

琵琶湖の堅田内湖におけるコイ科魚類から侵略的外来種への 優占魚種の置き換わりとそれに伴う損失の数値化

中川雅博^{1*}・鈴木誉士²

¹大阪信愛女学院短期大学人間環境学科 〒538-0053 大阪府大阪市鶴見区鶴見 6-2-28 TEL
06-6180-1041 FAX 06-6180-1045 e-mail gf998002@yahoo.co.jp

²近畿大学農学部水産学科 〒631-0052 奈良県奈良市中町 3327-204

* 責任著者

キーワード: オオクチバス コイ科魚類 生産高変化法 生物多様性 ブルーギル

2007 年 10 月 28 日受付 2007 年 12 月 17 日受理

要旨 琵琶湖の内湖における生物多様性減少機構を明らかにするため、魚類相の定量調査を堅田内湖で実施した。標本は 2001 年 8 月から 2006 年 7 月の 5 ヶ年にわたり投網で集めた。1 年目と 2 年目ではフナ属魚類、モツゴ、タイリクバラタナゴの 3 種が優占種であった。5 年の調査期間中、この 3 種が全体に占める個体数の割合は 83.3%, 84.3%, 68.9%, 18.6%, および 15.5%と激減し、一方で侵略的外来種のブルーギルとオオクチバスの個体数の割合が 3.9%, 4.5%, 16.2%, 68.9%, および 78.1%と急増した。この優占種の置き換わりにより、市場価格を参考にした生産高変化法によって算出された経済損失額も調査期間中に増加した。これらの結果は、優占種の減少がブルーギルとオオクチバスの増加と同調して起こること、優占種の減少が潜在的経済損失をもたらすことを示している。生物多様性の回復のためにこれらの 2 種の侵略的外来種を除去する必要性とその方法についてもあわせて議論した。

はじめに

琵琶湖の沿岸帯に形成される内湖では、かつて豊かで多様な魚類相が形成されていた(友田 1989)。しかし現在では、ブルーギル *Lepomis macrochirus* やオオクチバス *Micropterus salmoides* などの北アメリカ産外来種が優占し、生物多様性減少が進行している(滋賀県水産試験場 2005)。一般に、生態系の劣化には、外来魚の侵入と増加が深く関与しているといわれる(中島ほか 2001)が、琵琶湖水系においてブルーギルとオオクチバスの個体数増加に伴う生物相の変遷過程を、定量的かつ長期的にわたって継続的に記録した例はほとんどない。著者らは、琵琶湖周辺地域、とりわけ内湖での生物多様性の減少機構を解明する一環として、多様な魚種が残ることから魚類の生息環境解析が望まれる堅田内湖

で(美濃部・桑村 2001), 魚類相の定量調査を 5 ヶ年にわたって実施してきた。この結果は, 生態系に及ぼすこれら 2 種の影響が急速かつ甚大であることを改めて示した(鈴木ほか 2007a)。

本稿では, まず, 一連の魚類相調査から明らかになった主要な事柄 3 つ, すなわち 2000 年代初頭での魚類の種組成, 主要魚種の季節的消長, 2004 年頃に生じた劇的な魚類相の変遷を取り上げて整理する。つぎに, 2004 年ごろに優占種がコイ科魚類からブルーギルとオオクチバスに置き換わったことにより生じた損失を一般的な経済評価手法を適用して数値化する。さらに, 2007 年から検討しているブルーギルとオオクチバスの駆除法について紹介する。

方法

調査地

調査地である滋賀県大津市の堅田内湖は, 残存内湖のひとつであり, 琵琶湖大橋の西部南方に位置する。主たる開水面は 4 つにわかれ, それらすべてをあわせても, 表面積は 0.1km²に満たない。この 4 つの水面のうち表面積が 3 番目に大きい C 池(図 1)で調査を行なった。主な流入水路は 3 本あり, いずれもコンクリート護岸が施されている。琵琶湖への流出部は 3 箇所ある。採集は原則として C 池の東岸で行なった。

堅田内湖は, 流出箇所の 3 本の水路すべてが堰により琵琶湖と隔離された閉鎖系であるため(美濃部・桑村 2001), 琵琶湖の水位に関係なく, 調査地付近での水深は概ね 80cm と一定であった。

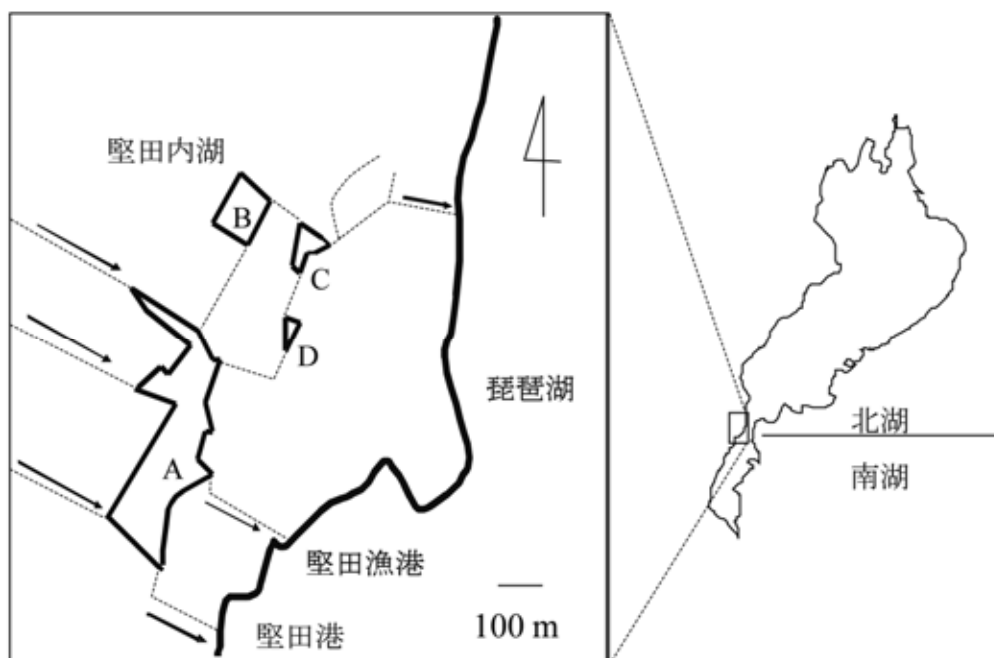


図 1. 調査地。矢印は流れの方向を示す。開水面が大きい順に A 池, B 池, C 池, D 池とした。C 池の東岸の一部は 2005 年に埋め立てられた。

調査時期

調査期間は 2001 年 8 月～2006 年 7 月とした。5 年の調査期間は、採集頻度によって 1 調査年～5 調査年に区分した。

1 調査年は 2001 年 8 月 31 日～2002 年 8 月 29 日とした。この期間中、1 ヶ月あたり 8～12 日、合計 112 日の採集を実施した。2 調査年は 2002 年 9 月～2003 年 7 月まで、毎月 2 回、上旬と中旬に計 22 回の採集を行なった。ここで上旬は原則として 1～4 日までの 4 日間のいずれか 1 日とし、中旬は 14～18 日までの 5 日間のいずれか 1 日とした。1 調査年と 2 調査年は、魚類相の長期的変動に加えて、本調査の基礎的知見となる魚類の季節的消長の研究に活用するために設定した。

3～5 調査年は、おもに魚類相の長期的変動を把握する目的で設定した。3 調査年は 2003 年の、4 調査年は 2004 年の、5 調査年は 2005 年のそれぞれ 11 月に開始し、以後 2 ヶ月に 1 度 3 日連続の採集を行なった。すなわち、原則として 11 月、1 月、3 月、5 月、7 月に各月 3 回、各年度 15 回の計 45 回の調査日を設けた。一連の調査で、調査日を確保できなかった 2004 年の 7 月分など一部の日程では、同年 6 月後半のように調査日と近い代替日を設けることで対処した。

採集方法

採集方法は投網(目合 10×10mm;半径 1.0m)を用いた定量法とした。いずれの調査日においても漁獲努力量が同一になるように配慮した。すなわち、採集時間は、日照等の環境諸条件のばらつきが少ない夜間(21:00～24:00)のうち、約 20 分間とした。この作業時間は投網を C 池内の 7 箇所(計 7 回)に各 1 回(計 7 回)投げ、得られた個体をソーティングする時間に相当する。

当水域におけるフナ属魚類 *Carassius* sp. には、ゲンゴロウブナ *C. cuvieri*、ニゴロブナ *C. auratus grandoculis*、ギンブナ *C. auratus langsdorfii* の 3 種が生息するものの、中間的な形質をもつ個体も見られたため本稿では便宜的に、これらを一括してフナ属魚類 1 種として取り扱った。また、ホンモロコ *Gnathopogon caerulescens* とした個体の中には、いくぶん同属のタモロコ *G. elongates* に似る中間個体も含まれたものの、その程度および中間個体の出現頻度から判断して本稿ではまとめて取り扱った。調査日によってはテナガエビ科甲殻類やアメリカザリガニ *Procambarus clarkii* が混獲されることもあったが、これらは解析データには含めなかった。

損失の試算

損失の試算は、一般的な経済評価手法のひとつである生産高変化法(ディクソンほか 1998)によった。算出に必要な生産量の情報は本調査で得られた魚類相の結果を引用した。そのため算出法の詳細は、結果および考察の項目で結果とあわせて述べる。

結果および考察

堅田内湖の魚類相

表 1 に示すように、2000 年代初頭の堅田内湖では、コイ科魚類を主体とした魚類相が形成されていた。1 調査年で個体数をもっとも多かったのはフナ属魚類の 695 個体であり、モツゴ *Pseudorasbora*

parva の 341 個体, タイリクバラタナゴ *Rhodeus ocellatus* の 200 個体が続いた。これら優占種上位 3 種で全採集個体数の 83.3%を占めた。続く, ワタカ *Ischikauia steenackeri* (4 位), ツチフキ *Abbottina rivularis* (6 位), およびホンモロコ (7 位) のコイ科 3 種 147 個体とブルーギル (5 位) の 42 個体で全採集個体数の 96.1%を占めた。

オオクチバスの採集個体は, コイ *Cyprinus carpio* やトウヨシノボリ *Rhinogobius* sp. OR と同様に 8 位であり, それぞれ全採集個体数の 1.1%にあたる 16 個体にとどまった。ブルーギルとオオクチバスの個体数が全採集個体数の 3.9%とわずかであったことから, 当時の堅田内湖は, 琵琶湖周辺に点在する残存内湖のなかでもっとも両種の個体数の割合が少ない内湖であった。

図 2 に示すように, コイ科魚類のうち数種は明瞭な季節的消長を示した。そして, そのうち一部の魚種は, 繁殖盛期が短く早期に始まるなど, 後述するように他水系とは異なる繁殖期パターンを示すことが明らかになった。各魚種の出現パターンは多岐にわたった。一般的な傾向として, 3 月中旬ごろに多くの個体が採集された。以下に, 個体数の季節的消長について種別に列挙する。

表1. 堅田内湖C池における魚種と個体数の組成

| | 個体数 | % | 累積% |
|-----------|------|-------|-------|
| フナ属魚類 | 695 | 46.9 | 46.9 |
| モツゴ | 341 | 23.0 | 69.9 |
| タイリクバラタナゴ | 200 | 13.5 | 83.4 |
| ワタカ | 70 | 4.7 | 88.1 |
| ブルーギル | 42 | 2.8 | 90.9 |
| ツチフキ | 39 | 2.6 | 93.6 |
| ホンモロコ | 38 | 2.6 | 96.1 |
| コイ | 16 | 1.1 | 97.2 |
| トウヨシノボリ | 16 | 1.1 | 98.3 |
| オオクチバス | 16 | 1.1 | 99.4 |
| カワムツ | 7 | 0.5 | 99.8 |
| カネヒラ | 1 | 0.1 | 99.9 |
| ナマズ | 1 | 0.1 | 100.0 |
| カムルチー | 1 | 0.1 | 100.0 |
| 合計 | 1483 | 100.0 | |

2001年8月31日～2002年8月29日まで112調査日

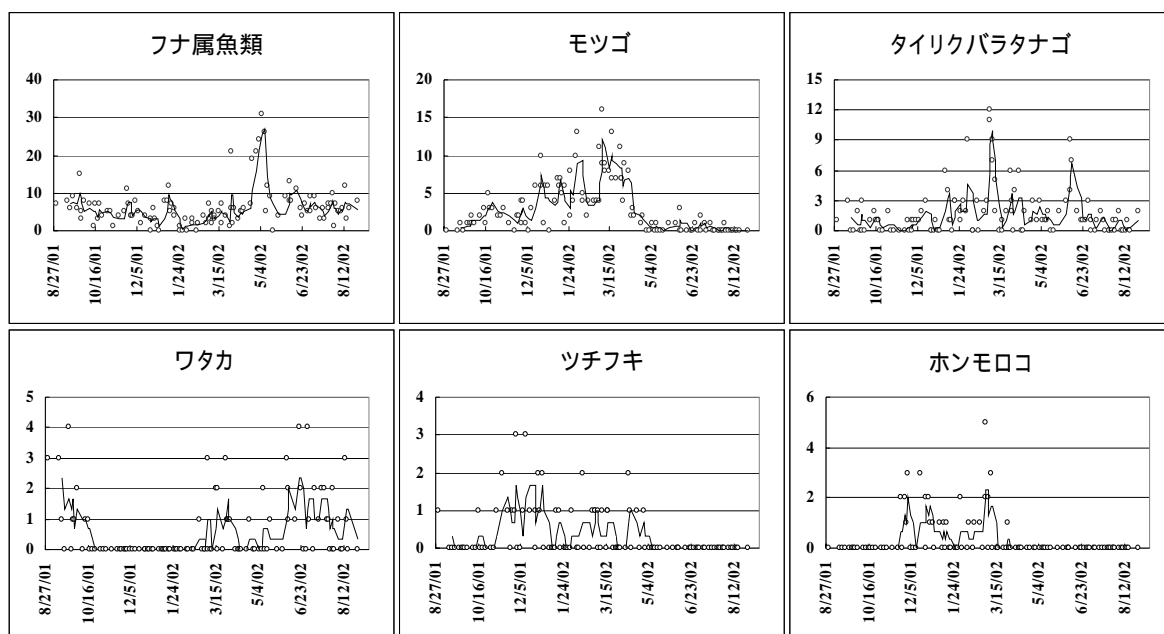


図 2. コイ科魚類上位 6 種における個体数の季節的変動。横軸に調査日, 縦軸に個体数を示す。白丸は個体数の実数を示し, 曲線は 3 区間の移動平均を示す。中川・鈴木 (2007) を改変。

フナ属魚類は、112 調査日のうち 105 調査日で採集されたことから、周年にわたって湖岸に出現するといえる。ただし、個体数は調査日により 0～31 個体と大きく増減した。出現ピークは、4 月下旬～5 月上旬の 1 回であり、5 調査日連続して 19～31 個体が採集された。また、3 月下旬にも 21 個体が採集されているが、その後は 7 個体以下にとどまる調査日が続いた。

モツゴとタイリクバラタナゴも、周年出現した。また、季節的な個体数の増減は不明瞭ながらも認められた。モツゴは、12 月中旬～4 月上旬に多数が出現した。この期間には、採集されなかった調査日がわずかであり、個体数においても最優占種のフナ属魚類を上回る調査日もあった。タイリクバラタナゴは、モツゴよりも周年出現の傾向がいっそう強く、また出現ピークの傾向が一段と不明瞭であった。3 月上旬と 6 月上旬に 2 つのピークが認められた。

ワタカ、ツチフキ、およびホンモロコの 3 種には、明瞭な季節的消長が認められた。ワタカは、水温が比較的高い 2 月下旬～10 月上旬に出現し、10 月 19 日～2 月 17 日の低水温期では 39 調査日連続で採集されなかった。すなわち、春季～秋季にかぎり湖岸に出現し、一般に知られる梅雨時に繁殖期をむかえた(鈴木ほか 2007a)。一方、ツチフキは、水温が比較的低い 10 月中旬～4 月下旬に長期間にわたって出現し、高水温期の 5 月 1 日～8 月 29 日では 37 調査日連続で採集されなかった。すなわち、秋季～春季にかぎり湖岸で採集され、既知のどの水系よりも早くて短い 2 月下旬～4 月上旬に繁殖期をむかえた(中島・中川 2007)。ホンモロコは、低水温期の 11 月下旬～3 月下旬にのみ集中して出現し、高水温期の 8 月 31 日～11 月 20 日の 20 調査日および 3 月 30 日～8 月 29 日の 47 調査日で連続して採集されなかった。これらの結果は、堅田内湖の沿岸域は周年にわたって多様な魚種に利用されていることを示唆している。

図 3 に示すように、2004 年ごろから、ブルーギルとオオクチバスが急増し、採集個体に占めるコイ科魚類の割合が激減した。

1 調査年の 2001 年 8 月～翌年 8 月で、個体数の割合がもっとも多かったのはフナ属魚類、モツゴ、タイリクバラタナゴの優占種上位 3 種で全採集個体数の 83.3%を占め、ブルーギルとオオクチバスの個体数の割合は少なく、あわせて 3.9%にとどまったことは先に述べた。2 調査年の 2002 年 9 月～翌年 7 月で、個体数の割合がもっとも多かったのはフナ属魚類の 64.3%で、タイリクバラタナゴの 10.8%、モツゴの 9.3%がこれに続き、これら 3 種で全採集個体数の 84.3%を占めた。ブルーギルとオオクチバスの個体数の割合は依然として少なく、それぞれ 3.7%と 0.7%であった。2 調査年は 1 調査年のデータの再現性を確認する目的で設定し、魚種の種組成について、コイ科 3 種が優占するという 1 調査年と類似する結果が得られた。

ところが、3 調査年には、ブルーギルとオオクチバスがやや増加傾向を見せ、4 調査年には、優占種が既存の魚種からこの外来種 2 種へと大きく入れ替わった。すなわち、3 調査年から 2004 調査年にかけて、それまで最優占種であった在来種であるフナ属魚類、モツゴ、外来種タイリクバラタナゴの個体数の割合が、それぞれ 52.0%から 18.0%、12.8%から 0.0%、4.1%から 0.5%へと激減した。一方、ブルーギルとオオクチバスの個体数の割合は、3 調査年から 4 調査年にかけて、それぞれ 11.5%から 59.6%、4.7%から 9.3%へと激増し、特にその増加割合は前者の方が後者よりも著しく高かった。5 調査年には、これら 2 種の個体数割合がさらに高い値を示した。

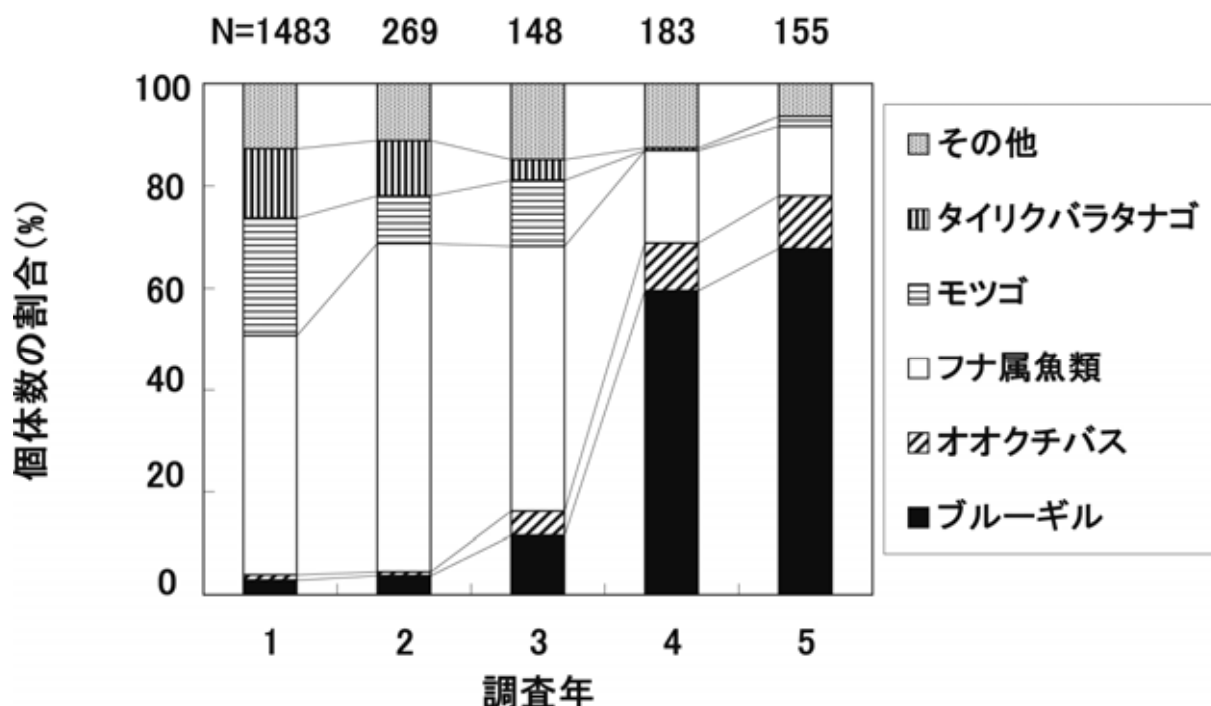


図 3. 堅田内湖における年度別の魚類の個体数組成. 1:2001 調査年(2001 年 8 月～2002 年 8 月:112 調査日), 2:2002 調査年(2002 年 9 月～2003 年 7 月:22 調査日), 3:2003 調査年(2003 年 11 月～2004 年 7 月:15 調査日), 4:2004 調査年(2004 年 11 月～2005 年 6 月:15 調査日), 5:2005 調査年(2005 年 11 月～2006 年 7 月:15 調査日). 研究デザインと在来種資源保護の都合上, 各調査年での調査頻度は異なる. 特に, 3～5 調査年における個体数組成はデータ修正をすることなく, そのまま比較できる. 鈴木ほか(2007a)を改変.

この結果は, ブルーギルとオオクチバスが急増することによって, 内湖のような閉鎖性の高い水域では魚類相がきわめて短期間のうちに大きく置き換わることを物語っている. 本調査地 C 池でのブルーギルとオオクチバスの急増は 2004 年ごろに起こっているが, 表面積が最大の A 池は 1999 年にかなりの数のブルーギルとオオクチバスが生息していたという(美濃部・桑村 2001). 4 つの開水面は水路で連絡しているため, C 池以外から移動してきた両種の個体も多かったことが予想できる.

ブルーギルとオオクチバス個体数の増加と, コイ科魚類個体数の減少は, 同期的に生じた. ブルーギルとオオクチバス個体数が急増した 1990 年代に指摘された仮説には, 「水質汚染や護岸改修などにより在来種が減少し, 種の多様性が損なわれたために, この条件下でも生息可能なブルーギルとオオクチバスが繁殖した」とするものがあつた(鈴木 1996). この仮説は, 在来種減少の根拠として水質悪化や護岸工事などの環境変化を挙げている. しかしながら, 本研究で魚種交替が起こった期間には水質悪化によるとみられる魚類の斃死や奇形魚の増加が認められていないため, 水質悪化がコイ科魚類の急激な減少の主因としては考えにくい. また, 調査地での護岸工事についても, 劇的な魚種交替が起こった 2004 年以降に実施されており, これがコイ科魚類の急減の直接的な原因とは考えにくい. これらのことから, 堅田内湖でコイ科魚類が急減したのは, ブルーギルとオオクチバスの侵入および捕食などの競争関係が主因であったとするほうが本研究の結果をよく説明できる.

優占魚種の置き換えりによる損失の数値化

堅田内湖では魚類を対象とした組織的な漁労は営まれていない。したがって、2004 年ごろに起こった優占魚種の置き換えりが経済学的に評価される機会は少ない。そこで、環境インパクトの一般的経済評価手法のうち生産高変化法を用いて、ブルーギルとオオクチバスの急増がもたらした損失を推定した。生産高変化法を採用した理由は、滋賀県ではコイ科魚類が漁業対象種として、ブルーギルとオオクチバスが資源量抑制対象種として位置づけられており、財やサービスの生産高変化を算出するのに必要な市場価格が設定できるからである。

まず、堅田内湖のC池における魚類の生産量を定めた。投じた投網の面積は 3.14m^2 なので、これを正方形に換算すると 1 辺はおおよそ 1.77m となる。航空写真から測定したC池の湖岸は 3 調査年では 310m であり、一部が埋め立てられた 5 調査年では 253m である。そこで、湖岸線の歪みに起因する正方形のわずかな部分的な重複を無視して、湖岸にいる魚類が投網ですべて採集できると仮定した。なお、調査時における堅田内湖の湖岸の水深はどこでもほぼ一定であり、水深が大きい場所では漁獲効率が減少するといった投網の特性は無視できる。この仮定に基づくと、3 調査年では 175 回、5 調査年では 143 回、投網を投じれば、C池の湖岸に生息する魚類をすべて漁獲できることになる。すなわち、一連の調査では、1 日あたりの調査で 7 回投網を投じているため、漁獲努力を 3 調査年で 25.0 倍、5 調査年で 20.4 倍にすれば、1 日でC池の湖岸に生息する魚類をすべて漁獲できることになる。

つぎに、採集された魚種のうち、主要魚種であるフナ属魚類、ブルーギルとオオクチバスに限り、1 個体を一律に 50g として市場価格を付した。フナ属魚類の市場価格は大津市内にある商店街の川魚販売店で得た情報を採用し、 1kg あたり 1500 円と定めた。この価格はここ数年安定しており、価格の変動幅は $20 \sim 30$ 円程度とのことである。ブルーギルとオオクチバスの市場価格は、滋賀県で一般市民向け駆除事業に支給される補助金の金額を採用し、 1kg あたりマイナス 100 円の経済価値とした。すなわち調査開始当時にノーリリースありがとう券として親しまれてきた地域通貨と同額とした。

オオクチバス 1 個体の 1 年間の捕食量は自体重の 3.5 倍に達する(細谷・中村 2001)。そこで、当地での種組成(表 1)と魚体サイズ組成(中川 未発表)を勘案し、捕食対象の 8 割(2.8 倍)がフナ属魚類に及ぶと定めて、オオクチバスの捕食により減少が予想されるフナ属魚類の経済的損失を加算した。琵琶湖でオオクチバスの 5 倍生息するブルーギルが捕食する魚の量は、オオクチバスと比較して約 1.4 倍程度と推定されている(中井 2003)。つまりブルーギル 1 個体の 1 年間あたりの魚の捕食量は、自体重の 0.28 倍となり、ここでもその 8 割(0.22 倍)がフナ属魚類に及ぶと仮定した。そして、オオクチバスの場合と同様にして、ブルーギルの捕食により減少が予想されるフナ属魚類の経済的損失を加算した。

当地では、魚類数種に明瞭な季節的变化が見られた(図 2)。これは多くの魚種が湖岸域以外の水域に移動していることを示している。したがって、内湖での資源価値の推定には他の水面箇所、たとえば内湖中心部や連絡する水路での魚類の現存量も知る必要がある。しかしながら、本調査は内湖岸に限られているため、この点について具体的データを明らかにするにいたっていない。したがって、ここでの資源価値推定は内湖 C 池岸の湖岸部に限った分析にとどめた。

なお、当地には、改訂されたレッドブック掲載魚種うち(環境省ホームページ <http://www.env.go.jp>)、メダカ *Oryzias latipes*、ニゴロブナ、ゲンゴロウブナ、ワタカが生息している。これらは、環境教育の教材として、伝統的な食文化の基盤をなす食材として、アオコ抑制能をもつ生物としてなど有形無形の価値をもつ。このような価値を低く見積もってはいけない。ただし、これらの存在価値や施設内外で保護保存

するのに要する費用については、専門家による反復作業を要するデルファイ法など(ディクソンほか 1998)により決定する必要がある。したがって、ここではこれらの価値を考慮しないことにした。同様に、5 調査年での埋め立て事業がもたらした複合的な影響の推定は本稿では取り扱わなかった。また、堅田内湖の外への影響、たとえば 2004 年にブルーギルとオオクチバスの急増と同期的に起こった外来植物ボタノウキクサ *Pistia stratiotes* の大繁茂とそれに伴う株の琵琶湖への大流出(中川 2005)、に起因する経済的損失額も、外来魚 2 種と外来植物の同期的増加の因果関係が立証でなかったために無視した。

表2. 堅田内湖C池湖岸における3調査年と5調査年の主要魚類の資源価値

| シナリオ | 1調査日あたりの各魚種の 平均採集個体数(N)** | | | | Nから推定した各種個体群の市場価格(円)*** | | | | | |
|----------------------|------------------------------|-------|-------|--------|-------------------------|--------|--------|--------|--------|------|
| | 調査年* | 月 | ブルーギル | オオクチバス | フナ属魚類 | ブルーギル | オオクチバス | フナ属魚類 | 合計 | 年間合計 |
| 3調査年 | 11 | 1.00 | 0.00 | 9.33 | -538 | 0 | 17500 | 16963 | | |
| | 1 | 0.67 | 1.00 | 0.67 | -358 | -5375 | 1250 | -4483 | | |
| | 3 | 0.33 | 0.33 | 6.67 | -179 | -1792 | 12500 | 10529 | | |
| | 5 | 1.33 | 0.33 | 6.00 | -717 | -1792 | 11250 | 8742 | | |
| | 7 | 2.33 | 0.67 | 3.00 | -1254 | -3583 | 5625 | 788 | 32538 | |
| 5調査年(現状) (埋め立てあり) | 11 | 6.67 | 0.67 | 0.67 | -2924 | -2924 | 1020 | -4828 | | |
| | 1 | 7.67 | 0.00 | 0.00 | -3363 | 0 | 0 | -3363 | | |
| | 3 | 2.67 | 0.33 | 0.33 | -1170 | -1462 | 510 | -2122 | | |
| | 5 | 5.33 | 0.67 | 2.33 | -2339 | -2924 | 3570 | -1693 | | |
| | 7 | 12.67 | 3.67 | 3.67 | -5556 | -16082 | 5610 | -16028 | -28033 | |
| 5調査年(仮定) (埋め立てなし) | 11 | | | | -3583 | -3583 | 1250 | -5917 | | |
| | 1 | | | | -4121 | 0 | 0 | -4121 | | |
| | 3 | | | | -1433 | -1792 | 625 | -2600 | | |
| | 5 | | | | -2867 | -3583 | 4375 | -2075 | | |
| | 7 | | | | -6808 | -19708 | 6875 | -19642 | -34354 | |

*3調査年と5調査年はそれぞれ2003年と2005年に開始。

**各月3日連続の採集で得られた合計個体数を3で除した数値。

***ブルーギル: $(N \times 25.0 \text{回} \times 0.05 \text{kg}) \times \{(-100 \text{円}) + 0.22 \times (-1500 \text{円})\}$

オオクチバス: $(N \times 25.0 \text{回} \times 0.05 \text{kg}) \times \{(-100 \text{円}) + 2.8 \times (-1500 \text{円})\}$

フナ属魚類: $(N \times 25.0 \text{回} \times 0.05 \text{kg}) \times 1500 \text{円}$

ただし5調査年(現状)の計算では、いずれの魚種においても25.0回の箇所を20.4回に置き換えた。

表 2 はこのようにして推定した堅田内湖 C 池湖岸に限った主要魚類の資源価値である。ブルーギルとオオクチバスが優占する前の 3 調査年の推定額と、優占した後の 5 調査年の推定額(一部埋め立てがなかった場合とあった場合)を示している。この結果は、C 池で 3 調査年から 5 調査年にかけて魚類資源の価値が大幅に低下していることを如実に示している。5 調査年に資源価値が減少するという結果は、便宜的に定めた変数をどのように変更しても変わることはない。この減少をもたらした一因は、個体数で他を圧倒するブルーギルによるものであるが、多くの月でオオクチバスが与える損失も相当に大きかった(表 2)。2003～2004 年にオオクチバスの増加に伴って、フナ属魚類が減少し、タナゴ類が急減した翌年にモツゴ類が激減する連鎖的な応答は、1996～1997 年の宮城県伊豆沼・内沼で見られた順序と酷似する(高橋 2006)。調査地の一部が埋め立てられたことは、たしかにフナ属魚類の生息に影響を与えているであろうが、本試算でその影響の大きさは、ブルーギルとオオクチバスがもたらす影響ほどは顕在化されなかった。

この推定額は、きわめて単純な試算によって導出された。単純がゆえに推定額の信憑性を高まることを期待したが、この数値は導出にあたり考慮しなかったさまざまな諸費用や、ブルーギルとオオクチバスが増加することで連鎖的に起こる二枚貝減少(近藤 1998)とそれに伴う水質浄化能の低下、フナ属魚類を除くコイ科魚類とテナガエビ *Macrobrachium nipponense* の減少による経済的損失などをいっさい含んでいない。したがって、本結果は当地での経済的損失額を大幅に過小評価している。この過小の程度については、5 調査年での魚類相から 3 調査年での魚類相を復元するのに要する金額が莫大になることを考えると明らかである。また、仮定的評価法により算出した琵琶湖周辺住民の外来魚対策への支払い意思額が、1 世帯あたり 2969 円になるという結果(黒川・西澤 2004)からも、本稿での推定額が過小評価であることは容易に理解できよう。

たしかにここで得られた推定額は過小評価ではあるものの、調査年間の推定額の相対的变化を、当地の資源価値の相対的变化として解釈することはできる。そのため、ここで得られた数値は、ブルーギルとオオクチバスの急増前後での生態系を評価する指標のひとつとして、シャノン指数やシン普森指数などとあわせて取り扱うのが妥当かもしれない。いずれにしても、この結果から、導入され定着したブルーギルとオオクチバスの急増が、堅田内湖は言うにおよばず、琵琶湖水系や全国のため池群に、いかに甚大な損失を与えてきたかをうかがい知ることができる。

侵略的外来種の資源量抑制事業にむけて

2007 年 7 月に、5 ヶ年の魚類相調査とそれに続く 1 年間の追加調査が終了した。追加調査の結果、堅田内湖では依然としてブルーギル、オオクチバス、フナ属魚類が優占上位 3 種であり、モツゴとタイリクバラタナゴの個体数は顕著に少ないままである(中川ほか 未発表)。いまのところ絶滅危惧種のワカカに顕著な減少傾向は認められないが、ツチフキ、ホンモロコ、トウヨシノボリはほとんど採集されなくなってしまった。

著者らは、2007 年 11 月から侵略的外来種の資源量抑制事業に活動の主軸を移行した。本事業のキーとなる戦略はブルーギルとオオクチバスを「選択的に除去すること」、およびこの 2 種の水路を介した「拡散を防止すること」である。この 2 種に対する資源量抑制の将来的な目標数値は当面、コイ科魚類が優占していた 2000 年代初頭の種組成(表 1)を目指し、同一採集法を採用した場合、ブルーギルとオオクチバスの個体数で全採集個体数の 4~5%とするのがよい。

選択除去に関しては、伊豆沼・内沼で採用されている人工産卵床や、京都府深泥池で採用されている改良モンドリなどさまざまな方法が開発されており参考になる。著者らが検討しているのはつぎの 3 つのアプローチである。1 つ目は、内湖間を連絡する水路に小型の定置網を設置し、内湖に侵入しようとする魚類をすべて捕獲して、在来種を再放流し、外来種を駆逐する方法である。2 つ目は、内湖内にブルーギルを効率よく捕獲できる深泥池式の改良モンドリを設置する方法である。これらはいずれも「待ち」の漁法である。3 つ目の攻めの戦略は、水路にいるブルーギルとオオクチバスを狙うものである。奈良県大和郡山市の金魚業者は、池の金魚を収穫するとき、長いすだれで金魚を追い込んで捕獲する。その方法を水路で実施する。この手法は、「攻め」の漁法である点と、備品の初期投資額がきわめて小さくて済む点でも優れている。

拡散防止に関して必要な水路での在来魚の季節的挙動の定量的なデータは、琵琶湖北部につながる農業用水路をモデル地として 1999 年から集積してきた(たとえば、鈴木ほか 2006, 2007b, 中川ほ

か 2007) . このモデル地では、ブルーギルはまったく侵入せず、オオクチバスもごくまれにしか採集されていない。ブルーギルが河川の堰や水路と川の落差、流れなどの要素によって生息域が制限されることは、少なくとも琵琶湖水系で広く共通する(中島ほか 2001) . したがって、適切な方策をとれば、この 2 種の侵略的外来種を止水域に封じ込めることが可能であろう。今後、水路構造の面からも拡散防止の具体的な方策を見出したい。

謝辞

本稿は 2005 年 10 月 29～30 日に岐阜県世界淡水魚園水族館で開催された第 41 回魚類自然史研究会における講演と公表済みの学術論文をもとにして、いくつかの話題に最近の情報を追加してまとめたものである。びわ湖サテライトエリア研究会の浅香智也氏および琵琶湖を戻す会代表の高田昌彦氏には、琵琶湖水系の魚類相について情報をいただいた。有限責任中間法人水生生物保全研究会の小林光・紀平大二郎の両氏および東北区水産研究所の斉藤憲治博士には執筆の提案をしていただいた。各位に謝意を表する。

引用文献

- ディクソン, J. A.・スクーラ, L. F.・カーペンター, R. A.・シャーマン, P. B. 1998. 新・環境はいくら
か. 築地書館, 東京.
- 細谷和海・中村聡一. 2001. ブラックバスが在来淡水魚に及ぼす影響(講演会資料). リバーフロント研
究所, 財団法人リバーフロント整備センター, 東京.
- 近藤高貴. 1998. 用水路の淡水二枚貝群集. 水辺環境の保全 生物群集の視点から . 江崎保男・田
中哲夫(編), pp. 80-92. 朝倉書店, 東京.
- 黒川哲治・西澤栄一郎. 2004. 生物多様性の保全に向けた外来種対策の経済的評価 琵琶湖の外来
魚問題を事例に . 水資源・環境研究 17:23-34.
- 美濃部 博・桑村邦彦. 2001. 琵琶湖周辺の内湖における魚類相の変化と生息環境分析 在来魚の繁
殖・生息の場としての生態的機能の復元に向けて. 応用生態工学 4:27-38.
- 中川雅博. 2005. 2004 年の滋賀県堅田内湖に発生したボタンウキクサの繁茂状況. 関西自然保護機
構会誌 27:53-56.
- 中川雅博・浅香智也・鈴木誉士. 2007. 琵琶湖につながる農業用水路での魚類の季節的消長 絶滅危
惧種スナヤツメの増加傾向に焦点をあてて . 関西自然保護機構会誌 28:127-139.
- 中川雅博・鈴木誉士. 2007. 琵琶湖の堅田内湖に生息するフナ属魚類を中心とした主要コイ科魚類の
季節的消長. 関西自然保護機構会誌 29:27-37.
- 中井克樹. 2003. 外来生物の現状. 「外来生物 つれてこられた生き物たち」. pp. 30-59. 滋賀県立琵
琶湖博物館, 滋賀.
- 中島 淳・中川雅博. 2007. 琵琶湖の堅田内湖に生息するツチフキの繁殖期. 人と自然 17:13-18.

- 中島経夫・藤岡康弘・前畑政善・大塚泰介・藤本勝行・長田智生・佐藤智之・山田康幸・濱田浩之・木戸裕子・遠藤真樹. 2001. 滋賀県湖南地域における魚類の分布パターンと地形との関係. 陸水学雑誌 62:261-270.
- 滋賀県水産試験場. 2005. 内湖. 「平成 14-15 年度琵琶湖および河川の魚類等生息状況調査報告書」, pp. 76-84. 滋賀県水産試験場, 滋賀.
- 鈴木紀雄. 1996. 生態系の変化がブラックバスの増殖をもたらした！その問題点と対策 環境学の視点から. 関西自然保護機構会報 18:95-106.
- 鈴木誉士・浅香智也・中川雅博. 2006. 琵琶湖につながる護岸された農業用水路におけるスナヤツメ *Lethenteron reissneri* 個体数の経月および経年変動. 関西自然保護機構会誌 28:49-57.
- 鈴木誉士・中島 淳・中川雅博. 2007a. 琵琶湖の堅田内湖に生息するワタカ个体群の季節的消長. 関西自然保護機構会誌 28:117-125.
- 鈴木誉士・浅香智也・中川雅博. 2007b. 琵琶湖周辺の農業用水路でのタモロコの个体群動態. 関西自然保護機構会誌 29:39-46.
- 高橋清孝. 2006. オオクチバスが魚類群集に与える影響. ブラックバスを退治する シナイモツゴ郷の会からのメッセージ. 細谷和海・高橋清孝(編), pp. 29-36. 恒星社厚生閣, 東京.
- 友田淑郎. 1989. 琵琶湖のいまとむかし. 青木書店, 東京.

Replacement of dominant fish species from Cyprinidae fishes into invasive fishes and
the amount of its economic loss in a satellite lake, Katata Naiko, of Lake Biwa

Masahiro Nakagawa ^{1*} & Takashi Suzuki ²

¹ Department of Human and Environmental Science,
Osaka Shin-Ai College, 6-2-28 Tsurumi, Tsurumi-ku, Osaka 538-0053 Japan
TEL 06-6180-1041 FAX 06-6180-1045 e-mail gf998002@yahoo.co.jp

² Department of Fisheries, Faculty of Agriculture, Kinki University,
3327-204 Nakamachi, Nara 631-0052 Japan

* Corresponding author

Abstract To understand the process of decrease in biodiversity of Naikos, seasonal and annual changes in fish fauna were surveyed in Katada Naiko, which is located at the western part of Lake Biwa. Specimens were collected by a casting net sampling for 20 min each night from August 2001 to July 2006. In the first and second years, 3 cyprinid species—*Carassius* sp., *Pseudorasbora parva*, and *Rhodeus ocellatus*—were the most abundant. Over the five year study period, the frequency of the three most abundant cyprinid fishes combined dramatically decreased from 83.3%, 84.3%, 68.9%, 18.6%, to 15.5% whereas that of two invasive species—bluegill *Lepomis macrochirus* and largemouth bass *Micropterus salmoides*—increased from 3.9%, 4.5%, 16.2%, 68.9%, to 78.1%. The amount of economic loss, calculated by the production method, also increased during the period. The decrease in dominant species was simultaneous with the increase in bluegill and largemouth bass, and induced the potential economic loss. We discuss the requirement of removing the two invasive species, and methods for the reconstruction of the biodiversity.

Keywords: biodiversity, bluegill, Cyprinidae, largemouth bass, production method

Received: October 28, 2007 / Accepted: December 17, 2007