

シリーズ・Series

日本の希少魚類の現状と課題

魚類学雑誌 64(2):213-218
2017年11月25日発行

日本の自然水域のコイ： 在来コイの現状と導入コイの脅威

**Common carp in Japanese natural waters:
current status of native species and threats of introduced species**

日本の自然水域に生息するコイについては、ミトコンドリア DNA にもとづく研究により、これまで以下ことが明らかになっている。(1) 日本には在来の系統が存在するが (Mabuchi et al., 2005), (2) 大陸から導入された系統 (従来から形態で区別されてきた「飼育型コイ」とほぼ一致) が全国的に蔓延している (Mabuchi et al., 2008)。ただし, (3) 琵琶湖の深層部には例外的に, 在来系統が高率に含まれる個体群が残存している (馬淵ほか, 2010)。さらに, この琵琶湖のコイと大陸産のコイを基準として両者を識別する核 DNA マーカーが作成され (Mabuchi et al., 2012), この遺伝マーカーにもとづく交雑度と様々な形質との相関関係を調べることで, 純粋に近い在来コイの形態的特徴が明らかにされた (Atsumi et al., 2016)。すなわち, 在来系統に近いコイ (図 1A) は,

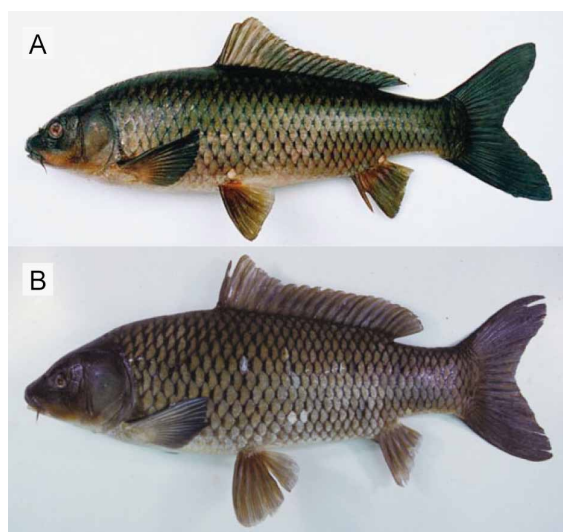


図 1. 日本の自然水域に生息するコイ (琵琶湖産): A, KPM-NI (神奈川県立生命の星・地球博物館標本資料) 12585, 42.8 cm SL, HI (交雑指数: 純粋な在来系統に近いほど 1 に近い) = 0.92 (ほぼ在来系統に近い個体); B, KPM-NI 13797, 50.1 cm SL, HI = 0.14 (ほぼ大陸導入系統)。

大陸系統に近いコイ (図 1B) と比べて細長い体型をしており, 背鰭の分枝軟条の数が多く, 鰓耙は短くて数が少なく, 腸の長さは短く, 食道と鰓を繋ぐ気道弁は太く発達している。

日本に生息するコイの学名としては, 長く *Cyprinus carpio* が使用されてきた。これは, ヨーロッパ・中央アジアおよび中国・東南アジアの大陸部に自然分布する広義のコイに対して一律にこの学名が適用されてきた歴史を反映している。近年では, 大陸の東西地域に分布するこれら広義のコイをそれぞれ別種として扱うことが世界的に一般化しつつあるが (Eschmeyer et al., 2017), このような分類学上の扱いとバランスをとるために, 遺伝的にも形態的にも大陸コイとの差違が際立つ日本在来コイは独立の分類群として区別すべきとの考えが提出されている (Atsumi et al., 2016)。また実際に, 適切な学名を選定するための研究も著者らにより進行している。

世界的にも貴重な存在である日本在来コイは, 上述のように, 琵琶湖の深層部のみにかろうじて残っているのが現状である。この貴重な残存個体群は, 日本のレッドリスト (環境省, 2017) では「絶滅のおそれのある地域個体群 (LP)」として, また滋賀県版のレッドデータブック (最新の 2015 年度版: 前畑, 2016) では「希少種 Near Threatened」として掲載されており, その保全上の重要性が認識されている。しかし, このような現状に至った経緯は精査されておらず, 保全の現状も検討されていない。そこで本稿では, 今後の保全活動が効果的に進められるための一助とすべく, まず現在の状況をもたらした要因を整理し, それを踏まえた上で現在の保全状況を概観し, 今後の展望について考えてみたい。

なお, 日本の自然水域では上述のように, 大陸に由来する導入系統のコイ (飼育型のコイ) が蔓延しているが, 実は大陸のコイは世界侵略的外来種 100 に選定されており, 日本国内でも湖沼生態系に大きな影響を与えている可能性が危惧されている。そこで本稿では, 保全すべき在来コイと混同されがちなこの飼育型コイに関して, 生態系に与える影響について合わせて紹介する。

琵琶湖在来コイの主要な減少要因

琵琶湖におけるコイの漁獲量は 1954 年以降, 図 2 のような変化を辿っている。

最盛期であった 1970 年代には年間 150-200 t の漁獲量があったが, 1980 年代からはほぼ一貫して減少し続け, 近年では 10 t 前後にまで落ち込んでいる。1950 年代や

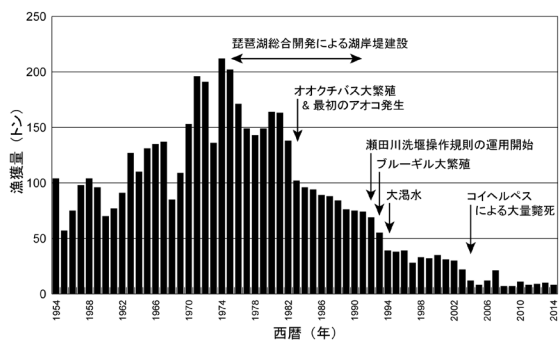


図2. 琵琶湖におけるコイの漁獲量変化. 近畿農政局滋養統計事務所の発表データ (<http://www.pref.shiga.lg.jp/g/suisan/toukei/files/h27biwakogyogyogyosyubetsugyokakuryou.pdf>) をグラフ化.

1960年代にも50t近くまで減った年があるが1-3年のうちに100tまで回復していることを考慮すると、ここ40年は回復を許さない様々な条件が継続して起きていると推察される。なお、この統計では在来コイと大陸導入コイ（およびその交雑個体）が区別されていないので、在来コイのみについて議論することはできない。しかし、本統計直前の1951-1952年に行われた古川（1966）の調査では漁獲個体の86%はマゴイ（在来コイの可能性が高い）と判定されており、また、2004年にコイヘルペス病によって湖岸で斃死していたコイの多くは在来コイの体型をしており（馬淵ほか，2004）、約90%の個体は在来系統のmtDNAを保有していた（馬淵ほか，2010）。これらのことは、少なくとも2004年までの漁獲量の大部分は在来コイと考えてよいことを示唆していると考えられる。

漁業統計の値と実際の生息数とは必ずしも一致した傾向を示すとは限らないが、琵琶湖におけるフナ類（主としてニゴロブナやゲンゴロウブナ）の漁獲量変動について考察した藤岡（2013）では、フナ類の漁獲が減少し続けた期間（コイとほぼ同じ）にその漁獲努力を大幅に低下させるような特別な経済・社会的事情が見当たらないことから、フナ類の漁獲量の動向は、生息数とほぼ一致した傾向を示すと考えた。コイの漁獲量については、需要の減少という側面もある程度考慮する必要があるかもしれないが、コイとフナ類は産卵場所や季節移動など基本的な生活史がよく似ていることから、コイもフナと共通した生物・環境要因により大きな影響を受けたと考えられるのが自然であろう。

藤岡（2013）は、フナ類（ニゴロブナ・ゲンゴロウブナ）減少の主要な要因として、繁殖場所の減少と外来魚の増加をまずあげている。前者の原因としては、琵琶湖総合開発事業にともなう湖岸堤の建設（1975-1991年）と、これとほぼ同時期に進行した琵琶湖周辺の圃場整備事業、および1992年から現在に至るまで実施されている瀬田川洗堰の操作規則があげられている。外来魚とは主としてオオクチバスとブルーギルを指すが、前者は1974年

に初めて湖内で発見され、1983年頃に全湖で大増殖、後者は1965年頃に湖内各地で散見され始め、1993年頃に南湖を中心に大増殖して現在に至っている（中井・浜端，2002；岡村，2002）。

これらの要因の開始・発生時期をコイの漁獲量の年推移（図2）と照合すると、やはりコイにもダメージを与えていることが推察される。コイの漁獲量は1974年をピークに減少傾向にあるが、この大きなトレンドの最初の原因は、タイミングと作用の明快さから、1975年から始まった湖岸堤の建設と、これとほぼ同時に進行した圃場整備事業と考えられる。在来コイはフナ類と同様、冬には沖合の深みで過ごす、春になると沿岸のヨシ帯や内湖、あるいは水田に入り込んで産卵する。湖岸堤の建設はヨシ帯や内湖へのアクセスを、圃場整備事業は水田への侵入を困難にし、結果的に、産卵場所さらには生息数の減少に繋がったと推測される。フナ類の漁獲量が「湖岸堤の影響を受けた水ヨシ帯の面積累計」と負の相関関係にあることや（藤岡ほか，2008）、コイ・フナ類の漁獲量と圃場整備累加面積との間に負の相関があることは（西野，2009）、この推測と整合的である。

コイの漁獲量は1980年代から減少傾向にあるが、そのなかでも比較的急激な減少期が3回存在しているように見える（図2）。1回目の急落は1983年で、この年はオオクチバスの大増殖した年であり、これによる捕食が影響していると考えられる（オオクチバスはヨシ群落周辺においてフナ・モロコ稚魚を捕食している；白杵，2005）。ただし、漁獲されるコイはサイズ制限によりほぼ2歳以上のものが対象となるので、1983年の漁獲量急落の原因が新規加入群の減少にあるとすると、その原因は1981年以前にあったと推察され、1983年の捕食が直接影響したとは言えない。実際の因果関係の検証は困難だが、1983年のオオクチバス大増殖は、前々年以前のコイ・フナ類の捕食によりもたらされた親世代の体サイズ（卵数）増加や死亡率の減少により達成された可能性も考えられる。1983年はまた、初めて琵琶湖でアオコの発生が観測された年であり、以後度々発生するようになった（西野，2009）。このような水質の悪化が産卵・初期発育に影響し、以後の漁獲量の回復を妨げた面もあるかも知れない。

2回目の急落は1993-1994年で、その原因としては1992年から運用が開始された瀬田川洗堰の操作規則が大きな原因と推測される。コイやフナ類は春から夏の大雨後に浸水した沿岸および内湖の水草帯や水田で産卵する傾向があるが、この規則により繁殖期のとくに6月後半以降の水位が低く抑えられ、その結果、産卵場所や仔稚魚の生息場所の縮小・喪失が起こり（山本・遊磨，1999）、また、出水後に急速に水位を下げることによって大量の産着卵が干出する事態が起こるようになった（亀甲ほか，2012）。この2回目の急落の後半（1994年）は、タイミング的に1993年のブルーギル大増殖も、上述のオオクチバスと同様に影響したと推察される（ブルーギ

ルは魚類の卵や稚仔魚を多く捕食する性質を持つ；全国内水面漁業協同組合連合会，1992）。なお，1994年夏には大濁水があり（9月に観測史上最低水位である-1.23mを記録），以後は水草が繁茂し水質が改善された。生態系にレジームシフトが起こったとされる年だが，コイの漁獲量には直接プラスには影響しなかったようだ。

3回目の漁獲量の急落は2004年である。これは明らかにコイヘルペスウイルス（koi herpesvirus, KHVまたはcyprinid herpesvirus 3, CyHV-3）による大量斃死が原因で，この年の4-7月の間に内湖を含めた琵琶湖全域から10万匹以上の斃死体が回収された（吉岡，2005）。琵琶湖では，この2004年以降に大量死は起きていないが，少なくとも2010年頃までは毎年，斃死コイからKHVが検出されており，小規模な発生が続いていたとみられる（山本・三輪，2011）。

以上が漁獲量の推移から推察した琵琶湖のコイの減少要因だが，漁獲量からは見えない在来・導入系統間の交雑の問題は回復の困難さからより深刻と言えるだろう。交雑の原因となる琵琶湖への大規模な養殖コイの放流は少なくとも1891年にまで遡る（滋賀県水産試験場，1915）。種々の放流統計にもとづくと（例えば，滋賀県農政水産部水産課，2017），明治40年代（1910年代）から第二次世界大戦前（1930年代末）までの約30年間は年間数百万尾レベルの大量放流が行われ，戦後やや下火になり1960年代には年間数十万尾にまで下がったが，このレベルの放流量が1970年代の末まで約20年間継続した。さらに1981年に年間数万尾レベルまで下がったが，この状態はKHV大量斃死の起こった2004年の前年まで継続した。KHVが猛威を振るった2004年以降2008年までは放流中止となり，以後，一部の例外を除き放流は行われていない（なお，以上の統計には，釣り団体等が行った放流は含まれていない）。1981年と2004年に放流数量の大幅な縮小があったが，これらはそれぞれ，上述の1回目と3回目の漁獲量急落の原因の一部であった可能性も否定できない。

なお，藤岡（2013）はフナ類の減少の原因として冬季における沖合深層域の貧酸素化も一因として上げている。魚類の生理的な臨界値は約4 mg/Lとされているが（日本水産資源保護協会，2000），琵琶湖では1970年代から時々これを下回るようになり，2007年には貧酸素を解消する上下層の循環が3月下旬になるまで起こらない事態も起こっている。コイの漁獲量の動きと溶存酸素濃度の年変動や上下循環のタイミングに明瞭な相関はなさそうであり，これらの要因が在来コイの生息数にどれくらい影響しているのかは判然としない。しかし，沖合深層が在来コイの冬期の生活の場であることは確かなことから，その貧酸素化が在来コイに悪影響を与えることは間違いないと考えられる。

琵琶湖在来コイの保全の現状と今後の展望

琵琶湖在来コイは，基本的な繁殖生態と生活史が琵琶

湖固有のフナ類（ニゴロブナ・ゲンゴロウブナ）と類似しているため，保全対策もこれらと共通する部分が多いと考えられる。フナ類の保全策とその問題点については本シリーズの藤岡（2013）で詳しく紹介されているが，重複部分も含めながらコイの保全の現状と今後の展望について以下に検討してみたい。

産卵・初期生育場所の再生 大規模干拓や湖岸環境の改変により破壊された産卵・初期生育場所の再生については，次善の策ではあるが，新たな「水ヨシ帯（平常時に水に浸かっているヨシ帯）」の造成が滋賀県によって行われている。滋賀県農政水産部水産課（2017）によると，1953年には約260 haあった自然の水ヨシ帯は，2003年には約68 haにまで減少していたが，2016年5月までに30.4 haの人工水ヨシ帯が新たに造成された。これら人工の水ヨシ帯が期待通り産卵場として機能しているならば，コイ・フナ類の漁獲量が多少とも回復してよさそうであるが，そうっていない。ヨシ帯は水位がある程度上昇しないと産卵場として広範囲に利用できない（森田ほか，2004）ことを考えると，せっかくの造成ヨシ帯も瀬田川洗堰による水位調節により水位上昇の程度と頻度が抑制され，産卵場として機能する機会があまり与えられていないことが推察される。また，ヨシ帯の形状にも問題がある可能性がある。内湖のひとつ西の湖における仔稚魚調査（藤田ほか，2009）から，水際の傾斜が緩やかな自然なヨシ帯にはコイ・フナ等在来仔稚魚が多いが，水際の傾斜が切り立ったヨシ帯（人工的なヨシ帯で見られる）にはオオクチバス仔稚魚が多いことが知られている。オオクチバスの増殖を避けつつコイ・フナ類の増殖を図るには，水際の傾斜が緩やかなヨシ帯を造成する必要があるだろう。

琵琶湖の水位は上述のように，1992年以降，瀬田川洗堰操作規則に則って操作されている。水害を未然に防ぐため，「洪水期」の前期（6月16日から8月31日）には-20cmに，後期（9月1日から10月15日）には-30cmまで制限水位が下げられているが（藤井，2009），このうち前期は，コイ・フナ類やホンモロコの本来の産卵期の後半部分と重なっており，現在の水位操作を開始して以降は，この期間の産卵がほとんど見られなくなっている（山本・遊磨，1999）。操作を実施している国土交通省琵琶湖河川事務所は，このような水位操作の悪影響を認め，洪水期の制限水位を-15cmに上げるなど試験的な操作も行っているが，根本的な解決には至っていない。コイ・フナ類の産卵数を回復させるためには，6-7月の水位を高く維持すべきであることが佐藤・西野（2010）によるモデル解析でも指摘されている。早くから淀川水系流域委員会第39回委員会（2005）が意見書で提言しているように，コイ科魚類の資源を回復するためには，その産卵期である3-8月の水位調整を，1991年以前と同様，±0 cmに調整するという方針に戻すべきであり，これを実現するための法改正の検討も必要だと考えられる。

琵琶湖と周辺の水田とのつながりについては，水路に

魚道や堰を設けて水田への遡上を可能にする「魚のゆりかご水田プロジェクト」が2001年度から滋賀県によって進められている（堀，2009）。この方法ではフナ類やナマズの他にコイの遡上も観察されており（磯田，2006），また，オオクチバスなどの外来魚の影響も排除しやすいので，在来コイの繁殖を促進するものとしてたいへん期待できる。2015年度時点で県内27地域，面積約127haで取り組まれているが（滋賀県農政水産部水産課，2017），魚の遡上を可能にできる水田は2,000ha以上あると見込まれているので（藤岡，2013），このプロジェクトを積極的に進めて参加面積を拡大すべきであろう。なお，水田への遡上・産卵は導入系統のコイも行う可能性があり，現状を把握する必要がある。もし，在来・導入系統の間で遡上時期や水田環境の嗜好性，あるいは水田への遡上の有無自体に違いがあるようであれば，その違いを利用して，選択的に在来コイの繁殖を促進することができるかもしれない。

外来魚，魚病，飼育型コイの抑制 オオクチバスやブルーギルなど侵略的外来魚については，国の法律による様々な規制に加えて，滋賀県による様々な捕獲・駆除の施策がなされているが，劇的な減少には繋がっていない。滋賀県により2002年度から強化された駆除の結果，両外来魚の推定生息量は2007年度に1,871tであったものが2013年度には990tにまで下がったが，2015年度には1,240tにまで増えており（滋賀県農政水産部水産課，2017），手を緩められない状況が続いている。

琵琶湖のコイは2004年にKHVによる大量斃死を経験したが，その後数年間も毎年，斃死コイからKHVが検出され，小規模な発生が続いていた（山本・三輪，2011）。2005年以降の血清学的手法を用いた調査の結果から，この状況は以下のように推察されている。琵琶湖では，沿岸における初夏の繁殖行動を通して未感染の個体にウイルスが広がり，生き残った個体が新たな感染源になるが（Uchii et al., 2011），大型個体の多くは感染耐過しているために大量斃死には至らない（山本・三輪，2011）。KHV対策として滋賀県内では，現在に至るまで毎年，琵琶湖海区漁業調整委員会指示第1号（<http://www.pref.shiga.lg.jp/kaiku/iinkaishiji/shiji/h18-1koiherupesu.html>：参照2017-6-12）によってコイの放流が制限されているが，これと連動するようにコイの放流は2004-2008年には休止され，その後も飼育型コイの放流はほぼ行われていない（「野生型コイ」の放流は行われている；久米，2006）。2004年のKHV病発生は皮肉にも，交雑の明らかな原因である飼育型コイの放流を休止する効果をもたらしたといえる。

在来・導入系統間の交雑をこれ以上進行させないことは，在来コイの保全を進める上でもっとも重要な課題である。飼育型コイの放流をこれ以上行わないことはもちろん重要だが，既に琵琶湖に生息する形態上明らかな飼育型コイを駆除していくことも，注意が必要であるが有効と考えられる。ミトコンドリアDNAの調査（馬淵ほか，

2010）から，飼育型コイは主に琵琶湖の浅い沿岸域に生息していることが判明しており，現在の在来コイの生息場所（沖合）とは明らかに異なる。しかし，在来コイも繁殖期には浅い沿岸域や内湖・水田に移動して産卵するため，交雑の危険が存在する。沿岸に生息する飼育型コイの駆除は，沖合に残存する在来コイとの交雑の可能性を低くするという点で明らかに有効と考えられるが，一方で，生態系全体のバランスという点では注意が必要である。後述するように，一般的に飼育型コイの放流は湖沼の透明度や水草の生育に負の影響をもたらすと考えられているが，このような影響を織り込んだ現在の沿岸生態系を仮によしとした場合には，飼育型の駆除はそのバランスを崩す可能性があり，「よい結果」に至らない。これまでの知見を単純に敷衍すると，飼育型コイを駆除すると，沿岸域の透明度は増し，水草は今よりも繁茂することになるが，広大な琵琶湖生態系で本当にそうなるかは不透明であり，したがって駆除作業は順応的に行う必要があるだろう。また，目指す沿岸環境が地域住民にとって「好ましい」ものであるかは，予測不能性とはまた別問題なので，こちらも順応的に議論を進めて，できるだけ合意状態を維持していく必要がある。なお，琵琶湖の沿岸域のコイの多くは交雑個体であり「形態上明らかな飼育型コイ」は少ないように見受けられるので，このようなコイのみの駆除なら，生態系に大きな影響を与えずに，かつ在来コイへの遺伝的浸食の脅威を軽減させることが可能かもしれない。

飼育型コイが自然水域に存在することの問題意識は徐々に滋賀県以外の地方自治体にも浸透し始めており（中井，2013），飼育型コイの抑制を進める上で喜ばしいことである。しかし，これらの作業をより広範囲に推進していくためには，漁業者や釣り人，さらには地域住民，行政など様々な利害関係者の理解と協力を得ることが必須である。その入り口の整備として，学名と和名を確定することは急務であり，また，琵琶湖における在来コイと導入コイの生態学上の違いをより詳しく解明し，本稿のように一般向けに紹介していくことも有効だと考えられる。

琵琶湖深層の貧酸素化問題 在来コイの冬季の生活の場である沖合深層の貧酸素化の原因については，琵琶湖の富栄養化による酸素消費量の増加と，暖冬による琵琶湖の水塊の上下層循環の遅れ・衰退が考えられている（熊谷，2015）。前者については下水道の整備や洗剤規制により改善されてきているが，後者については地球温暖化が原因であり，グローバルな取り組みが必要である。今後，冬季の上下層循環の遅れがますます顕著になった場合に，在来コイにどのような影響が出るかを予測することは保全上重要であるが，そのためには，冬季の沖合で在来コイがどのような生活を送っているのかを知る必要がある。この点については現在，バイオロギングの手法を用いた調査が本稿の著者らにより進められている。

飼育型コイが生態系に与える影響

日本では、コイは様々な水域で身近に目にする存在である。このため、すべてのコイが在来であるかのように感じられ、結果的に、コイの放流がもたらす生態系への悪影響は、近年に至るまで看過されてきた感がある。しかし、コイが国際自然保護連合 (IUCN) の世界侵略的外来種ワースト 100 (Lowe et al., 2000) にオオクチバスと並んで選定され、さらに、Mabuchi et al. (2005) 以後の研究により飼育型コイは自然水域では国外外来魚と見なせることが判明して以降は、徐々にその悪影響の認識が浸透し始めている。

飼育型コイの放流は、漁業資源の増殖、水質浄化、河川環境の美化、環境教育など様々な目的で行われてきた。放流行為がこれらの目的に本当に合致しているかどうかの検証も必要と考えられるが、これまで盛んに行われた放流の結果、多くの河川・湖沼では、在来コイとは性質が異なる飼育型コイで過剰な個体数になっている可能性があり、在来の生物・生態系に甚大かつ回復困難な影響を及ぼしていることが危惧される。

コイは、吸引摂餌を伴う雑食性という特徴により、とくに湖沼のような止水生態系に大きな影響を及ぼしていると考えられている (一方、河川など流水生態系に与える影響については科学的知見が乏しく、今後の研究が望まれる)。コイは底生動物や水草、デトリタスを砂・泥ごと吸引して摂餌するため、これらの底質が巻き上げられて水中の濁度が上昇する。このとき底質中の栄養塩が水中に回帰され植物プランクトンが増殖し、結果として透明度や水中の光量が著しく低下して沈水植物などの水生植物が減少する (松崎, 2013)。実際、コイが外来種として問題になっている北米やオーストラリアの湖沼では、水質の悪化や水生植物の減少が数多く報告されている (例えば、Bajer et al., 2016)。わが国においても、隔離水界を用いた野外操作実験から、飼育型コイは、低密度であっても、水質を大きく変化させ、水生植物を著しく減少させること、また底生動物を減少させることが明らかとなっている (Matsuzaki et al., 2007, 2009)。また、岩手県の 74 のため池を対象とした野外調査からは、飼育型コイが導入されている池では、絶滅危惧種を含む浮葉植物と沈水植物の被度が有意に低いことが報告されている (宮崎ほか, 2010)。

飼育型コイの放流が生態系にもたらす影響としてもっとも懸念しなければならないのは、コイがもたらす生態系の変化が、跳躍的な変化 (レジームシフト) である可能性である。上述のように、飼育型コイの放流は、湖沼などの止水環境を「沈水植物などの水草が優占する透明度が高い系」から「植物プランクトンが優占しアオコが発生するような濁った系」へ急激に変化させる可能性がある (Matsuzaki et al., 2009)。これが生態系のレジームシフトである場合、元の状態に回復させることは、後述のような特殊な場合を除き、一般的にきわめて困難である。

最後に、飼育型コイの除去によって本来の生態系が回

復した例を紹介しておきたい。野外の場合、一度放流された飼育型コイを回収することは簡単でないが、池干し (かいぼり) が可能なため池や公園池では魚の除去が可能である。最近、東京都井の頭恩賜公園で、かいぼりによる飼育型コイを含む外来魚の除去の結果、水質が回復し、絶滅危惧種 I 類に指定されている水生植物イノカシラフラスコモが 60 年ぶりに復活した (<http://www.metro.tokyo.jp/INET/OSHIRASE/2016/06/20q6n200.htm>: 参照 2017-6-10)。飼育型コイの除去事例はまだまだ少ないが、今後、事例が蓄積され、飼育型コイの放流・除去に関する議論が深まることを期待したい。

引用文献

- Atsumi, K., H.-Y. Song, H. Senou, K. Inoue and K. Mabuchi. 2016. Morphological features of an endangered Japanese strain of *Cyprinus carpio*: reconstruction based on seven SNP markers. *J. Fish Biol.*, 90: 936–953.
- Bajer, P. G., M. W. Beck, T. K. Cross, J. D. Koch, W. M. Bartodziej and P. W. Sorensen. 2016. Biological invasion by a benthivorous fish reduced the cover and species richness of aquatic plants in most lakes of a large North American ecoregion. *Global Change Biology*, 22: 3937–3947.
- Eschmeyer, W. N., R. Fricke and R. van der Laan. 2017. Catalog of fishes: genera, species, references: <http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp> (参照 2017-5-13).
- 藤井節夫. 2009. コイ・フナ類の産卵に配慮した琵琶湖水位操作の試み. 西野麻知子 (編), pp. 231–240. とりもどせ! 琵琶湖・淀川. 原風景. サンライズ出版, 彦根.
- 藤岡康弘. 2013. 琵琶湖固有 (亜) 種ホンモノコイおよびニゴロブナ・ゲンゴロウブナ激減の現状と回復への課題. *魚類学雑誌*, 60: 57–63.
- 藤岡康弘・岡村貴司・森田 尚・白杵崇広. 2008. 琵琶湖の漁場環境の変化. 西野麻知子・石川可奈子 (編), pp. 9–18. 琵琶湖の在来魚保全の現状と課題. 滋賀県琵琶湖環境科学研究センター, 大津.
- 藤田朝彦・細谷和海・西野麻知子. 2009. 在来魚と外来魚の繁殖環境の違い: 西の湖の事例から. 西野麻知子 (編), pp. 166–184. とりもどせ! 琵琶湖・淀川. 原風景. サンライズ出版, 彦根.
- 古川 優. 1966. 漁獲場所よりみた琵琶湖産コイ 2 型の季節的移動について. 滋賀県水産試験場研究報告, 19: 1–4.
- 堀 明弘. 2009. 魚のゆりかご水田. 西野麻知子 (編), pp. 248–253. とりもどせ! 琵琶湖・淀川. 原風景. サンライズ出版, 彦根.
- 磯田能年. 2006. 魚のゆりかご水田再生研究. 平成 17 年度滋賀県水産試験場事業報告, 41.
- 環境省. 2017. 環境省レッドリスト 2017. 環境省: <http://www.env.go.jp/press/files/jp/105449.pdf> (参照 2017-6-1).
- 亀甲武志・根本守仁・澤田宣雄・藤岡康弘・甲斐嘉晃. 2012. 琵琶湖沿岸におけるフナ類およびコイ産着卵の大量干出. *魚類学雑誌*, 59: 84–86.
- 熊谷道夫. 2015. 湖底の酸素濃度低下. 熊谷道夫・浜端悦治・奥田 昇 (著), pp. 148–152. 琵琶湖は呼吸する. 海鳴社, 東京.
- 久米弘人. 2006. マゴイの種苗生産放流. 平成 17 年度滋賀県水産試験場事業報告, 34.
- Lowe, S., M. Browne, S. Boudjelas and M. De Pooyrer. 2000. 100 of the world's worst invasive alien species, a selection from the global invasive species database. The Invasive Species Specialist Group (ISSG), a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World

- Conservation Union (IUCN), Auckland, New Zealand. 12 pp.
- Mabuchi, K., H. Senou and M. Nishida. 2008. Mitochondrial DNA analysis reveals cryptic large-scale invasion of nonnative genotypes of common carp (*Cyprinus carpio*) in Japan. *Mol. Ecol.*, 17: 796–809.
- Mabuchi, K., H. Senou, T. Suzuki and M. Nishida. 2005. Discovery of an ancient lineage of *Cyprinus carpio* from Lake Biwa, central Japan, based on mtDNA sequence data, with reference to possible multiple origins of koi. *J. Fish Biol.*, 66: 1516–1528.
- 馬淵浩司・瀬能 宏・武島弘彦・中井克樹・西田 睦. 2010. 琵琶湖におけるコイの日本在来 mtDNA ハプロタイプの分布. *魚類学雑誌*, 57: 1–12.
- Mabuchi, K., H.-Y. Song, H. Takeshima and M. Nishida. 2012. A set of SNPs near or within STR regions useful for discriminating native Lake Biwa and introduced "Eurasian" strains of common carp. *Conservation. Genet. Resour.*, 4: 649–652.
- 馬淵浩司・武島弘彦・中井克樹・瀬能 宏・鈴木寿之・西田 睦. 2004. 琵琶湖における野生型コイの大量斃死. *魚類学雑誌*, 51: 190–192.
- 前畑政善. 2016. コイ(野生型). 滋賀県生きもの総合調査委員会(編), p. 558. 滋賀県で大切にすべき野生生物 滋賀県レッドデータブック 2015 年版. サンライズ出版, 彦根.
- 松崎慎一郎. 2013. 湖沼におけるコイの水質や生物群集に与える生態学的影響. 日本魚類学会自然保護委員会(編), pp. 39–50. 見えない脅威 "国内外来魚" どう守る地域の生物多様性. 東海大学出版会, 秦野.
- Matsuzaki, S. S., N. Usio, N. Takamura and I. Washitani. 2007. Effects of common carp on nutrient dynamics and littoral community composition: roles of excretion and bioturbation. *Fundamental and Applied Limnology/Archiv für Hydrobiologie*, 168: 27–38.
- Matsuzaki, S. S., N. Usio, N. Takamura and I. Washitani. 2009. Contrasting impacts of invasive engineers on freshwater ecosystems: an experiment and meta-analysis. *Oecologia*, 158: 673–686.
- 宮崎佑介・松崎慎一郎・角谷 拓・関崎悠一郎・鷲谷いづみ. 2010. 岩手県一関市のため池群においてコイが水草に与えていた影響. *保全生態学研究*, 15: 291–295.
- 森田 尚・津村祐司・西森克浩・山中 治. 2004. 琵琶湖の水位変動に伴うヨシ群落冠水面積の変化. 平成 15 年度滋賀県水産試験場事業報告, 14–15.
- 中井克樹. 2013. 外来魚問題への法令による対応: 特に国内外来魚問題に対して. 日本魚類学会自然保護委員会(編), pp. 179–196. 見えない脅威 "国内外来魚" どう守る地域の生物多様性. 東海大学出版会, 秦野.
- 中井克樹・浜端悦治. 2002. 琵琶湖～外来種に席卷される古代湖. 日本生態学会(編), pp. 265–268. 外来種ハンドブック. 地人書館, 東京.
- 日本水産資源保護協会. 2000. 溶存酸素 (DO). 日本水産資源保護協会(編), pp. 21–23. 水産用水基準. 日本水産資源保護協会, 東京.
- 西野麻知子. 2009. 生存を脅かされる琵琶湖・淀川水系の在来生物. 西野麻知子(編), pp. 40–60. とりもどせ! 琵琶湖・淀川原風景. サンライズ出版, 彦根.
- 岡村貴司. 2002. 滋賀県の外来魚(ブラックバス・ブルーギル)駆除事業. 日本生態学会(編), pp. 24–26. 外来種ハンドブック. 地人書館, 東京.
- 佐藤祐一・西野麻知子. 2010. 水位操作がコイ科魚類の産卵に与える影響のモデル解析と対策効果予測. *湿地研究*, 1: 17–31.
- 滋賀県農政水産部水産課. 2017. 滋賀の水産(平成 28 年度), 滋賀県農政水産部水産課, 大津, 99 pp.
- 滋賀県水産試験場. 1915. 琵琶湖水産調査報告 第 3 巻. 196 pp.
- Uchii, K., A. Telschow, T. Minamoto, H. Yamanaka, M. N. Honjo, K. Matsui and Z. Kawabata. 2011. Transmission dynamics of an emerging infectious disease in wildlife through host reproductive cycles. *ISME J.*, 5: 244–251.
- 白杵崇広. 2005. ヨシ群落周辺における魚類生息状況調査からみたフナ・モロコ仔稚魚がおかれている現状. 平成 16 年度滋賀県水産試験場事業報告, 30.
- 山本充孝・三輪 理. 2011. 琵琶湖における KHV サーベイランス. 平成 22 年度滋賀県水産試験場事業報告, 67.
- 山本敏哉・遊磨正秀. 1999. 琵琶湖におけるコイ科仔魚の初期生態 水位調節に翻弄された生息環境. 森 誠一(編著), pp. 193–203. 淡水生物の保全生態学 復元生態学に向けて. 信山社サイテック, 東京.
- 淀川水系流域委員会第 39 回委員会. 2005. 琵琶湖の水位操作についての意見書. 淀川水系流域委員会資料, 1–15.
- 吉岡 剛. 2005. 滋賀県でのコイヘルペスウイルス (KHV) の発生状況. 平成 16 年度滋賀県水産試験場事業報告, 64.
- 全国内水面漁業協同組合連合会. 1992. ブラックバスとブルーギルのすべて, 東京. 221 pp.

(馬淵浩司 Kohji Mabuchi: 〒 520-0022 滋賀県大津市柳が崎 5-34 国立環境研究所琵琶湖分室 e-mail: mabuchi.koji@nies.go.jp; 松崎慎一郎 Shin-ichiro Matsuzaki 〒 305-8506 茨城県つくば市小野川 16-2 国立環境研究所)

魚類学雑誌 64(2):218-223
2017 年 11 月 25 日発行

オйкаワの地域在来系統の現状: 普通種に迫る危機

Local lineages of native Japanese pale chub *Opsariichthys platypus* in crisis

日本列島に広く分布する純淡水魚の中で, オйкаワ *Opsariichthys platypus* はもっともなじみ深い種の一つである(図 1). 本州・四国・九州では山間部の渓流域を除いてほとんどの河川に生息し, 都市部の三面コンクリート



図 1. オйкаワ *Opsariichthys platypus* (Temminck and Schlegel, 1846). 2012 年 8 月 9 日採集, 岐阜市産. この個体の生息河川には東日本系統と西日本系統のミトコンドリア DNA の両方が分布し, 遺伝的攪乱が生じていると考えられる. 向井貴彦撮影.

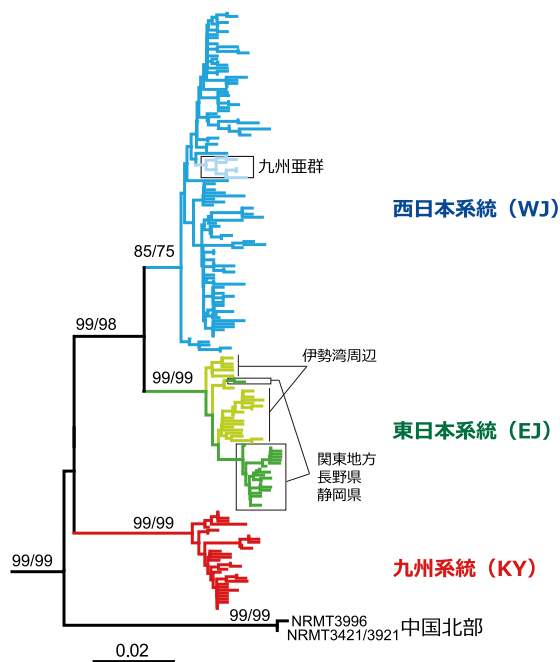


図2. 日本産オイカワのミトコンドリア DNA チトクローム *b* 遺伝子の近隣結合樹. 各枝の数字はブツストラップ確率 (近隣結合法/最尤法). バーは遺伝距離 (*p*-distance). Kitanishi et al. (2016) を改変.

張り水路ですら夏季にはオイカワが泳ぐ姿が見られることがある。オスの婚姻色が鮮やかであることから淡水魚の本の表紙に使われることも多く、釣りや川遊びにおける魚採りの好対象にもなっている。さらに、地域によっては漁業対象種として利用され、滋賀県ではなれずし、京都や岐阜では「さぎしらず」や「いかだばえ」と呼ばれる特産品の佃煮になっており、九州でも食用として漁獲されている。本来の分布域は関東地方以西とされているが、それ以外の地域でも国内外来種として広範囲に生息し、徳之島では島嶼固有の絶滅危惧種キバラヨシノボリ *Rhinogobius* sp. YB を減少させる要因にもなっているとされる (岩田, 1997)。河川改修による生息環境の改変にも強いとされており (川那部ほか, 2001)、分布域も広く、個体数も多いため、環境省版や都道府県版等のレッドリストにリストアップされることはほとんどない。オイカワの属名として「雑魚」に由来する *Zacco* が 100 年以上にわたって用いられてきたが (Jordan and Evermann, 1902)、これほど雑魚の名が似合う「普通種」は他にはないだろう [ただし、現在はハス属 *Opsarichthys* とされている (細谷, 2013)]。

琵琶湖産オイカワの拡散

分類学的な「種」としてのオイカワに絶滅のおそれはないとしても、生物多様性の保全上は大きな問題を抱えている。昭和初期から琵琶湖産アユ種苗の放流が全国で行なわれており、それに混入したオイカワが全国に分布

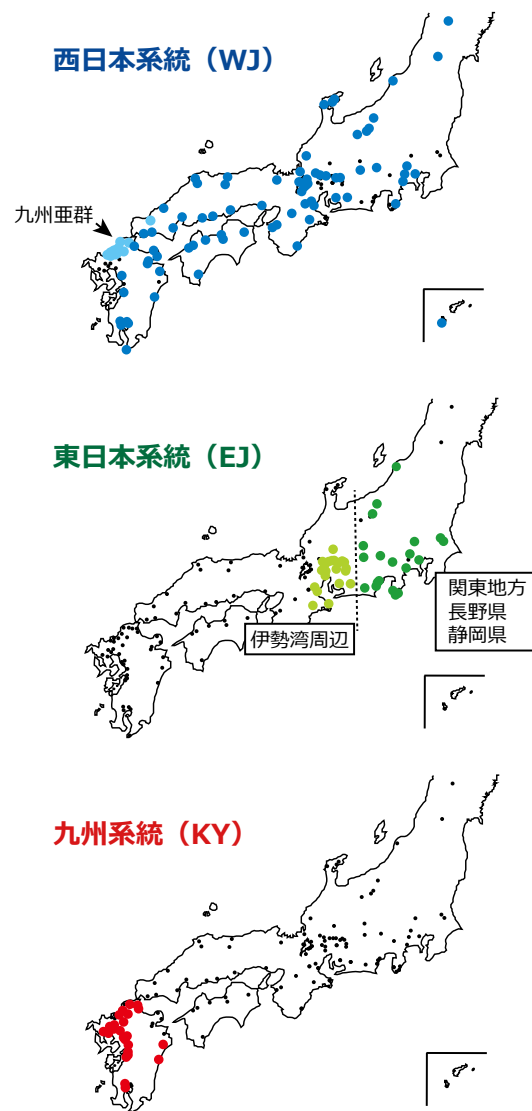


図3. 日本産オイカワのミトコンドリア DNA の3系統の分布. Kitanishi et al. (2016) を改変.

を拡大しているからである (水口, 1990; 高村, 2009)。それまでオイカワの分布しなかった地域では国内外来種として在来生物群集に影響を与えていると考えられるが (岩田, 1997)、オイカワの在来分布域でも異なる地域個体群の移殖による影響が生じている。

日本列島のオイカワのミトコンドリア DNA (mtDNA) は大きく3つの地理的系統に分けられ (図2)、それらは、(1) 関東地方から東海地方に分布する東日本 (EJ) 系統、(2) 近畿地方から九州北部、および非在来分布域を含む全国に広がっている西日本 (WJ) 系統、(3) 九州固有の九州 (KY) 系統とされている (図3) (Kitanishi et al., 2016)。また、東日本系統については、ハプロタイプの分布に明らかな地理的偏りがあることから、明確な2系統ではないものの、フォッサマグナを挟んで東西の集団に分化しつつあると考えられる。西日本系統についても、

山口県西部から九州北部に固有のハプロタイプが単系統のサブクレード（九州亜群）を形成している。

これら3系統の中で、西日本系統は琵琶湖産アユ種苗への混入によって全国に分布を広げている。おそらく西日本系統の在来分布域のなかでも琵琶湖産オイカワの移殖による攪乱は生じていると考えられるが、mtDNAの部分塩基配列では九州亜群以外の地域性が見られなかったため、滋賀県から大分県までの西日本系統の分布域における攪乱の現状については不明である。

関東・東海地方における攪乱

関東地方から東海地方は、オイカワの東日本系統のmtDNAが分布しているが、琵琶湖産アユ種苗への混入と思われる西日本系統の侵入が著しい。Takamura and Nakahara (2015) [および紹介記事としての高村 (2013)] は、関東地方の8河川17地点から354個体のオイカワのmtDNAの部分塩基配列を解析し、すべての地点で琵琶湖産と思われるハプロタイプを見出した。さらに、那珂川と鬼怒川の各6地点から採集した合計396個体についてマイクロサテライト7遺伝子座のジェノタイピングを行った結果、両河川ではmtDNAの系統に関係なくすべての個体が雑種化していることが示唆された。Takamura and Nakahara (2015) の調査地点は主要河川の本流に偏っているため、多数の支川を調査すれば東日本の在来オイカワの生息地を発見できる可能性はあるが、関東平野の主要河川には在来系統の純系オイカワがほとんど残っていないことを示唆するデータとなっている。

また、濃尾平野においても西日本系統のオイカワの侵入状況についての調査を行った（北西ほか、投稿中）。リアルタイムPCRによるジェノタイピングを応用し、西日本系統と東日本系統のオイカワのmtDNAの簡易判別を濃尾平野の43地点1318個体（平均31個体/地点）に対して行った結果、木曾川水系（長良川・揖斐川を含む広義の木曾川水系）では36地点中の33地点で西日本系統のオイカワのmtDNAが検出され、東日本系統のmtDNAのみが見られたのは中山間地の支流2地点と農

業用ダム1地点のみであった。また岐阜県から愛知県を流れる庄内川水系は、7地点中3地点で西日本系統の侵入が確認されたが、庄内川本流を含む4地点では東日本系統のみが確認された。庄内川水系は木曾川水系に比べてアユ釣りが盛んではなく、アユの放流量も少ないため（岐阜県, 2017）、西日本系統の侵入機会が少なかったと考えられる。

ただし、濃尾平野における西日本系統の侵入状況については、あくまでmtDNAの簡易判別によるものである。そのため、外来mtDNAが検出されなかった地点であっても、実際は核DNAの遺伝子浸透が生じている可能性があり、庄内川水系においても保全すべき在来系統の生息地が、わずかしか残されていないことも考えられる。

関東平野と濃尾平野以外の地域について詳細な調査は行なわれていないが、Kitanishi et al. (2016) における山梨県、静岡県（伊豆半島を除く）、長野県（南部の天竜川水系）、愛知県（三河地方）のデータを検討すると（表1）、静岡県のオイカワ自然分布域からは西日本系統のmtDNAが見つからない。静岡県においてもアユ釣りは行なわれており、琵琶湖産淡水魚の侵入も見られるが（板井, 1982；向井ほか, 2015）、地形的に個々の河川が海に直接注いでいるため、西日本系統のオイカワが侵入したとしても、二次的に分布を広げることが難しいのかもしれない。そのため、各地点の分析サンプル数が少ないため断定はできないものの、静岡県の河川には在来系統が残存している可能性がある。

西日本系統の侵入以外にも、東日本系統の移殖が若干ではあるが生じている。伊豆半島には天竜川のオイカワが移殖されたことが知られており（水口, 1990）、mtDNAの解析結果もそれを支持する結果であった。信濃川については、東日本系統のハプロタイプが見つまっているが（Kitanishi et al., 2016）、水口（1990）はオイカワが自然分布しなかった地域であるとしている。そのため、信濃川においては琵琶湖からのオイカワの侵入以外に、東日本系統の分布域（長野県南部や関東地方）から移殖が行なわれた可能性がある。しかし、水口（1990）

表1. 山梨県・静岡県（伊豆を除く）・長野県（南部）・愛知県（三河）における東日本（EJ）系統と西日本（WJ）系統のmtDNAの分布。GEDIMAP ID: 淡水魚遺伝的多様性データベース (<http://gedimap.zool.kyoto-u.ac.jp/>) における各個体群のハプロタイプ情報の登録番号。データはKitanishi et al. (2016) 電子版追加ファイル (ESM) 1 より

		分析個体数	EJ	WJ	GEDIMAP ID
山梨県	釜無川（富士川水系）	5	4	1	P1861
山梨県	山中湖（相模川水系）	2	2	0	P1862
長野県	三峰川（天竜川水系）	2	2	0	P1867
長野県	天竜川（天竜川水系）	9	8	1	P1868
静岡県	油山川（安倍川水系）	5	5	0	P1888
静岡県	小坂川（小坂川水系）	4	4	0	P1889
静岡県	瀬戸川（瀬戸川水系）	6	6	0	P1890
静岡県	一宮川（太田川水系）	5	5	0	P1891
愛知県	野田川（豊川水系）	15	14	1	P1892
愛知県	矢作川（矢作川水系）	9	7	2	P1893

による漁協のアンケートでは、大正時代以前からオイカワがいたとの回答がなされており、水口（1990）はそれをウグイとの混同と解釈しているが、もともと東日本系統の在来オイカワが信濃川中下流域に分布した可能性も皆無ではない。宮地ほか（1976）においても、根拠は示されていないが自然分布域を信濃川・利根川以西としており、自然分布か人為分布かについてはグレーゾーンということになるだろう。これら以外には、東日本系統のオイカワが移殖された可能性を示すデータは無く、関東・東海地方の地域内でのオイカワの移殖は、あまり行なわれてこなかったものと考えられるが、在来系統の保全を考える場合に、分布の縁辺では移殖の有無について慎重な検討が必要である。

九州におけるオイカワの攪乱

九州にはオイカワの主要な mtDNA 系統が複数分布している（Kitanishi et al., 2016）。九州北部（福岡県北部）には西日本系統九州亜群が在来系統として分布し、九州北部から西部（福岡県・佐賀県・長崎県・熊本県）は九州系統が分布している〔九州南部はオイカワの自然分布域ではないとされている（水口，1990）〕。九州東部（主に大分県）には、その他の西日本系統のハプロタイプが分布するが、瀬戸内海沿岸における西日本系統のハプロタイプの分布に明確な地理的構造は無く、その地域のハプロタイプが琵琶湖からの移殖によるものか自然分布によるものかを判断するのは難しい。しかし、九州北部から西部における西日本系統（九州亜群を除く）の分布は、おそらく琵琶湖からのアユ種苗放流への混入と考えられる。実際、九州北部にはハスやワタカのような琵琶湖固有種・準固有種が侵入しており（中島ほか，2008）、ゼゼラも琵琶湖産の mtDNA が広く侵入している（堀川ほか，2007）。Kitanishi et al. (2016) で解析した九州北部・西部 25 地点について西日本系統を在来（九州亜群）と外来（九州亜群以外）に分けて整理したところ（表 2）、少なくとも 5 地点で西日本系統の外来ハプロタイプの侵入が生じていると考えられた。しかし、関東平野や濃尾平野に比べると相対的に外来 mtDNA の分布地点や頻度は少なく、遺伝的に攪乱されていない個体群が多いと考えられる。

琵琶湖からのオイカワの侵入の影響は相対的に小さいとしても、九州内では漁業対象種としてのオイカワの放流がさまざまな地域間で行なわれている（鬼倉，2009）。そのため、オイカワの自然分布域ではないと考えられる九州南部や徳之島にもオイカワが分布しており、それらは九州系統のハプロタイプや、西日本系統ではあるが大分県と同じハプロタイプを保有していた。したがって、九州における九州系統のハプロタイプの分布が、必ずしも在来分布とは言えないという問題が生じてくる。九州北部には西日本系統九州亜群が在来系統として分布するが、同じ河川に分布する九州系統の mtDNA が在来かどうかは、現時点での判断は難しい。

オイカワの九州系統は福岡県北部の日本海側河川と有明海沿岸地域の間で塩基配列に差異が見られないが、両地域の淡水魚類相には違いがあるため、遺伝的分化が無いのはやや不自然である。特に、九州北部のシマドジョウ属各種の分布はオイカワの mtDNA 系統の分布と似ているが、河川下流域を好むアリアケスジシマドジョウ *Cobitis kaibarai* は福岡県北部の日本海側には分布せず有明海沿岸地域にのみ見られる。そして、福岡県北部にはオンガスジマドジョウ *C. striata fuchigamii* やハカタスジシマドジョウ *C. s. hakataensis* が分布している。中流域を好むヤマトシマドジョウ *C. matsubarae* についても、有明海沿岸地域と福岡県北部、瀬戸内海沿岸でそれぞれ染色体数の異なる集団が分布しており、福岡県北部と有明海沿岸地域に共通して分布する集団はない（中島・内山，2017）。もちろん、遊泳力に優れたオイカワのほうが、シマドジョウ属よりも上流域の河川争奪などで分布を拡大する機会が多かったとも考えられるが、本来は西日本系統九州亜群の分布域だった福岡県北部に、有明海沿岸地域の九州系統のオイカワの放流が行なわれた可能性も考えられるだろう。その場合、福岡県北部では西日本系統九州亜群のみが在来であり、九州系統と琵琶湖からの西日本系統の両方が侵入して広がっていることになる。九州内でのオイカワの移殖の問題は、今後、別の遺伝マーカーなどを用いた解析を行う必要があるが、九州北部の淡水魚の分布は複雑な地史を反映した興味深いものであり（中島ほか，2006）、在来個体群の実態解明と保全地域の選定は特に重要な課題であると考えられる。

地域ごとのオイカワの保全の必要性

前述の通り、「種」としてのオイカワの絶滅は考えにくい状況にある。そのため、地方版レッドリストの中でオイカワが掲載されているのは愛媛県版レッドリストのみである。愛媛県版レッドリストでは、本来はオイカワの在来個体群が分布していた可能性があるということで「情報不足」とされている（愛媛県，2014）。他の地方版レッドリストでは、オイカワ以外の種も含めて、遺伝的攪乱の現状については調査技術・コストの問題もあって考慮されていない。仮に遺伝的攪乱が生じているということでレッドリストに絶滅危惧種として掲載したとしても、保全対象とする在来個体群を明示できなければ意味がないからである。しかし、濃尾平野のように多数の地点をスクリーニングしていれば、在来系統の純系が残る可能性のある地域を限定できるため、保全対象として主張することも現実的である。

とはいえ、在来系統の保全のような「遺伝的固有性の保全」については、それが守るべきものであるという一般的なコンセンサスが充分とは言えないのが現状である。色彩や形態に明確な地域差があれば、市民にも在来系統と外来系統の違いが認識しやすく、保全が進めやすくなるが、オイカワの主要地域系統間の形態や生態の差異については、ほとんど何も明らかになっていない。これま

表2. 九州北西部における九州 (KY) 系統, 西日本系統九州亜群 (WJ 在来), その他の西日本系統 (WJ 外来) の mtDNA の分布. GEDIMAP ID: 淡水魚遺伝的多様性データベース (<http://gedimap.zool.kyoto-u.ac.jp/>) における各個体群のハプロタイプ情報の登録番号. データは Kitanishi et al. (2016) 電子版追加ファイル (ESM) 1 より

		分析個体数	KY	WJ(在来)	WJ(外来)	GEDIMAP ID
福岡県	祓川 (祓川水系)	9	5	0	4	P1932
福岡県	貫川 (貫川水系)	8	8	0	0	P1933
福岡県	黒川 (遠賀川水系)	12	2	10	0	P1934
福岡県	西川 (遠賀川水系)	1	1	0	0	P1935
福岡県	遠賀川 (遠賀川水系)	11	3	7	1	P1936
福岡県	釣川 (釣川水系)	13	0	12	1	P1937
福岡県	猪野川 (多々良川水系)	15	12	3	0	P1938
福岡県	那珂川 (那珂川水系)	8	7	1	0	P1939
福岡県	瑞梅寺川 (瑞梅寺川水系)	1	0	1	0	P1940
福岡県	長野川 (雷山川水系)	6	0	6	0	P1941
福岡県	一貴山川 (一貴山川水系)	14	0	14	0	P1942
福岡県	大刀洗川 (筑後川水系)	2	2	0	0	P1943
福岡県	二ツ川 (矢部川水系)	7	7	0	0	P1944
佐賀県	牛津川 (六角川水系)	15	15	0	0	P1945
佐賀県	嘉瀬川 (嘉瀬川水系)	7	7	0	0	P1946
佐賀県	小城クリーク	7	7	0	0	P1947
佐賀県	塩田川 (塩田川水系)	5	5	0	0	P1948
長崎県	川棚川 (川棚川水系)	8	8	0	0	P1949
熊本県	菊池川 (菊池川水系)	2	2	0	0	P1950
熊本県	明神川 (大野川水系)	20	20	0	0	P1951
熊本県	豊田川 (菊池川水系)	2	1	0	1	P1952
熊本県	加勢川 (緑川水系)	11	11	0	0	P1953
熊本県	砂川 (砂川水系)	3	3	0	0	P1954
熊本県	流藻川 (流藻川水系)	8	6	0	2	P1955
熊本県	八代クリーク	8	8	0	0	P1956

でのところ, 水口 (1970) は琵琶湖産と他地域のオイカワに脊椎骨数の違いがあるとしているが, 琵琶湖産オイカワの移入した地域の標本も含めて比較しているため, オイカワの系統間の差異については明らかではない. 渡辺・坂戸自然史研究会 (2000) は埼玉県越辺川に婚姻色や繁殖期の異なるオイカワが見られるとして, それぞれが在来個体群と琵琶湖からの移入個体群である可能性を述べているが, 実際に在来個体群と外来個体群に相当するものかどうかは不明である. オイカワの地理的変異については, このような断片的な知見があるだけだったが, ほとんど研究が行なわれてこなかったのは, 琵琶湖産の移殖による影響が常に想定されていたためであろう. しかし, 遺伝的解析によって東日本や九州における琵琶湖産オイカワの遺伝的影響がない (あるいはほとんどない) 在来個体群を特定できれば, そうした個体群の形態的特徴や生活史の研究を進めて, 西日本系統との比較を行うことができる. ただし, Takamura and Nakahara (2015) が示唆したように, 移殖された琵琶湖産オイカワと関東在来のオイカワの間に生殖隔離は生じていないと考えられる. したがって, 仮にオイカワの系統間で形態差が見出されたとしても, 生殖隔離が生じていない地域集団を

種として記載することは難しい. しかし, 亜種としての記載は可能かもしれない. 本来ならば分類学的に命名されているかどうかに関わらず, 各地域の在来個体群が維持されることが生物多様性保全の観点からは望ましいが, 系統的に明確に区別できる複数の地域集団のような「進化的に重要な単位」の保全のためには, 命名による社会的認知が効果的な場合もあるだろう. 関東・東海地方のように, 多くの個体群が外来個体群の侵入による攪乱を受けている現状では, 残された在来個体群を早急に特定し, その形態, 生態を記録し, 保全策を提案しなければ, オイカワの本来の多様性を知る機会が永遠に失われてしまうかもしれないのである.

引用文献

- 愛媛県レッドデータブック改訂委員会. 2014. 愛媛県レッドデータブック 2014—愛媛県の絶滅のおそれのある野生生物—. 愛媛県県民環境部環境局自然保護課, 松山. 623 pp.
- 岐阜県農政部里川振興課水産振興室. 2017. 岐阜県の水産業. 岐阜県農政部里川振興課水産振興室, 岐阜. 47 pp.
- 堀川まりな・中島 淳・向井貴彦. 2007. 九州北部のゼゼラにおける在来および非在来ミトコンドリア DNA ハプロタイプの

- 分布. 魚類学雑誌, 54: 149-159.
- 細谷和海. 2013. コイ科. 中坊徹次 (編), pp. 308-327, 1813-1819. 日本産魚類検索 全種の同定 第三版. 東海大学出版会, 秦野.
- 板井隆彦. 1982. 静岡県産の淡水魚類. 第一法規, 東京. 208 pp.
- 岩田明久. 1997. ハゼ類. 長田芳和・細谷和海 (編), pp. 155-164. よみがえれ日本産淡水魚 日本の希少淡水魚の現状と系統保存. 緑書房, 東京.
- Jordan, D. S. and B. W. Evermann. 1902. Notes on a collection of fishes from the island of Formosa. Proc. U. S. Nat. Mus., 25: 315-368.
- 川那部浩哉・水野信彦・細谷和海. 2001. 山溪カラー名鑑 日本の淡水魚 3版. 山と溪谷社, 東京. 719 pp.
- Kitanishi, S., A. Hayakawa, K. Takamura, J. Nakajima, Y. Kawaguchi, N. Onikura and T. Mukai. 2016. Phylogeography of *Opsariichthys platypus* in Japan based on mitochondrial DNA sequences. Ichthyol. Res., 63: 506-518.
- 宮地傳三郎・川那部浩哉・水野信彦. 1976. 原色日本淡水魚類図鑑. 保育社, 東京. 462 pp.
- 水口憲哉. 1970. オイカワ (*Zacco platypus* (T. & S.)) の繁殖生態と分布域の拡大にともなう二, 三の形質の変異. 東京大学大学院博士 (農学) 論文甲 2306 号.
- 水口憲哉. 1990. オイカワの日本における分布域の拡大. 東京水産大学論集, 25: 149-169.
- 向井貴彦・北原佳郎・森口宏明・酒井博嗣・浅香智也・地村佳純. 2015. 西日本におけるビワヨシノボリ外来個体群の分布. 日本生物地理学会会報, 70: 173-180.
- 中島 淳・鬼倉徳雄・松井誠一・及川 信. 2006. 福岡県における純淡水魚類の地理的分布パターン. 魚類学雑誌, 53: 117-131.
- 中島 淳・鬼倉徳雄・兼頭 淳・乾 隆帝・栗田喜久・向井貴彦・河口洋一. 2008. 九州北部における外来魚類の分布の現状. 日本生物地理学会会報, 63: 177-188.
- 中島 淳・内山りゅう. 2017. 日本のドジョウ. 山と溪谷社, 東京. 223 pp.
- 鬼倉徳雄. 2009. RF-075 国内移入魚による生態系攪乱メカニズム究明とその監視手法の構築 (1) 国内移入魚による在来魚の種の多様性攪乱メカニズム究明, リスクの予測とモデル化に関する研究: <http://www.env.go.jp/earth/suishinhi/wise/j/pdf/J08RF075100.pdf> (参照 2017-5-30).
- 高村健二. 2009. 固有種に富む琵琶湖からの侵入種—関東の陸水からの視点—. 陸水学雑誌, 70: 249-253.
- 高村健二. 2013. 琵琶湖から関東の河川へのオイカワの定着. 日本魚類学会自然保護委員会 (編), pp. 85-100. 見えない脅威 “国内外来魚” どう守る地域の生物多様性. 東海大学出版会, 秦野.
- Takamura, K. and M. Nakahara. 2015. Intraspecific invasion occurring in geographically isolated populations of the Japanese cyprinid fish *Zacco platypus*. Limnology, 16: 161-170.
- 渡辺昌和・坂戸自然史研究会. 2000. 魚の目から見た越辺川. まつやま書房, 東松山. 160 pp.

(向井貴彦 Takahiko Mukai : 〒 501-1193 岐阜市柳戸 1-1 岐阜大学地域科学部 e-mail: tmukai@gifu-u.ac.jp ; 北西滋 Shigeru Kitanishi : 〒 870-1192 大分市大字旦野原 700 大分大学理工学部 e-mail: kitanishi@oita-u.ac.jp ; 鬼倉徳雄 Norio Onikura : 〒 811-3304 福岡県福津市津屋崎 4-46-24 九州大学水産実験所 e-mail: onikura@agr.kyushu-u.ac.jp)

図書紹介・New Publications

魚類学雑誌 64(2):223-224
2017年11月25日発行

日本産フグ類図鑑. 一松浦啓一 (著). 2017. 東海大学出版会, 平塚. xiv + 127 pp. ISBN 978-4-486-02127-8. 7,200 円 (税別). 長年にわたってフグ目魚類の分類学に携わってきた松浦啓一氏による日本産フグ類を対象にした総説的な一冊である. 本書では, フグ類としてウチワフグ科, フグ科, ハリセンボン科およびマンボウ科を取り上げ, これらのグループに含まれる日本産種の分類と形態的特徴の記載に重点を置きつつ, 生態や毒性などさまざまな情報を概説している.

本書の前半部は属・種の検索と各種の説明で構成される. フグ類は食用魚として日本人にとって馴染み深い魚であるが, 中毒を引き起こす可能性もある “危ない” 魚の代表格である. (フグ類の毒性については本書後半部の『フグ類の毒性』が参考となる.) それゆえ, フグ類による中毒事故を防ぐためには適切な同定の実施が前提条件となる. 一方, 本書の『まえがき』でも述べられているように, 食用となるフグ科のトラフグ属やサバフグ属は分類が難しいとの一面も具有する. 読者の中にもフグ類の同定に頭を抱えた経験がある人は少なくないであろう. 本書ではこのような背景から, 「フグ類の適切な同定

に向けた情報提供」を最大の目的に挙げ, 各種の形態特徴の記載に加え, 多数のカラー写真とイラストを併用した “分かりやすい” 検索表を示している. また, 美しい模様をもつことでダイバーの観察対象として人気があるフグ科モヨウフグ属やキタマクラ属, 特異な見た目から多くの水族館で飼育・展示されているハリセンボン科などでは, 水中写真や生時写真も掲載することで標本写真との “見え方” の違いにも配慮がなされている. さらに, 一般の知名度が高く興味をもつ人が多いマンボウ科については, 稚魚期の解説を加え, 各種の生態や分類史などがより詳細に説明されている. このように本書の前半部は幅広い読者層を想定した内容になっており, 一般の方々も十分に活用できるよう工夫が施されている.

本書のもう一つの特徴として, 上述の分類図鑑的な要素に加え, 後半部 (および中盤にある『トラフグ属をめぐる問題』) にフグ類の分類学, 進化, 多様性, 毒性および繁殖生態に関する新旧さまざまな知見が盛り込まれていることが挙げられる. これらのチャプターでは専門用語が多用されるため, 魚類学に関連する研究や業務に従事する人が読み手の主対象になる. なかでも, 松浦氏が専門としてきた分類学に関するチャプターでは, 属レベル・種レベルでの学名問題やフグ目の系統関係