三重県早田浦の磯焼け海域におけるガンガゼ除去の影響

倉島 彰,^{1*} 石川達也,¹ 竹内大介,² 岩尾豊紀,³ 前川行幸¹

(2013年12月16日受付, 2014年4月8日受理)

¹三重大学大学院生物資源学研究科, ²尾鷲市役所, ³鳥羽市水産研究所Effects of removing *Diadema* on barren ground in Haidaura Bay, Mie PrefectureAKIRA KURASHIMA,^{1*} TATSUYA ISHIKAWA,¹ DAISUKE TAKEUCHI,²
TOYOKI IWAO³ AND MIYUKI MAEGAWA¹¹Graduate School of Bioresources, Mie University, Tsu, Mie 514-8507, ²Owase City Office, Owase, Mie 519-3696, ³Toba City Fisheries Research Center, Toba, Mie 517-0005, Japan

Effects associated with removing the sea urchin *Diadema* spp. from an area of barren ground were examined in Haidaura Bay in Mie Prefecture, central Japan, from December 2009 to December 2012. *Diadema* spp. were harvested using scoop nets and spears from boats, or crushed by divers using metal rods. Three experimental areas in which initial *Diadema* spp. densities were high (8.8 ind./m², area A), moderate (4.0 ind./m², area B) or low (2.0 ind./m², area C) were identified in the bay. *Diadema* spp. density, seaweed species present, and algal coverage were monitored at three-month intervals in each area. During the experimental period, 119,557 *Diadema* individuals were removed from the experimental sites. *Diadema* spp. density in areas A, B and C decreased to 0.4, 0.5 and 0 ind./m², respectively. Algal coverage increased from 0 to 30.0% in area A, from 2.3% to 48.3% in area B, and from 2.6% to 21.8% in area C. Algal coverage was observed to increase when *Diadema* density decreased to fewer than 2 ind./m².

キーワード：磯焼け, ガンガゼ, 三重県, 藻場

磯焼けが持続する要因の一つとしてウニ類による食害が挙げられる。ウニ類の摂食圧により海藻が減少することは古くから海外で知られており,¹⁻⁵⁾ ウニが優占する海域においてウニを排除すれば海藻の被度¹⁾や現存量^{2,6)}が増加することが報告されている。日本の磯焼け海域においてもウニの除去による藻場回復が試みられ,⁷⁻⁹⁾ その手法も系統的にまとめられている。¹⁰⁾ これらの報告で磯焼け持続の主要因とされているウニは、キタムラサキウニ *Strongylocentrotus nudus*^{7,8)} や ムラサキウニ *Heliocidaris crassispina*^{9,11)} が多い。

暖海性のウニであるガンガゼ属 *Diadema* による摂食は生態系や海藻植生に大きな影響を持つことが知られている。¹¹⁾ カリブ海では1983–1984年に *Diadema antillarum* の大量死が発生し、個体密度が低下した後に、海藻のバイオマスが増加しサンゴと無節サンゴモが減少した。^{12,13)} また、カナリア諸島においては *D. antillarum* の摂食圧によって海藻の被度が低く維持されており、¹⁴⁾

その個体密度が高い場所では海藻の被度が低いことが示されている。¹⁵⁾ 日本においては、福岡県,^{16,17)} 長崎県¹⁸⁾ や三重県南部¹⁹⁾ でガンガゼ属のガンガゼ *D. setosum* やアオスジガンガゼ *D. savignyi* (以下ガンガゼ類) による摂食が藻場の衰退と関係しているとされるが、ガンガゼ類の生態的研究や磯焼けとの関係を示した研究は他のウニ類と比べて少ない。^{17,18,20,21)} ガンガゼの摂餌量は同一サイズのムラサキウニやアカウニ *Pseudocentrotus depressus* よりも大きいとされている。²⁰⁾ カリブ海でも *D. antillarum* の摂食圧はナガウニ属の *Echinometra viridis* よりも高く、実験的に除去することで海藻のバイオマスが大きく増加することが報告されている。⁶⁾ これらのことから、ガンガゼ除去による藻場回復効果は大きいと考えられる。

三重県南部に位置する尾鷲市早田浦の磯焼け海域には、ガンガゼ類が高密度で生育している。²²⁾ そのため尾鷲市では三重県環境・生態系保全活動支援協議会の活動

として、尾鷲漁業協同組合早田支所が中心となって地域住民や三重大学ダイビングサークル等が早田湾藻場再生協議会を組織し、2009年よりガンガゼ類除去による藻場再生事業を開始した。一般的に行われているウニ除去の手法は大きく分けて、船上からの採捕、捕獲用の籠、潜水の3種類があり、¹⁰⁾ 潜水、特にSCUBAによる除去の効率が高いとされている。^{10,23)} これまでのウニ除去によって藻場回復効果をみる研究は、潜水により短期間に実験区内のほぼ全てのウニを除去し、あとは放置することが多い。^{8,17,23)} しかし、この手法では、一回の作業に大きな労力がかかり、広範囲のウニ類を除去することが難しい。そこで本研究では、短時間の作業を継続的に行うことで1回当たりの労力を軽減し、ガンガゼ類を低密度に保ちながら藻場を回復することを試みた。さらに、ガンガゼの個体密度と除去速度の関係から、藻場が回復するまでに必要な作業時間を計算し、除去作業に必要な労力を推定した。

材料と方法

研究海域 研究を行った三重県尾鷲市早田浦（北緯33°59′，東経136°15′）は、湾中央から湾口のやや広い部分と湾奥の細い部分からなる湾である（Fig. 1）。過去の調査により、早田浦では湾口部がホンダワラ属 *Sargassum* 藻類やアントクメ *Eckloniopsis radicata* からなる藻場、湾奥部が磯焼け域となっていることが明らかとなっている。²²⁾ 2009年12月に湾内の植生を把握するための予備調査を行った。湾内を素潜りで目視観察し、大型藻類がほとんど生育せず水面からガンガゼ類が複数個体確認された範囲を磯焼け海域とした。この磯焼け域を、地形およびガンガゼ類密度からA, B, Cの3つの実験区に分けた。実験区Aはガンガゼ類が目視で最も多く確認された湾奥部北岸、実験区Bはややガンガゼ類が少なく湾幅が広い湾口部北岸、実験区Cは湾奥部南岸で、実験区AとBの間はウニ防除網（長さ50 m、高さ1 m、目合1.5 cm）により区分した。

いずれの実験区においても、ガンガゼとアオスジガンガゼが混在していたが、船上からの除去時には同定が困難であったため、両種を区別せずにガンガゼ類として扱った。

ライン調査 調査は2009年12月から2012年12月にかけて計13回、SCUBA潜水により行った。各実験区の岸側に一つずつ定点を設置し、定点から沖に向かって40–60 mのラインを引いた。ラインの基点および途中の岩上に水中ボンドを2–3カ所付けて目印とし、毎回、同一方向にラインを引いた。実験区AとCは岸から5 m、実験区Bでは0 mの地点から、ラインに沿って5 mごとに1 m×1 mのコドラートを一つずつおき、コドラート内の海藻種、被度およびガンガゼ類と他種の

Fig. 1 Maps of the study area and sample transects in Haidaura Bay.

ウニの個体数と底質を計測した。海藻の被度は目視によって測定し、無節サンゴモ類とそれ以外の海藻に分けて記録した。底質は浅海域生態系調査（藻場調査）報告書²⁴⁾に従い、岩盤 (rock)、岩塊 (isolated rock)、巨礫 (boulder)、大礫 (cobble)、小礫 (pebble) に区分し、コドラート内の被度を記録した。底質の被度は目視によって測定した。調査時にダイビングコンピューターにより水深の実測値を記録し、気象庁の尾鷲市潮位表により平均海面からの水深を算出した。one-way ANOVA の分析には統計解析ソフト R を用いた。

実験区 A のライン沿いの水深約 2 m の地点に自記式温度計 (UTBI-001, Onset) を設置し、2011 年 3 月から 2012 年 3 月までの水温を 10 分間隔で連続記録し、一日の平均水温、最高水温、最低水温を求めた。また、2012 年 6 月 1 日および 2013 年 11 月 29 日に、光量子センサー (LI-192SA, Li-COR) とデータロガー (LI-1000, Li-COR) を用い、湾の中央部で水深 1 m ごとに光量子束密度を測定して海水の吸光係数を求めた。吸光係数は統計解析ソフト R により Lambert-Beer の法則から計算した。

ガンガゼ類除去 実験区 A と B は 2010 年 2 月から、実験区 C は 2012 年 3 月から、船上採捕と潜水によ

Fig. 2 Two types of *Diadema* crushing rods made from stainless steel.

りガンガゼ類の除去を行った。実験区 A では計 12 回、実験区 B では計 9 回、実験区 C では 4 回の除去を行った。漁船上からはタモとヤス、SCUBA 潜水と素潜りではステンレス製の除去棒 (Fig. 2) を 2 種類作製しガンガゼ類を除去した。漁船上から捕獲したガンガゼをランダムに 50 個体選び、殻径の測定を行った。漁船による除去数は、全船の合計採捕重量と無作為抽出したガンガゼ 300 個体の平均重量から推定した。潜水による除去数は各自が記録し、作業終了後に集計した。1 回あたりの平均参加人数と隻数は、SCUBA 潜水が 6.8 人、素潜りが 2.3 人、漁船が 18.3 隻であった。

除去速度 除去作業ごとに、SCUBA 潜水によるガンガゼ類の除去数を作業時間で除することで除去速度を求めた。除去速度とガンガゼ類の密度の関係を以下の式によって近似した。

$$V = V_{max} \cdot \tanh(\rho / \rho_{sat})$$

ここで、 V =除去速度、 V_{max} =最大除去速度、 ρ =ガンガゼ類密度、 ρ_{sat} =除去速度が飽和に達するガンガゼ類密度である。統計解析ソフト R を用いた非線形最小自乗法により、この近似式から最大除去速度および飽和ガンガゼ類密度を求めた。

結 果

水温および光環境 早田浦の 2011 年 3 月から 2012 年 3 月の日平均水温、日最高水温および日最低水温を Fig. 3 に示す。期間中の最高水温は 2012 年 8 月 11 日および 12 日の 28.7°C、最低水温は 2011 年 3 月 27 日の 14.1°C、平均水温は 20.4°C であった。日平均水温の最高は 27.4°C、最低は 14.8°C であった。湾中央部の 6 月と 11 月の海水の消散係数はいずれも 0.28 であった。

ガンガゼ除去数とウニ類個体密度の推移 各調査区のガンガゼ類除去数と延べ作業時間 (分) を作業日ごとに Table 1 に示す。調査期間中に、実験区 A で 81462 個体、実験区 B で 30829 個体、実験区 C で 7266 個体、

Fig. 3 Changes in water temperature in area A of Haidaura Bay. The solid line represents the average daily temperature and the gray area represents the range of daily temperature.

合計で 119557 個体のガンガゼ類を除去した。SCUBA 潜水、素潜り、船上採捕の中では、SCUBA 潜水によって最も多くのガンガゼが除去された。

各実験区のウニ類およびガンガゼ類の平均個体密度、ガンガゼ除去数、無節サンゴモ以外の平均海藻被度の推移を Fig. 4 に示す。平均個体密度、平均被度は各ライン上の全コドラートの平均値とした。調査期間中のガンガゼ類の最大平均密度は実験区 A における 2010 年 3 月 11 日の 11.4 個体/m² であった。調査開始時のガンガゼ類平均密度は、実験区 A, B, C でそれぞれ 8.8, 4.0, 2.0 個体/m² であったが、調査終了時にはそれぞれ 0.4, 0.5, 0 個体/m² に減少した。実験区 A と B では、ガンガゼ類の除去に伴って個体密度が減少したが、2012 年まで除去を行わなかった実験区 C では、一定の傾向は見られなかった。ウニ類全体に占めるガンガゼ類の割合は、調査開始時には実験区 A, B, C でそれぞれ 100, 94.7, 76.2% であったが、調査終了時にはそれぞれ 20.0, 33.3, 0% となり、他のウニ類の割合と個体数がともに増えた。船上捕獲したガンガゼ類の平均殻径は 4.3–5.9 cm の間で変動し、一定の傾向は認められなかったが、最大殻径は調査開始時が 7.1 cm、終了時には 5.4 cm と減少した。

ガンガゼ類以外のウニは、ムラサキウニ、ナガウニ類 *Echinometra* spp., バフンウニ *Hemicentrotus pulcherri-mus*, アカウニ *Pseudocentrotus depressus*, ラップウニ *Toxopneustes pileolus*, シラヒゲウニ *Tripneustes gratilla*, コシダカウニ *Mespilia globulus* がコドラート内で確認された。ムラサキウニの最大平均密度は実験区 A で 2.2 個体/m², 実験区 B で 0.7 個体/m², 実験区 C で 2.7 個体/m² であった。バフンウニの最大平均密度は実験区 A で 1.2 個体/m², 実験区 B と C で 1.7 個体/m²

Table 1 Number of removed *Diadema* spp. and total operating time in the experimental areas in Haidaura Bay

Date	Area A (removed number/operating time)			Area B (removed number/operating time)			Area C (removed number/operating time)		
	SCUBA	Skin Diving	Boat	SCUBA	Skin Diving	Boat	SCUBA	Skin Diving	Boat
2010 Feb. 27	—	—	7200/2880	12754/500	—	—	—	—	—
May 22	—	—	14100/3990	2864/150	1877/210	—	—	—	—
Aug. 29	5150/270	1900/300	4200/3780	2482/420	343/120	—	—	—	—
Nov. 27	9842/450	—	—	2073/360	—	—	—	—	—
2011 Mar. 19	7267/550	830/100	3000/3000	468/200	—	—	—	—	—
July 23	7473/625	—	—	—	—	—	—	—	—
Aug. 30	1820/240	600/120	1200/3990	—	—	—	—	—	—
2012 Mar. 10	3802/360	—	1800/2268	—	—	—	—	—	1200/1512
June 02	2770/550	—	1500/2400	2861/560	150/200	—	—	900/400	1500/2400
July 20	2506/540	—	—	3223/720	—	—	—	—	—
Sep. 01	1807/480	250/180	525/1560	—	—	—	2466/240	20/30	525/1560
Dec. 08	1265/450	—	655/2490	1734/480	—	—	—	—	655/2040
Total	43702/4515	3580/700	34180/26358	28459/3390	2370/530		2466/240	920/430	3880/7512

Fig. 4 Changes in mean sea urchin density (including *Diadema* spp., open squares), mean *Diadema* spp. density (open circles), mean algal coverage (shaded areas), and number of removed *Diadema* spp. (open bars) in each experimental area. Error bars show SE.

であった。その他のウニ類の個体密度は合計しても1個体/m²以下であった。また、ガンガゼ類密度が0個体/m²のコドラートではその他のウニ類の平均密度は3.3個体/m²であったのに対し、1-10個体/m²のコドラートでは1.4個体/m²、11個体/m²以上のコドラートでは0.6個体/m²で、ガンガゼ類の個体密度が高いほどその他のウニ類の個体密度が低かった (one-way ANOVA, $p < 0.001$)。

実験区 A と B の1回当たりのガンガゼ類除去数は、ガンガゼ類密度の低下に伴って減少した (Fig. 4)。実験区 A では2011年7月までは1回の作業で7000個体以上のガンガゼ類が除去されたが、2012年12月に除去された個体数は1920個体であった。実験区 B では除去開始時の2010年2月には12754個体が除去されたが、2010年5月の除去数は4741個体に減少し、その後は400-3300個体の間を推移した。

ライン上の海藻被度とガンガゼ個体密度の推移 実験区 A では調査開始時の無節サンゴモ以外の平均海藻被度は0%で、2010年11月まで平均被度は1%以下であった。この間のガンガゼ類の個体密度は2.7-8.8個体/m²であった。2011年3月から海藻が増加し、調査終了時の平均被度は16.5%となった (Fig. 4)。調査期間中の実験区 A の最大被度は2012年3月の30.0%であった。実験区 B における平均海藻被度は調査開始時には2.3%で、2010年5月までは8%以下であった。この間のガンガゼ類の個体密度は0.4-4個体/m²であった。ガンガゼ類密度が1個体/m²以下になる2010年8月から平均被度は増加し、調査終了時には48.3%となった。調査期間中の最大被度は2012年3月の51.1%であった。実験区 C では調査開始時に2.6%で、2011年12月まで5%以下で推移した後、2012年3月に8.9%、6月には21.8%まで増加したが、その後再び5%以下に低下した。

無節サンゴモの被度は3-6月に高く、8-12月に低くなる季節変化を示した。調査期間中の3-6月における無節サンゴモ平均被度は実験区 A で35.9%、実験区 B で42.4%、実験区 C では39.9%、8-12月の平均被度はそれぞれ24.8、25.6、30.6%であった。また、調査開始時の無節サンゴモの平均被度は、実験区 A で27.5%、実験区 B で39.0%、実験区 C で21.3%、終了時にはそれぞれ13.6、11.0、28.8%で、実験区 A と B では平均被度が低くなった。

コドラート内の海藻被度とガンガゼ個体密度の関係 各実験区のライン上の水深、コドラート内の無節サンゴモ以外の海藻被度とガンガゼ類密度を調査日ごとに Fig. 5 に示す。いずれのラインも平坦で大きな起伏はなかった。調査開始当初にはガンガゼ類は岸側のライン基点では見られず、岸から10 m 以上離れたコドラートか

ら出現した。実験区 A と B では、ガンガゼ類の除去に伴いライン全体のガンガゼ類密度が減少し、離岸距離による差は見られなくなった。コドラート内で確認された殻径2 cm 以下の小型個体は全体の3.6%と少なく、その69.2%が実測水深2.5 m 以下の浅所に生育していた。

調査開始時にはガンガゼ類が確認されたコドラート内の海藻被度は0%であったが、実験区 A, B ではガンガゼ類密度が減少した後に、岸に近い浅所の海藻被度が増加し、次第に深所の海藻被度も高くなった。実験区 C でも海藻被度は増加したが、時期や水深に一定の傾向は見られなかった。

コドラート内のガンガゼ密度と無節サンゴモ以外の海藻被度の関係を調査年ごとに Fig. 6 に示す。2010年までは、ガンガゼ類個体密度が2個体/m²以上のコドラートでは海藻被度は0.2%未満であった (Figs. 5, 6)。2011年以降はガンガゼ類密度が高いコドラート内にも海藻が見られるようになり、2012年にはガンガゼ類密度8個体/m²で海藻被度55.0%のコドラートが観察された (Figs. 5, 6)。

海藻種の推移 各実験区のコドラート内に確認された無節サンゴモ以外の海藻の種数の推移を Table 2 に示す。いずれの実験区でも調査終了時の種数は開始時よりも増加した。いずれの実験区でもウミウチワ *Padina arborescens*, フクロノリ *Colpomenia sinuosa*, ヒラネジモク *Sargassum okamurae*, オバクサ *Pterocladia tenuis* の4種が確認された。

実験区 A では調査開始時に確認された種数は0で、その後1年間は2種以下であったが、2011年3月から増加し始め、2012年6月には最高の19種が確認された。調査終了時の種数は16種で、調査期間中に確認された種数は36種であった。2011年3月以降はオバクサが増加し、2011年8月にはコドラート内の最大被度50%に達した。2012年3-8月にはウミウチワが増加して最大被度50%に達した。2011年3、5月および2012年の3月にはフクロノリが増加した。調査期間中に出現したホンダワラ属はキレバモク *S. alternatopinnatum*, ヒラネジモク, ヤツマタモク *S. patens*, ヨレモクモドキ *S. yamamotoi* の4種で、調査終了時には50%のコドラートで確認された

実験区 B では調査開始時は4種であったがその後増加し、2011年3月以降は14-23種の間で推移した。調査期間中に確認された全種数は47種であった。調査開始時にオバクサ, マクサ *Gelidium elegans*, コブソゾ *Chondrophycus undulatus*, トゲモク *S. micracanthum* の4種が認められた。オバクサは2011年3月以降に増加し、2011年8月、12月にはコドラート内の最大被度50%に達した。2012年3月と6月、12月にはウミウチワが増加し、最大被度50%に達した。2010年3-8

Fig. 5 Water depth (topmost graph), *Diadema* density (open circles), and algal coverage (shaded areas) along the transects between December 2009 and December 2012.

月, 2011 年と 2012 年 3 月にフクロノリが増加し, 最大被度 60% に達した。ラインの 0 m 地点にはトゲモクが調査期間を通して生育しており, 2010 年 3 月以降は

ヒラネジモクも常に見られるようになった。0 m 地点はこの 2 種で被度の 30–70% を占めた。確認されたホンダワラ属はトゲモク, ヒラネジモク, ヤツマタモク, ヨ

実験区 C では調査開始時は 2 種で、その後は増加し

Fig. 6 Relationship between *Diadema* density and algal coverage.

たものの、調査ごとの変動が大きかった。いずれの実験区でも紅藻の種数が最も多く、ついで褐藻で、緑藻は1-3種と少なかった。調査期間中に確認された全種数は34種であった。調査開始時はミル *Codium fragile* とオキツノリ *Ahnfeltiopsis flabelliformis* が生育していたが、ミルは2010年8月以降見られなくなった。2011年5月以降はオバクサが増加したが、コドラート内の最大被度は10%で他の実験区よりも少なかった。2012年3-6月にはフクロノリが増加し、最大被度50%に達した。確認されたホンダワラ属はヒラネジモクのみであった。調査終了時にはコドラートの44%でホンダワラ属が確認された。

底質とガンガゼ個体密度の関係 各底質の被度を実験区ごと、およびガンガゼ類の個体密度ごとに Fig. 7 に示す。実験区 A では巨礫が多く見られ、底質の 46.3% を占めていた。実験区 B は岩盤と岩塊が多く、合わせて 30.2% であった。実験区 C は巨礫、大礫、小礫、砂がそれぞれ 27.8, 21.3, 25.3, 21.1% と同程度の被度で、他の実験区に比べて岩盤と岩塊が少なかった。コドラートをガンガゼ類個体密度が 0 個体/m²、1 個体/m² および 2 個体/m² 以上の 3 つに区分すると、ガンガゼ類密度が高いコドラートほど巨礫の被度が高く、砂の被度が低い傾向があった。また、ガンガゼ類が 0 個体/m² と 1 個体/m² のコドラートでは、岩盤と岩塊を合計した被度がそれぞれ 19.4% と 19.3% であったのに対し、2 個体/m² 以上のコドラートは 9.6% と低かった。

ガンガゼ個体密度と除去速度の関係 調査期間を通してのSCUBA潜水による平均除去速度は9.2個体/min、素潜りでは4.2個体/min、船では1.2個体/minでSCUBA潜水が最も速度が速く、船が最も遅かった。2種類の除去棒による速度に違いは見られなかった。

Table 2 Seasonal changes in the number of seaweed species observed in the quadrats along transects A, B and C. The numbers in parentheses show *Sargassum* species.

[illegible]

Fig. 7 Proportion of substrate types in each experimental area (left), and relationship between the substrate type and *Diadema* density (right).

Fig. 8 Non-linear regression between mean *Diadema* density and mean *Diadema* removal rate.

(Student's *t*-test, $p=0.27$)。ガンガゼ類密度と SCUBA 潜水による除去速度の関係を Fig. 8 に示す。ガンガゼ類が低密度のときは、密度の増加に伴って除去速度は直線的に増加し、高密度になると頭打ちになった。除去速度が飽和した時のガンガゼ類密度は 2.7 個体/m², 最大除去速度は 20.0 個体/min となった。

考 察

磯焼けの発生・持続要因としては藻食動物による食害の他に、高水温²⁵⁻²⁷⁾や光量不足²⁸⁾、貧栄養²⁹⁾、鉄分不足³⁰⁾などが挙げられており、複数の要因が作用することもあるとされる。³¹⁾ 本研究を行った早田浦では、半径

300 m ほどの隣接した狭い範囲に磯焼け域と藻場が存在しており、²²⁾ 湾内の栄養塩や鉄分の濃度は磯焼けの要因ではないと考えられる。早田浦の 6 月と 11 月の海水の吸光係数は 0.28 で一般的な沿岸水の吸光係数の範囲内³²⁾であった。また、早田浦の海水温は 14.1–28.7°C の範囲で、日平均最高水温は 27.4°C であった。多年生ホンダワラ科藻類の多くは生育上限水温が 30°C 以上と報告されていることから、^{33,34)} 早田浦湾内の光量と水温は海藻が生育可能な条件にあると考えられる。しかしトゲモクは 28°C で継続培養すると 12 日以内に枯死するとされており、¹⁹⁾ 高水温が持続すると早田浦では生育が見られなくなる可能性がある。

ガンガゼ類による食害が磯焼けの要因とされている海域では、その個体密度は福岡県宗像市大島で 5–9 個体/m、¹⁷⁾ 長崎県で最大 5.3 個体/m¹⁸⁾とされている。早田浦の磯焼け域の調査開始時のガンガゼ類密度は 2.0–8.8 個体/m² で、これらの海域と同程度であった。一方、2011 年 5 月に実験区 C に隣接する藻場海域で行ったライン調査では、藻場におけるガンガゼ類密度は 0.82 個体/m² と低かった (データ掲載せず)。ガンガゼ類は藻場にも低密度で生育していることから、摂食量と海藻の生産・更新速度の均衡が保たれる程度にガンガゼ類の密度を下げれば、藻場は回復すると考えられる。そこで本研究では、実験区からガンガゼ類を完全に除去せず、個体密度を下げて海藻を増やす手法を試みた。3 年間で 12 回の除去作業を行った結果、ガンガゼ類の密度低下に伴い海藻被度が最大 50% 以上まで増加することが確認された。これらの結果から、早田浦における磯焼け持続の主要因は、高密度に生育しているガンガゼ類の摂食

庄によるものと判断された。

吾妻ら⁷⁾は、キタムラサキウニとエゾバフンウニ *Strongylocentrotus intermedius* を継続的に除去し、個体密度を 0–0.03 個体/m² に維持することで大型海藻が繁茂することを報告している。また、Watanuki *et al.*³⁵⁾ は、キタムラサキウニを定期的に除去して個体密度を 1 個体/m² 以下に維持することで、1 回のみ除去した場合よりもコンブ類の現存量が大きくなることを示した。本研究でも、除去によってガンガゼ類の密度を 2 個体/m² 以下にすることで海藻が増加しており、個体密度を低く維持することで藻場回復が可能であることが示された。

実験区 A と B で除去作業によりガンガゼ類の平均密度が約 2 個体/m² 以下になると、実験区全体の海藻被度が増加しはじめた。このことから、実験区 A と B の磯焼け域において、海藻の生産・更新速度とガンガゼ類の摂食速度が拮抗する密度は 2 個体/m² 以下と推定される。一方、実験区 C では調査開始時のガンガゼ類密度は 2 個体/m² で、調査期間中の平均密度は約 1.5 個体/m² と低かったにもかかわらず、実験区全体の海藻被度は 2012 年まで 5% 以下であった。この要因として、実験区 C では実験区 A と B に比べて海藻が定着し難い小礫や砂の被度が高いことや、早田浦の両岸は急斜面で、湾の南岸に位置する実験区 C は斜面の陰になるため、海藻の生産力が低い可能性があることが挙げられる。また、コドラート内に出現した小型のガンガゼ個体が少なかったことから、本研究の調査ラインではガンガゼの大きさの違いが摂食圧に与える影響は小さいと考えられた。

カナリア諸島の *Diadema antillarum* が優占する磯焼け海域では、*D. antillarum* の密度が 2 個体/m² 以上になると殻状でない直立性海藻の被度が急激に減少するとされており、本研究の結果とはほぼ一致している。¹⁵⁾ 一方、同じカナリア諸島において、Tuya *et al.*¹⁴⁾ は、*D. antillarum* の個体密度と海藻被度の関係、および摂食速度と海藻の生産速度の実測値から、摂食速度と海藻の生産力が釣り合う *D. antillarum* 密度は 10 個体/m² と推定している。これは Tuya *et al.*¹⁴⁾ が、磯焼け海域ではなく、生産力の高い藻場において推定したためと考えられる。本研究においても海藻の増加に伴って生産力が高くなったため、2011 年以降はガンガゼ類密度が高いコドラート内でも海藻が見られるようになったと考えられる。

1999 年 5 月の早田浦の海藻植生調査では、実験区 A 周辺で確認された種数は 0 種、実験区 B 周辺では 6 種、実験区 C 周辺で 6 種と報告されている。²²⁾ 調査手法は異なるが、本研究初期の 2009 年 12 月から 2010 年 5 月の間に確認された海藻種数は実験区 A では 0–2 種、B では 4–9 種、C では 2–8 種であり、1999 年以降の 10 年間でほとんど変化していなかった。一方、本研究後期の 2012 年に確認された海藻種数は実験区 A で 11–19

種、B で 14–23 種、C は 6–15 種となり、ガンガゼ類除去が種数の増加にも効果があることが示された。研究期間中に確認されたホンダワラ属藻類は 1 種から 5 種に増加しており、今後は湾内の隣接する藻場同様のガラモ場に発達すると予想される。

本研究の結果から得たガンガゼ類密度と除去速度の関係式から、SCUBA 潜水による延べ除去作業時間と除去速度、ガンガゼ類密度との関係を計算した。この式から、実験区 B と同程度の面積 0.7 ha、ガンガゼ類密度 4.2 個体/m² の磯焼け海域では、ガンガゼ類が 2 個体/m² 以下になるまでの SCUBA 潜水による延べ作業時間は 17 時間と推定される。実験区 B において 2 個体/m² 以下になるまでの延べ作業時間は 17.8 時間で推定値とはほぼ一致した。本研究における平均作業人数 6.8 人で除去を毎回行った場合の作業時間は 2.6 時間/人となり、各人が 40 分の潜水を 4 回行うことでガンガゼを除去できることになる。

ウニ類の除去速度は個体密度の他に、ダイバーの熟練度、²³⁾ 水深や底質^{17,23)} などに左右される。今回の除去実験では延べ参加人数の 92% が中級者（潜水本数 20–500 本）であったため、全ダイバーの除去速度を平均した値を分析に用いた。実験区の地形はいずれも平坦で除去作業が実施しやすかったが、地形に起伏がある海域では除去速度が低くなると考えられる。ガンガゼ類は巨藻が多い海域に高密度に生育する傾向があったことから、そのような海域に人的資源を集中することで、効率的に除去を行うことができると考えられる。

サンゴ礁域では、ガンガゼはサンゴと競合する海藻を摂食することで、サンゴ礁生物群集の構造に大きな影響を与えている。^{14,15)} また、ガンガゼ属はナガウニ属 *Echinometra* のウニと競争関係にあるとされ、¹²⁾ *D. antillarum* と *E. viridis* を用いた実験では、一方の種を排除すると他種が増加した。³⁶⁾ 早田浦においてもガンガゼ類の個体密度が低いコドラートでは他のウニ類の密度が高くなっており、ガンガゼ類の除去は海藻だけでなく湾内の生物群集全体に影響を及ぼす可能性がある。藻場再生のために必要最小限のウニ除去量を見積もることは、除去作業時間やコストを低減するだけでなく生態系への影響を減らすことにつながる。

なお、本研究のようなウニ類除去を実施する場合は、地元漁業者、海上保安部、行政等の関係者との調整を図る必要がある。特に、実施者に地元漁業者が含まれておらず、除去対象の生物に漁業権が設定されている場合は、地元の漁業協同組合の同意を得なければならない。さらに、作業海域が港則法の適用港であれば、同法に基づいて作業許可を得る必要がある。本研究の実施海域は同法の適用海域以外であったが、海上保安部の指導に従い作業の届出を行った。また、本研究で行った潜水作業

ではガンガゼを採捕せずに海中で潰したため, 三重県漁業調整規則第 48 条に定められている「遊漁者等の漁具漁法の制限」には抵触せず, 特別採捕許可の取得は不要であった。しかし, 使用する漁具, 漁法または除去対象生物によっては, 各都道府県の漁業調整規則に抵触する場合があるので, 事前に各都道府県の所管部署と協議する必要がある。

本研究の除去実験は 3 年間にわたって行ったが, その間のガンガゼ類の加入や死亡, 大きさは作業時間の分析時には考慮していない。また, ガンガゼ類の海藻への摂食圧は水深や波浪,³⁷⁾ 海底の起伏³⁸⁾によっても変わることが知られている。ガンガゼ類の摂食速度は水温にも大きく依存し, 20℃以下で激減することが報告されている。²¹⁾ 早田浦では, 水温が 20℃を下回る 12 月から 4 月にガンガゼ類の摂食圧が低くなると考えられる。従って, 作業環境, 地形, ガンガゼ個体数の年変動などによっては, 本研究から予測した除去作業時間は実作業時間と乖離する可能性がある。今後はガンガゼの摂食生態, 個体群動態, 海藻の生産力を解明し, 除去作業時間推定に必要なパラメータを詳細に設定することで, ガンガゼ個体密度の管理, 効率的な藻場再生, 除去コストの正確な予測が可能になると期待される。

謝 辞

本研究を実施するにあたって, ガンガゼ除去実験にご協力いただいた早田湾藻場再生協議会, 有限会社マリントラスト, 三重大学ダイビングサークルの皆様へ深謝いたします。

文 献

- 1) Kitching JA, Ebling FJ. The ecology of Lough Ine. *J. Anim. Ecol.* 1961; **30**: 373-383.
- 2) Breen PA, Mann KH. Destructive grazing of kelp by sea urchins in eastern Canada. *J. Fish. Res. Board Can.* 1976; **33**: 1278-1283.
- 3) Mattison JE, Trent JD, Shanks AL, Akin TB, Pearse JS. Movement and feeding activity of red sea urchins (*Strongylocentrotus franciscanus*) adjacent to a kelp forest. *Mar. Biol.* 1977; **39**: 25-30.
- 4) Chapman ARO. Stability of sea urchin dominated barren grounds following destructive grazing of kelp in St. Margaret's Bay, eastern Canada. *Mar. Biol.* 1981; **62**: 307-311.
- 5) Harrold C, Reed DC. Food availability, sea urchin grazing, and kelp forest community structure. *Ecology* 1985; **66**: 1160-1169.
- 6) Sammarco PW. Echinoid grazing as a structuring force in coral communities: Whole reef manipulations. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 1982; **61**: 31-55.
- 7) 吾妻行雄, 松山恵二, 中多章文, 川井唯史, 西川信良. 北海道日本海沿岸のサンゴモ平原におけるウニ除去後の海藻群落の遷移. *日本水産学会誌* 1997; **63**: 672-680.
- 8) 桐原慎二, 藤川義一. 青森県尻屋の漁業者ダイバーによる磯焼け域におけるコンブ群落回復の試み. *水産工学* 2011; **48**: 29-34.
- 9) 田井野清也, 細木光夫. 植食動物の除去による藻場回復の実践, 高知県での試み. *水産工学* 2011; **48**: 47-50.
- 10) 磯焼け対策ガイドライン, 水産庁, 東京. 2007.
- 11) 四井敏雄, 前迫信彦. 対馬東岸の磯焼け帯における藻場回復実験. *水産増殖* 1993; **41**: 67-70.
- 12) Muthiga NA, McClanahan TR. *Diadema*. In: Lawrence JM (ed.) *Sea Urchins: Biology and Ecology* 2013; 257-274.
- 13) Carpenter RC Mass mortality of *Diadema antillarum* I. Long-term effects on sea urchin population-dynamics and coral reef algal communities. *Mar. Biol.* 1990; **104**: 67-77.
- 14) Tuya F, Boyra A, Sanchez-Jerez P, Barbera C, Haroun R. Can one species determine the structure of the benthic community on a temperate rocky reef? The case of the long-spined sea-urchin *Diadema antillarum* (Echinodermata: Echinoidea) in the eastern Atlantic. *Hydrobiologia* 2004; **519**: 211-214.
- 15) Hernández JC, Clemente S, Sangil C, Brito A. The key role of the sea urchin *Diadema* aff. *antillarum* in controlling macroalgae assemblages throughout the Canary Islands (eastern subtropical Atlantic): an spatio-temporal approach. *Mar. Environ. Res.* 2008; **66**: 259-270.
- 16) 秋本恒基, 中本 崇, 渡辺大輔, 洲上 哲, 筑紫康博. 筑前海における藻場の遷移と現状. 福岡県水産海洋技術センター研究報告 2008; **18**: 65-75.
- 17) 秋本恒基, 清本節夫, 鈴木健吾, 前野幸男, 後川龍男. 2008 宗像市大島におけるガンガゼ類の分布と駆除. 福岡県水産海洋技術センター研究報告 2008; **18**: 77-83.
- 18) 道津光生, 太田雅隆, 益原寛文. 長崎県松島周辺の海藻植生に及ぼすガンガゼ類の食圧の影響について. 海洋生物環境研究所研究報告 2002; **4**: 1-10.
- 19) 桑原久美, 綿貫 啓, 青田 徹, 横山 純, 藤田大介. 磯焼け実態把握アンケート調査の結果. *水産工学* 2006; **43**: 99-107.
- 20) 金丸彦一郎, 荒巻 裕, 古川泰久. 陸上水槽における植食性ベントス 5 種の海藻摂餌量の比較とその標準化における天然海域における摂食圧推定の試み. 佐賀県玄海水産振興センター研究報告 2007; **4**: 15-20.
- 21) 平成 22 年度火力・原子力関係環境審査調査 (大規模発電所取排水影響調査) 一温排水生物群集影響調査一報告書, 海洋生物環境研究所, 東京. 2012.
- 22) 倉島 彰, 森田晃央, 栗藤和治, 前川行幸. 三重県早田浦の海藻植生. 三重大学生物資源紀要 2001; **27**: 41-49.
- 23) 道津光生, 野村浩貴, 太田雅隆, 斉藤二郎. ダイバーとウニ籠によるウニ除去作業について. 海洋生物環境研究所研究報告 2012; **15**: 63-69.
- 24) 第 7 回自然環境保全基礎調査浅海域生態系調査 (藻場調査) 報告書, 環境省, 東京. 2008.
- 25) 河尻正博, 佐々木 正, 影山佳之. 下田市田牛地先における磯焼け現象とアワビ資源の変動. 静岡県水産試験場研究報告 1981; **15**: 19-30.
- 26) 名畑進一, 瀧谷明朗, 多田匡秀. 利尻産天然リシリコンブの減産に関する考察. 北海道立水産試験場研究報告 2003; **64**: 127-136.
- 27) Serisawa Y, Imoto Z, Ishikawa T, Ohno M. Decline of the *Ecklonia cava* population associated with increased seawater temperatures in Tosa Bay, southern Japan. *Fish. Sci.* 2004; **70**: 189-191.
- 28) 霜村胤日人, 長谷川雅俊. 磯焼け域と群落域におけるカジメの生長と光・水温条件との関係. *藻類* 2008; **56**: 169-178.
- 29) 藤田大介. 海洋深層水をかけ流した磯焼け地帯転石の

- 植生回復. 海洋深層水研究. 2001; **2**: 57-64.
- 30) Matsunaga K, Kawaguchi T, Suzuki Y, Nigi G. The role of terrestrial humic substances on the shift of kelp community to crustose coralline algae community of the southern Hokkaido Island in the Japan Sea. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 1999; **241**: 193-205.
- 31) 藤田大介. 磯焼けの現状. 水産工学. 2002; **39**: 41-46.
- 32) 有賀祐勝. 「水界植物群落の物質生産Ⅱ植物プランクトン」共立出版, 東京. 1973.
- 33) 原口展子, 村瀬 昇, 水上 譲, 野田幹雄, 吉田吾郎, 寺脇利信. 山口県沿岸のホンダワラ類の生育適温と上限温度. 藻類 2005; **53**: 7-13.
- 34) 馬場将輔. ホンダワラ類 8 種の初期生長に及ぼす温度と光量の影響. 海洋生物環境研究所研究報告 2007; **10**: 9-20.
- 35) Watanuki A, Aota T, Otsuka E, Kawai T, Iwahashi Y, Kuwahara H, Fujita D. Restoration of kelp beds on an urchin barren: Removal of sea urchins by citizen divers in southwestern Hokkaido. *Bull. Fish. Res. Agen.* 2010; **32**: 83-87.
- 36) Williams AH. An analysis of competitive interactions in a patchy back-reef environment. *Ecology* 1981; **62**: 1107-1120.
- 37) Ortega-Borges L, Tuya F, Haroun RJ. Does depth and sedimentation interact with sea urchins to affect algal assemblage patterns on eastern Atlantic reefs? *J. Shellfish Res.* 2009; **28**: 947-955.
- 38) Maciá S, Robinson MP, Nalevanko A. Experimental dispersal of recovering *Diadema antillarum* increases grazing intensity and reduces macroalgal abundance on a coral reef. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 2007; **348**: 173-182.