

巻 頭 言

歴史に学ぶ里山

(認特) 大阪自然史センター／兵庫県立大学大学院 緑環境景観マネジメント研究科 梅 原 徹

もう 40 年以上前の 1973 年から 10 年ほど、箕面川ダムの建設にともなう自然の保全対策にかかわった。その際、ダム地域の自然に対して（故）吉良竜夫先生は、この地域の自然はみかけ上、府下に多い里山と変わらないにもかかわらず、他地域よりも豊かな生物相を保持しており、潜在的な自然の回復力を保っているがゆえに高い評価が下せるとされた。また、その理由として、古くは滝安寺や勝尾寺の寺領、その後は国有林の比率が高かったので、一般の里山ほどつよい収奪を受けずにすんだことが大きな原因とされた。言葉を換えれば、一般の里山には豊かな生物相、自然は残らなかったことになる。

近年、里山ほど人口に膾炙した言葉もめずらしい。最近では当初の定義だった農用林に限らず、田畑や住居も含めた田園景観を里山と呼ぶのがふつうになった。人が自然と上手に折り合いをつけながら、長年にわたって築きあげてきたのが里山という評価も定着したように思えるが、はたしてそれは正しいのか。

1986 年、大阪自然環境保全協会が自然保護シンポジウム「里山の保全と活用」を開催された。当時 30 代後半の若造だった私は、今や鬼籍に入られた高橋理喜男、四手井綱英、藤本浩之輔などの大先生にまじって、話題提供することになった。大阪の二次林組成の現状しか手持ちのネタはなく、箕面での経験があったにもかかわらず、自然が持つ基本的なシステムを壊さない範囲で利用してきたのが本来の里山だと、つい口走ってしまった。

このシンポジウムのせいではないだろうが、以後、里山はブームになったものの、布谷知夫氏が KONC 会誌 24 号の表紙の言葉に書かれたように、自然と人間のかかわりを突き詰めるということにはつながっていかず、研究より、保全活動や行政施策の対象となることが多くなった。里山は美しく懐かしい自然としてしか捉えられなくなり、里山の何を、何故残す必要があるのかが議論されていないという指摘は正鵠を射ている。

里山がマスコミに頻繁にとりあげられ、広く知られることによる効用もたしかに大きい。しかし、里山の自然保護には、現状の把握とともに、それぞれの成り立ちについての知識が必須だと思える。そうした理解に役立つのが歴史史料、古文書や絵図などである。これらには古い時代の山野の利用や資源をめぐる争い、土地利用や植生型が記録されていることが多い。問題はその存在が自然の研究者にはあまり知られず、知り得ても読めないことが多いことだろう。

近年、歴史学者と共同で、古文書や絵図を活用して過去の自然を復元する試みがふえてきた。里山、とくに西南日本のそれは江戸時代、ほとんど森林の体をなしていないが多かったようだ。

私も一昨年、今から 300 年余り前の元禄 2 (1689) 年に製作された大きな絵図を見ることができた。この絵図は箕面川ダム地域に接し、豊かな生物相のバックボーンとして機能してきたと評価された勝尾寺の寺領を含む広域のもので、寺領に隣接する村々との境界を立会いの下、奉行所が定めた結果を明示したものである。勝尾寺の寺領境界に

は後年になって発見された八天の石蔵という四天王、四明王の銅製仏像が納められた石室があるが、その位置も正確に示されている。幾何補正すれば、現在の地形図にも載せられるほどの出来である。この絵図は地形表現が巧みであるとともに、当時の植生型がていねいに描き分けられている。

現在、この地域の多くは山林に覆われ、山麓では里山の保全活動が盛んだが、300年前には集落近郊の丘陵地の多くが禿山として示され、寺領以外の山林もかなりの部分が草地で、森林にはマツらしき姿がまばらに示されているにすぎない。勝尾寺の寺領はさすがに緑濃く、樹木の密度も高く描かれているが、本来の自然林である広葉樹らしき姿はない。寺領でも山間の谷筋はほとんど畑地として示されており、現在の姿とはまったく違っている。

勝尾寺領の植物資源をめぐる隣接村落との争いが殺人事件にまで発展したことを有岡利幸氏の著書「森と人間の生活―箕面山野の歴史」から知ることができるが、里山の緑肥の確保は稲作にとっ

て、それこそ死活問題だったことがうかがえる。人と自然が折り合いをつけながら持続的に利用してきたとする里山像は、人口密度の低い一部地域を除いて、ほとんど幻想である。

西南日本の里山の自然回復は、人の利用がなくなったことに加え、温暖で適当な降水に恵まれた気候風土に裏打ちされた、つよい回復力に支えられたといえるだろう。もちろん、収奪の過程で失われた種群もあっただろうが、わずかでも残されたソースが回復にかなりの機能を果たすことは確からしい。近年の、もと里山における菌従属栄養植物の増加傾向をみると、里山の放置があながち不都合とも思えない。

里山の何を、なぜ、どのように保全すべきなのかは、歴史を学び、地域ごとに考えるしかないと思う。それが地域の自然の特徴や、生物多様性を守ることに繋がると信じる。

30年余り前の発言をずっと後悔している私は、ここ10年ほど、植物生態保全論という講義で、懺悔を続けている。

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ないとされる (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	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

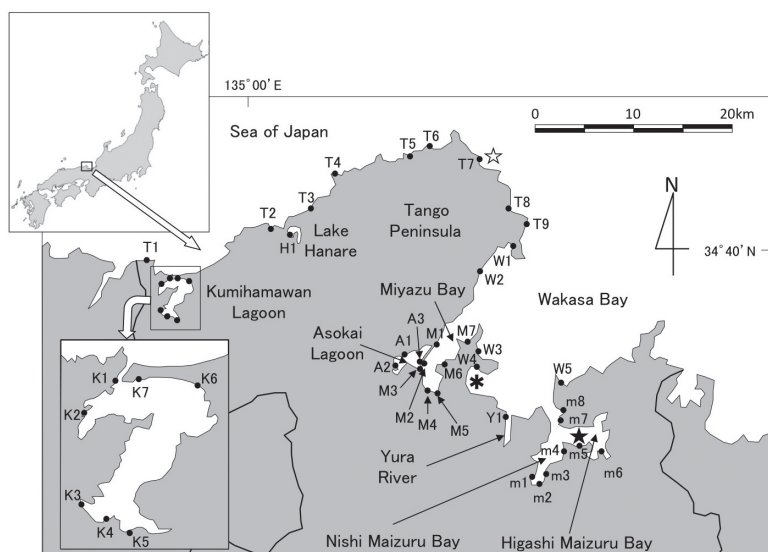


Fig. 1. Study sites. See Table 1 for site numbers. ★: the site where water temperatures shown in Fig. 2 were measured. ☆ and ☆: the sites where water temperatures were measured from 2010 by the Japan Fisheries Research and Education Agency (see text).

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（ $11.06^{\circ}\text{C} \pm 0.25\text{SE}$ ）と、2016年を含むそれ以前の5年間（2012～2016年）の平均値（ $11.02 \pm 0.15\text{SE}$ ）を比較したが、有意差

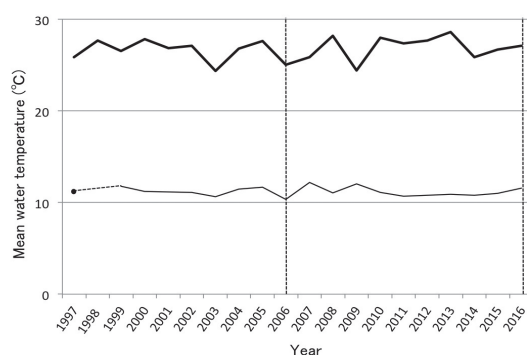


Fig. 2. Long-term changes in mean water temperatures in February (thin line, no data in 1998) and August (thick line) at a depth of 12 m in Kunda Bay from 1997 to 2016 (measured by Fisheries Technology Department, Kyoto Prefectural Agriculture, Forestry and Fisheries Technology Center).

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（ $26.2^{\circ}\text{C} \pm 0.6\text{SE}$ ）と、2012～2016年の平均値（ $27.2 \pm 0.5\text{SE}$ ）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℃（ $\pm 0.34\text{SE}$ ）、後者は25.37℃（ $\pm 0.34\text{SE}$ ）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

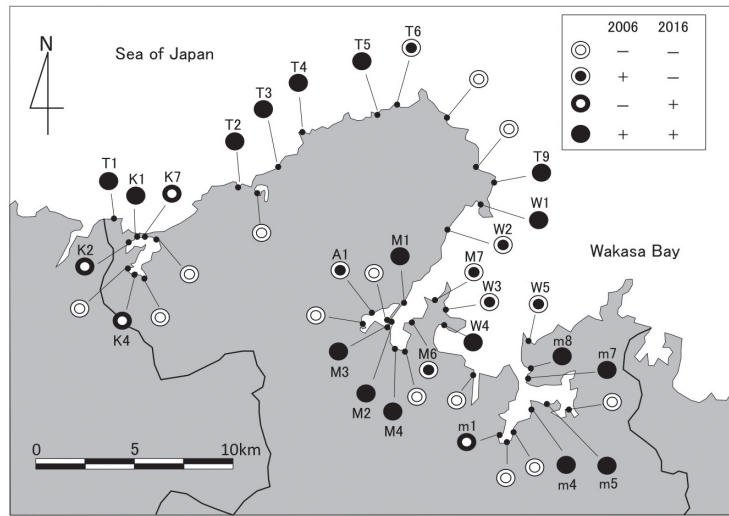


Fig. 3. Sites where *Mytilus galloprovincialis* occurred (closed circles) and did not occur (open circles) in 2006 or 2016.

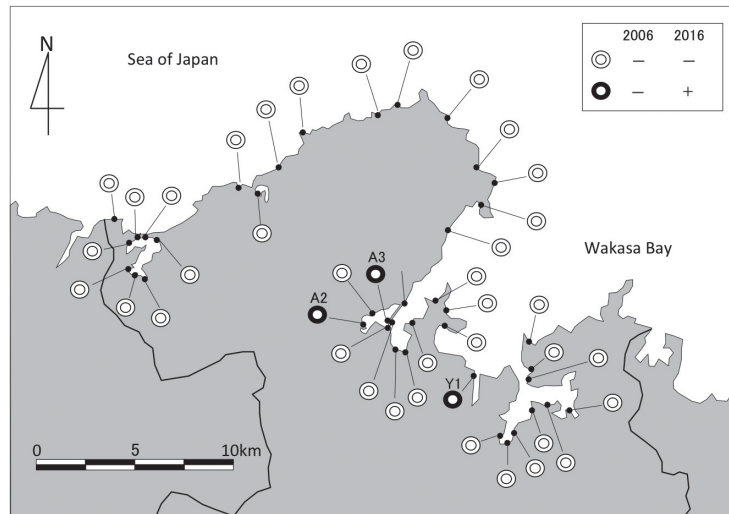


Fig. 4. Sites where *Xenostrobus securis* occurred (closed circles) and did not occur (open circles) in 2006 or 2016.

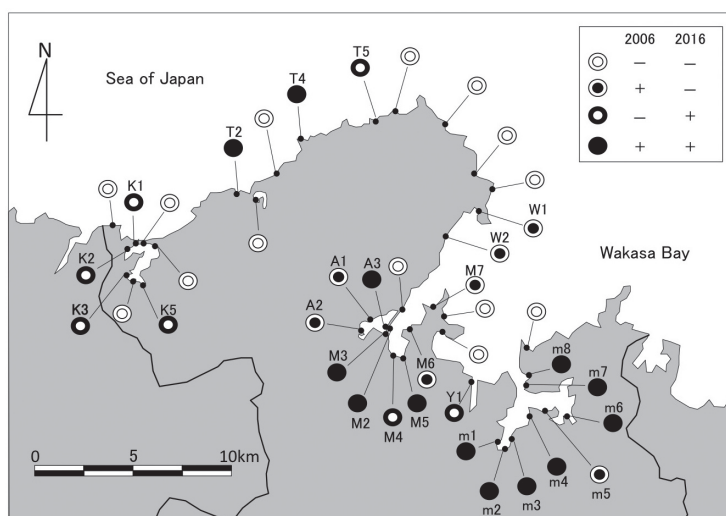


Fig. 5. Sites where *Amphibalanus amphitrite* occurred (closed circles) and did not occur (open circles) in 2006 or 2016.

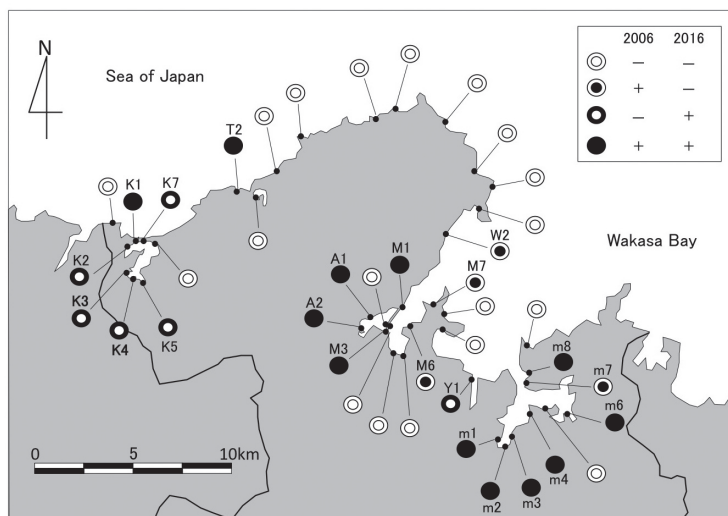


Fig. 6. Sites where *Amphibalanus eburneus* occurred (closed circles) and did not occur (open circles) in 2006 or 2016.

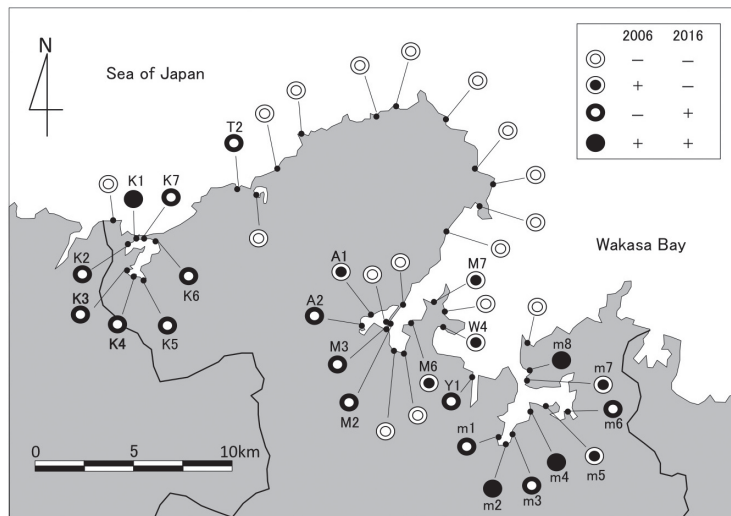


Fig. 7. Sites where *Amphibalanus improvisus* occurred (closed circles) and did not occur (open circles) in 2006 or 2016.

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。

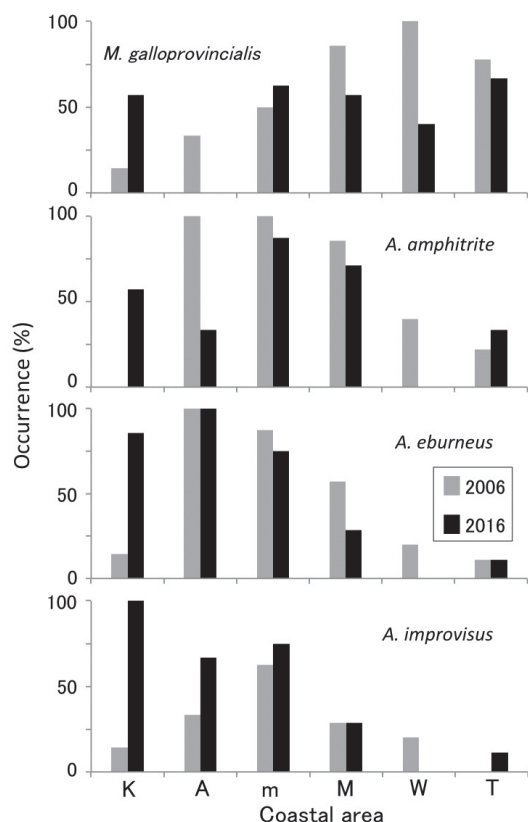


Fig. 8. Percentage occurrences of 4 non-indigenous species in each coastal area in 2006 and 2016. K: Kumihamawan Lagoon, A: Asokai Lagoon, m: Maizuru Bay, M: Miyazu Bay, W: Wakasa Bay, T: Tango Peninsula.

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.

原 著

石川県小松市の農業水路における 通し回遊魚と周縁性淡水魚の分布と季節性

石川県立大学生物資源環境学部 中 野 光 議 *

Distribution and seasonality of diadromous and peripheral freshwater fish in agricultural ditches in Komatsu City, Ishikawa Prefecture. Mitsunori Nakano* (*Faculty of Bioresources and Environmental Sciences, Ishikawa Prefectural University*)

To determine the distribution of diadromous and peripheral fish in agricultural ditches, a survey was conducted in Komatsu City, Ishikawa Prefecture. In addition, the seasonal emersion patterns of these fish were determined in the upper and lower areas of artificial structures in ditches throughout the year. In total, 21 species were captured in 36 sites in ditches. Five diadromous fish (*Rhinogobius* sp., *Gymnogobius urotaenia*, *Gymnogobius urotaenia*, *Rhinogobius giurinus*, and *Tribolodon hakonensis*) and two peripheral fish (*Mugil cephalus* and *Lateolabrax japonicus*) were captured. Each species was captured only in one or two sites, which were located within 2 km from Kakehasi-river. The result of year-round survey indicated that the distributions of diadromous and peripheral fish were restricted to the lower areas of artificial structures, suggesting that these structures were likely to inhibit upstream migration of these fish. My results suggested that aquatic connectivity among sea, rivers and ditches is important for the conservation of fish species richness in ditches.

Keywords : conservation, diadromous fish, freshwater fish, migration, peripheral fish

要旨：石川県小松市の農業水路において、通し回遊魚と周縁性淡水魚を含む魚類の分布を明らかにすることを目的に広域的な調査を行った。また、梯川に流入する2本の水路において、横断構造物の下流と上流のそれぞれに調査地点を設定し、1年間にわたって定期的な調査を行った。広域的に分布を調べた調査では、36地点の水路で合計21種の魚類が採捕された。通し回遊魚はヨシノボリ属魚類とウキゴリ、スミウキゴリ、ゴクラクハゼ、ウグイが採捕され、周縁性淡水魚はボラとスズキが採捕された。これらの種はいずれも2地点(36地点中の5%)以下で採捕されたのみであり、それらの地点はすべて梯川から2km以内に位置していた。通し回遊魚と周縁性淡水魚の合計種数は、幅が広くて水深が深い水路で多かった。定期的な採捕の結果、通し回遊魚と周縁性淡水魚は横断構造物の下流の地点でのみ採捕された。その理由の一つとして、横断構造物に移動を阻害されていた可能性が考えられた。本研究結果から、局所的な水路環境の保全と合わせて、海一河川一水路にわたる広範な水域ネットワークを維持・創出することが、水路における魚類の種多様性を保全・復元する上で重要であることが示唆された。

キーワード：周縁性淡水魚，遡上，淡水魚，通し回遊魚，保全

はじめに

近年、淡水魚類の重要な生息・繁殖場所の一

つである河川氾濫原が衰退しつつある（小川，2008）。その代替的な生息・繁殖場所として、農村地帯に広がる水田や水路等の二次的自然が注目

されている（守山，1997）。農村地帯を流れる水路には多種の魚類が出現し，魚類は水路を餌場や繁殖場等として利用している（片野，1998）。また，水路自体が生息場になるだけでなく，水田やため池，河川等の水域間をつなぐネットワークを形成する（竹村ほか，2012）。しかし近年では，落差工等の横断構造物の設置が魚類の移動を阻害していることが指摘されている（片野，1998；中川，2001；Katayama et al.，2015；石山ほか，2017）。このような背景から，魚類の生息に適した水路環境を保全・復元することが課題となっている。

海から近い水路には，生活史の一部で海を利用する通し回遊魚（以下，回遊魚）や，本来は海や汽水域に生息する海水魚（周縁性淡水魚）が出現することが知られている（一恩ほか，2013）。そのため，水路における魚類の種多様性を保全するには，純淡水魚だけではなく，回遊魚と周縁性淡水魚の保全も図る必要がある。しかし，回遊魚と周縁性淡水魚については，水路における分布や生態に関する知見がほとんど報告されていない。特に，複数の水路系統を含む広い範囲で，回遊魚と周縁性淡水魚の分布を調べた研究例は見当たらない。

本研究は，石川県小松市の農業水路において回遊魚と周縁性淡水魚を含む魚類の分布を明らかにすること，および，これらの魚類の季節的な出現消長を明らかにすることを目的に行った。また，それらの結果をふまえて小松市の水路における魚類の保全策を論じた。

方法

調査地概要

調査地は石川県小松市の約 100km² の範囲とした（図 1）。小松市は石川県の南西部に位置している。2016 年の年平均気温は約 15.2℃，年平均降水量は 133mm であった（小松市，2016）。小松

市の総面積は 371.05km² であり，山林が 32.3%，水田が 23.8%，保安林が 14.2%，宅地が 13.0% を占めている（小松市，2016）。小松市では市街地化が進行しており，1996 年～2015 年までの 19 年間で宅地の割合は 1.8% 増加し，水田の割合は 2% 減少した（小松市，1997，2016）。

調査地には潟埋積平野と砂丘が広がっており，東部と東南部は山地である（小松市，2014）。梯川の中～下流域周辺には，砂泥を主体とする堆積物が広く分布している（国土交通省北陸地方整備局・国土交通省国土地理院，2006）。梯川の左岸一体の農業用水は梯川から取水し，右岸一帯は手取川から取水している（府和，1972）。梯川では近年，河口部の浚渫や水門の整備等が進んでおり，それらの効果によって大きな洪水が起こっていない（府和，1972；国土交通省北陸地方整備局・国土交通省国土地理院，2006）。一方，梯川に流入する水路では現在でも，内生氾濫がしばしば起こる（国土交通省北陸地方整備局・国土交通省国土地理院，2006）。梯川と水路との合流部には樋門が設置されている（中野光議，個人観察）。

広域的な分布調査

2016 年 4 月 27 日～9 月 6 日，および同年 12 月 30 日～2017 年 1 月 2 日に，調査地の水路で魚類の採捕を行った。小松市では 4～8 月が灌漑期，9～3 月が非灌漑期であることから，前期の採捕は主に灌漑期，後期は非灌漑期に行ったことになる。前期は平地の水路のみを対象とし，後期は主に丘陵地の水路を対象とした。東部と東南部の山地では調査を行わなかった。自転車で移動しながら水路を観察し，採捕に適した場所が見つかったら，自転車からおりて採捕を行った。タモ網（網目 2mm），もしくはサデ網（網目 3mm）を使用し，1 調査地点あたり 20 分間程度，陸上からすくい捕るか，もしくは胴長を着用して水路に入って採

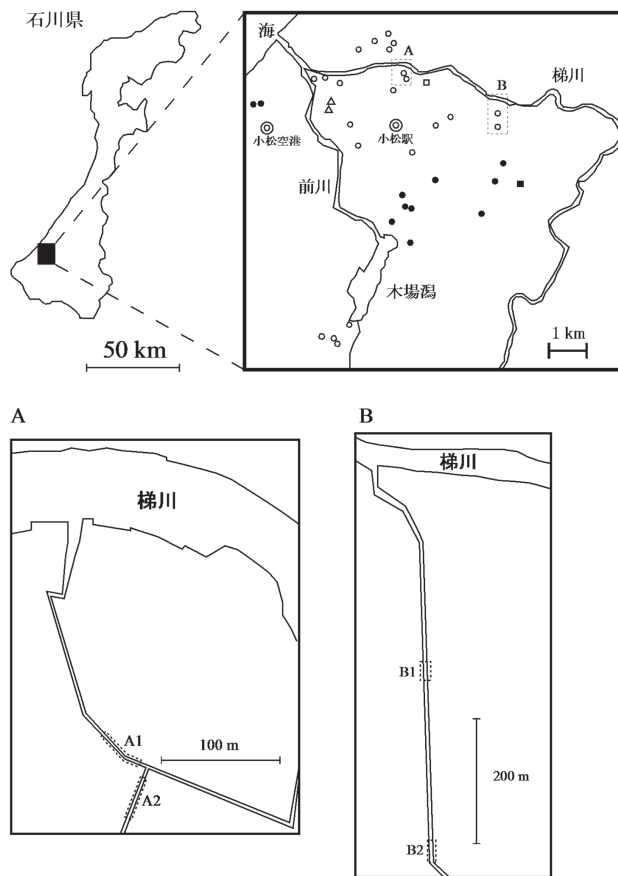


図 1. 調査地の地図. 丸は排水路, 四角形は用水路, 三角形は用排兼用水路を示す. また, 前期 (2016 年 4 月～9 月) に採捕した地点は白色, 後期 (2016 年 12 月～2017 年 1 月) に採捕した地点は黒色で示した. A1 と A2, および B1 と B2 は, 定期的な調査を行った地点である.

捕を行った。広範囲を効率的に探るため、魚類が採捕された地点でのみ、位置情報と採捕結果を記録した。

採捕された魚類は原則として種まで同定した。フナ属魚類 *Carassius* sp. とヨシノボリ属魚類 *Rhinogobius* sp. については、外部形態に基づく同定が困難な近縁種が存在するため、属単位でまとめて扱った。また、川那部ほか (1989) を参考に、純淡水魚、回遊魚、周縁性淡水魚の三つに分類した。本研究で採捕されたヨシノボリ属魚類の中には純淡水魚のカワヨシノボリ *R. flumineus* が含ま

れていた可能性があり、また、ウグイ *Tribolodon hakonensis* は陸封個体であった可能性もあるが、本稿では回遊魚として扱った。

2017 年 1 月 25 日～2 月 22 日に、魚類が採捕された地点の水路環境を調べた。水路の幅、水深、側面の材質 (土・コンクリート)、採捕地点の水路形状 (直線部・柵部・直線部と柵部のどちらも含む)、および兩岸の土地利用を測定、もしくは目視確認した。水路の幅は最も広い場所で測定した。同様に、水深は最も深い場所で測定した。なお、水深は灌漑期と非灌漑期との間で大きく異な

る可能性があるため、この調査で測定した水深を非灌漑期の水深と定義した。

回遊魚と周縁性淡水魚は海から遡上してくることから、これらの魚類にとって海からの距離は重要な要因である可能性が考えられた。そのため、各地点と海との直線距離を地図上で測定した。また、魚種の種数と個体数は梯川周辺で特に多かったことから（結果を参照）、各地点と梯川との直線距離も測定した。いずれも、流路上での距離を代替する数値として、直線距離を用いた。

広域的に行った採捕では、回遊魚と周縁性淡水魚は各種 1 個体しか採捕されなかった地点がほとんどであった（結果を参照）。また、純淡水魚が 10 個体以上採捕された場合は、正確な個体数を計数しなかった。そのため、個体数ではなく種数に着目して解析することにした。種数と環境要因との関係を明らかにするため、一般化線形モデル (GLM) を用いて解析した。この解析は純淡水魚とその他の魚類（回遊魚と周縁性淡水魚）の二つに分けて行った。また、地点数が比較的多かった前期の採捕結果のみを使用し、後期の採捕結果は解析から除外した。目的変数として種数（純淡水魚の種数、もしくは回遊魚と周縁性淡水魚の合計種数）を使用し、それらの誤差構造はポアソン分布を仮定した。説明変数として水路幅、非灌漑期の水深、水路側面の材質、水路形状、両岸の土地利用（3 カテゴリー：両岸とも水田と隣接する、片方のみ水田と隣接する、水田と隣接しない）、海からの距離、梯川からの距離を使用した。多重共線性の影響を避けるため、重回帰分析は行わず、説明変数ごとに単回帰分析を行った。説明変数が種数に与える影響は、回帰係数と P 値 (Wald 検定) に基づいて評価することとした。

梯川付近の水路における定期調査

上述の分布調査の結果、回遊魚と周縁性淡水魚

の両方が同一地点で採捕されたのは、梯川付近の 2 地点のみであった（結果を参照）。この 2 地点を A1、および B1 と呼ぶことにする（図 1 と 2）。A1 は水路幅が 1.6m、範囲が 48.5m であり（面積 77.6m²）、B1 は水路幅が 2m、範囲が 22m である（面積 44 m²）。これらの地点における魚種の季節的な出現消長を明らかにすることを目的に、8 月の分布調査を初回として 2 か月に 1 度の定期的な調査を 1 年間にわたって行った。調査を行った日は 2016 年 8 月 10 ～ 23 日、10 月 19 日、12 月 25 日、2017 年 2 月 18 日、4 月 22 日、6 月 17 日であった。胴長を着用して水路に入り、サデ網を使用して 20 分間採捕した。採捕された魚種について種の同定と標準体長の計測を行い、生かしたまま元の水路に放流した。なお、本研究でのサケ *Oncorhynchus keta* の採捕に関しては、石川県の承諾を得た。

A1 の最上流部には堰が設置されている。原則として、灌漑期（4 月～8 月）には堰板が下げられて水が堰板上部を越流し、非灌漑期（9 月～3 月）には堰板が上げられて水が堰板の下を通っていた（中野光義、個人観察）。この堰の高さ（堰の上流側と下流側との水面の差）は 50cm であった（2016 年 8 月 23 日測定）。また、B1 の最上流部には落差工があった。この落差工の高さは 60cm であった（2016 年 8 月 23 日測定）。

これらの横断構造物が魚種の分布に与える影響を明らかにすることを目的に、横断構造物より上流にも 1 地点ずつ調査地点を設定し（A2・B2）、下流の A1 および B1 と同様に定期的な調査を行った。A2 は水路幅が 0.8m、範囲が 37.1m であり（面積 29.68 m²）、B2 の水路幅と範囲、面積は B1 と同様である。

毎回の採捕時、もしくは翌日に、水温と水深、表面流速を測定した。水温は各地点の 1 ヶ所で、水温計を水面から 10cm まで沈めて測定した。水

温を測定したのは11～15時であった。水深と流速は地点ごとに3ヶ所ずつ（最上流・中央・最下流の流心部）で測定し、平均値を算出して地点の代表値とした。表面流速は、輪ゴムが水面の

20cmの範囲を流下するのにかかった時間を秒単位で測定し、20cmをその時間で割ることで算出した。

A1とA2との間、およびB1とB2との間で、

A1（2016年8月17日）



B1（2016年8月18日）



A1 上流部の堰（2016年8月20日）



B1 上流部の落差（2017年2月18日）



A2（2016年8月17日）



B2（2016年8月23日）



図2. 定期的な調査を行った地点、および横断構造物の写真。括弧内の日付は撮影日を示す。

魚類の種数に違いがあるかどうかを明らかにするために一般化線形モデル（GLM）を使用して解析した。目的変数として種数を使用し、誤差構造はポアソン分布を仮定した。説明変数として地点を使用した。

また、物理環境の測定値が地点間で異なるかどうかを明らかにするため、一元配置分散分析（ANOVA）を行った。ANOVAの結果が有意であった場合、ペアワイズのT検定を行った。その際、P値はHolm法を用いて調整した。ANOVAとペアワイズのT検定ともに、調査日でデータを対応付けた。

モデル解析は、R 3.2.3を使用した。GLMにはglm関数、ANOVAにはaov関数、ペアワイズのT検定にはpairwise.t.test関数を用いた。

結果

広域的な魚類の分布

広域的に分布を調べた結果、36地点の水路で合計21種の魚類が採捕された（表1）。最も多くの地点で採捕された種はキタノメダカ *Oryzias sakaizumii* であり、17地点（全地点数のうちの47%）で採捕された。これに続いてタモロコ *Gnathopogon elongatus* が12地点（33%）、ドジョウ *Misgurnus anguillicaudatus* が11地点（31%）、フナ属魚類が10地点（28%）で採捕された。純淡水魚は14種であり、これは合計種数（21種）のうちの67%に相当した。

回遊魚はヨシノボリ属魚類とウキゴリ *Gymnogobius urotaenia*、スミウキゴリ *G. petschiliensis*、ゴクラクハゼ *R. giurinus*、ウグイの5種が採捕され

表1. 広域に行った採捕の結果。各種が採捕された地点数、および括弧内は全地点数（36地点）のうち該当種の採捕地点数が占める割合（%）を示す。前期の調査は2016年4～9月、後期の調査は2016年12月～2017年1月に行った。

種	生活史による分類	地点数		
		前期	後期	合計
キタノメダカ	純淡水魚	11	6	17 (47)
タモロコ	純淡水魚	8	4	12 (33)
ドジョウ	純淡水魚	8	3	11 (31)
フナ属	純淡水魚	8	2	10 (28)
タイリクバラタナゴ	純淡水魚（外来種）	5	2	7 (19)
ナマズ	純淡水魚	2	0	2 (6)
ヨシノボリ属	通し回遊魚か純淡水魚	1	1	2 (6)
ウキゴリ	通し回遊魚	2	0	2 (6)
スミウキゴリ	通し回遊魚	1	0	1 (3)
ゴクラクハゼ	通し回遊魚	0	1	1 (3)
ウグイ	通し回遊魚か純淡水魚	1	0	1 (3)
ボラ	周縁性淡水魚	1	0	1 (3)
スズキ	周縁性淡水魚	1	0	1 (3)
コイ	純淡水魚	1	0	1 (3)
カワムツ	純淡水魚	0	1	1 (3)
ヤリタナゴ	純淡水魚	1	0	1 (3)
モツゴ	純淡水魚	1	0	1 (3)
オイカワ	純淡水魚	0	1	1 (3)
スマチチブ	純淡水魚	0	1	1 (3)
ドンコ	純淡水魚	0	1	1 (3)
ブルーギル	純淡水魚（外来種）	0	1	1 (3)
採捕地点数		24	12	36

表 2. 広域的な調査で採捕された魚類の種数、各分類群が採捕された地点数、1 地点あたりの平均種数、各地点の種数の範囲を示す。

(a) 前期	地点数	種数	
		平均	範囲
純淡水魚	23	1.88	1-7
通し回遊魚	3	0.21	0-2
周縁性淡水魚	2	0.08	0-1
全種	24	2.17	1-10

(b) 後期	地点数	種数	
		平均	範囲
純淡水魚	12	1.83	1-5
通し回遊魚	2	0.17	0-1
周縁性淡水魚	0	-	-
全種	12	2.00	1-6

た。ヨシノボリ属魚類とウキゴリはそれぞれ 2 地点 (5%)、スミウキゴリとゴクラクハゼ、およびウグイはそれぞれ 1 地点 (3%) で採捕された。周縁性淡水魚はボラ *Mugil cephalus* とスズキ *Lateolabrax japonicus* の 2 種であり、それぞれ 1 地点 (3%) で採捕された。回遊魚と周縁性淡水魚は、2016 年 8 月 10 日に A1 でウグイが 2 個体、スミウキゴリが 7 個体採捕されたほかは、1 地点あたり各種 1 個体が採捕された。

1 地点あたりの純淡水魚の種数は、前期が 1 ~ 7 種、後期が 1 ~ 5 種であった (表 2)。1 地点あたりの回遊魚の種数は、前期が 0 ~ 2 種、後期が 0 ~ 1 種であった。周縁性淡水魚は前期には 2 地点で 1 種ずつ採捕され、後期は採捕されなかった。

全種の合計種数が 1 ~ 3 種であったのは 32 地点であり、全 36 地点のうちの 89% に相当した (図 3)。5 種以上が採捕されたのは 4 地点であった。そのうち、前期に採捕を行った 3 地点はいずれも、梯川から 0.33km 以内に位置していた。また、これら 3 地点のうちの 2 地点 (A1 と B1) では、回遊魚と周縁性淡水魚の両方が採捕された。

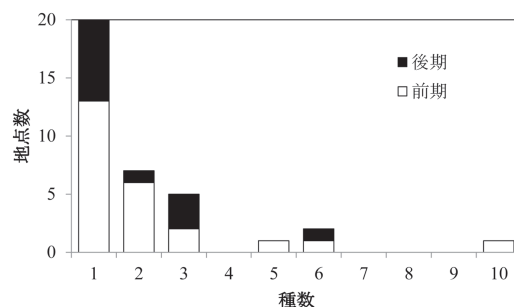


図 3. 魚類の種数の分布。採捕を複数回行った地点 (A1・2, B1・2) については、初回の採捕結果のみを使用した。

魚類が採捕された水路の環境

魚類が採捕された地点は、水路の幅が 0.3 ~ 3.0m、非灌漑期の水深が 0 ~ 51cm であった (表 3a)。水深の測定時に底面が干出していた (水深 0cm) のは 1 地点であり、残りの 35 地点 (97%) は水深が 1cm 以上あった。各地点と海との直線距離は 0.63 ~ 7.29km であった。また、各地点と梯川との直線距離は 0.07 ~ 6.86km であった。

水路の側面は、34 地点 (94%) が両側面ともコンクリートで固められていた (表 3b)。片側のみがコンクリートで固められ、もう片側が土であったのは 1 地点 (3%) であり、両側面とも土であったのは 1 地点 (3%) であった。水路の形状は、31 地点 (86%) が直線部のみであった。柵部のみであったのは 4 地点 (11%)、直線部と柵部の両方が含まれていたのは 1 地点 (3%) であった。水路兩岸の土地利用は、兩岸とも水田に隣接していたのが 19 地点 (53%)、片側のみが水田に隣接していたのが 13 地点 (36%)、兩岸とも水田に隣接していなかったのが 4 地点 (11%) であった。水田以外に見られた土地利用は、宅地 (4 地点が隣接)、空地 (4 地点)、河川 (3 地点)、国道

表 3. 広域的な調査で魚類が採捕された地点の水路環境。

(a)	前期		後期		合計	
	平均	範囲	平均	範囲	平均	範囲
水路の幅 (m)	0.9	0.4-3.0	0.8	0.3-1.6	0.9	0.3-3.0
非灌漑期の水深 (cm)	13	0-51	25	1-46	17	0-51
海からの直線距離 (km)	3.59	1.41-6.56	5.16	0.63-7.29	4.11	0.63-7.29
梯川からの直線距離 (km)	1.68	0.07-6.86	2.50	1.18-4.34	1.95	0.07-6.86

(b)	地点数		
	前期	後期	合計
水路側面の材質			
両側面コンクリート張り	23	11	34
片側のみ自然材質	0	1	1
両側が自然材質	1	0	1
水路形状			
直線部のみ	22	9	31
柵部のみ	2	2	4
両方を含む	0	1	1
両岸の土地利用			
両岸とも水田と隣接する	15	4	19
片側のみ水田と隣接する	6	7	13
水田と隣接しない	3	1	4
水路タイプ			
用水路	2	1	3
排水路	19	11	30
用排兼用水路	3	0	3
全地点数	24	12	36

(2 地点), 駐車場 (1 地点), 排水機場 (1 地点), ため池 (1 地点), 工場 (1 地点), 変電所 (1 地点) であった。水路タイプは, 排水路が 30 地点 (83%), 用水路と用排兼用水路がそれぞれ 3 地点 (8%) であった。

GLM を用いて前期のデータを解析した結果, いずれの説明変数も純淡水魚の種数に対する効果は有意ではなかった (Wald 検定 $P > 0.05$)。回遊魚と周縁性淡水魚の合計種数に対して, 水路幅 (係数 1.035, Wald 検定 $P < 0.01$) と非灌漑期の水深 (係数 0.067, Wald 検定 $P < 0.01$) は有意な効果が認められた。回遊魚と周縁性淡水魚の合計種数は, 水路幅が広くて非灌漑期の水深が深い方が多かつ

た。ただし, 水路幅と非灌漑期の水深との間には有意な正の相関があり, 幅が広い水路の方が非灌漑期の水深が深かった (Pearson の相関係数 0.68, $P < 0.001$)。なお, GLM 解析の結果では梯川からの距離が種数に与える影響は有意ではなかったものの, 回遊魚と周縁性淡水魚が複数種採捕された地点はいずれも, 梯川から 2km 以内に位置していた (図 4)。

梯川付近の水路における魚類の出現消長

梯川周辺の 4 地点 (A1, A2, B1, B2) で行った定期的な採捕の結果を図 5 と表 4 に示す。A2 より A1 の方が種数が多かった (GLM, Wald 検定 $P < 0.001$)。ただし, 両地点とも 2 月は 1 個体も採捕されなかった。また, B2 より B1 の方がつねに種数が多かった (GLM, Wald 検定 $P < 0.001$)。

回遊魚と周縁性淡水魚は A1 と B1 で採捕され, A2 と B2 では採捕されなかった。A1 で採捕された回遊魚はウグイ (標準体長 47 ~ 58mm) とスミウキゴリ (37 ~ 57mm), ウキゴリ (19 ~ 75mm), サケ (44mm) であり, 周縁性淡水魚はスズキ (26 ~ 112mm) であった。B1 で採捕された回遊魚はウキゴリ (42 ~ 60mm) とウグイ (49mm), サケ (36mm), ヨシノボリ属魚類 (36mm) であり, 周縁性淡水魚はボラ (82mm) であった。

水温と水深, および流速の測定結果を図 6 に示す。水温と流速は地点間で有意な差が認められなかった (ANOVA, $P > 0.05$)。水深は地点間で有意に異なり (ANOVA, $P < 0.05$), A1 は B1 より

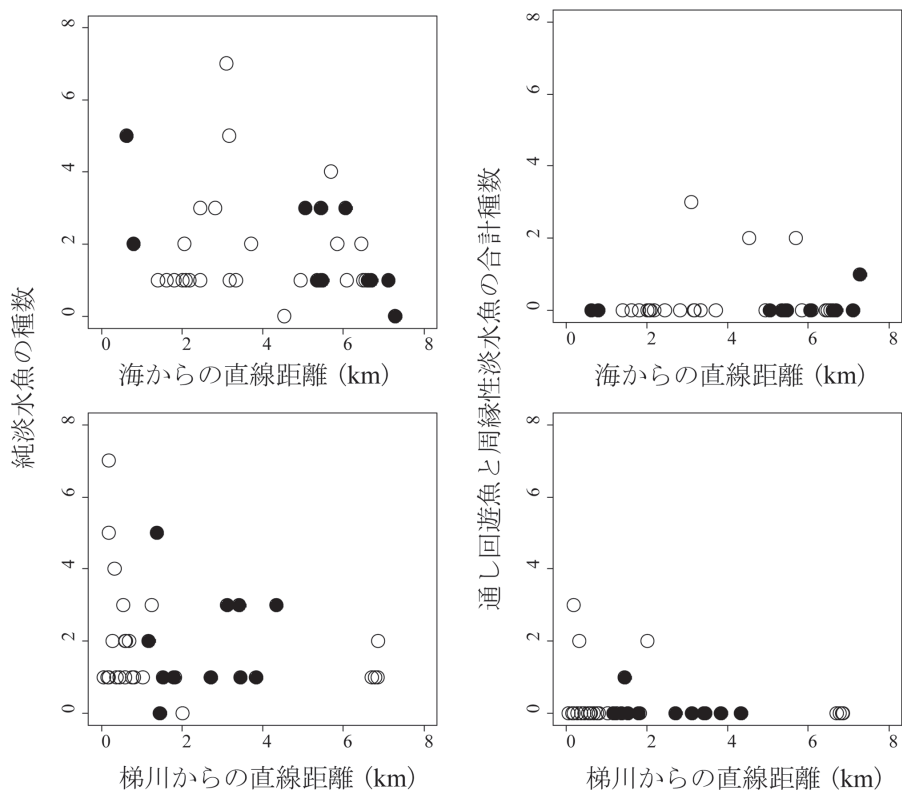


図 4. 魚類の種数と海からの距離との関係、および種数と梯川からの距離との関係。前期に採捕した地点は白色、後期に採捕した地点は黒色で示す。

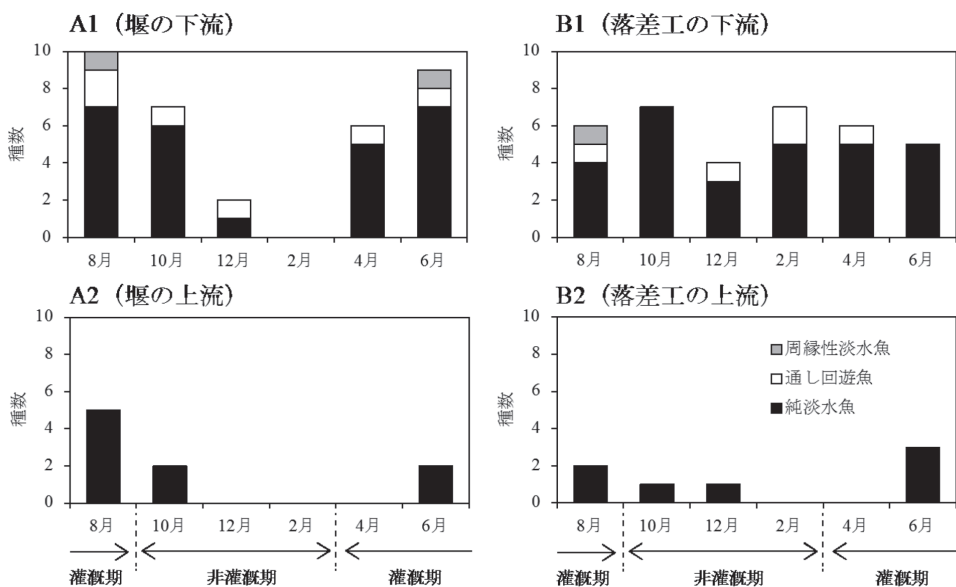


図 5. 梯川周辺の 4 地点で採捕された魚類の種数。

表 4. 梯川周辺の水路で行った定期的な調査で採捕された魚類の個体数.

(a)			2016 年						2017 年					
生活史	種	合計	8 月		10 月		12 月		2 月		4 月		6 月	
			A1	A2	A1	A2	A1	A2	A1	A2	A1	A2	A1	A2
純淡水魚	タイリクバラタナゴ	39	22	-	10	-	-	-	-	-	1	-	6	-
	オイカワ	32	-	-	30	-	-	-	-	-	1	-	1	-
	フナ属	30	6	6	1	-	-	-	-	-	5	-	12	-
	ドジョウ	26	1	1	2	2	-	-	-	-	3	-	15	2
	タモロコ	20	2	7	4	2	4	-	-	-	-	-	1	-
	キタノメダカ	13	5	-	2	-	-	-	-	-	1	-	3	2
	ヤリタナゴ	5	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	モツゴ	4	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	ナマズ	2	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	コイ	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	ヌマムツ	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
	通し回遊魚	ウキゴリ	16	-	-	1	-	3	-	-	-	-	-	12
スミウキゴリ		7	7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ウグイ		2	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
サケ		1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
周縁性淡水魚	スズキ	45	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	44	-
合計		244	55	17	50	4	7	0	0	0	12	0	95	4

(b)			2016 年						2017 年					
生活史	種	合計	8 月		10 月		12 月		2 月		4 月		6 月	
			B1	B2	B1	B2	B1	B2	B1	B2	B1	B2	B1	B2
純淡水魚	オイカワ	122	-	-	34	-	8	-	68	-	4	-	8	-
	タイリクバラタナゴ	40	5	-	30	-	1	-	2	-	1	-	1	-
	タモロコ	39	15	4	12	-	-	3	1	-	-	-	3	1
	フナ属	24	6	-	1	-	-	-	2	-	-	-	6	9
	ドジョウ	23	-	6	-	2	-	-	-	-	-	-	-	15
	キタノメダカ	6	2	-	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	カマツカ	3	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-	1	-
	ヤリタナゴ	2	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-
	モツゴ	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	コイ	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
	ナマズ	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
	通し回遊魚	ウキゴリ	3	1	-	-	-	1	-	1	-	-	-	-
サケ		1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
ウグイ		1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
ヨシノボリ属		1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
周縁性淡水魚	ボラ	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
合計		269	30	10	83	2	11	3	77	0	9	0	19	25

浅く、B2 より深かった (ペアワイズの T 検定, $P < 0.01$)。また、B1 は A1 と B2 より深かった (ペアワイズの T 検定, $P < 0.01$)。A2 の水深は他の地点との間で有意な差が認められなかった (ペアワイズの T 検定, $P > 0.05$)。

考察

魚類の分布

魚類の分布を広域的に調べた調査、および梯川周辺の水路において行った定期調査の結果、合計 24 種が採捕された。また、小松市の水路ではホトケドジョウ *Lefua echigonia* の生息も確認されて

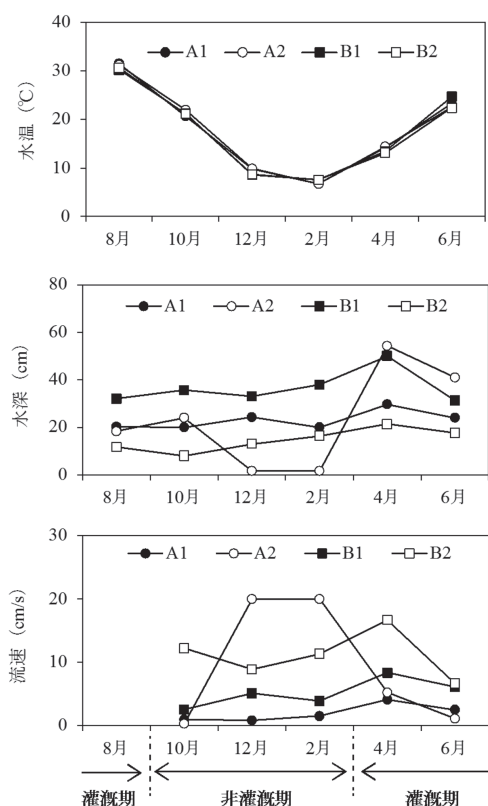


図 6. 梯川周辺の 4 地点の水温と水深、表面流速。

いる（山本ほか，2003）。それを加えると，小松市の水路では 25 種の生息が確認されたことになる。石川県淡水魚類研究会(1996)は 1995 年に行った調査で，梯川では 46 種，前川では 18 種，木場潟では 11 種の魚類が採捕されたことを報告している。ただし，梯川では河川全域にわたる 13 地点で採捕が行われており，本研究の調査範囲に含まれる 3 地点のみを抽出すると 25 種になる。また，木場潟資源調査企画推進委員会（2015）は 2014 年に木場潟で調査を行い，29 種の魚類を採捕した。以上のことから，水路（25 種）は梯川（25 種）や前川（18 種），木場潟（11 種と 29 種）と同等に種数が多い水域と考えられる。

前期のデータを GLM で解析した結果，回遊魚と周縁性淡水魚の合計種数については幅が広く，

かつ非灌漑期の水深が深い水路が多かったことが示された。GLM 解析では梯川からの距離が種数に与える影響は有意ではなかったものの，通し回遊魚と周縁性淡水魚が採捕されたのは梯川から 2km 以内に位置する地点に限られていた。GLM 解析で有意でなかった理由は，梯川から近くても回遊魚と周縁性淡水魚が採捕されなかった地点が多数あったためと推察される。これらの結果は，梯川を遡上する回遊魚と周縁性淡水魚は，梯川に注ぐすべての水路に遡上したのではなく，一部の限られた水路にのみ遡上したことを示唆している。そして，GLM 解析で示されたように，これらの魚類が遡上する水路の特徴として，幅が広くて水深が深いことが挙げられる。一思ほか(2013)は石川県の手取川周辺を流れる 1 本の水路において，回遊魚と周縁性淡水魚をそれぞれ複数種採捕している。その水路は幅が 3.0 ～ 4.2m，水深が 0.10 ～ 0.56m であり（一思ほか，2013），本研究の調査水路（幅 0.3 ～ 3.0m，非灌漑期の水深 0 ～ 0.51m）と比較すると，幅は同等以上であり，最大水深は深い。幅が広くて水深が深い水路に回遊魚と周縁性淡水魚が生息していたという点で，本研究と一思ほか（2013）は一致している。

以上のことから，梯川から 2km 以内にある，幅が広くて水深が深い水路を保全することは，回遊魚と周縁性淡水魚が水路を利用することを可能にする必要条件と考えられる。なお，本研究では各地点と海，および梯川との間の距離について，流路上の距離ではなく直線距離を用いた。流路上の距離は直線距離よりも長くなると予想され，回遊魚と周縁性淡水魚は実際には梯川から 2km 以上にわたって水路を遡上したと推察される。

通し回遊魚および周縁性淡水魚の季節消長

梯川周辺の 4 地点において定期的な採捕を行った結果，横断構造物（堰・落差）より下流に位置

していた A1 と B1 では、回遊魚であるヨシノボリ属魚類とウキゴリ、スミウキゴリ、ウグイ、サケ、および周縁性淡水魚であるボラとスズキが採捕された。本研究の結果は、海一河川一水路間の水域ネットワークが維持されており、魚類がこれらの水域間を移動することが可能な場合、場所によっては水路に回遊魚と周縁性淡水魚が侵入して種数が増加することを示している。魚類にとって河川と水路間のつながりが重要であることは、多数の論文が指摘している（例えば、石山ほか、2017）。本研究は、その水域ネットワークを海にまで拡大することが、水路の魚類相を理解する上で必要であることを示している。

一方、横断構造物より上流の地点（A2・B2）では、回遊魚と周縁性淡水魚が採捕されなかった。また純淡水魚についても、横断構造物より上流の地点は下流の地点と比較して種数が少なかった。このような分布パターンが形成された理由として、(1) 横断構造物の影響と (2) 水路環境の差異の二つの可能性を挙げることが出来る。

一つ目の横断構造物の影響の可能性についてであるが、これは、魚類は梯川を通して水路に侵入して下流の地点まで遡上したが、横断構造物に移動が阻まれて上流の地点までは遡上することが出来なかったという仮説である。水路内に設置された堰が魚類の遡上を阻害したことを示唆する事例が複数報告されており（柿野ほか、2006；田代ほか、2006；森ほか、2014）、本研究の結果はこれらの研究結果と一致している。ただし本研究では、魚類が上流と下流のどちらから A1・B1 に侵入したのかを特定していない。そのため、以上の議論に反して、魚類は A2・B2 より上流で河川から水路に侵入し、A1・B1 まで降下した可能性もある。

次に、二つ目の可能性である水路環境の差異の影響について議論する。水路に生息する魚類の種数は、水深が深い方が多かった事例が報告されて

いる（皆川ほか、2012）。B1 は B2 より一年中水深が深かったことから、その影響で魚類の種数・個体数が多かったのかもしれない。また、A1 の面積（77.6m²）は A2（29.68m²）より 2.6 倍大きかった。一般的に、面積の大きい方が種数は多いことが知られている（Arrhenius, 1921）。そのため、A1の方がA2より種数が多かった理由は、面積がより大きかったからかもしれない。

以上のことから本研究では、上下流間の魚類相の差異は横断構造物による移動阻害によって形成されたのか、もしくは地点間の水路環境の差異によって形成されたのかを厳密に特定することが出来ない。また、これら二つの要因のいずれもが同時に、魚類相に影響していた可能性も考えられる。今後、水路の横断構造物が魚類の生息・分布に与える影響をより正確に特定するために、厳密な野外操作実験を行う必要がある。そして、本研究結果や操作実験の結果等を参考にして、小松市の水路において魚道の設置等の魚類保全策を検討・実施することが望ましい。

謝辞

2名の匿名査読者からは、本稿を改訂する上で有益なコメントを多数頂いた。厚く御礼申し上げます。

引用文献

- Arrhenius, O. 1921. Species and area. *Journal of Ecology*, 9 : 95-99.
- 府和正一郎. 1972. 梯川の意義の変遷 梯川調査 (2). 小松市立女子高等学校社会科研究室（現小松市立高等学校）、小松.
- 石川県淡水魚類研究会（編）. 1996. 石川の自然環境シリーズ 石川県の淡水魚類. 74pp. 石川

- 県環境部自然保護課，金沢．
- 石山信雄・永山滋也・岩瀬晴夫・赤坂卓美・中村太士．2017. 河川生態系における水域ネットワーク再生手法の整理：日本における現状と課題．応用生態工学，19：143－164.
- 一恩英二・能登達也・山本邦彦・長野峻介・上田哲行．2013. 海域に流入する農業水路における淡水魚類の遡上と分布について．雨水資源化システム学会誌，19：19－28.
- 柿野 亘・水谷正一・藤咲雅明・後藤 章．2006. 谷津内水路に生息する魚類の分布とそれを支配する要因の推定．農業土木学会論文集，246：809－816.
- 片野 修．1998. 水田・農業水路の魚類群集．「水辺環境の保全－生物群集の視点から－」（江崎保男・田中哲夫編），pp. 67－79. 朝倉書店，東京．
- Katayama, N., Y. G. Baba, Y. Kusumoto & K. Tanaka. 2015. A review of post-war changes in rice farming and biodiversity in Japan. *Agricultural Systems*, 132：73-84.
- 川那部浩哉・水野信彦・細谷和海（編）．1989. 山溪カラー名鑑 日本の淡水魚．719pp. 山と溪谷社，東京．
- 木場潟資源調査企画推進委員会．2015. 木場潟の自然環境・水辺文化に関する総合調査 報告書．119pp. 小松市環境推進課，小松市．
- 国土交通省北陸地方整備局・国土交通省国土地理院（編）．2006. 古地理で探る越中・加賀の変遷．122pp. 国土交通省北陸地方整備局，新潟．
- 小松市．1997. 小松市統計書 平成8年版．203pp. 小松市，小松．
- ．2014. 小松市の環境 平成25年度．109pp. 小松市，小松．
- ．2016. 小松市統計書 平成27年版．162pp. 小松市，小松．
- 皆川明子・高木強治・須戸 幹・小谷廣通・岩間憲治・金木亮一．2012. 非灌漑期の農業水路における魚類の越冬場造成の試み．農業農村工学会論文集，80：445－454.
- 森 晃・水谷正一・後藤 章．2014. 圃場整備後の小排水路におけるナマズ *Silurus asotus* の繁殖と成育．農業農村工学会論文集，82：121－130.
- 守山 弘．1997. 水田を守るとはどういうことか．205pp. 農山漁村文化協会，東京．
- 中川昭一郎．2001. 農業農村整備とビオトープの保全・創出．農業土木学会誌，69：927－933.
- 小川力也．2008. イタセンパラ：河川氾濫原の水理環境の保全と再生に向けて．魚類学雑誌，55：144－148.
- 竹村武士・水谷正一・森 淳・小出水規行・渡部恵司・西田一也．2012. 水田域における魚類研究の現状と課題．農業農村工学会論文集，80：367－373.
- 田代優秋・上月康則・佐藤陽一・大久保美知子・村上仁士．2006. 都市近郊農業水路の魚類群集に及ぼす水路構造と河川との連続性の影響．水工学論文集，50：1219－1224.
- 山本邦彦・佐野 修・石原一彦．2003. 石川県の淡水魚類－補遺1. のと海洋ふれあいセンター研究報告，9：15－23.

短 報

過去の草地改良が草原植生に与える影響：阿蘇地域での一例

大阪市立自然史博物館

熊本植物研究所

国立研究開発法人農業・食品産業技術総合研究機構西日本農業研究センター

横 川 昌 史 *

佐 藤 千 芳

高 橋 佳 孝

Effects of past grassland improvement on grassland vegetation: a case study of Aso Region, Japan. Masashi Yokogawa*, (*Osaka Museum of Natural History*), Chiyoshi Sato (*Kumamoto Plant Research Station*) and Yoshitaka Takahashi (*Western Region Agricultural Research Center, NARO*)

In Aso region, Kumamoto Prefecture, Japan, there are many grasslands that have undergone grassland improvement in the past. Many of these are currently managed by burning, grazing, and mowing as well as surrounding semi-natural grasslands. Although these improved grasslands in the past are dominated by native plants, the difference in the species richness and composition compared with surrounding semi-natural grasslands are not well understood. In this study, we analyzed a data set obtained from 24 vegetation survey plots (each 1m x 1m) in these grasslands, and compared the species richness and composition between them. As a result, although the frequency of occurrence and mean cover of the dominant species were similar between formerly improved grasslands and semi-natural grasslands, the number of species per plot was significantly smaller and the indicator species of semi-natural grasslands were absent in the formerly improved grasslands. These results suggest that past grassland improvement had negative effects on plant species richness and composition in grasslands.

Keywords : semi-natural grassland, grassland improvement, conservation, nature restoration, indicator species

要旨：熊本県阿蘇地域には過去に草地改良を受けた草原が多く存在し、それらの多くは現在では周囲の半自然草原と同様に火入れや放牧、採草によって管理されている。このような草地改良履歴を持つ草原は、周囲の半自然草原と同様に在来植物が優占しているものの、これらの種数や種組成の違いはよくわかっていない。本研究では24の1m×1mの調査枠から得られたデータを解析し、草地改良履歴を持つ草原とそれに隣接する半自然草原の種数と種組成を比較した。その結果、これらの草原では優占種の出現頻度や平均被度に大きな差はなかったものの、草地改良履歴を持つ草原では著しく種数が少なく、半自然草原の指標種が欠落していた。これらの結果は過去の草地改良が草原植生の種数や種組成に負の影響を与える可能性を示唆している。

キーワード：半自然草原，草地改良，保全，自然再生，指標種

はじめに

半自然草原は火入れ・草刈り・放牧など人の管理によって維持されてきた生態系である。かつては田畑に供給する緑肥や農耕用の牛馬の飼料

として草は欠かせない資源であった（野田ほか，2011）。一方で、化学肥料や耕耘機の普及により、人々の生活の中で草原の草を利用することはほとんどなくなった。その結果、各地で半自然草原の管理が行われなくなり、それらの多くが森林へ

と遷移している。明治時代以降、原野（草原）は著しく減少したと考えられており（矢原・川窪, 2002；小椋, 2012）、その結果、草原に生息・生育する生き物の多くが絶滅の危機に瀕している（藤井, 1999；兼子ほか, 2009；須賀, 2010）。このような状況を背景に、各地で草原再生の機運が高まりつつあり、様々な保全活動や自然再生事業が実施されている（例えば高橋, 2009；橋本ほか, 2012；大西ほか, 2013）。

一方で、畜産の盛んな地域では、牛馬の飼料として栄養価の高い牧草の増産を目的に半自然草原が改良草地（人工草地）に変えられてきた（高橋ほか, 2011）。改良草地とは、耕起や牧草の播種、施肥などによって、外来牧草を導入した草地のことであり、牧草の生産性が低下すると改めて耕起や播種、施肥を行って更新されることが多い。戦後の畜産振興を背景に日本各地で改良草地が造成されてきたため、半自然草原を再生するには改良草地の存在を考慮すべき地域も多いと考えられる。熊本県阿蘇地域は改良草地の面積が広く、その多くは平坦地に造成されたが、斜面地は半自然草原のまま残されることが多かった。阿蘇地域で1960年代から1970年代に一大事業として草地改良が推進されたが（大滝, 1997）、畜産業の様々な動向を背景に現在ではこれらの改良草地は更新されず、周囲の半自然草原とともに火入れや採草、放牧によって管理されていることが多い。

このような改良草地の「なれの果て」のような草原は、草原再生の対象になりうるが、このような場所で多様な在来植物が生育する半自然草原を再生できるのかどうかはよくわかっていない。草地改良に伴う耕起や施肥などの土壌攪乱は、在来植物の生育に大きな影響を与えることは十分に予想される。本研究では、熊本県阿蘇市において、かつての草地改良履歴を持つ場所とそこに隣接する草地改良履歴がない半自然草原の植生を比較す

ることで、過去の草地改良の履歴の有無が草原の植生に与える影響を評価することを目的とした。

方法

熊本県阿蘇市の石的牧野（Fig. 1）において2011年9月に野外調査を行った。地元の畜産農家の方への聞き取りに基づき、1960年代から1970年代に草地改良されたと推察される草原（Improvedの頭文字をとって以下、IM区）と作業道を挟んで隣接する草地改良されていない半自然草原（Non-Improvedの頭文字をとって以下、N-IM区）を調査地を選んだ。IM区とN-IM区において、1m×1mの植生調査枠をランダムに12個ずつ設置し、枠内の植生高（Vegetation height）、植被率（Vegetation cover）、出現した植物の名前と被度（Cover）を記録した。24の調査枠の緯度・経度の最小値および最大値はN32.9340-32.9354°、E130.9809-130.9821°（測地系はWGS 84）で、各調査枠間の距離は最大でも水平距離で200m以内であった。IM区、N-IM区ともに現在は放牧と春の火入れによって管理されており、放牧牛はそれぞれの調査区を自由に行き来することができる。なお、草地改良に伴って具体的にどのような処理をしたのかについて、資料は残っておらず、聞き取りでは詳細を明らかにできなかった。

IM区とN-IM区の種組成の違いを評価するために統計解析のフリーウェアRのパッケージvegan（URL：<https://CRAN.R-project.org/package=vegan/> 2017.11 参照）の関数metaMDSを用いて、非計量多次元尺度法（Non-metric multidimensional scaling, 以下NMDS）による序列化を行った。調査枠総当たりのJaccard距離を計算し、パッケージの標準設定で計算した。植生高、植被率、調査枠あたりの出現種数、NMDSの1軸の値を目的変数、IM区・N-IM区を説明変数とした一般化線

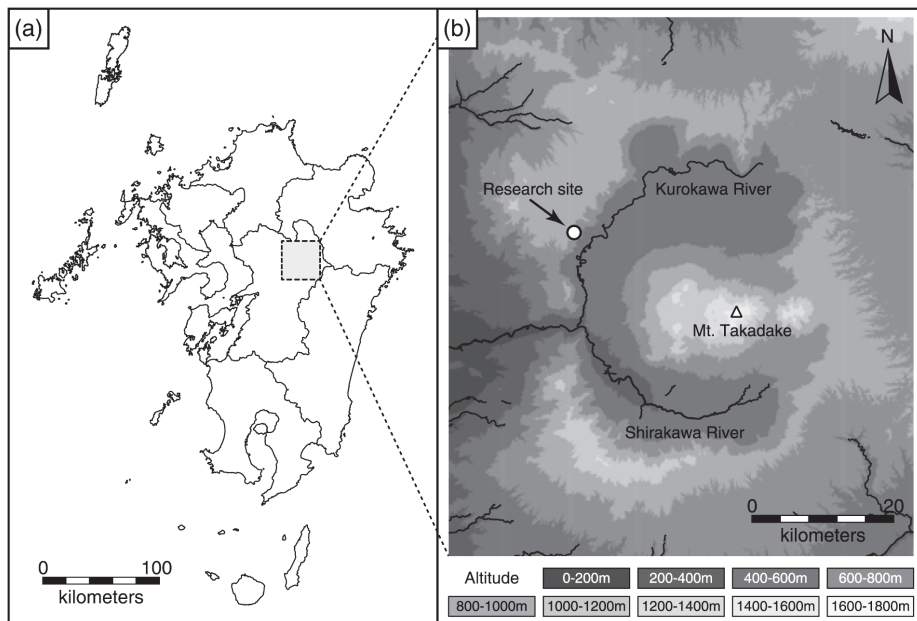


Fig. 1. Location map of the research site. (a) Map of Kyushu, Japan and location of the surrounding Mount Aso (gray dashed line square). Border lines indicate borders between prefectures. (b) Topographic map of the surrounding Mount Aso and location of the research site. The research site was located in the northwestern region of Aso somma, Kumamoto Prefecture, Japan.

形モデルを用いてそれぞれの数値に IM 区・N-IM 区で差があるかを検討した。構築したモデルと null モデルを比較し、構築したモデルで赤池情報量規準 (Akaike's Information Criterion, 以下 AIC) が小さかった場合に各区の差があったと判断した。一般化線形モデルで仮定する確率分布について、植生高、植被率、NMDS の 1 軸の値のモデルには正規分布を、調査枠あたりの出現種数のモデルにはポアソン分布を用い、R に標準搭載されている関数 `glm` で計算した。IM 区と N-IM 区のそれぞれに特徴的に出現する植物を抽出するため、R のパッケージ `labdsv` (URL : <https://CRAN.R-project.org/package=labdsv/> 2017.11 参照) の関数 `indval` を用いて指標種分析 (Indicator Species Analysis; Dufrene & Legendre 1997) を行った。各調査枠に出現した植物の在・不在データを用いて

計算を行い、有意水準算出のための randomization 回数を 1,000 回に設定した。IM 区・N-IM 区それぞれにおいて有意水準が 5% 以下となった植物を指標種として扱った。これら統計解析にはすべて R (3.4.2) を用いた。

また、本報告の植物の和名と学名は米倉 (2012) にしたがって、千葉県史料研究財団 (2003) に基づき Table 1 に各植物の種子散布型を記入した。ただし、千葉県史料研究財団 (2003) に記載がなかったネザサ *Pleiblastus argenteostriatus* f. *glaber* について、同文献では *Pleiblastus* に属する植物はすべて重力散布となっており、また種子形態から考えても重力散布であると判断した。

Table 1. Seed dispersal type (Disp., G:by gravity, W:by wind, A:by ant), frequency of occurrence (Freq.) and mean cover (Cover) of plants with frequency of occurrence in excess of 50 %, and indicator species in IM site (grassland improved in the past) and N-IM site (semi-natural grassland) identified by Indicator Species Analysis.

Japanese name	Scientific name	Disp.	IM		N-IM	
			Freq.	Cover	Freq.	Cover
Total Freq. > 50%						
ネザサ	<i>Pleioblastus argenteostriatus</i> f. <i>glaber</i>	G	1.00	62.92	1.00	78.08
トダシバ	<i>Arundinella hirta</i>	G	1.00	23.58	0.92	5.58
ミツバツチグリ	<i>Potentilla freyniana</i>	G	0.92	1.79	1.00	5.96
ネコハギ	<i>Lespedeza pilosa</i>	G	0.83	1.63	0.92	1.00
ワラビ	<i>Pteridium aquilinum</i>	W	0.75	3.75	0.50	1.29
シバ	<i>Zoysia japonica</i>	G	0.67	20.91	0.50	1.92
スゲ属 sp.	<i>Carex</i> sp.	-	0.58	2.63	0.58	0.58
ススキ	<i>Miscanthus sinensis</i>	W	0.50	2.04	0.67	2.79
Indicator species of IM						
ヤハズソウ	<i>Kummerowia striata</i>	G	1.00	7.42	0.33	0.17
ウマノアシガタ	<i>Ranunculus japonicus</i>	G	0.58	0.63	0.08	0.04
Indicator species of N-IM						
ウツボグサ	<i>Prunella vulgaris</i> subsp. <i>asiatica</i>	G	-	-	0.83	1.08
リンドウ	<i>Gentiana scabra</i> var. <i>buergeri</i>	W	-	-	0.75	0.38
アリノトウグサ	<i>Haloragis micrantha</i>	G	0.08	0.08	0.75	0.38
オカトラノオ	<i>Lysimachia clethroides</i>	G	-	-	0.67	0.33
ウメバチソウ	<i>Parnassia palustris</i>	W	-	-	0.67	0.33
センブリ	<i>Swertia japonica</i>	W	-	-	0.67	0.33
オオチドメ	<i>Hydrocotyle ramiflora</i>	G	-	-	0.58	0.46
シラヤマギク	<i>Aster scaber</i>	W	-	-	0.50	0.46
ヒメハギ	<i>Polygala japonica</i>	A	-	-	0.42	0.21
アキノキリンソウ	<i>Solidago virgaurea</i> subsp. <i>asiatica</i>	W	-	-	0.42	0.21
ヤマハッカ	<i>Isodon inflexus</i>	G	-	-	0.42	0.63

結果

植生高について、IM 区では平均 11.5cm、N-IM 区では平均 10.6cm で、両区とも放牧牛が草を採食するため植生高は最大でも 25cm と低く、IM 区と N-IM 区の違いを説明変数に加えると AIC は増加した (Fig. 2a)。植被率は、IM 区では平均 98.3%、N-IM 区では平均 94.7% で、どちらの植被率も 100% に近く概ね植被によって地表が覆われていたが、IM 区と N-IM 区の違いを説明変数に加えると AIC が下がった (Fig. 2b)。調査枠あたりの種数は、IM 区の中央値が 13、N-IM 区の中央値 22.5 で、IM 区と N-IM 区の違いを説明変数に加えると AIC が下がった (Fig. 2c)。NMDS の結果、IM 区と N-IM 区は 1 軸で明瞭に

分けられた (Fig. 2d)。IM 区と N-IM 区の NMDS の 1 軸の値はオーバーラップすることなく、IM 区と N-IM 区の違いを説明変数に加えると AIC が下がり、これらの調査区間で種組成が大きく異なっていた。

全 24 の調査区のうち、半分の 12 カ所以上で出現した植物は 8 種類であった (Table 1)。IM 区、N-IM 区ともに優占種はネザサで、いずれの区でも平均被度が 60% を超えた。また、どちらの調査区でもトダシバ *Arundinella hirta* やミツバツチグリ *Potentilla freyniana*、ネコハギ *Lespedeza pilosa*、ワラビ *Pteridium aquilinum*、シバ *Zoysia japonica*、ススキ *Miscanthus sinensis* が平均被度 1% 以上で出現しており、出現頻度が 50% 以上の種類は IM 区と N-IM 区で共通していた。指標種分

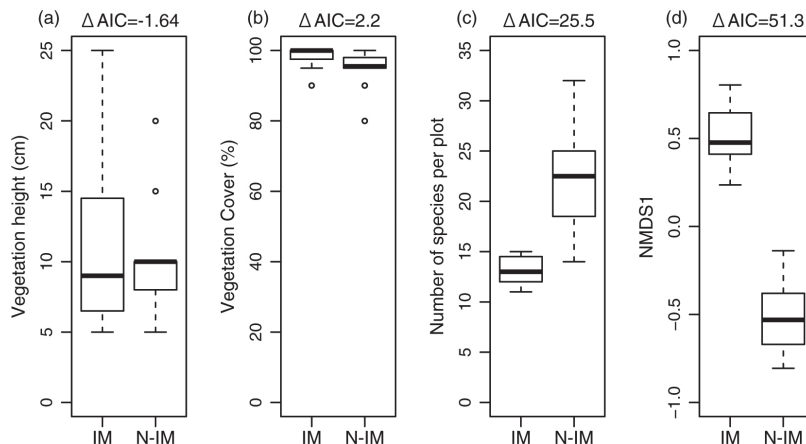


Fig. 2. Comparison of vegetation height (a), vegetation cover (b), number of species per plot (c), and NMDS axis1 (d) between IM site (grassland improved in the past) and N-IM (semi-natural grassland) site. Boxes in the box plot indicate the range between lower and upper quartiles, and thick lines indicate medians. Whiskers indicate minimum and maximum values except the outliers, and white circles indicate outliers. ΔAIC was shown on the upper side of the graph. ΔAIC indicates difference of AIC between constructed model and null model.

析の結果、IM 区の指標種が 2 種、N-IM 区の指標種が 11 種抽出された (Table 1)。IM 区の指標種であるヤハズソウ *Kummerowia striata* とウマノアシガタ *Ranunculus japonicus* は N-IM 区でも低頻度で出現したが、N-IM 区の指標種はアリノトウグサ *Haloragis micrantha* を除き IM 区には出現しなかった。

考察

調査地の地元畜産農家の方への聞き取りによると、IM 区で草地改良が実施されたのは 1970 年代で、その後、耕起や播種、施肥を伴う更新は行われず、N-IM 区と同様に火入れと放牧で管理されてきた。IM 区と N-IM 区では優占種や高頻度出現種は共通しているものの、IM 区では調査枠あたりの出現種数が少なく、N-IM 区の指標種が欠

落していた。また、阿蘇地域で行われた植生調査に基づく指標種分析によって、改良草地に典型的な牧草類としてオニウシノケグサ *Schedonorus phoenix*、ナガハグサ *Poa pratensis*、ホソムギ *Lolium perenne*、カモガヤ *Dactylis glomerata*、シロツメクサ *Trifolium repens* が挙げられている (Koyanagi et al., 2013) が、これらの植物をはじめ改良草地に導入された可能性のある牧草は、IM 区と N-IM 区のいずれにおいても出現しなかった。この結果は、草地改良を受けた場所でも火入れや放牧などを続けると、かつて播種された牧草類は消失し、優占種は既存の半自然草原と同様な状態まで回復しうるが、半自然草原の構成種の一部は定着できない可能性を示唆している。

半自然草原の再生の際に種組成の回復を妨げる要因として散布制限が知られている (Donath et al., 2003 ; Öster et al., 2009 ; Matsumura &

Takeda, 2010)。散布制限は、散布体の供給源から再生地に散布体が到達しないことによって起こるが、IM 区と N-IM 区は互いに隣接している上に、本研究の調査枠は水平距離で 200m 以内に位置していた。加えて、草地改良後、放牧などの利用も長期間続いたことから、種子などが散布される可能性は十分あったと考えられる。実際に、過去の草地改良によって野生植物が一度消失していると考えられる IM 区にも散布能力の低い重力散布植物が高頻度で生育していた (Table 1)。加えて、Table 1 の 7 種の風散布の植物のうち 5 種は IM 区に生育しておらず、散布能力が比較的高い植物であっても IM 区に定着できないものが存在した。これらのことは IM 区と N-IM 区の種組成の違いは単に散布制限によるものではないことを示唆している。耕起や施肥などの草地改良に伴う土壤攪乱の影響により、特定の植物が IM 区に定着できず、種組成が回復しなかった可能性が推察される。また、Table 1 で示した植物のうち IM 区で出現しなかったウメバチソウは日当たりのよい湿地に生えたとされることがあり (立石, 2017)、IM 区と N-IM 区の種組成の違いに土壤水分が効いている可能性もある。

本研究の結果は、半自然草原における草地改良は長期間にわたって植物の種多様性の回復を抑制する可能性を示唆しているが、熊本県の阿蘇地域のごく限られた場所で得られた結果であり、土壤の物理・化学的性質をはじめ、具体的な環境要因について検討できていない。近年、草原における植物の生育に土壤中のリン酸や土壌 pH などが強く影響していることがわかってきた (平舘ほか, 2008) が、草地改良に伴う施肥や耕起などによって土壤の化学性が改変される可能性が高い。今後はこれらの点も含め、各地のデータを増やしなから、過去の草地改良が草原植生に与える影響のメカニズムを解明していく必要がある。

謝辞

的石牧野の畜産農家の方々には調査の許可をいただくとともに、草原の利用状況などの聞き取り調査に協力いただいた。また、公益財団法人阿蘇グリーンストックの野焼き支援ボランティアの有志の方々には現地調査を手伝っていただいた。これらの方々に厚くお礼申し上げる。本研究は環境省自然再生プロジェクト阿蘇草原再生の中の野草地保全計画 (牧野カルテ) 事業の一環として行われた。

引用文献

- 千葉県史料研究財団 (編). 2003. 千葉県の自然誌 別編 4 千葉県植物誌. 1181pp. 千葉県, 千葉.
- Donath, T. W., N. Hölzel & A. Otte. 2003. The impact of site conditions and seed dispersal on restoration success in alluvial meadows. *Applied Vegetation Science*, 6 : 13-22.
- Dufrêne, M. & P. Legendre. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monograph*, 67 : 345-366.
- 藤井伸二. 1999. 絶滅危惧植物の生育環境に関する考察. *保全生態学研究*, 4 : 57 - 69.
- 橋本佳延・石丸京子・黒田有寿茂・増永滋生・横田潤一郎. 2012. ササ優占型に遷移した草原における刈り取りによる草原生植物種多様性の回復効果. *ランドスケープ研究 (オンライン論文集)*, 5 : 69 - 76.
- 平舘俊太郎・森田沙綾香・楠本良延. 2008. 外来植物と在来植物の住み分け～これからの植生制御に向けて～. *関東雑草研究会報*, 19 : 23 - 33.
- 兼子伸吾・太田陽子・白川勝信・井上雅仁・堤

- 道生・渡邊園子・佐久間智子・高橋佳孝. 2009. 中国 5 県の RDB を用いた絶滅危惧植物における生育環境の重要性評価の試み. 保全生態学研究, 14 : 119 – 123.
- Koyanagi, T., Y. Kusumoto, S. Hiradate, S. Morita, M. Yokogawa, Y. Takahashi & C. Sato. 2013. New method for extracting plant indicators based on their adaptive responses to management practices: application to semi-natural and artificial grassland data. *Applied Vegetation Science*, 16 : 95-109.
- Matsumura, T. & Y. Takeda. 2010. Relationship between species richness and spatial and temporal distance from seed source in semi-natural grassland. *Applied Vegetation Science*, 13 : 336-345.
- 野田公夫・守山 弘・高橋佳孝・九鬼康彰. 2011. シリーズ地域の再生 17 里山・遊休農地を生かす. 322pp. 農山漁村文化協会, 東京.
- 小椋純一. 2012. 森と草原の歴史ー日本の植生景観はどのように移り変わってきたのかー. 343pp. 古今書院, 東京.
- 大西 舞・松下京平・白川勝信・鎌田磨人. 2013. 地域住民による雲月山草原の経済価値評価. 農村計画学会誌, 32 : 191 – 196.
- 大滝典雄. 1997. 一の宮町史 自然と文化 阿蘇選書 10 草原と人々の営み. 249pp. 一の宮町, 熊本.
- Öster, M., K. Ask, S. A. O. Cousins & O. Eriksson. 2009. Dispersal and establishment limitation reduces the potential for successful restoration of semi-natural grassland communities on former arable fields. *Journal of Applied Ecology*, 46 : 1266-1274.
- 須賀 丈. 2010. 半自然草地の変遷史と草原性生物の分布. 日本草地学会誌, 56 : 225 – 230.
- 高橋佳孝. 2009. 多様な担い手による阿蘇草原の維持・再生の取り組み. 景観生態学, 141 : 5 – 14.
- ・井上雅仁・白川勝信・太田陽子・増井太樹・兼子伸吾・堤 道生. 2011. 西日本における半自然草地生態系と人間への福利に関する現状と傾向. 島根県立三瓶自然館研究報告, 9 : 1 – 24.
- 立石庸一. 2017. ウメバチソウ. 「改訂新版 日本の野生植物 3 バラ科～センダン科」(大橋広好・門田裕一・木原 浩・邑田 仁・米倉浩司編), pp. 138. 平凡社, 東京.
- 矢原徹一・川窪伸光. 2002. 復元生態学の考え方. 「保全と復元の生態学: 野生生物を救う科学的思考」(種生物学会編), pp. 223 – 233. 文一総合出版, 東京.
- 米倉浩司. 2012. 日本維管束植物目録. 379pp. 北隆館, 東京.

報 告

芦生研究林におけるモリアオガエルの繁殖フェノロジーの池間変異と捕食者の移動パターン・被食者生存率への影響

神戸大学理学研究科生物学専攻
神戸大学理学研究科生物学専攻

高 橋 華 江 *
佐 藤 拓 哉

Spatial variability in breeding phenology of the forest green tree frog in Ashiu research forest and its consequence to predator movement and prey survival. Kae Takahashi* and Takuya Sato (*Department of Biology, Graduate school of Science, Kobe University*)

要旨 : 2014 年から 2017 年にかけて、京都府北部の京都大学芦生研究林内に点在する 23 ヶ所の池を対象として、モリアオガエルの繁殖フェノロジーを定量化した。その結果、研究林内の池間で最大 3 週間程度の産卵ピークのずれが生じることがわかった。小さな空間スケールの中で繁殖フェノロジーが同調する生息地間では、同調しない地域に比べて捕食者の移動は非効率的になり、被食者の生息地・地域内での生存数が上昇するかもしれない。この仮説を検証するために、2014 年にアカハライモリとモリアオガエルのオタマジャクシを用いた野外実験を行った。地域を模したエンクロージャー内に、生息地を模して 2 つの桶を設置した。その結果、仮説通り桶間でオタマジャクシを導入したタイミングが同時の場合には、各桶でのアカハライモリの滞在時間が減少し、オタマジャクシの桶ごとの生存率が同時でない場合に比べて高いことがわかった。しかし、この影響はエンクロージャー全体には波及しなかった。以上の結果は、生息地保全を行う際の空間スケールの設定にも重要な知見だろう。

はじめに

近年の気候変動にともないフェノロジーがどのように変化するかは、生物の分布や個体群動態を変化させる大きな問題である (IPCC, 2007)。フェノロジーの変化は、種内・種間相互作用の期間や強度を規定することを通して個体群動態に影響する。例えば捕食－被食関係は、捕食者にとっての最適な被食者サイズや発生段階があるため、フェノロジーと個体の発生を通じてある特定の時期にしか結ばれない (Yang & Rudolf, 2010)。標高や緯度などの地理的スケールに沿って、種内のフェノロジーに生息地間で変異があることは一

般的だが、近年、比較的小さな空間スケールの中にも生息地間のフェノロジーの変異は存在することがわかってきた (例えば Ruff et al., 2011)。そのようなフェノロジー変異が存在する時、その種を餌生物とする消費者が生息地間を効率的に移動することで採餌可能な期間を引き延ばすことがある。例えば、アラスカに生息するヒグマは、遡上するサケ類を効率的に捕食するために河川間を移動する (Deacy et al., 2016)。このような餌生物のフェノロジーに駆動された移動は、植物の萌芽を追うように移動するトナカイなど、様々な消費者に知られている (Post et al., 2008)。

捕食－被食関係において、捕食者がどの程

度効率的に被食者の生息地間を移動するかは、生息地内・地域全体の被食者の生存率に大きな影響を与えると考えられる。特に、捕食者が被食者の中でも特定の体サイズや発生段階にある個体しか捕食することができず、種間相互作用の結ばれる期間が短い場合、捕食者の移動パターンは被食者の生存に大きな影響を与えるだろう。なぜなら、ある時間で捕食者が食べられる被食者の数は限られており、捕食者がある生息地に滞在する間に他の生息地の被食者は捕食を逃れられる体サイズ・発生段階まで成長できる可能性があるからである。生息地間が離れている場合は捕食者が最適な被食者を探して各生息地を行き来するコストが生じることで、地域全体での被食者の生存率はさらに上昇すると予想される。特に、小さな幼生や卵のように生活史の初期で捕食に対して脆弱な被食者は、生息地間で繁殖を同調させることによって移動する捕食者に対する生存率を上昇させるかもしれない (Ims, 1990)。上記のように、小さな空間スケールの被食者フェノロジー変異によって捕食者の移動パターンが規程され、被食者の生存率を決めるという機構は自然界に普遍的であると考えられる。しかし、小スケールのフェノロジー変異は定量化されることが少なく、捕食者の移動パターンを確認することも難しいため、実証研究はほとんどない。本研究では、京都府北部の京都大学フィールド科学教育研究センター芦生研究林(以下芦生研究林)に点在する池でのモリアオガエル *Rhacophorus arboreus* の繁殖フェノロジーを、2014年から4年間に渡って定量化した。また、このような小さな空間スケールでのフェノロジーが生息地間で同調することで、捕食者であるアカハライモリ *Cynops pyrrhogaster* の移動が非効率的になり、モリアオガエルのオタマジャクシの生息地内・地域全体の生存率を上昇させるという仮説を野外

実験によって検証した (Takahashi & Sato, 2017)。今回の報告ではこの実験結果の一部を報告する。

調査方法

野外観察

2014年から2017年の5月から8月まで、芦生研究林(北緯35度19分、東経135度43分、標高355~959m)で調査を行った。櫃倉谷、内杉谷、下谷、上谷に点在する23ヶ所の池(2.4~48.6m²)を1~15日ごとに訪れ、卵塊を数えた(図1)。産卵された日付を識別するため、確認した卵塊には小さな旗を差した。旗が差せない場所に産卵された卵塊については写真を撮り、位置を記録した。2017年の7月に、それぞれの池の全長と1~6ヶ所の横幅を測定することで、面積を測定した。各年の池間の繁殖フェノロジーの変異を調べるために、各池の繁殖フェノロジーのピークを評価した。各年について、観察開始からの日数、池の識別番号、その交互作用を説明変数とし、ある年の池で産卵された総卵塊数に対する既に産卵された卵塊数の累積比率を応答変数とし、ロジット関数をリンク関数とした二項分布の一般化線形モデルを用いて解析した。このモデルにおいて累積比率が50%に到達する日付を各池の産卵のピークとした。以下、全てのデータ解析にはR (3.10)を用いた。

野外実験

2014年の5月から9月にかけて、芦生研究林の圃場において野外実験を行った。塩ビパイプとブルーシートを用いてエンクロージャー(縦×横×高さ=1.5×1.0×0.5m)を制作し、エンクロージャーの中には池を模して60Lの桶(縦×横×高さ=0.7×0.4×0.2m)を約0.5m(0.48±0.05m, 平均±標準偏差)離して2つ設置した(図2a, b)。

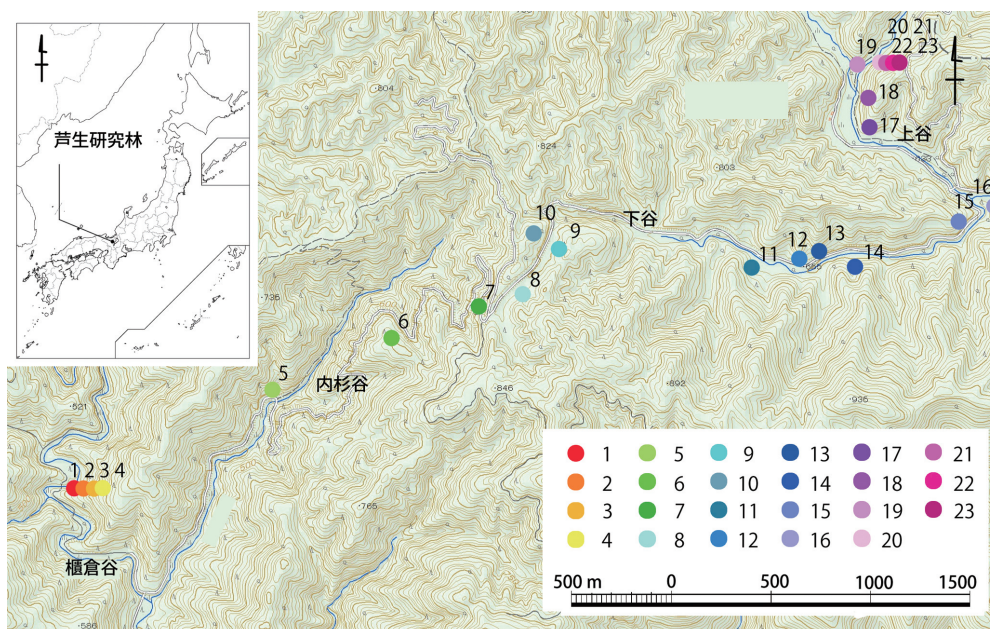


図1. 観察を行った25個の池の芦生研究林内における位置. 凡例に示した数字は池の識別番号を示す. 国土地理院の電子地形図25000を用いた.

桶と桶の間はメッシュサイズ10mmのプラスチックネットを折り曲げて橋を作り、アカハライモリが桶と桶の間を自由に移動できるようにした。桶にオタマジャクシを導入するタイミングについて、(1) どちらの桶にも早い時期に入れる（以下EE処理）、(2) どちらの桶にも遅い時期に入れる（以下LL処理）、(3) 片方の桶には早い時期に、もう片方には遅い時期に入れる（以下EL処理）、(4) どちらにも入れない（以下CC処理）の4つの処理を設け、1つの処理に対して10繰り返しを設けた。6月24日に早い時期のオタマジャクシを桶に導入し、7月17日に遅い時期のオタマジャクシを桶に導入した（図2c）。このオタマジャクシの導入タイミングは芦生研究林での野外の産卵時期のピークと、遅い産卵時期に当たる（Takahashi & Sato, 2015）。オタマジャクシは野外の卵塊密度を参照し、各桶におよそ0.5個の卵塊分である200匹ずつ導入した（密度＝1.78

個／m², Kusano et al., 2005)。エンクロージャーの中には早い時期のオタマジャクシ導入の5日前にオスのアカハライモリを1匹導入し、エンクロージャー内の2つの桶で自由に採餌ができるようにした。

実験期間の内、6月24日から7月16日の23日間をE期間、7月17日から8月9日の24日間をL期間とした。実験中のアカハライモリの各桶での滞在日数を調べるため、1日1回、各エンクロージャーのアカハライモリの位置を確認した。各期間の終わりと、L期間の終了時から23日後の9月1日に各桶のオタマジャクシを全て捕獲し、生存数を数えた。

データ解析について、同調性がアカハライモリの各桶の滞在時間にどのような影響を与えるかに関して、E期間中とL期間中のアカハライモリの各桶の滞在日数を用いて検討した。ある桶に対する処理は、隣接する桶との導入の同調性と導入

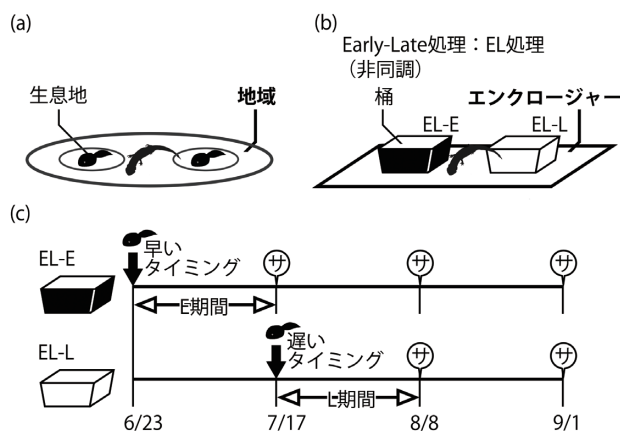


図 2. 野外実験の概念図. Takahashi & Sato (2017) を一部改変. (a) 空間構造のある自然生息地. (b) 自然の生息地を模した野外実験; EL はエンクロージャーへの処理, EL-E, EL-L は EL 処理エンクロージャー内のタンクの処理を指す. (c) 実験のタイムスケジュール; 図中の「サ」はオタマジャクシの数を数えたタイミングを表す.

された期間によって表した。例えば、EE 処理の 2 つの桶はどちらも同調しており、早い時期に導入された桶である（以下 EE-E 桶）。EL 処理の桶はどちらも非同調で片方は早い時期に導入された桶、もう片方は遅い時期に導入された桶である（以下 EL-E 桶, EL-L 桶）。同調性（同調／非同調）、時期（早い時期／遅い時期）、これらの交互作用を説明変数に、アカハライモリの各桶での滞在日数を応答変数とし、対数関数をリンク関数とした負の二項分布の一般化線形モデルを用いて解析した。説明変数の有意性は、交互作用を考慮した尤度比検定で検証した（R パッケージ `car`）。有意水準 α は 0.05 とした。また、同調性がそれぞれの生息地のオタマジャクシの生存数にどのように影響を与えるかに関して、E 期間と L 期間の終了時の、エンクロージャー内の 2 つの桶のそれぞれの生存数を用いて検討した。同調性と時期、これらの交互作用を説明変数に、桶のオタマジャクシの生存数を応答変数とし、対数関数をリンク関数とした負の二項分布の一般化線形モデルを用いて解析した。説明変数の有意性は、交互作用を考慮し

た尤度比検定で検証した。最後に、同調性が地域全体のオタマジャクシ生存数にどのような影響を与えるかに関して、L 期間終了時と L 期間から 23 日後の、エンクロージャー内の 2 つの桶の生存数の合計を用いて検討した。L 期間終了時の評価のみでは、E 期間に導入されたオタマジャクシに対して L 期間に導入されたオタマジャクシは捕食を受けた日数が短い（E 期間；23 日 + 24 日, L 期間；24 日）。そこで、L 期間に導入されたオタマジャクシが E 期間に導入されたオタマジャクシと同じ日数捕食を受けた際の生存数として、L 期間から 23 日後のオタマジャクシ数を評価した。エンクロージャーに対する 3 つの処理（EE / LL / EL）を説明変数、最終的なオタマジャクシの生存数を応答変数とし、対数関数をリンク関数とした負の二項分布の一般化線形モデルを用いて解析した。処理の効果が有意だった場合、Tukey の多重比較を行った（R パッケージ `multcomp`）。桶の中の環境や他のサンプリング項目などの野外実験の詳細に関しては Takahashi & Sato (2017) を参照のこと。

結果

野外観察

芦生研究林において、モリアオガエルの繁殖は5月12日（2015年）から8月13日（2015年）にかけて行われていた。それぞれの池の繁殖フェノロジーのピークは池間で異なっており、最大で21.3日（2015年）～26.3日（2014年）ずれていた（図3）。芦生研究林全体で確認された卵塊の年ごとの総数は、322個（2014年）～574個（2016年）であった。2017年の各池の産卵された卵塊数を密度に換算すると、0.53個/m²（池5）～5.59個/m²（池4）であった。芦生研究林全体の産卵数に占める各池の産卵数の割合はほとんど変化せず、それぞれの池で産卵された卵塊数の年間の相関係数は高かった（R² = 0.94～0.96）。

野外実験

アカハライモリの各桶での滞在時間は、オタマ

ジャクシの池間の同調性に強く影響された（同調性： $\chi^2 = 20.3$, $p = 0.001$ ；図4）。E期間では平均的にEE-E桶よりもEL-E桶に、L期間ではLL-L桶よりもEL-L桶に長く滞在した。アカハライモリは平均的にE期間の方がL期間よりも長く桶に滞在したが（時期： $\chi^2 = 4.0$, $p = 0.04$ ），同調性の効果は期間によって違いはなかった（交互作用： $\chi^2 = 0.001$, $p = 0.97$ ）。それぞれの桶の生存数に関して、隣接する桶と同調してオタマジャクシが導入された桶は、同調していない桶よりもオタマジャクシの生存数が多かった（同調性： $\chi^2 = 11.8$, $p = 0.001$ ；図5）。生存数はE期間でL期間よりも多く（期間： $\chi^2 = 9.5$, $p = 0.002$ ），桶間の同調性がオタマジャクシの生存に及ぼす影響はE期間で強かった（交互作用： $\chi^2 = 4.2$, $p = 0.04$ ）。

2つの桶の生存数を合計した生存数に関して、L期間の終了時ではL期間にオタマジャクシを導入した桶が多い処理ほど多かった。すなわち、

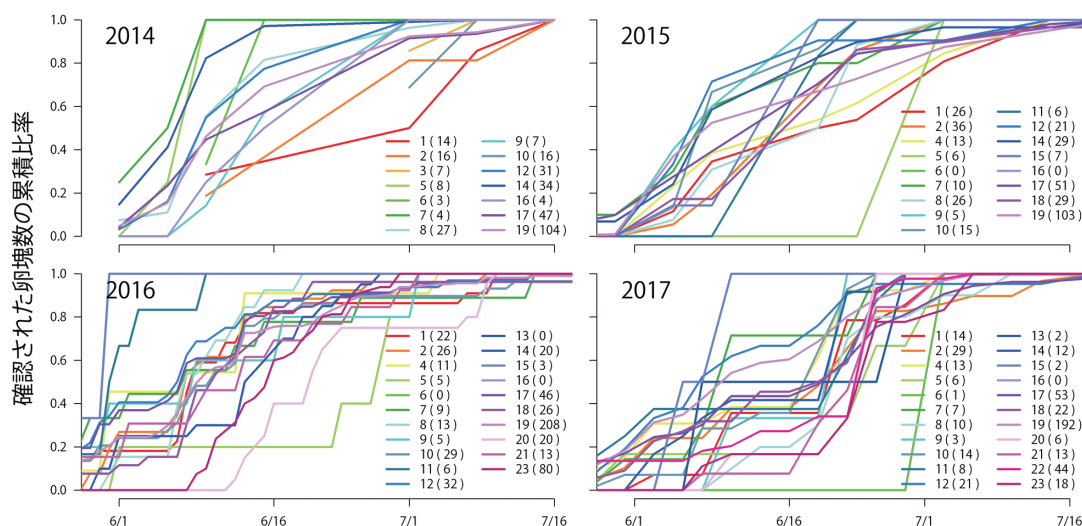


図3. 確認された卵塊数の累積比率の推移。括弧内の数字は各池で確認された卵塊の個数を表す。各池を表す色は図1の円と対応する。2014年の図に関しては Takahashi & Sato（2015）を一部改変。

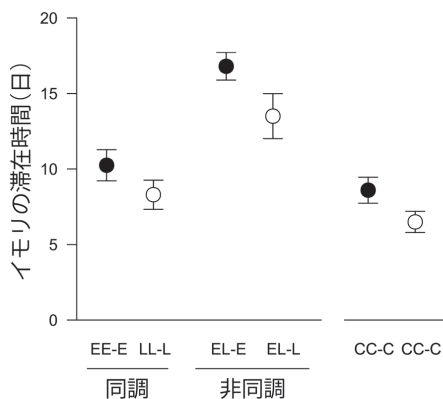


図 4. 隣接する桶との同調性と期間の処理がアカハライモリの各桶での滞在時間に与えた影響. 平均±標準誤差. 白丸と黒丸はそれぞれ, E 期間と L 期間の滞在時間を表す (桶の種別については調査方法の項も参照). Takahashi & Sato (2017) を一部改変.

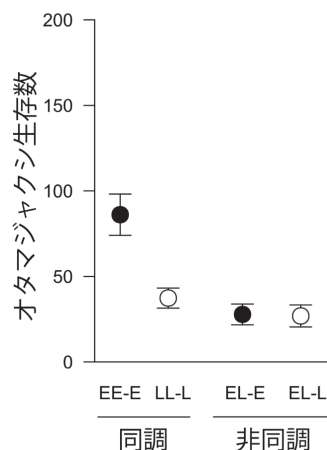


図 5. 隣接する桶との同調性と期間の処理が各桶のオタマジャクシの生存数に与えた影響. 平均±標準誤差. Takahashi & Sato (2017) を一部改変.

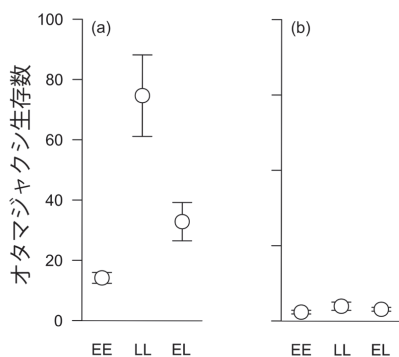


図 6. 同調性の処理がエンクローチャー内のオタマジャクシの総生存数 (2 つの桶の合計) に与えた影響. 平均±標準誤差. Takahashi & Sato (2017) を一部改変. (a) L 期間終了時. (b) L 期間終了から 23 日後.

LL 処理が最も高く, 次いで EL 処理が高かった (EE 処理 vs. EL 処理, $z = -3.3$, $p = 0.003$; LL 処理 vs. EL 処理, $z = 3.3$, $p = 0.003$; EE 処理 vs. LL 処理, $z = 6.5$, $p = 0.001$; 図 6a)。しかし, L 期間の終了から 23 日後には, 処理による違いは認められなかった ($\chi^2 = 3.2$, $p = 0.20$; 図 6b)。

考察

野外観察では, 芦生研究林のモリアオガエルの繁殖フェノロジーのピークは池間で 3 週間以上のばらつきがあることが 4 年間にわたって示された。地域全体で見られた卵塊の総数には年ごとにばらつきがあったが, これは野外における実際の年変動を反映しているというよりは, 観察を行った頻度が年ごとに異なるために生じた人為的現象と考えられる。実際に, 観察頻度が低かった 2014 年は観察された卵塊数が少なく, 観察頻度が高かった 2016 年度は卵塊数が多くなる傾向があった。卵塊が自然と孵化し落下するには 9 ~

23 日程度の時間がかかるが（高橋，未発表），池上に産卵された卵塊はすぐにアカハライモリに捕食されてしまう。そのため，観察する日間隔が開くと，卵塊数が過小評価されるためだろう。一方で，毎年の各池の産卵数には強い相関が見られ，地域全体で観察された卵塊数に対する各池で観察された卵塊数の割合は 4 年間でほとんど変化がなかった。モリアオガエルも多くの両生類と同様に，産卵の際に産まれた池に戻ってくることが報告されている（戸田，2014）。しかし，池間では面積辺りの卵塊数の変異も大きいことや，今回観察された池の一部は極めて水位変動の大きな環境であり，時には乾燥のために全てのオタマジャクシが全滅することを考えると，この結果は興味深い。今後は気温や降水量等の物理的環境条件や，繁殖同調に関わる社会的な環境条件等との関係から（Wells, 2007），フェノロジーの池間変異や産卵数の時間的・空間的相関が生まれる至近要因とその個体群動態への帰結を検討することが課題であろう。

野外実験では仮説通り，生息地間の繁殖フェノロジーが同調することによって捕食者は各生息地に滞在する時間が短くなり，その結果，各生息地の被食者の生存数は多くなることが示された。同調する処理がオタマジャクシ生存数に与える影響は時期によって異なり，E 期間の方が高いことがわかった。これは，自然の死亡率が E 期間に比べて L 期間の方が高く，同調性が生存率に与える正の影響を打ち消してしまったためと考えられる（Takahashi & Sato, 2017 を参照）。親の繁殖の季節的なタイミングは，次世代の個体が生活史の初期に受ける生理的なコストを決める。例えば，オタマジャクシは，生活史の初期に経験する高温ストレス等によって負の影響を受ける可能性がある（Smith-Gill & Berven, 1979）。そのため，繁殖フェノロジーが同調することの重要性は，同調

が起こる季節的なタイミングにも依存するのかもしれない。また，生息地間の繁殖フェノロジーの同調が生存率に与える正の影響は，地域全体には波及しなかった。すなわち，L 期間終了時のエンクロージャー全体の生存数は，L 期間に多くのオタマジャクシが導入された処理ほど多く，L 期間終了時から 23 日後には処理の効果が見られなかった。このような結果は，実験期間を通してアカハライモリにとってオタマジャクシが捕食可能な体サイズのままだったためであると考えられる（Takahashi & Sato, 2017 を参照）。オタマジャクシの成長率が低かったことは，桶内の生産性が野外と比べて低かったことに起因すると考えられる。これは野外で見られる現象とは異なるが，この実験結果は繁殖フェノロジーの同調性が生存に与える影響は，生息地の環境にも依存することを示唆している。

今回の研究では，京都府北部の芦生研究林において複数の生息地におけるモリアオガエル繁殖フェノロジーの変異について定量化を行った。その結果，調査地のモリアオガエルの繁殖フェノロジーは各年，各池に変異をもつことがわかった。また，このような小さな空間スケールでのフェノロジーの変異は，相互作用する捕食者であるアカハライモリの生息地間の移動を引き起こし，その結果としてモリアオガエルの個体群動態を規定することが示唆された。高い移動性をもつ生物は高い栄養段階に位置することという一般的な傾向を考えると（Rooney et al., 2008），今回の研究で示されたような，餌生物の空間的フェノロジー変異によって消費者の生息地間移動が駆動されるような生物間相互作用は多くの系に普遍的であると考えられる。このような小さな空間におけるフェノロジー変異とそれに起因する消費者の移動を考慮することは，自然保護地域の空間スケールを決める際にも重要であると考えられる（Massol et al.,

2011)。今後の課題として、このような小さな空間スケールにおけるフェノロジーの変異が長期的な捕食－被食関係の個体群動態にどのように影響するか調べていきたい。

謝辞

野外調査・野外実験では京都大学の徳地直子教授、伊勢武史准教授、中川光特定助教、芦生研究林職員の皆様、および神戸大学の佐藤研究室の皆様にご協力を頂いた。三重大大学の金岩稔准教授はデータ解析に関する助言を頂いた。本研究の一部は関西自然保護機構の2014年度研究助成、文部科学省科学研究費（若手（A）24687003）の助成を受けて遂行された。ここに記し深く御礼申し上げます。

引用文献

Deacy, W., W. Leacock, J. B. Armstrong & J. A. Stanford. 2016. Kodiak brown bears surf the salmon red wave: Direct evidence from GPS collared individuals. *Ecology*, 97 : 1091-1098.

Ims, R. A. 1990. On the adaptive value of reproductive synchrony as a predator-swamping strategy. *The American Naturalist*, 136 : 485-498.

IPCC. 2007. *Climate Change 2007 Synthesis Report*. 112pp. IPCC, Geneva.

Kusano, T., A. Sakai & S. Hatanaka. 2005. Natural egg mortality and clutch size of the Japanese treefrog, *Rhacophorus arboreus* (Amphibia: Rhacophoridae). *Current Herpetology*, 24 : 79-84.

Massol, F., D. Gravel, N. Mouquet, M. W. Cadotte, T. Fukami & M. A. Leibold. 2011. Linking community and ecosystem dynamics through spatial ecology. *Ecology Letters*, 14 : 313-323.

Post, E., C. Pedersen, C. C. Wilmsers & M. C. Forchhammer. 2008. Warming, plant phenology and the spatial dimension of trophic mismatch for large herbivores. *Proceedings of the Royal Society B*, 275 : 2005-2013.

Rooney, N., K. S. McCann & J. C. Moore. 2008. A landscape theory for food web architecture. *Ecology Letters*, 11 : 867-881.

Ruff, C. P., D. E. Schindler, J. B. Armstrong, K. T. Bentley, G. T. Brooks, G. W. Holtgrieve, M. T. McGlaufflin, C. E. Torgersen & J. E. Seeb. 2011. Temperature-associated population diversity in salmon confers benefits to mobile consumers. *Ecology*, 92 : 2073-2084.

Smith-Gill, S. J. & K. A. Berven. 1979. Predicting amphibian metamorphosis. *The American Naturalist*, 113 : 563-585.

Takahashi, K. & T. Sato. 2015. Temporal and spatial variations in spawning of the forest green tree frog (*Rhacophorus arboreus*) in a mountainous area. *Herpetology Notes*, 8 : 395-400.

—— & —— . 2017. Spatial variability in prey phenology determines predator movement patterns and prey survival. *Aquatic Ecology*, 51 : 377-388.

戸田光彦. 2014. 個体群の動態からみた爬虫類・両生類の保全生態学的研究－侵略的外来種グリーンアノールと保全対象種モリアオガエルの事例－. (金沢大学博士論文).

Wells, K. D. 2007. *The Ecology and Behavior of Amphibians*. 1400pp. University of Chicago Press, Chicago.

Yang, L. H. & V. H. W. Rudolf. 2010. Phenology, ontogeny and the effects of climate change on the timing of species interactions. *Ecology Letters*, 13 : 1-10.

報 告

奈良公園におけるカスミサンショウウオの生息状況

近畿大学農学研究科環境管理学科

澤 畠 拓 夫 *

近畿大学農学研究科環境管理学科

千 田 海 帆

近畿大学農学研究科環境管理学科

瀬 口 翔 太

The inhabiting situation of the Japanese clouded salamander, *Hynobius nebulosus*, in the Nara Park. Takuo Sawahata*, Kaiho Senda and Syota Seguchi (Department of Environmental Management, Faculty of Agriculture, Kindai University)

We conducted a survey on the inhabiting situation of the Japanese clouded salamander, *Hynobius nebulosus* in the Nara Park. Although we conducted field surveys in 42 ponds and paddies, only one juvenile was found in Kasugayama area. The lowering of the water level, invasion of alien species (bullfrog and red swamp crawfish), degradations of soil environments caused by trampling and grazing on leaf litter by Shika deer have been occurred in the habitats of the salamander in Kasugayama area. A new conservation measure was needed to deal with these problems.

Keywords : alien species, *Hynobius nebulosus*, Kasugayama, Nara Park, red data animals

要旨：奈良公園のカスミサンショウウオの生息状況について調査を行なった。計42の止水域を踏査したが、春日山で幼体1個体を確認したのみであった。春日山における本種の生息地では、池の水位の低下、ウシガエルやアメリカザリガニなどの外来種の侵入、ニホンジカによるリターの摂食と踏圧による土壌環境の悪化等が起きつつあり、これらを踏まえた新たな保全策が必要である。

キーワード：外来生物、カスミサンショウウオ、春日山、絶滅危惧種、奈良公園

はじめに

カスミサンショウウオ (*Hynobius nebulosus* (Temminck et Schlegel)) は文政年間にシーボルトらによって採取された長崎県産の標本に基づき、シュレーゲルによって記載された、全長60mmから130mmほどの止水性小型サンショウウオである(日高ほか, 1996; 内山ほか, 2002; 藤原ほか, 2011)。日本の固有種で、愛知県以西に分布し、1月～3月に水田や池などに産卵する(日高ほか, 1996)。卵塊はバナナもしくはコイルのような形状をしており、片側に25～70個の卵が詰まって

いる。卵は3～4週間ほどで孵化し、幼生は目の前を動くものに反応して丸呑みにするため幼生期の餌動物は水生生物の他、幼生同士の共食いも起こる(日高ほか, 1996)。本種とよく似た止水性サンショウウオであるトウキョウサンショウウオ (*Hynobius tokyoensis* Tago) の幼生期の餌動物についての胃内容物調査の結果、共食いによる同種、ユスリカ幼虫、巻貝等が主に観察されている(草野・川上, 1999)が、本種についての学術的知見は僅かである。カスミサンショウウオの幼生は7～8月には変態して陸上生活に移行する(日高ほか, 1996; 藤原ほか, 2011)。陸上では森林内の

湿度が高い倒木や落ち葉の下で生活し、その後2年程で成熟して産卵池に出現すると考えられているが、繁殖期以外の行動についてはあまり研究がされておらず不明な点も多く残されている。成体も幼生期と同様に目の前で動くものに反応する待ち伏せ型の捕食者で、多足類・クモ類・ワラジムシ亜目・ミミズ類・ヨコエビ類等の土壌動物を捕食している (Ihara & Fujitani, 2005)。幼生期の天敵はヤゴをはじめとする肉食性の水生昆虫やイモリの成体・アメリカザリガニなどの捕食で、上陸後はイタチ類やサギ類に捕食されている可能性が高い (日高ほか, 1996; 飯塚・永野, 2014)。本種は、かつて愛知県以西の西日本に広く分布したが、近年の棚田の耕作放棄や森林開発、水域環境の改変に伴い産卵場や生息地が激減し、環境省では絶滅危惧Ⅱ類に指定している (URL: http://www.biodic.go.jp/rdb/rdb_f.html 2017.11 参照)。

奈良県下のカスミサンショウウオは、かつては奈良市の丘陵地や平地にも多数生息し「ハタケドジョウ」と呼ばれ親しまれていたが開発等により絶滅に瀕する状態となったと奈良公園史に記述されている (谷, 1982)。このような状況下において、奈良県ではレッドデータブックで本種を絶滅寸前種に指定し (奈良県レッドデータブック策定委員会, 2006; 奈良県レッドデータブック改訂委員会, 2017)、2013年には「特定希少野生動植物」に指定し、保護管理事業計画を策定している (奈良県, 2013)。これによると現在確認されている奈良県下の本種の生息地は奈良県北部に限定されており、中でも奈良公園は最も古くから生息記録のある生息地とされ (奈良県, 2013)、1975年から春日大社の境内 (二の鳥居近辺) での生息記録があり、それは1982年においても健在であったことが奈良公園史で記述されている (谷, 1982)。この二の鳥居付近の個体群は、1994年に奈良教育大学で出版された「奈良公園の自然」の中でも

多数の卵塊が観察され健在であったことが記述されている (井上, 1994)。しかしそれから20年近く経った2013年、奈良県により出された報告書によると、本種は二の鳥居から南門までの間から姿を消し、卵塊と成体が確認されたのは若宮神社付近のみであると記述されている (奈良県, 2013)。これらの記録から、奈良公園の本種の生息地と繁殖個体数はこの20年間で大きく減少したと考えられる。奈良市全体では、開発行為などが生息地と生息個体数の減少の原因とされている (谷, 1982; 奈良県, 2013) が、奈良公園や春日大社、春日山では開発行為は該当しないことから、何か別の原因で本種の減少が起きていると考えられる。井上 (1994) は「奈良県の自然」の報告の中で、本種の繁殖池にウシガエル成体が生息しており、捕食圧を与える可能性についても記述している。また前迫 (2013) はニホンジカによる影響で春日山の森林環境が変貌を遂げ、生物多様性に甚大な影響を及ぼしつつあることを示しており、同様に奈良県による平成24年度の「特定希少野生動植物カスミサンショウウオ保護管理事業計画策定調査業務報告書」では、ニホンジカ、イノシシ、人の侵入による生息地の破壊が、奈良公園の個体群を危機的現状に追い込んでいる可能性を指摘している (奈良県, 2013)。

近年、日本各地でニホンジカが著しく増加しており、これによる森林生態系へのインパクトが懸念されている (例えば湯本・松田, 2006; 依光, 2011; 前迫, 2013)。増加したニホンジカによる採食で、林床植生およびリターが消失し、表土の流失等が生じている例も指摘されており (例えば湯本・松田, 2006; 依光, 2011)、林床環境への少なからぬインパクトが懸念される。林床はサンショウウオの生息場所であり食料の供給源でもあることから、林床環境の変化によっては深刻な影響を受ける可能性がある。本種とよく似た性質を

もつトウキョウサンショウウオは、林床でミミズ、ワラジムシ、ヨコエビ、イシムカデ、ジムカデ、ヤスデ類を捕食している（伊原，1998；Ihara & Fujitani, 2005）とされ、飼育実験下では、フトミミズを好んで摂食し、ツリミミズを忌避すると報告されている（伊原，2009）。したがって、これらの土壤動物の個体数の減少や種組成、群集構造の変化は、土壤中の捕食者である本種にも影響を及ぼす可能性が高い。ニホンジカの増加による土壤動物への影響に関する知見は限られているが、ニホンジカの摂食によるミヤコザサ現存量の低下は、フトミミズの個体数増加やオサムシの群集構造の変化、ササラダニなどの中型節足動物の個体数減少を引き起こすと報告されている（伊藤ほか，2007；上田ほか，2009；関・小金澤，2010）。またシカ柵の設置によりニホンジカ等の大型哺乳類の影響を排除すると土壤動物の個体数が増加する（オ木ほか，2010）。したがって、世界有数のシカ密度を誇る奈良公園においても、土壤動物群集への影響は少なからず出ている恐れがある。

そこで本報では、奈良公園におけるカスミサンショウウオの保全と個体数減少の原因究明に向け、1) 本種の生息状況、2) 園内の水辺付近の林内のリターの厚さと土壤動物群集の2項目について調査を行った結果について報告する。

材料及び方法

調査地と調査期間

奈良公園を人為の影響を強く受けた公園的環境が広がる公園地区と深林が広がり自然環境が残されている春日山地区の2つに区分し、国道369号線と奈良春日野国際フォーラム、春日大社正門に挟まれた地区を公園地区、それよりも山側を春日山地区とした。調査期間は、2014年4月1日から2015年3月31日までとした。

カスミサンショウウオの生息状況調査

2013年に奈良県の定めたカスミサンショウウオの保護管理事業計画報告書に記載された水辺を中心に、園内の止水域を踏査して卵塊探査を主とした調査を行った。基本的には目視により調査を行ったが、必要に応じて、熊手や手網などを用いた確認も行った。

公園地区のリターの厚さと土壤動物個体数密度

公園内において池付近に林が存在する2箇所（荒池周辺と奈良春日野国際フォーラム付近）を選びリターの厚さと土壤動物の個体数密度について調査を行った。リターの厚さはノギスで調査地ごとに10箇所計測した。さらに20cm四方の枠によりリターを採取し、ハンドソーティングおよびツルグレン装置で大型土壤動物を採取し、個体数を調べた。

結果

公園地区のカスミサンショウウオの生息状況

2013年に奈良県の行った特定希少野生動植物カスミサンショウウオの保護管理事業計画策定調査業務報告書に記載された15箇所の止水域のうち、13箇所の池を探索したが、本種の生息は確認できなかった。13箇所の池のうち、8箇所ではコイなどの魚類が見られ、3箇所では魚の姿は確認されなかったが、池の周囲が森林でなく芝地や庭園になっていた（図1AとB）。それ以外の2箇所の池では付近に森林があるか林地に面していたが、リターは薄く（図3A）、本種の生息できそうな環境ではなかった。カスミサンショウウオ以外で観察された両生類はウシガエル、ヌマガエル、シュレーゲルアオガエルの3種であった。

以上を踏まえ、調査報告書に記述のない止水にも調査対象を広げ、萬葉植物園内および奈良春日



A



B



C

図 1. 公園地区で見られた池. A と B : 魚はいないが池の周囲に隠れる場所はない. C : カスミサンショウウオの繁殖ができそうな池だが、隣接した森林とは道路で隔離されている.



A



B

図 2. 放棄水田 (棚田跡). A : 陸地化した部分にはナンキンハゼ群落が形成される. B : ところどころに水溜りがあるもののカスミサンショウウオの卵塊や幼生は確認できなかった.

野国際フォーラム敷地内の池を目視により調べた。ここでは本種の繁殖が可能に見える水辺環境がいくつかみられたものの (図 1C), 周囲に十分な広さの森林が存在せず, 本種の生息も確認できなかった。二月堂周辺には, 放棄された棚田とため池などもあり, 本種の繁殖も可能な環境であったが, 池にはコイがおり, ウシガエルとトノサマガエルが, 放棄水田ではシュレーゲルアオガエルが観察されたのみで, 本種の生息は確認されなかった (図 2A と B)。

公園地区のリターの暑さと土壤動物個体数密度

園内における林内樹下のリターの堆積は 5mm

～2cmと全体的に薄く、落ち葉に混じってシカの糞が散見された（図3A）。大型土壌動物相は非常に貧弱で、公園内の2箇所で3サンプルずつ

採取したリターからはハエ目幼虫（平均密度は $1250 \pm 625\text{m}^{-2}$ と $1458 \pm 361\text{m}^{-2}$ ）が得られたのみであった。



A



B



C

図3. リターの薄い林床。A：公園地区内の林床、リターは薄くシカのフンが混じる。B：春日大社境内のシカ柵内の林床。C：春日大社境内のシカ柵の外の林床。落葉が摂食され土や石礫が露出している。

春日山地区のカスミサンショウウオの生息状況

2013年の調査報告で本種の繁殖が確認されていた止水10箇所のうちの8箇所を調査した結果、新池付近で幼体が1個体確認できた（図4）のみで、それ以外の全ての止水域において本種の生息は確認できなかった。また、8箇所の池の2箇所は水が完全に枯れたか、枯れかけている状態となっており、他の3箇所の池ではコイなどの魚が存在していた。若宮神社前の集水桝にはウシガエルの子体2個体とアメリカザリガニ27個体が確認された（図5）。報告書で本種の成体と卵塊が確認された2つの小池は、池の周囲は森林に囲まれている比較的良好な環境であり、ウシガエルやアメリカザリガニの侵入は観察されなかったものの、水位はかなり低く、危機的な状態であった。春日奥山道路と春日山遊歩道沿いにある止水域にもウシガエルが広く生息していた。春日大社境内の林床では、リターの薄い場所が散見され、シカ柵の中

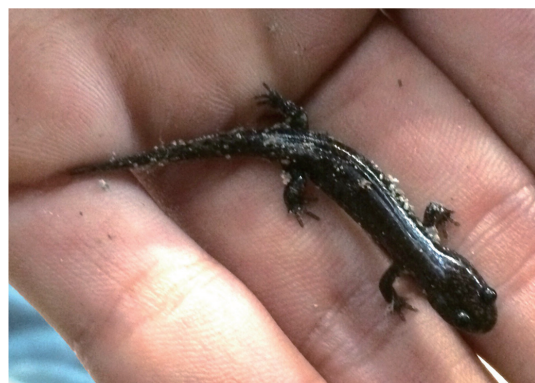


図4. 新池周辺で確認されたカスミサンショウウオの幼体。

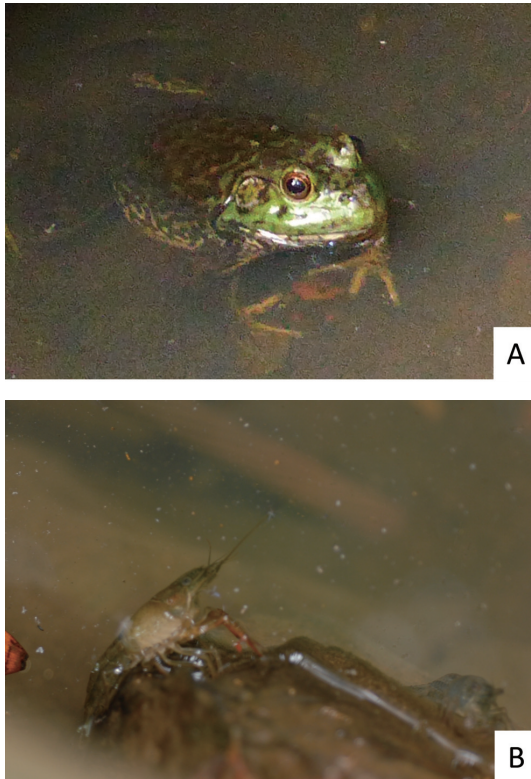


図 5. 春日大社境内の若宮神社前の集水樹で観察された外来生物。A：ウシガエルは成体のみで幼生は見出せなかった。B：アメリカザリガニは大小さまざまなサイズが見られ、明らかに定着し繁殖していた。

と外とを比較すると、違いは明らかであった（図 3B と C）。

考察

公園地区でのカスミサンショウウオの生息状況

公園地区内でのカスミサンショウウオの生息情報は「奈良公園史」や「奈良公園の自然」にも記述されていない（谷，1982；井手，1994；井上，1994）ことから、当地区から本種が姿を消したのは最近のことではないかもしれない。本調査において、公園地区内の池の多くはサンショウウオ

の捕食者となりうるコイなどの魚類が生息し、池の周辺には本種の生息に好ましい環境が見当たらず、水辺付近の森林の林床には、サンショウウオの餌動物となるミミズ、ワラジムシ、ヨコエビ、ムカデ、ヤスデ類（伊原，1998；Ihara & Fujitani，2005）等の大型土壌動物がほとんど見当たらなかったことから、本種の生息の可能性は低いと考えられた。公園内の林床の大型土壌動物において、ミミズ、ワラジムシ、ヨコエビ、ムカデ、ヤスデ類等がほとんど見られずハエ目の幼虫のみが観察された事実は、土壌環境の悪化により恒常的な土壌生息者である無翅動物が姿を消した一方で、鹿の糞が供給されることにより一時的な土壌生息者のみが優占するような土壌動物相に変貌していることを示唆している。このような土壌動物相の変貌が有機物の分解にどのような影響を与えているのかに興味がもたれる。

奈良春日野国際フォーラムや萬葉植物園内には本種の繁殖が可能な小池がいくつか存在したが、繁殖は確認できなかった。実際、これらの池の周辺には林地が存在するもののいずれも小面積であり、道路や駐車場に分断されているのみならず、土壌動物相も貧相であった。本種と同様に、林床に生息するニホンヒキガエルや奈良県で絶滅危惧状態であるニホンアカガエルも当地区では見出せなかった。公園地区内でニホンヒキガエルやニホンアカガエルが見出せない事実はすでに井上（1994）が「奈良公園の自然」のなかで記述しており、その理由についてニホンアカガエルの繁殖に適した日当たりの良い好適な湿地帯がないためとしている。しかしながら、萬葉植物園内には水田もあり、また奈良春日野国際フォーラムや萬葉植物園内、飛火野にもニホンアカガエルやニホンヒキガエルの姿があってもおかしくない池がいくつか存在した（図 1）ものの、実際には確認できなかった。これらの事実が示すように、カスミサ

ンショウウオと同様にニホンアカガエルやニホンヒキガエルの生息が確認できていない事実は、公園地区の池周辺の林床環境が悪化していることを強く示唆するものである。

春日山地区のカスミサンショウウオ

奈良公園史（谷，1982）および奈良公園の自然（井手，1994；井上，1994）におけるカスミサンショウウオに関する記述では，春日大社の境内では以前より本種が多産することが報告されていた。しかしそれより約20年後である2013年に奈良県が公表した調査報告書では，2箇所で繁殖が確認されているのみとなった（奈良県，2013）。この報告では合計8個の卵囊を確認していることから，卵囊は4対で4個体のメスが産卵したものと考えられ，井上（1994）の最近でも多く見かけているという記述とは程遠い状態となっており，さらにその翌年に行われた本調査では卵囊も幼生も確認できない状態となっていた。これらの事実から，春日大社境内の個体群の生息状況はこの20年間に急速に悪化したことが伺われる。そして現状では，絶滅はしていないものの，個体数が著しく減少し，産卵の行われない年も生じている可能性がある。この20年間で本種の生息地にどのような悪化が起きているのかは不明であるが，現地踏査では1) 池の水位の低下，2) ウシガエル（井上，1994）やアメリカザリガニなどの外来種の侵入，3) ニホンジカによるリターの摂食と踏圧による土壤環境の悪化等が観察されている。アメリカザリガニはサンショウウオの幼生の捕食者となり得るとの報告がある（飯塚・永野，2014）が，シカによる影響については，土壤動物に負の影響を及ぼすという報告がある（伊藤ほか，2007；上田ほか，2009；才木ほか，2010）。一方でミミズを増加させ（関・小金澤，2010），サンショウウオの生息個体数にも影響を与えない（Shelton et al., 2014）

とする報告もある。シカの増加による影響は，その生態系のポテンシャルに加え，シカの個体数密度の高さと高密度状態の維持されて来た期間によっても変化すると考えられるため，1000年以上の間，シカの影響を受けてきた奈良公園での現状を他地域での状況と単純に比較することは難しく（前迫，2002，2013），奈良公園での今後の研究が望まれる。奈良県による「特定希少野生動物カスミサンショウウオ保護管理事業計画策定調査報告書」では水域の水源確保とシカ柵の設置による生息域の保護の必要性が示されている（奈良県，2013）が，ウシガエルやアメリカザリガニなどの外来の捕食者の侵入は，シカ柵や水源確保のみでは阻止できないことから，モニタリングによる監視の強化を含め，新たに対策を講じる必要があると考えられる。

まとめ

奈良公園および春日山のカスミサンショウウオは危機的状況にあり，公園地区ではほぼ絶滅，春日山地区でも極めて危機的状況にあると考えられ，早急に保全策をとる必要があると考えられた。春日山地区では1) 池の水位の低下，2) ウシガエルやアメリカザリガニなどの外来種の侵入，3) ニホンジカによるリターの摂食と踏圧による土壤環境の悪化等が起きている。奈良県による「カスミサンショウウオ保護管理事業計画」では水域の水源確保とシカ柵の設置による生息域の保護の必要が述べられている（奈良県，2013）が，これらの対策のみではウシガエルやアメリカザリガニなどの外来の捕食者の侵入は阻止できないことから，モニタリングによる監視の強化等，新たに対策を立てることが必要であると考えられる。

謝辞

本研究を遂行するにあたり、調査の許可をいただいた奈良公園管理事務所と春日大社、ならびに研究助成をいただいた関西自然保護機構に心より感謝の意を表します。

引用文献

- 藤原陽一郎・池内和也・小林真吾. 2011. 愛媛県におけるカスミサンショウウオの新産地と生息環境に関する考察. 愛媛県総合科学博物館研究報告, 16 : 59 – 71.
- 日高敏隆・千石正一・疋田 努・松井正文・中谷一宏. 1996. 日本動物大百科 5 両生類・爬虫類・軟骨魚類. 192pp. 平凡社, 東京.
- 伊原貞雄. 1998. 広葉樹林下におけるトウキョウサンショウウオの食性－胃洗浄法を用いた調査－. *Edaphologia*, 60 : 1 – 9.
- . 2009. アカハライモリ, トウキョウサンショウウオおよびアズマヒキガエルの餌としてのツリミミズの利用性. 両棲類誌, 19 : 29 – 31.
- Ihara, S. & T. Fujitani. 2005. Prey items of salamander *Hynobius nebulosus* in Nagoya and its inferred position in the soil food web. *Edaphologia*, 76 : 7-10.
- 飯塚常浩・永野昌博. 2014. オオイタサンショウウオ幼生の生存率を規定する天敵生物の解明. *ブンゴエンス*, 1 : 77 – 78.
- 井上龍一. 1994. 奈良公園の動物案内－奈良公園で特筆すべき動物を中心に－. 「奈良公園の自然」(平成4・5年度特定研究「奈良公園の動植物を教材化するための基礎的研究」編), pp. 104 – 116. 新踏社, 奈良.
- 井手 泉. 1994. 奈良公園とその付近で目視により確認した両生類. 「奈良公園の自然」(平成4・5年度特定研究「奈良公園の動植物を教材化するための基礎的研究」編), pp. 124 – 128. 新踏社, 奈良.
- 伊藤雅道・辰田秀幸・尾崎泰哉. 2007. 第5節 土壤動物と菌類 I 丹沢山地におけるシカによる環境変化が土壤動物群集へ及ぼす影響. 「丹沢大山総合調査学術報告書」(丹沢大山総合調査団編), pp. 353 – 356. 平岡環境科学研究所, 相模原.
- 草野 保・川上洋一. 1999. トウキョウサンショウウオは生き残れるか? 東京都多摩地区における生息状況調査報告書. 67pp. トウキョウサンショウウオ研究会, 東京.
- 前迫ゆり. 2002. 春日山原始林と草食保護獣ニホンジカの共存を探る. 植生学会誌, 19 : 61 – 67.
- . 2013. 世界遺産 春日山原始林－照葉樹林とシカをめぐる生態と文化－. 255pp. ナカニシヤ出版, 京都.
- 奈良県. 2013. 平成24年度特定希少野生動植物カスミサンショウウオ保護管理事業計画策定調査業務報告書. 57pp. 奈良県, 奈良.
- 奈良県レッドデータブック策定委員会. 2006. 大切にしたい奈良県の野生動物～奈良県版レッドデータブック脊椎動物編. 143pp. 奈良県森林保全課, 奈良.
- 奈良県レッドデータブック改訂委員会. 2017. 大切にしたい奈良県の野生動植物～奈良県版レッドデータブック改訂版. 791pp. 奈良県くらし創造部 景観・環境局 景観・自然環境課, 奈良.
- 才木道雄・三次充和・塚越剛史・井口和信・村川功雄・前原 忠・鈴木 牧. 2010. シカの強度影響下における広葉樹二次林の土壤動物相. 演習林 (東大), 49 : 23 – 28.
- Shelton, A. L., J. A. Henning, P. Schultz, & K. Clay.

2014. Effects of abundant white-tail deer on vegetation, animals, mycorrhizal fungi, and soils. *Forest Ecology and Management*, 320 : 39-49.
- 谷 幸三. 1982. 2 爬虫・両生・魚類. 「奈良公園史＜自然編＞」(奈良公園史編集委員会編), pp. 69 - 70. 第一法規出版, 東京.
- 内山りゅう・前田憲男・沼田健二・関慎太郎. 2002. 決定版日本の両生爬虫類. 336pp. 平凡社, 東京.
- 關 義和・小金澤正昭. 2010. 栃木県奥日光地域の防鹿柵外におけるミミズ類の増加要因ーシカによる植生改変の影響ー. *日本林学会誌*, 92 : 241 - 246.
- 上田明良・日野輝明・伊東宏樹. 2009. ニホンジカによるミヤコザサの採食とオサムシ科甲虫の群集構造との関係. *日本林学会誌*, 91 : 111 - 119.
- 湯本貴和・松田裕之. 2006. 世界遺産をシカが喰う シカと森の生態学. 212pp. 文一総合出版, 東京.
- 依光良三. 2011. シカと日本の森林. 244pp. 築地書館, 東京.

フィールドシンポジウム

「芦生天然林の再生を如何に進めるか」

企画趣旨およびシンポジウム報告

大阪産業大学大学院人間環境学研究科 前 迫 ゆ り *

Overviews on carrying out the conservation of Ashiu Research Forest under the deer pressure. Yuri Maesako* (*Graduate school of Human Environment, Osaka Sangyo University*)

はじめに

環境省によると、1978 年度から 2014 年度までの 36 年間でニホンジカ（以後、シカ）の生息分布（メッシュ調査）は約 2.5 倍に拡大している。2014 年度調査ではシカの分布割合が総メッシュ数の約 6 割を占め、2011 年度から 2014 年度までに約 1.2 倍に拡大するなど、シカ分布域の拡大傾向が続いている（環境省 HP : <http://www.env.go.jp/press/100922.html> 2017. 11 参照）。また、2009 年～2010 年に植生学会企画委員会（2011）によって実施された調査では日本の植生の約 50% がシカの影響を受けており、シカによる自然生態系への影響は大きな脅威といえる。

大型哺乳類が生息し、多様性の高い温帯林として知られる京都大学芦生研究林もその例外ではない。当研究林では集水域を守る集水域防護区を設置して森林の多様性回復とモニタリング調査・研究が行われている（井上ほか、2008；石原ほか、2012；藤木・高柳、2011；福島ほか、2013 ほか）。そこで KONC（関西自然保護機構）は、「芦生天然林の再生を如何に進めるか」をテーマに観察会とシンポジウムを開催した。なお本シンポジウムは日本生態学会近畿地区会（共催）の助成を受けて実施された（参加費無料）。

実施日：2017 年 7 月 16 日（日）

場所：京大芦生研究林

< 行 程 >

- 8 : 00 京都駅南口バスターミナル 集合
- 8 : 10 出発
- 10 : 10 芦生研究林須後事務所着
- 10 : 30 事務所発 案内：高柳敦氏（京都大学）
- 11 : 15 長治谷着
- 11 : 30 長治谷植生保護柵視察
射撃台、野田畑、アザミ保護柵、U 谷の
大規模植生保護柵の説明
- 12 : 55 昼食（シカ肉利用のジビエ弁当）
- 13 : 30 長治谷発
- 14 : 15 事務所着
- 14 : 30 シンポジウム「芦生天然林の再生を如何に進めるか」（於 芦生研究林講堂）
- 講演：「シカのいる生態系を保全するには何が
必要か」高柳敦（京都大学大学院農学研究科）
- 講演：「シカ排除試験で見えたシカが植生に及
ぼす影響」阪口翔太（京都大学大学院人間・
環境学研究科）
- 進行：前迫ゆり（KONC 運営委員 / 大阪産業大
学大学院人間環境学研究科）
- 16 : 15 フィールドシンポジウム終了
- 16 : 30 事務所発
- 18 : 30 京都駅 着 解散

当日、案内の労をとっていただくとともに、貴重な講演をいただいた京都大学高柳敦博士と阪口翔太博士に深謝する。芦生研究林関係者のみなさま、参加いただいたみなさまにも感謝したい。また多くの参加者より寄付をいただいた（総額 32,920 円）。記して厚くお礼申し上げます。

芦生研究林シンポジウム記録

(KONC ニュース 2017 年 7 月号より再掲・一部改訂)

日本各地で鹿の密度が増加し、食害や踏みつけによって、希少植物の激減、下層植物の消失と土壌流失、生物相の変化と多様性の減少などの大きな問題が発生している。「植物ヲ學ブモノハ一度ハ京大ノ芦生演習林ヲ見ルベシ」（中井，1941）と言われ、大変に豊かで多様な温帯林生態系が成立していた京大芦生研究林も、今まさにこの問題に直面している。今回の現地見学会とフィールドシンポジウムは、京都府南丹市美山町芦生に広がるこの研究林で行われた。集水域単位の大規模な防鹿柵を設置するなどの意欲的な研究と取り組みを見学し、その後、それを主導しておられるお二方のご講演を伺うことができ、大変に充実した催しとなった。

7 月 16 日（日）午前 8 時、ご後援いただいた大阪産業大学のマイクロバス等で、京都駅前を総勢 25 名で出発。午前 10 時過ぎに芦生研究林須後事務所に到着し、早速、この研究林の多様性回復プロジェクト（芦生生物相保全プロジェクト：ABC（Ashiu Biological Conservation Project））を主導しておられる高柳敦先生（京都大学大学院農学研究科）のご案内で、芦生天然林の核心部である上谷探索の起点となる長治谷へ向かった。道の両側の林床や急傾斜の斜面には鹿の不嗜好植物がまばらに生えているだけで、下層植生はほとんどなく、土壌がほぼむき出しの状態。鹿の食害が広範

囲に及んでいることをいきなり痛感させられた。

長治谷に着いた後、由良川源流の 1 つの集水域（13ha）を丸ごと防護柵で囲っているという U 谷に、歩いて向かった。その道中には、網の目合いや素材・設置時期などが異なる様々な防鹿柵が試験的に設置されており、それぞれの効果や問題点などを説明していただいた。そして、U 谷の防鹿柵の最下流部に到着。目に飛び込んできたのは青々と茂る下層植生を持った畦畔林だった。防鹿柵の中に入り、2006 年に設置してわずか 2 年～3 年で植生が劇的に回復したこと、土壌の流失が止まり溪流の水生昆虫相も大きく変化したことなどの説明を受けた。

長治谷に戻り、3 種類に調理された鹿肉の弁当で昼食。その後、須後事務所の講義室で「芦生天然林の再生を如何に進めるか」と題したフィールドシンポジウムが行われた。まず、高柳先生による「シカのいる生態系を保全するには何が必要か」、阪口翔太先生による「シカ排除試験で見えたシカが植生に及ぼす影響」という 2 題の講演が行われ、鹿密度と個体群管理の過去・現在、鹿の利用強度の違いによる植生への影響、集水域防護による生態系保全のあり方、集水域防鹿柵設置後の植生変化に関する詳細な調査結果などの話題を、多くの実証的データを基にして説明していただいた。KONC 運営委員の前迫ゆり先生の司会による質疑応答では、鹿の排除に伴う問題点の有無や芦生での生態系保全の目標などについて議論が交わされた。芦生研究林関係者の方々も含めて、総勢 29 名の参加者であった。

今回の催しを通して、鹿による食害が深刻であること、鹿密度の低減が西日本の森林生態系の保全には極めて重要であることを実感できた。ABC プロジェクトのさらなる進展を期待せずにはいられない。

（奈良大学 岩崎敬二）

芦生研究林の観察

午前中は晴天（シンポジウム以降、雨天）、集合時間の8時前には全員が京都駅バスターミナルに集合し、大阪産大を出発したバスを待つばかりという順調なスタートであった。生態学会地区会のメーリングリストにアナウンスしたこともあり、いつものシンポジウムに比べて若い方にも多く参加いただいた。京都府美山町の茅葺き集落を通過すると、ゆったりとした由良川の流れに沿って芦生研究林に到着した（図1）。すでに到着されていた高柳氏、阪口氏らと合流後、全員で挨拶を交わし、芦生研究林を歩いた。



図1. 京都府美山町（左）を通過して芦生研究林（右）に到着。

長治谷でシカの採食を回避するための植生保護柵や実験柵について説明していただく。植生保護柵内は草本類が繁茂する一方（図2）、柵外では不嗜好植物のイワヒメワラビやイグサ類など、限られた種が繁茂し（図3）、森林内の林床植生はきわめて乏しい（図4）。適湿地にはオオバアサガラ群落が見られる（図5）。これまで採食しなかったカエデ類も樹皮剥ぎされ、立ち枯れている。

芦生研究林にシカが侵入する立地に、駆除を見越して射撃台が設置されている（図6）。実際に使用する見込みは未定ようであるが、植生保護柵とシカ駆除の両輪でこの森林を守ろうとする“本気”がうかがえる。シカの定量評価のため



図2. 長治小屋の前に設置された植生保護柵。



図3. 適湿地に繁茂する不嗜好植物イワヒメワラビ群落。



図 4. ミズナラ林. 林床にはほとんど植物が生育していない.



図 5. オオバアサガラ群落.



図 6. シカを駆除するために設置された射撃台.



図 7. シカの影響実験区. シカの影響度にしたがって植生が変化している (上). 影響度が小さいエリアはススキが生長 (下).



図 8. 柵内で繁茂するアシウアザミ.

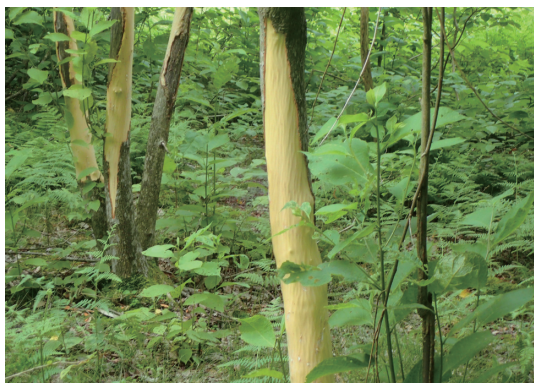


図 9. 不嗜好植物オオバアサガラに対する樹皮剥ぎ（樹皮食いを含む）。



図 10. 不嗜好植物のバイケイソウとトリカブトが生育する林床。



図 11. 開花中のバイケイソウ。

に、ネットを開放する日数を変化させる実験区が設定されている（図 7）。開放日数が少ないコードラートは草高が高いススキが繁茂しており、シカの採食によって植生が変化することがよく理解できる。

個体数が激減したアシウアザミを再生させるための植生保護柵内では、草高 1m にも生長したアシウアザミが生育していた（図 8）。オオバアサガラは不嗜好植物として 2000 年代に入って、急



図 12. 花弁をすべて食べ尽くしたバイケイソウハバチの幼虫。

激に研究林内に増加した種であるが、近年、樹皮剥ぎされるようになった。樹皮剥ぎされたばかりのオオバアサガラが多数みられた（図 9）。林床植生はいわゆる不嗜好植物が繁茂している（図 10）。その一種であるバイケイソウが開花していたが（図 11）、数個体は枯死している。今年、バイケイソウハバチの幼虫が大量発生（図 12）しているとの説明を受ける。花も葉も食欲旺盛な採食ぶりであった。

芦生研究林でもっとも広大な植生保護柵（13ha）が U 谷に設置されている（図 13）。植生保護柵を春期から積雪前までの期間に設置し、困難な集水



図 13. 集水域全体を囲んだ保護柵内の溪畔林。



図 14. 保護柵内で繁茂しているヤマアジサイ。

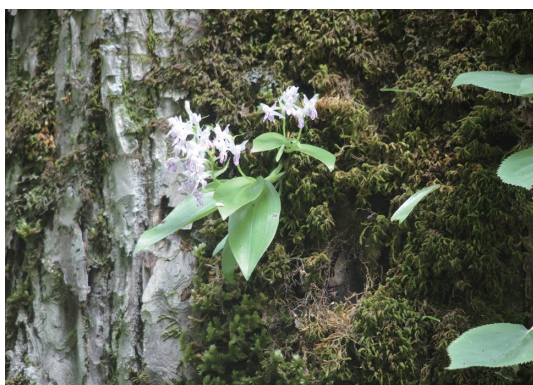


図 15. 植生保護柵内のサワグルミに着生・開花しているヒナチドリ。

域の保護にとりくんでおられる。

さて U 谷の植生保護柵内の溪畔林は、コントロール（柵外）に比べると、林床植生が豊かである（図 14）。春日山原始林では長期的なシカの採食を受けることにより、埋土種子が枯渇するというデータが得られている（前迫ほか，2017）。おそらく、シカが採食をはじめてすぐに植生保護柵を広域にわたって設置するという対策をとられたことが効を奏しているのだろう。サワグルミに着生・開花していたラン科植物ヒナチドリ（図 15）は森林生態系の健全性と再生を象徴しているかのようであった。

シンポジウム

芦生研究林のデータに基づいたご講演概要は、以下に示す通りである。

シカのいる生態系を保全するには何が必要か

シカが生態系で果たしている役割については明らかになっていないことが多い。芦生研究林で、6m × 6m の複数の方形区を柵で囲み、6 ～ 9 月の 4 ヶ月間だけ柵を開放する日数を変えてシカの採食圧を変化させた試験では、異なる採食圧下では種組成が異なることが明らかになった。例えば、ヤノネグサは、中間の採食圧（月に 8 日だけ開放）でのみ植被率が高くなった（高柳，未発表）。また、完全にシカを排除するよりも弱い採食圧（月に 2 日だけ開放）がかかると多様性指数が高くなることもあることもわかった（福島ほか，2015）。これらの結果は、シカの採食圧が均一にかかるような条件よりも、不均一な採食圧がかかる条件でより豊かな自然が形成されることを示している。豊かな自然を残すには、適性密度を探るよりも、シカと植生との相互作用を常にモニタリングし、採食圧が高すぎる場所ではそれを抑えるようにし、逆に低すぎる場所にはシカを誘導するようなきめ

細かな対応が望ましい可能性がある。

採食圧の分布は、植生衰退過程にも大きく関与している可能性がある。芦生研究林では、現在、上谷のほぼ全域で下層植生が失われているが、全域で徐々に植生がなくなっていったのではなく、植生を消失した場所が徐々に拡大したと考えられる（田中ほか、2008）。つまり、狭い範囲に過度の採食圧がかかって植生が消失することが繰り返されて広がった可能性がある。これは、シカがいる生態系で豊かな自然を残すには、その採食圧が狭い範囲に集中して起きないようにすることが重要であることを示唆している。

芦生研究林の上谷にはシカの嗜好性植物は極めてわずかししか見られないが、それでも1～5頭/km²のシカが生息している。これは、夏季には上層の落葉高木が供給する実生やその落枝で供給される新鮮な葉を食べ、それらが枯れる冬季にはエゾズブリハなどの不嗜好性常緑植物を食べて凌ぐことで可能になっていると考えられる（古田、未発表）。このような下層植生が極めて少ない状況では、わずかな個体でも大きな採食圧をもたらすため、採食圧のコントロールは難しく、植生回復のためには、シカがほとんどいない状態を長期間維持しなければならない。現在、その一手段として集水域全体を防鹿柵で囲う集水域防護試験を、集水域面積が約13haと16haの2つの谷で実施し、植生回復の方法を模索している。

シカがいる生態系を保全するには、基礎情報としてシカと生物多様性との関係を明らかにしてゆくことが大切であり、それに関するデータを取りながら、一方で、種の地域絶滅をできるだけ防ぐために防鹿柵などで保全することが必要である。

（京都大学大学院農学研究科 高柳敦）

シカ排除試験で見たシカが植生に及ぼす影響

芦生地域にはアシウスギとブナを主体とした

原生的な冷温帯林が残されている。しかし、2000年前後よりシカの影響で下層植生の衰退が進み、空き地となった空間に不嗜好性植物が拡大を始めていた。そこで2006年、芦生生物相保全プロジェクトが主体となって、下層植生の保全に基づく生態系回復試験を開始した。この試験では、ひとつの集水域（13ha）から植生保護柵を用いてシカを排除し、隣接する対照区（19ha）と比較しながら生物相や生態系機能の変化を調査している。試験開始から4年後、沢沿いの群集の種多様性が柵内で著しく増加し、普通種のみならず低頻度種についても柵内で分布を維持したことが分かった。大規模柵は設置や管理に労力を要する面もあるが、大面積を保全できるので、柵内でいちどに多種を保全したり、個体群単位で種を保全できる点で有効な手段であることが示された。

（京都大学大学院人間・環境学研究科 阪口翔太）

本シンポジウムではもっぱらシカの影響による森林の生物多様性劣化と今後の森林保全について活発に議論された。KONCが芦生研究林をテーマにシンポジウムを開催するのは2度目である。第1回目のシンポジウム内容は、1986年に発行された関西自然保護機構会誌12号に「セミナー芦生の人と自然特集」として掲載されている。当時、議論されたのは、芦生の自然の豊かさと人の関わりであり、関西電力が計画した「芦生揚水式ダム建設計画」に対する問題提起であった。1985年に生態学会が決議した要望書に研究林の重要性がつけのように明記されている。「芦生の原生林は、標高400mから959mにかけて、由良川の源流を抱くように溪流沿いに残っている。アシウスギが混交するブナ林によって特徴付けられ、尾根筋にはモミ・ツガなどの針葉樹の多い林が、溪流沿いの斜面にはウラジロガシを主体にした林が、谷筋にはトチノキ・カツラ・サワグルミからなる林が

見られる。(中略) 芦生の原生地域はまさに人間と自然の最後の接点となる自然遺産である。」

幸いにもダム建設は白紙撤回され、30年以上前に生態学の研究者が切望した「芦生の自然と人間との永続的な交流関係の樹立」に向けた営みは今なお続いていると言っていいだろう。しかし2000年代に入ってあらたな脅威となったシカの森林への影響は現在進行形であり、なかなか手強い。

日本各地で植生保護柵が設置され、植生がさまざまな挙動を示しているが、積雪前にネットを降ろす作業を繰り返しながら集水域全体を保全しているこの森林の試みは日本唯一であろう。数年前にはじめてこの実験区を見たとき、長年調査している春日山原始林の植生変化とは違い、植生の回復が著しいことに驚いた。植生保護柵実験区は保全の意味とシカの定量的評価の意味をもつが、芦生研究林集水域でのとりくみは、日本各地で実施されている植生保護柵のモニタリングデータを集約した「シカの脅威と森の未来」(前迫・高槻, 2015)を編纂するきっかけともなった。

芦生研究林ではシカの影響を低減する方策と芦生の多様な温帯林を保全する地道な研究が行われ、日々、データが蓄積されているが、森林生態系としての動きはまだわからないことも多い。シカ問題は一地域の問題ではなく、日本の自然が抱える緊急かつ重要な問題ともいえる。今後も、シカの影響に対する芦生研究林の動向を注視するとともに、地域に応じた順応的・適応的植生-シカ管理の実現に期待したい。

引用文献

藤木大介・高柳 敦. 2011. 大規模防鹿柵を用いた森林生態系保全の取り組み: 京大芦生研究林の事例 (<特集1> 野生生物保護管理の最前線

拡大するニホンジカ問題と保護管理の行方). ワイルドライフフォーラム, 15 (2): 9-10.

福島慶太郎・阪口翔太・井上みずき・藤木大介・徳地直子・西岡裕平・長谷川敦史・藤井弘明・山崎理正・高柳 敦. 2013. 特集「シカの採食圧による植生被害防除と回復」シカによる下層植生の過採食が森林の土壌窒素動態に与える影響, 日本緑化工学会誌, 39: 360-367.

——・立岩沙知子・高柳 敦・吉岡崇仁. 2015. 京都府芦生研究林におけるニホンジカによる植生被害と森林生態系への影響. 水利科学, 345: 65-83.

井上みずき・合田 禄・阪口翔太・藤木大介・山崎理正・高柳 敦・藤崎憲治. 2008. 「ニホンジカの森林生態系へのインパクト: 芦生研究林」企画趣旨. 森林研究, 77: 1-4.

石原正恵・今西亜友美・阪口翔太・福澤加里部・向 昌宏・吉岡崇仁. 2012. 芦生研究林におけるシカ排除柵によるススキ群落の回復過程. 森林研究, 78: 39-56.

前迫ゆり・高槻成紀. 2015. シカの脅威と森の未来-シカ柵の限界と有効性-. 文一総合出版, 東京.

——・曳地 穂・神崎 護・長谷川博幸. 2017. シカの採食環境における照葉樹林のギャップ年代と実生の多様性. 植生学会大会講演要旨集, 第22回: 23.

植生学会企画委員会. 2011. ニホンジカによる日本の植生への影響-シカ影響アンケート調査(2009-2010)結果. 植生情報, 15: 9-96.

田中由紀・高槻成紀・高柳 敦. 2008. 芦生研究林におけるニホンジカ (*Cervus nippon*) の採食によるチマキザサ (*Sasa palmata*) 群落の衰退について. 森林研究, 77: 13-23.

「琵琶湖岸からのメッセージ 保全・再生からの視点」

“Messages from Lake Biwa Shore: viewpoints of its conservation and restoration.” edited by Machiko Nishino, Michio Akiyama & Takuo Nakajima.

西野麻知子・秋山道雄・中島拓男（編著），サンライズ出版，248pp，定価 3,780 円（本体 3500 円＋税）（2017）

これは、琵琶湖研究所による、琵琶湖総合開発の総括なのではないか？序章にまとめられている本書の概要を読んだときに、そんな考えが頭をよぎった。読み進めていくうちに、その考えは確信へと変わっていった。

本書の基礎をなすのは、琵琶湖の湖岸について行われた2回の総合的な調査研究である。第1期の調査研究は1986年から4年間、琵琶湖研究所を中心として行われた。ちょうど評者が大学生の頃である。評者は琵琶湖の淡水魚を研究しようと、関東から京都の大学に入学した。しかし当時、琵琶湖では琵琶湖総合開発の真っ盛りで、湖岸堤建設による湖岸環境の破壊が急速に進んでいた（その経緯は本書第1章と第9章に詳しい）。このことが、当時急速に数を増やしていた外来魚オオクチバス・ブルーギルと相俟って、湖岸に生息する、あるいは湖岸で繁殖する在来魚の生息を脅かしていた。そこで評者は、琵琶湖総合開発に反対する学生サークル「琵琶湖研究会」に参加し、琵琶湖総合開発の差し止めを求める「琵琶湖訴訟」訴訟団の応援や、開発による環境影響の市民調査の手伝いなどをしていった。そして、琵琶湖総合開発を進める滋賀県の側にいて、開発の問題点を表立って指摘することのない琵琶湖研究所を「ニセ琵琶湖研」などと揶揄していたものである。

しかしまさにその頃、琵琶湖研究所が地道に蓄積してきた湖岸の環境と生物のデータが、後に琵琶湖の保全再生を考える上で重要な材料を提供することになる。琵琶湖研究所の所長だった（故）吉良竜夫氏は、当時すでに湖岸域の自然景観・人

文景観を保全することの重要性を指摘していた（終章）。これは湖岸開発の差し止めを求める琵琶湖訴訟原告の論理と相通ずるばかりならず、今日の景観保全・生態系保全の考え方にもつながる、より先進的な視点だったと言える。この景観重視の考え方にに基づき、第1期調査では、琵琶湖の湖岸線を1 kmごとに定点を設けて区切り、各区画の地形や生物相の調査を行った（第2章）。その結果として後年、データをGISに搭載して分析すること、比較調査を行うことが容易になった（第8章）。

第2期の調査は、2007年からの4年間に琵琶湖・環境科学研究センター（琵琶湖研究所と県衛生環境センター環境部門が統合されてできた）を中心として行われた。その最大の成果は、琵琶湖総合開発の最中に行われた第1期調査との比較により、約20年間で起こった湖岸の変化を浮き彫りにしたことである。例えば、琵琶湖総合開発の工事がすでに始まっていた1980年代後半でも、人工湖岸は全湖岸延長の13%に過ぎなかったが、2007年には37%を占めるに至った（第2章）。ヨシ群落は湖岸堤建設で減少した後、植栽などによって面積を回復しつつあるものの、ヨシ帯の一般的な構成要素であったウキヤガラ・マコモ群集は、2000年代には1980年代の約1割まで激減した（第3章）。いずれも、琵琶湖総合開発による湖岸改変の影響の大きさを物語るデータである。

本書では、人為的な水位操作の影響も指摘されている。1992年に始まるこの水位操作は、まさに琵琶湖総合開発の主目的である、下流域の治水

と利水のためのものである。冬期には用水を確保するために水位を高く保ち、夏期には洪水に備えて水位を下げるという、自然の水位変動サイクルとは逆の、あたかも多目的ダムのような水位操作が行われている。こうした水位操作を一因として1994年に起こった著しい水位低下が、琵琶湖南湖における沈水植物の大繁茂の契機になった可能性(第4章)や、カワナナ類の減少を招いた可能性(第5章)が指摘されている。琵琶湖の固有種で、コイ科魚類で最も美味とされるホンモロコの漁獲量は、湖岸堤建設やオオクチバスの大増殖が起こった1980年代にもあまり減少しなかったのに、1996年から急減した。ホンモロコは4~7月に、波に洗われる水際に産卵する。ところが現在の琵琶湖では5月以降、水位が下げられていくために(第1章)、産み付けられた卵の多くが干上がってしまうことになる。このことがホンモロコ資源崩壊の主要因だという考察(第6章)には、たいへん説得力がある。

1980年代から2000年代までの間に、琵琶湖総合開発や外来魚の影響で多くの生物が減少した一方で、急激に増加した生物も少なくない。その第一は外来生物である。本書でも、オオフサモ、外来アゾラ類、ホテイアオイ、チクゴスズメノヒエ、ナガエツルノゲイトウなどの植物(第4章)、アメリカナミウズムシ、フロリダマミズヨコエビ、カワリヌマエビ属の一種などの底生動物(第5章)の急増が紹介されている。第二は沈水植物である。琵琶湖南湖では1994年以降、クロモやセンニンモなどの在来種を中心とした沈水植物が急増し、近年では南湖湖底の90%以上を沈水植物群落が占めるに至っている(第4章)。そして第三は、沈水植物を餌や生息場所として利用する動物、特に水草を食べる鳥類である。キンクロハジロなど水草も食べる潜水カモ類、ヒドリガモなど水草採食カモ類、そして潜水して水草などを採食するオオバ

シは、いずれも1980年代から2000年代にかけて急増している(第7章)。近年、琵琶湖の水質は多くの指標で改善傾向にある。しかし生物相はかつての姿に回復するのではなく、これまでどこにもなかった状態へと変貌しつつあるように見える。

琵琶湖湖岸に占める植生湖岸の割合は14%に過ぎない。これに対して、砂浜湖岸は30%、山地湖岸は17%をそれぞれ占めている(第1章)。琵琶湖のもっとも代表的な湖岸景観である砂浜湖岸には、淡水域としては珍しくハマヒルガオやハマエンドウなどの海浜植物が生育する(第3章)。植生湖岸は風波の影響が小さい場所に形成される「沼地(氾濫原)としての琵琶湖」の湖岸景観であるのに対して、砂浜湖岸や山地湖岸は強い風波にさらされる場所に形成される「大湖沼としての琵琶湖」の湖岸景観である(第8章)。植生湖岸の沿岸は静水性(lentic)の環境であるのに対して、砂浜湖岸や岩石湖岸の沿岸は河川と同様に動揺性(lotic)の環境である。そして動揺性区域には、河川とよく似た底生動物群集が形成される(第5章)。琵琶湖岸の環境保全のための行政施策は、現在に至るまで、ヨシ群落の保全再生など「沼地としての琵琶湖」の保全・修復に偏っている。今後は、琵琶湖のより代表的な湖岸環境であり、「沼地としての琵琶湖」と同様に開発の悪影響を被ってきた「大湖沼としての琵琶湖」の湖岸環境にも注目し、その構造・機能の解明と保全を進める必要がある。

本書を、琵琶湖の環境と生物に関心をもち、その再生を望む全ての人に奨める。読み解くにはある程度の専門知識が必要であるが、大学生や琵琶湖の環境に関心を持ってきた人であれば、十分に読み進めることができるだろう。総説的な内容で引用文献も充実しているので、琵琶湖岸をめぐる研究や保全活動を進める足掛かりにもなるだろう。(滋賀県立琵琶湖博物館 大塚泰介)

地域自然史と保全研究大会 2017

関西自然保護機構 (KONC) 2017 年大会

プログラム・講演要旨

日時：2017 年 3 月 5 日（日） 10：00～17：00

会場：大阪市立自然史博物館 本館 講堂・ナウマンホール

参加費：無料（ただし博物館入館料が必要）

主催：関西自然保護機構・大阪市立自然史博物館

◆プログラム◆

ポスター掲示（10：00～17：00）

10：00～10：45 関西自然保護機構 2017 年度総会

10：45～12：15 口頭発表（2016 年度研究助成事業研究報告会）

12：45～13：45 ポスター発表 コアタイム

13：45～14：30 2016 年度四手井賞授賞式典・記念講演

14：45～17：00 シンポジウム

「都市が里山に関わるということー森里川海と都市住民ー」

2016 年度四手井賞 記念講演

Z01 「淀川河口域におけるアユ仔魚の出現」

大美博昭氏・日下部敬之氏（大阪府立環境農林水産総合研究所）

淀川河口域においてアユ仔魚の出現状況を調査した。流心部～河口沖の表層では、アユ仔魚は河川水が比較的強く影響する水域に多く分布する傾向がみられた。体長 10mm 前後に成長したアユ仔魚は岸沿いに接岸して 2～4 週間程度過ぎた後、水温低下あるいは成長に伴い岸沿いから離れることが推察された。淀川河口域はアユ仔魚の育成場としての役割を担っており、淀川に遡上するアユを保全する上で重要な水域であると考えられる。

シンポジウム「都市が里山に関わるということー森里川海と都市住民ー」

大阪に限らず、各地の中山間地は高齢化と過疎化により里山の維持どころか、地域の維持そのものが困難になりつつあります。こうした場所はいずれも生物多様性の維持に重要な地域であり、地域社会の崩壊は自然保護上も大きな問題です。生態系サービスなどの里地里山の公益機能を重視した取り組みもありますが、サービスの受け手である都市住民の理解や意欲が求められます。改めて、里山の保全に都市が関与する必要性と可能性について議論します。

S01 「趣旨説明」

佐久間大輔（大阪市立自然史博物館）

S02 「里と都市をつなぐ 保全と地域経済をつなぐ試み」

飯山直樹（（一社）かみかつ里山倶楽部）

S03 「大阪府内の重要里地里山と生物多様性ホットスポット、保全策は何か」

上原一彦（大阪府環境農林水産総合研究所）

S04 パネルディスカッション

進行：佐久間大輔

パネラー：天満和久（大阪自然史センター）・大住克博ほか

口頭発表 講演要旨

O01 「春日山原始林における植物と鳥類の種子散布共生系の保全に向けた研究」

大矢 樹（大阪市立大学大学院理学研究科）

春日山原始林は関西に残る数少ない重要な照葉樹林である。本研究では、被食散布型樹種と鳥類との対応関係を明らかにすることを目的とした。6 樹種を対象とした調査の結果、それぞれの樹種は、特定の鳥類によって種子を散布されることが明らかになった。鳥類の樹木への貢献の仕方は、1 羽あたり採食果実数が多い種や、訪問数が多い種など様々であった。春日山を保全するためには、樹木と鳥類の共生系に配慮した対策が望まれる。

O02 「絶滅が危惧され、日本に固有分布するヤシャゲンゴロウの保全遺伝学的解析」

加藤雅也（京都大学大学院農学研究科）

夜叉ヶ池のみに生息する絶滅危惧種ヤシャゲンゴロウについて、12 座の SSR マーカーで遺伝的多様性を評価し、近縁種メスジゲンゴロウ 7 集団と比較した。その結果ヤシャゲンゴロウの遺伝的多様性は近縁種よりも低いことが明らかになった。また本種が生息域外保全されている 3 施設の集団では、個々の施設では遺伝的多様性が低かったものの、3 施設全体では野外集団とほぼ同等の遺伝的多様性が保たれていた。

O03 「三重県大台町における水田の管理方法と水生昆虫群集構造の関係」

○小西功泰・鶴田哲也（大阪産業大学・人間環境学部）

水田の管理方法が水生動物の多様性に与える影響を検討するため、三重県大台町の管理法の異なる水田で水生動物の群集構造を調査した。その結果、中干しは外来種のサカマキガイの生息密度を増加させ、殺虫剤の使用はユスリカ科の幼虫といった水生昆虫の生息密度を減少させることが明らかとなった。また、入水時期の早い水田では貝類の生息密度が高くなる傾向が認められた。したがって、水田の生物多様性保全を考える上では、このような管理方法の実施時期に配慮することが重要であると考えられる。

O04 「由良川水系において同所的に生息するメダカ 2 種の生殖的隔離の実態解明」

○入口友香（近畿大学大学院農学研究科）、久米幸毅（立命館宇治中学校・高等学校）、北川忠生（近畿大学農学部）

京都府由良川水系の中流域を中心に、6 地点から計 155 個体のメダカを採集した。各地点の核 DNA 遺伝子型構成を明らかにするため、PCR の増幅断片長の違いのみでミナミ・キタの近交系を識別可能な核 DNA マーカーをいくつか選定した。選定されたマーカーが実際に野生集団のミナミ・キタ・交雑個体も検出可能か、mtDNA の結果が明らかとされている地点（ミナミのみ・キタのみ・両種が混在）において検証した。

O05 「環境 DNA 法を用いたイバラモ属植物の分布調査」

藤原綾香（神戸大学人間発達環境学研究科）

本研究では日本国内に生育が確認されているイバラモ属 9 種（イバラモ、ヒメイバラモ、トリゲモ、オオトリゲモ、イトトリゲモ、イトイバラモ、ホッスモ、ムサシモ、ヒロハトリゲモ）を対象に環境 DNA 法を用いた分布調査を行った。調査地は兵庫県内のため池 65 地点で行い、そのうち 6 地点でイバラモ属が検出された。報告会ではこの結果の詳細とともに、イバラモ属が生育する環境の考察について報告する予定である。

O06 「コクチバス侵入初期段階の木津川における魚類相およびコクチバスの食性調査」

高松真也・小西雅樹・山田卓実（近畿大学農学部）、川瀬成吾（大阪府立環境農林水産総合研究所）、細谷和海（近畿大学農学部）

特定外来生物のコクチバスが侵入した淀川水系木津川において 2016 年 3 月から 11 月にかけて京都府相楽郡を中心に、魚類相調査およびコクチバスの胃内容物分析を実施した。その結果、魚類相調査については外来種 5 種を含む 10 科 29 種 622 個体の魚類が採集された。コクチバスは 157 個体採集され、胃内容物からは魚類、甲殻類、水生昆虫などが確認された。魚類においてはオイカワとヨシノボリ類の割合が高く、この 2 種が主な餌料であると考えられた。

ポスター発表 講演要旨

P01 「生物多様性を題材とした児童向け環境教育プログラムの開発と効果検証」

○近藤美麻・山本義彦・上原一彦（地方独立行政法人大阪府立環境農林水産総合研究所）

種の多様性や、生物同士の繋がりといった生物多様性に関する内容を題材とした、児童向けの環境学習プログラムを開発した。それらのプログラムを小学校 4 年生と 5 年生の児童を対象に実施し、実施後にアンケートによって効果検証を行った。その結果、プログラムを体験することで児童はテーマに対し高い理解度を示し、また、「生物同士のつながりを守りたいと思う」といった意識も醸成されることが明らかになった。

P02 「分布の最適点を求める－GLM の知られざる活用法」

大塚泰介（琵琶湖博物館）、富小由紀・石川俊之（滋賀大学教育学部）

通常、一般化線形モデル（GLM）に説明変数の二乗項を含めることには、単に非線形の反応を仮定するという以上の意味付けはされていない。実は、生物の個体数や相対度数を目的変数、環境パラメータを説明変数とする GLM で、log リンクや logit リンクのモデルに説明変数の二乗項を含めることによって、環境パラメータ上での最適点と分布の幅を推定することができる。本発表では水田の珪藻のデータを例に、その効用と問題点について紹介する。

P03 「奈良県内における環境要因によるため池環境（ため池の生物多様性にとっての環境）の評価方法の構築」

○中川亜希子・中川 功（一般社団法人 自然再生と自然保護区のための基金）

本研究は、ため池の自然再生手法の提案を最終目標に、ため池生物の生息に作用する環境条件（環境要因）を用いてため池環境を体系的・網羅的に評価する統一的・汎用的手法の構築を目指す。

平成 28 年度は、奈良県内のため池を対象に、文献調査を通じ抽出された環境要因を用いたため池環境の評価結果について、46 のため池の現地調査に基づき検証を行なったので、成果と評価手法上の課題を報告する。

P04 「河川植生の引き抜き抵抗力の評価―増水前後の植生変化との関連―」

○土井裕介・山本優一・尾形信行（地方独立行政法人大阪府立環境農林水産総合研究所）

降雨による増水が河川植生に与える影響を明らかにするため、安威川において増水前後で植生調査を行い、デジタルフォースゲージを用いた植物体の引き抜き抵抗力を測定した。増水後に根系ごと流失する個体の多かったヒメムカシヨモギ等の一年生草本は、ヨシ等の多年生草本に比べて引き抜き抵抗力が小さい傾向であり、植物体の引き抜き抵抗力は増水時の流されやすさを反映することが示唆された。

P05 「兵庫県伊和神社寺林の衰退と土壌化学性の劣化」

谷野弘樹・○伊藤和男（大阪府立大学高専・環境物質化学コース）

近畿では、歴史的森林の衰退及びその土壌の化学的劣化が報告されている。本研究では兵庫県の歴史的森林である伊和神社スギ林について、スギの衰退指数の調査と土壌の化学分析を行った。25本のスギの調査の結果、衰退指数3以上の樹木が15本、全体の60%となり、スギ林の衰退がみられた。また、平均土壌pHは4.0であり、土壌は酸性化していた。衰退指数は土壌pH、水溶性陽イオン（モル比）、交換性陽イオンと相関があった。

P06 「雌雄異株樹木イヌガシの性比と開花に対する外来樹種ナギの影響」

○名波 哲・山倉拓夫・伊東 明（大阪市立大学理学研究科）

奈良県御蓋山において、外来樹種ナギが在来の雌雄異株樹木イヌガシの開花に与える影響を調べた。ナギの個体密度が高いサイトでは、イヌガシの開花個体集団の性比は雄に偏った。また、開花の頻度は雄株のほうが高かった。一方、ナギが生育していないサイトでは、イヌガシの開花個体の割合が高かった。また、性比の偏りは見られず、開花の頻度の雌雄差もなかった。イヌガシの繁殖特性は、ナギの優占度に応じて変化した。

P07 「伊島の宝「ササユリ」を守るしくみづくり」

○渡辺雅子・大田直友・川上周司・東 和之・湯城豊勝（阿南工業高等専門学校）、飯山直樹（(株)エコー建設コンサルタント）

徳島県東部に浮かぶ伊島では、ササユリが島の宝として大切に保護されてきた。しかし、少子高齢化など地域課題によって継続が難しくなってきた保護活動を支え、島民と一緒に協働していくことを目指して「伊島ささゆり保全の会」が昨年度設立された。今年度の特徴的な活動は「ササユリの生態調査」「生育環境整備ボランティア」「ササユリが増えるお手伝い」である。発表では、島外から保護活動を支えるしくみについて紹介する。

P08 「琵琶湖西岸のハマエンドウの保全活動」

上田 収（滋賀植物同好会）

海岸では普通に繁茂しているハマエンドウは琵琶湖岸で海岸より隔離され、独自に分化して生育している。滋賀県では絶滅危惧種で、且つ指定希少野生動植物種に指定され、保護することが保存上重要であるという位置付けにある。従来、琵琶湖東岸で1ヶ所生育していることが知られていたが、最近の調査で琵琶湖西岸に3ヶ所の生育が確認された。この生育地の保全活動を実施しているので紹介する。

P09 「琵琶湖に侵入した特定外来生物オオバナミズキンバイの亜種の分類と繁殖生態」

○稗田真也（滋賀県立大学大学院環境科学研究科）、金子有子（東洋大学）、中川昌人（岡山県農林水産総合

センター生物科学研究所), 野間直彦 (滋賀県立大学環境科学部)

琵琶湖集団は, 垂種オオバナミズキンバイ *Ludwigia grandiflora* subsp. *grandiflora* とされるが, 形態・染色体数から垂種ウスゲオオバナミズキンバイ *L. g.* subsp. *hexapetala* といえる。花には自家和合性があり, 在来・外来のハナバチ類を送粉者として獲得していた。果実・種子は, 特に泥中では非休眠状態で越冬すると考えられる。実生の死因は, キタカミナリハムシの食害と乾燥であった。本種は, 開花・着果前に駆除することが望ましい。駆除後も, 発芽・再生を警戒する必要がある。

P10 「近畿地方におけるアメリカオニアザミの分布 (予報)」

○藤井俊夫 (兵庫県立人と自然の博物館), 長谷川匡弘・横川昌史 (大阪市立自然史博物館), 外来生物調査プロジェクト Project A

近年外来植物が都市部を中心に侵入拡大し, とくに在来の生物群に影響を与えることが問題視されるようになっていく。都市部においては人為的環境に適応し分布を拡大し人間生活にも影響を及ぼしている外来種が多数報告されている。最近大阪市内において目撃例が顕著になってきたアメリカオニアザミ (セイヨウオニアザミ) について近畿地方における分布の現状をアンケート調査によって明らかにすることを目的とした。

P11 「西日本における雑種タンポポの分布と土地利用の関係」

○伊東 明・山口陽子・高田こころ・名波 哲 (大阪市立大学理学研究科)

「タンポポ調査・西日本 2015」の果実サンプルを使い, 西日本の雑種タンポポの分布状況と土地利用 (市街地, 耕地, 森林の面積率) の関係を解析した。その結果, ①セイヨウタンポポに見えるタンポポが雑種である確率は耕地面積率の高い地域で高く, ②雑種タンポポが三倍体である確率は在来二倍体タンポポの分布する地域と森林面積率の低い地域で高かったことから, 雑種タンポポの分布と土地利用には相関があることが示唆される。

P12 「キノクニベニシダとは何か？」

数見保則・佐久間大輔 (大阪市立自然史博物館)

キノクニベニシダ *Dryopteris kinokuniensis* KURATA は 1970 年に三重県産の標本に基づき, 倉田悟が記載したオシダ科オシダ属のシダ植物であり, 長野県で絶滅危惧Ⅰ類, 宮城県でⅡ類, 福井県, 鹿児島県で準絶滅危惧, 愛媛県などで情報不足となっており, 主に分布域辺縁で保全対象となっている。しかし, キノクニベニシダは原記載が相対的な記述にとどまり, 実態が不明確で, そのために情報不足や掲載判断がされない, というケースもある。今回は大阪市立自然史博物館標本を用いて, 形態的特徴の再検討を行なった。

P13 「科学と環境政策のための根拠標本の行方」

佐久間大輔 (大阪市立自然史博物館)

各地域で地域版 RDB が編成されるようになって久しい。レッドリストは絶滅危惧種だけでなく多くの普通種を含め, 大量の過去及び現在の証拠標本を基礎に編纂される。現在の調査は, 次回改訂のための基礎ともなる。調査のための費用に比べ, 証拠保全のコストは十分に担保されていない。特に, 博物館を持たず環境政策を行う行政は「タダ乗り」をしている状態とも言える。今後の多様性保全行政と博物館のあり方について考える。

P14 「大阪府南部と和歌山県北部におけるフクロウの繁殖調査と遺伝子解析」

岸澤勇希（大阪府立大学・環境動物昆虫学）、村濱史郎（日本バードレスキュー協会）、上田昇平・平井規央（大阪府立大学・環境動物昆虫学）

2016年3～6月に大阪府南部，和歌山県北部においてフクロウ *Strix uralensis* の繁殖調査を行い，また雛からDNAを採取して遺伝的多様性と遺伝的構造の解析を行った。報告のある他地域と結果を比較すると同地の餌状況に応じた産卵・繁殖が行われ，遺伝的多様性は比較的高く保たれていると考えられた。

P15 「日本の博物館に眠る鳥の死体の未来 市民参加による博物館の標本作製を考える」

和田 岳（大阪市立自然史博物館）

日本各地の自然史系博物館などに対して，鳥類標本の収集状況，鳥類死体の蓄積状況，死体の標本化についてのアンケート調査を行った。回答があった101施設の内，82施設が鳥類死体を蓄積していると回答し，多い所では1000点を超える死体を蓄積していた。死体の標本化の担い手は，学芸員などの職員が中心で，市民参加で標本化を行っているのは19施設であった。市民参加での標本化については，指導者の確保，安全衛生上の問題，作業場所・設備の不足などの問題点が指摘された。

P16 「大阪府におけるソウシチョウの繁殖分布の変遷」

大阪鳥類研究グループ，○和田 岳（大阪市立自然史博物館）

特定外来生物ソウシチョウは，2003年に大阪府で初めて能勢町北部で繁殖期に確認され，その後，北摂や金剛山地，生駒山地と分布を拡大したと考えられる。近年の分布状況の情報がなかったため，2015年と2016年の5月から7月に大阪府内の山地の林でセンサス調査を行った。その結果，生駒山地から金剛山地に広く分布している一方で，北摂山地での分布はまばら，和泉山脈には現在東から侵入しつつあることが分かった。

P17 「不嗜好植物クリンソウの生活史とシカの採食リズム」

前迫ゆり・西浦大智・平芝 健（大阪産業大学大学院・人間環境学研究科・地域生態研究室）

春日山原始林の谷部で2001年以後の10年間にクリンソウ個体群が大幅に減少するという現象がみられた（前迫，2013ほか）。そこでその化学的防衛戦略に関する物質の検討（前迫ほか，2015）や採食とシカの出現頻度について報告してきた（前迫ほか，2016）。しかし採食の季節性などについては明らかではなかった。そこでケージ実験区を2013年4月から2016年12月までの期間に設置し，クリンソウ個体群を継続的に観察した。その結果，花に対するシカの採食は3年間に確認されず，春期および秋期に葉に対する採食が確認された。シカの出現頻度と採食との関係は明らかではなかった。

P18 「大阪府南部で捕獲されたニホンジカ～遺伝子解析と周辺痕跡調査結果～」

○幸田良介（大阪府立環境農林水産総合研究所），松本悠貴（総合研究大学院大学・国立遺伝学研究所）

ニホンジカの非生息地とされる大阪府南部の泉南市で2015年12月にオスジカが，岬町で2016年7月にメスジカがそれぞれ捕獲された。捕獲された個体の由来を推定するために，ミトコンドリアや核のDNAを解析し，得られた配列を周辺の個体群と比較した。また，捕獲地点周辺域へのシカの侵入・定着状況を把握するため，和歌山県境部の森林10ヶ所でシカの痕跡調査を行った。これらの結果を紹介し，今後の対策等について議論したい。

P19 「希少種キジロオヒキグモの網に居るトビジロイソウロウグモ」

関根幹夫

トビジロイソウログモ *Argyrodes cylindratus* は、寄主の獲物を盗み食いし、時に寄主の網を食べる盗み寄生者 (kleptoparasite) である。今回、7 都府県でレッドリスト種に指定されているキジロオヒギグモ *Arachnura logio* の網で本種を確認、餌盗みは観察していないが、網から短い糸で吊り下がっていたことから、本種はキジロオヒギグモを寄主としてしていると推定される。キジロオヒギグモの網は、キレ網であり、本種が円網種の寄主に特殊化していることを示す一例といえよう。

P20 「大阪府立大学構内におけるチョウ類群の種の多様性」

原口みく (里環境の会 OPU)

私たち、里環境の会 OPU では 2016 年の 3 月～11 月にかけて大阪府立大学構内にてチョウのルートセンサス調査を行いました。今回の調査で主に 4 つの区間で、チョウの多様性が高いことがわかり、これらの区間を優先的に守っていく必要性とチョウ以外の視点からみた調査を行い、総合的に判断していくべきだという結論に至りました。

P21 「和泉葛城山系におけるアリ類の種多様性と垂直分布」

沖本拓也 (大阪府立大学・環境動物昆虫学)、大門 聖 (河内長野市)、平井規央・上田昇平 (大阪府立大学・環境動物昆虫学)

大阪府は、北摂山系、金剛生駒山系、和泉葛城山系に囲まれており、これらの山地には平地とは異なる生物種が分布すると考えられる。しかし、府内で標高傾度に沿った種組成の変化を調査した例は少ない。そこで、我々は、和泉葛城山系の標高 200 – 900m においてアリ類の種組成の変化を調査した。その結果、4 亜科 45 種のアリ類が採集され、種数は標高の上昇に伴い減少すること、平均分布標高が高い種ほど垂直分布範囲が広いことが明らかになった。

P22 「エッツ！赤トンボはプールを選ぶの？」

○浜嶋尚義・森本静子 (シニア自然大学校水生生物科)

茨木市泉原地区にある学校プールで「ヤゴ救出作戦」、廃校プールで生き物調査を行った。約 1km の距離なのに、ヤゴの優占種がタイリクアカネとショウジョウトンボに分かれたことを考察した。学校プールは水泳授業があるので、秋に産卵し孵化するタイリクアカネのヤゴが後から孵化するヤゴを捕食する、廃プールでは水があれば産卵可能で、早い時期に孵化したショウジョウトンボのヤゴが後続孵化するヤゴを捕食するためと分かった。

P23 「プールでトンボの卵をさがそう」

浜嶋尚義・○森本静子 (シニア自然大学校水生生物科)

茨木市泉原地区廃校プールで 9 個のトンボの卵を採取した。卵は黄色、茶色と色で 2 グループに分けて観察した。黄色のグループは採取後 2～7 日で孵化したが、3 齢までしか飼育できなかった。茶色のグループは 67～79 日で孵化し 2 齢幼虫になったが、餌として投入したケンミジンコに食べられた。若齢幼虫で同定できなかったが、卵の色、孵化の時期から考えて少なくとも 2 種のトンボの卵だったと推測した。

P24 「都市域に造成されたビオトープ池の池干し攪乱が水生昆虫群集に及ぼす影響」

○鈴木真裕・浅野匡洋・平井規央・石井 実 (大阪府立大学大学院・生命環境科学研究科)

大阪府門真市のパナソニック(株)エコソリューションズ社敷地内に 2009 年に造られたビオトープ池におい

て、2011～2014年に水生昆虫のモニタリング調査を行い、2013年1～3月に実施された池干しの効果を検証した。

調査の結果、42分類群6,000個体の水生昆虫がみられた。分類群数は全体、栄養段階別ともに2013年にピークを示した。個体数についても多くの分類群で同様のピークを示したが、シオカラトンボのみが逆の増減傾向を示した。

P25 「北海道のオショロコマは人工の魚止めに追いつめられているか」

○今村彰生・伊藤大雪（北海道教育大学旭川校）

北海道大雪山系の上流域において、人工の段差構造物によってオショロコマの個体数が減っているか、構造物の上下、構造物の高さ、河畔植生の多様度に着目した。河畔林の多様度に、段差構造の下流からの累数が負の影響を与えていた。餌生物相の多様度は植生の多様度と正の相関があった。オショロコマの捕獲数は、段差の上側で少なく、滝よりも人工の構造物で少なく、構造物の高さから負の、植生の多様度から正の影響を受けていた。

P26 「カワムツ属2種とオイカワの交雑個体の形態比較およびミトコンドリアDNA解析」

○松岡 悠・平井規央・石井 実（大阪府立大学大学院・生命環境科学研究科）

和歌山県と香川県からカワムツ属のヌマムツ *Candidia sieboldii*、カワムツ *C. temminckii* とハス属のオイカワ *Opsariichthys platypus*、およびそれらの属間交雑が疑われる個体が採集された。これらの個体について、形態比較とミトコンドリアDNA解析を行い、交雑が疑われる個体の親魚の種を推定した。

P27 「寝屋川水系鍋田川における魚類および甲殻類の生息状況」

○鶴田哲也・小川雅人・藤本安雄（大阪産業大学・人間環境学部）

寝屋川の支流である鍋田川は、上流は生駒山地にはじまり中下流は大阪平野を流れる小規模な都市河川である。本研究では、鍋田川の上流から下流にかけて6ヶ所の調査地点を設け、タモ網を用いて魚類および甲殻類の生息状況を調査した。その結果、魚類については大阪府レッドリストで絶滅危惧Ⅱ類に指定されているミナミメダカを含む在来魚8種、外来魚2種の生息が確認された。また、甲殻類については6種の生息が確認された。

P28 「芥川中流域（大阪府高槻市）における遡上アユの成長」

花崎勝司（高槻市立自然博物館（あくあびあ芥川））

大阪府高槻市を貫流する芥川（淀川水系）中流域において、2016年5月から11月に採集された遡上アユの成長について調査した。5月に最下流にある魚道を遡上した27個体の平均体長は67.5 mm（標準偏差±10.6）、平均肥満度は11.2（同±1.5）であった。その後、体長と肥満度は増加し、8月には各々の数値は117.0（同±16.9）、15.1（同±0.8）に至った。また遡上した魚道から上流側3地点間での上記数値には顕著な相違は認められなかった。

P29 「「イタセンネット」による外来魚駆除活動の効果と課題」

○内藤 馨・上原一彦（大阪府立環境農林水産総合研究所水生生物センター）、鶴田哲也（大阪産業大学人間環境学部）、綾 史郎（大阪工業大学工学部）、高田昌彦（琵琶湖を戻す会）、山口 進（パナソニックエコリレージャパン）

天然記念物イタセンパラの野生復帰を支援するため、2011年に「淀川水系イタセンパラ保全市民ネットワーク（イタセンネット）」が設立された。イタセンネットの外来魚駆除活動等により、淀川城北ワンドの在来魚の生息環境が復元され、2013年にイタセンパラの放流が実現した。現在その再生産が認められている。新たな放流候補地である庭窪ワンドでも外来魚駆除を進めている。

P30 「絶滅を防げ！！カワバタモロコの繁殖方法は何か？」

吉崎滉佑・橋場 蓮・金田翔太・木山源貴・鍵谷和輝・吉村元貴（太子町立中学校社会科学部）

カワバタモロコは現在絶滅危惧IB類となっており、産卵方法を確立することにより、飼育下でカワバタモロコの絶滅を防ぐことが期待される。カワバタモロコ雌雄それぞれ10個体と産卵基質を入れて朝昼夕観察した。その結果、卵が朝昼夕で徐々に減っていった。そこで、カワバタモロコが卵を捕食していると仮説を立て、卵の捕食を防ぐために飼育水槽を複雑にすると、卵が多く残った。上記の結果から考えた繁殖方法を紹介する。

P31 「太井川のホタルの回復に向けて～カワニナの生息適地の解明～」

新屋俊樹・道端翔大・京谷幸祐・西口くるみ・吉村元貴（太子町立中学校社会科学部）

太子町を流れる太井川には1990年代まではホタルが多数生息していた。そこで本研究は太井川のホタルの増加を目的におこなった。ルートセンサスでホタルが多数確認した箇所はホタルの幼虫の餌となるカワニナが多数生息していた。そこで、カワニナの生息環境を調べると、底質はカワニナが流されにくい石で、カワニナのえさとなる珪藻が生育しやすい日当たりの良い場所であることが分かった。

P32 「ため池におけるコイが貝類へ及ぼす影響」

黒見 翔・丸山月海・吉村元貴（太子町立中学校社会科学部）

大阪府の二上山のふもとにある古代池で2013年から生物の種数を調査した。2013年は4種類しか採集できなかった。しかし、2014年に池干しをして約70cmのコイを18匹取り除くと生物が増え始めた。そこで、本研究は日本在来種のコイは古代池の水生生物に悪影響を与えているのかを目的におこなった。水槽にコイとオオタニシとカワニナを入れ経過を観察すると、オオタニシとカワニナが捕食され減少していた。

P33 「奈良県内に生息する二枚貝類タガイの生息分布と遺伝的集団構造」

○岡田龍也（近畿大学大学院・農学研究科）、野口亮太（近畿大学農学部）、杉本智嗣（近畿大学大学院・農学研究科）、高田啓介（信州大学理学部）、北川忠生（近畿大学大学院・農学研究科）

二枚貝類を産卵床とするタナゴ亜科魚類の絶滅の危機は、二枚貝類の全国的な減少が大きく影響しており、奈良県に生息する希少種のニッポンバラタナゴも例外ではない。タナゴ亜科魚類の保全活動では二枚貝類の移植が行われているが、二枚貝類の種判別が困難であること、移植による遺伝的攪乱の懸念から遺伝的な調査は不可欠である。本研究では、奈良県内に生息する二枚貝類のタガイを対象に分布調査および遺伝的調査を行った。

P34 「香川県内で釣り餌として販売されているシラサエビは何種類？」

○今井 正・林 和希（瀬戸内海区水産研究所）、大貫貴清（東海大学・海洋学部）

香川県内で発見された淡水エビの移入種、チュウゴクスジエビの侵入経路を明らかにするために、釣り具店でシラサエビとして販売されている淡水エビの種類を調査した。19店で購入したシラサエビは、ほとんどがスジエビであったが、チュウゴクスジエビの混入が2店、テナガエビの混入が6店で見られた。釣り餌に

混入してチュウゴクスジエビの流通が確認されたことから、餌の廃棄や逃亡が野外での出現要因となる可能性が示唆された。

P35 「香川県新川・春日川河口干潟域における底生動物の分布特性」

○深尾剛志・多田邦尚（香川大学・農学部）

香川県新川・春日川河口干潟域 5 定点（ヨシ原 2 定点、水生植物のない場所 3 定点）において、2016 年 6 月と 9 月に底生動物の分布調査を実施した。底生動物の全個体数密度は、ヨシ原と水生植物のない場所で明確な違いはなかったものの、ヨシ原はチゴガニやカワザンショウ類等の表在動物の個体数密度が大きくなり、水生植物のない場所は多毛類・貧毛類やソトオリガイ等の埋在動物の個体数密度が大きくなる傾向を示した。

P36 「田辺湾の磯 20 年（3 回の生物相調査から）」

大和茂之（京都大学フィールド科学教育研究センター瀬戸臨海実験所）、○竹之内孝一（奈良学園中学校・高等学校）

紀伊半島田辺湾の磯において、湾口から湾奥を網羅するように 64 の調査地点をもうけ、31 種類について、在不在と簡単な密度調査をおこなった。22 年の間に 3 回の調査を行ったところ、磯の動物の分布には変化が起こっていることがわかった。たとえば、カキ類ではマガキの衰退、ケガキの繁栄、オハグログキの分布の広がりが見られた。さらに、全種類を用いたクラスター分析により、ダイナミックな分布変化の様相を示すことができた。その原因を考察する。

■ 関西自然保護機構ホームページ

<http://www.omnh.net/konc/>

■ 「地域自然史と保全」投稿規定・執筆要領

http://www.omnh.net/konc/toukou_kitei.pdf

■ 四手井綱英記念賞に関する内規

http://www.omnh.net/konc/shidei_naiki.pdf

■ 「地域自然史と保全」39 巻 2 号の PDF は以下の URL にて公開しています。

ログインのための ID とパスワードは KONC ニュースをご覧ください。

http://www.omnh.net/konc/konc_member