

資料編

<資料編 目次>

1 海岸漂着物のモニタリング調査	資 1-1
1.1 海岸漂着物の回収・分類・測定調査	資 1-1
1.1.1 海岸漂着物の回収・分類・測定調査	資 1-1
(1) 第 18 回調査 (平成 27 年 11 月)	資 1-1
(2) 第 19 回調査 (平成 28 年 1 月)	資 1-8
1.1.2 特徴的な海岸漂着物の分析・測定調査	資 1-15
(1) 第 18 回調査 (平成 27 年 11 月)	資 1-15
(2) 第 19 回調査 (平成 28 年 1 月)	資 1-17
1.1.3 調査の状況写真	資 1-19
(1) 第 18 回調査 (平成 27 年 11 月)	資 1-19
(2) 第 19 回調査 (平成 28 年 1 月)	資 1-44
2 海岸漂着物及び有害物質の影響と対策方針の検討	資 2-1
2.1 海岸漂着物及び有害物質が及ぼす影響に係る情報収集整理	資 2-1
2.2 資料「海岸漂着物の生態系に及ぼす影響評価調査報告書」(藤田喜久)	資 2-17
2.3 資料「平成 27 年度検討報告書 漂着ゴミから誘発される有害化学物質の定量的広域評価モデルの開発」(山口晴幸 防衛大学校名誉教授)	資 2-27
3 発生抑制対策に係る事業	資 3-1
3.1 海外交流事業の計画・運営	資 3-1
3.1.1 参加者への事前送付資料	
2016 年沖縄・台湾漂着ごみ対策交流事業の概要【日本語】	資 3-1
2016 年沖縄・台湾漂着ごみ対策交流事業の概要【繁体字】	資 3-9
沖縄側参加者用しおり【日本語】	資 3-17
台湾側参加者用しおり【繁体字】	資 3-33
参加民間団体紹介【日本語】	資 3-49
参加民間団体紹介【繁体字】	資 3-71
3.1.2 オリエンテーション関連資料	
交流事業基本方針・目標・ロードマップの提案【日本語・繁体字】	資 3-93
2014 年沖縄県の漂着ごみ対策【日本語】	資 3-97
石垣島で行われたバレンタインビーチクリーン【日本語】	資 3-111
海 Love in 宮古島 活動紹介【日本語・英語】	資 3-117
新北市海岸環境維護措施及成果【繁体字・和訳付】	資 3-123
台湾花蓮海廢事務管理簡介【繁体字・和訳付】	資 3-147
沖縄-台湾愛海零距离【繁体字・和訳付】	資 3-155
3.1.3 ワークショップ「モニタリング調査手法の検討」関連資料	
モニタリング調査手法の検討のためのアンケート【日本語】	資 3-161
モニタリング調査手法の検討のためのアンケート【繁体字】	資 3-163
モニタリング調査手法の検討のためのアンケート結果【日本語】	資 3-165
モニタリング調査手法の検討のためのアンケート結果【繁体字】	資 3-169
沖縄県による漂着ごみのモニタリング調査【日本語】	資 3-173
沖縄県による漂着ごみのモニタリング調査【繁体字】	資 3-179
国際海岸クリーンアップ (ICC) について【日本語】	資 3-185
西表島における海岸漂着ゴミのモニタリング調査	資 3-191
3.1.4 ワークショップ「環境教育の情報共有」関連資料	
沖縄と台湾で実施している	
漂着ごみに関する環境教育プログラムの概要一覧【日本語】	資 3-197
沖縄と台湾で実施している	
漂着ごみに関する環境教育プログラムの概要一覧【繁体字】	資 3-209
環境教育ワークシート【日本語】	資 3-221
環境教育ワークシート【繁体字】	資 3-223
環境教育ワークシート結果【日本語】	資 3-225
環境教育ワークシート結果【繁体字】	資 3-235

1 海岸漂着物のモニタリング調査

1.1 海岸漂着物の回収・分類・測定調査

1.1.1 海岸漂着物の回収・分類・測定調査

(1) 第18回調査（平成27年11月）

第18回調査における海岸別の海岸漂着物の回収・分類・測定調査の結果を表1.1-1、表1.1-2及び図1.1-1～図1.1-8に示す。

表 1.1-1 海岸漂着物の漂着重量調査結果（第 18 回調査 平成 27 年 11 月）

単位：kg/50m

素材	種類	与那国島				西表島・石垣島					宮古島・池間島				座間味島・阿嘉島				沖縄本島					
		北	北東	南	西	北	北東	東	南	西	北	北東	南	西	北	東	南	西	東シナ海 北部	東シナ海 中部	東シナ海 南部	太平洋 北部	太平洋 中部	太平洋 南部
		祖納港東	ツア浜	カタフル浜	ナーマ浜	星砂海岸	高那	伊野田南	南風見 田浜	美田良浜	カギンミ西	西原海岸	入江海岸	前浜海岸	チシ西	トウマ	阿真 ビーチ	クシバル	辺土名東	美留	喜屋武 漁港南	伊江	桃原 漁港北	知念南
1. プラスチック類	ペットボトル	5.6	2.2	0.7	5.4	2.8	2.3	2.9	0.35	0.2	13.3	4.8	1.5	1.1	2.9	2.2		0.05	0.6	0.3	1.1	3	1.9	1.5
	漁業用ブイ	17.1	10.5	0.2	24.4	1.1	2.4	5.2	0.03	0.1	70.6	6.5	0.8	0.6	6	0.5			0.2	0.3	0.5	13.2	12.7	3
	漁具・漁網	0.3		9.6	26	4	5	11	0.6		0.05	5.7	0.6	0.1	16	0.8			0.1		0.4	0.4	0.6	1.0
	他プラスチック	3.6	2.7	4.5	17.6	5.7	5	27.5	2	0.3	36.9	31.4	3.3	1.4	55	7.2		0.3	1.2	0.4	4.4	2.2	9.2	20.8
	プラスチック類合計	26.6	15.4	15	73.4	13.6	14.7	46.6	2.98	0.6	120.85	48.4	6.2	3.2	79.9	10.7		1.15	2.1	1	6.4	18.8	24.4	26.3
2. 発泡スチロール類		7.4	8.8		4.5	3.2	1.7	3.3	0.01	0.3	7.7	10.5	0.7	0.3	3.5	0.5	0.005	0.05	0.2	0.05	0.01	0.4	0.2	0.2
3. ゴム類		2.2	1.2	1.6	5.6	0.6	0.3	5.5	0.3	0.1	9.7	1	0.8	0.3	5	0.7		0.05			0.4	1.4	0.5	1.1
4. 紙類		0.05			0.9		0.02	0.05								0.05	0.08		0.3				0.1	0.1
5. 布類						0.1			0.05															0.2
6. ガラス・陶磁器類		0.9	0.6	0.35	0.2	0.68	1.65	2.47	1.2	0.2	3.6	1.9	0.33	0.05	4.95	2.9		0.05	0.8	0.2	1.2		0.9	2.9
7. 金属類		1.6	0.5	1.4	1.6	0.005		0.09	0.23	0.01	1	0.2	2.33	0.2		0.2			0.2	0.3	0.4	3.31	0.4	2.3
8. 木類		66.3	48.3	13.6	481	2021	18.87	4.3	1.9		860	90	7.1	2.3	407				3.4	62.1	7.7	71.6	54.8	6.9
9. 医療系廃棄物					0.1			0.001			0.1	0.05			0.05									0.2
10. オイルボール・廃油・廃液		0.01	0.005	0.2	1		0.01	0.1	0.2		1.9	0.01	0.004	0.005	0.6	0.1								
11. その他(粗大ごみ等)				18.6	15	0.15																		
	品目別その他(木材を除く3~11の合計)	4.8	2.3	22.2	24.4	1.5	2.0	8.2	2.0	0.3	16.3	3.2	3.5	0.6	10.6	4.0	0.1	0.1	1.3	0.5	2.0	4.7	1.9	6.8
	木類を除く合計	38.8	26.5	37.2	102.3	18.3	18.4	58.1	5.0	1.2	144.9	62.1	10.3	4.1	94.0	15.2	0.1	1.3	3.6	1.6	8.4	23.9	26.5	33.3
	合計	105.1	74.8	50.8	583.3	2039.3	37.3	62.4	6.9	1.2	1004.9	152.1	17.4	6.4	501.0	15.2	0.1	1.3	7.0	63.7	16.1	95.5	81.3	40.2

表 1.1-2 海岸漂着物の漂着容量調査結果（第18回調査 平成27年11月）

単位：ℓ/50m

素材	種類	与那国島				西表島・石垣島					宮古島・池間島				座間味島・阿嘉島				沖縄本島					
		北	北東	南	西	北	北東	東	南	西	北	北東	南	西	北	東	南	西	東シナ海 北部	東シナ海 中部	東シナ海 南部	太平洋 北部	太平洋 中部	太平洋 南部
		祖納港東	ツア浜	カタブル浜	ナーマ浜	星砂海岸	高那	伊野田南	南風見 田浜	美田良浜	カギン西	西原海岸	入江海岸	前浜海岸	チシ西	トウマ	阿真 ビーチ	クシバル	辺土名東	美留	喜屋武 漁港南	伊江	桃原 漁港北	知念南
1. プラスチック類	ペットボトル	260	70	30	190	130	90	110	3	2.2	620	160	41.7	25	110	55		4	12	1.5	14	65	25.5	37
	漁業用ブイ	215	130	3	240	8	14	55	0.2	0.03	600	32	2.5	2	25	3			0.5	0.5	1	112	59	10
	漁具・漁網	1		100	170	20	35	80	10		0.5	60	1.7	0.2	170	15		1	0.4		0.5	3	5	5
	他プラスチック	100	20	30	200	150	45	390	20	1	500	350	29.2	20	670	120		1	20	3	27	40	55	200
	プラスチック類合計	576	220	163	800	308	184	635	33.2	3.23	1720.5	602	75.0	47.2	975	193		6	32.9	5	42.5	220	144.5	252
2. 発泡スチロール類		380	280		190	270	90	190	0.3	11	440	550	18.3	20	360	30	0.02	5	3	0.5	0.1	8	10	3
3. ゴム類		15	15	5	30	7	0.7	60	0.2	0.2	80	0.5	4.2	1	80	5		0.5			0.8	8	3	3
4. 紙類		0.1			2		0.4	0.3								1	0.1		3				0.2	1
5. 布類						0.4			0.1															0.5
6. ガラス・陶磁器類		1.7	1	0.9	0.3	1.65	2.8	20.5	2	0.3	5	3.5	0.6	0.1	15.1	8.7		0.02	1.5	0.2	0.5		3	6
7. 金属類		2	1.2	2.5	10.5	0.005		1.45	1.3	0.35	3.5	1	5.8	1.4		1.5			4	1	1.8	10.35	1.5	11
8. 木類		103	315	160	1300	5463	51.1	53	10		4000	550	45.8	11	1100				15	310	28	323	50.5	35
9. 医療系廃棄物					0.2			0.005			0.05	0.05			0.1									0.1
10. オイルボール・廃油・廃液		0.01	0.005	0.2	1		0.01	0.2	0.3		2	0.01	0.004	0.005	1.5	0.1								
11. その他(粗大ゴミ等)				20	200	0.09																		
	品目別その他(木材を除く3~11の合計)	18.8	17.2	28.6	244.0	9.1	3.9	82.5	3.9	0.9	90.6	5.1	10.6	2.5	96.7	16.3	0.1	0.5	8.5	1.2	3.1	18.4	7.7	21.6
	合計	1077.8	832.2	351.6	2534.0	6050.1	329.0	960.5	47.4	15.1	6251.1	1707.1	149.8	80.7	2531.7	239.3	0.1	11.5	59.4	316.7	73.7	569.4	212.7	311.6

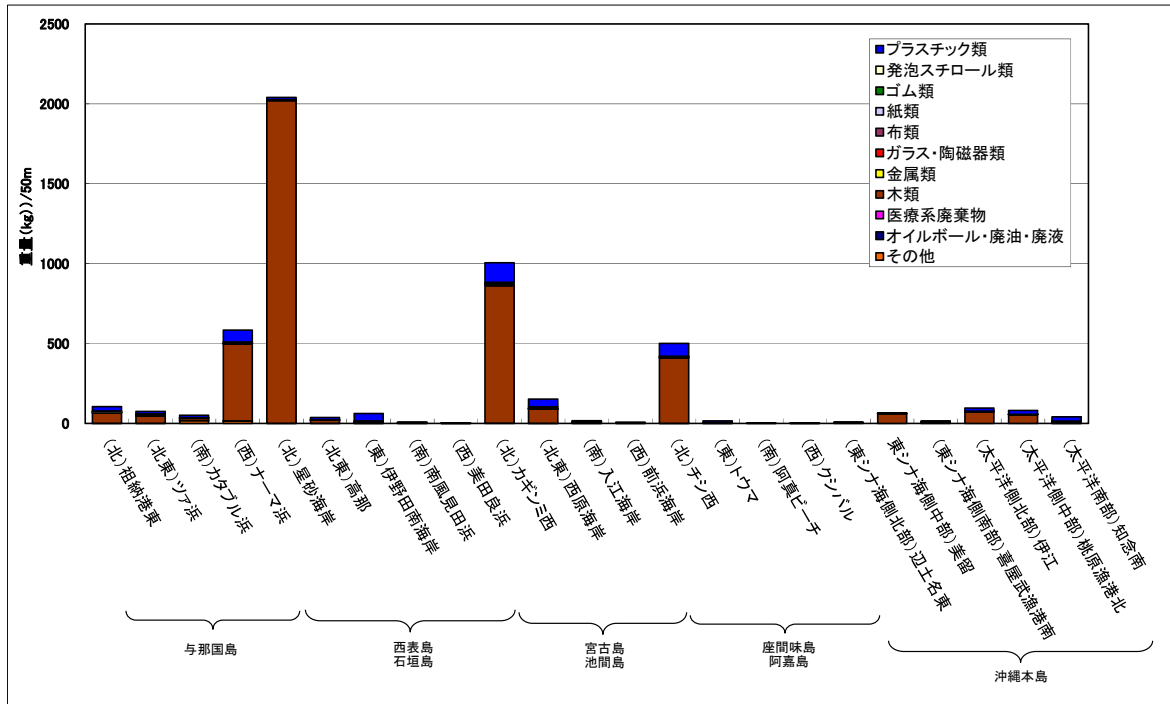


図 1.1-1 海岸漂着物の漂着重量調査結果 (第 18 回調査 平成 27 年 11 月) (素材別)

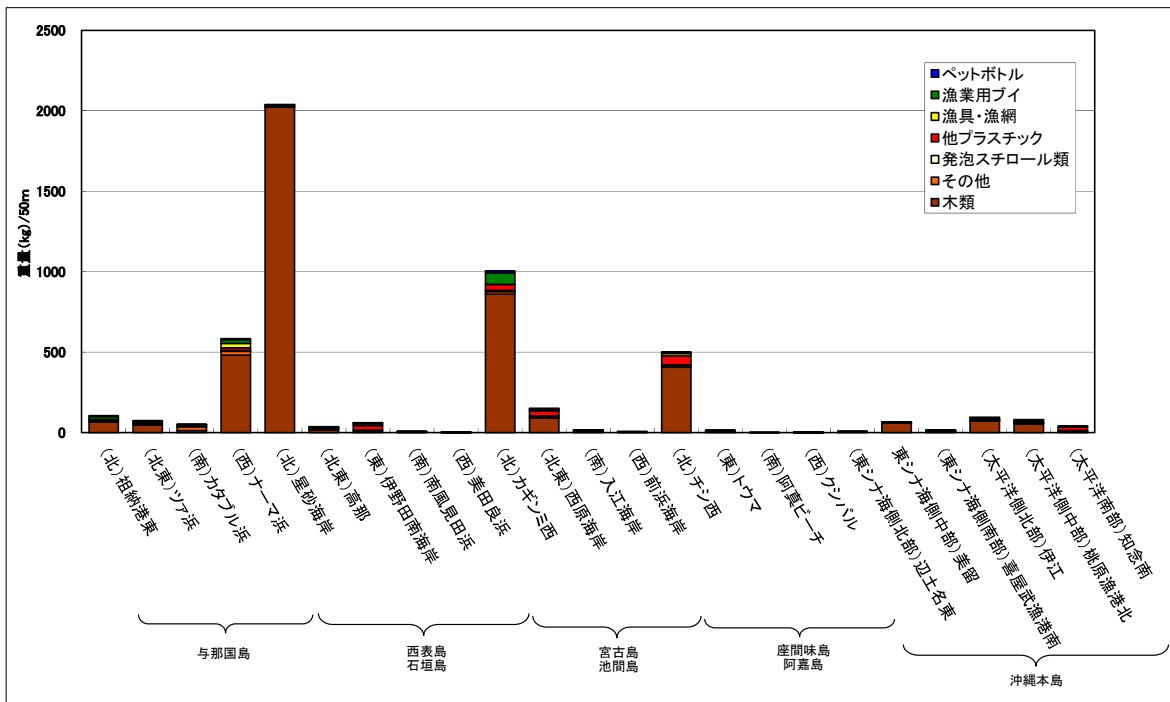


図 1.1-2 海岸漂着物の漂着重量調査結果 (第 18 回調査 平成 27 年 11 月)
(プラスチック類に注目した種類別)

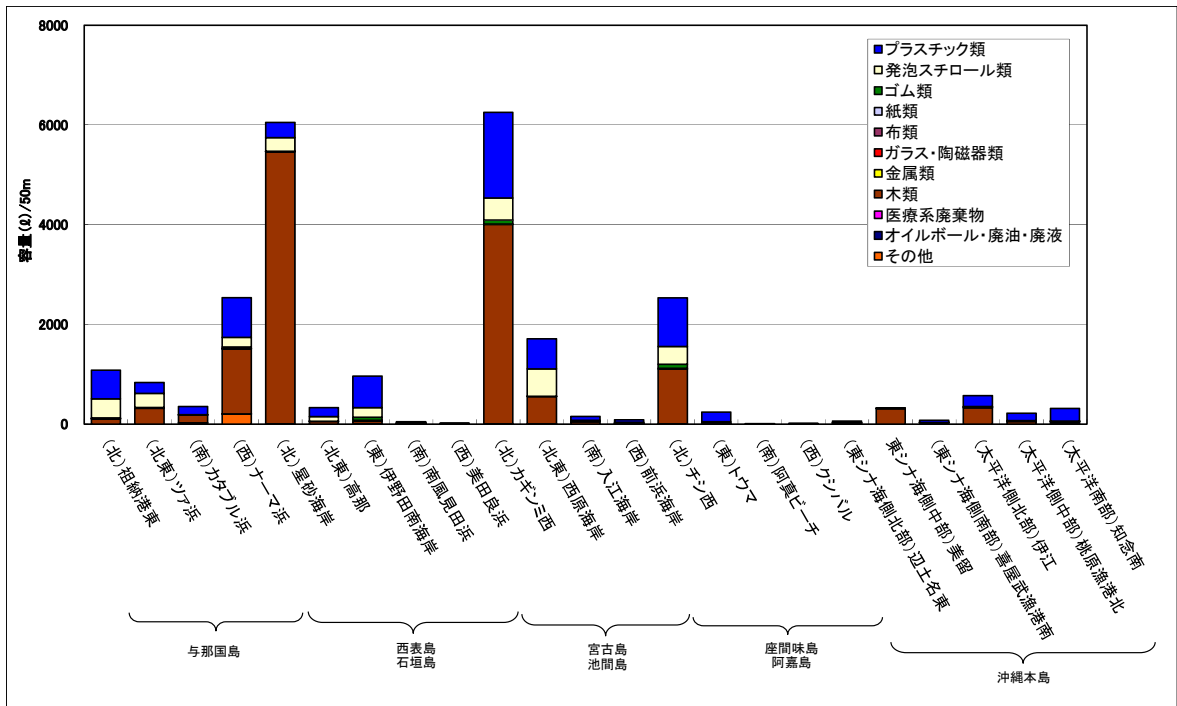


図 1.1-3 海岸漂着物の漂着容量調査結果 (第18回調査 平成27年11月) (素材別)

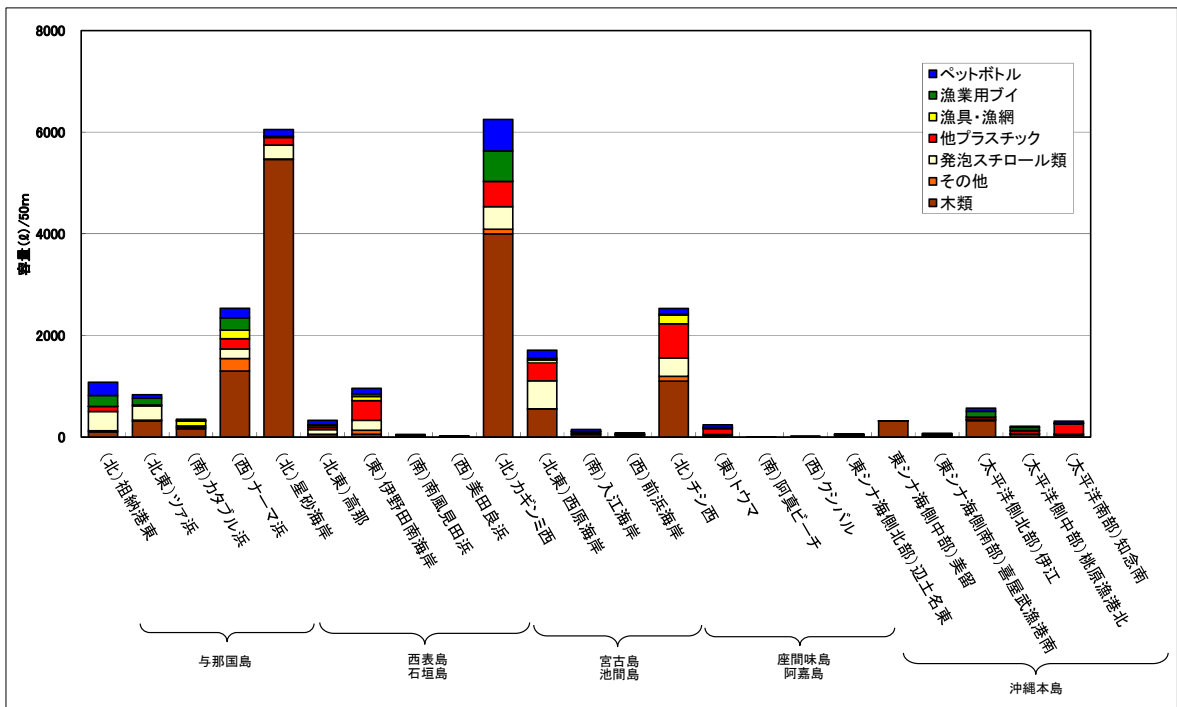


図 1.1-4 海岸漂着物の漂着容量調査結果 (第18回調査 平成27年11月)
(プラスチック類に注目した種類別)

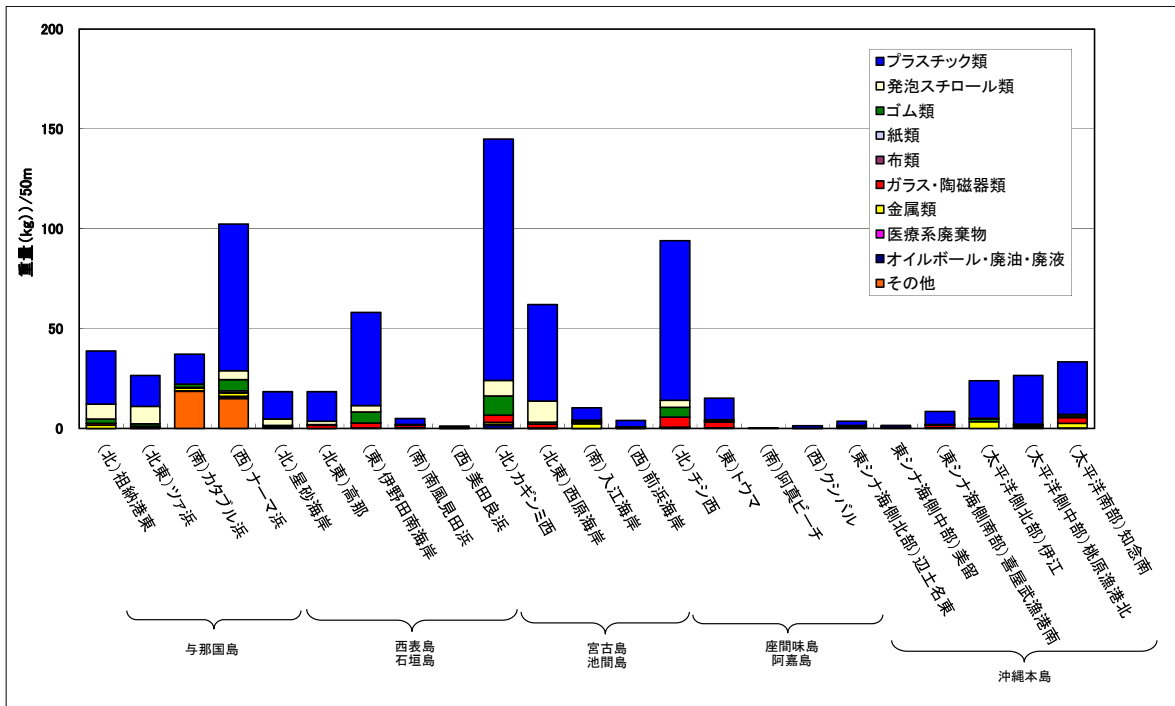


図 1.1-5 海岸漂着物の漂着重量調査結果（第 18 回調査 平成 27 年 11 月）
（素材別）（木類を除く）

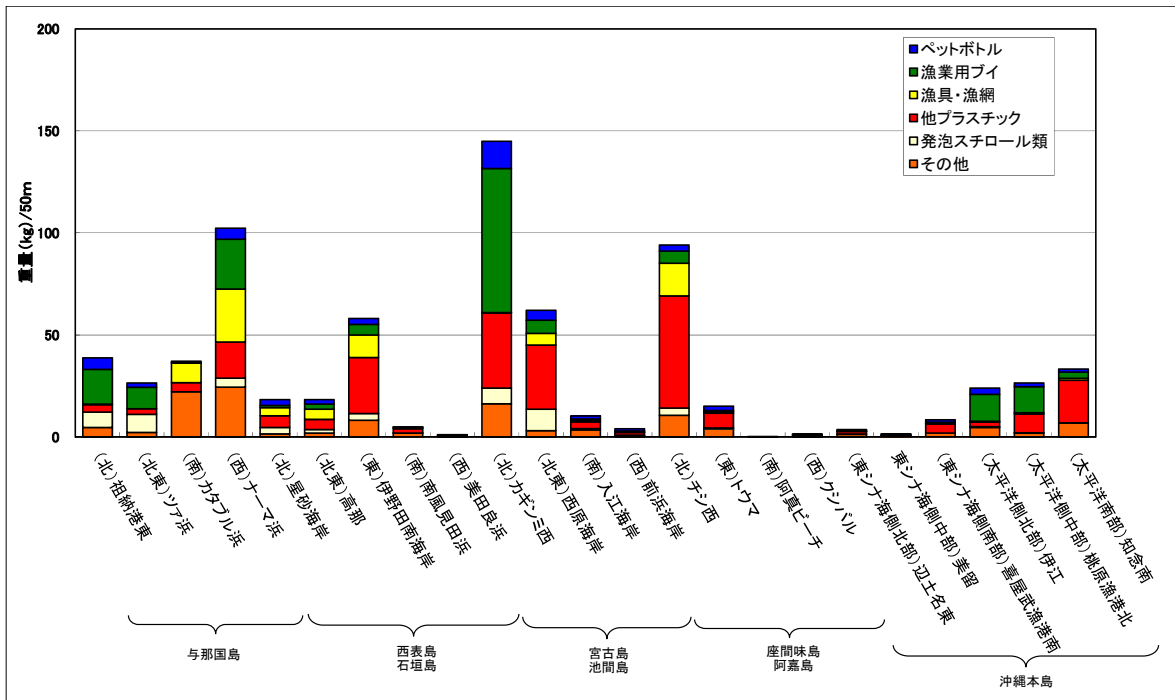


図 1.1-6 海岸漂着物の漂着重量調査結果（第 18 回調査 平成 27 年 11 月）
（プラスチック類に注目した種類別）（木類を除く）

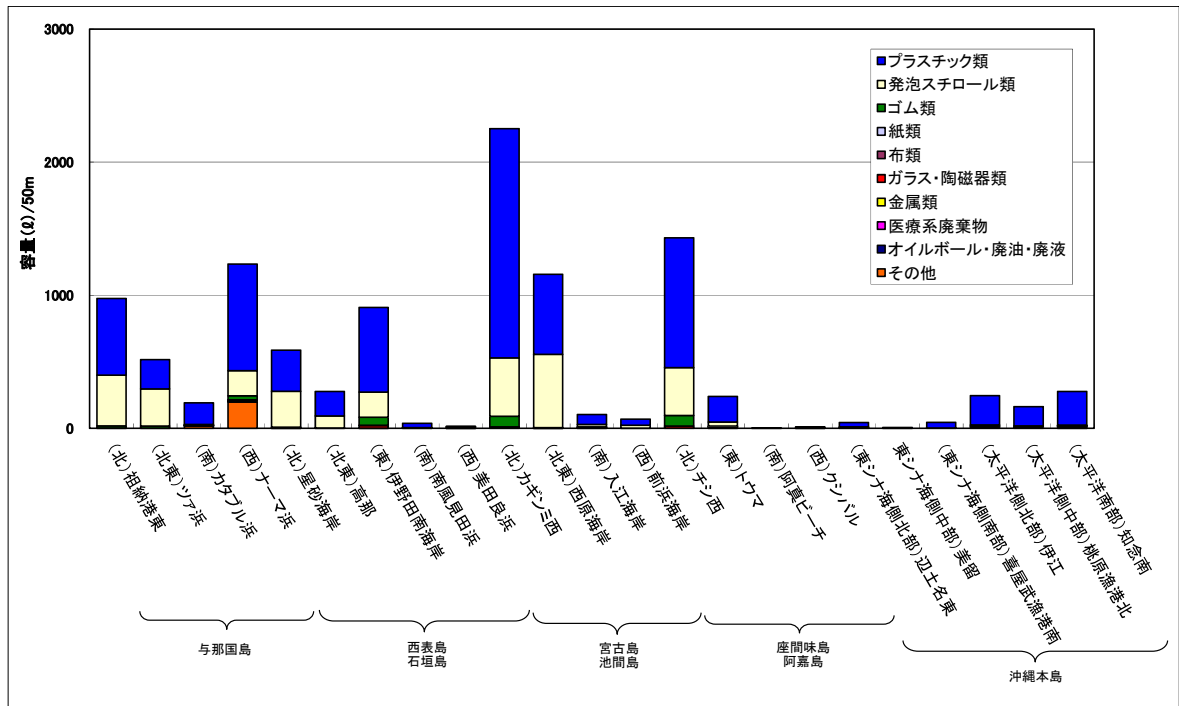


図 1.1-7 海岸漂着物の漂着容量調査結果 (第18回調査 平成27年11月)
(素材別) (木類を除く)

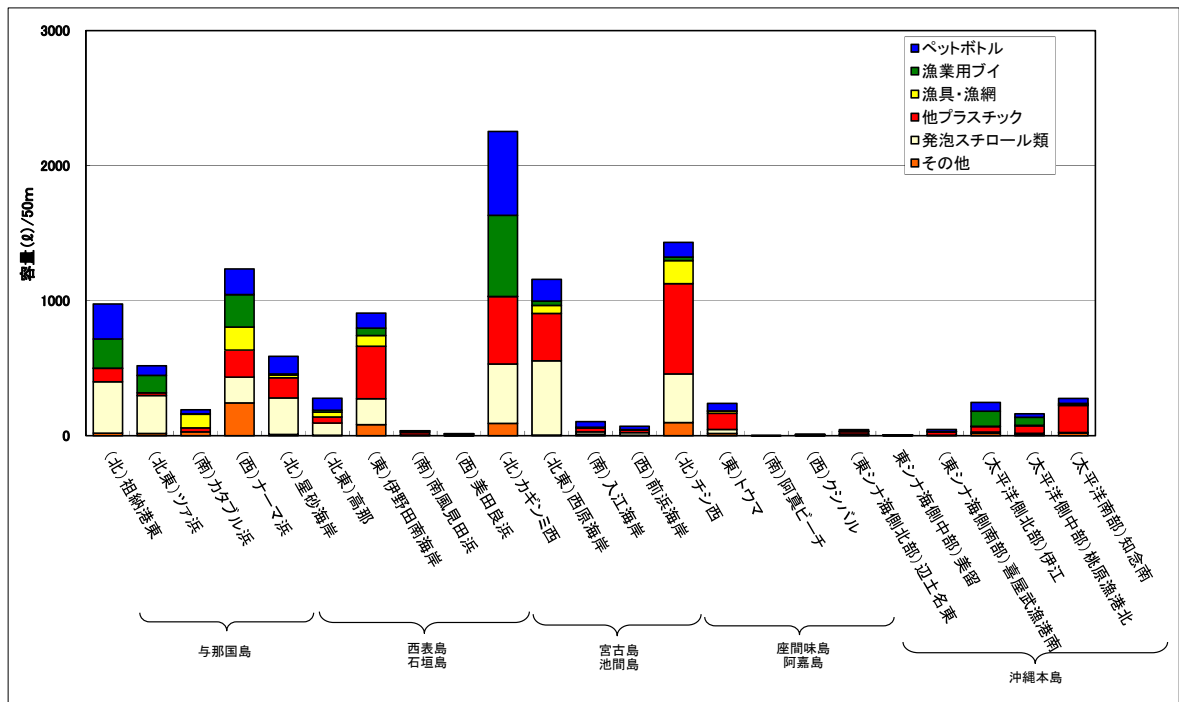


図 1.1-8 海岸漂着物の漂着容量調査結果 (第18回調査 平成27年11月)
(プラスチック類に注目した種類別) (木類を除く)

(2) 第 19 回調査（平成 28 年 1 月）

第 19 回調査における海岸別の海岸漂着物の回収・分類・測定調査の結果を表 1.1-3、表 1.1-4 及び図 1.1-9～図 1.1-16 に示す。

表 1.1-3 海岸漂着物の漂着重量調査結果（第19回調査 平成28年1月）

単位：kg/50m

素材	種類	与那国島				西表島・石垣島					宮古島・池間島				座間味島・阿嘉島				沖縄本島					
		北	北東	南	西	北	北東	東	南	西	北	北東	南	西	北	東	南	西	東シナ海 北部	東シナ海 中部	東シナ海 南部	太平洋 北部	太平洋 中部	太平洋 南部
		祖納港東	ツア浜	カタフル浜	ナーマ浜	星砂海岸	高那	伊野田南	南風見 田浜	美田良浜	カギンミ西	西原海岸	入江海岸	前浜海岸	チシ西	トウマ	阿真 ビーチ	クシバル	辺土名東	美留	喜屋武 漁港南	伊江	桃原 漁港北	知念南
1. プラスチック類	ペットボトル	7.8	1.7		25.6	3.4	20.4	1.1	0.16	0.1	43.8	11.9	0.83	0.35	7.4	2.2		0.6	2.7	0.5	0.4	0.6	1.5	0.7
	漁業用ブイ	22.8	14	2.5	64.2	10.7	68.3	12.2	2.55		294.3	19.5	1	1.2	32.7	9.1		0.2	7	0.2	1.7	0.8	0.5	0.2
	漁具・漁網	8	0.1	0.1	118	10.1	1	13.1	1.9	0.8	79	4.6		0.2	71	24		0.01	0.3			0.01	0.1	1.0
	他プラスチック	9.1	2.2	1.1	264.9	4.2	28.5	17	1.4	0.4	113.2	44	1.2	0.5	56.3	13.5	0.05	0.9	2	1.3	1.5	1.1	1.9	1.5
プラスチック類合計		47.7	18	3.7	472.7	28.4	118.2	43.4	6.01	1.3	530.3	80	3	2.25	167.4	48.8	0.05	1.71	12	2	3.6	2.51	4	3.4
2. 発泡スチロール類		34.1	8	0.03	21.6	3	18.5	0.8	0.01	0.3	59.1	7.3	0.5	1.3	13.6	3.5		0.3	1	0.4		0.3	0.5	0.001
3. ゴム類		1.1	0.8		22.5	0.3	0.6	3.9	0.2		13.3	3.2	0.4		7.6	2.6			0.4			0.1		1.3
4. 紙類		0.01											0.9										0.2	0.1
5. 布類									0.4						0.8				0.4	0.3				0.3
6. ガラス・陶磁器類		0.8	1.7	1.1		1.35	10.2	3.45	0.9		5.4	10.5	0.1		13.8	6.4	0.2	0.82	0.83	0.2	0.1	0.05	1.4	
7. 金属類		0.6			0.9	0.1	0.8		0.5		2.1	0.6	0.08	0.2	0.4	0.05		3	0.4	0.6	0.5	0.03	0.5	1.3
8. 木類		30.5	27.2	0.3	666	7.9	21.3	4.5	0.7		333	10.9	0.25	7.3		10.5		0.05	1.1	33.2		5.5	34.8	3.7
9. 医療系廃棄物						0.01	0.05	0.05			0.05				0.5	0.025								
10. オイルボール・廃油・廃液			0.02	0.1	0.4		0.9	0.4	0.3		20													
11. その他(粗大ごみ等)					4			80			77				40									
品目別その他(木材を除く3~11の合計)		2.5	2.5	1.2	27.8	1.8	12.6	87.8	2.3		117.9	14.3	1.5	0.2	63.1	9.1	0.2	3.8	1.6	1.2	0.9	0.2	2.1	3.0
木類を除く合計		84.3	28.5	4.9	522.1	33.2	149.3	132.0	8.3	1.6	707.3	101.6	5.0	3.8	244.1	61.4	0.3	5.8	14.6	3.6	4.5	3.0	6.6	6.4
合計		114.8	55.7	5.2	1188.1	41.1	170.6	136.5	9.0	1.6	1040.3	112.5	5.3	11.1	244.1	71.9	0.3	5.9	15.7	36.8	4.5	8.5	41.4	10.1

表 1.1-4 海岸漂着物の漂着容量調査結果（第 19 回調査 平成 28 年 1 月）

単位：ℓ/50m

素 材	種 類	与那国島				西表島・石垣島					宮古島・池間島				座間味島・阿嘉島				沖縄本島					
		北	北東	南	西	北	北東	東	南	西	北	北東	南	西	北	東	南	西	東シナ海 北部	東シナ海 中部	東シナ海 南部	太平洋 北部	太平洋 中部	太平洋 南部
		祖納港東	ツア浜	カタフル浜	ナーマ浜	星砂海岸	高那	伊野田南	南風見 田浜	美田良浜	カギンミ西	西原海岸	入江海岸	前浜海岸	チシ西	トウマ	阿真 ビーチ	クシバル	辺土名東	美留	喜屋武 漁港南	伊江	桃園 漁港北	知念南
1. プラスチック類	ペットボトル	210	80		680	130	690	30	5.5	1.5	1400	180	23.3	16.5	240	75		9	70	7	5.5	13	45	8
	漁業用ブイ	380	155	15.1	583	88	1080	84	15.1		3340	165	4.2	4.5	315	25		1	60	1	8.2	8	10	0.2
	漁具・漁網	100	2	0.5	690	120	20	130	20	3	600	30		0.5	400	90		0.1	0.3			0.1	0.2	5
	他プラスチック	80	20	5	3200	60	400	220	20	2	1520	460	25	12	530	90	0.2	5	30	15	25	20	30	10
	プラスチック類合計	770	257	20.6	5153	398	2190	464	60.6	6.5	6860	835	52.5	33.5	1485	280	0.2	15.1	160.3	23	38.7	41.1	85.2	23.2
2. 発泡スチロール類		1310	380	1.5	1500	160	1100	40	0.4	8	3570	320	25	42	610	55		4	90	30		10	43	0.1
3. ゴム類		15	60		160	1	3	20	0.3		180	25	1.7		50	40			1			0.3		3
4. 紙類		0.1											8.3										0.5	0.5
5. 布類									1						3					0.5	2			0.2
6. ガラス・陶磁器類		2	6.3	1		1.7	29	5.1	1		15.3	27	0.2		46.3	10.8	0.2	0.6	1.21	0.1	0.05	0.02	3	
7. 金属類		2.5			13	0.7	3.8		3.3		13	2.3	0.4	0.5	0.45	0.5		3	4	1.8	0.6	0.5	3	6.05
8. 木類		170	160	0.7	1800	50	52	20	2		900	40	0.8	25		40		1	3	84		30	50	30
9. 医療系廃棄物						0.03	0.01	0.1			0.1				0.6	0.005								
10. オイルボール・廃油・廃液			0.02	0.2	2		2	0.5	0.3		20													
11. その他(粗大ごみ等)					20			500			440				260									
	品目別その他(木材を除く3~11の合計)	19.6	66.3	1.2	195.0	3.4	37.8	525.7	5.9		668.4	54.3	10.5	0.5	360.4	51.3	0.2	3.6	6.2	2.4	2.7	0.8	6.5	9.8
	合計	2269.6	863.3	24.0	8648.0	611.4	3379.8	1049.7	68.9	14.5	11998.4	1249.3	88.9	101.0	2455.4	426.3	0.4	23.7	259.5	139.4	41.4	81.9	184.7	63.1

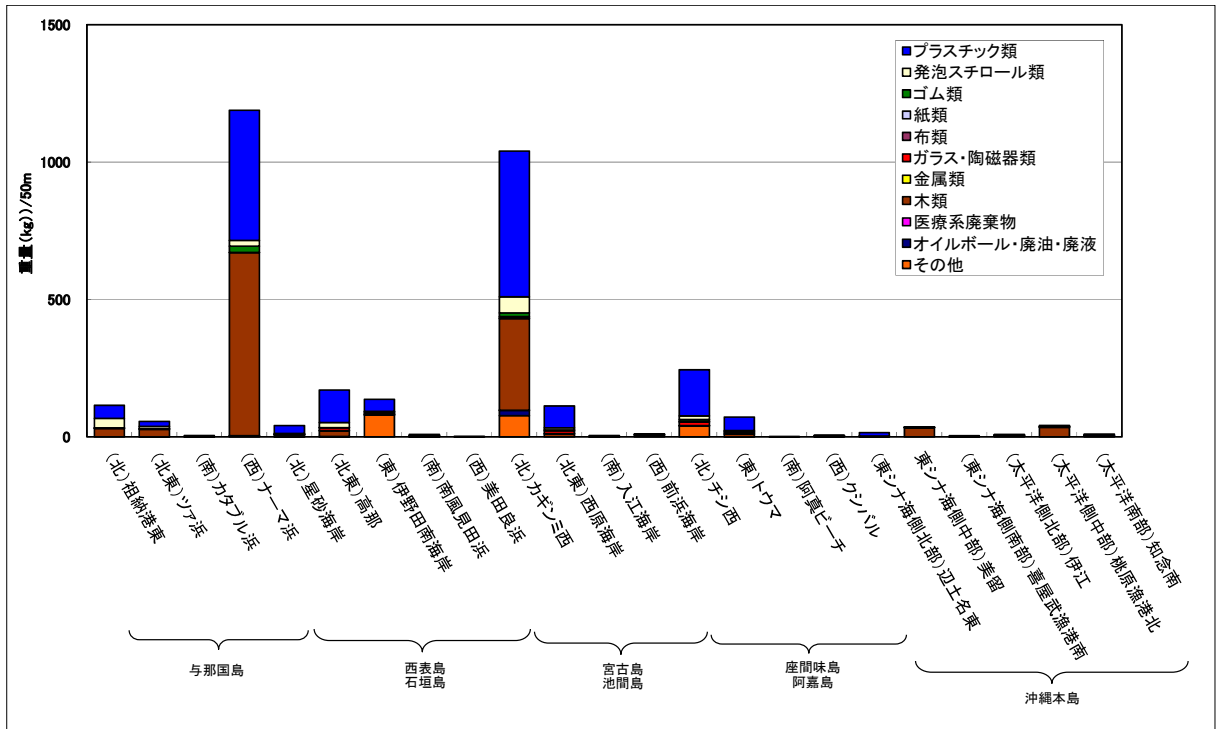


図 1.1-9 海岸漂着物の漂着重量調査結果 (第19回調査 平成28年1月) (素材別)

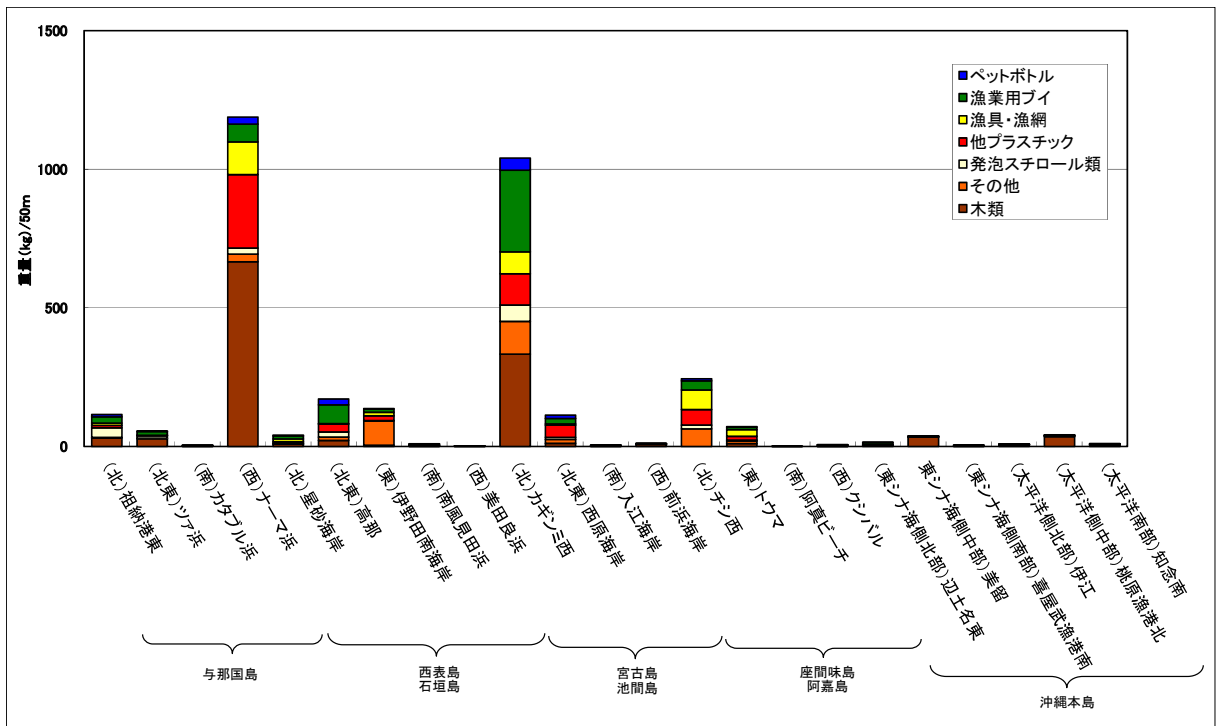


図 1.1-10 海岸漂着物の漂着重量調査結果 (第19回調査 平成28年1月)
(プラスチック類に注目した種類別)

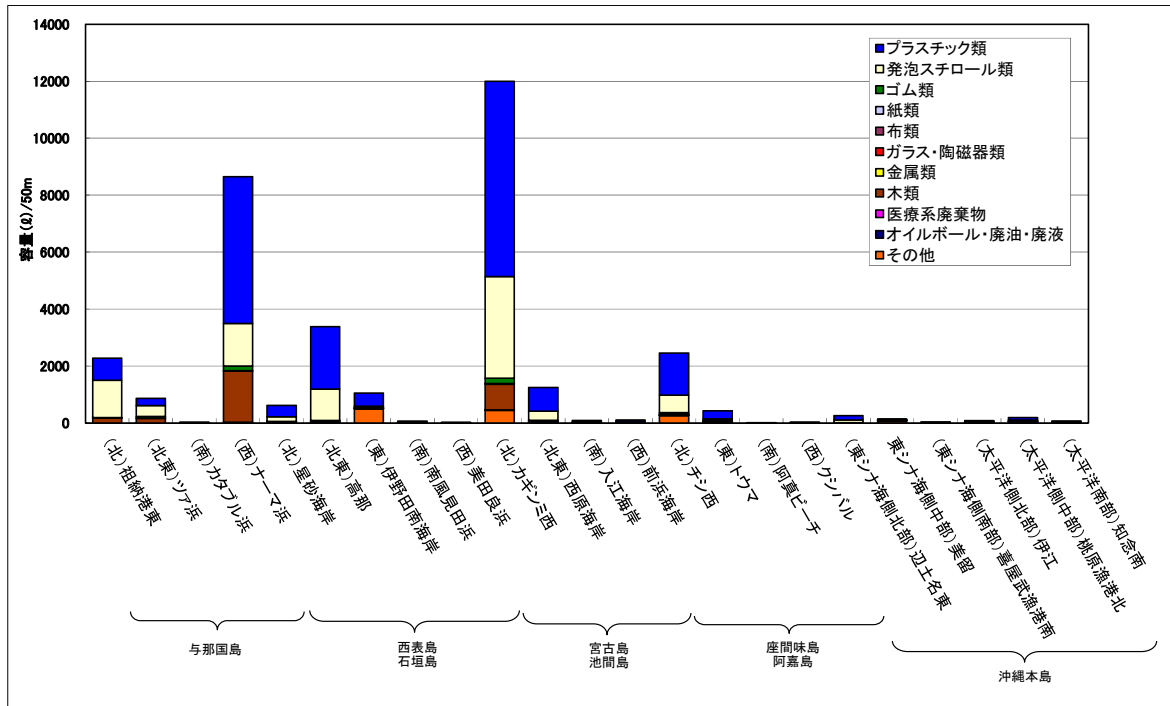


図 1.1-11 海岸漂着物の漂着容量調査結果（第 19 回調査 平成 28 年 1 月）（素材別）

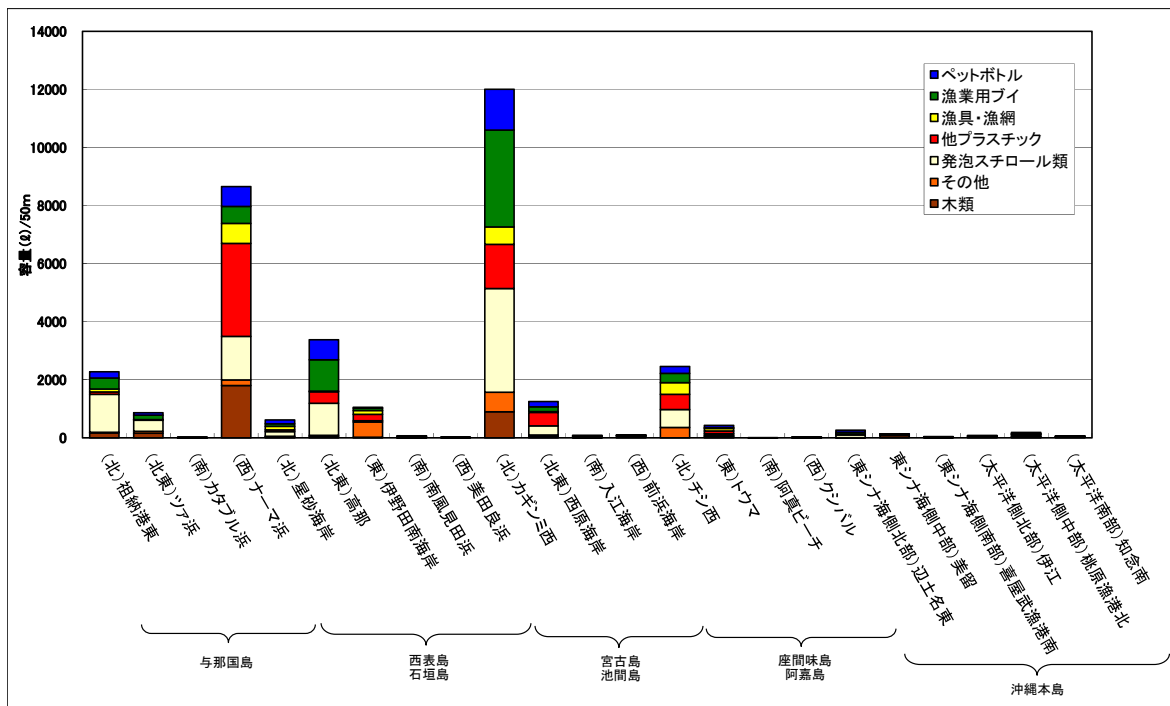


図 1.1-12 海岸漂着物の漂着容量調査結果（第 19 回調査 平成 28 年 1 月）
（プラスチック類に注目した種類別）

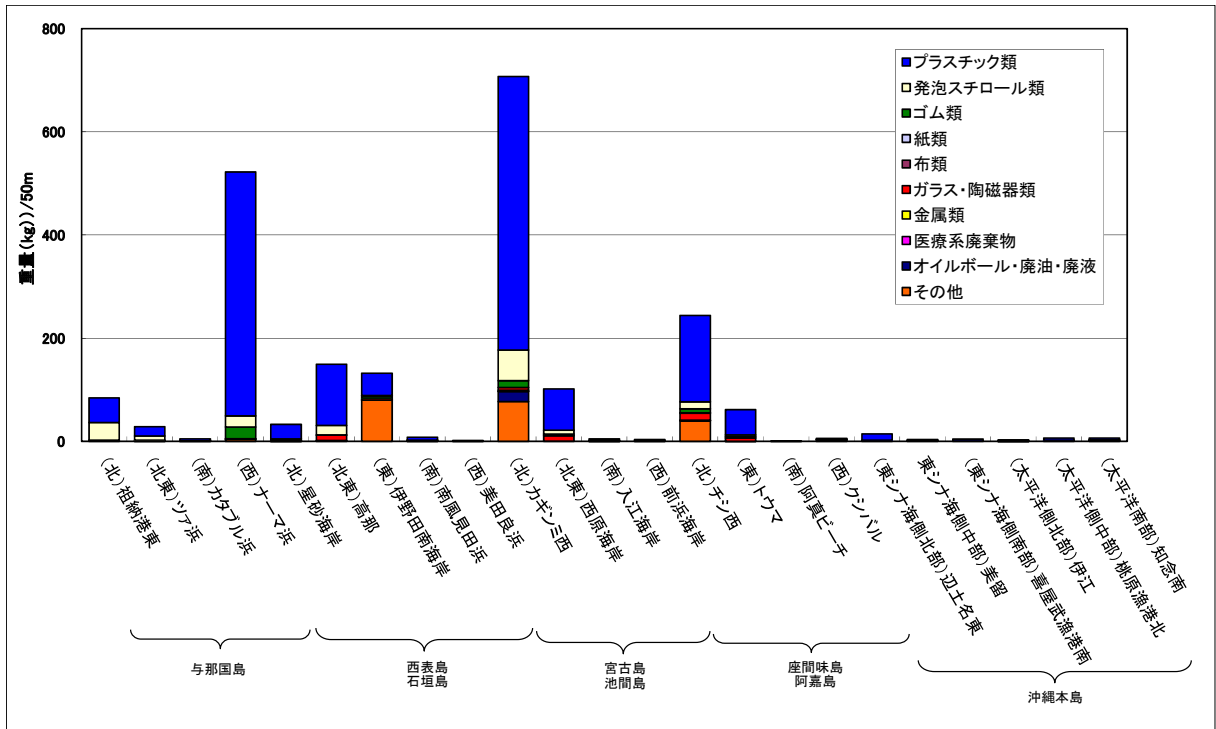


図 1.1-13 海岸漂着物の漂着重量調査結果（第 19 回調査 平成 28 年 1 月）
（素材別）（木類を除く）

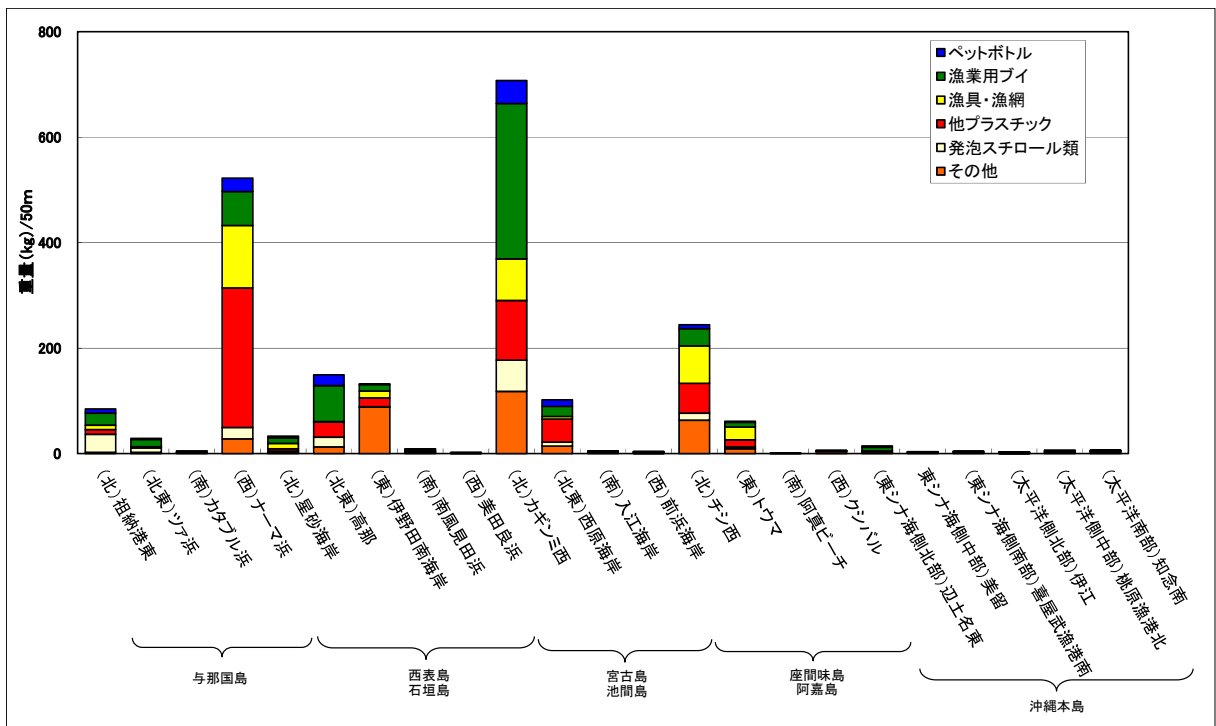


図 1.1-14 海岸漂着物の漂着重量調査結果（第 19 回調査 平成 28 年 1 月）
（プラスチック類に注目した種類別）（木類を除く）

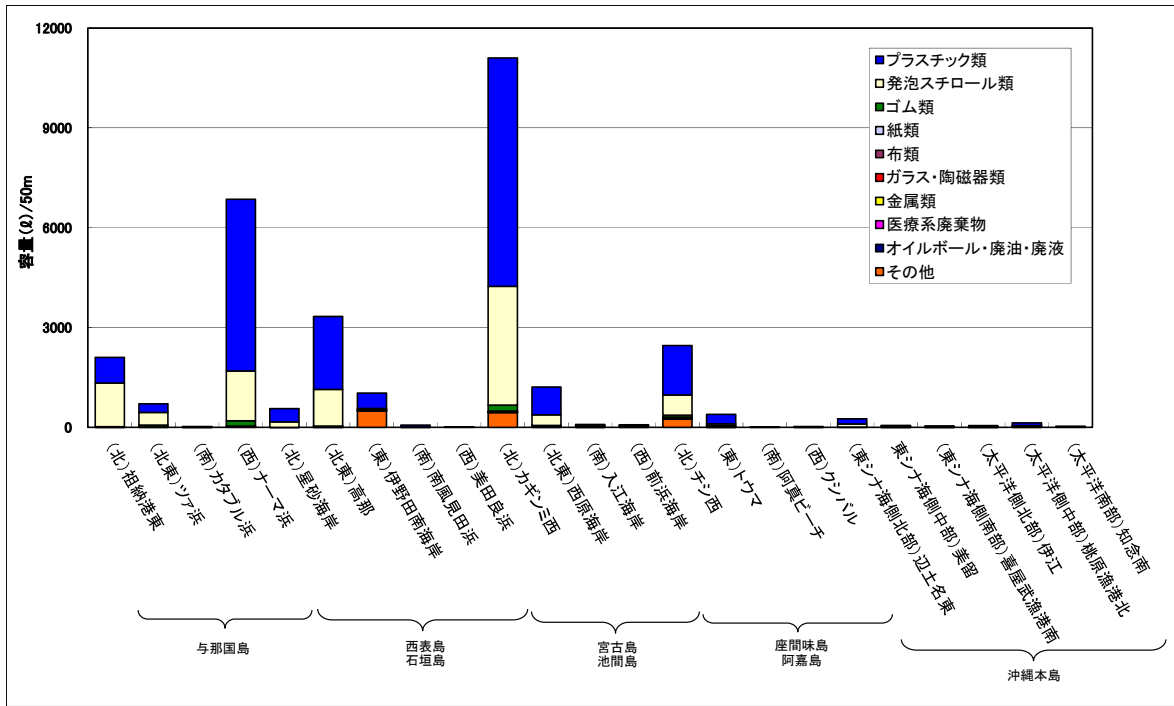


図 1.1-15 海岸漂着物の漂着容量調査結果（第 19 回調査 平成 28 年 1 月）
（素材別）（木類を除く）

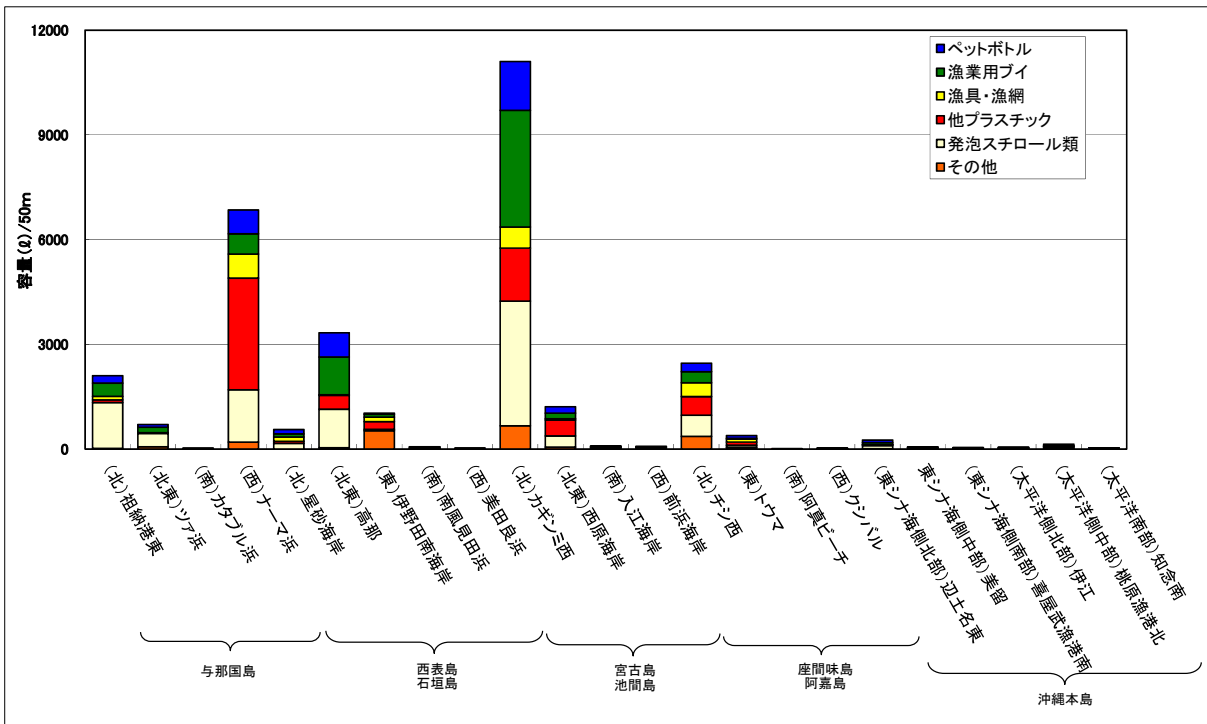


図 1.1-16 海岸漂着物の漂着容量調査結果（第 19 回調査 平成 28 年 1 月）
（プラスチック類に注目した種類別）（木類を除く）

1.1.2 特徴的な海岸漂着物の分析・測定調査

(1) 第18回調査（平成27年11月）

第18回調査における海岸別の特徴的な海岸漂着物の分析・測定結果を表1.1-5に示す。

(2) 第 19 回調査（平成 28 年 1 月）

第 19 回調査における海岸別の特徴的な海岸漂着物の分析・測定結果を表 1.1-6 に示す。

表 1.1-6 特徴的な海岸漂着物の漂着個数調査結果（第19回調査 H28年1月）

単位：個/50m

素材	種類		与那国島				西表島・石垣島					宮古島・池間島				座間味島・阿嘉島				沖縄本島							
			北	北東	南	西	北	北東	東	南	西	北	北東	南	西	北	東	南	西	東シナ海 北部	東シナ海 中部	東シナ海 南部	太平洋 北部	太平洋 中部	太平洋 南部		
			祖納港東	ツア浜	カタフル浜	ナーマ浜	星砂海岸	高那	伊野田南	南風見 田浜	美田良浜	カギンミ西	西原海岸	入江海岸	前浜海岸	チシ西	トウマ	阿真 ビーチ	クシバル	辺土名東	美留	喜屋武 漁港南	伊江	桃原 漁港北	知念南		
プラスチック類	ペットボトル	1000cc	ラベル有	80	18		106	33	229	16		1	289	70	12	7	71	28		2	27	3		2	18	1	
		未満	ラベル無	76	27		364	63	241	12	4	4	594	80	15	8	98	27		10	16	8	6	7	16	7	
	1000cc 以上	ラベル有		1		8	5	17	2			13	7			4	3			5		1	2	2	1		
		ラベル無	19	8		63	11	45	2	2		112	26	2	1	21	4		2	6	1	2	3	4	3		
		水色(大)	3			15	2	5	1			38	9		1	12	2		1	1			1	1			
		水色(小)	8	11		95	8	21	4			62	18	9	1	53	10			1		2	6	5	1		
	直径 20cm 以下	オレンジ	3	2	1	38	2	11	8		1	24	13		2	51	14		1	10			1	6	2		
		その他	40	17	1	56	23	147	14		3	296	37	3		52	29		4	9	3		8	4			
		漁業用ブイ 直径 20cm 以上	黒色	11	6	1	11	5	33	5	2		104	6			12	1			4		1				
	赤・黄・橙色系		2			5		1				3		1	1												
	その他		4	2		4		2				14	1														
	ライター		1	5		83	5	15	11	3	1	49	4	1		18	7		1	1			1		1	1	
	日本製の農業用の容器・袋類														1												
	日本製の飲食用の容器・袋類				14						1				3					6	10					7	
	ポリタンク	韓国											1														
その他											2			1					1								
不明					1						1																
ビニール製 バルーン	中国					2	2				1	1				1											
	台湾																										
	その他・不明		1		1	2										1											
発泡スチロール類	日本製の飲食用の容器・袋類																										
ガラス・陶磁器類	電球		2			1	15	2			4	18			3	2		2	1								
	電球(ラベル有)					1	4					4							1								
	蛍光灯		2				2								2	1											
	蛍光灯(ラベル有)																										
金属類	飲料缶(日本製)	5			10		1		10		3		2	1					7	5	2	2	1		22		
	飲料缶(海外製)						1				2	1		1						2					1		
医療系廃棄物	バイアル						1				1				6	2											
	注射器・針					1		2			1				1												
	その他																										

1.1.3 調査の状況写真

(1) 第18回調査（平成27年11月）

第18回調査時の海岸の状況、作業状況、主な海岸漂着物を地点別に図1.1-17～図1.1-39に、特徴的な海岸漂着物を、図1.1-40、図1.1-41に示す。



図1.1-17 国頭村 辺土名東（沖縄本島地域 東シナ海側北部）
（第18回 平成27年11月19日）



図 1.1-18 恩納村 美留（沖縄本島地域 東シナ海側中部）
（第 18 回 平成 27 年 11 月 21 日）



図 1.1-19 糸満市 喜屋武漁港南（沖縄本島地域 東シナ海側南部）
（第 18 回 平成 27 年 11 月 20 日）



図 1.1-20 国頭村 伊江（沖縄本島地域 太平洋側北部）
（第 18 回 平成 27 年 11 月 19 日）



図 1.1-21 うるま市宮城島 桃原漁港北②（沖縄本島地域 太平洋側中部）
（第18回 平成27年11月21日）

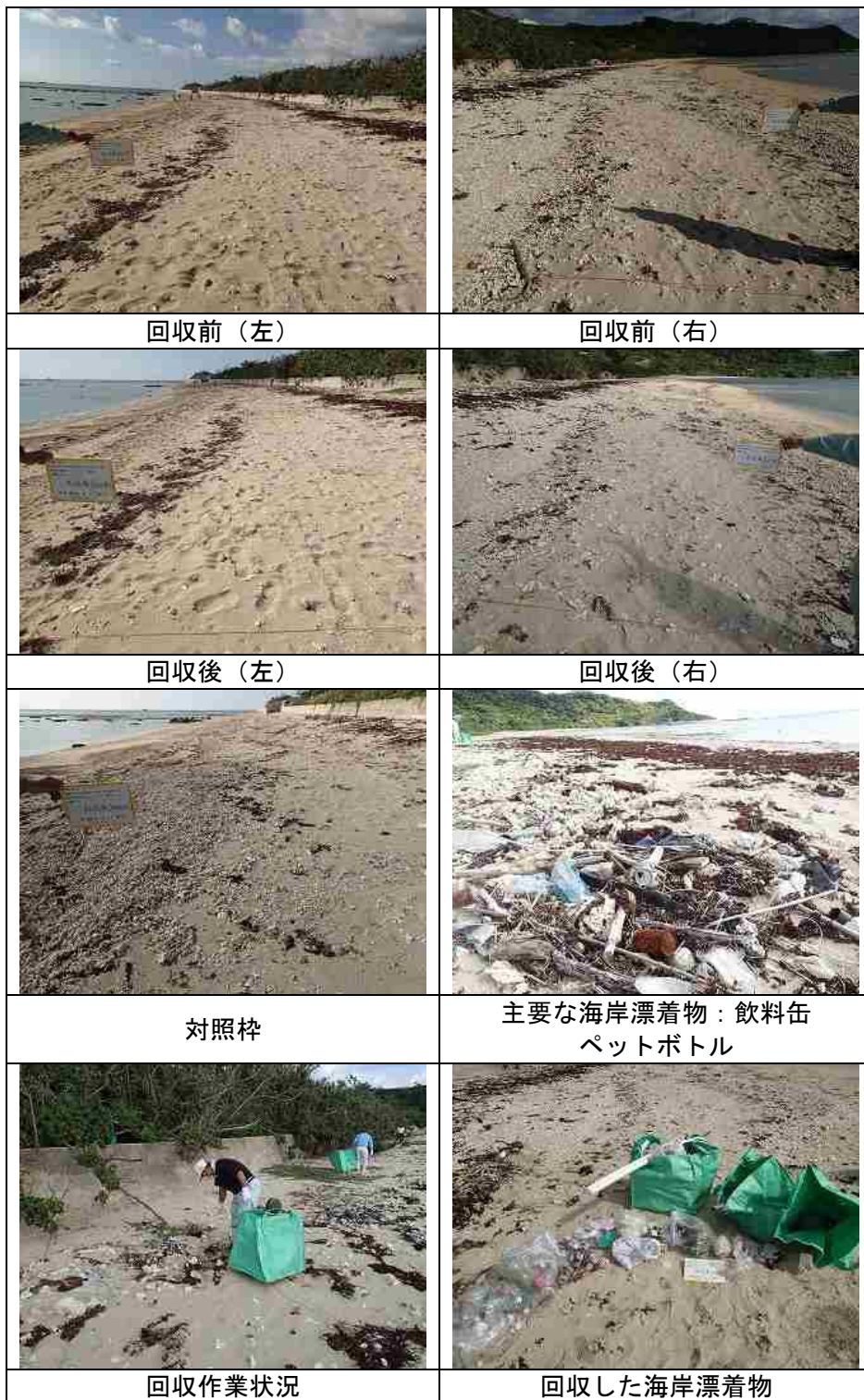


図 1.1-22 南城市 知念南（沖縄本島地域 太平洋側南部）
（第 18 回 平成 27 年 11 月 20 日）



図 1.1-23 座間味島 チシ西（本島周辺離島地域 座間味島北側）
（第 18 回 平成 27 年 12 月 4 日）



図 1.1-24 座間味島 トウマ（本島周辺離島地域 座間味島東側）
（第 18 回 平成 27 年 12 月 4 日）



図 1.1-25 座間味島 阿真ビーチ（本島周辺離島地域 座間味島南側）
（第 18 回 平成 27 年 12 月 3 日）



図 1.1-26 阿嘉島 クシバル（本島周辺離島地域 座間味島西側）
（第 18 回 平成 27 年 12 月 3 日）



図 1.1-27 宮古島 西原海岸（宮古諸島地域 宮古島北東側）
（第 18 回 平成 27 年 11 月 29 日）



図 1.1-28 宮古島 入江海岸（宮古諸島地域 宮古島南側）
（第 18 回 平成 27 年 11 月 28 日）



図 1.1-29 宮古島 前浜海岸（宮古諸島地域 宮古島西側）
（第 18 回 平成 27 年 11 月 28 日）



図 1.1-30 池間島 カギンミ西（宮古諸島地域 池間島北側）
（第 18 回 平成 27 年 11 月 29 日）



図 1.1-31 石垣島 伊野田南海岸（八重山諸島地域 石垣島東側）
（第 18 回 平成 27 年 11 月 29 日）



図 1.1-32 西表島 美田良浜（八重山諸島地域 西表島西側）
（第 18 回 平成 27 年 11 月 27 日）



図 1.1-33 西表島 星砂海岸（八重山諸島地域 西表島北側）
（第 18 回 平成 27 年 11 月 27 日）



図 1.1-34 西表島 高那（八重山諸島地域 西表島北東側）
（第 18 回 平成 27 年 11 月 27 日）



図 1.1-35 西表島 南風見田浜（八重山諸島地域 西表島南側）
（第 18 回 平成 27 年 11 月 26 日）



図 1.1-36 与那国島 ナーマ浜（八重山諸島地域 与那国島西側）
（第 18 回 平成 27 年 12 月 1 日）



図 1.1-37 与那国島 祖納港東（八重山諸島地域 与那国島北側）
（第 18 回 平成 27 年 12 月 2 日）



図 1.1-38 与那国島 ツア浜（八重山諸島地域 与那国島北東側）
（第 18 回 平成 27 年 12 月 02 日）



図 1.1-39 与那国島 カタブル浜（八重山諸島地域 与那国島南側）
（第 18 回 平成 27 年 12 月 1 日）



注) () は生産国を示す。

図 1.1-40 特徴的な海岸漂着物 (ビニール製バルーン) (第 18 回)



座間味島 トウマ (ベトナム)

注) () は生産国を示す。

図 1.1-41 特徴的な海岸漂着物 (電球、蛍光灯ラベル有) (第 18 回)

(2) 第 19 回調査（平成 28 年 1 月）

第 19 回調査時の海岸の状況、作業状況、主な海岸漂着物等を地点別に図 1.1-42～図 1.1-64 に、特徴的な海岸漂着物を図 1.1-65～図 1.1-66 に示す。



図 1.1-42 国頭村 辺土名東（沖縄本島地域 東シナ海側北部）
（第 19 回 平成 28 年 1 月 20 日）



図 1.1-43 恩納村 美留（沖縄本島地域 東シナ海側中部）
（第 19 回 平成 28 年 1 月 22 日）



図 1.1-44 糸満市 喜屋武漁港南（沖縄本島地域 東シナ海側南部）
（第 19 回 平成 28 年 1 月 21 日）



図 1.1-45 国頭村 伊江（沖縄本島地域 太平洋側北部）
（第 19 回 平成 28 年 1 月 20 日）



図 1.1-46 うるま市宮城島 桃原漁港北②（沖縄本島地域 太平洋側中部）
（第 19 回 平成 28 年 1 月 22 日）



図 1.1-47 南城市 知念南（沖縄本島地域 太平洋側南部）
（第 19 回 平成 28 年 1 月 21 日）



図 1.1-48 座間味島 チシ西（本島周辺離島地域 座間味島北側）
（第 19 回 平成 28 年 2 月 6 日）



図 1.1-49 座間味島 トウマ（本島周辺離島地域 座間味島東側）
（第 19 回 平成 28 年 2 月 6 日）



図 1.1-50 座間味島 阿真ビーチ（本島周辺離島地域 座間味島南側）
（第 19 回 平成 28 年 2 月 6 日）



図 1.1-51 阿嘉島 クシバル（本島周辺離島地域 座間味島西側）
（第 19 回 平成 28 年 2 月 7 日）

	
回収前（左）	回収前（右）
	
回収後（左）	回収後（右）
	
対照枠	主要な海岸漂着物：プラスチック類
	
回収作業状況	回収した海岸漂着物

図 1.1-52 宮古島 西原海岸（宮古諸島地域 宮古島北東側）
（第 19 回 平成 28 年 2 月 8 日）



図 1.1-53 宮古島 入江海岸（宮古諸島地域 宮古島南側）
（第 19 回 平成 28 年 2 月 8 日）



図 1.1-54 宮古島 前浜海岸（宮古諸島地域 宮古島西側）
（第 19 回 平成 28 年 2 月 8 日）



図 1.1-55 池間島 カギンミ西（宮古諸島地域 池間島北側）
（第 19 回 平成 28 年 2 月 9 日）



図 1.1-56 石垣島 伊野田南海岸（八重山諸島地域 石垣島東側）
（第 19 回 平成 28 年 2 月 12 日）



図 1.1-57 西表島 美田良浜（八重山諸島地域 西表島西側）
（第 19 回 平成 28 年 2 月 11 日）



図 1.1-58 西表島 星砂海岸（八重山諸島地域 西表島北側）
（第 19 回 平成 28 年 2 月 11 日）

	
回収前（左）	回収前（右）
	
回収後（左）	回収後（右）
	
対照枠	主要な海岸漂着物： 発泡スチロールブイ
	
回収作業状況	回収した海岸漂着物

図 1.1-59 西表島 高那（八重山諸島地域 西表島北東側）
（第 19 回 平成 28 年 2 月 10 日）

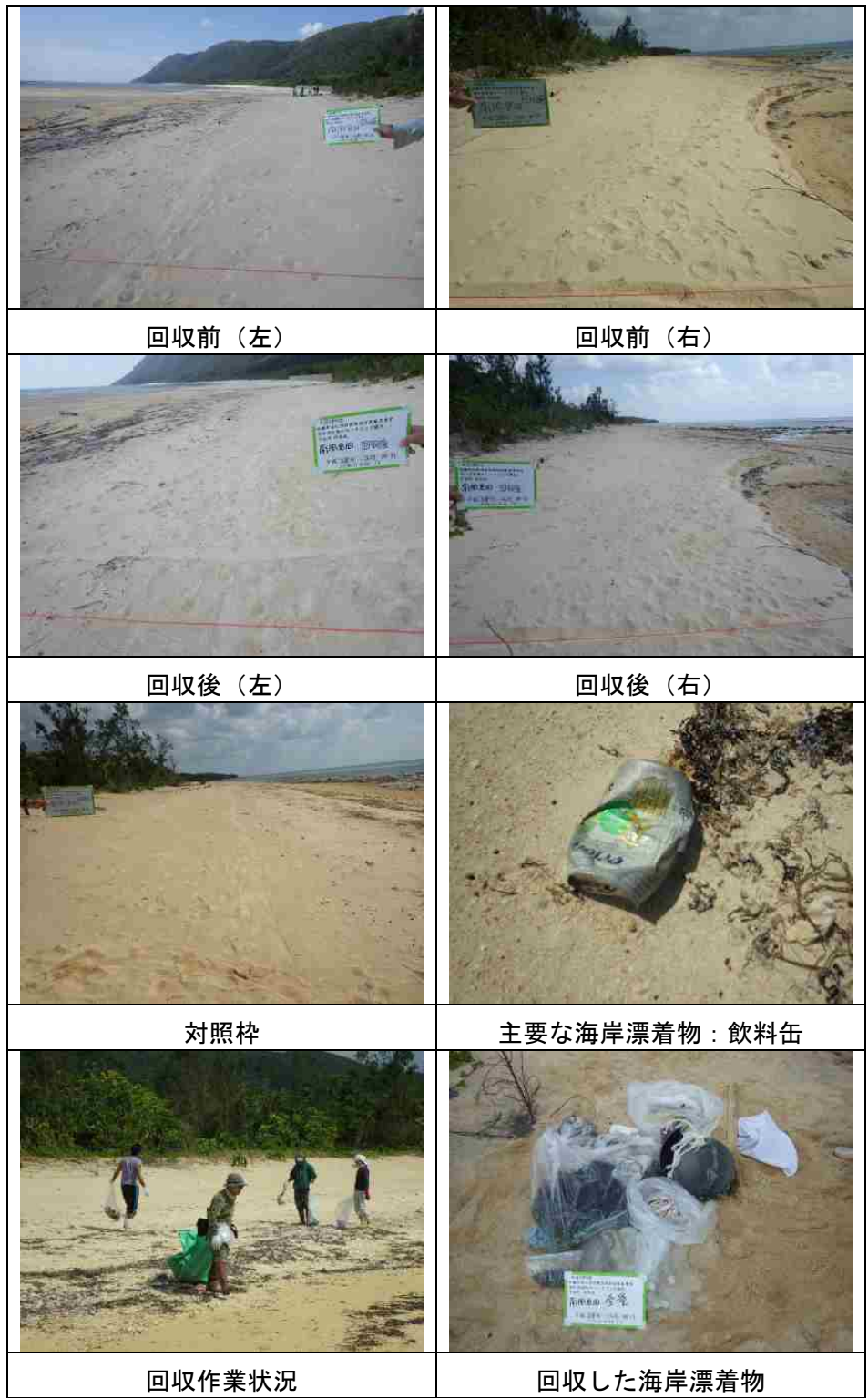


図 1.1-60 西表島 南風見田浜（八重山諸島地域 西表島南側）
（第 19 回 平成 28 年 2 月 10 日）



図 1.1-61 与那国島 ナーマ浜（八重山諸島地域 与那国島西側）
（第 19 回 平成 28 年 2 月 6 日）



図 1.1-62 与那国島 祖納港東（八重山諸島地域 与那国島北側）
（第 19 回 平成 28 年 2 月 7 日）



図 1.1-63 与那国島 ツア浜（八重山諸島地域 与那国島北東側）
（第 19 回 平成 28 年 2 月 7 日）



図 1.1-64 与那国島 カタブル浜（八重山諸島地域 与那国島南側）
（第 19 回 平成 28 年 2 月 6 日）

	
座間味島 チシ西 (中国)	座間味島 チシ西 (不明)
	
宮古島 カギンミ西 (中国)	宮古島 西原海岸 (中国)
	
西表島 星砂海岸 (中国)	西表島 星砂海岸 (中国)
	
西表島 星砂海岸 (不明)	西表島 星砂海岸 (不明)

注) () は生産国を示す。

図 1.1-65 特徴的な海岸漂着物 (ビニール製バルーン) (第 19 回)

	
<p>西表島 星砂海岸 (中国)</p>	<p>西表島 星砂海岸 (中国)</p>
	
<p>与那国島 ツア浜 (不明)</p>	<p>与那国島 ナーマ浜 (不明)</p>

注) () は生産国を示す。

図 1.1-66 特徴的な海岸漂着物 (ビニール製バルーン) (第 19 回)

	
沖縄本島 辺土名東 (日本)	宮古島 西原海岸 (中国)
	
宮古島 西原海岸 (中国)	宮古島 西原海岸 (中国)
	
宮古島 西原海岸 (不明)	西表島 高那 (日本)
	
西表島 高那 (中国)	西表島 高那 (中国)

注) () は生産国を示す。

図 1.1-67 特徴的な海岸漂着物 (電球、蛍光灯ラベル有り) (第 19 回)



西表島 高那（中国）

注）（ ）は生産国を示す。

図 1.1-68 特徴的な海岸漂着物（電球、蛍光灯ラベル有り）（第 19 回）

2 海岸漂着物及び有害物質の影響と対策方針の検討

2.1 海岸漂着物及び有害物質が及ぼす影響に係る情報収集整理

情報収集整理の条件と収集件数は以下のとおりである。次ページ以降に表 2.1-1 ～表 2.1-3 にその一覧を示す。

条件 A : 海岸に漂着したゴミの有害物質に関する文献 (5 件) 表 2.1-1

条件 B : 生物がゴミを取り込み、有害物質に曝露されている文献 (6 件) 表 2.1-2

条件 C : 生物がゴミを取り込んでいることに関する文献 (39 件) 表 2.1-3

表 2.1-1 条件 A : 海岸に漂着したゴミの有害物質に関する文献一覧

番号	書誌情報	文献タイトル(和訳)	対象媒体	対象物質	主な内容
A-1	Yeo et al. (2015). "POPs monitoring in Australia and New Zealand using plastic resin pellets, and International Pellet Watch as a tool for education and raising public awareness on plastic debris and POPs." Mar Pollut Bull 101(1): 137-145.	プラスチックレジンをペレットを用いたオーストラリア及びニュージーランドの POPs モニタリング、及び、インターナショナルペレットウォッチのプラスチックごみに関する普及啓発教材としての活用	プラスチックレジ ンペレット	PCBs DDTs HCHs	ボランティアの協力によりオーストラリア、ニュージーランド沿岸から漂着プラスチックレジンをペレットを収集し、PCB 等の残留性有機汚染物質(POPs)の測定を行った。PCBs は、都市域のサンプルにおいて高濃度であった。 また、このような漂着したプラスチックレジンをペレットを用いたモニタリング「インターナショナルペレットウォッチ(IPW)」の市民教育への活用について検討した。
A-2	Zhang et al. (2015). "Persistent organic pollutants carried on plastic resin pellets from two beaches in China." Mar Pollut Bull 99(1-2): 28-34.	中国の 2 つの海岸で回収されたプラスチックレジンをペレットが運ぶ残留性有機汚染物質	プラスチックレジ ンペレット	PCBs PAHs HCHs DDTs クロルデン ヘプタクロル エンドスルファン アルドリン ディルドリン エンドリン	中国の 2 つの海岸から収集したプラスチックレジンをペレットに含まれる POPs 等(PCBs、PAHs、HCHs、DDTs、クロルデン、ヘプタクロル、エンドスルファン、アルドリン、ディルドリン、エンドリン)を分析した。高濃度の検出は、周辺の工業開発、農業活動及び石炭使用に関連していることが示唆された。
A-3	Gauquie et al. (2015). "A qualitative screening and quantitative measurement of organic contaminants on different types of marine plastic debris." Chemosphere 138: 348-356.	複数種の海洋プラスチックごみから検出される有機汚染物質の定性スクリーニング及び定量分析	プラスチックレジ ンペレット、プラ スチックごみ	PCBs PAHs プラスチック関連物質等(定性的スクリーニング)	ベルギー大陸棚から収集したプラスチックごみ及びベルギー海岸から収集した漂着プラスチックレジンをペレットに含まれる化学物質を分析した。定性的スクリーニングの結果、検出された物質は次の 6 分類に分けられた:①プラスチック関連物質(抗酸化剤等)、②PAH と関連物質、③アルキルベンゼン類、④酸素を含む脂肪族類、⑤バイオフィルム・藻類関連物質、⑥その他物質、⑦発生源が不明な物質。プラスチックレジンをペレットについては、PAH、PCBs の定量分析を行った。

番号	書誌情報	文献タイトル(和訳)	対象媒体	対象物質	主な内容
A-4	Rani et al. (2015). "Qualitative Analysis of Additives in Plastic Marine Debris and Its New Products." Arch Environ Contam Toxicol 69(3): 352-366.	プラスチックの海洋ごみおよび新品に含まれる添加剤の定性的分析	プラスチックごみ 新品プラスチック	プラスチック添加剤 や吸着化合物(定性的スクリーニング)	韓国の海岸から回収した漂着プラスチックごみと、同製品あるいは類似製品の新品について、添加物や吸着化合物の定性的スクリーニング分析を行った。回収されたごみは、食品容器や漁具が主であった。検出された物質は、炭化水素類、紫外線安定剤、抗酸化剤、可塑剤、潤滑剤、燃料、中間体、難燃剤、香料、モノマー・オリゴマー、その他であった。新品と漂着ごみの比較は、化学物質の溶出や吸着を示した。
A-5	Kwon et al. (2015). "Global styrene oligomers monitoring as new chemical contamination from polystyrene plastic marine pollution." J Hazard Mater 300: 359-367.	ポリスチレンプラスチック汚染による新たな化学物質汚染、世界規模のスチレンオリゴマーモニタリング	砂 海水	スチレンオリゴマー	日本を含む世界各地(21か国 34地域 244地点)の海水及び砂を採取し、ポリスチレンの風化により溶出するスチレンオリゴマー(スチレンのモノマー、ダイマー、トリマー)を分析した。スチレンオリゴマー(SOs)は、海水はベトナム以外、砂は全地点から検出された。SOsは海水よりも砂から高濃度で検出された。

表 2.1-2 条件 B : 生物がゴミを取り込み、有害物質に曝露されている文献一覧

番号	書誌情報	文献タイトル(和訳)	生物	実験室・ 野外	対象物質	主な内容
B-1	Nobre et al. (2015). "Assessment of microplastic toxicity to embryonic development of the sea urchin <i>Lytechinus variegatus</i> (Echinodermata: Echinoidea)." <i>Mar Pollut Bull</i> 92(1-2): 99-104.	ウニ <i>Lytechinus variegatus</i> (Echinodermata: Echinoidea)の胚発生へのマイクロプラスチックの毒性の評価	刺胞動物	実験室	プラスチックペレット溶出物質	新品及び漂着プラスチックペレットからの溶出成分がウニの胚発生に与える影響について実験を行った。新品ペレットは、ウニ胚の異常発達を増加させた。漂着ペレットの毒性は新品ペレットよりも低かった。ペレットは、特に新品ペレットに含まれるプラスチック添加剤等の汚染物質の媒体となっていること、ペレットから溶出した化学物質の毒性はばく露経路やペレットが蓄積する環境媒体に依存する。
B-2	Avio et al. (2015). "Pollutants bioavailability and toxicological risk from microplastics to marine mussels." <i>Environ Pollut</i> 198: 211-222.	マイクロプラスチックから海産ムラサキガイへの汚染物質の生物学的利用能及び毒性学的リスク	貝類	実験室	PAH (Pyrene)	ポリエチレン及びポリスチレンのマイクロプラスチックはピレン (PAHs の一種) を時間と共に吸着した。ムラサキガイをピレンを吸着したマイクロプラスチックにばく露したところ、消化組織を中心に血リンパ、鰓に分布し、ピレンの蓄積も見られた。細胞レベルでの反応(免疫応答等)や遺伝子の反応が見られた。
B-3	Chua et al. (2014). "Assimilation of polybrominated diphenyl ethers from microplastics by the marine amphipod, <i>Allorchestes compressa</i> ." <i>Environ Sci Technol</i> 48(14): 8127-8134.	海生端脚類(ヨコエビの一種) <i>Allorchestes Compressa</i> の PBDEs の取込み	甲殻類	実験室	PBDEs	マイクロプラスチック(直径 11~700µm)及び PBDEs を端脚類に暴露させたところ、マイクロプラスチック由来の PBDE が端脚類の体内に吸収されることが明らかになった。マイクロプラスチックは PBDE の取り込みを軽減させていたが、低臭素化 BDE より高臭素化 BDE の取り込み割合が高まることが示唆された。
B-4	Batel et al. (2016). "The transfer of benzo[a]pyrene from microplastics to <i>Artemia nauplii</i> and further to zebrafish via a trophic food web experiment - CYP1A induction and visual tracking of persistent organic pollutants." <i>Environ Toxicol Chem</i> .	マイクロプラスチックからアルテミアノープリウス、さらにゼブラフィッシュへの栄養食物網実験を介してのベンゾピレンの移行-残留性有機汚染物質の CYP1A 誘導および視覚追跡	甲殻類、 魚類	実験室	PAH (BaP)	アルテミアとゼブラフィッシュの食物連鎖を通じた、マイクロプラスチックとマイクロプラスチックに吸着したベンゾピレンの栄養段階を超えた移行について実験した。アルテミアに蓄積した極小マイクロプラスチック(1-20µm)は、ゼブラフィッシュに移行した。POPs 未添加の新品粒子は、ゼブラフィッシュの消化管に観察可能な物理的悪影響は及ぼさなかった。蛍光追跡により、マイクロプラスチックに吸着したベンゾピレンが魚の消化管内で脱着し、消化管上皮および肝臓に移行する可能性が示唆された。

番号	書誌情報	文献タイトル(和訳)	生物	実験室・ 野外	対象物質	主な内容
B-5	Hardesty et al. (2015). "A biochemical approach for identifying plastics exposure in live wildlife." <i>Methods in Ecology and Evolution</i> 6(1): 92-98.	生きた野生動物のプラスチックばく露同定のための生化学的アプローチ	鳥類	野外	DMP DBP DEHP (フタル酸系の可塑剤)	海鳥の尾脂腺に含まれる可塑剤を検出することで、非侵襲的な手法によりプラスチックへのばく露状況を把握する方法を開発した。海鳥の尾脂腺ワックスからフタル酸系の可塑剤3種類(フタル酸ジメチル(DMP)、フタル酸ジブチル(DBP)、フタル酸ビス(2-エチルヘキシル)(DEHP))を検出。検出された可塑剤はDBPおよびDEHPが主だった。
B-6	Herzke et al. (2016). "Negligible Impact of Ingested Microplastics on Tissue Concentrations of Persistent Organic Pollutants in Northern Fulmars off Coastal Norway." <i>Environ Sci Technol</i> 50(4): 1924-1933.	ノルウェー沿岸沖のフルマカモメでは、摂取マイクロプラスチックは組織中の残留性有機汚染物質の濃度にはわずかにしか影響しない	鳥類	野外	PCBs DDTs PBDEs	ノルウェーの海域に生息するフルマカモメの筋肉や肝臓中のPOPs濃度(PCBs、DDTs、PBDEs)と胃の中のプラスチック摂取量(なし・中・多の3段階に分類)について解析した。中・多グループ間でプラスチック中のPOPs濃度(総PCBs、総DDTs、総PBDEs)には有意な差は見られなかった。解析の結果、プラスチックはPOPsの媒介者よりは、受動的なサンプラーであり、同時に摂取された餌に含まれるPOPsの成分組成を反映していることが示された。
B-7	Tanaka et al. (2015). "Facilitated Leaching of Additive-Derived PBDEs from Plastic by Seabirds' Stomach Oil and Accumulation in Tissues." <i>Environ Sci Technol</i> 49(19): 11799-11807.	海鳥の胃油による、プラスチックからの添加剤由来PBDEsの溶出促進および組織への蓄積	鳥類	野外	PBDEs	海鳥が摂取したプラスチックに含まれるPBDEの体内組織移行を検討するため、溶出試験及び野生の海鳥の組織分析を実施した。10臭素化BDEを添加したプラスチックの溶出試験の結果、蒸留水や海水、酸性ペプシン溶液への溶出量は微量であったが、胃油や魚油には多く溶出した。北大西洋の海鳥を分析した結果、10臭素化BDEおよび6臭素化BDEが体内組織及び摂食プラスチックから検出された。BDE-209(10臭素化BDE)が組織から検出された海鳥からは、BDE-207が他の9臭素化BDEよりも圧倒的に多く検出されたことから体内で脱臭素化が起きていることが示唆された。 本研究からBDE209について、海鳥は餌よりもプラスチック経由のばく露寄与が大きいことが示唆された。

表 2.1-3 条件 C : 生物がごみを取り込んでいることに関する文献

番号	書誌情報	文献タイトル(和訳)	生物	実験室・ 野外・ モデル	検出・ 影響有・ 影響無	主な内容
C-1	McCormick et al. (2014). "Microplastic is an abundant and distinct microbial habitat in an urban river." Environ Sci Technol 48(20): 11863-11871.	マイクロプラスチック は、都市河川におい て数多く存在する独 特の微生物生息地 となっている	細菌類	野外	—	米国シカゴの都市河川において、海や五大湖以上の量の マイクロプラスチックを検出し、下水処理場放流水がマイク ロプラスチックの汚染源であることをつきとめた。河川のマイ クロプラスチック上に生息する細菌類は河川水中や浮遊 有機物質に生息する細菌類と比べて、多様性が低く、生物 構成もわずかに異なり、マイクロプラスチック上では、プラス チック分解生物や病原菌がより豊富に検出された。このこと からマイクロプラスチックは微生物の独特な生息地となり、 独特な微生物構成を下流に運ぶ媒体となる可能性が示唆 された。
C-2	Long et al. (2015). "Interactions between microplastics and phytoplankton aggregates: Impact on their respective fates." Marine Chemistry 175: 39-46.	マイクロプラスチック と植物プランクトン集 合体の相互作用:そ れぞれの運命への 影響	藻類	実験室	—	植物プランクトンが凝集する際にマイクロプラスチックを巻き 込み、収集する作用により、表層のマイクロプラスチックの 沈降速度は加速した。一方、植物プランクトンの沈降速度 は、種類により減速もしくは加速しており、海洋の沈降フラッ クスへの影響が考えられた。
C-3	Hall et al. (2015). "Microplastic ingestion by scleractinian corals." Marine Biology 162(3): 725-732.	イシサンゴ目のサン ゴによるマイクロプラ スチックの摂取	刺胞動物	実験室	検出	オーストラリアのグレートバリアーリーフのイシサンゴ生息 域での海水中マイクロプラスチックを分析したところ、全サ ンプルから低濃度で検出された。サンゴにマイクロプラス チックを与える給餌実験では、餌のプランクトンと同程度の 速度で誤食した。摂取したマイクロプラスチックは、腸間膜 組織に包まれ残存していた。

番号	書誌情報	文献タイトル(和訳)	生物	実験室・ 野外・ モデル	検出・ 影響有・ 影響無	主な内容
C-4	Gutow et al. (2016). "Experimental Evaluation of Seaweeds as a Vector for Microplastics into Marine Food Webs." <i>Environ Sci Technol</i> 50(2): 915-923.	海洋食物網へのマイクロプラスチックの媒介者としての海藻の実験的評価	藻類 貝類	実験室	影響無	マイクロプラスチックの媒介者としての海藻の役割を実験的に検討した。海草 (<i>Fucus vesiculosus</i>) は表面にマイクロプラスチックを吸着した。マイクロプラスチックが付着した海草、付着していない海草を巻貝 (<i>Littorina littorea</i>) に与えたところ、巻貝は区別なく摂食した。マイクロプラスチックは、巻貝の胃及び腸内から検出されたが、中腸腺から検出されず、ほとんどは糞として排出された。
C-5	Cole and Galloway (2015). "Ingestion of Nanoplastics and Microplastics by Pacific Oyster Larvae." <i>Environ Sci Technol</i> 49(24): 14625-14632.	マガキの幼生によるナノプラスチック及びマイクロプラスチックの摂取	貝類	実験室	影響無	マガキ (<i>Crassostrea gigas</i>) の幼生を表面特性や大きさの異なるポリスチレン粒子 (70nm-20µm) にばく露した。取り込まれるポリスチレン粒子の量は、幼生の成長段階に対する粒子の大きさ、粒子の表面特性に依存した。摂餌および成長への影響は見られなかった。
C-6	Sussarellu et al. (2016). "Oyster reproduction is affected by exposure to polystyrene microplastics." <i>Proc Natl Acad Sci U S A</i> 113(9): 2430-2435.	ポリスチレンマイクロプラスチックのばく露はカキの繁殖に影響を及ぼす	貝類	実験室	影響有	繁殖期のマガキ (<i>Crassostrea gigas</i>) の成体をマイクロポリスチレン (2 及び 6mm) に 2 か月間ばく露した。マガキは 2mm よりも 6mm のマイクロポリスチレンを摂食する傾向が見られた。ばく露個体では、微細藻類の摂取量及び吸収効率が増加し、補償的及び物理的影響が示唆された。ばく露により、卵母細胞の数や直径、精子活性が低下した。ばく露した親から生まれた幼生の数及び成長も低下した。エネルギーも繁殖から構造維持に回されていた。
C-7	Van Cauwenberghe et al. (2015). "Microplastics are taken up by mussels (<i>Mytilus edulis</i>) and lugworms (<i>Arenicola marina</i>) living in natural habitats." <i>Environ Pollut</i> 199: 10-17.	自然環境中に生息するムラサキガイ (<i>Mytilus edulis</i>) 及びゴカイ (<i>Arenicola marina</i>) におけるマイクロプラスチックの取り込み	貝類 ゴカイ類	併用	影響無	フランス-ベルギー-オランダの沿岸から、ヨーロッパイガイ (<i>Mytilus edulis</i>) 及びゴカイ (<i>Arenicola marina</i>) を採取した。全てのサンプルからマイクロプラスチックが検出された。ムラサキガイ及びゴカイを高濃度の球状ポリスチレンにばく露したところ、全体のエネルギー収支に悪影響は見られなかった。

番号	書誌情報	文献タイトル(和訳)	生物	実験室・ 野外・ モデル	検出・ 影響有・ 影響無	主な内容
C-8	Vandermeersch et al. (2015). "A critical view on microplastic quantification in aquatic organisms." <i>Environ Res</i> 143(Pt B): 46-55.	水生生物中のマイクロプラスチック量の定量への批判的見解	貝類	野外	検出	生体からのマイクロプラスチックの抽出・定量手法について先行研究をレビューし、その内2つの手法を用い、イタリア、ポルトガル、スペインの3地点で採取したムラサキイガイ(<i>Mytilus galloprovincialis</i>)からマイクロプラスチックを検出・定量した。欧州5か国(フランス、イタリア、デンマーク、スペイン、オランダ)の商用イガイ(ヨーロッパイガイ(<i>Mytilus galloprovincialis</i>)及びムラサキイガイ)中のマイクロプラスチック量についても予備的な分析を行った。分析の結果、マイクロプラスチックの定量・モニタリングの標準作業手順の制定には更なる研究が必要である。
C-9	Brennecke et al. (2015). "Ingested microplastics (>100µm) are translocated to organs of the tropical fiddler crab <i>Uca rapax</i> ." <i>Mar Pollut Bull</i> 96(1-2): 491-495.	熱帯性のシオマネキ(<i>Uca rapax</i>)の摂取マイクロプラスチック(>100µm)の臓器への移行	甲殻類	実験室	影響無	シオマネキ(<i>Uca rapax</i>)をポリスチレンマイクロプラスチックに2か月間ばく露した。マイクロプラスチックは、新品ペレットを2週間、汚染された地点あるいはきれいな地点の環境水にさらした後180-250µmに粉碎した。鰓、胃、肝臓からマイクロプラスチックが検出されたが、ばく露量や事前にさらした環境による有意な検出量の違いは見られなかった。
C-10	Cole et al. (2015). "The impact of polystyrene microplastics on feeding, function and fecundity in the marine copepod <i>Calanus helgolandicus</i> ." <i>Environ Sci Technol</i> 49(2): 1130-1137.	ポリスチレンマイクロプラスチックが外洋性カイアシ類(<i>Calanus helgolandicus</i>)の採餌行動、機能及び繁殖能力に及ぼす影響	甲殻類	実験室	影響有	外洋性カイアシ類(<i>Calanus helgolandicus</i>)を20µmのポリスチレンマイクロプラスチックに24時間ばく露した。ばく露群は、摂食した藻類細胞数、炭素バイオマスが低下し、より小さい藻類を摂食する傾向が見られた。9日間のばく露は、産卵速度、呼吸量や生存率には影響を及ぼさなかったものの、孵化率を低下させた。

番号	書誌情報	文献タイトル(和訳)	生物	実験室・ 野外・ モデル	検出・ 影響有・ 影響無	主な内容
C-11	Hamer et al. (2014). "Fate of microplastics in the marine isopod <i>Idotea emarginata</i> ." Environ Sci Technol 48(22): 13451-13458.	海洋等脚類 (<i>Idotea emarginata</i>) の体内におけるマイクロプラスチックの挙動	甲殻類	実験室	影響無	マイクロプラスチックを蛍光標識し、海洋等脚類 (<i>Idotea emarginata</i>) に餌と混ぜて与えた。海洋等脚類は、マイクロプラスチックの有無によらず採餌した。マイクロプラスチックは、胃や腸からは検出されたが、中腸線からは検出されなかった。餌中の濃度と糞中の濃度にも違いはなかったことから、体内蓄積は示唆されなかった。6 週間のばく露においても、死亡率や成長率、脱皮間日数に影響は見られなかった。マイクロプラスチックは海洋等脚類に影響を及ぼさなかった。
C-12	Watts et al. (2015). "Ingestion of Plastic Microfibers by the Crab <i>Carcinus maenas</i> and Its Effect on Food Consumption and Energy Balance." Environ Sci Technol 49(24): 14597-14604.	プラスチックマイクロファイバーの摂取がカニ (<i>Carcinus maenas</i>) の摂食量及びエネルギーバランスに及ぼす影響	甲殻類	実験室	影響有	ヨーロッパミドリガニ (<i>Carcinus maenas</i>) にポリプロピレンのマイクロファイバー (長さ 1-5mm) を混ぜた餌を 4 週間与えた。プラスチック重量 1% の餌を与えた群では、摂餌量の減少、成長に使えるエネルギーの減少が見られた。ポリプロピレンファイバーは、消化管内で全体的に小さく・短く、特徴的な球体に変形され排泄された。
C-13	Devriese et al. (2015). "Microplastic contamination in brown shrimp (<i>Crangon crangon</i> , Linnaeus 1758) from coastal waters of the Southern North Sea and Channel area." Mar Pollut Bull 98(1-2): 179-187.	北海南部及び海峽域の沿岸部に生息するヨーロッパエビジャコ (<i>Crangon crangon</i> , Linnaeus 1758) のマイクロプラスチック汚染	甲殻類	野外	検出	北海南部及び海峽域の浅瀬に生息するヨーロッパエビジャコ (<i>Crangon crangon</i> , Linnaeus 1758) におけるマイクロプラスチックやファイバーの取り込みについて調査した。200µm から 1000µm の合成繊維が 63% から検出された。プラスチック摂取の検出状況に地域傾向は見られなかったが、時期的な差は見られ、3 月よりも 10 月の摂取量が多かった。>20µm のマイクロプラスチックは組織には移行しなかった。
C-14	Setala et al. (2016). "Feeding type affects microplastic ingestion in a coastal invertebrate community." Mar Pollut Bull 102(1): 95-101.	摂食型が沿岸の無脊椎動物コミュニティのマイクロプラスチック摂取に与える影響	無脊椎動物群	実験室	検出	自然を模した小規模メソコスムにて、無脊椎動物群を比較的低濃度の 10µm マイクロビーズにばく露した。全ての動物がマイクロビーズを摂取した。摂取量は、二枚貝で最も多く、自由遊泳節足動物は底生生物よりも多かった。

番号	書誌情報	文献タイトル(和訳)	生物	実験室・ 野外・ モデル	検出・ 影響有・ 影響無	主な内容
C-15	Remy et al. (2015). "When Microplastic Is Not Plastic: The Ingestion of Artificial Cellulose Fibers by Macrofauna Living in Seagrass Macrophytodetritus." <i>Environ Sci Technol</i> 49(18): 11158-11166.	マイクロプラスチックがプラスチックではない場合: 海草 (Macrophytodetritus) に生息するマクロファウナによる人工セルロース繊維の摂取	無脊椎動物群	野外	検出	海草の合間に生息する様々な被捕食動物(無脊椎動物群)による人工繊維の摂取状況を調べた。主要な9種類の生物の消化器官の27.6%から様々な大きさや色の人工繊維が検出された。季節、地域、大きさ、種による違いは見られなかった。検出された人工繊維はセルロースを原料としたビスコースであり、多くは工業染料で着色されていた。
C-16	Carlos de Sa et al. (2015). "Effects of microplastics on juveniles of the common goby (<i>Pomatoschistus microps</i>): confusion with prey, reduction of the predatory performance and efficiency, and possible influence of developmental conditions." <i>Environ Pollut</i> 196: 359-362.	マイクロプラスチックがハゼ (<i>Pomatoschistus microps</i>) の稚魚に及ぼす影響: 獲物との混同、捕食能力と効率の低下、及び生育環境が及ぼす影響の可能性	魚類	実験室	影響有	環境の異なる2地点からハゼ (<i>Pomatoschistus microps</i>) の稚魚を採取し、球状のポリエチレンマイクロプラスチック3種類を単体あるいは餌と合わせて与えた。3種類のマイクロプラスチックはいずれも摂食され、獲物との混同が示唆された。2地点の内、1地点については、ハゼの捕食能力および効率の低下が見られ、それまでの生育環境が採餌能力に影響を及ぼすことが示唆された。マイクロプラスチックによる採餌量の低下は、個体及び個体群に悪影響を及ぼす可能性がある。
C-17	Ferreira et al. (2016). "Effects of multi-stressors on juveniles of the marine fish <i>Pomatoschistus microps</i> : Gold nanoparticles, microplastics and temperature." <i>Aquat Toxicol</i> 170: 89-103.	海産魚 <i>Pomatoschistus microps</i> の稚魚へのマルチストレスの影響: 金ナノ粒子、マイクロプラスチックおよび温度	魚類	実験室	影響無	海産魚 <i>Pomatoschistus microps</i> の稚魚への複合ストレスの影響を評価するため、球状のポリエチレンマイクロプラスチック(1-5 μ m)、金ナノ粒子(5nm)及びその混合物に2つの温度条件(20 $^{\circ}$ C、25 $^{\circ}$ C)でばく露した。金ナノ粒子は、稚魚に取り込まれ、捕食能力を低下させたが、マイクロプラスチックの有無は影響を及ぼさなかった。

番号	書誌情報	文献タイトル(和訳)	生物	実験室・ 野外・ モデル	検出・ 影響有・ 影響無	主な内容
C-18	Peda et al. (2016). "Intestinal alterations in European sea bass <i>Dicentrarchus labrax</i> (Linnaeus, 1758) exposed to microplastics: Preliminary results." <i>Environ Pollut</i> 212: 251-256.	マイクロプラスチックにばく露されたヨーロッパアンシーバス <i>Dicentrarchus labrax</i> (Linnaeus, 1758)の腸内変化: 予備的な結果	魚類	実験室	影響有	ヨーロッパアンシーバスに 90 日間、マイクロプラスチックを餌と共に与えた。マイクロプラスチックは新品の塩化ポリビニル及び汚染されたポリビニル(3 か月間港で浸漬)の 2 種類のペレットである。全サンプルにおいて腸管の末端部分が病理学的に最も変形しており、重症度はばく露時間に依存した。消化機能が妨げられている可能性が示唆された。特に汚染されたペレットを与えられた群の腸管の末端部分は特に重症であった。
C-19	Mattsson et al. (2015). "Altered behavior, physiology, and metabolism in fish exposed to polystyrene nanoparticles." <i>Environ Sci Technol</i> 49(1): 553-561.	ポリスチレンナノ粒子にばく露した魚の行動、生理機能、および代謝の変化	藻類 甲殻類 魚類	実験室	影響有	ポリスチレンナノ粒子(24 及び 27nm)を食物連鎖を通じて、藻類(<i>Scenedesmus sp.</i>)からオオミジンコ(<i>Daphnia magna</i>)そしてヨーロッパナ(<i>Carassius carassius</i>)に移行させた。ヨーロッパナ(<i>Carassius carassius</i>)の採餌行動や群れの形成行動、代謝に重篤な影響が見られた。ばく露群では採餌中の活動性が低下し、採餌時間も長かった他、脳組織および代謝に変化が見られた。
C-20	Biginagwa et al. (2016). "First evidence of microplastics in the African Great Lakes: Recovery from Lake Victoria Nile perch and Nile tilapia." <i>Journal of Great Lakes Research</i> 42(1): 146-149.	アフリカ大湖沼のマイクロプラスチックの初の証拠: ビクトリア湖のナイルパーチ、ナイルティラピアからの検出	魚類	野外	検出	タンザニアのビクトリア湖南部にて採取されたナイルパーチ(<i>Lates niloticus</i>)及びナイルティラピア(<i>Oreochromis niloticus</i>)のプラスチック摂取状況を調査した。各種の 20% からプラスチックが検出された。本調査は、アフリカ大湖沼におけるマイクロプラスチック検出に関する最初の報告である。
C-21	Collard et al. (2015). "Detection of Anthropogenic Particles in Fish Stomachs: An Isolation Method Adapted to Identification by Raman Spectroscopy." <i>Arch Environ Contam Toxicol</i> 69(3): 331-339.	魚胃からの人為的粒子の検出: ラマン分光法による単離法から識別までの適合	魚類	野外	検出	魚類胃内容物からマイクロプラスチック粒子を単離する手法を検討した。本手法はラマン分光法との組み合わせに適している。ニシン目の魚(タイセイヨウニシン(<i>Clupea harengus</i>))、ヨーロッパマイワシ(<i>Sardina pilchardus</i>)、ヨーロッパカタクチイワシ(<i>Engraulis encrasicolus</i>)の胃内容物を調査したところ、9 匹から 35 個の破片が単離され、そのうち 11 個はマイクロプラスチック、13 個はファイバーであった。

番号	書誌情報	文献タイトル(和訳)	生物	実験室・ 野外・ モデル	検出・ 影響有・ 影響無	主な内容
C-22	Miranda Dde and de Carvalho-Souza (2016). "Are we eating plastic-ingesting fish?" Mar Pollut Bull 103(1-2): 109-114.	我々はプラスチックを摂食した魚を食べているのか？	魚類	野外	検出	ブラジル沿岸沖にて捕獲された、大型のサバ (<i>Scomberomorus cavalla</i>) 及びサメ (<i>Rhizoprionodon landii</i>) の胃内からプラスチックごみがそれぞれ 62.5% 及び 33% の割合で検出された。各個体につき 1-5mm の様々な色のプラスチックレジンペレットが 2~6 個検出された。これらの魚は重要な食用種である。
C-23	Neves et al. (2015). "Ingestion of microplastics by commercial fish off the Portuguese coast." Mar Pollut Bull 101(1): 119-126.	ポルトガル沿岸沖の商業用魚種におけるマイクロプラスチックの摂取	魚類	野外	検出	商業用魚種 26 種 263 個体の消化器官中のマイクロプラスチックを調査した。全体で 17 種、19.8% からマイクロプラスチックが検出され、内 32.7% は 2 個以上が検出された。マイクロプラスチックを摂取した魚の内、63.5% は底生魚、36.5% は遠洋魚であった。合計 73 個のマイクロプラスチックが検出され、内 48 個はファイバー、25 個は破片であった。遠洋魚は破片、底生魚はファイバーをより摂取する傾向が見られたが有為ではなかった。
C-24	Phillips and Bonner (2015). "Occurrence and amount of microplastic ingested by fishes in watersheds of the Gulf of Mexico." Mar Pollut Bull 100(1): 264-269.	メキシコ湾流域に生息する魚類のマイクロプラスチック摂取量	魚類	野外	検出	メキシコ湾流域及び河口における魚類のマイクロプラスチック取り込みの発生頻度と量について調査した。535 個体の魚を調査した結果、淡水魚の 8%、海産魚の 10% の消化管からマイクロプラスチックが検出された。マイクロプラスチックの検出率は、非都市部河川 (5%) が都市部河川の一つ (29%) よりも低かった。生息域 (底生、遠洋) や消費者の栄養段階の間では類似していた。
C-25	Romeo et al. (2015). "First evidence of presence of plastic debris in stomach of large pelagic fish in the Mediterranean Sea." Mar Pollut Bull 95(1): 358-361.	地中海の大型遠洋魚の胃の中におけるプラスチック破片の存在の初めての証拠	魚類	野外	検出	地中海で捕獲された大型外洋魚 (メカジキ (<i>Xiphias gladius</i>)、タイセイヨウクロマグロ (<i>Thunnus thynnus</i>)、ビンナガ (<i>Thunnus alalunga</i>)) の胃内容物からのプラスチックごみの検出状況について初めて報告した。サンプルの 18.2% から様々な大きさのプラスチックごみが検出された。

番号	書誌情報	文献タイトル(和訳)	生物	実験室・ 野外・ モデル	検出・ 影響有・ 影響無	主な内容
C-26	Rummel et al. (2016). "Plastic ingestion by pelagic and demersal fish from the North Sea and Baltic Sea." Mar Pollut Bull 102(1): 134-141.	北海およびバルト海における遠海魚および底生魚のプラスチック摂取	魚類	野外	検出 影響無	プラスチックの摂取状況を調査するため、底魚(タラ、カレイ、ヒラメ)および外洋魚(ニシン、サバ)290個体の消化管を調査した。全個体中5.5%からプラスチック片が検出され、検出された破片の74%はマイクロプラスチック(<5mm)であった。破片の40%近くはポリエチレンであった。底魚の3.4%、外洋魚の10.7%がプラスチックを摂取しており、外洋魚の方がプラスチックを摂取する傾向が見られた。肥満度(Condition factor K)の差は見られなかった。
C-27	Jimenez et al. (2015). "Marine debris ingestion by albatrosses in the southwest Atlantic Ocean." Mar Pollut Bull 96(1-2): 149-154.	南大西洋におけるアホウドリによる海洋ごみの摂取	鳥類	野外	検出	混獲により死亡した大西洋南西部のアホウドリ7種128個体の胃内容物を分析した。21個体(16.4%)からは1-4個のごみが検出された。ごみはワタリアホウドリ属(<i>Diomedea</i>) (25.6%)、特に <i>Diomedea sanfordi</i> (38.9%) から高頻度で検出され、モリモーク属(<i>Thalassarche</i>) (2.0%)からはほとんど検出されなかったことから、採餌行動や生息域の違いが反映されたと推測された。ワタリアホウドリ属(<i>Diomedea</i>)は、雄の検出率が雌よりも有為に高かった(39.3%と18.0%)。
C-28	English et al. (2015). "Plastic and metal ingestion in three species of coastal waterfowl wintering in Atlantic Canada." Mar Pollut Bull 98(1-2): 349-353.	カナダ大西洋側に越冬する沿岸生息水鳥3種におけるプラスチック及び金属類の摂取	鳥類	野外	検出	カナダ大西洋側にて越冬する、海水淡水両方で生息する水鳥2種(アメリカガモ(<i>Anas rubripes</i>)及びマガモ(<i>Anas platyrhynchos</i>))と潮溜まりなどで採餌する水鳥1種(ホンケワタガモ(<i>Somateria mollissima</i>))におけるプラスチック及び金属の摂食状況を調査した。マガモ46.1%(6/13)、アメリカガモ6.9%(6/87)、ホンケワタガモ2.1%(1/48)の胃からプラスチックが検出された。マガモ30.8%(4/13)、アメリカガモ2.3%(2/87)、ホンケワタガモ2.1%(1/48)の胃から金属が検出された。

番号	書誌情報	文献タイトル(和訳)	生物	実験室・ 野外・ モデル	検出・ 影響有・ 影響無	主な内容
C-29	Fife et al. (2015). "Trace elements and ingested plastic debris in wintering dovekies (<i>Alle alle</i>)." <i>Mar Pollut Bull</i> 91(1): 368-371.	越冬ヒメウミスズメ (<i>Alle alle</i>)中の微量元素及び摂取プラスチックごみ量	鳥類	野外	検出	ウミスズメ(<i>Alle alle</i>)の25羽について微量元素32種類、炭素及び窒素の安定同位体の冬季濃度を分析した。分析した砂囊65個の内9個(14%)からプラスチック片が検出された。
C-30	Trevail et al. (2015). "Elevated levels of ingested plastic in a high Arctic seabird, the northern fulmar (<i>Fulmarus glacialis</i>)." <i>Polar Biology</i> 38(7): 975-981.	北極の海鳥、フルマカモメ(<i>Fulmarus glacialis</i>)におけるプラスチック摂取量の増加	鳥類	野外	検出	北極海スバールバルのフルマカモメ(<i>Fulmarus glacialis</i>)のプラスチック摂取量を定量した。40個体内の35個体(87.5%)の胃からプラスチックが検出され、1個体当たりの平均検出量は0.08g、15.3個であった。プラスチックの摂食レベルはOSPARが定めたヨーロッパの基準を超えるものであった。
C-31	Wilcox et al. (2015). "Threat of plastic pollution to seabirds is global, pervasive, and increasing." <i>Proc Natl Acad Sci U S A</i> 112(38): 11899-11904.	海鳥へのプラスチック汚染の脅威は地球全体に広がっており、増加傾向にある	鳥類	モデル	検出 (予測)	予測ごみ分布及び186の海鳥種の分布を用い、海鳥の海洋ごみへのばく露について空間的リスク評価を行った。ばく露モデルは海鳥によるごみ摂食に関する先行研究で調整した。1962年から2012年に公表された先行研究では、135種の内59種の海鳥の消化管からごみが検出されており、平均29%の個体からごみが検出されている。調整したモデルは、プラスチック摂取の71%を説明できた。地球規模でのリスク予測を行ったところ、最も影響を受けることが想定される地域は、オーストラリアとニュージーランドの間のタスマニア海の南極海の境界であり、先行の研究例とは異なった。海鳥によるプラスチック摂取は増加し、2050年には全種の99%にまで達すると予測される。

番号	書誌情報	文献タイトル(和訳)	生物	実験室・ 野外・ モデル	検出・ 影響有・ 影響無	主な内容
C-32	Nicolau et al. (2016). "Ingestion of marine litter by loggerhead sea turtles, <i>Caretta caretta</i> , in Portuguese continental waters." Mar Pollut Bull 103(1-2): 179-185.	ポルトガルのアカウミガメ(<i>Caretta caretta</i>)による海洋ごみの摂取	爬虫類	野外	検出	ポルトガルの海岸にて座礁したアカウミガメ(<i>Caretta caretta</i>)消化管内の海洋ごみについて分析した。95 個体中、56 個体(59.0%)からごみが検出され、多くは 10 個以下(76.8%)、5g 未満(96.8%)であった。検出された海洋ごみの分類では、プラスチックが 56.8%で最も頻度が高く、プラスチックのサブ分類としてはシート(45.3%)が多かった。座礁時期、座礁理由や大きさとごみ摂取量との間に関係性は見られなかった。
C-33	de Carvalho et al. (2015). "Marine debris ingestion by sea turtles (Testudines) on the Brazilian coast: an underestimated threat?" Mar Pollut Bull 101(2): 746-749.	ブラジル沿岸のウミガメによる海洋ごみの摂取: 過小評価されている脅威?	爬虫類	野外	検出	ブラジル、リオデジャネイロの海岸にて発見されたウミガメの死亡個体を解剖し、消化管内から海洋ごみを検出した。23 個体の内、39%はソフトプラスチックやハードプラスチック、金属、ペットボトルキャップ、人間の毛髪、タンポン、ラテックスコンドーム等のごみを摂取していた。
C-34	Santos et al. (2015). "Debris ingestion by juvenile marine turtles: an underestimated problem." Mar Pollut Bull 93(1-2): 37-43.	若齢のウミガメにおける廃棄物の摂取: 過小評価されている問題	爬虫類	野外	影響有	ブラジル沿岸の広い範囲及び複数の生息地のアオウミガメ(<i>Chelonia mydas</i>)265 個体への海洋ごみの摂取影響を調査した。海洋ごみによる死亡率および若齢個体における致死量を算出した。驚くほどに少量のごみでも、消化管を閉塞し、死に至らしめることがわかった。
C-35	da Silva Mendes et al. (2015). "Marine debris ingestion by <i>Chelonia mydas</i> (Testudines: Cheloniidae) on the Brazilian coast." Mar Pollut Bull 92(1-2): 8-10.	ブラジル沿岸におけるアオウミガメ(<i>Chelonia mydas</i>) (Testudines: Cheloniidae) の海洋ごみ摂取	爬虫類	野外	検出	ブラジル、サンパウロの海岸に打ち上げられたアオウミガメ(<i>Chelonia mydas</i>)の死亡個体 20 個体を解剖し、内 9 個体の胃から海洋ごみが検出された。検出されたごみは、ソフトプラスチックが多く、破片の多くは白あるいは無色で 0-5cm であった。

番号	書誌情報	文献タイトル(和訳)	生物	実験室・ 野外・ モデル	検出・ 影響有・ 影響無	主な内容
C-36	Schuyler et al. (2016). "Risk analysis reveals global hotspots for marine debris ingestion by sea turtles." <i>Glob Chang Biol</i> 22(2): 567-576.	リスク評価によりウミガメによる海洋ごみ摂取の地球上のホットスポットが明らかになった	爬虫類	モデル	検出 (予測)	海洋ごみの分布とウミガメの生息地域を重ね、ウミガメのプラスチックごみへのばく露レベルを予測し、死亡個体の解剖データをもとに、プラスチックへのばく露結果を評価した。モデルにはごみへのばく露、ばく露の結果、生活段階、生物種、座礁日を説明変数として追加した。座礁個体と混獲された個体では、摂取量に差は見られなかったことから、座礁個体は個体群の摂取状況に関する偏った代表サンプルではないことが示唆された。海洋にて生活する段階のウミガメは海ごみを摂食するリスクが最も高く、ヒメウミガメは最も危険にさらされている種であった。最もリスクの高い地域は、米国、オーストラリア、南アフリカの東海岸沖、東インド洋、東南アジアであった。ウミガメの 52%は海ごみを摂取した可能性があるとして試算された。
C-37	Attademo et al. (2015). "Debris ingestion by the Antillean Manatee (<i>Trichechus manatus manatus</i>)." <i>Mar Pollut Bull</i> 101(1): 284-287.	アンティル諸島のマナティー(<i>Trichechus manatus manatus</i>)のごみ摂取	哺乳類	野外	検出 影響有	ブラジルの保護研究所から野生復帰したマナティー40 個体の内、4 個体はごみを摂食したため再度保護された。4 個体の内 2 個体は死亡し、残りの 2 個体はリハビリのため再度保護施設にて飼育された。これらの 4 個体はいずれもプラスチックを誤食したと診断された。
C-38	Besseling et al. (2015). "Microplastic in a macro filter feeder: Humpback whale <i>Megaptera novaeangliae</i> ." <i>Mar Pollut Bull</i> 95(1): 248-252.	大型のろ過食者ザトウクジラ (<i>Megaptera novaeangliae</i>) 中のマイクロプラスチック	哺乳類	野外	検出	座礁したザトウクジラ (<i>Megaptera novaeangliae</i>) の消化管内容物を分析したところ、いくつかのポリマー種(ポリエチレン、ポリプロピレン、塩化ビニル、ポリエチレンテレフタレート、ナイロン)が 1mm-17cm の多様な形態(シート、破片、糸)で検出された。
C-39	Lusher et al. (2015). "Microplastic and macroplastic ingestion by a deep diving, oceanic cetacean: the True's beaked whale <i>Mesoplodon mirus</i> ." <i>Environ Pollut</i> 199: 185-191.	深く潜水する海洋性のクジラ目アカボウモドキ (<i>Mesoplodon mirus</i>) のマイクロプラスチック及びマクロプラスチックの摂取	哺乳類	野外	検出	アイルランド北部及び西部に座礁した 3 個体(成体 2 個体、子 1 個体、いずれも雌)のアカボウモドキの胃内容物を分析した。マイクロプラスチックについて分析した個体からは消化管全体からマイクロプラスチックが検出された。成体 2 個体の胃からはマクロプラスチックも検出された。胃には、餌生物の残骸も残っていたが、検出されたマイクロプラスチックの寄与源かどうかについては特定できなかった。

2.2 資料「海岸漂着物の生態系に及ぼす影響評価調査報告書」（藤田喜久）

海岸漂着物および含有有害物質が海浜性十脚甲殻類に及ぼす影響評価調査報告書

藤田喜久
沖縄県立芸術大学

1. はじめに

近年、海域を漂流する人工物や海岸域に漂着する人工物などが生物個体や沿岸生態系に及ぼす影響について問題視されるようになってきている (Browne et al., 2011; Wright et al., 2013; Ivar do Sul et al., 2014)。海洋漂流ゴミが海産のほ乳類、鳥類、ウミガメ類、魚類などに摂食されることや、漁具やロープなどの「からみつき」による死亡などが挙げられる (例えば, Verlis et al., 2013; Baulch & Perry, 2014) ほか、海洋漂流ゴミによる外来生物の侵入についても問題視されている (Barnes, 2002)。また、近年では、海岸漂着物 (海洋漂流ゴミ) に含まれる内分泌攪乱作用や毒性を有する化学物質が生物に与える影響についても懸念されている (Gassel et al., 2013; Rochman et al., 2013)。

しかしながら、沖縄県において海岸漂着物が沿岸の生物や生態系に及ぼす影響に関する情報は極めて乏しいのが現状である。沖縄県海浜環境には、代表的な生物として、オカヤドカリ類やスナガニ類などの十脚甲殻類が数多く生息しているが、これらの動物は海岸に打ち上げられた生物の屍骸を食べる「掃除屋」としての役割を持ち、海浜環境の生態系を考える上で重要な動物である。また、一般的に甲殻類は、残留性有機汚染物質や重金属などを体内に蓄積することが知られるため (Takahashi et al., 1999; Simonetti et al., 2013; Chua et al., 2014)、モデル生物としても適していることも指摘されている。昨年度の予備的調査では、オカヤドカリ類 (オオナキオカヤドカリとナキオカヤドカリ) とミナミスナガニの胃内容物中から微小プラスチック片が確認された。

そこで本調査では、沖縄諸島・宮古諸島・八重山諸島の3地域において、海岸漂着物の多い海岸と少ない海岸を選出し、そこに生息するオカヤドカリ類やスナガニ類等の海浜性十脚甲殻類の消化管 (胃・腸) 内容物の分析を行い、海岸漂着ゴミ (海ゴミ) が海岸生態系および生物へ与える影響について議論するための基礎的情報を得ることを目的とする。

2. 材料および方法

沖縄県の海岸生物に対する海岸漂着物および含有有害物質の影響を評価するため、海浜環境に生息する十脚甲殻類（オカヤドカリ類およびスナガニ類）を採集した。海岸生物採取は、沖縄諸島伊江島、沖縄島、久米島、宮古諸島の宮古島と多良間島、八重山諸島の西表島において実施した。このうち、沖縄諸島（伊江島および沖縄島）、宮古諸島（多良間島）、八重山諸島（西表島）の3地域においては、先行調査結果から海岸漂着物の多い海岸と少ない海岸を抽出した。採集の対象種は、基本的にナキオカヤドカリ（図1A）、ムラサキオカヤドカリ（図1B）、ツノメガニ（図1C）の3種とし、各調査地点で5～10個体を採集した。

野外にて採集した十脚甲殻類は、個別にユニパック（チャック付きビニル袋）に収容し、直ちに氷水を入れたクーラーボックスに浸し、その後冷凍庫にて冷凍した後に研究室に持ち帰った。解凍後、体サイズ（オカヤドカリ類は前甲長、ツノメガニは甲幅を計測）を計測した後に解剖して消化管（胃および腸）（図2A, B）を摘出し、その他の部位は、体内に蓄積した有害物質（残留性有機汚染物質および重金属類等を含む微量元素成分）を分析するために再度冷凍した。取り出した消化管は、水を張ったシャーレに浸しながら内容物を取り出し、実体顕微鏡下にて観察した（図2C）。また、ツノメガニとムラサキオカヤドカリについては、各2個体ずつ（いずれも宮古島産）について鰓部を実体顕微鏡下で観察し、鰓間に見られる異物について記録した。

なお、オカヤドカリ類は国指定の文化財（天然記念物）であるため、文化財保護法（昭和25年法律第214号）第125条第1項の規定による現状変更許可（平成27年9月18日付け、27受庁財第4号の975）を得た後に調査を実施した。

3. 結果と考察

3-1. 消化管内容物および鰓部付着物の観察

本調査では、ナキオカヤドカリ71個体、ムラサキオカヤドカリ34個体、ツノメガニ34個体、ヤシガニ1個体について解剖・観察を行った。各種の調査地点や調査地点ごとの採集個体数については表1にまとめた。以下に、ツノメガニとムラサキオカヤドカリの消化管内容物および鰓についての観察結果を示す。

1) ムラサキオカヤドカリ

今回の調査では、伊江島12個体（ゴミの少ない西崎漁港西海岸で6個体、ゴミの多いイシヤラ浜で6個体）、多良間島11個体（ゴミの少ない南部海岸で6個体、ゴミの多い前泊港東海岸で5個体）、西表島11個体（ゴミの少ないミミキリ西海岸で6個体、ゴミの多い中野海岸で5個体）の計34個体を解剖した。全34個体中、2個体（5.9%）の消化管内容物中から発泡スチロール片が見いだされた（図3A）。4個体のうち1個体は西表島の中野海岸で、1個体は伊江島のイシヤラ浜でそれぞれ採集されており、両海岸ともに海岸漂着物が多い海岸であった。他の消化管（胃・腸）内容物としては、植物片（葉の一部）、昆虫類（アリの一種など）、砂粒、などが観察された（図2C）。これらの内、砂粒はすべての解剖個体から観察された。

一方、鰓の観察では、鰓葉間に若干の砂粒を観察することができたが、プラスチック片などの人工物については観察することができなかった。

2) ツノメガニ

今回の調査では、沖縄島10個体(ゴミの少ない屋部海岸で5個体、ゴミの多い松田海岸で5個体)、多良間島11個体(ゴミの少ない南部海岸で5個体、ゴミの多い前泊港東海岸で6個体)、西表島13個体(ゴミの少ない月が浜で6個体、ゴミの多い中野海岸で7個体)の計34個体を解剖した。全34個体中、4個体(11.8%)の消化管内容物中から発泡スチロール片あるいはプラスチック片が見いだされた(図3B-D)。4個体のうち3個体は西表島の中野海岸で、1個体は多良間島の前泊港東海岸でそれぞれ採集されており、両海岸ともに海岸漂着物が多い海岸であった。他の消化管(胃・腸)内容物としては、植物片(葉の一部、茎あるいは枝の一部)、海藻類片、昆虫類(アリの一種や蛾類の幼虫など)、砂粒、などが観察された。これらの内、砂粒はすべての解剖個体から観察された。

一方、鰓の観察では、鰓葉間に多数の砂粒を観察することができたが(図4)、プラスチック片などの人工物については観察することができなかった。

3-2) 考察と今後の課題

今回の調査により、海浜性十脚甲殻類のムラサキオカヤドカリとツノメガニの消化管中から、発泡スチロール片あるいはプラスチック片の人工物が採取された。これら人工物の由来を確かめることは困難であるが、大きさ0.3~3mmの微小片であることから(図3)、海岸漂着物が劣化・断片化したものである可能性が高いと考えられる。一方、観察個体数中における人工物の出現割合は低かった(5.9~11.8%)が、これは、今回の調査が低気温時(冬期)に実施されたため、摂餌を含めた活動が低下しており、その結果、消化管内容物が少なかったこと(表1)に起因するものと思われる。今後、夏期にも今回と同様の調査を行うことで、海浜性十脚甲殻類の摂餌活動による人工物の体内への取り込み状況がより詳細になるとと思われる。その反面で、摂餌活動が低下している冬期にも消化管内容物中に人工物が見いだされたことは、海浜性十脚甲殻類が日常的に(季節を問わず)人工物を取り込んでいることを強く示唆するとも考えられる。

今回の消化管内容物調査と平行して、東京農工大高田教授・渡邊准教授・水川助教らの研究グループによるオカヤドカリ類およびツノメガニの体内残留性有害物質の分析が実施され、1)オカヤドカリ類から高い濃度の塩化ビフェニル(PCBs)が検出され、プラスチック由来の影響と判断するのが妥当であること、2)オカヤドカリ類およびツノメガニから検出された微量元素成分には、強毒性の重金属類(Cu, Cd, Zn, Pb, Asなど)が含まれており、やはりプラスチック由来が懸念されること、が明らかとなった。これらの結果は、前述した様に、海浜性十脚甲殻類が日常的に微小プラスチック片などの人工物を取り込んでいることに強く関係していると考えられる。

近年、Watts et al. (2014) は、沿岸域に生息するカニ類の一種を用いた実験により、カニ類が微小プラスチック片を体内に取り込む過程には、摂餌による直接的な取り込み以外にも、鰓による呼吸を介した取り込みの経路が存在することを明らかにした。今回の調査では、鰓部における微小プラスチック片を確認することはできなかったが、鰓葉間における砂粒の付着(図4)を確認することができた。今後、鰓部における人工物の付着について、観察例を増やす必要があると考えられる。これに加え、海浜性十脚甲殻類の体内残留性有害物質の分析の際に、鰓部についても分析を行う必要性が考えられる。一方、漂着プラスチック等に起因する砂浜海岸への有害物質の染み出しについては、防衛大学名誉教授の山口先生らの一連の調査に加え、国外においてもプラスチックと関

係した多環芳香族炭化水素 (PAHs) について砂浜海岸における濃度分布を調べた研究例もある (Fisner et al., 2013)。今回の調査では、ムラサキオカヤドカリとツノメガニのすべての観察個体の消化管中から砂粒が見いだされた (図 2C) ばかりでなく、鰓葉間における砂粒の付着 (図 4) も確認できている。これらのことは、有害物質に汚染された砂粒を海浜性十脚甲殻類が取り込む可能性を意味すると考えられる。

また、今回の調査では、ムラサキオカヤドカリとツノメガニの消化管内容物として、植物片 (葉の一部)、海藻類片、昆虫類 (アリの一種など) などが確認された。これらの餌生物が海岸漂着物に含有される有害物質に汚染されていた場合、餌生物からの有害物質の蓄積の可能性も考えられる。

このように、海浜性十脚甲殻類の体内への人工物 (プラスチックなど) および有害物質の取り込み経路は、海浜性十脚甲殻類の摂餌行動による直接的な過程のみならず、以下のように複雑な過程を経ている可能性も考えられる。

- ① 海岸漂着物 (プラスチックなど) の劣化等による小断片化 → 海浜性十脚甲殻類の摂餌行動による直接的な取り込み → 含有有害物質の体内への蓄積
- ② 海岸漂着物 (プラスチックなど) の劣化等による小断片化 → 海浜性十脚甲殻類の鰓部への付着による取り込み → 含有有害物質の体内への蓄積
- ③ 海岸漂着物 (プラスチックなど) の含有有害物質の砂浜への溶出 → 海浜性十脚甲殻類の摂餌行動による砂粒の取り込み
- ④ 海岸漂着物 (プラスチックなど) の含有有害物質の砂浜への溶出 → 鰓部への砂粒の付着からの体内への取り込み
- ⑤ 海岸漂着物 (プラスチックなど) の含有有害物質の砂浜への溶出 → 海浜性十脚甲殻類の餌生物 (植物、昆虫類、打ち上げ物) の有害物質汚染 → 海浜性十脚甲殻類の摂餌行動による直接的な取り込み → 含有有害物質の体内への蓄積

以上、今回の一連の調査研究により、1) 海浜性十脚甲殻類が自身の摂餌行動によって直接的にプラスチック片などの人工物を取り込んでいること、2) 海浜性十脚甲殻類の体内にプラスチック由来の可能性のある残留性有機汚染物質や重金属が蓄積していること、が明らかとなった。今後は、有害物質の体内への取り込み過程をより明らかにすると共に、これらの有害物質がいかに海浜生物に影響を与えているかについての具体的な調査研究 (例えば飼育下における暴露試験) が求められる。例えば、ごく最近、沿岸性カニ類の一種が、繊維状プラスチックを体内に取込むと、摂餌量と成長を低減させることが明らかとなった (Watts et al., 2015)。また、海岸には、今回対象としたオカヤドカリ類やスナガニ類だけでなく、ヨコエビ類や昆虫類などの微小な動物や、様々な海浜植物が生息しており、これら生物の有害物質汚染の程度を明らかにする必要があるだろう。有害化学物質については、通常、食物連鎖の上位に位置する大型魚類やほ乳類 (ヒトも含む) への影響 (生物濃縮) について注目されることが多いが、化学物質の種類によって影響を及ぼす範囲は異なるため、多様な視点で調査研究や対策に取り組む必要があると思われる。また、海岸漂着物の海浜生態系あるいは生物への具体的な影響を明らかにすることは、沖縄県下において、自然度が高い海岸 (= 漂着物処理に際し、人手が不足する場所) においても継続的に海岸漂着物の処理対策を行う必要があることの一つの根拠になりうるものと思われる。

4. 引用文献

- Barnes D.K.A., 2002. Invasion by marine life on plastic debris. *Nature* 416, 808–809.
- Baulch S, & Perry C, 2014. Evaluating the impacts of marine debris on cetaceans. In: *Marine Pollution Bulletin* 80, 210–221.
- Browne, MA, Crump P, Niven, SJ, Teuten E, Tonkin A, Galloway T, & Thompson R, 2011. Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. *Environmental Science & Technology*, 45(21): 9175–9179.
- Chua EM, Shimeta J, Nugegoda D, Morrison PD, & Clarke BO, 2014. Assimilation of polybrominated diphenyl ethers from microplastics by the marine amphipod, *Allorchestes compressa*. *Environmental Science and technology*, 48: 8127–8134.
- Fisner M, Taniguchi S, Moreira F, Bicego MC, Turra A., 2013. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in plastic pellets: Variability in the concentration and composition at different sediment depths in a sandy beach, *Marine Pollution Bulletin*, 70: 219–226.
- Gassel M, Harwani S, Park J-S, & Jahn A, 2013. Detection of nonylphenol and persistent organic pollutants in fish from the North Pacific Central Gyre, *Marine Pollution Bulletin*, 72: 231–242.
- Ivar do Sul JA, Costa MF, Silva-Cavalcanti JS, & Araújo MCB, 2014. The present and future of microplastic pollution in the marine environment. *Environmental Pollution*, 185: 352–364.
- Rochman, C.M. Hoh, E. Kurobe, T. Teh, S.J., 2013. Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. *Nature, Scientific Reports* 3: 3263.
- Simonetti P, Botté SE, Fiori SM, & Marcovecchio JE, 2013. Burrowing crab (*Neohelice granulata*) as a potential bioindicator of heavy metals in the Bahía Blanca estuary, Argentina. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 64:110–118.
- Takeuchi S, Takahashi S, Tanabe S, & Miyazaki N, 2001. Caprella watch: a new approach for monitoring butyltin residues in the ocean. *Marine Environmental Research*, 52: 97–113.
- Verlis KM, Campbell ML, & Wilson SP, 2013. Ingestion of marine debris plastic by the wedge-tailed shearwater *Ardenna pacifica* in the Great Barrier Reef, Australia, *Marine Pollution Bulletin*, 72: 244–249.
- Wright SL, Thompson RC, & Galloway TS, 2013. The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. *Environmental Pollution*, 178: 483–492.
- Watts, AJ, Lewis C, Goodhead RM, Beckett SJ, Moger J, Tyler CR, & Galloway TS., 2014. Uptake and retention of microplastics by the shore crab *Carcinus maenas*. *Environmental Science and technology*, 48: 8823–8830.
- Watts, AJ, Urbina MA, Corr S., Lewis C, & Galloway TS., 2015. Ingestion of plastic microfibers by the crab *Carcinus maenas* and its effect on food consumption and energy balance. *Environmental Science and technology*, 49 : 14597–14604.



図1 . 本研究で取り扱う十脚甲殻類 . A, ナキオカヤドカリ ; B, ムラサキオカヤドカリ ; C, ツノメガニ .

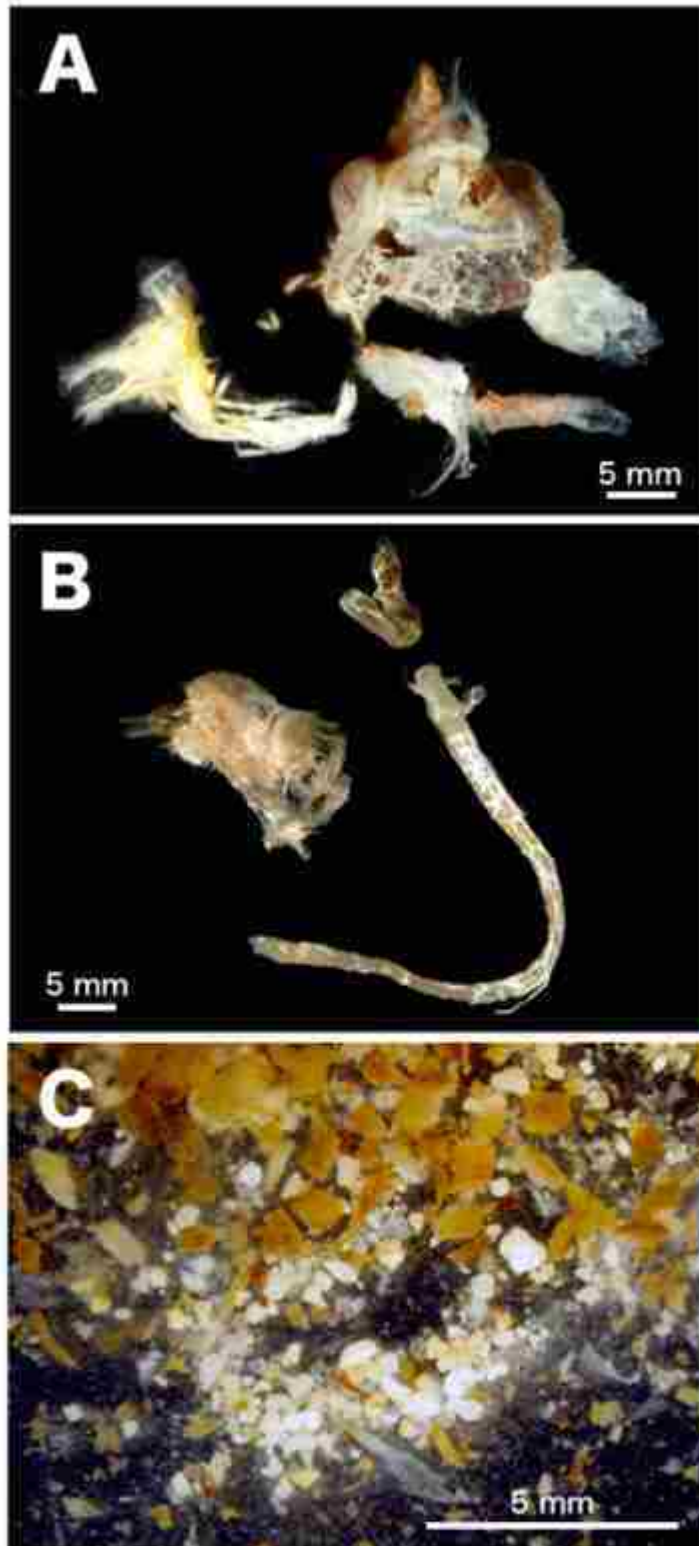


図2. 海浜性十脚甲殻類の消化管と消化管内容物.
A, ツノメガニの胃と腸; B, ムラサキオカヤドカリの胃と腸; C, ムラサキオカヤドカリの消化管内容物.

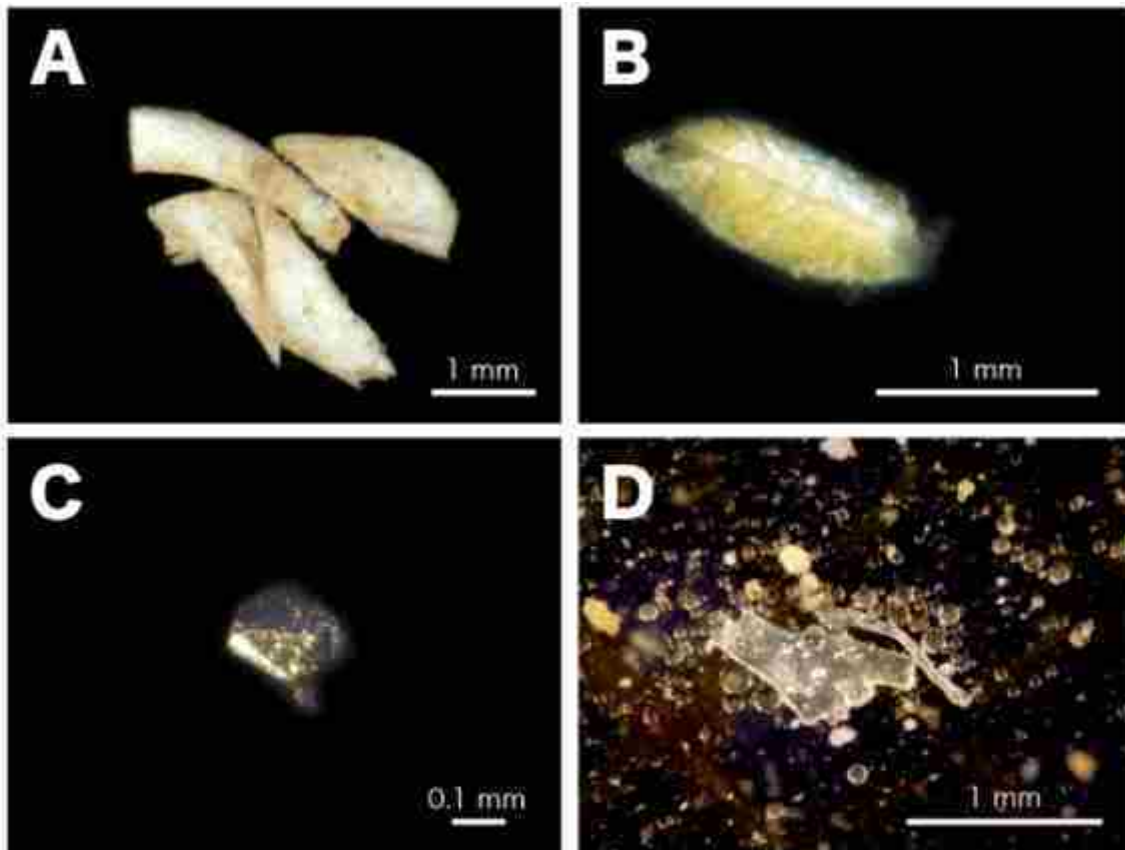


図3 . 海浜性十脚甲殻類の消化管内容物中から得られた人工物（漂着物）. A, ムラサキオカヤドカリから得られた発泡スチロール片（サンプル番号 1e-Cp-5）; B, ツノメガニから得られた発泡スチロール片（1r-Oc-1）; C, ツノメガニから得られたプラスチック片（1r-Oc-6）; D, ツノメガニから得られたプラスチック片（1r-Oc-9）.

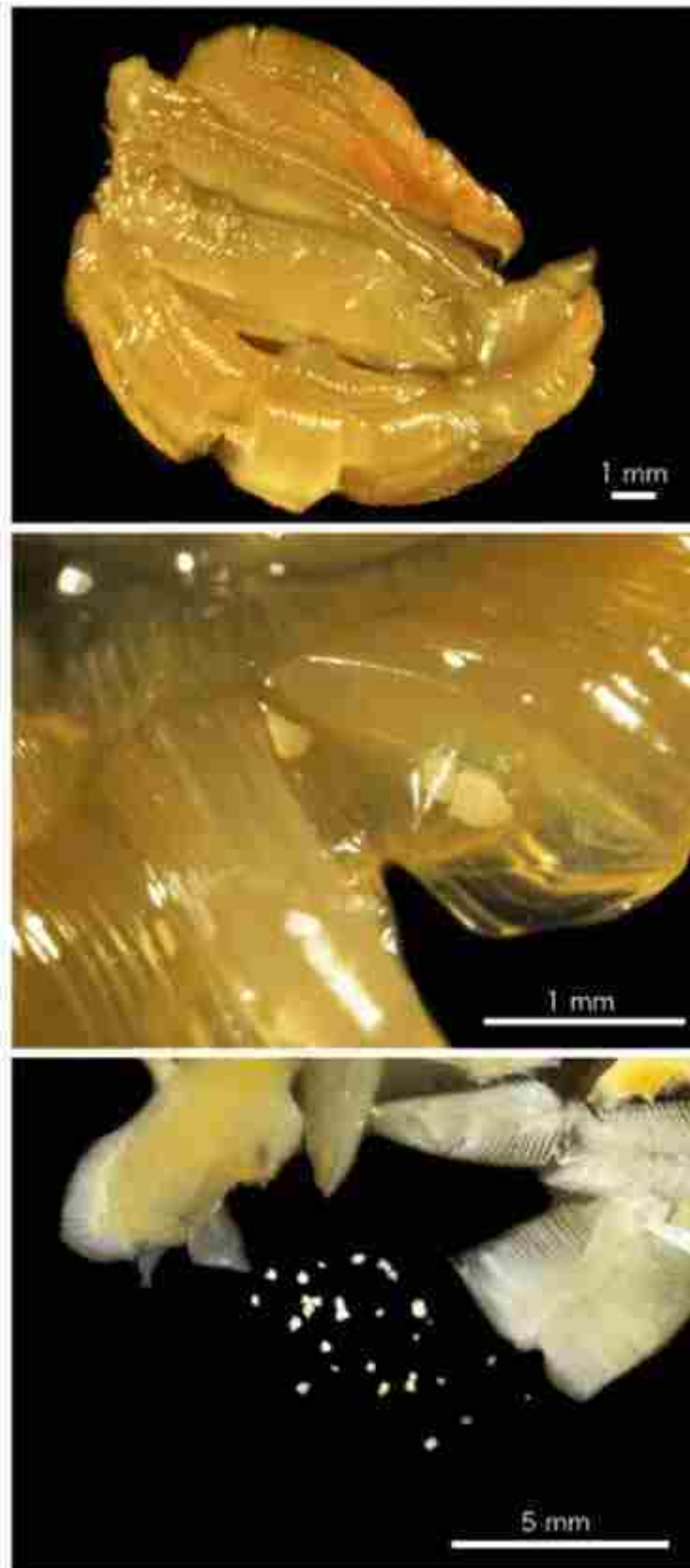


図4. ツノメガニの鰓と葉鰓間に見られた砂粒.

2016 年 3 月 18 日

平成 27 年度検討報告書

漂着ゴミから誘発される有害化学物質の
定量的広域評価モデルの開発

防衛大学校名誉教授 山口晴幸
自然環境・環境地盤工学専攻

メール hareyuki@oregano.ocn.ne.jp

電話 045-786-9885

住所 〒236-0053 神奈川県横浜市金沢区能見台通 45-13-103

漂着ゴミから誘発される有害化学物質の定量的広域評価モデルの開発

目次内容

1. はじめに～激増する漂流・漂着プラスチック類ゴミの脅威～
2. 漂着ゴミによる有害化学物質の定量的広域評価モデルの開発目的
3. 漂流・漂着プラスチック類ゴミの有害性
4. 漂着ゴミからの有害化学物質による海浜棲息生物への汚染リスクの分析検証事例
 - 1) オカヤドカリの残留性有機汚染物質について
 - 2) オカヤドカリの重金属類等を含む微量元素成分について
 - 3) ツノメガニの重金属類等を含む微量元素成分について
5. 漂着ゴミから誘発される有害化学物質の定量的広域評価モデル
 5. 1 はじめに
 5. 2 有害元素成分の潜在的溶出量の広域評価モデルの開発
 5. 3 漂着ゴミ調査分析データのモデル化
 5. 4 漂着ゴミの潜在的溶出係数の定義と設定
 5. 4. 1 種類・国籍を考慮した潜在的溶出係数の一般的表示
 5. 4. 2 分析データを考慮して設定した潜在的溶出係数
 5. 4. 3 国籍別区分した漂着ゴミ類での不明ゴミの潜在的溶出係数の算定
 5. 5 漂着ゴミの平均的質量換算係数の導入
 5. 6 調査海岸域等における潜在的溶出量の評価方法
 5. 6. 1 推定量的広域評価モデル式の一般的表示
 5. 6. 2 漂着的特徴を考慮した評価モデル式
6. 今後の方向性と取り組み

漂着ゴミから誘発される有害化学物質の定量的広域評価モデルの開発

1. はじめに～激増する漂流・漂着プラスチック類ゴミの脅威～

海洋を漂流するゴミや海岸に漂着するゴミの問題は、年々、世界的に深刻度を増しており、地球規模的な環境問題としての広がりを見ている。

我が国では、漂流・漂着ゴミ問題に関して、2007年頃から国内削減方策モデル調査を開始し、2009年7月には「海岸漂着物処理推進法」を施行して、軽減防止・処理対策等の確立に向けた実践的な取り組みを継続してきている。

2015年6月に公表された環境省による漂着ゴミの調査結果では、2013年度の全国での漂着ゴミ量の総計は31万トン～58万トンと推定されており、そのうちの35%がプラスチック容器や漁具類等の人工物とされている。特に、沖縄や日本海沿岸では、中国製や韓国製の近隣アジア諸国からの海洋越境ゴミが大半を占め、2010年から5年間で漂着ペットボトルは、沖縄石垣市では中国製が82%、山口県下関市では韓国製が55%と報告されている。一方、兵庫県淡路市の瀬戸内海や茨城県神栖市の太平洋沿岸ではそれぞれ日本製が98%と82%を占め、沿岸域の海流や季節的風向等によって、沿岸域での漂着ゴミの国籍や発生源にかなり相違のあることが指摘されている。

筆者が長年取り組んできた沖縄での漂着ゴミ調査によると、島嶼自体からのものはせいぜい3%程度で、環境省も指摘したように、中国製ゴミを中心とした近隣アジア諸国からの海洋越境ゴミが主体となっているのが特徴である。1998年～2013年までの16年間に亘る漂着ゴミ2,497,723個の分析結果のまとめでは(図1.1と図1.2)、日本製ゴミは3.2%、外国製ゴミが23.6%、不明ゴミが73.2%であった。沖縄の場合には、7割以上は判別不能な不明ゴミとなっている。不明ゴミはラベルや表記文字等が消失していて、国籍判別のできない漂着ゴミであることから、長期間・遠距離漂流した漂着ゴミほど不明ゴミとなる可能性が高くなることから、外国製ゴミの漂着が圧倒的に高い沖縄の不明ゴミには、近隣アジア諸

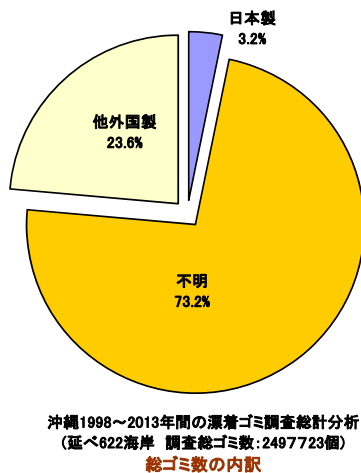


図 1.1 漂着ゴミの16年間総計分析

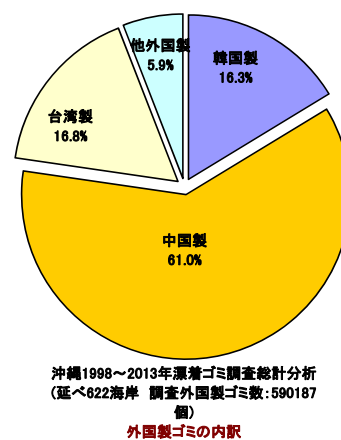


図 1.2 外国製ゴミの16年間総計分析

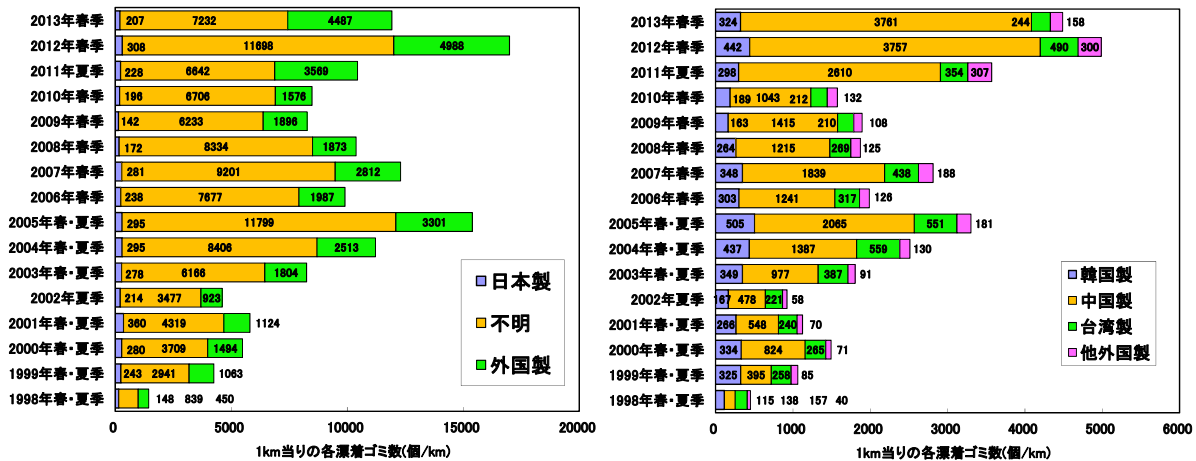


図 1.3 沖縄県における海岸 1 km 当りの総ゴミ数の国内外区分別の経年変化

国からの外国製ゴミがかなり含まれているものと考えている。

国籍が判別された外国製ゴミでは、中国製ゴミが 61.0%、台湾製ゴミが 15.8%、韓国製ゴミが 16.3%、他外国製ゴミが 5.9%で、外国製ゴミの 6 割以上は中国製ゴミが占めていた。経年的な分析では、沖縄の漂着ゴミ量は 16 年間で約 8.3 倍に増大しており、そのうち中国製ゴミは 27.3 倍に激増していた。即ち、近年の沖縄の漂着ゴミの増大は、中国製海洋越境ゴミの急増が大きな要因となっている(図 1.3)。

流木や海藻類の分解可能な自然系ゴミを除くと、沖縄島嶼での漂着ゴミの種類は生活廃棄物と漁業廃棄物が大半である。その中で、総ゴミ数の 81.0%はペットボトル等のプラスチック類ゴミである。回収処分の厄介な漁具類ゴミ(発泡スチロールブイ、大型プラスチックブイ、漁網塊等)は 13.0%であるが、そのうち 79.5%を発泡スチロールブイ、15.3%をプ

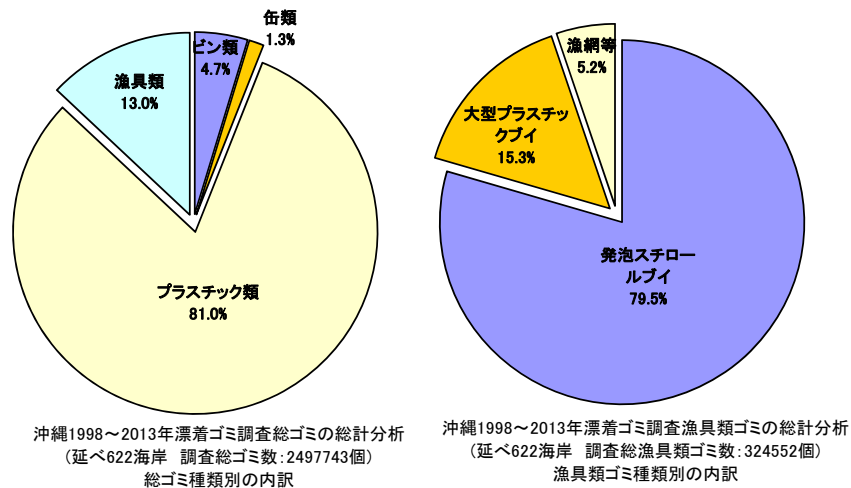


図 1.4 16 年間の総ゴミ数の種類別分析

プラスチックゴミが占めている(図 1.4)。

ちなみに、米国ジョージア大の研究チームによる報告では、2010年に世界の海に流出したプラスチック類ゴミは480万トン～1270万トンにのぼるとの推定結果が報告されている。国別の流出量では、中国が世界合計の28%(132万トン～353万トン)を占め最も多く、次いで、インドネシアが約10%(40万トン～127万トン)、3位がフィリピンの6%(29万トン～76万トン)で、近隣アジア諸国の流出量が上位を占めており、日本は30位(0.4%、1.9万トン～5.1万トン)にランク付けされている。

今後、近隣アジア諸国の人口増加に伴いプラスチック製品類の生産・需要も一層拡大し、消費・廃棄による海への流出は益々増大することが懸念される。

2. 漂着ゴミによる有害化学物質の定量的広域評価モデルの開発目的

世界の海洋・海岸を埋め尽くす石油化学製品の漂着ゴミが破損・劣化・腐食することで曝露される有害化学物質は、海浜・干潟・湿地の土壌・水質汚染を誘発し、しいては貴重な海浜植物や底生生物等に対して甚大な汚染リスクとなることが懸念されている。

また、最近では、漂流・漂着過程で破碎を繰り返し、微小化したプラスチック片(マイクロプラスチック)には、残留性有機汚染物質(PCBなど)が吸着していることが科学的に検証されており、直接的な生物体内への取り込みによる海生生態系への蓄積汚染が指摘され始めている。

特に、プラスチック類ゴミを主体とした近隣アジア諸国からの海洋越境ゴミが激増する沖縄では、我が国でも独特の希少な亜熱帯海浜動植物の生態系が形成されている。深刻化する漂着ゴミによる汚染リスクを軽減・防止し、海洋・海浜環境の保全推進を図っていく上において、漂着ゴミからの有害化学物質の誘発性、海浜生物体内への有害化学物質の取り込み実態に関する科学的検証・実証が重要となる。

このような科学的成果を踏まえ、海浜環境問題の深刻さについて強く警鐘を鳴らし、放置・停滞の許されない迅速な回収・除去の必要性を周知徹底し、軽減・防止対策の一層の促進を図っていくことが求められる。

そのためにも、プラスチック類ゴミを主体として多岐の種類に亘る漂着ゴミから誘発される各種の有害化学物質を定量的に予測評価し、しかも、広域的な実態を把握・推定することのできる有害化学物質の定量的広域評価モデルの開発が有益となる。ここでは、主に、その開発モデルの構成・方向性などについて論述する。

3. 漂流・漂着プラスチック類ゴミの有害性

プラスチック類は炭素(C)と水素(H)を主元素とした高分子化合物で、用途・機能に応じて、可塑剤、酸化防止剤、光安定剤、着色剤、難燃剤、帯電防止剤等の各種の成形助剤や添加剤が混入されている。これらの成形助剤や添加剤には有害化学物質が混入している場合が多い。例えば、着色剤には顔料や染料が使用されており、中でも無機顔料の使用頻度が高

い。着色剤の成分元素には鉛(Pb)、亜鉛(Zn)、カドミウム(Cd)、クロム(Cr)、セレン(Se)、アンチモン(Sb)、チタン(Ti)などの有害元素が含まれている。近年ではPb、Cd、Crなどの使用量は減少しているが、黄鉛などは経済面で他顔料への代替が難しく、ポリ塩化ビニールのプラスチック製品などには未だに広く使用されている。他にも特に、臭素(Br)、塩素(Cl)、アンチモン(Sb)、アルミニウム(Al)等は難燃剤として、また可塑剤として塩素(Cl)等が添加・混入されている場合が多い。

上述したように、漂流・漂着中に、紫外線・塩分の効果や波力・風力の効果に曝されて劣化し、破碎・破断を繰り返して微小粒子化したプラスチック片は、自身が含有する有害化学物質に加え、吸着した有害化学物質をも広く拡散・運搬する汚染リスクを有している(図3.1)。特に、大きさ5mm以下の微小プラスチック片はマイクロプラスチックと称され、摂食による海洋小生物や砂浜・湿地・干潟に棲息する底生小生物の汚染

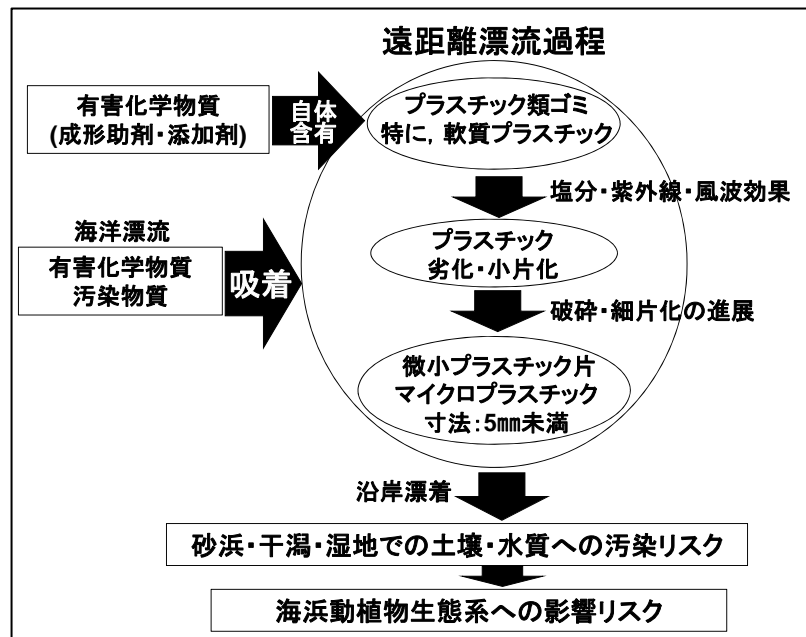


図 3.1 マイクロプラスチックの有害性

リスクを高める(写真3.1)。さらに、小生物を餌とする大型生物(海鳥、魚、海亀など)の体内で濃縮される食物連鎖の危険性が指摘される。

特に沖縄では、圧倒的な漂着量を示す中国製を主体とした近隣アジア諸国からの海洋越境ゴミの深刻な海岸域が多い。当然、生産国の製品規格や素材の違いによって、有害化学物質の種類・添加量は異なってくる。そのような視点から、漂着ゴミによる汚染リスクを科学的に評価することは必須な課題となる。筆者は、2005年から、漂着ゴミに起因する有害化学物質の汚染リスクを解明するための分析化学的研究に着手している。これまで、プラスチック類ゴミを主体とした多岐の種類に亘る漂着ゴミを対象に、国籍の相違の影響や含有・溶出特性など、重金属類等を中心に、



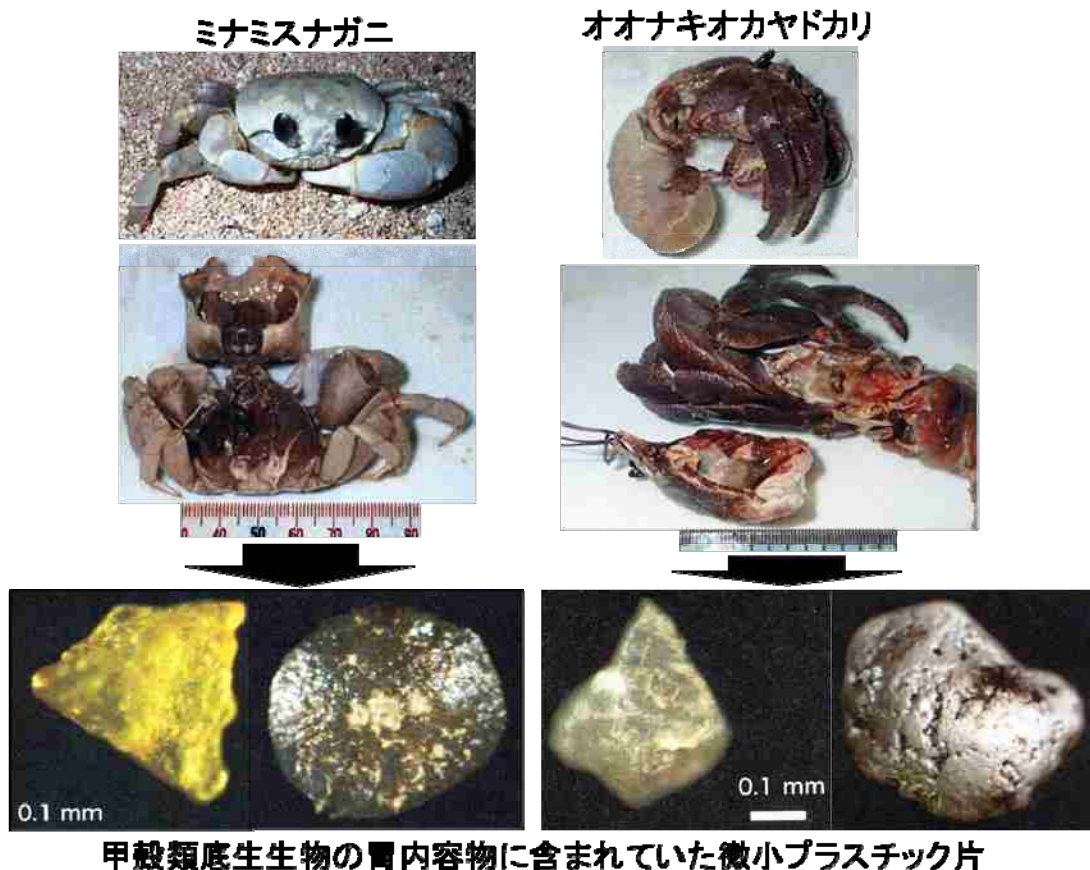
写真 3.1 沖縄の海岸に大量漂着しているマイクロプラスチックの実例

土壌・水質基準に規定されている有害化学物質の定量的評価を試みてきた。その成果は、平成 26 年度成果報告書として作成した『漂着ゴミからの有害化学物質による海岸汚染リスクの検証・評価に関する調査研究』（2015 年 2 月作成）に詳述している。

4. 漂着ゴミからの有害化学物質による海浜棲息生物への汚染リスクの分析検証事例

我が国では、海岸に打ち上がった漂着ゴミからの有害化学物質を対象に、海浜棲息生物への汚染リスクを化学分析結果に基づいて検証した事例は、筆者の知る限りでは皆無である。世界的に見ても、報告事例は非常に少ないのが実情である。

2015 年 3 月に開催された平成 26 年度沖縄県海岸漂着物地域対策推進事業での第 2 回沖縄県海岸漂着物対策推進協議会に提示された『海岸漂着物の生態系に及ぼす影響評価調査報告書(参考資料)』（NPO 法人海の自然史研究所代表理事藤田喜久氏作成）で、沖縄の海岸に棲息するミナミスナガニとオオナキオカヤドカリの胃内容物に、大きさ 0.3~0.5mm 程度の微小なプラスチック片やガラス片が含まれていることが明らかにされており、海浜小生物によるプラスチック片の摂食が沖縄の海岸域で広く起こっている可能性が指摘された(写真 4.1)。



甲殻類底生生物の胃内容物に含まれていた微小プラスチック片

写真 4.1 海浜棲息生物の体内取り込まれていたプラスチック片(第 2 回沖縄海岸漂着物対策推進協議会(2015.3.7)での藤田喜久氏による参考資料引用)

また、漂着プラスチック片による汚染リスクの懸念性から、予備的分析結果(第2回沖縄県海岸漂着物対策推進協議会 資料 5)として、多良間島と伊良部島からそれぞれ採取したナキオカヤドカリとオオナキオカヤドカリの固体についてのポリ塩化ビフェニル(PCB s)とポリ臭化ジフェニール(PBDE s)の残留性有汚染物質(POP s)と重金属類の分析結果(東京農工大高田教授・渡邊准教授・水川助教作成)が提示された。固体の内臓と筋肉から検出された有害汚染化学物質は、漂着プラスチックに起因している可能性が示唆され、さらなる詳細な分析を試み、検証する必要性のあることが指摘された。

そこで、2016年度、沖縄本島2海岸、伊江島3海岸、多良間島4海岸、西表島4海岸で採取したムラサキオカヤドカリ34固体、ナキオカヤドカリ8固体、ツノメガニ34固体、ヤシガニ1固体から抽出した筋肉・内臓・中腸線・解凍液のサンプルを対象に、残留性有機汚染物質(PCB s と PBDE s)と微量元素成分(重金属類を含む)についての分析結果(①オカヤドカリの有機汚染物質の分析評価、②オカヤドカリの重金属類等を含む微量元素成分の分析評価、③ツノメガニの重金属類等を含む微量元素成分の分析評価)がまとめられている(東京農工大高田教授・斉藤・渡邊准教授、2016年3月初旬作成)。

結果の詳細については、「まとめ資料」に委ねるが、主要な事項として下記の事が分析検証されている。

1)オカヤドカリの残留性有機汚染物質について

①プラスチック類ゴミの多い全ての海岸でのヤドカリの筋肉・内臓からは、高い濃度の塩化ビフェニル(PCB s)が検出され、プラスチック由来の影響と判断するのが妥当であると指摘されている。

②プラスチックの添加剤として使用されているポリ臭化ジフェニール(PBDE s)において、1-6 臭素の PBDE s 濃度は、上述の PCB s 濃度と類似した傾向が窺われたが、7-10 臭素の PBDE s 濃度にはゴミ量や海岸地点の傾向が認められず、ほとんど検出限界値に近い値であると指摘されている。

2)オカヤドカリの重金属類等を含む微量元素成分について

①ムラサキオカヤドカリの筋肉から検出された Sc, Fe, Co, Cu, Cd, Cs, Ba 濃度は、漂着ゴミの多い海岸で高い値となる、全島での共通の傾向が指摘されている。

②多良間島と伊江島では、Na, Mg, V, Mn, Ba 濃度が、ゴミの多い海岸で高い値となっていることが指摘されている。

③多良間島でのヤドカリ類の場合、ゴミの多い海岸での Cu と Cd 濃度が、全ての分析部位で高い傾向にあることが指摘されている。

④伊江島でのヤドカリ類の場合、ゴミの多い海岸で Al, V, Mn, Fe, Co, Ga, Y, Ba, La, Ce 濃度が、筋肉と内臓の両分析部位で高い傾向にあることが指摘されている。

⑤西表島でのヤドカリ類の場合には、Fe, As, Cs 濃度がゴミの多い海岸で高い傾向がみら

れ、特に、西表島では Sc, Mn, Ni, Cu, Zn, As, Se, Rb, Y, Mo, Cs, Ba, La, Ce 濃度が、他の島の場合に比較して高く、中でも As は全体的に高濃度の傾向にあることが指摘されている。

⑥ヤドカリ類の分析結果を総括して、プラスチック類ゴミに起因する微量元素成分は、強毒性の重金属類等(Cu, Cd, Zn, Se, Pb, As, 特に Cu と Cd), アルカリ金属・アルカリ土類金属(Rb, Cs, Ba, 特に Ba), 希土類(Sc, Y, La, Ce)の 3 タイプの元素グループからなっていることを指摘している。

3)ツノメガニの重金属類等を含む微量元素成分について

①多良間島, 沖縄本島, 伊江島での場合, ゴミの多い海岸では, Mg, Ca, Fe, Ni, Zn, As, Sr, Y, Mo, Pd, Cd, La, Ce, Pb 濃度がいずれも高い傾向を示すことが指摘されている。特に, Zn と As は西表島も加え, 全ての島で類似した濃度傾向を示し, プラスチック由来が懸念されるとしている。

②西表島の場合, ゴミの少ない月ヶ浜の結果では Mg, Ca, Al, Sc, Cr, Mn, Fe, Co, Cu, Ga, Sr, Y, Mo, Pd, Cd, Ba, La, Ce 濃度が, 一方, ゴミの多い中野海岸では Li, Na, K, V, Ni, Zn, As, Se, Rb, In, Cs 濃度が高い傾向にあることが指摘されている。特に, 重金属類の Zn, As, Se や, アルカリ金属の Cs と Rb はプラスチック由来と指摘されている。

③ツノメガニにはヤドカリ類に比較して, As と Cd, 取り分け Cd 濃度が極めて高い特異蓄積していることが指摘されている。

以上の海浜棲息生物に関する有害化学物質の検証結果を鑑みると、摂食ルートの詳細な検証については、今後さらなる検討を重ねる必要はあるが、概ね、残留性有機汚染物質(PCBs と PBDEs)及び重金属類等の有害化学物質はプラスチック類ゴミを主体とした漂着ゴミに起因していることが示唆される。

そこで、海浜棲息生物の分析部位で検出された主要な有害化学物質を対象に、プラスチック類自体に含有されている有害化学物質やその溶出性を考慮して(『漂着ゴミからの有害化学物質による海岸汚染リスクの検証・評価に関する調査研究』参照)、プラスチック類ゴミを主体とした漂着ゴミからの有害化学物質を定量的広域評価するための開発モデルに適用する有害化学物質を選定することが適切であると判断される。その際、既に、人を含め生物等に好ましくない化学物質とされ、土壤汚染基準や水質基準などの基準値等が設けられている有

表 4.1 代表的な重金属類等の主な有害性

Cd : 人体毒性
Mn : 神経障害
Cu : 生物(特に植物)への毒性
As : 猛毒
Pb : 人体毒性
Ni : 発がん性
Sn : 人体毒性
Ti : 発がん性・細胞死・機能低下
Ba : 毒物・劇物指定, 神経系への影響
Sb : 毒物・劇物指定, 発がん性・肝機能系障害
Br : 猛毒
Al : 神経系障害
Zn : 水生生物への毒性

害化学物質を含めることが有効と判断される。

このような観点から、これまでの有害化学物質に関して蓄積してきた漂着ゴミの分析データを考慮し、第1段階として、重金属類等13元素成分と残留性有機汚染物質2成分を選定する。

重金属類等(13元素成分): Cr, Zn, Al, Ni, Cu, Cd, As, Pb, Mn, Sn, Sb, Ba, Ti
残留性有機汚染物質(2成分): 塩化ビフェニル(PCBs), ポリ臭化ジフェニール(PBDEs)
なお、表4.1には、重金属類等の元素成分の主な有害性を例示している。

5. 漂着ゴミから誘発される有害化学物質の定量的広域評価モデル

5.1 はじめに

主要な漂着ゴミを対象に、発泡スチロールなどのプラスチック類ゴミやプラスチック製漁具類ゴミなどに関するこれまでの有害化学物質の分析データを再整理し、海浜棲息生物の摂食を考慮し、漂着ゴミから誘発される有害元素成分の潜在的な溶出量に着目して、定量的に広域評価するための推定方法を提案する。漂着海岸や漂着ゴミの種類によって、有害元素成分の溶出量はかなり異なる場合もあることから、提案する広域評価モデルでは、漂着ゴミの種類によって漂着海岸や国籍(生産国)による溶出量の相違を考慮している。ここでは、広域評価モデルの一般式を誘導し提示する。最終的には、沖縄県での漂着ゴミ調査データへの適用例を紹介し、広域評価モデルに基づいて算定された各種有害元素成分の潜在的溶出量について考察する。

有害元素成分の定量的な広域評価モデルを開発することで、沖縄県をはじめ全国的に深刻な環境汚染問題を引き起こしている漂着ゴミの迅速な回収除去と持続的な処理処分事業の加速化を図ることが期待できる。

5.2 有害元素成分の潜在的溶出量の広域評価モデルの開発

筆者は漂着ゴミの発生供給源と漂流漂着経路の解明把握を主目的として、漂着ゴミの個数評価法による定量的な調査方法を開発し、その手法に基づいて、これまで全国延べ1,700箇所以上の海岸におよぶ調査データの分析を試みてきた。個数評価法は、海岸踏査で漂着ゴミを種類別と国籍別に判別区分しながら、その個数を数え上げて調査海岸長を記録し、漂着ゴミの海岸域的特徴を定量的に評価する手法である。

この個数評価法では、漂着ゴミの種類別としてはプラスチック類ゴミ、ビン類ゴミ(他のガラス類含む)、缶類ゴミ(他の金属類含む)と漁具類ゴミに大別し、漁具類ゴミはさらにプラスチックブイ、発泡スチロールブイ(破片含む)、漁網塊(ロープ塊含む)の3タイプに区分している。国籍(生産国)別としては、近海の流れ運搬を考慮して、日本製、外国製、不明に大別し、外国製はさらに、近隣アジア諸国を主体に中国製、台湾製、韓国製、ロシア製と他外国製の5種類に区分している。

そこで、以降で展開する漂着ゴミからの有害元素成分の潜在的溶出量の広域評価モデル

は、個数評価法に基づいたこれまでの調査分析データを反映させる方向で開発している。

5.3 漂着ゴミ調査分析データのモデル化

一般に、漂着ゴミに関する実態調査の分析評価は、島ごとや縣市町村単位で実施され、漂着ゴミの種類・国籍や季節的傾向などの海岸域の特徴を把握し、処理処分事業や防止削減対策などに反映される場合が多い。

そこで、**図 5.1** に表示するように、まず島や沿岸域での調査範囲を考慮して、複数の調査海岸から構成される調査海岸域を設定する。

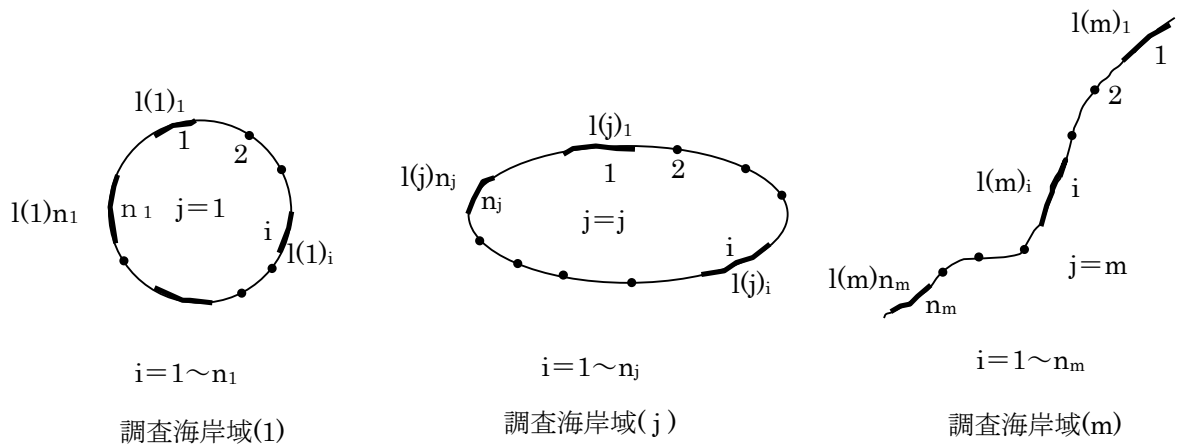


図 5.1 調査海岸及び調査海岸域のモデル化

ここに

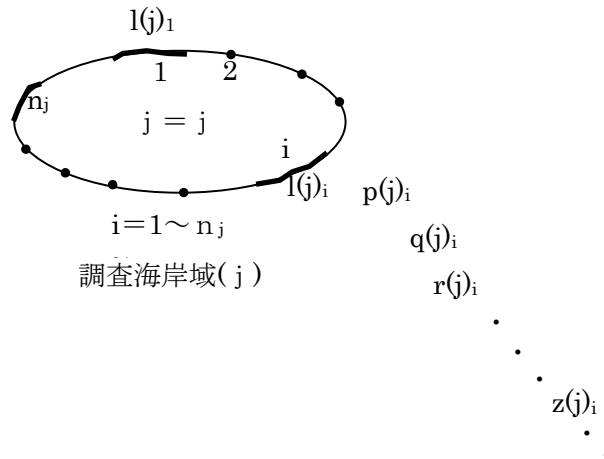
- i : 調査海岸域での調査海岸を表す海岸番号
- j : 設定調査範囲での調査海岸域を表す海岸域番号
- $l(j)_i$: j 調査海岸域における i 調査海岸での調査海岸長とする。

よって、 j 調査海岸域での調査海岸長($l(j)$)および調査範囲での全調査海岸長(L)は、それぞれ次式で表示される。

$$l(j) = \sum_{i=1}^{n_j} l(j)_i = (l(j)_1 + l(j)_2 + \dots + l(j)_{n_j}) \quad (1)$$

$$L = \sum_{j=1}^m l(j) = \sum_{j=1}^m \sum_{i=1}^{n_j} l(j)_i \quad (2)$$

次に、 j 調査海岸域の場合を例として、**図 5.2** に示すように、個数評価法に基づいて集計された各海岸での調査分析データは、主要な種類に大別された漂着ゴミを、さらに近隣ア



漂着ゴミの種類	漂着数(個)	国籍別内訳(個)
T_α	$p(j)_i$	$p(j)_i^X : p(j)_i^J, p(j)_i^C, p(j)_i^K, p(j)_i^T, p(j)_i^R, p(j)_i^O, p(j)_i^U$
T_β	$q(j)_i$	$q(j)_i^X : q(j)_i^J, q(j)_i^C, q(j)_i^K, q(j)_i^T, q(j)_i^R, q(j)_i^O, q(j)_i^U$
T_γ	$r(j)_i$	$r(j)_i^X : r(j)_i^J, r(j)_i^C, r(j)_i^K, r(j)_i^T, r(j)_i^R, r(j)_i^O, r(j)_i^U$
T_δ	$s(j)_i$	$s(j)_i^X : s(j)_i^J, s(j)_i^C, s(j)_i^K, s(j)_i^T, s(j)_i^R, s(j)_i^O, s(j)_i^U$
T_ϵ	$t(j)_i$	$t(j)_i^X : t(j)_i^J, t(j)_i^C, t(j)_i^K, t(j)_i^T, t(j)_i^R, t(j)_i^O, t(j)_i^U$
⋮	⋮	⋮
⋮	⋮	⋮
⋮	⋮	⋮
T_ω	$z(j)_i$	$z(j)_i^X : z(j)_i^J, z(j)_i^C, z(j)_i^K, z(j)_i^T, z(j)_i^R, z(j)_i^O, z(j)_i^U$
⋮	⋮	⋮
⋮	⋮	⋮

図 5.2 個数評価法で集計された漂着ゴミ調査分析データのモデル化

アジア諸国からのものを主体に国籍別に 7 区分して表示する。よって、各調査海岸での漂着ゴミは種類別 ($T_Y : T_\alpha, T_\beta \dots$) に、その漂着数 ($p(j)_i, q(j)_i \dots$) が個数で集計され、さらに国籍別ごとに整理される。例えば、 T_α タイプの漂着ゴミの場合、国籍別の漂着数($p(j)_i^X$)は、それぞれ、 $p(j)_i^J, p(j)_i^C, p(j)_i^K, p(j)_i^T, p(j)_i^R, p(j)_i^O, p(j)_i^U$ と表記し、サフィックス「X」の英字によって、J: 日本製、C: 中国製、K: 韓国製、T: 台湾製、R: ロシア製、O: 他外国製、U: 不明を表すこととする。

そこで、j 調査海岸域における i 調査海岸での各種類の漂着ゴミ数は、(3)式のように表示される。

よって、j 調査海岸域及び複数の調査海岸域からなる調査範囲での漂着ゴミ数は、それぞれ(4)と(5)式のように表示される。ここで $p(j), q(j), r(j) \dots$ は j 調査海岸域、 $P, Q, R \dots$ は調査範囲での漂着ゴミの個数を示す。

$$\begin{aligned}
T_\alpha : p(j)_i &= p(j)_i^{J+p(j)_i^C+p(j)_i^K+p(j)_i^T+p(j)_i^R+p(j)_i^O+p(j)_i^U} \\
T_\beta : q(j)_i &= q(j)_i^{J+q(j)_i^C+q(j)_i^K+q(j)_i^T+q(j)_i^R+q(j)_i^O+q(j)_i^U} \\
T_\gamma : r(j)_i &= r(j)_i^{J+r(j)_i^C+r(j)_i^K+r(j)_i^T+r(j)_i^R+r(j)_i^O+r(j)_i^U} \\
&\quad \cdot \qquad \qquad \qquad \cdot \\
&\quad \cdot \qquad \qquad \qquad \cdot \\
&\quad \cdot \qquad \qquad \qquad \cdot \\
T_\omega : z(j)_i &= z(j)_i^{J+z(j)_i^C+z(j)_i^K+z(j)_i^T+z(j)_i^R+z(j)_i^O+z(j)_i^U} \\
&\quad \cdot \qquad \qquad \qquad \cdot
\end{aligned} \tag{3}$$

< J 調査海岸域の場合 (p(j), q(j), r(j)...) >

$$\begin{aligned}
T_\alpha : p(j) &= \sum_{i=1}^{n_j} p(j)_i \{p(j)_i^{J+p(j)_i^C+p(j)_i^K+p(j)_i^T+p(j)_i^R+p(j)_i^O+p(j)_i^U}\} \\
T_\beta : q(j) &= \sum_{i=1}^{n_j} q(j)_i \{q(j)_i^{J+q(j)_i^C+q(j)_i^K+q(j)_i^T+q(j)_i^R+q(j)_i^O+q(j)_i^U}\} \\
T_\gamma : r(j) &= \sum_{i=1}^{n_j} r(j)_i \{r(j)_i^{J+r(j)_i^C+r(j)_i^K+r(j)_i^T+r(j)_i^R+r(j)_i^O+r(j)_i^U}\} \\
&\quad \cdot \qquad \qquad \qquad \cdot \\
&\quad \cdot \qquad \qquad \qquad \cdot \\
&\quad \cdot \qquad \qquad \qquad \cdot \\
T_\omega : z(j) &= \sum_{i=1}^{n_j} z(j)_i \{z(j)_i^{J+z(j)_i^C+z(j)_i^K+z(j)_i^T+z(j)_i^R+z(j)_i^O+z(j)_i^U}\} \\
&\quad \cdot \qquad \qquad \qquad \cdot
\end{aligned} \tag{4}$$

< 調査範囲の場合 (P, Q, R...) >

$$\begin{aligned}
T_\alpha : P &= \sum_{j=1}^m p(j) = \sum_{j=1}^m \sum_{i=1}^{n_j} p(j)_i \\
T_\beta : Q &= \sum_{j=1}^m q(j) = \sum_{j=1}^m \sum_{i=1}^{n_j} q(j)_i \\
T_\gamma : R &= \sum_{j=1}^m r(j) = \sum_{j=1}^m \sum_{i=1}^{n_j} r(j)_i \\
&\quad \cdot \qquad \qquad \qquad \cdot \\
&\quad \cdot \qquad \qquad \qquad \cdot \\
&\quad \cdot \qquad \qquad \qquad \cdot \\
T_\omega : Z &= \sum_{j=1}^m z(j) = \sum_{j=1}^m \sum_{i=1}^{n_j} z(j)_i \\
&\quad \cdot \qquad \qquad \qquad \cdot
\end{aligned} \tag{5}$$

5. 4 漂着ゴミの潜在的溶出係数の定義と設定

5. 4. 1 種類・国籍を考慮した潜在的溶出係数の一般的表示

海岸に打ち上がる漂着ゴミは、種々の化学物質が添加された石油製品類、重金属類を含有する金属製品や金属部品類、顔料・塗料等の着色剤や発光剤などが塗布・混練りされた容器類など、その種類は多岐に亘る。そのため製造物品に含有されている有害化学物質や漂流・浮遊過程で吸着した汚染化学物質が主要な原因となって、多種類の漂着ゴミからは危険な重金属類等の有害化学物質の溶出性が検証される。

表 5.1 各種の漂着ゴミにおいて国籍別に規定された潜在的溶出係数

漂着ゴミの種類(T_Y)	潜在的溶出係数($\mu\text{g}/\text{kg}$)				
T_α $(Y = \alpha)$	$\alpha^{A(X)}(j)_i$	$\alpha^{A(J)}(j)_i$: 日本製($X=J$)			
		$\alpha^{A(C)}(j)_i$: 中国製($X=C$)			
		$\alpha^{A(K)}(j)_i$: 韓国製($X=K$)			
		$\alpha^{A(T)}(j)_i$: 台湾製($X=T$)			
		$\alpha^{A(R)}(j)_i$: ロシア製($X=R$)			
		$\alpha^{A(O)}(j)_i$: 他外国製($X=O$)			
		$\alpha^{A(U)}(j)_i$: 不明($X=U$)			
T_β $(Y = \beta)$	$\beta^{A(X)}(j)_i$	$\beta^{A(J)}(j)_i$: 日本製($X=J$)			
		$\beta^{A(C)}(j)_i$: 中国製($X=C$)			
		$\beta^{A(K)}(j)_i$: 韓国製($X=K$)			
		$\beta^{A(T)}(j)_i$: 台湾製($X=T$)			
		$\beta^{A(R)}(j)_i$: ロシア製($X=R$)			
		$\beta^{A(O)}(j)_i$: 他外国製($X=O$)			
		$\beta^{A(U)}(j)_i$: 不明($X=U$)			
<ul style="list-style-type: none"> • • • 	<ul style="list-style-type: none"> • • • 	<ul style="list-style-type: none"> • • • 			
			T_ε $(Y = \varepsilon)$	$\varepsilon^{A(X)}(j)_i$	$\varepsilon^{A(J)}(j)_i$: 日本製($X=J$)
					$\varepsilon^{A(C)}(j)_i$: 中国製($X=C$)
$\varepsilon^{A(K)}(j)_i$: 韓国製($X=K$)					
$\varepsilon^{A(T)}(j)_i$: 台湾製($X=T$)					
$\varepsilon^{A(R)}(j)_i$: ロシア製($X=R$)					
$\varepsilon^{A(O)}(j)_i$: 他外国製($X=O$)					
$\varepsilon^{A(U)}(j)_i$: 不明($X=U$)					
<ul style="list-style-type: none"> • • 	<ul style="list-style-type: none"> • • 	<ul style="list-style-type: none"> • • 			

そこで、ここでは、多種類の漂着ゴミからの有害元素成分を定量的に推定するために、漂着ゴミの溶出能力を評価する指標として、潜在的溶出係数を定義する。潜在的溶出係数は、基本的には、各種主要な漂着ゴミに関する有害元素成分の溶出分析で得られた溶出量から算定される。この潜在的溶出係数（単位は例えば $\mu\text{g}/\text{kg}$ ）は各種の漂着ゴミにおいては有害元素成分ごとに設定され、単位乾燥質量（例えば 1kg ）当たりの漂着ゴミ量からの溶出量（例えば μg ）として表示される。

また各種の漂着ゴミには、近隣アジア諸国からのものも多数混在している海岸域が多い。同種類の漂着ゴミにおいても、有害元素成分の溶出性には国籍による相違が検証される。国籍による溶出性の違いは、生産国の成分・素材や規格・製造方法等の相違に依存しているものと推察されることから、各種種類の漂着ゴミに関する潜在的溶出係数は、基本的には、国籍の影響を考慮して設定することとした。

表 5.1 にそれを一覧として整理している。例えば、j 調査海岸域における i 調査海岸での漂着ゴミの種類ごとに規定された潜在的溶出係数は、ギリシャ文字($\alpha, \beta, \gamma, \dots$)で表記し、漂着ゴミの種類($T_Y : T_\alpha, T_\beta, T_\gamma, \dots$)を表すサフィックスと対応させている。

なお表 5.1 中の各潜在的溶出係数において、サフィックス A は対象とする有害元素成分を表記し、例えば、Pb, Mn, Sb, Cu \dots 等の重金属類等や残留性有機汚染物質(PCBs, PBDEs)の化学成分名を付す。また(X)のサフィックスでは、X を英字表記 (J, C, K, T, R, O, U) することで国籍を表すことにしている。

5. 4. 2 分析データを考慮して設定した潜在的溶出係数

前項で提示した各種種類の漂着ゴミに関する潜在的溶出係数（不明ゴミの場合を除く）は、国籍別ごとに定義された一般的表示形となっている。ここでは、代表的な主要漂着ゴミ類に関する有害元素成分の溶出試験結果を反映させて、調査海岸域等の海岸地点や漂着ゴミの国籍等による影響の程度を、漂着ゴミの種類ごとに判定し、有害元素成分の溶出量をより具体的に推定するための表示形で潜在的溶出係数を表す。

そこでここでは、漂着ゴミの種類として、それぞれ溶出試験を実施したプラスチック類ゴミ、発泡スチロールブイ、プラスチックブイ、球管類ゴミ（電球類・蛍光灯管類）、ビン類ゴミの代表的な漂着ゴミ類を取り上げ、下記に示す各ゴミの漂着的な特性に配慮して、表 5.2 に示すように、各漂着ゴミ類の潜在的溶出係数を表示する（なお残留性有機汚染物質についての各種漂着ゴミの分析データの蓄積はない）。

(1) プラスチック類ゴミ(T_α)

ペットボトル等の容器類を主体としたプラスチック類ゴミは、大半の調査海岸で漂着ゴミ量の 70~80% を占めており、各海岸での調査データでは国籍別にその数量が把握される。そこで、調査海岸(i)や調査海岸域(j)によらず、溶出性は生産国の製造仕様（素材や成分規格等）に依存するものと仮定し、プラスチック類ゴミの潜在的溶出係数は、各有害元素成分において、国籍別に設定する。

(2) 発泡スチロールブイ(T_B)

海岸域で遭遇する発泡スチロールは、大半が漁業関係で使用された発泡スチロールブイやその破片群である。材質的に軽量で多孔質であることから、海洋を漂流・浮遊過程中に有害物質を吸着し、遠距離に亘って汚染物質を拡散移動させる機能が高いと判断される。また漂着ゴミ調査の際、国籍を判別することが難しく、殆どは不明ゴミと分類される。各海岸への漂着ルートも不明なことから、各有害元素成分の溶出性の推定では、調査海岸(i)ごとに潜在的溶出係数を設定する。

(3) プラスチックブイ(T_V)

主要な漁具類ゴミの1つであるプラスチックブイの場合には、プラスチック類ゴミ(T_a)と同様に、各有害元素成分の潜在的溶出係数は、国籍に依存するものとして設定する。ここでのプラスチックブイの潜在的溶出係数は、主に、国籍の判別が比較的容易な直径約20～30cm以上の大型プラスチックブイを対象として設定する。

(4) 球管類ゴミ(T₈): 電球類(T₈₁)・蛍光灯管類(T₈₂)

沖縄県八重山・宮古諸島の海岸域では、電球類(T₈₁)と蛍光灯管類(T₈₂)の球管類ゴミ(T₈)の大量漂着が毎年の調査で確認されており、危険な漂着ゴミの一つとなっている。破損や金属部分の腐食劣化を考慮して、球管類ゴミの場合には、端部の金属部分からの有害元素成分の溶出量を推定するために、潜在的溶出係数を設定する。内部構造・材質が異なっていることから、電球類(T₈₁)と蛍光灯管類(T₈₂)で、それぞれ独自に潜在的溶出係数を設定する。また漂着球管類ゴミの大半のものは標記文字等が消失しており、国籍判別が難しいことから、両球管類ゴミの潜在的溶出係数は国籍や調査海岸(i)・調査海岸域(j)に依存しないものと仮定して設定する。

(5) ビン類ゴミ(T_e): 金属製キャップ

ビン類ゴミからの溶出量の推定では、口部分の金属製キャップを対象にして潜在的溶出係数を設定している。ビン類ゴミはプラスチック類ゴミや漁具類ゴミに比較して、数量的には非常に少なく、殆どの調査海岸では全漂着数量に占める割合は2～3%程度である。ここでは、ビン類ゴミ(金属製キャップ)の潜在的溶出係数は国籍別に設定する。但し、中国製と台湾製の潜在的溶出係数($\epsilon^{AC \cdot T}$)は、両国籍の金属製キャップを混合したサンプルの溶出試験から求めたものを設定する。

以上、要約すると、各有害元素成分の潜在的溶出係数はプラスチック類ゴミ、プラスチックブイ、ビン類ゴミ(金属製キャップ)については国籍別ごとに、発泡スチロールブイについては海岸ごとに、球管類ゴミについては電球類と蛍光灯管類に区分して、それぞれ設定し、調査海岸(i)や調査海岸域(j)での溶出量を推定することとする。

5. 4. 3 国籍別区分した漂着ゴミ類での不明ゴミの潜在的溶出係数の算定

表 5.2 に示すように、プラスチック類ゴミ、プラスチックブイ、ビン類ゴミ(金属製キャップ)の場合には、国籍別に漂着ゴミの個数を整理し、それぞれの国籍に対応する潜在的

表 5.2 各漂着ゴミ類の潜在的溶出係数の具体的表示

漂着ゴミの種類 T_Y		潜在的溶出係数($\mu\text{g}/\text{kg}$)	
		一般的表示	具体的表示
プラスチック類ゴミ T_α		$\alpha^{A(X)}(j)_i$	$\alpha^{A(J)}$ $\alpha^{A(C)}$ $\alpha^{A(K)}$ $\alpha^{A(T)}$ $\alpha^{A(R)}$ $\alpha^{A(O)}$
発泡スチロールブイ T_β			$\beta^{A(X)}(j)_i$
プラスチックブイ T_γ		$\gamma^{A(X)}(j)_i$	$\gamma^{A(J)}$ $\gamma^{A(C)}$ $\gamma^{A(K)}$ $\gamma^{A(T)}$ $\gamma^{A(R)}$ $\gamma^{A(O)}$
球管類ゴミ (金属部分) T_δ	電球類 $T_{\delta 1}$		$\delta_1^{A(X)}(j)_i$
	蛍光灯管類 $T_{\delta 2}$	$\delta_2^{A(X)}(j)_i$	δ_2^A
ビン類ゴミ (金属製キャップ) T_ϵ		$\epsilon^{A(X)}(j)_i$	$\epsilon^{A(J)}$ $\epsilon^{A(C\cdot T)}$ $\epsilon^{A(K)}$ $\epsilon^{A(R)}$ $\epsilon^{A(O)}$

溶出係数を溶出試験結果に基づいて設定している。しかしこれらのゴミ類での不明ゴミは、標記文字の消失等で国籍判別のできなかったもので、各国籍のものが混在したものである。

そこで、国籍別区分した漂着ゴミ類の場合には、不明ゴミの潜在的溶出係数は調査海岸域(j)ごとに、下記に示すように、国籍別個数の加重平均に基づいて算定することとした。

<プラスチック類ゴミの不明ゴミの場合： $\alpha^{A(U)}(j)$ >

$$\alpha^{A(U)}(j) = \{\alpha^{A(J)}p(j)^J + \alpha^{A(C)}p(j)^C + \alpha^{A(K)}p(j)^K + \alpha^{A(T)}p(j)^T +$$

$$\alpha^{A(R)}p(j)^R + \alpha^{A(O)}p(j)^O / \{p(j) - p(j)^U\}$$

(但し $j=1 \sim m$) (6)

上式での $p(j)$ は j 調査海岸域におけるプラスチック類ゴミの個数で、国籍別に区分した個数を $p(j)^X$ で表し、サフィックス X が J : 日本製, C : 中国製, K : 韓国製, T : 台湾製, R : ロシア製, O : 他外国製, U : (国籍) 不明の漂着個数を示す。これらの漂着ゴミの個数は j 調査海岸域での複数の調査海岸(i)の結果を集計したもので、(7)式のように表示される。

$$p(j) = \sum_{i=1}^{n_j} p(j)_i = p(j)^J + p(j)^C + p(j)^K + p(j)^T + p(j)^R + p(j)^O + p(j)^U$$

$$p(j)^J = \sum_{i=1}^{n_j} p(j)_i^J, \quad p(j)^C = \sum_{i=1}^{n_j} p(j)_i^C, \quad p(j)^K = \sum_{i=1}^{n_j} p(j)_i^K, \quad p(j)^T = \sum_{i=1}^{n_j} p(j)_i^T,$$

$$p(j)^R = \sum_{i=1}^{n_j} p(j)_i^R, \quad p(j)^O = \sum_{i=1}^{n_j} p(j)_i^O, \quad p(j)^U = \sum_{i=1}^{n_j} p(j)_i^U \quad (7)$$

<プラスチックブイの不明ゴミの場合 : $\gamma^{A(U)}(j)$ >

$$\gamma^{A(U)}(j) = \{\gamma^{A(J)}r(j)^J + \gamma^{A(C)}r(j)^C + \gamma^{A(K)}r(j)^K + \gamma^{A(T)}r(j)^T + \gamma^{A(R)}r(j)^R + \gamma^{A(O)}r(j)^O\} / \{r(j) - r(j)^U\}$$

(但し $j=1 \sim m$) (8)

同様に、上式での $r(j)$ は j 調査海岸域におけるプラスチックブイの個数で、国籍別に区分した個数を $r(j)^X$ で表し、サフィックス X が J : 日本製, C : 中国製, K : 韓国製, T : 台湾製, R : ロシア製, O : 他外国製, U : (国籍) 不明の漂着個数を示す。これらの漂着ゴミの個数は j 調査海岸域での複数の調査海岸(i)の結果を集計したもので、(9)式のように表示される。

$$r(j) = \sum_{i=1}^{n_j} r(j)_i = r(j)^J + r(j)^C + r(j)^K + r(j)^T + r(j)^R + r(j)^O + r(j)^U$$

$$r(j)^J = \sum_{i=1}^{n_j} r(j)_i^J, \quad r(j)^C = \sum_{i=1}^{n_j} r(j)_i^C, \quad r(j)^K = \sum_{i=1}^{n_j} r(j)_i^K, \quad r(j)^T = \sum_{i=1}^{n_j} r(j)_i^T,$$

$$r(j)^R = \sum_{i=1}^{n_j} r(j)_i^R, \quad r(j)^O = \sum_{i=1}^{n_j} r(j)_i^O, \quad r(j)^U = \sum_{i=1}^{n_j} r(j)_i^U \quad (9)$$

<ビン類ゴミ(金属製キャップ)の不明ゴミの場合 : $\epsilon^{A(U)}(j)$ >

$$\epsilon^{A(U)}(j) = \{\epsilon^{A(J)}t(j)^J + \epsilon^{A(C \cdot T)}(t(j)^C + t(j)^T) + \epsilon^{A(K)}t(j)^K + \epsilon^{A(R)}t(j)^R + \epsilon^{A(O)}t(j)^O\} / \{t(j) - t(j)^U\}$$

(但し $j=1\sim m$) (10)

同様に、上式での $t(j)$ は j 調査海岸域におけるビン類ゴミ（金属製キャップ）の個数で、国籍別に区分した個数を $t(j)^X$ で表し、サフィックス X が J : 日本製、 C : 中国製、 K : 韓国製、 T : 台湾製、 R : ロシア製、 O : 他外国製、 U : (国籍) 不明の漂着個数を示す。これらの漂着ゴミの個数は j 調査海岸域での複数の調査海岸(i)の結果を集計したものであるため、また(11)式のように表示される。

$$\begin{aligned}
 t(j) &= \sum_{i=1}^{n_j} t(j)_i = t(j)^J + t(j)^C + t(j)^K + t(j)^T + t(j)^R + t(j)^O + t(j)^U \\
 t(j)^J &= \sum_{i=1}^{n_j} t(j)_i^J, \quad t(j)^C = \sum_{i=1}^{n_j} t(j)_i^C, \quad t(j)^K = \sum_{i=1}^{n_j} t(j)_i^K, \quad t(j)^T = \sum_{i=1}^{n_j} t(j)_i^T, \\
 t(j)^R &= \sum_{i=1}^{n_j} t(j)_i^R, \quad t(j)^O = \sum_{i=1}^{n_j} t(j)_i^O, \quad t(j)^U = \sum_{i=1}^{n_j} t(j)_i^U \quad (11)
 \end{aligned}$$

以上、本項では、漂着の特徴を考慮して、代表的な漂着ゴミ類（表 5.2 参照）と、その内のプラスチック類ゴミ・プラスチックブイ・ビン類ゴミ（金属製キャップ）での不明ゴミに関する潜在的溶出係数の設定方針について、具体的に説明した。

5. 5 漂着ゴミの平均的質量換算係数の導入

先述したように、海岸漂着ゴミ調査の開始以来、漂着ゴミ量の評価は全て個数評価法で実施し、データの蓄積を図ってきている。潜在的溶出係数を導入して漂着ゴミからの有害元素成分の溶出量を算定する本推定方法では、各調査海岸でカウントした漂着ゴミ量を個数から質量に換算する必要が生じる。

一般に、各種類の漂着ゴミにおいて、例え同種類に分類される漂着ゴミ間でも、形状・寸法・材質等が異なるものが多いことから、当然、個々の漂着ゴミ間の質量も異なる。しかし個々の漂着ゴミの質量を調査海岸あるいは調査海岸域単位で求めることは現実的に非常に難しい。そこで、表 5.2 に示した主要な漂着ゴミの種類ごとに、漂着ゴミの個数から質量を算定するために平均的質量換算係数を導入することとした。

平均的質量換算係数の算定・算出方法については、具体的なデータに基づいて、基本的には、漂着ゴミの種類ごとに、漂着ゴミ 1 個当たりの平均的質量として定義される係数である。この平均的質量換算係数(my^X)は、表 5.2 に提示した潜在的溶出係数と概ね対応するように、しかも下記に示す漂着の特徴を考慮して、漂着ゴミの種類(T_Y)ごとに設定しており、その一覧を表 5.3 にまとめている。

(1) プラスチック類ゴミ(T_a)とビン類ゴミ（金属製キャップ）(T_b)

不明ゴミの場合（下項(5)参照）を除いて、平均的質量換算係数(my^X)は国籍別に設定し、

表 5.3 主要な種類ごとに設定した平均的質量換算係数

漂着ゴミの種類 T_Y	平均的質量換算係数 m_Y^X (g/個)あるいは(kg/個)	
プラスチック類ゴミ T_α ($Y = \alpha$)	m_α^J : 日本製($X=J$) m_α^C : 中国製($X=C$) m_α^K : 韓国製($X=K$) m_α^T : 台湾製($X=T$) m_α^R : ロシア製($X=R$) m_α^O : 他外国製($X=O$) $m(j)_\alpha^U$: 不明($X=U$)	
発泡スチロールブイ T_β ($Y = \beta$)	m_β	(定値)
プラスチックブイ T_γ ($Y = \gamma$)	m_γ	(定値)
球管類ゴミ (金属部分) T_δ ($Y = \delta$)	電球類 $T_{\delta 1}$	$m_{\delta 1}$ (定値)
	蛍光灯管類 $T_{\delta 2}$	$m_{\delta 2}$ (定値)
ビン類ゴミ (金属製キャップ) T_ϵ ($Y = \epsilon$)	m_ϵ^J : 日本製($X=J$) $m_\epsilon^{C \cdot T}$: 中国・台湾製 ($X=C \cdot T$) m_ϵ^K : 韓国製($X=K$) m_ϵ^R : ロシア製($X=R$) m_ϵ^O : 他外国製($X=O$) $m(j)_\epsilon^U$: 不明($X=U$)	

各国籍での設定値は調査海岸(i)や調査海岸域(j)によらず、定値と仮定する。但し、ビン類ゴミでの中国製($X=C$)と台湾製($X=T$)に関する平均的質量換算係数($m_\epsilon^{C \cdot T}$)は、両国籍の混合サンプルを用いて評価していることから、先の潜在的溶出係数の場合と同様に、両国籍で区別することなく同値の設定値を用いることとする。

(2) 発泡スチロールブイ(T_β)

主に調査対象とした長径約 20~30cm 以上の大型ブイやその破片等を主体に、平均的質量換算係数(m_β)を算定する。設定値は、潜在的溶出係数と同様に、国籍および調査海岸(i)や調査海岸域(j)によらず、定値と仮定する。

(3) プラスチックブイ(T_γ)

発泡スチロールブイと同様に、主に調査対象とした直径約 20～30cm 以上の大型ブイを主体に、平均的質量換算係数(m_v)を算定する。先の潜在的溶出係数の場合には、素材等、質的に異なるものと判断して国籍別に設定したが、対象寸法範囲のブイは、大方、球形の類似的形状であることから、質的には、国籍や調査海岸(i)・調査海岸域(j)による相違は小さいものと判断して、定値と仮定する。

(4) 管類ゴミ(T_8)：電球類(T_{81})・蛍光灯管類(T_{82})

球管類ゴミ(電球類・蛍光灯管類)の大半は不明ゴミであり、しかも国籍によらず定形状のものが殆どで調査海岸(i)や調査海岸域(j)で、特徴的な漂着傾向は認められない。そこで、電球類(T_{81})と蛍光灯管類(T_{82})では構造的に異なることから、両者の平均的質量換算係数(m_{81} , m_{82})はそれぞれ区別するが、国籍および調査海岸(i)・調査海岸域(j)によらず定値と仮定する。なお両者の溶出分析では金属部分を使用していることから、電球類の場合は端部・芯部の金属部分で電球一個分、蛍光灯管類の場合は両端部の金属部分で蛍光灯管一個分として算定する。

(5) プラスチック類ゴミ(T_a)とビン類ゴミ(T_e)の不明ゴミ

5.4.3 項で説明したプラスチック類ゴミとビン類ゴミでの不明ゴミに関する潜在的溶出係数の算定の場合と同様に、各調査海岸域によって不明ゴミを構成している国籍別割合が異なることを想定して、平均的質量換算係数($m(j)_a^U$, $m(j)_e^U$)は、それぞれ調査海岸域(j)ごとに漂着ゴミの国籍別個数の加重平均に基づいて算定する。

<プラスチック類ゴミの不明ゴミ： $m(j)_a^U$ >

$$m(j)_a^U = \{m_a^J p(j)^J + m_a^C p(j)^C + m_a^K p(j)^K + m_a^T p(j)^T + m_a^R p(j)^R + m_a^O p(j)^O\} / \{p(j) - p(j)^U\}$$

(但し $j=1\sim m$) (12)

<ビン類ゴミ(金属製キャップ)の不明ゴミ： $m(j)_e^U$ >

$$m(j)_e^U = \{m_e^J t(j)^J + m_e^{C \cdot T} \{t(j)^C + t(j)^T\} + m_e^K t(j)^K + m_e^R t(j)^R + m_e^O t(j)^O\} / \{t(j) - t(j)^U\}$$

(但し $j=1\sim m$) (13)

両上式での $p(j)$ と $t(j)$ は(7)式と(11)式より、それぞれ次式で表示される。

$$\begin{aligned} p(j) &= p(j)^J + p(j)^C + p(j)^K + p(j)^T + p(j)^R + p(j)^O + p(j)^U \\ t(j) &= t(j)^J + t(j)^C + t(j)^K + t(j)^T + t(j)^R + t(j)^O + t(j)^U \end{aligned} \quad (14)$$

5. 6 調査海岸域等における潜在的溶出量の評価方法

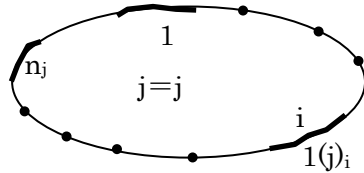
先項で定義した潜在的溶出係数と平均的質量換算係数を導入して、各種のタイプの漂着ゴミからの有害元素成分の潜在的溶出量を推定するためのモデル式を提案する。まず多種類の漂着ゴミへの展開を考慮して、一般的な表示式を誘導する。さらにここで対象とする種類の漂着ゴミの漂着的特徴を考慮して設定した潜在的溶出係数(表 5.2)と平均的質量換算係数(表 5.3)を導入した評価モデル式を提示する。

5. 6. 1 推定量的広域評価モデル式の一般的表示

図 5.3 に示すように、j 調査海岸域における i 調査海岸での調査分析データは、先述したように基本的には、漂着ゴミの種類ごとにしかも国籍別に個数が集計され、対応する潜在的溶出係数と平均的質量換算係数が設定される。

図 5.2 や表 5.2 で記述したように、上図における各パラメータのサフィックス X は、国籍

調査海岸域(j)



i=1~n_j

$$T_{\alpha} : \alpha^{A(X)}(j)_i, \quad p(j)_i^X, \quad m_{\alpha}(j)_i^X$$

$$T_{\beta} : \beta^{A(X)}(j)_i, \quad q(j)_i^X, \quad m_{\beta}(j)_i^X$$

$$\cdot \quad \cdot \quad \cdot$$

$$T_{\omega} : \omega^{A(X)}(j)_i, \quad z(j)_i^X, \quad m_{\omega}(j)_i^X$$

$$\cdot \quad \cdot \quad \cdot$$

漂着ゴミの種類	潜在的溶出係数	漂着個数	平均的質量換算係数
T_{α}	$\alpha^{A(X)}(j)_i$	$p(j)_i^X$	$m_{\alpha}(j)_i^X$
T_{β}	$\beta^{A(X)}(j)_i$	$q(j)_i^X$	$m_{\beta}(j)_i^X$
\cdot	\cdot	\cdot	\cdot
\cdot	\cdot	\cdot	\cdot
T_{ω}	$\omega^{A(X)}(j)_i$	$z(j)_i^X$	$m_{\omega}(j)_i^X$
\cdot	\cdot	\cdot	\cdot

図 5.3 j 調査海岸域の i 調査海岸での算定パラメータの一般的表示

を表す指標である。X を J: 日本製, C: 中国製, K: 韓国製, T: 台湾製, R: ロシア製, O: 他外国製, U: (国籍) 不明と表記することで、それぞれの国籍に対応するパラメータを表すことになる。またサフィックス A は、対象とする有害元素成分を表し、具体的には Pb, Cd, Ni, Cd などの元素名を付記することになる。

そこで、j 調査海岸域における A 有害元素成分の潜在的溶出量は、各タイプの漂着ゴミにおいて、それぞれの国籍の漂着ゴミからの溶出量を重ね合わせることで算定できるものとする。よって各タイプの漂着ゴミ($T_Y: Y=\alpha, \beta \dots \omega \dots$)における潜在的溶出量 ($d^A(j)_Y: Y=\alpha, \beta \dots \omega \dots$) は(15)式で表示される。

$$\begin{aligned}
T_{\alpha} : d^A(j)|_{\alpha} &= \sum_{i=1}^{n_j} \sum_{X=J}^U \alpha^{A(X)}(j)_i p(j)_i^X m_{\alpha}(j)_i^X \\
&= \sum_{i=1}^{n_j} \{ \alpha^{A(J)}(j)_i p(j)_i^J m_{\alpha}(j)_i^J + \alpha^{A(C)}(j)_i p(j)_i^C m_{\alpha}(j)_i^C + \alpha^{A(K)}(j)_i \\
&\quad p(j)_i^K m_{\alpha}(j)_i^K + \alpha^{A(T)}(j)_i p(j)_i^T m_{\alpha}(j)_i^T + \alpha^{A(R)}(j)_i p(j)_i^R m_{\alpha} \\
&\quad (j)_i^R + \alpha^{A(O)}(j)_i p(j)_i^O m_{\alpha}(j)_i^O + \alpha^{A(U)}(j)_i p(j)_i^U m_{\alpha}(j)_i^U \} \\
&= \sum_{i=1}^{n_j} \{ \alpha^{A(J)}(j)_i p(j)_i^J m_{\alpha}(j)_i^J + \alpha^{A(C)}(j)_i p(j)_i^C m_{\alpha}(j)_i^C + \alpha^{A(K)}(j)_i \\
&\quad p(j)_i^K m_{\alpha}(j)_i^K + \alpha^{A(T)}(j)_i p(j)_i^T m_{\alpha}(j)_i^T + \alpha^{A(R)}(j)_i p(j)_i^R m_{\alpha} \\
&\quad (j)_i^R + \alpha^{A(O)}(j)_i p(j)_i^O m_{\alpha}(j)_i^O + \alpha^{A(U)}(j)_i p(j)_i^U m_{\alpha}(j)_i^U \}
\end{aligned}$$

$$\begin{aligned}
T_{\beta} : d^A(j)|_{\beta} &= \sum_{i=1}^{n_j} \sum_{X=J}^U \beta^{A(X)}(j)_i q(j)_i^X m_{\beta}(j)_i^X \\
&= \sum_{i=1}^{n_j} \{ \beta^{A(J)}(j)_i q(j)_i^J m_{\beta}(j)_i^J + \beta^{A(C)}(j)_i q(j)_i^C m_{\beta}(j)_i^C + \beta^{A(K)}(j)_i \\
&\quad q(j)_i^K m_{\beta}(j)_i^K + \beta^{A(T)}(j)_i q(j)_i^T m_{\beta}(j)_i^T + \beta^{A(R)}(j)_i q(j)_i^R m_{\beta} \\
&\quad (j)_i^R + \beta^{A(O)}(j)_i q(j)_i^O m_{\beta}(j)_i^O + \beta^{A(U)}(j)_i q(j)_i^U m_{\beta}(j)_i^U \} \\
&= \sum_{i=1}^{n_j} \{ \beta^{A(J)}(j)_i q(j)_i^J m_{\beta}(j)_i^J + \beta^{A(C)}(j)_i q(j)_i^C m_{\beta}(j)_i^C + \beta^{A(K)}(j)_i \\
&\quad q(j)_i^K m_{\beta}(j)_i^K + \beta^{A(T)}(j)_i q(j)_i^T m_{\beta}(j)_i^T + \beta^{A(R)}(j)_i q(j)_i^R m_{\beta} \\
&\quad (j)_i^R + \beta^{A(O)}(j)_i q(j)_i^O m_{\beta}(j)_i^O + \beta^{A(U)}(j)_i q(j)_i^U m_{\beta}(j)_i^U \}
\end{aligned}$$

.

$$\begin{aligned}
T_{\omega} : d^A(j)|_{\omega} &= \sum_{i=1}^{n_j} \sum_{X=J}^U \omega^{A(X)}(j)_i z(j)_i^X m_{\omega}(j)_i^X \\
&= \sum_{i=1}^{n_j} \{ \omega^{A(J)}(j)_i z(j)_i^J m_{\omega}(j)_i^J + \omega^{A(C)}(j)_i z(j)_i^C m_{\omega}(j)_i^C + \omega \\
&\quad \alpha^{A(K)}(j)_i z(j)_i^K m_{\omega}(j)_i^K + \omega^{A(T)}(j)_i z(j)_i^T m_{\omega}(j)_i^T + \omega^{A(R)}(j)_i z(j)_i^R \\
&\quad m_{\omega}(j)_i^R + \omega^{A(O)}(j)_i z(j)_i^O m_{\omega}(j)_i^O + \omega^{A(U)}(j)_i z(j)_i^U m_{\omega}(j)_i^U \} \\
&= \sum_{i=1}^{n_j} \{ \omega^{A(J)}(j)_i z(j)_i^J m_{\omega}(j)_i^J + \omega^{A(C)}(j)_i z(j)_i^C m_{\omega}(j)_i^C + \omega^{A(K)}(j)_i \\
&\quad z(j)_i^K m_{\omega}(j)_i^K + \omega^{A(T)}(j)_i z(j)_i^T m_{\omega}(j)_i^T + \omega^{A(R)}(j)_i z(j)_i^R m_{\omega}(j)_i^R \\
&\quad + \omega^{A(O)}(j)_i z(j)_i^O m_{\omega}(j)_i^O + \omega^{A(U)}(j)_i z(j)_i^U m_{\omega}(j)_i^U \}
\end{aligned}$$

但し X=J, C, K, T, R, O, U

(15)

よって j 調査海岸域での A 有害元素成分に関する潜在的溶出量($d^A(j)|_T$)は、各タイプの

漂着ゴミからの溶出量を重ね合わせることで算定する。

<調査海岸域： $d^A(j)|_T$ >

$$d^A(j)|_T = d^A(j)|_a + d^A(j)|_b + \dots + d^A(j)|_w + \dots \quad (16)$$

複数の調査海岸域からなる調査範囲に拡張すると潜在的溶出量($DA|_T$)は次式で表示される。

<調査範囲： $DA|_T$ >

$$DA|_T = \sum_{j=1}^m d^A(j)|_T = \sum_{j=1}^m \{d^A(j)|_a + d^A(j)|_b + \dots + d^A(j)|_w + \dots\} \quad (17)$$

また、(1)式と(2)式を用いて、単位調査海岸長当りの潜在的溶出量($*d^A(j)|_T$, $*DA|_T$)はそれぞれ次式で表示される。

$$\text{調査海岸域：} \quad *d^A(j)|_T = d^A(j)|_T \sum_{i=1}^{n_j} l(j)_i \quad (18)$$

$$\text{調査範囲：} \quad *DA|_T = DA|_T \sum_{j=1}^m \sum_{i=1}^{n_j} l(j)_i \quad (19)$$

5. 6. 2 漂着的特徴を考慮した評価モデル式

ここでは、漂着ゴミ調査データへの具体的な適用を考慮して、プラスチック類ゴミ(T_a)、発泡スチロールブイ(T_b)、プラスチックブイ(T_y)、球管類ゴミ(T_8)、ビン類ゴミ(T_e)の主要な5種類の漂着ゴミを対象に、各漂着ゴミの漂着的特徴を反映させて設定した潜在的溶出係数(表 5.2)と平均的質量換算係数(表 5.3)とを導入した溶出量の評価モデル式を誘導する。

表 5.4 には、潜在的溶出量を算定するために必要な主要な算定パラメータをまとめている。なお、各パラメータは表 5.2 や表 5.3 で定義したものと同様であり、 $d^A(j)|_a$, $d^A(j)|_b$, \dots , $d^A(j)|_w$ は j 調査海岸域における各種類の漂着ゴミからの A 有害元素成分に関する潜在的溶出量を表している。

先述したように、プラスチック類ゴミ(T_a)とプラスチックブイ(T_y)の潜在的溶出係数($\alpha^{A(\infty)}(j)_i$, $\gamma^{A(\infty)}(j)_i$)はそれぞれ国籍に依存するが、各国籍(不明を除いて)では定値と仮定する。また発泡スチロールブイ(T_b)の潜在溶出係数($\beta^{A(\infty)}(j)_i$)は調査海岸(i)によって異なるものとし、国籍判別が難しいので、国籍別には評価しない。球管類ゴミ(T_8)では各国籍(不明を除いて)での潜在溶出係数は、調査海岸や調査海岸域によらず定値と仮定する。但し球管

表 5.4 漂着の特徴を考慮して設定された各種類の漂着ゴミのパラメータ

漂着ゴミの種類		潜在的溶出係数		漂着個数		平均的質量 換算係数		j 調査海岸域 での 潜在的溶出量
プラスチック類ゴミ T_α		$\alpha^{A(X)}(j)_i$	$\alpha^{A(J)}$	$p(j)_i^X$	$p(j)_i^J$	$m_\alpha(j)_i^X$	m_α^J	$d^A(j)_\alpha$
			$\alpha^{A(C)}$		$p(j)_i^C$		m_α^C	
			$\alpha^{A(K)}$		$p(j)_i^K$		m_α^K	
			$\alpha^{A(T)}$		$p(j)_i^T$		m_α^T	
			$\alpha^{A(R)}$		$p(j)_i^R$		m_α^R	
			$\alpha^{A(O)}$		$p(j)_i^O$		m_α^O	
			$\alpha^{A(U)}(j)$		$p(j)_i^U$		$m_\alpha(j)^U$	
発泡スチロールブイ T_β		$\beta^{A(X)}(j)_i$	$\beta^A(j)_i$	$q(j)_i^X$	$q(j)_i$	$m_\beta(j)_i^X$	m_β	$d^A(j)_\beta$
プラスチックブイ T_γ		$\gamma^{A(X)}(j)_i$	$\gamma^{A(J)}$	$r(j)_i^X$	$r(j)_i^J$	$m_\gamma(j)_i^X$	m_γ	$d^A(j)_\gamma$
			$\gamma^{A(C)}$		$r(j)_i^C$			
			$\gamma^{A(K)}$		$r(j)_i^K$			
			$\gamma^{A(T)}$		$r(j)_i^T$			
			$\gamma^{A(R)}$		$r(j)_i^R$			
			$\gamma^{A(O)}$		$p(j)_i^O$			
			$\gamma^{A(U)}(j)$		$r(j)_i^U$			
球管類ゴミ (金属部分) T_δ	電球類 $T_{\delta 1}$	$\delta_1^{A(X)}(j)_i$	δ_1^A	$s_1(j)_i^X$	$s_1(j)_i$	$m_{\delta 1}(j)_i^X$	$m_{\delta 1}$	$d^A(j)_{\delta 1}$
	蛍光灯 管類 $T_{\delta 2}$	$\delta_2^{A(X)}(j)_i$	δ_2^A	$s_2(j)_i^X$	$s_2(j)_i$	$m_{\delta 2}(j)_i^X$	$m_{\delta 2}$	$d^A(j)_{\delta 2}$
ビン類ゴミ (金属製キャップ) T_ϵ		$\epsilon^{A(X)}(j)_i$	$\epsilon^{A(J)}$	$t(j)_i^X$	$t(j)_i^J$	$m_\epsilon(j)_i^X$	m_ϵ^J	$d^A(j)_\epsilon$
			$\epsilon^{A(C \cdot T)}$		$t(j)_i^C$		$m_\epsilon^{C \cdot T}$	
			$\epsilon^{A(K)}$		$t(j)_i^K$		m_ϵ^K	
			$\epsilon^{A(R)}$		$t(j)_i^T$		m_ϵ^R	
			$\epsilon^{A(O)}$		$t(j)_i^R$		m_ϵ^O	
			$\epsilon^{A(U)}(j)$		$t(j)_i^O$		m_ϵ^U	
					$t(j)_i^U$			

類ゴミでは、電球類($\delta_1^{A(X)}(j)_i$)と蛍光灯管類($\delta_2^{A(X)}(j)_i$)で、それぞれ独立に溶出係数を設定する。ビン類ゴミ(T_ϵ) (不明を除いて)からの潜在的溶出係数 ($\epsilon^{A(X)}(j)_i$)は定値ではあるが、国籍に依存するものと仮定する。但し中国製と台湾製では区別せずに、同値($\epsilon^{A(X)(C \cdot T)}$)とみな

す。なおプラスチック類ゴミ，プラスチックブイ，ビン類ゴミの不明ゴミについては，調査海岸域(j)ごとに，各国籍での潜在的溶出係数を漂着ゴミの国籍別個数に基づき加重平均することによって算定する。

一方，平均的質量換算係数の場合には，プラスチック類ゴミ(T_a)とビン類ゴミ(T_b)では国籍別（不明を除いて）に設定し定値と仮定する。但しビン類ゴミでは中国製と台湾製を区別せず同値とする。両種の不明ゴミについては，潜在的溶出係数の場合と同様に，調査海岸域(j)ごとに国籍別漂着個数に基づいた加重平均によって算定する。発泡スチロールブイ(T_6)，プラスチックブイ(T_7)，球管類ゴミの電球類(T_{81})と蛍光灯管類(T_{82})は，国籍，調査海岸，調査海岸域によらず，それぞれ定値と仮定する。

よって各タイプの漂着ゴミに関して設定された潜在的溶出係数と平均的質量換算係数を導入し(表 5.4)，国籍別や調査海岸ごとに算出される溶出量を重ね合わせることで，j 調査海岸域での各タイプの漂着ゴミからの潜在的溶出量は，それぞれ次式で表示される。

<プラスチック類ゴミ>

$$\begin{aligned}
 T_{\alpha} : d^A(j) |_{\alpha} &= \sum_{i=1}^{n_j} \sum_{X=J}^U \alpha^{A(X)}(j)_i p(j)_i^X m_{\alpha}(j)_i^X \\
 &= \sum_{i=1}^{n_j} \{ \alpha^{A(J)} p(j)_i^J m_{\alpha}^J + \alpha^{A(C)} p(j)_i^C m_{\alpha}^C + \alpha^{A(K)} p(j)_i^K m_{\alpha}^K + \alpha^{A(T)} p(j)_i^T m_{\alpha}^T \\
 &\quad + \alpha^{A(R)} p(j)_i^R m_{\alpha}^R + \alpha^{A(O)} p(j)_i^O m_{\alpha}^O + \alpha^{A(U)} p(j)_i^U m_{\alpha}(j)_i^U \} \\
 &= \alpha^{A(J)} p(j)^J m_{\alpha}^J + \alpha^{A(C)} p(j)^C m_{\alpha}^C + \alpha^{A(K)} p(j)^K m_{\alpha}^K + \alpha^{A(T)} p(j)^T m_{\alpha}^T \\
 &\quad + \\
 &\quad \alpha^{A(R)} p(j)^R m_{\alpha}^R + \alpha^{A(O)} p(j)^O m_{\alpha}^O + \alpha^{A(U)} p(j)^U m_{\alpha}^U \quad (20)
 \end{aligned}$$

<発泡スチロールブイ>

$$\begin{aligned}
 T_{\beta} : d^A(j) |_{\beta} &= \sum_{i=1}^{n_j} \sum_{X=J}^U \beta^{A(X)}(j)_i q(j)_i^X m_{\beta}(j)_i^X \\
 &= \sum_{i=1}^{n_j} \beta^A(j)_i q(j)_i m_{\beta} \\
 &\quad (21)
 \end{aligned}$$

<プラスチックブイ>

$$\begin{aligned}
 T_{\gamma} : d^A(j) |_{\gamma} &= \sum_{i=1}^{n_j} \sum_{X=J}^U \gamma^{A(X)}(j)_i r(j)_i^X m_{\gamma}(j)_i^X \\
 &= \sum_{i=1}^{n_j} \{ \gamma^{A(J)} r(j)_i^J m_{\gamma} + \gamma^{A(O)} r(j)_i^C m_{\gamma} + \gamma^{A(K)} r(j)_i^K m_{\gamma} + \gamma^{A(T)} r(j)_i^T m_{\gamma} \\
 &\quad + \gamma^{A(R)} r(j)_i^R m_{\gamma} + \gamma^{A(O)} r(j)_i^O m_{\gamma} + \gamma^{A(U)} p(j)_i^U m_{\gamma} \} \\
 &= \gamma^{A(J)} r(j)^J m_{\gamma} + \gamma^{A(C)} r(j)^C m_{\gamma} + \gamma^{A(K)} r(j)^K m_{\gamma} + \gamma^{A(T)} r(j)^T m_{\gamma} + \\
 &\quad \gamma^{A(R)} r(j)^R m_{\gamma} + \gamma^{A(O)} r(j)^O m_{\gamma} + \gamma^{A(U)} p(j)^U m_{\gamma} \quad (22)
 \end{aligned}$$

<電球類>

$$\begin{aligned}
 T_{\delta 1} : d^A(j) |_{\delta 1} &= \sum_{i=1}^{n_j} \sum_{X=J}^U \delta_1^{A(X)}(j)_i s_1(j)_i^X m_{\delta 1}(j)_i^X \\
 &= \sum_{i=1}^{n_j} \delta_1^A s_1(j)_i m_{\delta 1} \\
 &\quad (23)
 \end{aligned}$$

<蛍光灯管類>

$$\begin{aligned}
 T_{\delta 2} : d^A(j) |_{\delta 2} &= \sum_{i=1}^{n_j} \sum_{X=J}^U \delta_2^{A(X)}(j)_i s_2(j)_i^X m_{\delta 2}(j)_i^X \\
 &= \sum_{i=1}^{n_j} \delta_2^A s_2(j)_i m_{\delta 2} \\
 &\quad (24)
 \end{aligned}$$

よって、調査海岸域での各タイプの漂着ゴミからの潜在的溶出量の総量($d^A(j)|_T$)と単位調査海岸長当りの潜在的溶出量($*d^A(j)|_T$)はそれぞれ次式で表示される。

$$d^A(j)|_T = d^A(j)|_a + d^A(j)|_b + d^A(j)|_y + d^A(j)|_{\delta 1} + d^A(j)|_{\delta 2} + d^A(j)|_e$$

$$*d^A(j)|_T = d^A(j)|_T / \sum_{i=1}^{n_j} l(j)_i \quad (26)$$

また同様に、複数の調査海岸域($j=1\sim m$)での結果を重ね合わせることで、調査範囲における総潜在的溶出量($DA|_T$)および単位調査海岸長当りの溶出量($*DA|_T$)が、それぞれ次式で表示される。

$$DA|_T = \sum_{j=1}^m d^A(j)|_T = \sum_{j=1}^m \{d^A(j)|_a + d^A(j)|_b + d^A(j)|_y + d^A(j)|_{\delta 1} + d^A(j)|_{\delta 2} + d^A(j)|_e\}$$

$$*DA|_T = DA|_T / \sum_{j=1}^m \sum_{i=1}^{n_j} l(j)_i \quad (27)$$

今後、ここで誘導した推定式を沖縄県での漂着ゴミ調査データに適用することによって、各種の有害元素成分に関する潜在的溶出量の広域的な算定評価を試みる。

6. 今後の方向性と取り組み

開発した定量的広域評価モデルを適用して、多種類の漂着ゴミからの有害化学物質を定量的に把握する際において、下記の方向性と取り組みを試みていくことになる。

- 1) 沖縄のできるだけ直近の漂着ゴミに関する調査データを入手し、評価モデルに適用できるように調査データを準備・整理する。
- 2) 漂着ゴミの放置停滞の許されない迅速な回収除去や処理処分対策の周知徹底に役立てていく。
- 3) 琉球列島全域に拡張した評価モデルの結果に基づき、漂着ゴミによる有害化学物質の汚染リスクの高い海岸域を特定し、回収除去や清掃などの優先順位を決める際の一つの指標として役立てていく。
- 4) 残留性有機汚染物質(PCBs と PBDEs)について、プラスチック類ゴミをはじめ各種の漂着ゴミに関して、含有・溶出性が分析検証されていないので、評価モデルに組み込むためのも、分析データの蓄積が求められる。
- 5) 今回の海浜棲息生物の分析検証においても、ヤドカリ類やツノメガニの体内に取り込まれているプラスチック片に加え、発泡スチロール片も確認されているので、漂着発泡ス

チロール片からの有害化学物質の分析結果(蓄積は在る)を再整理し、評価モデルへの適用を図っていくことが求められる。

6) 評価モデルで推定するために選定した有害化学物質(重金属類等 13 元素, 残留性有機汚染物質 2 成分)の種類は, 漂着ゴミの実態を鑑み再検討することも考慮に入れて置く必要がある。

以上