

University of Marine Science and Technology

(東京海洋大学)

東京湾内湾に造成された砂浜海岸と泥質干潟の魚類
相と多様性

メタデータ	言語: Japanese 出版者: 公開日: 2021-03-01 キーワード (Ja): キーワード (En): larvae, juvenile, fish fauna, tidal flat, Tokyo Bay 作成者: 丸山, 啓太, 河野, 博, 竹山, 佳奈, 中瀬, 浩太 メールアドレス: 所属:
URL	https://oacis.repo.nii.ac.jp/records/2081

[論文]

東京湾内湾に造成された砂浜海岸と泥質干潟の魚類相と多様性^{*1}

丸山啓太^{*2}・河野 博^{*3}・竹山佳奈^{*4}・中瀬浩太^{*4}

(Accepted November 26, 2020)

Fish Assemblages and Diversities in the Artificial Sandy Beach and Tidal Mud Flat in the Inner Tokyo Bay, Central Japan

Keita MARUYAMA^{*2}, Hiroshi KOHNO^{*3}, Kana TAKEYAMA^{*4}, Kota NAKASE^{*4}

Abstract: The Furuhamama Park, which was artificially improved and developed in 2000 at Heiwajima artificial island of Ota City, is located at the innermost part of Tokyo Bay. The Park is composed of the sandy beach (1.2 ha) and tidal flat (1.0 ha) with a shallow water area (4.6 ha) between them, and separated from the outside canal by submerged dikes. Monthly samplings of fishes were carried out in both the sandy beach and tidal flat by using the small seine-net from May 2014 to April 2019. A total of 60,050 individuals of 40 species of 19 families and 44,807 individuals of 38 species of 19 families were collected from the sandy beach and tidal flat, respectively. Despite a difference was confirmed in the bottom sediment between the sandy beach and tidal flat, no remarkable differences were detected on the fish fauna. Comparisons with previous studies conducted at natural habitats in the inner Tokyo Bay revealed that the fish diversity of the Park were inferior to natural tidal flats. Our study suggests that the Park provides various habitats for estuarine gobiids, but the location of the Park secluded from the open sea through canals is likely to be unsuitable for marine fish habitats.

Key words: larvae, juvenile, fish fauna, tidal flat, Tokyo Bay

はじめに

明治時代後期までは東京湾内湾（房総半島の富津と三浦半島の觀音崎を結んだ線よりも北の海域）の沿岸域には連続的な干潟や浅場が存在しており、有用な漁場であった¹⁾。しかし、1950年代に入ると内湾への汚染負荷が増え始めて水質問題が深刻化し、さらに1960年代より多くの干潟や浅場が埋め立てられることにより、魚介類の減少が見られるようになった²⁾。とくに埋め立てによる干潟と浅場の減少は著しく、戦前の干潟の総面積は136 km²とされていたが、1973年には10 km²にまで減少した³⁾。このような状況の中で、1970年代より積極的に干潟や浅場を造成しようとする動きが見られるようになり⁴⁾、1997年における干潟の面積は16.4 km²と増加している⁵⁾。

失われた干潟や浅場などの浅い海域は魚類にとって重要な生息場所として知られ、現在では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^{6,7)}。東京湾内湾の各所では干潟や浅場での調査^{6,7,8)}に加え、東京都の葛西臨海公園の人工渚^{9,10)}、神奈川県の八景島海の

公園¹⁰⁾、千葉県の新浜湖¹¹⁾などの人工の干潟や海浜、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¹²⁾は、失われた浅場や干潟域、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、東京都大田区の京浜島の干潟で魚類相を調査した茂木ら¹³⁾は、人工物造成後の仔稚魚への影響を知るために、1年といった短期間ではなく、長期間のモニタリングが必要であるとしている。

干潟や浅場を造成する事業が進められる中、2007年に東京都大田区に大森ふるさとの浜辺公園が開園した。本公園は行政と地元のステークホルダーが20年にわたる議論のすえに造成された、砂浜海岸(1.2 ha)と泥質干潟(1.0 ha)、浅場(4.6 ha)を有する臨海公園である。周辺の深さ4 mの運河域では、夏場の水深2 m以深で溶存酸素濃度が3 mg/L以下と、貧酸素化する¹⁴⁾。モニタリング調査としては、施工前より5年以上ベンツス、水質および底質の調査が行われてきた⁴⁾。魚類相に関する調査については、年に2-3回の手網と投網による採集¹⁵⁾、2007年5月から11月まで行われた人工海浜における投網調査¹⁶⁾、2012年から

*1 東京湾内湾に造成された干潟と海浜の魚類相

Fish assemblage and diversity in the developed tidal flat and sandy beach at the Furuhamama Park, Ota City, Tokyo, central Japan

*2 Laboratory of Ichthyology, Tokyo University of Marine Science and Technology, 4-5-7 Konan, Minato-ku, Tokyo 108-8477, Japan (東京海洋大学魚類学研究室)

*3 Department of Ocean Sciences, Tokyo University of Marine Science and Technology (TUMSAT), 4-5-7 Konan, Minato-ku, Tokyo 108-8477, Japan (東京海洋大学学術研究院海洋環境科学部門)

*4 Penta-ocean Construction Co., Ltd., 2-2-8 Koraku, Bunkyo-ku, Tokyo 112-8576, Japan (五洋建設株式会社環境事業部)

2013年にかけて9か月間行われた人工干潟のタイドプールと浅場、またそれをつなぐ溝筋における手網と定置網調査¹⁷⁾、2016年4月から2017年3月に人工干潟のタイドプールにおける手網調査¹⁸⁾、2016年4月から2019年3月に行われた籠網による調査¹⁹⁾が行われている。それに加え、定量的な魚類群集調査として2014年から2015年にかけて小型地曳網を用いた調査²⁰⁾が行われたが、干潟では9月、11月と1月には調査が行われていない。

そこで本研究では村井ら²⁰⁾のデータも含めて、2014年から2019年までの5年間、より長期にわたる定量的な調査を実施した。そして、採集された魚類の生活史型や利用様式を明らかにし、またそれらの結果を東京湾内湾の他の人工海浜や自然干潟と比較することにより、大森ふるさとの浜辺公園が魚類にどのような場を提供しているのかを検討・評価した。

調査地点の概要

調査地点は、東京湾内湾の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」である(Fig. 1)。同地点ではかつて、土砂や周辺のガス工場より排出されたコークス殻が明治時代に設置された東京ガスの波除堤防周囲に堆積し、生物の生息場や鳥の餌場となる干潟や浅場を作り出していた²¹⁾。しかし、産業構造や環境の変化によって遊休化した結果として、2000年に緑地、砂浜、浅場、磯場を有する公園にするため、埋め立てが開始された。

その後、2007年に同地区は1.2 haの砂浜海岸(千葉県君津産のd50 = 0.2 mmの山砂で養浜:以下、海浜 Sandy beachとする)と1.0 haの泥質干潟(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:以下、干潟 Tidal flatとする)、さらにそれらの間には水深1.5 m、面積4.6 haの浅場を有する公園として開園した⁴⁾。また、周辺運河との境界部となる浅場の南北の端部にはそれぞれ、海底から高さ約4 mの砂留潜堤 Submerged dikeが配置されている(Fig. 1)。同潜堤は、浅場からの土砂の流出や、周辺運河の底層に広がる貧酸素水の流入を抑制している¹⁴⁾。同公園は施工前より様々な目的で環境調査が行われている。今もなお、底質、水質およびベントスなどの調査が継続されている⁴⁾。

調査方法

本研究の調査地点は、大森ふるさとの浜辺公園の海浜と干潟の2地点とした。採集期間は2014年5月から2019年の4月、月に1回、大潮前後の日中の干潮時に行った。ただし、干潟において2014年9月と11月、2015年1月と6月、2019年の4月は未調査である。また、2016年と2017には8月に調査を行えなかつたため、それぞれ9月に2回行った。曳網回数は2回(2014年5月と6月のみ3回)と

した。2地点で調査を行った回数や曳網数が異なるため、採集された個体数は総個体数(Table 1)を除いて、各月に採集された個体数を1曳網当たりの個体数に直してから算出した値を用いた。

採集にはKANOU *et al.*²²⁾を参考に作製された小型地曳網(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、水深1 m以浅を汀線に沿って25 m曳網した。また網口の幅を4.0 mになるように曳網し、1回の曳網で100 m²の魚類を採集した。採集物は現地で10%海水ホルマリンを用い固定し、研究室に持ち帰った後に魚類だけを抜き出し、種の同定、個体数の計数、体長の測定および発育段階の決定を行った。

発育段階は加納ほか⁶⁾に従い4つ(仔魚:鰓条が定数に達していない時期のもの、稚魚:鰓条が定数に達し鱗も出始めているが、体形や模様が成魚と異なる時期のもの、若魚:鱗の分布や模様はほぼ完成し体形も成魚に近いが未成熟のもの、成魚:性的に成熟しているもの)に区分した。種の同定は中坊(編)²³⁾と沖山(編)²⁴⁾に従った。科の配列と学名、和名は主に中坊(編)²³⁾に従った。しかし、マルタ *Tribolodon brandtii maruta* の学名は SAKAI and AMANO²⁵⁾に、イシガレイ *Platichthys bicoloratus* とマコガレイ *Pseudopleuronectes yokohamae* の学名は尼岡²⁶⁾に、クサフグ *Takifugu albopurpureus* の学名は MATSUURA²⁷⁾に従った。

また、これら採集された魚類は主に加納ほか⁶⁾に従い、生活史型を6つ(河口魚:河口域もしくは河口域と海域の境界で産卵を行い河口域で全生活史のほぼ全てを完結する種(仔魚期に海域へ分散することもある)、海水魚:海域で産卵を行う種で、基本的には河川淡水域では成長しない、遡河回遊魚:産卵のために河川を遡り、淡水域で産卵を行う種、降河回遊魚:産卵のために河川を降り、海域で産卵を行う種、両側回遊魚:産卵を河川淡水域で行い、仔魚は流下して海域で少し成長した後に河川へ戻り、河川で成長・成熟する種、淡水魚:河川淡水域で産卵を行い、生活史を淡水域で完結させる種)、利用様式を3つ(滞在型:仔魚もしくは稚魚から成魚まで出現し、本調査地点で生活史をほぼ完結させる種、一時滞在型:仔魚から稚魚、稚魚から若魚、仔魚から若魚と複数の発育段階が出現するが、成魚までは滞在しない種、通過・遇来型:1つの発育段階のみ、もしくは不連続の発育段階で出現する種)に区分した。

採集と同時に水温と塩分を YSI/Nanotech 社の EC-300 で、溶存酸素量(以下、DO)を HORIBA 社の OM-1 で測定した。なお、2016年からはこれら3つの環境項目は、YSI/Nanotech 社の YSI Pro2030 で測定した[干潟では、2014年5月、9月、11月、2015年2月(DOのみ)、2017年9月の1回目は未測定]。また、2地点間で底質の比較を行うため、2018年の3月、6月、9月と12月に内径4.5 cm、高さ6.5 cmのコアを用いて底土を採取した。採取した底土

は河野ほか²⁸⁾に従い処理を行い、各ふるい(6段階: 2000、1000、500、250、125、63 μm)に残留した試料の割合と中央粒径値、泥分(粒径 63 μm 以下)を求めた。

また、群集組成の比較を行うために地点毎の Shannon-Wiener の多様度 H' と Pielou の均衡度 J' を求めた(ともに、木元²⁹⁾より引用)。さらに、横軸に出現個体数の第1位種から順に第n位種をとり、縦軸に総個体数に占める各種の割合を優占順にプロットした「簡易多様度判定グラフ」を作成することで多様度を比較した。比較対象は、本調査地点における1年間の調査(村井ほか²⁰⁾: 以下、前調査)と、河野ほか²⁸⁾と村瀬ほか³⁰⁾の東京都大田区に位置する羽田(本調査地点より東に約4 kmの場所に位置し、東京湾内湾に対して開放的; 羽田空港の北東の小規模な人工前浜干潟: Fig. 1 の Haneda)、京浜島(本調査地点より東に約2.5 kmで、本調査地点と羽田との中間的な立地; 人工島である京浜島の南東部に位置するつばさ公園に自然にできた干潟: Fig. 1 の Keihin-jima)、多摩川(本調査地点より南に約3.5 kmで、海老取川と多摩川が合流する地点にできた自然干潟: Fig. 1 の Tama-gawa R.)における約6年間の調査とした。

結果

1. 環境項目

水温、塩分およびDOは両地点で同じような値を記録した(Fig. 2)。水温の最高は、海浜で2018年7月の33.8°C、干潟で2014年7月の33.6°Cであった。最低は、海浜と干潟ともに2018年1月の9.5°Cであった。塩分はおおむね夏季に低く冬季に高く、平均±SDは海浜で17.4±4.38、干潟で18.0±4.94であった。最高は海浜で2017年4月の25.7、干潟で2017年1月の27.6であった。最低は、海浜と干潟ともに2016年9月でそれぞれ8.5と7.8であった。DOの平均±SDは海浜で7.6±3.26 mg/L、干潟で7.2±2.99 mg/Lであった。最高は海浜と干潟ともに2016年7月で、それぞれ18.2 mg/Lと16.9 mg/L、最低は海浜と干潟ともに2018年6月で、それぞれ2.9 mg/Lと3.1 mg/Lであった。

底質は海浜と干潟で違いがみられ、海浜の方が粗かった(Fig. 3)。海浜(図中のS)における粒径別の割合は、3月と6月は250-500 μm 、9月は500-1000 μm 、12月は1000-2000 μm の粒径が高かった。対して干潟(T)における粒径別の割合は、全ての月で125-250 μm の粒径が高かった。中央粒径値は、海浜(S)で402.5-635.1 μm で平均は526.2 μm 、干潟(T)で198.2-246.3 μm で平均は217.9 μm であった。泥分は、海浜で0.2-0.6%、平均は0.4%、干潟で0.4-2.1%、平均は1.0%であった。

2. 出現した魚類

本研究で採集された魚類は海浜で19科40種60,050個体(122曳網、1曳網あたり492.2個体)、干潟で19科38種44,807個体(109曳網、411.1個体)であった(Table. 1: ただし、ウグイ属不明複数種 *Tribolodon* spp.、チチブ属不明複数種 *Tridentiger* spp. とハゼ科不明複数種 *Gobiidae* spp. は種数に含めない)。科別の割合はハゼ科魚類が優占し、種数では海浜で16種(海浜の種数の40%)、干潟で15種(干潟の種数の39%)、個体数でも海浜で52,122個体(海浜の総個体数の87%)、干潟で41,269個体(干潟の総個体数の92%)であった。優占した上位5種は海浜でビリング *Gymnobobius breunigii*(海浜の総個体数の45.8%)、マハゼ *Acanthogobius flavimanus* (35.9%)、ボラ *Mugil cephalus cephalus* (9.0%)、スミウキゴリ *Gymnogobius petschiliensis* (3.7%)、アユ *Plecoglossus altivelis altivelis* (1.9%)であった。干潟の優占種は、マハゼ(干潟の総個体数の42.3%)、ビリング(41.4%)、ボラ(4.2%)、スミウキゴリ(3.2%)、エドハゼ *Gymnogobius macrognathos* (3.1%)であった。これら5種で総個体数のうち、海浜では96.4%、干潟では94.4%を占めた。それぞれの地点でのみ出現した種は、海浜でウグイ *Triborodon hakonensis* (7個体)、ウグイ属不明複数種 *Triborodon* spp. (106)、ガンテンイシヨウジ *Hippichthys penicillatus* (1)、イケカツオ *Scomberoides lycan* (1)、シマイサキ *Rhyncopelates oxyrhynchus* (1)、マサゴハゼ *Pseudogobius masago* (1)、マコガレイ *Pseudopleuronectes yokohamae* (2)、クサフグ *Takifugu albopurpureus* (2)の8種以上121個体で海浜の総個体数の0.2%であった。また、干潟ではマイワシ *Sardinops melanostictus* (2)、メジナ *Girella punctata* (2)、トサカギンポ *Omobranchus fasciatoceps* (4)、イダテンギンポ *Omobranchus punctatus* (3)、チチブ属不明複数種 *Tridentiger* spp. (11)、ヒガンフグ *Takifugu pardalis* (3)の6種以上25個体で干潟の総個体数の0.1%以下であった。

3. 種数と個体数の経月変化

種数はおおむね、春季に多くなり、夏季から冬季にかけて少なくなった(Fig. 4)。海浜における種数の最多は、2014年8月と2015年4月の13種であり、最少は2016年12月と2019年1月の0種であった。干潟における最多は、2015年4月の13種で、最少は2015年10月の0種であった。

個体数は両地点ともに3月や4月に最多を記録し、春季に多かった(Fig. 4)。春季以降は個体数が減少し、秋季と冬季は少なかった。海浜における個体数の最多は、2015年4月で一曳網当たり5947.5個体であり、最少は2016年12月と2019年1月の0個体であった。干潟における個体数の最多も2015年4月で、一曳網当たり4541個体が採集

され、最少は2015年10月の0個体であった。

4. 生活史型別の割合と出現の経月変化

ウグイ属不明複数種、チチブ属不明複数種およびハゼ科不明複数種は生活史型の決定ができないため、ここではそれらを除外した海浜40種29752個体、干潟38種22308.2個体を対象とした。

海浜と干潟における生活史型別の割合は、次のように種数と個体数とともにほぼ同じであった(Fig. 5)。海浜における種数は、海水魚が最も多く22種(海浜の総種数の55.0%)であった。次いで、河口魚13種(32.5%)、両側回遊魚3種(7.5%)、遡河回遊魚と淡水魚がそれぞれ1種(それぞれ2.5%)であった。対して、干潟における種数も海水魚が最も多く21種(干潟の総種数の55.3%)であった。次いで、河口魚13種(34.2%)、両側回遊魚3種(7.9%)、遡河回遊魚1(2.6%)となり、淡水魚は採集されなかった。海浜における個体数は、河口魚が最も多く24678.4個体(海浜の総個体数の82.9%)であった。次いで海水魚3240.8個体(10.9%)、両側回遊魚1718.3個体(5.8%)、遡河回遊魚111.5個体(0.4%)、淡水魚3個体(0.1%以下)であった。干潟における個体数も河口魚が最も多く19588.9個体(干潟の総個体数の87.8%)であった。次いで、海水魚1673.1個体(7.5%)、両側回遊魚1003個体(4.5%)、遡河回遊魚43.2個体(0.2%)であった。

月別の種数では、河口魚は両地点ともに年間を通して採集され、海浜では2014年8-10月、2016年4月と9月に最多の6種、干潟では2015年4月と2016年3月に最多の7種が出現した(Fig. 6)。また、毎年2-5月に増加する傾向が認められた。海水魚は、海浜では2014年8月に最多の7種、干潟では2018年2月に最多の6種が出現した。両地点ともに、2-5月に増加する傾向が認められた。遡河回遊魚は両地点ともに5-12月(ただし7月を除く)に出現した。両側回遊魚は両地点ともに毎年1-5月に出現したが、海浜においては2014年11月に1種のみ出現したことがあった。淡水魚は、海浜において2014年6月と2015年5月に1種のみ確認された。

月別の個体数では、河口魚は3-5月といった春に多く採集され、2015年4月に海浜で5553個体、干潟で4258個体と最多を記録した(Fig. 7)。海水魚は2-4月に多く採集され、2015年3月に海浜で1300個体、干潟で447個体と最多を記録した。遡河回遊魚は海浜で2014年6月に31個体、干潟で2017年9月の2回目で12個体と最多を記録したが、数個体の出現にとどまる月も多かった。両側回遊魚は3月から4月に多く採集され、2018年3月に海浜で1279個体、干潟で488.5個体と最多を記録した。淡水魚は海浜において2014年6月に1個体と2015年5月に2個体採集されただけであった。

5. 利用様式別の割合と出現の経月変化

利用様式においても、ウグイ属不明複数種、チチブ属不明複数種とハゼ科不明複数種を除外した海浜40種29752個体、干潟38種22308.2個体を対象とした。

海浜における種数では、一時滞在型が最も多く19種(海浜の総種数の47.5%)であった(Fig. 8)。次いで、通過・偶来型17種(42.5%)、滞在型4種(10.0%)であった。しかし個体数では滞在型が最も多く24468.9個体(海浜の総個体数の82.2%)であった。次いで、一時滞在型5185.9個体(17.4%)、通過・偶来型97.2個体(0.3%)であった。

干潟における種数は一時滞在型と通過・偶来型が多く16種(それぞれ干潟の総種数の42.1%)となった(Fig. 8)。滞在型は6種(15.8%)であった。個体数も海浜同様、最も多く出現したのは滞在型で19572.6個体(87.7%)であった。次いで一時滞在型2687個体(12.0%)、通過・偶来型48.6個体(0.2%)という結果になった。

月別の種数は、滞在型は年間を通して出現が確認され、特に干潟においては3-5月といった春季に多く記録された(Fig. 9)。一時滞在型は2-5月に多く出現し、海浜では2015年4月の10種、干潟では2018年2月の10種が最多であった。通過・偶来型は10-1月といった秋から冬季にかけては確認されないことが多かった。

月別の個体数は、滞在型は3-5月に多く出現した(Fig. 10)。最多は2015年4月に記録され、海浜で5539.5個体、干潟で4254.5個体であった。また、10-1月の出現は少なかった。一時滞在型も3月や4月に多く出現し、秋から冬は少なかった。最多は2018年3月に記録され、海浜で1496.5個体、干潟で593.5個体であった。通過・偶来型に季節性は見られず、海浜では2018年3月の31.5個体、干潟では2015年5月の15個体が最多であった。

6. 生活史型別の利用様式

河口魚の種数では、海浜と干潟で違いがみられた(Fig. 11)。海浜においては、一時滞在型が7種(海浜に出現した河口魚の総種数の53.8%)で多く、滞在型は4種(30.8%)、通過・偶来型は2種(15.4%)であった。対して干潟では滞在型と通過・偶来型がそれぞれ6種(それぞれ、干潟に出現した河口魚の総種数の46.2%)で、一時滞在型は1種(7.7%)であった。しかし、個体数は2地点で似た傾向が見られ、滞在型が圧倒的に多く出現し、海浜で24468.9個体(海浜に出現した河口魚の個体数の99.2%)、干潟で19572.6個体(干潟に出現した河口魚の個体数の99.9%)であった。一時滞在型は海浜で208個体(0.8%)と干潟で10個体(0.1%以下)、通過・偶来型は海浜で1.5個体と干潟で6.3個体(それぞれ、0.1%以下)と少なかった。

海水魚は両地点において似た傾向が見られた。両地点において滞在型は確認されず、種数は海浜では通過・偶来型

が多く 14 種（海浜に出現した海水魚の種数の 63.6%）、次いで一時滯在型が 8 種（36.4%）であった。干潟では一時滯在型が 11 種（干潟に出現した海水魚の種数の 52.4%）で、通過・偶来型は 10 種（47.6%）であった。対して個体数では一時滯在型が多く、海浜で 3048.1 個体（海浜に出現した海水魚の個体数の 97.1%）、干潟で 1630.8 個体（干潟に出現した海水魚の個体数の 97.5%）であった。通過・偶来型は海浜で 92.7 個体（2.9%）、干潟で 42.3 個体（2.5%）となった。

遡河回遊魚と両側回遊魚は両地点ですべて一時滯在型であった。また、淡水魚は海浜のみで出現し、すべて通過・偶来型であった。

7. 多様性

本調査地点の出現した種数は前調査の海浜は 33 種、干潟は 29 種であったことに対して本調査は海浜で 40 種、干潟で 38 種であった（Table 2）。簡易多様度判定グラフ（Fig. 12）に基づく第 1 位種の割合は前調査の海浜は 53.7%、干潟は 45.0%、本調査の海浜は 45.7%、干潟は 42.4%、全体の 80% に達する種順位は 3 種、2 種、2 種、2 種、全体の 95% に達する種順位は 4 種、6 種、5 種、6 種、多様度 H' は 1.30、1.37、1.34、1.38、均衡度 J' は 0.37、0.41、0.36、0.38 であった（Table 2）。

比較地点に出現した種数は多摩川で 50 種、京浜島で 52 種、羽田で 45 種であった（Table 2）。簡易多様度判定グラフ（Fig. 12）に基づく第 1 位種の割合は多摩川で 62.2%、京浜島で 43.9%、羽田で 34.1%、全体の 80% に達する種順位は 2 種、5 種、8 種、全体の 95% に達する種順位は 8 種、13 種、15 種、多様度 H' は 1.34、1.96、2.40、均衡度 J' は 0.34、0.49、0.63 であった（Table 2）。

考察

1. 大森ふるさとの浜辺公園の海浜と干潟

大森ふるさとの浜辺公園の海浜と干潟は、水温や塩分、DO などの環境項目には差がみられなかった。しかし底質の粒径組成には違いがみられ、海浜の方が干潟よりも粗く、2 地点で異なることが明らかとなった。

一方、海浜と干潟の 2 地点における魚類相調査の結果、多くの類似性が明らかとなった。出現した種数（海浜 40 種、干潟 38 種）や個体数（海浜 492.2 個体/曳、干潟 411.1 個体/曳）、あるいは優占種（上位 4 種は一致）は同様の傾向を示した。また、各地点のみで出現する種も 5 年間の調査の中で 5 個体以下のものがほとんどで、これらは偶然出

現した可能性が高い。さらに、種数や個体数の経月変化（種数・個体数ともに春をピークに秋から冬は少なくなる）、生活史型別の出現（種数では海水魚、個体数では河口魚が多く、各生活史型が出現する月の傾向もほぼ同じ）、利用様式別の出現（個体数で滯在型が多く、出現する月の傾向もほぼ同じ）、生活史型別の利用様式の割合のどれをとっても同様の傾向が確認された。これは、すでに村井ほか²⁰⁾でも報告されており、水深 4-5 m の運河域と砂留潜堤によって隔てられた 2 地点が水深 1.5 m より浅い浅場内に造成されたこと²¹⁾、および 6.8 ha という狭い海域にコンパクトに配置されたこと³¹⁾の結果であると考えることができる。

2. 大森ふるさとの浜辺公園の特徴

東京湾の内湾では、これまでに多くの地点において本調査と同様の小型地曳網を用いた調査が行われ、各地点における魚類群集の特徴が明らかになってきた。ここでは、桑原ほか⁹⁾の東京都江戸川区に位置する葛西人工渚の西浜（東京湾内湾で代表的な人工前浜干潟: fig. 1 の Kasai）における調査、および河野ほか²⁸⁾と村瀬ほか³⁰⁾の羽田、京浜島、多摩川における調査と比較し、大森ふるさとの浜辺公園の特徴を明らかにした。

1) 優占するハゼ科魚類

本研究の結果、大森ふるさとの浜辺公園の海浜と干潟では種数では海水魚が多かったものの、個体数では河口魚が優占した。河口魚は全てがハゼ科であり（Table 1）、それらハゼ科河口魚は春に出現のピークを持つことが明らかとなった。これは東京湾内湾の干潟のみならず、世界の多くの内湾や河口汽水域における魚類群集の特徴として知られ^{6,7,32)}、人工環境であるふるはまも例外ではなかった。これら河口魚のうち、海浜では 4 種（マハゼ、アシシロハゼ *Acanthogobius lactipes*、ビリンゴとチチブ *Tridentiger obscurus*）、干潟では 6 種（マハゼ、アシシロハゼ、ビリンゴ、エドハゼ、ニクハゼ *Gymnogobius heptacanthus* とチチブ）が滯在型として認められた。羽田ではマハゼ、ビリンゴおよびヒメハゼ *Favonigobius gymnauchen* の 3 種、京浜島ではマハゼ、アシシロハゼ、ビリンゴ、エドハゼ、ニクハゼおよびヒメハゼの 6 種、多摩川ではマハゼ、アシシロハゼ、ビリンゴ、エドハゼ、ヒメハゼおよびマサゴハゼ *Pseudogobius masago* が滯在型として認められている。本研究の小型地曳網ではマサゴハゼは海浜で 1 個体の採集のみであったが、本調査地点の干潟のタイドプールでは、季節に合わせて異なる発育段階の個体が周年出現することが知られている¹⁸⁾。また、葛西では滯在型の種が出現しない。

これらの結果から、大森ふるさとの浜辺公園は、人工海浜である羽田や葛西とは異なった生息場をハゼ科河口魚

に提供しており、むしろ京浜島や多摩川に近い生息場を提供していたと判断できる。村瀬ほか³⁰⁾では、京浜島や多摩川はハゼ科河口魚に定住・長期滞在の場を提供していると結論付けている。大森ふるさとの浜辺公園も、自然干潟と同様に、一部のハゼ科魚類には仔魚から成魚までの長期的な成育場を提供できていることが明らかとなった。

2) 少ない海水魚

海水魚の種数は海浜で 22 種、干潟で 21 種と生活史型別の種数では優占したが、個体数はそれぞれ採集された総個体数に対して 10.9% と 7.5% で少なかった。比較地点の種数は羽田で 28 種、京浜島で 29 種、多摩川で 26 種と本調査地点より多かったが、葛西では 18 種であった (Table 3)。しかし、どの地点も採集された総種数に対する割合は 55-64% で大きな違いはなかった。総個体数に対する海水魚の割合は羽田で 40.7% と高く、京浜島は 17.8%、多摩川では 4.2%、葛西では 18.3% である。また、一曳網あたりの海水魚の採集個体数は本調査地点では少ない。これらのことから、本調査地点は複雑な運河域の奥に立地することから、海水魚の来遊は少ないことが明らかとなった。

しかし、東京湾内湾の干潟域あるいは砂浜海岸の特徴として、海水魚にとっては一時的な滞在の場であることが示唆されている¹²⁾。本調査地点でも、海水魚の個体数は海浜で 97.1%、干潟で 97.5% が一時滞在型であった。よって本調査地点は、個体数は少ないが、来遊した海水魚にとって成育場として機能していると判断できる。

3) アユの出現

東京湾内湾におけるアユの出現は冬季において顕著であり、しばしば冬季の優占種になることが知られている³⁰⁾。しかし、大森ふるさとの浜辺公園は、アユが遡上する河川が近くにないことや、入り組んだ運河域の奥に立地することからアユの来遊は少ないとされてきた²⁰⁾。実際にアユの出現量の相違には、近隣に大きな河川の有無が関連している可能性が示唆されている³³⁾。アユの採集個体数を見ると、羽田では 53.9 個体/曳網、京浜島で 4.0 個体/曳網、多摩川で 5.6 個体/曳網、葛西で 202.4 個体/曳網である。対して本研究の海浜は 9.5 個体/曳網、干潟は 4.7 個体/曳網であり開放的な羽田や葛西に比べると個体数が少ないことが明らかであった。よって大森ふるさとの浜辺公園はアユに成育場を提供できていない可能性が考えられた。しかし、アユは潮汐により移動をすることが知られる^{34,35,36)}。そのことを踏まえ丸山ほか³⁷⁾は本調査地点で 2018 年 3 月から 2019 年 2 月に潮汐ごとの調査を行い、満潮時にはアユの個体数が増加することを明らかにした。

以上のことから、本調査地点が海域に分散した仔魚が接岸する機能は持たないが、ある程度成長し能動的な個体が来遊する一つの場となっていることを明らかにしている。東京湾内湾の小型地曳網による調査は干潮時のものがほ

とんどであり^{6,10,11,20,28,30)}、確かに干潮時の調査が種の多様性や群集組成を素早く知る方法として有用であるが³⁸⁾、満潮時の調査を合わせて行うことで、より正確にその場の持つ機能を明らかにできると考えられた。

3. 過去または他地点との多様度比較

東京湾内湾の干潟域においては、地点間の多様度比較⁶⁾や、同一地点における年代別の多様度比較¹³⁾が行われてきた。しかし、人工的に造成された干潟や海浜の多様度を自然干潟と比較した例はない。前調査²⁰⁾は、本調査地点を多摩川河口の天然干潟と比較したが、それは生活史や利用様式の比較であり、多様度の比較は行われていない。

そこでまず、過去の本調査地点における 1 年間の前調査と 5 年間の本調査で多様度を比較し、長期サンプリングの必要性と効果を明らかにした。次に本調査を、河野ほか²⁸⁾と村瀬ほか³⁰⁾の東京都大田区に位置する羽田、京浜島および多摩川における調査と比較し、魚類にとっての人工環境の評価をした。

1) 長期モニタリングの効果と必要性

出現した種数を比較すると、前調査の海浜は 33 種、干潟は 29 種であったことに対して本調査は海浜で 40 種、干潟で 38 種であった。一曳網あたりの個体数は前調査の海浜が 622 個体、干潟が 688 個体であったことに対して本調査では海浜で 492.2 個体、干潟で 411.1 個体であった。生活史型別の割合や経月変化はほぼ同じであった。

しかし利用様式の割合は、種数では同様の傾向が認められたが、個体数では前調査では滞在型（総個体数に対して海浜で 54%、干潟で 45%）と一時滞在型（総個体数に対して海浜で 46%、干潟で 54%）が優占していたことに対して本調査では滞在型（総個体数に対して海浜で 82.2%、干潟で 87.7%）が優占した。

これにともなって、生活史型別の利用様式では、前調査と異なり河口魚はほとんどが滞在型になった。また、前調査の遡河回遊魚は通過・偶来型であったが、本調査では一時滞在型に分類された。

以上のようにして、長期間調査を行うことで短期間の調査とは異なる結果が得られた。

個体数で、河口魚のほぼすべてが滞在型に分類されたのは、本調査では優占種のマハゼが滞在型に分類されたことに起因する。マハゼは、前調査では仔魚から若魚の出現であったが、本調査では仔魚から成魚が確認された。大田区による調査¹⁵⁾では、より大型の体長 100 mm 以上の個体が採集されている。また、遡河回遊魚の個体数が全て一時滞在型に分類されたが、これは前調査では稚魚しか採集されなかったマルタが、本調査では稚魚と若魚が採集されたことに起因する。マルタも大田区の調査¹⁵⁾でより大型の個体が採集されている。

多様度という観点から見ると、1年間の調査と5年間の調査で大きな差が見られることはなかった。より長期間の調査では、短期間の調査より多くの種が確認できたが、多様度決定グラフ (Fig. 12) に基づく第1位種の割合、全体の80%に達する種順位、全体の95%に達する種順位、さらに多様度 H' と均衡度 J' はほぼ同様の値を示した。

このように、長期間の調査は短期間の調査とはいくつかの点で異なる結果を得ることができ、より正確な魚類群集を明らかにしたと判断できる。茂木ほか¹³⁾でも述べられているが、長期的な調査は魚類相の特徴を正確に得ることができ、その結果は東京湾の環境保全や環境修復のために有用であると結論付けることができる。

2) 人工干潟と自然干潟の多様度比較

出現した種数は、本調査の海浜が40種、干潟が38種に対して、多摩川で50種、京浜島で52種、羽田で45種であり、本調査地点では少ない傾向が確認できた。多様度判定グラフ (Fig. 12) に基づく第1位種の割合（低い方が多様度は高い）は海浜で45.7%、干潟で42.4%に対して、多摩川は62.2%と高い値を示したが、京浜島は43.9%、羽田は34.1%であった。全体の80%に達する種順位と全体の95%に達する種順位（これらは遅い方が多様度は高い）は海浜で2種と5種、干潟で2種と6種に対して、多摩川で2種と8種、京浜島で5種と13種、羽田で8種と15種であり、京浜島と羽田で多様度が高いことを示している。

多様度 H' （数値が大きいほど多様度が高い）と均衡度 J' （数値が大きいほど多様度が高い）は本調査の海浜で1.34と0.36、干潟で1.38と0.38という値に対して、多摩川で1.34と0.34、京浜島で1.96と0.49、羽田で2.4と0.63であり、京浜島や羽田では高い値であった。

以上のことから、多様度判定グラフ、多様度 H' と均衡度 J' に基づくと、本調査地点の多様度は多摩川とほぼ同等であるが、京浜島や羽田よりは低い値であることが明らかになった。ただし、塩分をみると、多摩川は河川水の影響を直接受けるため平均10.9と低い。対して京浜島は平均14.3、羽田は21.0であり、本調査地点の海浜と干潟は17.5と18.1である。よってこの多様度の低さは塩分に起因するものではなく、運河の奥に造成された立地の影響や、周辺が運河域となっており他の干潟と連続性が無いこと、もしくは造成された人工海浜・干潟の限界であるという可能性が考えられた。

今後は、多様度のみならず、各魚種の食性や発育段階ごとの出現を天然干潟と比較し、より具体的に魚類が大森ふるさとの浜辺公園をどのように利用しているのかを明らかにしていくことが必要である。またその結果を用いることで、今後の東京湾沿岸域のあり方や、人工環境造成事業への指針を提示することが期待される。

謝辞

本研究を行うにあたり、採集調査の許可や傭船にご協力をいただいた大田区の都市基盤整備部の方々および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、東京海洋大学魚類学研究室の学生の皆さんのご協力により、5年間という長期間の調査を実行できたことを感謝いたします。本研究の一部はJSPS科研費基盤（B）24310028および基盤（C）15K00654、2019年度笹川科学助成金（研究番号：2019-4094）の助成を受けて実施しました。

引用文献

- 1) 國土交通省港湾局・環境省自然環境局. 干潟ネットワークの再生に向けて. 国立印刷局, 2004, 119pp.
- 2) 清水誠. 東京湾の魚介類 (6) 昭和60年代の生物相. 海洋と生物, 1990, 68, 183-189.
- 3) 鎌谷明善. 海岸線の変貌. 東京湾—100年の環境変遷, 小倉紀雄（編）, 恒星社厚生閣, 東京, 1993, 20-27.
- 4) 中瀬浩太. 人工干潟の施工およびモニタリング. 建設の施工企画, 2008, 8, 42-47.
- 5) 環境庁自然保護局. 日本の干潟、藻場、サンゴ礁の現状. 海中公園センター, 東京, 1997, 291pp.
- 6) 加納光樹・小池哲・河野博. 東京湾内湾の干潟域の魚類相と多様性. 魚類学雑誌, 2000, 47, 115-129.
- 7) Hermosilla, J.J., Y. Tamura, M. Moteki and H. Kohno. Distribution and community structure of fish in Obitsu-gawa River Estuary of inner Tokyo Bay, central Japan. AACL Bioflux, 2012, 5(4), 197-222.
- 8) 那須賢二・甲原道子・渋川浩一・河野博. 東京湾内湾奥部京浜島の干潟に出現する魚類. 東京水産大学研究報告, 1996, 82, 125-133.
- 9) 桑原悠子・土田奈々・元山崇・河野博・加納光樹・島田裕至・三森亮介. 葛西人工渚（東京湾内湾奥部）の魚類相. La mer, 2003, 41, 28-36.
- 10) 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. 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, 2004, 42, 35-42.
- 11) 河野博・横尾俊博・茂木正人・加納光樹. 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, 2008, 63, 133-142.
- 12) 河野博. 東京湾の魚類 研究史と自然誌. 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, 2012, 85-106.
- 13) 茂木正人・安田健吾・山本佳子・横尾俊博・河野博・諸星一信・鈴木信昭・松坂省一・有路隆一. 東京湾京浜島の魚類相の季節変化と長期モニタリングの必要性. La mer, 2009, 46,

- 121-134.
- 14) 竹山佳奈・田中克彦・河野博・木村賢史・中瀬浩太・岩上貴弘. 東京湾奥部の都市運河域に造成した干潟・海浜環境の長期的な変遷. 土木学会論文集B3 (海洋開発) , 2018, 74, I_510-I_515.
- 15) 大田区. 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. 2019.
- 16) 小林麻里・佐々木剛. 大森ふるさとの浜辺公園を活用した水圏環境教育の有効性の考察と魚類を用いた教材開発の基礎調査. 水圏環境教育誌, 2008, 1(1), 18-52.
- 17) 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. 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) , 2013, 69, I_1030-I_1035.
- 18) 酒井卓・竹山佳奈・中瀬浩太・河野博. 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, 2018, 72, 98-112.
- 19) 小野寺暁・丸山啓太・竹山佳奈・河野博. 東京湾奥部の直立護岸 (大森ふるさとの浜辺公園) に設置した籠網に寄せ集する魚類の出現様式. *La mer*, 2020, 58, 59-69.
- 20) 村井俊太・村瀬敦宣・河野博・竹山佳奈・中瀬浩太・岩上貴弘. 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*, 2016, 54, 11-27.
- 21) 岡村知忠・中瀬浩太・佐藤正昭・小寺一宗. 人工干潟造成工事にともなう干潟環境の変遷について. 海洋開発論文集, 2004, 20, 419-424.
- 22) Kanou, K., H. Kohno, P. Tongnunui and H. Kurorura. Larvae and juveniles of two engraulidid species, *Thryssa setirostris* and *T. hamiltoni*, occurring in the surf zone at Trang, southern Thailand. *Ichthyol. Res.*, 2002, 49, 401-405.
- 23) 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, 2013, 神奈川県秦野市.
- 24) 沖山宗雄 (編) . 日本産稚魚図鑑 第二版. 東海大学出版会, 2014, 神奈川県秦野市.
- 25) Sakai, H. and S. Amano. A new subspecies of Anadoromous Far Eastern Dace, *Tribolodon brandtii maruta* subsp. Nov. (Teleostei, Cyprinidae) from Japan. *Bull. Natl. Mus. Nat. Sci., Ser. A*, 2014, 40, 219-229.
- 26) 尼岡邦夫. 日本産ヒラメ・カレイ類. 東海大学出版部, 秦野, 2016, 229pp.
- 27) Matsuura, K. Taxonomic and Nomenclatural Comments on Two Puffers of the Genus *Takifugu* with Description of a New Species, *Takifugu flavipterus*, from Japan (Actinopterygii, Tetraodontiformes, Tetraodontidae). *Bull. Natl. Mus. Nat. Sci., Ser. A*, 2017, 43, 71-80.
- 28) 河野博・茂木正人・石丸隆・関沢和彦. 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, 2014. URL: https://www.tbecic.go.jp/haneda-iinkai/view/iinkai/Download/20140317/07_3bu5syou.pdf
- 29) 木元新作. 集団生物学概説. 共立出版, 東京, 1993, 188pp.
- 30) 村瀬敦宣・角張ちひろ・加瀬喜弘・齊藤有希・河野博. 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, 2014, 69, 57-75.
- 31) 里見勇・藤沢康文・五十嵐美穂. 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, 2004, 20, 299-304.
- 32) 加納光樹. 干潟域の魚類. 河野博 (監修) 東京湾魚の自然誌, 平凡社, 東京, 2006, 73-81.
- 33) 内田肇・須田有輔・町井紀之. 土井ヶ浜海岸の碎波帯に出現する魚類. 水産大学校研究報告, 1998, 46, 163-173.
- 34) 塚本勝己・望月賢二・大竹二雄・山崎幸夫. 川口水域におけるアユ仔稚魚の分布・回遊・成長. 水産土木, 1989, 25, 45-57.
- 35) 東健作. 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, 2005, 23, 59-112.
- 36) Kanou, K., M. Sano and H. Kohno. Larval and juvenile fishes occurring with flood tides on an intertidal mudflat in the Tama River estuary, central Japan. *Ichthyol. Res.*, 2005, 52, 158-164.
- 37) 丸山啓太・河野博. 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. *La mer*, 2020, 58, 51-57.
- 38) Morrison, M. A., M. P. Francis, B. W. Hartill, and D. M. Parkinson. Diurnal and tidal variation on the abundance of the fish fauna of a temperate tidal mudflat. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2002, 54, 793-807.

東京湾内湾に造成された海浜と干潟の魚類相と多様性

丸山啓太^{*2}・河野 博^{*3}・竹山佳奈^{*4}・中瀬浩太^{*4}

^{*2}東京海洋大学魚類学研究室
^{*3}東京海洋大学学術研究院海洋環境科学部門
^{*4}五洋建設株式会社環境事業部

東京湾内湾に造成された海浜と干潟が魚類にどのような場を提供しているのか明らかにすることを目的として、月に一度の小型地曳網による調査を 5 年間行った。調査地点は東京都大田区の「大森ふるさとの浜辺公園」で、同公園は海浜 (1.2 ha) と干潟 (1.0 ha)、それらの間に浅場 (4.6 ha) の海域を有する公園である。周辺は水深約 5 m の運河域であるが、運河域との境界に海底から高さ約 4 m の砂留潜堤が造成されたため、浅場の水深は最も深い部分で 1.5 m 程度となっている。採集された魚類は海浜で 19 科 40 種 60,050 個体、干潟で 19 科 38 種 44,807 個体であった。2 地点の底質には違いがみられたが、出現する種数や個体数、または生活史型や利用様式から魚類相はほぼ同様であった。本調査地点はハゼ科河口魚が優占し、またそれらのハゼ科河口魚には仔魚から成魚までの長期的な成育場を提供していることが明らかとなった。しかし、運河域の最奥に立地していることから、海水魚の出現は少なかった。また、多摩川河口域の 3 つの干潟と多様度の比較を行うと、本調査地点は劣ることが明らかとなった。

キーワード: 仔稚魚, 魚類相, 干潟, 東京湾

Table 1. Fishes collected at the sandy beach and tidal flat of Furuhamama Park in the inner Tokyo Bay from May 2014 to April 2019

Family and Species	Sandy beach / Tidal flat				
	No. of individuals	Size range(SL,mm)	Developmental Stage	Life-style category	Life-cycle category
Clupeidae					
<i>Konosirus punctatus</i>	10 / 24	5.6-72.0 / 6.8-36.9	L, Y / L, Y	P & S / P & S	M
<i>Sardinops melanostictus</i>	0 / 2	7.8-8.4	L	P & S	M
<i>Sardinella zunasi</i>	8 / 55	7.0-9.5 / 7.7-17.6	L / L	P & S / P & S	M
Cyprinidae					
<i>Tribolodon brandtii maruta</i>	256 / 87	16.8-99.9 / 18.9-94.8	J-Y / J-Y	T / T	An
<i>Tribolodon hakonensis</i>	7 / 0	38.6-54.8	J	P & S	F
<i>Tribolodon</i> spp.	106 / 0	21.7-34.9	J	P & S	
Plecoglossidae					
<i>Plecoglossus altivelis altivelis</i>	1,160 / 507	11.5-40.5 / 8.8-50.6	L-J / L-J	T / T	Am
Syngnathidae					
<i>Hippichthys penicillatus</i>	1 / 0	81.2	Y	P & S	M
Mugilidae					
<i>Chelon haematocheilus</i>	4 / 3	16.1-26.9 / 23.8-45.9	J / J	P & S / P & S	M
<i>Mugil cephalus cephalus</i>	5,414 / 1,903	19.4-107.0 / 20.8-63.9	J-Y / J-Y	T / T	M
Atherinidae					
<i>Hypoatherina valenciennei</i>	11 / 187	8.4-44.7 / 6.6-34.5	L-Y / L-J	T / T	M
Platycephalidae					
<i>Platycephalus</i> sp. 2	15 / 1	8.0-76.8 / 37.3	J-Y / Y	T / P & S	M
Lateolabracidae					
<i>Lateolabrax japonicus</i>	555 / 186	11.3-104.2 / 10.6-44.1	L-Y / L-J	T / T	M
Carangidae					
<i>Scomberoides lysan</i>	1 / 0	31.2	J	P & S	M
Leiognathidae					
<i>Nuchequula nuchalis</i>	1 / 186	6.3 / 6.3-18.7	L / L-J	P & S / T	M
Sparidae					
<i>Acanthopagrus latus</i>	162 / 176	10.6-26.6 / 9.7-33.2	L-J / L-J	T / T	M
<i>Acanthopagrus schlegelii</i>	9 / 76	9.2-26.9 / 9.5-30.4	L-J / L-J	T / T	M
Sillaginidae					
<i>Sillago japonica</i>	35 / 13	7.7-41.3 / 8.4-33.5	L-J / L-J	T / T	M
Teraponidae					
<i>Rhynchoptelates oxyrhynchus</i>	1 / 0	19.8	J	P & S	M
<i>Terapon jarbua</i>	63 / 1	14.8-33.1 / 16.2	J / J	P & S / P & S	M
Girellidae					
<i>Girella punctata</i>	0 / 2	16.3, 16.4	J	P & S	M
Stichaeidae					
<i>Dictyosoma burgeri</i>	3 / 9	7.1-9.4 / 4.7-12.8	L / L-J	P & S / T	M
Pholididae					
<i>Pholis crassispina</i>	2 / 5	56.2-76.4 / 8.4-81.2	Y / L-Y	P & S / T	M
Blenniidae					
<i>Omobranchus fasciatoceps</i>	0 / 4	3.2-4.4	L	P & S	M
<i>Omobranchus punctatus</i>	0 / 3	3.7-5.1	L	P & S	M
Gobiidae					
<i>Acanthogobius flavimanus</i>	21,576 / 18,972	7.2-88.6 / 6.9-94.7	L-A / L-A	R / R	E
<i>Acanthogobius lactipes</i>	94 / 195	4.8-51.9 / 4.1-49.0	L-A / L-A	R / R	E
<i>Chaenogobius gulosus</i>	114 / 456	3.3-32.4 / 3.1-61.77	L-Y / L-Y	T / T	M
<i>Eutaenichthys gilli</i>	2 / 2	3.9-8.4 / 6.8-9.8	L / L	P & S / P & S	E
<i>Favonigobius gymnauchen</i>	83 / 20	8.6-51.1 / 10.1-45.2	J-Y / J-Y	T / T	E
<i>Glossogobius olivaceus</i>	18 / 1	5.0-16.2 / 11.0	L-J / L	T / P & S	E
<i>Gymnogobius breunigii</i>	27,505 / 18,558	4.1-53.8 / 4.3-54.4	L-A / L-A	R / R	E
<i>Gymnogobius heptacanthus</i>	8 / 67	13.0-38.0 / 4.9-60.7	L-J / L-A	T / R	E
<i>Gymnogobius macrognathos</i>	273 / 1,403	7.4-30.8 / 3.9-35.0	L-Y / L-A	T / R	E
<i>Gymnogobius petschiliensis</i>	2,219 / 1,452	5.4-29.5 / 6.6-30.2	L-J / L-J	T / T	Am
<i>Gymnogobius urotaenia</i>	76 / 48	6.6-27.5 / 6.6-27.3	L-J / L-J	T / T	Am
<i>Luciogobius guttatus</i>	11 / 1	7.2-11.8 / 14.1	L-J / J	T / P & S	E
<i>Mugilogobius abei</i>	8 / 1	3.9-12.5 / 11.5	L-J / L	T / P & S	E
<i>Pseudogobius masago</i>	1 / 0	11.9	J	P & S	E
<i>Redigobius bikolanus</i>	15 / 4	4.9-13.6 / 7.1-13.8	L-J / J	T / P & S	Am
<i>Tridentiger obscurus</i>	119 / 89	6.3-46.6 / 6.1-42.6	L-A / L-A	R / R	E
<i>Tridentiger</i> spp.	0 / 11	4.3-8.4	L		
GOBIIDAE spp.	10 / 24	5.8-8.0 / 3.3-8.1	L	-	
Pleuronectidae					
<i>Platichthys bicoloratus</i>	84 / 67	9.0-30.0 / 9.2-48.9	J / J-Y	P & S / T	M
<i>Pseudopleuronectes yokohamae</i>	2 / 0	10.1-11.2	J	P & S	M
Triacanthidae					
<i>Triacanthus biaculeatus</i>	6 / 3	6.2-40.1 / 5.3-6.9	J / J	P & S / P & S	M
Tetraodontidae					
<i>Takifugu albopurpureus</i>	2 / 0	15.2-40.7	J	P & S	M
<i>Takifugu pardalis</i>	0 / 3	6.5-9.9	J	P & S	M
No. of species	40 / 38				
No. of individuals	60,050 / 44,807				
No. of towings	122 / 109				
No. of individuals/towing	492.2 / 411.1				

Development stage (A, adult; J, juvenile; L, larva; Y, young)

Life-cycle category (Am, anadromous fishes; An, anadromous fishes; E, estuarine fishes; F, freshwater fishes; M, marine fishes)

Life-style category (P&S, passersby and stays; R, resident; T, transient)

Table 2. Comparisons of species diversities represented by number of species, the percentage of first ranked species, species rank over 80% and 95%, species diversity (H') and Evenness (J') of fishes collected at the sandy beach and tidal flat of Furuhamama Park, Tama-gawa River, Keihin-jima and Haneda

Place	Year	No. of sp.	Percentage of 1st ranked sp.	Rank of sp. over 80%	Ranked of sp. over 95%	Species diversity (H')	Evenness (J')
Sandy beach	2014-2019 ¹⁾	40	45.7	2	5	1.34	0.36
Tidal flat	2014-2019 ¹⁾	38	42.4	2	6	1.38	0.38
Sandy beach	2014-2015 ²⁾	33	53.7	3	4	1.30	0.37
Tidal flat	2014-2015 ²⁾	29	45.0	2	6	1.37	0.41
Tama-gawa R.	2006-2013 ³⁾	50	62.2	2	8	1.34	0.34
Keihin-jima	2006-2013 ³⁾	52	43.9	5	13	1.96	0.49
Haneda	2006-2013 ³⁾	45	34.1	8	15	2.40	0.63

1) Present Study, 2) Murai et al. (2016), 3) Kohno et al. (2014) and Murase et al. (2014).

Table 3. Comparisons of number of species and individuals of marine fishes collected at the sandy beach and tidal flat of Furuhamama Park, Tamagawa River, Keihin-jima, Haneda and Kasai in the inner Tokyo Bay

Place	No. of sp.	Ratio of sp. (%)	Number of ind. per towing	Ratio of ind. (%)
Sandy beach ¹⁾	22	55.0	54.0	10.9
Tidal flat ¹⁾	21	55.3	31.0	7.5
Tama-gawa R. ²⁾	26	55.3	101.4	4.2
Keihin-jima ²⁾	29	63.0	192.1	17.8
Haneda ²⁾	28	63.6	195.9	40.7
Kasai ³⁾	18	58.1	409.6	18.3

1) Present study, 2) Kohno et al. (2014) and Murase et al. (2014), 3) Kuwabara et al. (2003).



Fig. 1 Map showing the sampling sites in the present study (solid circles) and reference sites (open circles) in the inner Tokyo Bay.

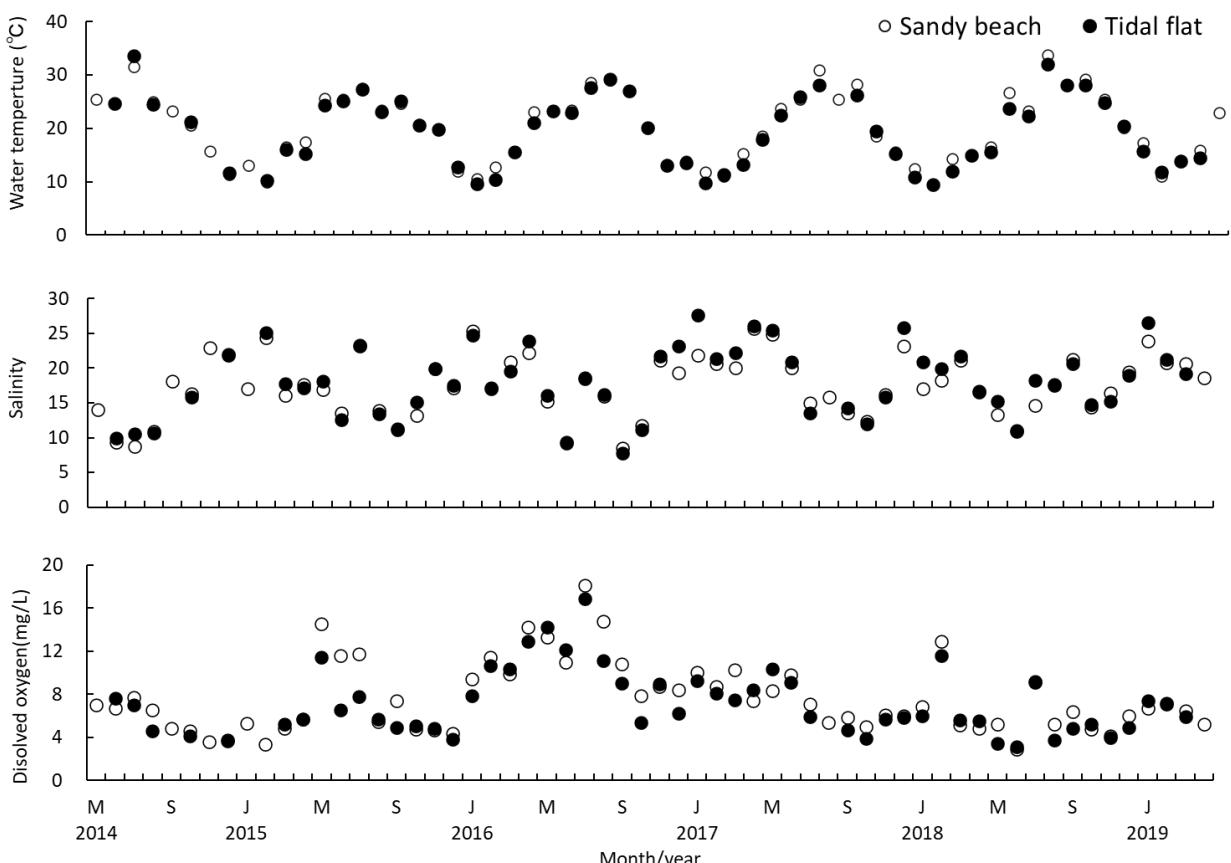


Fig. 2 Monthly changes of water temperature (upper), salinity (middle) and dissolved oxygen (lower) in the sandy beach (open circles) and tidal flat (solid circles) in the inner Tokyo Bay.

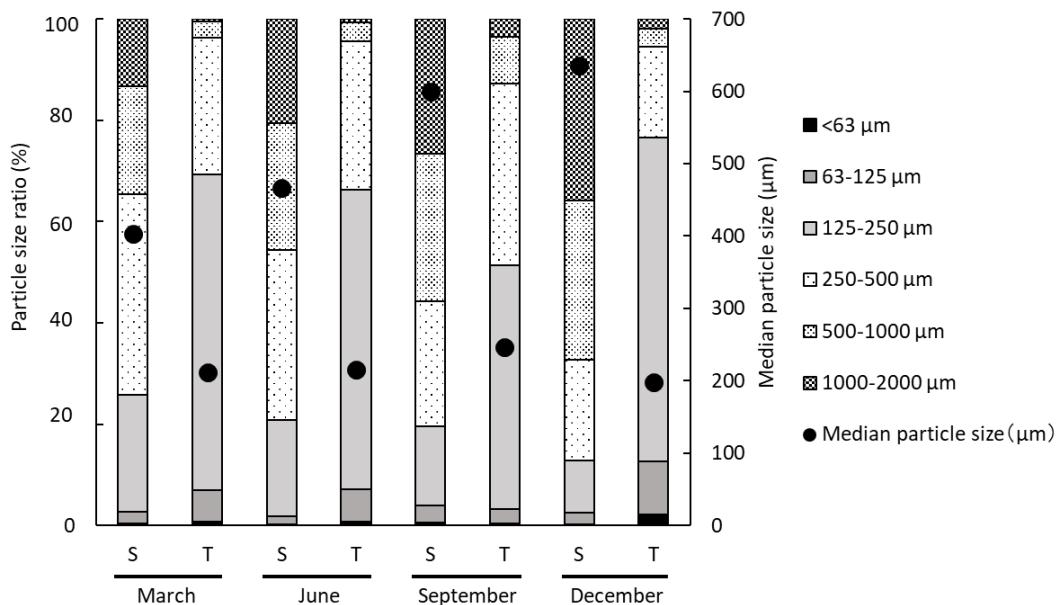


Fig. 3 Particle size ratios (bars) and median particle sizes (solid circles) of bottom sediment in the sandy beach (S) and tidal flat (T) in the inner Tokyo Bay.

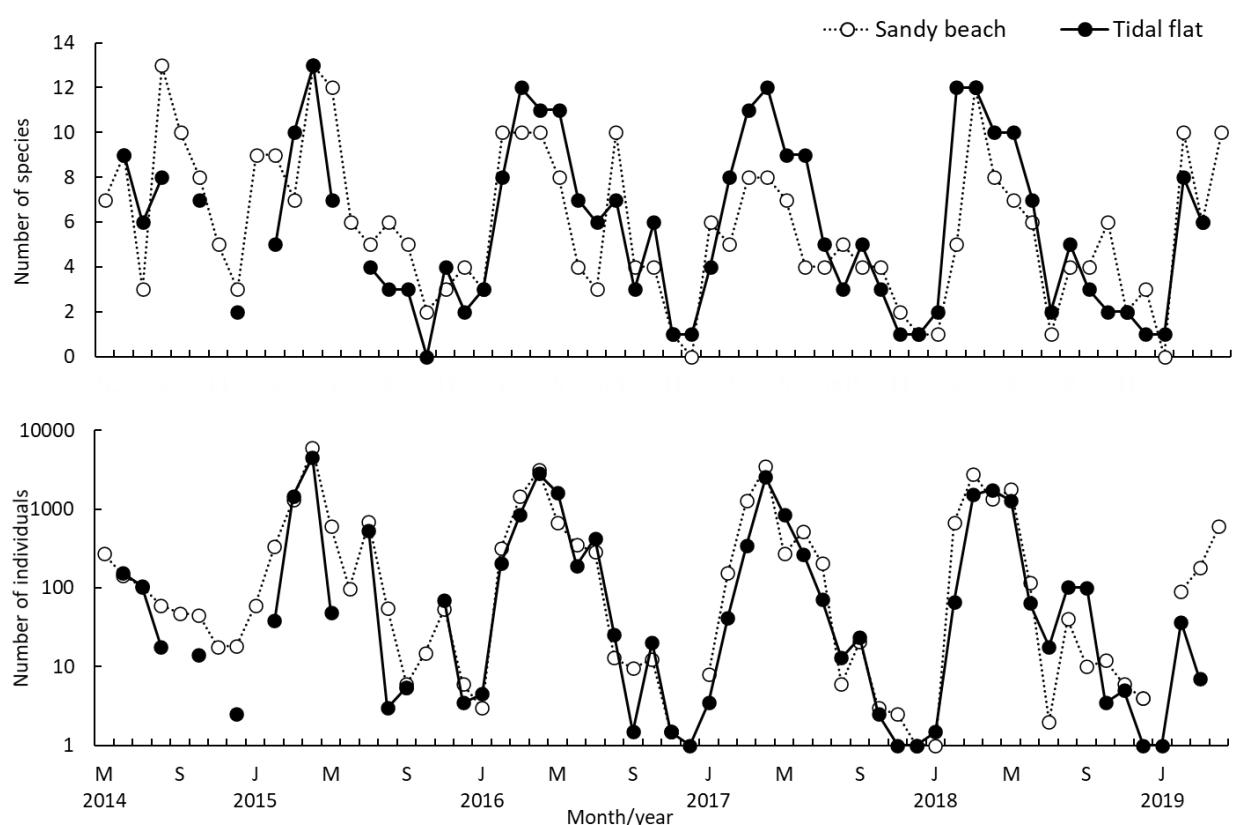


Fig. 4 Monthly changes of the numbers of species (upper) and individuals (lower) in the sandy beach (open circles) and tidal flat (solid circles) in the inner Tokyo Bay.

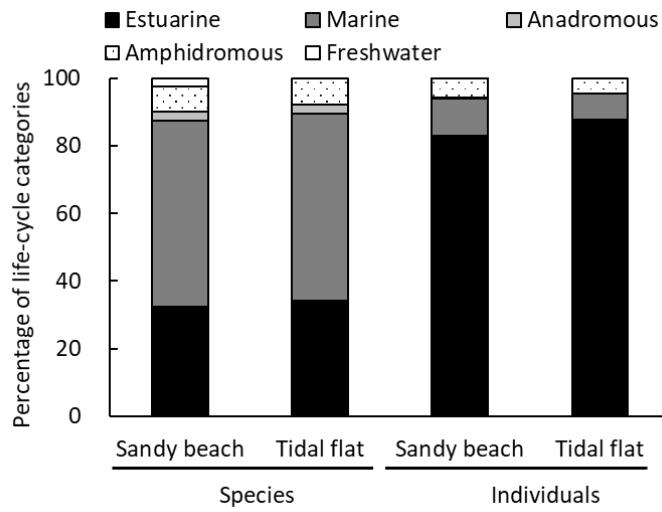


Fig. 5 Percentage of numbers of species and individuals by life-cycle categories in the sandy beach and tidal flat in the inner Tokyo Bay.

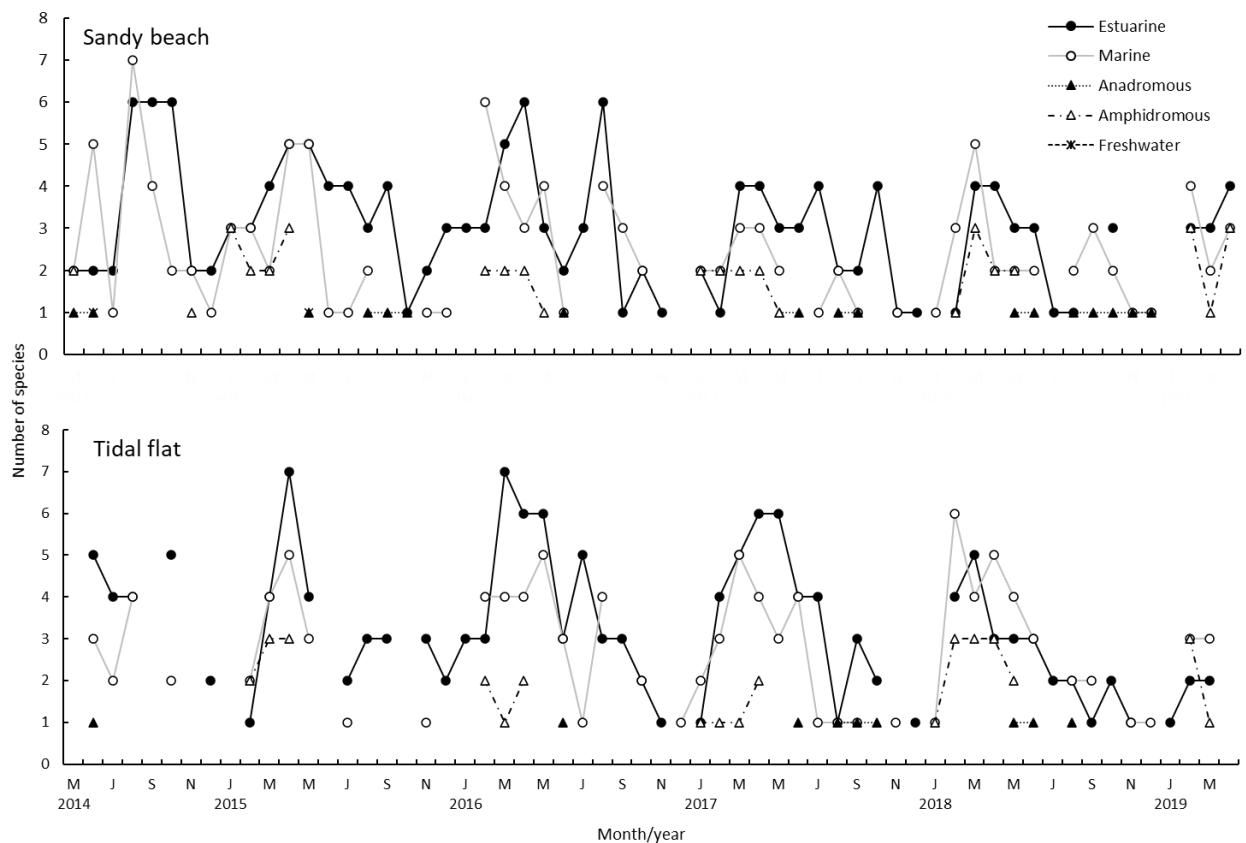


Fig. 6 Monthly changes of number of species by life-cycle categories in the sandy beach (upper) and tidal flat (lower) in the inner Tokyo Bay.

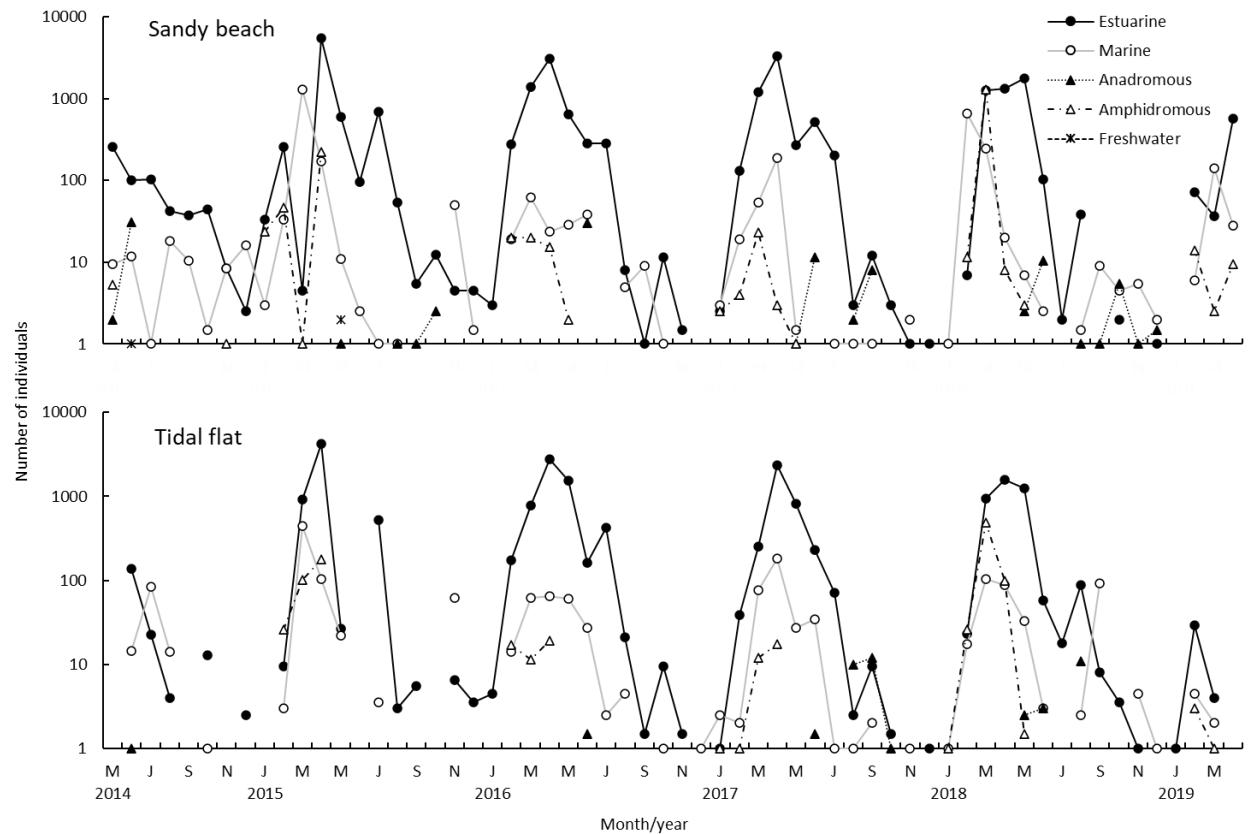


Fig. 7 Monthly changes of number of individuals by life-cycle categories in the sandy beach (upper) and tidal flat (lower) in the inner Tokyo Bay.

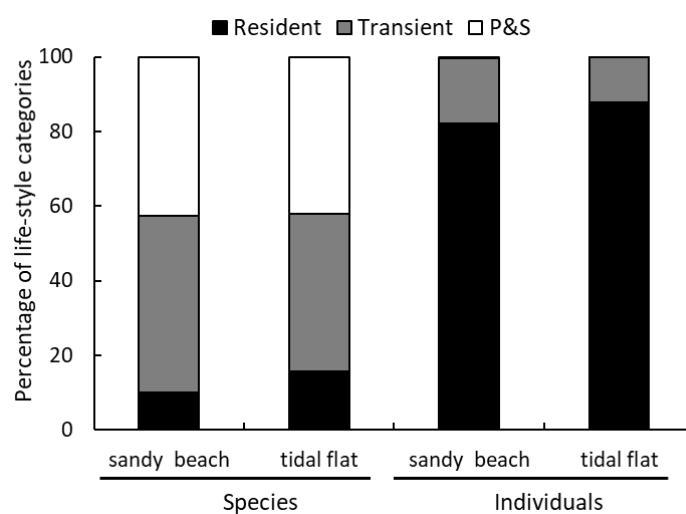


Fig. 8 Percentage of numbers of species and individuals by life-style categories in the sandy beach and tidal flat in the inner Tokyo Bay.

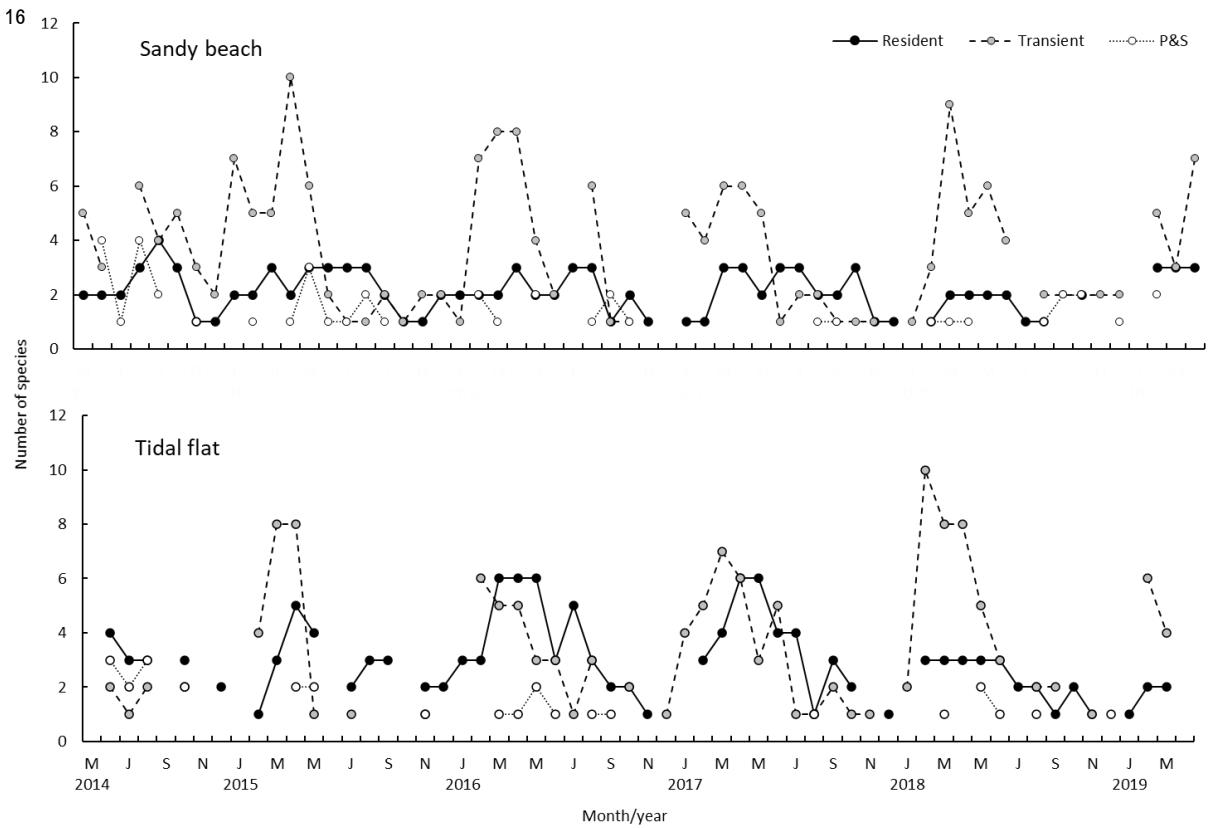


Fig. 9 Monthly changes of number of species by life-style categories in the sandy beach (upper) and tidal flat (lower) in the inner Tokyo Bay.

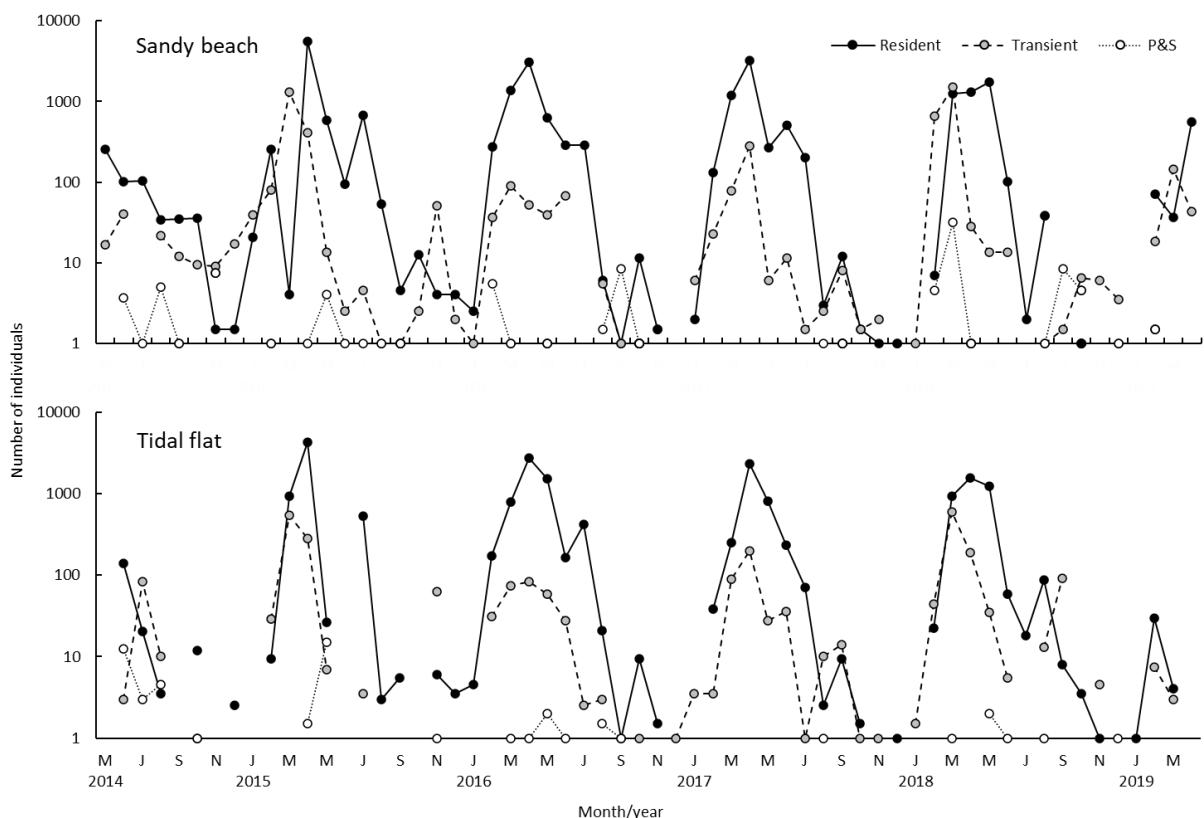


Fig. 10 Monthly changes of number of individuals by life-style categories in the sandy beach (upper) and tidal flat (lower) in the inner Tokyo Bay.

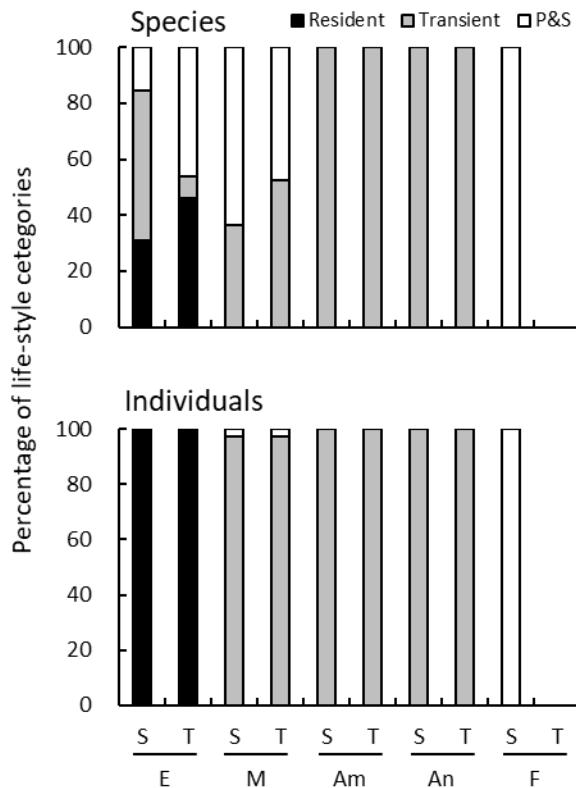


Fig. 11 Percentage of numbers of species (upper) and individuals (lower) by life-style categories (P&S, passersby and stays), shown by each life-cycle categories (Am, amphidromous fishes; An, anadromous fishes; E, estuarine fishes; F, freshwater fishes; M, marine fishes) and sampling sites (S, sandy beach; T, tidal flat) in the inner Tokyo Bay.

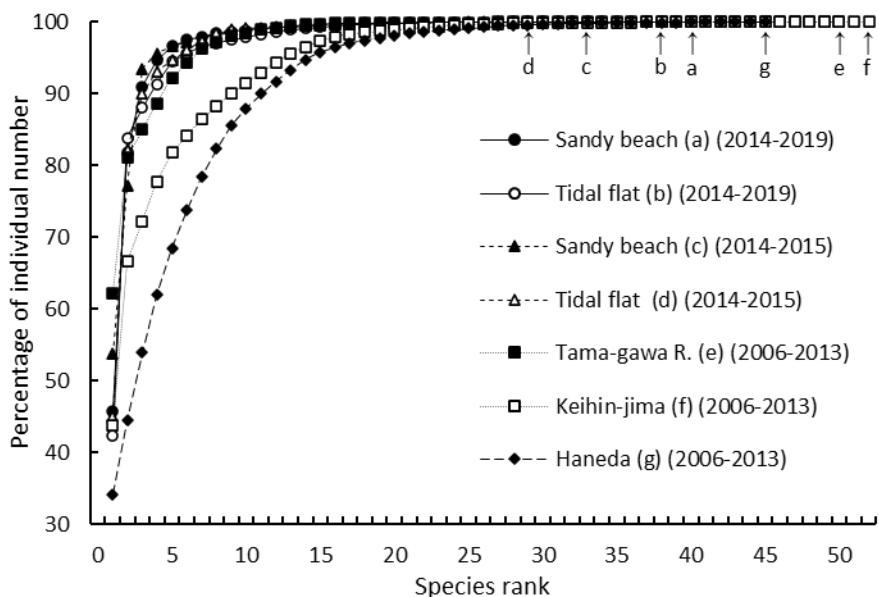


Fig. 12 Relationships between the accumulated percentages of individual number and the species rank of fishes collected in the sandy beach and tidal flat, Tama-gawa River, Keihin-jima and Haneda in the inner Tokyo Bay. Arrows with letters a-g indicate the number of species in each sampling.