絶滅が危惧される琵琶湖固有スジシマドジョウ 2 種の繁殖生態と保全手法に関する研究

森井　清仁　　**滋賀県**

はじめに

近年，他種オスの繁殖行動によりメスの適応度が低下する種間相互作用である繁殖干渉が，近縁種の分布や置き換わりを決定づける上で重要である可能性が指摘されている（Gröning and Hochkirch 2008）．これまで，繁殖干渉に関する実証研究が増えてきているが，野外での繁殖干渉に関する研究は外来種―在来種間にほぼ限られる（e.g. 昆虫，Sun et al. 2014；魚類，Konishi and Takata 2004；爬虫類，Dame and Petren 2006；植物，Takakura and Fujii 2010；ただし例外として，Hettyey et al. 2014）．在来種間の繁殖干渉について報告がほとんどないのは，進化的な背景を共有し繁殖干渉を含めた種間相互作用を既に経験している在来種同士では，進化的背景を共有しない外来種―在来種間よりも，繁殖干渉が観察され難いことに起因すると考えられる．しかし，人為的な環境改変などによって，これまでと異なった状況で繁殖を強いられた場合，在来種間でも繁殖干渉が生じ，種の絶滅や進化を駆動する可能性がある．在来種に対するそのような作用は，人為的な環境変化による影響としては未知のものであり，自然下における在来種間の繁殖干渉とその生態学的帰結を明らかにすることの保全生態学的意義は極めて大きい．

スジシマドジョウ種群 Cobitis striata species complex は，コイ目ドジョウ科シマドジョウ属の淡水魚であり，5 種 11 亜種が本州，九州，四国に分布する（Nakajima 2012）．本種群は，学名・和名が決定する以前からいくつかの地方種族の存在が指摘されており(皆森 1955)，分類が混乱していたが，近年，分類が整理された(Nakajima 2012)．また，その全種が環境省レッドリストに記載されており（環境省自然環境局野生生物課希少種保全推進室 2015），絶滅が危惧される種群である．

滋賀県にはともに琵琶湖固有種であるオオガタスジシマドジョウ C. magnostriata Nakajima, 2012（以下，オオガタ）とビワコガタスジシマドジョウ C. minamorii oumiensis Nakajima, 2012（コガタ）の 2 種が分布している．両種は形態が酷似しているが(斉藤 1984)，オオガタの方が体長や卵サイズがより大きい(Minamori 1956)．オオガタは 4 倍体，コガタは 2 倍体であることは以前から知られていた(Saitoh et al. 1984)が，近年の系統解析によってスジシマドジョウ種群のオスとシマドジョウ種群 Cobitis biwae species complex のメスの交雑に由来する雑種起源であることが確かめられた（Saitoh et al. 2010）．また，両種は，人工交配実験によって不妊雑種を形成することが明らかになっている(Minamori 1956)．

オオガタは琵琶湖内に生息しており，産卵のため 5~6 月に湖岸の用水路や細流に侵入し，周年水のある水域の泥底に産卵すると報告されていた(斉藤・松田 1990)．一方で，コガタは琵琶湖内および琵琶湖岸の用水路に生息し，6~7 月に用水路から付近の水田に遡上して水田内で産卵するとされていた(斉藤・松田 1990)．シマドジョウ属 Cobitis の各種は，ごく近縁な種間で自然交雑を行うことが知られており，(Janko et al. 2007)，繁殖前隔離のために両種

が繁殖場所を分けていることは極めて自然である.

かつては両種とも琵琶湖岸全域に生息していたが, 近年, 両種の急減が報告されており, 特にコガタは北湖西岸北部にほぼ限定されている(斉藤 1993, 琵琶湖博物館うおの会 2007). 斉藤(2005)は, オオガタの減少要因としてオオクチバスによる食害を, コガタの減少要因としてオオクチバスの食害に加え, 改修や圃場整備による琵琶湖と流入する細流, および細流と水田との分断を指摘しているが, 実証した研究はない. 両種は滋賀県レッドデータブックで絶滅危惧種, 環境省レッドリストで絶滅危惧 IB 類に選定されており(滋賀県生きもの総合調査委員会 2016, 環境省自然環境局野生生物課希少種保全推進室 2015), 両種の保全が必要である. 森井(未発表)では, 両種の稚魚がマイクロハビタットを共有し, 消長・成長も同様であることを明らかにした. また, 同研究はオオガタのオスからコガタのメスへの繁殖干渉の存在を示唆した. しかし, 1 年間のデータのため, 他年と比較ができず, 捕食圧や資源競争による影響についても考慮されていないため, 在来種間の繁殖干渉を説明するうえで, 不十分であった.

そこで本研究では, 野外での在来種間の繁殖干渉とその生態学的帰結を明らかにすることを目的とした. そのための材料としてスジシマドジョウ種群を用い, 両種が出現する琵琶湖北湖の北西岸のビオトープ池において, 繁殖干渉およびその代替仮説である捕食と資源競争について調査を行った. 繁殖干渉については, 両種親魚および稚魚の現存量の調査をタモ網やトラップを用いた採集により行い, 両種の同所的繁殖の実態とそれによる再生産への影響を検証した. 捕食圧と資源競争による再生産への影響ついては, 両種の稚魚の捕食者や餌資源の消長をあきらかにすることで検証した. 以上の結果にもとづき, 琵琶湖周辺地域におけるオオガタおよびコガタの衰退要因, および両種個体群の保全可能性について議論した.

材料と方法

調査地

滋賀県高島市新旭町針江区の「みずすまし水田」と呼ばれる面積約 3000 m2 のビオトープ池を調査地とした（図 1）. 本調査地は, 2005 年に休耕田をビオトープ池として整備したもので, 例年, 5 月～7 月ごろに, 堰の高さを調節することで水路の水位を高め, ビオトープ内に水路の水を取水している. 水路の水は地下水を汲み上げたものである. 排水口には, 魚類が遡上できるように魚道（落差 6 cm 前後）が設けられている. 2016 年は 5 月 10 日に取水を開始し, 7 月 2 日に落水した. また, 落水から 3 日後に再度取水をし, 7 月 29 日まで通水した. 7 月 3～5 日の落水期間は水路からポンプで揚水し, 調査地に常に水がある状態とした. 調査地内の水深は, 深いところでも 30 cm しかなく, 多くの場所は 15 cm 以下であった. 底質は泥質で, 開放水面になっている場所と, 抽水植物が繁茂している場所があった. なお, 本調査地にオオガタとコガタの両種の成魚が出現することが以前から知られていた(中野ほか 2015).

野外調査

両種の成魚と稚魚のアバンダンスを把握することと, 捕食者が両種の再生産に与える影

響を明らかにすることを目的とし，2016 年 5 月 10 日～7 月 29 日まで両種の成魚・稚魚，および稚魚・卵にとっての捕食者のすくい取り調査を行った．調査地を 13 の区画（図 2）に分け，それぞれの区画でおよその面積に合わせて規定回数(S4 で 2 回，S1, S10 で各 3 回，S3, S8, S9 で各 4 回, それ以外の地点で各 5 回)すくい取りを行った. 採捕はタモ網(38×38 cm, 目合 1 mm)を用いて 1 名で行った．捕食者のすくい取りで多く採捕された種については，オオガタおよびコガタの稚魚との分布相関を定量化するため，2 種の分布相関を示す指数である森下の Rδ 指数(Morisita 1959)を計算した．求めた Rδ 指数については，ブートストラップ法を用いて，捕食者と稚魚の分布に相関がない場合の確率密度分布を推定し，それに基づいて観測された Rδ 指数の有意性を検討した．また，調査前日の 18～19 時に調査地の取水口と排水口付近に小型定置網(目合 4 mm)を設置し，翌日の 8～9 時に回収した．その際，ナマズ Silurus asotus Linnaeus, 1758 の親魚が小型定置網に入り中の魚類を捕食してしまわないように，粗い網目のネット(目合 4 cm)を取水口と排水口に設置した．昨年と調査時期が重複する５～6 月は２週間に一度，7 月は１週間に１度の頻度で調査をした．7 月 2 日，7 月 28 日の落水に合わせて，取水口と排水口に小型定置網（目合 1 mm）を利用してウケを作り，落水が終わるまでの間，2 時間ごとに流下した魚類を回収した．7 月２日の落水時の流下した稚魚は多かったため，時間によって 4 分割，8 分割をして個体数を記録した．成魚は標準体長を測定し，目視で同定が可能な場合その場で同定を行った後放流し，同定が不可能な場合は DNA 分析（後述）のために臀鰭の一部を切り取り 99%エタノール浸標本とした後，放流した.

稚魚の目視での同定は極めて困難であることから，個体ごとに 99%エタノール浸標本とし，滋賀県立大学に持ち帰り標準体長を測定した．99%エタノール浸標本は，滋賀県立大学の実験室に持ち帰り DNA 分析まで約 4˚C で冷蔵保存した.

プランクトン調査

ドジョウ Misgurnus anguillicaudatus Cantor,1842 の稚魚の餌資源としては，ワムシ類・タマミジンコ類が重要であることが既存研究(鈴木 1971)から明らかにされている．オオガタおよびコガタにおいても，ドジョウと同じく水田や水路で繁殖を行うことから，やはりこれらの動物プランクトンが稚魚の餌資源として重要であると考えられる．そこで，ワムシ類・タマミジンコ類を中心に，調査地のプランクトンの消長を明らかにするため，プランクトン調査を行った．2016 年 5 月～7 月の間，月に 1 度の頻度で調査を行った．調査は昨年の調査でオオガタおよびコガタの稚魚が多く採集された S1, S2, S7, S12 で行い，各区画で 2 回ずつ採水しサンプリングを行った．内径 2 mm の塩化ビニルの筒をビオトープ内の水底に垂直に立て，筒内の水を懸濁後，中の水を採水し，40 μ メッシュの笊でこしとった動物プランクトンを 3%ホルマリンで固定した.

ミトコンドリア DNA 分析による稚魚の種判別

両種の稚魚は形態での種判別が極めて困難であるため，分子生物学的を用いて稚魚の種判別を行った．最初に，2 種をポリメラーゼ連鎖反応(PCR)の有無によって識別するためのプライマーを，NCBI Genbank に登録されているミトコンドリア DNA の ND4−ND5 領域の塩基配列データをもとに設計した．前述のように，オオガタはニシシマドジョウを母親種と

する雑種起源であると考えられることから，オオガタを識別するための特異配列として，ニシシマドジョウを含むシマドジョウ種群（アクセッション番号，オオガタ: AB531138, AB531139, AB531140, AB531141, AB531142, AB531143, AB531144, AB531145, AB531146, AB531147, AB531148）およびオオガタ（AB054125, AB531149）に共通する配列を探索した．また，コガタをオオガタから区別できる特異配列として，オオガタ以外のスジシマドジョウ種群（AP010782, AB531150, AB531150, AB531151, AB531152, AB531153, AB531154, AB531155, AB531156, AB531157, AB531158, AB531159, AB531160, AB531161, AB531162）に共通する配列を探索した．見つかった 2 種群の特異配列に 3’末端がアニーリングするフォワードプライマーを設計し，NCBI BLAST による特異性の確認後，オオガタ用として 5’-gcccttcatcttatcccagtta-3’，コガタ用として 5’-attattttgcttagccaacaccat-3’を得た．また，共通リバースプライマーとして 5’- ctcggtgagtaaggggatttta-3’を得た．これらのプライマーセットを用いることで，オオガタ，コガタでそれぞれ 140 bp, 477 bp の増幅産物が得られると期待された．これらのプライマーセットの有効性および特異性について成体の標本を用いて確認を行った後，次の分析に用いた．

99%エタノール浸標本からの DNA の抽出は簡易 DNA 抽出キット ver.2（カネカ，大阪）を用いて，添付プロトコルに従い行った．抽出した DNA 溶液をテンプレートとして，EmeraldAmp PCR Master Mix（タカラバイオ，草津）を用い，添付プロトコルに従って 1 反応あたり 15 µl で PCR を行った．PCR の温度条件は，95˚C で 5 分間の変性後に，98 分で 10 秒間（変性），57˚C で 30 秒間（アニーリング），72˚C で 60 秒間（伸長）の温度サイクルを 35 回繰り返し，最後に 72˚C で 4 分間の最終伸長時間を設けた．得られた PCR 産物 15 µl のうち 5 µl を 1.5%アガロースゲル上で電気泳動し，エチウムブロマイドで染色することで増幅断片長の長さを確認し，両種を判別した．

結果

オオガタとコガタの成魚および稚魚の個体数・体長の変化

両種の成魚は 5〜7 月上旬まで同時期に調査地に侵入していた(図 3)．オオガタは，引水直後に最も多くの個体が遡上していた．また，6 月中旬まで調査地に遡上していた．コガタは，調査日ごとの個体数の変化はほとんど無く，５〜６月までほぼ一定数調査地に遡上していた．成魚と同様に，両種の稚魚も同時期に調査地に存在した(図 4)．オオガタの稚魚が大半を占め，コガタの稚魚は 5 月 26 日に 9 個体が採捕された以降，2 個体以下であった．また，オオガタの稚魚は 6 月に最も多く採捕され，コガタの稚魚は 5 月後半に最も多く採捕された．

オオガタとコガタの成魚および稚魚の落水時における流下個体

オオガタの成魚はコガタの成魚よりも多くの個体数が流下した(図 5)．また，オオガタはオスのみが調査地に残留していた．コガタのメスは抱卵個体も多くみられた(8/13 個体)． 7 月 2 日の落水時に流下した稚魚は 453 個体で，すべてオオガタであり，7 月 29 日の落水では，オオガタの稚魚は 38 個体，コガタの稚魚は 1 個体であった(図 6)．

捕食者の消長と分布

総採捕個体数が 100 個体を超えた捕食者はアメリカザリガニ Procambarus clarkii，フナ類 Carassius spp.稚魚であった(表 1)．比較的個体数が多かったアメリカザリガニとフナ類稚魚について，両種の稚魚の分布との関係を森下の Rδ 指数を用いて調べたところ，アメリカザリガニは両種の稚魚の分布と有意な相関は見られなかった(Rδ＝－0.120，$p>0.05$)．フナ類稚魚は両種の稚魚の分布と有意な正の相関がみられた(Rδ＝0.421，$p<0.01$)．また，アメリカザリガニは時期による顕著な個体数の変化はなく，フナ類稚魚は 6 月に個体数が最大となり，その後減少するといったオオガタの稚魚の個体数の変化と同様の変化を示した(図 7)．

稚魚の餌資源消長

採集されたプランクトンの個体数は，ケンミジンコ類のノープリウス幼生，コペポディト幼生が最も多かった(表 2)．ノープリウス幼生，コペポディト幼生は 5 月に多く，6 月以降個体数を減らしたが，稚魚の初期成長に重要であると考えられるワムシ綱は 6 月以降，個体数を増やした(図 8)．タマミジンコ属はいずれの月も 10 個体以下であった．

考察

本研究では，琵琶湖北湖西岸に近いビオトープ池を調査地とし，スジシマドジョウ種群 2 種の同所的繁殖による繁殖干渉の影響を明らかにするため，調査地に遡上していた個体の消長と稚魚の個体数および成長パターンを記録した．また，捕食圧と資源の消長を記録することで繁殖干渉以外の影響の有無を調査した．

通水を開始した 2016 年 5 月 10 日から 7 月 2 日の落水まで，絶えず繁殖のために遡上した両種の成魚が採捕された．これは，森井(未発表)における 2015 年の調査の結果と同様である．オオガタの成魚は 5 月 11 日に最も多くの個体が採捕されたことと，7 月 2 日の落水時にメスが採捕されなかったことから，オオガタの繁殖期は 5〜6 月であると考えられた．一方，コガタは 7 月 2 日の落水時に多くの抱卵個体が採捕されたことから，7 月にもまだ繁殖するはずだったと考えられた．これらの結果は，斉藤・松田(1990)に報告されている両種の繁殖期と一致するため，既知の知見ではあるが，定性・定量的に確かめられたのは本研究が初めてである．

7 月 2 日の落水後，7 月 6 日に再引水をしてから 7 月 29 日の落水までの間，両種の成魚は全く採捕されなかった．これは，7 月 2 日の落水後に調査地と接続している水路の下流部で地元の住人による水路掃除が行われ，水草が大量に刈り取られたことで，水路の水位が低下し，調査地に侵入しにくくなってしまったことが原因と考えられた．この問題は，来年度以降，水路の堰板を増やすことで改善が必要である．

本調査地では，両種の稚魚が採捕された．しかし，オオガタの稚魚が 5 月 26 日以降，すべての調査日で採捕されたが，コガタの稚魚は 5 月 26 日に 9 個体が採捕された以降，2 個体以下であった．つまり，コガタは 6 月以降ほとんど再生産できていなかった．しかし，コガタは 6〜7 月が繁殖期とされ(斉藤・松田 1990)，7 月 2 日の落水時にも抱卵したメスが多く採捕されている．加えて，両種は周辺の水路や水生植物帯でほとんど繁殖しない(中野ほか 2015)．これらを考え合わせると，2016 年の本調査地ではコガタは繁殖のために遡上したも

のの，多くの個体は再生産に失敗したと考えられる．

プランクトン類(主にノープリウス幼生とコペポディト幼生)の個体数は，6 月に大きく減少した．しかし，ミジンコ類はドジョウ類稚魚にとっては，ある程度成長し体サイズが大きくなった後の餌資源であると考えられるため，その不足が直接的に再生産を制限するとは考えにくい．両種と繁殖生態や稚魚の成育環境が類似しているドジョウの初期成長の餌として重要とされるのは，より小さいワムシ類であるとされる（鈴木 1971; 内海 2009）．ワムシ類は 6 月以降増加しており，稚魚の個体数も 6 月に増加している．そのため，コガタの再生産は，資源競争によって阻害されたとはいえない．

本調査地における両種の稚魚および卵の捕食者のうち個体数が多かった種は，アメリカザリガニとフナ類稚魚であった．しかし，アメリカザリガニと両種の稚魚の分布に有意な相関はなかった．このことから，アメリカザリガニによる両種の稚魚個体群への影響は大きくないと考えられた．フナ類の稚魚と両種の稚魚の分布には有意な正の相関があった．フナ類の稚魚の捕食対象は両種の卵にほぼ限られる．しかし，フナ類の稚魚は主にミジンコ類を捕食することが知られている(平井 1972)．また，フナ類の稚魚の個体数が減少した 7 月以降も，体長の小さな両種の稚魚は現れなかったこと，さらに，フナ類の稚魚の個体数が増加した 6 月に，両種の稚魚の個体数が増加していることから，フナ類の稚魚による卵捕食によって両種の再生産が阻害されたとは考えにくい．

次に，コガタにおける繁殖の失敗の要因として，両種間における繁殖干渉が重要であった可能性について考察する．2016 年は 2015 年の調査に比べ，すくい捕りおよび小型定置網で採捕されたオオガタの成魚の個体数は 2 倍以上だった．さらに，オオガタの稚魚の個体数も昨年と比べて 2 倍以上だった．このことから，2016 年は本調査地におけるオオガタの成魚の密度は高く，稚魚の密度もほぼそれに比例して多かったといえる．一方，コガタの成魚は 2015 年とほとんど変わらなかったが，コガタの稚魚は昨年に比べて少なかった．繁殖干渉の影響は頻度依存的に決まることが，理論研究(Kuno 1992)および実証研究(Kishi et al. 2009, Takakura et al. 2009)から示されている．これらのことから，2016 年にはオオガタの成魚の頻度が増加したことにより，オオガタのオスからコガタのメスへの繁殖干渉が強まった結果，2016 年のコガタの再生産がより少なくなったと考えられた．なお，7 月 2 日の落水時に採集されたコガタのメスの多くが抱卵していたこと，7 月以降にコガタの稚魚の個体数は増加しないことから，コガタのメスは産卵できる状態で調査地に侵入したものの，放卵できずに落水を迎えてしまったと考えられる．そのため，繁殖干渉は交尾前の追尾などによる繁殖行動が原因であると推察された．

1990 年ごろの琵琶湖北湖西岸では，オオガタよりもコガタの方が個体数は多かった(斎藤: 私信)．しかし，その後，圃場整備が進み，水田と用水路の分断によって繁殖地である水田に侵入できず，水路等でオオガタと繁殖場所を共有しなければならなくなったと考えられる．さらに，本研究では，オオガタからコガタへの繁殖干渉の存在を支持する結果を示した．このことから，コガタ個体群は，オオガタと繁殖場所を共有したことで繁殖干渉を被るようになり，それによってコガタの局所絶滅が繰り返された結果，現在のようなコガタの局所分布が創出されたと考えられた．

近縁在来種は，分布域の側所化や，繁殖場所や寄主を別にしていることが多い(e.g. Ricardo J. Pereira and David B. Wake 2009 ; Saitoh 1990 ; Noriyuki et al. 2012)．このような近縁種間での

排他的な関係は，繁殖干渉を避けるために進化した可能性がある．他方，近年，人間活動による環境改変や気候変動によって生物の分布やハビタット利用が変化することは多い．こうした変化により繁殖前隔離ができなくなった場合，本研究で見られたように繁殖干渉によって一方の種の再生産に負の影響を与える可能性がある．今後，この仮説を検証する研究を積み重ねていくことで，近縁在来種の同所的繁殖の生態学的帰結を明らかにしていく必要がある．

謝辞

本研究を行うにあたり，新旭町針江地区の阿南健次氏，阿南妙子氏，新旭土地改良区の上原和男氏には調査の便宜を図っていただいた．石川県立大学の中野光議博士には、調査地の紹介、調査の補助、研究に関する議論をしていただいた。滋賀県立大学の皆川明子助教には調査道具を貸していただいた．滋賀県立大学の北野大輔氏，杉山悠生理氏，西平幸生氏，久岡知輝氏には調査を手伝っていただいた．琵琶湖博物館特別研究員の中西康介氏にはプランクトンの採集・同定を手伝っていただいた．最後に，滋賀県立大学環境科学部の高倉耕一准教授には，本研究に対しての議論，ならびに実験方法や論文執筆に関してご指導いただいただけでなく，研究を行ううえで重要な刺激を与えてくれた．ここに記して，深く感謝の意を申し上げる．なお，本研究は平成 28 年度公益信託タカラ・ハーモニストファンドの助成を受けたものである．

引用文献

琵琶湖博物館うおの会 (2007) みんなで楽しんだうおの会―身近な環境の魚たち―，琵琶湖博物館研究調査報告 23．滋賀県立琵琶湖博物館，草津．

Dame EA, Petren K (2006) Behavioural mechanisms of invasion and displacement in Pacific island geckos (Hemidactylus). Animal Behaviour, 71:1165-1173.

Garcia-Serranoa H, Sansa FX, Escarréb J (2007) Interspecific competition between alien and native congeneric species. Acta Oecologica, 31: 69-78

Gröning J, Hochkirch A (2008) Reproductive interference between animal species. Quarterly Review of Biology, 83: 257-282

Hettyey A, Vági B, Kovács T, Ujszegi J, Katona P, Szederkényi M, Pearman PB, Griggio M, Hoi H (2014) Reproductive interference between Rana dalmatina and Rana temporaria affects reproductive success in natural populations. Oecologia, 176(2):457-464.

Gurnell J, Wauters LA, Lurz PWW, Tosi G (2004) Alien species and interspecific competition: effects of introduced eastern grey squirrels on red squirrel population dynamics. Journal of Animal Ecology, 73: 26-35

平井賢一 (1972) びわ湖内湾の水生植物帯における仔稚魚の生態: III ニゴロブナ仔稚魚の食性と生息域の関係．日本生態学会誌 22(2): 69-93.

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―日本の絶滅のおそれのある野生生物―4 汽水・淡水魚類．東京．

Janko K, Flajšhans M, Choleva L, Bohlen J, ŠLechtová V, Rábová M, Lajbner Z, ŠLechta V, IvanovaP,

Dobrovolov I, Culling M, Persat H, Kotusz J, Ráb P (2007) Diversity of European spined loaches (genus Cobitis L.): an update of the geographic distribution of the Cobitis taenia hybrid complex with a description of new molecular tools for species and hybrid determination. Journal of Fish Biology, 71: 387–408.
Konishi M and Takata K (2004) Impact of Asymmetrical Hybridization Followed by Sterile F1 Hybrids on Species Replacement in Pseudorasbora. Conservation Genetics, 5(4):463-474.
Kuno E (1992) Competitive exclusion through reproductive interference. Researches on Population Ecology, 34: 275.
Kishi S, Nishida T, Tsubaki Y (2009) Reproductive interference determines persistence and exclusion in species interactions. Journal of Animal Ecology, 78: 1043－1049.
皆森寿美夫 (1955)シマドジョウの地方種族．日生地学報．16－19: 278－282.
Minamori S (1956) Physiological isolation in Cobitidae. IV. Speciation of two sympatric races of Lake Biwa of the striated spinous loach. Japanese Journal of Zoology, 12: 89-104.
Morisita, M. (1959) Measureing of interspecific association and similarity between communities. Mem. Dac. Sci. Kyushu Univ. Ser. E (Bilo.) 3: 65-80.
Nakajima J (2012) Taxonomic study of the Cobitis striata complex (Cypriniformes, Cobitidae) in japan. Zootaxa, 3586: 103-130.
中野光議・上原和男・浦部美佐子（2015）琵琶湖北西部の沿岸域におけるスジシマドジョウ種群の繁殖期と繁殖場所．保全生態学研究, 20: 49－58.
Noriyuki S, Osawa N, Nishida T (2012) Asymmetric reproductive interference between specialist and generalist predatory ladybirds. Journal of Animal Ecology, 81: 1077-1085.
Pereira RJ, Wake DB (2009) Genetic leakage after adaptive and nonadaptive divergence in the Ensatina eschscholtzii ring species. Evolution, 63(9): 2288-2301.
斉藤憲治 (1984) スジシマドジョウの地方種族．遺伝, 38: 31－37.
斉藤憲治(1993)スジシマドジョウ小型種と大型種の急減．魚類学雑誌, 40: 394－397.
斉藤憲治(2005)スジシマドジョウ種群－高密度なのに，実は希少種－．片野修・森誠一（編）希少淡水魚の現状と未来．186－192. 信山社，東京.
Saitoh K (1990) Reproductive and habitat isolation between two populations of the striated spined loach. Environmental Biology of fishes, 28: 237-248.
Saitoh K, Takai A, Ojima Y (1984) Chromosomal study on the three local races of the striated spined loach（Cobitis taenia striata）. Proceedings of the Japan Academy, Series B: Physical and Biological Sciences, 60: 187-190.
斉藤憲治・松田征也 (1990) 琵琶湖水系に分布するシマドジョウ類．滋賀県立琵琶湖文化館研究紀要, 8: 19－23.
Saitoh K, Chen WJ, Mayden RL (2010). Extensive hybridization and tetrapolyploidy in spined loach fish. Molecular Phylogenetics and Evolution, 56(3): 1001–1010.
Sun DB, Li J, Liu YQ, Crowder DW, Liu SS (2014) Effects of reproductive interference on the competitive displacement between two invasive whiteflies. Bulletin of Entomological Research, 104(3):334-346.
滋賀県生きもの総合委員会 (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―. 滋賀県自然環境保全課，大津.
鈴木三也 (1971) ドジョウ稚魚飼育試験．新潟県内水面水産試験場調査研究報告, 1: 1－4.
Takakura KI, Fujii S (2010) Reproductive interference and salinity tolerance differentiate habitat use between two alien cockleburs: Xanthium occidentale and X. italicum (Compositae), 206(2):309-319.
Takakura KI, Nishida T, Matsumoto T, Nishida S (2009) Alien dandelion reduces the seed-set of a native congener through frequency-dependent and one-sided effects. Biological Invasions, 11(4): 973–981.
内海訓弘 (2009) ドジョウ養殖技術開発事業　養殖技術普及．大分県水試事業報告．263－264.

図 1. 琵琶湖における本調査地の位置．保全上の観点から詳細な位置は示さない．

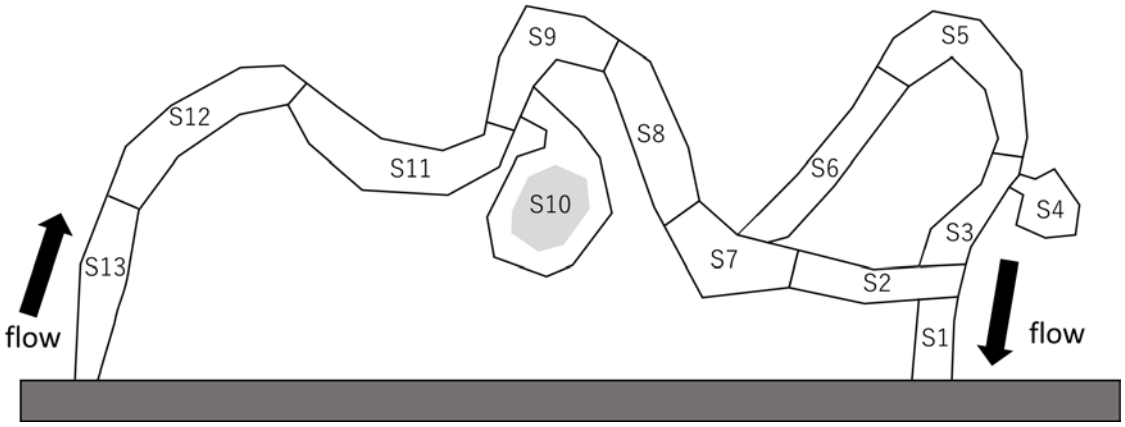

図 2. 本調査地における各地点の区分．調査地を大まかな環境ごとに 13 の区画（S1～

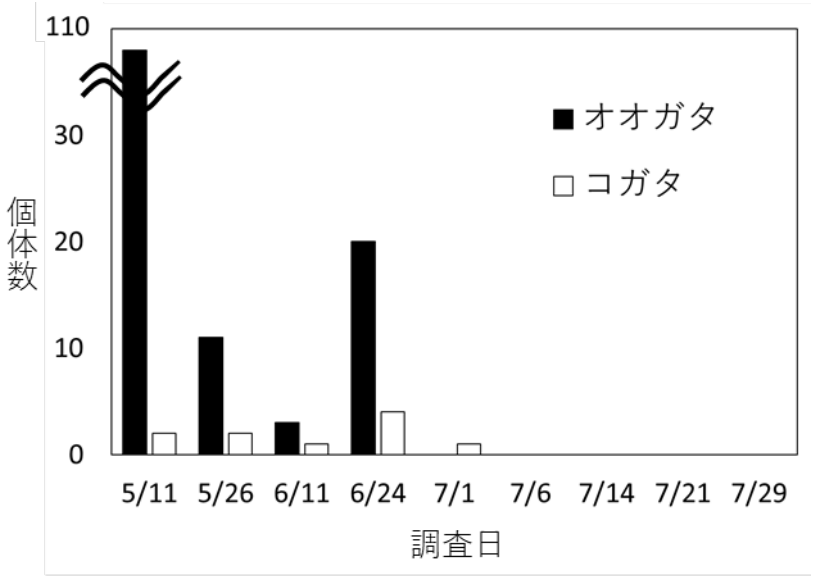

図 3. 調査日ごとのタモ網と小型定置網によるオオガタとコガタの成魚の採捕個体数.

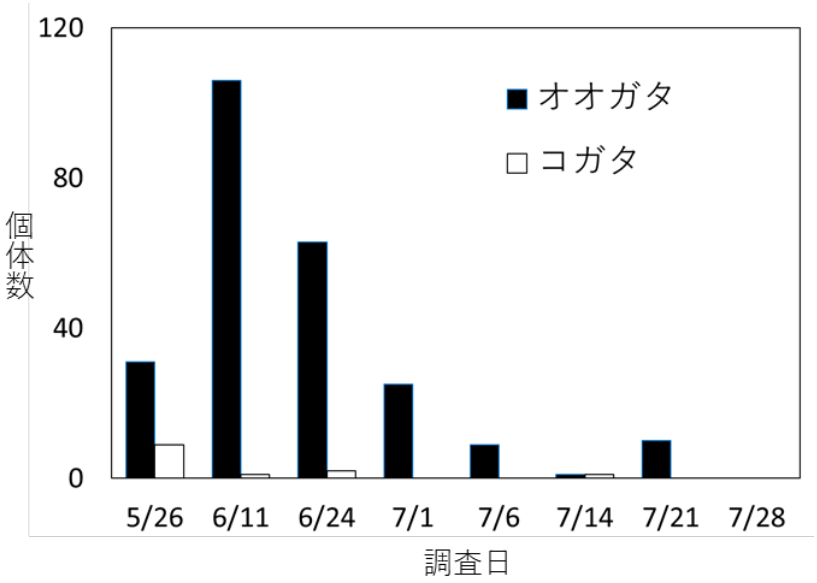

図 4. 調査日ごとのオオガタとコガタの稚魚の採捕個体数.

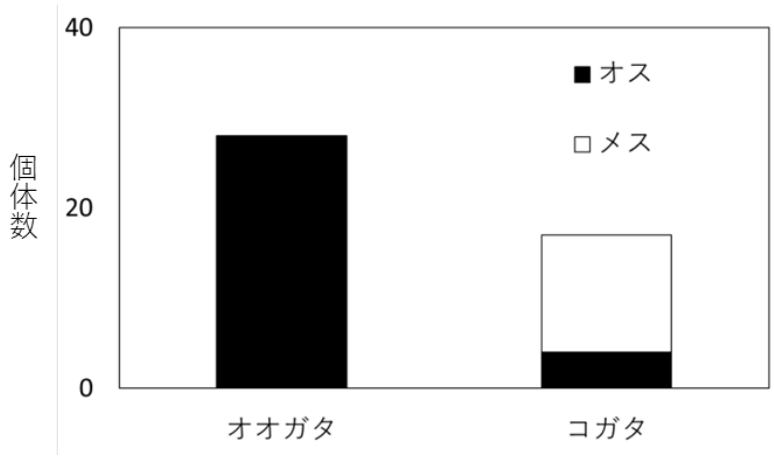

図 5. 7 月 2 日の落水時に流下したオオガタとコガタの成魚の雌雄別個体数.

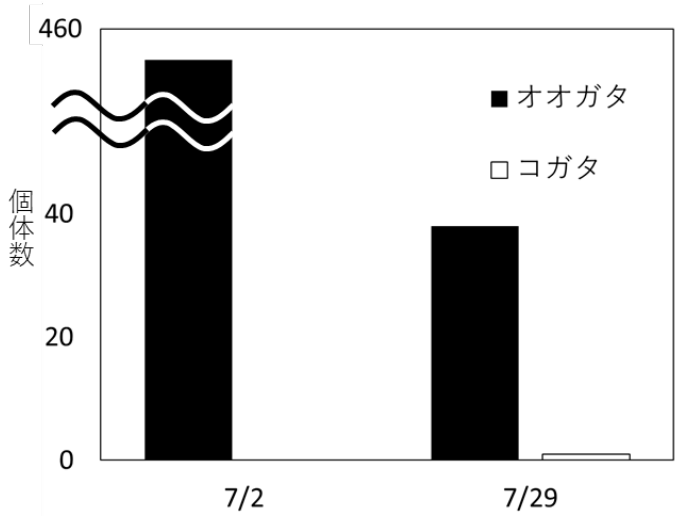

図 6. 落水時に流下したオオガタとコガタの稚魚の個体数.

表 1.　調査日ごとにおけるオオガタとコガタの稚魚および卵の捕食者個体数.

	5/11	5/26	6/11	6/24	7/1	7/6	7/14	7/21	7/28	総計
アカネ属ヤゴ				1	3					4
コオイムシ幼虫						2		1		3
タイコウチ	1									1
マツモムシ			8	1	1	1	2	2		15
マツモムシ幼虫		1		3	1					5
キイロヒラタガムシ幼虫						1				1
クロゲンゴロウ		1								1
コウベツブゲンゴロウ			3	7	7		2	4	1	24
コシマゲンゴロウ	6	1			3	1	4	1	1	17
コシマゲンゴロウ幼虫								1		1
コツブゲンゴロウ		1		1			2	2	6	12
シマゲンゴロウ								2		2
シマゲンゴロウ幼虫			1							1
ツブゲンゴロウ	3	7			6	3	5	11	2	37
ヒメガムシ幼虫			2							2
ヒメゲンゴロウ	2				1		3		2	8
ホソセスジゲンゴロウ	1									1
アメリカザリガニ	52	58	34	48	39	49	63	60	68	471
スジエビ				1				3		4
ナマズ稚魚		3	12	7	1		1			24
ヌマムツ稚魚			1							1
フナ類稚魚		41	107	87	40	10	43	25	16	369
マドジョウ	2		2				3	7	4	18
ウシガエル			1							1
カスミサンショウウオ幼体			1							1
ダルマガエル幼生		1	27	17	28	5	1			79
ツチガエル幼生								1	3	4
総計	67	114	199	173	130	72	129	120	104	1112

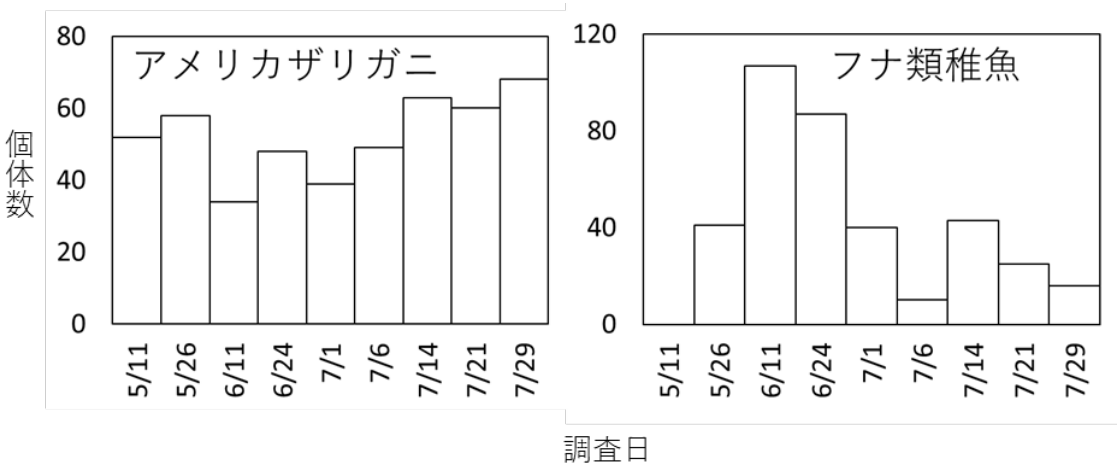

図 7. オオガタとコガタの稚魚および卵の捕食者として特に個体数が多かったアメリカザリガニとフナ類稚魚の調査日ごとの採捕個体数.

表 2.　各月に採集されたプランクトンの個体数．ケンミジンコ科は成体のみを示す．

	5月	6月	7月	総計
ケンミジンコ科	2	2		4
ノープリウス幼生	220	21	54	295
コペポディト幼生	180	21	39	240
カイムシ亜綱	15	7	18	40
ミジンコ科	2		2	4
アオムキミジンコ属	21		1	22
ゾウミジンコ属	3			3
タマミジンコ属	9	5	2	16
マルミジンコ科	2	20	9	31
ワムシ綱	13	28	32	73
総計	486	115	166	767

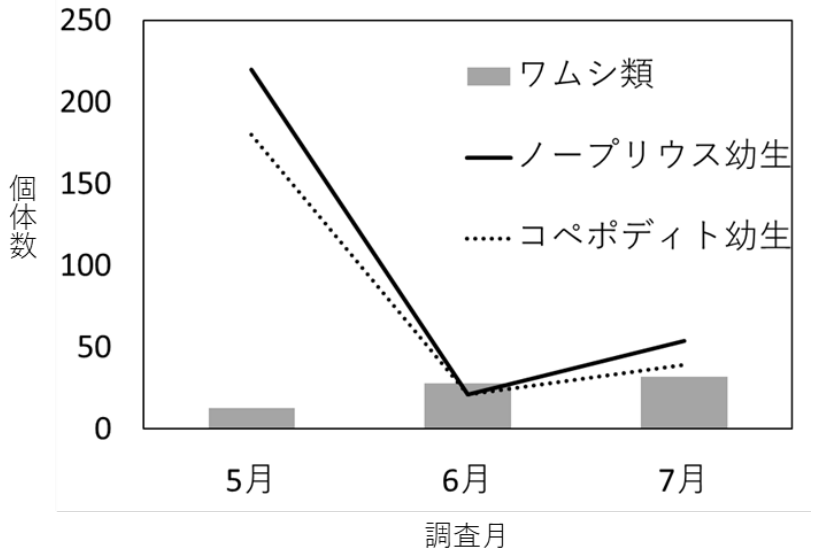

図 8．多くの個体数が採集されたノープリウス幼生，コペポディト幼生とドジョウの稚魚の初期成長に重要なワムシ類の月別の消長．