

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

木村玄太郎・富山清升

〒 890-0065 鹿児島市郡元 1-21-35 鹿児島大学理工学部地球環境科学科

■ 要旨

干潟は河川が運んだ土砂が河口付近や湾奥などの海底に堆積し、干潮の際に海面上へ姿を現したものであり、水質浄化や生物多様性の保全など重要な役割をもった環境である。日本の干潟は、全国で過去 60 年の間に 40% が失われた。干潟は遠浅で開発がしやすいことから、埋め立てや干拓の対象になってきた。これらの一度消失した干潟は自然に回復することは難しく、人工的な再生では持続的な生態系を維持することは困難である。鹿児島湾喜入町愛宕川支流の河口に位置する喜入干潟は、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、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。しかし 2010 年から防災道路整備事業の工事が始まり、これによって干潟上の動物群集が大きな破壊を受けた。この防災道路整備事業が干潟の生物相にどれほどの影響を与えているのか、どのように回復していくのか調査する必要性があり、研究を行った。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、主にウミナ *Batillaria multiformis* (Lischke, 1869)、ヘナタリ *Cerithidea (Cerithideopsilla) cingulate* (Gmelin, 1791)、カワアイ *Cerithidea (Cerithideopsilla) djadjariensis* (K. Martins, 1899) の 3 種が多く生息している。これら 3 種は採集も容易で個体

の移動も少ないことから、これら 3 種を環境評価基準生物として研究に用いることとした。種の同定を行う際、ヘナタリとカワアイの幼貝が目視で判別することが極めて困難であるため、今研究ではこの 2 種をヘナタリの仲間としてまとめた。防災道路整備事業が巻貝類の生態へどのほど影響するかを比較するため、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で Station A、2 つ目は工事による影響をあまり受けていないと考えられる愛宕川支流の海に近いところで Station B とした。3 つ目はマングローブ林の近くの陸に近いところで Station C とした。調査は 2019 年 1 月から同年 12 月まで行った。毎月 1 回採取したウミナとヘナタリの仲間について、各月ごとのサイズ別頻度分布、個体数の季節変動をグラフにして生態の変化について研究した。結果として、今研究では一部で個体数の増加が確認されたが、2012 年以降大きく個体数の減少が続いていることから個体群の消滅の可能性がないとはいえない。また、次世代を担う新規加入個体の増加もはっきりとは確認されないため、Station A は生態の回復にまだ時間を要するのではないかと考えられる。また、ウミナは Station B、ヘナタリの仲間は Station C に多く生息している傾向にあり、ウミナ、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。今研究から新たに陸側に調査地点 Station C を設置し、調査地の範囲を広げた。2010 年に行われた防災道路整備事業が干潟上の生態系に影響を与えていることは否定できない。これまでの約 9 年間の調査を比較して、喜入干潟の生態系が破壊されて以来、干潟の生態系は回復傾向にあるとは断定できない。そのため、この研究はこれからも継続していくことに意味があると思われる。

Kimura, G. and K. Tomiyama. 2020. The habitation recovery of intertidal molluscan fauna in the disturbance by construction on the tideflat of mangrove forest in Kiire, Kagoshima, Japan. *Nature of Kagoshima* 46: 383-402.

✉ 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).

Published online: 3 March 2020

http://journal.kagoshima-nature.org/archives/NK_046/046-074.pdf

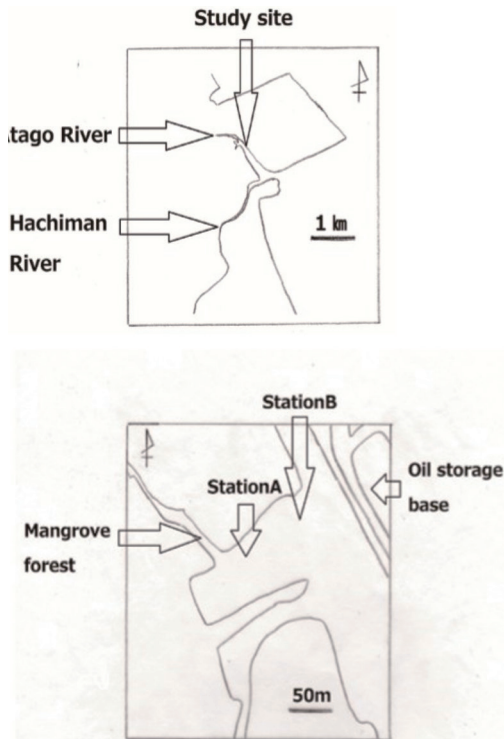


Fig. 1. 調査地の位置. 調査地は喜入の愛宕川河口のマングローブ林干潟に位置する. Station A は架橋部分の真下に設置した. Station B は愛宕川本流の近くの川のほとりに設置した. Station C はマングローブ林周辺の陸に近いところに設置した.

はじめに

干潟とは河川が海へ注ぎ込むところに砂や泥が堆積して形成される汽水域、砂泥性地帯のことをいう。波浪の影響が少なく勾配が緩やかで土砂粒径が小さいため、海の中で最も生産力が高い場所の1つであり、そこには多様な生物が生息している。栄養分が豊富で、底生生物により浄化槽としての機能をもっている干潟はまさに「命の宝庫」である。その恩恵は干潟に生息している生物だけでなく、私たち人間も多く受けている。ところが、20世紀後半以降、日本では沿岸部における埋め立てや干拓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が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回復することは難しく、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; 波部, 1995; 山本・和田, 1999; 風呂田, 2000; 田代・富山, 2001;



Fig. 2. 調査地の様子. 上段の写真は愛宕川本流. 中段は調査地の干潟の写真と干潟破壊の原因となった干潟に架橋された道路橋. 下段の写真は陸地側である. 写真上から順に Station A, Station B, Station C である.

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干潟の1つである。2010年から防災道路整備事業が行われ、マリニピア橋が建設された。これにより干潟の一部が破壊され、干潟上の生物相が大きな影響を受けた。

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、主にウミニナ *Batillaria multiformis* (Lischke, 1869), ヘナタリ *Cerithidea (Cerithideopsilla) cingulate* (Gmelin, 1791), カワアイ *Cerithidea (Cerithideopsilla) djadjariensis* (K. Martins, 1899) の3種が多く生息している。ウミニナは干潟上の貝類の大半を占め、ヘナタリとカワアイは同所的に生息している(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種は干潟上に生息する貝類の優占種であり、採集も容易であることから、環境評価基準生物として有用

であると考えられ、今回の研究対象とした。調査は、2019年1月から同年12月まで行った。毎月1回、巻貝類を採取し、各月ごとのサイズ別頻度分布と個体数の季節変化を調査した。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DNAをもっていると報告されている(春田・富山, 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は幼貝を目視で判別することが困難であるため、今研究ではこの2種をヘナタリの仲間としてまとめた。調査で得られた結果は春田・富山(2011)、前川ほか(2015)、神野ほか(2016)、井上・富山(2017)、村永ほか(2018)、上村・富山(2019)による過去の報告と比較し、防災道路整備事業が行われてから約9年間の生態の変化を考察した。

■ 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)で行った(Figs. 1, 2)。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、河口部は八幡川河口と合流している。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、喜入干潟は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も「規模は小さいが重要な中小河口干潟や小規模前浜干潟」として記載されている。

干潟上に2009年から2011年にかけて防災道路整備事業として、3本の橋脚をもつマリニピア橋の建設が行われた。工事に先立って、周辺の干潟にブルドーザーが入り干潟表面の泥が深さ約30 cm程度削り取られるなど、干潟の一部が破壊された。工事内容や日程に関する詳細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、旧市中名駅からマリニピア喜入グラウンド前交差点の区間の道路が開通され、住民が利用できるようになった。

喜入干潟における防災道路整備事業が巻貝類へどれほどの影響を与えているか調査するため、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でStation A、2つ目は工事による影響をあまり受けていないと考えられる愛宕川支流の海に近いところでStation Bとした。3つ目はマングローブ林の近くの陸に近いところでStation Cとした。

材料

ウミニナ *Batillaria multififormis* (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. 3a)。太い塔形で、成殻では殻口が張り出してずんぐりしている。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。干潟上のデトリタスや藻類などを食べる堆積物食である。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 (Cerithideopsis) cingulate* (Gmelin, 1791) 吸腔目キバウミニナ科に属する腹足類で準絶滅危惧種である(Fig. 3b)。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

a



b



c



Fig. 3. 巻貝類の写真。a: ウミナバ *Batillaria multiformis* (Lischke, 1869); b: ヘナタリ *Cerithidea (Cerithiopsis) cingulate* (Gmelin, 1791); c: カワアイ *Cerithidea (Cerithiopsis) djadjariensis* (K. Martins, 1899).

色は顆粒列が白色で、縫合下は黄色で肋間は黒褐色である。発生様式はプランクトン発生で、堆積物食である。房総半島・北長門海岸～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は少なくないが、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 (Cerithiopsis) djadjariensis* (K. Martins, 1899) 吸腔目キバウミナ科に属する腹足類で準絶滅危惧種である (Fig. 3c)。殻は細長い円錐形である。体層の縦張肋が弱く、殻前部の張り出しが弱い。各層は縦肋と3本の螺肋がそれぞれ垂直に交わり、規則正しいタイル状の彫刻となる。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。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、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は少なくない。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。

ウミナバ科の生態に関する研究例としては、沖縄県におけるイボウミナバの生活史(上村・土屋, 2006)、喜入干潟でのウミナバ科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バ、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

2019年1月から同年12月までの期間に毎月1回、中潮～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に各1ヶ所、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25 cm × 25 cmの4分割にし、そのうち対角にある2つの範囲の砂泥を深さ約5 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冷凍した後、乾燥機で乾燥させた。その後、貝類を種ごとに分類した。そしてそれぞれの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。計測後は、貝をチャック付ポリ袋に入れて保管した。

結果は月ごとの頻度分布、年間の個体数季節変化を表にした。そして過去の研究報告(春田, 2011; 前川ほか, 2015; 神野ほか, 2016; 井上・富山, 2017; 村永ほか, 2018; 上村・富山, 2019)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.4) 2019年1月は4.0–23.9 mmの範囲で、10.0–11.9 mmをピークとする山型を示した。殻高の平均値は10.0 mmであった。最大値は22.4 mm、最小値は5.7 mmであった。2月は4.0–21.9 mmの範囲で、8.0–9.9 mmをピークとする山型を示した。殻高の平均値は11.7 mmであった。最大値は20.4 mm、最小値は4.0 mmであった。3月は4.0–19.9 mmの範囲で、4.0–5.9 mmと10.0–11.9 mmをピークとする2つの山型を示した。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4.2 mmであった。4月は2.0–21.9 mmの範囲で、4.0–5.9 mmと10.0–11.9 mmをピークとする2つの山型を示した。殻高の平均値は9.1 mmであった。最大値は20.3 mm、最小値は3.1 mmであった。5月は4.0–19.9 mmの範囲で、10.0–11.9 mmをピークとする山型を示した。殻

高の平均値は10.0 mmであった。最大値は19.9 mm、最小値は4.0 mmであった。6月は4.0–17.9 mmの範囲で、8.0–9.9 mmをピークとする山型を示した。殻高の平均値は9.5 mmであった。最大値は17.7 mm、最小値は5.2 mmであった。7月は12.0–19.9 mmの範囲で16.0–17.9 mmをピークとする山型を示した。殻高の平均値は16.3 mmであった。最大値は18.6 mm、最小値は13.7 mmであった。8月は4.0–17.9 mmの範囲で6.0–7.9 mmをピークとする山型を示した。殻高の平均値は9.1 mmであった。最大値は17.3 mm、最小値は4.6 mmであった。9月は6.0–19.9 mmの範囲で8.0–9.9 mmをピークとする山型を示した。殻高の平均値は10.6 mmであった。最大値は18.9 mm、最小値は6.2 mmであった。10月は6.0–23.9 mmの範囲で10.0–11.9 mmと16.0–17.9 mmをピークとする2つの山型を示した。殻高の平均値は14.8 mmであった。最大値は22.6 mm、最小値は7.7 mmであった。11月は8.0–23.9 mmの範囲で10.0–11.9 mmと16.0–17.9 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22.6 mm、最小値は8.9 mmであった。12月は6.0–21.9 mmの範囲で18.0–19.9 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7.7 mmであった。Station Aでの年間の殻高の平均値は12.1 mmで、最大値は10月と11月の22.6 mm、最小値は4月の3.1 mmとなった。

Station B (Fig. 5) 2019年1月は2.0–18.9 mmの範囲で、10.0–11.9 mmをピークとする山型を示した。殻高の平均値は10.8 mmであった。最大値は18.4 mm、最小値は3.6 mmであった。2月は8.0–21.9 mmの範囲で、10.0–11.9 mmをピークとする山型を示した。殻高の平均値は12.3 mmであった。最大値は20.6 mm、最小値は8.1 mmであった。3月は4.0–21.9 mmの範囲で、10.0–11.9 mmをピークとする山型を示した。殻高の平均値は12.3 mmであった。最大値は21.1 mm、最小値は5.7 mmであった。4月は2.0–23.9 mmの範囲で、4.0–5.9 mmと10.0–11.9 mmをピークとする2つの山型を示した。殻高の平均値は10.6 mmであ

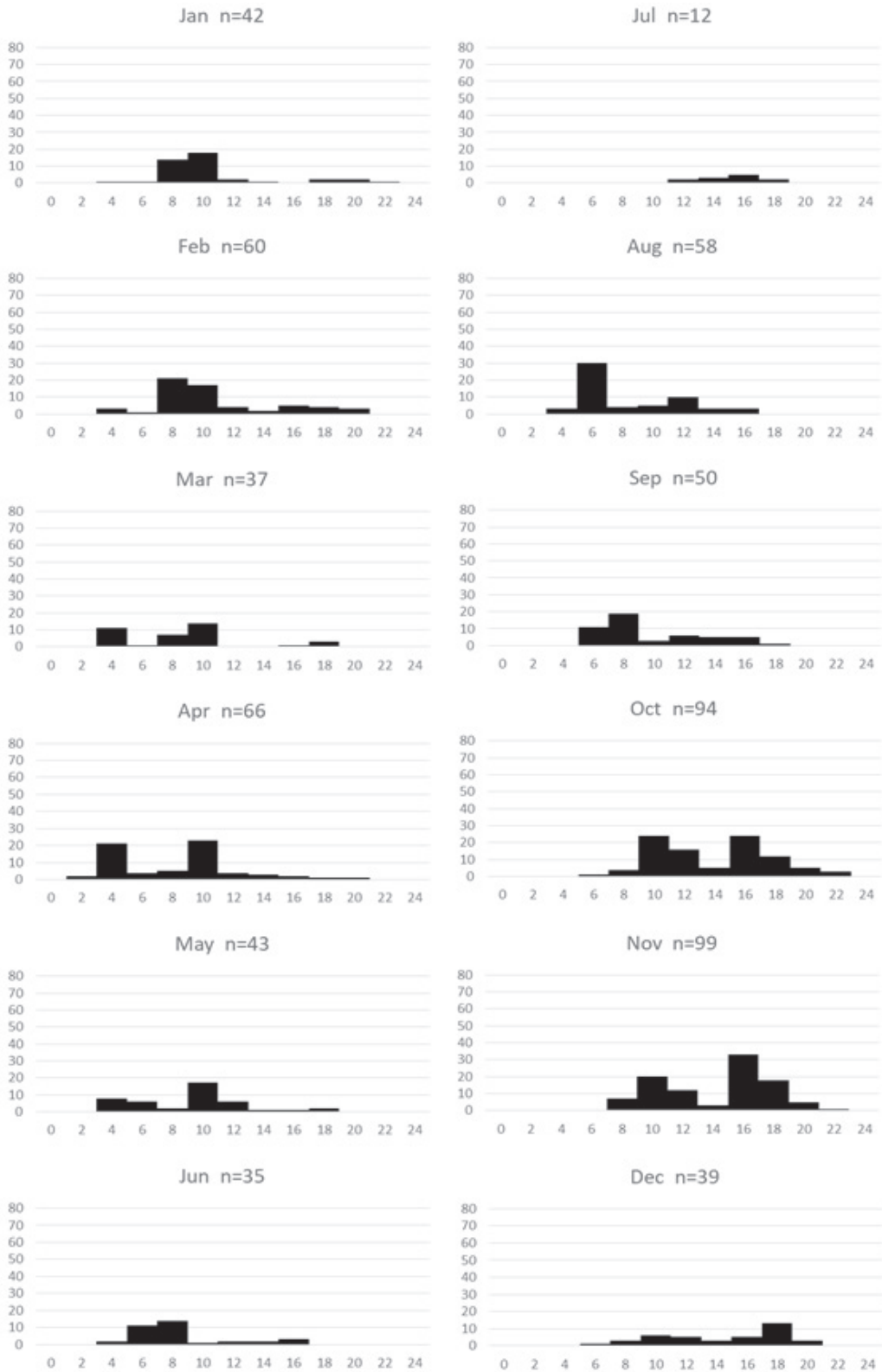


Fig. 4. Station A におけるウミニナのサイズ頻度分布の季節変化のヒストグラム。縦軸は採取個体数、横軸は殻高 (mm) を示す。

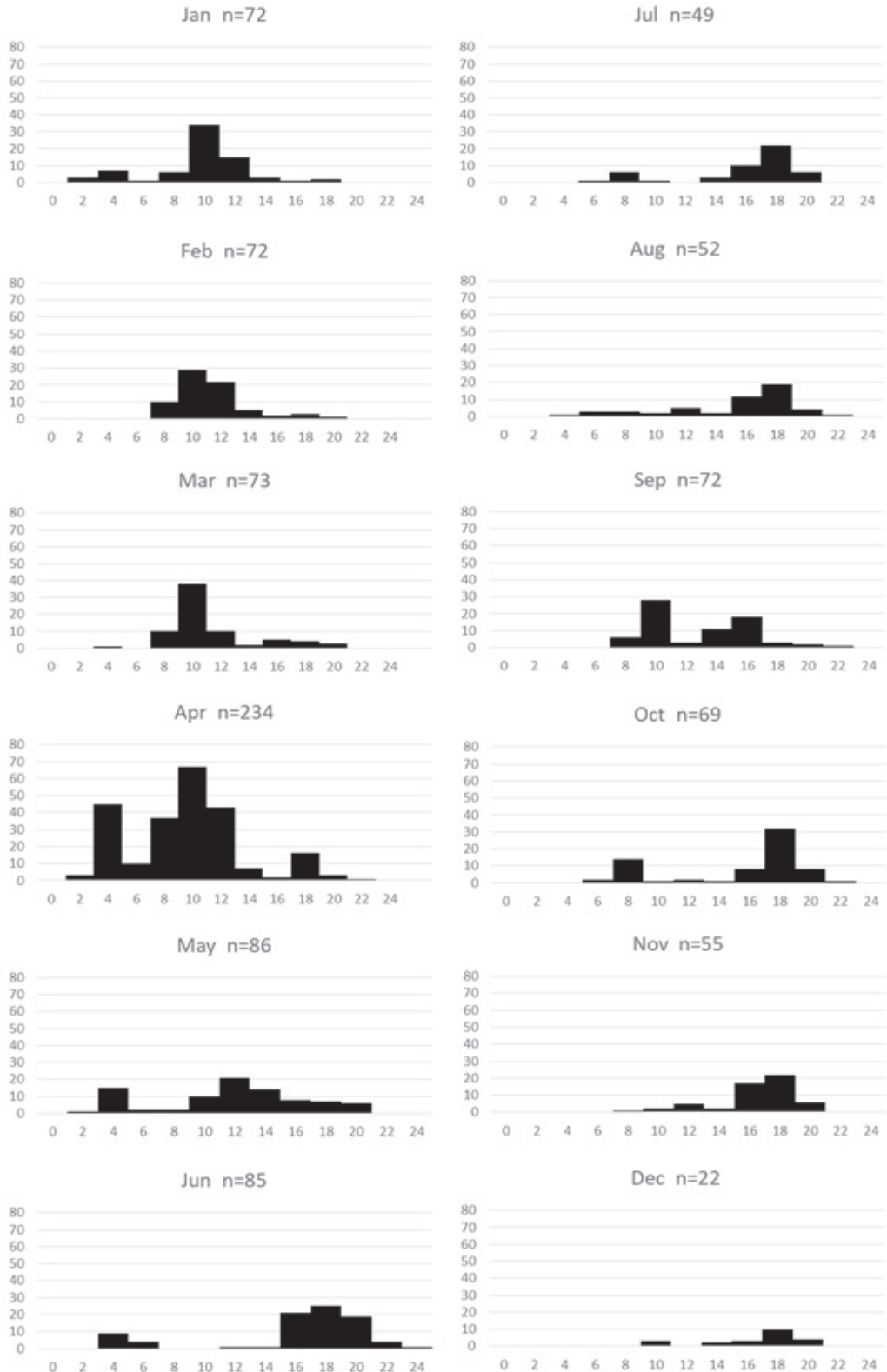


Fig. 5. Station B におけるウミニナのサイズ頻度分布の季節変化のヒストグラム。縦軸は採取個体数、横軸は殻高 (mm) を示す。

た。最大値は22.1 mm, 最小値は3.7 mmであった。5月は2.0–21.9 mmの範囲で、12.0–13.9 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21.8 mm, 最小値は3.7 mmであった。6月は4.0–25.9 mmの範囲で、18.0–19.9 mmをピークとする山型を示した。殻高の平均値は17.0 mmであった。最大値は24.8 mm, 最小値は4.1 mmであった。7月は6.0–21.9 mmの範囲で18.0–19.9 mmをピークとする山型を示した。殻高の平均値は17.1 mmであった。最大値は21.9 mm, 最小値は7.7 mmであった。8月は4.0–23.9 mmの範囲で18.0–19.9 mmをピークとする山型を示した。殻高の平均値は16.2 mmであった。最大値は22.6 mm, 最小値は4.8 mmであった。9月は8.0–23.9 mmの範囲で10.0–11.9 mmと16.0–17.9 mmをピークとする2つの山型を示した。殻高の平均値は13.7 mmであった。最大値は22.3 mm, 最小値は9.5 mmであった。10月は6.0–23.9 mmの範囲で8.0–9.9 mmと18.0–19.9 mmをピークとする2つの山型を示した。殻高の平均値は16.3 mmであった。最大値は23.4 mm, 最小値は6.6 mmであった。11月は8.0–21.9 mmの範囲で18.0–19.9 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21.2 mm, 最小値は9.2 mmであった。12月は10.0–21.9 mmの範囲で18.0–19.9 mmをピークとする山型を示した。殻高の平均値は17.7 mmであった。最大値は20.8 mm, 最小値は11.1 mmであった。Station Bでの年間の殻高の平均値は13.4 mmで、最大値は6月の24.8 mm, 最小値は1月の3.6 mmとなった。

Station C (Fig. 6) 2019年1月は2.0–23.9 mmの範囲で、4.0–5.9 mmと10.0–11.9 mmをピークとする2つの山型を示した。殻高の平均値は10.0 mmであった。最大値は22.3 mm, 最小値は3.4 mmであった。2月は2.0–23.9 mmの範囲で、4.0–5.9 mmと10.0–11.9 mmをピークとする2つの山型を示した。殻高の平均値は8.4 mmであった。最大値は22.1 mm, 最小値は3.0 mmであった。3月は2.0–17.9 mmの範囲で、4.0–5.9 mmをピークとする山型を示した。殻高の平均値は7.9 mm

であった。最大値は16.5 mm, 最小値は2.9 mmであった。4月は2.0–19.9 mmの範囲で、4.0–5.9 mmをピークとする山型を示した。殻高の平均値は8.6 mmであった。最大値は19.1 mm, 最小値は3.8 mmであった。5月は4.0–19.9 mmの範囲で、4.0–5.9 mmをピークとする山型を示した。殻高の平均値は9.5 mmであった。最大値は18.8 mm, 最小値は4.4 mmであった。6月は4.0–19.9 mmの範囲で、6.0–7.9 mmをピークとする山型を示した。殻高の平均値は9.4 mmであった。最大値は18.2 mm, 最小値は5.3 mmであった。7月は4.0–15.9 mmの範囲で6.0–7.9 mmをピークとする山型を示した。殻高の平均値は8.1 mmであった。最大値は15.8 mm, 最小値は4.6 mmであった。8月は2.0–17.9 mmの範囲で6.0–7.9 mmをピークとする山型を示した。殻高の平均値は8.3 mmであった。最大値は17.5 mm, 最小値は3.6 mmであった。9月は4.0–17.9 mmの範囲で8.0–9.9 mmをピークとする山型を示した。殻高の平均値は9.9 mmであった。最大値は17.5 mm, 最小値は4.8 mmであった。10月は4.0–21.9 mmの範囲で8.0–9.9 mmをピークとする山型を示した。殻高の平均値は10.7 mmであった。最大値は21.2 mm, 最小値は5.8 mmであった。11月は6.0–19.9 mmの範囲で8.0–9.9 mmをピークとする山型を示した。殻高の平均値は10.3 mmであった。最大値は18.5 mm, 最小値は6.3 mmであった。12月は4.0–19.9 mmの範囲で8.0–9.9 mmをピークとする山型を示した。殻高の平均値は11.3 mmであった。最大値は19.2 mm, 最小値は5.0 mmであった。Station Cでの年間の殻高の平均値は9.2 mmで、最大値は1月の22.3 mm, 最小値は2月の3.0 mmとなった。

ヘナタリの仲間のサイズ別頻度分布の季節変化

Station A (Fig. 7) 2019年1月は6.0–23.9 mmの範囲で、18.0–19.9 mmをピークとする山型を示した。殻高の平均値は17.7 mmであった。最大値は22.6 mm, 最小値は6.4 mmであった。2月は8.0–25.9 mmの範囲で、18.0–19.9 mmをピークとする山型を示した。殻高の平均値は18.3 mm

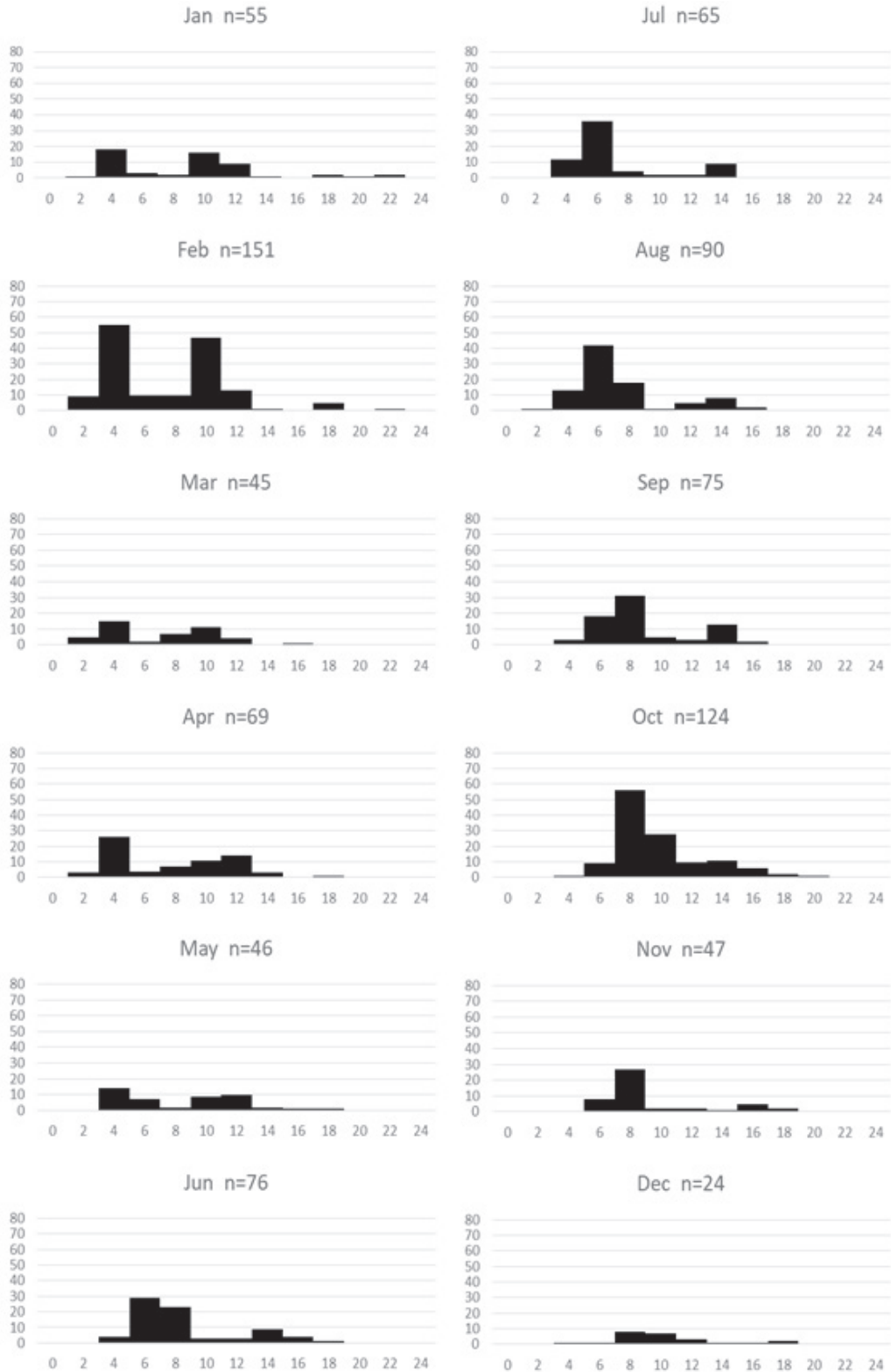


Fig. 6. Station C におけるウミナシのサイズ頻度分布の季節変化のヒストグラム。縦軸は採取個体数、横軸は殻高 (mm) を示す。

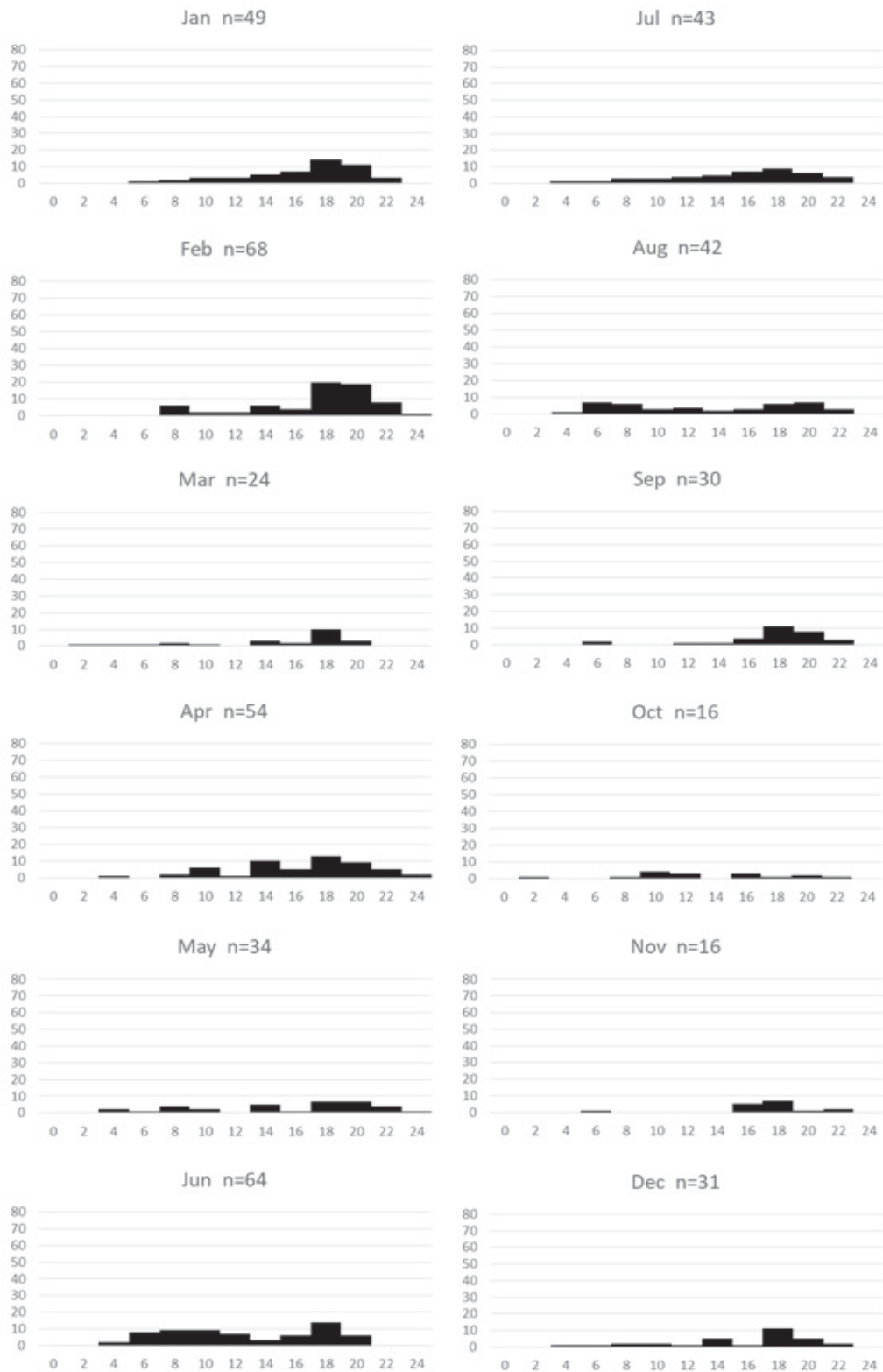


Fig. 7. Station A におけるヘナタリの仲間のサイズ頻度分布の季節変化のヒストグラム。縦軸は採取個体数、横軸は殻高 (mm) を示す。

であった。最大値は 24.1 mm, 最小値は 8.2 mm であった。3 月は 2.0–21.9 mm の範囲で, 18.0–19.9 mm をピークとする山型を示した。殻高の平均値は 15.6 mm であった。最大値は 20.5 mm, 最小値は 3.9 mm であった。4 月は 4.0–25.9 mm の範囲で, 18.0–19.9 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 25.0 mm, 最小値は 4.4 mm であった。5 月は 4.0–25.9 mm の範囲で, 18.0–19.9 mm と 20.0–21.9 mm をピークとする 2 つの山型を示した。殻高の平均値は 16.5 mm であった。最大値は 24.6 mm, 最小値は 4.6 mm であった。6 月は 4.0–21.9 mm の範囲で, 18.0–19.9 mm をピークとする山型を示した。殻高の平均値は 13.7 mm であった。最大値は 21.7 mm, 最小値は 5.6 mm であった。7 月は 4.0–23.9 mm の範囲で 18.0–19.9 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 22.4 mm, 最小値は 5.1 mm であった。8 月は 4.0–23.9 mm の範囲で 6.0–7.9 mm と 20.0–21.9 mm をピークとする 2 つの山型を示した。殻高の平均値は 14.4 mm であった。最大値は 22.3 mm, 最小値は 5.7 mm であった。9 月は 6.0–23.9 mm の範囲で 18.0–19.9 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 23.4 mm, 最小値は 6.7 mm であった。10 月は 2.0–23.9 mm の範囲で 10.0–11.9 mm をピークとする山型を示した。殻高の平均値は 14.2 mm であった。最大値は 23.3 mm, 最小値は 3.9 mm であった。11 月は 6.0–23.9 mm の範囲で 18.0–19.9 mm をピークとする山型を示した。殻高の平均値は 18.2 mm であった。最大値は 22.7 mm, 最小値は 6.8 mm であった。12 月は 4.0–23.9 mm の範囲で 18.0–19.9 mm をピークとする山型を示した。殻高の平均値は 16.5 mm であった。最大値は 22.5 mm, 最小値は 4.3 mm であった。Station A での年間の殻高の平均値は 16.4 mm で, 最大値は 4 月の 25.0 mm, 最小値は 3 月と 10 月の 3.9 mm となった。

Station B (Fig. 8) 2019 年 1 月は 2.0–23.9 mm の範囲で, 18.0–19.9 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 23.7 mm, 最小値は 3.6 mm であった。2 月は 4.0–25.9 mm の範囲で, 18.0–19.9 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 24.7 mm, 最小値は 4.8 mm であった。3 月は 2.0–23.9 mm の範囲で, 18.0–19.9 mm をピークとする山型を示した。殻高の平均値は 16.2 mm であった。最大値は 23.7 mm, 最小値は 3.7 mm であった。4 月は 2.0–25.9 mm の範囲で, 12.0–13.9 mm をピークとする山型を示した。殻高の平均値は 14.3 mm であった。最大値は 24.9 mm, 最小値は 3.6 mm であった。5 月は 2.0–23.9 mm の範囲で, 14.0–15.9 mm をピークとする山型を示した。殻高の平均値は 14.0 mm であった。最大値は 23.0 mm, 最小値は 3.4 mm であった。6 月は 4.0–23.9 mm の範囲で, 20.0–21.9 mm をピークとする山型を示した。殻高の平均値は 18.1 mm であった。最大値は 22.3 mm, 最小値は 4.9 mm であった。7 月は 8.0–23.9 mm の範囲で 18.0–19.9 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 22.2 mm, 最小値は 9.6 mm であった。8 月は 4.0–21.9 mm の範囲で 8.0–9.9 mm をピークとする山型を示した。殻高の平均値は 12.0 mm であった。最大値は 20.3 mm, 最小値は 5.3 mm であった。9 月は 6.0–23.9 mm の範囲で 10.0–11.9 mm をピークとする山型を示した。殻高の平均値は 13.0 mm であった。最大値は 22.0 mm, 最小値は 6.7 mm であった。10 月は 18.8 mm の 1 個体しか採取できなかった。11 月は 16.0–23.9 mm の範囲で 22.0–23.9 mm をピークとする山型を示した。殻高の平均値は 20.9 mm であった。最大値は 23.1 mm, 最小値は 16.0 mm であった。12 月は 2.0–23.9 mm の範囲で 14.0–15.9 mm をピークとする山型を示した。殻高の平均値は 15.7 mm であった。最大値は 22.9 mm, 最小値は 3.7 mm であった。Station B での年間の殻高の平均値は 15.7 mm で, 最大値は 4 月の 24.9 mm, 最小値は 5 月の 3.4 mm となった。

Station C (Fig. 9) 2019 年 1 月は 4.0–25.9 mm の範囲で, 12.0–13.9 mm をピークとする山型を示した。殻高の平均値は 14.0 mm であった。最大値は 25.0 mm, 最小値は 4.0 mm であった。2

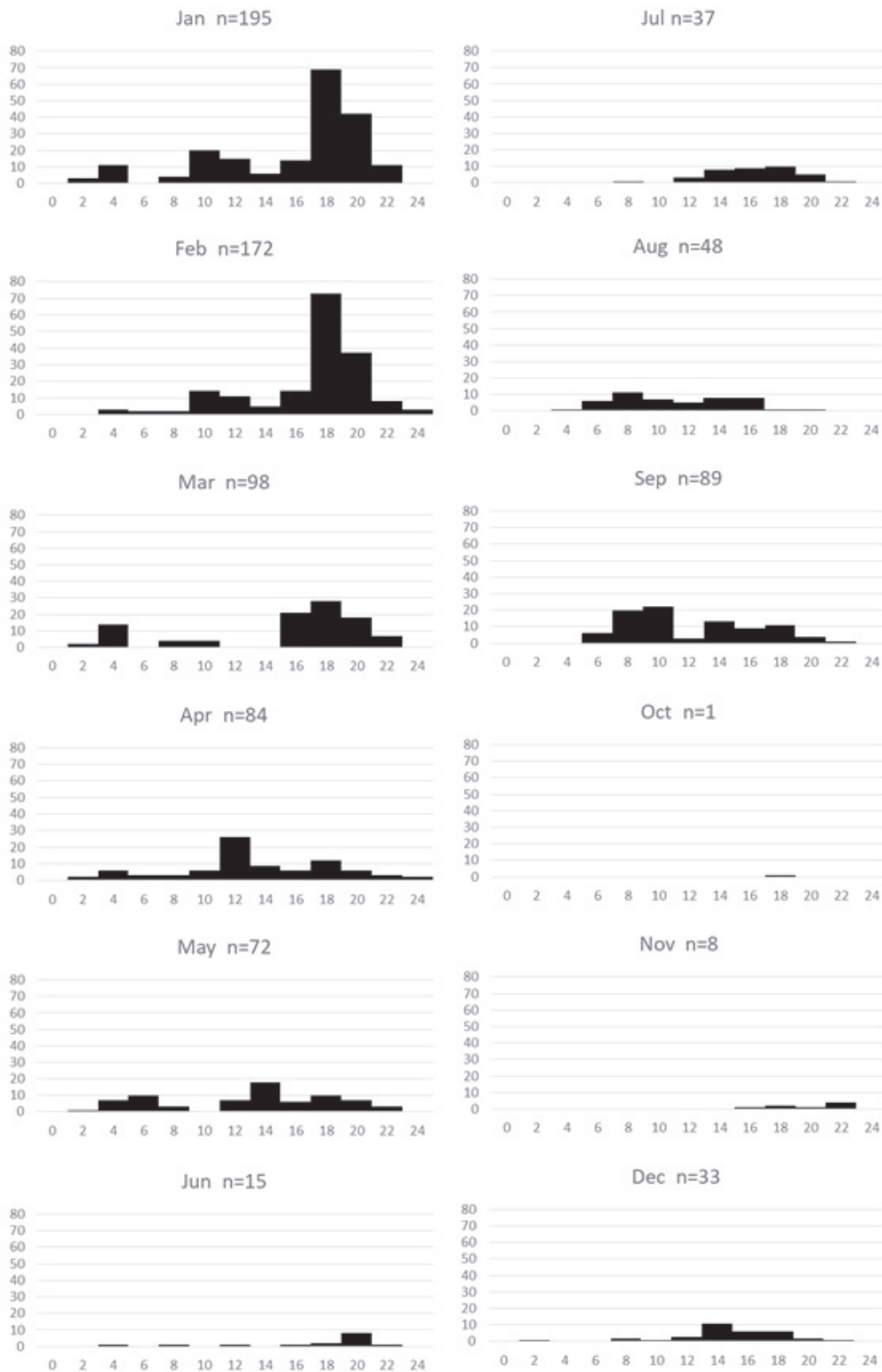


Fig. 8. Station Bにおけるヘナタリの仲間のサイズ頻度分布の季節変化のヒストグラム。縦軸は採取個体数，横軸は殻高 (mm) を示す。

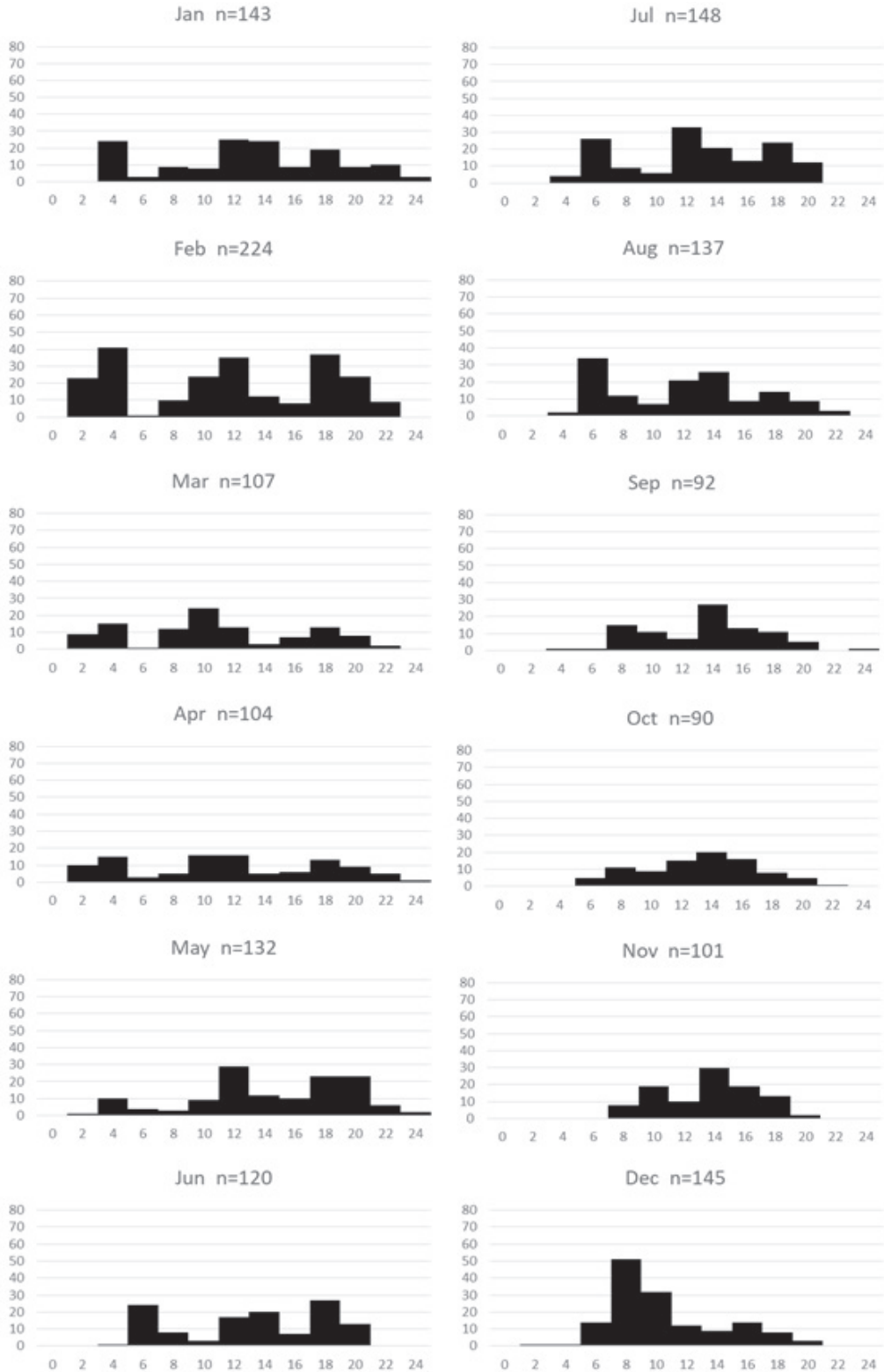


Fig. 9. Station C におけるヘナタリの仲間のサイズ頻度分布の季節変化のヒストグラム。縦軸は採取個体数、横軸は殻高 (mm) を示す。

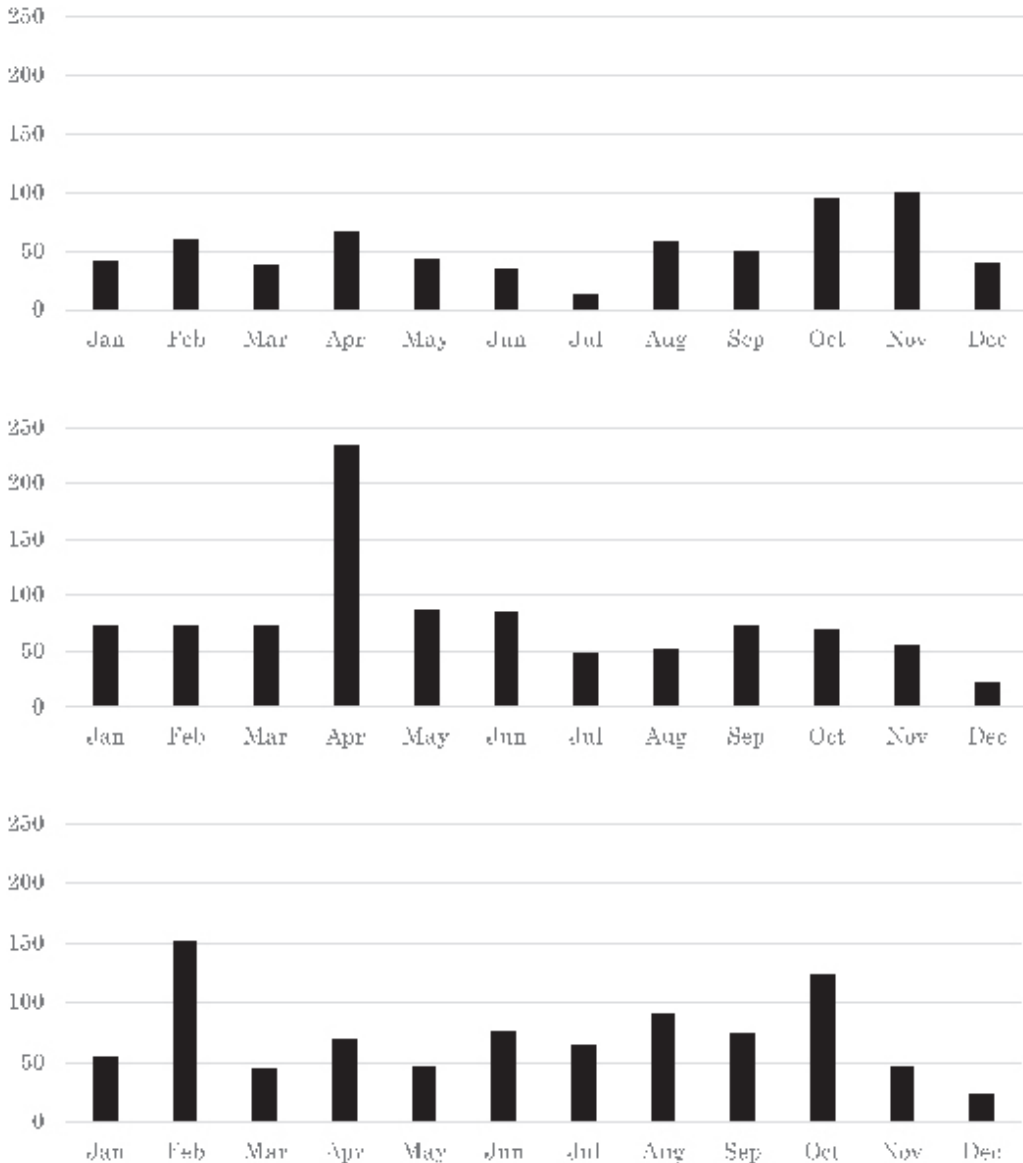


Fig. 10. ウミナナの総個体数の季節変化. 上から順に Station A, Station B, Station C の個体数季節変化である. 縦軸は個体数, 横軸は採取した月を示す.

月は 2.0–23.9 mm の範囲で, 4.0–5.9 mm と 12.0–13.9 mm と 18.0–19.9 mm をピークとする 3 つの山型を示した. 殻高の平均値は 12.6 mm であった. 最大値は 23.7 mm, 最小値は 3.1 mm であった. 3 月は 2.0–23.9 mm の範囲で, 10.0–11.9 mm をピークとする山型を示した. 殻高の平均値は 11.9 mm であった. 最大値は 23.7 mm, 最小値は 3.0 mm であった. 4 月は 2.0–25.9 mm の範囲で, 10.0–11.9 mm をピークとする山型を示した. 殻高の平

均値は 12.5 mm であった. 最大値は 24.0 mm, 最小値は 3.0 mm であった. 5 月は 2.0–25.9 mm の範囲で, 12.0–13.9 mm をピークとする山型を示した. 殻高の平均値は 15.4 mm であった. 最大値は 24.3 mm, 最小値は 3.8 mm であった. 6 月は 4.0–21.9 mm の範囲で, 6.0–7.9 mm と 18.0–19.9 mm をピークとする 2 つの山型を示した. 殻高の平均値は 14.2 mm であった. 最大値は 21.9 mm, 最小値は 5.6 mm であった. 7 月は 4.0–21.9 mm

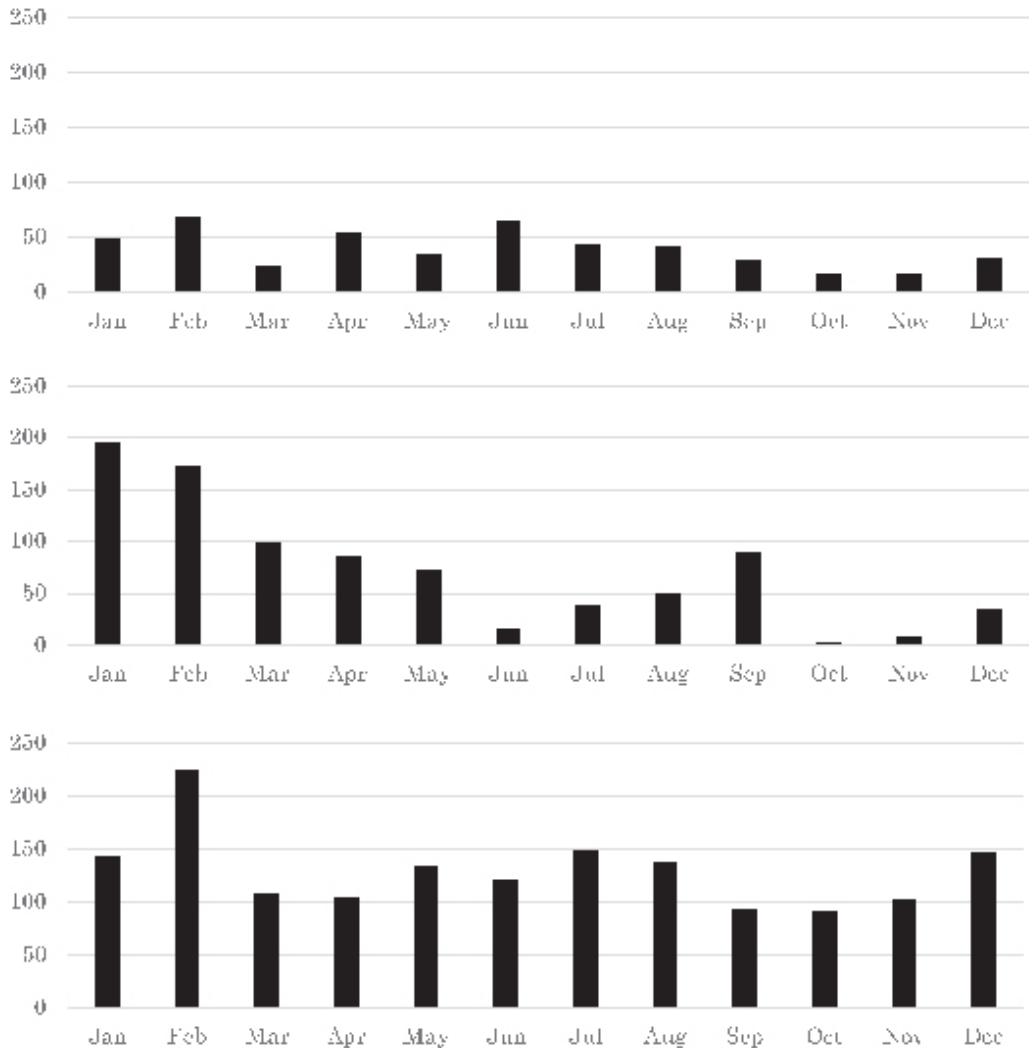


Fig. 11. ヘナタリの仲間の総個体数の季節変化. 上から順に Station A, Station B, Station C の個体数季節変化である. 縦軸は個体数, 横軸は採取した月を示す.

の範囲で 12.0–13.9 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 21.7 mm, 最小値は 5.8 mm であった. 8月 は 4.0–23.9 mm の範囲で 6.0–7.9 mm と 14.0–15.9 mm をピークとする 2つの山型を示した. 殻高の平均値は 12.9 mm であった. 最大値は 23.9 mm, 最小値は 5.5 mm であった. 9月 は 4.0–25.9 mm の範囲で 14.0–15.9 mm をピークとする山型を示した. 殻高の平均値は 14.3 mm であった. 最大値は 24.5 mm, 最小値は 4.9 mm であった. 10月 は 6.0–23.9 mm の範囲で 14.0–15.9 mm をピークとする山型を示した. 殻高の平均値は 14.3 mm で

あった. 最大値は 23.0 mm, 最小値は 6.6 mm であった. 11月 は 8.0–21.9 mm の範囲で 14.0–15.9 mm をピークとする山型を示した. 殻高の平均値は 14.4 mm であった. 最大値は 20.5 mm, 最小値は 8.1 mm であった. 12月 は 2.0–21.9 mm の範囲で 8.0–9.9 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 21.9 mm, 最小値は 3.8 mm であった. Station C での年間の殻高の平均値は 13.4 mm で, 最大値は 1月の 25.0 mm, 最小値は 3月と4月の 3.0 mm となった.

ウミニナの個体数の変化 (Fig. 10)

Station A 2019年1月から12月までの総個体数は635個体であった。最も多かった月は11月の99個体で、最も少なかった月は7月の12個体であった。10月と11月に最も多い個体数が確認された。また、6月と7月に個体数が最も少なかった。個体数は7月まで減少し、その後増加した。

Station B 2019年1月から12月までの総個体数は941個体であった。最も多かった月は4月の234個体で、最も少なかった月は12月の22個体であった。4月に個体数が急増した。7月と8月、12月に個体数が減少した。

Station C 2019年1月から12月までの総個体数は867個体であった。最も多かった月は2月の151個体で、最も少なかった月は12月の24個体であった。2月と10月に個体数が増加した。12月にかけて個体数が減少した。

ヘナタリの仲間の個体数の変化 (Fig. 11)

Station A 2019年1月から12月までの総個体数は471個体であった。最も多かった月は2月の68個体で、最も少なかった月は10月と11月の16個体であった。年間を通してそれほど大きな個体数の変化はなかった。

Station B 2019年1月から12月までの総個体数は852個体であった。最も多かった月は1月の195個体で、最も少なかった月は10月の1個体であった。1月2月に個体数が多く確認された。6月と10月に個体数が減少し10月は1個体しか採取されなかった。

Station C 2019年1月から12月までの総個体数は1543個体であった。最も多かった月は2月の224個体で、最も少なかった月は10月の90個体であった。年間を通して個体数が多くほとんどの月で100個体を超える数が採取された。4月と10月に個体数が減少した。

■ 考察

ウミニナのサイズ別頻度分布の季節変化について

Station A では、8 mm–10 mm 付近に山型を示すグラフになった。1–6 月は 10 mm 以下の個体が

多くみられ、7–9 月は 10 mm 前後、10–12 月は 10 mm 以上の個体が多くみられた。上村・富山(2019)の調査では 20–22 mm 付近に 1 つの山型を表すグラフが多く、その点が今研究と異なった。

Station B では、1–5 月に 10 mm 付近に山型を表すグラフが多く 6–12 月は 18 mm 付近に 1 つの山型を表すグラフが多くみられた。前川ほか(2015)、神野ほか(2016)、井上・富山(2017)、村永ほか(2018)、上村・富山(2019)の報告によると、春から夏にかけて 10 mm 付近で山型がみられていない、今回は夏だけではあるが 10 mm 付近で山型がみられず、秋以降は 10 mm 以降で 1 つの山型を示すグラフがみられた。

Station C では今回、初めて調査が行われた。1 年を通して 10 mm 以下の個体が非常に多くみられ、18 mm 以上の個体はごくわずかであった。

ヘナタリのサイズ別頻度分布の季節変化について

Station A では、ほとんどの月で 18 mm 付近を 1 つの山型とするグラフが多くみられた。上村(2019)の報告によると、各月 20–22 mm 付近に 1 つの山型を表すということから今回の研究では前年よりも 2–4 mm 小さい貝が多くみられたということになる。

Station B では、1–6 月は 12 mm 付近と 18 mm 付近に 2 つの山型を表すグラフが多く、7–12 月は 8 mm 付近と 16 mm 付近に 2 つの山型を表すグラフが多くみられた。昨年の上村(2019)の報告と比較すると全体の個体数は減少しており、Station A と同様に個体数の減少が確認された。

Station C では今回、初めて調査が行われた。1 年を通して 1 つの山型を示すことが少なく、2 つあるいは 3 つの山型を示すことが多くあった。これは幼貝から成貝まで様々な大きさの貝が 1 年を通して生息していることを示している。先行研究より、ヘナタリは潮間帯の比較的粒の粗い泥地を好むということが分かっている(真木・富山, 2002)。今回、Station A, B よりも Station C の方が個体数が多かったのは、Station A, B の地質が変化した、もしくは夏に産卵され孵化した個体が Station C で着底したということが考えられる。

ウミニナの個体数の季節変化

Station A では、4月と11月にかけて増加し3月と7月に減少した。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・富山 (2002)、田上・富山 (2004)、安永 (2008)、春田・富山 (2011) の調査報告とほぼ同様であった。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 (金田ほか, 2013)。生殖活動のため8月に個体が集合して、9月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。また、冬から春にかけて新規加入個体が増加している。これは別の地点で産卵されたものが Station A で着底した、あるいは他の地点で着底したものが移動してきたのではないかと考えられる。また、吉住・富山 (2010) と前川ほか (2012) は10-11月に新規加入個体を確認されたことと示唆している。村永ほか (2018) は9月に多くの新規加入個体を確認されたことと報告している。今回の研究では8月にも新規加入個体が多く確認されたため、加入の時期がはやまっていることがわかる。これは地球温暖化の影響が関係していると考えられる。夏に産卵され、孵化した個体がそのまま着底した可能性がある。採取された個体数は635個体と3地点の中で最も少なかった。

Station B では、4月に急増し、7-8月にかけて減少し、9-10月には再び増加するという傾向が確認された。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ことと示唆している杉原・富山 (2002)、田上・富山 (2004)、安永 (2008)、春田・富山 (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。ここでは8-10月に多く新規加入個体を確認されたため、夏に産卵され、孵化した個体が着底したという Station A と同様の結果が確認された。そして村永ほか (2018) の報告と同じように12月には再び個体数が減少した。採取された個体数は941個体と3地点の中で最も多かった。

Station C では2月と10月に増加するという傾向が確認された。それ以外の月は極端な個体数の変動はみられなかった。しかし、1年を通して新規加入個体が多く確認された。ウミニナの幼貝は陸に近いところを好んで生息していると考えられる。

Station A, B, C を比較すると、どれも冬から春にかけて個体数が多くみられる。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のではないかと考えられる。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ニ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、このことが理由の1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比較的多く確認された。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 (安達, 2014)、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。9-10月に新規加入個体はわずかしか確認されなかったのは別の場所に着底したか、もしくは繁殖が行われていない、性成熟した成貝の減少といったことなどが考えられる。また、昨年の上村・富山 (2019) の報告によると、採取された個体は659個体であったが、今回の調査では471個体と個体数の減少が確認され、3地点の

中で最も個体数が少なかった。

Station B では、春から夏にかけて個体数が減少している。これは先行研究と全く逆の結果となった。9月に個体数が増加しているのは半数以上が新規加入個体で、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。しかし10月はわずか1個体しか採取されず先行研究と異なる結果となったのは新規加入の時期がはやまったためであると考えられる。

Station C は1年を通して個体数が多く、採取された個体数は1543個体と3地点の中で最も多かった。ヘナタリの仲間は陸に近いところを好んで生息しているということが分かった。

Station A, B, C を比較すると夏に産卵され、孵化した個体は Station C で着底したと考えられる。先行研究によると幼貝は Station B から多く確認されているということであったが、今回 Station C を初めて調査を行い、Station B よりも多くの幼貝が Station C から確認された。しかし、干潟が掘削される以前の新規加入個体数にはまだ及ばないことから、回復傾向にはあるが生態系が完全に回復するにはまだまだ時間を要するのではないかと考えられる。

ウミナとヘナタリの仲間の総個体数の季節変動

今研究では、先行研究より個体数が両地点ともに減少していた。Station C は先行研究がないため比較はできなかった。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、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推測される。また各月の両地点の個体数の比較をすると、ウミナは Station B、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。これは一部先行研究と異なる結果となった。防災道路整備事業による破壊によって生息地の定着が起こっておらず、いまだに生息地の変化が生じていると考えられる。

喜入干潟における今後の課題

これまでの約9年間の調査を比較して、2010年に行われた防災道路整備事業が干潟上の生態系に影響を与えていることは否定できない。喜入干潟の生態系が破壊されて以来、干潟の巻貝類は回復傾向にあるとは断定できない。今研究では一部で個体数の増加が確認されたが、2012年以降大きく減少し続けていることから個体群の消滅の可能性がないとはいえない。そのため、この研究は今後も継続することが必要だと考えられる。

また、個体数の減少だけでなく、ウミナ、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。

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、佐賀県東よか干潟、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。ウミナやヘナタリの仲間もそのうちの1つである。

これ以上、現存している干潟が破壊されないように破壊された1つの例である喜入干潟の研究を今回報告した。今年には東京オリンピックが開催される。1960年代にはオリンピックを開催するために、東京湾の多くの干潟が失われた。人間中心の社会にするのではなく、人と自然がともに助け合って生きていく世界をつくるのが今後求められていくのではないかと。今後も、喜入干潟での

継続的な研究調査とともに、環境保全の立場と
いった様々な観点から研究をしていく必要がある
と考える。

■ 謝辞

今研究を行うにあたって、研究に対するご指
導と助言を頂いた鹿児島大学理学部富山清升研究
室の皆様にご心よりお礼申し上げます。また、調査
や論文作成にあたり多くの助言やご協力を頂きま
した生態学研究室の先輩方、4年生の皆様にも深
くお礼を申し上げます。さらに、上野研究室の修
士2年福島浩太氏、4年の永吉健志郎君、江藤圭
亮君には論文作成に関する様々な知識を頂戴いた
しました。また、4年の長山武史君、2年の上吹
越翼君には調査に同行して頂き感謝申し上げま
す。皆様にご厚く御礼を申し上げます。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27-31年度特別経費(プロジェ
クト分)一地域貢献機能の充実―「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、2019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 ― 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.
安達建夫. 2014. 干潟の自然と文化. 山下博由・李善愛編.
東海大学出版部.
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.
波部重重. 1995. カワアイとフトヘナタリの産卵. 貝類学
雑誌, 18: 204-205.
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 ― 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
災設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
ナ個体群および餌資源の季節変動. *Venus*, 66 (3-4):
191-204.
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., Kurizumi, 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.
森田昌之. 1986. 東京湾およびその周辺に産する潮間帯腹
足類ウミナ属の比較生物学的観察. 東邦大学特別問題
研究報告. 30 pp.
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. 2000. 有明海の生きものたち ― 干潟・河口域の
生物多様性. 海遊舎.
佐藤正典. 2014. 海をよみがえらせる ― 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. 2004. 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. 2000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. 沼溜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—採集と標本の作り方. 南方新社.

和田恵次. 2000. 干潟の自然史—砂と泥に生きる動物たち. 京都大学学術出版会.

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.