

東京湾奥部の運河域に造成された 人工海浜（大森ふるさとの浜辺公園）におけるアユ仔稚魚の出現

丸山啓太¹⁾*・河野 博¹⁾

Occurrence patterns of *Plecoglossus altivelis altivelis* at an artificial sandy beach in Furuhashi Park facing a city canal, Ota City, Tokyo

Keita MARUYAMA¹⁾* and Hiroshi KOHNO¹⁾

Abstract: To evaluate the habitat function for fish of an artificial sandy beach constructed in the inner Tokyo Bay, occurrence patterns of *Plecoglossus altivelis altivelis* were examined based on samples collected monthly at both low and high tide from March 2018 to February 2019, using a small seine net in the sandy beach of Furuhashi Park, Ota City, Tokyo. The number and mean body length (\pm SD) of specimens collected were 1,817 and 20.6 mm (5.4 mm) at high tide and 218 and 17.4 (3.5 mm) at low tide, respectively. Because these sizes correspond to the phase of growth where fish gain swimming ability, they are considered to migrate positively to and from the sandy beach of Furuhashi Park and the canal on the flow and ebb tides, respectively. The results suggest that the sandy beach of Furuhashi Park has a habitat function as a nursery ground for *P. altivelis altivelis* at least.

Keywords: sandy beach, canal, Tokyo Bay, ayu

1. 背景と目的

明治時代後期から戦前の東京湾内湾（房総半島の富津と三浦半島の観音崎を結んだ線よりも北の海域）沿岸域には、広大な干潟や浅場が存在して

いた（宇野木, 2011）。しかし、1950年代に入ると内湾への汚染負荷が増えはじめて水質問題が深刻化し、さらに1960年代から多くの干潟が埋め立てられるようになり、魚介類の減少がみられるようになった（清水, 1984, 1990）。とくに埋め立てによる干潟の面積の減少は著しく、戦前の干潟の総面積は136 km²であったが、1973年までには10 km²にまで減少した（鎌谷, 1993）。こうした埋め立てに伴い、海岸線は自然海岸から人工護岸へと置き換わっていった。このような状況の中で、1970年代から人工干潟や浅場を積極的に造成しようとする動きが見られるようになり（中瀬ほか, 2009）、1997年には干潟の面積は16.4 km²に増加している（環境庁自然保護局, 1997）。

東京海洋大学 魚類学研究室

〒108-8477 東京都港区港南 4-5-7

Laboratory of Ichthyology, Tokyo University of Marine Science and Technology, 4-5-7 Konan, Minato-ku, Tokyo 108-8477, Japan

*連絡著者：丸山啓太

〒108-8477 東京都港区港南 4-5-7 東京海洋大学
魚類学研究室

E-mail : bokuwamoku@gmail.com

一方、失われた干潟や浅場は魚類にとって重要な生息場所とされ(河野, 2012), 東京湾内湾の各所では魚類相の調査が行われるようになった。自然の干潟や浅場での調査(那須ほか, 1996; 加納ほか, 2000; HERMOSILLA *et al.*, 2012)に加え, 神奈川県八景島海の公園(山根ほか, 2004)や東京都葛西臨海公園の人工渚(桑原ほか, 2003; 山根ほか, 2004), 大森ふるさとの浜辺公園(村井ほか, 2016), あるいは千葉県の新浜湖(河野ほか, 2008)などの人工の干潟や浅場, 潟湖でも調査が行われてきた。内湾の魚類相をまとめた河野(2012)は, 失われた浅瀬や干潟域, あるいは海浜の再生計画を進めていくうえで, 人工的な環境が魚類にどのような場を提供するのかを明らかにする必要性を指摘している。また, 大森ふるさとの浜辺公園を調査した村井ら(2016)は今後の東京湾沿岸域のあり方について指針を提示するためには, 魚類相に加えて各魚種が人工的な環境をどのように利用しているのかを具体的に明らかにすることが必要であると指摘している。

東京都では, 一般的に関心が高く, 水産資源として重要とされているアユ *Plecoglossus altivelis altivelis* について, 1983年から多摩川で遡上調査を行っている(東京都水産試験場, 1984)。アユは北海道西部以南から南九州の日本各地, 海外では朝鮮半島からベトナム北部に分布し(細谷, 2013), 一般的に河川で産卵し, 孵化した仔魚は流下した後に海で成長し, その後河川を遡上する両側回遊魚である(荒山, 2006)。日本各地では研究が盛んに行われ, 生活史が解明されている(塚本, 1988; 高橋ほか, 1990; 東ほか, 2002; 東, 2005; 荒山, 2006)。東京湾内湾の干潟や海浜においても, 冬季の優占種として知られる(桑原ほか, 2003; 山根ほか, 2004; 村瀬ほか, 2014)ほか, 沖合の表層域(加納ほか, 2002)やアマモ場(菅原ほか, 2018)にはあまり分布しないことなどが知られ, 情報は蓄積されてきた。しかし, 東京湾奥部の特徴的な環境のひとつである運河域での情報は乏しく, 運河域に造成された人工的な環境のなかでも研究の進んでいる大森ふるさとの浜辺公園においても, 魚類相調査の一環として干潮時のアユの出

現と体長範囲が記録されているだけである(村井ほか, 2016)。そこで本研究では, 大森ふるさとの浜辺公園をモデルケースに, 運河域の人工的な環境がアユにどのような場を提供できているのかを明らかにすることを目的とした。

2. 材料と方法

調査地点は, 東京湾内湾西岸に位置する東京都大田区の大森ふるさとの浜辺公園の人工海浜(Fig. 1)である。同公園は, 2000年に緑地, 砂浜, 浅場, 岩場を有する公園として埋め立てが開始され, 2007年に開園した(中瀬ほか, 2009)。人工海浜は面積が1.2 haで, 山砂(千葉県君津産 d50 = 0.2 mm)で養浜されている。人工海浜の前面には水深約1.5 mの浅場(4.6 ha)が広がるが, 周辺は水質環境が良好とは言えない水深4.0~5.0 mの運河に囲まれている。また本調査地点のすぐ北には都市河川の内川が西より流入する。しかし水源は無く通常は川底からの滲出水のみであり, 降雨時には下水道の放流がおこる(村井ほか, 2016)。

採集は2018年の3月から2019年の2月の毎月1回, 小型曳網を用いて大潮前後の日中の干潮時と満潮時に行った。それぞれの潮位において, 水深1.0 m前後の深さを2回曳網した。採集にはKANOU *et al.* (2002)を参考にして作成した小型曳網(袖網部:長さ4.5 m, 高さ1.0 m, 網目2.0 mm; 胴網部から袋網部:網口の幅2.0 m, 高さ1.0 m, 長さ5.5 m, 網目0.8 mm)を用いた。曳網時, 網口が4 mになるようにし, 25 mを曳網することによって, 1回の曳網で100 m²あたりのアユを採集した。採集物は現地にて10%ホルマリンで固定し, 研究室に持ち帰った。一週間固定した後, アユを抜き出し, 個体数の計数と体長の計測を行った。体長については月間, もしくは潮汐において平均に差があるかを明らかにすることを目的としてウェルチ Welch の t 検定を用いた。また, 採集と同時に YSI/Nanotech 社の YSI Pro2030 を用い, 水温, 塩分を測定した(ただし, 3月の干潮時は未測定)。

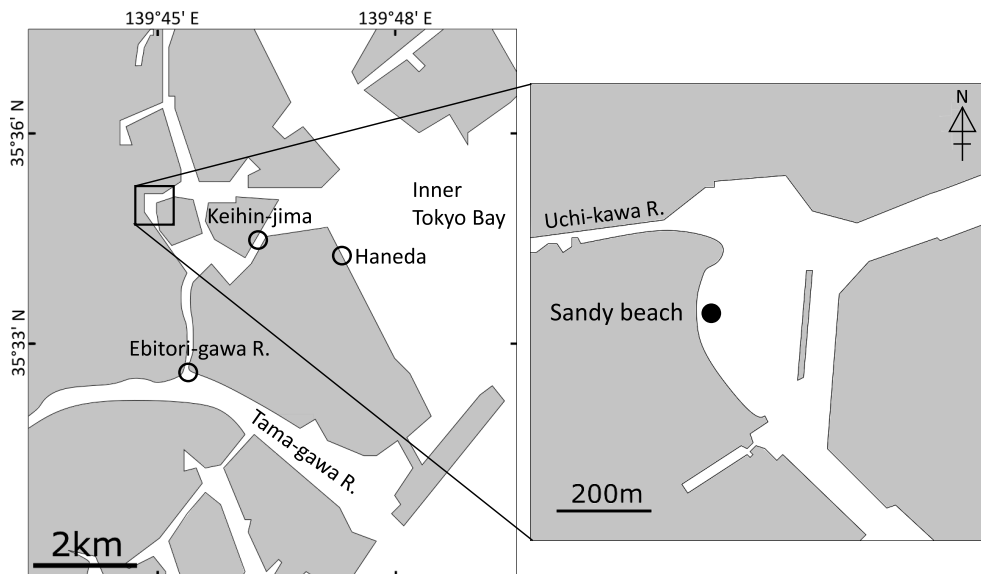


Fig. 1 Map showing the sampling site (a solid circle) at Furuham Park of Ota City in the inner Tokyo Bay.

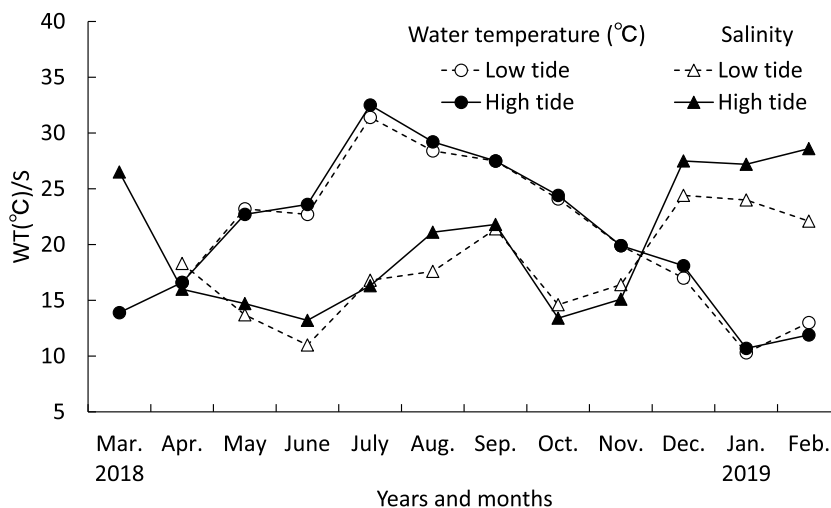


Fig. 2 Monthly changes of water temperature (WT: circles) and salinity (S: triangles) in the low tide (open symbols) and high tide (solid symbols) at Furuham Park of Ota City in the inner Tokyo Bay from March 2018 to February 2019.

3. 結果

水温、塩分ともに潮汐による差はほとんど認められなかった (Fig. 2)。水温の最低は2019年1

月に記録され、干潮時は10.3℃、満潮時は10.7℃であった。水温の最高は2018年7月に記録され、干潮時は31.4℃、満潮時は32.5℃であった。塩分

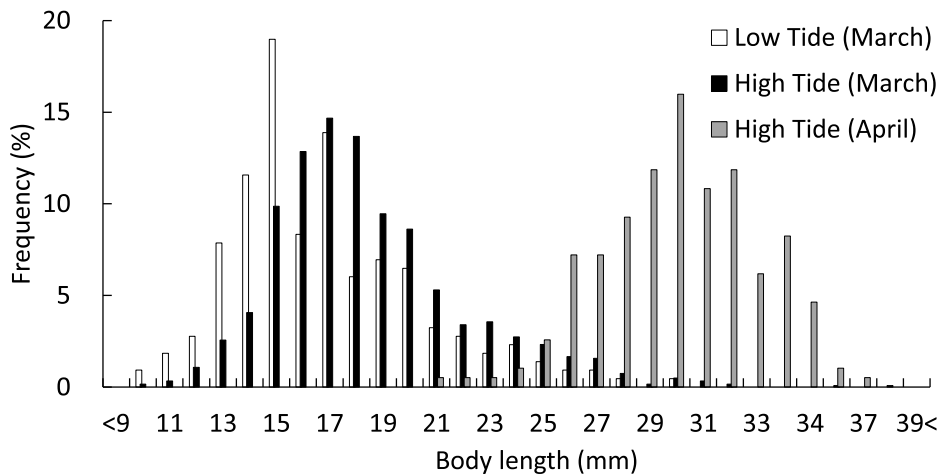


Fig. 3 Body length distributions of *Precoglossus altivelis altivelis* collected at Furuham Park of Ota City in the inner Tokyo Bay from March and April 2018, shown by tides.

の最高は干潮時では2018年12月の24.4, 満潮時では2019年2月の28.6であった。最低はともに2018年6月で干潮時は11.0, 満潮時は13.2であった。平均は, 干潮時に18.2で満潮時は20.1であり, 季節変化としては両潮汐ともに冬に高くなる傾向を示した。

本調査で採集された魚類は, 干潮時に15科26種以上1,443個体, 満潮時に15科26種以上7,344個体であった。そのうちアユは, 干潮時に218個体(干潮時に採集された魚類の総個体数の15.1%), 満潮時に1,817個体(満潮時に採集された魚類の総個体数の24.7%)が採集された(Table 1)。干潮時においては, 2018年3月に216個体(干潮時に採集されたアユの総個体数の99.1%)と, 2019年1月に2個体(0.9%)が採集されたのみであった。満潮時においては, 2018年3月に1,611個体(満潮時に採集されたアユの総個体数の88.7%), 4月に198個体(10.9%), 5月に1個体(0.1%), 2019年2月に7個体(0.4%)が採集された。

3月に出現したアユの体長は, 干潮時は10.7~30.1 mmで平均体長±標準偏差は17.4 ± 3.5 mm, 満潮時は10.5~38.8 mmで平均体長±標準偏差は19.0 ± 3.6 mmで, 満潮時に出現するアユ

の方が大きかった(Welch's t-test: $P < 0.01$) (Fig. 3)。4月の満潮時に出現したアユの体長は, 21.4~37.1 mmで平均体長±標準偏差は30.6 ± 2.9 mmで, 3月の満潮時に出現したアユより大きかった(Welch's t-test: $P < 0.01$)。

4. 考察

4.1 潮汐とアユの関係

本調査地点では, 1月から5月の間にアユが出現し, とくに3月に多くのアユが出現した。また, 干潮時よりも満潮時の方が多くのアユが出現することがわかった。本調査地点は, アユが遡上するほどの大きな河川がすぐ近くにないことや, 運河域の奥に位置することからアユが来遊する可能性が低いとされてきた(村井ほか, 2016)。しかし, 村井ほか(2016)では, 方法こそ本調査と同様であるが, 干潮時にのみ調査を行っている。よって, アユは満潮時の潮の動きに同調して, 複雑な運河域の最奥に位置する本調査地点へ来遊したと考えられる。

実際に潮汐とアユの関係は過去にも認められており, 和歌山県と三重県の県境に位置する熊野川河口域の波打ち際においての調査では, 30 mm以下のアユは昼夜問わず, 満潮時に多く出現し,

Table 1. Occurrence patterns and size (body length, BL) distributions of Ayu, *Plecoglossus altivelis altivelis*, collected at Furuhashi Park of Ota City in the inner Tokyo Bay

Tide condition	March 2018		April 2018		May 2018		June-December 2018		January 2019		February 2019		Total	
	Low	High	Low	High	Low	High	Low	High	Low	High	Low	High	Low	High
No. of Individuals	216	1611	0	198	0	1	0	0	2	0	0	7	218	1817
Size range (mm)	10.7-30.1	10.5-38.8	21.4-37.1		43.0				14.2-16.3		12.9-26.0		10.7-30.1	10.5-43.0
Mean BL \pm SD (mm)	17.4 \pm 3.5	19.0 \pm 3.6	30.6 \pm 2.9		43.0				15.2 \pm 1.5		19.3 \pm 4.7		17.4 \pm 3.5	20.6 \pm 5.4

干潮時には少ないことが明らかにされている（塚本ほか, 1989）。さらに高知県土佐湾の砕波帯では、日中にはアユは満潮時に汀線付近の潮間帯に生息し、干潮時には汀線付近を離れる傾向が確認されている（東, 2005）。本調査地点から南へ約 3.5 km の多摩川本流左岸の海老取川合流地点（以下、海老取川とする）（Fig. 1 の Ebitori-gawa R.）にできた自然干潟においては、干潮時よりも満潮時に遊泳能力を獲得したアユが能動的に多く出現することが知られている（KANOU *et al.*, 2005）。他にも、体長 20 mm 以上に成長した個体は、日中は群れ行動を行い生活史の各段階に応じた生息場所を能動的に選択するが、夜間には群れ行動が弱まり、各個体が浮遊し分散することで受動的に輸送されることが明らかとなっている（荒山ほか, 2007）。しかし、日本海の富山湾において灯下採集を行った田子（2002）は、満潮時にアユ仔魚が多く採集されることはないとしているが、これは太平洋側に比べて日本海側の潮汐差が小さく、アユ仔魚に与える潮汐の影響も小さいことを示唆している。

4.2 人工環境の役割

本調査地点に最も近い大型河川として多摩川があげられる（Fig. 1）。多摩川河口域の干潟 3 地点〔海老取川と京浜島（Fig. 1 の Keihin-jima）、および羽田空港北東隅（以下、羽田とする）（Fig. 1 の Haneda）〕においては本調査と同様の小型地曳網を用いた調査が 2006 年から 2013 年に行われ、アユがどのように干潟域を利用しているのかが断片的に明らかになっている（村瀬ほか, 2014；河野

ほか, 2014）。その結果として、一曳網当たりのアユの個体数は、開放的な前浜干潟である羽田において 53.9 個体であり最も多く採集される種であるが、河口干潟である海老取川や、海老取川と羽田の中間地点にある京浜島ではそれぞれ 5.6 個体と 4.0 個体で少ない。東京湾の内湾の他地点でアユが優占する干潟は、近隣に河川があり海に面する前浜干潟である八景島海の公園（山根ほか, 2004）や、荒川と江戸川の 2 つの河川の河口前縁に位置する前浜干潟である葛西人工渚（山根ほか, 2004；桑原ほか, 2003）が知られる。以上のことから、東京湾におけるアユ仔稚魚の主要な生息場所の特徴としては、前浜干潟のような開放的な水域で、さらには、近隣に河川があることが挙げられるが、本調査地点のように運河の奥まった場所でアユ仔稚魚が大量に採集されるのははじめての事例であるといえる。

アユは河川で孵化した後、河川水の拡散とともに海域に分散し、体長 10 mm 以上に成長した個体は砂浜海岸の砕波帯のような沿岸浅所へ接岸する（東, 2005）。体長 20 mm に成長した個体は能動的に生息場を選択し（荒山ほか, 2007）、体長 30 mm 前後へ成長したアユは分布域の拡大のために移出するが、その移出先は基本的には直近の沖合とされることに加え、日周のあるいは海象の影響などを受け、柔軟に生息場所を選択していることが考えられる（荒山ほか, 2014）。本研究で採集されたアユの平均体長 \pm 標準偏差は干潮時に 17.4 \pm 3.5 mm、満潮時に 20.6 \pm 5.4 mm であり、10 mm より大きく、20 mm 程度の個体が多く出現した。また、満潮時に採集された個体の体長は、

3月よりも4月に大きくなっていた。加えて、本調査地点の水温は、アユが多く出現した羽田の水温と類似し、塩分は一般的な河口域の値を示した。以上のことから、本調査地点は、海域に分散した仔魚が接岸する場としては機能していないが、ある程度成長し能動的に泳げるようになった個体が来遊する複数の場のうちの一つとして、機能している可能性が考えられた。また、本調査結果を踏まえ、満潮時に近隣の干潟（例えば、海老取川や京浜島）を調査することによって、多摩川河口域におけるアユの成育場のつながり（連続性あるいはネットワーク）や、アユ仔稚魚が求める人工海浜の機能をより詳細に明らかにすることができるのではないかと考えられる。

謝辞

本研究を行うにあたり、調査の段取りから現地調査まで様々な面でご協力いただいた、五洋建設株式会社の中瀬浩太氏と竹山佳奈氏にお礼申し上げます。また、現地調査に協力していただいた小野寺暁氏と新城遥己氏をはじめとする東京海洋大学魚類学研究室の皆さんに感謝します。さらに英文要旨と図の説明については、ご助言をいただいた東京海洋大学の川辺みどり先生と Scottish Association for Marine Science (連合王国スコットランド) の Leslie Mabon 博士にお礼申し上げます。

引用文献

- 荒山和則 (2006) : 茨城県久慈川におけるアユの遡上様式. 茨城内水試研報, **40**, 45-54.
- 荒山和則・河野博・茂木正人 (2007) : 館山湾の砂浜海岸におけるアユ仔稚魚の季節的および日周的出現様式. 水産増殖, **55**, 245-252.
- 荒山和則・須能紀之・山崎幸夫 (2014) : 久慈川河口周辺におけるアユ仔稚魚の分布. 日本水産学会誌, **80**, 713-725.
- 東健作・平賀洋之・堀木信男・谷口順彦 (2002) : 和歌山県中部の碎波帯におけるアユ仔稚魚の分布. 水産増殖, **50**, 9-15.
- 東健作 (2005) : アユの海洋生活期における分布生態. 高知大学海洋生物教育研究センター研究報告, **23**, 59-112.
- HERMOSILLA, J.J., Y. TAMURA, M. MOTEGI and H. KOHNO (2012): Distribution and community structure of fish in Obitsu-gawa River Estuary of inner Tokyo Bay, central Japan. *AACL Bioflux*, **5** (4), 197-222.
- 細谷和海 (2013) : アユ科. 中坊徹次 (編) 日本産魚類検索 全種の同定 第三版, 東海大学出版会, 神奈川県秦野市, P. 360
- 鎌谷明善 (1993) : 海岸線の変貌. 小倉紀雄 (編) 東京湾—100年の環境変遷, 恒星社厚生閣, 東京, p. 20-27.
- 環境庁自然保護局 (1997) : 日本の干潟, 藻場, サング礁の現状. 海中公園センター, 東京, 291 pp.
- 加納光樹・荒山和則・今井仁・金沢健・小池哲・河野博 (2002) : 東京湾の表層域における仔稚魚の季節的出現と分布様式. *La mer*, **40**, 11-27.
- KANOU, K., H. KOHNO, P. TONGNUNUI and H. KUROKURA (2002): Larvae and juveniles of two engraulid species, *Thryssa setirostris* and *T. hamiltoni*, occurring in the surf zone at Trang, southern Thailand. *Ichthyol. Res.*, **49**, 401-405.
- KANOU, K., M. SANO and H. KOHNO (2005): Larval and juvenile fishes occurring with flood tides on an intertidal mudflat in the Tama River estuary, central Japan. *Ichthyol. Res.*, **52**, 158-164.
- 加納光樹・小池哲・河野博 (2000) : 東京湾内湾の干潟域の魚類相とその多様性. 魚類学雑誌, **47**, 115-129.
- 河野博 (2012) : 東京湾の魚類 研究史と自然史. 江戸前の環境学 海を楽しむ・考える・学びあう 12章 (川辺みどり・河野博編), 東京大学出版会, 東京, p. 85-106.
- 河野博・茂木正人・石丸隆・関沢和彦 (2014) : 羽田空港滑走路建設にともなう多摩川河口域の魚類への影響. 羽田空港周辺水域環境調査研究委員会 (編), 羽田周辺水域環境調査最終報告書～研究の総括と今後の展望～: 152-166. 羽田周辺水域環境調査研究委員会, 東京. URL : https://www.tb.eic.go.jp/haneda-iinkai/view/iinkai/Download/20140317/07_3bu5syou.pdf
- 河野博・横尾俊博・茂木正人・加納光樹 (2008) : 東京湾岸に位置する人工潟湖 (新浜湖) の魚類相. 日本生物地理学会会報, **63**, 133-142.
- 桑原悠字・土田奈々・元山崇・河野博・加納光樹・島田裕至・三森亮介 (2003) : 葛西人工渚西浜 (東京

- 湾湾奥部)の魚類相. *La mer*, **41**, 28-36.
- 村井俊太・村瀬敦宣・河野博・竹山佳奈・中瀬浩太・岩上貴弘 (2016): 東京湾の湾奥に再生された干潟と人工海浜 (大森ふるさとの浜辺公園) の魚類相. *La mer*, **54**, 11-27.
- 村瀬敦宣・角張ちひろ・加瀬喜弘・齊藤有希・河野博 (2014): 羽田空港滑走路の建設は多摩川河口干潟域を利用する魚類にどのように影響するか? 日本生物地理学会会報, **69**, 57-75.
- 中瀬浩太・石橋克己・木村賢史 (2009): 市民と取り組む人工干潟の造成と管理. 瀬戸雅文 (編) 市民参加による順応的管理, 恒星社厚生閣, 東京, p. 126-144.
- 那須賢二・甲原道子・渋谷浩一・河野博 (1996): 東京湾湾奥部の干潟に出現する魚類. 東京水産大学研究報告, **82**, 125-133.
- 菅原将太・梶山誠・島田裕至・丸山啓太・河野博 (2019): 東京湾内湾の富津海岸アマモ場と盤洲干潟砂泥底域の魚類相. 日本生物地理学会会報, **73**, 128-142.
- 清水誠 (1984): 東京湾の魚介類 (2) 昭和 40 年代の生物相. *海洋と生物*, **31**, 135-139.
- 清水誠 (1990): 東京湾の魚介類 (6) 昭和 60 年代の生物相. *海洋と生物*, **68**, 183-189.
- 田子泰彦 (2002): 富山湾の砂浜域砕波帯周辺におけるアユ仔魚の出現, 体長分布と生息場所の変化. 日本水産学会誌, **68**, 144-150.
- 高橋勇夫・木下泉・東健作・藤田真二・田中克 (1990): 四万十川河口内に出現するアユ仔魚. 日本水産学会誌, **56**, 871-878.
- 東京都水産試験場 (1984): 多摩川における稚アユの遡上生態等について. 調査研究要報 (178), 東京都水産試験場技術管理部, 東京.
- 塚本勝己 (1988): アユの回遊メカニズムと行動特性. 沖山宗雄・上野輝彌 (編) 現代の魚類学, 朝倉書店, 東京, p. 100-133.
- 塚本勝己・望月賢二・大竹二雄・山崎幸夫 (1989): 川口水域におけるアユ仔稚魚の分布・回遊・成長. *水産土木*, **25**, 45-57.
- 宇野木早苗 (2011): 東京湾の物理環境. 東京湾海洋環境研究委員会 (編) 東京湾 人と自然のかかわりの再生, 恒星社厚生閣, 東京, p. 69-80.
- 山根武士・岸田宗範・原口泉・阿部礼・大藤三矢子・河野博・加納光樹 (2004): 東京湾内湾 2 地点 (葛西臨海公園と八景島海の公園) の仔稚魚相. *La mer*, **42**, 35-42.

受付: 2020 年 5 月 7 日

受理: 2020 年 7 月 17 日

東京湾奥部の直立護岸（大森ふるさとの浜辺公園）に設置した 籠網に蝟集する魚類の出現様式

小野寺暁¹⁾・丸山啓太¹⁾*・竹山佳奈²⁾・河野 博¹⁾

Occurrence patterns of fishes collected by net cages placed at surface and bottom layers along a seawall at the Furuhashi Park in innermost Tokyo Bay

Akira ONODERA¹⁾, Keita MARUYAMA¹⁾*, Kana TAKEYAMA²⁾ and Hiroshi KOHNO¹⁾

Abstract: Occurrence patterns of fishes were compared between net cages (0.5 × 0.4 × 0.4 m) with three internal materials (nylon net, bamboo shoot and oyster shell) placed at surface and bottom layers along a seawall at the Furuhashi Park in innermost Tokyo Bay from April 2016 to March 2019. A total of 1,574 individuals of 17 species representing 9 families were collected, fishes collected at the surface numbering 1,189 individuals of 13 species (13.2 ind./cage) and those at the bottom 385 individuals of 11 species (4.2 ind./cage). The dissolved oxygen was 6.2 ± 2.26 (mean ± SD) mg/L and 4.2 ± 2.58 mg/L at the surface and bottom layers, respectively, and the respective times when the hypoxic oxygen water of 3.0 mg/L and lower appeared were 4 out of 88 cages and 33 of 89 cages at the surface and bottom layers. Three gobiids, *Tridentiger obscurus*, *Chaenogobius gulosus* and *Tridentiger trigonocephalus*, were dominant species occupying ca. 90% of the total individuals collected in this study; however, the first and third were collected by both the surface and bottom cages, but the second species occurred at the surface layer only. This study suggested a possibility that a certain structure created at the surface layer of a seawall would become a habitat for some fishes during the time when hypoxic waters arise.

Keywords: ichthyofauna, Tokyo Bay, canal, hypoxic waters

1. 背景と目的

東京湾内湾（富津岬と観音崎を結ぶ線以北の海

域）では1955年以降の高度経済成長期における埋め立てや浚渫などにより、多くの干潟や浅場が

1) 東京海洋大学魚類学研究室
〒108-8477 東京都港区港南 4-5-7
Laboratory of Ichthyology, Tokyo University of Marine Science and Technology, 4-5-7 Konan, Minato-ku, Tokyo 108-8477, Japan

2) 五洋建設（株）環境事業部
〒112-8576 東京都文京区後楽 2-2-8

Penta-ocean Construction Co., Ltd., 2-2-8 Koraku, Bunkyo-ku, Tokyo 112-8576, Japan

*連絡著者：丸山啓太
〒108-8477 東京都港区港南 4-5-7 東京海洋大学魚類学研究室
E-mail: bokuwamoku@gmail.com

失われ（河野ほか，2012），その結果として，戦前には 136 km²とされていた干潟の面積は 1973 年には 10 km²にまで減少した（鎌谷，1993）。その後，1970 年代より人工干潟や浅場を積極的に造成しようとする動きが活発化し（中瀬，2008），1997 年における干潟の面積は 16.4km²と増加している（環境庁自然保護局，1997）。これまでの埋め立てや浚渫によって東京湾の海岸線の大部分は干潟や浅場から直立護岸などの人工的な構造物に置き換わっている。とくに東京湾奥部には直立護岸に囲まれた運河域が多く，それらは半閉鎖的な海域をつくっている。そのような半閉鎖的な海域では都市からの排水による富栄養化やそれにとまう貧酸素水の発生・滞留がしばしば確認され，生物にとっては過酷な環境として知られている（風呂田，1997；清水，1997）。

干潟や砂浜などのごく浅い海域は魚類にとって重要な生息場所として知られ，東京湾内湾でも数少ない干潟がその機能を担っていることが知られている（加納ほか，2000；HERMOSILA *et al.*，2012）。また，造成された人工の干潟や砂浜も，多くの沿岸魚の成育場あるいはある種のハゼ科魚類にとっては一生の生活の場として機能する可能性が示唆されている（山根ほか，2003；村井ほか，2016；宍戸ほか，2019）。それに対して，直立護岸やその周辺の運河域における魚類の研究は，東京湾の京浜運河（酒井ほか，2007；灯下採集）や大阪湾の谷川港（日下部ほか，1994；稚魚ネット採集）と北堀運河（竹山ほか，2017；籠網採集）など，数例しか行われていない。しかもそれぞれの研究は調査方法が異なり，魚類がどのように直立護岸を利用しているかについては断片的な情報しかない。

竹山ほか（2017）は，直立護岸に貧酸素水からの逃避を可能にするような工夫を施すことで魚類が通年生息できること，またその護岸がある種の魚類にとっては成育の場として機能する可能性を示唆したが，直立護岸の調査が単独で行われたために，周辺の水域に生息する魚類と比較できていない。

そこで本研究では，干潟やタイドプールに出現

する魚類の種類や発育段階の知られている「大森ふるさとの浜辺公園」の直立護岸に籠網を設置して，公園内における魚類の出現様式を明らかにし，さらに貧酸素水に対する魚類の対応を調査した。

2. 調査地点の概要

採集は東京湾内湾の西岸，東京都大田区の「大森ふるさとの浜辺公園」に位置する直立護岸（Seawall, Fig. 1）で行った。同公園には，1908 年に建設された東京ガス大森工場の波除堤周辺に内川からの堆積土による干潟が存在していた。しかし，工場の閉鎖に伴う周辺水域の遊休化に伴い，緑地や砂浜，干潟，磯場を有する公園として，2000 年 6 月に着工，2007 年に開園した（里見ほか，2004）。公園内の水域は 1.2 ha の人工砂浜（Sandy beach，千葉県君津産の d50 = 0.2 mm の山砂で養浜）と 1.0 ha の人工干潟（Tidal flat，在来の干潟を 200 m ほど沖合に移設し，多孔質の礫や岩を配置）があり，さらにそれらの間には 4.6 ha の浅場（水深約 1.5 m で，運河と接する両端には砂留潜堤 Submerged dike）が造成された（中瀬，2008；竹山ほか，2013）。

本調査地点である直立護岸は，浅場北端の砂留潜堤から運河を挟んで 150 m ほど北に位置し，釣り船や屋形船の係船場となっており，水深は約 2.5 m である。また，直立護岸の海底には転石が確認でき，付近の護岸は石が積まれた傾斜護岸で，場所によってはマガキ *Crassostrea gigas* が群生する。周辺は埋立地と運河に囲まれており，波浪の影響はほとんどない。公園には都市河川である内川が隣接し，豪雨時には周囲の雨水が放出されるほか，南東約 1,000 m 付近にある「森ヶ崎水再生センター」からは処理水が放流されている（中瀬ほか，2008）。

周辺では施工前より様々な調査が行われ，現在も底生生物や水質，底質についてのモニタリングが実施されている（中瀬，2008；中瀬ほか，2008）。また，魚類に関しては，干潟と浅場における手網と小型定置網の調査（竹山ほか，2013），砂浜と干潟における小型地曳網調査（村井ほか，2016），干潮時に干潟に現れるタイドプールにおける手網の

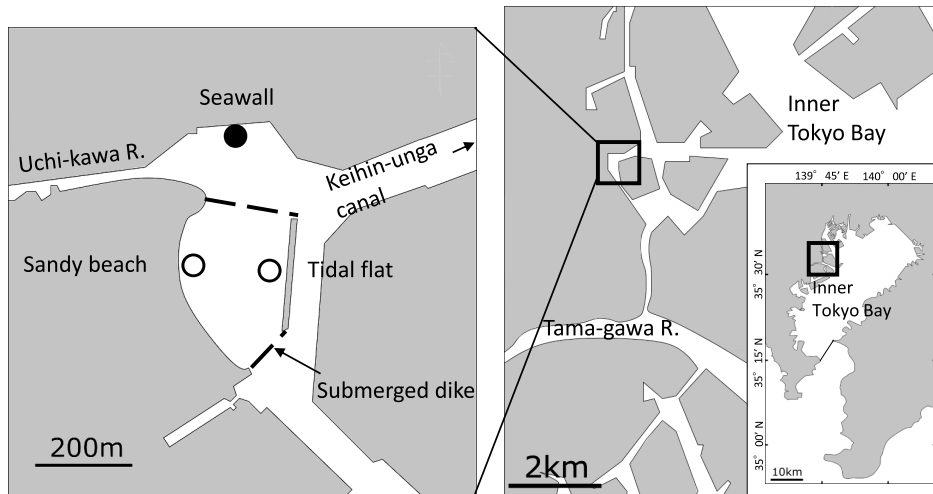


Fig. 1 Map showing the sampling site (solid circle) at a seawall in Furuhashi Park of Ota City in the inner Tokyo Bay.

調査 (酒井ほか, 2018), 浅場や岩場における投網と手網の調査 (大田区, 2019) などが実施されており, 一定の知見が得られている。

3. 採集方法

採集に用いた籠網は, 竹山ほか (2017) を参考に, 金網ケージ (0.5×0.4×0.4 m, 目合 40×40 mm) 内に 3 種類の基質 (テグス網 Nylon net (目合 10×10 mm), 竹箒 Bamboo shoot と煮沸したマガキ殻 Oyster shell) を入れ作製した。

各基質の籠網は, 表層と底層を比較するために, 海面と海底のそれぞれに 1 つずつ, 計 6 地点にロープを用いて設置した。以下, 各調査地点の籠網をそれぞれ「テグス網表層」, 「テグス網底層」, 「竹箒表層」, 「竹箒底層」, 「カキ殻表層」, 「カキ殻底層」と呼ぶ。これらのうち, 表層の籠網は直立護岸と接続する浮桟橋に固定し, 潮汐による水位変化の影響はなく, 常に海面付近に留まるように設置した。採集は月に 1 度, 大潮前後の干潮時に行った。採集の終了した籠網は再度同じ位置に沈め, 翌月に同様の採集を行った。採集時には籠網を回収し, 網の中に入っている魚類を採集した。引き上げの際, 籠網から魚類が逃げないように, サデ網 (開口サイズ 1.1 m, 目合 1×1 mm) で籠

網の底部および周囲を覆った。採集期間は基質の種類によって異なり, テグス網は 2016 年 4 月から 2019 年 3 月 (ただし, 2019 年 1 月の両層は未実施), 竹箒は 2016 年 7 月から 2019 年 3 月 (ただし, 2018 年 10 月と 11 月の表層, 2019 年 1 月の両層は未実施), カキ殻は 2017 年 6 月から 2019 年 3 月 (ただし, 2019 年 1 月の両層は未実施) の期間に行った。また, 採集を行う直前に水温と塩分, 溶存酸素量 (dissolved oxygen: DO) を Pro2030 (YSI/Nanotech) で測定した (ただし, 2016 年 11 月はテグス網と竹箒の両層の DO, 2017 年 8 月はテグス網表層の水温と塩分, DO は欠測)。DO については, 山口・経塚 (2006) に従い, 3.0 mg/L 以下を貧酸素とした。採集した魚類は現地でも 10 % 海水ホルマリンによって固定し研究室に持ち帰った後に, 魚類だけを選別し, 種の同定, 個体数の計数と体長の測定を行った。種の同定は中坊 (2013) と沖山 (2014) に従い, 学名と和名および科の配列は中坊 (2013) に従った。また, 優占したハゼ科魚類は, 加納ほか (2000) を参考にして, 発育段階を仔魚 (鰭条が定数に達していないもの), 稚魚 (鰭条は定数に達したが性的に成熟していないもの) と成魚 (性的に成熟しているもの) に区分した。

4. 結果

4.1 水質

水温は表層、底層あるいは基質による差はほとんどなく、1月や2月に年間を通して低い値を、7月や8月に高い値を記録した (Fig. 2)。最低水温は2018年1月の竹箒表層とカキ殻表層で記録した9.2°C、最高水温は2018年7月の竹箒表層で記録した30.9°Cであった。どの調査においても、冬から夏に水温が上昇する際には底層に比べ表層の水温が高い値を、夏から冬に水温が低下する際には底層に比べ表層が低い値を記録することが多かった。しかし、それ以外の時期には深度による違いが明瞭ではないことも多かった。

塩分は、深度による違いがみられ、表層 (平均±SD = 17.2 ± 5.31, n = 90) で底層 (26.3 ± 4.04, n = 91) よりも低い値を示した (Fig. 2)。年間の塩分の範囲・平均±SDは、テグス網表層で5.9–27.3・17.1 ± 5.49 (n = 35)、テグス網底層で19.2–33.6・26.2 ± 3.81 (36)、竹箒表層で6.1–28.8・17.4 ± 5.56 (33)、竹箒底層で16.5–34.0・26.3 ± 4.40 (33)、カキ殻表層で9.7–27.6・17.0 ± 4.59 (22)、カキ殻底層で17.3–32.5・26.5 ± 3.81 (22)であった。また、表層の塩分は底層の塩分を上回ることではなく、夏から秋にかけてよりも冬で高い値を、春はその中間的な値を記録した。

DOも層による違いがみられ、表層 (平均±SD = 6.2 ± 2.26, n = 88) で底層 (4.2 ± 2.58, n = 89) よりも高い値を示した (Fig. 3)。年間のDOの範囲・平均±SDは、テグス網表層で2.9–10.5 mg/L・6.3 ± 2.14 (n = 34)、底層で0.40–10.7・4.4 ± 2.60 (35)、竹箒表層で2.6–11.1・6.2 ± 2.24 (32)、竹箒底層で0.55–10.5・4.3 ± 2.52 (32)、カキ殻表層で2.6–10.9・5.9 ± 2.43 (22)、カキ殻底層で0.39–10.4・3.9 ± 2.62 (22)であった。DOが3.0mg/Lを下回る貧酸素水の発生回数は、表層 (全88回中4回) よりも底層 (全89回中33回) で多く (Fig. 3)、表層ではテグス網で2017年7月と2018年6月の計2回 (全34回のうち)、竹箒で2017年7月の1回 (全32回のうち)、カキ殻で2017年7月の1回 (全22回のうち) に対して、底層ではテグス網で2016年8月と10月、2017年6–10月、2018年6–

月の計11回 (全35回のうち)、竹箒で2016年8月と10月、2017年5–10月、2018年6と7、9、11月の計12回 (全32回のうち)、カキ殻で2017年6–10月、2018年6–9月と11月の計10回 (全22回のうち) であった。これら貧酸素水の発生時期は、5月から11月であったが、DOの値は7月や8月、9月などの夏季に特に低い値 (0.39–2.95 mg/L) を記録した。

4.2 魚類の出現概要

調査期間中に表層で13種1,189個体、底層で11種385個体、合計で9科17種1,574個体が採集された (Table 1)。これらを基質別にみると、テグス網表層で5科10種617個体 (17.6個体/籠)、テグス網底層で5科11種254個体 (7.1個体/籠)、竹箒表層で5科10種363個体 (11.0個体/籠)、竹箒底層で3科7種110個体 (3.4個体/籠)、カキ殻表層で6科11種209個体 (9.5個体/籠)、カキ殻底層で2科6種21個体 (1.0個体/籠) が採集された。どの基質においても、表層でCPUE (個体数/籠) は高かった。最も個体数が多かったのはチチブ *Tridentiger obscurus* の1,092個体 (総採集個体数の69.4%)、次いで、ドロメ *Chaenogobius gulosus* (165個体, 10.5%)、アカオビシマハゼ *Tridentiger trigonocephalus* (154個体, 9.8%)、シロメバル *Sebastes cheni* (46個体, 2.9%)、トサカギンポ *Omobranchus fasciolatoceps* (26個体, 1.7%) であった。これら優占種上位5種で、総個体数の94.3%を占めた。なお、表層・底層の3種類の基質におけるいずれの調査においてもチチブが最も多く出現した。

4.3 種数と個体数の経月変化とDOとの関係

種数は、テグス網表層では5–9月に、竹箒表層では5–8月に、カキ殻表層では6–10月に多くなった (Fig. 3)。すなわち表層においては、年間を通して魚類が出現し、とくに初夏～秋にかけては多くの種が出現した。一方、底層においては、テグス網で7–10月に、竹箒で5–10月に、カキ殻で5–10月に、採集されないことがしばしばあった。すなわち底層では、魚種は冬～春季に比べて、初

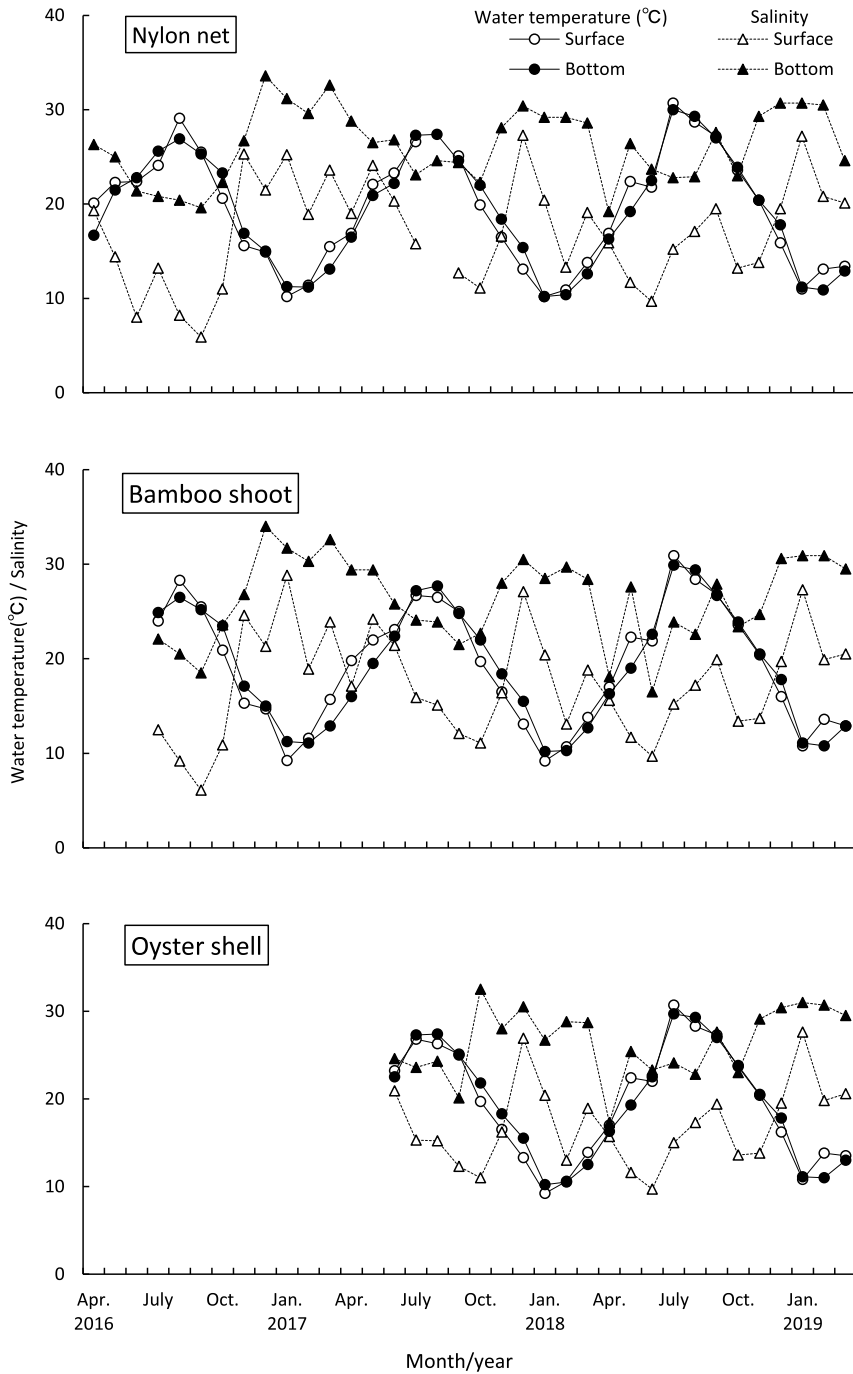


Fig. 2 Monthly changes of water temperature and salinity at each net cage with three internal materials (nylon net, bamboo shoot and oyster shell) in the surface and bottom layers at the seawall in Furuham Park in the inner Tokyo Bay from April 2016 to March 2019.

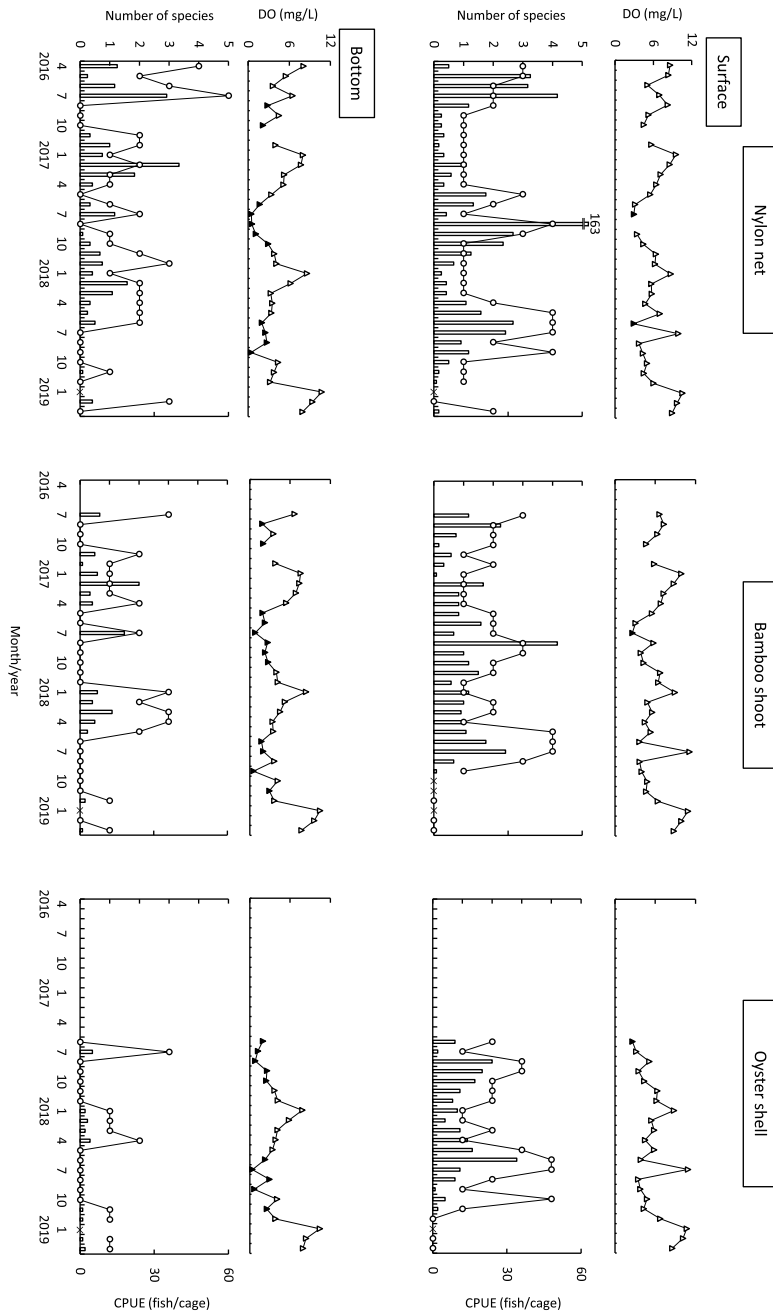


Fig. 3 Monthly changes of dissolved oxygen (Do: triangles) (Upper) and numbers of species (open circles: left axis) and CPUE (open bars: right axis) (Lower) at the seawall located in Furuhama Park in the inner Tokyo Bay from April 2016 to March 2019, shown by the surface and bottom layers. Solid triangles indicate the hypoxic water being 3 mg/L and lower of DO. Crosses indicate no sampling.

Table 1. Fishes collected by net cages with three internal materials (nylon net, bamboo shoot and oyster shell) at surface and bottom layers along a seawall at the Furuhashi Park of Ota City in the innermost Tokyo Bay from April 2016 to March 2019

Family and species	Surface / Bottom layers				Size range (BL, mm)	Total No.	%	Occurring months
	Individual No.			Total				
	Nylon net	Bamboo shoot	Oyster shell					
Syngnathidae								
<i>Hippichthys penicillus</i>			1/0	1/0	123.4	1	0.1	9
Sebastidae								
<i>Sebastes cheni</i>	12/2	4/4	21/3	37/9	48.5–53.5/29.9–59.8	46	2.9	4–7
Lateolabracidae								
<i>Lateolabrax japonicus</i>	0/2	3/0		3/2	98.0–144.7/89.3–112.9	5	0.3	4,7–10
Sparidae								
<i>Acanthopagrus latus</i>	0/2			0/2	25.1–26.7	2	0.1	2
Teraponidae								
<i>Rhychopelates oxyrhynchus</i>	0/1	0/2		0/3	26.9–40.9	3	0.2	11,12
Girellidae								
<i>Girella punctata</i>	3/0	1/0	1/0	5/0	52.5–63.4	5	0.3	7
Blennidae								
<i>Omobranchus fasciolatoceps</i>	2/0	4/0	20/0	26/0	32.0–72.4	26	1.7	5–11
<i>O. punctatus</i>		2/0		2/0	61.9–75.6	2	0.1	6
Gobiidae								
<i>Acanthogobius flavimanus</i>	0/15	0/6		0/21	47.12–118.2	21	1.3	1,6,7,11,12
<i>Chaenogobius gulosus</i>	114/0	44/0	7/0	165/0	22.8–107.1	165	10.5	5–9
<i>Gymnogobius heptacanthus</i>	0/2	0/2		0/4	26.2–37.9	4	0.3	6,7
<i>Mugilogobius abei</i>	14/4		1/1	15/5	14.5–27.7/17.9–32.7	20	1.3	2,5,7,9–12
<i>Redigobius bikolanus</i>	1/11	1/0	1/1	3/12	16.3–21.5/20.6–26.0	15	1.0	2,4,7,11,12
<i>Tridentiger bifasciatus</i>	3/1	2/3	1/1	6/5	36.2–64.4/40.2–69.9	11	0.7	2,3,8,9,12
<i>T. obsucurus</i>	416/187	274/76	131/8	821/271	11.6–73.7/8.0–69.2	1092	69.4	1–12
<i>T. trigonocephalus</i>	51/27	28/17	24/7	103/51	18.3–63.0/11.5–69.9	154	9.8	1–12
Tetraodontidae								
<i>Takifugu paradalis</i>	1/0		1/0	2/0	23.8–25.3	2	0.1	6
No. of species	10/11	10/7	11/6	13/11		17		
No. of individuals	617/254	363/110	209/21	1189/385		1574		

夏～秋で圧倒的に少なかった。個体数は、テグス網表層では5–9月に、竹箒表層では7–8月に、カキ殻表層では6月や8月に多くなった (Fig. 3)。個体数においても、種数と同様に、表層では初夏～秋に多く出現した。そこで、貧酸素時に限って比較すると、表層では4回の貧酸素時でも、いずれも魚類が採集された。一方、底層をみると、テグス網で11回の内6回、竹箒で12回の内11回、カキ殻で10回の内8回と、それぞれ高頻度で魚類は採集されなかった。

貧酸素時に出現した魚種は、テグス網表層においてはシロメバル (5個体)、チチブ (25個体)、ドロメ (6個体)、ヒガンフグ *Takifugu paradalis* (1個体) で、テグス網底層においてはシロメバル (1個体)、スズキ *Lateolabrax japonicus* (1個体)、

マハゼ *Acanthogobius flavimanus* (5個体)、アカオビシマハゼ (7個体)、チチブ (11個体) で、竹箒表層においてはアカオビシマハゼ (3個体)、チチブ (5個体) で、竹箒底層においてはアカオビシマハゼ (7個体)、チチブ (11個体) で、カキ殻表層においてはトサカギンボ (5個体)、ドロメ (4個体) で、カキ殻底層においてはアベハゼ *Mugilogobius abei* (1個体)、アカオビシマハゼ (1個体)、チチブ (3個体)、ヒナハゼ *Redigobius bikolanus* (1個体) であった。以上を合計すると、チチブ 55個体、アカオビシマハゼ 18個体、ドロメ 10個体、シロメバル 6個体、トサカギンボとマハゼ 5個体、およびスズキとアベハゼ、ヒナハゼ、ヒガンフグが1個体であり、これら 10種 98個体が貧酸素水発生時に出現した魚類であった。

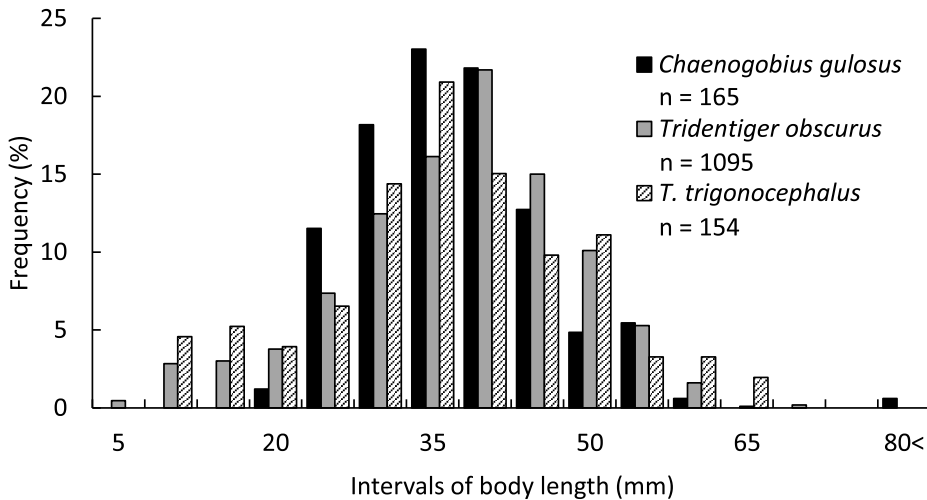


Fig. 4 Body length distributions of dominant gobies (*Chaenogobius gulosus*, *Tridentiger obscurus* and *Tridentiger trigonocephalus*) collected at the seawall located in Furuhashi Park in the inner Tokyo Bay from April 2016 to March 2019.

4.4 優占ハゼ科3種の体長組成

優占種のうち、チチブの体長は8.0–73.7 mmであり、そのモードは45.0–49.9 mmであった (Fig. 4)。季節変化では、1–6月は40.0–49.9 mmが、7–12月は30–39.9 mmが多く、1年を通して稚魚と成魚が確認されたが、仔魚は7–9月に6個体だけが出現した (Fig. 5)。ドロメの体長は22.8–107.1 mmで、モードは35.0–39.9 mmであった (Fig. 4)。4–6月は30.0–39.9 mmが、7–9月は40.0–49.9 mmが多く、出現する大半は稚魚であったが、7–9月に成魚が2個体だけ出現した (Fig. 5)。アカオビシマハゼの体長は11.5–69.9 mmで、モードは体長35.0–39.9 mmであった (Fig. 4)。1–3月は50.0–59.9 mm、4–6月は10.0–19.9 mm、7–9月は30.0–39.9 mm、10–12月は50.0–59.9 mmが多く出現した (Fig. 5)。

5. 考察

5.1 貧酸素水の発生とそれに対する魚類の対応

ふるはまの直立護岸の底層では、5–11月の初夏から秋季に貧酸素水が発生し、魚類の出現が少なくなる、もしくは全く見られなくなるといったことが確認された。一方で、その期間中の表層では

出現する魚類の種数と個体数が増加する傾向が確認された (Fig. 3)。したがって表層の籠網は、底層で貧酸素水が発生し魚類が生息できなくなった時に、避難場所として機能している可能性が示唆された。

このような機能は、大阪湾内の兵庫県尼崎市に位置する尼崎運河でも確認されており、とくにニホンウナギ、カサゴおよびハゼ科魚類のような底生魚の避難場所になることが示唆されている (竹山ほか, 2017)。本研究では、ニホンウナギやカサゴの出現は確認できなかったが、年間を通して直立護岸に出現していたチチブやアカオビシマハゼのような底生ハゼ科魚類が夏季には底層で出現せず、表層のみで確認された。さらに、シロメバルおよびトサカギンボはある程度長期的に出現したが (シロメバルは4–7月、トサカギンボは5–11月)、底層よりも表層で多く採集された。

以上の結果から、直立護岸からなる運河域の底層は貧酸素水によって魚類の生息が困難になることが考えられた。しかし、表層に魚類の避難場となる環境を作ることによって、魚類に退避することが可能な場を提供することができることが考えられた。東京湾内湾の東京都江東区のあけほの水

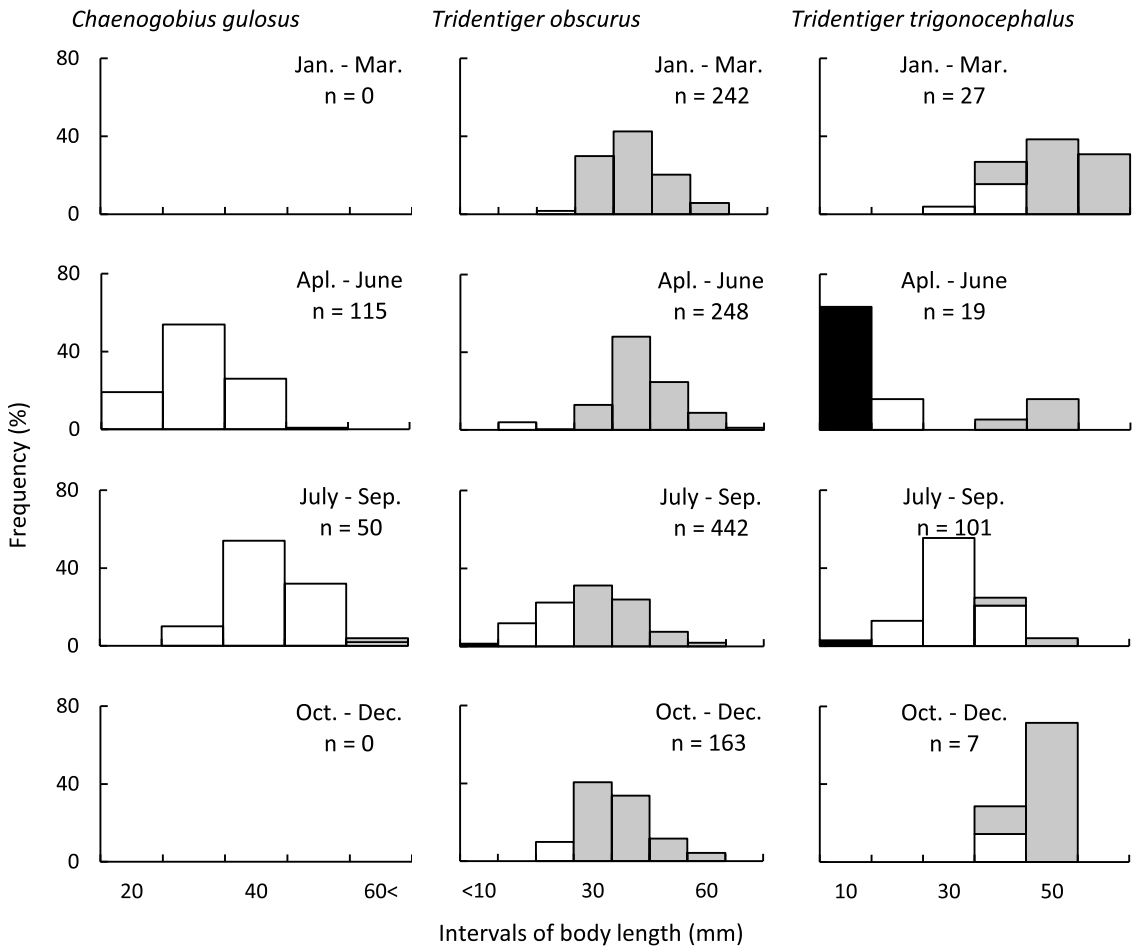


Fig. 5 Body length distributions by three months of dominant gobies (*Chaenogobius gulosus*, *Tridentiger obscurus* and *Tridentiger trigonocephalus*) collected at the seawall located in Furuhashi Park in the inner Tokyo Bay from April 2016 to March 2019. Solid bars indicate the larva, open bars the juvenile and gray bars the adult.

門取付堤付近や曙北運河砂潮橋付近において直立護岸を多段階式にすることに加えて、捨石護岸を面積 3.8 m²の人工干潟にすることにより、底生無脊椎動物や魚類などの種多様性が高まったり、貧酸素による付着生物の死滅が減ったりしたことが明らかになっている (岡村ほか, 2003)。さらに大阪湾の堺泉北港堺2区においても、直立護岸前面に傾斜をつけた干潟を造成したりすることによって生物に生息環境を提供できることが明らかとなっている (井口ほか, 2016)。よって、運河域

に生息する魚類や他の分類群に属する生物に生息の場を提供することを目的に、直立護岸前面に運河域よりも浅い部分を作り出すといった一工夫を施すことに価値はある。

5.2 優占した魚類の出現様式

本調査ではチチブ、アカオビシマハゼおよびドロメなどのハゼ科が優占して出現した。ハゼ科の優占は、東京湾内湾の干潟や砂浜では一般的ではあるが、その中で卓越するのはマハゼ、ビリンゴ

およびエドハゼである(加納ほか, 2000; 村瀬ほか, 2014)。とくに, 本調査地の砂浜および干潟での優占種はビリングとマハゼであり, 総個体数の約8割を占める(村井ほか, 2016)。すなわち, 優占ハゼ科魚類は直立護岸の有無によって異なるということが明らかとなった。これは, チチブ, アカオビシマハゼおよびドロメが砂浜や干潟よりも, むしろ岩礁などの構造物のある場所に主に生息する種(加納, 2006)であるためと考えられる。

本調査においてチチブは年間を通して出現し, 体長範囲は8.0–73.7 mmであった。チチブは体長9.35 mmまでが仔魚, また, 成熟する最小の体長は雄で27 mm, 雌で30 mmとされている(中村, 1942)。本研究では全ての発育段階が採集されたが, 仔魚は少なく, 多くは稚魚と成魚であった。また, 一般的にチチブは, 河口域や下流域の礫や転石, 人工的な投棄物などのある場所に集まることが知られている(岸, 2001)。産卵基質としては, 石の下を掘ってその石の下面であったり, コンクリート壁などの垂直面(中村, 1942)やマガキの空殻の内面(石川・河野, 2018)を利用する。本研究の期間中の2017年5月には, 実際にチチブが直立護岸の死んだマガキの殻の内面において産卵し, 卵を守っている姿を確認した(小野寺暁, 私信)。以上のことから, 直立護岸がチチブに稚魚から成魚までの生息場, さらに繁殖の場を提供できている可能性もあることが示唆された。

また, アカオビシマハゼも年間を通して出現し, 体長は11.5–69.9 mmの個体が採集された。アカオビシマハゼは, 全長15 mmで初期稚魚に移行し, 体長47 mm以上で生殖が可能である(道津, 1958)。本研究では全ての発育段階が採集されたが, 仔魚は少なく, 多くは稚魚と成魚であった。産卵は死んだスミノエガキ *Crassostrea ariakensis* の左右両殻の離れていない殻の内面に産み付けられるという報告がある(道津, 1958)。したがってアカオビシマハゼもチチブと同様に, 直立護岸を稚魚から成魚までの生息場とし, また, 繁殖を行う場として利用している可能性も考えられた。

ドロメは, 体長11 mmまでが仔魚(原田, 2014), 79 mmでは成熟すること(BAECK *et al.*,

2011)が知られている。本研究では, 体長22.8–107.1 mmの稚魚から成魚が5–9月に出現したが, 成魚は少なく, 多くは稚魚であった。公園内の砂浜や干潟では体長4.2–32.4 mmの仔魚から稚魚が2–5月に出現する(村井ほか, 2016)。ドロメは, 小湾の奥部の低潮線辺りの, 転石がみられる砂や小礫底に産卵するとされている(佐々木・服部, 1969)。本調査地点の海底には転石が見られ, 周囲の護岸は石が積まれた傾斜護岸となっている地点も多数確認できる。これらのことから, 直立護岸はドロメに稚魚期における成育場を提供している可能性がある。産卵場所については本研究では明らかにできなかったが, 調査地点の周辺には繁殖の場となり得る環境もみられるので, 今後の調査が期待される。

謝辞

本研究を行うにあたり, 採集調査の許可を快諾してくださった東京湾遊漁船業協同組合の飯島正宏理事長と組合員の方々にお礼申し上げます。また, 毎月のサンプリングに協力していただいた浅居智大氏をはじめとする東京海洋大学魚類学研究室の皆様へ感謝します。

引用文献

- BAECK, G. W., J. M. JEONG, J. M. PARK and S. -H. HUH (2011): Reproductive characteristic of glutinous goby, *Chaenogobius gulosus* in the coastal water of Tongyeong, Korea. *Kor. J. Ichthyol.*, **23**, 300–304.
- 道津喜衛 (1958): 有明海奥部におけるシロチチブおよびシマハゼの生態・生活史. 九州大学農学部学藝雑誌, **16**, 343–358.
- 風呂田利夫 (1997): 東京湾の生態系と環境の現状. 沼田眞・風呂田利夫(編)東京湾の生物誌, 築地書館, 東京, p. 2–23.
- 原田慈雄 (2014): ドロメ. 沖山宗雄(編)日本産稚魚図鑑 第二版, 東海大学出版会, 神奈川県秦野市, p. 1270–1271.
- HERMOSILLA, J. J., Y. TAMURA, M. MOTOKI and H. KOHNO (2012): Distribution and community structure of fish in Obitsu-gawa River Estuary of inner To-

- kyo Bay, central Japan. *AACLBioflux*, 5 (4), 197-222.
- 井口薫・相馬昇・松崎忠彦・岡田知忠・細川恭史・藤原健紀 (2016) : 形状の異なる 3 タイプの生物共生型護岸の生物相改善効果のモニタリングと評価. *土木学会論文集 B3 (海洋開発)*, 72, I_1052-I_1057.
- 石川新・河野博 (2018) : ヒナハゼは東京湾奥部に産卵する. *東京海洋大学研究報告*, 14, 58-64.
- 鎌谷明善 (1993) : 海岸線の変貌. 小倉紀雄 (編) *東京湾—100 年の環境変遷*. 恒星社厚生閣, 東京, p. 20-27.
- 環境庁自然保護局 (1997) : 日本の干潟, 藻場, サンゴ礁の現状. *海中公園センター*, 東京, 291 pp.
- 加納光樹. (2006) : 人工護岸の魚類相. 河野博 (監修) *東京湾魚の自然誌*. 平凡社, 東京, p. 81-84.
- 加納光樹・小池哲・河野博 (2000) : 東京湾内湾の干潟域の魚類相と多様性. *魚類学雑誌*, 47, 115-129.
- 岸由二 (2005) : チチブ. 川那部浩哉・水野信彦 (編) *日本の淡水魚 改訂 3 版*. 山と溪谷社, 東京, p. 605.
- 河野博・川辺みどり・石丸隆 (2012) : 東京湾をまるごと見る 環境と開発の歴史. 川辺みどり, 河野博 (編) *江戸前の環境学 海を楽しむ・考える・学びあう 12 章*. 東京大学出版会, 東京, p. 11-22.
- 日下部敬之・佐野雅基・矢持進・鍋島靖信・有山啓之・唐沢恒夫 (1994) : 大阪湾南部の垂直護岸に出現した仔稚魚. *水産増殖*, 42, 121-126.
- 村井俊太・村瀬敦宣・河野博・竹山佳奈・中瀬浩太・岩上貴弘 (2016) : 東京湾の湾奥に再生された干潟と人工海浜 (大森ふるさとの浜辺公園) の魚類相. *La mer*, 54, 11-27.
- 村瀬敦宣・角張ちひろ・加瀬喜弘・齊藤有希・河野博 (2014) : 羽田空港滑走路の建設は多摩川河口干潟域を利用する魚類にどのように影響するか? *日本生物地理学会会報*, 69, 57-75.
- 中坊徹次 (編) (2013) : 日本産魚類検索 全種の同定 第三版. 東海大学出版会, 神奈川県秦野市.
- 中村中六 (1942) : チチブ *Tridentiger obscurus* (Temminck & Sehlegel) の生活史. *動物及び植物*, 2, 115-119.
- 中瀬浩太 (2008) : 人工干潟の施工およびモニタリング. *建設の施工企画*, 8, 42-47.
- 中瀬浩太・金山進・木村賢史・山本英司 (2008) : 都市内湾域に再生された浅場・干潟の環境モニタリング. *海洋開発論文集*, 24, 765-770.
- 岡村知忠・田中ゆう子・岩本裕之・鈴木秀男・中瀬浩太 (2003) : 湾奥における生物と共生する護岸の開発. *海洋開発論文集*, 19, 291-296.
- 沖山宗雄 (編) (2014) : 日本産稚魚図鑑 第二版. 東海大学出版会, 神奈川県秦野市.
- 大田区 (2019) : 平成 30 年度 平和島運河環境調査報告書. 大田区都市基盤整備部, 大田区.
- 酒井卓・竹山佳奈・中瀬浩太・河野博 (2018) : 東京湾奥部に再生された干潟域 (大森ふるさとの浜辺公園) のタイドプールの魚類相. *日本生物地理学会会報*, 72, 98-112.
- 酒井洋一・茂木正人・河野博 (2007) : 東京湾の湾奥部における水中灯に蝟集した魚類の季節変化. *東京海洋大学研究報告*, 3, 45-50.
- 佐々木喬・服部仁 (1969) : ハゼ科 2 近縁種 (アゴハゼとドロメ) の潮溜りにおける共存関係. *魚類学雑誌*, 15, 143-155.
- 里見勇・藤沢康文・五十嵐美穂 (2004) : 大森ふるさとの浜辺整備事業—事業実施と合意形成のプロセス—. *海洋開発論文集*, 20, 299-304.
- 清水誠 (1997) : 水産生物. 沼田眞, 風呂田利夫 (編) *東京湾の生物誌*. 築地書館, 東京, p. 143-155.
- 宍戸太郎・青木茂・金子誠也・佐野光彦 (2019) : 東京湾内湾に造成された人工砂浜海岸における魚類群集構造. *La mer*, 57, 1-23.
- 竹山佳奈・木村賢史・上村了美・吉田潤・中瀬浩太・古河恵太・鎌田弘行 (2013) : 運河域の干潟上に造成したタイドプールの生物生息効果. *土木学会論文集 B3 (海洋開発)*, 69, I_1030-I_1035.
- 竹山佳奈・山中亮一・河野博・岩本裕之・宮本一之・平川倫・上月康則 (2017) : 都市部運河域を利用する魚類を対象とした生物共生護岸に関する実験的検討. *土木学会論文集 B3 (海洋開発)*, 73 (2), I_845-I_850.
- 山口創一・経塚雄策 (2006) : 諫早湾における貧酸素水塊の形成機構. *海の研究*, 15, 37-51.
- 山根武士・岸田宗範・原口泉・阿部礼・大藤三矢子・河野博・加納光樹 (2004) : 東京湾内湾 2 地点 (葛西臨海公園と八景島海の公園) の仔稚魚相. *La mer*, 42, 35-42.

受付 : 2020 年 4 月 21 日

受理 : 2020 年 8 月 13 日

茨城県平磯港の小規模なアマモ場と砂地の魚類群集構造の比較

小沼亮介¹⁾・金子誠也^{2), 3) *}・豊田大晃¹⁾・加納光樹¹⁾

Comparison of fish assemblage structures between a small seagrass bed and bare sandy area in the Hiraiso Harbor, Ibaraki Prefecture, eastern Japan

Ryousuke ONUMA¹⁾, Seiya KANEKO^{2), 3) *}, Hiroaki TOYODA¹⁾ and Kouki KANOU¹⁾

Abstract: In order to clarify fish assemblage structures in small fragmented seagrass beds inside harbors facing the open sea, daytime seine net sampling was conducted over a seagrass bed and adjacent bare sandy area in Hiraiso Harbor, Ibaraki Prefecture, eastern Japan, from May to August 2014. A total of 1126 fish individuals from 29 species and 562 individuals from 20 species were collected in the seagrass bed and sandy area, respectively. Despite the lack of significant differences in environmental properties (water temperature, salinity, turbidity and dissolved oxygen), except for mud content, between the seagrass bed and sandy area, the mean numbers of fish species and individuals per haul were significantly higher in the former throughout the study period, with species composition also differing remarkably between the two habitats. Larger-sized individuals also tended to be more abundant in the seagrass bed compared with the sandy area. These results indicated that fragmentary and small seagrass bed may provide an important habitat for some species.

Keywords: *Fish assemblage, Habitat structure, Sandy area, Seagrass bed*

1. はじめに

海産被子植物のアマモ類は、沿岸浅海域や河口域の砂泥地にアマモ場と呼ばれる群落を形成す

る。世界の温帯域のアマモ場には多種多様な魚類が生息しており、一部の水産有用種の稚魚はアマモ場を成育場としても利用していることが示され

1) 茨城大学地球・地域環境共創機構 水圏環境フィールドステーション

〒311-2402 茨城県潮来市大生 1375

Water Environmental Field Station, Global and Local Environment Co-creation Institute, Ibaraki University, 1375 Ohu, Itako, Ibaraki 311-2402, Japan

2) 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, Tokyo 113-8657, Japan

3) 日本国際湿地保全連合

〒103-0011 東京都中央区日本橋大伝馬町 17-1 Wetlands International Japan, 17-1 Odenmachi, Nihonbashi, Chuo, Tokyo 103-0011, Japan

*連絡著者：金子誠也

〒103-0011 東京都中央区日本橋大伝馬町 17-1 日本国際湿地保全連合

E-mail : seiya.kaneko@gmail.com

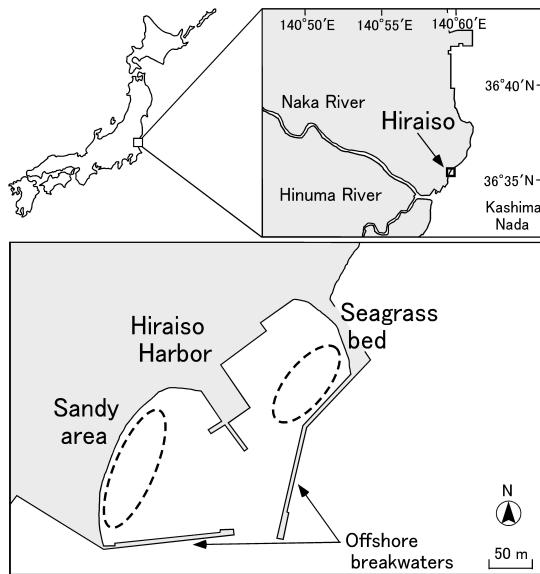


Fig. 1 Map of the study area in Hiraiso Harbor, Ibaraki Prefecture, eastern Japan. Broken lines indicate sampling areas in each habitat.

ている（例えば、EDGAR and SHAW, 1995a; JENKINS *et al.*, 1997; PIHL *et al.*, 2006）。日本各地のアマモ場では古くから多くの魚類相調査が実施され、諸外国と同様にアマモ場には多種多様な魚類が生息しており（例えば、布施, 1962; KIKUCHI, 1974; 小池・西脇, 1977; 木村ほか, 1983; 森口・高木, 2010; MOHRI *et al.*, 2013）、また、タイ類やスズキ、メバル類をはじめとする水産有用種の稚魚がアマモ場に季節的に滞在し成長することも確認されている（布施, 1962; 東, 1981; FUJITA *et al.*, 2002; KAMIMURA *et al.*, 2011）。さらに、アマモ場が提供する餌場や捕食者からの避難場としての機能についても野外・飼育実験によって検証されている（HORINOUCI, 2007; 堀之内, 2011; HORINOUCI *et al.*, 2013）。しかしながら、アマモ場とその周辺の砂地や砂泥地での魚類群集構造の比較については、内湾や汽水湖の比較的規模の大きなアマモ場でいくつかの研究事例があるものの（小池・西脇, 1977; 鈴木・家田, 2003; HORINOUCI, 2005; SATO *et al.*, 2016; 菅原ほか, 2018）、外海に面した港湾の内側の静穏な水域に認められる小規模で断片的

なアマモ場での研究事例は皆無である。

日本沿岸のアマモ場は明治時代以降に衰退の一途を辿り、とくに高度経済成長期には埋立てなどにより急速に減少し、1978–1991年の13年間に国内で消滅したアマモ場の総面積は2,077 haに及ぶ（環境庁自然保護局, 1994）。このような状況下において、国内の内湾や入り江内では、現存するアマモ場を保全する活動のほかに、環境修復や漁場回復のために大規模なアマモ場の再生事業も実施されてきたが（水産庁, 2007）、外海に面した港湾の内側の静穏水域にある小規模なアマモ場の保全についてはほとんど検討されていないのが実状である。

福島県から茨城県にかけての常磐・鹿島灘海域は、親潮と黒潮が交錯する国内有数の好漁場として知られているが、外海に面し波あたりが強く、海岸線が単調であるため、アマモ場は港湾内の静穏な場所にごくわずかに形成されているのみで、その面積は両県合わせても約13 haのみである（環境庁自然保護局, 1994）。本研究では、このような場所に立地する小規模で断片的なアマモ場が魚類の生息場所として果たす役割を把握するため、茨城県平磯港内のアマモ場と砂地で小型地曳網による魚類の定量採集を実施し、魚類の種数や個体数、種組成、体長組成といった群集構造がどの程度異なるのかを明らかにした。

2. 材料と方法

2.1 調査地の概要

茨城県中部に位置する平磯港（36°35'N, 140°61'E）は、外海からの波浪の影響を低減するために昭和初期から強固な防波堤によって周囲が囲まれており、防波堤内側中央の埠頭を挟んで北側と南側の2つに分かれている（Fig. 1）。平磯港の北側（Fig. 1）では、著者の一人の小沼によって2014年3月にアマモ（*Zostera marina*）の複数の小規模な群落が分散して分布していることが確認されており、その総面積は2016年時に50 m²程度であったことが報告されている（臼井ほか, 2017）。一方で、平磯港の南側では、2014年3月にアマモの生育は認められず、砂地が広がってい

た。そこで本研究では、平磯港の北側・南側に位置するアマモ場と砂地を調査地として選定した (Fig. 1)。

なお、2014年5-8月の各月に調査地のアマモ場内に任意に設定した5区画 (1区画あたり 1 m^2) で計測したアマモの平均株密度 \pm 標準偏差は5月に 7.2 ± 2.1 株/ m^2 , 6月に 8.4 ± 1.4 株/ m^2 , 7月に 5.8 ± 0.8 株/ m^2 , 8月に 3.6 ± 0.9 株/ m^2 , また、平均葉長 \pm 標準偏差 (各月で $n = 25$) は5月に 49.1 ± 4.1 cm, 6月に 50.4 ± 3.9 cm, 7月に 49.0 ± 2.2 cm, 8月に 56.6 ± 12.7 cm であり、7月以降に株数が減少傾向にあるものの、いずれの月もアマモが生育していた。

2.2 魚類の採集

2014年5月から8月に、毎月1回の頻度で、大潮の昼の干潮時にアマモ場と砂地で魚類を採集した。採集には小型地曳網 (袖網長4 m, 高さ1 m, 目合2 mm \times 2 mm: 胴網部の長さ4 m, 目合1 mm \times 1 mm) (KANOU *et al.*, 2002) を用いた。採集時には袖網部の両端を2名が持ち、網の開口幅を4 mにした状態で、水深1 m以浅のアマモ場 (小規模なアマモ群落を含む水域) または砂地を、海岸線と平行に20 m, 歩いて曳網した。各月のアマモ場と砂地での曳網回数は5回ずつとした。採集物は現場でただちに10%ホルマリン溶液で固定し、研究室に持ち帰った。

研究室では採集物から魚類のみを選別し、種を同定して発育段階を確認した後、個体数を計数し、体長 (body length) を0.1 mmの精度で計測した。種の同定は中坊 (2013) と沖山 (2014) に、また、魚種リストの科および種の配列、標準和名、学名は中坊 (2013) に従った。仔稚魚の発育段階区分はKENDALL *et al.* (1984) に従ったうえで、ハゼ科稚魚についてのみKANOU *et al.* (2004) に基づいて細分した。体長の定義はLEIS and CARSON-EWART (2000) に従った。

2.3 環境の調査

水質調査は、各月の魚類採集と同時に実施した。アマモ場と砂地の魚類採集地点各5か所 (水深

60-80 cm) の中層 (水底から30-40 cm) において、多項目水質計U-52 (HORIBA社製) を用いて水温、塩分、溶存酸素量、濁度を測定し、その平均値を求めて代表値とした。底土の中央粒径値と泥分については、まず、2014年5月にアマモ場と砂地の魚類採集地点各5か所の底土の表層約2 cmから約50 gずつの試料を採取した。研究室でそれらの試料を脱塩し乾燥させた後、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。これを乾燥させたものを、目合2000, 1000, 500, 250, 125, 63 μm のステンレス製ふるいでふるい分け、各ふるいに残留した試料の重量を電子天秤で0.001 g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。泥分は粒径63 μm 以下の試料の重量が表土全体の重量に占める割合 (%) とした。

2.4 解析方法

各生息場所において採集された魚類の種数と総個体数は1曳網 (80 m^2) あたりの平均値で示した。魚類の種数と総個体数に、生息場所間 (アマモ場と砂地) と月間 (5-8月) で違いがあるかどうかを二元配置分散分析で明らかにした。月間で有意な差が生じた場合には、多重比較法 (Scheffé test) を用いてどの月の間に違いがあるかを調べた。なお、分析の際、魚類の総個体数のデータについては、変量の等分散性および正規性を得るために対数変換 [$\log_{10}(x + 1)$] を行った。調査期間を通して出現した全魚種の体長がアマモ場と砂地で異なるかどうかを明らかにするために、Mann-Whitney's *U* test を行った。

魚類の種組成が生息場所間や月間でどの程度異なるのかを明らかにするために、各月の各生息場所から採集された各種の個体数に基づいて類似度を求め、クラスター分析を行った。類似度にはBray-Curtis指数 (PS_2) を、クラスターの連結には群平均法を用いた (小林, 1995)。さらに、アマモ場と砂地の魚類群集の相違性に各種がどの程度貢献しているのかについてはSIMPER解析によって調べた (PIHL *et al.*, 2006)。なお、各月の各

Table 1. Mean water temperature, salinity, dissolved oxygen (DO), water turbidity, mud content and median grain size (\pm standard deviation) in the seagrass bed (SB) and adjacent sandy area (SA) in each sampling month

Month	Habitat	Water				Sediment	
		Temperature ($^{\circ}$ C)	Salinity	DO (mg/L)	Turbidity (NTU)	Mud content (%)	Median grain size (μ m)
May	SB	22.2 \pm 0.2	31.4 \pm 0.1	6.8 \pm 0.1	8.5 \pm 0.3	2.5 \pm 0.2	193.9 \pm 3.8
	SA	19.8 \pm 0.1	31.7 \pm 0.1	8.0 \pm 0.5	8.4 \pm 0.4	0.1 \pm 0.0	189.4 \pm 4.5
June	SB	21.9 \pm 0.1	30.4 \pm 0.0	8.6 \pm 0.4	3.5 \pm 0.6	—	—
	SA	22.4 \pm 0.2	29.3 \pm 0.1	9.1 \pm 0.6	5.1 \pm 1.3	—	—
July	SB	21.4 \pm 0.1	28.3 \pm 0.4	8.3 \pm 0.4	0 \pm 0	—	—
	SA	21.4 \pm 0.1	28.2 \pm 0.1	8.9 \pm 0.6	0 \pm 0	—	—
August	SB	24.9 \pm 0.1	31.5 \pm 0.0	7.4 \pm 0.2	1.6 \pm 1.6	—	—
	SA	24.6 \pm 0.2	31.0 \pm 0.1	8.0 \pm 0.2	0 \pm 0	—	—

生息場所で採集された魚類の個体数は魚種によって大きく異なり、類似度が個体数の多い種に影響されやすい。そこで、分析の際には個体数の少ない種の貢献度を高めるために、各種の個体数データを対数変換 [$\log_{10}(x+1)$] した。以上の解析には、多変量解析ソフト PRIMER 7 を用いた。

3. 結果

3.1 物理環境

各月の各生息場所における水温、塩分、溶存酸素量、濁度、底質の泥分と中央粒径値を Table 1 に示した。水温、塩分、溶存酸素量、濁度の平均値は、調査期間中にそれぞれ 19.8–24.9 $^{\circ}$ C、28.2–31.7、6.8–9.1 mg/L、0.0–8.5 NTU の範囲で変動したが、ほとんどの月で生息場所間での明瞭な差を見出すことはできなかった。底土の泥分と中央粒径値の平均値 \pm 標準偏差は、アマモ場で 2.5 \pm 0.2% と 193.9 \pm 3.8 μ m、砂地で 0.1 \pm 0.0% と 189.4 \pm 4.5 μ m であり、アマモ場と砂地では底質の中央粒径は同程度だが、アマモ場の方が泥の堆積がわずかに多かった。

3.2 出現魚種の概要

調査期間中に採集された魚類は、仔稚魚を中心とした合計 23 科 37 種 1688 個体であった (Table 2)。生息場所別の種数は、アマモ場では 29 種、砂地では 20 種で、アマモ場の方が砂地よりも多かった。このうち、アマモ場と砂地で共通して採集されたのは 12 種であった。一方、アマモ場のみで採集されたのは 17 種、砂地のみで採集さ

れたのは 8 種であった。生息場所別の総個体数は、アマモ場で 1126 個体、砂地で 562 個体であり、アマモ場が砂地の約 2 倍も多かった。

アマモ場で優占した上位 8 種は、アゴハゼ *Chaenogobius annularis* (アマモ場で採集された魚類の総個体数の 46.8%)、メジナ属の一種 *Girella* sp. (14.9%)、スズキ *Lateolabrax japonicus* (10.1%)、ウミタナゴ *Ditrema temminckii temminckii* (8.1%)、ボラ *Mugil cephalus cephalus* (3.0%)、メバル属の一種 *Sebastes* sp. (2.9%)、クロダイ *Acanthopagrus schlegelii* (2.1%)、ヨウジウオ *Syngnathus schlegelii* (1.8%) であった (Table 2)。一方、砂地で優占した上位 8 種は、コノシロ *Konosirus punctatus* (砂地で採集された魚類の総個体数の 39.3%)、マハゼ *Acanthogobius flavimanus* (21.5%)、イシカワシラウオ *Salangichthys ishikawae* (11.6%)、シロギス *Sillago japonica* (6.6%)、スズキ (4.4%)、アゴハゼ (4.1%)、トラフグ属の一種 *Takifugu* sp. (4.1%)、メナダ属の一種 *Chelon* sp. (2.5%) であった。このように、アマモ場と砂地で優占した種は、アゴハゼとスズキの 2 種しか重複していなかった。

なお、本研究で記録されたウミタナゴとトビイトギンボ *Zoarchias glaber* (Table 2) については、太平洋側の分布域が前者で津軽海峡から福島県、後者で千葉県から三重県とされてきたため (KATAFUCHI and NAKABO, 2007; 中坊, 2013)、本研究によってそれぞれの南限と北限の分布記録が更新された。

Table 2. Number of individuals, size range (body length, BL) and developmental stages (DS) of fish species collected by seine net from the seagrass bed (SB) and adjacent sandy area (SA) in Hiraiso Harbor from May to August 2014

Family	Species (code)	May		June		July		August		Total			BL (mm)	DS*	
		SB	SA	SB	SA	SB	SA	SB	SA	SB	SA	Total			
Clupeidae	<i>Sardinella zunasi</i>						1				1	1	10.8	Po	
	<i>Konosirus punctatus</i> (Kp)	1	143	7	78			4		12	221	233	7.6-24.1	Pr-J	
Engraulidae	<i>Engraulis japonica</i>						1				1	1	25.2	Po	
Osmeridae	<i>Hypomesus nipponensis</i> (Hn)	1	9							1	9	10	13.7-25.8	F, Po	
Salangidae	<i>Salangichthys ishikawae</i> (Si)				39		26				65	65	19.3-30.3	Po	
Fistulariidae	<i>Fistularia commersonii</i>							1		1	1	1	238.0	J	
Syngnathidae	<i>Syngnathus schlegelii</i> (Ss)				3		7		10		20	20	97.8-232.0	J, A	
Mugilidae	<i>Mugil cephalus cephalus</i> (Mc)	29		1			3		1		34	34	19.3-55.1	J	
	<i>Chelon</i> sp. (Ch)				14						14	14	9.1-13.5	J	
Hemiramphidae	<i>Hyporhamphus sajori</i>						1				1	1	92.6	J	
Sebastidae	<i>Sebastes</i> sp. (Se)	8		5			18		2		33	33	35.5-71.8	J	
Lateolabracidae	<i>Lateolabrax japonicus</i> (Lj)	51	1	45	8	13	9	5	7		114	25	139	21.5-119.9	J
Sparidae	<i>Acanthopagrus schlegelii</i> (As)	3	1	10	1	5		6			24	2	26	7.5-33.6	Po, J
Sciaenidae	<i>Nibea mitsukurii</i> (Nm)								1		1	1	5.2	Po	
Sillaginidae	<i>Sillago japonica</i> (Sj)					1	1		36	1	37	38	7.1-15.2	Po, J	
Embiotocidae	<i>Ditrema temminckii temminckii</i> (Dt)			22			60		9		91	91	48.6-145.0	J, A	
Girellidae	<i>Girella</i> sp. (Gi)	6		27			135				168	168	15.1-47.4	J	
Cottidae	<i>Pseudoblepius cottoides</i> (Pc)	12		5			1				18	18	20.0-56.3	J	
	<i>Pseudoblepius percoides</i>						1		1		2	2	83.1-97.5	A	
Stichaeidae	<i>Zoarchias glaber</i>	6					1		1		8	8	52.9-90.8	J, A	
Pholidae	<i>Pholis nebulosa</i>	4					4				8	8	66.0-117.8	J	
	<i>Pholis crassispina</i>						1				1	1	95.7	J	
Blenniidae	<i>Omobranchus elegans</i>			1			1				2	2	14.0-16.0	J	
Gobiidae	<i>Luciogobius guttatus</i>						1				1	1	6.2	Po	
	<i>Acanthogobius flavimanus</i> (Af)	13	121	2							15	121	136	8.0-15.1	Po-J ₂
	<i>Rhinogobius</i> sp. (Rh)						3		1		3	1	4	9.3-11.6	J ₁
	<i>Favonigobius gymnauchen</i> (Fg)	6							7	1	13	1	14	9.5-58.1	J ₃ , A
	<i>Gymnogobius petschiliensis</i>	1									1	1	1	21.5	J ₂
	<i>Gymnogobius urotaenia</i> (Gu)	1	7								1	7	8	10.4-23.6	Po-J ₂
Sphyrinaeidae	<i>Chaenogobius annularis</i> (Ca)	235	23	279			13				527	23	550	3.6-21.1	Pr-J ₃
	<i>Sphyrina obtusata</i> (So)								3		3	3	51.3-69.5	J	
	<i>Sphyrina japonica</i> (Sja)		3		1	2	3				2	7	9	39.7-66.5	J
Pleuronectidae	<i>Kareius bicoloratus</i>		1								1	1	1	46.4	J
	<i>Pleuronectes yokohamae</i>				1						1	1	1	70.8	J
Tetraodontidae	<i>Takifugu</i> sp. (Ta)			2			13	21	2	2	17	23	40	2.1-16.5	Y-J
	<i>Takifugu pardalis</i>						2				2	2	2	20.3-36.5	J
	<i>Takifugu poecilonotus</i>			1			2				3	3	3	34.9-74.8	J
Total number of species		15	9	15	6	20	9	13	6	29	20	37			
Total number of individuals		377	309	411	141	286	64	52	48	1126	562	1688			

Codes shown in Fig. 4

*DS: A, adult; F, flexion larva; J, juvenile; J₁₋₃, juvenile gobiids; Po, postflexion larva; Pr, preflexion larva; Y, yolk sac larva.

3.3 種数と総個体数

各月のアマモ場と砂地における1曳網(80 m²)あたりの平均種数と平均総個体数を Fig. 2 に示した。種数と総個体数が生息場所間と月間で異なるかどうかを二元配置分散分析で調べたところ、どちらも生息場所間と月間において有意な差が認められ、交互作用は存在しなかった (Table 3)。種数と総個体数は、ともにアマモ場で砂地よりも有意に多かった (Scheffé test, 種数, $p < 0.001$; 総個体数, $p < 0.05$)。月間で比較すると、種数については5月と7月に8月よりも多く、総個体数に

ついては5月に7月よりも、また5月と6月に8月よりも多かった。

3.4 種組成

各月のアマモ場と砂地で採集された魚類の種組成の類似度に基づいてクラスター分析を行ったところ、類似度 30% で4つのグループに分けられた (Fig. 3)。すなわち、5-8月のアマモ場 (グループ I)、5月の砂地 (グループ II)、6月と7月の砂地 (グループ III)、8月の砂地 (グループ IV) であり、本調査期間中において魚類の種組成はアマモ

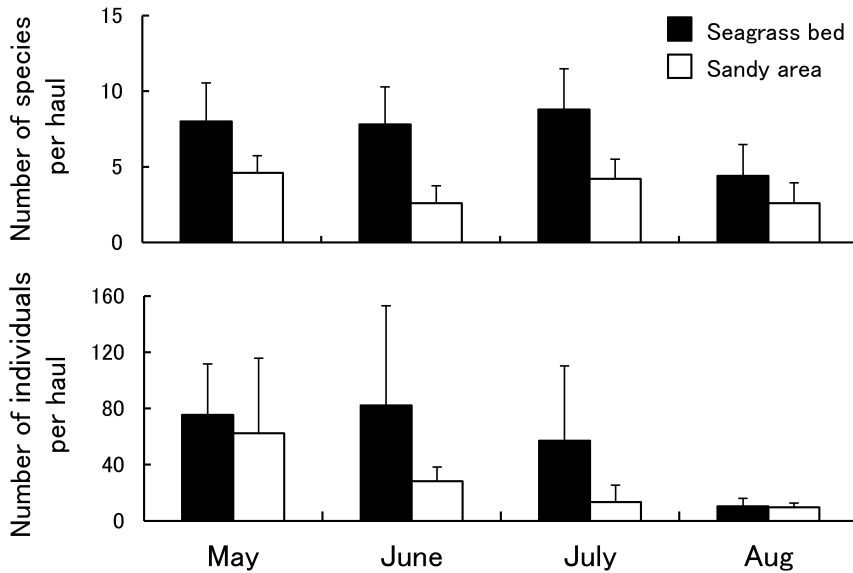


Fig. 2 Mean numbers of fish species and individuals per seine net haul (80 m², $n = 5$) in the seagrass bed and sandy area in Hiraiso Harbor from May to August 2014. Vertical bars indicate standard deviations.

Table 3. Results of a two-way ANOVA testing differences in mean numbers of fish species and individuals per haul between the seagrass bed and adjacent sandy area from May to August 2014

	df	MS	<i>F</i>	<i>p</i>	Scheffé test
Number of species					
Habitat	1	140.63	37.13	< 0.001	SA < SB
Month	3	18.89	4.99	< 0.05	Aug < May = July
Habitat × month	3	5.63	1.49	0.24	
Error	32	3.79			
Number of individuals					
Habitat	1	0.68	7.54	< 0.05	SA < SB
Month	3	1.05	11.69	< 0.001	July < May, Aug < May = June
Habitat × month	3	0.13	1.43	0.25	
Error	32	0.09			

場と砂地で異なっており、かつ、アマモ場の方が砂地と比べて月間での種組成の変動が小さい傾向も認められた。

アマモ場と砂地の魚類群集間の相違性に対して、どの種がどの程度寄与しているのかをSIMPER解析によって調べたところ、相違性に寄与していた上位15種は、アゴハゼ、ウミタナゴ、メジナ属の一種、コノシロ、メバル属の一種、イシカ

ワシラウオ、クロダイ、ヨウジウオ、マハゼ、ボラ、スズキ、シロギス、トラフグ属の一種、アサヒアナハゼ *Pseudoblennius cottoides*、ヒメハゼ *Favonigobius gymnauchen* であり、これらの種の積算貢献度は76.1%を占めていた (Table 4)。これらの種のうち、アゴハゼ、ウミタナゴ、メジナ属の一種、メバル属の一種、クロダイ、ヨウジウオ、ボラ、スズキ、アサヒアナハゼ、ヒメハゼの

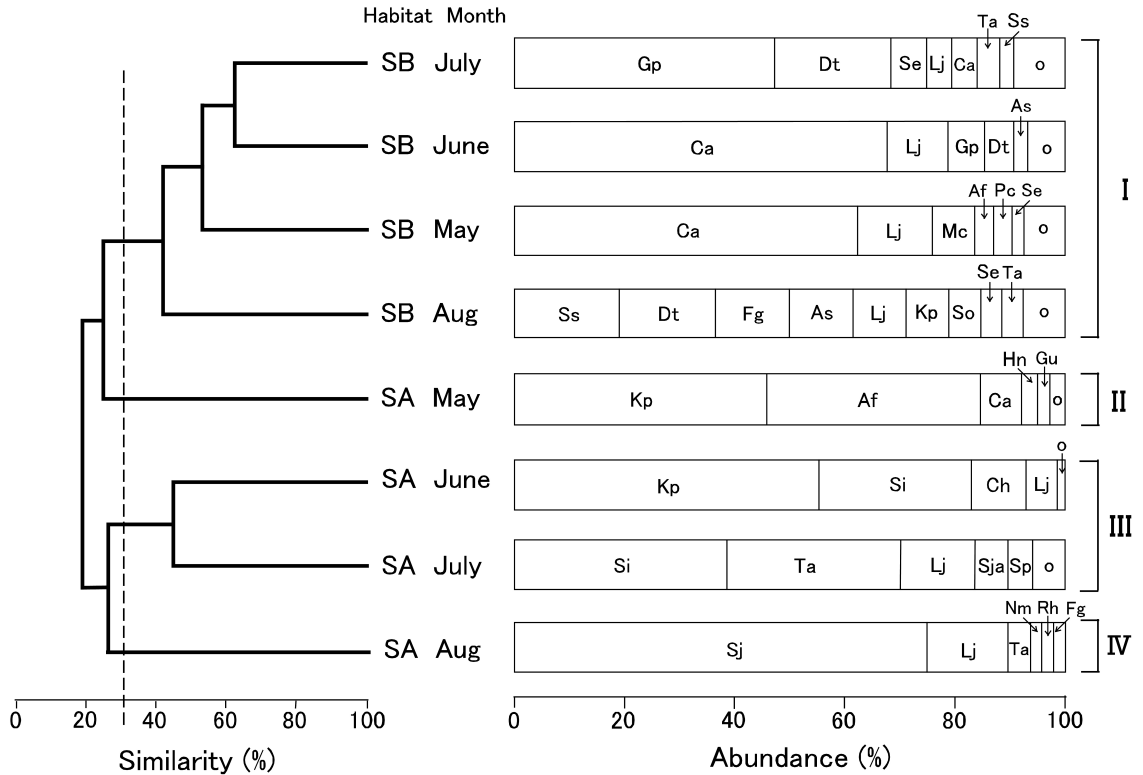


Fig. 3 Dendrogram obtained from cluster analysis based on the number of individuals of each fish species collected from each habitat (SB, seagrass bed; SA, sandy area) in Hiraiso Harbor from May to August 2014, and percentage abundance of dominant fish species in each habitat in each month. Assemblages divided into four groups (I-IV) at 30% level of similarity. Fish species abbreviations given in Table 2; O indicates fish species comprising less than 3% of total abundance in each habitat in each month.

10種はアマモ場で砂地よりも個体数が多く、残りの5種は砂地でアマモ場よりも個体数が多かった。

3.5 体長

アマモ場と砂地のそれぞれで調査期間を通して出現した全魚種の体長組成を Fig. 4 に示した。生息場所間で出現した全魚種の体長を比較したところ、アマモ場の方が砂地よりも有意に大きかった (Mann-Whitney's *U* test, $z = -13.46$, $p < 0.001$)。アマモ場と砂地ではそれぞれに異なる優占種の仔稚魚 (体長 3 cm 未満) が多く出現するほか、アマモ場ではメジナ属の一種やスズキ、ボラ、メバル属の一種の大型の稚魚 (体長 3 cm 以

上) が多いうえに、アマモ場のみでウミタナゴやヨウジウオといった小型魚類の成魚が出現することも確認された (Fig. 4, Table 2)。

4. 考察

本調査地のアマモ場と砂地との間で物理環境を比較したところ、水温や塩分、溶存酸素量、濁度に明瞭な差は認められなかった。一方、底質の泥分は、アマモ場の方が砂地よりもわずかに多かった。これは、アマモの立体構造によって波浪や水流の影響が弱まることによって、泥が堆積しやすくなったためと考えられた。

魚類の種数と総個体数は、調査期間を通じてアマモ場で砂地よりも有意に多かった。また、アマ

Table 4. Fish species most responsible for the assemblage structure difference between the seagrass bed (SB) and adjacent sandy area (SA), listed in order of contribution to the average Bray-Curtis dissimilarity

Rank	Species	Mean number of individuals		Contribution (%)	Cumulating contribution (%)
		SB	SA		
1	<i>Chaenogobius annularis</i>	131.8	5.8	8.8	8.8
2	<i>Ditrema temminckii temminckii</i>	22.8	0.0	7.0	15.8
3	<i>Girella</i> sp.	42.0	0.0	6.8	22.6
4	<i>Konosirus punctatus</i>	3.0	55.3	6.7	29.3
5	<i>Sebastes</i> sp.	8.3	0.0	5.7	35.0
6	<i>Salangichthys ishikawae</i>	0.0	16.3	5.2	40.2
7	<i>Acanthopagrus schlegelii</i>	6.0	0.5	4.7	44.9
8	<i>Syngnathus schlegeli</i>	5.0	0.0	4.6	49.5
9	<i>Acanthogobius flavimanus</i>	3.8	30.3	4.5	54.1
10	<i>Mugil cephalus cephalus</i>	8.5	0.0	4.4	58.4
11	<i>Lateolabrax japonicus</i>	28.5	6.3	3.8	62.3
12	<i>Sillago japonica</i>	0.3	9.3	3.6	65.9
13	<i>Takifugu</i> sp.	4.3	5.8	3.6	69.4
14	<i>Pseudoblennius cottoides</i>	4.5	0.0	3.5	72.9
15	<i>Favonigobius gymnauchen</i>	3.3	0.3	3.3	76.1
16	<i>Zoarchias glaber</i>	2.0	0.0	2.4	78.6
17	<i>Sphyraene japonica</i>	0.5	1.8	2.3	80.9
18	<i>Pholis nebulosa</i>	2.0	0.0	2.1	83.0
19	<i>Chelon</i> sp.	0.0	3.5	2.0	85.0
20	<i>Hypomesus nipponensis</i>	0.3	2.3	1.7	86.7
21	<i>Gymnogobius urotaenia</i>	0.3	1.8	1.6	88.3
22	<i>Sphyraena obtusata</i>	0.8	0.0	1.3	89.7
23	<i>Rhinogobius</i> sp.	0.8	0.3	1.2	90.9

モ場と砂地の間では、種組成も大きく異なっていた。したがって、本調査地のように外海に面した港湾の内側の静穏な水域に形成される小規模で断片的なアマモ場であっても、周辺の砂地とは異なる魚類群集が形成されることが明らかになった。同様に、国内外の内湾や河口域にある規模のより大きなアマモ場でも、周辺の砂地や砂泥地と比べて魚類の種数が多く、それらの個体数密度が高い傾向にあること、また、種組成も異なることが確認されている（例えば、CONNOLLY, 1994; EDGAR and SHAW, 1995a; JENKINS *et al.*, 1997; PIHL *et al.*, 2006; SATO *et al.*, 2016; 菅原ほか, 2018）。

SIMPER 解析の結果、本調査地のアマモ場の魚類群集に大きく寄与した種としてアゴハゼ、ウミタナゴ、メジナ属の一種、メバル属の一種、クロダイ、ヨウジウオ、ボラ、スズキ、アサヒアナハ

ゼ、ヒメハゼの 10 種が、また、砂地の魚類群集に大きく寄与した種としてコノシロ、イシカワシラウオ、マハゼ、シロギス、トラフグ属の一種が挙げられた。これらのうち、アゴハゼ、メジナ属、メバル属、クロダイ、スズキの仔稚魚は他地域のアマモ場でも季節的に出現し、しばしば優占する種であり、また、ウミタナゴ属やヨウジウオ、アサヒアナハゼは他地域のアマモ場で周年滞在するとされている種である（木村ほか, 1983; MOHRI *et al.*, 2013; 菅原ほか, 2018）。一方で、砂地で多かったコノシロやイシカワシラウオ、シロギス、マハゼの仔稚魚は他地域の砂浜海岸や干潟域で優占的に出現し、そこに滞在して成長することが知られている（例えば、加納ほか, 2000; 荒山ほか, 2002, 2003）。したがって、本調査地のアマモ場と砂地での魚類群集の相違性は、これらの種が生活史の

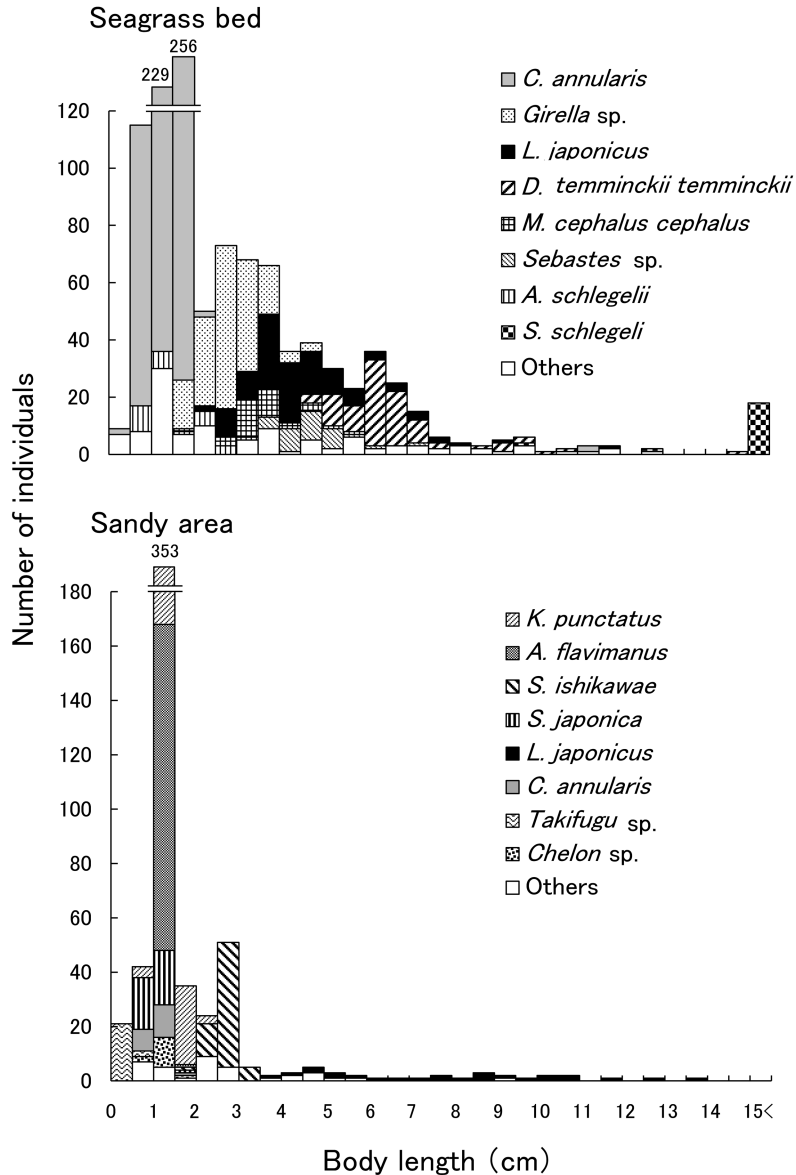


Fig. 4 Frequency distributions of body lengths of all fishes collected in the seagrass bed and sandy area in Hiraiso Harbor from May to August 2014.

中でそれぞれの生息場所を利用する，ということで説明する。

本調査期間中にアマモ場と砂地で出現した全魚種の体長を比較したところ，アマモ場の方が砂地よりも明らかに大きかった。このような生息場所間での体長組成の差異には，アマモ場では体長3

cm未滿の仔稚魚だけでなく，体長3 cm以上のメジナ属の一種やスズキ，ボラ，メバル属の一種などの稚魚が多いうえに，アマモ場のみでウミタナゴやヨウジウオといった小型魚類の成魚が出現することが関わっていた。他地域の大規模なアマモ場では，スズキやクロダイなどの一部の種が季

節的に滞在して成長し、その滞在期間が周辺の砂地や砂泥地と比べて長いことが示されている (FUJITA *et al.*, 2002)。また、ウミタナゴ属やヨウジウオ、アサヒアナハゼなどの小型魚類が周年滞在することも報告されている (木村ほか, 1983; MOHRI *et al.*, 2013)。

一般的に、アマモ場に多くの魚類が生息するのは、この場所が魚類の餌場や捕食者からの避難場として機能しているためであると考えられている。これまでの研究によって、アマモ場には魚類の餌となる小型底生無脊椎動物が豊富に存在し (KIKUCHI, 1974; EDGAR and SHAW, 1995b; YAMADA *et al.*, 2010)、また、アマモが形成する複雑な立体構造は一部の魚食魚の摂餌行動を制限しうることが報告されている (堀之内, 2011)。さらに、アマモ場が波浪や水流の影響を弱めることで、仔稚魚が滞在しやすい静穏域を創出している可能性もある。しかしながら、本研究では、水質環境と各種の個体数および体長しか調べておらず、流動条件、各種の微小生息場所や餌利用パターン、捕食者の生息密度などを把握していないため、どの魚種がアマモ場のどのような機能を主に利用していたかについては判断がつかなかった。

内湾に位置する小規模で断片的なアマモ場は、面積が小さくともアマモ場を利用する魚種が多く生息しており (Horinouchi *et al.*, 2009; 森口・高木, 2010)、地域のアマモ場の保全施策を検討するうえで無視できない存在である。本研究によって、外海に面した港湾の内側に認められる小規模で断片的なアマモ場でもアマモ場特有の魚種が多く生息し、周辺の砂地とは異なる魚類群集が形成されることが明らかとなった。さらに、本調査地のアマモ場ではウミタナゴとトビイトギンポの南限・北限記録が更新されるなど、生物地理学的にも重要な場所と判断できる。先述したように、福島県から茨城県にかけての常磐・鹿島灘海域にはアマモ場が非常に少ないため、この海域の生物多様性保全の観点からは、本調査地のような小規模なアマモ場も保全する価値があると考えられる。今後は、このようなアマモ場の保全施策についても検討することが望まれる。

謝辞

本研究を行うにあたり、採集調査に同意していただいた那珂湊漁業協同組合の方々、採集調査に協力していただいた茨城大学広域水圏環境科学教育研究センターの遠藤友樹氏と滑川結香氏 (現、茨城県農林水産部)、英文校閲をしていただいた Graham S. Hardy 博士と適切なお指摘を賜った2名の査読者に心より感謝いたします。

引用文献

- 荒山和則・今井 仁・加納光樹・河野 博 (2002): 東京湾外湾の碎波帯の魚類相. うみ, **40**, 59-70.
- 荒山和則・今井 仁・藤田 清・河野 博 (2003): 砂浜海岸碎波帯におけるシロギスの初期生活史. 日本水産学会誌, **69**, 359-367.
- 東 幹夫 (1981): 稚魚育成場としてのアマモ場の役割. 藻場・海中林 (日本水産学会編), 恒星社厚生閣, 東京, p. 34-56.
- CONNOLLY, R. M. (1994): Removal of seagrass canopy: effects on small fish and their prey. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **184**, 99-110.
- EDGAR, G. J. and C. SHAW (1995a): The production and trophic ecology of shallow-water fish assemblages in southern Australia I. Species richness, size-structure and production of fishes in Western Port, Victoria. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **194**, 53-81.
- EDGAR, G. J. and C. SHAW (1995b): The production and trophic ecology of shallow-water fish assemblages in southern Australia II. Diets of fishes and trophic relationships between fishes and benthos at Western Port, Victoria. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **194**, 83-106.
- FUJITA, S., I. KINOSHITA, I. TAKAHASHI and K. AZUMA (2002): Species composition and seasonal occurrence of fish larvae and juveniles in the Shiman-to Estuary, Japan. *Fish. Sci.*, **68**, 364-370.
- 布施慎一郎 (1962): アマモ場における動物群集. 生理生態, **11**, 1-22.
- HORINOUCHE, M. (2005): A comparison of fish assemblages from seagrass beds and the adjacent bare substrata in Lake Hamana, central Japan. *Laguna*, **12**, 69-72.
- HORINOUCHE, M. (2007): Review of the effects of within-patch scale structural complexity on sea-

- grass fishes. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **350**, 111-129.
- HORINOUCI, M., P. TONGNUNUI, K. NANJYO, Y. NAKAMURA, M. SANO and H. OGAWA (2009): Differences in fish assemblage structures between fragmented and continuous seagrass beds in Trang, southern Thailand. *Fish. Sci.*, **75**, 1409-1416.
- 堀之内正博 (2011): アマモ場—シェルター機能の再検討—。浅海域の生態系サービス—海の恵みと持続的利用 (小路 淳・堀 正和・山下 洋編), 恒星社厚生閣, 東京, p. 53-66.
- HORINOUCI, M., N. MIZUNO, Y. JO, M. FUJITA, Y. SUZUKI, F. ARANISHI and M. SANO (2013): Habitat preference rather than predation risk determines the distribution patterns of filefish *Rudarius ercodes* in and around seagrass habitats. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **488**, 255-266.
- JENKINS, G. P., H. M. A. MAY, M. J. WHEATLEY and M. G. HALLWAY (1997) Comparison of fish assemblages associated with seagrass and adjacent unvegetated habitats of Port Philip Bay and Corner inlet, Victoria, Australia, with emphasis on commercial species. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **44**, 569-588.
- KAMIMURA, Y., A. KASAI and J. SHOJI (2011): Production and prey source of juvenile black rockfish *Sebastes cheni* in a seagrass and macroalgal bed in the Seto Inland Sea, Japan: estimation of the economic value of a nursery. *Aquat. Ecol.*, **45**, 367-376.
- 環境庁自然保護局 (1994): 第4回自然環境保全基礎調査 海域生物環境調査報告書 (干潟, 藻場, サンゴ礁調査) 第2巻 藻場. 財団法人海中公園センター.
- 加納光樹・小池 哲・河野 博 (2000): 東京湾の干潟域の魚類相とその多様性. *魚類学雑誌*, **47**, 115-129.
- KANOU, K., H. KOHNO, P. TONGNUNUI and H. KUROKURA (2002): Larvae and juveniles of two engraulid species, *Thryssa setirostris* and *T. hamiltonii*, occurring in the surf zone of Trang, southern Thailand. *Ichthyol. Res.*, **50**, 73-77.
- KANOU, K., M. SANO and H. KOHNO (2004): A net design for estimating the vertical distribution of larval and juvenile fishes on a tidal mudflat. *Fish. Sci.*, **70**, 713-715.
- KATAFUCHI, H. and T. NAKABO (2007): Revision of the East Asian genus *Ditrema* (Embiotocidae), with description of a new subspecies. *Ichthyol. Res.*, **54**, 350-366.
- KENDALL JR., A. W., E. H. AHLSTROM and H. G. MOSER (1984): Early life history stages of fishes and their characters. In H. G. MOSER, W. J. RICHARDS, D. M. COHEN, M. P. FAHAY, A. W. KENDALL JR. and S. L. RICHARDSON (eds.) *Ontogeny and Systematics of Fishes*. Am. Soc. Ichthyol. Herpetol., Lawrence, KS, p. 11-22.
- KIKUCHI, T. (1974): Japanese contributions on consumer ecology in eelgrass (*Zostera marina* L.) beds, with special reference to trophic relationships and resources in inshore fisheries. *Aquaculture*, **4**, 145-160.
- 木村清志・中村行延・有瀧真人・木村文子・森 浩一郎・鈴木 清 (1983): 英虞湾湾口部アマモ場の魚類に関する生態学的研究-I: 魚類相とその季節的变化. 三重大学水産学部研究報告, (10), 71-93.
- 小林四郎 (1995): 生物群集の多変量解析. 蒼樹書房, 東京, 194 pp.
- LEIS, J. M. and B. M. CARSON-EWART (2000): The Larvae of Indo-Pacific Coastal Fishes: An Identification Guide to Marine Fish Larvae. Brill, Leiden, 850 pp.
- 小池啓一・西脇三郎 (1977): 伊豆半島下田湾および鍋田湾アマモ場の魚類相の季節的变化. *魚類学雑誌*, **24**, 182-192.
- MOHRI, K., Y. KAMIMURA, K. MIZUNO, H. KINOSHITA, S. TOSHITO and J. SHOJI (2013): Seasonal changes in the fish assemblage in a seagrass bed in the central Seto Inland Sea. *Aquaculture Sci.*, **61**, 215-220.
- 森口朗彦・高木儀昌 (2010): 山口県周防大島町逗子ヶ浜地先の局所的で小規模な多年的に維持されるアマモ場における動物群集の消長. *水産技術*, **3**, 43-59.
- 中坊徹次編 (2013): 日本産魚類検索 全種の同定 第三版. 東海大学出版会, 秦野, 2428 pp.
- 沖山宗雄編 (2014): 日本産稚魚図鑑 第二版. 東海大学出版会, 秦野, 1639 pp.
- PHIL, L., S. BADEN, N. KAUTSKY, P. RÖNNBÄCK, T. SÖDERQVIST, M. TROELL and H. WENNHAGE (2006)

Shift in fish assemblage structure due to loss of seagrass *Zostera marina* habitats in Sweden. Estuar. Coast. Shelf Sci., **67**, 123-132.

SATO, M., M. HORINOCHI, M. FUJITA and M. SANO (2016): Response of fish assemblage structures to annual and perennial life cycles of seagrass *Zostera marina* in Lake Hamana, central Japan. Ichthyol. Res., **63**, 445-459.

菅原将太・梶山 誠・島田裕至・丸山啓太・河野 博 (2018) : 東京湾内湾の富津海岸アマモ場と盤洲干潟砂泥底域の魚類相. 日本生物地理学会会報, **73**, 128-142.

水産庁 (2007) : アマモ類の自然再生ガイドライン. 水産庁漁港漁場整備部計画課調査班, 226 pp.

鈴木輝明・家田喜一 (2003) : 三河湾奥に存在するアマモ場内・外の魚類群集の相違. 愛知県水産試験場研究報告, (10), 21-24.

白井健司・池澤広美・鷗沢美穂子・田中法生 (2017) : 茨城県の海岸におけるアマモの記録と生育状況. 茨城県自然博物館研究報告, (20), 43-46.

YAMADA, K., M. HORI, Y. TANAKA, N. HASEGAWA and M. NAKAOKA (2010): Contribution of different functional groups to the diet of major predatory fishes at a seagrass meadow in northeastern Japan. Estuar. Coast. Shelf Sci., **86**, 71-82.

受付 : 2020 年 7 月 7 日

受理 : 2020 年 8 月 27 日

Occurrence Patterns and Ontogenetic Intervals of *Eutaeniichthys gilli* (Gobiidae) in Obitsu-gawa River Estuary, Tokyo Bay, Central Japan

David E. ANGMALISANG, Keita MARUYAMA*, Ayumi HIHARA and Hiroshi KOHNO

Abstract: Occurrence patterns and ontogenetic intervals based on the development of swimming and feeding functions were investigated on the endangered goby, *Eutaeniichthys gilli*, collected from Obitsu-gawa River estuary in the inner Tokyo Bay. A small seine net and two set nets were used for the samplings at the main stream from May 2005 to April 2006 and at the creek on the tideland from July 2009 to June 2010. Individual numbers of *E. gilli* collected were 94 ranging from 2.8 to 34.5 mm BL with the mean \pm SD = 7.7 ± 3.9 mm BL and 7 from 6.4 to 33.9 mm BL with 17.1 ± 12.3 mm BL at the tidal flat in the lower and middle streams, respectively, although no specimen was collected at the upper stream. On the other hand, 1,127 individuals of 10.1–39.5 mm BL with 27.5 ± 7.2 mm BL ($n = 464$) were collected from the creek. Based on the development of swimming- and feeding-related characters of 3.5–39.1 mm BL ($n = 100$) cleared and stained specimens, the following three swimming and feeding phases were recognized: caudal fin propulsion from 3.5 to 5.0 mm BL, whole body propulsion from 5.0 to 10–11 mm BL, and functional, juvenile swimming over 10–11 mm BL; sucking and biting from 3.5 to 5–6 mm BL, improved sucking and biting abilities from 5–6 to 10–12 mm BL, and functional, juvenile feeding over 10–12 mm BL. Based on the occurrence patterns and functional development, the spawning ground is considered to be formed in the tideland including the creek of Obitsu-gawa River estuary, and the hatched larvae are drifted and dispersed toward the sea. The forehead tidal flat at the lower stream is one of nurseries for early stage larvae. No nursery and growing habitats are formed in the main stream, but the juveniles of about 8 mm BL and larger migrate shoreward to and grow in the tideland of the Obitsu-gawa River estuary. This study revealed that Obitsu-gawa River estuary is almost the only major spawning ground and provides nursery and growing habitats for *E. gilli* in the inner Tokyo Bay.

Keywords : goby, habitat shift, occurrence pattern, functional development

Laboratory of Ichthyology, Tokyo University of Marine Science and Technology, 4-5-7 Konan, Minato-ku, Tokyo 108-8477, Japan

*Corresponding author:

E-mail: bokuwamoku@gmail.com

1. Introduction

The gobiid *Eutaeniichthys gilli* is widely distributed in coastal areas from Aomori to Iriomote-jima in Japan, Korea and the Yellow Sea, and inhabits in and around burrows of mud shrimps (e. g., *Upogebia* spp.) on soft bottom ti-

dal flats in estuaries (AKIHITO *et al.*, 2000; SUZUKI AND SHIBUKAWA, 2004; HENMI *et al.*, 2014). The species is one of the endangered species and designated as NT, near threatened, by Ministry of the Environment, Government of Japan, because of a rapid decrease of estuarine tidal flats by reclamation (JAPAN MINISTRY OF THE ENVIRONMENT, 2019). Various studies have been conducted regarding the life history of the species such as maturation and spawning, morphological development, growth and feeding habits (DOTSU, 1955; ZAMA, 1999; HENMI *et al.*, 2014). However, the functional development of larvae and juveniles of the species remains unclear.

As reported in many studies, the environment of Tokyo Bay has been deteriorated since 1960's, by anthropogenic impacts during the period of rapid economic growth. SHIMIZU (1999) reported that 20% of coastal areas in the inner Tokyo Bay have been reclaimed and the shorelines have been changed to concrete seawalls. Since 1980's, environmental restoration has been undergone by constructing artificial tidal flats in the inner Tokyo Bay (NAKASE *et al.*, 2009). Many studies have been conducted on fishes inhabiting artificial and/or natural tidal flats in the inner Tokyo Bay for knowing whether or not the tidal flats function as habitats for fishes (KANOU *et al.*, 2000; HERMOSILLA *et al.*, 2012a). Under these circumstances, remained natural and constructed artificial tidal flats have been evaluated as a nursery ground for many fish species (NASU *et al.*, 1996; KUWABARA *et al.*, 2003; KOHNO *et al.*, 2008; MURASE *et al.*, 2014; MURAI *et al.*, 2016). However, *Eutaeniichthys gilli* has been reported occurring sporadically in the inner Tokyo Bay and abundant only in Obitsu-gawa River estuary (KANOU *et al.*, 2000; IWATA and HOSOTANI, 2005; KOHNO *et al.*, 2014), where the tideland contributes a significant portion of what is still considered as a natural system in the inner Tokyo Bay (HERMOSILLA

et al., 2012a, b).

This study is therefore conducted to establish the ontogenetic intervals during the early life history of *Eutaeniichthys gilli* based on the development of swimming- and feeding-related characters. The occurrence patterns are also investigated in Obitsu-gawa River estuary. The relationships between ontogenetic intervals and occurrence patterns are examined to elucidate how the species utilizes the estuary during its life history, which would be useful information for planning conservation of this species in the inner Tokyo Bay.

2. Material and methods

Two types of sampling gear were used for fish sampling in this study as follows. A 0.8 mm mesh-size small seine net (cf., KANOU *et al.*, 2002) was monthly towed at three stations (upper, middle and lower stations in Fig. 1) along the main stream of Obitsu-gawa River from May to December 2005 for all the stations and additionally from March and April 2006 for the upper and middle stations. The small seine net was towed parallel to the river bank at day time over a distance of 20 m and depths between 0.5 and 1 m. The opening of net was adjusted to be 4 m, and thus the sampling area was 80 m². Two 0.33 mm mesh-size small set nets were set at three stations (solid circles in Fig.1) along the small, natural tidal creek situated on the tideland in the north of Obitsu-gawa River estuary with its east channel opening towards the river and the west channel into the bay (Fig. 1) from July 2009 to June 2010. The tidal creek has an average depth of 20 cm and width of 4 m at low tide. The 0.33 mm mesh-size set net extends 2 m laterally with 50 cm in height, and at the center a mouth of 50 cm square on a side opens and tapers posteriorly into a conical net of 1.2 m in length (see HERMOSILLA *et al.*, 2012b). The set net was instal-

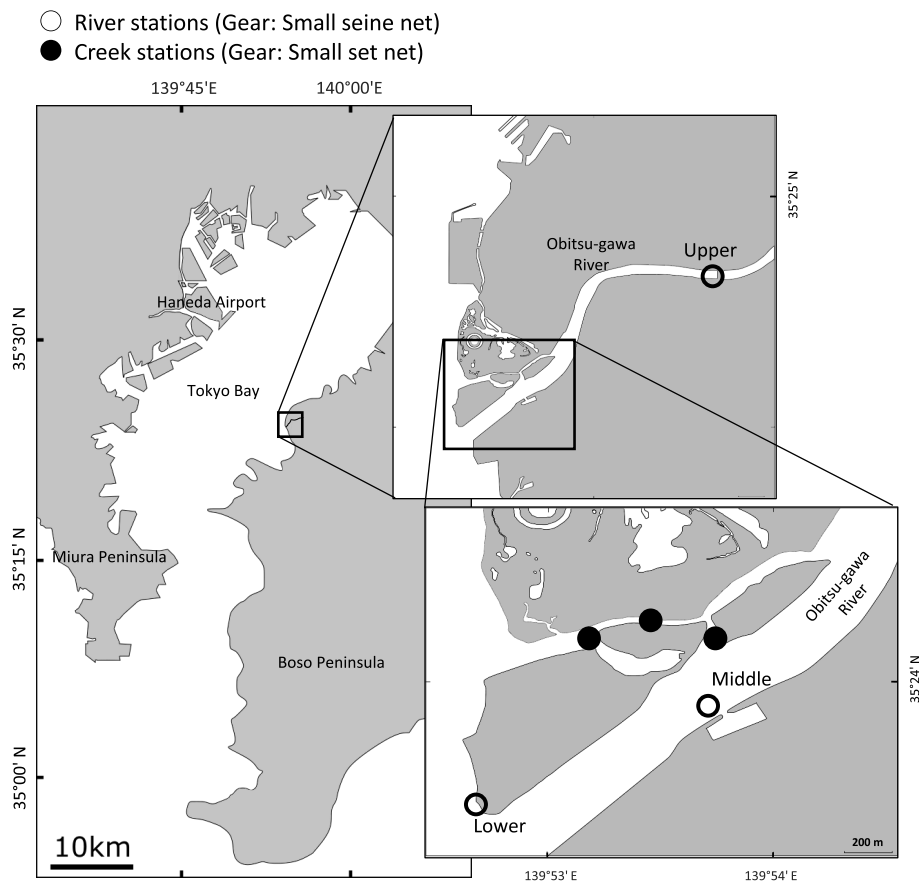


Fig. 1 Map showing the locations of sampling stations in Obitsu-gawa River in the inner Tokyo Bay. Sampling gears are small seine net (Open circles) and small set net (Solid circles).

led at two points along the tidal creek covering an area of 10 m² for each station. One net blocked the incoming water while the other was fixed 2 m away to collect fish. Trapped fishes between the set nets were collected and caught by carefully sweeping the water just above the substrate towards one side of the net by two persons using a polyethylene board. Water temperature and salinity were measured after the samplings in the respective three main river and tidal creek stations.

All the samples were fixed with 5–10% formalin in the field and later preserved in 70% ethanol

in the laboratory. *Eutaeniichthys gilli* specimens were identified following NAKABO (2013) and OKIYAMA (2014). In this study, all *E. gilli* collected from three stations in the creek were processed together, and a total of 464 individuals were extracted randomly for the measurement of body length (BL: *sense* LEIS and TRNSKI, 1989), being measured to the nearest 0.1 mm. The BL measurement was, on the other hand, done for all the specimens collected from the main river stations.

Additionally, 100 specimens (3.5–39.1 mm BL) selected from all the specimens were cleared and

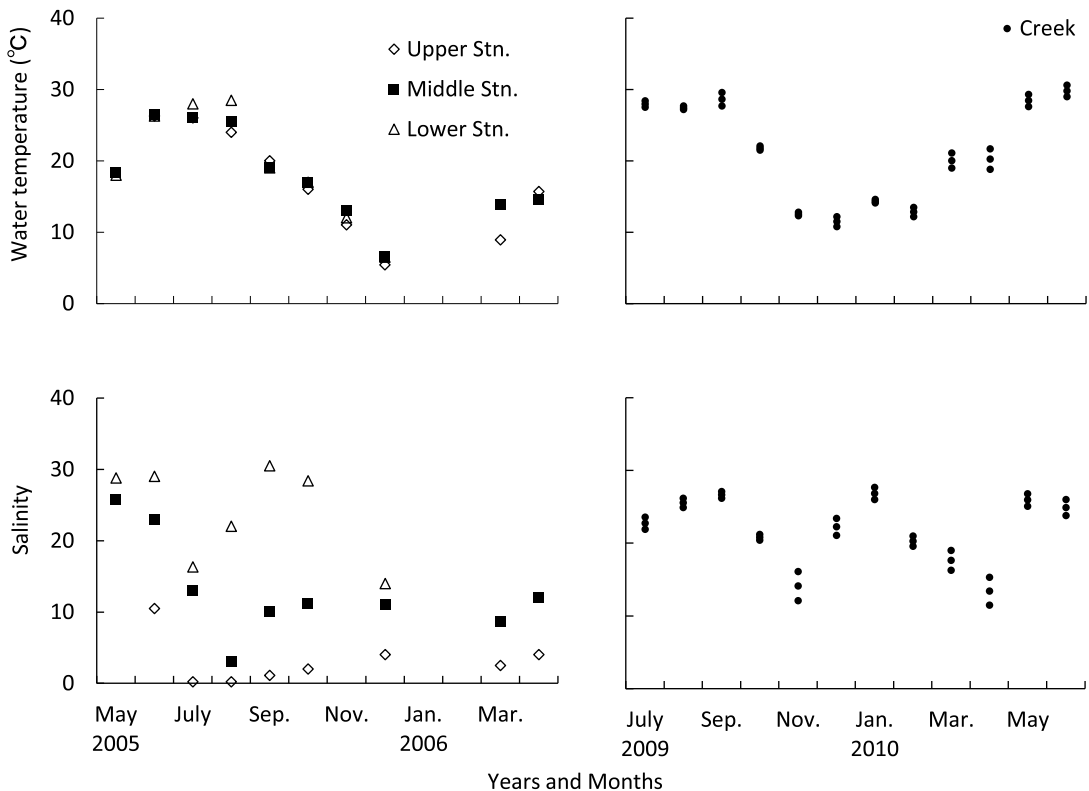


Fig. 2 Water temperature and salinities of the sampling stations in Obitsu-gawa River in the inner Tokyo Bay.

stained by following the method of POTTHOFF (1984) for morphological studies to establish the ontogenetic intervals. The histogram method of developmental events by 1.0 mm BL fish-size intervals employed by SAKAI (1990) and the key characters method (cf., KOHNO AND SOTA, 1998) were both applied to determine the ontogenetic intervals.

3. Results

3.1 Physical conditions of water

Water temperatures showed the same tendency as increasing during the summer season and decreasing during the winter season in all the sampling stations, and no remarkable different tendencies were found between the stations in

each of the main stream and tideland (Fig. 2). The highest water temperature, 28.5 and 30.6 °C, was recorded at the lower station in August 2005 and at the creek in June 2010, respectively, and the lowest, 5.4 and 10.8 °C, at the upper station in December 2005 and at the creek in December 2009, respectively.

The salinity varied from 14.0 to 30.5 with the mean \pm SD = 24.1 ± 6.2 at the lower station, from 3.0 to 25.8 with 13.1 ± 6.7 at the middle station and from 0.2 to 10.5 with 3.1 ± 3.1 at the upper station in the main stream (Fig. 2). In the creek stations, the salinity varied from 11.5 to 27.7 with 21.8 ± 4.6 .

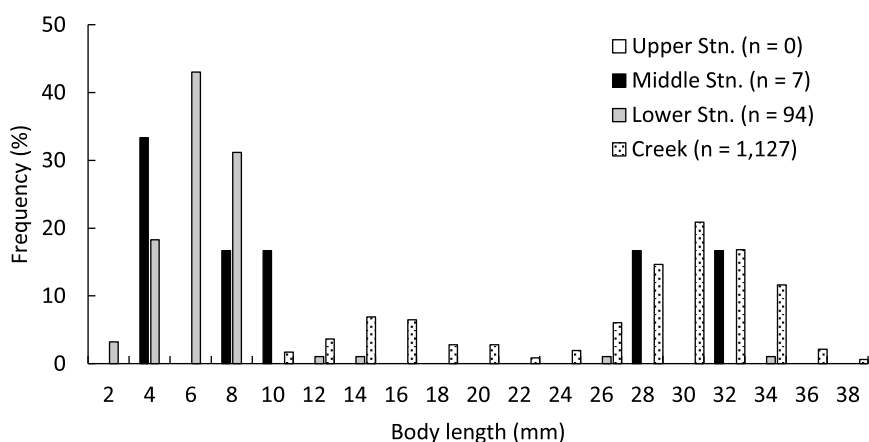


Fig. 3 Size composition of *Eutaenichthys gilli* collected from three main river and tidal creek stations in Obitsu-gawa River in the inner Tokyo Bay.

3.2 Occurrence patterns

A total of 1,228 *Eutaenichthys gilli* were collected from the Obitsu-gawa River estuary (Fig. 3), 101 individuals (2.8–34.5 mm BL with the mean \pm SD = 8.0 ± 4.7 mm BL) being collected from the main river stations and 1,127 (10.1–39.5 mm BL with 27.5 ± 7.2 mm BL; $n = 464$) from the creek.

The 101 specimens collected from the main river stations consisted of 94 and 7 individuals from the lower and middle stations, respectively, and no specimens were collected from the upper station. The size of specimens ranged from 2.8 to 34.5 mm BL (mean \pm SD = 7.7 ± 3.9 mm BL) in the lower station and from 6.4 to 33.9 mm BL (17.1 ± 12.3 mm BL) in the middle station (Fig. 3). In the lower station, almost all specimens, 93 in number, occurred in August, and the remained one in October, while in the middle station seven specimens occurred sporadically in March, May, July and October.

The size of specimens collected from the creek stations ranged from 10.1 to 39.5 mm BL (mean \pm SD = 27.5 ± 7.2 mm BL; $n = 464$) with the mode being in the size of 30.0–31.9 mm BL

(Fig. 3). *Eutaenichthys gilli* occurred throughout the year during the sampling period in the creek (Fig. 4). Specimens of about 15 mm BL and smaller started appearing in July, increased in number in October and November and were continued to appear until February. The mode of appearance shifted from February to April, and specimens of about 27–30 mm BL appeared continuously until November.

3.3 Morphological development

3.3.1 Swimming-related characters

Flexion of the notochord end: The flexion of notochord end was first evident at the smallest specimen of 3.5 mm BL with the angle of 17° (Fig. 5A). Notochord flexion was complete in the specimens of 4.6 mm BL and larger with the stable angle of $35\text{--}45^\circ$.

Caudal fin supports and fin rays: Two cartilaginous buds of hypurals 1 + 2 and 3 were detected at the smallest specimen of 3.5 mm BL. The cartilaginous buds of epurals 1 and 2, hypural 4, parhypural as well as those of the hemal and neural spines of the future pleural centra 2 and 3 were evident at 4.9 mm BL. Additionally, the hemal-

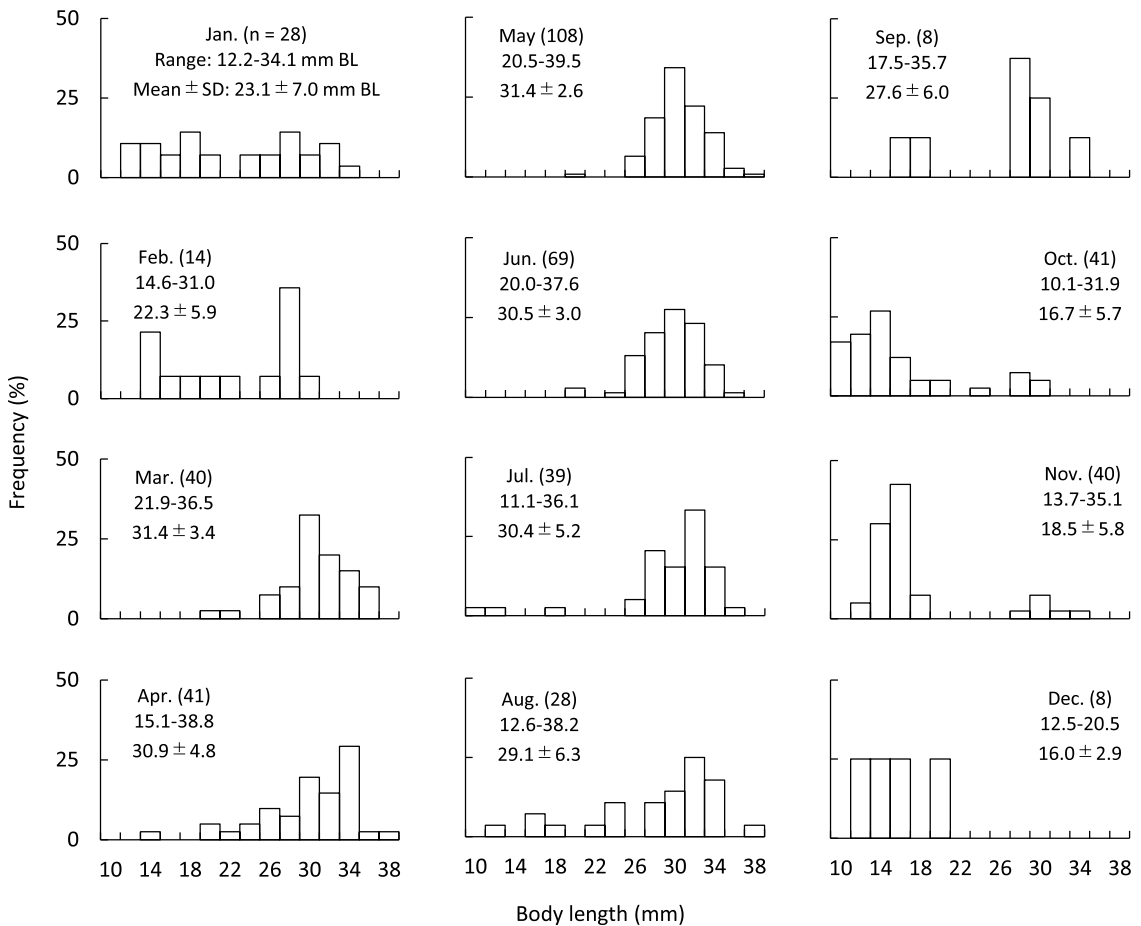


Fig. 4 Monthly changes of the size composition of *Eutaeniichthys gilli* collected from the tidal creek in Obitsu-gawa River in the inner Tokyo Bay.

and neural-spine cartilages of the future pleural centrum 3 as well as the cartilaginous bud of hypural 5 were detected at 7 mm BL. The ossification was first observed on hypural 1 + 2 at 8.4 mm BL then followed by hemal arches, hypurals 3 + 4 and parhypural at 8.8 mm BL, 9.0 mm BL and 10.4 mm BL, respectively. At 10.6 mm BL, hypural 5 and epurals 1 and 2 started ossifying and thus all the cartilaginous elements started ossifying. The bony urostyle was observed at the smallest specimen of 3.5 mm BL.

The principal caudal fin rays were first dis-

cerned at 3.5 mm BL, when nine rays were observed (Fig. 5B). The adult complement of 6 + 7 principal caudal fin rays was attained at 6.6 mm BL.

Dorsal fin supports and fin rays: Two pterygiophores of the first dorsal fin were evident at 5.5 mm BL, and the adult complement of three cartilaginous pterygiophores were observed at 7.0 mm BL. All pterygiophores were noted ossifying at 10.5 mm BL.

Cartilaginous pterygiophores of the second dorsal fin were first observed at 4.9 mm BL with

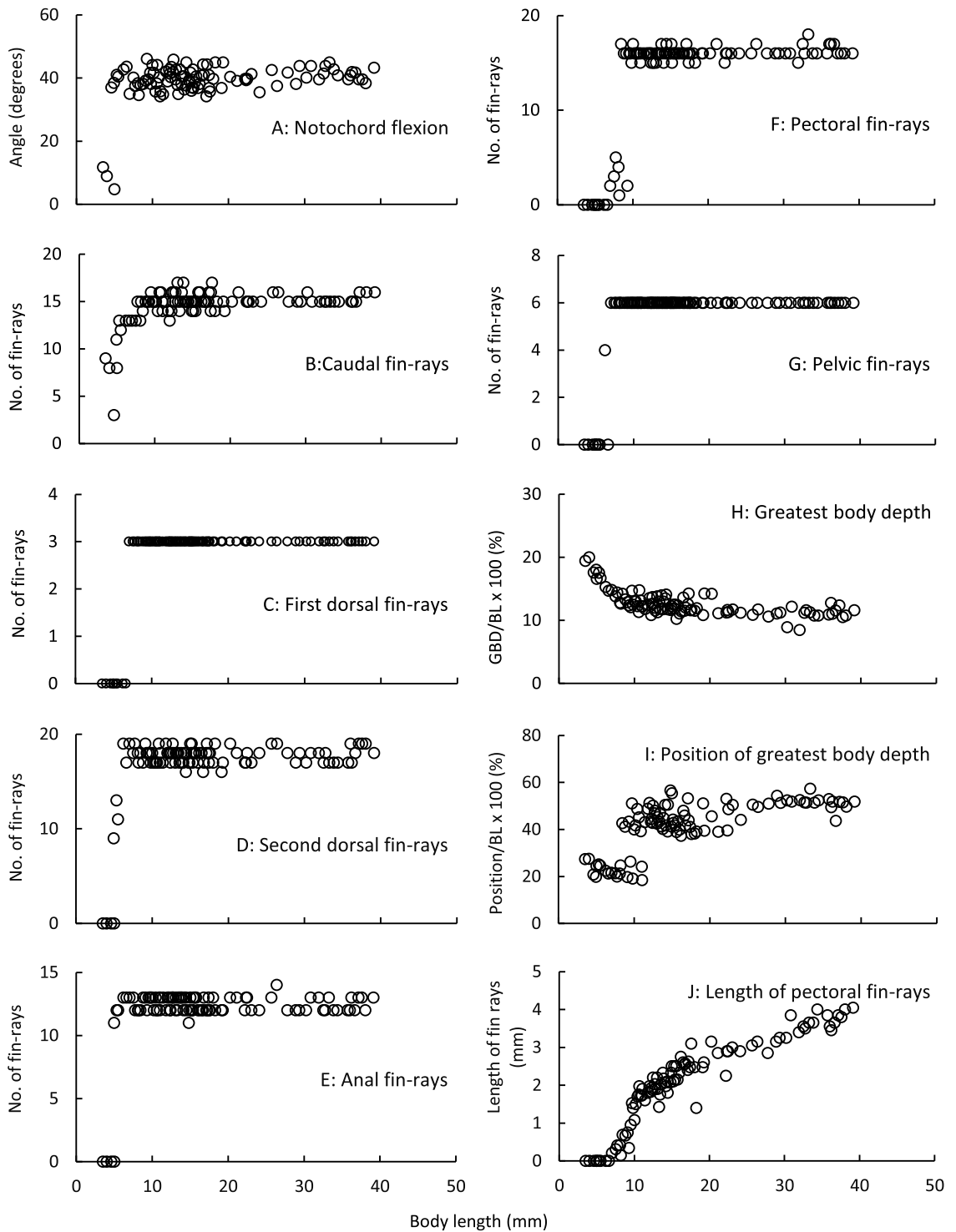


Fig. 5 Changes in swimming-related characters with growth in *Eutaenichthys gilli*.

17 in number. The adult complement of 19 pterygiophores was attained at 6.2 mm BL. Five cartilaginous pterygiophores of second dorsal fin started ossifying at 10.2 mm BL and all were noted at 15.8 mm BL.

Three spines of the first dorsal fin were attained at 7.0 mm BL (Fig. 5C). In the second dorsal fin, nine soft rays were first observed at 4.9 mm BL (Fig. 5D), and the adult complement of 19 fin rays was attained at 6.2 mm BL.

Anal fin supports and fin rays: The cartilaginous pterygiophores of anal fin were first discerned at 4.9 mm BL, when ten in number were observed. The number reached the adult complement of 13 at 7.0 mm BL. Five pterygiophores started ossifying at 9.3 mm BL, and the ossification was noted in all pterygiophores at 16 mm BL.

Anal fin rays were first evident at 4.9 mm BL, when eleven soft rays were observed (Fig. 5E). The adult complement of 13 rays was attained at 7.0 mm BL.

Pectoral fin supports and fin rays: The pectoral fin supports of coraco-scapular cartilage and a rod-shaped bony cleithrum were observed at the smallest specimen of 3.5 mm BL. The posttemporal, supracleithrum and a bladelike cartilage, which later grew into actinosts, were observed at 4.9 mm BL, and thus all the pectoral fin supports were observed. The ossification was first observed on the coracoid at 10.2 mm BL, then followed by the actinosts and scapula at 10.6 and 13.3 mm BL, respectively.

Two rays of pectoral fin were first observed at 7.0 mm BL (Fig. 5F). The adult complement of 17 rays was attained at 8.4 mm BL.

Pelvic fin supports and fin rays: The pelvic fin support, the basipterygium, was first discerned at 4.9 mm BL, and the ossification started at 9.5 mm BL.

The pelvic fin rays were first discerned at 6.2

mm BL, when four rays were observed (Fig. 5G). The adult complement of six rays was observed at 7.0 mm BL.

Vertebra: The smallest specimen examined, 3.5 mm BL, possessed 38 centra and cartilaginous 35 neural- and 15 hemal-spines. The adult complement of 38 neural- and hemal-spines was attained at 7.0 mm BL, as well as some of them started ossifying. All of hemal- and neural-spines were observed ossifying at 8.8 mm BL.

Maximum body depth and its position: The ratio of the maximum body depth to BL was 19% in the smallest specimen of 3.5 mm BL (Fig. 5H). The ratios decreased gradually and became stable at 10–15% at about 10.0 mm BL.

The ratio of position of maximum body depth was about 20 % in the specimens of 3.5–11.0 mm BL (Fig. 5I). The ratio leaped up during the size ranging from 8.4 to 11.4 mm BL, and then became stable from 40% to 50%.

Length of pectoral fin-rays: The pectoral fin length was 0.21 mm when the first pectoral fin ray was observed at 7.0 mm BL (Fig. 5J). Two flexion points were observed at about 10 and 20 mm BL, after which the increase rate becoming slower.

3.3.2 Feeding-related characters

Mouth width: The mouth opened in all specimens examined, and the mouth width was 0.4 mm in the smallest specimen of 3.5 mm BL (Fig. 6A). The mouth width increased rapidly up to 10.4 mm BL and more or less slowly thereafter.

Jaw structure: The smallest specimen of 3.5 mm BL possessed the upper jaw composed of the maxilla and premaxilla. The lower jaw of the same specimen was composed of the dentary, angular and Meckel's cartilage, the retroarticular being first observed at 4.0 mm BL.

Jaw teeth: The smallest specimen of 3.5 mm BL possessed six upper jaw teeth (Fig. 6B). The

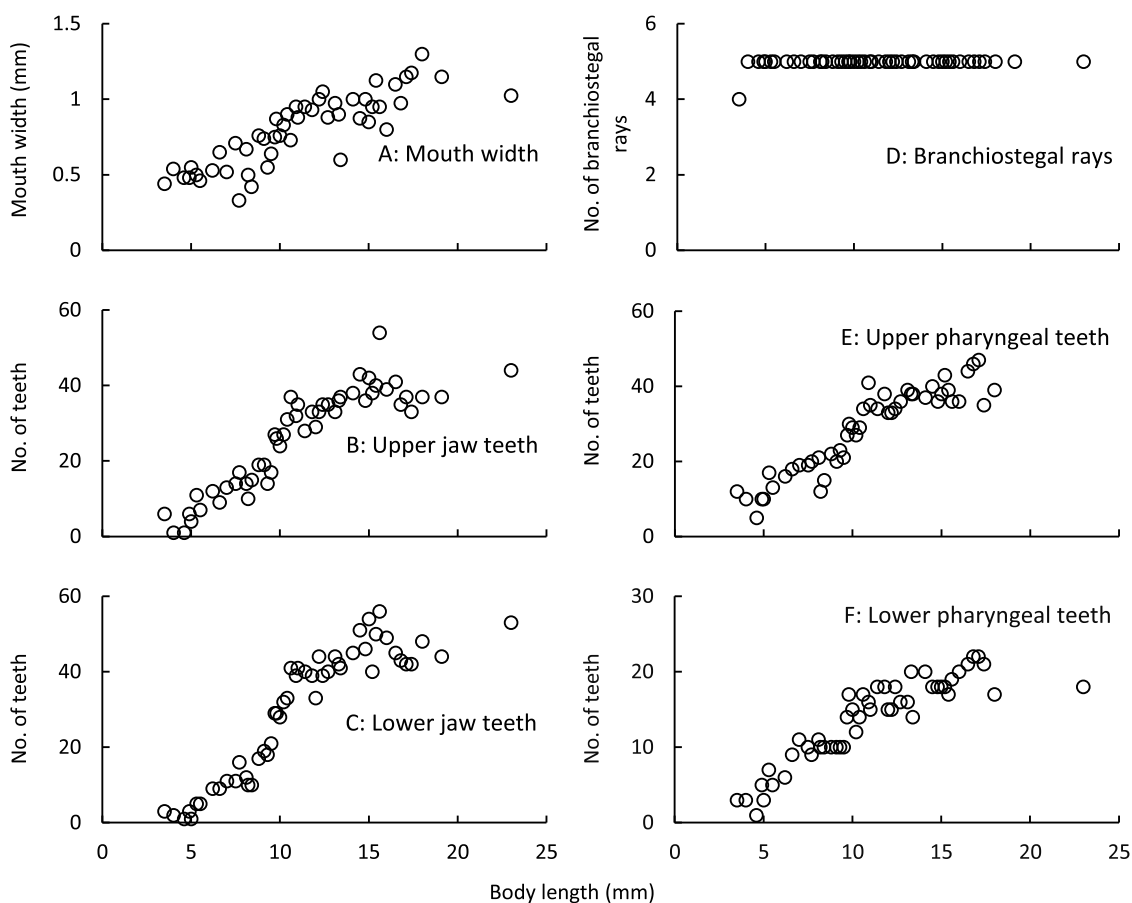


Fig. 6 Changes in feeding-related characters with growth in *Eutaeniichthys gilli*.

number of upper jaw teeth then increased slowly with a leap up flexion point at about 9.5 mm BL up to about 16 mm BL, after which the number becoming more or less stable.

The smallest specimen of 3.5 mm BL possessed three lower jaw teeth (Fig. 6C). The number of lower jaw teeth increased rapidly and leaped up at about 10 mm BL. The number became more or less stable between 40 and 55 thereafter.

Suspensorium: The hyomandibular-symplectic and palatoquadrate cartilages were discerned at the smallest specimen of 3.5 mm BL. The ossification started on the symplectic and quadrate at

4.6 mm BL and 5.0 mm BL, respectively. The bony endopterygoid was first observed at 4.9 mm BL. The cartilaginous metapterygoid was first observed at 7.5 mm BL, and the hyomandibular, palatine and metapterygoid started ossifying at 8.8 mm BL, 9.1 mm BL and 9.7 mm BL, respectively.

Hyoid and branchiostegal rays: The smallest specimen of 3.5 mm BL possessed the hypohyal, ceratohyal-epihyal and interhyal cartilages, and the basihyal was discerned at 4.0 mm BL. The ossification was first observed at the smallest specimen of 3.5 mm BL on the ceratohyal and followed by hypohyal and basihyal at 5.5 mm BL.

The interhyal and epihyal started ossifying at 8.8 mm BL.

Four branchiostegal rays were first observed at 3.5 mm BL, and the adult complement of five rays was attained at 4.0 mm BL (Fig. 6D).

Pharyngeal teeth: The smallest specimen of 3.5 mm BL possessed 12 upper pharyngeal teeth (Fig. 6E). The number increased until about 10 mm BL, when the number leaped up and became more or less stable thereafter.

Three lower pharyngeal teeth were observed at the smallest specimen of 3.5 mm BL (Fig. 6F). The number increased more or less rapidly until about 10 mm BL and became more or less stable thereafter.

Opercular bones: The opercle, preopercle and subopercle were observed at the smallest specimen of 3.5 mm BL. The interopercle appeared at 4.9 mm BL.

4. Discussion

4.1 Development phases

4.1.1 Developmental phases of swimming function

Based on the development of swimming-related characters shown in Figure 7, the following three phases were recognized in the specimens of *Eutaeniichthys gilli*.

The phase of caudal fin propulsion (from 3.5 to 5.0 mm BL): The completion of notochord flexion and appearances of caudal fin supports and fin rays were observed in this phase, which indicate that the beating of caudal fin produces propulsion (KOHNO *et al.*, 1983). The completion of vertebral centra in number would reinforce the power of beating. DOTSU (1955) suggested that the newly hatched larvae of *Eutaeniichthys gilli* (about 3.6 mm in total length) possessed a more or less strong swimming ability when comparing with other gobiids.

The phase of whole body propulsion (from 5.0

mm BL to 10.0–11.0 mm BL): This phase is divided into two sub-phases, pre-whole and whole-body propulsion sub-phases, at about 7.0 mm BL. Dorsal and anal fin rays and fin supports started appearing and became complete in number during the former sub-phase; these characters are considered to reinforce the body axis and thus allow larvae to swim powerfully by propagating the beat of the whole of the body posterior to generate propulsion (OMORI *et al.*, 1996). In larvae of 7.0 mm BL and larger, the neural and hemal spines and the dorsal and anal fin supports started ossifying; these characters prevent the larvae from rolling caused by whole-body beating (GOSLINE, 1971). Morphologically, the smallest juvenile having the adult fin-ray number was 8.4 mm BL at the whole-body propulsion sub-phase.

The phase of functional, juvenile swimming (over 10.0–11.0 mm BL): All characters concerning the swimming function were completed in number and started ossifying by this phase. Moreover, the greatest body depth and its position became stable, indicating the improvement of swimming ability (ALEEV, 1963). Therefore, juveniles larger than 10–11 mm BL were considered to have acquired the functional swimming mode.

4.1.2 Developmental phases of feeding function

Based on the development of feeding-related characters shown in Figure 8, the following three phases were recognized in the specimens of *Eutaeniichthys gilli*.

The phase of sucking and biting (from 3.5 mm BL to 5.0–6.0 mm BL): The gape elements of maxilla, premaxilla, dentary and angular were equipped in the smallest larva of 3.5 mm BL, indicating that the larva had the gape opening and closing ability (SHINAGAWA *et al.*, 2002). The

branchiostegal rays, opercular bones and elements of suspensorium and hyoid arch appeared and became complete in number during this phase, indicating that the negative pressure for sucking food organisms could be generated (KOHNO *et al.*, 1997). In addition, jaw and pharyngeal teeth, which function to bite/capture and to pass the captured food to the digestive tract, respectively (GOSLINE, 1971), appeared during this phase. Therefore, the larvae in this phase are considered to have both the sucking and biting abilities.

The phase of improved sucking and biting ability (from 5.0–6.0 mm BL to 10.0–12.0 mm BL): All elements of suspensorium and hyoid arch appeared in this phase, indicating the sucking ability of the larvae in this phase improved (TAMURA *et al.*, 2013). Furthermore, the number of jaw teeth became stable in this phase, indicating the biting ability also improved.

The phase of functional, juvenile feeding (over 10.0–12.0 mm BL): All the characters concerning the feeding function became complete not only in number but also ossification. The number of pharyngeal teeth also became stable, and thus the functional feeding mode was considered to be attained in specimens over 10.0–12.0 mm BL.

4.2 Habitat shifts with development

This study revealed that nearly all the larvae of *Eutaeniichthys gilli* smaller than 10 mm BL were collected at the lower stream station of Obitsu-gawa River (Figs. 1, 3), with a mode of 6.0–7.9 mm BL. The larvae smaller than 5 mm BL would swim using caudal fin propulsion, and those from 5 to 10 mm BL would swim more actively using whole the body (Fig. 7). These results suggest that the larvae of 5–10 mm BL would actively migrate shoreward. DOTSU (1955) reported that the newly hatched larva of 3.6 mm in total length, TL, vigorously swam in the mid-

water of a glass-jar.

However, few specimens of *Eutaeniichthys gilli* were collected at the middle stream station and no specimen at the upper stream (Fig. 3), indicating that *E. gilli* does not utilize the main stream of Obitsu-gawa River as a habitat. EGUCHI *et al.* (2008) indicated that the distribution of *E. gilli* does not expand to tidal-reach upper stream areas but is restricted to river mouths.

The shoreward migrating larvae occurred at the tideland in the north of Obitsu-gawa main river, and the smallest specimen collected at the creek in the tideland was 10.1 mm BL (Fig. 3), which being a juvenile morphologically by having the complete number of fin rays, with the first peak of 14.0–15.9 mm BL. These juveniles occurring in the tideland were considered to attain the functional swimming and feeding modes (Figs. 7, 8), and thus they would swim actively toward the tideland. HENMI *et al.* (2014) reported that the size of *Eutaeniichthys gilli* collected at a tidal flat in Kochi Prefecture ranged from 10.6 to 36.8 mm BL and that the smallest one was judged as a juvenile by having pelvic fins. DOTSU (1955) also suggested that the juvenile stage would start at 11.2 mm TL, which is converted to 10.2 mm BL by using the result of HENMI *et al.* (2014).

A second peak or a mode of size was observed at 30.0–31.9 mm with the largest one being 39.5 mm BL in this study (Fig. 3). KANOU *et al.* (2004) examined feeding habits of *Eutaeniichthys gilli* juveniles of 15–31 mm BL, which corresponding to the size range between the two peaks in this study, collected from the inner Tokyo Bay and reported that the juveniles were grouped into a small benthic and epiphytic crustacean feeder. The maximum size of *E. gilli* was reported as 47 mm TL by Dotsu (1955: 40.7 mm BL judged from the figure by HENMI *et al.*, 2014), 43.9 mm BL (ARAO, 2005: collected at a tideland in Mie

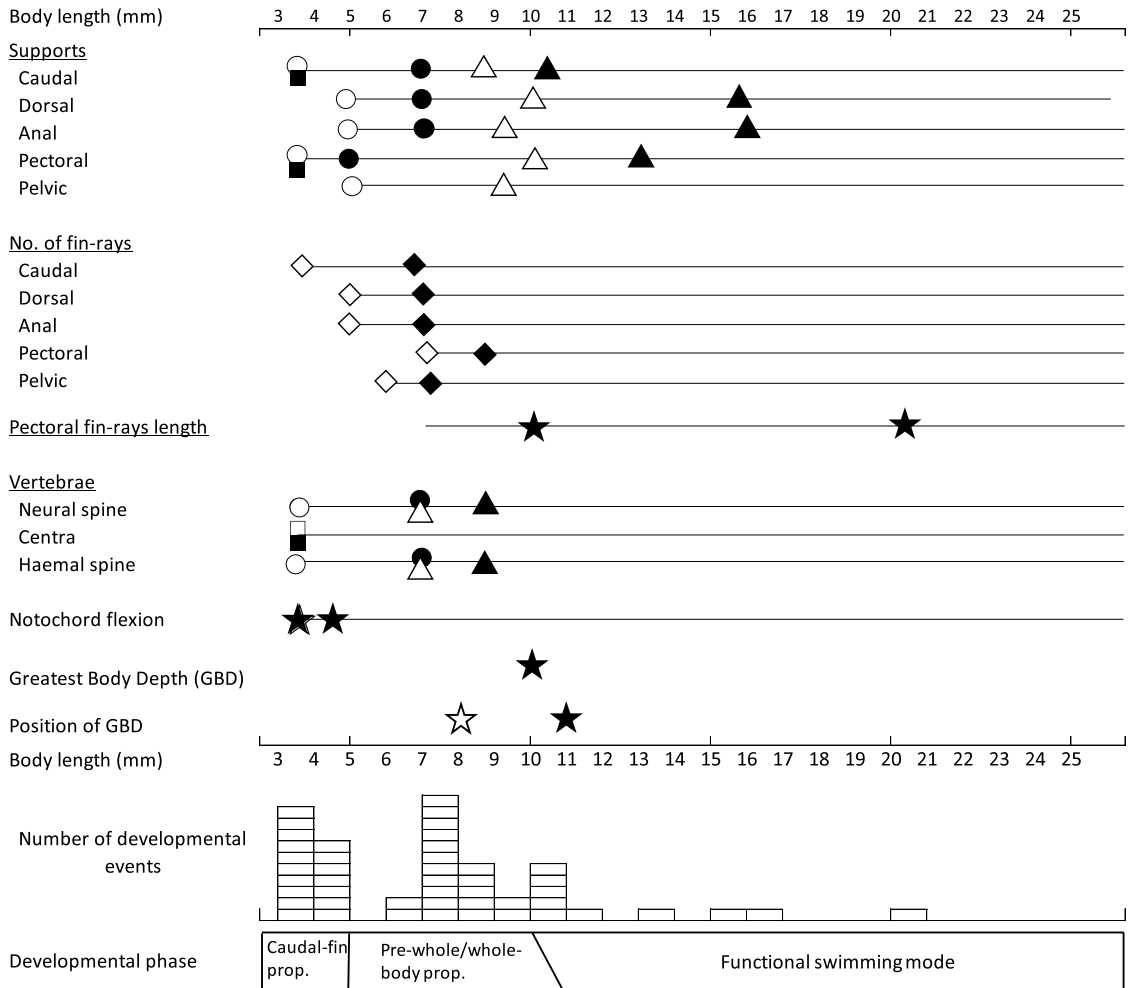


Fig. 7 Schematic representation of the development of swimming-related characters with growth in *Eutaenichthys gilli* collected from Obitsu-gawa river in the inner Tokyo Bay. ○: cartilaginous elements start appearing; ●: all cartilaginous elements start appearing; □: bony elements start appearing; ■: all bony elements start appearing; △: cartilaginous elements start ossifying; ▲: all cartilaginous elements start ossifying; ◇: fin rays start appearing; ◆: fin rays become complete in number; ☆: notochord end starts to flex; ★: flexion points of morphometric characters are observed, notochord flexion become complete.

Prefecture) and 36.8 mm BL (HENMI *et al.*, 2014). Although the mature size was reported as 35 mm TL (30.3 mm BL) by DOTSU (1955), specimens of 27.0 mm BL and larger collected by HENMI *et al.* (2014) had matured eggs. It is also well known that *E. gilli* utilizes burrows of mud shrimps such as *Upogebia yokoyai*, *U. major* and

Nihonotrypaea japonica not only for spawning but for inhabiting (DOTSU, 1955; SUZUKI AND SHIBUKAWA, 2004; HENMI *et al.*, 2014), although the degree of dependence on burrows would be lower in *E. gilli* than in other gobiids such as *Gymnogobius macrognathos* (EGUCHI *et al.*, 2008). In Obitsu-gawa River estuary including the tide-

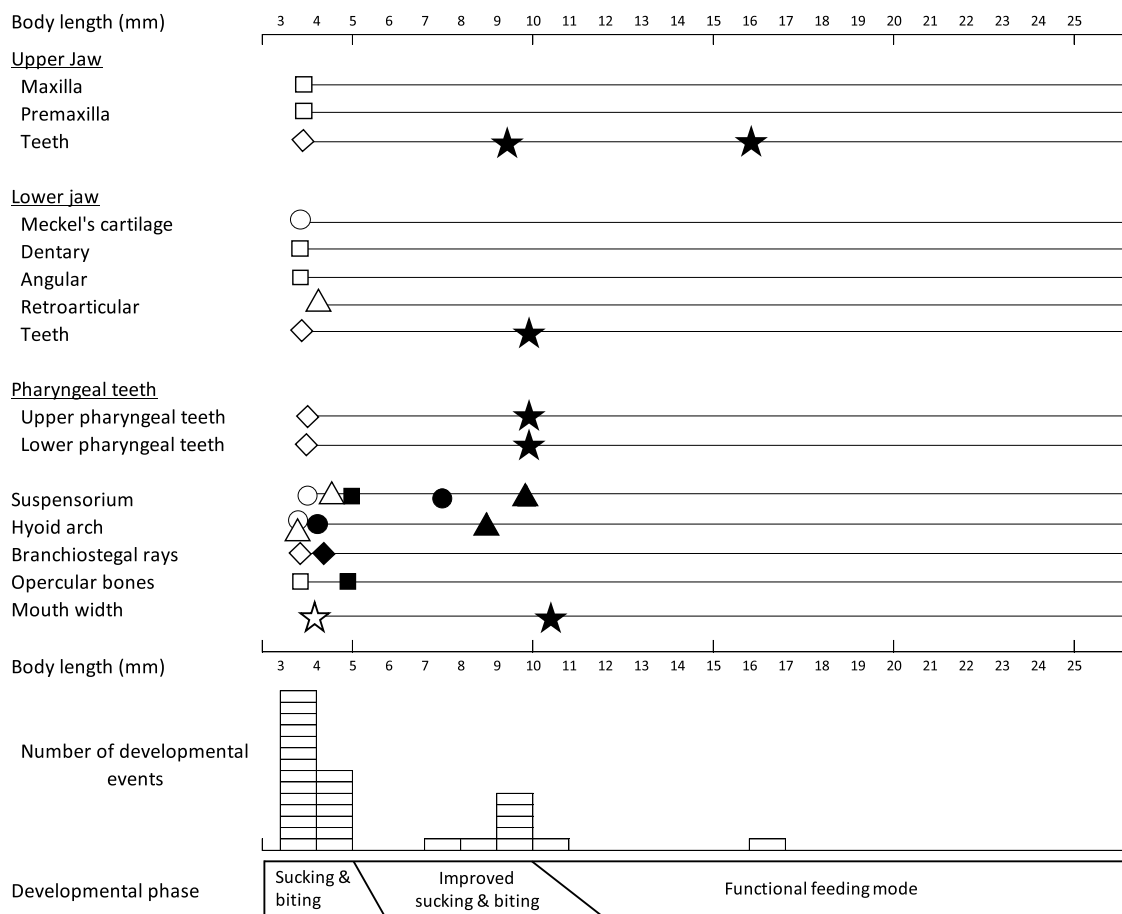


Fig. 8 Schematic representation of the development of feeding-related characters with growth in *Eutaeniichthys gilli* collected from Obitsu-gawa river in the inner Tokyo Bay. ○: cartilaginous elements start appearing; ●: all cartilaginous elements start appearing; □: bony elements start appearing; ■: all bony elements start appearing; △: cartilaginous elements start ossifying; ▲: all cartilaginous elements start ossifying; ◇: teeth and branchial rays start appearing; ◆: branchial rays become complete in number; ☆: mouth opens and premaxilla start appearing; ★: flexion points of teeth number and upper jaw length are observed.

land, the mud shrimp *Nihonotrypaea japonica* and *Upogebia major*, are known to be commonly distributed (KOBAYASHI *et al.*, 2003; ITANI, 2004). These results indicate that it is highly possible that the specimens of about 27 mm BL and larger collected in this study at the creek on the tideland of Obitsu-gawa River estuary would participate in the spawning.

The size of DOTSU's (1955) newly hatched lar-

va, 3.6 mm TL, corresponding to 3.37 mm BL measured from his figure, was measured under the fresh condition. Applying the result of Fukuhara (1979), who pointed out that the shrinkage rate from fresh condition to 3-5 % neutral formalin preserved for one month was 15 % in the BL of newly hatched Japanese red sea bream *Pagrus major* larvae, the size of newly hatched, formalin preserved *Eutaeniichthys gilli* larva is

considered to be 2.86 mm BL, corresponding to the smallest larva collected at the tidal flat of lower stream station in this study, 2.8 mm BL. However, the larvae of 3.9 mm BL and smaller numbered only 3 out of 94 larvae collected at the station in this study (Fig. 3). Furthermore, no larger specimen was collected in the lower stream station. Therefore, it seems improbable that the forehead tidal flat at the lower stream of Obitsu-gawa River would be a spawning ground of *E. gilli*. Rather, the spawning ground would be formed at the tideland in Obitsu-gawa River estuary, and the hatched larvae are considered to be drifted toward the sea by tidal currents and dispersed by coastal currents.

4.3 Importance of Obitsu-gawa River estuary

This study demonstrated that the Obitsu-gawa River estuary including not only river tidal flats but the tideland located in the north of the river mouth provides the spawning ground and nursery and growth habitats for *Eutaeniichthys gilli*.

Nursery and/or growing habitats are observed in such other areas of the inner Tokyo Bay as an artificial tidal flat of Kasai Rinkai Park and a natural tidal flat formed along the artificial Keihin-jima Island. However, most of the specimens collected from these areas are smaller than about 15 mm BL, and individual numbers are less than about 20 during sampling periods varying from 1 to 5 years (KUWABARA *et al.*, 2003; YAMANE *et al.*, 2004; KOHNO *et al.*, 2014; UMEDA AND KOHNO, 2017). Furthermore, no *Eutaeniichthys gilli* specimen was collected at the tidal flat of Keihin-jima Island by NASU *et al.* (1996) and MOTEGI *et al.* (2009). Although KOHNO *et al.* (2014) collected 29 individuals of *E. gilli* at a forehead artificial sandy beach in Haneda during the years of 2006–2013, the size varied from 4.4 to 10.9 mm BL, and 18.7 and 30.1 mm BL.

These results suggest that capacities as nursery/growing habitats in these areas would be small for *E. gilli* when comparing with those in Obitsu-gawa River estuary.

Individuals of 30 mm BL and larger as a mature size of *Eutaeniichthys gilli* were sporadically collected at an intertidal mudflat (33–43 mm BL: KANOU *et al.*, 2005) and tide pools (30–40 mm BL: KANOU *et al.*, 2018) in the Tama-gawa River estuary, although the individual numbers collected are 4 and 9, respectively. SUGAWARA *et al.* (2018) collected one specimen of 35.1 mm BL at a *Zostera* zone of Futtsu in the inner Tokyo Bay. These areas are considered not to be a major spawning ground of *E. gilli*.

In conclusion, *Eutaeniichthys gilli* depends whole the life history on the Obitsu-gawa River estuary, which is almost the only major spawning ground for the species in the inner Tokyo Bay. It is therefore important to protect and conserve the Obitsu-gawa River estuary.

Acknowledgments

The authors are grateful to staff of the Laboratory of Ichthyology, Tokyo University of Marine Science and Technology (TUMSAT), for assistance in the fieldwork. We also thank anonymous reviewers for their critical comments on the manuscript.

References

- AKIHITO, K. SAKAMOTO, Y. IKEDA and A. IWATA (2000): Suborder Gobioidae. In: Nakabo, T. (ed.) Fishes of Japan with pictorial keys to the species, third edition. Tokai Univ. Press, Hadano, p. 1347–1608. (in Japanese)
- ALEEY, Y. G. (1963): Function and gross morphology in fish. Transl. Israel Program for Sci. Transl., Jerusalem, 268 pp.
- ARAO, K. (2005): Fishes collected at tideland in the estuary of Mie Prefecture, Japan. Sci. Rep. Toyohashi Mus. Nat. Hist., 15, 29–33. (in Japanese)

- DOTSU, Y. (1955): On the life history of a gobiid fish, *Eutaeniichthys gilli* Jordan and Snyder. Bull. Biogeogr. Soc. Japan, **16-19**, 338-344. (in Japanese)
- EGUCHI, K., J. NAKAJIMA, T. NISHIDA, R. INUI, M. NAKATANI, N. ONIKURA and S. OIKAWA (2008): Fish fauna of the Kita River in Miyazaki Pref., Japan. Sci. Bull. Fac. Agr., Kyushu Univ., **63**, 15-25. (in Japanese)
- FUKUHARA S. (1979): On the shrinkage of eggs and larvae of red sea bream, *Chrysophrys major* preserved in the formalin. Aquacul. Sci., **27**, 129-136. (in Japanese with English abstract)
- GOSLINE, W. A. (1971): Functional morphology and classification of teleostean fishes. University Press of Hawaii, Honolulu, 208 pp.
- HENMI, Y., Y. IWATA and G. ITANI (2014): Association of the gobies *Eutaeniichthys gilli* and *Gymnogobius scrobiculatus* with burrows of the mud shrimp *Upogebia yokoyai* at low tide. Japanese Journal of Benthology, **69**, 69-75. (in Japanese with English abstract)
- HERMOSILLA, J. J., Y. TAMURA, D. OKAZAKI, Y. HOSHINO, M. MOTTEKI and H. KOHNO (2012a): Distribution and community structure of fish in Obitsu-gawa River Estuary of inner Tokyo Bay, central Japan. AACL Bioflux, **5**, 197-222.
- HERMOSILLA, J. J., Y. TAMURA, D. OKAZAKI, Y. HOSHINO, M. MOTTEKI and H. KOHNO (2012b): Seasonal pattern and community structure of fishes in the shallow tidal creek of Obitsu-gawa River Estuary of inner Tokyo Bay, central Japan. AACL Bioflux, **5**, 337-355.
- ITANI, G. (2004): Distribution of intertidal upogebiid shrimp in Japan. Contributions from the Biological Laboratory, Kyoto University, **29**, 383-399.
- IWATA, A and S. HOSOTANI (2005): Environmental Assessment of the Shimanto Estuary Based on Biodiversity of Gobioid Fishes. Aquabiology, **27**, 39-46. (in Japanese with English abstract)
- JAPAN MINISTRY OF THE ENVIRONMENT (2019): Red data book 2019; Brackish and fresh water fishes. Gyosei, Tokyo. (in Japanese)
- KANOU, K., H. KOHNO, P. TONGNUNUI and H. KUROKURA (2002): Larvae and juveniles of two engraulidid species, *Thryssa setirostris* and *T. hamiltoni*, occurring in the surf zone at Trang, southern Thailand. Ichthyol. Res., **49**, 401-405.
- KANOU, K., T. KOIKE and H. KOHNO (2000): Ichthyofauna of tidelands in the inner Tokyo Bay, and its diversity. Japan. J. Ichthyol., **47**, 115-129. (in Japanese with English abstract)
- KANOU, K., T. YOKOO and H. KOHNO (2018): Spatial variations in tidepool fish assemblages related to environmental variables in the Tama River estuary, Japan. La mer, **56**, 1-10.
- KANOU, K., M. SANO and H. KOHNO (2004): Food habits of fishes on unvegetated tidal mudflats in Tokyo Bay, central Japan. Fish Sci., **70**, 978-987.
- KANOU, K., M. SANO and H. KOHNO (2005): Larval and juvenile fishes occurring with flood tides on an intertidal mudflat in the Tama River estuary, central Japan. Ichthyol. Res., **52**, 158-164.
- KOBAYASHI, T., H. NODA, N. SUZUKI, Y. INADA, Y. SHIMIZU, A. KURABARA and T. TAKAHASHI (2003): Habitat analysis of microbenthic communities in natural and man-made seashore of Tokyo Bay. J. Jpn. Soc. Reveget. Tech. **29**, 62-67. (in Japanese with English abstract)
- KOHNO, H. and K. SOTA (1998): Ontogenetic intervals based on the development of swimming- and feeding-related characters in larvae and juveniles of the lumpfish, *Inimicus japonicus*. SUISANZOSHOKU, **46**, 333-342. (in Japanese with English abstract)
- KOHNO, H., M. MOTTEKI, T. ISHIMARU and T. SEKIZAWA (2014): Effects of the construction of new runway at Haneda Airport on the fish assemblages of Tamagawa River mouth area. In: Research Committee for Environmental Studies on Waters Surrounding Haneda Airport (ed.) Final report of environmental studies on waters surrounding Haneda Airport: Research Committee for Environmental Studies on Waters Surrounding Haneda Airport, Tokyo, p. 152-166. (in Japanese)
- KOHNO, H., R. ORDONIO-AGUILAR, A. OHNO and Y. TAKI (1997): Why is grouper larval rearing difficult?: an approach from the development of the feeding apparatus in early stage larvae of the grouper, *Epinephelus coioides*. Ichthyol. Res., **44**,

267-274.

- KOHNO, H., T. YOKOO, M. MOTTEKI and K. KANOU (2008): Ichthyofauna of the artificial lagoon, Shinhamako, located along the northernmost shore of Tokyo Bay. *Bull. biogeogr. Soc. Japan*, **63**, 133-142. (in Japanese with English abstract)
- KOHNO, H., Y. TAKI, Y. OGASAWARA, Y. SHIROJO, M. TAKETOMI and M. INOUE (1983): Development of feeding and swimming functions in larval *Pagrus major*. *Japan. J. Ichthyol.*, **30**, 47-60.
- KUWABARA, Y., N. TSUCHIDA, T. MOTOYAMA, H. KOHNO, K. KANOU, Y. SHIMADA and R. MIMORI (2003): Ichthyofauna of artificial tideland in Kasai Marine Park, Tokyo Bay. *La mer*, **41**, 28-36. (in Japanese with English abstract)
- LEIS, J. M. and T. TRNSKI (1989): The larvae of Indo-Pacific shorefishes. Univ. Hawaii Press, Honolulu, 371 pp.
- MOTTEKI, M., K. YASUDA, K. YAMAMOTO, T. YOKOO, H. KOHNO, K. MOROHASHI, N. SUZUKI, S. MATSUZAKA and R. ARIZI (2009): Seasonal changes of fish fauna at the Keihin-jima artificial tidal flat in the inner Tokyo Bay, with special reference to the necessity of long-term biological monitoring. *La mer*, **46**, 121-134. (in Japanese with English abstract)
- MURALI, S., A. MURASE, H. KOHNO, K. TAKEYAMA, K. NAKASE and T. IWAKAMI (2016): Fish assemblage and diversity in the develop tidal flat and sandy beach at the Furuham Park, Ota City, Tokyo, central Japan. *La mer*, **54**, 11-27. (in Japanese with English abstract)
- MURASE, A., C. KAKUBARI, Y. KASE, Y. SAITO and H. KOHNO (2014): Effects of the construction of new runway on the fish assemblages inhabiting tidal flats around the Haneda Airport located at the mouth of Tama River in the inner part of Tokyo Bay. *Bull. biogeogr. Soc. Japan*, **69**, 57-75. (in Japanese with English abstract)
- NAKABO, T (2013): Fishes of Japan with pictorial keys to the species (third edition). Tokai University Press. (in Japanese)
- NAKASE, K., K. ISHIBASHI and K. KIMURA (2009): Engaging the public in the construction and management of artificial tidelands. *In: Seto, M. (ed.) Public participation in adaptive management of the shallows. Fisheries Science Series. Koseisha-koseikaku, Tokyo*, p. 126-144. (in Japanese)
- NASU, K., M. KOUHARA, K. SHIBUKAWA and H. KOHNO (1996): Fishes occurring to the tideland at Keihin-jima in the recesses of Tokyo Bay. *J. Tokyo Univ. Fish.*, **82**, 125-133. (in Japanese with English abstract)
- OKIYAMA, M. (ed.) (2014): An Atlas of the Early Stage Fishes in Japan, 2nd edition. Tokai Univ. Press. (in Japanese)
- OMORI, M., Y. SUGAWARA and H. HONDA (1996): Morphogenesis in hatchery-reared larvae of the black rockfish, *Sebastes shlegeli*, and its relationship to the development of swimming- and feeding-related functions. *Ichthyol. Res.*, **43**, 267-282.
- POTTHOFF, T. (1984): Cleaning and staining techniques. *In: H. G. Moser, Richards, W. J., Cohen, D. M., Fahey, M. P., Kendall, A. W. Jr. and Richardson, S. L. (eds.) Ontogeny and systematics of fishes. Am. Soc. Ichthyol. Herpetol. Spec. Pub.*, **1**, p. 35-37.
- SAKAI, H. (1990): Larval development intervals in *Tribolodon hakonensis* (Cyprinidae). *Japan. J. Ichthyol.*, **37**, 17-28.
- SUZUKI, T., and K. SHIBUKAWA (2004): *Eutaeniichthys gilli*. *In: SENOU, H. (ed.) A Photographic Guide to Gobioid Fishes of Japan. Heibonsha, Tokyo*, p. 61. (in Japanese)
- SHIMIZU, M. (1999): Impact of coastal development on biological environment. *Bulletin on Coastal Oceanography*, **36**, 121-130. (in Japanese with English abstract)
- SHINAGAWA, J., K. KAJI, H. KOHNO and K. FUJITA (2002): Ontogenetic intervals based on the development of swimming- and feeding-functions in the amphidromous *Cottus pollux* larvae and juveniles. *J. Tokyo Univ. Fish.*, **88**, 25-35. (in Japanese with English abstract)
- SUGAWARA S., M. KAJIYAMA, Y. SHIMADA, K. MARUYAMA and H. KOHNO (2018): Fish assemblages of Futt-su *Zostera* zone and Banzu sandy-mud tidal flat in the inner Tokyo Bay, central Japan. *Bull. biogeogr. Soc. Japan*, **73**, 128-142. (in Japanese with

English abstract)

- TAMURA, Y., M. MOTEKI, T. YOKOO and H. KOHNO (2013): Occurrence patterns and ontogenetic intervals based on the development of swimming- and feeding-related characters in larval and juvenile Japanese sea bass (*Lateolabrax japonicus*) in Tokyo Bay. *La mer*, **51**, 13-29.
- UMEDA S. and H. KOHNO (2017): Has the New Runway Construction of Haneda Airport Affected the Fish Assemblage at Keihin Island? : from the Results of Samplings in the Year of 2014. *Journal of the Tokyo University of Marine Science and Technology*, **13**, 36-44. (in Japanese with English abstract)
- YAMANE, T., M. KISHIDA, I. HARAGUSHI, R. ABE, M. DAITO, H. KOHNO and K. KANOU (2004): Larval and juvenile ichthyofauna in artificial beaches facing Tokyo Bay. *La mer*, **42**, 35-42. (in Japanese with English abstract)
- ZAMA, A. (1999): Ecological study on the fishes found in Mangoku-ura, Miyagi Prefecture. Doctoral dissertation, Tokyo University of Fisheries, Tokyo, 606 pp. (in Japanese)

Received: 12 October, 2020

Accepted: 30 October, 2020

東日本の海跡湖「北浦」の沖帯における仔稚魚群集の季節変化

柴田真生¹⁾・金子誠也^{1, 2)}・碓井星二¹⁾・百成 渉¹⁾・荒山和則³⁾・加納光樹^{1*)}

Seasonal changes in larval and juvenile fish assemblage in the limnetic zone of an inland-sea lake, Kitaura, eastern Japan

Mao SHIBATA¹⁾, Seiya KANEKO^{1, 2)}, Seiji USUI¹⁾, Wataru HYAKUNARI¹⁾,
Kazunori ARAYAMA³⁾ and Kouki KANOU^{1*)}

Abstract: Seasonal patterns of larval and juvenile fish assemblage in a limnetic zone of Lake Kitaura, a shallow large inland-sea lake (7 m maximum depth, 36 km²) in Ibaraki Prefecture, eastern Japan, were examined by monthly larval net sampling at surface and middle layers from April 2010 to March 2012. A total of 5,272 individuals representing 8 families and 11 species were collected during the study period. Mean numbers of fish species and individuals were more abundant from spring to summer, with non-occurrence in most months during late autumn and winter. The most abundant species were Japanese icefish *Salangichthys microdon*, pond smelt *Hypomesus nipponensis* and three gobiids *Tridentiger brevispinis*, *Rhinogobius* sp. and *Acanthogobius lactipes*. Of these, icefish and pond smelt occurred abundantly at both layers in early spring (March and April), whereas three gobiids at middle layer in most months during late spring and summer (May to September). Species composition also differed between early spring and late spring to summer. Occurrence patterns and developmental stages of the five abundant species suggested that they would disperse from spawning grounds in littoral habitats and/or inflowing rivers and have more or less different pelagic larval duration and swimming layer in the limnetic zone.

Keywords: *Ichthyoplankton, Pelagic life, Seasonal occurrence, Vertical distribution*

1) 〒 311-2402 茨城県潮来市大生 1375 茨城大学地球・地域環境共創機構 水圏環境フィールドステーション Water Environmental Field Station, Global and Local Environment Co-creation Institute, Ibaraki University, 1375 Ohu, Itako, Ibaraki 311-2402, Japan

2) 〒 103-0011 東京都中央区日本橋大伝馬町 17-1 日本国際湿地保全連合 Wetlands International Japan, 17-1 Odenmachi, Nihonbashi, Chuo, Tokyo 103-0011, Japan

3) 〒 311-3512 茨城県行方市玉造甲 1560 茨城県水産試験場内水面支場 Freshwater Branch Office, Ibaraki Prefectural Fisheries Research Institute, 1560 Kou, Tamatsukuri, Namegata, Ibaraki 311-3512, Japan

*連絡著者：加納光樹

〒 311-2402 茨城県潮来市大生 1375 茨城大学地球・地域環境共創機構 水圏環境フィールドステーション

E-mail : kouki.kanou.sci@vc.ibaraki.ac.jp

1. はじめに

国内外の淡水湖沼では多種多様な魚類の生息が確認され、古くから漁業も盛んに営まれてきたが、近年では人為的な環境変化の影響によって種多様性の低下や漁業資源量の不安定化などの問題が生じている (DUDGEON *et al.*, 2006; MATSUZAKI and KADOYA, 2015; 大森ら, 2018)。魚類の生息環境の保全や漁業資源の持続的利用について適切な方策を検討する上では、未成魚や成魚の段階だけでなく、減耗が生じやすい仔稚魚期 (田中・渡邊, 1994) の生息分布状況に関する基礎的な知見も把握しておく必要がある。これまでに淡水湖沼では、沿岸帯の抽水植物帯や沈水植物帯を中心に各種の仔稚魚の生息場所利用 (平井, 1970; CHUBB and LISTON, 1986; 碓井ら, 2010; 藤原ら, 2011) や仔稚魚群集の構造が調べられており (SCHRIEVER *et al.*, 1995; TANNER *et al.*, 2004; OKUN *et al.*, 2005; 碓井ら, 2015)、沿岸帯が様々な魚種の成育場や生息場所として重要な役割を果たしていることが示されてきた。一方、湖岸から離れた沖帯においても、水産上有用な魚種を中心に仔稚魚の生態に関する研究が行われてきたが (酒井ら, 2002; 田中ら, 2002; 野内, 2006; 百成ら, 2016)、仔稚魚群集の時空間的な変動については北アメリカの五大湖では多くの研究事例があるものの (FABER, 1967; O'GORMAN, 1983; NASH and GEFFEN, 1991; LESLIE and TIMMINS, 1992; ROSEMAN and O'BRIEN, 2013)、国内では琵琶湖と霞ヶ浦で断片的な知見があるのみで (NAGOSHI, 1982; 小沼, 1985)、年間を通して詳細に調べた事例は皆無である。

霞ヶ浦 (西浦, 北浦, 外浪逆浦などを含む水域の総称) は、日本第2位の湖面積を有する海跡湖で、国内有数の内水面漁業生産量を有し (茨城県, 2019)、また、魚類の種多様性も高いことが知られている (大森ら, 2018)。霞ヶ浦では、ヨシ帯 (碓井ら, 2014, 2015; 猪狩ら, 2015)、護岸帯 (碓井ら, 2014)、湖に直結する堤脚水路 (猪狩ら, 2017)、流入河川 (根本ら, 2011; 豊田ら, 2015)、湖岸から水深3 m 付近まで (小沼, 1983; 富永ら, 2013) などの様々な生息場所で年間を通した魚類相調査が実施され、湖内で生活史の大半を過ごす主要魚

種については稚魚から成魚の出現時期や出現サイズ、種組成などの基礎的な知見が集積されている。また、ワカサギ (富永・野内, 2006; 所, 2016)、シラウオ (加瀬林・浜田, 1973)、ベヘレイ (半澤ら, 2004)、クルメサヨリ (碓井ら, 2010)、フナ類 (荒山・富永, 2009)、タナゴ類 (諸澤・藤岡, 2007; 萩原, 2011)、チャネルキャットフィッシュ (半澤・荒山, 2007; 遠藤ら, 2017)、ヌマチチブ (KANEKO and HANYU, 1985)、ウキゴリ (竹内, 1971) などの生態や生活史も調べられてきた。しかしながら、ワカサギやシラウオ、ヌマチチブ、クルメサヨリ、チャネルキャットフィッシュなど一部の種の仔稚魚の生態に関する詳細な報告 (野内, 2006; 碓井ら, 2010; 百成ら, 2016; 所, 2016; YAMAZAKI *et al.*, 2019) や沿岸帯での仔稚魚を含む魚類群集についての報告はあるものの (碓井ら, 2014, 2015)、沖帯の仔稚魚群集については断片的な知見しかない (小沼, 1985)。

本研究では、淡水湖沼の沖帯における仔稚魚群集の季節的変動パターンを把握するため、2010年4月から2012年3月に霞ヶ浦を構成する湖の一つである北浦の沖帯の表層と中層において稚魚ネットによる仔稚魚の定量採集を実施し、仔稚魚の種数や個体数、種組成、優占種各種の季節的な変動について明らかにしたので、ここに報告する。

2. 材料と方法

2.1 調査区域の設定

茨城県南東部に位置する北浦は、霞ヶ浦を構成する湖の一つであり、面積は36 km²、平均水深は4 m、最大深度は7 mである (Fig. 1)。かつて北浦は潮の干満の影響を受ける湖であったが、1963年に治水と塩害防止のため常陸川水門が建設され淡水化された。また、1971年から1995年にかけて治水と利水を目的として霞ヶ浦総合開発事業が実施され、湖の周囲がコンクリート護岸で築堤された (高村, 2009)。1970年代以降、人間活動に伴う富栄養化によって水質汚濁が慢性化し、夏季に沖帯の底層では貧酸素水塊の発生も認められている (小松ら, 2010)。本研究では、北浦の湖心部にあたる大生沖 (離岸距離1.05–1.19 km、水深約6.

1-6.3 m) に調査区域を設定した (Fig. 1)。

2.2 仔稚魚の採集と標本処理

沖帯での仔稚魚の時空間的分布を明らかにするために、2010年4月から2012年3月にかけて月1回の頻度で、調査区域に設定した3地点の表層(水深1 m)と中層(水深4 m)で仔稚魚を採集した (Fig. 1)。各調査日の日中に、濾水計 (GENERAL OCEANICS 社製, 2030R) を取り付けた円錐形の稚魚ネット (口径1 m, 濾過部測長2.65 m, 目合0.5 mm × 0.5 mm, 開閉装置なし) (離合社製) を、調査船の後部から繰り出した長さ40 mのロープの先端に取り付けて、時速約3.5 kmで5分間、各地点の表層と中層のそれぞれで1回ずつ曳網した。1曳網あたりの濾水量は147.2-618.3 m³であった。なお、中層での曳網深度は、LEIS (1986) に従って、大型の浮きと錘によって調整した。また、水温と溶存酸素量は、各曳網地点での仔稚魚採集の終了時に、DOメーター YSI-550A (YSI 社製) で測定した。

採集物は現場でただちに10%ホルマリン溶液で固定し、研究室に持ち帰った。研究室では採集物から仔稚魚のみを選別し、種を同定した後、発育段階を特定し、個体数と体長を計数・計測した。種の同定は主に沖山 (2014) や百成ら (2012)、赤木ら (2014) に、また、魚種リストの科および種の配列、標準和名、学名は中坊 (2013) に従った。ただし、従来、トウヨシノボリ *Rhinogobius* sp. OR (明仁ら, 2000) とされていた種については、本研究ではヨシノボリ属の一種 *Rhinogobius* sp. として扱った。体長の定義は LEIS and CARSON-EWART (2000) に従い、体長10.0 mm未満の個体は実体顕微鏡に取り付けた接眼マイクロメーターで、それより大きな個体はデジタルノギスで、それぞれ0.1 mmの精度で測定した。仔稚魚の発育段階は原則として KENDALL *et al.* (1984) に従い、卵黄囊仔魚、上屈前仔魚、上屈中仔魚、上屈後仔魚、稚魚に区分した。

2.3 解析方法

採集した仔稚魚の種数は表・中層の各層ごとの

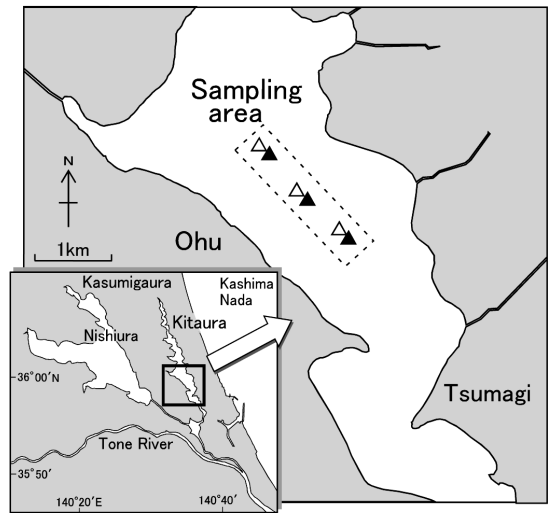


Fig. 1 Map showing study area (broken line) in the limnetic zone in Lake Kitaura, Ibaraki Prefecture, eastern Japan. Open and solid triangles, sampling stations by a larval net at the surface and middle layers (1 and 4 m depths) from April 2010 to March 2012, respectively.

稚魚ネット1曳網あたりの平均値で、また、総個体数と優占種の個体数は各層ごとの100 m³あたりの平均値で示した。優占種各種の個体数と各環境変量(水温、溶存酸素量、水深)の相関は、仔稚魚の主要な出現期間[2010年4-9月と2011年3-9月 (Fig. 3 参照)]における各月各曳網地点のデータを用い、エクセルのアドインソフト Statcel ver. 3で、スピアマンの順位相関係数を求めることで調べた。

仔稚魚の種組成が月間でどの程度異なるのかを明らかにするため、各月の沖帯の各層で採集された各種の個体数に基づいて類似度を求め、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)。

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

ここで、 $N_A = \sum n_{iA}$ 、 $N_B = \sum n_{iB}$ で、 n_{iA} はA月における種*i*の出現個体数、 n_{iB} はB月における種*i*の出現個体数を示し、種組成が完全に異なる場合は $PS_2 = 0$ 、全く同一の場合は $PS_2 = 100$

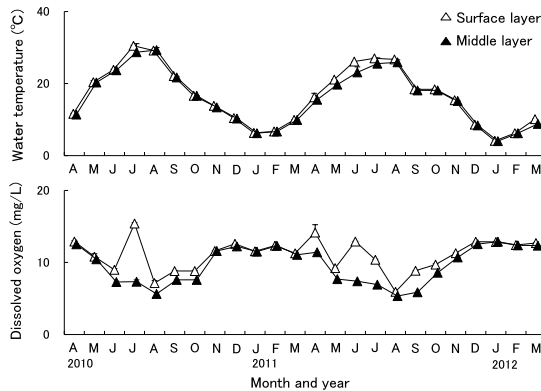


Fig. 2 Monthly changes of mean water temperature and dissolved oxygen at each layer in the limnetic zone in Lake Kitaura during the study period. Vertical lines indicate standard errors.

となる (小林, 1995)。なお, 各月各層において採集された魚類の個体数は種によって大きく異なり, 類似度が個体数の多い種に影響されやすい。そこで, 個体数の少ない種の貢献度を高めるために, 各データを対数変換 [$\log_{10}(x+1)$] した。クラスター分析によって分かれたグループの間で, 種組成の類似性の程度を検討するために Analysis of similarity (ANOSIM) を行った。また, その種組成の違いに大きく寄与した種を評価するために Similarity percentage analysis (SIMPER 分析) を行った。これらの多変量解析には統計ソフト PRIMER ver. 7 を使用した。

3. 結果

3.1 水温と溶存酸素量

調査期間中の沖帯の表・中層における水温と溶存酸素量の経月変化を Fig. 2 に示した。水温の平均値は, 表・中層ともに4月から7月にかけて約 10°C から約 27–30°C へと徐々に上昇し, この期間には表層の方が中層よりも 1–3°C ほど高い月 (2010年7月, 2011年5–7月) が認められた。その後, 表・中層ともに9月以降は徐々に下降し, 12–2月には約 4–10°C となったが, 3月には再び上昇傾向がみられた。このような水温の季節変動に基づいて, 以下では3–5月を春季, 6–8月を夏

季, 9–11月を秋季, 12–2月を冬季として扱う。溶存酸素量の平均値は, 調査期間を通じて沖帯の表層では約 6–15 mg/L で変動し, とくに過飽和状態で著しく高い値 (13 mg/L 以上) は4月もしくは7月の植物プランクトンの大量発生時に記録された。中層では約 5–12 mg/L で変動し, やや低い値 (6 mg/L 未満) は8月もしくは9月にのみ記録された。

3.2 出現魚種の概要

調査期間を通して採集された仔稚魚は8科11種の5,272個体であった (Table 1)。科別の種数はハゼ科が4種と最も多く, 残りの7科では1種であった。個体数では, ハゼ科が2,375個体と最も多く, 全体の45.1%を占め, 次いでシラウオ科 (2,018個体, 38.3%), キュウリウオ科 (863個体, 16.4%) であった。表層で採集された仔稚魚は10種1,824個体, 中層で採集された仔稚魚は9種3,448個体であり, 中層の採集個体数は表層の約1.9倍であった。

最も優占した種はシラウオ *Salangichthys microdon* で全採集個体数の38.3%を占め, 次いでヌマチチブ *Tridentiger brevispinis* (25.2%), ワカサギ *Hypomesus nipponensis* (16.4%), ヨシノボリ属の一種 *Rhinogobius* sp. (11.4%), アシシロハゼ *Acanthogobius lactipes* (8.1%) であった (Table 1)。これらの5種は全採集個体数の99%以上を占めており, また, 表・中層の両方で出現した。

ワカサギ, シラウオ, ヨシノボリ属の一種, ヌマチチブ, ウキゴリ *Gymnogobius urotaenia*, アシシロハゼの6種では, 卵黄嚢仔魚または上屈前仔魚から上屈後仔魚または稚魚までの3つ以上の発育段階が連続的に出現した (Table 1)。一方, 残りの5種 (アユ *Plecoglossus altivelis altivelis*, モツゴ *Pseudorasbora parva*, クルメサヨリ *Hyporhamphus intermedius*, ペヘレイ *Odonthestes bonariensis*, ブルーギル *Lepomis macrochirus*) では, 1つまたは2つの発育段階のみが出現した。

出現期間についてみると, シラウオとヌマチチブの2種は5か月以上, ワカサギ, ヨシノボリ属の一種, ウキゴリ, アシシロハゼの4種は3か月

Table 1. Number of individuals, body length (BL) range and developmental stage (DS) of each fish species collected using a larval net at the surface and middle layers in the limnetic zone in Lake Kitaura from April 2010 to March 2012

Family	Species	No. of individuals			%	Month	BL (mm)	DS*
		Surface	Middle	Total				
Osmeridae	<i>Hypomesus nipponensis</i> (Hn)	508	355	863	16.4	3-5	4.4-24.2	Yo-J
Plecoglossidae	<i>Plecoglossus altivelis altivelis</i>	0	1	1	+	11	11.2	Pr
Salangidae	<i>Salangichthys microdon</i> (Sm)	693	1325	2018	38.3	3-7, 9	3.4-27.1	Yo-Po
Cyprinidae	<i>Pseudorasbora parva</i>	3	1	4	0.1	5, 6	4.3-5.5	Yo, Pr
Hemiramphidae	<i>Hyporhamphus intermedius</i>	1	0	1	+	7	4.7	Po
Atherinidae	<i>Odonthestes bonariensis</i>	1	0	1	+	5	7.5	Pr
Centrarchidae	<i>Lepomis macrochirus</i> (Lm)	7	2	9	0.2	6, 7	4.3-6.8	Yo, Pr
Gobiidae	<i>Rhinogobius</i> sp. (Rs)	217	386	603	11.4	5-8	2.5-17.8	Pr-J
	<i>Tridentiger brevispinis</i> (Tb)	305	1024	1329	25.2	5-9	2.7-24.8	Pr-J
	<i>Gymnogobius urotaenia</i> (Gu)	6	9	15	0.3	3-5	4.1-12.9	Pr-Po
	<i>Acanthogobius lactipes</i> (Al)	83	345	428	8.1	6-9	3.2-12.5	Pr-J
Total		1824	3448	5272				

*J, juvenile; Po, postflexion larva; Pr, preflexion larva; Yo, yolk sac larva.

+, < 0.1.

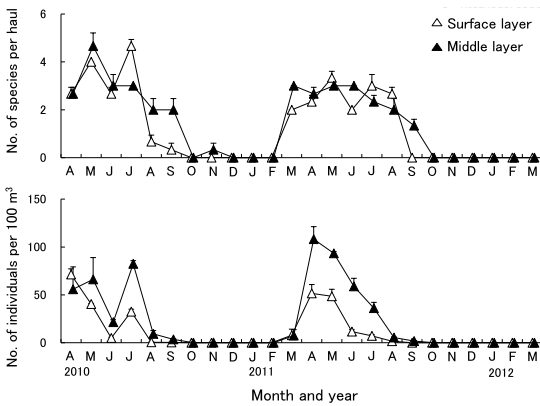


Fig. 3 Monthly changes in mean numbers of fish species per haul ($n = 3$) and individuals per 100 m^3 ($n = 3$) at each layer in the limnetic zone in Lake Kitaura during the study period. Vertical lines indicate standard errors.

から4か月と長かったのに対し、残りの5種では1か月ないし2か月のみであった (Table 1)。

3.3 種数と総個体数

調査期間中の沖帯の表・中層における1曳網あたりの平均種数と 100 m^3 あたりの平均総個体数の経月変化を Fig. 3 に示した。平均種数は表層

では2010年4-7月と2011年3-8月にそれぞれ2.7-4.7種と2.0-3.3種と多く、その後は両年ともに9月(初秋)にかけて減少し、10月以降は0種であった。同様に、中層でも春季から夏季にかけて表層と同程度に多く、また、初秋も多い傾向にあったが、10月以降は一部の例外[2010年11月の中層で0.3種(アユのみ)]を除くと0種であった。平均総個体数については、表・中層ともに2010年と2011年の4-7月の期間内で約20個体以上の比較的高い密度が認められ、最多は2010年では7月の中層の82.5個体、2011年では4月の中層の108.3個体であった。仔稚魚が多かった4月から7月において表層と中層の間で平均総個体数を比較すると、2010年4月は同程度だが、それ以外のすべての月で表層よりも中層の方が1.6-5.0倍ほど多かった。すなわち、仔稚魚は主に春季から夏季(遅くとも初秋の9月まで)に出現し、ほとんどの月で総個体数は表層よりも中層で多い傾向が認められた。

3.4 優占種の体長と発育段階

調査期間中に沖帯の表・中層で採集された優占種5種の体長組成を Fig. 4 に示した。ワカサギは体長5-13 mmの卵黄囊仔魚から上屈中仔魚

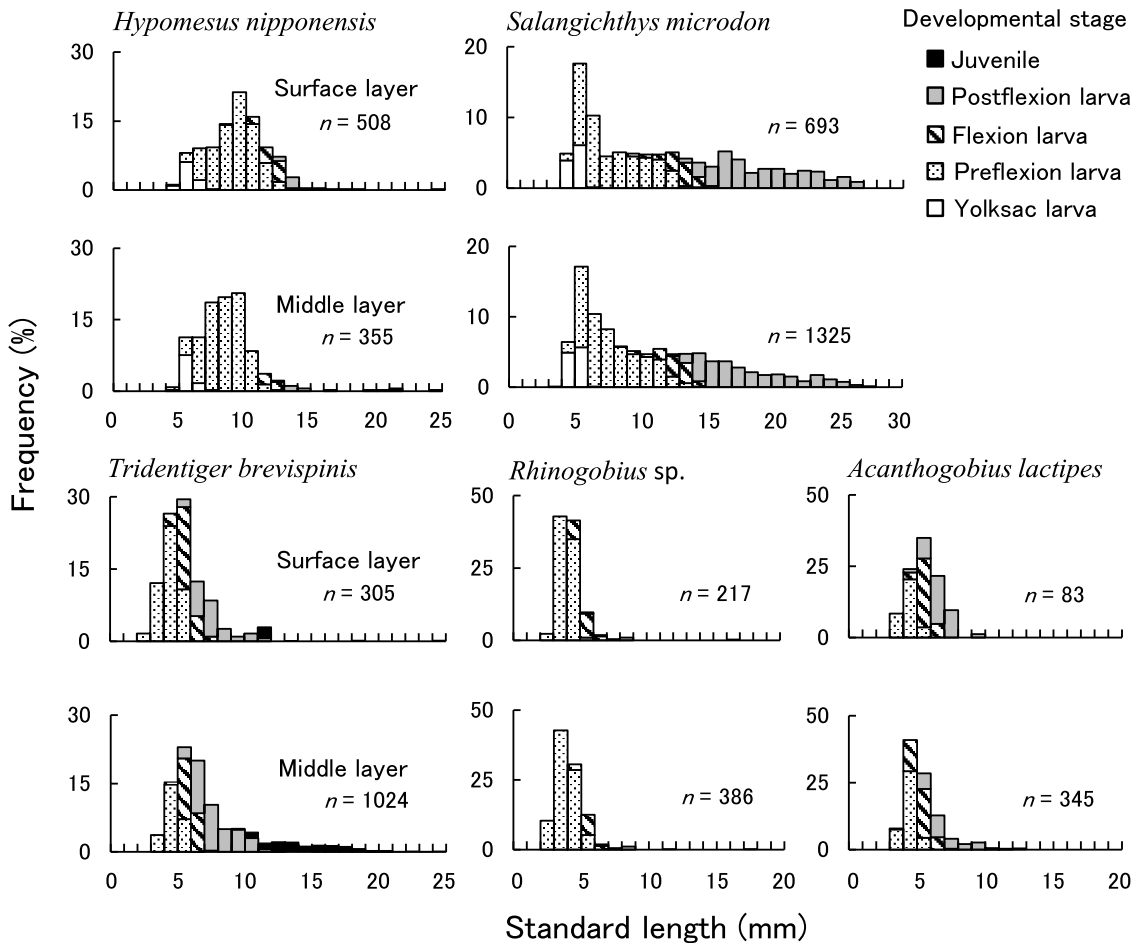


Fig. 4 Size-frequency distribution with developmental stage composition of larvae and juveniles of the five most abundant fish species collected at each layer in the limnetic zone in Lake Kitaura from April 2010 to March 2012.

が、また、シラウオは体長 4-25 mm の卵黄嚢仔魚から上屈後仔魚が多く、体長のモードは表・中層ともに前種で 9-10 mm、後種で 5-6 mm にあった。ハゼ科 3 種のうち、ヨシノボリ属の一種は体長 3-6 mm の上屈前仔魚から上屈中仔魚が多く、体長のモードは表・中層ともに 3-4 mm にあった。また、アシシロハゼは体長 4-7 mm の上屈前仔魚から上屈後仔魚が多く、体長のモードは表層で 5-6 mm、中層で 4-5 mm とわずかな違いのみであった。さらに、ヌマチチブは体長 3-8 mm の上屈前仔魚から上屈後仔魚が多く、体長のモード

は表・中層ともに 5-6 mm にあったが、体長 12 mm 以上の稚魚は中層だけで出現していた。

3.5 優占種の個体数の変動と環境変量

調査期間中の沖帯の表・中層における優占種 5 種の個体数密度の経月変化を Fig. 5 に示した。シラウオとワカサギは両年ともに主に春季に出現した。シラウオは 4 月と 5 月に出現盛期がみられ、2010 年には表・中層ともに出現量が同程度であったが、2011 年には表層より中層で多い傾向にあった。ワカサギは 4 月に出現盛期がみられ、

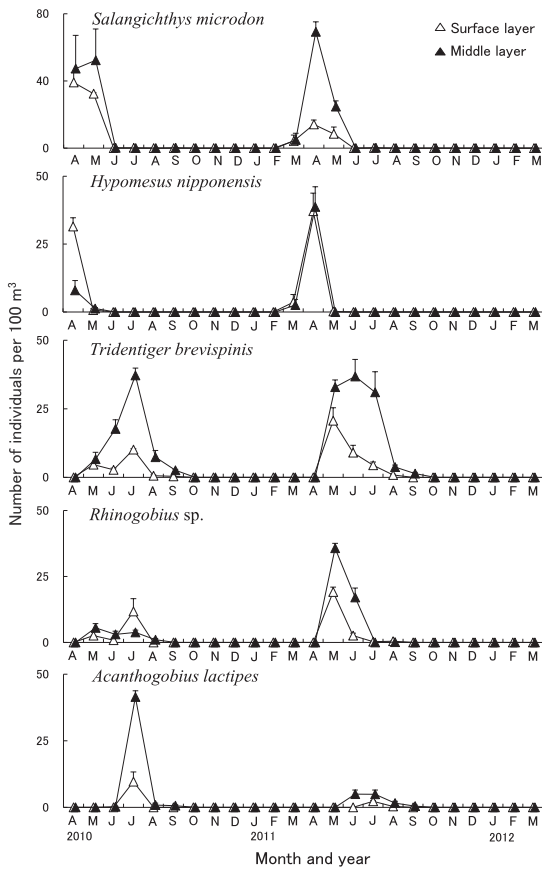


Fig. 5 Monthly changes in mean number of individuals per 100 m^3 ($n = 3$) for each of the five most abundant fish species collected at each layer in the limnetic zone in Lake Kitaura during the study period. Vertical lines indicate standard errors.

2010年には中層より表層で多い傾向にあったが、2011年には表・中層ともに出現量が同程度であった。ハゼ科3種のうち、ヌマチチブは両年ともに春季から初秋にかけて出現し、2010年では6-7月に、2011年では5-7月に出現盛期がみられた。また、ヨシノボリ属の一種は両年ともに春季から夏季にかけて出現し、2010年では7月に、2011年では5-6月に出現盛期がみられた。さらに、アシシロハゼは両年ともに主に夏季に出現し、2010年では7月に、2011年では6-7月に出現盛期がみられ

た。これらの3種はほとんどの月で表層よりも中層で多い傾向が認められた。ただし、一部でその傾向が逆転したり(2010年7月のヨシノボリ属の一種)、あまり顕著でなかったりすること(2010年5月のヌマチチブ)もあった。

優占種各種の個体数の変動と各環境変量(水温、溶存酸素量、水深)との相関について調べた結果をTable 2に示した。ワカサギとシラウオの個体数は水温と強い負の相関が、溶存酸素量と強い正の相関があったが、水深との有意な相関は認められなかった。逆に、ヌマチチブとアシシロハゼは水温と正の相関が、溶存酸素量とは負の相関があり、さらに、水深との正の相関も認められた。なお、ヨシノボリ属の一種については、水温、溶存酸素量、水深のいずれとも有意な相関が見出せなかった。

3.6 クラスタ分析による群集の分類

調査期間中の各月の沖帯表・中層における仔稚魚群集に対してクラスタ分析を行ったところ、類似度30%で季節的にまとまる3つのグループ(I-III)に分けられた(Fig. 6)。ANOSIMの結果においても、各グループは相互に異なる種組成を示していることが明らかになった(Global $R = 0.852$, $P < 0.001$)。以下、各グループの特徴について記す。

グループIは2010年4月と2011年3-4月の表・中層で構成され(Fig. 6a)、このグループの形成に大きく寄与した種はシラウオとワカサギであった(Fig. 6b, Table 3)。一方、グループIIは両年5-7月の表・中層と2010年8-9月の中層および2011年8-9月の表・中層で構成され、このグループの形成に大きく寄与した種はヌマチチブとアシシロハゼおよびヨシノボリ属の一種であった。なお、グループIIのなかでは、類似度50%で、採集年や表・中層に関わらず、主に採集月(5月、6-7月、8-9月)によってまとまる3つのサブグループに分けられ(Fig. 6a)、種組成の経月変化が徐々に進む傾向も認められた(Fig. 6b)。グループIIIは2010年8-9月の表層で構成され、このグループの形成に大きく寄与した種はヌマチチ

Table 2. Spearman's rank correlation coefficients between densities (individual numbers / 100 m³) of the five most abundant species and environmental variables (water temperature, dissolved oxygen and water depth) at the sampling sites in the limnetic zone in Lake Kitaura from April to September 2010 and from May to September 2011

Species	Water temperature	Dissolved oxygen	Water depth
<i>Hypomesus nipponensis</i>	-0.630***	0.581***	-0.015 NS
<i>Salangichthys microdon</i>	-0.650***	0.522***	0.070 NS
<i>Tridentiger brevispinis</i>	0.463***	-0.225*	0.236*
<i>Rhinogobius</i> sp.	0.158 NS	-0.089 NS	0.051 NS
<i>Acanthogobius lactipes</i>	0.352**	-0.387***	0.312**

NS, not significant; *, $P < 0.05$; ** $P < 0.01$; *** $P < 0.001$.

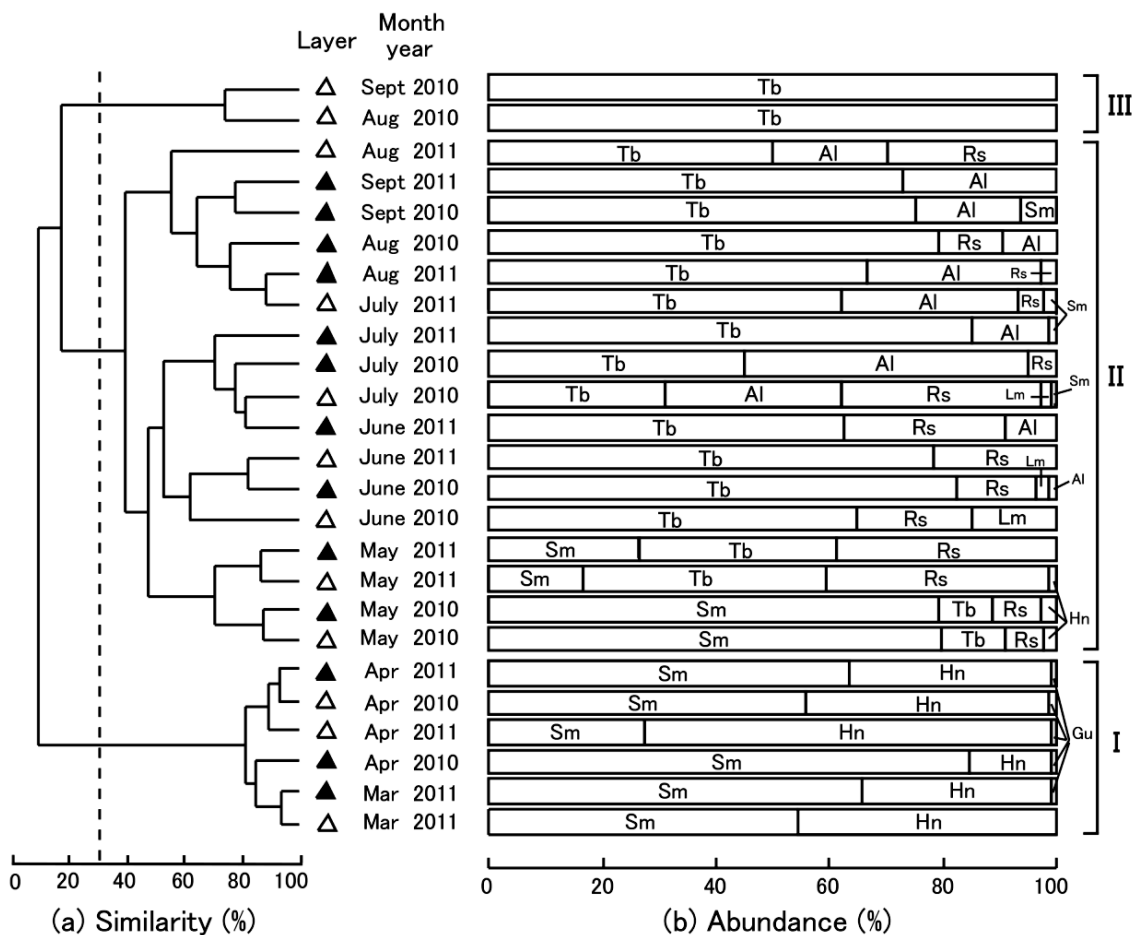


Fig. 6 (a) Dendrogram obtained from cluster analysis based on the number of individuals of each species collected at each layer (\triangle , surface; \blacktriangle , middle) in the limnetic zone in Lake Kitaura from April to September 2010 and from March to September 2011. The assemblage was divided into three groups (I, II and III) at a similarity index level of 30%. (b) Percentage abundance of each fish species at each layer in each month. Species abbreviations were given in Table 1.

Table 3. Results of similarity percentage analysis showing key species that contributed greatly to within group similarity in each group (I, II and III, see Fig. 6)

Species	Mean number of individuals per 100 m ³	Contribution (%)
Group I		
<i>Salangichthys microdon</i>	33.0	52.4
<i>Hypomesus nipponensis</i>	22.2	44.9
Group II		
<i>Tridentiger brevispinis</i>	13.4	64.9
<i>Acanthogobius lactipes</i>	6.1	18.8
<i>Rhinogobius</i> sp.	4.0	11.8
Group III		
<i>Tridentiger brevispinis</i>	0.5	100.0

ブのみであった。

4. 考察

4.1 優占する仔稚魚

本調査期間中に北浦の沖帯ではハゼ科（主にヌマチチブ、ヨシノボリ属の一種、アシシロハゼ）が最も多く、全採集個体数の45.1%を占めており、次いで、シラウオ科シラウオ（38.3%）、キュウリウオ科ワカサギ（16.4%）が多く採集された。ハゼ科仔魚の優占的な出現は、国内の平野部に位置する霞ヶ浦（西浦）や琵琶湖などの大規模湖沼の沖帯のほか（NAGOSHI, 1982; 小沼, 1985）、川原大池や洗足池などの小規模湖沼の沖帯でも確認されている（東, 2001; 赤木, 2017）。また、汽水魚のシラウオと遡河回遊魚のワカサギは北浦を含む霞ヶ浦に自然分布しており（茨城県内水面水産試験場, 2011）、この両種の優占的な出現は海跡湖の特徴を示すものであると考えられる。北浦の沖帯では、これらの優占種5種を除くと、6種がわずかに出現するのみ（全採集個体数の1%未満）であった。本研究と同じ調査期間中に北浦のヨシ帯や護岸帯で小型曳網によって20種以上の仔稚魚が採集され、そのなかには本研究の優占種5種のより成長した仔稚魚のほかに、本研究ではごく稀にしか出現しなかったコイ科モツゴやサヨリ科クルマサヨリ、サンフィッシュ科ブルーギルなどの仔稚魚が多く含まれていた（碓井ら, 2014, 2015）。

したがって、本調査区域の沖帯のように、岸際から約1 kmも離れた水域は、本研究の優占種5種のような一部の種にしか利用されておらず、それら以外の種は発育初期にほとんど分散してこないか、分散してきても生残できない可能性がある。なお、北アメリカの湖沼でも、岸際で産卵するコイ科やサンフィッシュ科の仔魚が沖帯まではほとんど分散しないことが指摘されている（FABER, 1967）。

4.2 仔稚魚相の季節変化

一曳網あたりの種数は表・中層ともに春季から夏季にかけての水温上昇期や高水温時に多く、初秋（9月）になり水温が下降しはじめると減少に転じ、冬季に出現する種は認められなかった。本調査期間中に出現した種は、晩秋に産卵するアユ（根本ら, 1998）を除くと、霞ヶ浦とその周辺水域では主に春季から夏季にかけて繁殖することが知られている（竹内, 1971; 加瀬林・浜田, 1973; KANEKO and HANYU, 1985; 富永・野内, 2006; 半澤ら, 2004; 碓井ら, 2010; 茨城県内水面水産試験場, 2011; 百成ら, 2012）。したがって、春季から夏季にかけての種数の多さは、単にこの季節に出現種各種の産卵期が集中していることを示していると考えられる。一曳網あたりの個体数についても、表・中層ともに春季から夏季にかけて多く、初秋には減少し、冬季には全く出現しなかった。各年

の春季から初秋にかけての各月の表・中層の仔稚魚群集に対してクラスター分析を行ったところ、種組成は年や表・中層に関わらず、主に季節によってまとまるグループに分けられた。とくに、早春(3月と4月)と晩春から初秋(5月から9月)では明瞭な種組成の差異が認められたほか、晩春から初秋においては採集月ごとに種組成が類似している傾向もみられた。このような仔稚魚の個体数や種組成の季節変化は、全個体数の9割以上を占めていた優占種5種の季節的消長を反映したものと考えられ、実際に、SIMPER解析の結果、早春の仔稚魚群集の形成にはワカサギとシラウオが、また、晩春から初秋の仔稚魚群集の形成にはヌマチチブ、ヨシノボリ属の一種、アシシロハゼが大きな影響を与えていた。なお、1980年代の北浦の沖帯での仔稚魚相調査でも、ワカサギとシラウオ、ヌマチチブ、アシシロハゼの仔魚が本研究とよく似た季節的消長を示すことが報告されている(小沼, 1985)。

一曳網あたりの採集個体数は5月以降の春季から夏季にかけては表層よりも中層で多い傾向が認められ、これはこの時期に優占するハゼ科3種が表層よりも中層に多く出現するためであった。琵琶湖でもハゼ科魚類の仔魚が昼間に表層よりも中層(水深10mや水深30m)で多く出現することが確認されている(NAGOSHI, 1982)。なお、北浦の本調査区域を含む沖帯の底層には、夏季に貧酸素水塊が形成されることが知られており(小松ら, 2010)、本調査期間の夏季にも中層では表層よりやや溶存酸素量が低い傾向がみられたが、多くの魚類が酸素欠乏に陥るとされる2mg/L(山元ら, 1988)よりは高い値(>5mg/L)であり、貧酸素水塊が仔稚魚の生息に及ぼす影響を検討するには至らなかった。

4.3 優占種による沖帯表・中層の利用パターン

本研究の優占種5種は霞ヶ浦の水産上重要種であるにも関わらず(茨城県内水面水産試験場, 2011; 茨城県, 2019)、沖帯表・中層での仔稚魚の時空間的分布についてはよくわかっていなかった。ここでは、各種の産卵場所と次段階の成育場

の情報とともに、優占種各種による沖帯の利用パターンを整理する。

春季を中心に沖帯に出現した2種のうち、ワカサギは流入河川の下流域や沿岸帯の砂底で、また、シラウオは沿岸帯の砂底で沈性付着卵を産むことが知られている(富永・野内, 2006; 富永, 2009)。本研究では、両種の仔魚は年による傾向の違いはあるものの表層と中層の両方で多く採集され、体長組成が表層と中層で類似する傾向がみられた。なお、汽水湖の網走湖では両種の仔魚が沖帯に広く分散し、日中に水温・塩分躍層より上の中層に多く出現する傾向が確認されている(浅見, 2004; 隼野, 2014)。両種のより成長した稚魚から成魚は、北浦では沖帯から亜沿岸帯での底曳き網漁業の主対象となっているほか(荒山, 2009, 2010)、沿岸帯のヨシ帯や護岸帯にも出現する(碓井ら, 2014, 2015)。一方、晩春から夏季を中心に出現したハゼ科3種のうち、ヨシノボリ属の一種は流入河川の石の下で、ヌマチチブは流入河川もしくは沿岸帯の石の下で、アシシロハゼは岸際の石や貝殻の下で産卵することが知られている(茨城県内水面水産試験場, 2011; 百成ら, 2012)。これらの種の仔魚はいずれも中層で多い傾向がみられ、特に、ヌマチチブとアシシロハゼでその傾向は顕著であった。発育段階に注目すると、ヨシノボリ属の一種は上屈中仔魚まで、アシシロハゼは上屈後仔魚まで、ヌマチチブは稚魚までが比較的多く出現しており、種によって沖帯から散逸する段階が異なる可能性が示唆された。北浦において、これら3種のより成長した稚魚はともに沿岸帯に出現し、その後、ヨシノボリ属の一種は河川へと遡上するが、ヌマチチブは河川に遡上する個体と湖に残留する個体があり、アシシロハゼは河川の河口付近もしくは湖に生息する(百成ら, 2012; 碓井ら, 2014, 2015; 豊田ら, 2015)。ヨシノボリ属の一種でみられる早期の沖帯からの散逸は、稚魚期に積極的に河川遡上する習性に起因する可能性がある。一方で、沖帯にヌマチチブが稚魚期まで滞留するのは、稚魚の一部が沖帯で着底する習性(百成ら, 2016)と関連付けられる。以上のことから、優占種5種の仔魚は沿岸帯または流入河川の産卵

場から分散し、いずれも沖帯の表・中層を浮遊生活の場として利用しているものの、種によって遊泳層や滞在する発育段階には多少の差異があることがわかった。

本研究において優占種各種の個体数の変動と各環境変量との相関について調べたところ、ワカサギとシラウオの個体数は水温が低く、溶存酸素量が高いほど多い傾向があるものの、水深との相関は認められないこと、逆に、ヌマチチブとアシシロハゼは水温が高く、溶存酸素量が低く、水深が深い方が多い傾向にあることが示された。これらの種のうち、ワカサギやシラウオについては、春季の水温が低い時期で、植物プランクトンの大発生によって溶存酸素量が比較的高い頃に多く出現したため、このような結果が得られたと考えられる。なお、ワカサギは孵化時期が春季の植物プランクトンの大発生のおとで餌となる動物プランクトン（主にワムシ類）の出現量が多いと、初期生残率が高くなることが知られている（所、2016）。一方、ヌマチチブとアシシロハゼについては、水温が高い時期に、溶存酸素量がやや低い中層で多く出現したために、このような結果が得られたと考えられる。ヌマチチブについては夏季に表層よりも中層で多く、主に動物プランクトンを摂餌することは確認されているが（小沼、1985; 百成ら、2016）、沖帯での仔稚魚の出現量と餌生物量を含む環境変量との関係はよくわかっていない。本研究ではごく一部の物理環境しか計測していないうえに、環境変量間での相関が高く（例えば、水温と水深では、スピアマンの順位相関係数 $r_s = 0.50$, $P < 0.001$ ）、多重共線性が生じやすいデータ列であったため、優占種を含む仔稚魚群集の変動に最も大きな影響を及ぼす変量を絞り込むための多変量解析を実施できなかった。北浦を含む霞ヶ浦の水産資源を持続的に利用していくためには、今後、水質や流れ、水深などの物理環境のほかに、餌となる動物プランクトン群集の動態や産卵親魚の生息状況も詳細に調査し、沖帯での各種の仔稚魚の個体数変動に影響を及ぼす環境要因を明らかにすることが望まれる。

謝辞

本研究を行うにあたり、きたうら広域漁業協同組合と潮来漁業協同組合の方々には、採集調査に同意していただいた。茨城大学地球・地域環境共創機構水圏環境フィールドステーションの中里亮治准教授からは、野外調査の際に様々なアドバイスを賜った。匿名の2名の査読者から有益なご指摘を賜った。ここに記して、心より御礼申し上げます。

引用文献

- 赤木光子 (2017) : 東京都大田区の洗足池公園と茨城県霞ヶ浦北浦における仔稚魚の時空間的分布と摂餌生態. 東京海洋大学博士学位論文, 東京, 154 pp.
- 赤木光子, 加納光樹, 河野 博, 丸山 隆 (2014) : 東京都大田区の洗足池で採集されたハゼ科2種の仔魚の形態. 日本生物地理学会会報, 69, 85-92.
- 明仁, 坂本勝一, 池田祐二, 岩田明久 (2000) : ハゼ亜目. 日本産魚類検索 全種の同定 第2版 (中坊徹次編), 東海大学出版会, 東京, p.1139-1310.
- 荒山和則 (2009) : 霞ヶ浦の曳き網漁業におけるワカサギとシラウオの入網量と曳網速度の関係. 茨城県内水面水産試験場研究報告, (42), 9-13.
- 荒山和則 (2010) : 霞ヶ浦北浦におけるトロール漁業の解禁前調査に基づくワカサギ漁模様予測. 茨城県内水面水産試験場研究報告, (43), 27-36.
- 荒山和則, 富永 敦 (2009) : 霞ヶ浦の湖岸と周辺の堤脚水路におけるフナ仔稚魚の出現. 茨城県内水面水産試験場研究報告, (42), 1-7.
- 浅見大樹 (2004) : 網走湖産ワカサギの初期生活に関する生態学的研究. 北海道水産試験場研究報告, (67), 1-79.
- 東 幹夫 (2001) : 川原大池のハゼと外来魚たち. 稚魚の自然史一千変万化の魚類学 (千田哲資, 南卓志, 木下 泉編), 北海道大学図書刊行会, 札幌, p.111-124.
- CHUBB, S. L. and C. R. LISTON (1986): Density and distribution of larval fishes in Pentwater Marsh, a coastal wetland on Lake Michigan. *J. Great Lakes Res.*, 12, 332-343.
- DUDGEON, D., A. H. ARTHINGTON, M. O. GESSNER, Z. I. KAWABATA, D. J. KNOWLER, C. LÉVÊQUE, R. J. NAIMAN, A. H. PRIEUR-RICHARD, D. SOTO, M. L. J.

- STIASSNY and C. A. SULLIVAN (2006): Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biol. Rev.*, **81**, 163-182.
- FABER, D. (1967): Limnetic larval fish in northern Wisconsin lakes. *J. Fish. Res. Board Can.*, **24**: 927-937.
- 遠藤友樹, 加納光樹, 所 史隆, 荒井将人, 片山知史 (2017): 茨城県北浦におけるチャネルキャットフィッシュの年齢と成長. *日水誌*, **83**, 18-24.
- 藤原公一, 白杵崇広, 根本守仁, 北田修一 (2011): 琵琶湖沿岸のヨシ帯におけるニゴロブナ *Carassius auratus grandoculis* の初期生態とその環境への適応. *日水誌*, **77**, 387-401.
- 萩原富司 (2011): 霞ヶ浦における国外外来種オオタナゴ *Acheilognathus macropterus* の繁殖生態と生活史. *魚類学雑誌*, **58**, 41-48.
- 半澤浩美, 久保田次郎, 堀 直 (2004): 霞ヶ浦におけるペヘレイ (*Odonthestes bonariensis*) の生活史. 茨城県内水面水産試験場研究報告, (39), 42-51.
- 半澤浩美, 荒山和則 (2007): 霞ヶ浦における外来魚チャネルキャットフィッシュの季節的分布様式. *水産増殖*, **55**, 515-520.
- 隼野寛史 (2014): 網走湖産シラウオ *Salangichthys microdon* の生活史と個体群動態, および資源の持続的利用に関する研究. 北海道水産試験場研究報告, (86), 1-79.
- 平井賢一 (1970): びわ湖の水生植物帯における仔稚魚の生態: I 仔稚魚の生活場所について. 金沢大学教育学部紀要 (自然科学編), (19), 93-105.
- 百成 渉, 碓井星二, 加納光樹, 荒山和則 (2012): 茨城県北浦のヨシ帯で採集されたハゼ科 2 種の仔稚魚の形態と季節的出現. *日本生物地理学会会報*, **67**, 121-131.
- 百成 渉, 柴田真生, 加納光樹, 金子誠也, 碓井星二, 佐野光彦 (2016): 茨城県北浦の沖帯から沿岸帯におけるヌマチチブ仔稚魚の生息場所利用と食性. *日水誌*, **82**, 2-11.
- 猪狩健太, 遠藤友樹, 金子誠也, 碓井星二, 加納光樹 (2015): 茨城県北浦のヨシ帯において小型定置網で採集された魚類の季節変動. *日本生物地理学会会報*, **70**, 1-10.
- 猪狩健太, 遠藤友樹, 金子誠也, 碓井星二, 荒山和則, 加納光樹 (2017): 茨城県北浦の堤脚水路における魚類群集構造の季節と場所による差異. *水産増殖*, **65**, 377-386.
- 茨城県 (2019): 令和元年度 霞ヶ浦北浦の水産. 茨城県霞ヶ浦北浦水産事務所, 土浦, 41 pp.
- 茨城県内水面水産試験場 (2011): いばらき魚顔帳—湖と川の魚たち. 茨城県水産試験場内水面支場ホームページ: <https://www.pref.ibaraki.jp/nour-insuisan/naisuishi/gyoganchou/index.html>
- KANEKO, T. and I. HANYU (1985): Annual reproductive cycle of the chichibu-goby *Tridentiger obscurus*. *Bull. Japan. Soc. Sci. Fish.*, **51**, 1645-1650.
- 加瀬林成夫, 浜田篤信 (1973): 霞ヶ浦におけるシラウオ資源とその管理. 茨城県内水面水産試験場調査研究報告, (11), 23-33.
- KENDALL, Jr., A. W., E. H. AHLSTROM and H. G. MOSER (1984): Early life stages of fishes and their characters. *In* *Ontogeny and Systematics of Fishes*. Moser, H. G., W. J. Richards, D. M. Cohen, M. P. Fahay, A. W. Kendall, Jr. and S. L. Richardson (eds.), *Am. Soc. Ichthyol. Herpetol.*, Lawrence, KS, p.11-22.
- 小林四郎 (1995): 生物群集の多変量解析. 蒼樹書房, 東京, 194 pp.
- 小松伸行, 石井裕一, 北村立実, 渡邊圭司, 本間隆満, 北澤大輔 (2010): 霞ヶ浦における貧酸素水塊の観測と解析. *水工学論文集*, **54**, 1399-1404.
- LEIS, J. M. (1986): Vertical and horizontal distribution of fish larvae near coral reefs at Lizard Island, Great Barrier Reef. *Mar. Biol.*, **90**, 505-516.
- LEIS, J. M. and B. M. CARSON-EWART (2000): *The Larvae of Indo-Pacific Coastal Fishes: An Identification Guide to Marine Fish Larvae*. Brill, Leiden, 850 pp.
- LESLIE, J. K. and C. A. TIMMINS (1992): Distribution and abundance of larval fish in Hamilton Harbour, a severely degraded embayment of Lake Ontario. *J. Great Lakes Res.*, **18**, 700-708.
- MATSUZAKI, S. S. and T. KADOYA (2015): Trends and stability of inland fishery resources in Japanese lakes: introduction of exotic piscivores as a driver. *Ecol. Appl.*, **25**, 1420-1432.
- 諸澤崇裕, 藤岡正博 (2007): 霞ヶ浦における在来 4 種と外来 3 種のタナゴ類 (*Acheilognathinae*) の生息状況. *魚類学雑誌*, **54**, 129-137.
- NAGASHI, M. (1982): Diel vertical migration of zooplankters and fish larvae in Lake Biwa. *Bull. Fac. Fish. Mie Univ.*, (9), 1-10.

- 中坊徹次編 (2013): 日本産魚類検索 全種の同定 第3版. 東海大学出版会, 秦野, 2428 pp.
- NASH, R. D. M. and A. J. GEFFEN (1991): Spatial and temporal changes in the offshore larval fish assemblage in southeastern Lake Michigan. *J. Great Lakes Res.*, **17**, 25-32.
- 根本隆夫, 中村 誠, 杉浦仁治 (1998): 霞ヶ浦水系におけるアユの生態学的研究-III 霞ヶ浦における再生産個体群の出現と増加のメカニズム. 茨城県内水面水産試験場研究報告, (34), 1-21.
- 根本隆夫, 杉浦仁治, 中村 誠 (2011): 霞ヶ浦・北浦流入河川における魚類の分布と生息環境. 茨城県内水面水産試験場研究報告, (44), 35-44.
- O'GORMAN, R. (1983): Distribution and abundance of larval fish in the nearshore waters of western Lake Huron. *J. Great Lakes Res.*, **9**, 14-22.
- 沖山宗雄編 (2014): 日本産稚魚図鑑 第2版. 東海大学出版会, 秦野, 1639 pp.
- OKUN, N., W. C. LEWIN and T. MEHNER (2005): Top-down and bottom-up impacts of juvenile fish in a littoral reed stand. *Freshw. Biol.*, **50**, 798-812.
- 大森健策, 加納光樹, 碓井星二, 増子勝男, 篠原現人, 都築隆植, 横井謙一 (2018): 過去50年間の北浦における魚類相の変遷. *魚類学雑誌*, **65**, 165-179.
- 小沼洋司 (1983): 霞ヶ浦と北浦における湖岸帯の魚類相とハゼ類の分布域・漁獲量. 茨城県内水面水産試験場調査研究報告, (20), 15-23.
- 小沼洋司 (1985): 霞ヶ浦・北浦の湖沖帯に現われる稚仔とその摂餌について. 茨城県内水面水産試験場調査研究報告, (22), 1-30.
- ROSEMAN, E. F. and T. P. O'BRIEN (2013): Spatial distribution of pelagic fish larvae in the northern main basin of Lake Huron. *Aquat. Ecosyst. Health and Manage.*, **16**, 311-321.
- 酒井明久, 遠藤 誠, 井出充彦 (2002): 琵琶湖におけるイサザ仔稚魚の分布の特徴. 滋賀県水産試験場研究報告, (49), 31-38.
- SCHRIVER, P., J. BORESTRAND, E. JEPPESEN and M. SONDERGAARD (1995): Impact of submerged macrophytes on fish-zooplankton-phytoplankton interactions: large-scale enclosure experiments in a shallow eutrophic lake. *Freshw. Biol.*, **33**, 255-270.
- 高村典子 (2009): 湖沼という環境. 生態系再生の新しい視点—湖沼からの提案 (高村典子編), 共立出版, 東京, p.3-48.
- 竹内直政 (1971): 霞ヶ浦および北浦におけるウキゴリの生態. 資源科学研究所彙報, (75), 16-27.
- 田中 克, 渡邊良朗編 (1994): 魚類の初期減耗研究. 恒星社厚生閣, 東京, 159 pp.
- 田中秀具, 片岡佳孝, 井出充彦, 太田滋規, 氏家宗二, 酒井明久 (2002): 琵琶湖産アユの仔魚期における分布. 滋賀県水産試験場研究報告, (49), 1-15.
- TANNER, D. K., J. C. BRAZNER, V. J. BRADY and R. R. REGAL (2004): Habitat associations of larval fish in a Lake Superior coastal wetland. *J. Great Lakes Res.*, **30**, 349-359.
- 所 史隆 (2016): 近年の霞ヶ浦におけるワカサギ資源研究の成果と活用. *海洋と生物*, **38**, 507-515.
- 富永 敦 (2009): 北浦潮来地先における1980年頃と2007年のワカサギとシラウオ産卵状況の比較. 茨城県内水面水産試験場研究報告, (42), 15-19.
- 富永 敦, 野内孝則 (2006): 霞ヶ浦の流入河川におけるワカサギの産卵. 茨城県内水面水産試験場研究報告, (40), 23-27.
- 富永 敦, 半澤浩美, 野内孝則, 荒山和則 (2013): 霞ヶ浦における魚類および甲殻類の現存量の経年変化. *陸水学雑誌*, **74**, 1-14.
- 豊田大晃, 滑川結香, 加納光樹, 碓井星二 (2015): 茨城県北浦の流入河川の雁通川に遡上する魚類の季節変化. *日本生物地理学会会報*, **70**, 149-158.
- 碓井星二, 加納光樹, 佐野光彦 (2014): 茨城県北浦のヨシ帯と護岸帯での魚類群集構造の比較. *水誌*, **80**, 741-752.
- 碓井星二, 荒山和則, 加納光樹, 佐野光彦 (2015): 茨城県北浦のヨシ帯における魚類群集構造の季節変化. *水誌*, **81**, 964-972.
- 碓井星二, 加納光樹, 荒山和則, 中里亮治 (2010): 北浦の沿岸帯におけるクルマサヨリ仔稚魚の生息場所利用パターン. *日本生物地理学会会報*, **65**, 29-38.
- 山元憲一, 平野 修, 原 洋一, 三代健造 (1988): 淡水産魚類11種の低酸素下における鼻上げおよび窒息死. *水産増殖*, **36**, 49-52.
- YAMAZAKI, K., K. KANOU and K. ARAYAMA (2019): Nocturnal activity and feeding of juvenile channel catfish, *Ictalurus punctatus*, around offshore breakwaters in Lake Kasumigaura, Japan. *Ichthyol. Res.*, **66**, 166-171.

野内孝則 (2006) : 霞ヶ浦・北浦におけるワカサギ及びシラウオ仔魚の出現について. 茨城県内水面水産試験場研究報告, (40), 29-36.

受付 : 2020 年 9 月 25 日

受理 : 2020 年 11 月 5 日

Behavioral observation of a facultatively symbiotic goby at a shrimp burrow entrance

Sota KIRIHARA¹⁾, Yumi HENMI²⁾ and Gyo ITANI¹⁾*

Abstract: Ecological studies of the facultatively symbiotic goby *Acentrogobius* sp. 2 (sensu AKIHITO *et al.*, 2013) are important because there is limited knowledge on the facultative relationship in goby-shrimp symbiosis in the Pacific. The present study surveyed the surface activity of *Acentrogobius* sp. 2 around the burrows of snapping shrimp (*Alpheus brevicristatus*) by quantitative observation on a tidal flat during high tides in southern Japan. *Acentrogobius* sp. 2 used the area in front of the burrow entrance for approximately 30% of the 10-min observation period only. *Acentrogobius* sp. 2 sometimes went farther than 10 cm from the burrow entrance, but most gobies returned to the burrow entrance. Surveys conducted at low tides confirmed that the goby showed surface activity in tidepools, but with a reduced time than that at high tides. The burrow-retreating bouts by the goby were triggered by approaching omnivorous and carnivorous fish and crab species. Future studies on shrimp burrow use by closely related *Acentrogobius* species may elucidate the evolutionary process of the facultative relationship of this genus.

Keywords : goby-shrimp symbiosis, facultative relationship, *Alpheus brevicristatus*, tidal flat

1. Introduction

A variety of fish can construct a burrow in sediment, which is used for predator avoidance, survival, feeding, reproduction, and egg incubation (ATKINSON and TAYLOR, 1991; GONZALES *et al.*, 2008; DINH *et al.*, 2014). Other fishes (mainly gobies) use the burrows created by invertebrates

(mainly crustaceans) for the same reasons as burrowing fishes (ATKINSON and TAYLOR, 1991; KARPLUS, 2014). The relationship between gobies and crustacean burrows is diverse; several gobies are known as commensals (HENMI *et al.*, 2018; INUI *et al.*, 2018; HENMI *et al.*, 2020b) and the others are mutualists (KARPLUS and THOMPSON, 2011; HOU *et al.*, 2013; THOMPSON *et al.*, 2013; KOHDA *et al.*, 2017; CROPP and NORBURY, 2018).

The relationship between gobies and alpheid shrimps is one of the best-studied cases of marine mutualism (KARPLUS, 2014). Over 120 goby-shrimp interactions are thought to be obligate, where the goby and the shrimp are contingent upon each other and are never found without their partners (THOMPSON, 2004, 2005; KARPLUS

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

2) Maizuru Fisheries Research Station, Kyoto University, Nagahama, Maizuru, Kyoto 625-0086, Japan

*Corresponding author:

Tel: 81-88-844-8415

E-mail: itani@kochi-u.ac.jp

and THOMPSON, 2011; KARPLUS, 2014). In goby-shrimp mutualism, the alpheid shrimp of the genus *Alpheus* constructs and maintains the burrow that the goby also lives in. The goby benefits from the use of the burrow as a shelter from predators, and the shrimp benefits from warning signals of approaching predators by the goby through tactile communications (KARPLUS and THOMPSON, 2011; KARPLUS, 2014). Additionally, the goby's feces have been suggested as an important food item for shrimp in certain cases (KOHDA *et al.*, 2017). It is also known that gobies mate and incubate eggs in shrimp burrows (YANAGISAWA, 1982; KARPLUS, 2014).

Facultative relationships between gobies and alpheid shrimps are reported in five cases, where they may gain advantages from their partner, but they can survive without them (KARPLUS, 2014; LYONS, 2013). Facultative relationships have been studied in the Atlantic where the *A. floridanus* burrow was used by the obligate goby, *Nes longus*, and facultative gobies, *Ctenogobius saepepallence*, and *Bathygobius curacao* (KARPLUS, 1992; RANDALL *et al.*, 2005; KRAMER *et al.*, 2009; LYONS, 2013, 2014a, b). However, there is limited knowledge of the facultative relationship in goby-shrimp symbiosis in the Pacific. The present study focused on the relationship between the goby *Acentrogobius* sp. 2 (sensu AKIHITO *et al.*, 2013) and the snapping shrimp (*A. brevicristatus*) living in a tidal flat in Japan. The goby *Acentrogobius* sp. 2 was formerly recognized as '*A. pflaumi*' and as a facultative goby by YANAGISAWA (1978). SENOU *et al.* (2004) recognized three morphs for this species, namely *Acentrogobius* sp. A, *Acentrogobius* sp. B, and *Acentrogobius* sp. C, which were subsequently named as *Acentrogobius* sp. 2, *A. virgatulus*, and *A. pflaumii*, respectively, in the revision reported by AKIHITO *et al.* (2013). These species are differentiated genetically (MATSUI *et al.*, 2012b),

and their habitats are also different (SENOU *et al.*, 2004; HORINOUCI, 2008; MATSUI *et al.*, 2012a). *Acentrogobius* sp. 2 prefers a shallow muddy bottom from the intertidal zone to a depth of approximately 2 m with a wide salinity range (HORINOUCI, 2008; MATSUI *et al.*, 2012a; KOYAMA *et al.*, 2017). In contrast, *A. pflaumii* inhabits deeper areas (5 - 30 m) with high salinity and *A. virgatulus* inhabits intermediate areas between *Acentrogobius* sp. 2 and *A. pflaumii* (HORINOUCI, 2008; MATSUI *et al.*, 2012a).

Acentrogobius sp. 2 and *A. virgatulus* are known to use *Alpheus* shrimp burrows (SENOU *et al.*, 2004; YOSHIGOU, 2009), whereas no information is available on the symbiotic relationship between *A. pflaumii* and alpheid shrimps. Behavioral observations of these gobies around the shrimp burrows are scarce. YANAGISAWA (1978) reported that '*A. pflaumi*' had a facultative relationship with alpheid shrimps; moreover, its association with the shrimp burrow seems rather weak and the goby often swim away from the approaching diver without retreating into the shrimp burrow. However, it is not known which of the three species of '*A. pflaumi*' YANAGISAWA (1978) studied. In the case of *A. virgatulus*, the results of field manipulative experiments in the subtidal area suggest that the goby-shrimp relationship may be weak (HORINOUCI, 2007). To date, two studies have quantitatively reported *Acentrogobius* sp. 2 and *A. brevicristatus* relationships. KOYAMA *et al.* (2017) have suggested that *Acentrogobius* sp. 2 is facultatively associated with *A. brevicristatus* and *A. dolichodactylus*, based on generalized linear models of distributional data in an estuary in southern Japan. HENMI *et al.* (2020a) have confirmed that the *A. brevicristatus* burrow is used by *Acentrogobius* sp. 2 in mesocosm experiments; however, they have suggested that the goby may have a possible negative effect on the burrowing activity of

the shrimp. In contrast to the obligate goby, which spawn eggs in shrimp burrows, *Acentrogobius* sp. 2 and *A. virgatulus* spawn eggs under shell fragments or stones (INUI *et al.*, 2011).

The present study surveyed the surface activity of *Acentrogobius* sp. 2 around the burrows of *A. brevicristatus* via quantitative observation on a tidal flat during high tide and low tide in southern Japan. In this paper, we describe and compare the pattern of shrimp burrow use by *Acentrogobius* sp. 2 between high and low tides. The aim was to bridge the information gap of facultatively symbiotic goby between the Atlantic and the Pacific. Another aim of this study was to widen the knowledge on the behavior of goby living in soft-substrate tidepools. Recent studies collectively show the importance of tidal flats and tidepools as nursery ground and/or permanent habitat for gobies in Japan (OKAZAKI *et al.* 2012; KANOU *et al.*, 2018; KUNISHIMA and TACHIHARA, 2020). However, to the best of our knowledge, this is the first quantitative study of the surface activity of goby-shrimp symbiosis in an intertidal area. Analyses of behavioral patterns of the shrimp are beyond the scope of this study and will be published elsewhere.

2. Materials and Methods

Study site

This study was conducted on a tidal flat in the Uranouchi Inlet (33° 25' 37.4" N, 133° 25' 58.4" E), Kochi Prefecture, southern Pacific side of Japan. Behavioral observations of *Acentrogobius* sp. 2 around the shrimp burrow were analyzed at high tides from September to October 2017 (4 cases), October to November 2018 (9 cases), and September 2019 (4 cases). Behavioral observations at low tides were conducted in tidepools of the same tidal flat from September to October 2016 (16 cases) and September 2017 (2 cases). Although the study extended for as long as four

years, no evident environmental changes were observed at the study site. This study was conducted during non-reproductive periods of the goby as reported by INUI *et al.* (2011) and MATSUI *et al.* (2014) because the goby may have different behavioral tendencies in the reproductive season, such as using shell fragments for spawning nests. The surface water temperature off the fishery station of the Kochi Prefecture near the observation site (at a distance of 1.5 km) in 2016 to 2019 was lowest in February (average 13.3 °C) and highest in August (average 30.1 °C) with a salinity usually of 28–34, except for several months as low as 7 in salinity after a typhoon or heavy rain (KOCHI PREFECTURE, 2020). During the observation periods, the surface water temperature ranged from 20–29 °C with a salinity of 20–33 (KOCHI PREFECTURE, 2020).

The burrow of *A. brevicristatus* is long but shallow, with several funnel-shaped openings and short cul-de-sac branches (HENMI *et al.*, 2017). The burrow openings used by *Acentrogobius* sp. 2 were randomly selected to observe the goby surface activity (Fig. 1a). Care was taken not to observe the burrow more than once by mapping the place of the observed burrow every year. The observation area was 40 × 40 cm² with a burrow opening at the center. The recording was performed for 15 min using a video camera (RICOH WG-M1 or GoPro Hero5 Black) set near the observation area with a tripod (approximately 50 cm high; Fig. 1b) and the first 5 min were excluded as domestication time. The water depth was approximately 60–80 cm at high tides and approximately 3–5 cm at low tides.

Surface activity of the goby

The observation area was separated into nine positions similar to, but smaller than, that reported by KARPLUS (1992) and LYONS (2014a; Fig. 1c). The area on the inner ring (positions A to D)

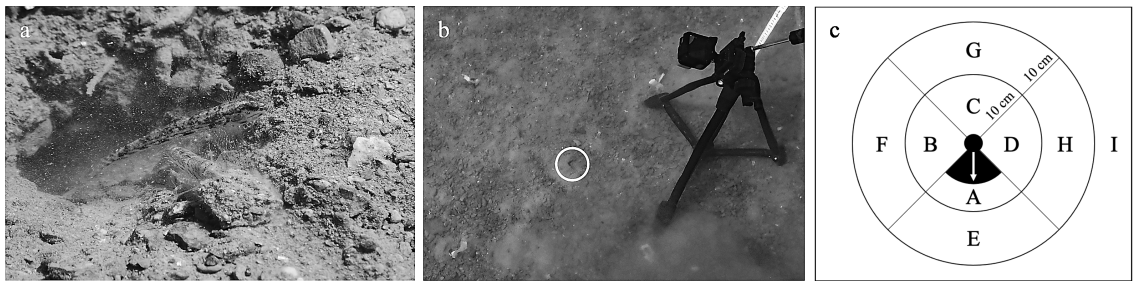


Fig. 1 (a) *Acentrogobius* sp. 2 in front of the burrow of *Alpheus brevicristatus*. The shrimp is throwing sediment from inside the burrow. (b) Observation of an *A. brevicristatus* burrow (circle) at high tide. The vertices of the observation square are marked with ribbons. (c) Positions used to quantify goby location and burrow use in goby-shrimp association. Position A represents the area into which shrimp emerge from the burrow. The center (black) represents the burrow hole. The arrow indicates direction of the burrow opening. The black fan-shape area represents the entrance to the burrow.

was within 10 cm of the burrow opening. Position A is known as the main surface activity zone for the obligate goby and shrimp (KARPLUS, 1992; LYONS, 2014a), and a trench of approximately 2 cm depth was observed owing to the shrimps' bulldozing behavior (YANAGISAWA, 1984; KOHDA *et al.*, 2017). Positions E to H indicated the area between 10 and 20 cm from the burrow opening. Position I comprised the area over 20 cm from the burrow entrance. The time spent by the goby (seconds) was determined on a monitor (Dell Inc. U2720QM) to which a clear sheet drawing nine positions was attached. We counted the number of retreats to the shrimp burrows by the gobies and the intruding fishes and invertebrates to the observation area. Owing to the limitation of video camera resolution, a behavioral association between the goby and the shrimp (such as shrimp antennal contact or goby tail flicks) was not observed. Time spent inside the burrow, on positions A (the activity zone), B to D (within 10 cm of the burrow opening, except for A), E to H (the area between 10 and 20 cm), and I (the area over 20 cm), and the number of retreats were compared between high and low tides ($n = 17$ at high tide, $n = 18$ at

low tide), using t-tests after $\log(x + 1)$ transformation (JMP 14.3).

3. Results

At both tides, all the goby ($n = 17$ at high tides, $n = 18$ at low tides) went out from the shrimp burrow and showed surface activity. At high tides, seven gobies stayed within 10 cm from the burrow (positions A to D) during the observation period. Among the ten gobies that went farther than 10 cm (positions E to I), nine returned to position A within the 10-min observation period. At low tides, eight gobies stayed within 10 cm from the burrow (positions A to D) during the observation period. Among ten gobies that went farther than 10 cm (positions E to I), six gobies returned to position A within the observation period.

The goby was outside the burrow for 86% and 57% of the 10-min observation period at high tides ($n = 17$) and low tides ($n = 18$), respectively. The mean time (\pm standard error) spent by the goby at each position is presented in Fig. 2. At high tides, the goby stayed for a long time at position A (31%) and positions B to D (38%), followed by residence inside the burrow (14%),

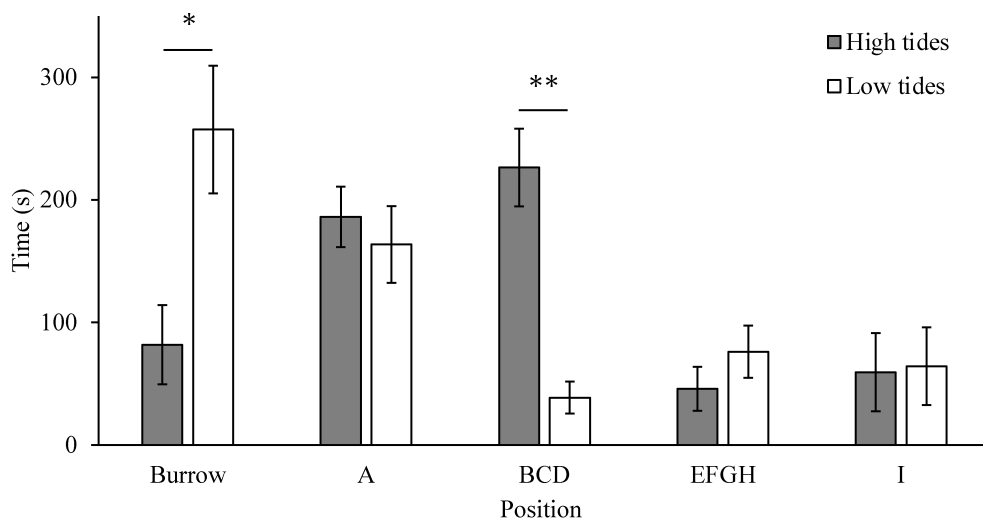


Fig. 2 Duration of goby remained in each position around the burrow (see Fig. 1c) and inside burrow at high and low tides. Data are presented as mean \pm SE. The asterisks * and ** indicate significant differences between the tides at 0.05 and 0.01 significance levels, respectively.

and at position I (10%), and positions E to H (7%). At low tides, the goby stayed for a long time inside the burrow (43%) and at position A (27%), followed by positions E to H (13%), position I (11%), and positions B to D (6%). The time spent by the goby inside the burrow was significantly shorter ($t = 2.16$, $p = 0.004$) and significantly longer at positions B to D ($t = 5.03$, $p < 0.001$) at high tides than that at low tides. Time spent in the other areas was not significantly different between tides (position A, $t = 1.40$, $p = 0.174$; positions E to H, $t = 0.39$, $p = 0.696$; position I, $t = 0.01$, $p = 0.993$).

Seven and ten gobies retreated into the burrow at high tides and low tides, respectively, with insignificant mean frequencies of 0.4 and 1.1 ($t = 1.78$, $p = 0.09$). At high tides, seven gobies retreated once; at low tides, five gobies retreated thrice and five gobies retreated once. Four species of fish, namely *Gerres equulus*, *Acanthopagrus shlegelii*, *Terapon jarbua*, and *Takifugu niphobes* intruded the observation area at high tides. In contrast, the mudskipper (*Periophthal-*

mus modestus) and four species of crabs, namely *Philyra pisum*, *Macrophthalmus banzai*, *Hemigrapsus takanoi*, and *Gaetice depressus*, appeared in the area at low tides. Three burrow-retreating bouts by the goby were triggered by *G. equulus* and *T. jarbua* approaching the goby at high tides, whereas three bouts were triggered by *P. modestus*, *M. banzai*, and *H. takanoi* at low tides.

4. Discussion

The benefit of the goby on the goby-shrimp association is that the goby can use the burrow of shrimps as a shelter to avoid predators (KARPLUS and THOMPSON, 2011; KARPLUS, 2014). At high tides, *Acentrogobius* sp. 2 used shrimp burrows when approached by *G. equulus* and *T. jarbua*, which are known omnivores or carnivores (HORINOCHI and SANO, 2000; NANJO *et al.*, 2008; YOKNOI *et al.*, 2019). YANAGISAWA (1984) also described that *T. jarbua* triggered the retrieval of *Amblyeleotris japonica*, the obligate goby symbiotic with the *A. bellulus* burrow. Most

Acentrogobius sp. 2 individuals returned to position A, which was in front of the shrimp burrow opening, after going farther than 10 cm, suggesting that the goby frequently used the shrimp burrow as a shelter. In the Atlantic, the facultatively symbiotic gobies *C. saepepallence* and *B. curacao* used the *A. floridanus* burrow, but *C. saepepallence* also used empty burrows, shells, and other structures for predator avoidance (KARPUS, 1992; RANDALL *et al.*, 2005; KRAMER *et al.*, 2009; LYONS, 2013). The ability to use other structures for shelter by *Acentrogobius* sp. 2 is a prospect for future research. The behavior of this goby using shells and other structures as a reproduction site (INUI *et al.*, 2011) may suggest its ability to use a wide variety of shelters.

The activity area of *Acentrogobius* sp. 2 was wider than the known range of the obligate goby *N. longus*. *Acentrogobius* sp. 2 used position A for approximately 30% of the observation period and went farther than 10 cm from the burrow entrance for approximately 20%, whereas *N. longus* stayed at position A for approximately 85% of the observation period (LYONS, 2014a). The facultative symbiotic goby *C. saepepallens* stayed at position A for approximately 30%, similar to the result of this study, but the goby switched the shrimp partner often and used alternative shelters (LYONS, 2014a). Frequent switching of the partner by *C. saepepallens* was also described by RANDALL *et al.* (2005) and KRAMER *et al.* (2009). In particular, KRAMER *et al.* (2009) revealed that the average distance of the goby to the burrow entrance was 44 cm, whereas it was only 8 cm in the case of *N. longus*. Although the use of alternative shelters and partner fidelity of *Acentrogobius* sp. 2 were not studied, *Acentrogobius* sp. 2 stayed closer to the shrimp burrow than *C. saepepallens*. The time budgets of the surface activity in another facultative goby, *B. curacao*, was similar to *Acentrogobius* sp. 2 at

high tides (KARPLUS, 1992).

The cost to the obligately symbiotic gobies has been suggested to be a result of limited food source and limited opportunities for reproduction (KARPLUS, 2014; LYONS, 2013; RANDALL *et al.*, 2005). Conversely, the benefit of the facultative goby is the availability of a wide range of food items or ease of finding mates. It is known that by ranging over a broader area for feeding, facultative symbiotic goby has greater selectivity of prey than obligate symbiotic goby (RANDALL *et al.*, 2005). The main food items of *Acentrogobius* sp. 2 were detritus, polychaetes, bivalves, and harpacticoid copepods (HORINOCHI, 2008). This goby may gain nutritious food items (invertebrates) by using a wide feeding area.

Several studies have elucidated the fish fauna in tidal flat tidepools (MEAGER *et al.*, 2005; OKAZAKI *et al.* 2012; KANOU *et al.*, 2018; KUNISHIMA and TACHIHARA, 2020); however, studies on the differences in behavior of these fish between high and low tides are scarce. In this study, *Acentrogobius* sp. 2 showed surface activity in tidepools at low tides, but the patterns were different from that at high tides. We observed a reduced time of surface activity (57% at low tides compared with 86% at high tides) and a lower frequency at positions B to D (6% at low tides compared with 38% at high tides). At low tides, many intertidal crabs showed continuous activity in and near the tidal flat, and *P. modestus* triggered the retreating behavior of *Acentrogobius* sp. 2. The mudskipper is known as a carnivore (LIAO *et al.*, 2020) and several intertidal crabs are omnivores (MORON *et al.*, 2020). In low tides, shorebirds also act as predators (CALLE *et al.*, 2016; CHAN *et al.*, 2019). Further, tidepools are known to be subject to extremes of high and low water temperature and salinity (MEAGER *et al.*, 2005). Such differences in predatory animals and/or physical and chemical conditions may

have affected goby surface activity between tides. As the intertidal environment changes dramatically over the year, we cannot discuss beyond the autumn observation. Surveys, especially in winter, when *P. modestus* and intertidal crabs are inactive, are required.

In conclusion, the present study confirmed that *Acentrogobius* sp. 2 used shrimp burrows as a refuge, and that the area of goby activity was wider than the known range of obligate gobies. This study also found that the goby performed surface activity in tidepools at low tides but in a reduced time period compared with that at high tides. Owing to the limited observation area due to the video camera, the fidelity of the goby to a shrimp burrow was not elucidated. Observation by divers and laboratory experiments may further our knowledge on the facultative relationship in goby-shrimp symbiosis in the Pacific. Future studies should also confirm whether the goby warns the shrimp of approaching predators. Several ecological comparisons have already been made among closely related *Acentrogobius* species (HORINOCHI, 2008; INUI *et al.*, 2011; MATSUI *et al.*, 2012a; 2014); thus, further studies on shrimp burrow use by *A. virgatulus* and *A. pflaumii* may elucidate the evolutionary process of the symbiotic relationship in this genus. To the best of our knowledge, ours is the first quantitative study of the surface activity of goby-shrimp symbiosis in the intertidal area. Obligate goby-shrimp symbioses are also known in tropical intertidal environment (YANAGISAWA, 1978; KARPLUS, 2014), and so, behavioral comparison of the present study with future surveys using obligate gobies in low tides may be interesting.

Acknowledgments

We appreciate the valuable suggestions and comments provided by two anonymous reviewers. This work was partly supported by JSPS

KAKENHI (Grant Number: 16K07233) and the Asahi Glass Foundation to G.I. We would like to thank Editage (www.editage.com) for English language editing.

References

- AKIHITO, K. SAKAMOTO, Y. IKEDA and M. AIZAWA (2013): Gobioidi. *In* Fishes of Japan with Pictorial Keys to the Species, 3rd ed. NAKABO, T. (ed.), Tokai University Press, Hadano, p. 1347–1608 (in Japanese).
- ATKINSON, R. J. A. and A. C. TAYLOR (1991): Burrows and burrowing behaviour of fish. *In* The environmental impact of burrowing animals and animal burrows. MEADOWS P. S. and A. MEADOWS (eds.), Clarendon Press, Oxford, p. 133–155.
- CALLE, L., D. E. GAWLIK, Z. XIE, L. GREEN, B. LAPOINTE and A. STRONG (2016): Effects of tidal periodicities and diurnal foraging constraints on the density of foraging wading birds. *The Auk*, **133**, 378–396.
- CHAN, Y.-C., H.-B. PENG, Y.-X. HAN, S. S.-W. CHUNG, J. LI, L. ZHANG and T. PIERSMA (2019): Conserving unprotected important coastal habitats in the Yellow Sea: Shorebird occurrence, distribution and food resources at Lianyungang. *Glob. Ecol. Conserv.*, **20**, e00724.
- CROPP, R. and J. NORBURY (2018): Goby-shrimp mutualism: Costs and benefits of obligate versus facultative strategies. *Ecol. Complex.*, **36**, 22–29.
- DINH, Q. M., J. G. QIN, S. DITTMANN and D. D. TRAN (2014): Burrow morphology and utilization of the goby (*Parapocryptes serperaster*) in the Mekong Delta, Vietnam. *Ichthyol. Res.*, **61**, 332–340.
- GONZALES, T. T., M. KATOH and A. ISHIMATSU (2008): Intertidal burrows of the air-breathing eel goby, *Odontamblyopus lacepedii* (Gobiidae: Amblyopinae). *Ichthyol. Res.*, **55**, 303–306.
- HENMI, Y., K. EGUCHI, R. INUI, J. NAKAJIMA, N. ONIKURA and G. ITANI (2018): Field survey and resin casting of *Gymnogobius macrognathos* spawning nests in the Tataro River, Fukuoka Prefecture, Japan. *Ichthyol. Res.*, **65**, 168–171.
- HENMI, Y., C. FUJIWARA and G. ITANI (2020a): Meso-

- cosm experiments revealed a possible negative effect exerted by the facultatively symbiotic goby on the host alpheid shrimp burrow. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **527**, 151379.
- HENMI, Y., C. FUJIWARA, S. KIRIHARA, Y. OKADA and G. ITANI (2017): Burrow morphology of alpheid shrimps: case study of *Alpheus brevicristatus* and a review of the genus. *Zool. Sci.*, **34**, 498–504.
- HENMI, Y., Y. OKADA and G. ITANI (2020b): Occasional utilization of crustacean burrows by the estuarine goby *Mugilogobius abei*. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **528**, 151383.
- HORINOCHI, M. (2007): Distribution patterns of benthic juvenile gobies in and around seagrass habitats: effectiveness of seagrass shelter against predators. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **72**, 657–664.
- HORINOCHI, M. (2008): Patterns of food and microhabitat resource use by two benthic gobiid fishes. *Environ. Biol. Fishes*, **82**, 187–194.
- HORINOCHI, M. and M. SANO (2000): Food habits of fishes in a *Zostera marina* bed at Aburatsubo, central Japan. *Ichthyol. Res.*, **47**, 163–173.
- HOU, Z., J. LIEW and Z. JAAFAR (2013): Cleaning symbiosis in an obligate goby-shrimp association. *Mar. Biol.*, **160**, 2775–2779.
- INUI, R., A. KOYAMA and Y. AKAMATSU (2018): Abiotic and biotic factors influence the habitat use of four species of *Gymnogobius* (Gobiidae) in riverine estuaries in the Seto Inland Sea. *Ichthyol. Res.*, **65**, 1–11.
- INUI, R., Y. SHINADA, T. OHATA, T. IHARA, H. OURA and N. ONIKURA (2011): Differences in the spawning habitats of 2 *Acentrogobius* species (Teleostei: Gobiidae) in Kyushu, Japan. *Biogeogr.*, **13**, 35–39.
- KANOU, K., T. YOKOO and H. KOHNO (2018): Spatial variations in tidepool fish assemblages related to environmental variables in the Tama River estuary, Japan. *La mer*, **56**, 1–10.
- KARPLUS, I. (1992): Obligatory and facultative goby-shrimp partnerships in the western tropical Atlantic. *Symbiosis*, **12**, 275–291.
- KARPLUS, I. (2014): The associations between fishes and crustaceans. *In* *Symbiosis in fishes*. KARPLUS, I. (ed.), Wiley Blackwell, West Sussex, p. 276–370.
- KARPLUS, I. and A. R. THOMPSON (2011): The partnership between gobiid fishes and burrowing alpheid shrimp. *In* *The biology of gobies*. PATZNER, R. A., J. L. VAN TASSELL, M. KOVACIC and B. G. KAPOOR (eds.), Science Publishers, Inc., New Hampshire, p. 559–608.
- KOCHI PREFECTURE (2020): Red tide information. at <https://www.pref.kochi.lg.jp/soshiki/040409/akashiojoho.html>. Accessed on 31 August 2020.
- KOHDA, M., H. YAMANOUCHI, T. HIRATA, S. SATOH and K. OTA (2017): A novel aspect of goby-shrimp symbiosis: gobies provide droppings in their burrows as vital food for their partner shrimps. *Mar. Biol.*, **164**, 22.
- KOYAMA, A., R. INUI, K. SAWA and N. ONIKURA (2017): Symbiotic partner specificity and dependency of two gobies (*Apocryptodon punctatus* and *Acentrogobius* sp. A) and four alpheid shrimps inhabiting the temperate estuary of southern Japan. *Ichthyol. Res.*, **64**, 131–138.
- KRAMER, A., VAN TASSELL, J. L., and R. A. PATZNER (2009): A comparative study of two goby shrimp associations in the Caribbean Sea. *Symbiosis*, **49**, 137–141.
- KUNISHIMA, T. and K. TACHIHARA (2020): What ecological role do soft-substrate tide pools play for fishes? Difference in community structures between estuarine and coastal tidal flats in subtropical Japan. *Mar. Freshwater Res.*, **71**, 737–749.
- LIAO, Y., L. SHOU, Y. TANG, J. ZENG, Q. CHEN and X. YAN (2020): Effects of non-indigenous plants on food sources of intertidal macrobenthos in Yueqing Bay, China: Combining stable isotope and fatty acid analyses. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **241**, 106801.
- LYONS, P. J. (2013): The benefit of obligate versus facultative strategies in a shrimp-goby mutualism. *Behav. Ecol. Sociobiol.*, **67**, 737–745.
- LYONS, P. J. (2014a): Behavioral differences among mutualist species in a shrimp-goby association. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **510**, 101–106.
- LYONS, P. J. (2014b): Competition by obligate and facultative mutualists for partners in a shrimp-

- goby association. *Environ. Biol. Fishes*, **97**, 1347–1352.
- MATSUI, S., R. INUI and Y. YAMASHITA (2012a): Distribution and habitat use of three *Acentrogobius* (Perciformes: Gobiidae) species in the coastal waters of Japan. *Ichthyol. Res.*, **59**, 373–377.
- MATSUI, S., K. NAKAYAMA, Y. KAI and Y. YAMASHITA (2012b): Genetic divergence among three morphs of *Acentrogobius pflaumii* (Gobiidae) around Japan and their identification using multiplex haplotype-specific PCR of mitochondrial DNA. *Ichthyol. Res.*, **59**, 216–222.
- MATSUI, S., M. UENO and Y. YAMASHITA (2014): Growth characteristics and reproductive biology of three sympatric *Acentrogobius* (Perciformes: Gobiidae) species in Maizuru Bay, Kyoto Prefecture. *Bull. Japanese Soc. Fisheries Oceanogr.*, **78**, 75–85.
- MEAGER, J. J., I. WILLIAMSON and C. 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.
- MORON LUGO, S. C., M. BAUMEISTER, O. M. NOUR, F. WOLF, M. STUMPP and C. PANSCH (2020): Warming and temperature variability determine the performance of two invertebrate predators. *Sci. Rep.*, **10**, 6780.
- 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.
- OKAZAKI, D., T. YOKOO, K. KANOU and H. KOHNO (2012): Seasonal dynamics of fishes in tidepools on tidal mudflats in the Tama River estuary, central Honshu, Japan. *Ichthyol. Res.*, **59**, 63–69.
- RANDALL, J. E., P. S. LOBEL and C. W. KENNEDY (2005): Comparative ecology of the gobies *Nes longus* and *Ctenogobius saepepallens*, both symbiotic with the snapping shrimp *Alpheus floridanus*. *Environ. Biol. Fishes*, **74**, 119–127.
- SENOU, H., T. SUZUKI, K. SHIBUKAWA and K. YANO (2004): *Nihon no Haze* (A photographic guide to the gobioid fishes of Japan). Heibonsha, Tokyo, 534 pp.
- THOMPSON, A. R. (2004): Habitat and mutualism affect the distribution and abundance of a shrimp-associated goby. *Mar. Freshw. Res.*, **55**, 105–113.
- THOMPSON, A. R. (2005): Dynamics of demographically open mutualists: immigration, intraspecific competition, and predation impact goby populations. *Oecologia*, **143**, 61–69.
- THOMPSON, A. R., T. C. ADAM, K. M. HULTGREN and C. E. THACKER (2013): Ecology and evolution affect network structure in an intimate marine mutualism. *Am. Nat.*, **182**, E58–72.
- YANAGISAWA, S. (1978): Studies on the interspecific relationship between gobiid fish and snapping shrimp. I. Gobiid fishes associated with snapping shrimps in Japan. *Publ. Seto Mar. Biol. Lab.*, **24**, 269–325.
- YANAGISAWA, S. (1982): Social behaviour and mating system of the gobiid fish *Amblyeleotris japonica*. *Japanese J. Ichthyol.*, **28**, 401–422.
- YANAGISAWA, S. (1984): Studies on the interspecific relationship between gobiid fish and snapping shrimp. II. Life history and pair formation of snapping shrimp *Alpheus bellulus*. *Publ. Seto Mar. Biol. Lab.*, **29**, 93–116.
- YOKNOI, N., N. PAPHAVASIT, J. KETTRATAD and P. TONGNUNUI (2019): Food partitioning of two co-occurring Terapontid fishes, *Terapon jarbua* and *Pelates quadrilineatus*, in coastal areas of Trang Province, Southern Thailand. *Songklanakarin J. Sci. Technol.*, **41**, 276–284.
- YOSHIGOU, H. (2009): A collection of alpheid shrimps (Crustacea; Decapoda; Alpheidae) from the mouth of rivers and anchialine caves in Japan. *Misc. Rep. Hiwa Mus. Nat. Hist.*, **50**, 221–273.

Received: 7 October, 2020

Accepted: 9 November, 2020

(La mer 第58巻, 第1-2号, 1-16) に関する訂正事項

光を用いた魚類の行動制御 (総説)

柴田玲奈^{1), 2)}* · 荒川久幸²⁾

Behavioral control of fish using light (A review)

Rena SHIBATA^{1), 2)}* and Hisayuki ARAKAWA²⁾

本論文に関して以下の訂正事項があります。著者らの不注意によるタイプミスで有り、論文全体の趣旨に影響があるものではありません。

p.3 左 33 行目および 37 行目, p.12 左 1 行目

(誤) Von FRISCH

(正) von FRISCH

p.4 左 18 行目

(誤) *Orjlzias latipes*

(正) *Oryzias latipes*

p.11 右 43-45 行目

(誤) Von FRISCH, K. (1912): Über farbige Anpassung bei Fischen. Zool. Jahrb., Abt. f. Zool. u. Physiol., **32**, 171-230.

(正) von FRISCH, K. (1912): Sind die Fische farbenblind? Zool. Jahrb. Physiol., **33**, 107-126.

p.14 右 28 行目

(誤) 清水大輔, 藤波祐一郎, 柴田玲奈, 長谷川英一

(正) 清水大輔, 藤浪祐一郎, 柴田玲奈, 長谷川英一

1) 水産研究・教育機構 水産工学研究所
〒314-0408 茨城県神栖市波崎 7620-7
National Research Institute of Fisheries Engineering, Japan Fisheries Research and Education Agency, 7620-7 Hasaki, Kamisu, Ibaraki 314-0408, Japan

2) 東京海洋大学
〒108-8477 東京都港区港南 4 丁目 5-7

Tokyo University of Marine Science and Technology, 4-5-7, Konan, Minato, Tokyo 108-8477, Japan

* 連絡著者 : 柴田玲奈

〒314-0408 茨城県神栖市波崎 7620-7

水産研究・教育機構 水産工学研究所

Tel: 0479-44-5929

Fax: 0479-44-6221

E-mail : renas@fra.affrc.go.jp

