

# Spatial variations in tidepool fish assemblages related to environmental variables in the Tama River estuary, Japan

Kouki KANOU<sup>1</sup>\*, Toshihiro YOKOO<sup>2</sup> and Hiroshi KOHNO<sup>2</sup>

**Abstract:** Spatial variations in fish assemblages in soft-substrata estuarine tidepools ( $n = 55$ , 0.6–6.4 m<sup>2</sup>) were investigated on tidal flats 0–4 km from the mouth of the Tama River estuary, central Honshu, Japan in early June 2003. A total of 1,838 individuals, representing 2 families and 11 species, were collected during the study period. All fishes collected were less than 50 mm SL, being mostly gobiid juveniles and adults. *Acanthogobius flavimanus* was the most abundant species, comprising 52.2% of the total individual number, followed by *Pseudogobius masago* (24.6%), *Gymnogobius macrognathos* (12.7%), *G. breunigii* (7.0%), *Mugil cephalus cephalus* (1.0%), *Favonigobius gymnauchen* (0.9%), *Mugilogobius abei* (0.7%) and *Eutaeniichthys gilli* (0.5%). Of these, six benthic gobies except for *G. breunigii* and *M. cephalus cephalus* occurred at different densities in the lower, middle and upper estuarine areas. The canonical correspondence analysis using densities of abundant species in each tidepool revealed that spatial variations in the fish assemblage structures were largely associated with environmental variables, including mud shrimp-burrow density, median grain size, salinity, height above low tide level, water temperature, pool size and water depth.

**Keywords :** fish assemblage, Tama River, estuarine tidepools, environmental variables

## 1. Introduction

Estuarine tidal flats in temperate regions play important roles as nurseries and foraging grounds for many fishes, including target species

of local fisheries (KANOU *et al.*, 2000; MORRISON *et al.*, 2002; HAMPEL *et al.*, 2003; KANOU *et al.*, 2004b), as well as providing essential habitat for various species, including threatened gobies (OKAZAKI *et al.*, 2012; INUI and KOYAMA, 2014; KOYAMA *et al.*, 2016; INUI *et al.*, 2018). Movements of coastal and estuarine fishes between subtidal and intertidal zones in response to daily tidal rhythms have been investigated in several coastal habitats (e.g., tidal flat, salt marsh and sandy beach), such movements with rising tides being directly associated with benefits such as foraging of intertidal prey items and/or avoidance of potential predators (GIBSON *et al.*, 1996; HAMPEL *et al.*, 2003; MORRISON *et al.*, 2002; KANOU *et al.*, 2005a, 2005b).

---

1) Center of Water Environment Studies, Ibaraki University, 1375 Ohu, Itako, Ibaraki 311-2402, Japan

2) Laboratory of Ichthyology, School of Marine Resources and Environment, Tokyo University of Marine Science and Technology, 4-5-7 Konan, Minato, Tokyo 108-8477, Japan

\*Corresponding author:

TEL: 81-299-66-1577

FAX: 81-299-67-5175

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

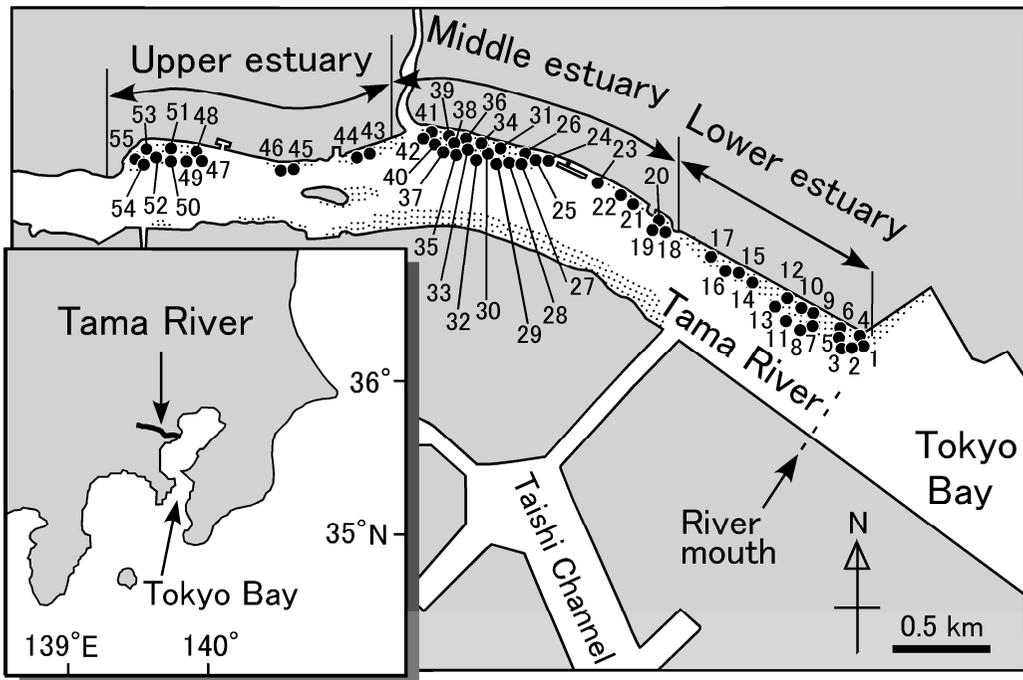


Fig. 1 Map showing the sampling sites (solid circles) in the Tama River estuary, central Japan. Dotted areas indicate tidal flats.

On the other hand, as extensive tidal flat areas are exposed with ebbing tides, most fishes move to the subtidal zone (MORRISON *et al.*, 2002; KANOU *et al.* 2005a), although some species stay in invertebrate burrows, tidepools and small creeks in the intertidal zone (MEAGER *et al.*, 2005; UCHIDA *et al.*, 2008; OKAZAKI *et al.*, 2012; HERMOSILLA *et al.*, 2012; INUI and KOYAMA, 2014). Recent studies have demonstrated that the occurrence patterns of fish species remaining in the intertidal zone on tidal flats during low tide were partly related to a variety of environmental factors, such as water temperature, salinity, pool size, pool depth, elevation and sediment particle size, and the availability of invertebrate burrows and cobbles (GIBSON *et al.*, 2002; MEAGER *et al.*, 2005; UCHIDA *et al.*, 2008; KRÜCK *et al.*, 2009; OKAZAKI *et al.*, 2012; KUNISHIMA *et al.*, 2014; KOYAMA *et al.*, 2016; INUI *et al.*, 2018). However, very little information is available on

the spatial variation of fish assemblages in relation to environmental gradients in soft-substrata tidepools on estuarine tidal flats (MEAGER *et al.*, 2005).

The objectives of the present study were to describe fish assemblage structures in soft-substrata tidepools on selected tidal flats throughout the Tama River estuary, central Japan, and to identify relationships between spatial variations of fish assemblages and environmental variables.

## 2. Materials and methods

### Study site

The study was conducted in the Tama River estuary (35° 32'N, 139° 46'E), located in western Tokyo Bay, central Japan (Fig. 1) and characterized by a relatively well conserved, typical estuarine shoreline, despite the history of signifi-

cant landfill in the bay. The estuary is subject to semidiurnal tides (tidal range up to ca. 2 m) and has long narrow tidal flats (0.95 km<sup>2</sup>) along the shoreline. Fish survey areas were established at the lower (0–1 km from the river mouth), middle (1–2.5 km) and upper-parts (2.5–4.0 km) of the estuary (hereafter referred to as lower, middle and upper estuary, respectively). The intertidal zones of the survey areas were about 55–105 m wide during spring tide. The high-tide zones (> 50 cm above the low water level at ordinary spring tide) of the tidal flats had numerous tidepools (about 50–350 pools ha<sup>-1</sup>), being naturally occurring depressions due to tidal currents or the result of burrowing activity by large crustaceans (e.g., mud shrimp *Upogebia major*), foraging behavior of elasmobranch rays or human disturbance (including activities such as bait collection and clam gathering). Numerous cobbles (10–25 cm in diameter) were found in tidepools in the middle estuary and burrow entrances of the mud shrimp in the lower estuary. Rooted macrophyte vegetation was absent in the survey areas.

### Fish sampling

Because greater species richness and abundance of tidepool fishes in early summer had been previously recorded on tidal flats in the Tama River estuary and adjacent waters (KANOU, 2003; UCHIDA *et al.*, 2008), sampling was conducted on four consecutive days during spring tide in early June 2003. A total of 55 tidepools (0.6–6.4 m<sup>2</sup>) were randomly selected on tidal flats in the lower ( $n = 17$ ), middle ( $n = 25$ ) and upper ( $n = 13$ ) estuaries. In each tidepool, all visible fish were caught by dip net (15 cm wide × 12 cm deep, mesh size 1 mm) at low tide in daytime; the net was then used to sweep the entire area of the pool until no more fish were taken in three consecutive sweeps, as subse-

quently described by OKAZAKI *et al.* (2012). All samples were fixed in 10% formalin in the field.

Fishes were identified to species [see also NAKABO (2013) and OKIYAMA (2014)], and categorized as juvenile or adult following examination of gonads or observation of body coloration and genital papilla morphology. Juvenile gobiid developmental stages followed KANOU *et al.* (2004a). The standard length (SL) of each specimen was measured to the nearest 0.1 mm with digital calipers.

### Environmental variables

Immediately after fish sampling, water temperature in each pool was measured with a standard mercury thermometer and salinity with a salinity refractometer (S/Mill-E, Atago, Tokyo, Japan). The surface area of each pool (defined as pool size) was measured to the nearest 0.1 m<sup>2</sup> with folding scales. Mean water depth in each pool at low tide was estimated from five random depth measurements. The height of each pool above low tide level was determined each day by measuring the water depth on a pole placed vertically on the low tide line, when the subsequent incoming tide reached each pool. A sediment sample (7.5 cm diameter and 3 cm depth) was collected with a cylindrical core sampler from the point of maximum depth in each pool. Dry sediment samples, except for organic material, were sieved through seven mesh trays (1000, 500, 250, 180, 125, 63, 45 μm) using a vibratory sieve shaker (AS200 basic, Retsch Co.). After the sediment retained in each sieve was weighed to the nearest 0.001 g, median grain size and mud content (%) (defined as proportion of particles < 63 μm of total weight of sediment) were calculated. Because several fishes inhabiting tidal flat pools may prefer the structural complexity of cobbles or mud shrimp burrows (OKAZAKI *et al.*, 2012; INUI and KOYAMA, 2014;

**Table 1.** Mean values  $\pm$  standard deviation of environmental variables in tidal flat tide-pools in the Tama River estuary

Environmental variables	Lower estuary	Middle estuary	Upper estuary
Pool size (m <sup>2</sup> )	4.6 $\pm$ 2.9 <sup>a</sup>	1.6 $\pm$ 0.8 <sup>b</sup>	2.2 $\pm$ 1.5 <sup>b</sup>
Water depth (cm)	5.4 $\pm$ 5.7	4.8 $\pm$ 2.6	6.0 $\pm$ 2.5
Height above low tide level (cm)	34.1 $\pm$ 24.7 <sup>a</sup>	89.8 $\pm$ 4.9 <sup>b</sup>	88.2 $\pm$ 10.9 <sup>b</sup>
Water temperature (°C)	27.8 $\pm$ 1.3 <sup>a</sup>	30.2 $\pm$ 3.4 <sup>ab</sup>	31.5 $\pm$ 2.8 <sup>b</sup>
Salinity	18.3 $\pm$ 2.2 <sup>a</sup>	13.9 $\pm$ 1.7 <sup>b</sup>	8.9 $\pm$ 3.2 <sup>c</sup>
Mud content (%)	9.1 $\pm$ 6.2 <sup>a</sup>	13.8 $\pm$ 8.3 <sup>a</sup>	39.3 $\pm$ 12.1 <sup>b</sup>
Median grain size ( $\mu$ m)	221.9 $\pm$ 39.3 <sup>a</sup>	144.9 $\pm$ 32.9 <sup>b</sup>	78.2 $\pm$ 22.9 <sup>c</sup>
Cobble-cover rate (%)	1.8 $\pm$ 6.1 <sup>a</sup>	8.4 $\pm$ 9.7 <sup>b</sup>	0.8 $\pm$ 1.9 <sup>a</sup>
Mud shrimp-burrow density (/0.1 m <sup>2</sup> )	7.9 $\pm$ 4.8 <sup>a</sup>	0.5 $\pm$ 1.6 <sup>b</sup>	0.0 $\pm$ 0.0 <sup>b</sup>

<sup>abc</sup> Significant differences found between groups with different superscripts at  $p < 0.05$  by Scheffé or Steel-Dwass test.

HENMI *et al.*, 2018; INUI *et al.*, 2018), the area occupied by cobbles relative to the surface area of each pool was measured, and the entrances of mud shrimp burrows within a quadrat (30 cm  $\times$  30 cm) in each pool were identified following the morphological characteristics described in KINOSHITA (2002) and counted.

### Data analysis

A one-way analysis of variance (ANOVA) was used to test whether total numbers of species per pool, total number of individuals per 1 m<sup>2</sup> and environmental variables (water temperature, salinity, pool size, water depth, height above low tide level, median grain size and mud content) differed among the survey areas. The Scheffé test was used for a posteriori multiple comparison. Before the analysis for total number of individuals, homogeneity of variances was improved by transformation of the data to  $\log_{10}(x + 1)$  (ZAR, 2010). Because the data variance for density (number of individuals per 1 m<sup>2</sup>) of each abundant species, cobble-cover rate and mud shrimp-burrow density were heterogeneous (even for transformed data), the non-parametric Kruskal-Wallis test and Steel-Dwass post hoc test were employed to detect differences

among the survey areas. To assess relationships between abundant fish distributions and environmental variables, a canonical correspondence analysis (CCA) was performed using CANOCO software (ter BRAAK and SMILAUER, 2002). Prior to the CCA, mud content strongly correlated (Pearson's  $r = -0.91$ ) to median grain size was excluded from explanatory variables.

### 3. Results and discussion

Mean values of each environmental variable measured in tidal flat tidepools in the lower, middle and upper estuaries are shown in Table 1. Of the 9 environmental variables, 8 (except water depth) differed significantly among survey areas (One way ANOVA: salinity,  $F_{2, 52} = 63.0$ ,  $P < 0.001$ ; median grain size,  $F_{2, 52} = 69.9$ ,  $P < 0.001$ ; mud content,  $F_{2, 52} = 46.4$ ,  $P < 0.001$ ; water temperature,  $F_{2, 52} = 7.52$ ,  $P < 0.002$ ; height above low tide level,  $F_{2, 52} = 79.0$ ,  $P < 0.001$ ; pool size,  $F_{2, 52} = 14.2$ ,  $P < 0.001$ ; water depth,  $F_{2, 52} = 0.42$ ,  $P = 0.66$ ; Kruskal-Wallis test: cobbles-cover rate,  $H = 13.7$ ,  $P < 0.002$ ; mud shrimp-burrow density,  $H = 43.2$ ,  $P < 0.001$ ). Water temperature and mud content increased gradually, and salinity and median grain size decreased gradually, from the lower to upper estuary (Table 1). Pool size

**Table 2.** Number of individuals, size ranges and developmental stages of fishes collected by dip net in tidal flat tidepools in the Tama River estuary

Family and Species (abbreviation)	Number of individuals	Ratio(%)	SL(mm)	Developmental stage
Mugilidae				
<i>Mugil cephalus cephalus</i> (Mc)	19	1.0	27–40	J
Gobiidae				
<i>Acanthogobius flavimanus</i> (Af)	959	52.2	13–45	J <sub>3</sub>
<i>A. lactipes</i>	2	0.1	36–37	A
<i>Eutaeniichthys gilli</i> (Eg)	9	0.5	34–40	A
<i>Favonigobius gymnauchen</i> (Fg)	16	0.9	19–47	J <sub>3</sub> , A
<i>Gymnogobius breunigii</i> (Gb)	129	7.0	19–29	J <sub>3</sub>
<i>G. macrognathos</i> (Gm)	233	12.7	18–25	J <sub>3</sub>
<i>Luciogobius guttatus</i>	2	0.1	19–22	J <sub>3</sub>
<i>Mugilogobius abei</i> (Ma)	13	0.7	22–35	A
<i>Pseudogobius masago</i> (Pm)	453	24.6	16–23	A
<i>Tridentiger bifasciatus</i>	3	0.2	32–37	A
Total	1838			

Developmental stage: A, adult; J, juvenile; J<sub>3</sub>, juvenile with same pigmentation pattern as adult.

and mud shrimp-burrow density were larger and much more abundant in the lower estuary than in the middle and upper estuaries, the opposite being true for height above low tide level. Cobble-cover rate was much higher in the middle estuary.

A total of 1,838 individuals (all < 50 mm SL, including both juveniles and adults), representing 2 families and 11 species, were collected during the study period (Table 2). *Acanthogobius flavimanus* was the most abundant species, comprising 52.2% of the total individual number of fishes, followed by *Pseudogobius masago* (24.6%), *Gymnogobius macrognathos* (12.7%), *G. breunigii* (7.0%), *Mugil cephalus cephalus* (1.0%), *Favonigobius gymnauchen* (0.9%), *Mugilogobius abei* (0.7%) and *Eutaeniichthys gilli* (0.5%) (Table 2). With the exception of the marine fish *M. cephalus cephalus* (all juveniles), all of the abundant species were estuarine gobiids known to remain on tidal flats during their juvenile and adult stages (KANOU *et al.*, 2000). Similar gobiid

fish assemblages have been reported in other estuarine soft-substrata tidepools and small tidal creeks (MEAGER *et al.*, 2005; NANJO *et al.*, 2010; HERMOSILLA *et al.*, 2012).

Mean total numbers of species and individuals, and mean density of each abundant species collected in tidal flat tidepools in the lower, middle and upper estuaries are shown in Table 3. Mean total numbers of species and individuals differed significantly among survey areas (One way ANOVA: total number of species,  $F_{2, 52} = 5.06$ ,  $P < 0.01$ ; total number of individuals,  $F_{2, 52} = 5.79$ ,  $P < 0.01$ ), the total number of species being higher in the lower estuary than in the middle and upper estuaries, although the opposite was found for total number of individuals (Table 3). Marked changes for species and individual numbers with increasing distance from the estuarine mouth have been reported in ichthyofaunal studies of other estuaries, possibly due in part to estuarine or marine species occurring abundantly within a particular area of each estuary (e.g.,

**Table 3.** Mean values  $\pm$  standard deviation of total number of species per pool, total number of individuals and densities of the eight most abundant species per 1 m<sup>2</sup> in tidal flat tidepools in the Tama River estuary

	Lower estuary	Middle estuary	Upper estuary
Total no. of species	3.29 $\pm$ 1.21 <sup>a</sup>	2.32 $\pm$ 0.99 <sup>b</sup>	2.31 $\pm$ 0.95 <sup>b</sup>
Total no. of individuals	5.84 $\pm$ 3.52 <sup>a</sup>	17.95 $\pm$ 20.96 <sup>b</sup>	22.39 $\pm$ 17.69 <sup>b</sup>
Density of abundant species			
<i>Acanthogobius flavimanus</i>	2.18 $\pm$ 1.44 <sup>a</sup>	10.33 $\pm$ 10.11 <sup>b</sup>	13.21 $\pm$ 10.88 <sup>b</sup>
<i>Eutaeniichthys gilli</i>	0.16 $\pm$ 0.26 <sup>a</sup>	0.00 $\pm$ 0.00 <sup>b</sup>	0.00 $\pm$ 0.00 <sup>b</sup>
<i>Favonigobius gymnauchen</i>	0.21 $\pm$ 0.27 <sup>a</sup>	0.03 $\pm$ 0.17 <sup>b</sup>	0.00 $\pm$ 0.00 <sup>b</sup>
<i>Gymnogobius breunigii</i>	0.09 $\pm$ 0.22	1.12 $\pm$ 3.47	1.52 $\pm$ 2.64
<i>G. macrognathos</i>	3.02 $\pm$ 2.55 <sup>a</sup>	0.04 $\pm$ 0.15 <sup>b</sup>	0.00 $\pm$ 0.00 <sup>b</sup>
<i>Mugilogobius abei</i>	0.00 $\pm$ 0.00 <sup>a</sup>	0.32 $\pm$ 0.57 <sup>b</sup>	0.19 $\pm$ 0.69 <sup>ab</sup>
<i>Pseudogobius masago</i>	0.00 $\pm$ 0.00 <sup>a</sup>	5.91 $\pm$ 10.04 <sup>b</sup>	7.41 $\pm$ 8.49 <sup>c</sup>
<i>Mugil cephalus cephalus</i>	0.18 $\pm$ 0.69	0.10 $\pm$ 0.51	0.06 $\pm$ 0.21

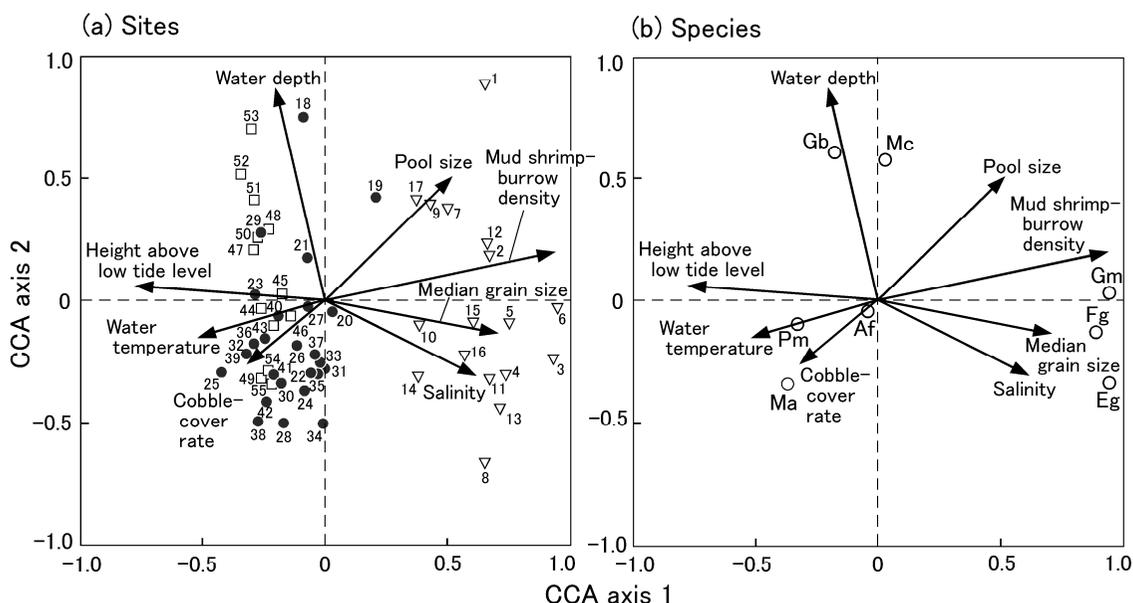
<sup>abc</sup> Significant differences found between groups with different superscripts at  $p < 0.05$  by Scheffé or Steel-Dwass test.

NEIRA *et al.*, 1992; YOKOO *et al.*, 2012).

Of the 8 most abundant species, the densities of 6 benthic gobies (*A. flavimanus*, *E. gilli*, *F. gymnauchen*, *G. macrognathos*, *M. abei* and *P. masago*) differed significantly among survey areas (Kruskal-Wallis test: *A. flavimanus*,  $H = 19.2$ ,  $P < 0.001$ ; *E. gilli*,  $H = 14.7$ ,  $P < 0.001$ ; *F. gymnauchen*,  $H = 15.7$ ,  $P < 0.001$ ; *G. macrognathos*,  $H = 48.2$ ,  $P < 0.001$ ; *M. abei*,  $H = 6.45$ ,  $P < 0.05$ ; *P. masago*,  $H = 20.6$ ,  $P < 0.001$ ), although no significant differences in densities of nektonic *Gymnogobius breunigii* and *Mugil cephalus cephalus* were found among the areas (*G. breunigii*,  $H = 3.95$ ,  $P = 0.18$ ; *M. cephalus cephalus*,  $H = 0.87$ ,  $P = 0.65$ ). Of the aforementioned six benthic gobies, *E. gilli*, *F. gymnauchen* and *G. macrognathos* were more abundant in the lower estuary, whereas much greater abundances of *A. flavimanus*, *P. masago* and *M. abei* were found in the middle and/or upper estuary.

The first two axes of the CCA ordination explained 42.5% of the variances of site- or species-explanatory variable biplots (axis 1, 33.2%; axis 2, 9.3%) (Fig. 2a, b). The vectors of mud shrimp-burrow density, median grain size, salinity and

pool size with all of the lower estuary stations were on the right (positive) side of axis 1, whereas the vectors of other factors, including height above low tide level, water temperature, water depth and cobble-cover rate with almost all of the middle and upper estuary stations were on the left (negative) side of axis 1 (Fig. 2a). Mud shrimp-burrow density (correlation coefficient,  $r = 0.94$ ), median grain size ( $r = 0.71$ ), salinity ( $r = 0.61$ ), height above low tide level ( $r = -0.78$ ), water temperature ( $r = -0.52$ ) and pool size ( $r = 0.52$ ) were highly correlated with axis 1, whereas water depth ( $r = 0.87$ ) was highly correlated with axis 2. These results suggested that spatial variations in the fish assemblage structure in tidepools within the present survey areas were largely associated with the seven environmental variables. MEAGER *et al.* (2005), who investigated relationships between fish assemblage structure and environmental variables in soft-substrata tidepools on tidal flats in Moreton Bay, Australia, also indicated that the abundance and/or species richness of fishes were partly affected by pool size, water depth, vertical elevation in the intertidal zone and invertebrate bur-



**Fig. 2** Canonical correspondence analysis (CCA) ordination diagrams based on the densities of eight abundant fish species in tidepools on tidal flats in the Tama River estuary: sites scores (a) and species scores (b). CCA axis 1 and CCA axis 2 had eigenvalues of 0.464 and 0.130, respectively. Environmental variables represented by vectors. Open triangles, lower estuary stations (St. 1–17); solid circles, middle estuary stations (St. 18–42), open squares, upper estuary stations (St. 43–55). Species abbreviations given in Table 2.

rows.

The CCA also revealed relationships among the eight most abundant fish species and environmental variables (Fig. 2b). Of 3 benthic gobies occurring mainly in the lower estuary, *G. macrognathos* was associated with higher mud shrimp-burrow density, and *E. gilli* and *F. gymnauchen* with larger median grain size and higher salinity. *Gymnogobius macrognathos* spawns on the inner wall of mud shrimp burrows (HENMI *et al.*, 2018), and utilizes such burrows as an important microhabitat during benthic juvenile and adult stages (KANOU, 2003; INUI *et al.*, 2018). Although similar spawning behavior and microhabitat usage is known in *E. gilli* (DOTU, 1955; HENMI and ITANI, 2014), a strong relationship between this species and burrow abundance was not apparent during the present study, probably

due to their low densities. *Favonigobius gymnauchen* were frequently observed buried in the sandy bottom. Such behavior in several species belonging to *Favonigobius* suggests a preference for relatively coarser sediment (HORINOUCHI *et al.*, 2016).

Of the 3 benthic gobies occurring abundantly in the middle and upper estuaries, the most abundant species (*A. flavimanus* juveniles) failed to show any clear environmental factor-related tendency, probably because it inhabited a broad range throughout the survey area. In fact, the species utilizes a wide variety of shallow estuarine habitats, including tidal flats (KANOU *et al.*, 2007), cobble areas (UCHIDA *et al.*, 2008) and eelgrass (*Zostera japonica*) beds (FUJITA *et al.*, 2002), as nurseries. *Mugilogobius abei* was frequently found in tidepools with a greater propor-

tion of cobble cover, and *P. masago* in tidepools of greater elevation above low tide level and higher water temperature. OKAZAKI *et al.* (2012) also pointed out that *M. abei* occurred mainly in tidepools with cobbles, whereas *P. masago* almost evenly occurred in tidepools with and without cobbles during spring and early summer. The conspicuously-colored *M. abei* may utilize cobbles as both a refuge from predation and hard substrata on which to lay their eggs (KANABASHIRA *et al.*, 1980; OKAZAKI *et al.*, 2012). In contrast, *P. masago* may rely on other forms of predator avoidance, such as crypsis (OKAZAKI *et al.*, 2012) or burying in the bottom sediments (KUNISHIMA *et al.*, 2014). The spawning substratum of this species has not been found to date (ITOH and MUKAI, 2007). In any case, the adaptation of *P. masago* to tidepools of greater elevation above low tide level and higher water temperature may be useful for temporally extended access to intertidal food under reduced predation risk from larger fish, as mentioned for other temperate tidal flat species (van der VEER and BERGMAN, 1986; GIBSON *et al.*, 2002; KRÜCK *et al.*, 2009).

Unlike the above benthic gobies, the two nektonic species, *G. breunigii* and *M. cephalus cephalus*, were strongly associated with deeper pools. Juveniles of these species, moving frequently to the intertidal zone with rising tides (KANOU *et al.*, 2005a), may become stranded in intertidal pools with the ebbing tide. Such pools may require a certain water depth to enable frequent swimming during the low tide period.

The present study demonstrated that spatial variations in the tidepool fish assemblages on estuarine tidal flats could be partly explained by various environmental gradients related to species-specific ecological characteristics. Similar findings were reported by KOYAMA *et al.* (2016) and INUI *et al.* (2018), who investigated relation-

ships between the distributions of threatened goby species and several environmental variables (elevation, sediment particle size, salinity and large crustacean burrows) on tidal flats in southern Japanese estuaries. KOYAMA *et al.* (2016) suggested that maintenance of various environmental conditions, such as elevation, sediment and salinity, on estuarine tidal flats are necessary for the conservation of threatened gobies, such as *E. gilli*, *G. macrogathos* and *P. masago*. Since the same species were collected during the present study, a similar caution seems applicable to tidepool fish assemblages. It is highly likely that intertidal habitats, such as tidepools and small tidal creeks with various environmental gradients, normally available for intertidal fish inhabitants, have been greatly reduced by extensive reclamation and establishment of artificial structures in the Tama River estuary and adjacent bay waters (KANOU and KOHNO, 2014; MURASE *et al.*, 2014). Accordingly, deliberate restoration of tidal flats, including essential fish assemblage habitats, should be included in future development plans (TAKEYAMA *et al.*, 2013; KANOU and KOHNO, 2014).

#### Acknowledgements

We thank M. Sano (The University of Tokyo), M. Horinouchi (Shimane University), K. Nanjo (National Fisheries University), S. Usui (Ibaraki University) and G. Koma (Tokyo University of Marine Science and Technology) for their valuable advice during this study. We also thank G. Hardy (New Zealand) and two anonymous reviewers for constructive comments on the manuscript and Ohta Fishermen's Cooperative Association for their support during this investigation.

#### References

ter BRAAK, C. J. F. and P. SMILAUER (2002): CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows

- User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (Version 4.5). Microcomputer Power, Ithaca, New York. 500 pp.
- DOTU, Y. (1955): On the life history of a gobioid fish, *Eutaeniichtys gilli* Jordan et Snyder. Bull. Biogeogr. Soc. Jpn., **16-19**, 338-344.
- FUJITA, S., I. KINOSHITA, I. TAKAHASHI and K. AZUMA (2002): Species composition and seasonal occurrence of fish larvae and juveniles in the Shimanoto Estuary, Japan. Fish. Sci., **68**, 364-370.
- GIBSON, R. N., L. ROBB, M. T. BURROWS and A. D. ANSELL (1996): Tidal, diel and longer term changes in the distribution of fishes on a Scottish sandy beach. Mar. Ecol. Prog. Ser., **130**, 1-17.
- GIBSON, R. N., L. ROBB, H. WENNHAGE and M. T. BURROWS (2002): Ontogenetic changes in depth distribution of juvenile flatfishes in relation to predation risk and temperature on a shallow-water nursery ground. Mar. Ecol. Prog. Ser., **229**, 233-244.
- HAMPEL, H., A. CATTRIJSSE and M. VINCX (2003): Tidal, diel and semi-lunar changes in the faunal assemblage of an intertidal salt marsh creek. Estuar. Coast. Shelf Sci., **56**, 794-805.
- HENMI, Y. and G. ITANI (2014) Burrow utilization in the goby *Eutaeniichtys gilli* associated with the mud shrimp *Upogebia yokoyai*. Zool. Sci., **31**, 523-528.
- HENMI, Y., K. EGUCHI, R. INUI, J. NAKAJIMA, N. ONIKURA and G. ITANI (2018): Field survey and resin casting of *Gymnogobius macrogathos* spawning nests in the Tataro River, Fukuoka Prefecture, Japan. Ichthyol. Res., **65**, 168-171.
- HERMOSILLA, J.J., Y. TAMURA, D. OKAZAKI, Y. HOSHINO, M. MOTEKI and H. KOHNO (2012): 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.
- HORINOUCHE, M., P. TONGNUNUI, K. FURUMITSU, K. KON, Y. NAKAMURA, K. KANOU, A. YAMAGUCHI, K. SETO, K. OKAMOTO and M. SANO (2016): Effects of habitat change from a bare sand/mud area to a short seagrass *Halophila ovalis* bed on fish assemblage structure: a case study in an intertidal bay in Trang, southern Thailand. Ichthyol. Res., **63**, 391-404.
- INUI, R. and A. KOYAMA (2014): Gobiid fishes inhabiting estuarine tidal flats in Honshu, Shikoku and Kyushu. Jpn. J. Ichthyol., **61**, 105-109 (in Japanese).
- 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.
- ITOH, R. and T. MUKAI (2007): Life history of *Pseudogobius masago* (Tomiyama) (Teleostei: Perciformes: Gobiidae) in the lower basin of Ibi River, Mie Prefecture, Japan. Nanki Seibutsu, **49**, 103-107 (in Japanese).
- KANABASHIRA, Y., H. SAKAI and F. YASUDA (1980): Early development and reproductive behavior of the gobiid fish, *Mugilogobius abei*. Jpn. J. Ichthyol., **27**, 191-198.
- KANOU, K. (2003): Ecology of larvae and juveniles of the oriental goby *Acanthogobius flavimanus* at the tidal flat area in Tokyo Bay, central Japan. Doctoral thesis, The University of Tokyo. 226 pp.
- KANOU, K., T. KOIKE and H. KOHNO (2000): Ichthyofauna of tidelands in the inner Tokyo Bay, and its diversity. Jpn. J. Ichthyol., **47**, 115-129 (in Japanese with English abstract).
- KANOU, K., M. SANO and H. KOHNO (2004a): A net design for estimating the vertical distribution of larval and juvenile fishes on a tidal mudflat. Fish. Sci., **70**, 713-715.
- KANOU, K., M. SANO and H. KOHNO (2004b): 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 (2005a): Larval and juvenile fishes occurring with flood tides on an intertidal mudflat in the Tama River estuary, central Japan. Ichthyol. Res., **52**, 158-164.
- KANOU, K., M. SANO and H. KOHNO (2005b): Ontogenetic diet shift, feeding rhythm, and daily ration of juvenile yellowfin goby *Acanthogobius flavimanus* on a tidal mudflat in the Tama River estuary, central Japan. Ichthyol. Res., **52**, 319-324.

- KANO, K., M. SANO and H. KOHNO (2007): Relationships between short-term variations in density of juvenile yellowfin goby *Acanthogobius flavimanus* and environmental variables on an estuarine mudflat. *Fish. Sci.*, **73**, 38–45.
- KANO, K. and H. KOHNO (2014): Fish diversity and conservation on tidalflats: a case study of Tokyo Bay. *J. Jpn. Soc. Water Environ.*, **37** (A), 106–110.
- KINOSHITA, K. (2002): Burrow structure of the mud shrimp *Upogebia major* (Decapoda: Thalassinidea: Upogebiidae). *J. Crustac. Biol.*, **22**, 474–480.
- KOYAMA, A., R. INUI, H. IYOOKA, Y. AKAMATSU and N. ONIKURA (2016): Habitat suitability of eight threatened gobies inhabiting tidal flats in temperate estuaries. *Ichthyol. Res.*, **63**, 307–314.
- KRÜCK, N. C., C. A. CHARGULAF, U. SAINT-PAUL and I. R. TIBBETTS (2009): Early post-settlement habitat and diet shift and the nursery function of tidepools during *Sillago* spp. recruitment in Moreton Bay, Australia. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **384**, 207–219.
- KUNISHIMA, T., H. SAIMARU and K. TACHIHARA (2014): The microhabitat use of *Pseudogobius javanicus* and *P. masago* at Sashiki tidal flat, Okinawajima Island, Japan. *Jpn. J. Ichthyol.*, **61**, 59–67.
- 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.
- MORRISON, M. A., M. P. FRANCIS, B. W. HARTILL and D. M. PARKINSON (2002): Diurnal and tidal variation in the abundance of the fish fauna of a temperate tidal mudflat. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **54**, 793–807.
- 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. Jpn.*, **69**, 57–75.
- NAKABO, T. (ed.) (2013): Fishes of Japan with Pictorial Keys to the Species, 3rd edition. Tokai Univ. Press, Hadano, 2530 pp.
- NANJO, K., K. KANO, M. HORINOCHI and M. SANO (2010): Fish assemblage structures and environmental conditions of small tidal creeks in the Urauchi River mangrove estuary, Iriomote Island, southern Japan. *Bull. Inst. Oceanic Res. Develop. Tokay Univ.*, **31**, 31–41 (in Japanese with English abstract).
- NEIRA, F. J., I. C. POTTER and J. S. BRADLEY (1992): Seasonal and spatial changes in the larval fish fauna within a large temperate Australian estuary. *Mar. Biol.*, **112**, 1–16.
- OKAZAKI, D., T. YOKOO, K. KANO 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.
- OKIYAMA, M. (ed.) (2014): An Atlas of the Early Stage Fishes in Japan, 2nd edition. Tokai Univ. Press, Hadano, 1912 pp.
- TAKEYAMA, K., K. KIMURA, S. KAMIMURA, J. YOSHIDA, K. NAKASE, K. FURUKAWA and H. KAMATA (2013): The effect of fish habitat of tide pools on the artificial tidal flat in canal area of Tokyo Bay. *J. Jpn. Soc. Civil Eng., Ser. B3 (Ocean Eng.)*, **69**, I\_1030–I\_1035.
- UCHIDA, K., T. YOKOO, H. KOHNO and K. KANO (2008): How do fishes utilize tidal pools on the mudflat? *La mer*, **46**, 31–354 (in Japanese with English abstract).
- van der VEER, H. W. and M. J. N. BERGMAN (1986): Development of tidally related behaviour of a newly settled 0-group plaice (*Pleuronectes platessa*) population in the western Wadden Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **31**, 121–129.
- YOKOO, T., K. KANO, M. MOTEKI, H. KOHNO, P. TONGNUNUI and H. KUROKURA (2012): Assemblage structures and spatial distributions of small gobioid fishes in a mangrove estuary, southern Thailand. *Fish. Sci.*, **78**, 237–247.
- ZAR, J. H. (2010): Biostatistical analysis, 5th edn. Prentice Hall, New Jersey, 944 pp.

Received: November 17, 2017

Accepted: February 19, 2018

## Temporal change of eelgrass *Zostera marina* bed in Matsukawa-ura Lagoon, Fukushima Prefecture

Akira MATSUMOTO<sup>1</sup>\*, Kaoru NARITA<sup>1</sup>, Tsuneo FUJITA<sup>1</sup>,  
Tatsuma SATO<sup>2</sup>, Ikuo MATSUMOTO<sup>2</sup> and Toshihiro WADA<sup>3</sup>

**Abstract:** This study estimated the area of eelgrass beds in Matsukawa-ura Lagoon and investigated spatiotemporal changes of the area using satellite images obtained after the 2011 off the Pacific coast of Tohoku Earthquake. Furthermore, we examined the spatial distribution of mud contents in the lagoon after the earthquake. In April 2012, the eelgrass beds were observed in small area (0.013 km<sup>2</sup>) of the northern part of the lagoon. Almost all eelgrass was physically removed by devastating tsunami waves. In September 2014, the bed area had increased sharply to approximately 0.39 km<sup>2</sup>. The spatial distribution also expanded from the northern to the central lagoon. In November 2015, the rate of increase was only approximately 10% compared with the previous year. No remarkable change was found in the spatial distribution. The mud content was 0–79%, the eelgrass bed was observed in the area where the mud contents were less than 30%. The eelgrass bed area in 2015 was roughly twice that in 2010. Eelgrass beds had expanded to the upper edge of the waterway after the earthquake. The subtidal zone, which is suitable for eelgrass growth, expanded because of ground subsidence.

**Keywords :** *Matsukawa-ura Lagoon, Zostera marina, Tsunami, Subsidence*

### 1. Introduction

Matsukawa-ura Lagoon, a shallow brackish lagoon located in northeastern Fukushima prefecture, communicates with the Pacific Ocean at the northern entrance of the lagoon (Fig. 1). Matsu-

kawa-ura Lagoon has a 23-km circumference and surface area of 5.9 km<sup>2</sup>. Before the 2011 off the Pacific coast of Tohoku Earthquake (hereinafter, *the earthquake*), approximately 70% of the surface area (5.9 km<sup>2</sup>) was dry at low tide, forming a tidal flat (GEOSPATIAL INFORMATION AUTHORITY OF JAPAN, 2011). Actually, Matsukawa-ura Lagoon is a major fishing ground for Manila clams (SATO *et al.*, 2007). During 1910–1970, artificial seeding of the edible red alga *Porphyra tenera*, made the area a major fishery that supplied other “nori” seaweed production areas throughout Japan (IWASAKI and MATSUDAIRA, 1954). Because of environmental changes occurring from 1971 spurred by waterway dredging

---

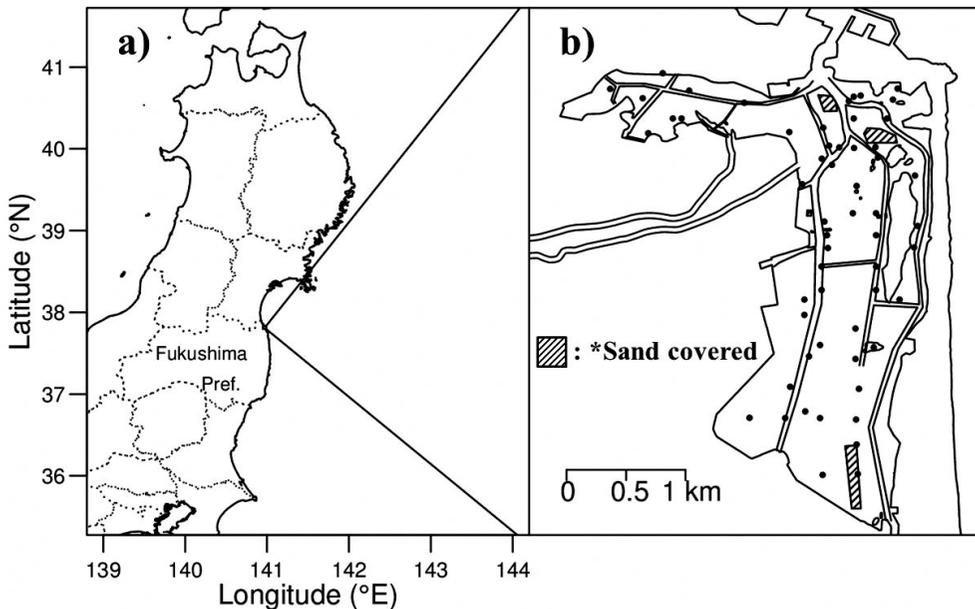
1) Fukushima Prefectural Fisheries Experimental Station Soma Branch, Soma, Fukushima 976-0022, Japan

2) Fukushima Prefectural Inland Water Fisheries Experimental Station, Inawashiro, Fukushima 969-3283, Japan

3) Institute of Environmental Radioactivity, Fukushima University, Fukushima 960-1296, Japan

\*Corresponding author:

E-mail: mattun\_s15@yahoo.co.jp



**Fig. 1** Map of the study area in Matsukawa-ura Lagoon, Fukushima Prefecture: a) Map of Tohoku, Japan; and b) Map of Matsukawa-ura Lagoon, Fukushima Prefecture and 60 stations of sediment sampling. \*Sand-covered during 2012–2013.

operations from the entrance to the inside of the lagoon (YANAI and OWADA, 1976), Matsukawa-ura fishery changed from artificial seeding of *Porphyra tenera* to *Monostroma nitidum* culture (ONO *et al.*, 1972). In the northeastern part of the lagoon, the eelgrass bed was formed before the earthquake (GEOSPATIAL INFORMATION AUTHORITY OF JAPAN, 2011). The eelgrass *Zostera marina* stretches its rhizomes and roots to the sandy bottom. The leaf length reaches 1 m or more. These rhizomes or roots of the eelgrass have sometimes disturbed the Manila clam fishery. Therefore, the excess eelgrass near the fishing ground was sometimes thinned out by fisherman before the earthquake. Nevertheless, the eelgrass bed generally plays important ecological roles by attaching diatoms as a primary producer to their leaves (DUFFY *et al.*, 2015). It is widely known to be a nursery ground for various juvenile fish including commercial fish spe-

cies (e.g., KIKUCHI and PERES, 1977). In addition, in recent years, growth-inhibiting bacteria have been found from eelgrass possessing strong activity against the toxic dinoflagellate *Alexandrium tamarense* and red tide raphidophytes *Chattonella antiqua* and *Heterosigma akashiwo* (ONISHI *et al.*, 2014; IMAI *et al.*, 2016). The earthquake's consequent tsunami temporarily removed many eelgrass beds from Miyako Bay, Iwate Prefecture and Matsushima Bay, Miyagi Prefecture, not only Matsukawa-ura Lagoon (SAKAMAKI and NISHIMURA, 2014; SAKAMAKI *et al.*, 2016; OKADA and FURUKAWA, 2013; SASA *et al.*, 2012; KOMATSU *et al.*, 2015). After the tsunami, recovery trends were observed for some eelgrass beds (SASAKI *et al.*, 2016; MURAOKA *et al.*, 2016). As in these eelgrass beds, the recovery trend was also apparent in the Matsukawa-ura Lagoon. In fact, the recovery reportedly interfered with the Matsukawa-ura fishery. Considering the fishery and ecosystem

comprehensively, the eelgrass bed in Matsukawa-ura Lagoon might exert a particularly useful function. Nevertheless, no report describes a study showing the spatial distribution of eelgrass beds in the lagoon after the tsunami. Examination of the spatiotemporal changes of eelgrass beds after the tsunami must therefore be conducted. As described herein, we estimated the eelgrass bed area and examined spatiotemporal changes of the lagoon area using Google Earth satellite images obtained after the earthquake. Furthermore, we investigated factors determining the distribution of eelgrass beds in the lagoon.

## 2. Materials and methods

### Estimation of area of eelgrass beds using satellite imagery

For this study, we used Google Earth satellite images showing Matsukawa-ura Lagoon taken in April 2012, September 2014, and November 2015. We used Google Earth Pro (Ver. 7.1.5.1557) to identify eelgrass *Zostera marina* based on the color tone of the imagery. Matsukawa-ura Lagoon was shallow (approximately 1.5 m) enough that the edge of eelgrass bed (black) could be distinguished from sandy bottom (light brown) as well as Waquoit Bay, Massachusetts (SHORT and BURDICK, 1996). The outer edge of the identified eelgrass was traced to ascertain its exact latitude and longitude. Each eelgrass area was estimated to  $0.1 \text{ m}^2$  based on the latitude and longitude using R statistical software (Ver. 3.3.2, R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2016) and a geosphere software package (ver 1.5–5, HIJMANS, 2016). The areas ( $\text{km}^2$ ) of all eelgrass beds were found every year. In addition, we examined the temporal change of the spatial distribution of the eelgrass bed. Furthermore, we estimated the area of eelgrass bed before the earthquake using GIS data obtained from the acoustic and aircraft surveys

conducted in 2010 (GEOSPATIAL INFORMATION AUTHORITY OF JAPAN, 2011). Thereby, we were able to compare eelgrass areas before and after the earthquake.

### Sediment sampling and determination of mud content

Using an Ekman-Birge sampler, we collected surface sediment samples (approximately 3 cm) from 60 sites around Matsukawa-ura Lagoon in July every year from 2012 through 2015 (Fig. 1b). The particle-size distribution of sediments was measured using laser diffraction/scattering particle-size analyzers (SALD-3100; Shimadzu Corp.). The mud content was calculated from the percentage of the particle size less than 0.063 mm in the particle-size distribution. The spatial distribution of mud contents was examined using spline interpolation using statistical software R (Ver. 3.3.2, R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2016) and the akima package (ver 0.6–2, AKIMA and GEBHARDT, 2016). The relation between the spatial distribution of mud content and that of eelgrass was investigated. Furthermore, we compared the spatial distribution of mud contents in our sediment samples after the earthquake and that of distribution surveyed in 2010 (GEOSPATIAL INFORMATION AUTHORITY OF JAPAN, 2011).

## 3. Results and discussion

### Spatiotemporal distribution of eelgrass bed and mud contents

In April 2012, the eelgrass bed was found in the northern part of the Matsukawa-ura Lagoon. Its area was as small as  $0.013 \text{ km}^2$  (Fig. 2a). Approximately two years later in September 2014, the area had increased sharply by approximately 30 times ( $0.39 \text{ km}^2$ ). The spatial distribution also expanded from the northern part to the center of the lagoon (Fig. 2b). In November 2015,

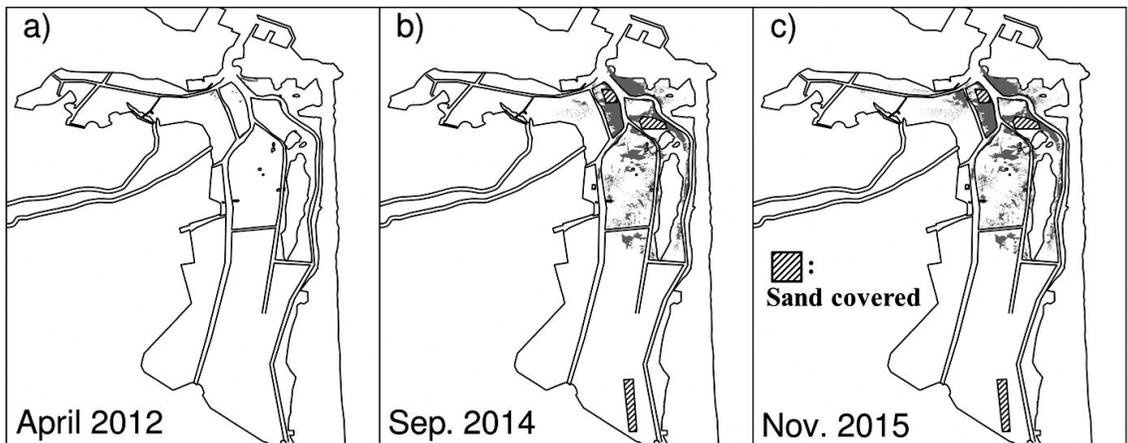


Fig. 2 Spatiotemporal change of eelgrass bed ( $\text{km}^2$ ) in Matsukawa-ura Lagoon during 2012-2015: a) April 2012, b) Sep. 2014, and c) Nov. 2015.

the increase of the area was only approximately 10% compared with that of the previous year. No remarkable change was found in the spatial distribution (Fig. 2c). In the lagoon as well as other coastal areas (personal communication), the leaf length and shoot density of eelgrass were highest in summer and lowest in winter. Moreover, other types of seaweed grow in winter. Therefore, to minimize underestimation and overestimation, we specifically examined September and November (2014 and 2015, respectively) in this study, when the eelgrass grew and when no other algae were observed. The eelgrass bed area before the earthquake was estimated as approximately  $0.22 \text{ km}^2$  from the survey conducted by Geospatial Information Authority of Japan in 2010. The area after the earthquake (in 2012) was estimated as approximately  $0.013 \text{ km}^2$ , which was remarkably lower than the area before the earthquake. The devastating tsunami following the earthquake destroyed the sandbar facing the Pacific Ocean in the eastern part of the lagoon (NISHI *et al.*, 2012). From the eelgrass area in April 2012, almost all eelgrass beds had been physically removed by the devastating tsu-

nami. Some effects such as construction activity might have been used to restore the sandbar. In other coastal areas, it had been reported that much of the eelgrass beds had been removed from the bottom by tsunami wave action (WHANPETCH *et al.*, 2010; MURAOKA *et al.*, 2016; NAKAOKA *et al.*, 2017). Although it was suggested that almost all the eelgrass plants in Matsukawa-ura Lagoon had been removed from the bottom by the tsunami, a few eelgrass plants had remained in the northern part of the lagoon in 2012 (Fig. 2a). The little remaining eelgrass was also observed visually in another study (ABE *et al.*, 2017). In that study, the area of eelgrass bed reportedly expanded to roughly twice its area of 2010 during the subsequent three years. In addition, the northern and central part of the lagoon into which the eelgrass bed had expanded are major fishing grounds for Manila clams (SATO *et al.*, 2007). Therefore, some concern arose that the rhizomes or roots of the eelgrass might disturb the Manila clam fishery. However, ABE *et al.* (2017) reported that the little remaining eelgrass might serve as refuges for the clams because of their function as a natural barrier resist-

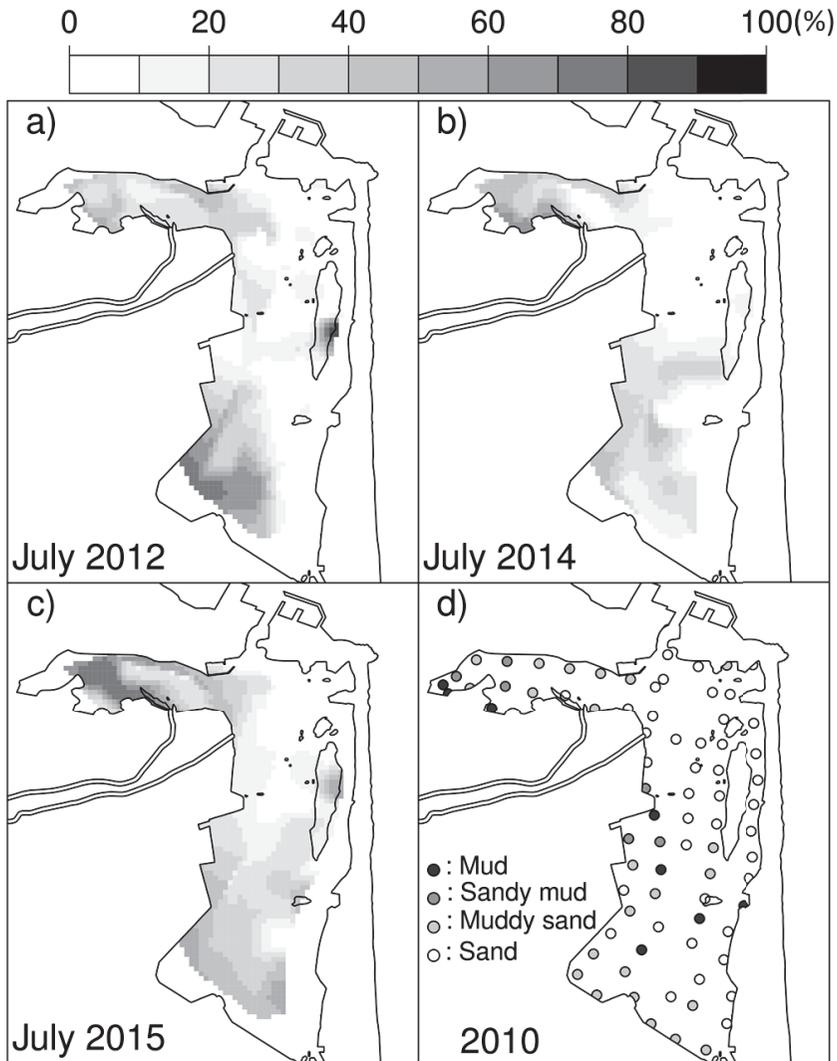


Fig. 3 Temporal change of spatial distribution of mud content (%) in Matsukawa-ura Lagoon during 2012–2015 and sediment distribution in 2010: a) July 2012, b) July 2014, c) July 2015, and d) 2010.

ing the tsunami waves. Therefore, the possibility exists that the eelgrass was beneficial for the recovery of clams and the entire ecosystem in the lagoon after the tsunami. Although eelgrass beds in other prefectures that had reportedly disappeared because of the tsunami had also started to recover (MURAOKA *et al.*, 2016), no report of any other study describes eelgrass beds that had

increased beyond the pre-tsunami area.

The spatial distribution and the temporal change of mud contents are depicted in Fig. 3. In July 2012, the mud content was low (0–17.1%) in the northern and the central parts of the lagoon. However, the mud contents were high (76.4%) in the southern area of the lagoon (Fig. 3a). During 2014–2015, the spatial distribution of high

mud contents was shifted from the south to the west of the lagoon (Figs. 3b, 3c). In 2015, maximum mud contents (79.0%) were observed in the western part of the lagoon (Fig. 3c). Low mud contents (less than 30%) were observed in the central part of the lagoon in all years. Comparison showed that the spatial distribution of high and low mud contents in the south and west of the lagoon in 2012 differed from that in 2010 (Figs. 3a and 3d, GEOSPATIAL INFORMATION AUTHORITY OF JAPAN, 2011). Nevertheless, no clear difference was apparent between the spatial distribution, which was high in the western lagoon in 2015 and that in 2010 (Figs. 3c and 3d, GEOSPATIAL INFORMATION AUTHORITY OF JAPAN, 2011): The high and low mud contents observed in the southern and western areas of the lagoon in 2012 might be attributable to the tsunami. After the tsunami, the supply of particles of different particle sizes from Koizumi-gawa River, Udagawa River, and Ume-kawa River (ARITA *et al.*, 2014) suggest that the spatial distribution of mud contents might have returned to the state that prevailed in 2010, before the tsunami.

#### Factors controlling the eelgrass bed distribution

Comparison between the eelgrass bed distribution in 2015 (Fig. 2c) and that of mud contents the same year (Fig. 3c) shows that the eelgrass bed was observed in the northern and central parts of the lagoon, where the mud contents were less than 30%. Four important factors control eelgrass growth (Table 1). Generally, previous reports demonstrate that mud contents of less than 30% are suitable for eelgrass bed formation (Table 1, FISHERIES AGENCY OF JAPAN and MARINO-FORUM 21, 2007). Therefore, the current distribution of the eelgrass bed in the lagoon was apparently also regulated by mud contents in our study. As described in the previous section,

**Table 1.** Eelgrass growth conditions\*

Environmental condition	Threshold value
(1) Mud content	less than 30%
(2) Water velocity	less than 0.6 m/s.
(3) Shields parameter	less than 0.2
(4) Depth	1-2 m (not dried out)

(\* MORITA and TAKESHITA, 2003; FISHERIES AGENCY OF JAPAN and MARINO-FORUM 21, 2007)

although the spatial distribution of mud contents had reverted to that in 2010 (Fig. 3d), the eelgrass bed area had expanded to roughly twice that of 2010 in the following three years (Figs. 2, 4). In other words, the spatial distribution of the eelgrass bed before the earthquake would be regulated by some factor different from the mud contents. The change in the spatial distribution of eelgrass bed after the earthquake is portrayed in Fig. 4. Apparently, the eelgrass bed after the earthquake had expanded to shallow areas such as the upper edge of waterway which dried out at low tide before the earthquake, with no expansion to the center of the waterway (Figs. 4b and 4d). YANAI and OWADA (1976) observed bottom water velocity with consideration of the waterway topography. Reportedly, the water velocity increased from the shallow area (upper edge) to the deepest area (center) of the waterway (Fig. 4a), where it exceeded 0.6 m/s (YANAI and OWADA, 1976). Generally, earlier reports describe that water velocity of less than 0.6 m/s is suitable for eelgrass bed formation (Table 1, MORITA and TAKESHITA, 2003). Accordingly, the center of the waterway was thought to be unsuitable for the eelgrass bed formation. Although the water velocity in upper edge of the waterway is slow (YANAI and OWADA, 1976), the eelgrass bed formation might be inhibited because of drying at low tide in these shallow areas (intertidal zone) before the earthquake (Fig. 4c,

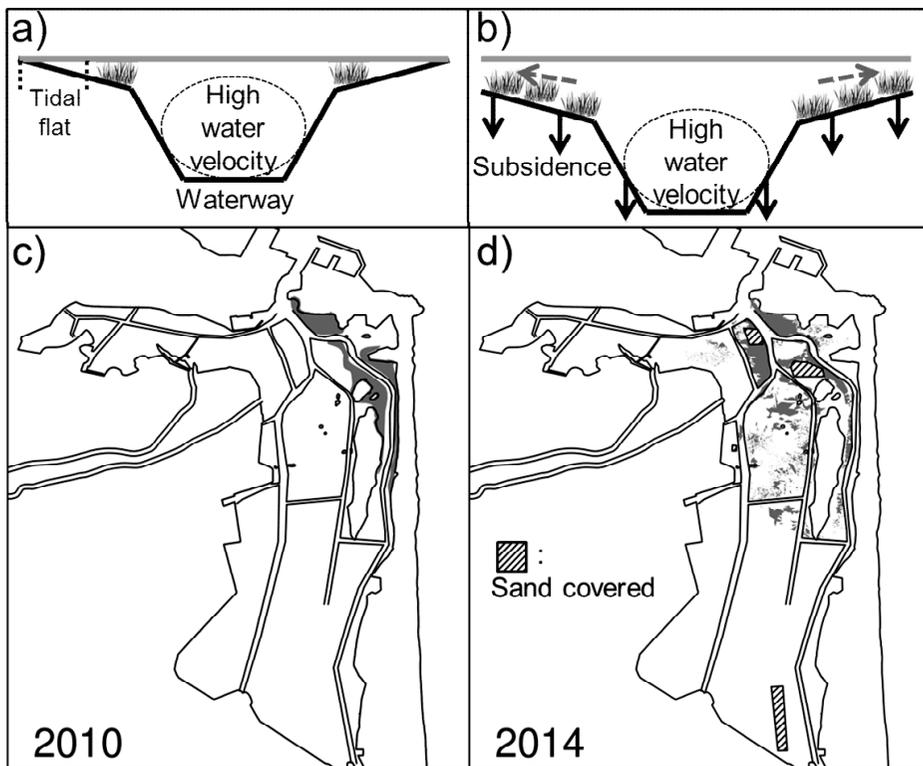


Fig. 4 Schematic diagram of the change in the spatial distribution of eelgrass bed (areas filled in gray) caused by land subsidence after the earthquake in Matsukawa-ura Lagoon: a) vertical and c) horizontal distributions of eelgrass before the earthquake (2010); b) vertical and d) horizontal distributions of eelgrass after land subsidence caused by the earthquake.

Table 1, GEOSPATIAL INFORMATION AUTHORITY OF JAPAN, 2011). However, the eelgrass bed expanded to these shallow areas after the earthquake (Fig. 4d). Change from intertidal to subtidal zone because of subsidence in these shallow areas might be regarded as a main factor of the eelgrass bed expansion in the lagoon. Ground subsidence on the Oshika Peninsula in Miyagi Prefecture and Ofunato Bay in Iwate Prefecture were reported to be approximately 100 cm and 75 cm respectively; with other remarkable results also on the Sanriku coast (GEOSPATIAL INFORMATION AUTHORITY OF JAPAN, 2017). In addition, subsidence of approximately 30 cm was re-

ported in Soma City, Fukushima Prefecture (GEOSPATIAL INFORMATION AUTHORITY OF JAPAN, 2017), where the lagoon depth also became several tens of centimeters deeper in 2011 (HIDAKA *et al.*, 2012). However, dredging operations were conducted during 2012–2013 in the waterway, where sand had been deposited by the tsunami. The dredged sand covered an area that had been part of the clam fishery ground before the tsunami (Fig. 1b). These areas dried out at low tide after the sand coverage, and eelgrass did not grow (Figs. 2b, 2c). As explained above, the relief of growth inhibition with the increase of water depth because of subsidence might have

contributed to the rapid eelgrass bed expansion in the shallow area which sand had not covered.

#### 4. Implications for the future eelgrass bed distribution

Much of the eelgrass bed in the Andaman Sea coast of Thailand was affected heavily by the tsunami following the earthquake in 2004 (WHANPETCH *et al.*, 2010). In Mangoku-ura Bay, located approximately 80 km north-northeast of Matsukawa-ura Lagoon, although the eelgrass bed was not heavily affected by the tsunami following the 2011 off the Pacific coast of Tohoku Earthquake, the eelgrass bed decreased in later years (MURAOKA *et al.*, 2016; NAKAOKA *et al.*, 2017; SHOJI and MORIMOTO, 2016). As negative effects of approximately 0.8 m of subsidence and low water transparency, the decrease mentioned above might derive from the low light penetration (NAKAOKA *et al.*, 2017; SHOJI and MORIMOTO, 2016). In contrast to other coastal areas including Mangoku-ura Bay, the eelgrass bed expansion observed in our study was thought to be the result of the positive effect of the increase in water depth associated with the subsidence. However, the subsided ground has been returning gradually around the lagoon as well as in other coastal areas of Sanriku (GEOSPATIAL INFORMATION AUTHORITY OF JAPAN, 2017). In the future, if the ground and water depth in the lagoon were to return to their levels before the earthquake, then the growth inhibition of eelgrass attributable to the drying would occur again (Table 1–4). In other words, the area of eelgrass bed and the distribution would be reduced to the pre-earthquake scale. Given the fact that the eelgrass bed had not increased substantially during 2014–2015 (Fig. 2) and the fact that the spatial distribution of mud content had returned to that in 2010 (Fig. 3), the eelgrass bed in the lagoon would not expand further in the future.

In the coastal ecosystem, eelgrass is a fundamentally important species that provides important ecosystem services. However, coastal development and climate change cause the global loss of eelgrass beds; protection and management approaches are necessary to protect them from further losses (WAYCOTT *et al.*, 2009). Although eelgrass restoration programs have been launched in many countries (ORTH *et al.*, 2006), restoration success with recovery of nursery function of eelgrass is less than 30% (VAN KATWIJK *et al.*, 2015). Results of the present study show that the expansion of upper edge of subtidal zone might be crucially important for eelgrass bed expansion in the lagoon, although we did not clarify the recovery of the above nursery function of eelgrass beds in this study. In addition, current eelgrass beds in the lagoon are likely to decrease in the future. Accordingly, it is necessary to monitor the eelgrass beds and their growth conditions in Matsukawa-ura Lagoon continuously.

#### Acknowledgements

We thank Professor Hisayuki Arakawa, Messrs. Ken Higuchi, Takehiko Ota and Yuichi Okamura for their assistance in our study. We also thank Dr. Masami Hamaguchi for useful comments related to our study.

#### References

- ABE, H., T. SATO, T. IWASAKI, T. WADA, T. TOMIYAMA, T. SATO, M. HAMAGUCHI, N. KAJIHARA, and T. KAMIYAMA (2017): Impact of the 2011 tsunami on the Manila clam *Ruditapes philippinarum* population and subsequent population recovery in Matsukawa-ura Lagoon, Fukushima, northeastern Japan. *Reg. Stud. Mar. Sci.*, **9**, 97–105.
- AKIMA, H. and A. GEBHARDT (2016): Akima: Interpolation of Irregularly and Regularly Spaced Data. R package version 0.6–2.
- ARITA, K., T. YABE, and S. HAYASHI (2014): Actual situation of concentration and inventory of radioac-

- tive cesium in Matsukawaura Lagoon sediment, Fukushima Prefecture. Society of Civil Engineers, Ser. G (Environment) **70**, III\_225-III\_231. (in Japanese)
- DUFFY, J. E., P. L. REYNOLDS, C. BOSTRÖM, J. A. COYER, M. CUSSON, S. DONDI, J. G. DOUGLASS, F. J. S. EKLÖ, A. H. ENGELN, B. K. ERIKSSON, S. FREDRIKSEN, L. GAMFELDT, C. GUSTAFSSON, G. HOARAU, M. HORI, K. HOVEL, K. IKEN, J. S. LEFCHEK, P.-O. MOKSNES, M. NAKAOKA, M. I. O'CONNOR, J. L. OLSEN, J. P. RICHARDSON, J. L. RUESINK, E. E. SOTKA, J. THORMAR, M. A. WHALEN and J. J. STACHOWICZ (2015): Biodiversity mediates top-down control in eelgrass ecosystems, a global comparative-experimental approach. *Ecol. Lett.*, **18**, 696-705.
- FISHERIES AGENCY OF JAPAN and MARINO-FORUM 21 (2007): Guideline for restoration of eelgrass beds. (in Japanese)
- GEOSPATIAL INFORMATION AUTHORITY OF JAPAN (2011): Technical Report of the Geospatial Information Authority of Japan, D1-No. 574. The Report of Lake and Wetland Survey of "Matsukawa-Ura Area" in Fukushima. <http://www.gsi.go.jp/kankyochiri/shitsugenchousa-seika.html> (in Japanese)
- GEOSPATIAL INFORMATION AUTHORITY OF JAPAN (2017): Six years from the 2011 off the Pacific coast of Tohoku Earthquake: A list of fluctuation amounts of coastal observation stations (height). <http://www.gsi.go.jp/common/000184909.pdf>
- HIDAKA, M., K. WAKUI, J. KAMIYAMA, K. TAKASAKI, R. NISHI, S. YAMASHITA and K. HAYASHI (2012): Change in sediment characters and bathymetry in Matsukawaura inlet due to the Tsunami on March 11, 2011. *Journal of Japan Society of Civil Engineers, Ser. B3 (Ocean Engineering)* **68**, I\_186-I\_191. (in Japanese)
- HIJMANS, R. J. (2016): Geosphere: Spherical Trigonometry. R package ver. 1.5-5.
- IMAI, I., T. YAMAMOTO, K. ISHII, N. INABA and K. YAMAMOTO (2016): Prevention of Harmful Algal Blooms by Algicidal Bacteria Associated with Eelgrasses. *Journal of Water and Waste*, **58**, 388-397. (in Japanese)
- IWASAKI, H. and C. MATSUDAIRA (1954): Studies of Cultural Grounds of a Laver, *Porphyra tenera* Kjellman in Matsukawa-Ura Inlet-I Environmental Characteristics effecting upon Nitrogen and Phosphorus Contents of Laver. *Nippon Suisan Gakkaishi*, **20**, 112-119. (in Japanese)
- KIKUCHI, T. and J. M. PERES (1977): Consumer ecology of seagrass beds. In *Seagrass ecosystems: a scientific perspective*. Mc ROY, C. P. and HELFFERICH, C. (eds.), pp. 147-193, Marcel Dekker, New York.
- KOMATSU, T., T. OHTAKI, S. SAKAMOTO, S. SAWAYAMA, Y. HAMANA, M. SHIBATA, K. SHIBATA and S. SASA (2015): Impact of the 2011: Tsunami on Seagrass and Seaweed Beds in Otsuchi Bay, Sanriku Coast, Japan, *Marine Productivity: Perturbations and Resilience of Socio-ecosystems*, 43-53.
- MORITA, K. and A. TAKESHITA (2003): Estimation of the upper and lower critical depths for eelgrass bed formation. *Doboku Gakkai Ronbunshu*, **741**, 39-48. (in Japanese)
- MURAOKA, D., D. SHIMIZU, N. SHIRAFUJI, H. TAMAKI, T. NODA, M. HAMGUSHI, Y. FUJINAMI and Y. MATSUMOTO (2016): The I-7. Impact and recovery process of the Great East Japan Earthquake and the following tsunami on *Zostera* meadows. *Nippon Suisan Gakkaishi*, **82**, 142. (in Japanese)
- NAKAOKA, M., H. TAMAKI, D. MURAOKA, M. TOKUOKA, T. KOMATSU and N. TANAKA (2017): Temporal changes in seagrass beds of Sanriku Coast before and after the Great East Japan Earthquake. *Nippon Suisan Gakkaishi*, **83**, 659-663. (in Japanese)
- NISHI, R., J. MANU, T. JANSEN and K. HAYASHI (2012): Scarp generation behind a dune and shore protection structure by Tsunami on March 11, 2011. *Journal of Japan Society of Civil Engineers, Ser. B3 (Ocean Engineering)*, **68**, I\_198-I\_203. (in Japanese)
- OKADA, T. and K. FURUKAWA (2013): Sediment conditions for restoration of eelgrass (*Zostera marina*) damaged by Tsunami in Miyako Bay. *Journal of Japan Society of Civil Engineers, Ser. B3 (Ocean Engineering)*, **69**, I\_31-I\_36. (in Japanese)
- ONISHI, Y., Y. MOHRI, A. TUJI, K. OHGI, A. YAMAGUCHI

- and I. IMAI (2014): The seagrass *Zostera marina* harbors growth-inhibiting bacteria against the toxic dinoflagellate *Alexandrium tamarense*. *Fish. Sci.*, **80**, 353–362.
- ONO, T., Y. TERAJ and T. OKAMOTO (1972): Productivity of Nori Culture Farm in Matsukawa-Ura Inlet. *Bull. Fukushima Pref. Exp. Stat.*, **1**, 17–33. (in Japanese)
- ORTH, R. J., T. J. B. CARRUTHERS, W. C. DENNISON, C. M. DUARTE, J. W. FOURQUREAN, K. L. HECK, A. R. HUGHES, G. A. KENDRICK, W. J. KENWORTHY, S. OLYARNIK, F. T. SHORT, M. WAYCOTT and S. L. WILLIAMS (2006): A Global Crisis for Seagrass Ecosystems. *BioScience*, **56**, 987–996.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM (2016): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- SAKAMAKI, T. and O. NISHIMURA (2014): Impacts of the Great East Japan Earthquake on coastal ecosystems of Miyagi Prefecture. *Journal of Japan Society of Civil Engineers, Ser. B3 (Ocean Engineering)*, **70**, I\_31–I\_36. (in Japanese)
- SAKAMAKI, T., Y. SAKURAI and O. NISHIMURA (2016): Tsunami impacts on eelgrass beds and acute deterioration of coastal water quality due to the damage of sewage treatment plant in Matsushima Bay, Japan In: Santiago-Fandino, V., Tanaka, H., Spiske, M. (eds) *Tsunamis and earthquakes in coastal environments: significance and restoration*. Springer. 222 pp.
- SASA, S., S. SAWAYAMA, S. SAKAMOTO, R. TSUJIMOTO, G. TERAUCHI, H. YAGI and T. KOMATSU (2012): Did huge tsunami on 11 March 2011 impact seagrass bed distributions in Shizugawa Bay, Sanriku Coast, Japan? *Proc. SPIE 8525, Remote Sensing of the Marine Environment II*, 85250X.
- SASAKI, H., K. OTANI and Y. SAKURAI (2016): Disappearance of *Zostera* Beds in Matsushima Bay by the Great East Japan Earthquake Disaster and Activities toward their Regeneration. *Journal of Water and Waste*, **58**, 315–320. (in Japanese)
- SATO, T., Y. OGATA, Y. NEMOTO and S. SHIMAMURA (2007): Status Review and Current Concerns of the Fishery for the Short-neck Clam, *Ruditapes philippinarum*, in Matsukawaura Lagoon, Fukushima Prefecture. *Bull. Fukushima Pref. Exp. Stat.*, **14**, 57–67. (in Japanese)
- SHOJI, J. and M. MORIMOTO (2016): Changes in fish community in seagrass beds in Mangoku-ura Bay from 2009 to 2014, the period before and after the tsunami following the 2011 off the Pacific coast of Tohoku earthquake. *J. Oceanogr.*, **72**, 91–98.
- SHORT, F. T. and D. M. BURDICK (1996): Quantifying eelgrass habitat loss in relation to housing development and nitrogen loading in Waquoit Bay, Massachusetts. *Estuaries*, **19**, 730–739.
- VAN KATWIJK, M. M., A. THORHAUG, N. MARBÀ, R. J. ORTH, C. M. DUARTE, G. A. KENDRICK, I. H. J. ALTHUIZEN, E. BALESTRI, G. BERNARD, M. L. CAMBRIDGE, A. CUNHA, C. DURANCE, W. GIESEN, Q. HAN, S. HOSOKAWA, W. KISWARA, T. KOMATSU, C. LARDICCI, K.-S. LEE, A. MEINESZ, M. NAKAOKA, K. R. O'BRIEN, E. I. PALING, C. PICKERELL, A. M. A. RANSIJN and J. J. VERDUIN (2015): Global analysis of seagrass restoration: The importance of large-scale planting. *J. Appl. Ecol.*, **53**, 567–578.
- WAYCOTT, M., C. M. DUARTE, T. J. B. CARRUTHERS, R. J. ORTH, W. C. DENNISON, S. OLYARNIK, A. CALLADINE, J. W. FOURQUREAN, K. L. HECK, JR., A. R. HUGHES, G. A. KENDRICK, W. J. KENWORTHY, F. T. SHORT and S. L. WILLIAMS (2009): Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. *PNAS*, **106**, 12377–12381.
- WHANPETCH, N., M. NAKAOKA, H. MUKAI, T. SUZUKI, S. NOJIMA, T. KAWAI and C. ARYUTHAKA (2010): Temporal changes in benthic communities of seagrass beds impacted using a tsunami in the Andaman Sea, Thailand. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **87**, 246–252.
- YANAI, N. and K. OWADA (1976): Flow situation of after channel digging in Matsukawaura. *Bull. Fukushima Pref. Exp. Stat.*, **4**, 115–120. (in Japanese)

Received: September 17, 2017

Accepted: February 20, 2018

# Individual-level variability in the behavioral responses of female *Oithona davisae* (Copepoda: Cyclopoida) to hydromechanical stimuli

Baobo LIU<sup>1)</sup>, Tatsuro AKIBA<sup>2)</sup>\*, José María LANDEIRA<sup>1)</sup> and Yuji TANAKA<sup>1)</sup>

**Abstract:** Planktonic copepods can detect potential preys and predators through mechanoreception. Sensing a certain level of deformation rate of ambient water, they escape from the source of stimulus. Quantification of the deformation rates that evoke the escape behavior of copepods may thus help understand their living strategies. The term “zooplankton” generally refers to assemblages of individual zooplankters, and “zooplankton” has been usually studied by ignoring inter-individual differences. We here observed and quantified individually the behaviors of female *Oithona davisae* under spatially changing deformation rates produced with a suction flow system. Female *O. davisae* typically escaped after being drawn to areas with deformation rates ranging 0.1–1.9 ( $0.54 \pm 0.45$ ) s<sup>-1</sup>. To escape, they jumped towards lower-deformation conditions with higher speed and longer distance than without stimulus, showing that they can detect not only the strength but also the directional information of flow fields. Moreover, significant inter-individual differences in the behavior were observed, indicating that copepods are a group of organisms with different individual characteristics. Our results also suggest that female *O. davisae* prefers to stay in a quiescent environment where local deformation rate is smaller than 0.1 s<sup>-1</sup>. Because female *O. davisae* ambushes prey by detecting weak hydromechanical signals, staying in environments with lower deformation rates may be beneficial to detect prey.

**Keywords :** *Oithona davisae*, behavioral response, hydromechanical stimulus, inter-individual difference

---

1) Graduate School of Marine Science and Technology, Tokyo University of Marine Science and Technology, 4-5-7 Konan, Minato-ku, Tokyo 108-8477, Japan

2) National Institute of Advanced Industrial Science and Technology, 1-1-1 Higashi, Tsukuba, Ibaraki 305-8565, Japan

\*Corresponding author:

Tel: + 81-29-861-6703

Fax: + 81-29-861-3048

E-mail: ta-akiba@aist.go.jp

## Introduction

Planktonic copepods can locate potential preys, predators, and mates remotely through mechanoreception (YEN *et al.*, 1992; FIELDS *et al.*, 2002). Armed with mechanoreceptory setae on many of their appendages (especially the first antennae), they can detect low hydromechanical stimuli, and respond rapidly in the aquatic environment (KIØRBOE and VISSER, 1999; LENZ and HARTLINE, 1999; VISSER 2001; FIELDS *et al.*, 2012). Therefore, the characterization and quantifica-

tion of the behavioral responses of copepods to hydromechanical stimuli allow us to understand better their foraging, predator avoidance, and reproduction strategies (JIANG and OSBORN, 2004).

A velocity gradient in the ambient water can bend the setae of copepods, and subsequently triggers their behavioral responses (STRICKLER and BAL, 1973). Among all components of velocity gradients, copepods respond specifically to the deformation (*i.e.* rate of strain) (FIELDS and YEN, 1997; KIØRBOE *et al.*, 1999). To quantify the deformation rates that trigger copepods to escape, the responses of copepods have been examined in suction flows generated by gravity-forced draining of water (FIELDS and YEN, 1997; KIØRBOE *et al.*, 1999; WAGGETT and BUSKEY, 2007) or peristaltic pumps (BURDICK *et al.*, 2007). Due to the mechanism of rotor, suction flow generated by peristaltic pumps sometimes fluctuates. However, gravity-forced draining of water through a submerged suction tube can ideally generate a stable flow field with spatially changing deformation rates in the experimental vessel (KIØRBOE *et al.*, 1999; JAKOBSEN, 2001). The deformation rate can be determined by the distance to the suction mouth. Therefore, we used this technique to study copepods' behavioral responses against hydromechanical stimuli quantitatively (KIØRBOE *et al.*, 1999; WAGGETT and BUSKEY, 2007; FIELDS *et al.*, 2012).

Previous studies have quantified the hydromechanical stimuli required to evoke copepods' escape behavior. Deformation rates on the order of 1–10 s<sup>-1</sup> trigger escape behaviors in a large variety of copepods (KIØRBOE, 2013; WOODSON *et al.*, 2014; VAN SOMMEREN GRÉVE *et al.*, 2017). Thresholds of deformation rates have been used to compare the hydromechanical signal levels that trigger the escapes of various copepods (FIELDS and YEN, 1997; KIØRBOE *et al.*, 1999; BURDICK *et al.*, 2007). In the present study, we aim to quantify

the hydromechanical signal that evokes escape behavior of a small-sized cyclopoid copepod, *Oithona davisae*. This species is one of the most dominant zooplankton organisms in coastal and estuarine environments (UYE and SANO, 1995; CEBALLOS and KIØRBOE, 2011), and plays an important trophic role linking primary producers to higher levels of the food web (FERRARI and ORSI, 1984; UYE and SANO, 1995; SAIZ *et al.*, 2003). In these environments, adult males of *O. davisae* are outnumbered by females (UYE and SANO, 1995).

Zooplankton generally refers to assemblages of individual zooplankters, and their behaviors are commonly treated as ecologically equivalent among conspecific individuals, and are quantified at species level through combining the data of many individuals together, regardless of the individual (KIØRBOE *et al.*, 1999; FIELDS, 2000; BURDICK *et al.*, 2007). Thus, behavioral responses of copepods have been traditionally observed with a number of individuals together in a vessel (KIØRBOE *et al.*, 1999; FIELDS, 2000; BURDICK *et al.*, 2007). However, it is unclear whether copepods of the same species and similar size exhibit similar behavioral responses. In this sense, the swimming behaviors of copepods were observed at individual level.

Through the behavioral observation of the same individual, the present study investigates how female *O. davisae* responds to hydromechanical stimulus. At first, we observed free swimming behaviors of female *O. davisae* in still water. Successively, we generated a spatially-changing suction flow field, and observed its escape behaviors. To observe inter-individual variation in behavioral responses, only one individual was introduced into an experimental vessel. The swimming characteristics both with and without hydromechanical stimuli were quantified from the video sequences.

## Materials and methods

Copepod collection, identification, and maintenance

*Oithona davisae* were collected with a plankton net of 100  $\mu\text{m}$  mesh at the pier of the Shinagawa Campus of Tokyo University of Marine Science and Technology (innermost part of Tokyo Bay). Female adults were isolated from the samples and kept in a 3 L container (salinity of 24) and maintained at 20  $^{\circ}\text{C}$  with *Tetraselmis tetrathele* (Prasinophyceae, density of  $4 \times 10^3$  cells  $\text{mL}^{-1}$ ) as prey. Both culture temperature and water salinity were the same as the conditions in sampling area. Before each observation, an active and undamaged individual was picked out under a stereomicroscope (Olympus SZX7) and photographed with a 5-mega pixel digital color camera (Olympus DP25) (Fig. 1). Size of each copepod was measured using ImageJ software (<http://rsb.info.nih.gov/ij/>). The copepod was then introduced in the experimental vessel for 1 h of acclimation. We observed in total 8 individuals of similar size (total body length of  $410 \pm 30$   $\mu\text{m}$ , mean  $\pm$  SD), and without egg sacs.

## Experimental setup

An experimental setup was developed to generate a stable flow field where the deformation rate can be estimated accurately (Fig. 2). The flow field was generated by gravity-forced draining of seawater from a glass pipe (inner diameter of 0.9 mm, outer diameter of 1.1 mm) mounted 20 mm above the bottom of a cubic acrylic vessel (Fig. 2, vessel 1,  $70 \times 70 \times 70$  mm). The vessel was filled with 300 mL of filtered seawater (0.7  $\mu\text{m}$  sieve). Salinity of the seawater was 24, and the temperature was 20  $^{\circ}\text{C}$  (density of 1.02  $\text{g mL}^{-1}$ ). A volume flow rate of 3.2  $\text{mL min}^{-1}$  was set by adjusting the height of the tube outlet. To keep the suction flow rate constant, water flowing out through the pipe was returned to an-

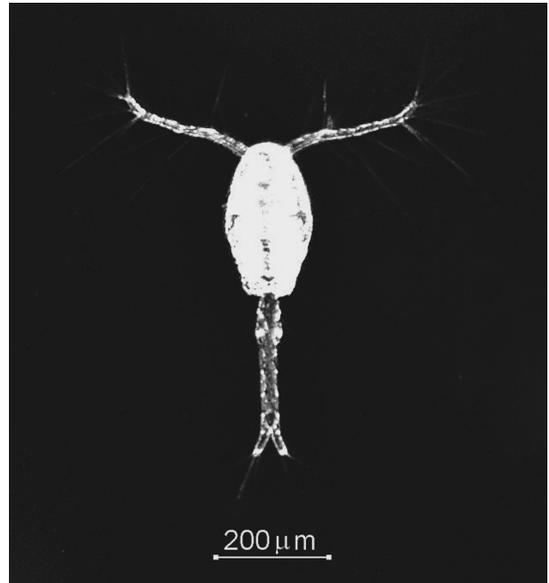
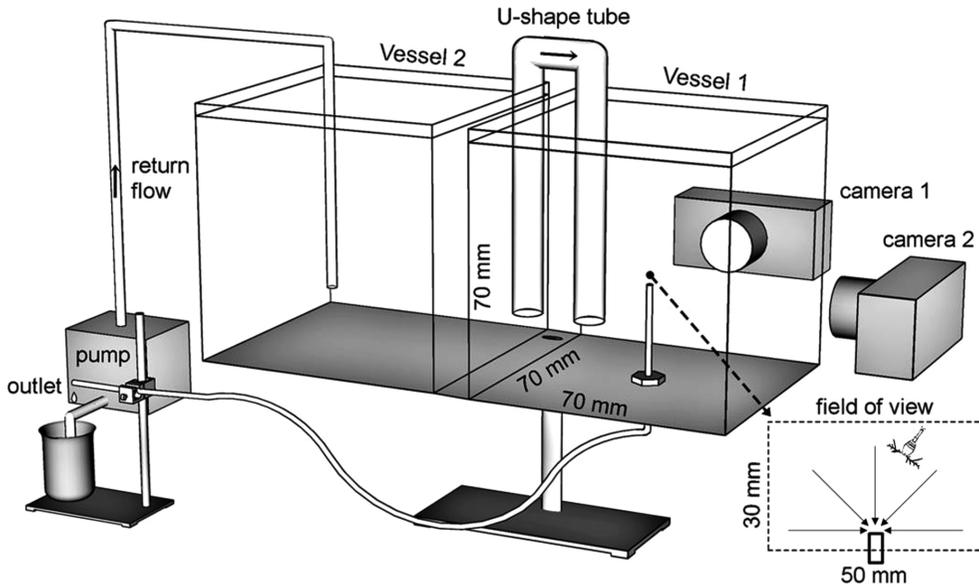


Fig. 1 Female *O. davisae* armed with well-developed mechanoreceptive setae on the first antennae.

other vessel (Fig. 2, vessel 2,  $70 \times 70 \times 70$  mm) at a same flow rate via a peristaltic pump (MasterFlex 7523-30). Two vessels were connected by a U-shape tube (inner diameter of 12.5 mm, outer diameter of 15 mm), which maintained a constant water level and head pressure over the suction mouth. Owing to the large cross-section area of the U-shape tube, flow speed ( $\text{mm s}^{-1}$ ) of the returning flow was kept only 0.5% of that at suction mouth. Both vessels were covered with a piece of aluminum foil to prevent water evaporation during a long observation.

## Flow field

The spatial pattern of the flow field was determined by observing the movements of neutrally buoyant ion exchange resin particles (Diaion SP 20ss, diameter of 40–70  $\mu\text{m}$ , density of 1.01  $\text{g mL}^{-1}$ ) entrained into the suction flow. Two perpendicularly mounted high-speed cameras (Pho-



**Fig. 2** Experimental setup. A stable suction flow was generated by gravity-forced draining of seawater from a glass pipe (0.9 mm inner-diameter) mounted 20 mm above the bottom of a cubic vessel. The volume flow rate was adjusted to  $3.2 \text{ mL min}^{-1}$  by changing the height of the outlet. Seawater out of the pipe was returned to another vessel at a same flow rate via a peristaltic pump. Two vessels are connected by a U-shape tube to maintain a constant head pressure over the tube. Swimming behaviors of copepod were observed three-dimensionally with two orthogonally arranged video recorders.

tron 1024PCI, 1000 frames  $\text{s}^{-1}$ ) equipped with a lens (Nikon Micro-Nikkor, 105 mm) were used to record the particle trajectories three-dimensionally. Trajectories of about 60 particles were recorded to analyze the flow field.

When the flow rate is quite slow, and diameter of a suction tube is much smaller than the distance from the copepod to the suction mouth, water motion towards the suction mouth is considered as point-symmetrical potential flow. Continuity demands that the flux through concentric spherical surfaces of various radii ( $r$ , mm), with the suction mouth as the center, must be equal to each other, and equal to the volume flow rate ( $Q$ ,  $\text{mm}^3 \text{ s}^{-1}$ ). The radially directed flow speed ( $v$ ,  $\text{mm s}^{-1}$ ) thus equals volume flow rate divided by the surface area of a sphere:

$$v = \frac{Q}{4\pi r^2} \quad (1).$$

The deformation ( $\Delta$ ,  $\text{s}^{-1}$ ) along flow can be quantified as:

$$\Delta = \frac{dv}{dr} = \frac{Q}{2\pi r^3} \quad (2).$$

Within the suction flow, trajectories of particles were radially symmetrical and approximately linear in a range of 1 to 5 mm to the center of the suction mouth (Fig. 3a). Via high-speed imaging, it was observed that the particles were entrained smoothly without any fluctuation (Fig. 3a). And the volume flow rate varied less than 0.1% in 5 hours. We thus confirmed the suction flow to be stable both in short- and long-time.

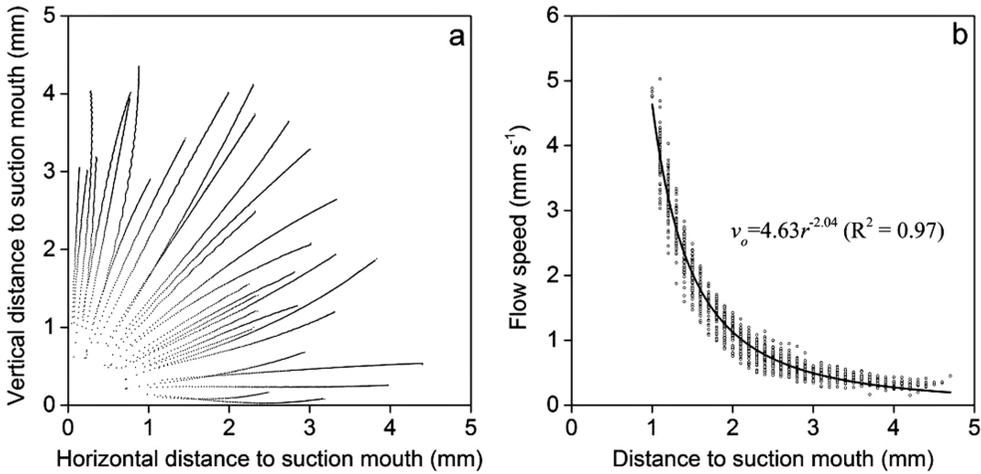


Fig. 3 Flow field above the suction mouth. a. Three-dimensional pathlines of particles above the suction mouth (horizontal distance  $=\sqrt{x^2+y^2}$ ; vertical distance  $=z$ ). To show the trajectories clearly, tracking data of half of the particles were plotted in the figure. Each dot line represents the trajectory of one particle over time. The dots indicate the positions of the particles at time interval of 20 ms. b. Flow speed values ( $\text{mm s}^{-1}$ ) as a function of distance to the center of suction mouth. The data were selected at equal distance interval of 0.1 mm.

The observed flow speed ( $v_o, \text{mm s}^{-1}$ ) varied almost inversely with the square of distance to the suction mouth (Fig. 3b). The speed and direction both were in small calibration errors (7% and 3.5% respectively) with an ideal condition. Symmetricity was also confirmed in the correlation between flow speed and distance to suction mouth. The deformation rate at any position is thus determined by the relative distance to suction mouth:

$$\Delta = \frac{dv_o}{dr} = 9.45r^{-3.04} \quad (3).$$

#### Behavioral observations

The behavior of female *O. davisae* was observed three-dimensionally with two orthogonally arranged video recorders (HDR-SR12, 30 frames  $\text{s}^{-1}$ ,  $1440 \times 1080$  pixels), each equipped with a lens (Marumi, 49 mm, MC + 3). The recorders were started simultaneously via a remote controller. The observation volume was 75

mL ( $50 \times 50 \times 30$  mm) around the pipe mouth with an image resolution of  $35 \mu\text{m pixel}^{-1}$ . All experiments were conducted under dark condition to avoid any photic effect on copepods. Two near-infrared light-emitting diodes (LEDs, wavelength of 730 nm) were employed as illumination because copepods are insensitive to near-infrared light (BUSKEY *et al.*, 1989). LEDs were placed in the opposite directions of 2 lenses, emitting collimated light beams through the vessels into each camera.

The swimming behavior of female *O. davisae* was firstly observed without any stimulus as a control, and subsequently under a stable hydromechanical stimulus. To avoid potential foraging behavioral responses, no food was added into the vessel. To follow the same individual for a long time and test inter-individual variation in behavior, we introduced only one individual into the vessel. Swimming behavior in still water was firstly observed for 50 s, and later, a stable suc-

tion flow was generated. The behavior under hydromechanical stimulus of each replicate was recorded for a long time (5 h). All recorded video data were decoded into image sequences by a video editing software (Grass Valley EDIUS), and the behavioral responses against suction flow were picked out for tracking. We analyzed tracks for 50 s after copepods were placed in the suction flow area.

#### Image processing and behavioral analysis

Instantaneous coordinates of copepods were digitized with the image processing software (Swallow Series image processing system, DigiMo) of Particle Tracking Velocimetry (PTV). The center of suction mouth was set as the origin in x, y, z coordinates. By combing the position data from both cameras, copepods' swimming trajectories were measured three-dimensionally.

The jump behavior was characterized using the intensity and direction of jump. Jump distance was the total distance travelled along the jump trajectory (time interval of 33.3 ms). Jump speed was the average swimming speed within a jump. The peak acceleration rate was the maximum acceleration rate calculated at a time interval of 33.3 ms. Jump direction in still water was represented as the angle between jump trajectory and gravity direction, while the escape direction was quantified as the angle between jump trajectory and flow direction at initial escape location.

#### Statistical analysis

Jump without hydromechanical stimulus was defined as a normal jump, while the jump against suction flow was defined as an escape jump. The data for jump characteristics (both normal and escape jump) and deformation rates required to trigger escapes were not normally

distributed (Shapiro-Wilk test,  $p < 0.05$ ). Because of the non-normal distribution and unequal variances, the inter-individual differences were analyzed using the nonparametric test Kruskal-Wallis ANOVA, whereas the intra-individual differences between "still water" and "suction flow" conditions were tested with the non-parametric Mann-Whitney ranked sum test. Then, parameters of jump distance, duration, speed, peak acceleration, and direction of both normal and escape jumps, as well as the deformation rate to trigger escape jumps (extracted from 50 s of recording) were compared. Using Kruskal-Wallis ANOVA, the equality of medians of each jump parameter among 8 individuals was tested. The Mann-Whitney ranked sum test was done to evaluate whether normal and escape jump parameters of the same individual were different to each other.

## Results

### Swimming patterns

In absence of hydromechanical stimuli, female *O. davisae* exhibited characteristic sink-jump behavior (Fig. 4a). For 90–98% ( $94.9 \pm 1.6\%$ ) of time, female *O. davisae* sank slowly at speed of 0.25–0.54 ( $0.37 \pm 0.10$ ) mm s<sup>-1</sup>. The sinking speed varied significantly between individuals (-30% to +50%). Intermittently, it repositioned its body through short spontaneous jumps at a frequency of 0.3–0.9 ( $0.5 \pm 0.2$ ) times s<sup>-1</sup>. The jump frequency also showed high inter-individual differences (up to 3 times). In comparison with still water conditions, all individuals performed different behavioral responses against suction flow (Fig. 4b). After the suction flow was started, copepods were sucked towards the mouth of the pipe for the first time. At certain distances to the suction mouth, female *O. davisae* escaped to locate itself far from the suction mouth. The copepod was sucked again when the

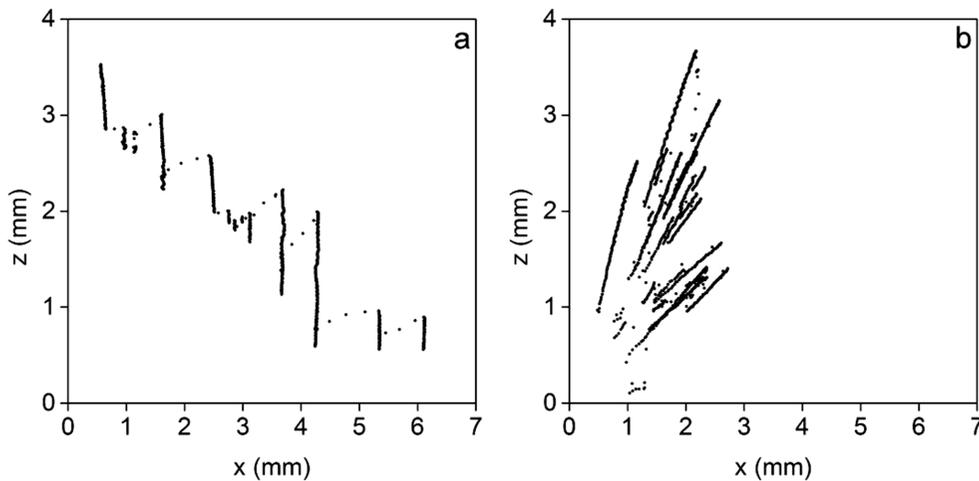


Fig. 4 Two-dimensional swimming trajectories of one individual under “still water” (a) and “suction flow” (b) conditions. Time lengths of the trajectories were all 50 s. Time interval between consequent dots was 33.3 ms. The origin in figure b represents the center of suction mouth.

escape jump finished, and it would initiate another jump.

Hydromechanical signal levels to trigger escape jumps

Jumps were, in all cases, distinguished by rapid changes in swimming speed over time. From the distance between escape position and the center of suction mouth (reaction distance), the deformation rate that triggered escape jumps of female *O. davisae* was calculated with equation 3. They initiated escape jumps at distances of 1.2–5.7 mm to suction mouth where deformation rates ranged from 0.05 to 5.91 s<sup>-1</sup>. Therefore, female *O. davisae* can respond to a certain range of hydromechanical stimuli. Typically, 90% of escape jumps were triggered at deformation rates of 0.1–1.9 (0.54 ± 0.45) s<sup>-1</sup>. Moreover, significant inter-individual differences ( $p < 0.01$ ) in the deformation rates that trigger escape jumps were observed (Fig. 5). Compared with the mean value for all individuals (0.88 s<sup>-1</sup>), the average de-

formation rate to trigger escapes of each individual varied from -70% to +95%.

Jump kinematics

The parameters that characterize the swimming behavior were measured in still water and under suction flow (Fig. 6). Overall, in absence of hydromechanical stimuli, adult female *O. davisae* jumped 0.17–0.44 (0.29 ± 0.10) mm in 0.07–0.27 (0.11 ± 0.05) s, with average speeds of 2.0–3.1 (2.4 ± 0.4) mm s<sup>-1</sup>, and peak accelerations of 70–130 (100 ± 25) mm s<sup>-2</sup>. In still water, the differences in the parameters jump distance and speed were not statistically significant between individuals ( $p > 0.05$ ), while jump duration and peak acceleration rate varied significantly ( $p < 0.01$ ). Compared with the mean values obtained by combining all individuals together, the average jump duration and peak acceleration of each individual varied from -20% to +40% and -30% to +30%, respectively.

Under “suction flow” conditions, female *O. da-*

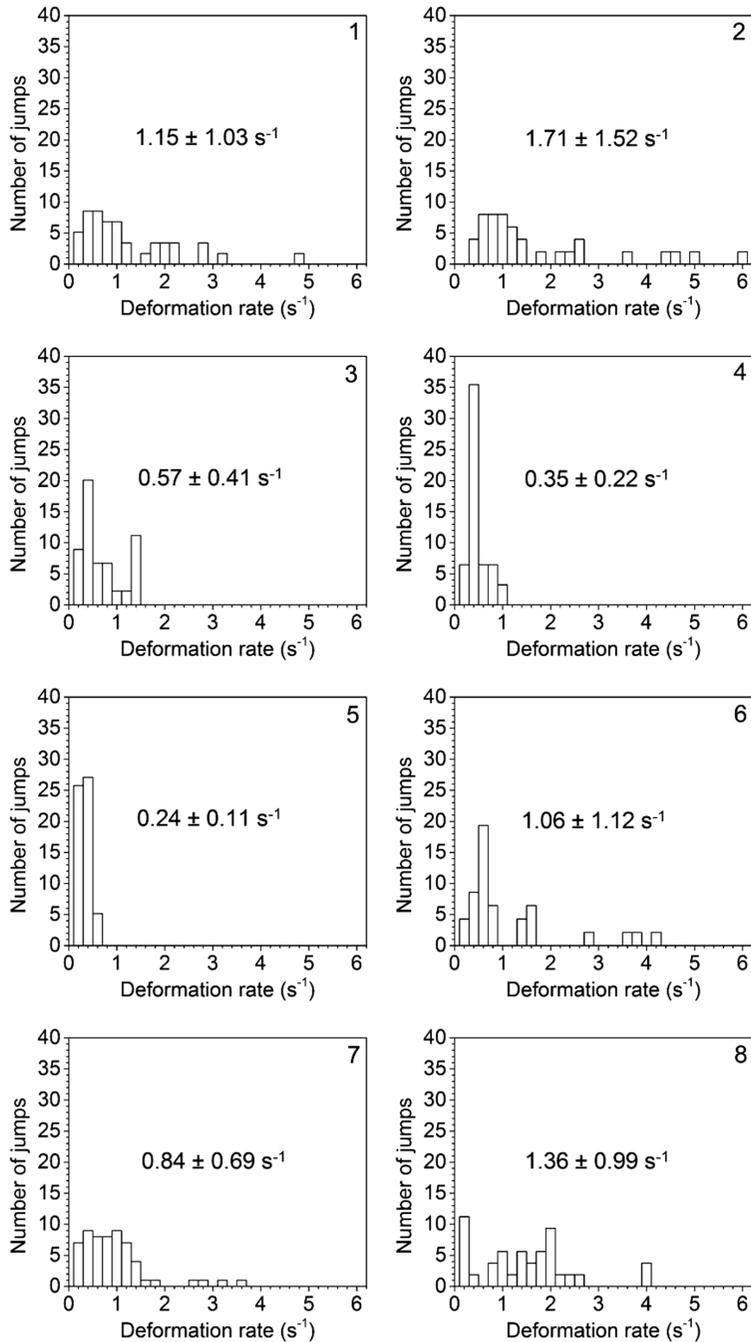


Fig. 5 Distributions of deformation rates that triggered escape jumps of different individuals. The code number of copepod indicates the time order of observation. To avoid bias caused by the unbalance in the number of escape jumps, the total number of escape jumps was modified to be the same ( $n = 58$ ) for all individuals. Mean deformation rate for all individuals was  $0.88 \text{ s}^{-1}$ .

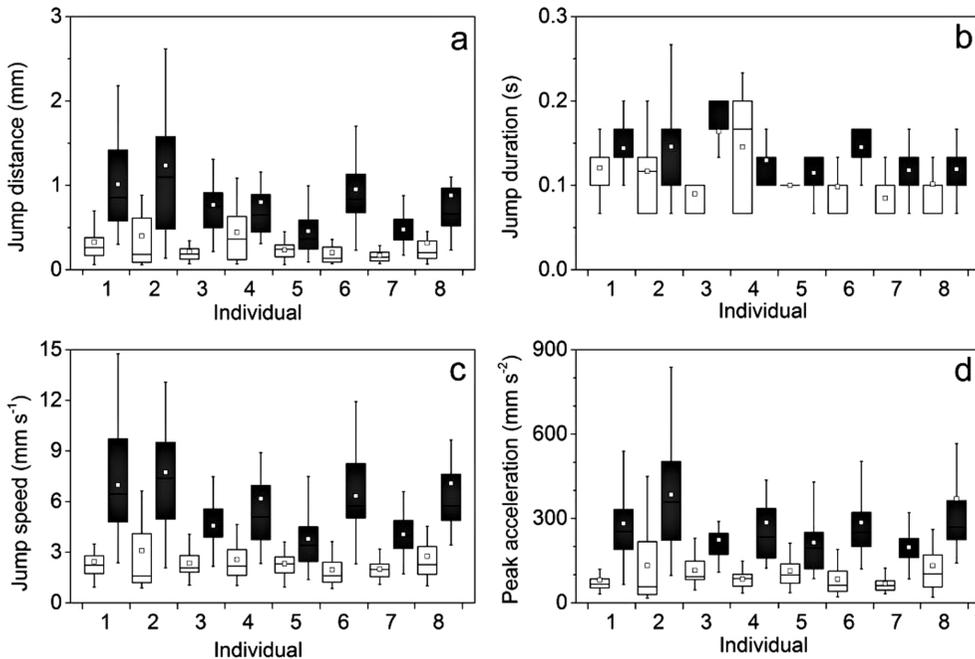


Fig. 6 Jump characteristics of female *O. davisae* under “still water” (white box) and “suction flow” (grey box) conditions. The code number of copepod indicates the time order of observation. Ends of boxes: 25% and 75%; ends of whiskers: 1% and 99% of the data; middle horizontal lines: medians; open squares: mean values.

*visae* jumped longer distances of 0.46–1.24 ( $0.82 \pm 0.26$ ) mm in 0.07–0.27 ( $0.13 \pm 0.04$ ) s, with speed values of 3.8–7.7 ( $5.8 \pm 1.5$ )  $\text{mm s}^{-1}$ , and peak accelerations of 200–390 ( $280 \pm 70$ )  $\text{mm s}^{-2}$ . Against suction flow, all jump parameters were significantly different ( $p < 0.01$ ) between individuals. Compared with the mean values for all individuals, the average jump distance, duration, speed, and peak acceleration of each individual varied from –40% to +50%, –20% to +20%, –40% to +30%, and –30% to +40%, respectively. According to these results, jump characteristics were analyzed individually. By sensing hydromechanical stimuli, female *O. davisae* jumped significantly longer and faster than without stimulus ( $p < 0.01$ ).

#### Jump direction

We quantified the jump directions of female *O. davisae* against the suction flow and in still water (Fig. 7). In still water, the jump directions showed a random pattern (Fig. 7a). In the suction flow condition, they escaped in directions with angles of 82–178° ( $139 \pm 21^\circ$ ) from flow directions, and 97% of escape jumps were oriented in the opposite direction of the suction flow (Fig. 7b). Thus, female *O. davisae* jumps directionally towards lower-deformation conditions. In addition, jump directions of female *O. davisae* varied significantly between individuals both in “still water” and “suction flow” conditions ( $p < 0.001$ ). Compared with the mean jump angle for all individuals, the average jump direction of each individual varied from –60% to +80% in still water (mean = 80°) and  $\pm 10\%$  against

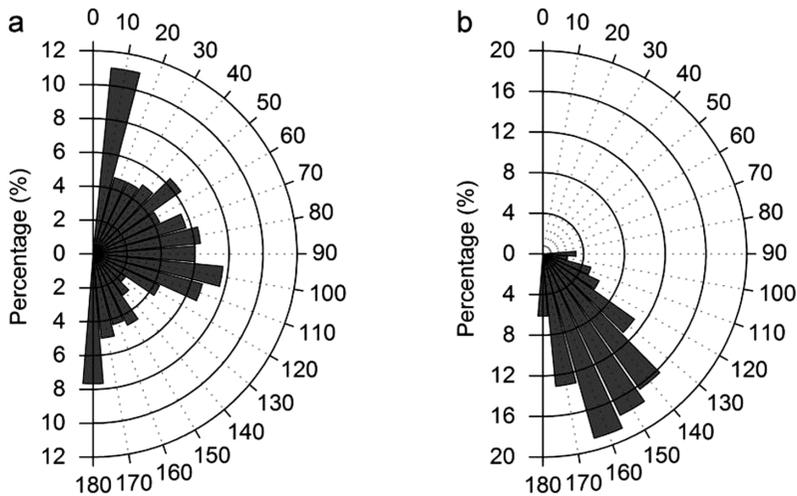


Fig. 7 Wind-rose distributions in jump directions under “still water” (a,  $n = 193$ ) and “suction flow” (b,  $n = 266$ ) conditions for all 8 individuals. The jump direction in still water was represented by the angle between jump trajectory (linear connection between initial and terminal points of a jump) and gravity direction ( $0^\circ$ ). Angles over  $90^\circ$  indicates upward jumps. The jump direction against hydromechanical stimulus was quantified as the angle between jump trajectory and flow direction ( $0^\circ$ ) at initial escape position. Angle over  $90^\circ$  indicates opposite jump direction from flow direction.

suction flow (mean =  $140^\circ$ ), respectively.

## Discussions

### Behavioral quantification

We studied the behavioral responses of individual female *O. davisae* under a stable “suction flow” condition. Although the hydromechanical stimulus in our study is not the same as flow patterns generated by real predators (which usually change spatio-temporally), we observed that female *O. davisae* initiated escape jumps under certain range of deformation rates. The observed behavioral responses reflect their evolved escape abilities in nature. By combining those quantified escape abilities with real hydro-mechanical stimuli generated by potential predators, we can evaluate the potential survival rates of female *O. davisae* when encountering a given

predator. Therefore, the quantification of the hydromechanical detection ability and swimming ability of copepods may offer important data to explore predator-prey interactions in marine ecosystems (FIELDS and YEN, 1997).

### Hydromechanical signal level

Copepods can sense fluid mechanical signals in a wide range (STRICKLER and BAL, 1973; FIELDS *et al.*, 2012). Female *O. davisae* typically escaped at positions where deformation rates ranged from  $0.1$  to  $1.9 \text{ s}^{-1}$  ( $0.54 \pm 0.45 \text{ s}^{-1}$ ), which partially ( $0.1\text{--}1 \text{ s}^{-1}$ ) falls out of the empirical range reported in proceeding works (an order of  $1\text{--}10 \text{ s}^{-1}$ ) (KJØRBOE, 2013). Compared with other copepods studied by suction flow, female *O. davisae* jumped at relatively lower deformation rates (Fig. 8). This result is consistent with previous observa-

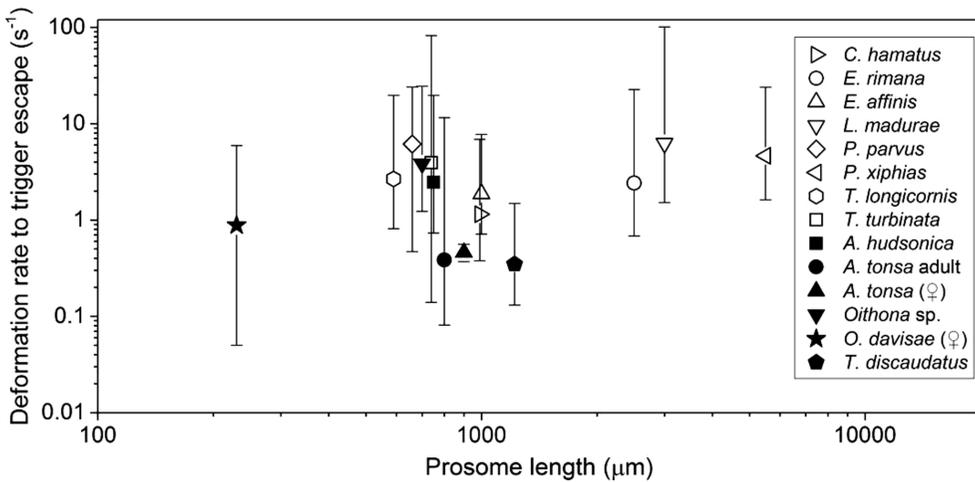


Fig. 8 Summary of hydromechanical signal levels that trigger escape behaviors of a variety of copepods. The deformation rates were all calculated from equation 2 based on the reported reaction distances and volume flow rates in the literature (FIELDS and YEN, 1997; VIITASALO *et al.*, 1998; KJØRBOE *et al.*, 1999; BURDICK *et al.*, 2007; WAGGETT and BUSKEY, 2007). The average deformation rate to trigger escapes was not significantly correlated with the size of copepod ( $p > 0.05$ ). Open symbols: active feeders that forage with feeding current or during cruising; Solid symbols: passive feeders that perform ambush feeding. The solid star represents female *O. davisae* in the present study.

tions in which *O. davisae* appears to be much more sensitive to turbulence than other copepods (SAIZ *et al.*, 2003). The long antennae (about one body length) and setae may enable female *O. davisae* to detect weak deformation of flow (FIELDS, 2014).

Female *O. davisae*, as a strict ambush-feeding copepod (SAIZ *et al.*, 2014), escaped at relatively weaker hydromechanical signals in contrast to almost all active-feeders (feeding-current or cruising feeder) reported in literatures (Fig. 8). Several larger ambush-feeding copepods (*e. g.* *Acartia tonsa*, *Calanus finmarchicus*, and *Tortanus discaudatus*) can initiate escapes at even lower signal levels than female *O. davisae*. In general, ambush-feeding copepods perform escapes at relatively lower signal levels than active-feeders with similar sizes (Fig. 8). This may explain partially why the predation risks

for ambush-feeding copepods are up to one order of magnitude lower than active-feeding copepods (ELANE and OHMAN, 2004; THOR *et al.*, 2008; VAN SOMMEREN GRÉVE *et al.*, 2017).

#### Response strategy

Jumps against hydromechanical signals were faster and longer than those in still water. All jumps triggered by hydromechanical signals were clearly directed towards lower-deformation regions. Therefore, it is likely that female *O. davisae* wants to leave environments with deformation rate exceeding a certain level ( $0.1 \text{ s}^{-1}$ ). Compared with other copepod species using the parameter “jump distance scaled by body length (BL),” female *O. davisae* jumped shorter distances (around 2 BL) (BURDICK *et al.*, 2007; WAGGETT and BUSKEY, 2007). However, with these highly directional jumps against hydromechanical stim-

uli, female *O. davisae* can reach regions of relatively calmer conditions. It reflects that female *O. davisae* can discriminate not only the strength but also the directional information of flow fields. This finding is consistent with field observations, showing that *Oithona* copepods tend to avoid high-turbulence layers (SAIZ *et al.*, 2003). High-turbulence conditions increase the predator-prey encounter rate (GILBERT and BUSKEY, 2005), which will result in higher vulnerability, as has been observed in *A. tonsa* with blenny fish (CLARKE *et al.*, 2005) and blue mussel (JONSSON *et al.*, 2009) as predators. Therefore, to seek a refuge less accessible to predators may be an effective way to decrease the predation risks for small and rather slow copepods like *O. davisae* (PASTERNAK *et al.*, 2006).

Because copepods have less chances to survive short distance attacks from relatively large predators, encounter prevention becomes a better strategy than active attempts to escape (PASTERNAK *et al.*, 2006). Female *O. davisae* spends most of time (90–98%) in sinking, which is usually thought to reduce self-generated signals, and consequently minimize the detection probability by mechanoreceptive predators (KIØRBOE and VISSER, 1999; TITELMAN, 2001; JIANG and PAFFENHÖFER, 2004; BRADLEY *et al.*, 2013). Because the Reynolds numbers generated during swimming were low (0.15 during sinking and 1.03 during jump), the self-generated signals ( $\Delta'$ ,  $s^{-1}$ ) in front of female *O. davisae* can be evaluated by assuming the copepod as a Stokes' sphere (KIØRBOE and VISSER, 1999):

$$\Delta' = \frac{3Uc(R^2 - c^2)}{2R^4} \quad (4),$$

where  $U$  ( $mm\ s^{-1}$ ) is the moving speed,  $c$  ( $mm$ ) is the radius of copepod, and  $R$  ( $mm$ ) is the distance to the center of copepod. According to our calculation, the deformation rate generated by

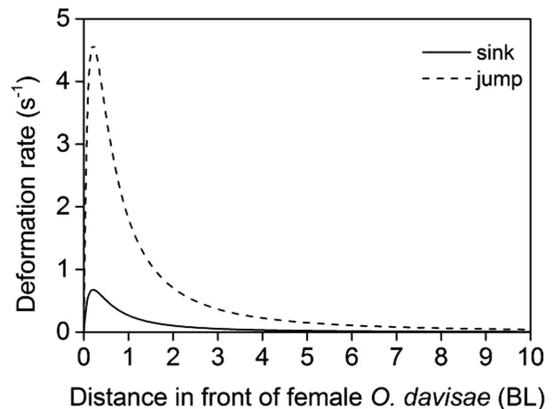


Fig. 9 Deformation rates generated in front of female *O. davisae* during its sinking and jump processes. The copepod was assumed to be a Stokes' sphere with diameter of 0.41 mm. The sinking and jump speeds were  $0.37\ mm\ s^{-1}$  and  $2.51\ mm\ s^{-1}$ , respectively. The Reynolds number was 0.15 during sinking and 1.03 during jump.

sinking accounts for only 15% of that by jump (Fig. 9). Therefore, female *O. davisae* can effectively suppress self-generated signals during sinking. It can help reduce the detection probability by mechanoreceptive predators, and at the same time, decrease interferences to its own predator detection.

Less self-generated "noise" can also decrease interference to the detection of motile prey. We calculated the hydromechanical signal level for prey detection of *O. davisae* by referring to its foraging experiment (with equation 4). It was reported that *O. davisae* can detect *T. tetrathele* (radius of  $6\ \mu m$ , moving speed of  $0.2\ mm\ s^{-1}$ ) at  $0.12 \pm 0.05\ mm$  in front of the first antennae (CHENG *et al.*, 2014). According to our calculation, the hydromechanical stimulus generated by *T. tetrathele* to trigger foraging behavior of female *O. davisae* was  $0.06\text{--}0.31$  ( $0.11 \pm 0.05$ )  $s^{-1}$ . Under the given deformation threshold ( $0.11\ s^{-1}$ ) for prey detection, prey perception of female *O. davisae* can be interfered by its own jump to as far

as 6 BL from body surface; however, the interference during sinking was limited to less than 2 BL. Therefore, a long sinking time (around 95%) may be an ideal strategy for *O. davisae* that is hydromechanically-sensitive (PAFFENHÖFER and MAZZOCCHI, 2002).

#### Individual-level variability

We found that swimming behaviors of female *O. davisae* varied significantly between individuals under both “still water” and “suction flow” conditions. Despite the little knowledge of individual specialization in copepods, the inter-individual variability in behavior can be even higher in nature because of the differences in gender, age, and size, as well the existence of different preys, predators or mates (SEURONT *et al.*, 2004). Such a big variation may also result from the fact that, in constantly changing marine environment, even individuals of the same copepod species may encounter different hydromechanical stimuli (derived from background turbulence or swimming organisms). A high intra- and inter-individual variability in escape behavior may raise the difficulties for predators to learn and develop an advanced strategy to forage on a specific species of copepods.

#### Conclusions

The behavioral responses of individual female *O. davisae* to hydromechanical stimuli were studied quantitatively. In absence of hydromechanical stimulus, female *O. davisae* normally jumps 0.3 mm (0.7 BL) at speed of 2.4 mm s<sup>-1</sup> (6 BL s<sup>-1</sup>); however, when the deformation rate exceeds 0.1 s<sup>-1</sup>, it can escape over 0.8 mm (2 BL) with speed of 5.9 mm s<sup>-1</sup> (15 BL s<sup>-1</sup>). We assume that female *O. davisae* escapes with higher jump speed and longer jump distance under high-deformation conditions because the normal jump may not be enough to survive potential preda-

tion risks.

The deformation rate that triggers female *O. davisae* to escape ranges widely (0.1–1.9 s<sup>-1</sup>). In response to hydromechanical stimulus, female *O. davisae* jumps towards lower-deformation conditions most of time. It infers that female *O. davisae* can discriminate not only the strength but also the directional information of flow fields. Our results also suggest that female *O. davisae* prefers a calm environment where the local deformation rate is smaller than 0.1 s<sup>-1</sup>. In relation to the low deformation level for prey detection, adult female *O. davisae* is easily interfered by turbulence (KIØRBOE and SAIZ, 1995; SAIZ *et al.*, 2003); and therefore, a quiescent environment with low turbulence intensity can be beneficial to detect prey.

The observation of single copepods facilitated the characterization of a high intra- and inter-individual variability in behavioral responses. It reveals that copepods are a group of organisms with a variety of individual characteristics (even for the same species and similar size). Since hydromechanical signals of flow fields are used in many tasks (*e. g.* foraging, mating, predator avoidance) of the life history of copepods, the individual-level variability in the behavioral responses may have important consequences not only for the copepod population dynamics but also for the entire ecosystem functioning.

#### Acknowledgements

This work was supported by the Sasakawa Scientific Research Grant (26-742) from The Japan Science Society. JML was supported by a postdoctoral fellowship from the Japan Society for Promotion of Science (PE16401). We thank Dr. Takuo Omura for providing *T. tetrathele* in the culture of copepods.

## References

- BRADLEY, C. J., J. R. STRICKLER, E. J. BUSKEY and P. H. LENZ (2013): Swimming and escape behavior in two species of calanoid copepods from nauplius to adult. *Journal of Plankton Research*, **35**, 49–65.
- BURDICK, D. S., D. K. HARTLINE and P. H. LENZ (2007): Escape strategies in co-occurring calanoid copepods. *Limnology and Oceanography*, **52**, 2373–2385.
- BUSKEY, E. J., K. S. BAKER, R. C. SMITH and E. SWIFT (1989): Photosensitivity of the oceanic copepods *Pleuromamma gracilis* and *Pleuromamma xiphias* and its relationship to light penetration and daytime depth distribution. *Marine Ecology Progress Series*, **55**, 207–216.
- CEBALLOS, S. and T. KIØRBOE (2011): Senescence and sexual selection in a pelagic copepod. *PLoS ONE*, **6**, e18870.
- CHENG, W. T., T. AKIBA, T. OMURA and Y. TANAKA (2014): On the foraging and feeding ability of *Oithona davisae* (Crustacea, Copepoda). *Hydrobiologia*, **741**, 167–176.
- CLARKE, R. D., E. J. BUSKEY and K. C. MARSDEN (2005): Effects of water motion and prey behavior on zooplankton capture by two coral reef fishes. *Marine Biology*, **146**, 1145–1155.
- EIANE, K. and M. D. OHMAN (2004): Stage-specific mortality of *Calanus finmarchicus*, *Pseudocalanus elongatus* and *Oithona similis* on Fladen Ground, North Sea, during a spring bloom. *Marine Ecology Progress Series*, **268**, 183–193.
- FERRARI, F. D. and J. ORSI (1984): *Oithona davisae*, new species, and *Limnoithona sinensis* (Burckhardt, 1912) (Copepoda: Oithonidae) from the Sacramento-San Joaquin Estuary, California. *Journal of Crustacean Biology*, **4**, 106–126.
- FIELDS, D. M. (2000): Characteristics of the high frequency escape reactions of *Oithona* sp. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology*, **34**, 21–35.
- FIELDS, D. M. (2014): The sensory horizon of marine copepods. In *Copepods: Diversity, Habitat and Behavior*. SEURONT, L. (eds.), Nova Science Publishers, p. 157–179.
- FIELDS, D. M. and J. YEN (1997): The escape behavior of marine copepods in response to a quantifiable fluid mechanical disturbance. *Journal of Plankton Research*, **19**, 1289–1304.
- FIELDS, D. M., D. S. SHAEFFER and M. J. WEISSBURG (2002): Mechanical and neural responses from the mechanosensory hairs on the antennule of *Gaussia princeps*. *Marine Ecology Progress Series*, **227**, 173–186.
- FIELDS, D. M., S. D. SHEMA, H. I. BROWMAN, T. Q. BROWNE and A. B. SKIFTESVIK (2012): Light primes the escape response of the calanoid copepod, *Calanus finmarchicus*. *PLoS ONE*, **7**, e39594.
- GILBERT, O. M. and E. J. BUSKEY (2005): Turbulence decreases the hydrodynamic predator sensing ability of the calanoid copepod *Acartia tonsa*. *Journal of Plankton Research*, **27**, 1067–1071.
- JAKOBSEN, H. H. (2001): Escape response of planktonic protists to fluid mechanical signal. *Marine Ecology Progress Series*, **214**, 67–78.
- JIANG, H. S. and T. R. OSBORN (2004): Hydrodynamics of copepods: a review. *Surveys in Geophysics*, **25**, 339–370.
- JIANG, H. S. and G. A. PAFFENHÖFER (2004): Relation of behavior of copepod juveniles to potential predation by omnivorous copepods: an empirical-modeling study. *Marine Ecology Progress Series*, **278**, 225–239.
- JONSSON, A., T. G. NIELSEN, I. HRUBENJA, M. MAAR and J. K. PETERSEN (2009): Eating your competitor: functional triangle between turbulence, copepod escape behavior and predation from mussels. *Marine Ecology Progress Series*, **376**, 143–151.
- KIØRBOE, T. (2013): Attack or attacked: the sensory and fluid mechanical constraints of copepods' predator-prey interactions. *Integrative and Comparative Biology*, **53**, 821–831.
- KIØRBOE, T. and E. SAIZ (1995): Planktivorous feeding in calm and turbulent environments, with emphasis on copepods. *Marine Ecology Progress Series*, **122**, 135–145.
- KIØRBOE, T. and A. W. VISSER (1999): Predator and prey perception in copepods due to hydromechanical signals. *Marine Ecology Progress Series*, **179**, 81–95.
- KIØRBOE, T., E. SAIZ and A. VISSER (1999): Hydrody-

- namic signal perception in the copepod *Acartia tonsa*. Marine Ecology Progress Series, **179**, 97–111.
- LENZ, P. H. and D. K. HARTLINE (1999): Reaction times and force production during escape behavior of a calanoid copepod, *Undinula vulgaris*. Marine Biology, **133**, 249–258.
- PAFFENHÖFER, G. A. and M. G. MAZZOCCHI (2002): On some aspects of the behavior of *Oithona plumifera* (Copepoda: Cyclopoida). Journal of Plankton Research, **24**, 129–135.
- PASTERNAK, A. F., V. N. MIKHEEV and J. WANZENBÖCK (2006): How plankton copepods avoid fish predation: from individual responses to variations of the life cycle. Journal of Ichthyology, **46**, 220–226.
- SAIZ, E., A. CALBET and E. BROGLIO (2003): Effects of small-scale turbulence on copepods: The case of *Oithona davisae*. Limnology and Oceanography, **48**, 1304–1311.
- SAIZ, E., K. GRIFFELL, A. CALBET and S. ISARI (2014): Feeding rates and prey: predator size ratios of the nauplii and adult females of the marine cyclopoid copepod *Oithona davisae*. Limnology and Oceanography, **59**, 2077–2088.
- SEURONT, L., J. S. HWANG, L. C. TSENG, F. G. SCHMITT, S. SOUSSI and C. K. WONG (2004): Individual variability in the swimming behavior of the subtropical copepod *Oncaea venusta* (Copepoda: Poecilostomatoida). Marine Ecology Progress Series, **283**, 199–217.
- STRICKLER, J. R. and A. K. BAL (1973): Setae on the first antennae of the copepod *Cyclops scutifer* (Sars): their structure and importance. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, **70**, 2656–2659.
- THOR, P., T. G. NIELSEN and P. TISELIUS (2008): Mortality rates of epipelagic copepods in the post-spring bloom period in Disko Bay, western Greenland. Marine Ecology Progress Series, **359**, 151–160.
- TITELMAN, J. (2001): Swimming and escape behavior of copepod nauplii: implications for predator-prey interactions among copepods. Marine Ecology Progress Series, **213**, 203–213.
- UYE, S. and K. SANO (1995): Seasonal reproductive biology of the small cyclopoid copepod *Oithona davisae* in a temperate eutrophic inlet. Marine Ecology Progress Series, **118**, 121–128.
- VAN SOMMEREN GRÉVE, H., R. ALMEDA and T. KIØRBOE (2017): Motile behavior and predation risk in planktonic copepods. Limnology and Oceanography, **62**, 1810–1824.
- VIITASALO, M., T. KIØRBOE, J. FLINKMAN, L. W. PEDERSEN and A. W. VISSER (1998): Predation vulnerability of planktonic copepods: consequences of predator foraging strategies and prey sensory abilities. Marine Ecology Progress Series, **175**, 129–142.
- VISSER, A. W. (2001): Hydromechanical signals in the plankton. Marine Ecology Progress Series, **222**, 1–24.
- WAGGETT, R. J. and E. J. BUSKEY (2007): Copepods escape behavior in non-turbulent and turbulent hydrodynamic regimes. Marine Ecology Progress Series, **334**, 193–198.
- WOODSON, C. B., D. R. WEBSTER and A. C. TRUE (2014): Copepod behavior: oceanographic cues, distributions and trophic interactions. In Copepods: Diversity, Habitat and Behavior. SEURONT, L. (eds.), Nova Science Publishers, p. 215–253.
- YEN, J., P. H. LENZ, D. V. GASSIE and D. K. HARTLINE (1992): Mechanoreception in marine copepods: electrophysiological studies on the first antennae. Journal of Plankton Research, **14**, 495–512.

Received: December 27, 2017

Accepted: January 27, 2018

## 琉球諸島西表島のマングローブ林に生息する フタバカクガニ *Parasesarma bidens* の落葉摂食量

川井田俊<sup>1), 4)</sup>\* · 大土直哉<sup>2)</sup> · 河野裕美<sup>3)</sup> · 渡邊良朗<sup>2)</sup> · 佐野光彦<sup>1)</sup>

### Leaf litter consumption by the sesarmid crab *Parasesarma bidens* in a mangrove forest on Iriomote Island, southern Japan

Shun KAWAIDA<sup>1), 4)</sup>\*, Naoya OHTSUCHI<sup>2)</sup>, Hiroyoshi KOHNO<sup>3)</sup>, Yoshiro WATANABE<sup>2)</sup> and Mitsuhiko SANO<sup>1)</sup>

**Abstract:** The amounts of leaf litterfall and leaf litter removal by the feeding of a numerically abundant sesarmid crab *Parasesarma bidens* were examined in a subtropical mangrove forest, dominated by the red mangrove *Rhizophora stylosa*, on Iriomote Island, southern Japan, in 2016. Field observations and stable isotope analyses showed that *P. bidens* consumed and assimilated leaf litter rather than other primary food sources such as macroalgae and microphytobenthos. Measurements of the leaf litterfall amount were conducted using litter traps for four weeks in May and June. The weekly and estimated annual litterfall amounts were 3.5 g/0.25 m<sup>2</sup> and 730 g/m<sup>2</sup> (dry weight), respectively. Leaf litter consumption by *P. bidens*, determined using a field cage experiment in August, indicated that a single crab consumed 1.5 g/week (dry weight), the estimated annual consumption under natural crab density (8 individuals/m<sup>2</sup>) being 626 g/m<sup>2</sup> (86% of total litterfall amount). We conclude that leaf litter feeding by *P. bidens* significantly contributes to the organic matter cycling within the mangrove ecosystem.

**Keywords:** cage experiment, mangrove forest, *Parasesarma bidens*, stable isotope analysis

---

1) 東京大学大学院農学生命科学研究科生圏システム学専攻

〒113-8657 東京都文京区弥生 1-1-1

Department of Ecosystem Studies, Graduate School of Agricultural and Life Sciences, The University of Tokyo, Yayoi, Bunkyo-ku, Tokyo 113-8657, Japan

2) 東京大学大気海洋研究所

〒277-8564 千葉県柏市柏の葉 5-1-5

Atmosphere and Ocean Research Institute, The University of Tokyo, Kashiwanoha, Kashiwa, Chiba 277-8564, Japan

3) 東海大学沖縄地域研究センター

〒907-1541 沖縄県八重山郡竹富町上原 870-277

Okinawa Regional Research Center, Tokai University, Uehara, Taketomi, Okinawa 907-1541, Japan

4) 現住所：島根大学エスチュアリー研究センター

〒690-8504 島根県松江市西川津町 1060

Estuary Research Center, Shimane University, Nishikawatsu, Matsue, Shimane 690-8504, Japan

\*連絡著者：川井田俊

〒690-8504 島根県松江市西川津町 1060

島根大学エスチュアリー研究センター

E-mail : kawaida@soc.shimane-u.ac.jp

## 1. はじめに

マングローブは熱帯・亜熱帯域の潮間帯やその周辺に生育する耐塩性の被子植物（主に木本類）の総称である（SPALDING *et al.*, 2010）。これらは波の穏やかな河口付近などに群生し、独特な群落（以下、マングローブ林とよぶ）を形成する。東南アジアやオセアニアなどでは、大規模なマングローブ林が発達することが多く、全世界のマングローブ林の約半分は東南アジアに分布している。日本は分布の北限にあたり、その大部分は琉球諸島にみられる（中村・中須賀, 1998）。

マングローブ林とそれに隣接する干潟（以下、マングローブ域とよぶ）は、沿岸域において一次生産性の高い場所の1つとして知られている（ALONGI, 1998）。マングローブ域ではマングローブの落葉が大量に堆積し、主にバクテリアや菌類などの微生物による分解の途上で、土壌中の主要な有機物源が作られる（DUARTE and CEBRIÁN, 1996）。しかし、このような落葉の分解には、微生物だけではなくカニ類や巻貝類などの大型ベントスも重要な働きをしていると報告されている（LEE, 2008）。特に、東南アジアやオーストラリアなどのマングローブ林において高密度で生息するベンケイガニ科のカニ類（以下、ベンケイガニ類）は、落葉を破碎・摂食し糞として排泄することで微生物分解を促進し、マングローブ生態系の物質循環に貢献していると考えられている（増地, 1998; 仲宗根, 2006）。また、排泄された糞は他のベントスの餌となっていると言われている（土屋, 2014）。

筆者らはこれまで、沖縄県西表島のマングローブ域においてカニ類の群集構造を調べ、ベンケイガニ科のフタバカクガニ *Parasesarma bidens* がマングローブ林内に優占して分布することを明らかにした（KAWAIDA *et al.*, 2017）。このフタバカクガニは、他のベンケイガニ類と同様に落葉を摂食することが知られている（POON *et al.*, 2010）。しかし、本種が実際に落葉を餌として同化しているのかどうか、また野外でどれほどの量の落葉を摂食しているのかといったことはまだわかっていない。

そこで本研究では、西表島のマングローブ域において、まず炭素・窒素安定同位体比分析を用いて、フタバカクガニが落葉を同化しているのかどうかを明らかにした。次に、マングローブから供給される落葉量をリタートラップにより調べるとともに、ケーシング手法を用いた野外実験により、(1)フタバカクガニの摂食量と(2)その摂食によって落葉量がどの程度減少するのかを明らかにした。

## 2. 試料と方法

### 2.1 調査地の概要

調査は沖縄県西表島の北部に位置する浦内川河口のマングローブ域で行った（Fig. 1）。浦内川は沖縄県内で最長の河川であり、主流長は約19 km、流域面積は約54 km<sup>2</sup>に達する。本流の河口域の両岸には、ヤエヤマヒルギ *Rhizophora stylosa*、オヒルギ *Bruguiera gymnorrhiza*、メヒルギ *Kandelia obovata*、ヒルギダマシ *Avicennia marina* などによって構成される林が発達している。また、本流河口域の左岸側には支流があり、主にヤエヤマヒルギからなる人為的影響の少ない大規模なマングローブ原生林が広がっている。本研究では、この支流域に広がるマングローブ林を調査地とした。調査地の潮位差は約1.5 mで、満潮時には林床が冠水し、干潮時には支流の両岸に沿って干潟が出現する。

本研究では、調査地の主要なマングローブであるヤエヤマヒルギと林内に優占するフタバカクガニを対象とし、炭素・窒素安定同位体比分析と落葉量の測定および野外実験を行った。

### 2.2 炭素・窒素安定同位体比分析用のサンプル採取と前処理

2016年5月の大潮干潮時に、支流の上流域、中流域、下流域の林内に設定した各調査地点において、フタバカクガニとヤエヤマヒルギの落葉を採取した（Fig. 1）。フタバカクガニは、底土表面を歩き回ったり、マングローブの呼吸根の陰に隠れたりしている数個体をハンドサンプリングした。落葉は、地面に落ちている黄褐色の葉を各地点で

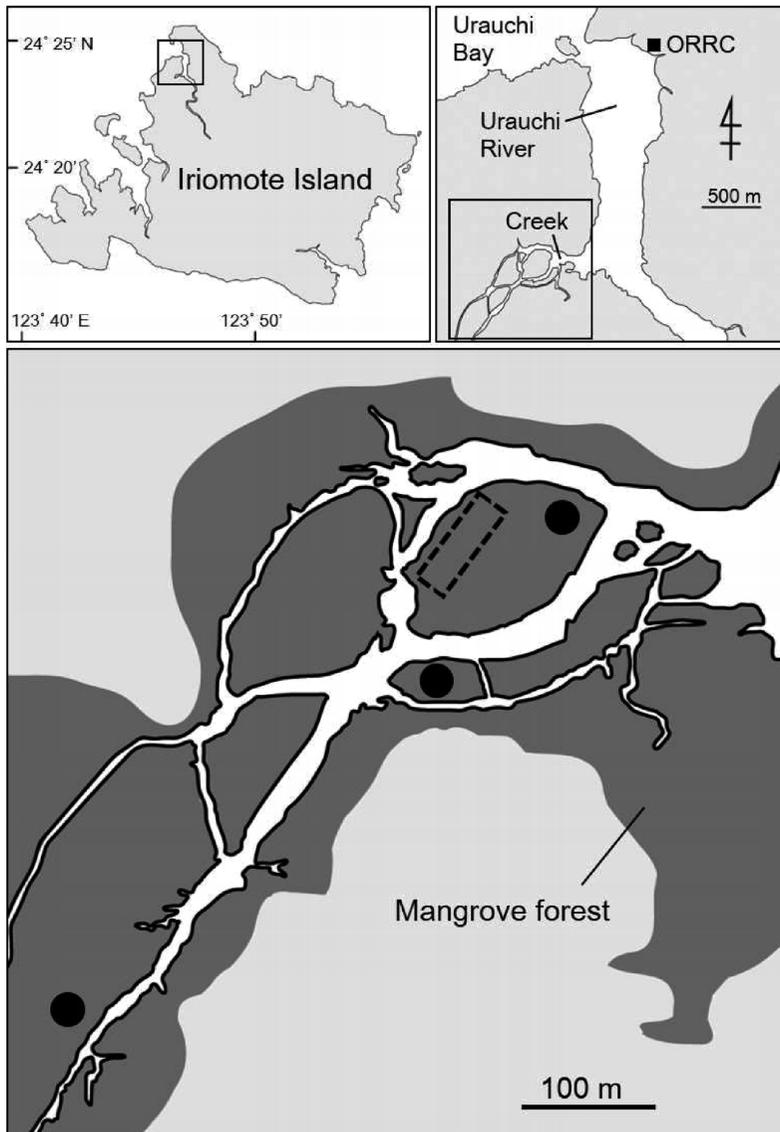


Fig. 1 Location of the Urauchi River estuary, Iriomote Island, Ryukyu Islands, southern Japan. Solid circles: sampling points of crabs, leaf litter and macroalgae for stable isotope analysis. Square with dashed line: the area where litterfall collections and cage experiments were conducted. ORRC indicate Okinawa Regional Research Center, Tokai University.

3枚採取した。さらに、本調査地では、落葉以外の一次生産者としてヤエヤマヒルギの呼吸根に付着している大型藻類（主に紅藻類の *Bostrychia* spp.）が報告されているため（NANJO *et al.*, 2014）、

これらの大型藻類も各地点で約 20 g 採取した。落葉と大型藻類の採取は 1 地点につき 3 回繰り返して行った。なお、調査地の底土表面には一次生産者の底生微細藻類が分布していたが、それらを

直接採取することはできなかった。

採取したフタバカクガニの歩脚部から筋肉組織を取り出し、24時間凍結乾燥させた後、乳鉢で粉碎して炭素・窒素安定同位体比分析の試料とした。落葉と大型藻類は蒸留水でよく洗浄した後、60°Cで48時間乾燥させた。乾燥後の試料を24時間凍結乾燥させ、粉碎したものを分析試料とした。

### 2.3 炭素・窒素安定同位体比の測定方法

各分析試料の炭素・窒素安定同位体比 ( $\delta^{13}\text{C}$ ,  $\delta^{15}\text{N}$ ) は、燃焼型元素分析計前処理装置 (Thermo Fisher Scientific, Flash 2000-ConFlo IV) に連結した安定同位体比質量スペクトル分析計 (Thermo Fisher Scientific, DELTA V) を用いて測定した。測定データの補正には、グリシン ( $\delta^{13}\text{C} = -33.8 \pm 0.2\%$ ,  $\delta^{15}\text{N} = 1.3 \pm 0.2\%$ ) を用いた。また、炭素および窒素安定同位体比の標準物質には、それぞれ Pee Dee belemnite と大気中の窒素を用いた。補正したサンプルの測定値と標準物質の値をもとに、式 (1) により炭素・窒素安定同位体比を算出した。

$$\delta^{13}\text{C}, \delta^{15}\text{N} (\%) = (R_{\text{サンプル}}/R_{\text{標準物質}}) \times 1000 \dots\dots\dots (1)$$

R: 炭素もしくは窒素の同位体比 ( $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ,  $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ )

本調査で採取できなかった底生微細藻類については、これまで熱帯・亜熱帯のマングローブ域から報告された炭素・窒素安定同位体比 ( $\delta^{13}\text{C}$  では  $-18.7$  から  $-17.3\%$ ,  $\delta^{15}\text{N}$  では  $1.2$  から  $3.1\%$ ) を解析に用いた (BOULLON *et al.*, 2002; KON *et al.*, 2007; AL-MASLAMANI *et al.*, 2013)。

### 2.4 落葉の供給量の測定

ヤエヤマヒルギの落葉量の測定には、50 cm × 50 cm (0.25 m<sup>2</sup>) の方形枠に目幅 1 mm のナイロンメッシュを取り付けたリタートラップを用いた (Fig. 2)。リタートラップの構造は TWILLEY *et al.* (1997) や MFLINGE *et al.* (2005) などを参考にした。Figure 1 に示した実験エリアにおいて、地上



Fig. 2 A litter trap.

から約 1.5 m の高さに固定した 3 つのリタートラップをそれぞれ 10 m 離して設置し、2016 年 5 月から 6 月にかけての 4 週間、トラップ上の落葉を 1 週間おきに回収した。落葉量の調査をこの時期に行ったのは、亜熱帯域におけるマングローブの落葉量が春季から増加する傾向があるためである (SHARMA *et al.*, 2012)。回収した落葉は 60°C で 48 時間乾燥した後、秤量して 1 週間あたりの平均落葉乾重量を求めた (この値を  $D$  とする)。また、実験エリアにおいて落葉直前の黄褐色の葉を 5 枚採取し、湿重量  $a$  を秤量後、上記と同様の方法で乾燥させ、乾重量  $b$  を求めた。これらの値をもとに、乾燥による葉の平均重量減少率  $P$  を式 (2) から算出した。

$$P (\%) = \frac{(a-b)}{a} \times 100 \dots\dots\dots (2)$$

さらに、この減少率をもとに、1 週間あたりの平均落葉湿重量 ( $W$ ) を式 (3) から算出した。

$$W (g) = \frac{D}{(100-P)} \times 100 \dots\dots\dots (3)$$

### 2.5 野外ケージ実験

本実験では、(1) 野外におけるフタバカクガニの落葉摂食量および (2) 自然条件下における落葉の減少量を明らかにするために、ケージング手法

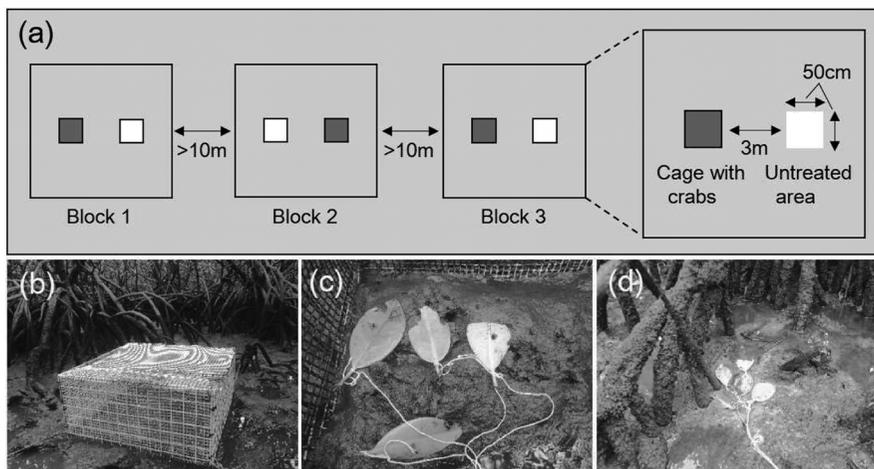


Fig. 3 Design of the cage experiment. (a) arrangement of two treatment plots and three blocks in the experimental area, (b) an experimental cage, (c) leaves tethered using twine in a cage, and (d) leaves in an untreated area.

を用いた操作実験を行った。まず、実験エリアにそれぞれ 10 m 以上離して 3つのブロックを配置した (Fig. 3a)。各ブロックには、(1) ケージ内にフタバカクガニと落葉を入れた実験区 (以下、カニ存在区) と、(2) ケージを設置せず、落葉だけを林床に置いた実験区 (未処理区) 各 1つを、それぞれ 3 m 離して設置した。ケージには鋼製ワイヤーメッシュに目幅 10 mm のポリエチレン製角目ネット (トリカルネット) を張り箱型に成形したもの (縦 50 cm, 横 50 cm, 高さ 45 cm) を用い、それらを林床に約 20 cm 埋め込んで実験を行った (Fig. 3b)。なお、カニ存在区においては、ケージは、内部の環境を安定させるため実験開始の 10 日前に設置した。本実験は 2016 年 8 月 16 日から 22 日までの 1 週間行った。実験を 8 月に実施したのは、マングローブ域の多くのカニ類が夏季に活発に行動するためである (COSTA and NEGREIROS-FRANZOZO, 2002; FERREIRA *et al.*, 2007)。なお、微生物分解などの腐食による落葉重量の減少は、1 週間という短い期間ではほとんど生じないことが報告されている (ROBERTSON, 1986)。このため、本研究では、実験期間中の腐食分解は考慮しなかった。

実験で用いた落葉は、実験エリアの周辺から採

取した落葉直前の黄褐色の葉とした。各実験区において、これらの葉の重量が 2.4 節で記した 1 週間あたりの平均落葉湿重量 (11g, 約 4 枚分; 3.2 節の結果を参照) となるように調節し、実験を開始した。各実験区の落葉は、潮汐による流出を防ぐためタコ糸 (太さ約 1 mm) で固定した (Figs. 3c, d)。2015 年 8 月に行った予備調査の結果、調査地の流域におけるフタバカクガニの個体数密度は 2 個体/0.25 m<sup>2</sup>であったことから、カニ存在区の実験には 1 ケージあたり 2 個体 (甲幅 20.9—27.6 mm) を用いた。また、本調査地のフタバカクガニが野外で落葉を摂食しているかどうかを観察によって確認した。

各実験区において、1 週間後に残った落葉を回収し、60℃で 48 時間乾燥させ秤量した。また、実験開始時の落葉の乾重量は、乾燥による葉の平均重量減少率 (2.4 節参照) をもとに、それらの湿重量から推算した。このようにして得られた実験前後の落葉の乾重量から、各実験区における落葉の平均重量減少率を算出した。

## 2.6 統計解析

フタバカクガニによる落葉の摂食が、自然条件下における落葉の減少にどの程度寄与しているの

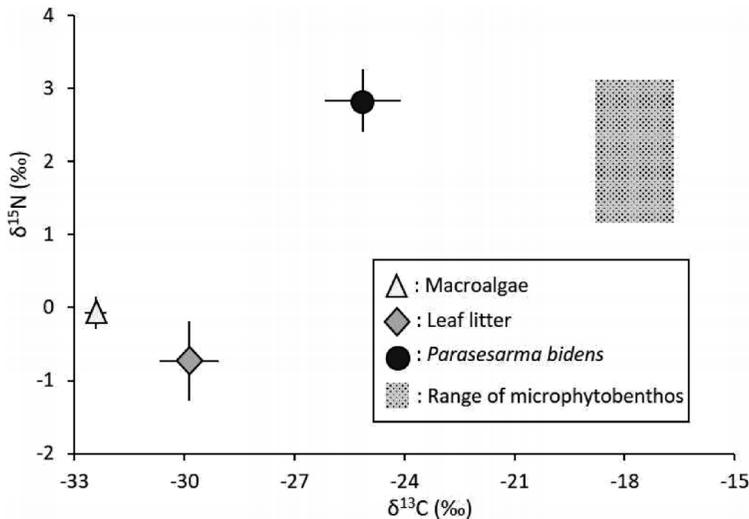


Fig. 4 Dual isotope plots of mean  $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$  values of *Parasesarma bidens* and primary food sources (leaf litter, macroalgae and microphytobenthos) in May 2016. The values of microphytobenthos are taken from BOUILLON *et al.* (2002), KON *et al.* (2007) and AL-MASLAMANI *et al.* (2013). Bars indicate standard deviation ( $n = 9$  for *P. bidens*, leaf litter and macroalgae).

かを明らかにするために、野外ケージ実験で得られた落葉の平均重量減少率がカニ存在区と未処理区の間で有意に異なるかどうかを統計的に検証した。解析には、一般化線形モデル (GLM) に基づく尤度比検定を用いた。目的変数は落葉の重量減少率とし、説明変数は実験区とした。目的変数の確率分布は正規分布を適用し、リンク関数には identity を指定した。これらの統計解析には、フリーソフトの R for Windows version 3.3.3 (R Core Team 2017. <https://www.R-project.org/>) を用いた。

### 3. 結果

#### 3.1 炭素・窒素安定同位体比

フタバカクガニの  $\delta^{13}\text{C}$  (平均値で示すと  $-25.1\%$ ) はヤエヤマヒルギの落葉の値 ( $-29.9\%$ ) にもっとも近く、大型藻類や底生微細藻類の値(それぞれ、 $-32.4\%$ と  $-18.7$ から  $-17.3\%$ ) とは大きく離れていた (Fig.1, Table 1)。また、フタバカクガニの  $\delta^{15}\text{N}$  は  $2.8\%$  であり、落葉と大型藻類の

値よりも  $3.0$ — $3.5\%$  高く、底生微細藻類との差は  $-0.3$  から  $+1.6\%$  であった。

#### 3.2 落葉の供給量と野外ケージ実験

4 週間の調査において、落葉の乾重量は 1 週間あたり平均  $3.5 \pm 2.3 \text{ g}/0.25 \text{ m}^2$ 、乾燥による葉の平均重量減少率は  $68 \pm 0.7\%$  ( $n = 5$ ) であった (Table 2)。これらの結果から、1 週間あたりの平均落葉湿重量は  $11 \text{ g}/0.25 \text{ m}^2$  と推算された。この値に基づき、野外ケージ実験には  $11 \text{ g}$  の落葉を用いた。

カニ存在区におけるフタバカクガニの落葉摂食量は乾重量で  $3.0 \pm 0.1 \text{ g}$ 、未処理区における落葉減少量は乾重量で  $3.1 \pm 0.04 \text{ g}$  であった。(Fig. 5)。また、目視観察により、本調査地のフタバカクガニが実際に落葉を摂食していたことが確認された (Fig. 6)。各実験区における落葉の供給量 (乾重量で  $3.5 \text{ g}$ ) に対する減少率は、未処理区とカニ存在区それぞれで  $89\%$ 、 $86\%$  であった。GLM に基づく尤度比検定の結果、未処理区とカ

**Table 1.**  $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$  values of *Parasesarma bidens* and primary food sources in May 2016.

Samples	<i>n</i>	$\delta^{13}\text{C} \pm \text{SD}$ (‰)	$\delta^{15}\text{N} \pm \text{SD}$ (‰)
<i>Parasesarma bidens</i>	9	$-25.1 \pm 1.0$	$2.8 \pm 0.4$
Primary food sources			
Leaf litter	9	$-29.9 \pm 0.8$	$-0.7 \pm 0.5$
Macroalgae	9	$-32.4 \pm 0.3$	$-0.1 \pm 0.2$
Microphytobenthos <sup>a</sup>	-	-18.7 to -17.3	1.2 to 3.1

SD, standard deviation

<sup>a</sup> Taken from BOUILLON *et al.* (2002), KON *et al.* (2007) and AL-MASLAMANI *et al.* (2013)**Table 2.** Weekly mean leaf litter production of *Rhizophora stylosa* in May and June 2016.

Week	<i>n</i>	Dry weight (mean $\pm$ SD, g/0.25 m <sup>2</sup> )	Estimated wet weight <sup>a</sup> (g/0.25 m <sup>2</sup> )
1	3	$0.8 \pm 0.7$	2.5
2	3	$3.0 \pm 0.5$	9.3
3	3	$7.2 \pm 3.5$	22.4
4	3	$3.2 \pm 1.3$	9.9
Mean	12	$3.5 \pm 2.3$	11

SD, standard deviation

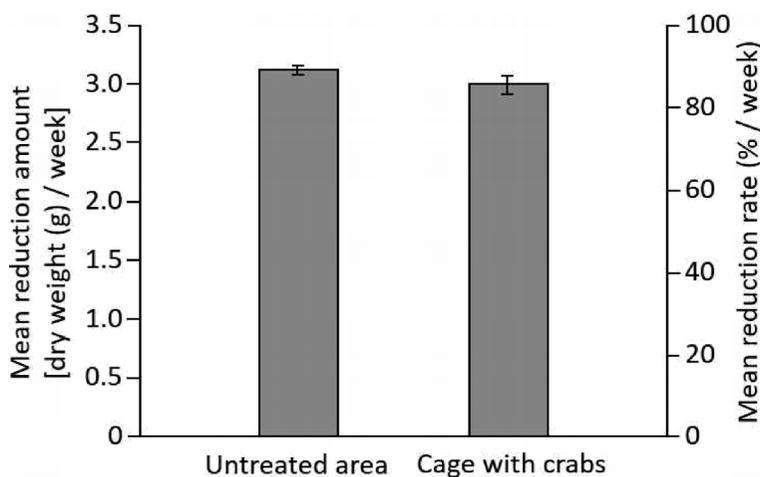
<sup>a</sup> The mean reduction rate of dry weight/wet weight = 68% (*n* = 5)**Fig. 5** Mean reduction amount and rate of leaf litter in two treatment plots of the field cage experiment during a week in August 2016. The initial dry weight of deployed leaf litter was 3.5 g (see Table 2). Bars indicate standard deviation (*n* = 3).



Fig. 6 *Parasesarma bidens* feeding on leaf litter.

ニ存在区の減少率に有意な差はみられなかった ( $\chi^2 = 4.2, p < 0.01$ )。

#### 4. 考察

##### 4.1 フタバカクガニの食性

本調査地のマングローブ林では、フタバカクガニが落葉を摂食している様子が観察された。また、安定同位体比分析の結果、フタバカクガニの  $\delta^{13}\text{C}$  は大型藻類や底生微細藻類よりも落葉の値に近く、本種が落葉を主な餌として同化している可能性の高いことがわかった。このように、フタバカクガニが落葉を摂食することは他の亜熱帯性マングローブ林でも明らかにされており、本種の胃内容物の約 60—80% が落葉などに由来する植物片であったという報告がある (ISLAM and UEHARA, 2008; POON *et al.*, 2010)。また、MCHENGA and TSUCHIYA (2010) は、沖縄本島のマングローブ林に生息するフタバカクガニについて脂肪酸分析と C/N 比分析による食性解析を行い、それらが落葉から栄養を摂取していると報告している。これらのことから、フタバカクガニが落葉を摂食・同化することは、多くの亜熱帯性マングローブ林で共通した特徴であると考えられる。

一方、本種が落葉だけでなく、大型藻類や堆積物中の有機物も摂食している可能性を指摘する報告もある (MCHENGA and TSUCHIYA, 2010; POON *et al.*, 2010)。一般的に、落葉は窒素や必須脂肪酸の

含有量が少なくそれだけでは成長や活動を維持できないため、カニ類は落葉以外の餌資源を利用することで栄養を補っていると考えられている (OLSEN, 1999; MCHENGA and TSUCHIYA, 2010)。本研究で得られたフタバカクガニの  $\delta^{13}\text{C}$  は大型藻類および既往研究で報告されている底生微細藻類の値とかなり異なっていたため、本調査地のフタバカクガニがこれらの藻類を主な餌としている可能性は低いと考えられる。その一方で、本調査地では、本種が落葉以外に底土表面の堆積物を摂食している様子が観察されたため、堆積有機物を餌の一部としている可能性は十分にあると考えられる。

##### 4.2 フタバカクガニによる落葉の摂食量

本調査地に分布するヤエヤマヒルギの 1 週間あたりの落葉供給量は、乾重量で平均  $3.5 \text{ g}/0.25 \text{ m}^2$  であった。このことから、年間の落葉量は  $730 \text{ g}/\text{m}^2$  であると推算される。沖縄本島の中部と南部、また中国南西部の亜熱帯性マングローブ林における年間の平均落葉量は、それぞれ  $909 \text{ g}/\text{m}^2$ ,  $560 \text{ g}/\text{m}^2$ ,  $540 \text{ g}/\text{m}^2$  であると報告されている (MFILINGE *et al.*, 2005; SHARMA *et al.*, 2012; YE *et al.*, 2013)。また、熱帯域のエクアドルとインドネシアのマングローブ林における落葉量は、年間でそれぞれ  $712 \text{ g}/\text{m}^2$  と  $880 \text{ g}/\text{m}^2$  であるという (TWILLEY *et al.*, 1997; SUKARDJO *et al.*, 2013)。したがって、本調査地の推定年間落葉量は他の熱帯・亜熱帯域のマングローブ林と比べて大きくは異なる。その一方で、本調査地の 1 週間あたりの落葉量は、乾重量で  $0.8\text{—}7.2 \text{ g}/0.25\text{m}^2$  と比較的に変動が大きかった (Table 2)。また、本研究では、落葉の供給が増加し始める春季に落葉量の測定を行なったため、年間落葉量の推定値は過大評価である可能性が高い。マングローブ林における落葉量は、水循環、土壤中の塩分といった物理環境や、風速、降水量などの気象条件、季節、マングローブの樹種、樹高、林齢などによって変動することが知られている (WIUM-ANDERSEN and CHRISTENSEN, 1978; WAFAR *et al.*, 1997; TAM *et al.*, 1998; MFILINGE *et al.*, 2005; YE *et al.*, 2013)。その

ため、上記の要因が本調査地における落葉量の変動に及ぼす影響については、今後の検討課題の1つであると考えられる。

野外ケージ実験の結果、カニ存在区における1個体のフタバカクガニが1週間で摂食する落葉量は、乾重量で1.5 gであることが明らかとなった。このことから、自然条件下の個体数密度(2個体/0.25 m<sup>2</sup>)におけるフタバカクガニの年間落葉摂食量は平均626 g/m<sup>2</sup>であると推定され、これは落葉供給量(730 g/m<sup>2</sup>)の86%を占めることがわかった。熱帯域のオーストラリアにおいては、*Sesarma messa* や *S. fourmonoiri*, アシハラガニモドキ *Neosarmatium smithi* などのベンケイガニ類が、自然条件下の個体数密度で年間173—803 g/m<sup>2</sup>(落葉供給量の33—79%)の落葉を摂食している(ROBERTSON and DANIEL, 1989)。また、タンザニアのマングローブ林に生息する *N. meineri* は年間876 g/m<sup>2</sup>の落葉(落葉供給量の1.2倍)を摂食している(ÓLAFSSON *et al.*, 2002)。これらのことは、本調査地のフタバカクガニによる落葉の摂食量あるいは減少率が熱帯性マングローブ林の自然条件下におけるベンケイガニ類の値と比較しても遜色がなく、本種がマングローブ域の落葉分解において重要な役割を果たしていることを示唆している。ただし、ベンケイガニ類の落葉摂食量は季節や雌雄によって異なることが知られている(ÓLAFSSON *et al.*, 2002; MFILINGE and TSUCHIYA, 2008)。本研究では、フタバカクガニの活動が活発になる夏季に野外ケージ実験を行なったため、その値から推定された年間落葉摂食量(626 g/m<sup>2</sup>)は過剰評価の可能性が高い。さらに、マングローブ林に生息するオカガニ類では、体サイズによって落葉摂食量が異なることも明らかとなっている(NORDHAUS *et al.*, 2006)。したがって、今後は、季節や雌雄、体サイズの違いによって、フタバカクガニの落葉摂食量がどの程度変化するのかについて検討する必要がある。

本調査地では、フタバカクガニの他に、キノボリベンケイガニ *Parasesarma leptosoma* など、落葉を摂食する他のベンケイガニ類やキバウミニナ *Terebralia palustris* も生息することが知られて

いる(福岡ほか, 2011; KAWAIDA *et al.*, 2017)。しかし、そのような植食性ベンケイガニ類の個体数密度はフタバカクガニに比べて低く(KAWAIDA *et al.*, 2017)、またキバウミニナは実験エリア付近にはほとんど生息していなかった。さらに、野外ケージ実験において未処理区とカニ存在区の減少率に有意な差がなかったことは、本調査地で供給される落葉の多くはフタバカクガニの摂食によって除去されていることを示唆している。したがって、本調査地のフタバカクガニは、落葉を摂食・同化することでマングローブ生態系の物質循環に大きく貢献しているものと考えられる。

## 謝 辞

東海大学沖縄地域研究センターの崎原 健氏と水谷 晃氏には、野外調査の実施に際して様々な便宜を図っていただいた。また、水産研究・教育機構水産大学校の南條楠土助教と同機構中央水産研究所の金井貴弘博士には、試料分析や野外実験などにおいて多大なご協力と貴重なアドバイスをいただいた。東京大学大学院農学生命科学研究科の岡本 研准教授と青木 茂助教、匿名の査読者には、原稿内容について建設的なコメントをいただいた。各氏に厚くお礼申しあげる。本研究は公益財団法人水産無脊椎動物研究所の2016年個別研究助成(2016KO-8)、日本学術振興会科学研究費補助金基盤研究A(JP26252027)、東京大学大気海洋研究所共同利用研究(111, 2016)によって実施した。ここに併せて謝意を表す。

## 引用文献

- AL-MASLAMANI, I., M. E. M. WALTON, H. A. KENNEDY, M. AL-MOHANNADI and L. LE VAY (2013): Are mangroves in arid environments isolated systems? Life-history and evidence of dietary contribution from inwelling in a mangrove-resident shrimp species. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **124**, 56–63.
- ALONGI, D. M. (1998): Mangroves and salt marshes. *In*: Coastal Ecosystem Processes. KENNISH, M. J. and P. L. LUTZ (eds.), CRC Press, Boca Raton, p. 43–87.
- BOUILLON, S., N. KOEDAM, A. V. RAMAN and F. DEHAIRS

- (2002): Primary producers sustaining macroinvertebrate communities in intertidal mangrove forests. *Oecologia*, **130**, 441-448.
- COSTA, T. M. and M. L. NEGREIROS-FRANZOZO (2002): Population biology of *Uca thayeri* Rathbun, 1900 (Brachyura, Ocypodidae) in a subtropical South American mangrove area: results from transect and catch-per-unit-effort techniques. *Crustaceana*, **75**, 1201-1218.
- DUARTE, C. M. and J. CEBRIÁN (1996). The fate of marine autotrophic production. *Limnol. Oceanogr.*, **41**, 1758-1766.
- FERREIRA, T. O., X. L. OTERO, P. VIDAL-TORRADO and F. MACÍAS (2007): Effects of bioturbation by root and crab activity on iron and sulfur biogeochemistry in mangrove substrate. *Geoderma*, **142**, 36-46.
- 福岡雅史・両角健太・南條楠土・河野裕美 (2011): 西表島浦内川の mangrove 域におけるキバウミニナ *Terebralia palustris* の分布様式と環境要因. 東海大学海洋研究所研究報告, **32**, 1-10.
- ISLAM, M. S. and T. UEHARA (2008): Feeding habits of the sesarmid crab *Perisesarma bidens* (De Haan) in the mangroves of the Ryukyu Islands, Japan. *Bangladesh J. Fish. Res.*, **12**, 213-224.
- KAWAIDA, S., K. NANJO, T. KANAI, H. KOHNO and M. SANO (2017): Microhabitat differences in crab assemblage structures in a subtropical mangrove estuary on Iriomote Island, southern Japan. *Fish. Sci.*, **83**, 1007-1017.
- KON, K., H. KUROKURA and K. HAYASHIZAKI (2007): Role of microhabitats in food webs of benthic communities in a mangrove forest. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **340**, 55-62.
- LEE, S. Y. (2008): Mangrove macrobenthos: assemblages, services, and linkages. *J. Sea Res.*, **59**, 16-29.
- 増地 矢恵子 (1998): mangrove の微生物生態系とその役割. *Microbes Environ.*, **13**, 203-215.
- MCHENGA, I. S. S. and M. TSUCHIYA (2010): Feeding choice and the fate of organic materials consumed by sesarma crabs *Perisesarma bidens* (De Haan) when offered different diets. *J. Mar. Biol.*, **1**-10.
- MFILENGE, P. L., T. MEZIANE, Z. BACHOK and M. TSUCHIYA (2005): Litter dynamics and particulate organic matter outwelling from a subtropical mangrove in Okinawa Island, South Japan. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **63**, 301-313.
- MFILENGE, P. L. and M. TSUCHIYA (2008): Effect of temperature on leaf litter consumption by grapsid crabs in a subtropical mangrove (Okinawa, Japan). *J. Sea Res.*, **59**, 94-102.
- 中村武久・中須賀常雄 (1998): mangrove 入門: 海に生える緑の森. めこん, 東京, 234 pp.
- 仲宗根幸男 (2006): mangrove 林とカニ類. 沖縄の mangrove 研究 (沖縄国際 mangrove 協会編), 新星出版株式会社, 那覇, p. 42-45.
- NANJO, K., H. KOHNO, H. NAKAMURA, M. HORINOCHI and M. SANO (2014): Differences in fish assemblage structure between vegetated and unvegetated microhabitats in relation to food abundance patterns in a mangrove creek. *Fish. Sci.*, **80**, 21-41.
- NORDHAUS, I., M. WOLFF and K. DIELE (2006): Litter processing and population food intake of the mangrove crab *Ucides cordatus* in a high intertidal forest in northern Brazil. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **67**, 239-250.
- ÓLAFSSON, E., S. BUCHMAYER and M. W. SKOV (2002): The East African decapod crab *Neosarmatium meinerti* (de Man) sweeps mangrove floors clean of leaf litter. *Ambio*, **31**, 569-573.
- OLSEN, Y. (1999): Lipids and essential fatty acids in aquaculture food webs: what can freshwater ecologist learn from mariculture? *In* Lipid in Freshwater Ecosystem. ARTS, M. T. and B. C. WAINMAN (eds.), Springer, New York, p. 161-202.
- POON, D. Y. N., B. K. K. CHAN and G. A. WILLIAMS (2010): Spatial and temporal variation in diets of the crabs *Metopograpsus frontalis* (Grapsidae) and *Perisesarma bidens* (Sesarmidae): implications for mangrove food webs. *Hydrobiologia*, **638**, 29-40.
- ROBERTSON, A. I. (1986): Leaf-burying crabs: their influence on energy flow and export from mixed mangrove forests (*Rhizophora* spp.) in north-eastern Australia. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **102**, 237-248.
- ROBERTSON, A. I. and P. A. DANIEL (1989): The influence of crabs on litter processing in high interti-

- dal mangrove forests in tropical Australia. *Oecologia*, **78**, 191-198.
- SHARMA, S., A. T. M. RAFIQUIL HOQUE, K. ANALUDDIN and A. HAGIHARA (2012): Litterfall dynamics in an overcrowded mangrove *Kandelia obovata* (S., L.) Yong stand over five years. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **98**, 31-41.
- SPALDING, M., M. KAINUMA and L. COLLINS (2010): *World Atlas of Mangroves*. Earthscan, London, 319 pp.
- SUKARDJO, S., D. M. ALONGI and C. KUSMANA (2013): Rapid litter production and accumulation in Bornean mangrove forests. *Ecosphere*, **4**, 1-7.
- TAM, N. F. Y., Y. S. WONG, C. Y. LAN and L. N. WANG (1998): Litter production and decomposition in a subtropical mangrove swamp receiving wastewater. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **226**, 1-18.
- 土屋 誠 (2014) : きずなの生態学 : 自然界の多様なネットワークを探る. 東海大学出版部, 平塚, 320 pp.
- TWILLEY, R. R., M. POZO, V. H. GARCIA, V. H. RIVERA-MONROY, R. ZAMBRANO and A. BODERO (1997): Litter dynamics in riverine mangrove forests in the Guayas River estuary, Ecuador. *Oecologia*, **111**, 109-122.
- WAFAR, S., A. G. UNTAWALE and M. WAFAR (1997): Litter fall and energy flux in a mangrove ecosystem. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **44**, 111-124.
- WIUM-ANDERSEN, S. and B. CHRISTENSEN (1978): Seasonal growth of mangrove trees in southern Thailand. II. Phenology of *Bruguiera cylindrica*, *Ceriops tagal*, *Lumnitzera littorea* and *Avicennia marina*. *Aquat. Bot.*, **5**, 383-390.
- YE, Y., Y. P. CHEN and G. C. CHEN (2013): Litter production and litter elemental composition in two rehabilitated *Kandelia obovata* mangrove forests in Jiulongjiang Estuary, China. *Mar. Environ. Res.*, **83**, 63-72.

受付 : 2018 年 1 月 29 日

受理 : 2018 年 5 月 22 日

資料

## 第56巻第1・2号掲載欧文論文の和文要旨

松本 陽<sup>1)\*</sup>・成田 薫<sup>1)</sup>・藤田恒雄<sup>1)</sup>・佐藤太津真<sup>2)</sup>・松本育夫<sup>2)</sup>・和田敏裕<sup>3)</sup>：福島県松川浦におけるアマモ場面積の経年変化

本研究では、2011年3月11日の東北地方太平洋沖地震以降に撮影された衛星画像を用いて松川浦におけるアマモ場の面積を推定し、空間分布の経年変化について検討した。2012年4月時点のアマモ場は、松川浦北部にわずかに0.013 km<sup>2</sup>と推定され、大津波により大部分のアマモが消失したことがうかがえた。2014年9月には浦北部から中央にまで0.39 km<sup>2</sup>に急激に拡大した。2015年11月には0.43 km<sup>2</sup>とわずかな(約10%)増加にとどまり、空間分布も顕著な拡大はみられなかった。2014および2015年のアマモの分布は含泥率30%未満の分布と重複しており、含泥率の高い浦西部や南部にまでは分布していなかった。また、2015年11月時点のアマモ場面積0.43 km<sup>2</sup>は、地震前年の2010年に調査された際の面積(0.22 km<sup>2</sup>)の約2倍であった。また、アマモ場は、人工水路の縁辺を中心として浅所で拡大していた。地震以前は、こうした浅所のほとんどが干潮時に干出する干潟(潮間帯)であったことを踏まえると、地震後の地盤沈下によりアマモが生育可能な潮下帯が拡大し、結果としてアマモ場の拡大に繋がったと考えられた。

(1 福島県水産試験場相馬支場 〒976-0022 福島県相馬市尾浜追川137, 2 福島県内水面水産試験場 〒969-3283 福島県耶麻郡猪苗代町東中丸3447-1, 3 福島大学環境放射能研究所 〒960-1296 福島県福島市金谷川1)

加納光樹<sup>1)</sup>・横尾俊博<sup>2)</sup>・河野 博<sup>2)</sup>：多摩川河口域のタイドプール魚類群集の空間的な変動と環境変量との関係

2003年6月上旬に多摩川河口干潟域(河口から0-4 km)のタイドプール55か所(面積0.6-6.4 m<sup>2</sup>)で、魚類群集の空間的な変動を調査した。調査期間中に2科11種計1,838個体が採集された。採集個体は体長50 mm以下で、大半がハゼ科の稚魚と成魚であった。採集個体数が最も多かったのはマハゼで全採集個体数の52.2%を占め、次いで、マサゴハゼ(24.6%)、エドハゼ(12.7%)、ビリング(7.0%)、ボラ(1.0%)、ヒメハゼ(0.9%)、アベハゼ(0.7%)、ヒモハゼ(0.5%)であった。これらのうち、ビリングとボラを除く底生性ハゼ類6種の生息密度は、河口域上部、中部、下部の間で異なっていた。各タイドプールにおける優占種の密度に基づく正準相関分析によって、魚類群集構造の時空間的な変動は、アナジャコ類巣穴の密度、底質の中央粒径、塩分、干潮時の汀線からの高さ、水温、プール面積、水深とよく関連付けられることが明らかとなった。

(1 茨城大学広域水圏環境科学教育研究センター 〒311-2402 茨城県潮来市大生1375, 2 東京海洋大学海洋資源環境学部魚類学研究室 〒108-8477 東京都港区港南4-5-7)

劉 宝波<sup>1)</sup>・秋葉龍郎<sup>2)\*</sup>・ホセ マリア ランデイラ<sup>1)</sup>・田中祐志<sup>1)</sup>：流体力学的刺激に対する雌 *Oithona davisae* (Copepoda: Cyclopoida) の行動特性およびその個体差

浮遊性カイアシ類は、流体力学的の信号を感じ、餌生物や捕食者を検知する。感じている変形率があるレベルを越えると、刺激源から逃避する。従って、逃避行動を促す変形率の定量化は、カイアシ類の生存戦略の理解に役立つであろう。一般に、「動物プランクトン」は個体群を示し、個体差は無視されて研究されてきた。そこで我々は、空間的に変化する変形率を吸引流で作成し、成体の雌 *Oithona davisae* の行動を個体別に観察し、定量化した。多くの場合、雌 *O. davisae* は変形率が0.1-1.9 (0.54 ± 0.45) s<sup>-1</sup>の範囲にある位置で逃避した。また、刺激を受けた時のジャンプは通常時よりも長距離、高速であった。また、すべてのジャンプは低変形率の所へ逃避した。このことは、雌 *O. davisae* が流体力学的の信号の強度だけでなく、流れの向きや分布も検知できることを示している。

る。また、行動特性の個体差が大きいことがわかった。同一種、ほぼ同じサイズであっても、カイアシ類は様々な個体特性を持つ集団であることが示された。さらに実験結果から、雌 *O. davisae* が、局所の変形率が  $0.1 \text{ s}^{-1}$  より小さい環境を好むことが示唆された。雌 *O. davisae* は、微小な流体力学的信号を検知して餌を待ち伏せて襲うので、より低い変形率の環境に留まることは、餌生物の検出に有利に働くのだと考えられる。

(1 東京海洋大学 海洋科学技術研究科, 2 産業技術総合研究所, \*連絡先著者: 秋葉龍郎, 〒305-8565 茨城県つくば市東 1-1-1 産業技術総合研究所 Tel: +81-29-861-6703 Fax: +81-29-861-3048 E-mail: ta-akiba@aist.go.jp)

## 学 会 記 事

### 1. 2018 年度総会報告

6月2日(土)日仏会館(東京恵比寿)において2018年度総会を開催した。

#### 2018 年度(第59回)日仏海洋学会総会議事録

日 時: 2018年6月2日(土)15時30分~16時10分

場 所: 公益財団法人日仏会館 会議室501号室  
議事に先立ち、本総会の開催要件である23名以上の出席(会員数135名の1/6以上の出席)に対し、出席者数は92名(会議参加28名、委任状による出席64名)であり、成立が確認された。会則に従い、小松輝久会長が総会議長となり議事を進行了た。

#### 第1号議案 2017年度事業報告

##### (1) 庶務関係(荒川庶務幹事)

	個人会員					賛助会員	
	名誉 会員	正 会員	特別 会員	学生 会員	合計	社数	口数
2016年度末	1	110	18	2	131	8	21
2017年度末	1	114	16	4	135	8	21
増減	0	4	-2	2	4	0	0

##### (2) 活動状況(荒川庶務幹事)

- ① 評議員会1回(6/10 日仏会館)を開催した。
- ② 総会1回(6/10 日仏会館)を開催した。
- ③ 学術研究発表会1回(6/10 日仏会館)を開催した。
- ④ 幹事会4回(4/27, 10/18, 1/10, 3/28 海洋大品川)を開催した。
- ⑤ 日仏関連学会連絡協議会(6/6 日仏会館—小松会長・荒川庶務幹事・本多事務員出席, 12/4 日仏会館—荒川庶務幹事出席)に参加した。
- ⑥ 水産・海洋科学研究連絡協議会(5/30 海洋大品川—鈴木秀和会員出席, 10/31 海洋大品川—荒川庶務幹事出席)に参加した。
- ⑦ 日本学術会議主催公開シンポジウム『沿岸地域を再生させるための水産業を考える』

(11/6 日本学術会議講堂)に河野副会長が実行委員兼座長として出席した。

- ⑧ 第17回日仏海洋学シンポジウム(科学シンポジウム, フォーラム, エクスカーション, 11/7~11/10 フランスポルドー)が開催され、多くの会員が出席した。
- ⑨ 「今後の宇宙開発体制のあり方に関するタスクフォース会合・リモートセンシング分科会」主催『我が国の地球観測の将来計画に関する討論会』(1/20, 東大理学部)が開催され、小松会長が参加した。
- ⑩ 評議員選挙を行い、評議員24名を選出した。会長選挙を行い、小松輝久会員(横浜商科大学)を再選した。学会賞選考委員の半数改選を行い、4名を選出した。
- ⑪ 2017年度学会賞1件, 論文賞1件の授与を行った。(2017/6/10, 日仏会館)
- ⑫ 2018年度学会賞, 論文賞の候補者の推薦を行った。

##### (3) 編集関係(吉田編集委員長)

学会誌 La mer 第55巻1-2号, 第55巻3-4号を発刊した。

##### (4) その他(小松会長, 荒川庶務幹事)

- ① フランス大使館科学技術部上原久美子氏の退職にあたり、感謝状と記念品を贈呈した。
- ② 小池康之会員がフランス国家功労勲章オフィシエを受章した。(2018/1/22)
- ③ 日仏海洋学会の役員交代があった。新役員は以下の通り。

名 誉 会 長: CECCALDI, Hubert-Jean  
(Academy of Marseille)

会 長: PROUZET, Patrick (IFREMER/SFJO)

副会長: HENOCQUE, Yves (IFREMER/JAMSTEC)

副 会 長: MARIOJOULS, Catherine  
(AgroParisTech)

各報告の後、第1号議案を承認した。

#### 第2号議案 2017年度収支決算報告および監査報告

- (1) 資料1に従って2017年度収支決算を神田会計幹事より報告された。
- (2) 監査の結果、会計が適正であることが野村監事および宮崎監事より報告された。
- 各報告の後、第2号議案を承認した。

#### 第3号議案 2018年度事業案（荒川庶務幹事）

- (1) 総会1回、学術研究発表会1回、評議員会1回、幹事会4回の開催。
- (2) 2018年度学会賞、論文賞の授与。
- (3) 2019年度学会賞、論文賞の候補者の推薦。
- (4) 学会賞委員半数改選の実施。
- (5) 学会誌 La mer 第56巻1-4号発刊。
- (6) 第16回日仏海洋学シンポジウム・プロシーディングスの発行。
- (7) 第17回日仏海洋学シンポジウム・プロシーディングスの準備。
- (8) 日仏海洋学会創設60周年記念事業（2020年度）の準備。

各報告の後、第3号議案を承認した。

#### 第4号議案 2018年度予算案（神田会計幹事）

資料2をもとに説明の後、第4号議案を承認した。

#### 第5号議案 2018年度役員、評議員、学会賞推薦委員（小松会長、荒川庶務幹事）

- ① 2017年度評議員選挙、会長選挙、学会賞選考委員半数改選により、役員・委員の選出を行った。
- ② 元フランス大使館科学技術部上原久美子氏を顧問に委嘱した。

各報告の後、第5号議案を承認した。

#### 報告事項

- (1) 關文威会員の名誉会員への推薦（小松会長）  
推薦趣意書を基に、關文威会員のご功績や学会運営への多大な貢献について説明の後、会則（名誉会員の推薦に関する申合せ）に従い、關文威先生を名誉会員にすることを報告した。
- (2) 賞規定 改正（小松会長）  
資料3に従って賞規定改正を説明し報告した。
- (3) 学会事務局のメールアドレス変更（荒川庶務幹事）  
東京海洋大学のサーバーがyahooアドレスの受信をブロックする予定のため、現在の学会事務局メールアドレス（nichifutsu\_kaiyo@yahoo.co.jp）を近日中に変更する。新しいメールアドレスは学会誌、ホームページおよびメーリングリストで周知を図ることにした。

#### 2. 2018年度学術研究発表会

日時：2018年6月2日（土）09時15分～15時15分

場所：公益財団法人日仏会館 会議室501号室  
プログラムは以下の通り。

9:15～10:15 座長 松本 陽（福島資源研）

- ① 調査用浮延縄漁具における中立パイ装着鉢の敷設形状と移動について ○北村佳博、塩出大輔、上嶋紘生、根本雅生、胡夫祥（海洋大）
- ② 相模湾における外洋性さめ類の漁獲動向の季節変化 ○上嶋紘生、谷崎好輝、北村佳博、塩出大輔、吉田次郎、根本雅生（海洋大）
- ③ マイルカ科特にゴンドウ型鯨類における頭骨の形態学的多様性 ○渡辺ひかる<sup>1</sup>、廣瀬亜由美<sup>1</sup>、村田尚史<sup>2</sup>、岡部晴菜<sup>3</sup>、中村玄<sup>1</sup>、加藤秀弘<sup>1,4</sup>（<sup>1</sup>海洋大、<sup>2</sup>名護博、<sup>3</sup>財・沖縄美ら島、<sup>4</sup>日鯨研）
- ④ 北太平洋産ザトウクジラにおける遺伝学的手法を用いた沖縄系群と他系群の交流の可能性の検証 ○柴田千恵理<sup>1</sup>、吉田英可<sup>2</sup>、岡部晴菜<sup>3</sup>、小林希実<sup>3</sup>、中村玄<sup>1</sup>、加藤秀弘<sup>1,4</sup>（<sup>1</sup>海洋大、<sup>2</sup>国水資研、<sup>3</sup>財・沖縄美ら島、<sup>4</sup>日鯨研）

10:15～11:15 座長 上嶋紘生（海洋大）

- ⑤ コアジサシを利用した森ヶ崎水再生センター周辺（東京湾奥）の魚類相調査 白石瑛子<sup>1</sup>、○丸山啓太<sup>1</sup>、竹山佳奈<sup>2</sup>、北村亘<sup>3</sup>、河野博<sup>1</sup>（<sup>1</sup>海洋大、<sup>2</sup>五洋建設、<sup>3</sup>リトルターンプロ）
- ⑥ 福島県における沖合底びき網漁業の漁獲物と底水温との関係 ○松本陽<sup>1</sup>、山田学<sup>1</sup>、川田暁<sup>1</sup>、坂本啓<sup>2</sup>、吉田哲也<sup>2</sup>、松本育夫<sup>2</sup>（<sup>1</sup>福島資源研、<sup>2</sup>福島海洋研）
- ⑦ クエの仔魚期から1歳にかけての分光視感度の変化 ○柴田玲奈、高山剛（水産機構水工研）
- ⑧ 日仏間における漁業労働環境の比較研究 (1) かき養殖作業船の比較 ○高橋秀行（水産機構水工研）
- 13:00～13:45 座長 内田 裕（JAMSTEC）
- ⑨ High Latitudes Coral Communities under Warming and Ocean Acidification ○Sylvain Agostini<sup>1</sup>、Yohei Nakamura<sup>2</sup>、Maggy Nugues<sup>3</sup>、Natacha Roux<sup>3</sup>、Hironobu

Fukami<sup>4</sup>, Yuko Kitano<sup>5</sup>, Shoji Yamamoto<sup>6</sup>, David Lecchini<sup>3</sup>, Nicolas Floc'h<sup>7</sup>, Ben Harvey<sup>1</sup>, Shigeki Wada<sup>1</sup>, Jason Hall-Spencer<sup>8</sup>, Marco Milazzo<sup>9</sup> (<sup>1</sup> University of Tsukuba, <sup>2</sup> Kochi University, <sup>3</sup> CRIOBE (Fr), <sup>4</sup> Miyazaki University, <sup>5</sup> NIES, <sup>6</sup> University of Tokyo, <sup>7</sup> ESSAB (Fr), <sup>8</sup> Plymouth University (UK), <sup>9</sup> Universiti di Palermo (It))

- ⑩ 長面浦における底質を中心とした環境について ○奥村 裕<sup>1</sup>, 笈 茂穂<sup>1</sup>, 原 素之<sup>2</sup> (<sup>1</sup>水産機構東北水研・<sup>2</sup>東北大)
- ⑪ Diel vertical distribution of phytoplankton and zooplankton in Tateyama Bay ○ Khin Khin Gyi<sup>1</sup>, Rie Nakamura<sup>2</sup>, Takuo Omura<sup>1,2</sup>, Yuji Tanaka<sup>1</sup> (<sup>1</sup> TUMSAT, <sup>2</sup> LASC)

13:45 ~ 14:30 座長 中野知香 (気象協)

- ⑫ Seasonal deepening of the mixed layer at the Antarctic Circumpolar Current and near-inertial period internal waves. ○ Matheus Azevedo, Yujiro Kitade (TUMSAT)
- ⑬ Luzon 海峡で発生する内部波の時空間変動 ○千手智晴<sup>1</sup>, 酒井秋絵<sup>2</sup>, 堤 英輔<sup>1</sup>, 松野 健<sup>1</sup>, 郭 新宇<sup>3</sup>, 柳本大吾<sup>4</sup>, 安田一郎<sup>4</sup> (<sup>1</sup>九大応力研, <sup>2</sup>九大院総理工, <sup>3</sup>愛媛大 CMES, <sup>4</sup>東大 AORI)
- ⑭ 南大洋グリッドデータセットを用いた循環構造の解析 ○渡部和帆, 北出裕二郎, 嶋田啓資 (海洋大)

14:30 ~ 15:15 座長 千手智晴 (九大応力研)

- ⑮ 濁度が捉えた海洋内部波動? ○内田 裕, 土居知将 (JAMSTEC)
- ⑯ The property of seasonal variation in northwest of Sendai Bay ○ Jianxi Huang, Yujiro Kitade (TUMSAT)
- ⑰ 1993年から2016年にかけての東京湾海洋構造の変化 - 青鷹丸観測航海観測成果 - ○中野知香<sup>1,3</sup>, 山田莉那<sup>1</sup>, 山本栄里<sup>1</sup>, 宮崎奈穂<sup>1</sup>, 林 敏史<sup>2</sup>, 宮崎唯史<sup>2</sup>, 萩田隆一<sup>2</sup>, 上嶋紘生<sup>2</sup>, 吉野 紘<sup>2</sup>, 坂本寛子<sup>2</sup>, 根本雅生<sup>1</sup>, 吉田次郎<sup>1</sup> (<sup>1</sup>海洋大, <sup>2</sup>海洋大練習船, <sup>3</sup>気象協)

15:20 ~ 16:10 総会

16:10 ~ 16:15 名誉会員証授与

16:15 ~ 16:30 2018年度日仏海洋学会賞および論文賞授与式

学会賞受賞: 田中祐志会員 (海洋大) 「魚卵仔稚魚・動物プランクトンの個体の行動と空間分布に関する研究」

論文賞受賞: 東蘭圭吾会員 (香川大学農学部) “Seasonal variation of primary productivity in the Shinkawa River estuary, eastern Seto Inland Sea, Japan”, 54, 3-4, 55-72, 2016

論文賞受賞: 許 敏会員 (中国科学院海洋研究所) “Field measurements of drag force on *Sargassum horneri* (Turner) C. Agardh towed by a boat and estimation of drag coefficient”, 54, 3-4, 43-53, 2016

16:30 ~ 17:00 2018年度日仏海洋学会賞記念講演 田中祐志会員

17:30 ~ 19:30 懇親会

### 3. 諸会議報告

2017年度第3回幹事会 議事録

日時: 2018年1月10日 (水) 10時40分 ~ 12時10分

場所: 東京海洋大学品川キャンパス 9号館203号室

参加者: 小松, 今脇, 森永, 小池 (康), 河野, 荒川, 奥村 (Skype), 柳本, 本多 (事務局)

#### (1) 報告事項

① 第2回水産・海洋科学研究連絡協議会 (10/31 海洋大) に荒川庶務幹事が小松会長の代理として出席した。日本学術会議シンポジウムや協議会の運営方針について審議された。(荒川)

② 日本学術会議主催公開シンポジウム『沿岸地域を再生させるための水産業を考える』 (11/6 日本学術会議講堂) に河野副会長が実行委員兼座長として参加した。シンポジウム参加者は約80名であった。(河野)

③ 第17回日仏海洋学シンポジウム (11/7 ~ 9 フランス・ポルドー) で科学シンポジウム、フォーラムおよびエクスカッションが行われた。シンポジウム全体の参加者は約260名, そのうち日本人参加者33名で会員は20名であった。(荒川, 小池)

④ 第2回日仏関連学会連絡協議会 (12/4 日仏会館) が開催された。(荒川)

- ⑤ 学会誌 La mer 第 55 巻 1-2 号は発送済み、第 55 巻 3-4 号は印刷・発送予定である。(吉田編集委員長代理荒川)
- ⑥ 第 16 回日仏海洋学シンポジウムのプロシーディングスについて最終校正が終了した。(小松)
- ⑦ 国立国会図書館での学会誌の Web 公開のために、学会誌に掲載されている個人情報(自宅住所)の削除作業を近日中に開始する。作業は事務局で対応する。(事務局)
- ⑧ 2018-2019 年度評議員選挙で選出者が決定した。年度内に 2018-2019 年度会長選挙、2018-2019 年度賞委員半数改選を行なう予定である。(荒川)
- ⑨ その他
  - 1) 在日フランス大使館で、日本の研究機関に所属し 2018 年にフランス現地視察の実施を希望する研究者を対象に、第 1 回渡航費助成プログラム「エクスプロラシオン・フランス」の公募を行っている。(内田 12/28 メール配信, 小松)
  - 2) 日仏友好 160 周年の記念事業「ジャポニズム 2018」(開催地パリ 2018 年 7 月～2019 年 2 月)の開催にあたり、在日フランス大使館で、日仏両国間の海洋研究や協力関係、学会活動経緯、シンポジウム開催等を、科学技術参事官、科学技術参事官補佐、在日フランス大使館海洋関係担当 2 名(上原秘書および後任者)に詳説した。(12/13 フランス大使館 小松, 小池)
  - 3) 「今後の宇宙開発体制のあり方に関するタスクフォース会合・リモートセンシング分科会」主催の「我が国の地球観測の将来計画に関する討論会」(1/20 東大理学部)の開催にあたり、「地球観測ランドデザイン」(案)への意見照会。(小松, 今脇)
  - 4) 日仏海洋開発専門部会(5 月 文部科学省)が開催予定。(小松)

## 2. 審議事項

- (1) 2018 年度日仏海洋学会総会および学術研究発表会は第一候補 6/2 (土)もしくは第二候補 6/9 (土)を開催予定とした。場所は日仏会館 501 室を仮予約することにした。また、来年度から日仏会館貸室料金値上げに伴い、学術研究発表会の正会員参加費を 2,000 円(従来)から 3,000 円

に値上げすることを決定した。

- (2) 第 18 回日仏海洋学シンポジウムの開催時期は 2020 年秋、学会創立 60 周年記念式典と同時開催する方向で、開催場所等は今後検討することにした。

## 2017 年度 第 4 回幹事会 議事録

日 時：2018 年 3 月 28 日(水) 13 時 00 分～14 時 05 分

場 所：東京海洋大学品川キャンパス 9 号館 203 号室

参加者：小松, 今脇, 森永, 小池(康), 中野(俊), 荒川, 奥村, 内田, 柳本, 本多(事務局)

### 1. 報告事項

- (1) 2018-2019 年度評議員選挙が行われ、以下の会員が選出された。  
荒川久幸, 石丸 隆, 磯田 豊, 市川 香, 内田裕, 大越健嗣, 奥村 裕, 神田稷太, 北出裕二郎, 小池康之, 河野 博, 小松輝久, 千手智晴, 多田邦尚, 田中祐志, 谷口 旭, 中野俊樹, 根本雅生, 野村英明, 林 美鶴, 溝端浩平, 宮崎奈穂, 門谷 茂, 吉田次郎(計 24 名)
- (2) 評議員の互選による 2018-2019 年度会長選挙が行われた。小松輝久会員(横浜商科大学)が再任された。
- (3) 学会賞選考委員会半数改選が行われた。2018-2019 年度委員として、荒川久幸, 千手智晴, 多田邦尚, 吉田次郎の 4 名が選出された。なお、2018 年度非改選委員は、一見和彦, 内田 裕, 北出裕二郎, 河野 博, 中野俊樹の 5 名。
- (4) 「今後の宇宙開発体制のあり方に関するタスクフォース会合・リモートセンシング分科会」主催の「我が国の地球観測の将来計画に関する討論会」(2018/1/20, 東大理学部)に小松輝久会長が出席した。
- (5) 小池康之会員が 2018 年 1 月 22 日付でフランス国家功労勲章オフィシエを受章された。
- (6) 学会誌 La mer 第 55 巻 3-4 号を 2 月末に発送済みであることが報告された。(吉田編集委員長代理荒川)
- (7) 持ち回りの幹事会で「SUBSEA TECH JAPAN 2018」(第 3 回海洋産業技術展)の後援を承諾したことが報告された。
- (8) 日本学術振興会賞受賞候補者推薦依頼について、学会から推薦せずに会員個人で対応することと

し、メーリングリストで会員に周知した。

- (9) 第59回2018年度日仏海洋学会総会および学術研究発表会は以下の通り開催することを確認した。

日程：2018年6月2日(土)

場所：日仏会館501会議室

- (10) その他

- 1) フランス大使館科学技術部上原久美子氏の退職にあたり、感謝状と記念品を贈呈したことが報告された。(2/13, 小松, 今脇, 森永, 小池(康))
- 2) 2018年度日仏海洋学会賞・論文賞受賞候補者推薦依頼を3/31(土)まで延期した。
- 3) 日仏海洋学会の役員の変更について報告された。新会長はパトリック・ブルーゼット氏、副会長はイヴ・エノック氏およびカトリヌ・マリオジュールス氏、ユベール・セカルディ氏は名誉会長となった。

## 2. 審議事項

- (1) 2018年度(第59回)日仏海洋学会総会および学術研究発表会について(荒川)

- 1) 学術研究発表会の要旨作成要項, 申込票, 発表受付票を承認した。
- 2) 次回幹事会で評議員会および総会の議案(会計報告含む)を確認することにした。
- 3) 開催案内は近日中に会員へメール配信することにした。

- (2) 執筆要領4.(5)「うみ」および“La mer”の引用について、文献検索システムやデジタルオブジェクト識別子(DOI)やJ-STAGE(独立行政法人科学技術振興機構(JST)が運営する電子ジャーナルの無料公開システム)を調べて次回幹事会で検討することにした。

- (3) 名誉会員の推薦について、關文威会員を推薦したい旨の申し出があり了承した。正式な趣意書に基づき評議員会で決議を経ることを確認した。

- (4) その他

- 1) 日本学術振興会育志賞受賞候補者推薦について学生会員を推薦することとした。学会には学生を対象とした様々な賞受賞候補者推薦の案内が来るが、本会の学生会員数は少ないことから、今後は学生会員には学会として賞推薦もあるということを周知し、学生会員の入会を働きかけることとした。(荒川)

- 2) 日仏海洋開発専門部会(5/23)に提案する原案を作成し、幹事にメール審議することにした。(小松)

- 3) 第17回日仏海洋学シンポジウム(2017年, フランス・ボルドー)のプロシーディングスへの投稿の意思表示が4月末まで、成果物の原稿締め切り9/15, 受理連絡11/15であると報告された。(小松)

## 2018年度第1回幹事会議事録

日 時：2018年4月25日(火)13時30分～15時00分

場 所：東京海洋大学品川キャンパス9号館203号室

参加者：小松, 今脇, 小池(康), 田中, 荒川, 奥村(skype), 内田, 本多(事務局)

### (1) 報告事項

- ① 学会賞選考委員会より受賞候補者3名を決定したことが報告された。(小松)

- ② その他(荒川)

- ・日本学術振興会育志賞受賞候補者として会員推薦することを今年度は見送ることにした。
- ・学会関係の書類については、年および年度の表示を和暦から西暦に統一することを再確認した。
- ・2018年度第1回水産・海洋科学研究連絡協議会が5月28日15時から海洋品川キャンパスで開催される。
- ・2018年度第1回日仏関連学会連絡協議会が6月25日に日仏会館で開催される。

### (2) 審議事項

- ① 平成30年度岩手県三陸海域研究論文知事表彰事業の後援を承認した。今後、毎年後援依頼を受ける事業の主旨に変更ない限り、審議不要とし、幹事会で報告のみすることにした。(荒川)

- ② 2018年度(第59回)日仏海洋学会総会議案, 評議員会議案および学術研究発表会について審議した。(荒川)

- 1) 評議員会議案を一部修正し, 承認した。
- 2) 総会議案を一部修正し, 承認した。
- 3) 2017年度決算報告, 監査報告, 2018年度予算案を承認した。
- 4) 4月末ごろに案内状・委任状を会員に発送することにした。

- ③ 名誉会員推薦趣意書を一部修正し、承認した。(荒川)
- ④ 学会創立 60 周年記念式典については別会計にすることにした。(小松)
- ⑤ 学会誌 La mer 掲載論文への、科学技術振興機構 (JST) が運用する J-Stage (科学技術情報発信・流通総合システム) を利用したデジタルオブジェクト識別子 (DOI) の付与について検討した。

### (3) その他

・仏日海洋学会提案の『Projet Nature et Culture Echanges de savoirs et savoir-faire entre la France et le Japon Autour des 5 piliers du Développement Durable et des 5 sens』(プロジェクト「自然と文化」フランスと日本の知識とノウハウの交流 持続可能な発展の 5 つの柱と五感を巡って) の内容が紹介され、小松会長と小池渉外幹事を窓口として対応することにした。(小松)

## 4. 新入会員

氏名	所属	紹介者
佐々木章晴	北海道大学農学研究院 生物機能科学分野 土壌 学研究室 客員研究員	なし
東蘭 圭吾	香川大学 農学部	一見 和彦
佐川 龍之	一般財団法人リモート・セ ンシング技術センター 研究開発部 利用技術グ ループ	小松 輝久
丸山 啓太	東京海洋大学 魚類学研 究室	河野 博
許 敏	中国科学院海洋研究所海 洋生態及び環境科学重点 実験室	小松 輝久
Khin Khin Gyi	東京海洋大学 浮遊生物 学研究室	田中 祐志
Ridvan kaan gurses	東京海洋大学 浮遊生物 学研究室	田中 祐志

## 5. 所属および住所変更

氏名	新所属先
岸 航平	岩手県水産技術センター 〒026-0001 岩手県釜石市大字平田第 3 地割 75 番地 3

## 6. 退会

(2016 年度末退会) 株式会社ジーオー・ファーム  
(2017 年度末退会) 成田美穂, 今井 智, 國分優孝

## 7. 寄贈図書

国立研究開発法人産業技術総合研究所地質調査総合センター 2017 響灘海底地質図  
なつしま (JAMSTEC); 通巻 366 号-368 号  
Ocean Newsletter (海洋政策研究財団); No.418-428  
FRANEWS (水産総合研究センター); No.53-54  
国立科学博物館研究報告 A 類 (動物学); 第 43 巻  
第 4 号-第 44 巻第 1 号  
広島日仏協会報 BULLETIN No.204  
水産技術 (国立研究開発法人水産研究・教育機構);  
第 10 巻第 1 号  
水産研究・教育機構 研究報告; No.46-47  
国立科学博物館専報; 第 52 号  
農研機構研究報告 農村工学研究部門 No.2  
March, 2018 (農研機構)  
海洋白書 2018 海洋をめぐる世界と日本の取組み  
(笹川平和財団海洋政策研究所)  
Techno-ocean News (テクノオーシャンネット  
ワーク); No.66  
年報 (国立研究開発法人水産研究・教育機構); 平  
成 28 年度  
農村工学通信; No.110-111  
Ocean Breeze (東京大学大気海洋研究所); 第 27  
号  
東京大学大気海洋研究所 メーユ通信; 第 11 号  
CIC NEWSLETTER (東京大学); No.15  
増養殖研究レター (国立研究開発法人水産研究・  
教育機構); 第 7 号  
神奈川県立博物館研究報告 (神奈川県立生命の星・  
地球博物館); 自然科学 47 号

## 8. 【学会事務局メールアドレスの変更のお知らせ】

学会事務局のアドレスが変わりました  
nichifutsu\_kaiyo@sfjo-lamer.org

## 資料 1

## 2017 年度収支決算

収入の部				
費 目	予算額 (A)	決算額 (B)	増減 (B) - (A)	摘 要
前年度繰越金	1,763,041	1,763,041	0	
正会員会費	880,000	840,000	-40,000	8,000 円×のべ 105 名
特別会員	108,000	102,000	-6,000	6,000 円×のべ 17 名
学生会員会費	8,000	20,000	12,000	4,000 円×のべ 5 名
賛助会員会費	210,000	220,000	10,000	8 社 (22 口)
学会誌売上金	150,000	112,477	-37,523	
広告費	20,000	40,000	20,000	2 社
論文印刷費・カラー印刷費	300,000	360,000	60,000	5 件
別刷り印刷費	10,000	23,250	13,250	2 件 (梱包・送料含む)
雑収入	100,000	54,738	-45,262	学術著作権使用料他
収入合計	3,549,041	3,535,506	-13,535	

支出の部				
費 目	予算額 (A)	決算額 (B)	増減 (B) - (A)	摘 要
学会誌印刷費	660,000	670,549	10,549	55 (1.2), 55 (3.4), 別刷 (会員) 2 件
送料・通信費	100,000	56,241	-43,759	
事務費	700,000	706,478	6,478	事務用品, 人件費 (通勤手当含む)
交通費	10,000	2,200	-7,800	事務局～日仏会館
会議費	5,000	549	-4,451	
学会賞経費	30,000	1,158	-28,842	賞状他
雑費	125,000	127,452	2,452	振込手数料他
次年度繰越	1,919,041	1,970,879	51,838	
支出合計	3,549,041	3,535,506	-13,535	

## 資料 2

## 2018 年度予算

収入の部				
費目	2018 年度予算 (B)	2017 年度予算 (A)	増減 (B) - (A)	摘要
前年度繰越金 (銀行残高)	1,970,879	1,763,041	207,838	
正会員会費	912,000	880,000	32,000	8,000 円 × 114 名
特別会員	96,000	108,000	-12,000	6,000 円 × 16 名
学生会員会費	16,000	8,000	8,000	4,000 円 × 4 名
賛助会員会費	210,000	210,000	0	10,000 円 × 21 (8 社)
学会誌売上金	150,000	150,000	0	
広告費	20,000	20,000	0	
論文印刷費・カラー印刷費	300,000	300,000	0	
別刷り印刷費	10,000	10,000	0	
雑収入	60,000	100,000	-40,000	学術著作権使用料他
収入合計	3,744,879	3,549,041	195,838	

支出の部				
費目	2018 年度予算 (B)	2017 年度予算 (A)	増減 (B) - (A)	摘要
学会誌印刷費	660,000	660,000	0	年 4 号 (2 回) 発行で試算
送料・通信費	100,000	100,000	0	
事務費	700,000	700,000	0	事務用品, 人件費 (通勤手当含む)
交通費	10,000	10,000	0	事務局～日仏会館
会議費	5,000	5,000	0	
学会賞経費	10,000	30,000	-20,000	
雑費	125,000	125,000	0	
創立 60 周年記念事業積立	100,000	0	100,000	
次年度繰越 (予備費)	2,034,879	1,919,041	115,838	
支出合計	3,744,879	3,549,041	195,838	

資料3

日仏海洋学会会則	日仏海洋学会会則
現 行	改 正
1. 日仏海洋学会賞（以下「学会賞」という）および日仏海洋学会論文賞（以下「論文賞」という）を本学会に設ける。学会賞は、海洋学および水産学において顕著な学術業績を挙げた者を対象とする。論文賞は、若手研究者や大学院生を筆頭著者とし、原則として選考年度を含む3年（暦年）の間に本学会誌に発表された優秀な論文を対象とする。学会賞および論文賞は、本学会員の中から以下に述べる選考を経て選ばれた者に授ける。	1. 略
2. 学会賞および論文賞候補者を選考するため学会賞および論文賞受賞候補者推薦委員会（以下「委員会」という）を設ける。	2. 略
3. 委員会の委員は9名とする。委員は毎年春の評議員会で選出し、委員長は委員の互選により定める。委員の任期は2年とし、隔年に4名および5名を交代する。会長は委員会が必要と認めた場合、評議員の同意を得て2名まで委員を追加委嘱することが出来る。ただし、追加委嘱された委員の任期はその年度限りとする。	3. 略
4. 委員会は学会賞受賞候補者1件および論文賞受賞候補者2件以内を選び、12月末までに選考理由書をつけて会長に報告する。	4. 委員会は学会賞受賞候補者1件および論文賞受賞候補者2件以内を選び、2月末までに選考理由書をつけて会長に報告する。
5. 会長は委員会が推薦した各候補者につき無記名投票の形式により評議員会にはかる。投票数は評議員総数の3分の2以上を必要とし、有効投票のうち4分の3以上の賛成がある場合、これらを各賞受賞者として決定する。	5. 略
6. 授賞式は翌年春の総会において行い、学会賞受賞者には賞状およびメダルを、論文賞受賞者には賞状をそれぞれ贈呈する。	6. 略
7. 本規定の改正は評議員会の議を経て行なう。	

覚書

日仏海洋学会会則	日仏海洋学会会則
現 行	改 正
1. 委員は各専門分野から選出されるように十分配慮すること。 2. 受賞者は原則として順次各専門分野にわたるよう十分配慮すること。 3. <u>平成 27 年度より適用する。</u>	1. 略 2. 略 <u>(3. 削除)</u> <u>附則 本規定は、2018 年 6 月 2 日から施行する。</u>

## 日仏海洋学会会則

昭和35年 4月 7日 制定  
 昭和60年 4月27日 改正  
 平成 4年 6月 1日 改正  
 平成19年 6月 9日 改正  
 平成21年 6月20日 改正  
 平成28年 6月18日 改正  
 平成29年 6月10日 改正  
 平成30年 6月 2日 改正

- 第1条 本会は日仏海洋学会と称する。
- 第2条 本会の目的は日仏海洋および水産学者の連絡を密にし、両国のこの分野の科学の協力を促進するものとする。
- 第3条 上記の目的を実現するため本会は次の事業を行う。
- (1) 海洋および水産に関する研究会および講演会の開催
  - (2) 定期刊行物、学術上の刊行物の発行
  - (3) 学会賞の授与
  - (4) 日仏両国を主とする海洋および水産に関する共同研究成果の発表、ならびに、技術開発成果の導入および普及
  - (5) 両国の海洋・水産関係者の交流促進および親睦をはかること
  - (6) その他本会の目的を達成するために必要な事業
- 第4条 本会の事業年度は4月1日から翌年の3月末日までとする。
- 第5条 本会には、海洋、水産学の分野に応じて分科会を設けることができる。  
分科会は評議員会の決議によって作るものとする。
- 第6条 本会の事務所は日仏会館（〒150-0013 東京都渋谷区恵比寿3丁目9番25号）に置く。
- 第7条 本会に地方支部を置くことができる。
- 第8条 本会会員は本会の目的に賛成し、所定の会費を納めるものとする。会員は正会員、特別会員（年度初めに満65歳以上で申告のあった者）、学生会員および賛助会員とする。会費（年額）は、正会員8,000円、特別会員6,000円、学生会員4,000円、賛助会員一口10,000円とする。

- 第9条 会員は、退会、死亡、または除名によって、資格を喪失する。
- (1) 会員で退会しようとするものは、理由を付して退会届を会長に提出しなければならない。この場合、未納会費があるときはこれを全納しなければならない。
  - (2) 会員が本会の名誉を毀損または会費を3年以上滞納したとき、評議員会の承認によってこれを除名することができる。
- 第10条 本会は評議員会によって運営される。評議員の定数は28名以内とし、24名は正会員、特別会員および学生会員の投票によって選出される。  
会長は評議員会の同意を得て4名以内の正会員および学生会員を評議員に委嘱することができる。評議員の任期は2年とする。ただし、再任を妨げない。  
評議員会は評議員総数の3分の1以上の出席がなければ成立しない。ただし、出席できない評議員で、委任状により他の出席評議員または議長に決議を委任した者は、出席者とみなす。評議員会の議決は出席者の過半数でなされる。
- 第11条 評議員はその内より次の役員を選ぶ。ただし、監事は評議員以外からも選ぶことができる。  
会長 1名、副会長 2名、幹事 10名以上12名以内、監事 2名  
役員の任期は2年とする。ただし、再任を妨げない。
- 第12条 本会に名誉会長、顧問および名誉会員を置くことができる。名誉会長、顧問および名誉会員は評議員会の決議により会長がこれを推

- 薦又は委嘱する。日仏会館フランス事務所所長を本会の名誉会長に推薦する。
- 第13条 会長は本会を代表し、総会および評議員会の議長となる。会長事故あるときは副会長がこれに代わる。
- 会長、副会長および幹事は幹事会を構成し、本会の庶務、会計、編集、研究発表、渉外などの会務を行う。
- 監事は本会の会計を監督する。
- 第14条 通常総会は毎年1回会長が招集する。会長は必要に応じて評議員会の決議を経て臨時総会を招集することができる。総会では評議員会の報告に基づいて、会の重要問題を審議する。
- 総会は正会員、特別会員および学生会員の6分の1以上の出席がなければ成立しない。ただし、出席できない会員で、委任状により他の出席会員または議長に決議を委任した者は、出席者とみなす。総会の議決は出席者の過半数でなされる。
- 第15条 本会則の変更は総会の決議による。
- 第16条 本会の解散と資産の処分は総会における、出席者の3分の2以上の議決を経なければならない。

#### 名誉会員の推薦に関する申合せ

##### (目的)

第1条 本申合せは日仏海洋学会会則第12条に定める名誉会員の推薦について、必要な事項を定める。

##### (推薦基準)

第2条 名誉会員に推薦される者の資格は、原則として年齢75歳以上で、次の各項の一に該当することを要する。

- (1) 本会の発展に特に功労のあった者。
- (2) 優れた研究業績により、海洋学・水産学の発展に功績があった者。
- (3) 日仏両国の海洋学・水産学の交流に著しい功績があった者。

##### (推薦・決定方法)

第3条 名誉会員の推薦を希望する会員は、理由を付して会長に申し出るものとする。

2 名誉会員の推薦は評議員会の決議を経て行う。

附則 本申合せは、平成29年6月10日から施行する。

## 日仏海洋学会評議員・役員選出規定

1. 本規定は日仏海洋学会会則第9条および第10条に基づき本会の評議員および役員を選出方法について規定するものである。
2. 評議員の選出は正会員、特別会員および学生会員の24名連記無記名投票による。評議員の選挙事務は庶務幹事が行なう。ただし、開票にあたっては本会役員以外の会員2名に立会人を委嘱するものとする。
3. 会長は評議員の単記無記名投票により選出する。会長選挙の事務は庶務幹事が行なう。ただし、開票にあたっては本会役員以外の会員2名に立会人を委嘱するものとする。
4. 副会長、幹事、および監事は、会長の推薦に基づき評議員会で決定する。
5. 本規定の改正は評議員会の議を経て行なう。

## 日仏海洋学会賞規定

1. 日仏海洋学会賞（以下「学会賞」という）および日仏海洋学会論文賞（以下「論文賞」という）を本学会に設ける。学会賞は、海洋学および水産学において顕著な学術業績を挙げた者を対象とする。論文賞は、若手研究者や大学院生を筆頭著者とし、原則として選考年度を含む3年（暦年）の間に本学会誌に発表された優秀な論文を対象とする。学会賞および論文賞は、本学会員の中から以下に述べる選考を経て選ばれた者に授ける。
2. 学会賞および論文賞候補者を選考するため学会賞および論文賞受賞候補者推薦委員会（以下「委員会」という）を設ける。

3. 委員会の委員は9名とする。委員は毎年春の評議員会で選出し、委員長は委員の互選により定める。委員の任期は2年とし、隔年に4名および5名を交代する。会長は委員会が必要と認めた場合、評議員の同意を得て2名まで委員を追加委嘱することが出来る。ただし、追加委嘱された委員の任期はその年度限りとする。
4. 委員会は学会賞受賞候補者1件および論文賞受賞候補者2件以内を選び、2月末までに選考理由書をつけて会長に報告する。
5. 会長は委員会が推薦した各候補者につき無記名投票の形式により評議員会にはかる。投票数は評議員総数の3分の2以上を必要とし、有効投票のうち4分の3以上の賛成がある場合、これらを各受賞者として決定する。
6. 授賞式は翌年春の総会において行い、学会賞受賞者には賞状およびメダルを、論文賞受賞者には賞状をそれぞれ贈呈する。
7. 本規定の改正は評議員会の議を経て行なう。

#### 覚書

1. 委員は各専門分野から選出されるように十分配慮すること。
2. 受賞者は原則として順次各専門分野にわたるよう十分配慮すること。

附則 本規定は、2018年6月2日から施行する。

## 日仏海洋学会誌 La mer 投稿規定

(2017年6月改訂)

1. 日仏海洋学会は機関誌として誌名 La mer を発行する。
2. La mer は、海洋学および水産学ならびにそれらの関連分野の研究成果を発表する学術雑誌であり、同時に研究者間の情報交換の役割をもつことを目的とする。
3. La mer は、原則として年4回発行され、投稿による原稿（依頼原稿を含む。以下、原稿）を、編集委員会の審査により掲載する。原稿の種類は、原著論文、原著短報、総説、学術資料、および書評他とする。これらの著作権は日仏海洋学会に帰属する。
4. 投稿者は、日仏海洋学会会員でなければならない。共著者に会員を含む場合は会員からの投稿とみなす。
5. 原稿の言語は日本語、仏語、英語のいずれかとする。ただし、要旨、表および図の説明の言語は英語または仏語に限る。原著論文は、和文表題、著者名および500字以内の和文要旨を原稿に添付する。ただし、日本語圏外からの投稿の和文要旨は編集委員会の責任とする。和文要旨は、「資料」として La mer に掲載される。
6. 原稿は、すべてコンピュータソフト（MS Word など）を用いて作成する。原稿サイズは A4 判とし、白紙にダブル・スペース（和文では相当間隔）で記入する。表、図および図説明は本文とは別紙とする。
7. 原稿の体裁・形式および記載方法は「執筆要領」に従う。著者名は略記しない。記号略号の表記は一般的な基準に従う。引用文献の表示形式は、雑誌論文、単行本分載論文（単行本の一部引用も含む）、単行本などの別による基準（執筆要領）に従う。
8. 原図は版下用として、鮮明で縮小（版幅または 1/2 版幅）に耐えられるものとする。
9. 初稿に限り著者の校正を受ける。
10. 10 印刷ページまでの掲載を 3,000 円 / ページとする。上記限度を超える分の印刷実費はすべて著者負担（1 万円 / ページ）とする。ただし、カラー印刷を含む場合には、別に所定の費用（9 万円 / ページ）を著者が負担する。
11. 別刷りは有料（50 部単位）で作成される。別刷り請求用紙は初稿校正と同時に送付される。
12. La mer は印刷後まもなく、学会ホームページ上へ PDF を掲載する。投稿に際し、このことを承諾したものとす。
13. 原稿は下記のメールアドレスに添付ファイルを送付するものとする。なお著者（共著の場合は代表者）連絡先の E-mail アドレス並びに FAX 番号を付けることとする。  
〒108-8477 東京都港区港南 4-5-7  
東京海洋大学 海洋資源環境学部 海洋環境科学科（吉田 次郎 気付）  
日仏海洋学会 編集委員会  
E-mail : jiroy@kaiyodai.ac.jp

## 執筆要領

(2017年6月改訂)

## 1. 原稿

- (1) 和文原稿の場合：コンピュータソフト（MS Word など）を使用し、A4 判の用紙に横 30 字、縦 25 行を目安に作成する。
- (2) 欧文原稿（英語および仏語）の場合：コンピュータソフト（MS Word など）を使用し、A4 判の用紙にダブルスペースで（縦 25 行を目安に）作成する。十分な英文校閲または仏文校閲を経て提出すること。
- (3) 和文原稿、欧文原稿いずれの場合も、要旨、表原稿および図版説明原稿はそれぞれ本文原稿とは別紙とする。
- (4) 最終原稿提出の際に、印刷原稿とともに原稿、表、図版が保存されたファイルを編集委員長宛てのメールア

ドレス (jiroy@kaiyodai.ac.jp) に提出する。この場合、原稿は MS Word、Just System 一太郎、PDF の原稿に限る。また、表、図版はこれら原稿ファイルの中に取り込むか、bmp、jpg 等の一般的な画像ファイルに保存したものを提出する。

## 2. 原稿記載の順序

- (1) 原著 (和文原稿)：原稿の第 1 ページに表題、著者名、研究の行われた所属機関、所在地、郵便番号を和文と英文で記載する。研究終了後所属機関が変わった場合は現所属機関も記載する。連絡先 (共著の場合は連絡先とする著者を明示する) の住所、電話番号、ファックス番号、E-mail アドレスを記す。最後にキーワード (4 語以内)、ランニングヘッドを英語で記載する。第 2 ページに欧文要旨 (欧文表題、著者名を含む) を 200 語以内で記す。本文は第 3 ページから、「緒言」「資料」「結果」「考察」「謝辞」「文献」「図版の説明」などの章立てあるいは項目で順に記載する。基本的には最近号掲載論文の体裁を参考にして投稿原稿を作成する。原稿には、各行頭に通しの行番号と、各ページにページ番号を記入する。
- (2) 原著 (欧文原稿)：原稿の第 1 ページに表題、著者名、研究の行われた所属機関、所在地、郵便番号を記載する。研究終了後所属機関が変わった場合は現所属機関も記載する。最後にキーワード (4 語以内)、ランニングヘッドを記載する。第 2 ページに欧文要旨 (欧文表題、著者名を含む) を 200 語以内で記す。本文は第 3 ページからとする。「Introduction」「Data (あるいは Materials and methods など)」「Results」「Discussion」「Acknowledgement」「References」「Figure Captions」などの章立てで順に記載する。基本的には投稿原稿の体裁形式は最近号掲載論文を参考にして作成する。最終ページに和文の表題、著者名、連絡先著者住所、電話番号、ファックス番号、E-mail アドレスおよび約 500 字以内の和文要旨を添える。原稿には通しのページ番号を記入する。
- (3) 原著短報、総説：和文・欧文原稿とも原著論文に準ずる。
- (4) 学術資料、書評：特に記載に関する規定はないが、すでに掲載されたものを参考にする。

## 3. 活字の指定

原稿での活字は 10.5-12 pt を目安に設定し、英数字は半角フォントを用いる。学名はイタリック、和文原稿での動植物名はカタカナとすること。句読点は (。) および (、) とするが、文献リストでは (.) および (,) を用いること。章節の題目、謝辞、文献などの項目はボールドまたはゴシックとする。

## 4. 文献

文献は本文および図・表に引用されたものすべてを記載しなければならない。和文、欧文論文は区別せず筆頭著者のアルファベット順 (同一著者の文献については、発表年の古い順) に並べる。筆頭著者が同一の場合には、第二著者以降の姓 (Family name) のアルファベット順とする。以下の例に従って記載する。

- (1) 論文の場合  
有賀祐勝, 前川行幸, 横浜康継 (1996): 下田湾におけるアラメ群落構造の経年変化. うみ, 34, 45-52. (雑誌名については (5) を参照)  
YANAGI, T., T. TAKAO and A. MORIMOTO (1997): Co-tidal and co-range charts in the South China Sea derived from satellite altimetry data. *La mer*, 35, 85-93.
- (2) 単行本分載論文 (単行本の一部引用の場合)  
村野正昭 (1974): あみ類と近底層プランクトン. 海洋学講座 10 海洋プランクトン (丸茂隆三編), 東京大学出版会, 東京, p.111-128.  
WYNNE, M. J. (1981): Phaeophyta: Morphology and classification. *In* The Biology of Seaweeds. LOBBAN, C. S. and M. J. WYNNE (eds.), Blackwell Science, Oxford, p. 52-85.
- (3) 単行本の場合  
柳 哲雄 (1989): 沿岸海洋学—海の中でのものはどう動くか—. 恒星社厚生閣, 東京, 154 pp.

SVERDRUP, H. U., M. W. JOHNSON and R. H. FLEMING (1942): The Oceans: Their Physics, Chemistry and General Biology. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, New York, 1087 pp.

(4) 本文中での文献の引用

本文中での文献の引用方法はすでに発行された雑誌を参考にすが、基本的には次の形式に従う。

① GREVE and PARSONS (1977)

② (AVIAN and SANDRIN, 1988),

③ YANAGI *et al.* (1997) は…

(3名以上の共著の場合)

④ …示されている (例えば, YANAGI *et al.*, 1997) (3名以上の共著の場合)

(5) 「うみ」および“La mer”の引用

日仏海洋学会誌の引用時の表記は、第54巻(2016年発行)から“La mer”とする。それ以前の論文は、和文の場合「うみ (Umi)」, 欧文の場合“La mer”とする。

## 5. 図, 表および写真

- (1) 図, 表および写真とその説明はすべて英語または仏語を用いる。
- (2) 図, 表, 写真はそのま写真製版用の草稿となるような明瞭なもので, bmp, jpg等の一般的な画像ファイルに保存したものに限る。カラーでの印刷を希望する場合はその旨明記する。この場合, 別に所定の費用を著者負担とする。
- (3) 図, 表および写真は刷り上がり時に最大横が14 cm, 縦が20 cm (説明文を含む) 以内であることを考慮して作成する。
- (4) 図 (写真を含む) には, Fig. 1, Fig. 2, …のように通し番号をつけ, 一つの図中に複数の図を含む場合は Fig. 3 (a), Fig. 3 (b), …のように指定する。本文中での引用は和文原稿の場合も「Fig. 1にみられるように…」のようになる。
- (5) 表には, 表題の次 (表の上のスペース) に説明をつけ, 表ごとに別紙とし, Table 1, Table 2, …というように通し番号をつける。
- (6) 最終原稿の提出時, 図, 表および写真の本文中での挿入箇所を原稿の該当箇所右欄外に朱書きで示す。
- (7) 図, 写真の説明は別紙にまとめる。
- (8) 地図にはかならず方位と縮尺または緯度, 経度を入れる。

## 6. 単位系

原則としてSI単位を用いること。塩分として実用塩分 (Practical Salinity) を用いる場合は単位なしとする (psu や PSU を付けない)。

以上

La mer (Bulletin de la  
Société franco-japonaise  
d'océanographie)  
Tome 55 (2017)

Sommaire

Numéro 1, 2

Notes originales

The relationship between the behavior of fish school, Jack mackerel *Trachurus japonicus* and oceanic conditions in Tateyama Bay, Chiba Prefecture, Japan (in Japanese)  
…… Masao NEMOTO Katsumasa SHIBUYA, Haruka NAKANO, Takuro FURUMI, Hiroki JOSHIMA, Tadashi MIYAZAKI and Yujiro KITADE 1-10

Growth and reproductive seasonal pattern of *Sargassum polycystum* C. Agardh (Sargassaceae, Phaeophyceae) population in Samaesarn Island, Chon Buri Province, Thailand  
…… Thidarat NOIRAKSAR, Vipoosit MANTHACHITRA, Aunkul BURANAPRATHEPRAT and Teruhisa KOMATSU 11-23

Morphogenesis and growth in the early life stages of *Sargassum oligocystum* Montagne from fertilized eggs to juveniles examined in culture  
…… Thidarat NOIRAKSAR, Vipoosit MANTHACHITRA, Hisao OGAWA, Khanjanapaj LEWMANOMONT and Ken-ichi HAYASHIZAKI 25-35

Decadal changes in the fish assemblage structure at a modified shore site in an urbanised estuarine canal  
…… Atsunobu MURASE, Yusuke MIYAZAKI, Masato MOTTEKI and Hiroshi KOHNO 37-51

Faits divers 53

Procès-verbaux 55

La mer (日仏海洋学会誌)

第55巻 (2017年)

総目次

第1, 2号

原 著

千葉県館山湾におけるマアジの魚群行動と海洋構造  
…… 根本雅生・澁谷勝晶・中野知香・古見拓郎・上嶋紘生・宮崎唯史・北出裕二郎 1-10

タイ, チョンブリ県, サマエサーン島のコバモク (褐藻綱, ホンダワラ科) 個体群の生長と再生産の季節変化  
…… チダラー ノイラクサル・ヴィボジット マンタチトラ・アウクル プラナプラテプラット・小松輝久 11-23

培養により調べたヒラミモク *Sargassum oligocystum* Montagne の受精卵から幼体までの初期生活期の形態形成と生長  
…… チダラー ノイラクサル・ヴィボジット マンタチトラ・小河久朗・ルーワノモント カンチャナパシヤ・林崎健一 25-35

都市部に隣接したエスチャリーの護岸環境における魚類群集構造の長期的変動  
…… 村瀬敦宣・宮崎佑介・茂木正人・河野 博 37-51

資料 53

学会記事 55

Notes originales

Laboratory reconstruction and nearby sulfide dynamics of a model benthic boundary layer containing sediment-mixed biofilm  
 ..... Norihisa ISHIBASHI,  
 Hiroo SATOH and Jota KANDA 73-88

Development of a vertical longline for fisheries biological studies on sharks  
 ..... Hiroki JOSHIMA, Chika NAMAIZAWA,  
 Yosuke TODAKA, Ko SHIOZAKI, Yuki FUJINAMI,  
 Tadashi MIYAZAKI, Daisuke SHIODE and  
 Masao NEMOTO 89-101

Faits divers 103

THE 17TH JAPANESE-FRENCH OCEANOGRAPHY SYMPOSIUM 105

Book review

"Field Guide to Marine Plankton" Kaori WAKABAYASHI, Yuji TANAKA, Hideki ABE  
 ..... Takuo OMURA 109

Procès-verbaux 110

原 著

セディメント・ミックスバイオフィームを有する底部境界モデル培養系の確立と硫化物動態  
 ..... 石橋矩久・佐藤博雄・神田稜太 73-88

さめ類の漁業生物学的調査用縦延縄の開発  
 ..... 上嶋絃生・生井沢知佳・戸高耀介・  
 塩崎 航・藤波裕樹・宮崎唯史・  
 塩出大輔・根本雅生 89-101

資料 103

第 17 回日仏海洋学シンポジウムの報告 105

原 著

「美しい海の浮遊生物図鑑」若林香織・田中祐志・阿部秀樹  
 ..... 大村卓朗 109

学会記事 110

## 賛 助 会 員

株式会社イーエムエス	兵庫県神戸市中央区東川崎町 1-3-3 神戸ハーバーランドセンタービル 13 F
いであ株式会社	東京都世田谷区駒沢 3-15-1
公益財団法人海洋生物環境研究所	東京都新宿区山吹町 347 藤和江戸川橋ビル 7階
ケー・エンジニアリング株式会社	東京都台東区浅草橋 5-14-10
JFEアドバンテック株式会社	兵庫県西宮市高畑町 3-48
株式会社新協	東京都文京区大塚 4-40-1
株式会社セア・プラス	神奈川県横浜市緑区十日市場町 822-10
株式会社独立総合研究所	東京都江東区

(※詳細はセキュリティのため非公開)

# 日仏海洋学会入会申込書

(正・学生会員)

申込日 年 月 日  
年度より入会

私は日仏海洋学会会則に同意し、下記の通り入会を申し込みます。

フリガナ			
氏名			
ローマ字			
生年月日	年 月 日	会誌送り先 (自宅 / 勤務先)	
メールアドレス			
勤務先			
勤務先住所	〒		
自宅住所	〒		
TEL		FAX	
紹介会員名			

■会員種別および会費 (不課税)

正会員：8,000円

特別会員<sup>(※)</sup>：6,000円

学生会員：4,000円

賛助会員：1口 10,000円以上

※年度初めに満65歳以上で学会事務局へ申告した者

■事業年度 4月1日～翌年3月末日

■備考

入会申込書送付先：〒150-0013 東京都渋谷区恵比寿3-9-25

(財)日仏会館内

日 仏 海 洋 学 会

郵便振替番号：00150-7-96503

# 日仏海洋学会入会申込書

(賛助会員)

申込日 年 月 日  
年度より入会

日仏海洋学会会則に同意し、下記の通り入会を申し込みます。

フリガナ			
会社・機関名			
住所	〒		
TEL		ご担当者名	
FAX		所属	
口座数 (1口1万円より)	口座	メールアドレス	
紹介会員名		TEL	

■事業年度 4月1日～3月末日

■備考

入会申込書送付先：〒150-0013 東京都渋谷区恵比寿 3-9-25

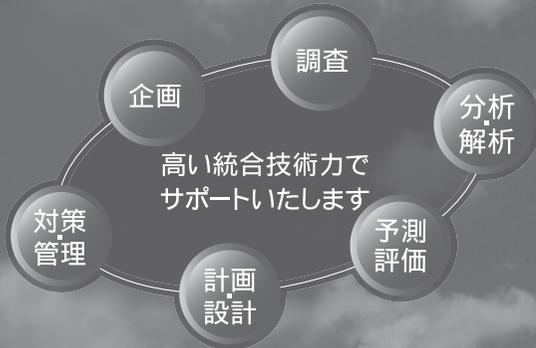
(財) 日仏会館内

日 仏 海 洋 学 会

郵便振替番号：00150-7-96503

# 社会基盤の形成と環境保全の 総合コンサルタント

当社は、社会基盤整備や環境保全にかかわる企画、調査、分析・解析、予測評価から計画・設計、対策・管理に至る、すべての段階において、一貫した付加価値の高いサービスを提供しています。



代表取締役会長 田畑 日出男  
代表取締役社長 細田 昌広

## 業務内容

- ▶ 河川・港湾・空港・海岸の計画・設計・管理
- ▶ 道路・橋梁・交通・都市の計画・設計・管理
- ▶ 災害に係る事前・事後対策調査、計画・設計
- ▶ 環境に関する現況調査、予測、解析
- ▶ 環境アセスメント(環境影響評価)、環境保全対策
- ▶ 生物の調査、分類、同定、実験、解析、育成
- ▶ 生物生息環境の保全、再生、創造
- ▶ 理化学分析、食品分析、環境リスクの評価・管理
- ▶ 気象情報配信とパイオウェザーサービス
- ▶ 海外におけるこれらに関する業務・事業



フクジュソウ(絶滅危惧種)【植物調査】



信濃川やすらぎ堤(新潟県)  
【親水型堤防護岸設計】



せせらぎの道(神奈川県)  
【景観道路計画・設計】



周南大橋(鋼ニールセンローゼ橋)  
【臨港道路設計】



クマタカ(絶滅危惧種)【猛禽類調査】

人と地球の未来のために —



<http://ideacon.jp/>

本 社	〒154-8585	東京都世田谷区駒沢 3-15-1	電話：03-4544-7600
国 土 環 境 研 究 所	〒224-0025	神奈川県横浜市都筑区早渕 2-2-2	電話：045-593-7600
環 境 創 造 研 究 所	〒421-0212	静岡県焼津市利右衛門 1334-5	電話：054-622-9551
食 品 ・ 生 命 科 学 研 究 所	〒559-8519	大阪府大阪市住之江区南港北 1-24-22	電話：06-7659-2803
食 品 分 析 セ ン タ ー			
亜 熱 帯 環 境 研 究 所	〒905-1631	沖縄県名護市字屋我 252	電話：0980-52-8588
支 社		大阪、沖縄	
支 店		札幌、東北、福島、北陸、名古屋、中国、四国、九州	

Production Sales and Painting Works of the environment-friendly  
**“Physical Marine-growth Prevention Paint”**  
**SAFETY PRO SERIES**

Already in use as the environmental protection materials for anti-marine growth of the marine biological production systems and equipments in aqua cultural fields.

Company : Saikai Laboratory of Aquaculture and Technology Co.,Ltd  
 Address : 8-8 Torika-gou , Seihi-cho , Saikai City , Nagasaki 851-3406 Japan  
 Contact : Department : Research Laboratory  
 : U R L : http://aquasafty.com  
 : E-mail : ①saikaiken@eco.ocn.ne.jp ②kkitaha@lily.ocn.ne.jp

Product Introduction

*“ SAFETY PRO ,the physical marine-growth-prevention Paint ”*  
 :Environment-friendly anti-marine-growth paint based on the physical repellent effect of silicone,  
 with total absence of chemically repellent substance like medicine or heavy metals.  
 Making the painted surface highly lubricous, the biological surface depositing strength of the marine  
 growth decreases.  
 Thus, the painted surface provides highly peelable base for long sustained marine growth prevention  
 effect.

Specifications

Product	Target	Working			Content	Product Items
SAFETY-PRO	Mesh	1-Liquid type	Final-coat	Dipping	15kg	TC-D-M-15
					3kg	TC-D-M-3
					15kg	TC-D-B-15 F
	Boxes	2-Liquid type	Top-coat	Spray painting	3kg	TC-D-B-3
					15kg	UC-D-B-15
			Under coat		3kg	UC-D-B-3
SAFETY-PRO S	Mesh	1-Liquid type	Final-coat	Dipping	15kg	TC-D-M-15 S
					3kg	TC-D-M-3 S
SAFETY-PRO F	Boxes	2-Liquid type	Top-coat	Dipping	15kg	TC-D-B-15 F
					3kg	TC-D-B-3 F
		2-Liquid type	Under coat		15kg	UC-D-B-15 F
					3kg	UC-D-B-3 F
SAFETY-PRO HB	Water Tanks	2-Liquid type	Top-coat	Brush painting	15kg	TC-B-T-15
					3kg	TC-B-T-3
		2-Liquid type	Under coat		15kg	UC-B-T-15
					3kg	UC-B-T-3
SAFETY-PRO Thinner	for dilution			16 L	D-SS-16	
				4 L	D-SS-4	



Product sales Performance

(incorporated Foundation) JICE : “Feasibility Study related with the Recovery of Natural Pearl and Natural Pearl Industry in the Bahrain Kingdom for the year 2013”, Ministry of Economy, Trade, and Industry (METI)  
 “Study on Advanced Method of single Seed Oyster Culture”, Advanced Agriculture-Commerce-Engineering Joint Study Project for the year 2011.

(incorporated administrative agency) The Fisheries Research Agency (FRA) ; National Research Institute of Aquaculture ; National Research Institute of Fisheries Engineering (NRIFE) ; Saikai National Fisheries Research Institute ; Chuuou National Fisheries Research Institute ; Setonaikai National Fisheries Research Institute ; National Research Institute of Fisheries Science ;

(Local independent administrative corporations) Hokkaido Prefectural Research Institute ; Coast Wide area Promotion Bureau, Iwate Prefecture ; Agriculture , Forestry and Fisheries Department. Miyagi Prefecture ; Hiroshima Prefectural Institute of Technology; Kyoto Prefectural Agriculture, Forestry and Fisheries Technology Center ; Kagawa Prefectural Fisheries Experiment Station ; Kumamoto Prefectural Fisheries Reserch Center ; fukuoka Prefectural Fisheries Marine Technology Center



