地域自然史と保全　*40*（*2*）：*81* － *82*，　*2018*

巻　頭　言

人口減少時代にレフュージアとナショナル・トラストを

大阪府立大学大学院生命環境科学研究科　　藤　原　宣　夫

レフュージア（refugia）とは，氷河期など，広範囲にわたって生物種が絶滅する環境下で，局所的に種が生き残った場所，すなわち，種の待避地である。例えばスギは，最終氷期には若狭湾周辺や伊豆半島周辺などのレフュージアで低温に耐え，温暖化に伴いその分布を本州全域に拡大した。一方，高山植物の多くは氷期に広く分布していたものが，温暖化に伴い分布域が北上する中で，寒冷な高標高地に取り残された氷期遺存種である。しかし，見方を変えれば次の氷期が来るまで寒冷なレフュージアに待避しているだけとも言える。さて，このような気候変動による植物分布の変化が，筆者には，近代の都市拡大にともなう野生植物種の分布縮小に重なって見える。そして気がかりなのは，都市化の波に耐えることができるレフュージアは存在しているのか，ということである。

我が国の人口は2010年を境に減少に転じ，各地の都市計画は人口増大を前提とした計画を見直し，コンパクトな都市を目指し始めている。既に都市化の波は引き始めており，都市縮小時代の到来は間近である。縮小によって生じる空地には，農地や里山のような環境の再生が期待されるが，レフュージアからの種の還元がなければ，都会派の帰化植物だらけになってしまうことだろう。

都市の拡大により，大きく影響を受けた植物は都市近郊の農地や里山に生育する種である。里地里山の植物は，開発によりその生息域を大きく減じたことに加え，農業の近代化やエネルギーの転換による里山の経済価値の低下が管理の放棄をもたらし，里山特有の植物の生育環境としての特徴が失われた。このような開発と放棄のなかで，都市域にわずかに残されたものは，農業の継続を条件に市街地に残された生産緑地や，公有地化し公園とすることにより開発の圧力から逃れたものである。また，都市近郊では，市民の里山活動により旧来の里山に準じた管理が継続されているものがある。しかし，これらが里地里山の種のレフュージアとして十分に機能するには問題が多い。

筆者が保全活動に参加している里山に和泉市の信太山丘陵がある。市街地が連坦する大阪湾岸部において，信太山丘陵には湿地や草原が点在する約300haの緑地が存在する。大阪府の生物多様性ホットスポットの一つでもある。この地域は，自衛隊の演習地であるため開発を免れた。和泉市は演習地内に介在する民有地を集約して市有地とし，信太山丘陵の一画（約16ha）にスポーツ公園を計画するが，市民からの自然保護の請願を受け里山公園の整備を決定する。そして，現在は公園整備に先駆け，市民団体により里山管理が開始されている。しかし，草原生・湿地生の種はすでに乏しく，希少種は常に盗掘の危険性に曝されている。そして何よりも，里山活動を行う市民団体の高齢化と後継者不足により生育地の環境維持が市民団体の労力を超えるものとなっている。このような問題は信太山丘陵に限ったものではなく，市民が保全活動を行う里山に共通する問題であり，深刻な場合はレフュージアとしての機能を失う前に，つまり種が消失する前に，その種を避難させる生息域外保全を行う必要が生じている。

植物種の生息域外保全については，日本植物園協会に所属する全国の植物園が積極的に取り組んでおり，目標として，2020 年までに絶滅危惧植物種の 75 %（1268 種類 ）の生息域外保全を実施すること，加えて全種の効果的な保全手法を提示することを掲げている。その成果はデータベースとして公表され着実に進展している様子がうかがえる。しかし，目標の対象種は環境省レッドリストに記載される種が基本であり，地方版レッドリストの全種に及ぶにはまだ時間がかかりそうである。そしてこれらの野生復帰のための増殖となれば,一地域の植物園の手に余るのは明らかである。もちろん植物園協会もその点を理解し外部連携を図ろうとしているが，現時点では地域の里山植物の避難には別の取り組みも必要である。

期待される企業による取り組みとして，大阪ガスグループの例が注目される。大阪ガスでは，姫路および泉北のガス製造所の緑化にあたり，地元の山林で採取した種子から育種した苗（地域性種苗）を利用し，地域の植物のレフュージアとなることを意識した緑化が実施されている。また，グループ会社のマンション建設では敷地の緑化にあたり，地域の植物の導入を始めており，地元の博物館と連携しフジバカマを植栽したり，地元の里山団体から提供を受け,多様な里山の植物の苗（山採り苗）を作り緑化に用いたりしている。

一企業の枠を超えた地域での取り組みとしては，京都市の「和の花」に関わる一連のプロジェクトが注目される。2008 年の源氏物語千年紀に行われた「守ろう！藤袴プロジェクト」では，企業と市民を巻き込んで，フジバカマの野生系統の繁殖が実施された。各種の団体がフジバカマの里親となり，生息域外保全を行うこのシステムは，現在ではフタバアオイ，キクタニギクなど 9 種に拡大し，さらに本来の生育環境である小川などを再生する試みが行われようになっている。

このような企業や地域による取り組みは，生息地となる環境の再生，野生復帰という道に繋がるものと信じるが，これらの活動を拡大するには，種の供給源となるレフュージアや生息域外保全が不十分である。そこで新たな里山の植物の供給源とならないかと考えているものがある。それは，ナショナル・トラストに寄付される山林である。

ナショナル・トラスト（national trust）とは，自然保護のために，市民団体などが土地を買い取り保存する活動のことであり，1895 年にイギリスで設立された団体が最初とされる。我が国では，「トトロのふるさと基金（埼玉県）」や「天神崎の自然を大切にする会（和歌山県）」など，開発地域での活動がよく知られているが，全国各地の団体が，寄付金による土地の買い取りを行うほか土地の寄付を受け付けている。そして近年に至り，山林の寄付の申し出が急増している。

筆者が所属する大阪自然環境保全協会が行う土地トラストにも寄付の申し出が増えている。しかし申し出の背景には，高齢により山林を管理できなくなった，山林管理の後継者がいない，相続税を支払えないなどの理由が存在しており，少子・高齢化の影響が感じられる。純粋に自然保護のための寄付でないにしても，トラスト団体としては，できるだけ寄付を受け，山林開発の可能性を排除したいと考えるのだが，土地の受託は同時に災害発生の防止などの管理責任を負うことを意味しており，団体の財政，管理能力を考えれば，希少種の生育地などに限定せざるをえず，存続の危機にある一般的な里山の受け入れは困難な状況である。しかし，この里山が地域性種苗の供給源となり得れば，状況が一変する可能性がある。

担い手を失った里山を，トラスト団体が寄付を受け，希少種の生息域外保全や里山の植物による緑化を推進しようする企業に種苗の供給を行う，というような仕組みが欲しいと考えている。

地域自然史と保全　*40*（*2*）：*83* － *91*，　*2018*

原　著

世界文化遺産春日山原始林におけるニホンジカの森林利用

大阪産業大学大学院人間環境学研究科　前　迫　ゆ　り
大阪府立環境農林水産総合研究所　幸　田　良　介
大阪産業大学人間環境学部生態学研究室　佐々木　　奨
大阪産業大学人間環境学部生態学研究室　杉　浦　聖　斗
大阪産業大学人間環境学部生態学研究室　花　谷　祐　哉

Forest use of Sika deer (*Cervus nippon*) in Kasugayama Forest Reserve, a warm temperate evergreen forest in Nara, western Japan. Yuri Maesako* (*Graduate school of Human environment, Osaka Sangyo University*), Ryosuke Koda (*Research Institute of Environment, Agriculture and Fisheries, Osaka Prefecture*), Sho Sasaki, Seito Sugiura, and Yuya Hanatani (*Faculty of Human Environment, Osaka Sangyo University*)

To evaluate the distribution pattern of sika deer in the warm temperate evergreen forest of Kasugayama Forest Reserve, a World Heritage Site, camera trap surveys were conducted at 12 study sites between February 2013 and December 2014 (3101 camera days). The relative abundance of deer varied from 2.2 to 108.6 heads/100 days depending on vegetation and location. The averages were 35.3±22.2 (SD) heads/100 days and 38.4±29.8 heads/100 days in 2013 and 2014, respectively. According to the data gathered by the fecal accumulation rate technique, deer densities at the study sites ranged from 10.6 to 84.9 heads/km^2, and the averages were 37.5±35.7 heads/km^2 in early summer and 38.6±14.2 heads/km^2 in autumn, 2015. There was a significant positive correlation between the estimated density by the fecal accumulation rate technique and the abundance observed by camera traps. The abundance of deer was highest in warm temperate evergreen forests that were not invaded by either alien species (*Triadica sebifera* and *Nageia nagi*) among three vegetation types in 2013 and 2014. The abundance of deer in 2013 was significantly larger in the vegetation invaded by *T. sebifera,* an unpalatable and light-required alien species, than in areas invaded by *N. nagi* which was also unpalatable but shade tolerant. However, the former vegetation had significantly smaller deer abundance than the latter vegetation in 2014. These data suggest that the distribution pattern of deer in Kasugayama Forest Reserve may differ according to the composition of forest vegetation and canopy types, and may change yearly. Because the Kasugayama forests may change gradually in the future, it is important to conduct long-term monitoring of deer population density for better conservation and management of both forest vegetation and the deer population.
Keywords: fecal accumulation rate technique, camera traps, warm temperate evergreen forest, *Cervus nippon*, vegetation types

要旨：世界文化遺産春日山原始林において，ニホンジカ（以降，シカ）の森林利用と森林保全を検討する基礎資料として，カメラトラップ法によるニホンジカの出現頻度（12 調査区）およびシカの個体密度（5 調査区）を調査した。その結果，シカの出現頻度は 2.2 頭／100 日から 108.6 頭／100 日まで，調査地によって大きな差異を示し，2013 年が 35.3 ± 22.2（SD）頭／100 日，2014 年が 38.4 ± 29.8 頭／100 日であった。林冠タイプとシカの出現頻度との関係において，ギャップ林冠は閉鎖林冠に比べてシカの出現頻度が有意に高い値を示した。高木層のシイ・カシ類が欠如した照葉樹林崩壊型植生においてシカの出現頻度はもっとも高かった。植生タイプとシカ出現頻度の関係をみると，シカの出現頻度は 2013 年調査では外来種が侵入していないシイ・カシ型と外来種侵入^{T}型（ナンキンハゼが侵入）が外来種侵入^{N}型（ナギが侵入）よりも有意に高く，2014 年調査ではシイ・カシ型，外来種侵入^{N}型，外来種侵入^{T}型の順で有意に高かった（$p<0.005$）。シカの個体密度を糞塊除去法によって調査した結果，シカ個体密度は春－夏期調査（5 － 7 月）において 10.6 から 84.9 頭／km^2，秋期調査（10 － 11 月）において 0 から 148.6 頭／km^2 であった。シカの森林利用は植生タイプや立地によって異なることから，照葉樹林の保全を考えるうえにおいて春日山原始林全域のシカ個体密度のモニタリング調査およびシカと植生両方の視点にもとづく統合的管理が必要不可欠と考えられた。
キーワード：糞塊除去法，カメラトラップ法，照葉樹林，ニホンジカ，植生タイプ

関西自然保護機構業績　第 621 号
2018 年　1 月 22 日 受付
2018 年　9 月 13 日 受理

*corresponding author(✉): maesako@est.osaka-sandai.ac.jp

はじめに

環境省によると，1978 年度（シカ分布メッシュ数 4,220 メッシュ）から 2014 年度（同，10,393 メッシュ）までの 36 年間で，ニホンジカ（*Cervus nippon*，以下，シカ）の生息分布は約 2.5 倍に拡大しており（環境省，https://www.env.go.jp/press/files/jp/26915.pdf　2017.12.1 閲覧），生態系への影響は依然として続いている。特別天然記念物および世界文化遺産に指定されている春日山原始林においても，天然記念物「奈良のシカ」が長年にわたって高密度で生息しており，周辺地域の農林業被害だけでなく，森林生態系への影響は著しい。奈良県は春日山原始林検討委員会を立ち上げ，自然と人の共生をめざした試みが模索されているが（前迫，2015），春日山原始林における外来樹木の拡散，生物多様性の劣化，更新阻害は顕在化している（例えば Shimoda et.al.，1994；山倉ほか，2001；前迫，2002，2006，2010a，2013；Maesako et al.，2007 など）。

奈良公園平坦部一帯に生息しているシカは，夏期に 961.1 頭／km^2，秋期に 907.7 頭／km^2（立澤ほか，2002）という高密度で生息し，春日山原始林では 15.3 － 22.8 頭／km^2（鳥居ほか，2007）とされる。これらのシカ個体密度（本稿ではシカの生息密度と同義語として個体密度を用いる）は，広域的な数値であり，植生や立地を反映した密度調査はまだ実施されていない。春日山原始林域にはシイ，カシ類に代表されるブナ科常緑広葉樹の照葉樹林が広がっている（小清水・菅，1971；前迫，2006）が，シカの個体密度と植生の関係に関する基礎情報はきわめて少ない（前迫，2010b，2013）。Campbell et al.（2004）が述べている通り，森林タイプはシカの行動や密度に影響している可能性があり，各植生タイプを利用するシカの個体密度の違いを明らかにすることは，春日山原始林の植生管理を考えるうえにおいて重要である。

野生動物の生息状況を知る手法として，自動撮影装置を使用したカメラトラップ法（Yasuda, 2004）は，比較的少ない労力で連続的にデータをとることができる。2007 年から 2008 年に春日山原始林で行ったカメラトラップ法による調査では，ナギ侵入群落でシカの出現頻度がもっとも低く（4.9 ± 3.9 頭／100 日），ナンキンハゼ侵入群落（19.9 ± 12.3 頭／100 日），外来種が侵入していないシイ・カシ群落（25.8 ± 10.1 頭／100 日）の順にシカの出現頻度は高くなる傾向が得られた（前迫，2010b）。このことから植生あるいは立地環境によって，シカの森林利用が異なると考えられる。

シカ個体密度推定において，見通しの利かない照葉樹林では糞を用いた手法（糞粒法や糞塊法）が適しているとされている（岩本ほか，2000）。しかし推定に必要なパラメータである糞の分解率が季節や地域によって大きく変動するため正確な推定が難しく（岩本ほか，2000；池田ほか，2002），春日山原始林における糞粒法や糞塊法による密度推定調査の情報はきわめて少ない。一方，Fecal accumulation rate technique（以下，糞塊除去法と呼ぶ）は糞の分解率を用いずに推定密度の算出が可能なため推定精度が高く（Campbell et al.，2004；Koda et al.，2011），近年，奈良県内の森林でも適用されつつある手法である（松井ほか，2011；Tsujino et al.，2013）。糞塊除去法では植生や立地環境ごとの利用密度を推定することも行いやすいため，春日山原始林でも適用することによって広域的にきめ細かなシカ密度を推定することが可能と考えられる。

本研究では，春日山原始林（天然記念物エリア約 300ha）におけるシカの個体密度と植生との関係性を把握するために，カメラトラップ法と併用した糞塊除去法による密度推定を実施した。カメ

ラトラップ法は，シカの個体密度は得られないが，相対的な出現頻度の比較に有効と考えられる。そこでシカの個体密度とカメラトラップ法によるシカの出現頻度の関係を探り，植生とシカの個体密度との関係性を把握することを目的とした。照葉樹林全域のシカの密度分布の解明には至っていないが，春日山原始林と「奈良のシカ」の統合的管理に向けた生態情報として報告する。

調査地および調査方法

調査地の植生

奈良市東部に位置する特別天然記念物春日山原始林域（34°41'N，135°51'E；指定面積 298.63ha）にはブナ科常緑広葉樹からなる照葉樹林が成立しているが（小清水・菅沼，1971），シカが食べない常緑針葉樹ナギや落葉広葉樹ナンキンハゼが春日山原始林や隣接する御蓋山の照葉樹林に拡散している（Maesako et al., 2007；前迫，2010a，2013；前迫・稲田，2013）。本研究では照葉樹林域のシカの森林利用を把握するために，春日山原始林内の標高 200 mから 360 mの範囲に計 12 カ所の調査地を選定した。

各調査地の林冠タイプは閉鎖林冠，疎開林冠，ギャップ辺縁およびギャップの 4 タイプに大別した。シカの出現頻度を調査した 12 プロットの植生は，主要構成種によって大別した（表 1）。調査地の植生はコジイ *Castanopsis cuspidata*，ツクバネガシ *Quercus sessilifolia*，イチイガシ *Quercus gilva* といったブナ科常緑広葉樹が優占し，外来種が侵入していない照葉樹林を「シイ・カシ型」とした。照葉樹林になんらかの攪乱が働いた後，外来種が侵入した植生タイプを外来種侵入型植生とし，照葉樹林にナギ *Nageia nagi*（常緑針葉樹，国内外来種）が侵入している場合には「外来種侵入^{N}型」，ナンキンハゼ *Triadica sebifera*（落葉広葉樹，国外外来種）が侵入している場合には「外来種侵入^{T}型」とした。ナギとナンキンハゼの両種が混在している場合には優占程度（植被率）によっていずれかに区分した。

照葉樹林が大きく崩壊して高木のシイ・カシ類を欠く植生は「照葉樹林崩壊型」と位置づけた。水系の氾濫が頻繁な谷部のギャップに成立するクリンソウ群落は「谷部クリンソウ型」植生とし，本調査では 5 つの植生タイプに区分した。

カメラトラップ法とその解析

各調査地において，2013 年 2 月から 12 月末まで，2014 年 2 月から 12 月末までの期間に自動撮影装置（赤外線センサーカメラ，以下，カメラ）を設置し，カメラトラップ法によりシカの出現頻度を調査した。連続的に撮影できなかったポイントも含まれるが，2013 年にのべ 1443 日，2014 年にのべ 1849 日間，カメラを設置した。なお，糞塊除去法によるシカ個体密度とカメラトラップ法によるシカの出現頻度との関係性をみるために，2015 年 3 月から 12 月末までの期間に調査地のうち 5 カ所（表 1 のプロット No. 1，2，6，10，11）において，のべ日数 841 日間，カメラを設置した。カメラ設置した各地点において，森林の優占種，林冠状態，シカ高密度エリア（奈良公園平坦部および若草山）からの距離などを記録した。

カメラデータ回収後，撮影されたシカ個体数を集計した。本研究では個体識別が困難なシカが 30 分以内に連続して撮影されていた場合には，一連の行動による撮影と判断して同一個体とみなした。なお，撮影画像 1 枚あたりの撮影個体数が複数のものが含まれる場合には，撮影個体数が最大のものを採用した。その後，設置地点ごとに撮影されたシカの個体数を合計し，100 日あたりに換算した。

シカの森林利用を考える際，光条件によって植

生が異なることから，林冠タイプごとのシカの出現頻度を一般化線形モデルで調査年ごとに比較した。シカ撮影個体数を目的変数，林冠タイプ（解析においてギャップ辺縁とギャップはまとめてギャップとし，ギャップ，疎開および閉鎖の 3 タイプに分類）を説明変数，カメラ稼働日数をオフセット項とし，ポアソン分布を誤差構造に用いた。その後，R の multcomp パッケージ（Hothorn et al.，2008）を用いて TukeyHSD 法による多重比較を行った。

植生タイプ別シカ出現頻度

植生タイプ別にシカの森林利用を調べるために，12 プロットを先の 5 植生タイプに区分し，シカの出現頻度を調査年別に算出した。その後，2 カ所以上のプロットを有する植生タイプ（シイ・カシ型，外来種侵入^{N}型および外来種侵入^{T}型の 3 植生）を対象に，シカの出現頻度を一般化線形モデルで調査年別に比較した。シカ撮影個体数を目的変数，植生タイプを説明変数，カメラ稼働日数をオフセット項とし，ポアソン分布を誤差構造に用いた。その後，R の multcomp パッケージ（Hothorn et al.，2008）を用いて TukeyHSD 法による多重比較を行った。

糞塊除去法

各調査地におけるシカの個体密度を明らかにするために，糞塊除去法（Koda et al.，2011）による密度推定を行った。2015 年にカメラを設置した 5 地点の森林内に，50m × 4m のベルトトランセクトを東西方向もしくは南北方向が長辺となるように 1 本ずつ設置した。2015 年 5 － 6 月にトランセクト内に存在するシカの糞塊を全て除去した。その後，21 － 26 日が経過した 6 － 7 月に再調査を行いトランセクト内に再加入した糞塊数を計数した。本研究では Koda et al.（2011）に従い，新鮮度やサイズが同等と思われる糞粒が，1m 以上の間隔を隔てずに 10 粒以上存在するものを 1 糞塊と定義した。また，同じトランセクトを用いて 2015 年 10 月に糞塊の除去，15 日が経過した 11 月に再加入糞塊数の計数を同様に実施した。

糞塊除去法において，除去後再調査までの期間が十分に短く糞塊の分解が起こらないものと仮定すると，シカの推定生息密度 D は再加入糞塊数 P，調査面積 A，再調査までの間隔 T，及びシカの排糞頻度（シカが一日あたりに排糞する回数）r によって，$D = P / rAT$ となる（Campbell et al.，2004 ; Koda et al.，2011）。排糞頻度 r には，Horino & Nomiya（2008）によるホンシュウジカの値 23.3（回／日）を，糞塊の定義に従い 10 粒以上の頻度に補正した値を用いた。すなわち，全 349 回の排糞のうち 10 粒以上であったのは 336 回であることから，その割合を乗じて得られた 22.4（回／日）を採用した。

結果

シカの出現頻度と植生

自動撮影装置には林床で採食行動をとっていると思われるシカが多数撮影された（図 1）。各調査地のシカの出現頻度がもっとも高かったのは，シカの餌場でもあるシバ草地の若草山から近い，ナンキンハゼが優占する群落（照葉樹林崩壊型植生）で 108.6 頭／100 日（2014 年調査）であった。一方，もっとも低いのは，外来種侵入^{N}型植生の 2.2 頭／100 日であった（表 1）。2013 年と 2014 年の出現頻度の傾向は必ずしも一致していないが，出現頻度の平均は，2013 年が 35.3 ± 22.2 頭／100 日，2014 年が 38.4 ± 29.8 頭／100 日でほぼ同様の値を示した。

林冠タイプごとのシカの出現頻度（頭数／100

日）を比較した結果（表 2），2013 年，2014 年ともに「ギャップおよびギャップ辺縁」が「閉鎖林冠」よりもシカの出現頻度は有意に高い値を示した（$p<0.001$）。疎開林冠については，年度によってギャップあるいは閉鎖林冠と有意な差異が認められた。

シカの出現頻度と植生タイプの関係を図 2 に示した。2013 年，2014 年調査ともに，照葉樹林崩壊型植生において最も高い値を示した。一般化線形モデルによる解析の結果，シカの出現頻度は，

図 1. 自動撮影装置で撮影されたシカ個体群．（左）照葉樹林崩壊型（調査区 1, 2015 年 2 月 6 日 18 時），（右）シイ・カシ型植生（調査区 4，2014 年 10 月 19 日 0 時）．

表 1. 調査地の概要．12 プロットの植生，立地，撮影日数およびシカの頭数／100 日など．

No	優占種	主要種	植生タイプ [1]	林冠	立地	標高（m）	距離 [2]	2013 撮影日数	2013 頭数 /100 日	2014 撮影日数	2014 頭数 /100 日
1 *	ナンキンハゼ	スギ（植栽），コジイ，イワヒメワラビ	照葉樹林崩壊型	ギャップ	斜面上部	280	近	77	94.8	81	108.6
2 *	ツクバネガシ	コジイ，ムクロジ，イヌガシ	シイ・カシ型	疎開	斜面上部	350	遠	96	27.1	144	67.4
3	ツクバネガシ	コジイ，イチイガシ，イヌガシ	シイ・カシ型	閉鎖	斜面上部	340	遠	147	41.4	141	56.0
4	ツクバネガシ	コジイ，イヌガシ，アセビ	シイ・カシ型	ギャップ辺縁	斜面上部	360	遠	96	33.3	181	48.6
5	イチイガシ	ナギ，ナンキンハゼ，アサダ	外来種侵入^{N}型	疎開	斜面中部	200	近	131	24.4	181	47.0
6 *	クリンソウ	ウリハダカエデ，イワヒメワラビ	谷部攪乱型	ギャップ	谷底	240	遠	141	47.5	191	35.6
7	コジイ	イヌガシ，ナギ，アセビ	外来種侵入^{N}型	閉鎖	斜面下部	300	遠	154	36.5	195	34.4
8	コジイ	イヌガシ，ナギ，アセビ	外来種侵入^{N}型	閉鎖	斜面下部	300	遠	161	16.3	58	19.0
9	コジイ	ナンキンハゼ，ナギ，カナメモチ	外来種侵入^{T}型	疎開	斜面中部	320	遠	52	41.9	159	18.9
10 *	イチイガシ	ナギ，イヌガシ，シキミ	外来種侵入^{N}型	閉鎖	斜面中部	210	近	153	16.3	266	12.0
11 *	ツクバネガシ	ナギ，ナンキンハゼ，カラスザンショウ	外来種侵入^{T}型	ギャップ辺縁	斜面中部	240	近	168	36.3	161	11.2
12	コジイ	ナギ，イヌガシ	外来種侵入^{N}型	閉鎖	斜面中部	240	遠	67	8.6	91	2.2
のべ日数（平均± SD）								1443	35.3 ± 22.2	1658	38.4 ± 29.8

1）各植生タイプの詳細は本文参照．図 2 の植生タイプと一致する．
2）シカ高密度エリア（奈良公園平坦部または若草山）から調査地までの距離をつぎの 2 段階で評価した．近：＜ 500 m，遠：＞ 500 m
* シカ個体密度算出のための糞塊調査を行ったプロット

表 2. 調査プロットにおける林冠タイプ別のシカ出現頻度. 一般化線型モデルにより有意検定を行った. アルファベットの違いは有意差(p<0.01)があったことを示している. なお, ギャップ辺縁はギャップに含めて解析した.

林冠タイプ	プロット数	出現頻度（頭数／100 日）	
		2013	2014
ギャップ・ギャップ辺縁	4	53.0 ± 28.5 [a]	51.0 ± 41.4 [a]
疎開	3	31.3 ± 9.6 [b]	44.4 ± 24.3 [a]
閉鎖	5	23.9 ± 14.2 [b]	24.7 ± 21.1 [b]

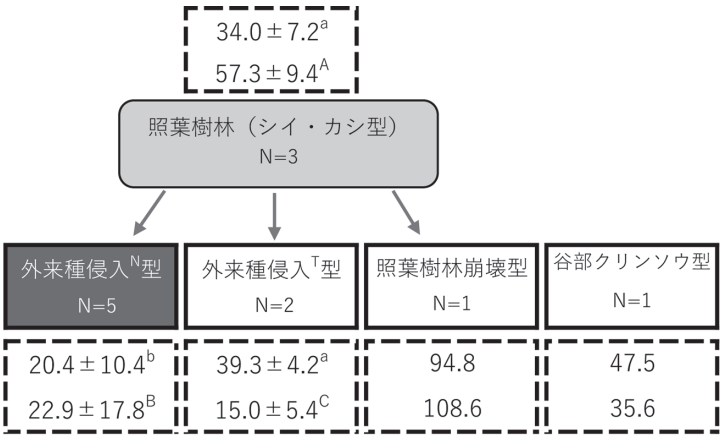


図 2. 植生タイプ別にみた 100 日あたりのシカ出現頻度. 2013 年 2 月－ 12 月（のべ 1443 日）と 2014 年 2 月－ 12 月（のべ 1658 日）に, 12 カ所においてカメラトラップ法により算出したシカの出現頻度を植生タイプ別に示した. N は調査プロット数, 点線で囲まれた上段は 2013 年, 下段は 2014 年の値をそれぞれ示す. 各調査年において植生別のシカ出現頻度が 3 植生間で有意差がある場合に, 異なるアルファベットを右上に付した（p<0.005 ; 一般化線型モデル）. なお 3 林冠タイプ（ギャップ辺縁, 疎開, 閉鎖）を含む植生はグレー, 閉鎖林冠は濃いグレー, 疎開あるいはギャップ林冠は白色で示した. 矢印は植生タイプが照葉樹林から変化したことを示す. 植生タイプは本文参照のこと.

2013 年度はシイ・カシ型と外来種侵入^{T}型が外来種侵入^{N}型よりも有意に高く, 2014 年度はシイ・カシ型がもっとも高く, 外来種侵入^{N}型, 外来種侵入^{T}型の三植生間で有意差を示した（p<0.005）。

糞塊除去法によるシカ個体密度

糞塊除去法によって推定した 5 カ所のベルトトランセクトのシカ個体密度は初夏調査（5 － 7 月）において 10.6 から 84.9 頭／km^2, 秋期調査（10 － 11 月）において 0 から 148.6 頭／km^2 であった。初夏調査の平均値（± SD）は 37.5 ± 35.7 頭／km^2, 秋期調査の平均値は 38.6 ± 14.2 頭／km^2 で, 偏差値は大きいもののシカ個体密度に有意差はみられなかった（マンホイトッニーのU検定, p=0.515）。

2015 年に行ったカメラトラップ法によるシカの出現頻度（のべ日数 757 日）と糞塊除去法によるシカ個体密度との関係を図 3 に示した。シカ個体密度の 2 シーズンにおける個体密度の平均値と出現頻度との関係は有意な正の相関がみられた（p<0.05）。

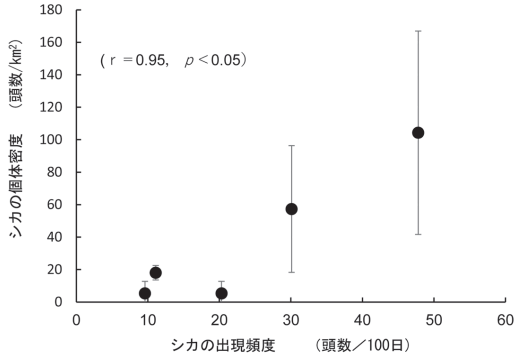


図 3.　糞塊除去調査法によって推定したシカの生息密度（2015 年 2 月 12 月）とカメラトラップ法によるシカ出現頻度（2015 年 5 － 6 月，10 － 11 月の平均）との関係（r ＝ 0.95, p<0.05）．シカの生息密度は表 1 参照のこと．

シカの個体密度と植生タイプ

植生タイプ別の個体密度平均値は，照葉樹林崩壊型（調査地 1）では 104.3 ± 62.6 頭／km^2，外来種侵入^{T}型（調査地 11）は 57.3 ± 39.0 頭／km^2，シイ・カシ型（調査地 2）は 18.1 ± 4.5 頭／km^2，外来種侵入^{N}型（調査地点 10）と谷部クリンソウ型（調査地 6）は 5.3 ± 7.5 頭／km^2 であった。

考察

本調査から，シカは春日山原始林を均一に利用しているのではなく，植生，林冠状態および立地などによって出現頻度および個体密度に大きな差異があることが明らかになった。2007 年のシカ出現頻度（前迫，2010b）はシイ・カシ型（本稿，照葉樹林シイ・カシ型），ナギ型，ナンキンハゼ型（本稿，外来種侵入^{N,T}型）でそれぞれ，19.9 ± 12.3，4.9 ± 3.9，25.8 ± 10.1 頭／100 日であった。2013 年と 2014 年のカメラトラップは同様の場所に設置しているが，シカの出現頻度は，シイ・カシ型と照葉樹林崩壊型において 2007 年調査の約 3 倍に増加し，シカの高密度化傾向を示唆した。2007 年調査と今回の調査ではカメラ機種が異なり，フィルム仕様からデジタル仕様になったことによって，タイムラグおよび撮影範囲の違いが若干影響している可能性も考えられるが（安藤ほか，2012），それらを勘案してもシカの出現頻度の増加傾向は看過できないレベルである。

糞塊除去法によるシカの個体密度調査の平均値は，37.5 － 38.6 頭／km^2 であったが，この値は 2005 年に行われたライトセンサスによる個体密度推定値（鳥居ほか，2007）より高い。文化的生物資源でもある「奈良のシカ」と学術的・文化的に貴重な照葉樹林との共生には，シカの行動や密度分布に関するさらなる情報が必要である。

シイ・カシ型植生は，外来種侵入^{N}型・外来種侵入^{T}型植生に比べて有意にシカの出現頻度が高い傾向がみられた。植生と林冠タイプは連動しているため，両者の影響を明確に区分して議論することは難しい。とりわけ，ナギとナンキンハゼは，共に攪乱が生じた際に侵入し，シカが食べない植物であるため春日山原始林においては照葉樹林に拡散している（Maesako et.al.，2007）。明るい光条件を好むナンキンハゼがギャップに依存して拡散しているのに対し，耐陰性の高いナギが侵入した照葉樹林は非常に暗く，林床植生はきわめて乏しくなる（前迫，2010b）。林床が暗い外来種侵入^{N}型植生ではシカの餌資源が少なく，逆に外来種侵入^{T}型植生では林床が明るいために，シカが餌資源を求めて森林を利用していると考えられる。さらに，春日山原始林に隣接する御蓋山の天然記念物ナギ林においても，近年，ナギ林の林内環境は明るくなる傾向にあり，ナンキンハゼが侵入しているが（前迫・稲田，2013），春日山原始林においても，外来種侵入^{N}型植生にナンキンハゼが侵入し，明るい森林に変化する傾向にある。これらのことから，森林動態とシカの出現頻度の変化は

関連しており，シカの個体群密度も動的なものと考えられる。

照葉樹林崩壊型植生でシカ出現頻度および個体密度が高かったが，この点については，植生および林冠タイプだけでなく，シカの餌資源が豊富で，シカ個体密度がきわめて高い若草山（シバ草地）に近いという立地も関係していると考えられる。さらに調査地点を増やし，詳細な調査によって，シカの個体密度に関与する複合要因の解明を行う必要がある。

森林は攪乱によってギャップが生じると，多様性増大のチャンスにつながる（Muscolo et al, 2014）。現状では，攪乱後に発生した木本実生や草本類がシカに採食されることによって，林床植生は著しく乏しく，林床にはシカの不嗜好植物しか生育していない。多様性の増大がみられない一方，ギャップ形成後，外来樹木による群落が形成されるなど，長期的なシカの影響は，攪乱後，森林構造と種組成に大きな影響を与えている（Maesako et. al.，2007；前迫，2013）。

倒木などによるギャップ形成から時間がたった古いギャップでは，埋土種子が発芽した実生をシカが採食することによって，実生発生が起こらず，多様性の増大が困難である（前迫ほか，2017）。シカの出現頻度および個体密度がギャップで高いという結果を踏まえて，ギャップが生じたサイトでは優先的に採食を回避する植生保護柵を設置するなど，次世代の森林形成に寄与し，生物多様性を保全するための植生管理が望まれる。

春日山原始林は近年，ナラ枯れによる樹冠枯死によってギャップが増加している。こうした森林の変化は，シカの個体密度にも大きな影響を与えていると考えられる。植生管理とシカの管理計画において，森林とシカの動的な変動に対応する順応的・適応的な保全計画が望まれる。シカ個体群の森林利用は，動的なものと考えられることから，今後，広域かつ詳細なシカの森林利用モニタリング調査を継続的に行うことによって，森林動態とシカ個体密度の変動の両面から照葉樹林の保全を考える必要がある。

謝辞

本研究を実施するにあたり，文化庁と奈良県奈良公園事務所には調査許可をいただいた。本稿に対してふたりのレフェリーには貴重なご指摘を頂いた。各位に厚くお礼申し上げる。なお本研究はJSPS 科学研究費（基盤研究 C，No.23510300）の一部を使用したことを付記する。

引用文献

安藤元一・椎野　綾・鳥海沙織．2012．野生動物調査用センサーカメラの機種間性能比較．東京農大農学集報，56：260 － 268.

Campbell, D., G. M. Swanson & J. Sales. 2004. Comparing the precision and cost-effectiveness of fecal pellet group count methods. Journal of Applied Ecology, 41：1185-1196.

Horino, S. & H. Nomiya. 2008. Defecation of sika deer, Cervus nippon. Mammal Study, 33：143-150.

Hothorn, T., F. Bretz & P. Westfall. 2008. Simultaneous inference in general parametric models. Biometrical Journal, 50：346-363.

池田浩一・野田　亮・大長光純．2002．シカ糞の消失と糞の分解消失に及ぼす糞虫の影響．日本林學會誌，84：255 － 261.

岩本俊孝・坂田拓司・中園敏之・歌岡宏信・池田浩一・西下勇樹・常田邦彦・土肥昭夫．2000．糞粒法によるシカ密度推定式の改良．哺乳類科学，40：1 － 17.

Koda, R., N. Agetsuma, Y. Y. Agetsuma, R. Tsujino &

N. Fujita. 2011. A proposal of the method of deer density estimate without fecal decomposition rate: a case study of fecal accumulation rate technique in Japan. Ecological Research, 26：227-231.

小清水卓二・菅沼孝之．1971．特別天然記念物春日山原始林の植生．「奈良市史　自然編」（奈良市史編集審議会編），pp．109 － 137．奈良市，奈良．

前迫ゆり．2002．保護獣ニホンジカと世界遺産春日山原始林の共存を探る．植生学会誌，19：61 － 67．

――．2006．「世界遺産をシカが喰う　シカと森の生態学」（湯本貴和・松田裕之編），pp．147 － 167．文一総合出版，東京．

――．2010a．世界遺産春日山照葉樹林におけるギャップ動態と種組成．社叢学会誌，8：60 － 70．

――．2010b．カメラトラップ法による春日山照葉樹林のほ乳類と鳥類. 大阪産業大学人間論集，9：79 － 96．

――（編著）．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―．256pp．ナカニシヤ出版，京都．

――．2015．「シカの脅威と森の未来 シカ柵による植生保全の有効性と限界」（前迫ゆり・高槻成紀編著），pp．93 － 108．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．「植生学会第 22 回大会講演要旨集」（植生学会第 22 回大会実行委員会，植生学会大会支援委員会編），pp．22．植生学会，東京．

――・稲田友弥．2013．御蓋山のナギ林におけるナンキンハゼの侵入と開空率の関係．社叢学研究，11：80 － 92．

Maesako,Y., S. Nanami & K. Mamoru. 2007. Spatial distribution of two invasive alien species, *Podocarpus nagi* and *Sapium sebiferum*, spreading in a warm-temperate evergreen forest of the Kasugayama Forest Reserve, Japan. Vegetation Science, 24：103-112.

松井　淳・堀井麻美・柳　哲平・森野里美・今村彰生・幸田良介・辻野　亮・湯本貴和・高田研一．2011．大峯山脈前鬼地域における森林植生の現状とニホンジカによる影響．保全生態学研究，16：111 － 119．

Muscolo, A., S. Bagnato, M. Sidari & R. Mercurio. 2014. A review of the roles of forest canopy gaps. Journal of Forestry Research, 25：725-736.

Shimoda, K., K. Kimura, M. Kanzaki & K. Yoda. 1994. The regeneration of pioneer tree species under browsing pressure of Sika deer in an evergreen oak forest. Ecological Research, 9：85-92.

立澤史郎・藤田　和・伊藤真子．2002．奈良公園平地部におけるニホンジカの個体数変動．関西自然保護機構会報，24：3 － 14．

鳥居春己・高野彩子・景山真穂子・原沢牧子．2007．奈良公園春日山原始林におけるニホンジカ 密度推定の試み．関西自然保護機構会誌，28：193 － 200．

Tsujino, R., K. Matsui, K. Yamamoto, R. Koda, T. Yumoto & K. Takada. 2013. Degradation of *Abies veitchii* wave-regeneration on Mt. Misen in Ohmine Mountains: effects of sika deer population. Journal of Plant Research, 126：625-634.

山倉拓夫・川崎稔子・藤井範次・水野貴司・平山大輔・野口英之・名波　哲・伊東　明・下田勝久・神崎　護．2001．春日山照葉樹林の未来．関西自然保護機構会誌，23：157 － 170．

Yasuda, M. 2004. Monitoring diversity and abundance of mammals with camera traps: a case study on Mount Tsukuba, central Japan. Mammal Study, 29：37-46.

地域自然史と保全　*40*（*2*）：*93* ― *108*,　*2018*

総　説

タイワンシジミが在来種に与える影響

一般社団法人地域環境資源センター・石川県立大学生物資源環境学部　中　野　光　議
滋賀県立大学大学院環境科学研究科　森　井　清　仁

Effects of an exotic Asian clam (*Corbicula fluminea*) on native species. Mitsunori Nakano* (*The Japan Association of Rural Solutions for Environmental Conservation and Resources Recycling and Faculty of Bioresources and Environmental Sciences, Ishikawa Prefectural University*) and Kiyohito Morii (*Graduate School of Environmental Sciences, The University of Shiga Prefecture*)

The Asian clam, *Corbicula fluminea*, is one of the most destructive invasive species in freshwater systems worldwide, and has also invaded in Japan. However, few studies have explored its effects on native species in Japan. Therefore, appropriate management methods for this species are unclear in Japan. Here, We review studies of the effects of the Asian clam on native species overseas, to advance studies of this species. Numerous studies worldwide have clarified that ecosystem engineering by Asian clams positively affects various native species. However, Asian clams negatively affect the growth and physiological condition of native unionid mussels. Little is known of the indirect effects of Asian clams on native species. The interspecific interactions between Asian clams and native bivalves other than unionids, including other Corbicula species, have not been clarified, overseas or in Japan. The positive and negative effects of ecosystem engineering by Asian clams on native species, and the interspecific interactions between Asian clams and native bivalves, should be clarified in Japan to establish a management plan for this species.

Keywords: Economic effect, Ecosystem engineering, Freshwater mussel, Interspecific competition, Non-native species

要旨：タイワンシジミは近年，外来種として世界中で分布を拡大し，侵入先で在来種に様々な影響を与えている。本種は日本にも侵入しているが，日本の在来種に与えている影響は明らかにされておらず，適切な駆除・管理策も不明である。そこで本研究は，国内における本種の研究の発展に資することを目的に，本種が在来種に与える影響を調べた海外の研究例を概説した。海外では本種は生態系エンジニアとして知られ，殻の堆積や濾過摂食，および糞・偽糞の排泄を通して様々な在来種に正の影響を与えることが報告されている。また，本種はイシガイ科二枚貝類の成長や栄養状態に負の影響を与えることが明らかにされている。その一方で，間接相互作用による在来種への影響やイシガイ科以外の在来二枚貝類との相互作用については知見が乏しい。今後は国内において，本種の生態系エンジニアリングが在来種に与える正負両方の影響，および本種と在来二枚貝類との種間関係を明らかにする必要がある。

キーワード：経済的影響，国外外来種，生態系エンジニアリング，種間競争，淡水性二枚貝

はじめに

現在，世界中の陸水域において外来種の侵入・定着が起きており，在来の生態系の崩壊を引き起こす要因の一つとなっている（Jenkins，2003）。外来種の侵入を阻止したり生態系への負の影響を防止したりすることが世界各地で課題になっている。世界中で分布が急速に拡大している分類群の一つとして，淡水性の二枚貝類を挙げることが出来る。外来の二枚貝類についてはカワホトトギス

関西自然保護機構業績　第 622 号
2018 年　4 月　8 日受付
2018 年　9 月 25 日受理

*corresponding author(✉): mnakano78@gmail.com

ガイ *Dreissena polymorpha* 等の固着性（epibenthic）種に関する研究が豊富に蓄積されている。その一方で，タイワンシジミ *Corbicula fluminea* 等の埋在性（infaunal）種については研究が乏しい（Sousa et al.，2009）。

タイワンシジミは，シジミ科シジミ属に属する小型の淡水性二枚貝である。本種は中国東南部，韓国，ロシア南東部を起源とし（McMahon，1982），現在ではヨーロッパやアメリカ等の世界各地に分布を拡大している（Crespo et al.，2015）。本種が侵入・定着しているのは主に，標高 500m 以下，緯度が 30 ～ 50°，年平均気温が 5 ～ 20℃の地域である（Crespo et al.，2015）。本種の広域的かつ急速な分布拡大は，バラスト水の運搬や食料としての輸出入等の人間活動によってもたらされている（例えば Rigby et al.，1999；Sousa et al.，2008a；Crespo et al.，2015）。また，侵入先の水域における本種の能動的な移動と稚貝の流下，および鳥類による運搬が，さらなる分布拡大を引き起していると指摘されている（Prezant & Chalermwat，1984；Voelz et al.，1998；McMahon，2002；Mouthon，2003；Hoyer et al.，2015）。

タイワンシジミは特にアメリカとヨーロッパで分布拡大が著しく，本種に関する研究の多くはこれらの地域で行われたものである（Sousa et al.，2014）。また近年では，原産地以外のアジア各地においても分布が拡大しつつあることが知られている（Sousa et al.，2014）。本種は日本にも侵入している（例えば石橋・古丸，2003）。海外の事例と同様に，本種は国内においても在来の動植物や生態系に影響を与えている可能性があるが，研究例が乏しく不明な点が多い。そのため，国内において本種の生態に関する知見を蓄積し，適切な管理策を検討・実施する必要がある。

本稿は，外来のタイワンシジミが在来種に与える影響を調べた海外の研究を紹介し，国内における本種の研究の発展に資することを目的とした。まず本種の基礎的な生態を紹介し，次に本種が在来種に与える影響を，生態系エンジニアリングと食物連鎖に着目して解説する。続いて，本種がイシガイ科二枚貝類 unionids（以下，イシガイ類）等の在来二枚貝類に与える影響について詳しく取り上げる。また，人間に経済的に与える影響についても紹介する。最後に国内における今後の研究の展望を述べる。

日本ではタイワンシジミについて議論する際に，マシジミ *Corbicula leana* との分類学的関係が問題になる。そこでまず始めに，両者の分類学的関係について筆者達の見解を述べる。

国内に生息しているマシジミは近世期（江戸時代）以前の古墳からは出土せず，近世期の資料ではマシジミの可能性が高い個体が認められている（黒住，2014）。そして明治期には，本州と九州の多くの地域にマシジミが分布していたことが明らかになっている（黒住，2014）。そのためマシジミは，江戸時代に日本に持ち込まれた国外外来種と考えられる。

マシジミはタイワンシジミと形態的に酷似しており，形態に基づいて両種を判別することは不可能である（増田・内山，2004；山田ほか，2010）。また，現状では遺伝的にも区別することが出来ない（山田ほか，2010；Komaru et al.，2013）。これらの知見から，マシジミはタイワンシジミのシノニムであり，江戸時代に日本に持ち込まれた個体を祖先とする，タイワンシジミの地域個体群である可能性が高い。もしそうであれば，日本ではマシジミとタイワンシジミはともに国外起源の外来種であり，江戸時代から日本に侵入して分布を拡大していたタイワンシジミの集団がマシジミと呼ばれ，最近になって持ち込まれた集団がタイワンシジミと呼ばれて区別されていたことになる。1989 年には年間約 1 万トンのシジミ類が輸

入されている（財務省貿易統計 URL：http://www.customs.go.jp/toukei/srch/index.htm　2018.8 参照）。国内では 1980 年頃にシジミ類の漁獲量が減少し，単価が高騰したことから（中村，2011），この頃からタイワンシジミの本格的な輸入が始まった可能性が高い。この，1980 年頃以降に持ち込まれ，野外に定着した集団がタイワンシジミと呼ばれていると推察される。

本稿では，マシジミはタイワンシジミのシノニムであり，日本ではこれらはすべて国外外来種であるとの仮説に基づいて，既存研究の紹介と議論を行う。

基礎生態

タイワンシジミの生態的特徴を生活史と食性，および生息環境の順に概説する。本種には 2 ～ 4 倍体の個体が存在する（Komaru & Konishi，1999；AnDong et al.，2001）。本種は雄性生殖を行い，精子由来の遺伝子だけが引き継がれる。雌雄同体であり，自家受精を行う。また，精子の放出・取り込みを通した他家受精を行う個体もいることが報告されている（Komaru & Konishi，1996, 1999；Komaru et al.，1997；Strayer，1999；AnDong et al.，2001；増田・内山，2004；Sousa et al.，2008a；Pigneur et al.，2011，2012）。繁殖期と繁殖盛期の回数は，場所や年によって異なる（Sousa et al.，2008a；Cao et al.，2017）。例えば，フランス中部では 3 ～ 10 月に繁殖し，盛期は 6 月と 8 月の 2 回である（Mouthon & Parghentanian，2004）。また，北アメリカでも繁殖盛期は春～初夏，および晩夏～初秋の 2 回である（McMahon，2002）。

受精卵は親貝の鰓葉内で孵化し，発達した斧足をもつ稚貝（殻長 0.25mm）になるまで成長してから放出される（Strayer，1999；Byrne et al.，2000）。1 個体の親貝から放出される稚貝は，一年間に 1000 ～ 10000 個体である（Strayer，1999）。放出された稚貝はすぐに底生生活をはじめる（McMahon，2000）。その後，3 ～ 6 ヶ月ほど経つと殻長 6 ～ 10mm 程度まで大きくなり，その頃に性成熟する（McMahon，2002）。北アメリカでは，春～初夏に生まれた個体がその年の晩夏～初秋には繁殖する（McMahon，2002）。寿命は 1 ～ 5 年である（McMahon，2000）。このように，本種は成長や増殖速度が速い r 戦略種の特徴をもっており，それが分布拡大に有利に機能していると指摘されている（Strayer，1999；Sousa et al.，2008a）。

本種は，水中の餌を水管から吸収する濾過摂食（filter feed）と，斧足を使って堆積物中の餌を集める足踏摂食（pedal feed）の両方を行う（Reid et al.，1992；Sousa et al.，2008a；Vaughn & Hakenkamp，2001；Dias et al.，2014；中野，2013）。濾過摂食によって水中の植物プランクトンと動物プランクトン, およびデトリタスを摂食し（Cohen et al.，1984；Lauritsen，1986；Leff et al.，1990；Beaver et al.，1991；Phelps，1994；Boltovskoy et al.，1995；Marroni et al.，2017），足踏摂食によって底質中の鞭毛虫を摂食する（Hakenkamp et al.，2001）。また，陸域由来の有機物も摂食している（Dias et al.，2014）。

タイワンシジミは流水域（河川や農業水路等）と止水域（湖沼やため池等）のいずれにも生息する（Strayer，1999）。密度は止水域より流水域の方で高いことが報告されている（Lucy et al.，2012）。

本種の生息・分布を規定している物理的環境要因の一つとして，底質が挙げられる。本種は砂底の場所に好んで生息する（Belanger et al.，1985；Leff et al.，1990；Blalock & Herod，1999；Karatayev et al.，2003；Schmidlin & Baur，2007；Lucy et al.，2012）。一方，泥が厚く堆積している

場所や，礫や石が優占している場所では密度が低い（Lucy et al.，2012）。その他に，水深や流速も本種の分布・生息に影響していることが知られている（Leff et al.，1990；Strayer，1999；Hakenkamp et al.，2001；Karatayev et al.，2003；Vaughn & Spooner，2006；Schmidlin & Baur，2007）。

本種が生存可能な水質条件は，水温が 0 ～ 2℃以上かつ 36 ～ 37℃未満，pH5.6 以上，カルシウム濃度 3mg／L 以上，溶存酸素濃度 1 ～ 3mg／L 以上（水温が 20℃の時），塩分 14 ～ 17‰未満である（Karatayev et al.，2007）。また，繁殖には 16℃以上の水温が必要である（Hall，1984）。その他に，栄養塩濃度も本種の分布に影響していることが報告されている（Sousa et al.，2006，2008b）。

生態系エンジニアリングを通した影響

外来種として定着したタイワンシジミは，在来の動植物に様々なプロセスで正もしくは負の影響を与える（表 1）。本種が在来種に影響を与えるプロセスとして，生態系エンジニアリング physical ecosystem engineering，もしくは生態系の物理的改変（宮下・野田，2003）が特に注目されてきた（Sousa et al., 2009）。生態系エンジニアリングとは，ある生物が物理的環境を改変し，それによって他の生物の資源利用を変化させることである（Jones et al.，1994；宮下・野田，2003）。タイワンシジミは殻の堆積や濾過摂食，および糞・偽糞の排泄を通して生態系エンジニアリングを引き起こすことが知られている。以下に，各生態系エンジニアリングについて順に紹介する。なお本稿では，タイワンシジミが他の分類群の種数もしくは密度の増加をもたらす場合を正の影響（positive effect）と定義し，逆にそれらの減少をもたらす場合を負の影響（negative effect）と定義する。

タイワンシジミの殻は生貝と死貝ともに，それ自体が他の生物の生息場所となる。これは生態系エンジニアリングの一つと考えられている。Werner & Rothhaupt（2007）はヨーロッパの Constance 湖で操作実験を行い，タイワンシジミの殻が堆積するとカゲロウ類 *Caenis* spp. の密度が増加したことを示した。その結果から，軟らか

表 1. 外来のタイワンシジミが在来の動植物, もしくは人間に与える影響．括弧内に主な文献を示す.

現象	正の影響	負の影響
殻の堆積	底生無脊椎動物の生息場所（Werner & Rothhaupt, 2007），魚類の生息場所（Ilarri et al.，2014），藻類の付着基質（Ilarri et al.，2012）	軟らかい底質を好む底生無脊椎動物を排除（Linares et al.，2017），管等の人工物を詰まらせる（McMahon，2000）
濾過食	濁度の低下（Phelps，1994），水生植物の成長促進（Phelps，1994）	プランクトンの減少（Marroni et al.，2017），在来貝類との競争（Ferreira-Rodríguez et al.，2018）
足踏摂食		在来二枚貝類との競争（Ferreira-Rodríguez et al.，2018）
糞・偽糞の排泄	底質中の栄養状態の改変（Ilarri et al.，2012），菌類の増加（Novais et al.，2017）	堆積物の増加による通水阻害（Prokopovich, 1969）
大量死		アンモニア等の放出による水質悪化と在来二枚貝類の死亡（Cherry et al.，2005）
被食（高次捕食者の餌）	魚類の餌（Robinson & Wellborn，1988），アメリカザリガニの餌（Pereira et al.，2016），人間の食料（中村，2011）	

い砂底の上に硬い殻が堆積すると，一部の底生動物にとって好適な生息環境が創出されると論じている。Ilarri et al.（2012）はスペインとポルトガルとの間を流れる Minho 川において，甲殻類，水生昆虫類，および腹足類の密度はタイワンシジミの密度との間に正の関係があったことを示し，これらの生物にとってタイワンシジミの殻は速い流れや捕食者からの避難場所，もしくは付着基質となっている可能性を指摘している。また，Ilarri et al.（2014）は Minho 川の河口において，タイワンシジミが高密度で生息する場所は小型底生魚類の密度が高かったことを示した。その結果から，タイワンシジミの殻が密集している場所は，これらの魚類が捕食者や競争者，および物理的・生理的な撹乱から逃れられる避難場所として適していると論じている。

タイワンシジミが行う濾過摂食も，生態系エンジニアリングとして機能することが知られている。濾過によるプランクトン等の摂食自体は生態系エンジニアリングではないが，水中の光透過性を向上させることで間接的に生態系エンジニアリングを引き起こす（Sousa et al.，2009）。タイワンシジミが高密度に生息する場合，大量の水を濾過して水中のプランクトン等の量を著しく減少させる（Cohen et al.，1984；Leff et al.，1990；Strayer，1999；Sousa et al.，2009）。それによって水中の光透過性が高くなり，水生植物の生育が促進される（Phelps，1994）。

タイワンシジミが排泄した糞・偽糞は底質中に堆積される。Hakenkamp & Palmer（1999）は，本種の糞・偽糞が堆積することで底質中の有機物の濃度が著しく増加することを示した。またこの結果は，底質中の有機物は足踏摂食による減少量より排泄による増加量の方が多いことを示している（Hakenkamp & Palmer，1999）。本種による底質中の有機物量の増加は他の生物の摂餌等に正の影響を与えることがあり，これも生態系エンジニアリングの一つと考えられている。Ilarri et al.（2012）は，Minho 川において甲殻類，水生昆虫類，および腹足類の密度がタイワンシジミの密度との間に正の関係を示した理由の一つとして，タイワンシジミの排泄した糞・偽糞が底質中の栄養状態を改変し，これらの生物に正の影響を与えた可能性を指摘している。ただし，Ilarri et al.（2012）の結果からは，この正の関係が糞・偽糞の堆積によって引き起こされたのか，それとも殻の堆積によって引き起こされたのかを判別することは出来ない。Novais et al.（2015）は Minho 川において操作実験を行い，タイワンシジミがいると環形動物と貝類，および甲殻類の密度が高くなり，それらのバイオマス量と種数も多くなったことを示した。その結果から，タイワンシジミの排泄した糞・偽糞が底質中の有機物量を増加させ，これらの生物の餌が増えた可能性を指摘している。また，Novais et al.（2017）は Minho 川において，タイワンシジミがいると菌類のバイオマス量が多く落ち葉の分解速度が速いことを示した。そして，タイワンシジミの糞・偽糞が堆積することで底質中の栄養塩濃度が高くなり，それが菌類のバイオマス量の増加をもたらした可能性を論じている。

タイワンシジミの生態系エンジニアリングは，他のプロセスによっても生じる可能性がある。一般的に，二枚貝類は足踏摂食や底質中の移動によって底質環境を改変することが知られており，この現象は生物撹乱（bioturbation）と呼ばれている。イシガイ類では，生物撹乱によって底質中の酸素濃度の上昇や微生物の代謝促進，水分含有量の増加，底質の均質化，硝酸塩と塩化物の放出促進，炭酸カルシウムの放出抑制が起こり，それらが生態系エンジニアリングとして機能する（Vaughn & Hakenkamp，2001）。タイワンシジミについても，生物撹乱が生態系エンジニアリングとして機能す

ることがあるかもしれない。

タイワンシジミの生態系エンジニアリングが逆に在来種に負の影響を及ぼしたことを示唆する結果も見られる。Linares et al.（2017）は，ブラジルの複数のダムにおいて調査を行い，タイワンシジミまたはカワヒバリガイ *Limnoperna fortunei* のどちらかの外来二枚貝類が生息する場所は，これらが生息しない場所と比べて，軟らかい底質を好む在来種（ユスリカ類 Chironomidae・貧毛類 Oligochaeta）の種数と密度が少ないことを示した。そして，ダムは全体的に底質が硬いため，底質の軟らかい限られた場所に外来二枚貝類の殻が密集すると，在来種に負の影響を与える可能性があると論じている。しかし，Linares et al.（2017）は，これら外来二枚貝類が生息していた場所には外来腹足類のヌノメカワニナ *Melanoides tuberculata* が高密度で生息していたことから，在来種の減少はヌノメカワニナによってもたらされた可能性も指摘している。また，この研究ではタイワンシジミとカワヒバリガイを一まとめにして解析しており，タイワンシジミのみと在来種との関係は明らかにされていない。さらに，外来種が在来種に影響を与えていることは，在否と密度との負の関係だけでは証明できない。そのため今後，同様の環境条件のダムにおいて厳密な操作実験を行って検証することが必要である。

Sousa et al.（2009）は，タイワンシジミを含む外来二枚貝類の生態系エンジニアリングは状況依存的であると論じている。例えば，外来二枚貝類の生態系エンジニアリングが在来種に与える影響は，局所的な環境条件や在来種の種組成に依存して異なる可能性が高い。しかし，これらの生態系エンジニアリングがどのような状況で明瞭に発現するのかは解明されていない。また，Sousa et al.（2009）は，生態系エンジニアリングは貝の定着場所から遠く離れた場所にも影響する可能性が高いが，広域にわたる影響を調べた研究例が乏しいこと，また，生態系エンジニアリングを通した間接的な相互作用についても研究例がほとんどないことを指摘している。このように，タイワンシジミを含む外来二枚貝類の生態系エンジニアリングには，研究の余地が多く残されている。

食物連鎖を通した捕食者等への影響

タイワンシジミは在来種に餌として利用される。これは在来種に正の影響を与えるプロセスの一つである。タイワンシジミを餌として利用することが知られているのは，魚類（Isom，1986；Robinson & Wellborn，1988；Phelps，1994；García & Protogino，2005；Cantanhêde et al.，2008；Sousa et al.，2008a；Castro et al.，2018）とアメリカザリガニ *Procambarus clarkii*（Pereira et al.，2016；北野ほか，2017）である。また，アメリカザリガニ以外の甲殻類や，貝類を餌とするカメ類 Testudines 等もタイワンシジミを捕食しているかもしれない。捕食者を特定してその影響を明らかにすることは，タイワンシジミの生物的防除策を開発する上で重要であり，今後の研究の発展が期待される。

タイワンシジミの摂食・被食によって，様々な栄養段階カスケード（trophic cascade）が起こると予想される。Marroni et al.（2017）は，タイワンシジミは小型の動物プランクトンを選択的に摂食することで動物プランクトン群集の体サイズ組成と種組成を変化させることを示し，それによって動物プランクトンによる植物プランクトンへの捕食圧が強まる可能性を論じている。しかし，栄養段階カスケードについては研究例が乏しく，不明な点が多い。例えば，タイワンシジミが侵入先でプランクトンを著しく減少させるならば，プランクトンを餌とする魚貝類に負の影響を与えるか

もしれない。また，タイワンシジミを餌とする魚類や甲殻類が増加すると，それらを餌とする鳥類や哺乳類等が増加する可能性も考えられる。しかし，これらの可能性を検討した研究例は見当たらず，今後の進展が望まれる。

競争等を通して在来二枚貝類に与える影響

Krumholz et al.（1969）は，アメリカの Wabash 川水系においてイシガイ類が激減した理由の一つとして，外来のタイワンシジミによる競争排除の可能性を指摘した。それ以降，両者の競争関係が注目されてきた。現在では世界各地において，生息環境の破壊や地球温暖化によってイシガイ類が減少しつつある（Bogan，1993，2008）。その中で，温暖化の影響でかえって分布を拡大しつつあるタイワンシジミが，イシガイ類にさらなる負の影響を与えることが危惧されている（Gama et al.，2017）。

イシガイ類はいずれの種も K 選択的な生活史をもっており，成長が遅くて寿命が長く，体サイズが大きくなる（McMahon，2002）。また，イシガイ類はグロキディウム幼生期に魚類に寄生して成長・分散する。これらの点でイシガイ類の生態はタイワンシジミと異なっている。以下で紹介する研究は，このような両者間の生態的な差異を前提に競争関係を議論している。なお，イシガイ類の生態の詳細に関しては，近藤（2008）や根岸ほか（2008a，b）を参照されたい。

河川と湖沼において，タイワンシジミの密度とイシガイ類の密度との間に負の相関があることが報告され，両者の競争関係が論じられてきた（Sickel，1986；Kraemer，1979；Clarke，1986，1988；Belanger et al.，1990）。一方，両者の密度の間に明瞭な相関がなかった事例も報告されており（Clarke，1988；Leff et al.，1990；Miller & Payne，1994；Strayer，1999；Karatayev et al.，2003），競争の有無や強弱について一致した見解は得られていない。

この問題に対して Vaughn & Spooner（2006）は，密度を測定する調査区の大きさに着目した。この研究ではアメリカのオクラホマ州の河川においてパッチスケール（0.25m^2 の調査区）とリーチスケール（0.25m^2 の調査区を 10 個含む）の二つの空間スケールで解析を行った。その結果，パッチスケールではタイワンシジミの密度とイシガイ類の密度との間に負の相関が示されたが，リーチスケールでは明瞭な相関が示されなかった。この結果から，両者間の負の相関を検出するには，ある程度小さなスケールの調査区を設定する必要があると論じている。しかし，調査スケールを変化させると密度の相関が変化すること自体は論理的に自明であるため，適切な調査スケールを具体的に明らかにする必要がある。

これまで紹介した通り，タイワンシジミとイシガイ類との種間関係は，密度の相関を根拠に議論が行われてきた。しかし Strayer（1999）は，種間で選好する生息場所が異なっていると競争が起きていなくても負の相関を示すことから，相関だけでは競争を示す根拠として弱いことを指摘した。また，タイワンシジミによるイシガイ類への負の影響は，競争以外のプロセス（生態系エンジニアリングや大量死による水質の変化等）によってもたらされた可能性もある。このような背景から Sousa et al.（2008a）は，競争の有無や強弱を特定するために厳密な操作実験を行うことの必要性を論じている。

Ferreira-Rodríguez et al.（2018）は，イベリア半島の Miño 川で操作実験を行い，タイワンシジミの密度が高いほどイシガイ類の一種（*Unio delphinus*）の殻長の成長量が小さく，軟体部に含まれる炭水化物の量が少ないことを示した。この

研究は，タイワンシジミがイシガイ類に負の影響を与えることを明瞭に示した最初の研究と考えられる。また，Ferreira-Rodríguez et al.（2018）は室内実験も行い，タイワンシジミの密度が高いと *U. delphinus* が活発に殻を開いたり足を伸長したりしたことを示した。特に，タイワンシジミの密度が 300 個体／m^2 より高いと *U. delphinus* の行動が顕著に活発になったことから，野外においてタイワンシジミの密度がこれ以上になるとイシガイ類が移動して密度が減少する可能性を論じている。

Ferreira-Rodríguez et al.（2018）はタイワンシジミがイシガイ類に負の影響を与えることを実証したが，そのプロセスは特定されていない。彼らはプロセスの候補として，(1) 餌をめぐる競争，(2) 空間をめぐる競争，(3) 生物攪乱，(4) 糞・偽糞の排泄による底質環境の改変等を挙げている。また，Vaughn & Hakenkamp（2001）はより具体的なプロセス候補として（1）砂底の場所をめぐる競争，(2) タイワンシジミによるイシガイ類の稚貝の摂食，(3) 餌の植物プランクトンをめぐる競争の三つを挙げている。これらの論文ではプロセス候補が列挙されているだけであり，それらを裏付ける根拠は提示されていない。今後，これらを含む様々なプロセス候補について検討していく必要がある。

タイワンシジミがイシガイ類に負の影響を与えるプロセスを探る上で，他の外来二枚貝類の事例が参考になる。Ricciardi et al.（1998）は北アメリカの湖と河川において，カワホトトギスガイが侵入して高密度に増加するとイシガイ類が 4 ～ 8 年以内に絶滅したことを示し，カワホトトギスガイがイシガイ類の殻に付着したり，植物プランクトン等の餌をめぐって競争したりすることでイシガイ類に負の影響を与えると論じている。また，カワホトトギスガイは湖において，イシガイ類以外の底生無脊椎動物とも餌をめぐって競争し，それらの密度を低下させることが報告されている（Nalepa et al.，1998 ; Lozano et al.，2001）。タイワンシジミについても同様に，濾過摂食によって植物プランクトンを減少させてイシガイ類に負の影響を与えることがあるかもしれない。特に，湖や池等の閉鎖的な水域で高密度に増加した場合は，影響が顕著になることが危惧される。

先に紹介したように，環境条件によっては，タイワンシジミはイシガイ類にも生態系エンジニアリングを通して正の影響を与えるかもしれない。また，イシガイ類も生態系エンジニアリングによって他種の密度を増加させるため（Spooner & Vaughn，2006），イシガイ類がタイワンシジミの密度を増加させる可能性も考えられる。今後，両者の関係については，生態系エンジニアリングを通した相互の正の影響の可能性も視野に入れて解明していく必要がある。

タイワンシジミとイシガイ類との競争や生態系エンジニアリングを通した相互作用は，状況に依存して有無や強弱が変化すると予想される。Vaughn & Hakenkamp（2001）は，餌が乏しくてイシガイ類の生理的な状態が悪い場所では，イシガイ類とタイワンシジミが餌をめぐって競争し，イシガイ類が強い負の影響を受ける可能性を指摘した。この指摘の通り，水中や堆積物中の餌の状態が，両者間の相互作用を解明する上で重要かもしれない。その他に，生息場所の物理・化学的環境や両者の密度が，両者間の関係に影響する可能性もある。今後，両者の関係について，どのような条件下で正負いずれの影響が顕著になるのかを特定し，それをもたらすプロセスを解明していく必要がある。

タイワンシジミの死貝がイシガイ類に与える影響やプロセスを解明した研究例も見られる。タイワンシジミは，高温や溶存酸素濃度の低下

等によって大量に死亡することがある（Ilarri et al.，2011）。その際に大量のアンモニアを放出する等して在来のイシガイ類を死亡させる（Cherry et al.，2005；Cooper et al.，2005；Sousa et al.，2008a；Ilarri et al.，2011；Wittmann et al.，2012）。

タイワンシジミがイシガイ類に与える影響については研究が進展している一方，イシガイ類以外の在来二枚貝類への影響については研究例が見当たらない。ただし，他の外来二枚貝類との種間関係については研究例が報告されている。Darrigran（2002）は，南アメリカの Río de la Plata（ラプラタ）川において，タイワンシジミの分布拡大に合わせて外来のシジミ属二枚貝（*C. largillierti*）の分布域が縮小し，およそ 10 年間で河川の大部分ではタイワンシジミしか見られなくなったことを示した。この結果から，タイワンシジミが種間競争に優れていることを指摘している。

また，Darrigran（2002）は指摘していないが，繁殖をめぐる種間関係が急速な置き換わりをもたらした可能性も考えられる。上記 2 種を含むシジミ属の一部の種は，自家受精に加えて，精子の放出・取り込みを通した他家受精も行う。また，雄性生殖を行うため，タイワンシジミの精子を他種のシジミ類が取り込んで受精して正常に発生した場合，子はタイワンシジミになる。もしタイワンシジミの放出する精子量が他種より多かったり，精子の運動・受精能力が優れていたりした場合，侵入した個体数が少数であっても他種の卵を利用して急速に個体数を増加させることが可能と推察される。この仮説が正しい場合，他種への影響力に正のフィードバックがあることから，雄性生殖を介して他種を急速に絶滅させる可能性がある。タイワンシジミと他種のシジミ類との繁殖をめぐる関係は，今後の研究課題の一つである。

人間の経済への影響

タイワンシジミの侵入・増加は，人間に経済的な影響を与えることがある。本種が水処理施設や発電所で高密度に増加した結果，管の詰まり等が発生した事例が報告されている（McMahon，2000；Rosa et al.，2011）。また，本種の糞・偽糞が水路等に大量に堆積すると通水を阻害することがある。その場合，定期的な堆積物の除去作業が必要になり，作業負担の増加をもたらす（Prokopovich & Herbert，1965；Prokopovich，1969）。これらの事例のように，本種の増加は欧米では人間への経済的影響という観点からも注視するべき現象となっている。Sousa et al.（2009）は，タイワンシジミは養殖池の水質浄化等の様々な取り組みで利用されているが，野外に拡散した場合に在来種に与える負の影響や経済的な被害を考慮すると，本種の導入・活用が可能な場合は少ないと指摘している。

一方，日本や中国等ではタイワンシジミを含むシジミ類は食用に利用される。日本におけるシジミ類の 2017 年の全国漁業生産量は約 1 万トンであり，魚貝類の内水面漁業対象種の中で最も多かった（農林水産省，2018）。シジミ類の漁獲量の最高値は，1960 年の約 5 万トンである（中村，2011；安木，2014）。また，2017 年のシジミ類の輸入量は約 4 千トンであり，毎年 2 千～ 5 千トン程度を台湾やロシア，中国等から輸入している（安木，2014）。さらに，水路等の身近な水域において，個人や家庭でシジミ類を採取して食べることがある（嘉田・遊磨，2000）。このような採取は漁業生産量等の統計データに反映されないため，実際には統計データ以上にシジミ類を採取・消費していると考えられる。日本のようにシジミ類の食用利用が活発な地域では，欧米と違ってタイワンシジミの増加は経済的に正の影響をもたらすと推察

される。

タイワンシジミを食用利用する地域では，本種の管理の際に人間の採取の影響を考慮する必要がある。具体的には，まとまった採取によって本種の密度が顕著に減少したり，定期的な採取によって密度の増加が長期的に抑えられていたりすると，(1) 生態系エンジニアリングを通した在来種への影響が緩和される，(2) 栄養段階カスケードの効果が不明瞭になる，(3) イシガイ類等の在来二枚貝類への影響が弱くなる，(4) 水路やパイプ等の人工物の詰まりが起こりにくくなって経済的な被害が軽減する，といった可能性が考えられる。日本では市場に出回るシジミ類の大部分が汽水性のヤマトシジミである（中村，2011）が，生態系への影響軽減の効果も視野に入れ，本種を水産資源として積極的に利用することを推進すべきである。

日本国内における今後の展望

「はじめに」の項で述べた通り，マシジミとタイワンシジミは同種であり，日本では両者はともに国外起源の外来種である可能性が高い。以下の文章では便宜的に，江戸時代から 1980 年頃までの間に日本に侵入して定着したタイワンシジミの個体・個体群を「マシジミ」集団，1980 年代以降に日本に侵入した個体・個体群を「タイワンシジミ」集団と表記する。

「マシジミ」集団と「タイワンシジミ」集団が同種であるならば，両者は基本的には同様の生理・生態的特徴をもっていると予想される。もし両集団間で生理・生態的特徴が異なっている場合，そのような変異をもたらす候補プロセスは主に二つ考えられる。一つ目は，両集団は起源である国や地域が異なっていて，別の地域個体群に属する個体が日本に持ち込まれた可能性である。もう一つは，「マシジミ」集団は江戸時代から今日までの間に日本の環境に適応して進化しており，それによって，近年持ち込まれた「タイワンシジミ」集団とは生理･生態的特徴が異なっている可能性である。これらの可能性について今後検討すべきである。

林ほか（2004）は，千葉県で採取された「マシジミ」個体と「タイワンシジミ」個体との環境耐性の差異を室内実験で調べた。その結果，「タイワンシジミ」個体の方が広い温度適応性をもち，アルカリ条件と高塩分に強いことを示唆する結果が示された。しかしこの研究では，実験に使用した「マシジミ」個体と「タイワンシジミ」個体を同定した方法や基準が明記されておらず，比較結果を解釈することが出来ない。他にも中野(2013)は，「タイワンシジミ」集団は「マシジミ」集団では見られないほど高密度に増加すると述べている。また増田･内山（2004）は,「タイワンシジミ」集団は「マシジミ」集団より繁殖をめぐる相互作用で優位であり，そのために「マシジミ」集団が駆逐されることを論じている。しかし，これらの文献ではデータや詳細な観察記録が提示・記載されておらず，正当性を判断することが出来ない。これらのことから，両集団間で生理・生態的特徴に差異があるかどうは依然として不明である。

以上の議論をまとめると,「マシジミ」集団と「タイワンシジミ」集団は生理・生態的特徴についても両者間で異なることを実証した研究は見られない。そのため現時点では，どちらも国外外来種タイワンシジミとしてまとめて扱い，本種の管理策を検討するのが妥当と考えられる。

国内においてタイワンシジミが在来種に与える影響を調べた研究例はほとんど見当たらない。佐藤ほか（2007）は，農業水路に生息するタイワンシジミが濾過摂食によってリンと有害物質（カドミウム，銅，鉛，セレン）を取り込むことを示し，農業排水の浄化に貢献していることを論じている。また，廣谷（2010）は，タイワンシジミが

水中・堆積物中の大腸菌を除去することを示した。しかしこれらの研究では，在来の動植物に与える影響については調査・議論が行われていない。今後は，本稿で紹介した欧米の研究例等を参考にして，国内においてタイワンシジミが在来種にどのような影響を与えているのかを明らかにしていく必要がある。

今後の研究が特に必要な課題の一つとして，タイワンシジミがセタシジミ *Corbicula sandai* に与える影響の解明が挙げられる。セタシジミは日本の在来種であり，琵琶湖等の淡水域に生息する固有種かつ水産上の重要種である（紀平ほか，2009）。タイワンシジミは他種のシジミ類の減少をもたらす可能性があり，セタシジミの生息や分布にも負の影響を与えるかもしれない。今後，両種の個体群動態や両種間の相互作用を解明するとともに，人間による水産利用のあり方も考慮する必要がある。

謝辞

2名の匿名査読者からは，本稿をまとめる上で重要なご指摘を多数頂きました。厚くお礼申し上げます。

引用文献

AnDong, Q., S. AnJing & A. Komaru. 2001. Yellow and brown shell color morphs of *Corbicula fluminea* (Bivalvia: Co Beaver rbiculidae) from Sichuan Province, China, are triploids and tetraploids. Journal of Shellfish Research, 20 : 323-328.

Beaver, J. R., T. L. Crisman & R. J. Brock. 1991. Grazing effects of an exotic bivalve (*Corbicula fluminea*) on hypereutrophic lake water. Lake and Reservoir Management, 7 : 45-51.

Belanger, T. V., C. G. Annis & D. D. VanEpps. 1990. Growth rates of the Asiatic clam, *Corbicula fluminea*, in the upper and middle St. Johns River, Florida. The Nautilus, 104 : 4-9.

Belanger, S. E., J. L. Farris, D. S. Cherry & J. Cairns, Jr. 1985. Sediment preference of the freshwater Asiatic clam, *Corbicula fluminea*. The Nautilus, 99 : 66-73.

Blalock, H. N. & J. J. Herod. 1999. A comparative study of stream habitat and substrate utilized by *Corbicula fluminea* in the New River, Florida. Biological Science, 62 : 145-151.

Bogan, A. E. 1993. Freshwater bivalve extinctions (Mollusca: Unionoida): a search for causes. American Zoologist, 33 : 599–609.

——. 2008. Global diversity of freshwater mussels (Mollusca, Bivalvia) in freshwater. Hydrobiologia, 595 : 139-147.

Boltovskoy, D., I. Izaguirre & N. Correa. 1995. Feeding selectivity of *Corbicula fluminea* (Bivalvia) on natural phytoplankton. Hydrobiologia, 312 : 171-182.

Byrne, M., H. Phelps, T. Church, V. Adair, P. Selvakumaraswamy & J. Potts. 2000. Reproduction and development of the freshwater clam *Corbicula australis* in southeast Australia. Hydrobiologia, 418 : 185-197.

Cantanhêde, G., N. S. Hahn, É. A. Gubiani & R. Fugi. 2008. Invasive molluscs in the diet of *Pterodoras granulosus* (Valenciennes, 1821) (Pisces, Doradidae) in the Upper Paraná River floodplain, Brazil. Ecology of Freshwater Fish, 17 : 47-53.

Cao, L., C. Damborenea, P. E. Penchaszadeh & G. Darrigran. 2017. Gonadal cycle of *Corbicula fluminea* (Bivalvia: Corbiculidae) in Pampean streams (Southern Neotropical Region). PloS one, 12 : e0186850.

Castro, P. S., M. I. Ilarri, V. Modesto, C. Antunes & R. Sousa. 2018. Palatability of the Asian clam *Corbicula fluminea* (Müller 1774) in an invaded system. Hydrobiologia, 810 : 97-108.

Cherry, D. S., J. L. Scheller, N. L. Cooper & J. R. Bidwell. 2005. Potential effects of Asian clam (*Corbicula fluminea*) die-offs on native freshwater mussels (Unionidae) I: water-column ammonia levels and ammonia toxicity. Journal of the North American Benthological Society, 24 : 369-380.

Clarke, A. H. 1986. Competitive exclusion of *Canthyria* (Unionidae) by *Corbicula fluminea* (Müller). Malacology Data Net, 1 : 3-10.

——. 1988. Aspects of corbiculid-unionid sympatry in the United States. Malacology Data Net, 2 : 57-99.

Cohen, R. R., P. V. Dresler, E. J. Phillips & R. L. Cory. 1984. The effect of the Asiatic clam, *Corbicula fluminea*, on phytoplankton of the Potomac River, Maryland. Limnology and Oceanography, 29 : 170-180.

Cooper, N. L., J. R. Bidwell & D. S. Cherry. 2005. Potential effects of Asian clam (*Corbicula fluminea*) die-offs on native freshwater mussels (Unionidae) II: porewater ammonia. Journal of the North American Benthological Society, 24 : 381-394.

Crespo, D., M. Dolbeth, S. Leston, R. Sousa & M. Â. Pardal. 2015. Distribution of *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in the invaded range: a geographic approach with notes on species traits variability. Biological Invasions, 17 : 2087-2101.

Darrigran, G. 2002. Potential impact of filter-feeding invaders on temperate inland freshwater environments. Biological Invasions, 4 : 145-156.

Dias, E., P. Morais, C. Antunes & J. C. Hoffman. 2014. Linking terrestrial and benthic estuarine ecosystems: organic matter sources supporting the high secondary production of a non-indigenous bivalve. Biological Invasions, 16 : 2163-2179.

Ferreira-Rodríguez, N., R. Sousa & I. Pardo. 2018. Negative effects of *Corbicula fluminea* over native freshwater mussels. Hydrobiologia, 810 : 85-95.

Gama, M., D. Crespo, M. Dolbeth & P. M. Anastácio. 2017. Ensemble forecasting of *Corbicula fluminea* worldwide distribution: Projections of the impact of climate change. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 27 : 675-684.

García, M. L. & L. C. Protogino. 2005. Invasive freshwater molluscs are consumed by native fishes in South America. Journal of Applied Ichthyology, 21 : 34-38.

Hakenkamp, C. C. & M. A. Palmer. 1999. Introduced bivalves in freshwater ecosystems: the impact of *Corbicula* on organic matter dynamics in a sandy stream. Oecologia, 119 : 445-451.

——, S. G. Ribblett, M. A. Palmer, C. M. Swan, J. W. Reid & M. R. Goodison. 2001. The impact of an introduced bivalve (*Corbicula fluminea*) on the benthos of a sandy stream. Freshwater Biology, 46 : 491-501.

Hall, J. J. 1984. Production of immature *Corbicula fluminea* (Bivalvia: Corbiculidae), in Lake Norman, North Carolina. Nautilus, 98: 153-159.

林　紀男・松島　眸・古丸　明・稲森悠平. 2004. 外来二枚貝タイワンシジミ生息域拡大の要因. 用水と廃水, 46 : 69 － 75.

廣谷博史. 2010. タイワンシジミが生息する河川における大腸菌指標の有効性. 環境技術, 39 : 458 － 463.

Hoyer, A. B., S. G. Schladow & F. J. Rueda. 2015. Local dispersion of nonmotile invasive bivalve species by wind-driven lake currents. Limnology and Oceanography, 60 : 446-462.

Ilarri, M. I., C. Antunes, L. Guilhermino & R. Sousa. 2011. Massive mortality of the Asian clam *Corbicula fluminea* in a highly invaded area. Biological Invasions, 13 : 277-280.

——, F. Freitas, S. Costa-Dias, C. Antunes, L. Guilhermino & R. Sousa. 2012. Associated macrozoobenthos with the invasive Asian clam *Corbicula fluminea*. Journal of Sea Research, 72 : 113-120.

——, A. T. Souza, C. Antunes, L. Guilhermino & R. Sousa. 2014. Influence of the invasive Asian clam *Corbicula fluminea* (Bivalvia: Corbiculidae) on estuarine epibenthic assemblages. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 143 : 12-19.

石橋　亮・古丸　明．2003．琵琶湖淀川水系，大和川水系におけるタイワンシジミの出現状況．VENUS，62 : 65 － 70.

Isom, B. G. 1986. Historical review of Asiatic clam (*Corbicula*) invasion and biofouling of waters and industries in the Americas. In: Proceedings of the Second International Corbicula Symposium. Special edition No. 2 of the American Malacological Bulletin (ed. Britton, J. C.), pp. 1-6. American Malacological Union, N.Y.

Jenkins, M. 2003. Prospects for biodiversity. Science, 302 : 1175-1177.

Jones, C. G., J. H. Lawton & M. Shachak. 1994. Organisms as ecosystem engineers. Oikos, 69 : 373-386.

嘉田由紀子・遊磨正秀．2000．水辺遊びの生態学－琵琶湖地域の三世代の語りから－．210pp．農山漁村文化協会，東京．

Karatayev, A. Y., L. E. Burlakova, T. Kesterson & D. K. Padilla. 2003. Dominance of the Asiatic clam, *Corbicula fluminea* (Müller), in the benthic community of a reservoir. Journal of Shellfish Research, 22 : 487-493.

——, D. K. Padilla, D. Minchin, D. Boltovskoy & L. E. Burlakova. 2007. Changes in global economies and trade: the potential spread of exotic freshwater bivalves. Biological Invasions, 9 : 161-180.

紀平　肇・松田征也・内山りゅう．2009．日本産淡水貝類図鑑①琵琶湖・淀川産の淡水貝類．159pp．ピーシーズ，横浜．

北野大輔・鈴木誉士・中川雅博・浅香智也．2017．琵琶湖につながる農業水路における淡水シジミの生息状況と絶滅危惧マシジミの保全に係る水路管理手法の検討．伊豆沼・内沼研究報告，11 : 55 － 66.

Komaru, A. & K. Konishi. 1996. Ultrastructure of biflagellate spermatozoa in the freshwater clam, *Corbicula leana* (Prime). Invertebrate Reproduction & Development, 29 : 193-197.

——&——. 1999. Non-reductional spermatozoa in three shell color types of the freshwater clam *Corbicula fluminea* in Taiwan. Zoological Science, 16 : 105-108.

——, ——, I. Nakayama, T. Kobayashi, H. Sakai & K. Kawamura. 1997. Hermaphroditic freshwater clams in the genus *Corbicula* produce non-reductional spermatozoa with somatic DNA content. The Biological Bulletin, 193 : 320-323.

——., M. Yamada & S. Houki. 2013. Relationship between two androgenetic clam species, *Corbicula leana* and *Corbicula fluminea*, inferred from mitochondrial cytochrome b and nuclear 28S rRNA markers. Zoological Science, 30 : 360-365.

近藤高貴．2008．日本産イシガイ目貝類図譜．69pp．日本貝類学会，東京．

Kraemer, L. R. 1979. *Corbicula* (Bivalvia: Sphaeriacea) vs. indigenous mussels (Bivalvia: Unionacea) in US rivers: a hard case for interspecific competition?.

Integrative and Comparative Biology, 19 : 1085-1096.

Krumholz, L. A., R. L. Bingham & E. R. Meyer. 1969. A survey of the commercially valuable mussels of the Wabash and White Rivers of Indiana. Indiana Academy of Science, 79 : 205-226.

黒住耐二. 2014. マシジミは近世期の外来種か？. ちりぼたん, 44 : 85 － 86.

Lauritsen, D. D. 1986. Filter-feeding in *Corbicula fluminea* and its effect on seston removal. Journal of the North American Benthological Society, 5 : 165-172.

Leff, L. G., J. L. Burch & J. McArthur. 1990. Spatial distribution, seston removal, and potential competitive interactions of the bivalves *Corbicula fluminea* and *Elliptio complanata*, in a coastal plain stream. Freshwater Biology, 24 : 409-416.

Linares, M. S., M. Callisto & J. C. Marques. 2017. Invasive bivalves increase benthic communities complexity in neotropical reservoirs. Ecological Indicators, 75 : 279-285.

Lozano, S. J., J. V. Scharold & T. F. Nalepa. 2001. Recent declines in benthic macroinvertebrate densities in Lake Ontario. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 58 : 518-529.

Lucy, F., A. Karatayev & L. Burlakova. 2012. Predictions for the spread, population density and impacts of *Corbicula fluminea* in Ireland. Aquatic Invasions, 7 : 465-474.

Marroni, S., N. Mazzeo, J. P. Pacheco, J. Clemente & C. Iglesias. 2017. Interactions between bivalves and zooplankton: competition or intraguild predation? Implications for biomanipulation in subtropical shallow lakes. Marine and Freshwater Research, 68 : 1036-1043.

増田　修・内山りゅう. 2004. 日本産淡水貝類図鑑②汽水域を含む全国の淡水貝類. 240pp. ピーシーズ, 東京 .

Miller, A. C. & B. S. Payne. 1994. Co-occurrence of native freshwater mussels (Unionidae) and the non-indigenous *Corbicula fluminea* at two stable shoals in the Ohio River, USA. Malacological Review, 27 : 87-97.

McMahon, R. F. 1982. The occurrence and spread of the introduced Asiatic freshwater clam, *Corbicula fluminea* (Müller), in North America 1924-1982. The Nautilus, 96 : 134-141.

——. 2000. Invasive characteristics of the freshwater bivalve *Corbicula fluminea*. In: Nonindigenous freshwater organisms: Vectors, Bioplogy and Impacts (ed. Russel-Hunter, W. D.), pp. 315-343. Lewis Publishers. Boca Raton, Florida.

——. 2002. Evolutionary and physiological adaptations of aquatic invasive animals: r selection versus resistance. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 59 : 1235-1244.

宮下　直・野田隆史. 2003. 群集生態学. 187pp. 東京大学出版会, 東京 .

Mouthon, J. 2003. Longitudinal and temporal variations of density and size structure of *Corbicula fluminea* (Bivalvia) populations in the Saône and Rhône rivers (France). Annales de Limnologie-International Journal of Limnology, 39 : 15-25.

—— & T. Parghentanian. 2004. Comparison of the life cycle and population dynamics of two *Corbicula* species, *C. fluminea* and *C. fluminalis* (Bivalvia: Corbiculidae) in two French canals. Archiv für Hydrobiologie, 161 : 267-287.

中村幹雄. 2011. わが国の水産業「やまとしじみ」. 19pp. 日本水産資源保護協会, 東京 .

中野大助. 2013. タイワンシジミ. 「河川生態学」（中村太士編）, pp. 295 － 296. 講談社, 東京 .

Nalepa, T. F., D. J. Hartson, D. L. Fanslow, G. A. Lang & S. J. Lozano. 1998. Declines in benthic macroinvertebrate populations in southern Lake Michigan, 1980-1993. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 55 : 2402-2413.

根岸淳二郎・萱場祐一・塚原幸治・三輪芳明. 2008a. 指標・危急生物としてのイシガイ目二枚貝：生息環境の劣化プロセスと再生へのアプローチ. 応用生態工学, 11 : 195 － 211.

――・萱場祐一・塚原幸治・三輪芳明. 2008b. イシガイ目二枚貝の生態学的研究 : 現状と今後の課題. 日本生態学会誌, 58 : 37 － 50.

農林水産省. 2018. 農林水産統計 平成 29 年漁業・養殖業生産統計. 53pp. 農林水産省, 東京 .

Novais, A., D. Batista, F. Cássio, C. Pascoal & R. Sousa. 2017. Effects of invasive clam (*Corbicula fluminea*) die-offs on the structure and functioning of freshwater ecosystems. Freshwater Biology, 62 : 1908-1916.

Novais, A., A. T. Souza, M. Ilarri, C. Pascoal & R. Sousa. 2015. Facilitation in the low intertidal: effects of an invasive species on the structure of an estuarine macrozoobenthic assemblage. Marine Ecology Progress Series, 522 : 157-167.

Pereira, J. L., S. Pinho, A. Ré, P. A. Costa, R. Costa, F. Gonçalves & B. B. Castro. 2016. Biological control of the invasive Asian clam, *Corbicula fluminea*: can predators tame the beast?. Hydrobiologia, 779 : 209-226.

Phelps, H. L. 1994. The Asiatic clam (*Corbicula fluminea*) invasion and system-level ecological change in the Potomac River estuary near Washington, DC. Estuaries, 17 : 614-621.

Pigneur, L. M., S. M. Hedtke, E. Etoundi & K. Van Doninck. 2012. Androgenesis: a review through the study of the selfish shellfish *Corbicula* spp. Heredity, 108 : 581-591.

――, J. Marescaux, K. Roland, E. Etoundi, J. P. Descy & K. Van Doninck. 2011. Phylogeny and androgenesis in the invasive *Corbicula* clams (Bivalvia, Corbiculidae) in Western Europe. BMC Evolutionary Biology, 11 : 147.

Prezant, R. S. & K. Chalermwat. 1984. Flotation of the bivalve *Corbicula fluminea* as a means of dispersal. Science, 225 : 1491-1494.

Prokopovich, N. P. 1969. Deposition of clastic sediments by clams. Journal of Sedimentary Research, 39 : 891-901.

Prokopovich, N. & P. J. Herbert. 1965. Sedimentation in the Delta-Mendota Canal. American Water Works Association, 57 : 375-382.

Reid, R. G. B., R. F. McMahon, D. O. Foighil & R. Finnigan. 1992. Anterior inhalant currents and pedal feeding in bivalves. Veliger, 35 : 93-104.

Ricciardi, A., R. J. Neves & J. B. Rasmussen. 1998. Impending extinctions of North American freshwater mussels (Unionoida) following the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) invasion. Journal of Animal Ecology, 67 : 613-619.

Rigby, G. R., G. M. Hallegraeff & C. Sutton. 1999. Novel ballast water heating technique offers cost-effective treatment to reduce the risk of global transport of harmful marine organisms. Marine Ecology Progress Series, 191 : 289-293.

Robinson, J. V. & G. A. Wellborn. 1988. Ecological resistance to the invasion of a freshwater clam, *Corbicula fluminea*: fish predation effects. Oecologia, 77 : 445-452.

Rosa, I. C., J. L. Pereira, J. Gomes, P. M. Saraiva, F. Gonçalves & R. Costa. 2011. The Asian clam *Corbicula fluminea* in the European freshwater-dependent industry: A latent threat or a friendly

enemy?. Ecological Economics, 70 : 1805-1813.

佐藤周之・桑原智之・兵頭正浩・伴　道一・野中資博・佐藤利夫．2007．淡水性シジミの面源負荷抑制効果に関する基礎的研究ーバイオレメディエーション技術の応用による栄養塩類および各種有害金属の除去ー．日本海水学会誌，61：325 ー 330.

Schmidlin, S. & B. Baur. 2007. Distribution and substrate preference of the invasive clam *Corbicula fluminea* in the river Rhine in the region of Basel (Switzerland, Germany, France). Aquatic Science, 69 : 153-161.

Sickel, J. B. 1986. *Corbicula* population mortalities: factors influencing population control. American Malacological Bulletin Special Edition, 2 : 89–94.

Sousa, R., C. Antunes & L. Guilhermino. 2006. Factors influencing the occurrence and distribution of *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in the River Lima estuary. Annales de Limnologie-International Journal of Limnology, 42 : 165-171.

——, ——&——. 2008a. Ecology of the invasive Asian clam *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in aquatic ecosystems: an overview. Annales de Limnologie - International Journal of Limnology, 44 : 85-94.

——, J. L. Gutiérrez & D. C. Aldridge. 2009. Non-indigenous invasive bivalves as ecosystem engineers. Biological Invasions, 11 : 2367-2385.

——, A. Novais, R. Costa & D. L. Strayer. 2014. Invasive bivalves in fresh waters: impacts from individuals to ecosystems and possible control strategies. Hydrobiologia, 735 : 233-251.

——, M. Rufino, M. Gaspar, C. Antunes & L. Guilhermino. 2008b. Abiotic impacts on spatial and temporal distribution of *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in the River Minho estuary, Portugal. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 18 : 98-110.

Spooner, D. E. & C. C. Vaughn. 2006. Context-dependent effects of freshwater mussels on stream benthic communities. Freshwater Biology, 51 : 1016-1024.

Strayer, D. L. 1999. Effects of alien species on freshwater mollusks in North America. Journal of the North American Benthological Society, 18 : 74-98.

Vaughn, C. C. & C. C. Hakenkamp. 2001. The functional role of burrowing bivalves in freshwater ecosystems. Freshwater Biology, 46 : 1431-1446.

—— & D. E. Spooner. 2006. Scale-dependent associations between native freshwater mussels and invasive Corbicula. Hydrobiologia, 568 : 331-339.

Voelz, N. J., J. V. McArthur & R. B. Rader. 1998. Upstream mobility of the Asiatic clam *Corbicula fluminea*: identifying potential dispersal agents. Journal of Freshwater Ecology, 13 : 39-45.

Werner, S. & K. O. Rothhaupt. 2007. Effects of the invasive bivalve *Corbicula fluminea* on settling juveniles and other benthic taxa. Journal of the North American Benthological Society, 26 : 673-680.

Wittmann, M. E., S. Chandra, J. E. Reuter, S. G. Schladow, B. C. Allen & K. J. Webb. 2012. The control of an invasive bivalve, *Corbicula fluminea*, using gas impermeable benthic barriers in a large natural lake. Environmental Management, 49 : 1163-1173.

山田充哉・石橋　亮・河村功一・古丸　明．2010．ミトコンドリア DNA のチトクローム b 塩基配列および形態から見た日本に分布するマシジミ，タイワンシジミの類縁関係．日本水産学会誌，76：926 ー 932.

安木新一郎．2014．ロシア産シジミの輸入状況，2006 年～ 2012 年．国際研究論叢，27：175 ー 179.

地域自然史と保全　*40*（*2*）：*109* － *114*，　*2018*

特集　フィールドシンポジウム「海岸生物の長期変遷からみえる近年の兆候」

フィールドシンポジウムと現地見学会：企画趣旨と総括

奈良女子大学名誉教授　　和　田　恵　次

Perspective and overview of symposium and field observation. Keiji Wada* (*Professor Emeritus, Nara Women's University*)

はじめに

自然生態系を保全していく上で個々の生態系を構成している生物相を忠実に記載するモニタリングは不可欠である。とりわけ長い時間軸に沿った生物相の変遷は，環境の変遷を代読するものとなって重要な情報を提供してくれる。日本でも1980年代頃から，様々な生態系を長期的にモニタリングする気運が生まれ，各地でそういったモニタリングサイトが設定されるようになった。

日本の海洋生物は，海岸の人為的な改変と海洋汚染や地球温暖化に伴う海水温上昇により，近年大きく変容してきたとみられるが，そのことを正しく評価できるのは，同一地域での長期的な生物相変遷の記録である。近畿地方の海岸線でも生物相を長期的に追跡する事業が各地で行われるようになったが，その中で潮間帯生物に焦点を当てた長期モニタリング4事業の実績を持ち寄り，近畿地方の沿岸域でみられる海岸生物の変容を特徴付けるのが，本シンポジウムの趣旨である。

和歌山県の田辺湾周辺には，潮間帯生物の長期モニタリングサイトが3ケ所もある。ひとつは，湾内中央部に位置する京都大学が所轄する畠島であり，ここは実に50年以上にわたる潮間帯生物の記録を具えている。田辺湾の奥部に拡がる干潟域では，環境省モニタリングサイト1000事業のひとつとして10年近くにわたる干潟生物相の調査がなされてきた。そして田辺湾の湾口部に位置する岩礁海岸では，25年に亘る岩礁上の貝類群集の変遷がとりまとめられつつある。一方田辺湾とは対照的に人為的影響が大きい大阪湾では，潮間帯生物の記録が広範囲の地域に亘ってほぼ10年近く続けられてきたという実績がある。シンポジウムでは，以上の4つの地域でのモニタリングの成果をそれぞれの事業の実施代表者から披露してもらい，近年の海岸生物相の変容の特徴とその保全的意義を議論した。そして，畠島の潮間帯を直接見学し，そこの現在の生物相を，過去の生物相の情報と対比させながら，参加者全員で共有する機会を設けた。

本フィールドシンポジウムと現地見学会は，日本生態学会近畿地区会（共催）の助成と大阪産業大学の後援を得て行った。さらにシンポジウムの会場は，京都大学瀬戸臨海実験所に提供いただき，畠島へは実験所の船舶運用をいただいた。また畠島では実験所の中野智之博士に現地案内をお願いした。記して謝意を表する。

第1部　フィールドシンポジウム「海岸生物の長期変遷からみえる近年の兆候－田辺湾を中心として－」

10月6日の午後開催のシンポジウムでは，以下の4件の話題提供が行われた（参加者24名）。

関西自然保護機構業績　第623号
*corresponding author(✉): ilyoplaxkeiji@gmail.com

山西良平（西宮市貝類館）：長期モニタリングによる大阪湾の海岸生物相の変遷，古賀庸憲（和歌山大学）：田辺湾の干潟生物の変遷：環境省モニタリングサイト 1000 事業干潟調査より，石田惣（大阪市立自然史博物館）：岩礁海岸の貝類群集の変遷：白浜町番所崎の貝類調査から，中野智之（京都大学瀬戸臨海実験所）：田辺湾畠島の海岸生物の長期変遷。

山西良平氏は，大阪湾の海況の特徴と海洋生物相の形成史を概説し，1980 年以降実施されてきた海岸の潮間帯生物相の変遷を整理した。近年大阪湾内の海水中の栄養塩の濃度は低下傾向にあり，それと相まって富栄養性の生物から貧栄養性の生物に生物相として代わりつつあることが示された。その表徴とも言えるのがマガキとケガキである。1990 年代以降，大阪湾内での出現頻度がマガキは減少，ケガキは増加の傾向が明瞭であった。

古賀庸憲氏は，田辺湾奥部の内之浦・鳥の巣地区にある干潟にて，2008 年から毎年実施されてきたベントスの定量調査の結果を披露し，田辺湾から消失したとみられていた種（フトヘナタリ，カワアイ，アラムシロなど）が復活したことや，以前見られなかった南方系の種（コゲツノブエ，ヒメカノコなど）が増えてきたことなどが明らかになった。

石田　惣氏は，故大垣俊一氏が着手した瀬戸臨海実験所前岩礁海岸の貝類群集の定点調査の成果を報告した。4400m^2 に及ぶ定点内に見られる貝類の種と多さを 25 年間毎年調べられた結果である。そこからは，1997 － 1998 年を境に種組成に大きな入れ替わりが認められ，その内容は主に南方系種の比率が増大したことであった。

中野智之氏は，京都大学が所管する畠島の海岸生物の長期変遷を解説した。畠島の生物相のモニタリングにはいくつかの異なる内容があるが，最も長い記録をもつのは，畠島を京都大学が取得した当時，実験所教員をされていた故時岡隆博士が着手した，定点でのウニ類の種と個体数の調査である。実に半世紀に亘るモニタリングからは，田辺湾で赤潮が頻発し，湾内の汚濁が進んだ頃にウニ類（ムラサキウニ，タワシウニ，ナガウニ類）の顕著な減少がみられたが，水質が改善された近年は，これらのウニ類も回復しつつあることがわかった。なおごく最近では南方系の種（リュウキュウナガウニ）が，畠島から新たに見つかったことも報告された。

以上の 4 名の話題からは共通した生物相変遷の特徴が見えてくる。ひとつは富栄養性の種から貧栄養性の種への近年の移行傾向である。畠島のウニ類相の変遷も，また畠島の岩礁付着生物相の変遷からも貧栄養性の種の分布拡大がみられ，同じように大阪湾内でもその傾向が明らかなのである。大阪湾内でマガキの分布域が少なくなって，反対にケガキの分布域が多くなったのとまったく同じように，畠島全域での分布状況からはマガキの分布域が狭まり，ケガキの分布域が拡大しているのであった。日本の内湾では，流入河川のリンや窒素分を規制する施策が進められ，海域での栄養塩類の濃度が低下気味になってきたとされる（Yamamoto，2003；高木ほか，2015；鈴木，2017）。瀬戸内海では，それによって赤潮発生頻度は下がったものの，重要な水産資源となっているノリの色落ちをつくり出すだけでなく，水産資源の漁獲量自体も衰退気味になっているとされる（反田・原田，2013；大山ほか，2015）。大阪湾内で見られる栄養塩類の低下傾向は，瀬戸内海全域で近年生じてきた貧栄養化現象のひとつとみることができる。そのことが海岸の生物相にも具現されていることが，大阪湾全域にわたる長期モニタリングから明らかにされたと言えよう。一方大阪湾に比べると小湾の田辺湾でも近年栄養塩類の低

下傾向が進んできたが，こちらは，湾内への流入河川の栄養塩類規制だけでなく，湾内での養殖業の改善措置があったものと推察される。潮間帯生物にみられる富栄養性から貧栄養性へのシフトは，畠島のモニタリングサイトの生物相の変化だけでなく，田辺湾内各所の干潟域で 1980 年代に盛んに採られていたアサリが 1990 年代以降急激に減り，代わってシオヤガイが増えたという点（京都大学瀬戸臨海実験所の大和茂之氏によるシンポジウム時の所見）にも表れている。なお，畠島の潮間帯生物相の変遷は，今回取り上げられたモニタリングサイトからだけでなく，畠島で京都大学が実施してきた臨海実習の磯観察での記録生物種をとりまとめたものからも明らかにされていることを付記しておく。そこには 1949 年から 1983 年までの毎年の記録がまとめられており，湾内の有機汚濁が進む 1970 年代以降，軟体動物や棘皮動物の記録種数が急激に減少していることが示されている（大垣・田名瀬，1984）。

今回のシンポジウムの話題から見出されたもうひとつの共通的な生物相変遷の特徴としては，南方系の種の分布拡大あるいは生息数の増大がある。今回取り上げられなかった砂浜海岸の生物でも，近畿地方一円の海岸で南方系の種が分布を拡げつつあることが，渡部ほか（2012）から明らかになっている。日本全域の沿岸域に目を移しても，熱帯性の種が分布を北進させつつあることが，造礁サンゴ類でも知られている（Yamano et al.，2011）。かつて紀伊半島以南にしか分布していなかったヒメヤマトオサガニが，近年静岡県や神奈川県からみつかるようになった（横岡・野元，2013；伊藤・島津，2012）のも温暖化による分布北進の例である。石田氏の報告からは，番所崎の岩礁上貝類相が 1997 － 1998 年頃から南方系の種が多くなるように変化してきたことに加え，紀伊半島南端の串本周辺の浅海性魚類相にも同じ変化傾向が見出されることが示された。この時期に南方系の種が紀伊半島沿岸に押し寄せたのは貝類に限ったことではなさそうである。スナガニ類のシオマネキ類でも，琉球列島以南にしか分布していなかったヒメシオマネキ，ベニシオマネキが，1994 年から 1998 年の間，ほぼ毎年田辺湾内や近隣の湾内干潟で見つかっていたという情報もある（田名瀬，私信）。岩礁潮間帯の生物種において，南方系の種が近年増えたり，分布をより北に拡げつつあるのは，イギリスの海岸でも 1950 年と 2001 － 2003 年の比較からもきれいに示されている（Mieszkowska et al.，2006）。北欧の同一海域で 1993 年から 2016 年までの 24 年間毎年調べられた底生動物の調査報告からも，北方系の種の衰退と南方系の種の比率増大が示されている（Göransson，2017）。温帯域の海岸に熱帯性の種が増えつつあるのは，日本に限らず，世界共通の現象とみてよい。近年の地球温暖化に伴う海水温上昇が世界の温帯～寒帯の海岸生物相を大きく変えつつあるのは間違いない。

第 2 部　現地見学会「田辺湾畠島」

10 月 7 日の現地見学会では，実験所の渡船手配により田辺湾内の畠島に渡り，実験所の教員中野智之氏の案内により，潮間帯生物の観察とウニ類のモニタリングサイトの視察が行われた（参加者 24 名）。畠島は京都大学が所管する島であり，基本的には研究教育以外での立ち入りは禁止されている。立ち入り禁止の看板が，昔から立てられているが，近年無断で上陸して，海岸生物を勝手に捕獲したり，砂浜をゴミで汚したりする者が増えてきたようである。1 週間ほど前に田辺に上陸した大型台風の影響で立て看板が倒れていたりしていたが，海岸生物はたくましく生きているのを目にすることができた。最初に参加者全員が島内

にある分室に集合し，そこで中野氏よって，畠島の潮間帯生物がどのようなところにどのように見られるかが，分室内の黒板に描かれた地図（1970年代から残っている）を基に説明された。引き続き，分室から西岸方面（図 1）へ全員で歩きながら，砂泥底，転石地，岩礁といった様々な基質によって多様な生物群が生息していることを見学し，最後に西端にあるウニ類の長期モニタリングサイトを紹介してもらった。また前日のシンポジウムでも紹介された岩礁付着性のカキ類が，かつて広範囲にみられていたマガキに代わってケガキが広く分布するようになった点も観察することができた。

畠島の海岸生物の長期モニタリングは，畠島を京都大学が取得した直後の 1969 年から，当時の実験所教員であった故時岡隆助教授によって「一世紀調査」と称して開始された。その内容は，畠島本島の西岸の岩礁域に見られるすべての生物種を記録するというものであった。またこれとは別に，西端の岩礁上一定領域内でのウニ類の種と個体数を調べる調査もあったが，こちらは畠島取得前の 1963 年から時岡助教授により始められていた。このウニ類のモニタリングが，実に 52 年間に亘り毎年実施され，2014 年までのデータが今年論文として公表されたのである（Ohgaki et al., in press）。さらに畠島の全域にわたる指標生物種の生息密度調査も 1983 年から 5 年おきに実施されている。この調査から，岩礁上カキ類の，マガキからケガキへの顕著な変容が明らかになっているのである。

図 1. 田辺湾畠島の西岸遠景 .

畠島の海岸生物は極めて多様である。それは海岸線の基質が様々なものが織り交ざって存在しているだけでなく，外海に面した露出海岸と内湾に面した遮蔽海岸を兼ね備えている点にもある。そのため多様な生物種をわずか 2.7ha の島の沿岸で観察することができるため，恰好の海岸生物観察場所となっている。臨海実習の磯観察で，学生に潮間帯生物を現場で学ばせる場を提供してきた理由がそこにある。

畠島の潮間帯には，日本の他地域ではなかなか目にすることがない生物が見られることも付記しておく。西岸に拡がる砂泥質の干潟には，半索動物のワダツミギボシムシの糞塊が多数見られる。今回の見学会でもその糞塊を多数見ることができた。岩陰には刺胞動物の八方サンゴ類のコマイハナゴケや六方サンゴ類のウメボシイソギンチャクが見られるが，これらも他の海岸域ではあまり目にすることがないものである。残念ながら，今回の見学会では，この 2 種を見ることはできなかった。

畠島の潮間帯生物は，田辺湾の富栄養化とその回復といった経過を反映させた変遷を示してきたが，人為的な影響としては無断上陸による海岸の攪乱がある。それは海岸生物を直接採取したり，ゴミを散在させたりというもので，このような攪乱は畠島が京都大学の管理下になってからもずっと続いている。ボートで島に乗り付け，磯でバーベキューをするのが，畠島に限らず，白浜の海岸ではよく見られるようになってきた。貴重な海岸生物が海洋レジャーにより荒らされることがないよう，この面での海岸保全のあり方が問われている。

課題

今回のシンポジウムでは，海岸生物の長期モニタリングから海洋の富栄養化や海水温の上昇に反応して潮間帯生物相が変容することが明らかにされた。富栄養化も海水温上昇も根本には人間活動が影響しているものであり，この面での環境負荷を抑える方策が，海洋生物を保全する上で今後重要であることを教えてくれる。

一方で今回話題提供された海岸生物相の長期変遷はいずれも潮間帯内のものであり，潮上帯は対象外になっているのを指摘しておきたい。畠島も番所崎も，調査域は潮間帯に限定されており，田辺湾奥部の干潟調査も高潮線付近に護岸を伴った潮間帯の干潟部を調査域としている。大阪湾の全域的な調査も，ほとんどの地域の海岸は高潮部付近が護岸化されているところである。しかし高潮部から潮上帯にかけての移行帯とも言うべき領域にも固有の生物が生息している。例えば礫浜ではミミズハゼ類やマメアカイソガニ，干潟域ではオカミミガイやベンケイガニ，砂浜海岸ではルイスハンミョウやミナミスナガニである。潮間帯は存在してもその直上部が護岸や道路になっている海岸が極めて多い。しかも近年南海トラフ地震を想定した防災対策として護岸の拡幅や新設が，日本の太平洋沿岸の各地で進みつつある。こういった点からも，潮間帯の直上部の生物相をモニタリングしてゆくことが今後求められる。

もうひとつの課題としては，今回取り上げらなかった砂浜の海岸や転石の海岸のモニタリングである。岩礁海岸の場合はそこの生物を直接目にして調べることが可能であるが，砂浜海岸や転石海岸の場合は，砂を掘ったり，石を返したりといった手のかかる作業が必要になるため，モニタリングの対象にはしづらい面がある。しかし干潟のモニタリングサイト 1000 事業では，干潟の泥の掘り返しを伴った調査がなされている。砂浜海岸や転石海岸でも同様の一定面積の掘り返しなどによって調べるモニタリングが，今後望まれるところである。

さらに海岸のゴミのモニタリングも課題として上げておきたい。海岸のゴミには，海洋漂着によるもの，釣りや遊興による廃棄物，ゴミの投棄によるもの，そして河川からの流下漂着によるものがあり，そういったゴミが海岸に集積しやすい。近年は，マイクロプラスチックによる海洋汚染も問題にされており，海岸のゴミはもはや無視できない海岸汚染源と言える。既に海岸漂着ゴミが調べられた地域もあるが，大阪湾や田辺湾であっても，一定地域でのごみの種類と量を経時的に追跡する調査も，今後は必要であろう。

引用文献

Göransson, P. 2017. Change of benthic fauna in the Kattegat - An indication of climate change at mid-latitudes? Estuarine, Coastal and Shelf Science, 194 : 276-285.

伊藤寿茂・島津恒雄．2012．ヒメヤマトオサガニ *Macrophthalmus banzai* Wada & Sakai，1989 の神奈川県からの産出記録．神奈川自然誌資料，39：43 － 45.

Mieszkowska, N., M.A. Kendall, S.J. Hawkins, R. Leaper, F. Williamson, N. J. Hardman-Mountford & A. J. Southward. 2006. Changes in the range of some common rocky shore species in Britain – a response to climate change? Hydrobiologia, 555 : 241-251.

Ohgaki, S., T. Kato, N. Kobayashi, H. Tanasse, N. H. Kumagai, S. Ishida, T. Nakano, Y. Wada & Y. Yusa. Effects of temperature and red tides on sea urchin abundance and species richness over 45 years in southern Japan. Ecological Indicators. (in press.)

大垣俊一・田名瀬英朋．1984．畠島磯観察記録．1949~1983 その 2．南紀生物，26：105 － 111.
大山憲一・吉松定昭・益井敏光・宮川昌志．2015．播磨灘南部および備後瀬戸における香川県ノリ養殖漁場の珪藻類の出現動向と栄養塩環境．海洋と生物，37：234 － 242.
鈴木輝明．2017．沿岸環境の再生・創出と豊かな漁業生産－伊勢・三河湾を例として－．海洋と生物，39：554 － 563.
高木秀蔵・岩本俊樹・林　浩志・藤原建紀．2015．東部瀬戸内海（備讃瀬戸・播磨灘）における形態別の窒素，リンの分布と季節変動．海洋と生物，37：229 － 233.
反田　實・原田和弘．2013．瀬戸内海東部海域の栄養塩環境の現状および改善に向けた取り組みと課題．海洋と生物，35：115 － 124.
渡部哲也・淀　真理・木邑聡美・野元彰人・和田恵次．2012．近畿地方中南部沿岸域におけるスナガニ属 4 種の分布－ 2002 年と 2010 年の比較－．地域自然史と保全，34：27 － 36.
Yamamoto, T. 2003. The Seto Inland Sea-eutropbic or oligotrophic? Marine Pollution Bulletin, 47：37-42.
Yamano, H., K. Sugihara & K. Nomura. 2011. Rapid poleward range expansion of tropical corals in response to rising sea surface temperatures. Geophysical Research Letters, 38：L04601.
横岡博之・野元彰人．2013．ヒメヤマトオサガニの静岡県における生息地の記録．南紀生物，55：137 － 140.

地域自然史と保全　*40*（*2*）：*115* － *127*，　*2018*

特集　フィールドシンポジウム「海岸生物の長期変遷からみえる近年の兆候」

長期モニタリングからみた大阪湾の潮間帯生物相の変遷

西宮市貝類館　　山　西　良　平

Changes in intertidal fauna and flora of Osaka Bay revealed through long-term monitoring surveys. Ryohei Yamanishi* (*Nishinomiya Shell Museum*)

大阪湾の地形と水環境

大阪湾は長径約 60km，短径約 32km，面積約 1,450km^2，平均水深 28mの長円形の内湾である。背後に大都市を抱え，かつ規模や水深がよく似ていることから東京湾，伊勢湾などと並んで比較されることが多い。しかし，明石から和歌山市加太に至る本州側の海岸と淡路島とによって囲まれているために，2ヶ所の狭い開口（明石海峡と紀淡海峡）で外の海域とつながっている点において特異的である。大阪湾の第 2 の特徴は大量の河川水の流入源が湾奥（東北部）に偏在していることである。ここに位置する淀川，神崎川，大和川の 3 河川からの流入水量は毎秒 272m^3（2007 － 2009 年度平均値）にのぼり，大阪湾全体への流入河川水量の約 95％を占めている（大阪湾環境データベース，http://kouwan.pa.kkr.mlit.go.jp/kankyo-db/data/mokuji/data.aspx/　2018.11 参照）。第 3 の特徴は，南側の紀淡海峡において紀伊水道とつながっていることから，黒潮の影響を受ける外海系水が流入してくることである。このような自然条件により，大阪湾においては湾奥からの河川水と紀淡海峡からの外海系水のせめぎ合いによる北東－南西方向の軸に沿った水温，塩分，栄養塩濃度などの大きな環境勾配が生じている。さらに湾内には時計回りの恒流（残渣流）が存在するために（藤原ほか，1989），湾奥からの河川水の影響が“東岸恒流帯”によって大阪側の海域において，また紀淡海峡からの外海系水の影響が淡路島側の海域において，それぞれ相対的に強くなっている。

大阪湾の潮間帯生物相

現在の瀬戸内海が誕生したのは最終氷期以降の縄文海進の時代（約 1 万年前）である。海水面の上昇により海域が太平洋側から豊後水道・紀伊水道を通じて北上・拡大し，これに伴って暖海性・外洋性の生物群が瀬戸内海に進入し，現在の生物相の骨格を形成したと考えられる。稲葉（1963）は瀬戸内海を備前海域・水島灘・備後灘・燧灘から成る“内区”と，それらをはさむ東西の“外区”とに分け，軟体動物の種数が“内区”において相対的に少ないことを明らかにし，外海系水の影響の差によるものと論じた。一方，氷期に優占していた冷水性の生物は分布域を北に移すことを余儀なくさせられたが，広塩性を備えた一部の生物群は，暖海性・外洋性の生物群にとって植民が困難な瀬戸内海の湾奥や河口域を占めるようになったと考えられる。

大阪湾沿岸における潮間帯生物の分布を調べると，次の 3 タイプに大別することができる（山西，1986a，b）。

関西自然保護機構業績　第 624 号
*corresponding author(✉): yamaryosan@train.ocn.ne.jp

・湾口型：紀淡海峡付近の湾口において普通に見られる種で，湾奥部では水温，塩分などの環境条件によって分布が制限されていると考えられるもの。
・湾奥型：湾奥において多産し，湾口部では出現頻度が少ないもの。内湾の富栄養な環境に適応し，塩分の低下に対する耐性も備えていると考えられる。
・河口型：河口付近の汽水域に限って出現し，沿岸域には分布しないもの。もっぱらこのような水質変動の大きい環境に適応していると考えられる。

たとえばフジツボ類においては，オオアカフジツボ，クロフジツボ，イワフジツボなどが湾口型に相当し，オオアカフジツボは紀淡海峡付近のみに，クロフジツボは泉南以南と淡路島沿岸の範囲に，イワフジツボは河口を除くほぼ全域に分布する。このように湾口型の湾内への進入の程度は種によってさまざまである。またタテジマフジツボは典型的な湾奥型であり，クロフジツボと相反する分布傾向を示している。河口型のドロフジツボは河口域に限って分布している。なお，タテジマフジツボは海外からの移入種として知られているが，侵入前は在来種のシロスジフジツボがその生態的地位を占めていたと考えられる。

大阪湾における湾口型の生物は瀬戸内海の生物相の骨格をなす暖海性・外洋性の生物群に相当すると考えられる。一方，湾奥型と河口型の間に明瞭な境界はなく，これらはもともと耐寒性・広塩性を備え，湾奥や河口域の環境に適応している生物群であると考えられる。

以上のことから，大阪湾の潮間帯生物相は湾口型 vs 湾奥型・河口型という異質な生物群が共存することによって多様になっているという一面があり，それを可能にしているのは大阪湾の環境特性，とりわけ外海系水と河川水とのせめぎ合いによって生じる大きな環境勾配であると考えられる。

大阪湾の変貌

上記のような大阪湾に固有の自然条件に加えて，1960 年代の高度経済成長期以降，陸域からの汚濁負荷の増大によって湾奥を中心とする海域の著しい富栄養化がもたらされた。また埋立地の造成により水深 10m 以下の浅場が激減し，藻場や砂浜が消滅するとともに湾奥部の海水の流動が阻害されている。海底においては有機汚濁の蓄積及び浚渫などによる窪地が原因となって深刻な貧酸素化が進行した。これらの結果，湾内の水質環境が悪化し，また海岸線の大部分が人工護岸化することによって，沿岸域の生物多様性は著しく低下したと考えられる。このような中で，1990 年代後半以降に実施された水質の総量規制などの富栄養化対策によって流入負荷には歯止めがかかり，昨今は海域に対する栄養塩類の管理のあり方が問われるようにさえなっている。また大阪湾再生行動計画の策定（2004 年）や瀬戸内海環境保全特別措置法の改正（2015 年）といった機運の中で，干潟や藻場の造成などの取り組みがさまざまな主体によって各地で実施され，自然再生の兆しも認められるようになった。一方で，湾内においてイカナゴ，アナゴの減少やハモの増加といった水産資源の変化が報告され，水温の上昇傾向との関連が指摘されている（鍋島，2008）。

大阪湾海岸生物研究会による
岩礁潮間帯生物の長期モニタリング

大阪湾海岸生物研究会は大阪市立自然史博物館に事務局を置く市民・研究者のサークルで，大阪湾内の岩礁海岸 6 か所を定点としたモニタリング調査を 1980 年以降継続している。調査の回数，参加者数，記録された生物の種数を表 1 にまとめた。定点に選定した海岸は大阪湾南東部に位

置し，紀伊水道からの外海系水の影響を受ける自然海岸である（図 1）。調査方法は，参加者が目視によって海岸の生物を探索し，その日の出現種を全員でチェックリストに集約し記録に残すというもので，5 年ごとに結果をとりまとめて博物館の紀要（「自然史研究」誌）に報告している（大阪湾海岸生物研究会，1981，1986，1993，1996，2002，2007，2012）。調査対象は海藻，無脊椎動物，魚類にわたる潮間帯生物全般を網羅しているが，調査を実施するにあたって定量的な手法は導入していない。研究会では 1986 年から 2010 年までの 25 年間の生の調査データをウェブ公開した（大阪湾海岸生物研究会，http://www.mus-nh.city.osaka.jp/iso/okk/teiten_db/index.cgi/　2018.11 参照）が，その際に石田ら（2012）は，このような簡単なデータでも長期間蓄積することによって短期間ではわからない特徴的な傾向などが見えてくる可能性があることから，本調査の結果を活用したデータマイニングを提唱している。調査を開始した 1980 年代は，大阪湾の湾奥において海水の富栄養化が著しく，その影響が東岸恒流帯によってこの調査海域にまで及んでいたと考えられる時期であり，モニタリング調査という意味では，それ以降の富栄養化の収束との関係が注目されるところである。

表 1. 大阪湾海岸生物研究会による定点調査の経過概要.

時期（年）	調査回数	参加者数	生物種数
1980	13	102	327
1981-1985	24	165	365
1986-1990	12	121	368
1991-1995	14	201	365
1996-2000	14	236	428
2001-2005	17	305	519
2006-2010	17	359	551
2011-2015	17	371	613
合計	128	1,860	延べ 917

表 2 に出現頻度の変遷が特に注目される種の出現回数を時系列および湾口からの位置に沿って示した。タイワンタマキビガイ，クジャクガイ，ケマンガイ，コバルトツツボヤは 2000 年以降に記録されるようになったが，出現地点は湾口に近い田倉崎，城ケ崎にほぼ限られていて，それらの分布は紀伊水道東岸の延長上にあると考えられる。イワガキも近年の記録が増加傾向にあるが，出現は湾内の各地に及んでいる。特に注目されるのは潮間帯中位に固着する懸濁物食性の大形二枚貝であるマガキとケガキとの関係である。マガキは 1990 年代半ばまでこの海域においてきわめて

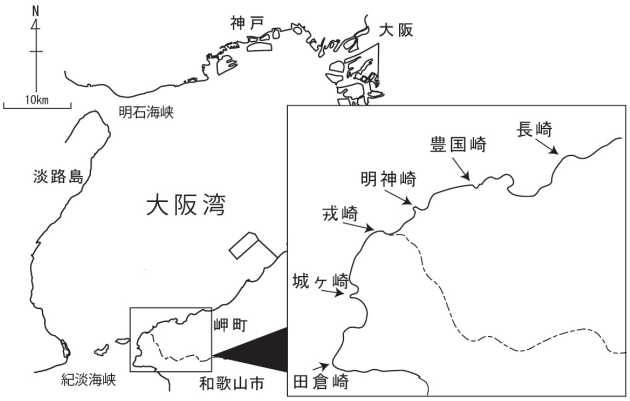


図 1. 大阪湾海岸生物研究会による定点調査位置図.

表 2. 大阪湾海岸生物研究会の定点調査における注目種の出現状況．記録された回数を示す．調査地は湾口側（左）から湾奥側（右）に配列．

調査時期（年）／調査地	1981-1985	1986-1990	1991-1995	1996-2000	2001-2005	2006-2010	2011-2015	2016-2018	田倉崎	城ヶ崎	戎崎	明神崎	豊国崎	長崎
調査回数	19	12	14	14	17	17	17	11	21	23	15	12	20	30
タイワンタマキビガイ					3	2	2	2	4	3		1		1
クログチガイ		5	4		1	2				1			2	9
クジャクガイ						3	2	6	7	4				
イワガキ						1	4	7	4	1	1		3	3
ケガキ	10		4	4	12	16	15	5	11	15	9	9	10	12
マガキ	11	12	14	6	6	4	3	6	6	10	5	7	13	21
ケマンガイ					1	2	1	1	1	3			1	
コバルトツツボヤ						1	1	4	4	2				

優勢であったが，2000 年前後にはケガキと拮抗するようになり，その後は関係が逆転して現在に至っている。マガキは内湾性，ケガキは外洋性の種として知られている。マガキと同様に内湾性とされ，過去には記録が大阪側の長崎海岸に集中していた小形の固着性二枚貝であるクログチガイも，近年はほとんど記録されなくなった。他にも 2005 年以降にこの調査で初めて記録された南方系あるいは外洋性と考えられる生物の記録が続出している（キクメイシモドキ，ヒメクボガイ，ヘソアキクボガイ，イロワケクロヅケ，イボタマキビガイ，ウネボラ，シロカラマツ，コシロガイ，シロアオリ，ハボウキ，ヒョウモンダコ，オニイソメ，ヒメギボシムシ，コシダカウニなど）。

図 2，3 に示すように，この期間，岬町沖での水質定点観測結果において水温，塩分には特段の変化はないが，全窒素濃度においては湾奥部と連動した減少傾向が示されている。このようなことから，ここで紹介した 2000 年前後を境としたマガキとケガキなどにみられる出現頻度の変化および南方系・外洋性の新記録種の増加は，大阪湾南東部における湾奥由来の富栄養化した海水の影響の減衰と，それに伴う外海系水の影響の相対的な強まりが関与している可能性がある。

高度経済成長期以前の大阪湾の潮間帯生物相に関する資料はほとんど見当たらないが，紀淡海峡付近の海岸については 1950 年代の潮間帯動物の貴重な記録が残され刊行されている（濱谷・入江，1984）。調査の範囲は岬町淡輪から和歌山市加太，友ヶ島に及んでいて，当時の岩礁海岸と淡輪の干潟の状況が本文において描出されるとともに，潮間帯動物を網羅的に採集した結果がリストとしてまとめられている。この研究においては，不明の生物はそれぞれ専門の研究者に同定を依頼して得られた結果に基づいているので，信頼性は高い。その中には，大阪湾海岸生物研究会による 1981 年以来の調査において一度も記録されていない動物が少なからず含まれているが，それらのほとんどは紀伊水道沿岸以南に分布する南方系あるいは外洋性と考えられるものである（表 3）。また上述の大阪湾海岸生物研究会の調査における近年の新記録種の中には，濱谷・入江（1984）のリストに記載されていて復活したと考えられるものが少なからず含まれている。このようなことも，経済

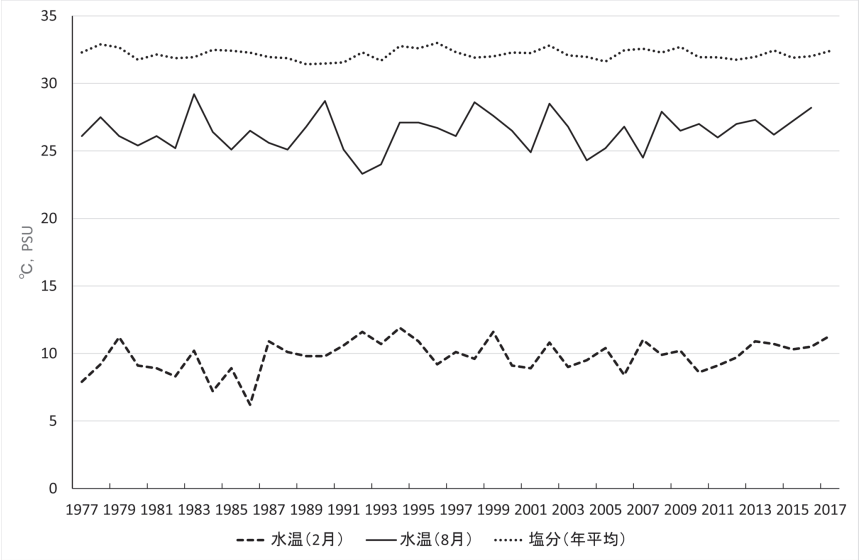


図 2. 大阪湾の湾口部における表層水温（2 月，8 月）および表層塩分（年平均値）の経年変化．大阪府公共用水域水質測定調査結果（St. A-11：岬町観音崎沖）から作成．

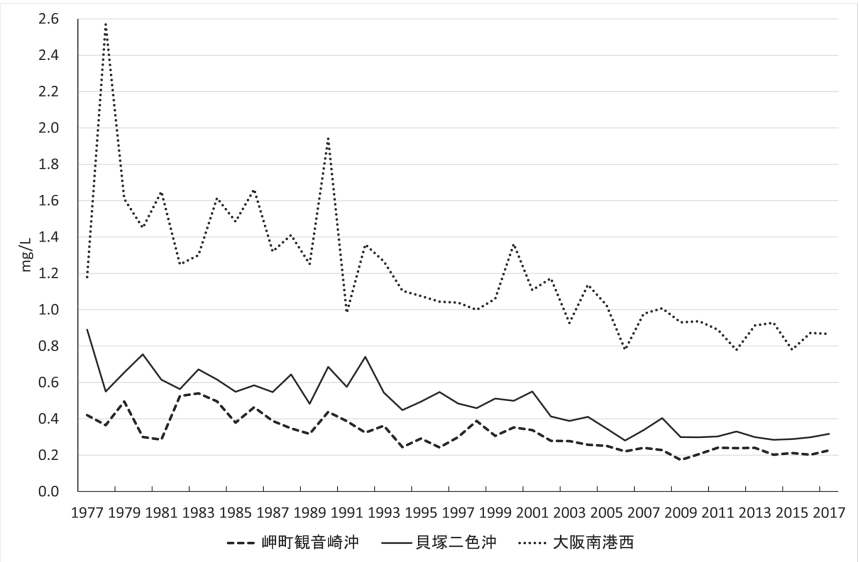


図 3. 大阪府沿岸における表層水の全窒素濃度（年平均値）の経年変化．大阪府公共用水域水質測定調査結果（St. A-11：岬町観音崎沖，St. B-5：貝塚二色沖，St. C-3：大阪南港西）から作成．

表 3. 濱谷・入江（1984）によって 1950 年代の大阪湾南東部沿岸の生物リストに掲載されながら，大阪湾海岸生物研究会の調査（1981 − 2018）において一度も記録のない岩礁性の無脊椎動物．南方系あるいは外洋性と見なされない種には＊印を付した．

刺胞動物
　キバナトサカ，イソバナ，イソハナビ
扁形動物
　ヤワヒラムシ*，カリオヒラムシ*
苔虫動物
　ミサキアミコケムシ*，カゴメコケムシ*
軟体動物
　アオスジヒザラガイ*，フクトコブシ，コシダカサザエ，ヒメカタベ，カヤノミカニモリ，ツグチガイ，チヂワケボリ，オニサザエ，モリサキヨウラク，ウニレイシ，ホラダマシ，ムシエビ，ツノマタナガニシ，ニシキツバメガイ，イソアワモチ，ナデシコガイ
環形動物
　フサツキウロコムシ*
節足動物
　オオイワフジツボ，ワレカラモドキ*，オトヒメエビ，モクズショイ，イボイワオウギガニ，ケブカオウギガニ，ベニホシマンジュウガニ，アカマンジュウガニ，スベスベマンジュウガニ
棘皮動物
　ニッポンウミシダ，アヤウミシダ，オキノテズルモズル

成長時代の大阪湾内の富栄養化が湾口部の海域に及び，これらの生物の分布を阻害しでいたことを示唆している。

大阪湾生き物一斉調査

国が主導する「都市再生プロジェクト」の一環として策定された「大阪湾再生行動計画」に基づく市民参加によるモニタリング調査として，市民が自ら海岸の生物を調査する「大阪湾生き物一斉調査」が 2008 年以来「大阪湾生き物一斉調査プログラム実行委員会」（事務局：国土交通省近畿地方整備局神戸港湾空港技術調査事務所）によって実施され，以来多数の市民団体等の参加により年 1 回の調査が継続している。表 4 に各年度の調査地点数，団体数，参加人数，確認種数，貴重種数を示した。近年の規模は 25 団体，1,000 名を超えるようになり，活動の輪が広がるとともに定着していることが見て取れる。ひとつの海域で，共通のマニュアルに従って毎年 20 を超える地点で同時期に生物相調査が実施され，しかもそれが 10 年以上にわたって継続しているという事例は稀有であると思われる。調査には博物館学芸員や大阪湾海岸生物研究会のメンバーも加わり，得られた生物データについては専門的見地から吟味の上で整理し，インターネット上に公開し，学術資料として利用できる形で提供している（大阪湾環境データベース，http://kouwan.pa.kkr.mlit.go.jp/kankyo-db/life/　2018.11 参照）。このような成果は大阪湾の環境を監視し，貴重種や外来種の動向を把握する上でも大きな役割を果たすものである。この調査における幅広い市民の参加と学術調査としての精度を両立させるために凝らされているさまざまな創意・工夫と，調査を支えている多様な主体の役割については山西（2018）に詳述した。

調査開始から今日まで 11 年間が経過したところで，まだまだ長期モニタリングと言えるほどの期間ではないが，表 4 に示されているようにレッドリスト等に掲載されている貴重種の記録が増加傾向にあり，近年の水質の改善や浅場の回復を反映していると考えることができる。また本調査では大阪湾内の生物分布を広域的に把握できるので，海岸の形状や水質環境との関係を考察する上でも興味深い。以下，大阪湾生き物一斉調査プログラム実行委員会事務局公表資料に基づき，いくつかの注目される底生動物の出現傾向を紹介する。ここでは調査回数が 7 回以上の地点を選んだ。それらの位置は図 4 に示した。

ウミニナとホソウミニナ

ウミニナ類は干潟に生息する表在性の巻貝類である。本調査結果（表 5）によればホソウミニナ

表 4. 大阪湾生き物一斉調査の実施経過. 大阪湾生き物一斉調査プログラム実行委員会事務局資料から作成.

実施年	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
地点数	15	15	17	18	21	23	22	24	26	25	26
団体数	12	15	16	16	20	22	20	24	26	28	34
参加人数	467	666	792	931	1,328	1,375	1,244	1,227	1,080	1,101	1,305
確認種数*	279	263	441	317	476	464	474	420	469	484	471
貴重種数	40	49	48	51	62	75	78	95	95	97	92

＊陸上植物，昆虫・クモ類，両生類，爬虫類，鳥類を除く

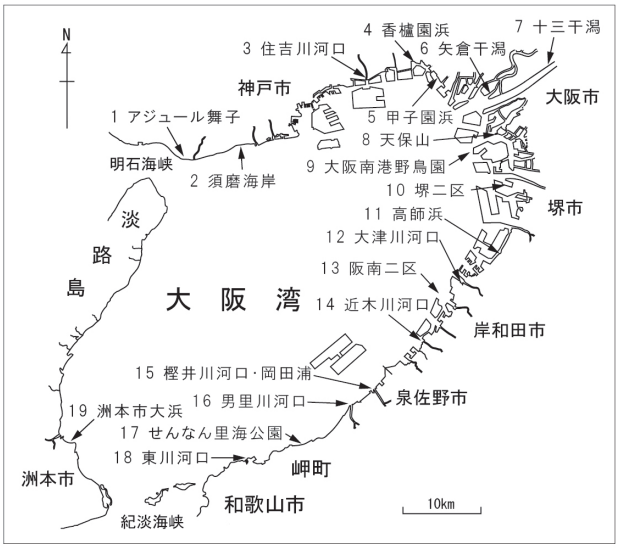


図 4. 大阪湾生き物一斉調査による調査地点位置図(過去に 7 回以上調査が実施されている地点を示す).

の安定した生息地は泉南の 2 ヶ所の河口干潟に限られている。一方，ウミニナは小規模な干潟も含めて各地から記録されている。その中には高師浜，近木川河口，樫井川河口のように過去には記録がなく，本調査期間の途中から継続して記録されるようになった地点がある。また地元の方々からの情報によれば西宮市の甲子園浜，香櫨園浜からウミニナが見つかるようになったのは 2007 年以降である。阪南二区についても，人工干潟として造成されたのは 2004 年であるから，やはりそれ以降の進出ということになる。両種は発生様式において，ウミニナが間接発生（プランクトン幼生），ホソウミニナが直接発生という相違のあることが知られている（足立・和田，1997；風呂田，2000）。ウミニナがこのように近年になって分布を広げているのに対して，ホソウミニナにおいてそのような傾向がみられないのは，この相違に基づく分散能力の差によるのではないかと考えられる。とすれば，過去から存在している干潟において最近までウミニナが生息していなかった理由が問われるが，プランクトン幼生の正常な発生を妨げる水質面の何らかの要因が関与していた可能性が考えられる。

表 5. 大阪湾生き物一斉調査におけるウミニナとホソウミニナの記録．調査実行委員会による資料に基づき作成．●は記録あり，空白は記録なし，網掛けは調査がなされていないことを示す（以下，表 6 － 10 も同じ）．

名称	ウミニナ *Batillaria multiformis*											ホソウミニナ *Batillaria cumingii*										
調査年	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
1 アジュール舞子	▒											▒		●								
2 須磨海岸		▒	▒	▒									▒	▒	▒							
3 住吉川河口	▒	▒	▒	▒								▒	▒	▒	▒							
4 香櫨園浜	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●											
5 甲子園浜	●				●	●	●	●	●	●	●											●
6 矢倉干潟																						
7 十三干潟 (淀川)	▒	▒								▒	▒	▒	▒								▒	▒
8 天保山	▒	▒	▒	▒								▒	▒	▒	▒							
9 大阪南港野鳥園							▒											▒				
10 堺二区生物共生型護岸	▒	▒										▒	▒									
11 高師浜								●	●	●	●											
12 大津川河口																						
13 阪南二区造成干潟		●	●	●	●	●	●	●	●	●	●											
14 近木川河口					●				●	●	●											
15 樫井川河口・岡田浦						●	●	●	●	●	●					●						
16 男里川河口干潟	●						●	●	●	●	●	●	●	●				●	●	●	●	●
17 せんなん里海公園											●											
18 東川（落合川）河口	▒		●	●			●	●	▒	▒	▒	▒	●	●	●		●	●	●	▒	▒	▒
19 洲本市大浜	▒	▒					▒	▒				▒	▒					▒	▒			

ケガキとマガキ

上述の大阪湾海岸生物研究による湾口域の調査において，2000 年前後を境にマガキが衰退しケガキが優占していることを紹介した。本調査では最近の湾全体の傾向を見ることができる（表 6)。ケガキは湾奥部において空白となっているものの，西側は須磨海岸，大阪側は泉北海域にまで分布の及んでいることがわかる。今後のモニタリングではこのようなケガキの分布限界の変化が注目される。富栄養な環境に生息し，大阪湾では湾奥型の典型とみられるマガキは，本調査においてほぼ全域において常在するという結果になっているが，ケガキと共存する地点ではより遮蔽された環境に生息している。

タテジマフジツボとシロスジフジツボ

タテジマフジツボはマガキと並んで湾奥の海域において優占することの多い湾奥型の固着生物である。本調査においては湾口に近い地点において出現頻度が低くなっている（表 7)。本種は先に紹介したように，時期や原産地は不明であるが，海外からの移入種であると考えられている。一方，在来種でありタテジマフジツボと同様に湾奥や河口域に分布し，潮間帯中位に付着することから競合関係にあると考えられるシロスジフジツボは，大阪湾内における過去の記録が乏しく，分布状況が不明であったが，本調査により湾内各地に生息していることが明らかになった。ただし，近年造成された環境（アジュール舞子, 大阪南港野鳥園, 堺二区, 阪南二区など）においては記録が少ない。

ケフサイソガニとタカノケフサイソガニ

汽水性のイソガニ類として知られているケフサイソガニは，本調査において湾口に近い地点を除くほぼ全域において記録されている（表 8)。タカノケフサイソガニは調査開始の 3 年前に新種と

表 6. 大阪湾生き物一斉調査におけるケガキとマガキの記録.

名　称	ケガキ *Saccostrea kegaki*											マガキ *Crassostrea gigas*										
調査年	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
1 アジュール舞子	▒	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	▒	●	●	●	●	●		●	●	●	
2 須磨海岸	●	▒	▒	▒	●	●	●	●	●	●		●	▒	▒	▒		●		●		●	●
3 住吉川河口	▒	▒	▒	▒								▒	▒	▒	▒	●	●	●	●	●	●	●
4 香櫨園浜												●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
5 甲子園浜												●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
6 矢倉干潟												●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
7 十三干潟 (淀川)	▒	▒								▒	▒	▒	▒	●	●						▒	▒
8 天保山	▒	▒	▒	▒								▒	▒	▒	▒	●	●	●	●	●		●
9 大阪南港野鳥園							▒					●	●	●	●	●	●	▒	●	●	●	●
10 堺二区生物共生型護岸	▒	▒										▒	▒	●	●	●	●	●	●	●	●	●
11 高師浜								●			●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
12 大津川河口				●	●	●	●	●	●			●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
13 阪南二区造成干潟	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
14 近木川河口	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
15 樫井川河口・岡田浦			●	●	●	●	●	●		●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
16 男里川河口干潟	●	●		●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
17 せんなん里海公園	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●		●	●	●
18 東川（落合川）河口	▒	●	●	●				●	▒	▒	▒	▒	●	●	●	●	●	●	●	▒	▒	▒
19 洲本市大浜	▒	▒	●	●	●	●	▒	▒	●	●		▒	▒	●	●	●	●	▒	▒			●

表 7. 大阪湾生き物一斉調査におけるタテジマフジツボとシロスジフジツボの記録.

名　称	タテジマフジツボ *Amphibalanus amphitrite*											シロスジフジツボ *Fistulobalanus albicostatus*										
調査年	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
1 アジュール舞子	▒									●		▒									●	
2 須磨海岸	●	▒	▒	▒	●	●	●	●					▒	▒	▒	●	●	●	●	●		
3 住吉川河口	▒	▒	▒	▒	●	●	●	●	●	●	●	▒	▒	▒	▒	●	●	●	●	●	●	●
4 香櫨園浜	●	●	●	●	●	●		●	●	●	●											●
5 甲子園浜	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●						●					●
6 矢倉干潟	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●						●	●		●	●	
7 十三干潟 (淀川)	▒	▒		●						▒	▒	▒	▒								▒	▒
8 天保山	▒	▒	▒	▒	●		●	●	●			▒	▒	▒	▒							
9 大阪南港野鳥園	●	●	●	●	●	●	▒	●	●	●	●							▒				
10 堺二区生物共生型護岸	▒	▒	●	●	●	●	●	●	●	●	●	▒	▒	●								
11 高師浜	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●											
12 大津川河口	●	●	●	●	●	●	●		●		●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
13 阪南二区造成干潟	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●											
14 近木川河口	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●		●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
15 樫井川河口・岡田浦	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●		●	●	●	●	
16 男里川河口干潟	●	●	●	●	●	●	●		●		●	●	●		●	●	●	●	●	●	●	●
17 せんなん里海公園		●		●	●				●							●	●	●		●		
18 東川（落合川）河口	▒			●	●		●	●	▒	▒	▒	▒	●	●	●	●		●	●	▒	▒	▒
19 洲本市大浜	▒	▒	●				▒	▒		●		▒	▒					▒	▒			

表 8. 大阪湾生き物一斉調査におけるケフサイソガニとタカノケフサイソガニの記録.

名　称	ケフサイソガニ *Hemigrapsus penicillatus*											タカノケフサイソガニ *Hemigrapsus takanoi*										
調査年	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
1 アジュール舞子	■											■										
2 須磨海岸	●	■	■	■									■	■	■							
3 住吉川河口	■	■	■	■	●	●	●	●	●	●		■	■	■	■	●	●	●	●	●	●	
4 香櫨園浜	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
5 甲子園浜	●	●	●	●	●	●	●	●			●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
6 矢倉干潟	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
7 十三干潟 (淀川)	■	■				●	●	●	●	■	■			●			●				■	■
8 天保山	■	■	■	■			●		●							●	●		●		●	
9 大阪南港野鳥園	●		●	●	●	●	■	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	■	●	●		●
10 堺二区生物共生型護岸	■	■			●	●						■	■	●	●	●	●	●	●	●	●	●
11 高師浜	●	●	●	●	●	●	●	●	●			●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
12 大津川河口	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
13 阪南二区造成干潟	●	●	●		●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
14 近木川河口	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●		●	●	●	●	●	●	●	●	●	
15 樫井川河口・岡田浦	●		●	●	●	●	●	●	●	●	●		●	●	●	●		●			●	●
16 男里川河口干潟	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●			●	●				●				
17 せんなん里海公園	●	●			●	●	●	●	●	●	●			●			●		●	●	●	
18 東川（落合川）河口	■	●	●	●	●	●		●	■	■	■		■		●	●		●	●	■	■	■
19 洲本市大浜	■	■					■	■					■	■				■	■			

して記載されたばかりで，それまでは前種と混同されていた隠蔽種である（Asakura & Watanabe, 2005）。本調査は市民参加型を旨とするが，あえて識別を徹底した結果，両種はほとんどすべての地点で同所的に生息しているという実態が明らかとなった。覚野（2011）は大阪府沿岸における両種の定量的採集を行なった結果，タカノケフサイソガニが湾奥部で，ケフサイソガニが湾口部で優占するという結果を得ているが，本調査は定性的なものであり，そのような傾向を確認するには至っていない。

ヒライソガニとヒライソガニ属の１種

ヒライソガニは転石海岸を主な生息地とするイソガニ類で，本調査結果でも明らかなように湾内に広く分布するが，河川の影響の強い海域には出現しない（表 9）。一方，これに形態的に酷似する同属の未記載種の存在することが知られ，大阪湾においても，かつて 1988 年に淀川河口の西島 2 丁目において採集された標本が保存されている（大阪市立自然史博物館所蔵：OMNH Ar 3283）。本調査においては研究者が関与する以前に，甲子園浜の調査を担う地元の NPO 法人海浜の自然環境を守る会の方々が，すでにこれをヒライソガニの近似種として識別しておられた。各地での精査の結果，このカニは甲子園浜をはじめ，大阪南港野鳥園，大津川河口，阪南二区，近木川河口などの汽水域や干潟周辺に生息していることが明らかになった。ヒライソガニが湾口型の分布を示すのに対して，本種は湾奥型と考えられ，相反する性格を持つものであることが示された。

ハクセンシオマネキとシオマネキ

シオマネキ類は干潟に穴居するカニで，生息のためには安定した砂泥の堆積が必要とされる。ハクセンシオマネキは泉南の男里川河口において 1980 年以前から生息していたことが知られていて当時はここが大阪湾内での唯一の生息地とされ

表 9. 大阪湾生き物一斉調査におけるヒライソガニとヒライソガニ属の 1 種の記録.

名　称	ヒライソガニ *Gaetice depressus*											ヒライソガニ属の 1 種 *Gaetice* sp.										
調査年	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
1 アジュール舞子	▒	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	▒										
2 須磨海岸	●	▒	▒	▒	●	●	●				●		▒	▒	▒							
3 住吉川河口	▒	▒	▒	▒		●	●	●	●	●	●	▒	▒	▒	▒		●					
4 香櫨園浜	●	●		●				●	●	●												
5 甲子園浜	●	●	●	●		●	●	●	●	●	●	●	●	●		●	●		●	●		
6 矢倉干潟																						
7 十三干潟 (淀川)	▒	▒								▒	▒	▒	▒								▒	▒
8 天保山	▒	▒	▒	▒								▒	▒	▒	▒	●						
9 大阪南港野鳥園	●		●	●	●	●	▒	●	●	●	●			●	●		●	▒	●	●		●
10 堺二区生物共生型護岸	▒	▒										▒	▒			●						
11 高師浜		●			●	●																
12 大津川河口	●	●		●	●		●	●		●	●				●	●	●	●	●	●		
13 阪南二区造成干潟	●		●	●	●	●	●	●	●	●	●			●	●	●		●	●	●		
14 近木川河口		●	●	●	●	●	●	●	●	●	●		●				●			●		
15 樫井川河口・岡田浦	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●									●		
16 男里川河口干潟	●	●	●	●	●		●	●	●	●	●											
17 せんなん里海公園	●	●	●	●	●	●	●	●	●		●											
18 東川（落合川）河口	▒		●	●	●	●	●	●	▒	▒	▒	▒								▒	▒	▒
19 洲本市大浜	▒	▒	●	●	●	●	▒	▒	●	●	●	▒	▒					▒	▒			

表 10. 大阪湾生き物一斉調査におけるハクセンシオマネキとシオマネキの記録.

名　称	ハクセンシオマネキ *Austruca lactea*											シオマネキ *Tubuca arcuata*										
調査年	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
1 アジュール舞子	▒											▒										
2 須磨海岸		▒	▒	▒									▒	▒	▒							
3 住吉川河口	▒	▒	▒	▒								▒	▒	▒	▒							
4 香櫨園浜	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●											
5 甲子園浜																						
6 矢倉干潟	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●											
7 十三干潟 (淀川)	▒	▒				●				▒	▒	▒	▒								▒	▒
8 天保山	▒	▒	▒	▒								▒	▒	▒	▒							
9 大阪南港野鳥園	●		●	●	●	●	▒	●	●	●	●							▒				
10 堺二区生物共生型護岸	▒	▒										▒	▒									
11 高師浜																						
12 大津川河口	●	●							●													
13 阪南二区造成干潟			●	●	●	●	●	●	●		●											
14 近木川河口						●	●			●	●			●								
15 樫井川河口・岡田浦	●	●	●	●	●	●	●	●	●								●					
16 男里川河口干潟	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●		●	●	●	●		●	●	●	●	●
17 せんなん里海公園		●							●	●	●											
18 東川（落合川）河口	▒	●	●	●	●	●	●	●	▒	▒	▒	▒								▒	▒	▒
19 洲本市大浜	▒	▒					▒	▒				▒	▒					▒	▒			

ていた（鍋島，1980a，b）。本調査においては干潟を擁する多数の地点で記録された（表 10）。しかし，香櫨園浜で見られるようになったのはウミニナと同じ時期（2007 年前後）であり，矢倉干潟は阪神淡路大震災（1995 年）の地盤沈下によって形成されて以降，南港野鳥園，せんなん里海公園，阪南二区はそれぞれ 1983 年，1997 年，2004 年に造成されて以降の記録となるので，湾内に拡がったのは比較的最近のことである。シオマネキは 1990 年代半ばから男里川河口における生息が知られるようになり（渡部・山本，1998），本調査においても継続的に記録されている。個体数は多くないとのことであるが，ここが湾内における貴重な生息地となっている。

まとめ

大阪湾において湾口型の生物の湾内への進入を制限している主な要因としては，湾奥に進むほど顕著となる冬季の低水温や，河川水の影響による低塩分が考えられる。逆に湾奥型の生物にとっては波当たりや貧栄養といった環境要因が湾口側への分布拡大を妨げていると考えられる。またケガキとマガキの場合のように生態的同位種が存在する場合は，相互の競合関係も分布の決定要因となるであろう。海藻や海草の生育を阻害する要因としては透明度の低下が大きな比重を占めていると考えられる。海底の貧酸素水塊は青潮や苦潮として海岸に到達する場合もあり，頻発すれば湾奥の海岸動物全般に影響を与えることになる。海産動物の多くはプランクトン幼生の時期を過ごすが，有機スズなど海水中の有害物質が幼生の発育を阻害してきた可能性もある。このように自然条件と人為的影響にもとづくさまざまな要因が潮間帯生物の分布に影響していると考えられる。

本稿で紹介したふたつのモニタリングの事例から，経済成長時代には大阪湾内の過度の富栄養化による影響が紀伊水道に近い湾口の海域にまで及び，湾口型の生物の進入を阻害していたことが窺える一方で，その対策として実施された水質の総量規制などによって流入負荷に歯止めがかかり，2000 年前後を境として湾口部の潮間帯生物相においては南方系あるいは外洋性種の増加傾向と，マガキなどの湾奥型の生物の衰退傾向が認められた。また水質の改善だけでなく干潟や藻場といった浅場の再生・創出が各地で実施されたこともあり，湾内においても貴重種を含む多様な生物が記録されるようになっている。とは言っても大阪湾の海岸の大部分は人工護岸化していて，干潟や砂浜などは限られた所に点在するに過ぎず，生物多様性の回復は緒についたばかりである。瀬戸内海環境保全特別措置法の理念とされている「生物の多様性・生産性が確保されている」豊かな海を実現するには，広い範囲における“場の回復”が何よりも必要とされている。

引用文献

足立尚子・和田恵次．1997．ホソウミニナの卵と発生様式．ちりぼたん，28：33 － 34.

Asakura, A. & S. Watanabe. 2005. *Hemigrapsus takanoi*, new species, a sibling species of the common Japanese intertidal crab *H. penicillatus* (Decapoda: Brachyura: Grapsoidea). Journal of Crustacean Biology, 25：279-292.

藤原建紀・肥後竹彦・高杉由夫．1989．大阪湾の恒流と潮流・渦．海岸工学論文集，36：209 － 213.

風呂田利夫．2000．内湾の貝類，絶滅と保全．月間海洋／号外，20：74 － 82.

濱谷　巖・入江千栄子．1984．1950 年代の大阪湾南東部沿岸における潮間帯動物の生態と分

類に関する研究．自然史研究，1（17）：159 － 177.
稲葉明彦（編）．1963．瀬戸内海の生物相．352 ＋ 6pp．広島大学理学部付属向島臨海実験所，向島．
石田　惣・山西良平・大阪湾海岸生物研究会．2012．大阪湾の岩礁における長期間の生物調査でわかること．Nature study，58（2）：14 － 17.
覚野信行．2011．大阪湾東部でのケフサイソガニとタカノケフサイソガニ．Nature study, 57（4）：47 － 48.
鍋島靖信．1980a．泉南・男里川の河口と干潟の生物（秋～春）－ I －．Nature study，26（8）：91 － 95.
――．1980b．泉南・男里川の河口と干潟の生物（秋～春）－ II －．Nature study，26（9）：103 － 106.
――．2008．II．大阪湾の生物相の現状．「OMUP ブックレット No.15　大阪湾の自然と再生」（上甫木昭春編著），pp．26 － 73．大阪公立大学共同出版会，大阪．
大阪湾海岸生物研究会．1981. 大阪湾南東部の岩礁海岸生物相とその特徴－ 1980 年の調査結果－．大阪市立自然史博物館研究報告，35：55 － 72.
――．1986. 大阪湾南東部の岩礁海岸生物相－ 1981 ～ 1985 年の調査結果－．自然史研究，2(2)：35 － 49.
――．1993. 大阪湾南東部の岩礁海岸生物相－ 1986 ～ 1990 年の調査結果－．自然史研究，2(9)：129 － 141.
――．1996. 大阪湾南東部の岩礁海岸生物相－ 1991 ～ 1995 年の調査結果－．自然史研究，2（12）：167 － 179.
――．2002. 大阪湾南東部の岩礁海岸生物相－ 1996 ～ 2000 年の調査結果－．自然史研究，3(1)：1 － 14.
――．2007. 大阪湾南東部の岩礁海岸生物相－ 2001 ～ 2005 年の調査結果－．自然史研究，3(6)：93 － 106.
――．2012. 大阪湾南東部の岩礁海岸生物相－ 2006 ～ 2010 年の調査結果－．自然史研究，3（13）：211 － 224.
渡部哲也・山本佳紀．1998．男里川河口部干潟における底生生物の分布．南紀生物，40（2）：205 － 208.
山西良平．1986a．大阪湾の消波ブロック上の付着動物について－ 1985 年 5 ～ 7 月の調査結果－（1）．Nature Study，32（2）：15 － 19.
――．1986b．大阪湾の消波ブロック上の付着動物について－ 1985 年 5 ～ 7 月の調査結果－(2)．Nature Study，32（6）：67 － 68.
――．2018．大阪湾における市民参加型生物モニタリング調査．季刊 政策・経営研究，45：45 － 57.

地域自然史と保全　*40*（*1*）：*129* ― *141*，　*2018*

特集　フィールドシンポジウム「海岸生物の長期変遷からみえる近年の兆候」

（原　著）　田辺湾の干潟生物の変遷：環境省モニタリングサイト 1000 干潟調査データの解析

和歌山大学教育学部　古　賀　庸　憲
日本国際湿地保全連合　青　木　美　鈴
兵庫県明石市　香　田　　唯
西宮市貝類館　渡　部　哲　也

Temporal change in the tideland macrobenthos in Tanabe Bay: based on the Monitoring 1000 Project. Tsunenori Koga* (*Faculty of Education, Wakayama University*), Misuzu Aoki (*Wetlands International Japan*), Yui Kohda (*in Akashi, Hyogo*) and Tetsuya Watanabe (*Nishinomiya Shell Museum*)

We conducted the survey on fauna and environments of tidal flats at the Uchinoura and Torinosu in Tanabe Bay, Wakayama, Japan by the methods of Monitoring 1000 Project during 2008-2016. Organic contents in the substrates were decreased in 2013, when compared with those in 2008. Around a hundred species of macrobenthos were annually found, with 123 species at the maximum. Around 30 of the endangered, vulnerable and nearly threatened species were found in recent years. The top three dominant phyla were molluscans, arthropods and annelids. The most dominant species in the epifauna was *Cerithium coralium* , a vulnerable species, and that in infauna was *Anomalocardia squamosa*, a nearly threatened species. In addition, *Batillaria attramentaria, Xenostrobus atratus* and *Pagurus minutus* were common in the epifauna, while *Pillucina pisidium*, *Cyclina sinensis* and *Musculista senhousia* were common in the infauna. In total, two endangered (*Galeommella utinomii* and *Chaetopterus cautus*), six vulnerable (*C. colarium, Pirenella pupiformis, Clistocoeloma sinense, Austrauca lactea, Tubuca arcuata* and *Upogebia sakaii*) and 44 nearly threatened species were recorded in this study. We reviewed the temporal change in the occurrence of these red-list species, by comparing their records with the previous reports. The increase of the occurrence of the red-list species has been recently recognized, suggesting the recovery of the estuarine environment in Tanabe Bay.
Keywords: red list species, dominant species, soil organic contents, Uchinoura, Torinosu

要旨：田辺湾で最大の干潟を擁する泥質の内之浦およびその同じ入り江にある砂泥質の鳥ノ巣の 2 定点で，環境省モニタリングサイト 1000 干潟調査の手法により 2008 ～ 2016 年に行った結果を報告する。全体的に，2013 年の底質の有機物含有量は 2008 年より有意に減少し，貧栄養化していた。底土の粒度組成には目立つ変化はなかった。底生動物は最多の年で 123 種，概ね 100 種程度が記録された。うち，環境省レッドリスト種は最多の年で 34 種，最近の数年は 30 種前後が記録されている。分類群的には軟体動物，節足動物，環形動物の順に多かった。優占種は表在性動物ではコゲツノブエ（絶滅危惧Ⅱ類），埋在性動物ではシオヤガイ（準絶滅危惧）と，いずれもレッドリスト種であることが特徴的である。しかし，シオヤガイは 2010 年以降，おそらくナルトビエイの捕食により減少した。他に，表在性動物ではホソウミニナ，クログチ，ユビナガホンヤドカリなどが，埋在性動物では，ウメノハナガイ，オキシジミ，ホトトギスガイなどが多かった。今回の調査では，2 種の絶滅危惧Ⅰ類（オウギウロコガイとツバサゴカイ），6 種の絶滅危惧Ⅱ類（コゲツノブエ，カワアイ，ウモレベンケイガニ，ハクセンシオマネキ，シオマネキ，コブシアナジャコ），44 種の準絶滅危惧に指定された種がそれぞれ記録された。過去の文献と照合し，これらレッドリスト種の消長をまとめた。消失後に生息が確認されないままの種もあるが，今回新たに生息が確認された種が多いことから，干潟の底生動物の生息環境はある程度改善していると思われる。
キーワード：レッドリスト種，優占種，有機物含有量，内之浦，鳥ノ巣

関西自然保護機構業績　第 625 号
2018 年 11 月　4 日 受付
2018 年 12 月　5 日 受理

*corresponding author(✉): tkoga@center.wakayama-u.ac.jp

はじめに

紀伊半島南西部に位置する田辺湾には，小さいながら多様な生物が生息する干潟が散在し，貝類については1940年代，それ以外の干潟生物についても1970年代から記録がある（波部，1950；和田，1978；Wada，1978；阿部，1980；足立・和田，1997；村田・和田，2000；大垣ほか，2001；古賀，2007；上出・高橋，2008；内田，2011；中本ほか，2011；久保田・小山，2012；上出，2013；上出ほか，2013；上出，2014a，b；Nakayama & Wada，2015；坂本・和田，2016）。和田ほか（1996）は，田辺湾内の干潟のうち，内之浦，池田浦，藤島，立ヶ谷の生物相とその変化について言及し，開発による環境変化が生物に及ぼす影響を懸念している。その後，田辺湾は内湾域すなわち干潟の生物多様性が高いことも含め，幾つかの観点から日本の重要湿地500に選定された（環境省，2002）。

環境省モニタリングサイト1000干潟調査は，日本における代表的な干潟のうち，海域の特性の差異を考慮し選定された8サイトで，2008年以降毎年実施されている。田辺湾の干潟もその1つで南紀田辺サイトとして，より湾奥に位置し面積約7haで田辺湾内最大の干潟である内之浦（潟湖），および同じ入り江の海側に位置する面積1ha未満の鳥ノ巣（前浜干潟）で調査を実施している。今回，2008年から2016年の調査結果について報告する。

波部（1950）は1946年に貝類を池田浦で，大垣ほか（2001）は1976～2001年に底生動物全般を内之浦の潟湖干潟で，古賀（2007）は2002～2004年に底生動物全般を内之浦の潟湖干潟・池田浦・立ヶ谷・藤島で，上出・高橋（2008）は2004～2005年に底生動物全般を内之浦の潟湖の外側と滝内で，調査し報告している。これらの生物のうち，優占種または頻出する種および環境省レッドリスト種について生息状況の変遷をまとめ考察する。

方法

本サイトでは，調査対象エリアを2か所（A, B）設置し，エリア毎に潮位の異なる調査ポイント（2か所，潮間帯上部：U，下部：L）を選定した。Aエリアは内之浦（北緯33.69度，東経135.39度）で，田辺湾奥の潟湖（砂洲によって外海と切り離されてできた閉鎖水塊）に形成された軟泥質の干潟である。Bエリアは鳥ノ巣（北緯33.70度，東経135.38度）で，湾央部付近の小規模な入り江の先端付近に位置する砂泥質の前浜干潟である。両エリアとも潮下帯から潮間帯下部には，アマモ場が形成されている（和田ほか，1996；上出・高橋，2008）。Aエリアの潮上帯は小規模な転石域とヨシ原域となり，Bエリアの潮上帯は転石・岩礁域と護岸域から成る。潮間帯ではその高さにより干出時間が異なり，高い場所の生物ほど乾燥に曝されるといった環境条件の違いが大きいため，上部と下部に分けて調査を行った。そして，干潟の潮間帯上部では，植生帯や潮上帯にも干潟特有の生物種が多く見られるので，潮上帯も潮間帯上部（U）に含め調査を行った。アマモ場が形成されるような潮下帯は，干潟とは別の生態系とみなされるので，今回の調査範囲には含めなかった。

調査は2008～2016年の6月の大潮干潮時に実施した。生物調査については，種数や個体数の変化を捉えるための定量調査と，サイトに生息する底生動物種を広範囲に亘って探索するための定性調査を行った。定量調査は，AU，AL，BU，BLの各ポイントにおいて，方形枠（50cm × 50cm）をランダムに5か所配置し，はじめにこの中に出現する表在性動物を全てバット等に拾い上げた。次に，方形枠内にコアサンプラー（直径15cm）

を挿入し，深さ 20cm までの底土を抜き取った。抜き取った底土を 2mm メッシュの篩でふるい，篩に残った埋在性動物を採集した。採集した表在性または埋在性動物は，可能な限り現場で種の同定を行い，種が同定できないものは持ち帰り図鑑や文献で同定し，個体数を数えた。一方，定量調査のみでは把握することができない種（例えば，移動性の高いカニ類，植生帯のみに出現する巻貝類等）の生息状況を把握するため，各ポイント周辺において踏査・目視によって出現種を記録する定性調査（3 ～ 4 名で 15 分）を行った。定性調査では発見した生物の種名を記録し，個体数は数えなかった。深い巣穴に生息する一部の種で，棲管の特徴から種を判断できるものについては，生体が採集できない場合でも参考までに記録した。

2008 年と 2013 年には，環境調査として底土の粒度及び有機物含有量の分析も行った。5cm 径のコアサンプラーを用い，深さ 5cm までの底土を 1 本採取した。採取の際，表層の海藻類，二枚貝などの大型の底生動物，打ち上げ物は除いた。底土サンプルは 60℃で 48 時間以上乾燥させ，ウェントワースの粒径区分による粒度組成（篩分析法）と有機物含量（強熱減量法，450℃で 2 時間強熱条件）を測定した。調査方法の詳細は鈴木ほか（2013）の通りである。

調査地の状況については，概要を記述するとともに，2008 ～ 2016 年の 9 年間における景観の変化を記述した。出現した底生動物に関して，環境省レッドリスト 2017（http://www.env.go.jp/press/files/jp/105449.pdf　2017. 12 参照）のうち，貝類もしくはその他無脊椎動物，および環境省版海洋生物レッドリスト（http://www.env.go.jp/press/files/jp/105232.pdf　2017.12 参照）に掲載されている種（以下「レッドリスト種」という。）を対象としてデータをまとめた。なお，環境省レッドリスト 2017 では，干潟に生息する底生動物について，主に貝類と甲殻類が評価の対象となっている。一方で，環境省版海洋生物レッドリストでは，それまで未評価であった干潟の底生動物（多毛類等）を対象として評価している。従って，これらのレッドリスト種のカテゴリは重複することがないため，ここでは全レッドリストのカテゴリを統合して扱った。また，レッドリスト種を含む底生動物の出現種数やその変化をまとめ，生息する底生動物の生息状況やその特徴を把握することを試みた。さらに，時間経過に伴う底生動物相の変化の特徴を捉えるため，各年の調査で優占する種の変遷，個体数密度の変化に着目した。有機物含量の結果は，年（2008，2013），エリア（A，B），高さ（U，L）の 3 要因で分散分析を行った。

結果

本サイトの景観に関しては，大形藻類が 2008 年の調査開始から 2012 年までの期間にわたり A エリア下部（AL）ポイントの干潟表層一面，そして B エリアの一部も覆っていたが，2013 年以降消失した。底土に関しては粒度組成分析の結果，A エリアは相対的に泥質であるのに対し B エリアは砂泥質と云え，同じエリア内では，上部と下部間，また 2 つの年の間では，おおむね粒度組成は似た特徴を示した（図 1a）。底土の有機物含量は A エリアが B エリアより有意に多く（$F = 29.14$, $p < 0.0001$），2013 年は 2008 年より有意に減少していた（$F = 13.64$, $p < 0.0008$, 図 1b）。したがって，2008 年から 2013 年の間に底質の有機物含量は低下したとみていい。

底生動物の総出現種数と，そのうちのレッドリスト種の経年変化を表 1 に示す。総出現種数については，2008 年の調査開始において 71 種が確認され，2010 年にピークの 123 種を記録した。2011 年以降はおよそ 100 種前後となり，比較的

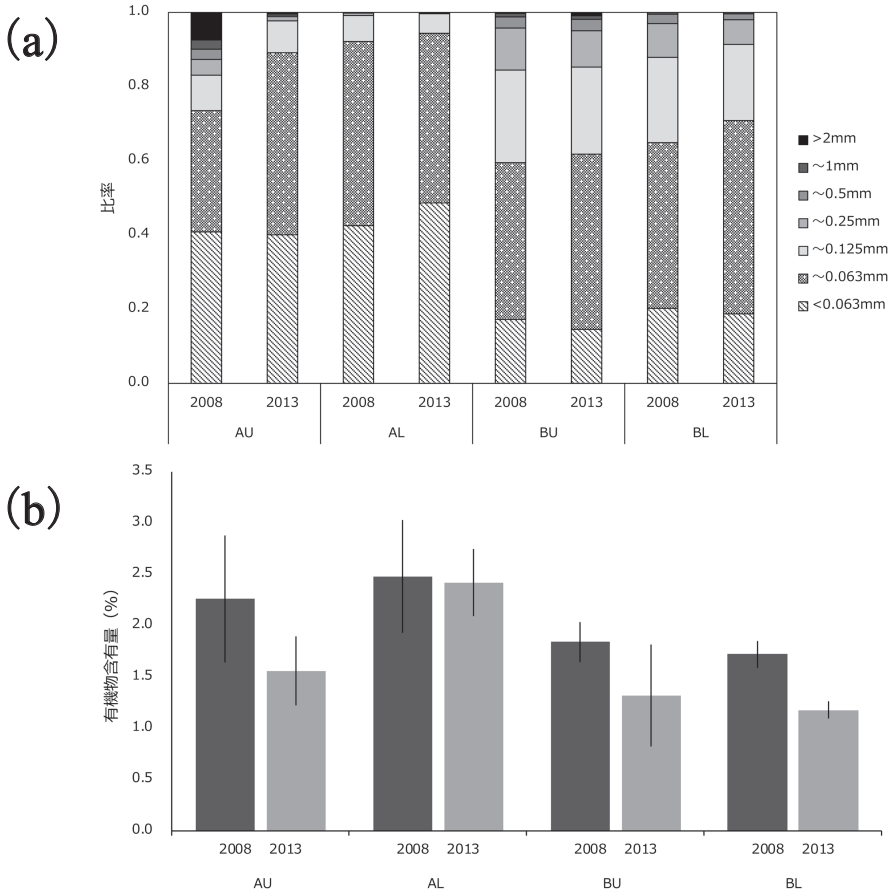


図 1. 2008 年と 2013 年における底土の粒度組成 (a), および有機物含量（平均値と標準偏差, N = 5）(b). AU: 内之浦上部，AL：内之浦下部，BU：鳥ノ巣上部，BL：鳥ノ巣下部.

表 1. 2008 年から 2016 年までの定性調査と定量調査を合わせた総出現種数およびレッドリスト種数とその内訳.

		2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2008-2016
総出現種数		71	86	123	120	99	119	96	109	104	297
レッドリスト掲載種		13	14	23	23	22	36	24	37	28	56
出現割合 (%)		18.3	16.3	18.7	19.2	22.2	30.3	25	33.9	26.9	18.9
内訳											
絶滅危惧 I 類	CR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	EN	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
	CR+EN	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
絶滅危惧 II 類	VU	4	2	3	4	2	5	2	5	4	6
準絶滅危惧	NT	8	11	18	17	19	27	20	31	23	44
情報不足	DD	1	1	2	1	1	3	2	1	1	4

安定していた。全体として8動物門が見られ，A，Bエリアとも軟体動物門，節足動物門，環形動物門の順に多かったが，Bエリアの方でより多くの種が記録された（図2）。表在性動物としては軟体動物が大部分を占め，僅かに節足動物もみられた（図3a）。それに対し，埋在性動物では比較的多様な分類群が見られ，また上部・下部により異なる分類群が優占していた（図3b）。軟体動物は全体的に，また特にALとBLで優占していた。環形動物はAUとBUでは優占し，他の場所でも比較的多く見られた。節足動物は全ての場所で，棘皮動物は主にBLで，年により目立った（図3b）。

記録された環境省レッドリスト種の数については，調査開始の2008年は13種と最少であったが，その後増加し，2010年に20種，2013年に30種を超え，2015年に37種と最多になった（表1）。ウミニナ *Batillaria multiformis* とヘナタリ *Pirenella nipponica* は2012年以降，カワアイ *P. pupiformis* は2013年以降ほぼ毎年見られた。

カテゴリ別に見ると，絶滅危惧I類（CR+EN）のオウギウロコガイ *Galeommella utinomii* が2011年に，絶滅危惧IB類（EN）のツバサゴカイ *Chaetopterus cautus* が2008年，2010年，2013年に（ただし2008年と2010年には棲管のみ）確認された。絶滅危惧II類（VU）について6種が確認された。そのうちコゲツノブエ *Cerithium coralium* は，本サイトの優占種であり，毎年多数の個体が確認されている。ウモレベンケイガニ *Clistocoeloma sinense* は2009年以外毎年，ハクセンシオマネキ *Austruca lactea* やコブシアナジャコ *Upogebia sakaii*，シオマネキ *Tubuca arcuata*，カワアイは2回以上の調査において確認した。準絶滅危惧（NT）については，44種が確認された。参考までに，日本ベントス学会（2012）で準絶滅危惧（NT）に該当するチゴイワガニ *Ilyograpsus nodulosus* と，情報不足（DD）に該当するウチワイカリナマコ *Labidoplax dubia* やシャミセンガイ属の1種 *Lingula* sp. も出現した。

定量調査において出現した底生動物種のうち，

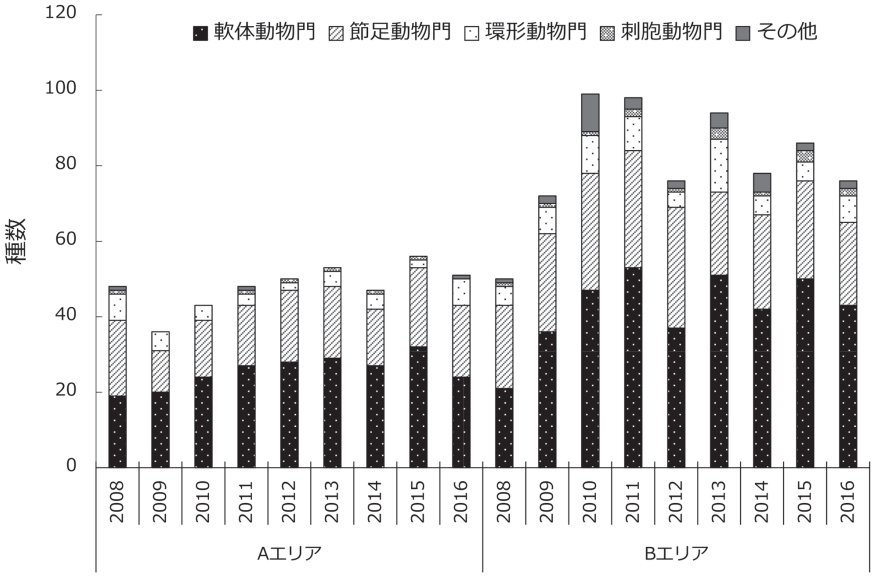


図2. 2008～2016年における底生動物の総出現種数と分類群内訳．Aエリア：内之浦，Bエリア：鳥ノ巣．

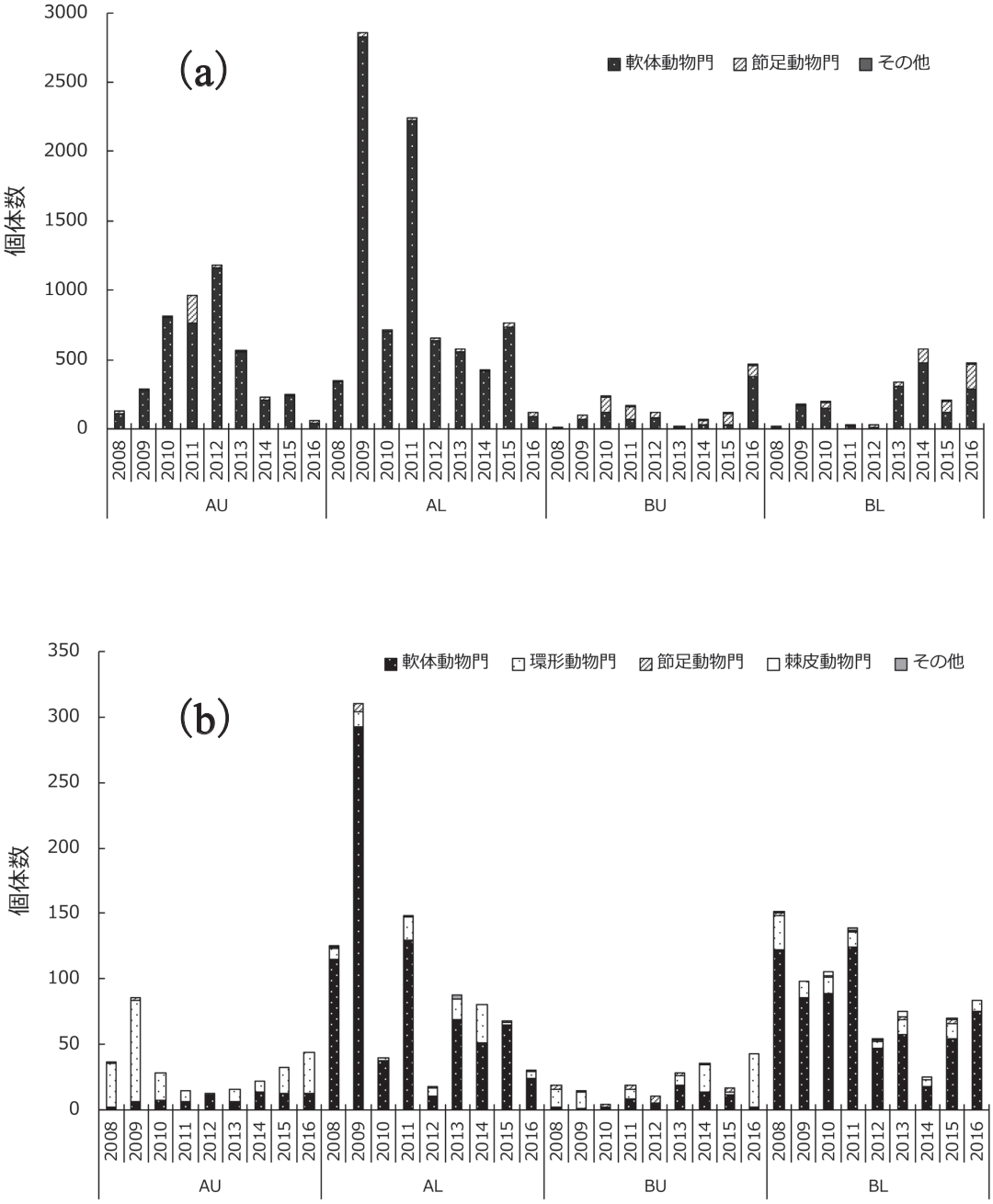


図 3. 定量調査により採集された表在性動物（a）および埋在性動物（b）の 2008 ～ 2016 年における個体数の変遷．ポイント名は図 1 を参照のこと．

全期間での平均密度が上位 5 番目までに該当した種を対象とし，表在性動物と埋在性動物に分けて，その 1m^2 あたりの個体数密度を，図 4a，b に示した。本サイトの優占種は，表在性動物ではコゲツノブエ（VU），埋在性動物ではシオヤガイ *Anomalodiscus squamosus*（NT）と，いずれもレッドリスト掲載種であった。コゲツノブエは，2008 年の本調査開始時から 2011 年にかけて潮間帯下部で多数の稚貝が極めて高密度で見られた。それ以降も稚貝は減少したものの，A，B 両エリアの特に下部で優占種であった（図 4a）。シオヤガイは 2008 年と 2009 年には大形個体を含め極めて高密度であったが，2010 年以降は密度が減少し（図 4b），2012 年以降にはちょうつがい部分が繋がったままで割れていた死殻が干潟表面に散見された。

各調査年における優占種（出現個体数上位 5 位まで）について，表在性動物と埋在性動物に区別

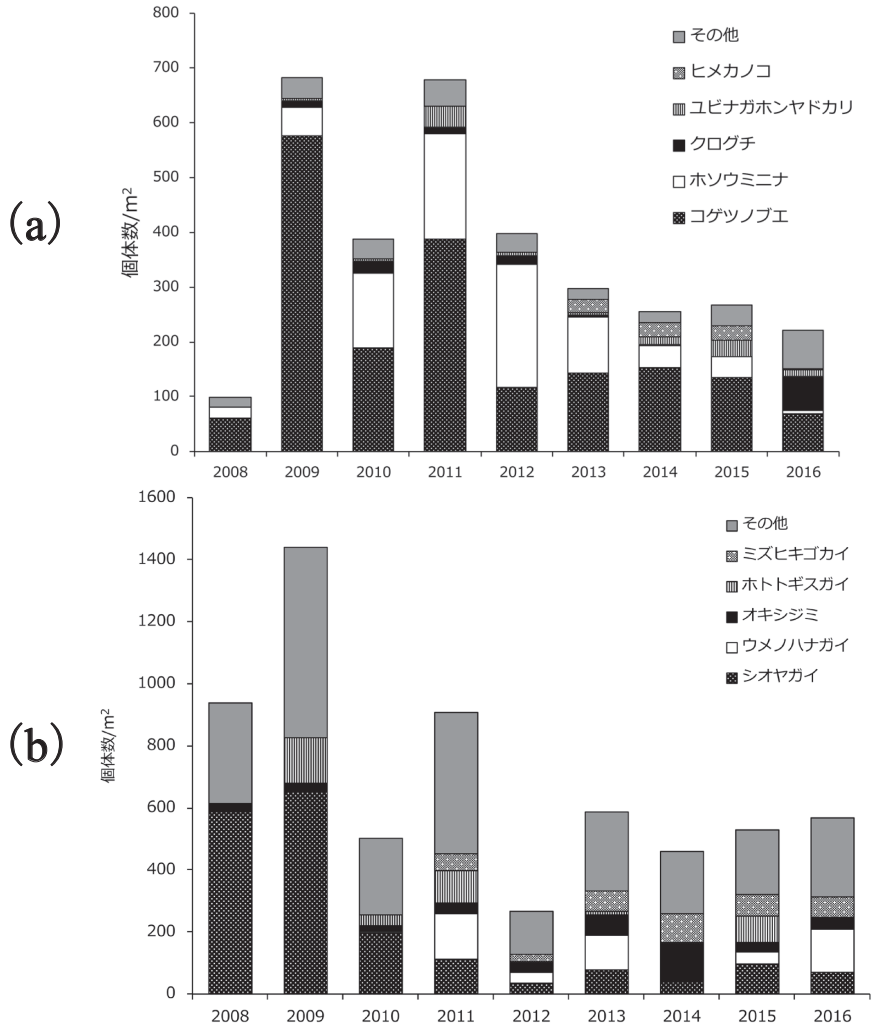


図 4. 定量調査により採集された表在性動物（a）および埋在性動物（b），上位 5 種の 2008 ～ 2016 年における密度の変遷.

して，表 2 に示した。表在性動物の上位 5 種としては，コゲツノブエ，ホソウミニナ *Batillaria attramentaria*，クログチ *Xenostrobus atratus*，ユビナガホンヤドカリ *Pagurus minutus*，シロスジフジツボ *Fistulobalanus albicostatus*，ヒメカノコ *Clithon oualaniensis*，アラムシロ *Reticunassa festiva* が頻出した。これらの種に関しては特に変遷は見られず安定していた。2012 年のみホソウミニナ（主に AU）が最多であったが，全体としてはコゲツノブエ（AL，BL）が抜きん出て多かった。これらの次に個体数が多かったクログチとシロスジフジツボは，散在するマガキ *Crassostrea gigas* や石に多数付着し（AU，BU），安定して見られた。ユビナガホンヤドカリは AL や BL に，テナガツノヤドカリ *Diogenes nitidimanus* は BL に安定して多く見られた。また，チゴガニ *Ilyoplax pusilla* は AU，コメツキガニ *Scopimera globosa* は BU に毎年多く，ヒメカノコは 2013 年以降に A，B 両エリアでよく見られた。なお，ほとんど捕獲されないため数値にならないものの，A エリアの護岸の石垣にはフタバカクガニ *Parasesarma bidens* とフナムシ *Ligia exotica* も毎年多数個体が観察された。同様に A エリアでは，泥質干潟でよく見られるヒメヤマトオサガニ *Macrophthalmus banzai* も，比較的大形で捕獲数は少ないものの，毎年多数個体が観察された。

埋在性動物の上位 5 種としては，シオヤガイ，ウメノハナガイ *Pillucina pisidium*，ミズヒキゴカイ *Cirriformia tentaculata* またはミズヒキゴカイ科の一種，コケゴカイ *Ceratonereis erythraeensis* またはゴカイ科の一種，ユウシオガイ *Moerella rutila* またはトガリユウシオガイ *M. culter*，ホトトギスガイ *Musculista senhousia* が頻出した。これらの種に関して，シオヤガイ（AL，BL）が 2008 ～ 2010 年には抜きん出ていたが，2011 年以降は 2015 年を除き，年毎にウメノハナガイ（BL）と

表 2. 調査年別における表在性動物と埋在性動物の優占種 . 定量調査出現個体数上位 5 種まで .

カテゴリ	順位	2008 年	2009 年	2010 年	2011 年	2012 年	2013 年	2014 年	2015 年	2016 年
表在性	1	コゲツノブエ	コゲツノブエ	コゲツノブエ	コゲツノブエ	ホソウミニナ	コゲツノブエ	コゲツノブエ	コゲツノブエ	コゲツノブエ
	2	ホソウミニナ	ホソウミニナ	ホソウミニナ	ホソウミニナ	コゲツノブエ	ホソウミニナ	ホソウミニナ	ホソウミニナ	クログチ
	3	アラムシロ	クログチ	クログチ	ユビナガホンヤドカリ	クログチ	ヒメカノコ	ヒメカノコ	ユビナガホンヤドカリ	イザナミツノヤドカリ
	4	チゴガニ	アラムシロ	シロスジフジツボ	クログチ	イシマキガイ	シゲヤスイトカケギリ	ユビナガホンヤドカリ	ヒメカノコ	ユビナガホンヤドカリ
	5	スガイ	トウガタガイ科の 1 種	コメツキガニ	シロスジフジツボ	シロスジフジツボ	ユビナガホンヤドカリ	テナガツノヤドカリ	アラムシロ	シロスジフジツボ
埋在性	1	シオヤガイ	シオヤガイ	シオヤガイ	ウメノハナガイ	*Nitidotellina* 属の 1 種	ウメノハナガイ	オキシジミ	シオヤガイ	ウメノハナガイ
	2	ゴカイ科の 1 種	ゴカイ科の 1 種	ミズヒキゴカイ科の 1 種	アサリ	ウメノハナガイ	シオヤガイ	ミズヒキゴカイ	ホトトギスガイ	コケゴカイ
	3	ミズヒキゴカイ科の一種	アサリ	トガリユウシオガイ	*Nitidotellina* 属の 1 種	シオヤガイ	ミズヒキゴカイ	コケゴカイ	ミズヒキゴカイ	シオヤガイ
	4	ユウシオガイ	ホトトギスガイ	ホトトギスガイ	シオヤガイ	オキシジミ	トガリユウシオガイ	シオヤガイ	トガリユウシオガイ	ミズヒキゴカイ
	5	アサリ	ユウシオガイ	*Nitidotellina* 属の 1 種	ホトトギスガイ	ミズヒキゴカイ	オキシジミ	ソトオリガイ	ソトオリガイ	オキシジミ

複数種の二枚貝類（*Nitidotellina* 属の 1 種，オキシジミ *Cyclina sinensis*, シオヤガイ）が最多となった。また，ミズヒキゴカイは A エリアに，コケゴカイは B エリアに多産した。

BL において，2016 年にはそれ以前には見られなかったイザナミツノヤドカリ *Diogenes izanamiae* が急増した。*Nitidotellina* 属の 1 種（サクラガイ類未記載種）は 2010 ～ 2012 年に多数見られたが，それ以外の年には採集されなかった。ソトオリガイ *Laternula marilina* が 2014 年以降，マテガイ *Solen strictus* は BL において比較的よく見られた。

以上の結果も含め，AU，AL，BU，BL のそれぞれにおける優占種をまとめると次のようになった。AU：ホソウミニナ，ヒメカノコ，フナムシ，チゴガニ，ヒメヤマトオサガニ，フタバカクガニ。AL:コゲツノブエ，シオヤガイ，アラムシロ，カニノテムシロ，ヒメカノコ，オキシジミ，トガリユウシオガイ，ミズヒキゴカイ，ヒメヤマトオサガニ，ユビナガホンヤドカリ。BU：コメツキガニ，クログチ，シロスジフジツボ。BL：コゲツノブエ，ウメノハナガイ，シオヤガイ，*Nitidotellina* 属の 1 種，マテガイ，コケゴカイ，テナガツノヤドカリ，ユビナガホンヤドカリ。

考察

調査を開始した 2008 年には，A エリアと BU では表層に大形藻類が比較的多く見られたが，2013 年以降消失した。底土の粒度組成には目立つ変化はなかったものの，有機物含量は 2013 年には減少し，貧栄養化していた。この変化は，生物相に影響している可能性がある。例えば，AL は現在でも著者らの印象では軟泥のままだが，2013 年以降，砂質干潟を主な生息場所にしているテナガツノヤドカリが採集されるようになった。

総出現種数は調査開始から 3 年目の 2010 年までは増加し，その後は比較的安定した。理由として 2 つの要因が考えられる。第 1 は，調査者のサイトの熟知に伴う底生動物の発見率の上昇である。つまり，3 年目までは，15 分という比較的短時間の探索時間であったため確認できた種とその数が偶然に左右された可能性があるが，調査経験が増し当該調査地を熟知するに伴い，調査で確認できる種数が安定したと考えることができる。第 2 は，例えば，表在性動物ではコゲツノブエ，埋在性動物ではシオヤガイといった優占種の個体数の減少に伴う影響である。両種とも 2008，2009 年は個体数が極めて多かったが，2010 年以降は減少した。これらの優占種が抜きん出ていた年は，他の底生動物が利用する空間が制限される可能性や，調査者が他の底生動物を探索する時間が制限されることなどが調査結果に影響した可能性が挙げられる。

2010 年以降のシオヤガイの個体数減少の原因としては，最近になり個体数が増加してきた南方性種である，ナルトビエイ *Aetobatus flagellum* による捕食が考えられる。ナルトビエイによる捕食痕の特徴とされる，ちょうつがい部分が繋がったままで割れていた死殻（伊藤・福田，2010）が多かったからである。シオヤガイの死殻が顕著に見られるようになったのは 2012 年以降であるが，それ以前に被食が増加していたのかもしれない。同じ和歌山県内の和歌川河口干潟では 2009 年に，おそらくナルトビエイの被食によりアサリ *Ruditapes philippinarum* が激減し，同年以降，潮干狩りは中止されている。その際に地表に散在していたアサリ等二枚貝の殻も，ちょうつがい部分が繋がったままのものが多かった（古賀，私見）。その一方で，今回オキシジミなど他の二枚貝も同様の特徴を示す死殻が散見されたものの，密度は

特に減少していなかった（図 4b，表 2）。これについては，二枚貝が生息する深さによりナルトビエイによる捕食されやすさが異なる可能性があり，地表に近いところに多いシオヤガイは捕食されやすいのに対し，地中の比較的深いところにも多いオキシジミ等は捕食されにくいことが考えられる。つまり，本サイトにおける二枚貝類の密度の変遷には，ナルトビエイによる捕食と二枚貝類が生息する深さが影響している可能性がある。他にシオヤガイの急減に影響した可能性のある捕食者として，ノコギリガザミ *Scylla serrata* が挙げられる。ノコギリガザミは田辺湾内に多く生息するが，影響は大きくないと考える。同じガザミ科のイシガニ *Charybdis japonica* はアサリの殻を小さく割って食べることが多く（木村，2005），ノコギリガザミの食べ方はイシガニに似ていることが期待される。したがって，今回見つかった死殻の特徴からナルトビエイの影響が大きいと考える。

優占種に着目すると，上出・高橋（2008）では，内之浦において個体数で多かったのは上から順にミズヒキゴカイ，ウメノハナガイ，オニツノガイ科の 1 種（古賀，2007 および本研究から，コゲツノブエと推測される），湿重量で大きかったのはシオヤガイ，ユキガイ *Meropesta nicobarica*，ヒメシラトリ *Macoma incongrua* であった。滝内において個体数が多かったのはウメノハナガイ，ミズヒキゴカイ，スナタバムシ *Mesochaetopterus minutus*，ユキガイ，アサリ，湿重量で大きかったのはユキガイ，ウメノハナガイ，ミズヒキゴカイ，マテガイであった。これらの結果は本研究の結果と類似している。但し，ユキガイは 2011 年には BL において少数個体が見られたものの，他の年には殆ど見られなかった。

レッドリスト種（環境省レッドリスト 2017 および環境省版海洋生物レッドリスト，URL は前述の通り）の発見種数が調査開始以降増加した理由としては，総種数の増加とはやや異なり，調査者の熟練によるものだけではなく，以前は田辺湾内で確認されていなかった種が見つかるようになっていることも影響している。すなわち，何らかの環境の変化により新たに生息が可能になった種が多数存在する可能性がある。

文献記録と本研究の結果を合わせて，レッドリスト種（情報不明種 DD を含む）の出現状況の変遷を，表 3 にまとめた。イチョウシラトリ *Pistris diaphana* やイボウミニナ *Batillaria zonalis*，ドロアワモチ *Onchidium* sp.，イソハマグリ *Atactodea striata* など，かつて生息したが消失し，現在に至るまで確認されないままの種が幾つか見られる。しかし，以前記録がありながら，途中で見られなくなり，今回の調査でまた見つかった種もある。1946 年の記録以降，消失していた種のうち，コゲツノブエは 2004 年以降（古賀，2007），ウミニナとヘナタリ，ヒメカノコは 2012 年以降，カワアイは 2013 年以降ほぼ毎年見られるようになった。カニノテムシロは 1979 年にのみ記録され（大垣ほか，2001），今回の調査で 2014 年以降毎年見つかっている。レッドリスト種ではないが注目したい種もある。アマガイ *Nerita japonica* は 1970 年代に消失したままである（阿部，1980）。その一方で，アラムシロガイ *Reticunassa festiva* とヒメシラトリ *Macoma incongrua* は 1946 年には記録されたが 1976 ～ 2001 年には消失し，カガミガイ *Phacosoma japonicum* は 1976 ～ 2001 年には死殻のみ記録されたが（波部，1950；大垣ほか，2001），2002 ～ 2004 年（古賀，2007；上出・高橋，2008）および今回の調査で生息が確認された。

消失後に生息が確認されないままの種も幾つか存在するが，再び見られるようになったり新たに発見されたりした種が多数いることから，干潟の底生動物にとって田辺湾湾奥の生息環境はある程度改善されてきたと云えるのではないか。

表 3. 情報不明種を含めたレッドリスト種（環境省レッドリスト 2017，海洋生物レッドリスト）の出現の変遷．時期の区分は 1：1946 年（池田浦；波部，1950），2：1976 ～ 1984 年（内之浦；大垣ほか，2001），3：2001 年（内之浦；大垣ほか，2001），4：2002 ～ 2005 年（内之浦，池田浦，立ヶ谷，藤島；古賀，2007，含未発表；上出・高橋，2008），5：2008 年～（内之浦，鳥ノ巣；本研究）．

和名	学名	1	2	3	4	5
【腹足類】						
イボウミニナ	*Batillaria zonalis*	+	+			
イボキサゴ	*Umbonium moniliferum*	+				
ウミニナ	*Batillaria multifomis*	+				+
カニノテムシロ	*Nassarius bellalus*		+			+
カヤノミカニモリ	*Clypeomorus bifasciata*					+
カワアイ	*Pirenella pupiformis*	+				+
キンランカノコ	*Smaragdia paulucciana*					+
クリイロカワザンショウ	*Angustassiminea castanea*				+	+
コゲツノブエ	*Cerithium coralium*	+			+	+
コヤスツララガイ	*Acteocina koyasensis*				+	+
シゲヤスイトカケギリ	*Dunkeria shigeyasui*					+
シラギク	*Pseudoliotia astericus*					+
ツツミガイ	*Sinum planulatum*					+
ツブカワザンショウ	*Assiminea estuarina*					+
ツボミ	*Patelloida conulus*					+
ドロアワモチ	*Onchidium* sp.		+			
ヒガタヨコイトカケギリ	*Cingulina cf. cingulata*					+
ヒメカノコ	*Clithon oualaniense*	+				+
ヒロクチカノコ	*Neripteron pileolus*					+
フトヘナタリ	*Cerithidea moerchii*				+	+
ヘナタリ	*Pirenella nipponica*	+				+
ミヤコドリ	*Phenacolepas pulchella*				+	+
ムシロガイ	*Nassarius livescens*					+
【二枚貝類】						
アシベマスオ	*Soletellina petalina*				+	+
イソハマグリ	*Atactodea striata*	+				
イチョウシラトリ	*Pistris diaphana*	+				
ウズザクラ	*Nitidotellina minuta*					+
ウネナシトマヤガイ	*Trapezium liratum*				+	+
オウギウロコガイ	*Galeommella utinomii*					+
オオノガイ	*Mya (Arenomya) arenaria oonogai*					+
ケマンガイ	*Gafrarium divaricatum*		+		+	+
コヤスツララガイ	*Tornatina koyasensis*				+	
サクラガイ	*Nitidotellina hokkaidoensis*				+	+
シオヤガイ	*Anomalocardia squamosa*		+	+	+	+
シラオガイ	*Circe scripta*		死殻	死殻		+
スジホシムシモドキヤドリガイ	*Nipponomysella subtruncata*					+
スダレハマグリ	*Katelysia japonica*					+
タガソデモドキ	*Trapezium sublaevigatum*					+
トガリユウシオガイ	*Moerella culter*					+
ニッポンマメアゲマキ	*Pseudogaleomma japonicum*				+	+
ハザクラ	*Gari (Psammotaena) minor*					+
ハボウキ	*Pinna attenuata*			+	+	+

表 3.　つづき.

和名	学名	1	2	3	4	5
マゴコロガイ	*Peregrinamor oshimai*					+
ユキガイ	*Meropesta nicobarica*				+	+
ユウシオガイ	*Moerella rutila*				+	+
【多毛類】						
ツバサゴカイ	*Chaetopterus cautus*				+	+
ムギワラムシ	*Mesochaetopterus japonicus*					+
【ホシムシ類】						
スジホシムシモドキ	*Siphonosoma cumanense*				+	+
【甲殻類】						
アカホシマメガニ	*Pinnixa haematosticta*					+
ウモレベンケイガニ	*Clistocoeloma sinense*					+
ウモレマメガニ	*Pseudopinnixa carinata*				+	
オサガニ	*Macrophthalmus abbreviatus*				+	+
コブシアナジャコ	*Upogebia sakaii*					+
シオマネキ	*Tubuca arcuata*				+	+
タイワンヒライソモドキ	*Ptychognathus ishii*		+			+
チゴイワガニ	*Ilyograpsus nodulosus*				+	+
テナガツノヤドカリ	*Diogenes nitidimanus*				+	+
トリウミアカイソモドキ	*Sestrostoma toriumii*					+
ハクセンシオマネキ	*Austruca lactea*				+	+
ハマガニ	*Chasmagnathus convexus*		+			+
ヒメアシハラガニ	*Helicana japonica*		+			+
ヒメヤマトオサガニ	*Macrophthalmus banzai*		+		+	+
ホンコンマメガニ	*Pinnixa aff. penultipedalis*					+
マングローブテッポウエビ	*Alpheus richardsoni*		+	+	+	+
ユビアカベンケイガニ	*Parasesarma tripectinis*				+	+

謝辞

本研究は環境省生物多様性センターが実施しているモニタリングサイト 1000 事業の成果である。日本国際湿地保全連合には事務局として調査実施にあたって様々な面でご協力いただいた。荒巻陽介氏，池田早登司氏，石田惣氏，石原（安田）千晶氏，内野透氏，大古場正氏，大畠麻里氏，沖彩矢香氏，加藤健司氏，合田直人氏，坂田直彦氏，塩﨑祐斗氏，辻美穂氏，中村謙太氏，浜田友世氏，安岡法子氏には調査にご協力いただいた。和田恵次氏に文献をご教授いただいた。吉野健児氏に統計解析を行っていただいた。査読者には的確で貴重なご指摘を多数いただいた。関係機関および関係諸氏に深く感謝する。

引用文献

阿部直哉．1980．田辺湾奥におけるアマガイ個体群の絶滅について．南紀生物，22：21 － 25.

足立尚子・和田恵次．1997．田辺湾におけるホソウミニナの分布．南紀生物，39：33 － 38.

波部忠重．1950．田辺湾における貝類の生態的分布．貝類学雑誌，16：13 － 18.

伊藤龍星・福田祐一．2010．飼育下におけるナルトビエイの摂餌行動と摂餌痕形成．水産技術，

2：73 － 77.
環境省．2002．日本の重要湿地 500．382pp．環境省自然環境局，東京．
木村　博．2005．かに類によるアサリの捕食．山口県水産研究センター研究報告，3：97 － 103.
古賀庸憲．2007．和歌山県沿岸域．「第 7 回自然環境保全基礎調査浅海域生態系調査（干潟調査）業務報告書」（飯島明子編），pp．74 － 81．環境省自然環境局生物多様性センター，富士吉田．
久保田信・小山安生．2012．和歌山県で発見された稀少種スダレハマグリ（二枚貝綱：マルスダレガイ科）．Molluscan Diversity，3：92 － 94.
村田優子・和田恵次．2000．潮間帯に生息するコツブムシ科穿孔性等脚類の分布に関係する要因．日本ベントス学会誌，55：25 － 33.
中本博之・土岐頼三郎・江川和文．2011．田辺湾干潟公園・鳥の巣海岸で観察した貝類．くろしお，30：50 － 54.
Nakayama, M. & Wada, K. 2015. Life history and behavior of a rare brackish-water crab, *Ilyograpsus nodulosus* (Sakai, 1983) (Macrophthalmidae). Crustacean Research, 44：11-19.
日本ベントス学会（編）．2012．干潟の絶滅危惧動物図鑑－海岸動物のレッドデータブック．285pp．東海大学出版会，秦野．
大垣俊一・田名瀬英朋・和田恵次．2001．和歌山県田辺湾内之浦の海岸生物記録種，1976 － 2001．南紀生物，43：102 － 108.
坂本晴菜・和田恵次．2016．干潟の稀少巻貝コゲツノブエ（オニノツノガイ科）の分布と生活史．南紀生物，58：115 － 120.
鈴木孝男・金谷　弦・木村妙子・古賀庸憲・多留聖典・浜口昌巳・逸見泰久・岸本和雄・仲岡雅裕．2013．干潟生態系．「モニタリングサイト 1000 沿岸域調査　磯・干潟・アマモ場・藻場 2008 － 2012 年度とりまとめ報告書」，pp．19 － 30．環境省自然環境局生物多様性センター，富士吉田．
内田紘臣．2011．春の観察会で鳥の巣半島沿岸で見られた環形動物多毛類その他．くろしお，30：41 － 49.
上出貴士・高橋芳明．2008．和歌山県田辺湾滝内及び内ノ浦の潮間帯のコアマモ群落におけるベントス群集．日本ベントス学会誌，63：42 － 55.
――．2013．和歌山県田辺湾内ノ浦の潮間帯におけるスジホシムシモドキ *Siphonosoma cumanense* とイケダホシムシ *Golfingia margaritacea*（星口動物門，スジホシムシ綱）の分布と生息環境．南紀生物，55：145 － 151.
――・山内　信・高橋芳明．2013．和歌山県田辺湾内ノ浦の潮間帯コアマモ *Zostera japonica* 群落におけるウメノハナガイ *Pillucina pisidium*（二枚貝綱，ツキガイ科）の分布と生息環境．日本ベントス学会誌，68：28 － 36.
――．2014a．和歌山県田辺湾内ノ浦の潮間帯の砂泥域における二枚貝類Ⅰ―底質環境及びウミタケモドキ科，バカガイ科，ニッコウガイ科，マテガイ科．南紀生物，56：11 － 18.
――．2014b．和歌山県田辺湾内内ノ浦の潮間帯の砂泥域における二枚貝類Ⅱ－マルスダレガイ科及びまとめ―．南紀生物，56：142 － 146.
和田恵次．1978．和歌山県産スナガニ類とその分布について．南紀生物，20：18 － 22.
Wada, K. 1978. Two forms of *Macrophthalmus japonicus* De Haan (Crustacea: Brachyura). Publications of the Seto Marine Biological Laboratory, 24：327-340.
和田恵次・西平守孝・風呂田利夫・野島　哲・山西良平・西川輝昭・五嶋聖治・鈴木孝男・加藤　真・島村賢正・福田　宏．1996．日本における干潟海岸とそこに生息する底生生物の現状．WWF Japan Science Report，3：1 － 182.

地域自然史と保全　*40*（*2*）：*143* － *152*，　*2018*

特集　フィールドシンポジウム「海岸生物の長期変遷からみえる近年の兆候」

「番所崎貝類相調査」の概要と長期継続に伴う課題

大阪市立自然史博物館　石田　惣
和歌山県田辺市　米本憲市
和歌山県田辺市　舩山展孝

An outline of ‘Cape Bansho Malacofauna Research’ and some issues associated with its long-term continuation.

So Ishida* (*Osaka Museum of Natural History*), Kenichi Komemoto (*Tanabe, Wakayama*) and Nobutaka Funayama (*Tanabe, Wakayama*)

This paper gives the outline of ‘Cape Bansho Malacofauna Research,’ which is a long-term survey recording all the mollusks that occur in the permanent quadrates settled on the rocky seashore of Shirahama, Wakayama, Japan. This research detected an increase in the species number and the number of recorded quadrates of ‘southern species’ (the latitude of northern limit is lower than 35°N, Boso Peninsula). Results revealed the relationship between faunal transition and climate change, mainly focusing on the increase in the winter seawater temperature. Although long-term ecosystem monitoring is an effective way to detect the influence of climate change on the population, community, and biodiversity, there are some issues associated with the projects’ continuation. The four main issues of this research are: 1) research design, 2) taxonomy of target species, 3) funding, and 4) securing investigator. We have discussed the possible solutions to these problems.

Keywords: Rocky intertidal zone; Long-term ecosystem monitoring; Climate change; Global warming; Molluscs

要旨：和歌山県白浜町の岩礁潮間帯で永久方形枠内に出現する全ての貝類を毎年記録する「番所崎貝類相調査」について概説する。この調査では 1985 年の開始以降，南方性種（分布北限が房総半島以南の種）の種数と出現方形枠数の増加を観測しており，冬季水温上昇を中心とする気候変動との関連を見出している。気候変動が個体群や群集，生物多様性に与える影響を検出するうえで長期生態系調査は有効であるが，その長期性ゆえに継続には課題がつきまとう。本調査の例に即して（1）調査デザイン，（2）対象種の分類，（3）資金，（4）担い手をとりあげ，その解決可能性について検討した。

キーワード：岩礁潮間帯，長期生態系調査，気候変動，地球温暖化，軟体動物

はじめに

人間活動によってもたらされる環境や気候の変化は，生物多様性や個体群の維持に大きく影響することが懸念される（Bellard et al.，2012）。この影響と要因を検知する方法として，生態系を数十年の長期にわたり，連続して観測する調査は有用である（Haase et al.，2016）。世界的に見ても数は少ないものの，沿岸域を対象とした事例もあり，気候変動が個体群や群集構造の変化をもたらす強い要因であることが複数のサイトで見出されている（Southward et al.，1995；Southward et al.，2005；Beukema & Dekker，2005）。沿岸域は人間生活との接点も大きい。生態系サービスの供給源

関西自然保護機構業績　第 626 号
*corresponding author(✉): iso@mus-nh.city.osaka.jp

としての視点からも，沿岸生態系の長期モニタリングは今日的意義を有している。一方で，その長期性ゆえに他の生態学調査にはない特有の課題があり（Lindenmayer & Likens，2009），しばしばその継続に支障をきたすことがある。

本稿では，日本のみならず世界でも数少ない岩礁潮間帯での長期生態系調査の事例として，大垣俊一（1955 − 2012）が 1985 年から開始した和歌山県白浜町の番所崎での貝類相調査について紹介する。前半では調査方法の概要と，大垣が見出した貝類相の変化と気候変動との関係について概説する。後半では大垣の調査の事例に即して，長期生態系調査に伴う課題を挙げる。その解決可能性について考え，今後の継続への展望につなげてみたい。

大垣は，在野にあって地道に多くの業績を築いた海洋生態学者である。京都大学瀬戸臨海実験所（白浜町）の大学院生として研究活動をスタートし，その後仕事の関係で県外に住むが，1991 年からは和歌山県田辺市に居を構え，以降は一貫して田辺湾をメインフィールドとした。学位論文はアラレタマキビの垂直移動に着目した種生態の研究だったが，当初から環境変動に伴う生物相の変化にも高い関心を持っていた。実験所の位置する田辺湾では 1970 年代からの富栄養化とそれに伴う底層の溶存酸素の減少や赤潮の発生増加が起きており，瀬戸臨海実験所の教員は生物相・個体群への影響を指摘していた（時岡，1982；山本，1982）。この問題は当時の実験所内でも大きな議論になっていたと思われる。大垣は実際に田辺湾の畠島の潮間帯生物相について，利用可能な過去のデータ（例えば実習時の磯観察の記録）と現在とを比較するということを試み，特に軟体動物での種数の減少の可能性を見いだしている（大垣・田名瀬，1984a，1984b；大垣，1984，1987）。以来，沿岸海洋生物の長期変動とその要因解析は，大垣のライフワークと位置付けられることになった（大垣，2010）。

長期変動を解析しようとする場合，定量性を担保した方法を反復してデータを得ることが必要である。大垣が先の畠島で用いた過去のデータはある時点での生物相を示す情報ではあるが，定量反復を意識した調査方法ではない。この課題から，大垣は長期変動の検出を意識した生物相調査を立ち上げることになる（大垣・竹之内，1986，1987）。それが番所崎貝類相調査である。

番所崎貝類相調査

番所崎貝類相調査は 1985 年に始まった。番所崎は田辺湾の湾口部南側に位置し（図 1a），調査地は南岸に突き出た比較的平坦な岩礁である（図 2）。この岩盤上に 8m × 8m の方形枠を 69 設置し（図 1b），各方形枠内の貝類全種（ただし 1993 年以前は後鰓類は対象外）を記録する調査である。調査区は潮位で +40 − +225cm の範囲にある（1985 − 2010 年の同地の大潮平均低潮線は +5cm，大潮平均高潮線は +183cm）。調査は年に 1 回，4 − 5 月の大潮干潮時に行い，1 方形枠につき貝類を同定できる 1 − 4 名の調査者が目視で 20 − 60 分間探索する（図 3）。1993 年までは方形枠内での各種の在・不在のみを記録していたが，1994 年以降は密度評価として，各種について方形枠内の最大密度を 5 段階で評価（方形枠内で 1 個体のみ発見；1 − 9 個体／m^2；10 − 99 個体／m^2；100 − 999 個体／m^2；1000 − 5000 個体／m^2）するようになった。1985 年から 2010 年までの全 242 種のデータは瀬戸臨海実験所研究報告の特別出版物として公開されている（Ohgaki et al.，2011）。大垣が亡くなる前年の 2011 年からは調査する方形枠を 69 から 25 に減らし（図 1c），米本と舩山によって調査は継続されている。

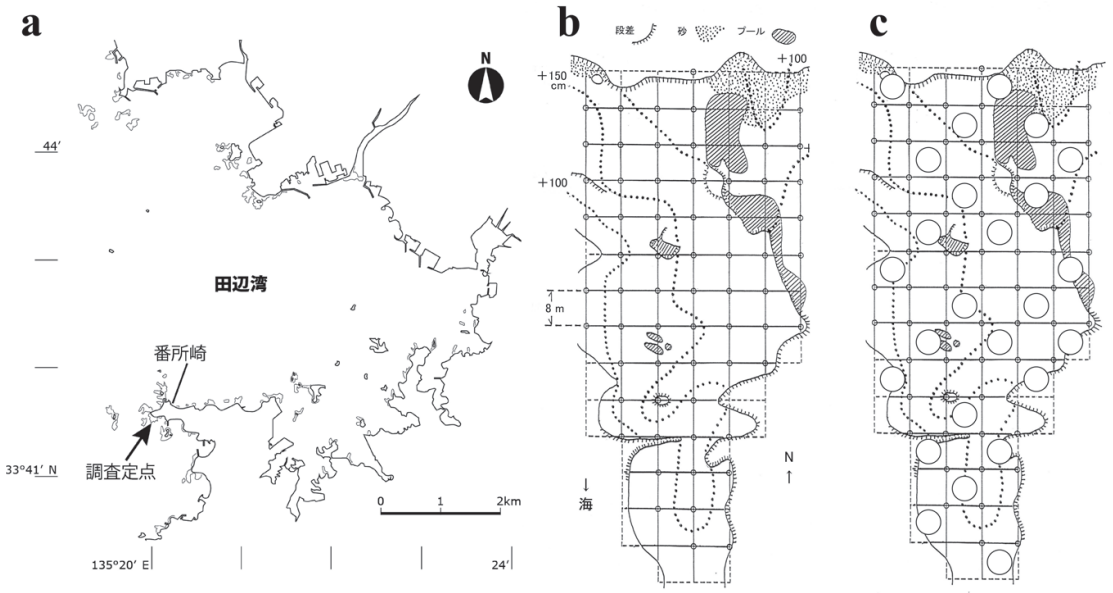


図 1. (a) 番所崎貝類相調査の定点の位置. (b) 方形枠の配置と微環境の概略. (c) 2011 年以降の調査方形枠（○印）.

図 2. 北から南に向かって見た調査定点の景観（2011 年 4 月 20 日，大垣撮影）.

図 3. 調査時の様子(2004 年 5 月 5 日, 米本撮影).

本調査で大垣が主眼に置いたのは，気候変動に伴う生物相変化である。大垣はそれぞれの種の生物地理分布に注目し，分布する緯度範囲を，その種の生息に適した温度の指標とみなして，気候変動が生物の生存（ひいては生物相）に与える影響を検討しようとした（大垣，2008a)。海産，特に沿岸性の貝類はベントスの中でも地理的分布の情報が比較的網羅されている分類群であり（例えば肥後・後藤，1993)，このような解析に向いていると言える。大垣は北限が房総半島（北緯 35 度）より低緯度にある種を「南方性種」，北限が房総半島より高緯度にある種を「非南方性種」と定義し，1985 年から 1994 年までの 10 年間で記録された 183 種（南方性種 56%，非南方性種 44%）

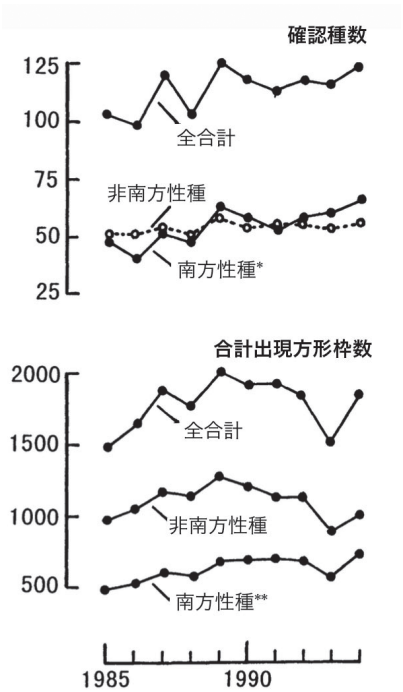


図 4. 南方性種と非南方性種の確認種数と，合計出現方形枠数の推移（1985 − 1994 年）．*: p<0.05, **:p<0.01（Kendall rank correlation test による）．Ohgaki et al.（1999）の Figure 3a および 3b より，発行者の許可を得て一部改変して転載．

図 5. 番所崎のヒバリガイモドキのベッド上で穿孔捕食するシマレイシガイダマシと，その匂いを探知して寄ってきたウネレイシガイダマシ．石田撮影．

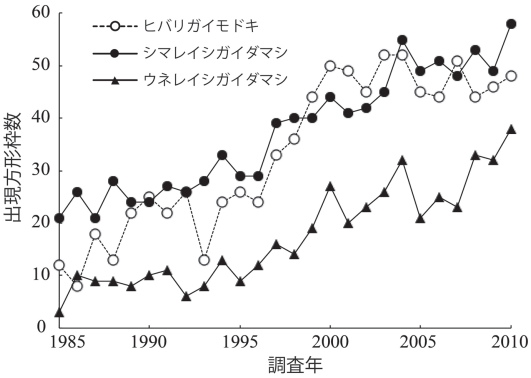


図 6. ヒバリガイモドキ，シマレイシガイダマシ，ウネレイシガイダマシの出現方形枠数の推移（1985 − 2010 年）．Ohgaki et al.（2011）のデータより作成．

についてそれぞれの動態を解析した。その結果，南方性種の確認種数と合計出現方形枠数が 10 年間で有意に増加していたという（図 4）。この間，冬季の気温と海水温は有意に上昇（番所崎の冬季沿岸平均水温は 1980 年代前半から 90 年代前半にかけて 1.9℃上昇）し，紀伊半島と黒潮流路との年平均距離は有意に縮小傾向にあった。このことから，冬季温暖化による死亡率減少と黒潮による幼生供給の増加が，番所崎での南方性貝類の増加を引き起こした主因であると結論づけている（Ohgaki et al.，1999）。岩礁潮間帯での生物相の変化を検出し，かつ気候変動と結びつけた研究例は世界的にも少なく，これはひとえに大垣の慧眼と執念の成果と言えるだろう。調査開始時に大垣の問題意識の一つにあったと思われる栄養塩濃度については，本調査では要因としては検出されていない。番所崎は田辺湾の外に位置しており，湾内での富栄養化の影響は受けにくいと大垣は推察している（Ohgaki et al.，1999）。

この傾向はその後どうなっただろうか。試みに，公開された 2010 年までのデータを見てみることにする。大垣が定義した南方性種のうち，番所崎で比較的よく見られるイガイ科の二枚貝ヒバリガイモドキ *Hormomya mutabilis*，アッキガイ科

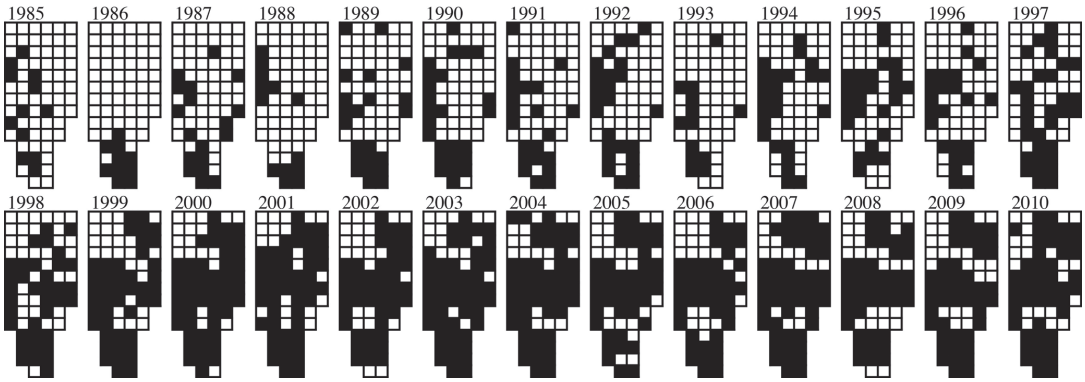


図 7. ヒバリガイモドキが出現した各調査年の方形枠（黒色）. Ohgaki et al. (2011) のデータより作成.

の巻き貝シマレイシガイダマシ *Tenguella musiva*, ウネレイシガイダマシ *Drupella margariticola*（図 5）の出現方形枠数を図 6 に，一例としてヒバリガイモドキが出現した各調査年の方形枠を図 7 に示す。1985 − 2005 年の 3 種の推移は大垣（2010）でもすでに示されているが，ここでは 2006 − 2010 年を追加したうえで解析をしてみる。ヒバリガイモドキとシマレイシガイダマシは 1985 − 1994 年の間ですでに有意な増加傾向を示していたが（Ohgaki et al., 1999），ウネレイシガイダマシではこの間は有意な傾向ではなかった（Kendall rank correlation, τ =0.23, p=0.37）。1995 年以降，3 種の出現方形枠数の増加が見てとれる。1985 − 2010 年でのそれらの傾向はいずれも有意である（Kendall rank correlation, ヒバリガイモドキ：τ =0.71；シマレイシガイダマシ：τ =0.86；ウネレイシガイダマシ：τ =0.76, いずれも p<0.001）。田辺湾沿岸の冬季平均（毎 2 月の月平均）水温は，1981 − 2005 年の間で見ても有意な上昇を示しているという（大垣，2008b）。少なくとも，冬季海水の温暖傾向と南方性種の増加については大垣の推論が継続しているのかもしれない。ただし，種間関係がもたらす影響についての検討も必要であろう。ここで例に挙げた 3 種には，実は強い種間関係が存在する。シマレイシガイダマシはヒバリガイモドキの主要な捕食者であり，ウネレイシガイダマシはシマレイシガイダマシが穿孔して捕食した餌を横取りする「盗み寄生」の習性（図 5）が強い（Ishida, 2001, 2004）。捕食－被食や寄生関係が相互の個体群動態に大きく影響することは言うまでもない。大垣もこの要因を無視していたわけではないが（Ohgaki et al., 1999），番所崎で観測されている貝類相の長期変動は，種間関係にも着目した解析と議論が求められるだろう。

長期生態系調査に伴う課題

このように，長期生態系調査は文字通り，長期間観測を続けて初めて成果が得られるが，先述のように遂行には課題がある。過去の指摘と重複はするが，番所崎貝類相調査を中心に具体例に即して挙げてみることにする。

調査デザイン

長期生態系調査を始める際，その目的に合わせた調査デザインを設計することになる。その際，定量反復を行う以上，途中での変更は難しいことに留意しなければならない。これはサンプリングを数年程度で完結することを目論んだ生態学研究でももちろん同様なのだが，長期生態系調査は

データの取り直しができないという抗えぬ前提がある。

しかし，その時点でベストな方法を取ったとしても問題は起こりうる。番所崎貝類調査の場合，図 1b のように 69 の方形枠は格子状に隣接して設置された。均質に見える磯でも，細かく見ると潮位や勾配の差異があるとともに，段差やタイドプールがパッチ状に存在し，それら微環境はベントスの種構成を大きく左右する。大垣はそれらのバリエーションが変動傾向の検出に影響するのを避けるため，一定範囲の岩礁を網羅するように方形枠を設定したのである（大垣，2000）。当時，このデザインに異を唱える生態学者は（少なくとも国内には）ほとんどいなかったはずである。ところがこの頃，接着する方形枠は互いに独立でない（偽反復）恐れがあることから，生態調査のデザインとしては避けるべきという意見（Hurlbert，1984）が現れていた。その後，1990 年代に潮間帯群集生態学で操作実験と分散分析により要因検出をする手法が隆盛となり（Underwood，1997），その前提として独立性を担保しえないとする接着方形枠の忌避は決定的となった（大垣，2000）。実際，大垣は番所崎貝類相調査の 10 年分のデータを当初は海外誌に投稿したが，この方形枠配置が問題とされて受理に至らず，査読者の一人は「sample design is poor and not in keeping with modern approaches」と述べたという（大垣，2000）。定量反復を旨とする長期調査をして「調査方法が時代遅れ」と言うのは，もはやその調査を続ける意味はないという宣告に等しい。番所崎貝類相調査に対しての偽反復という指摘はある意味で正論である。一方，解析については近年の生態学で統計モデリングが普及するようになり，例えばこの調査ではサンプル（＝方形枠）間の非独立性を加味するモデリング（例えば空間相関を考慮した階層ベイズモデル：久保，2012）を用いることも選択肢になるだろう。いずれにしても，調査の設計段階では可能な限り統計解析に堪えるデザインを慎重に検討する必要がある（Lindenmayer & Likens，2009）。

調査開始の時点では想定されなかった事態が生じる，という問題は，調査に特定の機材を用いる場合でも起こりうる。例えばイギリス海峡で 1924 年から行われている動物プランクトンの長期調査の場合，途中でプランクトンネットの目合いや口径などの仕様の変更を複数回余儀なくされている（Southward et al.，2005）。調査者としては方法が変わるのは当然避けたいはずであるが，これは機材の廃番などでやむを得なかったのだろうと思われる。この場合は，調査努力量の操作や補正によって時系列解析を実現する工夫が必要になる。

調査の継続途上で調査デザインを変えざるを得なくなった場合には，新旧のデザインに基づくデータの特性を比べたうえで，両者のデータを相互に変換できるようにしておくことは有益であろう。

対象種の分類

従来は 1 種とされていても，詳細に見ると複数種に分かれるということがある。近年の遺伝子解析の普及により，このような隠蔽種が見つかるケースは増えている。長期生態系調査で対象種に隠蔽種の存在が判明した場合，それ以前のデータで種を分離するのは難しい。例えば田辺湾の畠島で 1963 年から毎年行われているウニの長期密度調査では複数種のナガウニ属（*Echinometra*）が出現するが，調査開始当初，出現種は *E. mathaei*（現在の和名はホンナガウニ）1 種と見なされていた。そのため，調査開始から 45 年間の変動要因解析（Ohgaki et al.，2019）では「*Echinometra* spp.」という種群にまとめて密度評価がなされた。

この解析ではナガウニ属については生物地理的分布傾向（Ohgaki et al.（1999）の定義による南方性種にあたる）に着目しているが，同属内でこの傾向に大きな差異がないため種群という単位で扱うことができた。もし着目する生態に種間差があるとしたら，解析は制約を受けるだろう。番所崎貝類相調査の対象種でも，例えばイボニシ *Reishia clavigera* にはサイズや食性の異なる二型の存在が指摘されている（Abe，1985，1989，1994）。これも本来なら分けて扱われてしかるべきだが，番所崎貝類相調査の開始時には生態の差異が明らかでなかったためか，大垣は 1 種とみなし，その扱いは継続させている。データから二型を分離するのは残念ながら困難である。

同様の問題をもたらすケースとして，外見で在来種と区別のつきにくい移入種が侵入していて気づくまで時間がかかった，ということもあるかもしれない（例えば桒原，1993）。手間とコストとの兼ね合いにはなるが，調査の都度に少数でも証拠標本を残しておけば，遡及解析の助けになる可能性はある。

なお，環境変化に対する群集の組成の変化を，種レベルではなく属レベルや科レベルで解析するというアプローチもある（Clarke，1993）。解析に際して分類の解像度を敢えて粗くすることは，目的によっては有効な一法である。

資金

資金を確保することは，長期生態系調査を継続するうえで重要な要素である。資金の途絶が調査の中断につながったケースも多い（Duarte et al.，1992）。多くの研究助成は 1 ー数年程度の研究期間を想定しており，長期生態系調査を意識した制度設計にはなっていない。助成を渡り歩くような資金調達に陥りがちであるが，もともと短期間で成果が出にくいことから，競争上不利な立場に置かれる（Duarte et al.，1992）ことも多いと思われる。国際的な長期生態系調査のネットワークである「LTER Network」（URL：https://lternet.edu/ 2018.12 参照）や，国内向けの「日本長期生態学研究ネットワーク（JaLTER）」（URL：http://www.jalter.org/　2018.12 参照）など，研究者間で協力して調査のプレゼンスを高める取り組みは重要である。また，政治や世論の動向に左右されるリスクはつきまとうものの，国や自治体の事業として位置づけるような働きかけも必要だと考えられる。例えば環境省が全国 1000 カ所程度で生物多様性に関する基礎情報を継続収集する「モニタリングサイト 1000」（URL：http://www.biodic.go.jp/moni1000/index.html　2018.12 参照）は，2003 年の事業開始から予算確保して続けられており，今後も維持が望まれる事例である。

番所崎貝類相調査の場合，調査用具や方形枠の維持にかかる消耗品を除き，ほとんど資金はかかっていない。大垣は「もともとこの種の研究に継続的な資金の供給を期待するのは無理である」とし，資金に頼らない形で進めるのが望ましいという考えを持っていた（大垣，2003）。これは達観ではあるが，資金をかけずに済んだのは大垣を中心として調査地の近くに居住するメンバーが関わっていたということもあるだろう。後に述べるように，この調査を今後も継続させるには，広範囲に人材を集める必要も出てくるかもしれない。資金の後ろ盾がそのハードルを下げる助けとなることは，やはり認めざるを得ないのである。

担い手

長期生態系調査の場合，対象とする生物種を見つけ，正確に同定できる人が調査に携わる必要がある。サンプルを確保して後日同定するのであればその人はフィールドにいなくても構わないが，番所崎貝類相調査の場合は現場でそれをこなす必

要がある。200 種以上の貝類を同定できる人を集めるのは容易なことではない。番所崎貝類相調査が続けて来られたのは，瀬戸臨海実験所の教員や学生がその時々で手伝っていたことも大きいと思われる。担い手の確保は，石田が関わる環境省モニタリングサイト 1000 沿岸域調査でも課題として認識されている（石田ほか，2013；寺田ほか，2013）。例えば同調査の磯環境の場合，国内 6 サイトに永久方形枠を設置し，枠内に出現する生物の種と密度評価を行っており，調査に必要な能力は番所崎貝類相調査と類似する。実際の調査ではサイトの近辺で要員を確保できないことがあり，同定能力を買われて複数のサイトを渡り歩いて手伝う人もいる。研究者ポストが漸減傾向にあることも，担い手確保の負の要素である。このような調査活動において，職業研究者のみならず地域の市民科学者との連携を積極的に進めること（石田ほか，2013）は，その解決策の一つかもしれない。

同定については，DNA バーコーディングといった職人的能力に依らない手法も視野に入ってくるだろう。さらに，環境 DNA から同時に多種のバーコーディングを行い近傍の生息種を推定する方法も近年めざましく発展しており（Stat et al.，2017；Yamamoto et al.，2017），今後生物相調査の大きな助けとなるかもしれない。また，機械学習による画像認識技術を用いた生物種の同定も開発が進められている（例えば「The Cornell Lab Merlin – About Merlin Bird Photo ID」，URL：http://merlin.allaboutbirds.org/about-merlin-photo-id/ 2018.12 参照）。本稿の執筆時点で生物相調査に使えるレベルの認識精度を持つものはまだないようだが，今後の技術開発の進展や普及によっては，調査をサポートするツールになるかもしれない。

大垣は長期生態系調査の必要性と有効性への信念から番所崎貝類相調査を立ち上げたわけであるが，継続に伴う上述の課題についても大垣は認識していた。2011 年からの調査方形枠の抽出削減は大垣の意向によるものだが，これは方形枠間の独立性を保ちつつ，将来的に持続できる条件を整えるために労力低減を図ったものと思われる。それでも 1 人で調査を行う場合，干潮時に合わせて 25 方形枠を終えるのに 5 日程度を要する作業である。複数人が同時並行で行えばそれだけ日数は短縮するが，人材の確保が課題となってくる。さらに，長期生態系調査に必要なのは現場作業だけではない。繰り返しになるが，その遂行の過程で同定や解析，方法の検証を行い，方向性を見定めていく必要があり，各々の局面で多くの人の支えが必要となる。番所崎貝類相調査が将来も続き，今後懸念される海洋環境の変化を検知していくためには，調査の成果と意義を広く伝える必要がある。本稿が少しでもその橋渡しになればと考えている。

謝辞

奈良女子大学名誉教授の和田恵次博士と西海区水産研究所の栗原健夫博士には，初稿に対して有益なコメントを頂いた。また，日本ベントス学会事務局には Benthos Research 誌掲載論文の図版の転載について許諾を頂いた。記してお礼申し上げる。本稿では大垣俊一博士の意図や思考を推し量って議論を進めた。本来なら博士に斧正を請うべきものだが，残念ながら叶わない。全体を含めて内容に不備があるとすれば，その責任は当然筆者に帰すべきものであり，読者と博士にご理解を願うものである。

引用文献

Abe, N. 1985. Two forms of *Thais clavigera* (Küster,

1858). Venus, 44：15-26.
——. 1989. Prey value to the carnivorous gastropods *Morula musiva* (Kiener) and the two forms of T*hais clavigera* (Küster): effect of foraging duration and abandonment of prey. Malacologia, 30：373-395.
——. 1994. Growth and prey preference of the two forms in *Thais clavigera* (Küster) under rearing. Venus, 53：113-118.
Bellard, C., C. Bertelsmeier, P. Leadley, W. Thuiller & F. Courchamp. 2012. Impacts of climate change on the future of biodiversity. Ecology Letters, 15：365-377.
Beukema, J. J. & R. Dekker. 2005. Decline of recruitment success in cockles and other bivalves in the Wadden Sea: Possible role of climate change, predation on postlarvae and fisheries. Marine Ecology Progress Series, 287：149-167.
Clarke, K. R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. Australian Journal of Ecology, 18：117-143.
Duarte, C. M., J. Cebrián & N. Marbà. 1992. Uncertainty of detecting sea change. Nature, 356：190.
Haase, P., M. Frenzel, S. Klotz, M. Musche & S. Stoll. 2016. The long-term ecological research (LTER) network: Relevance, current status, future perspective and examples from marine, freshwater and terrestrial long-term observation. Ecological Indicators, 65：1-3.
肥後俊一・後藤芳央．1993．日本及び周辺地域産軟体動物総目録．3+22+693+13+148pp．エル貝類出版局，八尾．
Hurlbert, S. H. 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. Ecological Monographs, 54：187-211.
Ishida, S. 2001. An analysis of feeding aggregations in intertidal muricids: species-specific modes of foraging - initial predation and parasitism. Asian Marine Biology, 18：1-13.
——. 2004. Initial predation and parasitism by muricid whelks demonstrated by the correspondence between drilled holes and their apparent enveloper. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 305：233-245.
石田　惣・栗原健夫・飯島明子・野田隆史・山本智子・村田明久・森　敬介．2013．磯生態系．「モニタリングサイト 1000 沿岸域調査（磯・干潟・アマモ場・藻場）2008 － 2012 年度とりまとめ報告書」，pp．9 － 18．環境省自然環境局 生物多様性センター，山梨．
久保拓弥．2012．データ解析のための統計モデリング入門 ー一般化線形モデル・階層ベイズモデル・MCMC．14+267pp．岩波書店，東京．
桒原康裕．1993．ムラサキイガイの正体．北水試だより，21：14 － 18．
Lindenmayer, D. B. & G. E. Likens. 2009. Adaptive monitoring: a new paradigm for long-term research and monitoring. Trends in Ecology and Evolution, 24：482-486.
大垣俊一．1984．畠島本島西岸の海岸生物相，1969 年と 1984 年．南紀生物，26：77 － 85．
——，1987．近年における畠島海岸無脊椎動物相の変化について．関西自然保護機構会報，14：3 － 5．
——．2000．'Pseudoreplication' problem － 接着したコドラートは何が悪いのか．Argonauta，2：21 － 32．
——．2003．巻頭言 研究と金．Argonauta, 8:1 － 2．
——．2008a．指標生物の論理．日本ベントス学会誌，63：56 － 63．
——．2008b．田辺湾の環境，1955 － 2005 年．南紀生物，50：15 － 26．
——．2010．浅海生物相の長期変動－紀州田辺湾の自然史．136pp．南紀沿岸生態研究室，田辺．

Ohgaki, S., T. Kato, N. Kobayashi, H. Tanase, H. N. Kumagai, S. Ishida, T. Nakano, Y. Wada & Y. Yusa. 2019. Effects of temperature and red tides on sea urchin abundance and species richness over 45 years in Southern Japan. Ecological Indicators, 96：684-693.

——, K. Komemoto & N. Funayama. 2011. A Record of the Intertidal Malacofauna of Cape Bansho, Wakayama, Japan, from 1985 to 2010. Publications of the Seto Marine Biological Laboratory, Special Publication Series, 11：1-198.

大垣俊一・竹之内孝一．1986．白浜番所崎貝類相，1985 年と 1986 年　その 1．南紀生物，28：135 － 141.

——・——．1987．白浜番所崎貝類相，1985 年と 1986 年　その 2．南紀生物，29：37 － 41.

Ohgaki, S., K. Takenouchi, T. Hashimoto & K. Nakai. 1999. Year-to-year changes in the rocky-shore malacofauna of Bansho Cape, Central Japan: rising temperature and increasing abundance of southern species. Benthos Research, 54：47-58.

大垣俊一・田名瀬英朋．1984a．畠島磯観察記録，1949 － 1983 その 1．南紀生物，26：56 － 61.

——・——．1984b．畠島磯観察記録，1949 － 1983 その 2．南紀生物，26：105 － 111.

Southward, A. J., S. J. Hawkins & M. T. Burrows. 1995. Seventy year's observations of changes in distribution and abundance of zooplankton and intertidal organisms in the western English Channel in relation to rising sea temperature. Journal of Thermal Biology, 20:127-155.

——, O. Langmead, N. J. Hardman-Mountford, J. Aiken, G. T. Boalch, P. R. Dando, M. J. Genner, I. Joint, M. A. Kendall, N. C. Halliday, R. P. Harris, R. Leaper, N. Mieszkowska, R. D. Pingree, A. J. Richardson, D. W. Sims, T. Smith, A. W. Walne & S. J. Hawkins. 2005. Long-term oceanographic and ecological research in the Western English Channel. Advances in Marine Biology, 47:1-105.

Stat, M., M. J. Huggett, R. Bernasconi, J. D. DiBattista, T. E. Berry, S. J. Newman, E. S. Harvey & M. Bunce. 2017. Ecosystem biomonitoring with eDNA: metabarcoding across the tree of life in a tropical marine environment. Scientific Reports, 7:12240.

寺田竜太・川井浩史・倉島　彰・坂西芳彦・田中次郎・村瀬　昇・吉田吾郎・青木優和・太齋彰浩・本村泰三．2013．藻場生態系．「モニタリングサイト 1000 沿岸域調査（磯・干潟・アマモ場・藻場）2008 － 2012 年度とりまとめ報告書」，pp．48 － 55．環境省自然環境局 生物多様性センター，山梨 .

時岡　隆．1982．白浜海域の生物相・白浜海域の変貌と自然保護．「白浜町誌自然編」，pp．169 － 233．白浜町，白浜 .

Underwood, A. J. 1997. Experiments in ecology: Their logical design and interpretation using analysis of variance. 18+504pp. Cambridge University Press, UK.

Yamamoto, S., R. Masuda, Y. Sato, T. Sado, H. Araki, M. Kondoh, T. Minamoto & M. Miya. 2017. Environmental DNA metabarcoding reveals local fish communities in a species-rich coastal sea. Scientific Reports, 7：40368.

山本虎夫．1982．白浜海域産貝類・白浜海域産藻類．「白浜町誌自然編」，pp．234 － 272, 白浜町，白浜 .

としての視点からも，沿岸生態系の長期モニタリングは今日的意義を有している。一方で，その長期性ゆえに他の生態学調査にはない特有の課題があり（Lindenmayer & Likens，2009），しばしばその継続に支障をきたすことがある。

本稿では，日本のみならず世界でも数少ない岩礁潮間帯での長期生態系調査の事例として，大垣俊一（1955 − 2012）が 1985 年から開始した和歌山県白浜町の番所崎での貝類相調査について紹介する。前半では調査方法の概要と，大垣が見出した貝類相の変化と気候変動との関係について概説する。後半では大垣の調査の事例に即して，長期生態系調査に伴う課題を挙げる。その解決可能性について考え，今後の継続への展望につなげてみたい。

大垣は，在野にあって地道に多くの業績を築いた海洋生態学者である。京都大学瀬戸臨海実験所（白浜町）の大学院生として研究活動をスタートし，その後仕事の関係で県外に住むが，1991 年からは和歌山県田辺市に居を構え，以降は一貫して田辺湾をメインフィールドとした。学位論文はアラレタマキビの垂直移動に着目した種生態の研究だったが，当初から環境変動に伴う生物相の変化にも高い関心を持っていた。実験所の位置する田辺湾では 1970 年代からの富栄養化とそれに伴う底層の溶存酸素の減少や赤潮の発生増加が起きており，瀬戸臨海実験所の教員は生物相・個体群への影響を指摘していた（時岡，1982；山本，1982）。この問題は当時の実験所内でも大きな議論になっていたと思われる。大垣は実際に田辺湾の畠島の潮間帯生物相について，利用可能な過去のデータ（例えば実習時の磯観察の記録）と現在とを比較するということを試み，特に軟体動物での種数の減少の可能性を見いだしている（大垣・田名瀬，1984a，1984b；大垣，1984，1987）。以来，沿岸海洋生物の長期変動とその要因解析は，大垣のライフワークと位置付けられることになった（大垣，2010）。

長期変動を解析しようとする場合，定量性を担保した方法を反復してデータを得ることが必要である。大垣が先の畠島で用いた過去のデータはある時点での生物相を示す情報ではあるが，定量反復を意識した調査方法ではない。この課題から，大垣は長期変動の検出を意識した生物相調査を立ち上げることになる（大垣・竹之内，1986，1987）。それが番所崎貝類相調査である。

番所崎貝類相調査

番所崎貝類相調査は 1985 年に始まった。番所崎は田辺湾の湾口部南側に位置し（図 1a），調査地は南岸に突き出た比較的平坦な岩礁である（図 2）。この岩盤上に 8m × 8m の方形枠を 69 設置し（図 1b），各方形枠内の貝類全種（ただし 1993 年以前は後鰓類は対象外）を記録する調査である。調査区は潮位で +40 − +225cm の範囲にある（1985 − 2010 年の同地の大潮平均低潮線は +5cm，大潮平均高潮線は +183cm）。調査は年に 1 回，4 − 5 月の大潮干潮時に行い，1 方形枠につき貝類を同定できる 1 − 4 名の調査者が目視で 20 − 60 分間探索する（図 3）。1993 年までは方形枠内での各種の在・不在のみを記録していたが，1994 年以降は密度評価として，各種について方形枠内の最大密度を 5 段階で評価（方形枠内で 1 個体のみ発見；1 − 9 個体／m^2；10 − 99 個体／m^2；100 − 999 個体／m^2；1000 − 5000 個体／m^2）するようになった。1985 年から 2010 年までの全 242 種のデータは瀬戸臨海実験所研究報告の特別出版物として公開されている（Ohgaki et al.，2011）。大垣が亡くなる前年の 2011 年からは調査する方形枠を 69 から 25 に減らし（図 1c），米本と舩山によって調査は継続されている。

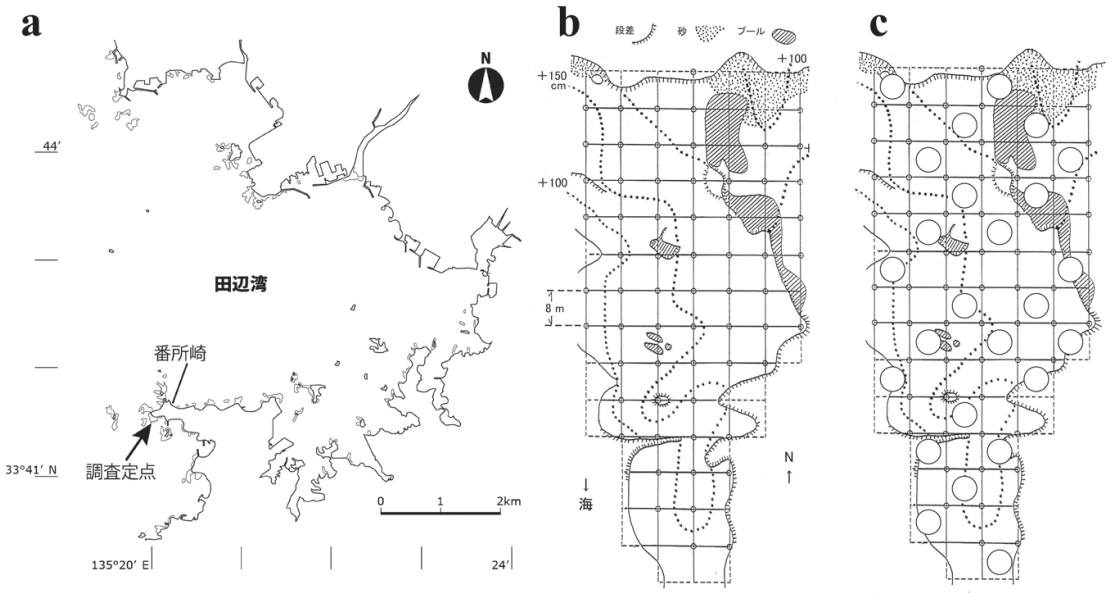


図 1. (a) 番所崎貝類相調査の定点の位置. (b) 方形枠の配置と微環境の概略. (c) 2011 年以降の調査方形枠（○印）.

図 2. 北から南に向かって見た調査定点の景観（2011 年 4 月 20 日，大垣撮影）.

図 3. 調査時の様子(2004 年 5 月 5 日, 米本撮影).

本調査で大垣が主眼に置いたのは，気候変動に伴う生物相変化である。大垣はそれぞれの種の生物地理分布に注目し，分布する緯度範囲を，その種の生息に適した温度の指標とみなして，気候変動が生物の生存（ひいては生物相）に与える影響を検討しようとした（大垣，2008a)。海産，特に沿岸性の貝類はベントスの中でも地理的分布の情報が比較的網羅されている分類群であり（例えば肥後・後藤，1993)，このような解析に向いていると言える。大垣は北限が房総半島（北緯 35 度）より低緯度にある種を「南方性種」，北限が房総半島より高緯度にある種を「非南方性種」と定義し，1985 年から 1994 年までの 10 年間で記録された 183 種（南方性種 56%，非南方性種 44%）

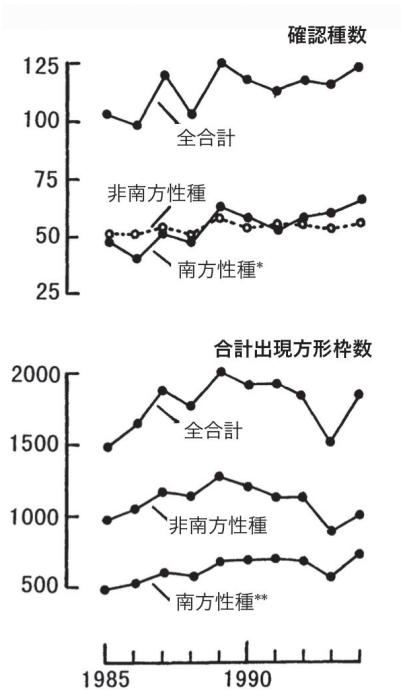


図 4. 南方性種と非南方性種の確認種数と，合計出現方形枠数の推移（1985 − 1994 年）．*: p<0.05, **:p<0.01（Kendall rank correlation test による）．Ohgaki et al.（1999）の Figure 3a および 3b より，発行者の許可を得て一部改変して転載．

図 5. 番所崎のヒバリガイモドキのベッド上で穿孔捕食するシマレイシガイダマシと，その匂いを探知して寄ってきたウネレイシガイダマシ．石田撮影．

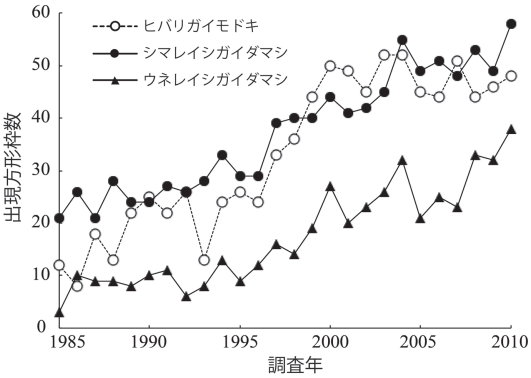


図 6. ヒバリガイモドキ，シマレイシガイダマシ，ウネレイシガイダマシの出現方形枠数の推移（1985 − 2010 年）．Ohgaki et al.（2011）のデータより作成．

についてそれぞれの動態を解析した。その結果，南方性種の確認種数と合計出現方形枠数が 10 年間で有意に増加していたという（図 4）。この間，冬季の気温と海水温は有意に上昇（番所崎の冬季沿岸平均水温は 1980 年代前半から 90 年代前半にかけて 1.9℃上昇）し，紀伊半島と黒潮流路との年平均距離は有意に縮小傾向にあった。このことから，冬季温暖化による死亡率減少と黒潮による幼生供給の増加が，番所崎での南方性貝類の増加を引き起こした主因であると結論づけている（Ohgaki et al.，1999）。岩礁潮間帯での生物相の変化を検出し，かつ気候変動と結びつけた研究例は世界的にも少なく，これはひとえに大垣の慧眼と執念の成果と言えるだろう。調査開始時に大垣の問題意識の一つにあったと思われる栄養塩濃度については，本調査では要因としては検出されていない。番所崎は田辺湾の外に位置しており，湾内での富栄養化の影響は受けにくいと大垣は推察している（Ohgaki et al.，1999）。

この傾向はその後どうなっただろうか。試みに，公開された 2010 年までのデータを見てみることにする。大垣が定義した南方性種のうち，番所崎で比較的よく見られるイガイ科の二枚貝ヒバリガイモドキ *Hormomya mutabilis*，アッキガイ科

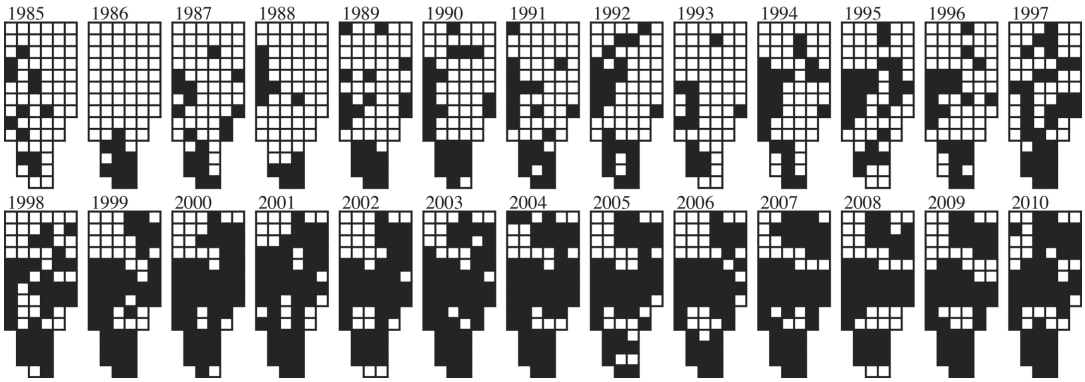


図 7. ヒバリガイモドキが出現した各調査年の方形枠（黒色）. Ohgaki et al. (2011) のデータより作成.

の巻き貝シマレイシガイダマシ *Tenguella musiva*, ウネレイシガイダマシ *Drupella margariticola*（図 5）の出現方形枠数を図 6 に，一例としてヒバリガイモドキが出現した各調査年の方形枠を図 7 に示す。1985 − 2005 年の 3 種の推移は大垣（2010）でもすでに示されているが，ここでは 2006 − 2010 年を追加したうえで解析をしてみる。ヒバリガイモドキとシマレイシガイダマシは 1985 − 1994 年の間ですでに有意な増加傾向を示していたが（Ohgaki et al., 1999），ウネレイシガイダマシではこの間は有意な傾向ではなかった（Kendall rank correlation, τ =0.23, p=0.37）。1995 年以降，3 種の出現方形枠数の増加が見てとれる。1985 − 2010 年でのそれらの傾向はいずれも有意である（Kendall rank correlation, ヒバリガイモドキ：τ =0.71；シマレイシガイダマシ：τ =0.86；ウネレイシガイダマシ：τ =0.76, いずれも p<0.001）。田辺湾沿岸の冬季平均（毎 2 月の月平均）水温は，1981 − 2005 年の間で見ても有意な上昇を示しているという（大垣，2008b）。少なくとも，冬季海水の温暖傾向と南方性種の増加については大垣の推論が継続しているのかもしれない。ただし，種間関係がもたらす影響についての検討も必要であろう。ここで例に挙げた 3 種には，実は強い種間関係が存在する。シマレイシガイダマシはヒバリガイモドキの主要な捕食者であり，ウネレイシガイダマシはシマレイシガイダマシが穿孔して捕食した餌を横取りする「盗み寄生」の習性（図 5）が強い（Ishida, 2001, 2004）。捕食－被食や寄生関係が相互の個体群動態に大きく影響することは言うまでもない。大垣もこの要因を無視していたわけではないが（Ohgaki et al., 1999），番所崎で観測されている貝類相の長期変動は，種間関係にも着目した解析と議論が求められるだろう。

長期生態系調査に伴う課題

このように，長期生態系調査は文字通り，長期間観測を続けて初めて成果が得られるが，先述のように遂行には課題がある。過去の指摘と重複はするが，番所崎貝類相調査を中心に具体例に即して挙げてみることにする。

調査デザイン

長期生態系調査を始める際，その目的に合わせた調査デザインを設計することになる。その際，定量反復を行う以上，途中での変更は難しいことに留意しなければならない。これはサンプリングを数年程度で完結することを目論んだ生態学研究でももちろん同様なのだが，長期生態系調査は

データの取り直しができないという抗えぬ前提がある。

しかし，その時点でベストな方法を取ったとしても問題は起こりうる。番所崎貝類調査の場合，図 1b のように 69 の方形枠は格子状に隣接して設置された。均質に見える磯でも，細かく見ると潮位や勾配の差異があるとともに，段差やタイドプールがパッチ状に存在し，それら微環境はベントスの種構成を大きく左右する。大垣はそれらのバリエーションが変動傾向の検出に影響するのを避けるため，一定範囲の岩礁を網羅するように方形枠を設定したのである（大垣，2000）。当時，このデザインに異を唱える生態学者は（少なくとも国内には）ほとんどいなかったはずである。ところがこの頃，接着する方形枠は互いに独立でない（偽反復）恐れがあることから，生態調査のデザインとしては避けるべきという意見（Hurlbert，1984）が現れていた。その後，1990 年代に潮間帯群集生態学で操作実験と分散分析により要因検出をする手法が隆盛となり（Underwood，1997），その前提として独立性を担保しえないとする接着方形枠の忌避は決定的となった（大垣，2000）。実際，大垣は番所崎貝類相調査の 10 年分のデータを当初は海外誌に投稿したが，この方形枠配置が問題とされて受理に至らず，査読者の一人は「sample design is poor and not in keeping with modern approaches」と述べたという（大垣，2000）。定量反復を旨とする長期調査をして「調査方法が時代遅れ」と言うのは，もはやその調査を続ける意味はないという宣告に等しい。番所崎貝類相調査に対しての偽反復という指摘はある意味で正論である。一方，解析については近年の生態学で統計モデリングが普及するようになり，例えばこの調査ではサンプル（＝方形枠）間の非独立性を加味するモデリング（例えば空間相関を考慮した階層ベイズモデル：久保，2012）を用いることも選択肢になるだろう。いずれにしても，調査の設計段階では可能な限り統計解析に堪えるデザインを慎重に検討する必要がある（Lindenmayer & Likens，2009）。

調査開始の時点では想定されなかった事態が生じる，という問題は，調査に特定の機材を用いる場合でも起こりうる。例えばイギリス海峡で 1924 年から行われている動物プランクトンの長期調査の場合，途中でプランクトンネットの目合いや口径などの仕様の変更を複数回余儀なくされている（Southward et al.，2005）。調査者としては方法が変わるのは当然避けたいはずであるが，これは機材の廃番などでやむを得なかったのだろうと思われる。この場合は，調査努力量の操作や補正によって時系列解析を実現する工夫が必要になる。

調査の継続途上で調査デザインを変えざるを得なくなった場合には，新旧のデザインに基づくデータの特性を比べたうえで，両者のデータを相互に変換できるようにしておくことは有益であろう。

対象種の分類

従来は 1 種とされていても，詳細に見ると複数種に分かれるということがある。近年の遺伝子解析の普及により，このような隠蔽種が見つかるケースは増えている。長期生態系調査で対象種に隠蔽種の存在が判明した場合，それ以前のデータで種を分離するのは難しい。例えば田辺湾の畠島で 1963 年から毎年行われているウニの長期密度調査では複数種のナガウニ属（*Echinometra*）が出現するが，調査開始当初，出現種は *E. mathaei*（現在の和名はホンナガウニ）1 種と見なされていた。そのため，調査開始から 45 年間の変動要因解析（Ohgaki et al.，2019）では「*Echinometra* spp.」という種群にまとめて密度評価がなされた。

この解析ではナガウニ属については生物地理的分布傾向（Ohgaki et al.（1999）の定義による南方性種にあたる）に着目しているが，同属内でこの傾向に大きな差異がないため種群という単位で扱うことができた。もし着目する生態に種間差があるとしたら，解析は制約を受けるだろう。番所崎貝類相調査の対象種でも，例えばイボニシ *Reishia clavigera* にはサイズや食性の異なる二型の存在が指摘されている（Abe，1985，1989，1994）。これも本来なら分けて扱われてしかるべきだが，番所崎貝類相調査の開始時には生態の差異が明らかでなかったためか，大垣は 1 種とみなし，その扱いは継続させている。データから二型を分離するのは残念ながら困難である。

同様の問題をもたらすケースとして，外見で在来種と区別のつきにくい移入種が侵入していて気づくまで時間がかかった，ということもあるかもしれない（例えば桒原，1993）。手間とコストとの兼ね合いにはなるが，調査の都度に少数でも証拠標本を残しておけば，遡及解析の助けになる可能性はある。

なお，環境変化に対する群集の組成の変化を，種レベルではなく属レベルや科レベルで解析するというアプローチもある（Clarke，1993）。解析に際して分類の解像度を敢えて粗くすることは，目的によっては有効な一法である。

資金

資金を確保することは，長期生態系調査を継続するうえで重要な要素である。資金の途絶が調査の中断につながったケースも多い（Duarte et al.，1992）。多くの研究助成は 1 ー数年程度の研究期間を想定しており，長期生態系調査を意識した制度設計にはなっていない。助成を渡り歩くような資金調達に陥りがちであるが，もともと短期間で成果が出にくいことから，競争上不利な立場に置かれる（Duarte et al.，1992）ことも多いと思われる。国際的な長期生態系調査のネットワークである「LTER Network」（URL：https://lternet.edu/ 2018.12 参照）や，国内向けの「日本長期生態学研究ネットワーク（JaLTER）」（URL：http://www.jalter.org/　2018.12 参照）など，研究者間で協力して調査のプレゼンスを高める取り組みは重要である。また，政治や世論の動向に左右されるリスクはつきまとうものの，国や自治体の事業として位置づけるような働きかけも必要だと考えられる。例えば環境省が全国 1000 カ所程度で生物多様性に関する基礎情報を継続収集する「モニタリングサイト 1000」（URL：http://www.biodic.go.jp/moni1000/index.html　2018.12 参照）は，2003 年の事業開始から予算確保して続けられており，今後も維持が望まれる事例である。

番所崎貝類相調査の場合，調査用具や方形枠の維持にかかる消耗品を除き，ほとんど資金はかかっていない。大垣は「もともとこの種の研究に継続的な資金の供給を期待するのは無理である」とし，資金に頼らない形で進めるのが望ましいという考えを持っていた（大垣，2003）。これは達観ではあるが，資金をかけずに済んだのは大垣を中心として調査地の近くに居住するメンバーが関わっていたということもあるだろう。後に述べるように，この調査を今後も継続させるには，広範囲に人材を集める必要も出てくるかもしれない。資金の後ろ盾がそのハードルを下げる助けとなることは，やはり認めざるを得ないのである。

担い手

長期生態系調査の場合，対象とする生物種を見つけ，正確に同定できる人が調査に携わる必要がある。サンプルを確保して後日同定するのであればその人はフィールドにいなくても構わないが，番所崎貝類相調査の場合は現場でそれをこなす必

要がある。200 種以上の貝類を同定できる人を集めるのは容易なことではない。番所崎貝類相調査が続けて来られたのは，瀬戸臨海実験所の教員や学生がその時々で手伝っていたことも大きいと思われる。担い手の確保は，石田が関わる環境省モニタリングサイト 1000 沿岸域調査でも課題として認識されている（石田ほか，2013；寺田ほか，2013）。例えば同調査の磯環境の場合，国内 6 サイトに永久方形枠を設置し，枠内に出現する生物の種と密度評価を行っており，調査に必要な能力は番所崎貝類相調査と類似する。実際の調査ではサイトの近辺で要員を確保できないことがあり，同定能力を買われて複数のサイトを渡り歩いて手伝う人もいる。研究者ポストが漸減傾向にあることも，担い手確保の負の要素である。このような調査活動において，職業研究者のみならず地域の市民科学者との連携を積極的に進めること（石田ほか，2013）は，その解決策の一つかもしれない。

同定については，DNA バーコーディングといった職人的能力に依らない手法も視野に入ってくるだろう。さらに，環境 DNA から同時に多種のバーコーディングを行い近傍の生息種を推定する方法も近年めざましく発展しており（Stat et al.，2017；Yamamoto et al.，2017），今後生物相調査の大きな助けとなるかもしれない。また，機械学習による画像認識技術を用いた生物種の同定も開発が進められている（例えば「The Cornell Lab Merlin – About Merlin Bird Photo ID」，URL：http://merlin.allaboutbirds.org/about-merlin-photo-id/ 2018.12 参照）。本稿の執筆時点で生物相調査に使えるレベルの認識精度を持つものはまだないようだが，今後の技術開発の進展や普及によっては，調査をサポートするツールになるかもしれない。

大垣は長期生態系調査の必要性と有効性への信念から番所崎貝類相調査を立ち上げたわけであるが，継続に伴う上述の課題についても大垣は認識していた。2011 年からの調査方形枠の抽出削減は大垣の意向によるものだが，これは方形枠間の独立性を保ちつつ，将来的に持続できる条件を整えるために労力低減を図ったものと思われる。それでも 1 人で調査を行う場合，干潮時に合わせて 25 方形枠を終えるのに 5 日程度を要する作業である。複数人が同時並行で行えばそれだけ日数は短縮するが，人材の確保が課題となってくる。さらに，長期生態系調査に必要なのは現場作業だけではない。繰り返しになるが，その遂行の過程で同定や解析，方法の検証を行い，方向性を見定めていく必要があり，各々の局面で多くの人の支えが必要となる。番所崎貝類相調査が将来も続き，今後懸念される海洋環境の変化を検知していくためには，調査の成果と意義を広く伝える必要がある。本稿が少しでもその橋渡しになればと考えている。

謝辞

奈良女子大学名誉教授の和田恵次博士と西海区水産研究所の栗原健夫博士には，初稿に対して有益なコメントを頂いた。また，日本ベントス学会事務局には Benthos Research 誌掲載論文の図版の転載について許諾を頂いた。記してお礼申し上げる。本稿では大垣俊一博士の意図や思考を推し量って議論を進めた。本来なら博士に斧正を請うべきものだが，残念ながら叶わない。全体を含めて内容に不備があるとすれば，その責任は当然筆者に帰すべきものであり，読者と博士にご理解を願うものである。

引用文献

Abe, N. 1985. Two forms of *Thais clavigera* (Küster,

1858). Venus, 44：15-26.

——. 1989. Prey value to the carnivorous gastropods *Morula musiva* (Kiener) and the two forms of T*hais clavigera* (Küster): effect of foraging duration and abandonment of prey. Malacologia, 30：373-395.

——. 1994. Growth and prey preference of the two forms in *Thais clavigera* (Küster) under rearing. Venus, 53：113-118.

Bellard, C., C. Bertelsmeier, P. Leadley, W. Thuiller & F. Courchamp. 2012. Impacts of climate change on the future of biodiversity. Ecology Letters, 15：365-377.

Beukema, J. J. & R. Dekker. 2005. Decline of recruitment success in cockles and other bivalves in the Wadden Sea: Possible role of climate change, predation on postlarvae and fisheries. Marine Ecology Progress Series, 287：149-167.

Clarke, K. R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. Australian Journal of Ecology, 18：117-143.

Duarte, C. M., J. Cebrián & N. Marbà. 1992. Uncertainty of detecting sea change. Nature, 356：190.

Haase, P., M. Frenzel, S. Klotz, M. Musche & S. Stoll. 2016. The long-term ecological research (LTER) network: Relevance, current status, future perspective and examples from marine, freshwater and terrestrial long-term observation. Ecological Indicators, 65：1-3.

肥後俊一・後藤芳央．1993．日本及び周辺地域産軟体動物総目録．3+22+693+13+148pp．エル貝類出版局，八尾．

Hurlbert, S. H. 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. Ecological Monographs, 54：187-211.

Ishida, S. 2001. An analysis of feeding aggregations in intertidal muricids: species-specific modes of foraging - initial predation and parasitism. Asian Marine Biology, 18：1-13.

——. 2004. Initial predation and parasitism by muricid whelks demonstrated by the correspondence between drilled holes and their apparent enveloper. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 305：233-245.

石田　惣・栗原健夫・飯島明子・野田隆史・山本智子・村田明久・森　敬介．2013．磯生態系．「モニタリングサイト 1000 沿岸域調査（磯・干潟・アマモ場・藻場）2008 － 2012 年度とりまとめ報告書」，pp．9 － 18．環境省自然環境局 生物多様性センター，山梨．

久保拓弥．2012．データ解析のための統計モデリング入門 ー一般化線形モデル・階層ベイズモデル・MCMC．14+267pp．岩波書店，東京．

桒原康裕．1993．ムラサキイガイの正体．北水試だより，21：14 － 18．

Lindenmayer, D. B. & G. E. Likens. 2009. Adaptive monitoring: a new paradigm for long-term research and monitoring. Trends in Ecology and Evolution, 24：482-486.

大垣俊一．1984．畠島本島西岸の海岸生物相，1969 年と 1984 年．南紀生物，26：77 － 85．

——，1987．近年における畠島海岸無脊椎動物相の変化について．関西自然保護機構会報，14：3 － 5．

——．2000．'Pseudoreplication' problem － 接着したコドラートは何が悪いのか．Argonauta，2：21 － 32．

——．2003．巻頭言 研究と金．Argonauta, 8:1 － 2．

——．2008a．指標生物の論理．日本ベントス学会誌，63：56 － 63．

——．2008b．田辺湾の環境，1955 － 2005 年．南紀生物，50：15 － 26．

——．2010．浅海生物相の長期変動－紀州田辺湾の自然史．136pp．南紀沿岸生態研究室，田辺．

Ohgaki, S., T. Kato, N. Kobayashi, H. Tanase, H. N. Kumagai, S. Ishida, T. Nakano, Y. Wada & Y. Yusa. 2019. Effects of temperature and red tides on sea urchin abundance and species richness over 45 years in Southern Japan. Ecological Indicators, 96：684-693.

——, K. Komemoto & N. Funayama. 2011. A Record of the Intertidal Malacofauna of Cape Bansho, Wakayama, Japan, from 1985 to 2010. Publications of the Seto Marine Biological Laboratory, Special Publication Series, 11：1-198.

大垣俊一・竹之内孝一．1986．白浜番所崎貝類相，1985 年と 1986 年　その 1．南紀生物，28：135 － 141.

——・——．1987．白浜番所崎貝類相，1985 年と 1986 年　その 2．南紀生物，29：37 － 41.

Ohgaki, S., K. Takenouchi, T. Hashimoto & K. Nakai. 1999. Year-to-year changes in the rocky-shore malacofauna of Bansho Cape, Central Japan: rising temperature and increasing abundance of southern species. Benthos Research, 54：47-58.

大垣俊一・田名瀬英朋．1984a．畠島磯観察記録，1949 － 1983 その 1．南紀生物，26：56 － 61.

——・——．1984b．畠島磯観察記録，1949 － 1983 その 2．南紀生物，26：105 － 111.

Southward, A. J., S. J. Hawkins & M. T. Burrows. 1995. Seventy year's observations of changes in distribution and abundance of zooplankton and intertidal organisms in the western English Channel in relation to rising sea temperature. Journal of Thermal Biology, 20:127-155.

——, O. Langmead, N. J. Hardman-Mountford, J. Aiken, G. T. Boalch, P. R. Dando, M. J. Genner, I. Joint, M. A. Kendall, N. C. Halliday, R. P. Harris, R. Leaper, N. Mieszkowska, R. D. Pingree, A. J. Richardson, D. W. Sims, T. Smith, A. W. Walne & S. J. Hawkins. 2005. Long-term oceanographic and ecological research in the Western English Channel. Advances in Marine Biology, 47:1-105.

Stat, M., M. J. Huggett, R. Bernasconi, J. D. DiBattista, T. E. Berry, S. J. Newman, E. S. Harvey & M. Bunce. 2017. Ecosystem biomonitoring with eDNA: metabarcoding across the tree of life in a tropical marine environment. Scientific Reports, 7:12240.

寺田竜太・川井浩史・倉島　彰・坂西芳彦・田中次郎・村瀬　昇・吉田吾郎・青木優和・太齋彰浩・本村泰三．2013．藻場生態系．「モニタリングサイト 1000 沿岸域調査（磯・干潟・アマモ場・藻場）2008 － 2012 年度とりまとめ報告書」，pp．48 － 55．環境省自然環境局 生物多様性センター，山梨 .

時岡　隆．1982．白浜海域の生物相・白浜海域の変貌と自然保護．「白浜町誌自然編」，pp．169 － 233．白浜町，白浜 .

Underwood, A. J. 1997. Experiments in ecology: Their logical design and interpretation using analysis of variance. 18+504pp. Cambridge University Press, UK.

Yamamoto, S., R. Masuda, Y. Sato, T. Sado, H. Araki, M. Kondoh, T. Minamoto & M. Miya. 2017. Environmental DNA metabarcoding reveals local fish communities in a species-rich coastal sea. Scientific Reports, 7：40368.

山本虎夫．1982．白浜海域産貝類・白浜海域産藻類．「白浜町誌自然編」，pp．234 － 272, 白浜町，白浜 .

地域自然史と保全　*40*（*2*）：*153* － *160*，　*2018*

特集　フィールドシンポジウム「海岸生物の長期変遷からみえる近年の兆候」

田辺湾畠島の海洋生物の長期変遷

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　　中　野　智　之

Long term changes of marine species in Hatakejima Island. Tomoyuki Nakano* (*Seto Marine Biological Laboratory, Field Science Education and Research Centre, Kyoto University*)

はじめに

平成 30 年 10 月 6 日に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において，関西自然保護機構主催のフィールドシンポジウム「海岸生物の長期変遷からみえる近年の兆候－田辺湾を中心として－」が開催され，大阪湾および田辺湾における長期モニタリング調査をテーマとした 4 件の講演があった。本稿は，著者がその際に行った田辺湾畠島における海洋生物の長期変遷に関する講演の概要である。なお本研究は著者が単独で行ったものではなく，故・大垣俊一博士を中心とした歴代の研究者および関係機関の協力者の方々による連綿と続く調査と努力の結果であることを申し添えたい。

紀伊半島の海洋環境と生物相

紀伊半島は，本州中央部から太平洋側に突き出た日本最大の半島である。フィリピン沖から流れてくる暖流である黒潮が紀伊半島の先端をかすめるため，紀伊半島沿岸部は黒潮の強い影響を受ける。そのため，様々な海洋生物の分類群において，温帯性種と熱帯性種が混在していることで特徴づけられる。紀伊半島沿岸部は，紀伊水道区，紀伊水道外域区，熊野灘区の 3 つの海域に区分され，それぞれの地域で海洋環境が異なっている。大阪湾入口の友ヶ島水道と播磨灘入口の鳴門海峡から和歌山県の日ノ御埼にかけての地域を「紀伊水道区」，そこから南の潮岬までの地域を「紀伊水道外域区」，潮岬を越えて三重県志摩半島の大王埼付近までを「熊野灘区」として区分している（図 1）。紀伊水道区は，比較的水深の浅い半閉鎖的水域で，外洋水に比べて水温は冬により低く，夏により高くなる。また栄養塩に富む反面，赤潮が発生しやすい。生物相は，温暖要素は紀伊半島の 3 海域の中で最も少ない地域である。紀伊水道外域区は，黒潮の強い影響下にあり，冬季水温，塩分濃度，透明度が紀伊半島の 3 海域の中で最も高い地域である。生物相は最も温暖要素が強く，加えて熱帯性種がよく見られる。熊野灘区は，黒潮の影響を受けにくい地域であり，水質や生物の種組成は，紀伊水道区と水道外域区の中間である。大垣（2011）では，紀伊半島における貝類の分布についてまとめている。オハグロガキは，紀伊水道外域区には多く分布するが，紀伊水道区および熊野灘区にはほとんど分布しない。レイシガイは紀伊水道区には多く分布するが，紀伊水道外域区および熊野灘区には少数しか分布していない。サザエは，紀伊水道区および熊野灘区には分布しているものの，紀伊水道外域区には分布していないなど，貝類の分布から見ても紀伊半島において 3 つ

関西自然保護機構業績　第 627 号
*corresponding author(✉): nakano.tomoyuki.2a@kyoto-u.ac.jp

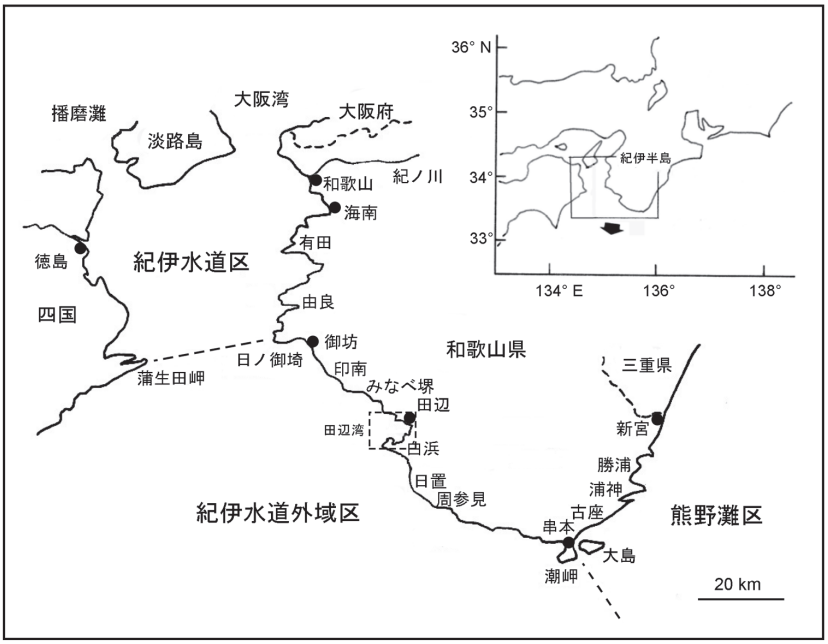


図 1. 紀伊半島南西部の海洋区分．大垣（2011）図 1-1 を改変．

の海域に区分されることが示唆されている。

和歌山県の田辺湾周辺には長期モニタリングサイトが 3 つあり（畠島，番所崎，内之浦），その全てが紀伊水道外域区に含まれている（図 2A）。紀伊水道外域区には南方の海域から幼生が運ばれてくることにより，突如として熱帯性の種が現れることがあり，昨今の温暖化による影響等をモニタリングするには最適な地域とも言える。

畠島の自然

畠島は，和歌山県の田辺湾の南側ほぼ中央に位置する無人島である（図 2A）。現在は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が管理する島であり，研究・教育の拠点となっている。畠島は約 2.6ha の本島と隣にある約 550m^2 の小丸島と一括管理されている。干潮時には広大な潮間帯が姿を現し，島の面積に匹敵するほどの岩礁や砂礫地，砂泥地が露出する（図 2B）。島の東側は田辺湾奥部を向いており，岩礁および小さな砂浜があるものの，ところどころは砂泥地となっている。また南東側では岩場が棚状になっており，陰になっている部分を覗くと，チゴケムシやホヤの群体が見られる（図 3A）。島の南端を越えると島の南西側には砂浜が広がっている。砂浜のところどころには岩が突出し，場所によっては岩盤が平らになっており，その中にタイドプールが点在する。このようなタイドプールの中にはシロカラマツなどの有肺類が歩いた跡が見つかり，その跡を辿っていくとやがて本体が見つかる（図 3B）。畠島本島と小丸島の間には砂州が広がり，ワダツミギボシムシの糞塊（図 3C）やツバサゴカイの棲管（図 3D）が見られる。小丸島に近づくにつれ礫がだんだんと多くなっていき，小丸島を超えたあたりから転石下にムラサキクルマナマコやムラサキグミモドキなどが密集している様子が見られるようになる（図 3E）。島の最西端は田辺湾湾口に向いており，非常に波当たりが激しく

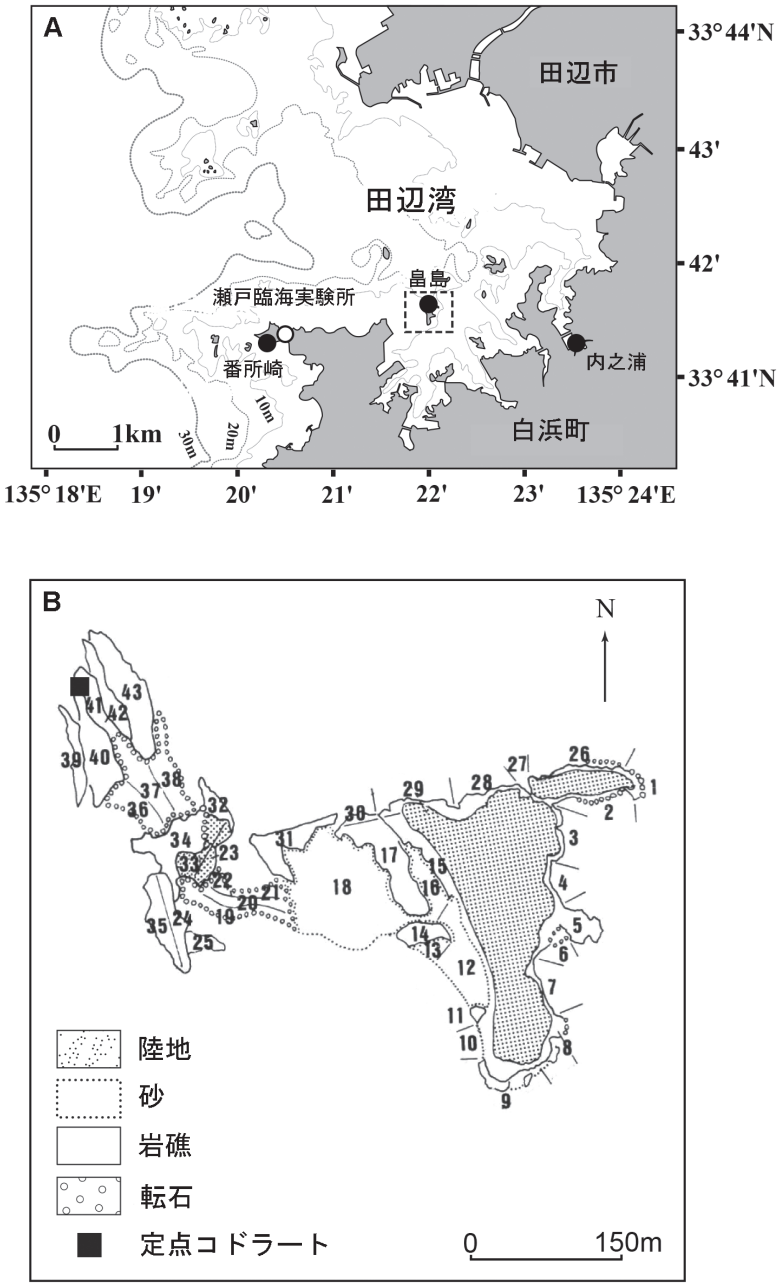


図 2. 田辺湾周辺の長期モニタリングサイトの位置（A）と畠島の底質と 43 の調査区分（B）. Ohgaki et al.（2019）Fig.1 を改変.

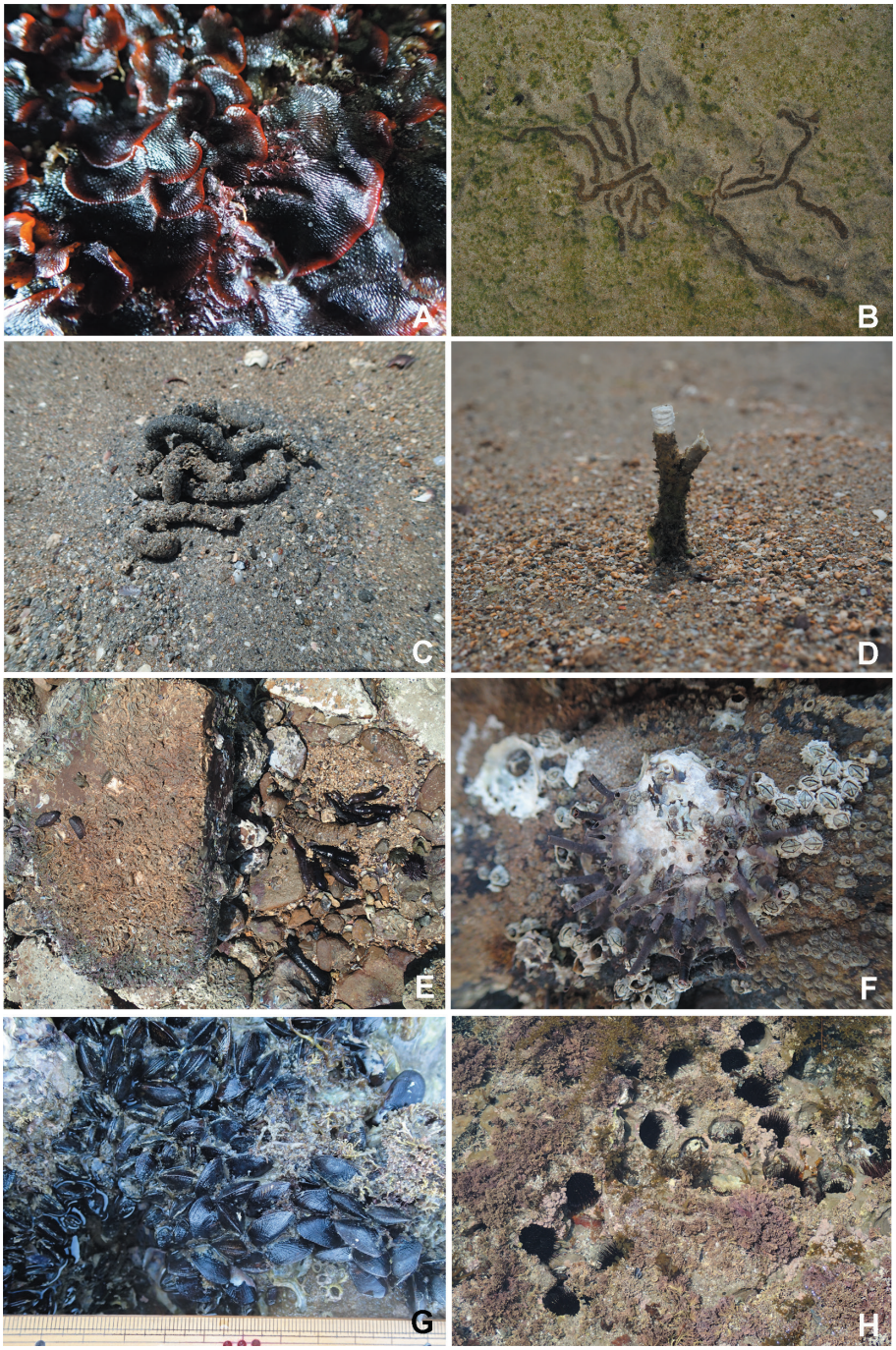


図 3. 畠島で見られる海洋生物の例（写真は河村真理子博士撮影）．A．チゴケムシ．B．シロカラマツと這い跡．C．ワダツミギボシムシの糞塊．D．ツバサゴカイの棲管（二股に分かれた奇形）．E．転石下のムラサキグミモドキ(左)とムラサキクルマナマコ(右)．F．ケガキ．G．ムラサキインコ．H．タイドプール内のタワシウニ．

なる。岩礁表面にはケガキやヒバリガイモドキが密生しており（図 3F，G），タイドプール内には多数のウニが生息している様子がすぐに発見できる（図 3H）。このように島内には，岩礁・転石・砂浜・砂泥地などの多様な底質が存在し，島を一周するだけで田辺湾周辺の海洋生物相を一通り観察できる素晴らしい場所となっている。しかしながら 1960 年代半ばに，白浜ハワイアイランド計画という大規模開発が計画され，この畠島の自然が失われる危機があった。対岸から橋をかけ，島の大部分はコンクリートで覆われるという途方もない計画であったが，当時の瀬戸臨海実験所の所長である時岡隆博士を中心に反対運動が行われ，最終的に島の買い取りがなされた。それ以来，京都大学瀬戸臨海実験所が畠島を管理し，海洋生物の研究・教育に活用している。また，これらの目的以外では畠島への上陸を禁止している。

海岸生物群集一世紀間調査

畠島が京都大学所有の土地となってから，自然保護区・実験地として，海岸生物群集の変遷を一世紀間モニタリングするという大目標が掲げられた。モニタリング調査は，「ウニ調査」，「畠島南岸調査」，「畠島全島調査」の 3 つがある。ウニ調査は，畠島買い取り前より始められており，1963 年から毎年（途中数年の中断期間あり）行われており，2018 年も 6 月に調査を実施した。この調査は，1963 年に起きた世界的寒波によって畠島周辺でナガウニが全て死滅した事をきっかけに，その回復過程をモニタリングするという目的で始まった。この調査では，畠島西岸に 2.5m × 3.0 m の定点コドラートを設置し（図 2B），年一回コドラート内のすべてのウニの個体数を数える。畠島南岸調査は，畠島の南西部に広がる岩礁帯を 16 区画に分け，その中の全ての海洋生物の種名とその個体群密度を記録する。この調査では全ての種を記録するので，偶発的に出現した種などが記録されることが期待される。この調査は 1969 年より開始し，5 年毎を目標に調査が行われている。畠島全島調査は，1983 年から始まり，この調査も 5 年毎を目標に行われており，これまでに 1983 年，1993 年，1998 年，2003 年，2008 年，2013 年，2018 年と 7 回の調査が行われた。この調査では，畠島を 43 区画に分け（図 2B），あらかじめ設定した 86 種の底生生物について，その最大密度を記録する。対象となる種には軟体動物，節足動物，棘皮動物，刺胞動物，環形動物などから，普通種，畠島で特徴的な種，今後個体数が増えると予想された熱帯性種などが含まれている。また，一世紀の調査の間には調査メンバーの交代が想定されるため，新しい調査メンバーでもこれまでの調査と同じように生物種を同定できるようにするため，この 86 種を含む白浜周辺で観察できる海岸生物観察ガイドを近年，写真付きで出版した（朝倉ほか, 2018）。このガイドブック内では，畠島全島調査対象種を「畠」のマークをつけ区別している。

ウニ調査

ウニ調査については，京都大学瀬戸臨海実験所の歴代メンバーと同志社大学を中心に，大阪市立自然史博物館，奈良女子大学等の共同研究グループが行い，国立環境研究所がデータ解析に参加した。1963 年から 2014 年までのデータをまとめ，奈良女子大学の遊佐陽一博士を中心として執筆を行い，大垣博士を第一著者とした論文が今年の 4 月に公開された（Ohgaki et al.，2019）。畠島における優占種は，ムラサキウニ，タワシウニ，ナガウニ類である。ナガウニは，昔は一種とされていたが，現在ではツマジロナガウニ，ホンナガウニ，

ヒメクロナガウニ，リュウキュウナガウニの4種に分けられることが分かり，そのうち畠島にはツマジロナガウニとホンナガウニの2種が分布している。調査初期にはこれらを区別していなかったため，本調査ではナガウニ類として一括して取り扱った。調査の結果，これらのウニは1960年代から1970年代にかけて個体数が多かったものの，1970年代後半から1980年代初めにかけて急激に個体数を減らし，1995年以降徐々に個体数が回復してきた。この1960年代から1970年代は田辺湾において魚の養殖が盛んになるとともに，富栄養化による赤潮の多かった時期である。このようなウニの個体数の変動がどのような環境要因の影響を受けているかについて統計学的な処理を行ったところ，ウニの種によって影響を受けている環境要因が異なることが分かった。ムラサキウニは赤潮の発生日数に反映される水質悪化の影響を強く受けていた。また，小林直正博士によって並行して行われた畠島周辺で採集した海水を用いたムラサキウニの初期発生に関する実験からも，赤潮がムラサキウニの幼生の正常発生率を大きく低下させている事が分かった。熱帯性であるナガウニ類は，冬季の水温の影響を強く受けていたことが分かった。年々，冬季水温が上昇してきており，近年のナガウニ類は個体数が増加傾向にあった。タワシウニは，最も影響を受けていた要因は前年度の個体数で，あまり環境変化に影響を受けていないことも分かった。水質悪化による赤潮も温暖化のような気候変動も人間活動の影響を受けていることから，ウニ類の長期変動には人間活動の間接的な影響があることが明らかになった。

ウニをとりまく生態系

ウニ類は藻類への摂食を通して海洋生態系への影響が大きい動物群である（図4）。例えばウニ

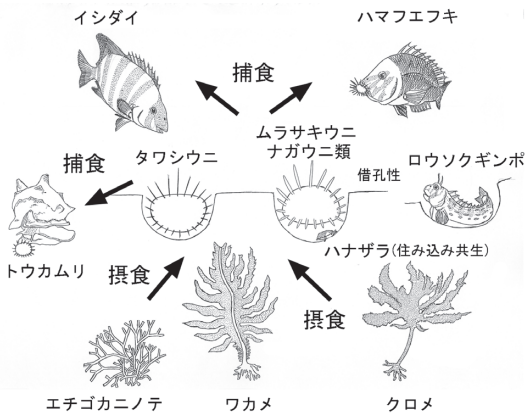


図4. ウニを取りまく生態系．

が増えすぎた場合，周辺の海藻類を全て食べ尽くしてしまい，石灰藻のみが繁茂する磯焼けの原因となる。しかしながら，ウニ類はそのような環境でも無節石灰藻を摂食し細々と生き残り，実入りの悪い痩せたウニとなる。逆にウニが減少すると，ウニを専食する貝類のトウカムリや，ウニを好んで食べるイシダイやハマフエフキなどの大型魚に影響が出る可能性がある。また，タワシウニは自ら岩場に穴をあけ生息しやすい場所を作り，その個体が死んだあとはムラサキウニやナガウニ類が使用し，ギンポなどの小型の魚やハナザラなどの小型の貝類も利用している。もしウニ類が消えてしまうと，住処を失った小型の生物種に影響が出るであろう。このようにウニ類は海洋生態系において重要な種であり，人間活動によるウニ類への影響は海洋沿岸生態系に波及する可能性が非常に高いと考えられる。また今回の調査で得られた結果から，環境が悪くなればたった数年でウニの個体数が激減してしまうのに対し，その回復には非常に時間がかかることが判明した。ムラサキウニやタワシウニは15年かけて徐々に個体数を回復させているが，過去50年間の中で記録された最大個体数の半分程度までにしか回復していない。

つまり環境や生態系を一度破壊してしまうと，容易には元に戻らないという事を示している。

畠島全島調査

畠島全島調査は1983年に始まり，今年2018年までに計7回の調査が行われた。2003年までのデータは大垣博士によって出版されているが（Ohgaki，2001，2002，2003），その後のデータについては詳細な解析および公開はされていない。ここでは，大垣（2011）でまとめられた全島調査の概要について簡単に紹介する。1980年代～1990年代にかけて，水質の悪化により南方性種の割合が低下し，富栄養水域を好む種が増加した。この水質悪化は，田辺湾で盛んであった養殖に伴う海への有機物負荷や干潟の埋め立て，護岸整備によって引き起こされたと考えられている。また防汚剤として船底や生け簀網に使われた高毒性の有機スズ化合物が海岸生物の生殖や初期発生に影響を与えた可能性も指摘されており，特にアクキガイ科の貝類が減少した。貝類のうちアマオブネ，アマガイ，ウネレイシダマシ，カヤノミカニモリ，ゴマフニナ，シマレイシガイダマシ，ヒメヨウラク，レイシガイダマシ，クジャクガイ，ケガキは1984年に畠島で生息が確認されなくなった。その後，1990年以降は，養殖漁業の縮小や防汚剤の規制強化により徐々に田辺湾の水質は改善され，それに伴いケガキは1998年，ゴマフニナは2003年，アマオブネは2008年までに再び生息が確認されるようになった。1990年以降の傾向としては，南方性種の割合が増加している。特に興味深いのはケガキとマガキの関係である。1994年には畠島においてケガキは分布していなかったものの，1998年を境に少しずつ増え始め，それに伴いマガキの個体数が減り始めたのである。その後もケガキが増えるにつれマガキが個体数を減らしており，それは2013年と2018年の直近の調査でも同様で，現在ではマガキは畠島の一部で少数個体が見られるのみである。今回のシンポジウムでの講演では，大阪湾と瀬戸臨海実験所近くの番所崎におけるモニタリングの事例も話されたが，そこでも同様にケガキが増え，マガキが減っているという傾向にあった。ケガキとマガキの関係は畠島だけでなく，もっと広い地域で見られるようである。

長期モニタリング調査

モニタリング調査は，やはり長く続けなければ適切な議論はできないと思われる。例えば，ウニ調査において，5年間のデータだけ切り取ってみても増えているか減っているかの変化ぐらいしか分からず，少なくとも10年，20年の単位で継続すべきで，理想的には50年ぐらいのデータが必要だろう。畠島での調査は100年間の継続調査を目指しているので，今後も継続していく予定であるが，やはり長期間継続させることが一番難しい。長期調査は結果が出るまでにどうしても時間がかかるためにすぐに成果が出るものではなく，そのため研究評価につながらず，資金不足で研究が止まることもある。また一人の研究者が研究できる期間には限りがあり，後継者不足によって研究が終了してしまう場合がある。実際に，ウニ調査は時岡博士らが始めたものの，後継者不足で途中4年間の中断期間がある。その後，大垣博士を中心として調査が再開され，現在，瀬戸臨海実験所に縁の深い研究者達が引き継いだ。大垣博士が亡くなられた際には，ウニ調査については引き継ぎされたものの，畠島南岸調査と畠島全島調査については引き継ぎされていなかった。当時の教員会議で，「担当者がいなければもうやめていいだろう」という声があったほどである。その際に，著者が

「やめるのはいつでもできるので，一旦これまでの調査参加者に連絡をして，協力してもらえるようであれば調査を継続すべき」と主張し，その結果，多くの協力者に集まってもらうことができ，2013 年に無事に調査が行われ，今年の 2018 年の調査も引き続き実施することができた。現在では瀬戸臨海実験所の盛大なイベントの一つとなっているが，調査初期は非常に人数が少なかったようである。当時の様子と時岡博士と大垣博士のやりとりが残されている。大垣（2002）によると,「畠島の買い取りは時岡博士が単独でやったもの」という冷ややかな評価もあったようで，調査はしばしば時岡博士単独で行われたようである。その後の調査を引き継いだ大垣博士とのやりとりでは，時岡博士の「結局，最後は一人だと思ってますから」という発言があり，大垣博士も「そうだ，私もそう思ってやってきた」と心情をつづっている。両博士が孤独を感じていたとも読み取れる場面があるが，現在では畠島全島調査および南岸調査には総勢 30 名ほどの協力者が集まり，両博士の遺志を多くの人が引き継いでいる。もし両博士が，多数の協力者が島中に散らばって一斉に調査している様子を見たらどのように思うか想像に難しいが，今後も調査を継続させつつ，次世代の研究者に研究手法とデータを引き継ぎ，両博士が目指した一世紀間の調査を完遂させたいと思う。

おわりに

以上のように数多くの研究者および協力者の支援を受け，世界レベルの研究がなされている畠島であるが，近年，無断上陸し，釣りやバーベキューなどを行い，生物の無許可採集やゴミの放置などが問題化している。ウニ調査では，ウニ類に対する人間活動の影響が明らかになったものの，直接的な生物への攪乱があっては正しいデータを取ることができなくなってしまう。瀬戸臨海実験所では，これまでに新聞広告やビラ配りなどで注意喚起を行っているが，それとともに畠島で行っている研究を一般の方にも分かるように周知することで，畠島が京都大学所有の大切な自然保護区・調査区として広く認知されるように努めなければならない。畠島は単に上陸が禁止された厳しい島では無く，世界的な研究が行われている後世に誇れる島であると認識して頂ければ幸いである。

引用文献

Ohgaki, S. 2001. Distribution of intertidal macrobenthos around Hatekjima Island, 1993. Argonauta, 5：32-47.

岡西政典・中野智之・加藤哲哉・原田桂太・山内洋紀・千徳明日香・小泉智弘・中山凌・中町健・吉川晟弘・高橋陽子（著）・朝倉　彰（監修）・河村真理子（編著）. 2018. 白浜の海岸生物観察ガイドー動物・海藻・陸上植物ー. 94pp, 瀬戸臨海実験所／白浜水族館，和歌山 .

大垣俊一. 2002. チョコレート・クランチー時岡隆さんのこと. Argonauta, 6：3 － 5.

——. 2002. Distribution of intertidal macrobenthos around Hatekjima Island, 1998. Argonauta, 6：15-31.

——. 2003. Distribution of intertidal macrobenthos around Hatekjima Island, 2003. Argonauta, 9：21-34.

——. 2011. 浅海生物相の長期変動－紀州田辺湾の自然史 , 136pp. 光楽堂，京都 .

Ohgaki, S., T. Kato, N. Kobayashi, H. Tanase, N.H. Kumagai, S. Ishida, T. Nakano, Y. Wada & Y. Yusa. 2019. Effects of temperature and red tides on sea urchin abundance and species richness over 45 years in Southern Japan. Ecological Indicators, 96：684-693.

地域自然史と保全　*40*（*2*）：*161* － *162*，　*2018*

追　悼

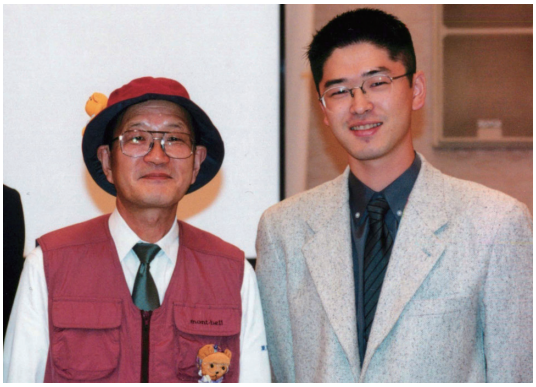
熊井久雄先生を悼む

大阪市立大学大学院理学研究科　　井　上　　淳

Memorial address to Prof. Hisao Kumai. Jun Inoue*(*Graduate School of Science/Faculty of Science, Osaka City University*)

平成 30 年 10 月 28 日に，本会の運営委員を長年務められた大阪市立大学名誉教授の熊井久雄先生がご逝去されました。長年，ご指導頂いた 1 人として熊井先生の略歴とお別れの言葉を書かせて頂きます。

熊井先生は，東京教育大学理学部（現筑波大学）を卒業され，農林水産省に技官として勤められた後，昭和 46 年に信州大学理学部助手に就任されました。そして，昭和 63 年より平成 15 年に定年退職されるまで大阪市立大学理学部教授として研究・教育にご尽力されました。この間に日本第四紀学会の評議員，副会長，会長，第四紀総合研究会の代表，日本地質学会の評議員などを歴任されました。また，国際第四紀連合の層序委員会委員，アジア太平洋小委員会委員長など国際学会の委員なども務められています。



熊井先生と並んで撮っていただいた写真．還暦お祝い会で．

熊井先生のご専門は，第四紀層序学（第四紀：地質時代の 1 つで現在を含む最近の時代，層序学：地層を区分し，その新旧関係を明らかにする分野）と水理地質学（地下水の挙動や分布について地質学的に解析する分野）と認識しています。こうした専門分野を基盤に大阪市立大学では，「人類紀自然学研究室」を立ち上げられました。私が大学に入学し，熊井先生とお会いしたのも丁度この頃でした。「人類紀自然学」という名称について熊井先生は次のように述べられています。「人類が地上に現れて以降，その人類が自身を取り巻く自然から受けた影響や，その自然に作用することによって自然自体を改変してきた歴史を明らかにして，そこから法則性を導き出し，将来の予測や対策に結び付けようという目的で研究されているのが『人類紀自然学』である」（共立出版「人類紀自然学」まえがき）。地質学の研究室の説明でありながら，「地質」や「地層」という言葉が一度も出ることなく，「人類」という言葉が何度も出てくるあたりが，熊井先生の大局的で分野にこだわらない懐の大きさを感じさせます。また，熊井先生は人類化石や人類の進化にも強い関心を示し，晩年に至るまでジャワ島の原人化石（いわゆるジャワ原人）に関連する研究・調査のため，インドネシアにも何度も足を運んでおられました。

私が，人類紀自然学研究室に学生として在籍し

関西自然保護機構業績　第 628 号
*corresponding author(✉): juni@sci.osaka-cu.ac.jp

た頃は，熊井先生が国際第四紀連合の層序委員会委員としてご活躍されていた頃でした。2000 年頃，地質時代の中から「第四紀」（Quaternary）という名称を削除しようという動きが国際的にあったのですが，国際学会の委員としてこれに大きく異を唱え，研究室のゼミなどでも熱く語られていたことは，今でも良く覚えています。また，昨年頃からニュースになっている新しい地質時代名の候補「チバニアン」（千葉期）の由来である千葉県市原市の地層（千葉セクション）を国際模式地として提案する運動を最初に先導したのも熊井先生です（このあたりの歴史は，千葉セクション GSSP 申請グループの公式ホームページの「千葉セクション提案までの歴史」に詳しく書かれています）。お元気な頃は，千葉セクションが国際模式地になることを強く願われていたので，正式に国際模式地に採択される前に亡くなられたことは非常に残念です。

熊井先生がおられた頃の研究室は最大 40 名ものメンバーが所属しており，研究分野も本当に様々で，私が知る限りにおいても多くの研究者を育成されました。また，多数の留学生を研究室に招き，国際色豊かな研究室を主宰されていました。これらも熊井先生の懐の大きさによるものと思います。

これまで熊井先生からいただいたご指導と先生の御功績や御人柄に対し，深い尊敬と感謝の念を捧げますとともに，心からのご冥福をお祈り申し上げます。本当にありがとうございました。合掌。

熊井先生の還暦お祝い会（平成 11 年 11 月 6 日）.