

## 西表島浦内川のマングローブ域における 滲の魚類群集構造と環境特性

南條楠土<sup>1)</sup>・加納光樹<sup>2)</sup>・堀之内正博<sup>3)</sup>・佐野光彦<sup>1)</sup>

### Fish Assemblage Structures and Environmental Conditions of Small Tidal Creeks in the Urauchi River Mangrove Estuary, Iriomote Island, Southern Japan

Kusuto Nanjo<sup>1)</sup>, Kouki Kanou<sup>2)</sup>, Masahiro Horinouchi<sup>3)</sup> and Mitsuhiko Sano<sup>1)</sup>

#### Abstract

Fish assemblage structures and environmental conditions (creek width, water depth, water temperature, salinity, turbidity, dissolved oxygen, sediment grain size, ignition loss, percentage cover of leaf litter, and percentage cover of mangrove prop and aerial roots) of small tidal creeks (less than 1.5 m width) in the Urauchi River mangrove estuary, Iriomote Island, Japan, were investigated at low tide in September, 2008. A total of 4492 individual fishes, most of small body size, comprising 32 species (8 families) were collected by quantitative sampling (using small hand nets) at 18 tidal creeks. Gobiidae was the most dominant family in species number and abundance (23 species, 4453 individuals). Five small-sized gobiids (i. e. *Pandaka lidwilli*, *Pseudogobius javanicus*, *Favonigobius reichei*, *Oligolepis acutipennis* and *Oxyurichthys cornutus*) were particularly dominant, comprising 92.3 % of the total individual number. In addition, some threatened species, including *Pandaka lidwilli* and *Butis amboinensis* (endangered species) and *Taenioides limicola* (vulnerable species), were also collected. Canonical correspondence analysis indicated that the percentage cover of mangrove prop and aerial roots may be the most important determinant of fish density patterns, the small tidal creeks with higher root cover harbouring more fishes. These results suggested that the small tidal creeks served as important microhabitats for small fishes, including some threatened species, during periods of maximum mangrove exposure (low tides).

- 
- 1) 東京大学大学院農学生命科学研究科 〒113-8657 東京都文京区弥生1-1-1  
Graduate School of Agricultural and Life Sciences, The University of Tokyo, 1-1-1 Yayoi, Bunkyo-ku, Tokyo 113-8657, Japan
  - 2) 茨城大学広域水圏環境科学教育研究センター 〒311-2402 茨城県潮来市大生1375  
Center for Water Environment Studies, Ibaraki University, 1375 Ohu, Itako, Ibaraki 311-2402, Japan
  - 3) 島根大学汽水域研究センター 〒690-8504 島根県松江市西川津町1060  
Research Center for Coastal Lagoon Environments, Shimane University, 1060 Nishikawatsu-cho, Matsue, Shimane 690-8504, Japan

(2009年12月18日受付 / 2010年1月19日受理)

## 緒 言

マングローブは熱帯や亜熱帯の潮間帯に生育する耐塩性植物(主に木本類)であり、波の穏やかな湾内の岸辺や河口域にマングローブ林と呼ばれる独特な群落を形成する。マングローブ林内には水路が網目状に入り込んでおり(Wolanski *et al.*, 1992)、水路の周囲にはマングローブが生育していない場所も広がっている。本研究では、マングローブ林とその周辺の干潟をマングローブ域と呼ぶ。マングローブ域は潮汐作用に伴って冠水と干出を繰り返すという特徴をもっている。すなわち、上げ潮時にはマングローブ林内や水路の水位が上昇し、マングローブの支柱根や気根が水没するが、下げ潮時には徐々に水位が下がり、マングローブ林内や水路、および周辺の干潟部分のほとんどが干出する。ただし、低潮時でもマングローブ域が完全に干上がることはなく、マングローブ林内から干潟面に形成される小規模な滞、もしくは潮溜まりなどにわずかに水が残存する。

これまでにマングローブ域で行われた魚類群集に関する研究によって、マングローブ域には砂地などの平坦な場所と比較して多様な魚類が生息することが知られている(Robertson and Duke, 1987; Robertson and Blaber, 1992; Blaber, 2000; Kathiresan and Bingham, 2001; Tongnunui *et al.*, 2002; Ikejima *et al.*, 2003; Shinnaka *et al.*, 2007)。これらの魚類の多くは上げ潮とともにマングローブ域に侵入し、下げ潮とともにマングローブ域から潮下帯にある他の生息場へ移動すると考えられている(Robertson and Duke, 1990; Vance *et al.*, 1996; Krumme *et al.*, 2004; Sheaves, 2005)。一方、低潮時にマングローブ林内から干潟面に形成される小規模な滞では、底生性ハゼ科魚類などの生息が確認されるが、そこに生息する魚類についての定量的なデータはほとんどないのが実状である。これは、これまでのマングローブ域での魚類群集に関する研究では、水路において比較的大きな曳網や刺網、定置網などを用いて魚類を採集していることが多く(例えば Blaber *et al.*, 1985; Robertson and Duke, 1990; Robertson and Blaber, 1992; Laegdsgaard and Johnson, 1995; Tongnunui *et al.*, 2002; Ikejima *et al.*, 2003; Shervette *et al.*, 2007 など)、水深20cmに満たないような滞において調査が行われなかったためであろう。

そこで本研究では、沖縄県西表島の浦内川河口域に位置するマングローブ域の滞において、低潮時に手網を用いて定量的に魚類を採集し、どのような魚種がどの程度の個体数密度で生息しているのかを明らかにした。さらに、滞の物理環境も測定し、滞魚類の分布パターンがどのような環境条件によって影響を受けているのかについても検討した。

## 材料と方法

### 調査地の概要

調査は沖縄県西表島の北部に位置する浦内川で行った(Fig. 1)。本河川は主流長が約19km、流域面積が

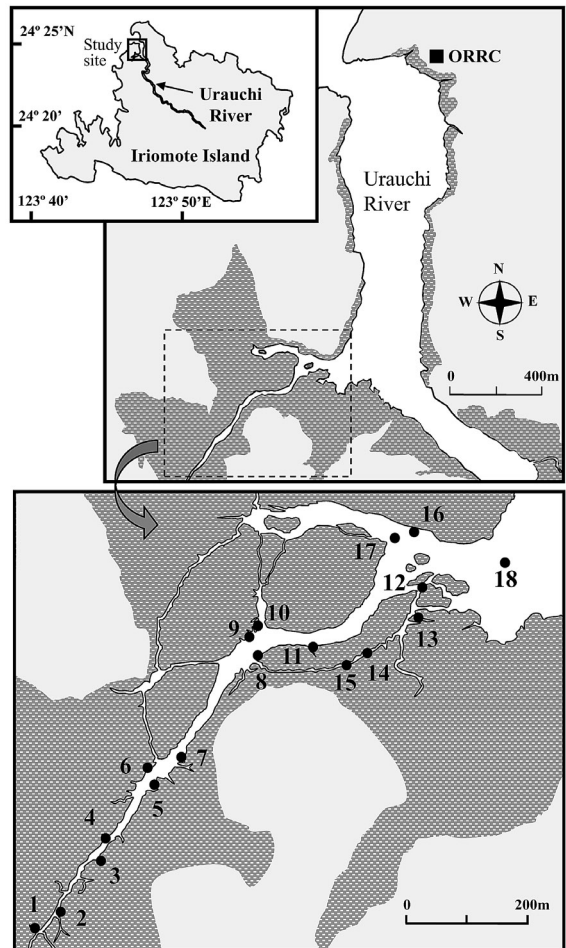


Fig. 1 Map of the Urauchi River mangrove estuary, Iriomote Island, Ryukyu Islands, Japan. □, mangrove forests; ●, small tidal creeks (1–18); ■, Okinawa Regional Research Center, Tokai University (ORRC).

約54 km<sup>2</sup>に及ぶ沖縄県内において最長の河川である。この河川には多くの魚類が生息し(Tachihara *et al.*, 2003; 鈴木・瀬能, 2005), これまでにその流域で確認された魚類の種数が成魚だけでも360種に達することから, わが国で最も魚類の種多様性が高い河川とされている(鈴木, 2004; 鈴木・瀬能, 2004)。本河川の河口域(北緯24° 24', 東経123° 46')には, ヤエヤマヒルギ *Rhizophora stylosa*, オヒルギ *Bruguiera gymnorrhiza*, メヒルギ *Kandelia obovata*, ヒルギダマシ *Avicennia marina* などによって構成されるマングローブ林が発達している。この河口域の左岸側の支流には, 人為的影響の少ない大規模なマングローブ原生林(主にヤエヤマヒルギが密生)が広がっているため, 本研究ではこの支流を調査地として選定した。この支流は潮位差が約1.5 mであり, 高潮時にはマングローブ林が冠水し, 低潮時には両岸に沿って干潟が出現する。干潟上には, マングローブ林内から流れ出した幅約1.5 m以下の滞りがいくつも形成される(Fig. 2)。

野外調査は2008年9月23日から9月25日にかけての昼間の低潮時に行なった。調査対象の支流を広く踏査したうえで, まず, 支流の上流側から下流側にかけて任意に18本の滞(滞番号1~18)を選出し(Fig. 1), 次に, 各々の滞において長さ5~8 mの調査区を設定した。なお, 各調査区の上下流端には, 魚類の移動を妨げる目合1.5 mmの網を設置した。

#### 物理環境

各調査区では, 最初に環境調査を実施した。測定項目は滞幅(cm), 水深(cm), 水温(°C), 塩分, 濁度(NTU), 溶存酸素(mg/ℓ), 底土の中央粒径値(μm)と有機物量(強熱減量, %), 底土上にあるリターの被度(%), マングローブの支柱根や気根の被度(% )の10項目であった。なお, 滞幅から溶存酸素までの6項目では, 潮の干満に伴う日周変化が予想されたが, 本研究では調査時の測定値で代表させた。

水深は調査区内において約1m間隔で5回測定



Fig. 2 A typical small tidal creek in the Urauchi River mangrove estuary, at low tide.



し、その平均値を算出した。水温、塩分、濁度、溶存酸素はマルチ水質モニタリングシステム U-21XD (HORIBA 社製) を用いて測定した。

底土の中央粒径値と有機物量は、次の手順で求めた。まず、コアサンプラー(直径15cm)を底土の表面から深さ2cmまで差し込み、底土の試料を採集した。採集した試料150gを1ℓの容器に入れ、蒸留水を加えて攪拌し、底土が完全に沈殿した後に上澄みを取り除くことを繰り返し、試料に含まれる塩分を除去した。次に、30%過酸化水素水を加えて有機物を分解し、上澄みを取り除くことで有機物を除去した。これらの処理を施した試料を乾燥機で乾燥させ、ふるいわけ法に供して底土の中央粒径値を求めた。ふるいわけには、目合い2000, 1000, 500, 250, 180, 125, 63 μmのステンレス篩をセットした電磁式振動篩器(フリッチュ社製, A-3PRO型)を用いた。ふるいわけ後、それぞれの篩に残留した試料の重量を電子天秤にて0.01gまで秤量し、これらの値から累積重量曲線を求めることで、中央粒径値を得た。有機物量は強熱減量を調べることで求めた。まず、脱塩した試料(約10g)を60℃で24時間乾燥させた。次に、恒量化したルツボに乾燥させた試料を入れて560℃で6時間強熱した。強熱前後で測定した試料の重量をもとに、以下の式から強熱減量を求めた。

$$\text{強熱減量(\%)} = (\text{強熱前試料重量} - \text{強熱後試料重量}) \\ \div \text{強熱前試料重量} \times 100$$

澁の底土上には、主にマングローブの葉や茎などからなるリターが堆積しているほか、場所によっては支柱根や気根が密生している。これらのリター、および支柱根・気根の被度は目視で求めた。

### 魚類採集

環境調査の終了後、調査区内で魚類の採集を実施した。採集方法は Meager *et al.* (2005) に従い、目合い1.5mm以下の手網を用いて、採集区域全体を掃きとるようにしてすべての魚類を採集した。その際、採集区域の幅と長さを巻尺で測定し、その面積を求めた。

採集した魚類は現場でただちに10%ホルマリンで固定し、研究室に持ち帰った後、種同定を行い、各種の個体数を計数した。ただし、環境省のレッドリストで絶滅の恐れが指摘されている種、および大量に採集された種については、現場で個体数を計数したのち、

可能な限り放流した。ハゼ亜目魚類の和名と学名は主に瀬能ほか(2004)および向井・鈴木(2004)に、またハゼ亜目以外は中坊(2000)に従った。

### 解析方法

各澁で採集した魚類の種数と個体数は1m<sup>2</sup>あたりの密度に換算した。澁に出現した魚類の個体数密度にどのような環境条件が影響を及ぼしているのかを明らかにするために、正準対応分析(Canonical correspondence analysis; 以下、CCA解析とする)を行なった(Ter Braak, 1986)。CCA解析では、局所性の強い種の個体数密度のパターンが結果に大きなバイアスをもたらす場合がある。そこで、本研究では出現した澁の本数が3本未満の種を除いた17種を解析の対象にした。環境条件には、澁幅、水深、水温、塩分、濁度、溶存酸素、中央粒径値、強熱減量、リターの被度、支柱根・気根の被度の10項目を用いた。なお、CCA解析を行うにあたり、各種の個体数密度や澁幅、水深、水温、塩分、濁度、溶存酸素、中央粒径値は対数変換[log<sub>10</sub>(x+1)]を、また、強熱減量やリターの被度、支柱根・気根の被度は逆正弦変換[arcsin√(x)]を行った。この解析によって算出されたCCA軸の有意性を調べるために、モンテカルロテストを用いて魚類マトリクスと環境マトリクスの間に相関関係は存在しないという帰無仮説を検証した(無作為化試行回数は999回)。

## 結 果

### 澁の環境特性

調査した各澁の環境特性をTable 1に示した。澁幅は澁間の差が大きく、20cmから120cmまで変動した。水深はどの澁も18cm以下であり、多くの澁では4cm以下と浅かった。水温は12番の澁で37℃と高かったが、それ以外の澁では27~32℃の範囲にあった。塩分は16番の澁を除けば、上流側の澁(1~5番)で低く、中・下流側の澁で高くなる傾向を示した。濁度とリターの被度は澁間の違いが大きく、それぞれ17~110NTUと3~50%の範囲であった。逆に、溶存酸素と底土の中央粒径値については澁間の違いが相対的に小さかった(それぞれ2.7~7.0mg/ℓ, 174~223μm)。なお、Wentworthの粒径区分に従うと、この中央粒径値は細砂(fine sand)に相当した(McLachlan and Brown, 2006)。底土の強熱減量も

Table 1 Environmental conditions in each small tidal creek (1-18) in the Urauchi River mangrove estuary.

Environment	Tidal creek																	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
Width (cm)	40	45	100	80	120	30	20	30	25	35	75	45	35	45	60	30	80	80
Depth (cm)*	3.2	7.6	17.2	8.8	16.2	2.6	1.2	1.4	2.4	3.2	5.8	1.6	2.8	2.0	2.6	2.2	2.8	2.2
Water temperature (°C)	28	28	28	29	29	30	28	30	29	32	30	37	28	29	30	27	31	32
Salinity	8	19	16	12	15	27	27	25	27	29	28	26	30	29	29	6	31	31
Turbidity (NTU)	54	28	17	23	45	47	28	83	55	71	85	110	26	32	45	93	84	88
Dissolved oxygen (mg/l)	4.9	4.2	3.0	3.5	3.1	2.7	3.4	3.0	7.0	3.3	2.7	4.0	3.2	4.7	3.7	5.1	4.4	5.4
Median grain size (μm)	219	207	176	174	216	189	192	223	198	196	189	179	195	201	192	212	200	196
Ignition loss (%)	1.8	3.3	4.1	4.1	2.3	19.5	4.8	5.6	3.6	4.7	2.7	2.9	2.2	2.4	2.5	5.0	2.1	1.1
Cover by leaf litter (%)	10	30	15	10	5	5	5	8	10	5	5	7	5	3	10	40	50	3
Cover by mangrove prop and aerial roots (%)	0	30	5	3	5	0	3	2	2	0	1	0	0	2	3	0	0	0

\*, average of 5 measurements

6番の滞 (19.5%)を除くと、滞間の違いはあまりなく、1.1~5.6%の範囲であった。支柱根・気根の被度はほぼすべての滞で5%以下であったが、上流側の滞で高く、下流側の滞で低い傾向を示した。

魚類の出現状況

滞で採集した魚類は合計8科32種(ただし、サルハゼ属の数種 *Oxyurichthys* spp. は1種として扱った)(Table 2), 4492個体であった。このうち、種数と個体数が最も多かったのはハゼ科であり、種数では全体の71.9%(23種)、個体数では99.1%(4453個体)を占めていた。ハゼ科に次いで多かったのはカワアナゴ科であるが、種数では9.4%(3種)、個体数では0.5%(23個体)を占めるにすぎなかった。

採集種数と個体数の密度を場所別にみると、種数は16番の滞で5.0種/m<sup>2</sup>、また個体数は11番の滞で208.3個体/m<sup>2</sup>と最も多かった(Table 2, Fig. 3)。逆に種数と個体数が最も少なかったのは18番の滞(1.3種/m<sup>2</sup>, 7.7個体/m<sup>2</sup>)であった。全体的にみると、種数は中流付近の滞で多く、個体数は下流側の滞で少ない傾向にあった。合計採集個体数が50個体以上で種レベルまで同定された種を優占種とすると、マングローブゴマハゼ *Pandaka lidwilli* (3289個体、総個体数の

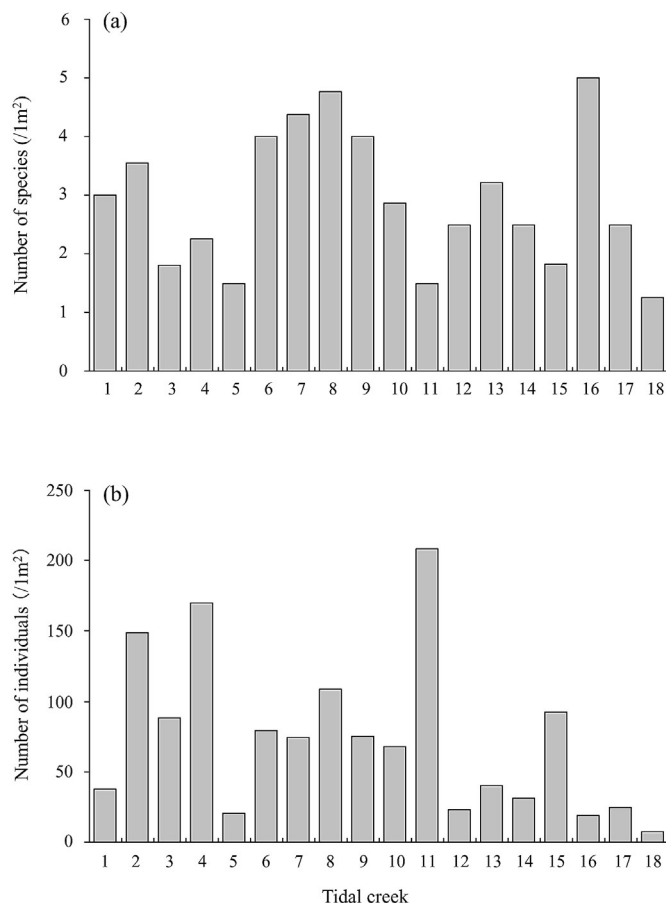


Fig. 3 Numbers of fish species (a) and individuals (b) in each small tidal creek (1-18) in the Urauchi River mangrove estuary.

Table 2 Number of fish individuals (/1m<sup>2</sup>) collected in each small tidal creek (1-18) in the Urauchi River mangrove estuary.

Family	Species name (abbreviation)	Tidal creek							
		1	2	3	4	5	6	7	8
Syngnathidae	<i>Hippichthys (Hippichthys) spicifer</i>				0.25				
Ambassidae	<i>Ambassis urotaenia</i>	0.50							
Apogonidae	<i>Apogon amboinensis</i>					1.83			
Pomacentridae	<i>Pomacentrus taeniometopon</i>					0.17			
Terapontidae	<i>Terapon jarbua</i>								
Eleotridae	<i>Butis amboinensis</i>			0.20					
	<i>Eleotris acanthopoma (E. aca)</i>	2.00							0.48
	<i>Eleotris melanosoma</i>			0.20					
Gobiidae	<i>Acentrogobius audax (A. aud)</i>								
	<i>Acentrogobius janthinopterus (A. jan)</i>	1.50	0.44	0.80	0.75	0.17		2.50	1.43
	<i>Acentrogobius multifasciatus (A. mul)</i>								
	<i>Acentrogobius moloanus (A. mol)</i>							3.13	0.48
	<i>Acentrogobius pflaumii</i>								
	<i>Callogobius sp.</i>				0.25			1.25	
	<i>Drombus sp.</i>								
	<i>Eutaenichthys sp.</i>								
	<i>Exyrias puntang</i>					0.67			
	<i>Favonigobius reichei (F. rei)</i>		0.44						
	<i>Glossogobius biocellatus (G. bio)</i>	0.50		0.40		0.33			
	<i>Glossogobius circumspectus</i>				1.00				
	<i>Mangarimus waterousi (M. wat)</i>		0.44			0.17			
	<i>Oligolepis acutipennis (O. acu)</i>	2.50	1.78	1.40	0.75	0.33	8.67		0.48
	<i>Oxyurichthys cornutus (O. cor)</i>			0.20			2.67		4.76
	<i>Oxyurichthys ophthalmonema (O. oph)</i>								1.90
	<i>Oxyurichthys visayanus (O. vis)</i>			0.20			2.00	0.63	0.48
	<i>Oxyurichthys spp. (O. spp.)</i>						2.00	1.25	0.95
	<i>Pandaka lidwilli (P. lid)</i>		128.89	84.00	163.50	16.83	36.67	58.13	43.33
	<i>Pandaka trimaculata (P. tri)</i>		1.78	0.60	0.25				
	<i>Pseudogobius javanicus (P. jav)</i>	30.50	12.44		3.25	0.17	27.33	7.50	54.76
	<i>Taenioides limicola</i>				0.25				
	<i>Yongeichthys criniger (Y. cri)</i>		2.22						
Soleidae	<i>Synaptura marginata</i>								
Total no. of individuals (/1m <sup>2</sup> )		37.50	148.43	88.00	170.25	20.67	79.34	74.39	109.05
Total no. of species (/1m <sup>2</sup> )		3.00	3.47	1.80	2.25	1.50	4.00	4.38	4.76
Sampling area (m <sup>2</sup> )		2.0	2.3	5.0	4.0	6.0	1.5	1.6	2.1

73.2%), スナゴハゼ *Pseudogobius javanicus* (558 個体, 12.4%), ミナミヒメハゼ *Favonigobius reichei* (127 個体, 2.8%), ノボリハゼ *Oligolepis acutipennis* (121 個体, 2.7%), カマヒレマツゲハゼ *Oxyurichthys cornutus* (52 個体, 1.2%) が優占種であり, これら 5 種で総個体数の 92.3% を占めていた (Table 2).

なお, 本研究では環境省のレッドリストで絶滅危惧 I B 類のマングローブゴマハゼとヤエヤマノコギリハゼ *Butis amboinensis* や絶滅危惧 II 類のヒゲワラスボ *Taenioides limicola* などを含む希少魚類 4 種が確認された (Table 2). 上述したように, マングローブゴマハゼは滞で最も優占した種でもあった.

#### 魚類の出現と滞の環境特性

滞に出現する魚類の個体数密度にどのような環境条件が影響を及ぼしているのかを明らかにするため

に CCA 解析を行った (Fig. 4). その結果, CCA 第 1 軸の固有値は 0.16 (寄与率 30.8%), 第 2 軸の固有値は 0.08 (寄与率 16.0%) であり, 第 1 軸と第 2 軸で魚類の分布データから得られた全分散 (total inertia) 0.524 の 46.8% を説明した. モンテカルロテストの結果, 両軸の P 値はともに有意な値をとり (第 1 軸, P=0.001; 第 2 軸, P=0.002), 帰無仮説が棄却されたことから, 各軸で表現される魚類の個体数密度パターンと環境条件との間には有意な相関関係が認められた.

CCA 座標上における滞の位置をみると, 第 1 軸の正の側には支流の下流側の滞 (滞番号 12~18), 負の側には上流側の滞 (滞番号 1~7) がそれぞれ位置した. 中流付近の滞 (滞番号 8~11) はそれらの間に位置した.

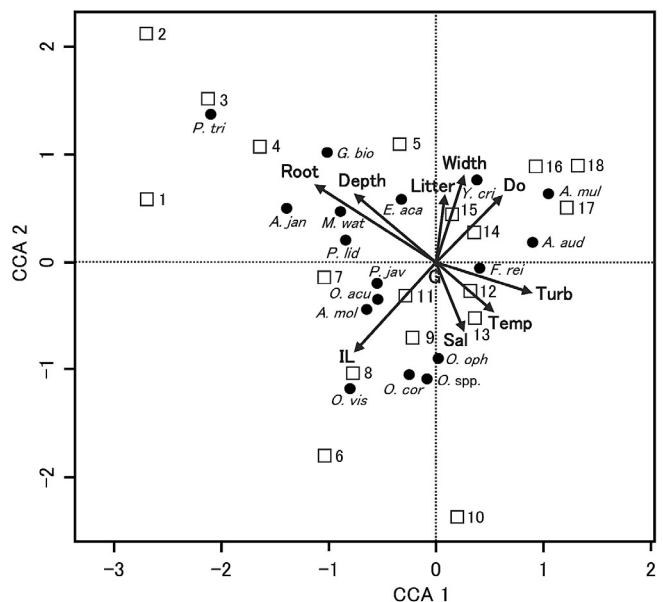
環境条件について, 固有ベクトルが第 1 軸の正の向きであったのは, 滞幅, 水温, 塩分, 濁度, 溶存酸

(number of individuals / 1m <sup>2</sup> )									
9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
									0.21
		0.17 0.50			0.31	0.91	0.50	1.46	
	0.36			0.36		0.91	0.50	2.50	0.63
			0.94	0.36	0.31		1.00	1.46	0.63
							7.08	1.46	0.42
						0.30			
4.00	2.86		8.75	6.43	1.56	3.03	4.00	6.46	2.08
							0.50		
0.50									0.21
3.50	8.57	4.17	1.56	3.93	2.82				1.04
2.00	6.79	1.50		1.43			0.50		
0.50	5.00	1.33	0.31	1.07			0.50		
			0.63						
2.00	25.00	0.33	0.94	0.71	0.63				0.83
53.00	1.43	196.67	4.38	8.21	14.69	59.70	7.00		
10.00	17.85	3.50	5.31	17.50	9.38	27.27	0.50	1.88	
		0.17							
					0.94		3.50	0.21	3.75
								0.21	
75.50	67.86	208.34	22.82	40.00	30.64	92.12	18.50	24.80	7.72
4.00	2.86	1.50	2.50	3.21	2.50	1.82	5.00	2.50	1.25
2.0	2.8	6.0	3.2	2.8	3.2	3.3	2.0	4.8	4.8

素, およびリターの被度であり, 負の向きであったのは, 水深, 強熱減量, および支柱根・気根の被度であった. 第1軸と最も相関が高かったのは支柱根・気根の被度 ( $R = -0.66$ ) であり, 次いで濁度 ( $R = 0.56$ ) であった. 第2軸については, 滞幅, 水深, 溶存酸素, リターの被度, および支柱根・気根の被度の固有ベクトルは正の方向を, それ以外の環境条件の固有ベクトルは負の方向を示した. 第2軸と相関が高かったのは滞幅 ( $R = 0.55$ ) と強熱減量 ( $R = -0.53$ ) であった. これらの環境条件のうち, 特に, 支柱根・気根の被度は寄与率の最も高い第1軸と高い相関関係にあり, 魚類の個体数密度パターンに最も大きな影響を及ぼす環境条件であった.

次に, 解析の対象とした滞魚類(滞18本のうち, 3本以上に出現した種)の座標上の位置をみると, それらの多くが第1軸の負の側に位置しており, 正の側に位置したのは優占種のミナミヒメハゼを含む4種のみであった. 最も個体数密度が高かったマングローブゴマハゼは, 第1象限(第1軸の負の側, 第2軸の正の側)に位置し, 支柱根・気根の被度と正の相

Fig. 4 Canonical correspondence analysis ordination diagram based on fish species abundances in each small tidal creek (1-18) in the Urauchi River mangrove estuary. Environmental conditions are represented by vectors: Width, creek width; Depth, water depth; Temp, water temperature; Sal, salinity; Turb, turbidity; Do, dissolved oxygen; G, median grain size; IL, ignition loss; Litter, cover by leaf litter; Root, cover by mangrove prop and aerial roots. ●, fish species; □, small tidal creeks (1-18). Species abbreviations are given in Table 2.



関関係を示した。

## 論 議

本研究では、今までほとんど注目されてこなかったマングロープ域の滞(低潮時にマングロープ林内から干潟面に形成される小規模な水路で、本調査地ではほとんどが幅50 cm 前後で水深数 cm 程度のもの)において、手網を用いて魚類を定量的に採集した。その結果、合計で8科32種の魚類が採集され、それらの平均個体数密度は高いところで208.3個体/m<sup>2</sup>に達した。例えば、オーストラリアのマングロープ域において低潮時の水路で小型地曳網を用いて魚類採集を行った研究では、魚類の平均個体数密度は31.3個体/m<sup>2</sup>であった(Robertson and Duke, 1990)。また、アメリカ、メキシコ、オーストラリア、マレーシアなどのマングロープ域魚類に関する研究結果をまとめたRobertson and Blaber (1992)によると、マングロープ域魚類の平均個体数密度は0.3~161個体/m<sup>2</sup>の範囲であったと報告されている。これらの研究結果とは採集漁具が異なるために厳密な比較はできないものの、本研究によって低潮時のマングロープ域の滞にも多くの魚類が比較的高い密度で生息していることが明らかになった。

本研究で採集された魚類のなかではハゼ科魚類が総種数および総個体数のほとんどを占めており、優占種もすべてハゼ科魚類(マングロープゴマハゼ、スナゴハゼ、ミナミヒメハゼ、ノボリハゼ、カマヒレマツゲハゼ)で構成されていた。優占種のうちで最も個体数密度の高かったマングロープゴマハゼは成魚でも体長15 mm 程度の小型種であり(瀬能ほか, 2004)、また、他のハゼ科魚類の大半も体長数 cm ほどの小型種か稚魚期の個体(南條ほか, 未発表データ)であった。したがって、本調査地の滞は低潮時にハゼ科魚類をはじめとする小型魚類によって主に利用されていたといえる。このような小型魚類にとって、滞はマングロープ林内や干潟面のほとんどが干出する時間帯にも利用することができる重要な場所のひとつである可能性がある。例えば、水位の高い時間帯にマングロープの支柱根・気根の間やその表面を主な生息場所としている魚類の場合、低潮時にマングロープ林内やその近傍にある滞に留まることで、潮の干満に対応して行わなければならない移動の距離を短縮することが可能になる。一般に、移動距離が長ければ、移動に伴うエネルギーコストや移動中に捕食される危険性がより高く

なるが(Crowl, 1989; Sogard and Able, 1994; Sheaves, 2005)、滞を利用することでそれらを低く抑えることができる予想される。また、上げ潮時には、水位の上昇とともに滞から林内などへ移動することで、競争関係にある他種、あるいは個体に先駆けて、餌資源の多い好適な場所にいち早く到達することも可能になる(Sheridan, 1997; Gibson, 2003)。本研究では裏付けとなるデータは取っていないものの、滞はこのようなメリットを小型魚類に提供している可能性がある。滞が魚類にとってどのような意義を持つ場所なのか、さらに研究を進めて解明していく必要がある。

本研究では、種によって滞間で個体数密度に違いがみられた。CCA 解析の結果によると、滞魚類の個体数密度に最も大きな影響を及ぼしていた環境条件は支柱根・気根の被度であり、多くの魚類で支柱根・気根の被度が高い滞ほど個体数密度が高くなる傾向にあった。一般に、マングロープ域に生息する魚類のやや大きな時空間スケールでの分布パターンに影響を及ぼす環境条件として、水温(Robertson and Duke, 1987; Williamson *et al.*, 1994)、濁度(Cyrus and Blaber, 1992; Blaber, 2000; Nagelkerken *et al.*, 2008)、水深(Robertson and Duke, 1990; Laegdsgaard and Johnson, 1995)などがあげられているが、マングロープ域内のより小さな空間スケールでは、マングロープの根の複雑さの違いが魚類の分布パターンに影響を及ぼす重要な要因であるとされている(Faunce and Serafy, 2006)。したがって、本研究では、浦内川支流の流程わずか1 km ほどの範囲にあるマングロープ域に調査地を限定し、そのなかでも滞という小さな空間スケールのみで魚類の分布状況と環境条件との関わりを調べたために、他の環境条件よりも支柱根・気根の被度の違いが魚類の個体数密度パターンに大きな影響を及ぼしていたという結果が得られたのであろう。

それでは、本調査地の滞では、なぜ、支柱根・気根の被度が大きくなるほど小型魚類の個体数密度が高くなったのであろうか。これまでの研究によって、マングロープの支柱根や気根の複雑な構造は、小型魚類にとって捕食者に対するシェルターとしての機能をもつと考えられている(Robertson and Duke, 1987; Thayer *et al.*, 1987; Robertson and Blaber, 1992; Rönnbäck *et al.*, 1999; Blaber, 2000; Kathiresan and Bingham, 2001; Laegdsgaard and Johnson, 2001;



Manson *et al.*, 2005; Verweiji *et al.*, 2006). 滯は全体的に水深が浅い生息場であるが、近年では、マングローブ域のそのような浅場にも進入することができる小型の魚食魚や、一部の大型魚食魚の存在が確認され、それらの捕食が小型魚類に対して大きな影響を及ぼすことが指摘されている (Baker and Sheaves, 2005; Baker and Sheaves, 2006). 実際に、浦内川に出現する多くの魚類の食性を詳細に調べた最近の研究では、滯にも生息しているミナミヒメハゼやゴマハゼ属などの小型ハゼ科魚類が、様々なサイズの魚食魚の消化管から出現している (Nanjo *et al.*, 2008). これらのことから、本調査地においても、小型魚類は捕食を避けるために支柱根や気根の被度が高い滯に集まっていると推察された。

ただし、マングローブ域魚類の分布パターンには、捕食圧、あるいは捕食による死亡率のほかにも、様々な要因が影響を及ぼしているものと考えられている。例えば、マングローブ域は小型魚類にとって餌場としても重要であり (Bell *et al.*, 1984; Thayer *et al.*, 1987; Chong *et al.*, 1990; Robertson and Blaber, 1992; Rönnbäck *et al.*, 1999; Blaber, 2000; Sheaves and Molony, 2000; Kathiresan and Bingham, 2001; Laegdsgaard and Johnson, 2001; Manson *et al.*, 2005; Verweiji *et al.*, 2006), 支柱根・気根の表面に生息する小型無脊椎動物や付着藻類を主に餌とする魚類の場合には、支柱根・気根が密生しているところの方が利用可能な餌の量が相対的に多いため、そのような滯を選好することも考えられる。さらに、小型種や稚魚のようにあまり遊泳力がない魚類では、支柱根・気根が密生しているために相対的に水流が弱くなっている滯に集群している、あるいは、下げ潮時にそのような滯に取り残されやすい可能性もある。これらの要因が滯魚類の分布パターンを決定するうえで相対的にどの程度重要なのか、さらに研究を進めていく必要がある。

本研究により、マングローブ域の滯は低潮時にマングローブゴマハゼなどの希少種を含む様々な小型魚類が利用する重要な微細生息場のひとつとなっていることが示された。したがって、魚類の種多様性保全の観点から各地域のマングローブ域の保全を行う際には、滯も含めたうえで優先的に保全すべき場所の選定や保全計画の立案などを検討することが望ましい。現在、世界各地の熱帯・亜熱帯域の河口域では盛んにマ

ングローブの植林事業が進められているが、今後は滯などの微細生息場の創出、あるいは再生まで視野に入れた計画の立案が求められることになるであろう。

## 謝 辞

浦内川での調査に多大なご協力をいただいた東海大学沖縄地域研究センターの河野裕美准教授、崎原健氏、水谷晃氏、および株式会社水圏科学コンサルタントの吉田勝美氏、山本龍太氏、久城圭氏、また、ハゼ科魚類の一部を同定していただいた長尾自然環境財団の渋谷浩一氏、英文校閲をいただいた Graham S. Hardy 氏に厚く御礼申し上げます。本研究は、環境省の平成20年度西表島及び与那国島における水域及び集落周辺における希少野生生物の現状把握調査業務として行われた。

## 参 考 文 献

- Baker, R. and M. Sheaves (2005): Redefining the piscivore assemblage of shallow estuarine nursery habitats. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **291**, 197-213.
- Baker, R. and M. Sheaves (2006): Visual surveys reveal high densities of large piscivores in shallow estuarine nurseries. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **323**, 75-82.
- Bell, J. D., D. A. Pollard, J. J. Burchmore, B. C. Pease and M. J. Middleton (1984): Structure of a fish community in a temperate tidal mangrove creek in Botany Bay, New South Wales. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.*, **35**, 33-46.
- Blaber, S. J. M. (2000): *Tropical Estuarine Fishes: Ecology, Exploitation and Conservation*. Blackwell Science, Oxford. 372pp.
- Blaber, S. J. M., J. W. Young and M. C. Dunning (1985): Community structure and zoogeographic affinities of the coastal fishes of the Dampier region of north-western Australia. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.*, **36**, 247-266.
- Chong, V. C., A. Sasekumar, M. U. C. Leh and R. Dacruz (1990): The fish and prawn communities of a Malaysian coastal mangrove system, with comparisons to adjacent mud flats and inshore waters. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **31**, 703-722.
- Crowl, T. A. (1989): Effects of crayfish size,

- orientation, and movement on the reactive distance of largemouth bass foraging in clear and turbid water. *Hydrobiologia*, **183**, 133–140.
- Cyrus, D. P. and S. J. M. Blaber (1992): Turbidity and salinity in a tropical northern Australian estuary and their influence on fish distribution. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **35**, 545–563.
- Faunce, C. H. and J. E. Serafy (2006): Mangroves as fish habitat: 50 years of field studies. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **318**, 1–18.
- Gibson, R. (2003): Go with the flow: tidal migration in marine animals. *Hydrobiologia*, **503**, 153–161.
- Ikejima, K., P. Tongnunui, T. Medej and T. Taniuchi (2003): Juvenile and small fishes in a mangrove estuary in Trang province, Thailand: seasonal and habitat differences. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **56**, 447–457.
- Kathiresan K and B. L. Bingham (2001): Biology of mangroves and mangrove ecosystems. *Adv. Mar. Biol.*, **40**, 81–251.
- Krumme, U., U. Saint-Paul and H. Rosenthal (2004): Tidal and diel changes in the structure of a nekton assemblage in small intertidal mangrove creeks in northern Brazil. *Aquat. Living Resour.*, **17**, 215–229.
- Laegdsgaard, P. and C. R. Johnson (1995): Mangrove habitats as nurseries: unique assemblages of juvenile fish in subtropical mangroves in eastern Australia. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **126**, 67–81.
- Laegdsgaard, P. and C. R. Johnson (2001): Why do juvenile fish utilise mangrove habitats? *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **257**, 229–253.
- Manson, F. J., N. R. Loneragan, G. A. Skilleter and S. R. Phinn (2005): An evaluation of the evidence for linkages between mangroves and fisheries: a synthesis of the literature and identification of research directions. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.*, **43**, 483–513.
- McLachlan, A. and A. C. Brown (2006): The ecology of sandy shores, 2nd edition. Academic Press, Burlington. 373pp.
- Meager, J. J., I. Williamson and R. King (2005): Factors affecting the distribution, abundance and diversity of fishes of small, soft-substrata tidal pools within Moreton Bay, Australia. *Hydrobiologia*, **537**, 71–80.
- 向井貴彦・鈴木寿之 (2005): 沖縄島で採集されたマングローブゴマハゼ (新称). *日本生物地理学会会報*, **60**, 69–74.
- Nagelkerken, I., S. J. M. Blaber, S. Bouillon, P. Green, M. Haywood, L. G. Kirton, J.-O. Meynecke, J. Pawlik, H. M. Penrose, A. Sasekumar and P. J. Somerfield (2008): The habitat function of mangroves for terrestrial and marine fauna: a review. *Aquat. Bot.*, **89**, 155–185.
- 中坊徹次編 (2000): 日本産魚類検索: 全種の同定, 第2版. 東海大学出版会, 東京. 1476pp.
- Nanjo, K., H. Kohno and M. Sano (2008): Food habits of fishes in the mangrove estuary of Urauchi River, Iriomote Island, southern Japan. *Fish. Sci.*, **74**, 1024–1033.
- Robertson, A. I. and S. J. M. Blaber (1992): Plankton, epibenthos and fish communities. 173–224. In: Robertson, A. I. and D. M. Alongi eds., *Tropical Mangrove Ecosystems*. American Geophysical Union, Washington, DC.
- Robertson, A. I. and N. C. Duke (1987): Mangroves as nursery sites: comparisons of the abundance and species composition of fish and crustaceans in mangroves and other nearshore habitats in tropical Australia. *Mar. Biol.*, **96**, 193–205.
- Robertson, A. I. and N. C. Duke (1990): Mangrove fish-communities in tropical Queensland, Australia: spatial and temporal patterns in densities, biomass and community structure. *Mar. Biol.*, **104**, 369–379.
- Rönnbäck, P., M. Troell, N. Kautsky and J. H. Primavera (1999): Distribution pattern of shrimps and fish among *Avicennia* and *Rhizophora* microhabitats in the Pagbilao mangroves, Philippines. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **48**, 223–234.
- 瀬能宏・鈴木寿之・渋川浩一・矢野維幾 (2004): 日本のハゼ. 平凡社, 東京. 534pp.
- Sheaves, M. (2005): Nature and consequences of biological connectivity in mangrove systems. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **302**, 293–305.
- Sheaves, M. and B. Molony (2000): Short-circuit in

- the mangrove food chain. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **199**, 97-109.
- Sheridan, P. (1997): Benthos of adjacent mangrove, seagrass and non-vegetated habitats in Rookery Bay, Florida, USA. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **44**, 455-469.
- Shervette, V. R., W. E. Aguirre, E. Blacio, R. Cevallos, M. Gonzalez, F. Pozo and F. Gelwick (2007): Fish communities of a disturbed mangrove wetland and an adjacent tidal river in Palmar, Ecuador. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **72**, 115-128.
- Shinnaka, T., M. Sano, K. Ikejima, P. Tongnunui, M. Horinouchi and H. Kurokura (2007): Effects of mangrove deforestation on fish assemblage at Pak Phanang Bay, southern Thailand. *Fish. Sci.*, **73**, 862-870.
- Sogard, S. M. and K. W. Able (1994) Diel variation in immigration of fishes and decapod crustaceans to artificial seagrass habitat. *Estuaries*, **17**, 622-630.
- 鈴木寿之 (2004): 西表島浦内川の魚類とその存続の危機. *理科通信サイエンスネット*, **22**, 8-11.
- 鈴木寿之・瀬能宏 (2004): 西表島の陸水性魚類に迫る絶滅の危機. *魚類学雑誌*, **51**, 72-74.
- 鈴木寿之・瀬能宏 (2005): 西表島浦内川とトゥドゥマリ浜の魚類目録 (予報). 西表島浦内川河口域の生物多様性と伝統的自然資源利用の総合調査報告書Ⅱ. 西表島浦内川流域研究会, 沖縄. 11pp.
- Tachihara, K., K. Nakao, K. Tokunaga, Y. Tshuhako, M. Takada and T. Shimose (2003): Ichthyofauna in mangrove estuaries of the Okinawa, Miyako, Ishigaki and Iriomote islands during August from 2000 to 2002. *Bull. Soc. Sea Water Sci. Japan*, **57**, 481-490.
- Ter Braak, C. J. F. (1986): Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, **67**, 1167-1179.
- Thayer, G. W., D. R. Colby and W. F. Hettler (1987): Utilization of the red mangrove prop root habitat by fishes in south Florida. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **35**, 25-38.
- Tongnunui, P., K. Ikejima, T. Yamane, M. Horinouchi, T. Medej, M. Sano, H. Kurokura and T. Taniuchi (2002): Fish fauna of the Sikao Creek mangrove estuary, Trang, Thailand. *Fish. Sci.*, **68**, 10-17.
- Vance, D. J., M. D. E. Haywood, D. S. Heales, R. A. Kenyon, N. R. Loneragan and R. C. Pendrey (1996): How far do prawns and fish move into mangroves? Distribution of juvenile banana prawns *Penaeus merguensis* and fish in a tropical mangrove forest in northern Australia. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **131**, 115-124.
- Verweij, M. C., I. Nagelkerken, D. de Graaff, M. Peeters, E. J. Bakker and G. van der Velde (2006): Structure, food and shade attract juvenile coral reef fish to mangrove and seagrass habitats: a field experiment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **306**, 257-268.
- Williamson, I., C. King and P. B. Mather (1994): A comparison of fish communities in unmodified and modified inshore habitats of Raby Bay, Queensland. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **39**, 401-411.
- Wolanski, E., Y. Mazda and P. Ridd (1992): Mangrove hydrodynamics. 43-62. In: Robertson, A. I. and D. M. Alongi eds., *Tropical Mangrove Ecosystems*. American Geophysical Union, Washington, DC.

