

【原著論文】

## 八代海に面する佐敷川河口干潟におけるアサリの棲息を制限する要因と アサリ成貝の高密度集団再生実験

堤 裕昭<sup>1)\*</sup>・松岡佳子<sup>2)</sup>・Teerapong Duangdee<sup>2)</sup>・北川 昇<sup>2)</sup>

1 熊本県立大学環境共生学部環境資源学科 〒862-8502 熊本市東区月出 3-1-100

2 熊本県立大学大学院環境共生学研究科 〒862-8502 熊本市東区月出 3-1-100

### 要 旨

八代海に面する佐敷川河口干潟の底生生物群集では、2種類の二枚貝類（ホトトギスガイおよびアサリ）が密度でも湿重量においても圧倒的な優占種となっている。しかしながら、アサリは、自然状態ではアカエイなどの魚類による強い捕食圧下に置かれている。その捕食から免れるために捕食防止柵を用いて保護すると、今度はその中でホトトギスガイが増殖して泥マットを形成し、アサリは生息困難となる。そこで、アサリの高密度個体群を形成するために底質表層を除去してホトトギスガイの稚貝を取り除き、そこに魚類からの捕食圧を防止する柵（2 m x 2 m）を設置して、2018年4月にその柵内にアサリの人工飼育稚貝（約20,000個体、平均殻長約15 mm）および前年秋季に自然定着した個体（約6,400個体、平均殻長約3 mm）を放った。梅雨期に同柵内に堆積した大量の砂に埋没したことによる死亡が発生したが、同年11月には捕食防止柵内から合計約24.4%の6,335個体が生残し、殻長12.7～39.9 mmの個体に成長し、湿重量約21.2 kgの個体が回収された。佐敷川河口干潟におけるアサリの成貝の高密度集団の形成に、本研究で作成した捕食防止柵の有効性が実証された。

キーワード：アカエイ、アサリ、佐敷川河口干潟、捕食防止柵、ホトトギスガイ、八代海

### 1 はじめに

マルスダレイガイ科（Veneridae）に属するアサリ（*Ruditapes philippinarum*）は潮間帯および10 m以浅の潮下帯に生息する食用二枚貝である。その地理的分布は、日本およびサハリン、千島

南部、朝鮮半島、中国本土におよび、東部太平洋および地中海でも稚貝を人工飼育して養殖されている<sup>1)</sup>。日本では砂質干潟に棲息する二枚貝類でもっとも代表的な種の1種であり、水産資源として1960～1980年代には全国の年間総漁獲量が120,000～160,000 tに達していた<sup>2,3)</sup>。しかしながら、その後は急激に漁獲量が減少し、2018年の漁獲統計値ではわずか7,736 tを記録

受付：2020年7月27日，受理：2021年4月19日

\*Corresponding author: e-mail: hiro@pu-kumamoto.ac.jp

する事態に陥っている<sup>4)</sup>。その中でも、熊本県の漁獲量の減少が際立っている。1977年に年間漁獲量が65,732 tを記録し、同年の全国の総漁獲量(155,506 t)の約42%を占めていた。ところが、1980年代に入ると急激に減少し始め、1990年代後半にはわずか1,000 t程度しか獲れない状態となり<sup>5, 6)</sup>、2018年の漁獲統計値は527 tを記録した<sup>4)</sup>。この間に、日本に現存する干潟の総面積の約2割(約10,000 ha)に相当する熊本県の干潟においては、その総面積に大きな変化が見られていないことから<sup>7, 8)</sup>、この際だったアサリ漁獲量の減少は、その主要な棲息地である砂質干潟の底生生態系に大きな異変が生じていることを示している。

全国の砂質干潟においては、アサリの漁獲量が激減した原因について、高水温および低水温、低塩分、過剰の浮遊土、溶存酸素の低下、餌不足、過剰の泥分、底土の過剰な流動、貝類へい死等による腐敗水、有害プランクトン、寄生虫、ホトギスガイ(*Arcuatula senhousia*)やカキ類等の動物群集やアオサ類やオゴノリ類等の海藻群落による海底面の被覆、ヒトデ類や巻貝類等などによる食害、外国産アサリ種苗との交雑による劣性の遺伝形質出現、重金属などの毒物、漁具による傷害、ビブリオによる疾病など、様々な要因が挙げられている<sup>9, 10)</sup>。また、その主要な原因は、地域によっても大きく異なると考えられる。

本研究の調査地が位置する熊本県の八代海沿岸の砂質干潟における過去の研究例では、梅雨や台風による大雨で河川から大量の淡水が干潟に流入すると、海水の塩分が極度に低下してアサリの棲息が困難になることや、春季や秋季には約40,000～80,000 ind. m<sup>-2</sup>の密度に及ぶ大量の稚貝の定着が起きるにもかかわらず、成貝に成長になるまで生残できる個体は非常に少ないこと

が報告されている<sup>11-13)</sup>。また、人工飼育で作成した稚貝を秋季(11月)に散布すると、数ヶ月後にはクロダイ(*Acanthopagrus schlegelii*)と推測される魚類にほとんどの個体が捕食されたこと<sup>14)</sup>、春季(5月～6月)にはアカエイ(*Hemirygone akajei*)に前年秋季の定着稚貝が捕食されて消滅すること<sup>15)</sup>、魚類からの捕食防止柵を設置して、それを網で覆い、その中に人工飼育で作成したアサリの稚貝を散布すると、魚類からの捕食は免れるものの、柵内には大量のホトギスガイが着底して泥マットを形成し、底質の嫌気化により散布したアサリの稚貝が死滅することを報告した<sup>16)</sup>。一方、藤原(2016)<sup>17)</sup>は、球磨川の河口干潟にネット状の袋に砂利と牡蠣の粒を混ぜたケアシェルと呼ばれる基質を入れたものを置くと、アサリの稚貝がその中に着底して、魚類からの捕食を受けることなく、成貝にまで成長することを確認した。これらの研究結果は、近年の八代海に面する砂質干潟では、アサリの高密度個体群の形成が、クロダイやアカエイなどの魚類による捕食とホトギスガイによる泥マットの形成に伴う底質表層の嫌気化という2つの要因によって、困難な状況にあることを示している。

そこで、本研究では八代海に面する葦北郡芦北町計石地区の面する佐敷川河口干潟を実験地を選び、魚類からの捕食防止柵を設置し、すでに着底しているホトギスガイの稚貝を表層の底質ごと取り除いた後で、その柵内に人工飼育で作成したアサリの稚貝を散布し、高密度集団を作成する実験を行った。この実験結果より、同干潟でアサリの高密度集団の形成を困難にしている要因を明確にするとともに、これらの実験条件の設定が同高密度集団を形成するために有効であるかを検証し、佐敷川河口干潟においてアサリの採貝漁業を再興するための方策を考察する。

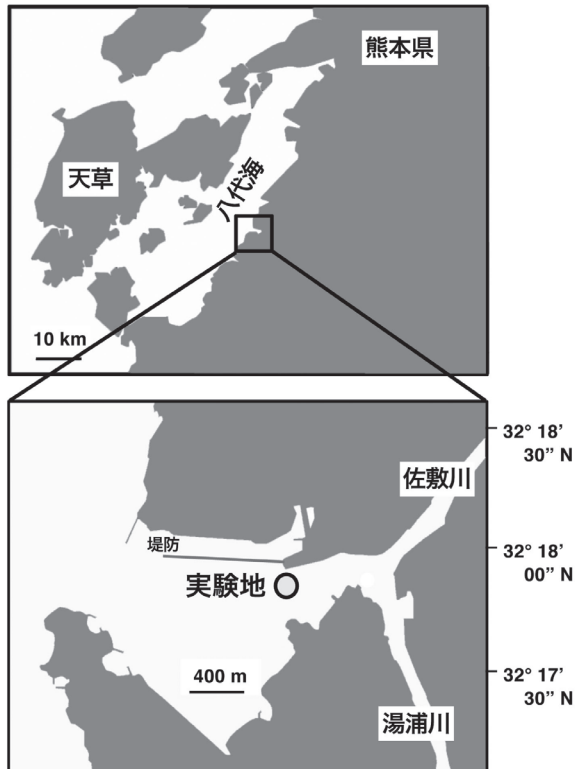


図1 実験地：熊本県葦北郡芦北町の佐敷川河口干潟。

## II 材料と方法

### 実験地

八代海に面した熊本県葦北郡芦北町計石地区地先に位置する佐敷川河口干潟を調査地として(図1), この干潟の中央部(32°17'51.9" N, 130°28'58.3" E)を実験地とした。

### 実験・調査の方法

2018年4月15日に、隣り合わせに2箇所、2m四方の実験場所(実験区1, 実験区2)を設け、それぞれの場所を8基の塩化ビニール製の枠(幅1m, 高さ1m)で囲った(図2)。実験区1では、その上に目合い1.6cmのポリエチレン製のネットを被せて魚類からの捕食防止柵を作成した。実験区2では、底質の表層約3cmをスコップで掻

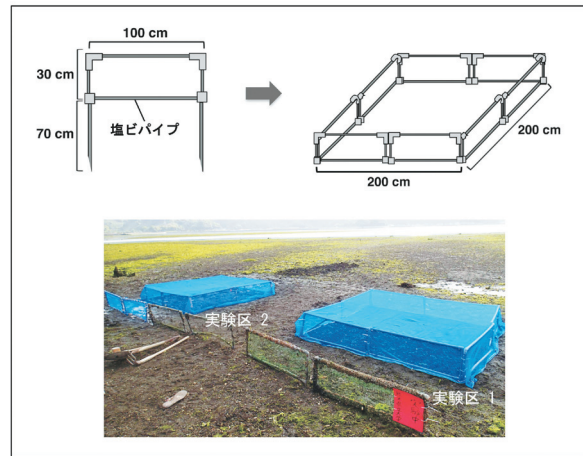


図2 実験用に作成した魚類からの捕食防止柵。

き出して、すでに生息しているアサリおよびホトトギスガイの稚貝を底質ごと除去した後に、実験区1と同様にポリエチレン製のネットを被せて、捕食防止柵を作成した(図2)。実験区2では、翌日、合同会社FUバイオカルチャー社(熊本県上天草市維和)で人工飼育して作成したアサリの稚貝約20,000個体(平均殻長15mm), ならびに除去した底質から選り出した同稚貝(平均殻長3mm)約6,400個体を、捕食防止柵内に散布した。これらの2つの実験区に隣接した場所にコントロール区を設けた。

コントロール区には底質に杭を打ち込み、多項目水質計(Model 600, YSI/nanotech Inc.)を取り付けて、底質直上(底質表面から5cm以内)の水温および塩分を30分おきに連続観測した。大潮干潮時に、10月25日まで毎月1回、底質の環境条件の調査および散布した底生生物の定量調査を実施した。その調査時に別の多項目水質計と取り替えて、前回の調査で取り付けたものを研究室に持ち帰った。底質の環境条件の調査では、コントロール区および実験区ともに、それぞれコアサンプラー(5cm x 5cm x 5cm)を用いて底質を1回採取し、粒度分析用サンプルと

した。底生生物の定量調査は、コントロール区ではコードラート (30 cm x 30 cm) を、実験区ではコアサンプラー (10 cm x 10 cm x 5 cm) を用いて、深さ約 5 cm までの底質を 5 回採取し、それぞれ 1 mm 目の篩でふるい、篩上の残渣物をビニール袋に入れてサンプルとした。

### 分析方法

研究室で現場から持ち帰った多項目水質計 (Model 600, YSI) にケーブルを装着してパソコンに接続し、記録された水質データ (水深、水温、塩分) をダウンロードした。底質の粒度組成は、分析用サンプルをウェットシービング法で分析した。底生生物群集の定量調査用サンプルは、ローズベンガルを溶かしたホルマリン溶液 10 % を用いて固定し、後日、再度 1 mm 目の篩でふるいながら水洗し、篩上の残渣物中よりすべての底生生物および二枚の貝殻が蝶番で繋がったアサリの死殻を死亡間もないものと判断して選り出した。これらの標本の種を同定し、種別に計数および湿重量の計量を行った。アサリおよびホトトギスガイの標本は殻長をデジタルキャリパーで計測し、個体群の殻長頻度分布図を作成した。

## III 結果

### 底質直上の水温および塩分

2018 年 4 ~ 10 月における調査地の底質直上水の日平均水温および塩分の変化を、それぞれ図 3 に示す。ただし、日平均塩分は干出時の測定値を除いた値を示す。全実験期間を通して、日平均水温はアサリが摂食活動を停止するとされる 9 ~ 10 °C<sup>18, 19)</sup> を下回ることはなく、アサリの生息地として温暖な気候条件にあることが分かった。日平均水温は 4 ~ 7 月に徐々に上昇し、8

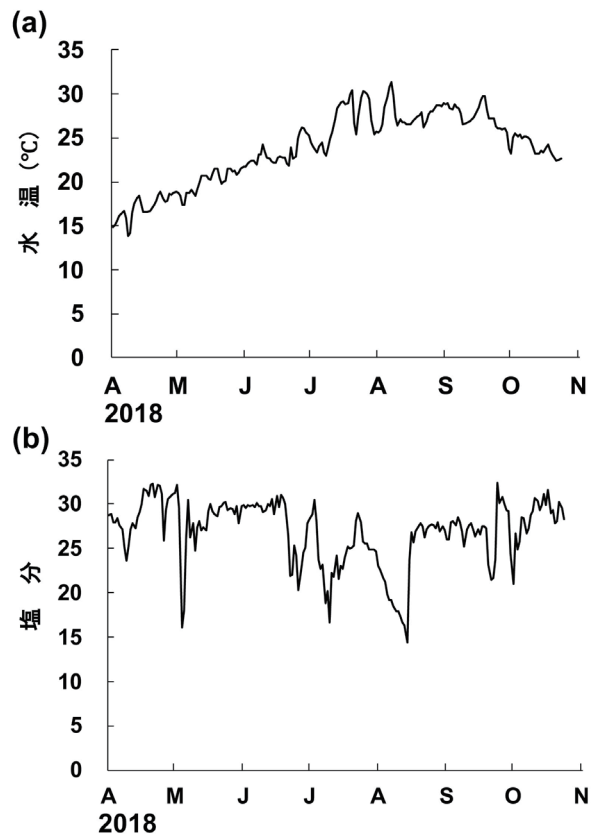


図 3 実験地における底質表層の水質の変化。  
(a) 水温, (b) 塩分。

月 6 日に最高値 30.7 °C を記録した。瞬間的な測定値としては、9 月 20 日 0:00 (水深 0.5 m) に 30.3 °C、干出時には 8 月 2 日 13:30 に 32.8 °C が観測された。これらの観測値は底質表面直上 5 cm 以内の値であり、大潮時の干出時間は最長 4 時間 30 分程度であることから、アサリが死亡するとされる 35 °C 以上の水温が 24 時間持続する条件<sup>20)</sup> や 1 ~ 2 時間の露出で死亡するとされる 40 °C 以上の条件<sup>21)</sup> は、発生しなかったと推測される。塩分は、日平均塩分が 8 月 14 日に最低値 14.4 を記録し、5 月 4 日および 7 月 10 日にもそれぞれ 16.1 および 16.6 に低下したが、実験期間中にアサリの棲息に影響を与える塩分 15 を下回る条件<sup>22, 23)</sup> が長期間継続することはなかった。

底質の粒度組成

2018年4～10月のコントロール区および実験区における底質の粒度組成の変化を図4に示す。また、図5には泥分（粒径63 μm未満）、ならびに砂分（細砂と中砂の画分の合計値）の変化を示す。コントロール区では、実験期間を通して、粗砂（粒径500～1,000 μm）、中砂（粒径250～500 μm）および細砂（粒径125～250 μm）の3つの画分の割合が81.3±10.1%（平均値±標準偏差）を占め、これらの3つの画分の砂を主体とした砂質の底質が形成されていた。そのため、底質の泥分は実験期間を通して0.8～4.6%の低い値に止まった。

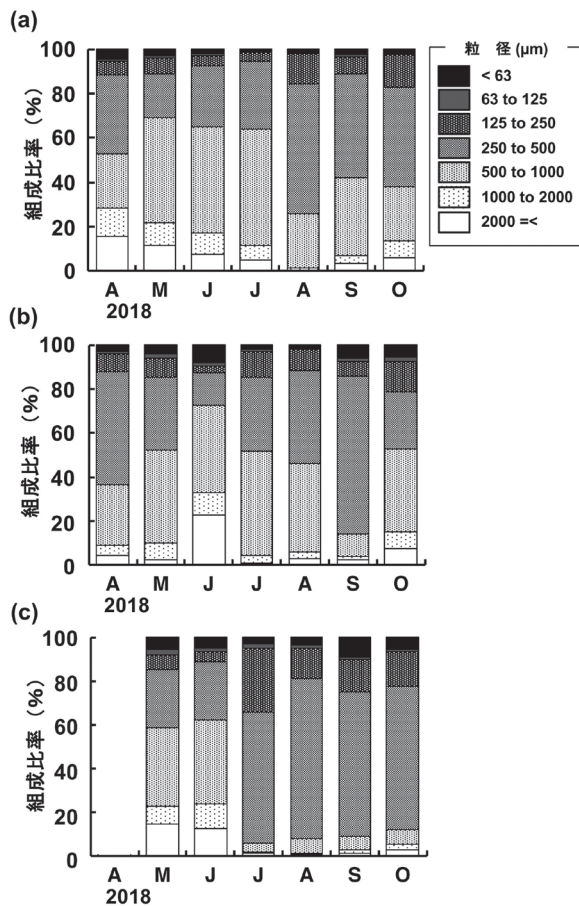


図4 底質の粒度組成の変化。(a) コントロール区、(b) 実験区1、(c) 実験区2。

実験区1においても同様に、粗砂、中砂および細砂を主体とした砂質の底質が分布していた。しかしながら、泥分が4月の2.2%から6月には8.2%に増加し、底質の表面は泥に覆われた(図6(a))。この泥分は、7月には一旦1.9%に減少したが、9月および10月には再び6.0%および5.7%に増加した。また、この泥分の変化に連動して、砂分が7月より増加傾向を示し、9月には全体の77.3%を占め、底質は比較的細かい粒子の砂が大半を占めることになった。

実験区2の底質の粒度組成は、6月に、実験区1のように泥分が増加せず5.2%にとどまり、7月には3.3%に減少して砂分が89.5%に急増した。7月の調査日(7月11日)直前の7月5日～8日に、当地では梅雨期の大雨が発生した。調査地に最寄りの気象観測点(熊本県田浦)におけるこの期間の総降水量は405 mmに達した<sup>24)</sup>。この大雨により、河川の上流から運ばれてきた大量の砂が、捕食防止柵の内部およびその周辺

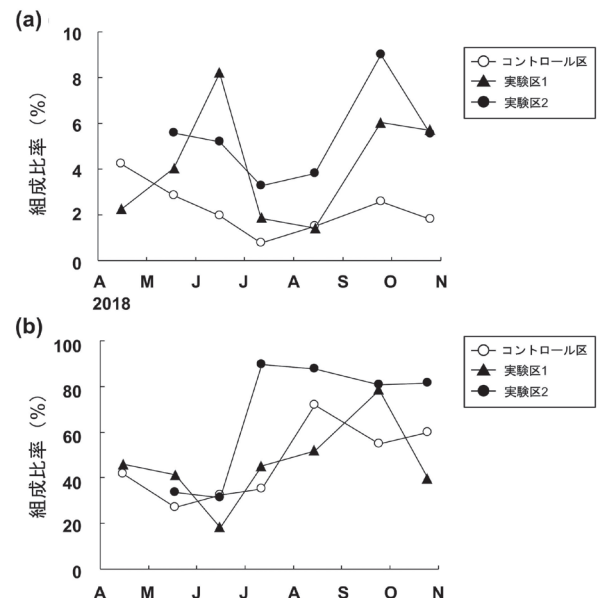


図5 底質の(a) 泥分、(b) 砂分(細砂および中砂)の変化。



図6 実験区における捕食防止柵内部の底質の状態。(a) 実験区1: 捕食防止柵内の底質表面を覆う泥。2018年6月15日撮影。(b) 実験区2: 捕食防止柵内およびその周辺に堆積した細砂および中砂を主体とした大量の砂。2018年7月11日撮影。

に堆積した(図6(b))。その後、この砂は徐々に散逸していったが、10月まで底質の砂分は80.7~87.5%を占めた。

#### 底生生物群集の群集組成の変化

2018年4~10月におけるコントロール区および2つの実験区の底生生物群集の群集組成の密度の変化を図7に示す。コントロール区では、2018年4月に底生生物群集の密度のほとんどを二枚貝類のホトトギスガイ(32,640 ind. m<sup>-2</sup>, 組成比率 61.9%) およびアサリ(17,100 ind. m<sup>-2</sup>, 組成比率 32.4%) の2種が占めた。前者

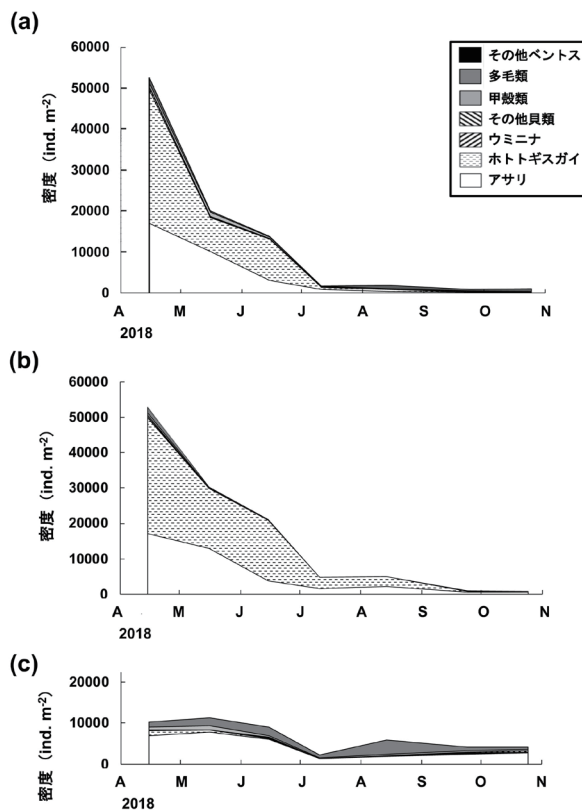


図7 コントロール区および2つの実験区における底生生物群集の密度の変化。(a)コントロール区、(b) 実験区1、(c) 実験区2。

については、密度が減少しつつも、6月には9,994 ind. m<sup>-2</sup>の密度を保っていたが、翌7月には約1/15の密度(656 ind. m<sup>-2</sup>)に激減し、9月には個体群がほとんど消滅した。後者については4~6月に密度が1/5以下の3,152 ind. m<sup>-2</sup>に減少し、その後もさらに漸次減少を続けた。しかしながら、10月にも140 ind. m<sup>-2</sup>の密度で生息し、低密度ではあるが、ホトトギスガイのように個体群がほぼ消滅した状態にはならなかった。その他の底生生物では多毛類の組成比率が高く、アサリおよびホトトギスガイの密度が激減した8月~10月には底生生物群集の組成比率の約半数(41.6~59.5%)を占めたが、密度自体は382~822 ind. m<sup>-2</sup>にとどまった。

実験区1では、実験開始時に底質表層を除去しなかったため、4月は隣接するコントロール区の値を用いた。5月以降の密度変化は、コントロール区と同様に、ホトトギスガイおよびアサリともに減少傾向が認められたが、前者の密度は6月に17,020 ind. m<sup>2</sup>が維持されていた。この時、捕食防止柵内では底質の泥分が8.2%に上昇し、表面は泥に覆われた(図6(a))。これはホトトギスガイの高密度集団が泥状のマットを形成したことによる。しかしながら、梅雨期終了後の7月には密度が前月の1/5以下(3,167 ind. m<sup>2</sup>)に急減し、10月にはコントロール区と同様に個体群がほぼ消滅した。一方、アサリの密度は5月の13,165 ind. m<sup>2</sup>から6月には1/3以下の3,959 ind. m<sup>2</sup>に減少し、その後も減少傾向は見られたが、10月でも599 ind. m<sup>2</sup>の密度が保たれていた。

実験区2では、実験開始時に底質表層を除去してアサリ稚貝を散布したことから、4月にはアサリが最優占種として6,960 ind. m<sup>2</sup>の密度(組成比率68.2%)で棲息し、ホトトギスガイの密度は1,220 ind. m<sup>2</sup>にとどまっていた。アサリの密度は6月でも6,313 ind. m<sup>2</sup>が記録され、4月に散布した個体(約26,400個体)の約96%が生残していた。7月には一旦1,420 ind. m<sup>2</sup>に減少したが、その後は徐々に増加して、実験終了時の10月には2,860 ind. m<sup>2</sup>に達した。その他の生物としては多毛類の組成比率が高く、8月に3,467 ind. m<sup>2</sup>(組成比率59.1%)を記録した。

2018年4~10月におけるコントロール区および2つの実験区の底生生物群集の湿重量の変化を図8に示す。コントロール区では、4月にはホトトギスガイ(727 gww m<sup>2</sup>, 組成比率51.1%)およびアサリ(320 gww m<sup>2</sup>, 組成比率22.5%)に加えて、巻貝類のウミニナ(*Batillaria multiformis*)(338 gww m<sup>2</sup>, 組成比率23.7%)

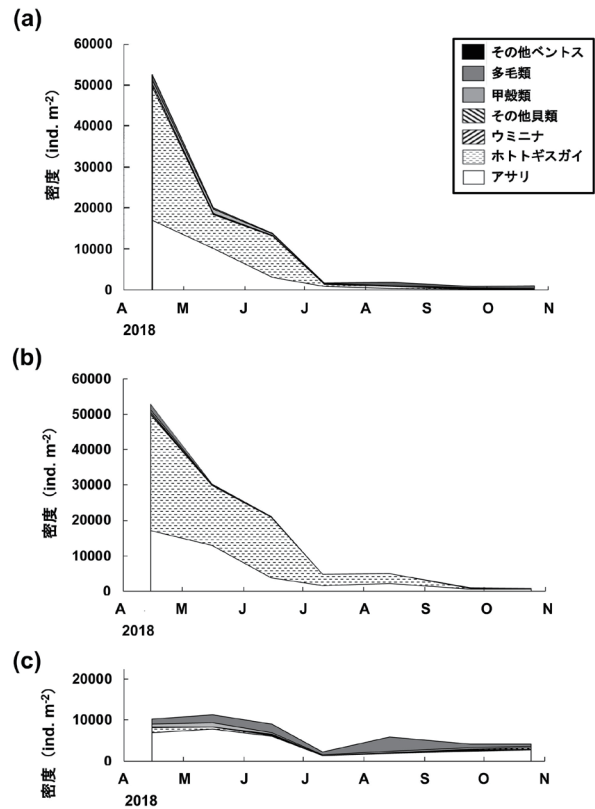


図8 コントロール区および2つの実験区における底生生物群集の湿重量の変化。(a)コントロール区、(b)実験区1、(c)実験区2。

を含む3種が、底生生物群集の湿重量の97.3%を占めていた。その後、ホトトギスガイの湿重量は密度の減少と生残した個体の成長による個体重量の増加の差引として、6月に497 gww m<sup>2</sup>を維持していたが、梅雨期終了後の7月の調査時では46 gww m<sup>2</sup>に激減し、9月以降は湿重量としては値が取れない状態となった。アサリの湿重量も同様に減少し、7月には54 gww m<sup>2</sup>を記録したが、10月まで低い値ではあるが16.5~35 gww m<sup>2</sup>の値は保たれた。

実験区1では、実験開始時に底質表層を除去しなかったため、4月は隣接するコントロール区の値を用いた。コントロール区と異なり、ホトトギスガイの湿重量は6月に1,406 gww m<sup>2</sup>に



図9 実験区2から収穫されたアサリ。  
2018年10月25日撮影。

増加し、組成比率も73.5%を占めた。ところが、7月には471 gww m<sup>2</sup>に激減し、10月には0.02 gww m<sup>2</sup>しか記録されなくなった。アサリの湿重量は7月まで265～431 gww m<sup>2</sup>の範囲を推移し、8月には1,105 gww m<sup>2</sup>に増加した。しかしながら、その後は減少の一途をたどり、10月には128 gww m<sup>2</sup>まで減少した。

実験区2においては、アサリが実験期間を通して底生生物群集の湿重量の96.8～97.9%を占め、6月には4,659 gww m<sup>2</sup>を記録した。7月には一旦1,193 gww m<sup>2</sup>に減少したが、その後は急速に増加して、9月に8,347 gww m<sup>2</sup>、10月に7,628 gww m<sup>2</sup>に達した。10月の調査時には、面積4 m<sup>2</sup>の捕食防止柵内のアサリの回収を完了できなかったため、11月11日に再度残りの分を回収した。前月の回収分と合計で、面積4 m<sup>2</sup>の捕食防止柵内から6,365個体、湿重量約21.2 kgのアサリが回収された(図9(c))。

#### アサリ個体群の殻長頻度分布の変化

2018年4～10月におけるコントロール区および2つの実験区のアサリ個体群の殻長頻度分布の変化を図10に示す。コントロール区では

図7に示すように、密度は4月の17,100 ind. m<sup>2</sup>から減少の一途をたどり、7月には4月の約1/21の818 ind. m<sup>2</sup>まで減少した。この過程で、殻長頻度分布図上では4月に殻長10 mm未満の前年秋季に定着したと推測される稚貝集団(コホート:同時出生集団)の存在が確認された。しかしながら、そのコホートは6月になっても殻長10 mmを超えて成長した個体はわずかで、コホートとしてほとんど成長した痕跡を示すことなく、密度だけが急速に減少していった。

実験区1においても同様に、稚貝コホートの密度が4～6月に急速に減少し、6月には死殻が採集された標本の33.2%を占めたこと、ならびにコントロール区と異なり6月には殻長が最大18 mmまで成長した個体が確認されたことが特徴として挙げられる。コントロール区では、4～6月の期間中に死殻の占める割合は、採集された標本の1.4%以下に止まっていた。

実験区2では、4月の個体群の殻長頻度分布に、散布した人工飼育の稚貝で作成したコホート①(殻長10～20 mm)ならびに前年秋季に定着したと推定されるコホート②(殻長2～10 mm)の2つの稚貝コホートの存在が確認された。6～7月には、春季の繁殖期に誕生し、捕食防止柵内の底質に定着したコホート③が殻長5 mm未満の殻長区間に認められた。しかしながら、7月にはその殻長5 mm未満の個体の頻度で死殻の占める割合が85.4%に達した。

8～10月には、これらの3つのコホートの成長過程が確認された。10月の個体群の殻長頻度分布には、モード殻長約27 mmの4月に散布した稚貝由来のコホート①、モード殻長約21 mmの前年秋季に底質に自然定着したコホート②、モード殻長約5 mmの本年春季に定着した稚貝のコホート③の存在が認められた。



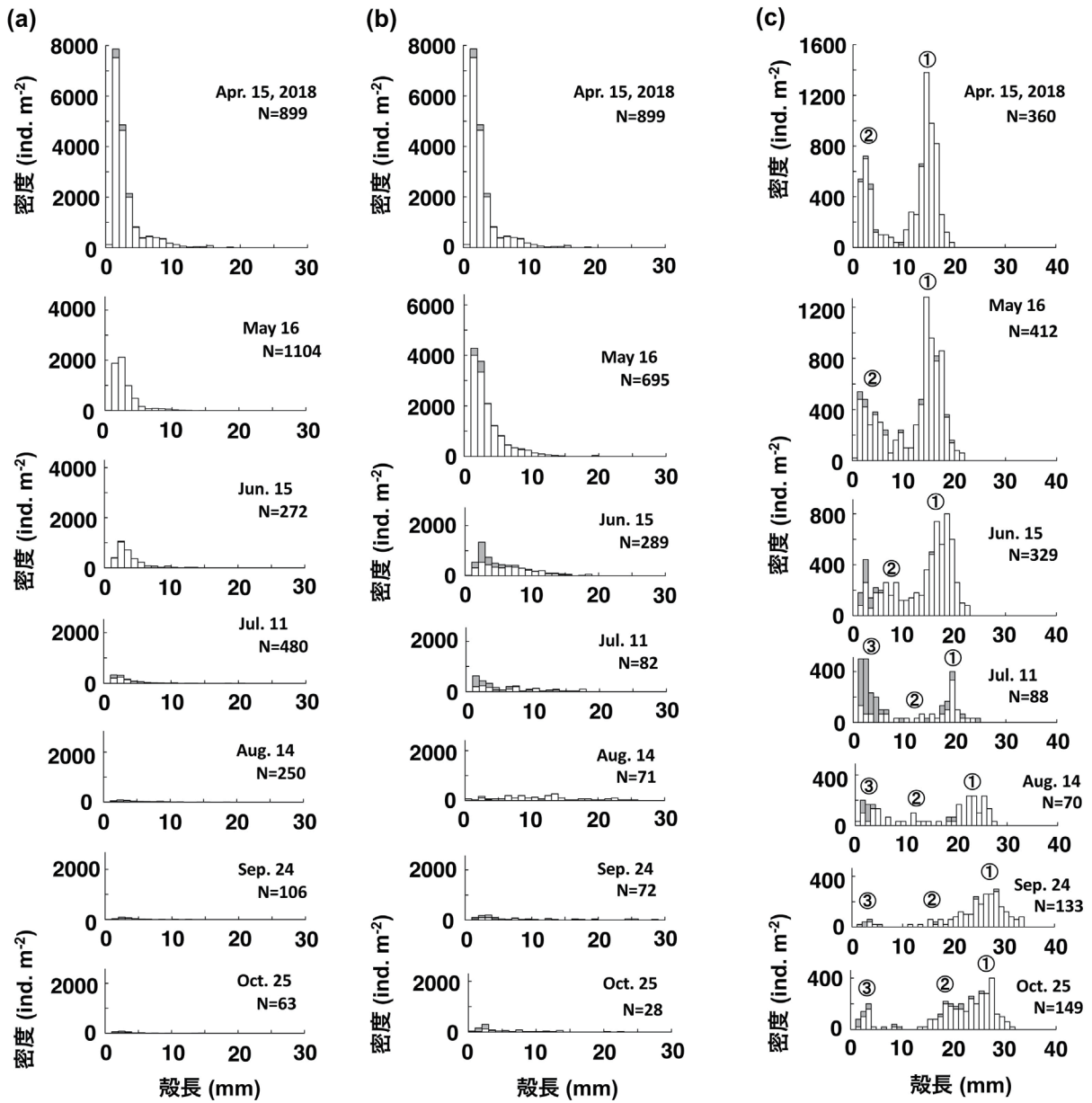


図10 アサリ個体群の殻長頻度分布の変化。(a) コントロール区, (b) 実験区1, (c) 実験区2. 各殻長区間の棒グラフの暗色の部分は死殻の頻度を示す.

#### IV 考察

##### 干潟の底生生物群集の現状と魚類からの捕食防止柵の効果

本研究では、コントロール区において、2018年4月には前年の秋季の繁殖期に着底したと推定されるコホートが、密度  $17,100 \text{ ind. m}^{-2}$  および湿重量  $320 \text{ gww m}^{-2}$  で生息していたが、7月に向けて減少の一途を辿った (図 7(a), 図 8(a)). この過程では、個体群の殻長頻度分布の変化にコホートが成長した跡が見られないまま、密度だけが減少した (図 9(a)). 泥マットを底質上に形成し、砂質の底質を好むアサリの生息を困難にするホトトギスガイ<sup>25)</sup>の密度および湿重量も、同じ時期に急速に減少し (4月:  $32,640 \text{ ind. m}^{-2}$ ,  $727 \text{ gww m}^{-2}$ ; 7月:  $656 \text{ ind. m}^{-2}$ ,  $46 \text{ gww m}^{-2}$ , 図 7(a), 図 8(a)), 底質の泥分は4月の4.2%から7月の0.8%に減少した (図 4(a)). これらのことから、ホトトギスガイがアサリ個体群の急速な衰退に関与したとは考えにくい。4月~7月の水温上昇期はアサリがもっとも速く成長する時期<sup>26)</sup>であるにも関わらず、このような個体群の殻長頻度分布の変化が見られたことは、大型個体ほど強い死亡要因の作用を受けた可能性が指摘される。

この時期の調査地点周辺の底質上には、アカエイと見られる円形の摂食痕<sup>27)</sup>が多数確認された (図 11). 干潟でアサリを捕食する魚類としては、過去の研究例ではナルトビエイ (*Aetobatus flagellum*) が注目されてきた<sup>27-32)</sup>. アカエイは、有明海の福岡県沿岸の海域で採集された個体の胃内要物分析の結果では、主として甲殻類 (カニ類およびアミ類) および魚類を摂食し、二枚貝類は見出されなかった<sup>33)</sup>. 一方、鹿児島県の吹上浜で採集されたアカエイの胃内要物は、ほとんどがアサリによって占められていた<sup>34)</sup>. 有明海奥



図 11 佐敷川河口干潟の実験地周辺の底質に残されたアカエイの摂食痕. (a) 2018年6月15日撮影, (b) 2018年7月11日撮影.

部海域西側の諫早湾でも、アカエイが体幅約50 cm, 体重約5 kg を超える成体に成長すると、食性が変化してアサリを好んで摂食することが報告されている<sup>35,36)</sup>. 金澤 (2003)<sup>33)</sup>の報告例では、採集された個体が体幅50 cm 未満の小型個体がほとんどを占めていたので、この成長に伴って食性が変化する前の食性を示していると解釈される。佐敷干潟に面する防波堤から捕獲された大型のアカエイ (全長約80 cm) の胃内要物からも、粉碎されたアサリの殻が確認された<sup>15)</sup>. 調査地では、春季の4~6月になるとアカエイが襲来し、前年の秋季に定着したアサリの稚貝を捕食し尽くしていると考えられる。

このような状況にある佐敷干潟において、実験

区2の結果は、設置した捕食防止柵がアカエイからのアサリ個体群に対する捕食圧を軽減する上で、大きな効果を発揮することを実証した。ただし、実験区1では、松岡ら(2020)<sup>16)</sup>の同干潟における実験結果からも予測されたように、捕食防止柵を設置しただけでは、すでに着底していたホトトギスガイの稚貝の成長に伴って泥マットが形成され(図6(a))、6月には死殻が採集された標本の33.2%を占め、大きな死亡要因となった(図10(b))。また、コントロール区においてホトトギスガイの泥マットが形成されなかったことは、アカエイによる捕食がホトトギスガイにも及んでいることを示唆している。過去の研究例でも、鳥根県の中海でアカエイによるホトトギスガイの捕食が報告されている<sup>37)</sup>。

6～7月の間では、コントロール区および実験区1において、ともにホトトギスガイの密度および湿重量の急速な減少が起きていた。(コントロール区:4月の9,944 ind. m<sup>2</sup>および497 gww m<sup>2</sup>から6月の656 ind. m<sup>2</sup>および46 gww m<sup>2</sup>へ、図7(a)、図8(a);実験区1:4月の17,020 ind. m<sup>2</sup>および1,406 gww m<sup>2</sup>から6月の3,167 ind. m<sup>2</sup>および471 gww m<sup>2</sup>へ、図7(b)、図8(b))。7月には梅雨期の大雨が発生し<sup>24)</sup>、出水によって干潟上には大量の砂が堆積し、ホトトギスガイはその中に埋没した状態となった(図6(b))。このことが、ホトトギスガイに大きな死亡要因として作用したと考えられる。

実験区2では、11月の実験終了時に面積4 m<sup>2</sup>の捕食防止柵内から合計6,365個体、湿重量約21.2 kgのアサリが回収された(図9)。事前に底質表層を取り除き、すでに着底していたホトトギスガイの稚貝を除去した上で捕食防止柵内を設置したことにより、その内部に散布したアサリの稚貝の生残率を飛躍的に高めて、順調な成

長を可能にした。殻長12.7～39.9 mmの個体を、4月に散布した人工飼育稚貝(コホート①)および自然定着群(コホート②)と見なすと(図10(c))、6,335個体がこれに該当し、この間の生残率は24.4%と推定された。コントロール区では、前年の秋季に定着したコホートが、アカエイによる捕食と推測される死亡要因によって密度が急速に減少した状況下において、捕食防止柵を設置したことがアサリに対照的な個体群変動をもたらす効果を及ぼすことになった。

アサリの密度は7月に一旦1,420 ind. m<sup>2</sup>に減少した後、漸増して行き、10月には3,059 ind. m<sup>2</sup>に回復した(図7(c))。個体群の殻長頻度分布の変化から判断して、この密度の回復には、同年の春季の繁殖期に着底し、個体群に新規加入してきたコホート③による寄与はきわめて小さい(図10(c))。7月の調査日直前には調査地で梅雨期の大雨が発生し<sup>24)</sup>、河川の上流から運ばれてきた大量の砂が捕食防止柵の内部およびその周辺に堆積した(図6(b))。7月のアサリ個体群の殻長頻度分布では、コホート③に区別される殻長5 mm未満の稚貝集団の死殻率が85.4%に達した(図10(c))。このことは、大雨による川の増水で短時間に大量の砂が堆積したことにより、幼若個体の多くがその中に埋没して死亡したと推測される。一方、コホート①および②の個体については、底質の深層で生残していたため、一時的に採集効率が低下して密度が過少評価されたと考えられる。8月以降、その堆積した砂が徐々に散逸するにしたがって、アサリの密度は新規加入個体の関与はほとんどないにもかかわらず漸増し(図7)、個体群の殻長頻度分布上においてもコホート①および②の頻度が徐々により明瞭に捉えられるようになった(図10(c))。

### 魚類捕食防止柵を干潟に設置するための方策

本研究における実験結果より、現在の佐敷干潟に生息するアサリは、ホトトギスガイによる泥マットの形成による底質中の環境条件の変化およびアカエイからの強い捕食圧により、稠密な個体群の形成およびその維持が困難な状態にあると判断される。前者については、今回の実験では7月の梅雨期の大雨発生<sup>24)</sup>に伴う大量の砂の堆積(図6(b))がホトトギスガイに強い死亡要因として作用したことにより、その後のアサリの個体群変動には大きな影響を及ぼさなかった。また、実験区2のように、底質表層を除去した後で稚貝を散布すれば、ホトトギスガイの泥マットの形成による底質環境改変の影響を抑制できると考えられる。

一方、アカエイからの捕食圧回避には、実験区のように捕食活動を妨げるための障害物の設置が不可欠である。本研究で使用した塩化ビニール製の柵(幅1 m, 高さ1 m)にネットを被せた捕食防止柵では、柵が紫外線に曝露されることで劣化して脆くなり、翌年の実験には使用できない状態となった。また、天候によって強い波が発生する干潟で使用するには、材質の強度が不足している。過去の研究例でも、底質をネットで直接被覆する対策<sup>38, 39)</sup>や「浮き網」(網に浮き材を付けて、水中で底質から数十 cm 浮くように工夫した網)を用いて捕食を防ぐ対策が提案されているが<sup>27)</sup>、干潟のアサリ漁場を捕食から防ぐためには、もっと大規模な面積に設置できる構造物が必要となる。

有明海に面する熊本市の緑川河口干潟および白川河口干潟では、養殖用のノリ網を設置するために使用するグラスファイバー製のポールを約50 cm 間隔で設置してその場所を囲い込み、アサリの保護区が設定されてきた(図12)。このポールは干潟の環境条件に対する十分な耐久性と台風接近時に発生する荒波や強風にも耐える強度

を有している。しかしながら、このポール単独では保護区内部へのエイ類の侵入は防ぎきれず、底質表面にはエイ類による摂食痕がしばしば多数見出される。そこで、これらのポールをさらに目の粗い網で囲い込めば、捕食防止柵として機能できる可能性が指摘される。ただし、本研究のコントロール区の調査結果が示すように、2018年4月の時点で、前年の秋季に定着し生残していたアサリ稚貝の密度は17,100 ind. m<sup>2</sup>にすぎない(図7)。これらの稚貝が採貝漁業の対象となる殻長30 mm以上の個体に成長するためには、過去の研究例における成長曲線から判断して、少なくともさらに1年以上の時間が必要と推測される<sup>26)</sup>。その間の生残率を考慮すれば、この稚貝密度で稠密なアサリ個体群を自然に再生するのは難しい。また、ホトトギスガイのよる泥マットの形成を阻止する対策も必要となる。したがって、本研究の結論としては、本研究の実験区2で行ったように、底質表層を除去し、そこに人工飼育で作成した稚貝を大量に散布して、その場所を何らかの方法で効果的に保護することが求められる。

アサリ稚貝の人工飼育の技術<sup>40-43)</sup>や、その種苗稚貝を干潟や海上に設置した保護施設内に散布し、



図12 白川河口干潟のアサリ漁場に設置されたグラスファイバー製のポールで囲まれたアサリの保護区。2020年6月20日撮影。

現場で養殖する技術はすでに開発されている<sup>40, 44</sup>  
<sup>47)</sup>。アメリカの西海岸やフランスなどでは、アサリが商業的な規模で養殖され、年間の収穫量が1,000トンを超える漁場も見られる<sup>48)</sup>。しかしながら、日本ではアサリの漁獲量を回復させるほどの結果をもたらした例が未だにない。日本における需要に見合った低コストによる稚貝の人工飼育方法が開発されて、漁業者に安定的に供給する体制が確立されていない。筆者らは、このような砂質干潟の底生生態系の現状を踏まえて、アサリを中心とした底生生物群集を再構築し、アサリの採貝漁業を再興するために、砂質干潟におけるアサリをはじめとする底生生物群集の季節変動を把握する調査を行うとともに、現在、低コストでアサリの稚貝を大量に人工飼育できる方法の開発研究に着手している。その研究成果については、別紙にて報告する。

## V 引用文献

- 1) Food and Agriculture Organization of the United Nations, Fisheries and Aquaculture Department 2020. Cultured aquatic species information programme *Ruditapes philippinarum* (Adams & Reeve, 1850). ([http://www.fao.org/fishery/culturedspecies/Ruditapes\\_philippinarum/en](http://www.fao.org/fishery/culturedspecies/Ruditapes_philippinarum/en), accessed on 29 May 2020)
- 2) 松川康夫・張 成年・片山知史・神尾光一郎 2008. 我が国のアサリ漁獲量激減の要因について. 日本水産学会誌 74: 137-143.
- 3) 水野知巳・丸山 拓也・日向野 純 2009. 三重県における伊勢湾のアサリ漁業の変遷と展望 (総説). 三重県水産研究所研究報告 17: 1-21.
- 4) 独立行政法人統計センター 2020. e-Stat, 海面漁業生産統計調査. 平成 30 年漁業・養殖業生産統計. 2-2 大海区都道府県振興局別統計 魚種別漁獲量. (<https://www.e-stat.go.jp/stat-search/files?page=1&layout=datalist&toukei=00500216&tstat=000001015174&cycle=7&year=20180&month=0&tclass1=000001015175&tclass2=000001136043>, accessed on 15 May 2020)
- 5) 堤 裕昭 2005. 有明海に面する熊本県の干潟で起きたアサリ漁業の衰退とその原因となる環境変化. 応用生態工学会誌 8: 83-102.
- 6) Tsutsumi H 2006. Critical events in the Ariake Bay ecosystem: Clam population collapse, red tide, and hypoxic bottom water. *Plankton and benthos Research* 1: 3-25.
- 7) 環境庁自然保護局 1994. 第4回自然環境保全基礎調査, 海域生物環境調査報告書 (干潟, 藻場, サンゴ礁) 第1巻 干潟. III. 資料 現存・消滅干潟分布図凡例 (28. 熊本県). (<https://www.biodic.go.jp/reports/4-11/q200.html>, accessed on 26 May 2020)
- 8) 高橋正征 1994. 海洋と生物と人類. 7. 一内湾・内海とその現状一. 海洋と生物 16: 2-5.
- 9) 柿野 純 2000. アサリの生息条件と大量発生. 海洋と生物 127: 143-154.
- 10) 松川康夫・張 成年・片山知史・神尾光一郎 2008. 我が国のアサリ漁獲量激減の要因. 日本水産学会誌 74: 137-143.
- 11) 堤 裕昭・小川純一 2006. 八代海に面する球磨川河口の砂質干潟の環境と底生生物群集の現状. 月刊海洋 38: 112-119.
- 12) 堤 裕昭・小川純一・小森田智大 2013. 球磨川河口域の金剛干拓地先の砂質干潟におけるアサリの棲息を制限する要因. 不知火海・球磨川流域圏学会誌 7: 8-13.
- 13) 徳永吉宏・原口浩一・八里政夫・堤 裕昭・一宮陸雄 2015. 八代海佐敷干潟におけるアサリ個体群の季節変動. 不知火海・球磨川流域圏学会誌 9: 21-35

- 14) 堤 裕昭・西岡祐玖・北川 昇・藤芳義裕・小林盛行・山本光晴・一宮睦雄・小森田智大 2017. 人工飼育種苗稚貝を用いた佐敷干潟におけるアサリの個体群再生実験. 不知火海・球磨川流域圏学会誌 11: 3-16
- 15) 堤 裕昭・西岡祐玖・北川 昇・藤芳義裕・小林盛行・山本光晴・一宮睦雄・小森田智大 2018. 佐敷干潟におけるアサリ (*Ruditapes philippinarum*) の個体群動態と大型魚類による捕食圧の影響. 日本ベントス学会誌, 73: 1-10.
- 16) 松岡佳子・北川 昇・西岡祐玖・立石 朋・藤芳義裕・堤 裕昭 2020. 八代海に面した砂質干潟 (佐敷干潟) における魚類捕食防止柵を用いたアサリの高密度集団再生実験. 不知火海・球磨川流域圏学会誌 13/14: 3-15.
- 17) 藤原成治 2016. 八代漁協におけるアサリ増殖の取り組み. 不知火海・球磨川流域圏学会誌 10: 25-30.
- 18) 鳥羽光晴 1992. アサリ幼生の成長速度と成長の関係. 千葉県水産試験場研究報告 50: 17-20.
- 19) Komorita T, Shibamura S, Yamada T, Kajihara R, Tsukuda M, Montani S 2009. Impact of low temperature during the winter on the mortality in the post-settlement period of the juvenile of short-neck clam, *Ruditapes philippinarum*, on the tidal flats in Hichirippu Lagoon, Hokkaido, Japan. *Plankton and Benthos Research* 4: 31-37.
- 20) 木下秀明 1985. アサリの卵・浮遊幼生・稚貝の高温耐性. 海洋生物環境研究所研究報告 No. 85204, 38pp.
- 21) 磯野良介・喜田 潤・岸田智穂 1998. アサリの成長と酸素消費量におよぼす高温の影響. 日水誌 64: 373-376.
- 22) 相島 昇 1993. アサリ稚貝の潜砂行動に及ぼす水温と塩分の影響. 福岡県水産海洋技術センター研究報告 1: 145-150.
- 23) 下茂 繁・秋本 泰・高浜 洋 2004. 海生生物の水質環境耐性について: 総説. 海洋生物環境研究所研究報告 6: 1-159.
- 24) 気象庁 2018. 過去の気象データ検索. 熊本県田浦 2018 年 7 月 (日ごとの値) 主な要素. ([https://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/view/daily\\_a1.php?prec\\_no=86&block\\_no=0946&year=2018&month=07&day=&view=p1](https://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/view/daily_a1.php?prec_no=86&block_no=0946&year=2018&month=07&day=&view=p1), accessed on 2 February 2021)
- 25) 堤 裕昭・野村龍之介・田上貴文・小森田智大・岩崎敏治・藤森隆美 2013. 砂質干潟におけるホトトギスガイの泥状のマット形成と基質攪拌によるマット破壊が底生生物群集の季節変動に及ぼす影響. 日本ベントス学会誌 67: 47-55.
- 26) 堤 裕昭・石澤紅子・富重美穂・森山みどり・坂元香織・門谷茂 2002. 緑川河口干潟における盛砂後のアサリ (*Ruditapes philippinarum*) の個体群動態. 日本ベントス学会誌 57: 177-187.
- 27) 熊本県水産研究センター 2017. 熊本県アサリ・ハマグリ資源管理リファレンス～ナルトビエイ対策編～. 熊本水産研究センター, 46 pp.
- 28) 中原康智・那須博史 2002. 主要アサリ産地からの報告 — 有明海熊本県沿岸. 日本ベントス学会誌 57: 139-144.
- 29) 熊本水産研究センター 2006. 熊本県アサリ資源管理マニュアル II — アサリを安定的に漁獲するために —. 熊本水産研究センター, 34pp.
- 30) 重田利拓・薄 浩則 2012. 魚類によるアサリ食害 — 野外標本に基づく食害魚種リスト —. 水産技術 5: 1-19
- 31) 薄 浩則・崎山一孝・山崎英樹 2012. ナルトビエイによるアサリに対する食害の防除に関する水槽実験. *Journal of Fisheries*

- Technology 5: 57-66.
- 32) 横山佳裕・森川太郎・藤井暁彦・内田唯史・中西 弘 2014. 二枚貝類の保全に向けたナルトビエイ (*Aetobatus flagellum*) 個体群モデルの開発と効果的な駆除方法の検討. 水環境学会誌 37: 111-117.
- 33) 金澤孝弘 2003. 水温下降期の有明海におけるアカエイの漁獲分布と食性. 福岡県水産海洋技術センター研究報告 13: 149-152.
- 34) Nakane Y, Suda Y, Sano M 2011. Food habits of fishes on an exposed sand beach at Fukiagehama, South-West Kyushu Island, Japan. Helgoland Marine Research 65: 123-131.
- 35) Jaingam W, Komorita T, Ishimatsu S, Kobayashi J, Yamamoto M, Arizono K, Tsutsumi H 2018. Influence of benthic biomagnification process on the total mercury content of fish and mega-benthos in an enclosed bay Journal of Japanese Society of Shiranuikai and Kumagawa Regional Studies 12: 3-14.
- 36) Duagdee T, Jaingam W, Kobayashi K, Tsutsumi H 2021. Effect of ontogenetic changes of feeding habits on total mercury level in red stingray, *Hemirhynchus akajei*. Japanese Journal of Environmental Toxicology 24: 12-15.
- 37) 鈴木渚斗・山口啓子・門脇稔亨・門脇 祥・松本洋典・中村幹雄 2018. 短報 斐伊川水系における水産有用二枚貝に対するアカエイの捕食特性. Laguna 25: 31-38.
- 38) 齊藤英俊・池浦智史・河合幸一郎・今林博道 2010. 広島県三津湾における放流アサリの生残に及ぼす被覆網の効果. 水産増殖 58: 525-527.
- 39) Tezuka N, Kanematsu M, Asami K, Nakagawa N, Shigeta T, Uchida M, Usuki H 2014. *Ruditapes philippinarum* mortality and growth under netting treatments in a population-collapsed habitat. Coastal Ecosystems 1: 1-13.
- 40) Jones GG, Sanford CL, Jones BL 1993. Manila clams: hatchery and nursery methods. Innovative Aquaculture Products Ltd., 70pp. (<https://innovativeaqua.com/Publication/clam.pdf>, accessed on 29 May 2020)
- 41) 上妻智行 1994. アサリ種苗生産における採卵および幼生飼育技術. 福岡県水産海洋技術センター研究報告 2: 67-77.
- 42) 大隈 斉・山口忠則・川原逸郎・伊藤史郎 2004. 有明海湾奥部におけるアサリ種苗生産に関する研究. 佐賀県有明水産振興センター研究報告 22: 55-59.
- 43) 中野平二 2012. アサリ人工稚貝を育てています. 熊本水産研究センターニュース ゆうすい 22, 3 pp. ([http://www.suiken.pref.kumamoto.jp/nyusu/22/02\\_asari.pdf](http://www.suiken.pref.kumamoto.jp/nyusu/22/02_asari.pdf), accessed on 29 May 2020)
- 44) 伊藤龍星・小川 浩 1999. ネット被覆によるアサリ人工種苗の育成試験. 大分県海洋水産研究センター調査研究報告 2: 23-30.
- 45) 小林 豊・鳥羽光晴・川島時英 2012. 被覆網を用いた春から夏季におけるアサリ人工稚貝干潟育成試験. 水産技術 5: 67-74.
- 46) 立石 健・井手尾 寛・岸岡正伸 1997. 山口県におけるアサリの人工種苗生産と中間育成. 水産工学 33: 219-224.
- 47) 谷本尚史・中西雅幸, 久田哲二, 尾崎 仁, 藤原正夢ら 2011. 阿蘇海における垂下飼育によるアサリの成長, 生残, 肥満度. 京都府農林水産技術センター海洋センター研究報告 33: 17-23.
- 48) Dumbauld BR, Ruesink JL, Rumrill SS 2009. The ecological role of bivalve shellfish aquaculture in the estuarine environment: A review with application to oyster and clam culture in West Coast (USA) estuaries. Aquaculture 290: 196-223.

**[Research Article]**

**Factors that restrict the occurrence of short-neck clam (*Ruditapes philippinarum*)  
on Sashiki River Tidal Flats on the coast of Yatsushiro Sea  
and experiment to re-establish dense patches of the adult clam on the tidal flats**

**Hiroaki Tsutsumi<sup>1)\*</sup>, Yoshiko Matsuoka<sup>2)</sup>, Teerapong Duangdee<sup>2)</sup>, Noboru Kitagawa<sup>2)</sup>**

1 Faculty of Environmental and Symbiotic Sciences, Prefectural University of Kumamoto, 3-1-100 Tsukide, Higashi-ku, Kumamoto 862-8502, Japan

2 Graduate School of Environmental and Symbiotic Sciences, Prefectural University of Kumamoto, 3-1-100 Tsukide, Higashi-ku, Kumamoto 862-8502, Japan

**Abstract**

Two species of bivalves (*Arcuatula senhousia* (Asian mussel), *Ruditapes philippinarum* (short-neck clam)) exclusively dominated in both of density and biomass in the macro-benthic community on Sashiki River Tidal Flats that face Yatsushiro Sea. However, they were under the threat of a strong predation pressure by predatory fishes such as red stingray (*Hemitrygon akajei*). Their populations almost disappeared from the tidal flats mainly due to the predation by red stingray between April and August. In this study, we conducted the experiment to re-establish dense patches of the clam by installing a net cage (2 m x 2 m), removing the surface layer of the sediment to prevent the formation of muddy carpets by the pre-settled young juveniles of Asian mussel in the net cage, and dispersing about 20,000 individuals of artificially cultured juvenile clam with the mean shell length of 15 mm and 6,400 individuals of naturally settled ones with the mean shell length of about 3 mm inside the net cage in April 2018. Although some of the dispersed juveniles died in the deeply deposited sand inside the net cage during the rainy season, 24.4 % (6,335 individuals, 21.2 kg wet weight) of the clam with the shell length between 12.7 and 39.9 mm were collected from the net cage in October. The results of the experiment using a net cage demonstrates that installation of the net cage is effective to re-establish dense patches of adult clam on Sashiki River Tidal Flats.

**Keywords:** Asian mussel, predation defense net cage, red stingray, short-neck clam, Yatsushiro Sea

\*Corresponding author: hiro@pu-kumamoto.ac.jp