

浜名湖の埋立地に建設された人工水路の魚類群集構造 —隣接した開放的な沿岸海域との比較—

瀧ヶ崎一弥^{1)*}・佐野光彦¹⁾

Fish assemblage structure in an artificial canal on reclaimed land in Lake Hamana, central Japan: comparison with an adjacent shore zone

Kazuya TAKIGASAKI* and Mitsuhiko SANÔ

Abstract : To determine whether or not fish assemblage structures differed between a concrete-walled canal, with a sandy bottom and markedly slower current velocity, on reclaimed land and the adjacent sandy shore with scattered boulders, sampling using a seine net was conducted in Lake Hamana, Shizuoka Prefecture, Japan, in March, June and September 2012. The mean total number of fish species per tow was significantly lower in the canal than along the adjacent shore throughout the study period, because of the lower number of resident benthic fish species in the canal. The mean total number of individuals, on the other hand, was greater in the canal in June due to higher juvenile abundances of the goby *Favonigobius gymnauchen* and nibbler *Girella punctata*, although not in other months. A similarity index indicated a distinct difference in species composition of the fish assemblages in the canal and along the shore. In addition, the mean standard length of all fishes collected throughout the study period was significantly less in the canal. These results suggested that the fish assemblage structures differed significantly between the canal and shore, with some juvenile fishes preferring the former environment, despite its lessened suitability for many species.

Keywords : Artificial canal, Fish assemblage, Reclaimed land, Lake Hamana

1. はじめに

沿岸域は海域と陸域との間のエコトーンに相当し、地球上で最も生産性の高い生態系のひとつを形成している。その沿岸生態系は高い生物多様性や生態系機能を有するために、保全の必要性が高い領域となっている（清野，2000）。その一方で、著しく進行する都市化や活発化する人間活動により、沿岸生態系は急激に劣化し（LOTZE *et al.*,

2006）、その問題は世界的な関心事となっている（SEAMAN, 2007）。

我が国においては、1960年代以降、高度経済成長と歩調を合わせるように、産業・住宅用地や海浜公園の造成、海岸防災の徹底などを目的とした沿岸域の埋立てが急速に進められた。その結果、沿岸浅海域の多くは陸地化し、沿岸生物の生息場は減少、あるいは場所によっては消滅してしまった（倉田，1977；堀江，1994；石川ら，1999）。このため、多くの沿岸生物が影響を受け、個体数の低下や絶滅がみられた（中条ら，2008）。

このように、埋立てによる陸地化は沿岸生物の生息場を奪うが、その一方で埋立地には今までにない新たな生息環境が造りだされることもある。例えば、自然石や消波ブロックなどを用いた石積傾斜護岸、あるいは導水や排水、親水、船舶の航行などを目的に建設される、コンクリート張りの人工水路である。石積傾斜護岸では岩礫性の生息

1) 東京大学大学院農学生命科学研究科生圏システム学専攻

〒113-8657 東京都文京区弥生 1-1-1

Department of Ecosystem Studies, Graduate School of Agricultural and Life Sciences, The University of Tokyo.

1-1-1 Yayoi, Bunkyo-ku, Tokyo, 113-8657, Japan

Tel/Fax: 03-5841-8921

* E-mail: kzy0615@gmail.com

環境が形成され、潮下帯においては大型褐藻が繁茂したり、メバル類やアイナメ類などの多様な魚類が出現したりすることが報告されている (e.g., 森ら, 1991; 日下部ら, 2005)。一方、海域と連結する人工水路も、海水が流入するため、魚類を含めた沿岸生物の生息場として機能する可能性がある。しかし、人工水路がどのような環境を形成し、どのような魚類の生息場となっているのかはほとんどわかっていない。

そこで本研究では、静岡県西部に位置する浜名湖において、埋立地に建設されたコンクリート張りの人工水路と周囲の開放的な海域とを比較することによって、人工水路の環境特性を把握し、そこにどのような魚類群集が形成され、その群集構造が周囲の海域のものとの程度異なるのかを明らかにすることを目的とした。

2. 材料と方法

2.1 調査地の概要と調査時期

本研究は、浜名湖の埋立地（浜松市弁天島）に建設された人工水路（ $34^{\circ}70'N$, $137^{\circ}60'E$ ）、およびそれに隣接する開放的な海域（以下、それぞれ水路内、水路外と呼ぶ）において、2012年の3月、6月および9月に行った (Fig. 1)。浜名湖（総面積 74 km^2 , 周囲 141 km ）は、南端の今切口で遠州灘に接続しており、潮汐周期で外洋水が流入する内湾である (松田, 1999)。

人工水路は、幅約 4 m 、全長約 420 m の小規模なもので、親水および導・排水の目的で1988年に建設された (Fig. 2a)。底面は平坦なコンクリートで、その上には中砂 (須田・早川, 2002) が厚さ 5 cm 程度で堆積していた。両側面はコンクリートあるいは積み石による垂直護岸となっている。人工水路の両端は周囲の開放的な水域と繋

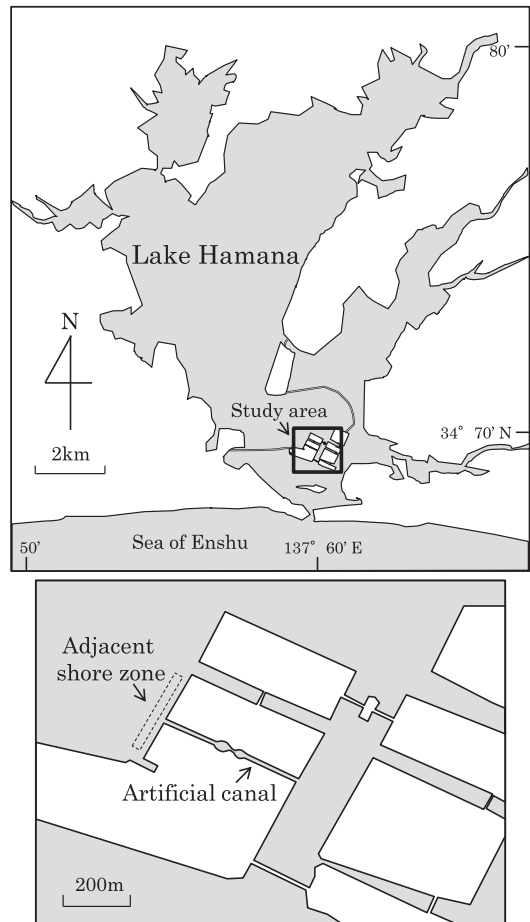


Fig. 1. Map of Lake Hamana, western Shizuoka Prefecture, central Japan, showing study sites (artificial canal and adjacent shore zone).

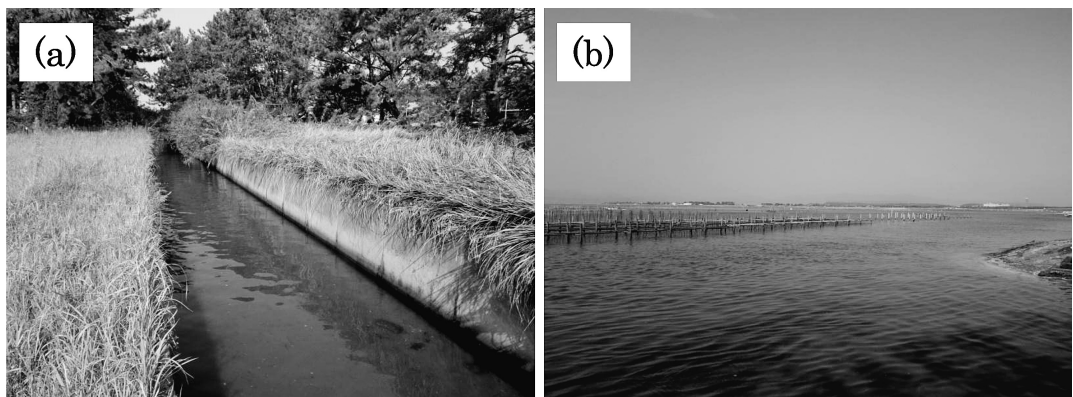


Fig. 2. Two study sites: artificial canal (a) and adjacent shore zone (b).

がっており、潮汐による海水面の上下変動に伴い、水路の両端から海水の出入りが起こる (Fig. 1)。水路内における満潮時の水深は約 80 cm であった。一方、水路外の開放的な海域は浜名湖南部においてふつうにみられる環境であり、底質は砂で大小様々な石が散在していた (Fig. 2b)。調査を実施した地点の水深は満潮時で約 90 cm であった。

2.2 物理環境調査

水路内と水路外で物理環境に違いがあるかどうかを明らかにするために、水質と流速の調査を以下の方法で行った。いずれの調査も、各月に水路内と水路外においてそれぞれ 4 回実施した。なお、調査は魚類の採集と並行して行った。

水質についてはマルチ水質計 Quonta (Hydrolab 社製) を用いて、水温 (°C)、塩分、溶存酸素量 (mg/L) および濁度 (NTU) の測定を行った。

流速の測定は、円筒形の表面浮子 (直径 6.5 cm, 高さ 12.3 cm) を用いて、満潮から 2~3 時間後の下げ潮時に行った。投下した浮子が一定区間の距離 (4 m) を流れるのにかかった時間を計測し、その値から流速 (cm/s) を算出した。

2.3 魚類調査

水路内と水路外で魚類群集の構造に違いがあるかどうかを明らかにするために、魚類の採集を行った。採集は、各月に水路内と水路外のそれぞれにおいて、大潮の満潮時に 4 回実施した。

採集には曳網 (袖網 3.8 m, 袋網 1.2 m, 高さ 0.9 m, 目合い 3 mm) を用いた。網の間口を 4 m に保ちながら 10 m 曳網し、1 回の採集面積を 40 m² とした。その際、曳網開始地点から 10 m 先の場所に目合い 3 mm の仕切り網を張り、遊泳力の大きな個体も逃さないようにして採集した。各曳網は 50 m 以上離れて行った。採集した個体は、ただちに 10% ホルマリン溶液で固定して研究室に持ち帰った。持ち帰った個体は、中坊 (2000) や KAI and NAKABO (2008) に従って種の同定を行い、種ごとに個体数を計数した。さらに、各個体について標準体長 (以下、体長) の測定を行った。

各種の生活・行動様式に基づいて、採集した魚類を底生定住魚と中層遊泳魚に分類した。前者は海底に接した生活を送り、定住性が強い種であり、後者は水柱の中層を活発に遊泳し、移動性が高い種である。

2.4 統計分析

物理環境の各項目、採集した魚類の総種数・総

個体数、底生定住魚と中層遊泳魚の種数・個体数について、調査区間 (水路内と水路外) および月間での差の有無を調べるために、一般化線形モデルを用いた。ここでは、物理環境の各項目、魚類の種数と個体数をそれぞれ目的変数に、カテゴリカル変数として調査区と月、さらにそれらの交互作用を説明変数に指定した。モデルの誤差構造は、物理環境の各項目については正規分布、種数についてはポアソン分布、個体数については負の二項分布とした。リンク関数として、正規分布においては identity を、ポアソン分布と負の二項分布においては log を指定した。各説明変数の有意性は尤度比検定によって調べた。月間で有意差がみられた場合には、多重比較法 (Holm-Bonferroni test) を用いてどの月の間で有意な差があるかを調べた。また、調査区と月の交互作用が存在した場合には、調査区を説明変数に指定したモデルにより、月ごとに調査区間での有意差の有無を調べた。さらに、魚類の体長において、調査区間で有意な差があるかどうかを Mann-Whitney U-test で検討した。

調査区間および月間での種組成の類似性を調べるために、各月、各調査区で採集した各種の個体数に基づき類似度を求め、クラスター分析を行った。類似度には Bray-Curtis 指数 (PS₂) を、クラスター連結には群平均法を用いた (小林, 1995)。

$$PS_2 = \sum \min(n_{iA}/N_A, n_{iB}/N_B) \times 100$$

ここでは、 $N_A = \sum n_{iA}$, $N_B = \sum n_{iB}$ で、 n_{iA} , n_{iB} はそれぞれある月の調査区 A, 調査区 B における種 i の個体数を示し、種組成が完全に異なる場合は $PS_2 = 0$ 、全く同じ場合には $PS_2 = 100$ となる (小林, 1995)。なお、個体数は種によって大きく異なり、類似度は個体数の多い種に影響されやすい。このため、個体数の少なかった種の貢献度を高めるために、各種の個体数は対数変換 ($\log(x+1)$) した。

以上の検定は統計ソフト R 2.14.2 を用いて行った。なお、本研究の目的は物理環境と魚類群集の構造に調査区間でどのような違いがあるのかを明らかにすることである。このため、月間の違いについては結果において詳述しなかった。

3. 結果

3.1 物理環境

各月の各調査区 (水路内と水路外) における水質と流速の結果を Fig. 3 と Table 1 に示した。

水温においては、調査区と月の間で交互作用がみられた。そこで、月ごとに調査区間の差を調べ

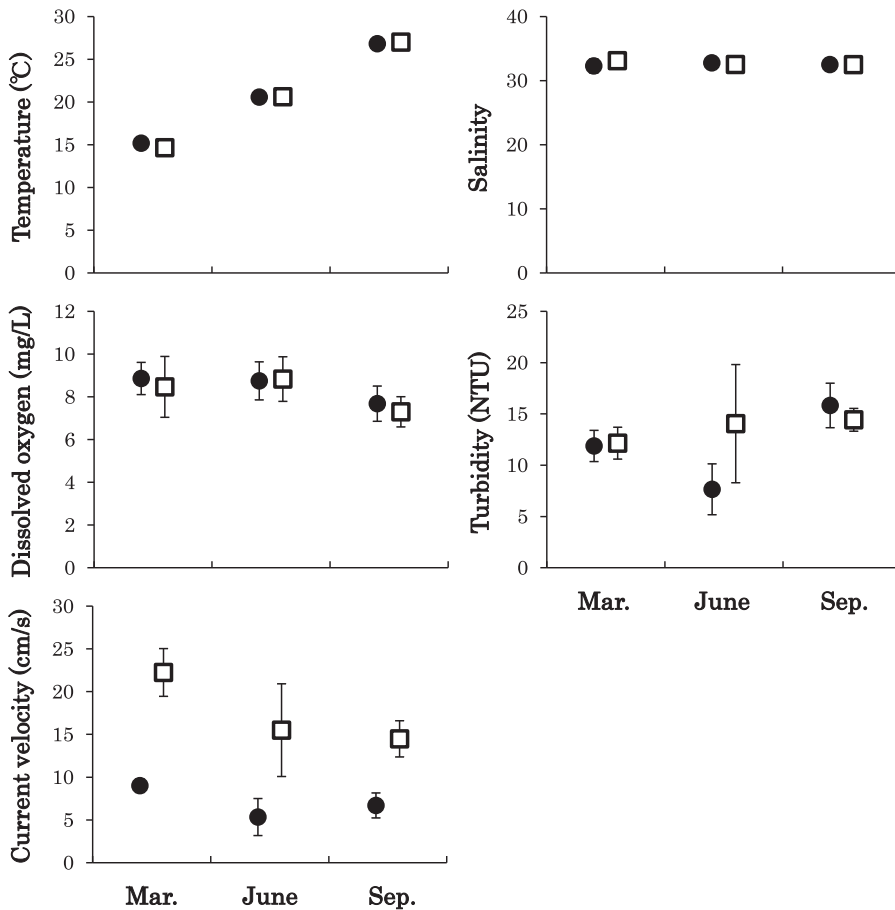


Fig. 3. Water temperature (mean \pm standard deviation, $n = 4$), salinity, dissolved oxygen, water turbidity and current velocity in the artificial canal (●) and adjacent shore zone (□) in March, June and September, 2012.

たところ、3月においては水路内で、9月においては水路外で有意に高かった。しかし、どの月においてもその差はわずかで、それぞれ 0.5°C と 0.2°C であった。塩分では、調査区間、月間のいずれにおいても差がみられなかった。溶存酸素量については月の主効果が認められたものの、調査区間には有意な差はみられなかった。濁度においては交互作用が存在した。このため、月ごとに調査区間の差を調べたが、どの月においても有意差は認められなかった。

流速においては、調査区間で有意な差がみられ、水路内で著しく遅かった（水路外の $1/2 \sim 1/3$ の速さ）。

3.2 魚類群集の構造

調査期間を通して、水路内では 13 科 14 種 784 個体が採集された (Table 2)。このうち個体数が多かった種としては、ヒメハゼ *Favonigobius gymnauchen* が 339 個体 (全体の 43.2%)、ボラ *Mugil cephalus cephalus* が 276 個体 (35.2%)、メジナ *Girella punctata* が 88 個体 (11.2%)、アイゴ *Siganus fuscescens* が 63 個体 (8.0%) であり、これらで全体の 97.7% を占めた。一方、水路外では 16 科 18 種 549 個体が採集された。個体数の多かった種はヒメハゼ (269 個体, 49.0%)、クロサギ *Gerres equulus* (98 個体, 17.9%)、ハオコゼ *Hypodytes rubripinnis* (94 個体, 17.1%)、アカオビシマハゼ *Tridentiger trigonocephalus* (35 個体, 6.4%) であり、これらで全体の 90.3%

Table 1. Results of likelihood ratio (LR) tests examining differences in mean physical environmental factors ($n = 4$) among sites (artificial canal and adjacent shore zone) and months (March, June and September). Holm-Bonferroni test was conducted when likelihood ratio test results indicated significant month effects ($p < 0.05$).

(a) Water temperature

Explanatory variables	df	LR χ^2	p	Holm-Bonferroni test
Site	1	0.9	0.351	
Month	2	8647.1	<0.001	
Site×Month	2	8.6	0.013	

Results of likelihood ratio tests examining differences between sites in each month due to a significant site×month interaction in the above test.

Month	Explanatory variable	df	LR χ^2	p	Holm-Bonferroni test
March	Site	1	7.8	0.005	Canal>Shore zone
June	Site	1	<0.05	0.867	
September	Site	1	169.9	<0.001	Canal<Shore zone

(b) Salinity

Explanatory variables	df	LR χ^2	p	Holm-Bonferroni test
Site	1	0.7	0.405	
Month	2	0.6	0.749	
Site×Month	2	4.3	0.118	

(c) Dissolved oxygens

Explanatory variables	df	LR χ^2	p	Holm-Bonferroni test
Site	1	0.3	0.615	
Month	2	6.5	0.038	Mar.=June>Sep.
Site×Month	2	0.2	0.888	

(d) Water turbidity

Explanatory variables	df	LR χ^2	p	Holm-Bonferroni test
Site	1	1.7	0.196	
Month	2	7.0	0.030	
Site×Month	2	6.1	0.048	

Results of likelihood ratio tests examining differences between sites in each month due to a significant site×month interaction in the above test.

Month	Explanatory variable	df	LR χ^2	p	Holm-Bonferroni test
March	Site	1	<0.05	0.827	
June	Site	1	3.1	0.077	
September	Site	1	1.0	0.320	

(e) Current velocity

Explanatory variables	df	LR χ^2	p	Holm-Bonferroni test
Site	1	59.4	<0.001	Canal<Shore zone
Month	2	12.9	0.002	Mar. >June=Sep.
Site×Month	2	2.7	0.255	

を占めた。

各月の各調査区における1曳網(40 m²)あたりの平均総種数と平均総個体数をFig. 4に、各種の1曳網あたりの平均個体数をTable 2に示した。調査区間、月間で総種数と総個体数が異なるかどうかを調べたところ、総種数では水路外で有意に多く、また月間にも差が認められた

(Table 3)。一方、総個体数については交互作用が存在した。このため、月ごとに調査区間での差を調べると、6月において水路内で有意に多かった(Table 3)。これは、この月にヒメハゼの稚魚(体長22~40 mm, 45個体/40 m²)とメジナの稚魚(体長14~34 mm, 22個体/40 m²)が水路内に多数出現したためであった。

Table 2. Mean number of individuals per haul (40 m², n = 4), size range in standard length (SL), life modes (LM) and feeding groups (FG) of fish species collected by seine net from the artificial canal and adjacent shore zone in March, June and September, 2012.

Family	Species	SL (mm)	LM	FG*	March			June			September		
					Canal	Shore zone	Shore zone	Canal	Shore zone	Shore zone	Canal	Shore zone	Shore zone
Gobiidae	<i>Favonigobius gymnauchen</i>	17–63	B	Be	19.0 (11.1)	36.5 (36.4)	63.0 (23.8)	27.5 (16.5)	2.8 (1.6)	3.3 (2.3)			
	<i>Tridentiger trigonocephalus</i>	30–67	B	Po		6.3 (4.0)		2.5 (2.6)					
	<i>Acentrogobius pflaumii</i>	38–56	B	Be			0.5 (0.9)	0.8 (1.3)				0.3 (0.4)	
Mugilidae	<i>Mugil cephalus cephalus</i>	21–37	M	Zo	67.3 (91.7)		1.8 (3.0)					24.5 (27.5)	
Gerreidae	<i>Gerres equulus</i>	22–47	M	Po								21.5 (10.3)	
Tetraogridae	<i>Hypodytes rubripinnis</i>	21–50	B	Be		1.3 (1.3)	22.0 (34.7)	0.8 (0.8)					
Girellidae	<i>Girella punctata</i>	14–34	M	Zo							15.8 (27.3)	1.0 (1.0)	
Siganidae	<i>Siganus fuscescens</i>	23–34	M	Pl		2.0 (2.1)		0.5 (0.9)	0.3 (0.4)	0.8 (1.3)	0.3 (0.4)	0.8 (1.3)	
Syngnathidae	<i>Syngnathus schlegelii</i>	90–237	M	Zo					0.3 (0.4)			2.0 (3.5)	
Tetraodontidae	<i>Takifugu niphobles</i>	21–42	M	Zo								1.3 (1.6)	
Haemulidae	<i>Plectorhinchus cinctus</i>	50–76	M	Be					0.5 (0.5)			0.5 (0.5)	
Monacanthidae	<i>Rudarius ercodes</i>	29–37	M	Be								0.5 (0.9)	
	<i>Stephanolepis cirrifer</i>	71, 76	M	Be								0.3 (0.4)	
Sparidae	<i>Acanthopagrus schlegelii</i>	40–55	M	Zo					1.0 (1.0)			0.3 (0.4)	
Lutjanidae	<i>Lutjanus russellii</i>	48–53	M	Be					0.3 (0.4)			0.8 (0.8)	
Microcanthidae	<i>Microcanthus strigatus</i>	17–24	M	Be			0.8 (1.3)						
Cottidae	<i>Pseudoblennius cottoides</i>	52–66	B	Be					0.5 (0.5)			0.3 (0.4)	
Callionymidae	<i>Repomucenus beniteguri</i>	51–77	B	Be								0.8 (1.3)	
Scorpaenidae	<i>Sebastes inermis</i>	40, 47	M	Be								0.3 (0.4)	
Teraponidae	<i>Rhyncopelates oxyrhynchus</i>	21, 29	M	Be							0.5 (0.5)		
Blenniidae	<i>Petrosirtes breviceps</i>	23	B	Be								0.3 (0.4)	
Sphyraenidae	<i>Sphyraena pinguis</i>	74	M	Be								0.3 (0.4)	
	<i>Sphyraena barracuda</i>	78	M	Be									
Pleuronectidae	<i>Kareius bicoloratus</i>	25	B	Be		0.3 (0.4)							

B, resident benthic fish; M, swimming mid-water fish.

*, Feeding habits determined from published dietary data (e.g. Horinouchi and Sano, 2000; Kanou *et al.*, 2004; Inoue *et al.*, 2005).

Be, benthic crustacean feeders; Pl, plant feeders; Po, polychaete feeders; Zo, zooplankton feeders.

Standard deviations shown in parentheses.

Table 3. Results of likelihood ratio (LR) tests examining differences in mean numbers of fish species (a) and individuals (b) per haul (40 m², n = 4) among sites (artificial canal and adjacent shore zone) and months (March, June and September). Holm-Bonferroni test was conducted when likelihood ratio test results indicated significant month effects ($p < 0.05$).

(a) Number of species

Explanatory variables	df	LR χ^2	p	Holm-Bonferroni test
Site	1	6.2	0.013	Canal<Shore zone
Month	2	11.5	0.003	Mar.=June<Sep.
Site×Month	2	0.9	0.623	

(b) Number of individuals

Explanatory variables	df	LR χ^2	p	Holm-Bonferroni test
Site	1	0.5	0.500	
Month	2	1.0	0.607	
Site×Month	2	6.5	0.039	

Results of likelihood ratio tests examining differences between sites in each month due to a significant site×month interaction in the above test.

Month	Explanatory variable	df	LR χ^2	p	Holm-Bonferroni test
March	Site	1	0.9	0.331	
June	Site	1	5.6	0.018	Canal>Shore zone
September	Site	1	2.4	0.120	

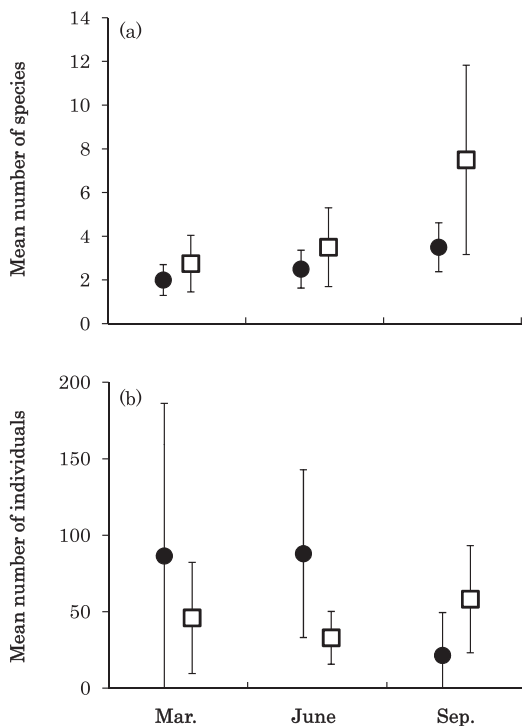


Fig. 4. Mean numbers of fish species (a) and individuals (b) per seine net haul (40 m², n = 4) from the artificial canal (●) and adjacent shore zone (□) in March, June and September, 2012. Bars indicate standard deviation.

各月、各調査区の魚類群集に対してクラスター分析を行った結果、類似度 45% で 4 つのグループに分けることができた (Fig. 5)。すなわち、3 月と 6 月の水路内 (グループ I) と水路外 (グループ II)、および 9 月の水路内 (グループ III) と水路外 (グループ IV) である。したがって、どの月においても種組成は水路内と水路外で明瞭に異なっていた。

採集した魚類を底生定住魚と中層遊泳魚に分け、1 曳網あたりの平均種数と平均個体数が調査区間および月間で異なるかどうかを調べた (Fig. 6, Table 4)。その結果、底生定住魚の種数は水路外で有意に多かったが、中層遊泳魚の種数では調査区間で有意な差が認められなかった。個体数については、底生定住魚と中層遊泳魚の双方において交互作用がみられたため、月ごとに調査区間の差を調べた (Table 4)。3 月の中層遊泳魚と 6 月の底生定住魚の個体数は水路内で有意に多く、9 月の底生定住魚は水路外で多かった。これは、中層遊泳魚のボラの稚魚と底生定住魚のヒメハゼの稚魚がそれぞれ 3 月と 6 月の水路内で、また底生定住魚のハオコゼが 9 月の水路外で主に多いためであった (Table 2)。

各調査区で採集したすべての底生定住魚と中層遊泳魚の体長を 5 mm ごとのヒストグラムで示した (Fig. 7)。体長の中央値は、底生定住魚と中層遊泳魚ともに水路外よりも水路内で有意に小さかった (Mann-Whitney U-test, 底生定住魚、

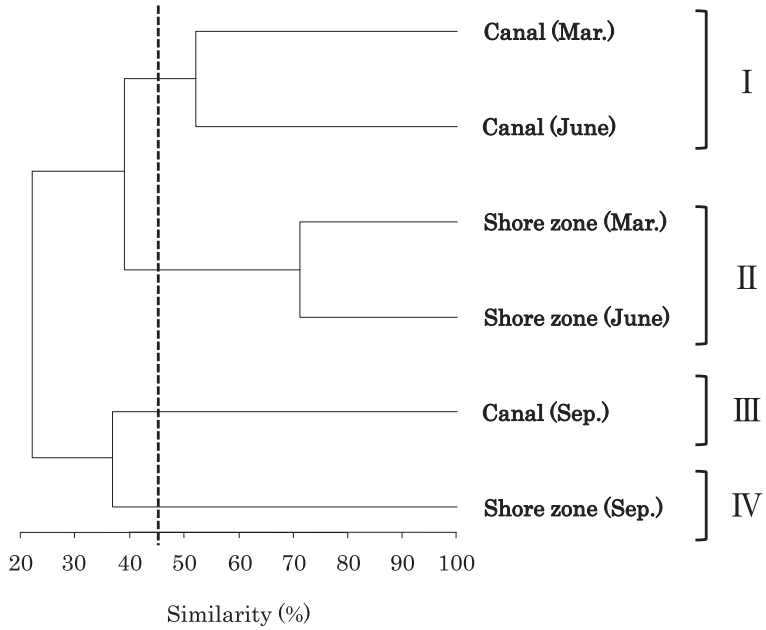


Fig. 5. Dendrogram of cluster analysis showing similarities of fish assemblages based on the number of individuals of each fish species in the artificial canal and adjacent shore zone in March, June and September, 2012. Assemblages were divided into four groups (I–IV) at 45% level of similarity.

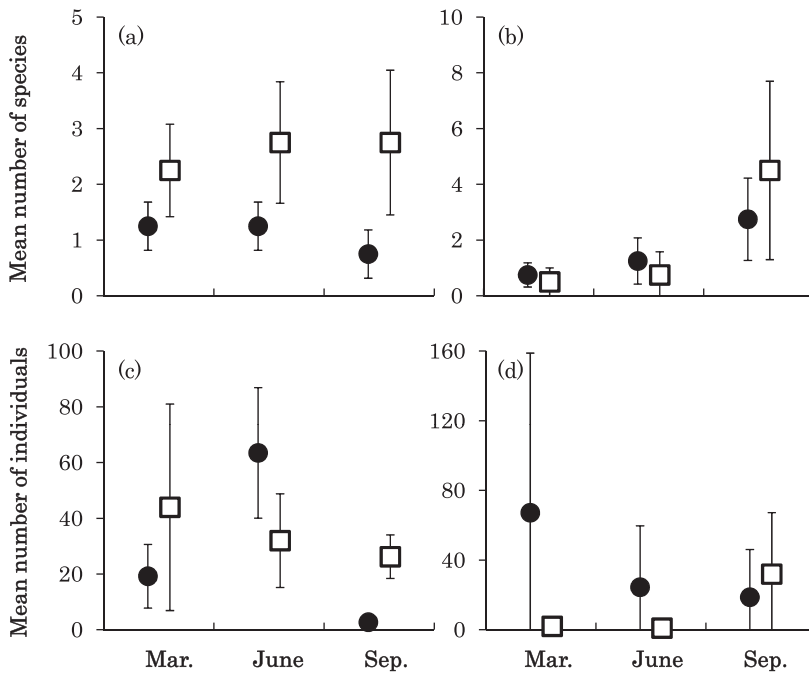


Fig. 6. Mean numbers of species and individuals per haul (40 m^2 , $n = 4$) of resident benthic (a, c) and swimming mid-water (b, d) fishes caught by seine net from the artificial canal (●) and adjacent shore zone (□) in March, June and September, 2012. Bars indicate standard deviation.

Table 4. Results of likelihood ratio (LR) tests examining differences in mean numbers of species and individuals per haul (40 m², n = 4) for resident benthic (a, c) and swimming midwater fishes (b, d) among sites (artificial canal and adjacent shore zone) and months (March, June and September). Holm-Bonferroni test was conducted when likelihood ratio test results indicated significant month effects ($p < 0.05$).

(a) Number of resident benthic fish species

Explanatory variables	df	LR χ^2	p	Holm-Bonferroni test
Site	1	7.6	0.006	Canal<Shore zone
Month	2	0.2	0.914	
Site×Month	2	0.7	0.691	

(b) Number of swimming mid-water fish species

Explanatory variables	df	LR χ^2	p	Holm-Bonferroni test
Site	1	0.4	0.537	
Month	2	23.0	<0.001	Mar.=June<Sep.
Site×Month	2	2.0	0.362	

(c) Number of resident benthic fish individuals

Explanatory variables	df	LR χ^2	p	Holm-Bonferroni test
Site	1	5.9	0.015	
Month	2	20.0	<0.001	
Site×Month	2	19.7	<0.001	

Results of likelihood ratio tests examining differences between sites in each month due to a significant site×month interaction in the above test.

Month	Explanatory variable	df	LR χ^2	p	Holm-Bonferroni test
March	Site	1	2.0	0.158	
June	Site	1	3.9	0.047	Canal>Shore zone
September	Site	1	57.7	<0.001	Canal<Shore zone

(d) Number of swimming mid-water fish individuals

Explanatory variables	df	LR χ^2	p	Holm-Bonferroni test
Site	1	7.1	0.008	
Month	2	5.3	0.069	
Site×Month	2	7.7	0.021	

Results of likelihood ratio tests examining differences between sites in each month due to a significant site×month interaction in the above test.

Month	Explanatory variable	df	LR χ^2	p	Holm-Bonferroni test
March	Site	1	6.1	0.013	Canal>Shore zone
June	Site	1	<0.05	0.977	
September	Site	1	0.4	0.535	

$p = 0.001$; 中層遊泳魚, $p < 0.001$). 特に水路内では、体長 30 mm 以下の中層遊泳魚が多かった。

4. 考察

4.1 人工水路内の環境特性

水温、塩分、溶存酸素量および濁度といった水質環境については、水路内と水路外でほとんど差は認められなかった。一方、流速には違いがみられた。すなわち、水路内には流速の著しく遅い環境が形成されていた。本調査地の水路では流路が

直線的で、基質表面が平坦かつ単純化されており、起伏がほとんどないため、水の流れを阻害するものが少なかった。しかし、そのような構造にもかかわらず、流速は著しく遅かった。これは、水路において勾配がほとんどなく、両方向から水の出入りがあるためと考えられた。

4.2 人工水路内に形成される魚類群集構造

魚類の群集構造は水路内と水路外で有意に異なった。総種数と底生定住魚の種数は調査期間を通して水路内で少なく、総個体数は6月に水路内で多

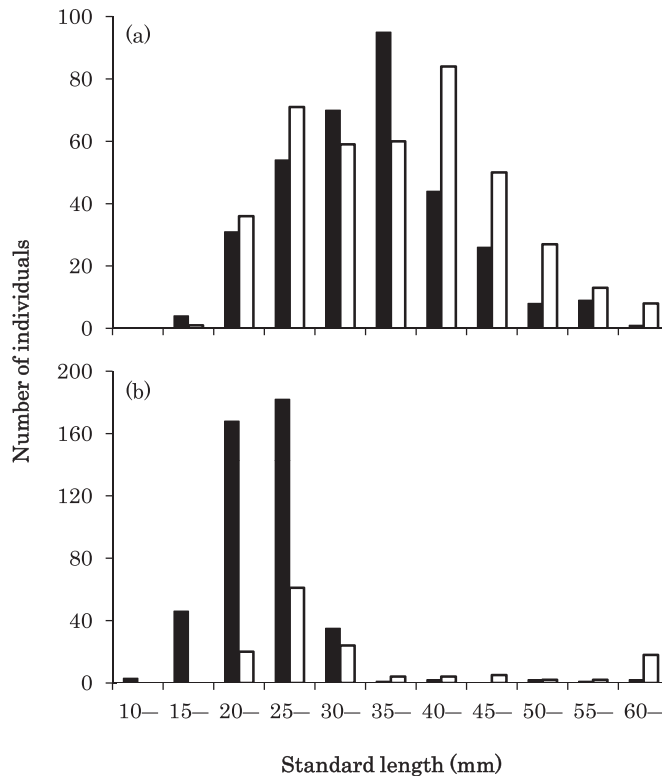


Fig. 7. Frequency distributions of standard lengths of all resident benthic (a) and swimming mid-water (b) fishes in the artificial canal (■) and adjacent shore zone (□) during the study period.

かった。また、種組成も水路内と水路外で明瞭に異なった。

総種数が水路内で少なかったのは、底生定住魚の種数が乏しかったためであると考えられる。水路内ではヒメハゼが多く分布していた以外は、底生定住魚の生息は極めて限定的であった (Table 2)。種組成が水路内と水路外で異なったのも、これが一因であろう。このように水路内で底生定住魚の種数が少なかった要因としては、基質の表面構造が単純で均質化されていることが考えられる。水路内の底面は、コンクリート基質の上に砂が一樣に堆積する単調な環境であるが、水路外の海底には大小様々な転石や起伏が多くみられ、多様な生息環境が存在する。既往研究でも、底質の物理構造が複雑であるほど魚類の種数が増加する傾向にあると報告されており (e.g., McCLANAHAN, 1994; FRIEDLANDER and PARRISH, 1998; GRATWICKE and SPEIGHT, 2005; 西田ら, 2008; WILSON *et al.*, 2012; 立松ら, 2013), 底質構造との関わりが深い底生定住

魚でその影響が顕著であったと考えられる (SANO *et al.*, 1987; LEWIS, 1997)。一方、底質構造への依存度が低い中層遊泳魚の種数には、水路内と水路外で違いがみられなかった。

総種数は調査期間を通して水路内で少なかったが、総個体数は6月に水路内で多かった。これは、底生定住魚であるヒメハゼの稚魚と中層遊泳魚のメジナの稚魚がこの月においてのみ水路内で多かったことに起因していた (Table 2)。また、中層遊泳魚の個体数も3月にのみ水路内で多かった。これは、ボラの稚魚が多数出現したためであった (Table 2)。このように、水路内で個体数が多かったのは、稚魚の季節的な出現に起因していた。

体長を水路内と水路外で比較すると、底生定住魚と中層遊泳魚ともに水路内で有意に小さかった。特に、水路内では体長 30 mm 以下の中層遊泳魚が多かった。稚魚などの小型魚は遊泳能力が低く (FISHER *et al.*, 2000), 水流の強さはそのような魚類に対して分布の制限要因になり得る (FULTON *et al.*, 2001)。水路内では流速がかなり

遅かったため、小型魚にとって水路内は、周辺海域で生じる強い水流を避ける場所（避難場所）となっていた可能性が高い。3月にボラの稚魚が、また6月にヒメハゼやメジナの稚魚が水路内で多かったのは、このためであるかもしれない。

一方、これらの稚魚は水路内を避難場所ではなく、餌が多い場所（餌場）として利用している可能性もある (KUO *et al.*, 2001)。しかし、ボラやメジナの稚魚の主要な餌である動物プランクトンの量は、水路内の海水が潮汐によって水路外から流入してくるため、水路内と水路外でほぼ同じであると考えられる。また、ヒメハゼの稚魚は底生甲殻類食であり、餌が水路内で多いならば、他の底生甲殻類食魚も水路内に多数出現するはずである。しかし、そのような結果は得られなかった (Table 2)。したがって、多くの稚魚は水路内を餌場としてよりも、避難場所として利用していると推察された。

4.3 魚類の生息場としての人工水路

本研究により、浜名湖の埋立地に建設された人工水路内には、周囲の水域と比較して種多様性の低い魚類群集が形成されていることが判明した。その一方で、遊泳能力の低い小型魚、特に稚魚が多く生息し、水路内はそれらの避難場所として機能していることもわかった。したがって、埋立地の人工水路は多くの魚類にとって適した生息場ではないものの、小型魚や稚魚などの一部の魚類に対しては重要な生息場となり得ることが示唆された。

しかし、すべての人工水路がこのような魚類の生息場となるわけではない。人工水路は、海水の出入りが少ない場合や閉鎖性が強い場合、水路内に水が停滞して有機物が堆積しやすい環境となる。特に、夏季においてこのような状況になると、底層水の貧酸素化が生じ、魚類を含めた沿岸生物の生息場としては不適になる可能性がある (柳, 2004; 大澤・檜垣, 2012)。本研究の水路では、水路外からの海水の流入によって、溶存酸素量は夏季でも高い値 (7~9 mg/L) を維持していた (Fig. 2)。このように、人工水路が魚類の生息場として機能するには、水路外との海水の交換が十分にあることが重要となるであろう。

謝辞

野外調査を行うにあたり、多大なご協力をいただいた東京大学大学院農学生命科学研究科附属水産実験所の鈴木譲教授、高見隆江氏、水野直樹氏、城夕香氏、藤田真志氏、同研究科水域保全学研究室の青木茂氏、金井貴弘氏、田中裕一氏、立松沙

織氏、また有益なご助言をいただいた同研究室の岡本研准教授、北海道大学大学院環境科学院の佐藤允昭氏、英文校閲をしていただいた Graham S. HARDY 博士に厚く御礼申しあげる。

引用文献

- FISHER, R., D. R. BELLWOOD and S. D. JOB (2000): Development of swimming abilities in reef fish larvae. *Marine Ecology Progress Series*, **202**, 163-173.
- FRIEDLANDER, A. M. and J. D. PARRISH (1998): Temporal dynamics of fish communities on an exposed shoreline in Hawaii. *Environmental Biology of Fishes*, **53**, 1-18.
- FULTON, C. J., D. R. BELLWOOD and P. C. WAINWRIGHT (2001): The relationship between swimming ability and habitat use in wrasses (Labridae). *Marine Biology*, **139**, 25-33.
- GRATWICKE, B. and M. R. SPEIGHT (2005): The relationship between fish species richness, abundance and habitat complexity in a range of shallow tropical marine habitats. *Journal of Fish Biology*, **66**, 650-667.
- 堀江毅 (1994): 沿岸の開発。海洋環境を考える一海洋環境問題の変遷と課題 (日本海洋学会編), 恒星社厚生閣, 東京, pp. 13-27.
- 石川公敏・小倉紀雄・堀江毅・細川恭史 (1999): 「開発」から「環境」への変革。明日の沿岸環境を築く一環境アセスメントへの新提言 (日本海洋学会編), 恒星社厚生閣, 東京, pp. 1-18.
- KAI, Y. and T. NAKABO (2008): Taxonomic review of the *Sebastes inermis* species complex (Scorpaeniformes: Scorpaenidae). *Ichthyological Research*, **55**, 238-259.
- 小林四郎 (1995): 生物群集の多変量解析。蒼樹書房, 東京, 194pp.
- KUO, S. R., H. J. LIN and K. T. SHAO (2001): Seasonal changes in abundance and composition of the fish assemblage in Chiku Lagoon, southwestern Taiwan. *Bulletin of Marine Science*, **68**, 85-99.
- 倉田亨 (1977): 海面埋立ての現状と将来。海面埋立てと環境変化 (川崎健・平野敏行・嶋津靖彦編), 恒星社厚生閣, 東京, pp. 1-34.
- 日下部敬之・有山啓之・大美博昭・天野玉雄 (2005): 関西国際空港島人工傾斜護岸と自然岩礁海岸におけるカサゴ成魚の摂餌生態の比較。日本水産学会誌, **71**, 594-600.
- LEWIS, A. R. (1997): Effects of experimental coral disturbance on the structure of fish communities on large patch reefs. *Marine Ecology Progress Series*, **161**, 37-50.
- LOTZE, H. K., H. S. LENIHAN, B. J. BOURQUE, R. H. BRADBURY, R. G. COOKE, M. C. KAY, S. M. KIDWELL, M. X. KIRBY, C. H. PETERSON and J. B. C. JACKSON (2006): Depletion, degradation, and

recovery potential of estuaries and coastal seas. *Science*, **312**, 1806–1809.

- 松田義弘 (1999) : 浜名湖水のふしぎ—内湾の自然と海水の動き. 静岡新聞社, 静岡, 155 pp.
- McCLANAHAN, T. R. (1994): Kenyan coral reef lagoon fish: effects of fishing, substrate complexity, and sea urchins. *Coral Reefs*, **13**, 231–241.
- 森政次・野田頭照美・新井洋一 (1991) : 人工護岸の造成とその生物的效果について. 沿岸海洋研究ノート, **29**, 37–50.
- 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, 1818 pp.
- 中条武司・山西良平・石田惣 (2008) : 埋め立て・土砂供給の変化による干潟の減少. 干潟を考える干潟を遊ぶ (大阪市立自然史博物館・大阪自然史センター編著), 東海大学出版会, 神奈川, pp. 97–98.
- 西田高志・乾隆帝・鬼倉徳雄・及川信 (2008) : 北部九州岩礁域における磯魚群集と環境構造の関連性. *応用生態工学*, **11**, 51–62.
- 大澤賢人・檜垣直幸 (2012) : 小樽運河における貧酸素水塊の動態. *北海道地質研究所報告*, **84**, 47–53.
- SANO, M., M. SHIMIZU and Y. NOSE (1987): Long-term effects of destruction of hermatypic corals by *Acanthaster planci* infestation on reef fish communities at Iriomote Island, Japan. *Marine Ecology Progress Series*, **37**, 191–199.
- SEAMAN, W. (2007): Artificial habitats and the restoration of degraded marine ecosystems and fisheries. *Hydrobiologia*, **580**, 143–155.
- 清野聡子 (2000) : 日本の沿岸環境保全における応用生態工学の展望—特に海岸の現状と問題点. *応用生態工学*, **3**, 1–6.
- 須田有輔・早川康博 (2002) : 砂浜海岸の生態学. 東海大学出版会, 東京, 427 pp.
- 立松沙織・南條楠土・河野裕美・佐野光彦 (2013) : マングローブ域における護岸造成が魚類群集構造に与える影響. *沖縄生物学会誌*, **51**, 27–40.
- WILSON, S. K., R. C. BABCOCK, R. FISHER, T. H. HOLMES, J. A. Y. MOORE and D. P. Thomson (2012): Relative and combined effects of habitat and fishing on reef fish communities across a limited fishing gradient at Ningaloo. *Marine Environmental Research*, **81**, 1–11.
- 柳哲雄 (2004) : 貧酸素水塊の生成・維持・変動・消滅機構と化学・生物的影響. *海の研究*, **13**, 451–460.

受付：平成 25 年 2 月 19 日

受理：平成 25 年 4 月 1 日