.032%区および 0.01%区(v/v)
エンドポイント	死亡(96hr-LC50)	死亡(96hr-LC50)	生長速度(72hr-ECr50、72hr-NOEC)
換水	1 回/日	1 回/日	なし

試験条件	魚類急性毒性試験	甲殻類急性毒性試験	藻類生長阻害試験
試験時水温	26 ± 1°C	24 ± 1°C	20 ± 2°C
給餌	なし	なし	なし
エアレーション	なし	なし	なし
照明	室内光、 16時間明8時間暗サイクル	室内光、 16時間明8時間暗サイクル	光量子束密度 60-120 μmol/m ² /s 白色蛍光灯、連続光
試験の有効性基準	<p>対照区の死亡率：10%以下 対照区の溶存酸素飽和度(DO)：60%以上 対照区のpH：6.0~8.5 (希釈区に対しては、溶存酸素およびpH調整を行っていない。このため、DOおよびpHの有効性基準は希釈区には適用しない。)</p>	<p>対照区の死亡率：10%以下 対照区の溶存酸素飽和度(DO)：60%以上 対照区のpH：6.0~8.5 (希釈区に対しては、溶存酸素およびpH調整を行っていない。このため、DOおよびpHの有効性基準は希釈区には適用しない。)</p>	<p>①対照区の曝露72時間後の細胞密度：初期細胞密度の16倍以上 ②対照区の平均生長速度の変動係数：7%未満 ③対照区のpH上昇：1.0以下 ④対照区の毎日の生長速度の変動係数：曝露期間を通じて35%未満</p> <p>※④OECDTG201の有効性基準を追加で適用</p>

① 毒性試験結果

実験所に持ち帰り毒性試験に供したスクラバー模擬排水の特性は表 3-10 に示すとおりである。模擬排水中の pH は SO_x などを取り込んでいることから自然海水の正常値である 8.1 から 3.5 までに低下している。それに伴い、溶存酸素濃度の低下が見られる。濁度 (NTU) についても増加が見られ、黒い粒子状の物質が混入していることが視認できる。

表 3-10 急性毒性試験に用いた海水およびスクラバー排水の性状

Parameter	Original sea water		EGCS wash water
	21 May 2017 ¹⁾	22 May 2017 ²⁾	May 22, 2017
Temperature(°C)	19.1	15.9	29.0
pH value	8.1	8.2	3.5
Dissolved oxygen concentration (mg/L)	7.4	7.6	2.2
Salinity (psu)	32.6	32.7	32.7
Electric conductivity (mS/m)	49.7	49.5	50.0
Turbidity (NTU)	0.68	0.62	13.6
Color	clear	clear	light black

1) Water quality immediately after sampling

2) Water quality after transportation

ア 藻類生長阻害試験

対照区において、72 時間後の細胞密度は初期細胞密度の 155~180 倍(平均 164 倍)に増加した。曝露期間を通した平均生長速度(1.70 day⁻¹)の容器間の変動係数は 1.0%、毎日の生長速度の変動係数は 9.7%、試験液の pH の変動は 0.8 であり、いずれも試験の有効性基準を満たした。また、試験環境(水温、光量)は、曝露期間を通して適正な範囲で維持され、試験結果の信頼性に影響を及ぼした要因はなかった。なお、被験試料の pH が 3.1 程度あるため、被験試料の希釈率が小さいほど、つまり被験試料が多く含まれるほど、希釈海水に比較して pH の低下が確認された。

各曝露区の曝露期間を通した平均生長速度は-0.60(初期細胞密度から減少したことを示す)~1.73 day⁻¹の範囲にあり、100%区において対照区と比較して統計学的な有意差が認められ、0.010%区~32%区では有意差は認められなかった(図 3-10 参照)。対照区に対する生長阻害率(対照区と曝露区の成長速度差の比率)は、

0.010%区～32%区では-1.8(対照区より生長速度が大きいことを示している)～0.4%であった。対照区と比較して平均生長速度に有意差が認められた100%区の生長阻害率は135.3%であった(図3-11参照)。また、曝露した藻類細胞の形態や外観に対照区と比較して有意な異常は観察されなかった。

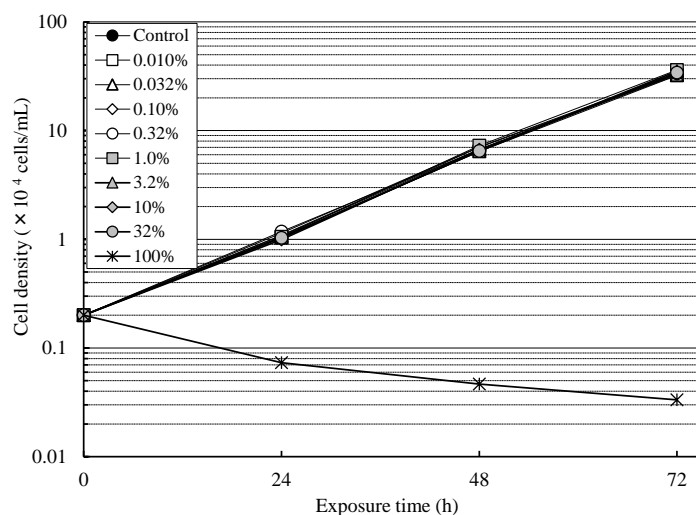


図 3-10 対照区および曝露区における藻類(*Skeletonema costatum*)の細胞密度
細胞密度は、対照区および曝露区における繰り返し連数の平均を示す。

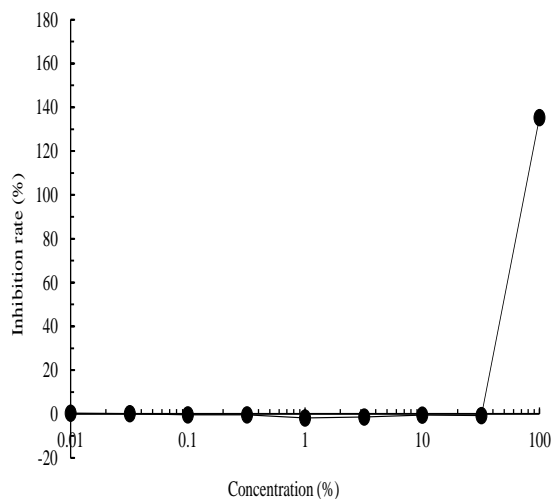


図 3-11 スクラバー排水希釈率と藻類(*Skeletonema costatum*)の生長速度比率カーブ
(y軸の値が大きいほど対照区に対して生長速度が低いことを示す)

イ 甲殻類急性毒性試験

対照区における曝露96時間後の累積死亡率は0%であり、試験の有効性基準を満

たした。また、試験液の水温および塩分は、曝露期間を通して適正な範囲で維持されており、試験結果の信頼性に影響を及ぼした要因はなかった。なお、被験試料のpHが3.1程度あるため、被験試料の希釈溶存酸素飽和度が、50%区および100%区が曝露期間を通じて、また25%区では試験開始時および24時間ごとに新調した試験液の調製直後の溶存酸素飽和度が60%を下回っており、低溶存酸素濃度による影響の可能性はある(実際に一部の試験生物について水面に滞留する現象が見られた)。

曝露96時間後の累積死亡率は、25%区において80%、50%区および100%区において100%であり(図3-12、表3-12参照)、25%区以上の曝露区において対照区と比較して統計学的な有意差が認められた。また、すべての曝露区において曝露期間中に生存個体の行動や外見に異常は観察されなかった。なお、曝露時間は96時間としているが、急性影響は直ちに、発現したため、算定されるLC50は、表3-11に示すように曝露期間を通じて20%と計算された。

表 3-11 甲殻類(*Hyale barbicornis*)を用いた急性毒性試験におけるLC50算定結果

Exposure time (h)	LC ₅₀ (%)	95 percent confidence limits (%)	Statistical method
24	20	12.5 - 25	Binomial method
48	20	12.5 - 25	Binomial method
72	20	12.5 - 25	Binomial method
96	20	12.5 - 25	Binomial method

LC₅₀ values express in percent-concentration of the EGCS washwater.

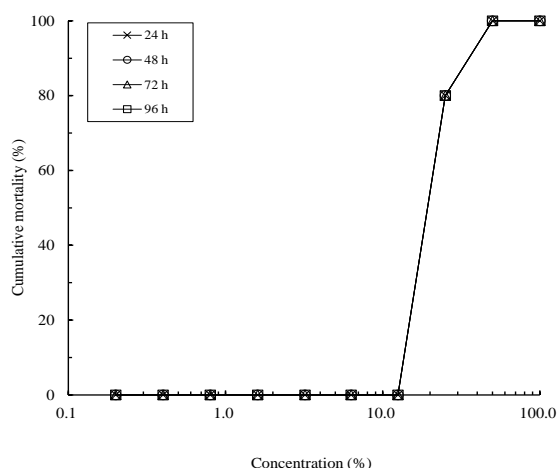


図 3-12 甲殻類(*Hyale barbicornis*)を用いた急性毒性試験におけるスクラバー排水希釈率と致死率カーブ

(y軸の値が大きいほど対照区に対して致死率が高いことを示す)

表 3-12 甲殻類(*Hyale barbicornis*)を用いた急性毒性試験結果(対照区および曝露区における 24 時間、48 時間、72 時間および 96 時間後の蓄積死亡数)

Exposure group	Cumulative number of dead animals (Percent of cumulative mortality)									
	24 h					48 h				
	Vessel-1	Vessel-2	Vessel-3	Vessel-4	Total	Vessel-1	Vessel-2	Vessel-3	Vessel-4	Total
Control	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
0.2%	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
0.4%	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
0.8%	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
1.6%	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
3.2%	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
6.3%	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
12.5%	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
25%	3 (60)	3 (60)	5 (100)	5 (100)	16 (80)	3 (60)	3 (60)	5 (100)	5 (100)	16 (80)
50%	5 (100)	5 (100)	5 (100)	5 (100)	20 (100)	5 (100)	5 (100)	5 (100)	5 (100)	20 (100)
100%	5 (100)	5 (100)	5 (100)	5 (100)	20 (100)	5 (100)	5 (100)	5 (100)	5 (100)	20 (100)
Exposure group	72 h					96 h				
	Vessel-1	Vessel-2	Vessel-3	Vessel-4	Total	Vessel-1	Vessel-2	Vessel-3	Vessel-4	Total
	Control	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
0.2%	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
0.4%	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
0.8%	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
1.6%	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
3.2%	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
6.3%	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
12.5%	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
25%	3 (60)	3 (60)	5 (100)	5 (100)	16 (80)	3 (60)	3 (60)	5 (100)	5 (100)	16 (80)
50%	5 (100)	5 (100)	5 (100)	5 (100)	20 (100)	5 (100)	5 (100)	5 (100)	5 (100)	20 (100)
100%	5 (100)	5 (100)	5 (100)	5 (100)	20 (100)	5 (100)	5 (100)	5 (100)	5 (100)	20 (100)

ウ 魚類急性毒性試験

対照区における曝露 96 時間後の累積死亡率は 0%であり、試験の有効性基準を満たした。また、試験液の水温および塩分は、曝露期間を通して適正な範囲で維持されており、試験結果の信頼性に影響を及ぼした要因はなかった。pH では、被験試料の濃度依存的な低下が確認された。溶存酸素濃度では、100%区において曝露期間を通じて溶存酸素飽和度として 60%を下回っていた。25%区、50%区では試験開始時および 24 時間ごとに新調した試験液の調製直後の溶存酸素飽和度が、また 12.5%区では、試験開始時、48 時間後および 72 時間後に新調した試験液の調製直後の溶存酸素飽和度が 60%を下回っており、低溶存酸素による影響の可能性はある(実際に一部の試験生物について鼻あげが見られた)。

曝露 96 時間後の累積死亡率は、表 3-13 および図 3-13 に示すように、50%区および 100%区において 100%であり、25%区以下の曝露区において死亡個体は観察されなかった。また、すべての曝露区において、24 時間経過した古い試験液中における生存個体について行動や外見に異常は観察されなかった。このため、表 3-14 に示すように、算定される LC50 は曝露期間を通じて 35%と計算された。

なお、新調した試験液に試験生物を移動した直後に、12.5%区および 25%区において、異常遊泳(表層遊泳)が観察された。

表 3-13 魚類(*Oryzias javanicus*)を用いた急性毒性試験結果(対照区および曝露区における 24 時間、48 時間、72 時間および 96 時間後の蓄積死亡数)

Exposure group	Cumulative number of dead organisms (Percent of cumulative mortality)			
	24 h	48 h	72 h	96 h
Control	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
0.2%	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
0.4%	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
0.8%	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
1.6%	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
3.2%	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
6.3%	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
12.5%	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
25%	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
50%	10 (100)	10 (100)	10 (100)	10 (100)
100%	10 (100)	10 (100)	10 (100)	10 (100)

表 3-14 魚類(*Oryzias javanicus*)を用いた急性毒性試験における LC50 算定結果

Exposure time (h)	LC ₅₀ (%)	95 percent-confidence limits (%)	Statistical method
24	35	25 - 50	Binomial method
48	35	25 - 50	Binomial method
72	35	25 - 50	Binomial method
96	35	25 - 50	Binomial method

LC₅₀ values express in percent-concentration of the EGCS washwater.

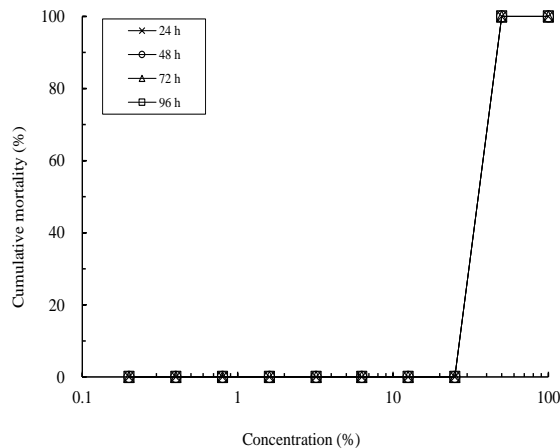


図 3-13 魚類(*Oryzias javanicus*)を用いた急性毒性試験におけるスクラパー排水希釈率と致死率カーブ

(y 軸の値が大きいかほど対照区に対して致死率が高いことを示す)

エ LC50 および短期試験に基づく NOEC の特定

以上の試験結果から、3 種の海生生物における最低の致死率 50%となる希釈率および致死率 0%となる希釈率は、表 3-15 に示すようにそれぞれ 1/5(LC50)、1/8(NOEC)と算定された。つまり、3 種の総合毒性試験のうち、最も高い毒性が発現した無脊椎動物において、無影響となる希釈率は 12.5%、すなわち、EGCS の排水は 1/8 程度にまで希釈することで、3 つの指標生物に対して短期間の明らかな影響は認められなくなると考えられる。

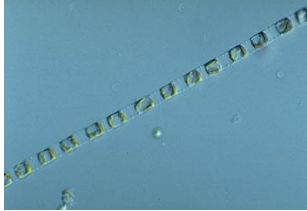


無脊椎動物の試験結果では、希釈前の pH が 3.1、12.5%に希釈後で 7.5 まで上昇しているため残留毒性を規定しているのは、低 pH および低溶存酸素濃度が主たるものであり、それ以外の要因における毒性は無視できると推定される。

結論として、通常の海水では物理的な希釈率が 10 から 20 倍あれば、pH については IMO のガイドライン値 6.5 と同時に水濁法の排水基準値(5.0 以上)を十分にクリアでき、かつ 3 つの試験生物に対して負の影響は現出しないと考えられる。

ただし、この無影響濃度の算出は、実験上の制約条件から、毒性試験においても

十分なアルカリ度を有する海水を用いた場合の希釈率であって、汽水を用いた場合は更に大きな希釈率が必要となる可能性がある。この点については、本章②で検討する。

表 3-15 総合毒性試験結果概要

		EC50 または LC50 (希釈倍率)	NOEC (希釈倍率)	LOEC (希釈倍率)
藻類 (微細藻類) 	珪藻 (<i>Skeletonema costatum</i>)	49% 95% 信頼区 間: 48 ~ 50%	32%	100%
無脊椎動物 (甲殻類) 	フサゲモクス (<i>Hyale barbicornis</i>)	20% 95% 信頼区 間: 12.5 ~ 25%	12.5%	25%
脊椎動物 (魚類) 	ジャワメダカ (<i>Oryzias javanicus</i>)	35% 95% 信頼 区間: 25 ~ 50%	25%	50%

ErC50 試験期間中に対象実験生物が致死 50%にあると推定される濃度希釈区(計算による)

NOEC 試験期間中に対象実験生物について影響が見られなかった最大の濃度希釈区(実験で実際の設定した濃度希釈から選択)

LOEC 試験期間中に対象実験生物について影響が見られた最小の濃度希釈区(実験で実際の設定した濃度希釈から選択)

② 一般的な安全希釈率設定のためのアセスメント係数の設定

ここでは、実験結果である急性致死をエンドポイントとした希釈率から、アセスメント係数と呼ばれる安全係数を用いて普遍的な PNEC(予測無影響濃度)を推定する。

今回実施した毒性試験のエンドポイントは急性的な影響(72 時間後の生長阻害、96 時間後の死亡)であり、他の更に脆弱な海生生物に対して急性致死以外のエンドポイント、たとえば慢性的な影響を想定した場合、算定された 1/8 の希釈率では充分でない可能性も想定される。このような試験生物よりも更に脆弱な海生生物に対する影響を考慮して安全希釈率 PNEC を推定する考え方は、生態毒性において頻繁に用いられる。PNEC(予測無影響濃度)の算定方法は、複数の毒性値からの選択方法とアセスメント係数の設定方法の組み合わせで整理されており、OECD ガイドラインや ECHA⁷のガイドラインなどにまとめられているほか、日本国内においても化審法に基づく初期リスク評価方法に採用されている。

ここでは、国連の海洋汚染の科学的分野に関する専門家会議(GESAMP)の BWWG が作成した、「バラスト水処理装置の承認のための生態への影響評価方法に関する methodology」における複数の毒性値からの選択方法とアセスメント係数の組み合わせを示した設定方法を採用する。同方法は表 3-16 に示すとおりである。なお、本 Methodology は IMO の MEPC(環境保護委員会：Marine Environment Protection Committee)において承認されている。

今回実施した急性毒性は海生 3 種を対象にしているので、表 3-16 GESAMP BWWG の設定した PNEC を算定するためのアセスメント係数として PNEC general の 1000 が適用される。ここで、PNEC general とは、閉鎖海域などで残留物に連続して長期間曝露されるようなケースを想定した一般的な PNEC を指している。

閉鎖性海域などで適用する通常の PNEC としては、3 種の毒性試験結果のうち最小の LC50=1/5 (表 3-15 に示されたフサゲモクズの 96 時間半数致死濃度)に、アセスメント係数 1/1000 (表 3-16 に示された上からの 2 段目の係数)を乗じた 1/5000 が算定される。結論として、同希釈率=1/5000 が期待される場合には、仮にその濃度に長期間連続して曝露されたとしても、全ての生物に対して影響がないと評価することができる。

③ 船体周辺における局所的な安全希釈率設定のためのアセスメント係数の設定

前項で述べた 1/5000 の希釈率の計算の際に用いたアセスメント係数(1/1000)は、その希釈濃度に長時間連続して曝露されることを前提としている。しかし、航路帯や港湾付近においては、このように希釈拡散が十分に進む前に、より高い濃度に間歇的

⁷ 欧州化学機関(European Chemicals Agency)、欧州の REACH 指令および殺生物剤品に関する指令に基づき、化学物質の評価管理を行う専門機関。

に曝露されるような状況が考えられる。

このような状況を想定して PNEC near ship を利用することが有効であると同 methodology に述べられており、異なったアセスメント係数が適用される。その場合の安全希釈率は、 $1/5 \times 1/100 = 1/500$ と計算される。

2章で示したような船体周辺の短期評価としては、1/500の希釈率との比較をすることが可能であると結論できる。船体周辺において排水が1/500にまで希釈されることが期待される場合は、全ての生物に対して影響がないと評価することができる。

表 3-16 GESAMP BWWG の設定した PNEC を算定するためのアセスメント係数

Data-set	Assessment Factor	
	PNEC general	PNEC near ship
Lowest short-term LC50 from freshwater or marine species representing one or two trophic levels	10,000	1,000
Lowest short-term LC50 from three freshwater or marine species representing three trophic levels	1,000	100
Lowest short-term LC50 from three freshwater or marine species representing three trophic levels + at least two short term LC50 from additional marine taxonomic groups	100	10
Lowest chronic NOEC from one freshwater or marine species representing one trophic level, but not including micro-algae	100	
Lowest chronic NOEC from two freshwater or marine species representing two trophic levels, which may include micro-algae	50	
Lowest chronic NOEC from three freshwater or marine species representing one trophic level, but not including micro-algae	10	

④ まとめ

急性毒性試験(WET)結果から、アセスメント係数を用いて推定した PNEC general に相当する安全希釈率は、1/5000であった。排水後、希釈率1/5000に至る時間は約1分であり、その後も希釈拡散が進むため、これ以上の希釈率は閉鎖海域においても十分に担保できると考えられる。このため、閉鎖性海域において、影響が出るようなスクラバー排水希釈率で海生生物に曝露される可能性は小さいと考えられる。次に、局所的な(PNEC near ship)に関する評価に相当する安全希釈率は、急性毒性試験(WET)結果から1/500であった。同希釈率に達するまでの時間は2.87秒であり、船体周辺において、短期的に海生生物に何らかの影響が出る可能性は低いと考えられる。

3-2. pH の変化

① 調査の概要

急性毒性試験結果からも判るように、スクラバー排水の pH は約 3 となって排出される場合がある。IMO ガイドラインにおいては、たとえ停泊時であっても 4m 先では影響のない 6.5 まで回復することが要求されている。しかし、航行中において 4m 離れた地点までの挙動については、言及がない。

このため、本節においては、航行中の船体付近の pH 変化について評価を行う。

本調査において、海水中 pH の計算は（一財）日本海事協会が実施した。

② 滴定曲線からの希釈率

自然海水の pH は 8.0-8.2 の弱アルカリ側にあり、また大気中の CO₂ の溶け込んだ結果生じる炭酸塩濃度の変化に対して pH が直接影響されない緩衝機能をもっている。この緩衝能の強さはアルカリ度で表され、河川水によって希釈されていない塩分濃度が高い海水であれば 2,200 ug/ml 程度である。このため、スクラバー排水は海水環境中に放出された際には、その物理的な希釈率から推定されるより早く pH8.0 付近に近づく。たとえば、酸性を示すスクラバー排水を、アルカリ度ゼロの純水で 10 倍希釈した場合 pH は約 1.0 しか上昇しないが、自然海水で希釈した場合にはアルカリ度によって更に上昇する。このように、スクラバー排水に対して希釈を行った際の pH 変化を滴定曲線という。

一部の海生生物、たとえば円石藻類などは、微小な pH 変化に対して脆弱であることが知られている。他方で、実際の海洋における pH は様々な環境要因によって変化し、特に夏場や河川水が影響する海域においては、自然海水でも短期的に pH8.0 を切る場合も観測されている。ここでは、局地的に pH8.0 未満になった場合には脆弱な生物に対して何らかの悪影響が出ると仮定し評価を行った。

自然海水における排ガス中 SO_x の pH への定量的な影響については、海水中のアルカリ度と pH を初期条件とした理論式が知られている。ここでは、スクラバー(EGCS)を製造する工業会である Exhaust Gas Cleaning System Association(EGCSA)がそのマニュアルに掲載した理論式を用いた(図 3-14 参照)。

同式を用いると、スクラバー排水中の pH3.1 を達成するための排水中 SO₂ 濃度が 3.23 mmol/kg に対して、pH8.0 では 0.056 mmol/kg であり、アルカリ度の効果により、1/58 倍の希釈で十分であることがわかる。なお、現実の海水においても、2 章で述べたように、短時間で希釈が進むことから、段階的な希釈はここでは考えない。

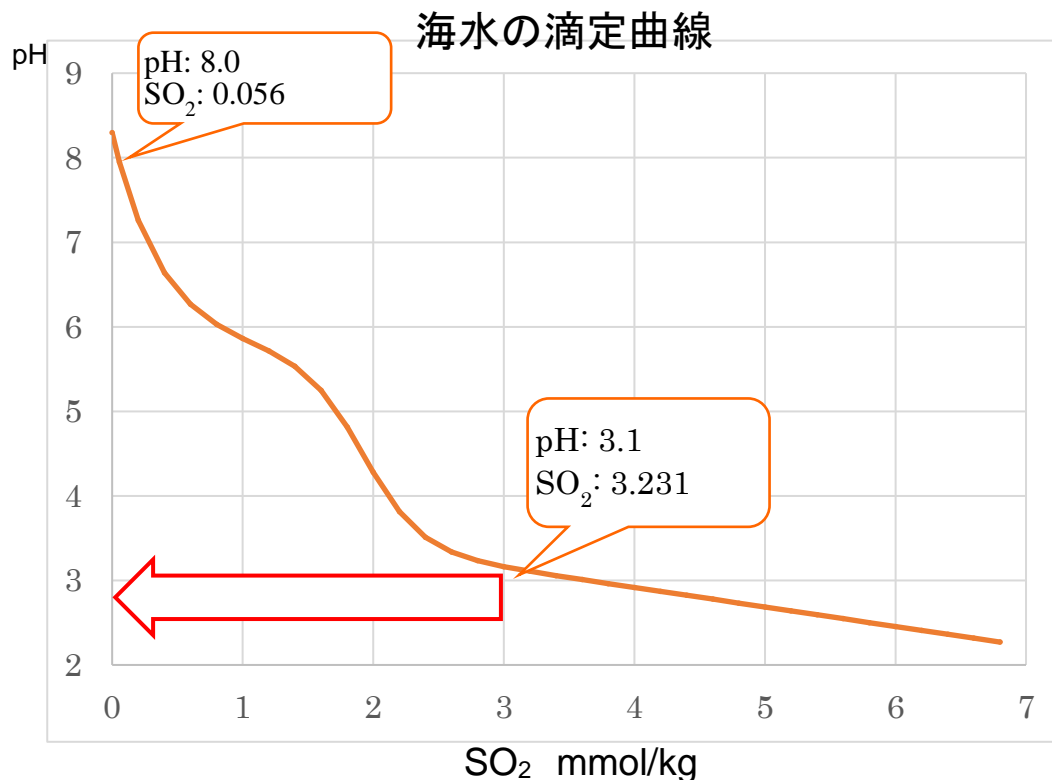


図 3-14 海水に SO₂ を添加した際の海水 pH の理論カーブ

③ 結果の評価

理論上の滴定曲線から、スクラバー排水は周辺海水により 58 分の 1 以上に希釈されれば pH8.0 以上に回復することが期待できる。希釈シミュレーション(表 2-1 参照)によれば、排水後 0.25 秒で到達する。仮に周辺海水のアルカリ度などが上記設定条件から厳しくなったとしても、pH8.0 を下回る水塊が船体周辺に生じる可能性は低い。

船舶が移動体であり、船体周辺に発生する乱流渦に直ちに巻き込まれる状態では、低 pH のスクラバー排水が周辺の生態系に対してリスクをもたらす可能性は小さいと考えられる。

なお、排ガス中の酸素濃度が低いことから、スクラバー排水中の溶存酸素濃度はほぼ 0mg/L と考えられるが、2 章で見たように船体周辺の流れ場によって 58 分の 1 まですら急速に希釈されることにより、周辺海水の溶存酸素濃度は十分回復するものと考えられる。

3-3. 海水温の変化

① 調査の概要

スクラバー排水は、排ガス中の有害物質を溶け込ますだけでなく、排ガス中の熱エネルギーを一部取り組み海洋環境中へ放出するという性格をもつ。これは周辺環境においては、海水温の上昇として把握される。夏季など高水温期において、微小な温度上昇でも卵稚仔やノリなど温度変化に敏感な海生生物に対しては影響がある可能性が指摘されており、米国ハワイ州では、スクラバーにおける温度変化について1℃以内とするように規制している例もある。

本節ではスクラバー排水が排出後に、海洋環境にもたらす熱的な影響について、国内の陸上施設における自主的管理目標を参考にしながら評価する。

本調査において、環境中の海水温の計算は(一財)日本海事協会が実施した。

② 温度の影響

海水温の変化が海洋環境に対する影響については、国内発電所における取り組みが知られている。国内の発電所は、温排水の排出によって生じる範囲(昇温域)を極力小さくするよう各社で取り組んでいる。

この際に目安となるのは、昇温が1℃以上となる昇温域である。温排水問題に関する中間報告(抄)中央公害対策審議会水質部会特殊問題専門委員会温排水分科会において、発電所からの温排水については、「温排水の排出されている排水路並びにその排出に伴い常時2~3℃以上昇温している水域の範囲で生物相が変化したり、その種類数が減少したりする現象が見られることもあるものの、この水域を外れると生物相の顕著な変化は知られていない。ただ、のり等については、1℃の昇温により影響が見られることもある。」とされており、これに基づき発電所や一部の工場は1℃以上の昇温域について、初期の混合拡散を大きくするための深層放流などの方策に取り組んでいる。

スクラバー排水は、発電所からの温排水に比較して、1隻当たりの流量も小さく、更に移動していることから、温排水がある海域に常時放出されているような状況は現出しにくい。安全サイドを考えて、1℃以上の昇温域においては何らかの悪影響が現出することを想定し、排出後にどの程度の時間で1℃以上の昇温域が消失するかシミュレーションにより算定した。

③ 船体周辺の希釈シミュレーションからの水温上昇計算

上述のように、スクラバー排水は、発電所同様に、排ガスとの接触により排ガス中の熱エネルギーの一部を取り込み、結果として入口温度から上昇する。この際の水温上昇幅は、流量/排ガス比、排ガス温度(入口/出口)、海水入口温度から理論的に算出

でき、ガイドラインにおいて設定されている流量比(45 t/kWh)を用いると、およそ15℃と算定できる。

ここでは、スクラバー排水の水温を実測値で最高の40℃、海水の水温を真冬の北海道を想定した0℃と昇温幅が理論値の2倍以上の最悪条件を想定し、希釈の推移シミュレーションにより得られた希釈倍率から、希釈により1℃未満になる時間を計算した。海水の比熱は1.00とした。その結果を表3-17に示す。参考として、昇温幅20℃の場合(周辺海水温20℃、排水温度40℃)の結果も同表中に示す。何れの場合であっても、1秒以内にΔTが1℃以内に収まっている。

なお、40℃の排水により、周辺海水に対して躍層を生成する可能性についても評価した。温水が水面上昇し、周辺海水に対して躍層を生成するためには、周辺海水との密度差(温度差)が保存されていることが前提となるが、上記の結果から、排水直後に渦に巻き込まれ密度差は直ちに解消することから、航行中に排水されるスクラバー排水が密度差によって海水表面に上昇し、その後も混合が進行進みにくい躍層を生成することはないと考えられる。

表 3-17 スクラバー排水の排水後の希釈状況と排水温度

希釈度(倍)	40	60	80	500	800	1,000	5,000	8,500	9,416
時間(秒)	0.17	0.25	0.34	2.87	5.65	7.7	60.3	114.4	129
ΔT 周辺水温 0℃	1.00	0.67	0.5	0.08	0.05	0.04	0.01	0.00	0.00
ΔT 周辺水温 20℃	0.50	0.33	0.25	0.04	0.03	0.02	0.00	0.00	0.00

④ 計算結果の評価

ΔTが40℃という最悪条件においても、排出後1秒以内にΔTが1℃以内に収まることが判る。船舶が移動体であり、船体周辺に発生する乱流渦に直ちに巻き込まれる状態では、スクラバー排水の熱エネルギーが周辺の生態系に対してリスクをもたらす可能性は極小であると考えられる。

なお、東京湾において活動する全ての船舶がスクラバー排水を発生する前提で追加される年間の総熱エネルギーは、同湾内に存在する一つのLNG火力発電所(100万kW)からの温排水に含まれる熱エネルギーの1/10,000のオーダーであると推定されることから、船舶のスクラバー排水による熱エネルギーの蓄積について無視できると考えられる。

4. 長期的な水質への影響評価

4-1. 調査の概要

3章においては、スクラバー排水中に含まれる有害物質を特定することなく、排水全体としてのトータルの毒性および物理化学的な特性(pH および排水温)の影響について評価を行った。

これに対して、本章においてはスクラバー排水中に含まれる有害物質を特定し、国内の閉鎖性海域などにおける、水質への影響を対象物質の10年後の予測濃度と現状濃度あるいは環境基準値と比較することで、同排水が環境へ与える影響を評価する。

まず、我が国環境規制の関連法における規制状況を整理し、対象物質のスクリーニング対象について整理を行った。更に、実際のスクラバー排水中に含まれる有害物質の情報から対象物質のスクリーニングを行った。

次に特定の海域における当該物質の排出量を安全側のシナリオに基づいて計算した。特定の海域における当該物質の環境濃度及びその蓄積がどのように変化するかシミュレーションを実施し、スクラバー排水が我が国環境保全上問題がないか評価を行った。

本調査において、スクラバー排水中の多環芳香族炭化水素の測定および環境濃度のシミュレーションは(一財)日本海事協会が実施した。

4-2. 評価物質のスクリーニング

① 評価対象物質の選定

ア 関連法令の整理

日本国内において考慮すべき基準として環境基準と排水基準がある。

まず、環境基準は、環境基本法で定められており、人体健康影響、生態系保護および水産保護などの観点から、特定物質の望ましいとされる環境中の濃度やパラメータ(pH、濁度など)が海域毎に指定されており、「人の健康の保護に関する環境基準」及び「生活環境の保全に関する環境基準(海域)」がある。船舶を含めた全ての産業活動から生じ海洋へ排出される排水はこの環境基準を達成するために十分な環境的配慮をすることが求められる。

具体的には、工場等の陸上の発生源からの排水については、これらの環境基準を達成することなどを目的に、水質汚濁防止法(水濁法)によって、排水基準が定められている。一方で、船舶からの排水については、水濁法の規制対象でなく、海洋汚染等及び海上災害の防止に関する法律(海防法)に基づき、排水基準が設定されている(1章参照)。また、スクラバー排水については、1章で紹介したようにIMOのガイドラインで排水基準が定められている。

以上の整理から、本調査においては、環境基準に加えて海防法において規制対象となった物質および物理/化学的パラメータ群から、スクラバー排水が影響を及ぼす可能性がある物質を抽出した。

イ スクラバー排水に含まれる主な物質

ここでは、スクラバー排水に含まれる物質について概説する。図 4-11 に示すように、スクラバー排水は通常の海水を使用して、排ガス中の可溶性ガス成分および粒子状物質のほぼ全量を除去し、海水中に溶解させる。一部のガス状物質(NO_2 、 SO_2)はイオン化し、安定した状態で排水中に含まれる。排ガス中に含まれる CO_2 についても一定の割合でスクラバー排水に溶解込むことが予想される。ただし CO_2 のヘンリー定数および、海水に溶解込んだ際に生じる炭酸水素イオンが弱酸であり、その電離係数を考慮すると、溶解込んだ後に pH に対する影響は、前述の NO_2 、 SO_2 よりも理論的に小さくなる。

また、PM 中に含まれる微量な有害物質として、多環芳香族炭化水素(PAHs)および重金属があげられる。前者の多環芳香族炭化水素(PAHs)については、1章で紹介したように、IMO のガイドラインにおいて排水基準が設定されており、更にフェナントレンを中心としたリアルタイムモニタリングが義務づけられている。その他の PAH を含めた分析結果を表 4-1 に示す。測定対象物質は、US EPA が設定した 16 種の PAH(左欄)である。同物質は IMO によるガイドライン作成時に PAH の規制対象として想定された物質群である。

また、生態毒性が強いことが想定される PAH およびメチル化 PAH であって、標準物質が入手可能な 6 物質を追加した。たとえば、表 4-1 に示した 1-メチルナフタレンと 2-メチルナフタレンは、US EPA が設定した 16 種の PAH の一つである naphthalenes がメチル化したものである。スクラバーで使用する前の海水(採取濾過直後および輸送後)、実験機において暖気時に用いられる井戸水には、いずれの PAH も検出されていないことが確認された。スクラバー排水には、22 種のうち 9 種の PAH が検出されたが、いずれも定量限界(5ppt(0.005 $\mu\text{g}/\text{L}$))、一部は 10ppt(0.01 $\mu\text{g}/\text{L}$)に近い値であった。従って、今回測定した 22 種の PAH による影響は想定されにくい。

次に、重油中に含まれる有害な金属(亜鉛、鉛、銅、カドミウムなど)は表 4-12 に示すように定量限界以下である。また、実際のスクラバー排水中濃度は、表 4-33 に示すように水濁法/海防法に基づく排水基準と比較して 1/100 程度と低い値(亜鉛を除き環境基準以下)にあり、この後の節に示すスクリーニングにおいて対象外とする。

なお、表 4-3 に示す鉄および亜鉛濃度は表 4-1 に示した重油が正常に燃焼した際の排ガス中濃度およびスクラバー内での排ガス/海水流量比から理論上計算で

きるスクラバー排水中濃度よりも高い⁸。これは、実験施設のスクラバー排水の配管が鋼管であったため排水の低 pH により配管表面など対象金属が溶出したことによると考えられる。実際に船舶にスクラバーが搭載される場合は、スクラバー排水の配管は非金属素材で構成されているため、両金属の溶出は極小であることが予想される。

⁸ たとえば、表 4-3 において鉄と亜鉛の排水中の最大濃度はそれぞれ 997ug/L、48.25ug/L と実測されているが、表 4-1 の海外重油を燃焼させた排ガスを処理した排水中には理論上、それぞれ 50ug/L、4ug/L 程度しか含まれない。

船舶からの排ガスに含まれる物質			
	質量ベース (%)	体積ベース (%)	備考
窒素	76.90	80.86	空気中の窒素分 ^{※1} を、消費分を除き残留酸素濃度13%で換算
酸素	14.63	13.47	空気中の酸素分 ^{※1} と残留酸素濃度13%の差分が燃焼に使用
アルゴン	1.31	0.97	希ガスであり空気中のアルゴン分 ^{※1} から燃焼による変化なし
二酸化炭素	6.88	4.56	残留酸素濃度13% ^{※2} として重油燃焼により生じる理論排ガス量
二酸化硫黄	0.11	0.05	重油中平均硫黄分を2.5% (C重油相当)とした理論排ガス量
二酸化窒素	0.26	0.17	規制値である排出係数(1次規制)から計算
その他気体	0.06	0.03	大気構成要素が太宗を占める
粒子状物質 (PM)	0.01	—	IMOにおける排出量算定に用いる係数を使用



スクラバー排水に含まれる物質	
	溶け込み
窒素	不溶
酸素	不溶
アルゴン	不溶
二酸化炭素	一部排水中へ移行 (海洋酸性化はSO ₂ 及びNO ₂ で評価) ^{※3}
二酸化硫黄	全量が排水中へ移行
二酸化窒素	最大12% ^{※2} が排水中へ移行
その他気体	不溶
PM	PMに含まれるOM ^{※4} をCOD ^{※3} として評価

※1 大気構成要素(体積ベース)・・・窒素78.1%、酸素20.9%、アルゴン0.934%、二酸化炭素0.039%、微量成分0.027%

※2 残留酸素濃度は大気汚染防止法施行規則に定めるディーゼル機関の残留酸素濃度に基づき13%と仮定した。排水中の二酸化窒素の溶存量については、IMOのEGCSガイドラインから最大12%と仮定した。

※3 CO₂、NO₂、SO₂が溶けた中で、ヘンリー定数、電離係数を考慮すると、CO₂のpHへの影響は小さい。

※4 OM: Organic Matter 有機炭化水素、COD: Chemical Oxygen Demand 化学的酸素要求量

図 4-1 排ガス中の主な物質濃度とスクラバー排水への移行に関する模式図

表 4-1 スクラバー排水中の多環芳香族炭化水素濃度の実測例

分析項目	単位	海水 (採取直 後) ^{※2}	海水 (輸送後) ^{※3}	排水 1 (負荷率 50%)	排水 2 (負荷率 25%)	淡水 (暖気用) ^{※4}
PAH						
ナフタレン	μg/L	<0.005	<0.005	<0.005	0.006	<0.005
2-メチルナフタレン	μg/L	<0.005	<0.005	<0.005	0.006	<0.005
1-メチルナフタレン	μg/L	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
ビフェニル	μg/L	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005
アセナフチレン	μg/L	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005
アセナフテン	μg/L	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005
フルオレン	μg/L	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005
ジベンゾチオフェン	μg/L	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005
フェナントレン	μg/L	<0.005	<0.005	<0.005	0.006	<0.005
アントラセン	μg/L	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005
フルオランテン	μg/L	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005
ピレン	μg/L	<0.005	<0.005	<0.005	0.007	<0.005
ベンゾ(a)アントラセン	μg/L	<0.005	<0.005	<0.005	0.006	<0.005
クリセソ	μg/L	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005
ベンゾ(b)フルオランテン ベンゾ(j)フルオランテン(合 量 ^{※1})	μg/L	<0.01	<0.01	<0.01	0.012	<0.01
ベンゾ(k)フルオランテン	μg/L	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005
ベンゾ(a)ピレン	μg/L	<0.005	<0.005	<0.005	0.014	<0.005
ペリレン	μg/L	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005
インデノ(1,2,3-cd)ピレン	μg/L	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005
ジベンゾ(a,h)アントラセン	μg/L	<0.005	<0.005	<0.005	0.006	<0.005
ベンゾ(g,h,i)ペリレン	μg/L	<0.005	<0.005	<0.005	0.014	<0.005

※1 ベンゾ(b)フルオランテンとベンゾ(j)フルオランテンについては、2物質の合量として算出

※2 藤枝付近の清浄海水を採取後、砂濾過および10μm フィルター濾過を行ったサンプル

※3 冷蔵輸送後に、実験機で使用直前に採取したサンプル

※4 実験スクラバー機の暖気用に使用されている淡水(井戸水)

表 4-1 船舶用燃料油に含まれる重金属の測定例

項目	単位	海外	海外	国内重油	
		重油①	重油②	(10ケース)	
油の性状	動粘度	cSt@50℃	278	299	87~276
	炭素	%m/m	88.1	85.7	86.6~87.3
	水素	%m/m	11.3	11.3	10.3~12.4
	窒素	%m/m	0.4	0.4	0.09~0.22
	硫黄	%m/m	2.6	2.9	0.28~2.49
重金属	バナジウム	mg/kg	122	121	44~63
	ニッケル	mg/kg	23	22	16~23
	鉄	mg/kg	16	16	3~17
	亜鉛	mg/kg	1	<1	0~3
	鉛	mg/kg	<1	<1	0
	銅	mg/kg	<1	<1	—
	カドミウム	mg/kg	<1	<1	—
	クロム	mg/kg	<1	<1	—
	ヒ素	mg/kg	<0.5	1	—

出典：重油①、②については日本海事協会による調査における実測値
国内重油については海上技術安全研究所分析データ

表 4-3 スクラバー排水に含まれる重金属の測定例

項目	単位	エンジン負荷別の洗浄水中の濃度			排水基準 (参考)
		海外重油 ①の負荷 30%	海外重油 ①の負荷 50%	海外重油 ①の負荷 80%	
バナジウム	μg/L	39	9.9	58	
ニッケル	μg/L	17.92	10.646	17.875	
鉄	μg/L	528.2	326	997	10000
亜鉛	μg/L	17.31	31.74	48.25	2000
鉛	μg/L	1.39	0.584	1.755	100
銅	μg/L	3	9.37	8.12	3000
カドミウム	μg/L	0.03	0.042	0.035	30
クロム	μg/L	11.58	14.82	22.75	2000
ヒ素	μg/L	0.03	0.018	1.015	100

表中①は、表 4-1 に示す海外の重油を燃焼させた際のスクラバー排水であることを示す。

ウ 水濁法における排水基準対象物質からの評価対象物質の選定

水濁法において排水基準が設定されており規制対象となっている物質を基にした評価対象物質のスクリーニングを表 4-4 および表 4-5 に示す。ここでは、水濁法において排水基準が設定された物質が、燃料中に含まれるのか、あるいは燃焼雰囲気中で新たに生成される可能性があるかについて個別に検討を行った。重金属類などは、代表的な燃料分析結果、あるいは、代表的な燃料を使用したスクラバー排水の実測値から推定を行った。有害な有機炭素については実測値がないため、理論上燃料及び潤滑油に含まれない場合は除外した。スクリーニングの結果から、同法において排水基準が設定されている物質はその多くが溶媒などに使用されていることから、燃料を燃焼した排ガスおよびそのスクラバー排水に排水基準値⁹を超えて含まれる可能性は小さく、また重金属を含む金属類はその実測濃度が排水基準値より小さい。従って、表 4-4 および表 4-5 に示された物質のうち詳細な定量的な検討する物質として、排水中に含まれる硫酸などによって低下する pH、窒素含有量(排ガス中の NOx が溶存し、硝酸態窒素および亜硝酸態窒素として存在)、リン含有量(燃料中に微量に含まれる可能性がある)および COD(燃料未燃分の一部が有機炭素として存在)とする。

なお、海防法において、海洋において処分することがでる汚水の水質基準に指定されている物質については、スクラバー排水に排出基準値を超えて含まれる可能性は理論上も小さく、また金属はその実測濃度も排出限度より小さい。従って、同法での指定物質については詳細な定量的な検討は必要が無い、と結論できる。

⁹ 水濁法においては、排水基準を「許容限度」として示している

表 4-4 水濁法に基づく有害物質として全国一律排水基準が設定されている物質からのスクリーニング

(-は、燃料、潤滑油、排ガスのいずれにも含まれないことが想定されることを示す、○は評価対象を示す)

有害物質の種類	排水基準値 ¹⁰	スクラパー排水中の有無	評価対象
カドミウム及びその化合物	0.03mg Cd/L	表 4-3 参照	
シアン化合物	1 mg CN/L	-	
有機燐化合物(パラチオン、メチルパラチオン、メチルジメトン及び EP、Nに限る。)	1mg/L	-	
鉛及びその化合物	0.1 mg Pb/L	表 4-3 参照	
六価クロム化合物	0.5 mg Cr(VI)/L	表 4-3 参照	
砒素及びその化合物	0.1 mg As/L	表 4-3 参照	
水銀及びアルキル水銀その他の水銀化合物	0.005 mg Hg/L	-	
ポリ塩化ビフェニル	0.003mg/L	-	
トリクロロエチレン	0.1mg/L	-	
テトラクロロエチレン	0.1mg/L	-	
ジクロロメタン	0.2mg/L	-	
四塩化炭素	0.02mg/L	-	
1,2-ジクロロエタン	0.04mg/L	-	
1,1-ジクロロエチレン	1mg/L	-	
シス-1,2-ジクロロエチレン	0.4mg/L	-	
1,1,1-トリクロロエタン	3mg/L	-	
1,1,2-トリクロロエタン	0.06mg/L	-	
1,3-ジクロロプロペン	0.02mg/L	-	
チウラム	0.06mg/L	-	
シマジン	0.03mg/L	-	
チオベンカルブ	0.2mg/L	-	
ベンゼン	0.1mg/L	-	
セレン及びその化合物	0.1 mg Se/L	-	
ほう素及びその化合物	海域に排出されるもの： 230 mg B/L	-	
ふっ素及びその化合物	海域に排出されるもの： 15 mg F/L	-	
アンモニア、アンモニウム化合物、亜硝酸化合物及び硝酸化合物	アンモニア性窒素に 0.4 を乗じたもの、 亜硝酸態窒素及び硝酸態窒素の合計量： 100mg/L	IMO 基準値以下	○
1,4-ジオキサン	0.5mg/L	-	

¹⁰ 水濁法においては、排水基準を「許容限度」として示している

表 4-5 水濁法に基づく生活環境項目として全国一律排水基準が設定されている物質からのスクリーニング

(-は、燃料、潤滑油、排ガスのいずれにも含まれないことが想定されることを示す、○は評価対象を示す)

項目		排水基準値 ¹¹	スクラバー排水中の有無	評価対象
水素イオン濃度 (水素指数) (pH)	海域に排出されるもの:	5.0 以上 9.0 以下	IMO 基準値以上	○
生物学的酸素要求量(BOD)		160mg/L (日間平均 120mg/L)	微量の燃料未燃分 が存在	COD として 評価
化学的酸素要求量(COD)		160mg/L (日間平均 120mg/L)	微量の燃料未燃分 が存在	○
浮遊物質(SS)		200mg/L (日間平均 150mg/L)	-	
ノルマルヘキサン抽出物質含有量(鉱油類含有量)		5mg/L	-	
ノルマルヘキサン抽出物質含有量 (動植物油脂類含有量)		30mg/L	-	
フェノール類含有量		5mg/L	-	
銅含有量		3mg/L	表 4-3 参照	
亜鉛含有量		2mg/L	表 4-3 参照	
溶解性鉄含有量		10mg/L	表 4-3 参照	
溶解性マンガン含有量		10mg/L	-	
クロム含有量		2mg/L	表 4-3 参照	
大腸菌群数		日間平均 3000 個/cm ³	-	
窒素含有量		120mg/L (日間平均 60mg/L)	IMO 基準値以下	○
燐含有量		16mg/L (日間平均 8mg/L)	IMO 基準値以下	○

エ 環境基本法に基づく環境基準を指定された物質を基にした評価対象物質の選定
前項に示した水濁法において排出規制対象となっている物質を基にした評価対象物質のスクリーニングに加えて、環境基本法に基づく環境基準を指定された物質について、人の健康の保護に関する環境基準に指定されている物質からのスクリーニング結果を表 4-6 に、生活環境の保全に関する環境基準(海域)からのスクリーニングを表 4-7 から表 4-10 に示す。スクリーニング方法は、水濁法における方法と同一であり、重金属類などにおいては、代表的な燃料分析結果あるいはこれを利用したスクラバー排水の実測値から推定を行った。多環芳香族炭化水素以外の炭化水素類については実測値がないため、理論上燃料及び潤滑油に含まれない場合は除外した。

スクリーニングの結果から、環境基準が設定された物質についてスクラバー排

¹¹ 水濁法においては、排水基準を「許容限度」として示している

水が海洋環境に影響を与える可能性があるものとして、全リン(燃料中微量に存在)、全窒素(排ガス中NO_xの溶け込み)、COD(燃料未燃性の一部が有機炭素として存在)が挙げられる。更に物質単体ではないが、pHについてもSO_x、およびNO_xが溶け込むことから、本シミュレーションにおいて定量的解析を行う。これ以外の物質については、燃料および潤滑油に含まれる可能性が小さく、詳細な定量的な検討は必要が無いと結論した。

表 4-6 環境基本法に基づく「人の健康の保護に関する環境基準」に指定されている物質からのスクリーニング

(-は、燃料、潤滑油、排ガスのいずれにも含まれないことが想定されることを示す、○は評価対象を示す)

物質名	環境基準値	スクラバー排水中の有無	評価対象
カドミウム	0.003mg/L 以下	表 4-3 参照	
全シアン	検出されないこと	—	
鉛	0.01mg/L 以下	表 4-3 参照	
六価クロム	0.05mg/L 以下	表 4-3 参照	
砒素	0.01mg/L 以下	表 4-3 参照	
総水銀	0.0005mg/L 以下	—	
アルキル水銀	検出されないこと	—	
PCB	検出されないこと	—	
ジクロロメタン	0.02mg/L 以下	—	
四塩化炭素	0.002mg/L 以下	—	
1,2-ジクロロエタン	0.004mg/L 以下	—	
1,1-ジクロロエチレン	0.1mg/L 以下	—	
シス-1,2-ジクロロエチレン	0.04mg/L 以下	—	
1,1,1-トリクロロエタン	1mg/L 以下	—	
1,1,2-トリクロロエタン	0.006mg/L 以下	—	
トリクロロエチレン	0.01mg/L 以下	—	
テトラクロロエチレン	0.01mg/L 以下	—	
1,3-ジクロロプロペン	0.002mg/L 以下	—	
チウラム	0.006mg/L 以下	—	
シマジン	0.003mg/L 以下	—	
チオベンカルブ	0.02mg/L 以下	—	
ベンゼン	0.01mg/L 以下	—	
セレン	0.01mg/L 以下	—	
硝酸態窒素及び亜硝酸態窒素	10mg/L 以下	IMO 基準値以下	○
フッ素	0.8mg/L 以下	—	
ほう素	1mg/L 以下	—	
1,4-ジオキサン	0.05mg/L 以下	—	

表 4-7 環境基本法「生活環境の保全に関する環境基準(海域)ア」からのスクリーニング
(－は排出が想定されない、又は、排水基準に対し極小を示す、○は評価対象を示す)

項目 類型	利用目的の適応性	基準値				
		水素イオン濃 度(pH)	化学的酸素要 求量	溶 存 酸 素 量 (DO)	大腸菌群数	n-ヘキサン抽 出物質
A	水産1級 水浴 自然環境保全 及びB以下の欄に掲げるもの	7.8以上 8.3以下	2mg/L以下	7.5mg/L以上	1,000MPN/100 mL以下	検出されない こと。
B	水産2級 工業用水 及びCの欄に掲げるもの	7.8以上 8.3以下	3mg/L以下	5mg/L以上		検出されない こと。
C	環境保全	7.0以上 8.3以下	8mg/L 以下	2mg/L 以上		
スクラパー排水中の有無		IMO 基準値以 下	IMO 基準値以 下	DO 値は小さい が水質への影 響が想定され ないことは自 明	—	—
評価対象		○	○			

備考)1. 自然環境保全：自然探勝等の環境保全

2. 水産1級：マダイ、ブリ、ワカメ等の水産生物用及び水産2級の水産生物用、 水産2級：ボラ、ノリ等の水産生物用、
環境保全：国民の日常生活(沿岸の遊歩等を含む。)において不快感を生じない限度

表 4-8 環境基本法「生活環境の保全に関する環境基準(海域)イ」からのスクリーニング
(一は排出が想定されない、又は、排水基準に対し極小を示す、○は評価対象を示す)

項目 類型	利用目的の適応性	基準値	
		全窒素	全磷
I	自然環境保全及びII以下の欄に掲げるもの (水産2種及び3種を除く。)	0.2mg/L以下	0.02mg/L以下
II	水産1種 水浴及びIII以下の欄に掲げるもの(水産2種及び3種を除く。)	0.3mg/L以下	0.03mg/L以下
III	水産2種及びIVの欄に掲げるもの(水産3種を除く。)	0.6mg/L以下	0.05mg/L以下
IV	水産3種 工業用水 生物生息環境保全	1 mg/L以下	0.09mg/L以下
スクラバー排水中の有無		IMO基準値以下	—
評価対象		○	○

備考)1. 基準値は、年間平均値。

2. 自然環境保全：自然探勝等の環境保全、 水産1種：底生魚介類を含め多様な水産生物がバランス良く、かつ、安定して漁獲される
水産2種：一部の底生魚介類を除き、魚類を中心とした水産生物が多獲される、 水産3種：汚濁に強い特定の水産生物が主に漁獲される、
生物生息環境保全：年間を通して底生生物が生息できる限度

表 4-9 環境基本法「生活環境の保全に関する環境基準(海域)ウ」からのスクリーニング
(一は排出が想定されない、又は、排水基準に対し極小を示す、○は評価対象を示す)

項目 類型	水生生物の生息状況の適応性	基準値		
		全亜鉛	ノニルフェノール	直鎖アルキルベンゼン スルホン酸及びその塩
生物A	水生生物の生息する水域	0.02mg/L以下	0.001mg/L以下	0.01mg/L以下
生物特A	生物Aの水域のうち、水生生物の産 卵場(繁殖場)又は幼稚仔の生育場 として特に保全が必要な水域	0.01mg/L以下	0.0007mg/L以下	0.006mg/L以下
スクラバー排水中の有無		—	—	—
評価対象				

表 4-10 環境基本法「生活環境の保全に関する環境基準(海域)エ」からのスクリーニング
 (-は、スクラバー排水が直接影響にしないことを示す、○は評価対象を示す)

項目 類型	水生生物が生息・再生産する場の適応性	底層溶存酸素量
生物 1	生息段階において貧酸素耐性の低い水生生物が生息できる場を保全・再生産する水域 又は再生産段階において貧酸素耐性の低い水生生物が再生産できる場を保全・再生産する水域	4.0mg/L 以上
生物 2	生息段階において貧酸素耐性の低い水生生物を除き、水生生物が生息できる場を保全・再生産する水域又は再生産段階において貧酸素耐性の低い水生生物を除き、水生生物が再生産できる場を保全・再生産する水域	3.0mg/L 以上
生物 3	生息段階において貧酸素耐性の高い水生生物が生息できる場を保全・再生産する水域、再生産段階において貧酸素耐性の高い水生生物が再生産できる場を保全・再生産する水域又は無生物域を解消する水域	2.0mg/L 以上
スクラバー排水中の有無		—
評価対象		

備考)基準値は、日間平均値

② 評価対象海域の選定

評価対象海域の選定においては、対象とする海域の閉鎖性が高く、かつ、硫酸化物の排出量が多い(船舶の航行量が多い)ことを重視した。

閉鎖性について、水質汚濁防止法(水濁法)では閉鎖度指数が1以上である海域を閉鎖性が高い海域として88海域を指定している。さらに、水濁法及び瀬戸内海環境保全特別措置法では、人口、産業の集中等により汚濁が著しい広域的な閉鎖性海域の水質汚濁を防止するための制度として水質総量削減制度が設けられており、東京湾、伊勢湾、瀬戸内海が全窒素、全リンおよびCODを対象として総量規制の対象となっている。これらを踏まえ、本調査では東京湾、伊勢湾、瀬戸内海の3海域を対象とする。参考までに、この3海域における閉鎖性や硫酸化物の排出量等のパラメータの比較を表4-1111に、3海域の地図を図2-1に示す。

表 4-11 3 海域における諸パラメータの比較

	東京湾	伊勢湾	瀬戸内海
面積(km ²)	1380	2130	21827
閉鎖度指数	1.78	1.52	1.13
類型(窒素)	II、III および IV (湾口部および中心部以外は III および IV)	II、III および IV	II、III および IV (水島および大阪湾を除くと II)
排ガス中 SO _x 排出量(トン/年)	14,918	7,991	57,989
スクラバー中硫黄分(トン/年)	7,459	3,996	28,995
面積当たりスクラバー硫黄分	5.41	1.88	1.33

面積および閉鎖度指数については、日本の閉鎖性海域(88 海域) 環境ガイドブック、環境省。

SO_x 排出量、スクラバー排出量および面積当たり硫黄分は本報告書において算定。

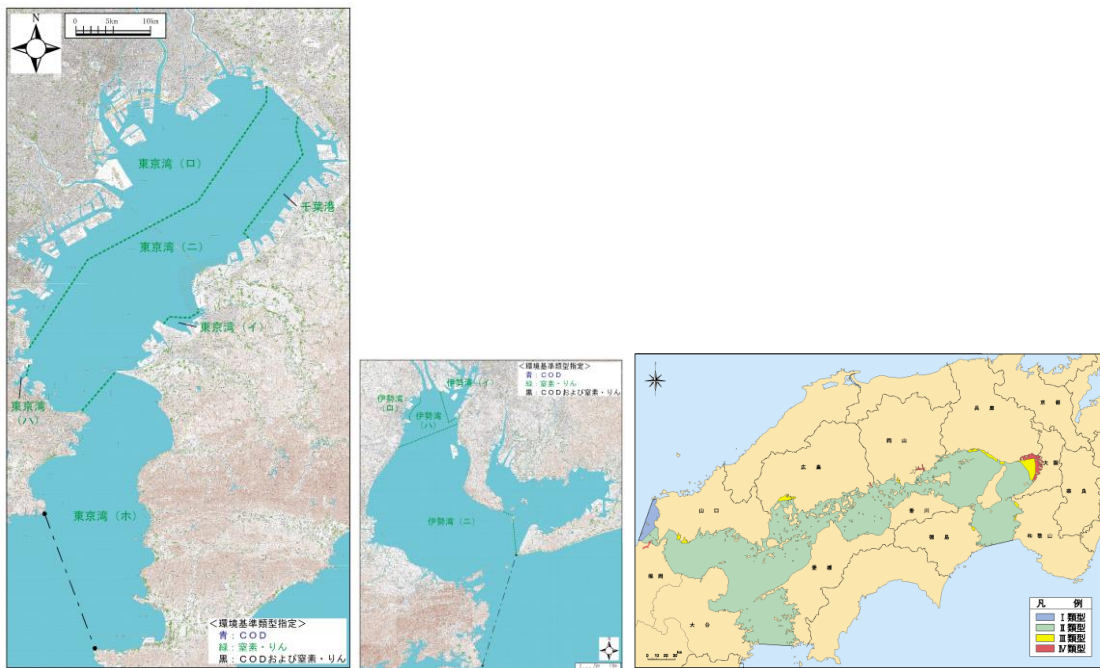


図 4-2 評価対象海域(東京湾、伊勢湾、瀬戸内海)

③ 評価対象海域における評価対象物質の排出量および海域負荷量の推計

ここでは、①のスクリーニングにおいて対象とされた物質について、全国及び3 海域(東京湾、伊勢湾、瀬戸内海)の排出量を推定する。

船舶活動量及び排ガス排出量については、国土交通省において過去に排出規制海

域(ECA)¹²設定検討の際に用いられた AIS¹³に基づく船舶排ガスデータベース(「船舶からの大気汚染物質放出規制海域(ECA)に関する技術検討委員会(ECA 技術委員会)」内検討資料として、海洋政策研究財団(当時)より提出)から抽出した。ここで、漁船については、スクラバーの搭載対象とならないため、対象船舶は内航船および外航船に限定している。

排ガス全量がスクラバーを通過する場合、平均燃料中硫黄分(ECA 技術委員会の設定条件と同じ)である 2.46%¹⁴(C 重油)および 0.61%(A 重油)の硫黄分の全量が洗浄水中に含まれ、対象海域に排出されると仮定した。

窒素分(硝酸態窒素)は、IMO(国際海事機関)が策定した排ガススクラバーに関するガイドライン(MEPC.259(68))における硝酸(nitrate)の規制値が全 NO_x(NO₂ 換算)の 12%もしくは 60mg/L となっていることから、スクラバー搭載船の NO_x 除去率を排水量に関係なく全 NO_x 排出量の 12%であると仮定した。COD(化学的酸素要求量)は、PM 中の有機性炭素化合物が全て COD として反応すると仮定した。これら仮定の基で計算した結果は表 4-12 のとおり。

¹² 排出規制海域とは、特に船舶からの大気汚染物質を削減する必要があると IMO が認めた場合に設定される排ガスに対する排出規制海域である。同海域内では、1章に示した硫黄分規制値よりより厳しい規制値が適用される。日本国においても、排出規制海域の設定の必要性が検討された。その際に、船舶の活動量から大気汚染物質排出量を日本全国で算定している。

¹³ Automatic Identification System, AIS(自動船舶識別装置)は、衝突防止を主な目的とした船舶を相互に自動識別する装置である。船名、船舶コード、船種、船位、針路、速度、仕向地、積載物等の情報を自動的に送信する。この情報を地上局などで受信することで対象海域における各船舶の運航隻数、速度、方向などから、同船舶の主機出力を推定ことができ、これに基づき大気汚染物質排出量やスクラバー排水排出量を算定することが可能となる。

¹⁴ A 重油硫黄分は、内航総連による。C 重油は IMO による燃料中硫黄分モニタリングプログラムの 2005 年実績による。

表 4-12 全国および3海域および全国における船舶(内航+外航)から排出される
大気汚染物質日量およびスクラバー排水に含まれる海洋汚染物質日量

単位 ton/日

	東京湾	伊勢湾	大阪湾	瀬戸内海 (含大阪湾)	全国(参 考)
日燃料消費量	1,048	561	672	4,610	21,022
総 NOx 排出量(NO ₂)	64	36	41	313	1,766
総 SOx 排出量(SO ₂)	42	22	25	159	840
総 PM 排出量 (総 PM)	7	1	4	28	150
総窒素負荷量 (NO ₃ -N)	2.42	1.38	1.6	11.9	67.4
硫黄負荷量(SO ₄ -S)	20.4	10.9	12.6	79.4	420.6
総リン負荷量(PO ₄ - P)	0.034	0.020	0.022	0.171	0.970
COD 負荷量(O ₂)	0.51	0.10	0.3	2.2	11.4

参考で示した全国集計は、内航船、外航船ともに離岸距離 50nm 以内で計算。

「船舶からの大気汚染物質放出規制海域(ECA)に関する技術検討委員会(ECA 技術委員会)」内検討資料より作成。

4-3. 長期シミュレーションの概要

環境基準との比較を評価するためには、スクラバー排水が水域全体にどのような影響を与えるかシミュレートする必要があり、長期的なシミュレーションが適する。

今回環境基準との比較を行うにあたり使用した、長期的なシミュレーションプログラムの概要について表 4-13 に示す。長期的シミュレーションプログラムは、バラスト水中の化学物質の環境影響評価ツールとして開発されたもので、IMO によるバラスト水処理のための化学物質の使用に関する承認審査において、長期的な PEC(環境予測濃度ここでは年平均値)の計算をする際に適用を推奨されているプログラムである MAMPEC-BW(special version for Ballast Water of Marine Antifoulant Model to Predict Environmental Concentrations)を用いた。

表 4-13 長期シミュレーションの概要

項目	概要
対象となる時間軸 (出力濃度の時間軸方向の平均化時間)	各季節から年平均値まで 蓄積性を考慮する場合、年平均値を対象に1年から10年程度
対象となる空間 (空間的平均化)	数10km四方まで (水深方向は自由設定)
比較対象	環境基準
地理的条件の影響	地理的条件に影響される(同じ排出量でも港湾が異なると結果が異なる)。 潮汐は水平および垂直方向で表現
海象の影響	潮汐および河川からの密度流による流場を再現する。このため河川の影響域の大きさと深さによって結果が異なる
複数の船舶からの影響評価	可能 (線源および面源で表現)
排出口の物理的形狀	初期拡散幅で表現
化学反応	長期的反応も表現可能 (光分解や生物への蓄積)
本事業で用いるモデル	MAM-PEC 3.1
開発者	CEPE
モデル内の空間的	10×10×20に単純化
出力	グリッド上の年間平均値

4-4. 長期シミュレーションの結果

シミュレーションでは、既存船がすべてスクラバーを搭載し、10年間スクラバーを使用したと仮定したとき、4-2②で選定した海域毎に4-2①で抽出した評価対象物質がどの程度蓄積するか長期シミュレーションを行い、現状値との比較を行った。海域毎のシミュレーション結果を表4-14に示す。

現状値との比較では硝酸態窒素、リン酸態リン、CODともに、現状値からの上乗せ濃度は1/100から1/1,000オーダーとなっており、極小であると言える。また、硫酸塩と硝酸塩の上乗せ濃度を合計した際のpHの低下分を理論式で計算すると、 $\Delta \text{pH} = -0.0035$ 程度であり現状pH値への影響はわずかであると言える。

最後に、環境基準はバックグラウンド濃度や他の排出源の寄与濃度の重ね合わせによって達成を判断するべきものであるが、前述した現状値への上乗せ濃度を考慮した場合、環境基本法に定められるpH、全窒素、全リンおよびCODの環境基準の達成状況に大きく影響しない。

表 4-14 MAMPEC による 10 年間の蓄積濃度計算結果と 2015 年現状値との比較

項目	10 年後の濃度上昇値		
	東京湾	伊勢湾	瀬戸内海
pH	変化なし ^(※1) (現状値 pH 8.3) ^{*3}	変化なし ^(※1) (現状値 pH 8.2) ^{*3}	変化なし ^(※1) (現状値 pH 8.1) ^{*3}
硝酸態窒素(mg/L)	7.34×10^{-4} (現状値 0.27~0.74) ^{*2}	5.30×10^{-5} (現状値 0.29~0.54) ^{*2}	2.01×10^{-3} (現状値 0.14~0.71) ^{*2}
リン酸態リン(mg/L)	8.73×10^{-6} (現状値 0.025~0.065) ^{*2}	6.19×10^{-7} (現状値 0.029~0.065) ^{*2}	2.09×10^{-5} (現状値 0.012~0.050) ^{*2}
COD(mg/L)	3.85×10^{-4} (現状値 2.2~2.9) ^{*2}	8.11×10^{-7} (現状値 2.4~3.5) ^{*2}	9.62×10^{-4} (現状値 1.8~2.7) ^{*2}

※1 スクラバー排水に溶けた SO₂、NO₂ が全て電離したとしても pH の変化量は 0.0035 程度。

※2 出典：「平成 28 年度公共用水域水質測定結果」（平成 29 年 12 月 環境省 水・大気環境局）

※3 現状値は水環境総合情報サイト（環境省ホームページ）の広域総合水質測定データ（水質）の 2015 年データより作成。

4-5. 計算結果の評価

① 対象物質の評価

海洋環境への安全側配慮を行うため、過大見積もりではあるが全船舶がスクラバーを搭載すると予測し検証した結果、対象海域を航行している全船舶（外航船、内航船の 100%）がスクラバーを搭載し、10 年間オープンモードで使用を続けたとしても、評価対象物質の濃度上昇は、各水域の現状濃度の 100 分の 1 以下のオーダーであった。（スクラバー搭載が 5% 程度の普及の場合は 2000 分の 1 以下）

また、評価対象物質の濃度は、10 年後には外洋との循環等によりほぼ一定値となり、より長期的に見ても更に上昇することは見込まれない。

② 栄養塩の総量規制に関する評価

水濁法第 3 条において環境基準の未達成海域において上乘せ基準の設定が認められていることを受け、東京湾、伊勢湾、瀬戸内海では排出総量の規制およびそれに基づく排出基準が設定されている。ここでは、排出総量規制が最も厳しい瀬戸内海の規制物質排出量規制について、陸上と船舶それぞれからの規制物質排出量ベースでの比較を行う。

排出量規制が最も厳しい瀬戸内海の規制物質排出量規制について、規制対象物質（全窒素、全リンおよび COD）の船舶及び陸上からの負荷量の比較は表 4-12 に示すとおり。ここで現在 C 重油を使用している船舶は全船がスクラバーを搭載したと仮定して試算している。表 4-12 にあるとおり、陸上からの排出による負荷量に対し

て船舶からの排出による負荷量の割合は低く、CODは1%未満、全窒素は3%以下となっている。

また、最も割合が高かった全窒素の負荷量について、瀬戸内海における各目標年度の目標値と実績値との間にどの程度マージンがあるかを整理した。目標値と実績値の差はいずれの年についても船舶からの全窒素の負荷量である12トン以上となっており、仮に過去の総量規制において船舶スクラバー排水からの窒素負荷量が総量規制計画に組み込まれた場合であっても、実績値が目標値を上回ることはなかったと考えられる。

なお、今回の試算は、現存する全ての内航船、外航船がオープンループスクラバーを搭載しているという、安全側条件の仮定(排出量は過大に見積もる仮定)に基づいていることに留意されたい。

以上から、総量規制海域において設定された排出総量に対するスクラバー排水による追加影響は、総量に対する負荷割合および目標値と実績値間のマージンとの比較からわずかである。結論として、総量規制対象海域において、スクラバー排水を総量規制の対象とする必要性は非常に小さい、と結論できる。

5. 全体まとめと結論

これまでに述べてきたように、本調査では、スクラバー排水が海洋環境や海生生物に影響を与える可能性について、以下の調査を実施した。

短期的な影響評価として、

- ・船舶から排水後の希釈率(第2章参照)
- ・総合毒性試験及びその結果に基づく海生生物への影響(第3章3-1参照)
- ・スクラバー排水の希釈に伴うpH変化(第3章3-2参照)
- ・スクラバー排水による海水温の変化(第3章3-3参照)

長期的な影響評価として、スクラバーを全船に搭載するという仮定の下、

- ・総合毒性試験結果に基づく海生生物への影響(第3章3-1参照)
- ・日本周辺海域の水質へ影響を与える可能性のある物質の蓄積性(第4章参照)

を実施し、いずれにおいてもスクラバー排水が与える影響は十分に小さいと考えられることが確認された。

一方、スクラバー搭載は、実際には一部にとどまる可能性が高く、また、搭載される場合にあっても、必ずしも排水を必要とするシステムとは限らないこと、スクラバー排水は排出直後に速やかに希釈されることに鑑みれば、短期的、長期的いずれの面からも、スクラバー排水が海生生物及び水質へ影響する可能性は著しく低いと結論できる。

スクラバー排水の海洋環境への影響に関する調査会名簿

座 委 員	長 員	小山 次朗	国立大学法人 鹿児島大学 名誉教授	
		石丸 隆	公益財団法人 海洋生物環境研究所 顧問	
		高崎 講二	国立大学法人 九州大学 名誉教授	
		高橋 千織	国立研究開発法人 海上・港湾・航空技術研究所 海上技術安全研究所 環境・動力系 環境分析研究グループ長	
		松本 俊之	一般財団法人 日本海事協会 技術研究所 所長	
		道田 豊	国立大学法人 東京大学 大気海洋研究所 副所長・教授	
		山地 一代	国立大学法人 神戸大学 海事科学研究科 准教授	
				(敬称略、五十音順)

関係省庁	宮武 宜史	国土交通省 大臣官房 技術審議官
	石原 彰	国土交通省 海事局 海洋・環境政策課長
	今井 新	国土交通省 海事局 海洋・環境政策課 環境渉外室長
	山本 英貴	国土交通省 総合政策局 海洋政策課長
	高澤 哲也	環境省 水・大気環境局 自動車環境対策課長
	熊谷 和哉	環境省 水・大気環境局 水環境課長
	魚谷 敏紀	農林水産省 水産庁 増殖推進部 漁場資源課 生態系保全室長

(敬称略)