

亜熱帯地方の閉鎖性内湾における底質形成と
内湾性サンゴ群集の保全に関する研究

Transport of suspended solid in enclosed embayment in subtropical regions
and the role of low-turbidity condition in coral breaching

2019 年 3 月

矢代 幸太郎

論文要旨

1. はじめに

近年、夏季高水温によるサンゴの白化現象が問題となっている。八重山地方では1980年代以降に頻発するようになり、特に1998年、2007年、2016年に発生した白化は規模が大きく、被害の程度、回復の状況の観点からみて影響が深刻化してきている。このため、白化や死亡が起きないような自然の環境条件をもつ特別なエリアの保全は、甚大で不可逆的な被害をもたらす大規模白化の対策として非常に重要である。

八重山地方では、石西礁湖を中心とするサンゴ礁域においてサンゴと生息環境の経年的な調査が精力的に行われており、赤土や栄養塩類、農薬といった人的な影響によるストレスを減らす検討が行われている。しかし、これらの取り組みは外洋に面した潮通しが良い礁池・礁縁のサンゴ群集を対象としており、内湾のサンゴ群集を対象とする保全方策は検討されていない。内湾のサンゴは、洗瓶ブラシ状ミドリイシ等の通常は優占しない種が高被度で分布するなど群集構造が特殊であり、独自の保全方策検討が必要と考えられる。

以上のことから、本研究は内湾におけるサンゴ白化対策を念頭に、モデルケースとして石垣島川平湾に注目し、白化や死亡が起きないような自然の環境条件をもつ特別なエリアの特定、その環境条件を形成しているパラメータの定量および維持機構について検討した。なお、川平湾では、濁りが高まっているという懸念から2012～13年に沖縄県による集中的な現地調査が行われており（閉鎖性海域における堆積赤土等の対策事業）、この調査で取得したデータを中心に解析を行った。

2. 閉鎖性内湾における大規模白化時の濁りの寄与

サンゴの分布調査の結果、川平湾のサンゴ群集は、生息環境の違いに依存するように湾外から水道、湾内へと次第に内湾性の構成種が多くなる分布様式となっていることがわかった。湾奥部には枝状・洗瓶ブラシ状ミドリイシが優占している場所がみられ、内湾的な環境に適したこれらの種類が、過去に発生した大規模白化を乗り越えて湾奥部において長期間にわたり生息していることが明らかとなった。

一方、湾中央部では1970年代の後半に優占種であった枝状・洗瓶ブラシ状ミドリイシ、枝状コモンサンゴ等が死滅し、これらのものとみられるサンゴ礫が山積していた。川平湾の礁池・礁縁におけるサンゴ被度の変化、地域情報、航空写真および水温データを解析したところ、2007年の夏季に集中豪雨が少なかったことが一因で、高水温が長期間にわたり継続したために白化が起き、大規模に死滅したものと考えられた。

枝状・洗瓶ブラシ状ミドリイシの生息水深は湾中央部と湾奥部で同程度であるが、どうして湾奥部の群集のみが生残できたのだろうか。連続観測結果から、2007年のように集中豪雨が少ない場合、水温条件は同一となることがわかった。違いがあったのは濁りである。夏季の1か月間にわたる濁度観測の結果、湾奥部の濁りはSS濃度で1.39 mg/L程度であり、

平均 3,000 $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$ にもなる夏季の強光を水深 3 m で約 350 $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$ まで低減し、サンゴの生息範囲（水深 3~7m）の全域で光ストレスを低減することがわかった。湾中央部の濁りはやや低く、サンゴの生息範囲の半分が 400 $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$ 以上の強光に曝される。これらのことから、湾奥部の白化は SS で 1~2 mg/L 程度の適度な強度の濁りにより抑制されたと判断できた。

3. 濁りを維持する機構

次に、湾奥部において適度な濁度が恒常的に維持される機構の解明を試みた。湾内を縦断する水質鉛直プロファイルの観測により、川平湾では集中豪雨による陸土の流入が無い場合でも、干潮時に表層の濁度が上昇する傾向がみられた。そこで潮位変動に着目し、夏季 1 か月間の濁度、流速等の連続観測データについてクロススペクトル解析を行い、12.4 時間周期のコヒーレンスと位相差を整理したところ、濁りは干潮からやや遅れてピークとなるが、流速は下げ潮時にピークとなる周期性が確認できた。このため流動モデルにより移流する粒子の軌跡を推定したところ、濁りのピークの発生源が湾奥西側干潟付近における下げ潮時の再懸濁であることが確認できた。この潮位変動により生じる湾奥部干潟における再懸濁と移流は、浅所に恒常的な濁度維持をもたらす主な機構と考えられた。

また、短期的なイベントの濁りへの影響を検討するため、夏季 1 か月の濁度、流速、波高等の現地観測データから湾奥の濁度が上昇するパターンを抽出し、南風が卓越するパターン、湾外の波浪が大きいパターン、潮位変動が大きい（大潮である）パターンの 3 つに分類した。南風の卓越は湾内の全層に影響を与えるが、その頻度は低く、高波浪と大潮が合わさった場合の巻き上げの影響は、深所に限定的であると考えられた。

これらの解析により、閉鎖性内湾では、底質の巻き上げが適度な濁り維持の鍵となっており、赤土等の微細な粒子を含む底質が維持されることで、主に潮位変動により濁りが維持されることが示された。

4. 底質の発生源と浮遊物の沈降・堆積過程

この章では、再懸濁が起きる底質の起源と形成プロセスについて検討した。土地利用状況の調査結果から、川平湾の流域は農地が多く、赤土等が流出しやすいパイナップル畑やサトウキビ畑は川平流域南部からウラ流域にかけての範囲で多いことがわかった。USLE モデルにより算出した土壌流出量の予測はウラ流域の値が最も高く、海底堆積物に含まれる陸由来物質の主要な元素組成の比率も、ウラ流域、川平流域の組成と近かったことから、パイナップル畑やサトウキビ畑が多く、赤土流出対策をしていない土地利用状況により土壌流出量が多くなり、海底堆積物に強く影響していると考えられた。

海水中の浮遊物とセジメントトラップで捉えた沈降物、底質の調査結果から、赤土等の陸由来物質とプランクトンの死骸等のデトリタス（海由来物質）の浮遊物、沈降物、底質中の含有量を比較し、湾内の海底堆積物は、湾奥部では主に赤土等の沈降により形成され

ることを明らかにした。一方、サンゴ礫の移動調査から、湾口部ではサンゴ礫がよく移動して、海底堆積物形成の 2 割程度に寄与することがわかった。海由来のデトリタスの沈降も湾口部では 3 割程度の寄与となる。また、湾口部に近い場所であっても干潮時には浮遊物中の陸由来物質の割合が高まり、同地点の海底堆積物中における含有率よりも高い場合がみられたこと、セジメントトラップの調査結果から沈降速度を求めると約 780 cm/day と湾内の流速よりも顕著に遅かったことから、湾奥で再懸濁した土粒子が移流することが示された。

5. 長期的にみた場合の土地利用の変化と集中豪雨の影響

土地利用状況は湾内の底質形成に強く影響する。そこで、長期的にみた場合に土地利用や集中豪雨の変化が底質形成に与える影響について解析した。湾内全域の音波探査による堆積厚調査結果および Pb-210 法と Cs-137 法による堆積年代推定結果から、川平湾内の堆積厚は最大 18 m 程度で、湾奥部以外では 0.23~0.31 cm/年の速度で約 4,500~6,500 年間かけて堆積したものであり、その間、堆積速度は大きく変わらなかったものの、湾奥部では 0.38~0.47 cm/年と堆積速度が速く、近年、その堆積速度が速まっていると考えられた。また、3~4 m の底質コア調査における堆積物中の陸由来物質、海由来物質の含有割合の変化から、湾中央付近において人の移入とともに陸域影響が増加する傾向がみられたほか、湾奥部において 1950 年代以降の顕著な陸域影響の増加が確認された。湾奥部への影響が強く土壌流出量の多いウラ流域において、水田の畑への転換と樹林の開墾により畑面積が増加したことが要因と考えられた。一方、1980 年以降は畑の面積が減少に転じたにも関わらず、湾奥の底質に対する陸域影響は増加していた。1980 年代以降、集中豪雨の影響が次第に増加しており、赤土等の陸由来物質の流出が多くなった可能性が高い。

先島諸島の海面水温と降雨係数の解析から、湾内のサンゴ群集に対する高水温の被害は集中豪雨が多い年に軽微になる傾向がみられ、集中豪雨による水温低下効果が示唆された。一方、集中豪雨が少なくても高水温による白化被害が限定的であった年があり、再懸濁による濁りの維持と光ストレスの低減効果があったものとみられる。

川平湾における、適度で恒常的な濁りによるサンゴ保全効果が安定的に得られる陸域影響の程度の閾値を設定すると、高水温による湾内のサンゴ被害の多寡が合理的に説明できた。近年、先島諸島の海面水温は上昇傾向にあり、また、陸域影響の程度は減少傾向にあることから、流域の土地利用管理において、内湾性サンゴ群集の保全を意識した検討が必要と考えられた。

目次

1.	序論	1
1.1.	研究の背景	1
1.2.	既往研究のレビュー	2
1.2.1.	サンゴの白化について	2
1.2.2.	濁度上昇について	10
1.2.3.	川平湾におけるこれまでの研究	17
1.3.	研究の目的と内容	28
1.3.1.	研究の目的	28
1.3.2.	各章の内容	28
2.	閉鎖性内湾における大規模白化時の濁りの寄与	1
2.1.	目的	1
2.2.	材料と方法	1
2.2.1.	調査位置	1
2.2.2.	スポットチェック調査	3
2.2.3.	ライン調査	3
2.2.4.	濁度調査	3
2.2.5.	水温・降水量	4
2.3.	現在の分布	4
2.3.1.	各調査地点の生サンゴ被度およびサンゴ生育型	4
2.3.2.	湾内各所におけるサンゴ群集組成の変化	9
2.3.3.	群集構造の特徴	12
2.4.	過去の分布と近年におけるサンゴ優占種の変化	13
2.5.	サンゴの大規模白化が発生した年の推定	15
2.5.1.	夏季高水温の発生年	15
2.5.2.	航空写真による比較	16
2.5.3.	周辺海域のサンゴ変化	19
2.5.4.	地域情報	20
2.5.5.	高水温の状況	20
2.6.	湾内の水温と集中豪雨との関係	21
2.7.	湾奥部でサンゴが生残した要因	22
2.7.1.	水温の分布	22

2.7.2.	濁度の分布.....	23
2.7.3.	濁りによるサンゴへの阻害的な影響.....	24
2.7.4.	濁りによる減光効果.....	25
2.8.	まとめ.....	28
3.	濁りを維持する機構.....	1
3.1.	目的.....	1
3.2.	材料と方法.....	1
3.2.1.	調査位置.....	1
3.2.2.	連続観測調査.....	1
3.2.3.	水質調査.....	3
3.2.4.	底質調査.....	3
3.3.	定常的な現象による濁度上昇.....	3
3.3.1.	潮時による濁度分布の差異.....	3
3.3.2.	濁りと流速の周期と位相差.....	5
3.3.3.	濁りの移流.....	7
3.3.4.	干潟の機能.....	9
3.4.	短期的なイベントによる濁度上昇.....	10
3.4.1.	湾奥部の濁度が上昇する条件.....	10
3.4.2.	南風の卓越と湧昇.....	12
3.4.3.	高波浪と大潮.....	14
3.5.	再懸濁が起きる流速と底質の関係.....	16
3.5.1.	移動限界摩擦速度による検討.....	17
3.5.2.	汚濁限界流速による検討.....	18
3.6.	まとめ.....	19
4.	底質の発生源と浮遊物の沈降・堆積過程.....	1
4.1.	目的.....	1
4.2.	材料と方法.....	1
4.2.1.	調査位置.....	1
4.2.2.	流域の土地利用調査.....	3
4.2.3.	陸土と海底堆積物.....	3
4.2.4.	海水と沈降物.....	3
4.2.5.	サンゴ礫の移動.....	5
4.3.	陸土の流出源と海底堆積物の水平分布.....	6
4.3.1.	流域の土地利用.....	6

4.3.2.	陸土と海底堆積物の元素組成の特徴.....	8
4.3.3.	陸由来物質の流入源.....	9
4.3.4.	陸由来物質の水平分布.....	10
4.4.	強熱減量法・元素組成法の妥当性.....	11
4.5.	浮遊物質の分布と沈降.....	12
4.5.1.	浮遊物質の分布.....	12
4.5.2.	沈降物.....	12
4.6.	浮遊物質，沈降物，海底堆積物中の海由来物質，陸由来物質の割合.....	14
4.7.	礫の移動.....	15
4.8.	まとめ.....	17
5.	長期的にみた場合の土地利用の変化と集中豪雨の影響.....	1
5.1.	目的.....	1
5.2.	材料と方法.....	1
5.2.1.	調査位置.....	1
5.2.2.	堆積土量の推定.....	3
5.2.3.	コア採取と分析.....	4
5.2.4.	放射性同位体による堆積年代推定.....	4
5.2.5.	陸土と海底堆積物.....	5
5.3.	堆積厚と堆積速度からみた堆積状況.....	6
5.3.1.	堆積厚と堆積量.....	6
5.3.2.	堆積速度.....	7
5.3.3.	堆積が始まった年代.....	8
5.4.	川平湾周辺における開発行為と土地利用変化の影響.....	9
5.4.1.	川平湾周辺における開発行為と土地利用の変化.....	9
5.4.2.	川平湾周辺における開発行為と土地利用の変化の影響.....	13
5.4.3.	近年の陸域影響の増加.....	15
5.5.	集中豪雨の影響.....	16
5.5.1.	降雨係数の変化.....	16
5.5.2.	集中豪雨の頻度.....	18
5.6.	高水温の年における内湾性サンゴ群集の保全.....	19
5.6.1.	高水温の年における湾内サンゴ群集の被害の多寡.....	19
5.6.2.	湾内サンゴ群集への集中豪雨影響.....	20
5.6.3.	陸域影響の程度とサンゴ群集への影響.....	21
5.6.4.	川平湾における高水温の年における湾内サンゴ群集の保全.....	23
5.7.	まとめ.....	25

6.	結論	1
6.1.	閉鎖性内湾における大規模白化時の濁りの寄与.....	1
6.2.	濁りを維持する機構.....	1
6.3.	赤土等の堆積機構と底質形成.....	2
6.4.	長期的にみた場合の土地利用の変化と集中豪雨の影響.....	3
6.5.	まとめ	4

謝辞

1. 序論

1.1. 研究の背景

近年、夏季高水温によるサンゴの白化現象（以下、白化）が頻発している。石垣島を含む八重山地方においては、1980年代以降、白化が頻発するようになった（野島・岡本 2008^[1]）。特に 1998 年、2007 年、2016 年に発生した白化は規模が大きく、石西礁湖内及び崎山湾（西表島西部）周辺では平均白化率 90 %以上、平均死亡率 60 %以上となる場合がみられるなど、多くの場所でサンゴの大量死を引き起こした（環境省自然環境局生物多様性センター 2015^[2]、川越 2017^[3]）。この過去に 3 回観測された大規模な白化は、被害の程度、回復の状況の観点からみて影響が深刻化してきている。2016 年の大規模白化は、それまでワースト記録とされていた 1998 年の大規模白化以上の被害をもたらした（Kimura et al. 2018^[4]）、1998 年の大規模白化後には回復したが 2007 年の白化後には回復していない海域が複数あること（向 2016^[5]）も明らかとなっている。

甚大で不可逆的な被害をもたらす大規模白化の対策として、West and Salm (2003)^[6] は、白化や死亡が起きないような自然の環境条件をもつ特別なエリアと、白化や死亡が起きたあとに回復が最大となるエリアの保護を提唱している。そのために、文献とフィールド研究により、具体的なパラメータである温度ストレス、水流、光ストレスを明らかにし、生理的耐性と相関した、物理的・生物的なポテンシャルを特定する必要があるとしている。八重山地方においては、石西礁湖を中心とするサンゴ礁域においてサンゴと生息環境の経年的な調査が精力的に行われており、赤土や栄養塩類、農薬といった人的な影響によるストレスを減らすための優占エリアを決定しようとしている（石西礁湖自然再生協議会 2018^[7]）。しかし、これらの取り組みは潮通しが良い礁池・礁縁のサンゴ群集を対象としており、内湾のサンゴ群集を対象とする保全方策の検討は行われていないのが現状である。内湾のサンゴは、洗瓶ブラシ状ミドリイシ等の通常は優占しない種が高被度で分布するなど群集構造が特殊であり（堀越 1979^[8]）、独自の保全方策検討が必要と考えられる。

以上のことから、本研究は内湾におけるサンゴ白化対策を念頭に、モデルケースとして石垣島川平湾に注目し、白化や死亡が起きないような自然の環境条件をもつ特別なエリアの特定、その環境条件を形成しているパラメータの定量および維持機構について検討した。川平湾では、濁りが高まっているという懸念から 2012～13 年に沖縄県による集中的な現地調査が行われており（閉鎖性海域における堆積赤土等の対策事業）、このデータを中心に解析を試みた。

1.2. 既往研究のレビュー

1.2.1. サンゴの白化について

サンゴの白化対策を検討するにあたり、本研究に関連するサンゴの白化についての既往研究をまとめた。

【サンゴの白化と死亡に係るストレス要因】

サンゴの白化とこれに伴うサンゴの死亡は、高水温であり、かつ、光強度が強い条件で光合成系が活性酸素を発生するために起きると考えられている。

Casareto et al. (2016)^[9] は、温度ストレスとその他のストレスの複合的な影響について調べ、サンゴのダメージは非生物的要因（温度、堆積物、栄養塩流入、UV）や生物的要因（捕食、藻類の大発生、感染性の病気）の相乗効果により引き起こされると述べた。また、サンゴの白化は、海面水温の上昇と高い日射のシナリオにより影響を受ける最も衝撃的なプロセスであり、白化は活性酸素の形成を避けるための生存戦略であると考察している。Hidaka (2016)^[10] は、イシサンゴ目の生活史とストレス反応についてレビューし、高水温で光条件がある程度強い場合に発生する活性酸素がサンゴの共生藻類のみならず宿主であるサンゴにもダメージを与えると述べている (図 1.1)。

サンゴの白化とこれに伴う死亡は活性酸素の発生と深く関わっており、複合的なストレス要因のうち、高水温ストレスと光ストレスに起因するところが大きいと考えられる。

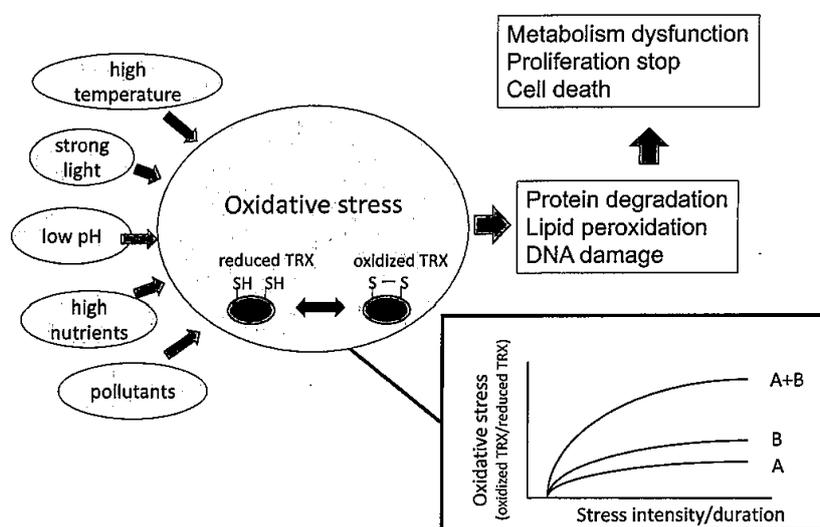


Fig. 1.9 Generalized model of stress response of coral cells. Various types of stresses cause oxidative stress within the cell (Partially based on Baird et al. 2009)

図 1.1 サンゴ細胞のストレス応答のモデル。複数のストレス要因が活性酸素によるダメージを引き起こす (Hidaka 2016^[10]より転載 ©Springer Nature 2016)

【サンゴの白化における強光の減光効果】

サンゴに対する光ストレスは、曇天や濁りといった環境条件によって緩和される。

Mumby et al. (2001)^[11] は、1998 年におきたエルニーニョによる世界規模の海面水温の上昇の際の世界各地における白化状況をレビューし、仏領ポリネシアのうち、トウアモトゥ諸島では白化の被害が甚大であったが (最高 99 % の死亡率)、南西へ約 350 km 離れたソシエテ諸島では、海面水温が高かったにもかかわらず、これまでの年と同程度の白化被害に留まったことを示した。50 年分の海面水温、17 年分の風と雲量と日照時間を解析し、曇天で日射が減光された日が高水温期の 4 割程度を占めた年よりも、7 割程度を占めた 1998 年の方が死亡率が低減していたことを明らかにした (図 1.2)。

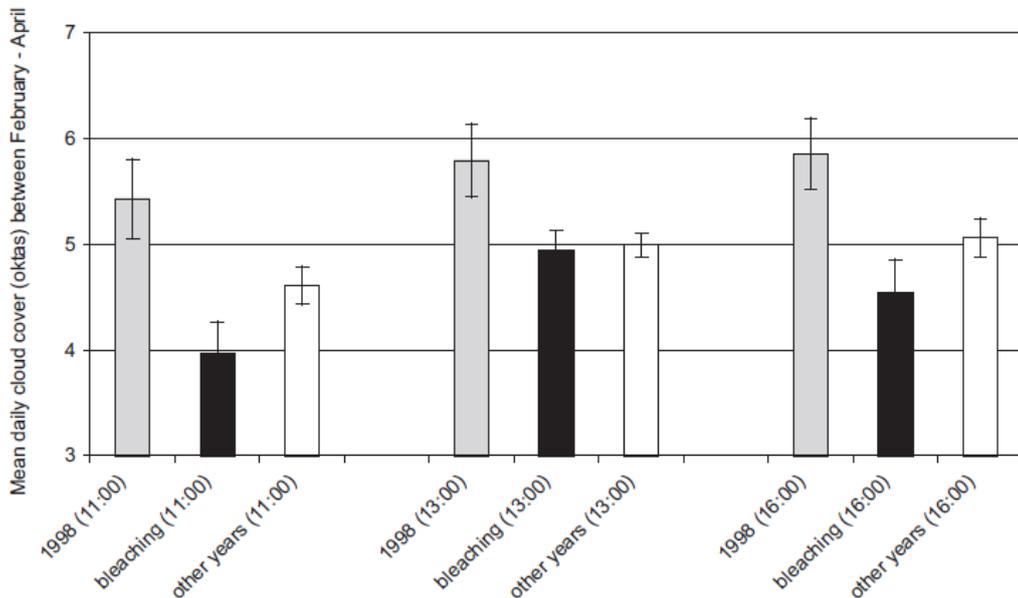


Fig. 3. Mean daily cloud cover (95% CI) between February and April. Cloud data presented for 1998 (shaded), bleaching years (solid), and all years except 1998 for which data exist (open). Data for 11:00 and 16:00 h based on 1993 to 1999, whereas data for 13:00 to 14:00 h based on 1983 to 1990

図 1.2 タヒチにおける 1983~1999 年の夏季の平均雲量。高水温であった 1998 年よりも白化が起きた年の方が雲量が少ない (Mumby et al. 2001^[11]より転載 ©Inter-Research 2001)

また、Goreau et al. (2000)^[12] は、1998 年の大規模白化の際のインドネシアにおけるサンゴの死亡率を比較し、海水温が低いエリアのほかに海水が濁っているエリア（カッチ湾、南西部スリランカ、マヘ、アルフォンス環礁のラグーン内）で死亡率が低かったことを示した。さらに、Jokiel and Brown (2004)^[13] は 1996 年と 2002 年にハワイで起きた大規模白化について調査し、沿岸環境の勾配が白化被害に与える影響を考察した。白化の割合が低かったのは、河川流入がある部分や、他の濁りが高い部分であり、また、水深の増加により白化率が低下するが、この傾向は特に高濁度の場所で顕著であることを示した (図 1.3)。

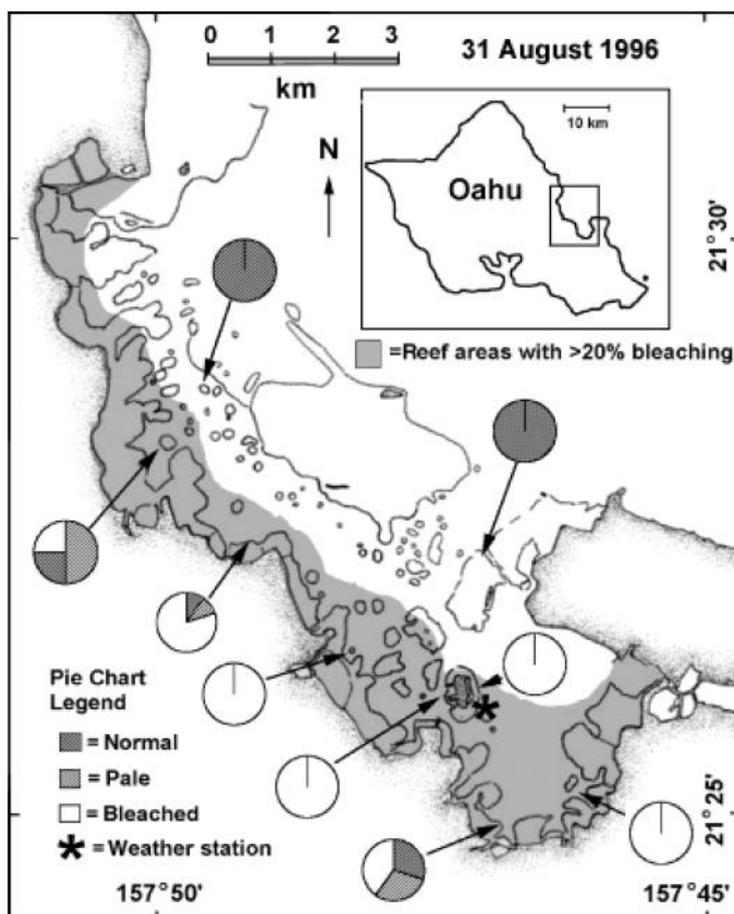


Fig. 2 Map of Kaneohe Bay and location of automatic weather station. Shaded area shows reef areas with a high proportion of bleached corals (>20%) on 31 August 1996. Pie charts show relative portions of bleached, pale and normal coral coverage on transects located throughout Kaneohe Bay at that time.

図 1.3 カネオヘ湾における 1996 年のサンゴの白化状況。河川流入がある部分や、他の濁りが高い部分で白化の被害が少ない (Jokiel and Brown 2004^[13] より転載 ©John Wiley and Sons 2004)

これらの入射光強度の低減現象のうち、濁度上昇は影響力が強いと考えられる。

Anthony et al. (2004)^[14] は、2001～2002 年の 2 年間にわたり、GBR の沿岸サンゴ礁における雲量、濁度および潮汐による放射照度の変動を分析した。最干潮面の 1.5 m 下では、濁度の変動が放射照度の変動の 74-79% を説明しており、同様に雲量は 14-17 %、潮位は 7-10 % であった (表 1.1)。深度が増すにつれて、濁度の放射照度変動への寄与は 95 % まで漸的に増加したと報告している。

表 1.1 雲量、濁度、潮汐による放射照度の変動シナリオ比較のための残差分析結果。放射照度の変動は濁度の寄与が大きい (Anthony et al. 2004^[14] より転載 ©John Wiley and Sons 2004)

Table 4. Results of residual analyses for the comparison of the scenarios of clouds, turbidity, and tidal regime outlined in Table 2. The analyses were based on the irradiance predictions (Eqs. 1, 3) for the full 2-yr period. Variance contributions from each factor were calculated with Eq. 4. Confidence ranges ($\pm 95\%$) were determined by Monte Carlo analysis and pertain specifically to the estimation error of the diffuse attenuation coefficient (\bar{k}_D , see text for details).

Factor	Scenario comparison	Variance contribution (%)	Confidence range (%)
Clouds	A-B	15.2	13.5-17.2
Turbidity	B-C	76.4	73.7-78.9
Tides	C-D	8.4	7.4-9.6
Total	A-D	100	N/A

高水温下で、強光が減光されることによるサンゴの死亡率低減については、実験的なアプローチからも検討されている。Anthony et al. (2007)^[15] は、GBR のラグーン内から採取した *Acropora intermedia* (トゲスギミドリイシ) を用いた調整タンク実験において、高水温、光照射、懸濁物がサンゴの生残に与える影響を分析した。1600 のサブコロニーを用いた実験の結果、高水温は全ての光条件、懸濁物条件で死亡リスクを高めるが、光量 $372.1 \pm 93.4 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$ の条件下で懸濁物を $10.2 \pm 3.7 \text{ mg}/\text{L}$ に保ったところ、懸濁物が $0.2 \pm 0.4 \text{ mg}/\text{L}$ の条件よりも白化による死亡率が低減した (図 1.4)。この要因として、懸濁物が強い光照射を低減させること、白化したサンゴの代替食物となることを挙げている。

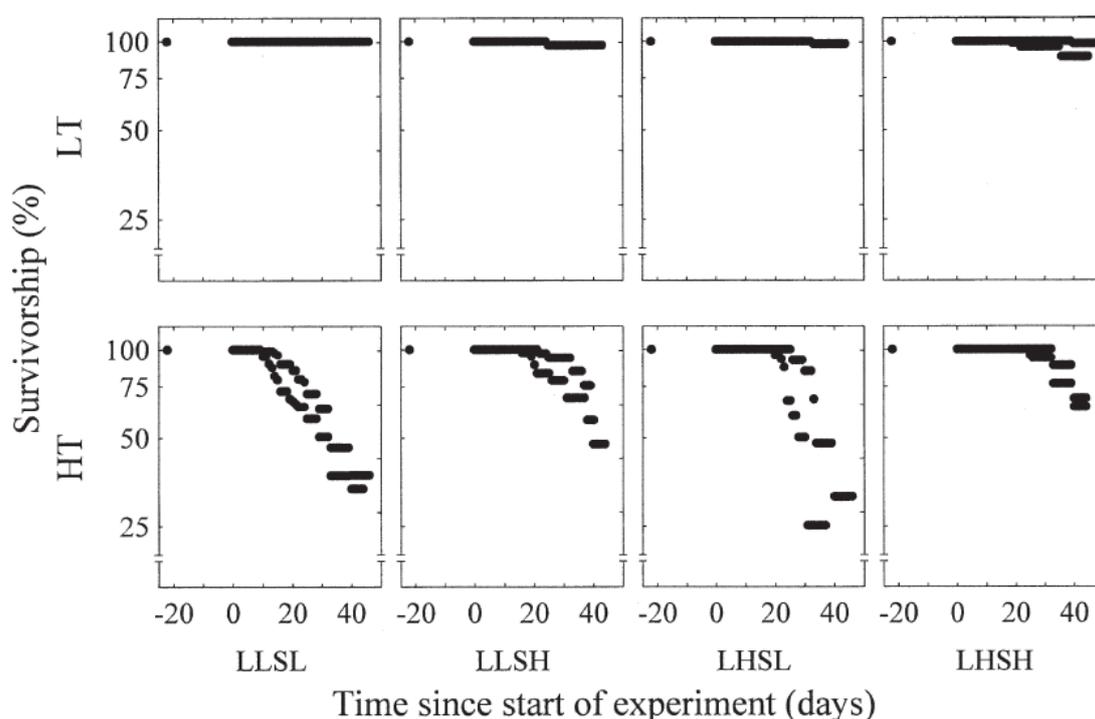


Fig. 2. Survivorship curves for *Acropora intermedia* during the 6-week experiment. The treatment phase was conducted from 28 February (day 1) to 2 April (day 33) 2003. Duplicate tanks are shown for each combination of temperature, light, and sediment regime (duplicate tanks were pooled in the analyses). Each tank held 90–105 coral branches, from which five branches were sampled weekly. Survivorship curves were adjusted for changes in population sizes due to sampling. See Table 1 and Fig. 1 for details of temperature, light, and turbidity treatments and Tables 2, 3, and 5 for results of survival analyses. Key to symbols: HT, high temperature; LT, low (control) temperature; LL, low light; HL, high light; LS, low (sediment) turbidity; HS, high sediment regime.

図 1.4 サンゴの生残実験結果. 高水温 (HT), 高光量 (LH) では、高濁度 (SH) の方が低濁度 (SL) よりも死亡率が低い (Anthony et al. 2007^[15]より転載 ©John Wiley and Sons 2007)

【サンゴに対する濁りのマイナス影響】

濁りはサンゴに対する光ストレスを低減させる一方で、サンゴにマイナス影響を与えることに注意が必要である。

サンゴに対するマイナス影響は浚渫等の工事からの影響として考察されている。Ertfemeijer et al. (2012)^[16] は、浚渫の影響による濁りと堆積へのサンゴの感受性についてレビューした。これによると、懸濁物のストレスは 89 種 (既知の造礁サンゴの 10%) で調査されており、懸濁物の影響の程度は、主に濁度の高さ、期間、頻度に関連がある。サンゴに必要な最低光量は海表面の 1%未満から 60%にもわたり、SS の耐性は 10 mg/L 未満から 100 mg/L 以上まで大きく変動する。耐性の違いは生育型と有意な関係性がある。枝状ミドリイシはセンシティブな方であり、長期間の暴露を想定した SS の耐性は 10~20 mg/L で白化が起き、10 mg/L 未満で一部の種で成長や石灰化の抑制が起きるとされている (表 1.2)。また、堆積速度に対する耐性については、枝状ミドリイシは耐性が高い方であり、50 mg/cm²/d 以上となると一部の種で影響が起きるとされている (表 1.3)。

表 1.2 サンゴの懸濁物に対するストレス反応。枝状ミドリイシはセンシティブな方で、10~20mg/L で白化が起きる場合がある (Ertfemeijer et al. 2012^[16]より転載 ©Elsevier 2012)

Table 6
Response matrix ranking the relative sensitivity of corals according to their type of response to different levels of turbidity (mg L⁻¹). Severe shading, total shading and <1%SI were categorised as >100 mg L⁻¹, NTU values were categorised as follows: 0-2 NTU:<10 mg L⁻¹, 7-9 NTU: 10-20 mg L⁻¹, 14-16 NTU: 20-40 mg L⁻¹, 28-30 NTU: 40-100 mg L⁻¹, >40 NTU: >100 mg L⁻¹.

Response category	Turbidity level (mg L ⁻¹) tested				
	<10	10-20	20-40	40-100	>100
No effect	(most spp.)	Intermediate	Tolerant	Very tolerant	Very tolerant
Sublethal effects (minor) (reduced growth/calcification, mucus production etc.)	Sensitive	Sensitive	Intermediate	Tolerant	Very tolerant
Sublethal effects (major) (bleaching, tissue damage)	Very sensitive	Sensitive	Intermediate	Tolerant	Tolerant
Lethal effects (partial mortality)	Very sensitive	Very sensitive	Sensitive	Intermediate	Tolerant
Major lethal effects (mass mortality)	Very sensitive	Very sensitive	Sensitive	Intermediate	(most spp.)

表 1.3 サンゴの堆積速度に対するストレス反応。枝状ミドリイシは耐性が高い方で、50 mg/cm²/d 以上で一部の種で影響が生じる (Ertfemeijer et al. 2012^[16]より転載 ©Elsevier 2012)

Table 10
Response matrix ranking the relative sensitivity of corals according to their type of response to different rates of sedimentation.

Response category	Sedimentation rate (mg cm ⁻² d ⁻¹) tested:				
	<10	10-50	50-200	>200	Complete burial
No effect	(most spp.)	Intermediate	Tolerant	Very tolerant	Very tolerant
Sublethal effects (minor)	Sensitive	Intermediate	Tolerant	Very tolerant	Very tolerant
Sublethal effects (major) (bleaching, tissue damage)	Sensitive	Sensitive	Intermediate	Tolerant	Tolerant
Lethal effects (partial mortality)	Very sensitive	Sensitive	Intermediate	Tolerant	Tolerant
Major lethal effects (mass mortality)	Very sensitive	Very sensitive	Sensitive	(most spp.)	(most spp.)

Anthony and Connolly (2004)^[17] は、光と濁度に対する光合成、従属栄養能力、呼吸および有機炭素損失の反応を説明するモデルを作成した。サンゴのニッチは濁度が増加すると必要となる光量が指数的に増加する。*Acropora valida* (ホソエダミドリイシ) では、濁りが 100 mg/L の場合は光量 200 $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$ 程度が、*Turbinaria mesenterina* (スリバチサンゴ) では、濁りが 25 mg/L の場合は光量 50 $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$ 、濁りが 100 mg/L の場合は光量 100 $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$ 程度がゼロ成長曲線として示されている (図 1.5)。

このように、ミドリイシは濁りに対する感受性が比較的高いため、濁りの影響を検討する際には特に注意が必要である。

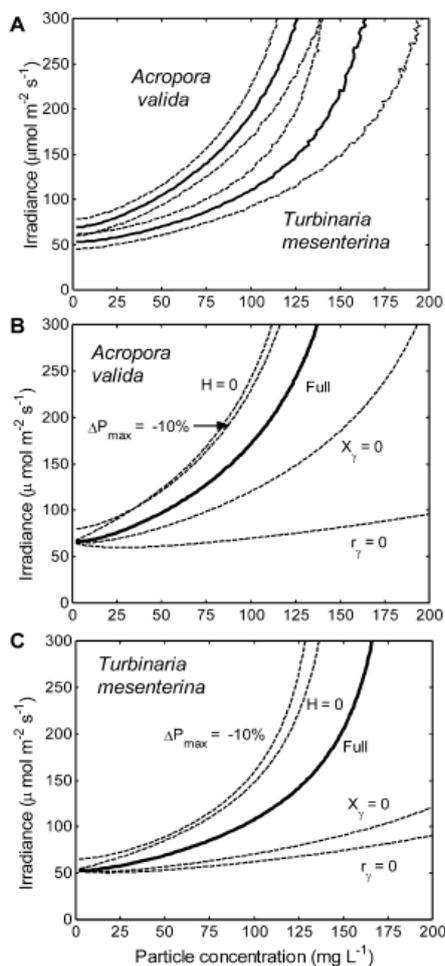


Fig. 2 a Zero-growth isoclines (niche boundaries, *solid lines*) for the study species in irradiance-turbidity space. Confidence limits (*dashed lines*) are ± 1 standard deviation as determined by Monte Carlo analysis (see Appendix 2). Analyses used parameter values listed in Table 4. **b** Sensitivity of the location of niche boundaries for *A. valida* and **(c)** *T. mesenterina* to variations in the functional responses of energy costs (respiration and organic carbon loss) and energy intakes (photosynthesis and heterotrophy) to particle concentration. Labels associated with each of the *dashed lines* indicate the model parameter value used in each analysis

図 1.5 *A. valida* と *T. mesenterina* における SS, 光放射量のゼロ成長曲線。濁りの増加による必要光量の増加はミドリイシの方が顕著 (Anthony and Connolly 2004^[17]より転載

©Springer Nature 2004)

【サンゴの白化の種特異性】

サンゴの白化による影響は群集の種組成によって異なるため、影響の低減を検討する際に注意が必要である。

Fujioka (2002)^[18] は、1998 年の大規模白化とその後の回復について、石垣島浦底湾の代表的な 3 定点（内側礁原部、外側礁原部、礁斜面）において比較調査を行った。最も水温が高かった内側礁原部で被害が小さかったことから、白化による影響は、単に水温に依存するのではなく、群集の種組成によって異なると述べている。特にミドリイシ属数種 (*Acropora digitifera*, *A. nobilis*, *A. formosa*, *A. pulchra*, *A. microphthalma*, *A. hyacinthus*, *A. echinata*, *A. subglabra* 等) は被害が著しく、大規模白化によってほぼ全てが死亡した (図 1.6)。

従って、サンゴの白化を検討する際には、白化しやすいミドリイシ属に着目した検討が効果的である。

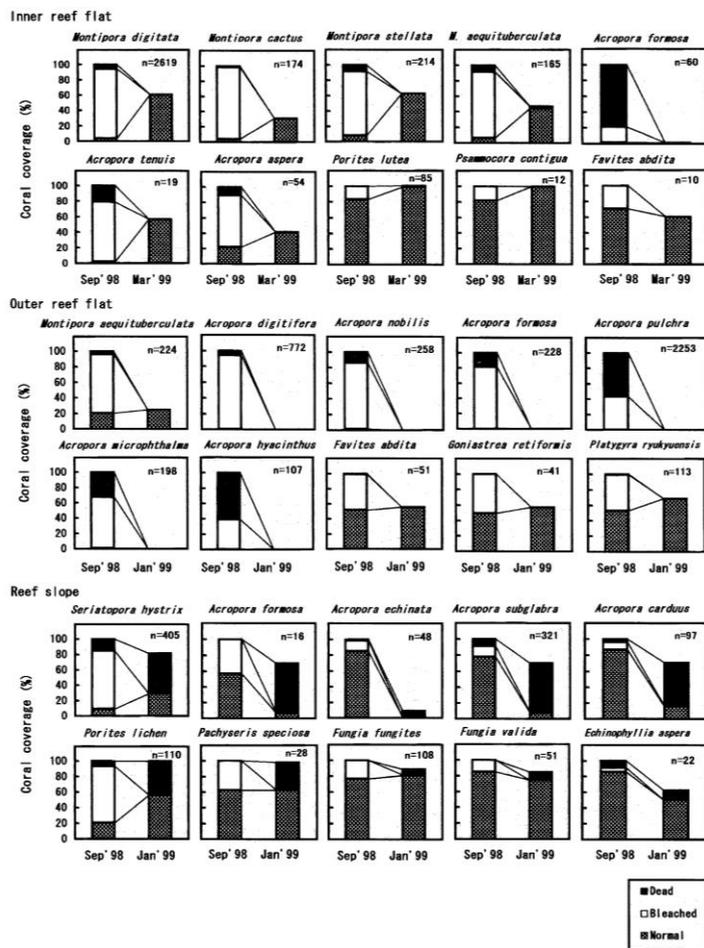


Fig 4. Species-specific bleaching damage showing changes in the percent coverage of normal (not bleached), bleached and recently dead parts of colonies for the ten predominant species at each site between the early (September 1998) and post bleaching (January-March 1999) surveys. Differences in percent coverage between the two surveys indicate the amount of coverage lost by the second survey.

図 1.6 浦底湾における 1998 年の大規模白化の影響。ミドリイシ属のサンゴの被害が顕著 (Fujioka 2002^[18]より転載 ©日本サンゴ礁学会 2002)

1.2.2. 濁度上昇について

本研究では、濁度上昇が光ストレスを抑制し、サンゴの白化による影響を低減すると考えられたため、ここでは主にサンゴ礁域における濁度上昇に関する既往研究をまとめた。濁度上昇は、頻繁に発生する集中豪雨によって陸土が流入する場合と流れにより底質が再懸濁する場合に大別され、後者は定常的な潮汐流によるものと気象イベント（季節風、台風）によるものとの細分化できる。

【降雨による濁度上昇】

サンゴ礁域において濁りを高める主な要因として、集中豪雨による河川水の流入が考えられる。山本ら (1991)^[19] は、金武湾で連続観測によりネフロイドレイヤーの挙動を調べ、降雨時に赤土等を含む濁水が流入し、深い層まで濁りが達している様子を塩分と濁度のコンタ図を作成して明らかにした (図 1.7)。降雨は、時間的なずれはあるものの、深い層までの濁度を高める場合がある。

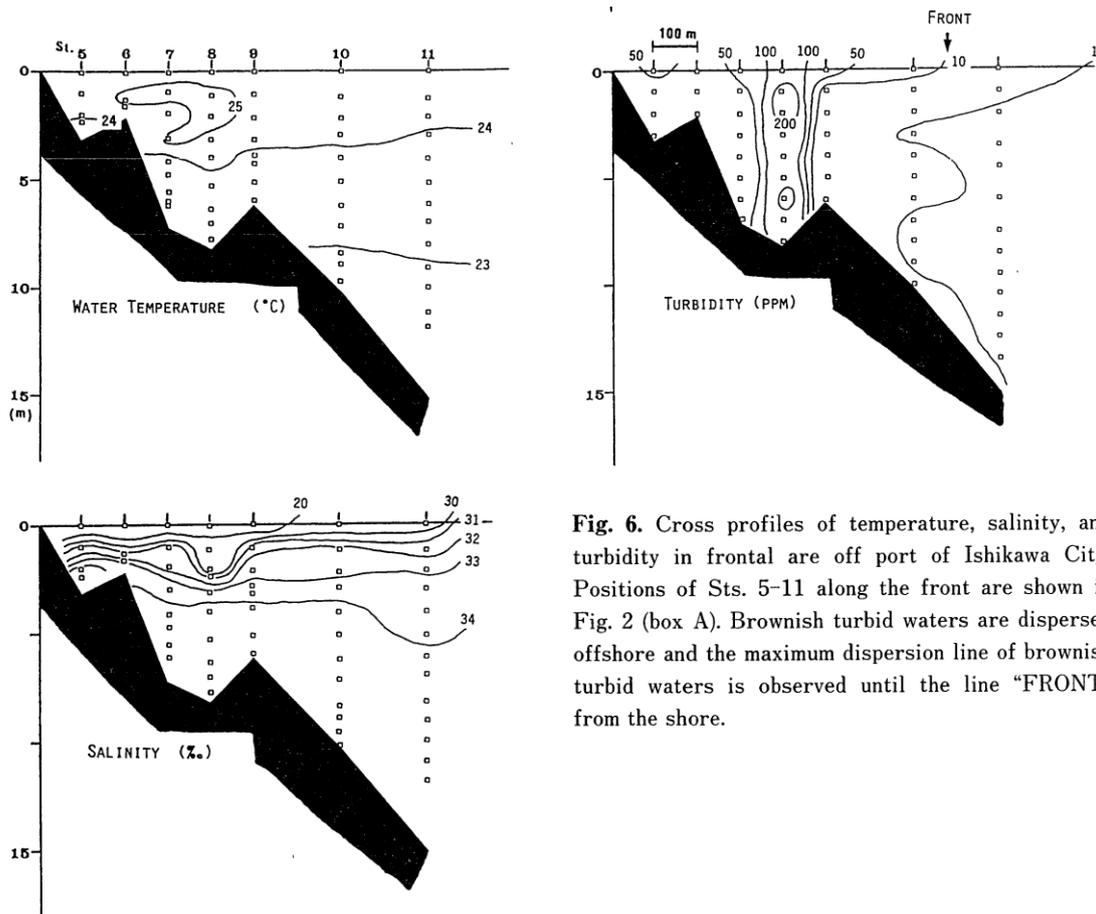


Fig. 6. Cross profiles of temperature, salinity, and turbidity in frontal area off port of Ishikawa City. Positions of Sts. 5-11 along the front are shown in Fig. 2 (box A). Brownish turbid waters are dispersed offshore and the maximum dispersion line of brownish turbid waters is observed until the line "FRONT" from the shore.

図 1.7 金湾における降雨時の水温、塩分、濁度の挙動。濁りは深い層まで到達している (山本ら 1991^[19]より転載 ©日本堆積学会 1991)

降雨による土壌流出量は沖縄県に適用可能な予測モデルが検討されている。比嘉・満本(2001)^[20]は、パイン畑やサトウキビ畑における降雨時の土壌流出量(実測量)と米国土地保全局が開発したUSLE(Universal Soil Loss Equation)による土壌流出予測量を比較した。一連降雨の実測量に比べ予測量にかなりのバラつきがみられたが、総量では実測量の約70~85%の範囲となり、また全体的な変動特性も同じようなパターンを示したことから、USLEは土壌流出量を予測する式として十分活用できると述べている(図1.8)。

USLEの変数のうち、降雨に関係するものは降雨係数(R)であるが、これは一連降雨の降雨エネルギーの累計(E)と最大60分間降雨強度(I60)の積の1/100として定義されている。降雨は集中豪雨や小雨が長期間続くといった多様な様式があるが、濁度上昇に影響する赤土等の流出は一連降雨量と降雨強度のパラメータで予測可能である。

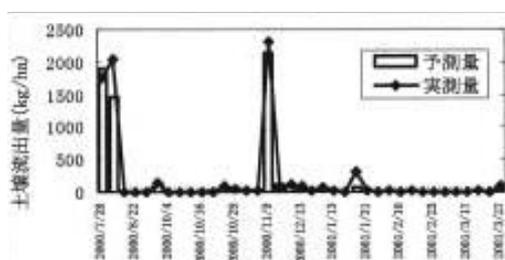


図2. 東村の一連降雨ごとの土壌流出予測量と実測量の比較。

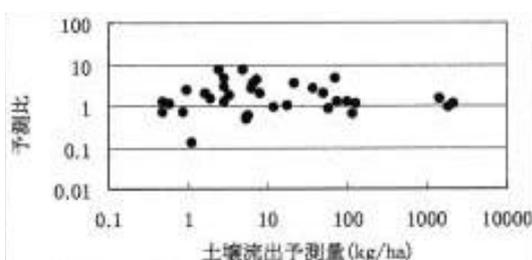


図12. 東村の土壌流出予測量と予測比(実測量/予測量)の関係。

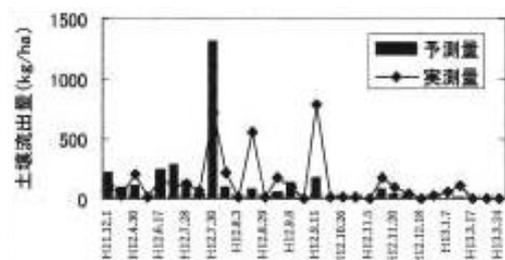


図5. 恩納村の一連降雨ごとの土壌流出予測量と実測量の比較。

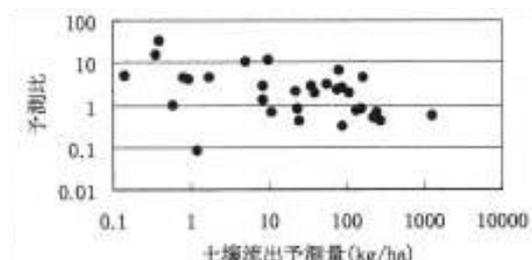


図13. 恩納村の土壌流出予測量と予測比(実測量/予測量)の関係。

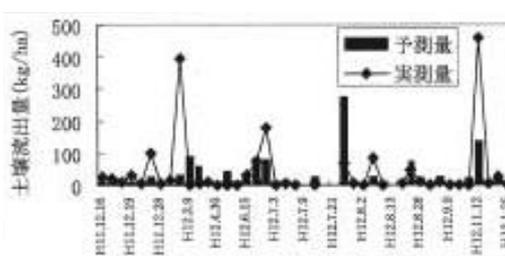


図9. 石垣市の一連降雨ごとの土壌流出予測量と実測量の比較。

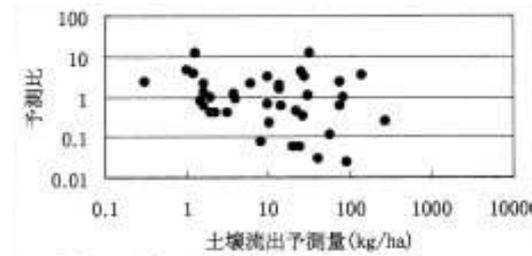


図14. 石垣市の土壌流出予測量と予測比(実測量/予測量)の関係。

図 1.8 東村, 恩納村, 石垣市における USLE による土壌流出予測量と実測量の時系列変化と予測比。変動パターン, 総量で近い値を示した(比嘉・満本 2001^[20]より転載 ©沖縄県衛生環境研究所 2001)

なお、集中豪雨と濁度上昇の関係性については、時間的なずれ、降雨の強度と継続時間のほか、降雨の発生頻度にも注意が必要である。Anthony et al. (2004)^[14] は、GBR の沿岸サンゴ礁で2年 (2001~2002年) にわたり、雲、濁度および潮汐による放射照度の変動を分析した。スペクトル分析から、最干潮面の1.5 m下の放射照度は8週間の強い周期性と2~4週間の弱い周期性があることを示した (図 1.9)。8週間周期の放射照度の低下は主に濁度によって、二次的には雲によって引き起こされ、季節内のマッデン - ジュリアン大気振動の周期性と一致し、降雨が多いパターンに相当していたことを指摘している。

八重山地方においては、長期的には梅雨である5月頃と台風や集中豪雨が頻発する夏季に濁度が上昇しやすいと考えられる。

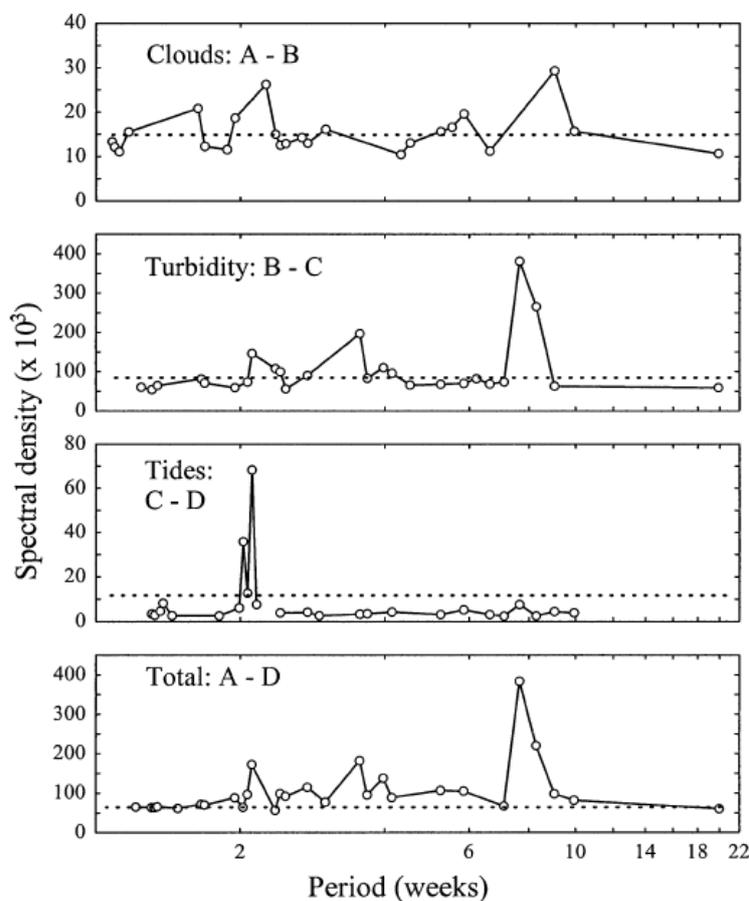


Fig. 9. Fourier (spectral) analyses of irradiance residuals for the four comparison scenarios in Fig. 7. Spectral density is a measure of the number of adjacent frequency regions that contribute to the overall periodic behavior of the time series. The plots were generated with the use of the 30 highest spectral densities only. The dashed line indicates the maximum spectral density (confidence limit) determined from Fourier analyses of the time series after repeated, random reorganizations of the data (white noise). Note different scales on the y-axes.

図 1.9 GBR における放射照度のスペクトル解析結果。主に濁度によって引き起こされる 8 週間の強い周期性がある (Anthony et al. 2004^[14]より転載 ©John Wiley and Sons 2004)

【潮汐流による濁度上昇】

濁度上昇は降雨以外にも底質の再懸濁によって引き起こされると考えられる。潮汐による流れにより底質が再懸濁し、濁度が高まるという報告は数多い。例えば山本ら (1991^[19]) は、金武湾で行った連続観測で、ほとんどの濁りの高まりは降雨とは関係のない潮汐変動と連動するものであり、潮汐が満潮から下がり始めるときに再懸濁が起きて濁ることを見出している (図 1.10)。サンゴ礁域ではないが、中川ら (2005)^[21] は、有明海の現地観測データを用いて潮汐流による巻き上げ現象をモデル化した。その際、超音波反射強度から SS 濃度を推定し、潮汐流による底泥の巻き上げを捉えている。これによると、SS 濃度は潮汐流の変化に連動して変化し、鉛直的には海底面に近いほど増大する傾向がある (図 1.11)。

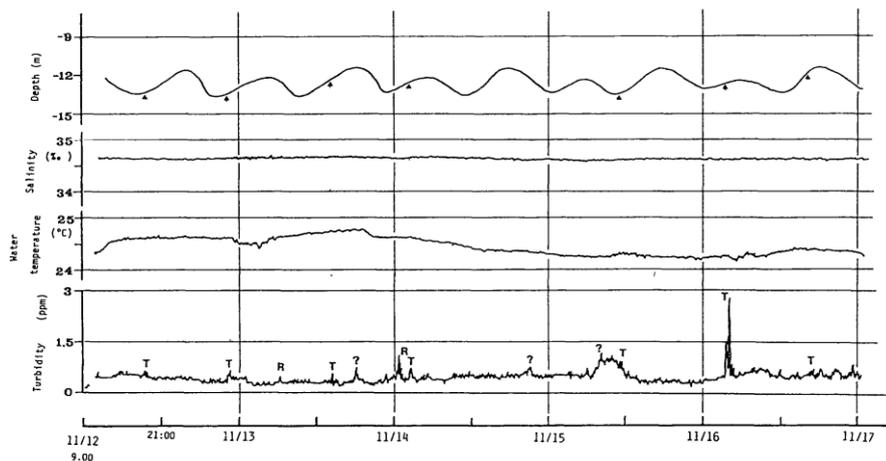


Fig. 12. Time-series data of water depth, salinity, temperature, and turbidity in St. A. Interpreted notations for peaks of turbidity: R; due to rain precipitation. T; Tidal resuspension.

図 1.10 金湾における潮位、塩分、水温、濁度の時系列変化。ほとんどの濁りの高まりは降雨ではなく潮位変動に伴うものである (山本ら 1991^[19]より転載 ©日本堆積学会 1991)

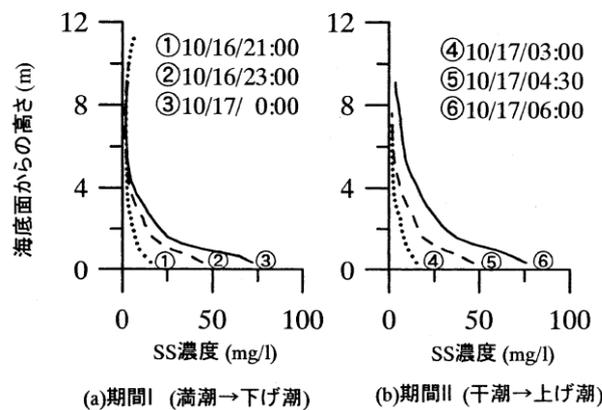


図-4 潮汐変動に伴う SS 濃度の鉛直分布の変化

図 1.11 有明海における潮汐変動に伴う SS 鉛直分布の変化。図中の③と④が最も流速が速く、再懸濁による濁度上昇が認められる (中川ら 2005^[21]より転載 ©土木学会 2005)

【季節風による濁度上昇】

風が起因する濁度上昇についての報告がある。高田ら (2005)^[22] は石垣島浦底湾において2年間の採水観測を行った。海水濁度の変動要因として降雨と風向の影響を解析し、降雨量と濁度の相関は弱く、北西風により濁度が上昇する傾向を見出している (表 1.4)。また、降雨の多い夏季よりも、北よりの風が多い冬季に濁度上昇が顕著であることを示し (表 1.5)、浦底湾のように、河川流入の影響が小さい礁池では、風波によって底質に沈殿していた粒子が再懸濁することと、表層に発達する高濁度かつ低塩分水の吹送が、礁池内の海水濁度に大きく影響すると考察している。

表 1.4 浦底湾における濁度、塩分の風向との相関。北西風と濁度に相関がみられる (高田ら 2005^[22]より転載 ©日本サンゴ礁学会 2005)

Table 4. Direction of the component of wind speed that maximizes correlation with the turbidities and salinities. Directions were shown clockwise from -180° to 180° with the north as 0° . Before the analysis, values of turbidity (T) were transformed by $y=\log_{10}(T)$, and values of salinity (S) were transformed by $y=\sqrt{(35.5-S)}$. †: analyzed by the residual values from the adjusted semi-lunar cycle (see text in detail), n: number of observations, r: Pearson's correlation coefficient.

	Turbidity			Salinity		
	n	Direction ($^{\circ}$)	r	n	Direction ($^{\circ}$)	r
St-1S	577	-24.9 †	0.637 †	568	-44.1 †	0.268 †
St-1L	552	-29.5 †	0.613 †	553	-47.6	0.475
St-2S	79	-53.6	0.453	78	-88.2	0.341
St-2L	78	-56.1	0.439	77	-87.9	0.373
St-3S	78	-65.7	0.304	77	-91.2	0.309
St-3L	78	-70.0	0.315	77	-94.8	0.319

表 1.5 浦底湾における季節別の風速と濁度の相関。雨の多い夏季よりも、北よりの風が多い冬季に濁度上昇が顕著である (高田ら 2005^[22]より転載 ©日本サンゴ礁学会 2005)

Table 5. Seasonal variations of simple regressions of the turbidity at St-1 against the wind speed. The turbidity was the residual value from the adjusted semi-lunar cycle, and the wind speed was adjusted as the component of the wind direction estimated at Table 4. n: number of observations, r^2 : df adjusted coefficient of determination.

	St-1S			St-1L		
	n	r^2	slope	n	r^2	slope
Winter (Dec.-Feb.)	136	0.556	0.295	111	0.499	0.289
Spring (Mar.-May)	146	0.319	0.194	146	0.219	0.149
Summer (June-Aug.)	147	0.166	0.125	147	0.259	0.136
Fall (Sep.-Nov.)	148	0.487	0.255	148	0.522	0.240

【台風による濁度上昇】

台風の影響による降雨と再懸濁についての報告は多数存在する。例えば灘岡ら (1999)^[23]は、石垣島白保海岸において現地観測を行い、台風時の特徴的な挙動について考察した。白保海岸では、河川流入に伴う塩分低下と連動して濁度が増加する場合と、塩分とは無関係に濁度が増加する場合があります。台風時はリーフ内側で 20 cm/s の流れが観測されたことから、赤土を含む土砂の再浮上と移流が関与していると考察している (図 1.12)。山本ら (2006)^[24]は、石垣島東海岸のリーフにおいて約 1 ヶ月間の連続観測を行い、主に台風による影響を解析した。台風前半期の濁度上昇が高波浪によるもので、リーフ内の濁度上昇の原因は河川からの赤土流入だけではなく海底に堆積した赤土の波浪による再浮上メカニズムが重要であることを示している。

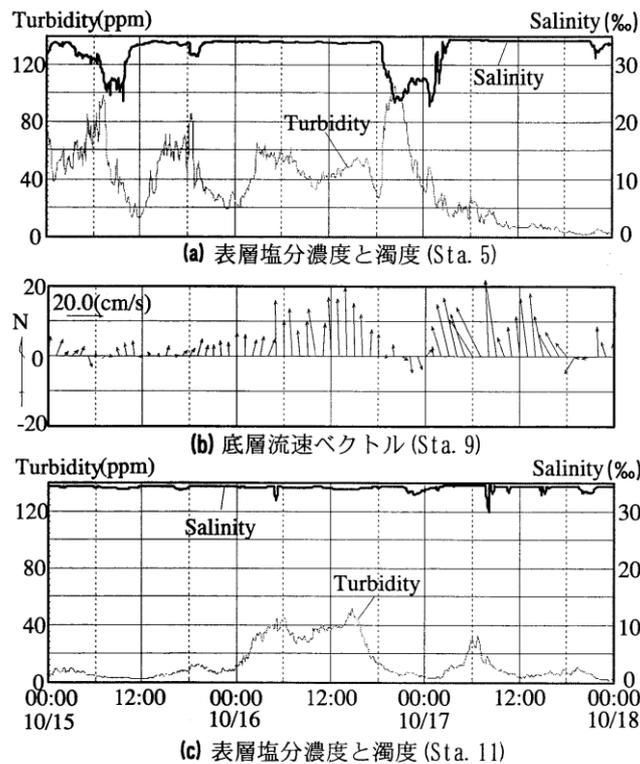


図-8 濁度変動特性

図 1.12 白保海岸における台風時の濁度変動特性。台風時に 20.0 cm/s の流速が観測され濁度が上昇している (灘岡ら 1999^[23]より転載 ©土木学会 1999)

【底質性状と濁度上昇との関係】

再懸濁による濁度上昇を定量的に指標する方法に、大見謝 (1987)^[25] が開発した SPSS (content of Suspended Particles in Sea Sediment; 底質中懸濁物質含量) の簡易測定方法がある。この方法は、採取した底質をボトルに入れて水を加えてよく振り混ぜ、しばらく静置するとストークスの理論に基づいて相対的に細かな懸濁物質が分離され水層に残るため、この濁りを計測することで SPSS を定量化する。赤土等の堆積の目安になるため、赤土対策効果をはかる指標として広く普及している。

サンゴ礁域における濁度は底質の再懸濁により上昇するため、底質性状との関係が深い。鳥取ら (2004)^[26] は、石垣島東海岸 3 地域と石西礁湖内のシモビシにおいて、底質の SPSS と海水の濁度を測定し、関係性を解析した。SPSS と海水の濁度にゆるい相関 (相関係数 0.56) が認められたほか (図 1.13)、浅い海域では SPSS 値と海水濁度の両方が高くなる傾向を示し、礁内での海水の濁度の成因が堆積物中の細粒物質の再懸濁であることを示唆した。また、金城ら (2005)^[27] は、長期にわたる沖縄県内各地のサンゴと SPSS の定点観測結果を解析し、赤土堆積が再懸濁を通じてサンゴの被度や成長に与える影響についてまとめた。SPSS が 30 kg/m^3 以上になると透明度が悪くなり、サンゴ被度に悪影響が出始めるとされている。

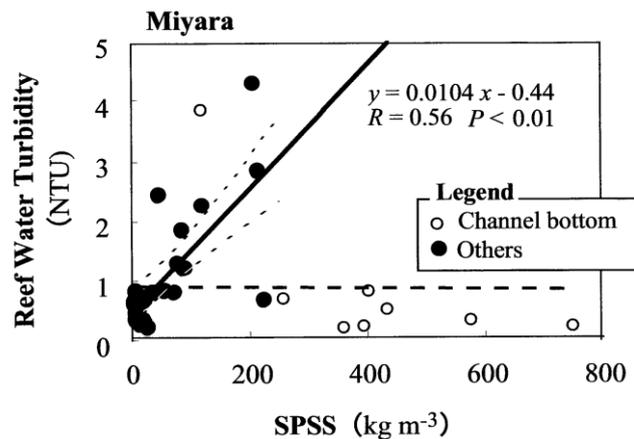


図11 宮良湾のサンゴ礁における測定のSPSS値とサンゴ礁海水の濁度の関係。全測点についてのSPSS値と濁度に相関は認められないが(破線)、主成分分析で判別された宮良湾のサンゴ礁の滞筋部分の測点データを除外した場合、SPSS値と濁度に有意な相関が認められる ($R = 0.56$; $P < 0.01$; 実線)。図中に実線で示した回帰直線には95%信頼区間も示した。

図 1.13 宮良湾における SPSS と濁度の関係。滞筋部以外の測点で相関が認められる (鳥取ら 2004^[26]より転載 ©日本サンゴ礁学会 2004)

1.2.3. 川平湾におけるこれまでの研究

川平湾の概要と本研究に關係する既往研究について整理した。

【創成】

貝塚 (1998)^[28] によると、約 7 万年前から約 1 万年前までの最終氷期には、海水面は現在より 120 m ほど低く、川平湾を含む石垣島は広範な陸地であった。海水面が上昇し、現在の水準となったのは約 6,000 年前である。

Yamano et al. (2001)^[29] は、川平湾のリーフのコアから礁池の内部構造と堆積過程の経時変化を明らかにした。これによると、リーフの頂上はおよそ 4000 年前に海面に至り、バックリーフにおいてサンゴ礫等の堆積が進んだ。川平湾のリーフの海水面は、約 6,000 年前までの急激な海面上昇の後、約 4,000 年前までに 1 m の海面上昇があり、約 2000 年前に 0.6~0.8 m 程度の隆起があつて相対的に下降したと考察している (図 1.14)。

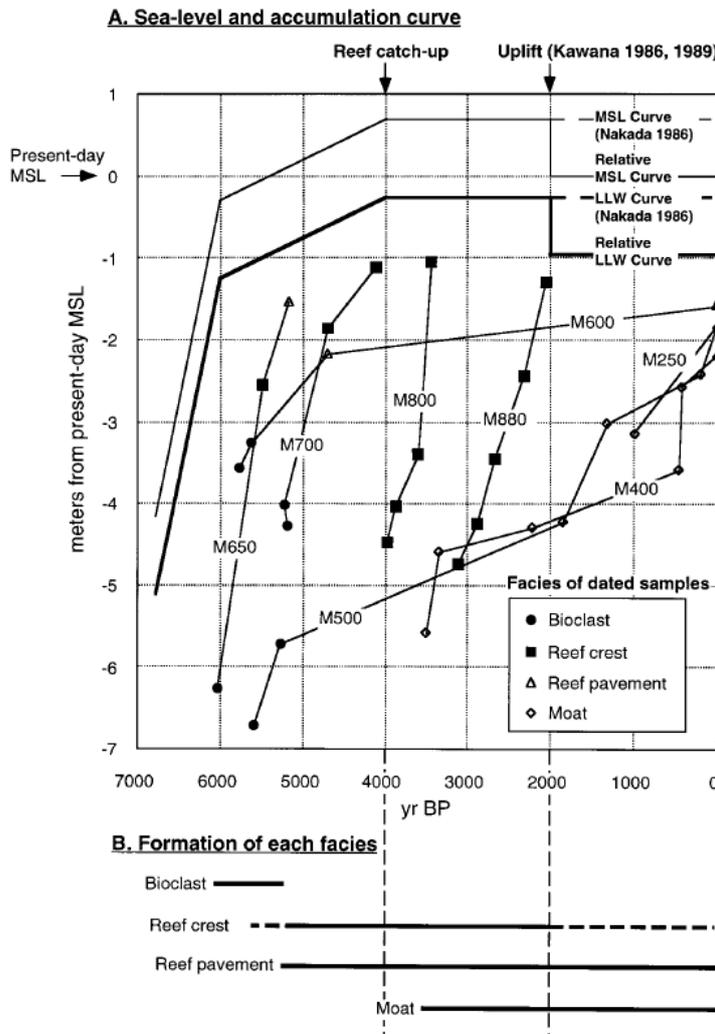


FIG. 7.—A) Comparison of the relative sea-level curve from Nakada (1986) and Kawana (1986, 1989) with the age-depth data derived from the drilling of Kabura Reef flat, and B) interpreted temporal evolution of each facies. Radiometric counting errors ($\pm 1 \sigma$) are smaller than the width of the symbols. MSL and LLW show the mean sea level and the mean lowest low water level at Ishigaki Port, respectively.

図 1.14 川平湾リーフにおける相対的な平均水面の比較。2000 年前に隆起があり海水面が相対的に低下した (Yamano et al. 2001^[29]より転載 ©Society for Sedimentary Geology 2001)

【地形】

川平湾の地形を図 1.15 に、2012 年に沖縄県が調査した際の等深線図^[30]を図 1.16 に示す。川平湾は沖縄県石垣島の北西部に位置し、湾口を小島（クスマ）など大小の島々で塞がれ、狭く浅い東西の水道によってのみ外海に通じている閉鎖性内湾である。水道の水深は小島の東側で大潮干潮時に 1 m 程度、西側で 3 m 程度となる。小島の内側から湾奥までは約 1.5 km、幅は約 0.5～1 km である。湾内は最大幅 200 m 程度の干潟で囲われている。干潟から水深 3 m 付近までは緩やかな勾配であるが、以深は急勾配となって中央の水深 15～18 m の深みへと落ち込んでいる。このほかに小さい湾入部や、クムルと呼ばれる独立したすり鉢状の地形の場所が存在し、これらも急勾配である。湾外には水深 2 m 程度の礁池があり、西側水道の延長上には礁池を分断するように水路が存在している。

【流入河川】

流入河川は 14 本あり、湾内の西側と湾奥部に集中している。常時流入があるのは川平地区近傍の 2 本と湾奥部の 3 本で、南東に流入する下田原川の流量が最も多い。周囲を国頭マージや島尻マージ主体の農地で囲まれており、集中豪雨による赤土等の流入で湾内一面が褐色となる。

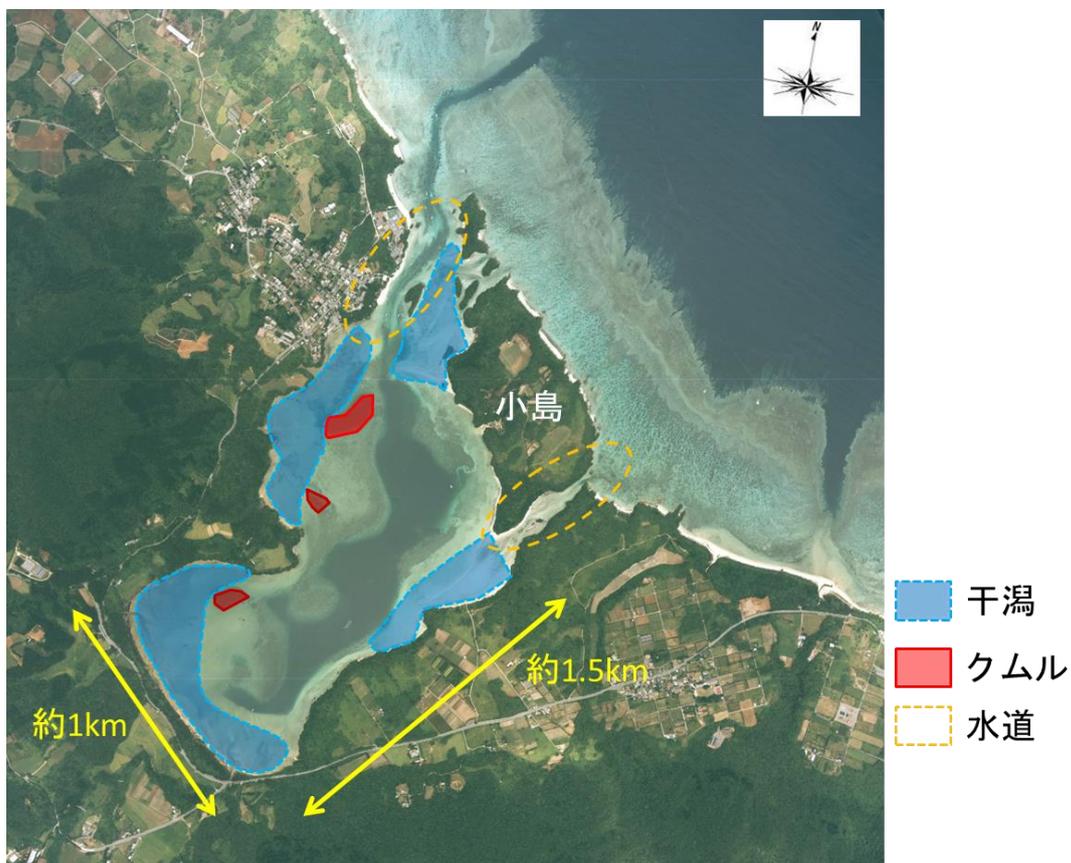


図 1.15 川平湾の地形 (海上保安庁 2000 年 6 月撮影の航空写真を基に作図)

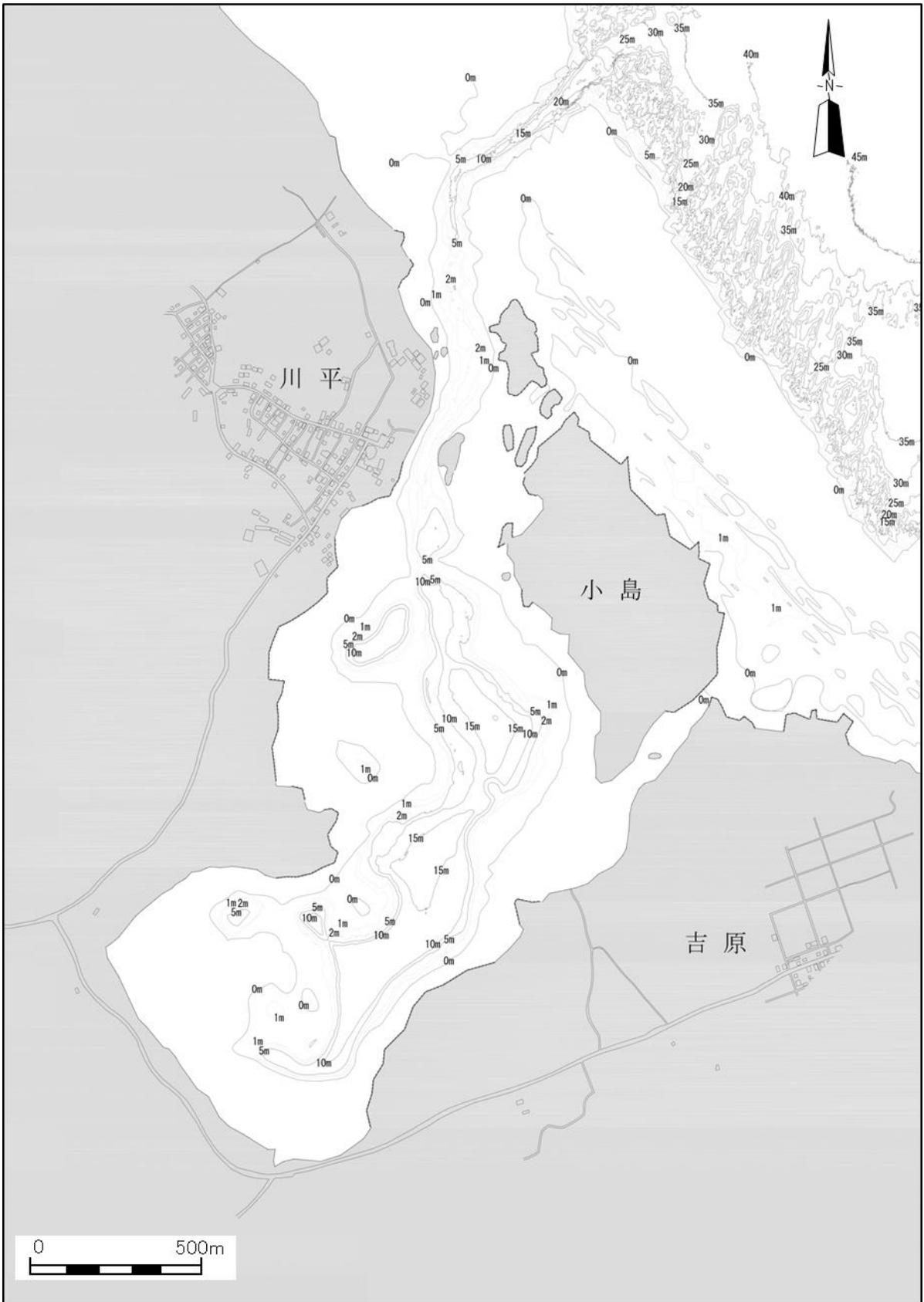


図 1.16 等深線図 (沖縄県 2013^[30]より転載 ©沖縄県 2013)

【海水交換】

神尾ら (2014)^[31]によると、湾内と外海との海水交換は小島西側の水道によるものがほとんどである。海水交換率は、沖縄県が2014年に行った試算^[32]では0.47であり、浜名湖の0.14~0.38と比較して高く、1970年代後半からほとんど変化していないことがわかっている。海水交換率が高いことについてMazda (1983)^[33]は、1976年、1977年の2回の観測により川平湾の海水交換の強さ、および機構を調べ、湾内への塩分輸送の大半が、いわゆる「tidal trapping effect」によることを示した。その際、海水交換の時間 (turnover time) を3.6日と概算している。さらに、集中豪雨で湾内に濁水が流入し、海面を褐色に染めても、降雨が無ければ短期間で解消することが観察されている (沖縄県 2013^[30])。これらのことから、川平湾内の濁りを検討する際には、降雨影響が速やかに解消することを考慮する必要があることがわかる。

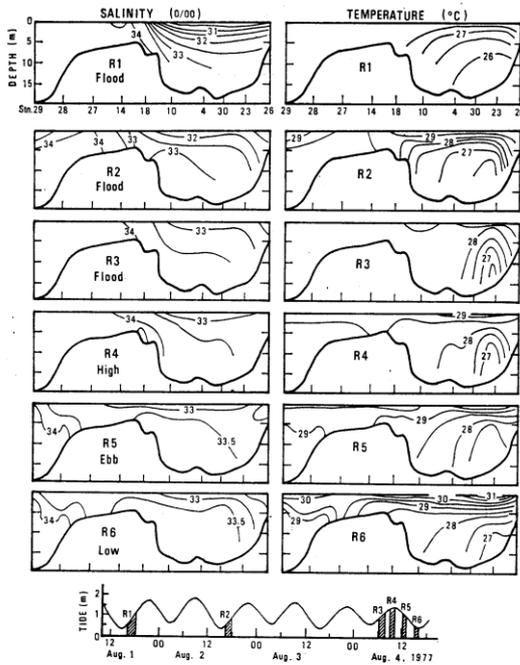


Fig. 6. Cross sections of salinity (left) and temperature (right) along the bay axis (from Stn. 29, through Stns. 28, 27, 14, 18, 10, 4, 30 and 23 to Stn. 26). The tide stage at each run is shown at the bottom.

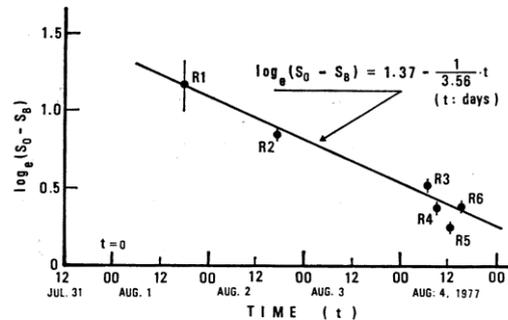


Fig. 8. Time change in salinity of the bay water. In the figure S_B is the salinity averaged over the bay, and S_0 is that of the open sea water. Symbols R1 to R6 correspond to the runs in Fig. 7, 95% confidence intervals in each run are represented by the vertical bars.

図 1.17 川平湾における塩分濃度変化と海水交換時間の推定結果。Tidal Trapping Effect により効率的に海水交換が起きている (Mazda 1983^[33]より転載 ©Springer Nature 1983)

【浮遊物の沈降と底質形成】

赤土等の流入後の沈降・堆積については, Ohde et al. (1982)^[34] により, 湾奥部 (Site A) と湾口に近いくムル (Site D) においてセジメントトラップを用いた調査が行われている. 沈降量は, 湾奥では水深が深いほど多く, 季節変化があつて 8-10 月に多く, 12 月に少なかった (表 1.6). 沈降物は海産と考えられる炭酸カルシウムを最も多く含有しており, その割合は湾口に近い方が高かった (図 1.18). アルミニウムの含量で陸域由来物質を見積もったところ, 沈降物で 37-63%, 底泥で 23-40% であった.

表 1.6 川平湾の SS 沈降フラックス (Ohde et al. 1982^[34]より転載 ©琉球大学 1982)

Table 1. Settling fluxes and suspended matter concentrations at sites A and D.

Date	Period	Site A		Site D	
		Depth (m) 7	13	7	13
Flux (mg/cm ² /day)					
8/79-8/80	1 year	4.52	8.35	2.19	8.25
8/80-10/80	2 months	14.9	31.3	6.90	29.0
7/80	1 day	-	-	1.17	8.17
8/80	1 day	1.19	6.04	-	-
10/80	1 day	1.45	8.30	0.790	5.57
12/80	1 day	-	2.11	0.0987	-
3/81	1 day	-	-	0.720	3.21
Suspended matter concentration (mg/l)					
7/80		-	-	1.7	1.9
8/80		4.0	4.3	-	-
10/80		6.1	4.5	7.1	6.2
12/80		7.7	9.2	9.1	9.1
3/81		2.2	4.2	1.7	2.2

-: no data.

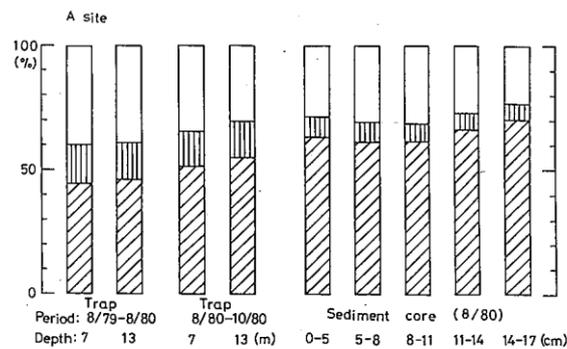


Fig. 4a. Composition of trap and sediment samples at site A. Unshaded portions of graphs indicate residual inorganic matter.

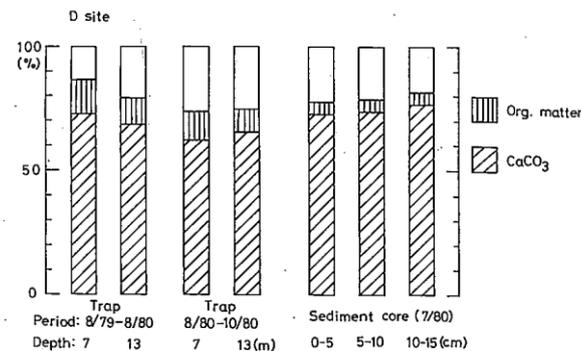


Fig. 4b. Composition of trap and sediment samples at site D.

図 1.18 川平湾の沈降物と堆積物の組成 (Ohde et al. 1982^[34]より転載 ©琉球大学 1982)

また、久保ら (2005)^[35] は、川平湾内の SPSS 調査を実施し、夏季には台風のうねりによる底土 (シルト分) の巻きあげや多雨の影響によって冬季と比べて SPSS が高くなったと推定した。底質が含有する陸由来物質の割合を塩酸処理残量として算出したところ、SPSS と塩酸処理残量とは相関はみられなかったことを報告している (図 1.19)。最湾奥である A5 で最も塩酸処理残量率が高いにもかかわらず赤土濃度が低かったことから、大嵩集落の東を流れる浦田原川について、流入量が多いものの赤土の流入は顕著ではないことを指摘している。一方、最も赤土濃度の高かった A3 は川平地区の南側に位置するフーレム川の河口であり、河川規模がきわめて小さく陸水流入量自体は少ないものの、時折、大雨の後などに赤土の懸濁した水の流入が目視観察されていることを指摘している。これらのことから、必ずしも陸水影響の多少と赤土沈積は一致しないと考察している。

これらの報告により、流入した赤土等の沈降は浮遊物の沈降全体の一部でしかなく、海産の物質と合わせて検討する必要があること、赤土等の沈降は降雨の季節変化に影響されること、おそらく土地利用形態の違いにより河川毎に赤土等の流入状況が大きく異なることがわかる。

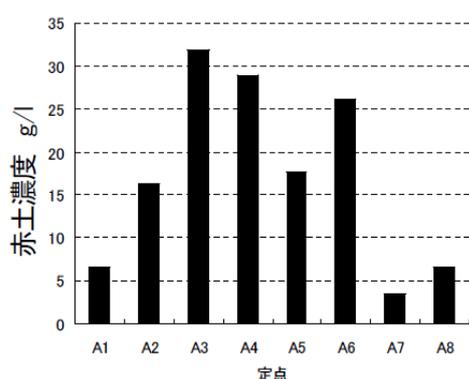


図10. 赤土調査結果

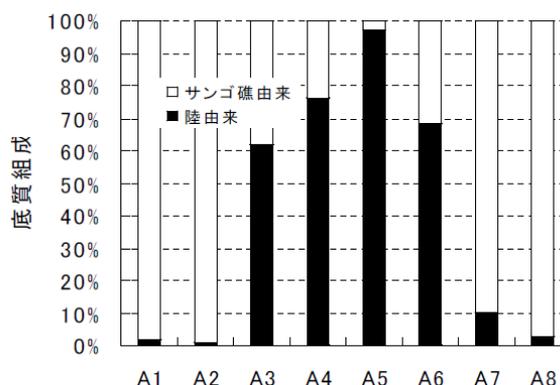


図11. 赤土調査地点での塩酸処理残量率

図 1.19 川平湾における赤土濃度と塩酸処理残量率 (陸水影響の多寡)。湾奥部の A5 では陸水影響が強いものの赤土濃度は低く、川平地区南側の A3 では近傍の河川流量は少ないものの赤土濃度が高い (久保ら 2005^[35]より転載 ©沖縄県水産海洋技術センター 2005)

【堆積速度と堆積状況の変化】

平良ら (1989)^[36] は、川平湾における堆積速度と化学成分の鉛直分布を調べた。Pb-210 の分析は化学分析による方法と、LEPS による非破壊分析によって行い、堆積速度 0.10~0.61 g/cm²・y という結果を得ている (表 1.7)。底質の主成分は湾の奥では珪酸塩質で、湾の中央および出入口で炭酸塩質であった。全体的に Al, Fe, Si が増加の傾向を示し、それに伴って Ca の減少が顕著であった。湾奥の測点 D の鉛直分布を図 1.20 に示す。

堆積速度を推定し、底質の深さの軸に沿って底質変化を調べることで堆積状況の経時的な変化が推定できる。この報告により、1980 年代後半には、川平湾内は全体的に陸域影響 (Al, Fe, Si) が増加傾向であったことがわかる。近年、土地利用が変化していることから、陸域影響も変化している可能性が高い。

表 1.7 川平湾における堆積速度 (平良ら 1989^[36]より転載 ©琉球大学 1989)

Table 2 Tabulation of measured accumulation and sedimentation rates.

Station	Sedimentation rate			Total flux of Pb-210 (dpm/cm ² ・y)
	By LEPS (g/cm ² ・y)	By Chemi. Anal. (g/cm ² ・y)	(cm/y)	
Ka82-A	-	-	-	-
Ka82-B	-	-	-	-
Ka82-C	0.41	0.56	0.76	3.58
Ka82-D	0.20	0.10	0.13	1.00
Ka82-E	0.65	0.38	0.58	5.61
Ka82-F	0.44	0.61	0.96	6.97
Ka82-G	0.47	0.39	0.50	3.90
Ka82-H	0.48	0.44	0.48	3.96
Ka82-I	-	-	-	-
Ka82-J	-	-	-	-

* At surface

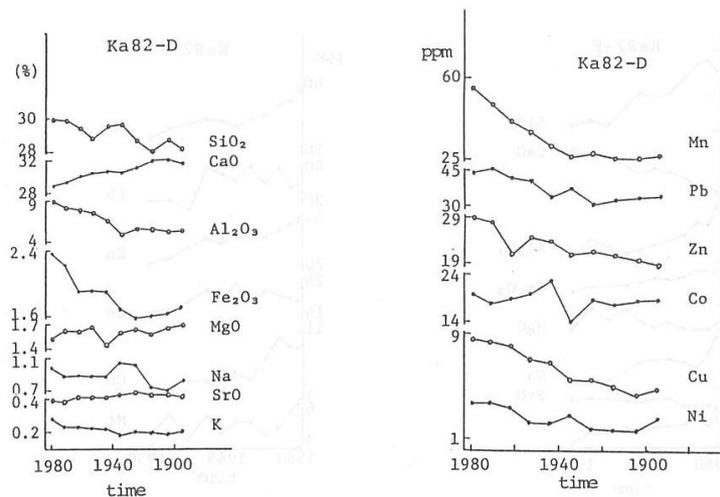


Fig. 3 Vertical distribution of main component and heavy metal concentrations in sediment at Kabira-Wan.

図 1.20 川平湾底質の主要元素と重金属の鉛直分布。Al, Fe, Si が増加傾向, Ca が減少傾向にある (平良ら 1989^[36]より一部抜粋 ©琉球大学 1989)

【赤土等の輸送と再懸濁の可能性】

前田ら (2008)^[37] は、川平湾で波高や流速、濁度等の連続観測を行い、海水流動および赤土輸送特性について検討した。湾内を縦断する 3 地点における濁度フラックスが高波浪期に湾外に向けた方向に卓越したことから、浮遊土砂は高波浪期における循環流に乗り、北西側のチャンネルを通して流出すると考察している (図 1.21)。また、浮遊土砂の供給源については、沖縄本島屋嘉田潟原において行った観測結果から、干潟が重要な役割を果たすと考察している。

川平湾内の濁りを維持する重要な要素として干潟部における再懸濁と土砂の輸送が寄与している可能性がある。再懸濁する位置と土砂の移流経路を明らかにすることで、濁りの変化を検討可能と考えられる。



図-11 湾内の循環流

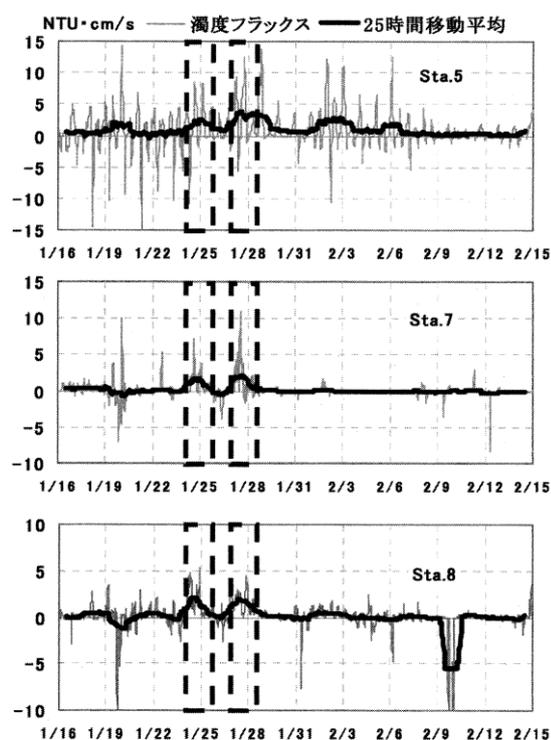


図-15 主軸方向の濁度フラックス

図 1.21 川平湾内の循環流と湾内を縦断する 3 地点における濁度フラックス。濁度フラックスの図に示される破線は高波浪期である (前田ら 2008^[37]より転載 ©土木学会 2008)

【流れに関する環境要素】

神野ら (2007)^[38] は、川平湾において流速等の現地調査を実施し、流動モデルを作成して解析を行っている。夏季・冬季の平均的な気象・海象条件から定常状態を計算し、川平湾の海水交換の大小は、主に滞筋の鉛直循環流の強弱に依存し、循環流の強弱は風に支配されていることを示している (図 1.22)。また、前田ら (2008)^[37] は、川平湾で波高や流速、濁度等の連続観測により、Wave set-up 効果が湾奥部にまで及んで湾内の循環流形成に寄与していることを示唆している (図 1.21)。

これらのことから、再懸濁の検討にあたっては流れの変化を引き起こす要素として、風や波高に注目した解析が求められる。

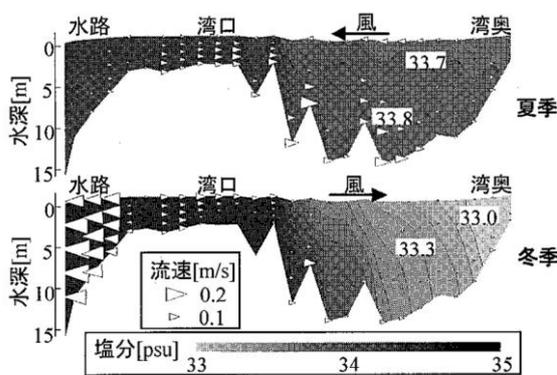


図-5 定常状態における流速・塩分の鉛直断面分布

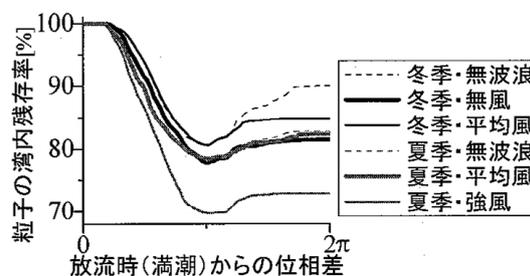


図-6 放流後1潮汐間の湾内残存率の変化

図 1.22 流動モデルにより予測した川平湾の流速・塩分の鉛直断面分布と風の条件を変えて予測した1潮汐間の粒子の湾内残存率の変化 (神野ら 2007^[38]より転載 ©土木学会 2007)

【サンゴの分布】

詳細は第2章で示すが、湾内には内湾性のサンゴ群集が分布している。このうち、*Acropora* (枝状・洗瓶ブラシ状ミドリイシ類) については、湾奥部の D.L. -2~-6m を中心に高被度で優占している部分があるが、湾口~湾中央の範囲では死滅してサンゴ礫となっている。

堀越 (1979)^[8] は、1976~1978 年に川平湾内の集中的な調査を行い、湾内のサンゴ群集について水深 5m 以浅および 5m 以深の優占種 (被度の上位3種) を報告した。この報告により、1970年代後半には、湾中央部の東岸では *Acropora* (枝状・洗瓶ブラシ状ミドリイシ類)、*Montipora* (枝状コモンサンゴ類) が優占し、湾奥部の西岸では *Danafungia* (クサビライシ類)、*Leptoceris* (センベイサンゴ類)、*Porites* (ハマサンゴ類) などが優占していたことがわかる (図 1.23)。本研究の現地調査時点 (2012~2013 年) のサンゴ分布と好対照である。

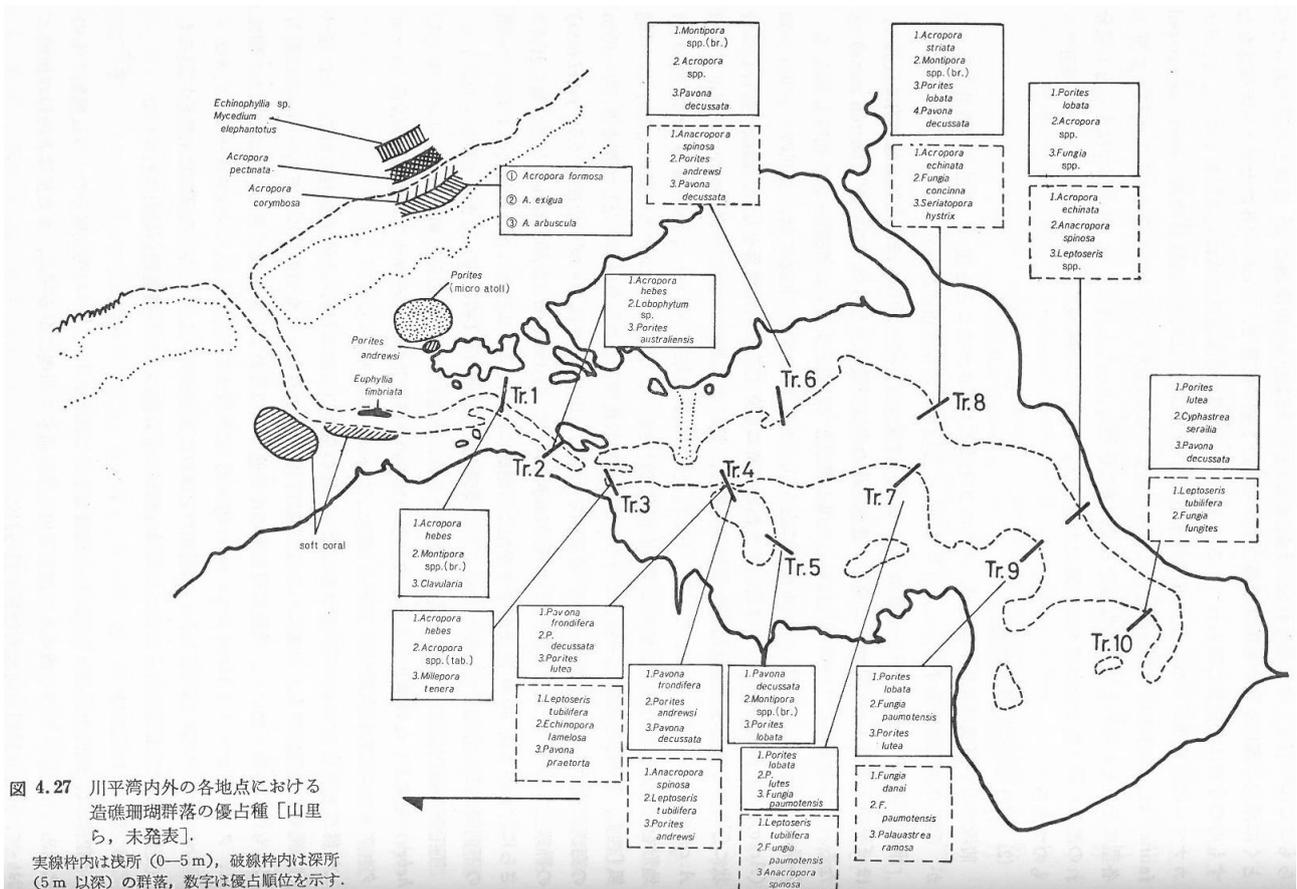


図 1.23 川平湾の 1976~1978 年の優占種 (堀越 1979^[8]より転載, 山里ら未発表)

神野ら (2007)^[38] は、サンゴの分布の変化をもたらす要因について川平湾の物理環境とサンゴ分布との関係から考察している。過去のデータと航空写真からサンゴ分布可能域を特定し、計算した水温、流速および水深との関係を調べたところ、湾内のサンゴ分布可能域のほとんどは夏季の平均底層水温が 31.4℃ 未満であったことから、湾内において水温がサンゴの分布を制限している可能性を示唆している (図 1.24)。また、湾外では、サンゴ上の堆積物の有無を決める流速がサンゴ生息分布の支配要因とみられた。これらのことから、湾内外でのサンゴの種類の違いが分布の支配要因の違いとなっていると述べている。しかし、上述したように、湾中央部東岸では 1970 年代後半に優占していたミドリイシ類やコモンサンゴ類が失われた一方で、湾奥部西岸ではミドリイシ類が優占してきており、水温による分布制限のみでは説明しきれない変化が起きている。

また、川平湾の礁池のサンゴ分布については、Yamano et al. (2000)^[39] が航空写真の比較により 1973~1995 年までの変化を解析している。これによると、礁池では枝状コモンサンゴ (*Montipora digitata*) の破片が台風等の風に起因する流れによって移動することで、特徴的なサンゴ分布の変化が起きている。

これらのことから、川平湾の湾内・湾外におけるサンゴ分布の変化を検討するには、水温や流れに着目するとともに、ミドリイシ類やコモンサンゴ類に絞った解析が有効と考えられる。

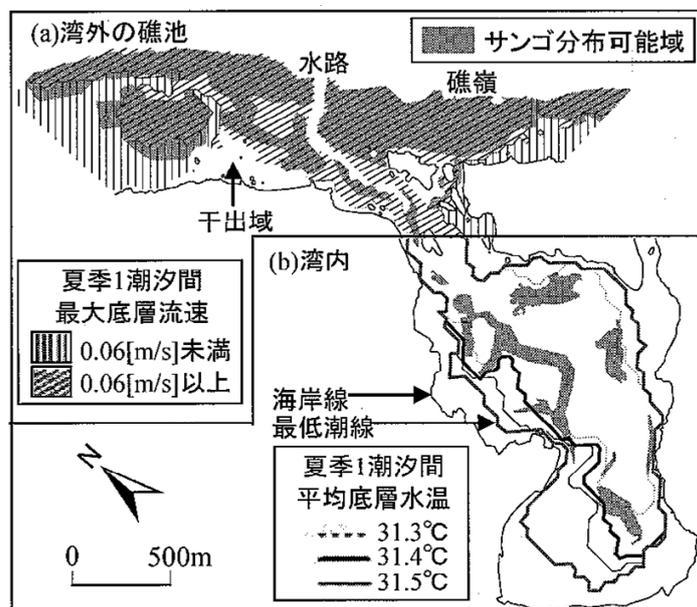


図-7 サンゴ分布可能域と物理環境の対応

図 1.24 川平湾のサンゴ分布可能域と物理環境 (神野ら 2007^[38]より転載 ©土木学会 2007)

1.3. 研究の目的と内容

1.3.1. 研究の目的

本研究では、内湾におけるサンゴ白化の保全として、比較的低濃度の濁りがサンゴに対する光ストレスを低減し、白化による死亡を抑制する現象に注目した。八重山地方における小型の閉鎖性内湾である石垣島川平湾をモデルケースとし、高水温が続いた場合でも白化や死亡が起きにくい自然の環境条件をもつ特別なエリアを特定し、その環境条件を形成しているパラメータを定量すると共に、その環境条件の維持機構を検討した。

1.3.2. 各章の内容

2章では、川平湾のサンゴ群集構造を明らかにし、過去に発生した夏季高水温による大規模白化においてサンゴが生残した範囲を特定した。サンゴが生残した特別な環境条件を構成するパラメータを検出することを目的に、サンゴの大規模白化が発生した年と生残した要因の推定を行い、川平湾では適度な濁りがサンゴの生残に寄与したことを示した。

3章では、湾奥部において恒常的に適度な濁度が維持されている機構の解明を試みた。夏季の高水温期に濁度や流速等の連続観測を実施し、降雨、潮汐、風、波浪に着目して濁度の変動パターンとの関係解析を行い、浅所における恒常的な濁度維持は潮汐の影響が大きいことを明らかにした。また、再懸濁が起きる流速と底質の関係について整理した。

4章では、再懸濁が起きる底質の起源と形成プロセスについて検討した。底質と陸土の水平分布に着目し、土地利用形態の違いが土壌流出量の多寡を生じさせ、底質に対する赤土等の微細な粒子の供給に強く影響することを示した。また、赤土等の陸由来物質の堆積は湾奥部で顕著で、湾奥部で再懸濁した粒子が移流により湾中央や湾口付近に至ることを浮遊物の組成や22日間に及ぶセジメントトラップによる調査から明らかにした。

5章では、長期的にみた場合に土地利用や集中豪雨の変化が底質形成に与える影響について解析し、サンゴの保全機能への影響について考察した。海底堆積物の堆積速度や堆積物の含有量の変化、畑の面積と集中豪雨の影響量の変化を整理し、長期的にみた場合の人為的な影響と集中豪雨の増加影響について検討した。また、高水温の影響について周辺海域との違いを解析して集中豪雨や適度で恒常的な濁りによるサンゴ保全効果を確認し、適度で恒常的な濁りが安定的に得られる陸域影響の程度と、この状態を保つための流域の畑面積について検討した。

6章では、2～5章で明らかとなった内容を整理した。

なお、本研究では、2012～13年に沖縄県環境部環境保全課が行った「閉鎖性海域における堆積赤土等の対策事業」における観測データ、沖縄県水産海洋技術センターが川平湾の養殖試験筏で連続観測していた水温データを沖縄県のご厚意により使用させていただいた。

引用・参考文献

- [1] 野島哲 , 岡本峰雄, “造礁サンゴの北上と白化,” *日本水産学会誌*, 第 74 卷, 第 5 号, pp. 884-888, 2008.
- [2] 環境省自然環境局生物多様性センター, 平成 26 年度西表石垣国立公園石西礁湖及びその近隣海域におけるサンゴ礁モニタリング調査報告書, 2015, p. 19.
- [3] 川越久史, “モニタリングサイト 1000 からみた 2016 年のサンゴの大規模白化,” *日本サンゴ礁学会誌*, 第 19 卷, pp. 21-28, 2017.
- [4] T. Kimura, M. Kiyomoto, T. Sunobe, K. Nomura, I. Hirabayashi, N. Dewa, S. Nojima, T. Matsumoto, K. Oki, T. Nagata, K. Iwao, K. Kajiwara, H. Matsumoto, G. Shimada, M. Yoshida, M. Ueno, T. Sasaki, H. Iwase, K. Sakai, H. Yokochi, “Impact of Coral Mass Bleaching in Japan 2016 and 2017,” *4th Asia-Pacific Coral Reef Symposium Abstracts*, p. 237, 2018.
- [5] 向草世香, “石西礁湖のサンゴメタ群集のコネクティビティ構造の解明,” *文部科学省科学研究費補助金研究成果報告書 (2014~2015)*, 課題番号 26891007, 2016.
- [6] J. M. West, R. V. Salm, “Resistance and Resilience to Coral Bleaching: Implications for Coral Reef Conservation and Management,” *Conservation Biology*, No.17, Vol. 4, pp. 956-967, 2003.
- [7] 石西礁湖自然再生協議会, “石西礁湖ポータルウェブサイト,” <http://sekiseisyouko.com/szn/>, 2018.
- [8] 堀越増興, “4.4 熱帯性海域の沿岸生態系—地域生態系における自然地理的ユニットのモデルとしての石垣島川平湾—,” *環境科学としての海洋学 3*, 東京, 東京大学出版会, 1979, pp. 145-169.
- [9] B. Casareto, T. Suzuki, Y. Suzuki, “Chapter 2: Chemical-Biological Characteristics of Coral Reef Ecosystem at Micro/Nano Scale: Effect of Multiple and Synergistic Stresses,” *Coral Reef Science; Strategy for Ecosystem Symbiosis and Coexistence with Humans under Multiple Stresses*, Tokyo, Springer Japan, 2016, pp. 45-50.
- [10] M. Hidaka, “Life history and stress response of Scleractinian corals,” *Coral Reef Science; Strategy for Ecosystem Symbiosis and Coexistence with Humans under Multiple Stresses*, Tokyo, Springer Japan, 2016, pp. 1-24.
- [11] P. J. Mumby, J. R. Chisholm, A. J. Edwards, S. Andrefouet, J. Jaubert, “Cloudy weather may have saved Society Island reef corals during the 1998 ENSO event,” *Marine Ecology Progress Series*, No. 222, Vol. 5, pp. 209-216, 2001.
- [12] T. Goreau, T. McClanahan, R. Hayes, A. Strong, “Conservation of Coral Reefs after the 1998 Global Bleaching Event,” *Conservation Biology*, No. 14, Vol. 1, pp. 5-15, 2000.

- [13] P. Jokiel , E. Brown, “Global warming, regional trends and inshore environmental conditions influence coral bleaching in Hawaii,” *Global Change Biology*, No. 10, pp. 1627-1641, 2004.
- [14] K. R. Anthony, P. V. Ridd, A. R. Orpin, P. Larcombe , J. Lough, “Temporal variation of light availability in coastal benthic habitats: Effects of clouds, turbidity, and tides,” *Limnology and Oceanography*, No. 49, Vol. 6, pp. 2201-2211, 2004.
- [15] K. R. Anthony , S. R. Connolly, “Bleaching, energetics, and coral mortality risk: Effects of temperature, light, and sediment regime,” *Limnology and Oceanography*, No. 52, Vol. 2, pp. 716-726, 2007.
- [16] P. L. Erftemeijer, B. Riegl, B. W. Hoeksema , P. A. Todd, “Environmental impacts of dredging and other sediment disturbances on corals: A review,” *Marine Pollution Bulletin*, No. 64, p. 1737–1765, 2012.
- [17] K. R. N. Anthony , S. R. Connolly, “Environmental limits to growth: physiological niche boundaries,” *Oecologia*, No. 141, p. 373–384, 2004.
- [18] Y. Fujioka, “Destruction and recovery of hermatypic coral communities after their asbleaching event at Ishigaki Island,” *Galaxea*, No. 4, pp. 53-61, 2002.
- [19] 山本聰, 小賀百樹, 小野朋典, 澤村健太郎 , 宮城信次郎, “沖繩島、金武湾におけるネフロイド層の観測,” *堆積学研究会報*, 第 35 卷, pp. 49-57, 1991.
- [20] 比嘉榮三郎 , 満本裕彰, “USLE 式による土壌流出予測方法,” *沖縄県衛生環境研究所報*, 第 35 卷, pp. 121-127, 2001.
- [21] 中川康之, 吉田秀樹, 谷川晴一 , 黒田祐一, “潮汐流による底泥の巻き上げ現象のモデル化と浮遊泥量変動の再現,” *海岸工学論文集*, 第 52 卷, pp. 441-445, 2005.
- [22] 高田宜武, 阿部寧, 長尾正之, 鈴木淳, 小林都, 大井理恵, 橋本和正 , 渋谷拓郎, “石垣島浦底湾のサンゴ礁池における海水濁度の季節変動と気象,” *日本サンゴ礁学会誌*, 第 7 卷, pp. 37-48, 2005.
- [23] 灘岡和夫, 若木研水, 二瓶康雄, 今井陽介, 青木康哲, 丸田直美, 大見謝辰男, 満本裕彰, 小林孝 , 藤井智史, “現地観測に基づく石垣島サンゴ礁海域の流動特性と微細土砂・熱輸送特性に関する解析,” *海岸工学論文集*, 第 48 卷, pp. 1151-1155, 2001.
- [24] 山本高大, 灘岡和夫, 西本拓馬, A. C. Blanco , 石丸隆, “気象擾乱に伴うサンゴ礁海域の物理・水質環境特性の動的変動過程について,” *海岸工学論文集*, 第 53 卷, pp. 1076-1080, 2006.
- [25] 大見謝辰男, “沖縄県の赤土汚濁の調査研究(第 2 報)-赤土汚濁簡易測定法と県内各地における赤土濃度-,” *沖縄県衛生環境研究所報*, 第 20 卷, pp. 100-110, 1987.
- [26] 鳥取海峰, 長尾正之, 森本直子, 井上麻夕里, 岩瀬晃啓, 渋谷拓郎, 藤岡義三, 大葉英雄, 菅浩伸 , 鈴木淳, “琉球列島の石垣島周辺のサンゴ礁における底質と海水濁度の関

- 係,” *日本サンゴ礁学会誌*, 第 6 卷, pp. 1-19, 2004.
- [27] 金城孝一, 比嘉榮三郎, 上原睦男, “赤土堆積状況とサンゴに及ぼす影響について,” *沖縄県衛生環境研究所報*, 第 39 卷, pp. 63-74, 2005.
- [28] 貝塚爽平, 発達史地形学, 東京大学出版会, 1998, p. 286.
- [29] H. Yamano, H. Kayanne, N. Yonekura, “Anatomy of a modern coral reef flat: A recorder of storms and uplift in the late Holocene,” *Journal of Sedimentary Research*, No. 71, Vol. 2, pp. 295-304, 2001.
- [30] 沖縄県, “平成 24 年度閉鎖性海域における堆積赤土等の対策事業報告書,” p. 459, 2013.
- [31] 神尾光一郎, 矢代幸太郎, 田中亮三, 森重輝政, 鉢嶺亮, 中村由行, “石垣島川平湾における物理環境と濁りの特性に関する現地調査,” *土木学会論文集 B2 (海岸工学)*, 第 70 卷, 第 2 号, pp. I_1166-I_1170, 2014.
- [32] 沖縄県, “平成 25 年度閉鎖性海域における堆積赤土等の対策事業報告書,” p. 530, 2014.
- [33] Y. Mazda, “Water exchange in Kabira cove, Ishigaki Island – A tidal trapping process in a vertical two-dimensional field -,” *Journal of the Oceanographical Society of Japan*, No. 39, pp. 63-72, 1983.
- [34] S. Ohde, M. Uchida, T. Fujiyama, “Transport of terrigenous material into Kabira bay, OKINAWA as determined by sediment traps,” *Galaxea*, No. 1, pp. 11-17, 1982.
- [35] 久保弘文, 岩井憲司, 竹内仙二, “川平湾保護水面管理事業,” *沖縄県水産試験場事業報告書*, pp. 187-192, 2005.
- [36] 平良初男, 知念浄, 棚原朗, “Pb-210 法による川平湾底質の堆積速度および重金属の経年変化について,” *琉球大学理学部紀要*, 第 47 卷, pp. 91-113, 1989.
- [37] 前田勇司, 灘岡和夫, 金城孝一, 山本高大, 有坂和真, 仲宗根一哉, 与儀善真, 山中精一, 宮川勝司, 小谷和彦, 飯田仁士, “干潟連成型および内湾連成型サンゴ礁域における海水流動ならびに赤土輸送特性,” *海岸工学論文集*, 第 55 卷, pp. 1101-1105, 2008.
- [38] 神野有生, 鯉淵幸生, 磯部雅彦, “川平湾周辺のサンゴ礁海域における物理・栄養塩環境,” *海岸工学論文集*, 第 54 卷, pp. 1051-1055, 2007.
- [39] H. Yamano, H. Kayane, N. Yonekura, K. Kubo, “21-Year Changes of Backreef Coral Distribution: Causes and Significance,” *Journal of Coastal Research*, No. 11, Vol. 1, pp. 99-110, 2000.

2. 閉鎖性内湾における大規模白化時の濁りの寄与

2.1. 目的

川平湾の環境や生物の分布に関する調査は 1970 年代後半に堀越 (1979) ^[1]によって行われており、湾内に特異的な内湾性サンゴ群集が形成されていたことが確認されている。しかし、その後の調査は行われておらず、近年の状況は把握されていなかった。そこで本研究では沖縄県が行った基礎調査の結果を基に川平湾におけるサンゴ群集の現況についてまとめるとともに、過去の調査結果との比較を行い、近年、サンゴの群集構造が変化した場所と内容を抽出した。

石垣島を含む八重山地方においては、1980 年代以降、夏の高水温に伴うサンゴの白化が頻繁に発生しており、特に 1998 年と 2007 年に発生した白化は規模が大きく、多くの場所でサンゴの大量斃死を引き起こしたことが知られている (環境省自然環境局生物多様性センター 2015 ^[2]; 野島・岡本 2008 ^[3])。しかし、川平湾周辺では礁池・礁縁部におけるモニタリングデータは存在するものの (環境省自然環境局 1999~2002 ^[4], 環境省自然環境局生物多様性センター 2005~2012 ^[5])、湾内の白化状況については報告が少ない。本研究では、これらの年に発生した大規模な白化が川平湾内のサンゴ群集にどのような影響を与えたのか検討し、内湾環境に特徴的な物理条件である降雨に伴う水温変化の影響について考察した。

また、大規模白化によりサンゴが死滅した範囲と生残した範囲の違いに着目し、濁りが光ストレスを低減し、大規模白化時のサンゴの生残に寄与した可能性について検証した。

2.2. 材料と方法

2.2.1. 調査位置

本研究では、以下に示すスポットチェック調査、ライン調査、濁度調査、水温調査を実施し、別途入手した水温データ、降水量データ、航空写真等を含めて解析を行った。調査位置を図 2.1 に示す。

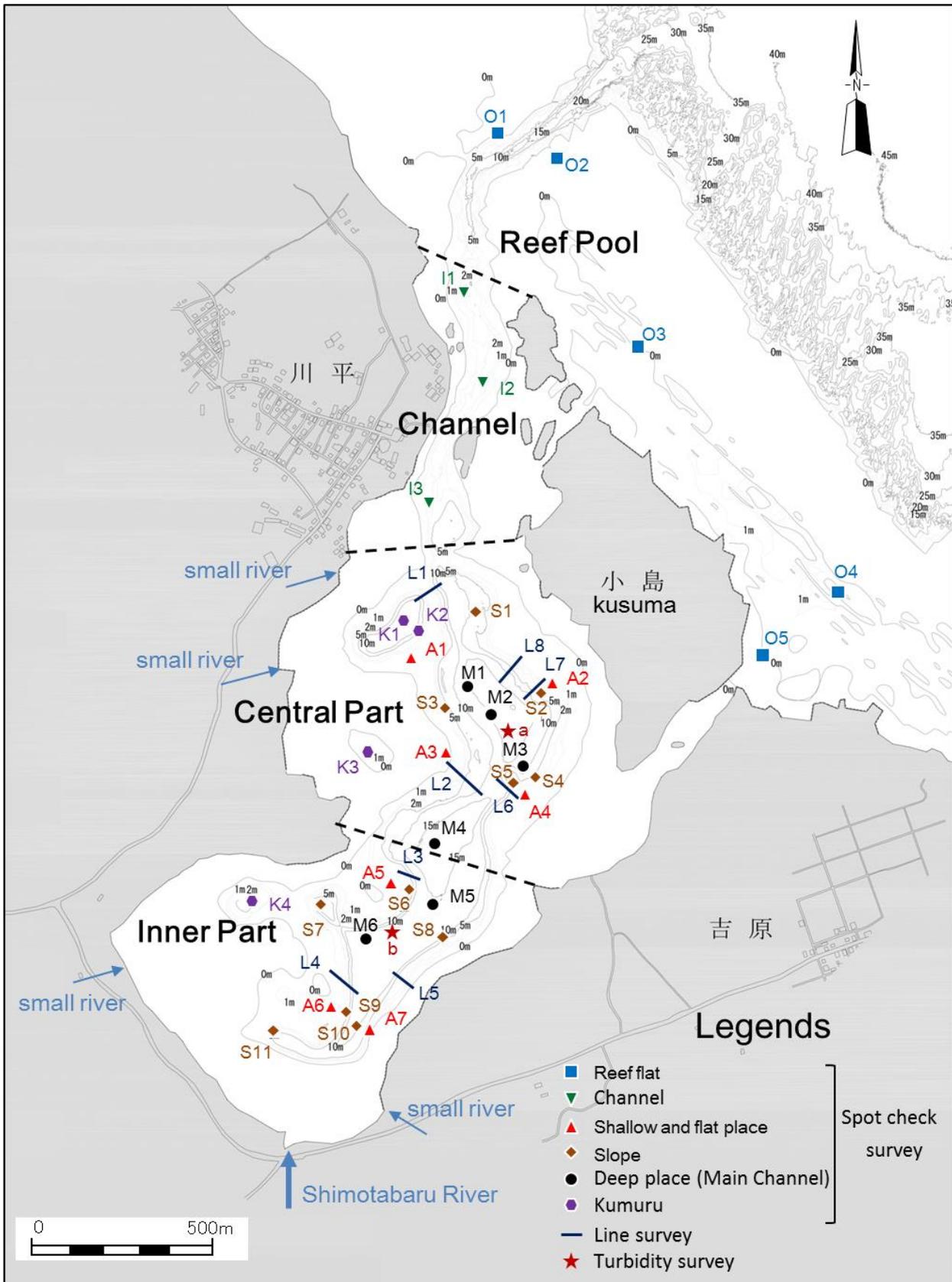


図 2.1 調査位置 (矢代ら 2017^[6]より改変)

2.2.2. スポットチェック調査

サンゴ群集の湾全体における分布状況の概要を把握することを目的に、スポットチェック法 (環境省自然環境局生物多様性センター 2009^[7]) による調査を 2012 年 9 月 23~25 日に実施した。様々な地形や環境の場所をなるべく網羅するように、図 2.1 に示した 36 箇所の調査地点を設定した。各調査地点において、調査員 2 名が調査範囲 (概ね 50 m×50 m の範囲) を 15 分間遊泳し、サンゴ類の生息状況 (生育型, 被度, 攪乱状況) やその他の生物の状況, 底質, 水深などの物理環境を目視で観察した。生育型は, 調査範囲のサンゴ群集を「枝状ミドリイシ優占」, 「卓状ミドリイシ優占」, 「枝状・卓状ミドリイシ優占」, 「ソフトコーラル優占」, 「特定類優占」, 「多種混成」のいずれかに割り当てた。ここで「~優占」とは特定の分類群が生息するサンゴ群集の被度の 60% 以上を占めた場合を指し, 「特定類優占」とは上記以外の分類群が優占した場合を指す。被度 60% 以上で優占する分類群が存在しない場合を「多種混成」とした。

2.2.3. ライン調査

サンゴ群集の種毎の被度等を調べるため, 巻尺を用いたライン調査を行った。湾内の湾口寄りから湾奥まで東西岸の代表的な場所に距離 50~110 m のラインを計 8 本設置した (図 2.1 の L1~L8)。このうち L4, L7 については 2012 年 9 月 23~25 日に, それ以外のラインは 2013 年 5 月 23~26 日に調査を実施した。水深については各調査ラインの直下を 1 m ごとに, ダイビングコンピューターを用いて 0.1 m 単位で計測した。底質については各調査ラインの直下を 1 m ごとに目視観察し, サンゴ礫 (長径 5 mm 以上 10 cm 未満), 砂 (長径 5 mm 未満で粒が目視できるもの), 泥 (粒が目視できないもの), サンゴ (ハマサンゴ等で底質が見えない) の 4 区分で記録した。なお, 長径 10 cm 以上の転石, 長径 1 m 以上の岩が主体となっている場所は無かった。サンゴについては, 測線直下に出現したサンゴ類について 1 cm 単位で種名と出現区間を記録し, 被度を算出した。得られたデータから生息している種や優占種を種レベルで検討したほか, 属毎に再集計して図表化し, 群集構造の特徴の検討, 過去の知見との比較検討を行った。なお, サンゴ類の種同定は, 骨格標本が採取できなかったために現地での目視観察のみで行った。

2.2.4. 濁度調査

湾内の物理環境の違いがサンゴの分布状況に与えた影響を検証するため, 濁りの分布を調べた。湾中央部および湾奥部において, 2013 年 8 月 27 日~9 月 30 日の期間, 濁度計 (CLW ; JFE アドバンテック社) を海面下 0.5, 2, 5, 10 m, 海底上 2 m に垂下し, 10 分毎に濁度を計測した (図 2.1 の a, b)。また, 湾中央部および湾奥部の主水路部に沿った 3~7 地点において, 2013 年 1 月 13, 14 日, 5 月 27 日, 8 月 9 日の満潮時および干潮時に多項目水質計 (AAQ-RINKO ; JFE アドバンテック社) を海面下 0.5 m から海底上まで垂下し, 濁度の鉛直プロファイルを 0.5 m 毎に計測した。この際, Secchi Disk により透明度を

観測するとともに、2013年1月は湾内外の8地点、5月と8月は4地点において海面下0.5m層と海底付近の最も濁度が高かった層の海水を水中ポンプにより採水し、浮遊懸濁物(以下,SS)を測定した。

2.2.5. 水温・降水量

高水温と降雨に伴う流入がサンゴの分布状況に与えた影響を検証するため、沖縄県水産海洋技術センターが湾内の養殖筏(St. S8 近傍)の水深5m層において4~8時間毎に観測した水温データ(2004~2012年)と気象庁が公開する降水量データ(川平地点)を入手し、解析を行った。

また、湾内における水温の勾配を調べるため、2013年8月27日~9月30日の期間、湾中央部および湾奥部の水深2,5,10mに水温計(C-CT; JFEアドバンテック社)を設置して連続観測を行った(図2.1のL3, L5, L8)。

2.3. 現在の分布

2.3.1. 各調査地点の生サンゴ被度およびサンゴ生育型

スポットチェック調査の結果から各調査地点のサンゴの生育型と被度を図2.2に、代表的な地点の海底およびサンゴ群集の状況(写真)を図2.3~図2.4に示した。スポットチェック調査地点を湾外の礁池~礁原(St. O1~O5), 水道部(St. I1~I3), 湾内(その他の地点)に大別し、以下にそれぞれについての結果の概要を示す。

【湾外の礁池~礁原】

湾外の礁池~礁原のSt. O2~O4では40~70%の高い被度を示す「枝状ミドリイシ優占」、あるいは枝状コモンサンゴ類、ユビエダハマサンゴ *Porites cylindrical* などが優占する「特定類優占」のサンゴ群集が見られた(図2.3a)。このうち礁池の中央付近(St. O3, O4)ではミドリイシ属をはじめとする多種類のサンゴが見られ、後述する湾内や水道部の調査地点と比べサンゴの出現種数が多かった。一方、礁池を横断する水路西岸のSt. O1では斃死した卓状ミドリイシが多く、被度は10%程度と低かった。またSt. O1, O4では、ここ数年で新たに加入したと思われる複数種のみドリイシ属の小型群体が多く見られた。

【水道部】

湾口水道部(St. I1~I3)では「多種混成」のサンゴ群集が見られ、被度は10~40%であった。枝状・卓状・散房花状のみドリイシ類や塊状ハマサンゴ類のほか、クサビライシ類が多く見られた。なお、卓状ミドリイシ類の多くは斃死していた(図2.3b)。

【湾内】

湾内に点在するクムルの周辺(St. K1~K4)では「多種混成」のサンゴ群集が見られ、被

度は 0~20% であった。クムルの周辺ではサンゴ類は主に斜面部から外縁部にかけて分布しており、ハマサンゴ類、シコロサンゴ類などが多かった。なお、湾口寄りに位置するクムル (St. K1) ではハマサンゴ類、シコロサンゴ類に加えて枝状ミドリイシも生息していた。

湾内の主水路部 (St. M1~M6) では海底に軟らかい泥が厚く堆積しており、基本的にサンゴ類は生息していなかった (図 2.3c)。しかし、一部の範囲 (St. M2 周辺) では泥底の一部にハシラセンベイサンゴ *Leptoseris scabra* の純群落があり、50% の被度を示した (図 2.3d)。

湾内の主水路斜面 (St. S1~S11) では「多種混成」もしくは「特定類優占」のサンゴ群集が見られた。主水路斜面にはミドリイシ類の礫が厚く堆積しているところが多く、礫間にはシルトが堆積していた (図 2.3e)。このような場所のうち、湾中央部の東岸 (St. S2, S4) ではクサビライシ類が被度 10~20% で優占していたが、クサビライシ類はひっくり返っているもの、斃死しているものが多かった (図 2.3f)。湾奥部 (St. S6~S9) では、サンゴ礫上に生残している枝状・洗瓶ブラシ状のミドリイシ群落が被度 30~50% で見られた (図 2.4a, b)。湾内の全調査範囲においてミドリイシ類の幼群体は認められず、加入が無いか加入直後に死亡していたと考えられた。

湾内の浅所平坦部 (St. A1~A7) では塊状ハマサンゴ類が多く、比較的湾口寄りの地点 (St. A1, A2) ではシコロサンゴ属、キクメイシ属等も見られて「多種混成」であったが、他の地点はクサビライシ類が多かった St. A4 を除いて塊状ハマサンゴ類が優占する「特定類優占」であった。特に、西岸 (St. A3, A5, A6) では塊状ハマサンゴ類が被度 30~50% で優占しており、海底を覆い尽くしているところも見られた (図 2.4c)。ハマサンゴ類は部分的にマイクロアトールとなっているもの、糸状藻類や付着性二枚貝類、泥がついて斃死しているものが多かった (図 2.4d)。

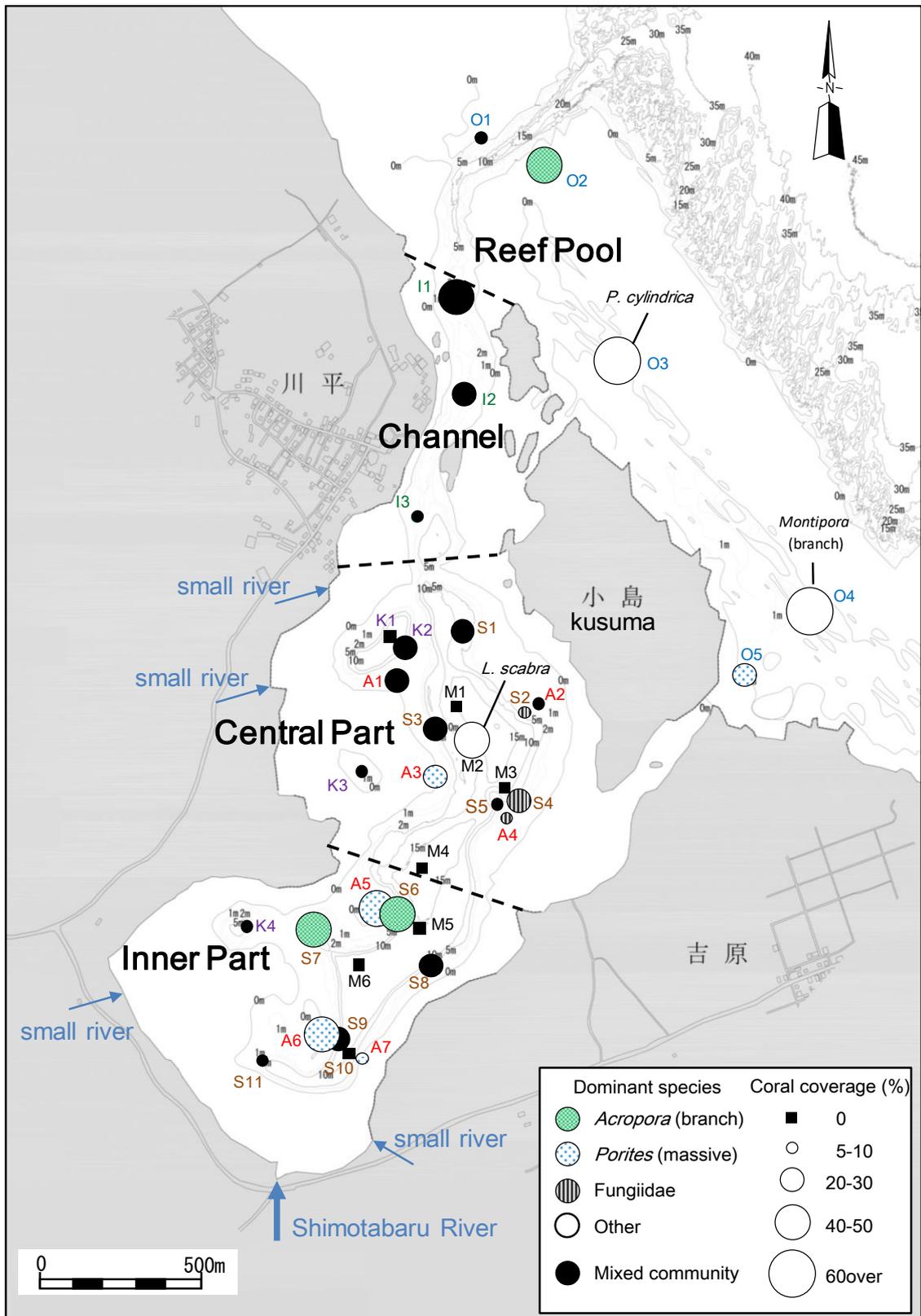


図 2.2 サンゴの優占種と被度. 概ね 50 m × 50 m の範囲で被度を計測した
(矢代ら 2017^[6]より転載)

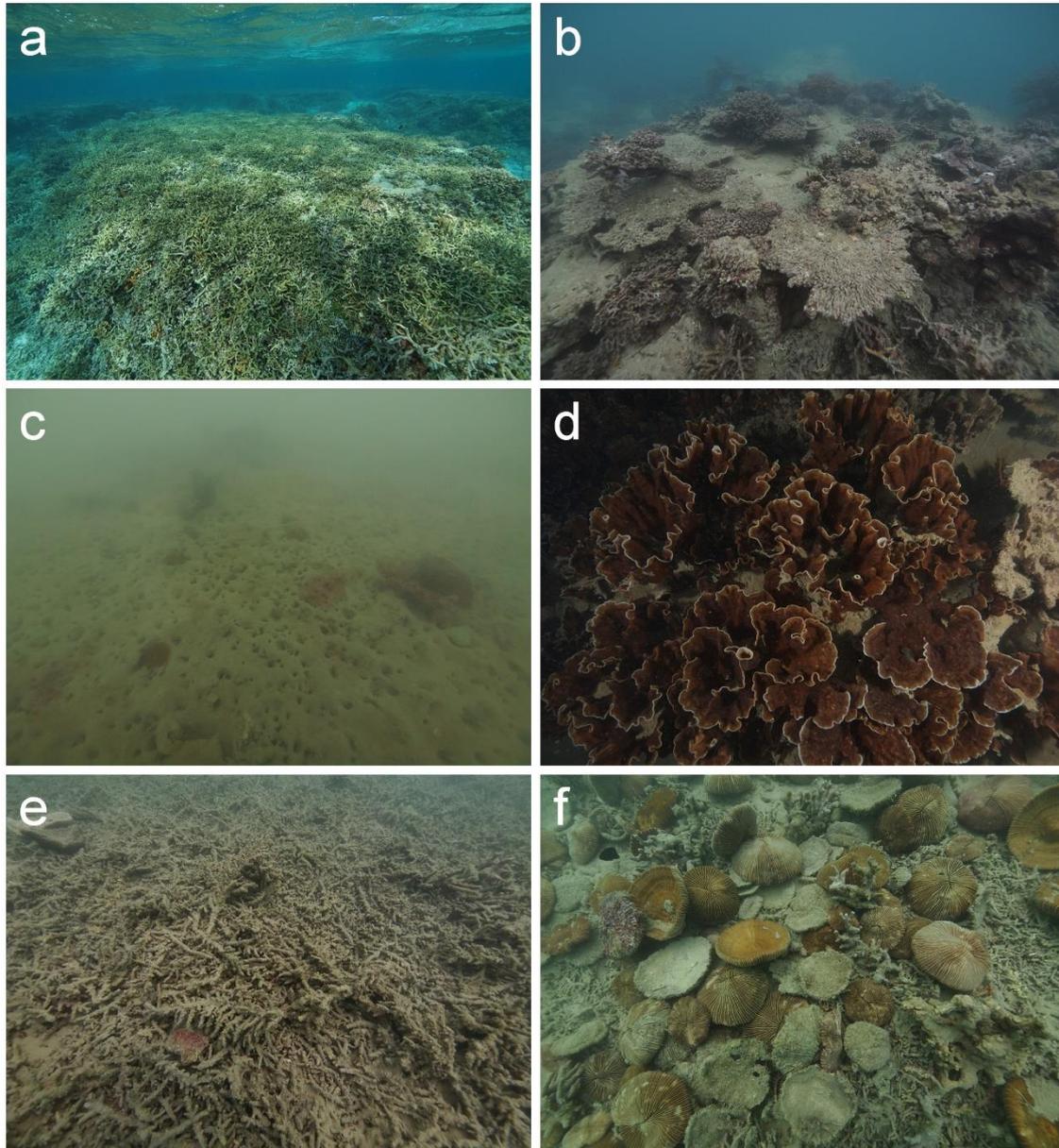


図 2.3 川平湾の写真. a : 礁池で優占していた枝状コモンサンゴ類 (St. O4), b : 湾口水道部の斃死した卓状ミドリイシ類 (St. I1), c : 湾内の主水路部に堆積した泥 (St. M5), d : 主水路部の泥上に生息するハシラセンベイサンゴの純群落 (St. M2), e : 斜面上部に堆積したミドリイシ類の礫 (St. S4), f : ミドリイシ類の礫上に優占していたクサビライシ類 (St. S4) (矢代ら 2017¹⁶⁾より転載)

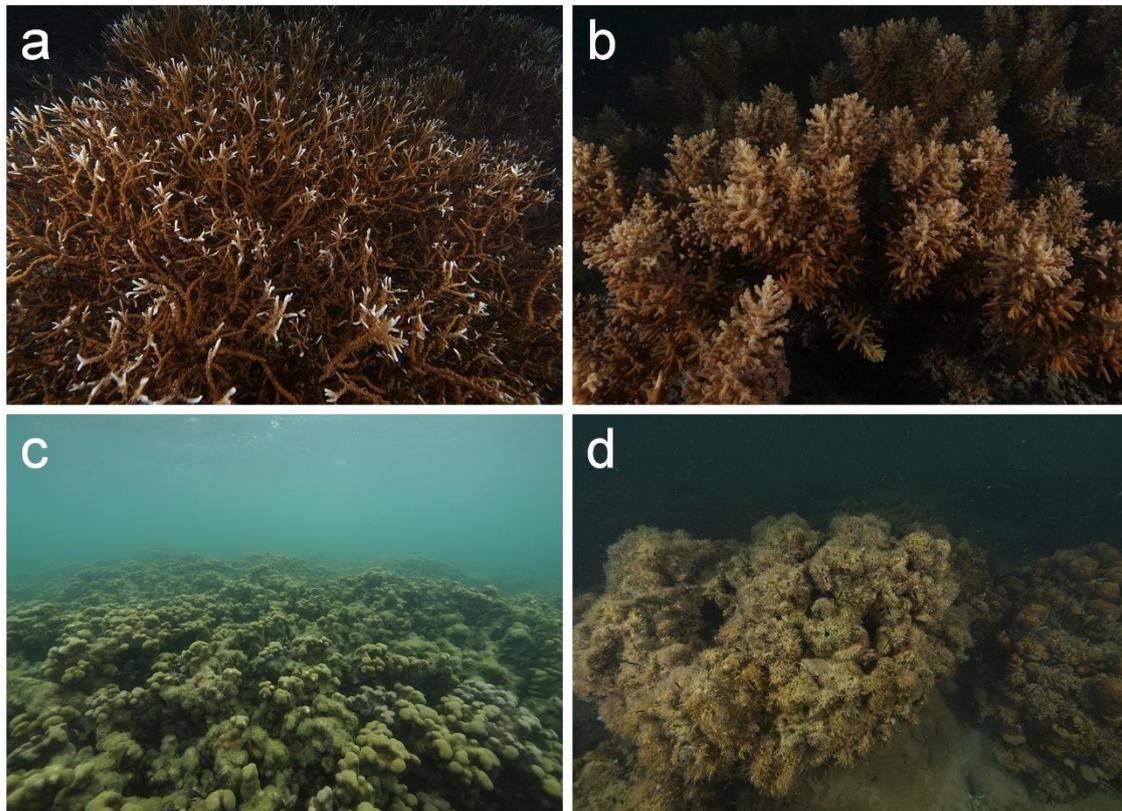


図 2.4 川平湾の写真. a: 斜面下部で生息するトゲミドリイシ類 (St. S6), b: 斜面上部で生息するツツミドリイシ類 (St. S6), c: 湾中央部の西岸の浅所で海底を覆い尽くすハマサンゴ類 (St. A6), d: 付着物により斃死したハマサンゴ類 (St. A6) (矢代ら 2017^[6]より転載)

2.3.2. 湾内各所におけるサンゴ群集組成の変化

ライン調査の結果を基に作成した湾内各所におけるサンゴ群集組成の変化を図 2.5 に、水深 5 m で区分した調査結果を表 2.1 に示した。

湾内のサンゴ群集は、底質が主にサンゴ礫と砂の浅所平坦部においてハマサンゴ類が優占し、底質に泥が多い深所で *L. scabra*（ヒラフキサンゴ科）が優占する明瞭な傾向が見られた（図 2.5）。主水路斜面では、クサビライシ類が優占する範囲とミドリイシ類が優占する範囲があり、東西岸で大きく分布の様子が異なっていた（図 2.5）。以下に、東西岸別にサンゴ群集組成の変化の様子を記載する。

【西岸 (L1~4)】

浅所平坦部はゆるい勾配で主水路部に向かって突出している地形のところが多かった。このような場所にはコブハマサンゴ *Porites lutea* に代表されるハマサンゴ類が非常に多く、湾奥 (L3, L4) では被度 20% に達した（表 2.1, 図 2.5）。

主水路斜面は 2~4 m 付近から急勾配で主水路部に落ち込み、深くなるにつれ泥が多くなるところがほとんどであった。このような場所では、枝状あるいは洗瓶ブラシ状ミドリイシが優占しているか、斃死したミドリイシ類の礫上にクサビライシ類が散在していた。湾中央部 (L1, L2) では生息しているミドリイシ類は少なかったが、湾奥部 (L3, L4) ではオトメミドリイシ *Acropora pulchra* 等の枝状ミドリイシやトゲヅツミドリイシ *Acropora echinata* 等の洗瓶ブラシ状ミドリイシが見られ、サンゴ群集の被度が高かった（表 2.1, 図 2.5）。

【東岸 (L5~8)】

浅所平坦部は西岸同様にゆるい勾配で主水路部に向かって突出している地形のところが多かったが、優占種である *P. lutea* をはじめとする塊状ハマサンゴ類の被度は、西岸に比べて低かった（表 2.1, 図 2.5）。なお、東岸の全てのラインにおいて、塊状ハマサンゴ類は部分死や斃死したものが多かった。

主水路斜面は西岸同様に 2~4 m 付近から急勾配で主水路部に落ち込み、深くなるにつれ泥が多くなっていたが、西岸と異なり、いずれのラインにおいてもミドリイシ類が優占する範囲は見られなかった。湾中央部 (L6~L8) では、枝状あるいは洗瓶ブラシ状のミドリイシ類のものとみられるサンゴ礫が非常に多く散乱して厚い層を形成しており、礫上に散乱するクサビライシ類が優占種となっていた（表 2.1, 図 2.5）。湾奥部 (L5) の主水路斜面には、サンゴ群集はほとんど見られなかった（表 2.1, 図 2.5）。

表 2.1 ライン調査の各ラインにおけるサンゴの被度。ハッチは被度 5% 以上を意味する。ミドリイシ科のうち、枝状あるいは洗瓶ブラシ状の群体形の被度について()で示した(矢代ら 2017^[6]より転載)

Family	Genus	West coast of central part of the bay				West coast of inner part of the bay				East coast of inner part of the bay		East coast of central part of the bay					
		L1		L2		L3		L4		L5		L6		L7		L8	
		0-5 m	5 m<	0-5 m	5 m<	0-5 m	5 m<	0-5 m	5 m<	0-5 m	5 m<	0-5 m	5 m<	0-5 m	5 m<	0-5 m	5 m<
Acroporidae	<i>Acropora</i>	1.3	2.4	0.2				12.0	5.6	0.8		0.4					
	<i>Anacropora</i>	1.5				9.6											
	<i>Isopora</i>															0.1	
	<i>Montipora</i> (Brunch, Bottle wash brush form)	(1.3)	(3.9)	(0.2)		(9.6)	(11.4)	(5.6)				(0.4)				(0.1)	
Agariciidae	<i>Leptoseris</i>	0.7		3.9		0.8	3.6	9.3		3.2		3.8		10.5		6.5	
	<i>Pavona</i>	0.6	0.4	0.1		7.7				0.8				0.3		0.4 0.4	
Euphyllidae	<i>Euphyllia</i>			0.1													
	<i>Galaxea</i>	0.4															
Fungidae	<i>Ctenactis</i>															0.8	
	<i>Danafungia</i>			0.4		0.4				0.2						1.1	
	<i>Fungia</i>	0.6		0.1						0.2		2.2 0.5		0.2 3.4		1.1	
	<i>Heliopungia</i>									0.3							
	<i>Lithophyllon</i>			1.9		0.3	0.9	1.1	1.4	0.3		2.0 3.8		1.0 7.4		4.1	
	<i>Pleuroctis</i>	0.2	0.2	0.6		1.3	0.3	0.2	0.6	0.9		0.8 0.8		1.8		0.4 2.5	
Lobophylliidae	<i>Lobophyllia</i>	0.2	1.4														
Merulinidae	<i>Astrea</i>	0.7										0.6					
	<i>Coelastrea</i>	0.3		0.1													
	<i>Cyphastrea</i>	0.4		0.3		6.8		0.7		0.2							
	<i>Dipsastraea</i>			0.1													
	<i>Favites</i>													0.9			
	<i>Goniastrea</i>													1.2			
	<i>Pectinia</i>	0.6		0.4												0.6 0.7	
	<i>Platygyra</i>	0.3						0.9									
Milleporidae	<i>Millepora</i>	1.8		0.2		0.4				0.7		0.1 0.2				0.4 0.1	
Pocilloporidae	<i>Pocillopora</i>	0.1								0.2							
	<i>Seriatopora</i>			0.2				0.5									
Poritidae	<i>Porites</i>	6.2	2.3	14.6	0.7	19.9	1.9	20.0	0.8	9.2	2.4	0.8 0.3	5.1	1.0	1.6		
Psammocoridae	<i>Psammocora</i>							0.3						0.6			
Total coverage (%)		12.1	11.6	15.3	8.8	37.6	16.3	35.7	18.1	12.7	6.5	6.4 9.8	9.2 24.7	2.8	17.3		
Total number of genus		11	11	4	13	8	5	8	6	10	3	6 7	7 6	5	9		

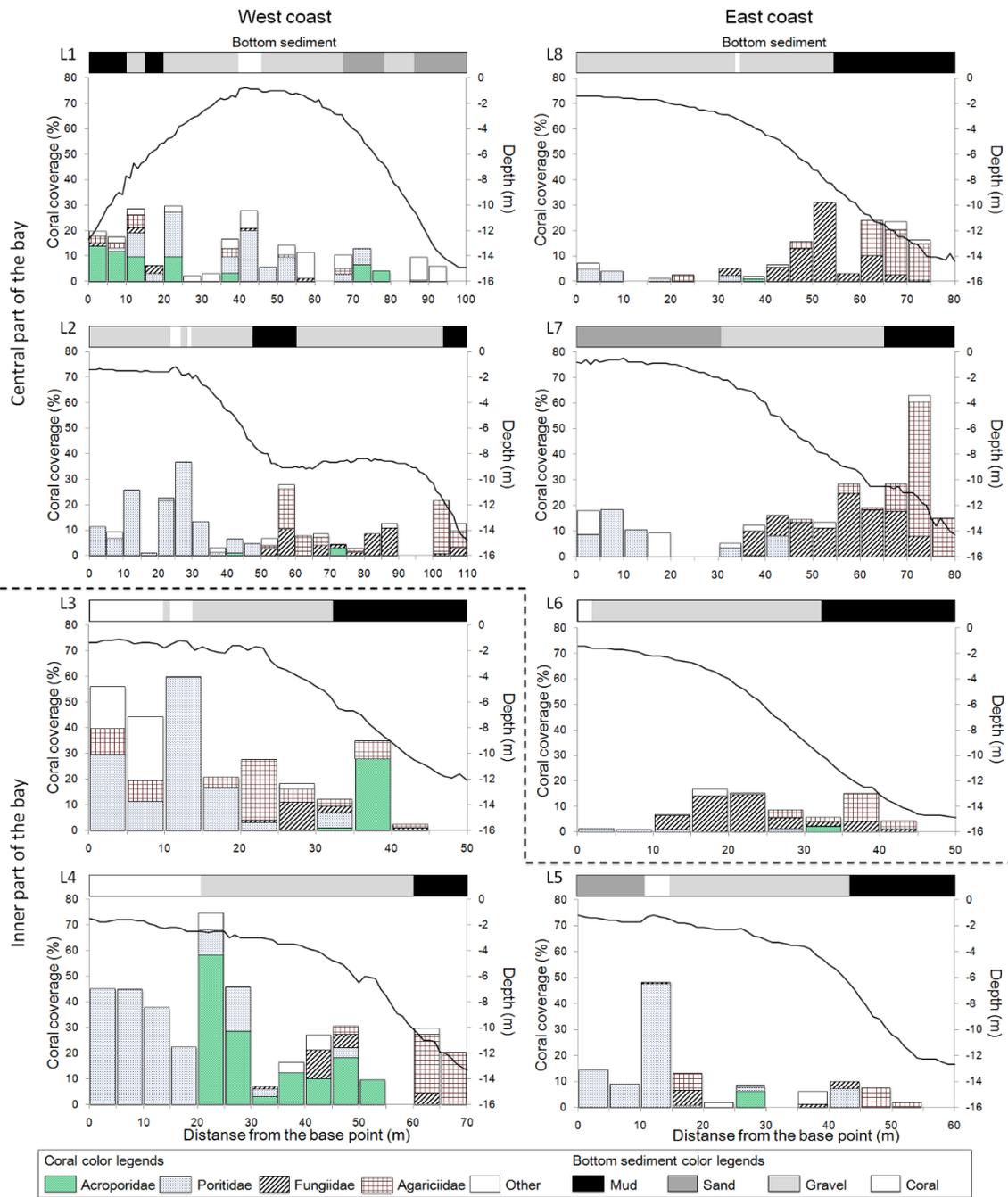


図 2.5 湾内各所におけるサンゴ群集組成の変化。横軸は離岸距離である。縦の棒グラフで離岸距離 5 m 毎のサンゴ被度を、折れ線で水深を、上部の帯グラフで底質を示した。湾中央部と湾奥部の境界を破線で示した (矢代ら 2017^[6]より転載)

2.3.3. 群集構造の特徴

湾外の礁池～礁原では多くの範囲に枝状ミドリイシあるいは枝状コモンサンゴ類が優占しており、一部で内湾性の種である *P. cylindrical* が多く見られた (図 2.2). このうち枝状コモンサンゴ類は礁池で優占的で、台風等により破片が移動して分布域が大きく変化する種類である (Yamano et al. 2000^[8]). 一方、湾内には強内湾性の種からなる特異なサンゴ群集が見られた. 主水路斜面および浅所平坦部ではトゲミドリイシ類やツツミドリイシ類に代表される繊細な構造を持った枝状サンゴの仲間、クサビライシ類、センベイサンゴ類、シコロサンゴ類、塊状ハマサンゴ類などが生息しており、主水路部には主に *L. scabra* が分布し、他のサンゴ類はほとんど見られなかった (表 2.1). 湾外と湾内を結ぶ湾口水道部には湾外と湾内の中間的な種組成を示すサンゴ群集があり、枝状・卓状・散房花状のミドリイシ類や塊状ハマサンゴ類、クサビライシ類が優占していた. このように、川平湾海域におけるサンゴ群集の種構成は地点・場所によって大きく異なっており、湾外から水道、湾内へと次第に内湾性の構成種が多くなる傾向にあった. このような種構成の場所による差異や、湾内外に見られるサンゴ類の水平分布の特徴は、海水の影響、波浪の影響、底質組成、濁りや懸濁物質の量などといった物理環境条件が場所によって大きく異なることに起因していると考えられ、当該海域の環境勾配が大きいことを示唆している.

湾内のサンゴ群集は水深、底質に対して依存するように優占種が異なっていた. *P. lutea* は内湾的環境下で優占的に分布可能な種であり川平湾でも湾内浅所平坦部の優占種となっていたが、西岸を中心とする底質に泥を含むところで多く、東岸の底質が礫 (サンゴ礫) の場所には散在する程度であった (図 2.5). マルクサビライシ *Lithophyllon repanda* をはじめとするクサビライシ類は、斃死個体も多いものの斜面の幅広い水深帯で優占種となっており、底質の依存性が低く、泥の有無によらず東西岸にわたる広範囲に分布していた (図 2.5). トゲミドリイシ *Anacropora spinosa*, *A. pulchra* 等の枝状ミドリイシや *A. echinata* 等の洗瓶ブラシ状ミドリイシは、湾奥部の西岸の主水路斜面を中心に、底質が礫あるいは礫混じり泥の場所に優占していた (図 2.5). *L. scabra* は、主水路部および主水路斜面の深所で優占し、St. M2 では純群落を形成していた. *L. scabra* の分布は底質中に泥を多く含む範囲が中心であり (図 2.5)、半分泥に埋没した状態でも生息している様子が見られた. *L. scabra* の極めて泥に強い性質により、他種が生息できない主水路部周辺において特異な分布形状を形成したと考えられる.

2.4. 過去の分布と近年におけるサンゴ優占種の変化

堀越 (1979)^[1] は 1976~1978 年に川平湾内の集中的な調査を行い、湾内のサンゴ群集について水深 5 m 以浅および 5 m 以深の優占種 (被度の上位 3 種) を報告した。今回行ったライン調査はこの報告と概ね同一地点で調査しており、湾内のサンゴ群集の変化を検討するため、両調査における優占種 (属) の比較を行った (表 2.2)。この結果、堀越 (1979)^[1] による 1976~1978 年の調査と今回の 2012~2013 年の調査では多くの地点で優占種が異なっており、湾内のサンゴ群集の構成が大きく変化していることが明らかとなった。

スポットチェック調査結果、ライン調査結果、航空写真 (2006 年撮影)、堀越 (1979)^[1] を基に、川平湾の過去 (1976~1978 年および 2006 年) と 2012~2013 年のサンゴ優占種の分布図を作成し図 2.6 に示した。湾中央部の東岸 (L6, L8) では堀越 (1979)^[1] の調査では *Acropora* (枝状・洗瓶ブラシ状ミドリイシ類)、*Montipora* (枝状コモンサンゴ類) が優占しており、2006 年の航空写真でもこの範囲にサンゴ群集と考えられる画像が写っていたが、今回の調査ではほとんど見られず、これらのグループのものと考えられるサンゴ礁が大量に堆積していた。このことから、湾中央部の東岸では、近年、枝状・洗瓶ブラシ状ミドリイシ類、枝状コモンサンゴ類が大量に斃死し、減少した可能性が高い。

一方、湾奥部の西岸 (L3, L4) では堀越 (1979)^[1] の調査の際には優占していなかった枝状・洗瓶ブラシ状ミドリイシ類が高被度で分布し、優占種の上位を占めていた。これらのことから、川平湾内におけるサンゴ群集の変化は、主に枝状・洗瓶ブラシ状ミドリイシ類や枝状コモンサンゴ類などの被度の増減を反映したものであるといえる。

表 2.2 優占種の変化。表記は各ラインにおける被度順。1976~1978 年の優占種は堀越 (1979)^[1] より改変。ハッチはミドリイシ科を意味する (矢代ら 2017^[6] より転載)

Year	West coast of central part of the bay				West coast of inner part of the bay				East coast of inner part of the bay		East coast of central part of the bay				
	L1		L2		L3		L4		L5		L6		L8		
	0-5 m	5 m<	0-5 m	5 m<	0-5 m	5 m<	0-5 m	5 m<	0-5 m	5 m<	0-5 m	5 m<	0-5 m	5 m<	
1976 ~ 1978	<i>Pavona</i>	<i>Leptoseris</i>	<i>Porites</i>	<i>Leptoseris</i>	<i>Porites</i>	<i>Danafungia</i>	<i>Porites</i>	<i>Leptoseris</i>	<i>Porites</i>	<i>Acropora</i>	<i>Acropora</i>	<i>Acropora</i>	<i>Acropora</i>	<i>Montipora</i>	<i>Anacropora</i>
	<i>Porites</i>	<i>Anacropora</i>	<i>Porites</i>	<i>Pleuraclis</i>	<i>Pleuraclis</i>	<i>Pleuraclis</i>	<i>Cyphastrea</i>	<i>Fungia</i>	<i>Acropora</i>	<i>Anacropora</i>	<i>Montipora</i>	<i>Lithophyllon</i>	<i>Acropora</i>	<i>Porites</i>	<i>Porites</i>
		<i>Echinopora</i>	<i>Pleuraclis</i>	<i>Anacropora</i>	<i>Porites</i>	<i>Palauastrea</i>	<i>Pavona</i>		<i>Fungia</i>	<i>Leptoseris</i>	<i>Porites</i>	<i>Seriopora</i>	<i>Pavona</i>	<i>Pavona</i>	<i>Pavona</i>
		<i>Pavona</i>										<i>Pavona</i>			
		<i>Porites</i>													
2012 ~ 2013	<i>Porites</i>	<i>Acropora</i>	<i>Porites</i>	<i>Leptoseris</i>	<i>Porites</i>	<i>Anacropora</i>	<i>Porites</i>	<i>Leptoseris</i>	<i>Porites</i>	<i>Leptoseris</i>	<i>Fungia</i>	<i>Leptoseris</i>	<i>Porites</i>	<i>Leptoseris</i>	
	<i>Millepora</i>	<i>Porites</i>	<i>Cyphastrea</i>	<i>Lithophyllon</i>	<i>Pavona</i>	<i>Leptoseris</i>	<i>Acropora</i>	<i>Acropora</i>	<i>Pavona</i>	<i>Porites</i>	<i>Lithophyllon</i>	<i>Lithophyllon</i>	<i>Millepora</i>	<i>Lithophyllon</i>	
	<i>Acropora</i>	<i>Anacropora</i>	<i>Millepora</i>	<i>Porites</i>	<i>Cyphastrea</i>	<i>Porites</i>	<i>Lithophyllon</i>	<i>Lithophyllon</i>	<i>Acropora</i>	<i>Pleuraclis</i>	<i>Pleuraclis</i>	<i>Pleuraclis</i>	<i>Pavona</i>	<i>Pleuraclis</i>	

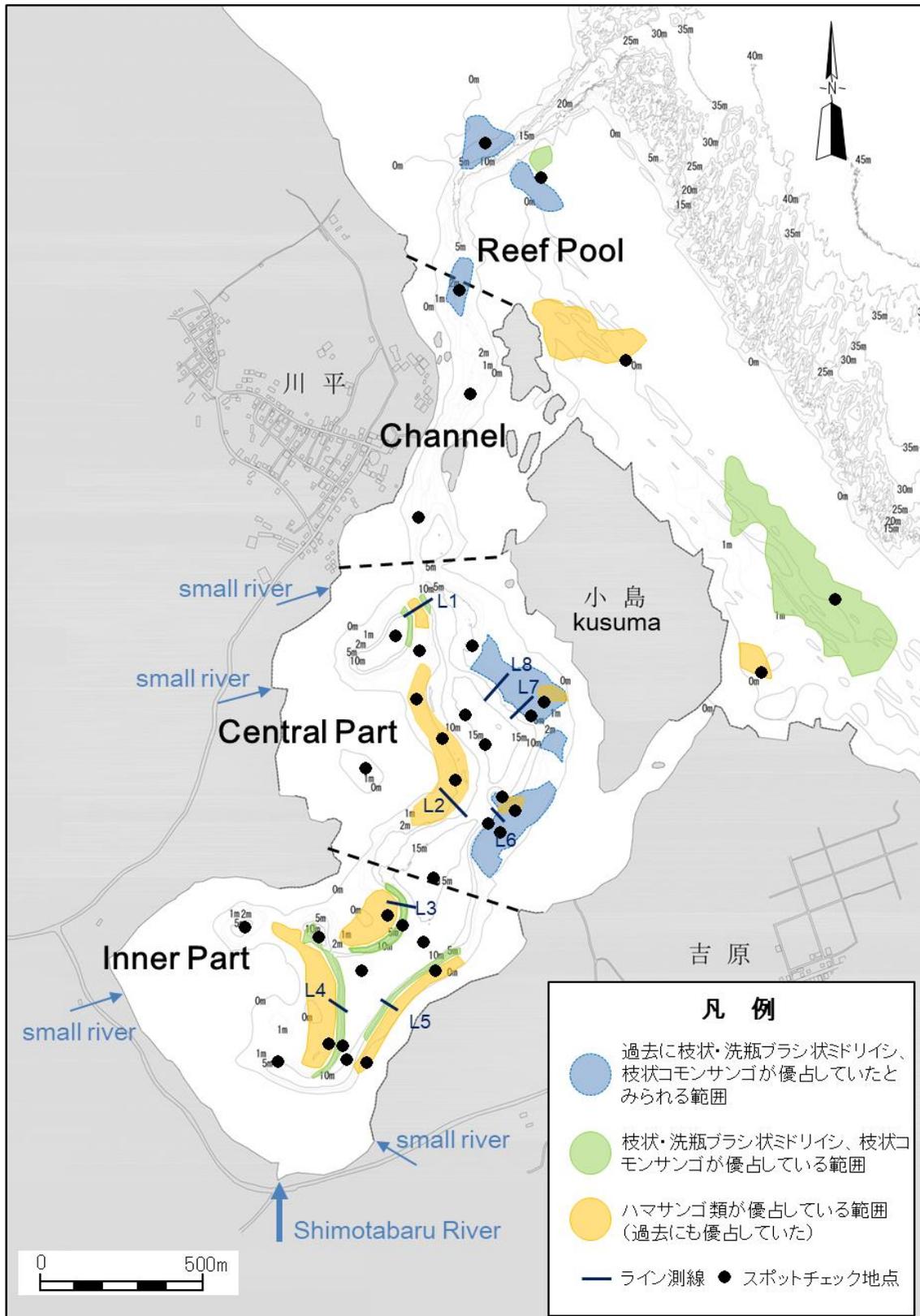


図 2.6 過去 (1976~1978, 2006 年) と近年 (2012~2013 年) の優占種の分布. スポットチェック調査結果, ライン調査結果, 航空写真, 堀越 (1979)¹⁾を基に作図した

2.5. サンゴの大規模白化が発生した年の推定

先述したように湾中央部の東岸では、近年、枝状・洗瓶ブラシ状ミドリイシ類や枝状コモンサンゴ類などが大量に斃死したため、被度の低下と優占種の交代が起こったと考えられた。そこで、この要因の一つと考えられる近年発生した大規模な白化の影響について検証した。

2.5.1. 夏季高水温の発生年

大規模白化が起きやすい夏季高水温の発生年について、気象庁の海面水温データ（先島諸島周辺）¹⁹から整理した。海面水温データが揃っている1950年から本調査を実施した2012年までの夏季（7～9月）の海面水温について、平年値（1981年～2010年の30年間の平均値）との差を図2.7に示す。夏季海面水温は1998年に最も高く平年値+1.0℃、次いで1983年、1988年、2001年が平年値+0.6℃、1967年、2003年、2007年が平年値+0.4℃、1991年、1993年、2010年が平年値+0.3℃であった。以降、この10カ年を先島諸島の海面水温が高かった年と定義した。

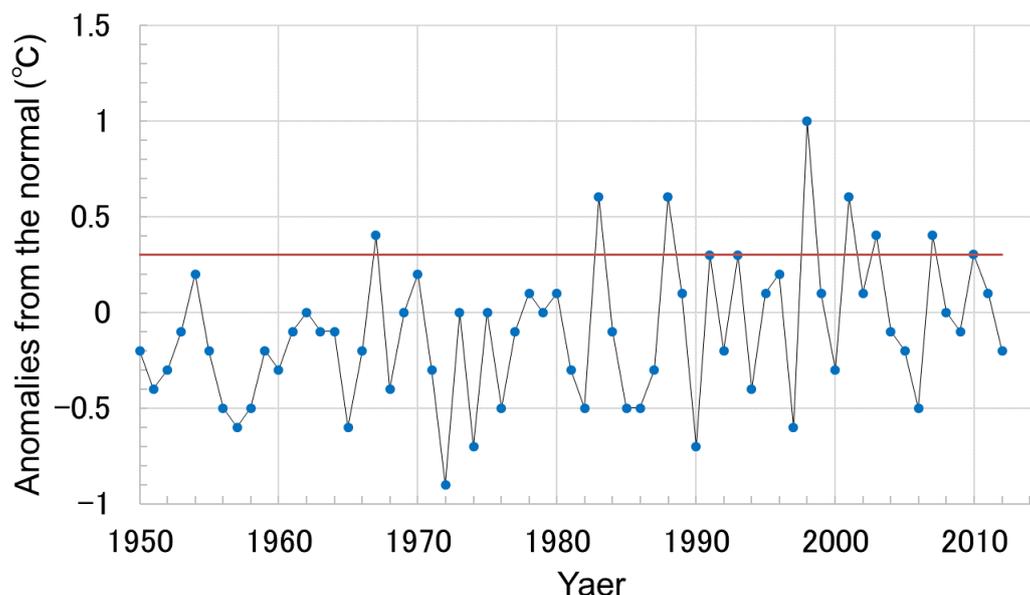


図 2.7 先島諸島周辺における夏季の海面水温の平年値との差。平年プラス0.3℃を赤線で示した。気象庁観測海面水温データ¹⁹より作成

2.5.2. 航空写真による比較

川平湾内のうち枝状・洗瓶ブラシ状ミドリイシが顕著に減少した湾中央東岸について、先島諸島の海面水温が高かった年のサンゴの変化を国土地理院撮影の空中写真 (1962 年 12 月, 1977 年 11 月, 1986 年 12 月, 1995 年 1 月, 2006 年 1 月, 2010 年 7 月撮影), 海上保安庁撮影の航空写真 (2000 年 6 月撮影), 石垣市総務課より提供を受けた航空写真 (2011 年 1 月撮影) の比較により確認した (図 2.8).

1977 年と 1986 年, 1995 年と 2000 年の写真を比較すると, サンゴ群集が D.L.0m 付近の浅所で部分的に消失したと判断される変化が生じていた. このことから, 1983 年と 1998 年の高水温については湾内のサンゴ群集への影響が軽微であったと考えられた.

1986 年と 1995 年の写真を比較すると, 1988 年, 1991 年, 1993 年の高水温は影響があったとしても軽微で, 1995 年の時点ではこの 3 ヶ年の高水温に曝される前よりもサンゴが増加したと判断できた.

2000 年と 2006 年の写真を比較すると, 残存していた D.L. -2~-6 m 付近の深所のサンゴ群集がパッチ状になったように見える. このことから, 2001 年と 2003 年の高水温のどちらか, あるいは両方の影響により, 深所のサンゴ群集の一部が失われたと考えられた.

2006 年と 2010 年の写真を比較すると, 深所のサンゴ群集が大規模に消失したと判断される変化が生じている. このことから, 2007 年の高水温により深所のサンゴ群集の大部分が失われたと考えられた.

2010 年と 2011 年の写真を比較すると, 2010 年まで残存していた一部の色が濃い部分が失われている. このことから 2007 年の攪乱で生残していた一部のサンゴが 2010 年の高水温により失われた可能性が考えられた.

表 2.3 先島諸島の海面水温が高かった年の湾内のサンゴ変化

高水温の年	湾内のサンゴの変化	航空写真の比較年月
1967		1962年12月, 1977年11月
1983	浅所の一部で消失	1977年11月, 1986年12月
1988	浅所回復	1986年12月, 1995年1月
1991		
1993		
1998	浅所の一部で消失	1995年1月, 2000年6月
2001	深所までパッチ状に	2000年6月, 2006年1月
2003		
2007	深所まで広範に消失	2006年1月, 2010年7月
2010	深所まで一部で消失	2010年7月, 2011年1月

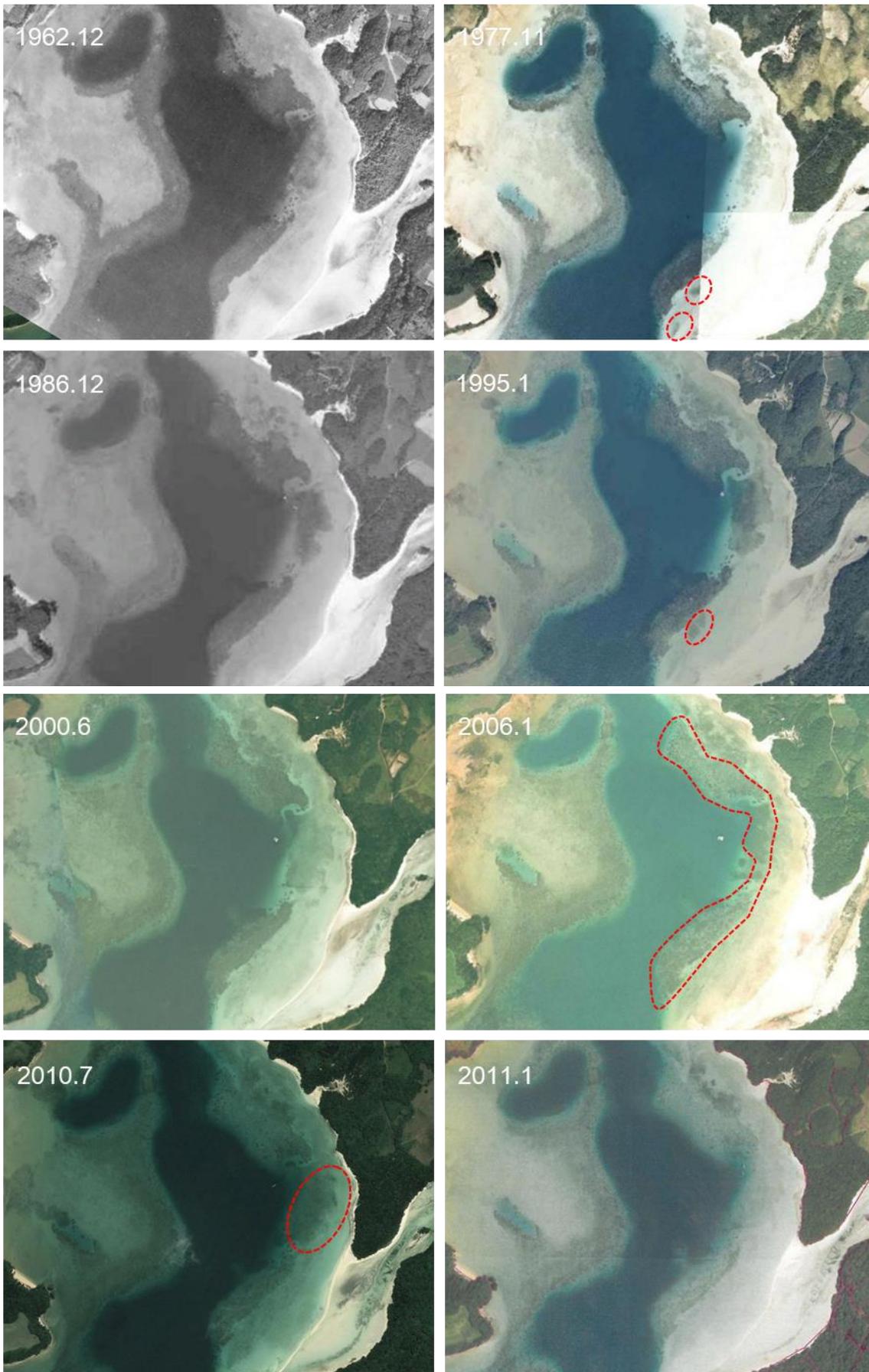


図 2.8 湾内東岸の航空写真の比較. 破線は次の撮影年までに消失したと判断した範囲

一方、川平湾内のうち枝状・洗瓶ブラシ状ミドリイシの消失が起きなかったと考えられる湾奥部について、堀越 (1979)^[1] の調査が行われた年と近年の航空写真 (1977 年 11 月, 2011 年 1 月撮影) とを比較してみると、2011 年時点においても枝状・洗瓶ブラシ状ミドリイシの分布とみられる色の濃い部分が残存しており、1977 年時点よりも拡大している様子がわかる (図 2.9)。このことから、湾奥部においては先島諸島の海面水温が高かった年でも白化等により枝状・洗瓶ブラシ状ミドリイシが消失することは無かったと考えられる。



図 2.9 湾奥の航空写真の比較. 矢印は枝状・洗瓶ブラシ状ミドリイシの分布が拡大したと判断した部分

2.5.3. 周辺海域のサンゴ変化

夏季高水温の発生が川平湾のサンゴに与えた影響を調べるため、川平湾近傍のサンゴの変化を整理した。川平湾内のサンゴ群集については継続的なモニタリングは行われていない。しかし、環境省のモニタリングサイト 1000 調査^{[4][5]}では、川平湾の礁池および礁縁にあたる川平小島東（本調査の St. O4）、川平小島北（同 St. O3）、川平水路東（同 St. O2）、川平水路（同 St. O1）でスポットチェック法によるサンゴ被度等の調査が 1998 年より行われている。そこで、モニタリングサイト 1000 調査の平均被度と、このうち枝状ミドリイシが優占していた川平水路東、川平水路の平均被度を算出して図 2.10 に示した。

4 地点の平均被度は、1998 年の夏季高水温による白化後は 16 % であった。このとき、白化による死亡率は 50 % 以上で、最大で 90 % 以上に達したと記録されている。その後、2006 年まで次第に回復したが、2007 年の夏季高水温による白化で再び 24 % まで低下した。2008 年以降は緩やかに回復したが、2010 年には干出時に降雨にさらされたために白化し、2011 年にはオニヒトデ被害を受けて被度が低下した。枝状ミドリイシ優占の 2 地点の平均被度は、4 地点の平均被度と概ね同様の傾向であったが、1998 年の白化後の被度低下が著しく、回復が遅れたと考えられる。なお、環境省自然環境局生物多様性センター^[10]は、2007 年の白化の特徴として、1998 年の白化と比較して水深が浅い場所での被害が大きく、高水温に曝されたのは浅い水深層に限定された可能性があると考察している。

少し視点を広げ、データの蓄積がある石西礁湖のサンゴ変化に着目する。野島・岡本(2008)^[3]は、石西礁湖において長年にわたる観察を続け、1998 年、2001 年、2007 年にサンゴの大規模白化があり、2003 年には中規模の、2005 年には小規模の白化があったことを報告している。これらの年は 2005 年を除き先島諸島の海面水温が高かった年に相当しており、水温との関係が深いことがわかる。

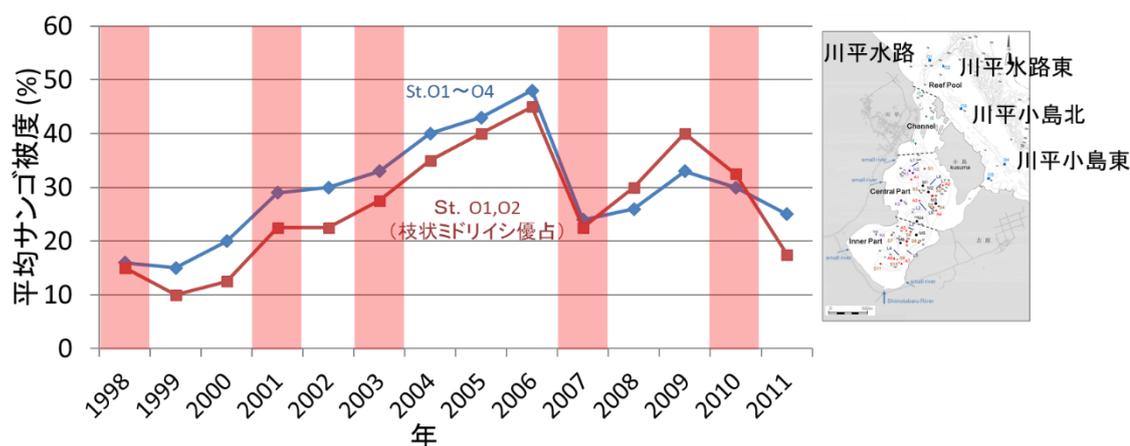


図 2.10 川平湾礁池・礁縁のサンゴ被度変化. 赤いハッチは先島諸島の夏季の海面水温が高温であった年を意味する

2.5.4. 地域情報

川平湾内のサンゴの変化を調べるため、川平湾近傍においてレジャーダイビングを営んでいる業者の方に川平湾のサンゴ分布についてヒアリングを行った。

川平湾内の枝サンゴは 1998 年の大規模白化の影響を受けたものの 2000 年までは高被度で分布していた。しかし、2001 年の石垣周辺の白化の際に浅い方から順に白化が進み、大きく被度を低下させた。その後、僅かに枝状サンゴが残っている状態が続いたが、2007 年の石垣周辺の白化の際に残りの個体も白化し、壊滅的な状況となった。なお、川平湾奥部のサンゴは、1998 年、2001 年、2007 年のいずれの大規模白化でもほとんど影響を受けておらず、オニヒトデも湾内ではほとんど見られないとのことである。

この地域情報は、航空写真の変化から推定した湾内東岸におけるサンゴ変化と傾向がよく一致している。以上のことから、湾内東岸のサンゴ群集は 1983 年、1998 年、2001 年、2007 年を中心に高水温による白化で失われており、特に 2007 年に失われたところが大きいと考えられる。

2.5.5. 高水温の状況

次に、2007 年に大規模にサンゴが消失したと仮定し、その要因について解析した。

川平湾奥部の養殖筏の水深 5 m における水温について、夏季に水温 30℃ 以上の高水温が連続で続いた日数を調べると、データがある 2004～2012 年では 2007 年が最も長い 46 日間であり、ついで 2009 年が 33 日間、2004 年が 30 日間であった。2007 年は高水温が長く続いたために白化が起きやすかったと考えられる。

Liu et al. (2003)^[11]は 1998 年と 2002 年の衛星画像による海面水温と GBR の白化状況とを比較し、白化の閾値となる指標として DHW (Degree Heating Week) を提案した。DHW は、週の平均海面水温が平年の最暖月の平均水温より 1℃ 以上高い場合を 12 週分積算して計算する。例えば 12 週のうち平年より 1℃ 高い水温が 4 週間あると DHW は 4 となる。DHW が 4 を超えると白化現象が起こり、DHW が 8 を超えると白化現象によるサンゴの大量死が起こると判断される。また Kayanne (2017)^[12]は、北太平洋のサンゴの大規模白化について DHW による予測結果と実際の白化状況とを比較し、DHW の予測が的確であったことを示した。DHW は、調査海域周辺においても適用可能な白化の予測指標と考えられる。

海面水温ではないが、川平湾奥部の養殖筏の水深 5 m における水温について、DHW を計算した結果を図 2.11 に示す。平年水温は 2004～2011 年 (2007 年を除く) で設定した。その結果、2007 年のみが DHW が 4 を超えており、白化が起きやすかったと判断された。

以上のことから、2007 年の夏季に見られた高水温の継続により、川平湾内でもまとまった規模の白化が起きたと考えられ、これが近年のサンゴ群集の変化、特に湾中央部の東岸の優占種交代と被度低下を引き起こした枝状・洗瓶ブラシ状ミドリイシ類や枝状コモンサンゴ類の大量斃死に繋がった可能性が高い。

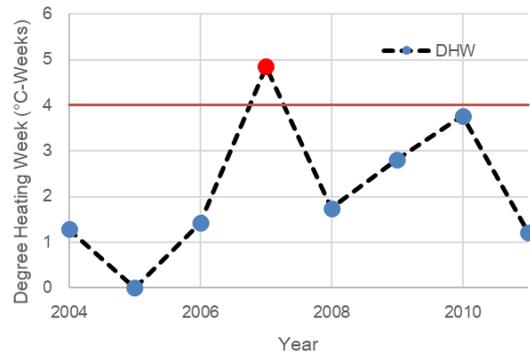


図 2.11 川平湾奥部の DHW の変化

2.6. 湾内の水温と集中豪雨との関係

先島諸島の夏季海面水温は 1998 年に最も高く、次いで 1983 年, 1988 年, 2001 年が高く, 1967 年, 2003 年, 2007 年はこれらに準ずる高さであった (図 2.7). では, どうして 2007 年は高水温が継続したのだろうか. ここでは湾内の水温と集中豪雨との関係について解析した.

湾奥部水深 5 m 層における水温と川平地点の降水量とを時系列で整理した (図 2.12). 川平湾の湾奥部の水温は毎年 7 月ごろに 30°C を超え, 最高で 31°C 程度になるが, 日間降水量が 100 mm/d を超えるような集中豪雨の流入により顕著に低下する傾向がみとれた. このうち 7~9 月の降雨について前後 3 日間の平均水温を比較すると, 50~99 mm/d の降雨で $1.0 \pm 0.8^\circ\text{C}$ (平均 \pm 標準偏差), 100 mm/d 以上の降雨で $1.5 \pm 0.6^\circ\text{C}$ 水温が低下していた.

湾内の水温は集中豪雨があると顕著に低下するが, 2007 年の夏季は 6 月 16 日に 146 mm/d の集中豪雨があった後は 9 月 18 日の 240 mm/d の集中豪雨まで 100 mm/d を超える集中的な降雨はなかった. これが高水温が継続した要因の一つと考えられる.

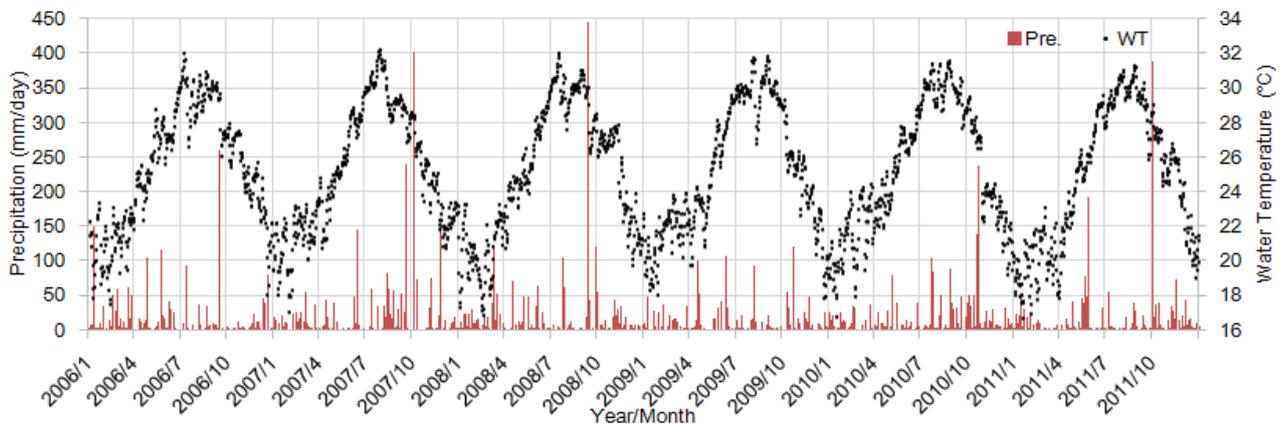


図 2.12 湾奥水深 5 m 層の水温と川平地区の降水量 (矢代ら 2017^[6]より転載)

2.7. 湾奥部でサンゴが生残した要因

湾中央部の東岸で枝状・洗瓶ブラシ状ミドリイシ類や枝状コモンサンゴ類が近年大きな攪乱を受け大量斃死したのに対し、湾奥部、特に西岸では枝状・洗瓶ブラシ状ミドリイシ類が生残し、高被度で分布していた。湾内では場所により白化の影響が異なっており、湾奥部では影響を軽減する何らかの要因が働いていた可能性がある。ここでは湾奥部でサンゴを生残させた要因を解析する。

Casareto et al. (2016)^[13]は、温度ストレスとその他のストレスの複合的な影響について調べ、サンゴのダメージは非生物的要因（温度、堆積物、栄養塩流入、UV）や生物的要因（補食、藻類の大発生、感染性の病気）の相乗効果により引き起こされるとしている。川平湾の湾内への河川流入は湾奥部に集中しており、生活・畜産排水の流入や、これに起因する感染性の病気は湾奥部にはマイナス要因であって、白化影響の軽減とは関係がないと考えられる。また、オニヒトデやサンゴ食巻貝は現地調査時には全く観察されておらず、影響は考えにくい。

Hidaka (2016)^[14]は、イシサンゴ目の生活史とストレス反応についてレビューし、高水温で光条件がある程度強い場合に発生する活性酸素がサンゴの共生藻類のみならず宿主であるサンゴにもダメージを与えると述べている。サンゴの白化とこれに伴う死亡は活性酸素の発生と深く関わっており、複合的なストレス要因のうち、高水温ストレスと光ストレスに起因するところが大きいと考えられる。

以上のことから、本節では高水温ストレスと光ストレスについて検討した。

2.7.1. 水温の分布

2013年8月27日～9月30日に実施した水温連続観測では、湾内の水温は場所による差がほとんどみられなかった（表 2.4）。

この期間、降雨は最大で 15 mm/d で、集中豪雨は降らなかった。上述したように、2007年は夏季に集中豪雨が少なく、湾内の水温は 2013年の観測時のように場所による差がほとんどなかったものと考えられる。

なお、沖縄県が 1976～2011年に隔月に1回の頻度で観測した表層水温データでは、川平湾の湾中央部と湾奥部との水温差は調査月別の平均で 0.0～0.4℃ と小さく、湾内の水温勾配は年間を通じて小さいと考えられる。

これらのことから、湾奥部における白化の影響の軽減は、水温以外の環境勾配によって起きたことが示唆される。

表 2.4 湾中央部および湾奥部の水温. 数値は平均値 ± 標準偏差を示した
(矢代ら 2017^[6]より転載)

Depth (m)	Water temperature (°C)		
	Central part		Inner part
	East coast (L8)	West coast (L3)	East coast (L5)
2	29.0 ± 0.8	29.1 ± 1.0	29.1 ± 1.0
5	28.7 ± 0.7	28.7 ± 0.8	28.7 ± 0.7
10	28.4 ± 0.5	28.4 ± 0.5	28.4 ± 0.5

2.7.2. 濁度の分布

Goreau et al. (2000)^[15] は 1998 年の大規模白化において、カッチ湾、南西部スリランカ、マヘ、アルフォン環礁のラグーン内で、濁った場所では白化による死亡率が低かったことを報告している。また、Jokiel and Brown (2004)^[16] は濁りが高い部分で白化が起きにくく、水深の増加による死亡率の低下が顕著となることを示している。濁りは原因物質である SS が光を散乱させたり、溶存有機物 (CDOM) が光を減衰させるため、光ストレスを低減し、白化による死亡率を下げる効果がある (West and Salm 2003)^[17]。川平湾においても濁りが白化を抑制したと考え、検討を行った。

濁度の計測はミドリイシ類の礫が厚く堆積していた湾中央部の東岸付近 (図 2.1 の St. a) と、枝状・洗瓶ブラシ状ミドリイシが高被度で分布していた湾奥部の西岸付近 (図 2.1 の St. b) で行った。川平湾の濁りは海底付近で最も高く、5 m 層付近が最も低い傾向にあり、すべての水深層において湾奥部の方が高かった (表 2.5)。集中豪雨による出水時に一時的に高濁度となるが、標準偏差の 3 倍以上の統計的な外れ値を排除しても傾向は同様であった (表 2.5)。以上のことから、川平湾ではサンゴが死滅した湾中央部よりも生残した湾奥部の方が濁りが高いことがわかる。

表 2.5 湾中央部および湾奥部の濁度. 数値は平均値 ± 標準偏差を示した
(矢代ら 2017^[6]より転載)

Depth (m)	Turbidity (FTU)			
	All data		Mean ± 3σ	
	Central part	Inner part	Central part	Inner part
0.5	1.08 ± 0.66	1.31 ± 0.71	1.03 ± 0.45	1.30 ± 0.63
2	1.05 ± 0.57	1.23 ± 0.77	1.03 ± 0.44	1.19 ± 0.54
5	0.93 ± 0.37	1.15 ± 0.80	0.90 ± 0.30	1.10 ± 0.51
10	1.29 ± 0.91	1.43 ± 0.88	1.25 ± 0.46	1.40 ± 0.81
B+2	1.96 ± 0.79	2.06 ± 1.16	1.92 ± 0.65	2.02 ± 0.99

2.7.3. 濁りによるサンゴへの阻害的な影響

濁りの元である SS は過剰にあるとサンゴに阻害的な影響を与える。枝状ミドリイシの SS に対する耐性は 10~20 mg/L で白化が起き、10 mg/L 未満で一部の種で成長や石灰化の抑制が起きるとされている (Erfemeijer et al. 2012)^[18]。ここでは、川平湾の濁りの強度がサンゴに阻害的な影響を与える可能性について検討した。

川平湾において最も濁りの強度が高かったのは湾奥部の底層で、平均値は約 2 FTU であった (表 2.5)。濁度の値を SS の値に換算するため、2013 年の 1 月、5 月、8 月に測定した湾内外 4~8 地点の表層及び海底付近の SS 値と、同時に計測した濁度との関係を整理した (図 2.13)。濁度に対する SS の寄与は濃度によらず概ね一定で、SS の値 (mg/L) を約 0.86 倍することで濁度の値 (FTU) を算出することができる。このことから、濁度から SS の値を推定する換算式を SS の寄与度の逆数 ($SS \text{ mg/L} = 1.16 \times \text{濁度 FTU}$) と設定した。

この換算式から計算すると、最も濁りの強度が高かった湾奥部底層の SS は平均で 2.39 mg/L、95 % 信頼区間 (標本平均 \pm 1.96 標準偏差/データ数^{1/2}) の上限で 2.42 mg/L であり、枝状・洗瓶ブラシ状ミドリイシが優占している水深 (海面下 2 m および 5 m) の SS は平均で 1.38 mg/L、95 % 信頼区間の上限で 1.40 mg/L であった。この濃度は、白化が起きるとされる SS 濃度 10 mg/L を大幅に下回っている。一部の種で成長や石灰化が抑制される可能性がある濃度であるが、川平湾奥部の枝状・洗瓶ブラシ状ミドリイシは浮泥が堆積しにくい微細な構造を有しており、実際に観察した全ての群体で浮泥の堆積がみられなかったことから、その可能性は低いと考えられる。なお、枝状ミドリイシに影響があるとされる堆積速度は 50 mg/cm²/d 以上とされるが (Erfemeijer et al. 2012^[18])、4 章で示すように川平湾内の沈降フラックスは最大で 3.46 mg/cm²/d であり、こちらも大幅に下回っている。

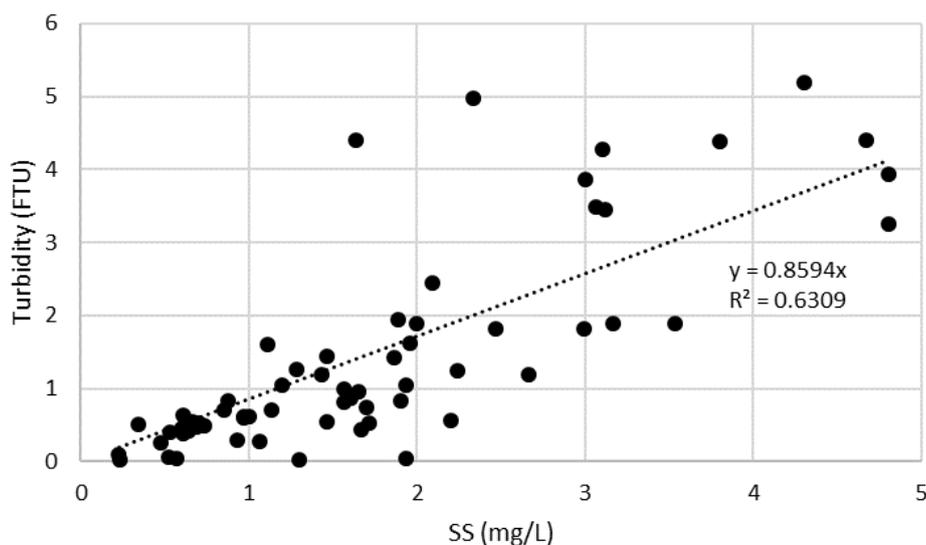


図 2.13 川平湾の SS と濁度の関係

2.7.4. 濁りによる減光効果

2013 年の 1 月, 5 月, 8 月に計測した濁度の鉛直プロファイルのうち, 水深 5 m 以浅の平均値は透明度との高い相関関係が認められた (図 2.14). 統計的な外れ値を除いた平均濁度から回帰式により連続観測期間における水深 5 m 以浅の平均的な透明度を推算すると, 湾中央部 (平均濁度 0.99 FTU) で約 4.2 m, 湾奥部 (同 1.20 FTU) で約 3.2 m となった (表 2.6).

川平湾におけるサンゴの生息水深については, 湾奥では D.L. -2~-6 m を中心に枝状・洗瓶ブラシ状ミドリイシが優占しており (図 2.5), 湾中央でも同じ水深帯を中心に優占していた枝状・洗瓶ブラシ状ミドリイシが失われたことから (図 2.8), D.L. -2~-6 m (平均水面下 3~7 m) と考えられる. 平均水面下 3 m および 7 m における太陽光の強度は, 透明度の水深における太陽光の強度を海面の 10 % と仮定すれば, 湾中央部で海面の 19.2 % および 2.1 %, 湾奥部で 11.9 % および 0.7 % となる (表 2.6).

気象庁が観測した石垣島の太陽光強度について, 2007 年 7 月における毎正時の平均値を図 2.15 に示す. 石垣島では, 2007 年 7 月の日中は平均で約 3,000 $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$ の太陽光強度であった. この強度は, 湾中央部の水深 3 m および 7 m ではそれぞれ 577 $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$, 64 $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$, 湾奥部の水深 3 m および 7 m ではそれぞれ 358 $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$, 21 $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$ となる (表 2.6).

表 2.6 湾中央部および湾奥部の濁度, 透明度, 水深 3 m・7 m における光の減衰と強度

位置	濁度 (FTU)	透明度 (m)	海面に対する光の減衰 (%)		光強度 ($\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$)	
			3 m	7 m	3 m	7 m
湾中央	0.99	4.2	19.2	2.1	577	64
湾奥	1.20	3.3	11.9	0.7	358	21

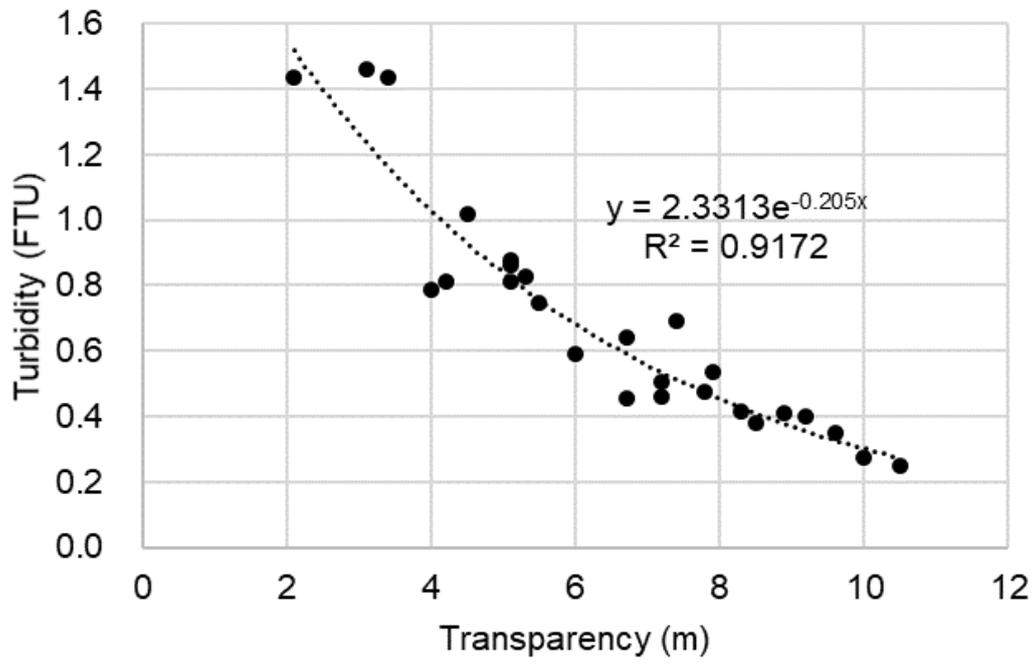


図 2.14 湾内の透明度と濁度の関係 (矢代ら 2017¹⁶⁾より転載)

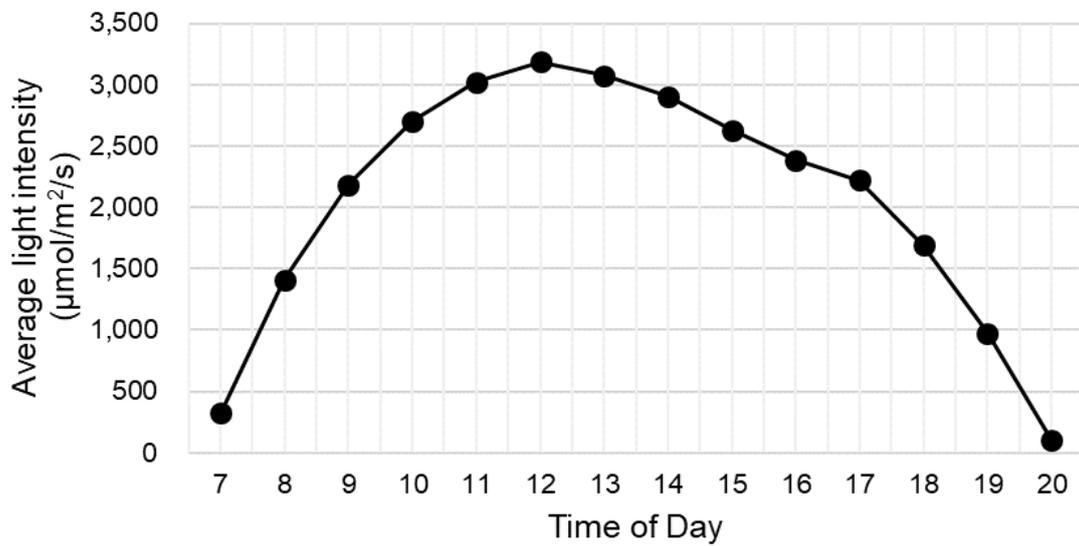


図 2.15 石垣島の 2007 年 7 月の太陽光強度

これらの光強度の違いは、サンゴの生残に影響を与えたのだろうか。中村 (2012)^[19]は光阻害現象についてレビューし、高水温が光ストレスの閾値を下げ、白化を誘発するとしている。また、Anthony et al. (2007)^[20]はトゲスギミドリイシ *Acropora intermedia* を用いた実験を行い、水温 $30.4 \pm 0.8^\circ\text{C}$ 、光量 $372.1 \pm 93.4 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$ の条件下で SS が $0.2 \pm 0.4 \text{ mg}/\text{L}$ の条件では 40 日間の生残率は 25 % 程度であったが、SS を $10.2 \pm 3.7 \text{ mg}/\text{L}$ に保ったところ生残率が 75 % 程度となり、白化による死亡率が低減したことを報告している。これらのことから、2007 年の夏季のように 30°C 以上の高水温が継続した条件においては、 $350 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$ 程度の光量でもサンゴに光ストレスが生じたことが示唆される。

夏季 1 か月間の濁度連続観測結果 (表 2.5) のうち、サンゴの生息水深に相当する水深 5 m 以浅について平均し、SS 換算すると湾中央では $1.14 \text{ mg}/\text{L}$ 、湾奥では $1.39 \text{ mg}/\text{L}$ となる。川平湾の海面下 3 m と 7 m における透過光強度は SS 濃度に依存して指数的に減衰するが (図 2.16)、湾中央の SS 濃度では海面下 3~7 m の範囲の半分程に $350 \sim 600 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$ 程度の光が到達してしまう。一方、湾奥の SS 濃度では海面下 3~7 m の全ての範囲が約 $350 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$ 以下となる。

以上のことから、川平湾のサンゴ群集のうち湾奥部の枝状・洗瓶ブラシ状ミドリイシは、濁りにより日射が減光されることが一因で、高水温による大規模な白化においても大量斃死を免れたと考えられる。

なお、湾中央の水深 5 m における統計的なエラー値を除いた平均濁度は 0.90 FTU であり (表 2.5)、95 % 信頼区間の下限は SS 換算で $1.05 \text{ mg}/\text{L}$ となることから、SS が $1 \text{ mg}/\text{L}$ を下回るとサンゴの生息範囲の一部で減光効果が得にくくなると考えられる。また、補償深度を光量が海表面の 0.1%となる水深と仮定すると、SS が $1.98 \text{ mg}/\text{L}$ を超えると水深 3 m 以深は光量不足となる。これらのことから、概ね $1 \sim 2 \text{ mg}/\text{L}$ の範囲が川平湾奥部におけるサンゴにとっての適度な濁りであると考えられた。

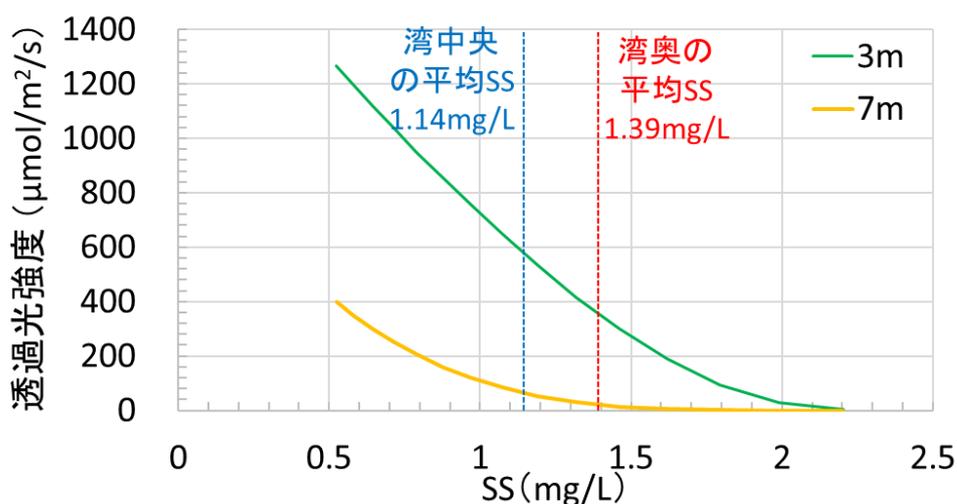


図 2.16 川平湾の水深 3 m, 7 m における透過光強度。海面における日射強度を $3000 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$ として算出した

2.8. まとめ

閉鎖性内湾である石垣島川平湾のサンゴ群集は、生息環境の違いに依存するように、湾外から水道、湾内へと次第に内湾性の構成種が多くなる分布様式となっていた。湾奥部には枝状・洗瓶ブラシ状ミドリイシが優占している場所がみられ、内湾的な環境に適したこれらの種類が長期間にわたり生息している様子が伺われた。

一方、湾中央部の東岸では、1970年代後半に枝状・洗瓶ブラシ状ミドリイシや枝状コモンサンゴが優占していたという知見があるものの、本調査の時点では全く分布していなかった。この範囲には、これらの種類のもとみられる死んだ骨格が山積しており、大規模な攪乱により死亡したものと考えられた。

先島諸島における夏季高水温の発生年、航空写真、川平湾の礁池・礁縁におけるサンゴ被度の変化、地域情報および水温データを解析したところ、このサンゴ群集の大規模な死亡は主に2007年の高水温による白化が原因と考えられた。降雨と水温条件についての解析から、2007年には夏季の集中豪雨が少なかったことが一因で、高水温が長期間にわたり継続したと判断できた。

ただし、湾奥部の西岸を中心に、枝状・洗瓶ブラシ状ミドリイシが生残している。この範囲は、大規模な死亡がみられた湾中央の東岸と水温条件は大きな違いがないと考えられた。これらのサンゴ群集が生残した要因として、濁りによる光ストレスの低減効果を予測し、濁度条件について解析した。その結果、湾奥部の濁りは、ミドリイシに阻害的な影響を与えない強度であるものの、夏季の強光を水深3 mで約 $350 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$ 程度まで減光し、サンゴの生息範囲(水深3~7 m)の光ストレスを低減することがわかった。これらのことから、湾奥部ではSSで1~2 mg/L程度の適度な濁りにより高水温による大規模な白化と大量斃死が抑制されたと考えられた。

以上のことから、川平湾に代表される閉鎖性内湾では、内湾環境に見られる特徴的な物理条件(降雨による水温の低下、濁りによる光の減光)が、サンゴの群集構造を変化させる重要な要素であると考えられた。

引用・参考文献

- [1] 堀越増興, “4.4 熱帯性海域の沿岸生態系ー地域生態系における自然地理的ユニットのモデルとしての石垣島川平湾ー,” : *環境科学としての海洋学* 3, 東京, 東京大学出版会, 1979, pp. 145-169.
- [2] 環境省自然環境局生物多様性センター, 平成 26 年度西表石垣国立公園石西礁湖及びその近隣海域におけるサンゴ礁モニタリング調査報告書, 2015, p. 19.
- [3] 野島哲 , 岡本峰雄, “造礁サンゴの北上と白化,” *日本水産学会誌*, 第 74 卷, 第 5 号, pp. 884-888, 2008.
- [4] 環境省自然環境局, 石垣島周辺海域におけるサンゴ礁モニタリグ報告書, 1999~2002.
- [5] 環境省自然環境局生物多様性センター, 西表石垣国立公園石西礁湖及びその近隣海域におけるサンゴ礁モニタリング調査報告書, 2005~2012.
- [6] 矢代幸太郎, 中地シュウ, 目崎拓真, 田中亮三, 金城孝一, 岩瀬文人, “石垣島川平湾における有藻性イシサンゴ類の現状と近年の変化,” *日本サンゴ礁学会誌*, 第 19 卷, pp. 1-13, 2017.
- [7] 環境省自然環境局生物多様性センター, スポットチェック法によるサンゴ礁調査マニュアル第 4 版, 2009, p. 9.
- [8] H. Yamano, H. Kayanne, N. Yonekura , K. Kubo, “21-Year Changes of Backreef Coral Distribution: Causes and Significance,” *Journal of Coastal Research*, No. 11, Vol. 1, pp. 99-110, 2000.
- [9] 気象庁, “海面水温の長期変化傾向（先島諸島周辺）,” 気象庁ホームページ, https://www.data.jma.go.jp/kaiyou/data/shindan/a_1/japan_warm/cfig/warm_area.html?area=A, 18 11 2018.
- [10] 環境省自然環境局生物多様性センター, 平成 19 年度西表石垣国立公園石西礁湖及びその近隣海域におけるサンゴ礁モニタリング調査報告書, 2008, p. 55.
- [11] G. Liu, A. E. Strong , W. Skirving, “Remote sensing of sea surface temperatures during 2002 barrier reef coral bleaching,” *Eos*, No. 84, Vol. 15, pp. 137-144, 2003.
- [12] H. Kayanne, “Validation of degree heating weeks as a coral bleaching index in the northwestern Pacific,” *Coral Reefs*, No. 36, pp. 63-70, 2017.
- [13] B. Casareto, T. Suzuki , Y. Suzuki, “Chapter 2: Chemical-Biological Characteristics of Coral Reef Ecosystem at Micro/Nano Scale: Effect of Multiple and Synergistic Stresses,” : *Coral Reef Science: Strategy for Ecosystem Symbiosis and Coexistence with Humans under Multiple Stresses*, Tokyo, Springer Japan, 2016, pp. 45-50.

- [14] M. Hidaka, "Life history and stress response of Scleractinian corals," : *Coral Reef Science; Strategy for Ecosystem Symbiosis and Coexistence with Humans under Multiple Stresses*, Tokyo, Springer Japan, 2016, pp. 1-24.
- [15] T. Goreau, T. McClanahan, R. Hayes , A. Strong, "Conservation of Coral Reefs after the 1998 Global Bleaching Event," *Conservation Biology*, No. 14, Vol. 1, pp. 5-15, 2000.
- [16] P. Jokiel , E. Brown, "Global warming, regional trends and inshore environmental conditions influence coral bleaching in Hawaii," *Global Change Biology*, No.10, pp. 1627-1641, 2004.
- [17] J. M. West , R. V. Salm, "Resistance and Resilience to Coral Bleaching: Implications for Coral Reef Conservation and Management," *Conservation Biology*, No. 17, Vol. 4, pp. 956-967, 2003.
- [18] P. L. Erftemeijer, B. Riegl, B. W. Hoeksema , P. A. Todd, "Environmental impacts of dredging and other sediment disturbances on corals: A review," *Marine Pollution Bulletin*, No. 64, p. 1737-1765, 2012.
- [19] 中村崇, "造礁サンゴにおける温度ストレスの生理学的影響と生態学的影響," *海の研究*, 第21巻, 第4号, pp. 131-144, 2012.
- [20] K. R. Anthony , S. R. Connolly, "Bleaching, energetics, and coral mortality risk: Effects of temperature, light, and sediment regime," *Limnology and Oceanography*, No. 52, Vol. 2, pp. 716-726, 2007.

3. 濁りを維持する機構

3.1. 目的

2章の研究により、2007年の夏季に石垣島周辺で観察された大規模白化の際、閉鎖性内湾である川平湾の湾奥部でサンゴが生残した現象は、「濁り」がサンゴの死亡を抑制したものと考えられた。サンゴの大規模白化とこれに伴うサンゴの死亡は、高水温かつ光強度がある程度強い条件下で、光合成系が活性酸素を発生するために起きるとされる (Hidaka 2016^[1])。このため、強光を減光する程度の比較的弱い濁り (2章より、川平湾ではSSで1~2 mg/L程度) であればサンゴの生育にプラスとなると考えられる。濁りがサンゴの白化と死亡を抑制するには、サンゴの生育水深かそれ以浅において日射が減光され、かつ、白化が起きる夏季高水温の数週間程度の間、日射が減光される時間が支配的となる必要がある (Mumdy et al. 2001^[2])。そのためには、潮位変動のような定常的な現象により濁度が上昇するか、短期的な濁度上昇イベントが頻繁に起きるなどして、ある程度恒常的な濁りが維持される機構が必要と考えられる。

サンゴの生残を意図した濁度の強度と恒常的な濁りの維持機構についての研究は少なく、知見が不足している。3章では、大規模白化時にサンゴの生残が確認された石垣島川平湾を例に、サンゴの生残に寄与する適度な濁りの維持機構について検討した。夏季高水温期にターゲットを絞って、定常的な現象(潮位変動)と短期的な気象・海象イベントに分けて解析を行った。

3.2. 材料と方法

3.2.1. 調査位置

本研究では、以下に示す連続観測調査、水質調査、底質調査を実施し、別途入手した気象観測データを含めて解析を行った。調査位置を図 3.1 に示す。

3.2.2. 連続観測調査

2013年8月26日~9月30日の期間に図 3.1 に示す湾内外の No. 1, 4, 5, 7, 8 及び L4 において、流速計 (EM ; JFE アドバンテック社, ADCP ; RD-Instrument), 濁度計 (CLW ; JFE アドバンテック社), 水温・塩分計 (C-CT ; JFE アドバンテック社), 波高計 (WH-401 ; アイオーテック社), 水位計 (C-WH ; JFE アドバンテック社) を設置し連続観測を行った。各地点での測器の設置概要は、表 3.1 に示すとおりである。データ取得間隔は、波高計 60 分、その他の測器 10 分とし、流速計、濁度計、水位計、波高計については、1回の測定毎に 1~2 Hz で 10 秒~1200 秒間計測した。

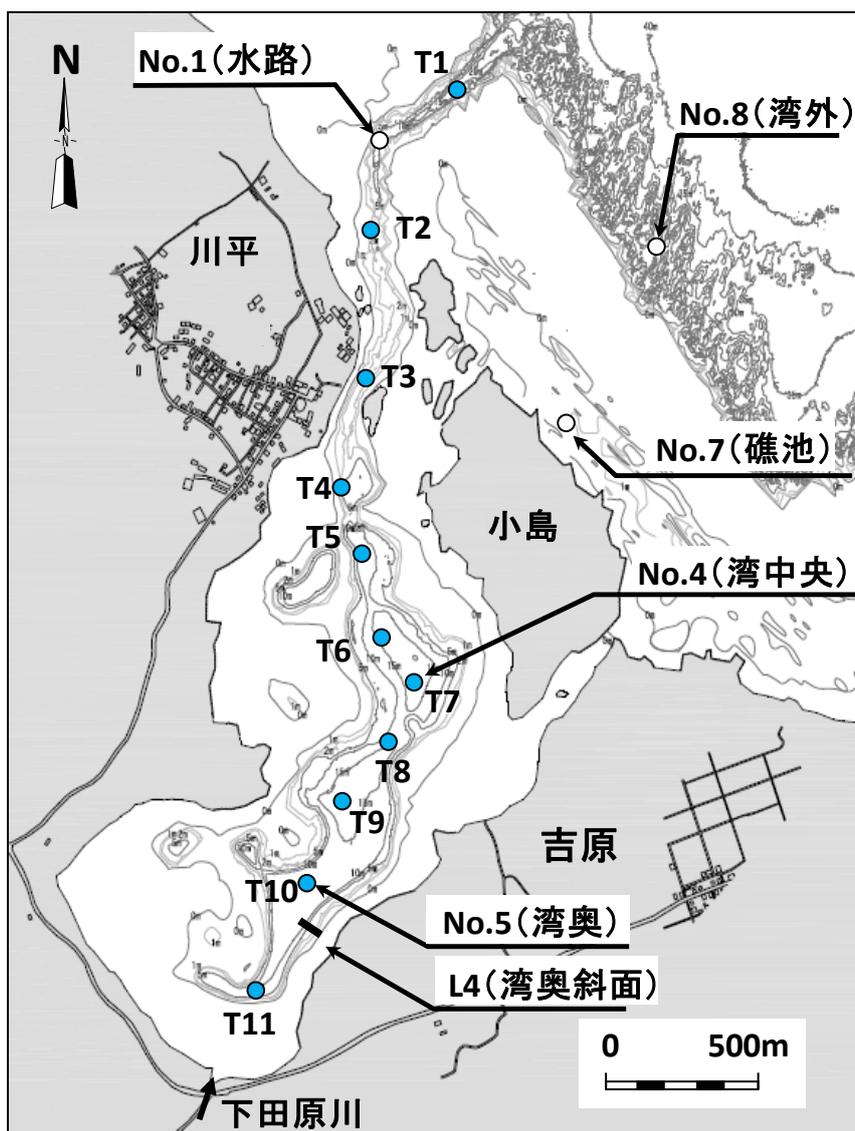


図 3.1 調査位置 (矢代ら 2018^[3]より転載)

表 3.1 連続観測の各調査地点の水深，測定項目，設置水深. 設置水深は海面下からの深さを表すが， B+●は海底面からの高さを表す (矢代ら 2018^[3]より転載)

調査地点	水深 (D.L.)	測定項目	設置水深
No.1 (水路)	-8 m	水位	6 m
No.4 (湾中央)	-16 m	流向流速 (ADCP)	B+0.3 m
No.5 (湾奥)	-14 m	水温，塩分，濁度	0.5, 2, 5, 10, 12 m
No.7 (礁池)	-3 m	水位	B+0.5 m
No.8 (湾外)	-15 m	波高・周期	B+1.0 m
L4 (湾奥斜面)	-2, -5, -10 m の 3 箇所	流向流速 (EM)，水温， 塩分，濁度	B+0.2 m

3.2.3. 水質調査

2013 年 5 月 27 日の満・干潮時 (ピークを含む約 1 時間) に, 図 3.1 に示す湾内外を縦断する T1~11 で多項目水質計 (AAQ : JFE アドバンテック社) を垂下し, 濁度, 塩分等を計測した. 調査前 9 日間は降雨が無かった.

3.2.4. 底質調査

SPSS (content of Suspended Particles in Sea Sediment) は海域の底質を用いて簡便に赤土等堆積の度合いを測定する方法である (大見謝 1987^[4]). 2012 年 9 月 23 日~12 月 6 日に湾内の 90 地点において, 潜水土による直径 5 cm のコアサンプリングを行い, 採取物の表層から 20 cm 程度をよく混合して SPSS の測定を行った.

また, 2013 年 8 月 26 日に湾奥斜面 (L4) の 6 水深層で同様のコアサンプリングを行い, 粒度組成を分析した.

3.3. 定常的な現象による濁度上昇

3.3.1. 潮時による濁度分布の差異

2013 年 5 月 27 日に観測した潮時別の濁度と塩分の断面図を図 3.2 に示す. 表層付近に着目すると, 満潮時は全域で濁度が 1 FTU 未満であったが, 干潮時には 1 FTU を超えている場所が多くみられた. このとき, 塩分は全層で概ね一定で, 河川水の流入影響はほとんどみられなかった. このことから, 降雨とは関係のない潮汐変化による表層付近の濁りの上昇機構の存在が示唆される. このため, 濁度上昇をもたらす定常的な現象として潮位変動に着目し, 解析を進めた.

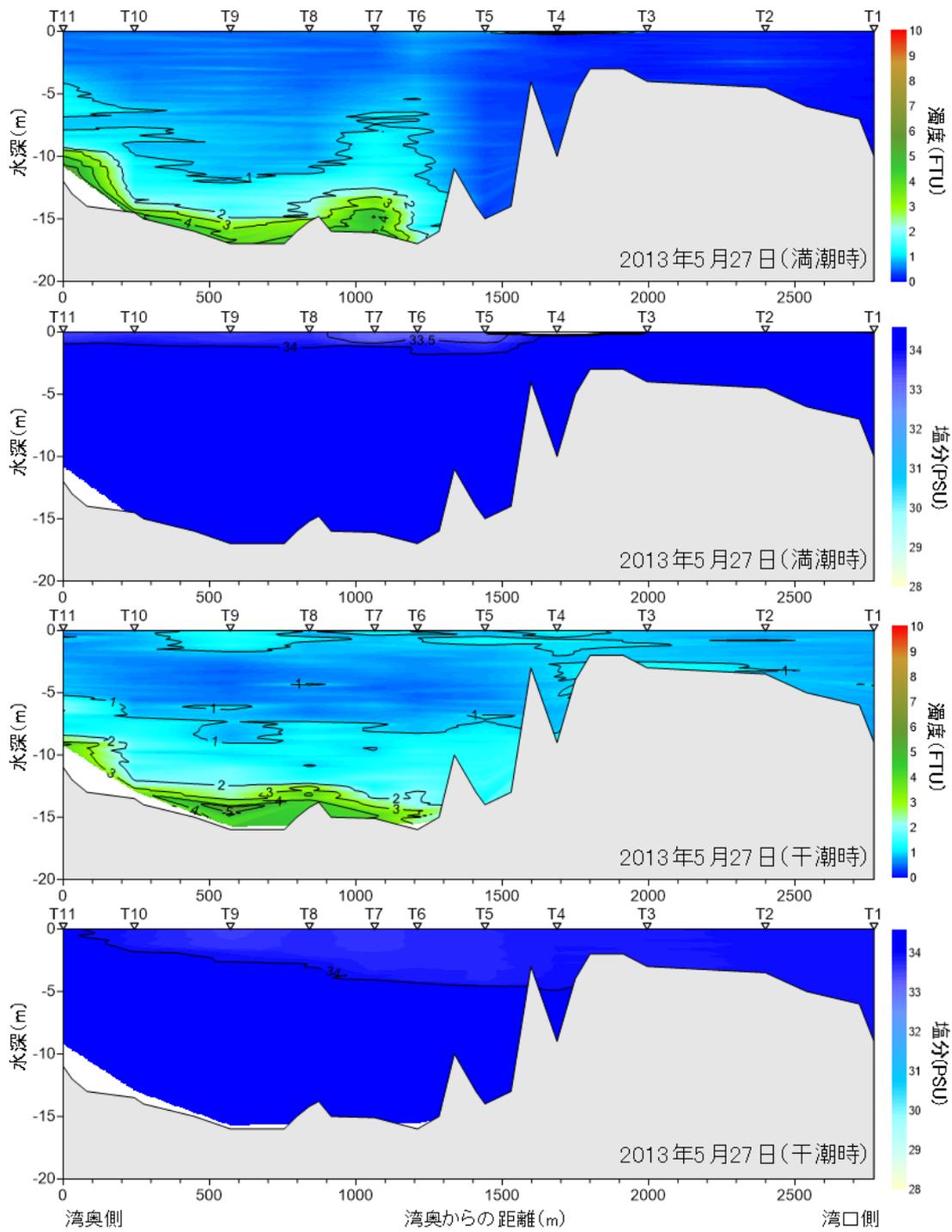


図 3.2 満潮時・干潮時の濁度の断面 (矢代ら 2018^[3]より改変)

3.3.2. 濁りと流速の周期と位相差

湾奥斜面 (L4) における濁度と塩分, 水路の潮位の変化を降水量とともに図 3.3 に示す. 調査期間中の SS は概ね 1~2 mg/L の範囲 (図中の赤枠) にあり, 恒常的な濁りが維持されていた. この期間の降雨は最大 15 mm/d で, 集中豪雨は降っておらず, 降雨と濁度の明瞭な関係性は認められない. 一方, 塩分濃度の低下と濁度の上昇が半日あるいは一日周期で起きており, 潮位変動との関係性が示唆される. 湾奥斜面 (L4), 湾奥 (No.5) の浅所の濁度と潮位のクロススペクトルは半日周期のピークが最も大きかった (図 3.4). このことから濁度は M2 分潮の影響が大きいと考え, 濁度・塩分・流速と潮位についてクロススペクトル解析を行い 12.4 時間周期のコヒーレンスと位相差を整理した (表 3.2).

湾奥浅所の塩分はほぼ最干潮時に最も低くなり, 濁度は最干潮から約 1 時間後に最も高くなる傾向がある. また, 流速は下げ潮時が最も速かった. これらのことから, 湾奥では下げ潮の流速の増加によって再懸濁した粒子が移流により最干潮の約 1 時間後に観測地点付近に到達していたことが示唆される.

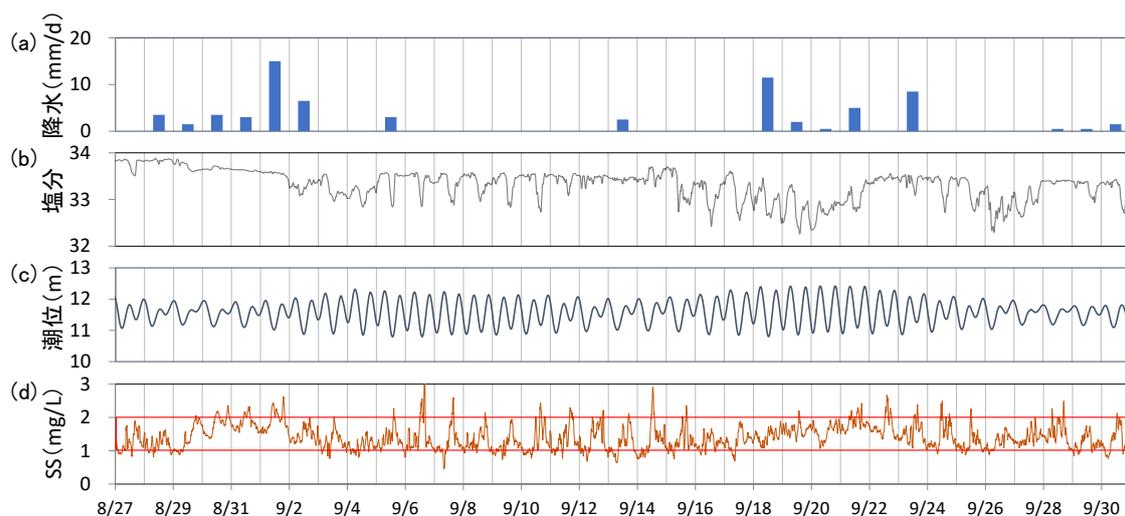


図 3.3 a:日間降水量 (アメダス川平), b:塩分 (L4 の D.L.-2 m), c:潮位 (水路の水深), d:濁度の SS 換算値 (L4 の D.L.-2 m). b, c, d はいずれも 1 時間移動平均値 (矢代ら 2018^[3]より転載)

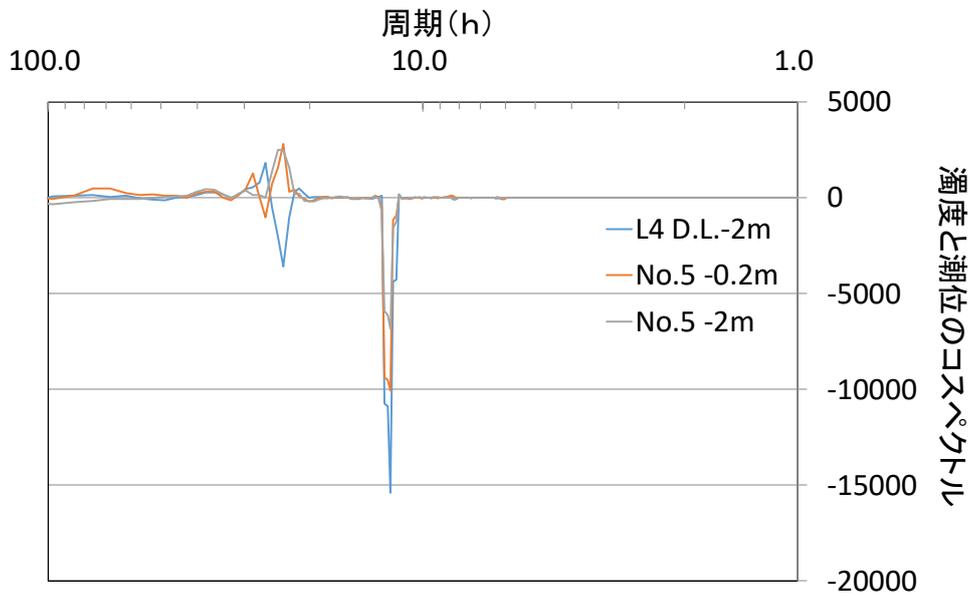


図 3.4 濁度と潮位のコスペクトル (矢代ら 2018^[3]より転載)

表 3.2 濁りの移流半日周期での濁度・塩分・流速と潮位のコヒーレンスと位相差. 位相差は濁度・塩分・流速に対する潮位の遅れ, ピークは最干時からの濁度・塩分・流速がピークとなる時間 (矢代ら 2018^[3]より転載)

周期(h)	地点と水深	コヒーレンス	位相差(h)	ピーク(h)
濁度	L4 D.L.-2m	0.93	5.1	1.1
	No.5 海面下 0.5m	0.96	5.4	0.8
	No.5 海面下 2m	0.65	5.3	0.9
塩分	L4 D.L.-2m	0.81	-0.1	-0.1
	No.5 海面下 0.5m	0.83	0.4	0.4
	No.5 海面下 2m	0.91	0.2	0.2
流速	L4 D.L.-2m	0.78	-2.4	-3.8

3.3.3. 濁りの移流

SPSS の調査結果を図 3.5 に示す。SPSS は 30 kg/m^3 以上あると透明度が低下して生息するサンゴに影響が出始め、 50 kg/m^3 以上あると底質攪拌により赤土等が色濃く懸濁するとされている (大見謝 2003^[5])。SPSS は深所で高く浅所で低いが、D.L. 0 m 以浅の干潟 (46 地点) においても $30 \sim 50 \text{ kg/m}^3$ の地点が 11 地点 (24%)、 50 kg/m^3 以上の地点が 12 地点 (26%) 存在しており、特に湾中央から湾奥にかけての西側で高かった。湾奥部西側の流域はウラ流域と呼ばれ、川平湾内の底泥に対する影響度が最も高いと考えられ (4 章参照)、ウラ流域から流入した赤土等が湾奥部西側の干潟に堆積しているものとみられる。

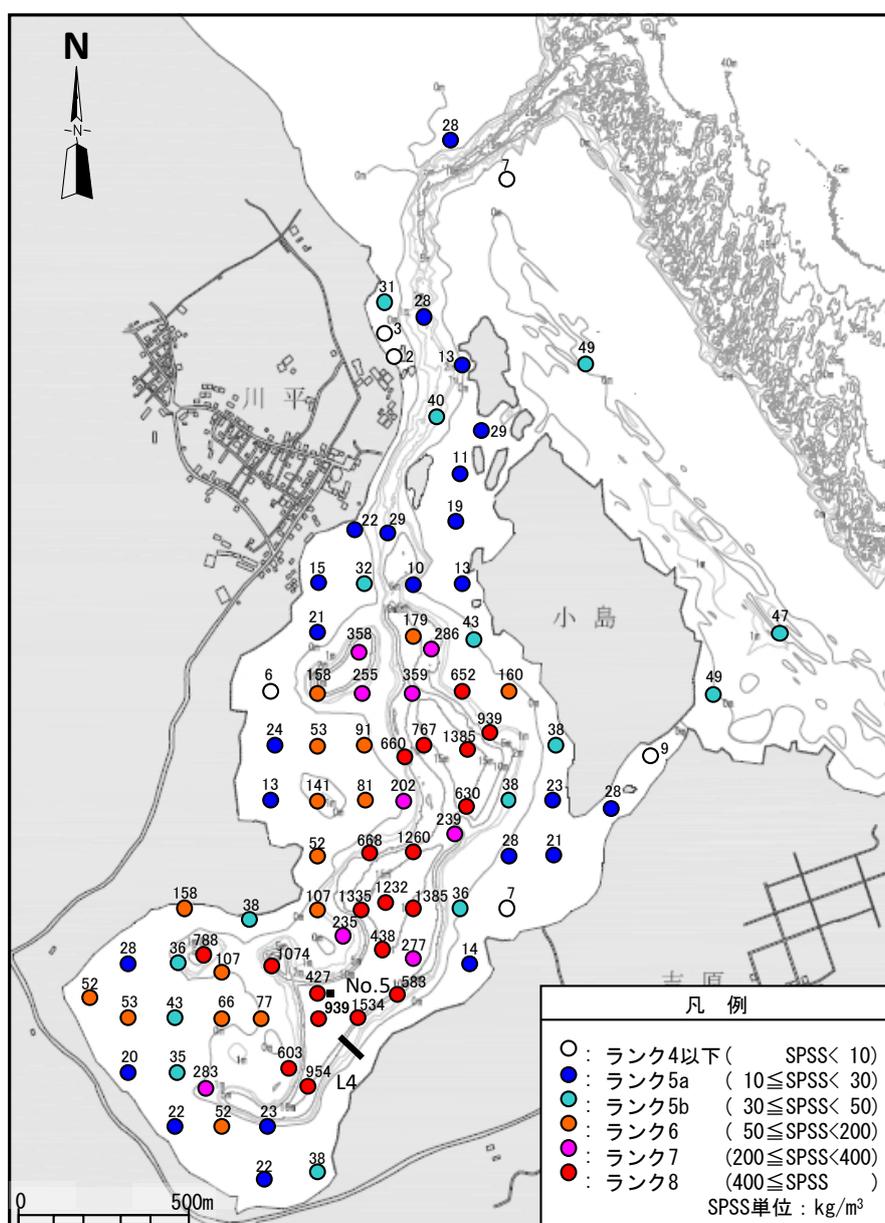


図 3.5 湾内の SPSS 分布 (矢代ら 2018^[3]より転載)

湾奥 (No.5) で干潮 1 時間後に最大となる濁りの発生源を見積るため、非圧縮粘性流体のナビエ Stokes の運動方程式とオイラーの連続式を基礎式とする多層レベルモデルを用いた流動モデル (神尾ら 2014^[6]) により中潮期 (M2 分潮) の潮流を再現し、各時刻の流動結果を基に移流する粒子の軌跡を推定した (図 3.6). その結果、流速が最大となる干潮 3 時間前頃に湾奥西側干潟付近に存在した濁りが湾中央側に移流し、干潮後 1 時間の時点で湾奥 (No.5) 付近に至ることが確認できた.

上記の現象は潮位変動が大きい期間以外でも確認できる (図 3.3). これらのことから、干潟における赤土等の再懸濁と移流が、川平湾の湾奥付近における浅所の恒常的な濁り維持機構として寄与していると考えられる.

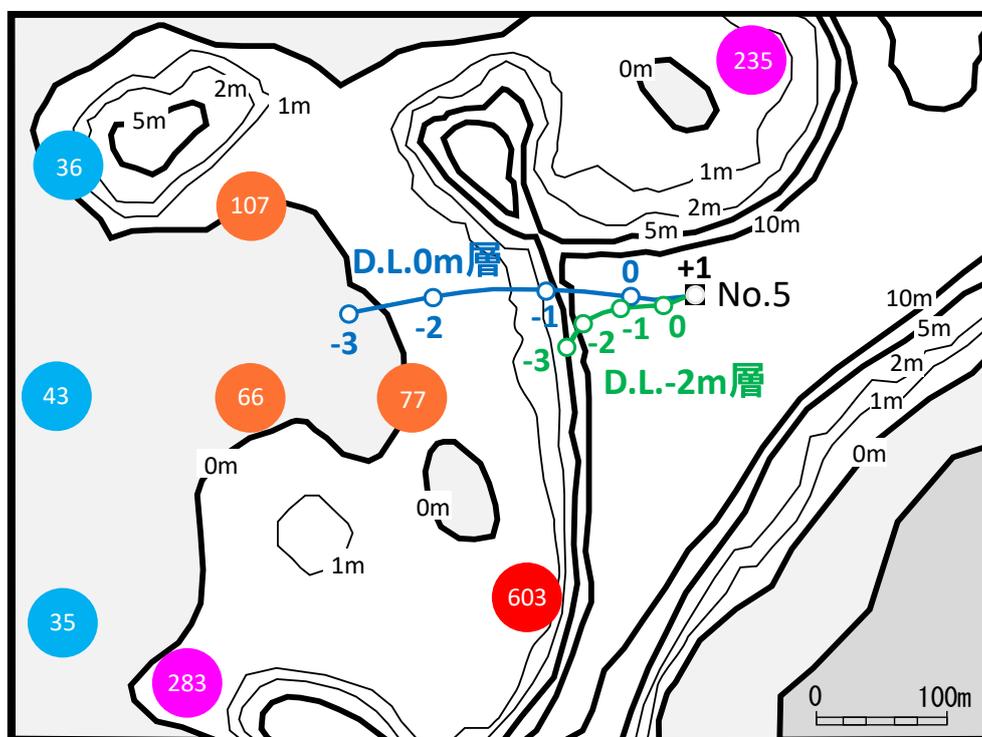


図 3.6 湾奥 (No.5) 周辺の浅所の SPSS (円 : kg/m^3) と流動場再現計算による表層付近の粒子の軌跡 (数字は干潮からの時間 (h)) (矢代ら 2018^[3]より転載)

3.3.4. 干潟の機能

3.3 節の検討により、SPSS が比較的高い湾奥部の干潟において再懸濁が起き、土粒子が湾内へと移流されることで湾奥部の表層付近の恒常的な濁りを維持する機構が示唆された。詳細は 4 章で述べるが、湾奥部の干潟には、湾奥部に集中する流入河川から流入した赤土等の微細な土粒子が堆積しているものとみられる。従って、湾奥部の干潟は、流入した赤土等のシンクとして機能するとともに、微細な粒子をプールし、再懸濁により徐々に湾内へと濁りを供給するソースとしても機能していると考えられる (図 3.7)。このことが、湾奥部のサンゴ群集に恒常的で適度な濁り環境を供給する重要な機構と考えられる。

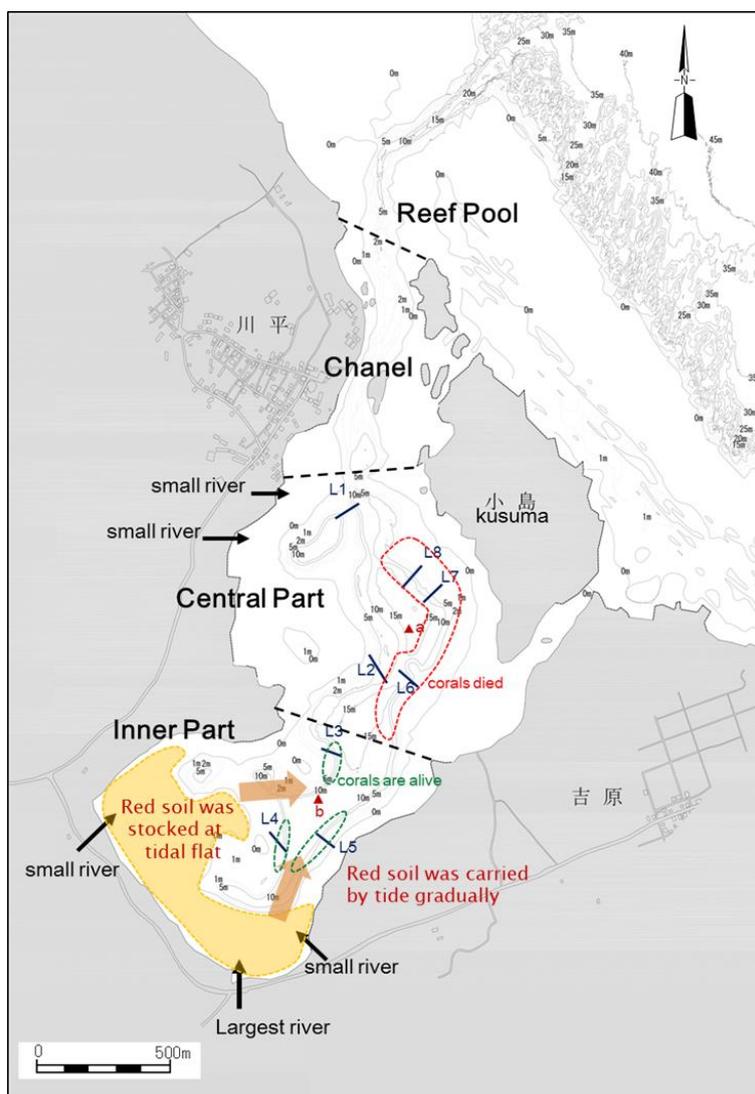


図 3.7 湾奥部のサンゴ生息環境に対する干潟の機能の概念

3.4. 短期的なイベントによる濁度上昇

3.4.1. 湾奥部の濁度が上昇する条件

湾奥部の濁度調査結果と他の環境条件を図 3.8 に示し、濁度の上昇について表 3.3 に整理した。顕著な SS 上昇がみられた日から、その傾向が終了する日までを抽出すると、8/29～9/1 (区分 A)、9/2～9/5 (区分 B)、9/17～9/23 (区分 C) の期間に濁度の上昇傾向がみられた。このうち、区分 A では全層で濁度が上昇していたが、区分 B では海面下 10 m 層以深でのみ濁度が上昇し、区分 C では浅所及び深所で濁度が上昇していた。

他の環境条件についてみると、区分 A では南風が卓越しており、区間 B 及び C では湾外の波浪が高く、礁池と水路に潮位差が生じており、潮位変動も大きかった。川平湾では、高波浪時 (湾外の有義波高 2 m 程度) に礁池で Wave Set-up による水位上昇が起こり、湾内の流れに影響を与えることが報告されている (前田ら 2008^{[7])}。区分 B のうち 9/2～9/5 と区分 C のうち 9/17～9/21 では有義波高 1～2 m 程度の高波浪であり、礁池における Wave Set-up が認められた (図 3.8)。なお、降雨については、連続観測期間中には集中豪雨が降らず、10 分あたり数ミリ程度の降水量が複数回観測されたのみで、濁度との明瞭な関係性は認められなかった。

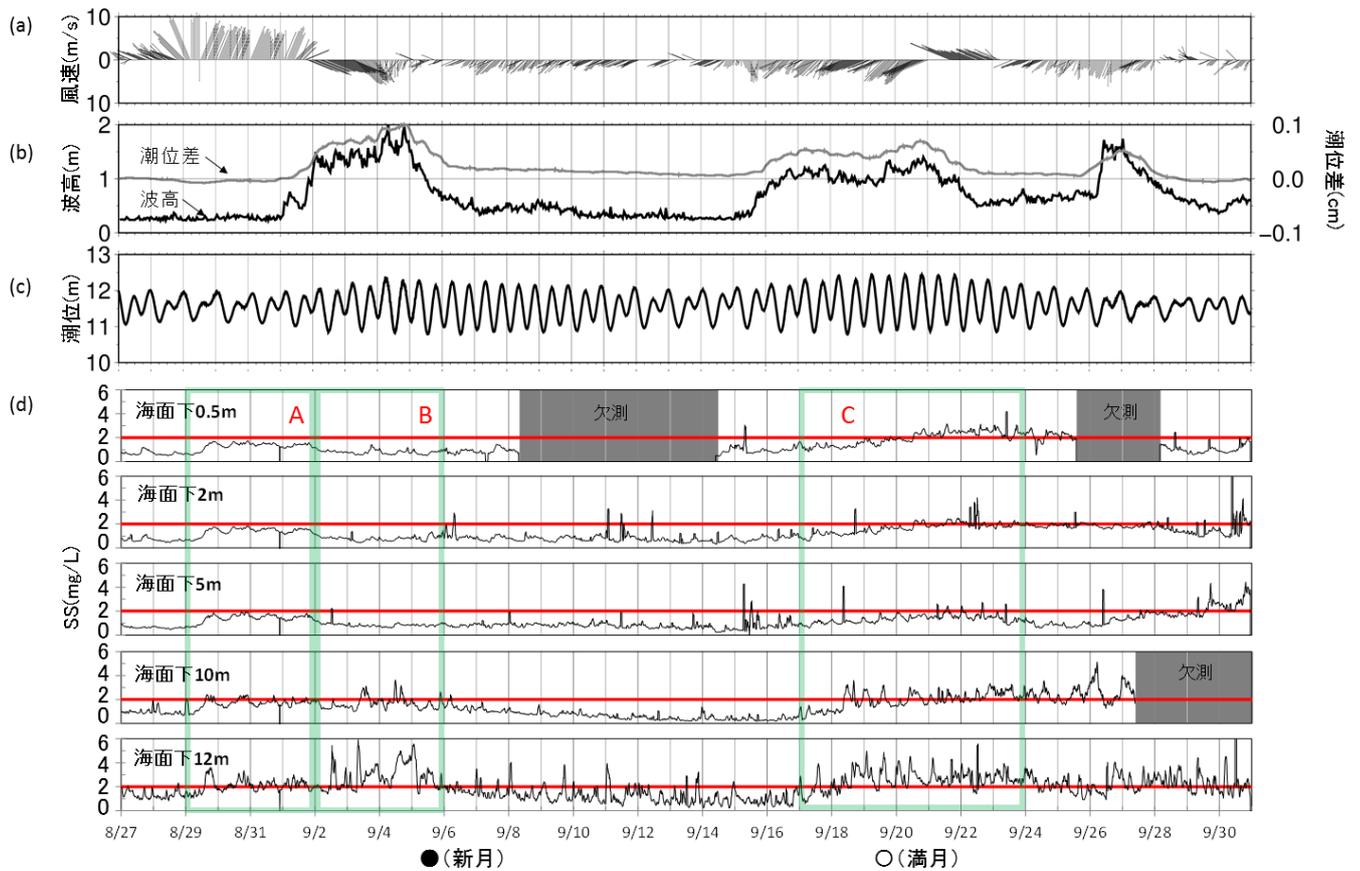


図 3.8 a:風速ベクトル (アメダス伊原間), b:湾外 (No. 8) の有義波高と礁池 (No. 7) と水路 (No. 1) の水位差, c:潮位 (水路の水深), d:湾奥 (No. 5) の SS. b, c, d はいずれも 1 時間移動平均値, 赤線は海域 SS の水産用水基準 (2 mg/L) を意味する (矢代ら 2018^[3]より転載)

表 3.3 濁度の上昇が観測された条件. ○は濁度の上昇が確認されたことを意味する (矢代ら 2018^[3]より転載)

区分	期間	観測された環境条件	2 m 以浅	5 m	10 m 以深
A	8/29～ 9/1	南風が卓越する (10 m/s 程度)	○	○	○
B	9/2～ 9/5	湾外の波浪が大きい (1.5 m 程度) 潮位変動が大きい			○
C	9/17～ 9/23	湾外の波浪が大きい (1.0 m 程度) 潮位変動が大きい	○		○

3.4.2. 南風の卓越と湧昇

湾奥 (No. 5) の水温・塩分・密度の経時変化をみると (

図 3.9), 南風が卓越している期間(8/29~9/1) においては, 密度の躍層が浅場まで高まっており, 鉛直的な循環流により湧昇が起きていたと考えられる.

また, 湾奥斜面 (L4) における SS フラックス (図 3.10) をみると, 区分 A では海面下 5 m 層以深で湾奥に向かうベクトルが卓越しており, 南風に起因する鉛直循環流によって濁りが湾中央側から湾奥側へと移流されることがわかる. これらのことが, 区分 A において, 湾奥の全層にわたって濁度が高まった要因であると判断できる.

一方, 南風の卓越を日最大風速 (10 分間の平均) が 7 m/s 以上で, 風向が南あるいは南南東, 南南西の場合と定義すると, 1985~2014 年の 30 年間 (n=10,948) で該当する日は 927 日 (8.5%) であり, 8/30 のような風速 10 m/s を超えた日に限ると 114 日 (1.0 %) しかない (表 3.4). サンゴの白化が起きやすい 7~9 月に限定しても, 南風が卓越する日は 1 割程度である. これらのことから, 南風の卓越による鉛直混合の恒常的な濁りへの寄与は, 頻度からみて限定的であると考えられる.

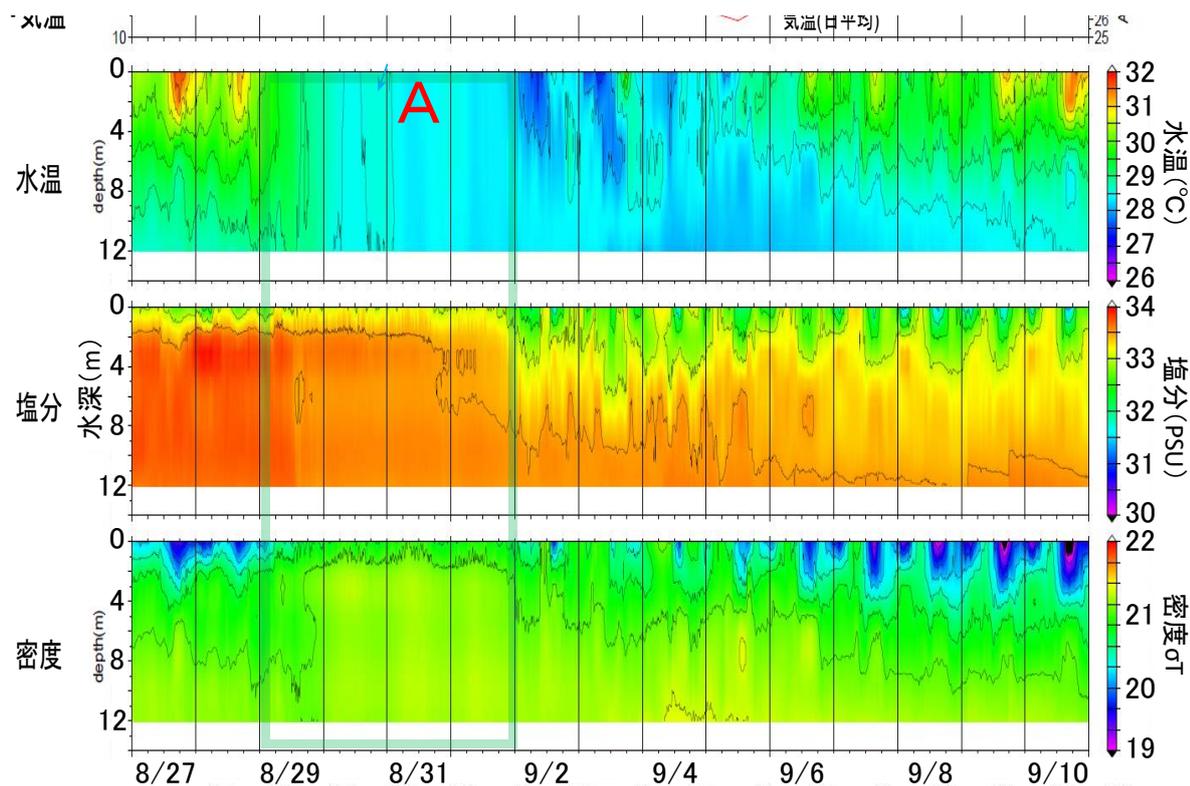


図 3.9 湾奥の水温・塩分・密度の経時変化 (矢代ら 2018^[3]より転載)

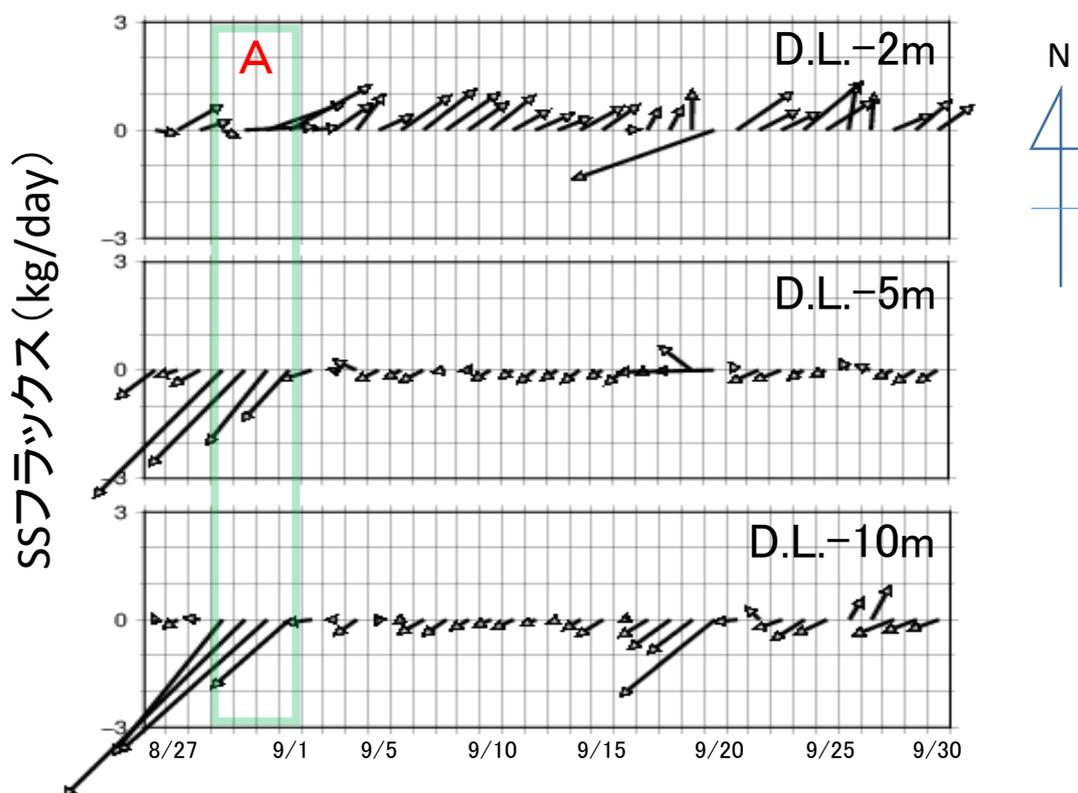


図 3.10 湾奥斜面 (L4) における連続観測期間中の SS フラックス
(矢代ら 2018^[3]より転載)

表 3.4 南風が卓越する日数と割合 (矢代ら 2018^[3]より転載)

期間	全データ		最大風速 7m/s 以上		最大風速 10m/s 以上	
	日数	(%)	日数	(%)	日数	(%)
年間 n=10,948	2,704	24.7	927	8.5	114	1.0
7~9月 n=2,756	997	36.2	342	12.4	79	2.9

3.4.3. 高波浪と大潮

ADCP で観測した湾中央 (No. 4) における流れの鉛直構造の経時変化を図 3.11 に示す。区分 B と C では、湾内の流速は表層付近で顕著に増加し、10 m 以深でも若干の増加傾向が認められる (図 3.11)。この流速の高まりが湾奥部に波及し、再懸濁により濁度が上昇した可能性が考えられる。

湾奥についてみると、高波浪が顕著で、かつ大潮でもある期間 (9/3~5, 9/18~21, 以降、大潮期と記す) とそれ以外の期間 (区分 B と C の間) の流速の瞬間値 (10 分毎に 1 Hz, 30 回計測した生データ) の頻度の比較では、いずれの水深でも大潮期の方が流速が速かった (図 3.12)。しかし、大潮期の濁度上昇傾向は、D.L. -10 m では顕著であるものの、D.L. -5 m 以浅では影響が小さかった (図 3.8)。これらのことから、高波浪による Wave Set-up と大潮により流速が増加し、深所の濁度上昇を引き起こすものの、サンゴの生息水深 (2~6 m) への影響は小さいと考えられる。

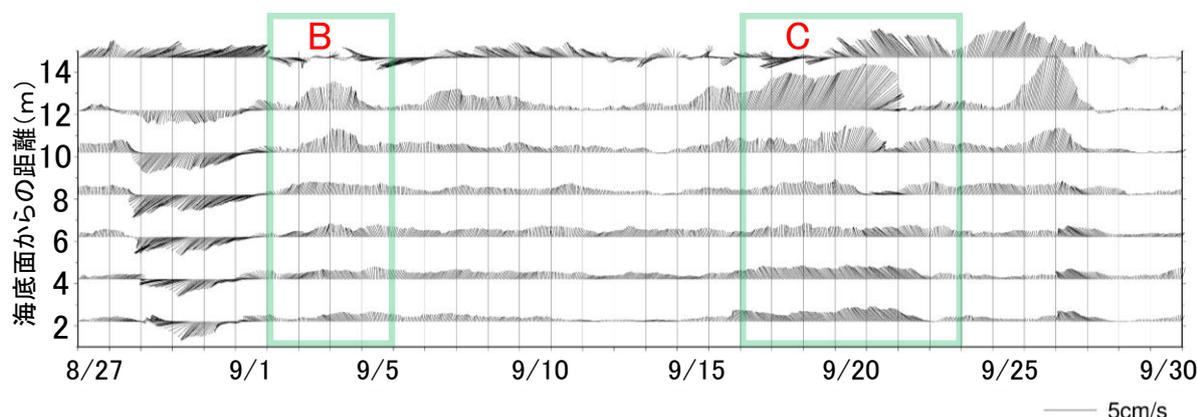


図 3.11 湾中央 (No. 4) における 24 時間移動平均流速 (矢代ら 2018^[3]より転載)

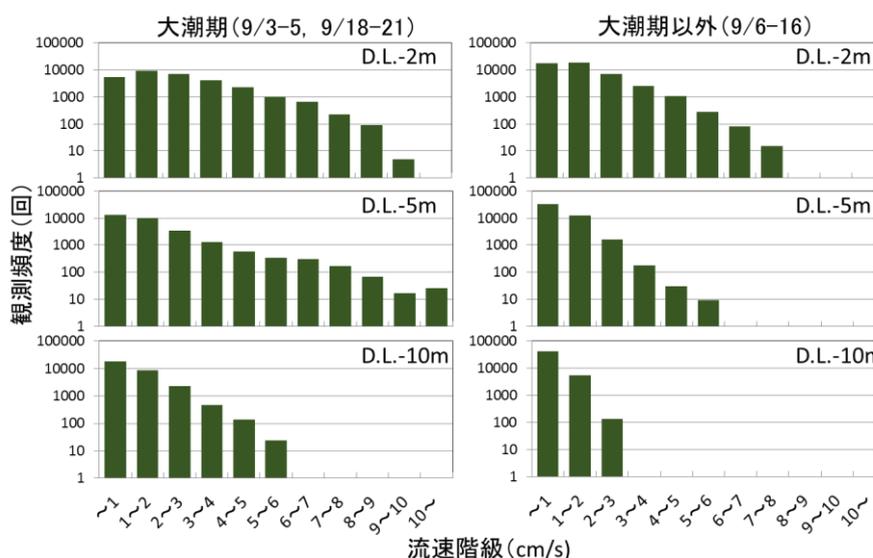


図 3.12 湾奥斜面 (L4) の流速階級の頻度 (矢代ら 2018^[3]より転載)

なお、D. L. -10 m の流速と濁度 (10 分毎 1 Hz, 10~30 回計測した平均値) には直接的な相関関係が見出せなかった (図 3.13). 一方、流速の統計的な分散値をみると大潮期で高く、高波浪による流れ、あるいは大潮の比較的速い潮流の散発的な乱れが濁度の上昇に寄与した可能性がある (図 3.14).

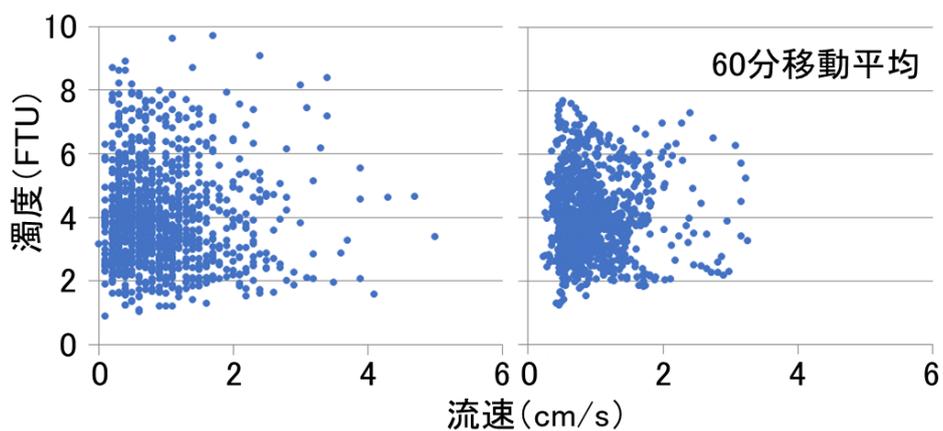


図 3.13 D. L. -10 m の流速と濁度 (L4, 大潮期のみ)

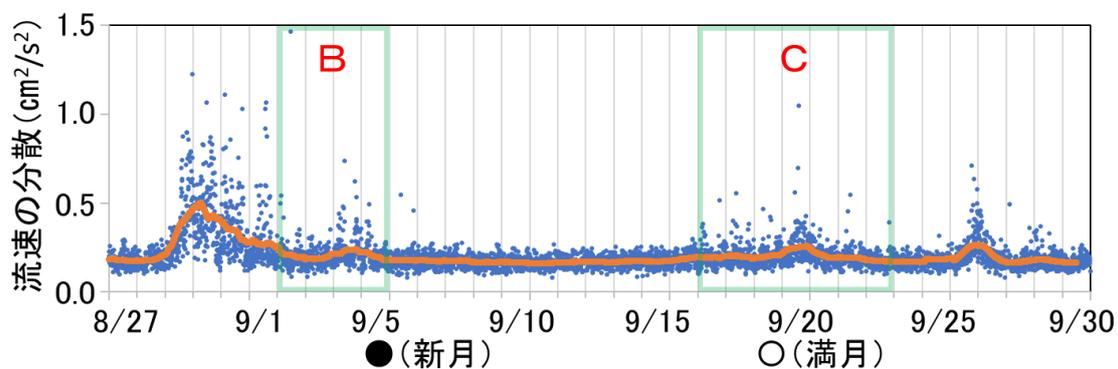


図 3.14 D. L. -10 m の流速の統計的な分散 (L4, 大潮期のみ)

3.5. 再懸濁が起きる流速と底質の関係

湾奥斜面 (L4) の底質中のシルト・粘土分は深いほど多く、D.L. -2 m で 6.6 %, D.L. -6 m で 28.9 %, D.L. -10 m で 87.2 % の含有率であった (図 3.15). この底質の違いが流速の増加による再懸濁の影響の多寡を決める要因であると考え、シルト・粘土分の再懸濁について検討した.

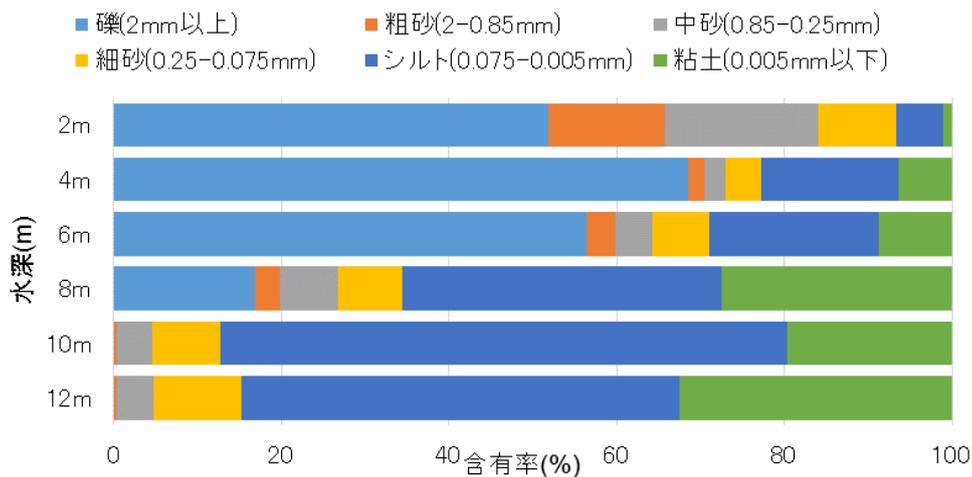


図 3.15 湾奥斜面 (L4) の底質粒径 (矢代ら 2018^[3]より転載)

3.5.1. 移動限界摩擦速度による検討

砂面での砂粒の移動が連続的に見られる限界の掃流力を限界掃流力とよぶ。岩垣は砂粒 1 個に作用する力のつり合いから、限界掃流力を理論的に導くとともに、実験結果をも参考にして、限界掃流力についての公式を提案した (土木学会 1999^[8])。式 1 において、 $R_* = \sqrt{(\sigma/\rho-1)gd^3/\nu}$ であり、特に砂粒の水中比重 $\sigma/\rho=2.65$ 、動粘性係数 $\nu=0.01\text{cm}^2/\text{s}$ (20.3 °C)、 $g=980\text{cm}/\text{s}^2$ の場合は式 2 のようになり、頻用される。

$$\left. \begin{array}{ll} 671.0 \leq R_* & ; \tau_{*c} = 0.05 \\ 162.7 \leq R_* \leq 671.0 & ; = 0.00849R_*^{3/11} \\ 54.2 \leq R_* \leq 162.7 & ; = 0.034 \\ 2.14 \leq R_* \leq 54.2 & ; = 0.195R_*^{-7/16} \\ R_* \leq 2.14 & ; = 0.14 \end{array} \right\} \dots\dots\dots \text{式 1}$$

$$\left. \begin{array}{ll} 0.3030 \leq d & ; u_{*c}^2 = 80.9d \\ 0.1180 \leq d \leq 0.3030 & ; = 134.6d^{31/22} \\ 0.0565 \leq d \leq 0.1180 & ; = 55.0d \\ 0.0065 \leq d \leq 0.0565 & ; = 8.41d^{11/32} \\ d \leq 0.0065 & ; = 226d \end{array} \right\} \dots\dots\dots \text{式 2}$$

ここで、式中の記号は次のとおりである。

τ_{*c} : 限界掃流力 ($=\rho u_{*c}^2$)

u_{*c} : 移動限界摩擦速度 (cm/s)

ρ : 水の密度

岩垣の式により粒径 0.005 mm (粘土の最大径) の粒子の移動限界摩擦速度を求めると、 $0.005 \text{ mm} = 0.0005 \text{ cm}$ なので $u_{*c}^2 = 226d$ に従い、 $u_{*c} = 0.34 \text{ cm/s}$ となった。流速計を設置した海底面からの高さは 20 cm なので、潮流と摩擦速度の推定式 (式 3; 土木学会 1973^[9]) から、 u_{*c} を海底上 20 cm の流速に換算すると、流速 4.1 cm/s で移動する計算となった。

$$u/u_* = h^{1/6}/(n \sqrt{g}) \dots\dots\dots \text{式 3}$$

ここで、式中の記号は次のとおりである。

u : 潮流の平均流速 (m/s)

u_* : 海底の摩擦速度 (m/s)

h : 海底面からの高さ (m)

g : 重力加速度 (9.8 m/s²)

n : マニングの粗度係数 (粘性土の場合 = 0.02 s/m^{1/3})

D. L. -10 m では、4.1 cm/s 程度の流速が大潮期にのみ観測されており、底質中に多く含まれるシルト・粘土分が再懸濁し、濁度上昇に寄与したと考えられる。一方、D.L. -5 m 以浅では、この程度の流速は定常的であり、底質中のシルト・粘土分が少なくなっているために、大潮期に顕著な濁度上昇がみられないものと考えられる。

3.5.2. 汚濁限界流速による検討

次に、いったん巻き上がった粒子が沈降せず浮遊し続ける流速として、港湾分野で検討実績のある汚濁限界流速 (国土交通省港湾局 2004^{[10])} による検討を行った。粒径が小さい粒子の汚濁限界流速は Ingersol 式 (式 4) で与えられる。

$$\text{Ingersol 式 } V_e = 1/1.2 \cdot V \sqrt{8/f} \quad \dots \dots \text{式 4}$$

ここで、V は Stokes 式 (式 5) より次のとおりである。

$$\text{Stokes 式 } V = 1/18 \cdot g(\rho_s - \rho) / \mu \cdot d^2 \quad \dots \dots \text{式 5}$$

ここで、式中の記号は次のとおりである。

V_e : 汚濁限界流速 (cm/s)

V : 沈降速度 (cm/s)

f : 摩擦抵抗係数 (= 0.025)

g : 重力加速度 (980 cm/s²)

ρ_s : 土粒子の比重 (= 2.65)

ρ : 水の単位体積重量 (= 1.024)

μ : 粘性係数 (15 °C = 0.01145 Poise)

d : 土粒子直径 (cm)

図 3.12 より、D. L. -10 m では 2 cm/s 以上の流速は大潮期以外ではほぼ観測されていないことがわかる。Ingersol 式より、2 cm/s の流速では粒径 0.04 mm 以下の粒子が沈降しない。川平湾奥部斜面 (L4) の D. L. -10 m の海底表面には 0.04 mm 以下の粒径の底質が 73% 含まれているが、これらの粒子が再懸濁したり、当該地点に移流されてきた場合、大潮期であれば浮遊し続けて沈降しないことがわかる。このことから、大潮期には流速が高まるために、沈降しない粒子の割合が高まることが一因で濁りが増加すると考えられる。

なお、大潮期以外でも観測された 1 cm/s の流速では粒径 0.03 mm 以下の粒子が沈降しない。粒径 0.03~0.04 mm の粒子は湾奥斜面 (L4) の D. L. -10 m における底質の 21% を占めており、大潮期と大潮期以外の浮遊粒子の違いはこの差分とも考えられる。

3.6. まとめ

川平湾では集中豪雨による陸土の流入が無い場合でも、干潮時に湾奥の表層の濁度が上昇する傾向がみられた。潮位変動に着目し、クロススペクトル解析により 12.4 時間周期のコヒーレンスと位相差を整理すると、下げ潮時に流速が高まり、最干潮からやや遅れて濁りがピークとなる周期性が確認できた。流動モデルにより移流する粒子の軌跡を推定したところ、湾奥西側干潟付近で流速の高まりにより再懸濁が起きていると考えられた。これらのことから、湾奥部の干潟は流入した赤土等のシンクとして機能するとともに、微細な粒子をプールし、再懸濁により徐々に湾内へと濁りを供給するソースとしても機能していると考えられた。なお、濁りの周期性は中潮や小潮といった潮汐でも確認できることから、この潮位変動により生じる湾奥部干潟における再懸濁と移流は、浅所に恒常的な濁度維持をもたらす主な機構と判断できた。

短期的なイベントの濁りへの影響を検討するため、1 か月以上の期間にわたる現地観測データから湾奥の濁度が上昇するパターンを抽出したところ、南風が卓越するパターン、湾外の波浪が大きいパターン、潮位変動が大きい（大潮である）パターンの 3 つに分類できた。このうち、南風の卓越は鉛直循環流により湾内の全層に影響を与えていたが、その頻度は低かった。高波浪と大潮が合わさったパターンでは、全層にわたって流速が高まるものの、巻き上げによる再懸濁は粒度組成の細かい深所で限定的に起きると考えられた。

以上のことから、閉鎖性内湾では底質の巻き上げが適度な濁り維持の鍵となっており、赤土等の微細な粒子を含む底質が維持されることで、主に潮位変動により濁りが維持されると考えられた。

引用・参考文献

- [1] M. Hidaka, “Life history and stress response of Scleractinian corals,” : *Coral Reef Science; Strategy for Ecosystem Symbiosis and Coexistence with Humans under Multiple Stresses*, Tokyo, Springer Japan, 2016, pp. 1-24.
- [2] P. J. Mumby, J. R. Chisholm, A. J. Edwards, S. Andrefouet , J. Jaubert, “Cloudy weather may have saved Society Island reef corals during the 1998 ENSO event,” *MARINE ECOLOGY PROGRESS SERIES*, No. 222, Vol. 5, pp. 209-216, 2001.
- [3] 矢代幸太郎, 神尾光一郎, 金城孝一 , 中村由行, “閉鎖性内湾である川平湾奥部におけるサンゴの生残に寄与する恒常的な濁りの維持機構,” *土木学会論文集B2 (海岸工学)*, 第 74 卷, 第 2 号, p. I_1201–I_1206, 2018.
- [4] 大見謝辰男, “沖縄県の赤土汚濁の調査研究(第 2 報)-赤土汚濁簡易測定法と県内各地における赤土濃度-,” *沖縄県衛生環境研究所報*, 第 20 卷, pp. 100-110, 1987.
- [5] 大見謝辰男, “SPSS 簡易測定法とその解説,” *沖縄県衛生環境研究所報*, 第 37 卷, pp. 99-104, 2003.
- [6] 神尾光一郎, 矢代幸太郎, 田中亮三, 森重輝政, 鉢嶺亮 , 中村由行, “石垣島川平湾における物理環境と濁りの特性に関する現地調査,” *土木学会論文集B2 (海岸工学)* , 第 70 卷, 第 2 号, pp. I_1166-I_1170, 2014.
- [7] 前田勇司, 灘岡和夫, 金城孝一, 山本高大, 有坂和真, 仲宗根一哉, 与儀善真, 山中精一, 宮川勝司, 小谷和彦 , 飯田仁士, “干潟連成型および内湾連成型サンゴ礁域における海水流動ならびに赤土輸送特性,” *海岸工学論文集*, 第 55 卷, pp. 1101-1105, 2008.
- [8] 土木学会, *水理公式集平成 11 年度版*, 1999, p. 156.
- [9] 土木学会, *海洋鋼構造物設計指針 (案) 解説*, 1973, p. 106.
- [10] 国土交通省港湾局, *港湾工事における濁り影響予測の手引き*, 2004, p. 18.

4. 底質の発生源と浮遊物の沈降・堆積過程

4.1. 目的

3章までの研究により、川平湾奥部のサンゴが2007年の大規模白化時に生残した理由と考えられる「濁り」は、干潟部における堆積赤土等が潮汐変化によって再懸濁することで維持されることが示唆された。また、川平湾の底質は深いところほどシルト・粘土分が多く、これらの一部が大潮の潮流や高波浪による流速の増加により再懸濁していると考えられた。

沖縄の閉鎖性内湾においては、台風や波浪の影響が小さいために自然の浄化作用が小さく、流入した赤土等がそのまま堆積していることが指摘されている(大見謝ら 2002^[4])。しかし、閉鎖性内湾といえども、再懸濁により微細な粒子が失われる機構が存在しており、赤土等の陸由来物質の流入・堆積と流失とのバランスによっては再懸濁が起きにくく、濁りによるサンゴの光ストレス低減効果が限定的となる可能性がある。

赤土等は集中豪雨により主に農地から流入する。川平湾には西側、湾奥側を中心に複数の流入河川があるが、流域の土地利用状況によって土壌流出の多寡が異なると考えられる。

また、閉鎖性内湾の海底堆積物は、①赤土等の陸由来物質が流入して沈降・堆積する経路のほか、②海域で増殖したプランクトンがデトリタスとして沈降・堆積する経路や、③生物の死骸や礫が水流等により移動して海底深所で安定する経路により形成されると考えられる。これらの経路の海底堆積物形成に対する寄与度を定量的に調べた報告はほとんどなく、知見が不足している。

以上のことから、本章では、石垣島川平湾を対象に、海底堆積物のうち陸由来物質の流出源、赤土等の流入後の挙動と堆積状況および上記3経路の寄与度について検討を行った。

4.2. 材料と方法

4.2.1. 調査位置

本研究では、以下に示す陸土と海底堆積物の採取・分析、海水と沈降物の採取・分析、サンゴ礫の移動調査、流域の土地利用調査を実施した。調査位置を図4.1に示す。本章では、湾内を湾口部、湾中央部、湾奥部と3つに区分し、水道部、礁池とあわせて5区分で整理した。

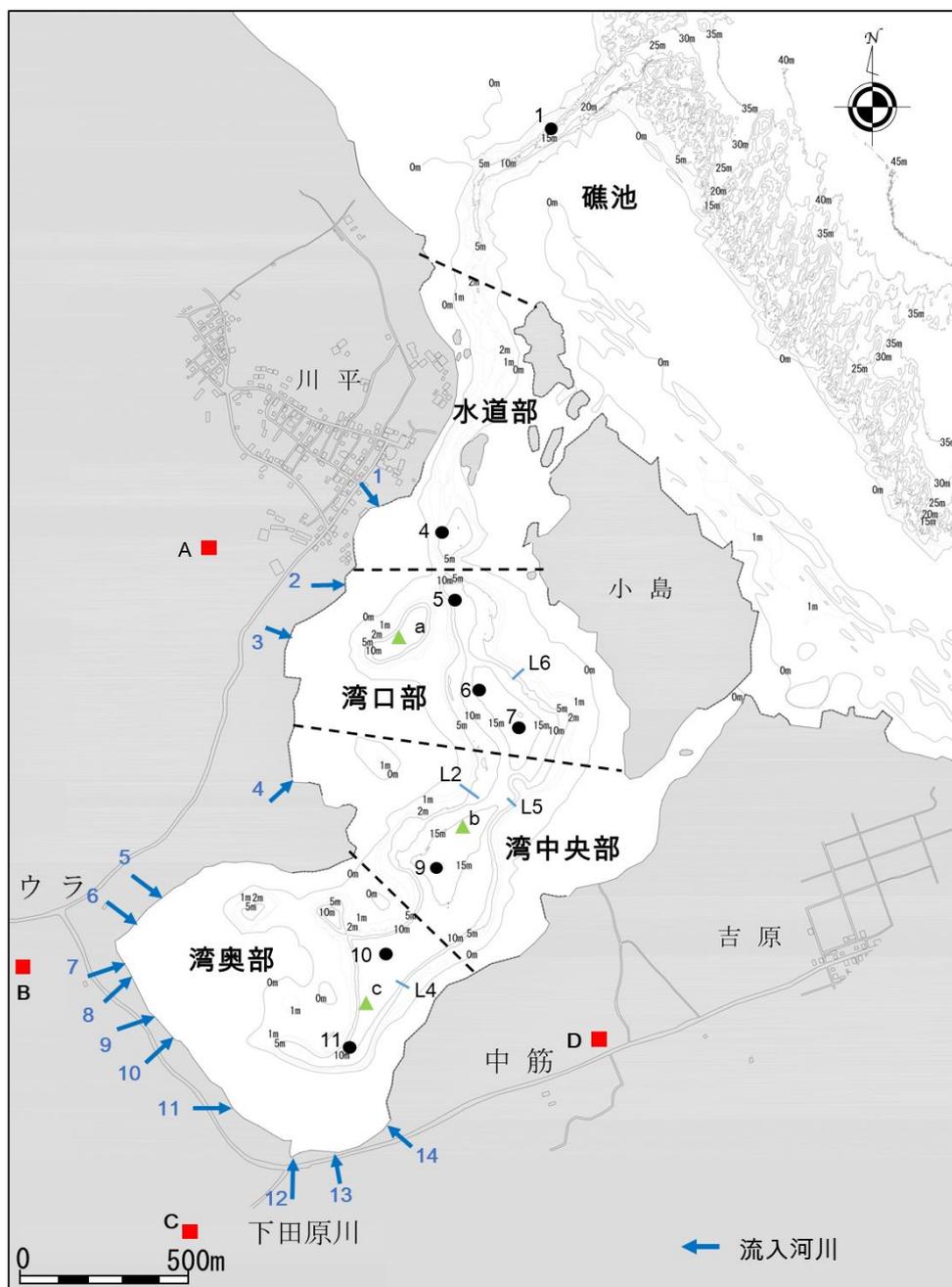


図 4.1 調査海域

4.2.2. 流域の土地利用調査

川平湾流域における土地の利用状況について 2004 年に沖縄県が調査してまとめた赤土等流出危険度マップ (沖縄県 2008^[2]) を参考として、全域を踏査し、排水系統と流入河川の確認、土地利用状況 (赤土対策を含む) について現地調査を行った。この結果から、比嘉・満本 (2001)^[3]を参考に、USLE モデルを用いて流域毎の土壌流出量を予測した。

4.2.3. 陸土と海底堆積物

海底堆積物の性状と由来を調べるため、陸土 (赤土等) と海底堆積物を採取した。

陸土は集水域の土壌流出量が大きかった 4 流域 (ウラ流域 715.5 t/y, 中筋流域 474.4 t/y, 川平流域 367.8 t/y, 下田原川流域 192.0 t/y) の代表的な地点 (図 4.1 : St. A~D) において、降雨時に流出し易いと考えられる裸地の土壌を 2013 年 12 月 10 日および 2014 年 5 月 25 日, 26 日に採取した。

海底堆積物は、水道部から湾奥部にかけての 7 地点 (図 4.1 : St. 4~11) において、表層土をスミス・マッキンタイヤ型採泥器で 2013 年 9 月 24 日に採取した。また、湾口部, 湾中央部, 湾奥部の各 1 地点で、ダイバーの手作業 ($\phi=7\text{ cm}$) でコア試料を 2013 年 11 月 8~10 日に採取した (図 4.1 : St. a~c)。採取したコア試料は表層から 5 cm 間隔で分割して試料とした。

採取した陸土および海底堆積物試料は、エネルギー分散型蛍光 X 線分析装置 (日本電子製 JSX-3100R2) により主要な無機元素について定量した。

4.2.4. 海水と沈降物

流入した陸土や海域で発生したデトリタスの挙動を調べるため、浮遊物質 (海水) と沈降物を採取した。

海水は、礁池と湾口部から湾奥部にかけての 4 地点 (図 4.1 : St. 1, 5, 9, 11) において、2013年 5 月 27 日, 8 月 9 日のそれぞれ満潮・干潮の前後 2 時間の間に採水した。なお、調査前の 6 日間以上、降雨は無かった。採水層は、海面下 0.5 m と、濁度が最も高い層 (海底面上 0.5~3 m) とし、採水には吸引式ポンプを用いた。

沈降物は湾口部から湾奥部にかけての 4 地点 (図 4.1 : L2, L4, L5, L6) において、斜面の水深 2, 5, 10 m にセジメントトラップ (図 4.2 : 直径 15 cm, 長さ 30 cm, 塩ビ製) を 2013 年 8 月 30 日~9 月 20 日の期間設置して採取した。

海水と沈降物の試料は、採取後すぐに口径 1.0 μm のメンブレンフィルターで濾過して浮遊物質および堆積物を回収した。試料は研究室で乾燥させ、乾燥重量と 600 °C および 950 °C の強熱減量を測定した。亜熱帯域の海底堆積物は、流入した陸由来物質 (土壌を形成する無機鉱物で主に SiO_2 や Al_2O_3 からなる) のほかに海由来物質 (海域で増殖した有孔虫や円石藻の死骸, サンゴや貝類の細かな破片等で主に CaCO_3 からなる) を多く含有している。この性質を利用して、600 °C および 900 °C の強熱減量測定による簡易的な由来の推定

法（以下，強熱減量法）が提案されている（氏家 1986^[4]）。また， CaCO_3 が 80% 以上含まれる海底土を 630 °C で燃焼させると，有機物は 90% 以上が燃焼し， CaCO_3 の燃焼は炭素量にして 1~2 wt% 程度であるとの知見もある（Yamamuro and Kayanne 1995^[5]）。これらの知見に基づき，600 °C による減量を有機物とし，950 °C による減量と 600 °C による減量との差分を CaCO_3 の燃焼による CO_2 の減少分とみなし，2.274 倍することで CaCO_3 の含有量とし，これを海由来物質として由来の検討に用いた。また，乾燥重量から有機物および海由来物質の量を差し引き，陸由来物質の含有量とした。

なお上記の陸土および海底堆積物についても強熱減量法による分析を行った。



図 4.2 セジメントトラップ (矢代ら 2017^[6]より転載)

4.2.5. サンゴ礫の移動

サンゴ礫等が斜面を転がり落ちるなどして移動する現象を捉えるため、サンゴ礫の移動調査を行った。

調査は湾口部，湾中央部，湾奥部の各 1 地点 (図 4.1 : L4, L5, L6) において，斜面の水深 2, 5, 10 m で実施した。各地点に，長さ 1 m，直径 1 cm の鉄筋棒を 2 本ずつ，上部 20 cm を残して打ち込んだ。露出した鉄筋棒上部に，10 cm 格子入りの 50 cm × 50 cm の観察用コドラートをひっかけて海底面上 2~3 cm で固定し，2013 年 5 月 24・25 日 (設置時)，5 月 31 日，7 月 10 日，8 月 30 日に写真撮影を行った (図 4.3)。撮影した写真を 10 cm × 10 cm の格子毎に比較し，識別可能な形状の礫 3 つのうち 2 つ以上が 2 cm 以上動いていた場合に礫の移動があったとして記録した。

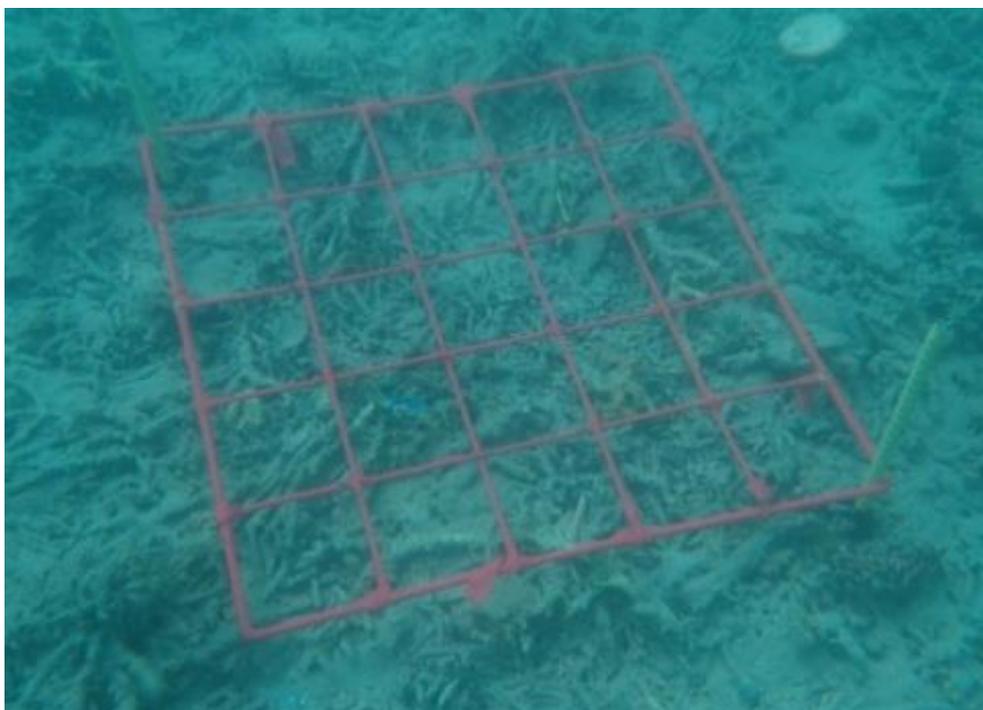


図 4.3 サンゴ礫の移動調査の様子 (矢代ら 2017^[6]より転載)

4.3. 陸土の流出源と海底堆積物の水平分布

4.3.1. 流域の土地利用

各流域の農地面積と予測された土壌流出量を表 4.1 に、川平湾周辺の土地利用状況を平成 13 年度沖縄県土地利用現況図 (沖縄県企画部土地対策課 2002^{[7])} を改変して図 4.4 に示す。

川平湾の集水域は大きく 5 流域に区分できる (沖縄県 2008^{[2])}。川平流域は約 144 ha、ウラ流域は約 205 ha、下田原川流域は約 136 ha、中筋流域は約 227 ha、小島流域は約 37 ha であるが、いずれの流域もそのほとんどの範囲を樹林、竹林等の植生が占めていた。農林水産省構造改善局計画部 (1992)^[8] によると、樹林や竹林等の森林は USLE モデルにおける土壌流出係数 (裸地を 1.0 とした場合の相対的な流出のしやすさ) が 0.005 と農地等と比較して著しく低く、赤土等の流出がほとんど無い。一方、赤土等の流出源である各種田畑は、湾を周遊する道路に沿って存在していた。特に赤土等の流出が多いパイナップル畑やサトウキビ畑は、川平流域南部の丘陵地やウラ流域で多かった。

流域の土地利用調査によって流入河川を14本確認した (図 4.1, 表 4.1)。各流域は排水経路に沿って河川毎に小流域に区分できる (沖縄県 2008^{[2])}。このうち、河川番号 5~14 の 10 本は湾奥部に流入しており、流入河川の湾奥部への集中が伺えた。また、河川番号 4~11 の 8 本はウラ流域が占めていた。小流域毎に計算した土壌流出量から、陸域から流出する赤土等の 78.5% にあたる 1,380.4 t/y が湾奥に流入しており、特にウラ流域の影響が強いことが明らかとなった。

なお、湾内への流入が確認できない小流域では、雨水は地下浸透しているか、道路などに沿って流入していると考えられる。

また、流域の土壌はほとんどが国頭マージであり、川平湾を囲むように川平流域南部から中筋流域にかけて分布していた。島尻マージは川平湾口部の川平流域北部と小島流域だけであった。また、沖積土壌がウラ流域でみられた。

調査範囲における赤土対策は、サトウキビ畑で横畝対策が行われていたが、マルチング対策は実施されておらず、沈砂池はウラ流域で 1 箇所が確認されたのみであった。

表 4.1 各流域の農地面積と土壌流出量

流域名	小流域	河川番号	筆数	農地面積 (ha)	土壌流出量 (t/y)
川平流域 (144 ha)	川平 1	—	57	8.4	18.2
	川平 2	1	57	3.3	16.8
	川平 3	2	28	4.9	169.4
	川平 4	3	7	1.7	163.4
	合計		149	18.3	367.8
ウラ流域 (205 ha)	ウラ 1	4	4	2.8	1.4
	ウラ 2	5	3	1.5	35.2
	ウラ 3	6	14	4.9	249.2
	ウラ 4	7,8	9	2.1	66.8
	ウラ 5	9	15	3.0	194.5
	ウラ 6	10,11	39	12.8	168.5
合計		84	27.1	715.5	
下田原川流域 (136 ha)	下田原 1	12	35	6.6	184.9
	下田原 2	13	2	1.1	7.1
	合計		37	7.7	192.0
中筋流域 (227 ha)	中筋 1	14	35	6.1	128.9
	中筋 2	—	26	11.7	345.6
	合計		61	17.8	474.4
小島流域 (37 ha)	小島 1	—	5	5.9	7.7
全流域合計			336	76.8	1757.4

※流域名欄の（ ）は農地以外を含めた流域面積

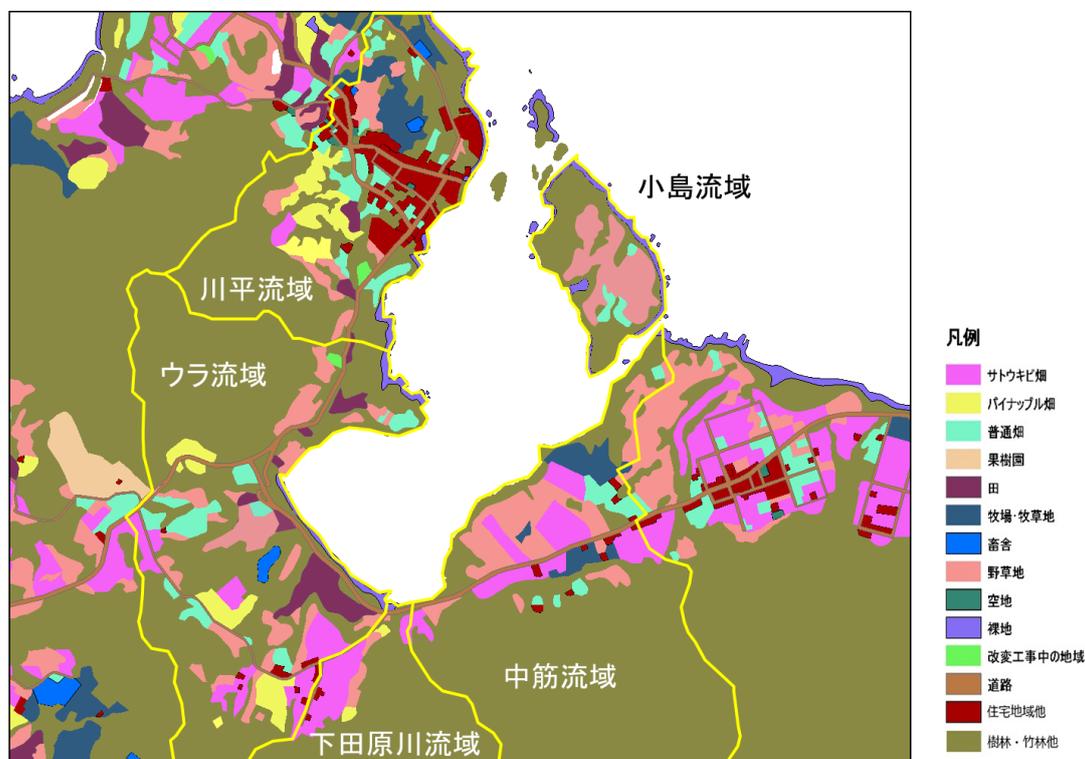


図 4.4 川平湾周辺の土地利用状況（平成 13 年度沖縄県土地利用現況図 [7]より改変）

4.3.2. 陸土と海底堆積物の元素組成の特徴

採取した陸土と海底堆積物の元素測定結果を表 4.2に示す。陸土は、 SiO_2 と Al_2O_3 が 9割程度を占め、 CaO はほとんど含有していなかった。したがって海底堆積物に多く存在する CaO は、ほとんどが海由来物質であると判断できる。また、赤土に多く含有される Fe_2O_3 は、4 地点の陸土で 0.98~7.27% と変動が大きく、場所による特徴として捉えやすい。以上のことから、土壌を形成する無機鉱物である $\text{SiO}_2, \text{Al}_2\text{O}_3, \text{Fe}_2\text{O}_3$ の合計を陸由来物質、 CaO を海由来物質とし、含有量が少ない元素は除外して以降の検討を進めた。この分析方法に基づく陸由来物質、海由来物質の評価を本研究では元素組成法と呼ぶ。

表 4.2 陸土と海底堆積物の主要元素割合 (%) (矢代ら 2017^[6]より転載)

調査区分	調査地点	深さ (cm)	陸由来物質				海由来物質	含有量が少ない元素							
			SiO_2	Al_2O_3	Fe_2O_3	CaO		TiO_2	MgO	SrO	Na_2O	K_2O	P_2O_5	SO_2	Cl
陸土	A	表層	73.38	18.23	3.04	ND	0.34	0.46	ND	0.04	4.09	0.42	ND	ND	
	B	表層	64.44	21.50	7.27	0.08	0.61	1.29	0.003	0.86	2.42	1.26	0.08	0.18	
	C	表層	80.48	8.98	0.98	2.43	0.10	0.95	0.01	0.45	3.85	1.53	0.05	0.20	
	D	表層	81.11	8.38	1.16	2.42	0.14	0.70	0.01	0.88	3.36	1.46	ND	0.38	
海底堆積物 表層試料	4	表層	12.58	1.50	0.40	75.12	ND	3.95	0.91	2.14	1.12	ND	0.74	1.54	
	5	表層	17.65	2.23	0.48	69.26	ND	2.87	0.95	2.50	1.35	ND	0.83	1.90	
	6	表層	18.67	7.50	1.79	60.62	0.11	3.33	0.80	2.60	1.27	ND	1.22	2.10	
	7	表層	19.05	7.75	1.87	59.44	0.08	3.29	0.77	2.38	1.43	0.38	1.28	2.28	
	9	表層	26.51	11.65	2.89	44.99	0.25	3.42	0.56	2.87	1.92	0.59	1.40	2.94	
	10	表層	32.12	12.77	3.09	38.73	0.34	2.71	0.51	2.48	2.62	0.79	1.44	2.40	
海底堆積物 コア試料	a	0-5	21.29	7.45	1.69	57.26	0.17	3.03	0.76	2.36	1.84	0.39	1.08	2.67	
	b	0-5	25.35	10.87	2.71	46.22	0.24	3.42	0.56	3.38	1.95	0.43	1.45	3.41	
	c	0-5	39.87	13.66	2.96	28.65	0.39	2.42	0.36	2.68	3.48	0.86	1.54	3.15	

4.3.3. 陸由来物質の流入源

陸由来物質のうち、最も含有量の多い SiO_2 と地点による変動の大きい Al_2O_3 および Fe_2O_3 との組成比 ($\text{Al}_2\text{O}_3/\text{SiO}_2$ および $\text{Fe}_2\text{O}_3/\text{SiO}_2$: 以下、鉱物組成比と記す) を用いて海底堆積物中の陸由来物質の流入源を推定した (図 4.5)。海底堆積物表層試料の鉱物組成比はいずれも陸土の St. B の組成に近く、次いで St. A に近かった。このことから、近年の海底堆積物中の陸由来物質は、St. B (ウラ流域), 次いで St. A (川平流域) の影響が大きいと考えられる。

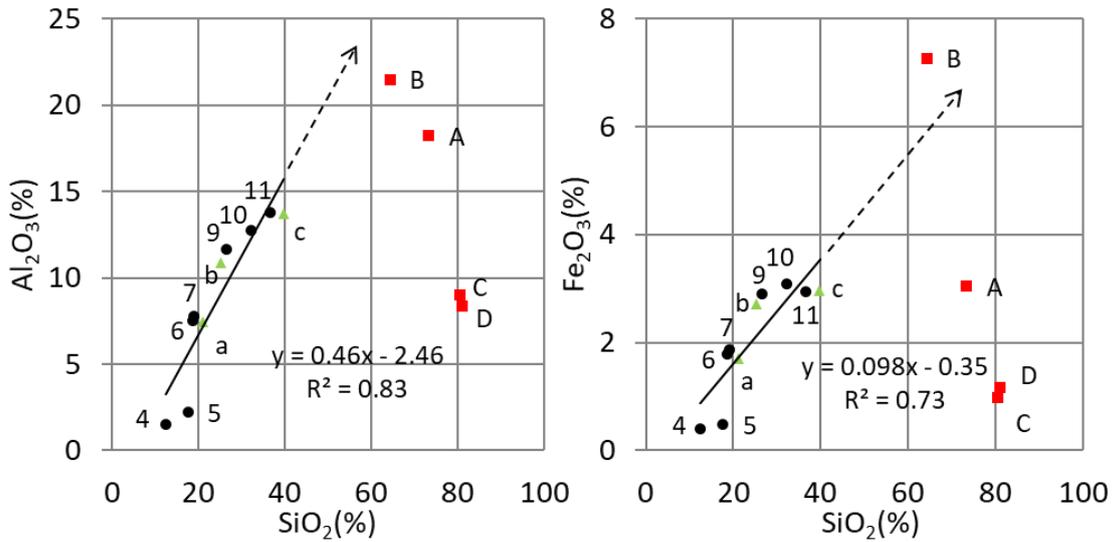


図 4.5 SiO_2 と Al_2O_3 および Fe_2O_3 比 (矢代ら 2017^[6]より改変)

4.3.4. 陸由来物質の水平分布

海底堆積物（表層試料）の陸由来物質は、いずれも水道部の St. 4 から湾奥部の St. 11 に向かって含有率が増加しており（表 4.1）、この傾向は強熱減量法でも明瞭に確認できた（図 4.6）。これらのことから、湾奥ほど海底堆積物に対する陸土の影響が強いと判断できる。

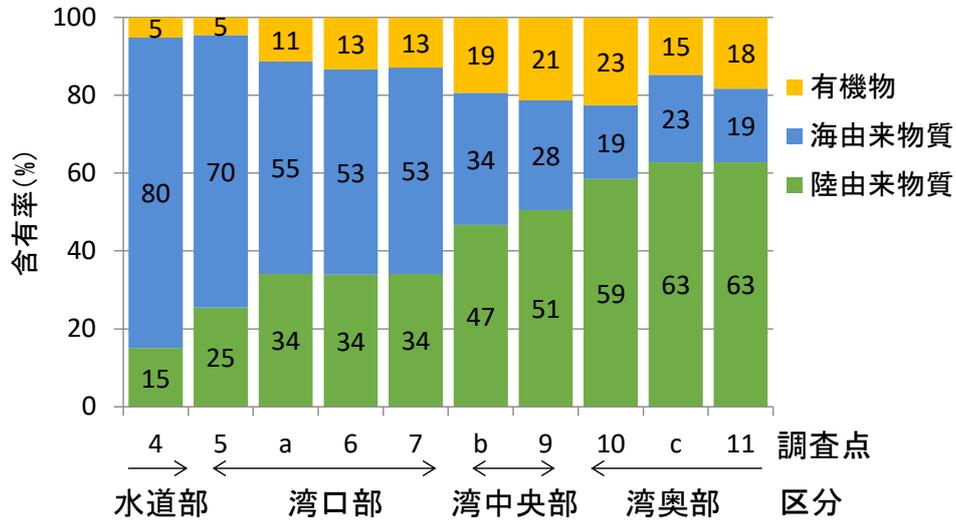


図 4.6 強熱減量法より推算した海底堆積物（表層）の組成 (矢代ら 2017^[6]より転載)

4.4. 強熱減量法・元素組成法の妥当性

海底堆積物（表層およびコア試料）中の海由来物質，陸由来物質の含有率は，強熱減量法（有機物を除いて含有率を算出）と元素組成法の分析結果に直線的な比例関係が認められた（図 4.7上段）. 原理の異なる分析法で傾向が一致したことから，両分析法による推定結果は精度があり，定量的な検討が可能と考えられる．以下に留意点を示す．

陸由来物質については，陸由来物質の含量が多い地点ほど元素組成法による含有率が相対的に低くなり，手法の違いによる差が大きくなる傾向がある（図 4.7上段）. これは，元素組成法は微量元素を検討から除外しているため，全ての元素を定量化している強熱減量法と傾向が異なるものと考えられる．なお，除外した微量元素（最大 15 %）を陸由来物質に含めると，海由来物質の鏡面のような傾向となる（図 4.7下段）.

海由来物質については，海由来物質の含有率が 60 % 以上の海底堆積物は手法による違いは小さいが，海由来物質が少なくなるにつれて，強熱減量法の海由来物質が相対的に低くなっている（図 4.7上段）. 強熱減量法は 600 °C と 900 °C で燃焼したものの差分を全て CaCO₃ とみなしているため，CaCO₃ が少ない海底堆積物では検出力が落ちるようである．

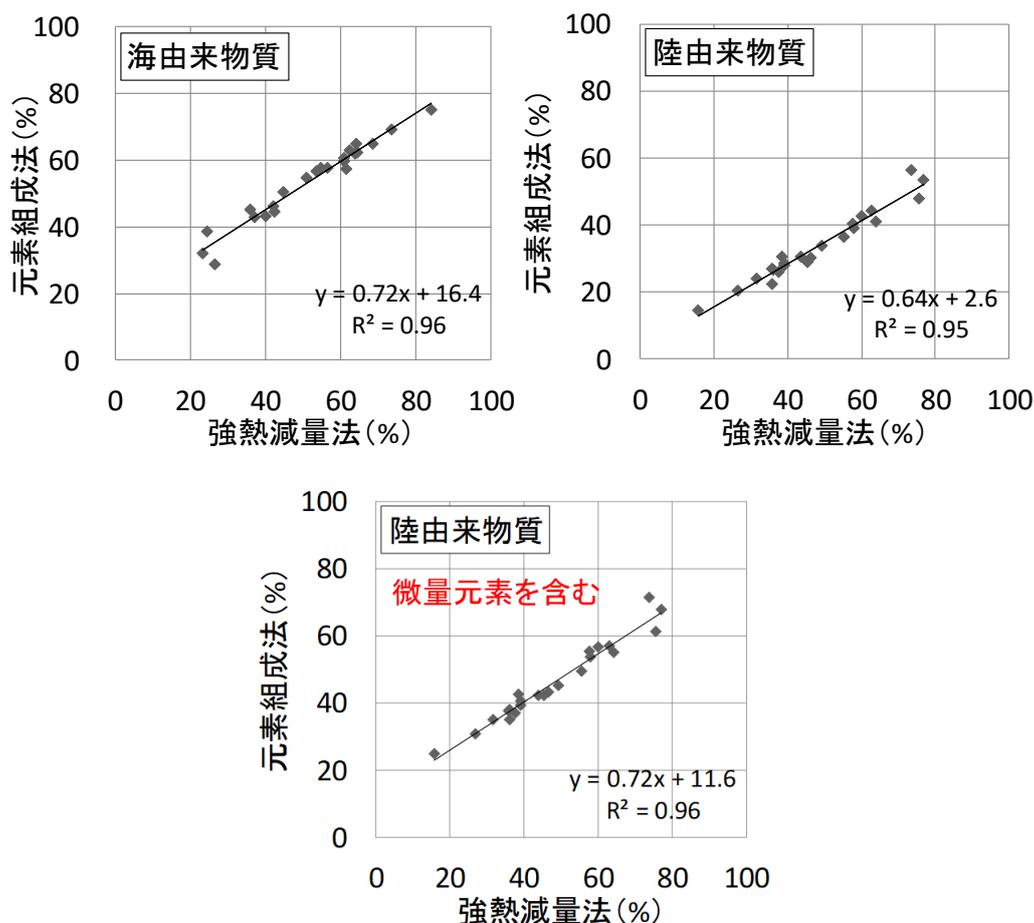


図 4.7 強熱減量法と元素組成法による海由来・陸由来物質含有率の比較

4.5. 浮遊物質の分布と沈降

浮遊物質および沈降物の有機物，海由来物質，陸由来物質の含有率と沈降フラックスを図 4.8，表 4.3に示す。

4.5.1. 浮遊物質の分布

浮遊物質の採取量は，調査日により多寡があるものの下層の方が高い傾向であった。湾中央部から湾奥部の下層における採取量（平均 4 mg/L）と沈降フラックス（平均 3.11 mg/cm²/d）より沈降速度を求めると約 780 cm/d であり，湾内流速よりも顕著に遅く，浮遊物質の多くは潮汐等の海水の動きと連動して移動すると考えられる。

満潮時，表層では，湾内全域で海由来物質が最も多かったが，下層では，湾中央部から湾奥部にかけて陸由来物質が支配的であった。川平湾では海底堆積物の巻き上げの可能性と底層からの濁りの拡散が指摘されており（神尾ら 2014^[9]），湾奥の海底堆積物は陸由来物質が主体であることから（図 4.6），海底堆積物が再懸濁した影響と考えられる。

干潮時，下層では湾内全域で陸由来物質が多い傾向が認められた。湾口部および湾中央部においては，浮遊物質中の陸由来物質の含有率が同地点の海底堆積物中における含有率よりも高い場合がみられ，湾奥部で再懸濁した海底堆積物が浮遊物質として拡散したものとみられる。

4.5.2. 沈降物

沈降フラックスは水深 10 m で高かったほか，L2 では 2 m でもやや高かった。1 周期平均流速ベクトルの算定結果（神尾ら 2014^[9]）から，L2 は湾内に流入した外海水が当たる浅場に相当し，この影響を受けて沈降フラックスが高まったことが示唆される。なお，L2 の 2 m の沈降物は海由来物質が過半を占めており，外海水の影響が強いことが伺える。

沈降物は L2 の 2 m を除く全てで陸由来物質が過半を占めており，湾奥部（L4）ほど陸由来物質の割合が高かった。湾中央部から湾奥部の陸由来物質の割合は同じ区分の浮遊物質の下層と概ね同程度であり（図 4.8の St.9,11 の平均 54%），湾内の多くの場所で潮汐により移動する浮遊物質が徐々に沈降したものと考えられる。

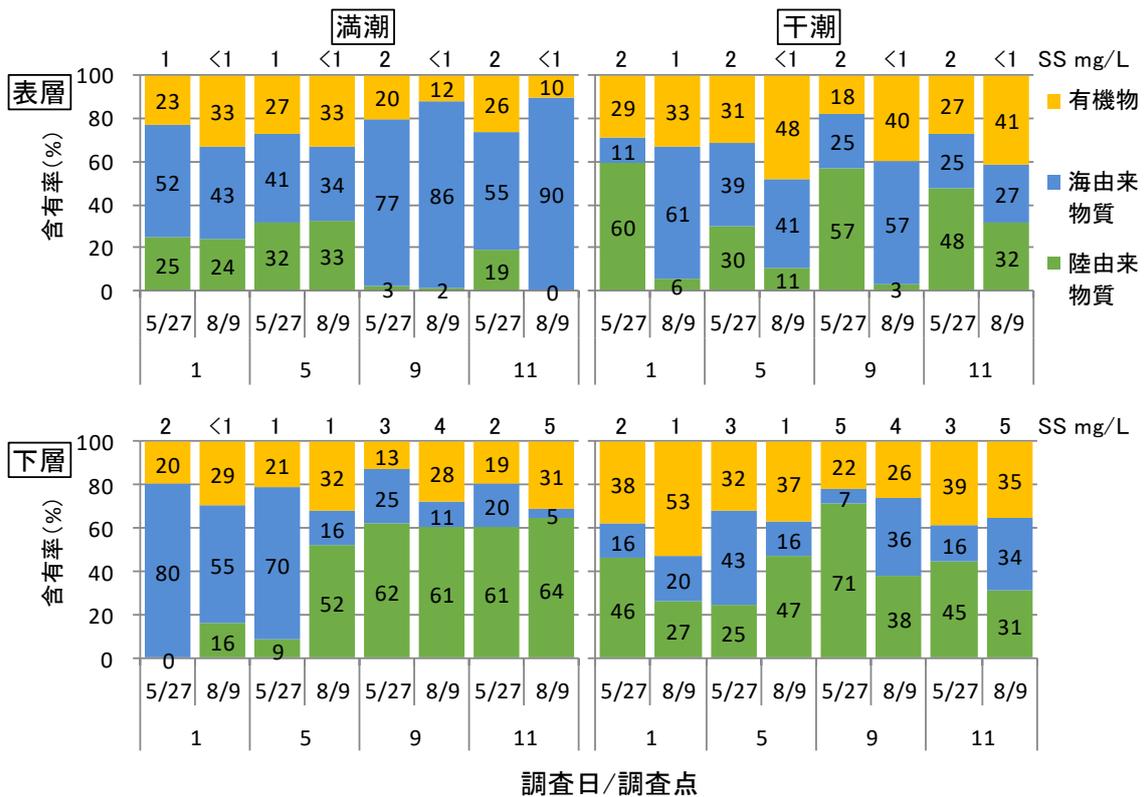


図 4.8 強熱減量法により推算した浮遊物質の組成の比較 (矢代ら 2017^[6]より転載)

表 4.3 沈降物の含有率と沈降フラックス (矢代ら 2017^[6]より転載)

調査地点	水深 (m)	有機物 (%)	海由来物質 (%)	陸由来物質 (%)	沈降フラックス (mg/cm ² /d)
L6 (湾口部)	2	16.5	27.5	56.0	1.36
	5	16.0	31.2	52.8	1.57
	10	15.1	32.3	52.6	2.14
L2 (湾中央部)	2	10.0	55.3	34.7	2.85
	5	13.9	31.2	54.9	2.11
	10	14.1	35.2	50.7	3.17
L5 (湾中央部)	2	15.5	26.4	58.1	1.35
	5	15.7	31.4	52.9	1.31
	10	15.2	26.2	58.6	2.70
L4 (湾奥部)	2	16.7	20.9	62.4	1.31
	5	16.7	17.3	66.0	1.16
	10	16.4	21.6	62.0	3.46

4.6. 浮遊物質, 沈降物, 海底堆積物中の海由来物質, 陸由来物質の割合

浮遊物質, 沈降物, 海底堆積物における有機物, 海由来物質, 陸由来物質の含有率を

図 4.9に示す. 湾奥部では, 海由来物質, 陸由来物質ともに, 浮遊物質, 沈降物, 海底堆積物の状態の違いによる変化がほとんどなく, 浮遊物の沈降と海底堆積物の再懸濁の繰り返しにより次第に堆積が進行するものと考えられる.

一方, 湾口部の海底堆積物は, 浮遊物質, 沈降物よりも海由来物質の割合が高く, 浮遊物質の沈降以外の経路による海由来物質の移送が示唆される. 海底堆積物中の海由来物質の含有率は湾奥から湾口に向けて連続的に増加しており (図 4.6), この経路の海底堆積物形成への寄与も湾口に近いほど大きいと考えられる.

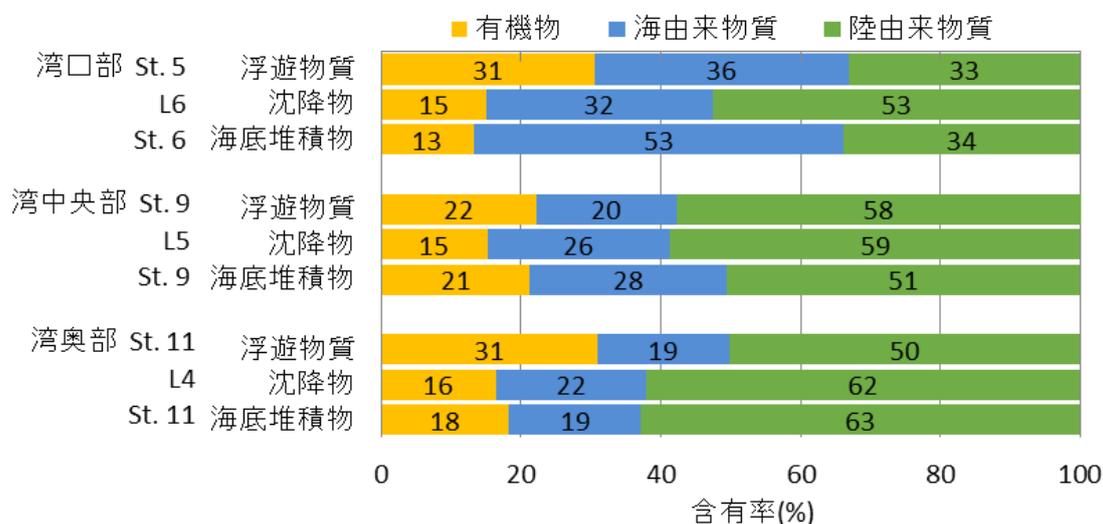


図 4.9 浮遊物質, 沈降物, 海底堆積物の組成 (矢代ら 2017^[6]より転載)

4.7. 礫の移動

礫の移動割合（移動が確認された格子の割合）を図 4.10に示す。礫は水深 2 m で移動割合が高かった。水深 2 m では干潮時に風波に起因すると推測される最大 10 cm/s 程度の流速の高まりが観測されており（図3.12），流れによる攪乱の頻度が高いと推測される。また，水深 5, 10 m でも礫の移動が確認された。3 章で示したように，南風卓越時には湾内水が表層から流出し，湾内の中層以深に湾外から海水が流入して鉛直循環流が発生するが，その際に水深 10 m で最大 10 cm/s 程度の流速の高まりが観測されることから，特別な気象条件下においては深い層でも水流による礫の移動が発生するものと考えられる。なお，深い場所には底生生物の生息穴と考えられる直径約 2 cm の穴が 10~20 個/m² の密度で存在しており（図 4.11），生物活動による刺激が礫移動の原動力として寄与した可能性がある。

礫の移動を地点別にみると，湾口部（L6）で最も礫が移動していた。上述したように，湾口部では浮遊物質の沈降以外の経路による海由来物質の移送が示唆され，サンゴ礫の移動がこの経路に相当している可能性が高い。

2 章より，川平湾では 2007 年の夏季に，湾内で高水温が継続したために枝状ミドリイシが大規模に白化・死滅して礫化したと考えられる。また地域住民は，2007 年から濁りが高まっているとの意見を持っており，これらの時期が一致していることから関連が指摘されている。本研究の結果から，2007 年に生じたサンゴ礫が，水流等により転がり落ちるなどして移動する際に底質を巻き上げ，濁りを高めた可能性が示唆される。

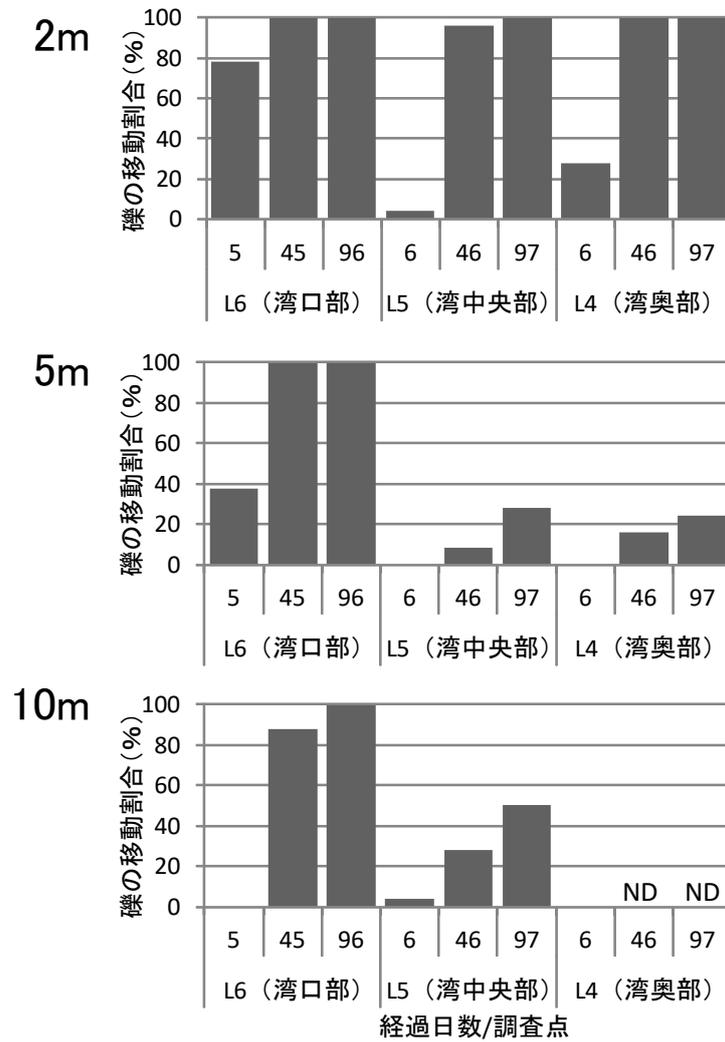


図 4.10 礫の移動調査結果. ND は浮泥が礫を覆い観察できなかったことを意味する (矢代ら 2017^[6]より転載)



図 4.11 深い場所でみられる底生生物の生息穴

4.8. まとめ

川平湾の流域は農地が多く、赤土等が流出しやすいパイナップル畑やサトウキビ畑は川平流域南部の丘陵地やウラ流域で多かった。USLE モデルにより算出した土壌流出量の予測はウラ流域の値が最も高く、海底堆積物に含まれる陸由来物質の主要な元素組成の比率もウラ流域、川平流域の組成と近かったことから、パイナップル畑やサトウキビ畑が多く、赤土流出対策をしていない土地利用状況により土壌流出量が多くなり、海底堆積物の形成に強く影響していると考えられた。また、流入河川は湾奥に集中し、陸域から流出する赤土等の 78.5 % にあたる 1,380.4 t/y が湾奥に流入していて、海底堆積物中の陸由来物質の含有率が湾奥ほど高くなっていた。

赤土等の陸由来物質とプランクトンの死骸等のデトリタス（海由来物質）の浮遊と沈降、海底堆積物中の含有量を調査した結果から、湾内の海底堆積物は、湾奥部では主に赤土等の沈降により形成されると考えられた。サンゴ礫は湾口部に近いほどよく移動し、海底堆積物形成に寄与していて、その結果、湾口部では海由来のデトリタスの沈降とサンゴ礫の移入によりそれぞれ 3 割、2 割程度が形成されると考えられた。

一方、湾口部に近い場所でも干潮時には浮遊物中の陸由来物質の割合が高まり、同地点の海底堆積物中における含有率よりも高くなる場合がみられた。セジメントトラップの調査結果から沈降速度を求めると約 780 cm/d と湾内の流速よりも顕著に遅く、湾奥で再懸濁した土粒子が移流している様子が伺えた。

以上のことから、閉鎖性内湾の底質形成は流域の土地利用状況の影響を強く受けていて、畑が多い河川の流入する場所において赤土等が堆積しやすいことが確認された。また、堆積した赤土等は再懸濁と移流によって湾内全域に拡散し、移流先の底質形成に寄与していると考えられた。

引用・参考文献

- [1] 大見謝辰男, 比嘉榮三郎, 仲宗根一哉, 満本裕彰, “赤土条例施工前後における沖縄沿岸の赤土堆積状況比較,” *沖縄県衛生環境研究所報*, 第 36 卷, pp. 77-84, 2002.
- [2] 沖縄県, “赤土等流出危険度マップ,” : 平成 19 年度赤土等の発生源対策推進事業赤土等に係る環境保全目標設定基礎調査報告書, 2008, pp. 資 2.1.6-11-12.
- [3] 比嘉榮三郎, 満本裕彰, “USLE 式による土壌流出予測方法,” *沖縄県衛生環境研究所報*, 第 35 卷, pp. 121-127, 2001.
- [4] 氏家宏, 琉球弧の海底一底質と地質一, 新星図書出版, 1986, p. 17.
- [5] M. Yamamuro, H. Kayanne, “Rapid direct determination of organic carbon and nitrogen in carbonate-bearing sediments with a Yanaco MT-5 CHN analyzer,” *Limnology and Oceanography*, No. 40, Vol. 5, pp. 1001-1005, 1995.
- [6] 矢代幸太郎, 金城孝一, 浄土真佐実, 中村由行, “石垣島川平湾における海底堆積物の形成過程の解明,” *土木学会論文集 B2(海岸工学)*, 第 73 卷, 第 2 号, pp. I_1207- I_1212, 2017.
- [7] 沖縄県企画部土地対策課, “平成 13 年度沖縄県土地利用現況図八重山地域南北大東地域,” 2002.
- [8] 農林水産省構造改善局計画部, “土地改良事業計画指針 農地開発 (改良山成畑工),” 1992, pp. 158-160.
- [9] 神尾光一郎, 矢代幸太郎, 田中亮三, 森重輝政, 鉢嶺亮, 中村由行, “石垣島川平湾における物理環境と濁りの特性に関する現地調査,” *土木学会論文集 B2 (海岸工学)*, 第 70 卷, 第 2 号, pp. I_1166-I_1170, 2014.

5. 長期的にみた場合の土地利用の変化と集中豪雨の影響

5.1. 目的

4章までの研究により、川平湾奥部のサンゴが2007年の大規模白化時に生残した理由と考えられる「濁り」は、主に干潟部における堆積赤土等が潮汐変化によって再懸濁し、移流されることで維持されることがわかった。また、深所でも大潮の潮流や高波浪による流速の増加により再懸濁が起きるが、これらの移流が湾中央部や湾口付近における赤土等の陸由来物質の供給源となっていると考えられた。そのようにして形成される海底堆積物は、流域の土地利用の違いに強く影響を受けている。

これらの海底堆積物の形成機構は、周辺の土地利用の変化や大規模な開発行為、集中豪雨の量等によって変化すると考えられる。したがって、観光利用の増加、農業政策の変化といった社会的な環境の違いや、地球温暖化による大型台風の増加といった長期的にみた場合の条件の違いにより、湾内の海底堆積物の様相が変化し、サンゴの生息環境が変化した可能性がある。今後の内湾域におけるサンゴ礁保全を検討する上で、長期的にみた場合の土地利用の変化と集中豪雨の影響度合いの把握が望まれる。

本章では、長期的にみた場合の土地利用の変化と集中豪雨の影響度合いの把握を目的に、海底堆積物の堆積量と堆積速度を見積もり、堆積物の組成の変化と人為的な影響、集中豪雨との比較検討を行った。また、検討結果を用いて、高水温によるサンゴの大規模白化が発生した際、土地利用と集中豪雨の変化がサンゴの保全機能に与えた影響について検討するとともに、内湾性サンゴ群集を維持する観点から、流域における適正な土地利用のあり方（畑の面積）の推定を試みた。

5.2. 材料と方法

5.2.1. 調査位置

本章の研究では、湾内全域（図 5.4）における音波探査による堆積土量の推定、湾内 3 地点（図 5.1 : St. a~c）のコア試料による堆積速度の推定、陸土（図 5.1 : St. A~D）と堆積物（図 5.1 : St. 4~11, a~c）の比較による堆積物の由来推定を行い、地域資料を整理して川平湾周辺の土地利用変化と開発行為の影響について考察した。現地調査の調査位置を図 5.1 に示す。本章では、湾内を湾口部、湾中央部、湾奥部と 3 つに区分し、水道部、礁池とあわせて 5 区分で整理した。

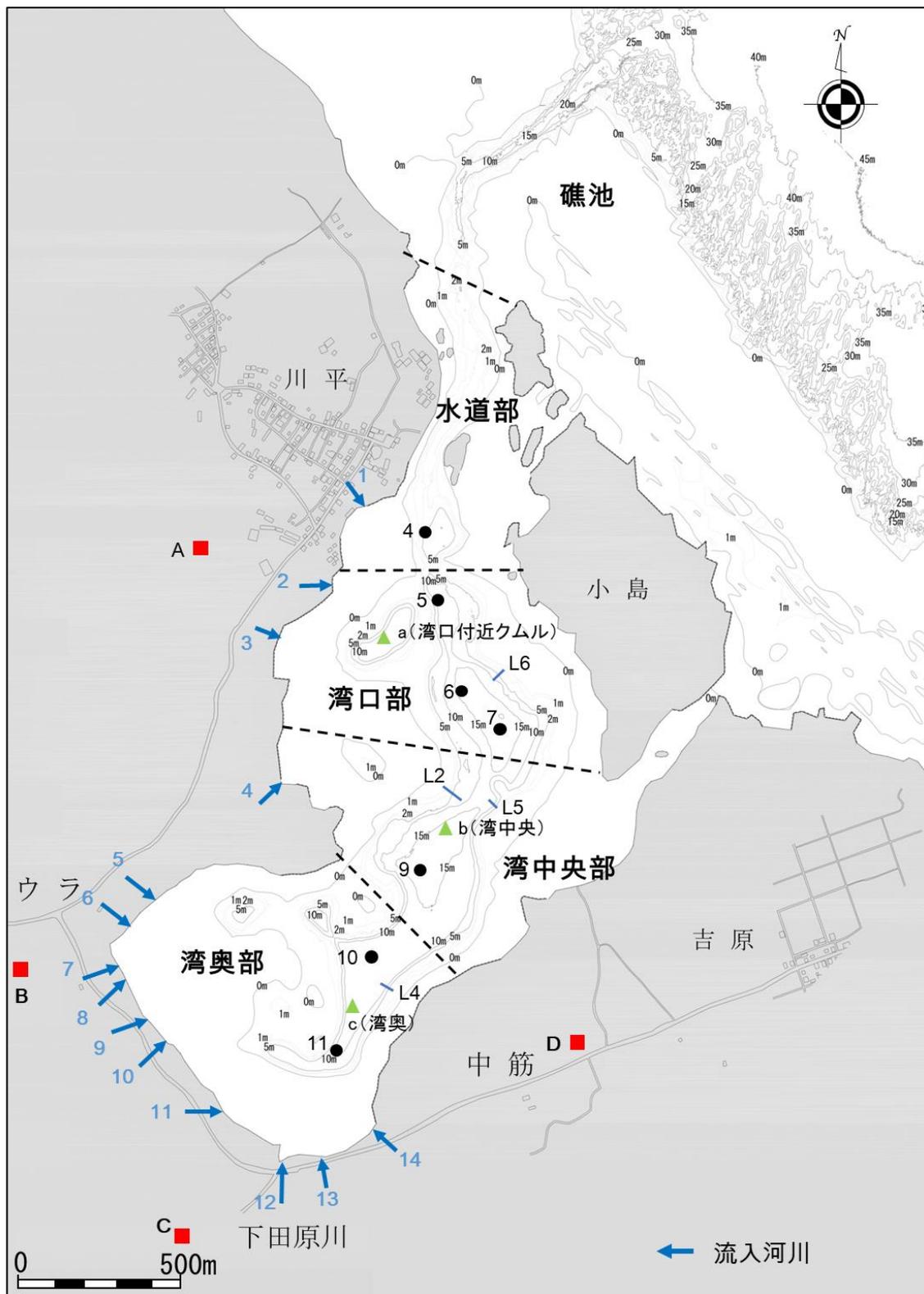


図 5.1 調査位置

5.2.2. 堆積土量の推定

堆積した赤土等の堆積厚を推定するため、2012年10月2～4日に音波探査を行った。湾内を網羅するように50m間隔で高周波と低周波の2周波による底質探査装置SH-20(千本電気株式会社, 測定範囲1.0～80m, 最小読取目盛0.2m, 周波数及び指向角200kHz: 6°, 5.7・10kHz: 約50°, 記録精度 $\pm(0.03 + \text{水深} \times 1/1000)$ m以上)によるデータ収集を行った。また、湾奥から湾口部にかけての連続した深み(澁筋)および湾口付近クムルにおいて、地層探査機K-Chirp(Klein Associates Inc., 探査深度5-50m, 周波数及び指向角2-8kHz, 5kHzの場合進行方向20°・直行方向40°, 分解能12.5cm)を用いて底泥の堆積厚の調査を行った。

SH-20とK-Chirpのチャートから堆積層基盤面を検出した。K-Chirpの調査結果のうち、湾口付近クムルのチャートを図5.2に示した。川平湾の堆積物には、固形物が埋没している場所があった。音波散乱により下層の堆積層の状態把握が困難な場合には、周辺の基盤面、地形等を勘案して堆積層下の基盤面を推定した。

SH-20の調査結果を主体とし、堆積厚が厚い部分はK-Chirpの結果を用い、相補的に判断して50m間隔の堆積断面図を作成した。この断面図を用いて堆積厚を整理するとともに、平均断面法より堆積土量を求めた。

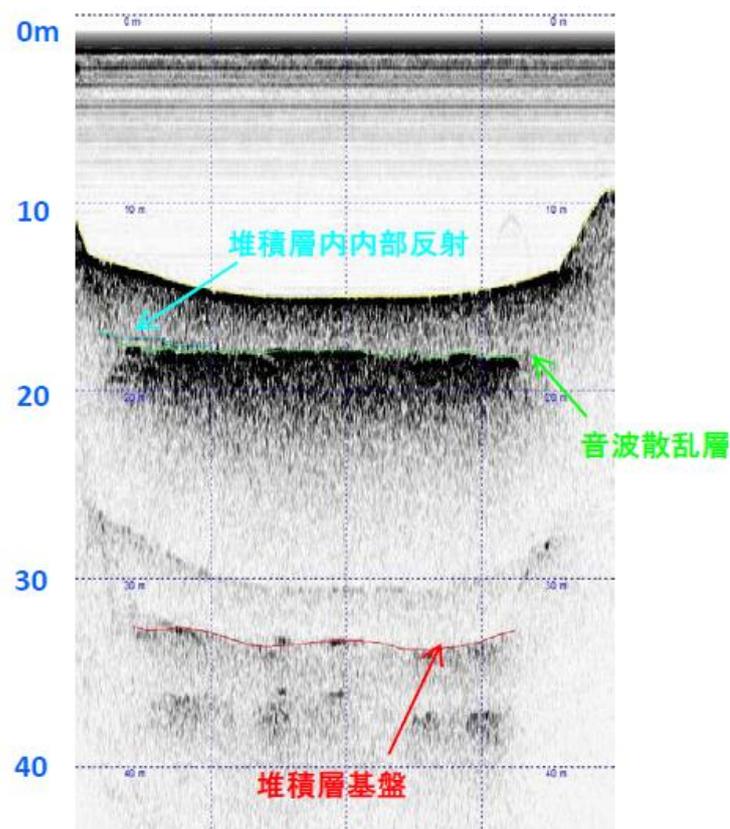


図 5.2 音波探査チャートの例 (湾口付近クムル) (矢代ら 2014^[1]より転載)

5.2.3. コア採取と分析

2012年11月4～8日に、図5.1に示した3地点において、表層から4～5m層までバイブレーションコアサンプラー ($\phi=10$ cm) を用いたコアサンプリングを行った。また、軟弱な表層部分は含水率が高いために採取時の振動による攪乱の影響が無視できないと判断し、別途ダイバーの手作業でコアサンプリング ($\phi=7$ cm, 深さ 0.5 m) を実施した。

採取したコアサンプルは、堆積の状況(外観)を観察するとともに、表層から10cmまでは2cm間隔、10cmから2mまでを5cm間隔、2m以深は10cm間隔で分割して試料とし、単位体積重量、含水率等の物理試験、エネルギー分散型蛍光X線分析装置(日本電子製JSX-3100R2)による主要な無機元素の定量、強熱減量法による陸由来物質と海由来物質の推定を行った。

5.2.4. 放射性同位体による堆積年代推定

放射性同位体による解析は、100年程度の堆積速度解析を想定し、半減期22.3年の鉛-210を用いるPb-210法(金井2000^[2])を実施した。一般に堆積物は、沈積後、上から降り積もる新たな堆積物により圧密がかかり、深度とともに単位体積重量が増加し含水率が低下する。そのため単位体積重量と含水率から深度毎の積算重量深度(g/cm^2 , 特定の深度における単位面積あたりの堆積物の乾燥重量)を求め、これを横軸に、Pb-210ex(大気中から取り込まれた鉛-210)を縦軸に片対数でプロットし、Pb-210exの指数関数的な減衰を傾きとして求め、式6に代入して平均重量堆積速度($\text{g}/\text{cm}^2/\text{y}$, 単位時間・単位面積あたりの堆積重量)を算出した。各層の積算重量深度を平均重量堆積速度で除し、該当する深度の堆積年数を算出し、さらに深度を堆積年数で除して、表層～該当深度の平均堆積速度を算出した。

$$\omega = \lambda / (-a) \cdots \cdots \text{式 6}$$

ここで、式中の記号は次のとおりである。

ω : 平均重量堆積速度 ($\text{g}/\text{cm}^2/\text{y}$)

λ : 壊変常数 (0.693/22.2)

a : 片対数プロット上の傾き

なお、海底面から深さ10～15cm程度までの試料では、Pb-210exの減衰が見られなかった。海底表土内の生物調査により埋在性生物が多数確認されたことから、堆積物の表層が生物活動等により攪乱されたためと考えられる。また、深さ約50cm以深はPb-210exの強度が弱く、検出限界以下となる場合があった。以上のことから、攪乱の影響があると判断された層以深において、Pb-210exが定量され、指数関数的に減衰する層までのデータを用いて傾きを求めた(図5.3)。

また、Pb-210法による堆積年代推定の精度を確認するため、人為的活動により大気に放

出された放射性物質を計測する Cs-137 法による年代推定を平行して実施した。人為的活動として大気圏内核実験のピークである 1963 年，チェルノブイリ原発事故が発生した 1986 年に着目し，平均重量堆積速度を求め，Pb-210 法同様，堆積傾向が概ね一定であることを前提として各層の平均堆積速度を算出した。

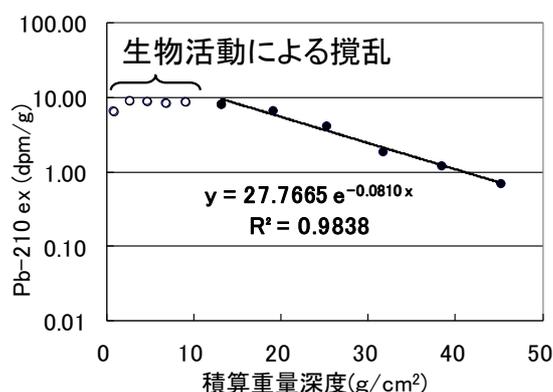


図 5.3 積算重量深度と Pb-210ex の関係 (湾口付近クムル) (矢代ら 2014^[11]より転載)

5.2.5. 陸土と海底堆積物

海底堆積物の性状と由来を調べるため，陸土（赤土等）と海底堆積物を採取した。

陸土は集水域の土壤流出量が大きかった 4 地点 (図 5.1 : St. A~D) において，降雨時に流出し易いと考えられる裸地の土壤を 2013 年 12 月 10 日および 2014 年 5 月 25 日，26 日に採取した。

海底堆積物は，水道部から湾奥部にかけての 7 地点 (図 5.1 : St. 4~11) において，表層土をスミス・マッキンタイヤ型採泥器で 2013 年 9 月 24 日に採取した。

採取した陸土および海底堆積物試料は，コア試料と同様に，エネルギー分散型蛍光 X 線分析装置 (日本電子製 JSX-3100R2) による主要な無機元素の定量と強熱減量法による陸由来物質と海由来物質の推定を行った。

5.3. 堆積厚と堆積速度からみた堆積状況

5.3.1. 堆積厚と堆積量

作成した 28 枚の堆積断面図のうち、代表的な特徴がみられる 4 枚を図 5.4に示した。堆積物は滞筋付近を中心に認められ、湾口側の広がった部分では 15 m 程度 (Co. 5)、湾中央付近では 10m 程度 (Co. 14) の堆積厚で、湾奥側で次第に小さくなった (Co. 21)。一方、滞筋付近でも、湾中央の湾幅が狭窄している場所にはほとんど堆積していなかった (Co. 7)。湾口付近クムルでは 18 m 程度の堆積厚があった (Co. 5, Co. 7)。

堆積断面図から平均断面法より堆積土量を求めると、滞筋全体で約 152 万 m^3 、湾口付近クムルでは約 11 万 m^3 であり、合計すると約 163 万 m^3 となった。

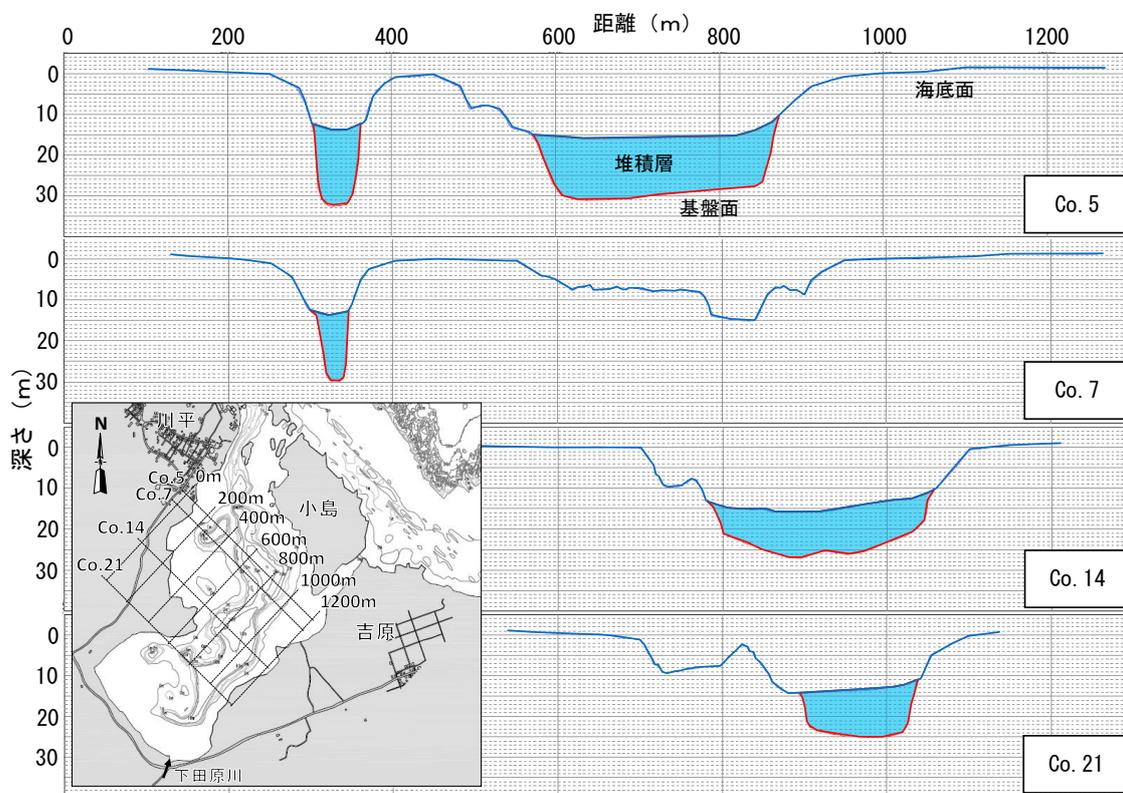


図 5.4 堆積断面図の例 (Co.5, Co. 7, Co. 14, Co. 21) (矢代ら 2014^[1]より転載)

5.3.2. 堆積速度

採取したコアの外観写真を図 5.5 に示した。外観は、所々に貝殻片、植物片があるものの特異的な層構造や不連続面は認められなかった。単位堆積重量、含水率は深さ約 50 cm 以深で概ね一定となり、堆積状況は概ね均一と考えられた。

推定した平均重量堆積速度と平均堆積速度を表 5.1 に示した。堆積速度は、Pb-210 法、Cs-137 法の両方法の推定値で概ね一致しており、年代推定結果の信頼性は高いと判断した。堆積速度は 0.23~0.55 cm/y の範囲にあり、河川流入が比較的多い湾奥で堆積速度が速い傾向があった。また、近年にあたる深さ 50 cm 以浅は、深さ 50 cm 以深よりも堆積速度が増加する傾向が認められ、特に湾奥部で顕著であった。



図 5.5 コア外観 (St. 1 ; 0.5-1 m (上), 2-2.5 m (下)) (矢代ら 2014^[1]より転載)

表 5.1 堆積速度の推定結果 (矢代ら 2014^[1]より転載)

調査地点	堆積層 (cm)	平均重量堆積速度 (g/cm ² /y)		平均堆積速度 (cm/y)	
		Pb-210 法	Cs-137 法	Pb-210 法	Cs-137 法
St. a (湾口付近クムル)	0~50	0.39	0.50	0.31	0.40
	50 以深			0.30	0.40
St. b (湾中央)	0~50	0.28	0.34	0.30	0.37
	50 以深			0.23	0.28
St. c (湾奥)	0~50	0.44	0.51	0.47	0.55
	50 以深			0.38	0.45

5.3.3. 堆積が始まった年代

推定した堆積厚と堆積速度から、堆積が始まった年代を推定した (表 5.2). 湾口付近クムルと湾中央では 4,500~6,500 年前から堆積が始まったと推定された. 貝塚 (1998)^[3]によると, 約 7 万年前から約 1 万年前までの最終氷期には, 海水面は現在より 120 m ほど低く, 川平湾を含む石垣島は広範な陸地であった. 海水面が上昇し, 現在の水準となったのは約 6,000 年前である. 川平湾の創生を海面上昇後の約 6,000 年前とすれば, 本研究の推定結果とよく一致する.

Yamano et al. (2001)^[4] は, 川平湾のリーフのコアから海水面の変動を推定しており, 約 6,000 年前までの急激な海面上昇の後, 約 4,000 年前までに 1 m の海面上昇があり, 約 2000 年前に 0.6~0.8 m 程度のリーフの隆起があつて相対的に下降したと考察している. 湾奥の堆積は約 2,200~2,600 年前からと推定され, 川平湾の創成とは異なる堆積過程があつたと考えられるが, この隆起と時期が一致している.

表 5.2 調査地点別の堆積厚と堆積が始まった年代 (矢代ら 2014^[1]より転載)

調査地点	堆積厚	堆積が始まった年代
St. a (湾口付近クムル)	約 18 m	約 4,500~6,000 年前
St. b (湾中央)	約 15 m	約 5,300~6,500 年前
St. c (湾奥)	約 10 m	約 2,200~2,600 年前

5.4. 川平湾周辺における開発行為と土地利用変化の影響

5.4.1. 川平湾周辺における開発行為と土地利用の変化

川平公民館 (1976)^[5]や八重山土木事務所へのヒアリングにより、川平湾周辺における主な開発行為および赤土等の流入あるいは水質変化に関わる特記事項を抽出し、推定堆積深度と共に示した (表 5.3)。

川平湾周辺には 1185 年頃から集落が存在したが、多くの人に移入したのは 1950 年の一周道路 (石垣島を一周する道路) の整備後である。地域において赤土等の流入影響が最も大きいと懸念されていたオモト林道工事は 1968～1971 年で、1972 年の本土復帰を契機に行われた集中的な道路工事と同時期である。1970 年代後半から 1980 年にかけて、道路工事が頻繁に行われている。

表 5.3 川平湾周辺の開発行為等と推定堆積深度 (矢代ら 2014^[11]より転載)

年	開発行為, 特記事項	推定堆積深度 (cm)	
		Pb-210 法	Cs-137 法
1994	下水道供用開始	7.0～11	8.3～12
1985	土地改良事業着手, 県道 207 号拡張, 一周道路拡張工事	9.7～15	13～18
1980	一周道路拡張工事	12～18	15～20
1976	村内道路 3 号舗装工事	13～19	16～22
1975	県道 207 号舗装工事	13～20	16～23
1972	本土復帰	14～21	17～25
1971	オモト林道第 3 期工事 (中断)	15～22	18～25
1969	オモト林道第 2 期工事, 村内道路 2 号拡張・舗装工事	15～23	19～26
1968	オモト林道第 1 期工事, 村内道路 1 号舗装工事	15～23	19～26
1962	村内道路 3 号拡張工事	17～26	21～30
1956	村内道路 1 号拡張工事	20～29	23～33
1950	一周道路整備	21～31	25～35
1945	太平洋戦争終結	23～33	27～38
1925	湾内で真珠養殖開始	29～42	34～48
1771	明和の大津波	69～100	82～120
1185	川平に集落の存在	210～330	250～380

川平湾周辺における農業は、1950年頃は稲作が多かったが(川平部落会 1950^[6]), 1960年頃に製糖工場ができたためにサトウキビ栽培が多くなり(川平公民館 1976^[5]), 1960年代後半には、サトウキビとパイナップル栽培が中心となったとされている(新井 1969^[7]).

川平湾周辺の航空写真(国土地理院;1962年12月,1977年11月,1995年1月,2006年1月,2010年7月撮影,沖縄県提供;1945年4月撮影)を図5.6に示す.4章で示したように,川平湾への赤土等の流入は78.5%が湾奥部に集中しており,特にウラ流域の影響が強い.そこでウラ流域について,航空写真でみた土地利用(水田)の変化を図5.7に,航空写真から推定した農地面積の変化を図5.8に示す.

1945年には一周道路が整備されておらず,川平湾東側には人家が見当たらないものの,南側のウラ流域にはすでに水田などが多く存在していた.このとき,農地の7割以上が水田であったとみられ,畑はわずかに7haほどしかなかった.

1962年には一周道路が整備されており,東側に吉原の部落が形成されて人家と畑がみられる.ウラ流域の水田は減少したものの,畑が23haほどまで増加していた.

1977年には県道207号(湾の西側の道路)とウラ流域の奥の道路が拡幅され,道路沿いの畑が一気に増加した.ウラ流域の水田は引き続き減少したが,畑は42haほどまで増加していた.

1995年までの変化はわずかで,農作物の変化や農地の放棄による草地あるいは樹林化が川平流域の南側からウラ流域にかけてみられる.ウラ流域の水田は8haほどまで減少し,畑も減少して34haほどまで減少していた.

2006年には放棄地の樹林化が一層進行し,県道207号沿いの農地はほぼ全て樹林化している.土地利用調査を行った2012年に近い2010年についても,2006年と大きな変化はない.2010年におけるウラ流域の水田はほとんど変わらず7haほど存在していた.畑は大きく減少し17haほどとなっていた.

以上のことから,川平湾周辺の畑は,太平洋戦争直後の1945年頃にはわずかしがなく,社会情勢の変化に伴う耕作物の変化と農地の開拓により1970年代後半まで次第に増加して最大で1945年当時の6倍に当たる42ha程度となり,その後,耕作放棄地になるなどして30年程度の間ゆるやかに減少したと考えられた.



図 5.6 川平湾周辺の航空写真の比較

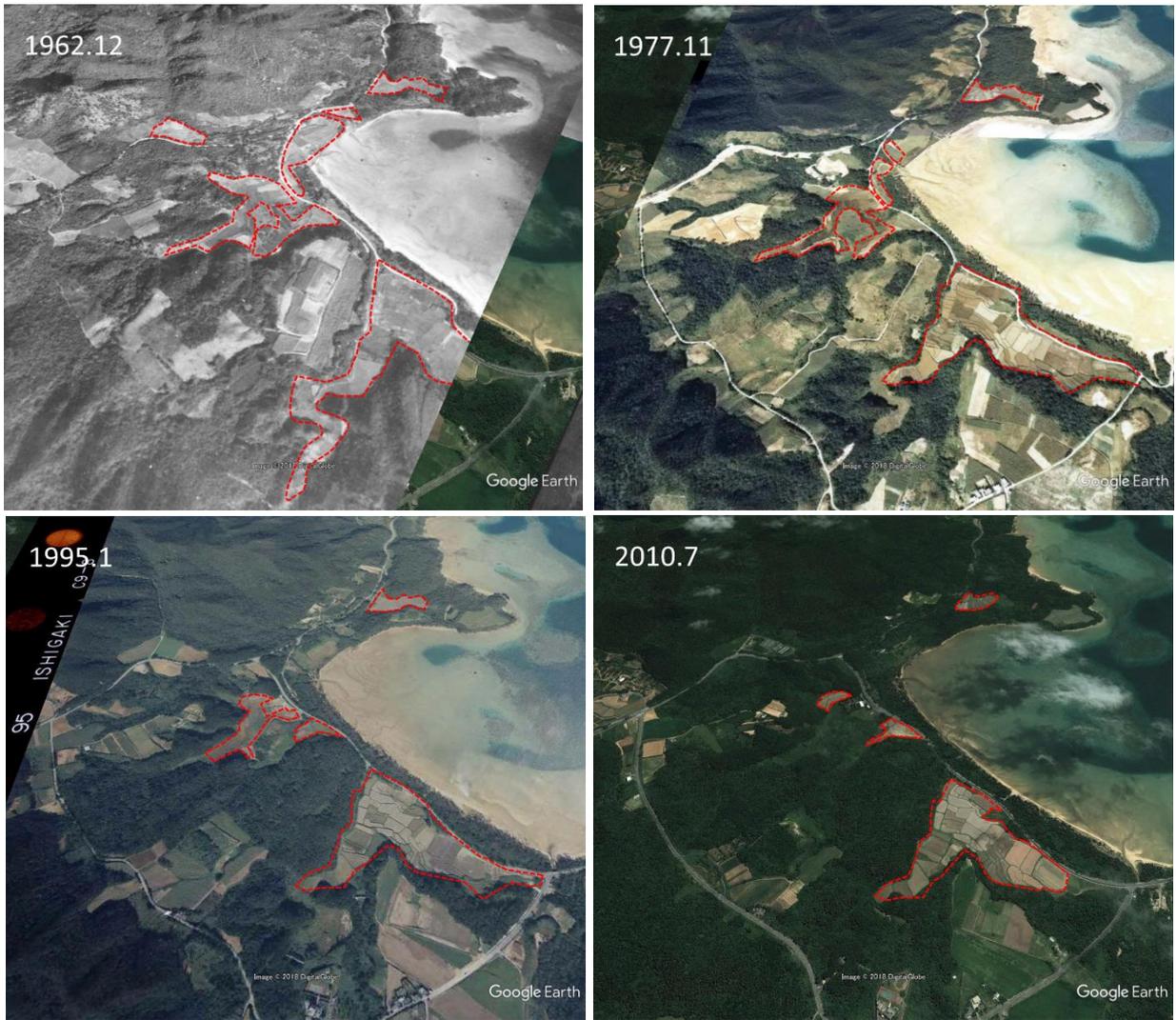


図 5.7 ウラ流域の航空写真の比較. 水田を赤破線で示した

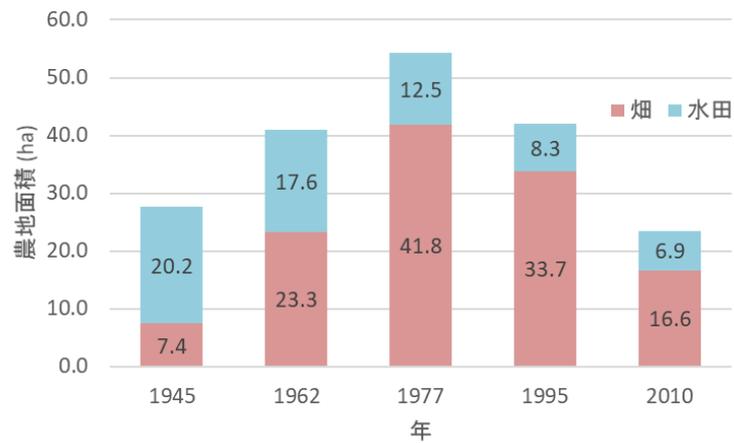


図 5.8 航空写真から推定したウラ流域における農地面積の変化. 1945 年は航空写真の画質が低く農地面積推定の精度が低い

5.4.2. 川平湾周辺における開発行為と土地利用の変化の影響

外観等の観察及び物理試験の結果から、堆積状況は概ね均一で、開発行為等が行われた年代の推定堆積深度における特異的な層構造や不連続面は認められず、開発行為等の影響は認められなかった。また、開発行為よりもインパクトが大きいと思われる 1771 年の明和の大津波についても、該当する推定堆積深度には痕跡が認められなかった。堆積物の状況に顕著な層構造が認められない原因は、年代推定の結果で示したように、生物攪乱の影響である可能性が高い。川平湾のように生物活動が顕著な海域においては、外観や物理試験によるイベント影響の推定は困難であると考えられた。

一方、堆積物の由来の変化をみると、湾中央では陸由来物質の割合が最下層 (Pb-210 法の堆積速度から換算すると紀元前 130 年) から緩やかに増加していた (図 5.9)。この傾向は、深さ 200 cm 層 (1212 年) 近辺からやや急になっており、人の移入と共に、次第に陸由来物質の割合が増加したことが示唆された。また、湾奥では 25 cm 層 (1959 年) からのやや急な増加傾向が認められた。流入河川によって赤土等の流入影響を強く受ける湾奥においては、開発行為や畑の増加などの影響により堆積物の構成が変化した可能性が考えられた。

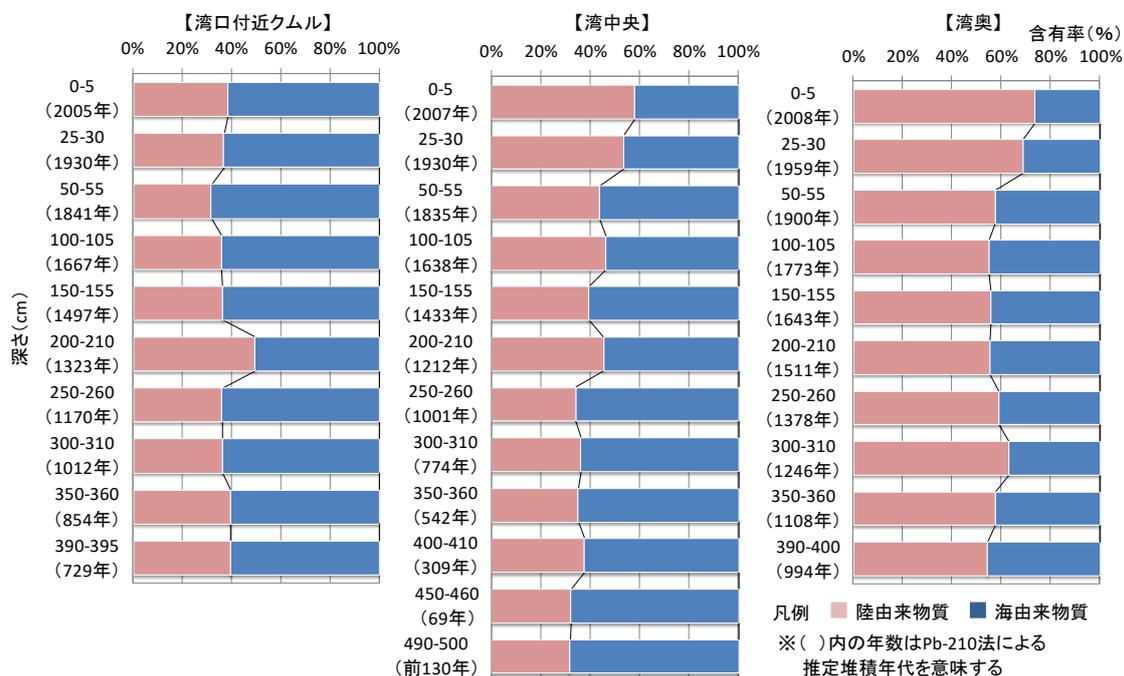


図 5.9 堆積物の陸由来物質・海由来物質の割合 (矢代ら 2014^[11]より転載)

コア試料の鉱物組成比 ($\text{Al}_2\text{O}_3 / \text{SiO}_2$ および $\text{Fe}_2\text{O}_3 / \text{SiO}_2$) を 4 章に示した表層試料の結果と共に図 5.10に示す. 4 章で示したように, 表層試料の鉱物組成比は陸土の St. B の組成に近く, 次いで St. A に近かった (図 5.10上段). このことから, 近年の海底堆積物中の陸由来物質は, St. B (ウラ流域), 次いで St. A (川平流域) の影響が大きいと考えられた.

一方, コア試料 (50 cm 以深) の鉱物組成比は St. B の組成に近いものの, 表層と比べてやや St. A 側に偏っていた (図 5.10下段). このことから 50 cm 以深の堆積年においてはウラ流域の影響が相対的に低かったことが示唆される. 堆積速度から, 50 cm 以深の海底堆積物は 1850~1920 年以前に形成されたと考えられるが, 川平湾周辺の農地はその後の 1960 年頃に水田主体からサトウキビ・パイナップル畑主体に変化し, 1970 年代後半まで畑の面積が大幅に増加している. これらの畑の土壌流出係数 (裸地を1.0とした場合の相対的な流出のしやすさ) は 0.33~0.35 であり, 水田の 0.01 と比較して非常に高い (比嘉・満本 2001¹⁸⁾). ウラ流域には農地が多いことから, 土地利用の変化により陸土の流出状況が変化し, ウラ流域の影響が相対的に増加したと考えられる.

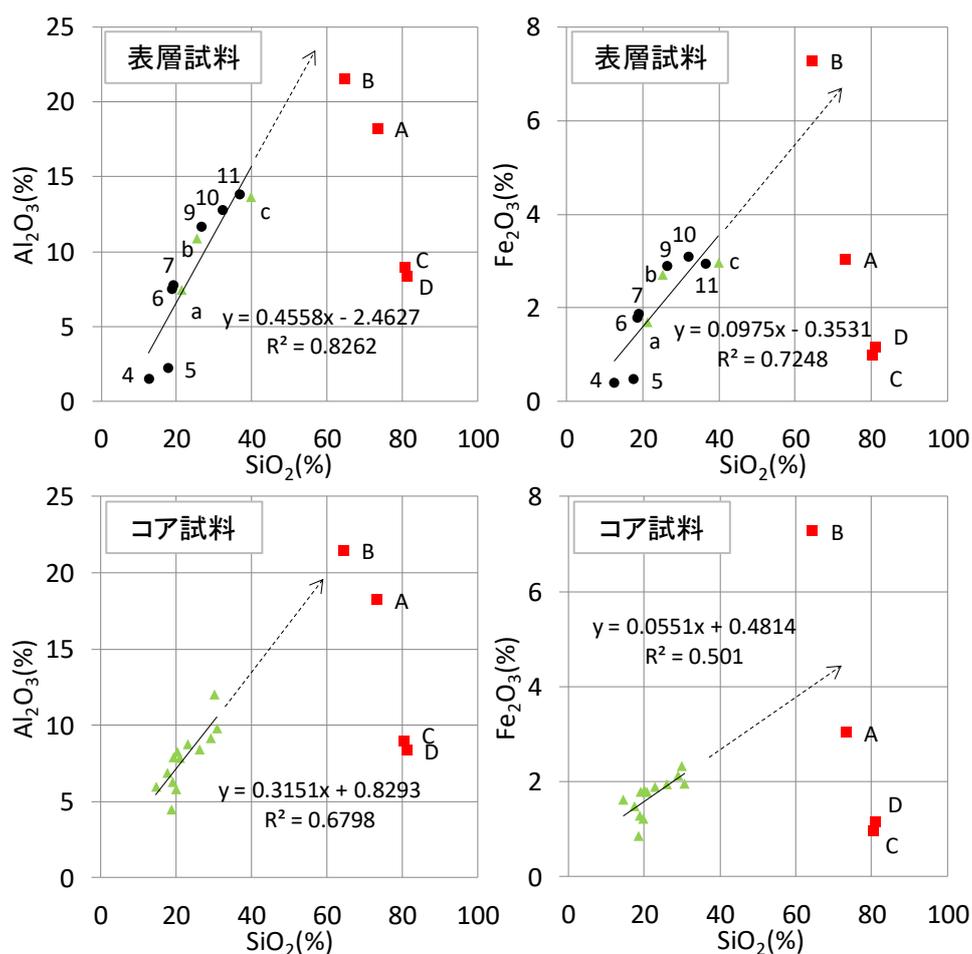


図 5.10 SiO_2 と Al_2O_3 および Fe_2O_3 比 (矢代ら 2017¹⁹⁾より転載)

5.4.3. 近年の陸域影響の増加

Ohde et al. (1982)^[10] は、本研究とほぼ同じ地点の海底堆積物について、550 °C および 1000 °C の強熱減量法による分析と、中性子放射化分析によるアルミニウム含有量の測定を 1980 年に実施した。この知見のうちコア試料の表層 0~5 cm の分析結果と本研究の強熱減量法の結果との比較を図 5.11 に示す。有機物、陸由来物質、海由来物質の含有率は、湾口部では概ね変化がないものの、湾奥部では陸由来物質の含有率が増加していた。本研究における湾奥部の調査結果のうち、St. 10 は Ohde et al. (1982)^[10] の調査地点とほぼ同一地点であるがグラブ採泥の試料である。このため近傍の調査地点である St. c のコア試料 (表層 0~5 cm) と比較してみても、傾向は同様であった。なお、この地点の堆積速度は 0.47 cm/y であり(表 5.1)、約 10 年分の堆積物である。また、Ohde et al. (1982)^[10] のアルミニウム分析結果と本研究の主要な無機元素の定量結果を比較してみても、近年の方が陸由来物質であるアルミニウムの含有率が増加していた (湾口 : 1.7 % → 2.0 % , 湾奥 : 3.0 % → 3.6 %)。これらのことから、川平湾では特に湾奥部において、陸由来物質の影響の相対的な割合が 1980 年時点よりも増加していると考えられる。

一方、1980 年以降は目立った開発行為はなく、畑の面積も減少に転じている(図 5.8)。このことから、開発行為および土地利用の変化 (畑の増加) 以外の要素により、湾奥に位置するウラ流域からの流入が増加した可能性がある。次節では、1980 年以降に流入を増加させた要素と考えられる集中豪雨の影響を検討する。

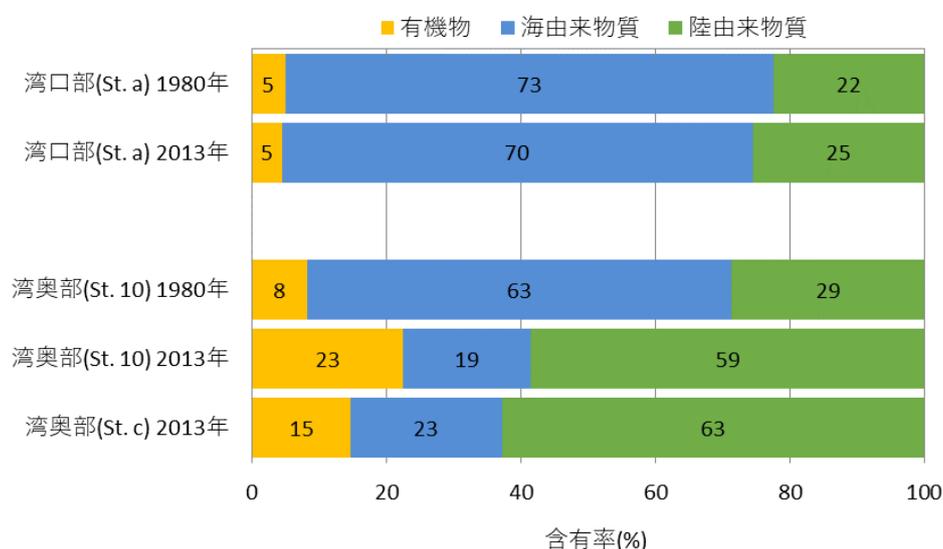


図 5.11 1980 年と 2013 年の海底堆積物の組成 (矢代ら 2017^[9]より改変)

5.5. 集中豪雨の影響

5.5.1. 降雨係数の変化

比嘉・満本 (2001)^[8]は、一連降雨ごとの予測量と実測量を比較した場合、国頭マージ土壌のパイナップル畑、サトウキビ畑において高い相関が得られ、土壌流出の総量で比較した場合、予測量は実測量の 70~85% の範囲内に収まることを示した。USLE モデルは土地利用と降雨の変数から成っており、降雨に関係するものは降雨係数 (R) である。降雨係数 (R) は、式 6 のとおり一連降雨の降雨エネルギーの累計 (E) と最大 60 分間降雨強度 (I₆₀) の積の 1/100 として定義されている。なお、一連降雨とは、降雨開始後、無降雨の状態が 6 時間以上続くまでの降雨を指し、一連降雨の累計が 13 mm 以下の小雨については土壌流亡が極めて少ないので EI 値の計算から除外する (農林水産省構造改善局計画部 1992^[11])。

$$R (\text{降雨係数}) = (E \times I_{60}) / 100 \quad \dots \text{式 6}$$

ここで、式中の記号は次のとおりである。

$$E = (210 + 89 \log I) \times r \quad (\text{m} \cdot \text{tf/ha})$$

I₆₀ : 一連降雨中の 1 時間最大降雨強度 (cm/h)

I : 1 時間降雨強度 (cm/h) ただし I ≤ 7.6 とする

r : 区間雨量 (cm)

夏季高水温に関わる 5~9 月のアメダス川平地点の降雨係数 (R) の積算の変化を図 5.12 に示した。川平地点の夏季の降雨は、データのある 1979 年以降、降雨係数が高い年が増えており、5 年移動平均でみるとゆるやかに上昇傾向にあると考えられる。降雨係数が高い方から 20% 以内 (上位 7 年) は、2008 年 (2,066), 2005 年 (1,192), 1990 年 (1,013), 1998 年 (981), 2012 年 (871), 1995 年 (853), 2006 年 (806), 2001 年 (800) であり、このうち 5 年は後半の 1/3 の期間 (2001~2012 年) に集中している。このことから、近年は降雨影響が増加傾向にあると考えられる。

一方、降雨係数は年によるばらつきが大きく、降雨係数が低い方から上位 3 年も後半の 1/3 の期間 (2001~2012 年) に集中している。降雨係数が低い方から 2003 年 (208), 2002 年 (231), 2009 年 (237) である。

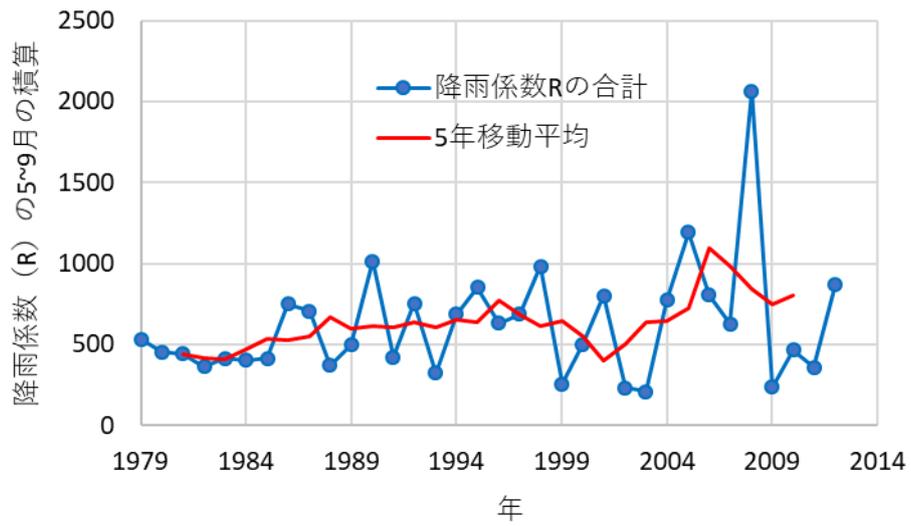


図 5.12 アメダス川平地点における 5～9 月の降雨係数の積算

5.5.2. 集中豪雨の頻度

次に、降雨強度の多寡は集中豪雨の頻度に依存すると考え、集中的な降雨の観測回数を検討した。気象庁の定義では、集中豪雨とは「同じような場所で数時間にわたり強く降り、100 mm から数百 mm の雨量をもたらす雨」とされている。単位時間あたりの降雨については、10 mm/h 以上 20 mm/h 未満の雨を「やや強い雨」としており、同様に「強い雨」は 20～30 mm/h、「激しい雨」は 30～40 mm/h、「非常に激しい雨」は 50～80 mm/h で、80 mm/h を超えると「猛烈な雨」となる。5～9 月のアメダス川平地点の 10, 20, 30 mm/h 以上の降雨が観測された回数を図 5.13 に示した。

川平地点では、夏季の「やや強い雨」以上の雨、「強い雨」以上の雨、「激しい雨」以上の雨のいずれの観測回数も、近年、徐々に増加していると考えられる。降雨係数の上位 7 年は、全ての年が「激しい雨」以上の雨 (30 mm/h 以上の雨) の観測回数の上位 7 位となっており、激しい雨の頻度が降雨係数の増加に寄与していることがわかる。

以上のことから、1980 年以降は集中豪雨の頻度が増加することで、赤土等の陸由来物質の流出が多くなった可能性が高いと考えられた。

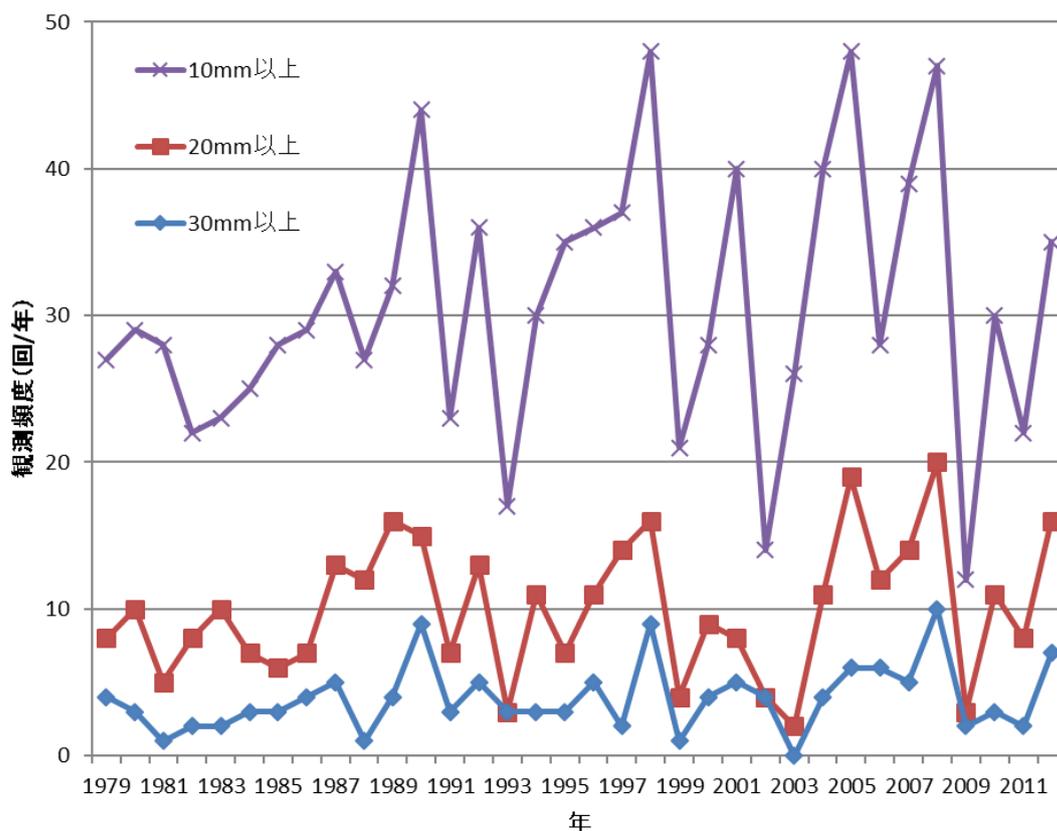


図 5.13 アメダス川平地点における 5～9 月の集中豪雨の発生回数

5.6. 高水温の年における内湾性サンゴ群集の保全

高水温が記録された年の川平湾内のサンゴ被害について、集中豪雨による影響（水温の低下、底質への赤土供給量の増加）の観点を踏まえて検討し、内湾性サンゴ群集の保全について考察した。

5.6.1. 高水温の年における湾内サンゴ群集の被害の多寡

先島諸島の海面水温が高かった年の湾内のサンゴ変化について、周辺海域のサンゴの変化（環境省自然環境局 1999～2002^[12]、環境省自然環境局生物多様性センター 2005～2012^[13]、野島・岡本 2008^[14]）と一緒に表 5.4 にまとめた。

2 章で示したように、航空写真の比較および地域情報から、先島諸島の海面水温が高かった年は 1988～1993 年を除いて湾内のサンゴ群集が失われる傾向にあったと考えられた。湾内のサンゴ被害の程度を周辺海域と比較すると、2007 年は周辺海域と湾内の両方で大きい被害が確認され、傾向が一致していた。しかし、1998 年と 2001 年は、周辺海域では大規模白化が確認されているものの、湾内では被害が一部に留まっていた。このことから、この 2 ヶ年については湾内においてサンゴの被害を低減する機構が働いた可能性がある。

表 5.4 先島諸島の海面水温が高かった年の周辺海域と湾内のサンゴ変化。周辺海域のサンゴ状況欄の ND はデータ無し、空欄は特徴がみられないことを意味する。湾内のサンゴ変化のうち 1998 年以降は地域ヒアリング結果を踏まえた（2 章参照）

高水温の年	周辺海域のサンゴの状況	湾内のサンゴの変化	周辺海域と湾内のサンゴ被害の程度
1967	ND		
1983	ND	浅所の一部で消失	
1988	ND	浅所回復	
1991	ND		
1993	ND		
1998	大規模白化 ^{[12][14]}	浅所の一部で消失	周辺海域>湾内
2001	大規模白化 ^{[12][14]}	深所までパッチ状に	周辺海域>湾内
2003	中程度の白化 ^[14]		
2007	大規模白化 ^{[13][14]}	深所まで広範に消失	周辺海域≒湾内
2010	干出時の降雨による一部白化 ^[13]	浅所の一部で消失	

5.6.2. 湾内サンゴ群集への集中豪雨影響

先島諸島の海面水温と降雨係数の積算値について、両方のデータが揃う 1979～2012 年の 34 年間について図 5.14 に示した。1998 年、2001 年の降雨係数の積算値は、高水温であった年（海面水温が平年値よりも 0.3℃ 以上高かった年）の中で最も高かった。また、この 2 ヶ年は 2007 年よりも海面水温が高いにもかかわらず湾内のサンゴ群集の被害が限定的であった。これらのことから、集中豪雨による水温低下により湾内のサンゴ被害が軽微であったものと考えられた。

一方、海面水温が高く、降雨強度が低かったにもかかわらず、湾内のサンゴ群集の被害が限定的であった年も存在していた（図 5.14）。特に 2003 年は、周辺海域で中規模の白化が確認されたほどの高水温であり、降雨係数もデータのある 34 年間で最も低かったが、湾内のサンゴ群集の被害は限定的であった。このことから、集中豪雨が少ない場合でも、濁りによる保全効果によってサンゴ群集の被害が限定的となったものと考えられる。

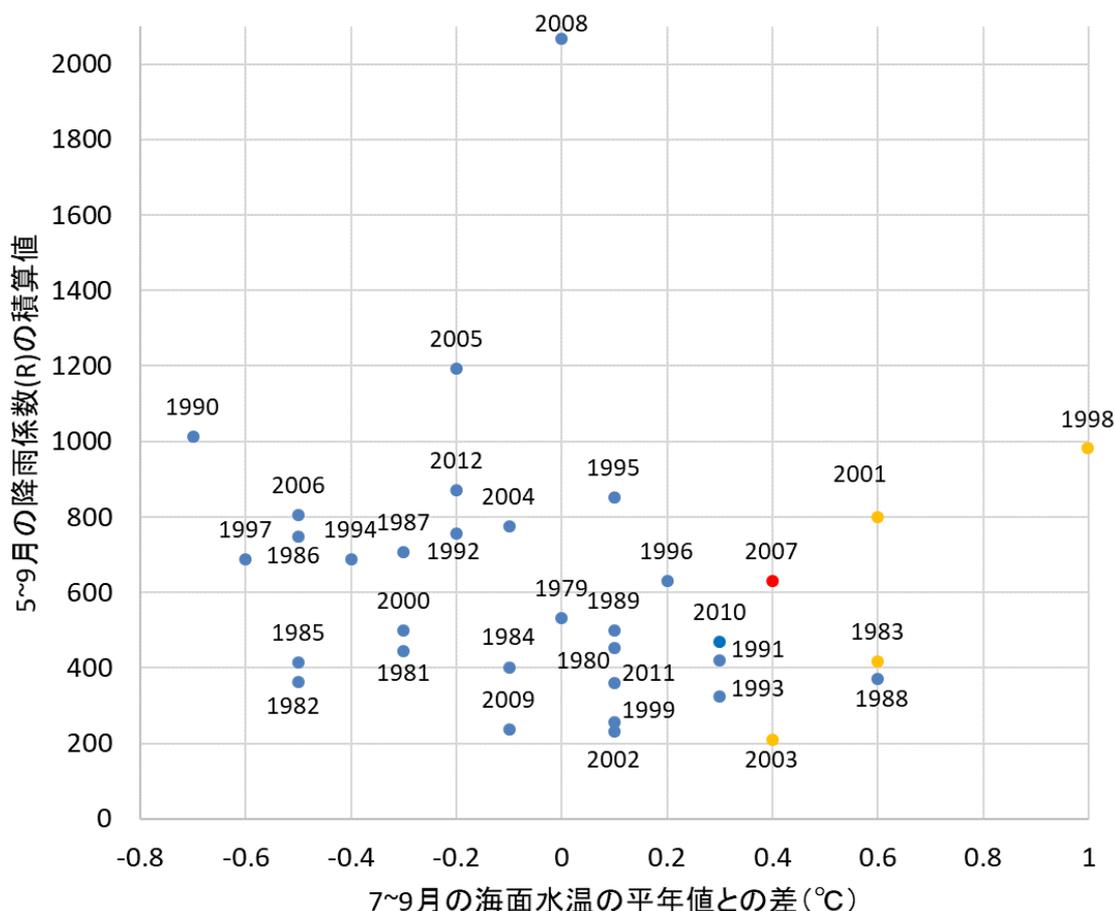


図 5.14 夏季の先島諸島周辺の海面水温（平年値との差）と降雨係数の積算値。2007 年は周辺海域と川平湾内で大規模白化が確認された年，オレンジは周辺海域で中～大規模の白化が確認されたが川平湾内では被害が一部に留まった年

5.6.3. 陸域影響の程度とサンゴ群集への影響

上述したように、川平湾に流入する赤土等は 78.5% が湾奥部に流入し、特にウラ流域の影響が強い。このことから、陸域からの赤土等の流入は、ウラ流域の畑の面積と当該年の降雨係数により指標できると考え、これらの積を「陸域影響の程度」と定義した (式 7)。

$$\text{陸域影響の程度} = A_u \times R \cdots \cdots \text{式 7}$$

ここで、式中の記号は次のとおりである。

A_u : ウラ流域の畑面積 (ha)

R : 5~9月の降雨係数の合計

先島諸島の海面水温の平年値との差を高水温ストレスの指標とし、陸域影響の程度が高いほど濁りが高まって光ストレスが低減すると仮定して、サンゴへのストレス要因の関係を図 5.15 に示した。ここでは高水温の年について考察するため平年値との差が 0.4 °C 以上の年を記載した。

2 章で整理したように、八重山地方では1998 年、2001 年、2007 年にサンゴの大規模白化があり、2003 年にも中規模の白化があったことが報告されている。一方、川平湾内中央部東岸のサンゴ群集は 1983 年、1998 年、2001 年、2007 年に高水温による白化で失われており、特に 2007 年に失われたところが大きい。この現象についてストレス要因から考察すると、1998 年は高水温によるストレスが大きかったものの、集中豪雨による水温低下と濁りによる光ストレスの低減効果が大きく、結果として湾内のサンゴ群集への被害が小さかったものとみられる。一方、2007 年は高水温によるストレスはそれほどでもなかったが、光ストレスの低減効果が得にくく、湾内のサンゴ群集への被害が大きかったと考えられる。

また、航空写真の比較から、2001 年と 2003 年の両年の高水温による影響を合わせた被害として、サンゴ群集の分布が深所までパッチ状となったことが確認されている (表 5.4)。地域情報より、2001 年は浅所での被害が大きかったことがわかっており (2 章参照)、深所への被害は 2003 年の高水温による影響が大きいことが示唆される。濁りによる光の低減は水深が大きいほど効果が高いと考え、2003 年は濁りが少なかったために、普段は光ストレスを受けていない水深帯のサンゴ群集に光ストレスが加わり、被害が生じた可能性がある。

さらに、1988 年、1983 年については、2007 年よりも高水温ストレスが高く、降雨係数の積算も 400 程度で低かったものの (図 5.14)、当時はウラ流域の畑面積が大きかったために陸域影響の程度が高く、濁りによる光ストレスの低減効果が得られてサンゴ群集の被害が限定的となったものとみられる。

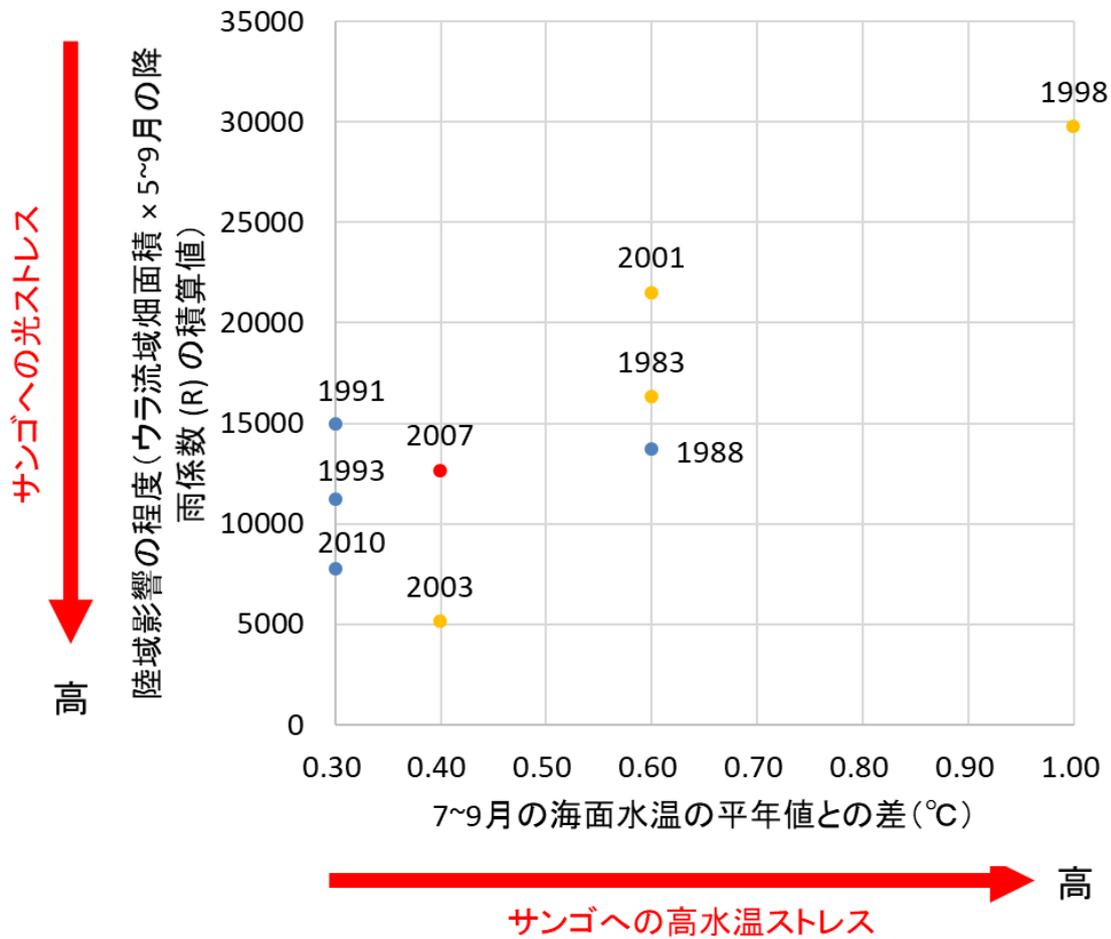


図 5.15 夏季の先島諸島周辺の海面水温（平年値との差）に対する陸域影響の程度（ウラ流域の畑面積と降雨係数の積算値との積）の関係。海面水温の平年値との差が 0.3°C 以上高い年のみ記載した。2007 年は周辺海域と川平湾内で大規模白化が確認された年，オレンジは周辺海域で中～大規模白化が確認されたが川平湾内では被害が一部に留まった年

5.6.4. 川平湾における高水温の年における湾内サンゴ群集の保全

川平湾は、周辺海域で大規模白化が発生するような高水温に見舞われても、集中豪雨による水温低下や適度で恒常的な濁りによる光ストレス低減によって内湾性サンゴ群集への被害は限定的となる。適度で恒常的な濁りは集中豪雨が少ない年でも確認できるが、陸域影響の程度が低いと深所のサンゴ群集に被害が生じる可能性がある。適度で恒常的な濁りによるサンゴ保全効果が安定的に得られる陸域影響の程度の閾値が、湾内のサンゴ群集に被害がみられなかった1988年（陸域影響の程度約14,000）と大被害が生じた2007年（同約13,000）との間にあると考えると、14,000程度と考えられる（図5.15）。

この閾値について確認するため、陸域影響の程度の変遷を表5.5に整理し、先島諸島の海面水温とともに図5.16に示した。表5.5の1945年、1962年の降雨データは至近の1977年と同じ数値を与え、図5.16のウラ流域の畑面積は前後の年のデータから補完して算出した。

1945年や1962年時点における陸域影響の程度は3,000～10,000程度と著しく低いものの（表5.5）、航空写真には湾内にサンゴ群集とみられるものが広範囲に映っている（2章参照）。八重山地方におけるサンゴの白化は1980年代以降から頻発するようになっており（野島・岡本2008^[14]）、高水温とならなかったためにサンゴ被害が少なかったと考えられる。

1977年以降については、1977年に42haほどあったウラ流域の畑は、次第に減少して2010年に17haほどとなった（表5.5）。集中豪雨は、1970年代の後半は頻度が少なく、降雨係数が400程度であったが、次第に頻度が増して近年では700～1,000程度の年が多くなり、2008～2012年の降雨係数の平均は800であった（表5.5）。これらの傾向は陸域影響の多寡の観点から見て相補的であるが、畑の減少より降雨係数の増加の方が緩やかであるために、陸域影響の程度はやや減少傾向にある（図5.16）。

陸域影響の程度が14,000を下回ったのは、1988年、1993年、1999年、2002年、2003年、2007年、2009～2012年の10ヵ年であり、近年ほど頻度が高い。このうち先島諸島の海面水温が高かった年は1988年、1993年、2003年、2007年、2010年の5ヵ年であるが、2003年、2007年、2010年の3ヵ年は湾内における白化被害が確認されており（表5.4）、特に2003年、2007年は検討対象とした期間において深所に至る被害が確認された唯一の年に相当している。これらのことから、高水温かつ陸域影響の程度が14,000を下回る年に、深所に至るようなサンゴ群集の大きな被害が発生しやすいと考えられる。先島諸島の海面水温はやや上昇傾向にあり、陸域影響の程度はやや減少傾向にあることから（図5.16）、近年、湾内のサンゴ群集は白化の危機に曝されていると判断できる。近年の降雨係数は平均で800であり（表5.5）、適度で恒常的な濁りによるサンゴ保全効果が安定的に得られる陸域影響の程度の閾値14,000から逆算すると、ウラ流域の畑の面積は $14,000 / 800 = 17.5$ ha程度を維持すれば、川平湾の内湾性サンゴ群集の保全上、問題が生じにくいと考えられる。

比嘉・満本（2001）^[8]をはじめとする沖縄県の研究により、流域の土壌流出量は高精度で予測可能である。現在、赤土等の流入量削減を目指し、様々な努力が行われており、川平湾

においても 50 % の削減が目指されている (沖縄県 2013 ^[15])。閉鎖性内湾においては内湾性サンゴ群集の生息状況を調査し、濁りのサンゴ保全上の寄与度を評価して、赤土対策の効果と副作用を検討した上で、必要に応じて流域からの赤土等の流入を適度にコントロールする土地利用管理が必要と考えられる。その際、川平湾における湾奥部のように、赤土等をいったんプールし、適度な濁りを提供できる干潟を保全することが重要である。

表 5.5 ウラ流域の畑の面積、降雨係数、陸域影響の程度の変遷

年	ウラ流域の畑の面積 (a)	降雨係数 (b)	陸域影響の程度 (a×b)
1945	7.4	442 (1979~1983 年の平均)	3,271
1962	23.3		10,294
1977	41.8		18,471
1995	33.7	637 (1993~1997 年の平均)	21,480
2010	16.6	800 (2008~2012 年の平均)	13,296

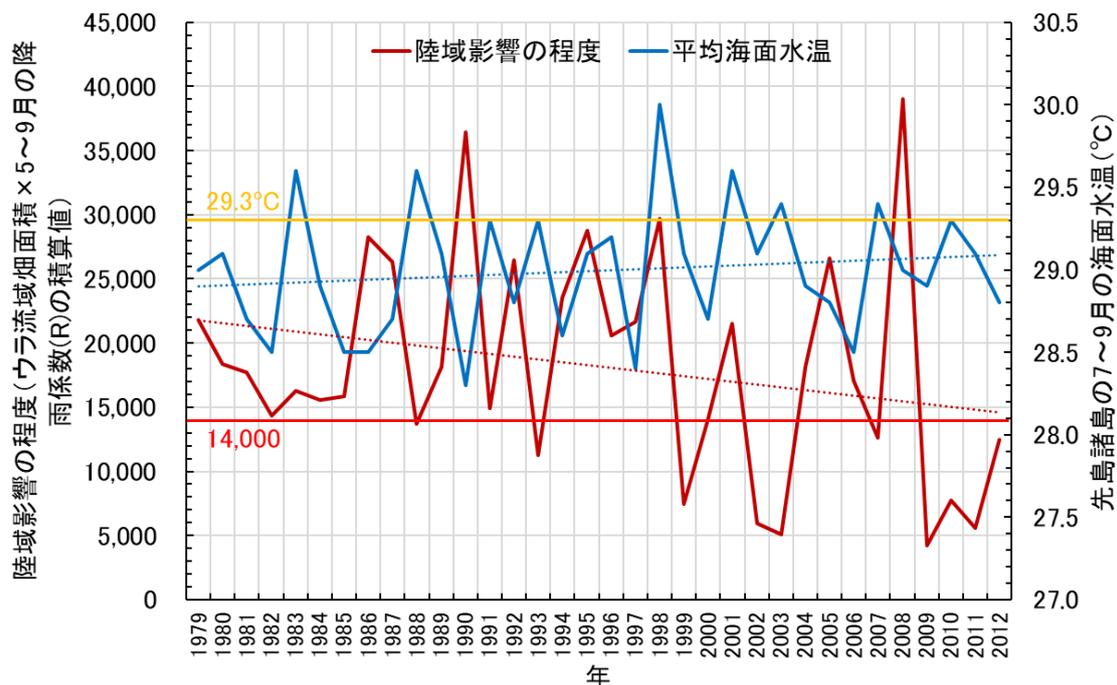


図 5.16 陸域影響の程度（ウラ流域の畑面積と降雨係数の積算値との積）と先島諸島の 7 ~ 9 月の海面水温の変遷。破線は最小二乗法による回帰直線，赤のラインは陸域影響の程度が 14,000 のレベル，オレンジのラインは海面水温が 29.3 °C (平年値 +0.3 °C) のレベルを意味する

5.7. まとめ

川平湾内の堆積厚は最大 18 m 程度で、堆積土量は滞筋全体で約 152 万 m³、湾口付近クムルで約 11 万 m³であり、合計すると約 163 万 m³であった。この海底堆積物は、湾奥部以外では 0.23~0.31 cm/y の速度 (Pb-210 法による) で約 4,500~6,500 年間かけて堆積したものであり、その間、堆積速度は大きく変わらないと考えられた。しかし、湾奥部では 0.38~0.47 cm/y と堆積速度が速く、近年、その堆積速度が速まっていると考えられた。

土地利用の変化、開発行為の海底堆積物への影響について、コア試料の分析結果と既往文献、ヒアリング結果、航空写真による土地利用解析結果を踏まえて検討した。湾中央付近の海底堆積物には、人の移入とともに次第に陸由来物質の含有割合が増加する傾向がみられた。また、湾奥部の海底堆積物において 1950 年代以降の顕著な陸由来物質の含有割合の増加が確認された。湾奥部への影響が強く土壌流出量の多いウラ流域において、1960 年代から水田がサトウキビ畑やパイナップル畑に転換され、樹林が開墾されるなどして 1970 年代後半に畑面積がピークに至っており、この土地利用の変化が湾奥部における陸域影響の増加要因と考えられた。なお、コア試料の鉍物組成比は近年の層でウラ流域の影響が増加しており、土地利用の変化により湾奥におけるウラ流域の影響が増加したことを裏付けていた。

一方、1980 年以降については、目立った開発行為はなく、畑の面積も減少に転じているにも関わらず、湾奥の底質における陸由来物質の含有割合とアルミニウム含量が増加していた。集中豪雨の影響は 1980 年代以降、次第に増加しており、集中豪雨の頻度が高まったことで赤土等の陸由来物質の流出が多くなった可能性が高い。

さらに、先島諸島の海面水温と降雨係数の解析から、湾内のサンゴ群集に対する高水温の被害は集中豪雨が多い年に軽微になる傾向がみられ、集中豪雨による水温低下効果が示唆された。一方、集中豪雨が少なくても高水温による白化被害が限定的であった年があり、再懸濁による濁りの維持と光ストレスの低減効果があったものと考えられた。

川平湾における、適度で恒常的な濁りによるサンゴ保全効果が安定的に得られる陸域影響の程度の閾値を 14,000 とすると、高水温による湾内のサンゴ被害が合理的に説明できた。近年、先島諸島の海面水温は上昇傾向にあり、また、陸域影響の程度は減少傾向にあることから、流域の土地利用管理において、内湾性サンゴ群集の保全を意識した検討が必要である。

引用・参考文献

- [1] 矢代幸太郎, 浄土真佐実, 田中亮三, 鉢嶺亮, 中村由行, “石垣島川平湾における赤土等の堆積状況と開発行為の影響,” *土木学会論文集 B2 (海岸工学)*, 第 70 卷, 第 2 号, pp. I_1161-I_1165, 2014.
- [2] 金井豊, “鉛-210 堆積年代測定法とその問題点,” *地球科学*, 第 34 卷, pp. 23-39, 2000.
- [3] 貝塚爽平, 発達史地形学, 東京大学出版会, 1998, p. 286.
- [4] H. Yamano, H. Kayanne, N. Yonekura, “Anatomy of a modern coral reef flat: A recorder of storms and uplift in the late Holocene,” *Journal of Sedimentary Research*, No. 71, Vol. 2, pp. 295-304, 2001.
- [5] 川平公民館, 川平村の歴史, 川平公民館, 1976, p. 400.
- [6] 川平部落会, 郷土史, 1950.
- [7] 新井秀夫, “産業化による農村経済の変化—川平の経済的背景—,” : *早稲田大学アジア学会第7次八重山調査隊「八重山調査報告書—川平・吉見—*」, 1969, pp. 10-23.
- [8] 比嘉榮三郎, 満本裕彰, “USLE 式による土壌流出予測方法,” *沖縄県衛生環境研究所報*, 第 35 卷, pp. 121-127, 2001.
- [9] 矢代幸太郎, 金城孝一, 浄土真佐実, 中村由行, “石垣島川平湾における海底堆積物の形成過程の解明,” *土木学会論文集 B2(海岸工学)*, 第 73 卷, 第 2 号, pp. I_1207-I_1212, 2017.
- [10] S. Ohde, M. Uchida, T. Fujiyama, “Transport of terrigenous material into Kabira bay, OKINAWA as determined by sediment traps,” *Galaxea*, No.1, pp. 11-17, 1982.
- [11] 農林水産省構造改善局計画部, “土地改良事業計画指針 農地開発 (改良山成畑工),” 1992, pp. 158-160.
- [12] 環境省自然環境局, 石垣島周辺海域におけるサンゴ礁モニタリング報告書, 1999~2002.
- [13] 環境省自然環境局生物多様性センター, 西表石垣国立公園石西礁湖及びその近隣海域におけるサンゴ礁モニタリング調査報告書, 2005~2012.
- [14] 野島哲, 岡本峰雄, “造礁サンゴの北上と白化,” *日本水産学会誌*, 第 74 卷, 第 5 号, pp. 884-888, 2008.
- [15] 沖縄県, 沖縄県赤土等流出防止対策基本計画, 2013, p. 63.
- [16] 大見謝辰男, 比嘉榮三郎, 仲宗根一哉, 満本裕彰, “赤土条例施工前後における沖縄沿岸の赤土堆積状況比較,” *沖縄県衛生環境研究所報*, 第 36 卷, pp. 77-84, 2002.
- [17] 氏家宏, 琉球弧の海底一底質と地質一, 新星図書出版, 1986, p. 17.

6. 結論

6.1. 閉鎖性内湾における大規模白化時の濁りの寄与

閉鎖性内湾である石垣島川平湾のサンゴ群集は、生息環境の違いに依存するように、湾外から水道、湾内へと次第に内湾性の構成種が多くなる分布様式となっていた。湾奥部には枝状・洗瓶ブラシ状ミドリイシが優占している場所がみられ、内湾的な環境に適したこれらの種類が長期間にわたり生息している様子が伺われた。

一方、湾中央部の東岸では、1970年代後半に枝状・洗瓶ブラシ状ミドリイシや枝状コモンサンゴが優占していたという知見があるものの、本調査の時点では全く分布していなかった。この範囲には、これらの種類のもとみられる死んだ骨格が山積しており、大規模な攪乱により死亡したものと考えられた。

先島諸島における夏季高水温の発生年、航空写真、川平湾の礁池・礁縁におけるサンゴ被度の変化、地域情報および水温データを解析したところ、このサンゴ群集の大規模な死亡は主に2007年の高水温による白化が原因と考えられた。降雨と水温条件についての解析から、2007年には夏季の集中豪雨が少なかったことが一因で、高水温が長期間にわたり継続したと判断できた。

ただし、湾奥部の西岸を中心に、枝状・洗瓶ブラシ状ミドリイシが生残している。この範囲は、大規模な死亡がみられた湾中央の東岸と水温条件は大きな違いがないと考えられた。これらのサンゴ群集が生残した要因として、濁りによる光ストレスの低減効果を予測し、濁度条件について解析した。その結果、湾奥部の濁りは、ミドリイシに阻害的な影響を与えない強度であるものの、夏季の強光を水深3mで約 $350 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$ 程度まで減光し、サンゴの生息範囲(水深3~7m)の光ストレスを低減することがわかった。これらのことから、湾奥部ではSSで1~2 mg/L程度の適度な濁りにより高水温による大規模な白化と大量斃死が抑制されたと考えられた。

以上のことから、川平湾に代表される閉鎖性内湾では、内湾環境に見られる特徴的な物理条件(降雨による水温の低下、濁りによる光の減光)が、サンゴの群集構造を変化させる重要な要素であると考えられた。

6.2. 濁りを維持する機構

川平湾では集中豪雨による陸土の流入が無い場合でも、干潮時に湾奥の表層の濁度が上昇する傾向がみられた。潮位変動に着目し、クロススペクトル解析により12.4時間周期のコヒーレンスと位相差を整理すると、下げ潮時に流速が高まり、最干潮からやや遅れて濁りがピークとなる周期性が確認できた。流動モデルにより移流する粒子の軌跡を推定したところ、湾奥西側干潟付近で流速の高まりにより再懸濁が起きていると考えられた。これらのことから、湾奥部の干潟は流入した赤土等のシンクとして機能するとともに、微細な粒子を

プールし、再懸濁により徐々に湾内へと濁りを供給するソースとしても機能していると考えられた。なお、濁りの周期性は中潮や小潮といった潮汐でも確認できることから、この潮位変動により生じる湾奥部干潟における再懸濁と移流は、浅所に恒常的な濁度維持をもたらす主な機構と判断できた。

短期的なイベントの濁りへの影響を検討するため、1か月以上の期間にわたる現地観測データから湾奥の濁度が上昇するパターンを抽出したところ、南風が卓越するパターン、湾外の波浪が大きいパターン、潮位変動が大きい（大潮である）パターンの3つに分類できた。このうち、南風の卓越は鉛直循環流により湾奥の全層に影響を与えていたが、その頻度は低かった。高波浪と大潮が合わさったパターンでは、全層にわたって流速が高まるものの、巻き上げによる再懸濁は粒度組成の細かい深所で限定的に起きると考えられた。

以上のことから、閉鎖性内湾では底質の巻き上げが適度な濁り維持の鍵となっており、赤土等の微細な粒子を含む底質が維持されることで、主に潮位変動により濁りが維持されると考えられた。

6.3. 赤土等の堆積機構と底質形成

川平湾の流域は農地が多く、赤土等が流出しやすいパイナップル畑やサトウキビ畑は川平流域南部の丘陵地やウラ流域で多かった。USLEモデルにより算出した土壌流出量の予測はウラ流域の値が最も高く、海底堆積物に含まれる陸由来物質の主要な元素組成の比率もウラ流域、川平流域の組成と近かったことから、パイナップル畑やサトウキビ畑が多く、赤土流出対策をしていない土地利用状況により土壌流出量が多くなり、海底堆積物の形成に強く影響していると考えられた。また、流入河川は湾奥に集中し、陸域から流出する赤土等の78.5%にあたる1,380.4 t/yが湾奥に流入していて、海底堆積物中の陸由来物質の含有率が湾奥ほど高くなっていた。

赤土等の陸由来物質とプランクトンの死骸等のデトリタス（海由来物質）の浮遊と沈降、海底堆積物中の含有量を調査した結果から、湾内の海底堆積物は、湾奥部では主に赤土等の沈降により形成されることが考えられた。サンゴ礫は湾口部に近いほどよく移動し、海底堆積物形成に寄与していて、その結果、湾口部では海由来のデトリタスの沈降とサンゴ礫の移入によりそれぞれ3割、2割程度が形成されることが考えられた。

一方、湾口部に近い場所でも干潮時には浮遊物中の陸由来物質の割合が高まり、同地点の海底堆積物中における含有率よりも高くなる場合がみられた。セジメントトラップの調査結果から沈降速度を求めると約780 cm/dと湾内の流速よりも顕著に遅く、湾奥で再懸濁した土粒子が移流している様子が伺えた。

以上のことから、閉鎖性内湾の底質形成は流域の土地利用状況の影響を強く受けていて、畑が多い河川の流入する場所において赤土等が堆積しやすいことが確認された。また、堆積した赤土等は再懸濁と移流によって湾内全域に拡散し、移流先の底質形成に寄与していると考えられた。

6.4. 長期的にみた場合の土地利用の変化と集中豪雨の影響

川平湾内の堆積厚は最大 18 m 程度で、堆積土量は滞筋全体で約 152 万 m³、湾口付近クムルで約 11 万 m³であり、合計すると約 163 万 m³であった。この海底堆積物は、湾奥部以外では 0.23~0.31 cm/y の速度 (Pb-210 法による) で約 4,500~6,500 年間かけて堆積したものであり、その間、堆積速度は大きく変わらないと考えられた。しかし、湾奥部では 0.38~0.47 cm/y と堆積速度が速く、近年、その堆積速度が速まっていると考えられた。

土地利用の変化、開発行為の海底堆積物への影響について、コア試料の分析結果と既往文献、ヒアリング結果、航空写真による土地利用解析結果を踏まえて検討した。湾中央付近の海底堆積物には、人の移入とともに次第に陸由来物質の含有割合が増加する傾向がみられた。また、湾奥部の海底堆積物において 1950 年代以降の顕著な陸由来物質の含有割合の増加が確認された。湾奥部への影響が強く土壌流出量の多いウラ流域において、1960 年代から水田がサトウキビ畑やパイナップル畑に転換され、樹林が開墾されるなどして 1970 年代後半に畑面積がピークに至っており、この土地利用の変化が湾奥部における陸域影響の増加要因と考えられた。なお、コア試料の鉱物組成比は近年の層でウラ流域の影響が増加しており、土地利用の変化により湾奥におけるウラ流域の影響が増加したことを裏付けていた。

一方、1980 年以降については、目立った開発行為はなく、畑の面積も減少に転じているにも関わらず、湾奥の底質における陸由来物質の含有割合とアルミニウム含量が増加していた。集中豪雨の影響は 1980 年代以降、次第に増加しており、集中豪雨の頻度が高まったことで赤土等の陸由来物質の流出が多くなった可能性が高い。

さらに、先島諸島の海面水温と降雨係数の解析から、湾内のサンゴ群集に対する高水温の被害は集中豪雨が多い年に軽微になる傾向がみられ、集中豪雨による水温低下効果が示唆された。一方、集中豪雨が少なくても高水温による白化被害が限定的であった年があり、再懸濁による濁りの維持と光ストレスの低減効果があったものと考えられた。

川平湾における、適度で恒常的な濁りによるサンゴ保全効果が安定的に得られる陸域影響の程度の閾値を 14,000 とすると、高水温による湾内のサンゴ被害が合理的に説明できた。近年、先島諸島の海面水温は上昇傾向にあり、また、陸域影響の程度は減少傾向にあることから、流域の土地利用管理において、内湾性サンゴ群集の保全を意識した検討が必要である。

6.5. まとめ

本研究の結論の概念を図 6.1 に示した。括弧内の数字は図中の矢印番号である。

八重山地方では、地球温暖化に伴う海面水温の上昇によって①、ミドリイシをはじめとするサンゴ群集の大規模白化が頻発するようになり②、サンゴの被度が大きく低下するなどサンゴ礁生態系が危機に面している③。

しかし、地球温暖化は海面水温の上昇とともに集中豪雨の頻度等の増加を招き④⑤、川平湾のような内湾においては水温の低下を介して白化を抑制する場合がある⑥⑦。

一方、集中豪雨の増加は流域からの赤土等の流入を増加させている。集中豪雨は数日程度のスパンで直接的に濁りを高めるとともに⑧、浮遊物の沈降・堆積によって再懸濁しやすい底質を形成し⑨、主に干潟等の浅所における再懸濁によって恒常的な濁りを維持すると考えられる⑩。

また、流域の土地利用は赤土等の流入に直接的に関わっている。畑の増加は赤土等の流入増加により再懸濁しやすい底質の形成を助長し⑪、濁りの増加を引き起こす⑩。

恒常的な濁りは、過度であるとサンゴ群集上に堆積するなどしてサンゴの生息環境におけるストレスとなるが⑫、適度であれば日射によるストレスを軽減可能であり、サンゴの白化抑制につながる⑬。この機構が、内湾性サンゴ群集の保全につながると考えられた。

これらのパラメーターのうち、最も人為的に管理しやすいのは畑の面積と考えられる。濁りの適性は、濁りそのものの強度のほか、生息するサンゴの種類、生息水深、日射量などにより変化するため、これらを調査し、適正な農地面積を見定めることが重要と考えられた。

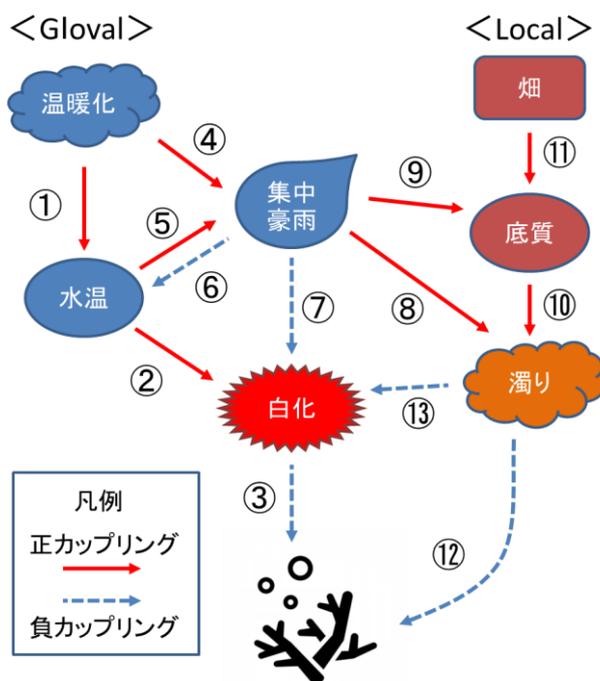


図 6.1 研究の総括イメージ

謝辞

本論文は筆者が横浜国立大学大学院都市イノベーション学府都市イノベーション専攻博士後期課程に在籍中に検討した研究成果をまとめたものである。

横浜国立大学大学院都市イノベーション研究院都市地域社会専攻教授の中村由行先生には、指導教官として本研究の実施の機会を与えて戴き、その遂行にあたって終始、丁寧なご指導を戴いた。ここに甚大なる感謝の意を表す。また、東京大学大学院理学系研究科地球惑星科学専攻教授の茅根創先生、横浜国立大学都市イノベーション研究院都市地域社会専攻准教授の細田暁先生、田中伸治先生、並びに鈴木崇之先生には、副査として貴重なご助言を戴いた。特に鈴木先生には、水環境研究室の教職員としてゼミなどを通じて度重なるご助言を戴いた。ここに感謝の意を表す。

沖縄県衛生環境研究所所長の仲宗根一哉博士、同研究所主任研究員の金城孝一博士、四国海と生き物研究所所長の岩瀬文人氏、公益財団法人黒潮生物研究所専務理事の中地シュウ氏、同研究所所長の目崎拓真博士には、データの取得からとりまとめに至るまで、研究の細部にわたるご助言を戴いた。ここに感謝の意を表す。

本論文に記載した研究内容の一部は、沖縄県環境部環境保全課が2012～2013年に実施した「閉鎖性海域における赤土等の対策事業」における有識者委員会の検討内容を基にしている。琉球大学工学部環境建設工学科教授の仲座栄三先生、同大学理学部海洋自然科学科准教授の藤村弘行先生、沖縄県立芸術大学准教授の藤田喜久先生には、委員として貴重なご助言を戴いた。特に藤村先生には、委員会後もご助言を戴いたほか、関連資料を提供して戴いた。ここに感謝の意を表す。

琉球大学理学部海洋自然科学科准教授の中村崇先生には、内湾性サンゴ群集の白化抑制について本研究のきっかけとなる重要なご助言を戴いたほか、不慣れた海外での学会発表等についてご助言を戴いた上、常に気にかけて戴いた。また、一般財団法人沖縄美ら島財団参与の西平守孝博士には、過去の川平湾の情報やサンゴの分類等について貴重なご助言を戴いた。東海大学海洋学部環境社会学科非常勤講師の下池和幸先生には、頻繁に変化するサンゴの分類体系への対応方法についてご助言を戴いた。ここに感謝の意を表す。

横浜国立大学大学院都市イノベーション研究院助教の比嘉紘士先生、いであ株式会社の永尾謙太郎氏、株式会社エコーの高尾敏幸博士はじめ横浜国立大学水環境研究室の教職員や学生の皆様には、ゼミなどを通じて有益なご討論ご助言を戴いたほか、学会や研究室での交流を通じて研究の推進に繋がる多大なる刺激を戴いた。ここに感謝の意を表す。

研究に使用したデータの取得にあたっては、音響探査についてオーシャンエンジニアリング株式会社に、底質コア採取について日本物理探査株式会社に、土地利用調査について株式会社イーエーシーに、サンゴの調査について公益財団法人黒潮生物研究所に、SPSS 調査

など多くの調査について佐々木眞氏に多大なるご協力を戴いた。また、研究に使用したヒアリング情報の取得にあたっては、湾内のサンゴ群集についてダイビングスクール海講座の園田眞氏に、川平湾と流域の歴史について川平公民館、石垣市役所、沖縄県八重山土木事務所ほか関係者の皆様に多大なるご協力を戴いた。さらに、鉢嶺亮氏、岸本和夫氏はじめ沖縄県の職員の皆様には、取得データの利用を快諾して戴いたほか、県が保有する貴重な資料を提供して戴いた。ここに感謝の意を表す。

筆者の勤務する株式会社東京久栄においては、技術本部長の田中亮三氏、同本部環境部の神尾光一郎氏、浄土真佐実氏、海外事業部の森重輝政氏、メンテナンス事業部の小林努氏に、多大なる技術的なご協力ご支援を戴いた。また、沖縄営業所の倉橋俊介氏、環境部環境技術一課・二課をはじめとする社員の皆様には、社会人博士課程に通うために業務を通じて様々なサポートを戴いた。ここに感謝の意を表す。

最後に、本研究を行うにあたり理解と協力をしてくれた家族に感謝の意を表す。