

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

海洋政策研究財団  
(財団法人 シップ・アンド・オーシャン財団)



## はじめに

本報告書は、ボートレースの交付金による日本財団の平成 21 年度助成事業として実施した「外来生物の船体付着総合管理に関する調査」の成果をとりまとめたものです。

近年、港湾等の沿岸域では外来の海生生物が侵入し繁殖することで従来の生態系を破壊したり、経済被害や人への健康被害をもたらすことが問題になっております。その原因として船舶のバラスト水を経由するものと船体付着によるものがあり、我が国にとってこれらの問題の解決は大変重要なものとなってきております。

この外来生物の侵入防止対策として、前者のバラスト水については、2004 年 2 月にバラスト水管理条約が国際海事機関（IMO）において採択され、その後バラスト水処理技術の開発も進んでいますが条約の発効までには至っていない状況にあります。後者の船体付着によって侵入する生物については、2011 年 2 月に開催予定の IMO 海洋環境保護委員会（MEPC）第 15 回ばら積み液体・気体小委員会（BLG15）会合において、最終化および早期の採択を目指し、現在ガイドラインの策定作業が進められている状況にあります。

船体に付着する生物量を減らす技術としては、防汚塗料などにより生物の付着を防止する技術と、付着した生物を除去する技術があります。一般的に使われている防汚塗料については、防汚性能を上げると化学的環境リスク（化学物質の残留毒性などによる沿岸生態系への危険性）が大きくなり、防汚性能を下げると生物移入リスク（他国水域の生物が船体に付着して侵入することによる沿岸生態系等への危険性）が大きくなるという相反する問題を解決する必要があります。また、除去技術としては、船舶の停泊中に船体に付着した生物を掻き落とす技術がありますが、掻き落とされた生物が海中に放出されるので生物移入リスクが大きくなるという心配と防汚塗料が掻き落とされた場合に化学的環境リスクが大きくなるという懸念があり、現時点では水中洗浄を禁止している国もあります。

そこで当財団では、沿岸域の海洋環境の保全と世界の人々の暮らしを支える海運の発展に寄与することを願い、船体付着に起因する外来生物の侵入の防止に関して、具体的な方法の検討を行い、総合的な管理システムの構築のための事業を実施いたしました。

本事業では特に、外来生物の移入リスクに対する定量的評価方法の一つとして、生物の産卵数をもって比較評価する方法を初めて提案し、いくつかのモデルケースでの試算を行いました。その結果、生物移入リスクの最小化を図るため、付着防止技術または除去技術の最適なものを適時に適所で採用し、さらに除去物質を回収することができる新規の水中洗浄技術を積極的に活用するという外来生物の船体付着に関する総合管理システムを提案しました。

海生生物の全体や化学物質の影響に関してはまだ明らかにされていないことが数多くあり、本報告書で想定している規制については、将来における一例を示したものであります。外来生物移入リスクの定量的評価方法については、世界で初めての方法であることか

ら、専門家の間でさらに深く検討していただくことが必要であります。本事業で提案した外来生物の船体付着に関する総合管理システムが外来生物移入問題の解決策の一つとして、今後の国際議論の中で大いに活用されることを願っております。

本事業は、東京大学アジア生物資源環境研究センター福代康夫教授を委員長とする「外来生物の船体付着総合管理に関する調査委員会」各委員の熱心なご審議とご指導、また、国土交通省海事局をはじめ、関係機関の多くの皆様からのご協力をいただき完遂することができました。今回の難しい課題に対し、豊富な知識と経験をもって真摯に取り組んでいただきました委員及び関係者の皆様、並びに本事業にご協力いただきました皆様に対しまして、心から厚くお礼申し上げます。

平成 22 年 10 月  
海洋政策研究財団  
会長 秋山昌廣



外来生物の船体付着総合管理に関する調査委員会名簿

(順不同、敬称略)

(( )内は前任者)

委員長	福代 康夫	東京大学アジア生物資源環境研究センター長
委員	高田 秀重	東京農工大学農学部環境有機地球化学研究室 教授
	小島 隆志	独立行政法人海上技術安全研究所環境影響評価研究グループ 研究員
	松田 泰英	社団法人日本船主協会海務部 課長
	吉川 栄一	社団法人日本舶用工業会 塗装専門家
	原 猛也	財団法人海洋生物環境研究所中央研究所 所長代理
	堀口 慎也	社団法人日本中小型造船工業会塗装委員会 委員
	大谷 道夫	株式会社海洋生態研究所 主任研究員
	華山 伸一	海洋政策研究財団海技研究グループ 主任研究員

オブザーバー

	塩入 隆志	国土交通省海事局安全基準課 専門官
	丸田 晋一	国土交通省総合政策局海洋政策課 海洋渉外調査官
	黒川 忍	環境省地球環境局環境保全対策課 審査係長
	北本 剛	環境省地球環境局環境保全対策課 審査係
	池永 宜弘	国土交通省海事局安全基準課環境基準室 基準係長
	大森 正雄	国土交通省総合政策局海洋政策課 専門官
	山崎 辰彦	社団法人日本塗料工業界 国際部長
	鈴木 美和	社団法人日本海難防止協会 主任研究員
	川原 和三	財団法人化学物質評価研究機構 安全評価技術研究所 研究第二部 研究第三課 副長
	奈良志ほり	財団法人化学物質評価研究機構 安全評価技術研究所 研究第二部 研究第三課 主任
	陶山 和民	郵船ナブテック株式会社 代表取締役社長
	山口 保徳	郵船ナブテック株式会社海技事業グループ 部長
	森岡 将光	郵船ナブテック株式会社海技事業グループ 課長
	北村 徹	日本エヌ・ユー・エス株式会社環境科学研究所 副所長
	永井 則安	日本エヌ・ユー・エス株式会社 TRM ユニット 主任コンサルタント

## 関係者

高野 泰隆	株式会社水圏科学コンサルタント	代表取締役
吉田 勝美	株式会社水圏科学コンサルタント	企画開発室室長
長濱 幸生	株式会社水圏科学コンサルタント	研究員

## 事務局

(工藤 栄介	海洋政策研究財団	常務理事)
三木 憲次郎	海洋政策研究財団	海技研究グループ長
池田 陽彦	海洋政策研究財団	海技研究グループ長
(石原 彰	海洋政策研究財団	海技研究グループ長)
森 勝美	海洋政策研究財団	技術開発グループ長代理
(大川 光	海洋政策研究財団	海技研究グループ 技術開発チーム長)
南島 るりこ	海洋政策研究財団	技術開発グループ 海事研究チーム長

# 目 次

1.	外来海生生物による生物汚損と船体付着生物	1
1.1	外来海生生物による生物汚損の影響と環境被害	4
1.2	船体付着による外来海生生物の侵入	5
1.2.1	船体付着生物と付着メカニズム	5
(1)	Micro biofouling の形成	5
ア)	Micro biofouling の構成物	5
イ)	形成メカニズム	6
(2)	Macro biofouling の形成	7
ア)	構成生物	8
イ)	形成メカニズム	9
1.2.2	船体付着生物の生態特性	10
(1)	生物種	10
(2)	生物種の生態特性	14
1.2.3	船体付着生物の生態特性に基づく侵入メカニズム	19
1.2.4	船体付着生物の管理のポイント	22
(1)	生物のサイズに着目した管理における留意点	23
(2)	産卵に関する生態特性に着目した管理	23
2.	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	25
2.1	船体付着生物に関する IMO における議論とその背景	27
2.1.1	船体付着生物に関する IMO における議論	27
(1)	AFS 条約	27
(2)	バラスト水管理条約	27
2.1.2	IMO に対する船体付着生物に関する問題提起	28
2.2	船体付着生物の規制に関する議論の経緯	30
2.2.1	2010 年までの議論	30
(1)	BLG12 (2008 年 2 月) における議論	30
(2)	BLG13 (2009 年 2 月) における議論	30
(3)	BLG13 における合意事項	31
2.2.2	2010 年の BLG14 における議論と合意事項	32
(1)	BLG14 における議論	32
(2)	BLG14 における合意事項	34
2.3	作成途中の「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」	36
2.4	船体付着の外来生物侵入に対する各国の見解	39
3.	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	40
3.1	付着防止技術の種類	43
3.2	AFCS による付着防止技術	46
3.2.1	種類と導入現状	46
3.2.2	現在用いられている一般的な防汚塗料	50
(1)	付着防止原理	50
(2)	付着防止性能	50

(3)	コスト .....	52
(4)	活性物質による環境生物へのリスク .....	52
(5)	シリコン型防汚塗料 .....	53
3.2.3	防汚塗料の改良の可能性 .....	53
(1)	付着防止原理と性能 .....	53
(2)	コスト .....	54
3.3	海水電解装置及びそれ以外の海洋生物付着防止装置 (MGPS)による付着防止技術 .....	55
3.3.1	現在実用化されている海水電解装置 .....	55
(1)	付着防止原理 .....	55
(2)	付着防止性能 .....	57
(3)	コスト .....	57
3.3.2	その他の現在実用化されている海洋生物付着防止装置 .....	57
3.3.3	海水電解装置の改良の可能性 .....	59
(1)	付着防止原理 .....	59
(2)	付着防止性能 .....	59
ア)	注入箇所の変更 .....	59
イ)	高濃度電解液の注入 .....	59
(3)	コスト .....	60
3.4	課題 .....	60
4.	付着生物の除去を目的とした AFS 装置・技術の現状と将来の改良の可能性 .....	61
4.1	付着生物除去技術の種類 .....	64
4.2	入渠時の船体清掃 .....	66
4.2.1	現状での入渠時の船体清掃 .....	66
(1)	清掃方法 .....	66
(2)	除去性能 .....	66
(3)	コスト .....	66
(4)	除去物質の処理 .....	67
4.2.2	入渠時における船体清掃の改良の可能性 .....	67
(1)	清掃方法 .....	67
(2)	除去性能 .....	67
(3)	コスト .....	67
(4)	除去物質の処理 .....	67
4.3	船体外板に対する水中洗浄 (IWC) .....	68
4.3.1	船体外板に対する IWC の現状 .....	68
(1)	現状での IWC 実施方法 .....	68
(2)	IWC の除去性能 .....	68
(3)	コスト .....	69
(4)	除去物質の処理 .....	69
(5)	IWC による剥離片の実態調査 .....	69
4.3.2	船体外板に対する IWC 装置の改良の可能性 .....	70
(1)	将来における IWC の改良のコンセプト .....	70
ア)	効率的な IWC 装置の開発・運用 .....	70
イ)	適切な IWC 実施間隔の設定 .....	70
ウ)	生物被度の程度に応じたソフトなブラシの採用 .....	71
エ)	回収装置 .....	71
オ)	回収後の陸上処理 .....	71

(2)	IWC 装置の改良の検討.....	71
ア)	IWC 装置の改良点.....	71
イ)	IWC 実施方法の改良点.....	72
ウ)	IWC 装置の改良効果の検証.....	73
(3)	IWC 装置の改良後の性能とコスト.....	79
ア)	除去性能.....	79
イ)	コスト.....	79
ウ)	除去物質の処理.....	80
4.4	その他の部位に対する付着生物除去技術.....	81
4.4.1	現状の除去方法.....	81
(1)	シーチェストにおける付着生物の除去.....	81
ア)	除去方法.....	81
イ)	除去性能.....	81
ウ)	コスト.....	81
エ)	除去物質の処理.....	81
(2)	プロペラにおける付着生物の除去.....	81
ア)	除去方法.....	81
イ)	除去性能.....	81
ウ)	コスト.....	82
エ)	除去物質の処理.....	82
4.4.2	その他の部位に対する付着生物除去技術の改良の可能性.....	83
(1)	シーチェストにおける付着生物の除去と回収装置.....	83
ア)	除去方法.....	83
イ)	除去性能.....	84
ウ)	コスト.....	84
エ)	除去物質の処理.....	84
(2)	プロペラにおける付着生物の除去（プロペラポリッシング）と回収装置.....	84
ア)	除去方法.....	85
イ)	除去性能.....	85
ウ)	コスト.....	85
エ)	除去物質の処理.....	86
4.5	課題.....	86
5.	化学的環境リスク.....	87
5.1	化学的環境リスクの評価方法.....	90
5.1.1	リスク評価方法の概要.....	90
5.1.2	リスク評価のための PEC の算出.....	91
(1)	暴露シナリオ.....	92
(2)	モデル港湾.....	92
(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.....	92
ア)	モデル港湾の環境パラメータ.....	92
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.....	93
5.1.3	リスク評価のための PNEC の算出.....	94
(1)	生態毒性試験データの調査と評価方法.....	94
(2)	PNEC 算出のためのアセスメント係数の設定.....	95
(3)	PNEC の算出.....	96

5.1.4	環境生物への化学的リスク評価の判定 .....	96
5.2	現状のベース技術のリスク評価 .....	97
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 .....	97
(1)	評価対象の化学物質 .....	97
(2)	PNEC の算出 .....	97
(3)	暴露シナリオの設定 .....	98
ア)	入港船舶数と停泊時間 .....	98
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 .....	98
ウ)	化学物質の溶出速度と排出量 .....	99
(4)	PEC の算出 .....	100
(5)	リスク評価 (PEC/PNEC) 結果 .....	101
(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 .....	102
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 .....	102
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 .....	102
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 .....	102
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 .....	103
(1)	船体部位別の PEC 算出方法 .....	103
(2)	船体部位別のリスク評価結果 .....	104
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 .....	105
(1)	水中洗浄 (IWC) 技術の実施過程において生じるリスク .....	105
(2)	評価対象の化学物質 .....	105
(3)	暴露シナリオの設定 .....	106
ア)	IWC を実施する船体浸水面積の算出 .....	106
イ)	IWC 実施による化学物質の排出量の算出 .....	107
(4)	MAM-PEC モデルによる PEC 算出のためのパラメータ .....	109
(5)	IWC の実施により排出される化学物質の PEC 算出結果 .....	109
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 .....	110
(1)	IWC 実施による環境生物へのリスク評価 (PEC/PNEC) 結果 .....	110
(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 .....	110
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) .....	114
(1)	暴露シナリオの設定 .....	114
ア)	モデル港湾 .....	114
イ)	海水電解装置の稼動条件と塩素化合物の排出シナリオ .....	114
(2)	副生成物の同定 .....	114
(3)	排出量の算出 .....	115
(4)	PEC の算出 .....	116
ア)	PEC 算出に用いるシミュレーションモデル .....	116
イ)	MAM-PEC モデルでの環境パラメータ .....	116
ウ)	評価対象化学物質の物理化学的性状と環境運命 .....	116
(5)	PEC の算出結果 .....	118
(6)	PNEC の算出 .....	119
(7)	リスク評価 (PEC/PNEC) 結果 .....	120
(8)	結果と考察 .....	121

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 .....	121
イ)	副生成物による環境生物へのリスク .....	121
ウ)	リスク評価結果の不確実性分析 .....	121
エ)	クロラミンによる環境生物へのリスク .....	122
5.3	改良を含む新規技術のリスク評価 .....	123
5.3.1	防汚塗料からの溶出によるリスク .....	123
5.3.2	水中洗浄（IWC）のリスク .....	123
(1)	暴露シナリオ .....	123
(2)	将来（改良後）の IWC 実施による環境リスク .....	125
(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 .....	125
(4)	IWC の実施により剥離した塗膜片の底泥中濃度と挙動 .....	126
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 .....	126
(1)	暴露シナリオの設定と塩素化合物の PEC の算出 .....	126
(2)	PEC の算出結果 .....	127
(3)	PNEC の算出 .....	128
(4)	リスク評価（PEC/PNEC）結果 .....	128
(5)	結果と考察 .....	128
5.4	化学的環境リスク評価結果のまとめ .....	130
6.	生物移入リスク .....	131
6.1	生物移入リスクの評価手法 .....	133
6.1.1	リスク評価手法の考え方 .....	133
6.1.2	生物移入リスク計算モデルの概要 .....	135
(1)	生物移入リスク計算モデルの基本条件 .....	135
(2)	モデル基本式 .....	136
ア)	自己研磨型防汚塗料による幼生付着防止効果の設定 .....	137
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 .....	138
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 .....	139
エ)	船体に付着した個体の性成熟の設定 .....	139
オ)	性成熟個体からの産卵の設定 .....	140
カ)	付着幼生の付着数、成長速度及び付着面積 .....	140
(3)	生物移入リスク計算ケース .....	141
6.2	適用技術の生物移入リスク評価 .....	143
6.2.1	付着防止技術（AFS: Anti-Fouling System） .....	143
(1)	AFCS（Anti-Fouling Coating System）の評価 .....	143
ア)	現状で使用されている AFCS の評価 .....	143
イ)	性能向上防汚塗料の評価 .....	145
(2)	MGPS（Marine Growth Prevention Systems）の評価 .....	148
ア)	現状の海水電解装置の評価 .....	148
イ)	将来における改良後の海水電解装置の評価 .....	148
6.2.2	付着生物除去技術 .....	152
(1)	現状の IWC（In-water cleaning）評価 .....	152
(2)	将来における改良後の IWC 評価 .....	152
ア)	IWC 実施の有無による産卵数の違いの評価 .....	153
イ)	IWC 実施国の違いによる産卵数の違いの評価 .....	156
ウ)	IWC 実施間隔による産卵数の違いの評価 .....	158

エ)	IWC 除去物質の回収の評価 .....	160
6.2.3	船舶運用上の影響 (沖待ちの評価).....	165
(1)	沖待ちの評価 .....	165
(2)	沖待ちした場合における IWC の評価 .....	167
6.3	適用技術の生物移入リスク評価のまとめ.....	171
6.3.1	付着防止技術 .....	172
(1)	付着防止技術としての AFCS 中の防汚塗料の評価 .....	172
ア)	防汚塗料の現状評価 .....	172
イ)	改良後の防汚塗料の評価 .....	172
(2)	付着防止技術としての海水電解装置の評価 .....	172
ア)	海水電解装置の現状評価 .....	172
イ)	改良後の海水電解装置評価 .....	173
6.3.2	付着生物除去技術 .....	173
(1)	IWC の現状評価.....	173
(2)	改良後の IWC の評価 .....	173
6.3.3	船舶運用上の影響 (沖待ちの評価).....	174
7.	外来生物の船体付着総合管理と運用 .....	175
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 .....	178
7.1.1	用語の定義 .....	178
(1)	本報告書における用語の定義 .....	178
(2)	管理システムに関する用語 .....	180
7.1.2	本報告書における各管理技術 (AFS: Anti-Fouling System) の関係 .....	181
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 .....	182
7.2	総合的な付着生物管理システムの概要 .....	183
7.2.1	背景.....	183
7.2.2	総合的な付着生物管理システムのコンセプト .....	183
(1)	性能基準、搭載基準及び運用基準の使い分け .....	183
(2)	性能基準と搭載基準の考え方 .....	184
ア)	国際的統一性.....	184
イ)	防汚性能と化学的リスクの両立 .....	184
ウ)	船体部位別の構成.....	184
(3)	運用基準と特別海域.....	185
(4)	沖待ちに対する対策.....	185
7.2.3	総合的な管理システムの概要 .....	185
(1)	管理システムを構成する要素技術 .....	185
ア)	付着防止技術.....	186
イ)	除去技術.....	186
(2)	管理システムが要求する基準の概要.....	187
ア)	性能基準 .....	187
イ)	搭載基準 .....	190
ウ)	運用基準 .....	190
7.3	総合的な付着生物管理システムの課題 .....	192

参考資料

引用文献

略語・用語集



## 1. 外来海生生物による生物汚損と船体付着生物

1.0.1 本章では、外来海生生物による生物汚損(biofouling)を引き起こす大きな要因と考えられている、船体付着を經由した海生生物の移入及び侵入のメカニズムと、このような biofouling による被害を防止するための付着生物管理に係わるポイントを取りまとめた。ここで、外来海生生物とは、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運ばれ定着した海生生物のことである。また、生物侵入(bio invasion)リスクとは、海生生物が移入し定着した結果、人・動物・植物、経済・社会活動及び海洋環境に影響や脅威を与える危険性のことである。

1.0.2 我が国においては、外来海生生物の移入・定着問題が顕在化する以前から、付近の海域にもともと分布していた海生生物(在来種)による影響や環境被害の問題は存在した。第二次世界大戦が終結して以降、昭和時代の末までは、沿岸域利用が急速に進められた時代であり、また海生生物の付着による問題が大きくクローズアップされた時代でもある。例えば、冷却水として大量の海水を必要とする火力及び原子力発電所においては、冷却水の導水管内あるいは熱交換器に海生生物が大量に付着して、導水効率もしくは熱交換効率を低下させ、最悪の場合発電所を運転中止に追い込むことが大きな問題となった。この背景として、第一には同じ時代に盛んに行われた沿岸域の埋め立て及び港湾施設の拡充、そして第二に経済発展に伴う沿岸海域の富栄養化が挙げられる。前者は、付着性の海生生物に適した生息基盤となりうる人工護岸を増加させることで被害の拡大を引き起こし、後者は、在来種間の淘汰と環境の極端な変化に適応可能な海生生物の増加を容易にしたと考えられる。このような状況は、日本だけでなく沿岸に産業施設を立地する国々で少なからず見られた。

1.0.3 他方、この時代は、海運による国際貿易が盛んになり、物流手段としてタンカーなどの大型船及びコンテナ船などの高速船が多く使われ出した時代と重なる。このため、日本だけでなく海運が発達した全ての国々において、外来海生生物の移出入の機会が増加したと考えられる。付着生物の被害を受けやすい産業施設の増加と、移入の機会の増加が複合的に重なった結果、これまでの在来種に加え、外来から移入した海生生物による影響や環境被害が世界各地で顕著化してきた。

1.0.4 外来海生生物による影響や環境被害は、世界の沿岸国共通の問題であり、全ての国が同様に危険にさらされているのが現状である。被害事例は世界各国から多数報告されており、例えば米国における年間の被害額は24億ドル(約2,160億円)との報告もある。このような状態を放置した場合には、生物多様性の喪失による環境被害だけでなく、沿岸立地産業や水産業に対する社会経済的な被害を増大させることになる。IMO(国際海事機関)においても、外来海生生物による biofouling の結果引き起こされる影響や環境被害及びこれに対する対策の必要性が既に認識され、活発な議論が行われている(2章参照)。

1.0.5 船体外板、海水取水管及び海洋構造物の浸水表面など、水中の数 cm<sup>2</sup>以上の面積をもつ固体表面(付着基盤と呼ばれる)に形成される付着生物群集は、初めに単細胞微生物を主体とする被膜形成(micro biofouling と呼ばれる)のステージを経る。次に、海藻やフジツボなどの多細胞生物が付着して群集を形成しているステージ(macro biofouling と呼ばれる)へと遷移する過程をたどる。

1.0.6 Micro biofouling は、①バクテリアや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、②単細胞原生生物が生成したスライム状物質(通常は細胞外の多糖類)等の微小生物とそれらが生成

したスライム層(slime layer)が船体表面を被覆している状態である。Micro biofouling が形成されると、やがてその上に海藻やカンザシゴカイ類、フジツボ類、ホヤ類のような固着不動性の多細胞生物群集、及びムラサキイガイなどのように足糸によって付着する可動性の多細胞生物群集の発達が見られるようになる macro biofouling のステージへ進行する。一般に、岸立地産業や水産業に対して影響や環境被害を引き起こすのは、macro biofouling のステージである。

1.0.7 このような macro biofouling の状態においては、空間がより複雑に、しかも立体的になるため、エビ、カニ類、ヨコエビ、ワレカラ類や巻き貝など、単体では船体に付着できないような動植物(ヒッチハイカーとも呼ばれる)が隙間に生息するようになる。本来付着性を持たない生物の侵入も世界各地で発見されているが、上記の過程をたどることによって、船体への付着経路で移入している可能性が考えられる。

1.0.8 これまで述べたような外来海生生物の生態特性を考慮しながら、船体に付着して日本国から他国の海域に侵入し、社会的経済的影響や環境被害を生じる可能性が高い海生生物種の選定を行った。選定方法としては、日本ないし周辺海域に生息する生物種の水温及び塩分の生存至適環境条件と、海外の代表的な港湾における環境条件を比較し、類似している場合に侵入する可能性が高い生物と評価した。次に、侵入する可能性が高いと評価した生物種について、過去に引き起こした被害事例を基に、事例数や被害額が多いほど、社会経済及び沿岸生態系への影響や被害が高い生物種と評価し、抽出を行った。検討の結果、侵入する可能性が高く、かつ社会的経済的影響や環境被害を引き起こす可能性が高い生物として、海藻やカンザシゴカイ類、フジツボ類、ホヤ類などの固着生物と足糸によって強い付着力を持つ二枚貝類に属する 13 種が選定された。

1.0.9 本調査においては、この 13 種を特に高い侵入リスクを有する生物の代表種と考え、その生態特性、移入・侵入メカニズムの整理及びそれらに基づく管理方法の検討を行った。選定された 13 の生物種は、いずれの成体も付着基盤に固着して生活するが、それ以前のライフステージでは、浮遊期(水中に漂っている時期)を持っている。浮遊期は、性成熟個体から産卵あるいは配偶体として放出された後に数日から 2 ヶ月の期間であり、その後付着期を迎え船体等の基盤に付着する。付着後は、一生を基盤に付着した状態で過ごすと考えられる。このような生態特性を考えた場合、船体に付着した外来生物の付着・侵入の主なメカニズムは次の過程をたどっていると想定される。①港湾付近に生息する海生固着生物が産卵し浮遊幼生が港湾海域に分布、②船舶が港湾に停泊時に浮遊幼生が船体に付着、③船体に付着した状態で成長して性成熟、④性成熟後に産卵に適した他国の環境で卵を放出、⑤卵が放出された海域の環境が生息に適している場合、卵から発生した幼生が基盤に付着、⑥付着した個体が成長して性成熟し、その次の世代となる卵を放出することで他国の海域への定着に成功する。このような侵入過程を考えた場合、外来海生生物の移入、定着に関する影響や被害を防止するためには、②で示した船体への付着を防止することに加え、④で示した産卵機会を可能な限り奪うことが重要である。②で示した船体への付着を防止するための方策としては、自己研磨型の塗料に代表される AFCS(Anti-Fouling Coating System、3 章参照)等の技術として古くから検討されてきた。しかし、④で示した産卵機会を奪う方策として最も有効な入渠時の清掃行為は本船の活動に与える影響が大きく、実施頻度を増加することには大きな困難を伴う。そこで、④の産卵機会を奪うために、使用中に外板などに生物が付着したかどうかを目視などで確認することや、入渠時だけでなく既に行われている水中洗浄時においても、生物を回収することが重要になると考える。

1.0.10 このような観点から、付着生物の大きさは船体付着生物の管理との関連において重要となる。本

調査において、性成熟個体の最小サイズや、動植物の付着初期における最小サイズの調査を行った。例えば、付着生物の除去においては、安全係数を考慮すると、サブミリサイズの付着物の回収が望まれると推定された。ただし、海藻の配偶子を含めて全ての生物侵入プロセスを防止するためには、回収対象とする生物のライフステージとその最小サイズを把握することが必要であるが、現状においては生物学的にも十分に解明できていない。したがって、検査において認知すべき生物とその最小サイズ、あるいは回収において必要な生物とその最小サイズを、生物学的な見地から導くことは現時点では困難であると考え。このため、現実的かつ実効性のある成体付着の総合的管理方策は、このような生物学的な見地からではなく、管理システムに適用する製品や装置の将来における技術的な限界（例えば回収のための網の編み目サイズ、試験において認知すべき生物のサイズなど）から設定することが合理的であると考えられた。

## 1.1 外来海生生物による生物汚損の影響と環境被害

外来海生生物とは、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運ばれ、移入し、さらに定着した海生生物のことである。また、生物汚損 (biofouling) とは、海生生物が自然物あるいは人工物に大量に付着することで、人間活動、産業活動及び海洋利用に対して何らかの損害を与えることである。

海生生物の biofouling による影響や環境被害は、我が国においても明治時代から発生している古くからの問題である。この時代は、国際海運も未発達であり、外来海生生物の侵入はほとんどなかった。当時の海生生物による biofouling は、元来我が国の海域に分布していた在来種が主な原因であり、被害の対象は主に船舶と棧橋であったと考えられる。付着生物による船舶に対する影響や被害は、船舶と棧橋が木造であった時代と鋼鉄船出現以降の時代で対象種と被害が大きく異なる。前者における影響や被害は、船喰い虫や木喰い虫が船舶や棧橋に穴を開ける事例が主体である一方、後者における影響や被害の主な要因はフジツボ類であり、船速を低下させることが主な被害であった。

第二次大戦が終結して以降、昭和時代末までの我が国は、沿岸域利用の多角化が急速に進められた時代である。その代表としては、火力及び原子力発電所に代表される大量の海水を冷却水として使用する沿岸の工業施設が挙げられる。これら工業施設で問題となった生物汚損による被害としては、冷却水の導水管内及び熱交換器に大量に生物が付着し、冷却水の導水が阻害されるとともに、熱交換効率が低下することであり、最悪の場合施設の運転停止に繋がることもありうる。

また、同じ時代に盛んに行われた沿岸域の埋め立て及び港湾施設拡充は、海生生物の生息基盤となるコンクリート等の人工護岸を増加させ、侵入に好都合な環境を提供した。加えて、経済発展に伴う海域に放出される排水等の富栄養化も、在来種の淘汰と繁殖能が優れた付着生物の寡占化を容易にした要因になったと考えられる。このような状況は、日本だけでなく沿岸に産業施設を立地する国々で少なからず見られた。

他方、この時代は、海運による国際貿易が盛んになり、物流手段としてタンカーなどの大型船及びコンテナ船などの高速船が多く使われ出した時代と重なる。このような変化は、日本に対してだけでなく海運が発達した国々の全てに、外来海生生物の移入の機会を増加させたと考えられる。付着生物の被害を受けやすい産業施設の増加と移入の機会の増加が複合的に重なった結果、これまでの在来種に加え、外来から移入した海生生物の生物汚損による影響や環境被害が世界各地で顕著化してきた。

生物汚損被害を引き起こし顕著化させた外来海生生物は、ムラサキイガイやフジツボ類が主体であるが、これらは、産業施設に対する悪影響だけでなく、水産業に対する経済被害も引き起こした。例えば、広島湾のカキ養殖場では養殖施設に大量の管棲ゴカイ類が付着し、カキの成長を阻害する経済被害を引き起こしている。

以上のように、海生生物は、古くから生物汚損被害を引き起こしていた。船舶による輸送のグローバル化に伴い、外来海生生物の侵入機会が増加することで、在来種だけでなく外来生物による生物汚損が増加・拡大し、その物理的・経済的被害は顕著化した。外来海生生物による汚損被害は、世界の沿岸国共通の問題となっており、全ての国が同様に危険にさらされているのが現状である。被害事例は、現在でも、我が国だけでなく、世界各国から多数報告されており、例えば米国における年間の被害額は、24億ドル (約 2,160 億円) にのぼるとされている (岩崎 2009)。このような状態にある外来海生生物による生物汚損をそのまま放置した場合には、生物多様性の喪失による環境被害だけでなく、沿岸立地産業や水産業に対する社会経済的な被害の可能性を増大させることになる。我が国にとっても早急に外来生物種による生物汚損に対する方策を検討する時期にきていることは論を待たない。同時に、IMO (国際海事機関) においても、①外来海生生物による生物汚損の被害及び②これに対する方策の必要性が既に認識され、議論が活発に行われている (2章参照)。

本章では、外来海生生物の生物汚損問題を引き起こす大きな要因と考えられている船体付着生物の侵入メカニズムと付着生物管理に係わるポイントを取りまとめた。

## 1.2 船体付着による外来海生生物の侵入

### 1.2.1 船体付着生物と付着メカニズム

船体など水中の付着基盤に形成される付着生物群集は、大きく 2 段階の経過をたどって形成される。初期には、単細胞生物等による微生物被膜 (biofilm) が形成され、次いで海藻、フジツボなどの多細胞生物の付着へと遷移する過程をたどる。以下に各段階に分けて記述する。

#### (1) Micro biofouling の形成

IMO (国際海事機関) で現在策定が進められている“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案”(以下、ガイドライン案)では、細菌、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や、それらに由来する物質(通常は細胞外の多糖類)が形作るスライム状物質を micro fouling と定義している。なお、本報告書においては、被覆の程度によらず、細菌、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それらが生成したスライム状物質が船体表面を被覆している段階(ステージ)を micro biofouling として表記する(7.1、Table7.1-1 参照)。

#### ア) Micro biofouling の構成物

Micro biofouling は、以下の 2 つが主な構成物である。

- ① 細菌や珪藻類等の顕微鏡で観察可能な単細胞原生生物及びそれら微小生物群集の遺骸
- ② 細菌や単細胞原生生物が生成したスライム状物質(通常は細胞外の多糖類)

この他、有機分泌物や被膜に捕捉された有機残渣、無機沈殿物、腐食生成物などを含んでいるとされる。微小生物群集は、粘性のある物質により船体表面に強固に付着していると考えられ、通常の船速程度の流速では、シリコーン系塗料など一部の撥水性の高い塗装面に付着したものなどを除いて剥離しないと考えられている。このような micro biofouling の微生物皮膜(スライム層またはスライム状物質)には、一般的には細菌や珪藻類しか含まれていないが、10 ミクロンからミリ単位の海藻の配偶体や初期の発芽体 (Figure 1.2-1 参照) が含まれるという報告もある(川井ら 2010)。なお、micro biofouling については、海水中の船体が緑色に見えるほどに発達することがあることも知られている。

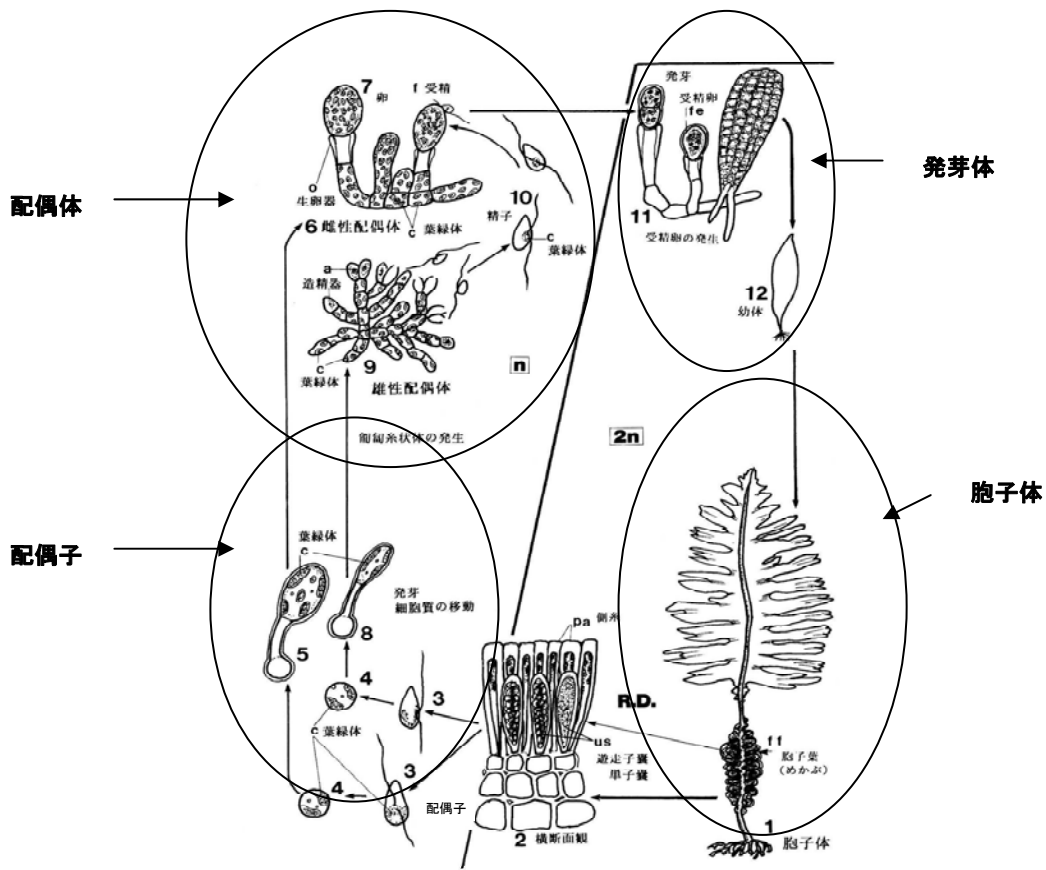


Figure 1.2-1 海藻（ワカメ）のライフステージにおける配偶体及び発芽体  
 (堀 1993 より一部変更)

## イ) 形成メカニズム

この micro biofouling の形成過程については、調整段階、先駆的バクテリアによる薄いスライム状の層の初期形成段階、それに続く珪藻その他の微小藻類、原生動物などの単細胞微生物付着段階、それらの増殖段階の 4 段階が認められるとの報告がある (Lewis 1998)。

微生物被膜形成の最初の調整段階では、水中の有機及び無機物質が基盤に吸着し、被膜が形成される。これは基盤が水に漬けられて数秒で起こる。この被膜は基盤表面の物理化学的性質を変え、それに続く微生物の付着に好適な新たな基盤表面を作り出す。そして次の段階が、この被膜上への微生物の付着である。最初に付着する微生物は棒状のバクテリアで、海水への基盤浸水後数時間で起こる。これらの初期バクテリアは栄養を得て新しい細胞を作り出し、また細胞表面に分泌された多糖類からなる細胞外ポリマーが基盤との間隙を架橋結合で結んで強固な付着が起こる。第 3 段階は、棒状以外の繊維状のバクテリアや珪藻などの微小藻類、原生動物等の単細胞微生物の付着、加えて海藻の配偶体の付着と次の生育ステージである初期発芽体である。これに続く第 4 段階は第 3 段階までに発達したスライム層の増殖過程であり、群集はより複雑になって多細胞生物が付着する前段階を形成する (Figure 1.2-2 参照)。なお、第 4 段階まで進行した場合、海水中の船体が緑色に見えるほどに発達することも知られている。

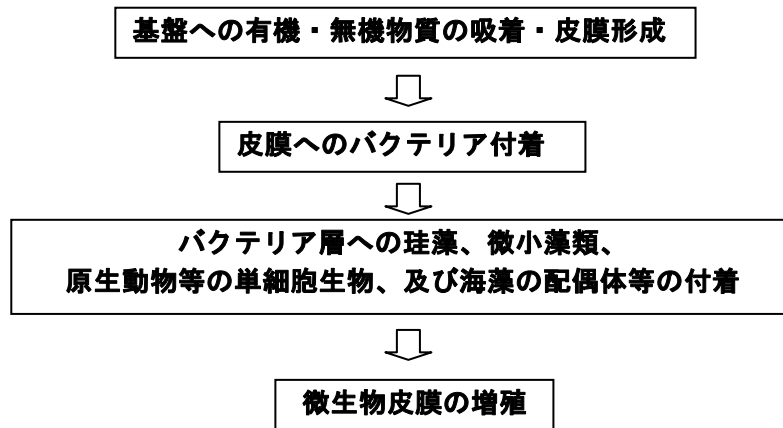


Figure 1.2-2 船体への微生物皮膜形成メカニズム

スライム層の形成は、その組成や発達速度は最初に作られる調整段階の被膜の状態や、水質、微生物群集の種組成、基盤の性状などに影響され、さまざまに変化する。スライム層の発達速度に影響をおよぼす主な要因は、水質の栄養塩濃度である。栄養塩濃度が高い内湾では発達速度が速く、濃度が低い外洋では遅くなることが知られている (Mitchell et al. 1984)。また、biofilm の発達と水温の関係については、低水温ではその発達は遅いが、水温が高くなるほど発達は速くなると考えられている (Pedersen 1982, Susan 2005, Molino et al. 2009)。

船体表面に適用される汚防塗料の違いによる影響については、バイオサイドと呼ばれる活性物質を含む汚防塗料が使用されている場合、その毒性に耐えうる生物種だけが付着するため、バイオサイドを含まない塗料に比べて付着する生物種の組成が単調になるなどの違いがあると考えられる (Yebra et al. 2006)。一方、フロリダで行われた実験 (Cassé et al. 2006) では、基盤浸水後 60 日には汚防塗料の種類に関わらず生物種組成、付着量とも似通った状態になるとの指摘がある。季節や場所による違いはあるかもしれないが、一定時間の経過後は活性物質の有無及びその種類による差が少なくなるものと考えられる (Yebra et al. 2006)。これは、汚防塗料が塗布された表面であっても、一定時間の経過後は次の macro biofouling (次項(2)参照) に移行することを防止できない可能性のあることを指し示していると考えられる。

Biofilm の発達速度については、銅化合物を活性物質とした汚防塗料では、浸水後 1 ヶ月以内に珪藻による biofilm が形成されるが、有機スズ化合物 (TBT) 系の汚防塗料ではその形成に 1 年を要するなど、用いられる活性物質の成分によって速度に差があることが知られている (Yebra et al. 2006)。

## (2) Macro biofouling の形成

IMO で現在策定が進められているガイドライン案では、船体に付着し、目視で確認可能な大きさの群集を形成した大型の多細胞生物を macro fouling と定義している。なお、本報告書においては、船体の浸水表面へ目視可能なサイズの大型多細胞生物の付着・成長が生じている段階 (phase) を macro biofouling として表記する (Table 7.1-1 参照)。

Macro biofouling を構成する大型の多細胞生物の付着には、以下の要因が関係すると考えられている (内海 1947)。

- ① スライム層は大型の多細胞の付着生物の浮遊幼生にその付着を容易にする足場を与える。
- ② 大型の多細胞の付着生物の幼生に食餌を供給する。
- ③ 汚防塗料の表面をスライム層で覆うことにより塗料の防汚成分の溶出を阻害し、防汚効果を弱

めて大型の多細胞生物の付着を容易にする。

- ④ biofilm を形成するバクテリアによる蛋白性物質の分解、亜硝酸塩あるいは硝酸塩の還元、あるいは有機酸の利用がアンモニアを生成し、これによって防汚塗料表面のアルカリ度が増すと、大型の多細胞の付着生物から分泌される石灰性膠着物質（セメント質）の沈積が起こりやすくなる。

すなわち、macro biofouling は、micro biofouling が遷移（succession）した次の段階である。別の言い方をすれば、一定の micro biofouling が生じていない限り、macro biofouling の段階は原理上発生しないことになる。なお、海藻であるワカメは、配偶子の段階での付着は micro biofouling であるが、船体表面において孢子体に成長した以降は macro biofouling として定義される。

## ア) 構成生物

船体に付着して侵入する外来海生生物は、海藻やカンザシゴカイ類、フジツボ類、ホヤ類などの固着生物と足糸によって強い付着力を持つ二枚貝類が主体である。これらの生物の多くは付着性であり、性成熟期の成体の多くは基盤に固着して移動しない。しかし、幼生期に浮遊期間を持つため、この時期に水中を移動し、新たな基盤へ移動することが可能である。

Macro biofouling の状態が進行すると、このような生物が形作る空間がより複雑に、しかも立体的になるため、エビ、カニ類、ヨコエビ、ワレカラ類や巻き貝など、単体では船体に付着できないような動植物（ヒッチハイカー生物とも呼ばれる）も間隙に生息するようになる。

ここで、macro fouling による被害を考えてみる。同被害としては、人的健康被害、経済被害、生態系破壊が知られている。我が国における macro fouling による主な影響や環境被害については、Table 1.2-1 に示した。同表に示したように、生物の付着による影響や被害としては、水産養殖施設等に付着して成長を遅らせ、発電所冷却水の取水路に付着して冷却効率を低下させる等の被害が発生している。一方で、人的健康被害に関する被害事例は現在までに報告例はない。

ここで重要な点は、macro fouling が人間活動、産業活動及び海洋利用に対して何らかの影響・被害を与える場合、その構成生物は必ずしも外来生物であるとは限らない点である。これは、我が国に限らず各国において沿岸の産業施設に対しても同様であると考えられる。



Table 1.2-1 我が国における macro fouling による被害の概要

生物種	被害の概要	備考
海藻類	船底等に付着、成長して船速の低下や燃料消費量の増大、在来海藻類との競合による生物相の変化	1 個体から再生産可能な藻類が侵入(定着)した場合、極めて速やか、かつ広範囲に生息域を拡大する可能性がある
海綿類	水産養殖施設や海水取水施設に付着し、養殖対象生物への被害や、取水/排水効率の低下を招く	フジツボ類、ムラサキガイ、海藻類と比較すると被害は少ない
ヒドロ虫類	水産養殖施設に付着して潮通しの悪化、海水取水施設への被害	フジツボ類、ムラサキガイ等と同様に、主要な汚損生物の一つである
クラゲ類	大量の浮遊性ミズクラゲによる取水施設への被害	-
管棲ゴカイ類(ゴカイ類、カンザシ類等)	養殖生物や有用海藻に付着し、生育の妨害、船体に付着して船速の低下や構造物の沈降を招く	主要な汚損生物の一つである
苔虫類(ホンダワラコケムシ等)	同上	同上
二枚貝(ムラサキガイ、カキ類等)	養殖施設に付着し、潮通しや水質の悪化、施設の沈降を招く 餌等の競合による養殖生物の生育悪化 発電所や船の冷却水の閉塞、腐食 海上の灯浮標の視認妨害や沈降 船速の低下や燃料消費量の増大	我が国において、最も主要な汚損生物である
フジツボ類	同上	同上
ホヤ類	同上	主要な汚損生物の一つである
ヒトデ類	護岸及び取水施設フィルターに付着し、取水/排水効率の低下を招く。魚網を詰まらせる漁業被害を招く。	わが国においても漁業被害を引き起こしている。

注; 付着生物研究会, 1986.から改変

## イ) 形成メカニズム

Micro biofouling を構成する biofilm が船体表面に形成されると、やがてその上に海藻やカンザシゴカイ類、フジツボ類、ホヤ類のような固着生物群集やムラサキガイなどのように足糸によって付着する生物群集の発達が見られるようになる。この段階を macro biofouling と呼ぶ。Macro fouling が発達するにつれ、それを構成する付着生物群集はより複雑に、しかも立体的になるため、前述したように、エビ、カニ類、ヨコエビ、ワレカラ類や巻き貝など、通常では船体に付着できない生物が空間を利用して生息するようになる。

以上のように、biofilm 形成後、時間の経過と共に船体にはさまざまな多細胞生物による macro biofouling が見られるようになる。具体的には、初期に付着する macro biofouling は小型で成長と成熟が速く、しかも繁殖期が長い傾向にある。Micro biofouling がより進行した段階では、例えばホヤ類のように比較的大型で寿命が長い生物も見られるようになる。ただし、初期に付着する macro biofouling やその後のステージの進行は、船舶の運航状態、船体部位の形状、光や流れ等の環境条件、及び出渠時期などによって異なる。

## 1.2.2 船体付着生物の生態特性

### (1) 生物種

船体付着による外来海生生物の侵入を整理するためのケース・スタディーとして、日本の港湾で船体に付着し、他国の海域に侵入し、何らかの影響や環境被害を引き起こす可能性がある付着生物種を選定した。選定した生物種については、それぞれの生態特性を調査、整理した。本調査においては、日本から、①豪州、②北米西岸、③中東への生物移入を評価対象とした。Figure 1.2-3 に、これらの生物種の選定に使用したフローを示す。なお、この選定フローは、本調査において独自に設定したものである。

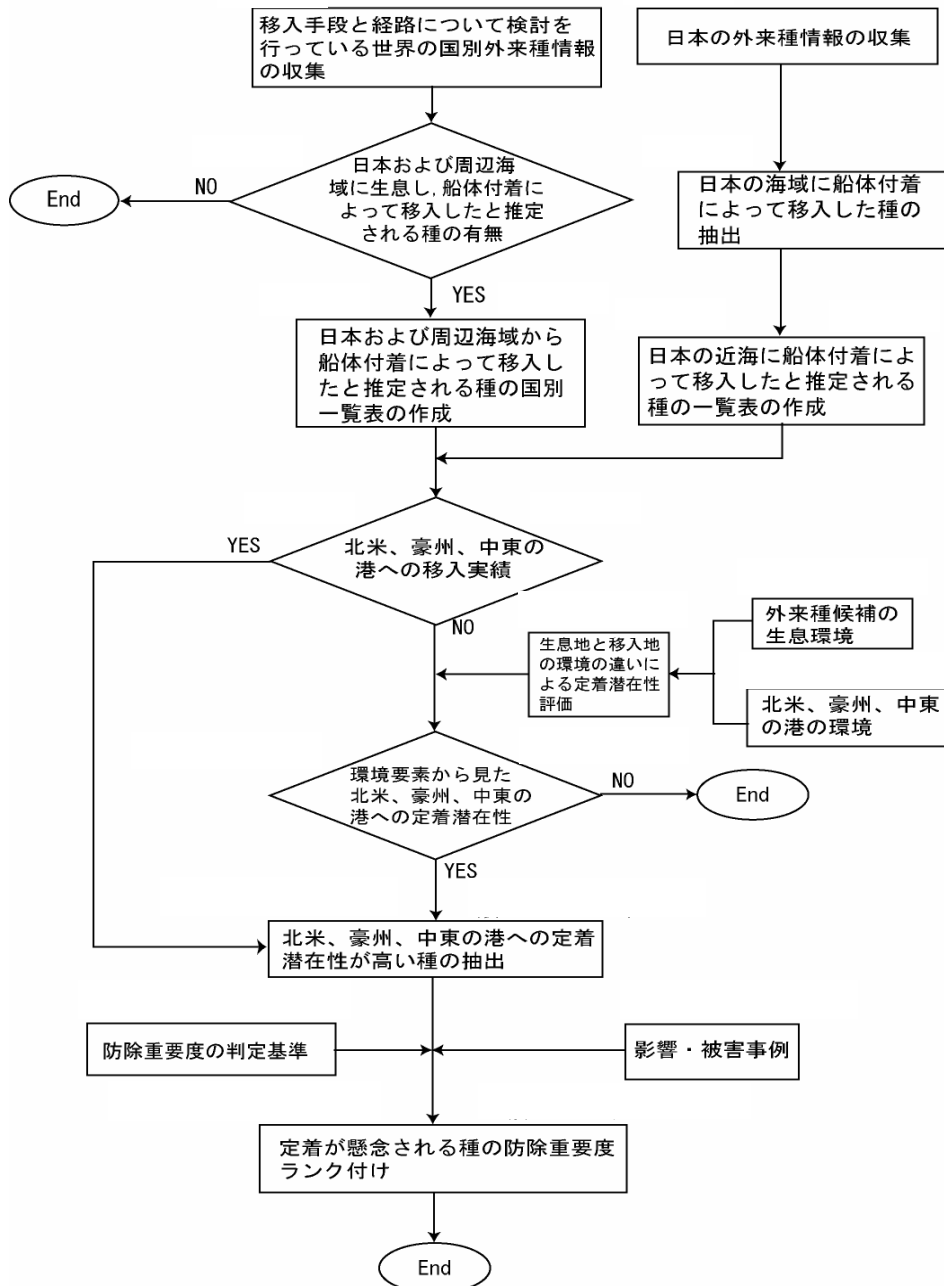


Figure 1.2-3 生物侵入による影響・被害を生じる外来生物の選定フロー

この場合の侵入とは、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入し、定着した、あるいは定着しつつあることである。定着とは、侵入した生物種が新しい生息地で、継続的に生存可能な子孫を作ること的成功することを指す。それに対して移入（移出入）とは、海上輸送など人為的機構により、本来の分布域から生物が移動することを意味する。生物移入の後、生物が定着に成功した場合に侵入となる。

既に前項までに示した一般的に侵入する可能性が高い生物のうち、侵入する可能性が高い、または可能性が考えられる生物に関して、過去に人の健康被害、経済的な被害及び生態系への影響を及ぼした事例の有無、すなわち外来生物の侵入リスクによる影響や環境被害についての発生基準を設定し、リスクが高いと考えられる生物種を選定した。

選定に用いた侵入リスクの評価方法は以下の通りである。

- ① 日本から生物が侵入する可能性がある対象港として、我が国を經由する主な航路である北米航路のコンテナ船の寄港地であるロングビーチ、豪州航路のバルクキャリアーの寄港地であるダンピアとニューキャッスル港、中東航路の原油タンカーの寄港地としてイランのカーグアイランドの4港を選出。
- ② 日本から侵入する可能性がある外来種候補として、これまで諸外国で外来種として記録された日本ないし周辺海域に生息する種をピックアップし、それらの種が4港へ侵入する潜在性の高さを評価した。なお、ここでは、既に侵入している種についても、以下に掲げる理由によって検討の対象に含めた。
  - a. 既に侵入した種に対して規制や撲滅の対策が取られている場合、その種の新たな持ち込みは実施中の対策への障害となる。
  - b. 既に侵入した種が日本のものとは別の遺伝子集団に属する場合、同一種であっても日本からの持ち込みは新たな侵入になる。
  - c. 既に侵入した種の個体群が小規模で問題を起こしていない場合でも、持ち込みの繰り返しは個体群の大規模化とそれに伴う種々の問題を引き起こす恐れがある。
- ③ 侵入の可能性は、水温から判断される気候帯と海水塩分の2つの環境要素を用い、生物生息地域と対象港間の両要素の類似性を評価基準とした。
- ④ 侵入する可能性が高いと評価された種は、影響・被害事例をもとにした危険性評価基準を加味し、侵入と影響や環境被害を発生する可能性についてランク付けを行った（Table 1.2-2 参照）。

以上の手順により①で選定した4港湾間で生物侵入による影響や環境被害の発生ランクが高いと評価された生物種は13種である（Table 1.2-3 参照）。人間に対する健康被害も被害の対象に含めた選定フローとしたが、今回の調査においては人への健康被害の事例は確認されなかった。

なお、エボヤの侵入によって健康被害が生じる可能性があるとの報告がある（Hayes et al. 2005）。この報告では、過去においては日本のカキ養殖において殻に付着したホヤからの分泌液が、ぜん息などのアレルギー症状を起こすとの事例が紹介されている。しかし、実際に豪州などにおいて同様の労働環境下において症例が確認されたわけではなく、あくまでも将来におけるリスクの可能性について言及したものである。本事業では、このような症例はカキ剥き業者の劣悪な労働環境下における特殊な労働暴露における事例であり、既に他の要因から改善された労働環境においてはたとえエボヤが移入定着したとしても健康被害を及ぼす可能性が非常に低いと判断する。

カーグアイランドでは、生物侵入による影響や環境被害を引き起こす最高ランクの9を超えるスコアの生物種は該当なしであった。このため、生物侵入による影響や環境被害発生ランクを9以上で選定した場合、カーグアイランドにおける被害・環境影響ランク8のタテジマフジツボとサラサフジツボの2種が除外され、計11種となった。この結果から、カーグアイランドでは、選定の対象とするランクを8とし、検討した4港におけるそれぞれの最高ランクに該当する生物種を全て選定することにした。

**Table 1.2-2 生物侵入による影響・被害事例ランク**

侵入リスクの評価基準	影響・被害事例の危険性評価基準	影響・環境被害発生ランク
高い	重大	10
	危険	9
	要警戒	8
	注意	7
	不明	6
やや高い	重大	5
	危険	4
	要警戒	3
	注意	2
	不明	1

影響・被害事例の危険性評価基準は、「人の健康被害」、「経済被害」、「生態系影響」、「侵入」の事例が4つ全てある場合「重大」、3つ該当で「危険」、2つ該当で「要警戒」、1つ該当で「注意」、該当無しで「不明」とした。ただし、全ての対象種において、「人の健康被害」の報告事例は確認されなかった。

生物侵入による影響・環境被害発生ランクは、侵入した後で、影響被害が発生することから、侵入性の評価基準を優先した。例えば、影響評価基準が同じ「重大」の場合においては、侵入性が「高い」及び「重大」は移入リスク10、侵入性が「やや高い」及び「重大」は生物移入リスク5とした。

**Table 1.2-3 4 港湾において影響・環境被害発生ランクが最上位にランクされた生物種**

生物種	日本から生物が侵入する可能性がある対象港として選定した港湾			
	北米: ロングビーチ	豪州: ダンピア	豪州: ニューキャッスル	イラン: カーグアイランド
エゾカサネカンザシ	●		●	
ムラサキイガイ	●		●	
マガキ	●	●	●	
タテジマフジツボ				●
サラサフジツボ				●
マヒトデ	●		●	
カタユウレイボヤ	●		●	
シロボヤ	●		●	
エボヤ	●		●	
マンハッタンボヤ	●	●	●	
ミル	●		●	
ワカメ	●		●	
タマハハキモク	●		●	

●は各港湾における最上位の影響・環境被害発生ランク該当生物種。ロングビーチ、ダンピア、ニューキャッスルは生物移入リスクのランクが9、カーグアイランドは生物移入リスクのランクが8に相当する。

以上より、本調査においては、豪州、米国西岸、中東地域への生物侵入リスクが高い生物種として以下に示す13種を選定した。なお、これら13種には、ヒッチハイカーは含めなかった。その理由は、固着生物が一度固着状態になった後は一生船体に付着して生活するのに対し、ヒッチハイカーは、船体周りの流れやその他の理由で自ら離脱することがあり、二次的な移動の可能性があるためである。よって、本調査においては、選定された13種に代表される固着生物を以降の各種検討の対象とすることにした。

**Table 1.2-4 生物侵入リスクが高い生物種**

海藻類	ミル、ワカメ、タマハハキモク
海綿類	—
ヒドロ虫類	—
クラゲ類	—
管棲ゴカイ類 (ゴカイ類、カンザシ類等)	エゾカサネカンザシ
苔虫類 (ホンダワロケムシ等)	—
二枚貝 (ムラサキイガイ、カキ類等)	ムラサキイガイ、マガキ
フジツボ類	タテジマフジツボ、サラサフジツボ
ホヤ類	カタユウレイボヤ、シロボヤ、エボヤ、マンハッタンボヤ
棘皮動物	マヒトデ

## (2) 生物種の生態特性

日本の港湾で船体に付着し、他国の海域に侵入して生物汚損を引き起こす可能性が高い生物種として選定した 13 種の分布域、生活史及び産卵から付着までの時間、サイズ、生殖方法及び生殖期、寿命等に関する情報を Table 1.2-5～Table 1.2-8 に取りまとめた。なお、引用文献は付属資料に一括して記載した。

船体付着を引き起こす生物種について、特に重要な情報として各生活史におけるサイズと産卵数が挙げられる。前者は、視認による確認及びネットなどでの回収によって産卵機会を奪うために重要であり、一般にサイズが小さい生物ほど、対策をすり抜けて生物移入をする可能性が高いと考えられる。後者は、移入後に定着する際の基本情報として重要であり、一般に産卵数が多い方が移入のリスクが高まるとともに、移入後に定着する可能性も高くなる。

サイズ情報に関しては、船体付着による生物侵入リスクに関連する次の 3 情報に区分して整理した。

- ・ 付着時幼体の最小サイズ: 付着生物の生活史の中で、船体等の基盤に最初に付着する幼体でのライフステージにおける最小サイズ
- ・ 性成熟個体の最小サイズ: 卵を抱卵するなど性的に成熟するライフステージにおける最小サイズ
- ・ 成体のサイズ: 性的な成熟を含め、生物としての発育が完成したライフステージにおける平均的なサイズ

一般に、性成熟個体の最小サイズは、成体になる前に性成熟に至る生物種が多いことから、成体のサイズよりも小さい。船体への付着による生物侵入は、船体に付着した個体からの産卵が大きな要因であると考えられる。このため、本調査においては性成熟個体の最小サイズ以上の個体を産卵する対象とした。性成熟個体の最小サイズを管理対象とすることは、成体と比べてより小さいサイズから産卵する個体に着目することとなる。このため、性成熟個体の最小サイズを用いた管理基準は、成体のサイズに比べより安全サイドで検討することになる。

付着生物の他国海域への侵入に関連する生態特性としては、産卵数も重要であると考えられるが、本調査では、十分な生物学的な情報を収集することができなかった。一般的に、付着生物 1 個体が 1 年間あるいは生涯に産卵する数は、 $10^4 \sim 10^6$  個以上であることが多い。しかし、1 回の産卵機会や 1 産卵シーズンでの産卵数は、海域や個体の大きさなどで異なるため、特定できない種類が多い。なお、対象の 13 種の中では、養殖されているマガキに関しては、1 個体当たり 1 産卵シーズンにおける総産卵数が  $5.58 \times 10^5$  個との情報があった。

Table 1.2-5 侵入リスクが高い生物種の生態特性 (1)

生物種	生態特性	
エゾカサネカンザシ	分布域	オホーツク海 北海道から九州の天草
	生活史及び産卵から付着までの時間	浮遊期間と付着期間があり、産卵後 7~10 日を経て付着
	サイズ	付着時幼体の最小サイズ: 0.23 mm 性成熟個体の最小サイズ: 12 mm 成体のサイズ: 40 mm
	生殖方法及び生殖期	有性生殖 日本での生殖 (産卵) 時期は 4~11 月、生殖 (産卵) 盛期は 7 月上旬~9 月上旬の夏期
	寿命	---
	その他 (環境要因との関連等)	塩分耐性、20 psu 程度の低塩分域でも生息可能
ムラサキイガイ	分布域	世界中の温帯域、原産は地中海
	生活史及び産卵から付着までの時間	浮遊期間と付着期間があり、産卵後 3 ヶ月を経て付着
	サイズ	付着時の幼体の最小サイズ: 0.30 mm 性成熟個体の最小サイズ: 15 mm 成体のサイズ: 60 mm
	生殖方法及び生殖期	有性生殖 日本での生殖 (産卵) 時期は 10~4 月、東京湾では 11~4 月の冬期中心
	寿命	2~3 年
	その他 (環境要因との関連等)	---
マガキ	分布域	日本及び東アジア
	生活史及び産卵から付着までの時間	浮遊期間と付着期間があり、産卵後 2 週間
	サイズ	付着時の幼体の最小サイズ: 0.3 mm 性成熟個体の最小サイズ: 30 mm 成体のサイズ: 60 mm
	生殖方法及び生殖期	有性生殖 日本での生殖 (産卵) 時期は 6~9 月の夏期
	寿命	2~5 年
	その他 (環境要因との関連等)	---

---: 公表データが見られなかった項目

Table 1.2-6 侵入リスクが高い生物種の生態特性 (2)

種 類	生態特性	
	分布域	世界中の熱帯から温帯域の沿岸域
タテジマフジツボ	生活史及び産卵から付着までの時間	浮遊期間と付着期間があり、産卵後 1～3 週間を経て付着
	サイズ	付着時の幼体の最小サイズ: 0.41 mm 性成熟個体の最小サイズ: 7 mm 成体のサイズ: 10 mm
	生殖方法及び生殖期	有性生殖 日本での生殖 (産卵) 時期は周年
	寿命	1～1.5 年
	その他 (環境要因との関連等)	水温 15℃以上で生殖活動が活発化し、28℃を超えると阻害
	分布域	日本 (本州以南)
サラサフジツボ	生活史及び産卵から付着までの時間	浮遊期間と付着期間があり、産卵後 5 日ないし 2 週間を経て付着
	サイズ	付着時の幼体の最小サイズ: 0.41 mm 性成熟個体の最小サイズ: 7 mm 成体のサイズ: 15 mm
	生殖方法及び生殖期	有性生殖 日本での生殖 (産卵) 時期は 5～11 月
	寿命	—
	その他 (環境要因との関連等)	—
	分布域	日本、朝鮮半島、中国、サハリン、千島列島、オーストラリア、ニュージーランド
マヒトデ	生活史及び産卵から付着までの時間	浮遊期間と付着期間があり、産卵後 1.5～2 ヶ月を経て付着
	サイズ	付着時の幼体の最小サイズ: ミリレベル* <sup>1</sup> 性成熟個体の最小サイズ: 36 mm 成体のサイズ: 100 mm
	生殖方法及び生殖期	有性生殖 日本 (北海道) での生殖 (産卵) 時期は 5～7 月で春期が中心
	寿命	4 年
	その他 (環境要因との関連等)	生殖は水温 10℃前後で行われ、低塩分と高温に弱く、幼体は塩分 24 psu が下限で、25℃以上では生息できない。
	分布域	世界中の沿岸域
カタユウレイボヤ	生活史及び産卵から付着までの時間	浮遊期間と付着期間があり、産卵後 6～36 時間で付着
	サイズ	付着時の幼体の最小サイズ: 1 mm 程度* <sup>1</sup> 性成熟個体の最小サイズ: 20 mm 成体のサイズ: 100 mm
	生殖方法及び生殖期	有性生殖 生殖 (産卵) は周年
	寿命	1～1.5 年
	その他 (環境要因との関連等)	—

—: 公表データが入手できなかった項目

サラサフジツボとタテジマフジツボは殻底径、他の種類は全長値によるサイズ



Table 1.2-7 侵入リスクが高い生物種の生態特性 (3)

生物種	生態特性	
シロボヤ	分布域	世界中の沿岸域
	生活史及び産卵から付着までの時間	浮遊期間と付着期間があり、産卵後 12 時間～2 昼夜以内に付着
	サイズ	付着時の幼体の最小サイズ: 1 mm 程度* <sup>1</sup> 性成熟個体の最小サイズ: 30 mm 成体のサイズ: 70 mm
	生殖方法及び生殖期	有性生殖 生殖 (産卵) 盛期は夏期であるが、厳冬期を除く周年生殖 (産卵)
	寿命	1 年以内
	その他 (環境要因との関連等)	---
エボヤ	分布域	沖縄を除く日本近海と極東水域、カリフォルニア、オーストラリア及びヨーロッパ大西洋岸
	生活史及び産卵から付着までの時間	浮遊期間と付着期間があり、産卵後 1～4 日を経て付着
	サイズ	付着時の幼体の最小サイズ: 1 mm 程度* <sup>1</sup> 性成熟個体の最小サイズ: 85 mm 成体のサイズ: 150 mm
	生殖方法及び生殖期	有性生殖 厳冬期を除く周年生殖 (産卵)
	寿命	2 年
	その他 (環境要因との関連等)	---
マンハッタンボヤ	分布域	北大西洋、太平洋 (サンフランシスコ湾、オーストラリア南東岸、中国大陸沿岸、日本)
	生活史及び産卵から付着までの時間	浮遊期間と付着期間があり、産卵後 24～48 時間を経て付着
	サイズ	付着時の幼体の最小サイズ: 1 mm 程度* <sup>1</sup> 性成熟個体の最小サイズ: 10 mm 成体のサイズ: 25 mm
	生殖方法及び生殖期	有性生殖 春から秋に生殖 (産卵)
	寿命	1 年
	その他 (環境要因との関連等)	低塩分や汚濁した海域にも生息可能で、付着した幼生が何らかの要因で剥離しても再度付着することが可能

---: 公表データが入手できなかった項目

Table 1.2-8 侵入リスクが高い生物種の生態特性 (4)

生物種	生態特性	
ミル	分布域	日本、朝鮮半島、マライ諸島、豪州、北米太平洋、ベーリング海、インド洋、大西洋の沿岸域
	生活史及び産卵から付着までの時間	浮遊期間と付着期間があり、配偶体の放出から付着期までの期間に関する情報は見あたらない
	サイズ	付着時の発芽体の最小サイズ: ミリレベル 性成熟個体の最小サイズ: 50 mm 成体 (胞子体) のサイズ: 300 mm
	生殖方法及び生殖期	有性生殖 瀬戸内海では夏期から秋期に性成熟
	寿命	多年藻
	その他 (環境要因との関連等)	---
ワカメ	分布域	日本、朝鮮半島、中国、ヨーロッパ、豪州、ニュージーランド、アルゼンチンの沿岸域
	生活史及び産卵から付着までの時間	浮遊期間と付着期間があり、配偶体放出から付着期までの期間は2~3日
	サイズ	付着時の発芽体の最小サイズ: ミリレベル 性成熟個体の最小サイズ: 100 mm 成体 (胞子体) のサイズ: 500 mm
	生殖方法及び生殖期	有性生殖 日本では春期に配偶体を放出
	寿命	一年藻
	その他 (環境要因との関連等)	生育下限の塩分は、配偶体着底期が 10.3~15.4psu、配偶体成長期が 7.1 psu であり、配偶体の成熟と胞子体の発芽・成長は 15 psu 以下で阻害
タマハハキモク	分布域	日本、朝鮮半島、東シナ海、北米西岸、イギリス南岸、ヨーロッパ大西洋岸、地中海の沿岸域
	生活史及び産卵から付着までの時間	浮遊期間と付着期間があり、配偶体放出から付着期までの期間は約2週間
	サイズ	付着時の発芽体の最小サイズ: ミリレベル 性成熟個体の最小サイズ: --- 成体 (胞子体) のサイズ: 100 mm
	生殖方法及び生殖期	有性生殖 日本での生殖時期は冬から初夏
	寿命	多年藻
	その他 (環境要因との関連等)	水温塩分等の変化に対して広く適応

---: 公表データが入手できなかった項目

### 1.2.3 船体付着生物の生態特性に基づく侵入メカニズム

日本から他国海域に侵入し、生物汚損をもたらす可能性が高い生物種は、全て固着生物かあるいはそれらに近い付着力を持った種類である。これら付着力の強い生物が船体に付着して他国に侵入するメカニズムの推定を試みる。ポイントは、これらの生物が全て発生初期に浮遊期（水中に漂っている時期）を有することである。

一般には港湾等の付着基盤に付着した成長個体が、再度水中を浮遊して船体に再付着する可能性は想定できない。このため、動物の場合には、繁殖期において護岸もしくは天然の付着基盤上にある性成熟個体から産卵され孵化した浮遊幼生が船体に付着し、その後成長する過程が考えられる。マンハッタンボヤのように付着した幼生が何らかの要因で剥離しても再度付着する種も確認されているが、垂直またはそれ以上の傾斜をもつ船体のことを考えるとそのような再付着は想定しにくい。海藻の場合では、護岸もしくは天然の付着基盤上の性成熟した胞子体から配偶体が放出され、受精した接合子が発芽体となって船体に付着するものと考えられる。

船体に付着したこれらの動植物個体は、性成熟前であっても付着力が強いため、他国の海域において船体から剥落する確率は非常に小さい。従って、これら生物の外国への侵入は、船舶に付着した性成熟個体が、卵や配偶体の放出に適した環境と遭遇した場合に、次世代群となる卵や配偶体を放出し、それらの一部が同地に定着することで起きると推定される。この推定を模式図化すると、Figure 1.2-4 及び Figure 1.2-5 に示すようなものとなる。なお、13種の生態特性で記述したように、船体付着生物はそのライフステージの一つである浮遊幼生期を除けば、沿岸域の何らかの基盤上で付着生活を送っている。すなわち陸から離れた外洋域では、付着生物の密度は非常に小さいと考えられる。また、航海中の船舶の速度を考えた場合、航海中における浮遊幼生の付着もほとんどないと考えられることから、船体への付着は荷役時等の港湾近傍での停泊中に限定されると考えられる。同時に、たとえ産卵期であっても対象船舶が外洋中を航行している場合は、対象となる付着基盤が付近に存在しないことから、繁殖にまで至る可能性は少ない。

なお、港湾の荷役スケジュール調整のために、港湾近傍で長時間沖待ちする場合は、生物が付着する機会及び既に性成熟を迎えた船体上の個体が産卵を行う機会はいずれも増加することになる。想定される侵入メカニズムは概ねこのようなものであると推定される。

なお、ワカメの場合はこのようなメカニズム以外にも侵入の可能性がある。ワカメの場合、船体表面等に付着した状態で他国に運ばれた後、繁殖期以外においては、栄養体の状態で何らかの要因で船体表面から剥離（物理的に切れる）し、その破片がそこで成長して周辺海域に定着、侵入に成功することも考えられる。一方、ミルやタマハハキモク等の小型の海藻の場合、栄養体の破片からの再生産はないと考えられている。

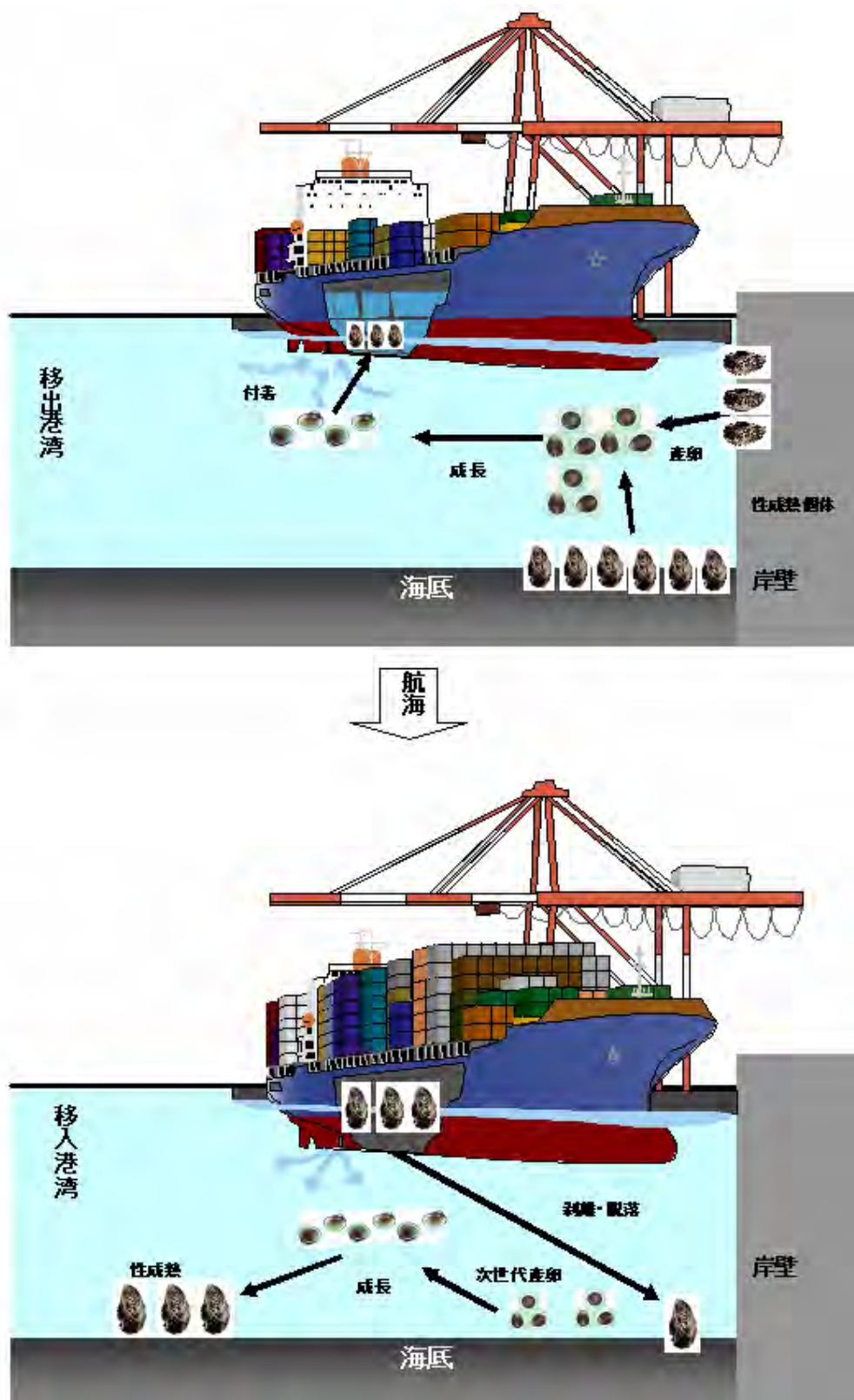


Figure 1.2-4 想定される付着生物の移入メカニズム(1): 剥離・脱落による移入

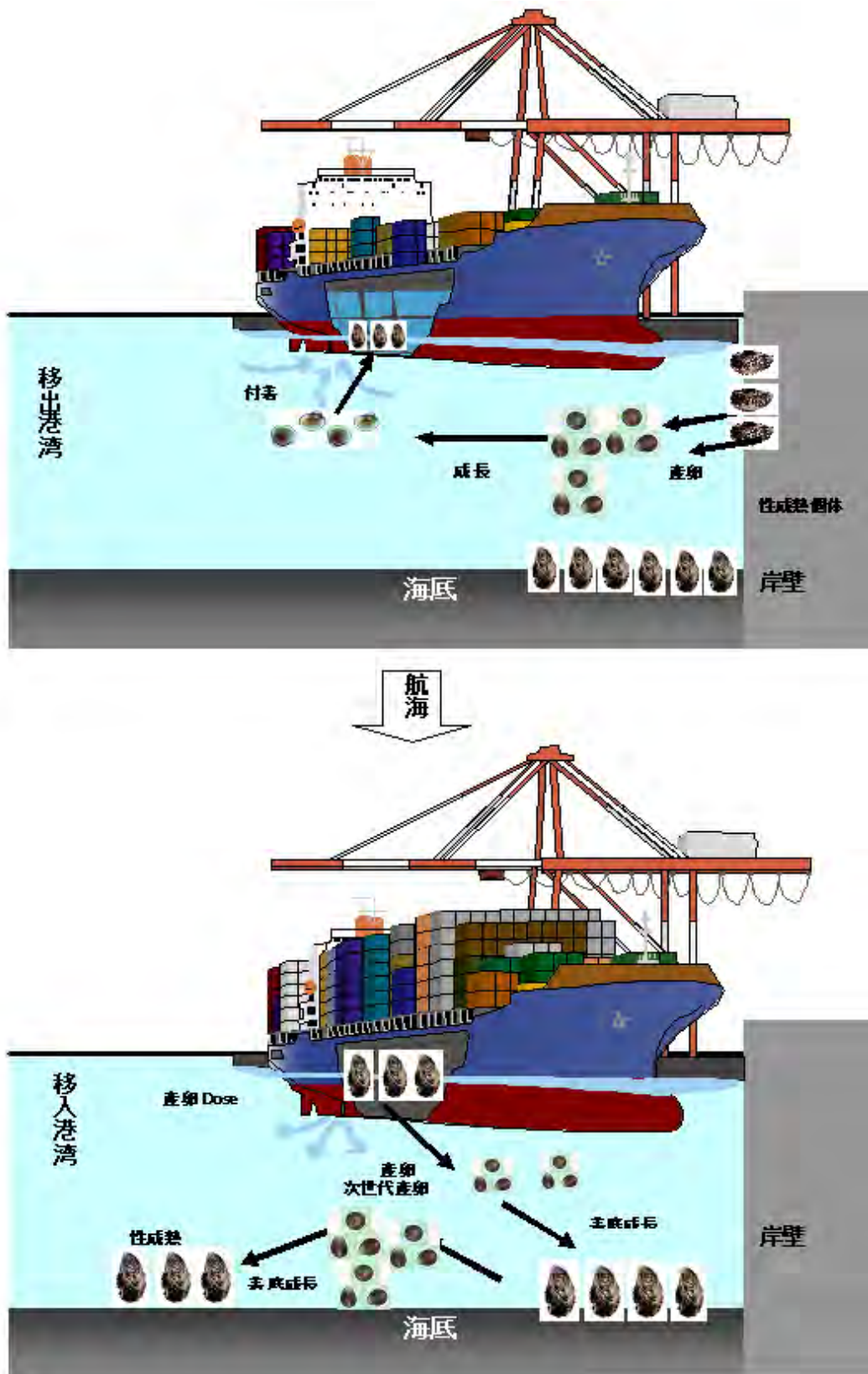


Figure 1.2-5 想定される付着生物の移入メカニズム(2): 付着個体の産卵による移入

#### 1.2.4 船体付着生物の管理のポイント

以上から、付着生物は、以下に示す侵入メカニズムをたどっていると想定される。

- ① 港湾に生息する固着生物等が産卵して浮遊幼生が港湾海域に浮遊
- ② 船舶が港湾に停泊している時に浮遊幼生が船体に付着
- ③ 船体に付着した状態で成長し性成熟
- ④ 性成熟後、産卵に適した環境に遭遇した場合に卵を放出
- ⑤ 放出海域の環境が生息に適している場合に、放出された卵から発生した幼生が護岸等の基盤に付着
- ⑥ 付着した個体が成長して性成熟しその次の世代となる卵を放出
- ⑦ 成熟-卵放出の繰り返しにより他国の海域に侵入

上記の侵入メカニズムを考えた場合、上記のステージのうち②において船体への浮遊幼生の付着防止と、④において性成熟後の産卵機会を可能な限り奪うことの2つが、最も有効、かつ重要な管理上のポイントである。後述する付着防止技術では、②の船体への浮遊幼生の付着防止の観点から一般的に使用されている防汚塗料の種類や効果、付着防止のメカニズムについて記載する。仮に、周辺環境に存在する生物への影響を考慮しない場合、生物の船体への付着を完全に防止できる防汚塗料や対策技術を開発し利用すれば、付着生物による生物侵入リスクは生じないかも知れない。しかし、実際には生態影響を考慮した製品や技術の利用が不可欠であり、このためある程度の生物付着は許容せざるを得ない。

他方、④における性成熟後の産卵機会を可能な限り奪うことは、現時点では積極的な方策として用いられていない。例えば、4章で述べる入渠時における徹底的な船体清掃は、その一つとして位置づけられるが、産卵機会を奪うことを目的として、一定量以上の生物が付着している場合に入渠のタイミングを早めると言った方策は全く用いられていない。現時点においては、同じく4章で述べる水中洗浄(IWC)がこのパスに対する将来の有効な対策として位置づけられる。

また、micro-及びmacro biofoulingの2つのステージに対して、それぞれ適切な対策を取るという整理方法も成り立つ。すなわち、前者の付着防止の観点からは、船体付着の初期のステージであるmicro biofoulingそのものを防止するという考え方もできる。さらに、単細胞原生生物やスライム状物質が付着しているこの段階は、生物侵入の脅威には直接的には繋がらないという整理の仕方もある。したがって、3章で述べるAFSはmicro foulingは許容するとしてもmacro biofoulingへの遷移を防止することを目的にするべきだとして位置づけることができよう。これまで、AFSの使用目的は生物学的な観点から明確に整理されていない。今後AFSの性能や化学的なリスクとの両立を考える際には、このような生物学的な観点からの使用目的を明確にすることが重要である。

さらに、このような整理方法に基づき、後者のmacro foulingにおいては、生物学的な視点からどのような管理が、性成熟後の産卵機会を奪うために有効かを整理するために、生物のサイズに着目した管理と、性成熟までの期間とそのタイミングなど産卵に関する生態特性に着目した管理を考えることが重要である。

## (1) 生物のサイズに着目した管理における留意点

船体への生物の付着が生じた場合、何らかの方法で付着生物を除去する対策は、現在においても実施されている。一方、付着生物の除去技術の結果、船体より剥離された生物は、その海域で生存、または産卵する可能性がある。この結果、付着生物の除去技術を実施することは、その海域への生物の移入リスクの増加に繋がる場合がある。後述する船体表面の水中洗浄（IWC: In-water cleaning）の場合、付着物の除去を主目的として実施されるが、生物移入リスクの観点からは、除去生物を周辺海域へ放出させないことが重要である（6章参照）。このため、付着生物の除去のためのIWC実施時においては、除去された生物の回収が必要である。

Table 1.2-9には、本調査における付着生物のサイズと生殖特性等について示した。

生物移入リスクに直接的に関係するこれらの性成熟個体の最小サイズは、Table 1.2-9に示したように、タテジマフジツボやサラサフジツボでは7 mmであるという報告もあるが、このサイズを付着生物管理におけるサイズの目安とすることには注意が必要である。その理由は、本調査で把握できなかった付着生物には、より小さいサイズの生物が含まれている可能性があること、さらには性成熟以前のより小さい個体であっても、除去後に個体から卵が放出される場合も想定されるためである。このような観点から、付着生物の大きさは船体付着生物の管理との関連において重要となるため、付着生物の除去においては、安全係数を考慮すると、サブミリサイズの付着物の回収が望まれると推定される。ただし、海藻の配偶子を含めて全ての生物侵入プロセスを防止するためには、回収対象とする生物のライフステージとその最小サイズの情報が必要であるが、現状においては生物学的にも十分に解明できていない。したがって、検査において認知すべき生物とその最小サイズ、あるいは回収において必要な生物とその最小サイズを、生物学的な見地から導くことは現時点では困難であると考えられる。このため、現時点の現実的かつ実効性のある成体付着の総合的管理方策は、このような生物学的な見地からではなく、管理システムに適用する製品や装置の将来における技術的な限界（例えば回収のための網の編み目サイズ、試験において認知すべき生物のサイズなど）から設定することが合理的であると考えられる。

## (2) 産卵に関する生態特性に着目した管理

付着生物は、それぞれ固有の産卵期間や産卵数、生存に適した環境条件を有する。このような産卵に関する生態特性をTable 1.2-9に示した。同表で明らかのように、対象とする生物を限定するならば船舶の使用過程において産卵機会を奪う最適なタイミングは設定可能であるように思われる。例えば、産卵期間中あるいは付着幼生期には港湾への入港を自粛する、産卵期間前にIWCを実施する、あるいは特定の種に限定して付着状況を観察する等の方策である。しかし、生物種に固有の産卵期間や産卵数、生存に適した環境条件は、船舶の移動という外的な環境要因によって攪乱される可能性が高い。特に性成熟に至るまでの最小時間は、船舶の移動という人工的な要因によって早められる可能性が高く、これまでの生物学的な知見に基づく予想は困難である。

さらに、船舶運航上の都合からも全ての船舶を対象にしてこのような不確定要素の大きい生物学的な情報を基にした対策を行うことは現実的でないと考えられる。

以上のことから、このような産卵に関する生態特性に基づく管理は、世界全体に共通な管理の枠組みとしては適切でないと考えられ、ボランティアな上乘せの対策として位置づけるべきと考える。

Table 1.2-9 付着生物の侵入に係わるサイズ（大きさ）と生殖特性

生物種	大きさ			生殖（産卵）特性等
	付着初期	性成熟個体の 最小サイズ	成体のサイズ	
エゾカサネカ ンザシ	0.23 mm	12 mm	40 mm	産卵期: 4～11月、産卵盛期: 7月上旬 ～9月上旬 産卵後の付着までの期間: 7～10日
ムラサキ イガイ	0.30 mm	15 mm	60 mm	産卵期: 10～4月 産卵後の付着までの期間: 3ヶ月
マガキ	0.3 mm	30 mm	60 mm	産卵期: 6～9月 産卵後の付着までの期間: 2週間 産卵数: $5.58 \times 10^5$ 個/シーズン
タテジマ フジツボ	0.41 mm	7 mm	10 mm	産卵期: 周年 産卵後の付着までの期間: 1～3週間
サラサ フジツボ	0.41 mm	7 mm	15 mm	産卵期: 5～11月 産卵後の付着までの期間: 5日
マヒトデ	ミリレベル	36 mm	100 mm	産卵期: 5～7月 産卵盛期: 春期 産卵後の付着までの期間: 1.5～2ヶ月
カタユウレイ ボヤ	1 mm	20 mm	100 mm	産卵期: 周年 産卵後の付着までの期間: 6～36時間
シロボヤ	1 mm	30 mm	70 mm	産卵期: 厳冬期を除く周年 産卵盛期: 夏期 産卵後の付着までの期間: 12時間～2 昼夜以内
エボヤ	1 mm	90 mm	150 mm	産卵期: 厳冬期を除く周年 産卵後の付着までの期間: 1～4日
マンハッタン ボヤ	1 mm	10 mm	25 mm	産卵期: 厳冬期を除く周年 産卵後の付着までの期間: 24～48時間 以内
ミル	ミリレベル	50 mm	300 mm	性成熟期: 夏期から秋期
ワカメ	ミリレベル	100 mm	500 mm	配偶体放出期: 春期 配偶体放出から付着期: 2～3日
タマハハキモ ク	ミリレベル	1,000 mm	1,000 mm	配偶体放出期: 冬期から初夏 配偶体放出から付着期: 2週間



## 2. 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

2.0.1 現在、国際海事機関(IMO: International Maritime Organization)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」の策定作業が進められている。本章では、このガイドラインが策定されることになった経緯、現在のガイドライン案及び IMO での議論内容から規制に対する各国の考え方を整理した。

2.0.2 IMO において、船舶運航に伴う生物の非意図的な移入のメカニズムが初めて意識されたのは、2001年に採択されたAFS条約である。その後、同問題が本格的に議論されるのは、船舶バラスト水規制の制定時であった。その後、バラスト水問題は、1997年のIMO総会における「バラスト水の規制・管理のガイドライン」の採択を経て、2004年に強制的な規制である「船舶のバラスト水及び沈殿物規制及び管理に関する国際条約」(バラスト水管理条約)が採択されている。しかし、バラスト水管理条約は条約制定後に6年経過した現在(2010年)においても各国の批准が進まず、発効には至っていない。この未発効の状態は、生態系保護策を積極的に進めている国に対して、自国水域への生物侵入リスクが増大する強い懸念を与えたと考えられる。この懸念に加え、船体付着生物由来の生物移入が多いことが明らかになったことで、豪州は早期に規制の議論を開始する必要性を感じ、船体付着生物由来の生物移入の問題提起を行ったものと推察される。

2.0.3 船体への付着による外来生物の侵入の問題は、2006年3月にIMOで開催された海洋環境保護委員会(MEPC: Marine Environment Protection Committee)第54回会合においてはじめて議題として取り上げられた。豪州政府が1999年から実施した調査を紹介し、豪州水域に移入した外来海生生物のうち77%が船体付着由来による移動が要因であり、既に条約が採択されているバラスト水由来の生物の移出入よりも生物移入に関する寄与が大きい旨を報告した。さらに豪州政府は、各国に対して管理方針に関するアドバイスを求めた。これを受け、MEPCは同様の情報の提供を各国に要請した。この報告と要請がIMOにおける規制の議論の始まりである。

2.0.4 船体付着問題に対する議論は、その後、MEPC第56回会合において、「船体付着による有害水生生物の移動を最小限化する国際方策の開発」をばら積み液体・気体小委員会(Sub Committee on Bulk Liquid and Gas: BLG)第12回会合における優先議題とすることが承認され、本格的な規制の議論が開始された。2008年2月開催のBLG第12回会合においては、「船体付着による有害水生生物の移動を最小限化する国際的な方法の策定に関する諸問題を議論する通信部会」が設置された。さらに2009年2月のBLG第13回会合では、通信部会が再設置され、BLG第14回会合に向けて「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(案)」を策定することとなった。

2.0.5 2010年2月のBLG14回会合では、作業部会が設置されて、通信部会から報告されたガイドライン(案)をベースに詳細な議論が行われ、ガイドラインの内容は最終化に近いレベルのものとなった。我が国からも、このガイドラインがボランティアベースであることから、本文中の義務的な表現と内容を削除すること及び実行可能な内容にすることを中心とした提案が行われ、基本的に多くの国の支持を得ている。そして、2011年の最終化及び早期の採択を目指して、2011年2月に開催予定のBLG第15回会合に向けて、再度設置された通信部会の下で作業の進展を図ること及びBLG15での作業部会の設置が承認されている。なお、今回IMOで作成が検討されているガイドラインは、あくまでもボランティアベースのものであり、

船主、造船所及び運航業者に対して強制力はない。ただし、強制力を持つ規制には、バラスト水管理条約の制定過程の例に見られるように、ボランティアなガイドラインにおける枠組みや閾値が採用されることが多い。本調査事業では、これらのことを十分考慮して、本事業で検討した結果が、将来的に国際的な枠組みにおけるガイドライン等の作成の一助となるように努めた。

2.0.6 本章では、IMO での議論の内容を中心に、各国の規制に関する考え方についても取りまとめた。我が国を含む海運を主要な産業としている国は、船舶の運航に影響する規制及びコスト増加につながる規制には基本的に反対する立場である。ただし、それら海運国は、既に生物侵入リスクが発生している現状を考慮して、現状の海運システムに過度な影響を及ぼさない規制内容である範囲においては、規制実施を受け入れる立場でもありと考えられる。規制実施を希望する各国の考え方の中で注目されるのは、船体付着生物問題の提起国である豪州の考えである。豪州は近い将来の強制規制の導入を考えていると思われる。また、豪州は、IWC (In-water cleaning: 船体外板に対する水中での付着生物の物理的除去) の実施に伴う生物侵入と、化学的環境リスク(活性成分である化学物質の残留毒性などによる沿岸生態系への影響)に関して、科学的根拠に基づく評価の必要性を感じている。このため、上記ガイドラインの枠組みにも、これらリスク評価の結果を反映させることを強く望んでいる。その一方で、これらのリスク評価については、国際的に信頼性があるとされる標準的な評価モデル、評価のための試験方法やツールは現時点では定まっておらず利用可能ではない。このため、本事業で開発した化学的及び生物学的移入リスクモデル(5章及び6章)は、将来における規制の枠組みを考える上において、重要なツールになると考えている。米国はIWCに関して、化学的環境リスクの評価に十分に留意した上で、各国が判断する事項であると考えている。また、IWCの実施時期は、付着防止塗料の劣化と関係するため、入渠あるいはIWCを実施した後、一定期間経過後に水中検査を行って、その結果で次のIWCの実施を判断するのが適切であると考えている。なお、ヨーロッパの多くの国は、IWCに関するこの米国の考えに賛同している。

## 2.1 船体付着生物に関する IMO における議論とその背景

### 2.1.1 船体付着生物に関する IMO における議論

船舶を媒体とする生物移入（海上輸送などによる非意図的な移入により、本来の分布域から、生物が移動することを意味する）と、その侵入（定着）によって動物・植物の生命、経済・社会活動及び海洋環境に脅威を与える可能性が国際海事機関（IMO: International Maritime Organization）において認識されるのは船体付着の場合が初めてではない。

IMO において、船舶運航に伴う生物の非意図的な移入のメカニズムが意識されたのは、2001 年に採択された AFS 条約<sup>1)</sup> が初めてと言ってよいであろう。AFS 条約の主目的は、3 章で解説するように、AFS で使用される活性物質について、生態系及び人の健康に影響のある有害な物質の使用を禁止することであった。ただし、その前文には、「船体表面における生物群集の形成防止を目的に AFS を使用することは、有害な海生生物の拡散の防止のために重要である」と記述されており、当時から海生生物の移入の問題は重視されていた。

船舶運航に伴う生物の非意図的な移入が本格的に議論されるのは、船舶のバラスト水規制が検討された時である。バラスト水問題に関しては、1997 年の IMO の総会における「バラスト水の規制・管理のガイドライン」の採択を経て、2004 年に強制的な規制である「船舶のバラスト水及び沈殿物規制及び管理に関する国際条約」（バラスト水管理条約）が採択された。ここでは、この 2 つの既存の条約における生物移入リスク及びこれに関連する環境問題に対する規制と背景を整理する。

#### (1) AFS 条約

AFS 条約は、その目的として生物移入を防止または抑制することを目的としているが、その条約の中身は、活性物質（活性物質）の使用制限にとどまっており、AFS の効果の認定あるいは移入量の抑制にまで踏み込んだものではない。ただし、防汚塗料（AFCS）だけを対象とするのではなく、surface treatment を含めた AFS をその対象としている。

#### (2) バラスト水管理条約

バラスト水問題に関しては、約 10 年間の議論を経てバラスト水管理条約が採択された。しかし、6 年経過した現在（2010 年）においても、各国の批准が進まず、発効には至っていない。バラスト水管理条約が発効に至らない現状は、生物侵入リスクを低減する国際的な規制を実施することの困難さを表している。

バラスト水管理条約が発効に至らないのは、次の理由のためと考えられる。

- ・ バラスト水管理で最も重要な要素技術であるバラスト水管理システム（処理装置）に対する要求性能（基準）が厳しく、またバラスト水管理システムの型式承認のための試験実施には多大な労力と時間が必要である。その結果、現時点で型式承認された管理システム数がまだ少なく、条約が問題なく実施されるには不十分である。
- ・ バラスト水管理システムの型式承認に必要な試験では、生物の生死判定が求められている。この生物の生死判定方法を含め、試験の詳細は各国で独自の方法で行われており、国際的に統一された方法が確立されていない。その結果、各国で型式承認されているバラスト水管理システムの処理性能が不均一である可能性が高い。

---

<sup>1)</sup> AFS 条約: 2001 年の船舶の有害な防汚方法の規制に関する国際条約 (The International Convention on Control of Harmful Anti-Fouling Systems on Ships, 2001) は、海洋環境及び人の健康を保護するため、船体に貝などの海生生物が付着するのを防止するために用いられる TBT (トリブチルスズ) などの有機スズ化合物を含む船底防汚塗料の使用を段階的に禁止。2001 年 10 月に国際海事機関 (IMO) で採択。

- ・ バラスト水管理システムに要求される性能基準は、排出時のバラスト水中の生物濃度に対して定められている。ただし、この基準との適合性を検査する寄港国による外国船舶の監督（PSC: Port State Control）で実施する現実的な検査方法が、まだ見いだせていない。
- ・ バラスト水管理システムの型式承認試験方法と PSC の方法は、同一性が担保されるべきである。しかし、現時点では同一性を担保する国際的に統一された PSC での検査方法が見いだせていない。もし、同一性が担保されていない検査方法で PSC が実施された場合、その結果は、型式承認されたバラスト水管理システムで処理された排水水であっても不適合と判定される可能性がある。PSC で不適合と判定された場合には、船舶の運航に大きな支障を招く可能性がある。

バラスト水管理条約はこのような課題を抱えており、主に船主を管轄する国の批准が遅れている。また、バラスト水管理条約がこのような状況に至ったのは、条約の策定作業が生物侵入リスクに懸念を持つ環境先進国の主導で行われ、海運界の現状が軽視された状態で進められたことも大きい。その結果として、規制内容は海運界にとって従来の規制の枠組みと大きく異なる点も多く、受け入れが困難な内容となった。

船体付着生物の管理システムの検討においては、このバラスト水管理条約の反省から、海運界に対しても受け入れやすい内容にすることが重要であると考ええる。海運界が受け入れやすい規制内容になることは、規制の早期開始と生物侵入リスクの早期低減につながり、環境先進国及び海運界の両者によって有益になると考える。

## 2.1.2 IMO に対する船体付着生物に関する問題提起

バラスト水管理条約が発効しない現実には、生態系保護策を積極的に進めている環境先進国に対して、自国水域への生物侵入リスクが増大するという強い懸念を与えたと考えられる。この懸念に加え、船体付着由来の生物移出入が多いことも調査などから明らかになり、環境先進国は早期に規制の議論を開始する必要性を強く感じたものと推察される。

IMO において、はじめて船体付着生物が議題として取り上げられたのは、2006 年 3 月に開催された海洋環境保護委員会（MEPC: Marine environment Protection Committee）第 54 回会合（以下、MEPC54 のように記述する）である。

豪州政府が MEPC54 に提供した 1999 年からの調査情報によれば、豪州水域に移入した海生生物のうち 77% は船体付着由来で、既に条約が採択されているバラスト水よりも大きな影響があると報告されている。同報告では、特にシー Chest 等の複雑部位に付着する生物が問題であると指摘している。また、豪州政府は、同国の海運界と共同で生物侵入リスク低減のための管理方策の策定を目指しており、IMO 関係者に対して、管理方策に関するアドバイスを求めた（MEPC 54/inf.5）。

この豪州政府の情報に基づき、MEPC は同様の情報の提供を各国に要請した。

MEPC54 における情報提供の要請に対して、同年 10 月に開催された MEPC55 では、国際地球友の会（FOEI: Friends of the Earth International）が、レクリエーションに利用する小型ボート及び同様の小型ボートにおける水生生物の移出入を最小限化するために、次の内容を規制の骨子とする提案を行った（MEPC 55/13/1）。

- ・ 付着防止性能の高い防汚塗料の使用
- ・ 複雑部位に対する特殊塗料の採用
- ・ IWC（In-water cleaning: 水中洗浄）の禁止と海中への放出を防ぐことができる施設での船体清掃の実施
- ・ アンカーやチェーン清掃の励行等

2007 年 7 月に開催された MEPC56 においては、国際ヨット連盟（ISAF: International Sailing Federation）が MEPC55 における FOEI の提案を受け、その規制する考えには同意するものの、強制規制ではなく、

ガイダンス的な規制とすることを提案している (MEPC 56/13)。

一方、FOEI は MEPC 55/13/1 で提案した規制内容に、寄港国での検査のために防汚塗料の種類、塗装の実施場所及び日時を記録すること等を加えた修正版を提示し、各国に建設的なコメントとアドバイスを求めている。なお、この修正案は強制力のないガイダンスとして提案されている (MEPC 56/13/1)。

そして豪州は、MEPC54 に提出した継続情報として、2007 年 10 月から施行する IWC を禁止する等の管理方策の要件の概要及び規制の要求事項は、National System for the Prevention and Management of Marine Pest Incursions (the National System) の一部として運用されると報告している (MEPC 56/INF.11)。

また、以上の経緯を受け、ニュージーランド、豪州、英国、FOEI 及び世界自然保護連合 (IUCN: The World Conservation Union) は、船体付着による外来海生生物の侵入問題を、2008 年 2 月に開催される「ばら積み液体・気体小委員会 (BLG: Sub-Committee on Bulk Liquids and Gases)」第 12 回会合 (以下、BLG12 のように記述する) で、優先議題として取り扱うよう共同で提案を行った (MEPC 56/19/3)。

MEPC は、この提案を受けて、「船体付着による有害水生生物の移動を最小限化する国際方策の開発」を BLG 第 12 回会合における優先議題とすることを承認し、各代表団に適切な文書の提出を要請し、本格的な議論が開始された。

## 2.2 船体付着生物の規制に関する議論の経緯

前述した背景と問題提起を受けて、船体付着生物規制の議論は BLG12（2008 年）から実質的に行われてきた。当初は各国や業界団体の興味も薄かったが次第に関心を集め、2010 年に行われた BLG14 においては、バラスト水管理条約での教訓を生かすという各国の共通認識もあり、議論は建設的に進んだ。また、日本国は、議論の当初から中心的な存在となり、用語の定義、ガイドラインの枠組みの骨格、ガイドラインの位置づけなどについて、多大な役割を果たしている。

ここでは BLG における議論を紹介するとともに、主な議論のポイントを整理する。

### 2.2.1 2010 年までの議論

#### (1) BLG12（2008 年 2 月）における議論

2008 年 2 月開催の BLG 第 12 回会合においては、次の 4 つのグループや国からそれぞれ文書が提出された。そして、審議の結果、BLG は「船体付着による有害水生生物の移動を最小限化する国際的な方法の策定に関する諸問題を議論する通信部会」を設置し、次回 2009 年の BLG 第 13 回会合で、通信部会の報告書を基に再度議論することとした。

- ① ニュージーランド及び豪州（BLG 12/11）  
船体付着生物の侵入リスク及び問題点を整理し、対策案を提案
- ② ISAF（BLG 12/11/1）  
プレジャーボートの船体付着生物による生物移動を最小限化するガイドライン案を提案
- ③ ニュージーランド及び英国（BLG 12/11/2）  
船体付着生物管理の法制化に関する下記のオプションについて、それぞれのメリット及びデメリットを整理
  - ・ ガイドラインの策定
  - ・ AFS 条約 とリンクする方法
  - ・ バラスト水管理条約 とリンクする方法
  - ・ 新条約として策定
  - ・ MARPOL 条約 の新附属書として策定
- ④ ニュージーランド（BLG 12/INF.4）  
ニュージーランドのバイオセキュリティにおいて船体付着生物のリスクを評価するために実施している調査プログラム及び中間結果を紹介

#### (2) BLG13（2009 年 2 月）における議論

2009 年 2 月に開催された BLG 第 13 回会合では、通信部会のコーディネーターを努めたニュージーランドから通信部会の活動報告書が提出された（BLG 13/9）。なお、関連する文書として、船体付着生物の移入経路、リスクのプロファイルと船舶特有の問題、及び船体付着生物の影響に関する詳細な情報と参考文献リストも提出された（BLG 13/INF.3）。

通信部会の報告書の概要は、次の通りである。

- ① AFS（Anti-fouling system）搭載証明の導入は、再検討となった。

- ② IWC については、船体付着を管理するオプションとしての必要性がノートされた。
- ③ 通信部会は、船体付着による有害水生生物の移動を最小化する規制の実施について、下記の 5 つのオプションについて議論した。

- ・ MEPC または総会決議として採択するガイドラインを策定
- ・ AFS 条約にリンクする方法
- ・ バラスト水管理条約にリンクする方法
- ・ 新条約を策定
- ・ MARPOL 73/78 条約 (International Convention for the Prevention of Pollution from Ships, 1973/1978: 1973 年の船舶による汚染の防止のための国際条約に関する 1978 年の議定書、現在 6 つの附属書で構成されている) に船体付着に関する附属書を策定

全てのメンバーはガイドラインを策定することに好意的であった。ただし、ガイドラインの策定について、それ自体を目的とみなすか、あるいは強制的な方法に至る中間的性格とするかについて意見が分かれた。なお、強制的な方法を策定するならば、新条約を策定することが好ましいとされた。

- ④ 通信部会を延長することによって、より確かなガイドラインを策定ことができると考え、BLG13 での通信部会の再設置を下記の付託事項のもと提案する。また、BLG14 でのワーキンググループ設置を提案する。

付託事項 (抄) :

- ・ 船体付着生物の影響を最小化する最も現実的な方法の策定
- ・ 現行または提案されている船体付着生物に関する規制について潜在的な影響を議論及び環境への影響のみならず、海運業、他の産業への影響も議論
- ・ 船体付着生物の管理規制のガイドラインの更なる策定
- ・ ガイドラインを MEPC または IMO 総会決議として採択することのメリットを議論
- ・ 船体付着生物による有害水生生物移動を最小化する国際的な方法の策定に向けて、今日までの進展を踏まえた作業計画改定案の策定

### (3) BLG13 における合意事項

BLG13 では、この通信部会の報告書を基に議論され、次の内容が合意された (BLG 13/18)。

- ・ 通信部会については、当初より設立期間が 2 年と予定されていたことから、付託事項のもとに再設立を承認
- ・ 次回 BLG14 にてワーキンググループまたはドラフティンググループを設立することに合意
- ・ MEPC または IMO 総会決議として採択することのメリット及びガイドラインを規制の第 1 段階とするか暫定的方策するかの方策の更なる検討

なお、本議題に関し、バラスト水管理条約に関するワーキンググループは、BLG 小委員会に対し、次回 BLG にて合同ワーキンググループ (Bio-fouling & BWM (B&B) WG) を設置することを提案し、BLG 小委員会はこの提案を承認した。

## 2.2.2 2010年のBLG14における議論と合意事項

### (1) BLG14における議論

2010年2月に開催されたBLG第14回会合では、BLG13で再設立された通信部会の活動報告書が提出された(BLG 14/9)。なお、この報告書に対して、豪州(BLG 14/9/1、BLG 14/9/2)、及び日本(BLG 14/9/3)からコメントが寄せられ、FOEIからは小型船に対する強制的な予防処置に関する文書の提出があった(BLG 14/INF.2)。それら文書の概要は、次の通りである。

#### ① ニュージーランド: 通信部会の活動報告書 (BLG 14/9)

##### ・ AFS 導入に係る証明(書)及び記録:

証明(書)については、現在はガイドラインの策定を目指している。これに対して、船体付着生物の管理ツールとしての証明(書)は義務的要件になる。よって、現在の議論の対象とならないことから、更なる検討を行っていない。なお、記録の保持については、義務的要件としない場合でも、船体付着対策に有用な情報であることを確認している。また、バラスト水管理計画をモデルとして、船主や運航者が各船に適用している船体付着管理システムの情報を船体付着管理計画に取り入れる方法についてはガイドラインに含むことが提案された。

##### ・ IWC:

IWCは、発生する生物学的、化学的、物理的な残渣物の環境中への放出を最小限にする必要がある。また、IWCの適切な実施に関するガイダンスをガイドラインに含むことが提案され、IWCのガイダンスでは、残渣物の環境中への放出を確実に最小とする必要性が指摘された。

##### ・ Clean ship の定義:

船体付着の受け入れ可能レベルを定義するのは現時点では困難である。一方、船体付着を管理する目的に照らし、加盟国や海運業に対しては明快な定義を提示する必要がある。

ガイドライン案では、有害水生生物の移動を最小化するため、受け入れ可能な船体付着レベルの基準を定義する試案を策定した。なお、今後実効性の確保に向け精査が必要である。

##### ・ 海運業への影響:

船体付着物管理手法に一貫性がない場合、特に、メンバー国が受け入れ可能と考えるリスクレベル及びリスク低減に必要な設備や管理手法に一貫性がない場合には、海運業に重大な影響を与える可能性があることで意見が一致した。

提案される方法によっては、入渠回数、IWCの頻度が増加し、その結果、貿易量の減少による経済的損失、入渠による運航スケジュールの遅れ、寄港スケジュールの混乱が生じる可能性についても概ね意見が一致した。一方で、効果的な船体付着防止手法の導入による、運航・燃費効率の改善効果も考えられる。

##### ・ 船舶の設計への影響:

既存船の設計変更が可能かどうかについては、意見が分かれた。新造船の設計変更は、適切なリードタイム(例えば2年程度)があれば実施できる可能性があると考えられた。

##### ・ 更なる議論が必要とされた項目:

ガイドラインの適用範囲、ガイドラインの勧告(recommendation)対象者(沿岸国、船主等)、用語・表現の問題、ガイドラインにおける定義(例えば、水生生物移動リスク低減の観点からのclean shipの程度)、IWCにより発生する残渣物の管理等の運用基準のガイドラインへの導入



・ ガイドラインを MEPC 決議とすべきか IMO 総会決議とすべきか:  
ガイドラインは以下の理由で MEPC 決議での採択が適切であると考えられた。  
IMO 総会決議はステータスが高い。ただし、IMO 総会は、2年に1度しかなく、ガイドラインを策定・採択するにあたり時間面での融通が利きにくい。一方、2年に3回開催される MEPC での決議は、時間面での融通が利く上、改正が必要になった場合も対応しやすい。なお、バラスト水のガイドラインは、最初に MEPC 決議 (MEPC.50 (31)) を採択し、次に、総会決議 (A.774 (18) 及び A.868 (20)) を採択している。

・ ガイドラインを国際的な生物付着の第一次対策とすべきか暫定措置とすべきか:  
ガイドライン導入による効果の評価のために、所定の期間はガイドラインを実施すべきである。その結果、もし、ガイドラインが十分に機能しない場合には、強制的手段の検討を開始すべきと考える。

・ 今後のワーキンググループへの付託事項の提案:  
ガイドライン案の修正、及びガイドライン決議に向けての課題、ガイドライン採択後の効果の評価のための時間 (time frame)、基準、過程の議論、ガイドラインの最終化を促進するための通信部会再設置の要否、BLG15 の前のワーキンググループ中間会合の要否

② 豪州: 通信部会報告書へのコメント、その 1 (BLG 14/9/1)

IWC のリスクアセスメントに関するガイダンスをガイドラインに含むことの提案である。

③ 豪州: 通信部会報告書へのコメント、その 2 (BLG 14/9/2)

ガイドライン案にある船舶の設計及び建造に対するコメントである。コメントの概要は、次の通りである。

- ・ 付着防止塗料は、船体付着物を管理する上で唯一の方法ではないが、重大な管理方法であると考えられる。複雑部位では、器具や開口部の設計や配置が、船体付着のしやすさの主要な決定要素であり、管理方法の有効性に影響する。複雑部位には、その設計や機能により、多くの船で効果的な付着防止塗料が適用されていない。それゆえ、船舶の設計段階において、複雑部位の減少、船体付着を少なくする複雑部位の設計や検査、清掃及び管理をやすくする方法について取り組む必要がある。
- ・ 現ガイドライン案には、設計と建造の問題について簡潔なガイダンスが記載されているが、次の部位には、船体付着を最小限にするための設計についてのガイダンスを策定すべきである。また、船体外板の船体付着の可能性を減らすその他の方法についてもガイダンスを策定すべきである。

シーチェスト、格納式器具及び設備、突出部・張り出し部、内部海水系統、浸水可能な装置及び設備

- ・ 設計に関するガイダンスには、シーチェスト、スラスタートンネル、格納式器具及び設備、突出部・張り出し部、船尾シール及びロープガードの検査を容易にする内容を含める。

④ 日本: 通信部会報告書へのコメント (BLG 14/9/3)

- ・ ガイドラインは、ステークホルダーの活用を促す、実用可能なものにすることが重要である。また、ガイドラインは、限定されたステークホルダーしか活用できない厳格なガイドラインであるよりも、多くのステークホルダーが活用でき、環境の保全に役立つほうが望ましいと考える。

- ・ 現存かつ普及している技術では、長期間にわたって「clean state」を保証するのは困難である。ガイドライン策定においては、実用性を考慮に入れ、究極的な目標と実用性のバランスをとることが重要である。
- ・ ガイドラインは、柔軟性を確保すべきである。これにより、AFSの種類や航行経路によって「clean ship」を満たすためのさまざまな方法をとることが可能になる。
- ・ ガイドラインの目的に鑑み、「clean ship」な状態を船舶に課すものと解釈すべきではなく、船体付着に伴う有害水生生物の移動を最小限にする一般的な方法を提供するものと理解されるべきである。
- ・ 生物付着防止技術と IWC のような方法の推奨される組み合わせについて情報提供することは有用である。例えば、認め得る IWC の間隔は、防汚塗料の効力がどれくらい維持するかによって依存する。それゆえ、我が国は、防汚塗料の有効性についての世界的な評価基準の要否について問題提起する。
- ・ 通信部会の報告書では、明らかにガイドラインは、ボランティアなものとして実施すべきで、義務的な方策を策定する前にその実用性を検証することとされている。しかし、ガイドライン案には、「enforcement」、「compliance」、「mandatory application」といった表現が含まれている。これらの表現は、混乱と誤解をもたらすため、該当するパラグラフ及びセクションの削除を提案する。
- ・ 船舶（船体及び他の部品）に適用される生物付着防止技術については、生物付着防止技術及び他の管理手法により、入渠の周期を通じ、可能な限り clean な状態を保つことを定めている代案のほうを支持する。
- ・ 入渠周期は、包括的な船舶管理に基づいており、メーカーの推奨には基づかない。よって、計画している入渠周期に関しては、「入渠周期は船舶調査のシステムと強制要件を参照すべき。」に修正すべきである。

#### ⑤ FOEI: 小型船に対する強制的な予防処置に関する提案 (BLG 14/INF.2)

- ・ 大型商船と区別して策定する理由:

現在の AFS は大型商船向きでありレジャー船には不向きである。

また、レジャー船は、特異な生態系に入り込むことが多く、停泊期間も長いため、侵入生物（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可能性がある生物で、本来の分布域から、海上輸送など人為的機構で自然に広がるよりも急速に分布を広げ、従来分布していなかった水域に定着しつつある、または既に次世代が発生した生物）が付着しやすい。レジャー船に適用されている生物付着防止技術は、6～9 ヶ月で性能が低下する。

- ・ 強制的な予防措置の内容:

レジャー船は、ヨットハーバー等での停泊の状態に応じ、可能な限りの多頻度で、強制的に船体付着防止措置を施す。25 メートル以下の船については、可能な限りの多頻度で、out-of-water hull cleaning を強制する。関係主管庁は、使用物質、日付、塗装番号、主な停泊港等の証明書を作成する。

## (2) BLG14 における合意事項

BLG14 では、これらの文書を基に議論され、次の内容が合意された (BLG 14/17)。

### ① ワーキンググループでの確認事項:

- ・ ガイドラインにおける強制的な表現については、多くの国が削除すべきとの考えから、ガイ

- ドラインから全て削除することとする。
- IWC のリスクアセスメントについては、生物学的リスクと化学的リスクを分けて考慮する必要があること、将来的に各国より情報が提供されることが望ましく、引き続き審議及びレビューする。
  - レジャー船等の小型船舶に係るガイダンスは、ガイドラインの付録として取り扱う。

② BLG での合意事項:

- ガイドラインが進展したことをノートする。
- 2011 年でのガイドラインの最終化及び採択を担保するため、ニュージーランドをコーディネーターとする通信部会を再設置する。
- 引き続き、2011 年 2 月開催予定の BLG15 においてバラスト水及び Biofouling（生物汚損：水生生物が、船体の浸水表面に蓄積（accumulation）している段階を指す）の作業部会を設置する。

## 2.3 作成途中の「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」

BLG14 で進展した「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」（船体付着による有害水生生物の移動を最小限化する国際的な方法の策定に関する諸問題を議論する通信部会、非公式文書）の目次構成は、下記の通りである。本項において使用されている各用語は IMO で定義されたものであり、本報告書における用語の定義（Table 7.1-1）とは異なるものである。以下に、ガイドライン（案）原文からの抜粋を示す。

---

### DRAFT GUIDELINES FOR THE CONTROL AND MANAGEMENT OF SHIPS' BIOFOULING TO MINIMIZE THE TRANSFER OF INVASIVE AQUATIC SPECIES

## 2 DEFINITIONS

2.1 For the purposes of these Guidelines, the following definitions apply:

**AFS Convention** means the International Convention on Control of Harmful Anti-Fouling Systems on Ships, 2001.

**Anti-fouling coating system** means the combination of all component coatings, surface treatments (including primer, sealer, binder, anti-corrosive and anti-fouling coatings) or other surface treatments, used on a ship to control or prevent attachment of unwanted aquatic organisms.

**Anti-fouling system** means a coating, paint, surface treatment, surface, or device that is used on a ship to control or prevent attachment of unwanted organisms.

**Biofouling** means the undesirable accumulation of aquatic organisms such as micro-organisms, plants, and animals on surfaces and structures immersed in or exposed to the aquatic environment. Biofouling can include microfouling and macrofouling (see below) .

**Clean ship** means a ship on which there are no visible organisms attached to an immersed surface either on the main hull or in niche areas, except for microfouling (i.e. a slime layer) .

**In-water cleaning** means the physical removal of biofouling from a ship while in the water.

**Invasive aquatic species** means a species which may pose threats to human, animal and plant life, economic and cultural activities and the marine environment.

**Marine Growth Prevention System (MGPS)** means an anti-fouling system used for the prevention of biofouling accumulation in internal seawater systems and sea chests and can include the use of anodes, injection systems and electrolysis.

**Member States** means States that are Members of the International Maritime Organization.

**Macrofouling** means large, distinct multicellular organisms visible to the human eye such as barnacles, tubeworms, or fronds of algae.

**Microfouling** (slime layer) means a layer of microscopic organisms including bacteria and diatoms and the slimy substances (usually extracellular polysaccharides) that they produce.

**Niche areas** mean areas on a ship that are more susceptible to biofouling due to different hydrodynamic forces, susceptibility to coating system wear or damage, or being inadequately, or not, painted, e.g., sea chests, bow thrusters, propeller shafts, inlet gratings, dry-dock support strips, etc.

**Organization** means the International Maritime Organization.

**Port State authority** means any official or organization authorized by the Government of a Port State to verify the compliance and enforcement of standards and regulations relevant to the implementation of national and international shipping control measures.

**Ship** means a vessel of any type whatsoever operating in the marine environment and includes hydrofoil boats, air-cushion vehicles, submersibles, floating craft, fixed or floating platforms, floating storage units (FSUs) and floating production storage and off-loading units (FPSOs) .

**States** means Coastal, Port or Member States as appropriate.

**Treatment** means a process which may use a mechanical, physical, chemical or biological method to remove or render sterile, invasive or potentially invasive aquatic species fouling a ship.

### 3 APPLICATION

3.1 The Guidelines are intended to provide useful recommendations for all types of ships\* and are directed to States, shipmasters, operators and owners, shipbuilders, ship cleaning and maintenance operators, port authorities, ship repair, dry-docking and recycling facilities, ship designers, classification societies, anti-fouling paint manufacturers and suppliers and any other interested parties. A State should determine the extent that the Guidelines are applied within that particular State.

3.2 States should inform the Organization of any relevant biofouling regulations, management requirements or restrictions they are applying to international shipping.

### 4 APPLICATION

4.1 The objectives of these Guidelines are to provide practical guidance to States, ship masters, operators and owners, shipbuilders, ship repair, dry-docking and recycling facilities, ship cleaning and maintenance operators, ship designers, classification societies, anti-fouling paint manufacturers and suppliers and any other interested parties, on measures to minimize the risk of transferring invasive aquatic species from ships' biofouling. It is important that biofouling management procedures be effective as well as environmentally safe, practicable, designed to minimize costs and delays to the ship, and based upon these Guidelines whenever possible. These Guidelines provide general measures to minimize the risks associated with biofouling for all ship types.

---

\* Specific advice for small craft is provided in a separate document.

4.2 To minimize the transfer of invasive aquatic species, a ship should implement biofouling management practices, including the use of anti-fouling systems and other operational management practices to reduce the development of macrofouling. The intent of such practices is to keep the ships submerged surfaces, including internal seawater systems, in as clean a state as practicable

4.3 The management measures outlined within these Guidelines are intended to complement current maintenance practices carried out within the industry.

4.4 A ship following this guidance and maintaining a microfouling layer would be considered a clean ship and would have a very low potential for transferring invasive aquatic species.

---

## 2.4 船体付着の外来生物侵入に対する各国の見解

「2.2 船体付着生物の規制に関する議論の経緯」で記載したガイドライン策定作業がある一方で、現在、侵入生物として知られる多くの海生生物が **biofouling** をその経路としていることが記録されている (Rainer 1995, Lewis 2001, Gollasch 2002, Godwin 2003, Coutts et al. 2004, Coutts et al. 2007)。

既にいくつかの国または地域では、**biofouling** を介した侵入を防ぐため、さまざまな規制が行われるか、または行われようとしている。その内、豪州及びニュージーランドは原則として IWC を禁止し、IWC 実施による自国への外来生物の侵入リスクを予防する措置を講じている。

各国は、**biofouling** が要因となって、生物が侵入し、さまざまな侵入リスクが発生している現状を考慮して、**biofouling** に対して国際的に統一された何らかの規制が必要である点では共通している。しかし、規制の内容に関しては、国によって考え方が異なる。

早期の規制実施を望む国と対極なのは、我が国を含む海運を主要な産業としている国である。これら国々は、船舶の運航に影響する規制及びコスト増加につながる規制には反対の立場である。ただし、一方では、既に侵入リスクが発生している現状を考慮して、規制の実施は許容せざるを得ないとも考えている。これら海運国の規制実施に対する条件は、対策実施や PSC の実施等による船舶の遅延、入渠間隔の短縮や回数の増加及び各国の管轄する海域で対策基準が異なるなど、現状の海運システムに過度な影響を及ぼさないことであると考えられる。

本章の最後に各国の共通認識と、認識が分かれる点について整理しておく。

各国においてほぼ共通認識が得られている点

- ・ 防汚塗料の付着防止性能だけでは、出渠してから次の入渠までの間の **macro biofouling** を防ぐことが困難であるという技術的な認識
- ・ 多くの国は、船体表面が **micro biofouling** の状態であれば、対策は必要とされないと考えている。例えば、海藻の配偶子がスライム層に含まれている状態であっても対策は必要ない、もしくはその必要性は認識されていない。これに対して、**macro biofouling** の状態では、何らかの対策あるいはそこまでの状態に至らない対策が必要であるとの考えで一致している。
- ・ 規制を構成する技術としては、防汚塗料を主体とする生物付着防止技術及び IWC に代表される付着生物除去技術の 2 つがあるという共通認識がある。

各国間で認識が異なる点

- ・ IWC の使用による移入リスクの増大に対する懸念 (生物片と塗料片が放出される点については共通の認識を持ちつつも、その評価は異なる)

### 3. 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

3.0.1 AFS(Anti-Fouling System: 生物防汚システム)とは、生物の船体付着を防止またはコントロールするために使用される装置技術 (device) 及び処理技術 (treatment) と定義される。AFS の具体的な目的としては、①付着防止: 生物の付着そのものを阻害、もしくは抑制すること、②付着生物除去: 既に付着した生物の掻き落としなどによって①の性能を回復すること、が挙げられる。本章では、AFS のうち①を目的とした装置技術を対象に、その現状を、性能、リスク及びコストの観点から俯瞰するとともに、改良の可能性について整理する。

3.0.2 付着防止を目的とした技術については、船舶の適用部位に対応して整理するとその要求される性能がわかりやすい。すなわち、外板に適用される AFCS(Anti-Fouling Coating System、防汚塗料に使用に代表される)と外板以外の複雑部位に適用される MGPS(Marine Growth Prevention System、海水電解装置の使用に代表される)に大きく分けることができる。AFCS 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(バイオサイドとも呼ばれる)を含んだ、自己研磨型の防汚塗料である。本章では、現在における代表的な付着防止技術である自己研磨型の防汚塗料及び海水電解装置を中心に、その付着防止原理、付着防止性能及びコストの現状を整理した。また、将来における付着生物管理システムの構成技術についても整理した。

3.0.3 現在における代表的な付着防止技術である自己研磨型の防汚塗料は、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、生物がこれを忌避する原理によって付着を防止するものである。かつては、非常に自己研磨性の高い有機スズ系の活性物質を含む防汚塗料が多用されていたが、現在ではその毒性及び生物体内への濃縮性の高さから危険と見なされ、製造・使用が禁止されている。自己研磨型防汚塗料の付着防止の対象は不特定生物であり、船体外板及び船体の様々な部位に同一の防汚塗料を施工する場合がほとんどである。また、塗膜表面は溶出により一定の速度で更新される性質によって、常に新しい塗膜表面が現れ、長期間の安定した付着防止性能を示す。現状では活性物質として亜酸化銅、亜鉛ピリチオン、銅ピリチオンが多くの自己研磨型防汚塗料に含有されている。

3.0.4 これらの自己研磨型防汚塗料については、我が国の船底塗料業界の製品の場合には、約3年のドック間隔あるいは5年間の効果が維持できる付着防止性能を有している。国内では、自己研磨型防汚塗料を塗布した試験板を海中に浸水して生物の付着状況を観察するのが防汚効果の維持性能の根拠となる付着防止性能試験の基本的な方式である。しかし、使用する試験板、海中への浸漬方法と期間、観察対象の生物や観察基準等が試験の実施者で異なっており、標準化されていない。また、国内と同様に海外でも各社独自の試験方法で防止性能が評価されている。このため、実際の使用においては、防汚塗料の維持性能よりも短い期間で塗料の塗り替えが行われることが多い。

3.0.5 防汚塗料の付着防止性能は、付着生物管理技術の主体となるものであるため、将来においては国際的に標準化された試験方法の整備が必須であると考えられる。理想的な試験法は、最も生物が付着しやすい条件を人工的に整え、同一条件下で試験をすることであるが、試験コストの問題がある。コスト以外にも最悪の試験条件を整理・統合するために、多大の時間と努力を要することなどが課題となる。このような観点から、無塗装板あるいは一定の性能を持つ同一塗料を塗布した同等の試験板における被



度面積などとの比較によって評価を均質化し、かつ被度面積の正規化などにより、試験場所や試験条件の違いを相殺することで、性能試験を標準化する方法が考えられる。今後は、日本塗料工業会から国際印刷塗料工業会 (IPPIC: International Paint and Printing Ink Council) などへの交渉等を通して、このような性能試験方法を早期にまとめ、高性能防汚塗料の普及に寄与することが望まれる。

3.0.6 我が国の防汚塗料メーカーへの聞き取り調査結果では、入渠間隔が 2.5 年の場合でも、外板、スラストトンネル、ビルジキール、シーチェストに対して入渠時に必ず付着生物の清掃作業を行っていることが報告されている。この聞き取り調査結果は、入渠時にはすべての船舶で何らかの生物が付着している状況を示すものである。聞き取り対象船の状態が、我が国における平均的な自己研磨型防汚塗料の状態を現していると考えられることから、我が国の船底塗料業界が設計している概ね 3 年の自己研磨型防汚塗料の付着防止性能が、現状の実使用においては達成できていないのではないかと推察される。なお、今回の調査から推察される、現在主に使用されている自己研磨型防汚塗料の 1 隻当たりの施工コストは、船舶の大きさ等によって異なるが、おおよそ 1,000 万円～1 億円程度と言える。

3.0.7 現状で使用されている自己研磨型防汚塗料に対して、さらに進んで生物の付着を阻害するとされる製品もある。これらは、含有する活性物質の種類や含有比率及び活性物質の溶出速度を工夫して、従来製品よりも付着防止性能を向上させているものと考えられる。また、シリコン型の防汚塗料も付着防止性能が高いことが知られている。これらの新規の防汚塗料は、将来においては導入が想定される製品に位置づけられる。ただし、現時点のコストは、現在普及している自己研磨型防汚塗料の 2～5 倍と推定され、船舶全体に導入する場合には億円単位のコストになる可能性もある。塗装コストは、今後の普及状況によって下がる可能性も考えられるが、現状では必ずしも現実的とは言えない。

3.0.8 今後、新規の高性能防汚塗料の低コスト化が進むことが望まれるが、現状においても大幅なコスト増加を招かずに船舶全体の生物付着量を少なくする方法もあると考える。それは、船体の部位別に、適用する防汚塗料を変える方法である。例えば、シーチェスト部のように生物付着が顕著な部位に関しては、生態毒性の強い活性物質の含有量を高めた防汚塗料、あるいは活性物質の溶出速度の速い防汚塗料を適用するなどが考えられる。このような限定部位での適用は、コスト高の防汚塗料であってもその面積が小さいため大幅なコスト増加とはならない。また、活性物質の生態毒性が強い場合または溶出速度が速い場合においても、適用される船体表面積が外板と比較して小さいことから、活性物質による環境生物へのリスクが大幅に高くなることは無いと考えられる。

3.0.9 海水電解装置は、防汚塗料の塗布が困難な冷却水系内部配管に対する生物の付着防止を目的とした技術として、既に実用化されている代表的な技術である。海水電解装置は、海水を電気分解することにより発生する塩素化合物を海水冷却管系統に注入し、塩素化合物の生態毒性により冷却水系内部配管へ吸い込まれた生物の管壁への付着を阻害する装置である。冷却水系内部配管用の海水電解装置の電解液注入時の残留塩素濃度は、0.15～0.3 mg/L ( $\text{Cl}_2$  として) に設定されている。この濃度は、海産生物に対する急性毒性値 ( $\text{LC}_{50}$ ) と同レベルであるが、注入から排出までの時間は通常は数秒から数十秒と極短時間である。このため、通常の海水電解装置の使用においては、内部配管内に入り込んだ生物を殺滅するのではなく、その作用は一次的に生物の付着力を喪失させる程度の効果を有していると考えられる。なお、海水電解装置の付着防止性能に関しては、明確なデータや情報は存在しなかった。自己研磨型防汚塗料と同様に標準化された性能試験での評価実施が望まれる。

3.0.10 冷却水系内部配管用に使用される海水電解装置の価格は、海水処理量の違いにより様々である。我が国のメーカーの場合には、一般的なコンテナ船で数百万円/隻、大型船(LNG・タービン船)の場合で約 1,000 万円/隻程度である。また、耐用年数はおよそ 15 年である。保守作業は、定期検査時に電解槽の白金陽極を交換する程度で、費用は数十万円～数百万円程度とのことである。

3.0.11 将来における海水電解装置の改良では、現在の冷却水系内部配管から、適用範囲を上流部でかつ生物付着が顕著なシーチェスト部に拡大することが考えられる。改良のポイントは、注入ノズルの改良と高濃度電解液の注入が考えられる。注入ノズルの改良は、ノズルの数を増やすことと、壁面全体に均一に噴出する方法が有効であると考えられる。高濃度電解液の注入は、生物の付着が主に停泊時に起こると考えられることから、停泊中に限定して使用するべきかもしれない。また、入り込む生物をすべて殺滅するのではなく、生物の付着を阻害することで付着量をかなり削減できると想定されることから、高濃度の電解液を停泊中に間欠的に注入する方式も考えられる。一方、高濃度の電解液注入に関しては、シーチェスト及び冷却水系内部配管の腐食影響について十分な検討が必要である。また、排出水中に含まれる残留塩素及び副生成物による周辺環境生物に対するリスクに関しても十分に検討し、許容できる条件での使用が必要である。なお、これらの海水電解装置の改良は、技術的には現状でも適用可能であると考えられる。

### 3.1 付着防止技術の種類

船体への生物防汚システム（AFS: Anti-fouling system）は、船体への生物の付着を防止する及び付着生物の除去を目的とする技術である。本報告書においては、船体の外板に対する AFS は AFCS（Anti-fouling coating system）、船体の外板以外の複雑部位に対しては MGPS（Marine Growth Prevention System）と定義する。AFCS の代表例として、防汚塗料の使用が挙げられる。一方、冷却水や発電機の内部配管の付着防止技術としては、MGPS の代表的な装置・技術である海水電解装置の導入例が多く見られる。その他、小型船舶では、電解装置の搭載が困難なことから、活性物質やスチーム噴出を使用している例もある。

AFS の主たる目的は、①付着防止: 生物の付着そのものを阻害、もしくは抑制すること、②付着生物除去: 既に付着した生物の掻き落としなどによって、生物付着が無い状態（macro biofouling でない状態）に回復すること、に大別される。本章では、AFS のうち、①を目的とした処理技術（以下、付着防止技術）を対象に、その現状を、性能、リスク及びコストの観点から俯瞰するとともに、改良の可能性について整理する。

これら AFCS と MGPS、付着防止技術と 4 章で後述する付着生物除去技術の関係を Figure 3.1-1 に整理した。また、Table 3.1-1 には、本報告書で使用される用語の定義を示した。

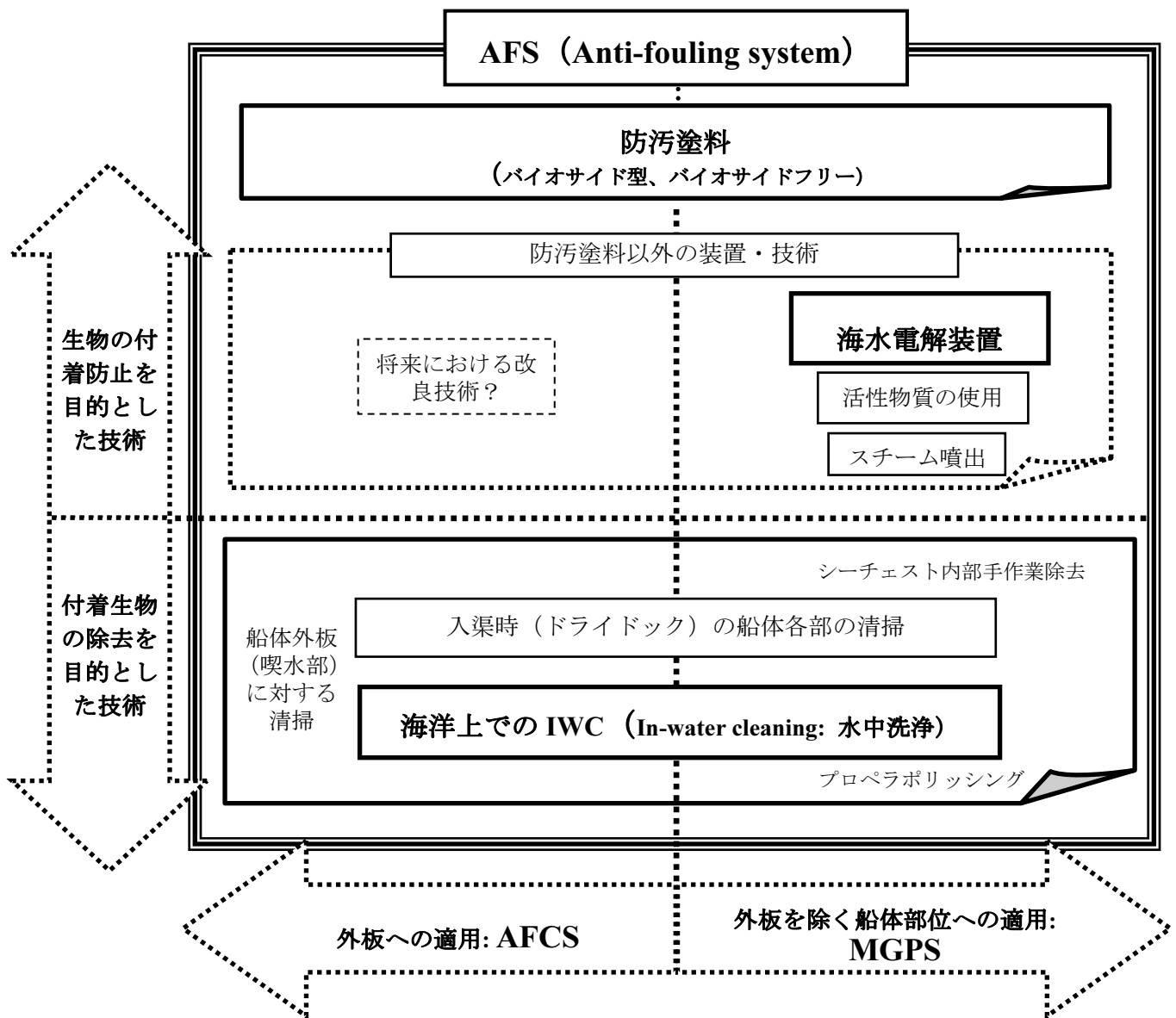


Figure 3.1-1 本調査における船体付着防止技術の相関図

Table 3.1-1 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
<b>Active substance (活性物質)</b>	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。
<b>Anti-fouling coating system (AFCS)</b>	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。
<b>Anti-fouling system (AFS)</b>	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。
<b>Biofouling</b>	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]
<b>Clean ship</b>	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。
<b>In-water cleaning (IWC)</b>	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。
<b>Macro biofouling</b>	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。 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。
<b>Marine Growth Prevention System (MGPS)</b>	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。 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。 なお、船体外板に対する同様の技術を AFCS と定義する。
<b>Micro biofouling</b>	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。

Table 3.1-1 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
<b>Risk of aquatic species transferring</b> (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>
<b>Risk of invasion (侵入リスク)</b>	<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>
<b>Slime layer</b> (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>
<b>入渠時（ドライドック）の船体各部の清掃</b>	<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>
<b>防汚塗料</b>	<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>

注) 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。

## 3.2 AFCS による付着防止技術

### 3.2.1 種類と導入現状

船体外板に対する代表的な AFCS としての防汚塗料は、生態毒性を有する活性物質を含んだバイオサイド型と、活性物質を含まないシリコーン型の 2 つに大別することができる。バイオサイド型の AFCS は、さらに自己研磨型、崩壊型、塗膜表面の樹脂は減耗しない旧来型の 3 種に区別される。

生物に対する殺傷効果を持つ活性物質を使用した防汚塗料の使用の歴史は長く、既に紀元前においてフェニキア人やカルタゴ人は、その生態毒性からピッチや銅を活性物質として船底防汚に用いたと言われている。その後、活性物質の選定とともに、次第に活性物質の使用時の制御、特に塗装表面からの溶出速度を制御する方法に努力が払われるようになる。

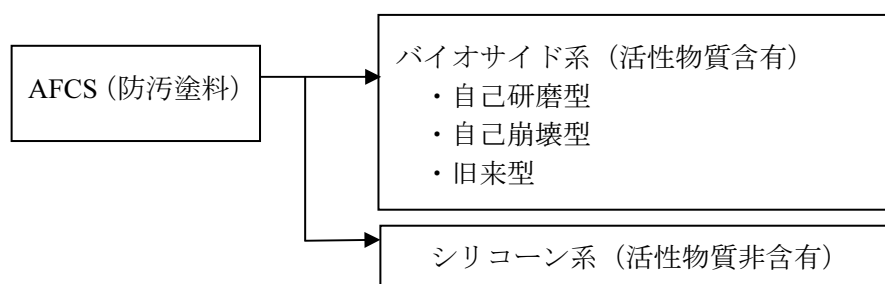


Figure 3.2-1 防汚塗料の種類

一般に、固体からの活性物質（水溶性物質であることが多い）の溶出を長期間にわたり一定に制御することは非常に困難である。1 年以上の長期間、一定程度以上の溶出速度を確保するには、活性物質がまだ十分に存在する塗装面の深層と表層水をいかに接触させるかに依存する。この対策として、既に活性物質が溶出してしまった表層部分（スポンジ層とも呼ばれる）を、受動的に剥離もしくは崩壊させる手段が取られてきた。上記の 3 種は、このような表層の更新により活性物質の溶出速度を一定以上に保つ手段に着目した分類といえる。

Figure 3.2-2 に各防汚塗料の塗膜表面でのこれら 3 分類の表層の更新の基本的なメカニズムを示とともに、Figure 3.2-3 には、これら 3 タイプを含む防汚塗料の種類別適用状況を示した。これは（社）日本塗料工業会で自主管理登録（平成 20 年 7 月 15 日時点）されている 407 種の防汚塗料製品を自己研磨型、崩壊型、旧来型、シリコーン型に分類し、分類別適用数を船種別に集計した結果である。この集計結果によれば、自己研磨型を適用している事例が多く、少なくとも国内では自己研磨型が防汚塗料の主流となっていることがわかる。なお、様々な活性物質が使用されており、1 つの塗料製品中に複数の活性物質を含有している防汚塗料製品が多い。

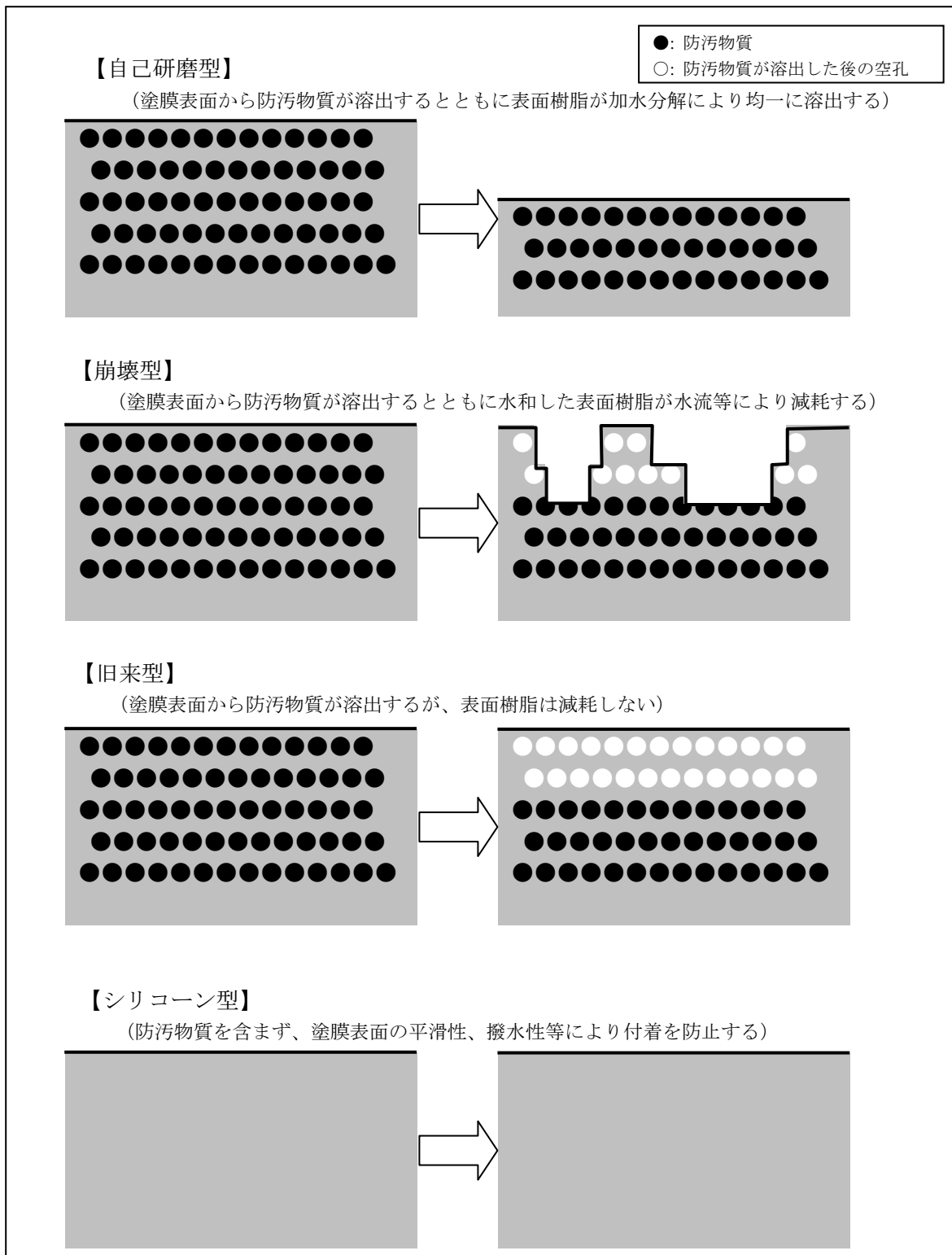


Figure 3.2-2 防汚塗料の種類による塗膜表面での作用メカニズム

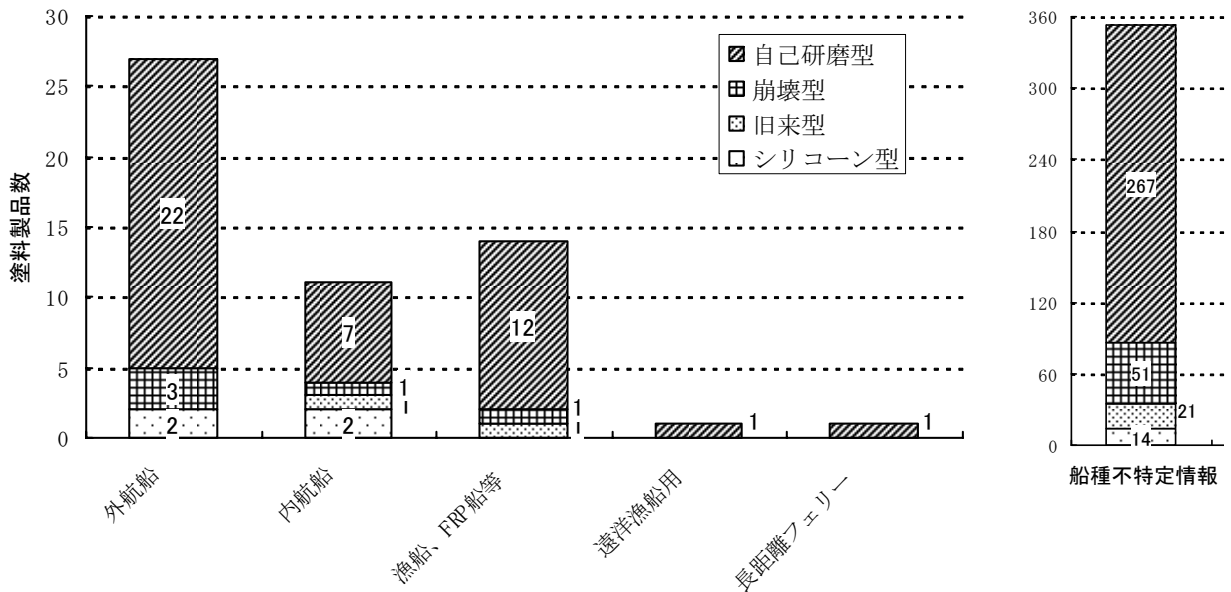


Figure 3.2-3 防汚塗料の種類別適用現状

他方、防汚塗料に使用される活性物質の種類の変更の歴史は、特定物質の使用禁止の歴史であるとも言える。毒性の強い活性物質を使用すれば、高い防汚性能を担保できることは自明であるが、この場合その物質が受容環境に残留して悪影響を及ぼすことが考えられる。

一例として、1970年には日本造船工業会において、高い毒性と高残留性のある化学物質を活性物質として用いた防汚塗料を使用しないことが決定されている。また、亜酸化銅を除く全ての活性物質については、毒性を調査研究した上で取り扱いを決定することになった。このため、有機ヒ素以外についても亜酸化銅を除き、強い生態毒性の疑いがある活性物質は事実上使用禁止となった。

その後、有機ヒ素・水銀以外の活性物質として大量に使用されてきたのはトリブチルスズ (TBT) に代表される有機スズ化合物である。しかし、この活性物質の原料であるビス (トリブチルスズ) = オキシド (TBTO) は、長期にわたるその毒性の強さから国内では1989年に化学物質審査規制法 (化審法) において第一種特定化学物質に指定され、実質的な製造・輸入が禁止となった。さらに、2008年のAFS条約<sup>1)</sup>発効により、全世界的に同物質の使用が全面的に禁止された。既存船においても塗り替えなどが義務づけられており、同物質の使用は2008年以降、完全に禁止されている。このため、現在では非スズ系の活性物質を使用した防汚塗料が使用されている。Figure 3.2-4には、バイオサイド系の防汚塗料製品が含有している活性物質の適用数を船種別に示した。

これまでの毒性の強い物質の使用禁止は、単に毒性の強さだけで判断したものが多かったが、現在では港湾内の船舶の存在確率に比例した環境への負荷と環境中での活性物質の挙動に注目したリスク評価が行われるようになってきている。

<sup>1)</sup> AFS条約: 2001年の船舶の有害な防汚方法の規制に関する国際条約 (The International Convention on Control of Harmful Anti-Fouling Systems on Ships, 2001) は、海洋環境及び人の健康を保護するため、船体に貝などの海洋生物が付着するのを防止するために用いられるTBT (トリブチルスズ) などの有機スズ化合物を含む船底防汚塗料の使用を段階的に禁止。2001年10月に国際海事機関 (IMO) で採択。



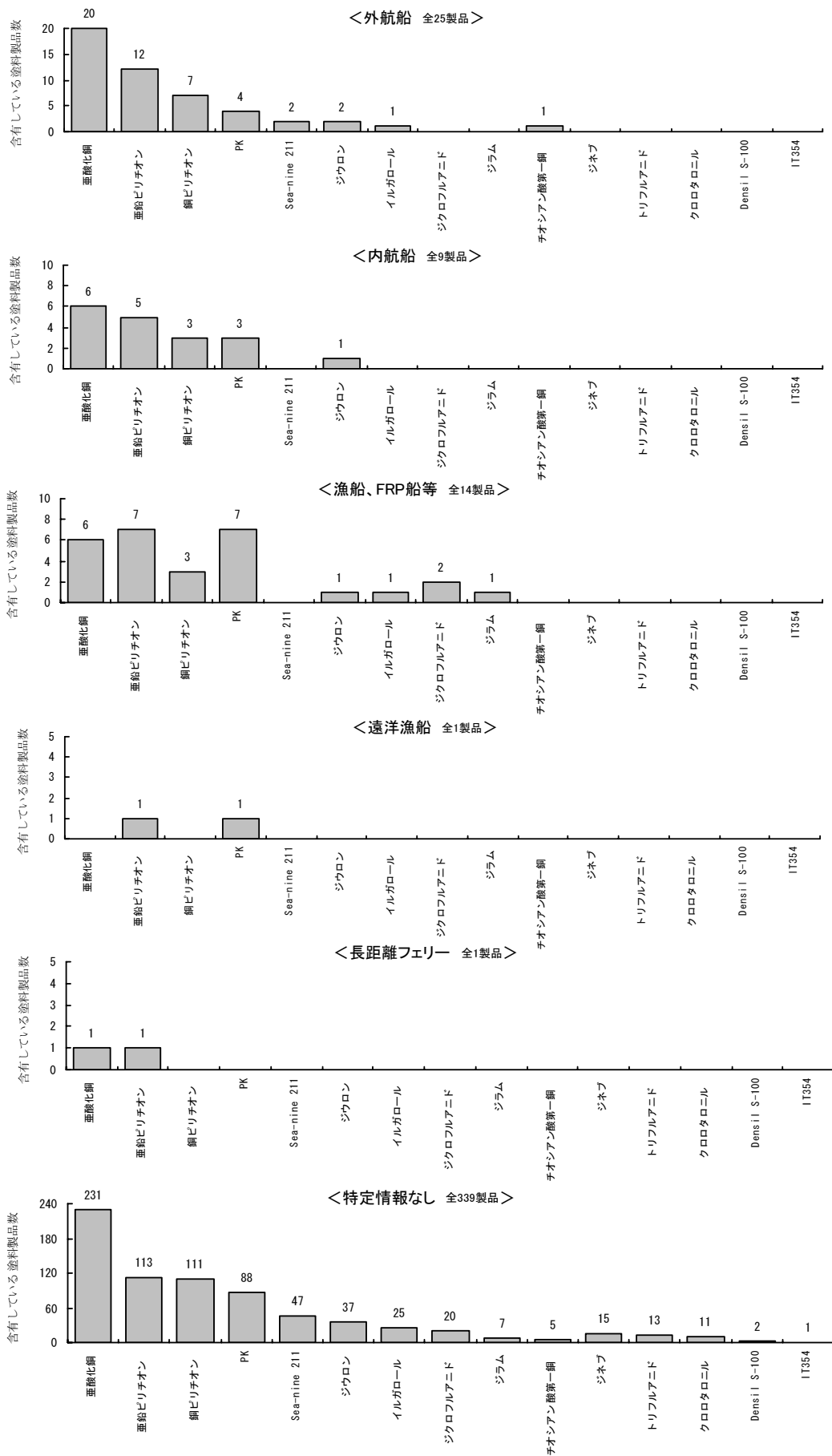


Figure 3.2-4 適用されているバイオサイド系自己研磨型防汚塗料の含有活性物質

## 3.2.2 現在用いられている一般的な防汚塗料

防汚塗料の中で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（バイオサイドとも呼ばれる）を含んだ、自己研磨型の防汚塗料である。以下に、現在主流の防汚塗料である自己研磨型塗料の付着防止原理、付着防止性能、コスト、活性物質の溶出による環境リスクについて記述する。

### (1) 付着防止原理

現在主流の自己研磨型防汚塗料は、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である。1章で述べたように、micro biofouling を構成する主体である単細胞生物に対しては、忌避するための知覚力または物理的機能がほとんどないため忌避させることは不可能である。しかし、塗装表面に高濃度層をなしている活性物質の生態毒性によってバクテリアの付着後に付着基盤表面上における増殖や細胞外物質の分泌を抑制することが可能である（1.2.1 (1) イ）参照）。これに対して、macro biofouling を構成する付着生物（主に動物）は、付着幼生が塗装表面に接触した際に活性物質の高濃度層を知覚し忌避する効果があることが知られている。

3.2.1 で述べたように、自己研磨型塗料は、一定速度で漸次塗膜表面が更新される性質によって、常に新しい表面が表れ、長期間安定して塗膜表面から活性物質が溶出し、高濃度層を保つことから、付着防止性能が安定していると言われている（Figure 3.2-2 参照）。このような、自己研磨型塗料の表面更新は、micro 及び macro fouling とともに、初期段階であれば塗料の崩壊（剥落）に伴って剥離する効果も期待できる。

### (2) 付着防止性能

Table 3.2-1 には、我が国の船舶用塗料業界から提供された自己研磨型防汚塗料の付着防止性能に関する情報を整理した。

これら自己研磨型防汚塗料の付着防止性能は、約3年の入渠間隔あるいは5年間維持するように設計されている。ただし、これらの設計の根拠となる付着防止性能試験については、自己研磨型防汚塗料を塗布した試験板を海中に浸水して生物の付着状況を観察する基本的な方式は同じであるものの、使用する試験板、海中への浸水方法と期間、観察対象の生物や観察基準等が各社で異なっており、標準化されていない。また、国内と同様に国際的にも各社独自の試験方法で防止性能が設計されており、現在導入されている製品の付着防止性能の不統一性を引き起こしている原因になっている。この設計上の付着防止性能に対しては、設計値を達成できず海藻やフジツボなどの動植物が期間内に付着してしまうケースがあることも、業界では認識されている。さらに、微生物被膜の形成防止はより困難なようである。

次に、海運会社を対象にした、入渠時の船体清掃頻度に関する聞き取り調査を行った。対象船舶は、日本/ペルシャ湾航路の原油タンカー6隻、日本/豪州航路のバルクキャリアー（石炭専用船、鉄鉱石専用船）6隻、日本/北米西岸航路のコンテナ船6隻、合計18隻である。その結果、入渠間隔は、2.5年が大半であった。Figure 3.2-5 には、これらの船舶が入渠時に実施している付着生物除去頻度を船体部位別に示した。この結果によると、外板、スラストトンネル、ビルジキール、シーチェストに関してはすべての船舶が入渠時に必ず付着生物の除去作業を行っている。すなわち、入渠時にはすべての船舶で生物が付着している状況にあることを示す。前記した我が国の船舶用塗料業界における自己研磨型防汚塗料の設計上の付着防止性能維持期間は、入渠から再入渠までの間隔を考えた3年間あるいは5年間である。聞き取り対象船においては、我が国の船底塗料業界の防汚塗料を適用していない可能性も考えられる。ただし、2.5年の入渠間隔ですべての船舶が付着生物の除去作業を実施しているという現状は、少なくとも我が国の船舶用塗料業界が設計している自己研磨型防汚塗料では、およそ3年間の付着防止性能の維持を達成できていない製品が多いことを示唆している。

Table 3.2-1 船底塗料業界の情報に基づく自己研磨型防汚塗料の付着防止性能

防汚塗料製品	種類と効果原理	主な対象生物と対象船体部位	設計上の付着防止性能
A社 Sシリーズ	<ul style="list-style-type: none"> <li>●自己研磨型</li> <li>●加水分解で溶出する活性物質の浮遊幼生及び付着幼生に対する忌避作用</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>●全付着生物が対象</li> <li>●全部位が対象</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>●設計上は5年間維持、また、目標として入渠間でのスライム形成防止</li> <li>●現実的には微小藻類等のスライム防止は困難で、海藻及びフジツボ等の動物が見えない状況が目標</li> <li>●実際には30~40ヶ月での塗り替えが望ましい</li> </ul>
B社 Tシリーズ	<ul style="list-style-type: none"> <li>●自己研磨型</li> <li>●加水分解で溶出する活性物質の浮遊幼生及び付着幼生に対する忌避作用</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>●全付着生物が対象</li> <li>●全部位が対象</li> <li>●ただし、舷側部には、銅ピリチオンを含む製品、平底部には銅ピリチオンを含まない安価製品を選択される場合がある</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>●設計上は5年間維持、ただし、安価製品以外</li> <li>●シーチェスト等の生物汚損が激しい部位に選択使用される場合でも、設計上は入渠間あるいは5年間でのスライム形成防止性能を維持</li> </ul>
C社 Eシリーズ	<ul style="list-style-type: none"> <li>●自己研磨型</li> <li>●加水分解で溶出する活性物質の浮遊幼生及び付着幼生に対する忌避作用</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>●全付着生物が対象</li> <li>●全部位が対象</li> <li>●ただし、舷側部には藻類防止製品を使用する場合がある</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>●設計上は、36ヶ月または5年維持</li> <li>●性能維持期間は、塗料の種類（SOLID分の違い）と塗膜厚により調整する</li> </ul>
付着防止性能に関する総評	<p>設計上の性能は、すべての付着生物種に対して、3年程度の入渠間あるいは5年間の性能維持を基本としている。この設計上の設定は、各社で行われている試験結果に基づいていると考えられる。ただし、塗料業界としてもスライム形成、及び目に見える動植物が付着してしまうケースがあることも認識しているようである。</p>		

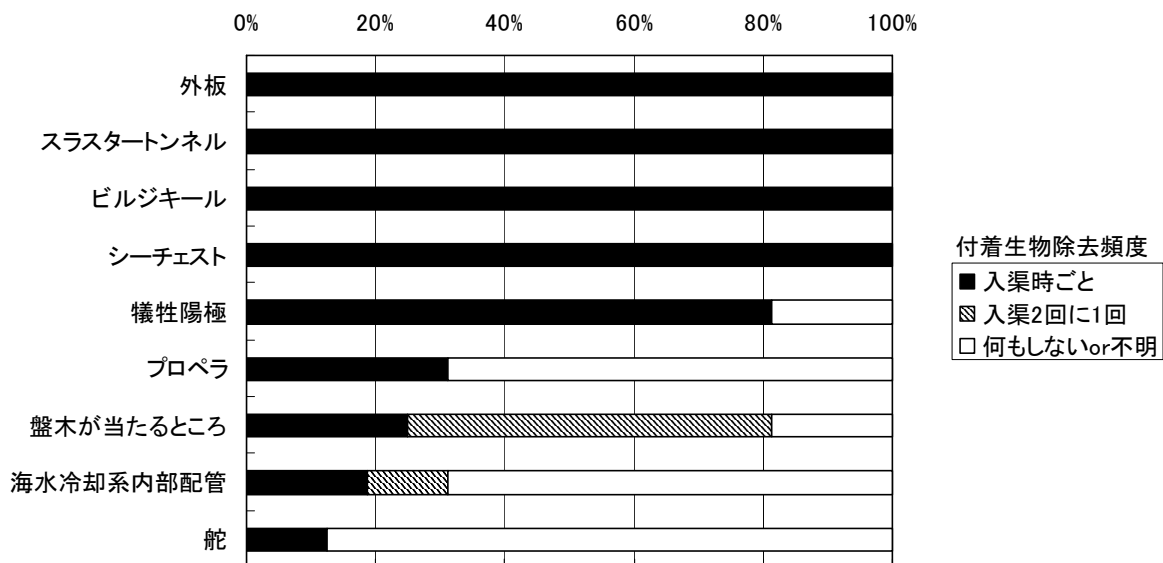


Figure 3.2-5 入渠時に実施している船体部位別の付着生物除去頻度

N: 18 隻、入渠間隔は多くの船が 2.5 年

### (3) コスト

入渠時における防汚塗料の塗り替え作業の費用に関して、我が国の海運会社に聞き取り調査を実施した。対象船舶は、日本/パルシヤ湾航路の原油タンカー6隻、日本/豪州航路のバルクキャリアー（石炭専用船、鉄鉱石専用船）6隻、日本/北米西岸航路のコンテナ船6隻、合計18隻である。適用される防汚塗料は自己研磨型である。その結果によれば、1隻当たりの施工コストは船種や船の大きさ、顧客による施工条件などにより大きく異なり、最小で900万円、最大で8,000万円であった。

### (4) 活性物質による環境生物へのリスク

バイオサイド型防汚塗料の場合、その使用目的である生物の付着を防止するため、生態毒性を有する活性物質が塗膜表面から溶出する。このため、付着防止性能（効果）が高い塗料ほど生態毒性が強い活性物質を含むことになる。または、同程度の付着防止効果を持つ活性物質を使用する場合、塗膜からの溶出量（速度）が大きい塗料ほど、防汚効果は高い。バイオサイド型防汚塗料の場合、ある程度の生態毒性を有する活性物質の使用は不可欠であるが、環境生物への影響を無視することはできない。生態毒性に関して新たな知見が得られると、既に多く使用されていた活性物質が禁止されるという過程が繰り返されてきた。塗料業界、船主協会、その他の業界団体では、防汚効果の向上（防汚効果の持続期間の延長）と周辺環境生物への影響の両面から、その評価と技術開発に取り組んでいる。

防汚塗料中の活性物質による環境リスクは、塗膜表面からの溶出に加え、付着生物の除去によってもそのリスクの懸念が大きくなると予想される。すなわち、付着生物の除去のための船体の洗浄において塗膜の一部が剥離し、通常の塗装表面から溶出する量に上乗せして周辺海域へ排出されることが考えられる。このため、5章においては、防汚塗料からの活性物質の溶出に加え、水中洗浄による環境生物へのリスクの上乗せ効果についての検討を行っている。

## (5) シリコン型防汚塗料

バイオサイド型防汚塗料と比較してその利用は多くはないが、シリコン型防汚塗料も船体への付着防止のために使用されている。

シリコン型防汚塗料は、その名前の通りシリコン樹脂を用い、平滑な塗膜表面を形成させることにより塗膜への生物の付着を防止する。また、停泊時等に塗膜表面に生物が付着、または接触しても、船舶の航行や波や風による海水の物理的な流体力により容易に付着生物が脱離することで、防汚効果が発揮される。バイオサイド型防汚塗料と比較して、シリコン型防汚塗料の使用例が少ない理由は、コストに加え、塗膜の物理的な脆弱性にあると考えられる。コストについては、国内塗料業界によるとシリコン型防汚塗料は、自己研磨型防汚塗料の約5倍である。さらに、シリコン型防汚塗料は、接岸時に船体表面が接触する部位や、ロープ等が接触する箇所では、バイオサイド型防汚塗料と比較して顕著な塗膜の剥離、損傷が見られている。

シリコン型防汚塗料では、シリコン樹脂以外にも、複数の化学物質が使用されている。一般にこれらの化学物質の含有量はバイオサイド型と比較して少なく、塗膜表面からの溶出は想定されていない。

Table 3.2-2 に、一般的なシリコン型防汚塗料で使用される化学物質を示す。

Table 3.2-2 シリコン型防汚塗料中の化学物質

CAS No.	物質名	製品番号				PRTR対象物質		想定される物質の役割
		1	2	3	4	日本	他国	
77-58-7	ジブチル錫ジウレート	○	○	○	○	第一種、政令番号：176	-	触媒
78-10-4	テトラエチルシリケート	○	○	○	○	-	-	
100-41-4	エチルベンゼン	○	○	○	○	第一種、政令番号：40	米国、豪州、オランダ等	溶媒
123-54-6	アセチルアセトン	○	○	○	○	-	-	
1330-20-7	キシレン	○	○	○	○	第一種、政令番号：63	米国、豪州、オランダ等	
13463-67-7	酸化チタン	○		○	○	-	-	色素
1317-61-9	四三酸化鉄	○				-	-	
1309-37-1	三酸化二鉄		○			-	-	
64-19-7	酢酸	○	○			-	豪州、韓国	-
-	(錫)				○			

### 3.2.3 防汚塗料の改良の可能性

#### (1) 付着防止原理と性能

現在の防汚塗料としては、亜酸化銅、亜鉛ピリチオン、銅ピリチオンを主な活性物質とする自己研磨型防汚塗料が主流である。ただし、前述したように、それらの付着防止性能は必ずしも付着防止性能の設計上の3年や5年あるいは入渠間隔を通して生物付着を防止する性能を維持しているとは限らない。自己研磨型防汚塗料には、さらに改良されたメカニズムで生物の付着を阻害するとされる製品も存在する。これらは、含有する活性物質の種類や含有比率及び活性物質の溶出速度を工夫して、従来製品よりも付着防止性能を向上させているものと考えられ、現状よりも長期間の生物付着防止効果が期待される。また、シリコン型の防汚塗料も表面状態の改良や、防汚効果がより長期間維持できる製品への改良が想定される。現在の問題点は、試験時の性能と実海域との性能間に直接の相関がないこと、異なったメーカー間の性能を直接比較できないことである。この結果、上記のような高性能塗料の採用にユーザーである造船所や船主は積極的でない。このような状況は、造船においては、例えば省エネのための船体付加物などでも見られる傾向であり、国際的に標準化された試験方法の整備が望まれるものである。

理想的な試験方法は、最も生物が付着しやすい条件を人工的に整え、同一条件下で試験をすることであるが、試験コストの問題がある。コスト以外にも最悪の条件を整理・統合するために、多大の時間と努力を要することなどが課題となる。このような観点から、無塗装板あるいは一定の性能を持つ同一塗

料を塗布した試験板における被度面積などとの比較によって評価を均質化し、かつ被度面積の正規化などにより、試験場所や試験条件の違いを相殺することで、性能試験を標準化する方法が考えられる。

また、試験方法は、含まれる活性物質の生態毒性を利用する自己研磨型と撥水性等を利用するシリコン型では、その付着防止メカニズムが異なることから、例えば、シリコン型の場合には、流水条件を加えた試験とするなどの工夫が必要となる。

今後は、日本塗料工業会から国際印刷塗料工業会（IPPIC: International Paint and Printing Ink Council）などへの交渉等を通して、このような性能試験方法を早期にまとめ、高性能防汚塗料の普及に寄与することが望まれる。

これらの将来における新たな防汚塗料は、その効果が期待されるが、現時点においてはその防汚効果のメカニズムや有効性、効果の維持期間、活性物質の溶出速度等が明確ではない。このため、本調査では後述する化学的環境リスク、及び生物移入リスクにおけるの評価対象には含めなかった。

## (2) コスト

国内塗料業者への聞き取り調査の結果、自己研磨型防汚塗料中の活性物質の溶出を速め、付着防止性能を向上させた高性能の自己研磨型塗料製品は、現状主流製品の2倍程度のコストであった。また、シリコン型は、現在普及している自己研磨型防汚塗料の5倍程度のコストであるとのことであった。

これらの情報を総合すると、3～5年の入渠間隔において生物付着を十分に防止可能な防汚塗料は、現状での普及製品と比較して約2～5倍程度のコストアップになると推測される。

このコストアップは、新製品の普及によって下がる可能性もあるが、船舶全体に適用する場合には億円単位のコストになる可能性もあり、必ずしも現実的とは言えない。

今後、これら高性能の防汚塗料の低コスト化が進むことが望まれるが、現状においても大幅なコスト増加を招かない方法もあると考える。それは、船体の部位別に適用する防汚塗料を変える方法である。現状においても、生物が付着しやすい舷側部には高性能の防汚塗料を、付着しにくい船底部には性能が低い防汚塗料を使用している事例が見られる。この方法を応用し、例えば、シーチェスト等の生物付着が顕著な部位に関しては、防汚効果が高い（生態毒性が強い）活性物質を多く含有した防汚塗料、あるいは活性物質の溶出を速めた防汚塗料を使用するなどが考えられる。このような限定部位での使用は、高コストの防汚塗料であっても使用面積が外板と比較して非常に限られることから、大幅なコスト増加にはならないと予想される。

面積が広い外板に適用する防汚塗料に関しては、既に開発されている高性能防汚塗料の低コスト化と共に、より低コストの新規製品の開発が望まれる。

現状においても併用されているが、防汚塗料の設計上の付着防止期間内において生物付着が確認された場合には、IWC: (In-water cleaning: 水中洗浄) 等の除去技術の適用との組み合わせによる管理が適していると考えられる。付着生物を除去することにより、船体表面に汚損が無い状態（macro biofouling でない状態）に保つことが出来れば、船体表面への付着による外来生物の移動量を小さくできると共に、塗膜表面が更新されることで船体の平滑性及び付着防止性能が回復し、燃費等のトータルコストの抑制につながる可能性がある。

### 3.3 海水電解装置及びそれ以外の海洋生物付着防止装置（MGPS）による付着防止技術

海洋生物付着防止装置（MGPS: Marine Growth Preventive System）の代表的な装置・技術である海水電解装置は、防汚塗料の塗布が困難な冷却水系内部配管に対する生物の付着防止を目的とした技術として、既に広く実用化されている技術である。MGPSには、海水電解装置で船上において活性物質を生成して適用する技術以外にも、船外から補給される薬剤を活性物質として使用する技術、あるいは高温の蒸気の吹きつけ等の技術があるが、海水電解装置が最も一般的に使用されている。さらに、犠牲陽極による付着防止技術も利用されている。本調査においては、外板以外の船体部位に適用される代表的なMGPSの一つである海水電解装置（船上で塩素化合物を生成し活性物質として使用する装置）について、その原理、性能、コストを以下に整理した。

#### 3.3.1 現在実用化されている海水電解装置

##### (1) 付着防止原理

海水電解装置は、海水を電気分解することにより発生する次亜塩素酸を主成分として利用する装置である。電気分解により生成した残留塩素として測定される塩素化合物を冷却水配管系統に注入し、同物質の持つ生態毒性で生物の付着を阻害する。Figure 3.3-1 に海水電解装置の模式図を示した。

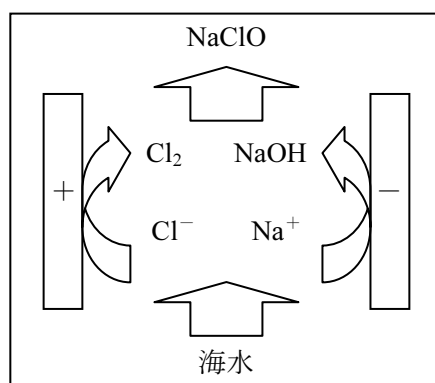


Figure 3.3-1 海水電解装置の模式図

海水電解装置は、海水ポンプの吐出口側から海水の一部をバイパスして電解槽に導き、模式図に示す原理で塩素化合物を含む電解液を作る。この電解液は、各シーチェストへ配分後、ノズルから噴出される。なお、現状では噴出ノズルはシーチェストに配置されているが、その理由は下流側にあたる内部配管に効率的に電解液を作用させて生物付着を防止するためである。これは、現状の技術はシーチェストへの生物付着を防止するために設計されたものではなく、あくまで冷却水系内部配管に対して適用されているためである。

現状においては、電解液注入後の配管内海水中の残留塩素濃度は、0.15～0.3 mg/L に設定されている。この濃度は、下記に示す代表的な海産生物あるいは汽水生物に対する残留塩素濃度の急性毒性値と同程度である（SIDS 2004）。ただし、注入から排出までの時間が数秒から数十秒と極短時間であることを考慮すると、内部配管に入り込んだ生物を殺滅するのではなく、その作用は一次的に生物の付着力を喪失させる効果に留まっているものと考えられる。

- 魚類; *Gasterosteus aculeatus*（汽水産魚のイトヨ）の 96-h LC<sub>50</sub> = 0.167 mg/L
- 甲殻類; *Pandalus goniurua*（エビ類）の 96-h LC<sub>50</sub> = 0.09 mg/L
- 藻類; *Thalassiosira rotula*（珪藻）の 24h-IC<sub>50</sub> = 0.33 mg/L

我が国で市販されている代表的な海水電解装置（MGPSの商品名で流通）のシステム構成とスペックを以下に示す。主な構成機器は、電解に必要な海水を電解槽に送る海水ポンプ、電解液を生成する電解槽、残留塩素濃度が1,000~2,000 mg/Lの電解液を一次的に貯留する電解液貯留槽、電解液をシーチェストに注入する注入ノズルである。

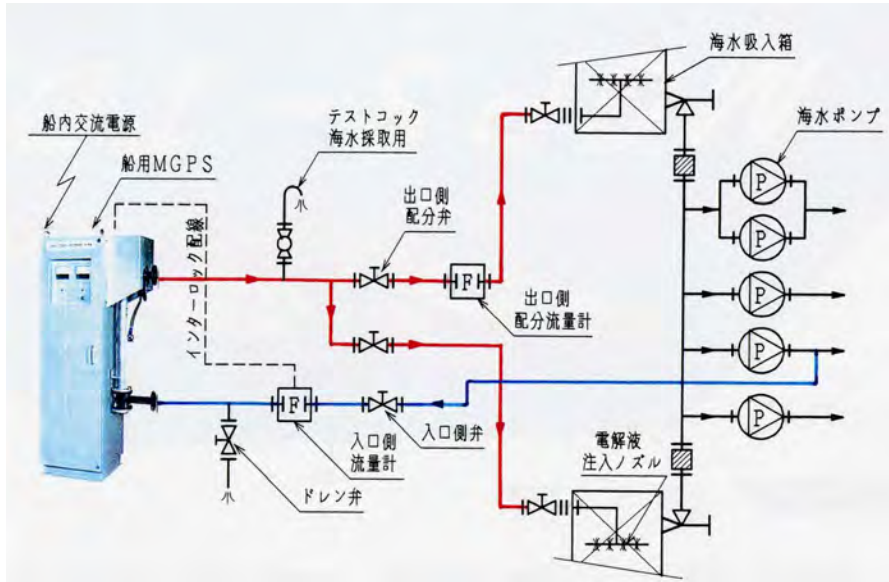


Figure 3.3-2 代表的な海水電解装置のシステム構成

Table 3.3-1 代表的な海水電解装置のシステムスペック

型番	TD-180P	TD-1200P	TD-2400P
海水処理量 (m <sup>3</sup> /h) 注1	180	1,200	2,400
電気消費量 (KVA/AC)	0.7	4.0	7.7
外形寸法 (mm)	W	500	650
	D	350	600
	H	1,000	1,500
重量 (kgs)	75	165	215
配管サイズ	5K-40A	5K-50A	5K-65A
本体設置場所	エンジンルーム		
注入場所	海水取水口		
注入残留塩素濃度	0.3 mg/L 注2		
推定排出残留塩素濃度	0.02~0.05 mg/L		

注1: 海水処理量は現状での使用条件である残留塩素が0.3 mg/L時の値

注2: 現状での標準的な使用条件は、外航船の停泊時0.20 mg/L以上、航海時0.15 mg/L以上、内港船では0.30 mg/L



## (2) 付着防止性能

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。注入時の残留塩素濃度 0.3 mg/L は、前述のように残留塩素の海生生物に対する急性毒性値と同等のレベルである。ただし、排出濃度が設計上では 0.02~0.05 mg/L という想定値であることから推定されるように、残留塩素濃度は注入後速やかに減衰すること、また暴露される時間が非常に短いことから、一時的に付着機能を阻害することで付着を防止していると考えられる。

## (3) コスト

現在船舶で使用されている海水電解装置の価格は、海水処理量の差により様々である。前述の装置の場合、一般的なコンテナ船で数百万円/隻、大型船（LNG・タービン船）の場合で約 1,000 万円/隻程度とのものである。設置工事、電源供給、配管等の費用は、造船所側の負担となっているので、コストには含まれない。また、耐用年数は概ね 15 年である。主に入渠時に実施される保守作業では、定期検査時に電解槽の白金陽極を交換する。費用は、処理容量により異なるが、数十万円～数百万円程度とのものである。

### 3.3.2 その他の現在実用化されている海洋生物付着防止装置

ここでは、参考までに現在適用されているその他の付着防止技術とその適用状況を紹介する。なお、これらの技術の付着防止性能及びコスト等に関しては十分な情報が得られなかった。

Table 3.3-2 には、我が国の海運会社に対する聞き取り調査結果に基づくシーチェスト等の複雑部位を対象にした防汚塗料以外の付着防止技術の採用状況を示した。付着防止技術を採用していると回答があった船舶のうち、半数以上の船舶がスラスタートンネル以外の概ね 50%以上の部位で、MGPS として定義される船体付着防止技術を採用していた。中でもシーチェストと海水冷却水系内部配管での適用率が高く、9 割に迫る高率となっている。なお、犠牲陽極は 25 から 80%程度の割合の船舶で使用されていた。

Table 3.3-2 船種別に見た防汚塗料以外の船体付着防止技術の船体部位別採用隻数

付着防止技術の採用部位	原油タンカー (6)	石炭専用船 (4)	鉄鉱石専用船 (2)	コンテナ船 (6)	合計
シーチェスト	6 (100.0)	4 (100.0)	2 (100.0)	4 (66.7)	16 (88.9)
スラスタートンネル	—	—	—	4 (66.7)	4 (66.7)
盤木があたる場所	6 (100.0)	2 (50.0)	1 (50.0)	4 (66.7)	13 (72.2)
海水冷却内部配管	6 (100.0)	4 (100.0)	2 (100.0)	4 (66.7)	16 (88.9)

注) ( ) は調査対象隻数 (表内では対象隻数と表記) に対する割合 (%)

Figure3.3-3 には、複雑部位の代表としてシーチェストを取り上げ、防止技術の採用状況を示した。

海水電解装置以外では、スチーム射出、壁面角部の丸み化及びグレーチングバー開閉が行われていた。何らかの技術を採用している合計 16 隻のうち、スチーム射出は 7 隻、壁面角部の丸み化及びグレーチングバー開閉は 6 隻で実施されていた。なお、グレーチングバーに丸みを付けて生物の付着を防止する技術を採用する船舶はなく、グレーチングへの付着対策はとられていなかった。

また、これらの技術の併用は、Figure 3.3-4 に示すように、電解液注入を単独で行い、他の技術との併用が見られない船舶が全体の 56%と最も多く、電解液注入、スチーム射出、角部の丸み付け、グレーチング開閉の 4 つの技術をすべて併用している船舶は 38%、電解液注入とスチーム射出の 2 つの技術を併用する船舶が 6%であった。なお、それらの技術の概要は、以下の通りである。

- ・ スチーム噴出: シーチェスト内にスチームを噴出して生物付着を防止する技術である。海水電解装置と併用されている場合が多い。豪州の船級協会が推奨しているとの情報がある。
- ・ 角部の丸み付け: シーチェスト壁面の角部を面取りして丸みを持たせて防汚塗料の剥離を防ぎ、その付着防止性能を維持させる技術である。
- ・ グレーチング開閉: 本技術は、グレーチングに丁番を付けて開閉可能とし、シーチェスト内の付着生物を除去できるようにした技術である。

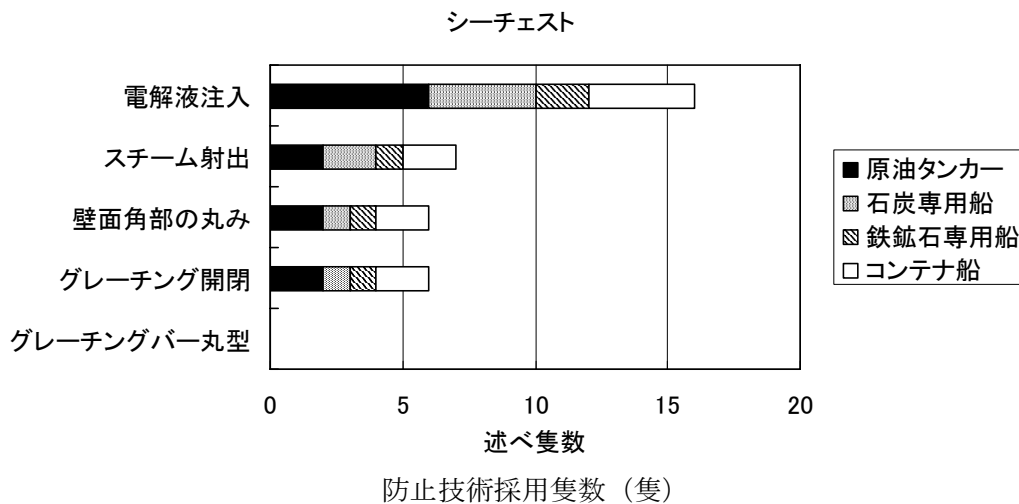


Figure 3.3-3 シーチェストで採用されている付着防止技術

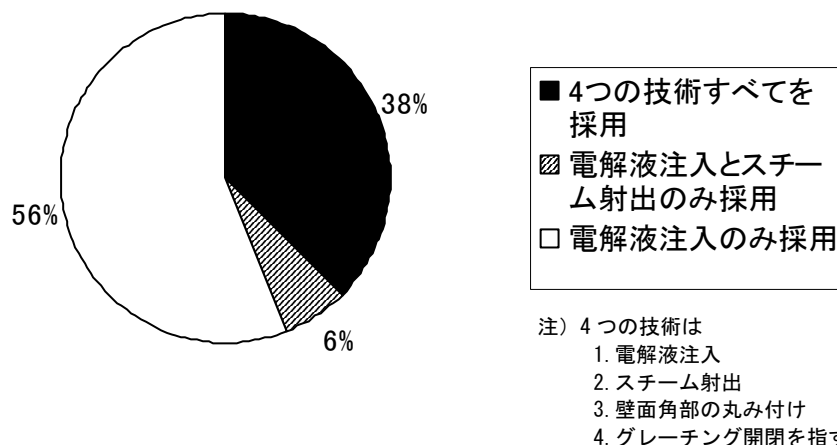


Figure 3.3-4 シーチェストで採用されている付着防止技術の併用状況(全船種合計)

### 3.3.3 海水電解装置の改良の可能性

海水電解装置の改良の可能性として、適用部位の拡大が考えられる。海水電解液の適用範囲を、現在の冷却水系内部配管用から、配管の上流部でかつ生物付着が顕著なシーチェストの内側（グレーチングの裏側）に拡大することが考えられる。

#### (1) 付着防止原理

シーチェストに適用した場合の付着防止原理は、内部配管の場合と同じで、海水を電気分解することにより発生する塩素化合物をシーチェストの壁面に効率良く注入し、残留塩素の持つ生態毒性で生物の付着を阻害（忌避）させることである。

#### (2) 付着防止性能

シーチェストの付着防止対策として活用する場合には、次の2点について改良を検討する必要があると考える。どちらにしても技術的には改良の可能性は十分にあると考えられる。

#### ア) 注入箇所の変更

現在の装置は、冷却水系内部配管の生物付着防止を対象にしているため、電解液はシーチェスト内奥の配管入り口付近に設置されている。付近の海水とともに電解液は全量取り込まれるため、その影響がグレーチング内側に及ぶことはない。この注入ノズルの数を増やし、かつ、注入ポイントをグレーチング直下に変更することで、グレーチングと前泊本体の間隙全体に拡散するように変更することで、シーチェストの付着防止技術としても機能することは技術的に容易である。

#### イ) 高濃度電解液の注入

シーチェストは、生物の付着量が多い部位である。理由は、その構造から外板に比較して、航行時に、海水が滞留するか、あるいは流速が遅くなる部位が多いためと考えられる。このように生物付着量の多いシーチェストにおいて付着を防止するためには、注入する電解液中の残留塩素濃度を現在の約 0.3 mg/L よりも高くする必要があると考えられる。

なお、この高濃度の電解液の注入は、生物の付着が主に停泊時に起こると考えられることから、停泊中に限定しても良いかもしれない。また、入り込む生物をすべて殺滅するのではなく、生物の付着を阻害することで、付着量をかなり削減できると想定されることから、高濃度の電解液注入は停泊中に連続して行うのではなく、間欠的な注入でも効果が得られる可能性もある。

一方、高濃度の電解液注入に関しては、シーチェスト及び冷却水系内部配管の腐食影響について十分な検討が必要である。また、排出水の化学的環境リスクについても十分に検討し、安全な濃度を設定する必要がある。

### (3) コスト

上記、改良後のコスト増加は、注入方法の改良と塩素化合物濃度を高めるための電力消費（燃料費）の増加に限られ、大幅なコスト増加にはならないと推察される。

## 3.4 課題

将来求められる付着防止技術は、防汚塗料製品における生物付着防止性能の向上技術と海水電解装置等の適用技術である。しかし、一方では、例えば防汚塗料から溶出する活性物質の生態毒性及び海水電解装置から排出される塩素化合物等による沿岸生態系への影響等の化学的環境リスクが許容されるレベルにあることも同時に求められる。

これら付着防止性能及び化学的環境リスクに関する試験及び評価方法は、ISO（国際標準化機構: International Organization for Standardization）による標準化が進められているが、様々な課題が指摘されている。例えば、防汚塗料からの活性物質の溶出速度（leaching rate）を推定または測定する方法は、ISO や ASTM（米国材料試験協会: American Society for Testing and Materials）による、マスバランス法や実験室試験法が使用されてきた。一方、実際に防汚塗料を使用している船舶の海水中に浸水している部位での活性物質の溶出を測定したフィールド法との比較では、特に実験室試験法では活性物質の溶出速度が非常に大きいことが明らかとなっている。防汚塗料からの活性物質の溶出は、海水の塩濃度、pH、温度、水の抵抗、その他の要因で大きく異なること、フィールド法を日常的に実施することは困難であることなどから、更なる試験方法の改良が議論されている。防汚塗料からの活性物質の溶出は、周辺環境への化学的リスクと同時に、防汚塗料の防汚効果の持続時間の推定においても重要である。このため、できるだけ早期に国際的に標準化された方法を整備し、統一的な評価が実施されることが望まれる。なお、これら試験方法は、科学的に正確な試験・評価であるとともに、事業者への過度な負担とならない試験コストレベルに抑制することにも配慮する必要がある。

また、製品及び装置の低コスト化も課題である。防汚塗料に関しては、現在の高性能製品の低コスト化及び高性能で安価な新製品の開発が望まれる。

#### 4. 付着生物の除去を目的とした AFS 装置・技術の現状と将来の改良の可能性

4.0.1 AFS(Anti-fouling System: 生物防汚システム)とは、生物の船体付着を防止またはコントロールするために使用される装置技術(device)、及び処理技術(treatment)と定義される。AFS の具体的な目的としては、①付着防止: 生物の付着そのものを阻害、もしくは抑制すること、②付着生物除去: 既に付着した生物の掻き落としなどによって生物の付着が無い状態に回復すること、が挙げられる。本章では、AFS のうち、②を目的とした除去技術(以下、付着生物除去技術)を対象に、その現状を、性能、リスク及びコストの観点から俯瞰するとともに、改良の可能性について整理する。付着生物除去技術とは、防汚塗料や海水電解装置等の付着防止技術が適用されているにも係わらず、船体外板やシーチェスト等に生物が付着してしまった場合に、それらの生物を物理的に取り除く表面処理技術である。これは、付着防止の処理が施されている表面を、原状もしくはそれに近い状態に戻すことも意味しており、①の防止技術と共に AFS の重要な役割を担っている。

4.0.2 AFCS に定義される船体の外板に対する付着生物除去技術には、入渠時に行う船体清掃及び水中洗浄(IWC: In-Water Cleaning)が含まれる。入渠時の船体清掃は、主に 2.5 年間隔の定期的な防汚塗料の塗り替え作業の一部として実施され、通常は全ての船舶で行われている。他方、IWC は防汚塗料の入渠間のメンテナンスとして実施されており、生物の船体への付着による燃料消費の増加を最小限に食い止めるための技術的方策として用いられてきた。しかし、現在 IWC の実施内容は、生物侵入を引き起こす可能性がある付着生物を船体から除去する技術そのものになると言える。すなわち、IWC の実施によって、外来生物の生物移入量(dose)が低減することが科学的に証明され、かつ国際的な合意を得た場合、総合的な付着生物管理システムにとって将来有効な要素技術の一つになると考えられる。このため、本調査では、IWC の実施を生物移入量の低減技術として位置づけることとする。本章では、上記の船体清掃と水中洗浄の 2 つの主な付着生物除去技術に関して、清掃方法、除去性能、コスト、除去物質の処理方法及び課題について整理した。

4.0.3 入渠時の船体表面の清掃は、付着生物除去のために現状ではほぼ全ての船舶が行っている。その手順は船体清掃(付着生物の除去)、下地処理、錆止め(タッチアップ)、防汚塗料の上塗りの順番である。船体清掃は、主にスライム層や海藻が付着する舷側部と船底及びフジツボや貝類、管棲ゴカイ類が付着しやすい複雑部位において、付着生物が目視で確認されなくなるまで行われる。清掃で除去された付着生物は、他の付着物と共にブルドーザー等の収集機械で回収され、陸上処分される。この際、清掃時に除去された付着生物や同時に船体表面から剥離した活性物質を含む防汚塗料片は、その極一部が回収されずに周辺海域へ排出される可能性がある。ただし、その量は周辺海域への生物移入や化学的環境リスクの懸念が生じるほど大きいものではない。このため、現状において入渠時に実施される船体清掃による環境リスクは小さいと考えられるが、現状と将来の両方において、清掃時に発生するドック排水中に含まれる除去物質を極力小さくする方策は必要であろう。船体清掃時の現状におけるコストは、防汚塗料や下地塗料のコストを含め、船舶の大きさ、下地処理の面積、再塗装面積によって大きく異なるが、900 万円～8,000 万円と報告されている。

4.0.4 船体への生物付着が原因である燃料消費の増大は、船体外板に生物が付着することによって航行時の船体摩擦抵抗が増加することと、プロペラに生物が付着し同じ回転数(機関出力)であっても実効推進力が低下することの両方により生じる。このため IWC が実施される主な船体部位は、船体外板とプロペラ

であり、燃料消費との関連性が小さいシーチェスト等の複雑部位を対象に実施されることはまれである。現状での IWC の実施頻度は平均して 2 年に 1 回程度である。IWC は、付着している生物に応じて固さの異なるブラシを装着した特殊な装置を用いて行われている。IWC のコスト、船舶の大きさ、IWC 実施面積、付着の程度により異なるが、原油タンカー(VLCC)、石炭専用船(パナマックス)、鉄鉱石専用船(ケープ)といった大型船の場合で約 300 万円/隻/回であると推定される。

4.0.5 現状での IWC の実施状況を検分するため、自己研磨型の防汚塗料を使用しているコンテナ船に対して、IWC を実施した際の実態調査を行った。その結果、生物付着が激しい船舶に対する IWC では、付着物の完全除去の目的から非常に固い(除去効率が低い)ブラシが使用され、付着生物だけではなく、下塗りを含めた塗膜表面にもダメージを与えていることが明らかとなった。なお、かしめブラシ等の非常に固いブラシを使用する IWC は、生物被度が顕著な船体部位に限定されており、通常は IWC 実施面積の 10%程度である。残りの、生物被度が顕著でない約 90%の面積に相当する部位では、ソフトなナイロンブラシが採用される。

4.0.6 現状においては、IWC による除去物質の回収はほとんど実施されていない。従って、環境の影響を考えた場合の改良の重要な要素として、IWC 実施によって剥離される付着生物及び防汚塗料片の水中拡散防止と回収が挙げられる。現状の技術から推定すると、IWC 装置に回収機構及び網を適用することにより、0.3 mm 以上の剥離物はほぼ 100%回収することが可能であると考えられる。この回収サイズは、付着生物のうちフジツボや貝類、管棲ゴカイ類の付着初期サイズと同じレベルであり、船体から除去したほとんどの生物を IWC 実施海域に廃棄投入せずに回収することになる。すなわち、本章で提案する改良 IWC が、処理技術として適切に実施されれば、生物移入量と化学物質による環境リスクは大幅に低減されるものと予想される。

4.0.7 IWC で使用されるブラシに関しては、防汚塗料の剥離を考慮する場合、ソフトなブラシの使用が好ましいと考えられる。ソフトなブラシを使用することにより防汚塗料表面に対するダメージを抑えて、防汚塗料の減耗を最小限に食い止めると同時に、生物付着防止効果の短縮を防ぐためである。ソフトなブラシによる IWC を実施する場合には防汚塗料の剥離損傷も減少し、化学的環境リスクの低減と防汚塗料の付着防止効果の継続にも貢献することが期待される。

4.0.8 IWC 実施による環境リスク低減の手法として、除去物質を回収できる網を適用することは有効な手段の一つと考えられる。回収網を用いた IWC 除去物質の回収は、除去物質に含まれる生物の海域放出数を減らすだけでなく、除去物質に含まれる防汚塗料中の活性物質の周辺環境への排出量を減らすことに繋がる。すなわち、回収は IWC 実施による生物移入量と化学的環境リスクの両方の減少に貢献すると考えられる。また、回収によるこれらの低減効果は、ネットの網目の大小に影響されるため、IWC 装置の運用上で実施可能な回収網の最小メッシュサイズと回収可能な除去物質の粒子サイズについて測定・検討を行って確認した。測定・検討の結果、IWC 装置で運用上の面で問題なく回収できる粒子サイズは 0.3 mm 以上であると結論された。回収網の使用以外で付着生物の移入量を低減する手法としては、生物を含む除去物質をポンプで陸上の処理装置に導き処理する方式も考えられる。ただし、そのシステムはかなり大型になると予想される。

4.0.9 IWC の実施で海域に拡散する防汚塗料片によって上乘せされる化学的環境リスクの抑制にとって

も、除去物質の回収性能は重要である。一方、将来における総合的な付着生物管理システムにおいては、国際的に統一された判断により十分に管理された条件での IWC の実施は重要な要素技術の一つになり得ると考えられる。科学的根拠に基づく総合的な付着生物管理システムの構築のためには、IWC 実施による化学的リスク及び生物移入量の評価が不可欠である。さらに、除去性能及び回収性能に関しては、実際の IWC 実施船舶による検証試験等による確認の必要があると考えられる。将来において IWC の実施間隔を短くすれば、生物が船体に付着する期間が減少するため、付着する生物数そのものが少なくなると共に、船体に付着した後の成長期間も短くなるため、性成熟した個体数も少なくなると考えられる。このため、後述の 6 章においては、将来における管理された条件での IWC 実施として、例えば 1 年間隔あるいは半年間隔で IWC を実施した場合における海域に放出される生物数の変化を検討している。

4.0.10 更なる改良の可能性として、シーチェスト及びプロペラ等の複雑部位に対する付着生物の除去装置の適用について検討した。シーチェストは水中でのグレーチングの開閉が困難であること、生物が付着したとしても船舶運航時に船体抵抗が増えないことから、現状では付着物除去の実施頻度も低く、行われたとしても手作業で行われている。このシーチェストに対して、除去効率の向上や除去時の剥離片の回収のための新たな装置の開発、適用は付着生物の移入量の低減と同時に、化学的な環境リスクの低下にもつながることになる。検討の結果、現在利用可能な技術の改良により、シーチェストやプロペラ等の複雑部位についての回収装置の適用が可能であると推測される。

4.0.11 将来における除去技術としての IWC 装置としては、①動力を用いた IWC 装置によってダイバーへの負担を軽減し最大効率かつ最小時間内での作業が実施可能、②防汚塗料の塗膜を可能な限り傷つけないブラシ等の採用、③ IWC によって発生する除去生物及び剥離する塗膜片・粉末が、周辺海域に拡散しない装置、④回収した除去生物及び剥離した塗膜片は陸上で通常の廃棄物処理を行うことを想定、さらに、船舶の荷役中に IWC 作業が完結することが可能で、船舶の運航に支障を招かない現実的な装置が望まれる。

4.0.12 IWC を総合的な付着生物管理システムの要素技術に適用する場合の現実的、かつ大きな課題は、IWC 装置の普及と共に IWC 事業者の確保であると考えられる。例えば、将来において IWC が全世界で日常的に実施される場合、IWC の実施が可能な事業者、設備の確保及び一定以上の性能を有する回収機能を装備した IWC 装置の開発と普及が不可欠である。なお、我が国において、除去物質の回収もできる装置を保有している IWC 事業者は 2010 年現在 2 社確認された。

#### 4.1 付着生物除去技術の種類

船体への生物防汚システム（AFS: Anti-fouling System）は、船体への生物の付着を防止する及び付着生物の除去を目的とする技術である。本報告書においては、船体の外板に対する AFS は AFCS（Anti-fouling coating system）、船体の外板以外の複雑部位に対しては MGPS（Marine Growth Prevention System）と定義する。AFCS の代表例として、防汚塗料の使用が挙げられる。一方、冷却水や発電機の内部配管の付着防止技術としては、MGPS の代表的な装置・技術である海水電解装置の導入例が多く見られる。その他、小型船舶では、電解装置の搭載が困難なことから、活性物質やスチーム噴出を使用している例もある。

AFS の主たる目的は、①付着防止: 生物の付着そのものを阻害、もしくは抑制すること、②付着生物除去: 既に付着した生物の掻き落としなどによって、生物付着が無い状態（macro biofouling でない状態）に回復すること、に大別される。本章では、AFS のうち、②を目的とした処理技術（以下、付着生物除去技術）を対象に、その現状を、性能、リスク及びコストの観点から俯瞰するとともに、改良の可能性について整理する。

付着生物除去技術には、船体の外板に対して実施される入渠時の船体清掃、及び水中洗浄（IWC: In-water cleaning）がある。また、外板以外の部位に対しては、シーチェスト等の複雑部位での手作業による除去や、プロペラポリッシングが実施されている（Figure 4.1-1 参照）。なお、本報告書では、外板及び複雑部位の両方において、水中での付着物除去の技術を IWC として取り扱う（Figure 4.1-1、Table7.1-1 参照）。



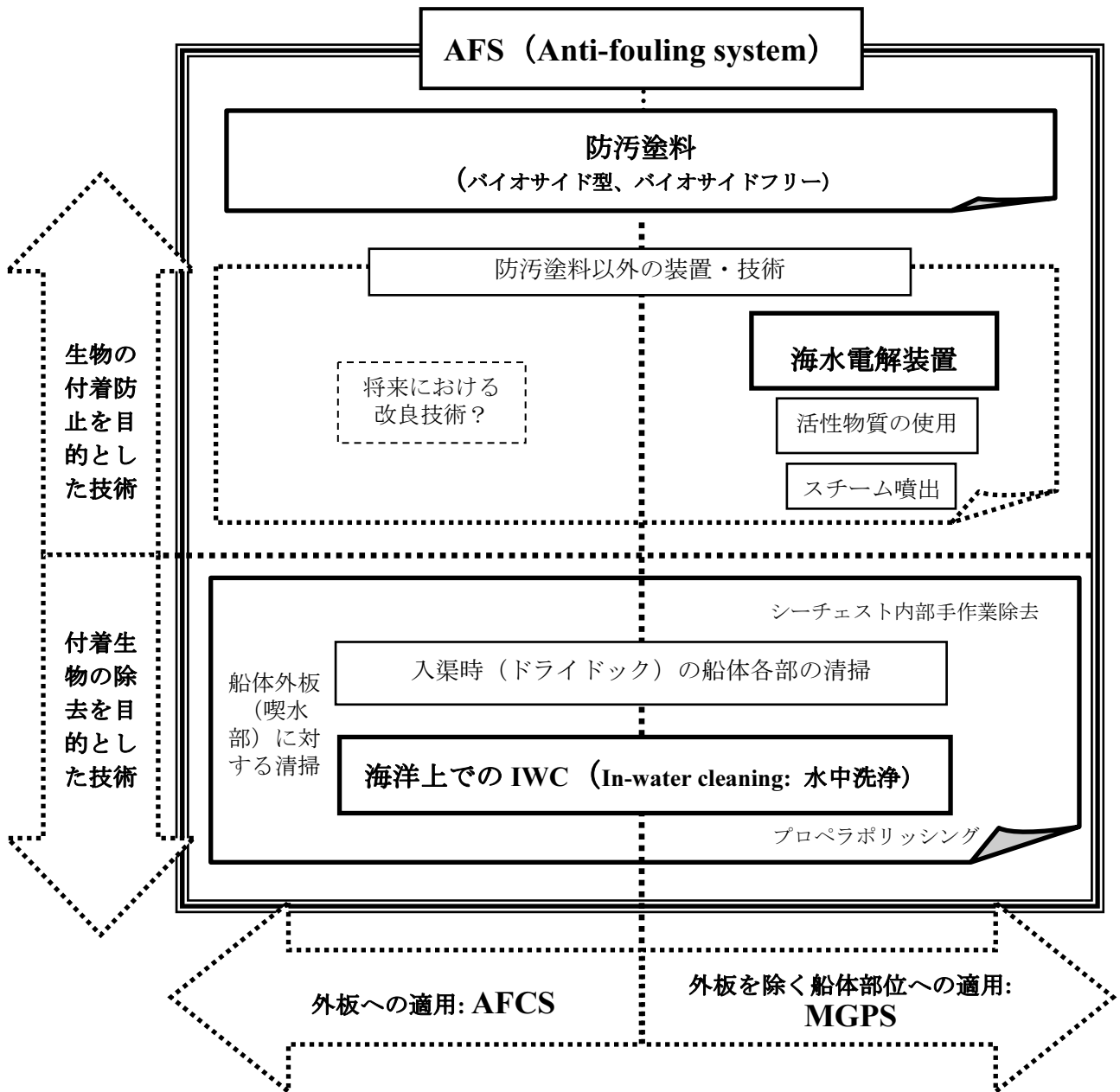


Figure 4.1-1 本調査における付着除去技術の相関図

入渠時の船体清掃は、主に 2.5 年間隔の定期的な防汚塗料の塗り替え作業として実施される。なお、生物被度の程度は異なるが、入渠時のほぼ全ての船舶に生物が付着している。このことは、防汚塗料の設計上の性能維持期間は 3 年から 5 年であるが、実際にはその性能が維持されていない場合が多いことを示している（「3.2.2 (2) 付着防止性能」参照）。現状での IWC は、燃料消費量の軽減のために実施されるため、主な対象部位は船体外板とプロペラとなる。本調査においては、Figure 4.1-1 に示したとおり、船体外板に対する水中洗浄を AFCS、外板以外の部位での対応は MGPS と位置づけることとする。これら付着生物除去技術と 3 章で記述した付着防止技術の関係を Figure 4.1-1 に整理した。また、Table 7.1-1 には、付着生物除去技術として使用される様々な用語の定義を示した。

## 4.2 入渠時の船体清掃

現状ではほとんどの船舶が入渠時に船体清掃、すなわち付着生物の除去を行い、防汚塗料を塗り替えている。本章では、船体清掃の方法、除去性能、コスト及び改良の可能性について以下に記載する。

### 4.2.1 現状での入渠時の船体清掃

#### (1) 清掃方法

我が国を代表するドック業者への聞き取り調査によると、入渠時の船体清掃の方法は、次の通りであった。

入渠後の実施手順は、船体清掃、下地処理、錆止め（タッチアップ）、防汚塗料の上塗りの順番である。船体清掃の実手順は、下記の通りである。この船体清掃は、舷側部（スライムや海藻が主体）、船底及び複雑部位（フジツボ、貝類や管棲ゴカイ類）の付着生物が目視で確認されなくなるまで行われる。

- ・ 船体の大部分を圧力: 100 kg/cm<sup>2</sup> の高圧洗浄機を用いて清掃する。
- ・ 生物付着が顕著なシーチェスト、シーチェストグレーチング、スラスタートンネルは、さらに高圧力の 200 kg/cm<sup>2</sup> の高圧洗浄機を用いて清掃する。

上記の清掃作業で除去されない付着物は、サンダー及びブラストを用いて除去する。まれに、スクレイパーを用いて手作業で除去することもある。除去した生物は、他の除去物質と共にブルドーザーで回収し、陸上処分する。サイズが小さくブルドーザーで回収できない極一部の除去物質は、海域に排出される可能性がある。

#### (2) 除去性能

入渠時の船体清掃は、前記したように海藻、フジツボ、貝類及び管棲ゴカイ類等の付着生物が目視されないレベルまで行われる。よって、可視範囲内の大型の付着生物（macro biofouling）や、劣化が進んだ塗膜表面は完全に除去されている。一方で、船体を支持するための部材に当たった部分については、作業上十分に除去できない可能性も指摘されている。

次に、入渠時の船体清掃は防汚塗料の塗り替えの前処理としても位置づけられる。防汚塗料の塗り替えを船体清掃後に行う場合は、高圧洗浄、サンダー及びブラストを用いた防汚塗料の完全除去を行うことから、目視できない微小なバクテリアや珪藻等で構成される微生物被膜もほとんど除去されると考える。

#### (3) コスト

入渠時の清掃コストは、船舶の大きさ、下地処理の面積、再塗装面積によって大きく異なる。聞き取り調査では、防汚塗料や下地塗料のコスト含めて最低で 900 万円、最大で 8,000 万円と報告されている。入渠業者からのコストに関連した情報は、次の通りであった。

- ・ 作業人員は、G/T 1,000 トン以上の場合で 6 人（まれに 9 人）
- ・ 作業日数は、3 日が基本
- ・ 一連の作業で最も高コストなのはサンダー及びブラストによる除去作業であり、約 50%をしめる。ブラストに用いる標準的な砂の単価は 7,000 円/トンである。
- ・ 使用機材のイニシャルコストは、高圧洗浄機が約 400 万円/台、ブラスト機が約 40 万円/台、塗装機が約 40 万円/台である。

#### (4) 除去物質の処理

現状の清掃方式では、除去物質のほとんどは、ブルドーザーで回収され陸上処分されている。よって、清掃作業による生物及び防汚塗料片の大部分は周辺海域に流出されないと推定される。回収量に対して極微量ではあるが、除去時に微細となった付着物は周辺海域への排出が生じている可能性があるかもしれない。ただし、船体清掃時に周辺環境へ排出される防汚塗料については、その評価結果がほとんど報告されていない。また、防汚塗料中の活性物質として広く使用されている銅及び銅化合物が船体清掃を行う周辺環境で高濃度検出されているとの報告も無いことから、入渠時の船体清掃については本調査における評価の対象には含めなかった。ただし、現状と将来においても、発生するドック排水中に含まれる除去物質を極力小さくする方策は必要であろう。

#### 4.2.2 入渠時における船体清掃の改良の可能性

##### (1) 清掃方法

清掃方法に関しては、既に確立した方法で行われている。将来においても、船体清掃に伴う何らかのリスクの懸念、コストの削減等の課題が指摘されない場合、現状と同様の方法での船体清掃が実施されるものと思われる。ただし、将来において、防汚塗料の付着防止効果の継続時間が向上し、理想的な条件でIWCが実施されるのに伴い、よりソフトな方法での船体清掃が実施される可能性がある。

##### (2) 除去性能

除去性能に関しても、現在でも海藻、フジツボ、貝類及び管棲ゴカイ類等の付着生物が目視されないレベルまで行われており、将来においてもこの性能は維持されると考えられる。

##### (3) コスト

大きな経済変化が起きないことを前提とすれば、清掃方法に大幅な変更が無い場合には変化しないと予想される。

##### (4) 除去物質の処理

将来的に、入渠時の船体清掃で発生する除去物質は、現状と同様の方法で処理されると予想される。明確な報告データは公表されていないが、防汚塗料の主要な活性物質である銅及び銅化合物に関しては、欧州のボランティアの科学者会合による報告（SCHER 2009）、国内でも銅ピリチオンのリスク評価文書（AIST 2004）において、海域環境での銅及び銅化合物の濃度測定及び環境中濃度の推定が行われている。

その結果、船体清掃が実施されるドック近郊の海水及び底泥中の銅の濃度が、周辺環境中での濃度と比較して顕著に高いとの報告は無い。船体清掃時に除去され、微細となった生物、及び防汚塗料の周辺海域への排出を完全に無くすことは困難であるかもしれないが、その量が現状では微量であり、直ちに何らかの対策技術が必要とは判断されない。また、入渠時の船体清掃に関する規制は、陸上施設での作業のため、船体清掃が行われる各港湾の国内規制の対象であると考えられる。このため、本調査においては生物移入及び化学的環境リスク評価において船体清掃の寄与は考慮しなかった。ただし、将来においては、沈殿槽で処理するなどの方法で、ドック排水中に含まれる除去物質を極力小さくする方策を取る努力は継続していく必要がある。

## 4.3 船体外板に対する水中洗浄 (IWC)

### 4.3.1 船体外板に対する IWC の現状

IWC の実施は、船体外板に生物が付着することで増加する航行時の摩擦抵抗を軽減して燃料消費量を削減できるため、CO<sub>2</sub> ガス排出量の削減に密接に関連する。

2009 年 7 月に開催された MEPC 第 59 次会合においては、温室効果ガス排出規制に関連して運航的手法を管理・支援するツールとして「船舶エネルギー効率管理計画のためのガイダンス」(SEEMP: Guidance for the development of a Ship Energy Efficiency Management Plan) が承認され、2009 年 8 月に事務局から各国に回章されている (MEPC.1/Circ.683)。同ガイドラインは、個船のエネルギー効率向上のために船舶エネルギー効率管理計画 (SEEMP) のボランティアな作成・運用を目的としたものであり、船舶運航における最良な燃料効率のための対策の一つとして、入渠間隔を短縮して船体清掃を行うことと共に、外板に対する IWC が燃料効率を良くする技術として推奨されている。なお、温室効果ガス排出規制の議論に関連して、SEEMP に関する書類の携帯を各船舶に義務化することが検討されている (MEPC 61/5/3 annex 1)。

通常の運航においては、IWC が必要となるような重度の macro biofouling の付着は想定しにくいですが、実施が必要となる運航事例としては、沖待ちが挙げられる。沖待ちは、通常の運航では少ないが港湾施設の処理能力を入港隻数が上回ることによって生じる。沖待ちが 1 週間以上の長期間におよぶ事例は、現在、豪州等で多く見受けられる。

#### (1) 現状での IWC 実施方法

本調査においては、Figure 4.1-1 に示したとおり、船体外板に対する水中洗浄を AFCS の一部と位置づけることとする。船体外板で実施する場合には、太陽光が入射し藻類による微生物被膜が形成されやすく、引き続いて大型の海藻や動物の固着生物群集が形成されやすい舷側部が主な対象であり、平底部は実施の対象とならない。現状における IWC の実施は、船体浸水部分の約 5%程度と推定される。

なお、IWC を実施する船舶及びその実施頻度は、現時点ではあまり多くないと推定される。我が国の海運界及び IWC 事業者からの情報によると、その頻度は生物付着状況が顕著になり、燃料消費が増加してから実施され、その間隔は前回の入渠後概ね 2 年に 1 回程度とのことであった。

船体外板の清掃方法は、次の手順で行われる。

以上から、IWC による現状での船体清掃方法をまとめると次のようになる。

- ・ 潜水士による生物付着状況の観察
- ・ 観察結果に基づき、船体清掃場所と清掃ブラシの選定: 付着している生物が微小な藻類に留まる場合には除去力の弱いソフトなナイロンブラシ、海藻や動物が含まれる場合には、ワイヤー性のブラシ、フジツボ等の付着力が強固な生物が多く付着している場合には、ワイヤーを束ねて除去力を増したかきめブラシが選定される。
- ・ IWC 装置による水中洗浄の実施: 現状では、ほとんどの IWC 装置には除去物質を回収する回収網は装着されていない。

#### (2) IWC の除去性能

現状での IWC では、前述のように除去力の弱いナイロンブラシから除去力の強いワイヤーを束ねたブラシまでを使い分けている。これまで IWC の実施は、燃料消費効率を高めるため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ため、通常は高い除去性能を持つ固いブラシの使用が多いと考えられる。その結果、IWC の実施は付着生物の除去のみではなく、防汚塗料や下塗り剤等も同時に剥離している可能性がある。

### (3) コスト

現在の IWC のコストは、我が国の IWC 事業者からの情報によると原油タンカー (VLCC)、石炭専用船 (パナマックスサイズ)、鉄鉱石専用船 (ケープサイズ) といった大型船の場合で 300 万円/回/隻程度とのことである。

### (4) 除去物質の処理

現在の IWC は、一部では回収網による除去物質の回収が行われ、陸揚げされた後に産業廃棄物処分されているとのことである。ただし、そのような処理を実施しているのは非常に稀であり、ほとんどは、IWC で剥離する除去物質はそのまま実施海域に放出されているのが現状である。

除去物質が回収されず海域に放出されている現状では、除去された生物に関して IWC の実施場所以外で付着した生物が含まれている場合には、生物移入リスク (他国の水域から生物が移入後定着し、人の健康被害あるいは経済被害を引き起こし、沿岸生態系を破壊するリスク) の原因になる可能性がある。

また、自己研磨型の防汚塗料に関しては、含まれる活性物質によって化学的環境リスク (活性物質等の生態毒性による沿岸生態系への影響) を増加させる要因になる可能性がある。ワイヤーを束ねた除去力の強いブラシを使用した場合にはプライマーまで剥離する可能性があるが、それら大型の破片は活性物質が溶出する前に速やかに海底に沈降すると考えられる。

なお、除去力が弱く防汚塗料片の表面に及ぼす影響が小さいソフトなブラシを使用すれば、剥離する塗料片は少なくなるため、除去物質を回収しない現在の方法でも化学的環境リスクを増加させる可能性は小さくなると考えられる。

### (5) IWC による剥離片の実態調査

現状における IWC の実施状況と IWC により剥離される付着物及び下塗りを含めた防汚塗料について検証するため、2010 年 3 月に IWC の実態調査を行った。

IWC 実態調査の対象船舶は、自己研磨型の防汚塗料を使用している船齢 13 年のコンテナ船 (GT: 18, 602T, LOA: 193 m) であり、除去された生物と剥離した塗料片を回収した。実態調査を行った船体への生物付着量が多かったため、IWC で使用したブラシは、ワイヤーを束ねた生物除去力の強いブラシを使用した。その結果、IWC の実施によって船体表面への付着生物は、そのほとんどが除去された。また、除去された生物はフジツボ類や貝類の破片と海藻が主であった。

また、剥離した塗料片については、その厚さを計測した。計測の対象は、船体前部と後部に分けて IWC を実施した際の剥離片の回収物 2 サンプルとした。Table 4.3-1 には、除去した塗料片をメッシュでフルイ分けした後の各サイズ区分における塗料片の厚さの平均値を示した。計測にはマイクロメータ (計測下限値 1  $\mu\text{m}$ ) を用いている。除去された破片の中には、防汚塗料の塗膜に加え、下塗りのプライマー片も含まれていた。なお、以下の Table に示した剥離片の厚さは、開口径 0.25 mm 以上のフルイで捕集された破片だけであり、フルイを通過したより微細な剥離片の量と厚さは、今回の実態調査では確認できなかった。

実態調査で回収された剥離片の長径と短径を顕微鏡で計測したところ、平均的な粒径は概ね 0.1 mm 程度であった。開口径 0.25 mm 以上のフルイで捕集された破片の厚さは、最小が 0.141 mm、最大が 1.017 mm であった。これら計測結果から推定すると、ワイヤーを束ねた生物除去力の強いブラシを使用した IWC で剥離する塗料片の厚さは平均では約 0.1 mm (100  $\mu\text{m}$ )、大型の破片については、プライマーの厚さを考慮すると自己研磨型の防汚塗料の塗膜の厚さは最大で 0.5 mm (500  $\mu\text{m}$ ) 程度と考えられる。なお、プライマーを含む大型の破片は、微細な破片と比較してより速やかに海底に沈降すると考えられる。

今回の IWC の実態調査の結果、付着物の除去効果が強いワイヤーを束ねたブラシを使用して IWC を実施した場合には、ある程度の防汚塗料の塗膜が剥離することが確認された。IWC 実施による防汚塗料中の化学物質の上乗せ分の環境中への溶出 (排出) 量の削減と、防汚塗料の付着防止効果の維持のためには、ソフトなブラシを使用する方が望ましい。なお、現状において、少なくとも国内においては、IWC

作業中に生物付着状況に応じて使用するブラシを使い分ける等の、できるだけ塗膜への影響を小さくした方法で IWC が実施されている。一般的には、実施場所の多く（約 90%）はソフトなナイロンブラシを使用し、固着生物が付着しやすい場所（残りの 10%）だけに対して、ワイヤー性の除去力の強いブラシを使用しているとのことである。

**Table 4.3-1 IWC で剥離した自己研磨型防汚塗料の厚さ**

単位: mm

フルイのメッシュサイズ	サンプル 1（船底前部）	サンプル 2（船底後部）
> 9.5 mm	—	0.954 (9)
9.5～4.75 mm	1.017 (2)	1.015 (50)
4.75～2 mm	0.556 (35)	0.781 (50)
2～0.85 mm	0.476 (50)	0.629 (50)
0.85～0.425 mm	0.236 (50)	0.324 (50)
0.425～0.25 mm	0.141 (50)	0.194 (50)

—: 破片が存在せず

( ) 内の数字: 計測破片数

#### 4.3.2 船体外板に対する IWC 装置の改良の可能性

船体の生物付着総合管理における船体外板への IWC の適用を想定し、将来において改良すべき IWC の実施基準と方法についての各種検討を行った。仮に、IWC の実施を推奨することにより、現状よりも生物移入（量）が低減されるのであれば、防汚塗料の使用と組み合わせた付着生物管理システムの一部としての運用が考えられる。ただし、IWC の実施は、IWC により除去される防汚塗料の周辺海域への排出による化学的環境リスクの増大が懸念されるが、そのリスクの増大が許容されるレベルであることが前提である。

本調査では、将来における総合的な付着生物管理システムとしての IWC の定期的、かつ世界的に一律の基準での実施を前提として付着生物の移入量と化学的環境リスクについて現状との比較を行うこととする（5 章及び 6 章参照）。さらに、将来においては IWC 実施時に除去物質の回収を含めた評価についても検討した。

#### (6) 将来における IWC の改良のコンセプト

将来における IWC の改良のコンセプトを以下に示す。

##### ア) 効率的な IWC 装置の開発・運用

手動ではなく、動力を用いて効率的かつ最小の時間で作業可能な IWC 装置が望まれる。

本コンセプトは、船舶の運航に影響しない装置とするための設定である。特に船体外板用の IWC 装置については、現状装置の作業量及び作業時間に極端な増加がないこと、また接舷側の外板も支障なく作業できる大きさでかつホースなどの付帯物が作業の邪魔にならない設計が必要である。

##### イ) 適切な IWC 実施間隔の設定

現状では、約 1 回/2 年の頻度で IWC が実施されていると推定されるが、総合的な付着生物の管理の目的のためには、生物移入と化学物質による環境リスク評価結果から導かれる間隔での IWC の実施が

必要である。現状での防汚塗料の性能と IWC の実施実績により、より短い間隔での IWC 実施が適していると考えられる。生物移入を考慮する場合、より高頻度での IWC 実施が望ましいが、IWC で剥離される塗膜中の化学物質の環境リスクの面からは、頻繁な IWC 実施は化学物質による環境リスクの増加を招く結果となる。同時に、IWC を実施できる事業者、港湾等のインフラ整備を考慮する場合、将来における IWC 実施間隔は 2 回/年、または入渠時に生物の付着が確認された場合に実施することが生物移入、化学的環境リスク、IWC 実施のための環境整備の点から現実的な回数であると考えられる。入渠時の船体への生物の付着は、目視で確認することが現実的であろう。

## ウ) 生物被度の程度に応じたソフトなブラシの採用

本コンセプトは、IWC 実施による防汚塗料の剥離と周辺環境への排出を最小限に抑えるための設定である。ソフトなブラシは、生物被度が大きく固い付着物に対しては適用が困難かも知れない。ただし、IWC 実施間隔を生物の被度が顕著になる前に設定することにより、目視できない付着初期の生物の除去が可能となることが期待される。なお、防汚塗料が適用されていないプロペラについては、ブラシの考慮は必要ないと考えられる。

## エ) 回収装置

化学物質による環境リスク及び生物移入量を考慮した場合、IWC 実施によって発生する生物及び化学物質を含んだ剥離片の周辺環境への拡散や排出を可能な限り削減するための回収装置の使用が推奨される。

実態調査の結果から、現状の技術では 0.3 mm 以上を回収する設計であれば、IWC 装置及び人的負担から実施可能と考えられた。0.3 mm の回収サイズは、船体に付着する生物の最小サイズと同レベル (Table 1.2-5、エゾカサネカンザシの付着初期サイズを参照) であり、除去生物の海域への拡散防止、剥離する防汚塗料片の拡散量の低減、さらに IWC 装置の負荷を考慮した値である。

## オ) 回収後の陸上処理

理論的には IWC 装置あるいは付帯する回収装置によって、除去した生物を殺滅したり繁殖不可能な状態にしたりすることや防汚塗料の活性物質を分解処理することが可能である。ただし、このような機能を備えた装置等を想定する場合には、装置の大型化、装置コストの増大及び運用時間の増大が考えられる。このため、IWC 実施時に回収された付着物は、現状と同様に陸上で廃棄物処理する方式が適していると考えられる。

## (7) IWC 装置の改良の検討

### ア) IWC 装置の改良点

将来適用が想定される IWC 装置は、除去された付着生物及び剥離された塗膜片の回収が重要である。そこで、現状の外板用 IWC 装置をベースに、回収効率の向上を目的に下記 2 点の改良を加えたものが適切であると考えられた。

- ・ 回収用ポンプの吸引力向上  
吸引力を向上させるため、本体内蔵型から外付け型への改良。ただし、改良後においても岸壁に接する舷側サイドでの作業に支障が起きないように、装置本体の高さは、500 mm 以内とする。

- ・ 拡散防止ガードの装着  
船体接触側の外周に除去生物及び防汚塗料片の拡散防止ガードを設置する。  
ブラシの回転で除去した物質（生物及び防汚塗料）の拡散を防ぎ、確実に吸引する装置本体と船体間の隙間を設定。すなわち拡散防止ガードの外側から内側（吸引側）への海水流入面積を小さくし、線速度（流速）を上げた改良を行った。以上の改良により、除去生物及び防汚塗料片は確実に装置本体に吸引され、そのうち 0.3 mm 以上の粒子が回収されることになる。

上記の改良による回収効率への効果を検証するために、次の 6 項目についての検討ならびに検証試験を実施した。

- ① 清掃用ブラシの検討
- ② 回収ポンプの吸引流量試験
- ③ 除去物質の拡散防止効果の検討
- ④ 拡散防止ガードによる回収効果の検証
- ⑤ 拡散防止ガードの改良と再試験
- ⑥ 回収網のサイズ別による剥離片の回収性能試験

上記の各種検討及び試験の結果は後述するが、生物の付着状況（スライム層を含めた生物の付着状況、海藻レベルやフジツボ等の固着生物の種類）に応じたブラシの交換や回収装置の性能向上によって、十分な付着生物の除去が可能で、除去した生物及び防汚塗料の塗膜片を周辺海域に拡散することが無く、一定の大きさ（0.3mm 以上）の除去物質を回収できる装置となった。この改良装置を用いた場合の IWC 方法（IWC 手順）は、次のようになる。

## イ) IWC 実施方法の改良点

- ・ IWC 装置運搬用のトラックに付属するクレーンで水中に装置を下ろす。
- ・ 装置の運転は潜水士 1 人で行う。なお、作業時間によっては、潜水士は適宜交代する。
- ・ 装置は交流（220 V）の携帯発電機とケーブル（200 m）と水中ユニット（耐水 3 気圧）で構成される。水中での作業中にも漏電、漏水は全く発生しない構造である。なお、もしも、漏電を感知した場合でも 50 mA の漏電遮断装置が働き、一瞬で送電が停止するシステムとなる。
- ・ 装置本体に取り付けられた 3 個の清掃ブラシは、各 5 馬力のモータで稼働させ、外板に付着した生物を除去する。なお、清掃ブラシは、IWC 作業前に実施する観察に基づき、付着している生物に応じて選択する。ただし、可能な限り防汚塗料に影響を与えないソフトなナイロン製のブラシを用いる。
- ・ 装置本体は、海水中における浮力が+2~+3 %になるように調整して作業する。よって、操縦者が手を離すとゆっくり浮きあがることになる。船体に吸着する力は回収ポンプの吸引力による負圧力（-圧力、吸着力）を応用する。装置の前進、後進、方向転換は、装置の前方に取り付けられる操舵輪（0.5 馬力モータ）で行う。
- ・ 除去物質の回収は、装置本体中央部の回収ポンプが清掃用ブラシの作動と同時に稼働し、除去された物質は回収網に導かれる。回収網は、サイズ 0.3 mm 以上の粒子を 100%近く回収するものを用いる。なお、装置の船体接地側の外周には拡散防止ガードを取り付け、除去物質は海域に拡散することなく確実に吸引される。
- ・ 回収網に回収された除去物の影響で、ポンプの吸引力が低下してきた場合には、作業を一旦中止して、水面上で適宜陸上のサポート要員と協力して交換し、交換後、IWC 作業を再開する。なお、除去物が入った回収網は、陸上に引き上げる。
- ・ IWC 作業が全て終了した後、外板用 IWC 装置は装置運搬用のトラックに付属するクレーンで陸上に引き上げる。



- ・ 全ての水中作業が終了した後、陸上に取り上げた回収物は、全体の IWC 作業が終了した後に、産業廃棄物として処分する。

## ウ) IWC 装置の改良効果の検証

以下の方法により、改良後の IWC 装置の効果を検証した。

### ① 清掃用ブラシの検討

清掃用ブラシは、IWC 実施前の目視観察で確認される生物付着状況によって選定する。なお、各種ブラシの付着除去性能に関しては、現状装置における実績をベースに確認済みである。ブラシを付着生物状況に応じて選定する理由は、できるだけソフトなブラシを使用することで、IWC 実施による防汚塗料の不必要な剥離を最小限にするためである。生物付着の程度が軽微な場合、基本的には、最もソフトなナイロンブラシで IWC を実施する。

将来における運用では、IWC 実施間隔が 6 ヶ月以内程度であれば目視で十分に確認できる大型生物の付着がほとんど生じていない状況であると想定され、ほとんどの場合でソフトなナイロンブラシによる IWC が実施されと考えられる。このような IWC 実施は防汚塗料の塗膜の保全にも役立つと予想され、防汚塗料の生物付着防止性能の維持にも有効であると考えられる。ただし、大型の海藻が付着している場合には、ナイロンブラシで完全な除去ができないためワイヤーブラシを選定、さらにフジツボ等が固着している場合には、最も除去力が強いかきめブラシ（ワイヤーを金属バンドでかきめたもの）を選定しての清掃が必要であろう。なお、ワイヤーブラシ及びかきめブラシは、海藻やフジツボ等が付着している場所だけの使用に限定する。

使用するブラシは、生物の付着状況によって、基本的にナイロンブラシ（微生物皮膜が形成、あるいは小型の海藻が付着しているレベル）、ワイヤーブラシ（海藻及び付着力が比較的弱い二枚貝等の動物が付着しているレベル）、ワイヤーを束ねたかきめブラシ（フジツボ等の付着力が強い固着生物が付着しているレベル）の 3 種類が考えられる。

### ② 回収ポンプの吸引流量試験

Figure 4.3-1 に試験装置の概略（模式図）、Figure 4.3-2 には実際の試験の様子を示した。

試験は全て海面下で行った。使用した機器は、改良した回収ポンプを装備した IWC 装置の他、流量を計測するための貯水タンク（用量 = 2 m<sup>3</sup>）、装置本体から貯水タンクに吸引した海水を通水するためのホースである。

試験は、回収ポンプを起動させ、貯水タンクに貯水される容量と時間を計測し、実作業に使用されている回収網を装着した状態で実施した。試験回数は 2 回である。

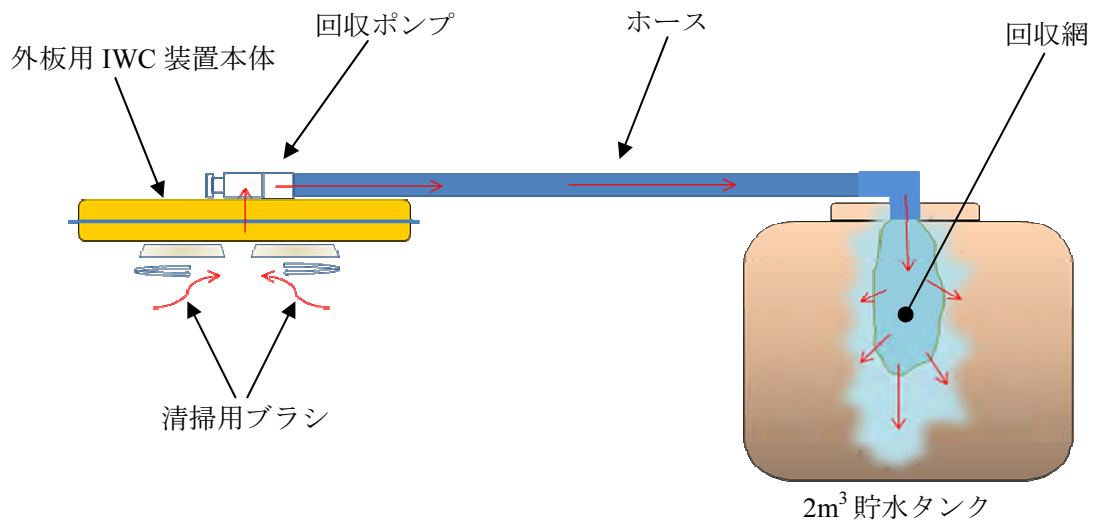


Figure 4.3-1 回収ポンプの吸引流量判定試験装置の概略（模式図）



外板用 IWC 装置



外板用 IWC 装置の設置



回収用網（試運転時）



全景

外板用 IWC 装置

Figure 4.3-2 IWC 回収試験時の風景

計測結果は、下記の通りである。

回収ポンプの能力（流量）は、2回の計測結果から約 1,900 L/min と判断された。

第1回目： 850 L/25sec = (2,040 L/min)

第2回目： 450 L/15sec = (1,800 L/min)

### ③ 除去物質の拡散防止効果の検討

次に、IWC で除去した付着物（生物及び防汚塗料片等）の拡散を防ぎ、確実に吸引・回収するための拡散防止ガードの設置方法の検討を行った。

拡散防止ガードは Figure 4.3-3 に示すように IWC 装置本体の船体側の外周にゴム性の膜状スカートを設置する方式である。この方式の場合、拡散防止ガードと船体間の隙間（距離）によって流量が変わるため、その隙間を通過する線速度（流速）も変化する。線速度が速いほど吸引力は大きくなる。以上により、線速度が大きいほど IWC により除去される生物及び剥離する防汚塗料片等が吸引されることになる。

線速度の計算は、回収ポンプの吸引流量 1,900 L/min を基に、次の 3 ケースで行った。

- ・ 拡散防止ガードを設置していない船体との隙間 100 mm のケース
- ・ 拡散防止ガードを船体との隙間 50 mm で設置したケース
- ・ 拡散防止ガードを船体との隙間 30 mm で設置したケース

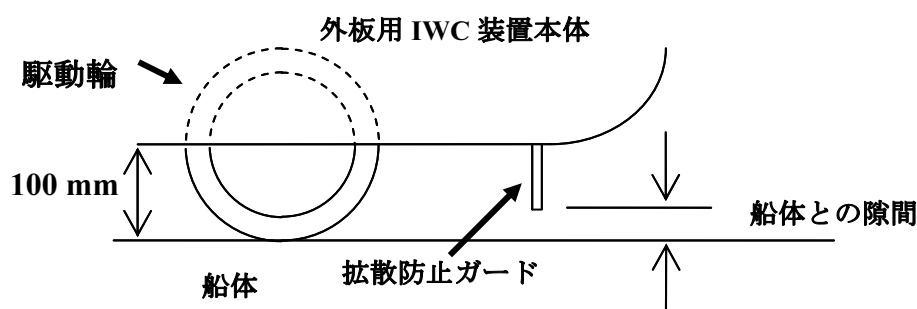


Figure 4.3-3 拡散防止ガードの設置イメージ

計算上では、拡散防止ガードと船体外板間の隙間を 50 mm 以下にすると線速度が 0.1 m/sec を超える結果となった。ただし、線速度がどのレベル以上であれば、確実な拡散防止になるかは、この計算だけでは明らかでない。また、外板用 IWC 装置に設置されている 3 個のブラシの回転による流れの発生、小判型をした外板用 IWC 装置の平面形状及び吸引口の位置との関係（Figure 4.3-6 参照）から、拡散防止ガードと船体間の全ての部位において同じ線流速にはならないと考えられる。これらの課題は、以下の拡散防止ガードの効果検証試験を実施して確認した。

拡散防止ガードを設置していない隙間 100 mm のケース

$$\text{断面積} = 0.1m \times 5.78m = 0.587m^2$$

$$\text{線速度(1秒あたり)} = \frac{1.8m^3}{0.587m^2} \div 60 \text{sec} = 0.051m / \text{sec}$$

拡散防止ガードを隙間 50 mm で設置したケース

$$\text{断面積} = 0.05m \times 5.87m = 0.2935m^2$$

$$\text{線速度} = \frac{1.8m^3}{0.2935m^2} \div 60 \text{sec} = 0.102m / \text{sec}$$

拡散防止ガードを隙間 30 mm で設置したケース

$$\text{断面積} = 0.03\text{m} \times 5.87\text{m} = 0.1761\text{m}^2$$

$$\text{線速度} = \frac{1.8\text{m}^3}{0.1761\text{m}^2} \div 60\text{sec} = 0.17\text{m/sec}$$

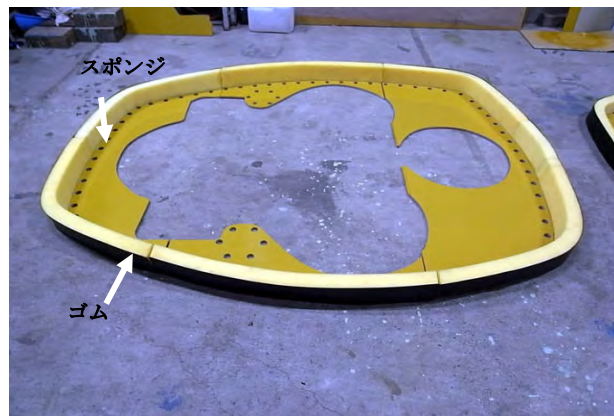
注; 5.87 m は拡散防止ガード設置部の外周延長

#### ④ 拡散防止ガードの回収効果の検証

上記の除去物質の拡散防止の検討では、除去物質の拡散を防止し確実に回収するための方法として、外板用 IWC 装置と船体間の隙間を 50 mm 以内とする拡散防止ガードの設置が有効な可能性が示された。その可能性の確認のための検証試験を実施した。

拡散防止ガードの設置:

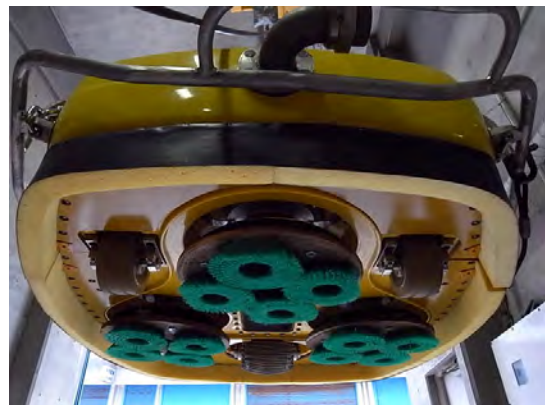
Figure 4.3-4 には、設置した拡散防止ガード及び設置後の IWC 装置の状況を示した。なお、拡散防止ガード設置後の外板用 IWC 装置と船体間の隙間は、30 mm になるように設置した。拡散防止ガードは、スポンジの外側にゴムを付着させた構造である。



拡散防止ガード



拡散防止ガード装着後（側面）



拡散防止ガード装着後（船体接触側）

Figure 4.3-4 拡散防止ガードと設置後の状況

試験は、外板用 IWC 装置による試験が実施可能な室内水槽で行った。

水槽内の水が外板用 IWC 装置に吸引される状況の確認は、拡散防止ガードの外周に糸状の吹き流しを設置し、また、任意の場所の吸引状況を確認するための棒状吹き流し（棒の先端に吹き流しを付けたもの）を用いて、回収ポンプ稼働前後の吹き流しの向きを目視観察することで行った。なお、試験は実作業と同様に清掃ブラシを回転させ、回収網を装着した状態で実施した。



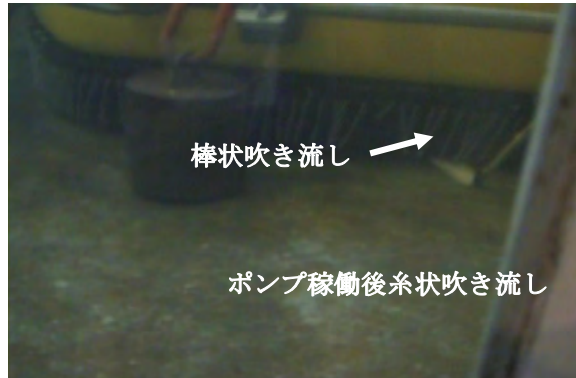
糸状吹き流し設置状



ポンプ稼働後の回収網



ポンプ稼働前の糸状吹き流し



棒状吹き流し

ポンプ稼働後糸状吹き流し

Figure 4.3-5 拡散防止ガード効果検証試験風景

試験の結果、多くの部位では順当に水槽内の水が外板用 IWC 装置内に吸引されることを確認した。ただし、Figure 4.3-6 に示す外板用 IWC 装置の左舷後方部約 80 cm と右舷前方部約 50 cm に、清掃ブラシの回転流の影響による外板用 IWC 装置内から外向きに出る流れが観察された。よって、実作業時に除去物質の拡散を完全に防止するためには、拡散防止ガードを一律に設置するのではなく、流れが外向きになる両部分に関しては、拡散防止ガードを船体に完全に接地させるなどの更なる改良が必要であることが明らかになった。



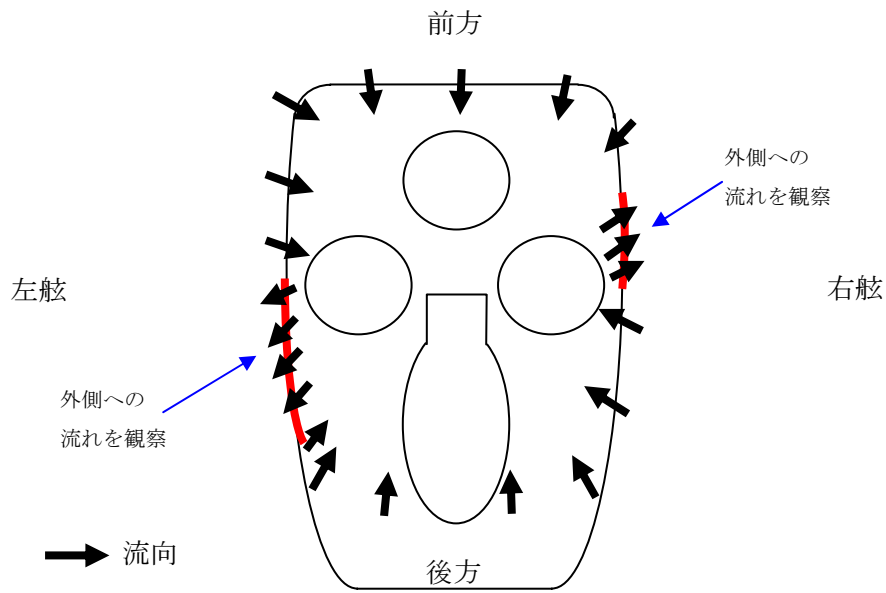


Figure 4.3-6 拡散防止ガード効果検証試験時の水流方向  
(外板用 IWC 装置の上面外観: 模式)

⑤ 拡散防止ガードの改良と再試験結果

上記の試験結果において外板用 IWC 装置内から外側への流れが観察された箇所の対策として、拡散防止ガードを船体に完全に接地するように、外板用 IWC 装置と船体間の隙間を無くす方法を検討した。この目的のため、Figure 4.3-7 に示したように、拡散防止ガードの内側にゴムを貼り付け隙間を無くした。この修正を加え、試験を行ったところ、外板用 IWC 装置と船体間の隙間をなくした部分の水流はなくなり、他の部分は全て水槽内の水が外板用 IWC 装置内部に吸引されることを確認した。



Figure 4.3-7 拡散防止ガードの修正

## ⑥ 回収網の回収性能試験

さらに、IWC 実施時に回収のために使用される回収網のメッシュサイズによる捕集効率の検討を行った。0.1 mm～0.7 mm の粒径の異なる 4 種類のガラスビーズを用いて、メーカーの仕様で 0.5 mm 以上の粒子が捕集可能とされている回収網による実試験を行った結果では、0.3 mm から 0.420 mm の粒子は 100%、0.250～0.300 mm は 42%の回収率と計算された（参考資料-1 参照）。以上の結果により、IWC 実施時に使用される回収網は、メーカーによって捕集可能とされているサイズの破片をほぼ完全に回収できることが明らかとなった。

船体付着による生物侵入が問題となる生物中、付着初期の最小サイズはエゾカサネカンザシの 0.23 mm である（1.2.4 参照）。このため、今回使用した捕集網では完全には回収されないことになるが、固着基盤等を含めた大きさであれば、IWC により除去された生物の侵入が問題となる段階以降の生物に対して、かなりの割合で回収可能であることが期待された。また、今後更に網の物理的な構造と径の調整を行えば、更に 1/2 から 1/3 程度の粒子サイズのものについても、現装置の背面設置ポンプの性能によって回収可能と思われる。

なお、0.1mm より小さな粒子の回収を行う場合、IWC 装置からの排水をバージ上に設置された大型のサイクロンフィルターなどに導くことなどが考えられるが、この場合作業効率が大幅に下がることが予想される。

## (8) IWC 装置の改良後の性能とコスト

### ア) 除去性能

改良した IWC 装置の付着生物除去性能は、IWC 実施前に行われる生物付着状況の観察結果を基に、付着している生物の付着力からそれら生物を除去できる清掃用ブラシを適切に選定して実施される。よって、目視で確認される大型の付着（生）物は、基本的に全て除去されることになる。

### イ) コスト

前記「(2) ア) IWC 装置の改良点」による IWC 実施の日本国内における運用コストは、監督官庁及び岸壁管理者への作業許可申請のための費用、IWC 作業費用及び作業者の旅費、作業船使用料等に区分される。入渠時の船体清掃及び IWC 実施時のそれぞれの基本的な経費を、バラスト水処理におけるコストと比較して、Table 4.3-2 に示す。バラスト水処理装置は、全ての船舶に搭載されるため、その償却費がかかり、他方ランニングコストでは、やや IWC 実施によるコストが高くなる可能性がある。総額では、バラスト水処理システムの運用にかかるコストが高いと推定される。少なくとも IWC の実施にかかるコストは、バラスト水処理にかかるコストとほぼ同等と考えられる。

Table 4.3-2 船体付着物の除去技術とバラスト水処理のコスト比較

	入渠時の船体清掃	IWC: 現状の2回/年のIWC実施 (VLCC)	バラスト水処理システムのコスト* (VLCC)
初期コスト	400万円: 高压洗浄機 40万円: ブラスト機 40万円: 塗装機	(聞き取りではIWC装置のコストは3,000万円) 300台/年、10年使用として単純計算で1万円/隻/年	72,000 USD 30年償却として単純計算で2,400 USD/年
ランニングコスト	入渠船舶当たり 900~8,000万円 1隻当たり平均2.5年に1度入渠の場合: 360~3,200万円/隻/年	IWCを実施する1船舶当たり約300万円/IWC (大型船の場合) 1隻当たり平均2年に1度のIWC実施の場合: 150万円/隻/年	11,700 USD

\*バラスト水処理のコストは、以下のデータより算出

1. Lloyd's 2010 による、平均の初期費用 = 281 \$ (200 m<sup>3</sup>/h) ~ 863 \$ (200 m<sup>3</sup>/h)、ランニングコスト = 39 \$ (1,000 m<sup>3</sup>/h)。VLCC のバラスト水体積を 2.5 万 m<sup>3</sup>、年間 12 回の積み込みを仮定。
2. Van Niekerk, 2008. による、ロッテルダム港での合計のバラスト水排水量 = 2.76 million m<sup>3</sup>/月
3. 港湾統計によるロッテルダム港への年間の外航船の入港数 = 84,700 隻/年 (5章参照)

#### ウ) 除去物質の処理

本調査で想定する改良後の IWC 装置は、0.3 mm 以上の除去物質を回収する機能を持っている。そして、回収した除去生物及び剥離塗料片・粉末については陸上において通常の廃棄物処理を想定している。なお、技術的には海上、あるいは陸上に設置する水処理装置などで活性物質の無害化または排水に含まれる生物を船内に搭載したバラスト水処理装置で殺滅した後に海域に排出するシステムも考えられる。しかし、この方法ではシステムが大型/複雑化するとともに、作業効率が極端に落ちることが予想されるため、将来における管理システムにおいても適用されないと考えられる。



## 4.4 その他の部位に対する付着生物除去技術

### 4.4.1 現状の除去方法

#### (1) シーチェストにおける付着生物の除去

##### ア) 除去方法

現状では、シーチェストに付着した生物の除去は、スクレイパー等を用いた手作業で行われている。この理由は、グレーチングを外さない限り、シーチェストの内部に装置を挿入させることが困難なためである。仮に、IWCのためにグレーチングを外した場合には、再装着が困難になる場合が多く、船舶運航に支障をきたす可能性があるためでもある。

##### イ) 除去性能

除去作業は、グレーチングを外さず、スクレイパー等の手作業で行う。この際、除去性能は目視で付着生物がないことで確認される。

##### ウ) コスト

外板やプロペラの水中洗浄と同じ時に実施される場合が多いと考えられるため、シーチェストでの付着生物除去の運用コストは、前記、外板用 IWC 装置の経費等に原則含まれると考えられる。ただし、シーチェスト単独で加算される運用経費は、シーチェスト 1 ヶ所当たりの作業時間を 30 分前後と想定すると、¥30,000- /ヶ所となる。

##### エ) 除去物質の処理

現状では、除去物質の回収は行われていない。

#### (2) プロペラにおける付着生物の除去

##### ア) 除去方法

プロペラに対する付着生物の除去は、一般にプロペラポリッシングと呼ばれる。多くの場合、燃料消費の増大を防ぐため研磨機による付着生物の掻き落としと研磨が行われている。

プロペラに対する付着生物除去の基本的作業は、次の手順が適用されている。

- ① エアーでの駆動
- ② ワイヤ製等の固いブラシで確実に生物を除去
- ③ 研磨機による研磨作業

##### イ) 除去性能

前記ア)におけるプロペラでの付着生物の除去性能は、付着生物を完全に除去するワイヤ製の固いブラシで行うため、目視で確認される大型の付着生物は全て除去されることになる。また、引き続き行われる研磨作業によって、次の微生物が付着するまで一時的にせよ微生物皮膜も除去されることになる。

## ウ) コスト

プロペラ用の除去装置の運用コストは、次のようになる。

プロペラの水中洗浄は、外板の水中洗浄と同時に行う場合もあるが、単独工事で実施される場合も多い。単独工事で実施される場合の運用経費のうち、監督官庁及び岸壁管理者への作業許可申請、旅費等及び作業船使用料等は、前記の外板用 IWC 装置による船体 IWC 工事の費用と同じである。本体工事となるプロペラにおける付着生物除去作業の船種毎の基本的な経費は、次のように想定される。

- |             |      |                     |
|-------------|------|---------------------|
| ・ コンテナ・VLCC | ———— | ¥750,000-~¥800,000- |
| ・ ケープサイズ    | ———— | ¥650,000-           |
| ・ パナマックスサイズ | ———— | ¥600,000-           |

## エ) 除去物質の処理

現状では、除去物質の回収は行われていない。

#### 4.4.2 その他の部位に対する付着生物除去技術の改良の可能性

本調査では、現状で実用化されている船体外板用 IWC 装置に加え、MGPS に含まれるプロペラ用 IWC 装置及びシーチェスト用 IWC 装置を想定した評価・検討を行った。考慮したコンセプトは、(6)に示した外板用の IWC 装置に対するそれと同様である。

##### (1) シーチェストにおける付着生物の除去と回収装置

シーチェストに適用される装置は、シーチェストの形状及び構造が船舶毎に異なるため、外板用の IWC 装置のように平面を走らせるような装置を適用することが困難である。よって、どのような形状にも対応可能にすることも改良のポイントとなる。このため、シーチェストでの付着生物除去に用いられる装置は、動力を用いた装置として作業の効率化を図ると共に、除去物質を確実に回収できることを改良（開発）のポイントとした。Figure 4.4-1 にシーチェストに適用が想定される回収装置の仕様を示す。

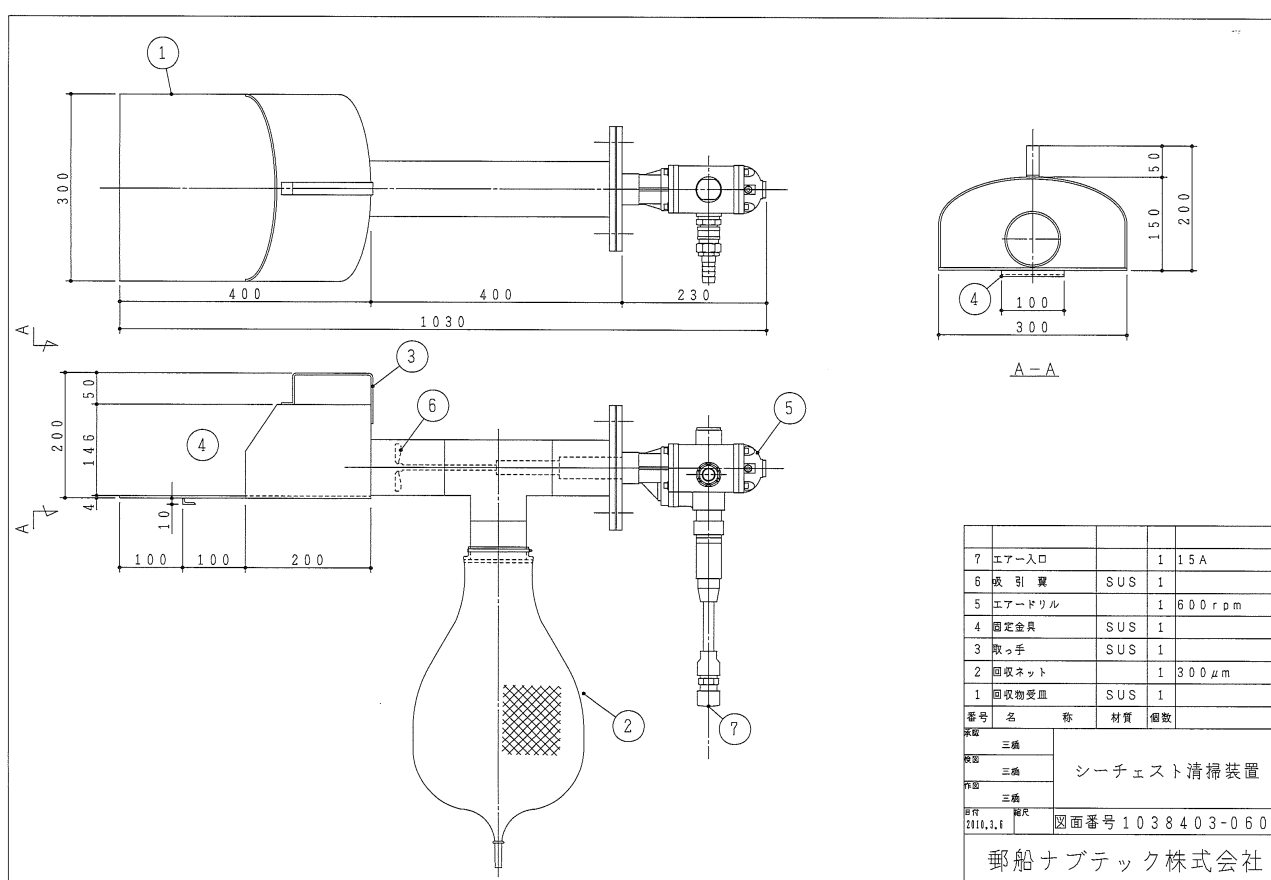


Figure 4.4-1 シーチェスト用除去物質の回収装置

##### ア) 除去方法

将来適用が想定されるシーチェストでの付着生物の除去作業としては、次の方法が考えられる。

- ① 潜水士がスクレイパーを用いて1人で1つのシーチェストの付着物除去作業を実施。
- ② 除去物質の回収用装置は、生物の除去（掻き落とし）作業時にはシーチェストの格子にかぎ型フックでぶら下げて置く。
- ③ 生物の除去（掻き落とし）作業終了後、上記の回収装置を使用して除去物質を回収する。回収

は、装置の先端（塵取り部の板状の先端部）をシーチェスト内に差し込み、空気圧縮機（50 ps）から供給される  $7 \text{ kg/cm}^2$  の高圧エアで駆動するエアポンプの吸引力で回収網に誘導する方式である。回収網は、外板用 IWC 装置と同じ 0.3 mm 以上の除去物質を回収可能な網とし、交換可能な構造で作業中の 1 人の潜水士が自身で交換できるようにする。

- ④ 水中での IWC 作業終了後、回収物を陸上に引き上げる。回収物は全ての IWC 作業が終了後、陸上で処分される。

## イ) 除去性能

上記のシーチェスト用の回収装置は、除去した生物を効率良く回収する装置である。除去作業自体は、現状と同様にグレーチングを外さず、スクレイパー等の手作業で行う。このため、シーチェストでの除去性能は、現状と同様であると考えられる。

## ウ) コスト

シーチェストでの付着生物除去にかかわるコストは、現状の方法と同程度であると考えられる。一方、将来は除去物質の回収が実施されることから、回収装置本体の価格¥350,000- /台が想定され、運用コストにはその損料が加わる。

## エ) 除去物質の処理

前記のシーチェストでの付着生物除去に適用される回収装置は、0.3 mm 以上の除去物質を回収する機能を持っている。そして、回収した除去生物及び剥離塗料片・粉末については陸上において通常の廃棄物処理を想定する。

なお、将来においては、回収装置の適用により、除去物質は効率よく回収されることになるため、除去作業で発生する防汚塗料の周辺環境への排出が低減すると考えられる。

## (2) プロペラにおける付着生物の除去（プロペラポリッシング）と回収装置

プロペラ用の除去物質回収装置の改良（Figure 4.4-2 参照）については、現状の研磨機に対して次のポイントで見直すことにした。

- ① 動力を用いた装置とする
- ② 除去生物の拡散を防止する装置を付属する
- ③ 除去生物を回収する装置を付属する

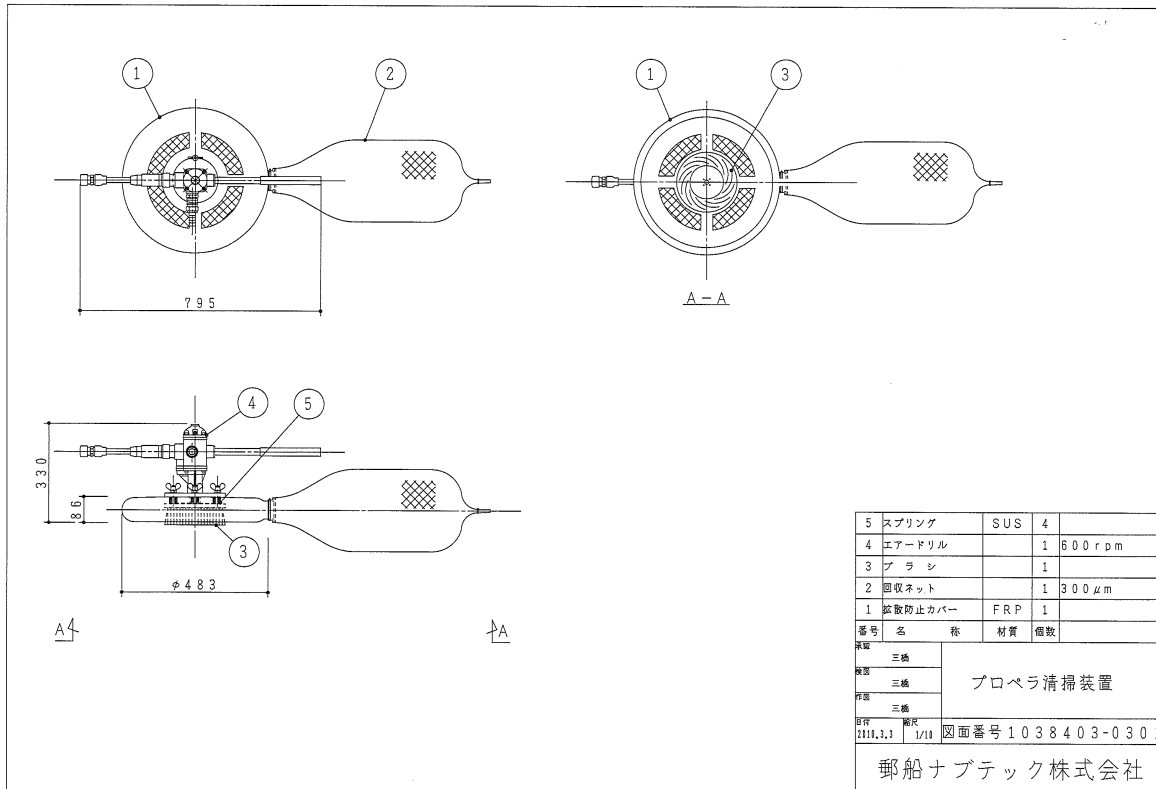


Figure 4.4-2 プロペラ用の除去物質回収装置

## ア) 除去方法

将来適用が想定される、改良後のプロペラでの付着生物の除去手順としては、次の作業が想定される。

- ① 装置の操作は、潜水士1人が1台を担当する。
- ② ブラシはエアードリルで駆動し、除去物質の回収はブラシの回転で発生する流れを利用する。
- ③ よって、除去と除去物質の回収は同時に行われる。
- ④ 回収網は、外板用IWC装置と同じ、サイズ0.3 mm以上の粒子を100%近く回収するものを用いる。回収網は容易に交換が可能な構造とし、作業中の1人の潜水士が自身で交換する。
- ⑤ 水中での除去作業後、除去物質は陸上に引き上げる。
- ⑥ 全てのIWC作業が終了した後に、取り上げられた除去物質は陸上で処分される。
- ⑦ 付着状況が軽微の場合には、除去専用のブラシを用いずに、通常プロペラ研磨用に使用する研磨パッドで除去と研磨の両方を同時に行う。

## イ) 除去性能

現状と同様であると考えられる。

## ウ) コスト

プロペラ用の除去装置の運用コストは、現在実施されている装置を用いたコストと同レベルである。

- ・ コンテナ・VLCC ———— ¥750,000-~¥800,000-
- ・ ケープサイズ ———— ¥650,000-

- ・ パナマックスサイズ ——— ¥600,000-

ただし、除去物質の回収機能の付与により、多少のコスト増加が予想される。

## エ) 除去物質の処理

プロペラでの付着生物の除去における IWC 装置は、0.3 mm 以上の除去物質を回収する機能を持っている。そして、回収した除去生物及び剥離塗料片・粉末については、陸上において通常の廃棄物処理を想定する。なお、プロペラには防汚塗料が塗布されていないため、周辺環境に対する化学的リスクの考慮は重要ではない。

## 4.5 課題

IWC 装置の将来における改良として 0.3 mm の回収網での除去物質の回収は可能であり、回収した場合の生物放出量と化学物質の排出量は大幅に削減されるものと思われる。

一方、このような細かい回収装置を装備した IWC 装置は技術の先端を行くものであり、世界的に普及するには時間が必要と考えられる。回収網のメッシュが細かいほど除去された生物と剥離した化学物質の排出量は小さくなるが、現実的な対策として考えた場合、例えば 10 mm、5 mm、0.5 mm メッシュなどの比較的大きなメッシュサイズの網による回収であっても、現在の除去物質の回収を行わない IWC よりも排出量削減効果は大きいと期待される。

IWC を総合的な付着生物管理システムの要素技術にする場合の最も大きな課題は、IWC 装置の普及と共に IWC 事業者の確保であると考えられる。我が国の IWC 事業者に対する聞き取り調査では、保有機材の関係で現在 1 社の最大実施可能隻数は約 300 隻/年程度とのことである。この最大実施可能隻数と世界の海上輸送に必要な船舶数を基にして、1 回/半年の IWC を実施するのに必要な事業者数を求めると約 80 社強となる。ただし、この最大実施可能隻数は、スケジュール重複を考慮せず、また、移動スケジュールや天候障害も正確には考慮していない。これら不確定要因を考慮して、例えば現実的な年間実施隻数を 100 隻/年とした場合には、必要な業者数は約 260 社となる。それらが、一定基準の除去及び回収性能を備えた装置を用いて IWC を実施することが必要になる。ちなみに、我が国において、現在、除去物質の回収もできる装置を保有している IWC 事業者は 2 社である。

除去物質の回収網による回収以外の改良手段としては、例えば生物を含む除去物質をポンプで陸上の無害化処理装置に運び、無害化（無生殖化、あるいは殺滅）した後に、海域に排出する方式も可能性としては考えられる。ただし、IWC 装置単独の場合に比べて、かなり大型のシステムになると予想される。

生物の放出のリスクと同様に、IWC 実施によって剥離する防汚塗料片の化学的環境リスクは、回収が難しくなる小さい塗料片サイズになるほど小さいと考えられる。現時点では、IWC で剥離する防汚塗料片中の活性物質及び回収網で回収される防汚塗料片中の活性物質は不明である。ただし、IWC を実施したとしてもメッシュサイズ以上の防汚塗料片を回収することになるため、回収網による回収機能を備えた装置は、IWC 実施由来の化学的環境リスクの低減に貢献すると考えられる。

なお、IWC 実施による化学的環境リスクの低減には、防汚塗料の性能も強く関連する。例えば、付着防止性能の高い防汚塗料を適用した場合には、IWC を実施するにしてもソフトなブラシでの除去作業が可能になる。当然ながらソフトなブラシの場合には防汚塗料の剥離も少なくなり、結果的に化学的環境リスクも低減することになる。

また、IWC の実施間隔によっても船体に付着する生物の状況や生物数が変わると予想される。その結果、IWC によって、海域に放出される生物数も変化すると考えられる。短い間隔で IWC を実施することはソフトなブラシの採用を飛躍的に多くし、ソフトなブラシは塗膜表面への影響が少ないため、新しい付着防止性能の高い塗料への更新を促進することも期待できる。よって、例えば半年間隔で IWC を実施したケースにおける化学的環境リスク及び生物付着状況等の検討も必要であると考えられる。

## 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)、EC<sub>50</sub> (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。

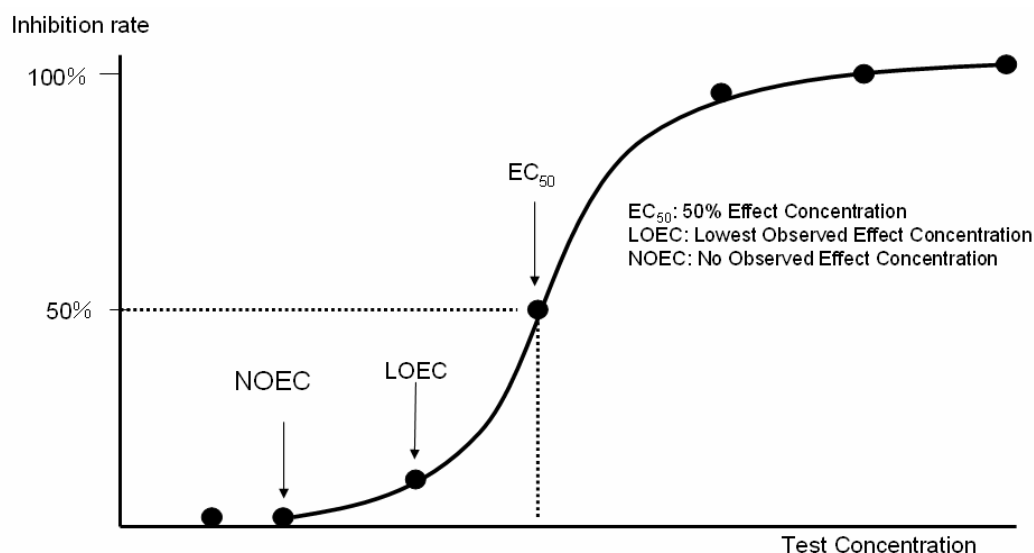
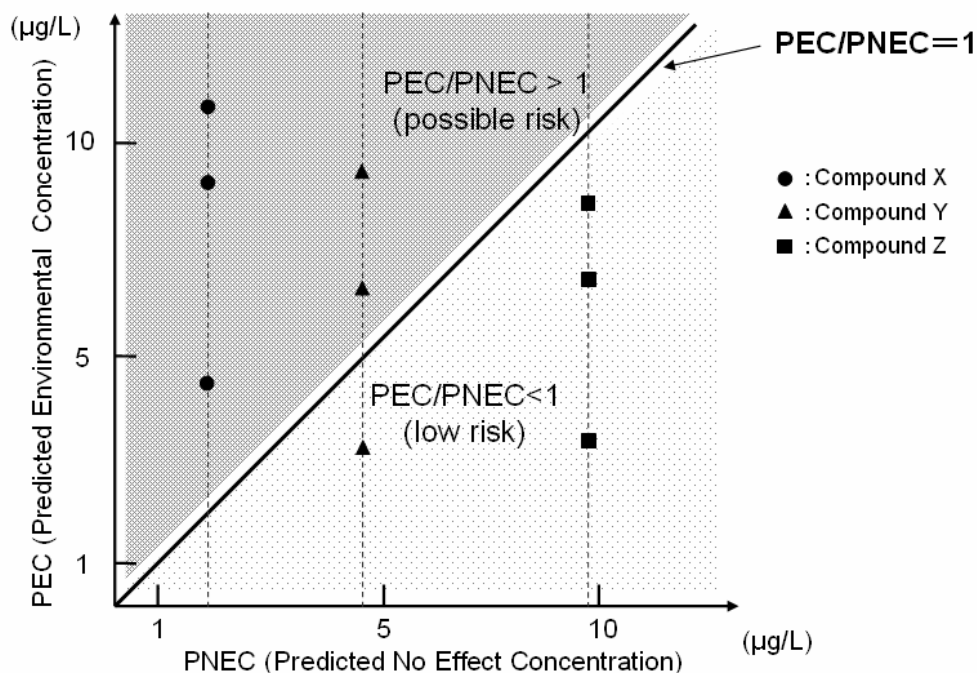


Figure 5.1-1 Dose-response curve of eco-toxicity data



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

Each compound has single PNEC derived from hazard data (LC/EC<sub>50</sub>) 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 (µg/L)	3	3
Salinity (s.e.)	28	30
Temperature (°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 <sup>3</sup> )	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 <sup>3</sup> /tide)	1.90×10 <sup>7</sup>	1.09×10 <sup>8</sup>
Tidal difference (m)	1.5	1.5
Max. density difference tide (kg/m <sup>3</sup> )	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 <sup>3</sup> /s)	0	0
Max. density difference flush (kg/m <sup>3</sup> )	0	0
Depth-MSL in harbour entrance h0 (m)	11.2	20
Exchange area harbour mouth, below mean sea level (m <sup>2</sup> )	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<sup>3</sup> 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	亜鉛ピロチオン	銅ピロチオン	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)	$1.0 \times 10^{-10}$	$1.0 \times 10^{-6}$	$1.79 \times 10^{-4}$	0.0*	0.0*	$8.5 \times 10^{-5}$
水溶解度 (20 °C、g/m <sup>3</sup> )	0.6	6.0	8.0	100*	100*	1.9
分解速度 (20 °C)						
非生物的: 水中		$5.6 \times 10^{-3}$	$5.4 \times 10^{-2}$			0.046
非生物的: 底質		0.0	0.0			0.0
光分解: 水中	—	$5.8 \times 10^{-3}$	34.0	—	—	0.033
光分解: 底質		0.0	0.0			0.0
生分解: 水中		2.1	0.17			$1.9 \times 10^{-3}$
生分解: 底質		7.9	0.0			$1.9 \times 10^{-3}$
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 <sup>3</sup> /mol)	—	$5.0 \times 10^{-5}$	$2.49 \times 10^{-3}$	—	—	0.02
金属化合物	○	—	—	○	○	—
有機化合物	—	○	○	—	—	○
銅化合物	○	—	—	○	—	—

Vapour pressure = 0 and water solubility = 100 g/m<sup>3</sup> 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 LC<sub>50</sub>（半数致死濃度）、または EC<sub>50</sub>（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 LC<sub>50</sub>/EC<sub>50</sub> 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/EC<sub>50</sub> 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環境リスクについて、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、化学的環境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 <sub>2</sub> O)	20,000	1,000	20
亜鉛ピリチオン (Zinc pyrrithione)	1,100	100	11
銅ピリチオン (Copper pyrrithione)	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 ( $\text{m}^2/\text{day}$ )

$N_{IWC}$ : 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 ( $\text{m}^2$ )

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  $1.69 \text{ g/cm}^3$  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  $1.69 \text{ g/cm}^3$  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 ( $\text{g/day}$ ) 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 <sup>2</sup> /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 <sup>2</sup> /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 <sup>2</sup> /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 <sup>3</sup> )	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/cm<sup>3</sup> 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/cm<sup>2</sup>/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<sub>IWC</sub> を使用した PEC<sub>IWC</sub>/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<sub>AFCs</sub> と、IWC 実施による PEC<sub>IWC</sub> の複合 PEC<sub>total</sub> 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<sub>total</sub> (現状)**

化学物質名	港湾内 PEC <sub>total</sub> (ng/L)		周辺海域 PEC <sub>total</sub> (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<sub>total</sub> (現状)**

化学物質名	港湾内 PEC <sub>total</sub> (ng/L)		周辺海域 PEC <sub>total</sub> (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<sub>total</sub> / PNEC (現状)**

化学物質名	港湾内 PEC <sub>total</sub> /PNEC		周辺海域 PEC <sub>total</sub> /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<sub>total</sub> / PNEC (現状)**

化学物質名	港湾内 PEC <sub>total</sub> /PNEC		周辺海域 PEC <sub>total</sub> /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  $1.69 \text{ g/cm}^3$  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 算出結果は過剰なワーストケース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 m<sup>3</sup>/h/vessel、非荷役時については荷役時の 1/4 として 21 m<sup>3</sup>/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 m<sup>3</sup>/day/vessel (= 40.2 m<sup>3</sup>/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 m<sup>3</sup>/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 m<sup>3</sup>/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 <sub>2</sub> )	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 <sub>3</sub> ) (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 <sup>*1</sup>	7.20E+02	2.63E+04	1.01E+04
溶解度 (g/m <sup>3</sup> )	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 <sup>*1</sup>	2.38	1.97	2.16
log Koc	1.155 <sup>*1</sup>	1.544 <sup>*1</sup>	1.53	1.544
ヘンリー定数 (Pa·m <sup>3</sup> /mol)	1.02E-15 <sup>*1</sup>	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 <sup>*1</sup>
溶解度 (g/m <sup>3</sup> )	1.75E+06	2.11E+06	2.00E+05	1.00E+06 <sup>*1</sup>
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 <sup>*1</sup>
log Koc	0.0794 <sup>*1</sup>	0.2775 <sup>*1</sup>	0.4374 <sup>*1</sup>	1.1553 <sup>*1</sup>
ヘンリー定数 (Pa·m <sup>3</sup> /mol)	6.60E-04	4.48E-04	3.30E-04	6.72 <sup>*1</sup>
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rom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rom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/EC<sub>50</sub>）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 <sub>50</sub>	1,400	1,000	1.4
ジブロモ酢酸	Fathead minnow ( <i>Pimephales promelas</i> )	96-hr LC <sub>50</sub>	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 <sub>50</sub>	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 m<sup>3</sup> に相当するものである (本シナリオでは、横浜港 = 29,152 m<sup>3</sup>/day、ロッテルダム港 = 224,471 m<sup>3</sup>/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 Cl<sub>2</sub> 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 m<sup>3</sup>/h/vessel、非荷役時は荷役時の 1/4 の 21 m<sup>3</sup>/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 m<sup>3</sup>/day と算出された。同様にロッテルダム港では 224,471 m<sup>3</sup>/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 m<sup>3</sup>/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 LC<sub>50</sub> = 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 LC<sub>50</sub> 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 水中洗浄（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 水中洗浄（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 <sup>2</sup> /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 <sup>2</sup> /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 <sup>2</sup> /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 <sup>3</sup> )	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 <sup>*1</sup>	0.7 日間	0.7 日間
亜鉛	0.94 <sup>*2</sup>	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 m<sup>3</sup>/day、ロッテルダム港については 224,471 m<sup>3</sup>/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。

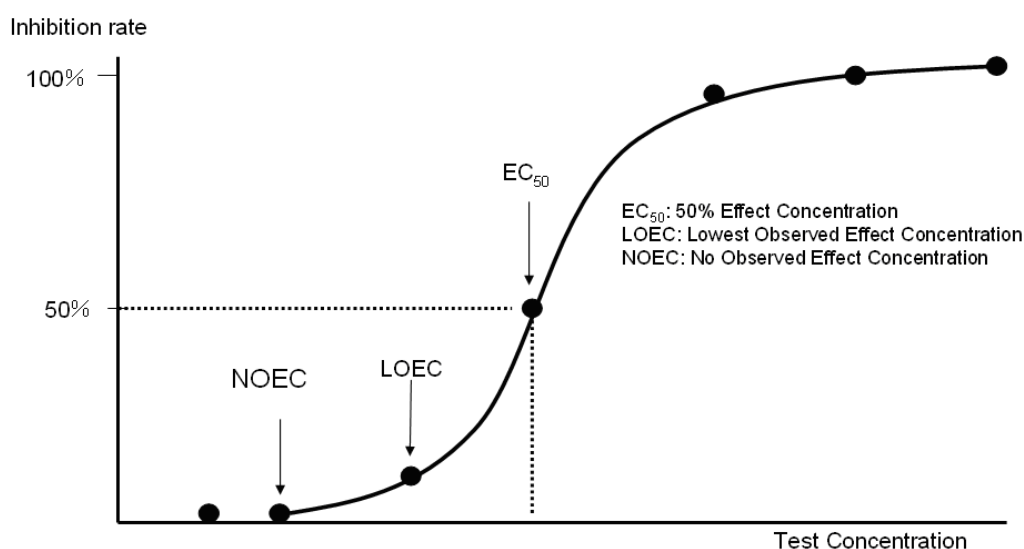


Figure 6.1-1 Dose-response curve of eco-toxicity data

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 (LC<sub>50</sub>)、半数影響濃度 (EC<sub>50</sub>)、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 CO<sub>2</sub> 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 を設定するのこと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考えられる。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 mm<sup>2</sup>）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 <sup>2</sup> /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 <sup>*1</sup> 、 <sup>*2</sup> (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 <sup>*2</sup>
	産卵数	5.58×10 <sup>5</sup> 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 10,000mm<sup>2</sup> 当たり付着個体数 (個)

*α<sub>1</sub>*: 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]

*y<sub>30</sub>*: 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。

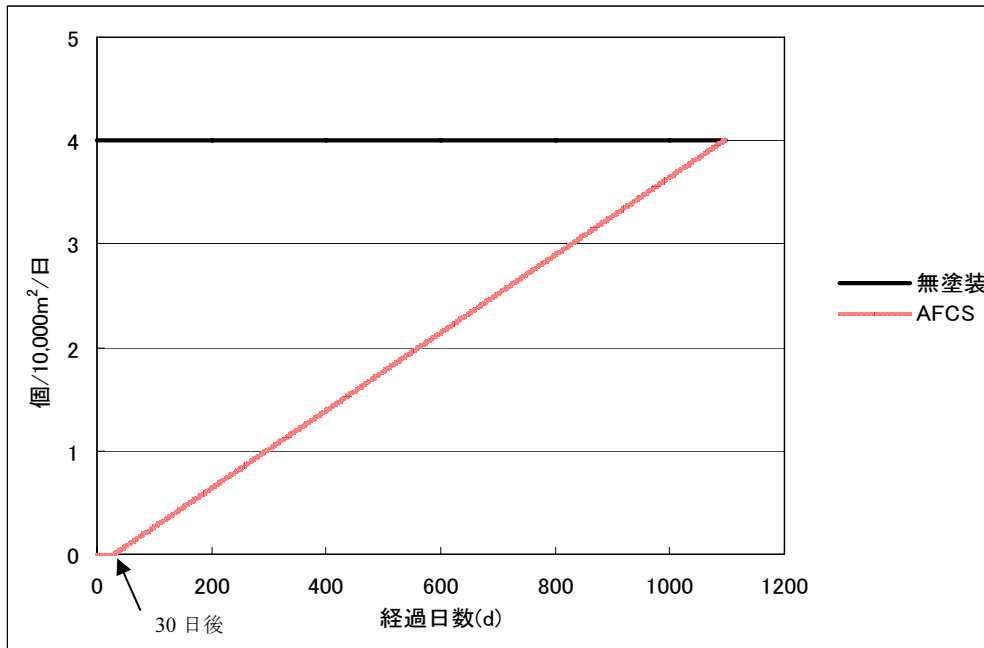


Figure 6.1-2 現状での自己研磨型防汚塗料を塗布した場合の初期幼生付着個数の経時変化

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
- $\beta_1$ : 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。

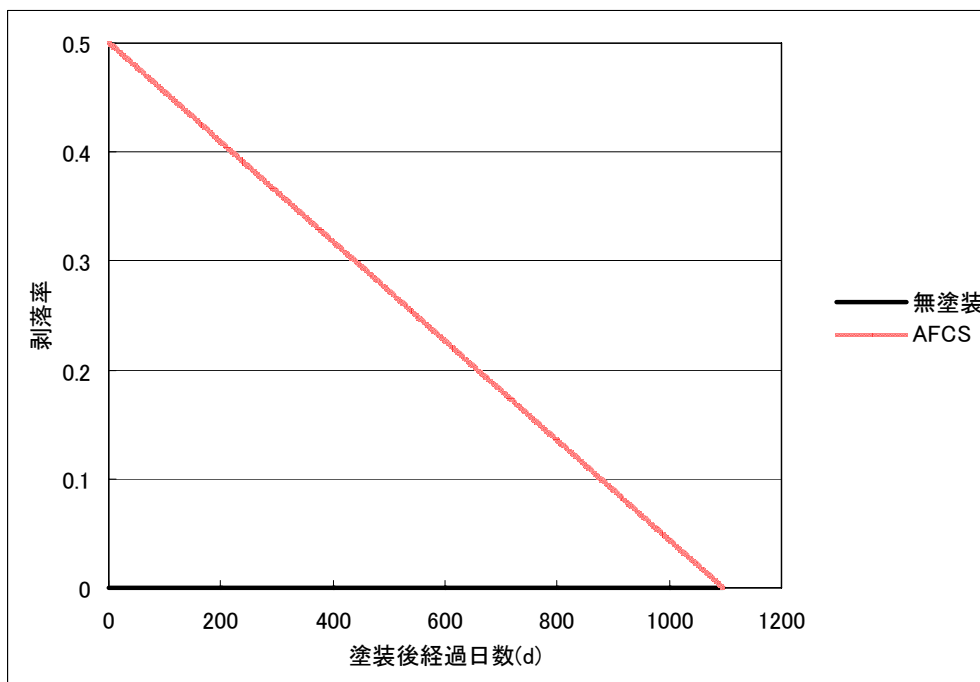


Figure 6.1-3 現状技術での自己研磨型防汚塗料における付着初期幼生体の剥落率の経時変化

#### 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  $30 \text{ 日} < d \leq 1,095 \text{ 日間}$  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  $0 \text{ 個/日/}10,000 \text{ mm}^2$ 、3 年経過以後は  $4 \text{ 個/日/}10,000 \text{ mm}^2$  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  $10,000 \text{ mm}^2$  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 mm<sup>2</sup> 当たり性成熟個体数 (個)

$\alpha_1$ : 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 mm<sup>2</sup>、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 mm<sup>2</sup> 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 (mm<sup>2</sup>)
- $S_2$ : 性成熟後を含めた累積付着面積 (mm<sup>2</sup>)
- $n$ : 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 10,000mm<sup>2</sup> (被度 100%) になる。

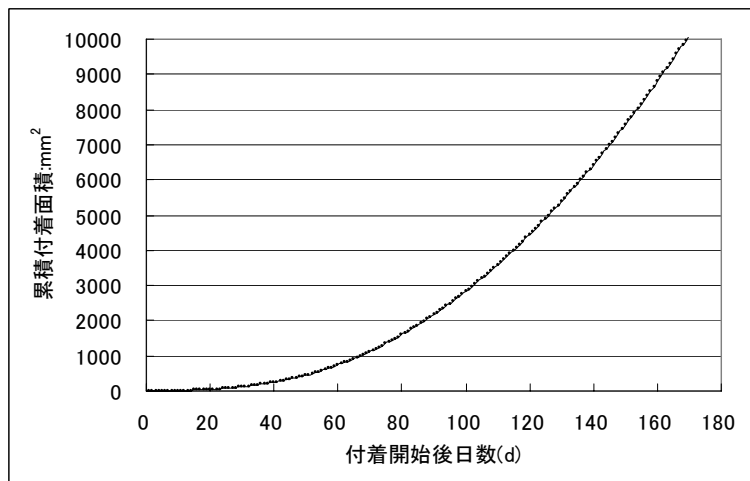


Figure 6.1-4 無塗装鋼板を想定した場合の累積付着面積の経時変化

### (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。

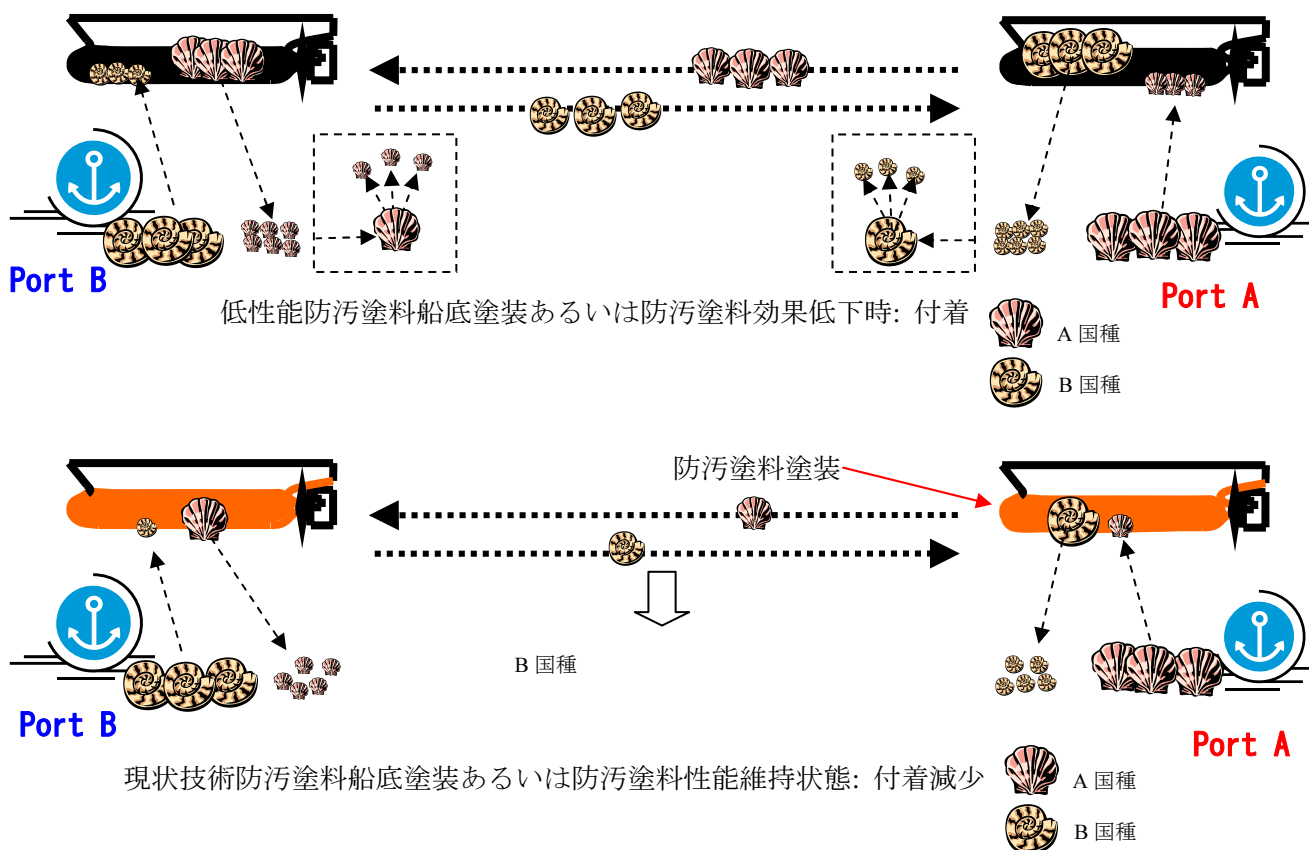


Figure 6.2-1 防汚塗料の効果による産卵数削減の模式図

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 $2 \times 10^3$ 個/ $10,000\text{ mm}^2$ 、出渠後2年で $8 \times 10^4$ 個/ $10,000\text{ mm}^2$ 、出渠後3年で $4 \times 10^5$ 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 mm<sup>2</sup>/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 mm<sup>2</sup>

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	$1.56 \times 10^3$	$2.37 \times 10^3$	$4.94 \times 10^3$	$2.95 \times 10^3$
2年	$4.51 \times 10^4$	$6.86 \times 10^4$	$1.32 \times 10^4$	$8.18 \times 10^4$
3年	$2.79 \times 10^5$	$4.18 \times 10^5$	$6.78 \times 10^5$	$4.59 \times 10^5$

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）

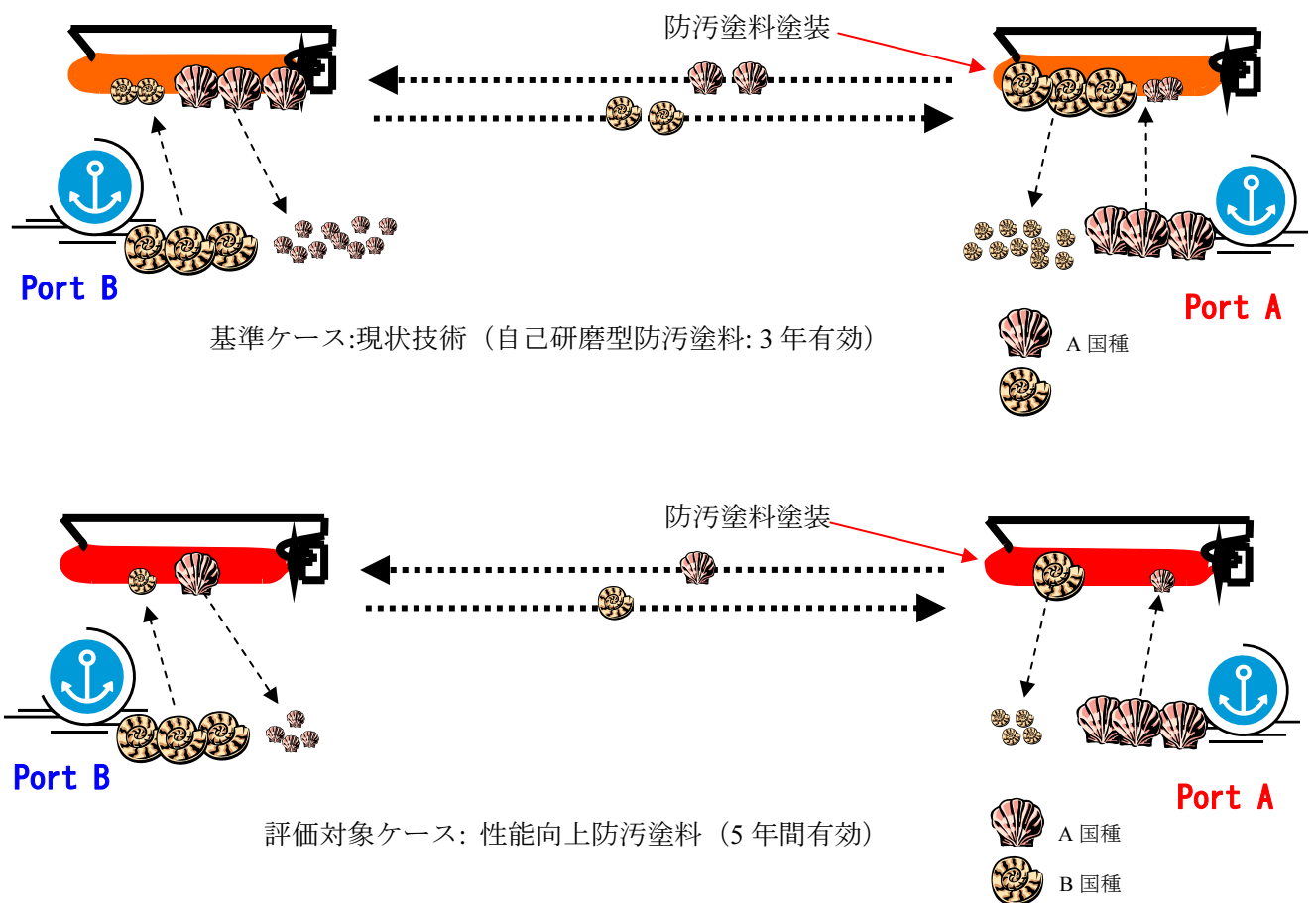


Figure 6.2-2 性能向上防汚塗料による産卵数削減効果の模式図

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 mm<sup>2</sup>（出渠後 30 日間付着せず）と  $10^1$  個/10,000 mm<sup>2</sup>（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

mm<sup>2</sup>、出渠後3年間で10<sup>4</sup>個/10,000 mm<sup>2</sup>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<sup>\*1</sup>**

単位: 個体/10,000 mm<sup>2</sup>

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 mm<sup>2</sup>

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	$1.56 \times 10^3$	100	29.0
2年	$4.51 \times 10^4$	$6.85 \times 10^3$	$5.60 \times 10^3$
3年	$2.79 \times 10^5$	$5.78 \times 10^4$	$5.11 \times 10^4$

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 $\text{mm}^2$ 、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、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 $\text{mm}^2$ 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 $\text{mm}^2$ （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 $\text{mm}^2$ /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 mm<sup>2</sup>

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	$2.57 \times 10^3$	$2.57 \times 10^3$
2年	$6.57 \times 10^4$	$6.57 \times 10^4$
3年	$3.72 \times 10^5$	$3.52 \times 10^5$

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 mm<sup>2</sup>、出渠後 2 年間で  $10^4$  個/10,000 mm<sup>2</sup>、出渠後 3 年間は  $10^5$  個/10,000 mm<sup>2</sup> 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/10,000mm<sup>2</sup>/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 mm<sup>2</sup>

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	$2.57 \times 10^3$	$1.56 \times 10^3$	0.0	$1.56 \times 10^3$
2 年	$6.57 \times 10^4$	$2.13 \times 10^4$	$1.60 \times 10^4$	$3.73 \times 10^4$
3 年	$3.72 \times 10^5$	$5.11 \times 10^4$	$2.88 \times 10^5$	$3.39 \times 10^5$

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。

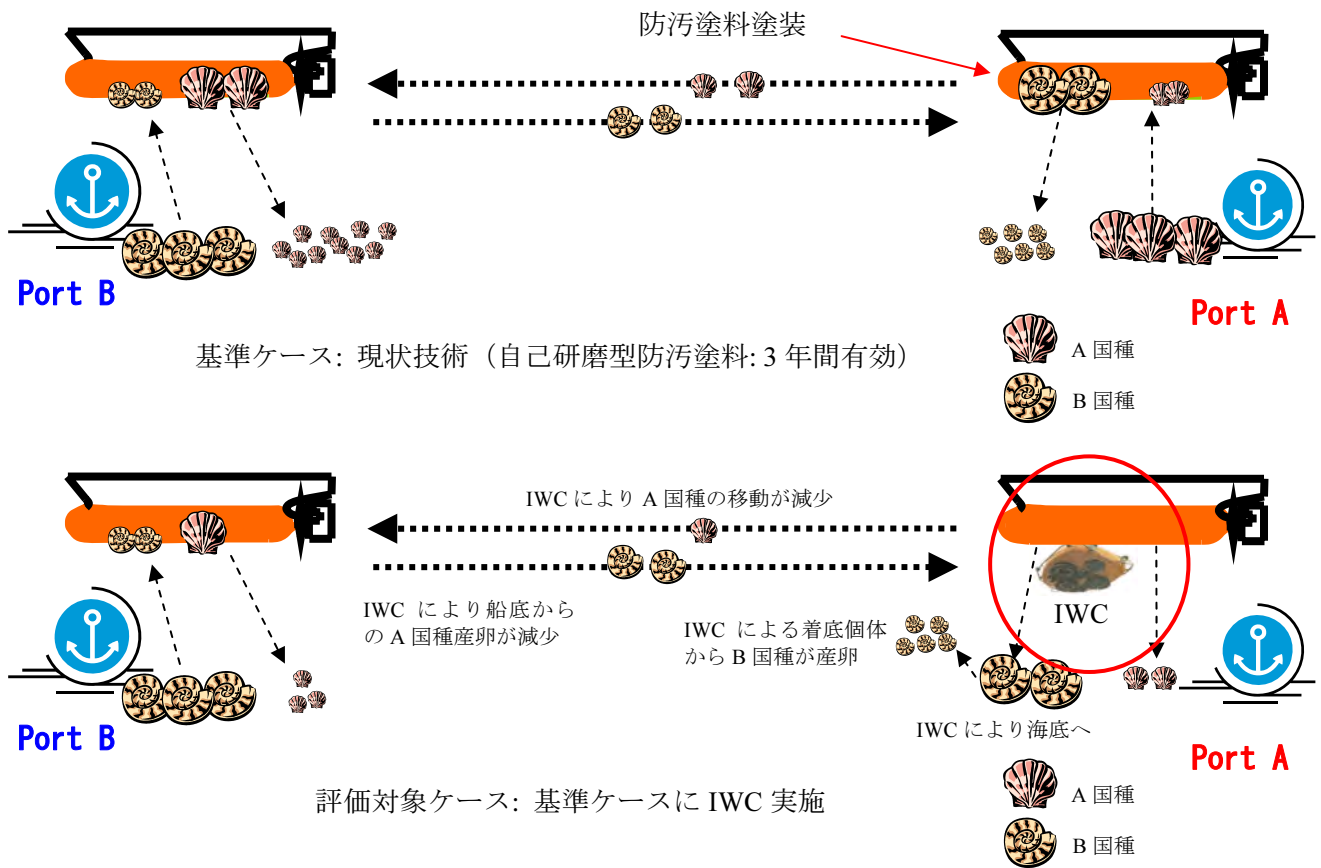


Figure 6.2-3 IWCによる産卵数削減効果の模式図

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/10,000mm<sup>2</sup>、出渠後2年で $10^4$ 個/10,000mm<sup>2</sup>、出渠後3年で $10^5$ 個/10,000mm<sup>2</sup>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<sup>\*1</sup>実施後に船体付着した年間延べ性成熟個体数<sup>\*2</sup>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 mm<sup>2</sup>/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<sup>\*1</sup>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 mm<sup>2</sup>

出渠後 経過年数	基準ケース (計算ケース 1)	IWC 実施 <sup>*1</sup> (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	$1.56 \times 10^3$	$1.56 \times 10^3$	0.0	$1.56 \times 10^3$
2 年	$4.51 \times 10^4$	$2.13 \times 10^4$	$9.79 \times 10^3$	$3.11 \times 10^4$
3 年	$2.78 \times 10^5$	$6.37 \times 10^4$	$2.02 \times 10^5$	$2.66 \times 10^5$

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)

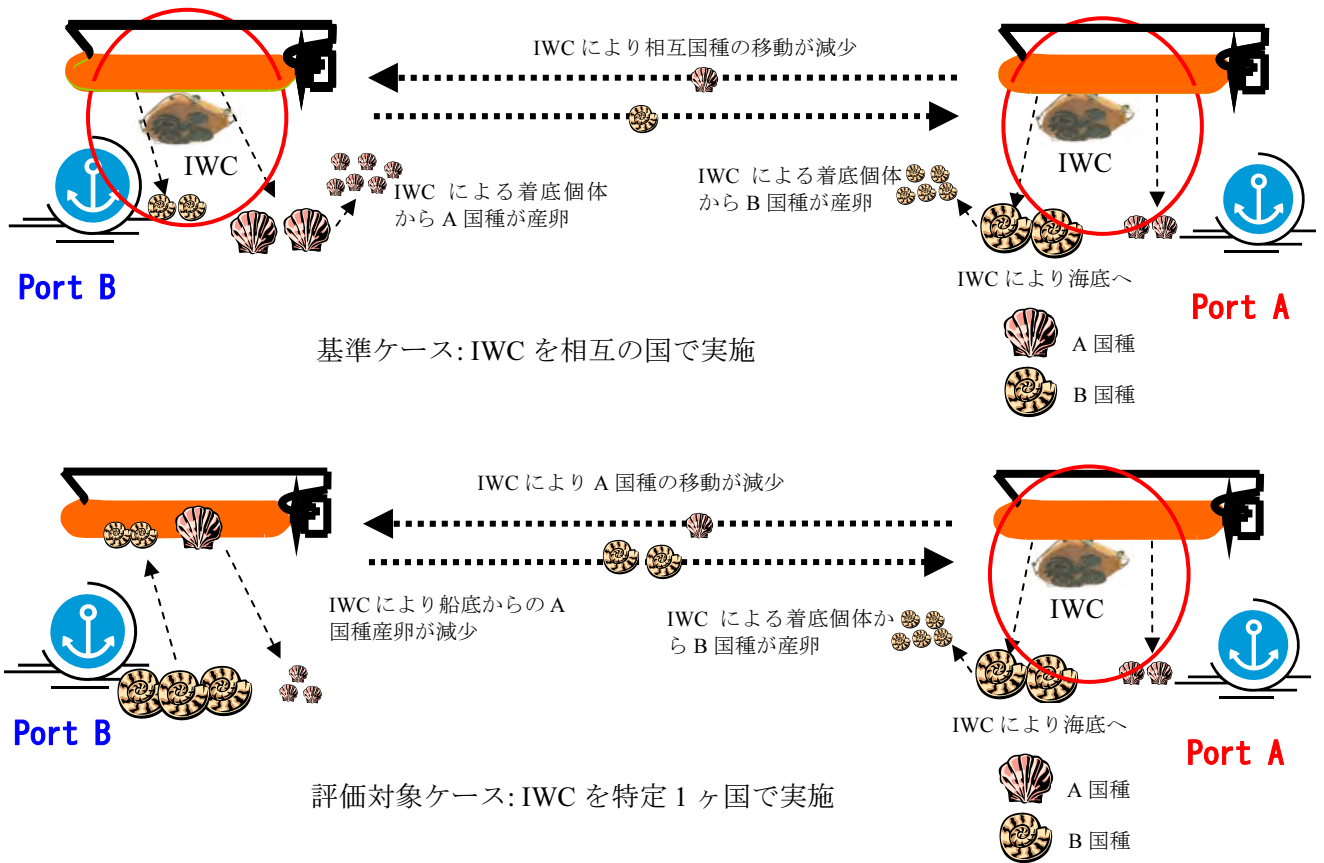


Figure 6.2-4 IWC 実施国の偏りによる産卵数変化の模式図

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 mm<sup>2</sup>、出渠後 2 年間で  $10^4$  個/10,000 mm<sup>2</sup>、出渠後 3 年間で  $10^5$  個/10,000 mm<sup>2</sup> 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 ( $4.68 \times 10^5$  個) を、IWC を 2 ヶ国で実施した場合の 3 年累積産卵数 ( $2.66 \times 10^5$  個) の 1.76 倍にし、逆に IWC 非実施国の 3 年累積産卵数 ( $6.37 \times 10^4$  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 ( $2.66 \times 10^5$  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 ( $4.68 \times 10^5$  個: Table 6.2-23 の (c) + (d)) と IWC 非実施国の 3 年累積産卵数 ( $6.37 \times 10^4$  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 mm<sup>2</sup>/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 mm<sup>2</sup>

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	$1.56 \times 10^3$	0.0	$1.56 \times 10^3$	$1.56 \times 10^3$	0.0	$1.56 \times 10^3$
2年	$2.13 \times 10^4$	$9.79 \times 10^3$	$3.11 \times 10^4$	$2.13 \times 10^4$	$1.96 \times 10^4$	$4.09 \times 10^4$
3年	$6.37 \times 10^4$	$2.02 \times 10^5$	$2.66 \times 10^5$	$6.37 \times 10^4$	$4.04 \times 10^5$	$4.68 \times 10^5$

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 mm<sup>2</sup>、出渠後 3 年が  $10^5$  個/10,000 mm<sup>2</sup> 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 mm<sup>2</sup> 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 mm<sup>2</sup> 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 mm<sup>2</sup>/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 mm<sup>2</sup>

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	$1.56 \times 10^3$	0.0	$1.56 \times 10^3$	0.0	0.0	0.0
2 年	$2.13 \times 10^4$	$9.79 \times 10^3$	$3.13 \times 10^4$	0.0	$1.45 \times 10^4$	$1.46 \times 10^4$
3 年	$6.37 \times 10^4$	$2.02 \times 10^5$	$2.66 \times 10^5$	0.0	$2.43 \times 10^5$	$2.43 \times 10^5$

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)

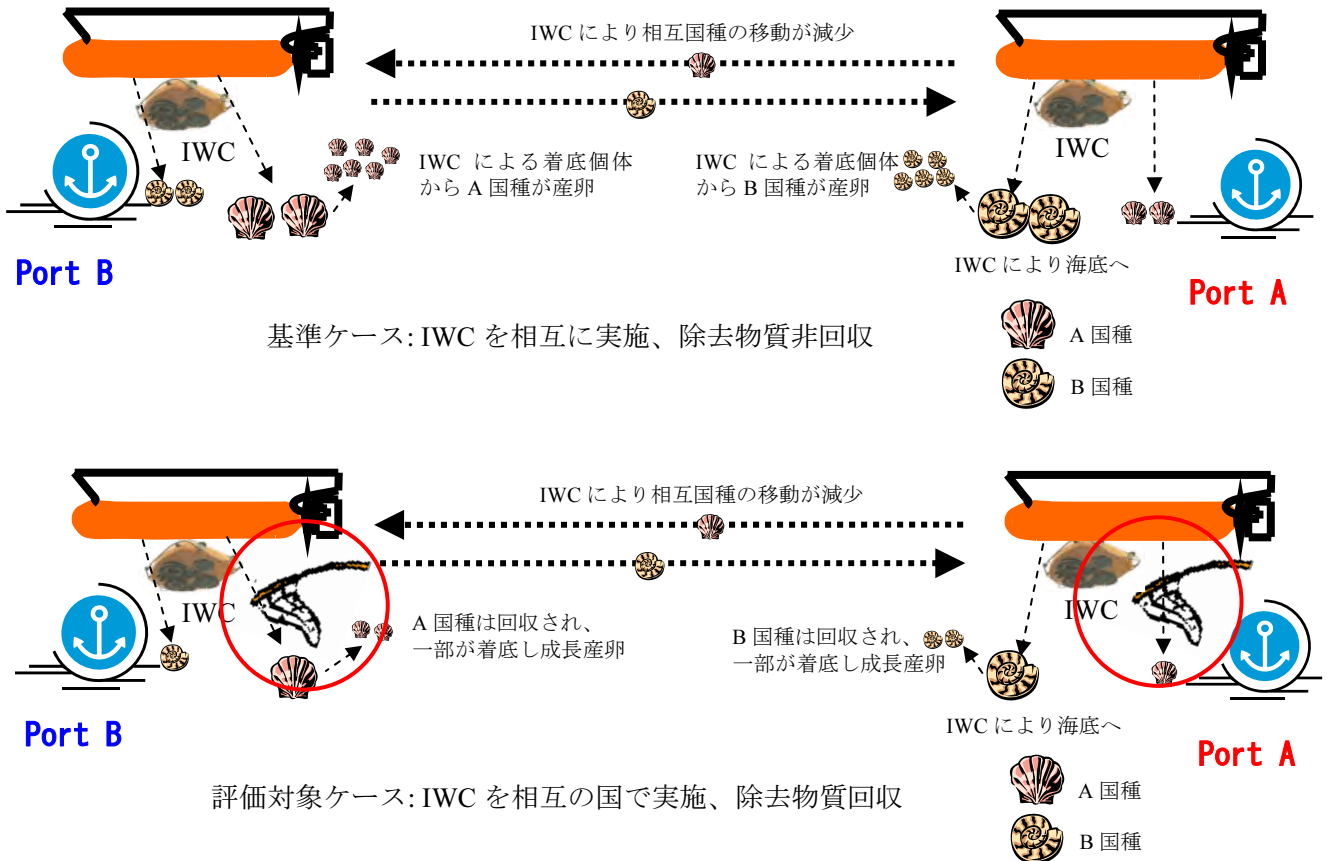


Figure 6.2-5 IWC 除去物質回収による産卵数変化の模式図

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<sup>2</sup>、メッシュサイズ 5 mm 及び 0.5 mm で  $10^4$  個/10,000 mm<sup>2</sup> 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 6.2-32 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 mm<sup>2</sup>、出渠後 2 年間及び出渠後 3 年間で  $10^5$  個/10,000 mm<sup>2</sup> 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。

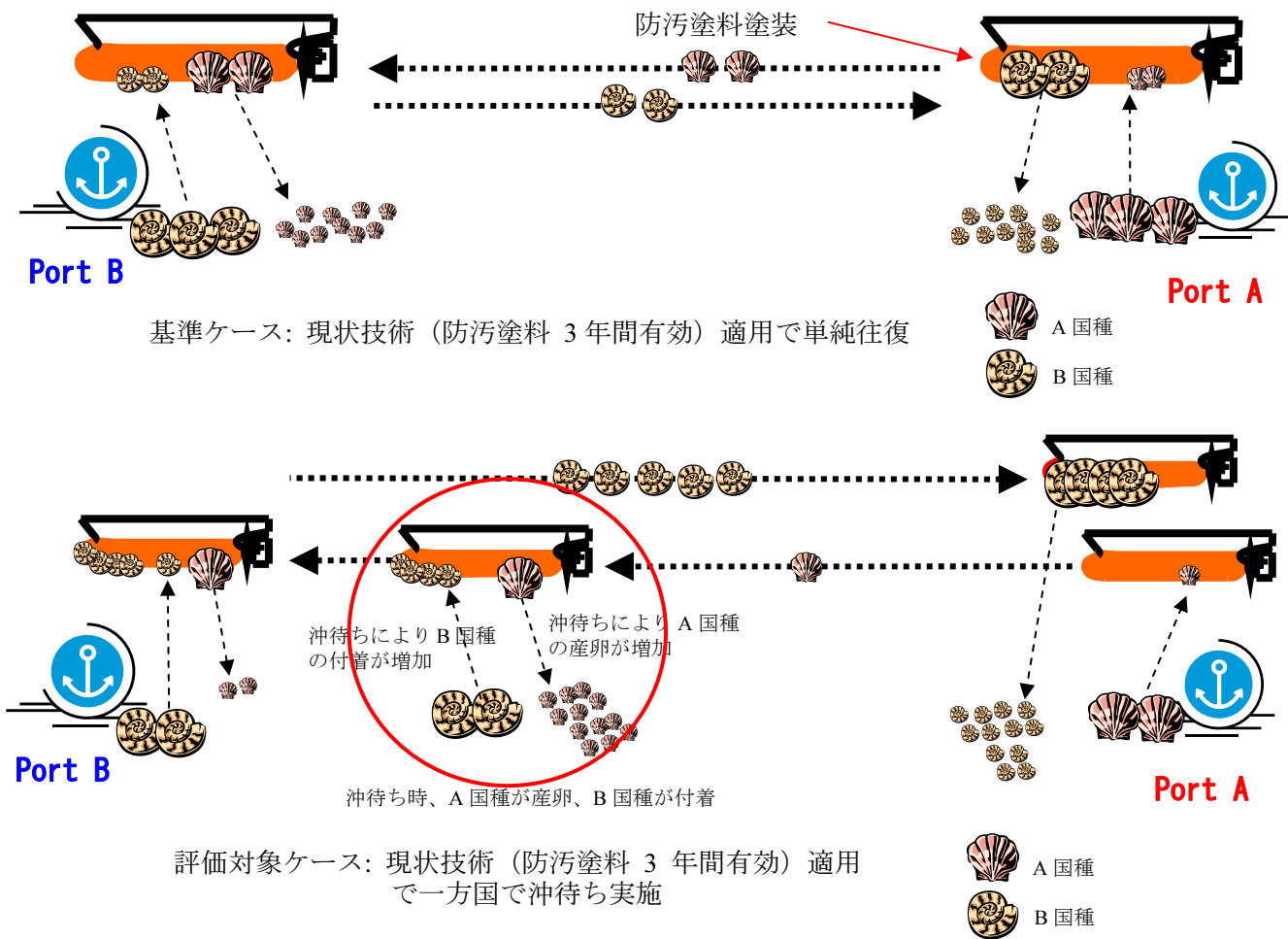


Figure 6.2-6 沖待ちによる産卵数変化の模式図

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 mm<sup>2</sup>/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 mm<sup>2</sup>

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	$1.56 \times 10^3$	$5.21 \times 10^3$	$4.12 \times 10^3$
2年	$4.51 \times 10^4$	$1.31 \times 10^5$	$1.36 \times 10^5$
3年	$2.79 \times 10^5$	$8.68 \times 10^5$	$8.29 \times 10^5$

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 mm<sup>2</sup>、出渠後2年が $10^5$ 個/10,000 mm<sup>2</sup>、出渠後3年では

10<sup>5</sup>個/10,000 mm<sup>2</sup>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。

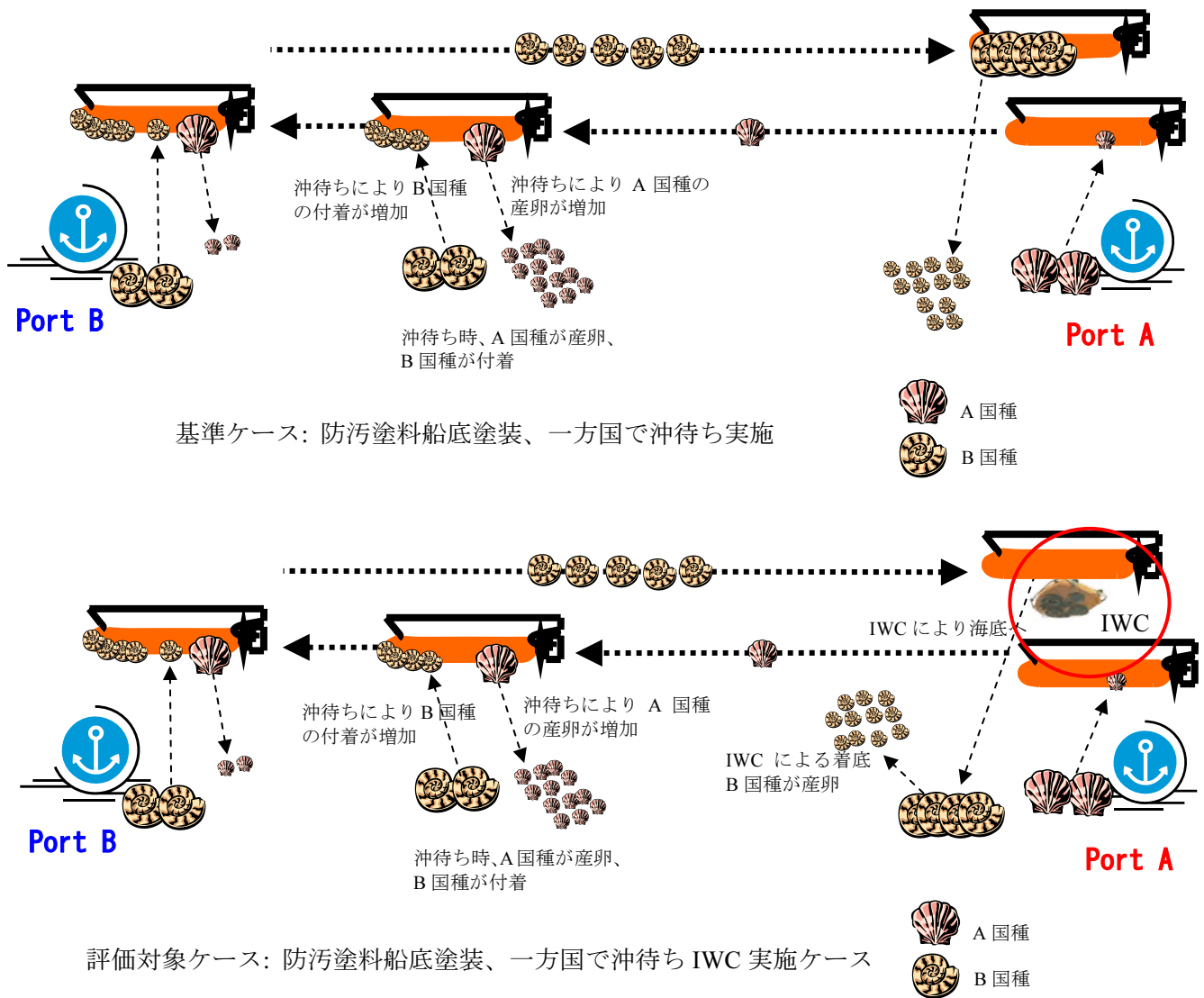


Figure 6.2-7 沖待ちした国と反対の国で IWC を実施した場合の生物付着と産卵数変化の模式図



**Table 6.2-38 B 国沖待ちの場合における現状技術（自己研磨型防汚塗料）と IWC 後に船体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 により海域に飛散した個体を起源とする性成熟個体数<sup>\*1</sup>**

単位: 個体/10,000 mm<sup>2</sup>/年

区間	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 <sup>*2</sup> (網による回収せず) (計算ケース 13)			
	A 国で船体に付着して B 国で産卵する年間延べ性成熟個体数		IWC 実施後に船体に付着し性成熟する年間延べ個体数			
	IWC により海域に飛散した個体及び飛散後に性成熟した個体数		IWC により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			
0-1 年	1.1	0.9	1.1	0.9	0.0	0.0
1-2 年	27.2	28.3	13.3	13.5	0.9	7.3
2-3 年	158.3	149.0	34.7	29.4	25.0	175.3

\*1: 1 年間、単位面積当たりの延べ個体数

\*2: 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 6.2-39 B 国沖待ちの場合における現状技術（自己研磨型防汚塗料）と IWC<sup>\*1</sup> 後に船体付着した個体を起源とする性成熟個体からの累積産卵数、及び IWC により海域に飛散した個体を起源とした性成熟個体からの累積産卵数**

単位: 産卵数/10,000 mm<sup>2</sup>

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		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)				
	B 国で船体に付着する個体の A 国での累積産卵数		(a) A 国で船体に付着し B 国で産卵した数	(b) B 国で船体に付着し 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	(b) + (d) B 国で船体に付着し A 国で産卵した数	合計 <sup>*2</sup>
1 年	$5.21 \times 10^3$	$4.12 \times 10^3$	$5.21 \times 10^3$	$4.12 \times 10^3$	0.0	0.0	$5.21 \times 10^3$	$4.12 \times 10^3$	$4.12 \times 10^3$
2 年	$1.32 \times 10^4$	$1.36 \times 10^5$	$6.68 \times 10^4$	$6.71 \times 10^4$	$4.23 \times 10^3$	$3.38 \times 10^4$	$7.11 \times 10^4$	$7.11 \times 10^4$	$1.01 \times 10^5$
3 年	$8.68 \times 10^5$	$8.29 \times 10^5$	$2.28 \times 10^5$	$2.04 \times 10^5$	$1.21 \times 10^5$	$8.51 \times 10^5$	$3.49 \times 10^5$	$3.49 \times 10^5$	$1.05 \times 10^6$

\*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

\*2: 基準ケースとの比較対象

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)	(a)+(c) A国で船体に付 着しB国で産卵 した数	(b)+(d) B国で船体に付 着しA国で産卵 した数
	(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	(b)+(d) B国で船体に付 着しA国で産卵 した数
1年	1	0.791	1	0	1	0.791
2年	1	1.03	0.507	0.0321	0.539	0.766
3年	1	0.954	0.263	0.139	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效果	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10mm、5mm、0.5mmの網で回収	10mm：41.3 5mm：34.5 0.5mm：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
<b>Active substance (活性物質)</b>	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。
<b>Anti-fouling coating system (AFCS)</b>	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。
<b>Anti-fouling system (AFS)</b>	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。
<b>Biofouling</b>	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]
<b>Clean ship</b>	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。
<b>In-water cleaning (IWC)</b>	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
<b>Macro biofouling</b>	<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>
<b>Marine Growth Prevention System (MGPS)</b>	<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>
<b>Micro biofouling</b>	<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>
<b>Risk of aquatic species transferring (生物の移出入リスク)</b>	<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>
<b>Risk of invasion (侵入リスク)</b>	<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>
<b>Slime layer (スライム層)</b>	<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>
<b>入渠時 (ドライドック) の船体各部の清掃</b>	<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>
<b>防汚塗料</b>	<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
<b>性能基準</b>	<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>
<b>搭載基準</b>	<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>
<b>運用基準</b>	<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>
<b>一般海域</b>	<p>一般海域とは、特別海域以外の全世界の海域である。</p>
<b>特別海域</b>	<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。

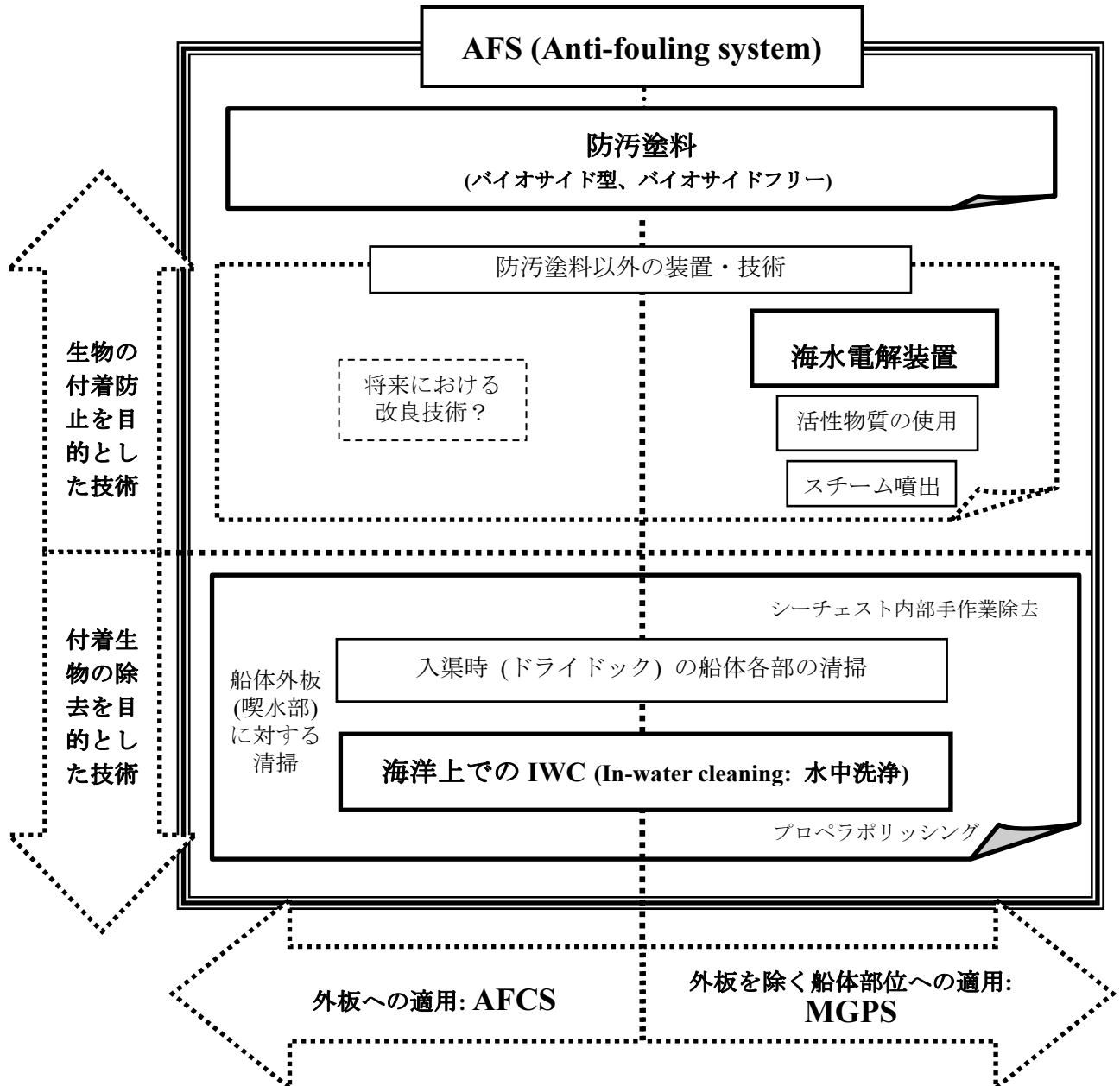


Figure 7.1-1 本調査における船体付着防止技術（AFS）の相関図

### 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<sup>1)</sup> (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><b>AFCS 製品 (防汚塗料): 付着防止技術</b></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<sup>2)</sup>。</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><b>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</b></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<sup>2)</sup>。</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><b>IWC 装置: 付着物除去装置<sup>3)</sup></b></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<sup>4)</sup>。</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<sup>5)</sup> 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 <math>\mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{min}</math>] 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。

<sup>1)</sup> 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。

<sup>2)</sup> 各ランクは Table 7.2-3、Table 7.2-4 参照。

<sup>3)</sup> 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。

<sup>4)</sup> 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。

<sup>5)</sup> 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 <sup>6)</sup>
<b>付着防止技術</b> 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	<b>付着防止技術</b> 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
<b>付着物除去装置</b> 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。

<sup>6)</sup> 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 <sup>7)</sup> 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 <sup>8)</sup> (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。

<sup>7)</sup> 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。

<sup>8)</sup> 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"> <li>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。</li> <li>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。</li> </ul>
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"> <li>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。</li> </ul>
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"> <li>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。</li> <li>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。</li> <li>付着防止、及び除去技術や装置の低コスト化が望まれる。</li> </ul>
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"> <li>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。</li> <li>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。</li> </ul>
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"> <li>AFCS からの活性物質の leaching rate</li> <li>活性物質の環境中での化学構造の変化と環境運命</li> <li>複合毒性（WET 試験）による有害性の評価</li> </ul>
第6章 生物移入リスク	<ul style="list-style-type: none"> <li>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。</li> <li>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。</li> <li>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。</li> </ul>
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"> <li>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。</li> </ul>



# 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。

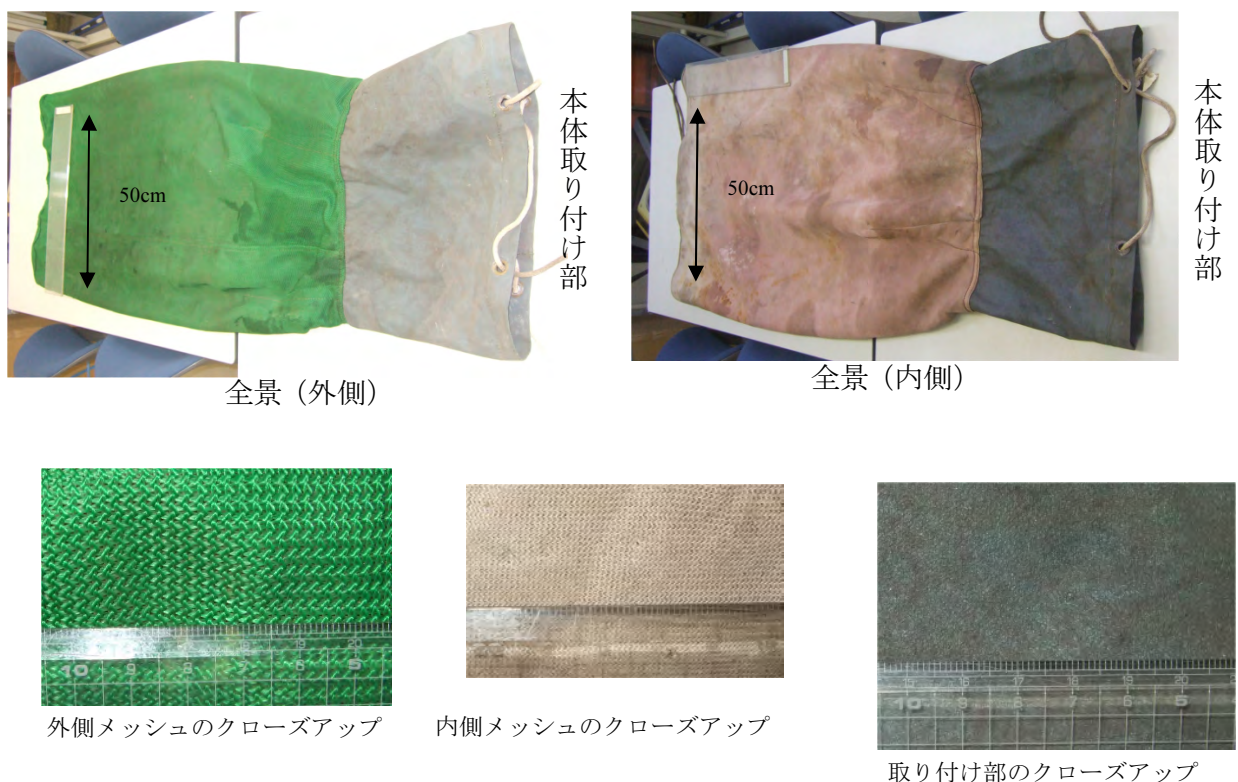


Figure 1 外板用 IWC 装置現況回収網

## 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  $2.5 \text{ g/cm}^3$  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  $0.025 \text{ mm}$ 、 $0.300 \text{ mm}$ 、 $0.355 \text{ mm}$  および  $0.420 \text{ mm}$  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、 $100 \text{ g}$  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  $0.90 \text{ g}$  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、 $1.13 \text{ g}$  が存在する。よって、No.4 および No.6 のガラスビーズを各  $100 \text{ g}$  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  $2 \text{ g}$  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  $100 \text{ g}$  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  $0.16 \text{ g}$  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  $100 \text{ g}$  使用した場合に含まれる重量は約  $0.4 \text{ g}$  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  $\mu\text{m}$  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	
		甲殻	<i>Artemia salina</i>	アルテミア	2 日間	LC50	MOR	290	
			<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	
			<i>Pagrus major</i>	マダイ	4 日間	LC50	MOR	9.6	
	棘皮		<i>Hemicentrotus pulcherrimus</i>	ハフンウニ	2 日間	EC50	DEV	4.3	
	慢性	淡水		<i>Pseudocentrotus depressus</i>	アカウニ	1 日間	LC50/EC50	MOR/IMBL	1.3 - 2.8
			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
			<i>Oncorhynchus mykiss</i>	ニジマス	28 日間	LC50	MOR	1.3	
海水		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)<sup>1</sup>

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)	
			(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ー		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>Elliottia 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)			
			(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 pugnator</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ー	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>Dendroaster 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ー	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>Dendroaster 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			

<sup>1</sup> トリブチルスズ (TBT) は、(n-C<sub>4</sub>H<sub>9</sub>)<sub>3</sub>Sn-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),  $\alpha_2, \alpha_3$ : 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)



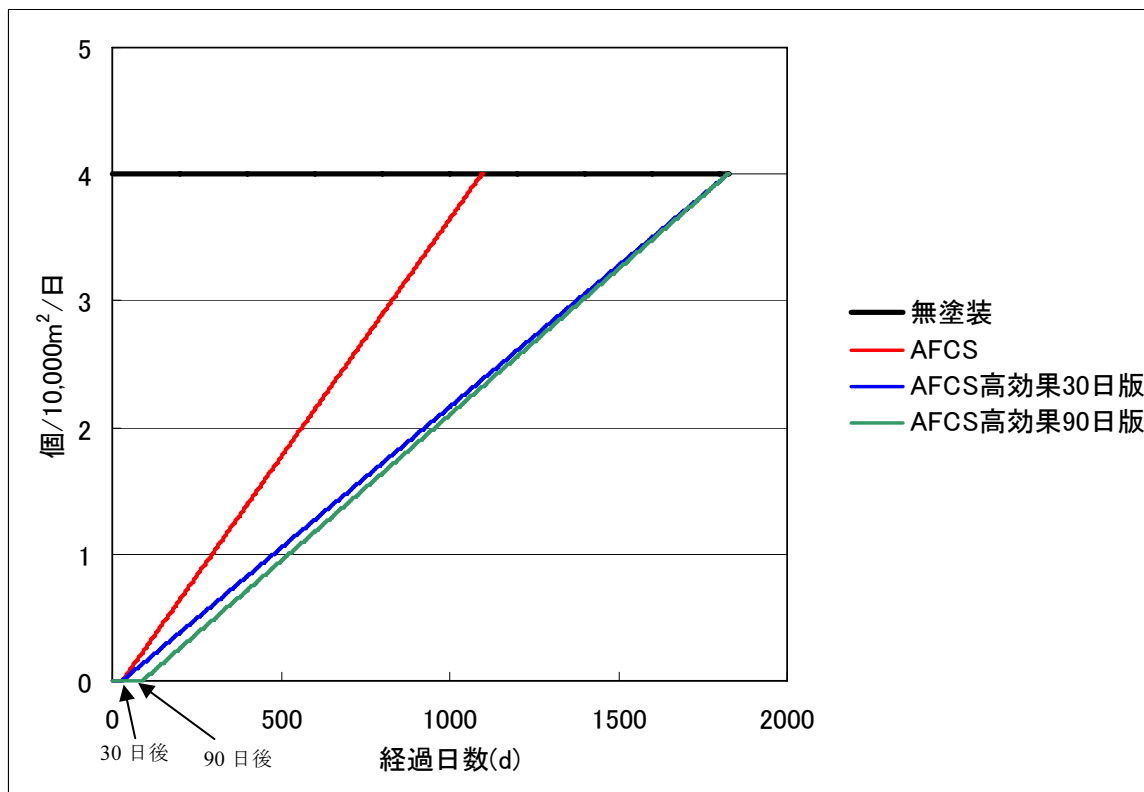


Figure 1-1 高性能防汚塗料を使用した場合の初期幼生付着個数の変化

### 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,  $\beta_2$ : 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),  $\alpha_2, \alpha_3$ : 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

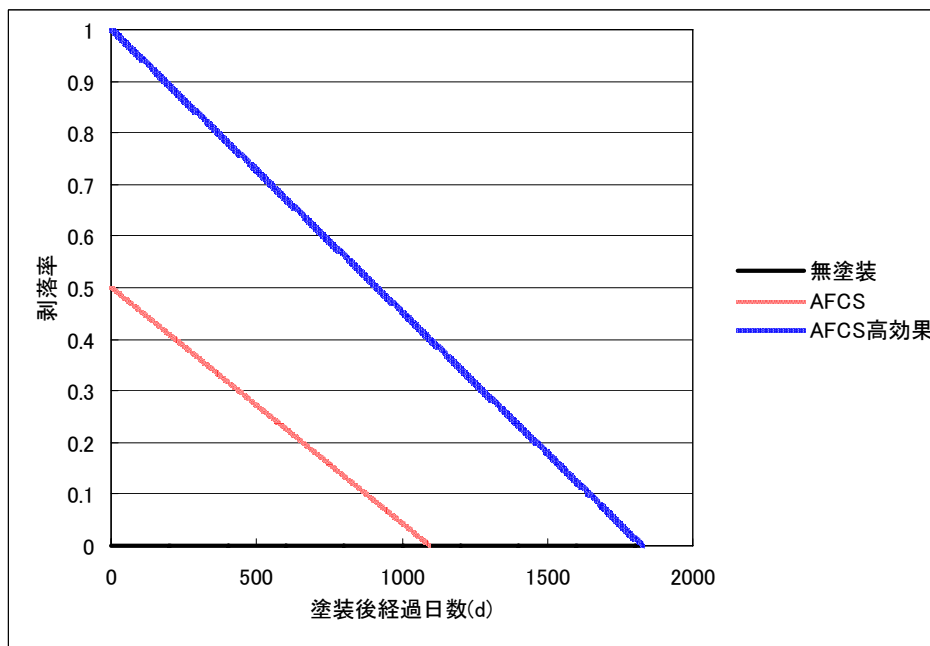


Figure 1-2 高性能防汚塗料における付着初期幼体の剥落率の変化

## 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<sup>1</sup>

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

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

<sup>1</sup> 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/10,000mm<sup>2</sup>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/10,000mm<sup>2</sup>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,  $\alpha_1$ : 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),  $\alpha_1$ : 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、 $5.58 \times 10^5$  個 / 雌 1 個体 / 1 産卵期間で、次の式で表される。

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

年間産卵数

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

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

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

$30 < d \leq 365$  の場合

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

$365 < d \leq 730$  の場合

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

$730 < d \leq 1095$  の場合

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

$d > 1095$  の場合

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

$n_{IW}$ :IWC 実施後の日あたり付着個体数(個体/日),  $\alpha_1$ :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,  $\beta_1$ : 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,  $\alpha_1$ : 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),  $\alpha_1$ : 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 /10,000mm<sup>2</sup>/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 10,000mm<sup>2</sup>/日 当たりの個数を示した。

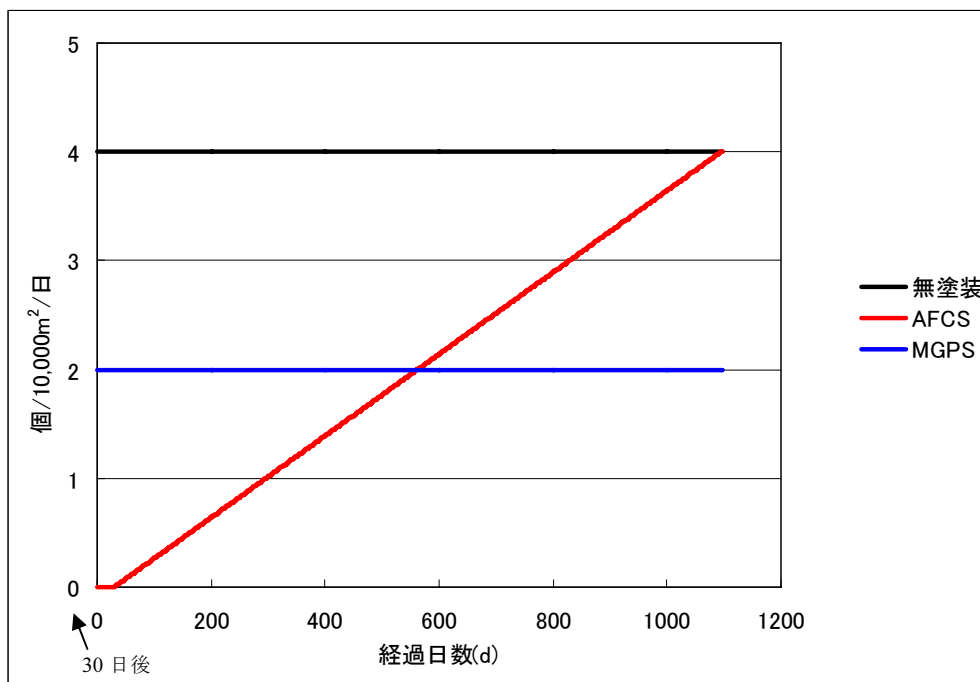


Figure 1-3 3年間有効防汚塗料と海水電解装置による初期幼生付着個数の変化

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),  $\alpha_{MG}$ : 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,  $\beta_3$ :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),  $\alpha_{MG}$ :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

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

$s_{nMG}$ :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	$1.5 \times 10^3$	$1.5 \times 10^3$	0	0	0	0
	1-2年	$4.4 \times 10^4$	$2.0 \times 10^4$	$9.8 \times 10^3$	0	0	0
	2-3年	$2.3 \times 10^5$	$4.2 \times 10^4$	$1.9 \times 10^5$	$4.6 \times 10^4$	$2.8 \times 10^4$	0
累積産卵数*2	1年	$1.6 \times 10^3$	$1.6 \times 10^3$	0	0	0	0
	2年	$4.5 \times 10^4$	$2.1 \times 10^4$	$9.8 \times 10^3$	0	0	0
	3年	$2.8 \times 10^5$	$6.4 \times 10^4$	$2.0 \times 10^5$	$4.6 \times 10^4$	$2.8 \times 10^4$	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（100,000mm<sup>2</sup>）あたりの産卵数および累積産卵数

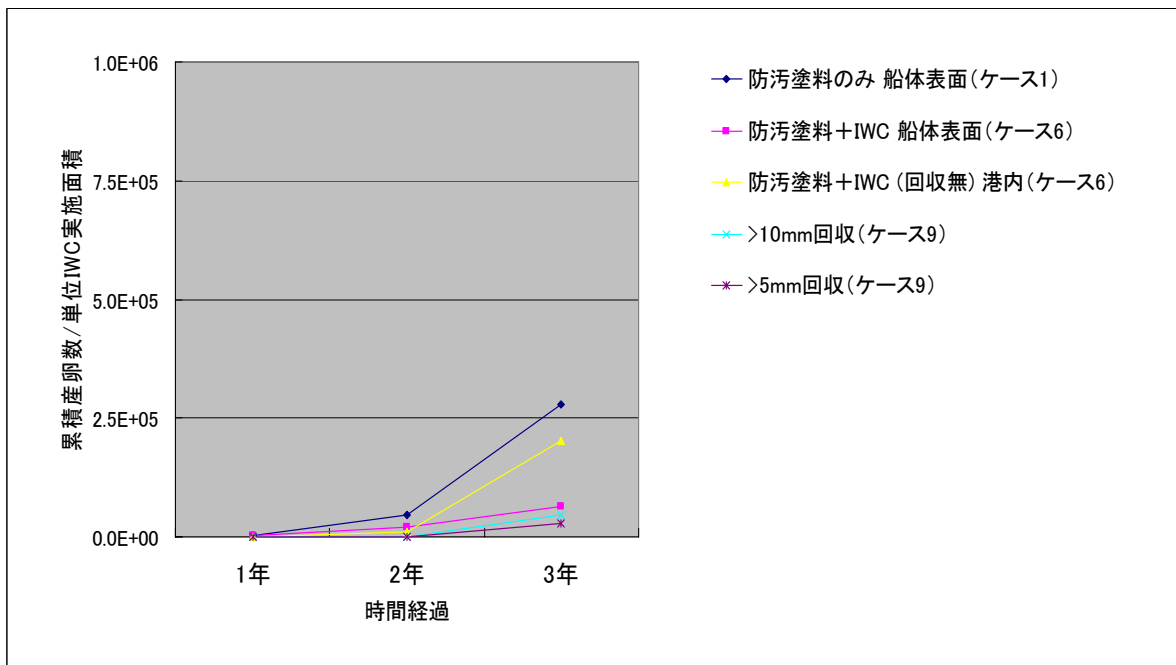


Figure 2-1 3年有効防汚塗料（非付着期間30日）とIWC（生残率10%）を1年間隔で実施時の累積産卵数

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	$2.4 \times 10^3$	$2.4 \times 10^3$	0	0	0	0
	1-2年	$6.6 \times 10^4$	$3.0 \times 10^4$	$1.5 \times 10^4$	0	0	0
	2-3年	$3.5 \times 10^5$	$5.9 \times 10^4$	$2.9 \times 10^5$	$7.0 \times 10^4$	$4.3 \times 10^4$	0
累積産卵数*2	1年	$2.4 \times 10^3$	$2.4 \times 10^3$	0	0	0	0
	2年	$6.9 \times 10^4$	$3.2 \times 10^4$	$1.5 \times 10^4$	0	0	0
	3年	$4.2 \times 10^5$	$9.2 \times 10^4$	$3.1 \times 10^5$	$7.0 \times 10^4$	$4.3 \times 10^4$	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（100,000mm<sup>2</sup>）あたりの産卵数および累積産卵数

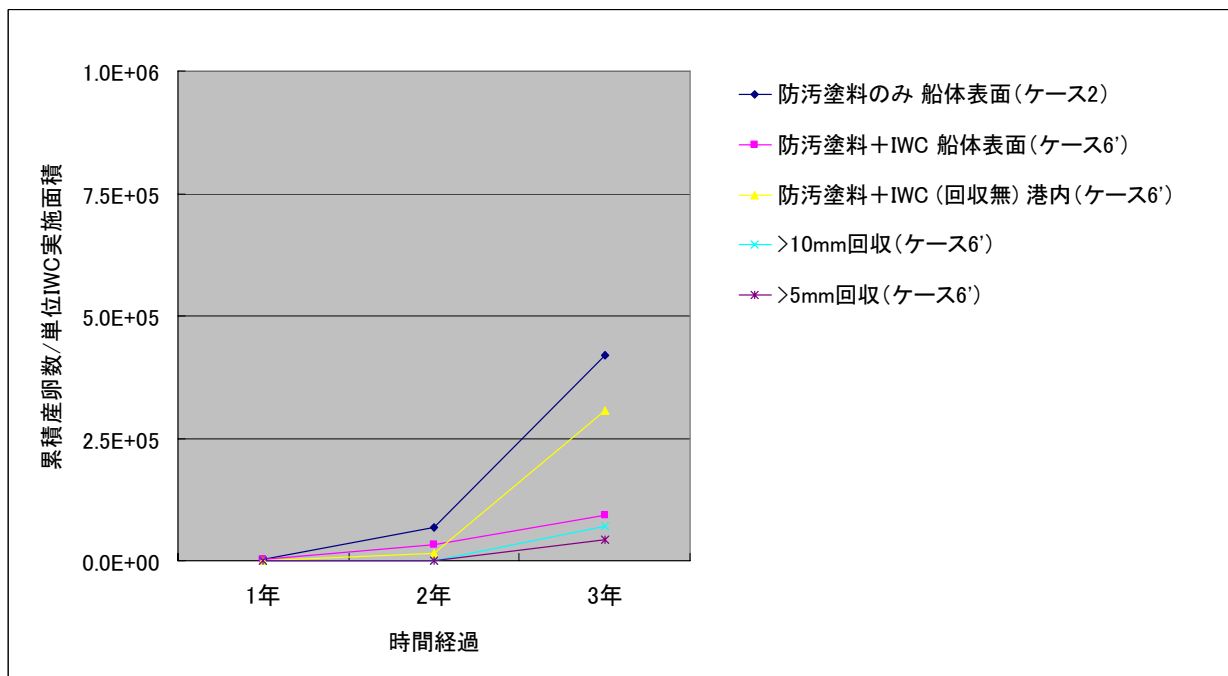


Figure 2-2 2年有効防汚塗料（非付着期間 30日）とIWC（生残率 10%）を1年間隔で実施時の累積産卵数

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	$4.9 \times 10^3$	$4.9 \times 10^3$	0	0	0	0
	1-2 年	$1.3 \times 10^5$	$5.1 \times 10^4$	$3.1 \times 10^4$	0	0	0
	2-3 年	$5.5 \times 10^5$	$6.0 \times 10^4$	$5.5 \times 10^5$	$1.5 \times 10^5$	$8.9 \times 10^4$	0
累積産卵数*2	1 年	$4.9 \times 10^3$	$4.9 \times 10^3$	0	0	0	0
	2 年	$1.3 \times 10^5$	$5.6 \times 10^4$	$3.1 \times 10^4$	0	0	0
	3 年	$6.8 \times 10^5$	$1.2 \times 10^5$	$5.8 \times 10^5$	$1.5 \times 10^5$	$8.9 \times 10^4$	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 (100,000mm<sup>2</sup>) あたりの産卵数および累積産卵数

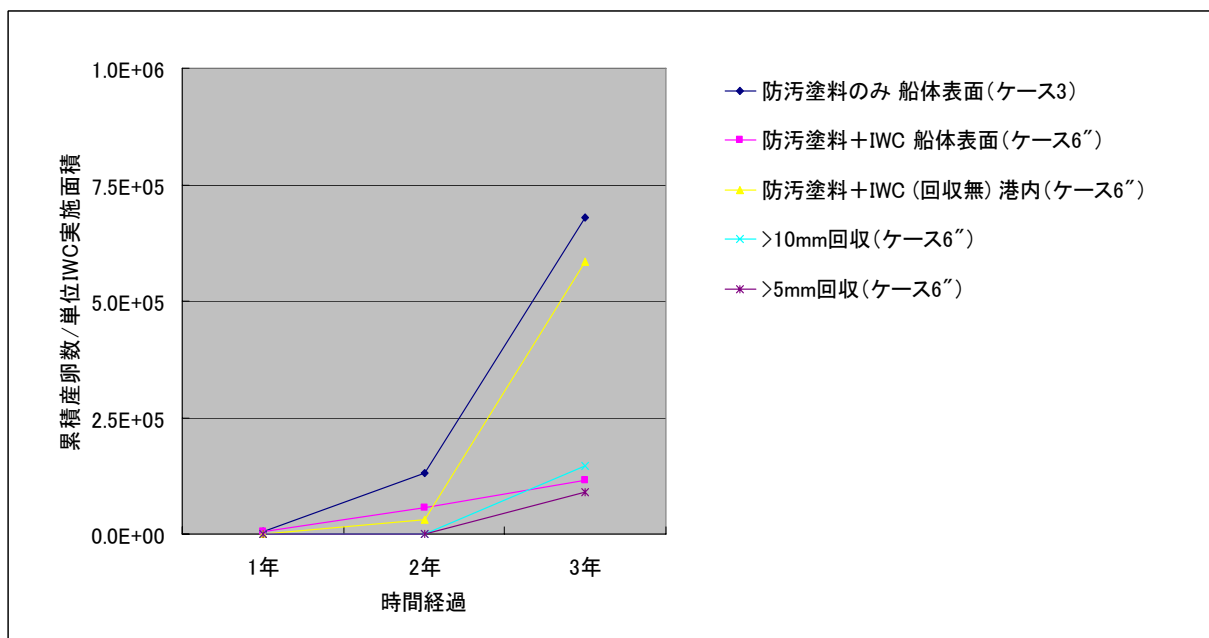


Figure 2-3 1 年有効防汚塗料（非付着期間 30 日）と IWC（生残率 10%）を 1 年間隔で実施時の累積産卵数

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	$1.0 \times 10^2$	$1.0 \times 10^2$	0	0	0	0
	1-2年	$6.8 \times 10^3$	$4.1 \times 10^3$	$7.2 \times 10^2$	0	0	0
	2-3年	$5.1 \times 10^4$	$1.3 \times 10^4$	$3.3 \times 10^4$	$6.7 \times 10^3$	$4.5 \times 10^3$	0
累積産卵数*2	1年	$1.0 \times 10^2$	$1.0 \times 10^2$	0	0	0	0
	2年	$6.9 \times 10^3$	$4.2 \times 10^3$	$7.2 \times 10^2$	0	0	0
	3年	$5.8 \times 10^4$	$1.7 \times 10^4$	$3.4 \times 10^4$	$6.7 \times 10^3$	$4.5 \times 10^3$	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（100,000mm<sup>2</sup>）あたりの産卵数および累積産卵数

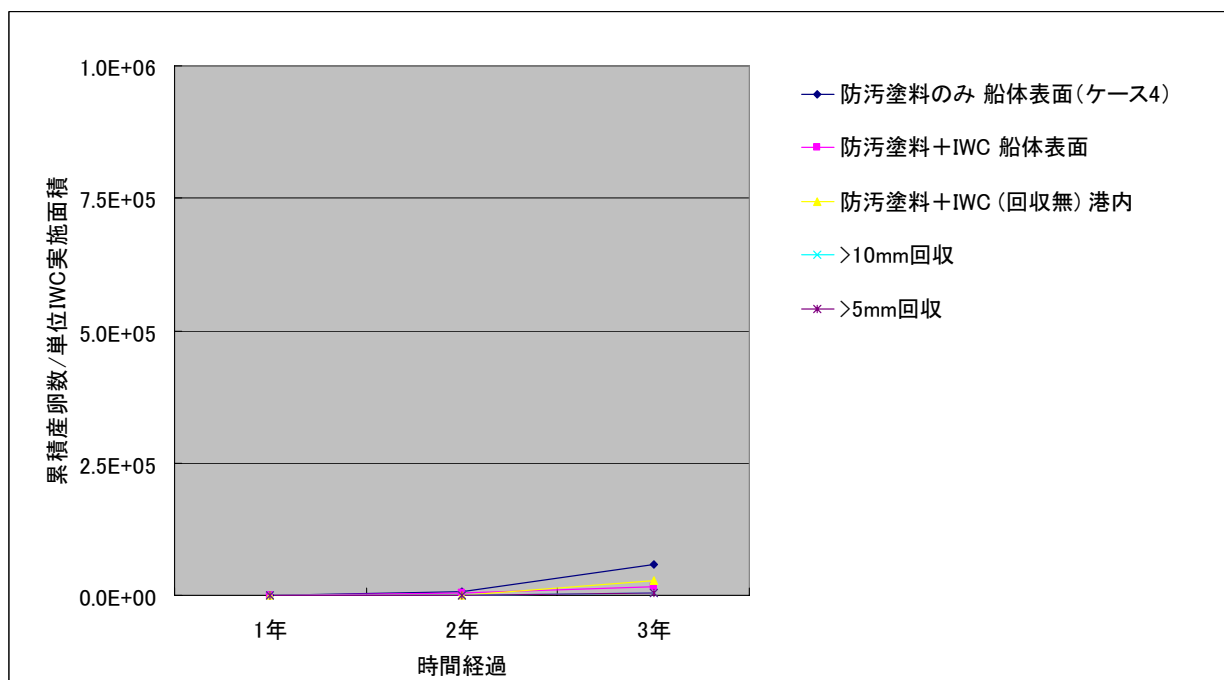


Figure 2-4 5年有効防汚塗料（非付着期間30日）とIWC（生残率10%）を1年間隔で実施時の累積産卵数



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	$2.9 \times 10^1$	$2.9 \times 10^1$	0	0	0	0
	1-2年	$5.6 \times 10^3$	$3.6 \times 10^3$	$2.9 \times 10^2$	0	0	0
	2-3年	$4.5 \times 10^4$	$1.2 \times 10^4$	$2.8 \times 10^4$	$5.3 \times 10^3$	$3.7 \times 10^3$	0
累積産卵数*2	1年	$2.9 \times 10^1$	$2.9 \times 10^1$	0	0	0	0
	2年	$5.6 \times 10^3$	$3.6 \times 10^3$	$2.9 \times 10^2$	0	0	0
	3年	$5.1 \times 10^4$	$1.6 \times 10^4$	$2.8 \times 10^4$	$5.3 \times 10^3$	$3.8 \times 10^3$	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（100,000mm<sup>2</sup>）あたりの産卵数および累積産卵数

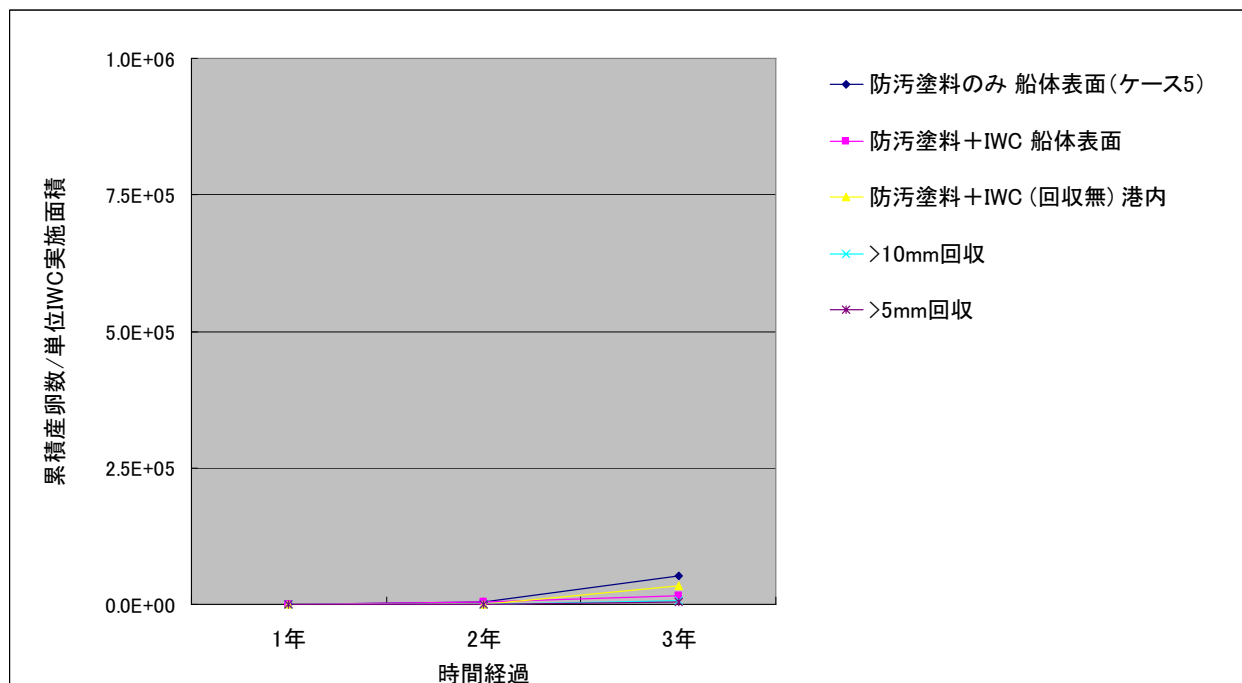


Figure 2-5 5年有効防汚塗料（非付着期間90日）とIWC（生残率10%）を1年間隔で実施時の累積産卵数

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	$1.6 \times 10^3$	$1.6 \times 10^3$	0	0	0	0
	1-2年	$4.4 \times 10^4$	$2.0 \times 10^4$	$9.8 \times 10^3$	0	0	0
	2-3年	$2.3 \times 10^5$	$4.2 \times 10^4$	$1.9 \times 10^4$	$4.6 \times 10^4$	$2.8 \times 10^4$	0
	3-4年	$6.6 \times 10^5$	$6.8 \times 10^4$	$7.0 \times 10^5$	$1.9 \times 10^5$	$1.1 \times 10^5$	0
	4-5年	$1.3 \times 10^6$	$6.3 \times 10^4$	$1.6 \times 10^6$	$4.9 \times 10^5$	$2.6 \times 10^5$	0
累積産卵数*2	1年	$1.6 \times 10^3$	$1.6 \times 10^3$	0	0	0	0
	2年	$4.5 \times 10^4$	$2.1 \times 10^4$	$9.8 \times 10^3$	0	0	0
	3年	$2.8 \times 10^5$	$6.4 \times 10^4$	$2.0 \times 10^5$	$4.6 \times 10^4$	$2.8 \times 10^4$	0
	4年	$9.4 \times 10^5$	$1.3 \times 10^5$	$9.0 \times 10^5$	$2.4 \times 10^5$	$1.4 \times 10^5$	0
	5年	$2.2 \times 10^6$	$1.9 \times 10^5$	$2.5 \times 10^6$	$7.3 \times 10^5$	$4.0 \times 10^5$	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（100,000mm<sup>2</sup>）あたりの産卵数および累積産卵数

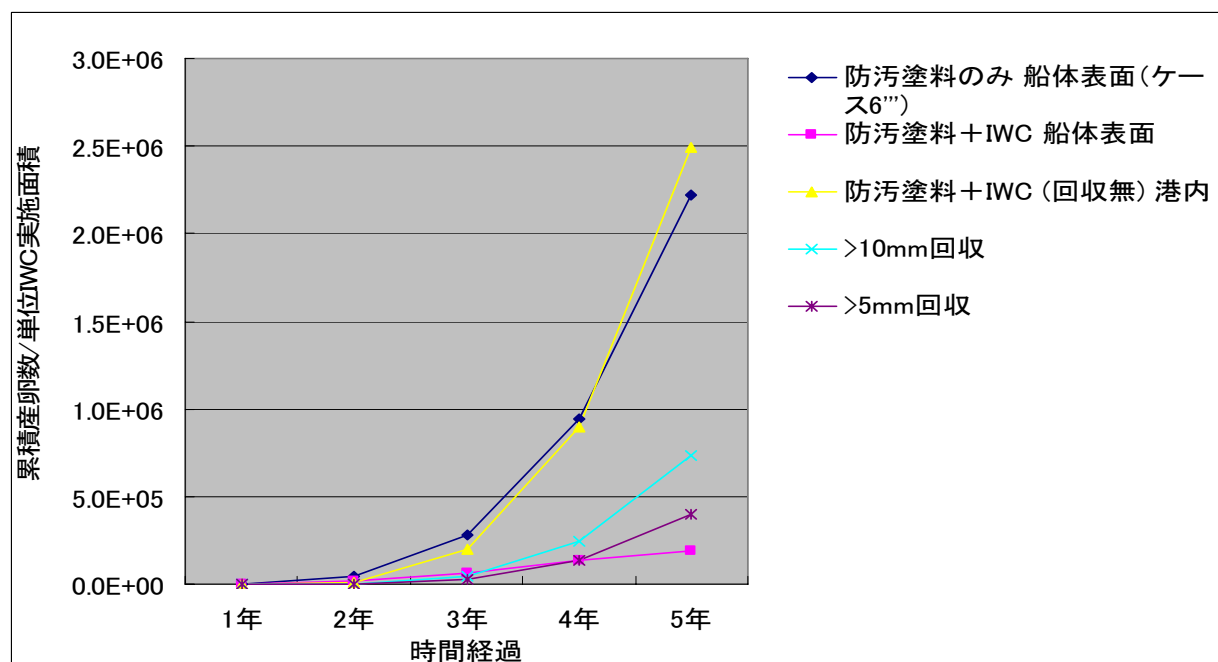


Figure 2-6 3年有効防汚塗料（非付着期間 90日）とIWC（生残率 10%）を1年間隔で実施、入渠間隔を5年に延長時の累積産卵数

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	$1.6 \times 10^3$	$1.6 \times 10^3$	0	0	0	0
	1-2年	$4.4 \times 10^4$	$2.0 \times 10^4$	$2.0 \times 10^4$	0	0	0
	2-3年	$2.3 \times 10^5$	$4.2 \times 10^4$	$3.8 \times 10^5$	$9.2 \times 10^4$	$5.6 \times 10^4$	0
累積産 卵数*2	1年	$1.6 \times 10^3$	$1.6 \times 10^3$	0	0	0	0
	2年	$4.5 \times 10^4$	$2.1 \times 10^4$	$2.0 \times 10^4$	0	0	0
	3年	$2.8 \times 10^5$	$6.4 \times 10^4$	$4.0 \times 10^5$	$9.2 \times 10^4$	$5.6 \times 10^4$	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(100,000mm<sup>2</sup>)あたりの産卵数および累積産卵数

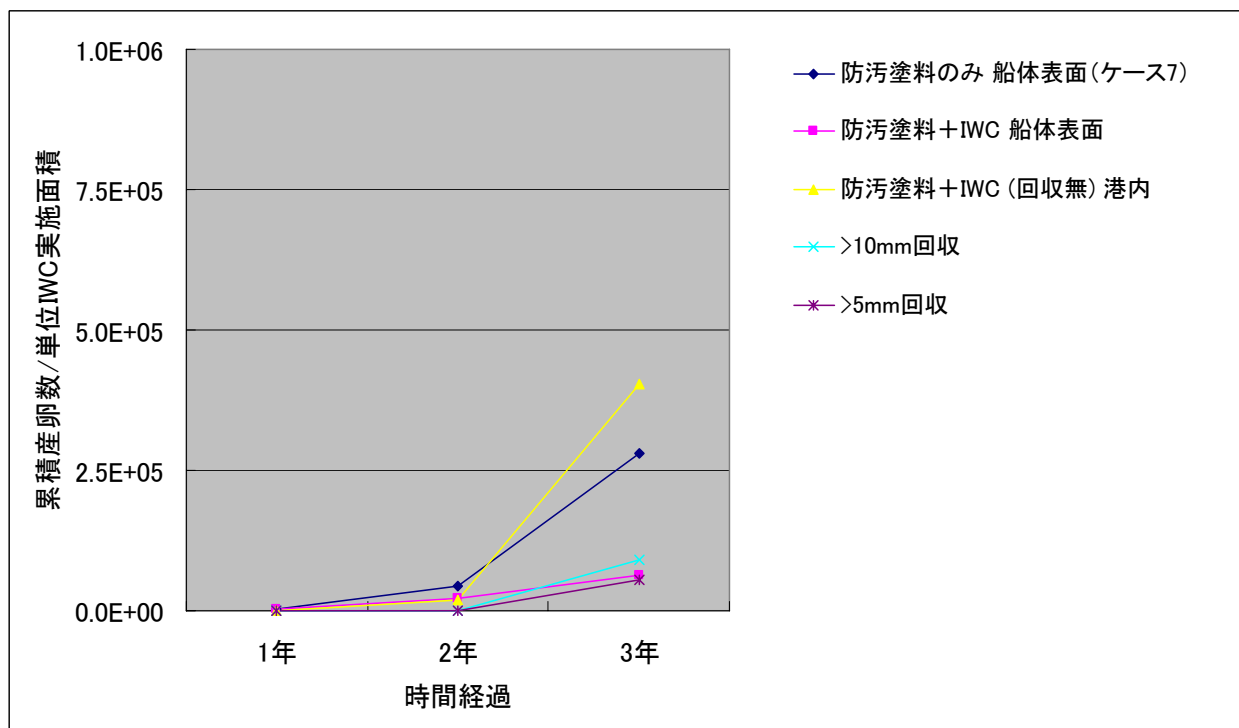


Figure 2-7 AB2か国運航時、A国のみ IWC(生残率 10%)を1年間隔で実施したときの A国の累積産卵数

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	$1.6 \times 10^3$	$1.6 \times 10^3$	0	0	0	0
	1-2 年	$4.4 \times 10^4$	$2.0 \times 10^4$	0	0	0	0
	2-3 年	$2.3 \times 10^5$	$4.2 \times 10^4$	0	0	0	0
累積産卵数*2	1 年	$1.6 \times 10^3$	$1.6 \times 10^3$	0	0	0	0
	2 年	$4.5 \times 10^4$	$2.1 \times 10^4$	0	0	0	0
	3 年	$2.8 \times 10^5$	$6.4 \times 10^4$	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 (100,000mm<sup>2</sup>) あたりの産卵数および累積産卵数

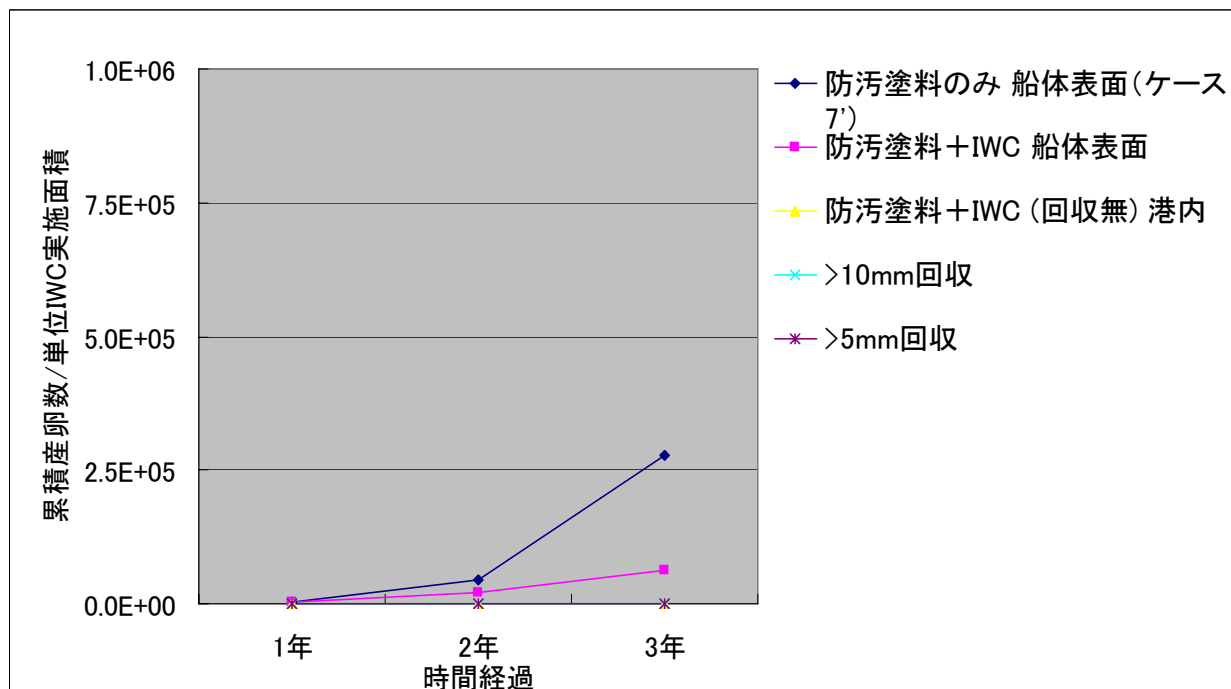


Figure 2-8 AB2か国運航時、A 国のみ IWC (生残率 10%) を 1 年間隔で実施したときの B 国の累積産卵数

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	$1.6 \times 10^3$	0	0	0	0	0
	1-2年	$4.4 \times 10^4$	0	$1.5 \times 10^4$	0	0	0
	2-3年	$2.3 \times 10^5$	0	$2.3 \times 10^5$	$1.4 \times 10^5$	$8.8 \times 10^4$	0
累積産 卵数*2	1年	$1.6 \times 10^3$	0	0	0	0	0
	2年	$4.5 \times 10^4$	0	$1.5 \times 10^4$	0	0	0
	3年	$2.8 \times 10^5$	0	$2.4 \times 10^5$	$1.4 \times 10^5$	$8.8 \times 10^4$	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 (100,000mm<sup>2</sup>) あたりの産卵数および累積産卵数

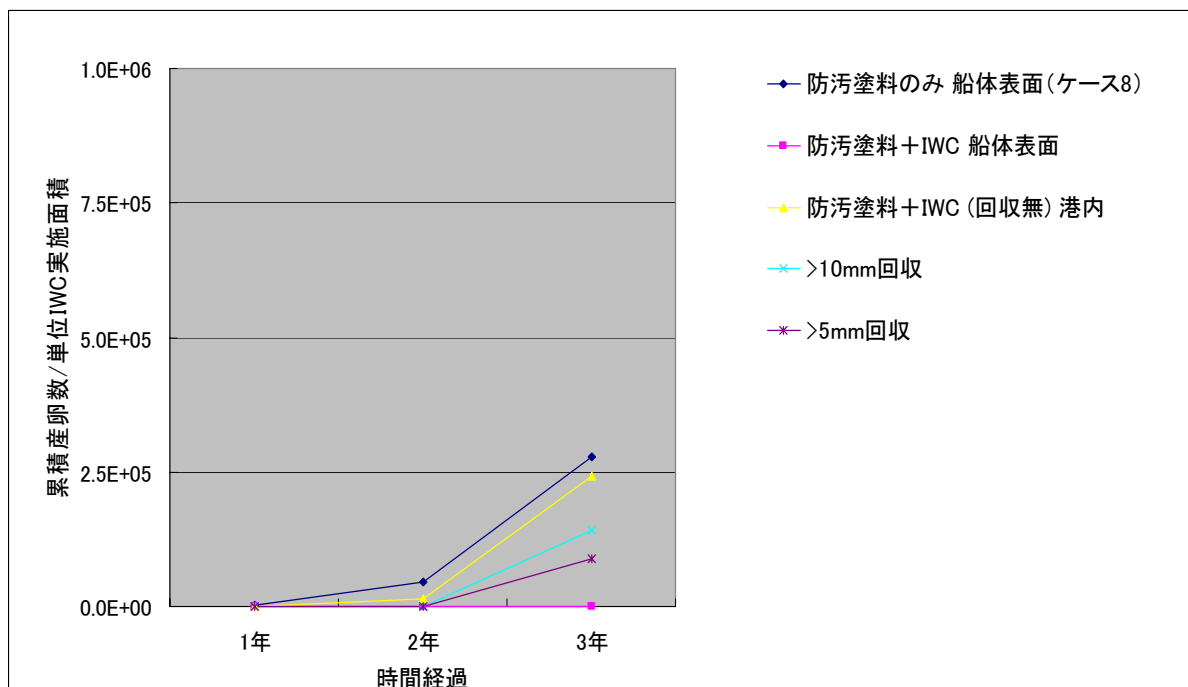


Figure 2-9 現状防汚塗料（3年有効, 非付着期間 30日）と IWC（生残率 10%）を 0.5 年間隔で実施時の累積産卵数

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	$2.6 \times 10^3$	$2.6 \times 10^3$	$1.6 \times 10^3$	0	0	0
	1-2年	$6.3 \times 10^4$	$6.3 \times 10^4$	$2.0 \times 10^4$	$1.6 \times 10^4$	0	0
	2-3年	$3.1 \times 10^5$	$2.9 \times 10^5$	$3.0 \times 10^4$	$2.7 \times 10^5$	$6.8 \times 10^4$	$4.0 \times 10^4$
累積産卵数*2	1年	$2.6 \times 10^3$	$2.6 \times 10^3$	$1.6 \times 10^3$	0	0	0
	2年	$6.6 \times 10^4$	$6.6 \times 10^4$	$2.1 \times 10^4$	$1.6 \times 10^4$	0	0
	3年	$3.7 \times 10^5$	$3.5 \times 10^5$	$5.1 \times 10^4$	$2.9 \times 10^5$	$5.8 \times 10^4$	$4.0 \times 10^4$

\*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 (100,000mm<sup>2</sup>) 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

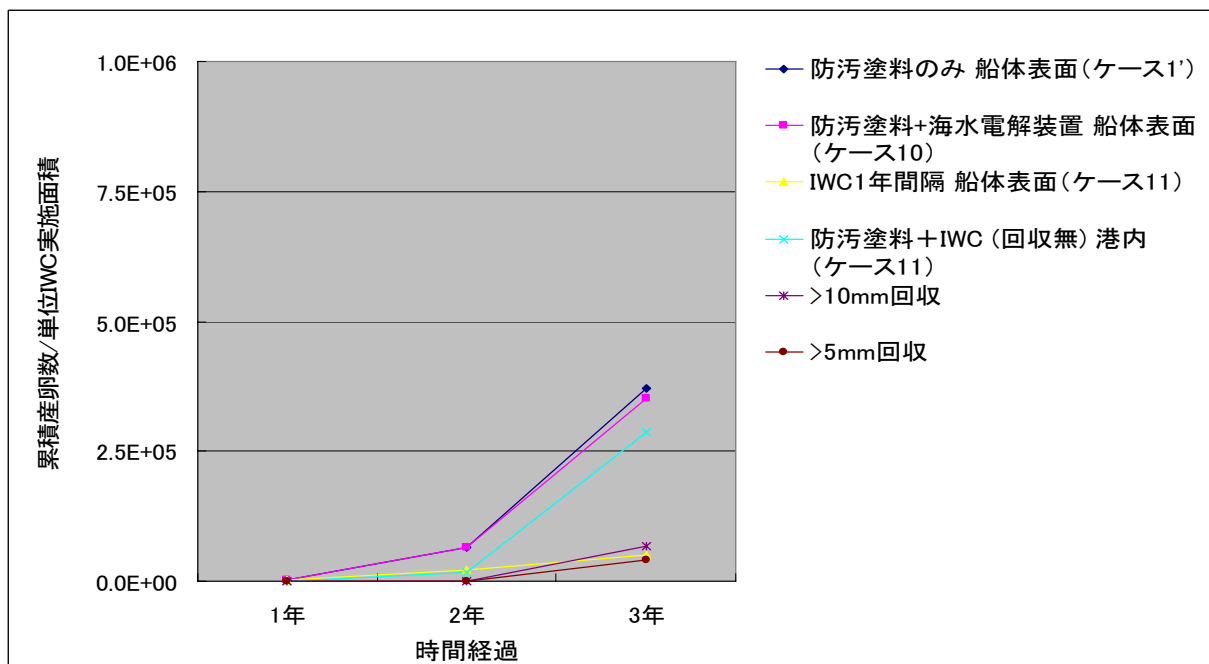


Figure 2-10 ケース 10, 11 3年有効防汚塗料(非付着期間 30日, 剥落率 10%)と海水電解装置作動（シーチェスト部）と1年間隔 IWC（生残率 10%）実施時の累積産卵数

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	$5.2 \times 10^3$	$5.2 \times 10^3$	0	0	0	0
	1-2 年	$1.3 \times 10^5$	$6.2 \times 10^4$	$4.2 \times 10^3$	0	0	0
	2-3 年	$7.4 \times 10^5$	$1.6 \times 10^5$	$1.2 \times 10^5$	$2.8 \times 10^4$	$1.5 \times 10^4$	0
累積産 卵数*2	0-1 年	$5.2 \times 10^3$	$5.2 \times 10^3$	0	0	0	0
	0-2 年	$1.3 \times 10^5$	$6.9 \times 10^4$	$4.2 \times 10^3$	0	0	0
	0-3 年	$8.7 \times 10^5$	$2.3 \times 10^5$	$1.2 \times 10^5$	$2.8 \times 10^4$	$1.5 \times 10^4$	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（100,000mm<sup>2</sup>）あたりの産卵数および累積産卵数

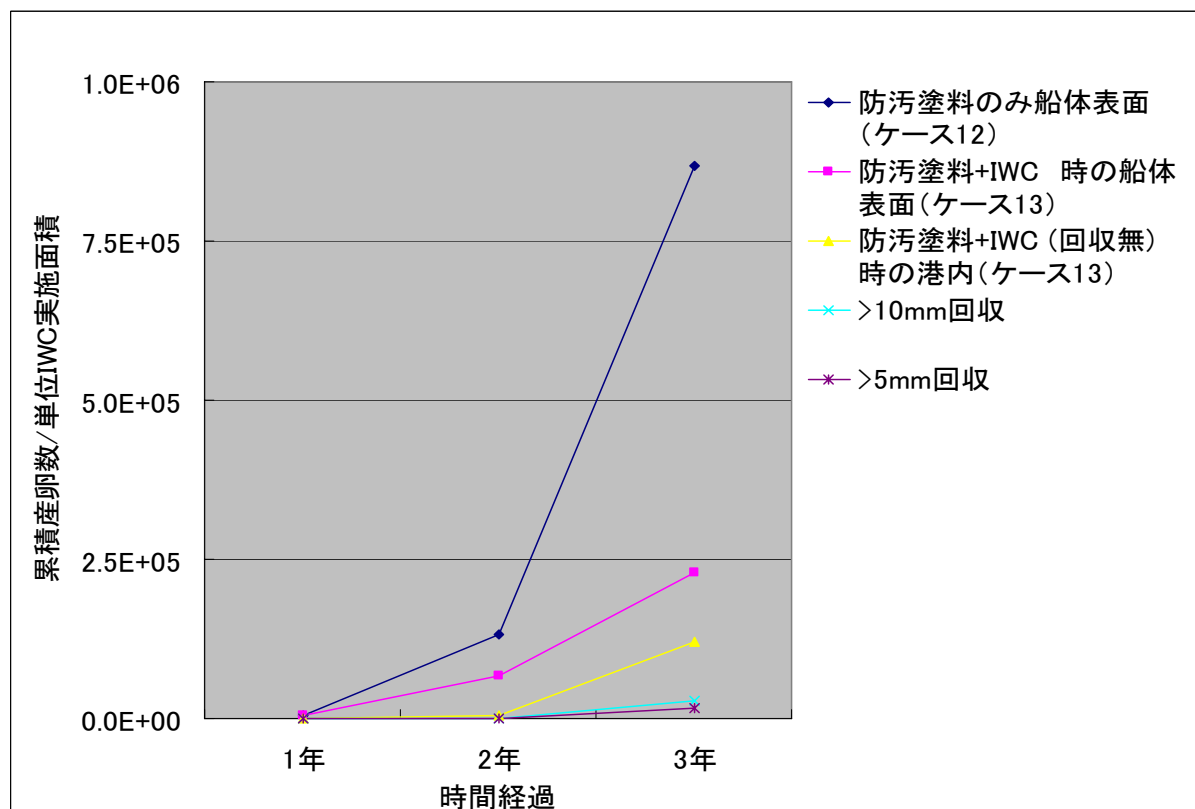


Figure 2-11 ケース 12, 13 3年有効防汚塗料（非付着期間 30日）でAB2 国往復時に、B 国で 14 日間沖待ち（各航海）実施した場合の A 国種の B 国での産卵数、および A 国で IWC（生残率 10%）を実施した場合の A 国種の B 国での累積産卵数

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	$4.1 \times 10^3$	$4.1 \times 10^3$	0	0	0	0
	1-2 年	$1.3 \times 10^5$	$6.3 \times 10^4$	$3.4 \times 10^4$	0	0	0
	2-3 年	$6.9 \times 10^5$	$1.4 \times 10^5$	$8.2 \times 10^5$	$2.1 \times 10^5$	$1.4 \times 10^5$	$8.4 \times 10^3$
累積産 卵数*2	1 年	$4.1 \times 10^3$	$4.1 \times 10^3$	0	0	0	0
	2 年	$1.4 \times 10^5$	$6.7 \times 10^4$	$3. \times 10^4$	0	0	0
	3 年	$8.3 \times 10^5$	$2.0 \times 10^5$	$8.5 \times 10^5$	$2.1 \times 10^5$	$1.4 \times 10^5$	$8.4 \times 10^3$

\*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（100,000mm<sup>2</sup>）あたりの産卵数および累積産卵数

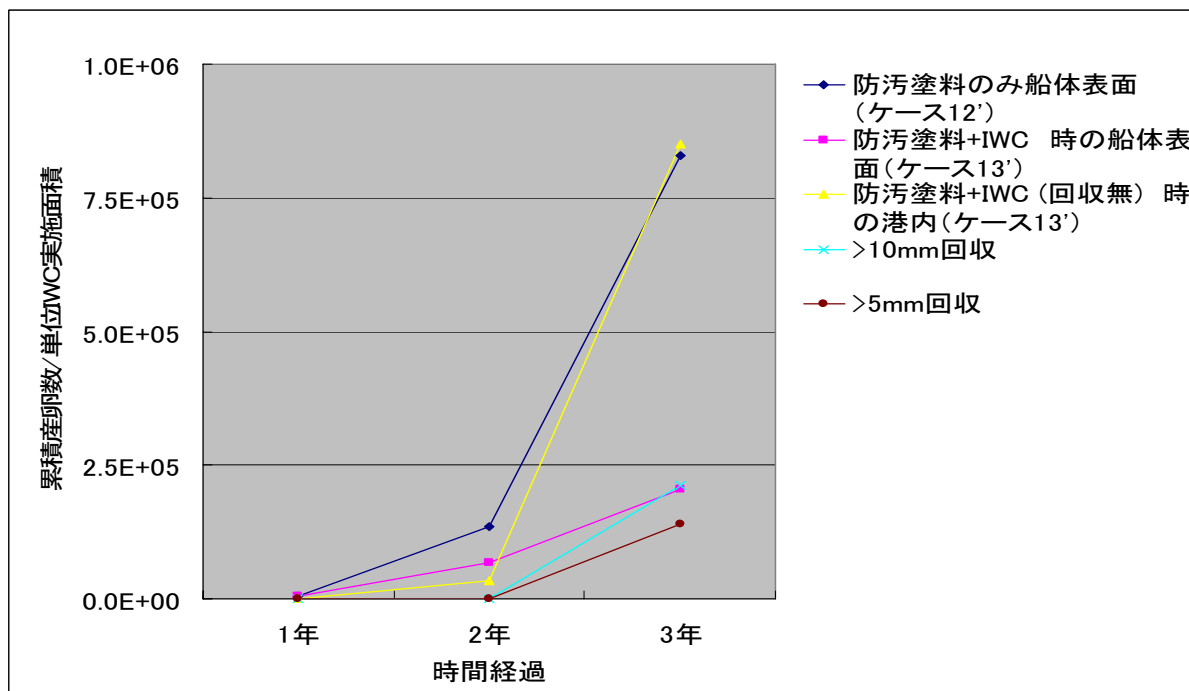


Figure 2-12 ケース 12' , 13' 3年有効防汚塗料（非付着期間 30 日）で AB2 か国往復時に、B 国で 14 日間沖待ち（各航海）実施した場合の B 国種の A 国での産卵数、および A 国で IWC（生残率 10%）を実施した場合の B 国種の A 国での累積産卵



## 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 CO<sub>2</sub> 収支の評価の高度化森林. 海洋等における CO<sub>2</sub> 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/](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](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
<b>AFCS</b>	Anti-Fouling Coating System	用語の解説参照
<b>AFS</b>	Anti-Fouling System	生物防汚システム
<b>AFS 条約</b>	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
<b>AIST</b>	National Institute of Advanced Industrial Science and Technology	産業総合技術研究所
<b>ASTM</b>	American Society for Testing Materials	米国材料試験協会
<b>BWWG</b>	Ballast Water Working Group	バラスト水作業部会
<b>CAS</b>	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
<b>CEPE</b>	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
<b>EC50</b>	50% Effect Concentration	半数影響濃度
<b>GESAMP</b>	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
<b>IC 50</b>	50% Inhibition Concentration	半数阻害濃度
<b>IMO</b>	International Maritime Organization	国際海事機関
<b>IPPIC</b>	International Paint and Printing Ink Council	国際塗料印刷インキ協議会
<b>ISO</b>	International Organization for Standardization	国際標準化機構
<b>IWC</b>	In-water cleaning	水中洗浄
<b>Koc</b>	Soil adsorption/desorption coefficient	土壌吸脱着係数
<b>LC50</b>	50% Lethal Concentration	半数致死濃度
<b>LOEC</b>	Lowest Observed Effect Concentration	最小影響濃度
<b>MAM-PEC</b>	Marine Antifoulant Model to Predict Environmental Concentrations	MAM-PEC モデル
<b>MEPC</b>	Marine Environment Protection Committee	海洋環境保護委員会
<b>MGPS</b>	Marine Growth Preventive System	用語の解説参照
<b>NOEC</b>	No Observed Effect Concentration	無影響濃度
<b>OECD</b>	Organization for Economic Co-operation and Development	経済協力開発機構
<b>PEC</b>	Predicted Environmental Concentration	予測環境中濃度
<b>PNEC</b>	Predicted No Effect Concentration	予測無影響濃度
<b>Pow</b>	Octanol/water partition coefficient	オクタノール/水分配係数
<b>QSAR</b>	Quantitative Structure Activity Relationship	定量的構造活性相関
<b>SIDS</b>	Screening Information Data Set	既存化学物質の初期有害性評価文書
<b>TBT</b>	Tributyltin	トリブチルスズ
<b>TBTO</b>	Tributyltin oxide	酸化トリブチルスズ
<b>TEU</b>	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
<b>VLCC</b>	Very Large Crude Carrier	(載貨重量 20~30 万トンの) 超大型タンカー
<b>WET 試験</b>	Whole Effluent Toxicity test	複合毒性試験
<b>WHO</b>	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
<b>AFCS</b>	<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>
<b>AFS</b>	<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>
<b>AFS 条約</b>	<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>
<b>Biofilm</b>	<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>
<b>Biofouling</b> (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
<b>D2 基準</b> (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"> <li>1. 海洋生物に関する排出基準。               <ol style="list-style-type: none"> <li>①排出バラスト水に含まれる最小サイズが 50 <math>\mu\text{m}</math> 以上の生きている生物量は 1 <math>\text{m}^3</math> 当たり 10 個体未満であること、かつ</li> <li>②最小サイズが 10 <math>\mu\text{m}</math> 以上でかつ 50 <math>\mu\text{m}</math> 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）</li> </ol> </li> <li>2. 指標病原菌に関する排出基準               <ol style="list-style-type: none"> <li>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</li> <li>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</li> <li>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。</li> </ol> </li> </ol> <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>
<b>EC50</b> (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
<b>IMO</b> (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たが、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>
<b>IWC</b> (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>
<b>LC50</b> (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>
<b>LOEC</b>	<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<sub>x</sub>（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>
<b>Macro biofouling</b>	<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>
<b>MAM-PEC</b> (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>
<b>Marine Growth Prevention System</b> (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
<b>MEPC</b>	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。
<b>Micro biofouling</b>	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）。
<b>NOEC</b>	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
<b>PEC</b>	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。
<b>PNEC</b>	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。
<b>Precautionary principle</b>	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。
<b>Risk of aquatic species transferring</b> (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。
<b>Risk of invasion</b> (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）。
<b>WET 試験</b>	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。
<b>アセスメント係数</b>	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。
<b>一般海域</b>	特別海域以外の全世界の海域。
<b>遺伝子集団</b>	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。
<b>移入種</b>	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。
<b>運用基準</b>	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。 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。 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。

## 【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
<b>エンドポイント</b>	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）。
<b>沖待ち</b>	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。
<b>外来海生生物</b>	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。
<b>型式承認</b>	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。
<b>活性物質</b>	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。
<b>環境運命</b>	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。
<b>小委員会</b>	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。
<b>自己研磨型 AFCS</b>	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。
<b>シリコン型 AFCS</b>	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。
<b>スライム層 (slime layer)</b>	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。
<b>性能基準</b>	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。
<b>生物侵入 (bio invasion)</b>	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。
<b>単細胞原生生物</b>	単細胞性真核生物の総称。
<b>搭載基準</b>	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
<b>特別海域</b>	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。
<b>バイオサイド型 AFCS</b>	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。
<b>暴露シナリオ</b>	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。
<b>バラスト水管理条約</b> (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。
<b>ヒッチハイカー</b>	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。
<b>複雑部位</b>	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。
<b>付着生物除去技術</b>	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。
<b>付着防止技術</b>	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。
<b>防汚塗料</b>	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