

## 鹿児島湾喜入のメヒルギ林マングローブ干潟において 防災設備事業により破壊された巻貝類の生態回復

中間朋和・富山清升

〒 890-0065 鹿児島市郡元 1-21-35 鹿児島大学理工学研究科理学系生物学コース

### はじめに

干潟は川が海へ注ぎ込むところに砂や泥が蓄積して形成される汽水域，砂泥性地帯のことを指す。海の中で最も生産力が高い場所の一つであり，そこには多様な生物が生息している。上流から流れてくる有機物や無機塩類を浄化するフィルターの役割も果たしている。そこに生息する底生生物により水が浄化されるためである。そしてその底生生物を餌とする生物もあり，固有の生態系を築きあげている。干潟はまさに「命の宝庫」と言える。生物だけでなく，私たちがこの干潟から貝類など豊かな水産資源の恩恵を享受している。しかし，20世紀後半以降，日本では沿岸域における埋め立て事業の進行によってその多くが急速に減少した。日本にあった干潟の半分はすでに失われてしまったと見積もられている（佐藤，2014）。一度消失した干潟が再び自然に復活することは難しく，人工的な再生では持続的な生態系を維持することは難しい（森田，1986；渡部，1995；山本・和田，1999；風呂田，2000；田代・富山，2001；上村・土屋，2006；安達，2012）。鹿児島県鹿児島市喜入町愛宕川支流河口干潟である喜入干潟も人の手によって環境を攪乱されたものの一つである。2010年からの防災道路整備事業によって，マリンピア橋が建設された。これによって，喜入干潟の一部が破壊され，干潟上の生物相が大きな被害を受けた。

この喜入干潟には非常に多くの巻貝類が生息している。その中でも特に，ウミニナ，ヘナタリ，

カワアイの3種は多く見られる。ウミニナは貝類の生物生産量の大半を占め，ヘナタリとカワアイは同所的に生息している（若松・富山，2000；大滝ほか，2001；杉原・富山，2002；真木ほか，2002；武内・富山，2010；吉住・富山，2010；春田・富山，2011）。これら3種は干潟上に多く生息しており，採集も容易であることから，環境評価基準として有用であると判断し，今回の研究対象とした。調査は，2020年1月から同年12月までの1年間行った。月に1回，巻貝類を採取し，各月ごとにサイズ別頻度分布と個体数の季節変化を調査，記録した。喜入干潟上に生息するウミニナ属の個体はすべてウミニナのミトコンドリアDNAを持っていると報告されている（春田，2011）。したがって，本研究では，調査地点上に生息しているウミニナ属の一種はすべてウミニナであるとした。またヘナタリとカワアイの幼貝は目視での判別が難しいため，本研究ではこの二種をヘナタリの仲間としてまとめた。以下に示す先行研究において，今回の調査区ではカワアイの生息数が著しく少ないため，カワアイの幼貝をヘナタリの幼貝に加えて分析したとしても，統計的な影響は少ないことが判っている。調査で得られた結果は春田（2011），前川（2012），前川ほか（2015），神野（2016），井上（2017），村永（2018），上村（2019），木村（2020）による過去の報告と比較し，整備事業が開始されてから約10年間の生態の変化を考察した。

Nakama, T. and K. Tomiyama. 2021. The habitation recovery of intertidal gastropod fauna in the disturbance by construction mangrove forest in Kiire, Kagoshima, Japan. *Nature of Kagoshima* 47: 293-310.

✉ KT: Department of Earth & Environmental Sciences, Faculty of Science, Kagoshima University, 1-21-35 Korimoto, Kagoshima 890-0065, Japan (e-mail: tomiyama@sci.kagoshima-u.ac.jp).

Received: 26 February 2021; published online: 1 March 2021; [http://journal.kagoshima-nature.org/archives/NK\\_047/047-054.pdf](http://journal.kagoshima-nature.org/archives/NK_047/047-054.pdf)

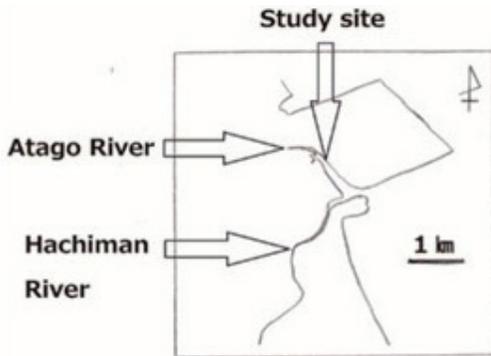


Fig. 1. 調査地の位置. 調査地は喜入の愛宕川河口の干潟に位置する.

## 材料と方法

### 調査地

調査は鹿児島県鹿児島市喜入町愛宕川支流河口干潟 (31°23'N, 130°33'E) にて行った (Fig. 1). 愛宕川は鹿児島湾の中部に位置する日本石油基地の裏側に河口があり、この河口部で八幡川と合流している。干潟の底質は泥質、砂泥質である。干潟周辺にはメヒルギやハマボウなどからなるマングローブ林が広がっており、太平洋域における野生のマングローブ林の北限地とされている。干潟上には腹足類や二枚貝類をはじめ多くの底生生物が生息している。以上のことから貴重な干潟だと評価され、鹿児島県のレッドデータブックには「規模は小さいが重要な中小河口干潟や小規模前浜干潟」として掲載されている。

2010年から道路整備事業として、干潟上に3本の橋脚を持つマリンピア橋の建設が行われ、干潟の一部の環境が破壊された。工事に先立ち、周辺の干潟にブルドーザーが入り、干潟表層の泥が深さ約30 cm程度削り取られた。工事内容や日程に関する細かな資料は入手できなかったが、大まかには2009年に橋の両端の柱、2010年に中心の柱、2011年に橋の上部が建設された。2011年には橋自体は完成していたが、それ以降も橋の両端の道路整備が続き、周辺の土砂の流入が生じた。2015年3月25日に、旧市中名橋からマリンピア喜入グラウンド前交差点の区間の道路が開通された。喜入干潟でのこの防災道路整備事業が巻貝類へどれほど影響を与えているかを調査するため、

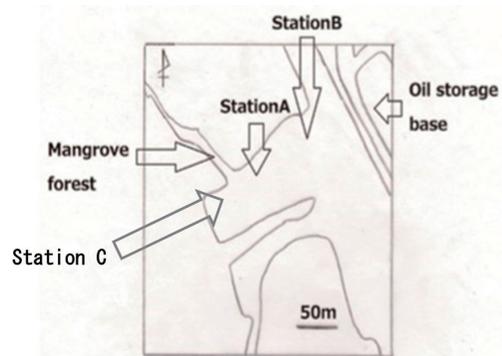


Fig. 2. Station A は橋の真下に、Station B は愛宕川本流の近くの川のほとりに、Station C はマングローブ林近くの陸側に設置した。

3つの調査地点を設置した。1つ目は、干潟上に建設されている橋の真下、工事の影響を大きく受けたと思われる地点で、Station Aとした。2つ目は、愛宕川の本流の傍、工事の直接的な影響をあまり受けていないと思われる地点で、Station Bとした。3つ目はマングローブ林近く、陸側の地点で、Station Cとした (Figs. 2, 3)。

### 材料

ウミニナ *Batillaria multiformis* (Lischke, 1869) 吸腔目ウミニナ科に分類される腹足類で準絶滅危惧種である (Fig. 4a)。太い塔形で、成殻では殻口が張り出せずぐりしている。体層側面には低い縦張肋が現れる。殻口後端の滑層瘤は白く顕著である。殻表の螺肋は低く、肋間は狭い。縦肋は不明瞭である。発生様式は紐状の卵を産み、ベリンジャー幼生が孵化するプランクトン発生の生活史をとる。堆積物食である。北海道南部から九州、朝鮮半島、中国大陸に分布している。かつては各地の内湾域に多産していたが、東京湾や三浦半島では著しい減少傾向が認められる。イボウミニナと比較すると本種の生息地は多く、浜名湖以西に三河湾、伊勢湾、瀬戸内海、有明海等に健全な個体群が残されている。しかし、生息地場所は埋め立て等で減少している (風呂田, 2000)。喜入干潟では粒の粗い砂礫-砂を好み、潮間帯の中流-下流に生息している。

ヘナタリ *Cerithidea (Cerithideopsilla) cingulate*



Fig. 3. 調査地の様子の写真. 3aは愛宕川本流 (Station B). 3bが道路橋とその整備事業によって生態系が破壊されたと考えられる干潟 (Station A). 3cがマングローブ林と陸の様子である (Station C).

(Gmelin, 1791) 吸腔目キバウミニナ科に属する腹足類。準絶滅危惧種である (Fig. 4b)。殻は高い円錐形で、体層は幅広く、強い縦張肋がある。殻口は大きく外側に広がり、前端は水管溝を超えて延びる。縦肋は上部の螺層で強く、螺肋と交差して顆粒状になるが、下方に向かって弱まる。殻色は殻色と黄褐色の縞模様を体層に巡らす。発生様式はプランクトン発生である。堆積物食である。房総半島・北長門海岸から南西諸島、朝鮮半島、中国大陸、インド・西太平洋に分布し、内湾部の干潟や河口汽水域の干潟、低潮帯表層に生息している。西日本や南西諸島では現在も多産地が少なくないが、東京湾や瀬戸内海中央部など湾奥の開発と汚染が著しい地域で激減し、岡山県では2000年以降死殻は多数見られるものの生貝は一カ所からしか見出されていない (行田, 2003)。喜入干潟では粒子の細かい泥質-砂泥質を好み、潮間帯の中流-下流に生息している。

カワアイ *Cerithidea (Cerithideopsis) djadjari-*

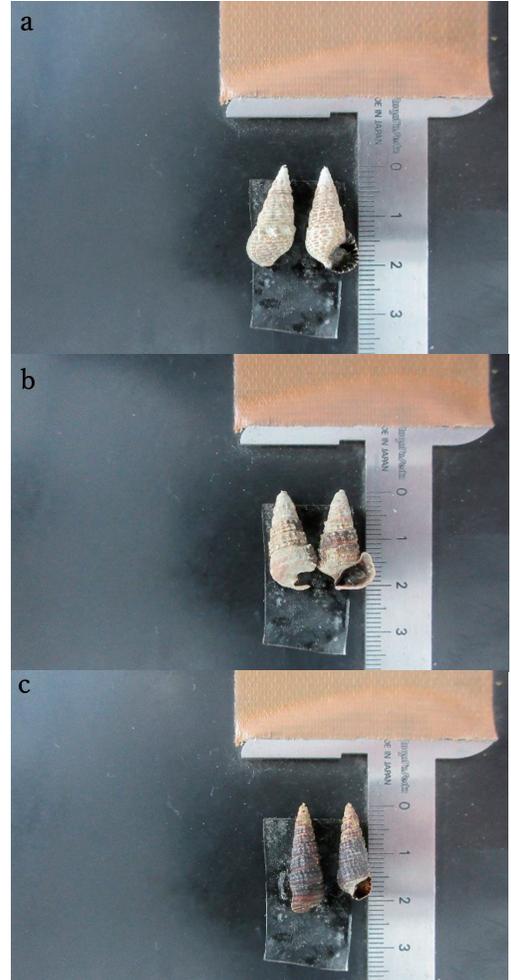


Fig. 4. 調査した巻き貝類の写真. 4a:ウミニナ, 4b:ヘナタリ, 4c:カワアイ.

*ensis* (K. Martins, 1899) 吸腔目キバウミニナ科に属する腹足類。準絶滅危惧種である (Fig. 4c)。殻は細長い円錐形である。体層の縦張肋が弱く、殻前端の張り出しが弱い。縦肋は上部の螺層で強く、螺肋と交差して顆粒状になるが、下方に向かって弱まる。縫合下とその次の螺溝の深さが同じである。発生様式はプランクトン発生である。堆積物食である。東北地方から南西諸島、朝鮮半島、中国大陸、インド・太平洋に分布し、内湾環境の干潟、河口域の汽水に生息している。潮間帯中部の泥地干潟を好む。かつて各地の内湾域にごく普通に生息していたが、東京湾や三浦半島では著しい減少傾向が認められる。三河湾では汐川干潟の

狭い範囲でのみかろうじて生息が確認できるにすぎず、伊勢湾でも個体数が著しく減少している場所が少なくない。伊勢湾以西から南西諸島にかけて健全な個体群が確認できる干潟が多いが、生息場所は埋め立て等で減少している（行田，2003）。喜入干潟ではヘナタリと同所的に、わずかに生息している。ウミナ科の生態に関する研究例としては、沖縄本島に生息するイボウミナナの個体群と餌資源の季節変動、また喜入マングローブに生息する4種の腹足類について垂直分布や塩分濃度と乾燥要因を報告した若松・富山（2000）の研究や、喜入干潟でのウミナ科1種とフトヘナタリ科3種の分布と底質選好性を報告した真木ほか（2002）の研究や、喜入干潟に生息するウミナ、ヘナタリ、フトヘナタリの3種のサイズ別の季節変動と新規加入について報告した吉住・富山（2010）の研究などがあげられる。

## 調査方法

2020年1月から同年12月までの期間に毎月1回、中潮一大潮の日に調査を行った。時間帯は干潮時刻付近に設定した。調査地点A、B、Cにそれぞれ3カ所、ランダムに50 cm × 50 cmのコドラートを設置した。コドラート内を4分割し（25 cm × 25 cm）、そのうちランダムに2つの範囲の砂泥を深さ約5–10 cm採取し、それらを1 mmメッシュの篩にかけ貝類を採取した。採集した貝類は研究室に持ち帰り、一度冷凍し、乾燥機で乾燥した後分類した。そして分類した貝の出現数を記録し、ノギスで0.1 mmの精度で殻高の計測を行った。その後、チャック付ポリ袋に入れて保管した。測定結果を基に、頻度分布と年間の個体数季節変化を表したグラフを作成した。そして過去の研究報告（春田，2011；前川，2012；前川ほか，2015；神野，2016；井上，2017；村永，2018；上村，2019；木村，2020）との比較を行い、環境の変化に対する巻貝類の変化を考察した。

## 結果

### ウミナナのサイズ別頻度分布の季節変化

**Station A (Fig. 5)** 2020年1月は12.1–22.0

mmの範囲で、18.1–20.0 mmをピークとする山型を示した。殻高の平均値は18.8 mmであった。最大値は21.7 mm、最小値は12.1 mmであった。2月は8.1–24.0 mmの範囲で、16.1–18.0 mmをピークとする山型を示した。殻高の平均値は17.2 mmであった。最大値は23.8 mm、最小値は8.4 mmであった。3月は6.1–22.0 mmの範囲で、18.1–20.0 mmをピークとする山型を示した。殻高の平均値は17.3 mmであった。最大値は22.0 mm、最小値は7.8 mmであった。4月は8.1–22.0 mmの範囲で、16.1–18.0 mmをピークとする山型を示した。殻高の平均値は16.4 mmであった。最大値は21.1 mm、最小値8.9 mmであった。5月は6.1–22.0 mmの範囲で、16.1–18.0 mmをピークとする山型を示した。殻高の平均値は16.9 mmであった。最大値は21.2 mm、最小値は7.9 mmであった。6月は4.1–22.0 mmの範囲で、10.1–12.0 mmをピークとする山型を示した。殻高の平均値は11.8 mmであった。最大値は20.3 mm、最小値は4.9 mmであった。7月は8.1–20.0 mmの範囲で10.1–12.0 mmと14.1–16.0 mmをピークとする二つの山型を示した。殻高の平均値は14.3 mmであった。最大値は19.7 mm、最小値は9.7 mmであった。8月は6.1–20.0 mmの範囲で10.1–12.0 mmをピークとする山型を示した。殻高の平均値は13.6 mmであった。最大値は20.0 mm、最小値は7.5 mmであった。9月は6.1–20.0 mmの範囲で14.1–16.0 mmをピークとする山型を示した。殻高の平均値は13.9 mmであった。最大値は19.8 mm、最小値は7.8 mmであった。10月は8.1–22.0 mmの範囲で16.1–18.0 mmをピークとする山型を示した。殻高の平均値は16.1 mmであった。最大値は20.2 mm、最小値は8.9 mmであった。11月は4.1–22.0 mmの範囲でこれといった山型は見られなかった。個体数は50個体で、12.1–14.0 mm、16.1–18.0 mm、18.1–20.0 mmで8個体、8.1–10.0 mmで7個体、14.1–16.0 mmで6個体、10.1–12.0 mm、20.1–22.0 mmで5個体、6.1–8.0 mmで2個体、4.1–6.0 mmで1個体確認された。殻高の平均値は14.6 mmであった。最大値は21.5 mm、最小値は5.8 mmであった。12月は4.1–26.0 mmの範囲

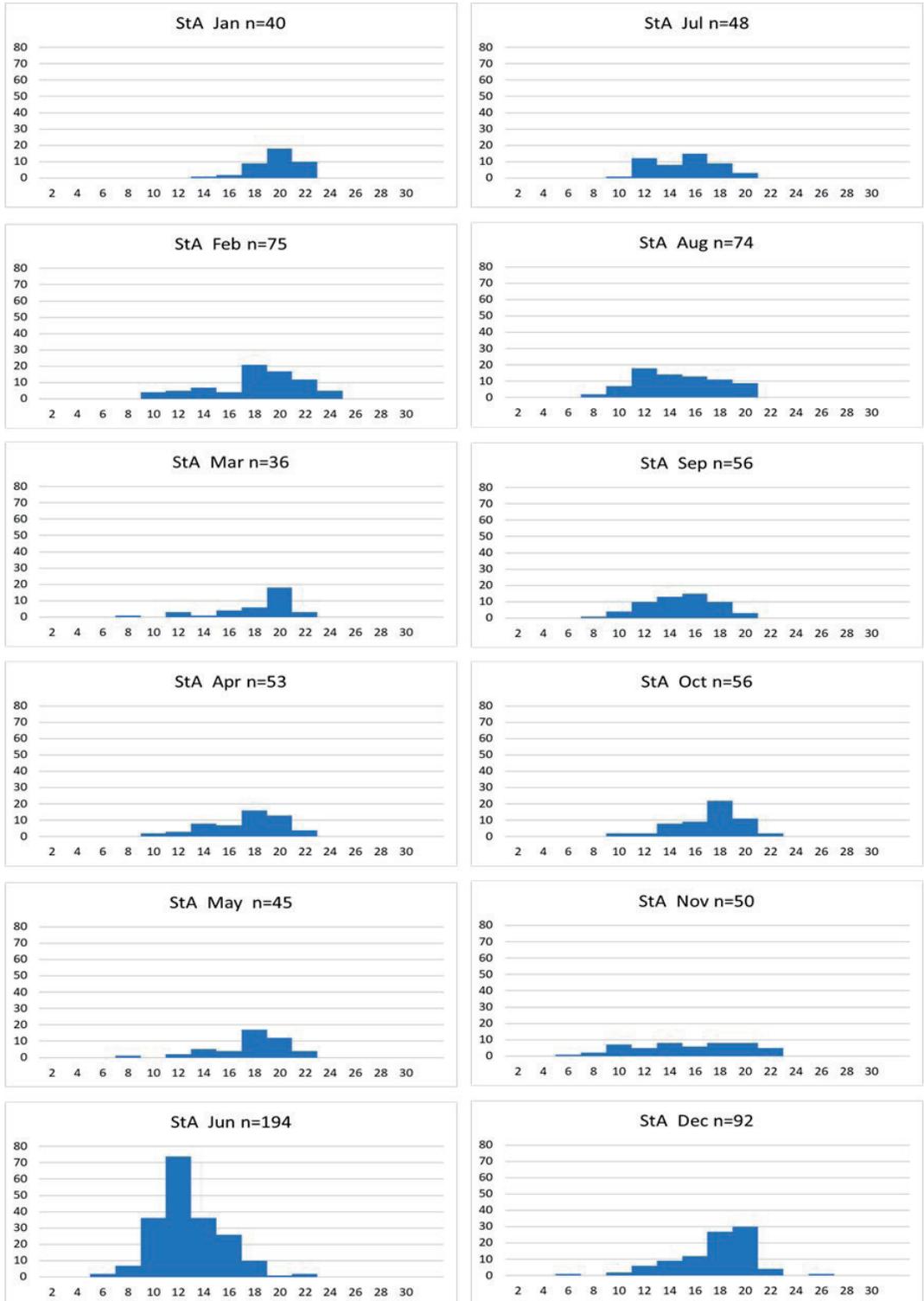


Fig. 5. Station A におけるウミナナのサイズ頻度分布の季節変化のヒストグラム。縦軸は採取個体数、横軸は殻高 (mm) を示す。

で 16.1–20.0 mm をピークとする山型を示した。殻高の平均値は 16.6 mm であった。最大値は 24.7 mm、最小値は 4.9 mm であった。

Station A での年間の殻高の平均値は 15.6 mm で、最大値は 12 月の 24.7 mm、最小値は 6 月と 12 月の 4.9 mm となった。

**Station B (Fig. 6)** 2020 年 1 月は 10.1–22.0 mm の範囲で、12.1–14.0 mm と 18.1–20.0 mm をピークとする二つの山型を示した。殻高の平均値は 15.9 mm であった。最大値は 21.0 mm、最小値は 11.0 mm であった。2 月は 8.1–24.0 mm の範囲で、18.1–20.0 mm をピークとする山型を示した。殻高の平均値は 17.5 mm であった。最大値は 23.7 mm、最小値は 8.7 mm であった。3 月は 6.1–24.0 mm の範囲で、18.1–20.0 mm をピークとする山型を示した。殻高の平均値は 18.9 mm であった。最大値は 23.3 mm、最小値は 6.4 mm であった。4 月は 12.1–26.0 mm の範囲で、18.1–20.0 mm をピークとする山型を示した。殻高の平均値は 19.4 mm であった。最大値は 25.0 mm、最小値は 12.7 mm であった。5 月は 12.1–24.0 mm の範囲で、18.1–20.0 mm をピークとする山型を示した。殻高の平均値は 18.5 mm であった。最大値は 23.6 mm、最小値は 12.1 mm であった。6 月は 8.1–24.0 mm の範囲で、16.1–18.0 mm をピークとする山型を示した。殻高の平均値は 17.8 mm であった。最大値は 23.1 mm、最小値は 8.3 mm であった。7 月は 10.1–24.0 mm の範囲で、18.1–20.0 mm をピークとする山型を示した。殻高の平均値は 18.4 mm であった。最大値は 22.7 mm、最小値は 10.8 mm であった。8 月は 14.1–22.0 mm の範囲で、14.1–16.0 mm でピークを示し、18.1–20.0 mm、20.1–22.0 mm の範囲で 1 個体ずつ確認された。殻高の平均値は 17.2 mm であった。最大値は 21.5 mm、最小値は 14.7 mm であった。9 月は 8.1–22.0 mm の範囲で、16.1–18.0 mm をピークとする山型を示した。殻高の平均値は 16.6 mm であった。最大値は 20.7 mm、最小値は 9.2 mm であった。10 月は 9.1 mm と 9.5 mm の 2 個体しか確認できなかった。殻高の平均値は 9.3 mm であった。11 月は 2.1–18.0 mm の範囲で、2.1–4.0 mm をピークと

する山型を示した。殻高の平均値は 7.0 mm であった。最大値は 16.9 mm、最小値は 2.5 mm であった。12 月は 2.1–20.0 mm の範囲で、2.1–4.0 mm でピークを示し、4.1–6.0 mm、6.1–8.0 mm、8.1–10.0 mm、10.1–12.0 mm の範囲で 3 個体ずつ、12.1–14.0 mm、16.1–18.0 mm、18.1–20.0 mm の範囲で 2 個体、14.1–16.0 mm の範囲で 1 個体確認された。殻高の平均値は 9.6 mm であった。最大値は 19.2 mm、最小値は 3.5 mm であった。

Station B での年間の殻高の平均値は 15.5 mm で、最大値は 4 月の 25.0 mm、最小値は 11 月の 2.5 mm となった。

**Station C (Fig. 7)** 2020 年 1 月は 4.1–20.0 mm の範囲で、8.1–12.0 mm をピークとする山型を示した。殻高の平均値は 11.4 mm であった。最大値は 18.9 mm、最小値は 5.2 mm であった。2 月は 8.1–20.0 mm の範囲で、10.1–12.0 mm をピークとする山型を示した。殻高の平均値は 11.1 mm であった。最大値は 18.3 mm、最小値は 8.1 mm であった。3 月は 4.1–22.0 mm の範囲で、10.1–12.0 mm をピークとする山型を示した。殻高の平均値は 10.4 mm であった。最大値は 20.1 mm、最小値は 4.9 mm であった。4 月は 6.1–20.0 mm の範囲で、10.1–12.0 mm をピークとする山型を示した。殻高の平均値は 12.4 mm であった。最大値は 19.5 mm、最小値は 6.7 mm であった。5 月は 6.1–20.0 mm の範囲で、10.1–12.0 mm をピークとする山型を示した。殻高の平均値は 12.6 mm であった。最大値は 18.7 mm、最小値は 6.4 mm であった。6 月は 4.1–22.0 mm の範囲で、10.1–16.0 mm をピークとする山型を示した。殻高の平均値は 13.3 mm であった。最大値は 20.3 mm、最小値は 5.6 mm であった。7 月は 6.1–20.0 mm の範囲で、12.1–14.0 mm をピークとする山型を示した。殻高の平均値は 13.4 mm であった。最大値は 19.3 mm、最小値は 6.8 mm であった。8 月は 8.1–20.0 mm の範囲で、10.1–16.0 mm でピークを示した。殻高の平均値は 13.9 mm であった。最大値は 18.6 mm、最小値は 8.8 mm であった。9 月は 6.1–18.0 mm の範囲で、12.1–14.0 mm をピークとする山型を示した。殻高の平均値は 12.2 mm であった。最

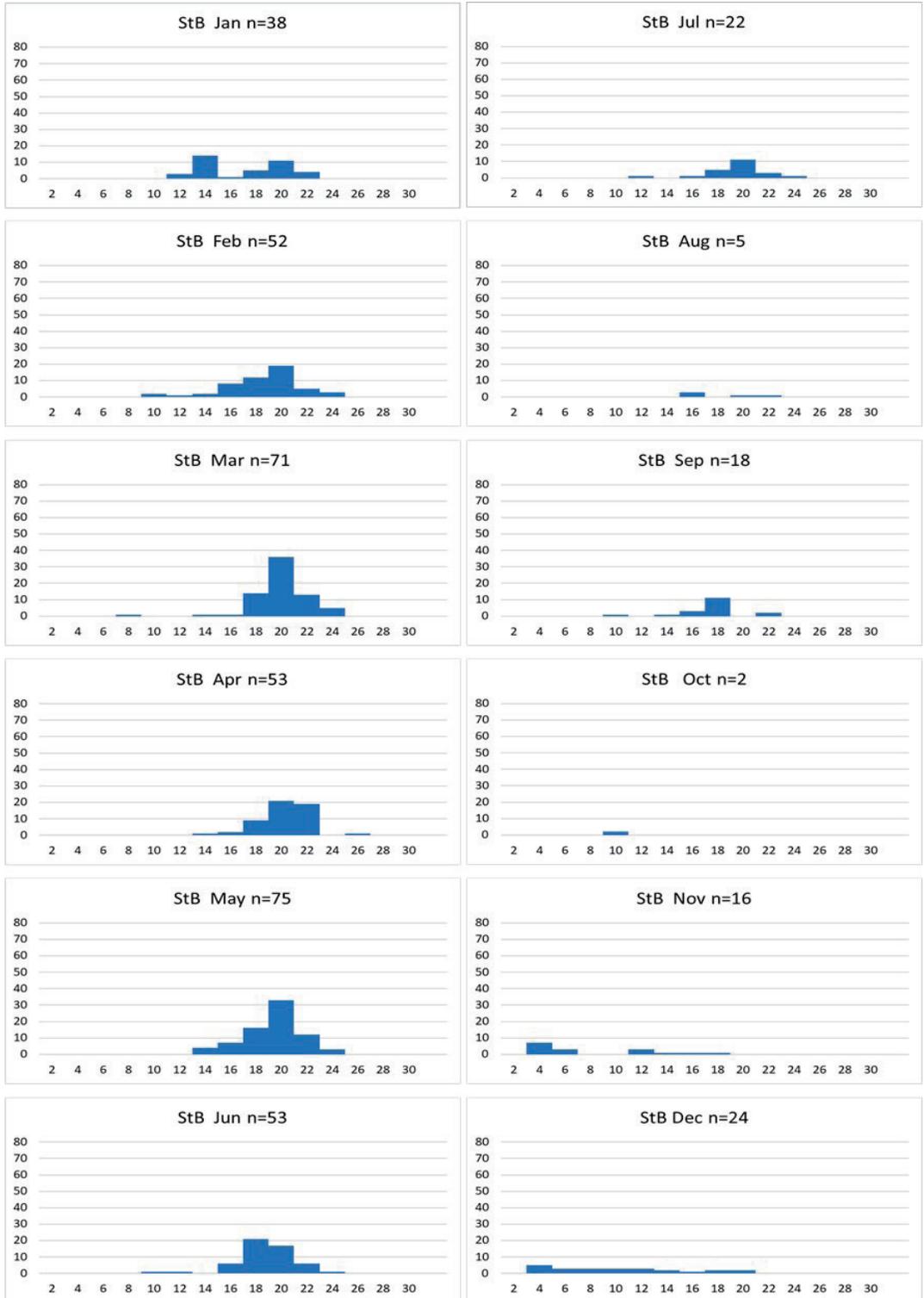


Fig. 6. Station B におけるウミニナのサイズ頻度分布の季節変化のヒストグラム。縦軸は採取個体数、横軸は殻高 (mm) を示す。

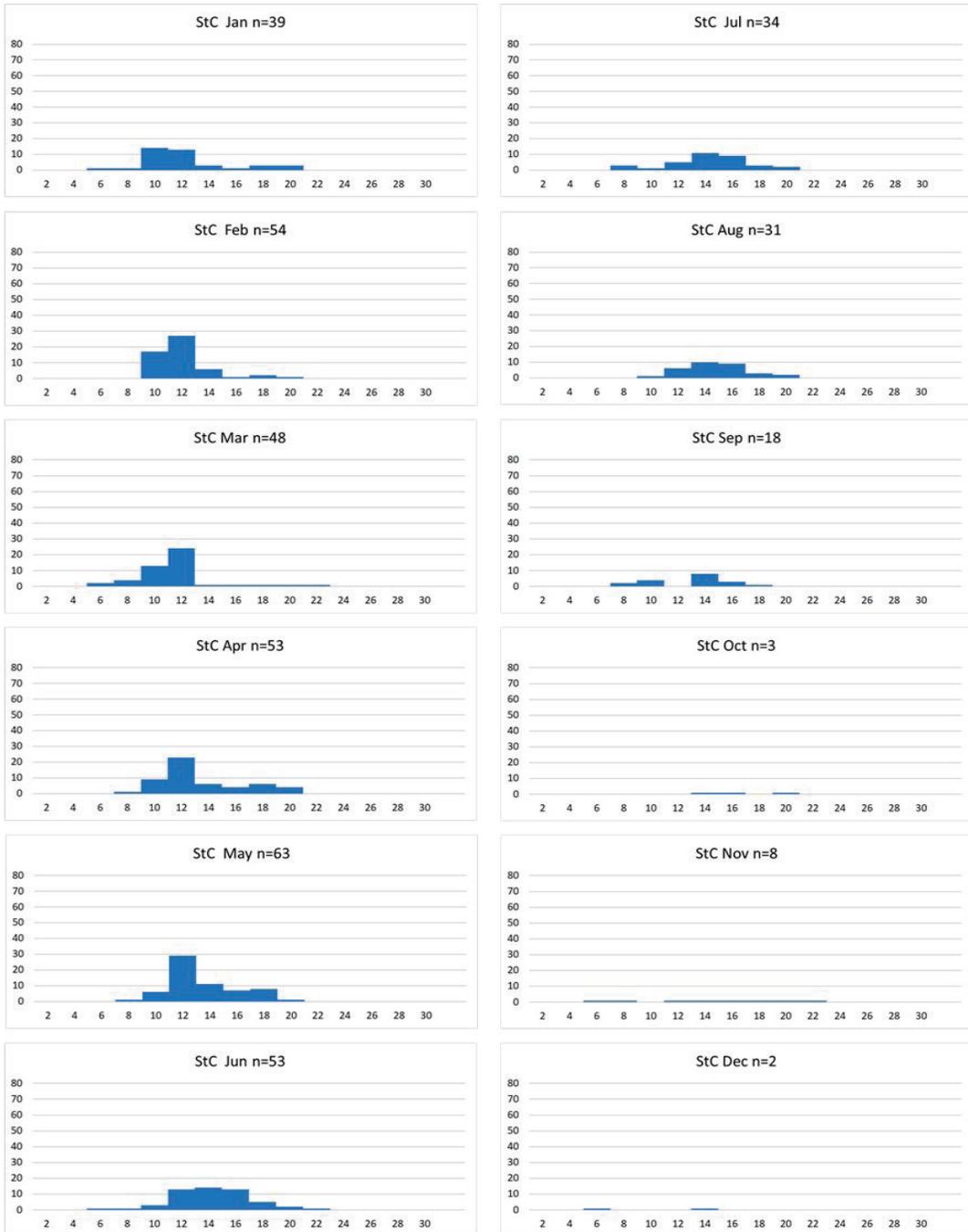


Fig. 7. Station Cにおけるウミナナのサイズ頻度分布の季節変化のヒストグラム。縦軸は採取個体数、横軸は殻高 (mm) を示す。

大値は 17.9 mm, 最小値は 6.5 mm であった。10月には 19.8 mm, 12.7 mm, 15.8 mm の 3 個体しか確認できなかった。殻高の平均値は 16.1 mm であった。最大値は 19.8 mm, 最小値は 15.8 mm であった。11月には 4.1–22.0 mm の範囲で、山型のピ

ークは見られなかった。個体数は 8 個体で、4.1–6.0 mm, 6.1–8.0 mm, 10.1–12.0 mm, 12.1–14.0 mm, 14.1–16.0 mm, 16.1–18.0 mm, 18.1–20.0 mm, 20.1–22.0 mm, の範囲で 1 個体ずつ確認できた。殻高の平均値は 13.6 mm であった。最大値は 21.3

mm, 最小値は4.4 mmであった。12月は13.7 mmと4.2 mmの2個体しか確認できなかった。殻高の平均値は8.6 mmであった。

Station Cでの年間の殻高の平均値は12.6 mmで, 最大値は11月の21.3 mm, 最小値は12月の4.2 mmとなった。

#### ヘナタリのサイズ別頻度分布の季節変化

**Station A (Fig. 8)** 2020年1月は6.1–24.0 mmの範囲で, 特徴的な山型は見られなかった。個体数は24個体で, 18.1–20.0 mmで6個体, 20.1–22.0 mmで5個体, 12.1–14.0 mm, 14.1–16.0 mmで4個体, 16.1–18.0 mmで3個体, 6.1–8.0 mm, 22.1–24.0 mmで1個体確認された。平均値は17.1 mmであった。最大値は22.3 mm, 最小値は6.6 mmであった。2月は6.1–24.0 mmの範囲で, 8.1–10.0 mm, 18.1–20.0 mmをピークとする2つの山型を示した。殻高の平均値は16.2 mmであった。最大値は23.0 mm, 最小値は6.6 mmであった。3月は14.1–24.0 mmの範囲で, 18.1–20.0 mmをピークとする山型を示した。殻高の平均値は18.7 mmであった。最大値は22.1 mm, 最小値は14.8 mmであった。4月は8.1–24.0 mmの範囲で, 20.1–22.0 mmをピークとする山型を示した。殻高の平均値は19.4 mmであった。最大値は23.5 mm, 最小値8.7 mmであった。5月は16.1–26.0 mmの範囲で, 18.1–20.0 mmをピークとする山型を示した。殻高の平均値は19.9 mmであった。最大値は24.9 mm, 最小値は17.7 mmであった。6月は8.1–24.0 mmの範囲で, 18.1–20.0 mmをピークとする山型を示した。殻高の平均値は17.3 mmであった。最大値は22.6 mm, 最小値は9.4 mmであった。7月は10.1–24.0 mmの範囲で10.1–12.0 mmと14.1–16.0 mmをピークとする二つの山型を示した。殻高の平均値は17.4 mmであった。最大値は23.1 mm, 最小値は11.1 mmであった。8月は8.1–22.0 mmの範囲で10.1–12.0 mmと16.1–18.0 mmをピークとする2つの山型を示した。殻高の平均値は16.0 mmであった。最大値は20.8 mm, 最小値は9.6 mmであった。9月は6.1–24.0 mmの範囲で18.1–20.0 mmをピークとする山型

を示した。殻高の平均値は16.0 mmであった。最大値は22.3 mm, 最小値は6.8 mmであった。10月は8.1–22.0 mmの範囲で14.1–18.0 mmをピークとする山型を示した。殻高の平均値は15.3 mmであった。最大値は21.2 mm, 最小値は8.7 mmであった。11月は12.1–24.0 mmの範囲で16.1–18.0 mmをピークとする山型を示した。平均値は18.0, 最大値は23.2 mm, 最小値は12.2 mmであった。12月は10.1–22.0 mmの範囲で10.1–12.0 mm, 14.1–20.0 mmをピークとする2つの山型を示した。殻高の平均値は16.4 mmであった。最大値は21.6 mm, 最小値は10.7 mmであった。

Station Aでの年間の殻高の平均値は17.3 mmで, 最大値は5月の24.9 mm, 最小値は1月と2月の6.6 mmとなった。

**Station B (Fig. 9)** 2020年1月は10.1–26.0 mmの範囲で, 16.1–20.0 mmをピークとする山型を示した。平均値は18.2 mmであった。最大値は24.2 mm, 最小値は10.4 mmであった。2月は14.1–24.0 mmの範囲で, 22.1–24.0 mmをピークとする山型を示した。殻高の平均値は20.2 mmであった。最大値は23.0 mm, 最小値は15.1 mmであった。3月は16.1–24.0 mmの範囲で, 18.1–20.0 mmと22.1–24.0 mmをピークとする2つの山型を示した。殻高の平均値は21.1 mmであった。最大値は23.8 mm, 最小値は17.9 mmであった。4月は14.1–24.0 mmの範囲で, 18.1–22.0 mmをピークとする山型を示した。殻高の平均値は19.8 mmであった。最大値は23.6 mm, 最小値15.3 mmであった。5月は10.1–24.0 mmの範囲で, 18.1–22.0 mmをピークとする山型を示した。殻高の平均値は18.3 mmであった。最大値は23.0 mm, 最小値は10.9 mmであった。6月は14.1–26.0 mmの範囲で, 16.1–18.0 mmをピークとする山型を示した。殻高の平均値は19.1 mmであった。最大値は24.5 mm, 最小値は14.8 mmであった。7月は16.1–24.0 mmの範囲で16.1–22.0 mmをピークとする山型を示した。殻高の平均値は19.9 mmであった。最大値は23.6 mm, 最小値は16.9 mmであった。8月は8.1–24.0 mmの範囲で10.1–12.0 mmと16.1–18.0 mm, 22.1–24.0 mmをピーク

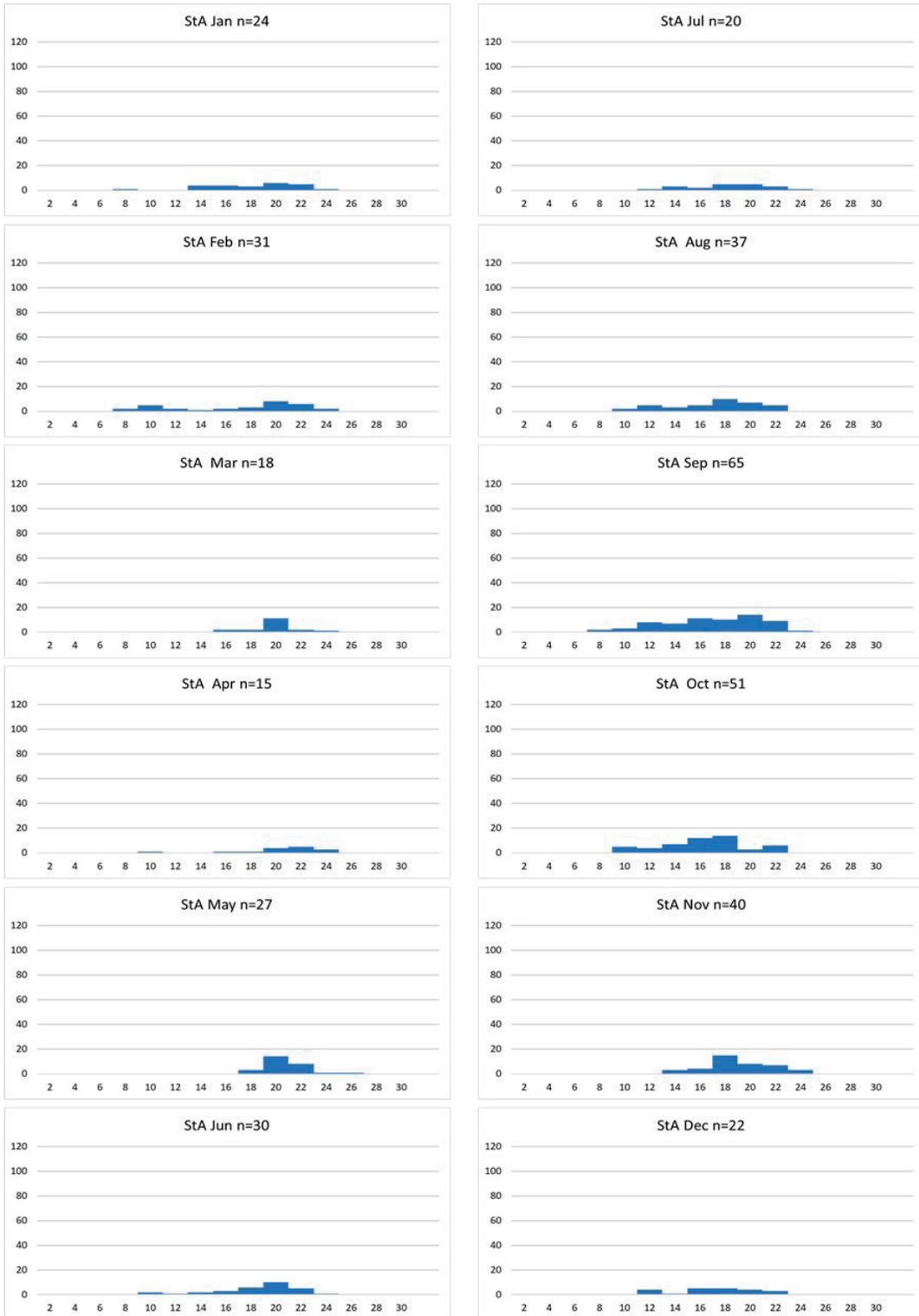


Fig. 8. Station Aにおけるヘナタリの仲間のサイズ頻度分布の季節変化のヒストグラム。縦軸は採取個体数、横軸は殻高 (mm) を示す。

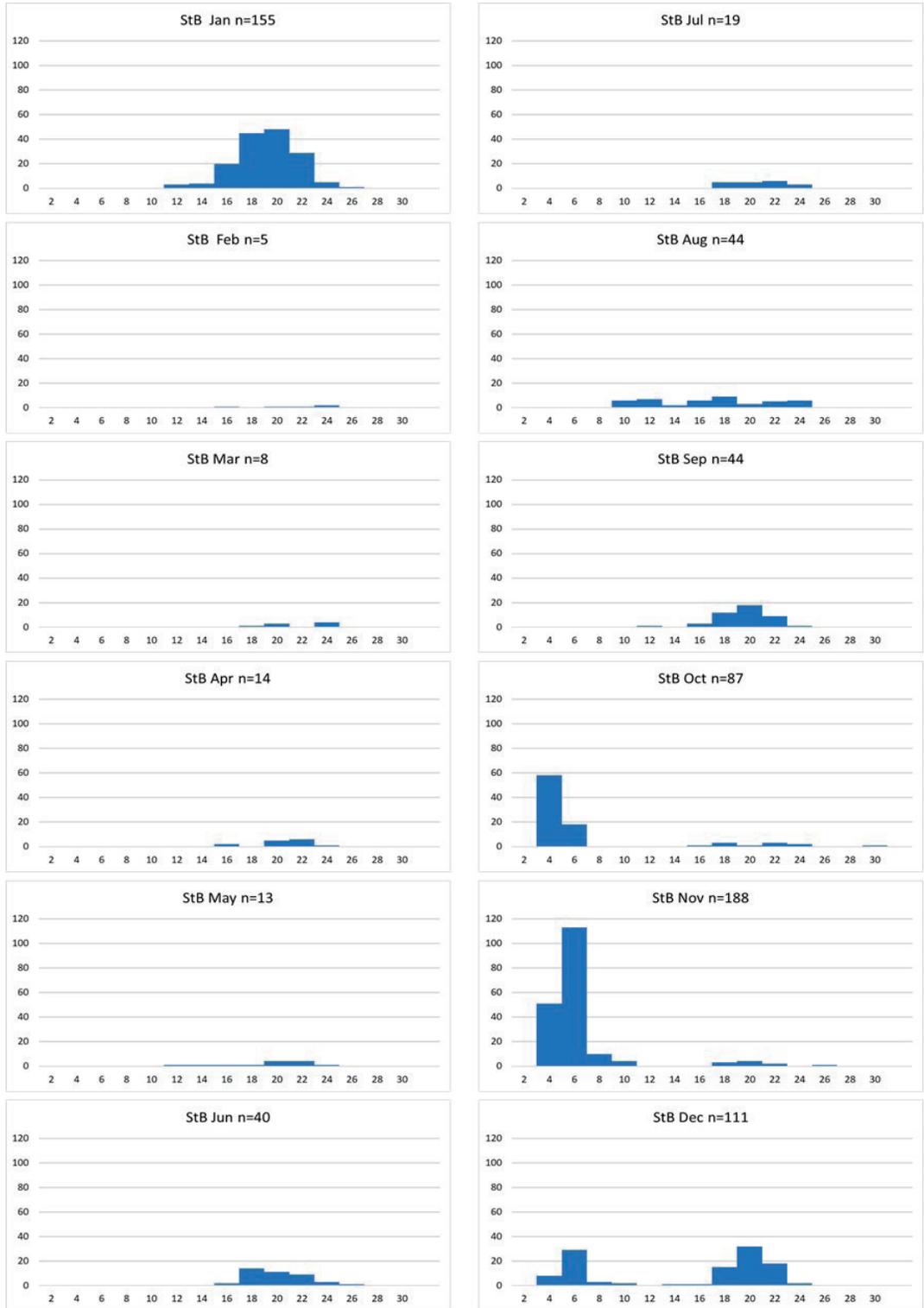


Fig. 9. Station B におけるヘナタリの仲間のサイズ頻度分布の季節変化のヒストグラム、縦軸は採取個体数、横軸は殻高 (mm) を示す。

とする3つの山型を示した。殻高の平均値は15.9 mmであった。最大値は22.9 mm, 最小値は8.1 mmであった。9月は10.1–24.0 mmの範囲で18.1–20.0 mmをピークとする山型を示した。殻高の平均値は18.5 mmであった。最大値は22.1 mm, 最小値は10.3 mmであった。10月は2.1–30.0 mmの範囲で2.1–4.0 mmをピークとする山型を示した。殻高の平均値は5.9 mmであった。最大値は28.3 mm, 最小値は2.7 mmであった。11月は2.1–26.0 mmの範囲で4.1–6.0 mmをピークとする山型を示した。平均値は5.4 mmであった。最大値は25.9 mm, 最小値は2.8 mmであった。12月は2.1–24.0 mmの範囲で4.1–6.0 mm, 18.1–20.0 mmをピークとする2つの山型を示した。殻高の平均値は13.8 mmであった。最大値は23.2 mm, 最小値は3.4 mmであった。

Station Bでの年間の殻高の平均値は16.3 mmで、最大値は10月の28.3 mm, 最小値は10月の2.7 mmとなった。

**Station C (Fig. 10)** 2020年1月は4.1–26.0 mmの範囲で、8.1–10.0 mmをピークとする山型を示した。平均値は11.0 mmであった。最大値は24.4 mm, 最小値は4.4 mmであった。2月は6.1–24.0 mmの範囲で8.1–12.0 mmをピークとする山型を示した。殻高の平均値は12.7 mmであった。最大値は22.1 mm, 最小値は6.1 mmであった。3月は4.1–24.0 mmの範囲で、8.1–10.0 mmと14.1–16.0 mmをピークとする2つの山型を示した。殻高の平均値は12.5 mmであった。最大値は22.5 mm, 最小値は5.0 mmであった。4月は2.1–22.0 mmの範囲で、10.1–12.0 mmと16.1–18.0 mmをピークとする2つの山型を示した。殻高の平均値は13.6 mmであった。最大値は21.0 mm, 最小値3.6 mmであった。5月は6.1–22.0 mmの範囲で、10.1–14.0 mmと16.1–18.0 mmをピークとする2つの山型を示した。殻高の平均値は14.5 mmであった。最大値は21.5 mm, 最小値は7.6 mmであった。6月は6.1–22.0 mmの範囲で、12.1–14.0 mmをピークとする山型を示した。殻高の平均値は14.8 mmであった。最大値は21.2 mm, 最小値は7.0 mmであった。7月は4.1–24.0 mmの範囲で14.1–

16.0 mmと18.1–20.0 mmをピークとする2つの山型を示した。殻高の平均値は15.3 mmであった。最大値は22.8 mm, 最小値は5.4 mmであった。8月は6.1–24.0 mmの範囲で12.1–20.0 mmをピークとする山型を示した。殻高の平均値は15.8 mmであった。最大値は22.4 mm, 最小値は6.8 mmであった。9月は4.1–24.0 mmの範囲で8.1–10.0 mmと14.1–16.0 mmをピークとする2つの山型を示した。殻高の平均値は15.2 mmであった。最大値は22.9 mm, 最小値は5.9 mmであった。10月は4.1–22.0 mmの範囲で8.1–10.0 mmと14.1–20.0 mmをピークとする2つの山型を示した。殻高の平均値は15.0 mmであった。最大値は21.6 mm, 最小値は5.7 mmであった。11月は4.1–24.0 mmの範囲で8.1–12.0 mmと14.1–20.0 mmをピークとする2つの山型を示した。平均値は15.3 mmであった。最大値は22.9 mm, 最小値は4.6 mmであった。12月は8.1–24.0 mmの範囲で18.1–20.0 mmをピークとする山型を示した。殻高の平均値は17.9 mmであった。最大値は22.3 mm, 最小値は9.8 mmであった。

Station Cでの年間の殻高の平均値は14.5 mmで、最大値は1月の24.4 mm, 最小値は4月の3.6 mmとなった。

#### ウミニナの個体数の季節変化 (Fig. 11)

**Station A** 年間の総個体数は819個体であった。最も多かったのは6月の194個体で、最も少なかったのは3月の36個体であった。1–6月にかけて個体数が急増し、次の月で激減し、その後は12月まであまり個体数は変わらず推移した。

**Station B** 年間の総個体数は429個体であった。最も多かったのは5月の75個体で、最も少なかったのは10月の2個体であった。1–5月にかけて増加したが、それ以降は減少傾向になった。

**Station C** 年間の総個体数は406個体であった。最も多かったのは5月の63個体で、最も少なかったのは12月の2個体であった。Station CもStation Bと同じような推移をしており、1–5月にかけて増加した。しかし、それ以降は減少傾向になった。

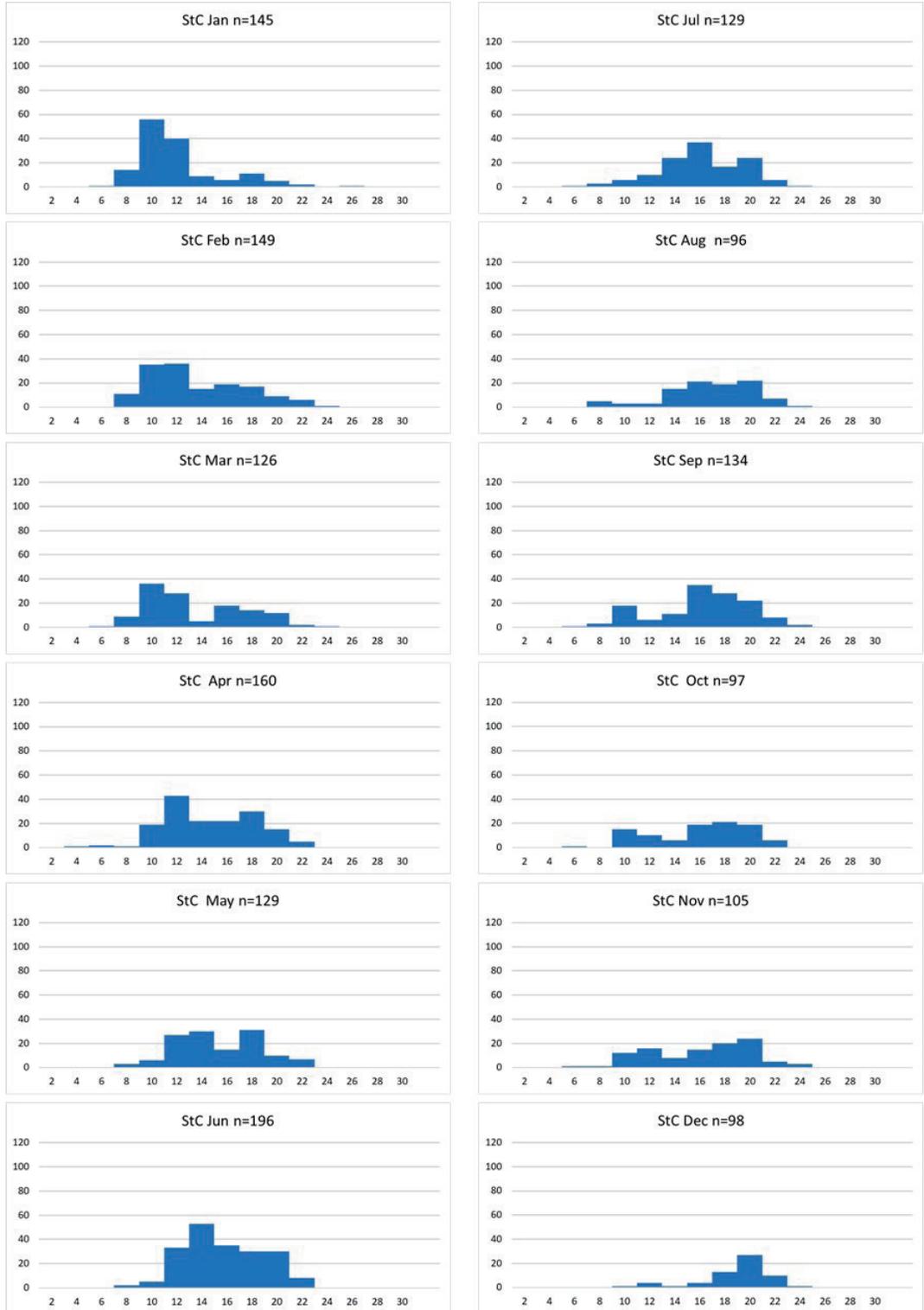


Fig. 10. Station C におけるヘナタリの仲間のサイズ頻度分布の季節変化のヒストグラム。縦軸は採取個体数、横軸は殻高 (mm) を示す。

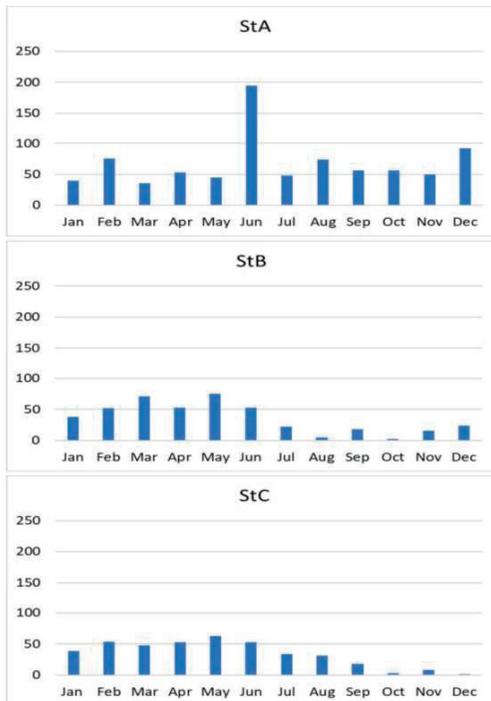


Fig. 11. ウミニナの総個体数の季節変化. 上から順に Station A, Station B, Station C の個体数季節変化である. 縦軸は個体数, 横軸は採取した月を示す.

#### ヘナタリの仲間の個体数の季節変化 (Fig. 12)

**Station A** 年間の総個体数は 380 個体であった. 最も多かったのは 9 月の 65 個体で, 最も少なかったのは 4 月の 15 個体であった. 他の地点と比べて個体数はかなり少なく, 7 月まで横ばいで推移している. 8-9 月にかけて増加傾向になったが, その後は減少傾向になった.

**Station B** 年間の総個体数は 728 個体であった. 最も多かったのは 11 月の 188 個体で, 最も少なかったのは 2 月の 5 個体であった. 1 月から 2 月にかけて個体数は激減し, 5 月までは低い値で推移した. 6 月になると若干の増加が見られ, そこからは増加傾向になり, 11 月でピークに達した.

**Station C** 年間の総個体数は 1564 個体であった. 最も多かったのは 6 月の 196 個体で, 最も少なかったのは 8 月の 96 個体であった. 年間通して個体数が多く, ほとんどの月で 100 個体以上確認された.

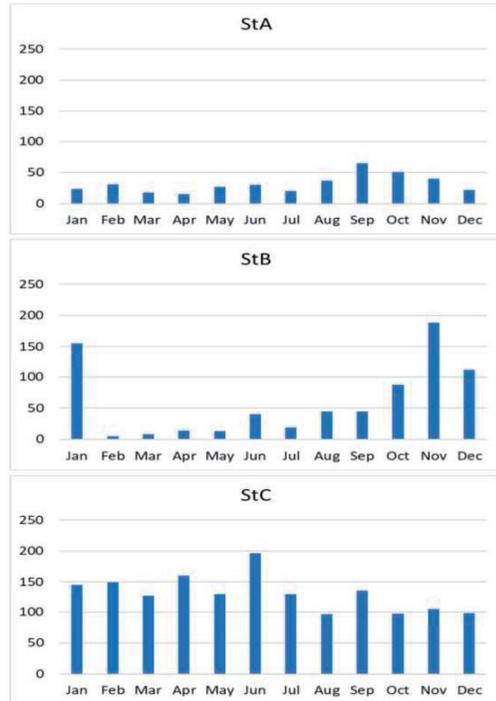


Fig. 12. ヘナタリの仲間の総個体数の季節変化. 上から順に Station A, Station B, Station C の個体数季節変化である. 縦軸は個体数, 横軸は採取した月を示す.

#### 考 察

##### ウミニナのサイズ別頻度分布の季節変化

Station A では, 6-8 月の夏に 10, 1-12.0 mm 付近, それ以外の月では 16.1-20.0 mm 付近に山型を示した. 全体的に 10 mm 以下の個体が少なかった. 木村 (2020) の調査では 8-10 mm 付近に山型を示すグラフが多く, その点が異なっている.

Station B では, 1-9 月は 16.1-20.0 mm 付近に山型を表すグラフが多く 10-12 月は 2.1-4.0 mm 付近に山型を表すグラフが多かった. 前川ほか (2015), 神野 (2016), 井上 (2017), 木村 (2020) によると, 春から夏にかけて 10 mm 付近で山型が見られない. 今回も春から夏にかけて 10 mm 付近で山型がみられず, 秋以降に 10 mm 付近の 1 つの山型のグラフが見られた点が一致した.

Station C では 1-9 月までは 10.1-14.0 mm 付近で山型を示した. 10-12 月の冬には個体数が減少した. 昨年 (2020) の報告と同じように 18 mm 以上の成員は見られず, 冬に近づくにつれ個体数が減っている.

### ヘナタリの仲間のサイズ別頻度分布の季節変化

Station A では、年間を通して 20 mm 付近を一つの山型として示したグラフが多く、10 mm 以下の幼貝はあまり確認されなかった。神野(2016)、井上(2017)、村永(2018)、上村(2019)の報告によると、2014年以降の Station A では、各月比較的 10 mm 付近の大きさの幼貝よりも 20 mm 付近の成貝が見られていると考えられている。今研究でもその傾向と一致する結果となった。

Station B では、1月 は 20 mm 付近に 1つの山型を表すグラフを示し、2-9月、つまり春から夏にかけては個体数が少なく目立った山型も見られなかった。しかし、10月になると 2.1-6.0 mm 付近に大きな山型を示すようになった。村永(2018)、上村(2019)の報告では個体数は全体的に増加傾向にあったが、昨年(2020)に続いて今回は減少した。春から夏にかけて個体数が少ないというのは村永(2018)の報告以前の先行研究のデータに傾向が似ている。しかし今回は 10-12月の冬に 2.1-6.0 mm 付近の幼貝が多く確認されており、その点は昨年やそれ以前の報告と異なっていた。

Station C は年間を通して個体数が多く、12 mm 付近と 18 mm 付近の二つに山型を表すグラフが多かった。ヘナタリは潮間帯の比較的粒の粗い泥地を好む傾向にある(真木・富山, 2002)ことが分かっているため個体数は他の地点と比べても圧倒的に多かった。木村(2020)によると 1つの山型でなく複数の山型が見られる場合は幼貝から成貝まで様々なサイズの貝が年間を通して生息していることを示しているという。ただ、今回は昨年と比べ 4月以降、10 mm 以下の幼貝はあまり確認できなかった。昨年は夏に産卵され孵化した個体が Station C で着底したのではないかと考えられていたが、今年は冬の Station B で多くの新規加入個体が見つかったことから、Station C ではなく、Station B に着底した可能性がある。

### ウミニナの個体数の季節変化

Station A の個体数は 3地点の中で最も多かった。これは先行研究で報告された、Station A に比

較的多くのウミニナが生息するという傾向と一致している。1-2月に増加し3月に一度減少し、その後5月まで増減を繰り返した。そして6月に急増し、次の月には激減している。これは、春に向けて個体数が増加し、夏に向けて減少しているという杉原(2002)、田上(2004)、安永(2008)、春田(2011)の調査報告とほぼ同様であった。その後は、あまり変わらず推移し続け12月に若干増加した。巻貝類の生活史は生活環境によって異なる場合が多いが、喜入干潟では過去の研究報告から、7-8月が繁殖期、9-10月が幼貝として着底後、幼貝のまま冬を越し、3年目の6-8月に成熟することが分かっている(金田・富山, 2013)。このことから6月に個体数が急増したのは、生殖活動のため夏に向けて個体が集合したものだと考えられる。また、冬から春にかけて新規加入個体が若干増加している。また、吉住(2010)と前川(2012)は 10-11月に新規加入個体が確認されたと示唆している。これは 10-11月に新規加入が起こったとした吉住・富山(2010)、9-12月の間に幼貝が現れ、12月に最も多くの幼貝が見られたとした安永・富山(2008)の研究、4-8月において新規加入が起こったとした若松・富山(2000)の報告におおよそ類似している。夏に産卵され、孵化した個体が着底したのではないかと考えられるが、昨年やそれ以前の先行研究の報告と比べると新規加入個体は減少している。個体は多く集まったものの繁殖があまり行われなかったか、幼貝は成貝よりも水分に対する選好性が強く、乾燥に対する耐性が弱い若松・富山(2000)ため幼貝は着底、生息ができず生息環境に比較的敏感でない成貝が多く生息していたのではないかと考えられる。

Station B では、1-3月に増加し、4月に減少するも5月まで増加傾向にある。劇的な変動は見られず、7月以降は減少傾向になり、低い値で推移し続けた。これは春に向けて個体数が増加し、夏にかけて減少していると示唆している杉原(2002)、田上(2004)、安永(2008)、春田(2011)の調査報告とほぼ同様であった。夏は別の場所で生殖活動を行ったのではないかと考えられる。

11–12月に若干の新規加入個体が確認されたため、Station Bか、それ以外の地点で夏に産卵され、孵化した個体が着底したのではないかと考えられる。ただ、このStation BでもStation A同様、昨年と比べ新規加入個体は減少していた。全体の個体数も昨年と比べ大きく減少している。

Station Cは、3地点の中で最も少ない個体数で、昨年と比べ今年は大きく減少している。Station Bと同様の推移を示していることから、Station Cで独特な生活環を形成しているということはないと考えられる。木村(2020)は、1年を通してStation Cは多くの新規加入個体が確認できると報告した。その報告通り、若干だが一年を通して新規加入個体が確認できた。しかし、他の地点と同様に昨年と比べ新規加入個体は減少している。

Station A, B, Cともに冬から春にかけて個体数が多く見られる。これは干潟上に流入している地下水に関係していると考えられる。地下水は海水の表面水よりも温度が高いため、寒い冬を耐えしのぐのに好都合である。したがって、その周辺に個体が集合したのではないかと考えられる。もしくは潮の満ち引きの関係で個体が集合しやすい場所ができた可能性もある。

Station Aでは昨年と比べ多くの個体が集まっていたが、新規加入個体は減少していた。他の地点でも新規加入個体は減少傾向になっていた。これは着底場所の消失によりベリジャ-幼生が着底できずに干潟内のStation A, B, C, 以外の別の地点で着底したか、干潟内に着底できずに外洋に分散したことが原因であると考えられる。年間の新規加入個体はStation Aでは2012年から毎年減少している。Kojima et al. (2001)の研究によると、喜入干潟に生息するウミユナはプランクトン幼生による広域分散過程をもつ。風呂田(2000)はこのような広域分散過程をもつ多くの底生生物にとって、干潟の着底場所の消失による局所個体群のネットワーク消失が、種の衰退の原因であると推測した。Station Aで毎年新規加入個体が減少したのは、これも理由の一つであると考えられる。

## ヘナタリの仲間の個体数の季節変化

Station Aでは、春から夏にかけて個体数は少なく横ばいになっているが、8月から個体数は増加した。生活環境によって異なることがあるが、喜入干潟でのヘナタリの仲間の生活史は、夏に産卵し(網尾, 1963)、秋に着底、2年目に成熟個体となる。また、ヘナタリは世代交代が他の腹足類よりも比較的遅く、産卵も少ないという報告がある。したがって春から夏にかけて個体数が増加しているのは生殖活動のためであると考えられる。9月以降に10 mm前後の新規加入個体が確認されなかったのは別の場所に着底したのではないかと考えられる。そもそも繁殖が行われていない、性成熟した成員が少なかったなども理由として挙げられる。

Station Bでは、春から夏にかけて個体数が増加している。これは生殖活動のために、個体が集合したためであると考えられる。また10月以降に新規加入個体が激増しているのは、夏に産卵され、孵化した個体が着底したためではないかと考えられる。ただ、一月を除き、成員の個体数は少なく、Station Bで大量に繁殖、産卵が起きたとは考えにくい。したがって、ほとんどの新規加入個体は別の地点で産卵、孵化しStation Bで着底したのではないかと考えられる。

Station Cでは、年間を通して個体数が多く、3つの地点の中で最も多かった。ただ、木村(2020)の報告では10 mm以下の新規加入個体も多く確認されたという。今回の調査では成員は大量に見つかったが、10 mm以下の幼貝はあまり見られなかった。6月の個体数が最も多いことから、繁殖が行われた可能性は高い。したがって、ここで産卵が行われ孵化した個体は別の地点で着底したのではないかと考えられる。

これらのことから判断すると、夏にStation Cで産卵され、孵化した個体はStation Bで着底したと考えられる。これは先行研究の幼貝はStation Bで多く確認されるという傾向があるという報告と一致している。昨年の報告ではStation Cで多くの新規加入個体が見つかったが、これは地質が若干変化したためという考えや、潮の満ち引きの

関係でそのような結果になったという考え方があ  
る。ただ、先行研究と比べると個体数は全体的に  
減少している。生活環は機能していると言えるが、  
工事が始まる以前の全体的な個体数及び新規加入  
個体数にはほど遠い。生態系が完全に回復するに  
はまだ時間を要するのではないかと考えられる。

### 総括

今研究では、一部の地点を除き先行研究より  
減少していた。ウミナナ、ヘナタリの仲間どちら  
とも6月付近で個体数が増えているため繁殖は行  
われたものと考えられる。しかし、Station A では  
どちらの種類も新規加入個体はあまり確認できな  
かった。Station A では2011年から干潟の掘削が  
行われ、個体数の減少が起きた。次世代を担う新  
規加入個体の大きな増加がみられないことから  
も、Station A ではStation B よりも生態が回復す  
るまでに時間を要するのではないかと予想され  
る。また各月の両地点の個体数の比較をすると、  
ウミナナはStation A に、ヘナタリの仲間は  
Station C に生息している傾向が強いことが分か  
った。昨年とは異なる傾向となったが、これは防  
災道路整備事業による環境の破壊によって生息地  
の定着が起っており、いまだに生息地の変化が  
生じているためとも考えられる。

### 喜入干潟における今後の課題

過去の調査と比較すると、2010年に行われた  
防災道路整備事業が、今なお干潟上の生態系に影  
響を与えているということは否定できない。今研  
究では一部で個体数の増加が見られたが、2012  
年以降の減少傾向が続いていると判断できること  
から個体群の消滅の可能性がないともいえない。  
個体群の減少だけでなく、ウミナナ、ヘナタリの  
仲間の同所的な生息が不可能になりつつあるとい  
うことも分かった。風呂田(2000)によるとウミ  
ナナヘナタリの仲間といったプランクトン幼生に  
よる広域分散課程をもつ底生生物にとって干潟の  
埋め立てのような着底場所の消失・減少は局所個  
体群のネットワークを消失させ、それらの種の衰  
退の原因になると推測している。また、昨年度か

ら始めたStation Cの調査も昨年度のデータだけ  
では有意な考察ができなかった。この研究は今  
後も継続して行う必要があると思われる。

干潟は生物に対して、生息機能、水質浄化機能、  
生物生産機能、親水機能などの様々な役割をも  
っている。その重要性は世界でも評価され、現在、  
干潟はラムサール条約によって保全される湿地の  
一つとされている。日本でも千葉県谷津干潟、愛  
知県藤前干潟、佐賀県東与賀干潟、佐賀県肥前鹿  
島干潟、熊本県荒尾干潟がラムサール条約登録湿  
地になっているなど、干潟への保全意識は高まり  
つつある。干潟の破壊は、生物にとっての重要な  
機能を奪い、生物の多様性に繋がりにくくなる。  
また、干潟上の巻貝類が同所的に生息できる要因  
は大変複雑に関係し合っており、干潟の破壊が起  
こるとこれらの要因に大きな影響を及ぼすこと  
になる。そのため、2010年に行われた道路防災整  
備事業による人的破壊が干潟に影響を与えたこと  
はこれまでの研究結果をみても否定できない。ま  
た、今研究の10年間の研究結果を比較してみると、  
喜入干潟上の生態域が乱されて以来回復傾向  
に向かっているとは言えないと考えられる。その  
ため、この研究はこれからも継続することに意味  
があるだろう。

### 謝辞

本研究を行うにあたり、適切なお助言および  
ご指導いただきました富山清升研究室(鹿児島大  
学理工学研究科)の皆様方、調査や論文作成にあ  
たり多くの助言やご協力を頂きました。鹿児島大  
学理学部地球環境科学科多様性生物学講座の先輩  
方や鹿児島大学理学部地球環境科学科4年生皆様  
方に深く感謝申し上げます。採取や調査に同行し  
ていただいた4年生の高尾さんには心から感謝を  
申し上げます。用皆依里様(鹿児島学URAセン  
ター)、および、本村浩之先生(鹿児島大学総合  
研究博物館)には投稿でお世話になりました。本  
稿の作成に関しては、日本学術振興会科学研究費  
助成金の、平成26-29年度基盤研究(A)一般「亜  
熱帯島嶼生態系における水陸境界域の生物多様性  
の研究」26241027-0001・平成27-29年度基盤研

究 (C) 一般「島嶼における外来種陸産貝類の固有生態系に与える影響」15K00624・平成27ー令和2年度特別経費(プロジェクト分)ー地域貢献機能の充実ー「薩南諸島の生物多様性とその保全に関する教育研究拠点整備」, および, 2020年度鹿児島大学学長裁量経費, 以上の研究助成金の一部を使用させて頂きました。以上, 御礼申し上げます。

## 引用文献

- 安達建夫. 2012. 干潟の絶滅危惧動物図鑑ー海岸ベントスのレッドデータブック. 日本ベントス学会編. 東海大学出版会.
- 網尾 勝. 1963. 海産腹足類の比較発生学ならびに生態学的研究. 水産大学校研究報告, 12: 15-144.
- 井上真理奈・富山清升. 2017. 鹿児島湾喜入干潟において防災整備事業によって破壊された愛宕川河口干潟の巻貝相の生態回復. *Nature of Kagoshima*, 43: 347-362.
- 春田拓志・富山清升. 2011. 鹿児島湾喜入干潟での防災道路整備事業における巻貝類の生態. 2010年度鹿児島大学理学部地球環境科学科卒業論文.
- 風呂田利夫. 2000. 湾内の巻貝, 絶滅と保全ー東京湾のウミナ類衰退からの考察. 月刊海洋号外, 20: 74-82.
- 上村まこ・富山清升. 2019. 鹿児島湾喜入干潟において防災整備事業により破壊された巻貝類の生態回復. 2018年度鹿児島大学理学部地球環境科学科卒業論文.
- 上村了美・土屋 誠. 2006. 沖縄本島におけるイボウミナ個体群および餌資源の季節変動. *Venus*, 66 (3-4): 191-204.
- 木村玄太郎・富山清升. 2020. 鹿児島湾喜入マングローブ干潟において防災道路整備事業により破壊された愛宕川河口の巻貝類の生態回復. *Nature of Kagoshima*, 46: 383-402.
- 金田竜祐・中島貴幸・片野田裕亮・富山清升. 2013. 鹿児島県喜入干潟における海産巻貝. ウミナ *Batillaria multiformis* (Lischke, 1869) (腹足綱ウミナ科) の貝殻内部成長線分析. *Nature of Kagoshima*, 39: 127-136.
- 神野瑛梨奈・前川菜々・春川拓志・富山清升. 2016. 鹿児島湾喜入干潟での防災整備事業における愛宕川河口干潟の巻貝類の生態回復. *Nature of Kagoshima*, 42: 437-452.
- Kojima, S., Ota, N., Mori, K., Kurozumi, T. and Furuta, T. 2001. Molecular phylogeny of Japanese gastropods in the genus *Batillaria*. *Journal of Molluscan Studies*, 67: 377-384.
- 前川菜々・春田拓志・富山清升. 2015. 鹿児島湾喜入での防災道路整備事業における巻貝類の生態回復. *Nature of Kagoshima*, 41: 271-286.
- 真木英子・大滝陽美・富山清升. 2002. ウミナ科1種とフトヘナタリ科3種の分布と底質選好性: 特にカワアイを中心にして. *Venus*, 61 (1-2): 61-76.
- 村永 蓮・高田滉平・富山清升. 2018. 鹿児島湾喜入での防災設備事業により破壊された干潟における腹足類貝類の動物相の生態回復. *Nature of Kagoshima*, 44: 233-248.
- 大滝陽美・真木英子・富山清升. 2001. 北限マングローブ林周辺の周辺干潟における腹足類5種の垂直分布. 九州の貝, 57: 35-44.
- 佐藤正典. 2014. 海をよみがえらせるー諫早湾の再生から考える. 岩波書店.
- 杉原祐二・富山清升. 2002. ウミナ (*Batillaria multiformis*) 集団におけるサイズ頻度分布季節変動の個体群間比較. 2001年度鹿児島大学理学部地球環境科学科卒業論文.
- 武内麻矢・富山清升. 2010. 鹿児島県喜入干潟におけるフトヘナタリの生活史及びウミナ類の鹿児島県内における分布. 2009年度鹿児島大学理学部地球環境科学科卒業論文.
- 田上英憲・富山清升. 2004. 干潟におけるウミナ (*Batillaria multiformis*) の生活史. 2003年度鹿児島大学理学部地球環境科学科卒業論文.
- 田代美穂・富山清升. 2001. 濁沼水系におけるカワザンショウガイの分布と各地域の個体群構造. *Venus*, 60 (1-2): 79-91.
- 山本百合亜・和田恵次. 1999. 干潟に生息するウミナ科貝類4種の分布とその要因. 南紀生物, 41: 15-22.
- 安永洋子. 2008. 干潟におけるウミナ (*Batillaria multiformis*) の生活史. 2007年度鹿児島大学理学部地球環境科学科卒業論文.
- 吉住嘉宗・富山清升. 2010. 鹿児島県喜入干潟における巻貝相の生態学的研究. 2009年度鹿児島大学理学部地球環境科学科卒業論文.
- 行田義三. 2003. 貝の図鑑ー採集と標本の作り方. 南方新社.
- 若松あゆみ・富山清升. 2000. 北限マングローブ林周辺干潟におけるウミナ類分布の季節変化. *Venus*, 59 (3): 225-243.
- 渡部忠重. 1995. カワアイとフトヘナタリの産卵. 貝類学雑誌, 18: 204-205.