高知県浦ノ内湾におけるミドリイガイの生息場所利用と水平分布

山田ちはる^{1)*}・伊谷 行²⁾・上田拓史³⁾

¹⁾ 高知大学大学院黒潮圏海洋科学研究科 〒780-8520 高知県高知市曙町2-5-1

²⁾ 高知大学教育学部海洋共生生物学研究室 〒780-8520 高知県高知市曙町2-5-1

³⁾ 高知大学総合研究センター海洋生物研究教育施設動物プランクトン研究室
〒781-1164 高知県土佐市宇佐町井尻194

Habitat use and horizontal distribution of the green mussel, *Perna viridis*, in Uranouchi Inlet, Kochi Prefecture

Chiharu Yamada,^{1)*} Gyo Itani,²⁾ Hiroshi Ueda³⁾

¹⁾ Graduate School of Kuroshio Science, Kochi University, 2-5-1 Akebono, Kochi 780-8520, Japan

²⁾ Laboratory of Marine Symbiotic Biology, Faculty of Education, Kochi University, 2-5-1 Akebono, Kochi 780-8520, Japan

³⁾ Laboratory of Zooplankton Ecology and Taxonomy, Usa Marine Biological Institute, Kochi University, Inoshiri 194, Usa, Tosa, Kochi 781-1164, Japan

* Corresponding Author: C. Y. e-mail: urahic566@hotmail.com

(Received April 4, 2009; Accepted September 28, 2009)

Abstract

The green mussel, *Perna viridis*, is an invasive species, that has been expanding its geographic range in warmer Japanese waters recently. To elucidate its habitat use pattern, its distribution was investigated in Uranouchi Inlet, Kochi Prefecture, Japan (33° 26' N, 133° 25' E), from March to May, 2008. Intertidal surveys revealed that *P. viridis* uses natural rocky shores and cobble shores as well as artificial vertical seawalls and block seawalls. No difference in its abundance was detected among the four habitat types. Green mussels were more abundant in the inner bay and middle bay than in the outer bay. They were also found on floats of fish-farming rafts. The total abundance of *P. viridis* in Uranouchi Inlet was estimated 240,000 individuals on floats and 50,000 on intertidal shores. The distribution of another invasive mussel, *Xenostrobus securis*, was also surveyed in Uranouchi Inlet, along with the Japanese native mussels *X. atratus*, *Hormomya mutabilis*, *Septifer bilocularis*, and *S. virgatus*. *Perna viridis* overlapped with *H. mutabilis* and *S. bilocularis*. The high abundance of *P. viridis* and its invasion of natural shores possibly represents a threat to the indigenous mussel species community, but further ecological research is needed to evaluate the scale of this threat.

Key words: fouling organisms, green mussel, *Perna viridis*, invasive species, habitat use

2. 潮間帯における分布調査

浦ノ内湾の湾奥、湾央、湾口、および湾外にそれぞれ調査区A、B、C、およびDを設けた (Fig. 1)。各調査区内に自然海岸として岩礁海岸 (RS: rocky shore) と転石海岸 (CS: cobble shore)、人工海岸として垂直護岸 (VS: vertical seawall) と石組み護岸 (BS: block seawall) の4種類の海岸タイプをそれぞれ3地点ずつ、つまり各調査区内に計12地点のハビタットを調査地点として設定した。岩礁海岸と転石海岸はなだらかな傾斜を持つ天然基質であり、垂直護岸はほぼ垂直なコンクリートで、石組み護岸はコンクリートまたは天然石がなだらかな傾斜となるよう配置されている (Fig. 3)。各調査地点では、2008年5月5日から9日、および23日の大潮干潮時に2名の調査者が10分間、海岸線に沿ってイガイ科二枚貝類を探索し、出現種を記録した。探索範囲は潮上帯から水深30cm程度の潮下帯までとした。移入種であるミドリイガイとコウロエンカワヒバリガイ *Xenostrobus securis* については個体数も記録し、発見出来た全ての個体を調査時間中に採集した。ただし、積み重なった石組みの隙間に付着している個体など迅速な採集が困難な場合は、例外的に調査時間外に採集を行った。採集標本は実験室にて殻長を測定した。潮間帯における調査範囲は、汀線に水平な距離として記述すると、岩礁海岸で平均10m (標準偏差2 m)、転石海岸で平均20m (同7 m)、垂直護岸で平均11m (同6 m)、石組み護岸で平均12m (同5 m) であった。

出現が認められたイガイ類は、調査区およびハビタット

トについて、種ごとにそれぞれの出現率 (12調査地点のうちの出現地点数の割合) を算出した。調査区Bおよび調査区Cにおける転石海岸と石組み護岸では、潮間帯中部から上部に垂直護岸が設置されている地点が存在し、調査区Bでは転石海岸の1地点と石組み護岸の2地点、調査区Cではそれぞれ2地点と1地点が該当した。よって、このような地点では、潮間帯中部から上部に生息するコウロエンカワヒバリガイおよびクログチ *X. atratus* の出現をカウントせず、これらの出現率はその他の9地点中の割合で示した。ミドリイガイについては、調査区およびハビタットについてそれぞれの平均採集個体数と標準偏差を求めた。また、 $\log(\text{個体数} + 0.5)$ に変換後 (Yamamura, 1999)、2元配置分散分析と、Tukey-KramerのHSD検定を行なった。

各ハビタットから比較的多数のミドリイガイが採集された調査区Bについては、Mann-WhitneyのU検定を用いて自然海岸の岩礁海岸と転石海岸、人工海岸の垂直護岸と石組み護岸の間で殻長組成の相違の有無を検討した。調査区Aでは岩礁海岸と垂直護岸から多数のミドリイガイが採集されたので、岩礁海岸と垂直護岸について調査区Aと調査区Bの間で殻長組成の相違の有無の検討を行なった。これらの殻長組成については、Hasselblad (1966) に従い、殻長組成が複数の正規分布に分離出来るか否かを検討した。プログラムはFiSAT II (ver. 1.2.2, FAO, Rome, Italy) に組み込まれているNORMSEPを用いた (Gayaniilo *et al.*, 2005)。

Fig. 3 Representative habitat types for intertidal surveys in Uranouchi Inlet. a) rocky shore, b) cobble shore, c) vertical seawall, and d) block seawall.

3. 浮体構造物（筏のフロート下面）における分布調査

浦ノ内湾では、湾口から湾央にかけて高密度に養殖筏が設置されており、ハマチやマダイの養殖が盛んであるが、必ずしも養殖対象物や利用時期が一律ではない。また、アコヤガイ、ヒオウギ、およびマガキの養殖はほとんど行われていない。本研究では、現在養殖に利用されており、少なくとも設置後3年が経過している筏として、浦ノ内湾の湾口に設置された筏E、湾外で防波堤により波当たりの緩やかな区域に設置された筏Fおよび湾外やや波当たりの強い区域に設置された筏Gを調査対象とした。

筏Eでは2008年3月12日に改修のため陸揚げされた際に、筏Fおよび筏Gについては2008年4月17日に潜水して調査を行った。筏の底面には、黒色のビニールシートを巻き付けられた円柱形のフロート（発泡スチロール製、直径60cm、長さ90cm）が複数固定されている。それぞれの筏からフロートを無作為に7つ選び、フロート下面に33×33cmのコドラートを設定し、コドラート内の付着物を全て採集し実験室に持ち帰った。実験室ではイガイ類の有無と種名を記述した。ミドリイガイについては個体数と殻長を測定し、平均採集個体数と標準偏差を算出した。また、 $\log(\text{個体数} + 0.5)$ に変換後（Yamamura, 1999）、1元配置分散分析と、Tukey-KramerのHSD検定を行った。さらに、比較的多数のミドリイガイが採集された筏Fについては、FiSAT II (ver. 1.2.2, FAO, Rome, Italy) のNORMSEPを用いて殻長のピークの記述を行った（Gayanilo *et al.*, 2005）。

4. 浦ノ内湾内におけるミドリイガイ生息数の推定

浦ノ内湾内におけるミドリイガイの生息数を、潮間帯（調査区A、B、C）および浮体構造物（筏E）の調査結果より算出した。Google EarthTMの航空写真をもとに湾内の海岸線の距離および養殖筏の総面積を計測すると、海岸線は56kmであり、湾内に設置された養殖筏の数は筏Eの面積に換算しておよそ900個分であった。筏Eにはフロートが16個あり、フロート1個あたりの下面は約0.56m²であることから、湾内のフロート下面の面積はおよそ8,000m²であると考えられた。これらのデータを用いて、浦ノ内湾内におけるミドリイガイの生息数を推定した。

結 果

1. 潮間帯における分布調査

採集されたイガイ科二枚貝類は、ミドリイガイとコウロエンカワヒバリガイ、クログチ、ヒバリガイモドキ *Hormomya mutabilis*、クジャクガイ *Septifer bilocularis*、およびムラサキインコ *S. virgatus* の計6種であった。これら6種のイガイ類の出現状況をTable 1に示した。ミドリイガイは湾内の調査区（調査区A、B、C）で出現率が高く、湾外（調査区D）では低かった。一方、異なるハビタット間、つまり、自然海岸である岩礁海岸と転石海岸および人工海岸である垂直護岸と石組み護岸における出現率は同程度であった。コウロエンカワヒバリガイは湾奥の調査区Aから湾央の調査区Bの垂直護岸および

岩礁海岸においてのみ分布が確認された。クログチは調査区Aから調査区Bにかけては、ほぼ全ての調査地点で出現したが、湾口の調査区Cおよび湾外の調査区Dにおける出現率はやや低下した。本種は4種全てのハビタットで出現した。ヒバリガイモドキは全ての調査区およびハビタットで出現したが、湾内の出現率は低く、特に湾外で高頻度で出現した。クジャクガイは調査区Aには出現せず、調査区Bから調査区Dにかけて全てのハビタットで出現した。ムラサキインコは湾内の調査区には出現せず、調査区Dにのみ全てのハビタットで出現した。

ミドリイガイの各調査あたり（2人で10分間）の平均採集個体数と標準偏差を、調査区についてはFig. 4aに、ハビタットについてはFig. 4bに示した。2元配置分散分析を行なった結果、調査区間で有意な差があるが（ $F_{(3, 32)} = 6.981$, $P = 0.001$ ）、ハビタット間では有意な差がなく（ $F_{(3, 32)} = 0.516$, $P = 0.678$ ）、調査区とハビタットの交互作用は有意ではなかった（ $F_{(9, 32)} = 1.873$, $P = 0.093$ ）。Tukey-KramerのHSD検定の結果、調査区間では、調査区Dが調査区Aおよび調査区Bよりも個体数が少なかったが、湾内の3つの調査区で有意差は検出されなかった。

Fig. 4 Individual number (mean $\pm$ SD) of *Perna viridis* collected by two persons for ten minutes in the intertidal zone ($n = 12$). a) Spatial distribution. b) Habitat utilization. Different letters above the SD bars indicate statistically significant differences among stations using $\log(x + 0.5)$ -transformed data (Tukey-Kramer's post-hoc test, $P < 0.05$). No significant differences were found among habitats. RS, rocky shore; CS, cobble shore; VS, vertical seawall; BS, block seawall.

2. 浮体構造物（筏のフロート下面）における分布調査

筏のフロート下面からは、ミドリイガイ、ヒバリガイモドキ、およびタマエガイ *Musculus cupreus* の3種のイガイ類が採集された。ミドリイガイについてコドラートあたりの平均採集個体数と標準偏差をFig. 5に示した。1元配置分散分析を行った結果、ミドリイガイの密度は有意に異なり（ $F_{(2, 18)} = 37.159$, $P < 0.0001$ ）、Tukey-KramerのHSD検定の結果、筏Fの密度が有意に高かった。

Table 1. Frequency of occurrence of mytilid bivalves in different habitats in Uranouchi Inlet. The number of sampling sites in each habitat in a sampling area is three, except as indicated by asterisk(s) for *Xenostrobus* species. *: two sites, **: one site.

Species	Sampling area habitat type	Sta. A	Sta. B	Sta. C	Sta. D	Total (%)
<i>Perna viridis</i>	Rocky shore	2	2	1	1	50
	Cobble shore	1	3	3	0	58
	Vertical seawall	2	2	1	0	42
	Block seawall	2	3	1	0	50
	Total (%)	58	83	50	8	
<i>Xenostrobus securis</i>	Rocky shore	2	1	0	0	25
	Cobble shore	0	0*	0**	0	0
	Vertical seawall	1	0	0	0	8
	Block seawall	0	0**	0*	0	0
	Total (%)	33	11	0	0	
<i>Xenostrobus atratus</i>	Rocky shore	3	3	3	1	83
	Cobble shore	3	1*	0**	1	56
	Vertical seawall	3	3	2	2	83
	Block seawall	3	1**	0*	2	67
	Total (%)	100	89	56	50	
<i>Hormomya mutabilis</i>	Rocky shore	0	2	1	2	42
	Cobble shore	0	0	1	1	17
	Vertical seawall	1	0	0	2	25
	Block seawall	0	0	0	2	17
	Total (%)	8	17	17	58	
<i>Septifer bilocularis</i>	Rocky shore	0	0	3	3	50
	Cobble shore	0	1	3	2	50
	Vertical seawall	0	2	3	1	50
	Block seawall	0	1	3	2	50
	Total (%)	0	33	100	67	
<i>Septifer virgatus</i>	Rocky shore	0	0	0	1	8
	Cobble shore	0	0	0	1	8
	Vertical seawall	0	0	0	2	17
	Block seawall	0	0	0	1	8
	Total (%)	0	0	0	42

Fig. 5 Individual number (mean $\pm$ SD) of *Perna viridis* on undersurfaces of floats ($n = 7$). Different letters above the SD bars indicate statistically significant differences among rafts using log ($x + 0.5$)-transformed data (Tukey-Kramer's post-hoc test, $P < 0.05$).

3. 浦ノ内湾内におけるミドリイガイの生息数

分布調査の結果から、湾内におけるミドリイガイの平均密度は、潮間帯では海岸線 1 mあたり 0.9個体、フロー

ト下面では 1 m²あたり 31個体であった。Google Earth™を用いた測定によって、湾内における海岸線は56km、フロート下面の面積はおよそ8,000m²と算出されたことから、浦ノ内湾内の潮間帯にはおよそ50,000個体、養殖筏のフロート下面にはおよそ240,000個体のミドリイガイが生息していると推定された。

4. 移入種の殻長組成

採集されたミドリイガイの殻長組成を調査区別 (Fig. 6) および筏別 (Fig. 7) に示した。Mann-WhitneyのU検定の結果、殻長は調査区Bでは、岩礁海岸よりも転石海岸の方が大きく ($P = 0.0022$)、また、垂直護岸よりも石組み護岸の方が大きかった ($P < 0.0001$)。岩礁海岸で比較すると、調査区Aよりも調査区Bの方が大きく ($P = 0.0115$)、垂直護岸では調査区Aと調査区Bに有意な差は認められなかった ($P = 0.0503$)。

殻長組成のコホート解析の結果、調査区Aでは岩礁海岸で1つのピーク (殻長35mm)、垂直護岸でも1つのピーク (殻長32mm) のみが確認された。調査区Bでは、岩礁海岸で殻長29mmと63mmの2つのピークが認められたが、

Fig. 6 Size structure of *Perna viridis* collected from natural (left) and artificial (right) intertidal zone surfaces. The bars represent the number of individuals collected from each habitat. RS, rocky shore; CS, cobble shore; VS, vertical seawall; BS, block seawall; n, number of measured individuals; M, mean shell length; SL, shell length.

Fig. 7 Size structure of *Perna viridis* collected from undersurfaces of floats. Arrows indicate the mean shell length of each cohort. n, number of measured individuals; M, mean shell length.

Fig. 8 Size structure of *Xenostrobus securis* collected from the intertidal zone. The bars represent the number of individuals collected from each habitat. RS, rocky shore; VS, vertical seawall; n, number of measured individuals; M, mean shell length; SL, shell length.

他のハビタットでは複数のピークは認められず、転石海岸では64mm、垂直護岸では38mm、石組み海岸では49mmがピークとなった。一方、潮下帯の筏Fでは4つのピークが認められ、それぞれ殻長が19mm、55mm、81mm、および106mmであった。

採集されたコウロエンカワヒバリガイの殻長組成をFig. 8に示した。調査区Aの岩礁海岸における平均殻長は21.0mm (n = 7)、垂直護岸より採集された唯一の個体の殻長は20.3 mmであった。調査区Bでは、岩礁海岸で17.42mm (n = 20)、垂直護岸で16.3mm (n = 2) であった。

考 察

1. 浦ノ内湾におけるミドリイガイの分布と個体群特性

本州におけるミドリイガイの生活史は明らかではないが、本種の着底が夏から秋に認められた事例が知られており(岡ら、1991; 羽生・関口、2000; 植田、2001)、岡ら(1991)によると、着底後数ヶ月間の成長は、毎月およそ10mmである例が示されている。浦ノ内湾における本種の着底期は明らかではないが、仮に1-2月の最低水温期間の後、3月に本種の幼生が着底しても、4-5月までの間に殻長40mmまでに成長するとは考えにくい。羽生・関口(2000)も推定している通り、本研究においても調査期間中に採集されたミドリイガイのうち、殻長40mmを超える個体は確実に越冬個体であると考えられる。

浦ノ内湾の湾口付近は黒潮の影響を受けた外洋水が流入するために、冬期水温は15℃前後までしか低下しないのに対して、湾奥部では水温が10℃前後までに低下する(林、2008; 高知県水産試験場、未発表)。熱帯種であるミドリイガイの生存限界水温は10℃前後であるとされるが、本邦において水温が10℃前後に低下しても越冬の認められる地域があり(劉・渡辺、2002)、本調査においても、湾奥で多数のミドリイガイが採集されている。越冬個体が耐寒性を持つ個体であり、そのような個体が繁殖しているとすると、今後、日本で耐寒性を持つミドリイガイが増加し、さらに分布域が広がる可能性がある。

ミドリイガイの主な生息場所は内湾等の浅海域であり、塩分に関しては、およそ27-35が好適であるとされているが、インドのベンガル湾のように塩分が5.2-39.8と幅広い環境にも生息する例もある(劉・渡辺、2002)。浦ノ内湾では、湾奥と湾口では水温の他に塩分環境も異なり、湾奥では季節的に17前後の低塩分となるが、湾内における潮間帯の3つの調査区については、ミドリイガイの採集個体数に有意差は認められなかった。一方、湾外では湾奥および湾中央部に比べ、ミドリイガイの採集密度は有意に低い。湾外における環境要因のデータは示していないが、水温および塩分については湾口よりやや高いと推測され、これらがミドリイガイの低密度の要因であるとは考えにくい。すなわち、水温および塩分は、当湾における潮間帯のミドリイガイの水平分布を説明する要因とはならず、餌となるプランクトン量や波浪条件等、他の要因によって影響を受けることが予想される。また、潮間帯の異なるハビタット間において採集密度の有意差が認められなかったことから、付着基盤もミドリイガイの分布の制限要因とはならない可能性が示唆された。一方、干出の影響を受けないフロート下面においては、湾外の筏Fで有意に高密度となり、潮間帯における水平分

布とは一致しない。これは、筏Fが防波堤と岸壁の間に設置されているため、筏EおよびGと比べて波浪の影響を受けにくいことが要因として考えられるが、本研究の調査結果からは明らかにすることは出来なかった。Rajagopal *et al.* (1998)は、流れが速い場所ではミドリイガイ幼生の着底の機会が高まる可能性を示唆しているが、筏Fは湾口寄りに位置するため、潮流の影響をより受けやすい。宮脇・関口(2000)によると、ベントスの分布は成体が受ける要因だけではなく、浮遊幼生の分布や着底・加入過程にも起因するとされている。今後は、これらを考慮したさらなる調査研究が必要であると考えられる。

ミドリイガイの個体群動態については海外で多くの研究がある(劉・渡辺、2002; Rajagopal *et al.*, 2006)が、日本での研究例はほとんどない。本調査において、ミドリイガイの殻長組成は、湾奥部では岩礁海岸、垂直護岸とも殻長32-35mmを中心とした一山型であるのに対し、湾中央部では岩礁海岸で殻長29mmと63mmをピークとする双峰型となった。湾中央部では他のハビタットでも、殻長60-80mmの個体が比較的多数採集されている。このように殻長組成が異なる理由として、浦ノ内湾では湾奥から湾奥部の海底が夏期に貧酸素となる(玉井・森本、1990; 伊賀・近藤、1993)ため、その影響をより湾奥部で受ける可能性がある。また、湾奥部で冬期の水温低下によるミドリイガイの生残率が年により異なったり、稚貝着底の可否が年によって異なったりする可能性も考えられる。しかしながら、本研究では調査区およびハビタット間における殻長組成が異なる要因を明らかにすることは出来なかった。一方、筏Fのフロート下面の殻長組成では、19mm、55mm、81mm、および106mmのピークが確認されている。これらがそれぞれ年級群に対応しているかどうかは明らかではないが、殻長80mmを超える個体が多数採集されていることから、筏のフロート下面における本種の成長率および生残率は、潮間帯に比べて高いことが示唆される。ミドリイガイの成長は、プランクトン量その他、水温や塩分等によって大きく影響を受けるとされる(劉・渡辺、2002)が、フロート下面は干出にさらされることがないことにより、摂餌や生残に関して潮間帯よりも好条件であることに要因があるのかもしれない。植田(2001)は相模湾奥部の江の島の潮間帯に分布するミドリイガイ個体群について殻に形成される阻害輪の数の変化を追跡し、その輪数の変化が年に1回であると仮定して、越冬後の春期における江の島のミドリイガイ個体群が、殻長20-30mmの0+年級群、40-50mmの1+年級群、60-70mmの2+年級群、および80-90mmの3+年級群の少なくとも4つの年級群から構成されると推定した。一般に、阻害輪には冬期の成長停止による冬リングのほか、生殖時の成長の停滞による産卵リングも形成される可能性がある(細見、1989)ため、ミドリイガイの年級群を特定するには、個体群動態と阻害輪を組み合わせて年級群の特定を検討する必要もあるだろう。

養殖筏などの浮体構造物の下面は常に海面直下にあるために、自然海岸とも人工海岸とも異なり、特にイガイ

類や管棲ゴカイ類によって特徴づけられる付着生物相を有する (Holloway and Connell, 2002) ため、浮体構造物が設置されている海域ではイガイ類の現存量が高まる事が推察される。本研究では、湾内における筏のフロート下面のミドリイガイの生息数が、潮間帯の約5倍であることが推定された。潮下帯の海底にミドリイガイが付着することも考えられるが、浦ノ内湾では潮下帯はすぐに砂質または砂泥質となり付着基質が少ないこと、さらに湾央から湾奥部海底は夏期に貧酸素となること (玉井・森本, 1990; 伊賀・近藤, 1993) から、その個体数は潮間帯や養殖筏に比べて無視出来ると考えられる。また、筏に付着するミドリイガイについては、湾口部の筏Eの密度のみをもとにして算出しているが、定量採集をしていないものの湾央部の筏にも本種が少なからず付着していることを確認している (山田, 未発表) ため、過大評価とはなっていないと考えられる。浦ノ内湾のように養殖筏が多い湾では、ミドリイガイの湾全域の動態を把握するうえで、浮体構造物に付着する個体群の生態が重要になるだろう。

2. 浦ノ内湾における他の移入イガイ類の動向

コウロエンカワヒバリガイは内湾および河口域に移入したイガイ類であり、その動態や生態系への影響が注目されている (木村, 2001)。本種は、1980年代には浦ノ内湾の北東約15kmに位置する浦戸湾ですでに定着が報告され (岩崎ほか, 2004)、現在、浦戸湾全域で高密度に分布しているが、浦ノ内湾で発見されたのは2007年である (町田, 私信)。本調査において、コウロエンカワヒバリガイは、塩分のやや薄い湾奥および湾央で計30個体採集され、殻長組成は、18-20mmをピークとする単峰型であると考えられた。北九州市の洞海湾での研究では、コウロエンカワヒバリガイは夏期から秋期に加入がみられ、5月には殻長10mm前後の0+年級群と殻長20mm前後の1+年級群の2つのピークを持つことが知られている (小濱ほか, 2001)。浦ノ内湾でも加入や成長が同様であると仮定すれば、調査時には1+年級群のみが見られることから、昨年夏から秋に新規加入が無かったか、少なかったと考えられる。現時点での本種の浦ノ内湾における分布域は湾奥および湾央であり、まだ個体数はわずかであるが、今後の個体群の推移を注視すべきである。

ムラサキイガイ *Mytilus galloprovincialis* は、浦ノ内湾において2005年頃まではフロートやブイの下面によく見られていたが、ミドリイガイの付着が観察されるようになると相前後して減少した (山田, 未発表)。また、Kurihara *et al.* (in press) によると、ムラサキイガイは全国的に減少傾向にあることが報告されている。ムラサキイガイの減少とミドリイガイの増加になんらかの因果関係があるのかどうかは明らかではない (Yamada *et al.*, 2009) が、羽生・関口 (2000) によれば、これら2種間の空間をめぐる競争や、生息限界温度および繁殖生態の違いによる種間関係が指摘されている。本研究ではムラサキイガイは採集されなかったが、2008年5月、本調査とは別の機会に、殻長50mmのムラサキイガイが筏

Fのフロートに付着していたことが観察されている。浦ノ内湾において、ムラサキイガイは絶滅したわけではなく、低い密度で個体群を維持していると考えられる。しかし、現時点の浦ノ内湾において、ミドリイガイが最も生息数の多い移入イガイ類である。

3. 自然海岸におけるミドリイガイの生息

自然海岸に定着したミドリイガイに関しては、相模湾奥部の江の島で安定した個体群があり、繁殖周期や阻害輪を用いた成長速度の推定などの研究が行われている (植田, 2001; 吉安ほか, 2004)。しかし、関東地方ではミドリイガイの分布場所の多くは人工基盤であり、自然海岸に少ないことが報告されている (植田, 2001)。本調査の結果、浦ノ内湾ではミドリイガイは人工海岸 (垂直護岸や石組み護岸) ばかりではなく、自然海岸 (岩礁や転石) にも付着しており、また、その出現率や一定時間あたりの採集密度はハビタットの違いによらず同程度であった。このことは、ミドリイガイが必ずしも人工海岸に多いとはいえないことを示している。しかし、日本により早く移入したムラサキイガイについては、人工護岸に多く、自然海岸には少ないとされ (細見, 1989)、また、北米太平洋岸でも、在来種キタノムラサキイガイ *Mytilus trossulus* は自然海岸に多く、移入種ムラサキイガイとそれらの交雑個体は人工海岸に多いというハビタットの違いが報告されている (Elliott *et al.*, 2008)。一方、南アフリカでは、移入したムラサキイガイが自然海岸にも分布し、在来種の *Aulacomya ater* を駆逐し、また、多くの地点で在来種の *Perna perna* よりも優占している (Branch and Steffani, 2004; Bownes and McQuaid, 2006)。今後、これらの要因を解明するために、移入イガイ類の原産地および移入先における生息環境や基質の相違に関する継続的な調査が求められる。

本研究の潮間帯における調査によると、浦ノ内湾における在来イガイ類のうち水平分布がミドリイガイと重なる種はクログチ、ヒバリガイモドキ、およびクジャクガイの3種であると考えられた。クログチは内湾および河口域の潮間帯上部に分布し (Kimura, 1996)、ミドリイガイは主に潮下帯に分布する (劉・渡辺, 2002) とされる。例えば、相模湾江の島の潮間帯では、クログチは潮間帯上部に出現し、ミドリイガイは潮間帯中部から下部に出現するという垂直分布の違いが示されており (植田・萩原, 2009)、本調査地である浦ノ内湾においても同様の違いが認められている (山田, 未発表)。このように、2種の垂直分布は明らかに異なっているため、ミドリイガイとクログチの競合は考えにくい。ヒバリガイモドキは紀伊半島の田辺湾で研究例が豊富であり、ムラサキイガイが比較的波当たりの強い海岸に分布するのに対して、本種はやや遮蔽された海岸に分布することが知られている (Iwasaki, 1994; 原田・小松, 1995; 大垣, 1996)。本種の垂直分布については、特に潮間帯中部から下部に出現すること、ムラサキイガイと同所的に分布する地点では相互作用が認められることが実験的に明らかにされている (Iwasaki, 1994; 1995)。一方、クジャクガイの

分布状況に関する日本での知見はほとんどないが、本調査地に近い外洋に面した磯では、潮間帯中部で多数のクジャクガイが出現することが示されている（山田・伊谷、2008）。植田・萩原（2009）によると、相模湾江の島の潮間帯では、高塩分で波浪の強い自然海岸の潮間帯下部に本種の出現が確認されている。本研究の結果とあわせると、クジャクガイは湾央から湾外の潮間帯中部から下部に生息していると考えられる。これらのことから、浦ノ内湾の潮間帯に生息するクジャクガイとヒバリガイモドキは水平分布および垂直分布がミドリイガイと重なっており、競合の可能性が示唆された。このようなミドリイガイによる在来イガイ類との競合は、他地域でも起こりうると考えられるため、今後、除去実験などを用いた調査により明らかにする必要がある。また、本研究では、ミドリイガイと他の付着生物との相互作用についての検討は行なわれなかったが、潮間帯および潮下帯ともに、調査中には他の二枚貝類やホヤ類等が数種観察された。また、ミドリイガイの殻表面を付着基盤として利用する付着動物の報告もされている（植田・崎山、2001）ことから、浦ノ内湾におけるミドリイガイについても、他の生物の付着基質や生息場所として利用されている可能性もある。移入種の在来種への影響の有無を考察するためには、木村（2001）も指摘しているように、移入種および在来種について、それぞれの生活史や環境耐性、加入過程など基本的な生態的知見を得るための今後の研究が必要である。

謝 辞

浦ノ内湾の水質データを御提供頂いた高知県水産試験場、ミドリイガイとコウロエンカワヒバリガイに関する情報を御提供頂いた高知大学理学部の町田吉彦教授、文献を御提供頂いた新江ノ島水族館の植田育男氏と社団法人海洋調査協会、ならびに本論文を校閲して頂き親切かつ適切な御助言を頂いた2名の査読者に深く御礼を申しあげる。また、調査に御協力いただいた高知大学総合研究センター海洋生物教育研究施設の木下泉教授、井本善次技官、高知大学教育学部海洋共生生物学研究室の岩田洋輔氏、樺葉顕信氏、西坂太樹氏、三好由佳莉氏に厚く御礼を申しあげる。

引用文献

- Baker, P., J. S. Fajans, W. S. Arnold, D. A. Ingrao, D. C. Marelli and S. M. Baker (2007). Range and dispersal of a tropical marine invader, the Asian green mussel, *Perna viridis*, in subtropical waters of the southeastern United States. *Journal of Shellfish Research*, 26, 345-355.
- Bownes, S. J. and C. D. McQuaid (2006). Will the invasive mussel *Mytilus galloprovincialis* Lamarck replace the indigenous *Perna perna* L. on the south coast of South Africa? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 338, 140-151.
- Branch, G. M. and C. N. Steffani (2004). Can we predict the effects of alien species? A case-history of the invasion of South Africa by *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 300, 189-215.
- Elliott, J., K. Holmes, R. Chambers, K. Leon and P. Wimberger (2008). Differences in morphology and habitat use among the native mussel *Mytilus trossulus*, the non-native *M. galloprovincialis*, and their hybrids in Puget Sound, Washington. *Marine Biology*, 156, 39-53.
- Gayanilo Jr., F. C., P. Sparre and D. Pauly (2005). FAO-ICLARM Stock Assessment Tools II, User's Guide. FAO, Rome, Italy, 168 pp.
- 羽生和弘・関口秀夫（2000）．伊勢湾と三河湾に出現したミドリイガイ．*Sessile Organisms*, 17, 1-11.
- 原田英司・小松 結（1995）．田辺湾域における潮間帯岩礁性動物の分布．瀬戸臨海実験所年報, 8, 24-34.
- Hasselblad, V. (1966). Estimation of parameters for a mixture of normal distributions. *Technometrics*, 8, 431-444.
- 林 芳弘（2008）．赤潮・貝毒調査事業．「平成18年度高知県水産試験場事業報告書」、高知県水産試験場, pp. 71-92.
- Holloway, M. G. and S. D. Connell, (2002). Why do floating structures create novel habitats for subtidal epibiota? *Marine Ecology Progress Series*, 235, 43-52.
- 細見彬文（1989）．「ムラサキイガイの生態学」、山海堂、東京、137 pp.
- 伊賀秀美・近藤康生（1993）．二枚貝を主な指標とした高知県浦ノ内湾の戦後約50年間（1943-1992）の環境変化．宇佐臨海実験所研究報告, 13, 11-19.
- Iwasaki, K. (1994). Distribution and bed structure of the two intertidal mussels, *Septifer virgatus* (Wiegmann) and *Hormomya mutabilis* (Gould). *Publications of the Seto Marine Biological Laboratory*, 36, 223-247.
- Iwasaki, K. (1995). Factors delimiting the boundary between vertically contiguous mussel beds of *Septifer virgatus* (Wiegmann) and *Hormomya mutabilis* (Gould). *Ecological Research*, 10, 307-320.
- 岩崎敬二・木村妙子・木下今日子・山口寿之・西川輝昭・西 栄二郎・山西良平・林 育夫・大越健嗣・小菅丈治・鈴木孝男・逸見泰久・風呂田利夫・向井 宏（2004）．日本における海産生物の人為的移入と分散：日本ベントス学会自然環境保全委員会によるアンケート調査の結果から．日本ベントス学会誌, 59, 22-44.
- Kimura, T. (1996). Shell morphology and anatomy of *Xenostrobus atratus* (Lischke, 1871) (Bivalvia: Mytilidae). *The Yuriyagai*, 4, 97-101.
- 木村妙子（2001）．コウロエンカワヒバリガイはどこから来たのか？－その正体と移入経路－．「黒装束の侵入者、外来付着性二枚貝の最新学」（日本付着生物学会編）、恒星社厚生閣、東京、pp. 47-69.
- Kurihara, T., T. Kosuge, H. Takami, M. Iseda and K. Matsubara (in press). Evidence of a sharper decrease in a non-indigenous mussel *Mytilus galloprovincialis* than in indigenous bivalves from 1978 to 2006 on Japanese rocky shores. *Biological Invasions*.
- 小濱 剛・門谷 茂・梶原葉子・山田真知子（2001）．ムラサキイガイおよびコウロエンカワヒバリガイの個体群動態と過栄養海域における環境との関係．日本水産学会誌, 67, 664-671.
- 劉 海金・渡辺幸彦（2002）．ミドリイガイの生物学的知見．海洋生物環境研究所研究報告, 4, 67-75.
- 宮脇 大・関口秀夫（2000）．河口干潟におけるベントスの個体群動態－幼生加入過程の視点から－．月刊海洋, 32, 647-653.
- 岡 育久子・堀越増興・角本 明（1991）．東京湾におけるミ

- ドリイガイ (*Perna viridis*) とその生態. 海洋調査協会調査委員会第8回技術発表予稿集, pp. 35-38.
- 大垣俊一 (1996). ヒバリガイモドキとムラサキインコの殻長組成, 生殖腺重量の季節変化と分布変動. *Venus*, 55, 317-327.
- 大垣俊一 (2007). 田辺湾周辺における移入海産生物の出現傾向. 南紀生物, 49, 16-22.
- Rajagopal, S., V. P. Venugopalan, K. V. K. Nair, G. Van der Velde and H. A. Jenner (1998). Settlement and growth of the green mussel *Perna viridis* (L.) in coastal waters: influence of water velocity. *Aquatic Ecology*, 32, 313-322.
- Rajagopal, S., V. P. Venugopalan, G. Van der Velde and H. A. Jenner (2006). Greening of the coasts: a review of the *Perna viridis* success story. *Aquatic Ecology*, 40, 273-297.
- Siddall, S. E. (1980). A clarification of the genus *Perna* (Mytilidae). *Bulletin of Marine Science*, 30, 858-870.
- 玉井恭一・森本晴之 (1990). 底質とベントスからみた浦ノ内湾の有機汚染. 日本ベントス学会誌, 38, 27-34.
- 植田育男 (2000). 相模湾におけるミドリイガイの分布. 動物園水族館雑誌, 41 (2), 54-60.
- 植田育男 (2001). ミドリイガイの日本定着. 「黒装束の侵入者、外来付着性二枚貝の最新学」(日本付着生物学会編)、恒星社厚生閣、東京、pp. 27-45.
- 植田育男・萩原清司 (2009). 相模湾江の島における潮間帯イガイ科二枚貝類相. 神奈川自然誌資料, 30, 41-48.
- 植田育男・崎山直男 (2001). 相模湾江の島に生息するミドリイガイ殻表面の付着動物. 神奈川自然誌資料, 22, 61-64.
- 梅森龍史・堀越増興 (1991). 東京湾西岸におけるミドリイガイの冬期死亡と生残の区域差. *La Mer*, 29, 103-107.
- 山田ちはる・伊谷 行 (2008). 「横浪林海実験所」の教育施設としての活用に向けてー潮間帯貝類と打ち上げ貝類ー. 高知大学教育学部研究報告, 68, 165-170.
- Yamada, C., N. Iwasaki, T. Shiraishi and I. Imai (2009). Effect of harmful dinoflagellate *Heterocapsa circularisquama* on the survival of juvenile mussels, *Mytilus galloprovincialis* and *Perna viridis*. Proceedings of the 5th World Fisheries Congress, The 5th WFC Organizing Committee, 6c-1004-356, 1-2.
- Yamamura, K. (1999). Transformation using $(x + 0.5)$ to stabilize the variance of populations. *Researches on Population Ecology*, 41, 229-234.
- 八塚 剛・今村忠茂 (1965). 土佐・浦之内湾の海況について. 宇佐臨海実験所研究報告, 12, 1-22.
- 横川浩治・鍋島靖信 (1998). 瀬戸内海で分布を拡大するミドリイガイ. ちりぼたん, 29, 7-11.
- 吉安洋史・植田育男・朝比奈潔 (2004). 相模湾, 江ノ島におけるミドリイガイの生殖年周期. *Sessile Organisms*, 21, 19-26.