

5. 化学的環境リスク

5.0.1 船体に付着している生物量を減らす方策は、付着防止技術(生物の付着そのものを阻害、もしくは抑制することが目的)と、付着除去技術(付着した生物と掻き落とすなど)の2つに大別される。船舶の外板に対しては、その目的のために AFCS(Anti-Fouling Coating System)と呼ばれる技術(防汚塗料の使用に代表される)が用いられている。外板以外の船体部位に対する技術としては、海水電解装置に代表される MGPS(MGPS: Marine Growth Preventive System)と呼ばれる装置が広く適用されている。外板に対する付着防止技術として最も使用頻度が高く、かつ効果が確認されているものは、生物の付着を防止する効果を有する化学物質を含んだ、自己研磨型の防汚塗料の使用である。防汚塗料の使用は、活性成分である化学物質を使用するため、使用過程において化学的な環境リスク、例えば残留毒性などによる沿岸生態系への影響が常に危惧される。このため、定量的な環境リスク評価が業界団体においても既に行われている。他方、付着除去技術については、船体外板や複雑部位における水中洗浄(以下、IWC: In-Water Cleaning)が実施されている。IWCを実施することにより、防汚塗料中の化学物質の溶出に加え、IWCによる過剰な塗料の掻き落としによって、化学物質による環境負荷が更に上乗せされるとの指摘が豪州、米国などからなされてきた。

5.0.2 本章では、①付着防止の目的で使用される防汚塗料からの化学物質の溶出、②複雑部位に適用され、MGPSの代表的な装置技術である海水電解装置の使用による塩素化合物の発生、③IWCの実施によって生じる周辺水域の環境生物に対する化学的環境リスクについて評価を行った。これらの装置、技術の環境リスク評価のためのシナリオは、現在用いられているベースとなる技術を使用した場合と、付着防止性能の向上や総合的な管理を想定し、将来的に導入が想定される改良技術を使用する場合について、それぞれ暴露シナリオを設定した。

5.0.3 本調査における環境リスク評価は、国内外において広く用いられている手法である予測環境中濃度(PEC: Predicted Environmental Concentration)と、有害性データ及びアセスメント係数より算出した予測無影響濃度(PNEC: Predicted No Effect Concentration)の比較(PEC/PNEC)により実施した。すなわち、上記の3つの技術における暴露シナリオをそれぞれ設定し、シナリオ別にIMOにおいても広く用いられるMAM(Marine Antifoulant Model)-PECモデル(化学物質の環境中での挙動をシミュレーションする数値モデル)により推定した化学物質のPECとPNECとの比(PEC/PNEC)により評価を行った。

5.0.4 防汚塗料の使用による環境リスク評価では、最も広く使用されている自己研磨型の防汚塗料中の活性物質である亜鉛ピリチオン、銅ピリチオン、全銅、全亜鉛を評価の対象とした。暴露シナリオは、統計データ等によるモデル港湾での合計船体表面積を算出し、文献報告による化学物質の溶出速度(leaching rate)との掛け算による溶出量(g/day)を用いてMAM-PECと呼ばれる環境中濃度の推定モデルによりPECを推定した。その結果、現状のベースとなる技術における防汚塗料の使用によるPEC/PNECは、船体全体から溶出するシナリオにおいて、亜鉛ピリチオン、銅ピリチオン、全銅、全亜鉛の順に小さく、いずれの物質についてもPEC/PNECが閾値である1の付近の値として計算され、詳細な環境リスク評価が必要であると考えられる。

5.0.5 外板以外の複雑部位に適用される防汚塗料から化学物質が溶出するシナリオにおいては、相対面積比が船全体の98%に相当する外板部では船全体からの溶出での環境リスク評価結果と同程度であつ

た。一方、外板部以外の船体部位では全ての条件で PEC/PNEC が 1 未満と評価されたことから、現状の防汚塗料の使用において、外板部以外の船体部位からの化学物質の溶出による環境へのリスクは、非常に低いものであると考えられる。

5.0.6 本評価において、自己研磨型の防汚塗料の使用による PEC/PNEC が 1 以上の結果であった化学物質及びシナリオに対して、現状において環境リスクが直ちに許容できないほど大きいと結論することには注意が必要である。本評価では、暴露シナリオの設定条件や PEC 及び PNEC の算出において十分なデータが得られなかったパラメータについては、ワーストケースを設定したためにリスクを過大評価している可能性がある。このため、より詳細な評価のためには、更なるデータの収集と、その結果を用いた詳細な環境リスク評価の実施が望まれる。また、化学物質の底泥中の環境濃度を推測するために多媒体モデルへの改良が必要であるかもしれない。なお、銅関連物質については、欧州工業会が詳細なリスク評価を実施しているところであり、その結果は 2011 年内には公表される予定であるので有効に利用すべきである。

5.0.7 付着生物除去技術である IWC は、現状では一部の船舶において航海時の燃費向上の目的で実施されている。本調査においては、現状において全外航船が 1 回/2 年の IWC を限られた港湾で実施し、IWC 実施時には macro biofouling の付着が顕著な状態であると仮定して暴露シナリオを構築した。さらに、現状での IWC 実施時においては、塗膜表面から活性物質の多くが溶出した後であり、塗料の塗布時と比較して塗料中の活性物質の残存量が少ない状態であると設定して評価を行った。なお、IWC による PEC の算出においては、IWC により船体から剥離した塗膜片中の化学物質が、周辺海域にそのまま全量排出されると仮定した。IWC 実施における評価対象の化学物質は、防汚塗料で使用されている物質と同じとした。IWC を実施した場合の評価の結果、亜鉛ピリチオンと銅ピリチオンの PEC/PNEC が 1 を超えたが、その他の化学物質による PEC/PNEC は全て 1 未満であった。ただし、本評価における暴露シナリオでは、実測データが入手できなかったため、IWC の実施により剥離する塗膜片については、一定の仮定の下で厚さと活性物質の残存量を設定していることに留意されたい。

5.0.8 将来における IWC が、船体抵抗削減のためだけでなく、船体付着による生物移入の防止を目的として実施されるようになると、現状より高頻度で実施され、IWC 実施時の macro biofouling の付着の程度は少なくなると考えられる。その際、IWC によって剥離する塗膜片中の活性物質は、ほとんど溶出していない状態であると考えられる。また、将来においては IWC 装置の普及が進むことから、現状よりも多くの港湾で IWC が実施されることが予想される。現状と将来における IWC 実施による化学物質の PEC を比較した結果、将来シナリオでの IWC 実施による環境リスクは、現状の約 1/3.8 に低減されると算出された。さらに、将来において回収網等による剥離片の回収を実施する場合、IWC による剥離片の環境リスクの上乗せはより小さいものになると予想される。

5.0.9 現在のベース技術である自己研磨型の防汚塗料の使用に対し、IWC 実施による環境リスクの上乗せ効果について検討した。その結果、防汚塗料の使用による環境リスクに対して、IWC の実施により追加される環境リスクへの上乗せ効果は、最大で現状の IWC 実施シナリオにおける全亜鉛の約 35%、全銅では 1%程度であった。この結果より、IWC の実施により環境生物に対する化学的リスクが過剰なほど増加することは無いと判断された。また、将来における IWC の実施では、現状での IWC 実施と比較してさらに、IWC 実施によるリスクの上乗せ効果は小さいと予想される。

5.0.10 複雑部位に対して適用される付着防止技術の代表的な技術である海水電解装置の使用に対する評価では、現状で実際に用いられている使用条件を参考に、海水電解液を冷却水中に残留塩素 0.3 mg/L の濃度で注入するシナリオを設定した。防汚性能の向上を目的として将来的に導入が想定される改良技術では、シーチェスト等に残留塩素濃度 1 及び 3 mg/L の海水電解液を注入し、シーチェストを流れる海水の流量は現状の技術の場合と同一の条件とするシナリオを設定した。その結果、海水電解装置使用による環境リスクは、現状及び改良後の全てのシナリオにおいて PEC/PNEC が 1 未満であり、海水電解液そのものによる化学的環境リスクの懸念は小さいと考えられた。

5.0.11 海水電解装置の使用により生成する副生成物については、同様の技術によるバラスト水管理システムにおいて生成が報告されているトリハロメタン類、結合塩素類の合計 7 物質を評価対象とした。その結果、副生成物の PEC/PNEC は結合塩素の一種であるクロラミン(モノクロラミン)のみが 1 を超え、それ以外の物質は PEC/PNEC が 1 未満であった。クロラミンは、その生成や分解メカニズムや生成濃度、環境運命、さらに生物種間の感受性の違い等に関する十分なデータが得られていない物質である。このため、海水電解装置の使用によるクロラミンの生成、有害性や環境中運命に関するデータの取得が望まれる。

5.0.12 船体への付着防止及び除去技術による化学物質の環境リスクを適切に管理するためには、信頼性のある化学的データに基づく定量的なリスク評価結果を反映することが重要である。より詳細な環境リスク評価を実施するには、暴露シナリオの最適化のための補足データが必要であり、IWC 実施時の回収網による効果、IWC 実施時に剥離する塗膜片中の化学物質の含有量、正確な溶出速度の測定等が望まれる。また、今回用いた PEC/PNEC による環境リスク評価では、化学物質濃度の推定(測定)が不可欠であるが、実環境中で防汚塗料により溶出した化学物質の環境中での存在形態は単一であるとは限らず、非常に複雑であると予想される。このため、実環境中での存在形態と濃度を正確に評価(測定)することは、現状の分析技術やシミュレーションモデルを用いても困難であるかもしれない。また、環境生物は様々な化学物質が混在した条件で暴露されること、使用される防止技術には複数の化学物質が同時に使用されていることも考慮する必要がある。つまり、付着防止及び付着除去技術による化学物質の環境リスクを正確に評価するには、複合毒性を評価する必要があると考えられる。複合毒性を評価するには、例えば、各化学物質濃度の推定(測定)を行わなくてもリスク評価が可能である、WET(Whole Effluent Toxicity)試験による環境リスク評価の実施が適切であると考えられる。

5.1 化学的環境リスクの評価方法

5.1.1 リスク評価方法の概要

Figure 5.1-1 に生態毒性試験の用量-反応曲線 (dose-response curve) と試験結果を表す指標である NOEC (無影響濃度: No Observed Effect Concentration)、LOEC (最小影響濃度: Lowest Observed Effect Concentration)、EC₅₀ (半数影響濃度: 50% Effect Concentration) との関係を示す。化学物質の環境生物へのリスク評価においては、これらの指標をアセスメント係数で除した PNEC (予測無影響濃度: Predicted No Effect Concentration) が一般的に用いられる。Figure 5.1-2 には、PNEC と PEC (予測環境中濃度: Predicted Environmental Concentration) によるリスク評価結果を示す。PNEC は化学物質に固有の値であるが、PEC は暴露シナリオにより異なる。PEC と PNEC の比を用いた環境リスク評価は、EU、OECD 等の国際機関をはじめ、国際的にも広く用いられる方法である。原則として PEC/PNEC が 1 を超える場合、環境生物への長期的、または急性・局所的リスクが懸念される結果となる。

本調査においても、以降に記載する方法で算出した PEC 及び PNEC を用いて、化学的環境リスクの評価を行った。

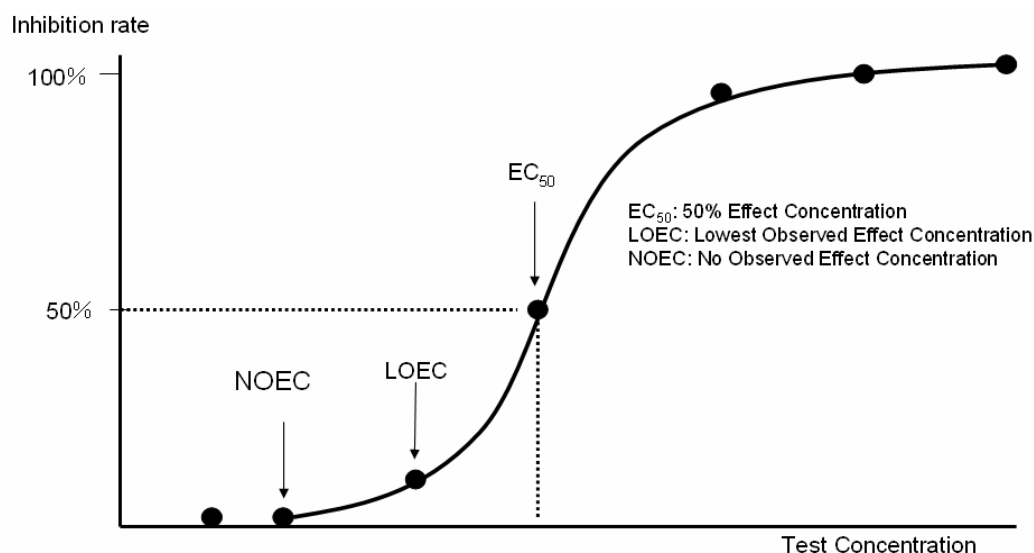


Figure 5.1-1 Dose-response curve of eco-toxicity data

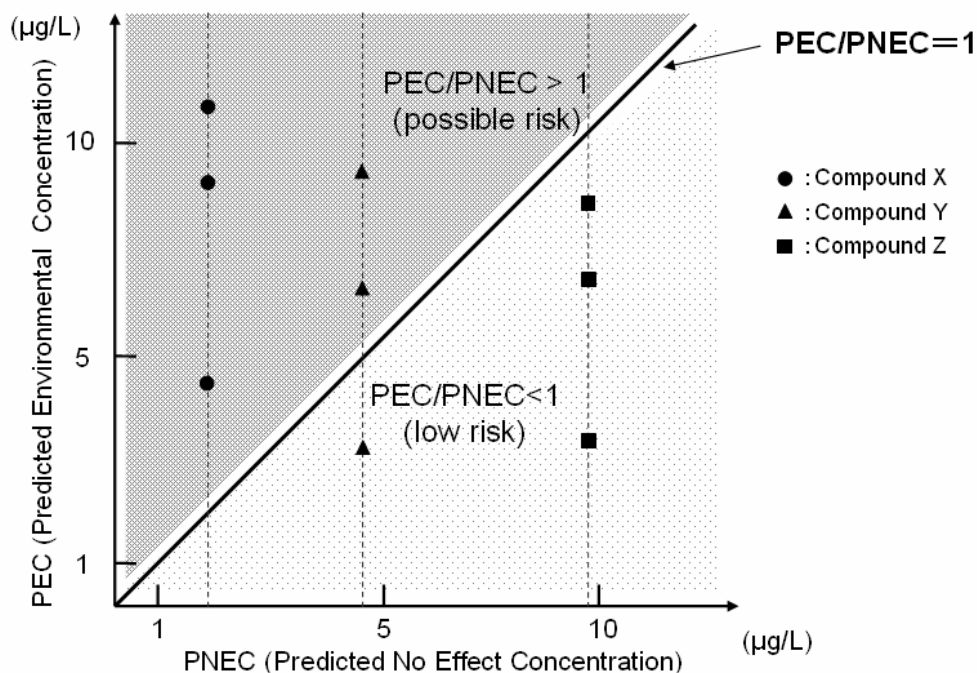


Figure 5.1-2 Distribution of PEC/PNEC ratios and assessment results

Each compound has single PNEC derived from hazard data (LC/EC₅₀) and assessment factor, however, PECs are variable and are depend on exposure scenarios.

Compound X may cause environmental risks because PEC/PNECs exceed 1 in all exposure scenarios. Compound Y is assessed that risk may or may not be concerned depending on exposure scenarios. Compound Z can be considered that there is low risk and no further assessment is required.

5.1.2 リスク評価のための PEC の算出

船体への生物の付着防止または除去技術による環境生物への化学的リスクを評価するため、本調査ではシミュレーションモデルである MAM-PEC モデル ver 2.5 を用いて PEC を算出した。

MAM-PEC モデルによる PEC の算出においては、以下のパラメータ設定が必要である。

- ・ モデル港湾の環境条件（地理的条件、気象条件等）
- ・ 化学物質の物理化学的性状、分解性等の環境運命
- ・ 付着防止/除去技術に伴う化学物質の排出量

モデル港湾の環境条件は、横浜港及びロッテルダム港の地図情報や統計データから設定した。物理化学的性状と環境運命については、文献調査によるデータに加え、一部のデータには構造活性相関(QSARs: Quantitative Structure-Activity Relationships) による推定値を使用した。排出量は、文献報告による防汚塗料中に含まれる化学物質の溶出速度 (Leaching rate)、モデル港湾での船舶の入港実績等の統計データ、国内の造船事業者により提供された船体表面積や運航状況に関する情報によって暴露シナリオを構築し、シナリオ別の排出量を算出した。

PEC の算出においては、以下に示した暴露シナリオ、モデル港湾の環境条件、シミュレーションモデルで使用するパラメータ設定を行い、モデル港湾内及び周辺水域での最大値と平均値の PEC を求め、リスク評価に使用した。

(1) 暴露シナリオ

暴露シナリオとは、環境中に放出された化学物質の環境中濃度を推定する際の条件設定である。暴露シナリオには、化学物質の排出源、排出経路、排出量、環境中（大気、水、底質）での挙動等についての条件が設定される。化学物質の環境中濃度は、排出量や排出先の範囲、排出先の物理・化学的環境等によっても大きく変動するため、暴露シナリオの設定（環境中濃度算出のための条件設定）は重要である。

本調査では、外板に適用される代表的な AFCS 技術である防汚塗料の使用 において、環境中へ排出される化学物質の環境生物への影響を過小評価することがないように留意した。このため、ワーストケースを想定した暴露シナリオを設定し、モデル港湾に入港する全船舶が、評価対象の化学物質を全て同様に含有する単一の防汚塗料により、付着防止を行っているとの条件のもとで PEC を計算した。

(2) モデル港湾

本調査では、横浜港及びロッテルダム港をモデル港湾として、防汚塗料表面より溶出する化学物質の予測環境中濃度（PEC）を算出した。横浜港は、日本の港湾では外航船の入港隻数が最も多く（国土交通省 2006）、船体付着総合管理の対象である北米、中東及びオーストラリアを航路とする外航船舶が国内で最も多いことから対象港湾とした。ロッテルダム港は、貨物取扱量が世界第 3 位の欧州最大の港湾である。また、ロッテルダム港はライン川の河口域に位置し、港口に比べて奥行きが広いことなどから、溶出した化学物質の環境中での挙動に影響すると考えられる海水交換や、水質環境等が横浜港と異なることから、そのような港湾の代表として本調査の対象港湾とした。

(3) PEC の算出に用いたシミュレーションモデルとパラメータ設定

水域環境に放出された化学物質の環境中挙動や、環境中濃度の予測のために数多くのシミュレーションモデルや数理モデル、拡散-平衡モデル、多媒体モデルが開発及び利用されている（Van Hattum et al. 2006）。本調査においては、防汚塗料から溶出する化学物質の港湾内の PEC 算出のためのモデルとして、ヨーロッパ塗料工業会連合（CEPE: European Confederation of Paint, Printing Ink and Artist's Colours Manufactures' Association）が開発した MAM-PEC モデル最新版: version 2.5（2008 年 10 月 release）を使用した。同モデルは、防汚塗料の使用過程における化学物質の評価に有効なモデルとして既に業界団体などで使用されており、2011 年に ISO 化が予定されている評価のためのガイドラインにおいても例示されている。さらに、港湾域において排出されるバラスト水に含まれる化学物質の評価に際して、IMO が推奨しているモデルでもある。

MAM-PEC モデルによる PEC の算出には、以下の 3 つのパラメータ設定が必要である。

- ・ モデル港湾での環境パラメータ
- ・ 評価対象物質の物理化学的性状、分解性・生物濃縮性等の環境運命
- ・ 暴露シナリオより算出した排出量（g/day）

ア) モデル港湾の環境パラメータ

海洋環境を特徴付ける地理、物理環境及び水質環境等に関するデータを行政開示資料、報告書及び学術論文等から収集し、MAM-PEC モデルへの入力形式に整理した。

Table 5.1-1 に MAM-PEC モデルによる PEC 算出のためのモデル港湾の環境条件を示す(参考資料-2)。

Table 5.1-1 PEC 算出に用いた横浜港とロッテルダム港の環境条件

	横浜港	ロッテルダム港
Tidal period (hour)	12.41	12.41
Silt concentration (mg/L)	1.3	35
POC concentration (mg-OC/L)	1.1	1
DOC concentration (mg/L)	2.3	2
Chlorophyll ($\mu\text{g/L}$)	3	3
Salinity (s.e.)	28	30
Temperature ($^{\circ}\text{C}$)	18.3	15
Latitude (degrees)	35	50
pH	8.4	8
Depth mixed sediment layer (m)	0.1	0.2
Sediment density (kg/m^3)	1,000	1,000
Degr. organic carbon in sediment (1/d)	0	0
Nett sedimentation velocity (m/d)	0.5	1
Fraction organic carbon in sediment	0.054	0.03
Layout: x1 (m) (Length of river, not part of harbour)	1,000	2,000
x2 (m) (Length of harbour)	2,200	2,000
y1 (m) (Width of harbour)	5,400	20,000
y2 (m) (Width of river)	1,000	2,000
Depth (m)	11.2	20
Mouth Width x3 (m)	1,000	2,000
Flow velocity (m/s)	1.5	1.5
Calculated exchange volume (m^3/tide)	1.90×10^7	1.09×10^8
Tidal difference (m)	1.5	1.5
Max. density difference tide (kg/m^3)	0	0.8
Non tidal daily water level change (m)	0	0
Fraction of time wind perpendicular (-/-)	0	0
Average wind speed (m/s)	1	1
Flush (m^3/s)	0	0
Max. density difference flush (kg/m^3)	0	0
Depth-MSL in harbour entrance h0 (m)	11.2	20
Exchange area harbour mouth, below mean sea level (m^2)	11,200	40,000
Height of submerged dam (m)	0	0
Width of submerged dam (m)	0	0

イ) 防汚塗料の使用において船体表面から溶出する化学物質の物理化学的性状・環境運命

MAM-PEC モデルで PEC の算出を行った化学物質の物理化学的性状と環境運命を Table 5.1-2 に示す。なお、全銅、全亜鉛の物理化学的性状は、溶存態（水溶性化合物）を想定し、蒸気圧 = 0、水溶解度 = 100 g/cm^3 として MAM-PEC モデルによる PEC の算出を行った。なお、亜酸化銅、全銅、全亜鉛は無機金属化合物であるため、実環境中での実際の挙動に係わらず MAM-PEC モデルによる PEC の算出では分解や形態の変化による親化合物の消失、分配係数等による環境コンパートメント間の分配は考慮されない。

Table 5.1-2 化学物質の物理化学的性状と環境中運命

化学物質名	亜酸化銅	亜鉛ピリチオン	銅ピリチオン	全銅 (溶存態)	全亜鉛 (溶存態)	TBT
CAS 番号	1317-39-1	13463-41-7	14915-37-8	—	—	—
分子量	143.10	317.71	127.17	63.5	65.38	290.04
飽和蒸気圧 (20 °C、Pa)	1.0×10^{-10}	1.0×10^{-6}	1.79×10^{-4}	0.0*	0.0*	8.5×10^{-5}
水溶解度 (20 °C、g/m ³)	0.6	6.0	8.0	100*	100*	1.9
分解速度 (20 °C)						
非生物的: 水中		5.6×10^{-3}	5.4×10^{-2}			0.046
非生物的: 底質		0.0	0.0			0.0
光分解: 水中	—	5.8×10^{-3}	34.0	—	—	0.033
光分解: 底質		0.0	0.0			0.0
生分解: 水中		2.1	0.17			1.9×10^{-3}
生分解: 底質		7.9	0.0			1.9×10^{-3}
Kd (only metals)	30.0	—	—	30.0	30.0	—
LogPow	—	0.9	0.9	—	—	3.8
LogKoc	—	3	0.7	—	—	4.6
ヘンリー定数 (Pa·m ³ /mol)	—	5.0×10^{-5}	2.49×10^{-3}	—	—	0.02
金属化合物	○	—	—	○	○	—
有機化合物	—	○	○	—	—	○
銅化合物	○	—	—	○	—	—

Vapour pressure = 0 and water solubility = 100 g/m³ are used for copper and zinc because both compounds are assessed as a dissolved form.

5.1.3 リスク評価のための PNEC の算出

(1) 生態毒性試験データの調査と評価方法

リスク評価のための生態毒性試験データは、原則として国際機関等で採用されている標準試験生物である藻類、甲殻類、魚類の3生物群による試験データより、データの信頼性を考慮して最小毒性値が使用される。生態毒性試験は、一般的に試験期間（時間）と試験生物のライフステージにより急性毒性和慢性毒性に分けることができる。

本調査では、急性毒性試験のデータについては、試験期間が原則として 96 時間以内の毒性試験から得られた LC₅₀（半数致死濃度）、または EC₅₀（半数影響濃度）を採用した。慢性毒性については、原則として、試験期間が 14 日間を超える毒性試験から得られた成長（生長）、繁殖（産卵数や孵化率等）、胚体や幼生期の発達（奇形発生も含む）を影響の指標（エンドポイント）とする NOEC（無影響濃度: No Observed Effect Concentration）を採用した。データの収集に際しては、諸外国の政府機関や国際機関によるリスク評価書（EU Risk assessment report 等）、データベース（ECOTOX database 等）及び学術論文等の情報源を参照した。収集した生態毒性試験データは、国内外で認められたテストガイドラインやそれに準じた方法への準拠、試験条件、試験生物、対象物質の物理化学的性状等によって信頼性評価を行

い、PNEC の算出に使用した。原則として、死亡、成長、繁殖等をエンドポイントとする毒性データの中から NOEC を選定し、慢性データが得られなかった化学物質では急性毒性試験データである LC₅₀/EC₅₀ 値を利用して一定のアセスメント係数を適用して PNEC の算出を行った。

(2) PNEC 算出のためのアセスメント係数の設定

一般的な環境リスク評価において、PNEC は利用可能なデータセットの組み合わせにより決定されるアセスメント係数が適用されて算出される。本調査においては、EU Technical Guidance Document 等の国際機関におけるガイダンス文書を参考とし、得られた生態毒性試験データに以下の表に示したアセスメント係数を適用して PNEC を算出した。

Table 5.1-3 推奨されるアセスメント係数

カテゴリ	アセスメント係数
信頼できる急性毒性データが利用できる	1,000~10,000
3 生物種（藻類、甲殻類、魚類）中、1 つまたは 2 つの信頼できる慢性試験データが利用できる	50~100
信頼できる慢性試験データが 3 生物種（藻類、甲殻類、魚類）全てで利用できる	10

上記のアセスメント係数は、3 つの栄養段階を代表する 3 生物種（藻類、甲殻類、魚類）の慢性毒性試験データを基準とし、Table 5.1-4 に示した基準が複数の場合はその係数の積により導かれる。

Table 5.1-4 アセスメント係数を導くための基準

基準	係数
室内試験の結果を野外へ適用する場合	10
3 つの栄養段階を代表する 3 つの生物種の長期毒性に関する NOEC が利用可能である場合	1
2 つの栄養段階を代表する 2 つの生物種の長期毒性に関する NOEC が利用可能である場合	5
1 つの栄養段階を代表する 1 つの生物種の長期毒性に関する NOEC のみが利用可能である場合	10
急性毒性試験結果のみから長期毒性試験結果を推定する場合	100

なお、以下の場合においては、調整のための別の係数が追加される場合がある。

- ・ 特定の生物群のみの急性毒性試験結果しか得られていない
- ・ 生物種の感受性を考慮して最小毒性値が求められている
- ・ 海水環境におけるデータが得られている
- ・ 上記 3 つ以外の生物群における有用なデータが得られている

(3) PNEC の算出

入手可能な生態毒性試験データ（NOEC または LC/EC₅₀ 等）より信頼性があり、かつ値の最も小さい最小毒性値を選定し、利用可能なデータセットの組み合わせで決定されるアセスメント係数を適用して PNEC を算出した。

5.1.4 環境生物への化学的リスク評価の判定

環境生物への化学的リスク評価の判定は、本調査における暴露シナリオに応じて MAM-PEC モデルで算出された予測環境中濃度（PEC）と文献調査による生態毒性試験結果にアセスメント係数を適用して算出した予測無影響濃度（PNEC）との比較により行った。

リスク評価結果は、 $PEC/PNEC < 1$ であれば、現時点では当該物質の環境リスクの懸念は小さいと判断した。 $PEC/PNEC > 1$ である場合についても、直ちに環境リスクの懸念があると判断するのではなく、限られた情報から構築した暴露シナリオに基づき計算されていることから、初期リスク評価におけるスクリーニング結果として扱うことが適当と考え、その計算入力条件の不確実性の大きさと要因、詳細なリスク評価のために必要であると考えられる追加の情報等について考察した。

5.2 現状のベース技術のリスク評価

現在、生物の船体への付着そのものを阻害、もしくは抑制すること目的として使用される主な技術として一般的に船体の外板に対して用いられる、防汚塗料の使用に代表される AFCS と呼ばれる技術である。外板以外の海水冷却系管やシーチェストに対しては、塩素化合物を活性物質として使用する海水電解装置に代表される MGPS (Marine Growth Preventive System) の適用も、付着防止技術の代表の一つとして位置づけられる。これらの技術を使用した場合の周辺水域の環境生物に対する化学的リスクについて、それぞれ暴露シナリオを設定し、環境リスク評価を行った。

5.2.1 防汚塗料の使用において船体外板から溶出する化学物質による環境生物へのリスク評価

(1) 評価対象の化学物質

本調査においては、化学的リスク評価の対象物質として、防汚塗料中の活性物質として広く使用されている以下の 5 物質を選定した。

- ・ 亜酸化銅
- ・ 亜鉛ピリチオン
- ・ 銅ピリチオン
- ・ 全銅 (溶存態としての全銅)
- ・ 全亜鉛 (溶存態としての全亜鉛)

また、比較対象としてトリブチルスズ (TBT) についても同様に環境リスク評価を実施した。なお、亜酸化銅は、防汚塗料より溶出した後の水中での存在形態が不明であるため、参考データとして評価を行った。

(2) PNEC の算出

評価対象の亜酸化銅、亜鉛ピリチオン、銅ピリチオン、全銅 (溶存態としての全銅)、全亜鉛 (溶存態としての全亜鉛) 及びトリブチルスズ (TBT) の生態毒性試験における最小毒性値、アセスメント係数、PNEC を Table 5.2-1 に示す (参考資料-3 参照)。

なお、産業総合技術研究所 (AIST) による銅ピリチオンの詳細リスク評価書においても、本評価と同じ PNEC = 2.5 ng/L が用いられている (AIST 2004)。

Table 5.2-1 化学物質の最小毒性値、アセスメント係数とPNECs

化学物質名	最小毒性値 (ng/L)	アセスメント係数	PNEC (ng/L)
亜酸化銅* (Copper (I) oxide Cu ₂ O)	20,000	1,000	20
亜鉛ピリチオン (Zinc pyriithione)	1,100	100	11
銅ピリチオン (Copper pyriithione)	250	100	2.5
全銅 (溶存態としての全銅) (Copper as dissolved total copper)	5,200	2	2,600
全亜鉛 (溶存態としての全亜鉛) (Zinc as dissolved total zinc)	26,000	50	520
TBT	2.7	10	0.27

*亜酸化銅のPNECは参考データ

参考文献: NITE-CERI. 2005., 海洋政策研究財団. 2009.

(3) 暴露シナリオの設定

行政開示の統計資料及び文献調査の結果より得られた情報を整理し、環境生物へのリスク評価のための以下の暴露シナリオを設定した。暴露シナリオより化学物質の排出量を推定し、MAM-PECモデルによるPECの推定を行った。

ア) 入港船舶数と停泊時間

横浜港の入港船舶数は、横浜市港湾局開示の2006年の入港隻数データ（漁船や港内船舶数は含まれない）を用いた。ただし、この入港隻数データには、本検討でPEC計算の対象とした範囲外の施設に着岸した船舶も含まれるため、横浜港の泊地別の年間係留隻数割合（2000年のデータ）を基にPEC計算の範囲にある施設に着岸したと推定される船舶数を年次補正した。また、船舶の入港隻数1隻当たりの港湾内での停泊時間は、横浜港における2000年実績データから延べ錨泊時間及び着岸時間の合計値を隻数で除して算出した値（外航船20時間及び内航船9.3時間）を用いた。港内移動時間は、外航船、内航船とも1時間とした。

ロッテルダム港については、既存文献（Salomons 2001）で用いられている入港船舶数及び港内停泊・移動時間（港内の停泊時間: 20時間、移動時間: 3時間）を用いた。

イ) 船体の浸水面積と防汚塗料より溶出する化学物質の溶出量の算出

横浜港の船舶については、船舶長と総トン数の関係が異なる船種ごと（自動車専用船、タンカー・タンク船、客船・貨物・RO-RO船、コンテナ・ばら積み船及びその他船舶に区分）に船体の浸水面積を算出した。外航船については、横浜港入港船の総トン数階級区分ごとの平均総トン数データを基に、別途Lloyds船舶明細書データを基に作成した総トン数-船舶長の関係式から船舶長を算出し、これらを用いてFroudeの式から各階級の平均総トン数の船舶での船体浸水面積を算出した。内航船は、日本船舶明細書データを基に総トン数階級区分ごとに平均総トン数を算出し、これを別途作成した総トン数-船舶長の関係式から船舶長に換算し、その船舶長を用いてMAM-PECモデルで用いられている船舶長-船体浸水面積の式から各階級の平均総トン数の船舶での浸水面積を算出した。ロッテルダム港の船舶については、前

述の既存文献のデータをそのまま用いた。

各化学物質について、次式により各港の1日当たりの総溶出量 (E_{AFCS} : g/day) を算出し MAM-PEC モデルへの入力値とした。

$$E_{AFCS} = \sum (A \times N \times T) \times L$$

ここで、

A = 合計船体浸水面積

N = モデル港湾に入港する船舶数

T = 停泊時間

L = 化学物質の溶出速度

である。

ウ) 化学物質の溶出速度と排出量

防汚塗料の使用により塗装表面から溶出する化学物質の溶出速度 (Leaching rate) を正確に測定することは難しく、現在その推定に用いられている試験法については実環境での溶出速度より過大評価されているとの指摘もある。このため、ISO (国際標準化機構: International Organization for Standardization) ワーキンググループ (TC35/SC9/WG27) において、実験室内での測定法 (ISO 15181) に加えて、マスバランス法 (ISO/DIS 10890)、実際に船舶に塗装された塗膜から直接溶出量を測定する方法など、溶出速度の測定方法について比較検討が進められている。塗料の防汚効果という視点では、物理的な摩耗や剥離を含まない防汚塗料中の化学物質の海水中への溶解量 (速度) が重要になる。しかし、海域環境への影響という視点では、剥離や摩耗等により物理的に塗装面から離脱した塗膜片 (粒子) から溶出する化学物質も環境への負荷に寄与すると考えられる。そのため、防汚塗料の使用により溶出する化学物質の環境影響の評価では、ワーストケースを想定した条件として、塗装面から離脱した塗膜片等からの溶出も含めた合計の溶出量に基づく PEC 推定を考慮することが妥当と考えられる。

本検討では、溶出速度について複数の既存データが得られた場合は、その最大値を MAM-PEC モデルへの入力値として採用した。溶出速度に関する既存データが得られず、文献等からその物質の塗料製品の含有量データが得られた場合には、当該製品に使用されている他の防汚物質との含有量比などを基に試算した溶出速度の最高値をモデルへの入力値とした。製品中の含有量データも得られなかった物質については、上記の試算値の上限に相当する $5 \mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{day}$ を入力値とした。

MAM-PEC モデルでは、港内停泊時と航行時の溶出速度を別々に設定可能であるが、本調査では港内停泊時と航行時の溶出速度は同じとした。Table 5.2-2 に化学物質の溶出速度、モデル港湾での船舶の浸水面積より算出した化学物質の溶出量を示す。全銅 (溶存態) と全亜鉛 (溶存態) については、溶出速度が入手できなかったため、それぞれ亜酸化銅と亜鉛ピリチオンの溶出速度から分子量補正により算出した。

Table 5.2-2 化学物質の溶出速度と排出量

CAS 番号	化学物質名	溶出速度 ($\mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{day}$)	溶出量 (g/day)	
			横浜港	ロッテルダム港
1317-39-1	亜酸化銅	40	51,984	398,976
13463-41-7	亜鉛ピリチオン	4.57	5,939	45,583
14915-37-8	銅ピリチオン	2.88	3,743	28,726
—*	全銅 (溶存態)	—	46,135	354,091
—*	全亜鉛 (溶存態)	—	1,222	9,380
—*	TBT	1.9	2,469	18,951

*: 全銅、全亜鉛、TBT は、構造が1つに特定されないため、CAS 番号は該当しない。

(4) PEC の算出

前述の暴露シナリオにおける化学物質の溶出量とその他のパラメータを用いて、MAM-PEC モデルにより算出した横浜港、ロッテルダム港での港湾内と周辺海域での最大及び平均の PEC を Table 5.2-3 及び Table 5.2-4 に示す。なお、全銅 (溶存態) については、EU リスク評価書における銅及び銅化合物のバックグラウンド濃度である $0.36 \mu\text{g-Cu/L}$ を MAM-PEC モデルでの計算の際にバックグラウンド濃度として設定して PEC を算出した。

港湾内最大値における亜酸化銅と全銅 (溶存態) の PEC は、最大値で $911 \sim 2,490 \text{ ng/L}$ 程度、亜鉛ピリチオンと全亜鉛 (溶存態) では約 $20 \sim 56 \text{ ng/L}$ 、銅ピリチオンは $5 \sim 7 \text{ ng/L}$ 程度と算出された。

本評価における PEC の算出では、無機金属化合物の場合、溶出速度 (Leaching rate) の違いによる PEC への影響が大きく、溶出速度が最も大きい亜酸化銅及び全銅 ($40 \mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{day}$) の PEC が他の化学物質と比較して大きい結果であった。銅ピリチオンと亜鉛ピリチオンは、分解速度の影響が大きく、より分解速度が速い銅ピリチオンの PEC が評価した化学物質中で最小であった。

Table 5.2-3 横浜港での防汚塗料からの溶出による化学物質の PEC

化学物質名	港湾内 PEC (ng/L)		周辺海域 PEC (ng/L)	
	最大値	平均値	最大値	平均値
亜酸化銅	2,390	1,480	62.6	19.5
亜鉛ピリチオン	54.5	21.9	0.53	0.17
銅ピリチオン	5.37	0.82	6.07E-05	1.62E-05
全銅 (溶存態)	2,490	1,680	416	378
全亜鉛 (溶存態)	56.3	34.9	1.47	0.46
TBT	89.9	54.6	2.26	0.71

Table 5.2-4 ロッテルダム港での防汚塗料からの溶出による化学物質の PEC

化学物質名	港湾内 PEC (ng/L)		周辺海域 PEC (ng/L)	
	最大値	平均値	最大値	平均値
亜酸化銅	911	505	35.5	18.4
亜鉛ピリチオン	78.9	31.7	1.35	0.70
銅ピリチオン	6.94	1.05	9.63E-05	4.41E-05
全銅 (溶存態)	1,169	808	392	376
全亜鉛 (溶存態)	21.4	11.9	0.84	0.43
TBT	79.7	43.6	3.03	1.57

(5) リスク評価 (PEC/PNEC) 結果

上記(4)で算出した化学物質の PEC、及び 5.2.2 での PNEC により、PEC/PNEC を算出した (Table 5.2-5、Table 5.2-6)。

PEC が最も大きくなった港湾内の最大値において、亜鉛ピリチオン、銅ピリチオンの PEC/PNEC が 1 を上回った。全銅 (溶存態) 及び全亜鉛 (溶存態) においては、いずれの条件においても PEC/PNEC が 1 未満であった。

Table 5.2-5 横浜港での防汚塗料からの溶出による化学物質の PEC/PNEC

化学物質名	港湾内 PEC/PNEC		周辺海域 PEC/PNEC	
	最大値	平均値	最大値	平均値
亜鉛ピリチオン	5.0	2.0	0.048	0.015
銅ピリチオン	2.1	0.33	< 0.01	< 0.01
全銅 (溶存態)	0.96	0.65	0.16	0.15
全亜鉛 (溶存態)	0.11	0.07	< 0.01	< 0.01
TBT	333	202	8.4	2.6

Table 5.2-6 ロッテルダム港での防汚塗料からの溶出による化学物質の PEC/PNEC

化学物質名	港湾内 PEC/PNEC		周辺海域 PEC/PNEC	
	最大値	平均値	最大値	平均値
亜鉛ピリチオン	7.2	2.9	0.12	0.06
銅ピリチオン	2.8	0.42	< 0.01	< 0.01
全銅 (溶存態)	0.45	0.31	0.15	0.14
全亜鉛 (溶存態)	0.041	0.023	< 0.01	< 0.01
TBT	295	161	11.2	5.8

本評価を行った自己研磨型の防汚塗料の使用において、溶出される防汚塗料中の活性物質の PEC/PNEC が 1 以上の物質に対して、現状において直ちに環境リスクが許容できないほど大きいと結論することには注意が必要である。その理由は、本評価での PEC 及び PNEC の算出において十分なデータが得られなかったパラメータについては、ワーストケースを設定したため、リスクを過大評価している可能性があるためである。その要因の一つとしては、船体表面から溶出した後の環境水中での化学的形態の変化を考慮していないため、化学物質の実環境での濃度と比較して本評価における PEC が過剰に大

きいものである可能性がある。特に、多くの天然由来のキレートや緩衝物質が存在する海水中においては、含金属物質である今回対象の防汚物質は化学形態が変化している可能性が高い。また、利用できる生態毒性データセットが限られる場合、大きなアセスメント係数を適用した評価を実施している。参考データとして、亜酸化銅を亜酸化銅による試験データのみを用いた評価を行う場合、最小毒性値は、亜酸化銅 = 20,000 ng/L、全銅（溶存態） = 5,200 ng/L であるが、全銅（溶存態）のアセスメント係数 = 2 であるため、PNEC は亜酸化銅 = 20 ng/L に対して全銅（溶存態） = 2,600 ng/L となる。

以上の結果より、詳細な環境リスク評価を実施するためには、上記の PEC 及び PNEC 値の見直しのための更なるデータの収集と、その結果を用いた評価の見直しが必要であるかもしれない。なお、銅関連物質については、欧州工業会による詳細なリスク評価が実施中であり、その結果が 2011 年中に公表される予定であることから、その結果を有効に利用すべきである。

(6) 防汚塗料の使用において船体表面から溶出するその他の化学物質の環境リスク評価

防汚塗料から溶出する上記以外の物質についても、同様の暴露シナリオと方法により環境リスク評価を実施した。その概要を以下に示す（データ等の詳細は参考資料4 参照のこと）。

ア) 環境生物に対するリスクの懸念が無いと推察された化学物質

チオシアン酸第一銅、IT354、ブチルチラムの 3 物質は PEC/PNEC が 1 未満であったことから、現状の使用において環境に影響を及ぼす懸念はないと考えられた。ただし、IT354 については、毒性データが淡水魚類の急性毒性値のみであり PNEC の信頼性が低い可能性のあることに留意する必要がある。

イ) 環境生物に対するリスクの懸念が小さいと推察された化学物質

メチルジラム、ジラム、トリフルアニド、ジクロフルアニド、クロロタロニル、ジネブ、Sea-nine 211 については横浜港またはロッテルダム港での PEC/PNEC が 1 以上と推定された。ただし、日本あるいは海外で登録されている塗料製品での使用状況を勘案すると、環境に何らかの悪影響を及ぼしている可能性は低いと考えられた。

ウ) 今後の使用に関して留意が必要と考えられる化学物質

横浜港またはロッテルダム港での PEC/PNEC が 1 を超えた PK（ピリジン-トリフェニルボラン）、ジウロン、イルガロールについては、塗料の現実的な使用状況等を勘案しても本調査で算出した PEC/PNEC は、必ずしも環境への影響が低いとは言えず、今後の使用に関しては、以下に示す留意あるいは更なる検討が必要と考えられた。

・ PK（ピリジン-トリフェニルボラン）

PK は、海外の塗料製品での使用割合は非常に低いが、日本の製品での使用割合は比較的高く、本調査で算出した PEC/PNEC は、現実的な使用状況を勘案しても環境への影響が低いとは言えないレベルにあると考えられた。PK の PEC/PNEC が大きくなった一因として、PNEC が他の防汚物質よりも小さく見積もられたことが挙げられる。本調査で収集した PK の各生物種に対する急性毒性値は他の防汚物質と同程度であることから、PK の毒性データが少ないためにアセスメント係数 1,000 を適用して算出した PNEC が過小（毒性が過大）に設定されていることも考えられる。PK は、日本の塗料製品において使用割合が比較的高い物質であり、今後の継続的な塗料使用を勘案すると、まず毒性データ（特に海産生物での慢性毒性データ）の充実を図り、それを基に PEC/PNEC を再評価することが必要と考えられた。

なお、PK の海域での環境中濃度については、海外での報告は得られなかったが、日本では、環境省の平成 15 年度初期環境調査において 5 地点すべてで検出下限未満 (< 0.12 µg/L)、広島市による 2003 ~ 2004 年の調査で広島湾のマリーナ、漁港及び環境基準点等の 9 地点すべてで検出下限未満であったと

報告されている。

・ ジウロン

ジウロンは、米国や英国の塗料製品では使用されていないが、豪州及び日本の塗料製品では使用割合が比較的高い防汚物質である。毒性に関する既存データは多く、本検討での PNEC はアセスメント係数 50 を適用して算出した。以上を勘案すると、ジウロンについては現実的な使用状況において必ずしも環境への影響が低いとは言えないと考えられた。英国では、過去にジウロンを使用した塗料製品が登録されていたが、2000 年に登録が取り消されており、豪州においても、船底防汚塗料へのジウロンの使用について再評価が進められている。したがって、今後のジウロンを含有する塗料の使用については、諸外国における対応等にも留意して、環境への影響と生物付着の防止効果の両面から検討することが必要と考えられた。

なお、ジウロンの海域での環境水中濃度として、海外では、英国での防汚物質に関する 1998 年及び 1999～2003 年に実施された調査で船舶やボートの活動が多い沿岸域や港の 36 地点において < 0.001～6.75 µg/L 及び 0.016～1.25 µg/L、ニュージーランド環境省が 2003 年に実施した調査でウェリントン周辺のマリーナでの最高値が 0.25 µg/L であったとの報告がある。また、日本では 2002～2003 年に実施した調査で、大阪港内及び周辺の 8 地点において < 0.0007～1.54 µg/L であったとの報告があり、港湾や沿岸海域の環境水から PNEC を越える濃度で検出されている。

・ イルガロール

イルガロールは、日本及び諸外国とも塗料製品での使用割合は比較的低い物質であるが、本調査で算出した PEC/PNEC は他の物質に比べて非常に大きかった。以上を勘案すると、イルガロールについては現実的な使用状況において環境への影響が懸念された。英国では、イルガロールを使用する塗料製品に関して、2000 年に 25 m 未満の船舶への使用が禁止されている。今後のイルガロールを含有する塗料の使用については、諸外国における対応等にも留意して、環境への影響と生物付着の防止効果の両面から検討することが必要と考えられた。

なお、イルガロールについては、海外では、英国での前述の 1998 年及び 1999～2003 年の調査地点において < 0.001～1.42 µg/L 及び < 0.001～0.31 µg/L、地中海のスペイン沿岸では 1999～2000 年の調査で < 0.02～0.665 µg/L であったとの報告がある。日本では、前述の 2002～2003 年の大阪港周辺での調査地点において < 0.0008～0.268 µg/L であったとの報告があり、港湾や沿岸海域の環境水から PNEC を越える濃度で検出されている。

なお、後述するように外板以外の適用面積が小さい複雑部位では、面積比に応じて化学物質の PEC が小さくなる。このため、適切な使用条件が遵守される限りにおいては、これらの外板への適用では環境リスクが懸念される物質であっても、直ちに使用が規制、または禁止される必要性は低いかもしれない。

5.2.2 防汚塗料の使用過程において船体の各部位から溶出する化学物質の環境生物へのリスク

生物の付着を防止するために使用される防汚塗料は、船体外板以外の部位にも適用される。外板以外の船体部位で使用される防汚塗料から溶出する化学物質について、上記 5.2.1 と同様の方法で環境リスク評価を行った。

船体部位別の PEC は、5.2.1 で算出した横浜港及びロッテルダム港の PEC を基に、次の手順で、外板、シーチェスト、冷却水系内部配管、ビルジキール、盤木のあたるところ、舵、その他複雑部位毎に推定した。

(1) 船体部位別の PEC 算出方法

船体部位別の PEC の推定手順は次の通りである。

- ・ 造船会社の設計実績図書に基づく、原油タンカー；VLCC、石炭専用船；パナマックス、鉱石専

- 用船; ケープ、コンテナ船; 6,000 TEU を対象とする標準的な部位別面積の整理
- ・ 全船種を通じた標準的な部位別面積比率の推定
 - ・ 2008 年報告で計算された横浜港及びロッテルダム港の各物質の PEC に推定した部位別面積比率をかけて、6 物質を各船体部位に塗布した場合における PEC を推定

(2) 船体部位別のリスク評価結果

Table 5.2-7～Table 5.2-10 には、防汚塗料から溶出する化学物質の船体部位別の PEC 及び PEC/PNEC を示す。

船体浸水面積の大部分（98%）をしめる外板に関しては、5.2.1 に示した船全体からの溶出とほぼ同じ結果であり、亜鉛ピリチオン及び銅ピリチオンの 2 物質は、PEC/PNEC が 1 を超えた。

一方、外板以外の面積が比較的小さい部位に関しては、評価対象とした全ての物質で、PEC/PNEC が 1 未満であり、環境リスクの懸念は低いと考えられた。以上のように、船体部位別のリスク評価においては、その部位の面積比率がリスクの大きさに影響することが示された。

Table 5.2-7 横浜港における船体部位別からの溶出による化学物質の PEC

化学物質名	港湾内最大値 (ng/L)						
	外板部	シーチェスト	冷却水系内部配管	ビルジキール	盤木のあたるところ	舵	その他
亜酸化銅	2,342	7.2	4.8	4.8	16.7	9.6	4.8
亜鉛ピリチオン	53.4	0.16	0.11	0.11	0.38	0.22	0.11
銅ピリチオン	5.3	0.02	0.01	0.01	0.04	0.02	0.01
全銅 (溶存態)	2,440	7.5	5.0	5.0	17.4	10.0	5.0
全亜鉛 (溶存態)	55.2	0.17	0.11	0.11	0.39	0.23	0.11
TBT	88.10	0.27	0.18	0.18	0.63	0.36	0.18

Table 5.2-8 ロッテルダム港における船体部位別からの溶出による化学物質の PEC

化学物質名	港湾内最大値 (ng/L)						
	外板部	シーチェスト	冷却水系内部配管	ビルジキール	盤木のあたるところ	舵	その他
亜酸化銅	893	2.7	1.8	1.8	6.4	3.6	1.8
亜鉛ピリチオン	77.3	0.24	0.16	0.16	0.55	0.32	0.16
銅ピリチオン	6.8	0.02	0.01	0.01	0.05	0.03	0.01
全銅 (溶存態)	1,146	3.5	2.3	2.3	8.2	4.7	2.3
全亜鉛 (溶存態)	21.0	0.06	0.04	0.04	0.15	0.09	0.04
TBT	78.11	0.24	0.16	0.16	0.56	0.32	0.16

Table 5.2-9 横浜港における船体部位別からの溶出による化学物質の PEC/PNEC

	外板部	シーチェスト	冷却水系内部配管	ビルジキール	盤木のあたるところ	舵	その他
亜鉛ピリチオン	4.9	0.01	0.01	0.01	0.03	0.02	0.01
銅ピリチオン	2.1	0.01	0.004	0.004	0.02	0.01	0.00
全銅（溶存態）	0.94	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01
全亜鉛（溶存態）	0.11	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01
TBT	294	0.90	0.60	0.60	2.09	1.20	0.60

Table 5.2-10 ロッテルダム港における船体部位別からの溶出による化学物質の PEC/PNEC

	外板部	シーチェスト	冷却水系内部配管	ビルジキール	盤木のあたるところ	舵	その他
亜鉛ピリチオン	7.0	0.02	0.01	0.01	0.05	0.03	0.01
銅ピリチオン	2.7	0.01	0.01	0.01	0.02	0.01	0.01
全銅（溶存態）	0.44	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01
全亜鉛（溶存態）	0.04	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01
TBT	260	0.80	0.53	0.53	1.86	1.06	0.53

5.2.3 船体外板等の水中洗浄（IWC）実施による化学物質の環境生物へのリスク

(1) 水中洗浄（IWC）技術の実施過程において生じるリスク

船体付着生物に対する掻き落としによる除去技術である IWC（In-water cleaning）は、船底塗料の塗布等による生物の付着防止技術と併用して用いられている。IWCは、通常は数ヶ月から2年程度の間隔で、海上に停泊した状態の船舶に対して実施される。IWCでは、船体洗浄装置を船体表面に密着させ、清掃用ブラシを回転させて物理的に付着生物を掻き落とすことが一般的である。ブラシによる掻き落としの際、船底表面の塗料の一部も同時に剥離し、掻き落とされることが考えられる。IWCの詳細については4.3を参照されたい。このような機構による化学物質の環境中への排出は既に一部の欧州国や豪州などにおいて問題視されており、生物移入のリスク増大とともに IWC 禁止の一つの理由として挙げられている。

そこで、本評価では IWC により船底表面から剥離し、周辺水域に排出される塗膜片に含まれる化学物質による環境生物へのリスク評価を実施した。なお、今回膜厚のデータ設定において参考にした外板用洗浄装置には回収用網が付属しており、製作メーカーによると 0.5 mm 以上の粒子は捕集・回収される。ただし、塗膜片の回収率が不明であるため、本評価では回収用ネットによる排出量の削減は考慮しなかった。

(2) 評価対象の化学物質

評価対象は、防汚塗料より溶出される主要な活性物質である、亜鉛ピリチオン、銅ピリチオン、全銅（溶存態としての全銅）、全亜鉛（溶存態としての全亜鉛）、さらに参考データとして亜酸化銅、比較対象としてトリブチルスズ（TBT）の6物質とした。

(3) 暴露シナリオの設定

前述の 5.2.1 における防汚塗料の使用における暴露シナリオと同様に、IWC の実施における PEC 算出に当たり以下の暴露シナリオを設定し、MAM-PEC モデル ver. 2.5 を用いて PEC の算出を行った。

ア) IWC を実施する船体浸水面積の算出

外航船の 1 隻当たりの船体浸水面積を、横浜港に入港する外航船の平均トン数: $W_S = 17,347$ トン（海洋政策研究財団 2008）と平均船長 (L_S) より、以下の Froude の式に従い算出した。

$$\text{外航船の船体浸水面積} = W_S^{2/3} \times \left(3.4 + \frac{L_S}{2 \times W_S^{1/3}} \right) = 4,602 \text{ m}^2 / \text{vessel}$$

ここで、平均船長 (L_S) は $L_S = (W_S / 0.003)^{1/3}$ の式より 179 m とした。

上記で算出した外航船の船体浸水面積、横浜港での IWC 実施船舶数、船体浸水面積における IWC 実施面積を用いて、横浜港で IWC を実施する合計船体浸水面積を算出した。

横浜港において IWC を実施する船舶数 (N) は、世界での海上輸送に必要な船舶数 = 12,937 隻（海洋政策研究財団 2009）が 2 年に 1 回の IWC を実施すると仮定し (6,468.5 times-IWC/year)、横浜港に入港する外航船の半数が横浜港で IWC を実施するシナリオを推定した。船舶数から計算した世界における IWC 実施回数により、海上荷動き量の世界統計と横浜港での貨物量（海洋政策研究財団 2009）の比を按分指標とし、横浜港での IWC 実施回数を 0.398 times-IWC/day と算出した。

船体浸水面積に対する IWC 実施を実施する面積の割合は、以下の情報および設定より、26.6% と設定した。

- ・ 船体浸水面積に対する立ち上がり部の割合 = 62 : 38（国内造船メーカーへの聞き取り調査による）
- ・ 立ち上がり部に対する IWC 実施面積 = 70% : 潜水士が目視で生物付着状況を確認すると同時に、水深が深い船底部には生物の付着が少ないことが予想されるため。

$$\text{船体浸水面積に対するIWC実施面積} = 0.38 \times 0.7 = 0.266$$

上記パラメータより、横浜港において IWC を実施する合計船体浸水面積 ($A_{IWC-total}$) は、以下の式の通り算出された。

$$A_{IWC-total} = N_{IWC} \times A_{IWC-S} = 0.398 \times (4,595 \times 0.266) = 487 \text{ m}^2 / \text{day}$$

ここで、

$A_{IWC-total}$: IWC を実施する 1 日当たりの合計船体浸水面積 (m^2/day)

N_{IWC} : IWC を実施する船舶数 (vessel/day)

A_{IWC-S} : 1 隻当たりの IWC を実施する船体浸水面積 (m^2)

である。

なお、上記のシナリオから算出された 1 隻当たりの船体浸水面積と、横浜港での外航船の入港船舶数 = 11,016 vessel/year（海洋政策研究財団 2008）より算出した合計船体浸水面積は $138,877 \text{ m}^2/\text{day}$ であり、2008 年報告書における $129,959 \text{ m}^2$ とほぼ同程度であった。

イ) IWC 実施による化学物質の排出量の算出

産業技術総合研究所 (AIST: Advanced Industrial Science and Technology) の詳細リスク評価書によると、銅ピリチオンの防汚塗料中の含有量は最小値が 1.45 wt%、最大値が 3.66 wt%、銅ピリチオンを使った防汚塗料の密度は 1.69 g/cm^3 と報告されている (AIST 2004)。

現状における IWC 実施においては、1 回/2 年の実施頻度であることから、macro biofouling が顕著な船体部位が存在することも考えられる。なお、実際の IWC 実施時では、macro biofouling の程度に応じて潜水士が IWC で使用するブラシを交換することを前提としており、IWC により剥離する塗膜片の厚さを $100 \mu\text{m}$ (IWC 実施面積の 95%)、及びワーストケースとして IWC により剥離する塗膜の厚さを $500 \mu\text{m}$ (IWC 実施面積の 5%) と仮定した。なお、現状における IWC 実施により剥離する塗膜片中に残存する化学物質は、表面から $100 \mu\text{m}$ までは化学物質がほとんど溶出した後であると考えられるため、剥離する塗膜中の残存率を 10% と仮定した。 $100 \mu\text{m}$ より下の塗膜中の化学物質の残存率は、防汚塗料の塗布時の濃度から減少がないと仮定し、IWC により剥離する $500 \mu\text{m}$ の塗膜中の化学物質の残存率を 82% と設定して排出量を算出した。

上記のシナリオを適用した場合、横浜港において IWC により排出される銅ピリチオンの量 ($E_{\text{IWC-CuPt}}$) は以下の式により算出することができる。ここで、 $A_{\text{IWC-total}}$ は上記ア) の結果より $487 \text{ m}^2/\text{day}$ である。なお、防汚塗料中の溶剤の体積含有率を 50% と仮定すると、船体表面に塗装された塗料容積の 50% が乾燥塗膜の容積 (単位面積) となる。このため、船体表面での塗料の体積は、塗装前と比較して 50% となる。

$$E_{\text{IWC-CuPt}} = 487 \times (100 \times 1.69 \times 0.0366 \times 0.95 \times 0.1 + 500 \times 1.69 \times 0.0366 \times 0.05 \times 0.82) \times 2 = 1,808 \text{ g/day}$$

= 横浜港における銅ピリチオンの排出量

銅ピリチオン以外の物質は、防汚塗料中の化学物質の含有量と IWC の実施により剥離する塗料密度が不明のため、ワーストケースとして剥離する塗膜片中の化学物質の含有量を 5 wt%、密度は銅ピリチオンと同じ 1.69 g/cm^3 と仮定して算出した。

$$E_{\text{IWC-AS}} = E_{\text{IWC-CuPT}} \times \frac{5}{3.66} = 2,470 \text{ g/day}$$

= 横浜港における銅ピリチオン以外の活性物質の排出量

ロッテルダム港については、統計データが利用できなかったため 2008 年報告書と同様に横浜港の 7.7 倍の排出量として PEC の算出を行った。その結果、銅ピリチオンとそれ以外の活性物質の排出量は以下の通りであった。

ロッテルダム港における銅ピリチオンの排出量: $13,923 \text{ g/day}$

ロッテルダム港における銅ピリチオン以外の活性物質の排出量: $19,020 \text{ g/day}$

なお、本評価では 1 日当たりの IWC 実施面積から剥離する塗膜片の量を算出し、塗膜片中の化学物質の残存率から 1 日あたりに排出される化学物質量 (g/day) を算出した。本シナリオにおいては、IWC 実施当日 (実施直後) に化学物質の全量が塗膜片から周辺海域へ溶出することとなる。一方、実環境においては、IWC により剥離された塗膜片の表面から、leaching rate に応じて化学物質が溶出すると考えられる。このため、剥離した塗膜から化学物質が完全に溶出されず、底泥中に蓄積される場合、本シナリオにおける海水中への化学物質の排出量は、過大評価である可能性がある。

また、防汚塗料の種類により、時間経過と共に塗膜表面での化学物質の存在形態や残存率が大きく異なることも予想される。本調査における暴露シナリオでは、自己研磨型の標準的な防汚塗料について、入手可能な情報より想定されるワーストケースでの評価を実施したものである。このため、より詳細な評価のためには、新たな試験・分析データの収集と、本評価で使用したパラメータの見直しが望まれる。さらには、溶出後の化学物質の環境中での存在形態や、環境運命を考慮した PEC 算出のための数理モデルの開発についても、検討が必要であるかもしれない。

上記の IWC 実施による暴露シナリオと、活性物質の溶出量の推定結果を Table 5.2-11、Table 5.2-12 に示す。

Table 5.2-11 現状での IWC 実施による暴露シナリオとパラメータ

Parameter	生物被度		Rationale
	Slight	Heavy	
1 隻当たりの船底面積 (m ² /vessel)	4,602		Froude の式より算出
船体浸水面積に対する立ち上がり部の割合 (%)	38		ヒヤリングの結果、防汚塗料を使用している船底の平底部：船底立ち上がり部は約 62：38 である
船底立ち上がり部に対する IWC 実施面積の割合 (%)	70		ダイバーが目で見えて付着が確認できた部位のみ (70%と設定) IWC を実施
船体浸水面積における IWC 実施面積の割合 (%)	26.6		立ち上がり部の割合に IWC 実施面積の割合をかけたもの
1 隻当たりの IWC 実施面積 (m ² /vessel)	1,224		船体浸水面積に IWC 実施面積の割合をかけたもの
IWC 実施頻度 (回/year/ship)	0.5		現状シナリオでは、付着が激しくなってきたから IWC を実施するため、IWC の実施は 2 年に 1 回
入港船中、IWC 実施船数の割合 (回-IWC/ship-Yokohama)	0.5		横浜港以外の港では、IWC が実施できる港が少ないため、入港船舶の 1/2 が横浜港で IWC を実施する
横浜港での 1 日当たりの IWC 実施回数 (回-IWC/day/Yokohama)	0.398		世界の外航船舶数と横浜港の貨物取扱量より算出 IWC の実施は 2 年に 1 回
1 日当たりの IWC 実施合計面積: (m ² /day/Yokohama)	487		1 隻当たりの IWC 実施面積に横浜港での 1 日当たりの IWC 実施回数をかけたもの
剥離する塗膜片の厚さ (μm)	100	500	95%は生物の被度が軽度でソフト(ナイロン)ブラシ(100 μm)、5%は生物の被度が重度のため、カシメブラシ(500 μm)で IWC を実施する
厚さ別の塗膜片割合 (%)	95	5	
剥離した塗膜片の密度 (g/m ³)	1.69		AIST 初期リスク評価書(銅ピリチオン)による
防汚塗料中の含有量 (wt-%) (銅ピリチオン)	3.66		AIST 初期リスク評価書(銅ピリチオン)による
防汚塗料中の含有量 (wt-%) (銅ピリチオン以外)	5		塗料密度が不明であるためワーストケースとして設定
IWC 実施時の剥離片中の活性物質の残存割合 (%)	10	82	100μm の解離層に残存する防汚剤量を 10%と仮定し、これを考慮して 500μm の剥離塗膜に残存する防汚剤量を 82%と仮定
塗料容量不揮発分 (%)	50		防汚塗料中の溶剤の体積含有率を 50%と仮定したときに、船体表面の塗料の体積は、塗装前の塗料と比較して 50%となる

Table 5.2-12 現状での IWC 実施による活性物質の排出量

	排出量 (g/day)		合計排出量 (g/day)	Rationale
	生物被度			
	Slight	Heavy		
横浜港 CuPt	573	1,236	1,808	横浜港での IWC 実施による 1 日当たりの活性物質の排出量
横浜港 CuPt 以外	782	1,688	2,470	
ロッテルダム港 CuPt	4,409	9,514	13,923	ロッテルダム港での IWC 実施による 1 日当たりの活性物質の排出量
ロッテルダム港 CuPt 以外	6,023	12,997	19,020	

CuPt: 銅ピリチオン

(4) MAM-PEC モデルによる PEC 算出のためのパラメータ

MAM-PEC モデルによる PEC の算出に使用したモデル港湾の環境条件及び化学物質の物理化学的性状と環境運命データは、前述の防汚塗料の使用におけるデータと同一とした (Table 5.1-1、Table 5.1-2 参照)。

(5) IWC の実施により排出される化学物質の PEC 算出結果

前述の暴露シナリオにおける、IWC 実施による PEC を MAM-PEC モデル ver. 2.5 により算出した。

Table 5.2-13 横浜港での IWC 実施による化学物質の PEC (現状)

化学物質名	港湾内 PEC (ng/L)		周辺海域 PEC (ng/L)	
	最大値	平均値	最大値	平均値
亜酸化銅	114	70.4	2.97	0.88
亜鉛ピリチオン	22.6	9.09	0.22	0.07
銅ピリチオン	2.59	0.40	2.93E-05	7.83E-06
全銅 (溶存態)	114	70.4	2.97	0.88
全亜鉛 (溶存態)	114	70.4	2.97	0.88
TBT	89.9	54.7	2.26	0.70

Table 5.2-14 ロッテルダム港での IWC 実施による化学物質の PEC (現状)

化学物質名	港湾内 PEC (ng/L)		周辺海域 PEC (ng/L)	
	最大値	平均値	最大値	平均値
亜酸化銅	43.4	24.1	1.69	0.88
亜鉛ピリチオン	32.9	13.3	0.56	0.29
銅ピリチオン	3.37	0.51	4.67E-05	2.13E-05
全銅 (溶存態)	43.4	24.1	1.69	0.88
全亜鉛 (溶存態)	43.4	24.1	1.69	0.88
TBT	80.0	43.8	3.04	1.58

本評価で使用した暴露シナリオにおいては、亜鉛ピリチオン以外の化学物質の排出量が同一と設定して PEC の算出を行ったため、分解しない (分解が非常に遅い) 亜酸化銅、全銅、全亜鉛の PEC はシナリオ毎に同じ排出量と算出された。

MAM-PEC モデルでの PEC 算出結果は、横浜港における亜酸化銅、全銅、全亜鉛の港湾内の水中最大濃度が 3 物質共通で 114 ng/L、平均濃度が 70.4 ng/L であった。亜鉛ピリチオンの PEC は港湾内の最大濃度が 22.6 ng/L、平均濃度が 9.09 ng/L、銅ピリチオンはそれぞれ 2.59、0.40 ng/L と算出された。

ロッテルダム港では、亜酸化銅、全銅、全亜鉛の港湾内の水中最大濃度が 43.4 ng/L、平均濃度が 24.1 ng/L であった。亜鉛ピリチオンと銅ピリチオンの PEC については、港湾内の水中最大濃度がそれぞれ 32.9、3.37 ng/L、平均濃度が 13.3、0.51 ng/L と算出された。

単純な比較は困難であるが、AIST の詳細リスク評価書において銅ピリチオンの東京湾での PEC の推定が行われている (AIST 2004)。そこでは、船底に使われる防汚塗料がすべてトリブチルスズ (TBT) から銅ピリチオンに変更されると仮定し、銅ピリチオンの塗料中の含有量を 3.66 wt%、塗料の密度を 1.69 g/cm³ とし、塗料の磨耗速度により PEC の推定を行っている。PEC の算出に使用された銅ピリチオンの溶出速度は 1.6 µg/cm²/day であり、その結果、東京湾での PEC は 7 ng/L~96 ng/L と報告されている。

前述の 5.2.1 における、防汚塗料の使用による銅ピリチオンが溶出するシナリオでの PEC (港湾内の水中の最大濃度) は、5.37 ng/L と算出されている。この結果、横浜港での IWC の実施と防汚塗料からの溶出による、銅ピリチオンの合計の PEC は 8.74 ng/L となり、AIST による PEC の範囲に近い結果であった。なお、AIST による PEC の算出においては、船体及び陸上施設からの溶出の合計を用いている。

5.2.4 防汚塗料の使用による溶出と IWC 実施で追加して排出される化学物質の合計 PEC による環境リスク

(1) IWC 実施による環境生物へのリスク評価(PEC/PNEC)結果

上記で算出した横浜港とロッテルダム港における IWC による PEC_{IWC} を使用した PEC_{IWC}/PNEC を以下に示す。

Table 5.2-15 横浜港での IWC 実施による PEC / PNEC (現状)

化学物質名	港湾内 PEC/PNEC		周辺海域 PEC/PNEC	
	最大値	平均値	最大値	平均値
亜鉛ピリチオン	2.1	0.83	0.020	< 0.01
銅ピリチオン	1.04	0.16	< 0.01	< 0.01
全銅 (溶存態)	0.044	0.027	< 0.01	< 0.01
全亜鉛 (溶存態)	0.22	0.14	< 0.01	< 0.01
TBT	333	202	8.4	2.6

Table 5.2-16 ロッテルダム港での IWC 実施による PEC / PNEC (現状)

化学物質名	港湾内 PEC/PNEC		周辺海域 PEC/PNEC	
	最大値	平均値	最大値	平均値
亜鉛ピリチオン	3.0	1.20	0.051	0.026
銅ピリチオン	1.3	0.20	< 0.01	< 0.01
全銅 (溶存態)	0.017	< 0.01	< 0.01	< 0.01
全亜鉛 (溶存態)	0.084	0.046	< 0.01	< 0.01
TBT	296	162	11.3	5.8

(2) 防汚塗料の使用と IWC 実施による合計 PEC でのリスク評価

前述の 5.2.1 で算出した防汚塗料の使用による PEC_{AFCs} と、IWC 実施による PEC_{IWC} の複合 PEC_{total} によるリスク評価結果、及び IWC の寄与率を以下に示す。

Table 5.2-17 横浜港での化学物質の合計 PEC_{total} (現状)

化学物質名	港湾内 PEC _{total} (ng/L)		周辺海域 PEC _{total} (ng/L)	
	最大値	平均値	最大値	平均値
亜酸化銅	2,504	1,550	65.6	20.4
亜鉛ピリチオン	77.1	31.0	0.75	0.23
銅ピリチオン	8.0	1.2	9.0E-05	2.4E-05
全銅 (溶存態)	2,604	1,750	419	379
全亜鉛 (溶存態)	170	105.3	4.4	1.3
TBT	180	109.3	4.5	1.4

Table 5.2-18 ロッテルダム港での化学物質の合計 PEC_{total} (現状)

化学物質名	港湾内 PEC _{total} (ng/L)		周辺海域 PEC _{total} (ng/L)	
	最大値	平均値	最大値	平均値
亜酸化銅	954	529	37.2	19.3
亜鉛ピリチオン	112	45.0	1.9	0.99
銅ピリチオン	10.3	1.6	1.4E-04	6.5E-05
全銅 (溶存態)	1,212	832	394	377
全亜鉛 (溶存態)	64.8	36.0	2.5	1.3
TBT	160	87.4	6.1	3.1

Table 5.2-19 横浜港での合計 PEC による PEC_{total} / PNEC (現状)

化学物質名	港湾内 PEC _{total} /PNEC		周辺海域 PEC _{total} /PNEC	
	最大値	平均値	最大値	平均値
亜鉛ピリチオン	7.0	2.8	0.068	0.021
銅ピリチオン	3.2	0.49	< 0.01	< 0.01
全銅 (溶存態)	1.001	0.67	0.16	0.15
全亜鉛 (溶存態)	0.33	0.20	< 0.01	< 0.01
TBT	666	405	16.7	5.2

Table 5.2-20 ロッテルダム港での合計 PEC による PEC_{total} / PNEC (現状)

化学物質名	港湾内 PEC _{total} /PNEC		周辺海域 PEC _{total} /PNEC	
	最大値	平均値	最大値	平均値
亜鉛ピリチオン	10.2	4.1	0.17	0.090
銅ピリチオン	4.1	0.62	< 0.01	< 0.01
全銅 (溶存態)	0.47	0.32	0.15	0.14
全亜鉛 (溶存態)	0.12	0.069	< 0.01	< 0.01
TBT	592	324	22.5	11.7

Table 5.2-21 横浜港での合計 PEC に対する IWC 実施の上乗せ率(%)*(現状)

化学物質名	港湾内		周辺海域	
	最大値	平均値	最大値	平均値
亜酸化銅	4.5	4.5	4.5	4.3
亜鉛ピリチオン	29.3	29.3	29.3	29.3
銅ピリチオン	32.5	32.5	32.6	32.6
全銅（溶存態）	4.4	4.0	0.7	0.2
全亜鉛（溶存態）	66.9	66.9	66.9	65.9
TBT	50.0	50.0	50.0	50.0

*: $PEC_{IWC}/PEC_{(AFCS+IWC)}$

Table 5.2-22 ロッテルダム港での合計 PEC に対する IWC 実施の上乗せ率(%)*(現状)

化学物質名	港湾内		周辺海域	
	最大値	平均値	最大値	平均値
亜酸化銅	4.5	4.6	4.5	4.6
亜鉛ピリチオン	29.5	29.5	29.4	29.5
銅ピリチオン	32.7	32.6	32.6	32.6
全銅（溶存態）	3.6	2.9	0.4	0.2
全亜鉛（溶存態）	67.0	67.0	66.8	67.1
TBT	50.1	50.1	50.1	50.1

*: $PEC_{IWC}/PEC_{(AFCS+IWC)}$

横浜港での IWC 実施のみで算出した PEC を用いたリスク評価では、亜鉛ピリチオンの港湾内の水中最大濃度での PEC/PNEC が 2.1 であった。亜鉛ピリチオン、銅ピリチオン以外の活性物質は全て PEC/PNEC が 1 未満であった。

横浜港における IWC 実施と防汚塗料からの溶出の合計の PEC によるリスク評価では、最大の PEC/PNEC は亜鉛ピリチオンで 7.0 と算出され、銅ピリチオンも 1 以上の結果となった。

ロッテルダム港では、IWC 実施のみの PEC を用いた場合、亜鉛ピリチオンと銅ピリチオンの港湾内における PEC/PNEC が 1 以上であった。

また、全銅、全亜鉛の PEC/PNEC は横浜港における最大値以外の全てで 1 未満であった。

ロッテルダム港の IWC 実施と防汚塗料からの溶出の合計によるリスク評価は、亜鉛ピリチオン、銅ピリチオンの PEC/PNEC が 1 以上であり、最大値は亜鉛ピリチオンの港湾内水中最大濃度で 10.2 と算出された。

なお、IWC 実施と防汚塗料からの溶出の合計の PEC における IWC 実施の寄与率は、化学物質の溶出速度に依存し、最大が全亜鉛の約 67%、最小は亜酸化銅と全銅で 3~5%であった。

以上の結果より、IWC 実施のみでの PEC を用いた環境生物へのリスクについては、亜鉛ピリチオンの PEC/PNEC が 1 以上であったが、この結果より直ちに IWC による環境リスクが懸念されると結論することは困難である。

本評価シナリオでは、実測データが入手できなかったため、銅ピリチオンを除き IWC 実施により剥離する塗膜片中の活性物質の含有量を 5 wt%、剥離した塗膜片の密度を 1.69 g/cm^3 と仮定した。さらに、将来的に IWC 実施の際は、回収網による剥離片の回収が行われることから、IWC により剥離される塗膜片の一部または多くが回収され、周辺海域への排出量を削減させると考えられる。さらに、IWC で使用するブラシをより軟らかい材質に変更することにより、IWC 実施で剥離する塗膜片の量をコントロールできると考えられる。

上記のように、IWC 実施と防汚塗料からの溶出の合計でのリスク評価では、PEC/PNEC の最大値はロッテルダム港における亜鉛ピリチオンの 10.2 であった。IWC の実施による寄与率が 30 %以下であることを考慮すると、亜鉛ピリチオンにおいても IWC 実施による環境生物へのリスクの上乗せは限定的であると考えられる。つまり、現在の IWC の頻度、実施面積、ブラシの堅さなどを考慮した場合、化学物質による環境リスクを理由として IWC の使用を過度に怖れる必要はないと思われる。

なお、参考として評価を行ったトリブチルスズ (TBT) は、IWC のみでの PEC/PNEC が横浜港で 333、ロッテルダム港で 296 であった。IWC 実施と防汚塗料からの溶出の合計での PEC による最大の PEC/PNEC は 666 と算出された。この結果は、今回のシナリオにおける IWC を実施する船舶の極少数(数百分の一)の船舶が TBT を含んだ防汚塗料を使用していた場合においても、環境リスクが懸念されることになる。AFS 条約 (International Convention on the Control of Harmful Anti-Fouling System) により、条約締結国では 2008 年より有機スズを用いた防汚塗料の使用が禁止されているが、小型船舶や一部の船舶では、TBT を含んだ防汚塗料が未だに使用されていると予想される。または、過去に TBT を含有した防汚塗料を船体に適用したままの船舶が、今も運航している可能性がある。このため、TBT を含んだ防汚塗料を使用している船舶に対しては、IWC の実施は行うべきではないと考えられる。

現状での防汚塗料からの溶出と IWC 実施による環境リスクは、亜鉛ピリチオンと銅ピリチオンが 1 以上の PEC/PNEC であったが、その他の化学物質は 1 未満であった。また、IWC 実施による環境リスクの上乗せは、最大が亜鉛の 67 %、最小値は亜酸化銅及び全銅の約 3~5 %であった。防汚塗料からの溶出による化学物質の PEC はその溶出速度に依存するが、今回のシナリオでは IWC 実施で剥離した塗膜片中の化学物質の全量が排出されると仮定したため、溶出速度が遅い化学物質ほど合計の PEC に対する IWC の寄与率が高い結果であった。

なお、今回の暴露シナリオにおいては、実測データが入手できなかったため、PEC 算出結果は過剰な Worst Case としての設定である可能性がある。主な要因として、以下の理由が考えられる。

- ・ IWC 実施時の回収網による塗膜片の回収を考慮していない。
- ・ IWC 実施により剥離する塗膜片中の化学物質含有量は、化学物質の一部が既に塗料表面から溶出した状態と考えられることから、初期濃度よりも低いと考えられる。一方、本評価では銅ピリチオンでは最大の初期濃度である 3.66 wt%、他の活性物質ではデータが無いため 5 wt%とした。

以上の理由より、今回の評価で PEC/PNEC が 1 以上の結果であった亜鉛ピリチオン、銅ピリチオン、全銅 (IWC 実施と防汚塗料からの溶出の合計のみ) においても、環境リスクが直ちに許容できないほど大きいと結論することには注意が必要である。仮に回収網等による塗膜片の回収を実施することが可能であれば、IWC 実施による周辺環境の生態系に対するリスクは本調査で適用したシナリオを使用した場合においても、受容可能なレベルまで低減されると考えられる。さらに、将来的に IWC で使用するブラシを改良することにより、IWC 実施において剥離される塗膜片の量と、そこに含まれる化学物質の排出量を削減させることができると考えられる。

より正確なリスク評価を実施するには、回収網での回収や適切なブラシの使用等によって IWC 実施による化学物質の排出量を削減させる効果の把握、剥離する塗膜片中の化学物質の含有量、IWC 実施で剥離後に排出される塗膜片のサイズ、形状や密度等に関する追加の情報が望まれる。

5.2.5 海水電解装置の使用による現状技術のシナリオでのリスク評価（冷却水内部配管に 0.3 mg/L の塩素化合物濃度を適用）

外板以外の船体部位に適用される海洋生物付着防止装置（MGPS: Marine Growth Preventive System）の代表的な装置・技術の一つである海水電解装置は、海水を電気分解することにより発生させた残留塩素として測定される塩素化合物（主に次亜塩素酸イオンを含む塩素化合物）を活性物質として使用する。付着防止の原理は、海水の電気分解により生成させた塩素化合物を連続的に冷却水中等に注入し、生物の付着を防止する。本調査では、現在実用化されている船舶での海水電解装置の使用に関する稼働条件の情報を基に、残留塩素として測定される塩素化合物と副生成物の水生生物に対するリスク評価を行った。

(1) 暴露シナリオの設定

ア) モデル港湾

前述の防汚塗料の使用における暴露シナリオと同様に、横浜港及びロッテルダム港をモデル港湾とし、残留塩素として測定される塩素化合物及び副生成物の予測環境中濃度（PEC）の算出を行った。

イ) 海水電解装置の稼働条件と塩素化合物の排出シナリオ

海水電解装置の国内メーカー/ディストリビューターによると、冷却水に適用される場合の塩素化合物の運用時の注入直後の残留塩素濃度は、0.15～0.3 mg/L である。海水冷却水管系に対して使用される場合、海水電解液の注入後数秒から数十秒で海水冷却水とともに船外に排出される。

海水電解液中に含まれる残留塩素として測定される塩素化合物は、注入された海水中で速やかに分解すると考えられるが、その分解速度は冷却水の温度、pH、光、水中の金属イオンや有機物、その他の条件により大きく影響されると考えられる。このため、PEC 算出に必要な排出時（船外に排出された直後）の残留塩素濃度は、実際の運用時注入濃度を参考に 0.3 mg/L とした。

冷却水の流量（排水量）は、船舶の大きさや船舶活動の条件によって大きく異なるため一般的な流量を決めることは困難である。航海中と停泊中で装置の出力を変えることで流量を調整する場合もある。このため、本調査でのシナリオにおいては、国内造船メーカーから得られた海水電解装置の稼働条件により、荷役時に対しては定格流量の 84 m³/h/vessel、非荷役時については荷役時の 1/4 として 21 m³/h/vessel と設定した。荷役時と非荷役時の割合は、2007 年度「船舶起源の粒子状物質（PM）の環境影響に関する調査研究報告書（海洋政策研究財団 2008）」による、横浜港の外航船の種別船舶の総トン数及び係留時間を参考として算出した。

排水量の算出においては、複数の船種における 1 日当たりの荷役時及び非荷役時の排出流量を算出し、それらに総トン数を元にした排出割合をかけることにより、1 日当たりに 1 隻の船が排出する冷却水流量を計算した。その結果、横浜港における残留塩素を含んだ冷却水の排水量は 966 m³/day/vessel (= 40.2 m³/h/vessel) と算出された。この結果、横浜港に入港する全ての外航船（外航船の入港数 = 11,016 vessels/year）（横浜市港湾局 2009）が海水電解装置を使用していると仮定した場合、横浜港での合計の海水電解装置を通した冷却水の排水量は 29,152 m³/day と算出された。ロッテルダム港については統計データが入手できなかったため、2008 年報告書における評価と同様に、横浜港の 7.7 倍と仮定し、合計の排水量 = 224,471 m³/day とした。

(2) 副生成物の同定

海水電解装置を海水冷却水管系に対して使用する場合、海水電解液に含まれる残留塩素化合物と冷却海水中に含まれる有機炭素類などとの反応により、トリハロメタン等の副生成物が発生することが知られている。本調査時点においては、海水電解装置使用時の副生成物の生成に関するデータは入手できな

かった。このため、バラスト水管理システムにおいて電気分解装置等によって発生した塩素系化合物を活性物質として使用した場合の最大検出濃度から、本調査の評価対象の副生成物ならびに排出濃度を設定した (Table 5.2-23)。なお、評価対象物質の選定に際しては、クロロホルムを除き最大検出濃度が 10 µg/L 以下の副生成物はリスクが低いと判断し、評価対象より除外した。その結果、評価対象の副生成物はブロモホルム、クロロホルム、ジブロモクロロメタン、モノブロモ酢酸、ジブロモ酢酸、トリブロモ酢酸、クロラミン/ブロラミンの 7 物質とした。

Table 5.2-23 バラスト水管理システムで検出された副生成物と排水時の最大濃度

副生成物	最大排水時濃度 (µg/L)	塩素化合物の最大初期濃度 (mg TRO/L as Cl ₂)	バラスト水管理システム (システム名/国/MEPC*)	主な活性物質
トリブロモメタン (ブロモホルム)	480	10	Electro-Clean System/the Republic of Korea (MEPC58/2/7)	Hypochlorous acid (HOCl) Hypobromous acid (HOBr) Ozone (O ₃) (generated by electrolysis module)
トリクロロメタン (クロロホルム)	0.13			
ジブロモクロロメタン	14			
モノブロモ酢酸	26			
ジブロモ酢酸	271			
トリブロモ酢酸	183			
クロラミン/ブロラミン	410 (処理直後、中和なし)	9.5	Sunrui Ballast Water Management System/China (MEPC60/2/12)	Hypochlorous acid (HOCl) Hypobromous acid (HOBr) Chloramines/ Bromamines (generated during electrolysis)

* MEPC: Marine Environment Protection Committee

(3) 排出量の算出

船舶での海水電解装置の稼働条件下での副生成物の測定結果が入手できなかったため、本調査では Table 5.2-23 に示したバラスト水管理システムでの最大検出濃度を副生成物の排出時の濃度と設定した。塩素化合物については、注入濃度である 0.3 mg/L をワーストケースとしての排出時濃度とし、前述したシナリオでの冷却水の排水量より各物質の排出量 (g/day) を算出した。Table 5.2-24 に算出した塩素化合物、副生成物の排出量を示す。なお、バラスト水処理においては、海水電解装置を冷却水に適用した場合と比較して、注入から排出までの保持時間と注入時及び排出時の塩素化合物濃度が異なるため、副生成物の濃度が異なることが予想される。

Table 5.2-24 横浜港とロッテルダム港での塩素化合物と副生成物の推定排出量 (g/day)

化学物質名	横浜港	ロッテルダム港
塩素化合物 (0.3 mg/L)	8,746	67,341
トリブロモメタン (ブロモホルム)	13,993	107,746
トリクロロメタン (クロロホルム)	3.79	29
ジブロモクロロメタン	408	3,143
モノブロモ酢酸	758	5,836
ジブロモ酢酸	7,900	60,832
トリブロモ酢酸	5,335	41,078
クロラミン/プロラミン	11,952	92,033

(4) PEC の算出

ア) PEC 算出に用いるシミュレーションモデル

前述の防汚塗料からの溶出における PEC の算出方法と同様に、MAM-PEC モデルの更新版: version 2.5 (2008 年 10 月版) を用いて塩素化合物及び副生成物の PEC を算出した。

イ) MAM-PEC モデルでの環境パラメータ

MAM-PEC モデルによる PEC 算出のための横浜港及びロッテルダム港の環境パラメータは、前述の 5.2.1 と同一のパラメータを設定した (Table 5.1-1 参照)。

ウ) 評価対象化学物質の物理化学的性状と環境運命

塩素化合物 (残留塩素) 及び副生成物の物理化学的性状と環境運命データを以下に示す。各データは、原則として、データベース (PhysProp Database 等) から収集し、データが得られなかったパラメータの一部については、EPI Suite による構造活性相関 (QSAR) の計算結果を利用した。

なお、バラスト水管理システムの審査資料では物質の同定情報や濃度情報等の詳細を確認することはできないが、モノクロラミン以外のハロゲン化アミンに関するデータが入手できなかったため、本調査ではモノクロラミンをハロゲン化アミン類の代表と仮定して PEC を算出した。

Table 5.2-25 塩素化合物と副生成物の物理化学的性状と環境運命 (1)

CAS 番号	7681-52-9	75-25-2	67-66-3	124-48-1
化学物質名	塩素化合物 (NaClO)	トリブロモメタン (ブロモホルム)	トリクロロメタン (クロロホルム)	ジブロモクロロメタン
分子量 (g/mol)	74.4	252.77	119.38	208.28
飽和蒸気圧 (Pa)	1.03E-13 ^{*1}	7.20E+02	2.63E+04	1.01E+04
溶解度 (g/m ³)	2.93E+05	3.1E+03	7.95E+03	2.7E+03
分解速度 (1/day)	非生物的: 水中	0	0	0
	非生物的: 底質	0	0	0
	光分解: 水中	8.35	0	0
	光分解: 底質	0	0	0
	生分解: 水中	0	0	0
	生分解: 底質	0	0	0
log Kow	-3.42 ^{*1}	2.38	1.97	2.16
log Koc	1.155 ^{*1}	1.544 ^{*1}	1.53	1.544
ヘンリー定数 (Pa·m ³ /mol)	1.02E-15 ^{*1}	5.42E+01	3.72E+02	1.00E+02
融点 (°C)	-20	8	-64	-20

Table 5.2-26 塩素化合物と副生成物の物理化学的性状と環境運命 (2)

CAS 番号	79-08-3	631-64-1	75-96-7	10599-90-3
化学物質名	モノブロモ酢酸	ジブロモ酢酸	トリブロモ酢酸	モノクロラミン
分子量 (g/mol)	138.95	217.84	296.74	51.48
飽和蒸気圧 (Pa)	15.8	3.07	0.0372	1.54E-07 ^{*1}
溶解度 (g/m ³)	1.75E+06	2.11E+06	2.00E+05	1.00E+06 ^{*1}
分解速度 (1/day)	非生物的: 水中	0	0	0
	非生物的: 底質	0	0	0
	光分解: 水中	0	0	0
	光分解: 底質	0	0	0
	生分解: 水中	0	0	0
	生分解: 底質	0	0	0
log Kow	0.41	0.7	1.71	-1.19 ^{*1}
log Koc	0.0794 ^{*1}	0.2775 ^{*1}	0.4374 ^{*1}	1.1553 ^{*1}
ヘンリー定数 (Pa·m ³ /mol)	6.60E-04	4.48E-04	3.30E-04	6.72 ^{*1}
融点 (°C)	50	49	129-135	-66

References: ATSDR 2005, EU 2007, SRC 2009, U.S. NLM 2009

*1: Estimated by a QSAR model (SRC 2007)

(5) PECの算出結果

前述のシナリオを用いて、MAM-PECモデルで計算した横浜港及びロッテルダム港における塩素化合物及び副生成物のPEC（港湾及び周辺水域での最大濃度及び平均濃度）を以下に示す。

塩素化合物のPEC港湾内最大値は、横浜港で0.0329 µg/L、ロッテルダム港で0.0429 µg/Lであった。

Table 5.2-27 横浜港での塩素化合物と副生成物のPEC

化学物質名	港湾内 (µg/L)		周辺水域 (µg/L)	
	最大値	平均値	最大値	平均値
塩素化合物 (0.3 mg/L)	0.0329	7.83E-03	3.59E-05	1.09E-05
ブromホルム	0.473	0.283	0.0116	3.60E-03
クロホルム	1.01E-04	5.81E-05	2.29E-06	7.16E-07
ジブromクロロメタン	0.0128	7.57E-03	3.06E-04	9.56E-05
モノブrom酢酸	0.0365	0.0226	9.54E-04	2.97E-04
ジブrom酢酸	0.380	0.236	9.95E-03	3.09E-03
トリブrom酢酸	0.257	0.159	6.72E-03	2.09E-03
クロラミン/ブロラミン	0.448	0.271	0.0112	3.49E-03

Table 5.2-28 ロッテルダム港での塩素化合物と副生成物のPEC

化学物質名	港湾内 (µg/L)		周辺水域 (µg/L)	
	最大値	平均値	最大値	平均値
塩素化合物 (0.3 mg/L)	0.0429	0.01	6.69E-05	3.36E-05
ブromホルム	0.473	0.259	0.0179	9.29E-03
クロホルム	1.16E-04	6.24E-05	4.22E-06	2.19E-06
ジブromクロロメタン	0.0134	7.31E-03	5.03E-04	2.61E-04
モノブrom酢酸	0.0284	0.0158	1.13E-03	5.84E-04
ジブrom酢酸	0.296	0.165	0.0117	6.09E-03
トリブrom酢酸	0.2	0.111	7.92E-03	4.11E-03
クロラミン/ブロラミン	0.418	0.23	0.0161	8.33E-03

(6) PNEC の算出

塩素化合物及び副生成物について、5.1 に示した化学的環境リスク評価方法により、予測無影響濃度（PNEC）の算出に用いるための毒性データを収集整理した。整理したデータは参考資料-5 に示した。入手したデータより各物質の最小毒性値（NOEC または LC/EC₅₀）を選定し、その値をアセスメント係数で除すことにより塩素化合物と副生成物の PNEC を算出した。

塩素化合物では、海産魚類の 28 日間 NOEC = 40 µg/L を用いて、アセスメント係数 50 で除し、PNEC は 0.8 µg/L と計算された。

Table 5.2-29 塩素化合物と副生成物の予測無影響濃度（PNEC）

化学物質名	生物種	エンドポイント	最小毒性値 (µg/L)	アセスメン ト係数	PNEC (µg/L)
塩素化合物 (次亜塩素酸ナトリウ ム)	Tidewater silverside (<i>Menidia peninsulae</i>)	28-d NOEC	40	50	0.8
トリブロモメタン (ブロモホルム)	Sheepshead minnow (<i>Cyprinodon variegates</i>)	28-d MATC	4,800	50	96
トリクロロメタン (クロロホルム)	Japanese killifish (<i>Oryzias latipes</i>)	6/9 months NOEC	1,463	10	146
ジブロモクロロメタン	Water flea (<i>Daphnia magna</i>)	21-d NOEC	63	50	1.26
モノブロモ酢酸	Green algae (<i>Scenedesmus subspicatus</i>)	72-hr EC ₅₀	1,400	1,000	1.4
ジブロモ酢酸	Fathead minnow (<i>Pimephales promelas</i>)	96-hr LC ₅₀	69,000	10,000	6.9
トリブロモ酢酸	—	—	—	—	—
クロラミン/ ブロラミン	Water flea (<i>Daphnia magna</i>)	24-hr LC ₅₀	11	1,000	0.011

(7) リスク評価 (PEC/PNEC) 結果

横浜港及びロッテルダム港における、海水電解装置の海水冷却水管系に対する使用によって生成する塩素化合物及び副生成物のリスク評価結果 (PEC/PNEC) 結果を以下に示す。

港湾内最大値における PEC を用いた塩素化合物の PEC/PNEC は、横浜港で 0.041、ロッテルダム港で 0.054 となり、ともに 1 未満であり、環境リスクの懸念は小さいと考えられた。副生成物においても、ブromホルム、クロホルム、ジブromクロロメタン、モノブrom酢酸、ジブrom酢酸についてはいずれの条件でも PEC/PNEC が 0.1 未満であり、環境リスクは懸念されない。ただし、モノクロラミンについては、PEC/PNEC の最大が横浜港で 41、ロッテルダム港で 38 であった。

Table 5.2-30 横浜港での塩素化合物と副生成物の PEC/PNEC

化学物質名	港湾内 PEC/PNEC		周辺水域 PEC/PNEC	
	最大値	平均値	最大値	平均値
塩素化合物 (0.3 mg/L)	0.041	< 0.01	< 0.01	< 0.01
ブromホルム	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01
クロホルム	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01
ジブromクロロメタン	0.0102	< 0.01	< 0.01	< 0.01
モノブrom酢酸	0.026	0.016	< 0.01	< 0.01
ジブrom酢酸	0.055	0.034	< 0.01	< 0.01
トリブrom酢酸	—	—	—	—
クロラミン/ブromラミン	41	25	1.0	0.32

Table 5.2-31 ロッテルダム港での塩素化合物と副生成物の PEC/PNEC

化学物質名	港湾内 PEC/PNEC		周辺水域 PEC/PNEC	
	最大値	平均値	最大値	平均値
塩素化合物 (0.3 mg/L)	0.054	0.013	< 0.01	< 0.01
ブromホルム	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01
クロホルム	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01
ジブromクロロメタン	0.011	< 0.01	< 0.01	< 0.01
モノブrom酢酸	0.020	0.011	< 0.01	< 0.01
ジブrom酢酸	0.043	0.024	< 0.01	< 0.01
トリブrom酢酸	—	—	—	—
クロラミン/ブromラミン	38	21	1.5	0.76

(8) 結果と考察

ア) 海水電解装置の使用によって排出される残留塩素(塩素化合物)による環境生物へのリスク

海水電解装置からの排出時の残留塩素濃度を注入時濃度と同じ 0.3 mg/L としたシナリオにおける塩素化合物の PEC/PNEC は 1 未満であった。さらに、注入された塩素化合物は水中で速やかに分解されることを考慮すると、本シナリオにおける海水電解装置の塩素化合物による環境リスクの懸念は低いと考えられる。

なお、本シナリオにおける海水電解装置からの排水量は、GESAMP BWWG (GESAMP: IMO/FAO/UNESCO-IOC/WMO/WHO/IAEA/UN/UNEP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection, BWWG: Ballast Water Working Group) が検討しているバラスト水に関する排出シナリオ (ESD: Emission Scenario Document) における 1 日当たりのバラスト水排出量 100,000 m³ に相当するものである (本シナリオでは、横浜港 = 29,152 m³/day、ロッテルダム港 = 224,471 m³/day)。また、今回の評価で用いた PNEC は慢性毒性試験データに由来するものであり、排出直後の排水が直に接する局所的な環境生物への影響は考慮していない。したがって、その評価においては長期的な評価だけではなく、急性での局所的な評価も導入することが望ましいと考えられる。

ただし、現在、GESAMP BWWG において塩素化合物の局所的な急性影響について、排出濃度の 10 倍に希釈されるものと仮定して影響を検討する考え方が提示されており、バラスト水処理装置に対しては、残留塩素濃度として 0.1~0.3 mg TRO/L as Cl₂ という暫定基準濃度を設けている。このため、注入塩素濃度が 0.3 mg/L であれば、多くの場合注入後速やかに塩素化合物が分解して濃度が低下すること、さらに GESAMP BWWG においては船舶からの排水は一般的に、排出後に 10 倍に希釈されることを前提としていることから、塩素化合物による局所的な急性影響についても環境リスクの懸念は少ないと判断された。

イ) 副生成物による環境生物へのリスク

海水電解装置を使用する場合に海水中において注入された塩素化合物との反応により発生する副生成物の環境リスク評価結果は、クロラミンを除き、全ての物質で PEC/PNEC が 1 未満であった。この結果より、海水電解装置の使用による環境リスクは、主に結合塩素であるクロラミンによる影響が懸念され、本評価のシナリオにおけるクロラミン以外の副生成物による環境リスクは小さいと考えられる。

ウ) リスク評価結果の不確実性分析

本リスク評価結果の不確実性の要因と評価の課題として、以下の項目が考えられた。

i) 海水電解装置使用時の残留塩素濃度及び副生成物の生成濃度

本調査では海水電解装置の使用時における塩素化合物の排出時濃度に関するデータが得られておらず、注入濃度により評価したが、塩素化合物は注入後数秒から数十秒の保持時間の間においても速やかに分解されると予想され、排出時の濃度は注入時より小さくなると考えられる。

また、本評価で副生成物の同定と濃度推定に使用したバラスト水管理システムでは、塩素化合物濃度が実際の海水電解装置使用時の排出濃度と比較して数倍から数十倍程度高いことから、副生成物の予測環境中濃度を過大評価している可能性がある。さらに、バラスト水管理システムと比較して実際の海水電解装置使用時では塩素化合物注入後の保持時間が短いことから、海水電解装置の使用によるトリハロメタン類の濃度はさらに低いことが予想される。

海水電解装置の使用に対するリスク評価において、唯一 PEC/PNEC > 1 と評価されたクロラミン/ブロラミンについては、生成濃度、分解速度、環境中運命や環境中での存在形態に関する十分なデータが入手できないことから、本評価において結論を得ることは困難であった。

ii) 海水電解装置の排水量

本調査では、海水電解装置による冷却水の流量（排水量）について、荷役時が定格流量の 84 m³/h/vessel、非荷役時は荷役時の 1/4 の 21 m³/h/vessel と設定し、外航船の種別船舶の総トン数及び係留時間データより算出した。その結果、横浜港に入港する全ての外航船が海水電解装置を使用していると仮定した場合、海水電解装置を通した冷却水の合計排水量は 29,152 m³/day と算出された。同様にロッテルダム港では 224,471 m³/day であった。現在、バラスト水管理システムの承認審査において、モデル港湾でのバラスト処理水の排水量はワーストケースで 100,000 m³/day と設定されており、本調査での海水電解装置の排水量はバラスト水でのワーストケースの排水量とほぼ同程度であると考えられる。このため、本シナリオにおける海水電解装置の排水量は実際よりも過大な量である可能性がある。なお、排水に関する IMO のクライテリアでは、し尿処理後の汚水は量が少ないことから、排出時の塩素濃度上限が 5 mg/L と設定されている。ただし、先に述べたとおり、バラスト水では塩素濃度上限値は 0.3 mg/L と設定されており、海水電解装置からの排水量をバラスト水と同程度とした場合においても、海水電解装置による塩素化合物の環境生物に対するリスクの懸念は小さいと考えられる。

エ) クロラミンによる環境生物へのリスク

本調査では副生成物であるハロゲン化アミン類であるクロラミン（モノクロラミン）を対象としてリスク評価を行った。その結果、横浜港の港湾内最大濃度による PEC が 0.448 mg/L と推定され、PEC/PNEC は 41 であった。

リスク評価に適用される標準生物ではないため、本調査での PNEC の算出には使用しなかったが、クロラミンについては海産二枚貝であるホンビノスガイの幼生を用いた 48 時間 LC₅₀ = 0.001 mg/L とのデータが報告されている。この値は、本調査の PNEC 算出に使用したオオミジンコの有害性の約 1/10 に相当する。このことから、クロラミンは、リスク評価に使用される標準的な試験生物種の他に感受性の高い環境生物が存在すると考えられた。なお、本シナリオでの横浜港及びロッテルダム港におけるクロラミンの PEC は、この貝類の LC₅₀ 値の約 2 分の 1 であり、排出源（船）に近い局所影響では、実際に環境生物に影響を引き起こす可能性が否定できないと考えられた。さらに、十分なデータが得られておらず、今回の評価の対象物質とはしなかったが、海水中ではクロラミンよりもブロラミン類が主に生成するとの報告がある（Taylor 2006）。このため、ブロラミン類を含めた総ハロゲン化アミンとしての有害性、生成・分解メカニズムに関するデータを取得することは、環境リスク評価において有用であると考えられる。しかしながら、クロラミン、ブロラミンともに水中で不安定な物質であり、濃度測定も困難であるため、有害性や分解性に関する信頼性があるデータの取得は簡単ではないと予想される。

5.3 改良を含む新規技術のリスク評価

上記 5.2 において、現状のベース技術のリスク評価を実施した。一方、将来においてさらなる付着防止性能の向上、除去技術の改良が実施されることも予想される。付着防止性能の向上や、より高頻度で除去を実施することは、同時に化学物質による環境生物へのリスクの増加につながる可能性がある。例えば、生物の付着をより少なくするには、より生物に対する有害性が強い化学物質やより高濃度の化学物質の使用が想定されるかもしれない。このため、付着防止性能や除去技術の向上を目的とした改良技術の導入においては、現状のベース技術との相対的なリスクの大きさの比較を行うことが重要である。

5.3 では、このように将来的に改良が予想される技術であり、かつ、その改良技術の使用に対する環境リスク評価が現状では十分に評価されていない技術として、① 水中洗淨（IWC）の実施頻度を 2 回/年、及び全船舶が実施することによる IWC 実施による化学物質の環境リスクの上乗せ、② 海水電解装置の性能向上とその適用範囲の拡大におけるリスクの変化を取り上げた。評価結果は、現状でのベースとなる技術に対する、改良後の技術のリスクの増減について解析を行った。

5.3.1 防汚塗料からの溶出によるリスク

改良後（将来）における防汚塗料は、現在の技術と比べて付着防止性能が向上し、総合的な管理の枠組みの中で、塗料中の活性物質の種類・毒性・溶出量・溶質速度等が変更されている可能性がある。ただし、現時点で入手可能な情報からは、将来において新規に開発、または改良された AFCS、及び防汚塗料の性状や毒性を予測することは困難である。このため、改良後（将来）における防汚塗料の使用に関する環境リスク評価は実施しなかった。

5.3.2 水中洗淨（IWC）のリスク

(1) 暴露シナリオ

改良後（将来）における IWC の実施については、5.2.5 (3) に記述した現状での暴露シナリオと比較して、以下の点が異なるシナリオを設定した。

- ・ IWC 実施頻度：将来においては、船体付着による外来生物の移入防止の目的で IWC が実施されるため、現状よりも IWC 実施頻度が多くなる。将来における IWC 実施間隔は、1 回/年が想定されるが、macro biofouling の付着が確認された後、速やかに IWC が実施されることから、ワーストケースとして、全外航船が 2 回/年の IWC を実施する。
- ・ IWC 実施場所（港湾）：現状では、世界でも限られた港湾でのみ IWC が実施されているが、将来では外航船が入港するほとんどの港湾で IWC が実施される。この結果、現状での横浜港での 1 日当たりの IWC 実施船舶数 = 0.398 vessel/day に対し、将来では 0.318 vessel/day となる。
- ・ IWC 実施時の付着生物の被度と剥離する塗膜厚：現状よりも短い間隔で IWC が実施されることから、現状よりも生物被度の程度は、現状と比較して軽度である。このため、ほとんどの部位（99%）では軟らかいブラシを使用するため、IWC により剥離する塗膜は非常に薄いと考えられる（5 μm）。一方、成長が早い生物の付着が否定できないため、限られた一部の外板には（1%）比較的重度な生物付着が見られ、その部位ではより厚みがある塗膜（500 μm）が剥離する。
- ・ IWC 実施時の塗膜中の化学物質残存率：将来においては、現状より IWC 実施間隔が短いため、塗膜表面においても、化学物質の残存率は塗布時から減少しない（残存率 = 100%）。

なお、本評価においては、将来における IWC 実施についても、回収による活性物質排出量の低減効果は考慮していない。さらに、本評価での将来の暴露シナリオにおいては、IWC 実施時の塗膜表層中の化学物質濃度の減少 = 0 と仮定しているが、実際には leaching rate や塗膜表面での加水分解等による

減少が想定される。このため、将来における IWC 実施による活性物質の実際の溶出量は、ワーストケースを想定した本評価における値よりも小さいと推定される。

Table 5.3-1 将来（改良後）の IWC 実施による暴露シナリオとパラメータ

Parameter	生物被度		Rationale
	Slight	Heavy	
1 隻当たりの船底面積 (m ² /vessel)	4,602		Froude の式より算出
船体浸水面積に対する立ち上がり部の割合 (%)	38		防汚塗料を使用している船底の平底部：船底立ち上がり部は約 62 : 38 である
船底立ち上がり部に対する IWC 実施面積の割合 (%)	70		現状での IWC の暴露シナリオから変更なし
船体浸水面積における IWC 実施面積の割合 (%)	26.6		立ち上がり部の割合に IWC 実施面積の割合をかけたもの
1 隻当たりの IWC 実施面積 (m ² /vessel)	1,224		船体浸水面積に IWC 実施面積の割合をかけたもの
IWC 実施頻度 (回/year/ship)	2		将来シナリオでは、生物の付着の程度に係らず、全船舶が 2 回/年の IWC を実施
入港船中、IWC 実施船数の割合 (回-IWC/ ship-Yokohama)	0.1		現状と比較して世界の多くの港で IWC が実施できるため、入港船舶の 1/10 が横浜港で IWC を実施（横浜港では現状の 1/5）
横浜港での 1 日当たりの IWC 実施回数 (回-IWC/day/Yokohama)	0.318		世界の外航船舶数と横浜港の貨物取扱量より算出 IWC の実施は 2 回/年
1 日当たりの IWC 実施合計面積: (m ² /day/Yokohama)	389		1 隻当たりの IWC 実施面積に横浜港での 1 日当たりの IWC 実施回数をかけたもの
剥離する塗膜片の厚さ (μm)	5	500	99%は生物の被度が非常に軽度でソフト(ナイロン)ブラシ(5 μm)、1%は生物の被度が重度のため、カシメブラシ(500 μm)で IWC を実施する
厚さ別の塗膜片割合 (%)	99	1	
剥離した塗膜片の密度 (g/m ³)	1.69		AIST 初期リスク評価書(銅ピリチオン)による
防汚塗料中の含有量 (wt-%) (銅ピリチオン)	3.66		AIST 初期リスク評価書(銅ピリチオン)による
防汚塗料中の含有量 (wt-%) (銅ピリチオン以外)	5		塗料密度が不明であるためワーストケースとして設定
IWC 実施時の剥離片中の活性物質の残存割合 (%)	100		ワーストケースとして、剥離片中の活性物質含有量が減少していないと仮定
塗料容量不揮発分 (%)	50		防汚塗料中の溶剤の体積含有率を 50%と仮定したときに、船体表面の塗料の体積は、塗装前の塗料と比較して 50%となる

Table 5.3-2 将来（改良後）の IWC 実施による活性物質の排出量

	排出量 (g/day)		合計排出量 (g/day)	Rationale
	生物被度			
	Slight	Heavy		
横浜港 CuPt	238	241	479	横浜港での IWC 実施による 1 日当たりの活性物質の排出量
横浜港 CuPt 以外	326	329	655	
ロッテルダム港 CuPt	1,835	1,854	3,689	ロッテルダム港での IWC 実施による 1 日当たりの活性物質の排出量
ロッテルダム港 CuPt 以外	2,507	2,533	5,040	

CuPt: 銅ピリチオン

(2) 将来（改良後）の IWC 実施による環境リスク

本評価で使用した MAM-PEC モデルによる推定中濃度は、環境条件と化学物質の性状データが同一の場合、入力する排出量 (g/day) に比例した PEC が算出される。このため、現状技術と、上記の表に示した改良後の排出量の比をそのまま環境リスクの違いとして判断することができる。その結果、将来（改良後）の適正に管理された条件での IWC 実施は、現状での IWC 実施と比較して約 1/3.8 の環境リスクであることが推測された。

つまり、ソフトブラシを用いることで、IWC の実施面積と頻度が増大したとしても、実施港を分散させることで、環境リスクはむしろ減少させることができ、その結果防汚塗料による化学リスクは許容レベル内に納めることができると考えられる。

(3) IWC の実施により剥離した塗膜片から溶出する化学物質の溶出継続時間の推定

IWC 実施により周辺海域に排出された塗膜片中の化学物質は、溶出速度に応じて任意の時間において溶出が継続すると考えられる。また、IWC 実施により船底表面より剥離した塗膜片は、そのサイズや密度、海流等の条件に影響を受けるが、一定時間の後に底質等に沈降すると予想される。そこで、IWC 実施による化学物質の排出後のターゲットとなる環境コンパートメント（水中、底質等）を推測するため、防汚塗料からの化学物質の溶出速度を用いて溶出継続時間の推定を行った。

なお、不確定な要素を除外するため、IWC 実施により剥離する塗膜片中の化学物質の含有量に変化がないと仮定した、将来での IWC による暴露シナリオを用いて推定した。この際、IWC の実施により剥離した塗膜片は、船底での状態と比較して表面積が単純に 2 倍になると仮定した。その結果、IWC の実施により剥離する塗膜片の 1 日当たりの合計表面積は、先に示した $A_{IWC-total}$ の 2 倍と見積もることができる。その結果、横浜港で IWC 実施により剥離する合計の塗膜片の表面積は $389 \times 2 = 778 \text{ m}^2/\text{day}$ 、ロッテルダム港では同様に $5,990 \text{ m}^2/\text{day}$ と算出される。なお、IWC の実施により剥離した塗膜片からの化学物質の溶出は、船体表面での溶出速度 (Leaching rate) と同一であり、その速度が変化しないと仮定した。上記シナリオにおける推定溶出継続時間を以下に示す。

Table 5.3-3 IWC 実施により船底から剥離後の塗膜片からの推定溶出継続時間

	溶出速度 ($\mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{day}$)	溶出継続時間	
		横浜港	ロッテルダム港
亜酸化銅	40	0.63 日間	0.63 日間
亜鉛ピリチオン	4.57	5.5 日間	5.5 日間
銅ピリチオン	2.88	5.4 日間	5.4 日間
銅	35.5* ¹	0.7 日間	0.7 日間
亜鉛	0.94* ²	27 日間	27 日間
TBT	1.9	13 日間	13 日間

*1: 銅の溶出速度は、亜酸化銅及び銅ピリチオンの溶出速度から分子量による補正を行った銅の溶出速度の合計値。

*2: 亜鉛の溶出速度は、亜鉛ピリチオンの溶出速度から、分子量により補正した値とした。

なお、上記の溶出継続時間は、溶出速度と塗膜片中の含有量のみ依存するため、横浜港とロッテルダム港では同一となる。本シナリオにおいて、最も溶出速度が遅い亜鉛で 27 日、最も溶出速度が速い亜酸化銅では約 0.63 日（15 時間強）で塗膜片より全ての活性物質が溶出すると推定された。

以上の結果より、IWC の実施により剥離した塗膜片から溶出する化学物質は、主に水中に分布すると考えられた。このため、本評価の対象に含まれていない底生生物や陸生生物に対する懸念は小さいと考えられる。溶出継続時間の推定結果からも、IWC の実施による環境リスクの増加は限定的であると判断された。

(4) IWC の実施により剥離した塗膜片の底泥中濃度と挙動

本評価においては、防汚塗料からの溶出と IWC 実施により排出された化学物質は主に水中に存在すると仮定して水生生物に対するリスク評価を実施した。一方、本評価で使用した MAM-PEC モデルでは、水中と底泥中の推定環境中濃度を算出することができる。MAM-PEC モデルによる底泥中濃度の推定は、化学物質が底泥中に移行した後、更なる移動や分解が無いとして計算される。このため、例えば横浜港での防汚塗料から溶出する亜酸化銅については、水中の PEC が 2,390 ng/L に対して、底泥中濃度は 71.8 $\mu\text{g}/\text{g-dry soil}$ と算出されている。単純に体積当たりの濃度で比較すると、底泥中濃度は水中濃度の約 30,000 倍である。実環境においては、底泥中の化学物質の水中への再溶出や移動、分解や化学的形態の変化が生じることから、底泥中濃度はより小さいものであると推定される。より詳細な環境リスク評価を実施する場合、MAM-PEC モデルの改良やより実環境中濃度を反映した多媒体 (Multi-media) モデルの開発が必要であるかもしれない。

5.3.3 海水電解装置をシーチェスト等の開放系部位に適用したケースのリスク

5.2.5 で検討した海水電解装置を、シーチェスト等の開放系部位に適用することを想定した改良技術における、化学物質の環境生物へのリスク評価を実施した。

(1) 暴露シナリオの設定と塩素化合物の PEC の算出

前述の防汚塗料からの溶出や IWC を実施する場合と同様に、モデル港湾（横浜港及びロッテルダム港）を設定し、シミュレーションモデル（MAM-PEC モデル: version 2.5）を用いて海水電解装置の稼動条件と塩素化合物の暴露シナリオを設計した。シーチェストに適用する場合、冷却水内部配管よりも高濃度の塩素濃度が設定されることが予想されるため、PEC 算出に必要な排出時の残留塩素濃度は、1 及び 3 mg/L とした。

改良技術による海水電解装置排水量に関する定量的なデータは入手できなかったが、海水の取込み口の近くで冷却水中に吸い込まれる可能性は否定できない。このため、本シナリオでは Worst Case として、5.2.5 で検討した現在用いられている平均的な技術における流量と同量である、横浜港では 29,152 m³/day、ロッテルダム港については 224,471 m³/day を設定した。

副生成物については、5.2.5 でバラスト処理水システムの排出時の最大検出濃度を利用して評価しており、流量等の条件が現状技術での評価と同一であるため、本項での検討は省略する。

改良技術における塩素濃度及び排水量のシナリオより塩素化合物の排出量 (emission rate) (g/day) を算出し、MAM-PEC モデルでの PEC の推定を行った。以下に塩素化合物、副生成物の排出量を示す。

Table 5.3-4 横浜港とロッテルダム港での塩素化合物の排出量 (Emission rate) (g/day)

排出シナリオ	横浜港	ロッテルダム港
塩素化合物濃度: 1 mg/L	29,152	224,471
塩素化合物濃度: 3 mg/L	87,456	673,413

MAM-PEC モデルによる PEC 算出のための横浜港及びロッテルダム港の環境パラメータ、塩素化合物 (残留塩素) の物理化学的性状及び環境運命情報は、5.2.5 と同一とした。

(2) PEC の算出結果

前述のシナリオを用いて、MAM-PEC モデルで計算した横浜港及びロッテルダム港における塩素化合物の PEC (水中の最大濃度及び平均濃度) を以下に示す。なお、本調査ではバックグラウンド濃度は考慮しなかった。

Table 5.3-5 横浜港での塩素化合物の PEC

排出シナリオ	港湾内 PEC (µg/L)		周辺水域 PEC (µg/L)	
	最大値	平均値	最大値	平均値
塩素化合物濃度: 1 mg/L	0.11	0.0261	1.20E-04	3.64E-05
塩素化合物濃度: 3 mg/L	0.329	0.0783	3.59E-04	1.09E-04

Table 5.3-6 ロッテルダム港での塩素化合物の PEC

排出シナリオ	港湾内 PEC (µg/L)		周辺水域 PEC (µg/L)	
	最大値	平均値	最大値	平均値
塩素化合物濃度: 1 mg/L	0.143	0.0333	2.23E-04	1.12E-04
塩素化合物濃度: 3 mg/L	0.429	0.1	6.69E-04	3.36E-04

(3) PNEC の算出

5.2.5 で収集整理した塩素化合物の毒性データならびにアセスメント係数を用いて PNEC を算出した。

Table 5.3-7 塩素化合物の PNEC

化学物質名	生物種名	エンドポイント	毒性値 (µg/L)	アセスメント係数	PNEC (µg/L)
塩素化合物 (次亜塩素酸ナトリウム)	Tidewater silverside (<i>Menidia peninsulae</i>)	28-d NOEC	40	50	0.8

(4) リスク評価 (PEC/PNEC) 結果

改良技術での海水電解装置の使用における、塩素化合物のリスク評価結果を以下に示す。

塩素化合物（残留塩素）濃度を 1 あるいは 3 mg/L と設定した場合の PEC/PNEC は、いずれの条件においても 1 未満であった。

Table 5.3-8 横浜港での塩素化合物の PEC/PNEC

排出シナリオ	港湾内 PEC/PNEC		周辺水域 PEC/PNEC	
	最大値	平均値	最大値	平均値
塩素化合物濃度: 1 mg/L	0.138	0.0326	< 0.01	< 0.01
塩素化合物濃度: 3 mg/L	0.411	0.0979	< 0.01	< 0.01

Table 5.3-9 ロッテルダム港での塩素化合物の PEC/PNEC

排出シナリオ	港湾内 PEC/PNEC		周辺水域 PEC/PNEC	
	最大値	平均値	最大値	平均値
塩素化合物濃度: 1 mg/L	0.179	0.0416	< 0.01	< 0.01
塩素化合物濃度: 3 mg/L	0.536	0.125	< 0.01	< 0.01

(5) 結果と考察

改良技術としての海水電解装置の使用による環境リスク評価の結果、排出時の残留塩素濃度が 3 mg/L の場合においても、残留塩素の PEC/PNEC は 1 未満であったことから、シーチェストへの適用においても塩素化合物の環境リスクの懸念は低いと考えられる。

なお、本シナリオにおける海水電解装置からの排水量は、定量的なデータが入手できなかったため、ワーストケースでの値を使用している。このため、現在用いられている技術での海水電解装置の使用によるリスク評価結果と同様に、PEC の算出において過大評価である可能性がある。ワーストケースでの評価においてもリスクの懸念が小さいことから、現状の技術及び改良後の技術においても海水電解装置で使用される塩素化合物による環境生物へのリスクは小さいと結論することができる。

付着防止を目的とした海水電解装置の排水基準は IMO 等でも検討されておらず、また、その結果として注入濃度及び排出濃度のモニターも行われていないことから、現状装置における正確な残留塩素濃

度は明らかでない。よって、シーチェスト等の付着防止技術として適用する場合には、付着防止効果を確保できる最低塩素濃度及び化学的環境リスクが懸念されないレベルであることが確認された最大塩素濃度を明らかにするとともに、両者の適切なバランス点での制御が必要である。特に、海水電解装置は、流量の変化と海水中の塩分濃度により残留塩素の濃度管理が難しくなることから、設定濃度を外れる可能性がある。このため、連続的な塩素化合物濃度の測定と自動停止システム等による安全設計の検討が望まれる。

さらに、高濃度での適用を続けると化学的環境リスク以外にも、船体の腐食影響も懸念される。塩素濃度は適切な濃度管理が実現すれば、必ずしも全ての排出口で同じ濃度で排出される必要はなく、特定のポイントで間欠に最大排出許容濃度（例えば 3 mg/L）を設定することも検討できる。このように、注入濃度を時間軸方向にオンオフすることで総注入量を低減する試みは既に陸上の海水取り入れ施設における防汚技術として実際に運用されている。

5.4 化学的環境リスク評価結果のまとめ

船体への付着防止及び除去技術による化学物質の環境リスクを適切に管理するためには、信頼性がある化学的データに基づく定量的なリスク評価結果を反映することが重要である。より詳細な環境リスク評価を実施するには、暴露シナリオの最適化のための補足データとして、IWC 実施時の回収網による排出量の削減効果、IWC 実施時に剥離する塗膜片中の化学物質の含有量、正確な溶出速度 (leaching rate) の測定等が望まれる。また、今回用いた PEC/PNEC による環境リスク評価では、化学物質濃度の推定 (測定) が不可欠であるが、防汚塗料より溶出した化学物質の実環境中での存在形態は非常に複雑であると予想される。特に金属錯体を中心とした自己研磨型防汚塗料中の有効成分は、錯体が環境中で仮に分解しても金属イオンは環境中に残り、別の天然起源のキレートと改めて金属錯体を形成し、長期にわたって環境中に存在することも十分に考えられる。同様の複雑性は、海水電解装置の使用により生じるクロラミン類の生成についてもあり得る。

このような自然海水中における存在形態と濃度を正確に評価 (測定) することは、現状の分析技術や化学反応シミュレーションモデルを用いても困難であるかもしれない。また、環境生物は様々な化学物質が混在した条件で暴露されること、使用される防止技術には複数の化学物質が同時に使用されていることも考慮する必要がある。つまり、付着防止及び付着除去技術による化学物質の環境リスクを正確に評価するには、複合毒性を評価する必要があると考えられる。

付着防止技術の使用における環境リスク評価結果について、信頼性の向上のためには、例えば各化学物質濃度の推定 (測定) を行わなくてもリスク評価が可能である、WET (複合毒性: Whole Effluent Toxicity) による評価が挙げられる。WET での評価の利点としては、実際に塗布された防汚塗料から溶出した複数の化学物質が混在した海水を用いた生態毒性試験の実施が可能であること、海水中での化学物質の様々な形態の変化を含めた毒性の評価が実施できることが挙げられる。一方、WET 評価では、特に金属化合物等では溶存する無機イオンや有機物の種類や濃度により有害性が変化することが知られているため、人口海水ではなく天然海水を使用した試験を実施すべきである。

6. 生物移入リスク

6.0.1 船体付着生物による移入リスクの低減を目的とした管理については、最終的には国際的な強制規制へ向かうと予想される。しかし、船体付着生物がどの程度の生物移入リスクを持つかを評価した具体的事例の報告はなく、今後生物移入規制の議論を進めるにあたっては、科学的な根拠に基づく方法でリスク評価を行い、リスク評価の結果によって規制のレベルや規制の基準を決定する作業が必要である。

6.0.2 現状の海洋生物学においては、ある生物種が別の国の海域に運ばれた後定着するかどうかを予測することが困難なため、直接生物移入リスクを評価することができない。また、海洋生物学の分野では化学的環境リスクの手法のように定量的な容量(dose)- 相関(response)の関係を構築することが困難である。このため本章では、評価方法が確立されていない生物移入リスクに関して、可能なリスク評価の考え方を整理し、現状で取りうる最適と思われる方法を用いてリスクの試算と評価を行った。リスクの試算は船体付着生物の付着防止や除去に有効と思われる技術を対象に行い、技術を行使した時の効果を評価した。具体的には、船体に付着して運ばれる生物量、もしくは船体付着生物が新しい環境に与える負荷量などの相対的な dose の変化量をリスクの代替として評価する方法を採用した。この運ばれる生物量あるいは負荷量の変化(または変化率)が、化学的環境リスクの dose-response 関係における dose に相当すると考え、リスクを生物移入の量(dose)の比較により評価した。

6.0.3 船体付着生物の移入リスク評価における dose として用いる生物学的パラメータには、船体に付着している個体及び付着後に性成熟した個体を起源とする港湾での 2 つの経路での産卵数が考えられる。そのうち、船体に付着している面積当たりの個体数は、船舶が移動するため、時間的な存在確率が考慮できず、dose に用いる生物学的パラメータとして利用しにくい。一方、付着後に性成熟した個体を起源とした港湾での産卵数は、付着個体が性成熟し、かつ産卵期にある場合に個体別・船体別に定量化することが可能であり、移入リスクの評価に用いる dose としての生物学的パラメータとして扱いやすい。上記の理由により、本調査では、付着後に性成熟した個体を起源とした港湾での産卵数の相対的な変化を生物移入リスクの dose とし、13 のシナリオごとに dose の変化(累積産卵数の変化の比で表す)を比較することで個々の技術の生物移入リスクを評価した。この評価モデルは新規に開発したものであり、国際的にも新しい試みである。

6.0.4 AFCS(Anti-fouling coating system)の主要な技術であり、外板に適用される付着防止技術である防汚塗料の防汚効果(生物付着防止効果)は、我が国の船底塗料業界によると、多くは 3 年間に設定されている。そこで、3 年間有効な防汚効果を持つ塗料の 3 ヶ年累積産卵数を基準ケースとして各種パラメータを変更したケースとの比較を行った。その結果、防汚効果を 5 年間有効に改良した防汚塗料の 3 ヶ年累積産卵数を比較すると、改良した防汚塗料の dose(3 ヶ年累積産卵数)は、基準ケースの約 20%に低下し、船体付着生物による生物移入リスクの低減に極めて有効であることが確認された。

6.0.5 防汚塗料がカタログ上の性能を十分に発揮していない現状では、付着物除去のための水中洗浄(IWC: In-water cleaning)の実施によって掻き落とされる性成熟個体による生物移入リスクの上乗せは、それほど大きくないという計算結果となった。すなわち、IWC を直ちに禁止する必要性がないことを示している。また、除去物質の回収効果は、網のメッシュサイズがある程度大きくても有効である。より細かいメッシュサイズで回収すれば、生物移入リスクをさらに低下することが可能である。IWC による除去物質(除去生

物)の回収は、全世界レベルで生物移入リスクを大きく下げることになる。よって、除去物質の回収装置を備えたIWCの実施は、総合的な付着生物管理システムの要素技術として組み入れることに有効であると考えられた。

6.0.6 以上、船体付着生物から発生する産卵数を現状より削減し、生物移入リスクを低減する方策として取り上げた今回の技術のなかでは、防汚塗料の付着防止性能の高度化が生物移入リスクの低減に最も有効であると評価された。ただし、現在の船体への生物付着状況を考えた場合には、防汚塗料の性能向上だけでは macro biofouling に移行していない船体表面の状態を長期間維持することは困難と考えられる。このため、補助的な手段としてIWCを実施することが有効であり、さらにIWC実施時に除去物質を適切に回収することが生物移入リスクの低減に有効な手段になると考えられる。また、現状において有効な付着生物対策が見いだせていないシーチェストに関しては、これまで冷却管内にのみ使用されてきた海水電解装置を、シーチェスト部(取り入れ口付近)にまで拡大適用させることが有効な防除手段になる可能性が示唆された。シーチェスト部についてもIWCを実施すれば、産卵数を削減させることができると予想され、除去物質を適切に回収する装置の開発とIWCの適用が有効な対策になると考えられた。

6.1 生物移入リスクの評価手法

生物が本来の分布域から海上輸送など人為的機構により他の海域に移動し、仮に遠隔地での生存が確認されても、現状ではその生物が定着に成功するかを確定することは困難である。このため、本章では、他海域に定着した結果起きる生物の侵入リスク (risk of invasion; Table 7.1-1 参照) という概念と用語の他、他海域への移動を表す生物の移出入リスク (risk of aquatic species transferring; Table 7.1-1 参照) という概念と用語を用いる。

6.1.1 リスク評価手法の考え方

化学的環境リスクの評価では、「5.1 化学的環境リスクの評価手法」で述べたように、化学物質の暴露濃度と生物に対する影響との間に dose-response の関係 (Figure 6.1-1) が成立する。たとえば、濃度が 0 から上昇する場合、ある濃度の範囲まで生物に対する影響が許容できる領域が存在し、その後影響度合いが急激に増加する領域が出現する。さらに濃度が上昇すると、濃度の変化によらず影響がほぼ一定で変化しない領域が現れる。影響については、エンドポイントと呼ばれる評価軸が整理されており、致死以外にも個体の湿重量の増加、再生産量などの再現性のある関係がログリスティックカーブとして整理される。このような関係を現した曲線を、dose-response curve と呼ぶ。

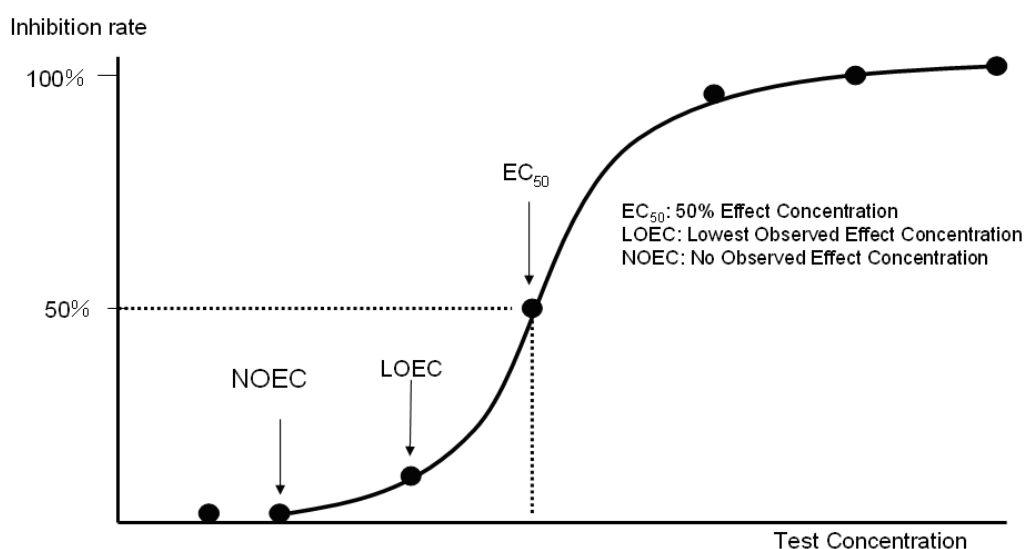


Figure 6.1-1 Dose-response curve of eco-toxicity data

この関係が成立するという前提に立ち、急性毒性試験及び慢性毒性試験結果から得られる半数致死濃度 (LC₅₀)、半数影響濃度 (EC₅₀)、最小影響濃度 (LOEC)、最大無影響濃度 (NOEC) などの毒性試験データを基に、適切なアセスメント係数を用いて生物に対して影響を及ぼさない予測無影響濃度 (PNEC: Predicted non-Effect Concentration) を求めることができる。最終的に、この PNEC 値 (濃度) は、モデル生物による限られた毒性試験結果から、環境中のほとんどの生物に対して、現実的に影響が無いと判断される濃度の推定に用いられる。また、対象とする海域の環境条件、化学物質の物理化学的性状と分解性等の環境運命データ、化学物質の排出量を基に、拡散モデル・分配平衡モデル・化学反応シミュレーションモデル等による計算より、予測環境中濃度 (PEC: Predicted Environmental Concentration) を求めることができる。この PEC/PNEC 比を用いて化学的環境リスクを評価する手法は、現在国内外において広く用いられている。

一方、生物リスクの評価手法は、化学的環境リスクほどに十分に整備されていないのが実情である。海生生物の場合、その地域に本来分布していない生物種が何らかの要因で他国海域から運ばれて定着

し、在来の生物種を駆逐したり、生物多様性を低下させるなどの生物相の変化を引き起こす事が問題であり、特に、環境上、健康上に明確な問題を生じた場合に社会的な問題として顕在化する。生物の船体付着と同様に、海生生物の人為的な活動による生物移動の要因と考えられている船舶バラスト水の事例では、数十例の被害事例に基づき、2004年に国際海事機関（IMO: International Maritime Organization）において議論がなされ、バラスト水管理条約が採択された。ただし、条約及びガイドライン作成の際に、生物移入に関する定量的なリスク評価が行われてきた訳ではない。

船体付着生物の移入リスクに関しては、現在、バラスト水管理条約のような国際的規制はない。今のところ、船体付着生物が媒体となり、人の健康被害を招いた報告は見あたらないが、経済被害や生態系への影響は既に報告されている。現在IMOで策定作業が進められているガイドラインが採択されれば、船体付着による外来生物移入の問題は国際的にさらに周知されることとなり、多くの被害情報が報告される可能性が高い。その結果、船体付着生物の移入リスク管理についてもバラスト水管理と同様に国際的な強制規制の動きが強まると考えられる。

外来生物については、移入、定着、被害発生の過程を経て侵入リスクが発現する。この過程において、定着とは運ばれた生物が新しい生息地で継続的に子孫を作ること的成功することである。移入の段階では、そもそも環境中において外来種としては認知されず問題とはならない場合もある。つまり、化学リスク同様に、ごく少数の加入であれば、環境に対して大きな害を及ぼさないとする考え方がある。

このように、外来生物の侵入リスクについては、ある閾値を定着するレベルとして設定し、その予測評価を行うという考え方があり。さらに、最終的なリスクとなる健康被害あるいは産業への被害が発生するレベルを閾値とする考え方もあろう。これを化学的環境リスクの方法に置き換えると、被害が発生しない定着のレベル未満が予測無影響濃度（PNEC）領域である。被害の発生を生態系への定着とするか、健康被害とするかは、エンドポイントの差異であるといえる。

すなわち現在において、外来生物の定着に関しては、化学的環境リスクにおける dose-response のうち response の算出ができないため、科学的な根拠に基づく dose-response 関係を整理できないでいる。そのような状況の中で、外来生物による被害を被っているいくつかの国々では、既に precautionary principle（予防原則：危険を回避するため、未知のリスクに対してあらかじめ対策を取るという考え方）に基づき、生態系への移入を防ぐ様々な対策を講じている。しかし、例えば CO₂濃度と気温上昇の関係に対する多くの議論に見るように、世界に対してその対策に一定のコスト増を要求する以上、その根拠となる dose-response 関係を整理しておかなければ、たとえ健康被害あるいは産業に対する被害例が報告されているとしても、コスト増を要求する根拠が希薄であると言わざるを得ない。しかし、dose に対してどのように response を設定するのは極めて難しい問題である。なぜならば、ある dose に対する生物の反応は、生物自身の生理やそれを取り巻く生物的、非生物的条件に支配され様々に変化するためである。このような複雑な現象を整理するため、まず dose の定量的評価を行い、それを基にした総合的管理技術の提案を行うことは、外来生物対策としての dose-response 関係の整理にひとつの方向性を与えるものと考えられる。

上記の理由により、本調査における船体付着生物の移入リスクに関しては、船体付着生物として運ばれる生物量もしくは新しい環境に対する負荷量などの相対的な変化量で評価することとした。この運ばれる生物量あるいは負荷量の相対的な変化は、化学的環境リスクの dose-response 関係における dose に相当する。

船体付着生物移入リスク評価における dose に用いる生物学的パラメータとしては、船体に付着している個体数と、付着する個体のうち性成熟した個体から産卵される卵の数（以下、産卵数）の2つが考えられる。そのうち個体数は、船舶が移動する場合、時間的な存在確率が考慮できないため、dose に用いる生物学的パラメータとして利用しにくい。さらに、仮に付着個体数が多くても未成熟であれば産卵しないためにリスクとしての評価は小さい。

一方、性成熟した個体は、産卵期に遭遇すれば産卵を繰り返すため大きなリスクとなる。また、産卵数は個体別・船体別に定量化することが可能なため、生物個体が付着した国や地域を区別し得れば dose に用いる生物学的パラメータとして適している。さらに、産卵数を dose とすることは、それらの卵の一部が新たな親となり、次の世代による定着レベルの評価にも繋がることになる。

そこで本調査では、産卵数を生物移入リスクの dose パラメータとして採用し、これまで述べてきた付

着生物管理技術の適用シナリオごとに産卵数の変化を比較し、個々の技術の生物移入リスクを評価するものとした。

本章で述べる生物移入リスクの評価では、北半球と南半球の往復航路を対象として、生物からの産卵の過程をモデル化し、付着後に性成熟した個体からの産卵数がどのようになるかを計算した。本計算は現時点では試算であり、評価方法の信頼性が十分に確認され、世界的に認知された標準的な手法ではない。しかし、付着防止技術や付着生物除去技術を変化させた場合の生物移入リスクの相対的評価は可能であるとする。この章で予測の対象とした貝類の産卵によるリスクを比較評価する場合は **dose** (あるいは **dose** の変化) と表記する。

なお、単体で船体に付着できず船体周辺空間を利用して生息する生物（エビ、カニ類、ヨコエビ、ワレカラ類や巻き貝などの非固着生物）も移入種となりうるが、一旦船体で生息したとしても、自発的に離脱することもあり、付着数を定量的に予測することが困難であるため予測モデルの対象生物とはしなかった。

6.1.2 生物移入リスク計算モデルの概要

(1) 生物移入リスク計算モデルの基本条件

生物移入リスク計算モデル（生物産卵量予測計算モデル）による計算に先立ち、Table 6.1-1 に示す船舶の運航や状態、付着生物の種や成長産卵などに関するいくつかの基本条件を設定した。本調査では、付着版に付着している個体数をあらゆる単位として、単位面積当たりの個体数（個体/10,000 mm²）を用いた。

Table 6.1-1 モデルの基本条件

項目	要素	設定内容
船舶	航路	北半球 A 国、南半球 B 国の往復航路
	運行スケジュール	航海日数往復 20 日、荷役日数 2.5 日×2 回: 計 25 日/往復
	船舶入渠間隔	出渠後 3 年で再入渠
	使用塗料	自己研磨型防汚塗料
	計算対象船舶往復数	48 往復/年 AB 国を各月 1 日と 15 日に出入渠運行する 48 隻
付着生物	種類	フジツボ類、二枚貝類 AB 国では別種とする
	生殖方法	雌雄異体、放卵放精による水中受精
	付着期	北半球 A 国 7~8 月の 2 ヶ月、南半球 B 国 1~2 月の 2 ヶ月
	幼生の付着時サイズ	付着部半径 0.15 mm
	塗装表面へ 1 日に付着する幼生の数	4 個/10,000 mm ² /日 (ただし上記産卵期のみ)
	成長速度 (付着部半径)	半径 5 mm 到達まで、0.025 mm/日 半径 5 mm 到達後、0.0005 mm/日
	成熟期間	200 日
	性成熟期サイズ (付着部半径)	5 mm
	付着後 1 年経過時サイズ (付着部半径)	5.08 mm
	産卵期 ^{*1} 、 ^{*2} (付着期と同一)	北半球 A 国 7~8 月の 2 ヶ月、南半球 B 国 1~2 月の 2 ヶ月 ^{*2}
	産卵数	5.58×10 ⁵ 個/個体
寿命	5 ヶ年	

*1: 通常、付着生物の産卵盛期は夏を中心とした幅広い期間であることが多い。今回のモデルによる評価は、産卵数を用いて各技術間の性能比較を行うことが目的であるため、性能差を確認しやすいことが必要である。このためモデルでは産卵期を夏期 (南半球では冬期) の 2 ヶ月間に限定して計算を行った。

*2: 付着生物が仮に北半球だけに生息していれば 1 年経過前に産卵することはないが、たとえば北半球で付着した個体が一定サイズ (ここでは半径 5 mm と仮定) に達し、卵巣も放卵に十分なサイズにまで成長していた場合、南半球で類似種が産卵する季節 (南半球の冬期) に遭遇した際には、水温の上昇等の刺激によって産卵が起きると仮定した。すなわち、産卵までの期間に関しては、移入という人工的な環境によって 1 年よりも短い期間で産卵行為がおきる最悪条件を想定している。

(2) モデル基本式

付着生物に係わらず、海生生物の成長モデルにおいては、発生初期の挙動が重要である。また、自己研磨型防汚塗料の付着防止効果は、①付着幼生の塗装表面への付着を阻害させる忌避効果と、②付着直後十分にセメント質あるいは足糸が発達していない状況下において一定の流速条件下で塗装表面の微小な剥離と共に付着幼生が剥落する効果の 2 つによって生じると考えた。従ってモデルは、自己研磨型防汚塗料による生物幼生付着防止効果を表す式、自己研磨型防汚塗料による航海中の剥落効果を表す式を基本式とし、両者が組み合わさった場合の付着個数を表す式、付着個体の性成熟過程を表す式、性成熟個体からの産卵を表す式から構成される。

これらの基本式は時間関数として表現されているため、式から導かれる付着数は、産卵期間中の停泊時間が異なれば異なり、出渠時期が異なれば時間変化する幼生付着防止効果などに差異が発生するため異なってくる。

ア) 自己研磨型防汚塗料による幼生付着防止効果の設定

モデル上の幼生付着防止効果は、1日あたりに付着する個体数の変化で表す。任意時間における付着防止効果は、防汚塗料塗布時の付着条件で設定した非付着期間の長さとなし、非付着期間終了後経時的に変化する日当たり付着個体数によって決まる。

付着防止効果が3年間継続するとした現状の自己研磨型防汚塗料は、塗布初期に高い防汚成分の溶出が期待できるため、出渠後30日間は初期幼生が付着しないものとした。その後は防汚成分の溶出が一定の速度で低下することや、micro biofoulingが形成されていくことなどにより、付着防止効果が漸減し、出渠後3年(1,095日)経過後に完全に付着防止効果がなくなる設定とした。

防汚塗料の効果が漸減していく30日<d≤1,095日間の幼生付着は以下の式で表される。

$$n=0 \quad (0 \leq d \leq 30) \quad \dots\dots\dots (6.1)$$

$$n = \alpha_1 \times d - y_{30} \quad (30 \leq d \leq 1,095) \quad \dots\dots\dots (6.2)$$

n: 日当たり 10,000mm² 当たり付着個体数 (個)

α₁: 防汚塗料塗布時の付着個体数増加率 [4 個体 / (1,095-30) 日 = 0.0038 個体/日]

y₃₀: 初期 30 日間付着しないための条件値 = 0.114 (y 切片値)

d: 出渠後経過日数 (日)

上記は、付着防止効果が3年間継続するとした現状の防汚塗料の性能に対する設定であるが、防汚塗料の性能が高度化すれば、初期の非付着期間の延長や、防汚効果有効期間の延長とこれに伴う防汚性能劣化速度の低下などの設定が可能となる。

Figure 6.1-2 には、(6.1)、(6.2) 式によって計算した、現状の防汚塗料 (3 年間有効) を塗布した場合の付着防止効果の経時変化を図示した。

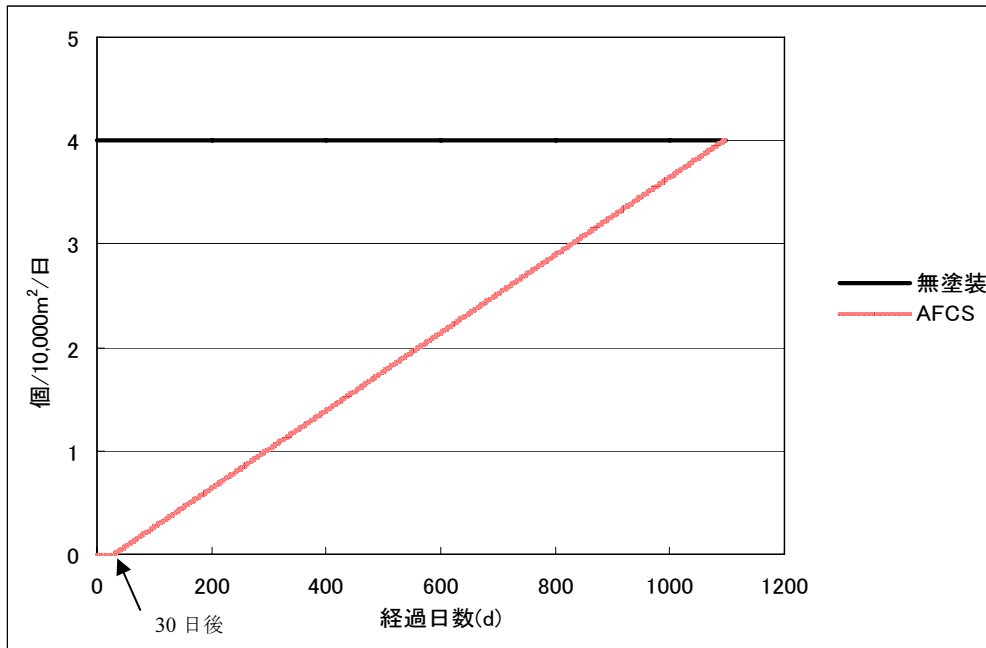


Figure 6.1-2 現状での自己研磨型防汚塗料を塗布した場合の初期幼生付着個数の経時変化

イ) 自己研磨型防汚塗料による航海中の付着生物幼体の剥落効果の設定

防汚効果が3年間有効な現状技術（自己研磨型防汚塗料）における付着初期の幼体剥落効果は、出渠直後には50%（1日における剥落数と付着数の比率）あり、時間経過と共に低下して、3年経過後には無効（0%）になる設定とした。また、剥落は停泊時に付着した個体が遭遇する最初の航海時に起きる設定とし、最初の航海終了後に船体に残存している個体は、セメント質が形成されるため、これ以後は剥落しないとされた。

防汚塗料の効果が漸減していく 30日 < d ≤ 1,095 (3年) 日間の剥離率の時間変化は次の式で表される。

$$f_{rate} = \beta_1 \times d - f_{ins} \quad (30 < d \leq 1,095) \dots\dots\dots (6.3)$$

- f_{rate} : 剥落率=1日における剥落数/付着数
- β_1 : 剥落減少率（初期剥落率 0.5/1,095日 = 0.00046/日）
- f_{ins} : 初期剥落率
- d : 経過日数（日）

Figure 6.1-3 には、(6.3) 式によって計算された剥落率の経時変化を示した。

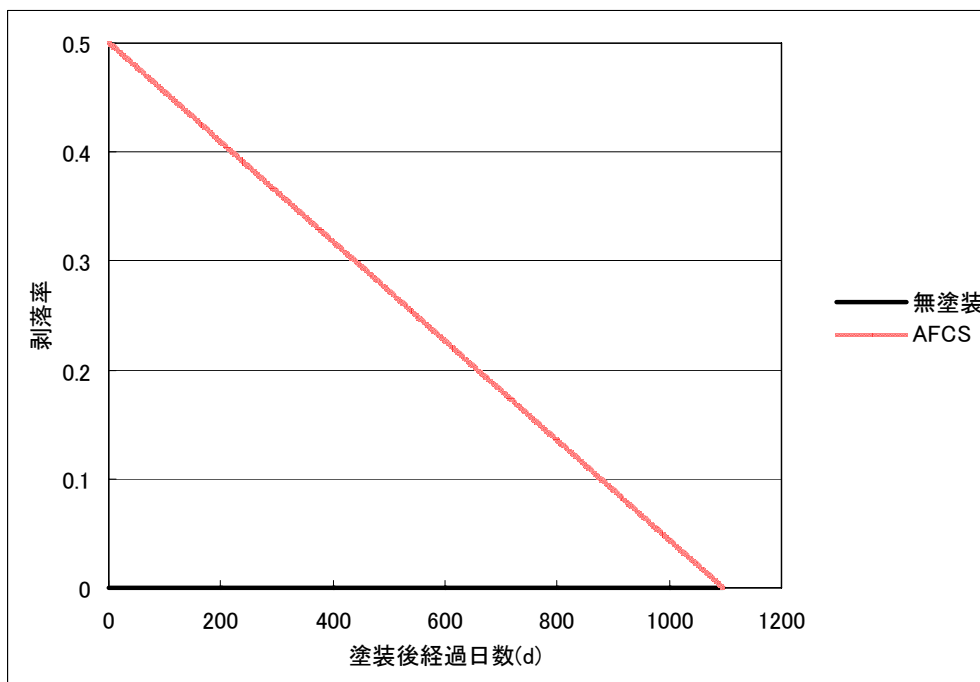


Figure 6.1-3 現状技術での自己研磨型防汚塗料における付着初期幼生体の剥落率の経時変化

ウ) 付着防止効果に剥落効果を加えた時の付着個数の設定

防汚塗料による幼生付着防止効果及び剥落効果が共に漸減している 30 日 $<d \leq 1,095$ 日間の、生物の付着は (6.5) 式で表される。なお、0 日から 30 日間の付着は 0 個/日/10,000 mm²、3 年経過以後は 4 個/日/10,000 mm² で一定である。

$$n_f = 0 \quad (0 \leq d \leq 30) \quad \dots \dots \dots (6.4)$$

$$n_f = n - n \times f_{rate} \quad (30 < d \leq 1,095) \quad \dots \dots \dots (6.5)$$

$$n_f = 4 \quad (1,095 < d) \quad \dots \dots \dots (6.6)$$

n_f : 剥落を考慮した場合の 1 日当たり 10,000 mm² 当たり付着個体数 (個)

f_{rate} : 剥落率

n : 防汚塗料の付着防止影響を受けた当日の付着個体数 (個)

エ) 船体に付着した個体の性成熟の設定

現状技術 (自己研磨型防汚塗料) の付着防止影響、剥落影響の下で船体に付着した幼生から成長し、性成熟した個体数は次の式で表される。

$$n_{matu} = 0 \quad (0 \leq d \leq 200) \quad \dots \dots \dots (6.7)$$

$$n_{matu} = \sum_{d=1}^{d=m} (\alpha_1 \times d - y_{30}) - \sum_{d=m-200}^{d=m} (\alpha_1 \times d - y_{30}) \quad (200 < d \leq 1,095) \dots\dots (6.8)$$

= (幼生として船体に付着し m 日間に成長した全個体数) - (未成熟の個体数)

ただし、 $0 < d \leq 1,095$ の範囲

n_{matu} : 幼生として付着して成長した m 日後における 10,000 mm² 当たり性成熟個体数 (個)

α_1 : 防汚塗料塗布時の付着個体増加率

y_{30} : 初期 30 日間付着しないための条件値 (y 切片値)

d : 付着後経過日数 (日)

定数 200: 卵成熟日数 (日)

オ) 性成熟個体からの産卵の設定

船体付着した個体からの産卵は、性成熟個体の雌 (1/2 性成熟個体) が産卵期に港内及びその周辺に存在する場合に起きる。産卵数は、次の式で表される。

$$s_n = (n_{matu}/2) \times e_n \dots\dots\dots (6.9)$$

$n_{matu}/2$: 性成熟 雌 個体数 (個)

e_n : 性成熟個体 1 個体の産卵数 (個/日)

年間産卵数

$$s_{ny} = (n_{matu}/2) \times e_n \times p \dots\dots\dots (6.10)$$

s_n : 産卵数 (個/日)

s_{ny} : 年間産卵数 (個/日)

$n_{matu}/2$: 性成熟 雌 個体数 (個)

e_n : 性成熟個体 1 個体の産卵数 (個/日)

p : 産卵期間内の寄港日数 ($0 < p \leq 60$)

カ) 付着幼生の付着数、成長速度及び付着面積

付着数と成長速度については、幼生が付着する時期に自己研磨型防汚塗料の影響を受けない自然海域に無塗装鋼板を浸水し、半年後に付着した生物の総面積が 10,000 mm²、すなわち被度が 100%の状態になることを目安として設定した。

設定した条件のように、2 ヶ月間の付着期に 10,000 mm² 当たり 4 個/日で付着し、それらの個体が半径 0.025 mm/日で成長すると、累積面積増加は次式で表される。

性成熟までの間

$$S_l = \sum_{d=1}^{d=200} n\pi [r_i + v_l(d-1)]^2 \quad (1 \leq d \leq 200) \dots\dots\dots (6.11)$$

性成熟後

$$S_2 = S_1 + \sum_{d=200}^{d=1095} n\pi[r_i + v_2(d-1)]^2 \quad (200 < d \leq 1,095) \dots\dots\dots (6.12)$$

- S_1 : 性成熟までの累積付着面積 (mm²)
- S_2 : 性成熟後を含めた累積付着面積 (mm²)
- n : 当日付着個体数 (個)
- r_i : 付着生物初期半径 (mm)
- v_1 : 性成熟までの日成長速度 (mm/日)
- v_2 : 性成熟後の日成長速度 (mm/日)
- d : 発生後経過日数 (日)
- $d = 200$: 性成熟までの日数 (日)
- $d = 1,095$: 次期入渠までの日数 (日)

設定した付着数と成長速度では、Figure 6.1-4 に示すように無塗装鋼板の累積付着面積は、170 日後に 10,000mm² (被度 100%) になる。

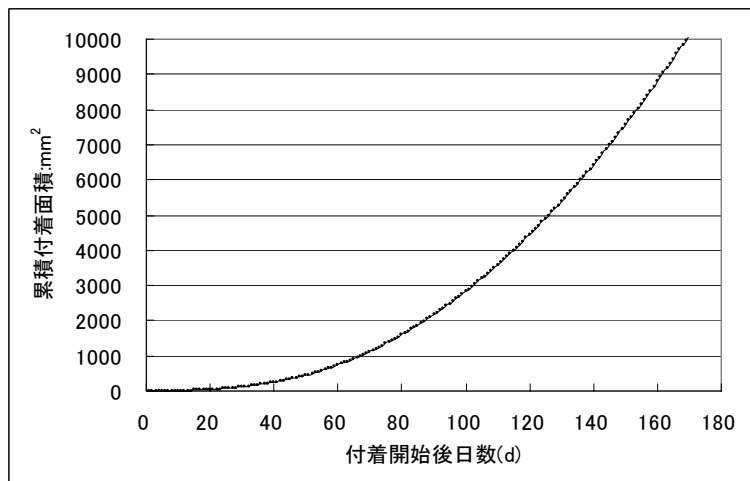


Figure 6.1-4 無塗装鋼板を想定した場合の累積付着面積の経時変化

(3) 生物移入リスク計算ケース

Table 6.1-2 に実施した計算ケースを示す。計算対象とした技術は、現状技術、技術改良、新規技術及び特殊な運航パターン (沖待ち) である。

計算ケースの個別のパラメータ及び計算式については、参考資料-6 に収録した。

Table 6.1-2 計算ケースと計算条件の概要

技術条件及び 運航条件		ケース No.	計算目的	計算条件の概要*1
現状技術		1	3年有効防汚塗料の 効果	防汚塗料（3年間有効、出渠後30日間付着せず）
		1'	海水電解装置検討時に 使用	防汚塗料（3年間有効、出渠後30日間付着せず）剥落率10%に変更
		2	2年有効防汚塗料の 効果	防汚塗料（2年間有効、出渠後30日間付着せず）
		3	1年有効防汚塗料の 効果	防汚塗料（1年間有効、出渠後30日間付着せず）
技術改良 及び 新規技術	防汚塗料	4	防汚塗料高性能化の 効果（1）	防汚塗料（5年間有効、出渠後30日間付着せず）
		5	防汚塗料高性能化の 効果（2）	防汚塗料（5年間有効、出渠後90日間付着せず）
	IWC	6	IWC実施の効果	ケース1+IWC（1年間隔実施）
		7	IWC実施国を限定する 効果	ケース1+IWC（1年間隔実施で一方国で実施）
		8	IWC実施間隔短縮の 効果	ケース1+IWC（0.5年間隔実施）
		9	IWC除去物質を回収する 効果	ケース1+IWC（1年間隔実施、除去物質回収）
	海水電解 装置	10	海水電解装置の効果	ケース1+海水電解装置（剥落率10%、日最大付着幼生数低下）
		11	海水電解装置にIWCを 加えた効果	ケース6+海水電解装置（剥落率10%、日最大付着幼生数低下）
沖待ち		12	沖待ちによる停泊延長の 影響	ケース1+沖待ち（各航海14日間沖待）
		13	沖待ち国と反対国で IWCを実施する影響	ケース6+沖待ち（各航海14日間沖待）

*1: 各計算ケースは、それぞれ計算条件が変化するため、基本式以外の個別の計算条件、計算式等は参考資料-6-1に収録した。また、これらの計算結果も参考資料-6-2に収録した。

6.2 適用技術の生物移入リスク評価

6.2.1 付着防止技術（AFS: Anti-Fouling System）

(1) AFCS（Anti-Fouling Coating System）の評価

ア) 現状で使用されている AFCS の評価

生物の付着防止のために現在船舶の外板に使用されている AFCS 技術としては、自己研磨型防汚塗料の塗布が大半である。

現在の自己研磨型防汚塗料は、設計上 3 年ないしは 5 年間の生物付着防止効果を持つとされている。この期間の長さは、船舶が法定点検のために入渠する間隔 5 年と中間検査の間隔 2.5 年に対応したものと考えられる。我が国ではほとんどの船舶が中間検査の 2.5 年間隔で入渠し、入渠時に付着生物除去のための船体清掃を実施している。船舶が 2.5 年間隔で入渠し船体清掃を実施するということは、この時点で既に船体清掃が必要な程度の生物が付着していることを示している。このことから、現在使用されている自己研磨型防汚塗料は、諸条件の影響を受け、当初設計した規格通りの付着防止性能を発揮できていないことが推察される。この現状をモデルにより推定するため、設計上で 3 年間付着防止性能を維持する現状技術（自己研磨型防汚塗料）と 1 年及び 2 年間で付着防止性能がなくなる自己研磨型防汚塗料との相対比較を行う。

現状で使用される防汚塗料の評価は、3 ヶ年間有効な防汚塗料の性能を基準とし、2 ヶ年間有効な防汚塗料と 1 ヶ年有効な防汚塗料の性能を評価対象として行った。

Table 6.2-1 現状で使用されている防汚塗料の効果の評価内容

評価目的	基準ケース（計算ケース 1）	評価対象ケース（計算ケース 2, 3）
現状防汚塗料の評価	現状技術（自己研磨型防汚塗料: 3 年間付着防止性能を維持する）	低性能防汚塗料（1 年及び 2 年間付着防止性能を維持する）

Figure 6.2-1 には、自己研磨型防汚塗料による産卵数削減効果を模式図で示した。上段が低性能な防汚塗料が塗装されている場合、下段が現状技術（自己研磨型防汚塗料 3 年間有効）を適用した場合である。防汚塗料の付着防止性能は、停泊中の船舶に付着しようとする幼生が防汚塗料に含まれる活性物質に遭遇すると忌避行動を起こすことで発揮されるように設定されている。また、停泊時に付着した個体が遭遇する最初の航海時には、まだ付着力が十分でないため、流圧によって船体から剥落する効果も持つと設定されている。なお、最初の航海終了後に残存している個体は、セメント質が形成されるため、以後は剥落しない設定とする。

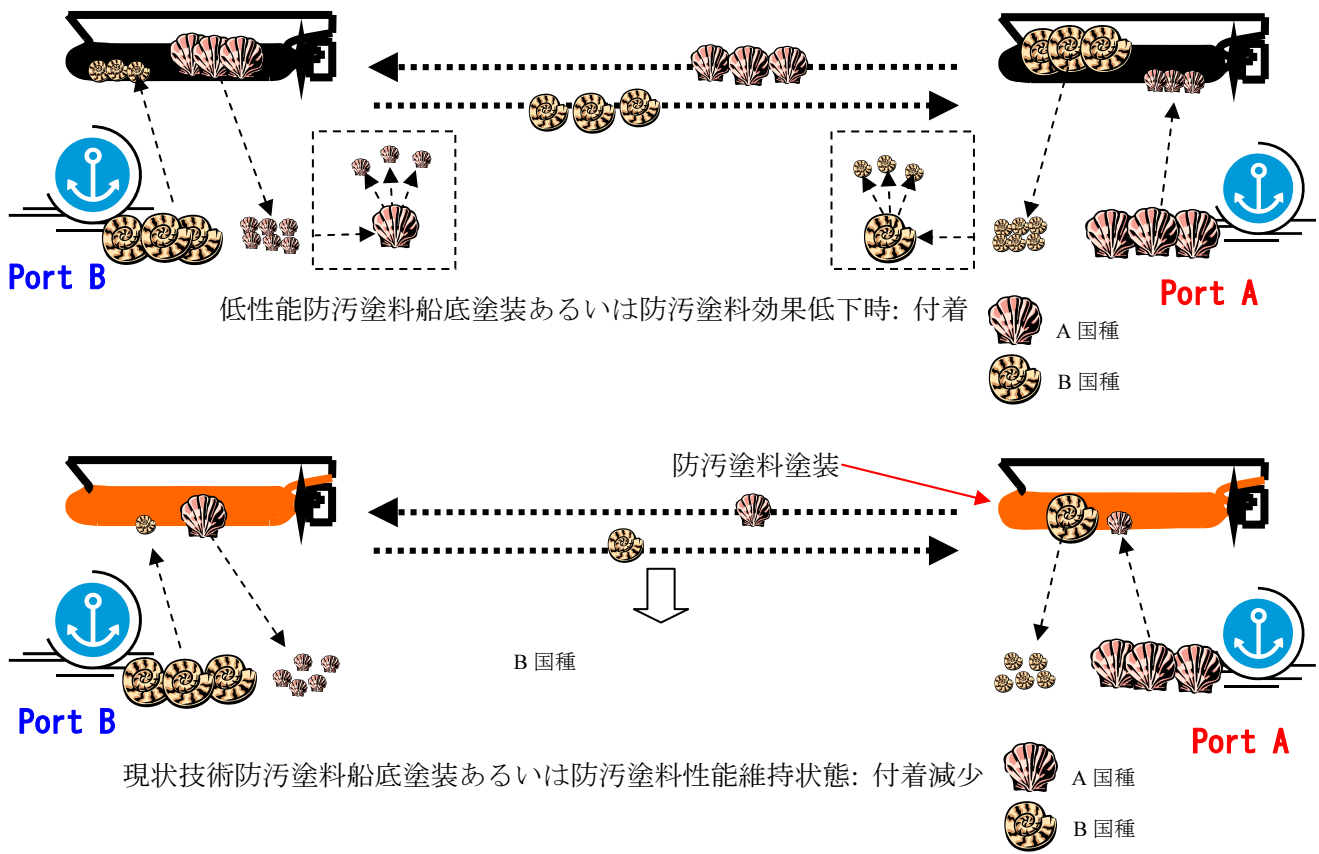


Figure 6.2-1 防汚塗料の効果による産卵数削減の模式図

設計上3年間付着防止性能を維持する現状技術（自己研磨型防汚塗料）及び1年及び2年の間に付着防止性能が失われる自己研磨型防汚塗料が塗布された船舶外板に付着し、産卵する年間延べ性成熟個体数を Table 6.2-2 に示した。これらの性成熟個体から産卵される年間の累積産卵数を Table 6.2-3 に示した。基準ケースの累積産卵数を1とした場合の評価対象ケースの累積産卵数の比を Table 6.2-4 に示した。累積産卵数で表示している値は、出渠してから再入渠までの3ヶ年の計算値である。なお、今回の基本モデルの設定ではA国で付着する個体とB国で付着する個体は同数となるため、A国で付着した個体のB国での累積産卵数とB国で付着した個体のA国での累積産卵数は同数となる。

累積産卵数は、現状技術（自己研磨型防汚塗料: 3ヶ年有効）では、出渠後1年間で 10^3 個/ $10,000 \text{ mm}^2$ 、出渠後2年間で 10^4 個/ $10,000 \text{ mm}^2$ 、出渠後3年間で 10^5 個/ $10,000 \text{ mm}^2$ のオーダーであった。

一方、低性能自己研磨型防汚塗料（1~2ヶ年有効）の累積産卵数は、現状の自己研磨型防汚塗料（3ヶ年有効）に比べて約1.5倍から2.5倍多くなった。また、自己研磨型防汚塗料の付着防止性能1年、2年、3年の計算結果の平均値は、出渠後1年で 2×10^3 個/ $10,000 \text{ mm}^2$ 、出渠後2年で 8×10^4 個/ $10,000 \text{ mm}^2$ 、出渠後3年で 4×10^5 個/ $10,000 \text{ mm}^2$ となった。

防汚塗料の有効期間が1年の場合の dose（3ヶ年累積産卵数）は、基準ケースの243%、防汚塗料の有効期間2年の場合の dose は150%、防汚塗料の有効期間1~3年の船舶が均等に混在すると仮定した場合の dose は164%となった。

つまり、現在使用されている防汚塗料にも生物移入リスクに差があることが明らかになった。現在は低性能防汚塗料を塗布した船舶も運航しているが、それらの船舶が現存する高性能防汚塗料を塗布すれば現状よりも生物移入リスクは低減すると考えることができる。

Table 6.2-2 現状技術（自己研磨型防汚塗料）及び低性能防汚塗料の船体外板に付着し、
産卵する年間延べ成熟個体数*1

単位: 個体/10,000 mm²/年

区間	基準ケース（ケース1） 現状技術（自己研磨型防汚塗料: 3年間付着防止性能を維持）	低性能防汚塗料（ケース2,3）		平均 （付着防止性能維持期間1-3年）
		2年間付着防止性能を維持する防汚塗料（ケース2）	1年間付着防止性能を維持する防汚塗料（ケース3）	
0-1年	0.3	0.5	1.1	0.6
1-2年	9.4	14.2	27.3	17.0
2-3年	50.3	75.3	117.6	81.1

A国及びB国での成熟個体数は同数

*1: 1年間、単位面積当たりの延べ個体数

Table 6.2-3 現状技術（自己研磨型防汚塗料）及び低性能防汚塗料の船体外板に付着する
成熟個体からの累積産卵数

単位: 産卵数/10,000 mm²

出渠後経過年数	基準ケース（ケース1） 現状技術（自己研磨型防汚塗料: 3年間付着防止性能を維持）	低性能防汚塗料（ケース2,3）		平均 （付着防止性能維持期間1-3年）
		2年間付着防止性能を維持する防汚塗料（ケース2）	1年間付着防止性能を維持する防汚塗料（ケース3）	
1年	1.56×10^3	2.37×10^3	4.94×10^3	2.95×10^3
2年	4.51×10^4	6.86×10^4	1.32×10^4	8.18×10^4
3年	2.79×10^5	4.18×10^5	6.78×10^5	4.59×10^5

A国及びB国での累積産卵数は同数

Table 6.2-4 基準ケースの累積産卵数に対する評価対象ケース（低性能防汚塗料）の
累積産卵数比

出渠後経過年数	基準ケース（ケース1） 現状技術（自己研磨型防汚塗料: 3年間付着防止性能を維持）	低性能防汚塗料（ケース2,3）		平均 （付着防止性能維持期間1-3年）
		2年間付着防止性能を維持する防汚塗料（ケース2）	1年間付着防止性能を維持する防汚塗料（ケース3）	
1年	1	1.52	3.18	1.90
2年	1	1.52	2.92	1.81
3年	1	1.50	2.43	1.64

イ) 性能向上防汚塗料の評価

性能向上防汚塗料は、現状技術（自己研磨型防汚塗料）の付着防止性能が3年間維持されるように設計されているのに対し、これを5年間維持するように設定したケースである。なお、このケースはさらに2パターンに細分され、一方は出渠直後の幼生付着が起きない期間が30日間、他方は90日間に設定されたケースである。比較計算の基準ケースは現状技術（3年有効自己研磨型防汚塗料）とした（Table 6.2-5）。Figure 6.2-2には、性能向上防汚塗料の産卵数削減効果の模式図を示す。

Table 6.2-5 性能向上防汚塗料による産卵数削減効果の評価内容

評価目的	基準ケース（計算ケース 1）	評価対象ケース（計算ケース 4, 5）
性能向上防汚塗料の効果	現状技術（自己研磨型防汚塗料: 3年間有効）	(1) 性能向上防汚塗料（5年間付着防止性能を維持する防汚塗料で出渠後30日間付着せず）（計算ケース4）
		(2) 性能向上防汚塗料（5年間付着防止性能を維持する防汚塗料で出渠後90日間付着せず）（計算ケース5）

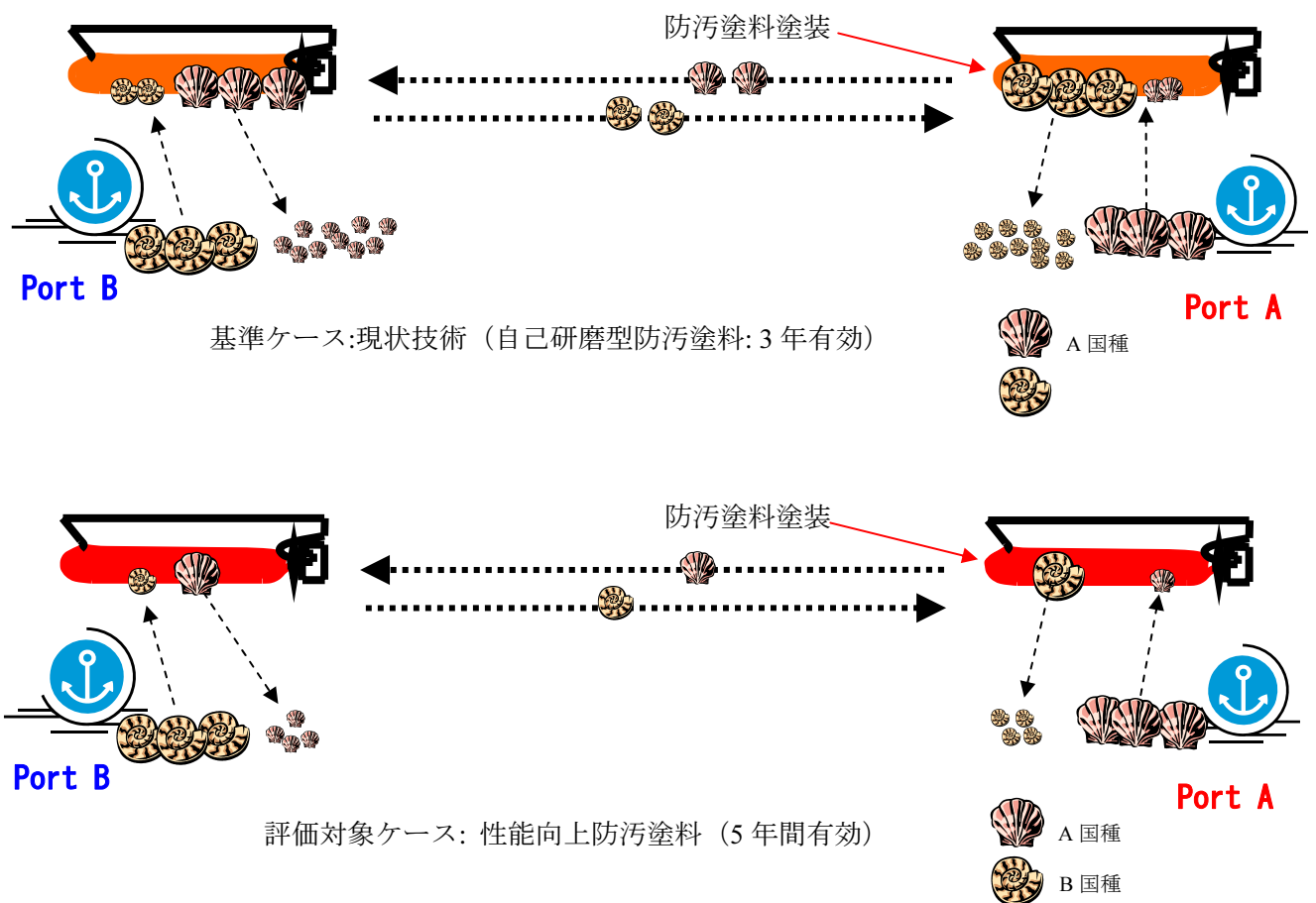


Figure 6.2-2 性能向上防汚塗料による産卵数削減効果の模式図

Table 6.2-6 には、船舶外板に付着し、産卵する年間延べ性成熟個体数を示した。Table 6.2-7 には、性成熟個体から産卵される年間の累積産卵数を示した。Table 6.2-8 には、基準ケースの累積産卵数を 1 とした場合の評価対象ケースの累積産卵数の比を示した。表示している値は、出渠してから再入渠までの 3 ヶ年の計算値である。

性能向上した自己研磨型防汚塗料の場合、累積産卵数は、出渠後 1 年間で 10^2 個/10,000 mm²（出渠後 30 日間付着せず）と 10^1 個/10,000 mm²（出渠後 90 日間付着せず）、出渠後 2 年間で両者とも 10^3 個/10,000

mm²、出渠後3年間で10⁴個/10,000 mm²のオーダーであった。

性能向上した自己研磨型防汚塗料の dose (3年累積産卵数) は、当初30日付着が起きない設定の場合で、基準ケースの20.7%、当初90日付着が起きない設定の場合で、18.3%となり、現状の自己研磨型防汚塗料に比べて、5倍程度の付着防止効果を発揮する結果となった。船体付着生物による累積産卵数の削減には、自己研磨型防汚塗料の性能向上が果たす役割が大きいことを示唆する結果であった。つまり、防汚塗料の性能を向上させることが生物移入リスク低減に対してとても有効であることが示唆された。当初30日付着が起きない設定と当初90日付着が起きない設定の産卵数を比較した。1年後には30日付着が起きない設定では、90日付着が起きない設定よりも産卵数は3倍大きくなったが、3年後には両設定の産卵数に明瞭な違いは認められなかった。

つまり、防汚塗料による生物移入リスク低減の効果は初期における性能向上より、1年経過後あるいは2年経過後の性能維持が重要なポイントであることを示している。このような目的意識に沿った形で塗料の性能評価も行われるべきである。たとえば、人工的に経年劣化を施した塗装表面を用いた浸水試験などが考えられる。

Table 6.2-6 現状技術の防汚塗料及び性能向上防汚塗料の船体外板に付着し、産卵する年間延べ性成熟個体数^{*1}

単位: 個体/10,000 mm²

区間	基準ケース (計算ケース1)	性能向上防汚塗料 (計算ケース4,5)	
	基準ケース 現状技術 (自己研磨 型防汚塗料: 3年間性 能を維持)	性能向上防汚塗料-1 (付着防止性能5年間維 持、出渠初期の30日間 の幼生付着無し) (計算ケース4)	性能向上防汚塗料-2 (付着防止性能5年間維 持、出渠初期の90日間 の幼生付着無し) (計算ケース5)
0-1年	0.3	0.0	0.0
1-2年	9.4	1.5	1.2
2-3年	50.3	10.9	9.8

A国及びB国での性成熟個体数は同数

*1: 1年間、単位面積当たりの延べ個体数

Table 6.2-7 現状技術の防汚塗料及び性能向上防汚塗料の船体外板に付着する性成熟個体からの累積産卵数

単位: 産卵数/10,000 mm²

出渠後 年数	基準ケース (計算ケース1)	性能向上防汚塗料 (計算ケース4,5)	
	基準ケース 現状技術 (自己研磨型防 汚塗料: 3年間性能を維 持)	性能向上防汚塗料-1 (付着防止性能5年間維 持、出渠初期の30日間 の幼生付着無し) (計算ケース4)	性能向上防汚塗料-2 (付着防止性能5年間 維持、出渠初期の90日 間の幼生付着無し) (計算ケース5)
1年	1.56×10^3	100	29.0
2年	4.51×10^4	6.85×10^3	5.60×10^3
3年	2.79×10^5	5.78×10^4	5.11×10^4

A国及びB国での累積産卵数は同数

Table 6.2-8 基準ケースの累積産卵数に対する評価対象ケース(性能向上防汚塗料)の累積卵数の比

出渠後 年数	基準ケース (計算ケース 1)	性能向上防汚塗料 (計算ケース 4, 5)	
	基準ケース 現状技術(自己研磨型防 汚塗料: 3年間性能を維 持)	性能向上防汚塗料-1 (付着防止性能 5年間維 持、出渠初期の 30日間の 幼生付着無し) (計算ケース 4)	性能向上防汚塗料-2 (付着防止性能 5年間維 持、出渠初期の 90日間の 幼生付着無し) (計算ケース 5)
1年	1	0.064	0.019
2年	1	0.152	0.124
3年	1	0.207	0.183

(2) MGPS (Marine Growth Prevention Systems) の評価

船体外板以外の部位に対して適用される MGPS の中で、付着防止技術として主要な装置・技術である海水電解装置は、現在では主に内部配管用技術として使用されている。この技術をシーチェストに適用拡大した場合の効果を検討した。

ア) 現状の海水電解装置の評価

現在海水電解装置は、生物付着が顕著なシーチェストではなく内部配管用技術として利用されている。このため、シーチェストに適用した実態はないが、内部配管に適用されている現状からは次のようなことが言える。

3.3.1 (2) に示したように、今回の調査では海水電解装置の付着防止性能に関する定量的なデータは確認できなかった。現状の海水電解装置のシステムスペック上、注入時の残留塩素濃度は 0.3 mg/L で、残留塩素の海生生物に対する急性毒性値と同じレベルである。ただし、排出濃度が設計上では 0.02~0.05 mg/L と低濃度に設定されている点と暴露時間が短い点から、生物に対する作用は一時的な付着機能の阻害程度と考えられる。

イ) 将来における改良後の海水電解装置の評価

海水電解装置単独での効果と海水電解装置を作動させ IWC を実施した複合効果について検討した。

i) 海水電解装置単独の効果

シーチェストに海水電解装置を適用しない場合を基準ケースとし、海水電解装置を適用した場合と比較した。ただしこの計算では、基準ケース、評価対象ケースとも、シーチェストの流れが緩やかなことを考慮して、初期の剥落率を 10%に下げた設定とした (Table 6.2-9)。

Table 6.2-9 将来の海水電解装置による産卵数削減効果の評価内容

評価目的	基準ケース (計算ケース 1')	評価対象ケース (計算ケース 10)
海水電解装置の 効果	現状技術(防汚塗料 3年間有効)を適用し、流れが緩やかなことを考慮して初期の剥落率を 10%に低下させたケース	同左の防汚塗料に加え海水電解装置を適用

Table 6.2-10 には、シーチェストに付着し、産卵する年間延べ性成熟個体数を示した。また、Table 6.2-11 には性成熟個体から産卵される年間の累積産卵数を示した。Table 6.2-12 には基準ケースの累積産卵数に対する評価対象ケースの累積産卵数の比を示した。表示している値は、出渠してから再入渠までの3ヶ年の計算値である。なお、今回の基本モデルでの設定ではA国で付着する個体とB国で付着する個体は同数となるため、A国付着した個体のB国での累積産卵数とB国で付着した個体のA国での累積産卵数は同数となる。

現状技術（3ヶ年有効な自己研磨型防汚塗料）における累積産卵数は、出渠後1年間で 10^3 個/10,000 mm^2 、出渠後2年間で 10^4 個/10,000 mm^2 、出渠後3年間で 10^5 個/10,000 mm^2 のオーダーであった。一方、海水電解装置を適用した場合のdose（3年累積産卵数）は、現状技術（3ヶ年有効な自己研磨型防汚塗料）単独のケースに比べて94.6%にしか低下しない。

この理由は、設定したパラメータにあると考えられる。現状技術（3ヶ年有効な自己研磨型防汚塗料）の設定は、出渠後30日間卵が付着せず、その後3年間で最大日付着個体数4個体/日/10,000 mm^2 に漸増する設定である。これに対し、海水電解装置適用時の設定は、海水電解装置から供給される塩化化合物の効果により、最大日付着数が現状技術（3ヶ年有効な自己研磨型防汚塗料）の50%となるような設定である。この設定は、日付着数が2個体/日/10,000 mm^2 （現状技術の50%）に達する出渠後600日弱までは現状防汚塗料の付着防止効果が優先する状態を作る。従って、出渠後約2年間は、ほとんど海水電解装置の効果がない結果となった。

この予測結果を考えると、生物付着が激しいシーチェストに海水電解装置を適用する場合には、防汚塗料の付着防止効果を補助する程度の塩化化合物濃度の注入では不完全で、注入濃度自体をたとえば化学的環境リスクの観点から許容できる最大濃度付近の3mg/L程度に高めるなどの対応が必要であると考えられる。しかし、わずかであるものの、今回の計算で海水電解装置に累積産卵数を少なくする効果が見られたことは、現在の所、有効な方策が見いだせていないシーチェストの付着防止対策として利用できる将来性を示すものであると考えられる。海水電解装置をシーチェストに適用する場合には、塩化化合物の適切な注入濃度に加え、シーチェストの壁面全体に行き渡る注入技術、連続注入や停泊時に間欠注入する技術などの技術開発が必要である。技術開発が進めば、最も生物が付着しやすい部位から発生する産卵数を削減させる有効な技術になる可能性がある。

Table 6.2-10 剥落率が低下した防汚塗料 *1 及び剥落率が低下した防汚塗料+海水電解装置適用時にシーチェストに付着し、産卵する年間延べ性成熟個体数 *2

単位: 個体/10,000 mm^2 /年

区間	基準ケース（計算ケース1'） （剥落率が低下した防汚塗料）	左記に加えて海水電解装置を適用 （計算ケース10）
0-1年	0.6	0.6
1-2年	13.6	13.6
2-3年	65.9	61.6

A国及びB国での性成熟個体数は同数

*1: 現状技術（自己研磨型防汚塗料）をシーチェストに適用、シーチェストは流れが緩やかなため、出渠直後の剥落率を50%から10%に下げて、3年間で除去に低下するように設定した防汚塗料

*2: 1年間、単位面積当たりの延べ個体数

Table 6.2-11 剥落率が低下した防汚塗料*1 及び剥落率が低下した防汚塗料+海水電解装置を使用時にシーチェストに付着する性成熟個体からの累積産卵数

単位: 産卵数/10,000 mm²

出渠後経過年数	基準ケース (計算ケース 1') (剥落率が低下した防汚塗料)	左記に加えて海水電解装置を適用 (計算ケース 10)
1年	2.57×10^3	2.57×10^3
2年	6.57×10^4	6.57×10^4
3年	3.72×10^5	3.52×10^5

A 国及び B 国での累積産卵数は同数

*1: 現状技術 (自己研磨型防汚塗料) をシーチェストに適用、シーチェストは流れが緩やかなため、出渠直後の剥落率を 50%から 10%に下げて、3 年間で除去に低下するように設定した防汚塗料

Table 6.2-12 基準ケースの累積産卵数に対する評価対象ケース(防汚塗料+海水電解装置作動)の累積産卵数の比

出渠後経過年数	基準ケース: 剥落率が低下した防汚塗料 (計算ケース 1')	左記に加えて海水電解装置を適用 (計算ケース 10)
1年	1	1
2年	1	1
3年	1	0.946

ii) 海水電解装置と IWC の組み合わせによる効果

シーチェストに海水電解装置を適用した上で除去物質の回収をしない IWC を実施する場合の効果を検討した。基準ケースは、シーチェストに海水電解装置を適用しない場合である。

Table 6.2-13 海水電解装置と IWC の組み合わせによる産卵数削減効果の評価内容

評価目的	基準ケース (計算ケース 1')	評価対象ケース (計算ケース 11)
海水電解装置と IWC の組み合わせの効果	現状技術 (防汚塗料 3 年間有効) を適用し、流れが緩やかなことを考慮して初期の剥落率が 10%に設定	左記の防汚塗料に海水電解装置を作動し、かつ IWC 実施 (除去物資の回収無し)

Table 6.2-14 にはシーチェスト部に付着し、産卵する年間延べ性成熟個体数を示した。Table 6.2-15 には性成熟個体から産卵される年間の累積産卵数を示した。Table 6.2-16 には基準ケースの累積産卵数に対する評価対象ケースの累積産卵数の比を示した。表示している値は、出渠してから再入渠までの 3 カ年の計算値である。なお、ここでのモデルでの設定では A 国で付着する個体と B 国で付着する個体は同数となるため、A 国で付着した個体の B 国での累積産卵数と B 国で付着した個体の A 国での累積産卵数は同数である。

累積産卵数は、IWC 実施後の船体付着個体からの産卵及び IWC 実施時に海域に飛散した個体からの産卵の合計で、出渠後 1 年間で 10^3 個/10,000 mm²、出渠後 2 年間で 10^4 個/10,000 mm²、出渠後 3 年間は 10^5 個/10,000 mm² のオーダーであった。海水電解装置と IWC の組み合わせ技術の dose (3 年累積

産卵数) は、基準ケースの 91%で、海水電解装置だけの場合の 94.6%とあまり変化がなかった。ただし、評価対象ケースの IWC 実施後の船体付着由来と IWC 実施時に海域に飛散した個体由来の数には差があり、それぞれ基準ケースの 13.7%、77.3%であった。これは IWC 実施時に除去物質回収をしない場合の評価である。従って IWC 実施時に海域に飛散した個体由来の産卵数の割合 77.3%は、除去物質の回収により低減が可能性である。IWC はシーチェストに適用する複合技術のうちの 1 技術として有効と考えられる。

Table 6.2-14 剥落率が低下した防汚塗料 *1 だけのケースと、剥落率が低下した防汚塗料に加えて海水電解装置を適用してさらに IWC を実施したそれぞれのケースにおけるシーチェストに付着し、産卵する年間延べ性成熟個体数 *2

単位: 個体/10,000mm²/年

区間	基準ケース: 剥落率が低下した防汚塗料 (計算ケース 1')	剥落低下性能防汚塗料に加えて海水電解装置を適用し IWC* ³ を実施 (計算ケース 11)	
		IWC 実施後に船体に付着し性成熟する年間延べ個体数	IWC 時海域に飛散した性成熟個体及び飛散後に性成熟した個体数 (網による回収せず)
0-1 年	0.6	0.3	0.0
1-2 年	13.6	4.2	3.4
2-3 年	65.9	6.4	58.5

A 国及び B 国での性成熟個体数は同数

*1: 現状技術 (自己研磨型防汚塗料) をシーチェストに適用、シーチェストは流れが緩やかなため、出渠直後の剥落率を 50%から 10%に下げて、3 年間で除去に低下するように設定した防汚塗料

*2: 1 年間、単位面積当たりの延べ個体数

*3: 1 年間隔で、出渠後毎 1 年経過直前の入港国で IWC を実施

Table 6.2-15 剥落率が低下した防汚塗料 *1 だけのケースと、剥落率が低下した防汚塗料に加えて海水電解装置を適用してさらに IWC を実施したそれぞれのケースにおけるシーチェストに付着し、産卵する年間延べ性成熟個体からの累積産卵数

単位: 産卵数/10,000 mm²

出渠後経過年数	基準ケース: 剥落率が低下した防汚塗料 (計算ケース 1')	剥落率が低下した防汚塗料に加えて海水電解装置を適用し IWC を実施 (計算ケース 11)		
		(a) IWC 実施後の船体付着個体からの産卵	(b) IWC 時海域に飛散した個体からの産卵 (網回収せず)	合計 (a) + (b)
1 年	2.57×10^3	1.56×10^3	0.0	1.56×10^3
2 年	6.57×10^4	2.13×10^4	1.60×10^4	3.73×10^4
3 年	3.72×10^5	5.11×10^4	2.88×10^5	3.39×10^5

A 国及び B 国での累積産卵数は同数

*1: 現状技術 (自己研磨型防汚塗料) をシーチェストに適用、シーチェストは流れが緩やかなため、出渠直後の剥落率を 50%から 10%に下げて、3 年間で除去に低下するように設定した防汚塗料

**Table 6.2-16 基準ケースの累積産卵数に対する評価対象ケース
(防汚塗料+海水電解装置+IWC)の累積産卵数の比**

出渠後経過 年数	基準ケース: 剥 落率が低下した 防汚塗料 (計算ケース 1')	剥落率が低下した防汚塗料に加えて 海水電解装置を適用し IWC を実施 (計算ケース 11)		
		(a) IWC 実施後 の船体付着個体 からの産卵	(b) IWC 時海域に 飛散した個体から の産卵 (網回収せ ず)	合計 (a) + (b)
1 年	1	0.604	0	0.604
2 年	1	0.324	0.244	0.568
3 年	1	0.137	0.773	0.910

6.2.2 付着生物除去技術

付着生物除去技術として IWC を取り上げる。はじめに現状の IWC の行われ方をまとめ、次いで将来の IWC の効果計算の結果を述べる。

(1) 現状の IWC (In-water cleaning) 評価

現在の IWC 技術は、船体外板に生物が付着することで増加する海水との摩擦抵抗を軽減し、燃料消費が増加することを防止するために利用されているケースがほとんどである (4.3.1 参照)。

従って、現在の IWC は燃料効率を高めるために船舶に固着している生物を完全に除去することを目指している。2010 年 3 月に行った IWC の実態調査では、船舶の生物汚損が激しかったため、かしめブラシ(ワイヤーを束ねたブラシ)による除去が実施され、船体面への生物付着はほとんど除去された。しかし、同時に塗膜も剥がされる結果となり、ワイヤーブラシ(かしめブラシ含む)を使用する場合には、防汚塗料へのダメージも大きいことが示されている。

現状で船舶が IWC を実施する場合、一般的には、実施場所の多く(約 90%)ではソフトなナイロンブラシが使用され、固着生物が付着しやすい場所(約 10%)でのみワイヤー性のブラシが使用されていると考えられる(4.3.1 参照)。

IWC により剥離した除去物質は、ほとんどの場合、回収処理しないため、そのまま海域に移行(飛散)しているのが実情である。除去物質を網で回収して陸揚げし、その後、産業廃棄物として処理するケースは極めてまれである(4.3.1 参照)。

(2) 将来における改良後の IWC 評価

付着生物管理が仮に条約化された場合、すべての国が IWC を実施するようになる可能性がある。この場合、将来における IWC は、船体外板に生物が付着することによる燃料消費の増加防止に加え、船体に付着する生物の移入リスクを軽減する手段として利用される。このため、IWC による生物移入リスクの低減効果を評価する。IWC による生物移入リスクの低減効果は、実施の有無、実施国、実施間隔、除去物質の回収の有無、回収サイズの別による産卵数の違いを計算して評価する。

なお、IWC を実施すると、2つの産卵経路が発生する。第1の経路は、IWC 実施によって海域に飛散し海底で生残する性成熟個体からの産卵と未成熟段階で海底に着底しその後性成熟して産卵する経路である。この経路によって起きる産卵は、海底で生息する個体の寿命がつきるまで全産卵期間にわたって継続するため、大きな産卵量となる。この IWC によって発生する産卵経路が、一部の国が IWC に否定的な考えを持つ要因の一つであると考えられる。

第2の経路は、IWC実施後に新たに船体に付着し、その後性成熟に至った個体が、他国で産卵期を迎え船体に付着した状態で産卵する経路である。

IWCの実施により発生する産卵量は、これら2つの経路により発生した産卵数の合計とする。

ア) IWC実施の有無による産卵数の違いの評価

IWC実施による産卵数の削減効果を、

Figure 6.2-3の模式図に示す。IWCを実施しない場合には、船体に付着している性成熟個体が寄港地の港湾で産卵する可能性があるが、IWCを実施した場合は、生物が新たに付着して性成熟個体に成長するまでは産卵機会がない。IWC実施の効果は、現状技術（3年有効な自己研磨型防汚塗料を用いてIWCは実施せず）で計算される累積産卵数と、1年間隔でIWCを実施するケースから計算される累積産卵数を比較して評価した。また、IWC実施ケースは、IWC実施で発生する除去物質の回収は行わず、除去物質に含まれる生物個体は、全て海域に飛散する設定とした。

Table 6.2-17 IWC実施の有無による産卵数の違いの評価内容

評価目的	基準ケース（計算ケース1）	評価対象ケース（計算ケース6）
IWC実施の効果	現状技術（自己研磨型防汚塗料:3年の効果を持つ防汚塗料）	現状技術（自己研磨型防汚塗料）が塗布された外板に1年間隔でIWCを実施（除去物質の回収は無し）

Table 6.2-18には、外板に付着し、産卵する年間延べ性成熟個体数とIWC実施後に新たに付着し、産卵する年間延べ性成熟個体数及びIWCの実施で海域に飛散した後生残し性成熟する個体数を示した。また、Table 6.2-19には、性成熟個体から産卵される年間の累積産卵数を示した。Table 6.2-20には基準ケースの累積産卵数に対する評価対象ケースの累積産卵数の比を示した。表示している値は、出渠してから再入渠までの3ヶ年の計算値である。なお、今回の基本モデルの設定では、A国で付着する個体とB国で付着する個体は同数となるため、A国で付着した個体のB国での累積産卵数とB国で付着した個体のA国での累積産卵数は同数である。

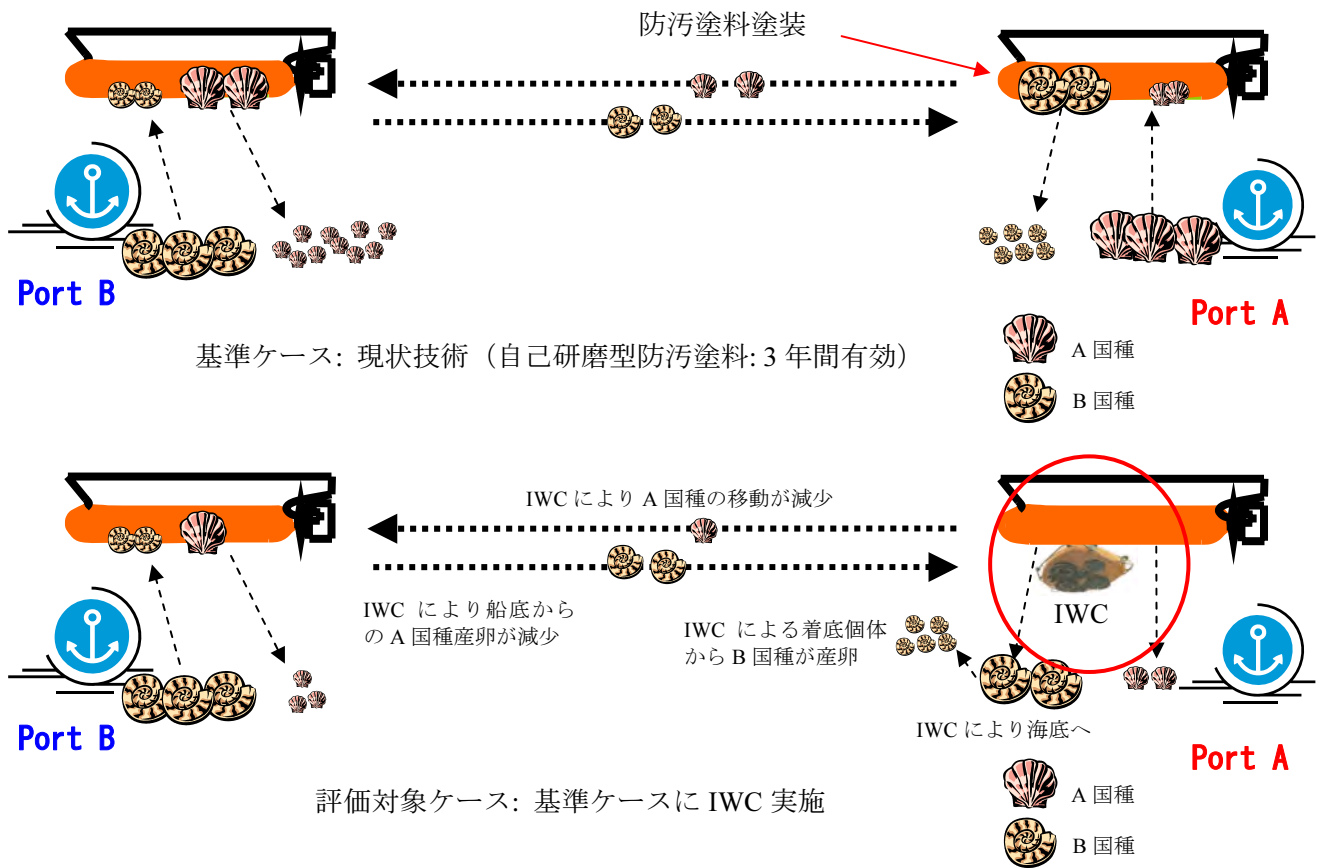


Figure 6.2-3 IWCによる産卵数削減効果の模式図

IWC実施後に船体に付着した個体を起源とする産卵及びIWCで海域に飛散した個体を起源とする産卵を合計した累積産卵数は、出渠後1年で 10^3 個/10,000 mm^2 、出渠後2年で 10^4 個/10,000 mm^2 、出渠後3年で 10^5 個/10,000 mm^2 のオーダーであった。IWC実施時のdose(3年累積産卵数)は、基準ケースであるIWCを実施しない現状技術(自己研磨型防汚塗料)の95.3%であった。

防汚塗料がカタログ上の性能を実海域において十分に発揮していない現状では、IWCを実施することによる生物移入リスクの上乗せはそれほど大きくないという計算結果になった。すなわちIWCを直ちに禁止する必要性がないことを示している。ただし将来において防汚塗料が実海域において長期にわたり性能を十分に担保できるようになった場合、IWCによる生物移入リスクの上乗せ分は無視できず、IWCについては除去物質を回収するなどの何らかの産卵機会を奪う対策と同時に実施することが必要になると思われる。

なお、95.3%の内訳は、IWC実施後の船体付着生物を起源とする産卵が22.8%、除去物質を回収しないため海域に飛散した生物を起源とする産卵が72.4%であった。この結果は、IWC実施時に除去物質を回収すれば生物移入リスクが大きく低下することを示唆している。

Table 6.2-18 現状技術（自己研磨型防汚塗料）及びIWC^{*1}実施後に船体付着した年間延べ性成熟個体数^{*2}とIWCによって海域に飛散した後、生残性成熟する個体数

単位: 個体/10,000 mm²/年

区間	基準ケース (計算ケース 1)	IWC 実施 (計算ケース 6)	
	現状技術 (自己研磨型防汚塗料: 3 年間有効)	IWC 実施後に船体に付着し性成熟した個体数	IWC 実施時に海域に飛散した後、生存して性成熟した個体数 (網による回収せず)
0-1 年	0.3	0.3	0.0
1-2 年	9.4	4.2	2.1
2-3 年	50.3	9.1	41.4

A 国及び B 国での性成熟個体数は同数

*1: 1 年間隔で、出渠後ごと 1 年経過直前の入港国で IWC を実施

*2: 1 年間、単位面積当たりの延べ個体数

Table 6.2-19 現状技術（自己研磨型防汚塗料）時の性成熟個体からの累積産卵数と IWC^{*1}実施後に船体付着した性成熟個体及び IWC によって海域に飛散した後、生存して性成熟する個体からの累積産卵数

単位: 産卵数/10,000 mm²

出渠後経過年数	基準ケース (計算ケース 1)	IWC 実施 ^{*1} (計算ケース 6)		
	現状技術 (自己研磨型防汚塗料: 3 年間有効)	(a) IWC 実施後に船体に付着し性成熟した個体からの産卵数	(b) IWC 実施時に海域に飛散した後、生存して性成熟した個体からの産卵数 (網による回収せず)	合計 (a) + (b)
1 年	1.56×10^3	1.56×10^3	0.0	1.56×10^3
2 年	4.51×10^4	2.13×10^4	9.79×10^3	3.11×10^4
3 年	2.78×10^5	6.37×10^4	2.02×10^5	2.66×10^5

A 国及び B 国での累積産卵数は同数

*1: 1 年間隔で、出渠後毎 1 年経過直前の入港国で IWC を実施

Table 6.2-20 基準ケースの累積産卵数に対する評価対象ケース (IWC 実施) の累積産卵数の比

出渠後経過年数	基準ケース (計算ケース 1)	IWC 実施 (計算ケース 6)		
	現状技術 (自己研磨型防汚塗料) (3 年間付着防止を維持)	(a) IWC 実施後に船体に付着し性成熟した個体からの産卵数	(b) IWC 実施時に海域に飛散した後、生存して性成熟した個体からの産卵数 (網による回収せず)	合計 (a) + (b)
1 年	1	1	0	1
2 年	1	0.473	0.217	0.690
3 年	1	0.228	0.724	0.953

イ) IWC 実施国の違いによる産卵数の違いの評価

IWC は、設定した 2ヶ国の港湾の両方で決められたルール（1年あるいは半年経過直前に入港する国の港湾で行う）に従って実施することが基本である。しかし現実には IWC を禁止している国もあることを念頭に置き、IWC を一方の国（今回は北半球の A 国）でのみ実施した場合の評価を行う。

基準ケースは、2ヶ国で IWC 実施した場合とし、1ヶ国だけで実施した場合を評価対象とする。このケースでは IWC で発生する除去物質の回収は行わずに、除去物質に含まれる生物個体は、全て海域に飛散する設定とする。なお、両ケース共に塗料は現状技術（自己研磨型防汚塗料: 3年間有効）を設定している。検討ケースの模式図を Figure 6.2-4 に示す。

Table 6.2-21 IWC 実施国の違いによる産卵数の違いの評価内容

評価目的	基準ケース（計算ケース 6）	評価対象ケース（計算ケース 7）
IWC 実施国の偏り	2ヶ国で1年間隔の IWC を実施(除去物質の回収無し)	特定の 1ヶ国で1年間隔の IWC を実施(除去物質の回収無し)

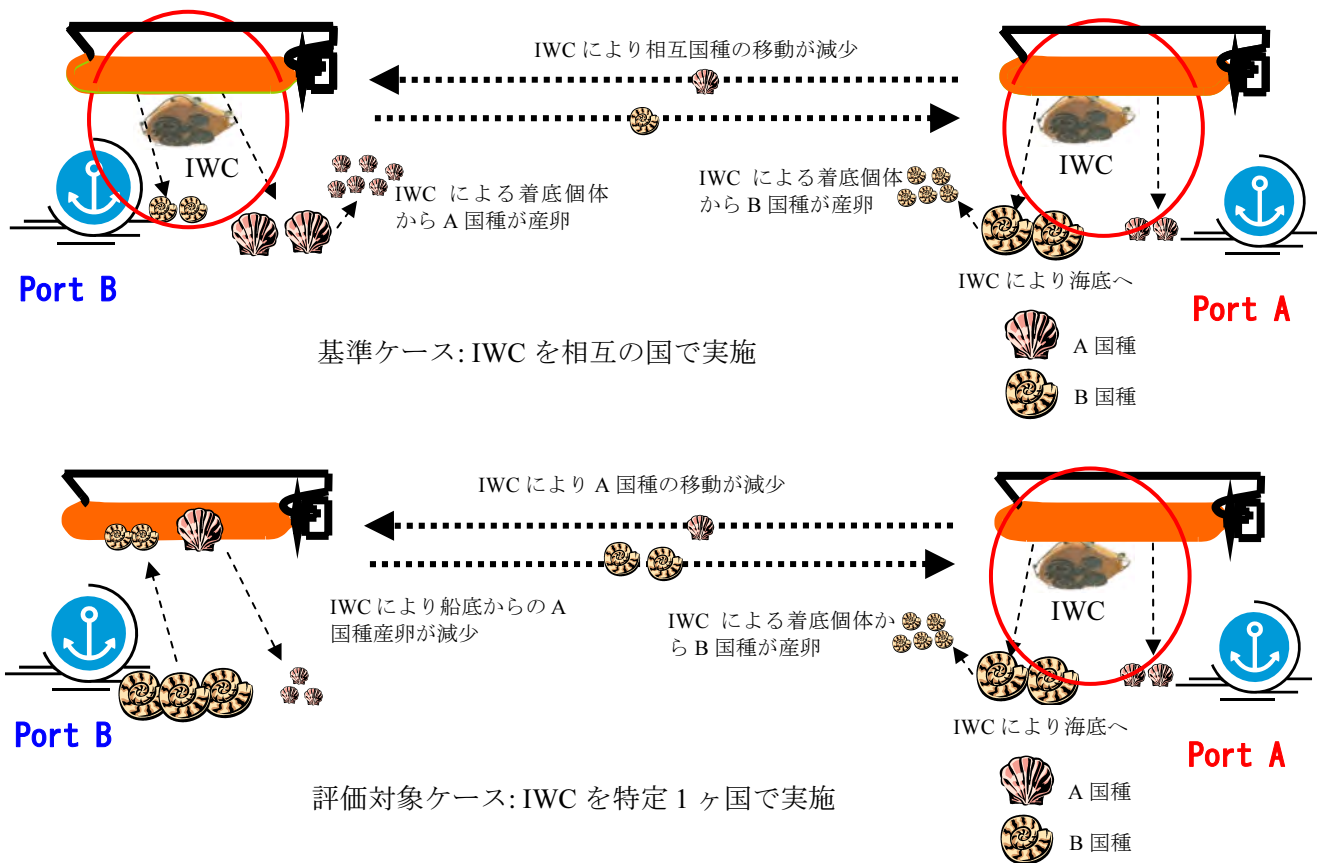


Figure 6.2-4 IWC 実施国の偏りによる産卵数変化の模式図

Table 6.2-22 には IWC 実施後に新たに付着した個体を起源とする年間延べ性成熟個体数及び IWC の実施で海域に飛散した個体を起源とする性成熟個体数を示した。Table 6.2-23 には IWC 実施後に新たに付着し性成熟する個体から産卵される年間の累積産卵数及び海域に飛散した性成熟個体と飛散後に性成熟した個体からの年間累積産卵数を示した。Table 6.2-24 には基準ケースの累積産卵数に対する評価対象ケースの累積産卵数の比を示した。

IWC 実施国である A 国での累積産卵数は、IWC 実施後に船体付着した個体を起源とする産卵と海域に飛散した個体を起源とする産卵の合計で、出渠後 1 年間で 10^3 個/10,000 mm²、出渠後 2 年間で 10^4 個/10,000 mm²、出渠後 3 年間で 10^5 個/10,000 mm² のオーダーであった。A 国でだけ IWC を行う影響で、A 国における累積産卵数は出渠後 2 年及び出渠後 3 年において基準ケースより多くなる。

Table 6.2-23 に示した計算ケース 6 と 7 の累積産卵数に示されるように、一方の国だけで実施する IWC は、IWC 実施国の 3 年累積産卵数 (4.68×10^5 個) を、IWC を 2 ヶ国で実施した場合の 3 年累積産卵数 (2.66×10^5 個) の 1.76 倍にし、逆に IWC 非実施国の 3 年累積産卵数 (6.37×10^4 個: Table 6.2-23 の (c)) を、IWC を 2 ヶ国で実施した場合の 3 年累積産卵数 (2.66×10^5 個) の 0.24 倍に低下させる (Table 6.2-23)。さらに計算ケース 7 の結果に注目すれば、特定国での IWC 実施は、IWC 実施国の 3 年累積産卵数 (4.68×10^5 個: Table 6.2-23 の (c) + (d)) と IWC 非実施国の 3 年累積産卵数 (6.37×10^4 個: Table 6.2-23 の (c)) の比を 7.35 倍にもする。

この検討ケースは 2 ヶ国を往復する航路の場合について行ったものだが、3 ヶ国以上の複数国を循環する航路の場合には、さらに IWC 非実施国の dose を小さくすることになり、実施国と非実施国間の dose の較差は大きくなる。外来海生生物による生物移入リスクを低下させる目的で IWC を実施するにもかかわらず、IWC を実施した国の生物移入リスクが増加し、IWC を禁止した国のリスクが減少することは明らかであり、不公平である。つまり、IWC を国際的対策のひとつとするならば、すべての国において公平に IWC を実施することが全世界の生物移入リスクを下げることになる。

Table 6.2-22 IWC 2 ヶ国実施と 1 ヶ国 (北半球 A 国) 実施の 2 つのケースから見た IWC 後に船体付着し、産卵する年間延べ性成熟個体数*1、及び IWC によって海域 (北半球 A 国) に飛散した後、生存して性成熟する個体数

単位: 個体/10,000 mm²/年

区間	基準ケース: 2 ヶ国で IWC 実施 (計算ケース 6)		北半球の 1 ヶ国で IWC 実施 (計算ケース 7)	
	IWC 実施後に新たに船体に付着し性成熟する個体数	IWC によって海域に飛散した後、生存して性成熟した個体数 (網回収せず)	IWC 実施後に新たに船体に付着し性成熟する個体数	IWC によって海域に飛散した後、生存して性成熟した個体数 (網回収せず)
0-1 年	0.3	0.0	0.3	0.0
1-2 年	4.2	2.1	4.2	4.2
2-3 年	9.1	41.4	9.1	82.7

表中のデータは、IWC を実施しない南半球の B 国で付着し、A 国に対する dose となる個体数

*1: 1 年間、単位面積当たりの延べ個体数

Table 6.2-23 IWC 2ヶ国実施と1ヶ国（北半球A国）実施の2つのケースから見たIWC後に船体付着した性成熟個体とIWCにより海域に飛散した後、生存して性成熟する個体による累積産卵数

単位: 産卵数/10,000 mm²

出渠後 経過 年数	基準ケース: 2ヶ国でIWC実施 (計算ケース6)			北半球の1ヶ国でIWC実施 (計算ケース7)		
	(a) IWC実施後に新たに船体に付着した性成熟した個体からの産卵数	(b) IWCにより海域に飛散した後、生存して性成熟した個体からの産卵数(網回収せず)	合計 (a) + (b)	(c) IWC実施後に新たに船体に付着した性成熟した個体からの産卵数	(d) IWCにより海域に飛散した後、生存して性成熟した個体からの産卵数(網回収せず)	合計 (c) + (d)
1年	1.56×10^3	0.0	1.56×10^3	1.56×10^3	0.0	1.56×10^3
2年	2.13×10^4	9.79×10^3	3.11×10^4	2.13×10^4	1.96×10^4	4.09×10^4
3年	6.37×10^4	2.02×10^5	2.66×10^5	6.37×10^4	4.04×10^5	4.68×10^5

表中のデータは、IWCを実施しない南半球のB国で付着し、A国に対するdoseとなる生物種の累積産卵数

Table 6.2-24 基準ケースの累積産卵数に対する評価対象ケース（北半球1ヶ国でIWC実施）の累積産卵数の比

出渠後 経過 年数	基準ケース: 2ヶ国でIWC実施 (計算ケース6)			北半球の1ヶ国でIWC実施 (計算ケース7)		
	(a) IWC実施後に新たに船体に付着した性成熟した個体からの産卵数	(b) IWCにより海域に飛散した後、生存して性成熟した個体からの産卵数(網回収せず)	合計 (a) + (b)	(c) IWC実施後に新たに船体に付着した性成熟した個体からの産卵数	(d) IWCにより海域に飛散後、生存して性成熟した個体からの産卵数(網回収せず)	合計 (c) + (d)
1年	1	0	1	1	0	1
2年	1	0.460	1.46	1	0.919	1.92
3年	1	3.17	4.17	1	6.35	7.35

ウ) IWC実施間隔による産卵数の違いの評価

IWCの実施間隔を半年間隔に短くした場合の効果を評価する。基準ケースは、IWCを1年間隔で実施したケースである。半年間隔でIWCを実施するケースでは、船舶はA国とB国を単純往復し半年ごとに該当する寄港国でIWCを実施する。IWCで発生する除去物質の回収はせず、除去した生物個体は、全て海域に飛散する設定とした。また、塗料は、両ケース共に現状技術が(自己研磨型防汚塗料: 3年間有効が塗布)適用されている設定とした。

Table 6.2-25 IWC実施間隔による産卵数の違いの評価内容

評価目的	基準ケース (ケース6)	評価対象ケース (ケース8)
IWC実施間隔の効果	1年間隔でIWCを実施 (除去物質の回収無し)	半年間隔でIWCを実施 (除去物質の回収無し)

Table 6.2-26 には IWC を実施した後に新たに付着する個体を起源とした年間延べ性成熟個体数と IWC の実施で海域に飛散する個体を起源とする性成熟個体数を示した。Table 6.2-27 には IWC 実施後に新たに船体付着し性成熟する個体から産卵される年間の累積産卵数及び海域に飛散する性成熟個体と飛散後に生存して性成熟した個体からの年間累積産卵数を、Table 6.2-28 には基準ケースの累積産卵数に対する評価対象ケースの累積産卵数の比を示した。

累積産卵数は、IWC 実施後の船体付着個体からの産卵数及び海域に飛散した個体からの産卵数の合計で、出渠後 1 年が産卵無し、出渠後 2 年が 10^4 個/10,000 mm²、出渠後 3 年が 10^5 個/10,000 mm² のオーダーであった。IWC 半年間隔の時の累積産卵数は、IWC 1 年間隔の時の累積産卵数に比べて、出渠後 2 年までは少なくなるものの、出渠後 3 年ではほぼ同じ程度となる。3 年累積産卵数の総数で見た、IWC 半年間隔実施時の dose は、91.3%である。

半年間隔で IWC を実施した時の大きな特徴は、常に船体に付着している性成熟個体が存在しないことである。この場合の産卵はすべて海域に飛散した個体を起源とした個体から行われる。半年間隔の IWC では、船体に付着している個体はいつも性成熟しておらず、海域に飛散してから海域で性成熟個体に成長し産卵していることを示すものである。海域に飛散した個体を起源とした産卵に限れば、半年間隔の IWC 実施時の dose (3 年累積産卵数) は、基準ケースの 120%になる。

したがって、IWC 実施時の未成熟個体の飛散数を削減する適切なメッシュサイズの網で除去物質の回収を実施すれば、半年間隔の IWC を実施する場合の dose はかなり小さくすることが可能であると考えられる。参考資料-6-2 に収録した除去物質回収後の累積産卵数の計算結果では、メッシュサイズ 10 mm の網を使用した場合で、出渠後 2 年までの累積産卵がなく、出渠後 3 年で 10^5 個/10,000 mm² のオーダーとなる。メッシュサイズ 5 mm の網を使用した場合では、出渠後 3 年の累積産卵数は 10^4 個/10,000 mm² のオーダーと計算された。この結果から、メッシュサイズ 5 mm の網で回収を行う条件で半年間隔の IWC を実施すれば、3 年累積産卵数は、1 年間隔の IWC 実施時の 3 年累積産卵数に比べて 1 オーダー低くすることができる。

Table 6.2-26 IWC 1 年間隔あるいは半年間隔の各ケースにおける IWC 後に船体付着した年間延べ性成熟個体数*1 と IWC によって海域に飛散した後、生存して性成熟する個体数

単位: 個体/10,000 mm²/年

区間	基準ケース: 1 年間隔で IWC を実施 (ケース 6)		半年間隔で IWC を実施 (ケース 8)	
	IWC 実施後に新たに船体に付着し性成熟した個体数	IWC により海域に飛散した後、生存して性成熟した個体数 (網による回収せず)	IWC 実施後に新たに船体に付着し性成熟した個体数	IWC により海域に飛散した後、生存して性成熟した個体数 (網による回収せず)
0-1 年	0.3	0.0	0.0	0.0
1-2 年	4.2	2.1	0.0	3.1
2-3 年	9.1	41.4	0.0	49.0

A 国及び B 国での性成熟個体数は同数

*1: 1 年間、単位面積当たりの延べ個体数

Table 6.2-27 IWC 1 年間隔あるいは半年間隔ケースにおける IWC 後に船体付着した性成熟個体及び IWC によって海域に飛散した後、生存して性成熟した個体からの累積産卵数

単位: 産卵数/10,000 mm²

出渠後 経過 年数	基準ケース:1 年間隔で IWC を実施 (ケース 6)			半年間隔で IWC を実施 (ケース 8)		
	(a) IWC 実施 後に新たに船 体に付着し性 成熟した個体 からの産卵数	(b) IWC によ り海域に飛散し た後、生存して 性成熟した個体 からの産卵数 (網による回収 せず)	合計 (a) + (b)	(c) IWC 実 施後に新た に船体に付 着し性成熟 した個体か らの産卵数	(d) IWC によ り海域に飛散 した後、生存 して性成熟し た個体から の産卵数 (網による回 収せず)	合計 (c) + (d)
1 年	1.56×10^3	0.0	1.56×10^3	0.0	0.0	0.0
2 年	2.13×10^4	9.79×10^3	3.13×10^4	0.0	1.45×10^4	1.46×10^4
3 年	6.37×10^4	2.02×10^5	2.66×10^5	0.0	2.43×10^5	2.43×10^5

A 国及び B 国での累積産卵数は同数

Table 6.2-28 基準ケースの累積産卵数に対する評価対象ケース（半年間隔で IWC 実施）の累積産卵数の比

出渠後 経過 年数	基準ケース:1 年間隔で IWC を実施 (ケース 6)			半年間隔で IWC を実施 (ケース 8)		
	(a) IWC 実施 後に新たに船 体に付着し性 成熟した個体 からの産卵数	(b) IWC によ り海域に飛散し た後、生存して 性成熟した個体 からの産卵数 (網による回収 せず)	合計 (a) + (b)	(c) IWC 実 施後に新た に船体に付 着し性成熟 した個体か らの産卵数	(d) IWC によ り海域に飛散 した後、生存 して性成熟し た個体から の産卵数 (網による回 収せず)	合計 (c) + (d)
1 年	1	0	1	0	0	0
2 年	1	0.460	1.46	0	0.683	0.683
3 年	1	3.17	4.17	0	3.81	3.81

エ) IWC 除去物質の回収の評価

本調査の検討では、IWC で発生する除去物質は装置の改良で 0.3 mm 以上の粒子までは回収が可能になると考えられた (4.3.2 ア) 参照)。ここでは、IWC 除去物質の回収によりどの程度の生物移入リスクの低下が見込まれるのかを計算した。基準ケースは IWC で回収を行わない場合とし、メッシュサイズ 10 mm、5 mm、0.5 mm の網で回収した場合を比較した。検討ケースの模式図を Figure 6.2-5 に示す。

Table 6.2-29 IWC 除去物質回収による産卵数変化の評価内容

評価目的	基準ケース (ケース 6)	評価対象ケース (ケース 9)
IWC 除去物質の回収効果	1 年間隔の IWC を実施 (除去物質の回収無し)	1 年間隔の IWC を実施 (メッシュサイズ 10 mm、5 mm、0.5 mm の網で回収)

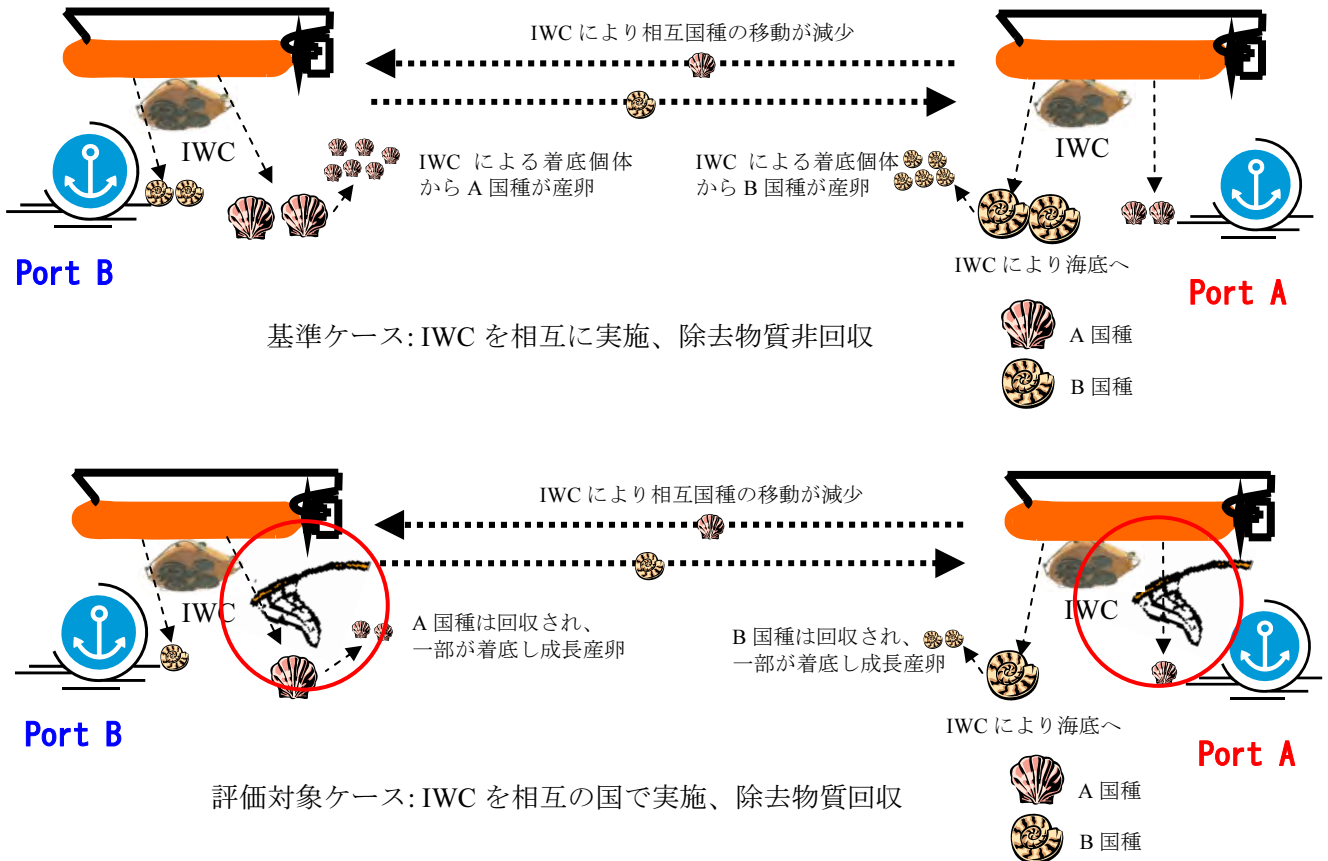


Figure 6.2-5 IWC 除去物質回収による産卵数変化の模式図

Table 6.2-30 には、IWC 実施後に新たに船体付着する個体を起源とする年間延べ性成熟個体数と IWC の実施で海域に飛散する個体を起源とする性成熟個体数を示した。また、Table 6.2-31 には IWC 実施後に新たに船体付着し性成熟する個体から産卵される年間の累積産卵数及び海域に飛散した性成熟個体と飛散後に性成熟した個体からの年間累積産卵数を、Table 6.2-32 には基準ケースの累積産卵数に対する評価対象ケースの累積産卵数の比を示した。

IWC 除去物質を回収した場合は、出渠後 2 年まで回収網のメッシュサイズに係わらず、海域に飛散した個体を起源とする産卵が無い。このため、出渠後 2 年までの累積産卵数は IWC 実施後に船体付着した個体からの産卵数だけである。しかし、出渠後 3 年では、海域に飛散した個体からの産卵が加わり、累積産卵数は、メッシュサイズ 10 mm で 10^5 個/10,000 mm^2 、メッシュサイズ 5 mm 及び 0.5 mm で 10^4 個/10,000 mm^2 オーダーとなり、急速に増加している。

除去物質を回収した場合の dose (3 年累積産卵数) は、メッシュサイズ 10 mm で 41.3%、メッシュサイズ 5 mm で 34.5%、メッシュサイズ 0.5 mm で 24.0% に減少する。また、海域に飛散した個体を起源とした累積産卵数だけに注目すると、メッシュサイズ 10 mm 回収で基準ケースの 22.8%、メッシュサイズ 5 mm 回収で基準ケースの 13.9%、メッシュサイズ 0.5 mm では基準ケースの 0% に減少している。除去

物質の回収効果は、網のメッシュサイズがある程度大きくても極めて有効である。より細かい網目サイズで回収すれば、今回対象とした生物よりも小さい大きさの生物の移入リスクも低下する。

ア) の IWC 実施の有無による産卵数の違いの評価でも述べたように、将来においては IWC 実施時に除去物質の回収を必ず伴うべきである。このような IWC による除去物質の回収は、全世界における生物移入リスクを大きく下げることになる。また、今回対象とした生物種では、0.5mm で十分との結果が出ているが、全ての生物種を対象にした場合、回収時の網目サイズは 0.5mm よりもさらに細かいものを使用することで対応できると考えられる。

なお、イ) で述べたように実施時の混乱を招かないためにも、IWC の網目サイズは全世界で共通であるべきであると考えられる。

Table 6.2-30 1年間隔のIWC実施後、新たに船体に付着し性成熟した年間延べ性成熟個体数とIWCによって海域に飛散した後、生存して性成熟した個体数、及び除去物質を除去しない場合と、メッシュサイズ: 10 mm、5 mm、0.5 mm 網によって回収した場合に海域に残存し性成熟した性成熟個体数*

単位: 個体/10,000 mm²/年

区間	基準ケース (ケース6) 1年間隔でIWCを実施し回収せず		1年間隔でIWCを実施し除去物質を回収 (ケース9) (回収網のメッシュサイズ: 10 mm、5 mm、0.5 mm)	
	IWC実施後に新たに船体に付着し性成熟する個体数	IWCにより海域に飛散した後、生存して性成熟した個体数	10mm 以上回収	5mm 以上回収 0.5mm 以上回収
0-1年	0.3	0.0	0.0	0.0
1-2年	4.2	2.1	0.0	0.0
2-3年	9.1	41.4	9.9	6.0

A 国及びB 国での累積産卵数は同数

*1: 1年間、単位面積当たりの延べ個体数

Table 6.2-31 1年間隔のIWC実施後、新たに船体に付着し性成熟した年間延べ性成熟個体数とIWCによって海域に飛散した後、生存して性成熟した性成熟個体数と、除去物質を除去しない場合と、メッシュサイズ: 10 mm、5 mm、0.5 mm 網によって回収した場合の海域に残存し性成熟した個体からの累積産卵数

単位: 産卵数/10,000 mm²

出渠後経過 年数	基準ケース (ケース6) 1年間隔でIWCを実施し回収せず				1年間隔でIWCを実施し除去物質を回収 (ケース9) (回収網のメッシュサイズ: 10 mm、5 mm、0.5 mm)			
	10 mm 未回収		5 mm 未回収		10 mm 未回収		0.5 mm 未回収	
	(a) IWC実施後に新たに船体に付着し性成熟した個体からの産卵数	(b) IWCにより海域に飛散した後、生存して性成熟した個体からの産卵数	合計 (a) + (b)	(c) IWCにより海域に飛散した後、生存して性成熟した個体からの産卵数	(d) IWCにより海域に飛散した後、生存して性成熟した個体からの産卵数	合計 (a) + (d)	(e) IWCにより海域に飛散した後、生存して性成熟した個体からの産卵数	合計 (a) + (e)
1年	1.56×10^3	0.0	1.56×10^3	0.0	1.56×10^3	0.0	0.0	1.56×10^3
2年	2.13×10^4	9.79×10^3	3.11×10^4	0.0	2.13×10^4	0.0	0.0	2.13×10^4
3年	6.37×10^4	2.02×10^5	2.66×10^5	4.60×10^4	1.10×10^5	2.80×10^4	0.0	6.37×10^4

A 国及びB 国での累積産卵数は同数

Table 6.2-32 基準ケースの累積産卵数に対する評価対象ケース（IWC 実施で除去物質回収）の累積産卵数の比

出渠後経過 年数	基準ケース（ケース 6） 1 年間隔で IWC を実施し回収せず				1 年間隔で IWC を実施し除去物質を回収（ケース 9） （回収網のメッシュサイズ: 10 mm、5 mm、0.5 mm）					
	(a) IWC 実施 後に新たに船体 に付着し性成熟 した個体からの 産卵数		(b) IWC によ り海域に飛散し 後、生存して性 成熟した個体か らの産卵数		10mm 未回収		5mm 未回収		0.5mm 未回収	
	合計 (a) + (b)		合計 (a) + (b)		合計 (a) + (c)		合計 (a) + (d)		合計 (a) + (e)	
1 年	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0
2 年	1	0.460	1.46	0	1	0	1	0	1	0
3 年	1	3.17	4.17	0.722	1.72	0.440	1.44	0	1	0

6.2.3 船舶運用上の影響（沖待ちの評価）

現在、豪州の石炭船及び鉄鉱石船においては、荷役の関係で長期間沖待ちするケースが増えている。このような沖待ちは運用上の問題ではあるが、それが船体付着個体数の増加や産卵数の増加へ及ぼす影響について評価を行った。評価は、沖待ちしさらに IWC を実施した場合についても行った。

(1) 沖待ちの評価

沖待ちの評価は、現状技術（3年間有効な自己研磨型防汚塗料）を適用し、単純に A 国と B 国を往復する場合を基準ケースとし、B 国で各航海 14 日間沖待ちした場合について行った（Table 6.2-33）。Figure 6.2-6 には、沖待ちした場合における生物付着と産卵の模式図を示した。沖待ちすると、沖待ち海域で付着する生物数が増加すると共に、他方国（この場合は A 国）で付着した性成熟個体からの産卵数も増加するため、両国において異国種の産卵が共に増える。

Table 6.2-33 沖待ちによる産卵数変化の評価内容

評価目的	基準ケース（計算ケース 1）	評価対象ケース（計算ケース 12）
沖待ちの評価	現状技術（自己研磨型防汚塗料）を適用し、単純に A 国と B 国を往復	現状技術（自己研磨型防汚塗料）を適用し、B 国で各航海 14 日間沖待ち

Table 6.2-34 には外板に付着し、産卵する年間延べ性成熟個体数を示した。Table 6.2-35 には、性成熟個体数から産卵される年間の累積産卵数を示した。Table 6.2-36 には、基準ケースの累積産卵数に対する評価対象ケースの累積産卵数の比を示した。表示している値は、出渠してから再入渠までの 3 年間の計算値である。

B 国で沖待ちした場合、A 国で付着した個体の B 国での累積産卵数及び B 国で付着した個体の A 国での累積産卵数共に、出渠後 1 年で 10^3 個/10,000 mm²、出渠後 2 年間及び出渠後 3 年間で 10^5 個/10,000 mm² のオーダーとなった。

沖待ちをする B 国の dose は基準ケースの 311.2%、沖待ちしない A 国の dose は 297.1%に増加し、AB 両国にとって不利益な結果となった。

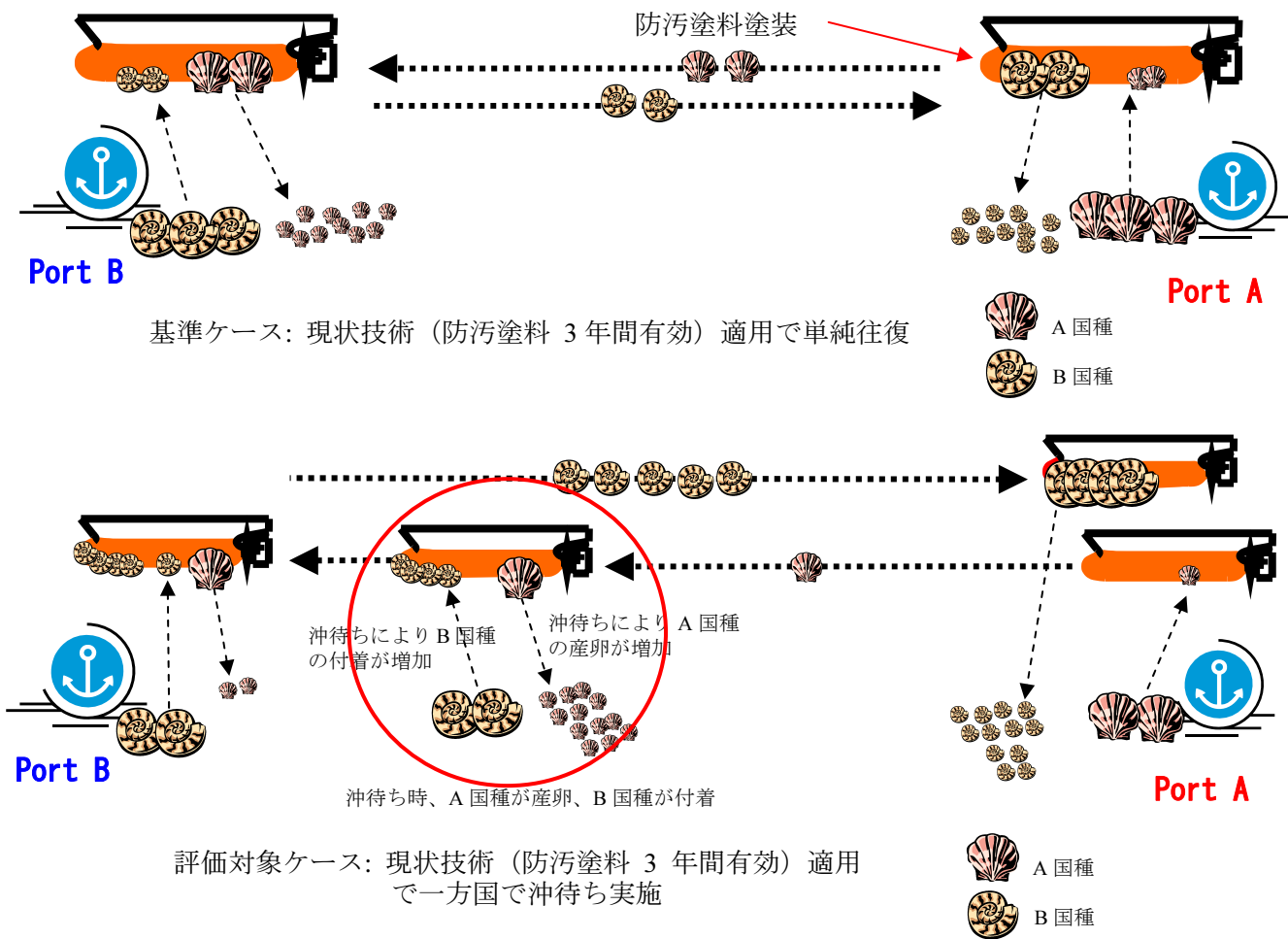


Figure 6.2-6 沖待ちによる産卵数変化の模式図

Table 6.2-34 現状技術 (自己研磨型防汚塗料) で2ヶ国を単純往復した場合とB国で沖待ちした場合に船体付着し、産卵する年間延べ性成熟個体数 *1

単位: 個体/10,000 mm²/年

区間	基準ケース: 現状基本防汚塗料でA, B2ヶ国を単純往復 (計算ケース1)	B国で沖待ち実施 (計算ケース12)	
		A国で付着してB国で産卵する性成熟個体数	B国で付着してA国で産卵する性成熟個体数
0-1年	0.3	1.1	0.9
1-2年	9.4	27.2	28.3
2-3年	50.3	158.3	149.0

*1: 1年間、単位面積当たりの延べ個体数

Table 6.2-35 現状技術（自己研磨型防汚塗料）で単純に2ヶ国を往復及びB国で沖待ちした場合の船体付着する性成熟個体からの累積産卵数

単位: 産卵数/10,000 mm²

出渠後経過年数	基準ケース (計算ケース 1)	B国で沖待ち実施 (計算ケース 12)	
	現状基本防汚塗料 (設計上、3年間付着防止性能を維持)	A国で付着した個体のB国での累積産卵数	B国で付着した個体のA国での累積産卵数
1年	1.56×10^3	5.21×10^3	4.12×10^3
2年	4.51×10^4	1.31×10^5	1.36×10^5
3年	2.79×10^5	8.68×10^5	8.29×10^5

Table 6.2-36 2ヶ国を単純往復した時の累積産卵数を基準としたB国沖待ち時の累積産卵数の比

出渠後経過年数	基準ケース (計算ケース 1)	B国で沖待ち実施 (計算ケース 12)	
	現状基本防汚塗料 (設計上、3年間付着防止性能を維持)	A国で付着した個体のB国での累積産卵数	B国で付着した個体のA国での累積産卵数
1年	1	3.35	2.65
2年	1	2.92	3.01
3年	1	3.11	2.97

(2) 沖待ちした場合におけるIWCの評価

B国で沖待ちした場合におけるIWCの効果を検討する。現状技術(3年間有効な自己研磨型防汚塗料)の防汚塗料が塗布されB国で沖待ちしIWCを実施しない場合を基準ケースとして、このケースで非回収のIWCを実施した場合を評価対象とする。IWCの実施国は非沖待ち国のA国で出渠後1年ごとに行う。Figure 6.2-7には、沖待ちしかつIWCを実施した時の生物付着と産卵数変化の模式図を示した。沖待ちした国と反対国でIWCを実施した場合には、沖待ちした国で付着する多くの個体はIWC実施国で海域に移行することになり、IWC実施国の産卵数は増加する。

Table 6.2-37 沖待ちした場合におけるIWCの効果の評価内容

評価目的	基準ケース (計算ケース 12)	評価対象ケース (計算ケース 13)
沖待ちした場合におけるIWCの効果	現状技術(自己研磨型防汚塗料)が塗布されB国で沖待ち	左記の防汚塗料と条件で、IWCを実施(除去物質の回収無し)

Table 6.2-38には外板に付着し、産卵する年間延べ性成熟個体数を示した。Table 6.2-39には性成熟個体から産卵される年間の累積産卵数を示した。Table 6.2-40には基準ケースの累積産卵数に対する評価対象ケースの累積産卵数の比を示した。表示している値は、出渠してから再入渠までの3ヶ年の計算値である。

B国で沖待ちしIWCを実施した場合の結果は、以下のようにまとめられる。

IWCを実施しない基準ケースでは、AB両国でそれぞれ異国種が産卵する量はほぼ同じであった。産卵数のオーダーは、出渠後1年が 10^3 個/10,000 mm²、出渠後2年が 10^5 個/10,000 mm²、出渠後3年では

10⁵個/10,000 mm²である。

これに対して、B国で沖待ちしA国でIWCを実施した場合、B国のdoseは、40.2%に減少し、A国のdoseは127.3%に増加する。A国のdoseの増加は、B国沖での沖待ち時に多量に船体付着したB国種がA国でのIWCの実施によってA国の海域に飛散したためである。

また、沖待ちとIWCの複合技術を、沖待ちしない場合をベース（計算ケース1が基準）に換算すると、沖待ち国でのdose（3年累積産卵数）は125.1%、非沖待ち国のdoseは378.2%となり、沖待ちしない場合（計算ケース1）に比較して両国ともdoseが増加している点に注意が必要である。このようなケースで、特に非沖待ち国に対しdoseを低下させる手段としては、除去物質の回収が有効と考えられる。

沖待ちは、他国に対しても自国に対しても異国種生物の産卵数量の増加を促すことを、国際的に認知するべきであり、沖待ちが頻発する航路に対しては、両国間の産卵数量削減対策が非常に重要になるとともに、国際的な合意や対応も必要と考えられる。

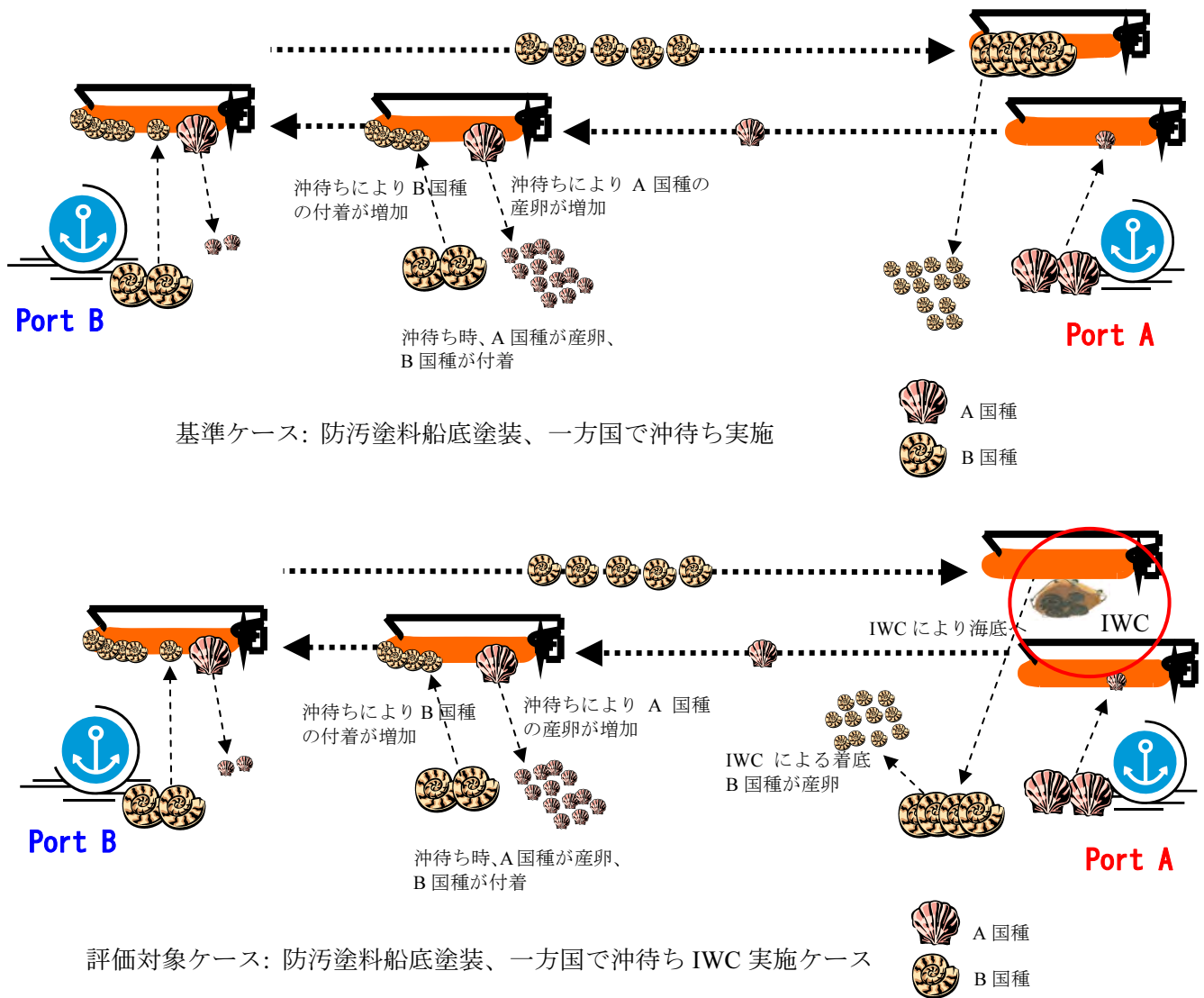


Figure 6.2-7 沖待ちした国と反対の国でIWCを実施した場合の生物付着と産卵数変化の模式図

Table 6.2-40 B 国沖待ち時の累積産卵数を基準にした沖待ち及びIWC実施時の累積産卵数の比

出渠後経過 年数	基準ケース:現状技術(防汚塗料3年間有効) を適用しB国で沖待ち (計算ケース12)		B国沖待ちIWC実施(網による回収せず)(計算ケース13)					
	A国で船体に付着する 個体のB国での累 積産卵数	B国で船体に付着する 個体のA国での累 積産卵数	IWC実施後の船体付着個体からの 累積産卵数		IWCにより海域に飛散した後、 生存して性成熟した個体からの 産卵数(網回収せず)		合計*1	
			(a) A国で船体 に付着B国で産 卵した数	(b) B国で船体 に付着A国で産 卵した数	(c) A国で船体 に付着しB国で 産卵した数	(d) B国で船体 に付着しA国で 産卵した数		(a) + (c) A国で船体に付 着しB国で産卵 した数
1年	1	0.791	1	0.791	0	0	1	0.791
2年	1	1.03	0.507	0.509	0.0321	0.257	0.539	0.766
3年	1	0.954	0.263	0.235	0.139	0.980	0.402	1.21

*1: 基準ケースとの比較対象

6.3 適用技術の生物移入リスク評価のまとめ

ここまで、付着防止や付着生物除去上の要素技術を対象に、生物移入リスク（産卵量）計算モデルを構築し、計算を行ってきた。また、計算結果を用いて、各要素技術を適用した時の dose の変化を推定し、技術の有効性について評価を行った。Table 6.3-1 に対象とした技術について行った評価の総括を示し、検討した結果を取りまとめた。また、取りまとめの際には、各技術の現状における評価も加えた。

Table 6.3-1 改良技術と新規技術及び沖待ちの効果評価（評価基準値以下が有効）

評価要素		評価基準（100%）	将来技術 評価対象条件	将来技術 評価対象ケースの効 果（%）
防汚塗料	現状防汚塗料の評価	計算ケース 1 3年間付着防止性能を維持する自己研磨型防汚塗料	計算ケース 1, 2, 3 1～3年間の付着防止性能を維持する自己研磨型防汚塗料が混在する場合の平均的効果	164.4
	性能向上防汚塗料の効果		計算ケース 4 (1) 5年間付着防止性能を維持する自己研磨型防汚塗料で、出渠後 30日間付着せず	20.7
			計算ケース 5 (2) 5年間付着防止性能を維持する自己研磨型防汚塗料で、出渠後 90日間付着せず	18.3
IWC	IWC 実施の効果	計算ケース 6 2ヶ国で1年間隔のIWCを実施、除去物質は非回収	計算ケース 6 基準状態に1年間隔でIWCを実施する。除去物質は非回収	95.2
	IWC 実施国の偏り		計算ケース 7 特定の1ヶ国で、基準状態に1年間隔でIWCを実施。除去物質は非回収	IWC 実施国 : 176.0 IWC 非実施国 : 24.0
	IWC 実施間隔の効果		計算ケース 8 基準状態に半年間隔でIWCを実施する。除去物質は非回収	91.3
	IWC 除去物質の回収効果		計算ケース 9 基準状態に1年間隔のIWCを実施し、開口径 10 mm、5 mm、0.5 mm の網で回収	10 mm : 41.3 5 mm : 34.5 0.5 mm : 24.0
海水電解装置	海水電解装置の効果	計算ケース 1' 3年間付着防止性能を維持する自己研磨型防汚塗料で、緩流速を考慮して初期剥落率を 10% に設定（ケース 1 では 50）	計算ケース 10 基準状態に海水電解装置（MGPS 技術の1つ）の効果を追加	94.6
	海水電解装置と IWC の組み合わせの効果		計算ケース 11 基準状態に海水電解装置の効果を追加し、IWC を実施（除去物質非回収）	91.0
沖待ち	沖待ちの評価	計算ケース 1 3年間付着防止性能を維持する自己研磨型防汚塗料で、単純に A 国と B 国を往復（沖待ち国非沖待ち国の状態をそれぞれ 100% とする）	計算ケース 12 3年間付着防止性能を維持する自己研磨型防汚塗料塗布状態で、B 国で沖待ち	沖待ち国 : 311.2 非沖待ち国 : 297.1

Table 6.3-1 改良技術と新規技術及び沖待ちの効果評価（評価基準値以下が有効）

評価要素		評価基準（100%）	将来技術 評価対象条件	将来技術 評価対象ケースの効 果（%）
	沖待ちした 場合におけ る IWC の効 果	計算ケース 12 3 年間付着防止性能を維持する自己研磨型防汚塗料で、B 国で沖待ち（沖待ち国非沖待ち国の状態をそれぞれ 100% とする）	計算ケース 13 基準状態（B 国沖待ち）で、IWC を実施（除去物質非回収）	沖待ち国： 40.2 非沖待ち国：127.3 （IWC 実施国）

6.3.1 付着防止技術

(1) 付着防止技術としての AFCS 中の防汚塗料の評価

ア) 防汚塗料の現状評価

- ・ AFCS として適用されている現在主流の防汚塗料は自己研磨型とよばれるものである。現状におけるこの方式の防汚塗料の性能は、規格性能上の有効期間が 3 年間ないしは 5 年間に設定されているものが多く（標準化された試験によるものではない点に注意が必要である）、船舶はこの期間や中間検査期間を目安に入渠を計画すると考えられる。現在多くの船が 2.5 年間隔で入渠し、入渠時には船体清掃を実施している実態から、付着防止有効期間は 3 年に満たず、2.5 年程度またはそれ以下と評価される。
- ・ 今回の計算によれば、有効期間 3 年を基準とした場合、付着防止期間 1 年、2 年、3 年の船が均等に混在している場合の平均的な dose（3 年累積産卵量）は、基準ケースの 164.4% に増加する（6.2.1 (1) ア）。つまり、全船舶が 3 年間の防汚性能を実海域で担保できた場合、相対的な侵入リスク（dose）は 1/1.6 に低減できることになる。

イ) 改良後の防汚塗料の評価

- ・ 将来、防汚有効期間が 5 年間に延長された場合の dose（3 年累積産卵数）は、防汚有効期間 3 年間の基準設定に比較して、初期付着 30 日なしで 20.7% に減少、初期付着 90 日なしで 18.3% に減少する（6.2.1 (1) イ）。
- ・ この試算結果は、船体付着生物による累積産卵数の削減には、自己研磨型防汚塗料の性能向上、特に初期の防汚効果の果たす役割が大きいことを示唆する（6.2.1 (1) イ）。

(2) 付着防止技術としての海水電解装置の評価

ア) 海水電解装置の現状評価

- ・ MGPS 技術の 1 つとして検討した海水電解装置は、現在のところ生物付着が顕著なシーチェストに適用する技術ではなく、内部配管用の技術である。3.3.1 (2) に示したように、今回の調査では海水電解装置を作動させなかった場合のデータが無いため、定量的な確認はできなかった。ただし現実には多くの船舶が海水電解装置を使用している実績から考えると、少なくとも面積は少ないが内部配管の生物移入リスクを下げている効果はあると思われる（3.3.1 (2)）。

イ) 改良後の海水電解装置評価

- ・ この検討は、海水電解装置による塩素化合物注入技術をシーチェスト部に適用した場合のものである。将来、海水電解装置を生物付着が顕著なシーチェストに適用する場合には、防汚塗料の付着防止効果を補助する程度の塩素化合物濃度の注入では不完全であることが計算により示された。海水電解装置の効果を発揮させるには、注入濃度自体をたとえば化学的環境リスクが許容できる最大濃度付近の 3 mg/L 程度に高めるなどの対応が必要であると考えられた (6.2.1 (2) イ) i)。
- ・ しかし、今回の比較計算によれば、海水電解装置は、わずかであるもののシーチェスト部の累積産卵数を減らす効果 (94.6%) を持つ。この結果は、海水電解装置が持つ今後の対策技術としての将来性を示すものと考えられた。塩素化合物の適切な注入濃度設定に加え、塩素化合物をシーチェストの壁面全体に行き渡らせる注入技術、連続注入あるいは船舶停泊時に間欠注入する技術などの技術開発が進めば、海水電解装置は有効な対策技術になる可能性がある (6.2.1 (2) イ) i)。
- ・ 海水電解装置と IWC を組み合わせた場合、除去物質を回収しない IWC の場合でも IWC を実施しない基準ケースに比較して、dose (3 年累積産卵数) を 91%まで低下できると推定された。シーチェスト部に対する決定的な対応策がない現在、IWC は、シーチェスト用技術として有効であり、除去物質の回収まで視野にいれれば、有効性はさらに高まると考えられる (6.2.1 (2) イ) ii)。

6.3.2 付着生物除去技術

(1) IWC の現状評価

- ・ 現在の IWC 技術は、船体外板に生物が付着することやプロペラに生物が付着することで増加する海水との摩擦抵抗を軽減し、燃料消費が増加することを防止するために利用されているケースがほとんどである (4.3.1)。
- ・ 従って、現在の IWC は燃料効率を高めるために船舶に固着している生物を完全に除去することを目標としている (4.3.1)。
- ・ 現状で船舶が IWC を実施する場合、一般的には、実施場所の多く (約 90%) ではソフトなナイロンブラシが使用され、固着生物が付着しやすい場所 (約 10%) でのみワイヤー性のブラシが使用されていると考えられる (4.3.1)。
- ・ IWC により剥離した除去物質は、ほとんどの場合、回収処理しないため、そのまま海域に移行 (飛散) しているのが実情である。除去物質を網で回収して陸揚げし、その後、産業廃棄物として処理するケースは極めてまれである (4.3.1)。
- ・ 防汚塗料がカタログ上の性能を十分に発揮していない現状では、IWC を実施することによる生物移入リスクの上乗せはそれほど大きくなかった。すなわち IWC を直ちに禁止する必要性がないことを示している (6.2.2 (2) ア))。

(2) 改良後の IWC の評価

- ・ 将来技術としての IWC 1 年間間隔の実施は、除去生物の回収をせずとも、IWC 非実施時に比較して dose (3 年累積産卵数) を 95.3%であり、IWC 技術を、総合的な付着管理システムにおいて利用可能な要素技術とするためには除去物質の回収を必ず行うべきであると考えられた (6.2.2 (2) ア))、(6.2.2 (2) エ))。
- ・ 仮に IWC 実施を受け入れない国がある場合について試算した。両国で IWC を実施するケースが基準である。2 国間往復の航路で、一方の国が IWC を実施せず他方の国がすべての IWC を

実施する場合、IWC を実施しない国の dose (3 年累積産卵数) は 24.0%に低下し、IWC 実施国の dose (3 年累積産卵数) は 176.0%に増加する。IWC 実施国の偏りが生む 2 国の dose の差は大きいと言える (6.2.2 (2) イ))。

- IWC の間隔を 0.5 年間に短縮した場合は、船体に付着する生物個体からの産卵をなくすることができる。船体付着した個体を起源とする産卵と IWC により海域に飛散した個体を起源とする産卵を合計した総数で見ると、IWC 半年間の間隔短縮は dose (3 年累積産卵数) を 91.3%にする。しかし、IWC により海域に飛散した個体を起源とする産卵だけで見ると、dose は基本ケースの 120%に増加する。IWC により海域に飛散する個体は、状況により、回収等の検討が必要であると考えられる (6.2.2 (2) ウ))。
- IWC 実施時に発生する除去物質の回収による dose 低減効果を試算した。IWC 除去物質非回収を基準とした除去物質回収の dose (3 年累積産卵数) は、メッシュサイズ 10 mm 網使用で、41.3%に、メッシュサイズ 5 mm 網使用で 34.5%、メッシュサイズ 0.5 mm 網使用で 24.0%に減少する。また、IWC により海域に飛散した個体を起源とする産卵数だけに注目すれば、除去物質回収の dose (3 年累積産卵数) は、メッシュサイズ 10 mm 網使用で 22.8%に、メッシュサイズ 5 mm 網使用で 13.9%、メッシュサイズ 0.5 mm 網使用で 0%に減少する。よって除去物質の回収は、産卵数の削減に極めて有効である (6.2.2 (2) エ))。

6.3.3 船舶運用上の影響 (沖待ちの評価)

豪州などの石炭船や鉄鉱石船などに見られるように、荷役の都合で船舶が港外で長期間沖待ちするケースが増えているため沖待ちの影響について検討した。ただし、沖待ちは運用上の問題であるため、定まった現状状態、将来状態が無い。このため、以下には、AB 国を単純往復する場合を基準ケースとして沖待ちした場合の生物産卵量を計算し、計算結果に見られる影響についてまとめた。

- 各航海 14 日間の沖待ちは、沖待ちする海域、しない海域共に dose (3 年累積産卵数) を大きくする。モデル計算によれば、沖待ち国で 311.2%、非沖待ち国で 297.1%となり、沖待ち時間内に付着する生物量増加の影響が両国に現れる (6.2.3 (1))。
- 沖待ちするケースで IWC を実施した場合、dose (3 年累積産卵数) は沖待ちするだけのケースに比較して、沖待ち国で 40.2%に、非沖待ち国で 127.1%になる。しかしこの値を、沖待ちしない場合をベース (計算ケース 1 が基準) に換算すると、沖待ち国での dose (3 年累積産卵数) は 125.1%に、非沖待ち国の dose は 378.2%となる。両国とも沖待ちしない場合に比較して dose が増加している点に注意が必要である。このような沖待ちケースで、特に非沖待ち国への産卵量を低下させる手段としては、除去物質の回収が有効と考えられる (6.2.3 (2))。
- 沖待ちは他国に対して産卵量を増加させるだけでなく、沖待ち国自身への産卵量も増加させることを国際的に認知するべきであり、沖待ちが頻発する航路に対しては、両国間の対策や合意形成が非常に重要になる (6.2.3 (2))。
- 防汚塗料の性能向上だけではなく、沖待ちを最小限にするなどの生物移入リスクを考えた適切な船舶の運航が、総合管理には望まれる。そのためにも、沖待ちが生物移入リスクを増大させることを IMO 加盟国が認識することが重要である。

7. 外来生物の船体付着総合管理と運用

7.0.1 本章では、前 6 章までの検討結果を基に、科学的根拠に基づく外来生物の船体付着に関する総合的な管理・運用システムを構築する上での前提及び要求される装置や技術の性能やそれらの運用時の基準を整理し、その後、システムの内容について取りまとめた。

7.0.2 前章までに述べた化学的環境リスクと外来生物の移入(量)は、基本的に相反するものである。例えば、現状において主要な付着防止技術である自己研磨型防汚塗料による生物付着に対して、その効果を高めることは、同時に周辺環境への化学的リスクの増加を意味する。本調査結果より構築する総合的な付着生物管理システムは、この相反する生物移入と化学的環境リスクの両方の観点から、妥当かつ実施可能な技術の組み合わせと運用上の基準を調和させることが重要なポイントとなる。

7.0.3 人的な健康被害こそまだ知られていないものの、近年、各国より船体付着生物の侵入を原因とする経済的被害及び生態系攪乱の被害、すなわち生物移入による被害の報告が活発に発信されるようになった。我が国においても、多数の発信情報がある。このような状況に鑑みると、早期に総合的な付着生物管理システムを構築し、世界的な対応策を講ずるべき時期が来っていると推察される。ただし、これらのシステムは海運界にとっても受け入れやすいものでなければならない。世界的に統一された基準での生物付着管理システムを実用的に運用するためには、海運事業者が納得できる範囲でのコスト負担によることは、重要な要素である。また、バラスト水管理条約の事例のように、規制が定める基準値が本来の目的である科学的根拠によるリスク評価とは異なる考えに基づく内容となった場合には、事業者にとって規制を満たすために不必要な負担を招く可能性がある。その場合、規制の実効性(条約では発効)に影響するものとなり、国や地域により対策技術の開始時期と規制内容が異なることになれば、生物侵入に対する脅威が増大する可能性もある。

7.0.4 総合的な付着生物管理システムは、将来における世界的に統一された基準での運用を念頭に置いたものである。その際に強制規制を念頭に置くのは、船体付着生物を原因とする経済的被害、及び生態系破壊の報告が近年になり特に多くなっている背景を考慮するためである。水生生物の移動に関し、現在 IMO では「外来水生生物の移動を最小とするための船体への生物付着の抑制及び管理に係わるガイドライン案」の策定作業を実施中であるが、これは、あくまでもボランタリーベースのガイドラインで強制力を持った規制ではない。しかし、ガイドライン策定後、被害状況の報告が引き続き IMO に多く寄せられた場合、ボランタリーベースのガイドラインでは被害を低減する十分な効果を期待できないとして、強制規制を前提とした議論が数年以内に開始される可能性がある。本章では、そのような将来における強制規制が行われる場合を想定し、将来における総合的な管理システムのあるべき姿を検討するものである。管理システムを検討する目的は、全世界的に生物移入リスクを低減し、化学的環境リスクが許容範囲におさまる要素技術で構成された、総合的かつ合理的な枠組みとして策定することにある。策定にあたっては、それら要素技術の生物付着に対する効果及び化学的リスクと生物移入の脅威に対して、科学的根拠に基づいた国際的な統一基準で評価、検証できることが重要である。加えて策定する枠組みが、海運界にとって受け入れ可能なレベルであることも早期の実行にとって重要であると考えた。

7.0.5 以上を考慮して、本外来生物の総合管理システムの構成を考える上で、次の 3 項目を基本的なコンセプトとした。①性能基準: 装置・技術そのものに対する要求性能と化学的環境リスクを満たす基準であ

り、装置や技術の型式承認により、この基準を満たすことが証明される。②搭載基準：船舶建造時、入渠時及び使用時に適用すべき装置・技術を船舶の部位ごとに定める基準。③運用基準：性能基準及び搭載基準を満たした装置・技術を適切に運用することにより、生物付着の防止及び除去、生物移入リスクと化学的環境リスクの最小化を満たすための基準。希少生物の保護やその他の理由により、一般の海域と異なる運用基準が適用される特別海域を設定することも予想される。ただし、適用される性能基準と搭載基準は、一般海域と特別海域で共通とする。

7.0.6 総合的な付着生物管理システムは、付着防止技術と除去技術のうち次に示す要素技術で構成するものとする。①付着防止技術としての AFCS 製品(塗料メーカーが開発・製造して造船所で塗布される防汚塗料)と MGPS(装置メーカーが開発・製造して造船所で搭載される)である。なお、MGPS は海水電解装置に限定されない。②付着除去技術として、停泊あるいは錨泊中に潜水業者等が実施する水中洗浄(In-water Cleaning : IWC)、及びその他の方法による船体付着生物の除去。

7.0.7 これら要素となる装置・技術の性能基準において要求される性能は、定められた性能試験において製品、及び装置が人間の目で個体識別できる段階の大型生物(以下、macro biofouling)の付着を防止、あるいは除去する性能とする。対象を macro biofouling とする理由は、「6章 生物移入リスク」で述べたように、生物移入の脅威を引き起こす主原因となる産卵に寄与する性成熟個体が付着しているか否かが、リスク管理上において重要だからである。また、管理の点からは付着生物が目視可能なレベルとなる macro biofouling が付着した状態であれば、生物の目視確認が容易だからである。なお、化学的環境リスクの判定基準は、バラスト水管理システムと同様に、防汚塗料等の AFCS 製品や海水電解装置等の装置・技術の複合毒性についても確認し、化学的環境リスクの面でも許容範囲内であることも要求する。

7.0.8 付着防止及び除去のため、船舶建造時及び入渠時に導入すべき AFS は、搭載基準で指定される。同基準では、外板とシーチェスト等の複雑部位に対して、異なった性能の防汚塗料が指定されることが想定される。MGPSの主要な装置・技術の一つである海水電解装置は、シーチェスト及び内部配管に対してのみ適用が可能であり、現状での海水電解装置の使用条件から判断して、外板に対しては化学リスクの観点から適用するべきでないと判断される。

7.0.9 運用基準は、一般に clean ship と呼ばれる船体表面の状態、すなわち船体表面に macro biofouling の付着が目視されない状態を維持しなければならないとする。そのために、潜水土により定期的に外板等を目視で観察し、macro biofouling の付着が無いことを確認する必要がある。目視観察の結果、macro biofouling の付着が確認された場合、速やかに IWC を実施することとする。将来においては、防汚塗料の性能向上による付着防止効果の向上も期待されるため、実際の運用においては、ほとんどの船舶で少なくとも 1-2 年程度の期間は観察行為だけで、IWC 実施の必要がないことが期待される。

7.0.10 Macro biofouling が観察された場合に速やかに IWC を実施する理由は、船体に付着し性成熟した個体からの産卵が、生物移入量を増大させるからである。性成熟した個体の大きさはセンチレベル以上であることから、macro biofouling の付着の確認は比較的容易である。IWC 実施を判断するための目視での観察は、一般海域において 1 年以内が目安となる。観察の間隔を 1 年以内とする理由は、macro biofouling の状態での船舶の移動を出来るだけ制限することで、船体付着による生物移入量をさらに低減させる目的からである。なお、最終的に全世界で実施される IWC では、少なくとも性成熟した個体が回収できる装置での

実施を義務づける。IWC 実施時に回収を義務付けることにより、世界的なレベルでの生物移出入量の低減が十分に期待される。ここで、性能基準において極めて高い付着防止効果を有すると型式承認された AFCS 製品及び MGPS 装置・技術を導入している船舶の場合には、船体の観察間隔を 1 年より延長することが認められる。ただし、より短い間隔で macro biofouling が認められた場合、速やかに IWC を実施することとする。

7.0.11 港湾国による監査(PSC: Port State Control)では、検査官自身は付着生物の観察を行わない。PSC では管理記録簿の検証、すなわち、使用・適用されている付着防止技術、及び除去技術の実施状況を書類上で確認する。

7.0.12 今後の課題として重要なものは、付着防止及び除去システム毎の要求性能の評価のための試験方法及び環境リスクの評価方法と基準に関するものである。これらは、現在世界的にも統一されていないか、あるいはメーカー独自で実施されているのが現状である。将来的に、透明性を確保しつつ、公平な管理・運用を行うためには、これらの課題の解決も望まれる。この他、除去物質の回収機能を備えた IWC 装置の普及と IWC 事業者数そのもの充実も課題として挙げられる。

7.1 総合的な付着生物管理システムで使用する用語の定義と管理技術、評価の対象

7.1.1 用語の定義

(1) 本報告書における用語の定義

Table 7.1-1 に、本報告書における用語の定義（使用例）を示す。これらの定義は、1～6 章において使用されているが、ここで改めて再掲する。

本報告書におけるこれらの用語の定義は、IMO による「外来水生生物の移動を最小とするための船体への生物付着の抑制及び管理に係わるガイドライン」ドラフト版における用語の定義を基本にしているが、一部の用語の使用については、本報告書の独自の定義を採用した。このため、必ずしも IMO の定義（ドラフト）と一致していないが、その理由は、将来における船体付着生物の総合管理における用語の使用を意識して定義したことによる。

Table 7.1-1 外来生物の船体付着総合管理に関する用語の定義

用語	本報告書での定義
Active substance (活性物質)	Active substance とは、有害な海生生物や細菌類に対して、殺生・増殖速度の抑制、付着幼生の忌避行為等の効果をもたらす化学物質、または調剤である。
Anti-fouling coating system (AFCS)	AFCS とは、船体外板に対する付着防止および除去を目的とした AFS 装置、及び技術であり、AFCS は MGPS と同様に AFS の主要な技術の一つとして構成される。 現状においては、生物の付着防止を目的とした AFCS 技術として、防汚塗料の使用が最も一般的に使用されている。外板における付着生物の除去や、防汚塗料の更新のために実施される入渠時の船体清掃と IWC についても、AFCS に分類される。 なお、船体外板以外の部位に対する同様の技術は、MGPS に分類される。
Anti-fouling system (AFS)	AFS は、生物の船体付着を管理する目的から、付着防止技術と付着生物の除去技術に大別することが出来る。船体の部位別に適用される装置 (device) 及び技術 (treatment) としては、AFS は AFCS と MGPS により構成される。
Biofouling	Biofouling (生物付着) とは、水生生物が、船体の浸水表面に蓄積 (accumulation) している段階 (phase) である。浸水表面には、喫水線下の部位だけでなく飛沫水に暴露される部位も含まれる。Biofouling (生物付着) は、micro biofouling と macro biofouling の段階に分けることができる。 [本報告書においては、浸漬ではなく浸水を使用する]
Clean ship	本報告書では使用しない。代わりに「macro biofouling の段階に移行していない船体表面」と表記する。
In-water cleaning (IWC)	IWC (In-water cleaning: 水中洗浄) とは、船体外板及び外板以外の部位に対する、海洋上での付着生物の物理的な除去技術である。 本報告書においては、船体外板に適用される IWC は AFCS、外板以外の部位に適用される IWC は MGPS に分類される。

Table 7.1-1 外来生物の船体付着総合管理に関する用語の定義

用語	本報告書での定義
Macro biofouling	<p>Macro biofouling とは、船体の浸水表面に対して、目視で確認可能な大きさの大型多細胞生物 (visible multi-cellular organisms) の付着・成長が生じている段階 (phase)である。Macro biofouling は、micro biofouling が進行した段階である。</p> <p>Macro biofouling は、フジツボ、管棲ゴカイ類、大型海藻等の多細胞生物及びその遺骸等により構成される。</p>
Marine Growth Prevention System (MGPS)	<p>MGPS とは、船体外板を除く船体内部の海水循環システム、又はシーチェスト等の複雑部位への生物の付着防止及び除去のために使用される装置・技術である。本報告書では、MGPS を海生生物付着防止システムと和訳する。</p> <p>海水電解装置は、生物付着防止のための MGPS の最も主要な装置であり、それ以外にはスチーム噴出、活性物質の使用等を含む。また、外板以外の船体部位に対する付着生物除去技術も MGPS に分類される。</p> <p>なお、船体外板に対する同様の技術を AFCS と定義する。</p>
Micro biofouling	<p>Micro biofouling とは、被覆の程度によらず、バクテリア、珪藻類等の顕微鏡を用いなければ見えない単細胞原生生物 (unicellular protocista)、及びそれらが生成したスライム状物質 (通常は細胞外の多糖類) が船体表面を被覆している段階 (phase) である。</p>
Risk of aquatic species transferring (生物の移出入リスク)	<p>Risk of aquatic species transferring とは、海上輸送などの人為的機構により、本来の分布域から遠隔地へ生物が移入することのリスク (確立) である。生物が移入した後、再生産 (繁殖) に成功した場合が生物侵入と定義される。</p> <p>本報告書においては、生物の移出入リスクを量 (dose = 生物数、または産卵数) を指標として評価を行った。</p>
Risk of invasion (侵入リスク)	<p>Risk of invasion とは、生物が本来の分布域から、海上輸送など人為的機構により他の海域に移出入し、定着した結果、ヒト・動物・植物の生命、経済・社会活動、及び海洋環境に脅威を与えるリスク (確立) である。</p>
Slime layer (スライム層)	<p>Slime layer とは、バクテリアや単細胞原生生物 (unicellular protocista)、スライム状物質 (通常は、細胞外の多糖類等よりなる) 等による層である。</p>
入渠時 (ドライドック) の船体各部の清掃	<p>入渠時 (ドライドック) の船体各部の清掃とは、IWC が水中、または船舶が海洋上に停泊時に実施される清掃に対して、船舶が入渠時に実施される船体各部の清掃である。</p> <p>本報告書においては、船体外板に適用される入渠時の船体各部の清掃は AFCS、外板以外の部位に適用される入渠時の船体各部の清掃は MGPS に分類される。</p>
防汚塗料	<p>防汚塗料とは、biofouling の防止を目的とした、船体の外板やその他の複雑部位に塗布される塗料である。</p> <p>防汚塗料には、水生生物に対する毒性を有する active substance の塗膜表面からの溶出によるバイオサイド型と、塗膜表面の平滑性・撥水性によるバイオサイドフリー型に大別される。現在、国内において主流であるバイオサイド型防汚塗料には、自己研磨型、自己崩壊型、旧来型が使用されているが、その中でも自己研磨型の防汚塗料が最も一般的である。</p>

本報告書においては、IMO の最新の定義に留意しつつ、日本政府によるコメント、及び本報告書独自の定義を使用した。

(2) 管理システムに関する用語

Table 7.1-2 には、本調査の目的である船体付着総合管理システムのための基準・指針の提案における用語とその定義を示した。なお、これらの用語及びその定義は、現時点では国際的に合意されたものではない。現時点で定義が明確でない用語、新たな技術や基準（定義）が明らかでない用語については、今後の課題である。特に、生物侵入（レベル）の評価方法、特別海域の導入については、更なる明確化が望まれる。

Table 7.1-2 本報告書で使用する管理システムの要求基準等に関する用語の定義

用語	定義
性能基準	<p>性能基準とは、AFCS、MGPS による付着防止、または付着生物除去のための装置や技術の単体で要求される性能の基準である。</p> <p>AFCS と MGPS は macro biofouling の付着防止性能、環境リスク評価等の性能基準が適用される。IWC では、除去物質の回収性能と防汚塗料の塗膜表面への影響の程度から性能基準が評価される。</p> <p>性能基準は装置・技術そのものの基準であるため、運用条件等に影響されず、装置製造事業者による型式承認により担保される。</p>
搭載基準	<p>搭載基準とは、付着防止及び除去の目的のために船舶建造時、及び入渠時に導入すべき性能基準と満たした各 AFS の装置・技術に対して、管理の目的を達成するために適用すべき船舶の部位ごとに定めた基準である。</p> <p>付着防止の目的では、船体外板に対しては AFCS 製品を、複雑部位に対しては MGPS 装置の導入すべき性能基準を指定する。付着生物除去の目的では、船体部位別に、導入すべき一定の性能基準を満たした IWC 装置を指定する。</p>
運用基準	<p>運用基準とは、船舶に導入した装置・技術の性能が、管理の目的を達成するために必要となる要求を満たすため船舶運航後に適用される基準である。性能基準に応じた装置・技術の適用（使用）可能な条件や、頻度等の組み合わせに関する基準を指定する。</p> <p>付着生物除去のための運用基準では、ライセンスを有する潜水士による水中観察の期間（頻度）、IWC 実施の判断基準等を指定する。</p> <p>なお、特別海域においては、要求される性能基準と搭載基準は一般海域と同一とするが、運用基準が異なることになる。</p>
一般海域	<p>一般海域とは、特別海域以外の全世界の海域である。</p>
特別海域	<p>特別海域とは、外来生物の移入に脆弱、または世界的に貴重な生物が在来種として生息する海域に対して、一般海域と異なる運用基準が適用される特別の海域である。IMO 等の国際的な枠組みにおいて承認されることを前提として設定される場合が想定される。</p>

7.1.2 本報告書における各管理技術（AFS: Anti-Fouling System）の関係

Figure 7.1-1 には、本報告書で検討を行った AFS の各種技術の関係を示す。AFS は、管理の目的として“付着防止”と“除去”に分けることが出来る。さらに、適用される部位別には、船体外板に適用される技術を AFCS、外板以外のシーチェスト等の船体各部に対する技術を MGPS から構成される。たとえば、防汚塗料は、現状でも外板と複雑部位の両方に適用されているが、前者の場合は AFCS、後者の場合は MGPS として位置づける。除去技術に対しては、入渠時のドライドック時の清掃と、海洋上での IWC に分けることが出来るが、適用される船体部位による区別はなく、同様の装置が使用される場合がある。

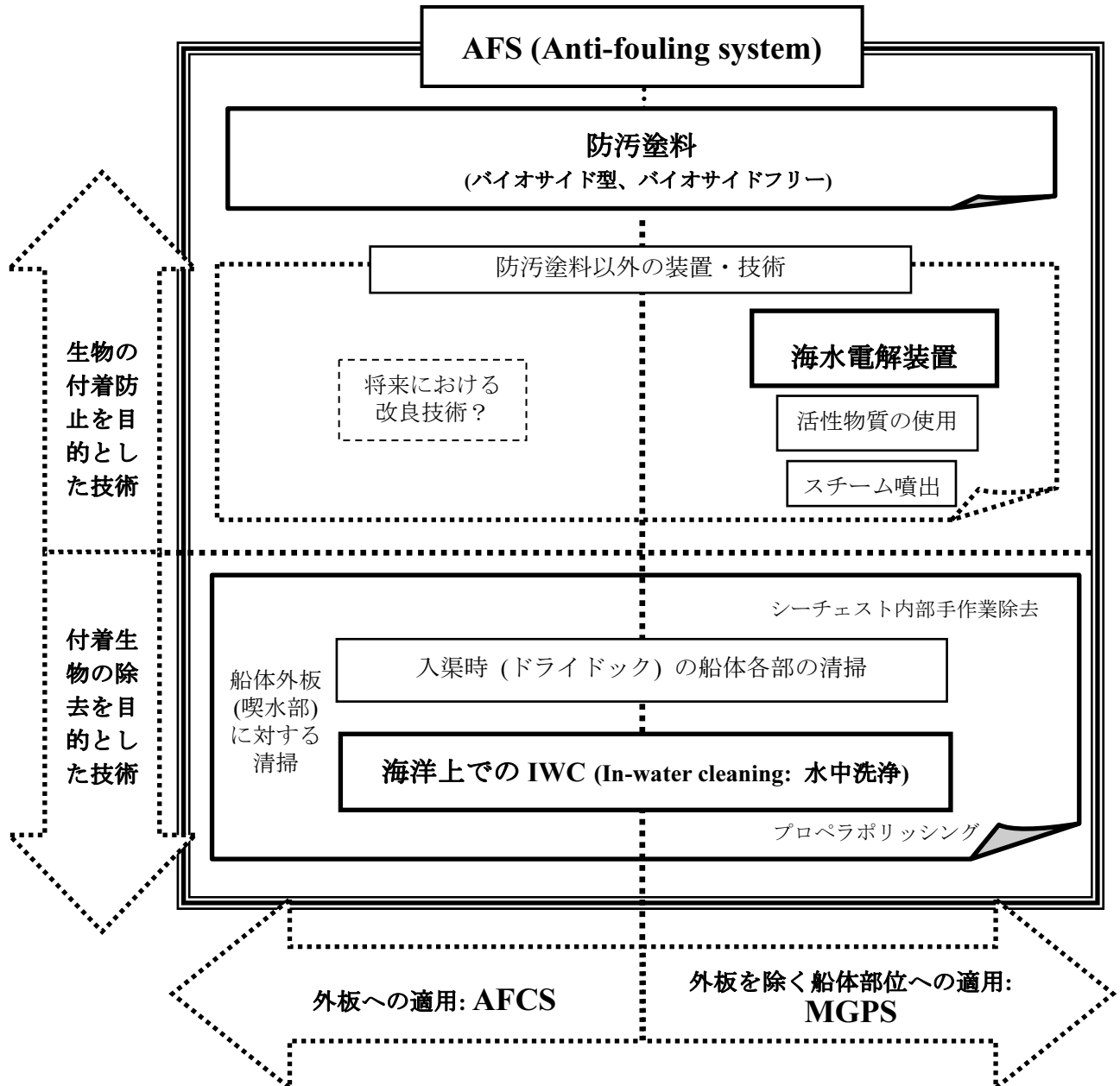


Figure 7.1-1 本調査における船体付着防止技術（AFS）の相関図

7.1.3 本報告書において評価対象とした管理技術、化学リスク、生物侵入リスク

本報告書においては、管理技術として、付着防止（3章）、除去技術（4章）の現状と将来における評価を行った。さらに、付着防止、除去技術に対する化学的環境リスク（5章）、生物侵入リスク（6章）についても、想定される将来における改良技術を含めた評価を試みた。

Table 7.1-3 にこれらの技術、化学リスク、生物侵入リスクの評価対象を示す。前章までに述べた化学的環境リスクと外来生物の移入（量）は、基本的に相反するものである。例えば、現状において主要な付着防止技術である自己研磨型防汚塗料による生物付着に対して、その効果を高めることは、同時に周辺環境への化学的リスクの増加を意味する。本調査結果より構築する総合的な付着生物管理システムは、この相反する生物移入と化学的環境リスクの両方の観点から、妥当かつ実施可能な技術の組み合わせと運用上の基準を調和させることが重要なポイントとなる。

同表内において、CとBが付記されている技術項目については、相反する化学的環境リスクと外来生物の移入（量）について現状の解析を行っており、将来想定される化学的環境リスクと外来生物の移入（量）の変化についても整理を行っている。ただし、今回の調査では、現時点または将来においてリスクの懸念が明らかに低く、更なる管理が必要とされない項目及び、将来における技術的改善が定量的に設定できないと考えられる項目については評価の対象としなかった。

このため、このような項目については、今回の総合的な管理の枠組みにおいても、十分な位置づけあるいは規制の枠組みが設定されていない点については留意されたい。

Table 7.1-3 本調査における評価対象

管理技術	技術名	現状での評価	将来における改良後の技術による総合管理としての評価
付着防止技術	外板に対する防汚塗料の使用	T, C, B	T, B, (C)
	外板以外に対する防汚塗料の使用	C	*
	外板に対する防汚塗料以外の装置・技術の適用	T, C, B	T, C, B
	外板以外に対する海水電解装置以外の装置・技術の適用	*	*
付着物除去技術	入渠時の船体各部位の清掃（外板含む）	T	T
	外板に対する IWC の実施	T, C, B	T, C, B
	外板以外の船体部位に対する IWC の実施	T, B	T, B

T; 技術の適用性または改良の評価、C; 化学的環境リスク評価、B: 生物移入量の評価

* 現状、または将来において対応する技術が明確でないため、または、定量的なリスク評価を実施するための暴露シナリオの構築が困難であるため、本調査では評価の対象外とした。

7.2 総合的な付着生物管理システムの概要

7.2.1 背景

近年において、人の健康被害こそまだ知られていないものの、船体に付着した生物の侵入が原因と見られる経済的被害及び生態系の攪乱、すなわち生物侵入による被害の報告が数多く発信されるようになった。我が国においても多数の被害が報告されており、世界では船体付着生物の侵入が原因である被害が拡大しつつあると考えざるを得ない。このような状況を鑑みると、早期に総合的な付着生物管理システムを構築し、世界的な対応策を講ずるべき時期がきていると推察される。また、これらのシステムは、コストや実施の現実性の点から海運界にとっても受け入れやすいものでなければならない。

一般的に国際的な枠組みでの管理システムとしては、ガイドラインの制定や ISO 基準による国際的かつ自主的なシステムと、国際条約や新付属書等の強制力があるシステムの適用が想定される。本調査の目的においては、後者の強制力を持つシステムを想定している。その理由は、ボランティアな枠組みでは、国や地域毎の法律や規制の違いにより、異なる内容が適用される可能性が高く、この結果単一の市場である国際海運市場の歪曲や不安定もたらされる可能性があるためである。

現在、IMO ではこのような現状を受けて「外来水生生物の移動を最小とするための船体への生物付着の抑制及び管理に係わるガイドライン」の策定作業を急いでいる所である。これは、あくまでもボランティアベースでのガイドラインであり、強制力を持った規制ではない。このため、ガイドライン策定後に被害状況の報告が引き続き多く寄せられた場合、ボランティアベースのガイドラインでは対策が十分ではないとして、強制的な規制へと移行することが十分に予想される。

本調査において、総合的な管理システムの在り方として強制力の枠組みを前提とした提案を行う目的は、国際的な規制に向けての議論が開始された際に、その内容がより適切なものとなるべく、あらかじめ科学的根拠に基づく評価を実施することである。さらに、規制に取り入れるために必要な技術及び評価方法開発のロードマップとして、有用と考えるからである。

国際的な管理基準を適用する場合、海運事業者の追加の負担が許容できる範囲であることは重要である。特に、バラスト水管理条約の事例のように、非常に厳しい規制・管理の内容となった場合には、事業者にとって規制をクリアするための経済的負担が大きく、規制の実行性（条約でいえば発効）にも影響する。その結果、対策が遅れて生物侵入による被害がさらに拡大する可能性がある。海運界にとって受け入れやすい規制を本報告において重視するのは、リスクの拡大を早期に防ぐためには、海運界による早期の対策への取り組みが重要と考えるためである。

7.2.2 総合的な付着生物管理システムのコンセプト

(1) 性能基準、搭載基準及び運用基準の使い分け

ここで提案する管理システムにおいては、船舶の特殊性と生物に対するモニタリングの困難さから、性能基準、搭載基準及び運用基準の3つの基準を意識しながら構築した。

第一に、性能基準とは、AFS を構成する製品及び装置、言い換えれば AFCS、MGPS を構成する製品及び装置に対して、型式承認を行うために事前に性能の評価を行うための基準である。性能基準をクリアし、型式承認を取得した製品及び装置だけが AFS として搭載することができる。ただし、実際の使用条件においては、AFS 製品・装置がこの性能基準を担保する必要はない。

なお、本枠組みにおいては、IWC は AFS の一部であると定義している。このため、IWC のために使用される装置も AFCS や MGPS と同じく型式承認が必要であり、性能基準を定めるものとする。

第二に、搭載基準とは、船舶建造時に搭載すべき AFS 及び入渠時に再導入すべき AFS を、船舶の部位ごとに定めたものである。

第三に、運用基準とは、AFS を実船上で運用していく際の最低限の基準または条件を定めたものである。この基準には IWC（もしくはその代替手段）の実施頻度も含まれる。

このような枠組みは一見複雑に見えるが、バラスト水管理条約における枠組みと対比するとその利点がわかりやすい。同条約は、2004年2月に採択されてから6年を経過した現時点において未だに発効に至っていない。その大きな理由の一つとして挙げられるのが、実海域において型式承認時と同じ排水基準値の担保が要求されることである。具体的には、寄港国による外国船舶の査察（PSC: Port State Control）時に、沿岸国の検査員がバラスト排出水をサンプリングして、排水濃度（生物密度）を検査し、型式承認と同じ排出濃度（生物密度）と比較して処理が適切に行われているかの確認が実施される。単一の基準を試験時と実海域に適用するこの考え方は、一見合理的に思える。しかしながら、排ガス濃度や水中濃度と異なり、生物密度で規定されている基準値は、厳密な性能基準に基づく試験で型式承認を得た製品及び装置が適切に運用されていた場合でも、実海域においては純粋に測定上の誤差から試験時の性能を担保できない可能性が非常に高い。このため、本調査において提案する総合的な付着生物管理システムでは、PSCにおいてAFCが適切に運用されているかを判断する際にチェックすべき事項として、①国際証書のチェック、②運用基準で別途定められた基準及び条件の記録簿上でのチェックという2つに限定できるように構築した。

次に、搭載基準を別途定めている最大の理由は、AFCS及びMGPSを搭載する事業主体が両者の製造業者と異なることを想定したためである。特に、AFCSは塗布の工程が適切でない場合、試験時の性能が十分に発揮できないことが想定される。また、異なった製造者が型式承認を取得したAFCSとMGPSの組み合わせで、最適となるAFSあるいは総合的な管理システムを構築することも考えられる。

以上のことから、AFSの製造者だけでなく、船舶への施工・搭載について造船所が果たす役割が大きいためと考え、搭載基準を別に定めることとした。型式承認の証書と、施工・搭載の証書を、船上に整備することが必要となる。

(2) 性能基準と搭載基準の考え方

ア) 国際的統一性

性能基準及び搭載基準は、海運界の混乱を避けるためにも、全世界で統一された基準を採用すべきであると考えられる。

イ) 防汚性能と化学的リスクの両立

性能基準は、付着防止性能と化学的環境リスクが許容範囲内にあるかどうかを判定する基準で構成される。付着防止性能を向上させた場合、同時に化学的環境リスクも大きくなる場合が想定される。よって、付着防止性能の向上と共に、化学的環境リスクが許容範囲内であることも、性能基準において要求する必要がある。

ウ) 船体部位別の構成

AFCS製品や各種装置を対象とする性能基準は、一般的に生物汚損（biofouling）が顕著なシーチェスト等の複雑部位と、比較的汚損レベルが低い外板について、それぞれ別に設定することとする。

「2章 国際的な規制の動向」で記載した、現在IMOで策定中の「外来水生生物の移動を最小とするための船体への生物付着の抑制及び管理に係わるガイドライン案」においても、船舶が付着防止システムを選択する場合には、船体部位別にそれら部位の特性が考慮されなければならないとしている。このため、同ガイドラインにおいて船体部位別に要求される付着防止性能が異なることが認識されていることも、本システムが性能基準を別に設定する大きな理由である。

また、生物移入負荷と化学的環境リスクを船舶全体で効率的に低減させることも重要であり、この場合も生物付着状況が異なる外板部とシーチェスト部には異なる要求性能を適用するのが適当である。つまり、装置の性能に基準を設けることで、外板と複雑部位のリスク評価を別に設定できることになり、AFCSにおいては後者の溶出速度を前者より大きく設定することが可能となる。

本調査における総合的な付着生物管理システムにおいては、このような認識に基づき、船体部位別に要求性能を変えることを考えた。

さらに、本調査で検討する総合的な付着生物管理システムでは、基準を満たすことを評価するための試験方法を全世界で一律のものとすると共に、性能基準に基づく運用基準の設定のための試験方法も、その評価結果が国際的に標準化されるように設定する。

(3) 運用基準と特別海域

基本的に、運用基準も設計基準及び搭載基準と同様に全世界共通で単一であることが望ましい。ただし、外来生物の侵入による既存の生態系への脅威や、化学的環境リスクによる在来生物への影響に対して非常に脆弱と考えられる海域に対しては、異なった運用基準が必要となる可能性が高い。ここで、考えている特別海域は、IMO において設定が認められている PSSA (Particularly sensitive sea area) のような航行制限海域ではなく、商船が日常的に利用する港湾の周辺にあって脆弱な海域あるいは生物多様性の観点から保護すべき海域 (Hot spot と呼ばれる) である。港湾の周辺海域が脆弱な海域であるかどうか、あるいはどの程度の距離までにこのような海域が存在した場合に特別海域とするのかという判断は、多くの場合主観的なものであり、それぞれの国の沿岸生態系に対する考え方や地元漁業者との関係で決定されると想定され、国際的な合意形成は困難である可能性が高い。

このような事態を避け、早期に生物移入負荷を全世界的に早期に低減させるためには、厳しい基準を求める国や地域に対して特別海域の設定及び同海域内での異なった運用基準を認めることが有効であるかもしれない。同時に、特別海域を設けない他の国や地域では、統一的な運用基準を定めて早期に開始する方が、生物移入負荷の低減や混乱回避のために適切であると考えられる。

仮に特別海域が設定されたとしても、船舶に導入された AFCS や MGPS は全世界で共通の性能基準及び搭載基準が適用されるべきであり、実際に異なる要件は AFCS や MGPS 装置の再導入(更新)の頻度、あるいは IWC 及びその代替措置の実施頻度だけである。

(4) 沖待ちに対する対策

港湾によっては、荷役の順番待ちのために、港湾周辺の海域に錨泊する沖待ちを行う場合がある。沖待ちは、港湾設備の荷役能力を超える海運需要によって発生する。すなわち、沖待ちが発生する港湾や対象となる船種は、世界経済の動向及び港湾設備のインフラ整備の状況により大きく変化し、将来における予測は困難である。荷主と海運の両者が予測不可能なこの問題に対して、もし、早期の IWC 実施が義務化された場合には、IWC に係る費用負担の問題が生じる。この沖待ちは、船体への生物付着量を増やすことが知られており、「6 章 生物移入リスク」の検討においても、沖待ちした場合のモデル計算で、沖待ちした国だけでなく、他国に対する生物移入リスクを増大させる結果となった。よって、沖待ちは基本的には可能な限り避けるべきである。長期の沖待ちの発生を防ぐためには、全ての IMO 加盟国が沖待ちによる生物移入リスク及び化学的リスクの増大を認識すると共に、沖待ちを避けるべき努力を不断に行うことが必要である。

7.2.3 総合的な管理システムの概要

(1) 管理システムを構成する要素技術

6 章までの検討で、総合的な付着生物管理システムを構成する要素技術として有効であると評価され取り上げた技術は、①付着防止性能を向上させた防汚塗料 (外板に適用される場合は AFCS であり、それ以外は MGPS)、②付着防止性能を向上させた海水電解装置、③付着防止技術で生物の付着を防ぎきれなかった場合の水中洗浄 (IWC) である。以下に要素別の技術の概要を述べる。

ア) 付着防止技術

① 付着防止性能を向上させた防汚塗料

現在の防汚塗料中、最も汎用的に使用されている自己研磨型防汚塗料については、防汚性能と化学リスクが相反することから、面積が広く比較的付着生物量が少ない外板用塗料（AFCS として位置づけられる）と、面積が狭く顕著な付着生物群集が形成されるシーチェスト用塗料（MGPS についてはとして位置づけられる）とでは、異なった性能を要求するとともに部位に対応したリスク管理を行うことが望ましいと考えられる。具体的には、船体部位での防汚塗料の使い分けを搭載基準で定めることにより、生物付着と化学的環境リスクの総合的なバランスが期待される。

シリコーン型 AFCS では、生態毒性を持つ活性物質の溶出がないことから、コスト、及び強度の課題がクリアできれば、同じ製品であっても AFCS、MGPS の両者への適用が考えられる。

② 付着防止性能を向上させた海水電解装置

海水電解装置は、元来冷却水系の内部配管への適用を想定して開発された装置である。その原理及び現在の使用方法から、シーチェストへの適用拡大が可能であると考えられる。具体的には、濃度や注入方法を工夫してシーチェスト全体の生物付着量を減らし、シーチェストに付着して移動する生物の移入負荷量を低減することである。同装置は、理論的には外板への適用も想定されるが、生成・使用される塩素化合物が大量となり、その生態毒性による化学的環境リスクが懸念されることになる。当面、搭載基準では海水電解装置の外板への適用を認めず、シーチェスト及び冷却水系内部配管等の閉区画の部位での適用に限定することが現実的である。

イ) 除去技術

「6 章 生物移入リスク」では、IWC の実施により船体に付着している生物の移入及び船体に付着し性成熟した個体からの産卵数を減らす効果があると結論している。しかし、IWC 実施によって付着生物が船体から剥離され、海域に放出される個体数が増加することは事実である。一方、IWC で剥離された生物からの産卵数は、IWC を実施しない場合に船体に付着している性成熟個体由来の産卵数よりも小さく、IWC の実施は未実施の場合に比べて付着している固体の産卵による生物移入負荷を低減すると評価された。

また本調査の化学的環境リスクの検討においては、IWC の実施によって化学的環境リスクが過剰に増加することはないと判断された。将来において、十分な回収効率で IWC による除去物質の回収を行えば、IWC 実施による化学的環境リスクの増加を最低限にすることが可能である。

なお、IWC を特定の国や地域（海域）のみが禁止し（特別海域）、その他の国で実施する場合、除去物質の回収を行わない IWC では、実施する国への生物移入負荷が増大することが、「6 章 生物移入リスク」において指摘された。このため、総合的かつ世界的な管理システムとしては、IWC 実施に伴う除去物質の十分な回収を伴う IWC が必要であると結論された。同時に、希少生物の保護、生物移入に脆弱な国や地域の事情を考慮することは、実効性のある管理システムとして必要であろう。

(2) 管理システムが要求する基準の概要

ア) 性能基準

性能基準は、船舶への技術の適用や、使用する装置の性能を定める基準である。性能基準は、生物付着効果、除去効果に関して要求される性能と、環境リスク判定基準を定めるものである (Figure 7.1-1、Table 7.2-1 参照)。また、性能基準が規定される製品、装置・技術は、船体の外板に適用される AFCS 製品、シーチェスト等の複雑部位に適用される MGPS の一つである海水電解装置、付着生物の除去を行う IWC 装置の 3 種とする。それ以外の技術は、現時点では管理システムの性能基準の対象には含めないこととする。Table 7.2-2 に、総合的な付着防止管理システムにおける性能基準 (案) を示す。また、Table 7.2-3、及び Table 7.2-4 には、性能基準が定める要求性能のランクを示す。

性能基準は、船舶への装置・技術の導入前に、世界的に共通の試験により評価され、一定の基準を満たす性能を有すことが必要となる。要求性能及び環境リスクに関する必要な試験と評価方法に関しては、事業者団体等が検討し設定するのが望ましいと考える。なお、最終化は MEPC/IMO 等で基準が設定された後になるが、国際的に法制化される前に自主規制制度を構築して開始することで、事前の開発が進み、強制的な規制の実施に寄与できることや、その内容が規制内容に反映されることにもつながり、全体として効率的かつ有効な規制実施に貢献すると考えられる。

対象とする装置や導入する技術の性能基準は、主管庁や主管庁が認める機関による型式承認を取得していなければならない。なお、海水電解装置をシーチェストに使用する場合には、その排出流量から想定される海域環境への影響を考慮すると、バラスト水管理条約と同様に第三者機関での審査と IMO による型式承認を受けることが適切であると考えられる。なお、IWC 装置による回収は、全ての IWC 装置に要求される性能基準とし、回収を行う対象は性成熟個体が確実に補修できる性能が求められる。

Table 7.2-1 船体部位別の適用技術

	船体外板	複雑部位 (シーチェスト等)
付着防止技術	AFCS 製品の適用	MGPS 装置の適用: 海水電解装置、射出装置、犠牲電極等 (例外: シーチェストにおける AFCS)
除去技術	船体外板に対する IWC の実施と除去物質の回収 入渠時の船体清掃	複雑部位に対する IWC の実施と除去物質の回収 例) 手作業による付着生物の除去と回収 プロペラポリッシング他

Table 7.2-2 総合的な付着生物管理システムにおける性能基準¹⁾ (案)

AFCS (外板に適用される装置及び技術)	MGPS (複雑部位に適用される装置及び技術)
<p>AFCS 製品 (防汚塗料): 付着防止技術</p> <p>1) 要求性能 要求性能は、ランク 1 及び 2 の 2 段階に分けられる²⁾。</p> <p>2) 環境リスク判定基準 バイオサイド型、シリコン型を問わず、IWC による塗膜の剥離を考慮した暴露シナリオによる leaching test を実施し、溶出物の同定と最大検出濃度を測定する。溶出物が検出されない場合、以降の試験は免除される。 溶出物が検出された場合、3 種の代表的な水生生物（藻類、甲殻類、魚類）による複合毒性試験を実施し、周辺の生態系へのリスクが許容できるレベルであることを確認すること。 例) 複合毒性試験において、全ての生物種の急性毒性試験の NOEC が [aa %] 希釈した試験液濃度以上であることを実験的に確認する。</p>	<p>MGPS 装置・技術 (海水電解装置、防汚塗料及びそれらの組み合わせを含む): 付着防止技術</p> <p>1) 要求性能 要求性能は、ランク 1 及び 2 の 2 段階に分けられる²⁾。</p> <p>2) 環境リスク判定基準 AFCS 製品に準ずる。ただし、暴露シナリオは、MGPS 用に構築する。</p>
<p>IWC 装置: 付着物除去装置³⁾</p> <p>1) 除去性能 Macro biofouling を完全に除去できる性能を有すること⁴⁾。</p> <p>2) 回収性能 現実的かつ利用可能な回収性能を有する装置を使用すること。また、回収ネットが保証する [bb mm] のサイズ以上の除去物質を確実に捕集可能な回収装置を使用する。</p> <p>3) 塗膜に対する影響評価⁵⁾ IWC 装置で付着物を除去する際、塗膜に対する影響（剥離される塗膜の量）を試験により評価する。単位面積かつ、IWC の適用時間当たり [cc μg/cm²/min] 以上の量の塗膜の剥離を生じてはならない。</p>	

Table 7.2-3 AFCS 製品に対する要求性能 (案)

要求性能区分	要求性能
ランク 1	自然海水中に浸水する対照区の下塗り（防食塗装）済み鋼板の表面に、被度で [A1%*] 以上の目に見える動植物が観察される時点で、同様に浸水した試験対象 AFCS 製品を塗布した試験板に macro biofouling が観察されない性能
ランク 2	自然海水中に浸水する対照区の下塗り（防食塗装）済み鋼板の表面に、被度で [A2%*] 以上の目に見える動植物が観察される時点で、同様に浸水した試験対象 AFCS 製品を塗布した試験板に macro biofouling が観察されない性能

*ここで、ランク 1 が定める生物被度はランク 2 が定める生物被度よりも小さい数字となる。

¹⁾ 性能基準は、装置製造事業者があらかじめ型式承認を受ける。

²⁾ 各ランクは Table 7.2-3、Table 7.2-4 参照。

³⁾ バイオサイド型 AFCS を想定した性能基準である。シリコン型の場合、別の試験及び評価基準を設定する必要がある。

⁴⁾ 性能基準の型式承認のための試験では、artificial な標準 macro biofouling の試験板の使用が必要となる。

⁵⁾ IWC による塗膜への影響試験結果の評価基準は、IMO が AFCS 製品中の活性物質毎に別途定める。

Table 7.2-4 海水電解装置に対する要求性能（案）

要求性能区分	要求性能
ランク 1	自然海水中に浸水する対照区の下塗り（防食塗装）済み鋼板の表面に、被度で [M1%*] 以上の目に見える動植物が観察される時点で、対照区の下塗り（防食塗装）済み鋼板を浸水した同一場所の海水を連続取水して、装置通過（処理）後に設置した下塗り（防食塗装）済み鋼板に macro biofouling が観察されない性能
ランク 2	自然海水中に浸水する対照区の下塗り（防食塗装）済み鋼板の表面に、被度で [M2%*] 以上の目に見える動植物が観察される時点で、対照区の下塗り（防食塗装）済み鋼板を浸水した同一場所の海水を連続取水して、装置通過（処理）後に設置した下塗り（防食塗装）済み鋼板に macro biofouling が観察されない性能

*ここで、ランク 1 が定める生物被度はランク 2 が定める生物被度よりも小さい数字となる。

上記の 2 つのランクを設ける理由は、生物の付着がシーチェストで多く、内部配管では少ないことが知られており、付着生物が多いシーチェストには高い付着防止性能が必要になるためである。なお、強制規制が開始された場合、開始以前に使用した製品が要求性能ランク 1 及び 2 であることが証明されている場合には、その証明を以て型式承認されるものとする。

シーチェストへの適用を目的とする装置に関しては、防止性能及び活性物質の組成や量とは無関係に全ての AFCS 製品に組み合わせることが想定される装置と、特定の AFCS 製品と組み合わせることが想定される装置で要求性能を変える必要があると考えられる。

全ての AFCS との組み合わせを想定する海水電解装置に関しては、海水の装置通過（処理）後の試験板でも対照区と同じ下塗り（防食塗装）済み鋼板を用いて生物付着がないことの確認を求めることとする。特定の AFCS 製品と組み合わせる場合には、対照区の下塗り済み鋼板と、特定する AFCS 製品を塗布した試験板の試験で実施する。全ての AFCS 製品と組み合わせることができる前者の海水電解装置には、より高い付着防止性能が要求されることになる。

なお、性能試験方法及び試験結果である被度（[%]で表示）に関しては、事業者団体等が検討して設定することが望ましいと考える。

付着生物除去のための IWC は、少なくとも macro biofouling を除去できる性能でなければならない。同時に、AFCS の塗膜表面を可能な限り傷つけない（塗膜の剥離が少ない）装置である必要がある。さらに、除去物質の回収が十分に実施可能な要求性能が求められる。IWC で除去した物質の回収は、生物移入と化学的環境リスクの低減のためには非常に重要である。このため、性能基準では、IWC 装置が保証する回収が十分に自分に実施可能な性能が要求される。

性能基準が要求する化学的環境リスクについては、AFCS 製品、海水電解装置及び IWC による化学的環境リスク評価を実施し、各装置・技術について船舶への導入前に型式承認される。化学的環境リスク評価は、一般的な PEC/PNEC 比により実施されるが、PEC 算出のための暴露シナリオは、想定されるワーストケースに基づくことが必要である。リスク評価のためには、AFCS 製品の場合は活性物質の溶出速度（leaching rate）の測定、活性物質及び船体表面からの溶出物による複合毒性試験（WET: Whole Effluent Toxicity）の実施が必要である。

適用される毒性試験を含む環境リスク評価方法は、IMO で設定される基準に基づき、装置・技術の開発、販売事業者の意見が取り入れられる方法で標準化する。なお、IMO で標準化される以前に、国際的な業界団体等で標準化作業が進められる方が望ましい。

なお、IWC による化学的環境リスクについては、性能基準を満たした IWC 装置によって、運用基準が定める基準（観察や IWC 実施頻度）が遵守される場合、事業者による型式承認の対象とはならない。

イ) 搭載基準

Table 7.2-5 に搭載基準（案）を示す。搭載基準とは、船舶建造時や建造後の入渠時に導入される付着防止及び除去のための装置や技術について、船体部位別に定めた基準である。搭載基準は、Table 7.2-1 に示された①外板と②シーチェスト等の複雑部位ごとに、使用すべき装置や技術が定められる。

Table 7.2-5 総合的な付着生物管理システムにおける搭載基準（案）

外板	外板以外の船体部位 ⁶⁾
付着防止技術 型式承認を受けた一定の性能基準（ランク）を有する AFCS 製品	付着防止技術 型式承認を受けた一定の性能基準（ランク）を有する MGPS 装置・技術及びそれらの組み合わせ
付着物除去装置 型式承認を受けた一定の性能基準（ランク）を有する IWC 装置・技術及びそれらの組み合わせ	

ウ) 運用基準

Table 7.2-6 に、運用基準（案）を示す。運用基準とは、船舶への新たな船体付着管理システム（AFS）の導入後において、船舶の生物付着状況の観察、観察結果を受けた対応策及び沿岸国における監査（PSC）方法に対して適用される基準である。

適用される装置・機器については、一定の性能基準に適合すれば型式承認されることから、既に船舶に導入され稼働している AFCS 製品や各種装置そのものには運用基準は適用されない。製品及び装置そのものに適用されない理由は、前述のように、性能基準に対する船舶運航時の対応を不要として混乱を招かないようにするためである。なお、船舶の生物付着状況の観察に従事する潜水士には、その観察技能が適切であることを証明するライセンス制度を設ける必要がある。

AFCS に対する運用基準は、活性物質を含んだ自己研磨型 AFCS とシリコーン型 AFCS でその内容を変更する必要があると考えられる。要求性能のランクは共通とするが、海水電解装置との組み合わせや搭載基準が定める船体への適用部位に応じて、現実的、かつ過剰なコストの増加につながらない運用基準を設定すべきである。

運用基準には、macro biofouling の付着状況や、直前の入渠から次の船体表面の状態の観察までの期間、IWC 実施の期間や頻度等が含まれる。

また、やむを得ない理由により、沖待ちが発生した場合、沖待ちの日数に応じて、潜水士による観察の期間を PSC の判断で短縮するべきである。

なお、全世界での総合的な管理システムのためには、希少生物が生息する海域や、外来生物の移入について脆弱であると判断される国や海域に対しては、一般の海域とは異なる運用基準の適用を認める必要があるかもしれない。

本調査における付着生物の管理対象は macro biofouling であるが、今後の研究の進捗状況により、micro biofouling の段階においても管理の必要性が明らかとなるかもしれない。一方、現状において利用可能な装置・技術では micro biofouling の段階での適切な管理は困難である。将来において、船体への micro biofouling による外来生物の侵入の事実が明らかとなり、そのリスク管理対策が必要とされる場合、新たな装置・技術の開発や改良、運用基準の見直し等による micro biofouling に対する管理の方策を検討する必要があると考えられる。

⁶⁾ 部位毎の搭載基準は別途 IMO により指定。

Table 7.2-6 総合的な付着生物管理システムにおける運用基準（案）

運用基準の指標	Macro fouling が観察されない状態を維持すること。
潜水士による観察	直前の入渠後 1 年 ⁷⁾ 以内とする。 なお、AFCS 製品及び海水電解装置の両方がランク 1 と評価された製品が船体の同じ部位に導入されている船舶では、潜水士による観察の期間の延長が PSC により認められるものとする。
	Macro biofouling の観察に関するライセンスを受けた潜水士による、または IMO 加盟国が事前に承認した同等の方法により実施する。 ただし、出渠時期に係らず IWC 実施後 6 ヶ月以内は、潜水士による観察は必ずしも必要とされない。
付着物除去 ⁸⁾ (IWC 及びその他の装置・技術) 実施の判断基準	潜水士による観察、または何れかの方法で macro fouling が観察された場合、速やかに IWC を実施する。 または、何れかの方法で macro biofouling が観察され、自らの判断で速やかに IWC の実施が必要とされた場合に IWC による外板への付着物除去を実施する。なお、IWC の実施は macro biofouling が観察された海域に限定しない。外板以外の部位に対する運用基準は、別途 IMO が定める。
沿岸国による監査 (PSC: Port State Control)	管理記録簿の検証、すなわち、使用されている付着防止技術と装置の作動記録、観察記録及び IWC の実施記録の確認を以て行う。
沖待ちによる追加基準	やむを得ない理由により沖待ちが発生した場合、沖待ちの日数に応じて、潜水士による観察期間を PSC の判断により短縮する。

基本的に、性能基準、搭載基準、運用基準共に、その内容は全世界共通で単一であることが望ましい。ただし、生物侵入による在来の生態系への脅威や、化学的環境リスクによる在来生物への影響に対して非常に脆弱と考えられる海域に対しては、異なる運用基準の設定が必要となるかもしれない。例えば、そのような特別の海域においては、水中観察と IWC 実施の頻度について一般海域とは異なる運用基準が認められる。ただし、特別海域を指定するためには、一定の基準を満たすことを要件とし、IMO へ申請しその認可が必要である。

同時に、特別海域を設けない他の国や地域では、統一的な基準を定めて管理システムを早期に実行することが、生物移入負荷の低減や混乱回避のために適切であると考えられる。ただし、仮に特別海域が設定されたとしても、製品及び装置の性能基準及び搭載基準は他の一般海域と同じとする。一方、運用基準は、一般海域とは異なる基準を適用できるようにする。これにより、船舶に導入された AFCS や MGPS は全世界で共通の装置が利用可能となり、世界レベルで生物移入負荷を低減させながら、秩序ある海運を維持することができる。

なお、一般海域、特別海域共に、それぞれの海域では世界的に統一された運用基準とするべきである。

⁷⁾ ここでの 1 年は、暫定的な期間であり、AFCS 製品の性能向上その他の要因により、変更が想定される。

⁸⁾ ここでの運用基準は、外板に対する IWC による付着物除去を対象とする。複雑部位に対する付着物除去の運用基準は、部位別に別途設定する必要がある。

7.3 総合的な付着生物管理システムの課題

課題として重要なものは、付着防止及び除去システム毎の要求性能の評価のための試験方法及び環境リスクの評価方法と基準に関するものである。これらは、現在世界的にも統一されていないか、あるいはメーカー独自で実施されているのが現状である。この他、除去物質の回収機能を備えた IWC 装置の普及と IWC 事業者数そのもの充実も課題として挙げられ、将来的にこれらの課題の解決が望まれる。

最後に、総合的な付着生物管理システムの課題について調査、検討を行い、明らかとなった主な課題について、Table 7.3-1 に再整理して示す。

Table 7.3-1 総合的な付着生物管理システムの課題

章番号及び章題	主な課題
第1章 外来海生生物による生物汚損と船体付着生物	<ul style="list-style-type: none"> 生物の移出入から侵入へと至るメカニズム、及び生物侵入の阻害要因等については、十分に明らかとはなっていない。さらに、管理上の目安となる移入生物（産卵）数と侵入リスクの定量的な相関については、これからの課題である。特に、海藻類の配偶体及び発芽体を通じた移入のメカニズムについては、その実態把握と定量的なリスク評価が必要である。 上記の理由から、現状においては、付着生物よりも技術的な観点から管理のポイントを構築する必要がある。
第2章 国際海事機関（IMO）における外来生物の侵入を防止するための議論の動向	<ul style="list-style-type: none"> ガイドラインレベルによる自主的な取り組み、または条約による拘束力を伴う管理システムの早急な実施が不可欠である。このため、IMO 加盟国のさらなる協力と、実効性のある活動が望まれる。
第3章 付着防止を目的とした AFS の装置・技術の現状と将来の改良の可能性	<ul style="list-style-type: none"> 化学的環境リスクの懸念が少なく、かつ付着防止性能を向上させた AFCS 製品の開発・利用が望まれる。 公平かつ透明性がある付着防止性能、化学的環境リスクの評価のため、より実環境での条件を反映させた標準試験法の開発が必要である。 付着防止、及び除去技術や装置の低コスト化が望まれる。
第4章 付着生物の除去を目的とした AFS の装置・技術の現状と将来の改良の可能性	<ul style="list-style-type: none"> IWC による付着物質の除去は、化学的環境リスクの増加を招くことから、可能な限り細かいサイズの除去物質の回収が望まれる。 AFCS 製品の付着防止性能の維持と、化学的環境リスクの観点から、IWC 実施時の塗膜への影響（塗膜の剥離や、塗膜表面への傷の生成）が少ない装置の開発と適用が必要である。
第5章 化学的環境リスク	<p>より現実的、かつ正確な環境リスク評価のためには、暴露シナリオの見直しに必要となる以下の正確な情報が必要である。</p> <ul style="list-style-type: none"> AFCS からの活性物質の leaching rate 活性物質の環境中での化学構造の変化と環境運命 複合毒性（WET 試験）による有害性の評価
第6章 生物移入リスク	<ul style="list-style-type: none"> 生物移入リスク低減には、AFCS 製品の性能向上が重要であるが、広く利用されるためには AFCS 製品の低コスト化と、周辺海域への生態影響を考慮することが不可欠である。 IWC 実施は、世界的に一定の基準で運用できれば生物移入リスクの低減に繋がるが、特定国でのみ禁止する場合、IWC 実施国では生物移入リスクが増加する可能性がある。 沖待ちが発生する場合、生物移入リスクが大きく増加することから、何らかの方策により沖待ちを防ぐ必要がある。
第7章 外来生物の船体付着総合管理と運用	<ul style="list-style-type: none"> 全ての利害関係者が、生物移入リスクの脅威を認識し、早急な対策のための総合的な管理システムの構築と運用が望まれる。

資料編

参 考 資 料

- 参考資料-1 回収網のろ過特性試験
- 参考資料-2 MAM-PEC モデルによる PEC 推定のための港湾レイアウト
- 参考資料-3 本調査の対象とした防汚塗料中の活性物質の PEC、PNEC、PEC/PNEC に関する情報
- 参考資料-4 亜酸化銅、亜鉛ピリチオン、銅ピリチオン、トリブチルスズの毒性データ
- 参考資料-5 海水電解装置の使用によって排出される塩素化合物及び副生成物の毒性データ
- 参考資料-6 生物移入リスクの計算式と計算結果

参考資料-1 回収網のろ過特性試験

目 次

はじめに	参-1-2
1. 実験材料.....	参-1-2
1.1 回収網	参-1-2
1.2 ガラスビーズ	参-1-3
2. 実験方法と結果.....	参-1-3
2.1 ガラスビーズの粒子サイズ組成の測定	参-1-3
2.2 ろ過特性試験	参-1-4

はじめに

参考資料-1 では、報告書「第4章 付着生物の除去を目的とした AFS の装置・技術の現状と将来の改良の可能性」、「4.3.2 船体外板に対する IWC 装置の改良の可能性」における検討内容の一つとして実施した「回収網のサイズによる剥離片のろ過特性試験」の実験材料、実験方法と結果について以下に記述する。

1. 実験材料

1.1 回収網

Figure 1 に、外板用 IWC 装置に装着される回収網の外観写真を示した。

回収網は、外側（緑）と内側（白）の2重構造になっている。素材は、両方ともナイロン製であるが、繊維は内側で細く外側で太い。繊維の編み方も異なり、内側は細かく編み込まれているため開口径は小さいがソフトで膨張しやすい構造である。一方、外側は開口径が内側よりも大きいものの強固に編み込まれており、水圧がかかっても膨張しない構造である。

なお、製作メーカーの仕様によれば 0.5 mm 以上の粒子の捕集が可能とされている。

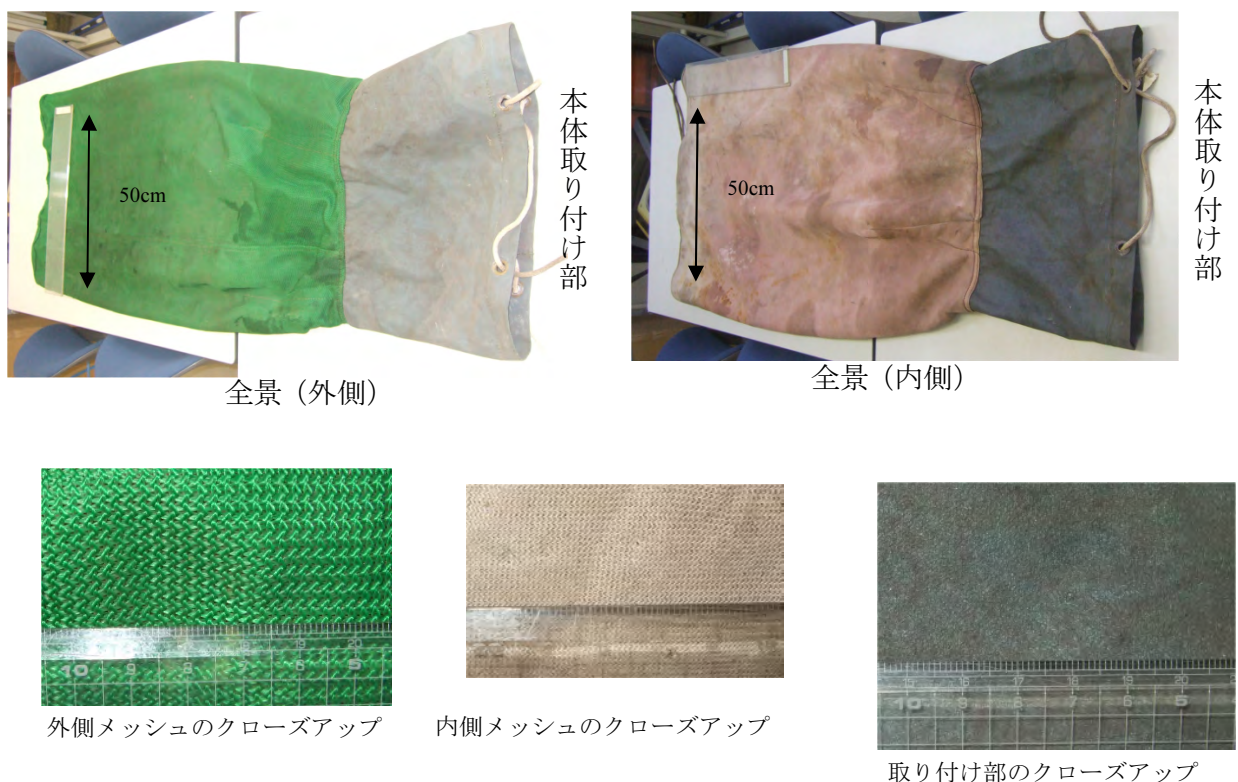


Figure 1 外板用 IWC 装置現況回収網

1.2 ガラスビーズ

回収網のろ過特性試験に使用した粒子は、材質がソーダガラスで、密度 2.5 g/cm^3 の下記 4 種類のアズワン社製球形ガラスビーズを使用した。なお、メーカーの設定サイズでは、 $0.25 \sim 0.35 \text{ mm}$ 、 $0.125 \sim 0.177 \text{ mm}$ の粒子が存在していないことになる。

- ・ No.6 ガラスビーズ： $0.50 \sim 0.71 \text{ mm}$
- ・ No.4 ガラスビーズ： $0.35 \sim 0.50 \text{ mm}$
- ・ No.2 ガラスビーズ： $0.177 \sim 0.25 \text{ mm}$
- ・ No.1 ガラスビーズ： $0.105 \sim 0.125 \text{ mm}$

2. 実験方法と結果

2.1 ガラスビーズの粒子サイズ組成の測定

事前に 4 種類のガラスビーズの粒子サイズ組成（重量比）を、後述するメッシュを用いて実測した。Table 1 には、組成比率を示した。4 種類のガラスビーズの $0.250 \sim 0.420 \text{ mm}$ サイズ区分中の詳細な組成比率を開口径 0.025 mm 、 0.300 mm 、 0.355 mm および 0.420 mm のメッシュを用いて確認した。Table 2 には、その組成比率を示した。

その結果、Table 1 の組成比率において $0.250 \sim 0.420 \text{ mm}$ の区分が比較的多く含まれている No.4 および No.6 のガラスビーズの主体は、80 %以上を占める $0.355 \sim 0.420 \text{ mm}$ のサイズであった。なお、 $0.300 \sim 0.355 \text{ mm}$ 区分の組成比は、No.4 が 2.07 %、No.6 が 14.83 %であった。例えば No.4 のガラスビーズの場合、 100 g のうち 43.56 %が $0.250 \sim 0.420 \text{ mm}$ の区分で、そのうち 2.07 %が $0.300 \sim 0.355 \text{ mm}$ の区分となる。すなわち、計算上では 0.90 g の粒子が存在していることになる。同様に、No.6 のガラスビーズの場合では、 1.13 g が存在する。よって、No.4 および No.6 のガラスビーズを各 100 g 試験に使用した場合には、 $0.300 \sim 0.355 \text{ mm}$ の区分の粒子は合計で約 2 g が含まれていることになる。

$0.250 \sim 0.300 \text{ mm}$ 区分の組成比は、No.4 が 0.13 %、No.6 が 1.42 %であった。No.4 および No.6 のガラスビーズを各 100 g 試験に使用した場合には、含まれるこのサイズ区分の重量は、約 0.16 g にしかならない。No.2 のガラスビーズに関しては、 $0.250 \sim 0.420 \text{ mm}$ の区分のうち、97.87 %とほとんどが $0.250 \sim 0.300 \text{ mm}$ の区分である。ただし、全サイズに対する $0.250 \sim 0.420 \text{ mm}$ の比率は 0.39 %と小さいため（Table 1）、No.2 のガラスビーズを 100 g 使用した場合に含まれる重量は約 0.4 g に留まる。

Table 1 ガラスビーズの実測粒子サイズ組成(重量比)

粒子サイズ区分 (mm)	重量比 (%)			
	No.6	No.4	No.2	No.1
>0.840	0.00	0.00	0.00	0.00
0.500~0.840	80.46	3.16	0.00	0.00
0.420~0.500	11.92	53.28	0.00	0.00
0.250~0.420	7.62	43.56	0.39	0.00
0.125~0.250	0.00	0.00	84.33	3.86
<0.125	0.00	0.00	15.28	96.14

Table 2 ガラスビーズの 0.250 ～ 0.420 mm サイズ区分中の実測粒子サイズ組成(重量比)

粒子サイズ区分 (mm)	重量比 (%)			
	No.6	No.4	No.2	No.1
0.355-0.420	83.75	97.80	0.00	—
0.300-0.355	14.83	2.07	2.13	—
0.250-0.300	1.42	0.13	97.87	—

注；No.1 のガラスビーズは粒径 0.250 mm 未満であるため計測対象外とした。

次に実測した粒子組成を用いて、評価の主対象サイズである 0.125～0.250 mm、0.250～0.420 mm、0.420 ～0.500 mm、0.500～0.840 mm の各区分で、100 g 以上になるように、Table 3 に示す各ガラスビーズの試験使用(投入)重量を測取した。計算上では、0.250～0.300 mm の区分は 0.83 g、0.300～0.355mm の区分は 5.87 g、および 0.355～0.420 mm の区分は 183.71 g が含まれていることになる。

Table 3 粒子(ガラスビーズ)の使用(投入)重量

ガラスビーズ測取量 (g)	
No.6	200.61
No.4	401.19
No.2	105.38
No.1	100.23
合計	807.41

2.2 回収網のろ過特性試験

メッシュ開口部の大きさの違いによるろ過特性は、以下の方法で評価した。

初めに、回収網を内側網が上面になるように使用粒子の最大サイズの約 3 倍の開口径 2 mm の土質試験用標準フルイに固定した。次に、測取した粒子を混合状態で回収網上に静置、回収網上に静置した粒子に蒸留水 2 L を約 5 秒間流水した。流水終了後、5 分間放置し、回収網上に残存した粒子は網を裏返して蒸留水で清掃して回収した。回収網を通過した粒子は、使用粒子の最小サイズの約 1/2 の開口径 53 μm のフルイで回収した。回収網上に残存した粒子(回収粒子)および回収網を通過した粒子(通過粒子)は乾燥させた後、下記の開口径サイズの土質試験用フルイでフルイ分けし、それぞれの重量を測定した。

フルイ分けに使用したメッシュの開口径は、0.50 mm、0.42 mm、0.25 mm、0.125 mm の 4 種類とした。各フルイ上の粒子重量から粒子サイズ別に回収網の回収率は、網上に残存した粒子重量、網を通過した粒子重量より算出した。

Table 4 にろ過特性試験の結果を示した。

回収網による粒子のろ過特性について、0.420 mm 以上の粒子に関しては 100%の回収率であった。0.250～0.420 mm の粒子の回収率は次の通りであった。

- 0.250～0.300 mm : 推定されるこのサイズの重量は 0.83 g である。これに対して、0.250～0.420 mm 区分での通過量は 0.35 g (Table 4) である。通過した粒子は、0.250～0.420 mm の区分の中で小さい方の 0.250～0.300 mm の区分であると考えられる。よって、0.83 g のうち、0.35 g が回収されず通過したことになりこのサイズ区分の回収率は 42.16 %と計算された。
- 0.300～0.355 mm および 0.355～0.420 mm : 0.250～0.420 mm サイズ区分での通過量の 0.35 g は、

上記したように 0.250～0.300 mm の粒子であると考えられる。このため、0.300 mm 以上の粒子サイズは通過せずに 100 %回収されていると推定された。

以上の試験結果から、回収網のろ過特性は、0.420 mm 以上の粒子に関しては 100 %回収し、0.3 mm から 0.420 mm の粒子もほぼ全量を回収できると推定された。

Table 4 外板用 IWC 装置回収網のろ過特性

粒子サイズ区分 (mm)	回収量 (g)	通過量 (g)	回収率 (%) : 回収量 / (回収量+通過量) ・100
>0.840	0.03	0.00	100.00
0.500～0.840	200.09	0.00	100.00
0.420～0.500	265.23	0.00	100.00
0.250～0.420	134.87	0.35	99.74
0.125～0.250	0.00	127.59	0.00
<0.125	0.00	75.99	0.00
合計	600.22	203.93	

以上より、0.250～0.420 mm のサイズ区分のうち、0.3 mm から 0.420 mm の粒子は 100 %、0.250～0.300 mm は 42.16 %の回収率と計算された。

参考資料-2 MAM-PEC モデルによる PEC 推定のための港湾レイアウト

(1) 横浜港

港内範囲：5,400 x 2,200 m (点線の範囲) 港外影響範囲：1,000 x 1,000 m (実線の範囲)



(港湾図は横浜市港湾局ホームページより引用)

(2) ロッテルダム港

港内範囲：20,000 x 2,000 m (点線の範囲) 港外影響範囲：2,000 x 2,000 m (実線の範囲)



(港湾図は Port of Rotterdam ホームページより引用)

**参考資料-3 本調査の対象とした防汚塗料中の活性物質の
PEC、PNEC、及び PEC/PNEC に関する情報**

Table 1 防汚塗料中の活性物質の予測環境中濃度 (PEC)

CAS 番号	名称	港湾内 PEC 最大値 (ng/L)	
		横浜港	ロッテルダム港
137-26-8	メチルジラム	41.7	74.1
137-30-4	ジラム	70.3	113
330-54-1	ジウロン	263	163
731-27-1	トリフルアニド	37.9	76.8
971-66-4	PK	40.4	81.2
1085-98-9	ジクロフルアニド	15.0	29.3
1111-67-7	チオシアン酸第一銅	2,150	688
	(溶存態全銅として)	1,470	422
1634-02-2	ブチルチラム	14.3	7.48
1897-45-6	クロロタロニル	139	185
12122-67-7	ジネブ	116	69.8
13108-52-6	Densil S-100	420	199
13167-25-4	IT354	549	261
28159-98-0	イルガロール	1,350	796
64359-81-5	Sea-nine 211	72.2	108

Table 2 防汚塗料中の活性物質の予測無影響濃度 (PNEC)

CAS 番号	名称	最小毒性値 (ng/L)	アセスメント 係数	PNEC (ng/L)
137-26-8	メチルジラム	300	500	0.60
137-30-4	ジラム	1,800	500	3.6
330-54-1	ジウロン	1,300	50	26
731-27-1	トリフルアニド	16,000	500	32
971-66-4	PK	2,200	1,000	2.2
1085-98-9	ジクロフルアニド	2,700	100	27
1111-67-7	チオシアン酸第一銅	-	-	-
	(溶存態全銅として)	5,200	2	2,600
1634-02-2	ブチルチラム	560,000	10,000	56
1897-45-6	クロロタロニル	60	10	6.0
12122-67-7	ジネブ	32,000	500	64
13108-52-6	Densil S-100	No data	-	-
13167-25-4	IT354	49,000,000	10,000	4,900
28159-98-0	イルガロール	100	100	1.0
64359-81-5	Sea-nine 211	630	50	13

Table 3 防汚塗料中の活性物質の PEC/PNEC 比

CAS 番号	名称	港湾内 PEC/PNEC	
		横浜港	ロッテルダム港
137-26-8	メチルジラム	70	124
137-30-4	ジラム	20	31
330-54-1	ジウロン	10	6.3
731-27-1	トリフルアニド	1.2	2.4
971-66-4	PK	18	37
1085-98-9	ジクロフルアニド	0.56	1.1
1111-67-7	チオシアン酸第一銅	-	-
	(溶存態全銅として)	0.57	0.16
1634-02-2	ブチルチラム	0.26	0.13
1897-45-6	クロロタロニル	23	31
12122-67-7	ジネブ	1.8	1.1
13108-52-6	Densil S-100	-	-
13167-25-4	IT354	0.11	< 0.1
28159-98-0	イルガロール	1,350	796
64359-81-5	Sea-nine 211	5.7	10

参考資料-4 亜酸化銅、亜鉛ピリチオン、銅ピリチオン、トリブチルスズの毒性データ

亜酸化銅 (CAS 1317-39-1)

毒性区分	(生息)	(分類)	生物種		(曝露期間)	エンドポイント*1		毒性値 (ug/L) (最小) - (最大)
			(学名)	(和名)		(影響指標)	(測定指標)	
急性	淡水	藻類	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	ムレミカズキモ	4 日間	EC50	POP/PGRT	60 - 710
			<i>Scenedesmus subspicatus</i>	(緑藻類)	4 日間	EC50	GRRT	65000
		甲殻	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	2 日間	EC50	IMBL	510
			<i>Daphnia similis</i>	タイリクミジンコ	2 日間	EC50	MOR	42
			<i>Danio rerio</i>	ゼブラフィッシュ	4 日間	LC50	MOR	75
	海水	軟体	<i>Biomphalaria glabrata</i>	(ヒラマキガイ科)	2 日間	LC50	MOR	179
		甲殻	<i>Americamysis bahia</i>	(アミ類)	4 日間	LC50	MOR	69.7
			<i>Balanus improvisus</i>	ヨーロッパフジツボ	4 日間	LC50	MOR	20
		魚類	<i>Cyprinodon variegatus</i>	シーブスヘッドミノ	4 日間	LC50	MOR	>173

亜鉛ピリチオン (CAS 13463-41-7)

毒性区分	(生息)	(分類)	生物種		(曝露期間)	エンドポイント*1		毒性値 (ug/L) (最小) - (最大)	
			(学名)	(和名)		(影響指標)	(測定指標)		
急性	淡水	藻類	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	ムレミカズキモ	5 日間	EC50	POP	28	
			<i>Chydorus sphaericus</i>	マルミジンコ	2 日間	LC50/EC50	MOR/IMBL	80 - 197	
		甲殻	<i>Cyprretta seurati</i>	マエスジカイミジンコ	2 日間	LC50	MOR	337	
			<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	2 日間	LC50/EC50	MOR/IMBL	3.6 - 75	
			<i>Ilyocypris dentifera</i>	(貝形虫類)	2 日間	LC50/EC50	MOR/IMBL	38 - 137	
		魚類	<i>Ictalurus punctatus</i>	アメリカナズ	4 日間	LC50	MOR	35	
			<i>Lepomis macrochirus</i>	ブルーギル	4 日間	LC50	MOR	21	
			<i>Notemigonus crysoleucas</i>	ゴールドテンシャイナー	4 日間	LC50	MOR	20	
			<i>Oncorhynchus mykiss</i>	ニジマス	4 日間	LC50	MOR	3.2	
			<i>Pimephales promelas</i>	ファットヘッドミノ	4 日間	LC50	MOR	2.6 - 40	
	<i>Salvelinus fontinalis</i>		カワマス	4 日間	LC50	MOR	8		
	海水		甲殻	<i>Americamysis bahia</i>	(アミ類)	4 日間	LC50	MOR	4.7
			<i>Mysidopsis bahia</i>	(アミ類)	2 日間	LC50	MOR	6.3	
		魚類	<i>Cyprinodon variegatus</i>	シーブスヘッドミノ	4 日間	LC50	MOR	400	
	慢性	淡水	軟体	<i>Crassostrea virginica</i>	アメリカガキ	2 - 4 日間	LC50/EC50	MOR/IMBL	22
			藻類	<i>Selenastrum capricornutum</i>	ムレミカズキモ	5 日間	NOEC	NR	7.8
			甲殻	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	2 - 21 日間	NOEC	REP/IMBL	1.1 - 2.7
			魚類	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	ニジマス	4 日間	NOEC	NR	1.6
				<i>Pimephales promelas</i>	ファットヘッドミノ	4 - 32 日間	NOEC	GRO/MOR	1.1 - 1.2
		海水	甲殻	<i>Americamysis bahia</i>	(アミ類)	50 日間	NOEC	REP/GRO	2.7 - 4.2
			<i>Mysidopsis bahia</i>	(アミ類)	2 日間	NOEC	MOR	1.6	
魚類			<i>Cyprinodon variegatus</i>	シーブスヘッドミノ	4 日間	NOEC	NR	200	
軟体			<i>Crassostrea virginica</i>	アメリカガキ	4 日間	NOEC	DEV	10	

銅ピリチオン (CAS 14915-37-8)

毒性区分	(生息)	(分類)	生物種		(曝露期間)	エンドポイント*1		毒性値 (ug/L) (最小) - (最大)	
			(学名)	(和名)		(影響指標)	(測定指標)		
急性	淡水	藻類	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	(緑藻類)	3 日間	EC50	GRO	21	
		甲殻	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	2 日間	EC50	IMBL	6.5	
		魚類	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	ニジマス	4 - 7 日間	LC50	MOR	2.9 - 7.6	
	海水	藻類	<i>Skeletonema costatum</i>	(珪藻類)	4 日間	EC50	GRO	0.8	
			<i>Tetraselmis tetrahele</i>	テトラセルミス	4 日間	EC50	GRO	11	
			<i>Artemia salina</i>	アルテミア	2 日間	LC50	MOR	290	
		甲殻	<i>Heptacarpus futilirostris</i>	アシナガモエビモドキ	4 日間	LC50	MOR	2.5	
			<i>Tigriopus japonicus</i>	シオダマリミジンコ	1 日間	LC50/EC50	MOR/IMBL	24 - 31	
			魚類	<i>Fundulus heteroclitus</i>	マミチヨグ	4 日間	LC50	MOR	7.7
		棘皮	<i>Pagrus major</i>	マダイ	4 日間	LC50	MOR	9.6	
			<i>Hemicentrotus pulcherrimus</i>	ハフンウニ	2 日間	EC50	DEV	4.3	
			<i>Pseudocentrotus depressus</i>	アカウニ	1 日間	LC50/EC50	MOR/IMBL	1.3 - 2.8	
	慢性	淡水	藻類	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	(緑藻類)	3 日間	NOEC	GRO	10
			甲殻	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	2 日間	NOEC	IMBL	3.5
			魚類	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	ニジマス	4 日間	NOEC	MOR	1.2
海水		魚類	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	ニジマス	28 日間	LC50	MOR	1.3	
		藻類	<i>Skeletonema costatum</i>	(珪藻類)	4 日間	NOEC	GRO	0.25 - 0.63	
			<i>Tetraselmis tetrahele</i>	テトラセルミス	4 日間	NOEC	GRO	4	
			棘皮	<i>Hemicentrotus pulcherrimus</i>	ハフンウニ	2 日間	NOEC	DEV	1

トリブチルスズ (CAS 56-35-9 : ビス (トリブチルスズ) = オキシド)¹

毒性区分	(生息)	(分類)	生物種		(曝露期間)	エンドポイント*1		毒性値 (ug/L) (最小) - (最大)	
			(学名)	(和名)		(影響指標)	(測定指標)		
急性	淡水	藻類	<i>Ankistrodesmus falcatus acicul</i>	(緑藻類)	8 日間	EC50	GRO	5	
			<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	(緑藻類)	4 日間	EC50	GRO	42	
			<i>Scenedesmus pannonicus</i>	(緑藻類)	4 日間	EC50	GRO	64	
			<i>Scenedesmus quadricauda</i>	(緑藻類)	12 日間	EC50	POP/GRRT	0.016 - 2	
			<i>Scenedesmus subspicatus</i>	(緑藻類)	2 日間	EC50	BMAS	60	
			甲殻	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	2 - 20 日間	EC50/LC50	MOR/REP	1.67 - 70
				魚類	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	イトヨ	4 日間	LC50	MOR
			<i>Ictalurus punctatus</i>		アメリカナマズ	4 日間	LC50	MOR	12
			<i>Lepomis macrochirus</i>		ブルーギル	4 日間	LC50	MOR	7.6 - 240
			<i>Leuciscus idus</i>		(コイ科)	2 日間	LC50	MOR	50
		<i>Oncorhynchus mykiss</i>	ニジマス		1 - 4 日間	LC50	MOR	1 - 32000	
		<i>Oryzias latipes</i>	メダカ		21 日間	LC50	MOR	13	
		<i>Pimephales promelas</i>	ファットヘッドミノ		4 日間	LC50	MOR	2.7	
		<i>Platichthys flesus</i>	(カレイ科)		14 日間	LC50	MOR	9.9 - 17.9	
		<i>Poecilia reticulata</i>	グッピー		1 - 91 日間	LC50	MOR	10 - 39	
		<i>Salvelinus namaycush</i>	レイクトラウト		4 日間	LC50	MOR	5.21	
		貝類	<i>Biomphalaria glabrata</i>	(ヒラマキガイ科の一種)	<1 - 14 日間	LC50/EC50	MOR/REP	0.1 - 5400	
			<i>Cipangopaludna malleata</i>	マルタニシ	2 日間	LC50	MOR	7500	
			<i>Corbicula manilensis</i>	(シジミ科)	1 日間	EC50	MOR	2100	
			<i>Elliptio complanata</i>	(イシガイ科)	4 日間	LC50	MOR	118000	
			<i>Indoplanorbis exustus</i>	インドヒラマキガイ	2 日間	LC50	MOR	7000	
			<i>Lymnaea stagnalis</i>	ヨーロッパモノアラガイ	4 - 33 日間	LC50/EC50	MOR/REP	0.38 - 42	
			<i>Physella acuta</i>	サカマキガイ	2 日間	LC50	MOR	4800	
<i>Semisulcospira libertina</i>	カワニナ		2 日間	LC50	MOR	5800			

毒性区分	(生息)	(分類)	生物種		(曝露期間)	エンドポイント*1		毒性値 (ug/L) (最小) - (最大)			
			(学名)	(和名)		(影響指標)	(測定指標)				
慢性	海水	藻類	<i>Bellerochea polymorpha</i>	(珪藻類)	2 日間	EC50	POP	340			
			<i>Dunaliella tertiolecta</i>	(緑藻類)	8 日間	EC50	GRO	4.53			
			<i>Macrocystis pyrifera</i>	ジャイアントケルブ	2 日間	EC50	GROL/REP	11 - 13.692			
			<i>Nitzschia sp.</i>	(珪藻類)	8 日間	EC50	GRO	1.19			
			<i>Phaeodactylum tricornutum</i>	(珪藻類)	3 日間	EC50	POP	0.83			
			<i>Porphyra yezoensis</i>	スサビノリ	6 日間	EC50	POP	4			
			<i>Skeletonema costatum</i>	(珪藻類)	3 日間	EC50	POP/GRO	0.33 - 330			
			<i>Thalassiosira guillardii</i>	(珪藻類)	3 日間	EC50	GRO	0.97			
			甲殻	<i>Acartia tonsa</i>	(カイアシ類)	4 - 6 日間	LC50	MOR	0.55 - 1		
				<i>Americamysis bahia</i>	(アミ類)	4 日間	LC50	MOR	3.2		
		<i>Balanus amphitrite</i>		タテジマフジツボ	1 日間	LC50	MOR	300			
		<i>Metamysidopsis elongata</i>		(アミ類)	6 日間	LC50	MOR	1			
		<i>Nitocra spinipes</i>		(ソコムジンコ類)	4 日間	LC50	MOR	2			
		<i>Palaemonetes pugio</i>		(テナガエビ類)	4 日間	LC50	MOR	4.07 - 31.41			
		<i>Penaeus duorarum</i>		ピンクシュリンプ	4 日間	LC50	MOR	11			
		<i>Penaeus japonicus</i>		クルマエビ	1 - 4 日間	LC50	MOR	5.3 - 370			
		<i>Rhithropanopeus harrisi</i>		ミナトオオギガニ	12 日間	LC50	MOR	4.6			
		<i>Uca pugilator</i>		(シオマネキ類)	2 日間	LC50	MOR	7300			
		魚類	<i>Alburnus alburnus</i>	カワムツ	4 日間	LC50	MOR	15			
			<i>Citharichthys stigmaeus</i>	(メダマビラメ属)	14 日間	LC50	MOR	7			
			<i>Cyprinodon variegatus</i>	シーブスヘッドミノ	4 - 21 日間	LC50	MOR	1.7 - 16			
			<i>Fundulus heteroclitus</i>	マミチヨグ	4 日間	LC50	MOR	17.2 - 24			
			<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	チヌークサーモン	4 日間	LC50	MOR	1.5			
			貝類	<i>Crassostrea gigas</i>	マガキ	1 - 2 日間	LC50/EC50	MOR/DVP	3 - 35		
				<i>Crassostrea virginica</i>	アメリカガキ	2 - 4 日間	LC50/EC50	MOR/DVP	0.9 - >560,000		
				<i>Mercenaria mercenaria</i>	ホンビノスガイ	2 - 25 日間	LC50	MOR	1 - 7.5		
				<i>Mytilopsis sallei</i>	イガイダマシ	4 - 28 日間	LC50	MOR	13 - 53		
				<i>Mytilus edulis</i>	ムラサキイガイ	10 日間	LC50	MOR	8		
		<i>Nassarius obsoletus</i>		(ムシロガイ科)	64 日間	LC50	MOR	7.5			
		<i>Nucella lapillus</i>		ヨーロッパチヂミボラ	4 日間	LC50	MOR	72.74			
		<i>Perna viridis</i>		ミドリイガイ	4 - 28 日間	LC50	MOR	0.28 - 4.8			
		<i>Protothaca staminea</i>		(二枚貝)	13 日間	LC50	MOR	110			
		<i>Saccostrea cucullata</i>		(カキ類)	4 - 28 日間	LC50	MOR	10 - 25			
		<i>Scrobicularia plana</i>	サギガイモドキ	2 - 30 日間	LC50/EC50	MOR/GRO	<0.178 - 1.3				
		棘皮	<i>Dendaster excentricus</i>	(カシバン類)	1.3 時間	EC50	FERZ	0.465			
			<i>Neanthes arenaceodentata</i>	(ゴカイ類)	4 日間	LC50	MOR	7 - 20			
		慢性	淡水	藻類	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	(緑藻類)	12 日間	(LOEC)	POP	1	
					甲殻	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	21 日間	NOEC	REP	0.16
				魚類		<i>Oncorhynchus mykiss</i>	ニジマス	21 日間	(LOEC)	GRO	0.41
					<i>Poecilia reticulata</i>	グッピー	91 日間	NOEC	GRO	0.32	
				海水	藻類	<i>Macrocystis pyrifera</i>	ジャイアントケルブ	2 日間	NOEC	REP/GROL	2.337 - 5.6
						甲殻	<i>Acartia tonsa</i>	(カイアシ類)	5 日間	(LOEC)	REP
					<i>Balanus amphitrite</i>		タテジマフジツボ	28 日間	(LC0)	MOR	0.56
<i>Homarus americanus</i>	アメリカンロブスター				24 日間	(LC0)	MOR	20			
魚類	<i>Cyprinodon variegatus</i>				シーブスヘッドミノ	163 日間	(NOEC)	REP	0.41		
	貝類				<i>Crassostrea gigas</i>	マガキ	1 - 28 日間	NOEC/LOEC	DVP/GRO	0.005 - 1.8	
<i>Mytilus edulis</i>			ムラサキイガイ		22 日間	(NOEC)	GRO	0.1			
<i>Nassarius obsoletus</i>			(ムシロガイ科)		64 日間	EC10	GRO	4.5			
<i>Nucella lapillus</i>			ヨーロッパチヂミボラ		5 - 365 日間	NOEC/LOEC	IMPS/GROL/MOR	0.0027 - 0.108			
<i>Saccostrea commercialis</i>			(カキ類)		28 日間	(LOEC)	GRO	0.005			
<i>Scrobicularia plana</i>			サギガイモドキ		2 - 30 日間	NOEC/LOEC	HTCH/GRO	0.069 - 0.05			
棘皮			<i>Dendaster excentricus</i>		(カシバン類)	1.3 時間	NOEC	FERZ	0.21		
環形	<i>Hydroides elegans</i>		カサネカンザンゴカイ		28 日間	(LC0)	MOR	0.56			

¹ トリブチルスズ (TBT) は、(n-C₄H₉)₃Sn-X の化学式を有する化合物の一般名であり固有の CAS 番号は存在しない。ここでは、水中での TBT の主な存在形態の一つであるビス (トリブチルスズ) = オキシドの CAS 番号を記載した。

*1:エンドポイントの略号

BMAS	Biomass: 生物量	HTCH	Hatchability: 孵化率	POP	Population Abundance: 個体群の変化
DVP	Development: 発達	IMBL	Immobility: 遊泳阻害	PGRT	Population Growth Rate: 個体群の生長速度
GRO	Growth (General): 成長・生長	MATR	Maturity: 性成熟	SMP	Symptoms: 毒性症状
GROL	Growth (Length): 成長(体長)	MFM	Malformation: 奇形	SURV	Survival: 生残率
GROW	Growth (Weight): 成長(体重)	MOR	Mortality: 死亡率	FERZ	Fertilization: 受精率
GRRT	Growth rate: 生長速度	REP	Reproduction: 再生産	IMPS	Imposex (intersex): インポセックス、間性

参考資料-5 海水電解装置の使用によって排出される
塩素化合物及び副生成物の毒性データ

(1) 塩素化合物（次亜塩素酸ナトリウム）(CAS 7681-52-9)

Acute/ Chronic	Living category		Endpoint			Toxicity value	
	Organism	Nomenclature or Common name	Exposure duration	Effect index	Effect measures	Value	Unit
Sea water							
Acute	Fish	<i>Oncorhynchus kisutch</i>	96-hr	LC50	mortality	32	µg TRO/l
Acute	Mollusks	<i>Morone saxatilis</i>	48-hr	EC50	eggs hatchability	26	µg TRC/l
Chronic	Fish	<i>Menidia peninsulae</i>	28-d	NOEC	fry survival	40	µg CPO/l
Chronic	Mollusks	<i>Crassostrea virginica</i>	15-d	NOEC		7	µg TRO/l
Chronic	Algae	natural marine phytoplankton communities	21-d	EC50		1-10	µgTRC/l
Fresh water							
Acute	Fish	<i>Salmo gairdneri</i>	96-hr	LC50	mortality	60	µg TRC/l
Acute	Crustaceans	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	24-hr	LC50	mortality	5	µg FAC/l
Chronic	Fish	channel catfish	134-d	NOEC	growth	5	µg TRC/l
Chronic	Algae		7-d	NOEC	biomass	3	µg TRC/l
Chronic	Algae		28-d	EC50	biomass	2.1	µg TRC/l

(2) ブロモホルム (CAS 75-25-2)

Acute/ Chronic	Living category		Endpoint			Toxicity value	
	Organism	Nomenclature or Common name	Exposure duration	Effect index	Effect measures	Value	Unit
Sea water							
Acute	Fish	<i>Cyprinodon variegatus</i>	96-hr	LC50	mortality	7.1	mg/L
Acute	Algae	<i>Skeletonema costatum</i>	96-hr	EC50	population	12.3	mg/L
Chronic	Fish	<i>Cyprinodon variegatus</i>	28-d	MATC		4.8	mg/L
Fresh water							
Acute	Fish	<i>Lepomis macrochirus</i>	96-hr	LC50	mortality	29	mg/L
Acute	Crustaceans	<i>Americamysis bahia</i>	96-hr	LC50	mortality	24.4	mg/L
Acute	Algae	<i>Pseudokircheneriella subcapitata</i>	96-hr	EC50	population	40.1	mg/L
Chronic	Algae	<i>Pseudokircheneriella subcapitata</i>	96-hr	NOEC	population	10	mg/L

(3) クロロホルム (CAS 67-66-3)

Acute/ Chronic	Living category		Endpoint			Toxicity value	
	Organism	Nomenclature or Common name	Exposure duration	Effect index	Effect measures	Value	Unit
Fresh water							
Acute	Fish	<i>Oncorhynchus chusmykiss</i>	96-hr	LC50	mortality	18	mg/L
Acute	Crustaceans	<i>Daphnia magna</i>	48-hr	LC50	mortality	29	mg/L
Acute	Algae	<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	72-hr	EC50	biomass	13.3	mg/L
Chronic	Fish	<i>Oryzias latipes</i>	6/9 months	NOEC	length, growth	1.463	mg/L
Chronic	Crustaceans	<i>Daphnia magna</i>	21-d	NOEC	reproduction	6.3	mg/L
Chronic	Algae	<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	72-hr	EC10	biomass	3.61	mg/L

(4) ジブロモクロロメタン (CAS 124-48-1)

Acute/ Chronic	Living category		Endpoint			Toxicity value	
	Organism	Nomenclature or Common name	Exposure duration	Effect index	Effect measures	Value	Unit
Fresh water							
Acute	Fish	<i>Oryzias latipes</i>	96-hr	LC50	mortality	79	mg/L
Acute	Crustaceans	<i>Daphnia magna</i>	48-hr	EC50	immobility	27	mg/L
Acute	Algae	<i>Pseudokircheneriella subcapitata</i>	72-hr	EC50	growth rate	9.6	mg/L
Chronic	Crustaceans	<i>Daphnia magna</i>	21-d	NOEC	reproduction	0.063	mg/L
Chronic	Algae	<i>Pseudokircheneriella subcapitata</i>	72-hr	NOEC	biomass	4.5	mg/L

(5) モノブロモ酢酸 (CAS 79-08-3)

Acute/ Chronic	Living category		Endpoint			Toxicity value	
	Organism	Nomenclature or Common name	Exposure duration	Effect index	Effect measures	Value	Unit
Fresh water							
Acute	Crustaceans	<i>Daphnia magna</i>	24-hr	EC50	immobility	65	mg/L
Acute	Algae	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	72-hr	EC50	growth rate	1.4	mg/L
Chronic	Crustaceans	<i>Daphnia magna</i>	21-d	NOEC	reproduction	1.6	mg/L

(6) ジブロモ酢酸 (CAS 631-64-1)

Acute/ Chronic	Living category		Endpoint			Toxicity value	
	Organism	Nomenclature or Common name	Exposure duration	Effect index	Effect measures	Value	Unit
Fresh water							
Acute	Fish	<i>Pimephales promelas</i>	96-hr	LC50	mortality	69	mg/L

(7) トリブロモ酢酸 (CAS 75-96-7)

調査した範囲でデータは得られていない。

(8) クロラミン (モノ) (CAS 10599-90-3)

Acute/ Chronic	Living category		Endpoint			Toxicity value	
	Organism	Nomenclature or Common name	Exposure duration	Effect index	Effect measures	Value	Unit
Sea water							
Acute	Fish	<i>Menidia menidia</i>	96-hr	LC50	mortality	0.040	mg/L
Acute	Algae	<i>Porphyra yezoensis</i>	10-d	EC50		0.014	mg/L
Acute	Mollusks	<i>Crassostrea virginica</i>	96-hr	LC50	mortality	0.001	mg/L
Fresh water							
Acute	Crustaceans	<i>Daphnia magna</i>	24-hr	LC50	mortality	0.011	mg/L

参考資料－6 生物移入リスクの計算式と計算結果

目 次

はじめに	参－6－2
1. 計算条件を変更したケースの計算式	参－6－2
1.1 防汚塗料の性能向上（ケース 4, 5）	参－6－2
1.1.1 防汚塗料改良後の幼生付着数	参－6－2
1.1.2 防汚塗料改良後の剥落率	参－6－3
1.1.3 高性能防汚塗料に新しい剥落効果を加味した生物の個体数	参－6－3
1.1.4 付着防止性能向上後に成熟する個体数	参－6－4
1.1.5 付着防止性能向上後の産卵数	参－6－4
1.2 水中清掃（IWC）の実施（ケース 6, 7, 8, 9）	参－6－5
1.2.1 IWCによって海域に放出され着底生存する個体数	参－6－5
1.2.2 着底後成熟する個体数	参－6－6
1.2.3 着底後成熟した個体からの産卵数	参－6－7
1.2.4 IWC実施後に新たに船舶に付着する個体数	参－6－7
1.2.5 IWC実施後に新たに付着する個体の剥落率	参－6－8
1.2.6 IWC実施後に新たに付着する個体数（剥落後）	参－6－8
1.2.7 IWC実施後に新たに付着し成熟する個体数	参－6－9
1.2.8 IWC実施後に新たに付着し成熟した個体からの産卵数	参－6－9
1.3 海水電解装置（MGPS 技術の一種）適用時（ケース 10, 11）	参－6－10
1.3.1 海水電解装置適用後の幼生付着数	参－6－10
1.3.2 海水電解装置適用後の剥落率	参－6－11
1.3.3 海水電解装置適用後の船体付着個体数	参－6－11
1.3.4 海水電解装置適用後に成熟する個体数	参－6－11
1.3.5 海水電解装置適用後に成熟する個体からの産卵数	参－6－11
1.4 運航条件を変更したケースの計算条件（ケース 12, 13）	参－6－13
1.4.1 沖待ちケースと個別パラメータ（B 国での沖待ち）	参－6－13
2. 生物移入リスクの計算結果	参－6－14
【計算ケースと収録図番号】	資－6－14

はじめに

報告書本文「第6章 生物移入リスク」中では、リスク計算モデルの概要およびモデル基本式については記述した。しかし、計算条件を変更して行った各計算ケースのそれぞれの計算式と計算結果については、冗長になるため本文中に記述していない。

このため、参考資料-6 に、本文中では詳細に記述しなかった各計算ケースの設定の変更点や変更した場合の計算式と計算結果を記述する。

1. 計算条件を変更したケースの計算式

1.1 防汚塗料の性能向上（ケース 4, 5）

防汚塗料の付着防止性能を改良した場合の変更点は、次の点である。

- ① 防汚塗料の付着防止性能を3年から5年に変更
- ② 出渠後の幼生の付着期間を、30日間（基本ケースと同じ）と90日間に変更
- ③ 出渠直後の剥落効果を50%から100%に向上
- ④ 出渠後3年経過後に0%になる剥落効果を5年経過後に0%と変更

Figure 1-1 には、高性能防汚塗料を使用した場合における初期幼生付着個数の変化、無塗装板の付着個数、基本ケースの場合の付着個数の時間変化を示した。

計算式は以下の通りである。

1.1.1 防汚塗料改良後の幼生付着数

$0 < d \leq 30$ (90) の場合

$$n_H = 0 \dots \dots \dots (1)$$

30 (90) $< d \leq 1825$ の場合

$$n_H = \alpha_{2(3)} \times d - y_{30H(90H)} \dots \dots \dots (2)$$

$d > 1825$ の場合

$$n_H = 4 \dots \dots \dots (3)$$

n_H : 高性能 AFCS 使用時の日あたり付着個体数(個体), α_2, α_3 : 高性能 AFCS 使用時の付着個体数増加率 [$\alpha_2=0.0022, \alpha_3=0.0023$], y_{30H}, y_{90H} : 高性能 AFCS 使用時に初期 30 日および 90 日間付着しないための条件値(y 切片値), d : 経過日数(日)

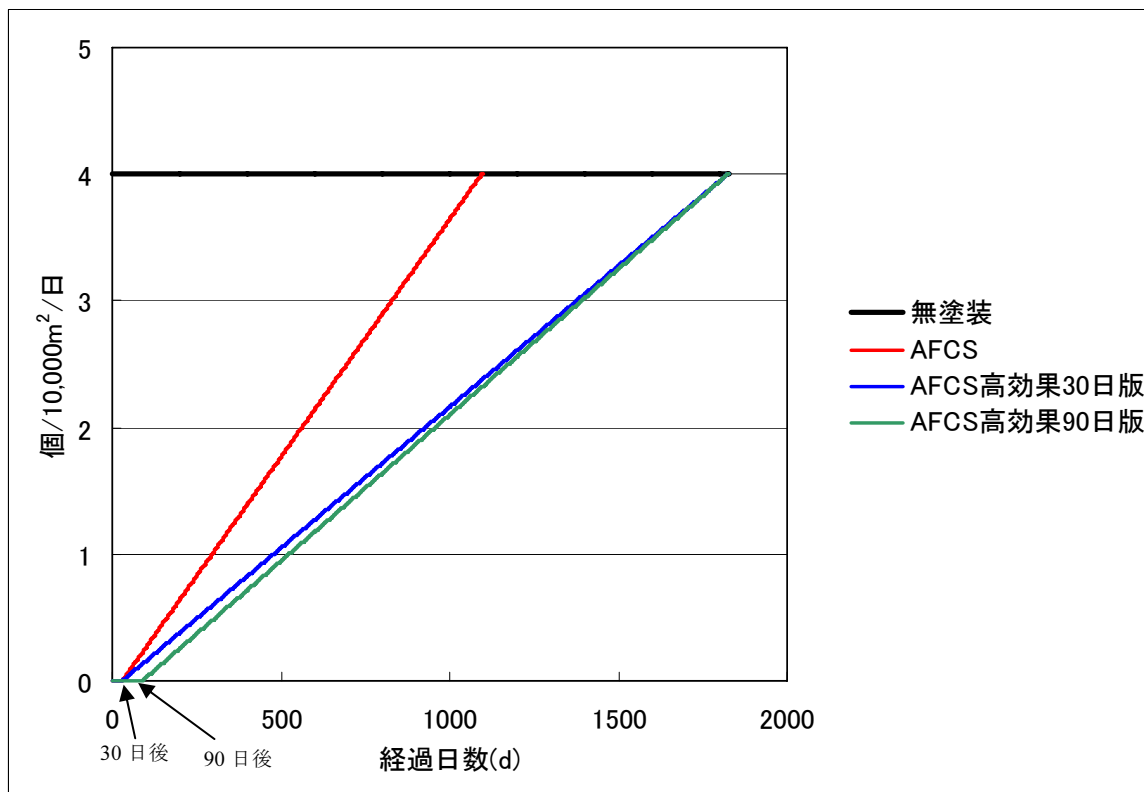


Figure 1-1 高性能防汚塗料を使用した場合の初期幼生付着個数の変化

1.1.2 防汚塗料改良後の剥落率

Figure 1-2 には、新しい剥落率の経時変化を示した。

剥落率は、次の式で表される。

30(90) < d ≤ 1825 の場合

$$f_{rateH} = f_{insH} - \beta_2 \times d \dots \dots \dots (4)$$

d > 1825 の場合

$$f_{rateH} = 0 \dots \dots \dots (5)$$

f_{rateH} : 高性能 AFCS 使用時の剥落率, β_2 : 高性能時の剥落減少率(初期剥落率 1.0/1825 日 = 0.00055/日), f_{insH} : 高性能 AFCS 使用時の初期剥落率(1), d : 経過日数(日)

1.1.3 高性能防汚塗料に新しい剥落効果を加味した生物の個体数

高性能防汚塗料に剥落効果を加味すると、船体に付着している生物の個体数は次式で表される。

0 < d ≤ 30(90) の場合

$$n_{fH} = 0 \dots \dots \dots (6)$$

30(90) < d ≤ 1825 の場合

$$n_{fH} = n - n \times f_{rateH} \dots \dots \dots (7)$$

d > 1095 の場合

$$n_{fH} = 4 \dots \dots \dots (8)$$

n_{fH} : 高性能防汚塗料塗布時の落下を考慮した当日付着個体数(個体/日), f_{rateH} : 高性能時の剥落率, n_H : 高性能防汚塗料塗布時の当日付着個体数(個体/日)

1.1.4 付着防止性能向上後に成熟する個体数

付着防止性能向上後の成熟個体数は、次の式で表される。

経過日数 m 日における成熟個体数

$$n_{matuH} = \sum_{d=1}^{d=m} (\alpha_{2,(3)} \times d - y_{30H,(90H)}) - \sum_{d=m-200}^{d=m} (\alpha_{2,(3)} \times d - y_{30H,(90H)}) \dots\dots\dots (9)$$

但し、 $0 < d \leq 1825$ の範囲

n_{matuH} : 高性能防汚塗料使用時の成熟個体数(個体), α_2, α_3 : 高性能防汚塗料使用時の付着個体増加率, y_{H30}, y_{H90} : 初期 30 日および 90 日間付着しないための条件値(y 切片値), d : 経過日数(日), 定数 200: 卵成熟日数(日),

1.1.5 付着防止性能向上後の産卵数

高性能 AFCS 使用時の産卵数は、次の式で表される。

$$s_{nH} = (n_{matuH} / 2) \times e_n \dots\dots\dots (10)$$

$n_{matuH} / 2$: 高性能 AFCS 使用時の成熟雌個体数(個体), e_n : 成熟個体1個体の産卵数(個/日)

年間産卵数

$$s_{nHY} = (n_{matuH} / 2) \times e \times p \dots\dots\dots (11)$$

s_{nH} : 高性能 AFCS 使用時の産卵数(個/日), s_{nHY} : 高性能 AFCS 使用時の年間産卵数(個/年), $n_{matuH} / 2$: 高性能 AFCS 使用時の成熟雌個体数(個体), e_n : 成熟個体1個体の産卵数(個/日/個体), p : 産卵期間内寄港日数

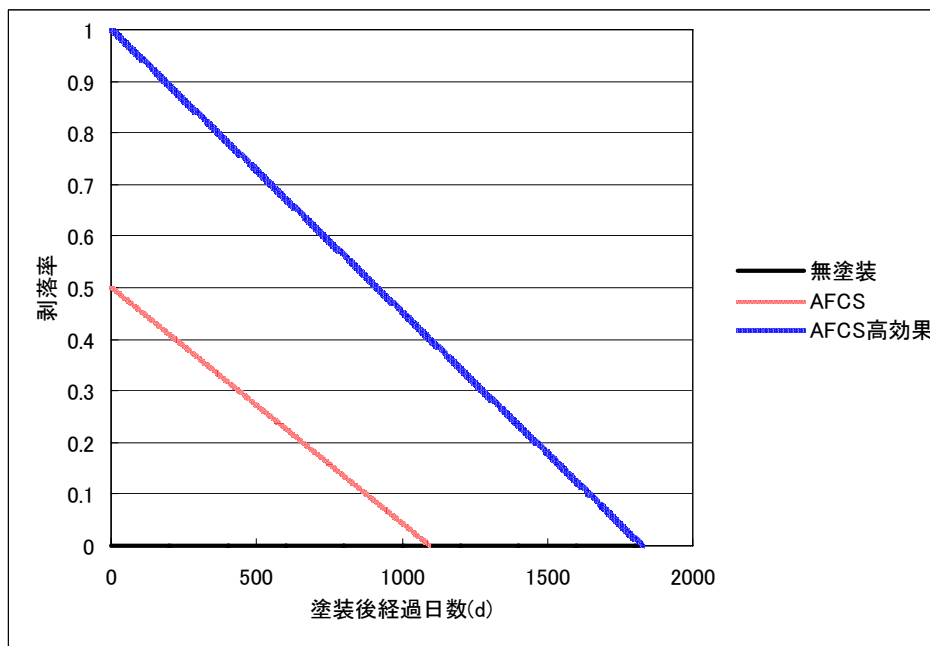


Figure 1-2 高性能防汚塗料における付着初期幼体の剥落率の変化

1.2 水中清掃 (IWC) の実施 (ケース 6, 7, 8, 9)

IWC 実施時の計算の変更点は以下の通りである。

- ① IWC 実施で海底に移行した個体からの産卵数と IWC 実施後に新たに船体付着した個体からの産卵数を計算する。
- ② 海底に達した付着生物の生残率を IWC 時に船舶に付着していた個体の 10%と設定する。
- ③ 網による回収を行う場合、海底に移行する個体のサイズと数は、網のメッシュサイズに規定される。

計算式は以下の通り。

1.2.1 IWC によって海域に放出され着底生存する個体数¹

IWC を 1 年間隔で実施した場合の着底生残個体数は次式で表される。

30<d≤365 の場合

$$n_{fB} = \sum_{d=31}^{d=365} (a_1 \times d - y_1) \times (1 - f_{rateIWC}) \times 0.1 \dots \dots \dots (12)$$

366<d≤730 の場合

$$n_{fB} = \sum_{d=366}^{d=730} (a_1 \times d - y_2) \times (1 - f_{rateIWC}) \times 0.1 \dots \dots \dots (13)$$

¹ IWC の実施によって海域に放出され着底する個体等の単位は、個体/単位 IWC 実施面積となる。なお、本調査では、船体に付着する生物等の個体等の単位を個体/10,000mm²で表している。よって、文中では海域に放出後の単位も船体付着時の単位同様に、個体/10,000mm²で表すこととした。

730<d≤1095 の場合

$$n_{fB} = \sum_{d=731}^{d=1095} (\alpha_1 \times d - y_3) \times (1 - f_{rateIW}) \times 0.1 \cdots \cdots (14)$$

n_{fB} : 着底生残個体数(個体), f_{rateIW} : 剥落率, α_1 : 防汚塗料使用時の付着個体数増加率[4 個体/(1095-30) 日=0.0038 個体/日], y_1, y_2, y_3 : 30<d=365, 366<d=730, 731<d=1095 の場合の条件値(y 切片値), d : 経過日数(日)

1.2.2 着底後成熟する個体数

IWC を 1 年間隔で実施した場合、着底後の成熟個体数は次式で表される。

30<d≤365 の場合: 1年目

$$n_{fBmatu} = \sum_{d=31}^{d=m} (\alpha_1 \times d - y_1) \times (1 - f_{rateIW}) \times 0.1 - \sum_{d=m-200}^{d=m} (\alpha_1 \times d - y_1) \times (1 - f_{rateIW}) \times 0.1 \cdots (15)$$

365<d≤730 の場合: 2年目

$$n_{fBmatu} = \sum_{d=336}^{d=m} (\alpha_1 \times d - y_2) \times (1 - f_{rateIW}) \times 0.1 - \sum_{d=m-200}^{d=m} (\alpha_1 \times d - y_2) \times (1 - f_{rateIW}) \times 0.1 \cdots (16)$$

730<d≤1095 の場合: 3年目

$$n_{fBmatu} = \sum_{d=731}^{d=m} (\alpha_1 \times d - y_3) \times (1 - f_{rateIW}) \times 0.1 - \sum_{d=m-200}^{d=m} (\alpha_1 \times d - y_3) \times (1 - f_{rateIW}) \times 0.1 \cdots (17)$$

n_{fBmatu} : 着底成熟個体数(個体), α_1 : 付着個体増加率, f_{rateIW} : IWC 実施時の剥落率, y_1, y_2, y_3 : 30<d=365, 365<d=730, 730<d=1095 の場合の条件値(y 切片値), d : 経過日数(日)
定数 200: 卵成熟日数(日)

1.2.3 着底後成熟した個体からの産卵数

着底後成熟した個体からの産卵数は、 5.58×10^5 個 / 雌 1 個体 / 1 産卵期間で、次の式で表される。

$$s_{nIWB} = (n_{fBmatu}/2) \times e_n \cdots \cdots (18)$$

年間産卵数

$$s_{nIWB} = (n_{fBmatu}/2) \times e \times p \cdots \cdots (19)$$

但し、各年にはその年に該当する n_{fBmatu} 式を適用する。

s_{nIWB} :IWC 実施時の着底生残個体産卵数(個体/日), s_{nIWB} :IWC 実施時の着底生残個体年間産卵数(個/年), $n_{fBmatu}/2$:IWC 実施時の着底生残成熟雌個体数(個体), e_n :成熟1個体の産卵数(個/日/個体) p :産卵期間(60日)

1.2.4 IWC 実施後に新たに船舶に付着する個体数

IWC 実施後に新たに船舶に付着する個体数は、IWC 実施時以降の防汚塗料の付着防止効果に依存し、次式で表される。

$0 < d \leq 30$ の場合

$$n_{IW} = 0 \cdots \cdots (20)$$

$30 < d \leq 365$ の場合

$$n_{IW} = \alpha_1 \times d - y_1 \cdots \cdots (21)$$

$365 < d \leq 730$ の場合

$$n_{IW} = \alpha_1 \times d - y_2 \cdots \cdots (22)$$

$730 < d \leq 1095$ の場合

$$n_{IW} = \alpha_1 \times d - y_3 \cdots \cdots (23)$$

$d > 1095$ の場合

$$n_{IW} = 4 \cdots \cdots (24)$$

n_{IW} :IWC 実施後の日あたり付着個体数(個体/日), α_1 :防汚塗料使用時の付着個体増加率 [4 個体/(1095-30)日=0.0038 個体/日], y_1, y_2, y_3 : $30 < d = 365$, $365 < d = 730$, $730 < d = 1095$ の場合の条件値(y切片値), d :付着後経過日数(日)

1.2.5 IWC 実施後に新たに付着する個体の剥落率

IWC 実施後に新たに付着した個体の最初の航海における剥落率は、IWC 実施時以降の防汚塗料の付着防止効果に依存し、次式で表される。

$30 < d \leq 1095$ の場合

$$f_{rateIW} = f_{ins} - \beta_1 \times d \cdots \cdots \cdots (25)$$

$d > 1095$ の場合

$$f_{rateIW} = 0 \cdots \cdots \cdots (26)$$

f_{rateIW} : 剥落率, β_1 : 剥落減少率(初期剥落率 $0.5 / 1095$ 日 = 0.00046 /日), f_{ins} : 初期剥落率, d : 経過日数(日)

1.2.6 IWC 実施後に新たに付着する個体数 (剥落後)

IWC 実施後に新たに付着し、最初の航海での剥落した後の個体数は、次式で表される。

$0 < d \leq 30$ の場合

$$n_{flw} = 0 \cdots \cdots \cdots (27)$$

$30 < d \leq 365$ の場合

$$n_{flw} = (\alpha_1 \times d - y_1) \times (1 - f_{rateIW}) \cdots \cdots \cdots (28)$$

$365 < d \leq 730$ の場合

$$n_{flw} = (\alpha_1 \times d - y_2) \times (1 - f_{rateIW}) \cdots \cdots \cdots (29)$$

$730 < d \leq 1095$ の場合

$$n_{flw} = (\alpha_1 \times d - y_3) \times (1 - f_{rateIW}) \cdots \cdots \cdots (30)$$

$d > 1095$ の場合

$$n_{flw} = 4 \cdots \cdots \cdots (31)$$

n_{flw} : 落下を考慮した当日付着個体数(個体/日), f_{rateIW} : 剥落率, α_1 : 防汚塗料使用時の付着個体数増加率[4 個体/(1095-30)日 = 0.0038 個体/日], y_1, y_2, y_3 : $30 < d = 365$, $365 < d = 730$, $730 < d = 1095$ の場合の条件値(y 切片値), d : 経過日数(日)

1.2.7 IWC 実施後に新たに付着し成熟する個体数

IWC 実施後に新たに付着し成熟する個体数は、次式で表される。

30<d≤365 の場合:1年目

$$n_{matuIW} = \sum_{d=31}^{d=m} (\alpha_1 \times d - y_1) \times (1 - f_{rateIW}) - \sum_{d=m-200}^{d=m} (\alpha_1 \times d - y_1) \times (1 - f_{rateIW}) \cdots \cdots (32)$$

365<d≤730 の場合:2年目

$$n_{matuIW} = \sum_{d=336}^{d=m} (\alpha_1 \times d - y_2) \times (1 - f_{rateIW}) - \sum_{d=m-200}^{d=m} (\alpha_1 \times d - y_2) \times (1 - f_{rateIW}) \cdots \cdots (33)$$

730<d≤1095 の場合:3年目

$$n_{matuIW} = \sum_{d=731}^{d=m} (\alpha_1 \times d - y_3) \times (1 - f_{rateIW}) - \sum_{d=m-200}^{d=m} (\alpha_1 \times d - y_3) \times (1 - f_{rateIW}) \cdots \cdots (34)$$

n_{matuIW} : 成熟個体数(個体), α_1 : 付着個体増加率, f_{rateIW} : IWC 実施時の剥落率, y_1, y_2, y_3 : 30<d=365, 365<d=730, 730<d=1095 の場合の条件値(y 切片値), d : 経過日数(日), 定数 200: 卵成熟日数(日)

1.2.8 IWC 実施後に新たに付着し成熟した個体からの産卵数

IWC 実施後に新たに付着し成熟した個体からの産卵数は、次の式で表される。

$$s_{nIW} = (n_{matuIW}/2) \times e_n \cdots \cdots (35)$$

年間産卵数

$$s_{nIWY} = (n_{matuIW}/2) \times e \times p \cdots \cdots (36)$$

但し、各年にはその年に該当する n_{matuIW} 式を適用する。

s_{nIW} : IWC 実施後の産卵数(個/日), s_{nIWY} : IWC 実施後の年間産卵数(個/年), $n_{matuIW}/2$: IWC 実施時の成熟雌個体数(個体), e_n : 成熟個体1個体の産卵数(個/日/個体) p : 産卵期間内寄港日数

1.3 海水電解装置(MGPS 技術の一種)適用時(ケース 10, 11)

シーチェストに海水電解装置を適用した場合の基本式からの変更点は、次の点である。

- ① 塩化合物毒性の効果による日最大付着個数の低下。4 個体/日/単位面積を 2 個体/日/単位面積に変更
- ② 流速の遅いシーチェストの特性を考慮した剥落率の低下。初期剥落率を 50%から 10%に変更。

Figure 1-3 には、4 個 /10,000mm²/日 が付着する無塗装板および現状基本性能 AFCS の付着個数に対して、AFCS を使用し海水電解装置を適用した場合における 10,000mm²/日 当たりの個数を示した。

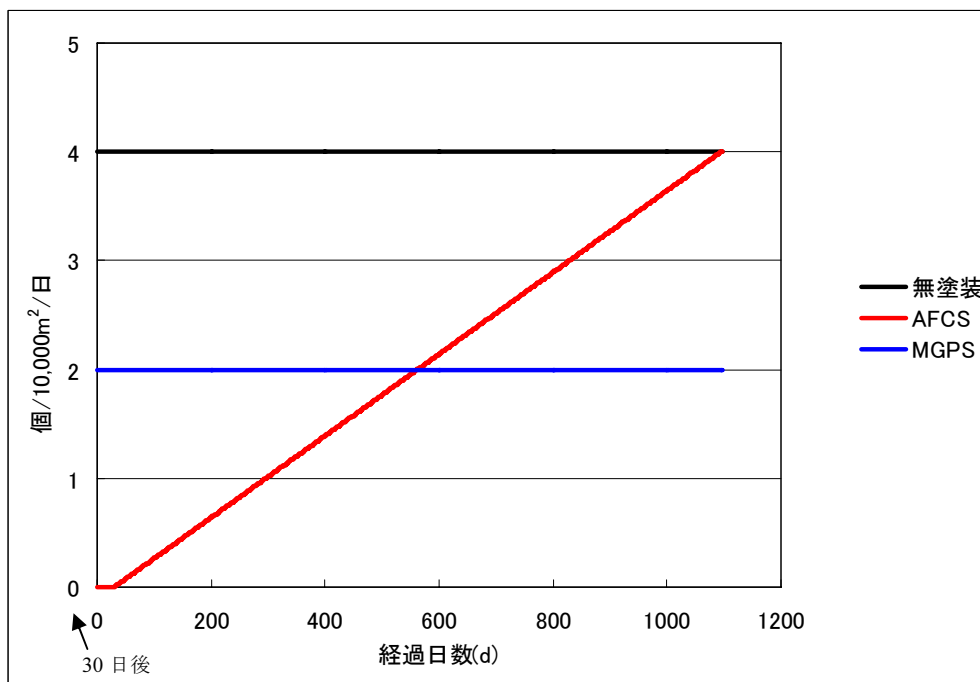


Figure 1-3 3年間有効防汚塗料と海水電解装置による初期幼生付着個数の変化

計算式は以下の通り。

1.3.1 海水電解装置適用後の幼生付着数

海水電解装置適用後の単位面積当たりの日当たりの幼生付着数は、次の式で表される。

0<d≤30 の場合

$$n_{MG} = 0 \dots \dots \dots (37)$$

30<d≤562 の場合

$$n_{MG} = \alpha_{MG} \times d - y_{30} \dots \dots \dots (38)$$

d>562 の場合

$$n_{MG} = 2 \dots \dots \dots (39)$$

n: 日あたり付着個体数(個体/日), α_{MG} : AFCS 使用+海水電解装置適用時の付着個体数増加率[2 個体/(548-30) 日=0.0038 個体/日], y_{30} : 初期 30 日間付着しないための条件値(y 切片値), d: 経過日数(日)

1.3.2 海水電解装置適用後の剥落率

海水電解装置適用後の剥落率は、次の式で表される。

30<d≤1095 の場合

$$f_{rateMG} = f_{insMG} - \beta_3 \times d \cdots \cdots (40)$$

d>1095 の場合

$$f_{rateMG} = 0 \cdots \cdots (41)$$

f_{rateMG} :海水電解装置を施した場合の剥落率, β_3 :剥落減少率(初期剥落率 0.1/1095 日=0.00046/日), f_{insMG} :初期剥落率, d :経過日数(日)

1.3.3 海水電解装置適用後の船体付着個体数

海水電解装置を加えた付着防止効果と剥落効果を考慮した時、船体に付着する生物個体数は、次式で表される。

0<d≤30 の場合

$$n_{fMG} = 0 \cdots \cdots (42)$$

30<d≤1095 の場合

$$n_{fMG} = n_{MG} - n_{MG} \times f_{rateMG} \cdots \cdots (43)$$

d>1095 の場合

$$n_{fMG} = 2 \cdots \cdots (44)$$

n_{fMG} :落下を考慮した当日付着個体数(個体/日), f_{rateMG} :海水電解装置実施時の剥落率, n :当日付着個体数(個体/日),

1.3.4 海水電解装置適用後に成熟する個体数

海水電解装置適用後に成熟する個体数は、次の式で表される。

経過日数 m 日における成熟個体数

0<d≤1095

$$n_{matuMG} = \sum_{d=1}^{d=m} (\alpha_{MG} \times d - y_{30}) - \sum_{d=m-200}^{d=m} (\alpha_{MG} \times d - y_{30}) \cdots \cdots (45)$$

n_{matuMG} :成熟個体数(個体), α_{MG} :海水電解装置実施時の付着個体増加率, y_{30} :初期 30 日間付着しないための条件値(y 切片値), d :後経過日数(日), 定数 200:卵成熟日数(日),

1.3.5 海水電解装置適用後に成熟する個体からの産卵数

海水電解装置適用後に成熟する個体からの産卵数は、次の式で表される。

$$s_{nMG} = (n_{matuMG}/2) \times e_n \cdots \cdots (46)$$

年間産卵数

$$s_{nMGY} = (n_{matuMG}/2) \times e_n \times p \cdots \cdots (47)$$

s_{nMG} :海水電解装置実施時の産卵数(個/日), s_{nMGY} :海水電解装置実施時の年間産卵数(個/年), $n_{matuMG}/2$:海水電解装置実施時の成熟雌個体数(個体), e_n :成熟個体1個体の産卵数(個/日/個体) p :産卵期間内寄港日数

1.4 運航条件を変更したケースの計算条件（ケース 12, 13）

1.4.1 沖待ちケースと個別パラメータ（B 国での沖待ち）

このケースは、基本ケース(ケース 1)の設定をベースに、航海日数を下記のように変更したケースである。検討モデルの基本構造で示した航海日数を、次のように変更した。

- ① 運航日数:10 日/片道
- ② A 国での停泊(荷役)日数:2.5 日/回
- ③ B 国での停泊(荷役)日数:2.5 日/回
- ④ B 国での沖待ち日数:14 日(B 国での荷役前に沖待ち)
- ⑤ 航海日数:39 日/1 往復

このケースでは、沖待ち時および荷役時それぞれで付着する個体数と、産卵数をそれぞれで計算する。個体数、産卵数計算方法は、他の防汚塗料および IWC 実施時と同様であるので、省略する。

2. 生物移入リスクの計算結果

【計算ケースと収録図番号】

技術条件および 運航条件		ケース No.	計 算 目 的	計 算 条 件 概 要	図表番号	
現状技術		1	3年有効防汚塗料の効果	防汚塗料（3年間有効、出渠後30日間付着せず）	Table 2-1 Figure 2-1	
		1'	海水電解装置検討時に使用	防汚塗料（3年間有効、出渠後30日間付着せず）剥落率10%に変更	Table 2-10 Figure 2-10	
		2	2年有効防汚塗料の効果	防汚塗料（2年間有効、出渠後30日間付着せず）	Table 2-2 Figure 2-2	
		3	1年有効防汚塗料の効果	防汚塗料（1年間有効、出渠後30日間付着せず）	Table 2-3 Figure 2-3	
技術改良 および 新規技術	防汚塗料	4	防汚塗料高性能化の効果（1）	防汚塗料（5年間有効、出渠後30日間付着せず）	Table 2-4 Figure 2-4	
		5	防汚塗料高性能化の効果（2）	防汚塗料（5年間有効、出渠後90日間付着せず）	Table 2-5 Figure 2-5	
	IWC	6	IWC実施の効果	ケース1+IWC（1年間隔実施）	Table 2-1 Figure 2-1	
		6'	IWC実施の効果	ケース2+IWC（1年間隔実施）	Table 2-2 Figure 2-2	
		6''	IWC実施の効果	ケース3+IWC（1年間隔実施）	Table 2-3 Figure 2-3	
		6'''	IWC実施の効果	ケース1+IWC（1年間隔実施）で、入渠間隔が3年から5年に延長	Table 2-6 Figure 2-6	
		7	AB国2か国運航時のIWC実施国を限定する効果	ケース1+IWC（1年間隔でA国のみ実施時のA国の状況）	Table 2-7 Figure 2-7	
		7'	AB国2か国運航時のIWC実施国を限定する効果	ケース1+IWC（1年間隔でA国のみ実施時のB国の状況）	Table 2-8 Figure 2-8	
		8	IWC実施間隔短縮の効果	ケース1+IWC（0.5年間隔実施）	Table 2-9 Figure 2-9	
		9	IWC除去物質を回収する効果	ケース1+IWC（1年間隔実施、除去物質回収）	Table 2-1 Figure 2-1	
	海水電解装置	10	海水電解装置の効果	ケース1'+海水電解装置（剥落率10%、日最大付着幼生数低下）	Table 2-10 Figure 2-10	
		11	海水電解装置にIWCを加えた効果	ケース6+海水電解装置（剥落率10%、日最大付着幼生数低下）	Table 2-10 Figure 2-10	
	沖待ち		12	AB国2か国運航時の沖待ちによる停泊延長の影響（沖待ち14日）	ケース1+沖待ち時のA国種のB国（沖待ち国）での産卵状況	Table 2-11 Figure 2-11
			12'	AB国2か国運航時の沖待ちによる停泊延長の影響（沖待ち14日）	ケース1+沖待ち時のB国種のA国（非沖待ち国）での産卵状況	Table 2-12 Figure 2-12
		13	沖待ち国と反対国でIWCを実施する影響（沖待ち14日）	ケース6（IWC実施）+沖待ち時のA国種のB国（沖待ち国）での産卵状況	Table 2-11 Figure 2-11	
		13'	沖待ち国と反対国でIWCを実施する影響（沖待ち14日）	ケース6（IWC実施）+沖待ち時のB国種のA国（非沖待ち国）での産卵状況	Table 2-12 Figure 2-12	

Table 2-1 ケース1、ケース6、ケース9 3年有効防汚塗料（非付着期間30日）とIWC（生残率10%）を1年間隔で実施時の産卵状況を1年間隔で実施時の産卵状況

	出渠後経過年数	ケース1	ケース6		ケース9		
		防汚塗料のみ 船体表面	防汚塗料+IWC 船体表面	防汚塗料+IWC（非回収）港内	防汚塗料+IWC（回収）、港内		
					>10mm回収	>5mm回収	>0.5mm回収
産卵に寄与した性成熟個体数*1	0-1年	0.3	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0
	1-2年	9.4	4.3	2.1	0.0	0.0	0.0
	2-3年	50.3	9.1	41.4	9.9	6.0	0.0
産卵数*2	0-1年	1.5×10^3	1.5×10^3	0	0	0	0
	1-2年	4.4×10^4	2.0×10^4	9.8×10^3	0	0	0
	2-3年	2.3×10^5	4.2×10^4	1.9×10^5	4.6×10^4	2.8×10^4	0
累積産卵数*2	1年	1.6×10^3	1.6×10^3	0	0	0	0
	2年	4.5×10^4	2.1×10^4	9.8×10^3	0	0	0
	3年	2.8×10^5	6.4×10^4	2.0×10^5	4.6×10^4	2.8×10^4	0

*1 産卵に寄与する性成熟個体数の1/2（雌）が産卵する（のべ個体数/年）

*2 A国（B国）で付着した個体のB国（A国）における単位IWC面積（100,000mm²）あたりの産卵数および累積産卵数

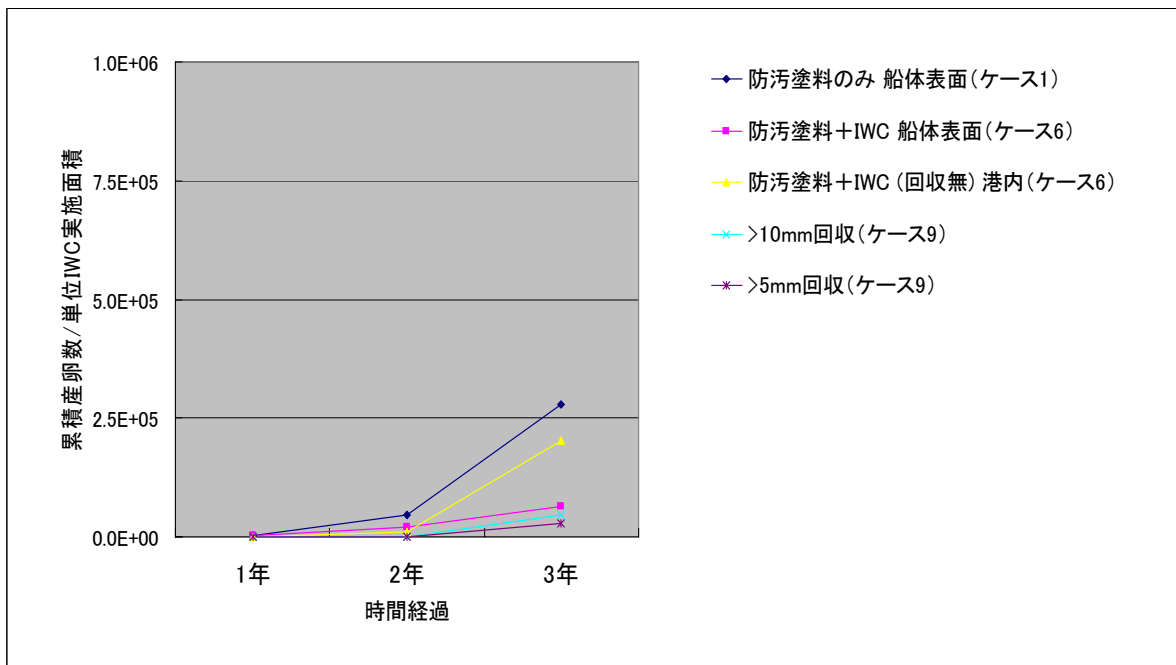


Figure 2-1 3年有効防汚塗料（非付着期間30日）とIWC（生残率10%）を1年間隔で実施時の累積産卵数

Table 2-2 ケース 2、ケース 6' 2年有効防汚塗料（非付着期間 30日）とIWC（生残率 10%）を1年間隔で実施時の産卵状況

	出渠後経過年数	ケース 2	ケース 6'		ケース 6' (回収)		
		防汚塗料のみ 船体表面	防汚塗料+IWC 船体表面	防汚塗料+IWC (非回収) 港内	防汚塗料+IWC (回収)、港内		
					>10mm 回収	>5mm 回収	>0.5mm 回収
産卵に寄与した性成熟個体数*1	0-1年	0.5	0.5	0.0	0.0	0.0	0.0
	1-2年	14.24	6.46	3.20	0.0	0.0	0.0
	2-3年	75.3	12.8	62.9	15.1	9.2	0.0
産卵数*2	0-1年	2.4×10^3	2.4×10^3	0	0	0	0
	1-2年	6.6×10^4	3.0×10^4	1.5×10^4	0	0	0
	2-3年	3.5×10^5	5.9×10^4	2.9×10^5	7.0×10^4	4.3×10^4	0
累積産卵数*2	1年	2.4×10^3	2.4×10^3	0	0	0	0
	2年	6.9×10^4	3.2×10^4	1.5×10^4	0	0	0
	3年	4.2×10^5	9.2×10^4	3.1×10^5	7.0×10^4	4.3×10^4	0

*1 産卵に寄与する性成熟個体数の1/2（雌）が産卵する（のべ個体数/年）

*2 A国（B国）で付着した個体のB国（A国）における単位IWC面積（100,000mm²）あたりの産卵数および累積産卵数

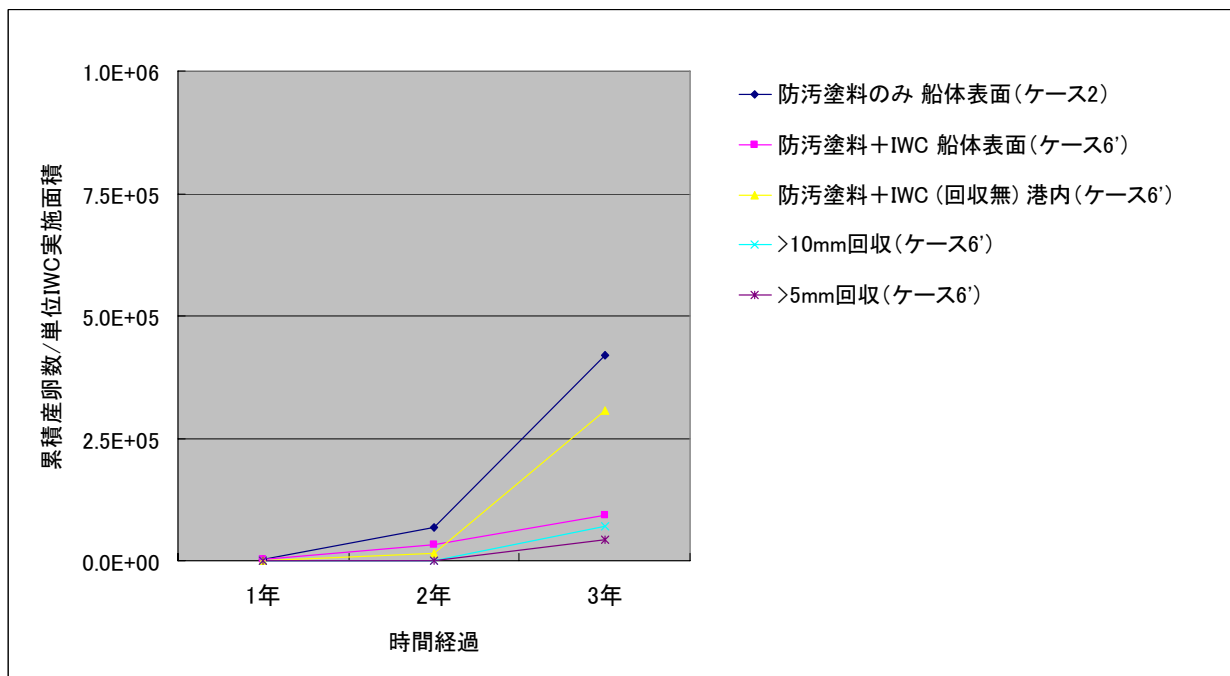


Figure 2-2 2年有効防汚塗料（非付着期間 30日）とIWC（生残率 10%）を1年間隔で実施時の累積産卵数

Table 2-3 ケース 3、ケース 6” 1 年有効防汚塗料（非付着期間 30 日）と IWC（生残率 10%）を 1 年間隔で実施時の産卵状況

	出渠後経過年数	ケース 3	ケース 6”		ケース 6”		
		防汚塗料のみ 船体表面 (ケース 3)	防汚塗料+IWC 船体表面 (ケース 6”)	防汚塗料+IWC (非回収) 港内 (ケース 6”)	防汚塗料+IWC (回収)、港内		
					>10mm 回収 (ケース 6”)	>5mm 回収 (ケース 6”)	>0.5mm 回収
産卵に寄与した性成熟個体数*1	0-1 年	1.1	1.1	0.0	0.0	0.0	0.0
	1-2 年	27.3	11.1	6.7	0.0	0.0	0.0
	2-3 年	117.6	12.8	119.1	31.4	19.1	0.0
産卵数*2	0-1 年	4.9×10^3	4.9×10^3	0	0	0	0
	1-2 年	1.3×10^5	5.1×10^4	3.1×10^4	0	0	0
	2-3 年	5.5×10^5	6.0×10^4	5.5×10^5	1.5×10^5	8.9×10^4	0
累積産卵数*2	1 年	4.9×10^3	4.9×10^3	0	0	0	0
	2 年	1.3×10^5	5.6×10^4	3.1×10^4	0	0	0
	3 年	6.8×10^5	1.2×10^5	5.8×10^5	1.5×10^5	8.9×10^4	0

*1 産卵に寄与する性成熟個体数の 1/2 (雌) が産卵する (のべ個体数/年)

*2 A 国 (B 国) で付着した個体の B 国 (A 国) における単位 IWC 面積 (100,000mm²) あたりの産卵数および累積産卵数

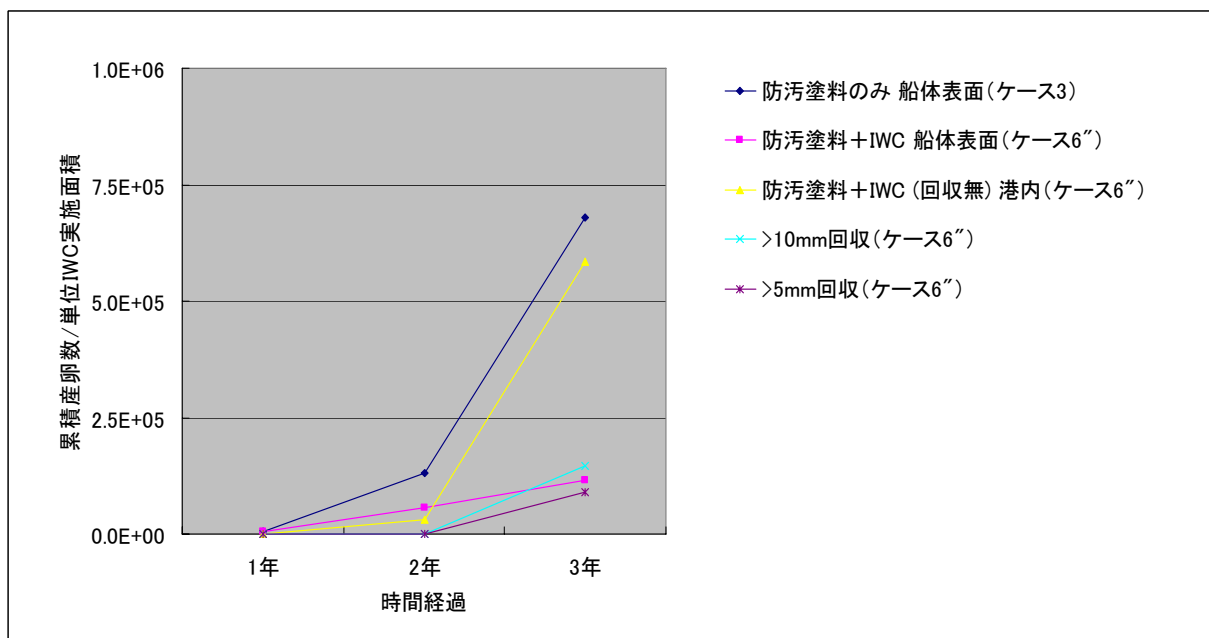


Figure 2-3 1 年有効防汚塗料（非付着期間 30 日）と IWC（生残率 10%）を 1 年間隔で実施時の累積産卵数

Table 2-4 ケース4 5年有効防汚塗料（非付着期間30日）とIWC（生残率10%）を1年間隔で実施時の産卵状況

	出渠後経過年数	ケース4	ケース4にIWC(非回収)		ケース4にIWC(回収)		
		防汚塗料のみ 船体表面 (ケース4)	防汚塗料+IWC 船体表面	防汚塗料+IWC (非回収) 港内	防汚塗料+IWC (回収)、港内		
					>10mm 回収	>5mm 回収	>0.5mm 回収
産卵に寄与した性成熟個体数*1	0-1年	0.02	0.02	0.0	0.0	0.0	0.0
	1-2年	1.5	0.9	0.2	0.0	0.0	0.0
	2-3年	11.0	2.8	7.1	1.4	1.0	0.0
産卵数*2	0-1年	1.0×10^2	1.0×10^2	0	0	0	0
	1-2年	6.8×10^3	4.1×10^3	7.2×10^2	0	0	0
	2-3年	5.1×10^4	1.3×10^4	3.3×10^4	6.7×10^3	4.5×10^3	0
累積産卵数*2	1年	1.0×10^2	1.0×10^2	0	0	0	0
	2年	6.9×10^3	4.2×10^3	7.2×10^2	0	0	0
	3年	5.8×10^4	1.7×10^4	3.4×10^4	6.7×10^3	4.5×10^3	0

*1 産卵に寄与する性成熟個体数の1/2（雌）が産卵する（のべ個体数/年）

*2 A国（B国）で付着した個体のB国（A国）における単位IWC面積（100,000mm²）あたりの産卵数および累積産卵数

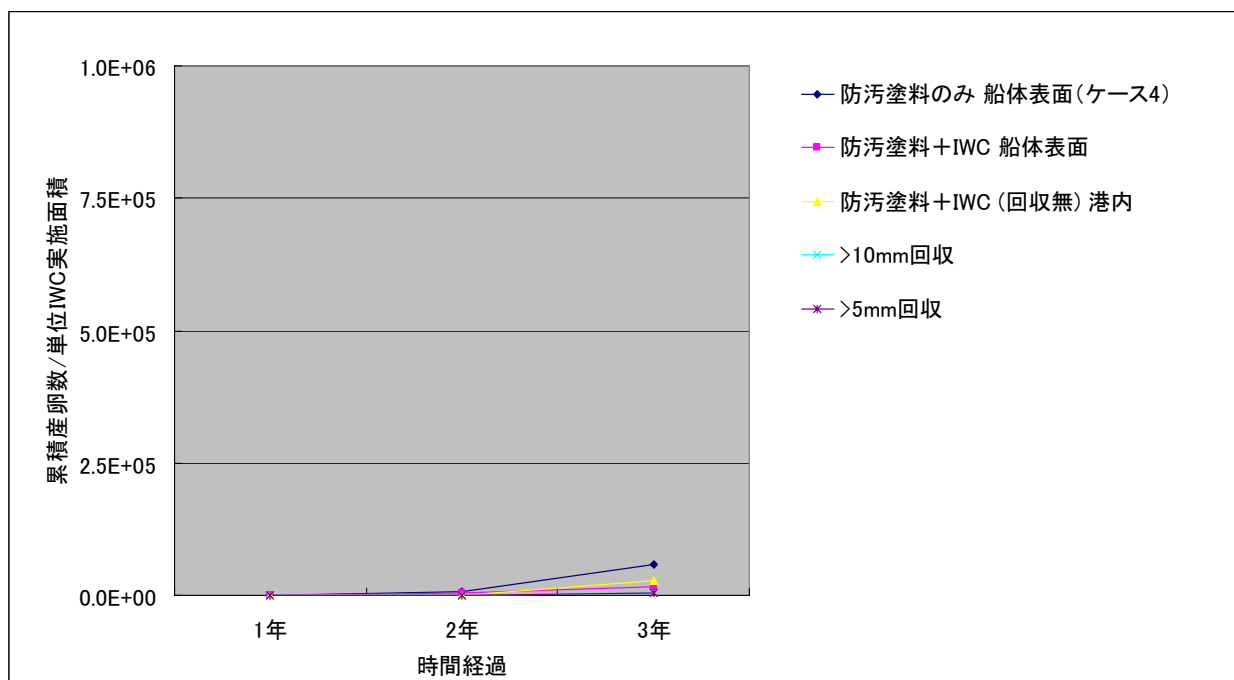


Figure 2-4 5年有効防汚塗料（非付着期間30日）とIWC（生残率10%）を1年間隔で実施時の累積産卵数

Table 2-5 ケース5 5年有効防汚塗料（非付着期間90日）とIWC（生残率10%）を1年間隔で実施時の産卵状況

	出渠後経過年数	ケース5	ケース5にIWC(非回収)		ケース5にIWC(回収)		
		防汚塗料のみ 船体表面	防汚塗料+IWC 船体表面	防汚塗料+IWC(非回収) 港内	防汚塗料+IWC(回収)、港内		
					>10mm 回収	>5mm 回収	>0.5mm 回収
産卵に寄与した性成熟個体数*1	0-1年	0.01	0.01	0.0	0.0	0.0	0.0
	1-2年	1.2	0.8	0.1	0.0	0.0	0.0
	2-3年	9.8	2.6	5.9	1.1	0.8	0.0
産卵数*2	0-1年	2.9×10^1	2.9×10^1	0	0	0	0
	1-2年	5.6×10^3	3.6×10^3	2.9×10^2	0	0	0
	2-3年	4.5×10^4	1.2×10^4	2.8×10^4	5.3×10^3	3.7×10^3	0
累積産卵数*2	1年	2.9×10^1	2.9×10^1	0	0	0	0
	2年	5.6×10^3	3.6×10^3	2.9×10^2	0	0	0
	3年	5.1×10^4	1.6×10^4	2.8×10^4	5.3×10^3	3.8×10^3	0

*1 産卵に寄与する性成熟個体数の1/2（雌）が産卵する（のべ個体数/年）

*2 A国（B国）で付着した個体のB国（A国）における単位IWC面積（100,000mm²）あたりの産卵数および累積産卵数

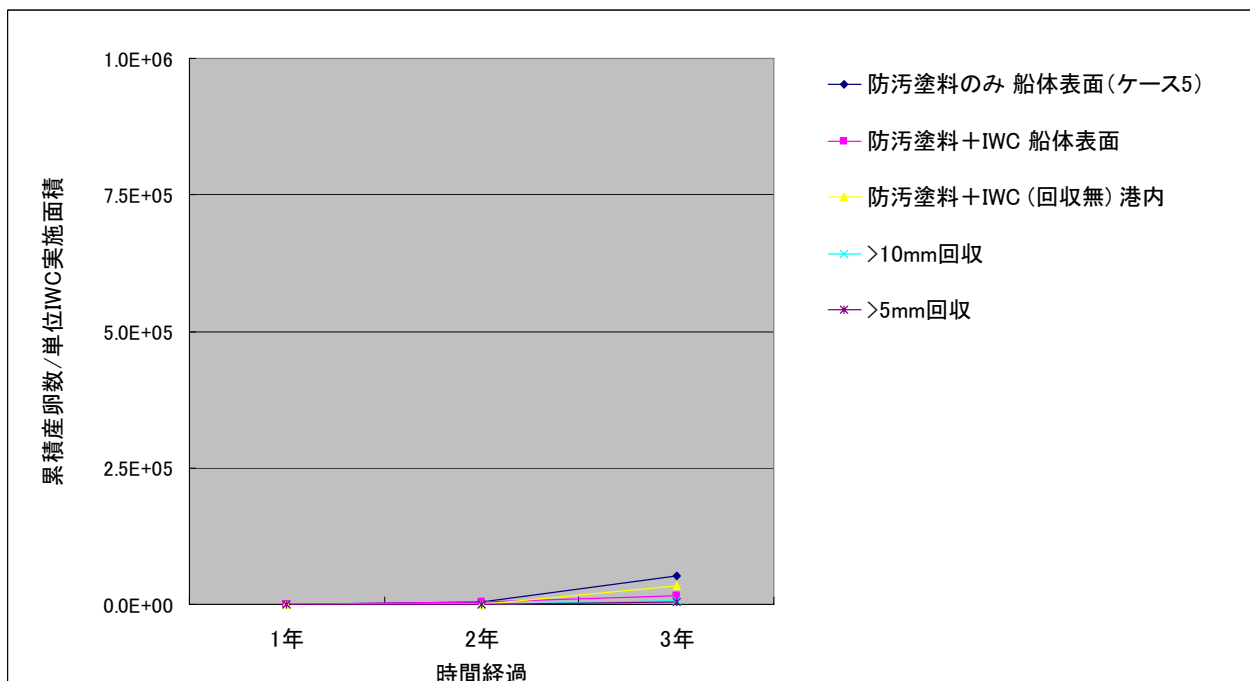


Figure 2-5 5年有効防汚塗料（非付着期間90日）とIWC（生残率10%）を1年間隔で実施時の累積産卵数

Table 2-6 ケース 6''' 3年有効防汚塗料（非付着期間 30日）とIWC（生残率 10%）を1年間隔で実施、入渠間隔を5年に延長時の産卵状況

	出渠後 経過年数	ケース 6'''	ケース 6'''に IWC（非回収）		ケース 6'''に IWC（回収）		
		防汚塗料のみ 船体表面 （ケース 6'''）	防汚塗料 +IWC 船体表面	防汚塗料 +IWC （非回収） 港内	防汚塗料+IWC（回収）、港内		
					>10mm 回収	>5mm 回収	>0.5mm 回収
産卵に寄与した性成熟個体数*1	0-1年	0.3	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0
	1-2年	9.4	4.3	2.1	0.0	0.0	0.0
	2-3年	50.3	9.1	41.4	9.9	6.0	0.0
	3-4年	142.0	15.6	149.7	42.6	23.3	0.0
	4-5年	275.1	13.4	343.5	105.0	56.1	0.0
産卵数*2	0-1年	1.6×10^3	1.6×10^3	0	0	0	0
	1-2年	4.4×10^4	2.0×10^4	9.8×10^3	0	0	0
	2-3年	2.3×10^5	4.2×10^4	1.9×10^4	4.6×10^4	2.8×10^4	0
	3-4年	6.6×10^5	6.8×10^4	7.0×10^5	1.9×10^5	1.1×10^5	0
	4-5年	1.3×10^6	6.3×10^4	1.6×10^6	4.9×10^5	2.6×10^5	0
累積産卵数*2	1年	1.6×10^3	1.6×10^3	0	0	0	0
	2年	4.5×10^4	2.1×10^4	9.8×10^3	0	0	0
	3年	2.8×10^5	6.4×10^4	2.0×10^5	4.6×10^4	2.8×10^4	0
	4年	9.4×10^5	1.3×10^5	9.0×10^5	2.4×10^5	1.4×10^5	0
	5年	2.2×10^6	1.9×10^5	2.5×10^6	7.3×10^5	4.0×10^5	0

*1 産卵に寄与する性成熟個体数の1/2（雌）が産卵する（のべ個体数/年）

*2 A国（B国）で付着した個体のB国（A国）における単位IWC面積（100,000mm²）あたりの産卵数および累積産卵数

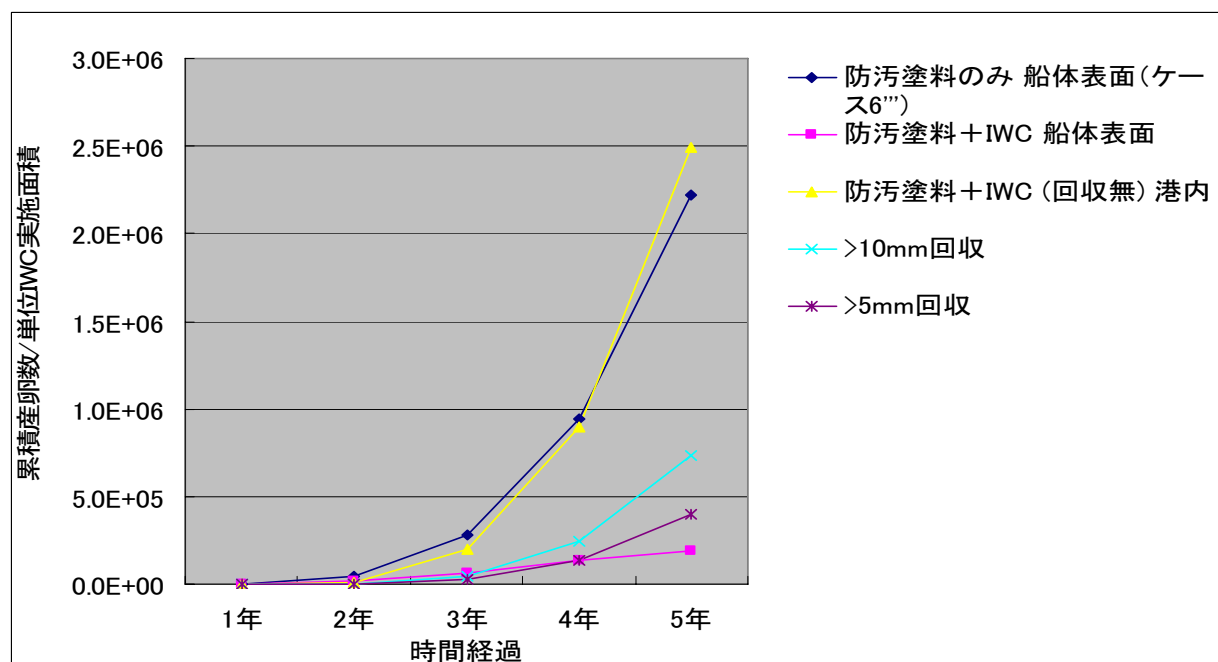


Figure 2-6 3年有効防汚塗料（非付着期間 90日）とIWC（生残率 10%）を1年間隔で実施、入渠間隔を5年に延長時の累積産卵数

Table 2-7 ケース7 AB2か国運航時、A国のみIWC（生残率10%）を1年間隔で実施したときのA国の産卵状況

	出渠後経過年数	ケース7	ケース7にIWC(非回収)		ケース7にIWC(回収)		
		防汚塗料のみ船体表面(ケース7)	防汚塗料+IWC船体表面	防汚塗料+IWC(非回収)港内	防汚塗料+IWC(回収)、港内		
					>10mm回収	>5mm回収	>0.5mm回収
産卵に寄与した性成熟個体数*1	0-1年	0.3	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0
	1-2年	9.4	4.3	4.2	0.0	0.0	0.0
	2-3年	50.3	9.1	82.7	19.8	12.0	0.0
産卵数*2	0-1年	1.6×10^3	1.6×10^3	0	0	0	0
	1-2年	4.4×10^4	2.0×10^4	2.0×10^4	0	0	0
	2-3年	2.3×10^5	4.2×10^4	3.8×10^5	9.2×10^4	5.6×10^4	0
累積産卵数*2	1年	1.6×10^3	1.6×10^3	0	0	0	0
	2年	4.5×10^4	2.1×10^4	2.0×10^4	0	0	0
	3年	2.8×10^5	6.4×10^4	4.0×10^5	9.2×10^4	5.6×10^4	0

*1 産卵に寄与する性成熟個体数の1/2(雌)が産卵する(のべ個体数/年)

*2 A国(B国)で付着した個体のB国(A国)における単位IWC面積(100,000mm²)あたりの産卵数および累積産卵数

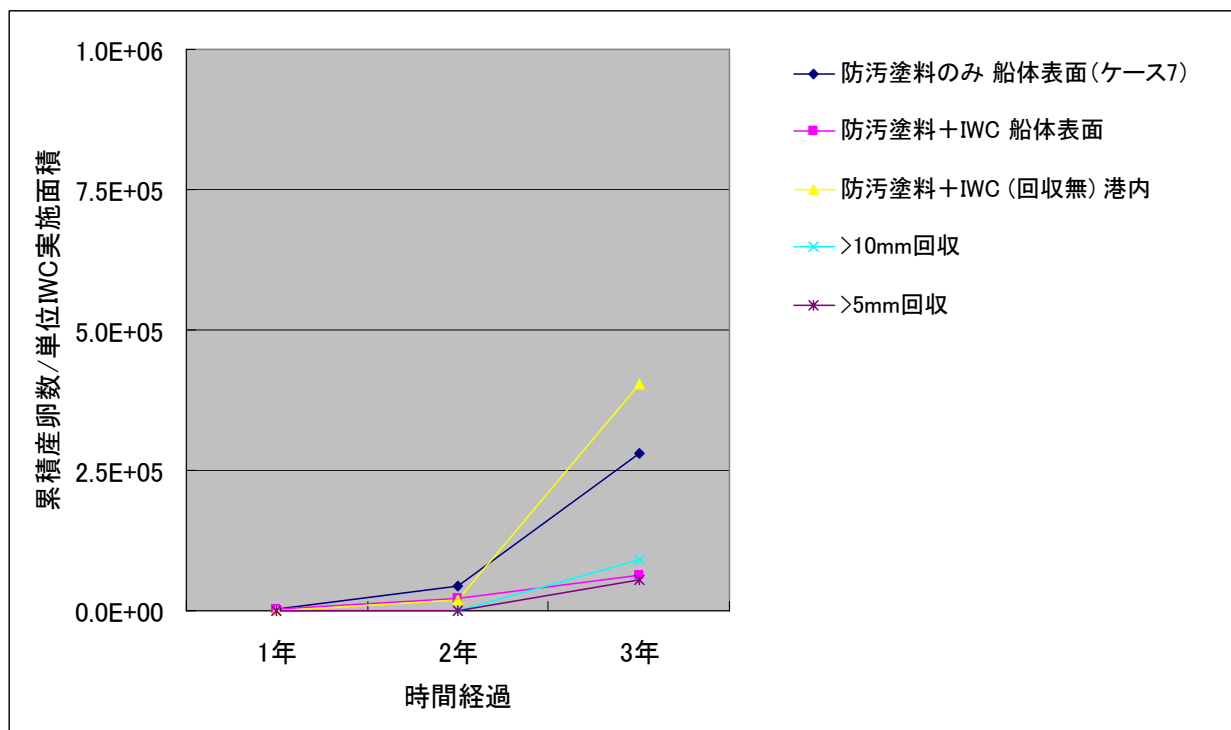


Figure 2-7 AB2か国運航時、A国のみIWC(生残率10%)を1年間隔で実施したときのA国の累積産卵数

Table 2-8 ケース 7' AB2か国運航時、A 国のみ IWC(生残率 10%)を 1 年間隔で実施したときの B 国の産卵状況

	出渠後経過年数	ケース 7'	ケース 7'に IWC (非回収)		ケース 7'に IWC (回収)		
		防汚塗料のみ船体表面 (ケース 7')	防汚塗料+IWC 船体表面	防汚塗料+IWC (非回収) 港内	防汚塗料+IWC (回収)、港内		
					>10mm 回収	>5mm 回収	>0.5mm 回収
産卵に寄与した性成熟個体数*1	0-1 年	0.3	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0
	1-2 年	9.4	4.3	0.0	0.0	0.0	0.0
	2-3 年	50.3	9.1	0.0	0.0	0.0	0.0
産卵数*2	0-1 年	1.6×10^3	1.6×10^3	0	0	0	0
	1-2 年	4.4×10^4	2.0×10^4	0	0	0	0
	2-3 年	2.3×10^5	4.2×10^4	0	0	0	0
累積産卵数*2	1 年	1.6×10^3	1.6×10^3	0	0	0	0
	2 年	4.5×10^4	2.1×10^4	0	0	0	0
	3 年	2.8×10^5	6.4×10^4	0	0	0	0

*1 産卵に寄与する性成熟個体数の 1/2 (雌) が産卵する (のべ個体数/年)

*2 A 国 (B 国) で付着した個体の B 国 (A 国) における単位 IWC 面積 (100,000mm²) あたりの産卵数および累積産卵数

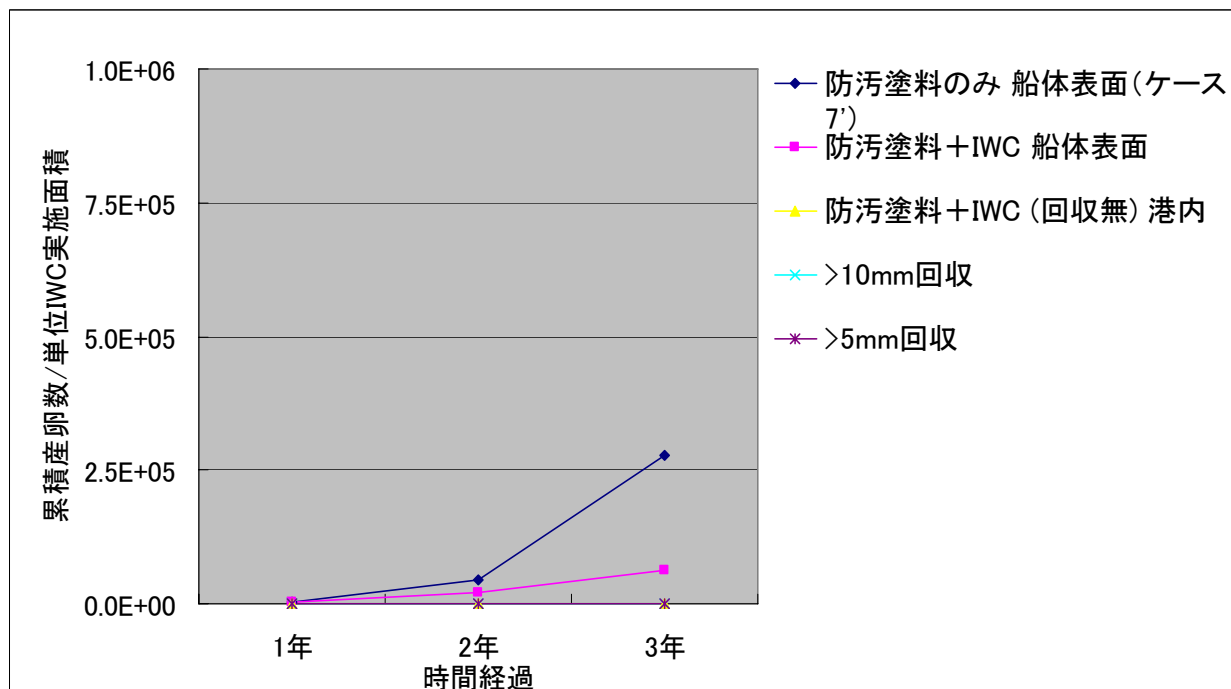


Figure 2-8 AB2か国運航時、A 国のみ IWC (生残率 10%) を 1 年間隔で実施したときの B 国の累積産卵数

Table 2-9 ケース 8 現状防汚塗料（3年有効, 非付着期間 30日）と0.5年間隔 IWC（生残率 10%）を実施時の産卵状況

	出渠後 経過年 数	ケース 8	ケース 8 に IWC (非回収)		ケース 8 に IWC (回収)		
		防汚塗料 のみ 船体 表面 (ケー ス 8)	防汚塗料+ IWC 船体 表面	防汚塗料+ IWC (非回 収) 港内	防汚塗料+IWC (回収)、港内		
					>10mm 回 収	>5mm 回 収	>0.5mm 回収
産卵に 寄与した性成 熟個体 数*1	0-1年	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	1-2年	9.4	0.0	3.1	0.0	0.0	0.0
	2-3年	50.3	0.0	49.0	30.4	19.0	0.0
産卵数 *2	0-1年	1.6×10^3	0	0	0	0	0
	1-2年	4.4×10^4	0	1.5×10^4	0	0	0
	2-3年	2.3×10^5	0	2.3×10^5	1.4×10^5	8.8×10^4	0
累積産 卵数*2	1年	1.6×10^3	0	0	0	0	0
	2年	4.5×10^4	0	1.5×10^4	0	0	0
	3年	2.8×10^5	0	2.4×10^5	1.4×10^5	8.8×10^4	0

*1 産卵に寄与する性成熟個体数の 1/2 (雌) が産卵する (のべ個体数/年)

*2 A 国 (B 国) で付着した個体の B 国 (A 国) における単位 IWC 面積 (100,000mm²) あたりの産卵数および累積産卵数

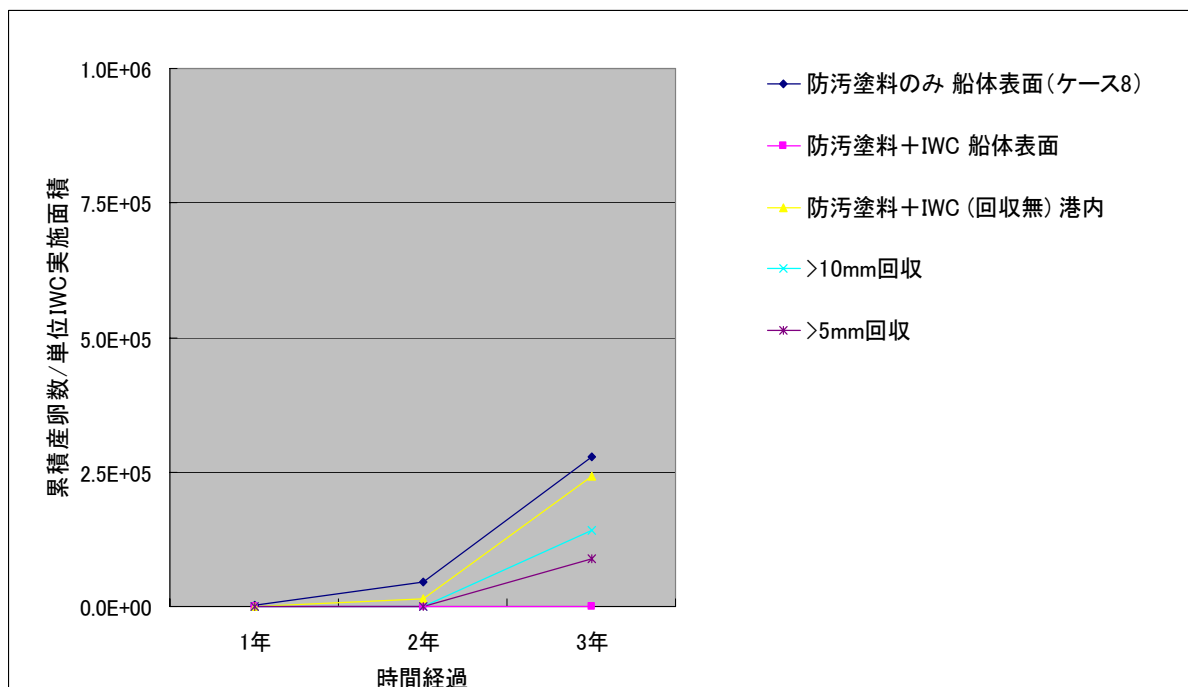


Figure 2-9 現状防汚塗料（3年有効, 非付着期間 30日）と IWC（生残率 10%）を 0.5 年間隔で実施時の累積産卵数

Table2-10 ケース 10, 11, 1' 3年有効防汚塗料（非付着期間 30日, 剥落率 10%）と海水電解装置作動（シーチェスト部）と1年間隔 IWC（生残率 10%）実施時の産卵状況

	出渠後経過年数	ケース 1'	ケース 10	ケース 11 (非回収)		ケース 11 (回収)	
		防汚塗料のみ 船体表面 (剥落率 10%)	防汚塗料+海水電解装置 船体表面	IWC1年間隔 船体表面	防汚塗料+IWC (非回収) 港内	>10mm回収	>5mm回収
産卵に寄与した性成熟個体数*1	0-1年	0.6	0.6	0.3	0.0	0.0	0.0
	1-2年	13.6	13.6	4.3	3.4	0.0	0.0
	2-3年	65.9	61.6	6.4	58.5	14.6	8.7
産卵数*2	0-1年	2.6×10^3	2.6×10^3	1.6×10^3	0	0	0
	1-2年	6.3×10^4	6.3×10^4	2.0×10^4	1.6×10^4	0	0
	2-3年	3.1×10^5	2.9×10^5	3.0×10^4	2.7×10^5	6.8×10^4	4.0×10^4
累積産卵数*2	1年	2.6×10^3	2.6×10^3	1.6×10^3	0	0	0
	2年	6.6×10^4	6.6×10^4	2.1×10^4	1.6×10^4	0	0
	3年	3.7×10^5	3.5×10^5	5.1×10^4	2.9×10^5	5.8×10^4	4.0×10^4

*1 産卵に寄与する性成熟個体数の 1/2 (雌) が産卵する (のべ個体数/年)

*2 A 国 (B 国) で付着した個体の B 国 (A 国) における単位 IWC 面積 (100,000mm²) あたりの産卵数および累積産卵数

*3 IWC 時 0.5mm 回収は、全欄 0.0 のため表示せず

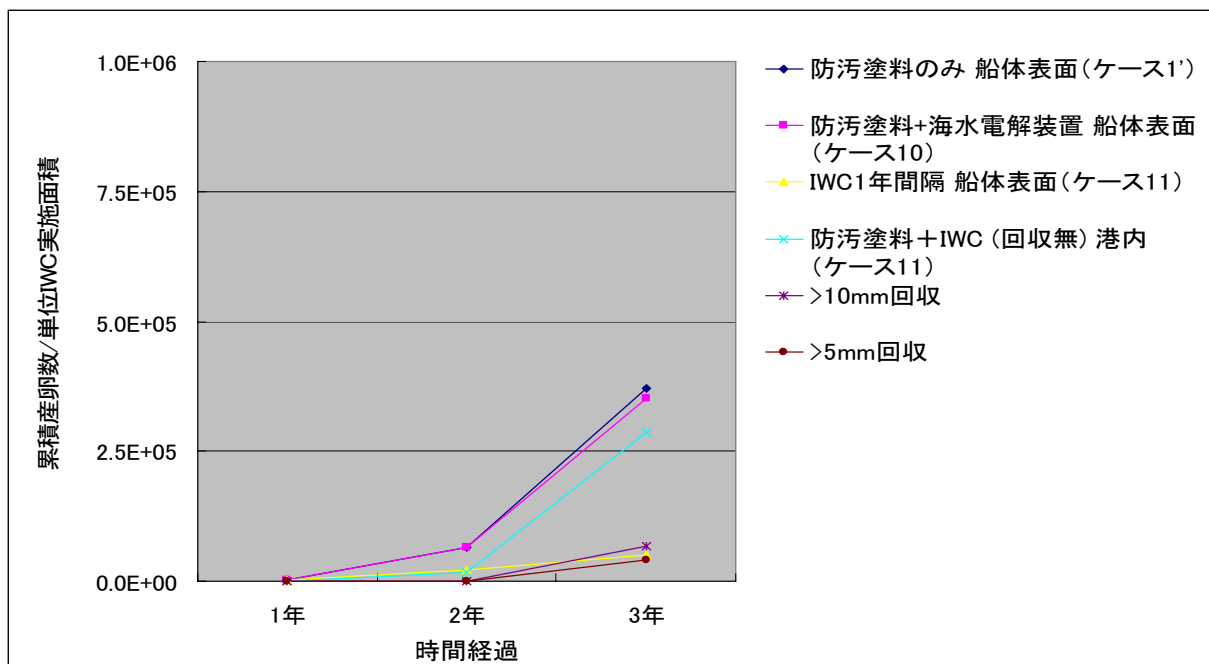


Figure 2-10 ケース 10, 11 3年有効防汚塗料(非付着期間 30日, 剥落率 10%)と海水電解装置作動（シーチェスト部）と1年間隔 IWC（生残率 10%）実施時の累積産卵数

Table 2-11 ケース 12, 13 3年有効防汚塗料（非付着期間 30日）でAB2 国往復時に、B 国で 14 日間沖待ち（各航海）実施した場合の A 国種の B 国での産卵、および A 国で IWC（生残率 10%）を実施した場合の A 国種の B 国での産卵状況

	出渠後 経過年 数	ケース 12	ケース 13（非回収）		ケース 13（回収）		
		防汚塗料 のみ船体 表面	防汚塗料 +IWC 時 の船体表 面	防汚塗料 +IWC（非 回収）時 の港内	防汚塗料+IWC（回収有）、港内		
					>10mm 回 収	>5mm 回 収	>0.5mm 回収
産卵に寄 与した性 成熟個体 数*1	0-1 年	1.1	1.1	0.0	0.0	0.0	0.0
	1-2 年	27.2	13.3	0.9	0.0	0.0	0.0
	2-3 年	158.3	34.7	25.0	6.0	3.3	0.0
産卵数 *2	0-1 年	5.2×10^3	5.2×10^3	0	0	0	0
	1-2 年	1.3×10^5	6.2×10^4	4.2×10^3	0	0	0
	2-3 年	7.4×10^5	1.6×10^5	1.2×10^5	2.8×10^4	1.5×10^4	0
累積産 卵数*2	0-1 年	5.2×10^3	5.2×10^3	0	0	0	0
	0-2 年	1.3×10^5	6.9×10^4	4.2×10^3	0	0	0
	0-3 年	8.7×10^5	2.3×10^5	1.2×10^5	2.8×10^4	1.5×10^4	0

*1 産卵に寄与する性成熟個体数の 1/2（雌）が産卵する（のべ個体数/年）

*2 A 国で付着した個体の B 国における単位 IWC 面積（100,000mm²）あたりの産卵数および累積産卵数

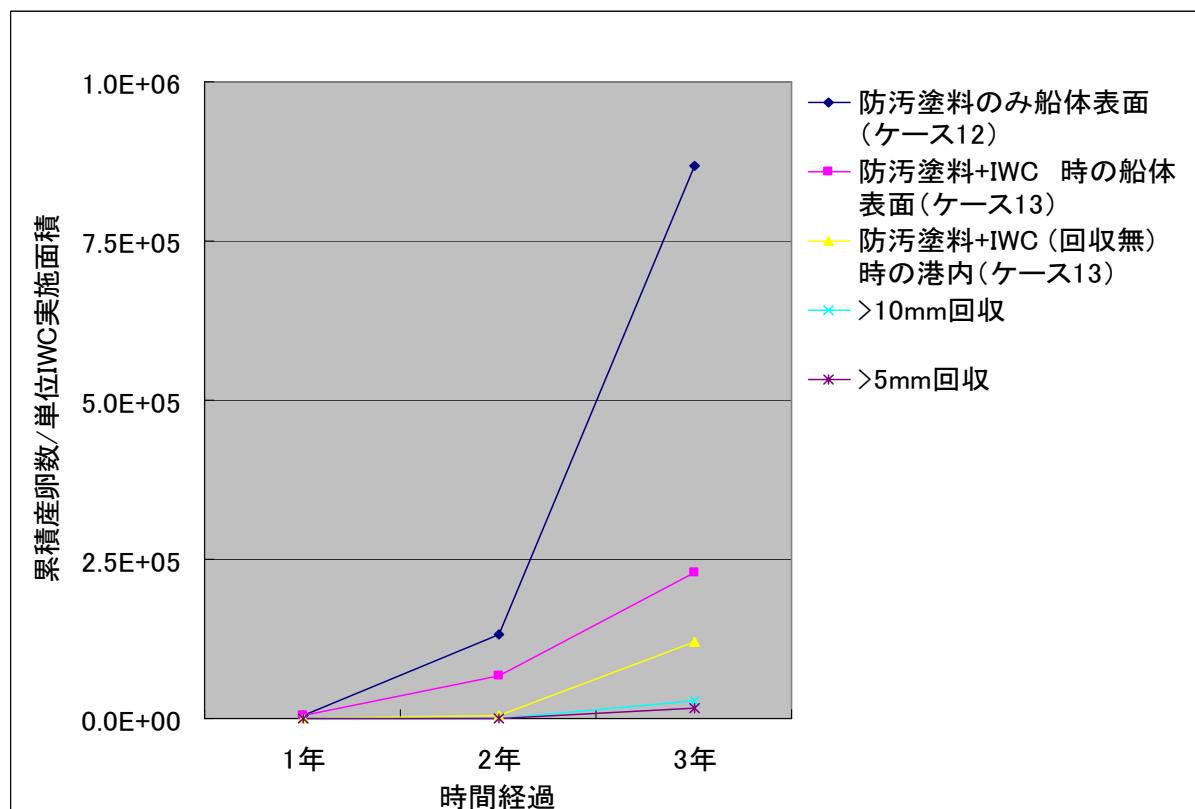


Figure 2-11 ケース 12, 13 3年有効防汚塗料（非付着期間 30日）でAB2 国往復時に、B 国で 14 日間沖待ち（各航海）実施した場合の A 国種の B 国での産卵数、および A 国で IWC（生残率 10%）を実施した場合の A 国種の B 国での累積産卵数

Table 2-12 ケース 12', 13' 3年有効防汚塗料（非付着期間 30 日）で AB2 か国往復時に、B 国で 14 日間沖待ち（各航海）実施した場合の B 国種の A 国での産卵、および A 国で IWC（生残率 10%）を実施した場合の B 国種の A 国での産卵状況

	出渠後 経過年 数	ケース 12'	ケース 13'（非回収）		ケース 13'（回収）		
		防汚塗料 のみ船体 表面（ケ- ス 12'）	防汚塗料 +IWC 時 の船体表 面（ケ- ス 13'）	防汚塗料 +IWC（非回 収） 時の 港内（ケ- ス 13'）	防汚塗料+IWC（回収）、港内		
					>10mm 回 収	>5mm 回 収	>0.5mm 回 収
産卵に 寄与し た性成 熟個体 数*1	0-1 年	0.9	0.9	0.0	0.0	0.0	0.0
	1-2 年	28.3	13.6	436.3	0.0	0.0	0.0
	2-3 年	149.0	29.4	10,539.9	2,733.8	1,807.9	108.0
産卵数 *2	0-1 年	4.1×10^3	4.1×10^3	0	0	0	0
	1-2 年	1.3×10^5	6.3×10^4	3.4×10^4	0	0	0
	2-3 年	6.9×10^5	1.4×10^5	8.2×10^5	2.1×10^5	1.4×10^5	8.4×10^3
累積産 卵数*2	1 年	4.1×10^3	4.1×10^3	0	0	0	0
	2 年	1.4×10^5	6.7×10^4	$3. \times 10^4$	0	0	0
	3 年	8.3×10^5	2.0×10^5	8.5×10^5	2.1×10^5	1.4×10^5	8.4×10^3

*1 産卵に寄与する性成熟個体数の 1/2（雌）が産卵する（のべ個体数/年）

*2 B 国で付着した個体の A 国における単位 IWC 面積（100,000mm²）あたりの産卵数および累積産卵数

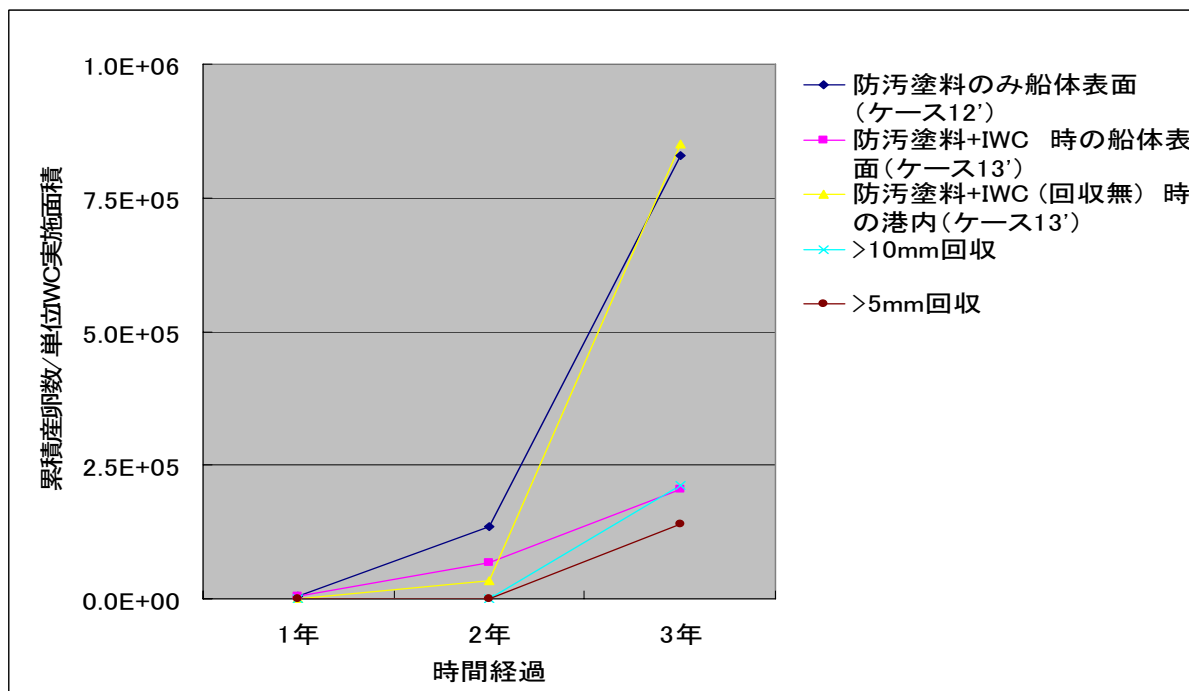


Figure 2-12 ケース 12' , 13' 3年有効防汚塗料（非付着期間 30 日）で AB2 か国往復時に、B 国で 14 日間沖待ち（各航海）実施した場合の B 国種の A 国での産卵数、および A 国で IWC（生残率 10%）を実施した場合の B 国種の A 国での累積産卵

引用文献

1章

- Cassé, F. et al. 2006. The development of microfouling on four commercial antifouling coatings under static and dynamic immersion. *International Biodeterioration & Biodegradations*, 57, 179-185.
- Hayes et al. 2005. Sensitivity and cost considerations for the detection and eradication of marine pests in ports. *Mar. pollut.*, Vol.50, No.8, 823-836
- Lewis, J. 1998. Marine biofouling and its prevention on underwater surfaces. *Materials Forum*, 22, 41-61.
- Mitchell, R. et al. 1984. The microbial ecology of marine surfaces. In *Marine Biodeterioration. an interdisciplinary study*. Costlow, J.D. and Tipper, R.C. (eds.) , Naval Institute Press, Annapolis, Maryland, 49-56.
- Molino, P. et al. 2009. Development of the primary bacterial microbiofouling layer on antifouling and fouling release coatings in temperate and tropical environments in Eastern Australia. *Biofouling*, 25, 149-162.
- Pedersen, K. 1982. Factors regulating microbial biofilm development in a system with slowly flowing seawater. *Applied and Environmental Microbiology*, 44, 1196-1204.
- Susan, H. 2005. Marine biofouling consequences seasonally, spatially and with depth. *Expro. The oil & Gas Review*. 2, 1-2.
- Yebra, D. et al. 2006. Presence and effects of marine microbial biofilms on biocide-based antifouling paints. *Biofouling*, 22, 33-41.
- 岩崎敬二 2009: 海の外来生物 Q & A, 海の外来生物. 東海大学出版会, 4-18
- 内海富士夫. 1947. 船とフジツボ. 国民科学文庫, 日本出版社, 兵庫県, 124pp.
- 川井ら. 2010. 遺伝子マーカーを用いた船体付着藻類の多様性解析と防汚塗料の違いが付着藻類の種組成に及ぼす影響について. *日本マリンエンジニアリング学会誌*, 45 (3) , 86-90.
- 付着生物研究会. 1986. 付着生物研究法. 恒星社厚生閣, 156pp.
- 堀輝三. 1993. 藻類の生活史集成. 第2巻. 褐藻・紅藻類. 内田老鶴圃, 435pp.

1章の 1.2.2 船体付着生物の生態特性、(2) 生物種の生態特性で引用されている文献

- AQIS. 1994. An Epidemiological Review of Possible Introductions of Fish Diseases, Northern Pacific Seaster and Japanese Kelp Through Ship's Ballast Water. *Ballast Water Research Series, Report No.3*, 260-274.
- Berrill, N.J. 1950. *The tunicate with an account of the British species*. Ray Society, London, 354pp.

- Clarke, C. et al. 2007. Biological Synopsis of the Invasive Tunicate. *Styela clava* (Herdman 1881) . Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences, 2807, 23pp.
- Grave, B. 1933. Rate of growth, age at sexual maturity, and duration of life of Certain sessile organisms at Woods Hole, Massachusetts. The biological bulletin, Vol.LXV, No.3, 375-386.
- Iwaki, T. et al. 1987. First maturity and initial growth of some common species of barnacles in japan. Bull. Fac. Fish. Mie. Univ., 14, 11-19.
- Kupriyanova et al. 2001. Oceanography and Marine Biology. An Annual Review 2001, 39, 1-101.
- Larry, A. et al. 2008. 2007-09 Tunicate Management Plan. WDFW (State of Washington Department of Fish and Wildlife) , 64pp.
- Nojima et al. 1986. Publ. Amakusa Mar. Biol. Lab., 8, 89-112.
- Yamaguchi, M. 1975. Growth and reproductive cycles of the marine fouling ascidians *Ciona intestinalis*, *Styela plicata*, *Botrylloides violaceus*, and *Leptoclinum mitsukurii* at Aburatsubo-Moroiso Inlet (central Japan) . Marine Biology, 29, 253-259.
- 岩城俊昭. 1981. 本邦で一般的なフジツボ類数種の繁殖生態. 付着生物研究, 第3巻, 第1号, 61-69.
- 内田亨ら 監. 1986. 動物系統分類学 第8巻 (下) 半索動物・原索動物. 中山書店, 410pp.
- 岡田要 編. 1965. 新日本動物図鑑 (上) . 北隆館, 679pp.
- 岡本研. 1997. カンザシゴカイの生態と幼生の変態メカニズム. SESSILE ORGANISMS, 14 (1) , 31-41.
- 奥谷喬司 編. 2006. 日本近海産貝類図鑑. 東海大学出版会, 1173 pp.
- 梶原武. 1962. シロボヤの季節的消長. 長崎大学水産学部研究報告, 12号
- 川本信之. 1971. 養魚学各論. 水産学全集, 第23巻, 恒星社厚生閣, 840pp.
- 小坂昌也ら. 1980. 清水港岸壁上でのタテジマフジツボの成熟, 成長, 死亡の付着層間の比較付着生物研究. 2 (1) , 9-14.
- 佐藤矩行 編. 1998. ホヤの生物学. 東京大学出版会, 272pp.
- 森林総合研究所 編. 2004. 森林、海洋等における CO₂ 収支の評価の高度化森林. 海洋等における CO₂ 収支の評価の高度化. 森林総合研究所交付金プロジェクト研究成果集, 155pp.
- 末竹邦彦. 2008. 九十九島におけるカキ養殖の歴史・現状・将来. 佐世保市, 7pp.
- 多紀保彦 監. 2008. 日本の外来生物 決定版. 平凡社, 479pp.
- 田中彌太郎. 1982. 二枚貝類幼生の同定. 海洋と生物, 23, vol.4-No.6, 472-478.
- 千原光雄. 1975. 学研中高生図鑑 12, 海藻. 学習研究社, 290pp.
- 徳田廣ら. 1987. 海藻資源養殖学. 水産養殖学講座, 第10巻, 緑書房, 354pp.
- 西村三郎 編. 1995. 原色検索日本海岸動物図鑑 [2]. 保育社, 748pp.
- 日本水産資源保護協会. 1981. 水生生物生態資料. 359pp.
- 日本水産資源保護協会. 1983. 環境条件が魚介類に与える影響に関する主要要因の整理.

449pp.

日本生態学会 編. 2002. 外来種ハンドブック. 地人書館, 408pp.

日本付着生物学会 編. 2006. フジツボ類の最新学. 恒星社厚生閣, 141pp.

広島県立総合技術研究所. 2009. 広島かき話. かきの生活史.

<http://www2.ocn.ne.jp/~hfes/kaki01/biology.html#Anchor-KM-54210>

北海道立釧路水産試験場. 2004. ヒトデ駆除指針.

<http://www.fishexp.hro.or.jp/exp/kushiro/zoushoku/seika.htm>

本田正樹. 2007. ホンダワラ類海藻幼胚の着生特性. *Sessile Organisms*, 24 (2) , 89-94.

堀輝三. 1994. 藻類の生活史集成. 第1巻. 緑色藻類. 内田老鶴圃. 415pp.

細見彬文. 1989. ムラサキイガイの生態学. 山海堂, 137pp.

三浦知之ら. 1983. カンザシゴカイ類の生態学的研究. 日本ベントス研究会誌, No.25, 40-45.

本川達雄. 2001. ヒトデ学. 東海大学出版会, 284pp.

吉田忠生. 1998. 新日本海藻誌. 内田老鶴圃, 1222pp.

劉明淑ら. 1983. ムラサキイガイの繁殖生態. 付着生物研究, 4 (2) , 11-21.

2章

BLG 12/11. 2007. Biofouling issues and potential management measures. DEVELOPMENT OF INTERNATIONAL MEASURES FOR MINIMIZING THE TRANSLOCATION OF INVASIVE AQUATIC SPECIES THROUGH BIOFOULING OF SHIPS. IMO (New Zealand and Australia) . 13pp.

BLG 12/11/1. 2007. Draft Guidelines for recreational and similar small craft DEVELOPMENT OF INTERNATIONAL MEASURES FOR MINIMIZING THE TRANSLOCATION OF INVASIVE AQUATIC SPECIES THROUGH BIO-FOULING OF SHIPS. IMO (ISAF: International Sailing Federation) . 3pp.

BLG 12/11/2. 2007. Implementation options for managing bio-fouling. DEVELOPMENT OF INTERNATIONAL MEASURES FOR MINIMIZING THE TRANSLOCATION OF INVASIVE AQUATIC SPECIES THROUGH BIO-FOULING OF SHIPS. IMO (New Zealand and United Kingdom) . 6pp.

BLG 12/INF.4. 2007. Preliminary findings of a research programme to assess the risk of bio-fouling of ships arriving in New Zealand. DEVELOPMENT OF INTERNATIONAL MEASURES FOR MINIMIZING THE TRANSLOCATION OF INVASIVE AQUATIC SPECIES THROUGH BIO-FOULING OF SHIPS. IMO (New Zealand) . 5pp.

BLG 13/18. 2009. REPORT TO THE MARITIME SAFETY COMMITTEE AND THE MARINE ENVIRONMENT PROTECTION COMMITTEE. IMO (Secretariat) . 210pp.

BLG 13/9. 2009. Report of the correspondence group on the development of measures to minimize

- the transfer of invasive aquatic species through bio-fouling of ships. DEVELOPMENT OF INTERNATIONAL MEASURES FOR MINIMIZING THE TRANSFER OF INVASIVE AQUATIC SPECIES THROUGH BIO-FOULING OF SHIPS. IMO (New Zealand) . 14pp.
- BLG 13/INF.3. 2008. Research review - bio-fouling as a mechanism for invasive aquatic species transfer. DEVELOPMENT OF INTERNATIONAL MEASURES FOR MINIMIZING THE TRANSFER OF INVASIVE AQUATIC SPECIES THROUGH BIO-FOULING OF SHIPS. IMO (New Zealand) . 30pp.
- BLG 14/17. 2010. REPORT TO THE MARITIME SAFETY COMMITTEE AND THE MARINE ENVIRONMENT PROTECTION COMMITTEE. IMO (Secretariat) . 106pp.
- BLG 14/9. 2009. Report of the Correspondence Group on the development of measures to minimize the transfer of invasive aquatic species through bio-fouling of ships. DEVELOPMENT OF INTERNATIONAL MEASURES FOR MINIMIZING THE TRANSFER OF INVASIVE AQUATIC SPECIES THROUGH BIO-FOULING OF SHIPS. IMO (New Zealand) . 48pp.
- BLG 14/9/1. 2009. Comments on the report of the Correspondence Group concerning in-water cleaning. DEVELOPMENT OF INTERNATIONAL MEASURES FOR MINIMIZING THE TRANSFER OF INVASIVE AQUATIC SPECIES THROUGH BIO-FOULING OF SHIPS. IMO (Australia) . 9pp.
- BLG 14/9/2. 2010. Comments on the report of the Correspondence Group concerning design and construction. DEVELOPMENT OF INTERNATIONAL MEASURES FOR MINIMIZING THE TRANSFER OF INVASIVE AQUATIC SPECIES THROUGH BIO-FOULING OF SHIPS. IMO (Australia) . 2p.
- BLG 14/9/3. 2010. Comments on the report of the Correspondence Group on the development of measures to minimize the transfer of invasive aquatic species through bio-fouling of ships. DEVELOPMENT OF INTERNATIONAL MEASURES FOR MINIMIZING THE TRANSFER OF INVASIVE AQUATIC SPECIES THROUGH BIO-FOULING OF SHIPS. IMO (Japan) . 4p.
- BLG 14/INF.2. 2009. Risks to the aquatic environment of introduced non-indigenous species via the vector of hull fouling on recreational craft and potential mitigation measures. DEVELOPMENT OF INTERNATIONAL MEASURES FOR MINIMIZING THE TRANSFER OF INVASIVE AQUATIC SPECIES THROUGH BIO-FOULING OF SHIPS. IMO (FOEI) . 10pp.
- BWM.2/Circ.17 2008. Guidance document on arrangements for responding to emergency situations involving ballast water operations. INTERNATIONAL CONVENTION FOR THE CONTROL AND MANAGEMENT OF SHIPS' BALLAST WATER AND SEDIMENTS, 2004. IMO. 7pp
- Coutts, A. et al. 2007. The natural and extent of organisms in vessel sea-chests. A protected

- mechanism for marine bioinvasions. *Marine Pollution Bulletin*, 54 (7) . 875-886.
- Coutts, A.D. et al. 2004. A preliminary investigation of biosecurity risks associated with biofouling on merchant vessels in New Zealand. *Journal of Marine and Freshwater Research*, 38, 1-15.
- Godwin, L. 2003. Hull fouling of marine vessels as a pathway for marine species invasions to the Hawaiian Islands. *Biofouling*, 19 (supplement 1) , 12-131.
- Gollasch, S. 2002. The importance of ship hull fouling as a vector of species introductions into the North Sea. *Biofouling*, 18, 105-121.
- Lewis, J. 2001. Hull fouling as a vector for the translocation of marine organisms. Phase 1 study – Hull fouling research. *Ballast Water Research Series*, 14, 1-129.
- MEPC 1/Circ.683. 2009. GUIDANCE FOR THE DEVELOPMENT OF A SHIP ENERGY EFFICIENCY MANAGEMENT PLAN (SEEMP) . IMO. 13pp.
- MEPC 54/inf.5. 2006. Investigating biofouling risks and management options on commercial vessels. ANY OTHER BUSINESS. IMO (Australia) . 3pp.
- MEPC 55/13/1. 2006. Proposed Code of Practice for minimizing the transfer of invasive aquatic species via biofouling on recreational and similar small boats. HARMFUL ANTI-FOULING SYSTEMS FOR SHIPS. IMO (FOEI) . 3p.
- MEPC 56/13. 2007. Recommendations for recreational and similar small craft regarding anti-fouling systems and other environmental aspects HARMFUL ANTI-FOULING SYSTEMS FOR SHIPS. IMO (ISAF) . 4p
- MEPC 56/13/1. 2007. Guidance document for minimizing the transfer of invasive aquatic species via biofouling on recreational and similar small boats. HARMFUL ANTI-FOULING SYSTEMS FOR SHIPS. IMO (FOEI) . 4p.
- MEPC 56/19/3. 2007. Development of international measures for minimizing the translocation of invasive aquatic species through biofouling of ships .WORK PROGRAMME OF THE COMMITTEE AND SUBSIDIARY BODIES. IMO (New Zealand, Australia, United Kingdom, FOEI and IUCN) . 5p.
- MEPC 56/INF.11. 2007. Management of biofouling risks on vessels entering Australian waters HARMFUL ANTI-FOULING SYSTEMS FOR SHIPS. IMO (Australia) . 3p.
- Rainer, S.F. 1995. Potential for the introduction and translocation of exotic species by hull fouling. a preliminary assessment. CSIRO Technical Report, 1, 1-19.

3 章

- SIDS. 2004. Screening Information Data Set. Calcium hypochlorite. OECD/UNEP.

4 章

- AIST. 2004. 詳細リスク評価書. 銅ピリチオン.
- Lloyd's 2010. Ballast water treatment technology. Current status. February 2010.
- MEPC 1/Circ.683. 2009. GUIDANCE FOR THE DEVELOPMENT OF A SHIP ENERGY EFFICIENCY MANAGEMENT PLAN (SEEMP) . IMO. 13pp.
- SCHER, Scientific Committee on Health and Environmental Risks. 2009. Voluntary Risk Assessment Report on Copper and its compounds. Environmental Part.
- Van Niekerk. 2008. Ballast water quantities Port of Rotterdam. Ballast water intake and discharge February 2008. Final report. ROYAL HASKONING.

5 章

- AIST. 2004. 詳細リスク評価書. 銅ピリチオン.
- ATSDR. 2005. Toxicological Profile for Bromoform and Dibromochloromethane. U.S. Department of health and human services.
- EU, European Union. 2007. European Union Risk Assessment Report, Sodium hypochlorite.
- MEPC 58/2/7. 2008. HARMFUL AQUATIC ORGANISMS IN BALLAST WATER. Report of the sixth meeting of the GESAMP-Ballast Water Working Group. Note by the Secretariat.
- MEPC 60/2/12. 2009. HARMFUL AQUATIC ORGANISMS IN BALLAST WATER. Report of the eleventh meeting of the GESAMP-Ballast Water Working Group. Note by the Secretariat.
- NITE-CERI. 2005. Initial Risk Assessment Report. Zinc compound (water-soluble) .
- Salomons, W. 2001. Project report dredged material in the port of Rotterdam -Interface between Rhine Catchment Area and North Sea-. http://coast.gkss.de/aos/dredged_material/
- SRC, Syracuse Research Corporation. 2007. EPI suite version 3.20.
- SRC, Syracuse Research Corporation. 2009. PhysProp Database.
- Taylor, C.J.L. 2006. The effects of biological fouling control at coastal and estuarine power station. Marine Pollution Bulletin, 53, 30-48.
- U.S. NLM: HSDB. 2009. Hazardous Substances Data Bank. Chloroform.
- Van Hattum, B. et al. 2006. Emission estimation and chemical fate modeling of antifoulants. Antifouling paint biocides, The handbook of environmental chemistry 5.0, Springer: 101-120.
- 海洋政策研究財団. 2008. 船舶起源の粒子状物質 (PM) の環境影響に関する調査研究報告書.
- 海洋政策研究財団. 2009. 外来生物の船体付着総合管理に関する調査報告書.
- 国土交通省. 2006. 入港船舶数ランキング. http://www.mlit.go.jp/statistics/details/port_list.html
- 横浜市港湾局. 2009. 横浜港の統計. <http://www.city.yokohama.jp/me/port/statistics/>

5 章に関連する参考資料（参考資料-3～6）で引用されている文献

Environment Canada, Health Canada. 2001. Priority Substances List Assessment Report: Inorganic chloramines. Canadian Environmental Protection Act.

EU, European Union. 2007a. European Union Risk Assessment Report, Chloroform.

EU, European Union. 2007b. European Union Risk Assessment Report, Sodium hypochlorite.

MOE-J. 1995. Results of Eco-toxicity tests of chemicals conducted by Ministry of the Environment in Japan.

U.S. EPA, Environmental Protection Agency. 2009. ECOTOX (ECOTOXicology) database.

略語・用語集（略語集）

【略語一覧】

本文中に引用されている略語	英名	日本名
AFCS	Anti-Fouling Coating System	用語の解説参照
AFS	Anti-Fouling System	生物防汚システム
AFS 条約	International Convention on the Control of Harmful Anti-Fouling System	船舶の有害な防汚方法の規制に関する国際条約
AIST	National Institute of Advanced Industrial Science and Technology	産業総合技術研究所
ASTM	American Society for Testing Materials	米国材料試験協会
BWWG	Ballast Water Working Group	バラスト水作業部会
CAS	Chemical Abstract Service	化学物質に認識番号 CAS number の付与サービスを行う米国化学会内の組織
CEPE	European Confederation of Paint, Printing Ink and Artist's Colours Manufactures' Association	ヨーロッパ塗料工業会連合会
EC50	50% Effect Concentration	半数影響濃度
GESAMP	Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection	海洋環境保護の科学的側面に関する専門家会合
IC 50	50% Inhibition Concentration	半数阻害濃度
IMO	International Maritime Organization	国際海事機関
IPPIC	International Paint and Printing Ink Council	国際塗料印刷インキ協議会
ISO	International Organization for Standardization	国際標準化機構
IWC	In-water cleaning	水中洗浄
Koc	Soil adsorption/desorption coefficient	土壌吸脱着係数
LC50	50% Lethal Concentration	半数致死濃度
LOEC	Lowest Observed Effect Concentration	最小影響濃度
MAM-PEC	Marine Antifoulant Model to Predict Environmental Concentrations	MAM-PEC モデル
MEPC	Marine Environment Protection Committee	海洋環境保護委員会
MGPS	Marine Growth Preventive System	用語の解説参照
NOEC	No Observed Effect Concentration	無影響濃度
OECD	Organization for Economic Co-operation and Development	経済協力開発機構
PEC	Predicted Environmental Concentration	予測環境中濃度
PNEC	Predicted No Effect Concentration	予測無影響濃度
Pow	Octanol/water partition coefficient	オクタノール/水分配係数
QSAR	Quantitative Structure Activity Relationship	定量的構造活性相関
SIDS	Screening Information Data Set	既存化学物質の初期有害性評価文書
TBT	Tributyltin	トリブチルスズ
TBTO	Tributyltin oxide	酸化トリブチルスズ
TEU	Twenty-foot Equivalent Unit	20 フィートコンテナ換算

【略語一覧】

本文中に引用されている略語	英名	日本名
VLCC	Very Large Crude Carrier	(載貨重量 20~30 万トンの) 超大型タンカー
WET 試験	Whole Effluent Toxicity test	複合毒性試験
WHO	World Health Organization	世界保健機関

略語・用語集（用語集）

【用語一覧の解説】

本文中で使用されている用語	本報告書での使用における解説
AFCS	<p>船体外板に対する付着防止および除去を目的とした AFS 装置及び技術であり、AFCS は MGPS と同様に AFS の主要な技術の一つとして構成される。</p> <p>現状においては、生物の付着防止を目的とした AFCS 技術として、防汚塗料が最も一般的に使用されている。外板における付着生物の除去や、防汚塗料の更新のために実施される入渠時の船体清掃と IWC についても、AFCS に分類される。</p> <p>なお、船体外板以外の部位に対する同様の技術は、MGPS に分類される。</p>
AFS	<p>生物の船体への付着を管理するシステム。AFS は、生物の船体付着を管理する目的から、付着防止技術と付着生物除去技術に大別することが出来る。AFS は、船体の部位別に適用される装置 (device) 及び技術 (treatment) としての AFCS と MGPS の上位概念である。</p>
AFS 条約	<p>船舶用塗料等による海洋環境及び人への悪影響を減少させることを目的として、有機スズ化合物の船底防汚塗料への使用の禁止等、船舶の有害な防汚方法の規制について定めた国際条約。条約の概要は以下の通りである。</p> <p>(1) 2003年1月1日以降は、有機スズ系船舶用塗料の新たな塗布を禁止し、2008年1月1日以降は、既に塗布されている有機スズ系船舶用塗料を船体から完全除去するか、同塗料が海水へ溶出しないよう塗膜を塗布すること。</p> <p>(注) 条約上使用禁止となる塗料については、附属書1において「殺生物剤として機能する防汚方法中の有機スズ系化合物」とされている。</p> <p>(2) 今後、有機スズ系船舶用塗料以外の塗料等が有害と判断される場合には、国際海事機関 (IMO : International Maritime Organization) における専門家による検討を経た上で、規制対象に追加される。</p> <p>(3) 船舶が規制対象の塗料等を塗布しているか否かについては、旗国が検査により確認を行い、検査合格船舶には、証書が発給される。また、外国船舶に対しては、寄港国が立入検査 (ポートステートコントロール) をすることができる。なお、現在は未発効であるが、25以上の国数が批准し、さらにそれらの国の船腹量の合計が世界の船腹量の25%以上に達した日の後の12ヵ月後に発効することとなっている。日本は、2003年2月21日に閣議決定を得て、5月22日に国会承認、7月8日に受託書寄託している。</p> <p>なお、2007年9月17日にパナマが AFS 条約を批准したことにより、25カ国が批准及びその商船船腹量の合計が世界の商船船腹量の 38.11%となり発効要件が満たされた。このため、AFS 条約は 2008年9月17日に発効することになった。</p>
Biofilm	<p>単細胞生物等による微生物被膜。Micro biofoulingを構成するフィルム状の物質、または生物。</p>
Biofouling (生物付着)	<p>Biofouling (生物付着) とは、水生生物が、船体の浸水表面に蓄積 (accumulation) している段階 (phase) である。浸水表面には、喫水線下の部位だけでなく飛沫水に暴露される部位も含まれる。Biofouling (生物付着) は、micro biofoulingとmacro biofoulingの段階に分けることができる。</p> <p>本報告書においては、浸漬ではなく浸水を使用する。</p>

【用語一覧の解説】

本文中で使用されている用語	本報告書での使用における解説
D2 基準 (バラスト水排出基準)	<p>バラスト水管理条約で適用される、バラスト水の排出基準。海洋生物と指標病原菌に関して、以下の基準が適用される。</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. 海洋生物に関する排出基準。 <ol style="list-style-type: none"> ①排出バラスト水に含まれる最小サイズが 50 μm 以上の生きている生物量は 1 m^3 当たり 10 個体未満であること、かつ ②最小サイズが 10 μm 以上でかつ 50 μm 未満の生きている生物量は 1 mL 当たり 10 個体未満であること。（最小サイズとは、長さ、幅、厚さのうち一番小さい値） 2. 指標病原菌に関する排出基準 <ol style="list-style-type: none"> ①排出バラスト水に含まれる病原性コレラ菌の数は、バラスト水 100ml 当たり 1 cfu 未満、または動物プランクトンは、湿重量 1 g 当たり 1 cfu 未満（cfu は colony forming unit, コロニー形成単位）であること、かつ ②大腸菌の数は、バラスト水 100 mL 当たり 250 cfu 未満であること、かつ ③腸球菌の数は、バラスト水 100 mL 当たり 100 cfu 未満であること。 <p>なお、バラスト水処理での殺生物性を持つ活性物質の使用にあたっては、環境への有害性に十分配慮する必要があることから、バラスト水管理条約では、活性物質または製剤を利用するバラスト水管理システムについて、MEPC により策定された事前評価手順に基づいて事前評価したものを MEPC が審査し、適切であればその物質及びその物質を用いた管理システムを MEPC が承認する国際的な承認手続きが必要であることが明記されている。</p>
EC50 (半数影響濃度)	<p>化学物質に暴露した試験生物の半数（50%）が試験期間内に有害影響（例えば、ミジンコでの遊泳阻害や藻類での生長阻害など）を示す濃度のこと。数値が小さいほど対象化学物質の毒性が強いことを示す。</p>

【用語一覧の解説】

本文中で使用されている用語	本報告書での使用における解説
IMO (International Maritime Organization)	<p>国際貿易に従事する海運に影響のあるすべての種類の技術的事項に関する政府の規則及び慣行について、政府間の協力のための機構となり、政府による差別的措置及び不必要な制限の除去を奨励し、海上の安全、能率的な船舶の運航、海洋汚染の防止に関し最も有効な措置の勧告等を行うことを目的（IMO 条約 第1条に規定）に設立された国際機関。</p> <p>海運は元来非常に国際性の高いものであるため、19世紀後半から主要海運国が中心となって、各種の技術的事項に関する会議を開催し、灯台業務や海難防止、海難救助等の海上の安全の確保を目的とする国際条約等の国際的取決めがなされてきた。第二次世界大戦を経て、国際連合は、船舶輸送の技術面の検討のため、常設の海事専門機関設置の必要性を指摘した運輸通信委員会の報告に基づき、1948年（昭和23年）3月、国際連合海事会議をジュネーブで開催し、IMCO（Inter-governmental Maritime Consultative Organization：政府間海事協議機関）の設立及び活動に関するIMCO条約を採択した。我国は、戦後の対日平和条約の締結がなされていなかったため、本会議には招聘されなかった。本条約は、その発効要件として100万総トン以上の船腹を有する7カ国を含む21カ国の受諾を求めているが、1958年（昭和33年）3月、我が国が受諾書を寄託することにより発効要件が満たされ、発効に至った。その後、1975年（昭和50年）11月に機関の活動内容の拡大及び加盟国の増加に伴う機関の名称変更等の必要性に鑑み、IMCO条約の改正が採択され、1982年（昭和57年）5月に同改正が発効したことにより、IMCOはIMO（International Maritime Organization：国際海事機関）に改称され、現在に至っている。</p>
IWC (In-water cleaning)	<p>船体外板及び外板以外の部位に対する、水中での付着生物の物理的な除去技術である。</p>
LC50 (半数致死濃度)	<p>化学物質に暴露した試験生物の半数（50%）が試験期間内に死亡する濃度のこと。数値が小さいほど、対象の化学物質の毒性が強いことを示す。</p>
LOEC	<p>化学物質に暴露した試験生物において、試験期間内に試験動物に対して（統計的に）有意な影響が認められた最小濃度のこと。EC_x（一般的にはx=10又は20等が適用される）がLOECの同義語として使用される場合がある。</p>
Macro biofouling	<p>船体の浸水表面に対して、目視で確認可能な大きさの大型多細胞生物（visible multi-cellular organisms）の付着・成長が生じている段階（phase）を意味する。Macro biofoulingは、micro biofoulingが進行した段階である。</p> <p>Macro biofoulingは、フジツボ、管棲ゴカイ類、大型海藻等の多細胞生物及びその遺骸等により構成される。</p>
MAM-PEC (モデル)	<p>ヨーロッパ塗料工業会連合（CEPE）において、汎用的なリスクアセスメント／化学運命モデルとして開発された防汚物質等の海洋環境濃度を予測するモデル。防汚塗料種、塗料の溶出、環境中への分配、水温、塩分、生分解、吸着、海洋環境等をもとに、予測環境中濃度（PEC: Predicted Environmental Concentration）の予測を行うモデル。</p>
Marine Growth Prevention System (MGPS)	<p>船体外板を除く船体内部の海水循環システム、又はシーチェスト等の複雑部位への生物の付着防止及び除去のために使用される装置・技術である。本報告書では、MGPSを海生生物付着防止システムと和訳する。</p> <p>海水電解装置は、生物付着防止のためのMGPSの最も主要な装置であり、それ以外にはスチーム噴出、活性物質の使用等を含む。また、外板以外の船体部位に対する付着生物除去技術もMGPSに分類される。</p> <p>なお、船体外板に対する同様の技術をAFCSと定義する。</p>

【用語一覧の解説】

本文中で使用されている用語	本報告書での使用における解説
MEPC	IMO の下に設置された委員会の一つで、IMO の全ての加盟国で構成され、船舶に起因する海洋汚染の防止に関する国際条約の採択、改正及び各国への通報、条約の実施を促進する措置の検討等を任務とする。詳細な検討は関係小委員会（Sub-Committee）に付託されている。
Micro biofouling	被覆の程度によらず、①細菌、②珪藻類等の顕微鏡を用いなければ見えない単細胞原生生物及び③それらが生成したスライム状物質（通常は細胞外の多糖類）が船体表面を被覆している段階（phase）。
NOEC	化学物質に暴露した試験生物において、試験期間内に試験動物に対して（統計的に）有意な影響を与えない最高濃度のこと
PEC	化学物質の環境中でのリスク評価の際に、その化学物質の物理化学的性状、環境中運命、排出量および受容環境の属性等を使用して算出（予測）した環境中濃度のこと。
PNEC	化学物質の環境中でのリスク評価の際に、その化学物質が環境生物（生態系）に有害な影響を起こさないであろうと予測される濃度。
Precautionary principle	予防原則。危険を回避するため、未知のリスクに対してあらかじめ対策をとるという考え方。
Risk of aquatic species transferring (生物の移出入リスク)	本報告書では、生物移入（移出入）の量（dose）を意味する。生物移入リスク（量）は、それだけでは侵入（水生）生物リスクと同じではない。
Risk of invasion (侵入リスク)	生物が本来の分布域から、海上輸送など人為的機構により他の海域に移出入し、定着した結果、ヒト・動物・植物の生命、経済・社会活動、及び海洋環境に脅威を与えるリスク（確率）。
WET 試験	排水による全毒性を、複合影響を含めた全体として直接評価する試験法。
アセスメント係数	毒性試験結果を用いて生態系へのリスク評価を行う際、生物種による感受性の違い、急性（短期）試験から慢性（長期）影響の推定、実験室内試験から実環境中での生物への影響等を推定する際の不確実性に関して適用される安全係数。通常、試験データの入手状況や試験の信頼性等により 10～1000 のアセスメント係数が適用される。
一般海域	特別海域以外の全世界の海域。
遺伝子集団	ある地域に生息する一種類の生物の群れのこと。別の地域に生息する同一種類の生物と遺伝学的に区別することができる。
移入種	過去あるいは現在の自然分布域以外に人為的に運び込まれた種、亜種、それ以下の分類群であり、生存し、繁殖することができるあらゆる生物のライフステージ、配偶子、種子、卵、無性的繁殖子を含む。
運用基準	<p>船舶に導入した装置・技術の性能が、管理の目的を達成するために必要となる要求を満たすため船舶運航後に適用される基準である。性能基準に応じた装置・技術の適用（使用）可能な条件や、頻度等の組み合わせに関する基準を指定する。</p> <p>付着生物除去のための運用基準では、ライセンスを有する潜水士による水中観察の期間（頻度）、IWC 実施の判断基準等を指定する。</p> <p>なお、特別海域においては、要求される性能基準と搭載基準は一般海域と同一とするが、運用基準が異なることになる。</p>

【用語一覧の解説】

本文中で使用されている用語	本報告書での使用における解説
エンドポイント	有害性やリスクを評価する対象として設定する事象。化学物質の場合、暴露の影響の指標として用いる観察可能な、測定可能な生物学的事象又は化学的濃度（例：生態毒性試験における死亡率、阻害率、繁殖影響等）。
沖待ち	ある港湾において船舶が、荷役の順番待ちのために港湾周辺の海域に錨泊している状態。
外来海生生物	何らかの人的要因によって本来の生息地から他国海域へ移入、もしくは定着した海生生物。
型式承認	同一の型式の物件が大量に生産される場合において、条約で定められた技術基準に適合するか否かの型式を国家が承認するもの。
活性物質	有害な海生生物や細菌類に対して、殺生・増殖速度の抑制・付着の忌避行為等の効果をもたらす化学物質、または調剤。
環境運命	製造、使用、廃棄などの過程で大気、水域、土壌等の環境媒体中に放出された化学物質は、大気や水の流れに伴って環境媒体中を移流されるとともに、他の環境媒体に移動し、様々な媒体中で化学的および生物学的に分解され環境中から消失したり、分解されずに残存したりする。化学物質がたどる移流、移動、分配および分解過程を化学物質の環境運命という。
小委員会	IMO における審議の効率を図るため、その所属する上部委員会（MSC 及び MEPC）の付託を受け、専門的な技術的事項について審議をする会議。小委員会での検討結果は上部委員会に報告され、条約改正等の IMO としての最終決定は原則として上部委員会にて行われる。
自己研磨型 AFCS	塗膜に海水が接すると、塗膜表面が加水分解して活性物質を含む防汚成分が溶出し、同物質による急性的な生態影響（忌避）によって生物の付着を防止する原理を持つ AFCS。
シリコン型 AFCS	表面張力の低いシリコン系合成樹脂を複数の特殊な表面調整材で変性し、これを塗膜要素とすることにより表面構造が疎水一親水のマイクロ相分離構造となる AFCS。銅化合物や有機錫化合物などの重金属や防汚剤を一切使用せず、塗膜表面性を利用した防汚塗料であることから海洋を汚染しないとされている。
スライム層 (slime layer)	細菌や単細胞原生生物（unicellular protocista）、スライム状物質（通常は、細胞外の多糖類）等による層である。
性能基準	AFCS、MGPS による付着防止、または付着生物除去のための装置や技術の単体で要求される性能の基準。 AFCS と MGPS は macro biofouling の付着防止性能、環境リスク評価等の性能基準が適用される。IWC では、除去物質の回収性能と防汚塗料の塗膜表面への影響の程度から性能基準が評価される。 性能基準は装置・技術そのものの基準であるため、運用条件等に影響されず、装置製造事業者による型式承認により担保される。
生物侵入 (bio invasion)	海生生物が移入・定着した結果、人・動物・植物、経済・社会活動および海洋環境に影響や脅威を与えること。
単細胞原生生物	単細胞性真核生物の総称。
搭載基準	付着防止及び除去の目的のために船舶建造時及び入渠時に導入すべき性能基準と満たした各 AFS の装置・技術に対して、管理の目的を達成するために適用すべき船舶の部位ごとに定めた基準。 付着防止の目的では、船体外板に対しては AFCS 製品を、複雑部位に対しては MGPS 装置の導入すべき性能基準を指定する。付着生物除去の目的では、船体部位別に、導入すべき一定の性能基準を満たした IWC 装置を指定する。

【用語一覧の解説】

本文中で使用されている用語	本報告書での使用における解説
特別海域	特別海域とは、外来生物の移入・定着に脆弱、または世界的に貴重な生物が在来種として生息する海域に対して、一般海域と異なる運用基準が適用される海域である。IMO 等の国際的な枠組みにおいて、特別海域の設定が承認されることが前提となることが想定される。
バイオサイド型 AFCS	生物制御または生物除去に使用される特殊な有機/無機化学物質を主体とした AFCS のこと。
暴露シナリオ	化学物質の環境中濃度、室内濃度、製品や食品中の含有濃度等、又は、排出シナリオ（Emission scenario）で推定された化学物質の放出量等を用いて、様々な仮定を設定した上で人や環境生物への暴露（摂取）量や濃度を推定すること。
バラスト水管理条約 (International Convention for the control and management of Ships' Ballast Water and Sediments, 2004)	環境や人の健康、経済活動に対して有害な水生生物及び病原体の移動を防止することを目的として、船舶のバラスト水及び沈殿物に関する規制及び管理を行うための国際条約。正式名称は、船舶のバラスト水および沈殿物の規制および管理のための国際条約である。 同条約は、条約締約国に籍を置く他国の管轄する水域への航海に従事する船舶（ただし、バラスト水を積載しない船舶、軍艦などを除く）に適用され、締約国は条約の附属書に示されている規則をその国の船舶に適用する義務を有するとされている。条約発効後に実施が義務づけられるバラスト水管理方策は、①外洋上でのバラスト水交換、②バラスト水排出基準（D-2 基準）を満足するバラスト水処理、③受入施設へのバラスト水排出、④MEPC で承認される他の方策、のいずれかとされ、2009 年以降の新船から段階的に下記の D-2 基準を満たす生物殺滅性能を有するバラスト水処理システムの搭載を義務付けることが定められている。
ヒッチハイカー	本来付着性を持たず、単体では船体に付着できないが、macro biofouling の間隙等に入り込んで移動する動植物。エビ、カニ類、ヨコエビ、ワレカラ類や巻き貝などがヒッチハイカーとなりうる。
複雑部位	喫水線以下の船体表面のうち船体外板と比べて凹凸のある部位。たとえばシーチェスト、グレーチング、プロペラ、犠牲陽極。これらの部位には付着した生物が多いことが知られている。
付着生物除去技術	船体への macro biofouling の除去のために適用される装置・技術。入渠時の外板の清掃や IWC が含まれる。
付着防止技術	船体への biofouling の防止もしくは抑制目的で使用される装置・技術。防汚塗料や海水電解装置が含まれる。
防汚塗料	Biofouling の防止を目的とした、船体の外板やその他の複雑部位に塗布される塗料である。 防汚塗料には、水生生物に対して毒性を有する active substance が塗膜表面から溶出するメカニズムによって付着防止効果を有するバイオサイド型と、塗膜表面の平滑性・撥水性によって付着を防止するバイオサイドフリー型に大別される。現在、国内において主流であるバイオサイド型防汚塗料には、自己研磨型、自己崩壊型、旧来型が使用されているが、その中でも自己研磨型の防汚塗料が最も一般的である。

この報告書は、ポートルースの交付金による日本財団の助成金を受けて作成しました。

平成21年度 外来生物の船体付着総合管理に関する調査報告書

平成22年10月発行

発行 海洋政策研究財団(財団法人シップ・アント・オーシャン財団)

〒105-0001 東京都港区虎ノ門1-15-16 海洋船舶ビル
TEL 03-3502-1828 FAX 03-3502-2033
<http://www.sof.or.jp>

本書の無断転載、複写、複製を禁じます。

ISBN978-4-88404-250-9