3.2 サンゴ礁生態系の再生に関する国内外の評価事例

サンゴの撹乱要因と自然再生に関する学術文献をレビューし、石西礁湖への活用について検討を行った。「3.2.1 撹乱要因」は、(1) オニヒトデ対策、(2) サンゴの病気、(3) 陸域からの土砂・栄養塩負荷対策、(4) サンゴ礁の白化現象、「3.2.2 自然再生と生態系評価」は、(1) 移植によるサンゴ礁の再生、(2) サンゴ礁生態系の項目とし、各項目に関する文献をレビューした。特に各項目について表 3.2 に示す代表的な文献は別途個表として整理し、項目末に文献リストを添付した。

表 3.2 サンゴ礁生態系の再生に関する各項目の代表的な文献

3.2.1 撹乱要因について

（1） オニヒトデ対策

文献個表 1. Pratchett MS (2007) Feeding preferences of *Acanthaster planci* (Echinodermata: Astroidea) under controlled condition of food availability. *Pacific Science*, 61(1), 113-120.

文献個表 2. De'ath G, Fabricius KE, Sweatman H, Puotinen M (2012) The 27-year decline of coral cover on the Great Barrier Reef and its causes. *Proceedings of the National Academy of Science of the United States of America*, 109, 17995-17999.

（2） サンゴの病気

文献個表 3. Bourne DG, Garren M, Work TM, Rosenberg E, Smith GW, Harvell CD (2009) Microbial disease and the coral holobiont. *Trends in Microbiology*, 17, 554-562.

（3） 陸域からの土砂・栄養塩等負荷対策

文献個表 4. Bégin C, Schelten CK, Nugues MM, Hawkins J, Roberts C, Côté IM (2016) Effects of protection and sediment stress on coral reefs in Saint Lucia. *PLoS ONE*, 11(2), e0146855.

（4） サンゴ礁の白化現象

文献個表 5. Sano M (2004) Short-term effects of a mass coral bleaching event on a reef fish assemblage at Iriomote Island, Japan. *Fisheries Science*, 70, 41-46.

文献個表 6. McClanahan TR, Ateweberhan M, Graham NAJ, Wilson SK, Sebastián CR, Guillaume MMM, Bruggemann JH (2007) Western Indian Ocean coral communities: bleaching responses and susceptibility to extinction. *Marine Ecology Progress Series*, 337, 1-13.

3.2.2 自然再生と生態系評価について

（1） 移植によるサンゴ礁の再生

文献個表 7. Rinkevich B (2014) Rebuilding coral reefs: does active reef restoration lead to sustainable reefs? *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 7, 28-36.

（2） サンゴ礁生態系

文献個表 8. Nakamura Y, Sano M (2005) Comparison of invertebrate abundance in a seagrass bed and adjacent coral and sand areas at Amitori Bay, Iriomote Island, Japan. *Fisheries Science*, 71, 543-550.

文献個表 9. Bell JJ, Davy SK, Jones T, Taylor MW, Webster NS (2013) Could some coral reefs become sponge reefs as our climate changes? *Global Change Biology*, 19(9), 2613-2624.

文献個表 10. Goatly CH, Hoey AS, Bellwood DR (2012) The role of turtles as coral reef macroherbivores. *PLoS ONE*, 7(6), e39979.

文献個表 11. Chan BKK, Chen YY, Lin HC (2013) Biodiversity and host specificity of coral barnacles of *Galkinia* (Cirripedia: Pyrgomatidae) in Taiwan, with descriptions of six new species. *Journal of Crustacean Biology*, 33(3), 392-431.

Chan BKK, Kolbasov GA, Hirose M, Mezaki T, Suwa R (2014) Biodiversity and biogeography of the coral boring barnacles of the genus *Berndtia* (Cirripedia: Acrothoracica) in the West Pacific, with description of three new species. *Journal of Natural History*, 48(25-26), 1503-1541.

Van der Meij SET, Berumen ML, Pauley G (2015) A new species of *Fizesereneia* Takeda & Tamura, 1980 (Crustacea: Brachyura: Cryptochiridae) from the Red Sea and Oman. *Zootaxa*, 3931(4), 585-595.

Watson C (2015) Seven new species of *Paleanotus* (Annelida: Chrysopetalidae) described from Lizard Island, Great Barrier Reef, and coral reefs of northern Australia and the Indo-Pacific: two cryptic species pairs revealed between western Pacific Ocean and the eastern Indian Ocean. *Zootaxa*, 4019(1), 707-732.

3.2.1 撹乱要因について

(1) オニヒトデ対策

『オニヒトデ』という和名は、その恐ろしげな棘だらけの外観から箕作佳吉がその著作にて『鬼ヒトデ』として呼称したのが始めとされる (箕作 1903; 大島 1962)。我が国では、1953 年の鳩間島での大発生が最も古い記録とされ、トカラ列島でもオニヒトデが採集されている (Tokioka 1953)。また、戦後米軍の統治下で多くの船舶が寄港し、港湾の拡張から陸上で道路の建設など未曽有の大工事が行なわれた奄美大島では 1955 年にオニヒトデの大発生が報告されている (白井 1956)。他にも 1957 年に宮古島で大発生があり、 1958-59 年(昭和 32〜33 年)には琉球政府は 20 万円の補助を行なって、212700 個体余りを駆除したとされている (山里 1969)。当時は漁業に大きな弊害をもたらしたことと、棘に刺された場合に激痛を伴うために注目されただけで、サンゴ礁に被害を与えるという点には全く注目されていなかった (環境庁 1973)。これ以後は 1969 年の沖縄本島西海岸での大発生まで記録がない。そして、この時期から環境庁でもオニヒトデによるサンゴ礁への影響を危惧し始め、以来継続的にサンゴ礁のモニタリング調査とオニヒトデの駆除事業が石西礁湖を対象として行われてきた。

海外では、フィジーにおいて人口密集地の地先に多くのオニヒトデが見られ (Owens 1971)、また、オーストラリア・グレートバリアリーフ (GBR)では第 1 のリゾート地区になっているグリーン島周辺で最初に大発生が報告された (DeVantier & Done 2007)。さらに、マリアナ諸島では人口が集中する島の風下側のサンゴ礁にオニヒトデが多く集まったとの報告がある (Dana et al. 1972)。また、潮通しのよい環礁では被害が出なかったことから (Yamaguchi 1972)、沿岸海域の人為的な環境改変がオニヒトデの大発生に寄与しているのではないか、という指摘は古くからされていた (環境庁 1972)。

こうした情報が集まりつつある一方で、オニヒトデの駆除も 1975 年 (昭和 50 年度)より継続して行われている。Yamaguchi (1986)によれば、1970-83 年の間に 6 億円の事業費をかけて 1300 万個体を駆除してきたが、より多くの個体数を駆除すべく場当たり的に駆除を行ってきたため、この一連の事業でサンゴ被度をコントロールするには至っていない。その後、優先的に保全すべき海域を特定し、駆除努力を集中させることでコア地点のサンゴを保全するよう調査体制が整えられてきた (環境庁 1983; 1984)。一方、石垣島では大発生後に餌がなくなって餓死したと思われるオニヒトデが大量に漂着する事例も報告された (Suzuki et al. 2012)。また、オニヒトデの食害がサンゴの病気を媒介している報告もあり (Nugues & Bak 2009)、食害以外の影響も次第に明らかになってきた。このように、オニヒトデの駆除・管理を通したサンゴ礁の保全は古くより叫ばれている重要課題だが、一方で未だオニヒトデの基礎生活史にすら不十分な部分は多く、科学的に有効な対策が何であるかについては依然諸説がある難題となっている。

1) オニヒトデの基礎生活史

オニヒトデ *Acanthaster planci* (Linnaeus, 1758)はオニヒトデ属 *Acanthaster* に属する 2 種のうち大型の 1 種で、体全体を半分にカットしても再生することが知られており、非常に強い生命力をもつ (Messemer et al. 2013)。日本では 5-8 月に繁殖期を迎え、南ほど早い時期に産卵することが知られている (Yasuda et al. 2010)。ここでは、近年公表された成果の中から、分子生物学的研究、幼生期の生態に関する研究、食性の研究の 3 点を中心にまとめる。

ア　分子生物学的研究

オニヒトデの遺伝的な研究は Yasuda et al. (2006a)によるミトコンドリア DNA の全長配列の報告が一つの節目となっている。その後、ミトコンドリア DNA の COI 領域に注目した系統地理学的研究が行われた (Vogler et al. 2008)。この解析では、1987-2008 年にかけて紅海、インド洋全域、太平洋全域で採集されたオニヒトデ *Acanthaster planci* 237 個体の COI 領域 632bp を解析し、地域ごとの遺伝的変異を明らかにした。その結果、1) 紅海、 2) 北インド洋、 3) 南インド洋、 4) 太平洋全域と 4 つの遺伝的グループに明確に分けられた。この解析から、世界各地から大発生が報告されているオニヒトデも、生態的に異なる可能性のある 4 つのグループとして認識しなおす必要性も指摘されている。ハワイの 12 の島々で採集された 383 個体を対象とした解析では明確に地理的に隔離得された遺伝的集団は見出されず、島間の幼生移入・分散が頻繁に起こっていることが示唆された (Timmers et al. 2012)。その後、ミトコンドリア DNA よりもさらに分解能の高い核 DNA のマイクロサテライトマーカーも開発され、さらに詳細な遺伝的情報を得る環境が整ってきている (Gérard et al. 2008; Yasuda et al. 2006b; 2007; Wainwright et al. 2012)。南東アフリカ、GBR、日本のオニヒトデを対象としてこれらのマーカーを用いた研究では、オニヒトデ幼生の移動・移入は限られている一方で、黒潮や東オーストラリア海流などの西岸境界流が遺伝的隔離に強く作用していることを示唆している (Yasuda et al. 2009)。

現在では、海水中に含まれる環境 DNA を分析し、特定の種の DNA 量を測定することで、その海域における魚の分布を定量的に明らかにする技術が開発され、舞鶴湾におけるマアジの分布密度について魚群探知機で補足した魚群の居場所と規模が一致した研究が発表された (Yamamoto et al. 2016)。このように、簡便で低コストかつ長期的な観測手法も新しく提案されている。マイクロサテライトマーカーの開発や環境 DNA による資源量解析など、分子生物学的手法がますます発展してきており、今後はオニヒトデの分布や年ごと、季節ごとの変動の把握などへの応用も期待される。

イ　幼生期の生活史に関する研究

オニヒトデは大型個体をいくら駆除しても発見することさえ難しい小型個体や幼生まで駆除することができず、オニヒトデ大発生の制御において大きな課題となっている。我が国では、オニヒトデは石西礁湖だけでなく本州のサンゴ礁まで広く分布しているが、Yasuda et al. (2009)はオニヒトデの発生期を見極めるため、日本の各サンゴ礁におけるオニヒトデ繁殖期をまとめ、海外の産卵期とも比較した。その結果、オニヒトデの繁殖期は低緯度ほど早くなることから、水温の上昇によって決定されるものと考えられた。また、Lamare et al. (2014)によるオニヒトデ幼生の飼育実験では、25.6～31.6°C でビピンナリア幼生の生育が進み、28.7°C 付近が最適水温であるとされた。一方で、水温が 31.6°C を超えると成長異常が見られるようになった。さらに、地球温暖化による海水温上昇と海洋酸性化がオニヒトデ幼生に与える影響についても検討されている (Uthicke et al. 2013; Kamya et al. 2014)。これらの研究では、幼生の発生初期には高水

温や酸性化の影響は見られないものの、発生が進むにつれて成長異常が見られるようになることを報告している。そのため、海水温が上昇するシナリオではオニヒトデの分布域も高緯度に向かって北上していく可能性があると指摘している。

ウ　オニヒトデの食性に関する研究

Pratchett (2007, 文献個表 1 参照)は実験的にオニヒトデにサンゴ類を与え、オニヒトデの餌の選好性を調べている。この実験では、特にミドリイシ科、ハナヤサイサンゴ科のサンゴを好んで食べる一方で、ユビエダハマサンゴ *Porites cylindrica* への食害が全く見られなかったことから、明確に好む種とそうでない種があることが明らかにされた。また、GBR 北部 Lizard 島におけるオニヒトデ大発生によるサンゴ群集への影響調査（被度、種多様性、種組成）では、オニヒトデ密度はモザイク的で、サンゴ群集への影響も部分的であるにもかかわらず、平均被度は 28.8%までに低下した。その原因は卓越するミドリイシ属、ハナヤサイサンゴ科の選択的な死滅によるもので、オニヒトデの中規模大発生がサンゴ群集の構造を大きく変えることを明らかにした。このことから、サンゴ礁回復には種の多様性が維持される環境が重要であると指摘している (De'ath & Moran 1998; Pratchett 2010)。一方で、大発生に至らない低密度個体群における選好性調査では特に キクメイシ科のカメノコキクメイシ属 *Favites*, コカメノコキクメイシ属 *Goniastrea*, マルキクメイシ属 *Montastrea*, ルリサンゴ属 *Leptastrea*, サザナミサンゴ科のイボサンゴ属 *Hydnophora*、ハナヤサイサンゴ科のトゲサンゴ属 *Seriatopora* が好まれた (Tokeshi & Daud 2011)。グアムでの大発生では、当初 コモンサンゴ属 *Montipora* とミドリイシ属 *Acropora* をメインとしていたが、食物の不足に従って本来あまり好まないハマサンゴ属 *Porites* とルリサンゴ属 *Leptostrea* まで食害するようになった報告もあった (Colgan 1987)。

サンゴ礁では普通、長期に渡り撹乱が起こらず安定的にサンゴ群集が成長すると、特定の種が卓越して高被度で分布する様子がみられ、被度が高くなると種多様性は低下する傾向がある。このような場所でオニヒトデの大発生が起こる場合がある。八重山群島における 2003 年～2004 年の環境省礁縁サンゴ被度調査結果によれば (環境省 2005)、礁縁のサンゴ被度が高くなるに従い、オニヒトデの食痕が増加した。オニヒトデに好まれるミドリイシ類、ハナヤサイサンゴ類が卓越した環境のためと考えられた。また、礁縁におけるコドラート調査結果でも、サンゴ被度増加に伴い食痕が増加する傾向がみられるとともに、食痕率とサンゴの多様性の間に負の相関がみられた。このことから、群集の種組成が単相となることで撹乱に対して脆弱になると考えられる。

2) オニヒトデの大発生に関する研究

GBR の 27 年間におよぶサンゴ被度の長期モニタリング調査では、調査開始時の 1985 年から 2012 年までに全体で 49.3%までサンゴ被度が低下しており、半分以下になっている。この被度の低下の原因として、オニヒトデによる食害はハリケーンによる物理的損傷の次に大きな要因とされている (De'ath et al. 2012, 文献個表 2 参照)。過去のオニヒトデ大発生については DeVantier & Done (2007)によりまとめられている。それによれば、1960 年代以降、オニヒトデ大発生がインド-太平洋の各地で発生し、サンゴ礁に大きな被害をもたらした。大発生はインド-太平洋の各地で同時に起こり、GBR では 1962 年にグリーン島で起こり、1970 年代中頃までに中部に広がった。2 回目の大発生は 1979 年-1980 年代後期に起こり、1990 年代半ば以降 3 回目の大発生が起こっている。その結果、サンゴ礁ではサンゴ被度の 90%規模の減少が繰り返し発生してきた。また、GBR では南緯 15°あたりで大発生した個体群が、その後食物の不足が要因で南方向に移動する様子も報告さ

れている (Sweatman 2008)。以来、2001 年のオマーンでの大発生 (Mendonça et al. 2010)、パプアニューギニアでの大発生 (Pratchett et al. 2009)、ハワイでの大発生 (Kenyon & Aeby 2009)、2007 年のインドネシアでの大発生 (Baird et al. 2013)、2008 年の仏領ポリネシア (Kayal et al. 2011; 2012)、Moorea 島での大発生 (Faure 1989)、2010 年のブルネイでの大発生 (Lane 2012)、2014 のモルジブでの大発生 (Saponari et al. 2015)など、世界中でオニヒトデの大発生によるサンゴ礁の食害が報告されている。

また、2004-05 年にはこれまでオニヒトデの出現報告がなかったコロンビア沿岸でオニヒトデの出現が初めて報告され、大発生には至っていないもののオニヒトデの分布拡大による新たなサンゴ礁への影響が危惧されている (Narvaez & Zapata 2010)。

オニヒトデの大発生の原因については、自然現象と人為的な影響によるものとする二つの解釈があった。この原因を突き止めるため、サンゴ礁の分野では特異的に多くの科学的議論が行われており、オニヒトデの生態的、生活史的研究や代謝、捕食圧に関する研究など、様々な着眼で研究が進められてきた。当初は漁業による捕食者除去の影響が主要な仮説の一つで、特にオニヒトデの成体を捕食するホラガイの乱獲が疑われた (Endean 1969)。また、Sweatman (2008)は、漁獲制限エリアとエリア外のオニヒトデ密度を比較し、制限エリア内では明らかに密度が低かったことから捕食者除去仮説を含む生態系全体のモニタリングの必要性を指摘している。

人間活動との関連では、オニヒトデ幼生の生残に対する海水富栄養化の影響についての報告が出された (Brodie et al. 2005)。報告によれば、中部 GBR では過去 100 年に少なくとも河川からの栄養塩の負荷は 4 倍に増加し、雨季（オニヒトデ幼生発生期）には沿岸の植物プランクトン（>2μm）発生量が 2 倍になった。その結果オニヒトデ幼生の発生、成長、生残の度合いが 10 倍に増加したことから、オニヒトデ大発生は増加した栄養塩負荷によるものとされた。

また、Houk et al. (2007)は、豊富なクロロフィル a を有する北太平洋移行帯クロロフィル前線 (TZCF)が北西ハワイ諸島に接近するタイミングでオニヒトデの産卵が起こり、幼生生残に理想的な状態となることを明らかにし、北太平洋におけるオニヒトデ個体群と TZCF の南端付近緯度、クロロフィル a 濃度、表層水温の間に有意の相関があるとした。TZCF により引起こされた 1 次的大発生に続いて、海流によって時間的差を持ち、海域に 2 次発生をもたらすとした。これによれば、大発生は TZCF から予測可能であり、サンゴ礁の保全管理に貢献すると考えられる。

その後、Fabricius et al. (2010)は、過去 200 年間、河川からの栄養塩負荷の増大により、オニヒトデ大発生の頻度は 50-80 年に 1 回から 15 年に 1 回に増加し、現在の中部 GBR のサンゴ被度は本来の 30-40%になっているとした。これらの研究により、オニヒトデ大発生が基本的に栄養塩負荷の増大によることが明らかになりつつある。琉球列島南部西表島西岸にある網取湾 5 ヶ所では、東海大学海洋研究所が 1995、1996 年の 2 年間、夏秋を主に測定した全窒素平均値は 0.047mg/l で (油井ら 1997)、大阪湾などと比較するとほぼ 1 桁低かった。しかし、近年の石西礁湖では、夏季には全窒素が 0.2mg/L を超えることもあった (環境省 2012)。0.2mg/L は環境省の「水質汚濁に係る環境基準」の類型 1 (0.2mg/L 以下)に該当する値であり、サンゴ礁水域では高い値と考えられる。金城 (2012)はサンゴ被度が 50%以上となるために必要な全窒素の値を 0.08mg/L 以下としており、網取湾での調査結果と一致する。石西礁湖においてもこの値に近づくような方策が必要であるが、そのためにはまず詳細な水質変動の把握が必要である。しかし、採水による水質分析には頻度的な限界があり、詳細な実態把握が困難である。現在、石西礁湖では 2010 年度から光量子計を用いた鉛直測定が一か所で行われているが（常時モニタリングシステム）、今後自動計測機器による水質の通年観測の規模を拡大して広範囲に渡って進めていく必要がある。

3) オニヒトデの駆除事業

サンゴ礁の管理手法として大発生したオニヒトデを駆除する事業は海外ではそれほど大規模には行われていない (Pratchett et al. 2014)。本邦では、オニヒトデ大発生によるサンゴ礁の撹乱について 1973 年から長期に渡って調査研究がなされている (環境庁 1973)。GBR ではマンタ法で調査した 334 リーフのオニヒトデ分布状況から、1500 個体/km^2 (15 個体/ha)を大発生の基準とした (Moran & De'ath 1992)。大発生の個体数は正常の個体数との差が明白で、しばしば 10 倍以上になる場合もある。

GBR 海中公園局 (GBRMPA)は、人間活動の結果でない限り、オニヒトデ駆除は観光事業と科学研究として重要な地域に限り、小規模の範囲で実施することを方針としている (Lassig 1995)。GBRMPA はまた、オニヒトデ駆除事業の指針として、①現実的な範囲（2-4 ha までの面積）で実施する、②資金を確保できる、③大発生推定後、できるだけ早く実施する、ことを掲げている。しかし、オニヒトデは駆除された地域に速やかに移動してくることもあるため、事業は一回のみでなく長期的に実施する必要がある (Lassig 1995)。大発生時のオニヒトデを駆除法として、薬物の注射、物理的な除去、柵の設置、生物的な制御等、様々な方法が提案されてきた。

・薬物の注射

硫酸銅は最も安価であるが、他の海洋生物に悪影響を及ぼしサンゴ礁生態系に悪影響を起こすことが知られている (Birkeland & Lucus 1990)。重硫酸塩ナトリウムは非常に高いが、最も安全で有効な薬物と考えられている (Harriott et al. 2003; Lassig 1995)。注射された重硫酸ナトリウム溶液は、数日後にオニヒトデを殺すため、オニヒトデの死体をサンゴ礁から取り出す必要がない。さらに、重硫酸ナトリウムは他の海洋生物に毒性がなく、数秒間で注射できるため最も効率的な方法と考えられている。実地試験では、1 名のダイバーが 1 時間で 120 個体に注射できた。

GBR では、重硫酸ナトリウム溶液の注射による次のような実験を行った (Fisk & Power 1999)。小離礁に生息するオニヒトデ個体密度を減らすため、3 方法を 2 地点（リザード島とグリーン島）で試験し、オニヒトデの密度変化によるサンゴの群集構造への影響を調査した。10 ヶ月後、3 つの方法の中の 2 つ（高頻度・低強度処置、低頻度・高強度処置）は、リザード島オニヒトデの密度を著しく減らし、高頻度・低強度処置は低頻度/高強度処置より、長期間でオニヒトデによるサンゴへの影響を減らす効果が高かった。しかし、実験区も対照区もサンゴ被度は共に一定率で減少した。原因はオニヒトデが他の場所から頻繁に移入するためと考えられた。一方、実験区のサンゴ食害指数（全部死亡と部分死亡）は対照区より低く、予想したサンゴ被度減少以下であった。グリーン島における高頻度/低強度処置及び超高強度処置実験はオニヒトデ密度を著しく減らさなかった。リザード島とグリーン島の実験区へのオニヒトデ移入は、長期的には保護対策の効果を減少させると思われた。そのため、駆除の手法はサンゴ被度の減少率ではなく、純減少量を止めることと考えられた。我が国では、高知県にある黒潮生物研究財団がより安全な薬物注射試験を行った結果、2011 年に酢酸注射による駆除が安全で効果が高いことを確かめ、石西礁湖でも使用されるようになっている (黒潮生物研究財団, 2011)。さらに、最近ではより安価な手法、かつ天然素材由来の環境に影響負荷の少ない手法として、ライムジュースの注射による駆除も提案されている (Moutardier et al. 2015)。

・誘引物質

ウニの 1 種 *Toxopneustes pileolus* の腸がオニヒトデの捕食誘引物質を作ることが発見され、不飽和脂肪酸であるアラキドン酸とαリノール酸が誘引物質として分離された。この誘引物質は水槽でも海域でも誘引効果を示した。アラキドン酸はサンゴの中にも存在することが明らかにされている (Teruya et al. 2001)。また、ハタゴイソギンチャク *Stichodactyala gigantea* とイソギンチャクモドキ *Discosoma bryoides* の刺胞成分にオニヒトデ誘引性が認められ、誘引物質による駆除の検討がなされた (環境庁 1986; 1987)。成体への誘引性は弱いものの、幼生では比較的誘引性が見られたが、その後この誘引物質による駆除事業はなされることなく終了している。

オニヒトデ駆除事業では、発見が容易でないため稚ヒトデの駆除が最も困難である。そのため、駆除海域にはしばしば稚ヒトデ群が残されて、サンゴの食害が継続されることになる。誘引物質による稚ヒトデ駆除の手法を確立できれば、大発生による食害を事前に防ぐことが可能になる。

・海底柵の設置

駆除地域に速やかに移入してくるオニヒトデの再駆除は事業費を著しく増やすことになる。オニヒトデ成体の再移入に対して、鋼製柵（目合 12.5 mm、高 1m、張り出しの幅 60 cm）の設置が提案されたが、以下のような問題も指摘されている (GBRMPA 2014)。

- オニヒトデの幼生や幼体の移動を食い止めることができない。
- 設置費、管理費が高い。
- 柵の基部が海底に接地しなければならないから、でこぼこの海底地形の上に設置しにくい。
- 時化で破壊されやすい。
- 景観を害する。

・生物的な制御

オニヒトデの捕食者、寄生生物、病原体による生物的な制御はまだ十分に研究されてないが、オニヒトデを病気に感染させることが大発生の制御対策の一つになると考えられている (Caballes 2012; Rivera-Posada et al. 2011a; 2011b)。

2009 年 1 月～12 月にはオニヒトデに伝染性の病気を起こすための研究が GBR 北部グリーン島と西太平洋のグアム島北西の Haputo の二地点で行われた。オニヒトデの消化器官に注射されたチオ硫酸塩-クエン酸塩-胆汁-蔗糖 (TCBS)培養液は日和見ビブリオ病菌の成長を促進することで全身性の腸内毒素症を引き起こし、オニヒトデに変色と外皮壊死、潰瘍、膨張、棘（特に棘の先端）に無色粘液を蓄積させ、棘の減少などの症状を呈する病気を起こし、さらに背側外皮上の水疱が外皮を破り内臓を露出させる大きな潰瘍を起こす。伝染したオニヒトデに接している健康な個体も 24 時間後に同じ症状を呈し死亡した。TCBS は海洋生態系に新病原体を発生させず、操作が単純で経済的な対策と考えられた。しかし、TCBS によるウニのビブリオ病菌の成長はサンゴ礁のその他の生物に有害な影響を起こす可能性も指摘されている (Caballes 2012; Rivera-Posada et al. 2011a; 2011b; 2011 c)。

・ダイバー駆除

ダイバーによる棒や鉤を使っての駆除は、サンゴを傷つけるほか、オニヒトデの棘によって作業員が負傷するという問題がある (Lin et al. 2008; Sato et al. 2008)。強く鋭い棒、長いバーベキューフォークや鉤状の鋼棒により、サンゴの下からオニヒトデを取り、海面や海底の容器に入れて、ボートに運ぶという複数の作業手順になることから、ダイバーによる駆除は効率が低い。また、駆除したオニヒトデの埋設等の処理作業を行わなければならない。効率的に実施するには、大発生の場所と時間を把握し、また十分なダイバー数を確保することが重要である。

駆除は周辺からオニヒトデが移入できない孤立礁で、産卵期前の 4 月（北半球）で行うと、再発を減少させることができる。高密度個体群駆除は放卵量を抑制するので、大発生の再発防止に効果がある。大発生個体群からの大放卵が高密度幼生をもたらし、内湾や旋流に滞留することになる (Bos et al. 2013)。

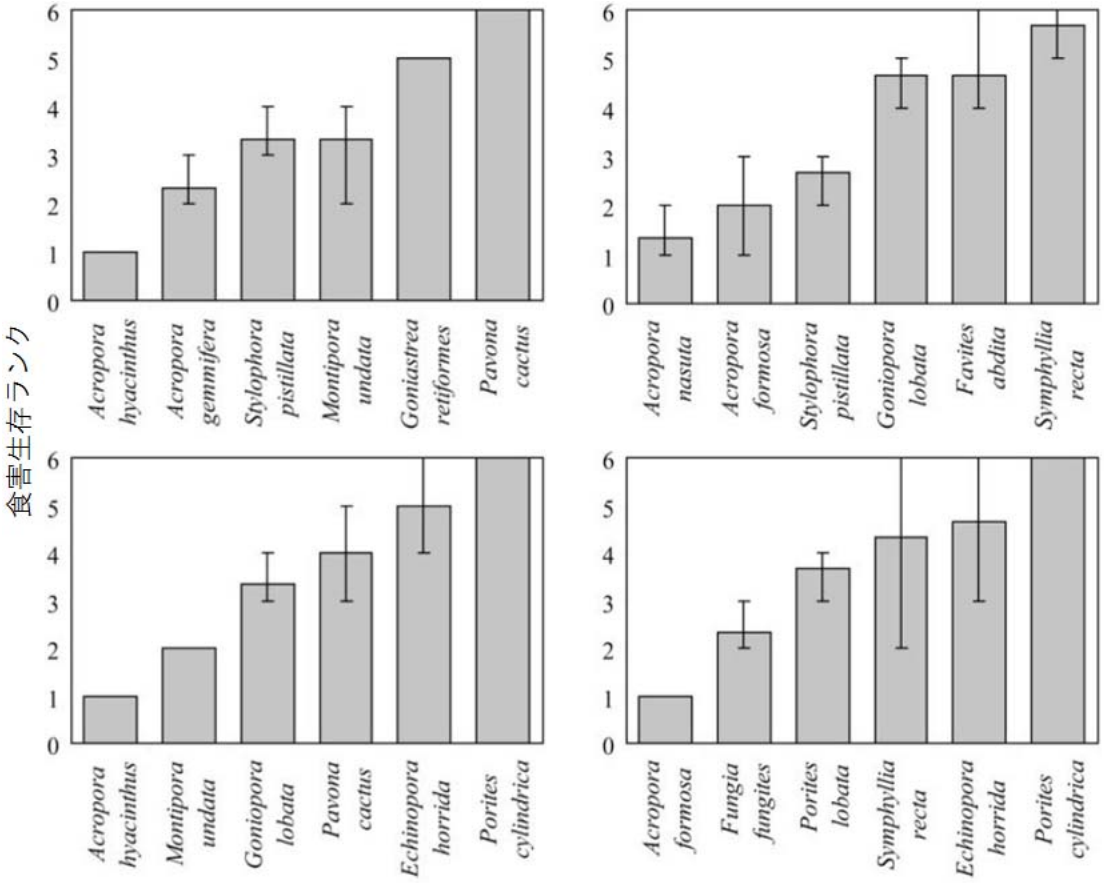
また、駆除の実施にあたっては、周辺海域からのオニヒトデ移入が駆除の手法と規模を規定することから、周辺海域における大発生の状況を把握する必要がある。駆除規模はサンゴ礁の状況によって異なるため、駆除実施間隔はケース・バイ・ケースである。また、大発生とサンゴ礁の状況及び大発生の段階により、単一の対策でなく、複合的な対策が必要である。初期に集中的な駆除を行った後、駆除頻度を低くするとともに、訓練された有能なダイバーによる効率的な駆除が望ましい。

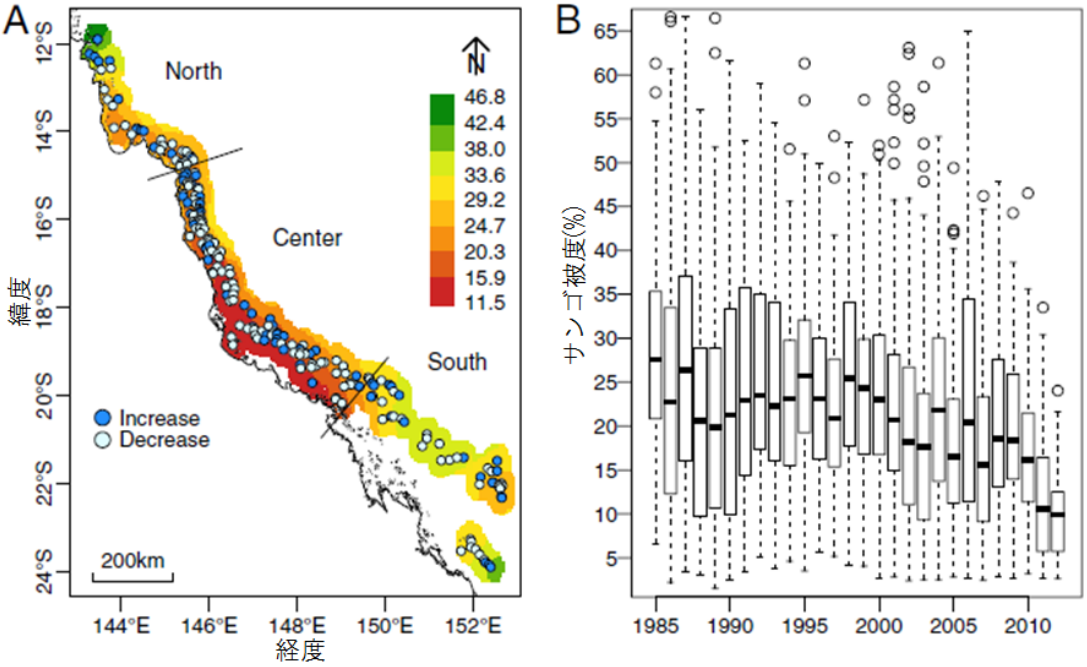
・オニヒトデの駆除に関する手順・留意点など

1. 大発生があるかどうかを判断する
2. 駆除対策が必要であれば決定する
3. 駆除対策計画を立てる
4. 駆除対策を実施する
5. 事後調査を実施し、駆除対策の効果を確認する
6. モニタリングを実施し、必要がある場合は、補足駆除を行う
7. 結果を発表する

また、オニヒトデ駆除の成功要件として以下の点が挙げられている。

① 比較的長期間で、継続的な駆除実施を行う
② 駆除決定地域以外の密度が高い地域では実施せず、駆除決定地域での集中を維持する
③ 駆除決定地域外のオニヒトデが決定地域に移入する可能性がある場合は、戦略的に決定地域以外のオニヒトデを駆除する
④ 大発生の脅威が終息するまで、数年間は地域の状況を監視する
⑤ 短期間で駆除規模を変更することができる能力を維持する
⑥ 駆除は周辺が少なくとも 40mの水深がある孤立礁で行う。相対的に個体群の再移入機会が低い
⑦ 大規模な礁より小規模な礁で行うと駆除効果が上がる
⑧ 駆除後、定期監視兼駆除を行う
⑨ 北半球におけるオニヒトデ産卵期である 4 月以前に駆除を行うことで再生産を減少させ、周辺礁での再発を減少させる

文献個表 1	Pratchett MS (2007) Feeding preferences of *Acanthaster planci* (Echinodermata: Astroidea) under controlled condition of food availability. *Pacific Science*, 61(1), 113-120.
概要	管理条件下におけるオニヒトデの餌（サンゴ類）の選好性
対象地域	（実験）
内容	サンゴ礁に壊滅的なダメージを与えることも多いオニヒトデの大発生は石西礁湖だけでなく世界中で報告されてきた。この研究では実験的にオニヒトデにサンゴ類を与え、オニヒトデの餌の選好性について評価を行った。特にミドリイシ科、ハナヤサイサンゴ科のサンゴを好んで食べる一方で、ユビエダハマサンゴへの食害が全く見られなかったことから、明確に好む種とそうでない種があることが明らかになった。オニヒトデの効率的な駆除や、移植による新たなサンゴ礁環境の再生に向けて重要な示唆を含んでいる。 
本事業への活用	石西礁湖のサンゴ群集モニタリング調査では、2010-2015 年に 31 定点で種ごとの出現頻度や被度等を調査している。本事業では各年度に集められたデータを統一した様式にまとめ直しており、サンゴ礁の多様性の変遷を時系列で追う基盤が整ったと言える。より効率的な駆除が可能になるよう、サンゴ礁群集の多様性とオニヒトデの分布記録を重ねて被害の出る海域を予測していくことが可能になると期待できる。

文献個表 2	De'ath G, Fabricius KE, Sweatman H, Puotinen M (2012) The 27-year decline of coral cover on the Great Barrier Reef and its causes. *Proceedings of the National Academy of Science of the United States of America*, 109, 17995–17999.
概要	GBR のサンゴ礁の 27 年間の減少とその要因について
対象地域	オーストラリア・グレートバリアリーフ
内容	グレートバリアリーフの 214 定点における 1985-2012 年の 27 年間の調査結果をまとめ、長期のサンゴ礁被度の変遷を追っている。1985 年の調査開始当時から 2012 年現在までに、サンゴ被度は全体で 50.7%減少しており、半分以下になっている。この研究では、その被度の減少要因をサイクロンによる物理的損傷によるもの、オニヒトデの食害によるもの、白化現象によるもの、と 3 つの要因に分けてそれぞれがどれくらい影響しているかを定量化している。それによると、48%がサイクロンによるもの、42%をオニヒトデの食害によるもの、白化現象によるサンゴ被度の減少は 10%程度とされた。 
本事業への活用	石西礁湖でも長期間にわたるサンゴ礁モニタリング調査がなされている。本事業で整理された時系列データを用いて、サンゴ礁被度の変遷を解析し、撹乱要因でどれが主に効いているかを明らかにすることができると考える。また、石西礁湖では、主にオニヒトデと白化による減少が注目されてきたが、GBR のハリケーンによる被害のように、大型台風による物理的破壊も考慮が必要である。

引用文献

Baird AH, Pratchett MS, Hoey AS, Herdiana Y, Campbell SJ (2013) *Acanthaster planci* is a major cause of coral mortality in Indonesia. *Coral Reefs*, 32, 803-812.

Birkeland C, Lucas JS (1990) *Acanthaster planci*: Major Management Problem of Coral Reefs. CRC Press. Boca Raton, FL. 257 pp.

Bos AR, Gumanao GS, Mueller B, Saceda-Cardoza MME (2013) Management of crown-of-thorns sea star (*Acanthaster planci* L.) outbreaks: Removal success depends on reef topography and timing within the reproduction cycle. *Ocean & Coastal Management*, 71, 116-122.

Brodie J, Fabricius K, De'ath G, Okaji K (2005) Are increased nutrient inputs responsible for more outbreaks of crown-of thorns starfish? An appraisal of the evidence. *Marien Pollution Bulletin*, 51, 266-278.

Caballes CF, Schupp PJ, Pratchett MS, Rivera-Posada JA (2012) Interspecific transmission and recovery of TCBS-induced disease between *Acanthaster planci* and *Linckia guildingi*. *Disease of Aquatic Organisms*, 100, 263-267.

Ciarapica G, Passeri L (1993) An overview of the maldivian coral reefs in Felidu and North Malé Atoll (Indian Ocean): Platform drowning by ecological crises Gloria. *Facies*, 28, 33-65.

Colgan MW (1987) Coral reef recovery on Guam (Micronesia) after catastrophic predation by *Acanthaster planci*. *Ecology*, 68(6), 1592-1605.

Dana TF, Newman WA, Fager EW (1972) *Acanthaster* aggregations: interpreted as primarily responses to natural phenomena. *Pacific Science*, 26(4), 355-372.

De'ath G, Moran PJ (1998) Factors affecting the behaviour of crown-of-thorns starfish (*Acanthaster planci* L.) on the Great Barrier Reef: 2: Feeding preferences. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 220(1), 107-126.

De'ath G, Fabricius KE, Sweatman H, Puotinen M (2012) The 27-year decline of coral cover on the Great Barrier Reef and its causes. *Proceedings of the National Academy of Science of the United States of America*, 109, 17995-17999.

DeVantier LM, Done TJ (2007) *Inferring past outbreaks of the crown-of-thorns seastar from scar patterns on coral heads.* In: Aronson R (ed) Geological approaches to coral reef ecology: Ecological Studies Volume. Springer, NY. pp. 85-125.

Endean R (1969) Report on investigations made into aspects of the current *Acanthaster planci* (crown of thorns) infestations of certain reefs on the Great Barrier Reef. Fisheries Branch, Queensland Department of Primary Industries, Brisbane, Australia. 35 pp.

Fabricius KE, Okaji K, De'ath G (2010) Three lines of evidence to link outbreaks of the crown-of-thorns seastar *Acanthaster planci* to the release of larval food limitation. *Coral Reefs*, 29, 593-605.

Faurea, G. 1989. Degradation of coral reefs at Moorea Island (French Polynesia) by *Acanthaster planci. Journal of Coastal Research*, 5, 295-305.

Fisk DA, Power MC (1999) *Development of Cost-Effective Control Strategies for Crown-of-thorns starfish.* CRC Reef Research Centre Ltd Technical Report No. 25, Townsville; CRC Reef Research Centre Ltd, 61 pp.

Gérard K, Roby C, Chevalier N, Thomassin B, Chenuil A, Féral J-P (2008) Assessment of three mitochondrial loci variability for the crown-of-thorns starfish: A first insight into *Acanthaster* phylogeography. *Comptes Rendus Biologies*, 331, 137-143.

Great Barrier Reef Marine Park Authority (2014) *Crown-of-thorns starfish control guidelines*. GBRMPA, Townsville.

Harriott V, Goggin DL, Sweatman DH (2003) *Crown-of-thorns starfish on the Great Barrier Reef.* Current state of knowledge. Cooperative Research Centre (CRC) for the Great Barrier Reef World Heritage Area. CRC Reef Research Centre.

Houk P, Bograd S, van Woesik R (2007) The transition zone Chlorophyll front can trigger *Acanthaster planci* outbreaks in the Pacific Ocean: historical confirmation. *Journal of Oceanography*, 63, 149-154.

Kamya PZ, Dworjanyn SA, Hardy N, Mos B, Uthike S Byrne M (2014) Larvae of the coral eating crown-of-thorns starfish, *Acanthaster planci* in a warmer-high CO_2 ocean. *Global Change Biology*, 20(11), 3365-3376.

環境庁 (1972) 昭和 47 年度 浅海における海中の生態系に関する研究(オニヒトデ以上発生のメカニズムとその対策に関する研究). 財団法人 海中公園センター編.

環境庁 (1973) 昭和 48 年度　浅海における海中の生態系に関する研究 オニヒトデ異常発生のメカニズムとその対策に関する研究（継続）. 財団法人 海中公園センター編.

環境庁 (1983) 昭和 58 年度　石西礁湖におけるオニヒトデ及びイシサンゴ類の分布調査報告書.（財）海中公園センター, 八重山海中公園研究所編

環境庁 (1984) 昭和 59 年度　石西礁湖におけるオニヒトデ及びイシサンゴ類の分布調査報告書.

環境庁 (1986) 昭和 60 年度 海中生態系における生物の個体数変動要因の解明とその管理手法に関する研究報告書. 財団法人 海中公園センター編.

環境庁 (1987) 昭和 61 年度 海中生態系における生物の個体数変動要因の解明とその管理手法に関する研究報告書. 財団法人 海中公園センター編.

環境省 (2005) 平成 16 年度石西礁湖自然再生技術手法検討調査報告書、152 pp.

環境省 (2012) 平成 23 年度石西礁湖及び周辺海域におけるサンゴの撹乱要因調査業務報告書.

Kayal M, Lenihan HS, Pau C, Penin L, Adjerou M (2011) Associational refuges among corals mediate impacts of a crown-of-thorns starfish *Acanthaster planci* outbreak. *Coral Reefs*, 30, 827-837.

Kayal M, Vercelloni J, Lison de Loma T, Bosserelle P, Chancerelle Y, Geoffroy S, Stievenart C, Michonneau F, Penin L, Planes S, Adjeroud M (2012) Predator crown-of-thorns starfish (*Acanthaster planci*) outbreak, mass mortality of corals, and cascading effects on reef fish and benthic communities. *PLoS ONE*, 7(10), e47363.

Kenyon JC, Aeby GS (2009) Localized outbreak and feeding preferences of the crown-of-thorns seastar *Acanthaster planci* (Echinodermata, Asteroidea) on reefs off Oahu, Hawaii. *Bulletin of Marine Science*, 84(2), 199-209.

金城孝一 (2012) 赤土の流出、および生活排水などによる化学物質等の排出基準値の設定. 第 1 回サンゴ礁生態系保全行動計画フォローアップ会議 配布資料, 資料 3, 今後のサンゴ礁保全に向けた情報収集結果, 8-9.

黒潮生物研究財団 (2011) オニヒトデ駆除マニュアル 酢酸の注射による駆除手法の紹介. 21 pp.

Lamare M, Pecorino M, Hardy N, Liddy M, Bryne M, Uthicke S (2014) The thermal tolerance of crown-of-thorns (*Acanthaster planci*) embryos and bipinnaria larvae: implications for spatial and temporal variation in adult populations. *Coral Reefs*, 33, 207-219.

Lane DJW (2011) *Acanthaster planci* impact on coral communities at permanent transect sites on Bruneian reefs, with a regional overview and a critique on outbreak causes. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 92(4), 803-809.

Lassig B (1995) Controlling Crown-of Thorns Starfish. Great Barrier Reef Marine Park Authority. Available online at URL: http://www.reef.crc.org.au/publications/explore/feat45.html.

Lin B, Norris RL, Auerbach PS (2008) A case of elevated liver function tests after crown-of-thorns (*Acanthaster planci*)

envenomation. *Wilderness & Environmental Medicine*, 19, 275-279.

Messmer V, Pratchett MS, Clark TD (2013) Capacity for regeneration in crown of thorns starfish, *Acanthaster planci*. *Coral Reefs*, 32, 461.

箕作佳吉 (1903) 奄美大島及び沖縄採集旅行記. *動物学雑誌*, 15, 177.

Mendonça VM, Jabri MA, Ajmi IA, Muharrami MA, Areimi MA, Aghbari HAA (2010) Persistent and expanding population outbreaks of the corallivorous starfish *Acanthaster planci* in the Northwestern Indian Ocean: Are they really a consequence of unsustainable starfish predator removal through overfishing in coral reefs, or a response to a changing environment? *Zoological Studies*, 49(1), 108-123.

Moran PJ, De'ath G (1992) Suitability of the manta tow technique for estimating relative and absolute abundances of crown-of-thorns starfish (*Acanthaster planci* L.) and corals. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, 43(2), 357-379.

Moutardier G, Gereva S, Mills SC, Adjeroud M, Beldade R, Ham J, Kaku R, Dumas P (2015) Lime juice and vinegar injections as a cheap and natural alternative to control COTS outbreaks. *PLoS ONE*, 10(9), e0137605.

Narvaez K, Zapata FA (2010) First record and impact of the crown-of-thorns starfish, *Acanthaster planci* (Spinulosida: Acanthasteridae) on corals of Malpelo Island, Colombian Pacific. *Revista de Biologia Tropical*, 58(suppl. 1), 139-143

Nugues MM, Bak RPM (2009) Brown-band syndrome on feeding scars of the crown-of-thorn starfish *Acanthaster planci*. *Coral Reefs*, 28, 507–510.

大島廣 (1962) ナマコとウニ -民謡と酒とさかなの話-. 内田老鶴圃新社.

Owens D (1971) *Acanthaster planci* starfish in Fiji: suevey of incidence and biological studies. *Fiji Agricultural Journal*, 33, 15-23.

Palau Conservation Society (1990) Government Fact Sheet. Palau Environmental Protection & Quality Board (EQPB).

Pratchett MS (2007) Feeding preferences of *Acanthaster planci* (Echinodermata: Astroidea) under controlled condition of food availability. *Pacific Science*, 61(1), 113-120.

Pratchett MS (2010) Changes in coral assemblages during an outbreak of *Acanthaster planci* at Lizard Island, northern Great Barrier Reef (1995-1999). *Coral Reefs*, 29, 717-725.

Pratchett MS, Schenk TJ, Baine M, Syms C, Baird AH (2009) Selective coral mortality attributable to an outbreak of *Acanthaster planci* L. in Bootless Bay, Central Province, Papua New Guinea. *Marine Environmental Research*, 67, 230-236.

Pratchett MS, Caballes CF, Rivera-Posada JA, Sweatman HPA (2014) Limits to understanding and managing outbreaks of Crown-of-Thorns Starfish (*Acanthaster* spp.). pp. 133-200. In: Hughes RM, Hughes DJ, Smith IP (Eds) *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 52. CRC Press, Boca Raton.

Rivera-Posada JA, Pratchett MS, Cano-Gomez A, ArangoGomez JD, Owens L (2011a) Injection of *Acanthaster planci* with thiosulfate-citrate-bile-sucrose agar (TCBS). I. Disease induction. *Disease of Aquatic Organisms*, 97, 85-94.

Rivera-Posada JA, Pratchett M, Owens L (2011b) Injection of *Acanthaster planci* with thiosulfate-citrate-bile-sucrose agar (TCBS). II. Histopathological changes. *Disease of Aquatic Organisms*, 97, 95-102.

Rivera-Posada JA, Pratchett MS, Arango-Gomez JD, CanoGomez A, Owens L (2011c) Refined identification of *Vibrio* bacterial flora from *Acanthasther planci* based on biochemical profiling and analysis of housekeeping genes. *Disease of Aquatic Organisms*, 96(2), 113-123.

Saponari L, Montano S, Seveso D, Galli P (2015) The occurrence of an *Acanthaster planci* outbreak in Ari Atoll,

Maldives. *Marine Biodiversity*. 45(4), 599-600.

Sato H, Tsuruta Y, Yamamoto Y, Asato Y, Taira K, Hagiwara K, Kayo S, Iwanaga S, Uezato H (2008) Case of skin injuries due to stings by crown-of- thorns starfish (*Acanthaster planci*). *Journal of Dermatology*, 35, 162-167.

白井祥平 (1956) 奄美便り-2-. *採集と飼育*, 18(10), 301-307.

Suzuki G, Kai S, Yamashita H (2012) Mass stranding of crown-of-thorns starfish. *Coral Reefs*, 31, 821.

Sweatman H (2008) No-take reserves protect coral reefs from predatory starfish. *Current Biology*, 18(14), R598-R599.

Teruya T, Suenaga K, Koyama T, Nakano Y, Uemura D (2001) Arachidonic acid and a-linolenic acid, feeding attractants for the crown-of thorns sea star *Acanthaster planci*, form the sea urchin *Toxopneustes pileolus*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 266, 123-134.

Timmers MA, Andrews KR, Bird CE, deMaintenton MJ, Brainard RE, Toonen RJ (2011) Widespread dispersal of the crown-of-thorns sea star, *Acanthaster planci*, across the Hawaiian Archipelago and Johnston Atoll. *Journal of Marine Biology*, 2011, Article ID 934269, doi:10.1155/2011/934269

Tokeshi M, Daud JRP (2011) Assessing feeding electivity in *Acanthaster planci*: a null model analysis. *Coral Reefs*, 30, 227–235.

Tokioka T (1953) Invertebrate fauna of the intertidal zone of the Tokara Islands, V. Echinodermata. *Publications of the Seto Marine Biological Laboratory*, 3, 144-148.

Uthicke S, Pecorino D, Albright R, Negri AP, Cantin N, Liddy M, Dworjanyn S, Kamya P, Bryne M, Lamare M (2013) Impacts of ocean acidification on early life-history stages and settlement of the coral-eating sea star *Acanthaster planci. PLoS ONE*, 8(12), e82938.

Vogler C, Benzie J, Lessios H, Barber P, Worheide G (2008) A threat to coral reefs multiplied? Four species of crown-of-thorns starfish. *Biology Letters*, 4, 696-699.

Wainwright BJ, Arlyza IS, Karl SA (2012) Eighteen microsatellite loci for the crown-of-thorns starfish, *Acanthaster planci*. *Conservation Genetics and Resources*, 4, 861-863.

Yamaguchi M (1972) Why so many starfish？ GSTA newsletter, 6(7), 4-5.

Yamaguchi M (1986) *Acanthaster planci* infestations of reefs and coral assemblages in Japan: a retrospective analysis of control efforts. *Coral Reefs*, 5, 23-30.

Yamamoto S, Minami K, Fukaya K, Takahashi K, Sawada H, Murakami H, Tsuji S, Hashizume H, Kubonaga S, Horiuchi T, Hongo M, Nishida J, Okugawa Y, Fujiwara A, Fukuda M, Hidaka S, Suzuki KW, Miya M, Araki H, Yamanaka H, Maruyama A, Miyashita K, Masuda R, Minamoto T, Kondoh M (2016) Environmental DNA as a 'Snapshot' of fish distribution: a case study of Japanese jack mackerel in Maizuru Bay, Sea of Japan. *PLoS ONE*, 11(3), e0149786.

山里清 (1969) サンゴを食害するオニヒトデ. *今日の琉球*, 13, 7-9.

Yasuda N, Hamaguchi M, Sasaki M, Nagai S, Saba M, Nadaoka K (2006a) Complete mitochondrial genome sequences for Crown-of-thorns starfish *Acanthaster planci* and *Acanthaster brevispinus*. *BMC Genomics*, 20067, 17.

Yasuda N, Nagai S, Hamaguchi M, Lian CL, Nadaoka K (2006b) Development of microsatellite markers for the crown‐of‐thorns starfish *Acanthaster planci*. *Molecular Ecology Notes*, 6(1), 141–143.

Yasuda N, Nagai S, Hamaguchi M, Nadaoka K (2007) Seven new microsatellite markers for crown-of-thorns starfish *Acanthaster planci*. *Plankton and Benthos Research*, 2(2), 103-106.

Yasuda N, Nagai S, Hamaguchi M, Okaji K, Gérard K, Nadaoka K (2009) Gene flow of *Acanthaster planci* (L.) in

relation to ocean currents revealed by microsatellite analysis. *Molecular Ecology*, 18(8), 1574–1590.

Yasuda N, Ogasawara K, Kajiwara K, Ueno M, Oki K, Taniguchi H, Kakuma S, Okaji K, Nadaoka K (2010) Latitudinal differentiation in the reproduction patterns of the crown-of-thorns starfish *Acanthaster planci* through the Ryukyu Island Archipelago. *Plankton and Benthos Research*, 5(4), 156-164.

Yasuda N, Taquet C, Nagai S, Yoshida T, Adjeroud M (2015) Genetic connectivity of the coral‐eating sea star *Acanthaster planci* during the severe outbreak of 2006–2009 in the Society Islands, French Polynesia. *Marine Ecology*, 36(3), 668-678.

油井正明, 酒井一彦, 横地洋之, 内田紘臣, 岩瀬文人, 浅井康行, 森美枝, 古谷勝則, 黒瀬毅, 水嶋信文 (1997) 陸域の土地利用がサンゴ礁に与える影響. サンゴ礁生態系の維持機構の解明とその保全に関する研究, H6～8 年度. 環境庁地球環境研究総合推進費終了研究報告書, 79-109.

(2) サンゴの病気

サンゴ礁はその生物群集の多様性と生物生産の高さおよび環境変動に対する応答が速いという点で、地域規模および地球規模の両方の人間活動と環境変動による影響を迅速に反映する場所である。特に最近の地球温暖化による海水温の上昇や二酸化炭素濃度の増加による pH 低下に伴う海洋酸性化によるサンゴおよびサンゴ礁の異変は急速に起きている。この異変と危機のスピードは「サンゴ礁国際イニシアチブ (ICRI)」の東京会議（2007 年 4 月）で指摘されているように、私たちの予測を上回っている。

温暖化、海洋酸性化あるいは人間活動の複合原因に伴うサンゴの白化および病気（ホワイトシンドローム、ブラックバンド、ブランウンバンド、ツモース等）の原因は複雑である。これらによるサンゴの死滅は、サンゴ礁の新たな生物種、特に海草・海藻・シアノバクテリアの増殖を促進し、サンゴの回復を一層妨げ、サンゴ礁の生物多様性にも影響を与え始めている。サンゴとサンゴ礁の病気は世界的に拡大しており (Bourne et al. 2009, 文献個表 3 参照)、カリブ海、インド洋、南太平洋からも多くの病気が報告されている (Croquer & Weil 2009; Maynard et al. 2011; Yee et al. 2011; Diaz & Madin 2011; Work & Aeby 2011; Weil et al. 2012; Rogers & Muller 2012)。病気の症状はカリブ海ではホワイトスポットやブラックバンドが多く見られるが、日本や GBR ではホワイトシンドロームが主である。サンゴ礁の生態系の危機は沖縄の水産漁業にも影響を与え、生活権の問題にもなりつつある。

NOAA および世界銀行を中心にサンゴの病気の実態を把握するネットワークへの参加を国際的に呼びかけているが、日本周辺での組織的な調査・研究が行われていないために国際的な貢献ができないでいる。国際サンゴ礁イニシアチブ (ICRI)においても世界的なサンゴの病気の現状を早急に把握することを求めているが、日本では未だその調査研究は組織的には行われていない。サンゴの病気に対する緊急の対策を進めるためにはどのサンゴがどのような病気の症状を示しているのか、その環境因子との関連を早急に明らかにする必要がある。

サンゴの白化と病気は海水温の上昇が大きな原因とされているが (Sokolow 2009)、病気の多様な症状や白化の進行状況は海水温の上昇では説明することができない (Sato et al. 2011; Ruiz-Moreno et al. 2012; Kaczmarsky & Richardson 2011)。これら二つの現象の共通要因としては高水温下におけるサンゴのストレスによる粘液・アンモニア等の放出とそれに伴う微生物・ウイルスの増殖、それによるサンゴおよび褐虫藻への影響が主要な原因として考えられる。問題はこれらの微生物・ウイルスあるいは原生動物がどこから侵入したのか、どのような条件で増殖したのか、その病原菌の正体は、病気はどこまで拡大するのか、病気のサンゴとサンゴ礁の回復方法はあるのか等についてほとんど分からないことである。最近、サンゴの病気について、サハラ砂漠から飛来するダストに含まれる病原菌による影響が指摘された。我が国でも同様に、中国から飛来する黄砂の増加によって影響を受けていると考えられる。これらのことはサンゴの病気、サンゴ礁生態系の保全に黄砂のような地球規模の問題が関係することを示している。サンゴの病気について本邦では環境省による調査があるが（環境省 2007; 2011）、日本での科学的・組織的調査研究は観察以外ほとんど行われていないのが実状である。これらの報告によればサンゴの 3～18%に病気が観察されているため、沖縄周辺、特に石西礁湖や沖縄本島を中心にサンゴおよびサンゴ礁生物の病気の現状を把握し、早急に科学的方法に基づく調査研究を進める必要がある。その上でサンゴ礁における微生物・ウイルスを中心とした有機物（粘液に含まれる抗菌剤の検索・特定・効果・役割等）・栄養循環と褐虫藻・サンゴ・海藻・海草・シアノバクテリア・付着珪藻等の相互関係（生物種と環境因子間のコンソーシアム）を把握し、病原菌の特定、感染経路、回復方法等の対策について早急に検討する必要がある。これらのサンゴの病気や白化の問題は地球温暖化と同様に、海洋酸性化によるサンゴの溶解、サンゴ礁生態系の危機とも深く関連しており、地球環境問題と生

物多様性、生態系の保全とその対策と深く関連している。そのため国内だけでなく、国際的な対処を必要としている問題でもある。

1) サンゴの病気とは

病気（疾病）とは、「何らかの原因（病因）により生体の形態や機能が正常な状態から逸脱し、時には死に至る過程の状態」と定義される。水棲生物で病気について最も研究が進んでいる分類群として、水産資源である魚介類があげられる。魚類の病気について概観すると、養殖魚を対象に診断・治療・防疫にわたり詳しく説明されている（小川・室賀 2008）。魚病は大きく 1）環境性疾病・餌料性疾病・その他の非感染性疾病、2）感染性疾病としてウイルス性疾病・細菌性疾病・真菌性疾病、3）寄生性疾病として原生動物性疾病・後生動物性疾病に分けられる。診断には遺伝子技術が導入され、病原体の分類の見直しなど診断の幅が拡がり、ワクチンの開発などによる予防・治療技術の進捗も著しく国内への未知の病原体の侵入と蔓延を防ぐ防疫体制の制度整備も行われている。一方、造礁サンゴをはじめとしたほとんどの無脊椎動物では魚病ほど研究が進んでいないのが現状である。水産生物に関する病気は、魚類とサンゴではその生態が異なるため独自の研究調査手法が必要である。サンゴ礁の保全・再生を科学的理解の下で管理するためには、サンゴの病気や白化の原因を明らかにする必要がある。これらの問題は、サンゴ礁生態系全体における人為的管理のあり方の問題であり、病気の理解はこれらの議論に不可欠な要素である。野外で見られる病気の判定とモニタリングは、造礁サンゴ群集の変遷の歴史を記録し将来取るべき対応を決定するため、サンゴ礁の管理上重要な情報となる。

ほんの十数年を振り返っても、サンゴ礁生態系は世界中いたる所で、自然要因と人為的要因の複合により荒廃し続けてきた (Harvell et al. 1999; 2004; Hughes et al. 2003; De'ath et al. 2012)。サンゴ礁の重要な構成要素である造礁サンゴは、非生物的要因として異常な水温・過剰な堆積物・有害化学物質・過剰な栄養塩・過剰な紫外線などにより、これらの要因が単独であれ複合的であれ、造礁サンゴの生理生態的応答としての白化(Bleaching)をはじめとした様々な環境性疾病・障害を引き起こし (中野 2002b)、さらに生物的要因であるオニヒトデや巻貝などによる捕食、海藻やカイメンなどとの競争、病気の蔓延などで衰退してしまう。結果的に、サンゴ礁の造礁サンゴ被度は減少し続けてきた (Green & Bruckner 2000; Richardson & Aronson 2002; Hughes et al. 2003)。

近年注目されてきた造礁サンゴの感染性疾病は、野外で造礁サンゴの軟組織の障害や喪失などの症状を表す。これらの病気の原因は細菌、藍藻（シアノバクテリア）、ウイルス、原生動物、カビ（真菌類）など様々である。病気に冒された造礁サンゴには成長や生殖に障害が見られ、その結果、その地域の造礁サンゴの群集構造や種の多様性が衰退し、造礁サンゴに依存する多くの生物が多大な影響を被る (Loya et al. 2001)。このような感染性の病気が見られる一方で、突然変異や細胞の代謝機能障害のような遺伝的疾病や、必須の栄養素・ビタミン・元素の欠乏による栄養不良が引き起こす白化、種々の環境ストレスによって引き起こされる環境性疾病としての白化など、感染性がない病気や障害性の症状の存在も認識する必要がある。特に、高水温によって引き起こされる造礁サンゴの白化は、単に「白化現象」と呼ばれてきたが、環境性疾病として野外でもっとも大規模に発生したことで、サンゴ礁生態系に大きな影響を及ぼした希有な例である。また、野外における病気の判定に際して、魚類をはじめとした他の生物によるかじり取り (Grazing)やオニヒトデや肉食巻貝類による食害 (Feeding)、多くの生物による寄生や住み込みによる群体の変成、海藻や海綿動物のテルピオス *Terpios* などとの競争による被覆 (Overgrowth)等による障害にも考慮する必要がある。

2) サンゴの病気の現状

世界的にサンゴの病気は拡大している。特にカリブ海でのサンゴの病気による喪失は非常に大きい (Aronson & Precht 2001; Patterson et al. 2002; Weil et al. 2006)。インド・太平洋のサンゴ礁は世界的に見ても造礁サンゴの高い多様性を示すが、造礁サンゴの感染性疾病の報告はカリブ海からのものが多い。カリブ海で観察された様々な造礁サンゴの病気の流行は予想を超え速く、その毒性も強いことが特徴で、カリブ海は「病気のホットスポット」と呼ばれた (Porter et al. 2001; Weil et al. 2002; 2006; Weil 2004)。しかし最近になって、オーストラリア (Willis et al. 2004; Page & Willis 2006)、フィリピン (Raymundo et al. 2005; Kaczmarsky 2006)、パラオ (Sussman et al. 2006)、アフリカ東部 (McClanahan et al. 2004)、紅海 (Winkler et al. 2004)とその奥に位置するアカバ湾のエイラート (Loya 2004) など世界各地でも、造礁サンゴの驚異となりうる病気が見出されはじめた。日本でも、沖縄県の石垣島の西に広がる石西礁湖で実施された、NPO を主体とした環境調査で造礁サンゴの病気がモニタリングエリア内で急増していることを環境省が取りまとめて報告している (佐藤 2007)。また、沖縄県以外にも宮崎県等からも新たな病気が報告されている (Yamashiro & Fukuda 2009)。各地から報告されている造礁サンゴの病気の罹患率については、オーストラリア・パラオ・東アフリカからの報告は 5%未満、フィリピンからの報告は 8%と低いのに対して (Weil et al. 2002; Willis et al. 2004; Raymundo et al. 2005; Page & Willis 2006)、ユカタン半島を初めとするカリブ海全域からの報告は 20%以上と高い (Jordan-Dalgren et al. 2005; Ward et al. 2006; Weil et al. 2006)。しかしながら、これらの罹患率は、一部に定期的なモニタリング結果を含むものの、主に散発的な報告から推定したものが多い。

ア　カリブ海

全世界のサンゴ礁の 8%にすぎないカリブ海のサンゴ礁で、造礁サンゴに見られる病気・症候群の 7 割以上が報告されている。一方で、過去のカリブ海での環境性疾病である白化では、インド・太平洋で起こったような造礁サンゴの高い死亡率は見られなかった (McClanahan 2004)。しかし、カリブ海で起こった 2005 年の大規模な白化では、造礁サンゴ群集で極めて高い死亡率が観察された (Whelan et al. 2007)。これ以降、造礁サンゴの病気とウニなどの底棲生物の摂餌のためのかじり取りが、この地域の造礁サンゴの被度と多様性の低下、さらには生息場所の喪失を招いていることが報告されている (Weil 2004)。カリブ海からの病気の報告は、1970 年代の 2 件が最初であるが (Antonius 1973; Garret & Ducklow 1975)、今では 20 以上もの病気が報告され、その影響は 45 種のイシサンゴ類、10 種の八放サンゴ類、1 種のマメスナギンチャク類などの刺胞動物、9 種の海綿動物類、さらには 2 種の石灰藻にまで及んでいる。このうち、造礁サンゴの病気で原因が特定されたのはほんの数例である。1999 年から 2004 年にかけてカリブ海で行われた本格的調査では、ほとんどの病気の大流行は造礁サンゴの被度の顕著な低下を起こした最も暑い時期に起こり、複数の病気・症候群に同時に罹患した群体の増加が観察された (Weil et al. 2002; Weil 2004; Smith & Weil 2004)。

イ　ユカタン半島沿岸

カリブ海メキシコ沿岸からホンジュラス沿岸にかけてのユカタン半島沿岸では堡礁が連なる。ここでは 1985 年に SCUBA 潜水によって、造礁サンゴの分布調査が行われた。2005 年に行った調査結果との比較から、20 年間で造礁サンゴの被度は極端に減少したことが明らかになった。造礁サンゴの減少の原因は幾つかあげられるが、もっとも顕著なものはハリケーンの被害と感染性の病気の流行であった。1980 年代には「白帯病 (White Band Disease)」と呼ばれる病気がミドリイシ類サンゴの大量死を引き起こし、同時に

起こった草食性のウニであるガンガゼ *Diadema antillarum* の大量死 (Lessios et al. 1984)が造礁サンゴ群集に影響するほどの大型海藻の繁茂を招いた。1995 年から 1998 年にかけて、二つの大型のハリケーン(Gilbert, Roxanne)がミドリイシ類群集に大きな被害を及ぼし、最終的に残ったミドリイシ類も白帯病の大流行で死んでしまった。2000 年からは重篤な症状を招く「黄斑病 (Yellow Blotch)」を含む多くの病気が増加した。ハリケーンはサンゴ礁群集全体に影響を与えたが、病気はイシサンゴ類に特異的に影響を与えた。調査域でもっとも豊富なマルキクメイシ属 *Montastraea* が最も高い罹患率を示し、カリブ海の固有種である樹枝状のミドリイシの一種 *Acropora palmata* と別な樹枝状のミドリイシ *A. cervicornis* は黄斑病と白帯病によって深刻な減少を示した (Jordan-Dahlgren et al. 2005)。幸いにして、2005 年の白化とハリケーン後の 2005 年と 2006 年に行われた調査では、この地域のサンゴ礁は少しずつ回復していることが報告されている。

ウ　東部アフリカ

南アフリカからソマリアにかけて 7000km に及ぶアフリカ東岸のサンゴ礁には 300 種を超える造礁サンゴが生息する。ザンジバルでは「細菌性白化 (Bacteria-Induced Bleaching)」が報告されている (Ben-Haim & Rosenberg 2002)。黒帯病 (Black Band Disease)、白帯病、黄帯病 (Yellow Band Disease)が散発的に見られるが (McClanahan et al. 2004)、最近、ケニア沿岸から「ホワイトシンドローム (White Syndrome)」が報告された。西インド洋で最も破壊的な要素は造礁サンゴの白化である。1998 年のエルニーニョによって引き起こされた高水温は広域に白化を引き起こし、ある地域では 50%もの造礁サンゴの死亡率を記録した(McClanahan et al. 2004)。2003 年と 2005 年には局地的な白化も起こった。このような地域では、急激な人口増加が富栄養化や陸域からの流入土砂による懸濁物堆積などの水質の悪化も引き起こしている。幾つかの東アフリカの国では海洋保護区の設定と運営のための法律制定に取り組んでいる。

エ　オーストラリア：GBR

GBR はオーストラリア大陸の北東沿岸に位置し、2800 以上のサンゴ礁が南北 2300km に亘って連なる世界的にも広大なサンゴ礁群である。GBR の中心は大陸の海岸線から 20～150km 沖合に位置し、多くは無人か人口の少ない地域である。これらのサンゴ礁は、世界的に見て健全で人為的な影響のない原生に近いものと考えられている。GBR 全体が 1975 年に海洋公園に定められ、その 33%が様々なタイプの海洋保護区 (MPA)に指定されている。2000 年前後に「帯状骨格侵食 (Skeletal Eroding Band)」として初めて病気が報告されるまで (Antonius 1999; Antonius & Lipscomb 2001)、GBR の造礁サンゴにとって病気はほとんど影響していないと考えられてきた。その後、黒帯病がこの地域でも報告され (Dinsdale 2002)、さらに、2004 年にホワイトシンドロームが GBR の多くのサンゴ礁にまたがって急激な流行を起こしたことで (Willis et al. 2004)、この地域でも造礁サンゴの病気へ関心が高まった。これ以降、定量的調査が南北 2000km、東西 100km に及ぶ広範な地域にわたって展開されている (Willis et al. 2004)。それによれば、全地域を通じての罹患率は 5%未満と低い値を示したが、黒帯病・帯状骨格侵食・ホワイトシンドローム・茶帯病・成長異常・黒壊死病 (Atramentous Necrosis)・非黒帯病性藍藻症候群 (Cyanobacterial Syndrome other than Black Band Disease)の 7 つの主要な病気がこの地域から報告された。新たに観察された諸疾病に加えて、カリブ海で最も一般的な病気が GBR でも検出されたことは、以前考えられていた以上にインド・太平洋域のサンゴ礁でも造礁サンゴの病気が広がり、その被度の減少が進んでいることを示唆している。黒帯病は調査地点の 70%で見出されたが、各地点でのイシサンゴ類の罹患率は 0.1%と低かった (Page & Willis 2006)。この

病気は枝状のハナヤサイサンゴ類と枝状のミドリイシ類を中心に発病するが、さらに GBR では 10 科、32 種のイシサンゴ類でも観察された (Willis et al. 2004)。原生動物である繊毛虫類 *Hallifoliculina corallacea* によって引き起こされる帯状骨格侵食は、イシサンゴ類の 6 科、31 種に見られた (Antonius 1999)。この病気はインド・太平洋に限られたものと考えられていたがカリブ海からも見つかり (Croquer et al. 2006)、世界的に広がっていることが示唆された。インド・太平洋域で観察された症状に使われた用語であるホワイトシンドロームは、造礁サンゴの組織が帯状に壊死し剥離後退して骨格がむき出しになることで白く見える症状全般を指す (Willis et al. 2004)。その後の調査でホワイトシンドロームの流行は、宿主となる造礁サンゴの密度が高い地域において水温上昇との関係が深いことが明らかになり、GBR では 4 科 17 種のミドリイシ類に見られた (Selig et al. 2006)。茶帯病は GBR とインド・太平洋域で新たに報告された。健康な組織と骨格の曝された部位の間にできる茶色い帯状の境界域の幅は様々で、病気の進行とともに帯状部が群体表面を拡がっていく。造礁サンゴの軟体部に共生する褐虫藻を食べる繊毛虫の高密度の集団が茶色い部分を形成する。この病気はミドリイシ類を主要な宿主として、3 科 16 種で観察された (Willis et al. 2004)。GBR での病気の広域調査では、成長異常はミドリイシ類に主に見つかったが、コモンサンゴ類やハマサンゴ類にも及んでいた (Willis et al. 2004)。成長異常は 20 年ほど前から「造礁サンゴの腫瘍 (Tumors)」として、GBR 中央のマグネティック島からピンニノウサンゴ *Platygyra pini* とシナノウサンゴ *P. sinensis* から報告されていた (Loya et al. 1984)。黒壊死病は GBR 中央部のマグネティック島のコモンサンゴ類に見つかったが、最近では GBR 南北域でも報告がある。非黒帯病性藍藻症候群はミドリイシ類とハナヤサイサンゴ類を主な宿主として GBR の各所で一般的に見られる。その他に新たな未記載の病気の症状として、ピンクや紫の「色素沈着 (Pigmentation Responses)」、藻類の成長による被覆、環境因子の特定できない異常な白化が見られた。非黒帯病性藍藻症候群についての藍藻、帯状骨格侵食と茶帯病についての繊毛虫は記載されているが、これらの生物の侵入を可能にした他の病原体の関与の有無と同様に病気の詳細なメカニズムはまだ明らかにされていない。

オ　フィリピン／東南アジア

フィリピンはコーラルトライアングルとも呼ばれる造礁サンゴの種多様性が高い海域の一部に含まれ 500 種以上の造礁サンゴが記録されている (Veron 2000)。概ね 26000km^2 におよぶ東南アジアで二番目に大きなサンゴ礁域を包括しているが、この地域のサンゴ礁は高い人口増加率によって白化・乱獲・破壊的漁業・陸域からの流入堆積物・沿岸開発による破壊など、世界的に見ても最も大きな撹乱に曝されている。このハイリスク状況に対応するために、フィリピン政府は多くの法律を制定するとともに、多くの海洋保護区 (MPA)を設定した。

フィリピンのサンゴ礁では造礁サンゴの病気は比較的新しい撹乱要因だと考えられている。Antonius（1985）はこの地域で黒帯病を初めて記載し、20 年後の広域調査では 2 地域 8 箇所のサンゴ礁でこの病気の罹患率が 8%になっていることが明らかにされた (Raymundo et al. 2003; 2005; Kackmarsky 2006)。この地域の黒帯病の推定される病因として単離された藍藻は、カリブ海とパラオの黒帯病のものと同じであったことから、これらの病気は同一であると考えられている。

ハマサンゴ類潰瘍性白斑病 (Porites Ulcerative White Spot, PUWS)は塊状ハマサンゴ類の 14 種に及び、一部の塊状ハマサンゴ類では成長異常、黒帯病、帯状骨格侵食とホワイトシンドロームも観察された (Sussman et al. 2006)。PUWS については、ヒトにも感染するビブリオが病原菌と見なされ、病気の発生地域では罹患率と人間の居住地域との近接度に相関があることが示唆された (Kaczmarsky 2006)。

カ　日本

日本で最もよく発達し、多様性が高いサンゴ礁は、与那国島から九州にかけて連なる琉球列島と、小笠原諸島に見られる。これより北ではサンゴ礁の顕著な発達は見られないが、造礁サンゴの分布はさらに伸びて、太平洋岸では東京湾千葉県館山、日本海では新潟県佐渡までが北限とされる。最も多様性の高い亜熱帯域から造礁サンゴの北限の温帯域にかけて 78 属 415 種の造礁サンゴが報告されている（西平 2004）。この高い種多様性とサンゴ礁群集の良好な発達は南からの黒潮に負うところが大きい。

近年ではミドリイシ類、ハマサンゴ類、コモンサンゴ類に成長異常が見られ (Yamashiro et al. 2000; Yasuda et al. 2006; 入川 2006; 佐藤 2007)、ホワイトシンドローム (佐藤 2007; カサレト 2008)、黒帯病 (佐藤 2007)、原生動物 Trematoda によって引き起こされるハマサンゴ類紅斑病 (Porites Pink Blotch Disease, PPBD)といった、世界各地で報告された病気が沖縄はじめ日本各地に拡がっていることが報告されている (山城 2004; 入川 2006)。ホワイトシンドロームは石西礁湖でも蔓延しており、現地でサンゴ礁保全に当たる人々の間に危機感が募っている (上野ら 2009)。

2007 年に沖縄島の備瀬の礁池から新たな病原菌として分離特定された *Parcacoccus carotinifacience* は、高温ストレス下でエダコモンサンゴ *Montipora digitata* に白化と組織剥離を起こすことが認められた (Casareto et al. 2010)。備瀬の調査では、ハマサンゴにハマサンゴ類紅斑病に症状のよく似た色素沈着を示す、感染力はごく弱いが致死性の病気も確認されている (Nakano et al. 2010)。さらに、沖縄県慶良間諸島や那覇の市街に近い宜野湾市での調査で、ハマサンゴ類潰瘍性白斑、紅帯病 (Pink Line Disease)、石灰藻ホワイトシンドローム (Crustose Coralline White Syndrome)、と茶帯病が確認された (Weil et al. 2012)。サンゴ礁の発達しない宮崎県からもオオスリバチサンゴ *Turbinaria peltata* に致死性のオオスリバチサンゴ白斑症候群 (Turbinaria White Spot Syndrome, TWSS)が観察された (Yamashiro & Fukuda 2009)。これら多くの病気や障害については出現の報告があるだけで、発病のメカニズムなどについてはまだ限られた観察しか成されていない (Casareto et al. 2010; 山城ら 2009; 鈴木ら 2009)。

3) サンゴの病気の研究調査の現状

サンゴの病気の原因やその科学的メカニズムの研究や調査は十分ではないのが現状である。多くの場合、地球温暖化に伴う、水温上昇や、地域の開発等に関連した人間活動によると考えられているが、ほとんど本当の原因は突き止められていない (Harvell et al. 2002; Selig et al. 2006; Charpy et al. 2012)。

最近は異常な高温下での毒性の増した病原体の日和見感染性によって、造礁サンゴの大量死が容易に起こりうると考えられている (Ben-Haim et al. 2003a; 2003b)。また、温度上昇は造礁サンゴの感染への免疫力に影響するかもしれないと言う指摘もある (Rosenberg & Ben-Haim 2002)。水温上昇が造礁サンゴの病気を助長するという仮説は、高水温下では病気への造礁サンゴの抵抗力が低下することや、高温で病原体の毒性が強くなるなどの理由で、水温上昇後に造礁サンゴの病気が増加するという幾つかの観察例から強く支持されている (Harvell et al. 2007)。たとえば、真菌類の *Aspergillus sydowii* や、ビブリオの *Vibrio shiloi*、*V. coralliilyticus* と言った病原体は、最適温度で増殖と毒性の両方またはどちらかが増すことが知られている (Israely et al. 2001; Banin et al. 2000; Alker et al. 2001; Ben-Haim et al. 2003a; 2003b)。カリブ海の疾病罹患率の季節的変遷について、ホワイトプラーグと黄斑病は水温の最も高くなる夏と秋に発生を繰り返し、流行の広がりは 2005 年の白化のピーク後が最も広範であった (Miller et al. 2006)。GBR でも、夏の調査を通じて高い罹患率を示す傾向が観察された (Willis et al. 2004)。GBR のモニタリング・プログラムでは、異常な高水温の起こる頻度とホワイトシンドロームの発生率に強い関係が見出されている。さらに、病原体による伝染を予想させるように、発症率

は造礁サンゴの被度とも相関することが見いだされた (Bruno & Selig 2007)。

造礁サンゴの病気は、主に富栄養化と懸濁物の堆積といった水質の悪化に促進されており、特に富栄養化は病気の進行を助長する点で憂慮されている (Bruno et al. 2003)。たとえば、水中の窒素とリンの増加は黄帯病と真菌類のアスペルギルスに感染した八方サンゴ類のヤギ類の組織喪失を促進することが観察されている (Bruno et al. 2003) 。一方、栄養塩濃度の上昇のみが生じた場合には健康な造礁サンゴの組織に影響を及ぼさなかった (Kuntz et al. 2005)。このように病気の感染と高い栄養塩濃度は複合的に病気の進行を促進するが、この効果が宿主である造礁サンゴの抵抗力に対する影響であるのか、病原体の増殖と毒性の強化に影響しているのかは明らかになっていない。ただし、栄養塩濃度の海水中での増加はサンゴの表面に付着する微細藻類の増殖に繋がり、共生している褐虫藻への光量が減少する可能性がある。これにより褐虫藻の光合成産物の生産量が減少し、サンゴへの有機物の供給が減少することが予測される。さらに、サンゴよりも栄養塩の吸収速度の速い海草群落の増殖が卓越し、サンゴから海草への、いわゆるフェーズシフトが起こる可能性も指摘されている。

沿岸生態系における陸域からの堆積物の影響については多くの報告がある。造礁サンゴの組織壊死は堆積物の物理的障害の結果であると以前は考えられてきたが、微生物因子の含有物も造礁サンゴの健康に影響を及ぼすことが指摘されている。カリブ海ではサハラ砂漠一帯からの貿易風による砂塵の輸送が「ヤギ類アスペルギルス感染症 (Aspergillosis)」をウミウチワに引き起こす真菌類であるアスペルギルスの胞子の供給源となっており、陸からの砂塵の供給が物理的ストレスばかりでなく病原体の輸送者となっていることも明らかにされた (Garrison et al. 2003)。アスペルギルス感染要因のカビ類は、中国からの黄砂中にも多く含まれており、サンゴの病気の原因となっている可能性があるが十分な研究が行われていない。人為的なストレス要因は複雑な機構で病気の重症化と関わっている。これらを解消するためには、海域のサンゴ礁管理とともに陸域の土地利用の改善によるストレス要因の緩和が重要である。ただし、環境因子だけでサンゴの病気の原因を特定することは不可能である。これらの環境要因と、次に述べるバクテリア等の病原菌との相乗効果が極めて重要である。

特定の生物が感染性の病気を引き起こすことを立証するためには、古典的なコッホの原則に則って進める必要がある。この基本的な原則では、以下に記述する四段階を経てその微生物を病原菌とみなす。

1）微生物が感染個体から検出される
2）単離された微生物が健康な個体に新たに感染する
3）新たに感染した個体が同じ症状を引き起こす
4）新たに感性した個体から同じ微生物が単離される

コッホの原則に従って造礁サンゴの病気の原因が特定された例として、ビブリオ類の *Vibrio shiloi* によってビワガライシ科サンゴ *Oculina patagonia* に起こる細菌性白化 Bacteria-Induced Bleaching や (Kushmaro et al. 1997; 2001)、やはりビブリオ類 *Vibrio coralliilyticus* によってハナヤサイサンゴに起こる細菌性白化と組織溶解 (Ben-Haim & Rosenberg 2002; Ben-Haim et al. 2003a; 2003b)、微生物の共同体が引き起こす黒帯病 (Carlton & Richardson 1995; Richardson et al. 1998; Richardson 2004; Barneah et al. 2007; Richardson et al. 2009)、真菌類 *Aspergillus syndowii* によるウミウチワの病気であるヤギ類アスペルギルス感染症 (Smith et al. 1996; Geiser et al. 1998)、ビブリオ類 *Vibrio carchariae* によるミドリイシ類のⅡ型白帯病 White Band type II (Ritchie & Smith 1998; Gil-Agudelo et al. 2006)、細菌類 *Aurantimonas coralicida* によるⅡ型ホワイトプラーグ White Plague type II (Richardson et al. 1998; Denner et al. 2003)、細菌類 *Thalassomonas loyana* による白疫様疾病 White Plague Like Disease (Thompson et al. 2006)、細菌株 BA-13 によるキクメイシ属とカメノコキクメイシ属の病気 (Barash et al.

2005)、魚類あるいは哺乳類の一般的な腸内細菌として知られるセラチア *Serratia marcescens* によるカリブ海固有のミドリイシ類 *Acropora palmata* の白痘症 White Pox (Patterson et al. 2002)が知られている。カリブ海のマルキクメイシ類 *Montastraea* の 1 種の黄帯病は複数のビブリオ類によって引き起こされると見られる (Cervino et al. 2004, 2008)。

造礁サンゴは体内に単細胞の藻類（褐虫藻）を相利共生させることで特徴づけられるが、さらに、多くの微生物も共存させる「造礁サンゴ共生体 (ホロビオント: Coral Holobiont)」でもある (Rosenberg et al. 2007)。このような宿主生物と共生細菌との関係は、ヒトとその腸内細菌のように多くの生物で見られるが、その共生関係の複雑さから、これらの複合した生理過程を理解することは容易ではない。

造礁サンゴはその表面に粘液膜を分泌する。粘液膜を構成するほとんどのムコ多糖類の炭素は共生する褐虫藻に由来し、造礁サンゴの表皮細胞から不溶性糖タンパク質として分泌される (Meikle et al. 1988)。粘液膜中には環境によって変化しやすい微生物相を含んでおり、それぞれの相互作用によって一定の種構成を維持するとともに造礁サンゴとも密接に作用し合い、造礁サンゴの生理機構の調節機能をも担っているとされている (Azam & Worden 2004; Klaus et al. 2005; Rosenberg et al. 2007)。造礁サンゴの粘液膜に生息する細菌類の多くが抗生物質を生産することを示す多くの研究例は (Koh 1997; Castillo et al. 2001; Ritchie 2006)、これらの相互作用の結果として、造礁サンゴに共生する細菌類が病原体の侵入を防ぎ、積極的に感染症の防御に貢献していることを示唆している。何らかの原因で微生物相が撹乱され相互作用が乱れることで防御機構が破れ、病原体の侵入を許し病気を引き起こすと考えられる (Ritchie 2006)。したがって、造礁サンゴの健康を損なうということは、感染（病原菌の侵入）を助長し、感染後の潜在的重症化を伴う造礁サンゴの抵抗力の低下にもつながると考えられる。

最近の石西礁湖で深刻化するサンゴの病気の蔓延には陸域由来、生物寄生性など、本来の海域由来でないバクテリア群集が関与していることが確かめられつつある。有機物、栄養塩、褐虫藻密度、光合成活性、クロロフィル濃度、プロテアーゼ活性、および GDDE によるバクテリア群集の解析結果から、*Vibrio coralliilyticus*、*Paracoccus carotinifaciens*、*Treponema lecithinolyticum* の 3 種が特に深く関与している可能性が高いことが明らかになった。また細菌が病気に関与するプロセスは種によって異なり、*Vibrio coralliilyticus* は主に褐虫藻に強い影響を与え、*Paracoccus carotinifaciens* と *Treponema lecithinolyticum* はサンゴ組織に致死的な影響を与えることも報告している (環境省 2011)。しかし細菌が病気に関与する過程は種によって異なり、*Vibrio* は主に褐虫藻に強い影響を与え、*Paracoccus* と *Treponema* はサンゴ組織に致死的な影響を与えることが明らかになった。また、細菌感染によってサンゴ・褐虫藻の健康状態を損ない、致死的なダメージを受けるまでに要する時間も、細菌の種によって異なることが明らかになった。これら 3 種のバクテリアは、サンゴに感染し、組織内で増殖することで病気の症状を引き起こしていることも確かめられた。影響の大きかった 3 種のバクテリアのうち、*Paracoccus* と *Treponema* は陸域起源のバクテリアであり、海域だけでなく陸域を由来とするバクテリアによってもサンゴへの影響が観察されたことは重要で、環境省の排水規制あるいは水質規制についても再検討が必要である。またビブリオは海域に普遍的に存在するバクテリアであるが、条件がそろえば感染・増殖しサンゴへ影響を及ぼすことも確かめられている。陸域・海域起源ともにバクテリアのサンゴへの影響が見られ、どちらが病気の症状を悪化させるかの断定は現状ではできないが、非常に重要なことはサンゴの生息域から遠く離れた陸域のバクテリアもサンゴに影響を及ぼしている可能性があることである。しかし陸域からサンゴまでバクテリアが到達する感染経路については不明であり、周辺海域にはこれらのバクテリアがほとんど見られないことからも、なんらかの媒介者が存在する可能性も考えられる。多くの造礁サンゴの病気を構成する細菌の複雑な関係のために、同様の症状を見せている病気の間でもその比較は難しい。

現在のところ、それらの病理学、病因学、および動物疫学（例えば、地理分布、環境要因、罹患率、中間宿主、および空間的・時間的可塑性など）に関するこれまでの知見は非常に限られている。

病気の感染経路に関する最近の研究の一つは、瀬底島での研究がある。海に流れ込んだ生活排水などに含まれる陸上の細菌が、サンゴの白化や死滅に深く関与することが明らかになった。海水の温度が上がると、特定の細菌がサンゴ内の褐虫藻に感染し白化を促すことは分かっていたが、陸起源の細菌の方が海水中に存在する細菌より深刻な影響与えている可能性が高いという。実験では比較的負荷に弱いスギノキミドリイシ *Acropora formosa*（石西礁湖から採取）を使用し、高温（32℃）の海水を入れた 5 つの培養器に、主に河川水あるいは生活排水に生息する細菌 5 種を単離培養した後、毎日定期的に添加し、約 1 週間にわたり経過を観察した。この 5 種の細菌のうち *Vibrio coralliilyticus* は通常海水にも存在する細菌である。5 種の細菌の中、土壌に多く含まれる *Paracoccus*、虫歯の原因になる *Treponema* を入れた培養容器で、サンゴの白化や組織の破壊が顕著で、残り 3 種に比べて影響が大きかった。サンゴの病気には、さまざまな要因が重なり合っている。生活排水や開発に伴う土壌の流出は、サンゴに大きなストレスを与えている可能性が高いと指摘している。

4) サンゴの環境変化への適応・免疫

すべての生物、造礁サンゴは非特異的な免疫系を持つが、抗体を生産せず、特異的な適応的免疫系を欠いていると考えられている (Mullen et al. 2004; Reed et al. 2010)。しかしながらサンゴの免疫系に関してはほとんど研究されていないのが現状である。造礁サンゴの表面全体を覆う表皮と粘液膜は、物理的に造礁サンゴを保護すると共に、接触する微生物を絡め取り、共生細菌類の産生する有機酸と殺菌化合物を含んだ物質で破壊する。最近の研究では、造礁サンゴが特異的に病原体へのこのような抵抗を発達させ、高水温下での感染症に適応することが示唆された (Reshef et al. 2006)。これを説明するために、異なる環境状況下で造礁サンゴ自体とその共生細菌群の機能的関係が存在するとして、「造礁サンゴのプロバイオティック仮説（Coral Probiotic hypothesis)」が提唱された。共生細菌群の最良の組み合わせは、取り巻く環境に対応して造礁サンゴ共生体に最も有利になるために選択されるとするものである。共生細菌群の構成を変更することにより、共生体は遺伝的変異よりもさらに速く効率的に環境の変化に順応できるようである。

1994 年から 2002 年にかけて、地中海東部でビワガライシ科サンゴ *Oculina patagonia* に見られた細菌性白化は夏になると起こった。しかしながら、2003 年からは、原因となるビブリオ *Vibrio shiloi* は白化した造礁サンゴからも健康なものからも検出できなかった。夏の間 *O. patagonia* の白化は起こったが、病気の特徴は明らかに変化した。たとえば、2002 年までは卵と精子の生産が見られなかったが、2003 年に白化した *O. patagonia* は有性生殖が可能であった (Loya 2004)。接種実験を行うと、造礁サンゴの粘液に付いたビブリオは表皮細胞に侵入することはできるが増殖できず、接種の 24 時間後には減少することが観察された。つまり、何らかの未知の機構によって、造礁サンゴは細胞内のビブリオを溶解させ、病気を避けることができていた。別の事例としては、フロリダ・キーズの造礁サンゴのホワイトプラーグの原因であるビブリオ *V. coralicida* が、長期の感染を維持できなかったことがあげられる。これらの事例は全て、造礁サンゴに共生する微生物相は環境条件の変化に応じて速やかに変化するという、造礁サンゴのプロバイオティック仮説を支持している。

5) サンゴの病気の研究調査の今後の課題

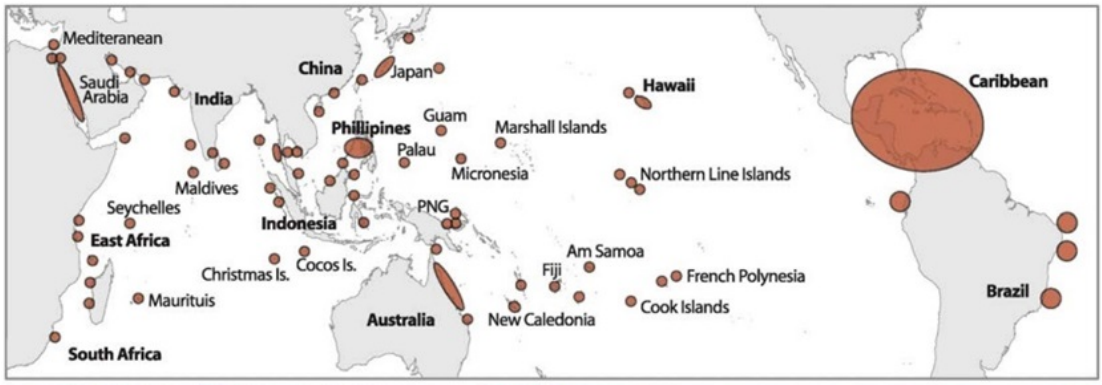
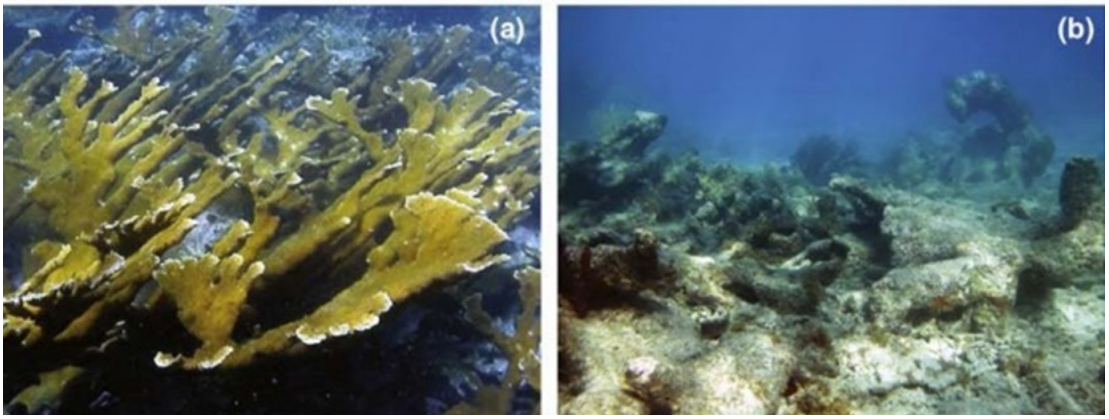
サンゴの病気は海水温の上昇が大きな原因とされているが、病気の多様な症状や白化の進行状況は海水温の上昇だけで説明することはできない。バクテリア・ウイルス・シアノバクテリアあるいはカビが関係しているが、どこから侵入したのか、どのような条件で増殖したのか、その病原菌の正体と媒介者はいるのか、

病気はどこまで拡大するのか、回復・免疫方法はあるのか等についてほとんど分からないのが現状である。バクテリア・カビ・ウイルス性の病気の蔓延は人為的な影響によるものである可能性が極めて高い。その証拠の一つが石西礁湖の病気サンゴから同定された *Vibrio harveyi* や *Ralstonia pickettii* 等の病原菌の可能性が高いバクテリアである (カサレト 2008)。これらのバクテリアは土壌中や、生活排水、人間の尿、あるいは赤土中に普通に存在するため、対策を早急に検討する必要がある。これらの調査により、生活排水を含む水質規制の新たな方策の提言、特にサンゴ礁海域への生活排水・廃水の栄養塩と微生物の流入規制あるいは、規制対策に繋げることができる。

サンゴ礁での人間活動による様々な開発行為は生息地の劣化を招き、気候変動が今後も続く上に、ここに示されたようにサンゴの病気というこれまであまり注目されてこなかった問題にも直面している。病気の原因と発症機構および感染ルートと、その影響の大きさ等についてはほとんど明らかにできていない。そのため、病原菌に対する防御機構を担う、褐虫藻と宿主細胞との関係と粘液膜についての知見を増やす必要がある。造礁サンゴ共生体の複雑な共生機構を解明することは、無脊椎動物免疫系の理解に大きく貢献する。これによって、改良された病原体の分子診断と遺伝学的手法を用いたファージ療法のように、造礁サンゴの免疫を高める新たな方法が考案され始めてもいる (Efrony et al. 2006)。

異常な高水温は病原体の分散と発生を促進し、造礁サンゴとその共生細菌相の生理的な平衡や自然な抵抗力を弱める。多くの化学汚染物質と人為的ストレスもまた、造礁サンゴの健康を損なう点で同じ重要性を持つ。陸域から流入する懸濁物の堆積は造礁サンゴの粘膜中の微生物相を変化させ、過剰な栄養塩は造礁サンゴの競争者としての藻類と病原体のどちらもの成長を促進する (Bruno et al. 2003; Smith et al. 2006; Kuntz et al. 2005)。サンゴ礁の持続性を脅かす気候と人為的変化を理解することは、造礁サンゴの回復と再生を促進するために、生態系を維持管理する効果的な方法の構築を助けるだろう。

活発な商業活動による船舶の往来によって、海洋性の病原体はかつてよりも速く・遠くまで移動できる。たとえば、ある地域では見られない非常在性の病原体が、海外からの船舶のバラスト水とともに放出された場合、地域的な微生物相の撹乱がその地域の養殖業への悪影響となることがあげられる (Harvell et al. 2004)。また、サンゴ礁域での養殖産業における魚介類の移動や、造礁サンゴそのものの移動や養殖・移植も頻繁に行われるようになっている。このような地球規模での接続を考慮した海洋保護区の管理の必要が生じている。最も基本的な管理方法は、造礁サンゴの病気の起源をたどり、知り得た進入路を断ち切ることである。防疫体制の整備は常に心がける必要がある。さらに恒常的なモニタリングによる病気の発生情報は、流行の早い時期に高次の防疫手段をとることにつながる。野外調査の手引きや、情報が寄せられたサンゴの個々の病気の状況・分布等についても公開されている (Rosenberg & Loya 2004)。最近サンゴの病気に関する調査のガイドブックも出版され、どれが病気のサンゴであるかを野外で調査することが可能になりつつあるが、残念ながら日本語での提供にはいたっていない (Raymond et al. 2008)。国際的には UNEP/NOAA による Global Coral Disease Database (GCDD)から情報が提供されている (http://coraldisease.org/)。

文献個表 3	Bourne DG, Garren M, Work TM, Rosenberg E, Smith GW, Harvell CD (2009) Microbial disease and the coral holobiont. *Trends in Microbiology*, 17, 554-562.
概要	サンゴの病気に関する総説
対象地域	世界各地のサンゴ礁
内容	近年被害が拡大しているサンゴの病気に関する総説。サンゴの病気の拡大には人間活動による人為的な影響と、気候変動などを介した間接的な影響があるが、まだ詳細なメカニズムを解明できていない。特にカリブ海では被害が広範で、近年ではサハラ砂漠から飛来する砂塵に交じる病原菌の影響まで危惧されている。   上図：これまでにサンゴの病気が報告された地域 下図： 左）1999 年の健全なミドリイシ属の 1 種 *Acropora palmata* 右）2009 年に病気の被害を受けた姿
本事業への活用	大陸から飛来する黄砂に含まれる病原菌による病気の拡大も危惧されているが、サンゴ礁と黄砂の関連についてはまだほとんど解明されいていない。カリブ海での研究を参考に、地球規模の気候変動の影響を解明していく必要があると考えられる。

引用文献

Alker AP, Smith GW, Kim K (2001) Characterization of *Aspergillus sydowii*, a fungal pathogen of Caribbean sea-fan corals. *Hydrobiologia*, 460, 105-111.

Antonius A (1973) New observations on coral destruction in reefs. P.3 in Tenth Meeting of the Association of Island Marine Laboratories of the Caribbean (abstract). University of Puerto Rico (Mayaguez) Antonius A (1985) Coral Diseases in the Indo-Pacific: A First Record. *Marine Ecology*, 6, 197-218.

Antonius A (1985) Coral Diseases in the Indo-Pacific: A First Record. *Marine Ecology*, 6(3), 197-218.

Antonius A (1999) *Hallofoliculina corallasia*, a new coral-killing ciliate on Indo-Pacific reefs. *Coral Reefs*, 18, 300.

Antonius A, Lipscomb D (2001) First protozoal coral-killer identified in the Indo-Pacific. *Atoll Research Bulletin*, 481, 1-21.

Aronson RB, Precht WF (2001) *White-band disease and the changing face of Caribbean coral reefs.* In: White-band disease and the changing face of Caribbean coral reefs. In: The ecology and etiology of newly emerging marine diseases. Netherlands, Springer. pp. 25-38.

Azam F, Worden AZ (2004) Microbes, molecules and marine ecosystems. *Science*, 303 (5664), 1622-1624.

Banin E, Israely T, Kushmaru A, Loya Y, Orr E, Rosenberg E (2000) Penetration of the coral bleaching bacterium *Vibrio shiloi* into *Oculina patagonica*. *Applied and Environmental Microbiology*, 66, 31-36.

Barash Y, Sulam R, Loya Y, Rosenberg E (2005) Bacterial strain BA-3 and a filterable factor cause a white plague-like disease in corals from the Eilat coral reef. *Aquatic Microbial Ecology*, 40, 183-189.

Barneah O, Ben-Dov E, Kramarsky-Winter E, Kushmaru A (2007) Characterization of black band disease in Red Sea stony corals. *Environmental Microbiology*, 9, 1995-2006.

Ben-Haim Y, Rosenberg E (2002) A novel *Vibrio* sp. pathogen of the coral *Pocillopora damicornis*. *Marine Biology*, 141, 47-55.

Ben-Haim Y, Thompson FL, Thompson CC, Cnockaert MC, Hoste B, Swings J, Rosenberg E (2003a) *Vibrio coralliilyticus* sp. nov., a temperature-dependent pathogen of the coral *Pocillopora damicornis*. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 53, 309-315.

Ben-Haim Y, Zicherman-Keren M, Rosenberg E (2003b) Temperature regulated bleaching and lysis of the coral Pocillopora damicornis by the novel pathogen Vibrio coralliilyticus. *Applied and Environmental Microbiology*, 69, 4236-4242.

Bourne DG, Garren M, Work TM, Rosenberg E, Smith GW, Harvell CD (2009) Microbial disease and the coral holobiont. *Trends in Microbiology*, 17, 554-562.

Bruno JF, Peters L, Harvell CD, Hettinger A (2003) Nutrient enrichment can increase severity of two Caribbean coral diseases. *Ecology Letters*, 6, 1056-1061.

Bruno JF, Selig ER (2007) Regional Decline of Coral Cover in the Indo-Pacific: Timing, Extent, and Subregional Comparisons. *PLoS ONE*, 2(8), e711.

Carlton RG, Richardson LL (1995) Oxigen and sulfide dynamics in a horizontally migrating cyanobacterial mat: black band disease of corals. *FEMS Microbiology Ecology*, 18, 155-162.

カサレト BE (2008) 石西礁湖の水質の特性とサンゴの病原菌を探る. *Lagoon*, 11, 2-5.

Casareto BE, Yoshinaga K, Suzuki T and Suzuki Y (2010) Temperature-regulated lyses and bleaching of the coral *Montipora digitata* induced by the novel pathogen *Paracoccus carotinifaciens* and a possible immune mechanism of

the coral muchopolysaccaride layer. In 2nd IPCRS (abstract book) p136.

Castillo I, Lodeiros C, Nuñez M, Campos I (2001) in vitro study of antibacterial substances prodiuced by bacteria associated with various marine organisms. *Revista de Biología Tropical*, 49, 1213-1221.

Cervino JM, Hayes R, Polson S, Polson SC, Goreau TJ, Martinez RJ, Smith GW (2004) Relationship of *Vibrio* species infection and elevated temperatures to yellow blotch/band disease in Caribbean corals. *Applied and Environmental Microbiology*, 70, 6855-6864.

Cervino JM, Thompson FL, Gómez-Gil B, Lorence EA, Goreau TJ, Hayes RL, Winiarski KB, Smith GW, Hughen K, Bartells E (2008) *Vibrio* pathogens induce yellow band disease in Caribbean and Indo-Pacific reef building corals. *Journal of Applied Microbiology*, 105(5), 1658-1671.

Charpy L, Casareto BE, Langlade MJ, Suzuki Y (2012) Cyanobacteria in coral reef ecosystems. *Jounal of Marine Biology*, 2012, Article ID 259571.

Croquer A, Bastidas C, Lipscomb D, Rodriguez-Martinez R, Jordan-Dahlgren E, Guzman H (2006) First report of folliculinid ciliates affecting Caribbean scleractinian corals. *Coral Reefs*, 25, 187-191.

Croquer A, Weil E (2009) Changes in Caribbean coral disease prevalence after the 2005 bleaching event. *Disease of Aquatic Organisms*, 87, 33-43.

De'ath G, Fabricius KE, Sweatman H, Puotinen M (2012) The 27-year decline of coral cover on the Great Barrier Reef and its causes. *Proceedings of the National Academy of Science of the United States of America*, 109, 17995–17999.

Denner EBM, Smith GW, Busse HJ, Schumann P, Narzt T, Polson SW, Lubitz W, Richardson LL (2003) *Aurantimonas coralicida* gen. nov., sp. nov., the causative agent of white plague type II on Caribbean scleractinian corals. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 53, 1115-1122.

Diaz M , Madin J (2011) Macroecological relationships relationships between coral species' traits and disease potential. *Coral Reefs*, 30, 73-84.

Dinsdale EA (2002) Abundance of black-band disease on corals from one location on the Great Barrier Reef: A comparison with the abundance in the Caribbean region Proceedings of 9th ICRS 1, 239-243.

Efrony R, Loya Y, Bacharad E, Rosenberg E (2006) Phage therapy of coral disease. *Coral Reefs*, 26(1), 7-13..

Garret P, Ducklow H (1975) Coral diseases in Bermuda. *Nature*, 523, 349-350.

Garrison VH, Shinn EA, Foreman WT (2003) African and Asian dust: from desert soil to coral reef. *BioScience*, 5, 469-480.

Geiser DM, Taylor JW, Ritchie KB, Smith GW (1998) Cause of sea fan death in the West Indies. *Nature*, 394, 137-138.

Gil-Agudelo DL, Smith GW, Weil E (2006) The white band disease type II pathogen in Puerto Rico. *Revista de Biología Tropical*, 54, 59-67.

Green EP and Bruckner AW (2000) The significance of coral reefs epizootiology for coral reef conservation. *Biological Conservation*, 96, 347-361.

Harvell CD, Kim K, Burkholder RR, Coldwell PR, Epstein DJ, Grimes EE, Hoffman EK, Lipp ADME, Osterhaus RM, Overstreet J, Porte GW, Smith GW, Vasta GR (1999) Emerging marine diseases: climate links and anthropogenic factors. *Science*, 285, 1505-1510.

Harvell CD, Mitchell CE, Ward JR, Altizer S, Dobson AP, Ostfeld RS, Samuel MD (2002) Climate worming and disease risks for terrestrial and marine biota. *Science*, 296, 2158-2162.

Harvell CD, Aronson R, Baron N, Connell J, Dobson A, Ellner S, Gerber L, Kim K, Kuris A, McCallum H, Lafferty K,

McKay B, Porter J,Pascual M, Smith G, Shutherland K, Ward J (2004) The rising tide of ocean disease: unsolved problems and research priorities. *Frontiers in Ecology*, 2, 375-382.

Harvell CD, Jordan-Dahlgren E, Merkel S, Rosenberg E, Raymundo L, Smith G, Weil E, Willis B (2007) Coral disease environmental divers and the balance between coral and microbial associates. *Oceanography*, 20, 172-195.

Hughes T, Baird AH, Bellwood DR, Card M, Connolly SR, Folke C, Grosberg R, Hoegh-Guldberg O, Jackson JBC, Kleypas J, Lough JM, Marshall P, Nyström M, Palumbi SR, Pandolfi JM, Rosen B, Roughgarden J (2003) Climate change, human impacts and the re silience of coral reefs. *Science*, 301, 292.

入川暁之 (2006) 造礁サンコ類の病気・主として骨格異常に関する報告. Lagoon, 7, 5-11.

Israely T, Banin E, Rosenberg E (2001) Growth differentiation and death of *Vibrio shiloi* in coral tissue as a function of seawater temperature. *Aquatic Microbial Ecology*, 24, 1-8.

Jordan-Dahlgren E, Maldonado MA, Rodriguez-Martinez R (2005) Diseases and partial mortality in *Montastraea annularis* species complex in reefs with differing environmental conditions in the NW Caribbean and Gulf of Mexico. *Disease of Aquatic Organisms*, 63, 3-12.

Kaczmarsky, L (2006) Coral disease dynamics in the central Philippines. *Disease of Aquatic Organisms*, 69, 9-21.

Kaczmarsky L, Richardson LL (2011) Do elevated nutrients and organic carbon on Philippine reefs increase the prevalence of coral disease? *Coral Reefs*, 30(1), 253-257.

環境省 (2007) 平成 19 年度 石西礁湖のサンゴ礁保全に関わるサンゴの病気実態把握調査（病原菌の分離・同定）業務報告書. 株式会社水圏科学コンサルタント編.

環境省 (2011) 平成 22 年度 八重山周辺海域におけるサンゴの病気調査業務報告書. いであ株式会社編.

Klaus JS, Frias-Lopez J, Bonheyo GT, Heikoop JM, Fuoke BW (2005) Bacteria communities inhabiting the healthy tissues of two Caribbean reef corals: Interspecific and spatial variation. *Coral Reefs*, 24, 129-137.

Koh EGL (1997) Do scleractinian corals engage in chemical warfare against microbes? *Journal of Chemical Ecology*, 23, 379-398.

Kuntz N, Kline SA, Sandin SA, Rohwer F (2005) Pathologies and mortality rates caused by organic carbon and nutrient stressors in three Caribbean coral species. *Marine Ecology Progress Series*, 294, 173-180.

Kushmaro A, Rosenberg E, Fine M, Loya Y (1997) Bleaching of the coral *Oculina patagonica* by Vibrio AK-1. *Marine Ecology Progress Series*, 147, 159-165.

Kushmaro A, Banin E, Loya Y, Stackelbrandt E, Rosenberg E (2001) *Vibrio shiloi* sp.nov., the causative agent of bleaching of the coral *Oculina patagonica*. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 51, 1383-1388.

Lessios HA, Robertson DR, Cubit JD (1984) Spread of *Diadema antillarum* mass mortality through the Caribbean. *Science,* 226, 335-337.

Loya Y (2004) *The coral reefs of Eilat-Past, present and future: Three decades of coral community structure studies.* In Rosenberg E, Loya Y (eds): Coral Health and Disease. Springer Verlag, NY. pp. 1-34.

Loya Y, Bull G, Pichon M (1984) Tumor formations in scleractinian corals. *Helgoland Marine Research*, 37, 99-112.

Loya Y, Sakai K, Yamazato K, Nakano Y, Sembali H, van Woesik R (2001) Coral bleaching: the winners and the loosers. *Ecology Letters*, 4, 122-131.

Maynard JA, Anthony KRN, Harvell CD, Burgman MA, Beeden R, Sweatman H, Heron SF, Lamb JB, Willis BL (2011) Predicting outbreaks of a climate-driven coral disease in the Great Barrier Reef. *Coral Reefs*, 30(2) , 485-495.

McClanahan TR, McLaughlin SM, Davy JE, Wilson WH, Peters EC, Price KL, Maina J (2004) Observation of new source of coral mortality along the Kenyan coast. *Hydrobiologia*, 530-531, 469-479.

McClanahan TR (2004) Coral bleaching, disease and mortality in the Western Indian Ocean. In Rosenberg E, Loya Y (eds): Coral Health and Disease. Springer Verlag, NY. pp. 157-176.

Meikle P, Richards GN, Yellowlees D (1988) Structural investigation on the mucus from six species of coral. *Marine Biology*, 99, 187-193.

Miller J, WaaraR, Muller E, Rogers C (2006) Coral bleaching and disease combined to cause extensive mortality on coral reefs in US Virgin Islands. *Coral Reefs*, 25, 418.

Mullen M, Peters EC, Drew H (2004) Coral resistance to disease. In Rosenberg E, Loya Y (eds): Coral Health and Disease. Springer Verlag, NY. pp 377-399.

中野義勝 (2002b) 造礁サンゴの環境負荷への生理生態的反応に関わる研究の概観．日本におけるサンゴ礁研究Ⅰ, 43-49.

Nakano Y, Casareto B, Yoshinaga K, Suzuki Y (2010) A field observation of species-specific fatal disease on poritides coral. In 2nd IPCRS, 20-24 June Phuket, Thailand (abstract book). p214.

西平守孝 (2004) 日本の造礁サンゴ類．環境省、日本サンゴ礁学会編日本のサンゴ礁, 10-14.

小川和夫・室賀清邦（編）（2008）改訂・魚病学概論．恒星社厚生閣 pp. 192.

Page CA, Willis B (2006) Distribution, host range and large scale spatial variability in black band disease prevalence on the Great Barrier Reef, Australia. *Disease of Aquatic Organisms*, 69, 41-51.

Patterson KL, Porter JW, Richie KE, Polson SW and others (2002) The etiology of white pox, a lethal disease of the Caribbean Elkhorn coral, Acropora palmata. *Proceedings of the National Academy Science of the United States of America*, 99, 8725-8730.

Porter JW, Dustan JP, Japp WC, Patterson K L, Kosmynin V, Meier O, Patterson ME, Parsons M (2001) Patterns of spread of coral diseases in the Florida Keys. *Hydrobiologia*, 460, 1-24.

Raymond RJ, Couch CS, Harvell CD (eds) (2008) Coral Disearse Handbook. CRTRCBMP, pp. 120.

Raymundo LJ, Harvel CD, Reynolds T (2003) Porites ulcerative white spot disease in the Florida Key. *Hydrobiologia*, 460, 1-24.

Raymundo LJ, Rosell KB, Reboton C, Kaczmarsky L (2005) Coral diseases on Philippine reefs: Genus Porites is a dominant host. *Disease of Aquatic Organisms*, 64, 181-191.

Reed KC, Muller EM, van Woesik R (2010) Coral immunology and resistance to disease. *Disease of Aquatic Organisms*, 90, 85-92.

Reshef L, Koren O, Loya Y, Zilber-Rosenberg I, Rosenberg E (2006) The coral probiotic hypothesis. *Environ Microbiology*, 8, 2068-2073.

Richardson LL, Goldberg WM, Kuta KG, Aronson RB, Smith GW, Richie KB, Halas JC, Feingold JS, Miller S (1998) Florida's mistery coral killer identified. *Nature*, 392, 557-558.

Richardson LL (2004) Black band disease. In Rosenberg E, Loya Y (eds): Coral Health and Disease. Springer Verlag, NY pp. 325-226.

Richardson LL, Aronson R (2002) Infectious disease of reef corals. *Proceedings of the 9th International Coral Reef Symposium*, 1225-1230.

Richardson LL, Miller AW, Broderick E, Kaczmarsky L, Gantar M, Stanić D, Sekar R (2009) Sulfide, microcystin and

the etiology of black band disease. *Disease of Aquatic Organisms*, 87, 79-90.

Ritchie KB (2006) Regulation of microbial populations by coral surface mucus and mucus-associated bacteria *Marine Ecology Progress Series*, 322, 1-14.

Ritchie KB, Smith GW (1998) Description of type II white band disease in acroporids corals. *Revista de Biología Tropical*, 46, 199-203.

Rogers CS, Muller EM (2012) Bleaching, disease and recovery in the threatened scleractinian coral *Acropora palmata* in St. John, US Virgin Islands: 2003–2010. *Coral Reefs*, 31(3), 807-819.

Rosenberg E, Ben-Haim Y (2002) Mini-review: Microbial disease of corals and global warming. *Environmental Microbiology*, 58, 143-159.

Rosenberg E, Loya Y (2004) Coral health and disease. Springer. pp. 484.

Rosenberg E, Koren O, Reshef L, Rotem E, Ziber-Rosenberg I (2007) The role of microorganisms in coral health, disease and evolution. *Nature Reviews Microbiology*, 5, 355-362.

Ruiz-Moreno D, Willis BL, Page AC, Weil E, Cróquer A, Vargas-Angel B, Jordan-Garza AG, Jordán-Dahlgren E, Raymundo L, Harvell CD (2012) Global coral disease prevalence associated with sea temperature anomalies and local factors. *Disease of Aquatic Organisms*, 100, 249-261.

佐藤崇範 (2007) 石西礁湖におけるサンゴの病気について. *Lagoon*, 9, 13-14.

Sato Y, Bourne DG, Willis BL (2011) Effects of temperature and light on the progression of black band disease on the reef coral Montiporahispida. *Coral Reefs*, 30(3) , 753-761.

Selig ER, Harvell CD, Bruno JF, Willis BL, Page CA, Casey KS, Sweatman H (2006) Analyzing the relationship between ocean temperature anomalies and coral disease outbreaks at broad spatial scales. In: Phinney JT, Strong A, Skrving W, West J, Kleypas J, Hough-Guldberg O (eds), Coral Reef and Climate Change: Science and Management. Coastal and Estuary Series.Vol. 61, American Geophysical Union Press.

Sokolow S (2009) Effects of a changing climate on the dynamics of coral infectious disease: a review of the evidence. *Disease of Aquatic Organisms*, 87, 5-18.

Smith GW, Ives LD, Nagelkerken IA, Ritchie KB (1996) Caribbean sea-fan mortalities. *Nature*, 383, 487.

Smith JE, Shaw M, Edwards RA, Obura D, Pantos O, Sala E, Sandin SA, Smriga S, Hatay M, Rohwer F (2006) Indirect effect of algae on coral: Algae-mediated, microbe-induced coral mortality. *Ecology Letters*, 9, 835-845.

Smith JE, Weil E (2004) Aspergillosis in gorgonians. In Rosenberg E, Loya Y (eds): Coral Health and Disease. Springer Verlag, NY pp. 279-288.

Sussman M, Bourne DG, and Willis BL (2006) A single cyanobacterial ribotype is associated with both red and black bands on diseased corals from Palau. *Disease of Aquatic Organisms*, 69, 111-118.

鈴木利幸, 森啓嘉, 平川徹弥, 塩井祐三, 吉永光一, Casareto B, 鈴木款 (2009) White syndrome の症状の進行とサンゴ体内の素過程の変化. 日本サンゴ礁学会第 12 回大会講演要旨集, 123.

Thompson FL, Barash Y, Sawabe T, Sharon G, Swings J, Rosenberg E (2006) *Thalassomonas loyana* sp. nov., a causative agent of the white plague-like disease of corals on the Eilat coral reef. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 56, 365-368.

上野光弘，木村匡，下池和幸，砂川政信 (2009) 石西礁湖にサンゴの病気が蔓延するまで．日本サンゴ礁学会第 12 回大会講演要旨集, 122.

Veron JEN (2000) Corals of the World. Australian Institute of Marine Science, 3 volumes.

Ward JR, Rypien KL, Bruno JF, Harvell CD, Jordán-Dahlgren E, Mullen KM, Rodríguez-Martínez RE, Sánchez J, Smith G (2006) Coral diversity and disease in Mexico. *Disease of Aquatic Organisms*, 69, 23-31.

Weil E (2004) Coral reef disease in the wider Caribbean. In Rosenberg E, Loya Y (eds): Coral Health and Disease. Springer Verlag, NY. pp. 35-68.

Weil E, Urreiztieta I, Garzon-Ferreira J (2002) Geographic variability in the incidence of coral and octocoral diseases in wider Caribbean. *Proceedings of the 9th International Coral Reef Symposium*, 2, 1231-1237.

Weil E, Smith GW, Gil-Agudelo DL (2006) Status and progress in coral reef disease research. *Disease of Aquatic Organisms*, 69, 1-7.

Weil E, Irikawa A, Casareto B, Suzuki Y (2012) Extended geographic distribution of several Indo-Pacific coral reef diseases. *Disease of Aquatic Organisms*, 98(2), 163-170.

Whelan KRT, Miller J, Sanchez O, Patterson M (2007) Impact of the 2005 coral bleaching event on *Porites porites* and *Colpophyllia natans* at Tektite Reef, US Virgin Islands. *Coral Reefs*, 26(3), 689-693.

Willis B, Page CA, Dinsdale EA (2004) Coral disease on the Great Barier Reef. In Rosenberg E, Loya Y (eds): Coral Health and Disease. Springer Verlag, NY. pp. 69-103.

Winkler R, Antonius A, Renger DA (2004) The skeleton eroding band on coral reef of Aqaba, Red Sea. *Marine Ecology*, 25, 129-144.

Work TM, Aeby GS (2011) Pathology of tissue loss (white syndrome) in *Acropora* sp. corals from the Central Pacific. *Journal of Invertebrate Pathology*, 107(2), 127-131.

Yamashiro H, Yamamoto M, van Woesik R (2000) Tumor formation on the coral *Montipora informis*. *Disease of Aquatic Organisms*, 41, 211-217.

山城秀之 (2004) イシサンゴ類の病気についての現況. 環境省, 日本サンゴ礁学会編 日本のサンゴ礁, 58-61.

Yamashiro H, Fukuda M (2009) White spot syndrome of *Turbinaria peltata* in the temperate region of Japan. *Coral Reefs*, 28, 893.

山城秀之, 磯村尚子, 池松伸也 (2009) 宮崎産オオスリバチサンゴのホワイトスポットシンドロームについて. *日本サンゴ礁学会第12 回大会講演要旨集*, 125.

Yasuda N, Nakano Y, Yamashiro H (2006) Pathological studies on coral tumors of Porites spp. in Okinawa, Japan. *Proceedings of the 10th International Coral Reef Symposium*, 159-164.

Yee SH, Santavy DL, Barron MG (2011) Assessing the effects of disease and bleaching on Florida Keys corals by fitting population models to data. *Ecological Modelling*, 222(7), 1323-1332.

(3) 陸域からの土砂・栄養塩等負荷対策

標高が高い島の近くに隣接する裾礁は環礁や堡礁、また標高が低い島付近のサンゴ礁より陸地との距離が近く、土砂流入量が多いため、陸域からの影響を受けやすい。陸域から流入する土砂により、サンゴおよびサンゴ礁が弱ってきているとの指摘は古くからされてきた (Rogers 1990)。陸域からの土砂の流入原因としては、台風やハリケーンといった暴風雨による急激な河川水の流入、土砂崩れなどの自然現象とともに、農地の表土削剥、ゴルフ場開設や空港建設などの人工改変も大きく影響している。サンゴ礁地域では、陸域からの土砂の流出を防止することが第一に必要となる。多くの土砂は川を伝わって沿岸に運ばれる。粒径の大きいものは河口に留まるが、小さいものは河口から何キロにも渡って拡散する。そのため底生生物は埋め尽くされ、サンゴが光合成できなくなり死亡する (Fabricius 2005; Golbuu et al. 2011)。

オーストラリアではヨーロッパ人が入植し放牧や農業を始めると共に土地が浸食され、土砂が下流で堆積し、グレート・バリア・リーフ（以下 GBR と略す）の水質が変化したことは昔から論じられてきた。Bui et al. (2011)は、ヨーロッパ人が入植する前を自然流出量とし、現在の流出量との差を人為的土砂流出量としたが、その変化を把握できていない。しかし、ハマサンゴに取り込まれた元素を調べることで GBR 内の水質の変化を調べたところ、入植前より 5〜10 倍の土砂流入が入植後の早い時期からみられ、開拓と家畜の過放牧によって半乾燥地域であるバーデキン川流域が荒廃し、GBR 内への土砂流入が増加したものと指摘された (McCulloch et al. 2003)。

GBR 世界遺産地域 (The Great Barrier Reef World Heritage Area, GBRWHA)では陸域からの流入物質として、土砂、窒素、農薬、肥料などが挙げられている。それに加えて、近年では人口増加に伴う下水や、舗装面積の増大による洪水時の急激な出水も増加している (Brodie et al. 2003)。水質で特に注目されているのは窒素の流入で (Thorburn & Wilkinson 2013; Kroon 2012)、オーストラリア政府は 40 万 km^2 に渡る集水域で汚染物質の減少を立法化した。なお、Rogers (1990)は、土砂がサンゴに与える影響を与える土砂堆積量の閾値は 10mg/cm^2/day であり、50mg/ cm^2/day 以上になるとサンゴに壊滅的な打撃を与えると述べている。

最近では、カリブ海セントルシアの海洋保護区において、21 か所のサンゴ礁について 2001 年と 2011 年のサンゴ礁環境が比較された(Bégin et al. 2016, 文献個表 4 参照)。この研究では、表層と海底から 100ml ずつ採水し陸起源堆積物を計量し、目視・写真でサンゴ被度、海藻被覆率、カイメンなどの海底の構成と比較している。その結果、陸生起源堆積物の増大による海藻被覆の拡大がサンゴ被度の低下に寄与していることが明らかにされた。また、Ban et al. (2013)はサンゴ礁の負荷となる 12 の要因を整理し、ネットワーク解析を行った。その結果、陸からの負荷は台風や汚染、病気など複数の要因に大きく影響することが示された。

1) 各国、各地での陸域負荷の対策

陸域負荷の対策としては行動計画や法律などを作り、それに沿った対策が取られている。また、技術的および具体的な方法も世界のサンゴ礁域各地で行われている。

ア　法制度面での対策

i) 行動計画

オーストラリアやアメリカではサンゴ礁に対する行動計画が作られている。これらは 5 年、10 年ごとに新しく更新されている。土砂流入、窒素や殺虫剤、除草剤、下水などについて述べられており、特に窒素の流入に力点が置かれている。

オーストラリアでは 2003 年にサンゴ礁水質保護計画 (Reef Water Quality Protection Plan、RWQPP また

は Reef Plan) が立てられ (Reef & Rainforest Research Centre, Website)、その中で 2005 年に海洋モニタリングプログラム (Marine Monitoring Program)が作られた。GBR 海洋公園 (Great Barrier Reef Marine Park)は GBR 海洋公園法 (Great Barrier Reef Marine Park Act)によって GBR の一部を海洋公園として保護した地域のことであり、管理を GBR 海洋公園局 (Great Barrier Reef Marine Park Authority)が行っている。2008 年にはサンゴ礁救済計画 (Reef Rescue Plan) が作られ、"Caring for our Country" (C4oC)のスローガンの元に管理がなされており、土砂流出防止対策が取られている。これには流域単位の管理が望ましいと考えられている。2009 年の Reef Plan では 2013 年までに乾期の植生被覆率を 50%にすること、また、2020 年までに河口における土砂流入負荷量を 20%減らすことを目標としている (Brodie et al. 2012)。

また、2012 年に GBR 生物多様性保全行動計画 (Great Barrier Reef Biodiversity Conservation Strategy 2012)が GBR 海洋公園局によって立てられた (GBR Marine Park Authority 2012)。この中で、2009-10 年と 2010-11 年の雨期にサイクロンによる出水で土砂、栄養塩、汚染物質が GBR 内部に流入したため、サンゴや海草が減少したと記載されている。

クイーンズランド州では GBR 保護改正案 2009 (GBR Protection Amendment Act 2009 Queensland)を導入し、GBR 全域の水質向上のための規制を行っている (GBR Marine Park Authority 2012)。これらの規制はサトウキビ農家と牧場主に適用されており、『ii) 法律』に詳述する。2010 年には GBR 水質ガイドライン (GBR Water Quality Guideline)を作成し、多くの新しい情報を取り入れるために見直しがされている (GBR Marine Park Authority 2012)。このガイドラインによれば、管理計画は環境の価値を決め、水質の目標を定め、モニタリングとアセスメントの計画を立て、適切な管理を始めるという 4 段階に分割される (GBR Marine Park Authority 2010)。またこのガイドラインの中で、土砂堆積に関するガイドラインの誘発値 (trigger value)について、最大年平均堆積率が 3 mg/cm^2/day であり、日最大堆積率は 15 mg/cm^2/day であるとの指針を設定している (GBR Marine Park Authority 2010)。

アメリカではハワイ、グアムなど地域ごとにそれぞれ行動計画が作られ (US Coral Reef Task Force, Website)、サンゴ礁特別委員会の行動計画 (The U. S. National Coral Reef Action Strategy)では 13 点の多岐に渡る達成目標を挙げている（1. 地図化、2. アセスメント・インベントリー（目録作成）・モニタリング、3. 戦略的な調査、4. 社会的経済的な要因、5. 海洋保護地域、6. 持続可能な漁業、7. 海岸の影響の管理、8. 汚染の低減、9. 規制、10. アウトリーチと教育、11. 国際的協力、12. サンゴ礁生物の国際的貿易の低減、13. 共同研究）。

ハワイのサンゴ礁についての行動計画は 2010 年 5 月に策定され、現在の状況および以後 10 年間の目標が述べられている (State of Hawaii 2010)。その中で陸起源の汚染物質について土砂堆積の他に表流水および地下水の浸み出しにより海岸へと運ばれる窒素の流入などを挙げている。汚染物質－水質－サンゴ礁生態系の間の関係についてはまだあまり調べられていないが、表流水による汚染を最低限にするための管理方法を確立することが求められている。また、陸上の浸食を主な原因とする土砂の堆積は、ハワイ諸島の主要な島でサンゴ礁生物群集を改変している。いくつかの大きな単位の作物農園が閉鎖されたことにより被害は減少しているが、最近では海岸付近の建設計画による被害が起きている。その他の陸起源の物質による汚染としては殺虫剤、重金属、病原体、過剰な窒素などが挙げられる。病原体と窒素は下水由来と考えられており、海藻の成育を促すことで造礁サンゴの表面が覆われ、成育が妨げられている。またハワイの行動計画では 2015 年までに 2 地点を、2020 年までに 5 地点を対象として、土砂浸食の流出源と原因を分析し、流域全体としての土地管理の計画立案を目標の一つに掲げている。たとえば、行動計画を作成するために、アメリカ地質調査所 (United States Geological Survey, USGS)は土砂流出が顕著なハワイのモ

ロカイ島で調査を行った。その具体的な目的は、流域の土地利用の変化により、土砂の流出や近くのサンゴ礁に及ぼす影響を把握することであった。地質学、海洋学、生物学を組み合わせた総合的な調査を行い、その結果、流域ごとの管理が必要と考えられ、現在この研究は、同様の管理が必要なハワイや他の太平洋の島々に応用されている (Field et al. 2008; US Geological Survey 2009)。また、人為的影響を地域社会の人々が理解できることも長期目標に掲げている。

ii) 法律

オーストラリアのクイーンズランド州政府は GBR の健全性に影響を与える土砂、除草剤、窒素の流出を抑えるために所有者が提出する管理計画として「環境リスク管理計画 (An Environment Risk Management Plan, ERMP)の提出を農家に求めている (Queensland Government, Website)。南回帰線上付近の 70ha 以上のサトウキビ生産者およびバーデキン川流域の 2000ha 以上の牛の放牧地の地権者は、水質低下を防ぐため環境資源管理部 (Department of Environment and Resource Management)へ ERMP を提出することで水質に悪影響を及ぼす現況や地理的特徴を伝えられる。

オーストラリア政府は 1983 年から土壌保護計画 (National Soil Conservation Program)、土地保護計画 (the National Landcare Program)、世界遺産保護 (the Natural Heritage Trust)、塩分濃度と水質のための行動計画 (the National Action Plan for Salinity and Water Quality)、そして国土保全 (Caring for Our Country)といった計画を立ててきた。また政府は資源管理に多額の財政を投じてきた (Hajkowicz 2009)。タウンズビル市議会は都市拡大の影響を最小限にし、GBR へとつながる河川水の水質向上を目的として「水路からサンゴへ (Creek to Coral) 」をスローガンに、健全な水路に関する案を制定した。この案により、「水に敏感な都市設計 (Water Sensitive Urban Design)」が開発され、暴雨時の出水に伴う都市域からの汚染物質の排出の管理を新しく開発する全ての者に求めた (Golbuu et al. 2011)。

iii) 管理

国際サンゴ礁学会 (ISRS)は、陸域からの土砂流出への対策として、以下の 7 項目を挙げている (ISRS 2004)。

①近接した海洋環境に悪影響を及ぼす行動について認識を高める。
②土地利用を慎重に計画し、これらの計画を実施するための自主規制や規制の枠組みを用いる。
③教育と施行を通じて生息地の破壊を防ぐ。
④河岸や海岸植生、および積極的に汚染物質を除外する湿地を守る。
⑤高度な排水処理を実行する。
⑥モニターと科学的に、水辺の沿岸および海洋生息地の生態系の状態を評価する。
⑦科学的に水辺の沿岸および海洋生息地の生態系の状態を監視し、評価する。

また、水質に関しては土砂流出の他に、濁度、窒素量や殺虫剤についてもサンゴの個体群に影響があるとしている (ISRS 2004)。土砂流出管理について各地の事例を表 3.2.1-1 にまとめる。

iv) モニタリング、モデリング

土砂負荷量を定期的に観測するモニタリングシステムは、新しい土砂流出源を判別するために不可欠である。このモニタリングは年間を通して行われるべきであり、降雨量が多く、最も浸食が発生するときに特になされるべきである。河川や水路における土砂負荷量のモニタリングにおいて、通常用いられる堆積

物トラップを用いる方法が比較的単純で低コストで信頼性が高い。また、モニタリングは土砂を放出する上流の人々の意識を高め、農地からの土壌の損失を説明するためにも不可欠である (Wilkinson & Brodie 2011)。土砂流出モニタリングについて各地の事例を表 3.2.1-2 にまとめる。

イ　技術的、具体的な対策

i) 農地からの土砂流出防止、農業管理

農地からの土砂流出を考える場合に、主に 2 タイプの農地が想定される。1 番目は牧畜業における放牧地や牧草地、2 番目は作物を栽培する耕地である。今回得た海外事例では、前者の牧畜業にかかわる事例が多く確認され、オーストラリアを中心にさまざまな対策がとられている。Wilkinson & Brodie (2011)では、牧畜業にかかわる放牧地について一般論として次のような対応が求められている。農家と協力して、家畜が草を食べることで土壌が浸食されないようにし、持続可能な放牧を推進する。また、過放牧されている土地は、特に嵐のとき大雨で土壌が露出し、貴重な表土、肥料、草の種が流され、懸濁物が海へ流出する。農家と連携して良好な植生を維持するために、土壌を安定させ、動物のための日陰を作り、草で表土を被覆する。特に水辺エリアや川に面した地域を安定させる必要がある。

2 番目の作物栽培耕地については、一般論として次のような記述がある。土砂の損失により農場の肥沃度と生産性、水の供給が減少することで、下流の沿岸地域における漁獲量と観光収入が減ることを農家に説明する (Wilkinson & Brodie 2011)。また、放棄された農地を緑化する必要がある (Waddell & Clarke 2008)。これらは牧畜農地にも当てはまるものである。

石西礁湖でも、サトウキビ栽培などに関してさまざまな試みがなされている。最近、注目されているのが、サトウキビ株出栽培である。株出栽培は夏植栽培に比べ、土壌流出量が非常に少ないため、赤土流出を抑制することができる。その普及を図るための支援活動が行われている（干川 2015）。またその際に、農地だけでなく、都市的な開発や都市・生活排水に関するさまざまな取り組みを、総合的にかつ効率的に実践していく必要がある。

農地からの土砂流出防止、農協管理について牧畜業と作物栽培農地での各国の事例を表 3.2.1-3、3.2.1-4 にまとめる。

・

ii) 裸地の防止

農地に限らず、一般的に裸地化に対する対策として、土壌を安定させるベチバー（和名 : カスカスガヤ、Vetiver、学名：*Vetiveria zizanioides*)の植栽が挙げられる。浸食している貯水池の周りや小川、谷に沿ってまずベチバーを植え、その後、地元の樹種（アカシアなど）に連続的に変化させる。最終段階では経済的利益がある木を植え、伐採することで収入を得る場合もある。Wilkinson & Brodie (2011)でタオ島（タイ）、アネイチウム島（バヌアツ）、サンアンドレス諸島（コロンビア）、パラオ、ポンペイの事例、Waddell & Clark (2008)でグアムの事例が紹介されている。

iii) 土砂流出防止構造の構築

土砂流出防止構造の構築では Wilkinson & Brodie (2011)によって以下の留意点をまとめられている。

・大雨の後、大量に運ばれる土砂、栄養塩、固体物質を減らすため集水域を改修する。
・健全でほぼ自然状態な集水域では、新しい雨が土にスポンジのように浸透し浸食されにくく下流の洪水も少ない。また、大雨でも水の流出時期が遅くなる。森林の皆伐と貧弱な森林施業を防止し、

植生が枯渇した地域に植林することで被害を受けた集水域を再回復する。

・木、草、砂や礫の断続的な区域を設けることにより、小川付近の水辺周辺を保持して直す。

・洪水後に排水区域内の天然池や湿地に溜まったリターや他の固形物質を浚渫し、再移動させて次の出水に備える必要がある。

・生態系に深刻な被害をもたらさすことがないよう、陸域と川の大幅な改変には水文学を用いた注意深い研究が必要である。

・草地や砂、砂利などの場所を残し、日陰になる木を植えることで駐車場や公共エリアでの地面の完全舗装を避ける。これらの場所では、雨水を吸収することで地下水を再充填し、下流への流出量を減らす。可能であれば、暴雨時には川に流れる前に貯水池に流入させ、土砂流出量を減らす。

・木、低木や草を残したり、移植したりすることによって陸と川の境目である水辺区域を保護する。これにより川岸の浸食は低減される。海面上昇に直面している沿岸地域の砂丘では、海からの浸食を防ぐために速やかに再移植する。

各国の事例を表 3.2.1-5 にまとめる。

iv) 森林管理

Wilkinson & Brodie (2011)では、一般論として次のようなことが述べられている。

・自然林に比べて、伐採や皆伐は川への土砂流入負荷を少なくとも 2 倍、最大 50 倍増加させる。択伐による増加は 2〜5 倍と低く、皆伐による土砂流出は 5〜50 倍と高い。理想的には天然林の皆伐は木材用の人工林に置き換える必要がある。これが不可能な場合は、下層植生を削剥する皆伐より、択伐が奨励される。森林施業は、乾季に制限されるべきである。可能であれば雨季のすべての操業を避けるのが望ましい。また、急斜面上の施業を避ける。持続可能な森林施業の規範を作り、それに従う。

・伐採のために失われたり農作物に変換後、放棄されたりした森林地域は回復できうる。植生回復のための主要な問題として、劣化した不毛の土壌、継続的な擾乱、家畜や野生動物、雑草の種の存在、そして最後に費用が挙げられる。その土地に適した植物（自生種か導入種か）の選択が重要である。連続的な計画（例えば草、その後迅速に成長低木、林、極相林）により、森林回復地域として時間を掛けて変化していく。この森林回復地域では新しい木が将来的に持続可能な方法で採取できる場合は、経済的利益になるかもしれない。植物を植えることとガリーの浸食を防ぐことは、小川に流れる土砂を防ぐために不可欠である。

各国の森林管理の事例を表 3.2.1-6 にまとめる。

v) 都市的な開発事業への対策

都市や工業およびリゾート開発の建設段階での土砂流出を減らすため、開発者は地方公共団体や地域社会と協力する必要がある。一方で、多くの開発者は裸地が土砂流出を引き起こし、それにより大きな被害が下流に及ぶことを認識していない。ほとんどの国及び地方公共団体は、開墾時の土砂損失を規制しているが、厳密に規制を適用し開発者と検査官が適切に訓練されていることを確認する必要がある (Wilkinson & Brodie 2011)。これらのいくつかの手順は次のとおりである。

a. 乾季のみ都市開発のための土地造成を許可し、可能であれば雨季の土地造成を防ぐ。

b. 開発が河川、小川、海岸からセットバックされることを確認する。また、市民が川に沿って歩くこ

とができる 10～50m 幅の干渉地域を設ける。

c. 既存の河岸地帯の植生は、人々が木々の間から川の景色を楽しむことができるようになるためだけでなく、河岸を安定させる。

d. 堆積物トラップを設置する。排水区域に総汚染物質トラップ（グリル、ピット、油溜め)、草湿地と湿地を構築する。未舗装道路は管理上特に問題となっている (Wilkinson & Brodie 2011)。

各国の事例を表 3.2.1-7 にまとめる。

vi) その他

その他の陸域からの負荷に関連する事例を表 3.2.1-8 にまとめる。

2) 石西礁湖への展開

海外の事例は、法制度面、技術面ともに流域全体を対象として統合的に管理しようとしている。我が国の環境省も「サンゴ礁生態系保全行動計画」で「サンゴ礁保全には陸域とのつながりを考えた総合的な管理が必要」と述べている（環境省 2010)。一方で、海外の事例では以下の点でより広範かつ具体的な内容になっている。

・農地（作物耕地や牧畜農地）や都市的開発から水利用に至るまで、事実上土地利用・自然利用全般にわたっての計画・管理が、陸源負荷の管理とサンゴ礁保全を目的として一元的に行われている。それぞれの農政部局や開発部局も同じ目的を達成するために機能していることをうかがわせる。

・陸源負荷物質を土砂（沖縄でいう赤土）だけでなく、肥料、農薬、都市・生活排水まで、統合的に管理をしようとしている。特にオーストラリアやアメリカの事例でみられるように、具体的な行動計画や法などの制度によって裏付けられており、対策全体の中でこの部分に大きな力点がおかれている。その他の地域についても同様の指向をしていることがうかがわれる。

石西礁湖の場合もこのような具体的な統合的管理とその体制の構築には、その裏付けとなる基準や法制度の整備も必要になることも考えられる。

行動計画に基づくルールや法・制度の中には、陸源負荷の発生源となる者に一定の義務を付与している事例があるが、費用面や労力面が大きな負担となる。特にステークホルダーが個人の場合にはなおさらである。役割の明確化と負担軽減、参加メリット、モチベーション等を十分に考慮して、計画検討を進めていく必要がある。

計画検討には、地域住民、ステークホルダーの理解と協力が不可欠である。サンゴ礁保全の重要性と対策の必要性をこれらの人々と共有する作業に関する事例も抽出された。石西礁湖の場合も、すでにさまざまな環境教育活動が行われているが、具体的な目標とスローガンを設けてよりゴールを明確にして、さらに協力体制を拡大・強化していく必要がある。

表 3.2.1-1　土砂流出管理に関する各地事例

タイ、タオ島	全ての利害関係者間で政府に働きかけを強めるとともにサンゴ礁への流出土砂を防ぐために斜面を安定させるようボランティアを使い、コミュニティを支援した 。	Wilkinson & Brodie 2011
オーストラリア、タウンズビル	タウンズビル評議会は、堆積物や汚染物質を捕捉するための様々な機械を開発した。また、固形廃棄物を適切に処理することを積極的に支援した。	Wilkinson & Brodie 2011
ハワイ	多くの急斜面流域でのずさんな開発により川が氾濫し、大量の土砂が裾礁へと流入した。多くの法律と規制があったが、管理責任の明確なつながりがなかった。そこで被害を受けた流域を改良するために既存の法律を改善した。	Wilkinson & Brodie 2011

表 3.2.1-2　土砂流出モニタリングに関する各地事例

中米	窒素とリンの化合物である堆積物に焦点を当て、GIS とモデリングを使い、農地から主要河川への排出に関して、流域に基づいた包括的な分析が行われた。これらの結果に基づいて農業管理の提言をした。	Wilkinson & Brodie 2011
オーストラリア、GBR、バーデキン川	長期的な流域モニタリングとモデリングによって、土砂は放牧牛の放牧地、特に急勾配上の浸食されやすい土と多くのガリーから流出することを明らかにした。また牧草の被覆度が低い場所から流出が多いことも判明した。	Wilkinson & Brodie 2011
オーストラリア、GBR	礁内にビデオを設置し、堆積状況を把握している (Global Coral Reef Alliance, Website)。サンゴ礁内に堆積物トラップを設置し、土砂流入の時期と量、成分を分析する。	USGS Pacific Coral Reefs, Website; Takesue et al. 2009
ブラジル、タマンダレー保護区	GIS 技術と衛星画像により農地からサンゴ礁へ流入する土砂が追跡された。これは直接的な情報収集とサンゴ礁海域での堆積物の分析を組み合わせたものである。	Wilkinson & Brodie 2011
ハワイ、カネオへ湾	下水汚染の除去を行い、次に土砂や栄養素の拡散源を特定した。	Wilkinson & Brodie 2011
ハワイ, モロカイ島	バリウム (Ba)は海水よりも陸水に多く含まれる。そのため、サンゴ骨格を生成するカルシウム (Ca)との比 (Ba/Ca)を用いて過去数十年間の河川水流入量を推定し、現在との比較を行った。	Prouty et al. 2010
トバゴ、バッコー礁	サンゴ礁への堆積物や栄養塩による被害は明白だったが流出源は不明であった。そのため、サンゴ礁への汚染被害の軽減計画の基礎調査として栄養塩と堆積物の濃度を測定した。	Wilkinson & Brodie 2011
クック諸島、ラロトンガ島	河川内が汚染されたときの挙動を観測するため、事前のデータ収集が必要である。	Wilkinson & Brodie 2011

表 3.2.1-3　牧畜業における農地からの土砂流出防止、農協管理に関する各地事例

GBR、 バーデキン川	乾燥した牧草地が GBR へと流れる浮遊土砂の主な供給源になっている。そこで被覆率を維持するため、オーストラリア政府から奨励金が援助され、クイーンズランド州政府も規制を行っている。例えば、柵囲いの場所を移動することによって、牧草地の放牧圧を減少させるなどの対策をとっている。	Wilkinson & Brodie 2011
フィジー、ガウ島 トンガ、ホーマ	牛、豚、他の動物の放牧を制御することはフィジーとトンガでの植林や土地修復プロジェクトの一部であった。	Golbuu et al. 2011; Waddell & Clarke 2008; Wilkinson & Brodie 2011

表 3.2.1-4　作物栽培農地における農地からの土砂流出防止、農協管理に関する各地事例

GBR	「緑の農業」を推進しサトウキビ畑を燃やさない。農地周辺の細長い草地や浅い溝に堆積物を捕捉する。農地上に作物が残った場合、例えば土の上に残されたサトウキビは次の収穫のための肥料とする。GBR の近くのサトウキビ栽培地では、土壌浸食を防止するためにハーベスタで不要な葉を取り除き、農地上に敷き詰めている。	Wilkinson & Brodie 2011
中米	急斜面での作付けは避け、栽培コーヒーを遮光するように農家へ助言し、高い価格で売るための証明書を与えた。	Wilkinson & Brodie 2011
プエルトリコ、 グァニカ湾	政府は日陰栽培コーヒーからより高い生産性を持つ日向栽培コーヒーへの変更をコーヒー生産者に奨励した。しかしそれにより、土砂が流出したために元に戻した	Wilkinson & Brodie 2011

表 3.2.1-5　土砂流出防止構造の構築に関する各地事例

中米	土砂制御構造を構築する。例えば浸食領域の下流の湿地を整備する。多くの小規模ダムや柵により水の流れを遅くし、小川に流入する土砂を少なくする。等高線に沿って水の流れ方向に直交した畝を作る。これにより水が流れにくくなり、農地内の土壌、肥料や水分を保持できる。	Wilkinson & Brodie 2011
中米	河床を浚渫せず水の流れを遅くし、沈砂池を作る。	Wilkinson & Brodie 2011
プエルトリコ、 グァニカ湾	川岸に植生を再生し、緩衝域を設けることで川岸を安定させる。	Wilkinson & Brodie 2011
ハワイ、 カネオへ湾	広くコンクリートで覆われた地域で暴雨時に河川水が湾に流入し、大規模なサンゴの死をもたらしたため、現在では地域のコンクリート化を改めている。	Wilkinson & Brodie 2011
トンガ、ホーマ	トンガにおける緑化は、海岸浸食を減じるために行われており、失われた木や低木を植え直すことによって、気候変動による海面上昇に伴う浸食と、農場や村へ海から塩分が降下することを防ぐと考えられている。	Wilkinson & Brodie 2011

表 3.2.1-6　森林管理に関する各地事例

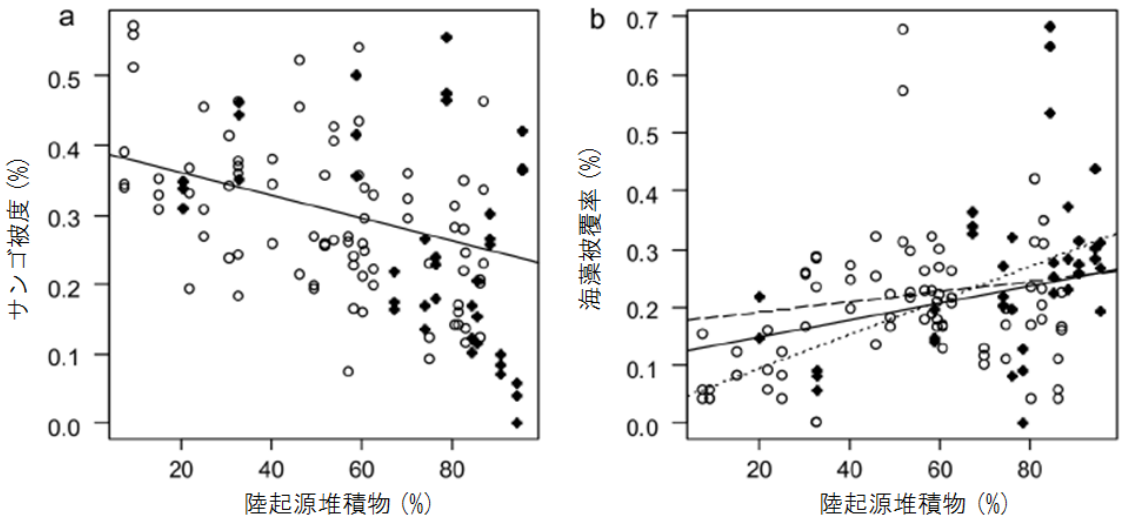
グアム	グアム資源庁は、再森林化プロジェクトを島中で行っている。最近の計画されたプロジェクトにはマッソ保護区の回復とピティの保護行動計画が含まれている。	Waddell & Clarke 2008
トンガ、ホーマ	作物を植え、家畜（ブタ、ウシ、ウマ）を飼育したことで海岸林は皆伐され、海からの緩衝機能が失われた。海岸林の植生回復のため、例えばモクマオウのような先駆種を植えたところ、他の生物が増加した。	Wilkinson & Brodie 2011
タイ、タオ島	高台の浸食から土砂を捕捉するために、小さなダムや岩かご、布状砂防施設、丸太状砂防施設を一連の小川に設置し、また高地斜面の緑化も行った。	Wilkinson & Brodie 2011
ポンペイ、サカウ	甚大な堆積物の原因となった天然林の消失を確認し、ミクロネシア沿岸のサンゴ礁では違法な皆伐を規制するため森林レンジャーの訓練を行った。その後、流域を保護し、森林やサンゴ礁の保全の支援のため、教育、啓発、アウトリーチプログラムの拡大を行った。法的解決策は常にうまくいくわけではなく、自発的な共同体の主導により良く解決されるかもしれない。	Wilkinson & Brodie 2011
コロンビア、サンアンドレス諸島	大規模管理計画の中に鍵となる管理の取り組みとして、再植林および森林管理が強調して挙げられた。	Wilkinson & Brodie 2011

表 3.2.1-7　開発事業への対策に関する各地事例

グアム	連邦資源管財局と同等である地元の機関は、浚渫や他の開発規制計画によるサンゴ礁の喪失を緩和するため、流域再生につとめている。これらの緩和計画はキロ埠頭の拡大時に最終環境影響評価書の中で示されている。全ての開発者には 0.4ha 以上の開発に不透水面を少なくする、天然の排水型を維持する、植生を保護する、懸濁土の 80%を制御する、そして開発前と開発後の流出率を同じにするようマニュアルの厳守が求められている。	Waddell & Clarke 2008
グアム	適切なゴミ処理場の建設により海岸付近の水質が向上した。自治体の固体ゴミの新しいゴミ処理場が、ダンダン、イナラジャンとオードットゴミ捨て場の近くに計画され、その他の新しいゴミ処理場も建設されている。グアム海岸保護計画プロジェクトチームは、グアム保護計画が発展して作られており、いくつかのグアムの政府機関からの代表で構成されている。グアム海岸保護委員会（GSPC）は、高潮位線から 10m 内陸部分から水深 18.3m までを海岸保存区域であると法律で定義した。	Waddell & Clarke 2008
ニューカレドニア	ニューカレドニア本島にあるニッケル鉱山の廃液流出の影響を少なくするため、下流域に緩衝地帯を設けた。	David et al. 2010

表 3.2.1-8　陸域からの負荷に関する事例

グアム	アメリカ合衆国国立公園局は流域の回復と浸食防止のため、オフロード車が自然植生にどのように影響を与えているのか調査している。また、干上がった井戸に暴風時の雨水が入り地下水と混ざることで近くの海岸の海水を汚濁する問題について規制を設けている 。	Waddell & Clarke 2008
バヌアツ	山火事の多くはシカ密猟者が視界を広げるために放火したのが原因で、流域再生の最も大きな脅威になっている。	Waddell & Clarke 2008; Wilkinson & Brodie 2011
クック諸島、ラロトンガ島	住宅やその他の建物に雨水タンクを取り付け、使用を推進した。それにより豪雨時の流出量が減少し、干ばつを避けることができた。さらに水道システムへの負荷が低減され、より多くのダムを建設する必要がなくなった。多くの小島嶼国では水の処理費用の意識を高め、地下水源を守るため家庭内自給が奨励されている。クック諸島政府は飲料水およびタロイモの成長のために家庭での水タンク設置を推進している。	Wilkinson & Brodie 2011
オーストラリア	オーストラリアではコストと成果をグラフ化することで、各対策について費用対効果の検証を求めている。	Rolfe & Windle 2011

文献個表 4	Bégin C, Schelten CK, Nugues MM, Hawkins J, Roberts C, Côté IM (2016) Effects of protection and sediment stress on coral reefs in Saint Lucia. *PLoS ONE*, 11(2), e0146855.
概要	サンゴ礁への陸起源物質の影響
対象地域	カリブ海、セントルシア
内容	カリブ海のサンゴ礁では、海藻の被覆による被害が大きい (Hughes, 1994)。Bégin et al. (2016) では、カリブ海セントルシアの海洋保護区にある 21 か所のサンゴ礁について 2001 年と 2011 年のサンゴ礁環境を比較している。この研究では、表層と海底から 100ml ずつ採水し陸起源堆積物を計量し、目視・写真でサンゴ被度、海藻被覆率、カイメンなどの海底の構成と比較した。その結果、陸生起源堆積物の増大による海藻被覆の拡大がサンゴ被度の低下に寄与していることが明らかにされた。  図：陸起源堆積物の増加に伴ってサンゴ被度が減少する一方、海藻被覆率が増加している (Bégin et al. 2016 より引用、改変)。
本事業への活用	石西礁湖では海底写真のデータが時系列で残されている調査地点もあり、海底のサンゴ被度、カイメン被覆率、SPSS などの記録がある。今後は、モニタリング調査の際に本研究事例と同様に採水調査を行い、海水中の堆積物を計量することで（または SPSS で）、カイメンや海藻の被覆の影響の関係性を把握し、その影響に対する対応策（指標値等）を考えることも可能になると期待できる。

引用文献

Ban SS, Graham NAJ, Connolly SR (2014) Evidence for multiple stressor interactions and effects on coral reefs. *Global Change Biology*, 20, 681-697.

Bégin C, Schelten CK, Nugues MM, Hawkins J, Roberts C, Côté IM (2016) Effects of protection and sediment stress on coral reefs in Saint Lucia. *PLoS ONE*, 11(2), e0146855.

Brodie JE, McKergow LA, Prosser IP, Furnas M, Hughes AO, Hunter H (2003) Sources of Sediment and Nutrient Exports to the Great Barrier Reef World Heritage Area. Australian Centre for Tropical Freshwater Research, James Cook University, No. 03/11, Australian Centre for Tropical Freshwater Research, James Cook University, Townsville, Qld., 191 pp.

Brodie JE, Kroon FJ, Schaffelke B, Wolanski EC, Lewis SE, Devlin MJ, Bohne IC, Bainbridge ZT, Waterhouse J, Davis AM (2012) Terrestrial pollutant runoff+ to the Great Barrier Reef: An update of issues, priorities and management responses. *Marine Pollution Bulletin*, 66(4-10), 81-100.

Bui EN, Hancock GJ, Wilkinson SN (2011) 'Tolerable' hillslope soil erosion rates in Australia: Linking science and policy. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 144(1), 136-149.

David G, Leopold M, Dumas PS, Ferraris J, Herrenschmidt JB, Fontenelle G (2010) Integrated coastal zone management perspectives to ensure the sustainability of coral reefs in New Caledonia. *Marine Pollution Bulletin*, 61(7-12), 323-334.

Fabricius KE (2005) Effects of terrestrial runoff on the ecology of corals and coral reefs, review and synthesis. *Marine Pollution Bulletin*, 50(2), 125-146.

Field ME, Cochran SA, Logan JB, Storlazzi CD (eds.) (2008) The Coral Reef of South Molokaʻi, Hawaiʻi : Portrait of a Sediment-threatened Fringing Reef. U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2007-5101, 180 pp.

The Global Coral Reef Alliance 'SEDIMENTATION' http://www.globalcoral.org/SEDIMENTATION.html

Golbuu Y, van Woesik R, Richmond RH, Harrison P, Fabricius KE (2011) River discharge reduces reef coral diversity in Palau. *Marine Pollution Bulletin*, 62(4), 824-831.

Great Barrier Reef Marine Park Authority (2010) Water Quality Guidelines for the Great Barrier Reef Marine Park. GBRMPA, Townsville, 109 pp.

Great Barrier Reef Marine Park Authority (2012) Great Barrier Reef Biodiversity Conservation Strategy 2012. GBRMPA, Townsville, 33 pp.

Guam Division of Aquatic and Wildlife Resources (2005) Guam Comprehensive Wildlife Conservation Strategy. Department of Agriculture, Government of Guam, 256 pp.

Hajkowicz S (2009) The evolution of Australia's natural resource management programs: Towards improved targeting and evaluation of investments. *Land Use Policy*, 26(2), 471-478.

干川明 (2015) 石西礁湖サンゴ礁基金の赤土等流出防止活動. 平成27年度赤土等流出防止交流集会 発表予稿集.

International Society for Reef Studies (2004) The effects of terrestrial runoff of sediments, nutrients and other pollutants on coral reefs. Briefing Paper 3. ISRS, 18 pp.

環境省 (2010) サンゴ礁生態系保全行動計画 ～豊かな地域社会を実現する健全な自然環境の継承を目指して～. いであ株式会社編. 23 pp.

Kroon FJ (2012) Towards ecologically relevant targets for river pollutant loads to the Great Barrier Reef. *Marine*

Pollution Bulletin, 65(4-9), 261-266.

McCulloch M, Fallon S, Wyndham T, Hendy E, Lough J, Barnes D (2003) Coral record of increased sediment flux to the inner Great Barrier Reef since European settlement. *Nature*, 421(6924), 727-730.

Queensland Government 'Environmental risk management plans'. http://www.reefwisefarming.qld.gov.au/information/ermps.html

Prouty NG, Field ME, Stock JD, Jupiter SD, McCulloch MD (2010) Coral Ba/Ca records of sediment input to the fringing reef of the southshore of Molokaʻi, Hawaiʻi over the last several decades. *Marine Pollution Bulletin*, 60(10), 1822-1835.

Reef & Rainforest Research Centre 'Reef Rescue Marine Monitoring Program (MMP)' http://www.rrrc.org.au/mmp/index.html

Rogers C (1990) Responses of coral reefs and reef organisms to sedimentation. *Marine Ecology Progress Series*, 62, 185-202.

Rolfe J, Windle J (2011) Comparing a best management practice scorecard with an auction metric to select proposals in a water quality tender. *Land Use Policy*, 28(1), 175-184.

The State of Hawaii (2010) Hawai'i Coral Reef Strategy: Priorities for Management in the Main Hawaiian Islands 2010-2020. Honolulu, HI, 54 pp.

Takesue RK, Bothner MH, Reynolds RL (2009) Sources of land-derived runoff to a coral reef-fringed embayment identified using geochemical tracers in nearshore sediment traps. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 85(3), 459-471.

Thorburn PJ, Wilkinson SN (2013) Conceptual frameworks for estimating the water quality benefits of improved agricultural management practices in large catchments. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 180, 192-209.

The United States Coral Reef Task Force (USCRTF) 2002. 'The U.S. National Coral Reef Action Strategy's 13 Goals for Addressing Threats to Coral Reefs Worldwide.' http://www.coralreef.gov/goals.html

U.S. Geological Survey (2009) Science-Based Strategies for Sustaining Coral Ecosystems. Fact Sheet 2009-3089, 4p.

USGS Pacific Coral Reefs 'Circulation and Sediment, Nutrient, Contaminant, and Larval Dynamics on Reefs' http://coralreefs.wr.usgs.gov/sediment.html

Waddell JE, Clarke AM (2008) The State of Coral Reef Ecosystems of the United States and Pacific Freely Associated States: 2008. NOAA Technical Memorandum NOS NCCOS 73. NOAA/NCCOS Center for Coastal Monitoring and Assessment's Biogeography Team. Silver Spring, MD. 569 pp.

Wilkinson C, Brodie J (2011) Catchment Management and Coral Reef Conservation: a practical guide for coastal resource managers to reduce damage from catchment areas based on best practice case studies. Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Centre, Townsville. 120 pp.

(4) サンゴ礁の白化現象

サンゴの白化現象とは、造礁サンゴが環境ストレスにより褐虫藻を失い、透明なサンゴ組織を通して白い骨格が透けて見え、白くなる現象である。サンゴ組織特有の色がある場合には、サンゴが生きている間鮮やかなピンク、紫、黄色などの色を呈する場合もある。また褐虫藻をもつイソギンチャクやソフトコーラルなど他の無脊椎動物でも白化が観察されることがある。一般に、造礁サンゴは南北の回帰線の間（北緯 23.5 度から南緯 23.5 度）の熱帯・亜熱帯海域を中心に分布する。この海域では年間を通じて温度変化が小さく、このため造礁サンゴは温度変化に対してわずかな変化の幅（およそ 18°C から 30°C）でしか耐性を持っていない。また、サンゴに 34℃程度の高温処理を与えると数日のうちに褐虫藻密度が低下することが知られ (Hoegh-Guldberg & Smith 1989)、飼育水槽の温度をサンゴの生息域の海水温より 1-2℃上昇させただけでサンゴが白化したという報告もある一方で (Glynn & D’Croz 1990; Jokiel & Coles 1990; Glynn et al. 1992)、低温処理によっても白化することが知られている (Steen & Muscatine, 1987; Muscatine 1991)。このようにサンゴは温度ストレスに過敏である。ストレスの種類によっては褐虫藻のクロロフィル含量が同時に低下する場合もある。オニヒトデや台風などの物理的撹乱によるサンゴの大量死の報告は 1970 年代以前から報告されているが、大規模なサンゴの白化現象の報告は 1980 年代以降に急激に増加していることから、サンゴの白化と地球温暖化との関連が指摘されている (Glynn 1993)。また、高温ストレスに海水の富栄養化が重なることで白化を引き起こすという指摘もある (Fagoonee et al. 1999)。地球温暖化のシミュレーションにより予想される今後の海水温上昇とサンゴ白化の閾値温度から、今後サンゴの白化の頻度はますます高くなり、そのうちに毎年白化するようになるという試算もある (Hoegh-Guldberg 1999)。

また、サンゴの白化は観光産業にも経済的な損失を与えている (Pratchett et al. 2008)。白化の被害の大きかったカリブ海ボネール島では、来訪者の 8 割が再訪について検討せず (Uyarra et al. 2005)、世界規模の大白化現象があった 1998 年にはパラオの観光客数が 5-10%も減少した (Graham et al. 2000)。このように、白化現象がもたらす経済的損失は非常に大きくその対策は喫緊の課題となっている。

海外では、Yonge & Nicholls (1931)によって報告された 1929 年の GBR における白化現象が最古の記録である。その後、1961 年のフロリダの事例 (Shinn 1963)、1963 年のジャマイカの事例 (Goreau 1964)などが散発的に報告されているが、いずれも水温の上昇によるものでなく、ハリケーンなどの影響を受け大量の低塩分水がサンゴ礁に流れ込んだことによるものとされている。高水温による温度ストレスを原因とする大規模白化が注目されるのは 1981 年のプエルトリコでの事例が最初で、以降世界各地で同様の報告がなされてきた (表 3.2.1-9)。1997 年のエルニーニョ現象の際には世界規模で高水温が観測され、多くの種を巻き込む大規模な白化が見られ、白化しやすいミドリイシ類を中心に多くのサンゴが死亡した (Hoegh-Guldberg 1999; Goreau et al. 2000)。この世界規模の白化現象について各地の詳細が Wilkinson (1998)にまとめられており、1998 年に日本で観察された大規模な白化もこれに連なるものだった。その後オーストラリアでは 2002 年にこれを超えるほどの白化が観察された (Berkelmans et al. 2004)。さらに、2005 年秋にはカリブ海で壊滅的な白化が観察された (Oliver et al. 2009)。2005 年の北大西洋における表層海水温の上昇によるカリブ海の大規模なサンゴ白化現象についての報告では、1870～2000 年の水温変動を既存のデータから白化の頻度を予測し、海水温上昇が自然現象によるものか人為的な影響によるものかを複数の気候変動モデルに合わせて検討した (Donner et al. 2007)。その結果、2005 年の大規模白化の原因となった海水温上昇は 1000 年に一度以下の頻度で起こるもので、自然現象ではなく人為的な影響によるものと結論している。東南アジア一帯では 1998 年の大規模な白化以降も、規模の大きな白化の発生を繰り返している。最近の観察では、タイ南部で長期間表層水温の高温状態が続いたことで、大規模な造礁サンゴの白化が起こった (Hoeksema & Matthews 2011; Yeemin et al. 2009)。

日本では 30 年にわたって高水温による造礁サンゴの白化現象が数多く観察された。日本で初めて報告された白化現象は、1980 年に沖縄の瀬底島で起こった比較的規模の大きな白化で、礁原の 8 月の水温が 30-31°C となり、ショウガサンゴとトゲサンゴが影響を受けた (Yamazato 1981)。その後の白化は、八重山諸島で 1983 年に起こり、主にミドリイシ類とトゲサンゴ類が影響を受けた (亀崎・宇井 1984)。この年の同時期には瀬底島の礁原でも白化が見られた (中野 2004)。1986 年には宮古島・鹿児島県徳之島・沖縄本島で白化が見られた (Tsuchiya et al. 1987)。1993 年夏にはさらに大規模な白化が宮古・八重山地方と慶良間諸島で観察された。1994 年にも規模の大きな白化と高いミドリイシ類の死亡率が石垣島と沖縄本島の本部半島で記録された (藤岡 1994)。この後、1997 年にオーストラリアから始まった水温上昇が 1998 年夏に北半球のサンゴ礁域に達し、沖縄も大きな影響を受けた (Loya et al. 2001; Nakamura & van Woesik 2001)。この水温上昇では、過去に白化した記録のない多くの種にまで白化が見られ、30m を超える水深まで白化が進行した。さらに、サンゴ礁の発達しない本州でも白化するサンゴが見られ、発生規模の大きさが際立っていた。このため、サンゴ礁群集で優占するミドリイシ類などが壊滅的損害を被り、沖縄周辺の造礁サンゴの被度の著しい低下が起こった (Loya et al. 2001; 中野 1999)。2001 年にもかなりの規模の白化が沖縄島周辺を初め各地で見られるなど（中野 2002a）、それ以降も白化は頻発している。このような造礁サンゴの健康状態の悪化は様々な病気の蔓延に繋がると考えられ、低下した被度の回復に大きな懸念材料となっている。

石西礁湖周辺では、西表島網取湾のサンゴ礁を対象として、1998 年の大規模白化現象前後 (1995-99 年)の魚類出現データから白化現象がサンゴ礁の魚類相に与える影響を検討した (Sano et al. 2004, 文献個表 5 参照)。この研究では、網取湾にベルトトランゼクトを 5 本設置し、サンゴの生死と白化の進行状況を記録し、スノーケルによる魚類相調査を行った。魚類相のデータについて種数・個体数をベースに多重比較検定を行い、白化による魚類相への影響を評価した。その結果、ミドリイシ類に優占される西表島のサンゴ礁は 1998 年の大規模白化現象の影響を強く受け、翌年には海藻類で覆われサンゴの生育状況は劇的に悪化した。一方で、白化によるダメージを受けたサンゴ礁でもサンゴ食性魚類の出現は変わらず、白化によって死亡したサンゴ礁でサンゴ食性魚類の出現が著しく低下することが明らかになった。生存サンゴ・白化サンゴ環境間に優位な差はなく、また、雑食性・底生生物食性魚類の出現種数は白化の前後を通して変化がなかった。草食性魚類が白化現象後に増えたが、死サンゴの上に海藻が繁茂したことによると考えられた。これらのことから、白化現象によって植物食魚類は増加する一方、サンゴ礁魚類が減少するなど、サンゴ以外の生態系全体への影響も指摘されている。

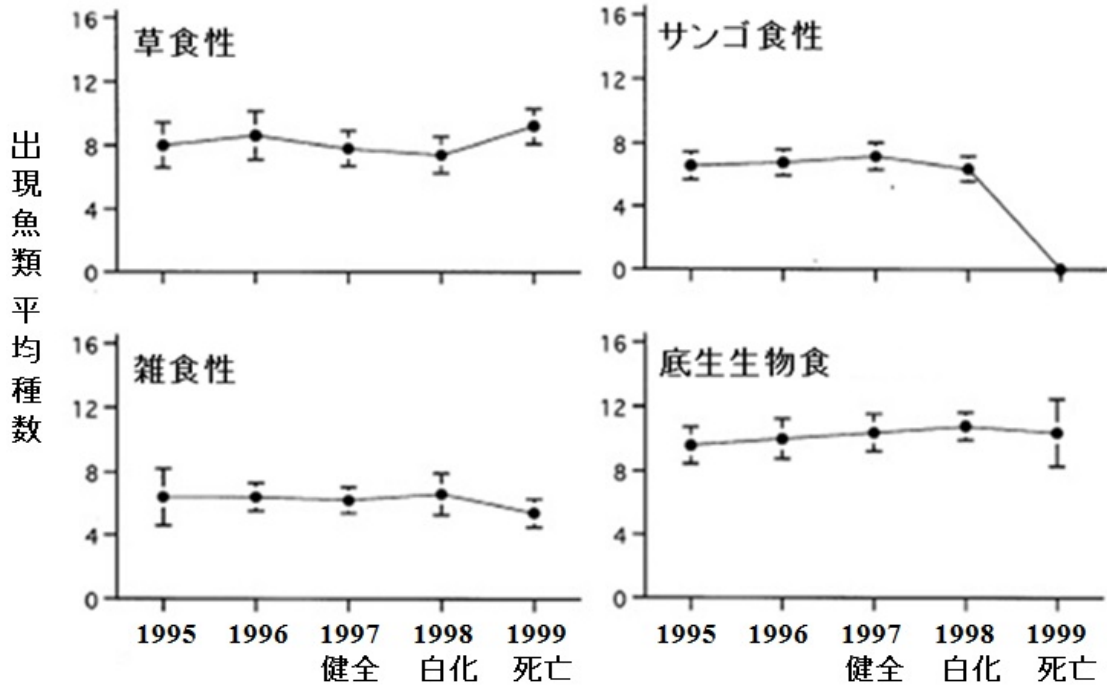
GBR の調査では、優占種であるミドリイシ類は被度の回復が早い一方で白化やサイクロンの影響を最も受けやすく、今後も現在のペースで白化現象が起こると将来的にはサンゴ礁は減少の一途を辿ると推定されている (Thompson & Dolman 2010)。また、Anthony et al. (2007)は陸域からの堆積物の影響で白化現象に対する水温耐性が低くなることを報告しており、Wooldridge (2009)も栄養塩の増加によって水質が悪化すると水温が低い状態でも白化現象が起きやすくなることを報告している。このように、海水温の上昇がなくても水質の悪化によって白化現象が起こりやすくなることが明らかにされつつあり、今後は陸域からの負荷の減少により一層の対策が必要となる。

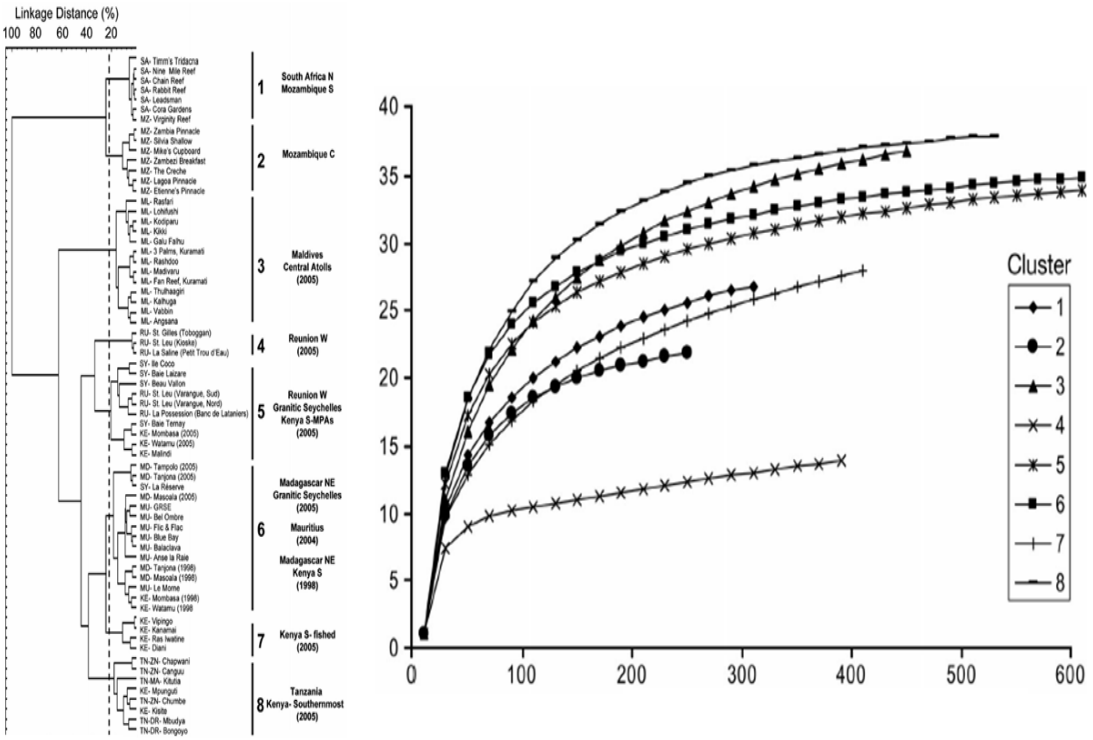
また、インド洋ではサンゴの白化状況と多様性調査を行い、各調査地点のサンゴ種構成からクラスター解析を行うことでサンゴ礁を８つのクレードに分類し、海水温上昇に伴うサンゴのクレードごとの影響について評価を行った (McClanahan et al. 2007, 文献個表 6 参照)。解析の結果、北側の調査地点では 1998 の白化イベントの影響が強く、南側では 2005 年の白化イベントの影響が強かった。一方で、最南の調査点で白化の影響が最も少なく、多様性も高いことが明らかになった。これらの調査の結果、もっとも海水温上昇の影響を

受けやすい分類群を確定できた。この研究では、地理的な区分や環境要因ではなく、サンゴ礁の種組成の類似度から各調査地点をクラスター分けしている。石西礁湖では、31 定点においてサンゴ 272 種の出現記録が残されているため、同様に種構成から環境の類似度を求めることができる。被度の回復が進まない地点や、白化の影響を受けやすい地点などの共通項を明らかにすることで、サンゴ礁の再生に資する情報を得ることが期待できる。

表 3.2.1-9　世界各地での主な白化現象の事例

1929	GBR	Yonge & Nicholls 1931
1931	Florida	Shinn 1961
1963	Jamaica	Greau 1964
1969	プエルトリコ	Williams & Bunkey-Williams 1990
1979	カリブ海、ボネール島	Williams & Bunkey-Williams 1990
1979	プエルトリコ、	Goenaga & Canals 1979
1979	GBR	Baler et al. 2008
1980	プエルトリコ、ジャマイカ	Upton & Peters 1986
1980	フロリダ	Williams & Williams 1987
1980	瀬底	Yamazato 1981
1981	プエルトリコ	Williams et al. 1987
1982-83	カリブ海、中米、インドネシア、コモロ諸島	Oliver et al. 2009
1983	八重山、瀬底	亀崎・宇井 1984
1983	パナマ	Glynn 1983; 1984
1983	インドネシア	Suharsono 1988
1983	バハマ	Williams & Bunkey-Williams 1990
1983	ニューカレドニア	Williams & Bunkey-Williams 1990
1986	パプアニューギニア、カリブ海、ガラパゴス諸島、	Faure et al. 1984; Baker et al. 2008
1986	ハワイでの初の白化記録	Williams & Bunkey-Williams 1990
1986	プエルトリコ	Williams & Bunkey-Williams 1990
1986	バルバドス	Williams & Bunkey-Williams 1990
1986	沖縄	Tsuchiya et al. 1987
1987	プエルトリコ	Atwood et al. 1988
1987	本島、台湾、ハワイ、カリブ、中米	Oliver et al. 2009
1991	タイ、プーケット	Brown et al. 1996
1994	石垣島、本島	藤岡 1994
1995	タイ、プーケット	Brown et al. 1996
1995	インド洋、アンダマン海	Brown et al. 1996
1998	全国、世界各地	Greau et al. 2000; Oliver et al. 2009
2000	南アフリカ、イースター島	Baker et al. 2008
2002	GBR、紅海、モーリシャス、ミクロネシア、太平洋中部	Oliver et al. 2009
2005	カリブ、マダガスカル、モーリシャス、	Oliver et al. 2009
2006	GBR	Baker et al. 2008
2007	イラン	Baker et al. 2008

文献個表 5	Sano M (2004) Short-term effects of a mass coral bleaching event on a reef fish assemblage at Iriomote Island, Japan. *Fisheries Science*, 70, 41-46.
概要	西表島網取湾の大規模白化イベントがサンゴ礁魚類群集へ与える短期的影響
対象地域	沖縄県西表島網取湾
内容	ミドリイシ類に優占される西表島のサンゴ礁は 1998 年の大規模白化現象の影響を強く受け、翌年には海藻類で覆われサンゴの生育状況は劇的に悪化した。1995-99 年の大規模白化現象前後の西表島網取湾サンゴ礁における魚類出現データから、白化現象がサンゴ礁の魚類相に与える影響を明らかにした。 この研究では、網取湾にベルトトランゼクトを５本設置し、サンゴの生死と白化の進行状況を記録し、スノーケルによる魚類相調査を行った。魚類相のデータについて種数・個体数をベースに多重比較検定を行い、白化による魚類相への影響を評価した。 白化によるダメージを受けたサンゴ礁でもサンゴ食性魚類の出現は変わらず、白化によって死亡したサンゴ礁でサンゴ食性魚類の出現が著しく低下することを明らかにした（下図）。生存サンゴ・白化サンゴ環境間に優位な差はなく、また、雑食性・底生生物食性魚類の出現種数は変化がなかった。草食性魚類が白化現象後に増えているのは、死サンゴの上に海藻が繁茂したことによると考えられる。これらのことから、サンゴ食以外の魚類相はサンゴ礁の生死にあまり影響を受けないことが明らかになった。  図：1995-97 年は健全サンゴ域、1998 年の白化現象を受けたサンゴ、1999 年は死亡したサンゴ域の種数を示している (Sano 2004 より引用、改変)。
本事業への活用	石西礁湖のごく近くでの研究例のため、石西礁湖における水産業への影響を予測する上で重要な情報となる。特にブダイ類などのサンゴ食性魚類の増減にサンゴの白化が大きく影響する。白化地点の情報は、漁業者と共有することで安定した水産業の維持に寄与する情報になりうる。

文献個表 6	McClanahan TR, Ateweberhan M, Graham NAJ, Wilson SK, Sebastián CR, Guillaume MMM, Bruggemann JH (2007) Western Indian Ocean coral communities: bleaching responses and susceptibility to extinction. *Marine Ecology Progress Series*, 337, 1–13.
概要	西インド洋サンゴ礁の白化イベントによる影響
対象地域	インド洋
内容	インド洋でのサンゴ白化・多様性調査を行った。各調査地点のサンゴ種構成からクラスター解析を行い、８つの環境に分類し、海水温上昇に伴うサンゴのクレードごとの影響について評価を行った。解析の結果、北側の調査地点では 1998 の白化イベントの影響が強く、南側では 2005 年の白化イベントの影響が強く、最南の調査点で白化の影響が最も少なく、多様性も高いことが明らかになった。これらの調査の結果、もっとも海水温上昇の影響を受けやすい分類群を確定できた。 
本事業への活用	地理的な区分ではなく、サンゴ礁の種組成の類似度から各調査地点をクラスター分けしている。石西礁湖では、サンゴ 272 種の出現記録が残されているため、同様に種構成から環境の類似度を求めることができる。被度の回復が進まない地点や、白化の影響を受けやすい地点などの共通項を明らかにすることで、サンゴ礁の再生に資する情報を得ることが期待できる。

引用文献

Anthony ARN, Connolly SR, Hoegh-Guldberg O (2007) Bleaching, energetics, and coral mortality risk: Effects of temperature, light, and sediment regime. *Limnology and Oceanography*, 52(2), 716-726.

Atwood DK, Sylvester JC, Corredor JE, Morell JM, Mendez A, Nodal WJ, Huss BE, Foltz C (1988) Sea surface temperature anomalies for the Caribbean, Gulf of Mexico, Florida Reef Track and the Bahamas considered in light of the 1987 regional coral bleaching event. *Proceedings of the Association of Island Marine Laboratories of the Caribbean*, 21, 47.

Baker AC, Glynn PW, Riegl B (2008) Climate change and coral reef bleaching: An ecological assessment of long-term impacts, recovery trends and future outlook. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 80, 435-471.

Berkelmans R, De'ath G, Kininmonth S, Skirving W (2004) A comparison of the 1998 and 2002 coral bleaching events on the Great Barrier Reef: spatial correlation, patterns, and predictions. *Coral Reefs*, 23, 74-84.

Brown BE, Dume RP, Chansang H (1996) Coral bleaching relative to elevated seawater temperature in the Andaman Sea (Indian Ocean) over the last 50 years. *Coral Reefs*, 15, 151-152.

Donner SD, Knutson TR, Oppenhelmer M (2007) Model-based assessment of the role of human-induced climate change in the 2005 Caribbean coral bleaching event. *Proceedings of the National Academy of Science of the United States of America*, 104(13), 5483-5488.

Fagoonee I, Wilson HB, Hassell MP, Turner JR (1999) The dynamics of zooxanthellae populations: a long-term study in the field. *Science*, 283(5403), 843-845.

Faure G, Guillaume M, Payri C, Thomassin BA, Van Preat M, Vasseur P (1984) *Sur un phenomene remarquable de blanchiment et de mortalite massive des madreporaires dans le complexe recifal de l'ile Mayotte (SW Ocean Indien)*. Compte Rendu Hebdomadaire des Seances de l'Academie des Sciences. Paris.

藤岡義三 (1994) 造礁サンゴを中心とした生態系の維持機構に関する予備的研究. *環境庁地球環境研究総合推進費平成5 年度研究成果報告集*, 2, 407-415.

Goenaga C, Canals M (1979) Relacion de mortandad masiva de Millepora complanata (Cnidaria, Hydrozoa) con alta pluviosidad y escorrentia del Rio Fajardo en Cayo Ahogado, Fajardo. *Symposium on Natural Resources of the Puerto Rico, Department of Natural Resources, San Juan, Puerto Rico*, 6, 84-95.

Goreau TF (1964) On the predation of coral by the spiny starfish *Acanthaster planci* (L.) in the southern Red Sea. *Sea Fisheries Research Station Haifa Bulletin*, 35, 23-26.

Goreau T, McClanahan T, Hayes R, Strong A (2000) Conservation of coral reefs after the 1998 global bleaching event. *Conservation Biology*, 14(1), 5-15.

Glynn PW (1983) Extensive "bleaching" and death of reef corals on the Pacific coast of Panama. *Environmental Conservation*, 10, 149-154.

Glynn PW (1984) Widespread coral mortality and the 1982–83 El Niño warming event. *Environmental Conservation*, 11(2), 133-146.

Glynn PW (1993) Coral bleaching: eco1ogical perspectives. *Coral Reefs*, 12, 1-17.

Glynn PW, D'croz L (1990) Experimental evidence for high temperature stress as the cause of El Nino-coincident coral mortality. *Coral Reefs*, 8(4), 181-191.

Glynn PW, Imai R, Sakai K, Nakano Y, Yamazato K (1992) Experimental responses of Okinawan (Ryukyu Islands, Japan) reef corals to high sea temperature and UV radiation. *Proceedings of the 7th International Coral Reef*

Symposium, Guam. 1, 27-37.

Graham T, Idechong N, Sherwood K (2000) The value of dive tourism and the impacts of coral bleaching on diving in Palau. Report prepared for the Palau Conservation Society, Koror, Palau.

Grant SR, Muscatine L (1987) Low temperature evokes rapid exocytosis of symbiotic algae by a sea anemone. *Biological Bulletin*, 172(2), 246-263.

Hoeksema BW, Matthews JL (2011) Contrasting bleaching patterns in mushroom coral assemblages at Koh Tao, Gulf of Thailand. *Coral Reefs*, 30, 95.

Hough-Guldberg O (1999) Climate change, coral reefs and the future of the word's coral reefs. *Marine and Freshwater Research*, 50, 839-866.

Hoegh-Guldberg O, Smith GJ (1989) The effect of sudden changes in temperature, light and salinity on the population density and export of zooxanthellae from the reef corals *Stylophora pistillata* Esper and *Seriatopora hystrix* Dana. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 129(3), 279-303.

Jokiel PL, Coles SL (1990) Response of Hawaiian and other Indo-Pacific reef corals to elevated temperature. *Coral Reefs*, 8(4), 155-162.

亀崎直樹, 宇井晋介 (1984) 八重山列島における造礁サンゴ類の白化現象. *海中公園情報*, 61, 10-13.

Loya Y, Sakai K, Yamazato K, Nakano Y, Sembali H, van Woesik R (2001) Coral bleaching: the winners and the loosers. *Ecology Letters*, 4(2), 122-131.

Muscatine L (1991) Release of symbiotic algae by tropical sea-anemones and corals after cold shock. *Marine Ecology Progess Series*, 77, 233-243.

Nakamura T, van Woesik R (2001) Water-flow rates and passive diffusion partially explain differential survival of corals during the 1998 bleaching event. *Marine Ecology Progress Series*, 212, 301-304.

中野義勝（1999）1998 年夏に見られた大規模なサンゴ礁の白化現象を考える．*沖縄生物学会誌*, 37, 93-95.

中野義勝（2002a）沖縄本島周辺海域における造礁サンゴの白化．石垣島サンゴ群生地被害実態・原因究明緊急調査報告書 pp. 156-162.

中野義勝（2004）地球環境変動と白化現象．環境省、日本サンゴ礁学会編日本のサンゴ礁, 44-50.

Oliver JK, Berkelmans R, Eakin CM (2009) *Coral bleaching in space and time*. In: Coral Bleaching: Patterns, Processes, Causes and Consequences (eds van Oppen MJH, Lough JM), pp. 21-39. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.

Pratchett MS, Munday PL, Wilson SK, Graham NAJ, Cinner JE, Bellwood DR, Jones GP, Polunin NVC, McClanahan TR (2008) Effects of climate-induced coral bleaching on coral-reef fishes - ecological and economic consequences. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 46, 251-296.

Sano M (2004) Short-term effects of a mass coral bleaching event on a reef fish assemblage at Iriomote Island, Japan. *Fisheries Science*, 70, 41-46.

Shinn E (1963) Spur and groove formation on the Florida reef tract. *Journal of Sedimentary Petrology*, 33(2), 291-303.

Suharsono (1988) Monitoring coral reefs to assess the effects of seawater warming in 1982-1983 at Pari Island complex, Thousand Island, Indonesia. *Proceedings of the 6th International Coral Reef symposium*, Australia, p. 97.

Thompson AA, Dolman AM (2010) Coral bleaching: one disturbance too many for near-shore reefs of the Great Barrier Reef. *Coral Reefs*, 29, 637-648.

Tsuchiya M, Yanagiya K, Nishihira M (1987) Mass mortality of the sea urchin *Echinometra mastaei* (Blainville) caused

by high water temperature on the reef flats in Okinawa, Japan. *Galaxea, Journal of Coral Reef Studies*, 6, 375-386.

Upton SJ, Peters EC (1986) A new and unusual species of coccidium (Apicomplexa: Agamococcidiorida) from Caribbean scleractinian corals. *Journal of Invertebrate Pathology*, 47, 184-193.

Uyarra MC, Côté IM, Gill JA, Tinch RRT, Viner D, Watkinson A (2005) Island-specific preferences of tourists for environmental features: implications of climate change for tourism-dependent states. *Environmental Conservation*, 31, 1-9.

Williams E, Bunkley-Williams L (1990) The world-wide coral reef bleaching cycle and related sources of coral mortality. *Atoll Research Bulletin*, 335, 1-71.

Yamazato K (1981) A note on the expulsion of zooxanthellae during summer 1980 by the Okinawan reef building corals. *Sesoko Marine Science Laboratory Technical Reports*, 8, 9-18.

Yeemin T, Saenghaisuk C, Sutthacheep M, Pengsakun S, Klinthong W, Saengmanee K (2009) Conditions of coral communities in the Gulf of Thailand: a decade after the 1998 severe bleaching event. *Galaxea, Journal of Coral Reef Studies*, 11, 207-217.

Yonge CM, Nicholls AG (1931) Studies on the physiology of corals. V. The effect of starvation in light and in darkness on the relationship between corals and zooxanthellae. *Scientific Reports of the Great Barrier Reef Expedition*, 1(7), 178-210.

Wilkinson C (1998) Status of coral reefs of the world: 1998. Global coral reef monitoring network. Australian Institute of Marine Science, Cape Ferguson, Queensland, 184 pp.

Wooldridge SA (2009) Water quality and coral bleaching thresholds: Formalising the linkage for the inshore reefs of the Great Barrier Reef, Australia. *Marine Pollution Bulletin*, 58, 745-751.

3.2.2　自然再生と生態系評価について

(1)　移植によるサンゴ礁の再生

世界のサンゴ礁の衰退が著しく、自然の回復力だけではサンゴ礁の回復は不可能な領域に達しており、サンゴ礁再生はサンゴ礁保全のための主要な活動となるとされ、サンゴ礁再生活動は過去 10 年でサンゴ礁回復の主要な手法となっているとした (Rinkevich 2005)。大久保・大森 (2001)は、それまでに世界中で行われたサンゴの移植事業 (8 科 20 属 66 種)について概観し、移植時期や場所、費用対効果についてまとめたが、当時の移植は群体から一部を切り取り、別の場所に固定する無性生殖を利用したものであった。この手法は、元になるサンゴ群体のダメージになり、また、遺伝的撹乱をもたらすという問題点も指摘されている。このように、サンゴ礁の再生手法として従来の断片移植は既存サンゴ群集に影響を及ぼし、また種多様性に乏しいことから、種の多様性に配慮した新たな方法が開発されつつある。いずれもサンゴ幼生の新規付着を利用する方法で、大きく基質安定化と有性生殖による種苗の移植に大別される。サンゴ幼生は付着基盤選択の際に光量 (Mundy & Babcock 1998)、水深 (Baird et al. 2003)、水質 (Abelson et al. 2005)、堆積物 (Smith et al. 2003)など、物理環境要因に大きく影響されることが知られている。また、Shinszato et al. (2015)は、コユビミドリイシ *Acropora digitifera* のゲノムを沖縄本島の南部、中部、北部と、慶良間諸島、石垣島、西表島周辺海域で比較したところ、従来考えられていたよりも遺伝的な交流があまりなく、地域外への供給や移入があまり見られず、海流による幼生の移動は限定的であることが明らかにされた。このように、サンゴの幼生期間は種によって異なり、幼生の移動分散能力にも違いがあることから (Nakamura & Sakai 2010)、今後は各種の幼生期間の生活史も把握した上で移植場所を選定していく必要がある。また、2014 年のレビューでは、世界中で少なくとも 86 種を対象として 100000 コロニー以上の移植が行われたことをまとめている (Rinkevich 2014, 文献個表 7 参照)。

i) 基質安定化

サンゴ礁の基質が礫化すると加入した稚サンゴが波浪で転がり、海藻やカイメンに覆われて死滅率が高まるため、新規加入による自然のサンゴの回復力は低下する。インドネシアでは、ダイナマイト漁で破壊されたサンゴの礫がサンゴ幼生の新規付着を阻害している (Fox et al. 2003; 2005)。さらに、このタイプの基質はサンゴと競合するソフトコーラルの好適生息域でもある。インドネシアのコモド国立公園では、1998-2008 年、ダイナマイト漁で破壊されたサンゴ礁回復のため基質安定化が行われた (Edwards 2010)。1950 年代以来のダイナマイト漁で破壊されてきたサンゴ礁では、幼生が豊富で水質良好であるにもかかわらず、大量の瓦礫が潮流で移動し稚サンゴを覆い死滅させていたため回復が見られなかった。付着基質の安定化のため、4 ヶ所の低サンゴ被度（＜1%）瓦礫域に、4 種類の岩石が 5～10m 深に計 140m^3 に投入された結果、6 年後、対照区では自然の加入はほとんど見られずサンゴ被度は 1%未満のままであったが、どの試験区でもサンゴ被度は有意に増加した。最も低いのは完全被覆域で 8%、最高は間隔被覆域で 43%であった。岩石の配置で大きな差が出現し、適度な海流がよい結果を示した。フィリピン、カラグカラグ海洋保護区では、2003-05 年、8m 深の礁原、2400 m^2 の礫帯で、ダイナマイト漁跡におけるプラスチック・ネット使用による礫安定化が行われた (Edwards 2010)。その結果、2003 年 9 月には直径 1 cm の加入サンゴが認められた。加入数は増加を続け、2003 年 9 月の 0.5/ m^2 から 2005 年 3 月には 4.5/ m^2 となった。加入サンゴの生残率は有意にネット上（10 ヶ月で 63%）の方が礫域（同 6%）よりも高かった。加入サンゴの長径は 10 ヶ月で 6 cm を超え、一方、礫域のそれは摩滅、部分死滅し、2-4 cm にとどまった。手法は 3 年目におけるサンゴ加入増加、魚類相変化があった点から効果があると評価された。ネットは 25 m^2 まで

が適当と考えられ、特に清掃等のメンテナンスは必要なく、設置 5 年後の観察では、ネットに異常なく、加入サンゴは 17 属で、直径 15-18cm に成長したことが報告されている。このような背景から、基質安定化は重要なサンゴ礁再生の手法として認められ、加入の促進、サンゴ移植を助けるものとしても活用されている。素材としてはコンクリートや自然石が用いられ、基質上を被覆するように使用された。

ii) 有性生殖による種苗の移植

サンゴ礁再生手法の中でも有性生殖を利用した野外採苗種苗の移植は石西礁湖でも実績を重ねて、移植サンゴの産卵、サンゴ被度の回復など有効性が実証されている (Okamoto et al. 2005; 2008)。野外採苗による種苗は自然の海に近い種組成を得ることができ、オニヒトデ大発生後のサンゴ礁の回復に必要な種多様性の確保に大きく貢献することができる。

有性生殖によるサンゴ種苗の生産方法は、大きく次のように分けられる。

a. 海域での生産

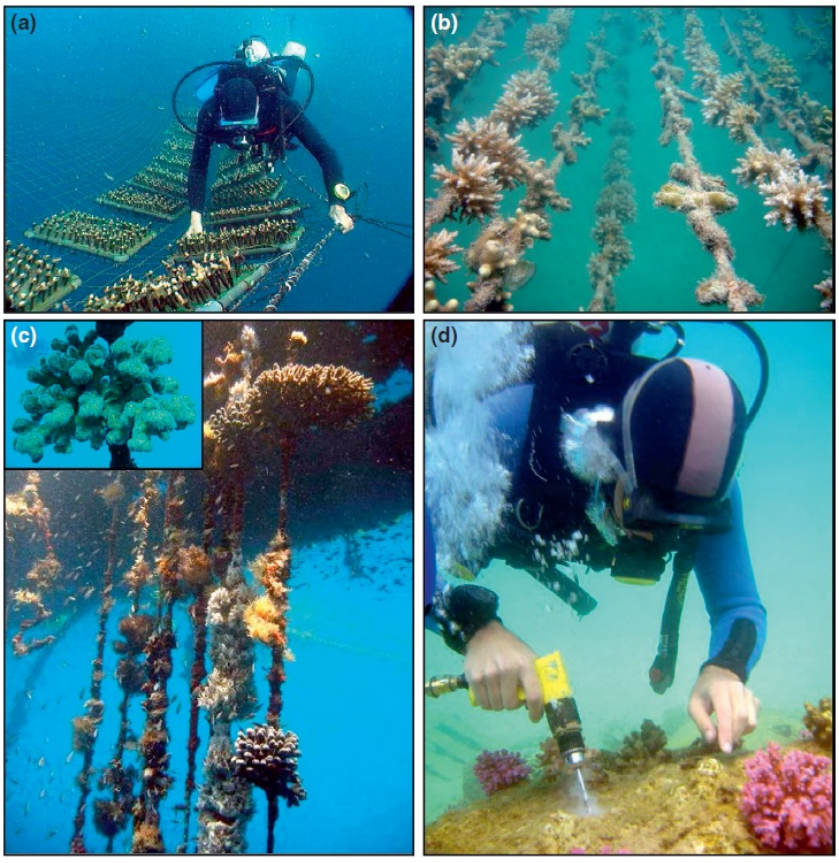
b. 陸上での生産

サンゴ礁修復に有性生殖を使用する利点として Guest et al. (2010)は、サンゴは非常に多産で大量の幼群体を生産でき、無性生殖に比べ遺伝的多様性が高い点を挙げている。また、ホストの群体を傷つけることがないので既存サンゴへの影響がほとんどないことも利点として挙げている。しかし、大量に生産することが可能である一方で、初期減耗率をいかに抑えるかという課題も残されている。また、無性生殖に比べ、専門的技術や施設などのコストが必要になること、効率的な養殖のためにはサンゴの正確な産卵季節・時間の情報が必要であることなどの課題も指摘されている。

スリックからも大量に幼生を取得することが可能である。スリックは海域で広範に出現するサンゴ相を反映するものであり、遺伝的多様性が自然のレベルになる。また、スリックから飼育した幼生の使用法は、人工基盤あるいは自然基盤に着生させるか、衰退したサンゴ礁に直接高密度で放流し、海底に着生させるかの 2 通りの手法があるが、後者はその効果が不明である一方、自然の海では着生後の死亡率が非常に高いため、前者が勧められている。

新規加入が期待される海底に人工基盤を配置し着生させる方法もあり、サンゴが着生した人工基盤は移植に供される。この方法は幼生を飼育する方法に比べ簡単である。具体的な実施例として、掲載書の Reef Rehabilitation manual の中に、沖縄県石西礁湖における着床具を用いた事業例が紹介されている (Fujiwara 2010)。有性生殖に用いる基盤については、セラミック着床具 (Okamoto et al. 2008)や硬質ネット (山本ほか 2007)、タカセガイ養殖礁 (Omori et al. 2007)を利用する方法が提案・実践されている。

このように、無性生殖による固定移植方法から着床具を用いた有性生殖による移植方法まで手法は改善を重ね、移植された群体から産卵が確認されるなどその成果も認識されつつある一方で、養殖が増えることによってサンゴの密漁が増加する可能性などの問題点について、また、サンゴの移植実施にあたっては、あくまで「保全」があった上での移植であり、自然再生を補助する手段の一つにすぎないという指摘もされている (鹿熊 2011)。

文献個表 7	Rinkevich B (2014) Rebuilding coral reefs: does active reef restoration lead to sustainable reefs? *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 7, 28-36.
概要	サンゴ礁自然再生における移植事業について
対象地域	世界各地のサンゴ礁
内容	この総説ではサンゴの移植の指針について、いくつかの必要な情報を挙げている。 1. サンゴ礁の初期状態の情報 2. 優占種、重要種の把握 3. サンゴ個体群の遺伝的な情報 4. 過去の白化や病気などのイベント履歴 5. サンゴ礁環境における利害関係者間の調整 6. 自然減少・人工要因問わず、撹乱要因のリスト化 7. 今後予想される気候変動の影響 8. 現状の保全活動の評価 9. 移植を必要とする海域の選定 10. 各海域のビジョン 11. 経過のモニタリングとプランの修正  a. 紅海でのサンゴ移植事業 b. フィリピンでのロープを利用したサンゴ養殖事業 c. 紅海でのロープによるサンゴ養殖事業 d. ドリルで基質に穴をあけ樹脂で固定する移植事業（紅海）。
本事業への活用	石西礁湖では、有性生殖による移植も開始され、移植したサンゴによる産卵が確認されるなどの成果も既に報告されている。また、航路浚渫によるサンゴへの影響から、群体ごと移動するなどの移設作業も進められている。今後は、高い生残率の期待できる環境条件などの解明を通して、より効率の高い移植事業が望まれる。

引用文献

Abelson A, Olinky R, Gaines S (2005) Coral recruitment to the reefs of Eilat, Red Sea: temporal and spatial variation, and possible effects of anthropogenic disturbances. *Marine Pollution Bulletin*, 501, 576-582.

Baird AH, Babcock RC, Mundy CP (2003) Habitat selection by larvae influences the depth distribution of six common coral species. *Marine Ecology Progress Series*, 252, 289-293.

Edwards AJ (2010) Reef rehabilitation manual. Coral reef targeted research & capacity building for management program, 166 pp.

Fox E, Pet JS, Dahuri R, Caldwell RL (2003) Recovery in rubble fields: long-term impacts of blast fishing. *Marine Pollution Bulletin*, 46, 1024-1031.

Fox E, Mous PJ, Pet JS, Muljad AH, Caldwell RL (2005) Experimental assessment of coral reef rehabilitation following blast fishing. *Conservation Biology*, 19(1), 98-107.

Fujiwara S (2010) Coral transplantation, using ceramic coral settlement devices, on reefs damaged by bleaching and *Acanthaster planci*. Reef Rehabilitation manual, 155-157.

Guest J, Heyward A, Omori M, Iwao K, Morse A, Boch C (2010) Rearing coral larvae for reef rehabilitation, Reef Rehabilitation manual, 73-98.

鹿熊信一郎 (2011) 沖縄における造礁サンゴ移植活動の課題. 松本博之編『海洋環境保全の人類学』. *国立民族学博物館調査報告*, 97, 315-335.

Nakamura M, Sakai K (2010) Spatiotemporal variability in recruitment around Iriomote Island, Ryukyu Archipelago, Japan: implications for dispersal of spawning corals. *Marine Biology*, 157, 801-810.

Okamoto S, Nojima Y, Furushima Y, Phoel C (2005) A basic experiment of coral culture using sexual reproduction in the open sea. *Fisheries Science*, 71, 263-270.

Okamoto S, Nojima Y, Fujiwara S, Furushima Y (2008) Development of ceramic settlement devices for coral reef restoration using in situ sexual reproduction of corals. *Fisheries Science*, 74, 1245-1253.

Omori M, Kajiwara K, Matsumoto H, Watanuki A, Kubo H (2007) Why Corals Recruit Successfully in Top-snail Aquaculture Structure? *Galaxea, Journal of Coral Reef Studies*, 8, 83-90.

Rinkevich B (2005) Conservation of coral reefs through active restoration measures: recent approaches and last decade progress. *Environmental Science & Technology*, 39, 4333-4342.

Rinkevich B (2014) Rebuilding coral reefs: does active reef restoration lead to sustainable reefs? *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 7, 28-36.

Shinzato C, Mungpakdee S, Arakaki N, Satoh N (2015) Genome-wide SNP analysis explains coral diversity and recovery in the Ryukyu Archipelago. *Scientific Reports*, 5, 18211.

山木克則, 宮城清, 和山通年, 大場英雄, 日野林穣二 (2007) 慶良間諸島における網状基盤を用いたサンゴ群集再生の試み. *日本サンゴ礁学会第10回大会講演要旨集*, 85.

Mundy CN, Babcock RC (1998) Role of light intensity and spectral quality in coral settlement: implications for depth-dependent settlement? *Journal of the Experimental Marine Biology and Ecology*, 223, 235-255.

Smith LD, Negri AP, Philipp E, Webster NS, Heyward AJ (2003) The effects of antifoulant-contaminated sediments on coral recruits and branchlets. *Marine Biology*, 143, 651-657.

(2) サンゴ礁生態系

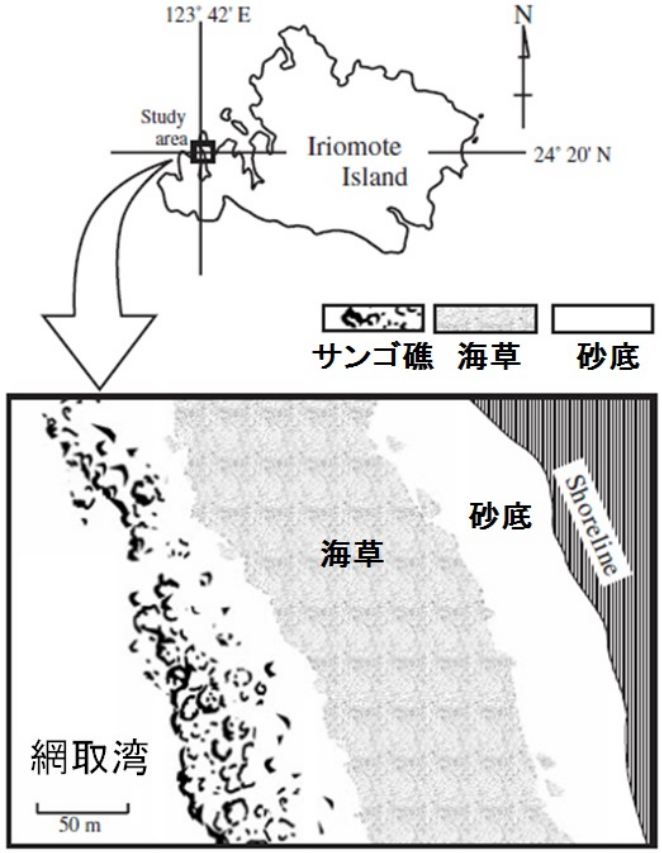
環境ストレスが造礁サンゴの健康に影響を与えることはよく知られている。増加し続ける人口とともに、陸域からは汚染物質、栄養塩、シルト、病原体の沿岸生態系への放出が発生する。これらの環境ストレスが、沿岸に生息する多くの分類群の底生生物の生命活動の維持・成長・生殖に影響をおよぼすことがこれまで数多く報告されてきた (Ban et al. 2013)。IPCC (2013)は海洋酸性化の進行によって海洋の二酸化炭素吸収能力が低下することを指摘し、その結果大気中に残る二酸化炭素の割合が増え地球温暖化が加速することも懸念されている (Raven et al., 2005)。また、海洋酸性化によって、植物プランクトン、動物プランクトン、サンゴ、貝類や甲殻類など、さまざまな海洋生物の成長や繁殖に影響があると考えられる (IPCC 2013)。サンゴ礁生態系では、白化現象や気候変動による海水温上昇、また海洋酸性化などのイベントからどのような影響を受けるのか、主に魚類や無脊椎動物を対象として研究が進められてきた。サンゴ礁魚類に関しては、世界中でスズメダイ科、チョウチョウウオ科、カワハギ科、テンジクダイ科を中心として 90-300 億円規模/年の市場があるとされている (Sadovy & Vincent 2002)。石西礁湖で白化などの撹乱要因がどれだけの経済的な損失になるかを試算した例はないが、自然再生事業の評価の一つとして活用できる。

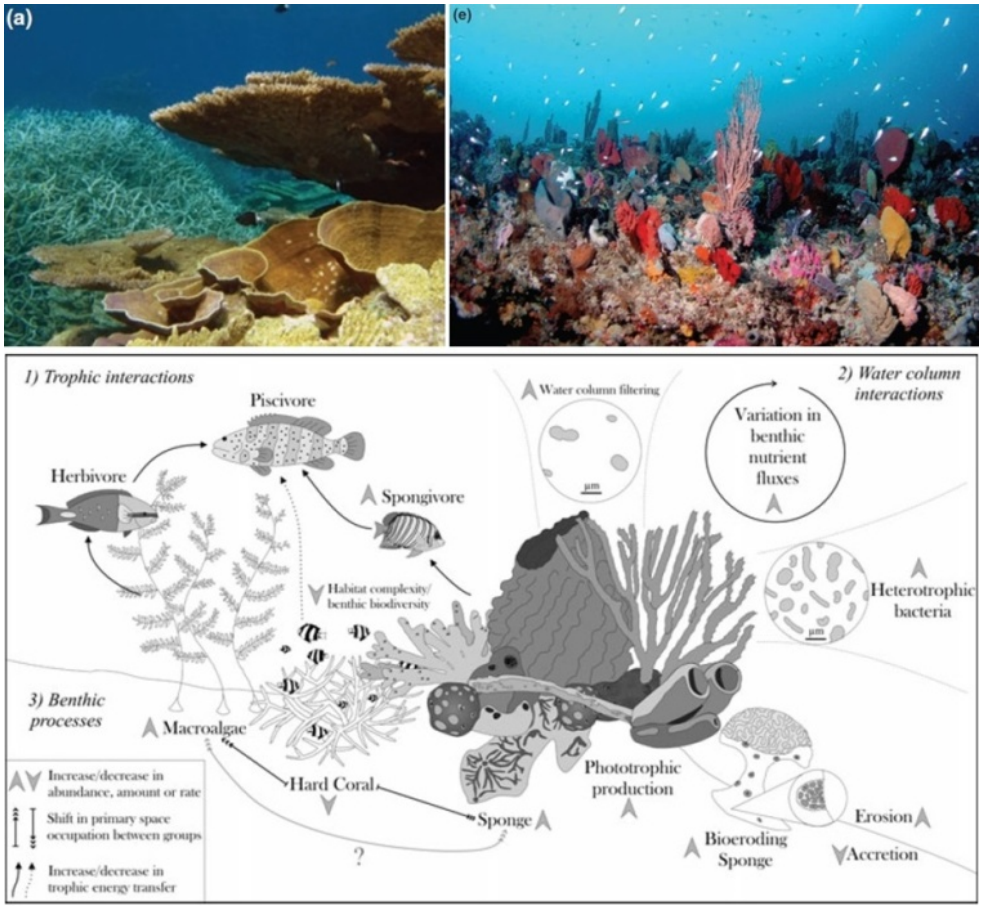
西表島網取湾を対象とした研究では、隣接するサンゴ礁（ミドリイシ類が優占）、海草域（ウミショウブが優占）、砂底において、海産無脊椎動物の多様性と出現量を比較し、生息環境の違いがもたらす多様性を比較・検討したものがある (Nakamura & Sano 2005, 文献個表 8 参照)。その結果、無脊椎動物の出現数、生息密度は海草域が卓越していたが、バイオマスで比較するとサンゴ礁域が大きい結果になった。海草域ではタナイスやユスリカ幼生、ゴカイなどの多毛類といった小型の無脊椎動物が卓越する一方、サンゴ礁ではより大型のカニ類やエビ類が多く発見された。3 地域のいずれも小型の多毛類が多く発見はされるものの、種構成は異なっていた。これらの無脊椎動物は魚類の餌として重要な資源となっており、サンゴ礁だけでなく隣接する海草域や砂底域の無脊椎動物相の把握も健全なサンゴ礁を保全する上で重要になると考えられる。また、気候変動と海洋酸性化はサンゴ礁に直接影響するだけでなくサンゴが構成する三次元構造を利用するその他の生物の生息環境が破壊される二次的な影響があることも指摘されている (Fabricius et al. 2013)。さらに、海洋酸性化によってサンゴ礁が減少していく過程でサンゴの代わりにカイメン類が発達するシナリオを検討し、地球温暖化によるサンゴ礁生態系への影響について評価が行われている (Bell et al. 2013, 文献個表 9 参照)。そこではサンゴ礁が作り出す三次元構造に比べてカイメンでは単純な構造にしかならず、カイメンのろ過作用で DOC が低下するため、魚類・無脊椎動物群集に影響が出ることを予測している。また、サンゴ礁に特異的なクロスズメダイは、餌となる藻類を選択的に残し、他の藻類を除去し環境を維持することが知られている (Hata et al. 2010)。また、サンゴ礁生態系における植食性動物の役割については魚類やウニを中心として議論されてきたが (Hughes 1994; Burkepile & Hay 2008; 2010)、同じく大型で植食性であるウミガメ類も、サンゴ礁域における海草の除去に大きな役割を果たしていることが報告された (Goatley et al. 2012, 文献個表 10 参照)。このように、サンゴと他の生物の種間相互作用の重要性について情報が蓄積されつつあるが、これまでの自然再生事業ではほとんど触れられていない。

GBR では、漁獲制限区と区外のリーフ健全度を比較したところ、漁獲制限区内では明確にオニヒトデの個体数が少なく、魚類を含む生物間相互作用を維持することがサンゴ礁保全に重要であると指摘されている (Sweatman 2008)。Kennedy et al. (2013)は、漁獲制限などの地域的な取り組みに、二酸化炭素削減などの全球スケールの対策を合わせることでサンゴ礁の減少を遅らせることができるとしている。Sano (2004)では、白化イベントによってサンゴ食魚類と植食生魚類の出現頻度に影響することが報告されている。仏領ポリネシアではオニヒトデの大発生によってダメージを受けたサンゴ礁では魚類の多様性が減るだけでなく、藻類の

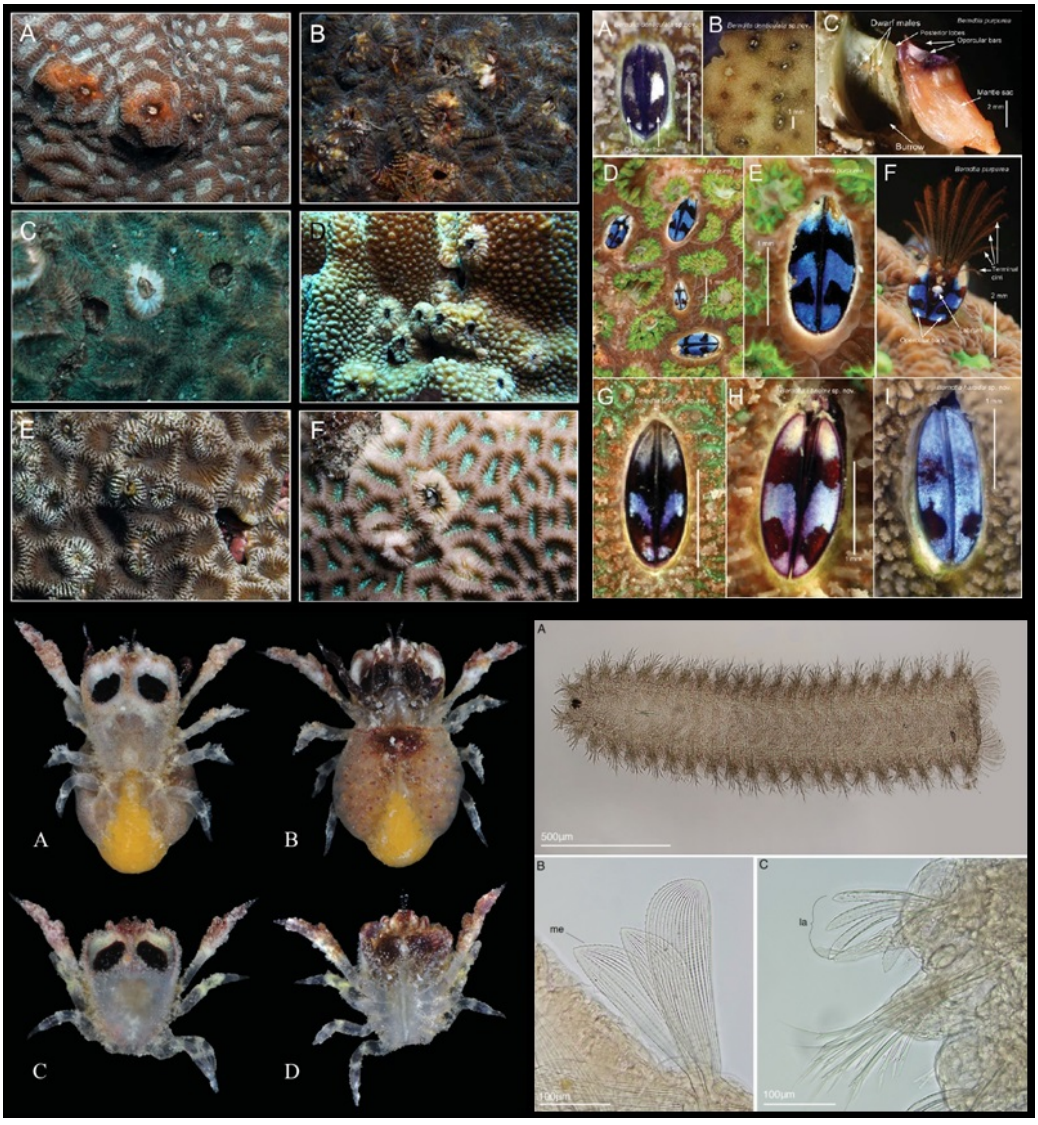
被覆が拡大するなど、生態系全体へのカスケード効果が報告されている (Kayal et al. 2012)。同海域ではサンゴに特異的に生息する十脚類への影響も報告されており、サンゴ被度だけでなく底生無脊椎動物も含めた生態系全体のモニタリングの必要性も指摘されている (Leray et al. 2012)。また、サンゴ礁域からはフジツボ類やルリツボムシ、サンゴヤドリガニ、タンザクゴカイなど、現在も新種の生物が頻繁に発見されているが (e. g. Chan et al. 2013; 2014; Van der Meij et al. 2015; Watson 2015, 文献個表 11 参照)、石西礁湖ではこれまでサンゴと魚類について充実した記録が残されているのみで (環境省 2010; 2011; 2012; 2013; 2014; 2015)、他の無脊椎動物などについてはほとんど記録がない。生物多様性保全も世界的な課題の一つとして認識されている現在では、サンゴや水産物たる有用魚種だけでなく、サンゴ礁と関わりのある様々な分類群も合わせて調査を続けていく必要がある。

本自然再生事業の短期目標である『サンゴ礁生態系の回復のきざしが見られるよう、環境負荷を積極的に軽減する』は、陸域からの影響など次第に明らかになり具体的な対策も提案され、実施されつつある。事業開始から 30 年後を見据えた長期目標である『人と自然との健全な関わりを実現し、1972 年の国立公園指定当時の豊かなサンゴ礁の姿を取り戻す』ためには、今後は調査対象を広げ人知れず絶滅していく生物がないよう研究を進め、サンゴ礁生態系全体を注視していく必要がある。

文献個表 8	Nakamura Y, Sano M (2005) Comparison of invertebrate abundance in a seagrass bed and adjacent coral and sand areas at Amitori Bay, Iriomote Island, Japan. *Fisheries Science*, 71, 543-550.
概要	サンゴ礁、海草域、砂底における海産無脊椎動物の出現量比較
対象地域	沖縄県西表島網取湾
内容	この研究では隣接するサンゴ礁（ミドリイシ類が優占）、海草域（ウミショウブが優占）、砂底において、海産無脊椎動物の多様性と出現量を比較し、生息環境の違いがもたらす多様性に関する評価を行った。その結果、無脊椎動物の出現数、生息密度は海草域が卓越していたが、バイオマスで比較するとサンゴ礁域が大きい結果になった。海草域ではタナイスやユスリカ幼生、ゴカイなどの多毛類といった小型の無脊椎動物が卓越する一方、サンゴ礁ではより大型のカニ類やエビ類が多く発見された。３地域のいずれも小型の多毛類が多く発見はされるものの、種構成は異なっていた。これらの無脊椎動物は魚類の餌として重要な資源となっているため、サンゴ礁だけでなく隣接する海草域や砂底域の無脊椎動物相の把握も健全なサンゴ礁を保全する上で重要になると考えられる。  図：調査地点地図 (Nakamura & Sano (2005)より引用・改変)
本事業への活用	石西礁湖に近い網取湾での研究事例。石西礁湖ではサンゴ礁の再生が進まない調査地点もあるが、海草域や砂地があることによって石西礁湖全体の生物多様性の維持に貢献している可能性も考えられる。再生の進むサンゴ礁だけでなく、回復が進まない砂地や海草域の再評価にも本研究が活用できると考えられる。

文献個表 9	Bell JJ, Davy SK, Jones T, Taylor MW, Webster NS (2013) Could some coral reefs become sponge reefs as our climate changes? *Global Change Biology*, 19(9), 2613-2624.
概要	海洋酸性化による海洋環境の変化に伴うサンゴ礁生態系の変遷シナリオ予測
対象地域	世界各地
内容	海洋酸性化が進むと、海洋の二酸化炭素吸収能力が低下するし、大気中に残る二酸化炭素の割合が増え地球温暖化が加速することが懸念されている。また、海洋酸性化によって、植物プランクトン、動物プランクトン、サンゴ、貝類や甲殻類など、様々な海洋生物の成長や繁殖に影響があると考えられる。 海洋酸性化によってサンゴ礁が減少していく過程でサンゴの代わりにカイメン類が発達するシナリオを検討し、地球温暖化によるサンゴ礁生態系への影響について評価を行った。この研究では、サンゴ礁が作り出す三次元構造に比べてカイメンでは単純な構造になり、また、カイメンのろ過作用で DOC が低下するため、魚類・無脊椎動物群集に影響が出ることを予測している。  上）サンゴ礁の造る三次元環境(左)に比べてカイメンの造る三次元環境(右)は単純な構造になり、幼魚の逃げ場などの機能が脆弱になる。 下）サンゴ礁生態系からカイメンを中心とした生態系に変化した場合の生物間相互作用の変化を模式図にしたもの。
本事業への活用	石西礁湖では、カイメンの被覆による被害はテルピオスによる単発的な記録が残されているものの、定量的なデータはない。今後はテルピオスだけでなくカイメン類の繁茂しそうな環境を事前に把握してモニタリングしていく必要がある。

文献個表 10	Goatly CH, Hoey AS, Bellwood DR (2012) The role of turtles as coral reef macroherbivores. *PLoS ONE*, 7(6), e39979.
概要	サンゴ礁生態系におけるウミガメ類の役割
対象地域	オーストラリア、GBR、リザード島
内容	サンゴ礁生態系における植食性魚類やウニの影響についてはこれまで多くの場所で研究されてきたが、同じくサンゴ礁生態系のトッププレデターでもあるウミガメ類の役割を評価した例はない。この研究では、海草を取り除いたリーフとそうでないリーフでのウミガメの採餌行動を比較している。その結果、海草の豊富なリーフではそうでないリーフの 40 倍以上の採餌行動が見られた。このように、生育場所を巡るサンゴの競争相手である海草を積極的に食することから、サンゴ礁生態系の維持のため、今後はウミガメ類も含めたサンゴ礁生態系全体の影響も考慮に入れる必要がある。 図：サンゴ礁域に生息するアオウミガメ（上）とタイマイ（下）
本事業への活用	石西礁湖を取り巻く西表島、石垣島をはじめとした八重山諸島は、アカウミガメ、アオウミガメ、タイマイが産卵に訪れ、周年観察することができる。これまでの自然再生事業ではウミガメ類の影響は全く考慮されてこなかったが、サンゴ礁生態系でのウミガメ類の生態的な役割と生息数などを明らかにし、ウミガメ類を指標種にすることで自然再生事業の評価が可能になるかもしれない。また、ウミガメ類の産卵には沿岸環境保全が重要であることから、ウミガメ類の上陸・産卵記録から石西礁湖周辺の沿岸環境を評価できる。

文献個表 11	Chan BKK, Chen YY, Lin HC (2013) Biodiversity and host specificity of coral barnacles of *Galkinia* (Cirripedia: Pyrgomatidae) in Taiwan, with descriptions of six new species. *Journal of Crustacean Biology*, 33(3), 392–431. Chan BKK, Kolbasov GA, Hirose M, Mezaki T, Suwa R (2014) Biodiversity and biogeography of the coral boring barnacles of the genus *Berndtia* (Cirripedia: Acrothoracica) in the West Pacific, with description of three new species. *Journal of Natural History*, 48(25-26), 1503-1541. Van der Meij SET, Berumen ML, Pauley G (2015) A new species of *Fizesereneia* Takeda & Tamura, 1980 (Crustacea: Brachyura: Cryptochiridae) from the Red Sea and Oman. *Zootaxa*, 3931(4), 585–595. Watson C (2015) Seven new species of *Paleanotus* (Annelida: Chrysopetalidae) described from Lizard Island, Great Barrier Reef, and coral reefs of northern Australia and the Indo-Pacific: two cryptic species pairs revealed between western Pacific Ocean and the eastern Indian Ocean. *Zootaxa*, 4019(1), 707–732.
概要	近年サンゴ礁から発見された新種の生物たち
対象地域	世界各地のサンゴ礁
内容	 左上）台湾のサンゴ礁から発見されたサンゴフジツボ類 *Galkinia* 属の新種 (2013) 右上）西太平洋のサンゴ礁から発見されたルリツボムシ *Berndtia* 属の新種 (2014) 左下）紅海のサンゴ礁から発見されたサンゴヤドリガニ *Fizesereneia* 属の新種 (2015) 右下）インドネシアのサンゴ礁から発見されたタンザクゴカイ *Paleanotus* 属の新種 (2015)
本事業への活用	本事業の長期目標である『人と自然との健全な関わりを実現し、1972 年の国立公園指定当時の豊かなサンゴ礁の姿』に向けて、サンゴ、魚類のみならず、サンゴと共生する無脊椎動物相についても研究を進め、サンゴ礁生態系の全容を把握していくことが望まれる。

引用文献

Ban SS, Graham NAJ, Connolly SR (2014) Evidence for multiple stressor interactions and effects on coral reefs. *Global Change Biology*, 20, 681-697.

Bell JJ, Davy SK, Jones T, Taylor MW, Webster NS (2013) Could some coral reefs become sponge reefs as our climate changes? *Global Change Biology*, 19(9), 2613-2624.

Burkepile DE, Hay ME (2008) Herbivore species richness and feeding complementarity affect structure and function on a coral reef. *Proceedings of the National Academy of Science of the United States of America*, 105, 16201-16206.

Burkepile DE, Hay ME (2010) Impact of herbivore identity on algal succession and coral growth on a Caribbean reef. *PLoS ONE*, 5, e8963.

Chan BKK, Chen YY, Lin HC (2013) Biodiversity and host specificity of coral barnacles of *Galkinia* (Cirripedia: Pyrgomatidae) in Taiwan, with descriptions of six new species. *Journal of Crustacean Biology*, 33(3), 392-431.

Chan BKK, Kolbasov GA, Hirose M, Mezaki T, Suwa R (2014) Biodiversity and biogeography of the coral boring barnacles of the genus *Berndtia* (Cirripedia: Acrothoracica) in the West Pacific, with description of three new species. *Journal of Natural History*, 48(25-26), 1503-1541.

Fabricius KE, De'ath G, Noonan S, Uthicke S (2014) Ecological effects of ocean acidification and habitat complexity on reef-associated macroinvertebrate communities. *Proceedings of the Royal Society B*, 281, 20132479.

Goatly CH, Hoey AS, Bellwood DR (2012) The role of turtles as coral reef macroherbivores. *PLoS ONE*, 7(6), e39979.

Hata H, Watanabe K, Kato M (2010) Geographic variation in the damselfish-red alga cultivation mutualism in the Indo-West Pacific. *BMC Evolutionary Biology*, 10, 185.

Hughes TP (1994) Catastrophes, phase shifts, and large scale degradation of a Caribbean coral reef. *Science*, 265, 1547-1551.

Intergovernmental Panel on Climate Change (2013) Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535 pp.

環境省 (2011) 平成 22 年度 石西礁湖サンゴ礁保全総合調査業務報告書. いであ株式会社編

環境省 (2012) 平成 23 年度 石西礁湖サンゴ群集モニタリング調査業務報告書. いであ株式会社編

環境省 (2013) 平成 24 年度 石西礁湖サンゴ群集モニタリング調査等業務報告書. いであ株式会社編

環境省 (2014) 平成 24 年度（繰越） 石西礁湖サンゴ群集モニタリング調査等業務報告書. いであ株式会社編

環境省 (2015) 平成 26 年度 石西礁湖サンゴ群集モニタリング調査業務報告書. 株式会社東京久栄編

Kayal M, Vercelloni J, Lison de Loma T, Bosserelle P, Chancerelle Y, Geoffroy S, Stievenart C, Michonneau F, Penin L, Planes S, Adjeroud M (2012) Predator crown-of-thorns starfish (*Acanthaster planci*) outbreak, mass mortality of corals, and cascading effects on reef fish and benthic communities. *PLoS ONE*, 7(10), e47363.

Kennedy EV, Perry CT, Halloran PR, Iglesias-Prieto R, Scho¨nberg CHL, Wisshak M, Form AU, Carricart-Ganivet JP, Fine M, Eakin CM, Mumby PJ (2013) Avoiding coral reef functional collapse requires local and global action. *Current Biology*, 23, 912-918.

Leray M, Béraud M, Anker A, Chancerelle Y, Mills SC (2012) *Acanthaster planci* outbreak: decline in coral health, coral size structure modification and consequences for obligate decapod assemblages. *PLoS ONE* 7(4), e35456.

McClanahan TR, Ateweberhan M, Graham NAJ, Wilson SK, Sebastián CR, Guillaume MMM, Bruggemann JH (2007)

Western Indian Ocean coral communities: bleaching responses and susceptibility to extinction. *Marine Ecology Progress Series*, 337, 1-13.

Nakamura Y, Sano M (2005) Comparison of invertebrate abundance in a seagrass bed and adjacent coral and sand areas at Amitori Bay, Iriomote Island, Japan. *Fisheries Science*, 71, 543-550.

Raven J, Caldeira K, Elderfield H, Hoegh-Guldberg O, Liss P, Riebesell U, Shepherd J, Turley C, Watson A (2005) Ocean acidification due to increasing atmospheric carbon dioxide. The Royal Society policy document 12/05. Clyvedon Press, Cardiff, UK.

Sadovy YJ, Vincent ACJ (2002) Ecological issues and the trades in live reef fishes. In: Coral Reef Fishes: Dynamics and Diversity in a Complex Ecosystem, P. F. Sale (ed.). San Diego, California: Academic Press, 391-340.

Sano M (2004) Short-term effects of a mass coral bleaching event on a reef fish assemblage at Iriomote Island, Japan. *Fisheries Science*, 70, 41-46.

Sweatman H (2008) No-take reserves protect coral reefs from predatory starfish. *Current Biology*, 18(14), R598-R599.

Van der MeiJ SET, Berumen ML, Pauley G (2015) A new species of *Fizesereneia* Takeda & Tamura, 1980 (Crustacea: Brachyura: Cryptochiridae) from the Red Sea and Oman. *Zootaxa*, 3931(4), 585-595.

Watson C (2015) Seven new species of *Paleanotus* (Annelida: Chrysopetalidae) described from Lizard Island, Great Barrier Reef, and coral reefs of northern Australia and the Indo-Pacific: two cryptic species pairs revealed between western Pacific Ocean and the eastern Indian Ocean. *Zootaxa*, 4019(1), 707-732.