Aquatic Animals

水生動物 第 2020 巻
令和 2 年 5 月

関東地方におけるスジエビの遺伝的多様性

Genetic diversity of *Palaemon paucidens* in the Kanto region, Japan

七里浩志[1*]・柳本　卓[2]・今井　正[3]・張　成年[2]

Hiroshi Shichiri*, Takashi Yanagimoto, Tadashi Imai, Seinen Chow

[1]横浜市環境科学研究所，神奈川県横浜市神奈川区恵比須町1
[2]中央水産研究所，神奈川県横浜市金沢区福浦2-12-4
[3]瀬戸内海区水産研究所，香川県高松市屋島東町234
[1]Yokohama Environmental Science Research Institute, 1 Ebisu-cho, Kanagawa, Yokohama, Kanagawa 221-0024, Japan. [2]National Research Institute of Fisheries Science, Japan Fisheries Research and Education Agency, 2-12-4 Fukuura, Kanazawa, Yokohama, Kanagawa 236-8648, Japan. [3]National Research Institute of Fisheries and Environment of Inland Sea, Japan Fisheries Research and Education Agency, 234 Yashimahigashi-machi, Takamatsu, Kagawa 761-0111, Japan.
*Corresponding author; e-mail: hi00-shichiri@city.yokohama.jp, Tel: +81-45-453-2550.

Abstract

Genetic diversity of common freshwater shrimp *Palaemon paucidens* in the Kanto region (Tokyo, Kanagawa and Chiba) of Japan, was investigated using mitochondrial 16S rDNA sequence analysis. All 98 individuals collected at 31 localities were determined to be type A, which included 52 individuals collected at 18 localities in Inner Tokyo Bay Basin. A total of 12 haplotypes were detected, which were phylogenetically classified into 3 groups (designated by A-I, A-II and A-III). Number of individuals comprising each group was 44 for A-I, 38 for A-II and 16 for A-III. A-II was determined to be an indigenous group distributing central to northern Japan. A part of A-I group may be domestic alien probably originated from Lake Biwa. A-III was determined to be invasive group probably originated from commercially imported individuals from Korea and/or China. Although the human-mediated contact between indigenous and alien groups must threat the genetic integrity of indigenous group, nothing is known about hybridization and genetic introgression among these groups.

Key words: *Palaemon paucidens*; 16S rDNA; haplotype; introduced population; genetic disturbance; Inner Tokyo Bay

緒言

スジエビ *Palaemon paucidens* はシベリア南東部、サハリンから朝鮮半島、日本列島、中国にいたる極東に分布する淡水エビで、日本国内ではアイソザイム分析により遺伝的に異なる A、B の 2 タイプがあることが報告されている（Chow and Fujio 1985; Chow et al. 1988; Fidhiany et al. 1988）。A タイプは河川や湖沼に生息する一方、B タイプは河川のみに生息し、タイプ間で卵サイズや幼生発生パターン、成体や幼生の塩分耐性などに違いが見られる（張・藤尾 1986; Chow et al. 1988; Fidhiany et al. 1989, 1990, 1991）。張ら（2018a）は、18S rDNA 部分領域を対象とした multiplex-PCR により両タイプを簡便に判別できる方法を用いて全国的な分布状況を明らかにした。さらに張ら（2018b）は同手法によってタイプ判別された 150 地域 169 個体についてミトコンドリア DNA の 16S rDNA（以下 16S と略記）配列の解析を行い、タイプ間およびタイプ内での

遺伝的分化について検討した。その結果、明らかに独立したクレードを形成した奄美大島産スジエビを新たに C タイプと定義し、3 タイプ間の塩基置換率が平均 5.5 から 6.8 %であったことから、国内のスジエビには少なくとも 3 種が存在することが示唆されるとした。また、A、B の各タイプ内でも遺伝的に分化したグループがあることが示されており、A タイプでは A-I グループとそれ以外のグループが見られ、グループ間の平均塩基置換率が 1.5 %、B タイプでは B-I と B-II のグループが見られ、グループ間の平均塩基置換率が 3.7 %であった（張ら 2018b）。2019 年に Katogi et al.（2019）によって新種記載されたキタノスジエビ *Palaemon septemtrionalis* は張ら（2018b）の B-I グループと一致し、宮城県以北から北海道および日本海側に分布することが報告されている（張ら 2019; Katogi et al. 2019）。福島県以南に分布する B-II グループ（張ら 2018b）が別種であるとすると B タイプだけでも 2 種となる。

張ら（2018b）によると、関東地方の東京都、神奈川県、千葉県の 22 地点で採集されたスジエビ 23 個体のうち、湖沼および東京湾内湾に注ぐ河川で採集された 12 個体は全て A タイプであった。また、同一水系内でも、奥多摩湖とその下流の多摩川の標本は同じ A タイプであるものの遺伝的に異なるグループであったことが観察されている（張ら 2018b）。しかし、いずれも 1 地域につき 1 個体のみの分析であることから同一地域内での遺伝的多様性が不明であるとともに、東京湾内湾に注ぐ河川における B タイプ（B-II グループ）の分布実態も把握できていない。さらに、Song et al.（2016）が報告した韓国産スジエビのハプロタイプと類似あるいは一致する個体が神奈川県を含む日本の各地域で検出されており、外国産スジエビの人為的な移入の可能性が示唆されている（張ら 2018b）。そこで本研究では東京都、神奈川県、千葉県において新たに採集したスジエビ標本について 16S 配列の分析を行い、過去のデータも加えて、これら 3 都県におけるスジエビの遺伝的多様性について検討した。

材料および方法

本研究で使用したスジエビの標本情報を Table 1 に示した。東京都 8 地域 29 個体、神奈川県 18 地域 59 個体、千葉県 5 地域 10 個体の合計 31 地域 98 個体を 16S 配列の分析対象とした。このうち、16 個体は張ら（2018b）による A タイプのデータである。残りの 82 個体についても、張ら（2018b）の方法で 16S 配列を決定した。

31地域の水域形態は河川・水路11地域、湖（ダム）2地域、池18地域で、それぞれ35個体、21個体、42個体である。そのうち、河川・水路5地域（15個体）、湖・池13地域（37個体）は、東京湾内湾に接続する水系、流域に属する。東京湾外湾に接続する千葉県の保田川では、これまでA、Bの2タイプが同所的に採集されているが、本研究では張ら（2018a, b）でAタイプと判別された1個体のみを分析対象とした。得られた塩基配列間の距離（Kimura's two parameter distance: K2P）の計算と系統樹の作成はMEGA6（Tamura et al. 2013）を用いて行った。系統樹の作成にあたっては、モデルテストを行い、最適な塩基置換モデルを探索した。また、Song et al.（2016）による韓国産スジエビ23ハプロタイプ（KPp）を加えた。

結果

タイプ判別と出現ハプロタイプ

98個体で決定した16S配列の長さは483 bpであり、12ハプロタイプが検出された（Table 2）。今回新たに分析を行った82個体はいずれもAタイプと判定され、調査対象とした31地域のうち、前述の千葉県保田川を除く30地域でBタイプは確認されなかった。12ハプロタイプのうち、8ハプロタイプ（JA1、JA10、JA16、JA18、JA19、JA20、JA21、JA22）は張ら（2018b）が国内産スジエビAタイプ110個体で検出した22ハプロタイプ中のものと一致し、今回国内

Table 1. Description of local samples of *Palaemon paucidens* used in this study.

St.	Prefecture	locality	water body	n	individual code	collection date	coordinate (N, E)
1	Tokyo	Lake Okutama**	lake†	10	OKT1~OKT3, OKT5~OKT11	2017/8/24	35.7779, 138.9896
2	Tokyo	Yaji River**	river†	5	Y8-29~Y8-25, Y8-44, Y8-45	2017/9/24, 2018/4/22	35.6865, 139.3898
3	Tokyo	Ohguri River**	river†	4	TOG1~TOG4	2017/7/15	35.6495, 139.4646
4	Tokyo	Fujimi Pond	pond†	1	FUP5	2018/7/1	35.7278, 139.5685
5	Tokyo	Inokashira Park*	pond†	1	IKK5	2017/8/5	35.6999, 139.5778
6	Tokyo	Senzokuike Pond	pond†	1	SEP5	2018/7/1	35.6025, 139.6897
7	Tokyo	Shinobazu Pond**	pond†	3	SZ5~SZ7	2017/8/21	35.7120, 139.7705
8	Tokyo	Mizumoto Park**	pond†	4	MZ1~MZ4	2017/8/3	35.7829, 139.8696
9	Kanagawa	Lake Tsukui**	lake	11	TUK1~TUK11, TUK26	2017/8/17, 2018/5/18	35.5889, 139.2714
10	Kanagawa	Wakabadai Rainwater adjustment pond	pond†	2	Y69, Y70	2018/7/11	35.5025, 139.4988
11	Kanagawa	Takeyamaike Pond	pond†	3	Y11-32~Y11-34	2017/10/29	35.4971, 139.5619
12	Kanagawa	Shirahataike Park**	pond†	3	Y10-29~Y10-31	2017/9/28	35.4921, 139.6282
13	Kanagawa	Futatsuike Pond	pond†	3	Y4-9~Y4-11	2017/8/24	35.5205, 139.6512
14	Kanagawa	Katabira River 1**	river†	2	Y2-4, Y2-5	2017/8/29	35.4824, 139.5235
15	Kanagawa	Tawarabashi Park	pond†	1	Y83	2018/7/31	35.4770, 139.5603
16	Kanagawa	Katabira River 2**	river†	3	Y3-38~Y3-40	2017/11/13	35.4631, 139.5902
17	Kanagawa	Kodomo Natural Park	pond†	1	Y1-2	2015/10/15	35.4508, 139.5342
18	Kanagawa	Yokohama Children's Recreation Park	pond†	1	Y79	2018/7/19	35.4367, 139.5789
19	Kanagawa	Sakai River**	river	11	Y5-41~Y5-43, Y5-46, Y5-47, Y5-56, Y102, Y103, Y105, Y106, Y110	2017/11/25, 2018/5/21, 2018/7/13, 2019/2/11	35.3874, 139.4842
20	Kanagawa	Kashio River	river	1	Y7-22	2017/9/10	35.3986, 139.5340
21	Kanagawa	Kosuzume Park	pond	1	Y84	2018/8/27	35.3685, 139.5133
22	Kanagawa	Maioka Park Sakuranami Pond	pond	3	Y91~Y93	2018/9/12	35.3880, 139.5506
23	Kanagawa	Yokohama Nature Sanctuary 1	pond	2	Y12-36, Y12-37	2017/6/29	35.3463, 139.5869
24	Kanagawa	Yokohama Nature Sanctuary 2	pond	3	Y6-17, Y6-18, Y6-20	2017/6/22	35.3413, 139.5869
25	Kanagawa	Komatsugaike Pond	pond	4	Y114~Y117	2019/8/18	35.1848, 139.6427
26	Kanagawa	Sagami River	river	4	Z34~Z37	2019/8/6	35.3732, 139.3716
27	Chiba	canal connected to Kashima River**	river	2	INB5, INB7	2017/10/15	35.7044, 140.2037
28	Chiba	Obitsuzeki Park**	pond†	4	OBT1~OBT4	2017/8/10	35.3947, 139.9539
29	Chiba	Hota River*	river	1	HOT2	2017/8/10	35.1373, 139.8428
30	Chiba	Isumi River*	river	1	IS1	2017/8/10	35.1630, 140.2622
31	Chiba	Isumi Environment and Culture Village**	pond	2	IS2, IS3	2017/8/10	35.2921, 140.3357
		total		98			

*data from previous study (Chow et al. 2018b); **including one individual analyzed in the previous study (Chow et al. 2018b). †located in inner Tokyo Bay Basin.

Table 2. 16S rDNA haplotype frequencies of type A *Palaemon paucidens* in the Kanto region.

St.	locality	n	number of individuals in each haplotype (JA)											
			1	1.5	10	10.2	16	18	19	20	21	21.2	21.5	22
1	Lake Okutama	10	10											
2	Yaji River	5									4	1		
3	Ohguri River	4									4			
4	Fujimi Pond	1									1			
5	Inokashira Park	1									1			
6	Senzokuike Pond	1				1								
7	Shinobazu Pond	3	3											
8	Mizumoto Park	4	4											
9	Lake Tsukui	11	3								5			3
10	Wakabadai Rainwater adjustment pond	2												2
11	Takeyamaike Pond	3	3											
12	Shirahataike Park	3					1	2						
13	Futatsuike Pond	3	2		1									
14	Katabira River 1	2												2
15	Tawarabashi Park	1	1											
16	Katabira River 2	3	1		1								1	
17	Kodomo Natural Park	1											1	
18	Yokohama Children's Recreation Park	1			1									
19	Sakai River	11	9	1							1			
20	Kashio River	1			1									
21	Kosuzume Park	1					1							
22	Maioka Park Sakuranami Pond	3	2		1									
23	Yokohama Nature Sanctuary 1	2					2							
24	Yokohama Nature Sanctuary 2	3					3							
25	Komatsugaike Pond	4			3			1						
26	Sagami River	4	3								1			
27	canal connected to Kashima River	2	2											
28	Obitsuzeki Park	4						1		2	1			
29	Hota River	1								1				
30	Isumi River	1							1					
31	Isumi Environment and Culture Village	2						1	1					
	total	98	43	1	8	1	7	5	2	3	18	1	2	7

JA1 and JA1.5 are determined to be group A-I; JA10, JA10.2 and JA16 to be group A-III; JA18–JA22 to be group A-II (see Fig. 1).

で新規に確認された残りの4ハプロタイプについては、本稿ではJA1.5、JA10.2、JA21.2、JA21.5と表記した（accession No. LC531931–LC531934）。標本全体のハプロタイプ多様度は0.760であり、ハプロタイプ間の平均塩基置換率（K2P ± S.E.）は1.1 ± 0.3 %であった。

本研究で得られた12ハプロタイプおよび韓国産スジエビ23ハプロタイプ（KPp1–23）の合計35ハプロタイプのアライメントに対する最適塩基置換モデル（T92＋G）を用いて構築した近隣接合法（NJ）による無根系統樹をFig. 1に示した。張ら（2018b）と同様にAタイプは、高いブートストラップ値で支持されるA-Iグループ（JA1とJA1.5）とそれ以外に大きく分けられた。A-Iグループ以外については、韓国産ハプロタイプを含まないグループ（A-IIと定義 : JA18–JA22）と韓国産ハプロタイプを含むグループ（A-IIIと定義）が見られた。A-IIIに

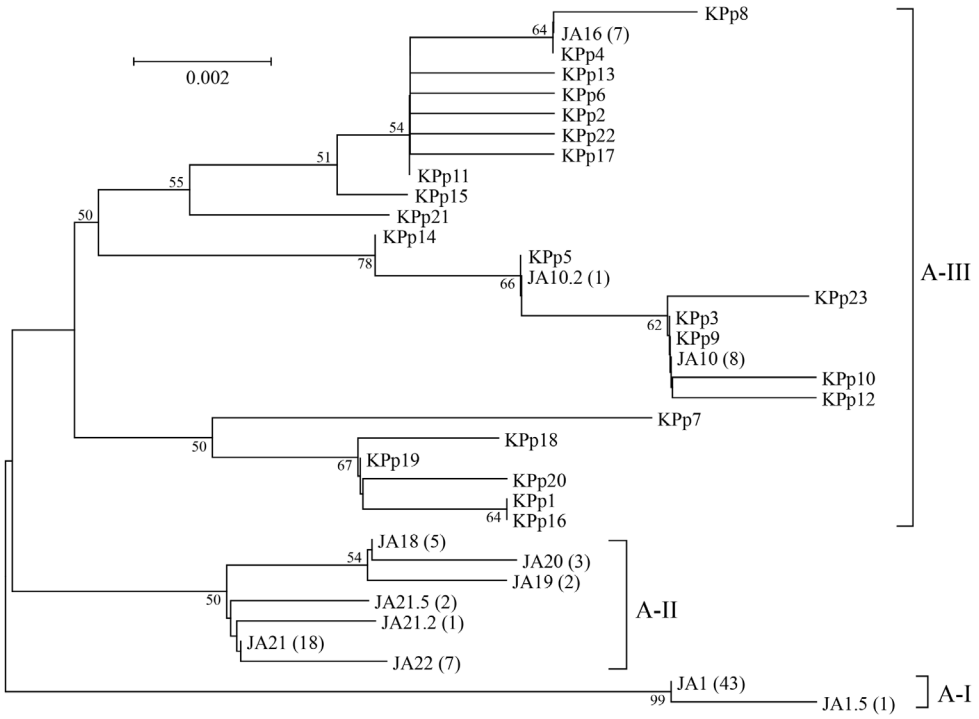

Fig. 1. A Neighbor-joining (NJ) tree of mtDNA 16S rDNA sequences of 12 haplotypes detected in type A *Palaemon paucidens* in the Kanto region. 23 haplotypes (KPp) of *P. paucidens* from Korea reported by Song et al. (2016) are incorporated. Number of individuals is shown in the parenthesis. Bootstrap values less than 50 % are not shown.

は本研究で得られたハプロタイプJA10、JA10.2、JA16も含まれ、それらはそれぞれSong et al.（2016）の韓国産ハプロタイプの配列（KPp9、KPp5、KPp4）と一致した。

日本産スジエビにおけるグループごとのハプロタイプ多様度、平均塩基置換率（K2P ± S.E.）は、それぞれ、A-I（n = 44）が0.048、0.2 ± 0.2 %、A-II（n = 38）が0.673、1.0 ± 0.4 %、A-III（n = 16）が0.771、0.4 ± 0.2 %であった。3グループ間の塩基置換率は1.4から1.9 %であった。

地域別ハプロタイプ出現状況

各地域のハプロタイプ頻度をTable 2、Fig. 2に示した。異なるグループの混在が確認された地域は、津久井湖（St. 9）、白幡池公園（St. 12）、二ツ池（St. 13）、帷子川2（St. 16）、境川（St. 19）、舞岡公園さくらなみ池（St. 22）、小松ヶ池（St. 25）、相模川（St. 26）で、帷子川2（St. 16）では3グループ全てが見られた。奥多摩湖（St. 1）の10個体は全てA-IグループのJA1であったが、その下流多摩川水系の谷地川（St. 2）と大栗川（St. 3）の9個体はA-IIグループであり前報の結果（張ら 2018b）を裏付けた。一方、津久井湖（St. 9）とその下流の相模川（St. 26）はいずれもA-IとA-IIグループが見られた。

また、St. 2、3、4、5におけるJA21（A-IIグループ）、St. 21、23、24におけるJA16（A-IIIグループ）、St. 30、31におけるJA19（A-IIグループ）のように、いくつかのハプロタイプは、地理的に距離の近い地域でまとまって出現する傾向が見られた（Fig. 2）。

分析対象とした31地域は河川・水路11地域、湖・池20地域であるが、A-Iグループは河川・水路4地域、湖・池8地域で確認され、A-IIグル

ープは河川・水路9地域、湖・池8地域、A-IIIグループは河川・水路2地域、湖・池9地域で確認された。すなわち、A-IIグループはA-I、A-IIIグループに比べ相対的に河川・水路での確認割合が高かった。

また、A-III グループは大半が神奈川県（15 個体）での確認で、千葉県での確認はなく、東京都での確認は洗足池（St. 6）の 1 個体のみであった。

なお、次の9地点では2017年から2019年にかけてタモ網等による短時間の採集を試みたが、スジエビの捕獲はできなかった。鶴見川鴨居堰付近・鶴見川小机堰付近・鶴見川落合橋付近・梅田川一本橋メダカ広場付近（以上、神奈川県横浜市鶴見川水系河川）、早川太閤橋上流（神奈川県小田原市早川水系河川）、坪呑公園内池・久良岐公園大池（神奈川県横浜市大岡川流域池）、桂台第二雨水調整池（神奈川県横浜市境川・柏尾川流域池）、金沢自然公園みずの谷池（神奈川県横浜市宮川流域池）。

考察

東京湾内湾周辺における A タイプ・B タイプの分布

張ら（2018a）は、国内のスジエビ A、B タイプの確認状況から、B タイプは両側回遊型

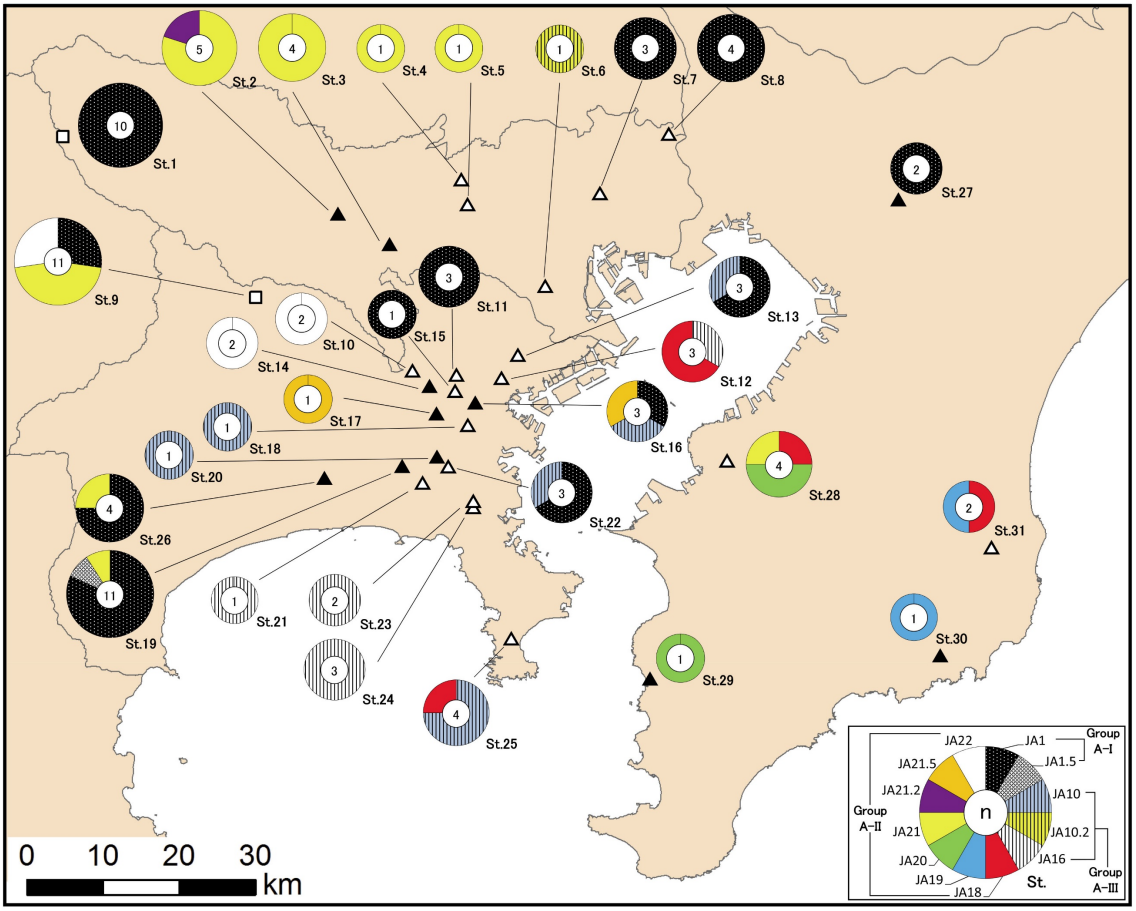

Fig.2 16S rDNA haplotype frequencies of type A *Palaemon paucidens* in the Kanto region. Closed triangles indicate river or canal, open squares indicate lake and open triangles indicate pond. Center of circle graph means number of individuals. See Table 1 for location numbers.

で河川のみに見られ、標高 50m、河口からの距離が 20km を超える地点には分布しないと推測している。神奈川県での B タイプ（B-II グループ）は森戸川、前田川で確認されているが（張ら 2018b, 2019）、それらはいずれも三浦半島西岸の相模湾に接続する河川である。また、千葉県での B タイプ（B-II グループ）は、A タイプも得られた保田川（St. 29）のほか、染川、洲宮川、長者川、袋倉川で確認されているが（張ら 2018b, 2019）、いずれも富津岬より南側の東京湾外湾または、県東部の太平洋に面した地域である。一方、本研究に用いた 31 地域 98 個体はすべて A タイプであった。そのうち、18 地域 52 個体は東京湾内湾に接続する水系・流域に属する。また、アイソザイム分析により多摩川河口付近（東京都）の個体も A タイプであることが報告されている（Chow et al. 1988）。したがって、本調査結果を含め、これまで湖、池および東京湾内湾へ接続する河川でのスジエビ B タイプの確認事例は無い。

本研究では、三浦半島東部、東京湾内湾に接続する河川の河口付近での標本が不足し、今後、未調査地域での分析が望まれるところである。張ら（2019）は全国のスジエビ B タイプの 16S 配列のハプロタイプを比較し、B-II グループのなかでも三浦半島西部、房総半島南部（富津岬以南）および宮城～福島の標本が遺伝的に 1 つのまとまりあるグループ（B-IIa）を形成したことを報告しており、三浦半島東部や東京湾内湾に接続する河川にスジエビの B タイプが生息するとすれば、それらも同じグループに属するものと推察される。

しかし、三浦半島ほかでエビ類の採集を行った丸山（2018）の調査において、同半島東部の津久井川、長沢川、野比川、高熊川ではスジエビが捕獲されていない。また、相模湾海洋生物研究会（1995）の調査においても三浦半島東部の東京湾側へ流れる松輪川、平作川（ただし、調査は上流のみ）、夏島町水路などではスジエビが捕獲されていない。さらに、横浜市が定期的に実施している市内河川生物相調査においても、横浜市南東部の大岡川水系（6–7 地点）、宮川水系（2–3 地点）、侍従川水系（3 地点）の河川からは、1993 年から 2015 年までの 8 回の調査において、スジエビの捕獲記録がない（樋口ら 1995, 1998, 2001, 2004, 2006; 横浜市環境科学研究所 2009, 2012, 2016）。以上のことから、少なくとも現在は三浦半島東部から横浜市南東部にかけての河川にはスジエビが生息していない、あるいは稀なようで、東京湾外湾以南の個体群の進入、またそれに伴う内湾の個体群との交流は少ないと推察される。両側回遊型の B タイプ（B-IIa）が東京湾を挟む東西に分布するにも関わらず、東京湾内湾に見られないのは三浦半島や東京湾の形状とそれに伴う黒潮の流れに起因するのかもしれない。しかし、同じく両側回遊型のミナミテナガエビ *Macrobrachium formosense*、ヒラテテナガエビ *Macrobrachium japonicum*、ミゾレヌマエビ *Caridina leucosticta* などは内湾に位置する横浜市などでも近年見られるようになっており（横浜市環境科学研究所 2016）、この違いの解明には浮遊幼生期の性質などの詳細な比較が必要であろう。また、閉鎖的内水面でも繁殖可能な A タイプが見られない地域（河川）があることについては不明である。張ら（2019）はまた、相模湾に注ぐ神奈川県の河川、特に西寄りの河川にはスジエビが少ないことを挙げており、湾内に接続する河川のスジエビ分布に偏りがあるのは東京湾だけではないようである。

3 都県における A タイプスジエビの遺伝的多様性

本調査によって関東地方では A-I、A-II、A-III の 3 つのグループが確認された。このうち、A-II グループに属するハプロタイプは、張ら（2018b）によると韓国には存在しないハプロタイプであり、日本国内では今回分析対象とした地域以外に 3 か所、福島県小泉川にて JA18 が、長野県千曲川および栃木県中禅寺湖にて JA21 が確認されている。張ら（2018b）の各地域での分析個体数は主に 1 個体であるものの、西日本には出現しないハプロタイプであり、関東から東北に見られる日本在来のグループであろう。

A-I グループに属するハプロタイプも韓国には存在せず（張ら 2018b）、日本国内では北海道には見られず現在のところ最北端は岩手県の猿ケ石川である。A-I グループの大多数を占めるハプロタイプ JA1 は、琵琶湖を含む日本中部から南部にかけて広い範囲に出現するタイプである（張ら 2018b）。丹羽（2010）、斉藤ら（2011）、斉藤（2018）などによると、スジエビやチュウゴクスジエビ *Palaemon sinensis* はシラサエビなどの商品名で釣り餌として生きた状態で流通しており、韓国（1969 年以降）や中国（1990 年以降）から輸入されてきた。また、スジエビについては国内では琵琶湖が最大の産地として知られている。自然分布とは考えにくい国内の湖沼のスジエビ個体群のほとんどが JA1 であったことから、琵琶湖産のアユ *Plecoglossus altivelis altivelis* を代表とする魚類の放流に伴う人為的な拡散が起こっている可能性が高いと考えられている（張ら 2018b）。本調査対象地域で確認された A-I グループが関東において在来のものであったのか、あるいは琵琶湖など国内の他の地域から人為的に持ち込まれたいわゆる国内外来群由来のものなのか、現状では区別ができない。しかしながら、河川との連絡がほとんど無い閉鎖性の高い水域のものは人為的に持ち込まれた国内外来群である可能性が高い。

A-III グループに属する 3 ハプロタイプ（JA10、JA10.2、JA16）は、いずれも Song et al.（2016）の韓国産スジエビのハプロタイプとほぼ一致し、東京と神奈川で確認された。張ら（2018b）によると今回分析対象とした地域以外に大分および長崎（対馬）にて JA10 が 1 個体ずつ確認されている。また、静岡、島根（隠岐）においても韓国産ハプロタイプとほぼ一致するハプロタイプ（JA14、15 の各 1 個体）が確認されている。隠岐や対馬は地理的に韓国と近いことから、自然分布の可能性は否定できない。しかし、韓国産ハプロタイプとほぼ一致するハプロタイプが東京、神奈川、静岡、島根、長崎、大分というように広域分散していることに加えて、韓国や中国から生きたスジエビが輸入されてきた実態を踏まえると、A-III グループは韓国や中国から人為的に持ち込まれた国外外来群由来と見る方が妥当と思われる。ただし、同様に輸入されてきた韓国産スジエビと中国産スジエビの近縁性については、不明である。

一部は国内外来と考えられる A-I と国外外来と考えられる A-III グループの個別の事例をみると、両グループに属するハプロタイプが確認された二ツ池（St. 13：神奈川県横浜市鶴見川流域）は大きな河川との連続性が低い池であり、以前はフナ類の放流が行われていた。1996 年の調査ではテナガエビ *Macrobrachium nipponense* が優占し、スジエビは確認されていなかったが、2003 年に少数のスジエビが捕獲されて以降、2010 年、2014 年、

2017年の調査ではテナガエビより多く捕獲されるようになっている（市川ら2019）。同じく両グループが確認されている舞岡公園さくらなみ池（St. 22：神奈川県横浜市境川・柏尾川流域）では、2007年の時点で国内または国外外来種であるカワリヌマエビ属 *Neocaridina* sp.が確認され（福嶋ら2008）、2012年にはスジエビに混じって国外外来種であるチュウゴクスジエビが確認されている（七里ら2017）。また、A-Iグループのみが確認された奥多摩湖（St. 1：東京都奥多摩町多摩川水系）やA-I、A-IIグループが確認された津久井湖（St. 9：神奈川県相模原市境川水系）は人工湖であり、放流された琵琶湖産アユが定着している（加藤1985; 相澤1996）。さらに、A-IIIグループのみが確認されている横浜自然観察の森の2地域（St. 23、24：神奈川県横浜市境川・柏尾川流域）は、2004年まではスジエビは確認されていなかったとの情報がある（市川ら2019）。これらの事例はもともとスジエビの生息していなかった、あるいは環境改変に伴い一度は生息しなくなった閉鎖的な水域にA-IグループやA-IIIグループのスジエビが人為的に移入されたことを裏付けるものと言える。また、Saito（2017）、今井ら（2020）はチュウゴクスジエビの確認状況から、人の立入りが容易な場所はエビの放流などが容易と考えられるとしている。本研究においてもA-IグループやA-IIIグループは特に人口密度の高い東京都や横浜市を含む神奈川県東部で頻度高く確認されており、人為的に移入されたという考えに矛盾しない。ただし、多くの流域人口を擁し、多くの外来種が生息していることで知られる多摩川水系のSt. 2、3では在来と考えるA-IIグループのみが確認されており、移入されたエビが定着、確認されるか否かは水域の規模や利用目的、生きたエビの入手の容易さや投入量などが影響するものと考えられる。

以上のように、関東地方のスジエビには、在来グループ（A-II）に加えて、琵琶湖を代表とする西日本由来と考えられるグループ（A-I）および韓国周辺由来と考えられるグループ（A-III）の3つのグループの存在が確認された。非在来グループの拡散状況をより明らかにするためには、分析地点数、分析個体数の増加や地域ごとのエビ類移入情報の蓄積による解析が必要である。国内では水産資源保護法施行規則の改正により、2016年7月27日からテナガエビ科エビ類が輸入防疫の対象となった。これにより、本科エビ類を釣り餌や鑑賞用として生きたまま輸入するには、農林水産大臣の許可が必要となり（農林水産省畜水産安全管理課水産安全室2019）、実際に生きたスジエビやチュウゴクスジエビの流通状況に変化が生じていることが報告されている（斉藤2018）。しかし、これまでの外国産スジエビの輸入量（丹羽2010）や本研究結果から推察すると、関東のみならず、国内各地において、すでに非在来の個体群が定着している可能性がある。

また、近縁外来種、外来個体群の移入は、遺伝子攪乱の問題を引き起こしている。水生動物だけでもイワナ *Salvelinus leucomaenis*（樋口ら2012）やサツキマス（ヤマメ）*Oncorhynchus masou masou*（北西ら2017; Yamazaki et al. 2005）、メダカ種群 *Oryzias latipes* species complex（中尾ら2017）、ニッポンバラタナゴ *Rhodeus ocellatus kurumeus*（河村ら2009; 三宅ら2008）、ドジョウ *Misgurnus anguillicaudatus*（小出水ら2009; 清水・高木2010）、オオサンショウウオ *Andrias japonicus*（松井2005）など流水性から止水性、冷水性から温帯性の種

まで数多く知られる。本研究においても A タイプ内複数のグループが同所的に確認されたことから、国内のスジエビ、特に閉鎖的な湖沼にも生息する A タイプでは遺伝子攪乱が生じている可能性がある。

スジエビの A、B タイプ間の形態的な差異は連続的であることから（Fidhiany et al. 1989; フィジアニ・木島 1990）、A タイプ内でのグループ間あるいはハプロタイプ間の外部形態による識別は、より困難と推測される。人為的な移入に伴い交雑が進んでいる可能性もあることから、今後、核 DNA 分析や交雑実験による解明が望まれる。

謝辞

標本の採集には次の方々にご協力いただいた。渾川直子氏、浦垣直子氏、川村顕子氏、市川竜也氏、潮田健太郎氏、紺野繁幸氏、堀 美智子氏、本山直人氏、中里亜利咲氏（横浜市環境科学研究所）。また、佐野真吾氏（観音崎自然博物館）には三浦半島でのスジエビ生息地について情報をいただいた。林 順子氏（中央水産研究所）には、DNA 抽出作業および標本整理に協力いただいた。ここに記して厚くお礼申し上げる。

引用文献

相澤 康 (1996). 津久井湖のアユについて．神奈川県淡水試報 32: 80–82.

Chow, S., Fujio, Y. (1985). Biochemical evidence of two types in the freshwater shrimp *Palaemon paucidens* inhabiting the same water system. Nippon Suisan Gakkaishi 51: 1451-1460.

張 成年・藤尾芳久 (1986). スジエビ (*Palaemon paucidens*) 地域集団間における幼期発生と成長の差異．水産育種 11: 29–33.

Chow, S., Nomura, T., Fujio, Y. (1988). Reproductive isolation and distinct population structures in the freshwater shrimp *Palaemon paucidens*. Evolution 42: 804–813.

張 成年・今井 正・池田 実・槇 宗市郎・大貫貴清・武藤文人・野原健司・古澤千春・七里浩志・渾川直子・浦垣直子・川村顕子・市川竜也・潮田健太郎・樋口正仁・手賀太郎・児玉晃治・伊藤雅浩・市村政樹・松崎浩二・平澤 桂・戸倉渓太・中畑勝見・児玉紗希江・箱山 洋・矢田 崇・丹羽健太郎・長井 敏・柳本 卓・斎藤和敬・中屋光裕・丸山智朗 (2018a). スジエビ *Palaemon paucidens* の2タイプを判別するための DNA マーカーおよび日本における 2 タイプの分布．Nippon Suisan Gakkaishi 73: 674–681.

張 成年・柳本 卓・丸山智朗・池田 実・松谷紀明・大貫貴清・今井 正 (2018b). スジエビ *Palaemon paucidens* の遺伝的分化．日本生物地理学会報 73: 1–16.

張 成年・柳本 卓・小西光一・市川 卓・小松典彦・丸山智朗・池田 実・野原健司・大貫貴清・今井 正 (2019). スジエビ *Palaemon paucidens* の B タイプにおける遺伝的分化．水生動物 2019: AA2019-11.

Fidhiany, L., Kijima, A., Fujio, Y. (1988). Genetic divergence between two types in *Palaemon paucidens*. Tohoku J. Agricult. Res. 39: 39–45.

Fidhiany, L., Kijima, A., Fujio, Y. (1989). Trait differences among localities in *Palaemon paucidens*. Tohoku J. Agricult. Res. 40: 9–18.

フィジアニ ルシア・木島明博 (1990). 淡水産スジエビ 2 型の形態による差異．水産育種 15: 45–49.

Fidhiany, L., Kijima, A., Fujio, Y. (1990). Premating and postmating isolation among local populations of freshwater shrimp *Palaemon paucidens* in Japan. Nippon Suisan Gakkaishi 56: 1407–1411.

Fidhiany, L., Kijima, A., Fujio, Y. (1991). Adult salinity tolerance and larval salinity requirement of the freshwater shrimp *Palaemon paucidens* in Japan. Tohoku J. Agricult. Res. 42: 17–24.

福嶋 悟・樋口文夫・小市佳延・下村光一郎・神保健次・中村明世 (2008). 小雀公園の水域生態系-公園管理のための基礎資料-. 横浜市環境科学研究所報 32: 73–78.

樋口文夫・水尾寛己・福嶋 悟・前川 渡 (1995). 横浜の淡水エビ・カニ類の分布状況．横浜の川と海の生物（第 7 報・河川編）．横浜市環境保全局，横浜, p. 219–235.

樋口文夫・水尾寛己・福嶋 悟 (1998). 横浜の淡水エビ・カニ類の分布状況（1996～1997）. 横浜の川と海の生物（第 8 報・河川編）. 横浜市環境保全局, 横浜, p. 141–156.
樋口文夫・水尾寛己・福嶋 悟 (2001). 横浜の淡水エビ・カニ類の分布状況（1999～2000）. 横浜の川と海の生物（第 9 報・河川編）. 横浜市環境保全局, 横浜, p. 171–182.
樋口文夫・水尾寛己・福嶋 悟 (2004). 横浜の淡水エビ・カニ類の分布状況（2002～2003）. 横浜の川と海の生物（第 10 報・河川編）. 横浜市環境保全局, 横浜, p. 109–119.
樋口文夫・水尾寛己・福嶋 悟 (2006). ４淡水エビ・カニ類. 横浜の川と海の生物（第 11 報・河川編）. 横浜市環境創造局横浜市環境科学研究所, 横浜, p. 110–116.
樋口正仁・佐藤雍彦・野上泰宏・兵藤則行 (2012). ミトコンドリアＤＮＡ分析による放流河川におけるイワナ（*Salvelinus leucomaenis*）の遺伝的集団的構造. 新潟県内水面水産試験場調査研究報告 36: 1–5.
市川竜也・七里浩志・渾川直子・堀 美智子・潮田健太郎・ 川村顕子・浦垣直子・紺野繁幸 (2019). 横浜市内の池における魚類・甲殻類（十脚目）相の調査結果. 横浜市環境科学研究所報 43: 45–57.
今井 正・小笠原長護・斉藤英俊 (2020). 名古屋市における淡水エビの外来種チュウゴクスジエビの記録. なごやの生物多様性 7: 71–75.
Katogi, Y., Chiba, S., Yokoyama, K., Hatakeyama, M., Shirai, S., Komai, T. (2019). A new freshwater shrimp species of the genus *Palaemon* Weber, 1795 (Decapoda: Caridea: Palaemonidae) from northeastern Japan. Zootaxa 4576: 239–256.
加藤憲司 (1985). 奥多摩湖における陸封アユの自然繁殖. 水産増殖 33: 139–142.
河村功一・片山雅人・三宅琢也・大前吉広・原田泰志・加納義彦・井口恵一朗 (2009). 近縁外来種との交雑による在来種絶滅のメカニズム. 日本生態学会誌 59: 131–143.
北西 滋・向井貴彦・山本俊昭・田子泰彦・尾田昌紀 (2017). サクラマス自然分布域におけるサツキマスによる遺伝的撹乱. Nippon Suisan Gakkaishi 83: 400–402.
小出水規行・竹村武士・渡部恵司・森 淳 (2009). ミトコンドリア DNA によるドジョウの遺伝特性. 農業農村工学会論文集 77: 7–16.
丸山智朗 (2018). 相模湾および周辺海域において 2016 年 8 月以降に採集された熱帯性コエビ類 5 種の記録. 神奈川県自然誌資料 39: 31–38.
松井正文 (2005). DNA 解析による外来種チュウゴクオオサンショウウオの生息確認. 河川整備基金助成事業 DNA 解析による外来種チュウゴクオオサンショウウオ事業報告書. 河川環境管理財団, 東京, p. 1–25.
三宅琢也・中島 淳・鬼倉徳雄・古丸 明・河村功一 (2008). ミトコンドリア DNA と形態から見た九州地方におけるニッポンバラタナゴの分布の現状. Nippon Suisan Gakkaishi 74: 1060–1067.
中尾遼平・入口友香・周 翔瀛・上出櫻子・北川忠生・小林牧人 (2017). 東京都野川のミナミメダカにおける外来遺伝子の河川内分布現況. 魚類学雑誌 64: 131–138.
丹羽信彰 (2010). 外来輸入エビ, カワリヌマエビ属エビ (*Neocaridina* spp.) および Palaemonidae spp. の輸入実態と国内の流通ルート. CANCER 19: 75–80.
相模湾海洋生物研究会 (1995). 横須賀市内河川水生生物基礎調査報告書. 横須賀市環境保全部, 横須賀.
農林水産省畜水産安全管理課水産安全室 (2019). 新たな輸入防疫制度について. https://www.maff.go.jp/j/syouan/suisan/suisan_boueki/sui_boueki2.html (accessed 3 April 2020).
斉藤英俊・丹羽信彰・河合幸一郎・今林博道 (2011). 西日本における釣り餌として流通される水生動物の現状. 広島大学総合博物館研究報告 3: 45–57.
Saito, H. (2017). Occurrence of the exotic freshwater shrimp *Palaemon sinensis* in central Hiroshima Prefecture, Japan. Fisheries Science. 83: 837–843.
斉藤英俊 (2018). 外来釣り餌動物チュウゴクスジエビ *Palaemon sinensis* の流通に及ぼす新輸入防疫制度の影響. Nippon Suisan Gakkaishi 84: 87–93.
七里浩志・渾川直子・市川竜也・樋口文夫 (2017). 横浜市内における外来性スジエビ近似種 *Palaemonetes sinensis* の確認状況について. 横浜市環境科学研究所報告 41: 45–49.
清水孝昭・高木基裕 (2010). ミトコンドリア DNA による愛媛県を中心としたドジョ

ウの遺伝的集団構造と攪乱．魚類学雑誌 57: 13–26.
Song, K. H., Jung, J., Kim, W. (2016). Genetic variation in a freshwater prawn species, *Palaemon paucidens*, in South Korea. Biochem. Syst. Ecol. 65: 23–32.
Tamura, K., Stecher, G., Peterson, D., Filipski, A., Kumar, S. (2013). MEGA6: molecular evolutionary genetics analysis version 6.0. Mol. Biol. Evol. 30: 2725–2729.
Yamazaki, Y., Shimada, N., Tago, Y. (2005). Detection of hybrids between masu salmon *Oncorhynchus masou masou* and amago salmon *O. m. ishikawae* occurred in the Jinzu River using a random amplified polymorphic DNA technique. Fish. Sci. 71: 320–326.
横浜市環境科学研究所 (2009). 横浜の川と海の生物（第 12 報・河川編）. 横浜市環境科学研究所, 横浜.
横浜市環境科学研究所 (2012). 横浜の川と海の生物（第 13 報・河川編）. 横浜市環境科学研究所, 横浜.
横浜市環境科学研究所 (2016). 横浜の川と海の生物（第14報・河川編）. 横浜市環境科学研究所, 横浜.

Received: 3 April 2020 | Accepted: 5 May 2020 | Published: 7 May 2020