

棲息地別のスクミリングガイ密度と環境要因の関与

市瀬 克也・和田 節・遊佐 陽一・久保田富次郎
(九州農業試験場)

Influence of habitat differences brought about by environmental changes on the densities of adults and eggs of *Pomacea canaliculata*. Katsuya Ichinose, Takashi Wada, Yoichi Yusa and Tomijiro Kubota (Kyushu National Agricultural Experiment Station, Suya 2421, Nishigosi, Kumamoto 861-1192, Japan)

The density of *Pomacea canaliculata* (Lamarck) with shell lengths >25 mm and of its egg masses were estimated in three habitats: rice field, canal and river. The mean densities were 3.72 ± 1.31 , 2.12 ± 0.90 and 3.20 ± 1.85 snails/m², respectively; no significant difference was detected by ANOVA. In contrast, the mean densities of egg masses, 1.84 ± 0.40 , 0.72 ± 0.24 and 0.39 ± 0.19 eggs/m², differed significantly between rice field and canal and between rice field and river, though not between canal and river. Correlation of these densities with water depth, current velocity, chemical oxygen demand (COD), and predator fauna (*Carassius* spp., *Zacco temmincki*, *Procambarus clarki* and *Potamon dehaani*) were examined by Kendall's coefficients of rank correlation. Water depth showed a significant negative correlation with snail density but not with egg density. Depths > 50 cm were likely to reduce both snails and eggs markedly, though neither were significantly correlated with depth. There was no significant correlation with current velocity, although velocities >50 cm/sec reduced the densities nearly to zero. Both snail and egg densities were positively correlated with COD, indicating that this snail is adapted for more polluted water. Neither density was correlated significantly with the predator fauna. These correlations are discussed with special reference to the life history of the snail in these habitats.

Key words : apple snail, density, environmental influence, habitat, *Pomacea canaliculata*

スクミリングガイが日本に持ち込まれてすでに約20年経過しており、現在九州各地に分布している(浜田・松本, 1985; 宮原ら, 1986; 平井, 1989)。本貝は、水田、水路、河川のいづれをもその棲息地としている(張, 1985; 平井, 1987; 増田, 1987)が、棲息地間または同種の棲息地内でも場所間により棲息密度が異なることが報告されている(小澤・牧野, 1989; 近藤・田中, 1991; 矢野ら, 1991)。この貝密度の差は、各棲息地での物理的要因、化学的要因、生物的要因の違いによりもたらされている筈である。たとえば、同種個体の排泄物蓄積による水質の悪化や餌となる植物の違いにより、産卵数が変化することが報告されている(Lacaniiao, 1990)。また水温の差が貝密度変化の原因になることが、兼島ら(1987)により指摘されている。まだ報告はないが、捕食者によって貝の生存が制限され、その結果、密度が異なることもありうるであろう。しかしながら、本貝にお

いて、棲息地間での密度差、また同種棲息地内の場所間での密度差について調査し、その差と環境要因を関連付ける詳しい研究はなされてこなかった。

そこで、3種の棲息地(水田及び水路、河川)でのスクミリングガイの分布密度を調査した。さらに、密度を調査した場所で水深、流速、化学的酸素要求量(COD)、天敵となる捕食者相(浜田・松本, 1985; 小澤・牧野, 1989; 菖蒲, 1996)を測定した。これらの環境要因により、スクミリングガイの分布密度が説明されるか、環境要因と密度との相関分析により検討した。

材料および方法

1. 調査場所と期間

調査は熊本県菊池郡七城町の迫間川と菊池川に挟まれた地域で行った。調査地点数は、水田17、水路16、河川12であった(Fig. 1)。水田は稲が植えられている圃場、

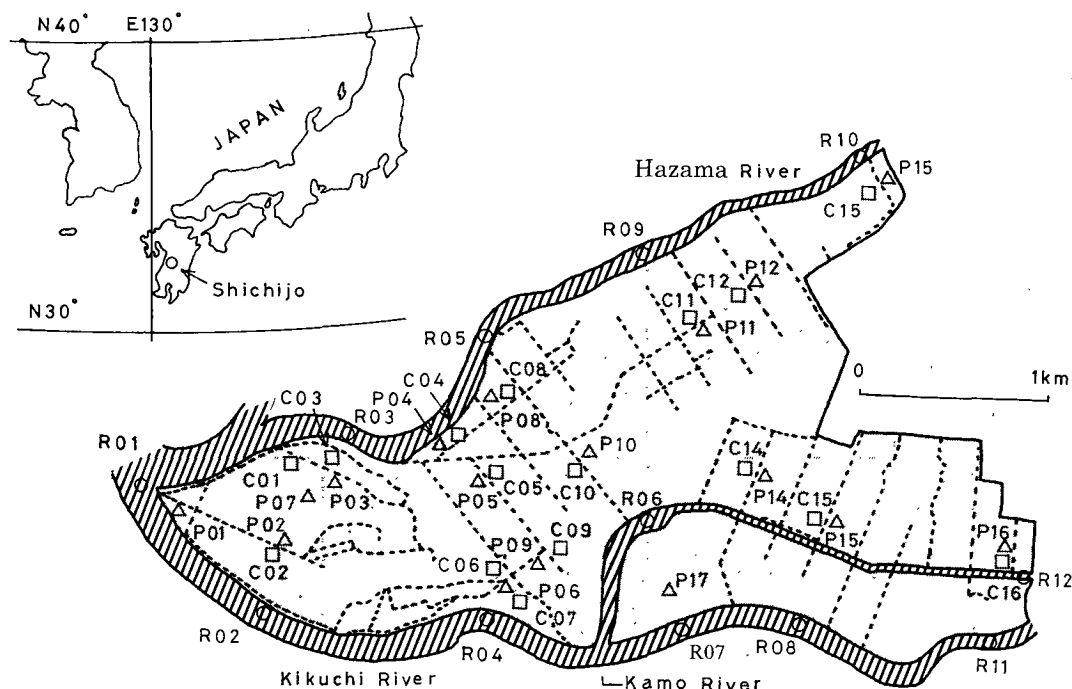


Fig. 1 Locations where this study was carried out. Those at the rice field, canal, and river are indicated by triangle, square and circle, respectively, and designated by codes. Shaded area corresponds to rice field in this region.

水路は3面コンクリート張りとなった水田に配水しそこからの排水を受ける溝、河川は国土地理院発行の地図に川の名前で記されていること、と定義した。調査は、1997年8月27日から9月4日の間に各調査地点で1回行った。調査期間を短くしたのは、調査期間中のスクミリングガイ個体群の変動がなるべく小さくなり、調査日によってスクミリングガイの密度の変化を最小とするようにしたためである。

2. 貝と卵密度の推定

各調査地点でのスクミリングガイの殻長25mm以上の成貝（雌雄区別せず、以下貝）と卵塊（以下卵）の密度を、コードラート法により推定した。水田では、 10m^2 ($1 \times 10\text{m}$) のコードラートを畦沿いに取水口から約1m離して設置し、その中の貝を目でみて採集し、さらに水底を手探りで採集した。また卵の数を手で株を分けながら数えた。これらの数をコードラート面積で割り、貝と卵の密度を推定した。水路と河川では、各調査地点で上流に向かって左側の岸边に沿って50m、内側に1mの長方形コードラートを設置し、水田における場合と同様に貝と卵の密度を推定した（面積 50m^2 ）。ただしこの長辺に沿った長さは、調査前に目で見て、そこでの貝または卵の数が多くと判断された場合、岸边に沿った長さを

5-20mとした（面積5-20 m^2 ）。

各棲息地における貝の大きさの分布と性別の比率を推定するため、各棲息地について1地点のみ（水田はFig. 1の地点P01、水路はC01、河川はR01）を選んで、設置したコードラート内の貝全てを手で採集し、貝の殻長を測定した。殻長20mm以上の貝は蓋の形から性別を判断し、殻長20mm未満の貝は全て幼貝として扱った。調査は1997年9月1日に行い、水田では $1 \times 1\text{m}$ のコードラートを3枚、水路と河川では $10 \times 1\text{m}$ のコードラートを1枚設置した。

3. 環境要因の測定

各調査地点で、水深、流速、化学的酸素要求量（以下COD）、捕食者相を測定した。水深は、コードラートに接する岸边の任意の点から1mのところで測定した。流速の測定は、プロペラ式流速計（VR-101、ケネック社製、東京）の速度感知部（VRT-200-20、ケネック社製、東京）が水面より5cmとなるように水中入れ、30、60、90秒後に測定し、この平均値をその場における流速とした。ただし、水田では人為的に止水状態となっていたために、流速に関しては、水田でのデータの分析を行わなかった。CODは、コードラート内の任意の場所から水を採取し、測定キット（CODパケットテスト、

共立理化学研究所, 東京) により測定した。捕食者相については, スクミリングガイを捕食することが観察されたフナ類 (*Carassius* spp.) 及びカワムツ (*Zacco temminckii* (Temminck et Schlegel)), 甲殻類 (アメリカザリガニ, *Procambarus clarkii* (Girard), とサワガニ, *Potamon dehaani* White) (浜田・松本, 1985; 未発表) を調べた。魚獲りの網 (幅 1 m, 深さ 70cm) 1 枚を用いて 2 人で調査地点を 5 分間任意に採集した時に, それぞれの種が採集された場合点数 1 を与えて捕食者相を数値化した。水田では網による採集ができなかったもので, 単に目で見えて捕食者がいた場合, 点数を与えた。これらの要因と貝及び卵密度について, ケンドールの順位相関係数 (τ) を計算し, その統計上の有意性より, 環境要因のこれらの密度に対する影響を評価した。

結 果

1. 貝と卵塊密度の棲息地間での差

貝と卵の平均密度はいずれも水田で最も高く, 卵密度は河川で, 貝密度は水路で最も低かった (Table. 1)。ANOVA によりこれらの密度を棲息地間で比較した結果, 貝密度に有意差は見出されなかった ($F_{2, 42}=0.414$, $P>0.05$) が, 卵密度に有意差が見出された

Table. 1 Densities of snails and eggs.

	No. of Locations	Mean $\pm$ SEM ^{a)} ($\text{ノ}/\text{m}^2$)	Maximum ($\text{ノ}/\text{m}^2$)	Minimum ($\text{ノ}/\text{m}^2$)
Snail				
Rice field	17	3.72 ± 1.31^a	22.50	0.50
Canal	16	2.12 ± 0.90^a	14.00	0.00
River	12	3.20 ± 1.85^a	21.50	0.00
Egg				
Rice field	17	1.84 ± 0.40^a	5.20	0.20
Canal	16	0.72 ± 0.24^b	3.16	0.00
River	12	0.39 ± 0.19^b	1.82	0.00

a) Means with the same superscripts for snails or eggs are not significantly different at $P>0.05$ by Tukey's test.

($F_{2, 42}=5.870$, $P<0.01$)。卵密度について Tukey の検定を用いて各棲息地間で比較すると, 水路と河川の間では有意差が認められなかった ($P>0.05$) が, 水田と他の棲息場所では有意差が認められた ($P<0.05$)。

貝の殻長は, 3つの棲息地間で幼貝 ($F_{2, 127}=40.136$, $P<0.01$), メス ($F_{2, 24}=11.636$, $P<0.01$) とともに有意に異なっていた (Table. 2)。各棲息地間での殻長を 5% 水準で比較した (Tukey の検定) とすると, 幼貝では, 水路と河川で有意差がなく, 水田と他の場所では有意差があった。またメスでは, 水田と水路では有意差がなく, これらと河川では有意差があった。これらの比較より, 水田の幼貝は他の場所のものより小さく, 河川のメスは他より大きいと判断された。メス個体の比率は河川が最も高く (32.5%), 次いで水路 (12.0%), 水田 (9.3%) となっていた。一方オスは採集数が少なく, 殻長と構成比の棲息地間での比較はできなかった。

2. 環境要因と貝, 卵密度の相関関係

貝と卵密度とも, 水深の増加により減少, また流速 50cm/sec までは増加しそれ以上では減少する傾向にあった (Fig. 2)。一方, COD 及び捕食者相に対する貝と卵密度は, 測定範囲内の値では, 比較的ばらついていた (Fig. 3)。

環境要因と貝及び卵密度との関係を, ケンドールの順位相関係数により検定した。有意な相関は, 河川での流速と貝密度 (正) 及び河川での COD と卵密度 (正) との間にのみ認められた (Table. 3)。貝と卵密度について有意差がなかった棲息地 (Table. 1) は, それぞれの密度については区別されないという推論に基づき, それらについてデータをまとめて同様に相関分析を行った (Table. 3)。貝密度は, 水深と有意な負の相関, COD と有意な正の相関があり, 他の要因との相関は有意でなかった。卵密度は COD と有意な正の相関があり, 他の 3 要因との相関は有意でなかった。

3. 貝と卵密度の関係

全調査地点での貝密度 (x) と卵密度 (y) 間に一次回

Table. 2 Shell length of snails of three categories^{a)} in three habitats.

Habitat	No. of total snails	Shell length (no. of snails) ^{b)}		
		Immature mean $\pm$ SEM (mm)	Female mean $\pm$ SEM (mm)	Male mean $\pm$ SEM (mm)
Rice	53	6.09 ± 0.63^a (47)	23.84 ± 1.19^a (5)	24.08 (1)
Canal	75	10.10 ± 0.34^b (66)	24.64 ± 1.07^a (9)	— (0)
River	40	11.06 ± 0.80^b (17)	32.11 ± 1.23^b (13)	30.09 ± 1.72 (10)

a) Snails were grouped as immature (those with shells < 20 mm), female (those with shells > 20 mm and with female characters) and male (those with shells > 20 mm and male characters for the shell and operculum).

b) Means with the same superscripts in individual categories are not significantly different at $P>0.05$ (Tukey's test).

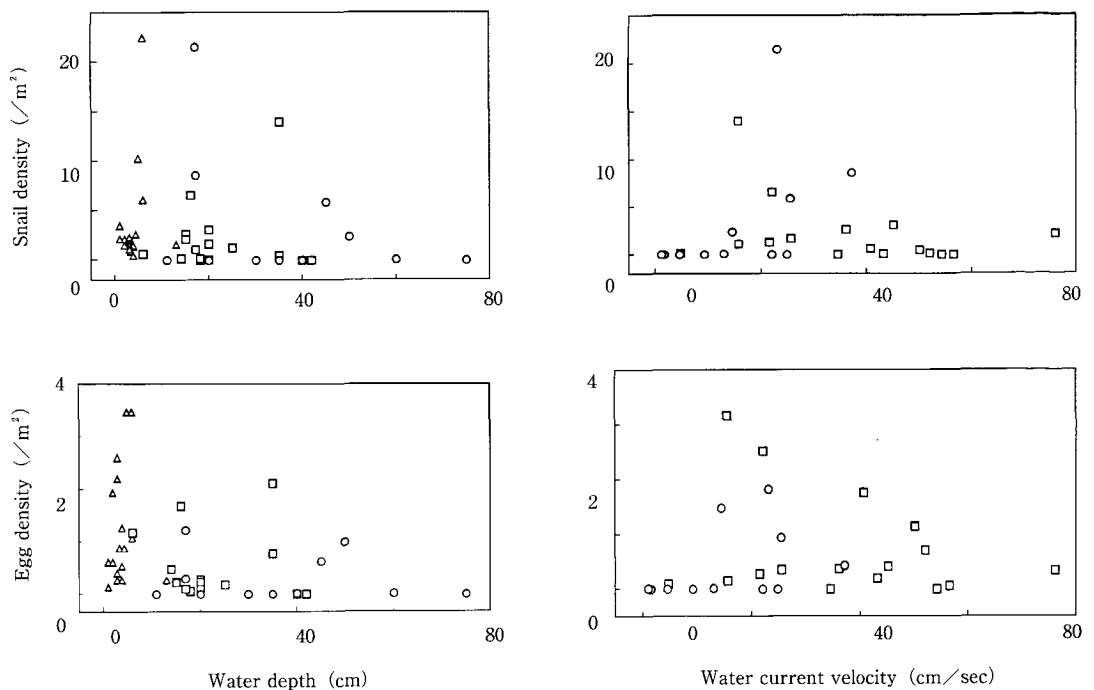


Fig. 2 Snail (top) and egg (bottom) densities plotted against water depth (left column) and against water current velocity (right column). Triangles, squares and circles designate these densities at the rice field, canal and river, respectively.

Table. 3 Kendall's coefficients of rank correlation between environmental factors and snail/egg densities.

Habitat	Sample no.	Environmental factor ^{a)}			
		Depth (cm)	WCV (cm/sec)	COD (ppm)	Predator ^{b)}
Snail					
Rice	17	0.094	— — — —	0.089	0.261
Canal	16	−0.174	−0.271	0.076	0.075
River	12	−0.074	0.569*	0.426	0.211
Combined ^{c)}	45	−0.268**	−0.165	0.221*	−0.055
Egg					
Rice	17	0.189	— — — —	0.065	0.088
Canal	16	−0.249	−0.059	0.235	−0.053
River	12	0.142	0.171	0.480*	0.035
Combined ^{d)}	28	−0.236	−0.164	0.378**	−0.010

a) Environmental factors measured at the location where snail and egg densities were estimated are water depth (Depth), water current velocity (WCV), chemical oxygen demand (COD), and predator fauna (predator).

b) Predator fauna was evaluated by the presence of predators: *Carassius* spp., *Zacco temminckii*, *Procambarus clarki* and *Potamon dehaani*.

c) The data were combined for all habitats.

d) The data were combined for canal and river.

帰線,

$$y=0.166x+0.554, r^2=0.390 \quad (1)$$

を得た。この回帰式の決定係数は有意であった ($F_{1,43}=27.494, P<0.001$)。各棲息地別に同様に一次回帰直線を

求めると、水田では

$$y=0.206x+1.064, r^2=0.45 \quad (2)$$

水路では

$$y=0.218x+0.258, r^2=0.673 \quad (3)$$

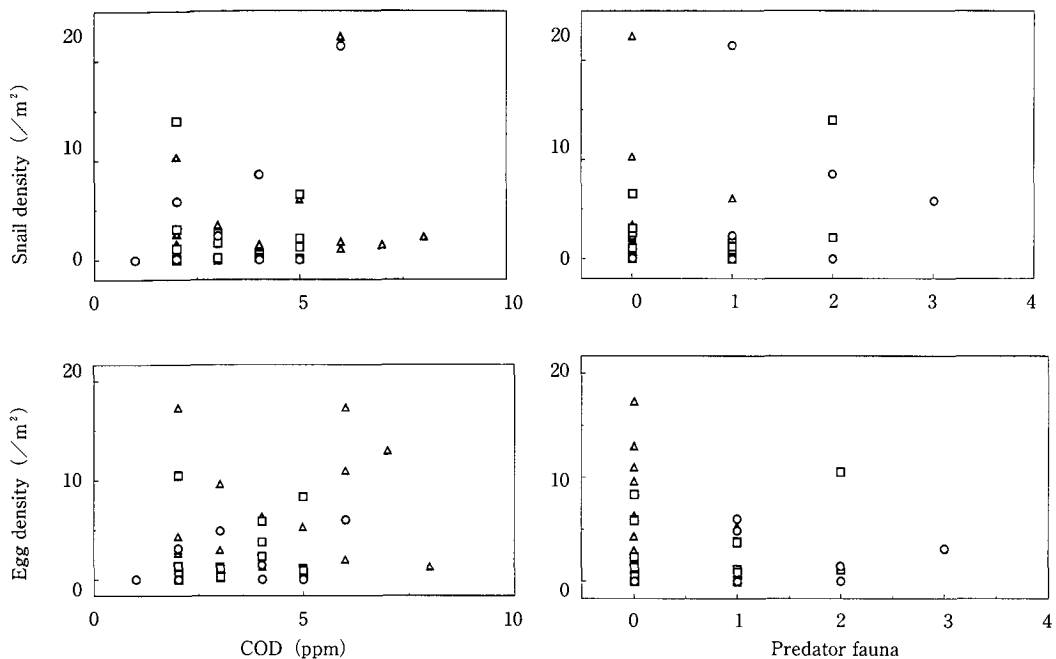


Fig. 3 Snail (top) and egg (bottom) densities plotted against COD (left column) and against predator fauna (right column). Symbols are as in Fig. 2.

河川では

$$y = 0.081x + 0.130, r^2 = 0.633 \quad (4)$$

となった。各棲息地の回帰式の決定係数は全て有意であった（水田, $n=17$, $F_{1,16}=12.343$, $P<0.01$; 水路, $n=16$, $F_{1,14}=28.859$, $P<0.001$; 河川, $n=12$, $F_{1,10}=17.172$, $P<0.001$ ）。

考 察

貝密度の標準誤差が河川では他の棲息地より大きくなっており（Table. 1），これは，水田で孵化した貝が，

成長しながら水路を通じて河川へ流れ込むことが原因となっている可能性がある。河川では，水路が注ぎ込んでいる場所から離れるほど，貝密度は減少する傾向にあった（Fig. 4）。このような河川内における場所の不均一性により，貝密度がよりばらついたと考えられる。卵密度も流入口付近で多い傾向があったにも関わらず，他の棲息場所より河川で有意に低かった。これは，貝が河川へと流れ込む間の加齢による産卵能力の低下がおこったか，河川へ流れ込む間にメスの死亡率がオスより高くなったか（若しくはその両方）により，個体群中のメスの比率が下がり，個体群当りの産卵数が低下したためであろう。河川において，貝密度と卵密度の回帰係数が最小（式（2）から（4）），メスの比率が最低であった（Table. 2）ことは，上の推論を支持している。

各棲息地内では，測定した環境要因と貝，卵密度との相関関係は殆どが有意でなかった（Table. 3）。この理由に，スクミリンゴガイの環境耐性と分析における標本数の不足の2つが考えられる。別種の貝であるが，環境要因の変異がその貝の耐性範囲内であるとき，棲息地によらず優占種となり，環境要因の影響を受けなくなる（Gutiérrez ら, 1997）。スクミリンゴガイは様々な環境で棲息でき（平井, 1989），今回測定した変動幅の環境要因ではこの貝は制限を受けず，優占種となっていたの

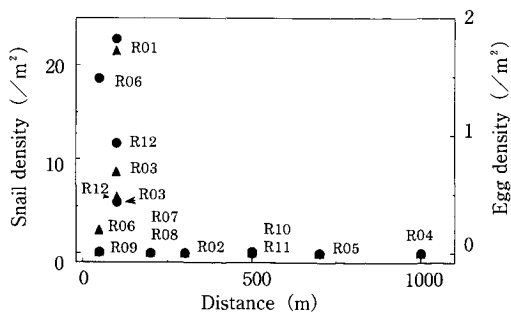


Fig. 4 Snail (triangles) and egg (circles) densities plotted against the distance at the study points from the nearest inlet of a canal in the rivers. Location codes shown beside the marks are the same as in Fig. 1.

かも知れない。もしそうならば、密度に有意差が認められなかった棲息地をまとめて分析しても、棲息地別と同様な結果が得られるであろう。しかし、棲息地別とまとめた相関分析の結果は、必ずしも一致していなかった (Table. 3)。

棲息地ごとでも、また棲息地をまとめても有意な相関が認められなかった環境要因は、おそらく貝の耐性範囲内にあったであろう。貝密度では捕食者相、卵密度では水深及び流速、捕食者相の要因がこれにあたる。また、棲息地別では有意でなくまとめて有意となった環境要因は、棲息地別の分析では標本数が少なくまとめることによって十分な標本数となり、分析の結果に違いを生じたのであろう。貝密度では水深と COD、卵密度では COD がこの要因にあたる。水深は貝密度と負の相関となっていた。貝は水深が増加するにつれ生活の場として避けるのであろう。水深は卵密度と有意な相関になかったが、水深の増加に対し卵密度が減少傾向にあったことから、貝は、産卵時に水深の深い場所を避けているかもしれない。COD と貝及び卵密度との正の相関と、汚濁した水質で COD が増加することから、この貝の生存にとって、水質の汚濁は有利な条件となると考えられる。

河川での流速と貝密度は有意な正の相関をしていたが、水路と河川データをまとめるとその相関は有意ではなくなった。これは、水路と河川をまとめることで、河川にはなかった流速 50cm/sec 以上となる貝が殆どいなくなる地点が加わり (Fig. 2)、それ以下の流速で成立していた流速の増加により貝密度が上昇するという傾向と合致しなくなったためと考えられる。そうであるなら、流速は 50cm/sec までは貝の生存にとって有利に働き、それ以上では不利になっていると思われる。おそらくこれ以上の流速では貝が流されてしまい、そのような場所で貝が少なくなるのであろう。水深 40cm 以上では、貝及び卵密度とも急減しており、これは貝が深い水深では捕食者が多くなり、それを避けているためかもしれない。原産地の南米では水深が深くなると天敵が多くなり、それらによる捕食を避けるため、リングガイ属の貝は深い場所を避けて岸辺に分布するようになるという (Guimarães, 1981)。本研究では捕食者の影響は見出されなかったが、深い場所での低い貝密度は、捕食者を避ける行動が日本に侵入した貝に残っている、ということを示唆する。

今回は、環境要因間の相互作用による貝と卵密度への影響を特定できなかった。このためには要因の値を固定し、さらに要因を組み合わせて実験を行う必要がある。また、今回は 8 月下旬から 9 月上旬に限って調査を行っ

たが、環境要因の貝卵密度への影響に季節変化があるか調べることも必要である。これらは、今後の課題である。

摘 要

水田、水路、河川において、スクミリンゴガイ密度とその卵塊密度を調査し、それらと環境要因の評価として用いた水深、流速、化学的酸素要求量、貝の捕食者相との相関関係を調べた。平均貝密度は各棲息地間でそれぞれ水田 3.72 ± 1.31 、水路 2.12 ± 0.90 、河川 3.20 ± 1.85 頭/m²であったが、有意な差は検出されなかった。卵密度は 1.84 ± 0.40 、 0.72 ± 0.24 、 0.39 ± 0.19 個/m²であり、棲息地間での差は有意であった。この貝の生存に影響を及ぼす環境要因として、水深 (負の相関、40cm 以深での生存の困難) 及び流速 (50cm/sec 以上での生存の困難)、COD (正の相関) が示された。高い COD 値は水質の劣化を示すものであり、貝の密度は水質の劣化により高められることが示唆された。捕食者相については、その影響は明確ではなかった。

引 用 文 献

- 張 寛敏 (1985) 台湾での農害猖獗のリングガイ。ちりばたん 16: 1-7.
- Gutiérrez, A., G. Perera, M. Yong, and J. A. Fernandez (1997) Relationships of the prosobranch snails *Pomacea paludosa*, *Tarebia granifera* and *Melanooides tuberculata* with the abiotic environment and freshwater snail diversity in the central region of Cuba. Malacol. Rev. 30: 39-44.
- 浜田善利・松本達也 (1985) 熊本県内のジャンボタニシ。九州の貝 24: 5-12.
- 平井剛夫 (1987) スクミリンゴガイの生態と防除。農業および園芸 62: 612-616.
- Guimarães, C. T. (1981) Algumas observações de campo sobre biologia e ecologia de *Pomacea haustorium* (Reeve, 1856) (Mollusca, Pilidae). Mem. Inst. Oswaldo Cruz 76: 343-351.
- 平井剛夫 (1989) スクミリンゴガイの発生と分布拡大。植物防疫 43: 498-501.
- 兼島盛吉・山内昌治・黒住耐二 (1987) スクミリンゴガイの発育に及ぼす飼育温度と密度の影響。九病虫研会報 33: 110-112.
- 近藤 章・田中福三郎 (1991) 岡山県におけるスクミリンゴガイの発生消長と越冬について。岡山農試研報 9: 39-42.
- Lacanilao, F. (1990) Reproduction of the golden apple

- snail (Ampullariidae): egg mass, hatching, and incubation. Phil. J. Sci. 119: 95-105.
- 増田 修 (1987) 静岡県焼津地区のスクミリングガイの野外観察および飼育実験. ちりぼたん 18: 35-41.
- 宮原義雄・大矢慎吾・平井剛夫 (1986) 九州地域における水稻などを加害するラプラタリングガイの生態的防除に関する緊急調査研究, 九州農業試験場, pp. 33.
- 小澤朗人・牧野秋雄 (1989) スクミリングガイの生態と防除. 植物防疫 43: 502-505.
- 菖蒲信一郎 (1996) スクミリングガイの生態と防除. 植物防疫 50: 211-217.
- 鈴木芳人・宮本憲治・松村正哉・有村一弘・F. Tibiano (1999) 水田に生息するスクミリングガイ稚貝の捕食性天敵. 九農研 61: 83.
- 矢野貞彦・森下正彦・城野晋・東勝千代 (1991) スクミリングガイの発生実態と防除対策. 和歌山県農試研報 14: 45-50.

(2000年4月30日 受領)