

滋賀県の内湖における侵略的外来生物駆除

および在来魚のモニタリング（最終報告）

北野 大輔 久岡 知輝

滋賀県

緒言

日本最大の湖である琵琶湖の周辺には内湖が点在する。内湖とは、水路で琵琶湖と直接接続している小規模な水域のことである（池田 2005）。内湖は多面的な機能を持つことが知られており（倉田 1984）、その一つとして琵琶湖固有種を含む多くの魚類の生育や繁殖の場となっていることが挙げられる（細谷 2005a）。つまり、内湖は魚類の安定した再生産に大きく関係していると考えられ、琵琶湖の在来魚類にとって必要不可欠な環境であるといえる。加えて、我々が在来魚類をはじめとする生物多様性の維持を考えるうえでも非常に重要な環境である。しかし、現存する多くの内湖は、物理的、生物的要因によりその環境が著しく悪化しているとされている（西野 2005; 滋賀県水産試験場 2005）。したがって、内湖を魚類の生育の場、繁殖の場として再生し、保全していく必要がある。そのためには、内湖において長期的な調査を行い、生息する魚類相の把握や生活史の解明が求められる。

筆者の所属する「滋賀県大生き物研究会（旧 滋賀県大 BASSER'S）」では、琵琶湖北湖に位置する内湖である神上沼において、魚類モニタリングおよび外来魚の駆除活動を行った。本稿において、その結果を報告する。

なお、本稿は以下のように構成されている。

- 1) 調査地の概要
- 2) 魚類相の調査
- 3) オオクチバスおよびブルーギルの駆除活動
- 4) オオクチバス稚魚の駆除とその効果の検証



写真. 滋賀県大生き物研究会（2016年10月15日撮影）

調査地の概要

神上沼 (35° 13' 37" N, 136° 09' 37" E) は、滋賀県彦根市稲枝地区の水田地帯に位置する琵琶湖の内湖である (図 1-1)。神上沼の中央を道路が通り、この地域では北部の水域を古矢場沼、南部の水域を神上沼と称するが、本稿では両水域をまとめて神上沼とした。北部と南部の水域はつながっているため水や魚類の移動に影響はない。水域の表面積はおよそ 6.2 ha であり、底質は主に泥と砂が占めている。水深はおよそ 2 m であるが、岸から 1~5 m の範囲は水深 50 cm 以下と浅く、ヨシ (*Phragmites australis*) が自生している。流入水路は 4 本あり、南東部に接続している水路がもっとも大きい。この水路の 200 m 上流にはアユ (*Plecoglossus altivelis altivelis*) の養殖施設があり、そこからの排水が流入している。琵琶湖への流出水路は 2 本あり、北東部の流出水路では、下流部にある水門の操作により水が逆流する場合がある。流入、流出のいずれの水路も三面コンクリート護岸が施されている。

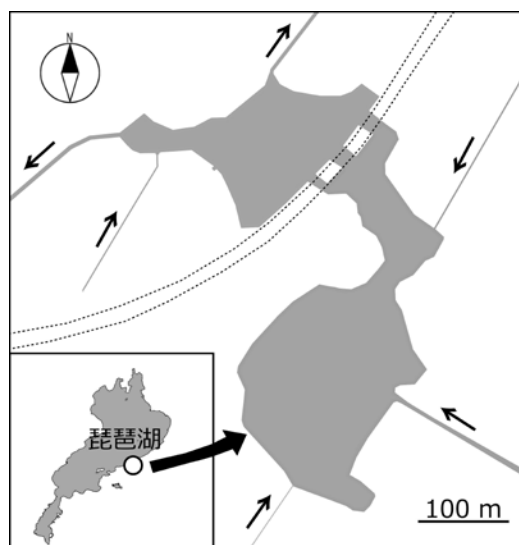


図 1-1. 調査地の神上沼. 矢印は流れの方向を、破線は道路の位置を示す。

1. 魚類相の調査

2.1. 目的

内湖の魚類相についての報告は調査期間が 1 年間未満のものが多く (美濃部・桑村 2001; 福田ほか 2005), 数年に渡る長期的な調査報告は中川・鈴木 (2008) などわずかしかない。特に、琵琶湖大橋よりも北部の琵琶湖 (以下、北湖) 周辺の内湖において、複数年にわたり継続して行なわれた調査報告はない。北湖周辺の内湖には、琵琶湖大橋より南部の琵琶湖 (以下、南湖) 周辺の内湖よりも多様な魚類が生息していることが報告されており (滋賀県 2001), 北湖周辺の内湖においても魚類相に関する知見を多く蓄積する必要があるだろう。

滋賀県大生き物研究会は、2015 年 4 月から 2017 年 3 月まで、神上沼において魚類のモニタリングを継続して行った。本稿においてその結果を報告するとともに、神上沼の魚類の現状とその保全について考察した。

2.2. 方法(魚類定性調査)

神上沼に出現する魚類を調査するために、2015 年 4 月から 2017 年 3 月にかけて、投網

(目合い 9 mm, 1200 目), タモ網 (目合い 3 mm) を用いて採集を行った. 調査は月 1 回以上の頻度で行った. 投網による調査では, 神上沼の外周 (およそ 1800 m) を一周する間に投網をおよそ 30 回打った. 投網と並行してタモ網による調査も行い, 一周する間に 5 分間の採集を 6 回行った.

採集した魚類については現地で種を同定し, 各種の個体数と標準体長を記録した後に採集地点に再放流した. また, 稚魚が採集された場合には, 種の同定のみを行い速やかに再放流した. 現地での同定および本報告文における学名と標準和名の表記は中坊 (2013) に従った. 採集した魚類のうち, 特定外来生物に指定されているオオクチバス (*Micropterus salmoides*) およびブルーギル (*Lepomis macrochirus*) は再放流せず, 現地で殺処分したのち大学の実験室に持ち帰った.

フナ属魚類の一部は滋賀県立大学の実験室に持ち帰って精査し, 神上沼にはギンブナ (*Carassius auratus langsdorfii*), ニゴロブナ (*C. a. grandoculis*), ゲンゴロウブナ (*C. cuvieri*) の 3 種が生息することを確認した. しかし, これらの小型個体は現地での同定が困難であったため, 本稿においては便宜的にこれら 3 種をまとめてフナ類 (*Carassius spp.*) とした.

2.3. 結果と考察

2.3.1. 神上沼の魚類相

魚類定性調査の結果, 5 年間で計 25 種 (23 分類群) の魚類が採集された (表 2-1). 採集された魚類のうち, 在来魚類は 20 種であり, 環境省レッドリストに記載されているものは 9 種 (環境省自然環境局野生生物課希少種保全推進室 2015), 滋賀県レッドリストに記載されているものは 12 種であった (滋賀県生き物総合調査委員会 2016). 先行研究によると, 南湖の小津袋内湖において採集された魚類は少なくとも 3 種の外来種を含めて 22 種であり (美濃部・桑村 2001), 同じく南湖の堅田内湖において採集された在来魚類は 9 分類群のみであった (中川・鈴木 2008). 以上のことから, 神上沼の魚類相はこれまで報告されている南湖の内湖のものより豊かであることがわかった.

本稿では, 採集された魚類のうち, 細谷 (2005) が分類した在来魚類の生息場所の利用様式において内湖を繁殖・成育の場として利用することが示されている 8 分類群 (フナ類, ワタカ *Ischikauia steenackeri*, コイ *Cyprinus carpio*, タモロコ *Gnathopogon elongatus elongatus*, モツゴ *Pseudorasbora parva*, オイカワ *Opsariichthys platypus*, カネヒラ *Acheilognathus rhombeus*, オウミヨシノボリ *Rhinogobius sp. OM*), 繁殖のみに利用する 2 分類群 (ビワヒガイ *Sarcocheilichthys variegatus microoculus*, ホンモロコ *Gnathopogon caerulescens*) について, 以下にその出現状況等の特徴を記し, 考察を述べる.

2.3.2. 内湖で繁殖・成育する分類群

フナ類 (写真 2-1) は在来魚類のうち最も高い頻度で採集され, 冬季以外のすべての季節で採集されていた. 近年, 琵琶湖の水位調整による水位低下がフナ類の産卵場や初期生活場所の減少に深く関係していることが指摘されている (山本 2002). しかし, 調査地で

表2-1. 2015年4月から2017年3月にかけて神上沼で採集された魚類とその個体数

標準和名	学名	採集個体数****		採集分類群数																		
		環境省*	滋賀県**	RLカテゴリー	外来種***	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec					
アユ	<i>Plecoglossus altivelis altivelis</i>			V									+									
オイカワ	<i>Opsarichthys platypus</i>																				+	
カマツカ	<i>Pseudogobio esocinus</i>																					+
コイ	<i>Cyprinus carpio</i>			LP																		+
ゼゼラ	<i>Biwia zezera</i>			VU																		+
タモロコ	<i>Gnathopogon elongatus elongatus</i>																					+
ツチフキ	<i>Abbottina rivularis</i>			EN																		+
ニゴイ	<i>Hemibarbus barbuis</i>																					+
ヌマムツ	<i>Nipponocypris sieboldii</i>																					+
ハス	<i>Opsarichthys uncirostris</i>			VU																		+
ビワヒガイ	<i>Sarcocheilichthys variegatus microoculus</i>																					
フナ類	<i>Carassius spp.</i>																					
ギンブナ	<i>Carassius auratus langsdorffi</i>																					+
ゲンゴロウブナ	<i>Carassius cuvieri</i>			EN																		+
ニゴロブナ	<i>Carassius auratus grandoculis</i>			EN																		+
ホンモロコ	<i>Gnathopogon caerulescens</i>			CR																		+
モツゴ	<i>Pseudorasbora parva</i>																					++
ワタカ	<i>Ischikauia steenackeri</i>			CR																		++
カネヒラ	<i>Acheilognathus rhombeus</i>																					+
タイリクバラタナゴ	<i>Rhodeus ocellatus ocellatus</i>																					+
ドジョウ	<i>Misgurnus anguillicaudatus</i>			DD																		+
ナマズ	<i>Silurus asotus</i>																					+
カムルチー	<i>Channa argus</i>																					+
オオクチバス	<i>Micropterus salmoides</i>																					++
ブルーギル	<i>Lepomis macrochirus</i>																					+++
オウミヨシノボリ	<i>Rhinogobius sp. OM</i>																					+

*環境省レッドリスト2015年版；CR:絶滅危惧IA, EN:絶滅危惧IB, VU:絶滅危惧II類, LP:絶滅の恐れのある地域個体群, DD:情報不足.

**滋賀県レッドデータブック2015年版；I:絶滅危惧種, II:絶滅危惧増大種, III:希少種, IV:要注目種, V:分布上重要種.

***○は国内移入種を含む外来種, ●は特定外来生物指定種を示す.

****調査1回当たりの採集個体数を示す. +:1-10, ++:11-20, +++:>20.

はフナ類の稚魚や当歳魚とみられる個体が多く採集されており、調査地において安定した再生産を行っていると考えられる。

ワタカ（写真 2-2）は調査期間中 1 個体のみが採集された。琵琶湖周辺での本種の個体数は減少傾向にあり、その原因は外来魚による捕食であるとされている（滋賀県生き物総合調査委員会 2016）。したがって、その個体群を保全するためには、オオクチバスおよびブルーギルを継続的に駆除し、親魚や卵を保護することが必要である。

コイ（写真 2-3）はフナ類と同様に冬季以外のほぼすべての時期において採集されたが、その個体数はあまり多くなかった。しかし、稚魚が採集されており神上沼内で繁殖し成育していると考えられる。琵琶湖には在来系統である野生型と外来系統である養殖型の 2 型のコイが生息しており、野生型は滋賀県レッドデータブックにおいて絶滅の恐れのある地域個体群（LP）に指定されている（滋賀県生き物総合調査委員会 2016）。しかし、調査地のある北湖東岸において、本種は養殖型の遺伝子を持つ個体の頻度が高いことが知られており（Mabuchi et al. 2010）、さらに調査地では飼育型の特徴とされる体高が高い個体も採集された。よって、調査地で採集された本種の多くは、養殖型の遺伝子を有している可能性がある。

タモロコ（写真 2-4）は内湖や湖に連結する水路に多く生息しているとされているが（細谷 2005b）、神上沼では 1 個体のみが採集された。また、ほかの内湖においても接続する水路以外で本種が採集された報告はなく（美濃部・桑村 2001; 福田ほか 2005; 中川・鈴木 2008）、内湖に本種が生息することは非常にまれであると考えられる。しかし、接続する水路には本種が生息している可能性があり、今後調査が必要である。

モツゴ（写真 2-5）は比較的高い頻度で採集された。また、初夏には稚魚が多く採集されており、本種は調査地で繁殖している可能性が高い。本種はオオクチバスなどの魚食性外来魚による捕食で減少しうるとされているため（滋賀県生き物総合調査委員会 2016）、本種の個体群を維持するためにはオオク

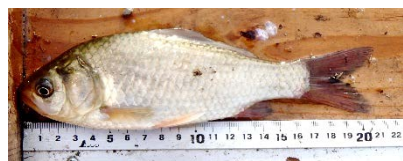


写真 2-1. フナ類（ニゴロブナ）



写真 2-2. ワタカ



写真 2-3. コイ



写真 2-4. タモロコ



写真 2-5. モツゴ



写真 2-6. オイカワ

チバスの駆除を継続することが重要であると考えられる。

オイカワ（写真 2-6）は冬季以外に採集されており，採集頻度も比較的高かった。また，稚魚も採集されているため，神上沼で繁殖・成育している可能性がある。しかし，ダム湖などの止水域に生息する本種は接続する水路や河川を遡上し産卵することが報告されているため（水野・名越 1964），神上沼に生息するオイカワの産卵場所については，今後詳細な調査が必要である。

カネヒラ（写真 2-7）は冬季以外の季節に採集されたが，その個体数は多くなく，環境の変化により生息数を大きく減少させる可能性がある。減少要因の一つとされる魚食性外来種を継続して駆除することに加え（滋賀県生き物総合調査委員会 2016），産卵基質となるイシガイ科二枚貝の生息量の調査と保全が必要である。

オウミヨシノボリ（写真 2-8）の多くは接続水路の周辺で採集されていた。本種の稚魚も採集されており，調査地で繁殖していると考えられる。

2.3.3. 内湖で繁殖する分類群

ビワヒガイ（写真 2-9）は，本種の産卵期である 5～7 月に採集された（細谷 2005c）。しかし，採集個体数はわずかであり，さらに，本種と同じく二枚貝に産卵するカネヒラの採集頻度も低かった。以上のことから，調査地は本種のような二枚貝に産卵する魚類の繁殖に適していない可能性があり，二枚貝が生息しやすい底質環境を整備することが必要である。

ホンモロコ（写真 2-10）は内湖を産卵の場として一時的に利用するために琵琶湖から内湖へ移動することが報告されており（中村 1969），また採集時期は中村（1949）に示されている本種の産卵期（4 月上旬～7 月上旬）とほぼ一致していたことから，産卵のために調査地を利用している可能性が非常に高い。しかし，本種は調査地で捕獲されたオオクチバスに捕食されているため（本稿 3 章），その個体群の保全のためには産卵期の親魚を保護することが重要である。

2.3.4. 内湖の環境とその保全について

藤田ほか（2008）は，内湖定住型の魚類が生息し，多様な回遊型魚類が内湖を利用できる状態が将来的な内湖の環境復元目標であると述べている。細谷（2005a）の分類によると，フナ類の中ではゲンゴロウブナやニゴロブナ，フナ類以外ではホンモロコやワタカなどが，繁殖のために琵琶湖と内湖を往来する「琵琶湖・内湖（水田）回遊型」の魚類とさ



写真 2-7. カネヒラ



写真 2-8. オウミヨシノボリ



写真 2-9. ビワヒガイ



写真 2-10. ホンモロコ

れる。一方で、モツゴは内湖と琵琶湖を回遊することなく内湖に生息し再生産を続けている「琵琶湖・内湖定住型」に分類されている（細谷 2005a）。よって、オオクチバスやブルーギルなどの外来魚類が多く生息しているが、小規模な面積でありながら回遊型と定住型の両方を含む多くの分類群が生息し繁殖も行っていると考えられる神上沼の環境は、ほかの内湖よりも比較的健全であるといえる。

今後、琵琶湖の再生を目指すためには、内湖を多くの在来魚の生息、繁殖のための環境として再生し保全することが必要であると考えられる。しかし、目的で述べたように、内湖、特に琵琶湖北湖周辺のものに関する知見は不足している。したがって、今後はほかの内湖における知見を蓄積すると同時に、現在比較的健全な環境を有している内湖について、外来魚類の駆除や繁殖のための環境整備などの保全努力を積極的に行う必要があるだろう。

引用文献

- 藤田朝彦・西野麻知子・細谷和海. 2008. 魚類標本から見た琵琶湖内湖の原風景. 魚類学雑誌, 55: 77-93.
- 福田大輔・辻野寿彦・細谷和海・西野麻知子. 2005. 湖北野田沼における在来魚と外来魚の現状. 「内湖からのメッセージ 琵琶湖周辺の湿地再生と生物多様性保全」(西野麻知子・浜端悦治編), pp. 126-140. サンライズ出版, 彦根.
- 細谷和海. 2005a. 琵琶湖の淡水魚の回遊様式と内湖の役割. 「内湖からのメッセージ 琵琶湖周辺の湿地再生と生物多様性保全」(西野麻知子・浜端悦治編), pp. 118-125. サンライズ出版, 彦根.
- 細谷和海. 2005b. タモロコ. 「山系カラー名鑑 日本の淡水魚 改訂版」(川那部浩哉・水野信彦・細谷和海編), pp. 298-299. 山と溪谷社, 東京.
- 細谷和海. 2005c. ビワヒガイ. 「山系カラー名鑑 日本の淡水魚 改訂版」(川那部浩哉・水野信彦・細谷和海編), pp. 312-313. 山と溪谷社, 東京.
- 池田 碩. 2005. 琵琶湖周辺内湖とその成因. 「内湖からのメッセージ 琵琶湖周辺の湿地再生と生物多様性保全」(西野麻知子・浜端悦治編), pp. 33-40. サンライズ出版, 彦根.
- 環境省自然環境局野生生物課希少種保全推進室. 2015. レッドデータブック 2014—日本の絶滅の恐れのある野生生物— 4 汽水・淡水魚編. 413pp. 環境省自然環境局野生生物課, 東京.
- 倉田 亮. 1984. 内湖—その生態学的機能. 滋賀県琵琶湖研究所所報, 2: 46-54.
- Mabuchi K, H Senou, H Takeshima, K Nakai, M Nishida. 2010. Distribution of native Japanese mtDNA haplotypes of the common carp (*Cyprinus carpio*) in Lake Biwa. Japanese Journal of Ichthyology, 57: 1-12.
- 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—. 応用生体工学, 4: 27-38.
- 水野信彦・名越 誠. 1964. 奈良県猿谷ダム湖の魚類Ⅲ: オイカワの生活. 日本生態学会誌, 12: 115-126.
- 中坊徹次. 2013. 日本産魚類検索 全種の同定 第三版. 2428pp. 東海大学出版会, 東京.

- 中川雅博・鈴木誉士. 2008. 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. 伊豆沼・内沼研究報告, 2: 1-12.
- 中村守純. 1949. 琵琶湖産ホンモロコ的生活史. 日本水産学会誌, 15: 88-96.
- 中村守純. 1969. 日本のコイ科魚類. 455pp. 資源科学研究所, 東京.
- 中野光議・岩間憲治. 2016. 滋賀県彦根市の水路における魚類の種層と分布—地理情報システムを導入した大学実習の事例—. 地域自然史と保全, 38: 121-128.
- 西野麻知子. 2005. 内湖の変遷. 「内湖からのメッセージ 琵琶湖周辺の湿地再生と生物多様性保全」(西野麻知子・浜端悦治編), pp. 41-49. サンライズ出版, 彦根.
- 滋賀県. 2001. 平成 12 年度水辺環境創生計画策定調査報告書. 500pp. 滋賀県, 大津.
- 滋賀県生き物総合調査委員会. 2016. 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—. 647pp. サンライズ出版, 彦根.
- 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, 彦根.
- 山本敏哉. 2002. 水位調整がコイ科魚類に及ぼす影響. 遺伝, 56: 42-46.

3. オオクチバスおよびブルーギルの駆除活動

3.1. 目的

オオクチバスはスズキ目サンフィッシュ科に属する淡水魚である。原産地は北アメリカ南東部であり、強い肉食性を示す。オオクチバスは1925年に日本に移入された後、人為的な放流により北海道を除く全国に生息域を拡大している。様々な環境に対応する適応力を持ち、天敵の少なさから上位捕食者として定着している。また、捕食によって在来魚をはじめとする在来水生生物を減少させている (Maazono and Miyashita 2003; 藤本ほか 2009)。いくつかの湖沼では、オオクチバスの捕食により引き起こされた希少魚類の減少や生態系の単純化といった問題が報告されている。

ブルーギルは、オオクチバスと同じく北アメリカ原産のスズキ目サンフィッシュ科に属する淡水魚である。本種は藻類や魚類、魚卵などを捕食する雑食性であり (横川 1986; 杉浦・田口 2012)、本種による在来魚の卵や仔稚魚の食害が各地の水域で起きている。また、汚染にも強く、様々な環境に適応することができる。

上記 2 種は在来生物の生態系に与える影響が特に大きいとされており、特定外来生物にも指定されている。また、神上沼にも多数のオオクチバスとブルーギルが生息しており、在来生物への影響が懸念される。よって、神上沼において両種を駆除するとともに、オオクチバスの胃内容物を調べることで在来種への影響を考察した。

3.2. 方法

前項の魚類相調査時に捕獲したオオクチバスおよびブルーギルについて、餌生物の吐き出しを抑えるためにその場で即殺し、大学の実験室に持ち帰った。そして、標準体長 (SL, mm) および湿重量 (BW, g) を測定した後に、オオクチバスについては胃内容物を摘出した。胃内容物は被食生物の骨格およびその形状から、可能な限り種までを同定した。駆除したオオクチバスは、すべての個体について胃内容物を調べた。胃内容物のデータ分析においては、淀・木村 (1998) において使用されている餌料重要度指数 (IRI) を用いた。餌料重要度指数とは、ある種の餌として重要な生物を示す指標である。そして、求めた餌料重要度指数から、餌料重要度百分率 (%IRI) を算出した。

オオクチバスに近縁なコクチバス (*Micropterus dolomieu*) において、捕食できる魚の体サイズとコクチバス自身の体サイズに関係がみられている (片野・青沼 2001)。よって、本報告では、オオクチバスを大型個体と小型個体の 2 群に便宜的に分け、胃内容物を比較した。淀・木村 (2002) によると、神上沼に近い滋賀県西の湖に生息するオオクチバスは、SL230 mm で繁殖可能になるという。したがって、この SL230 mm 以下の個体を「小型個体」、230 mm よりも大きな個体を「大型個体」として扱った。なお、2015~2016 年度の 2 年間のデータのみでは胃内容物の分析が不十分である判断したため、活動開始時 (2011 年) からのデータをまとめて分析した。

3.3. 結果と考察

3.3.1. 外来魚の駆除結果

2015年度に駆除したオオクチバスは242個体でその湿重量は51.4 kg, ブルーギルは297個体で18.7kgであった。2016年度に駆除したオオクチバスは188個体でその湿重量は37.5 kg, ブルーギルは270個体で7.9 kgであった。また, 駆除したオオクチバスおよびブルーギルの体長組成を図3-1 および3-2に示す。オオクチバスの体長組成について, SL300 mmを超える大型の個体の数に変化はあったものの, 2015年度と2016年度で大きな変化はなく, SL100 mm前後の当歳魚とみられる個体が最も多く捕獲されていた。2016年度に捕獲個体数が減少したのは, 大型個体が多く捕獲される春季における調査頻度が, 2016年度ではおよそ半分であったからだろう。

ブルーギルの体長組成は年によって大きく異なっていた。2015年度はSL50~150 mmの

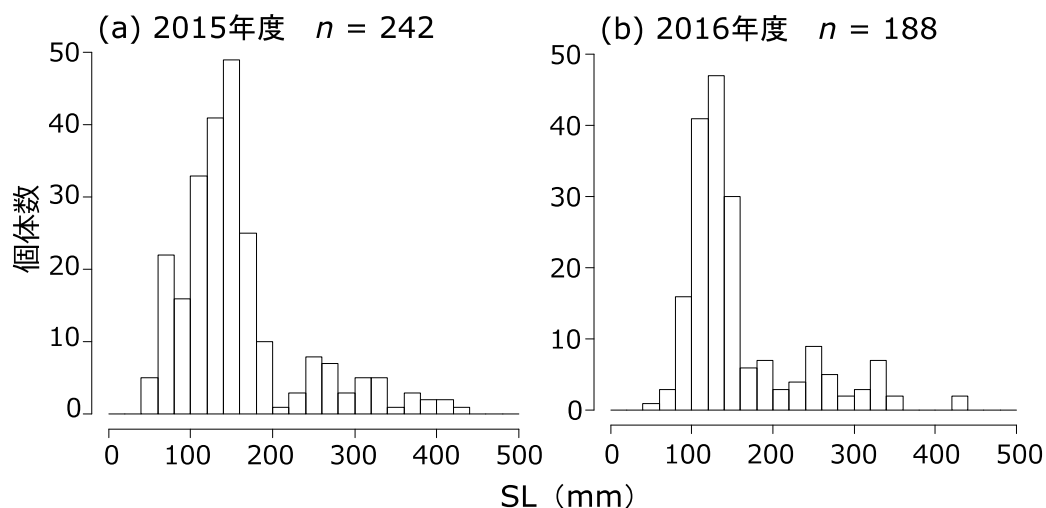


図3-1. 神上沼で捕獲したオオクチバスの体長組成

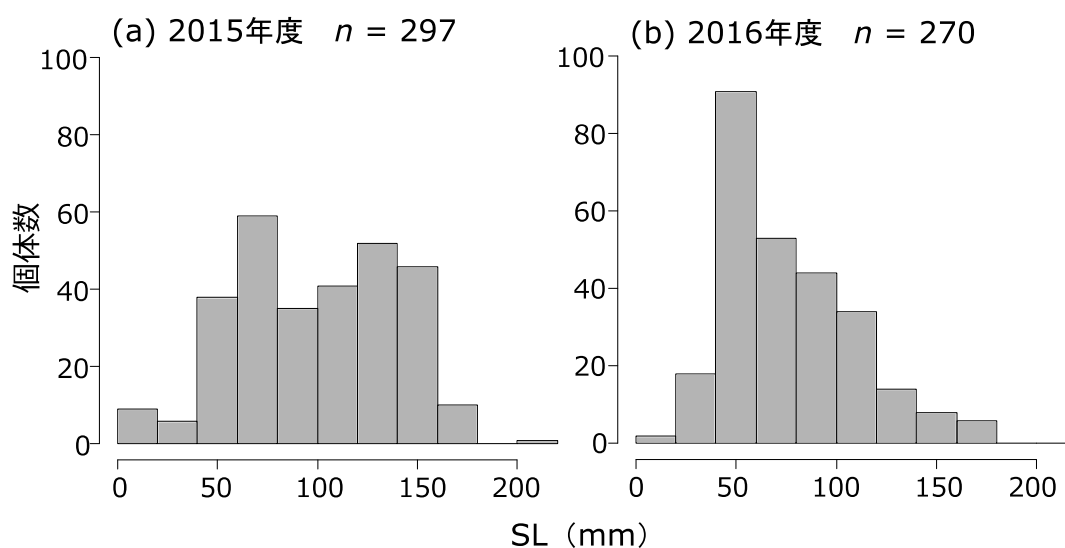


図3-2. 神上沼で捕獲したブルーギルの体長組成

個体が多く採集されていたが、2016年度はSL100 mm以上の個体が減り、SL50 mm前後の個体が非常に多く採集されていた。これは、大型個体を捕獲できなかったために、当歳個体が増加したためだろう。ブルーギルは産卵期に大きなコロニーを形成するほど繁殖成功度が高くなる（中尾ほか 2006）。したがって、コロニーを見つけることができれば、2015年度のように多くの大型個体を捕獲できるうえ、その増殖を大きく抑制することができると考えられる。

3.3.2. オオクチバスの胃内容物

神上沼で捕獲したオオクチバスの餌料重要度百分率（%IRI）を図3-3および3-4に示す。オオクチバス小型個体は、春期にはホンモロコやオイカワなどの魚類を重要な餌としていたが、6月以降は甲殻類、主にスジエビが重要な餌となっていた。また12月にはオウミヨシノボリが重要な餌となっていた。一方で、オオクチバス大型個体は魚類を重要な餌としている場合が小型個体よりも多くみられた。両者に共通して、春季にはホンモロコを非常に重要な餌としていた。

調査地に近い滋賀県西の湖においては、アメリカザリガニ（*Procambarus clarkii*）がオオクチバスの最も重要な餌となっていた（淀・木村 1998）。甲殻類のIRIが基本的に高いという傾向は一致していたが、神上沼で捕獲されたオオクチバスの胃内容物において、アメ

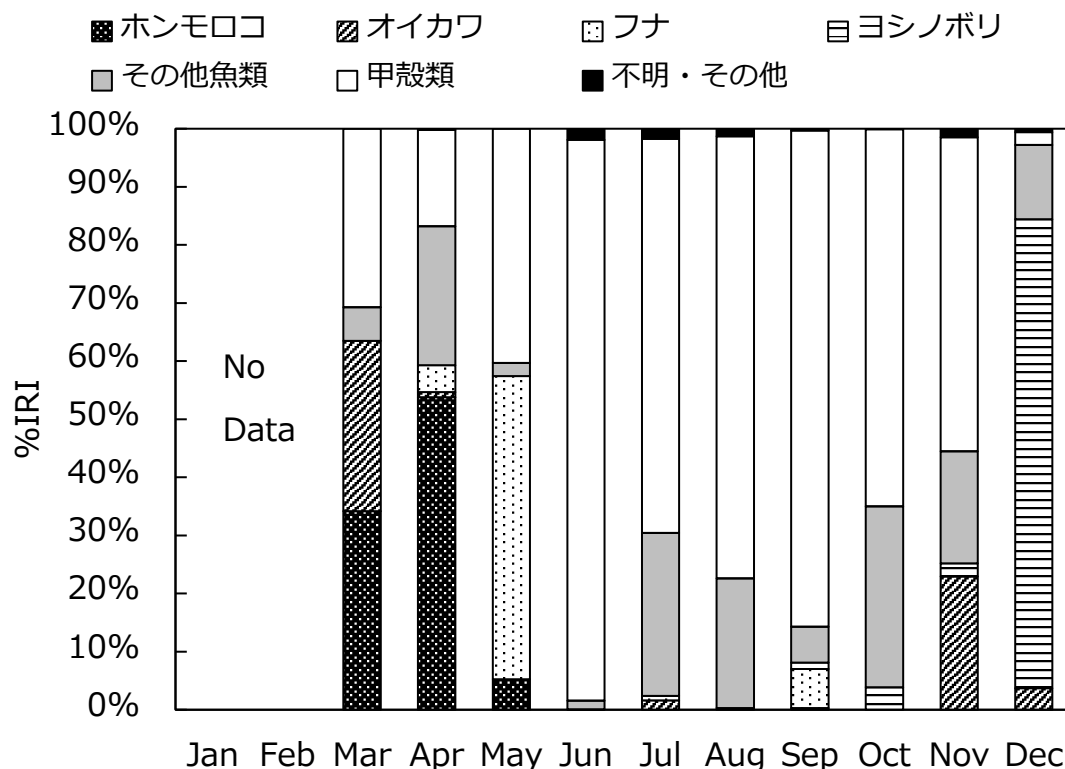


図 3-3. オオクチバス小型個体（SL≤230 mm）の餌料重要度百分率（%IRI）

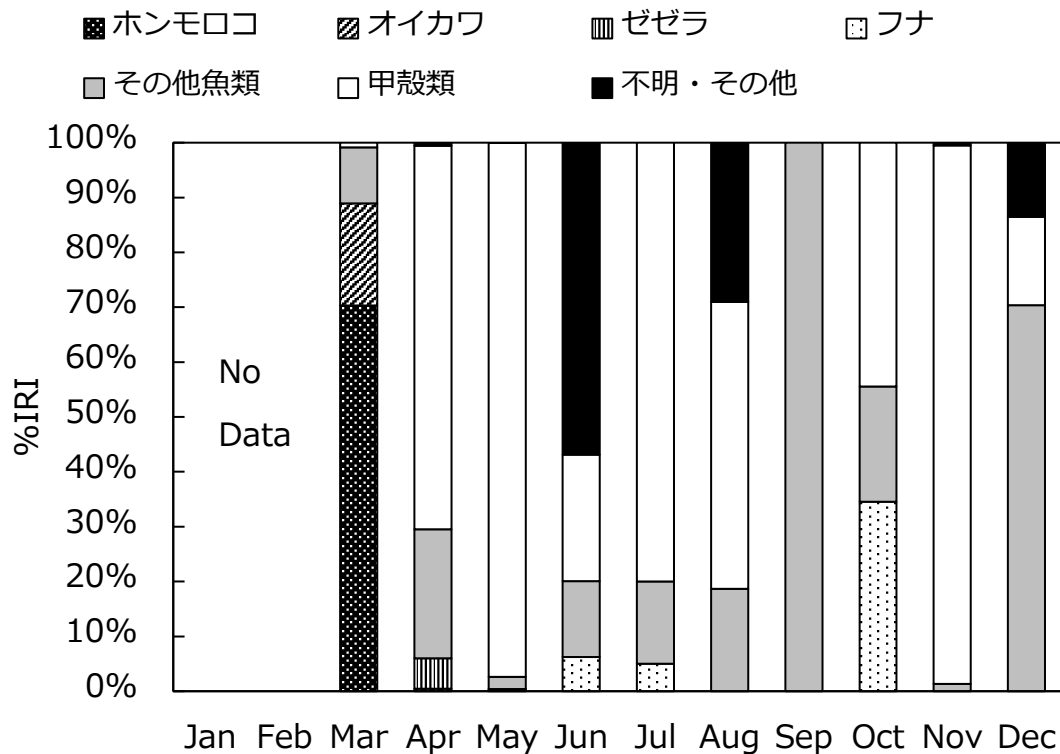


図 3-4. オオクチバス大型個体 ($SL > 230$ mm) の餌料重要度百分率 (%IRI)

リカザリガニがみられたことは非常にまれであり、甲殻類のほとんどはスジエビが占めていた。しかし、神上沼ではアメリカザリガニもよく採集されている。したがって、オオクチバスはいくつかの甲殻類に対して選択的な捕食を行っている可能性が高い。

同様に西の湖では、オオクチバスはブルーギルなどの外来種をよく捕食していることが報告されている (淀・木村 1998)。しかし、神上沼においては、ブルーギルが多く生息しているにもかかわらずほとんど捕食されていなかった。この違いは、両内湖の魚類相の違いに関係している可能性がある。例えば、神上沼では春季に高い頻度でホンモロコが採集されていたが、オオクチバスに捕食されていた個体数も多かった。一方で、モツゴのように高頻度で採集されているがオオクチバスにほとんど捕食されていないような種も存在している。したがって、在来魚類が比較的豊富な環境であればオオクチバスは在来魚類を多く捕食するが、その捕食はかなり選択的である可能性がある。

今後、より詳細な調査を続けるとともに、多く捕食されている在来魚類を保全する手法が必要となる。オオクチバスの捕食選択には、餌の体形や捕食回避行動、餌の資源量などが複雑に作用していると考えられる。したがって、そのメカニズムを解明することは、在来魚類を効果的に保全する手法の開発につながるのではないだろうか。また、西の湖と神上沼で IRI の高い種が異なったことから、捕食選択は餌生物の生息状況など水域単位で大きく異なると推測される。よって、在来生物の保全には、水域単位での詳細な知見を得ることが重要となるだろう。

引用文献

- 藤本泰文・星 美幸・神宮字寛. 2009. 侵入直後のオオクチバス *Micropterus salmoides* が短期間のうちに溜め池の生物群集に及ぼした影響. 伊豆沼・内沼研究報告, 3: 81-90.
- 片野 修, 青沼佳方. 2002. コクチバスによって捕食されるウグイの最大体長. 日本水産学会誌, 67: 866-873.
- Maazono Y, T Miyashita. 2003. Community-level impacts induced by introduced largemouth bass and bluegill in farm ponds in Japan. *Biological Conservation*, 109: 111-121.
- 中尾博行・藤田建太郎・川端健人・中井克樹・沢田裕一. 2006. 琵琶湖北湖における外来魚ブルーギル *Lepomis macrochirus* の繁殖生態. 魚類学雑誌, 53: 55-62.
- 杉浦省三・田口貴史. 2012. 琵琶湖野田沼周辺におけるオオクチバスとブルーギルの胃内容物と糞中 DNA による摂餌生態の推定. 日本水産学会誌, 78: 43-53.
- 淀 太我・木村清志. 1998. 三重県青蓮寺湖と滋賀県西の湖におけるオオクチバスの食性. 日本水産学会誌, 64: 26-38.
- 淀 太我・木村清志. 2002. 三重県青蓮寺湖と滋賀県西の湖におけるオオクチバスの生殖腺成熟. 日本水産学会誌, 68: 151-156.
- 横川浩治. 1986. 香川県の湖沼におけるブルーギルの生態. 香川県水産試験場研究報告, 2: 47-74.

4. オオクチバス稚魚の駆除活動とその効果の検討

4.1. 目的

オオクチバスの稚魚は、孵化後しばらくの間は水面に群れをなして生活する(写真 4-1)。この稚魚期のオオクチバスは遊泳力が小さくタモ網でも簡単に捕獲することが可能である。オオクチバス稚魚の駆除は、その個体数を抑制するために非常に効率の良い方法であると考えられるが、稚魚の駆除がその後のオオクチバス出現数に与える効果については明らかになっていない。

稚魚の個体数は、その後に出現する当歳魚の数に影響すると考えられる。したがって、神上沼に出現したオオクチバス稚魚の駆除を行ない、稚魚の駆除量と初夏以降にみられる当歳魚数を比較した。そして、解放水域である神上沼におけるオオクチバス稚魚駆除の効果について検討した。

4.2. 材料と方法

神上沼においてオオクチバスの稚魚が出現する 5 月から 6 月にかけて、タモ網を用いた掬い取りによる稚魚の駆除を行なった。岸際の水面を集団で遊泳するオオクチバス稚魚をタモ網で捕獲し、その場で 70%エタノールにより固定した。そして、大学の実験室において個体数の推定を行なった。駆除した稚魚群ごとにランダムに選んだ 30 個体の重量およびその群全体の重量を計測し、以下の式に従って全体の個体数を推定した。

$$\text{推定個体数} = \frac{\text{全体の重量(g)}}{\text{30 個体の重量(g)}} \times 30$$

次に、稚魚駆除量と 5 月以降にかけて捕獲したオオクチバス当歳魚数を比較した。本章における当歳魚は、 $SL146\text{ mm}$ 以下の個体とした。これは、滋賀県西の湖におけるオオクチバス当歳魚の SL は最大で 146 mm であったという報告がされているからである (Yodo and Kimura 1996)。加えて、6~9 月頃にかけて捕獲された $SL140\text{ mm}$ 前後の個体は当歳魚とせず、1 歳魚であると判断した。

稚魚駆除数とその年の調査回ごとの当歳魚捕獲数について、ポアソン分布を仮定した一



写真 4-1. 水面を浮遊するオオクチバス稚魚

表 4-1. 駆除したオオクチバス稚魚の個体数

年	稚魚駆除数(個体)
2011	0
2012	9238
2013	2988
2014	2054
2015	6950
2016	4235

般化線形混合モデル (GLMM) を用いて解析した。説明変数は駆除したオオクチバス稚魚の個体数, 目的変数は調査ごとの当歳魚の捕獲数とした。また, ランダム効果として調査年を組み込んだ。なお, 12 月以降はオオクチバスが大型・小型問わずほぼ採集されなかった。よって, 解析には 11 月までに捕獲した当歳個体の数を用いた。また, 本調査は 2011 年から継続しており, サンプル数の関係からデータ解析には 2011 年から 2016 年の駆除・捕獲結果を用いた。解析には, R (3.2.4) の `glmmML` パッケージを用いた。

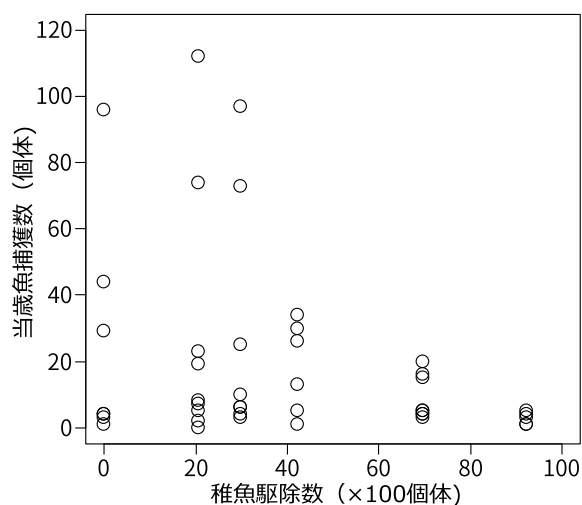


図 4-1. オオクチバス稚魚の駆除数と当歳魚の個体数の関係

4.3. 結果と考察

2011 年以降の活動において捕獲したオオクチバス稚魚の個体数を表 4-1 に示す。2015 年に駆除したオオクチバスの稚魚は 8 群で, 総個体数はおおよそ 7000 個体であった。これは, 2012 年の 10000 個体に次ぐ駆除数であった。2016 年に駆除したオオクチバスの稚魚は 10 群で, 総個体数はおおよそ 4200 個体であった。2011 年から 2015 年にかけてのオオクチバス稚魚駆除数と 5 月以降に捕獲した当歳魚数を, 図 4-1 に示す。稚魚を行わなかった 2011 年や駆除量の小さかった 2013 年および 2014 年には, 200 個体近くもしくは 200 個体を超える当歳魚が捕獲された。一方で, 稚魚駆除量が 6000 個体を超えた年の当歳魚捕獲数は 100 個体未満であり, オオクチバス稚魚の駆除量が大きくなると, その年の当歳魚の捕獲数が小さくなる傾向がみられた (推定量 \pm 標準誤差 = $-2.34 \times 10^{-4} \pm 4.39 \times 10^{-5}$; Wald 検定, $z = -5.344$, $p < 0.001$)。よって, 稚魚の駆除は, 解放水域である神上沼において, オオクチバスの個体数を抑制するための有効な手段であるといえる。

以上のことから, 稚魚駆除数が少ない場合, 夏以降に多くの当歳魚が出現することが考えられた。オオクチバスの小型個体はエビ類や魚類の幼魚を捕食していることがわかっている (本稿 3 章)。稚魚を多く駆除できた場合には, 当歳魚の個体数を大きく抑制できることが考えられた。このことから, オオクチバス稚魚の駆除は夏以降の駆除活動の努力量を削減できることに加え, 当歳魚に捕食されている在来生物を保護することにも大きく貢献するだろう。

引用文献

Yodo T, S Kimura. 1996. Age and Growth of the Largemouth Bass *Micropterus Salmoides* in Lakes Shorenji and Nishinoko, Central Japan. Fisheries science, 62:524-528.