

原 著

京都府海岸の外来固着性動物：2006 年と 2016 年の比較

奈良大学教養部

岩 崎 敬 二 *

Comparison of the distribution of non-indigenous marine sessile invertebrates on the coasts of Kyoto Prefecture between 2006 and 2016. Keiji Iwasaki* (*Faculty of Liberal Arts, Nara University*)

Occurrences of non-indigenous marine sessile invertebrates were surveyed at 41 sites along the coast of Kyoto Prefecture, facing the Sea of Japan, in 2006 and 2016. Two species of mytilid bivalves (*Mytilus galloprovincialis* at 24 sites in 2006 and 21 in 2016; *Xenostrobus securis* at 0 and 3) and three species of balanid barnacles (*Amphibalanus amphitrite* at 20 and 20, *A. eburneus* at 16 and 18, and *A. improvisus* at 10 and 18) were recorded in the surveys. Four species except *X. securis* extended their distributional ranges into Kumihamawan Lagoon and retracted from the semi-exposed shores facing Wakasa Bay in 2016. The extension into the Kumihamawan was considered to be caused by natural dispersal or secondary human-mediated introduction from the nearby sites, but no reason could be detected for the retraction from the Wakasa Bay. The number of non-indigenous species was greater on the inner coast than on the outer coast, while the number of native sessile animal species and gastropod species combined was greater in the outer coast than in the inner coast.

Keywords : change in distribution, Kyoto Prefecture, non-indigenous marine sessile invertebrates

要旨：京都府の港湾と海岸の 41 ヶ所で、外来固着性動物の調査を 2006 年と 2016 年に行った。二枚貝類のムラサキイガイ（2006 年は 24 ヶ所、2016 年は 21 ヶ所）とコウロエンカワヒバリガイ（0 ヶ所、3 ヶ所）、フジツボ類のタテジマフジツボ（20 ヶ所、20 ヶ所）、アメリカフジツボ（16 ヶ所、18 ヶ所）、ヨーロッパフジツボ（10 ヶ所、18 ヶ所）の 5 種が発見された。コウロエンカワヒバリガイは 2006 年には全く採集されなかったが、2016 年には阿蘇海と由良川河口の 3 ヶ所で採集された。それを除く 4 種は、2016 年には久美浜湾のほぼ全域に分布を拡げる一方、若狭湾では分布を縮小していた。外来種の種数は外洋に面する海岸よりも汽水域で多い一方、在来の固着性・移動性無脊椎動物の種数はその逆であり、在来種と高塩分は外来種の存在に負の影響を与えている可能性が示唆された。

キーワード：外来固着性動物，京都府，分布変化

はじめに

人間活動の地球規模での拡大と活発化，国際的な物流の増加，船舶等の高速化や大型化によって，外来海洋生物の種数は世界的に増え続けており，多くの種の分布も拡大し続けている（岩崎，2009；Rilov & Crooks，2009）。日本で発見

された外来海洋生物も，20 世紀の中葉以降増加の一途をたどっており（大谷，2002；岩崎ほか，2004a；Iwasaki，2006；岩崎，2009），大陸間航路の主要港の多くが位置する太平洋岸では，東京湾，伊勢湾，大阪湾などで，国外起源の外来種の初発見や湾内での分布等に関する情報が，1970 年代以降数多く報告されてきた（例えば梶原，1977；

朝倉, 1992 ; 大谷, 2002, 2016 ; Otani & Willan, 2017)。在来種や在来生態系, 各種産業への被害も数多く報告されている (岩崎, 2005, 2007)。

一方, 日本海沿岸での外来海洋生物の発見記録は, 太平洋や瀬戸内海の沿岸に比べて大変に少ない (大谷, 2002 ; 岩崎ほか, 2004a ; 岩崎, 2013)。その原因は, 太平洋岸にある大規模な国際港湾に初めて侵入・定着した外来生物が, 自然分散や内航船への付着などで近隣海域の港湾や海岸へ, さらに日本海沿岸の港湾や周辺海域へと二次的に分布を拡げていく (大谷, 2002 ; 岩崎ほか, 2004a, 2004b ; Koike & Iwasaki, 2010) ため, 日本海には未だ侵入していない種が多いか, 侵入・定着時期が浅いためにその分布が一部に限られていること (大谷, 2002 ; 岩崎ほか, 2004b), および海岸生物を対象とした調査の頻度が少なかったこと (岩崎, 2013) であろう。

日本海を臨む京都府の海岸線は総延長 315km と短く, 海岸を持つ 39 の都道府県の中では 32 番目に位置する (国土交通省水管理・国土保全局海岸室, 2015)。ただし, 日本海に突き出して外洋環境が卓越する丹後半島, 入り組んだ湾入部の多い舞鶴湾, 長い砂州の天橋立とそれによってできた海跡湖である阿蘇海, 潟湖である久美浜湾などがあり, 外洋, 内湾から汽水域まで, 岩礁から泥底までの一連の海洋環境が揃い, かつ変化に富んでいる。また, 港湾法で準特定重要港湾に指定されている舞鶴港を抱える舞鶴湾では, 船舶による人や物資の往来が激しい。

その舞鶴港は, 明治期以降, 東港は軍港として, 西港はロシア, 朝鮮半島, 中国との海運を主とした商業港として発展してきた古い歴史を持つ港である (舞鶴市史編さん委員会, 1975)。2014 年時点での取り扱い貨物量は全国で 51 位 (本州日本海側の港湾では第 3 位), 入港船舶総トン数では 61 位 (同第 4 位), 外航船の入港船舶数で

は 58 位 (同第 7 位) であり, 現在でも日本海沿岸の主要港となっている (国土交通省統計情報, http://www.mlit.go.jp/statistics/details/port_list.html 2017.2 参照)。

この港と舞鶴湾では外来海洋生物の発見史に関する日本での先駆的な報告がいくつかある。弘 (1938) は, 1935 年が日本での初発見とされるタテジマフジツボ *Amphibalanus amphitrite* を 1938 年に報告しており, 港湾汚損生物研究の日本での嚆矢といえる馬渡 (1967) も, 1963 ~ 65 年にタテジマフジツボとアメリカフジツボ *A. eburneus* を確認している。その後, アメリカフジツボは 1972 ~ 73 年にも港内で報告されている (日本造船研究協会, 1974 ; 小坂・石橋, 1979)。イガイ科の外来二枚貝ムラサキイガイ *Mytilus galloprovincialis* も, 日本海沿岸での記録としては早期にあたる 1947 年に発見されており (小川, 1952), 1963 ~ 1964 年にも報告がある (馬渡, 1967)。

1970 年代後半以後, 舞鶴港での報告は全くなり, 代わって, 京都府下の各地で以下の 4 種が時間的にも空間的にも散発的に確認されるようになった。ムラサキイガイは 1979 年久美浜湾, 1980 年宮津市地先および天橋立 (Kubota, 1983), 2000 年宮津市発電施設 (火力原子力発電技術協会環境対策技術調査委員会, 2003), 2004 年舞鶴市長浜 (佐々木・上野, 2005) での確認, アメリカフジツボとヨーロッパフジツボ *A. improvisus* は 2001 年と 2011 年由良川河口 (国土交通省河川環境データベース, <http://mizukoku.nilim.go.jp/ksnkankyo/> 2017.2 参照) での確認, イガイ科二枚貝コウロエンカワヒバリガイ *Xenostrobus securis* は 1996 年, 2001 年, 2006 年, 2011 年由良川河口 (国土交通省河川環境データベース, 引用 URL・参照年月は同上), 2011 年宮津市阿蘇海湾口での発見 (倉持ほか, 2012) である。1970

年代前半までは3種の外来種がもっぱら舞鶴湾で発見され、1970年代後半以降、それ以外の各地に分布が拡大し、1990年代後半以後にコウロエンカワヒバリガイとヨーロッパフジツボが侵入したように思われる。しかし、その過程や現状の分布を報告した文献はない。

特定の地域や海域を対象とした外来生物の長期的な調査は、その分布や密度の消長の実態を把握し、その要因を考察する上で欠かせないものだが、陸上・淡水域を含めても世界的に少なく (Strayer et al., 2006), 海洋生物の場合極めてわずかしかなとされる (Hummel & Wijnhoven, 2013)。日本では、10年以上の長期にわたり、特定海域を対象として複数の外来生物の出現状況を示した報文には梶原 (1977), 青野・倉持 (2008) などがあるが、その分布の変化を把握して変化の要因まで考察した事例は、和歌山県田辺湾を対象とした大垣 (2007) とムラサキイガイの全国の分布を対象とした Kurihara et al. (2009) しかない。両者は、いずれもムラサキイガイの密度の減少と分布域の縮小を報告し、その原因は高水温によるものであると推察している。

著者は、2006年と10年後の2016年に、京都府の海岸で、固着性の外来無脊椎動物を対象とした調査を同じ場所、同じ方法、ほぼ同じ季節に行い、ムラサキイガイ、コウロエンカワヒバリガイ、タテジマフジツボ、アメリカフジツボ、ヨーロッパフジツボという5種の分布の変化を把握することができた。本稿では、それをまとめて報告し、両年間で海域毎の出現率の変化とそれに関わる要因を考察する。

調査場所と方法

原則として、外来の固着性無脊椎動物が多い港湾を対象としつつ、外洋的環境、内湾的環境、

潟湖、河川河口等の多様な海洋環境を網羅できるように調査場所を設定した (Table 1, Fig. 1)。日本海に直接面した丹後半島に9ヶ所 (T1 ~ T9), 久美浜湾に7ヶ所 (K1 ~ K7), 離湖に1ヶ所 (H1), 若狭湾の外海よりの湾口部 (栗田湾を含む, 以下「若狭湾口部」と呼ぶ) に5ヶ所 (W1 ~ W5), 宮津湾に7ヶ所 (M1 ~ M7), 阿蘇海に3ヶ所 (A1 ~ A3), 由良川河口に1ヶ所 (Y1), 舞鶴湾に8ヶ所 (m1 ~ m8), 合計41ヶ所である (Fig. 1)。2006年の調査日は、天橋立付近の3ヶ所 (M2, M3, A3) の5月を除けば8 ~ 10月であった。2016年の調査日は、2006年の主要な調査時期に合わせて、全て9 ~ 10月とした。

41ヶ所の調査場所のうち、離湖 (H1) と由良川河口 (Y1) を除く39ヶ所が位置する6つの海域の外洋からの遮蔽度を検討するため、湾または潟湖の形を取る海域の面積 (km^2) を湾の開口部の幅 (km) で割った値を算出した (面積と湾口部の幅の数値は環境省閉鎖性海域ネット, https://www.env.go.jp/water/heisa/heisa_net/index.html

2017.7 参照)。その数値が最も高い海域は久美浜湾 ($6.9\text{km}^2 / 0.05\text{km} = 138.6$) で、以下、阿蘇海 ($4.8\text{km}^2 / 0.07\text{km} = 68.6$), 舞鶴湾 ($22.9\text{km}^2 / 0.7\text{km} = 32.7$), 宮津湾 ($26.1\text{km}^2 / 2.52\text{km} = 10.4$) となった。若狭湾口部と日本海に直接面する丹後半島については上記のような計算ができないが、地形から考えて若狭湾口部が宮津湾の次に低く、日本海に直接面する丹後半島は外洋からの遮蔽度が最も低い海域とした。これ以後、外洋からの遮蔽度について言及する時 (Fig. 8, Table 3) には、この順で記述する。

採集基盤は全て硬質の基質であり、自然石、コンクリートの護岸壁やブロック、木製または鉄製の栈橋杭、プラスチック製ブイまたはロープのいずれかであった。その潮間帯部分から水深50cm程度までを対象として、探索時間を一つの調査場

所につき 20 分間以内と決めて歩き回り，基質に付着していた動物のうち外来種またはそれと思われる種や種名が現地では確認できなかった動物（在来種と思われた動物も含む）を，定性的にスクレイパー等で剥離して採集した。付着動物の殻の上にいた腹足類や甲殻類，殻の間に潜っていた間隙性動物も全て採集した。採集後に海面直下の塩分も測定した（反射式塩分濃度計 S-milE,

ATAGO Ltd., 東京）。外来固着動物は，曲面や凹凸の激しい基盤に低密度で生息している場合が多いために定性的な採集とした。採集した動物は全て実験室に持ち帰って同定した。ただし，種名が現地で確認できた在来無脊椎動物は，その種名を記録するにとどめた。

海水温が外来海洋生物の消長に影響を与えているとの報告が海外（Stachowicz et al., 2002 ;

Table 1. Study sites and dates of study.

Coastal area	Site number	Site name	Latitude		Longitude		Date	
			N		E		2006	2016
Tango Peninsula	T1	Kamai	35 °	39' 20"	134 °	52' 58"	Oct. 9	Oct. 15
	T2	Asamogawa	35 °	41' 24"	135 °	00' 54"	Oct. 10	Oct. 15
	T3	Mitsu	35 °	42' 43"	135 °	03' 58"	Oct. 10	Oct. 15
	T4	Taiza	35 °	44' 17"	135 °	05' 34"	Oct. 10	Oct. 15
	T5	Nakahama	35 °	45' 39"	135 °	10' 40"	Oct. 10	Oct. 15
	T6	Sodeshi	35 °	45' 53"	135 °	11' 52"	Oct. 10	Oct. 15
	T7	Kamanyu	35 °	45' 16"	135 °	15' 07"	Sep. 15	Oct. 15
	T8	Tomari	35 °	42' 17"	135 °	17' 20"	Sep. 15	Oct. 15
	T9	Niizaki	35 °	41' 35"	135 °	18' 18"	Sep. 15	Oct. 30
Kumihama wan	K1	Minato Ohashi	35 °	38' 33"	134 °	54' 01"	Oct. 9	Oct. 15
	K2	Minatomiya	35 °	38' 8"	134 °	53' 21"	Oct. 9	Oct. 30
	K3	Kumihamacho1954	35 °	36' 45"	134 °	53' 19"	Oct. 9	Oct. 30
	K4	Kunihama Port	35 °	36' 29"	134 °	53' 44"	Oct. 9	Oct. 30
	K5	Jyuraku	35 °	36' 22"	134 °	54' 09"	Oct. 9	Oct. 30
	K6	Kuzuno	35 °	38' 22"	134 °	55' 30"	Oct. 9	Oct. 30
	K7	Minato	35 °	38' 31"	134 °	54' 16"	Oct. 9	Oct. 15
	H1	Lake Hanare	35 °	41' 22"	135 °	02' 19"	Oct. 10	Oct. 15
Outer Wakasa Bay	W1	Ine	35 °	40' 19"	135 °	17' 40"	Sep. 15	Oct. 15
	W2	Nagae	35 °	38' 57"	135 °	15' 12"	Sep. 15	Oct. 15
	W3	Shimakage	35 °	34' 31"	135 °	15' 01"	Aug. 14	Oct. 10
	W4	Oda Shukuno	35 °	33' 39"	135 °	15' 04"	Aug. 14	Oct. 10
	W5	Sezaki	35 °	32' 44"	135 °	20' 38"	Sep. 24	Sep. 24
Miyazu Bay	M1	Ejiri	35 °	34' 50"	135 °	12' 09"	Sep. 15	Oct. 11
	M2	southern Amanohashidate	35 °	33' 32"	135 °	11' 13"	May 6	Oct. 11
	M3	Monjyu	35 °	33' 25"	135 °	11' 10"	May 6	Oct. 11
	M4	Shimazaki	35 °	32' 22"	135 °	11' 49"	Aug. 14	Oct. 11
	M5	Miyazu Port	35 °	32' 13"	135 °	11' 56"	Aug. 14	Oct. 10
	M6	Shishi	35 °	33' 45"	135 °	12' 48"	Aug. 14	Oct. 10
	M7	Tai	35 °	35' 09"	135 °	14' 31"	Aug. 14	Oct. 10
Asokai	A1	Iwataki	35 °	34' 06"	135 °	09' 52"	Sep. 15	Oct. 11
	A2	Suzu	35 °	33' 43"	135 °	09' 22"	Sep. 15	Oct. 11
	A3	western Amanohashidate	35 °	33' 58"	135 °	11' 20"	May 6	Oct. 11
	Y1	Yura River	35 °	30' 39"	135 °	17' 07"	Aug. 14	Oct. 10
Maizuru Bay	m1	Kita	35 °	27' 35"	135 °	19' 00"	Sep. 24	Oct. 10
	m2	Nishi-maizuru Port	35 °	27' 13"	135 °	19' 18"	Sep. 24	Oct. 10
	m3	Shimoagu	35 °	27' 38"	135 °	19' 39"	Sep. 24	Sep. 24
	m4	Katsura	35 °	28' 53"	135 °	20' 57"	Sep. 24	Sep. 24
	m5	Nagahama	35 °	29' 16"	135 °	21' 49"	Sep. 24	Sep. 24
	m6	Higashi-maizuru Port	35 °	28' 58"	135 °	23' 30"	Sep. 24	Sep. 24
	m7	Chitose	35 °	30' 44"	135 °	20' 48"	Sep. 24	Sep. 24
	m8	Onyu	35 °	31' 17"	135 °	20' 56"	Sep. 24	Sep. 24

Sorte, 2014) でも日本 (大垣, 2007 ; Kurihara et al., 2009) でもあるため, 水温が最も低い2月の月平均海水温と最も高い8月の月平均海水温の1997年から2016年までの20年間の変動を調べた。京都府では, 京都府農林水産技術センター海洋センターが栗田湾 (若狭湾の枝湾) 沖 (定点 W4 の近く, Fig. 1 の*) の水深12m で長期的に海水温を計測している。その結果は, 1997年から2001年までは地方独立行政法人北海道立総合研究機構地質研究所が日本全国沿岸水温の記録 (http://www.hro.or.jp/list/environmental/research/gsh/publication/data/temperature_data/ 2017.2 参照) として, 2002年から2009年までは日本海洋データセンターが定地水温データ一覧 (http://www.jodc.go.jp/data/coastal/obs_detail_data.htm# 2017.2 参照) として公表しているため, それを利用した。ただし2010年以降のデータは公表されていないため, 京都府農林水産技術センター海洋センターからご提供いただいた。また, 夏季に湾奥部が高水温と

なってムラサキガイが死滅または激減する現象が太平洋岸で知られている (久保田, 2007; 大垣, 2007) ため, 湾域内と外洋の夏季の海水温を比較した。使用したデータは, 舞鶴湾内 (m4 近く, Fig. 1 の★) の水深10m および丹後半島の突端に近い蒲入 (T7 近く, Fig. 1 の☆) 沖水深10m の8月の平均海水温であり, いずれも, 水産研究・教育機構が観測ブイで2010年度から計測し, リアルタイム海洋情報収集解析システム (http://buoys.nrifs.affrc.go.jp/buoy/buoy_expand.php 2017.2 参照) として公表しているものである。

海岸に生息する在来固着性動物は外来種と固着空間をめぐる競争関係となり, 在来腹足類は grazing や捕食等の摂食活動によって外来種の捕食者となる可能性がある (Ruiz et al., 2000)。そこで, 外来固着性動物種数, 在来固着性動物種数 (海綿類・イソギンチャク類・コケムシ類・二枚貝類・管棲多毛類・蔓脚類), 在来腹足類種数 (藻類食性の腹足類を含む) のそれぞれの多少に

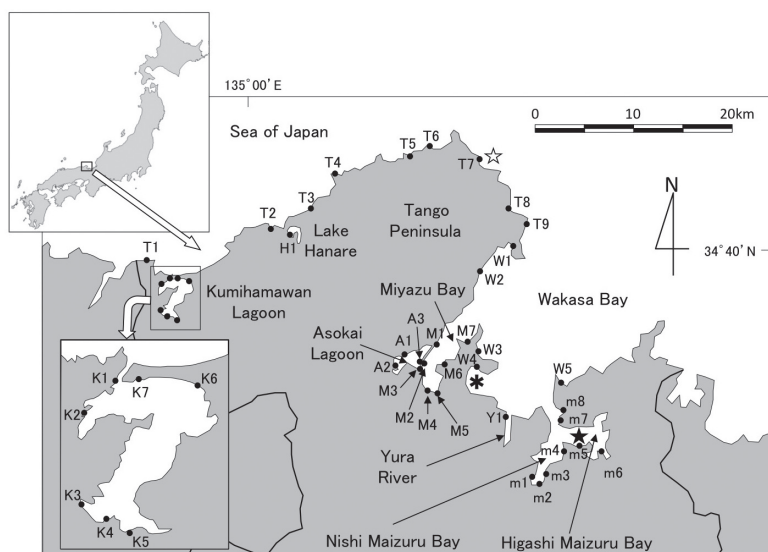


Fig. 1. Study sites. See Table 1 for site numbers. *: the site where water temperatures shown in Fig. 2 were measured. ★ and ☆: the sites where water temperatures were measured from 2010 by the Japan Fisheries Research and Education Agency (see text).

ついて、6つの海域（特定の海域に属していない離湖（H1）と由良川河口（Y1）は除いた）の間で比較するために統計検定を行った。ただし、十脚類・端脚類・等脚類等の甲殻類や多毛類、魚類も外来種の捕食者と考えられるが、この調査方法では確実な採集が難しく、実際に採集された種数もごくわずかであったため、捕食者としては腹足類のみを対象とした。まず、それぞれの標本群の分布の正規性を Shapiro-Wilk 検定で確認し、標本群間の等分散性については Bartlett の方法で検定した。正規性が認められなかった場合には、対数変換または平方根変換を行って再度正規性を確認し、等分散性を確認してから一元配置分散分析と Bonferroni 法による対比較を行った。外来種数については、変数変換を行っても正規性が認められなかったため Kruskal-Wallis 検定と Steel-Dwass 法による対比較を行った。なお、上記3つの種数の間には互いに競争・捕食・被食等の種間関係があつてそれぞれ独立したデータとは言えない可能性があるため、Bonferroni の方法に従って、それぞれの検定結果の5%有意判定確率を3で割り、1.67%以下の場合に有意であるとした。以上の検定は、全て Mac 統計解析（エスミ、東京）を使用した。

結果

海水温の長期的な変化

栗田湾での1997年から2016年までの20年間の2月の平均水温と8月の平均水温を Fig. 2 に示す。2月の平均水温（1998年は欠測）は10.4℃から12.2℃の間でわずかに変動しているだけで、長期的に上昇または下降する傾向は認められなかった。2006年を含むそれ以前の5年間（2002～2006年）の平均値（11.06℃ ± 0.25SE）と、2016年を含むそれ以前の5年間（2012～2016年）の平均値（11.02 ± 0.15SE）を比較したが、有意差

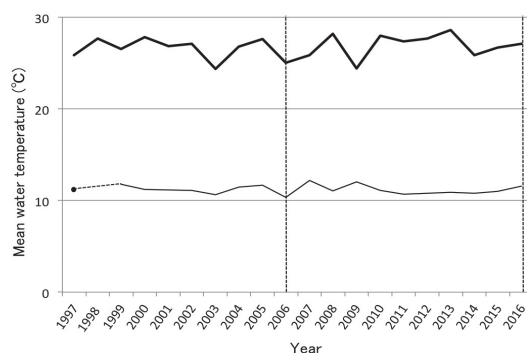


Fig. 2. Long-term changes in mean water temperatures in February (thin line, no data in 1998) and August (thick line) at a depth of 12 m in Kunda Bay from 1997 to 2016 (measured by Fisheries Technology Department, Kyoto Prefectural Agriculture, Forestry and Fisheries Technology Center).

は検出されなかった（対応のある t 検定： $t = 0.10$, $p > 0.05$ ）。8月の平均水温は24.4℃から28.6℃までの間でやや大きく変動していたが、長期的な上昇または下降の傾向はなかった。2月と同じく2002～2006年の平均値（26.2℃ ± 0.6SE）と、2012～2016年の平均値（27.2 ± 0.5SE）の間に有意差は検出されなかった（対応のある t 検定： $t = 1.03$, $p > 0.05$ ）。

舞鶴湾内と蒲入沖の8月の平均水温を、2010年から2016年までの間で比較すると（2012年と2013年の蒲入の水温は欠測であったため、両所とも、使用した値はその2年を除く5年分である）、前者は26.83℃（± 0.34SE）、後者は25.37℃（± 0.34SE）で、前者の方が有意に高かった（対応のある t 検定： $t = 5.70$, $p < 0.01$ ）。

調査場所の塩分

丹後半島と若狭湾口部の平均塩分は、2006年と2016年の両年ともに30以上と高かった（Table 2）。宮津湾の2006年は25以下と低かったが2016年は30ちょうどであった。久美浜湾と阿蘇

Table 2. Mean values ($\pm$ SE) of salinity in each coastal area.

Coastal area	No. sites	Salinity	
		2006	2016
Tango Peninsula	9	34.7 ($\pm$ 1.0)	35.6 ($\pm$ 1.1)
Kumihamawan Lagoon	7	11.3 ($\pm$ 0.7)	20.1 ($\pm$ 2.3)
Outer Wakasa Bay	5	32.0 ($\pm$ 1.3)	34.4 ($\pm$ 2.0)
Miyazu Bay	7	23.7 ($\pm$ 2.4)	30.0 ($\pm$ 2.1)
Asokai Lagoon	3	9.3 ($\pm$ 1.1)	14.7 ($\pm$ 4.1)
Maizuru Bay	8	30.4 ($\pm$ 1.1)	13.6 ($\pm$ 3.1)

海の塩分は2006年には10前後と低く、2016年も20以下であった。舞鶴湾は、2006年には30を超えていたが2016年には15を下回っていた。

記録された外来動物

2006年にはムラサキイガイ、タテジマフジツボ、アメリカフジツボ、ヨーロッパフジツボの4種が、2016年にはこの4種に加えてコウロエンカワヒバリガイが採集された。以下、種ごとに両年の分布の異同を示す。なお、塩分については、種毎の年間比較や海域間比較は行わなかった。議論の項で詳述するが、両年ともに、調査日の数日前の強い降雨のために塩分が大きく低下していた場所があり、2006年と2016年の間でも海域間でも塩分条件が大きく異なっていたためである。

ムラサキイガイ

2006年の調査では24ヶ所で発見された (Fig. 3)。日本海沿岸では蒲井から袖志まで (T1～T6) と新井崎 (T9)、久美浜湾では湊大橋の1ヶ所 (K1) のみ、若狭湾口部の5ヶ所の全て (W1～W5)、宮津湾の7ヶ所のうち宮津港 (M5) を除く6ヶ所、阿蘇海の岩滝 (A1)、舞鶴湾の中部と湾口の4ヶ所 (m4, m5, m7, m8) である。

2016年の発見場所は21ヶ所で、2006年に未発見であった久美浜湾の3ヶ所 (K2, K4, K7) で

も生息が確認された。ただし、2006年に発見されていた丹後半島突端に近い袖志 (T6)、若狭湾口部の長浜 (W2)、阿蘇海の岩滝、宮津湾の獅子 (M6) と田井 (M7)、若狭湾口部の島陰 (W3) と瀬崎 (W5) では発見できなかった。

コウロエンカワヒバリガイ

2006年には発見できなかったが、2016年には阿蘇海の須津 (A2) と阿蘇海に面する天橋立西岸 (A3)、由良川河口 (Y1) で発見された (Fig. 4)。

タテジマフジツボ

2006年には20ヶ所で発見された (Fig. 5)。丹後半島では浅茂川 (T2) と間人 (T4)、若狭湾口部では伊根 (W1) と長浜 (W2)、宮津湾の天橋立南岸 (M2)、文殊 (M3)、宮津港 (M5)、獅子 (M6)、田井 (M7)、阿蘇海の3ヶ所全て (A1～A3)、舞鶴湾8ヶ所の全て (m1～m8) であった。久美浜湾では全く発見されなかった。

2016年も20ヶ所で発見されたが、2006年に発見されていた丹後半島東南の伊根と長浜、阿蘇海の2ヶ所 (A1, A2)、宮津湾口の獅子と田井、舞鶴湾の長浜 (m5) では発見されなかった。一方、2006年に未発見であった久美浜湾7ヶ所のうち4ヶ所 (K1, K2, K3, K5)、丹後半島北部の中浜 (T5)、宮津湾奥の島崎 (M4)、由良川河口 (Y1) で発見された。

アメリカフジツボ

2006年には16ヶ所で発見された (Fig. 6)。丹後半島では浅茂川 (T2) 1ヶ所、久美浜湾の1ヶ所 (K1)、若狭湾口部では長浜 (W2) 1ヶ所、阿蘇海の岩滝 (A1) と須津 (A2)、宮津湾の4ヶ所 (M1, M3, M6, M7)、舞鶴湾では8ヶ所のうち長浜 (m5) を除く7ヶ所であった。

2016年には18ヶ所で発見された。2006年に未

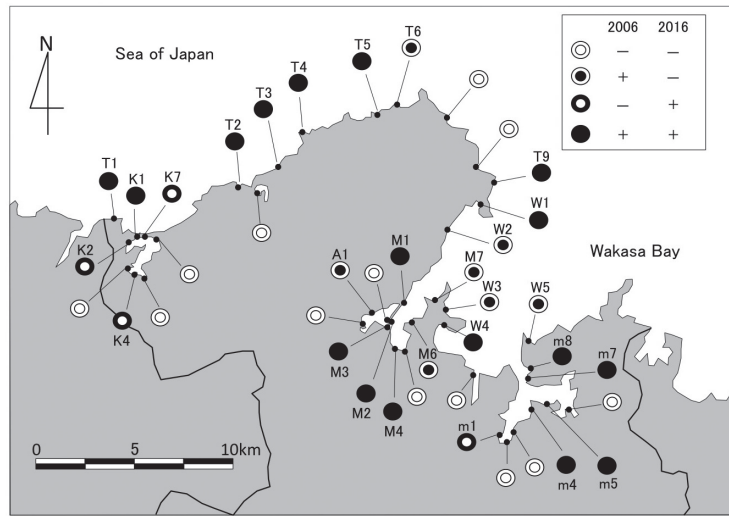


Fig. 3. Sites where *Mytilus galloprovincialis* occurred (closed circles) and did not occur (open circles) in 2006 or 2016.

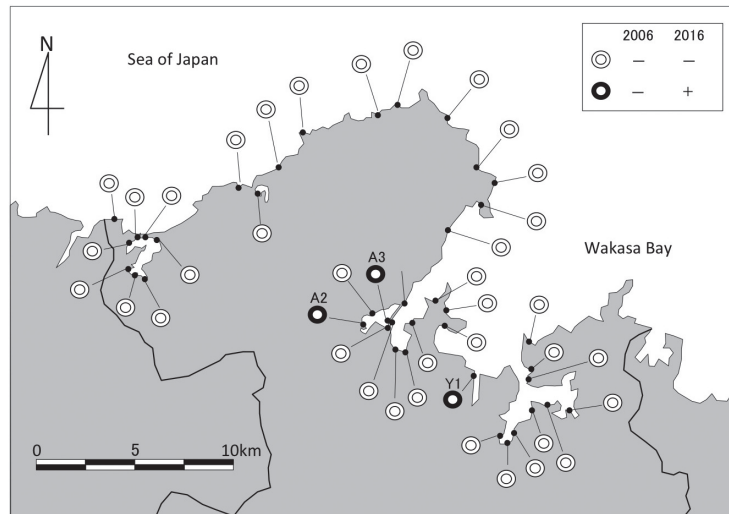


Fig. 4. Sites where *Xenostrobus securis* occurred (closed circles) and did not occur (open circles) in 2006 or 2016.

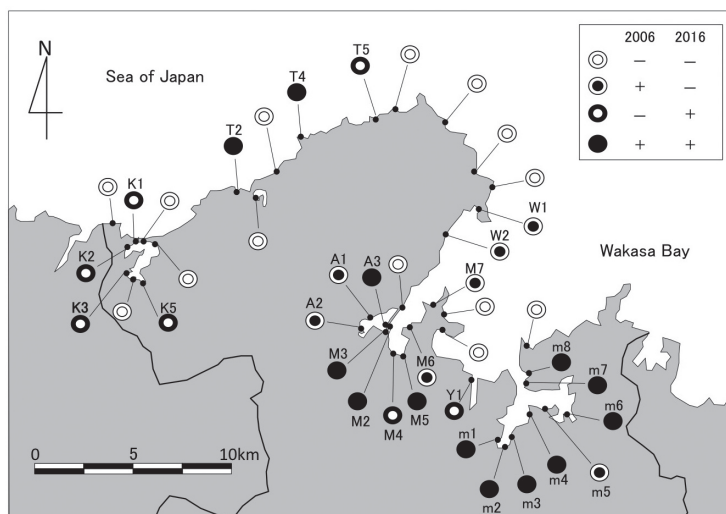


Fig. 5. Sites where *Amphibalanus amphitrite* occurred (closed circles) and did not occur (open circles) in 2006 or 2016.

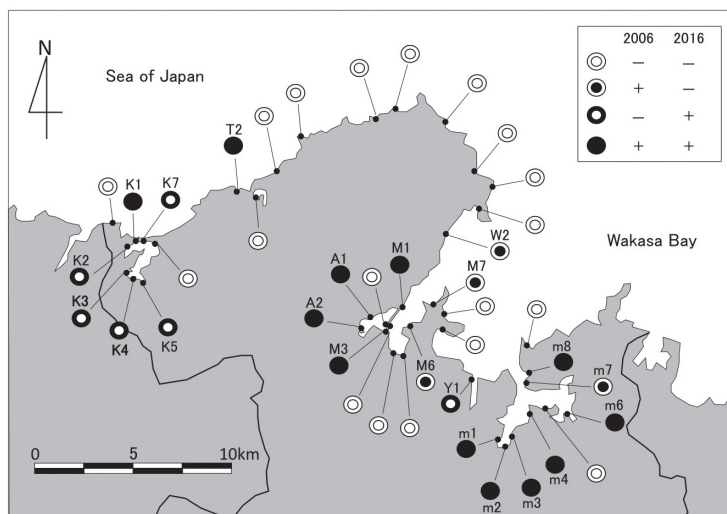


Fig. 6. Sites where *Amphibalanus eburneus* occurred (closed circles) and did not occur (open circles) in 2006 or 2016.

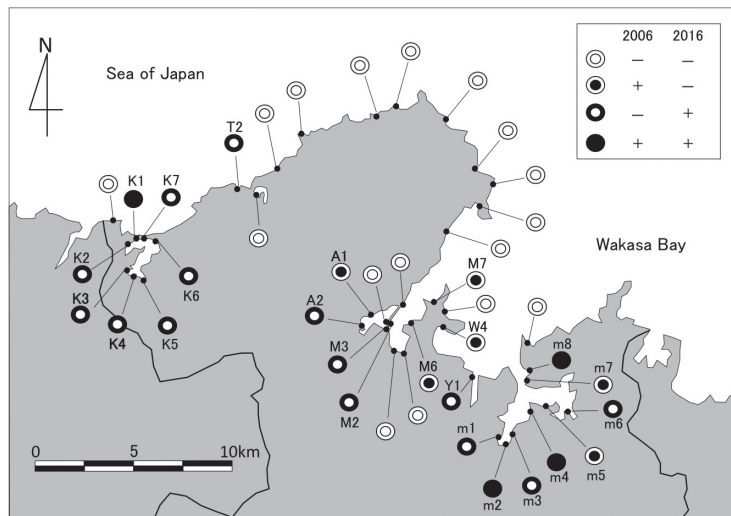


Fig. 7. Sites where *Amphibalanus improvisus* occurred (closed circles) and did not occur (open circles) in 2006 or 2016.

発見であった久美浜湾の7ヶ所のうち6ヶ所 (K1～K5, K7) と由良川河口 (Y1) で発見されたが、2006年に発見された若狭湾口部の長浜、宮津湾口の獅子 (M6) と田井 (M7)、舞鶴湾口の千歳 (m7) では発見できなかった。

ヨーロッパフジツボ

2006年の発見場所は10ヶ所で、久美浜湾の1ヶ所 (K1)、阿蘇海の岩滝 (A1)、宮津湾口の獅子 (M6) と田井 (M7)、若狭湾口部の小田宿野 (W4)、舞鶴湾の5ヶ所 (m2, m4, m5, m7, m8) であった (Fig. 7)。丹後半島の9ヶ所では全く発見できなかった。

2016年の発見場所は、2006年よりも8ヶ所多い18ヶ所であった。久美浜湾の7ヶ所全て (K1～K7) で発見され、2006年に発見されなかった丹後半島の浅茂川 (T2)、宮津湾の天橋立南端 (M2) と文殊 (M3)、阿蘇海の須津 (A2)、由良川河口 (Y1)、舞鶴湾奥の喜多 (m1) と下安久 (m3)、東舞鶴港 (m6) でも発見された。ただし、2006年に発見された宮津湾口の獅子と田井、阿蘇海の岩滝、小田宿野、舞鶴湾の長浜 (m5) と千歳 (m7)

では発見されなかった。

海域ごとの出現率

Fig. 8には両年に出現した4種の、海域毎の出現率を示した。出現率とは、調査地点のうちそれぞれの外来種が記録された地点数の割合のことである。なお、この図は、外洋からの遮蔽度が高い順に海域を並べている。

ムラサキイガイの2006年の出現率は、遮蔽度の高い久美浜湾と阿蘇海で20～40%と低かったが、それ以外の海域では50%を超えていた。2016年には久美浜湾で大きく増加し、舞鶴湾でもわずかに増加したが、それ以外の全ての海域で減少していた。

タテジマフジツボは、2006年には、阿蘇海、舞鶴湾、宮津湾での出現率が80%を超えていたが、久美浜湾、若狭湾、丹後半島では50%未満であった。2016年には久美浜湾で激増、丹後半島で微増したが、それ以外の海域では減少し、若狭湾の出現率は0となった。

アメリカフジツボも、2006年には阿蘇海、舞

鶴湾，宮津湾での出現率が 50%を超えており，久美浜湾，若狭湾，丹後半島では 20%未満であったが，2016 年には久美浜湾で激増，それ以外の海域では変化なしか減少しており，若狭湾の出現率は 0 となった。

ヨーロッパフジツボの 2006 年の出現率は，舞鶴湾だけで 50%を超えており，それ以外の海域では 30%未満であったが，2016 年には久美浜湾で激増，阿蘇海，舞鶴湾，丹後半島でもわずかに増加したが，若狭湾では 0 となった。

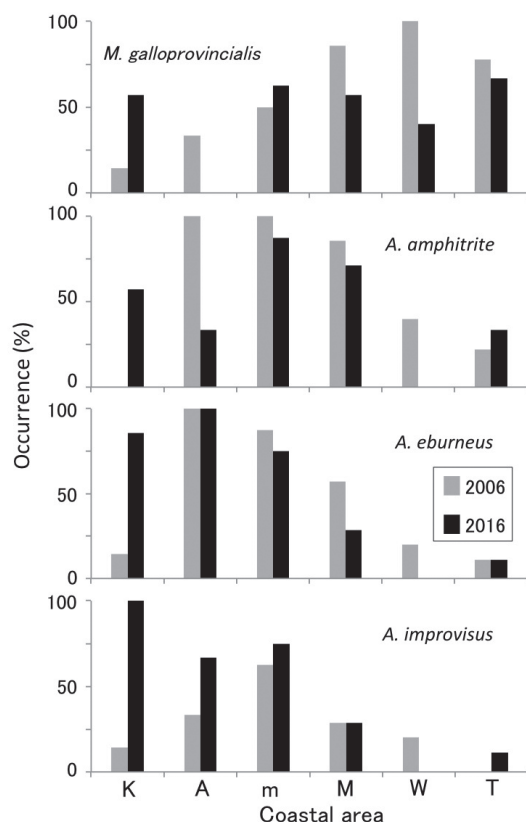


Fig. 8. Percentage occurrences of 4 non-indigenous species in each coastal area in 2006 and 2016. K: Kumihamawan Lagoon, A: Asokai Lagoon, m: Maizuru Bay, M: Miyazu Bay, W: Wakasa Bay, T: Tango Peninsula.

外来種数と在来種数

海域毎の外来種数は，2006 年には舞鶴湾の値が丹後半島よりも有意に多かったが，それ以外の海域の間には有意差は認められなかった (Table 3)。2016 年には舞鶴湾の値が若狭湾よりも有意に多かったが，それ以外の間には有意差は認められなかった。

在来固着性動物の平均種数は，2006 年には，外洋からの遮蔽度の高い久美浜湾，阿蘇海，舞鶴湾，宮津湾の値が遮蔽度の低い若狭湾口部と丹後半島よりも有意に低かった。2016 年でも同様であったが，それに加えて，久美浜湾と舞鶴湾の値は，宮津湾よりも有意に低かった。

在来腹足類の平均種数は，2006 年には若狭湾口部の値だけがそれ以外の海域よりも有意に高かった。2016 年には，若狭湾口部と丹後半島の値が久美浜湾，阿蘇海，舞鶴湾よりも有意に高かった。

41 ヶ所での外来種数は，2006 年には在来固着性動物種数，在来腹足類種数とは相関関係が認められなかったが，2016 年には在来腹足類種数との間に有意な負の相関関係が認められた ($r = -0.469$, $p < 0.01$)。

考察

各海域の塩分環境

丹後半島と若狭湾口部の調査場所は，安定して高塩分の環境であったと考えられる (Table 2)。久美浜湾と舞鶴湾での両年間の塩分の違いは，調査日直近の降雨の有無であったと思われる。前者の場合，2006 年の調査日 (10 月 9 日) の 3 日前には，ここに最も近い兵庫県豊岡市にある気象庁の観測所で，1 日合計降水量 108.0mm が記録されていたが，2016 年の調査日 (10 月 10 日) 以前の 1 週間には 10 mm 以上の降水量は記録さ

Table 3. Range of the number of non-indigenous invertebrate species (NIS) and mean numbers ($\pm$ SE) of native sessile animal species (NSS) and native gastropod species (NGS) for each coastal area in 2006 and 2016. Statistical comparisons among coastal areas were conducted by Kruskal-Wallis test (H) for NIS and one-way ANOVA (F) for NSS and NGS. The small letters, a, b and c, indicate that the values with the same alphabet are not significant by pair-wise comparison of Steel Dwass method after Kruskal-Wallis test or Bonferroni's method after ANOVA. *: significant at 1.66%.

Coastal area	No. non-indigenous species		No. native sessile species		No. native gastropod species	
	2006	2016	2006	2016	2006	2016
Kumihamawan Lagoon	0 - 3 a, b	1 - 4 a, b	1.3 ($\pm$ 0.3) b	0.2 ($\pm$ 0.1) c	2.3 ($\pm$ 0.2) b	1.6 ($\pm$ 0.6) b
Asokai Lagoon	1 - 4 a, b	1 - 3 a, b	0.7 ($\pm$ 0.2) b	0.7 ($\pm$ 0.3) b, c	1.3 ($\pm$ 0.3) b	0.3 ($\pm$ 0.3) b
Maizuru Bay	2 - 4 b	1 - 4 b	1.4 ($\pm$ 0.3) b	0.1 ($\pm$ 0.1) c	2.6 ($\pm$ 0.5) b	0.9 ($\pm$ 0.4) b
Miyazu Bay	1 - 4 a, b	0 - 3 a, b	2.4 ($\pm$ 0.5) b	1.6 ($\pm$ 0.6) b	3.0 ($\pm$ 0.6) b	2.7 ($\pm$ 0.7) a, b
Wakasa Bay	1 - 3 a, b	0 - 1 a	4.2 ($\pm$ 0.7) a	3.2 ($\pm$ 1.1) a	4.8 ($\pm$ 0.6) a	4.2 ($\pm$ 0.8) a
Tango Peninsula	0 - 3 a	0 - 4 a, b	3.2 ($\pm$ 0.6) a	3.2 ($\pm$ 0.7) a	2.9 ($\pm$ 0.4) b	4.2 ($\pm$ 0.9) a
H or F	H = 15.4*	H = 16.7*	F = 6.3*	F = 11.1*	F = 3.5*	F = 4.1*

れていなかった（気象庁 過去の気象データ検索、http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/view/daily_s1.php?prec_no=63&block_no=47747&year=2006&month=10&day=&view=p1 2017.2 参照）。舞鶴湾では、2006 年の調査日（9 月 24 日）以前の 10 日間には降雨は観測されていなかったが、2016 年の調査日（9 月 24 日）の 4 日前には舞鶴気象台で 105.5mm の 1 日合計降水量が観測されていた（気象庁 同上）。久美浜湾と舞鶴湾は、その塩分が、降雨の影響がない場合には 20 または 30 程度だが、ある場合には平均 10 または 15 程度にまで下がる、塩分環境の変動が激しい汽水的海域であったと考えられる。また、阿蘇海も、その平均塩分が、両年ともに 15 を下回っていたため、汽水的海域であったと考えてよいだろう。

海域毎の出現率の変化

2006 年と 2016 年の両年とも見られた外来種 4 種の出現率の変化には、共通した 2 つの傾向が認められた。2016 年に外洋からの遮蔽度が高い汽水域的環境の久美浜湾で出現率が大きく増加したこと、および、外洋的環境である若狭湾口部で大

きく減少したまたは全く発見されなかったことである。

湾奥または汽水域での発見地点の増加という現象は、外来海洋生物の分布拡大の初期から中期に東京湾や大阪湾などでしばしば見られる現象である（大谷，2002；岩崎ほか，2004a）。その要因としては、1：海外からの複数回の一次的な人為的導入，2：近隣港湾や湾内の外洋寄りの定着場所からの自然分散か二次的な人為的導入，の 2 つが考えられる（Koike & Iwasaki，2010）。久美浜湾の場合、外航船や大型内航船が京都府外の海域から航行・停泊する港がないため、2017 年での出現率の増加は、後者によるものと考えられる。

一方、本研究では、若狭湾口部での出現率の減少の原因を明らかにすることはできなかった。外洋的環境での発見地点の減少に類似した現象は、日本では、既に Kurihara et al. (2009) が報告している。1978 年から 2006 年にかけて、ムラサキイガイの分布と密度が、本州、四国、九州の太平洋岸の外洋に面する磯浜 9 ヶ所で大きく減少したというものである。彼らはその要因は不明としながらも、夏季の海水温が高い九州・四国等太平洋岸

での減少が著しいため、近年の高海水温が一因かと推察している。しかし、この推察を本研究に適用することはできない。本研究で若狭湾口部に位置づけた栗田湾では、過去 20 年間でも、2006 年以後の 10 年間でも海水温が上昇した傾向はなく (Fig. 2)、湾奥よりも外洋の方が海水温は低かったためである。

外来海洋生物の増加・分布拡大後の密度の減少や分布域の縮小は、在来生物による捕食や競争、寄生が激化したためとする報告がある (Hummel & Wijnhoven, 2013 ; Torchin & Lafferty, 2009)。日本の大阪湾では、湾奥よりも湾口の方が在来種数が多いことがわかっている (大谷, 2016)。本研究でも、両年とも、在来固着性動物と在来腹足類の種数は外洋からの遮蔽度が低い若狭湾口部と丹後半島の方が、遮蔽度の高い久美浜湾、阿蘇海、舞鶴湾よりも有意に多かった (Table 3)。しかし、若狭湾口部の在来種数は 2016 年に大きく増加しておらず、2016 年の若狭湾口部での外来種 4 種の出現率の著しい減少をこの要因に帰することはできない。

和歌山県田辺湾を対象として外来海洋生物の長期的な分布変化を報告した大垣 (2007) は、1980 年代から 2000 年代前半にかけて、タテジマフジツボの分布には変化がなかったが、ムラサキイガイの分布と密度は湾奥部で減少したことを示し、その原因は湾奥部での水温上昇と貧栄養化にあるかと考察している。しかし、この現象は、外洋からの遮蔽度が高い内湾的海域で外来種の出現率が大きく増加したことを示した本研究とは逆の結果である。また、若狭湾西部・舞鶴湾・宮津湾・阿蘇海・久美浜湾 (各 2 ケ所) の計 10 ケ所での COD、全窒素、全燐の経年変化は、2006 年から 2015 年の間いづれも横ばいの状態が続いており (京都府平成 27 年度公共用水域及び地下水の水質測定結果概要, <http://www.pref.kyoto.jp/suishitu/>

<documents/hp27suishitsu.pdf> 2017.2 参照)、水温の一貫した長期的な変化も見られなかった (Fig. 2) ため、水温と栄養塩類濃度の長期的変化が本研究の結果に影響を与えたとも思えない。

ムラサキイガイとタテジマフジツボの 2016 年の出現率は、阿蘇海で大きく減少したが、その原因も明らかにすることはできなかった。上記のようにこの海域での栄養塩類濃度は 2006 年と大きく異なっておらず、それ以外の物理的・生物的環境の変化を示唆する情報も得られなかったためである。

ヨーロッパフジツボは、久美浜湾だけでなく阿蘇海、舞鶴湾でも 2016 年に出現率が増加していた。本種の京都府下での初発見は 2001 年であり (国土交通省河川環境データベース, [http://mizukoku/nilim.go.jp/ksnkankyo/](http://mizukoku.nilim.go.jp/ksnkankyo/) 2017.2 参照)、2006 年の発見地点数もわずか 12 ケ所であったため、当時は、京都府への侵入初期にあたっていた可能性が高い。その後の 10 年間は、本種の主たる分布域である汽水域 (山口, 1989) に分布拡大をした時期にあたっていたと考えられる。

コウロエンカワヒバリガイの京都府下での初発見は 1996 年由良川河口 (国土交通省河川環境データベース, 引用 URL・参照年月は同上) であり、2011 年には阿蘇海 (倉持ほか, 2012) でも初めて発見されている。阿蘇海については、2006 年の調査では 3 ケ所全てで発見できなかったため、それ以後に侵入した可能性が高い。

海域ごとの外来種数と在来種数

Ruiz et al. (2000, 2013), Paavola et al. (2005), Otani & Willan (2017) は、外来海洋生物の種数は高塩分よりも低塩分の海域の方が多く、競争者または捕食者となる在来種数が少ない方が多く、湾口部よりも湾奥部の方が多くいることを報告している。その原因は、1 : 国際港湾は湾奥等の汽水域

に多く、汽水性の生物が外来種として移入されやすいため (Wolff, 1999 ; Ruiz et al., 2000, 2013 ; Otani & Willan, 2017), 2 : 汽水域には外来海洋生物の競争者または捕食者となる在来生物が少ないため (Wolff, 1999 ; Leppäkoski & Olenin, 2000; Paavola et al., 2005; Otani & Willan, 2017), 3 : 湾奥部の方が船舶の寄港数が多く外来種の移入も頻繁であるため (Ruiz et al., 2013 ; Otani & Willan, 2017) と考えられている。

本研究でも、京都府下で最も船舶寄港数の多い港湾である舞鶴湾の外来種数は、2006 年には日本海に面した丹後半島の値よりも、2016 年には外洋からの遮蔽度の低い若狭湾口部の値よりも有意に多かった (Table 3)。また、在来固着性および腹足類の種数は、外洋寄りの2つの海域の方が、遮蔽度の高い海域よりも有意に多かった。よって、両年ともに、外来種数の多寡と、外洋からの遮蔽度や塩分の勾配、在来種数の多寡との間に見られる一般的な傾向が、本研究でも認められたと言えるだろう。特に久美浜湾は、舞鶴湾や宮津湾という大規模な港湾から遠く離れているために外来種の移入時期は遅かったが、汽水的海域であって在来種数が少ない傾向にあり、外来種の分布拡大が容易であったため、2006 年から2016 年にかけてそれが進行中であったものと思われる。ただし、塩分、在来固着性動物種数、腹足類種数のうちのどの要因が外来種数の多寡に影響を与えているのかについては、今後のさらなる研究が必要である。

外来海洋生物の分布の時空間的変動の要因を考察するには、水温、塩分、船舶寄港数 (量) や在来種数という環境要因も観測対象とした複数の定点での長期的なモニタリングが欠かせない (Hummel & Wijnhoven, 2013 ; Ruiz et al., 2013 ; Otani & Willan, 2017)。分布拡大と被害に関する予防的対策を立てるには、こういったモニタリン

グとその結果の分析が多くの海域で実施される必要があるだろう。

謝辞

この研究は京都府外来種実態調査に基づいて行われたものである。京都府の環境部自然環境保全課、農林水産部水産課、建設交通部港湾課には、調査の許可又は便宜をはかっていただいた。京都府農林水産技術センター海洋センターからは、栗田湾で計測された海水温のデータをご提供いただいた。大谷道夫博士 (2006 年時 : 株式会社海洋生態研究所) と平野伯未子さん (2016 年時 : 奈良大学) には、調査の一部を手伝っていただいた。これらの部局および方々に厚く御礼申し上げる。なお、2006 年と2016 年の調査は日本学術振興会科学研究費補助金 (Nos. 18510208 / 26340094) の援助も得た。

引用文献

- 青野良平・倉持卓司. 2008. 京浜運河における移入軟体動物の出現時期と生態. 南紀生物, 50 : 27 - 30.
- 朝倉 彰. 1992. 東京湾の帰化生物 : 都市生態系における移入の過程と定着成功の要因に関する考察. 千葉中央博自然誌研究報告, 2 : 1 - 14.
- 弘富士夫. 1938. *Balanus amphitrite* Darwin の日本産品種に就て. 動物学雑誌, 50 : 299 - 313.
- Hummel, H. & S. Wijnhoven. 2013. Long-term patterns in the establishment, expansion and decline of invading macrozoobenthic species in the brackish and marine waters of Southwest Netherlands. Marine Ecology, 35 : 50-55.
- 岩崎敬二. 2005. 外来生物による日本の沿岸海域生態系への影響. 水環境学会誌, 28 : 598 -

- 602.
- Iwasaki, K. 2006. Human-mediated introduction of marine organisms in Japan: a review. In: *Assessment and Control of Biological Invasion Risks*. (eds. Koike, F., M. N. Clout, M. Kawamichi, M. De Poorter & K. Iwatsuki), pp. 104-112. IUCN, Gland and SHOUKADOH Book Sellers, Tokyo.
- 岩崎敬二. 2007. 日本に移入された外来海洋生物と在来生態系や産業に対する被害について. 日本水産学会誌, 73 : 1121 - 1124.
- . 2009. 海の外来生物 Q & A. 「海の外来生物 : 人間によって攪乱された地球の海」 (日本プランクトン学会・日本ベントス学会編), pp. 3 - 18. 東海大学出版会, 泰野.
- . 2013. 外来二枚貝コウロエンカワヒバリガイの日本海沿岸での分布. 日本ベントス学会誌, 67 : 73 - 81.
- ・木村妙子・木下今日子・山口寿之・西川輝昭・西榮二郎・山西良平・林 育夫・大越健嗣・小菅丈治・鈴木孝男・逸見泰久・風呂田利夫・向井 宏. 2004a. 日本における海産生物の人為的移入と分散 : 日本ベントス学会自然環境保全委員会によるアンケート調査の結果から. 日本ベントス学会誌, 59 : 22 - 44.
- ・木下今日子・日本ベントス学会自然環境保全委員. 2004b. 日本に人為的に移入された非在来海産動物の分布拡大について. 日本プランクトン学会報, 42 : 132 - 144.
- 火力原子力発電技術協会環境対策技術調査委員会. 2003. 火力発電所における海生生物対策実態調査報告書. 158pp. 火力原子力発電技術協会, 東京.
- 梶原 武. 1977. 東京湾における付着動物群集. 海洋科学, 9 : 346 - 350.
- Koike, F. & K. Iwasaki. 2010. A simple range expansion model of multiple pathways: the case of nonindigenous green crab *Carcinus aestuarii* in Japanese waters. *Biological Invasions*, 13 : 459-470.
- 国土交通省水管理・国土保全局海岸室. 2015. 海岸統計平成 26 年度版. 253pp. 国土交通省, 東京.
- 小坂昌也・石橋 公. 1979. 清水港における移入種アメリカフジツボ *Balanus eburneus* の生態分布. 付着生物研究, 1 : 3 - 10.
- Kubota, S. 1983. Studies on life history and systematics of the Japanese commensal hydroids living in bivalves, with some reference to their evolution. *Journal of Faculty of Science, Hokkaido University, Series VI, Zoology*, 23 : 296-402.
- 久保田信. 2007. 和歌山県田辺湾およびその周辺海域におけるムラサキイガイ個体群の激減とミドリイガイの増加. 南紀生物, 49 : 81 - 82.
- 倉持卓司・厚井晶子・長沼 毅. 2012. 京都府阿蘇海で採集されたコウロエンカワヒバリガイ (軟体動物門 : 二枚貝綱 : イガイ科). 南紀生物, 54 : 55 - 56.
- Kurihara, T., T. Kosuge, H. Takami, M. Iseda & K. Matsubara. 2009. Evidence of a sharper decrease in a non-indigenous mussel *Mytilus galloprovincialis* than in indigenous bivalves from 1978 to 2006 on Japanese rocky shores. *Biological Invasions*, 12 : 2671-2681.
- Leppäkoski, E. & S. Olenin. 2000. Non-native species and rates of spread: lessons from the brackish Baltic Sea. *Biological Invasions*, 2 : 151-163.
- 舞鶴市史編さん委員会 (編). 1975. 舞鶴市史各説編. 886pp. 舞鶴市役所, 舞鶴.
- 馬渡静夫. 1967. わが国港湾汚損の生物学的研究. 資源研彙報, 69 : 87 - 114.
- 日本造船研究協会. 1974. 第 141 研究部会安全性の高い長期防汚塗料の開発研究報告書, 研究資料 No. 202, pp. 1 - 158. 日本造船研究協会, 東京.

- 大垣俊一. 2007. 田辺湾周辺における移入海産生物の出現傾向. 南紀生物, 49 : 16 – 22.
- 小川良徳. 1952. 七尾湾で発見したムラサキイガイ. 採集と飼育, 14 : 285.
- 大谷道夫. 2002. 日本における移入付着動物の出現状況, 最近の動向. *Sessile Organisms*, 19 : 69 – 92.
- . 2016. 大阪湾の外来種と生物多様性. 都市と自然, 478 : 4 – 7.
- Otani, M. & R. C. Willan. 2017. Osaka Bay in Japan as a model for investigating the factors controlling temporal and spatial persistence among introduced marine and brackish species in a heavily industrialized harbor. *Sessile Organisms*, 34 : 28-37.
- Paavola, M., S. Olenin & E. Leppäkoski. 2005. Are invasive species most successful in habitats of low native species richness across European brackish water seas?. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 64 : 738-750.
- Rilov, G. & J. A. Crooks (eds.). 2009. *Biological Invasions in Marine Ecosystems: Ecological Management and Geographic Perspectives*. 641pp. Springer, Berlin.
- Ruiz, G. M., P. W. Fofonoff, J. T. Carlton, M. J. Wonham & A. H. Hines. 2000. Invasion of coastal marine communities in North America: Apparent patterns, processes, and biases. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 31 : 481-531.
- , P. W. Fotonoff, G. Ashton, M. S. Minton & A. W. Miller 2013. Geographic variation in marine invasions among large estuaries: effects of ships and time. *Ecological Applications*, 23 : 311-320.
- 佐々木猛知・上野正博. 2005. 京都府舞鶴市周辺の海産貝類. ちりぼたん, 36 : 70 – 84.
- Sorte, C. J. B. 2014. Synergies between climate change and species invasions: evidence from marine systems. In: *Invasive Species and Global Climate Change*. (eds. Ziska, L. H. & J. S. Dukes), pp. 101-116. CAB International, Oxfordshire.
- Stachowicz, J. J., J. R. Terwin, R. B. Whitlatch & R. W. Osman. 2002. Linking climate change and biological invasions: Ocean warming facilitates nonindigenous species. *Proceedings of the National Academy of Science*, 99 : 15497-15500.
- Strayer, D. V., V. T. Eviner, J. M. Jeschke & M. L. Pace. 2006 . Understanding the long-term effects of species invasions. *Trends in Ecology and Evolution*, 21 : 645-651.
- Torchin, M. E. & K. D. Lafferty. 2009. Escape from parasites. In: *Biological Invasions in Marine Ecosystems* (eds. Rilov, G. & J. A. Crooks), pp. 203-214. Springer-Verlag, Berlin.
- Wolff, W. J. 1999. Exotic invaders of the meso-oligohaline zone of estuaries in the Netherlands: why are there so many?. *Helgoländer Meeresuntersuchungen*, 52 : 393-400.
- 山口寿之. 1989. 外国から日本に移住したフジツボ類, 特に地理的分布および生態の変化. 神奈川自然誌資料, 10 : 17 – 32.