

รายงานวิจัยฉบับสมบูรณ์

สถานภาพความหลากหลายและโครงสร้างสังคมปะการังแข็งในแนวปะการัง
บริเวณอ่าวไทย ภายหลังจากเหตุการณ์ปะการังฟอกขาวปี 2553

Diversity and community structure of coral assemblage in the
Gulf of Thailand after 2010 mass bleaching

คณะนักวิจัย

ศรีสกุล ภิรมย์วารากร

ผศ.ดร. เจมส์ ทู

โครงการวิจัยนี้ได้รับทุนสนับสนุนจากเงินรายได้มหาวิทยาลัย
มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์
ประจำปีงบประมาณ 2553 รหัสโครงการ SCI530221S

1. ชื่อโครงการ:

(ภาษาไทย) สถานภาพความหลากหลายและโครงสร้างสังคมปะการังแข็งในแนวปะการังบริเวณอ่าวไทย ภายหลังจากปรากฏการณ์ปะการังฟอกขาว พ.ศ. 2553

(ภาษาอังกฤษ) Diversity and community structure of coral assemblage in the Gulf of Thailand after 2010 mass bleaching

2. คณะนักวิจัย:

2.1 ศรีสกุล ภิรมย์วรการ

สถานวิจัยความเป็นเลิศความหลากหลายทางชีวภาพแห่งคาบสมุทรไทย
คณะวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์

2.2 ผศ.ดร. เจมส์ ทู

สถานวิจัยความเป็นเลิศความหลากหลายทางชีวภาพแห่งคาบสมุทรไทย
คณะวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์

3. บทคัดย่อ:

การดำน้ำลึกและดำผิวน้ำในแนวปะการังเป็นหนึ่งในการท่องเที่ยวที่เติบโตเร็วที่สุดทุกแห่งในโลก แม้ว่าจะมีหลักฐานเรื่องราวความเสียหายในแนวปะการังที่เกี่ยวข้องกับการใช้ประโยชน์เพื่อการท่องเที่ยวมากมายแต่ผลกระทบต่อสุขภาพความสมบูรณ์ของตัวปะการังเองเป็นสิ่งที่ยังไม่มีใครสามารถศึกษานี้ได้เปรียบเทียบการปรากฏของโรคปะการัง 4 ชนิดและดัชนีอื่นที่เกี่ยวข้องกับสุขภาพความสมบูรณ์ของปะการังอีก 8 ดัชนี ในพื้นที่ที่มีการใช้ประโยชน์เพื่อการดำน้ำมากและน้อย ในบริเวณแนวปะการังของเกาะเต่า ในประเทศไทย การสำรวจปะการังจำนวน 10,499 โคโลนีแสดงให้เห็นว่า ค่าเฉลี่ยของปะการังที่มีสุขภาพดีสมบูรณ์ในพื้นที่ที่มีการใช้ประโยชน์เพื่อการดำน้ำน้อย มีค่าเป็น 2 เท่า (79%) ของพื้นที่ที่มีการใช้ประโยชน์เพื่อการดำน้ำมาก (45%) นอกจากนี้เรายังพบว่าโรคปะการังปรากฏเพิ่มขึ้นถึง 3 เท่า ในพื้นที่ที่มีการใช้ประโยชน์เพื่อการดำน้ำมาก เช่นเดียวกับการเพิ่มขึ้นอย่างมีนัยสำคัญของฟองน้ำ ความเสียหายทางกายภาพ ปัญหาเนื้อเยื่อที่เกิดจากตะกอน และการเกิดสปีดปอกติของเนื้อเยื่อในพื้นที่ที่มีการใช้ประโยชน์มากปะการังที่เกิดแผลมีแนวโน้มที่เกิดโรคแถบหินปูนกร่อน (skeletal eroding band disease) ซึ่งแสดงให้เห็นว่าการเพิ่มขึ้นของปัจจัยคุกคามในพื้นที่ที่มีการใช้ประโยชน์มากอาจส่งเสริมการพัฒนาของโรคปะการัง ปัญหาเนื้อเยื่อที่เกิดจากตะกอนมีความสัมพันธ์ชัดเจนกับการเกิดอาการจุดขาว (white syndromes) ซึ่งเกิดขึ้นทั่วทุกแนวปะการัง อย่างไรก็ตามอาการโตผิดปกติของโครงสร้างปะการังหรือโรคแถบสีดำไม่มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญในพื้นที่ที่ใช้ประโยชน์มากและน้อย ผลการศึกษานี้แสดงให้เห็นว่าดัชนีบ่งชี้สุขภาพปะการังหลายดัชนีบ่งชี้ผลกระทบต่อเกี่ยวข้องกับกิจกรรมการท่องเที่ยว และช่วยชี้แนวทางการบริหารจัดการที่เป็นรูปธรรมเช่น การบริหารจัดการพื้นที่

ตามกิจกรรมการใช้ประโยชน์แนวปะการัง ซึ่งจำเป็นต่อการรักษาสมดุลของการเติบโตของการท่องเที่ยว และการอนุรักษ์แนวปะการัง

Abstract:

Recreational diving and snorkeling on coral reefs is one of the fastest growing tourism sectors globally. Damage associated with intensive recreational tourist use has been documented extensively on coral reefs, however other impacts on coral health are unknown. Here, we compare the prevalence of 4 coral diseases and 8 other indicators of compromised coral health at high and low use dive sites around the island of Koh Tao, Thailand. Surveys of 10,499 corals reveal that the mean prevalence of healthy corals at low use sites (79%) was twice that at high use sites (45%). We also found a 3-fold increase in coral disease prevalence at high use sites, as well as significant increases in sponge overgrowth, physical injury, tissue necrosis from sediment, and non-normally pigmented coral tissues. Injured corals were more susceptible to skeletal eroding band disease only at high use sites, suggesting that additional stressors associated with use intensity facilitate disease development. Sediment necrosis of coral tissues was strongly associated with the prevalence of white syndromes, a devastating group of diseases, across all sites. We did not find significant differences in mean levels of coral growth anomalies or black band disease between high and low use sites. Our results suggest that several indicators of coral health increase understanding of impacts associated with rapid tourism development. Identifying practical management strategies, such as spatial management of multiple reef-based activities, is necessary to balance growth of tourism and maintenance of coral reefs.

4. บทสรุปผู้บริหาร (Executive Summary):

ปะการังแข็งซึ่งเป็นสิ่งมีชีวิตหลักที่ทำให้เกิดระบบนิเวศแนวปะการังโดยเป็นโครงสร้างหลักของแหล่งที่อยู่อาศัยของสิ่งมีชีวิตอื่นมากมายในระบบนิเวศ ความแปรปรวนขององค์ประกอบชนิดปะการังในแต่ละพื้นที่จึงมีความสำคัญอย่างยิ่งต่อการเปลี่ยนแปลงของสังคมสิ่งมีชีวิตทั้งหมดในระบบนิเวศ การเปลี่ยนแปลงของสิ่งมีชีวิตชนิดเด่นเป็นตัวบ่งชี้คุณภาพสิ่งแวดล้อม และการเปลี่ยนแปลงจากชนิดที่มีความอ่อนไหวกับสภาพแวดล้อมไปเป็นชนิดที่มีความทนทานยังแสดงถึงแนวโน้มของระบบที่กำลังเสื่อมโทรมลง สถานการณ์ปะการังฟอกขาวเป็นบริเวณกว้าง (Mass bleaching phenomena) ที่เกิดขึ้นในประเทศไทยในปี พ.ศ. 2553 นับว่าเป็นครั้งที่มีความรุนแรงมากที่สุดที่เคยเกิดขึ้นสำหรับประเทศไทย มีสาเหตุเนื่องมาจากอุณหภูมิผิวน้ำทะเลในบริเวณแนวปะการังสูงขึ้นกว่าปกติเป็นระยะเวลา 3-4 เดือน สภาวะร้อนผิดปกติของน้ำทะเลนี้ทำให้ปะการังขับสาหร่ายที่อยู่ร่วมกันหรือที่เรียกว่าเกิดการฟอกขาว เมื่อปะการังไม่มีสาหร่ายเซลล์เดียวที่อาศัยอยู่ร่วมกันทำให้ปะการังขาดพลังงานที่เคยได้จากสาหร่ายในการดำรงชีวิตตามปกติ อย่างไรก็ตามปะการังแต่ละชนิดมีพลังงานสะสมภายในเนื้อเยื่อไม่เท่ากัน และมีความต้องการพลังงานในการดำรงชีวิตไม่เท่ากัน ปะการังที่หมดพลังงานสะสมก็จะเริ่มตายโดยอาจมีลักษณะเป็นการตายบางส่วนของโคโลนีหรือตายทั้งโคโลนี ปะการังที่สามารถทนทานสภาวะฟอกขาวอยู่ได้จนอุณหภูมิผิวน้ำทะเลกลับมามีปกติก็จะเริ่มรับสาหร่ายจากน้ำทะเลกลับเข้าไปในเนื้อเยื่อใหม่และเจริญเติบโตต่อไป การศึกษานี้มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาความหลากหลายของสังคมปะการังแข็งหลังจากสถานการณ์ปะการังฟอกขาวครั้งที่มีความรุนแรงที่สุดในประเทศ

ผลการศึกษาพบว่าแนวปะการังทางฝั่งอ่าวไทยได้รับผลกระทบจากปรากฏการณ์ปะการังฟอกขาวแตกต่างกันในแต่ละพื้นที่ ในภาพรวมแนวปะการังใกล้ฝั่งของอ่าวไทยฝั่งตะวันตกทั้งเกาะกระและเกาะเต่า ได้รับผลกระทบน้อยที่สุด ถัดมาเป็นแนวปะการังบริเวณอ่าวไทยตอนใน (จังหวัดชลบุรี) แนวปะการังบริเวณอ่าวไทยฝั่งตะวันออก และแนวปะการังริมชายฝั่งของอ่าวไทยฝั่งตะวันตก ได้รับผลกระทบมากที่สุดตามลำดับ ในรายละเอียดความแตกต่างของผลกระทบในแต่ละแนวปะการังยังขึ้นอยู่กับองค์ประกอบปะการังชนิดเด่นที่มีอยู่เดิม โดยพบว่าถ้าแนวปะการังนั้นมีปะการังชนิดเด่นที่มีความทนทานต่อสถานการณ์การฟอกขาวสูง เช่น ปะการังโขด และปะการังลายดอกไม้ ซึ่งพบมากในแนวปะการังฝั่งอ่าวไทย แนวปะการังเหล่านี้จะไม่เกิดความเสียหายมาก เนื่องจากปะการังเหล่านี้ไม่ค่อยเกิดการฟอกขาวหรือเกิดการฟอกขาวก็สามารถฟื้นตัวกลับมาได้มากเช่นกัน ในทางกลับกันถ้าแนวปะการังนั้นมีปะการังชนิดเด่นที่มีความทนทานต่อสถานการณ์การฟอกขาวต่ำ เช่น ปะการังเขากวาง ทั้งที่มีรูปร่างกิ่งและรูปทรงโต๊ะ จะพบว่าแนวปะการังเหล่านี้เกิดความเสียหายค่อนข้างสูง

นอกจากนี้ระหว่างการศึกษาติดตามปะการังหลังสถานการณ์ฟอกขาว คณะวิจัยได้พบภัยคุกคามที่ส่งผลกระทบต่อการใช้ชีวิตของปะการัง เช่น การเกิดโรคปะการัง การระบาดของสัตว์ผู้ล่าปะการัง ซึ่งเป็นเรื่องค่อนข้างใหม่ในการศึกษาวิจัยของระบบนิเวศวิทยาแนวปะการัง ปัญหาเหล่านี้เกิดขึ้นต่อเนื่องตามมาจากสถานการณ์ฟอกขาว และมีความรุนแรงแตกต่างกันในแต่ละพื้นที่ คณะวิจัยจึงทำการเก็บข้อมูลเกี่ยวกับการปรากฏของโรคและตัวบ่งชี้ที่สำคัญได้เป็นชุดข้อมูลใหม่ที่แสดงถึงผลกระทบจากกิจกรรมการท่องเที่ยว โดยพบว่าพื้นที่ที่มีกิจกรรมการดำน้ำมีการใช้ประโยชน์มากจะพบโรคปะการังและตัวบ่งชี้ปัญหาสุขภาพปะการังมาก (Lamb *et al.*, 2014)

5. ภาคผนวก

5.1 บทความที่ได้รับการตีพิมพ์แล้ว บนฐานข้อมูล ISI

Joleah B. Lamb, James D. True, **Srisakul Piromvaragorn**, Bette L. Willis (2014). Scuba diving damage and intensity of tourist activities increases coral disease prevalence. *Biological Conservation* 178: 88-96.



Scuba diving damage and intensity of tourist activities increases coral disease prevalence

Joleah B. Lamb^{a,b,c,*}, James D. True^d, Srisakul Piromvaragorn^{c,d}, Bette L. Willis^{a,b,c}

^a School of Marine and Tropical Biology, James Cook University, Townsville, Queensland 4811, Australia

^b Australian Institute of Marine Science & James Cook University (AIMS@JCU), Townsville, Queensland 4811, Australia

^c Australian Research Council (ARC) Centre of Excellence for Coral Reef Studies, Townsville, Queensland 4811, Australia

^d Center for Biodiversity in Peninsular Thailand, Faculty of Science, Prince of Songkla University, Hat Yai, Songkla 90112, Thailand

ARTICLE INFO

Article history:

Received 25 March 2014

Received in revised form 27 June 2014

Accepted 29 June 2014

Available online 10 August 2014

Keywords:

Ciliates

Coral disease

Damage

Diving

Koh Tao

Scuba

Skeletal eroding band

Sedimentation

Snorkelling

Thailand

Tourism

White syndrome

Wounds

ABSTRACT

Recreational diving and snorkeling on coral reefs is one of the fastest growing tourism sectors globally. Damage associated with intensive recreational tourist use has been documented extensively on coral reefs, however other impacts on coral health are unknown. Here, we compare the prevalence of 4 coral diseases and 8 other indicators of compromised coral health at high and low use dive sites around the island of Koh Tao, Thailand. Surveys of 10,499 corals reveal that the mean prevalence of healthy corals at low use sites (79%) was twice that at high use sites (45%). We also found a 3-fold increase in coral disease prevalence at high use sites, as well as significant increases in sponge overgrowth, physical injury, tissue necrosis from sediment, and non-normally pigmented coral tissues. Injured corals were more susceptible to skeletal eroding band disease only at high use sites, suggesting that additional stressors associated with use intensity facilitate disease development. Sediment necrosis of coral tissues was strongly associated with the prevalence of white syndromes, a devastating group of diseases, across all sites. We did not find significant differences in mean levels of coral growth anomalies or black band disease between high and low use sites. Our results suggest that several indicators of coral health increase understanding of impacts associated with rapid tourism development. Identifying practical management strategies, such as spatial management of multiple reef-based activities, is necessary to balance growth of tourism and maintenance of coral reefs.

© 2014 Elsevier Ltd. All rights reserved.

1. Introduction

Global decline in coral reef health is a critical conservation concern, especially for the estimated 275 million people that live within 30 km of coral reefs and draw extensively on them for livelihood and food security (Bellwood et al., 2004; Burke et al., 2011). There is pressing demand to find income-generating alternatives to destructive and extractive uses of marine resources (Birkeland, 1997). Tourism is generally considered a favorable alternative, typically providing an incentive to preserve natural areas, thereby contributing to environmental protection, sustainable use practices, and the restoration of biological diversity (Buckley, 2012). Coral reef-based tourism is one of the fastest growing tourism sectors worldwide (Ong and Musa, 2011). However, because the majority of coral reefs are located in developing and often undermanaged island and coastal regions (Donner and Portere,

2007), the unrestricted growth and rapid development of reef-based tourism often undermines the conservation priorities necessary to sustain it.

Coral disease outbreaks are now recognized as a significant factor in the accelerating degradation of coral reefs, and it is commonly assumed that a variety of human-related activities have altered environmental conditions, potentially impairing coral resistance to microbial infections or increasing pathogen virulence (Altizer et al., 2013). Anthropogenic activities implicated in disease outbreaks and rising prevalence levels (i.e., the number of cases of a disease in a given population at a specific time) include proximity to human population centers (Aeby et al., 2011a), coastal land alteration and dredging (Guilherme Becker et al., 2013; Pollock et al., 2014), terrestrial runoff of sediment or agricultural herbicides (Owen et al., 2002; Haapkylä et al., 2011), sewage outfalls containing human enteric microorganisms (Patterson et al., 2002), increases in nutrient concentrations (Bruno et al., 2003), aquaculture and fish farms (Harvell et al., 1999; Garren et al., 2009), a reduction in the diversity of reef fish assemblages (Raymundo et al., 2009), and sunscreens (Danovaro et al., 2008).

* Corresponding author. Present Address: Cornell University, Department of Ecology and Evolutionary Biology, Ithaca, NY 14850, USA. Tel.: +1 607 216 5021. E-mail address: joleah.lamb@cornell.edu (J.B. Lamb).

<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2014.06.027>

0006-3207/© 2014 Elsevier Ltd. All rights reserved.

Until recently, recreational reef-based activities, such as diving and snorkeling, were thought to have little direct impact on coral assemblages. However, over the past two decades, numerous studies have been conducted on the physical impacts and management of diving on coral reefs worldwide. Most concluded that diving could adversely affect coral assemblages through physical injury (e.g., Hawkins and Roberts, 1992, 1993; Davis and Tisdell, 1995; Hawkins et al., 1999, 2005) or sediment deposition (Zakai and Chadwick-Furman, 2002). In a few studies, coral disease has been associated with the presence of concentrated tourist activities (Hawkins et al., 1999; Winkler et al., 2004; Lamb and Willis, 2011), however no studies have attempted to directly link coral susceptibility or disease prevalence with measures of dive site use intensity, such as levels of physical injury or sediment deposition. Minor damage and resuspension of sediment by most divers may seem trivial, but by compounding other reef stresses associated with tourism, they could undermine the resilience of local reef ecosystems (Nystrom et al., 2000) and reduce recovery rates following natural disturbances (Connell, 1997). In addition, a variety of other factors could increase coral disease prevalence and reduce health at intensively dived tourist sites in rapidly developing regions, including possible increases in nutrients from vessel sewage and wastewater and elevated levels of resuspended sediment associated with shoreline erosion from boat wakes and crowding.

The island of Koh Tao, located in the western Gulf of Thailand, has rapidly grown as a tourist and recreational destination, leading to the replacement of small-scale hook-and-line or traditional hand net fisheries by reef-related tourist activities (Yeemin et al., 2006). From 1992 to 2003, the number of tourists increased by 375% and now considered the hub of scuba diving certification in Southeast Asia, estimated to generate US\$62 million per year to the local economy (Larpnun et al., 2011). At present, the island has approximately 50 dive operators that accommodate greater than 300,000 visitors per year to a total reef area of 2 km² (Weterings, 2011; Larpnun et al., 2011), reaching intensities of use beyond levels seen even in regions heavily impacted by damage, such as the Red Sea (<250,000 divers/year to 4 km² of reef area; Zakai and Chadwick-Furman, 2002).

Here, we use the prevalence of four coral diseases and eight additional indicators of compromised coral health to assess the effects of recreational diving intensity on coral reefs surrounding Koh Tao. To date, the concurrent use of multiple field-based signs of disease and other indicators of compromised health to classify stress associated with human activities on reef corals has not been undertaken. Using a multitude of indicators to assess coral health may, for the first time, improve our capacity to identify more specific sources of impacts from tourism on reef corals. In light of predicted increases in tourism and recreational activities globally, the results of this study will aid in the development of practical management strategies to mitigate the impacts of frequent visitation that increase the likelihood of coral disease outbreaks and ensure long-term persistence of coral reefs and livelihoods in developing coastal regions.

2. Methods

2.1. Data collection

We conducted surveys around the island of Koh Tao in September 2011, approximately 1 year following a bleaching event and subsequent wet season in the Gulf of Thailand (Fig. 1 and Supplementary Material). We selected a total of 10, 90 m² sites distributed around the island and located approximately 100 m from shore. Based on questionnaires from 23 of the largest dive operators on the island, Weterings (2011) found that most of the dive sites around Koh Tao were unevenly visited and a select number were often frequented by up to 10 dive operators in a single day.

Due to ease of access, dive sites with the highest levels of use are often located nearest to the large number of operators located in the west and southwest regions of the island (Fig. 1). We surveyed the top 5 dive sites that are heavily and constantly used by visitors throughout the year (i.e., more than 5 boat operators with a minimum of 50 in-water visitors/site/day) (high use sites), and 5 sites that had similar coral assemblages but had few to no in-water visitors each year (low use sites).

At each site, three 15 m × 2 m belt transects were laid randomly along reef contours at 3–6 m in depth and approximately 5 m apart, consistent with standardized protocols developed by the Global Environment Facility (GEF) and World Bank Coral Disease Working Group (Beeden et al., 2008), which allow the data from this study to be directly compared to other coral disease datasets collected globally. Specifically, within each 30 m² belt transect (90 m² per dive site), every scleractinian coral over 5 cm in diameter was identified to genus and further classified as either diseased (i.e., affected by one or more of the following disease classes recorded in the Indo-Pacific region (see Fig. 1): white syndromes, skeletal eroding band, black band disease, brown band disease, and/or growth anomalies); showing other signs of compromised health (i.e., affected by one or more of the following: tissue necrosis due to sediment, bleaching, non-normal pigmentation of tissue, overgrowth by sponges, red or green algae, and cuts and scars from predation by crown-of-thorns starfish and corallivorous marine snails); physically damaged (recently exposed skeleton from breakage or severe abrasions); or healthy (i.e., no visible signs of disease lesions, other compromised health indicators or physical damage) (Willis et al., 2004; Lamb and Willis, 2011). Standard line-intercept surveys were used to determine coral cover and community composition by estimating the linear extent of each coral to the nearest centimeter along the central line of each 15 m transect.

2.2. Data analyses

The prevalence of coral disease and other signs of compromised health was calculated within each 30 m² belt transect by dividing the number of colonies with one of the four diseases or eight other compromised health categories recorded in this study by the total number of colonies present, i.e., 15 prevalence values per disease or category, both for the group of high use and low use sites.

Differences in overall disease assemblages were investigated using multivariate community analyses. A nested permutational multivariate analysis of variance (Anderson et al., 2008) was used to test for differences between high and low use levels, with site (random factor) nested within use-level (fixed factor). The analysis was based on a zero-adjusted Bray–Curtis similarity matrix (Clarke and Gorley, 2006), type III partial sums of squares, and 999 random permutations of the residuals under the reduced model. To identify indicators of disease and other signs of compromised coral health between the two use-levels (those contributing most to the patterns in multivariate space), we used a principal coordinates analysis (PCO) performed on a Bray–Curtis similarity matrix using square root transformed data due to strong linear pairs of variables (Clarke and Gorley, 2006; Anderson et al., 2008). We calculated Pearson correlations of the ordination axes with the original disease and other compromised health data, where indicators with strong correlations (defined in this study as ≥ 0.6) were then overlaid as vectors on a bi-plot.

Similarities between coral communities at the family-level were illustrated using a non-metric multidimensional scaling plot (nMDS), with hierarchical clusters overlaid from dendrograms based on a Bray–Curtis similarity matrix from square-root transformed data at the transect level (Clarke and Gorley, 2006). We used a nested analysis of similarity (ANOSIM) to test differences in coral assemblages between use-levels, where we nested

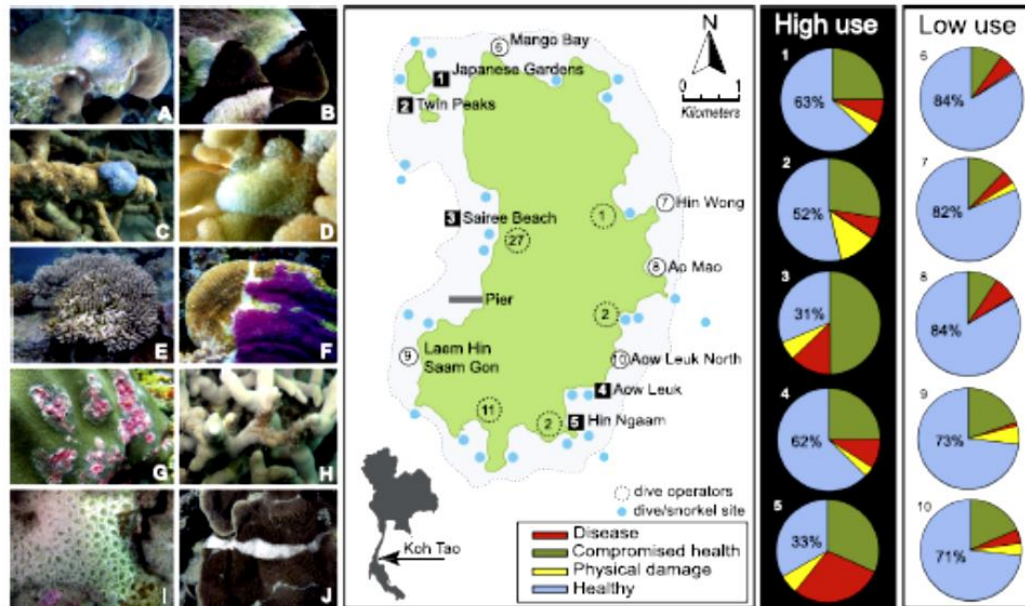


Fig. 1. Locations of survey sites with high (solid squares, numbered 1–5) and low visitor use (open circles, numbered 6–10) around the island of Koh Tao, Thailand. Individual pie charts represent the mean proportion of coral colonies at each site classified within 4 health status categories: disease (including (A) white syndromes, (B) black band disease, (C) growth anomalies, and (D) skeletal eroding band disease); (E) physical damage (recently exposed skeleton); other compromised health indicators (including (F) sponge overgrowth, (G) non-normally pigmented tissue responses, (H) algae overgrowth, (I) sediment damage, and (J) bleaching; or healthy. Category means were calculated from 3 transects per site. Percentages indicated within each pie graph represent healthy colonies. ^aStandardised signs of disease and compromised coral health as per Beeden et al. (2008), an output of the Global Environment Facility and World Bank Coral Disease Working Group.

site (random factor) into use-level (fixed factor). Multivariate analyses were performed in PRIMER v6 and PERMANOVA+ add-in (PRIMER-E Ltd., Plymouth, UK).

To analyze patterns of coral disease among broad taxonomic groups (e.g., Veron, 2000), coral families were assigned to 1 of 3 disease susceptibility categories on the basis of previous studies of coral disease prevalence in the Indo-Pacific region (Willis et al., 2004; Kaczmarek, 2006; Aeby et al., 2011a,b; Lamb and Willis, 2011; Ruiz-Moreno et al., 2012): the highly disease susceptible and abundant family, Acroporidae; the disease susceptible families Pocilloporidae and Poritidae; and the disease resistant families Agariciidae, Faviidae, Fungiidae, Merulinidae, and Mussidae. Differences in mean prevalence of disease, other signs of compromised health and physical damage among high and low use sites were compared using a 2-way nested analysis of variance (ANOVA), where site (random factor) was nested within use-level (fixed factor). We tested associations between continuous variables with Pearson product moment correlations (PPMC) with the confidence interval set at 0.95. Coral disease susceptibility as a result of visually assessed compromised health was evaluated using a Pearson's chi-square test. Prior to all univariate analyses, assumptions of normality (Shapiro–Wilks) and homogeneity of variance (Levene's test of homogeneity) were tested and data were transformed to meet assumptions of normality where necessary. Univariate statistics were performed in R v3.0.2 (R Core Team, 2013).

3. Results

3.1. Effects of intensive use on coral health and disease

Assemblages of disease and other compromised health signs differed significantly between use-level ($p_{\text{pseudo-F}_{1,8}} = 3.63$, $P = 0.008$), with the prevalence of visually healthy corals

contributing most strongly to driving this separation (39.5% of variation on the PCO1 axis; Fig. 2 and Table S1). The mean prevalence of healthy corals recorded at high use sites was $45.2\% \pm 6.2$ SE (range = 31–63%, $n = 5983$ corals surveyed), approximately half the mean percentage of healthy corals recorded at low use sites ($78.8\% \pm 2.5$ SE, range = 71–84%, $n = 4516$ corals surveyed).

3.1.1. Disease prevalence

Mean overall coral disease prevalence was approximately 3-fold greater at sites with high visitation (mean \pm SE = $14.5\% \pm 4.0$; 727 cases of disease; Table 1) compared to low use sites ($5.2\% \pm 1.3$; 197 cases of disease; Table 1). At low use sites, disease prevalence ranged between 1.2% and 8.5% (median = 5.6%), whereas it ranged between 6.9% and 29.9% (median = 11.4%) at high use sites. Both the maximum prevalence and maximum number of cases of each of the four diseases were recorded at high use sites (Table 1). No cases of brown band disease, a common ciliate disease in the Indo-Pacific (Willis et al., 2004), were recorded during these surveys. The two most prevalent diseases, skeletal eroding band (SEB) and white syndromes (WS), were 2-fold and 4-fold greater, respectively, at high use sites than at low use sites (Table 1 and Fig. 3a). Mean black band disease (BBB) prevalence was low at all sites, however it was 9-times greater at high use sites than low use sites, although it did not differ significantly between use levels (Table 1 and Fig. 3a). There was no difference in the mean prevalence of growth anomalies between the two use levels (Table 1 and Fig. 3a).

3.1.2. Prevalence of other signs of compromised health and physical damage

When combined, overall mean prevalence of the 8 other compromised health categories was approximately 2 times greater at high use sites (mean \pm SE = $32.3\% \pm 9.4$; 1897 corals with other

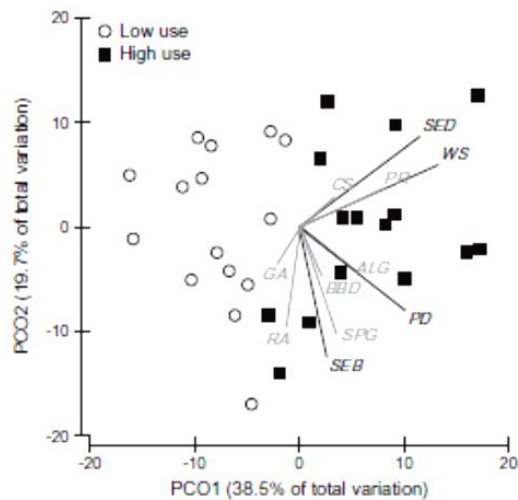


Fig. 2. Principal coordinates analysis (PCO) of coral health and disease variables. Spatial variation in 4 coral disease and 8 other compromised coral health indicators at the transect level, for high use (solid squares) and low use sites (open circles) for the first two principal components. Analysis performed on a Bray–Curtis similarity matrix using square root-transformed data, with vectors depicting original variables and Pearson correlation values (gray vectors > 0.2 , black vectors > 0.6) representing relative contributions of disease or other compromised coral health signs on the observed variation in use-level. Coral diseases: SEB = skeletal eroding band, WS = white syndromes, BBD = black band disease, GA = growth anomalies; other compromised coral health indicators: PD = physical damage, SED = sediment necrosis, SPG = sponge overgrowth, ALG = algal overgrowth, PR = pigmentation response, RA = red algal overgrowth, CS = cuts and scars from predation, and BL = bleaching.

signs of compromised health) compared to low use sites ($15.0\% \pm 4.1$; 752 cases; Table 1). Four of these compromised health categories were significantly more prevalent at high use sites (Table 1 and Fig. 3b). Specifically, there was a 12-fold increase in corals with tissue necrosis from sediment and a 9-fold increase in corals with exposed skeleton (physical damage) at sites with high use (Table 1). In addition, approximately 3 times as many corals at high use sites had non-normally pigmented tissue (pigmentation responses) or were actively overgrown by sponges

Table 1

Number of cases of coral disease and other signs of compromised health at sites with low levels of recreational use ($n = 15$ transects, 4516 colonies surveyed) and high levels of recreational use ($n = 15$ transects, 5983 colonies surveyed), and results of the main effects nested analysis of variance of mean prevalence (%) between use-level groups. Mean prevalence for each variable ($\pm SE$) shown in Fig. 3. Analyses performed on data transformed to the square root.

| Variable | Number of cases | | Main effect | |
|--------------------------------|-----------------|----------|-------------|---------|
| | Low use | High use | F | P |
| Total disease | 197 | 727 | 23.4 | <0.001* |
| Skeletal eroding band | 153 | 464 | 10.9 | <0.004* |
| White syndromes | 32 | 185 | 9.0 | <0.007* |
| Black band | 4 | 51 | 0.8 | <0.37 |
| Growth anomalies | 8 | 27 | <0.2 | <0.73 |
| Total other compromised health | 752 | 1927 | 35.3 | <0.001* |
| Algal overgrowth | 324 | 416 | 1.3 | <0.27 |
| Pigmentation response | 107 | 337 | 5.5 | <0.03 |
| Physical damage | 31 | 339 | 22.3 | <0.001* |
| Sediment necrosis | 13 | 192 | 16.6 | <0.001* |
| Red algal overgrowth | 133 | 265 | 0.7 | <0.41 |
| Sponge overgrowth | 46 | 216 | 19.9 | <0.001* |
| Predation scars | 84 | 136 | 3.6 | <0.09 |
| Bleaching | 14 | 26 | <0.1 | <0.84 |

* Indicate significant differences set at $\alpha = 0.05$.

(Table 1 and Fig. 3b). There was no significant difference in the prevalence of bleaching, algal overgrowth or cuts and scars associated with predation between the two use levels (Table 1 and Fig. 3b).

3.1.3. Patterns and susceptibility of diseases and other signs of compromised coral health

Sites with a high prevalence of corals showing other signs of compromised health also had high levels of disease ($r_{28} = 0.54$; $P < 0.005$; Fig. 4a). Patterns in the assemblages of diseases and other compromised health indicators differed among sites within use-level (*pseudo-F*_{8,20} = 4.073, $P < 0.01$), although differences (19.7% of variation on the PCO2 axis; Fig. 2 and Table S1) were largely driven by the prevalence of skeletal eroding band and physical damage, which were strongly correlated across all sites ($r_{28} = 0.78$, $P < 0.001$; Fig. 4b), and the prevalence of white syndrome and sediment necrosis, which were also strongly correlated across all sites ($r_{28} = 0.67$, $P < 0.001$; Fig. 4c). Coral colonies with recently exposed skeleton were more likely to also have skeletal eroding band disease (22% compared to 5%; $\chi^2 = 0.45$, $P = 0.51$). Colonies with tissue necrosis associated with sediment were also more likely to have white syndrome lesions than colonies without sediment damage at both high (26% compared to 3%; $\chi^2 = 256.0$, $P < 0.001$) and low use sites (31% compared to 4%; $\chi^2 = 28.2$, $P < 0.001$).

3.2. Host density, cover and composition as potential drivers of disease

Mean coral density (number of colonies per m²) did not vary significantly between low (mean $\pm SE = 10.0/m^2 \pm 1.1$) and high use sites ($13.3/m^2 \pm 1.9$; $F_{1,8} = 0.8$, $P = 0.40$). Moreover, the number of disease cases (Table 1) was not associated with coral density at sites with low ($r_{13} = 0.30$, $P = 0.28$) or high recreational use ($r_{13} = 0.13$, $P = 0.63$).

The composition of coral assemblages was at least 60% similar among all transects surveyed in this study (Bray–Curtis similarity), and did not differ significantly between high and low use sites (Global $R = 0.11$, $P = 0.18$; Fig. 5a). On average, corals in the disease resistant families (Agariciidae, Faviidae, Fungiidae, Merulinidae, and Mussidae) accounted for the largest percentage of coral cover at both low and high use sites ($F_{1,8} = 0.5$, $P = 0.51$; Fig. 5b), and benthic cover of disease resistant coral families was not associated with coral disease prevalence at low ($r_{13} = 0.32$, $P = 0.24$) or high use sites ($r_{13} = 0.04$, $P = 0.89$; Fig. 5f). Percent cover of Acroporidae and the disease susceptible families, Pocilloporidae and Poritidae, was marginally greater at high use sites ($F_{1,8} = 0.7$, $P = 0.41$ and $F_{1,8} = 1.7$, $P = 0.22$, respectively; Fig. 5b), but disease prevalence was not correlated with cover of these groups (low: $r_{13} = 0.12$, $P = 0.68$ and $r_{13} = 0.11$, $P = 0.69$; high: $r_{13} = 0.09$, $P = 0.76$ and $r_{13} = 0.14$, $P = 0.62$; Fig. 5d and e). Total percent cover of all coral families combined did not influence disease prevalence at high use sites ($r_{13} = 0.45$, $P = 0.10$), however there was a significant positive correlation between total disease prevalence and total coral cover at low use sites ($r_{13} = 0.54$, $P = 0.04$; Fig. 5c).

4. Discussion

This study reveals that intensive site use associated with reef-based tourist activities significantly reduces the overall health of corals, undermining the value of the resource necessary for sustaining the growing nature-based tourism industry. Consistency in the pattern of substantially elevated levels of disease at high use sites highlights the urgent need to identify and mitigate potential

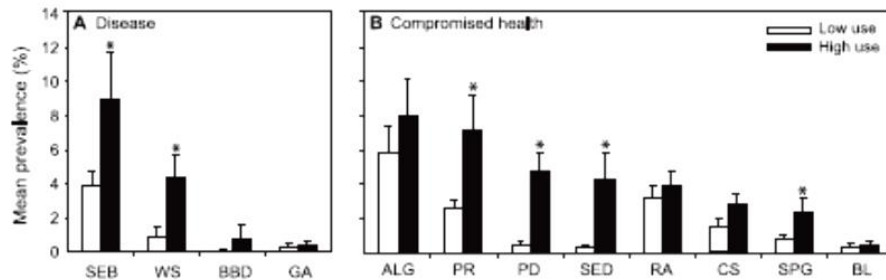


Fig. 3. Effect of use-level on coral disease and other compromised health indicators. Prevalence (mean \pm SE) of (A) coral disease (SEB = skeletal eroding band, WS = white syndromes, BBD = black band disease, GA = growth anomalies) and (B) other compromised coral health signs (ALG = algal overgrowth, PR = pigmentation response, PD = physical damage, SED = sediment necrosis, RA = red algal overgrowth, CS = cuts and scars from predation, SPG = sponge overgrowth, and BL = bleaching) at low use sites (open bars, 4516 colonies surveyed) and high use visitor sites (solid bars; 5983 colonies surveyed). Analyses performed on data transformed to the square root and asterisks indicate significant differences set at $\alpha = 0.05$ for each individual indicator.

causes of increased disease prevalence at these sites, particularly as additional impacts are anticipated with accelerated development of infrastructure along coastal regions to support tourism growth.

Differences in coral cover, density or family composition are unlikely to have caused the striking differences in disease prevalence among sites, given that percent cover of all corals and of disease-susceptible families did not differ among high and low use sites. Similarities in coral cover, density and composition among sites that clearly differed in a range of coral health indicators contribute to the emerging consensus that percent cover of live coral is of limited value as an indicator of ecosystem health, as it typically failed to separate areas affected by human activities from those less affected (Muthiga and McClanahan, 1997; Hawkins et al., 1999; Dinsdale and Harriott, 2004). We conclude that percent cover is not appropriate as the sole indicator of impacts when assessing reef-based activities, but is useful when used in conjunction with other indicators. We note, however, that in the group of low use sites, disease prevalence was positively correlated with total cover, potentially reflecting transmission of pathogens via direct colony-to-colony contact (Riegl, 2002). At high use sites, it is more likely that increased susceptibility to infection associated with localized environmental stressors led to higher prevalence of coral disease.

4.1. New approaches to identifying and managing stressors affecting coral health

Linking indicators of stress with potential causes, so that action can be initiated before irreversible declines in health occur, has been challenging for corals. Bleaching is one of the few readily identifiable signs of coral stress, but bleaching has been associated with a wide range of stressors, like changes in water temperature and light (Brown, 1997), ocean acidification (Hoegh-Guldberg et al., 2007), bacterial infections (Kushmaro et al., 1997), herbicides (Jones et al., 2003), and sunscreen (Danovaro et al., 2008). Our study of coral health impacts associated with the intensity of diving-related activities provides valuable insights for linking a range of compromised health indicators with potential stressors, and highlights the need for multiple metrics of coral health and disease to deduce sources of stress on coral reefs and aid in developing practical management strategies for mitigating them. Moreover, while multiple metrics of coral health increase capacity to differentiate between human impacts and other drivers of disease in this study, monitoring the prevalence of healthy corals can be readily implemented into existing coral survey programs with little to no additional training, thereby providing more comprehensive and meaningful reef health assessments. Inclusion of this basic

metric in monitoring programs would also contribute to much-needed baseline data (e.g., Willis et al., 2004) to enable future detection of changes in the health of reef corals and the success of management intervention.

4.1.1. Sediment stress

The 12-fold greater prevalence of sediment-associated tissue necrosis at high use sites represented one of the greatest differences in coral health indicators between sites exposed to high versus low intensity recreational diving. Recreational divers significantly increased turbidity and resuspended sediment at popular dive sites in the Red Sea, each causing approximately nine sediment clouds to settle back onto corals per dive (Zakai and Chadwick-Furman, 2002). In addition, wakes generated by boat traffic can redistribute and increase turbidity from sediment resuspension and shoreline erosion, with turbidity taking between 4 and 24 h to return to background levels following disturbance (Yousef et al., 1980; Jones, 2011). Although corals possess mechanisms to actively remove sediment particles, such mechanisms are energetically costly (Hubbard and Pocock, 1972; Rogers, 1990; Philipp and Fabricius, 2003), thus corals at intensively used sites suffer depleted energy budgets from even low levels of chronic sediment deposition (Rogers, 1990; Philipp and Fabricius, 2003), leading to localized bleaching and tissue necrosis.

The high correlation found between the prevalence of sediment-associated tissue necrosis and the prevalence of white syndromes, regardless of site use intensity, signifies that localized direct contact with sediment may be a primary factor contributing to this disease. Sediment could act as both a disease reservoir and potentially a vector when resuspended as a result of tourist-related activities, and could also increase the likelihood of infection by stressing coral hosts (Lafferty and Holt, 2003; Pollock et al., 2014). On hurricane-damaged reefs, Brandt et al. (2013) reported that another tissue loss disease, white plague, occurred primarily on fragments in direct contact with sediment, and hypothesized a link with bacterial overgrowth. Evidence that sediment damage to corals is reduced following treatment with antibiotics (Hodgson, 1990), and that growth rates of coral-associated microbes increased 10-fold and led to rapid tissue loss following exposure to elevated levels of carbon (Kline et al., 2006), further support this link. Whether sediment accumulation causes coral disease by introducing pathogens or is a general sign of coral stress to other environmental stressors warrants further study. Practical and readily-introduced solutions for reducing sedimentation include limiting boat traffic and site crowding, and the establishment of no-wake zones and speed limits when traveling within close proximity to reefs.

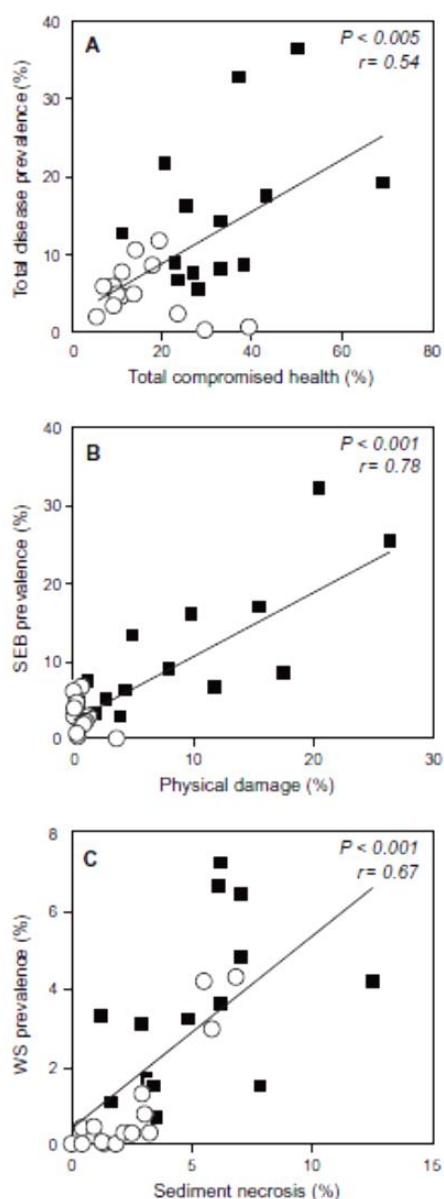


Fig. 4. Associations between the prevalence of (A) total coral disease and other signs of compromised coral health, (B) recent physical damage and skeletal eroding band (SEB) disease, and (C) tissue necrosis due to sediment and white syndromes (WS). Open circles indicate low use sites and black squares indicate high use sites in each panel. Pearson product-moment correlations conducted on transects: pooled from low and high use sites.

Although overall levels of black band disease (BBD) were low and not significantly different between high and low use sites, the 9-fold increase of BBD at high use sites further corroborative evidence that sediment accumulation plays a key role in diving-related disturbances. The biogeochemical microenvironment beneath BBD microbial mats, which represent complex and diverse polymicrobial consortia (Sutherland et al., 2004; Kaczmarek, 2006; Sato et al., 2009), is characterized by anoxia, high sulfide concentrations and low pH, conditions that are lethal to underlying

coral tissues (Glas et al., 2012). These toxic conditions are most pronounced under low light conditions (Glas et al., 2012), therefore sediment accumulation on coral surfaces could provide an anaerobic microenvironment conducive to microbial mat formation, while increased turbidity (and associated decreased light levels) could facilitate the rapid establishment of conditions characteristic of the disease.

4.1.2. Nutrient enrichment

The marked increase in sponge overgrowth at high use sites further suggests that nutrient enrichment is a significant issue associated with intensive tourist use. Increased primary production associated with nutrient enrichment and sediment favors benthic filter-feeding organisms, particularly sponges, which then typically outcompete corals (Pastorok and Bilyard, 1985). On Grand Cayman, a 5-fold increase in the biomass of *Cliona delix*, a sponge overgrowing the coral *Montastrea cavernosa*, and a 6-fold increase in bacterial biomass was recorded on fringing reefs exposed to discharges of untreated fecal sewage compared to a control site 1 km away (Rose and Risk, 1985). In other studies, widespread overgrowth of corals by the cyanobacteriosponge *Terpios hoshinota* on Japanese reefs was particularly noteworthy in pollution-stressed zones (Rützler and Muzik, 1993), and bacteria similar to those detected in black band disease were detected on sponge-covered but not on sponge-free corals (Tang et al., 2011), suggesting that *T. hoshinota* might benefit from the presence of bacteria associated with unhealthy corals.

Inputs of nutrients, pathogens, and other wastewater-derived pollution have also been linked to several other coral diseases (Bruno et al., 2003). For example, sewage outfalls containing the human gut microbe *Serratia marcescens* have been associated with a type of white syndrome infecting and decimating acroporid corals off the coast of Florida (Patterson et al., 2002). Nutrient enrichment from sewage and wastewater pollution is one of the few stressors that, with proper research, policy, and management, can be effectively mitigated. Fecal indicator bacteria, such as *Enterococcus*, can be monitored (Grönwold et al., 2008) or alternatively, stable isotope analysis can detect the presence of sewage-derived nitrogen within an ecosystem. In Mexico, $\delta^{15}\text{N}$ values of the common sea fan were more variable near a developed tourist site than at an undeveloped site, with 84% of the observed variation explained by tourist visitations in the preceding year (Baker et al., 2013). Due to the unregulated and rapid expansion of dive tourism in many developing countries, most tourist vessels are not equipped with proper storage systems for wastewater and sewage. Tertiary treatment systems not fitted to vessels can remove up to 90% of nutrients (Judd, 2010). Because pollutants cannot be isolated in open marine systems and may have implications beyond local coral assemblages (McCallum et al., 2004), the possibility of disease dispersing from sites with higher levels of environmental stress is concerning. It is also possible that land-based pollutants are elevated on the western side of the island near terrestrial tourism infrastructure and the main shipping pier, however our paired high and low use site in this location further indicates that reef-based tourism intensity can still cause significant disparities in disease levels adjacent to developed coastal areas.

4.1.3. A general indicator of stress

Non-normal pigmentation of coral tissue, or pigmentation response, has been characterized as a general immune response to a physical or pathogenic challenge (Willis et al., 2004; Bongiorno and Rinkevich, 2005; Palmer et al., 2008). Pigmented tissues possess high levels of melanin, an important component of invertebrate innate immunity that can act as a defensive barrier against foreign bodies (Palmer et al., 2008), therefore the elevated prevalence of pigmented tissue recorded at high use sites may

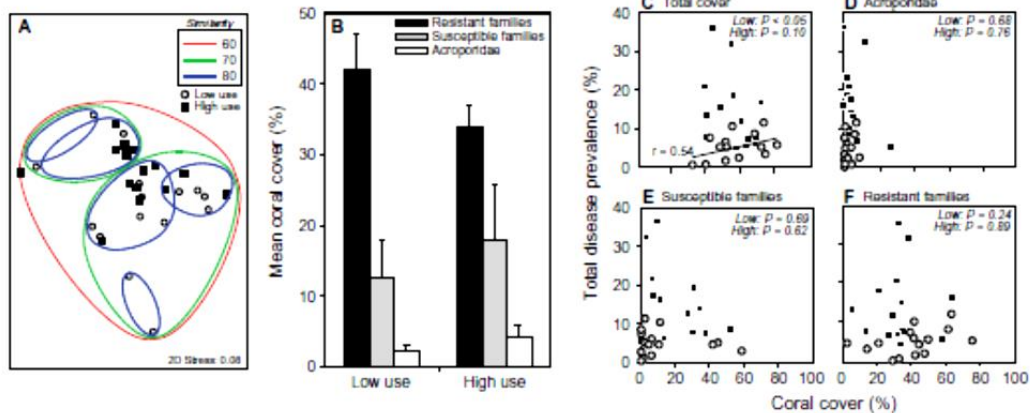


Fig. 5. (A) Spatial variation in the taxonomic composition of percent coral cover by family at the transect level assessed using a non-metric multidimensional scaling (nMDS) plot and hierarchical clusters overlaid from dendrograms based on a Bray–Curtis similarity matrix on square root-transformed data. Distances between transects signifies similarity of coral community composition and the similarity scale on clusters indicates the percentage of similarity between transects (range = 0–100). Taxonomic patterns of (B) mean coral cover (\pm SE) between sites with low visitor use and associations between prevalence of overall coral disease and percent (C) total coral cover, (D) Acroporidae, (E) susceptible coral families, and (F) resistant coral families at sites. Low use = open circles, High use = black squares. Disease resistant families: Agariciidae, Favidae, Fungidae, Merulinidae, and Mussidae; disease susceptible families: Pocilloporidae and Poritidae; and the highly disease susceptible family Acroporidae.

represent signs of a general immune response to a multitude of factors, including invading foreign pathogens, physical injury or sediment accumulation.

4.2. Coral physical injury increases disease susceptibility

The 9-fold increase in the prevalence of recent coral damage at high use sites suggests that physical injury and lacerations from direct diver contact play an important role in increased disease prevalence at these sites. Moreover, corals with physical injury were four times more susceptible to skeletal eroding band disease compared to colonies without injury at high use sites. Ongoing chronic injuries could reduce immune function associated with the regeneration of coral tissue, resulting in increased susceptibility to disease (Mydlarz et al., 2006). In experimental studies, artificially-inflicted wounds enhanced the ability of ciliates associated with skeletal eroding band disease to form dense band-like aggregations that caused tissue loss of up to 0.3 cm day^{-1} on the Great Barrier Reef (Page and Willis, 2008). Increased presence of this ciliate disease has been documented near other tourist locations (Winkler et al., 2004; Lamb and Willis, 2011), however our study is the first to demonstrate a strong link between the prevalence of physical injury and the presence of skeletal eroding band disease. Repair of broken tips takes up to 2 months (Kobayashi, 1984), therefore physical injury may provide a primary site for the invasion of pathogens and ciliates or reduce immune system function, extending the impact timeframe well beyond the immediate time of injury.

Additional microbial or environmental factors at high use sites may be necessary for the development of the band-like ciliate aggregations that cause tissue loss characteristic of skeletal eroding band disease. In contrast to high use sites, injury did not appear to affect the likelihood of skeletal eroding band infections at low use sites. While mean levels of damage found in this study were two times higher than on frequently dived reefs of Saba and Bonaire in the Caribbean (Hawkins et al., 1999, 2005), they were markedly lower than on the more heavily dived reefs of Egypt and Israel, where approximately 10% of colonies were broken (Riegl and Velimirov, 1991; Hawkins and Roberts, 1992). Significant increases in loose fragments of coral at heavily dived sites (Hawkins and Roberts, 1993) raises the possibility of colony-

to-colony pathogen transmission if fragments are already infected (Brandt et al., 2013). While marine-based tourist activities do not represent disease agents themselves, they nevertheless appear to cause lesions that compromise the health of corals.

4.3. Spatial and remedial management strategies to manage coral reef health

Results from this study suggest that spatial management strategies to reduce or restrict activities that impact coral health will benefit reef corals, such as in developing coastal regions of Thailand, where fisheries and tourism are valuable for both nutritional and employment purposes (Tapsuwan and Asafu-Adjaye, 2008). Like Koh Tao, many coral reefs are located in poor, developing countries (Donner and Portere, 2007), where use restrictions can undermine local livelihoods and are difficult to justify and enforce (McClanahan et al., 2005). Total prohibition on use, while perhaps ideal from an ecosystem management perspective, may pose an unrealistically difficult burden on local communities and consequently result in little support or compliance (Ginner et al., 2009). Users are generally more likely to support restrictions on specific types of use rather than outright closures (McClanahan et al., 2005). In addition to suggestions discussed above, rotational dive site use or mooring exclusivity to a single operator may be preferred to complete site restrictions. On the Great Barrier Reef, mean disease prevalence was generally less than 1% at several popular dive sites that were visited irregularly or frequently rotated by permitted operators (Lamb and Willis, 2011). Since divers visiting Koh Tao are often diving for the first time, it may be possible to construct alternative training sites by installing appropriate structures, or artificial reefs, in ecologically unobjectionable locations.

Using multiple metrics of coral health may be a more suitable indicator for selecting appropriate management strategies and assessing their success and failure on reefs facing increasing levels of human and disturbance. When site access is unrestricted, individual users have little or no incentive to conserve it, therefore alternative and practical management options that have greater potential for compliance in developing tropical countries are urgently required. The economic value of coral reef tourism for developing coastal communities highlights the importance of improved management practices for conserving the coral reef

resource underpinning the industry. Educating and involving local communities in sustainable practices that provide long-term revenues can decrease over-exploitation for short-term profits.

Acknowledgements

Funding for this study was provided by an Australian Institute of Marine Science and James Cook University (AIMS@JCU) International Research Award to JBL, an Australian Research Council Discovery Grant to BLW, and Prince of Songkla University Research Grant No. SC1530221S to JDT and SP. We thank Chad Scott and Devrim Zahir of the New Heaven Dive School in Koh Tao and Aom Sil-lapasathitwong and Theeranai Phetsom from the Prince of Songkla University for logistical and field support.

Appendix A. Supplementary material

Supplementary data associated with this article can be found in the online version at <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2014.06.027>.

References

Aeby, G.S., Williams, G.J., Franklin, E.C., Haapkylä, J., Harvell, C.D., et al., 2011a. Growth anomalies on the coral genera *Acropora* and *Porites* are strongly associated with host density and human population size across the Indo-Pacific. *PLoS ONE* 6 (2), e16887.

Aeby, G.S., Williams, G.J., Franklin, E.C., Kenyon, J., Cox, E.F., et al., 2011b. Patterns of coral disease across the Hawaiian archipelago: relating disease to environment. *PLoS ONE* 6 (5), e20370.

Altizer, S., Ostfeld, R.S., Johnson, P.T., Kutz, S., Harvell, C.D., 2013. Climate change and infectious diseases: from evidence to a predictive framework. *Science* 341 (6145), 514–519.

Anderson, M.J., Gorley, R.N., Clarke, K.R., 2008. PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods. PRIMER-E, Plymouth, UK.

Baker, D.M., Rodríguez-Martínez, R.E., Fogel, M.L., 2013. Tourism's nitrogen footprint on a Mesoamerican coral reef. *Coral Reefs*, 1–9.

Beeden, R., Willis, B., Raymundo, L., Page, C., Weil, E., 2008. Underwater Cards for Assessing Coral Health on Indo-Pacific Reefs. Coral Reef Targeted Research and Capacity Building for Management Program. Currie Communications, Melbourne. <www.gfcrral.org>.

Bellwood, D.R., Hughes, T.P., Folke, C., Nyström, M., 2004. Confronting the coral reef crisis. *Nature* 429, 827–833.

Birkeland, C., 1987. Life and Death of Coral Reefs. Chapman and Hall, New York.

Bongioni, L., Rinkevich, B., 2005. The pink-blue spot syndrome in *Acropora eustoma* (Eilat, Red Sea): a possible marker of stress? *Zoology* 108, 247–256.

Brandt, M.E., Smith, T.B., Correa, A.M.S., Vega-Thurber, R., 2013. Disturbance driven colony fragmentation as a driver of a coral disease outbreak. *PLoS ONE* 8, e57164.

Brown, B.E., 1997. Coral bleaching: causes and consequences. *Coral Reefs* 16, 129–138.

Bruno, J.F., Petes, L.E., Harvell, C.D., Hettinger, A., 2003. Nutrient enrichment can increase the severity of coral diseases. *Ecol. Lett.* 6, 1056–1061.

Buckley, R., 2012. Sustainable tourism: research and reality. *Ann. Tourism Res.* 39 (2), 528–546.

Burke, L.M., Reytar, K., Spalding, M., Perry, A., 2011. Reefs at Risk Revisited. World Resources Institute, Washington, DC.

Cinner, J.E., McClanahan, T.R., Graham, N.A.J., Pratchett, M.S., Wilson, S.K., Raina, J.-B., 2009. Gear-based fisheries management as a potential adaptive response to climate change and coral mortality. *J. Appl. Ecol.* 46, 724–732.

Clarke, K.R., Gorley, R.N., 2006. PRIMER v6: User Manual/Tutorial. PRIMER-E Ltd, Plymouth, UK.

Connell, J.H., 1997. Disturbance and recovery of coral assemblages. *Coral Reefs* 16, 101–113.

Danovaro, R., Bongioni, L., Cornaldesti, C., Giovannelli, D., Damiani, E., Astolfi, P., Greci, L., Pisceddu, A., 2008. Sunscreens cause coral bleaching by promoting viral infections. *Environ. Health Perspect.* 116, 441–447.

Davis, D., Tisdell, C., 1995. Recreational scuba-diving and carrying capacity in marine protected areas. *Ocean Coast. Manage.* 26 (1), 19–40.

Dimsdale, E.A., Harriott, V.J., 2004. Assessing anchor damage on coral reefs: a case study in selection of environmental indicators. *Environ. Manage.* 33 (1), 126–139.

Donner, S.D., Portere, D., 2007. The inequity of the global threat to coral reefs. *Bioscience* 57, 157–162.

Garren, M., Raymundo, L., Guest, J., Harvell, C.D., Azam, F., 2009. Resilience of coral-associated bacterial communities exposed to fish farm effluent. *PLoS ONE* 4 (10), e7319.

Glas, M.S., Sato, Y., Ulstrup, K.E., Bourne, D.G., 2012. Biogeochemical conditions determine virulence of black band disease in corals. *ISME J.* 6 (8), 1526–1534.

Gronewold, A.D., Borsuk, M.E., Wolpert, R.L., Beckhow, K.H., 2008. An assessment of fecal indicator bacteria-based water quality standards. *Environ. Sci. Technol.* 42 (13), 4676–4682.

Guilherme Becker, C., Dalziel, B.D., Kersch-Becker, M.F., Park, M.G., Mouchka, M., 2013. Indirect effects of human development along the coast on coral health. *Biotropica* 45 (3), 401–407.

Haapkylä, J., Unsworth, R.K.F., Flavell, M., Bourne, D.G., Schaffelke, B., Willis, B.L., 2011. Seasonal rainfall and runoff promote coral disease on an inshore reef. *PLoS ONE* 6, e16893.

Harvell, C.D., Kim, K., Burkholder, J.M., Colwell, R.R., Epstein, P.R., Grimes, E.E., Hoffmann, E., Lipp, K., Osterhaus, A.D.M.E., Overstreet, R.M., Porter, J.W., Smith, G.W., Vasta, G.R., 1999. Emerging marine diseases—climate links and anthropogenic factors. *Science* 285, 1505–1510.

Hawkins, J.P., Roberts, C.M., 1992. Effects of recreational SCUBA diving on fore-reef slope communities of coral reefs. *Biol. Conserv.* 62, 171–178.

Hawkins, J.P., Roberts, C.M., 1993. Effects of recreational scuba diving on coral reefs: trampling on reef-flat communities. *J. Appl. Ecol.* 25–30.

Hawkins, J.P., Roberts, C.M., VanT Hof, T., De Meyer, K., Tratalos, J., Adam, C., 1998. Effects of recreational scuba diving on Caribbean coral and fish communities. *Conserv. Biol.* 13 (4), 888–897.

Hawkins, J.P., Roberts, C.M., Koostra, D., Buchan, K., White, S., 2005. Sustainability of scuba diving tourism on coral reefs of Saba. *Coast. Manage.* 33 (4), 373–387.

Hodgson, G., 1990. Tetracycline reduces sedimentation damage to corals. *Mar. Biol.* 104, 493–496.

Høegh-Guldberg, O., Mumby, P.J., Hooten, A.J., Steneck, R.S., Greenfield, P., Gomez, E., Harvell, C.D., Sale, P.F., Edwards, A.J., Caldera, K., Knowlton, N., Eakin, C.M., Iglesias-Prieto, R., Muthiga, N., Bradbury, R.H., Dubi, A., Hatzioiols, M.E., 2007. Coral reefs under rapid climate change and ocean acidification. *Science* 318 (5857), 1737–1742.

Hubbard, J.A.E.B., Pocock, Y.P., 1972. Sediment rejection by recent scleractinian corals: a key to paleo-environmental reconstruction. *Geol. Rundsch.* 61, 598–626.

Jones, R.J., 2011. Environmental effects of the cruise tourism boom: sediment resuspension from cruise ships and the possible effects of increased turbidity and sediment deposition on corals (Bermuda). *Bull. Mar. Sci.* 87, 659–679.

Jones, R.J., Muller, J., Haynes, D., Schreiber, U., 2003. Effects of herbicides diuron and atrazine on corals of the Great Barrier Reef, Australia. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 251, 153–167.

Judd, S., 2010. The MBR Book: Principles and Applications of Membrane Bioreactors for Water and Wastewater Treatment. Elsevier.

Kaczmarek, L., 2006. Coral disease dynamics in the central Philippines. *Dis. Aquat. Organ.* 69, 9–21.

Kline, D.L., Kuntz, N.M., Breitbart, M., Knowlton, N., Rohwer, F., 2006. Role of elevated organic carbon levels and microbial activity in coral mortality. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 314, 119–125.

Kobayashi, A., 1984. Regeneration and regrowth of fragmented colonies of the hermatypic corals *Acropora formosa* and *Acropora nasuta*. *Galaxea* 3, 13–23.

Kushmaro, A., Rosenberg, E., Fine, M., Loya, Y., 1997. Bleaching of the coral *Oculina patagonica* by *Vibrio* AK1. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 147 (1), 159–165.

Lafferty, K.D., Holt, K.D., 2003. How should environmental stress affect the population dynamics of disease? *Ecol. Lett.* 6 (7), 654–664.

Lamb, J.B., Willis, B.L., 2011. Using coral disease prevalence to assess the effect of concentrating tourism activities on offshore reefs in a tropical marine park. *Conserv. Biol.* 25 (5), 1044–1052.

Larppun, R., Scott, C., Surasawadi, P., 2011. Practical coral reef management on small island: controlling sediment on Koh Tao, Thailand. In: Wilkinson, C., Brodie, J. (Eds.), *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, Australia, p. 120 pp.

McCallum, H.L., Kuris, A., Harvell, C.D., Lafferty, K.D., Smith, G.W., Porter, J., 2004. Does terrestrial epidemiology apply to marine systems? *Trends Ecol. Evol.* 19 (11), 585–591.

McClanahan, T.R., Mama, J., Davies, J., 2005. Perceptions of resource users and managers towards fisheries management options in Kenyan coral reefs. *Fish. Manage. Ecol.* 12 (2), 105–112.

Muthiga, N.A., McClanahan, T.R., 1997. The effect of visitor use on the hard coral communities of the Kisite Marine Park, Kenya. In: *Proceedings of the 8th international coral reef symposium*, vol. 2, pp. 1879–1882.

Mydlarz, L.D., Jones, L.E., Harvell, C.D., 2006. Innate immunity, environmental drivers and disease ecology of marine and freshwater invertebrates. *Evol. Syst.* 37, 251–288.

Nyström, M., Folke, C., Moberg, F., 2000. Coral reef disturbance and resilience in a human dominated environment. *Trends Ecol. Evol.* 15 (10), 413–417.

Ong, T.F., Musa, G., 2011. An examination of recreational divers' underwater behaviour by attitude-behaviour theories. *Curr. Issues Tourism* 14 (8), 779–795.

Owen, R., Knap, A.H., Toaspern, M., Carbery, K., 2002. Inhibition of coral photosynthesis by the antifouling herbicide Irgarol 1051[®]. *Mar. Pollut. Bull.* 44, 623–632.

Page, C.A., Willis, B.L., 2008. Epidemiology of skeletal eroding band on the Great Barrier Reef and the role of injury in the initiation of this widespread coral disease. *Coral Reefs* 27, 257–272.

Palmer, C.V., Mydlarz, L.D., Willis, B.L., 2008. Evidence of an inflammatory-like response in non-normally pigmented tissues of two scleractinian corals. *Proc. Roy. Soc. B: Biol. Sci.* 275, 2687–2693.

- Pastorok, R.A., Bilyard, G.R., 1985. Effects of sewage pollution on coral-reef communities. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 21, 175–189.
- Patterson, K.J., Porter, J.W., Ritchie, K.B., Polson, S.W., Mueller, E., Peters, E.C., Santavy, D.L., Smith, G.W., 2002. The etiology of white pox, a lethal disease of the Caribbean Elkhorn coral, *Acropora palmata*. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 99, 8725–8730.
- Philipp, E., Fabricius, K., 2003. Photophysiological stress in scleractinian corals in response to short term sedimentation. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 287, 57–78.
- Pollock, F.J., Lamb, J.R., Field, S.N., Heron, S.F., Schaffelke, B., Shedrawi, G., Bourne, D.G., Willis, B.L., 2014. Sediment and turbidity associated with offshore dredging increase coral disease prevalence on nearby reefs. *PLoS ONE* 9 (7), e102498.
- R Core Team, 2013. *R: A language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <www.R-project.org>.
- Raymundo, L.J., Halford, A.R., Maypa, A.P., Kerr, A.M., 2009. Functionally diverse reef-fish communities ameliorate coral disease. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 106 (40), 17067–17070.
- Riegl, B., 2002. Effects of the 1996 and 1998 positive sea surface temperature anomalies on corals, coral diseases and fish in the Arabian Gulf (Dubai, UAE). *Mar. Biol.* 140, 29–40.
- Riegl, B., Velimirov, B., 1991. How many damaged corals in Red Sea reef systems? A quantitative survey. In: *Coelenterate Biology: Recent Research on Cnidaria and Ctenophora*. Springer, Netherlands, pp. 249–256.
- Rogers, C., 1990. Responses of coral reefs and reef organisms to sedimentation. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 62, 185–202.
- Rose, C.S., Risk, M.J., 1985. Increase in *Cliona delix* infestation of *Montastrea cavernosa* heads on an organically polluted portion of the Grand Cayman fringing reef. *Mar. Ecol.* 6, 345–363.
- Ruiz-Moreno, D., Willis, B.L., Page, A.C., Weil, E., Croquer, A., Vargas-Angel, B., Jordan-Garza, A.G., Jordán-Dahlgren, E., Raymundo, L., Harvell, C.D., 2012. Global coral disease prevalence associated with sea temperature anomalies and local factors. *Dis. Aquat. Organ.* 100, 249–261.
- Rützler, K., Muzik, K., 1993. *Terpios hoshinota*, a new cyanobacteriosponge threatening Pacific reefs. *Sci. Mar.* 57, 395–403.
- Sato, Y., Willis, B.L., Bourne, D.G., 2009. Successional changes in bacterial communities during the development of black band disease on the reef coral, *Montipora hispida*. *ISME J.* 4 (2), 203–214.
- Sutherland, K.P., Porter, J.W., Torres, C., 2004. Disease and immunity in Caribbean and Indo-Pacific zooxanthellate corals. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 266, 273–302.
- Tang, S.-L., Hong, M.-J., Liao, M.-H., Jane, W.-N., Chiang, P.-W., Chen, C.-B., Chen, C.-A., 2011. Bacteria associated with an encrusting sponge (*Terpios hoshinota*) and the corals partially covered by the sponge. *Environ. Microbiol.* 13, 1179–1191.
- Tapsuwan, S., Asafu-Adjaye, J., 2008. Estimating the economic benefit of scuba diving in the Similan Islands, Thailand. *Coast. Manage.* 36, 431–442.
- Veron, J.E.N., 2000. *Corals of the World*, vols. 1–3. Australian Institute of Marine Science.
- Weterings, R., 2011. A GIS-based assessment of threats to the natural environment on Koh Tao, Thailand. *Kasetsart J. (Nat. Sci.)* 75(5), 743–755.
- Willis, B.L., Page, C.A., Dimsdale, E.A., 2004. Coral disease on the Great Barrier Reef. In: *Coral Health and Disease*. Springer-Verlag, Berlin.
- Winkler, R., Antonius, A., Abigail Renegar, D., 2004. The skeleton eroding band disease on coral reefs of Aqaba, Red Sea. *PSZM Mar. Ecol.* 25, 129–144.
- Yeemin, T., Suthacheep, M., Pettongma, R., 2006. Coral reef restoration projects in Thailand. *Ocean Coast. Manage.* 49, 562–575.
- Yousef, Y.A., McLellan, W.M., Zebuth, H.H., 1980. Changes in phosphorus concentrations due to mixing by motorboats in shallow lakes. *Water Res.* 14 (7), 841–852.
- Zakai, D., Chadwick-Hurman, N.E., 2002. Impacts of intensive recreational diving on reef corals at Eilat, northern Red Sea. *Biol. Conserv.* 105 (2), 179–187.

5.2 ผลการวิจัยส่วนที่ยังไม่ได้ตีพิมพ์ แต่อยู่ในวัตถุประสงค์ของโครงการวิจัย

- วิธีการศึกษา

การสำรวจเก็บข้อมูลสถานภาพแนวปะการังทำโดยวิธี Line intercept transect โดยวางเส้น เทปสำรวจความยาว 30 เมตร บนแนวปะการังในแนวขนานกับชายฝั่งที่ระดับความลึกประมาณ 2-3 เมตร จำนวน 3 เส้น 3 ซ้ำ ในแต่ละสถานี โดยในแต่ละบริเวณมีจำนวนสถานีอย่างน้อย 3 สถานี ทำการสำรวจใน 6 บริเวณได้แก่ (1) บริเวณหมู่เกาะเสม็ด จังหวัดระยอง (2) บริเวณหมู่เกาะในจังหวัดชลบุรี (3) บริเวณหมู่เกาะช้าง จังหวัดตราด (4) บริเวณหมู่เกาะทะเล จังหวัดประจวบคีรีขันธ์ (5) บริเวณหมู่เกาะทะเลใต้ จังหวัดนครศรีธรรมราช (6) หมู่เกาะกระ จังหวัดนครศรีธรรมราช

- ผลการศึกษา

5.2.1. ผลกระทบต่อความหลากหลายของปะการังหลังปรากฏการณ์ปะการังฟอกขาว

ปะการังแต่ละชนิดมีความทนทานต่อสภาวะฟอกขาวแตกต่างกันไป เนื่องจากการที่ปะการังไม่มีสาหร่ายเซลล์เดียวที่อาศัยอยู่ร่วมกันนี้ทำให้ปะการังขาดพลังงานที่เคยได้จากสาหร่ายในการดำรงชีวิตตามปกติ ปะการังแต่ละชนิดมีพลังงานสะสมภายในเนื้อเยื่อไม่เท่ากัน และมีความต้องการพลังงานในการดำรงชีวิตไม่เท่ากัน ดังนั้นถ้าระดับความร้อนลดลงสู่ปกติก่อนที่ปะการังจะหมดพลังงานสะสม ปะการังจะสามารถปรับตัวสู่สภาวะปกติคือการดึงเอาสาหร่ายเซลล์เดียวจากน้ำทะเลกลับเข้าสู่เนื้อเยื่อใหม่และเริ่มดำเนินชีวิตปกติต่อไป แต่ถ้าระดับความร้อนสูงอยู่ยาวนานจนปะการังหมดพลังงานสะสมปะการังก็จะเริ่มตายโดยอาจมีลักษณะเป็นการตายบางส่วนของโคโลนีหรือตายทั้งโคโลนี

จากการติดตามสถานการณ์การฟอกขาวในครั้งนี้ สามารถจัดลำดับปะการังได้เป็น 5 กลุ่ม เรียงจากปะการังที่เกิดการฟอกขาวน้อยที่สุด หรือมีความต้านทานต่อการฟอกขาวสูงที่สุด ไปหา ปะการังที่เกิดการฟอกขาวมากและตายจากการฟอกขาวมากที่สุด หรือมีความทนทานต่อการฟอกขาวต่ำที่สุดได้ดังต่อไปนี้

- (1) **กลุ่มต้านทานสูงสุด** เป็นปะการังที่พบว่าเกิดการฟอกขาวน้อยมากหรือแทบไม่เกิดเลยในบางแนวปะการัง ได้แก่ ปะการังสีน้ำเงิน (*Heliopora coerulea*) กลุ่มปะการังลายดอกไม้ โดยเฉพาะชนิดที่มีรูปทรงแผ่นตั้ง เช่น *Pavona decussata* และ *P. frondifera* และปะการังดาวใหญ่ (*Diploastrea heliopo*) แม้ว่าปะการังกลุ่มนี้จะมีความทนทานสูงมาก แต่เป็นที่น่าสังเกตว่าปะการังดาวใหญ่ที่แทบจะไม่เกิดการฟอกขาวเลยเกิดการตายบางส่วนของโคโลนีเนื่องจากเกิดโรคขึ้น และเกิดลักษณะการเจริญเติบโตที่ผิดปกติ
- (2) **กลุ่มที่มีความทนทานค่อนข้างสูง** เป็นปะการังที่พบว่าเกิดการฟอกขาวเพียงบางส่วนของประชากร และประชากรส่วนใหญ่มีการฟื้นตัวกลับมาในสภาพปกติหรือเกิดการตายเพียงบางส่วนของโคโลนี โดยส่วนที่เหลือรอดมีมากกว่าร้อยละ 50 ของพื้นที่ผิวโคโลนี ได้แก่ กลุ่มปะการังโขด

โดยเฉพาะปะการังโขดที่มีรูปรังก่อน เช่น *Porites lutea*, *P. lobata* และ *P. solidus* และปะการังช่องดาว (*Astreopora* spp.) กลุ่มปะการังโขดรูปทรงก้นนี้ เป็นปะการังชนิดเด่นของแนวปะการังส่วนใหญ่ในประเทศไทยตั้งแต่ก่อนปรากฏการณ์ปะการังฟอกขาว โดยมักจะครอบคลุมพื้นที่แนวปะการังส่วนใหญ่ หลังจากอุณหภูมิน้ำทะเลลดลงสู่ระดับปกติ ปะการังโขดเป็นกลุ่มแรกๆ ที่สามารถฟื้นตัวกลับมามีสีปกติและฟื้นตัวกลับมาได้มากกว่าครึ่งหนึ่งของประชากรเดิม ทำให้ปะการังเด่นที่ครอบคลุมพื้นที่แนวปะการังส่วนใหญ่ยังเป็นกลุ่มปะการังโขดเช่นเดิม

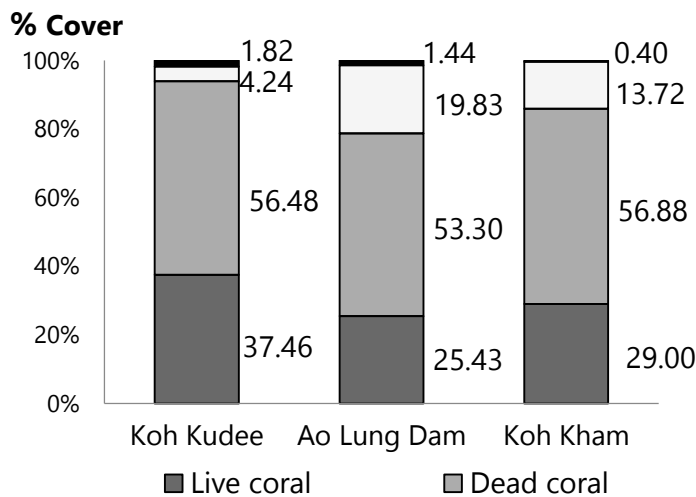
- (3) **กลุ่มที่มีความทนทานปานกลาง** เป็นกลุ่มปะการังที่พบว่าเกิดการฟอกขาวมากบ้างน้อยบ้าง และมีการฟื้นตัวเล็กน้อยแตกต่างกันทั้งในระดับประชากรและในระดับพื้นที่ ได้แก่ กลุ่มปะการังดอกเห็ด (*Fungia* spp., *Ctenactis echinata*, *Herpolitha* spp.) ปะการังสมองร่องใหญ่ (*Symphyllia recta*) ปะการังถ้วยสมอง (*Lobophyllia hemprichii*) ปะการังลูกโป่งใหญ่ (*Plerogyra sinuosa*) และปะการังหลายชนิดในครอบครัว Faviidae เช่น ปะการังวงแหวน (*Favia* spp.) ปะการังรังผึ้ง (*Goniastrea* spp.) ปะการังช่องเหลี่ยม (*Favites* spp.) ปะการังช่องหนาม (*Echinopora lamellosa*) และกลุ่มปะการังหนวดดอกไม้ทะเล (*Goniopora* spp. และ *Alveopora* spp.) เป็นต้น ปะการังในกลุ่มนี้ส่วนใหญ่ไม่ได้เป็นองค์ประกอบหลักของแนวปะการัง จึงทำให้การตายหรืออัตราการลดลงของพื้นที่ของปะการังกลุ่มนี้ไม่ชัดเจนในภาพกว้างระดับแนวปะการัง
- (4) **กลุ่มที่มีความทนทานค่อนข้างต่ำ** เป็นกลุ่มปะการังที่พบว่าเกิดการฟอกขาวและมีการตายค่อนข้างสูง ส่วนของโคโลนีที่เหลือรอดมีน้อยกว่าร้อยละ 50 ของพื้นที่โคโลนี เช่น ปะการังโขดรูปทรงกึ่ง (*Porites cylindrica*) ปะการังสมองร่องเล็ก (*Platygyra* spp.) ปะการังใบร่อนหนาม (*Merulina* spp.) ปะการังหนามขนุน (*Hydnophora* spp.) ปะการังแผ่นเปลวไฟ (*Pectinia* spp.) เป็นต้น อย่างไรก็ตามการพยายามจำแนกปะการังกลุ่มนี้ออกจากกลุ่มที่มีความทนทานปานกลางยังไม่ใช่อุปสรรคที่แน่นอน เนื่องจากยังขาดข้อมูลสภาพกายภาพละเอียด เช่น การหมุนเวียนของกระแสน้ำ การบดบังแสงหรือปัจจัยอื่นที่ช่วยลดผลกระทบของอุณหภูมิและความร้อนเฉพาะของแต่ละแนวปะการัง รวมทั้งข้อมูลการเปลี่ยนแปลงของการเกิดฟอกขาวตามช่วงเวลาต่างๆ ตั้งแต่อุณหภูมิน้ำทะเลเริ่มสูงผิดปกติ ข้อมูลพื้นที่เหล่านี้จะช่วยให้เราเข้าใจคุณสมบัติความทนทานของปะการังแต่ละชนิดได้ชัดเจนยิ่งขึ้น
- (5) **กลุ่มที่มีความต้านทานและทนทานต่ำมาก** เป็นกลุ่มปะการังที่พบว่ามักจะเกิดการฟอกขาวทั้งโคโลนีและเกิดการฟอกขาวเกือบทั้งหมดของประชากรที่พบในแต่ละพื้นที่ รวมทั้งเกิดการตายสูงมากตามมา ได้แก่ ปะการังกลุ่มเขากวาง (*Acropora* spp.) โดยเฉพาะชนิดที่มีรูปรังกโตะและรูปทรงกึ่งเขากวาง เช่น *Acropora hyacinthus*, *A. clathrata*, *A. florida* และ *A. muricata* เป็นต้น ส่วนปะการังเขากวางรูปทรงพุ่ม (Digitate และ Corymbose) ได้รับผลกระทบมากเช่นกัน แต่ยังมีเหลือรอดกระจายอยู่บ้างในหลายพื้นที่แม้ว่าจะมีการตายบางส่วนของโคโลนีค่อนข้างสูง เช่น *A. digitifera*, *A. humilis*, *A. millepora* และ *A. tenuis* เป็นต้น

นอกจากปะการังเขากวาง ปะการังกลุ่มอื่นที่มีความต้านทานต่อการฟอกขาวต่ำ ได้แก่ ปะการังผิวอยู่ยี่ (*Porites rus*) ปะการังผิวเกล็ดน้ำแข็ง (*Montipora spp.*) และปะการังดอกกะหล่ำ (*Pocillopora spp.*) อย่างไรก็ตามแม้ว่าปะการังเหล่านี้จะเกิดการฟอกขาวมากทั้งโคโลนีและทั้งหมดของประชากร รวมทั้งมีการตายสูงมาก แต่ยังพบเหลือรอดอยู่ในเกือบทุกพื้นที่ ปะการังผิวอยู่ยี่และปะการังผิวเกล็ดน้ำแข็ง มีการเจริญเติบโตเร็ว ส่วนปะการังดอกกะหล่ำมีวงจรการสืบพันธุ์เร็วสามารถกระจายพันธุ์ทุกเดือนทำให้เกิดการทดแทนประชากรได้เร็ว จึงน่าจะไม่มีปัญหาในการฟื้นตัวของประชากรในพื้นที่

5.2.2. สถานภาพแนวปะการังหลังปรากฏการณ์ปะการังฟอกขาว

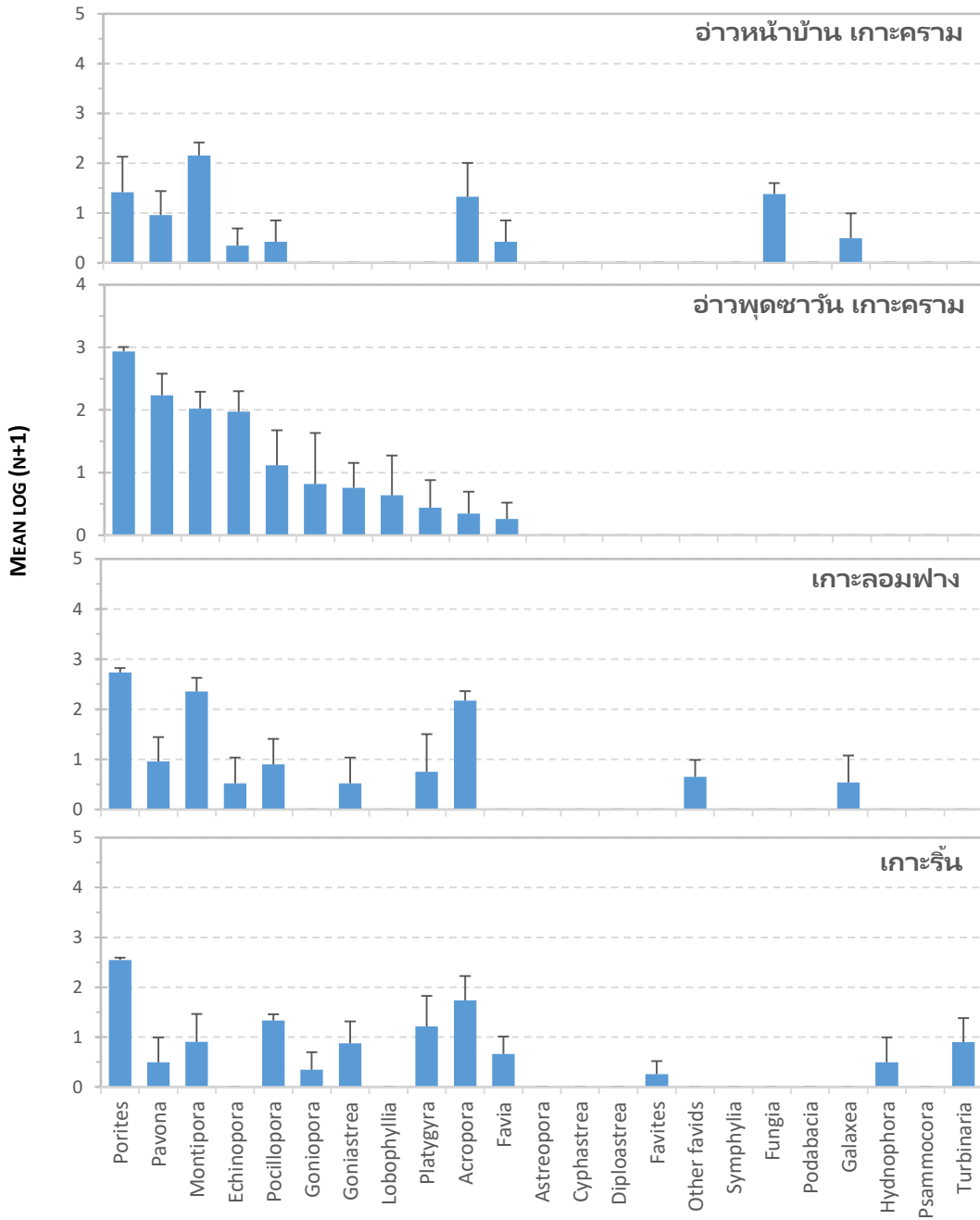
1) หมู่เกาะเสม็ด จังหวัดระยอง

จากการสุ่มสำรวจพบว่าสัดส่วนปกคลุมของพื้นที่แนวปะการังโดยเฉลี่ยของหมู่เกาะเสม็ด เป็นปะการังแข็งมีชีวิตเฉลี่ยร้อยละ 30 และปะการังตายเฉลี่ยร้อยละ 55 ของพื้นที่แนวปะการังทั้งหมด (รูปที่ 1) ปะการังสกุลเด่นได้แก่ ปะการังโขด (*Porites*) และปะการังสมอง (*Symphyllia*).



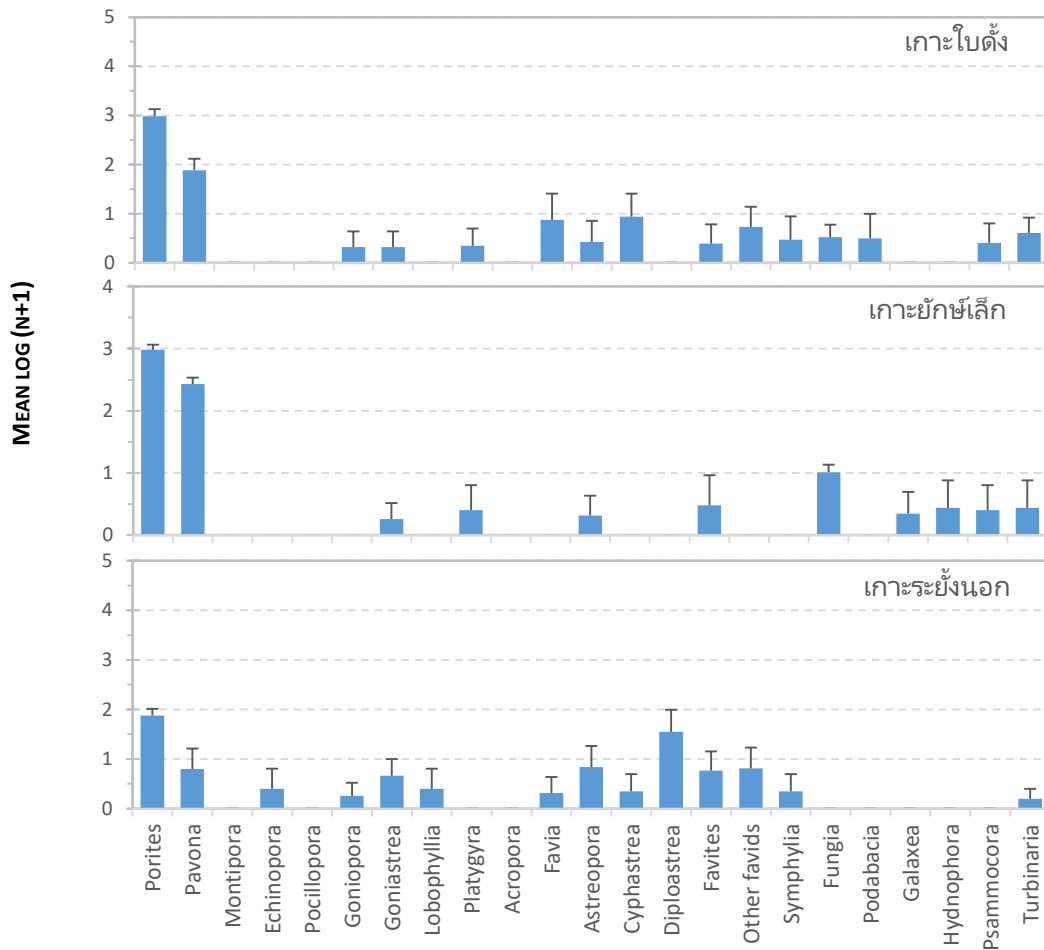
รูปที่ 1 แสดงสัดส่วนปกคลุมพื้นที่ของปะการังมีชีวิต ปะการังตาย และองค์ประกอบอื่นๆ ที่พบในบริเวณแนวปะการังหมู่เกาะเสม็ด

2) เกาะในจังหวัดชลบุรี



รูปที่ 2 องค์ประกอบของสังคมปะการังแข็งในบริเวณแนวปะการังในจังหวัดชลบุรี

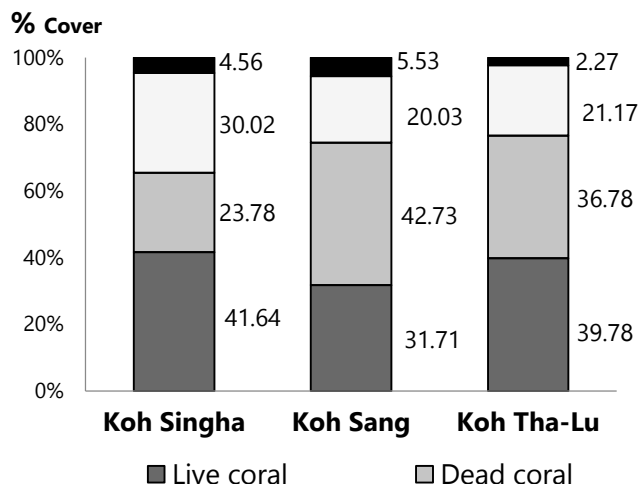
3) หมู่เกาะช้าง จังหวัดตราด



รูปที่ 3 องค์ประกอบของสังคมปะการังแข็งในบริเวณแนวปะการังหมู่เกาะช้าง

4) หมู่เกาะทะเล จังหวัดประจวบคีรีขันธ์

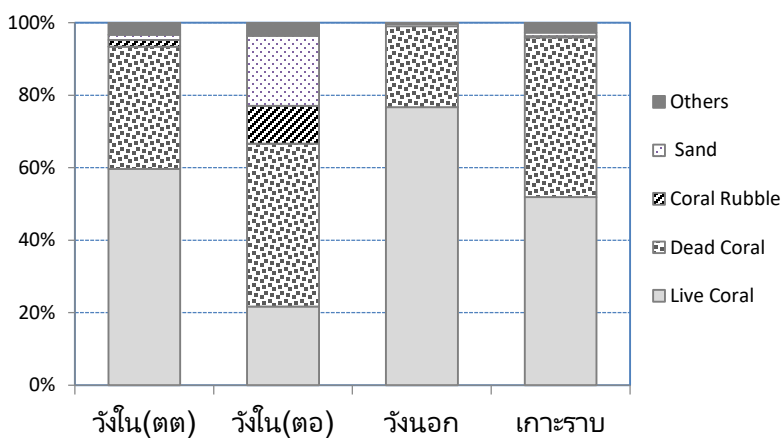
จากการสำรวจพบว่าสัดส่วนปกคลุมของพื้นที่แนวปะการังโดยเฉลี่ยของหมู่เกาะทะเล จังหวัดประจวบคีรีขันธ์ เป็นปะการังแข็งมีชีวิตประมาณร้อยละ 38 และปะการังตายประมาณร้อยละ 34 ของพื้นที่แนวปะการังทั้งหมด (รูปที่ 4) โดยปะการังแข็งสกุลเด่น ได้แก่ ปะการังโขด (*Porites* spp.) และปะการังผิวเกล็ดน้ำแข็ง (*Montipora* spp.) ปะการังกลุ่มเขากวางซึ่งเคยเป็นชนิดที่เด่นในบางอ่าว ได้ตายไปเนื่องจากปรากฏการณ์ปะการังฟอกขาว และที่พบเหลือรอดในเดือนกันยายน 2553 ถูกกินโดยหอยดรูเพลลาจำนวนมาก จนทำให้ประชากรปะการังเขากวางลดลงมากกว่า 80% ของประชากรที่มีอยู่เดิม



รูปที่ 4 แสดงสัดส่วนปกคลุมพื้นที่ของปะการังมีชีวิต ปะการังตาย และองค์ประกอบอื่นๆ ที่พบในบริเวณแนวปะการังหมู่เกาะทะเล

5) หมู่เกาะทะเลใต้ จังหวัดนครศรีธรรมราช

จากการสำรวจพบว่าสัดส่วนปกคลุมพื้นที่ของแนวปะการังโดยเฉลี่ยของกลุ่มเกาะทะเลใต้ เป็นปะการังมีชีวิตประมาณร้อยละ 52 และปะการังตายประมาณร้อยละ 36 ของพื้นที่แนวปะการังทั้งหมด โดยเกาะวังนอกมีสัดส่วนปกคลุมพื้นที่ของปะการังมีชีวิตสูงที่สุด และเกาะวังในด้านตะวันออกมีสัดส่วนปกคลุมพื้นที่ของปะการังมีชีวิตต่ำที่สุด (รูปที่ 5) นอกจากนี้แนวปะการังในบริเวณนี้ยังมีสิ่งมีชีวิตอื่นๆ ปกคลุมพื้นที่หลากหลายทั้งปะการังอ่อน กัลปังหา ดอกไม้ทะเล ฟองน้ำ และสาหร่ายขนาดใหญ่หลายชนิด



รูปที่ 5 แสดงสัดส่วนปกคลุมพื้นที่ของปะการังมีชีวิต ปะการังตาย และองค์ประกอบอื่นๆ ที่พบในบริเวณแนวปะการังหมู่เกาะทะเลใต้

สังคมปะการังแข็งในบริเวณนี้ มีปะการังโขด (*Porites lutea*) เป็นปะการังแข็งสกุลเด่น เช่นเดียวกับแนวปะการังส่วนใหญ่ของอ่าวไทย ปะการังแข็งสกุลอื่นที่พบได้ทั่วไป ได้แก่ ปะการังสมองร่องเล็ก (*Platygyra sinensis*) ปะการังลายดอกไม้ (*Pavona frondifera*) ปะการังหนวดดอกไม้ (*Goniopora* spp.) เป็นต้น พบว่าแนวปะการังบริเวณเกาะราบเป็นแนวปะการังที่มีความหลากหลายของสกุลปะการังแข็งมากที่สุด ขณะที่แนวปะการังบริเวณเกาะวังนอกเป็นแนวปะการังที่มีความหลากหลายต่ำที่สุด ซึ่งน่าจะเนื่องมาจากสังคมปะการังบริเวณสถานีเกาะวังนอกเป็นสังคมของปะการังโขด คือ มีปะการังโขดเป็นชนิดเด่น มีขนาดใหญ่ครอบคลุมพื้นที่บริเวณกว้าง มีปะการังชนิดอื่นอยู่เพียงส่วนน้อย

สภาพแนวปะการังและสังคมปะการังแข็งในแต่ละสถานีสรุปได้ดังนี้

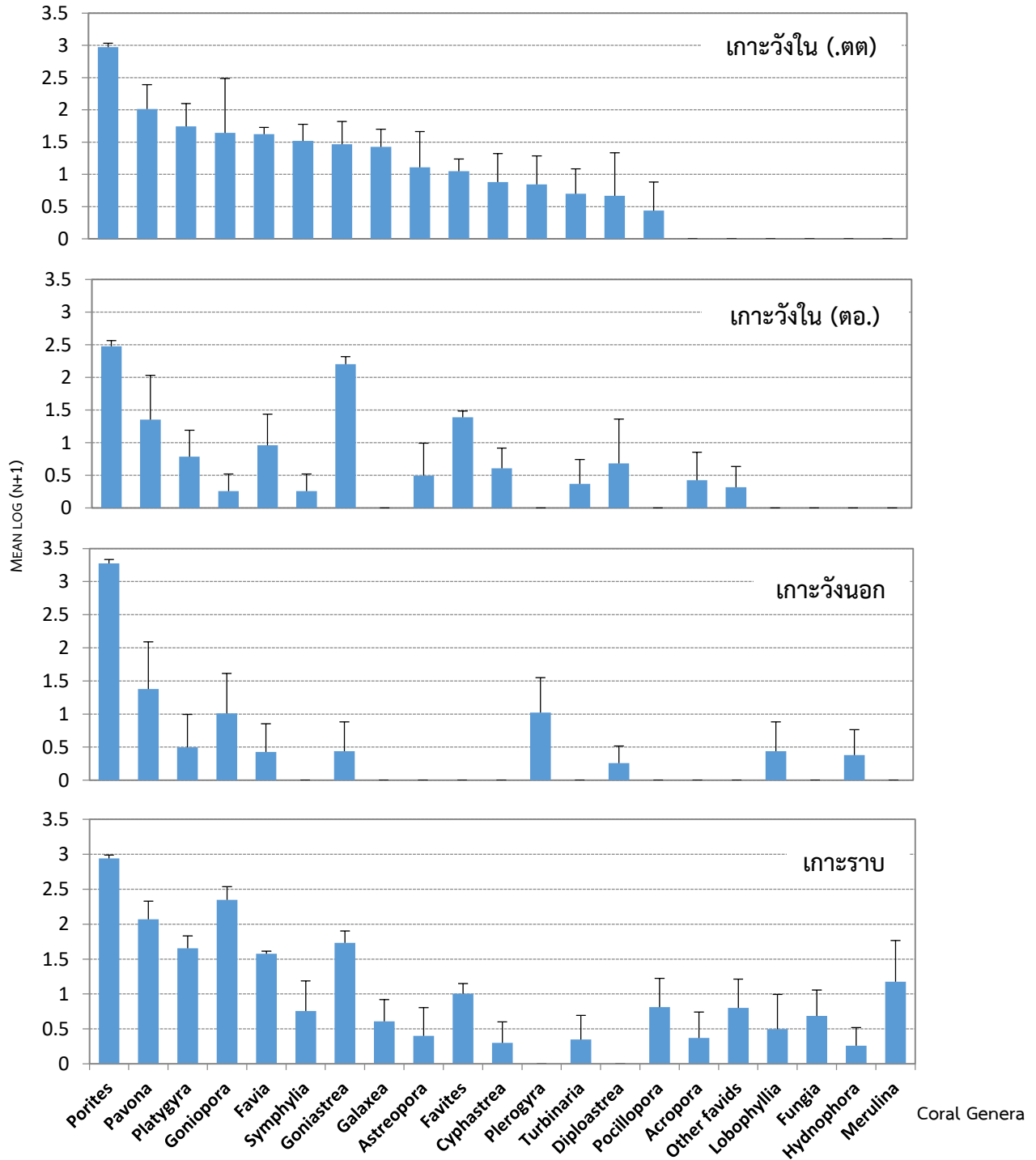
1) เกาะวังใน ด้านทิศตะวันตก พบว่าแนวปะการังในระดับความลึกประมาณ 2-3 เมตร มีพื้นที่ปะการังมีชีวิตประมาณร้อยละ 60 ปะการังตายประมาณร้อยละ 34 มีความหลากหลายของปะการังพอสมควรโดยมีใช่เพียงปะการังโขดเป็นชนิดเด่น แต่ยังมีปะการังสกุลอื่นครอบคลุมพื้นที่มาก ตั้งแต่ปะการังลายดอกไม้ (*Pavona* spp.) ปะการังวงแหวน (*Favia* sp.) ปะการังหนวดดอกไม้ (*Goniopora* spp.) ปะการังสมองร่องเล็ก (*Platygyra* spp.) ปะการังกาแล็กซี่ (*Galaxea* sp.) เป็นต้น แนวปะการังมีสิ่งมีชีวิตอื่นครอบคลุมพื้นแนวปะการังอยู่หลากหลายทั้งปะการังอ่อน กัลปังหา ฟองน้ำ เป็นที่สังเกตว่าแม้ว่าจะพบสาหร่ายเคลือบสีแดง (CCA) แต่พบปะการังวัยอ่อน ที่มีขนาดโคโลนีไม่เกิน 5 เซนติเมตร ภัยคุกคามของปะการังแข็งที่พบ ได้แก่ ปริมาณตะกอนที่สะสมบนก้อนปะการังและกลายเป็นตำแหน่งที่เอื้อต่อการเจริญเติบโตของ Cyanobacteria และสาหร่ายขนาดใหญ่ชนิดต่าง ๆ และการถูกกินโดยหอย *Drupella* โดยปะการังที่พบถูกกินได้แก่ ปะการังเขากวางและปะการังสมองร่องเล็ก

2) เกาะวังใน ด้านทิศตะวันออก พบว่าแนวปะการังในระดับความลึกประมาณ 2-3 เมตร มีพื้นที่ปะการังมีชีวิตประมาณร้อยละ 22 ปะการังตายประมาณร้อยละ 45 มีปะการังโขดเป็นชนิดเด่น (dominant) ปะการังกลุ่มที่พบครอบคลุมพื้นที่มาก (abundant) ได้แก่ ปะการังลายดอกไม้ (*Pavona* spp.) และปะการังในครอบครัว Faviidae หลายสกุล ภัยคุกคามของปะการังแข็งที่พบ ได้แก่ ปริมาณตะกอนที่สะสมบนก้อนปะการัง และความขรุขระของสาหร่ายขนาดใหญ่ ลักษณะสภาพโคโลนีปะการังมีการตายบางส่วนของโคโลนีสูง พบร่องรอยความผิดปกติของเนื้อเยื่อปะการังจำนวนมาก

3) เกาะวังนอก พบว่าแนวปะการังในระดับความลึกประมาณ 2-3 เมตร มีพื้นที่ปะการังมีชีวิตประมาณร้อยละ 76 ปะการังตายประมาณร้อยละ 23 มีปะการังโขดเป็นชนิดเด่น (dominant) ชนิดเดียว ซึ่งส่วนใหญ่มีโคโลนีขนาดใหญ่ เป็นสาเหตุหนึ่งที่ทำให้มีพื้นที่ครอบคลุมของปะการังมีชีวิตค่อนข้างสูง แม้ว่าจะมีความหลากหลายของปะการังต่ำกว่าบริเวณแนวปะการังอื่น ปะการังกลุ่มที่พบได้ทั่วไป (common) ได้แก่ ปะการังลายดอกไม้ (*Pavona* spp.) ปะการังหนวดดอกไม้ (*Goniopora* sp.) และปะการังลูกโป่ง (*Plerogyra* sp.) ภัยคุกคามของปะการังแข็งที่พบ ได้แก่ ปริมาณตะกอนที่สะสมบนก้อนปะการัง และสาหร่ายขนาดใหญ่ชนิดต่าง ๆ

4) เกาะราบ พบว่าแนวปะการังในระดับความลึกประมาณ 2-3 เมตร มีพื้นที่ปะการังมีชีวิตประมาณร้อยละ 52 ปะการังตายประมาณร้อยละ 44 มีปะการังโขดเป็นชนิดเด่น (dominant) ปะการังกลุ่มที่พบครอบคลุมพื้นที่มาก ได้แก่ ปะการังหนวดดอกไม้ (*Goniopora* spp.) ปะการังลายดอกไม้ (*Pavona* spp.) และปะการังในครอบครัว Faviidae หลายสกุล ภัยคุกคามของปะการังแข็งที่พบ ได้แก่

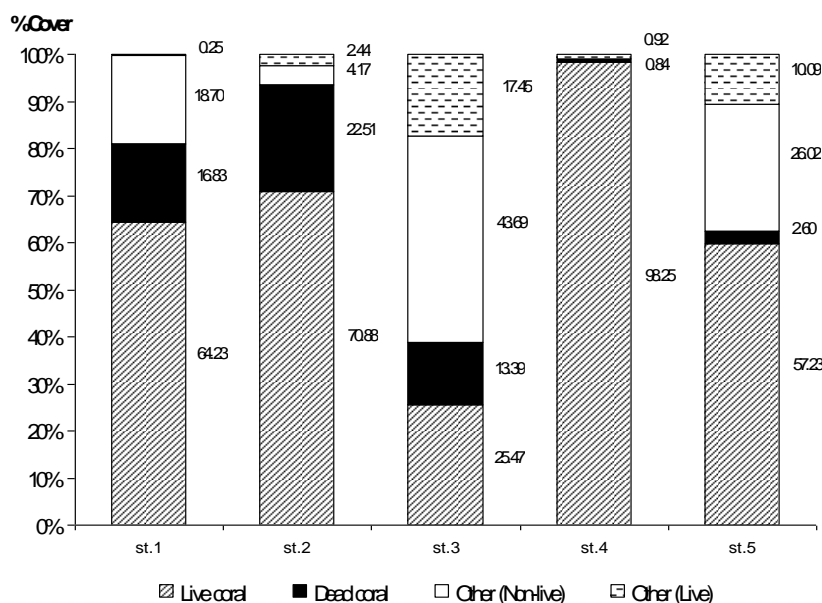
ปริมาณตะกอนที่สะสมบนก้อนปะการังและกลายเป็นตำแหน่งที่เอื้อต่อการเจริญเติบโตของ Cyanobacteria และสาหร่ายขนาดใหญ่ชนิดต่าง ๆ และการถูกกินโดยหอย *Drupella* โดยปะการังที่พบถูกกินได้แก่ *Acropora* spp., *Pocillopora damicornis*, *Goniastrea aspera*, *G. pectinata*



รูปที่ 6 องค์ประกอบของสังคมปะการังแข็งมีชีวิต ในบริเวณแนวปะการังหมู่เกาะทะเลใต้ ในปี 2555

6) หมู่เกาะกระ จังหวัดนครศรีธรรมราช

พบว่าสัดส่วนปกคลุมพื้นที่แนวปะการังโดยเฉลี่ยของหมู่เกาะกระมีสัดส่วนปกคลุมพื้นที่ของปะการังแข็งมีชีวิตประมาณร้อยละ 60 และปะการังตายประมาณร้อยละ 10 ของพื้นที่แนวปะการังทั้งหมด (รูปที่ 7) โดยปะการังแข็งมีชีวิตสกุลเด่น ได้แก่ ปะการังเขากวาง (*Acropora* spp.) ปะการังจาน (*Turbinaria* spp.) และ ปะการังลายดอกไม้ (*Pavona* spp.)



รูปที่ 7 สัดส่วนปกคลุมพื้นที่ของปะการังมีชีวิต ปะการังตาย และองค์ประกอบอื่นที่พบในบริเวณแนวปะการังหมู่เกาะกระ

สภาพแนวปะการังและสังคมปะการังแข็งในแต่ละสถานีสรุปได้ดังนี้

1) ด้านทิศใต้ของเกาะกระใหญ่

แนวปะการังบริเวณทิศใต้ของเกาะกระใหญ่ จากการสำรวจที่ระดับความลึกประมาณ 12 - 14 เมตร พบองค์ประกอบหลักของพื้นที่เป็นปะการังแข็งมีชีวิต โดยมีสัดส่วนปกคลุมพื้นที่เฉลี่ยประมาณร้อยละ 65 มีปะการังตายปกคลุมพื้นที่เฉลี่ยประมาณร้อยละ 17 ของพื้นที่แนวปะการังทั้งหมด ปะการังแข็งมีชีวิตที่พบส่วนใหญ่ประกอบด้วย ปะการังเขากวาง (*Acropora* spp.) รูปทรงแบบกิ่ง รูปทรงแบบโต๊ะ และรูปทรงแบบแปรงล้างขวด มีสภาพปกติสมบูรณ์ มีเพียงปะการังเขากวาง รูปทรงแบบกิ่ง เพียงร้อยละ 2 ที่มีสภาพเป็นโรค ปะการังแข็งที่มีความชุกชุมมากรองลงไป ได้แก่ ปะการังดอกกระหล่ำ (*Pocillopora* sp.) นอกจากนี้ยังพบปะการังแข็งอื่นในวงศ์ Acroporidae, Agariciidae, Poritidae, Faviidae, Fugiidae และ Dendrophylliidae เป็นองค์ประกอบของแนวปะการังในบริเวณนี้ (ตารางที่ 1)

ตารางที่ 1 สัดส่วนปกคลุมพื้นที่เฉลี่ยของแนวปะการังในบริเวณด้านทิศใต้ของเกาะกระใหญ่

| องค์ประกอบ สิ่งมีชีวิตไม่มีชีวิต/ ปะการัง | รูปทรง ปะการัง | Health | สัดส่วนปกคลุม พื้นที่เฉลี่ย | SE |
|---|-------------------|-------------------|--------------------------------|------|
| <i>Acropora</i> | ACB | Healthy | 48.88 | 9.18 |
| <i>Acropora</i> | ACB | Disease | 2.28 | 1.43 |
| <i>Acropora</i> | ACB | Partial Mortality | 0.43 | 0.43 |
| <i>Acropora</i> | ACT | Healthy | 2.55 | 1.77 |
| <i>Acropora</i> | ACT | Partial Mortality | 0.33 | 0.33 |
| <i>Acropora</i> | Bottle brush | Healthy | 2.00 | 2.00 |
| <i>Montipora</i> | CE | Partial Mortality | 0.08 | 0.08 |
| <i>Montipora</i> | CB | Healthy | 0.05 | 0.05 |
| <i>Montipora</i> | CF | Healthy | 0.45 | 0.26 |
| <i>Montipora</i> | CF | Partial Mortality | 1.50 | 1.50 |
| <i>Pavona</i> | CF | Healthy | 1.18 | 0.68 |
| <i>Pocillopora</i> | CS | Healthy | 2.25 | 1.30 |
| <i>Porites</i> | CM | Healthy | 0.18 | 0.18 |
| <i>Echinopora</i> | CE | Healthy | 0.58 | 0.58 |
| <i>Echinopora</i> | CF | Healthy | 0.25 | 0.25 |
| <i>Fungia</i> | CMR | Healthy | 0.38 | 0.31 |
| <i>Turbinaria</i> | CF | Healthy | 0.90 | 0.66 |
| ปะการังมีชีวิต | | | 64.23 | 4.82 |
| ปะการังตาย | | | 16.83 | 4.68 |
| เศษปะการัง | | | 18.58 | 7.13 |
| ทราย | | | 0.13 | 0.13 |
| ฟองน้ำ | | | 0.18 | 0.18 |
| พรมทะเล | | | 0.08 | 0.08 |
| Total | | | 100.00 | |

ส่วนแนวในบริเวณหน้าหาดทรายด้านทิศเหนือพบว่า แนวปะการังมีสภาพสมบูรณ์ดีมาก ปะการังมีชีวิตสกุลเด่น ที่พบ ได้แก่ ปะการังเขากวาง ปะการังผิวเกล็ดน้ำแข็ง และปะการังดอกกะหล่ำ โดยที่ระดับความลึก 2 - 3 เมตร จะพบโคโลนีขนาดเล็กของปะการังขึ้นอยู่อย่างหนาแน่นบนซากปะการังแตกหักที่ทับถมกันเป็นสูงประมาณ 50 เซนติเมตร โดยเฉพาะปะการังผิวเกล็ดน้ำแข็ง รูปทรงแบนนิ้วมือ (*Montipora digitata*) ที่จัดได้ว่าเป็นปะการังชนิดเด่นของแนวปะการังบริเวณนี้ และในบริเวณที่ระดับความลึกตั้งแต่ 5 เมตร ขึ้นไป จะพบปะการังเขากวาง (*Acropora* spp.) ปะการังผิวเกล็ดน้ำแข็ง (*Montipora* spp.) และปะการังดอกกะหล่ำ (*Pocillopora* spp.) โคโลนีขนาดใหญ่ขึ้นอยู่อย่างหนาแน่นเป็นพื้นที่กว้าง นอกจากนี้พบว่าในบริเวณหน้าหาดหินของเกาะกระใหญ่ (ด้านทิศเหนือของเกาะ) ที่ระดับน้ำลึกไม่เกิน 7 เมตร พบว่าเป็นปะการังตายประมาณร้อยละ 70 โดยที่พบส่วนใหญ่จะเป็นซากปะการังเขากวางที่แตกหัก (Rubble) ปะการังมีชีวิตที่พบเห็นอยู่มีเพียงปะการังโขด (*Porites* spp.) ปะการังผิวเกล็ดน้ำแข็ง (*Montipora* spp.) โคโลนีขนาดเล็กๆ เท่านั้น

2) ด้านทิศใต้ของเกาะกระกลาง

แนวปะการังบริเวณด้านทิศใต้ของเกาะกระกลาง จากการสำรวจที่ระดับความลึกประมาณ 12 - 14 เมตร พบองค์ประกอบหลักของพื้นที่เป็นปะการังแข็งมีชีวิต มีสัดส่วนปกคลุมพื้นที่เฉลี่ยประมาณร้อยละ 70 มีปะการังตายปกคลุมพื้นที่เฉลี่ยประมาณร้อยละ 23 ของพื้นที่แนวปะการังทั้งหมด ปะการังแข็งมีชีวิตที่พบส่วนใหญ่ ประกอบด้วย ปะการังเขากวาง (*Acropora* spp.) รูปทรงแบบกิ่ง รูปทรงแบบโต๊ะ สภาพปกติสมบูรณ์ และรูปทรงกิ่งที่มีการตายบางส่วน (Partial Mortality) มีเพียงปะการังเขากวาง รูปทรงแบบกิ่งและรูปทรงโต๊ะเพียงร้อยละ 1 ที่เกิดโรค นอกจากนี้ยังพบปะการังในครอบครัว Acroporidae, Agariciidae, Poritidae, Dendrophylliidae และ Faviidae เป็นองค์ประกอบของแนวปะการังในบริเวณนี้ (ตารางที่ 2)

ตารางที่ 2 สัดส่วนปกคลุมพื้นที่เฉลี่ยของแนวปะการังในสถานีที่ 2 ด้านทิศใต้ของเกาะกระกลาง

| องค์ประกอบ สิ่งมีชีวิตไม่มีชีวิต/ รูปทรง ปะการัง | Health | สัดส่วนปกคลุม พื้นที่เฉลี่ย | SE | |
|---|--------|--------------------------------|--------|-------|
| <i>Acropora</i> | ACB | Healthy | 35.28 | 14.38 |
| <i>Acropora</i> | ACB | Disease | 1.22 | 1.22 |
| <i>Acropora</i> | ACB | Partial Mortality | 9.72 | 1.56 |
| <i>Acropora</i> | ACT | Healthy | 9.11 | 4.84 |
| <i>Acropora</i> | ACT | Disease | 1.56 | 1.56 |
| <i>Acropora</i> | ACT | Partial Mortality | 3.17 | 2.24 |
| <i>Montipora</i> | CE | Healthy | 0.11 | 0.11 |
| <i>Montipora</i> | CS | Healthy | 2.28 | 2.28 |
| <i>Montipora</i> | CS | Partial Mortality | 0.17 | 0.17 |
| <i>Pavona</i> | CF | Healthy | 0.22 | 0.15 |
| <i>Pavona</i> | CF | Partial Mortality | 1.61 | 1.61 |
| <i>Porites</i> | CM | Healthy | 2 | 1.07 |
| <i>Porites</i> | CM | Partial Mortality | 0.22 | 0.22 |
| <i>Turbinaria</i> | CF | Healthy | 2.61 | 1.91 |
| <i>Turbinaria</i> | CF | Partial Mortality | 0.94 | 0.94 |
| <i>Favia</i> | CM | Partial Mortality | 0.11 | 0.11 |
| <i>Platygyra</i> | CM | Healthy | 0.56 | 0.29 |
| ปะการังมีชีวิต | | | 70.88 | 4.93 |
| ปะการังตาย | | | 22.51 | 5.03 |
| เศษปะการัง (CR) | | | 3.39 | 2.19 |
| ทราย | | | 0.33 | 0.33 |
| หิน | | | 0.44 | 0.44 |
| พรมทะเล | | | 0.11 | 0.11 |
| สาหร่าย | | | 2.33 | 2.33 |
| Total | | | 100.00 | |

3) ด้านทิศเหนือของเกาะกระกลาง

แนวปะการังบริเวณด้านทิศเหนือของเกาะกระกลาง จากการสำรวจที่ระดับความลึกประมาณ 12 - 14 เมตร พบว่า พื้นที่บริเวณนี้มีหินเป็นองค์ประกอบหลัก และพบปะการังแข็งมีชีวิตมีสัดส่วนปกคลุมพื้นที่เฉลี่ยประมาณร้อยละ 25 มีปะการังตายปกคลุมพื้นที่เฉลี่ยประมาณร้อยละ 13 ของพื้นที่แนวปะการังทั้งหมด ปะการังแข็งมีชีวิตที่พบส่วนใหญ่ประกอบด้วย ปะการังจาน (*Turbinaria* spp.) รูปทรงแบบแผ่น มีสภาพปกติสมบูรณ์ ปะการังวงแหวน (*Favia* spp.) รูปทรงแบบก้อน สภาพสมบูรณ์ปกติ นอกจากนี้ยังพบปะการังแข็งอื่นในวงศ์ Acroporidae, Agariciidae, Poritidae และ Faviidae เป็นองค์ประกอบของแนวปะการังในบริเวณนี้ (ตารางที่ 3)

ตารางที่ 3 สัดส่วนปกคลุมพื้นที่เฉลี่ยของแนวปะการังในสถานีที่ 3 ด้านทิศเหนือของเกาะกระกลาง

| องค์ประกอบ สิ่งมีชีวิตไม่มีชีวิต/ สิ่งมีชีวิต | รูปทรง ปะการัง | Health | สัดส่วนปกคลุม พื้นที่เฉลี่ย | SE |
|---|-------------------|-------------------|--------------------------------|-------|
| <i>Acropora</i> | ACB | Healthy | 0.56 | 0.11 |
| <i>Acropora</i> | ACB | Partial Mortality | 0.11 | 0.11 |
| <i>Montipora</i> | CE | Healthy | 1.44 | 0.99 |
| <i>Montipora</i> | CE | Partial Mortality | 1.44 | 0.73 |
| <i>Pavona</i> | CF | Healthy | 0.11 | 0.11 |
| <i>Porites</i> | CM | Healthy | 0.44 | 0.24 |
| <i>Porites</i> | CS | Healthy | 0.39 | 0.39 |
| <i>Turbinaria</i> | CF | Healthy | 13.03 | 7.70 |
| <i>Turbinaria</i> | CF | Partial Mortality | 1.22 | 0.62 |
| <i>Favia</i> | CM | Healthy | 3.22 | 1.71 |
| <i>Favia</i> | CM | Partial Mortality | 1.72 | 1.33 |
| <i>Favia</i> | CE | Healthy | 0.22 | 0.22 |
| <i>Favites</i> | CE | Healthy | 0.78 | 0.78 |
| <i>Favites</i> | CE | Partial Mortality | 0.33 | 0.33 |
| <i>Goniastrea</i> | CM | Healthy | 0.33 | 0.19 |
| <i>Platygyra</i> | CM | Healthy | 0.11 | 0.11 |
| ปะการังมีชีวิต | | | 25.47 | 10.66 |
| ปะการังตาย | | | 13.39 | 5.76 |
| ทราย | | | 0.17 | 0.17 |
| หิน | | | 43.53 | 8.63 |
| ฟองน้ำ | | | 1.11 | 0.36 |
| สาหร่าย | | | 1.06 | 0.59 |
| ปะการังอ่อน | | | 15.28 | 8.96 |
| Total | | | 100.00 | |

4) ทิศใต้ระหว่างเกาะกระเล็กและเกาะกระกลาง

แนวปะการังบริเวณทิศใต้ระหว่างเกาะกระเล็กและเกาะกระกลาง จากการสำรวจที่ระดับความลึกประมาณ 12 - 14 เมตร พบองค์ประกอบหลักของพื้นที่เป็นปะการังแข็งมีชีวิต โดยมีสัดส่วนปกคลุมพื้นที่เฉลี่ยประมาณร้อยละ 98 ของพื้นที่แนวปะการังทั้งหมด ปะการังแข็งมีชีวิตที่พบในบริเวณนี้ ได้แก่ ปะการังเขากวาง (*Acropora* spp.) รูปทรงแบบกิ่ง (ตารางที่ 4)

ตารางที่ 4 สัดส่วนปกคลุมพื้นที่เฉลี่ยของแนวปะการังบริเวณทิศใต้ระหว่างเกาะกระเล็กและกระกลาง

| องค์ประกอบ สิ่งมีชีวิต/ไม่มีชีวิต/ | รูปทรง ปะการัง | Health | สัดส่วนปกคลุมพื้นที่เฉลี่ย | SE |
|---------------------------------------|-------------------|---------|----------------------------|------|
| <i>Acropora</i> | ACB | Healthy | 97.59 | 1.91 |
| <i>Acropora</i> | ACB | Disease | 0.67 | 0.67 |
| ปะการังมีชีวิต | | | 98.25 | 1.25 |
| ปะการังตาย | | | 0.84 | 0.84 |
| สาหร่าย | | | 0.92 | 0.42 |
| Total | | | 100.00 | |


5) ด้านทิศตะวันออกของเกาะกระกลาง

แนวปะการังบริเวณด้านทิศตะวันออกของเกาะกระกลาง จากการสำรวจที่ระดับความลึกประมาณ 12 - 14 เมตร พบองค์ประกอบหลักของพื้นที่เป็นปะการังแข็งมีชีวิต โดยมีสัดส่วนปกคลุมพื้นที่เฉลี่ยประมาณร้อยละ 57 มีปะการังตายปกคลุมพื้นที่เฉลี่ยประมาณร้อยละ 7 ของพื้นที่แนวปะการังทั้งหมด ปะการังแข็งมีชีวิตที่พบส่วนใหญ่ประกอบด้วย ปะการังเขากวาง (*Acropora* spp.) รูปทรงแบบโต๊ะ รูปทรงแบบกิ่ง มีสภาพปกติสมบูรณ์ มีเพียงปะการังเขากวางรูปทรงแบบกิ่ง เพียงร้อยละ 3 ที่มีสภาพเป็นโรค ปะการังแข็งชนิดที่พบปกคลุมพื้นที่รองลงมา คือ ปะการังจาน (*Turbinaria* spp.) นอกจากนี้ยังพบปะการังแข็งอื่น ๆ ในวงศ์ Acroporidae, Agariciidae, Pocilloporidae และ Poritidae เป็นองค์ประกอบของแนวปะการังในบริเวณนี้ (ตารางที่ 5)

ตารางที่ 5 สัดส่วนปกคลุมพื้นที่เฉลี่ยของแนวปะการังในสถานีที่ 5 ด้านทิศตะวันออกของเกาะกระกลาง

| องค์ประกอบ สิ่งมีชีวิต/ไม่มีชีวิต | รูปทรง ปะการัง | Health | สัดส่วนปกคลุม พื้นที่เฉลี่ย | SE |
|--------------------------------------|-------------------|-------------------|--------------------------------|------|
| <i>Acropora</i> | ACB | Healthy | 10.83 | 1.83 |
| <i>Acropora</i> | ACB | Disease | 3.09 | 0.58 |
| <i>Acropora</i> | ACB | Partial Mortality | 0.08 | 0.08 |
| <i>Acropora</i> | ACT | Healthy | 17.55 | 8.28 |
| <i>Montipora</i> | CE | Healthy | 2.34 | 2.34 |
| <i>Montipora</i> | CE | Partial Mortality | 0.50 | 0.5 |
| <i>Montipora</i> | CF | Healthy | 0.84 | 0.84 |
| <i>Pavona</i> | CF | Healthy | 4.50 | 3.83 |
| <i>Pavona</i> | CF | Partial Mortality | 1.00 | 1.00 |
| <i>Pocillopora</i> | CS | Healthy | 0.34 | 0.34 |
| <i>Porites</i> | CM | Healthy | 1.00 | 0.67 |
| <i>Porites</i> | CM | Disease | 4.50 | 4.50 |
| <i>Porites</i> | CS | Healthy | 1.00 | 1.00 |
| <i>Turbinaria</i> | CF | Healthy | 8.59 | 1.59 |
| <i>Turbinaria</i> | CF | Disease | 0.67 | 0.67 |
| <i>Turbinaria</i> | CF | Partial Mortality | 0.42 | 0.42 |
| ปะการังมีชีวิต | | | 57.23 | 5.44 |
| ปะการังตาย | | | 6.67 | 1.84 |
| เศษปะการัง | | | 7.28 | 4.88 |
| ทราย | | | 1.75 | 1.75 |
| หิน | | | 16.99 | 4.32 |
| ฟองน้ำ | | | 0.34 | 0.34 |
| ปะการังอ่อน | | | 9.75 | 9.25 |
| Total | | | 100.00 | |

5.3 โปสเตอร์ที่นำเสนอในการประชุมวิชาการ



PP-02-008

สถานภาพแนวปะการัง ภายหลังจากปรากฏการณ์ปะการังฟอกขาว บริเวณเกาะโลซิน จังหวัดปัตตานี และหมู่เกาะกระ จังหวัดนครศรีธรรมราช

The Status of Coral Reefs at Losin Island (Pattani Province) and Kra Island (Nakhon Si Thammarat Province) after the 2010 Mass Bleaching event

ชัชวาล เตชะน้อม¹, นภาพร ศรีธรรม², อร อรุณรัตน์³, วิมลดา กนกประทีป⁴ และ ณัฐ ฤกษ์⁵
¹ภาควิชาวิทยาศาสตร์ทางทะเล มหาวิทยาลัยบูรพา วิทยาเขตจันทบุรี ๒๓๙๖๖
²ภาควิชาวิทยาศาสตร์ทางทะเล มหาวิทยาลัยบูรพา วิทยาเขตจันทบุรี ๒๓๙๖๖
³ภาควิชาวิทยาศาสตร์ทางทะเล มหาวิทยาลัยบูรพา วิทยาเขตจันทบุรี ๒๓๙๖๖
⁴EMR, Seawater, JCU@post.com & Seawater_CIT@post.com

บทคัดย่อ

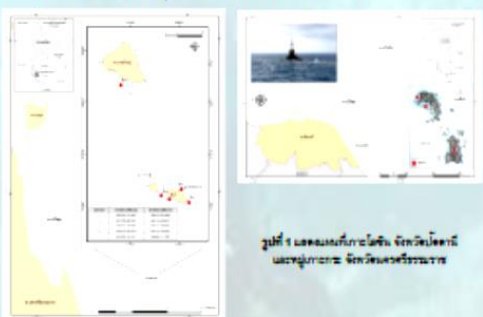
ในช่วงต้นปี 2010 มีอุณหภูมิผิวน้ำทะเลบริเวณอ่าวไทย สูงกว่าค่าปรอทการวัดปกติที่บริเวณอ่าวไทย รวมทั้งแนวปะการังในฝั่งตะวันออกของเกาะโลซิน จังหวัดปัตตานี และหมู่เกาะกระ จังหวัดนครศรีธรรมราช ซึ่งสองพื้นที่นี้ มีปะการังสายพันธุ์ Acropora spp. เป็นปะการังที่เด่นชัดของพื้นที่ ซึ่งเป็นกลุ่มที่มีความไวต่อการฟอกขาว การศึกษาครั้งนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อทราบสถานภาพปัจจุบันของแนวปะการังเกาะโลซินและหมู่เกาะกระ ภายหลังจากปรากฏการณ์ฟอกขาว โดยทำการสำรวจด้วยวิธี Line intercept transect and Timed swim พบว่าแนวปะการังบริเวณเกาะโลซิน มีปะการังมีชีวิตอยู่รอดจากการฟอกขาวประมาณ 79% ส่วนแนวปะการังบริเวณหมู่เกาะกระ พบปะการังมีชีวิตอยู่รอดจากการฟอกขาวประมาณ 63%

Abstract

Higher than normal seawater temperatures were reported in early 2010 and widespread coral bleaching occurred around the Gulf of Thailand as a result. Coral reefs around the Losin Island (Pattani province), and Kra Islands (Nakhon Si Thammarat province), suffered coral bleaching as well. In those two areas, the dominant species of corals are staghorn coral (*Acropora* spp.), which highly sensitive to bleaching. This study, therefore, aims to determine the status of coral reefs around Losin Island and Kra Islands after the coral bleaching event of 2010. The survey found that coral reefs around Losin Island had live coral which survived from coral bleaching; current coverage averaged 79%. Kra Islands likewise had significant coverage of coral which survived from coral bleaching phenomenon (currently - 63% live coral coverage). Although *Acropora* spp. are the dominant coral types in both these areas, these two areas have proportionately less dead coral associated with the bleaching event, compared with coral reefs around other islands where staghorn coral is also the dominant species. Some factor associated with the offshore location of Losin Island and Kra Islands appears to have protected the coral community there from bleaching mortality. They therefore remain valuable reservoirs of larval supply for the replenishment of reefs on the southern coast of Thailand.

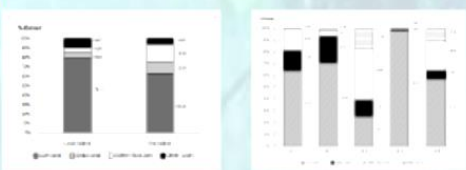
บทนำ

แนวปะการังเป็นแหล่งรวมความหลากหลายทางชีวภาพในทะเล ความยั่งยืนของแนวปะการังขึ้นอยู่กับหลายปัจจัย ทั้งปัจจัยทางกายภาพและชีวภาพ แนวปะการังในฝั่งตะวันออกของอ่าวไทยตอนล่างมีลักษณะทางกายภาพที่ต่างจากแนวปะการังในฝั่งตะวันตกของอ่าวไทยตอนล่าง และพื้นที่ส่วนใหญ่เป็นแนวปะการังชนิดโขดหิน (hard bottom) ใต้น้ำบริเวณนี้พบปะการังสายพันธุ์ Acropora spp. เป็นปะการังที่เด่นชัดของพื้นที่ ซึ่งเป็นกลุ่มที่มีความไวต่อการฟอกขาว ในช่วงต้นปี 2010 มีปรากฏการณ์ฟอกขาวเกิดขึ้นที่บริเวณอ่าวไทย ทำให้มีแนวปะการังในหลายพื้นที่ ที่มีปะการังสายพันธุ์ Acropora spp. เป็นปะการังที่เด่นชัดของพื้นที่ ปรากฏการณ์ฟอกขาวครั้งนี้มีผลกระทบอย่างรุนแรงต่อแนวปะการังในหลายพื้นที่ โดยเฉพาะในบริเวณอ่าวไทยตอนล่าง ซึ่งแนวปะการังสายพันธุ์ Acropora spp. เป็นปะการังที่เด่นชัดของพื้นที่ เป็นบริเวณเขตเศรษฐกิจพิเศษ (Exclusive Economic Zone: EEZ) ซึ่งไม่มีการสำรวจและประเมินมูลค่าทางเศรษฐกิจ



รูปที่ 1 แสดงแผนที่เกาะโลซิน จังหวัดปัตตานี และหมู่เกาะกระ จังหวัดนครศรีธรรมราช

ผลการศึกษา



รูปที่ 2 สัดส่วนแนวปะการังมีชีวิต ปะการังตาย และองค์ประกอบอื่นๆ ที่พบในบริเวณแนวปะการังเกาะโลซินและหมู่เกาะกระ จากการสำรวจแนวปะการังเกาะโลซิน พบว่ามีปะการังมีชีวิตประมาณ 79% (นับปะการังสายพันธุ์ Acropora spp. 71% ปะการังตายประมาณ 7% และองค์ประกอบอื่นๆ ประมาณ 14% และจากการสำรวจแนวปะการังหมู่เกาะกระ พบปะการังมีชีวิตประมาณ 63% (นับปะการังสายพันธุ์ Acropora spp. 50%) ปะการังตายประมาณ 12% และองค์ประกอบอื่นๆ ประมาณ 24% (รูปที่ 2)

สรุปและอภิปรายผลการศึกษา

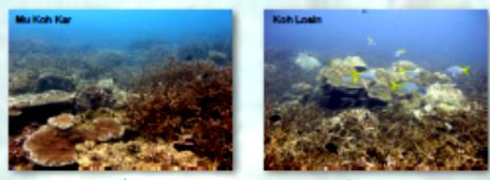
แนวปะการังบริเวณเกาะโลซิน มีปะการังมีชีวิตอยู่รอดจากการฟอกขาวประมาณ 79% ส่วนแนวปะการังบริเวณหมู่เกาะกระ พบปะการังมีชีวิตอยู่รอดจากการฟอกขาวประมาณ 63% แม้มีปะการังสายพันธุ์ Acropora spp. เป็นปะการังที่เด่นชัดของพื้นที่ (รูปที่ 2) แต่พื้นที่แนวปะการังทั้งสองพื้นที่นี้มีปะการังสายพันธุ์อื่นที่ทนต่อการฟอกขาวได้บ้างด้วยเช่นกัน เช่น Acropora spp. เป็นปะการังที่ทนต่อการฟอกขาวได้ดีกว่าสายพันธุ์อื่น การศึกษาครั้งนี้แสดงให้เห็นว่าแนวปะการังทั้งสองพื้นที่มีแนวปะการังที่ทนต่อการฟอกขาวได้สูงประมาณ 60% เป็นแนวปะการังที่มีสุขภาพดี

วัตถุประสงค์


เพื่อทราบสถานภาพปัจจุบันของแนวปะการังเกาะโลซิน จังหวัดปัตตานี และหมู่เกาะกระ จังหวัดนครศรีธรรมราช (รูปที่ 1) ภายหลังจากปรากฏการณ์ฟอกขาว และวางแผนการจัดการอนุรักษ์ให้แนวปะการังพื้นที่ทั้งสองเขต

วิธีการศึกษา

สำรวจแนวปะการังเกาะโลซินและหมู่เกาะกระโดยใช้แบบสำรวจ Line intercept transect and Timed swim (รูปที่ 3) ระหว่างวันที่ 16-15 พฤษภาคม 2554 และ 19-20 พฤษภาคม 2554 ตามลำดับ โดยที่เกาะโลซินทำการสำรวจด้วยวิธี Line intercept transect 1 สถานี คือ แนวปะการังสายพันธุ์ Acropora spp. (ชนิดโขดหิน) ส่วนหมู่เกาะกระทำการสำรวจ 5 สถานี คือ 1.บริเวณโขดหินของเกาะกระใหญ่ 2. บริเวณโขดหินของเกาะกระกลาง 3. บริเวณโขดหินของเกาะกระกลาง 4. บริเวณโขดหินของเกาะกระกลางและเกาะกระเล็ก และ 5. บริเวณโขดหินของเกาะกระกลาง (รูปที่ 3)



รูปที่ 4 สภาพของแนวปะการังบริเวณหมู่เกาะกระและเกาะโลซิน



รูปที่ 2 วิธีสำรวจแบบสำรวจ Line Intercept transect

เอกสารอ้างอิง

สถาบันวิจัยและพัฒนาทรัพยากรทางทะเล ชายฝั่งทะเล และป่าชายเลน. 2554. รายงานเบื้องต้น ผลกระทบจากการเกิดปะการังฟอกขาว ปี 2553. กรุงเทพฯ: สถาบันวิจัยและพัฒนาทรัพยากรทางทะเลและชายฝั่ง. <http://www.ripcm.or.th>

กรมทรัพยากรทางทะเลและชายฝั่ง. 2542. แนวปะการังในประเทศไทย ปี 2541. กรุงเทพฯ: กรมทรัพยากรทางทะเลและชายฝั่ง. <http://www.ripcm.or.th>

