

ミヤコタナゴ *Tanakia tanago* (Tanakia)

綱川孝俊・吉田豊・久保田仁志
栃木県水産試験場 指導環境部
〒324-0404 栃木県大田原市佐良土 2,599
Tel : 0287-98-2888, Fax : 0287-98-2885
e-mail: tsunagawat01@pref.tochigi.lg.jp

緒言

ミヤコタナゴ *Tanakia tanago* (タナゴ亜科) は、関東地方にのみ生息する日本固有種である(中村 1969). 急激な生息環境の消失および生息個体数の減少により、本種は 1974 年に国指定の地域を定めない天然記念物に指定され、1994 年には“絶滅のおそれのある野生動植物の種の保存に関する法律(種の保存法)”に基づく国内希少野生動植物種に指定されている。これら保護のための法制が整備された後も、多くの生息地が都市化や農地の再開発により失われ、現在では栃木県と千葉県の一部でしか生息が確認できなくなった(多紀 1994; 望月 1997; 新井 2003). 栃木県には近年まで平野部の農村地域を中心に 5 カ所の生息地があったが、生息地の減少は続き、現在生息が確認されている生息地は 3 カ所となった(尾田 2005; 酒井ら 2008). 現存する 3 カ所の生息地のうち 2 カ所は飼育個体の再導入によって復元されたものであるため、自然生息地は県南東部の 1 カ所(以下、A 生息地とする)のみとなっている(尾田 2002; 尾田・阿久津 2003).

A 生息地では、1994 年にミヤコタナゴの生息が初めて確認された後、生息確認のための調査が数回行われてきたが、生息個体数など個体群の詳しい状況は不明のままであった。2006 年から詳細な個体数推定と遺伝子分析が実施されるようになり、近年における個体群の縮小、遺伝的多様性の低下および水路内段差による集団の分断化と遺伝的近縁度 (relatedness : Queller and Goodnight 1989) の上昇が生じていることが明らかとなった(久保田・酒井 2007). そのため、2008 年には個体群の補強と遺伝的近縁度の低下を目的とした“繁殖補助”(Frankham et al. 2002) が実施され、翌年の 2009 年には個体数の増加と遺伝的近縁度の低下が確認された(酒井・久保田 2009; Kubota et al. 2010). しかし、個体群の遺伝的多様性が低下するほど小集団化した原因については未だ不明な点も多く、集団サイズの増大と安定化を図るための対策が必要とされている(酒井・久保田 2009).

A 生息地における小集団化の原因の一つに、水路上流部での環境変化とそれに伴うミヤコタナゴの定着率の低下が挙げられている(酒井・久保田 2009). 1997 年に栃木県林務部(現・環境森林部)が実施した調査では、水路の最上流部から約 300 m の範囲にミヤコタナゴおよび二枚貝の採捕記録が集中しており、水路上流部が主な生息場所であったと報告されている。しかし、近年の分布は中流部に偏っており、特に上流部での生息個体数が減少していた(酒井・久保田 2009). 水路上流部の環境を改善し、生息個体数を回復させることは、集団サイズの増大と安定化につながる事が予想される。そこで 2010 年にミヤコタナゴの定着性の向上を図るため、最も環境の影響を受けやすいと考えられる稚魚に着目し、統計モデルを用いて生息環境条件の把握と生息環境の評価を実施した(酒井・久保田 2010). その結果、稚魚の生息に適した環境条件として、流速が遅く、水中カバー(水中の抽水植物、陸上植物、枯草、木の根、枝および倒木)があり、二枚貝に産みつけられていたミヤコタナゴの卵数(以下、卵数)が多いことが重要であると考えられ、水路上流部では生息確率が低いことが明らかとなった(酒井・久保田 2010).

そこで本年度は、水路上流部において、ミヤコタナゴ稚魚の生息場を創出し個体数増大を図ることを目的に、稚魚の生息環境条件に沿った環境改善を実施した。また、稚魚の定位状況を時間経過ごとに調査し、環境改善の効果を検証した。2006 年から開始したモニタリング調査および遺伝子解析についても継続して実施した。

ミヤコタナゴの採捕および鱗の切除にあたっては、文化財保護法に基づく現状変更許可を得て実施した。

方法

A 生息地の概要

A 生息地は栃木県南東部に位置する利根川水系の農業用水路で、ため池を水源としている。ため池直下の上流部は林間を、中～下流部は谷津田の間を流れている。平均の流れ幅は約1mで、流程のほとんどが土水路となっているが、下流部の一部がコンクリート化されている。上・中流部には、複数の堰が存在しており、魚類および二枚貝の移動を阻害している(図1)。

生息環境の改善

2011年5月27日に、生息確率モデルから得られた稚魚の生息環境条件(流速が遅い、水中カバーがある、卵数が多い)に基づいて、稚魚の生息確率が低いと評価された水路上流端から140mの範囲に10m間隔で設定した15調査区(流程2m×水面幅)のうち5調査区(以下、改善区)(図1: St.1, 2.5, 4, 5.5, 7)について生息環境の改善を実施した。まず、全体の流速を抑えるために、スコップを用いて水深20cmになるよう水路底を掘削した。そして、流速の非常に小さい場所と隠れ場となる水中カバーを創出するために、区画2mの範囲内の2カ所に流路の1/5-2/5を遮るように杭(ヒノキ間伐材、直径8cm、長さ40cm、防腐のため表面を焼いた)を設置した。さらに、産卵環境を創出するために水路中・下流部(280-720mの範囲)からミヤコタナゴの卵が産みつけられていない二枚貝30個体(殻長40-62mm)を採捕し、各改善区に6個体ずつ放流した(二枚貝の投入は2011年6月24日に行った)(図2)。

環境改善による水路環境の変化を観察するために、改善区の改善前と改善後および改善を実施しなかった調査区(以下、改善なし区)における水深、流速、水上カバーの有無、水中カバーの有無、二枚貝の数および二枚貝に産みつけられたミヤコタナゴの卵数の計測を行った。

環境改善作業は、大人数人で作業すれば人力のみで十分対応可能なものであり、技術的にも容易なものであった。

稚魚の定位状況調査

環境改善の効果を検証するために、2011年5月27日～9月5日に、改善区(5カ所、図1: ●)および改善なし区(10カ所、図1: ○)で、稚魚の定位状況を調査した。採捕した稚魚はスケールの付いたアクリルケースに収容し全長の測定を行った。稚魚の全長区分は、中村(1969)の発育段階における形態変化の特徴を基に8.9-10.2mm, 10.3-14.9mm, 15.0-29.9mm, 30mm以上の4

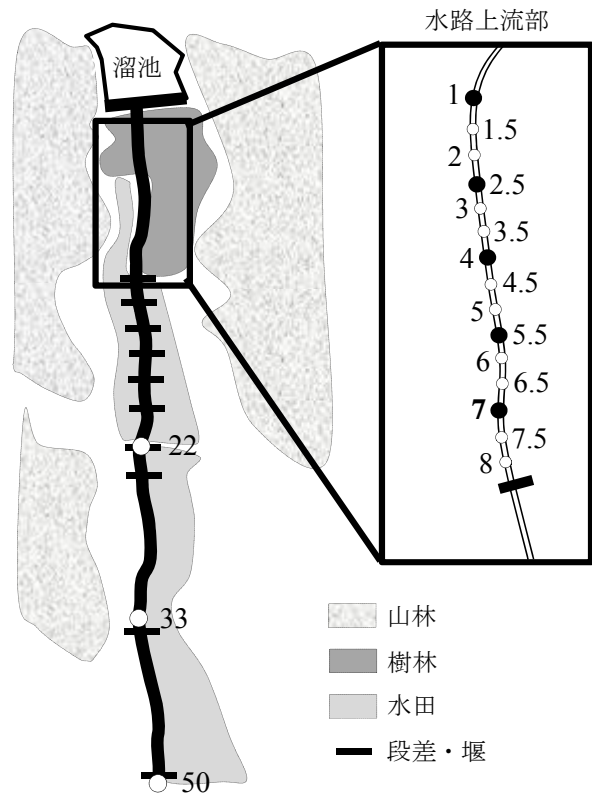


図1 調査地 環境改善区: ●, 改善なし区: ○

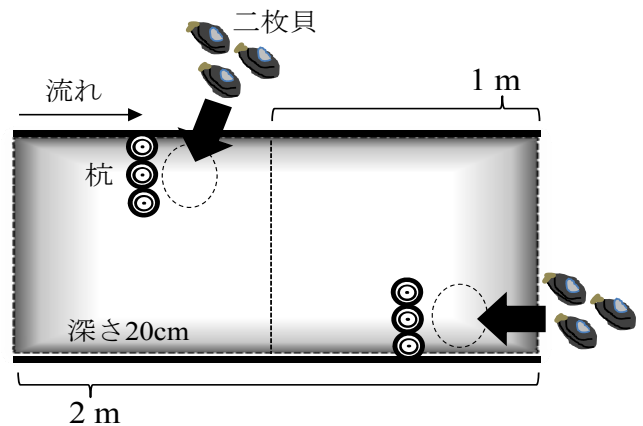


図2 環境改善の概要

つに区分した。

モニタリング調査

モニタリング調査は2011年11月1～2日に実施した。水路の最上流部から980mの範囲に20m間隔に設定した定点50地点および堰直下10地点の計60地点にセルビンを1時間半設置し、ミヤコタナゴを採捕した。また、環境改善を実施した上流部（0～140mの範囲）では10m間隔に設定した15地点（図1：St.1～8）にセルビンを設置し、改善から約5ヶ月後のミヤコタナゴ稚魚の分布状況を調査した。採捕したミヤコタナゴは、腹鰭の一部を切除することで標識し、全長を計測後、採捕地点に放流した。標識再捕による個体数推定にはピーターセン法（Chapmanの修正式）を用いた。

遺伝子解析

遺伝子解析は生息調査で切除した腹鰭の一部を試料とした。マイクロサテライトDNA6遺伝子座（*Rser01, 02, 05, 10*および*RC363, RC317A*）（Dawson et al. 2003；Shirai et al. 2009）を解析し、Kingroupを用いて個体間の近縁度 relatedness (r_{xy})（Queller and Goodnight 1989）を計算した。

結果

環境改善による生息環境の変化

杭の設置と水路底の掘削により、浅く流れの速かった区画は、流れの緩やかな深みに変化した（図3）。改善なし区 St. 8 は二枚貝が確認されなかったが、流速が遅く水中カバーが多く存在する環境であったため、St. 8 のデータを除外して改善区と改善なし区を比較した（図4）。環境改善前と改善なし区の間では、すべての環境項目に有意な差は見られなかった（ t -test, $p > 0.05$ ）（図4）。環境改善後は改善前および改善なし区に比べ、平均水深は有意に深くなり、平均流速は有意に低下した（ t -test, それぞれ $p < 0.05$ ）（図4）。水上カバーの割合の平均は、改善の有無および改善の前後の間で有意な差は見られなかった（ t -test, $p > 0.05$ ）（図4）。水中カバーの割合の平均は、改善前と有意な差は見られなかったが（ t -test, $p > 0.05$ ），その平均値は減少しており、かつ改善なし区に比べ有意に低かった（ t -test, $p < 0.05$ ）。しかし、水中カバーの割合は、杭の設置の翌週から9月5日にかけて回復していった（ $\text{mean} \pm \text{SD}$: $65.4 \pm 14.5\%$, range: 44.4–100%）。二枚貝の投入後の改善区の平均卵数は、改善なし区と有意な差はなかったが、改善前に比べ有意に増加した（ t -test, $p < 0.05$ ）（図4）。また、卵は調査区の上流側から下流側まで観察された（図5）。



図3 環境改善の実施状況
上写真：改善前，下写真：改善後

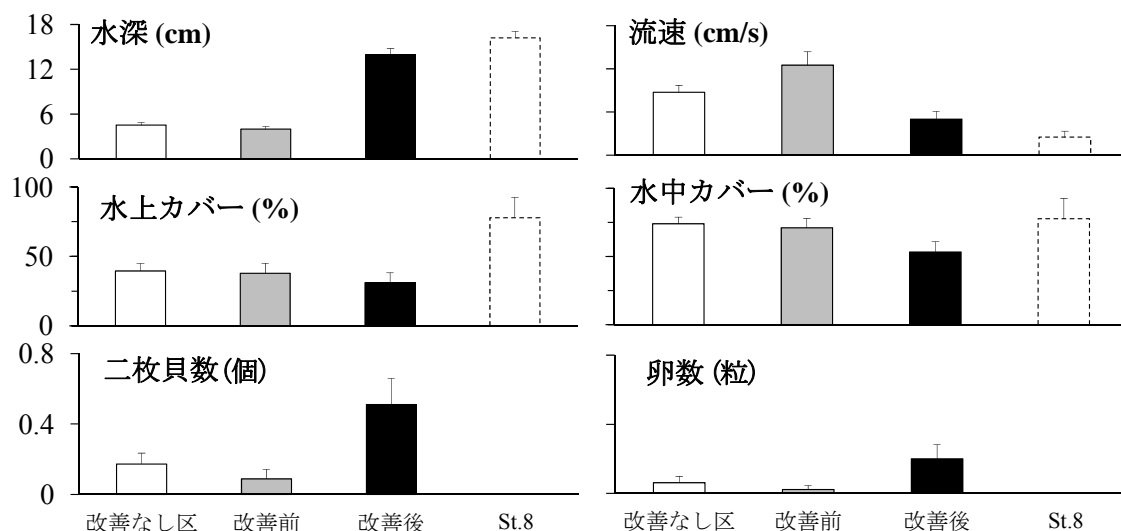


図4 改善前と改善後の環境変化

各項目は平均値を、水上カバーおよび水中カバーは1調査区あたりのカバーの存在割合（%）を示す

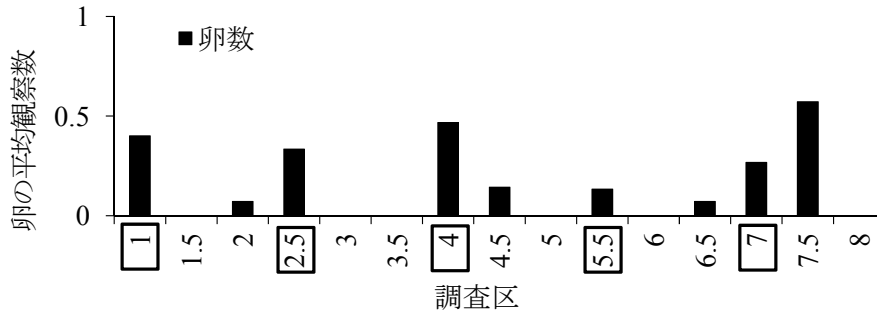


図5 調査区における卵の平均観察数
□内は改善区を示す

稚魚の定位状況調査

改善区および改善なし区における稚魚の定位状況を比較するため、それぞれ1区あたりの稚魚観察数を算出し、時間経過ごとに比較を行った(図6左)。浮上後間もないと考えられる全長8.9–10.2 mmの稚魚は5月27日(調査区外で観察)から8月19日まで観察された。最下流の調査区St.8では、調査期間中に全長8.9–10.2 mm, 10.3–14.9 mm, 15.0–27.9 mmの稚魚が延べ117個体観察され、各全長区分の個体数に占めるSt.8の稚魚数の割合はそれぞれ60.0%, 48.4%, 32.0%と全長が大きくなるにつれて減少した(図6右)。St.8は二枚貝が調査期間中に観察されなかったが、流速が遅く水中カバーが多く存在する環境であった(図4)。また、St.8は調査区下部に堰が存在しており、上流から流下してきた個体も含めて魚が溜まる構造となっていた(図1)。そのため、稚魚観察数の比較ではSt.8のデータを除外した(改善区5区, 改善なし区9区で比較を行った)。全長8.9–10.2 mm, 10.3–14.9 mmおよび15.0–27.9 mmの稚魚の観察数は改善区で有意に高かった(Wilcoxon paired test, $p < 0.05$) (図6左)。卵は調査区の上流側と下流側で同程度の数が観察されたにもかかわらず(図5)、浮上後間もない全長8.9–10.2 mmの稚魚は下流側に偏って分布しており、全長区分が大きい稚魚ほど下流側への分布の偏りは少なかった(図6右)。調査期間中の全長8.9–27.9 mmの稚魚の延べ個体数の合計は、改善区で100個体、改善なし区で36個体であり、稚魚数の約74%が改善区で観察された(図6)。いっぽう、全長31.2–35.4 mmの稚魚の延べ個体数は改善区で3個体、改善なし区で8個体と改善なし区で多かったが、有意な差は見られなかった(Wilcoxon paired test, $p > 0.05$) (図6)。

モニタリング調査

標識再捕では1日目の標識数が35個体、2日目の採捕数が56個体、再捕標識数9個体で、水路内の生息数は 204 ± 48 個体(\pm SD)と推定され、前年の推定値(184 ± 21)からやや増加した(図7)。今年は、2009年と2010年に比べ1ヶ所で20個体以上採捕された場所はなかったものの、流程分布に大きな変化は見られなかった。水路上流部0–140 mの範囲では2009年に多数のミヤコタナゴが採捕されたが(推定個体数 63 ± 14 個体)、2010年には個体数推定ができないほどに減少した。しかし、2011年には個体数の増加が確認された(推定 90 ± 21 個体)(図7)。

遺伝子解析

採捕されたミヤコタナゴ個体間の近縁度は、2011年では上流側で 0.049 ± 0.453 , 下流側で 0.068 ± 0.447 , 上・下流間で -0.060 ± 0.419 だった(2009年および2010年では、それぞれ上流側: -0.002 ± 0.408 , 0.003 ± 0.400 , 下流側: 0.052 ± 0.417 , 0.046 ± 0.408 , 上・下流間: -0.006 ± 0.411 , -0.035 ± 0.392)(図8)。2009年は上流側と下流側で有意な差異が認められたが(Sheffe, $p < 0.05$)、2010年および2011年では有意な差は見られなかった(Sheffe, $p > 0.05$)。また、下流側は3カ年の間で有意な差は認められなかったが(Kruskal-Wallis test, $p > 0.05$)、上流側では2011年と2009年および2010年の間に有意な差が見られ(Kruskal-Wallis test, $p < 0.05$)、2011年の近縁度の平均値が最も高かった。

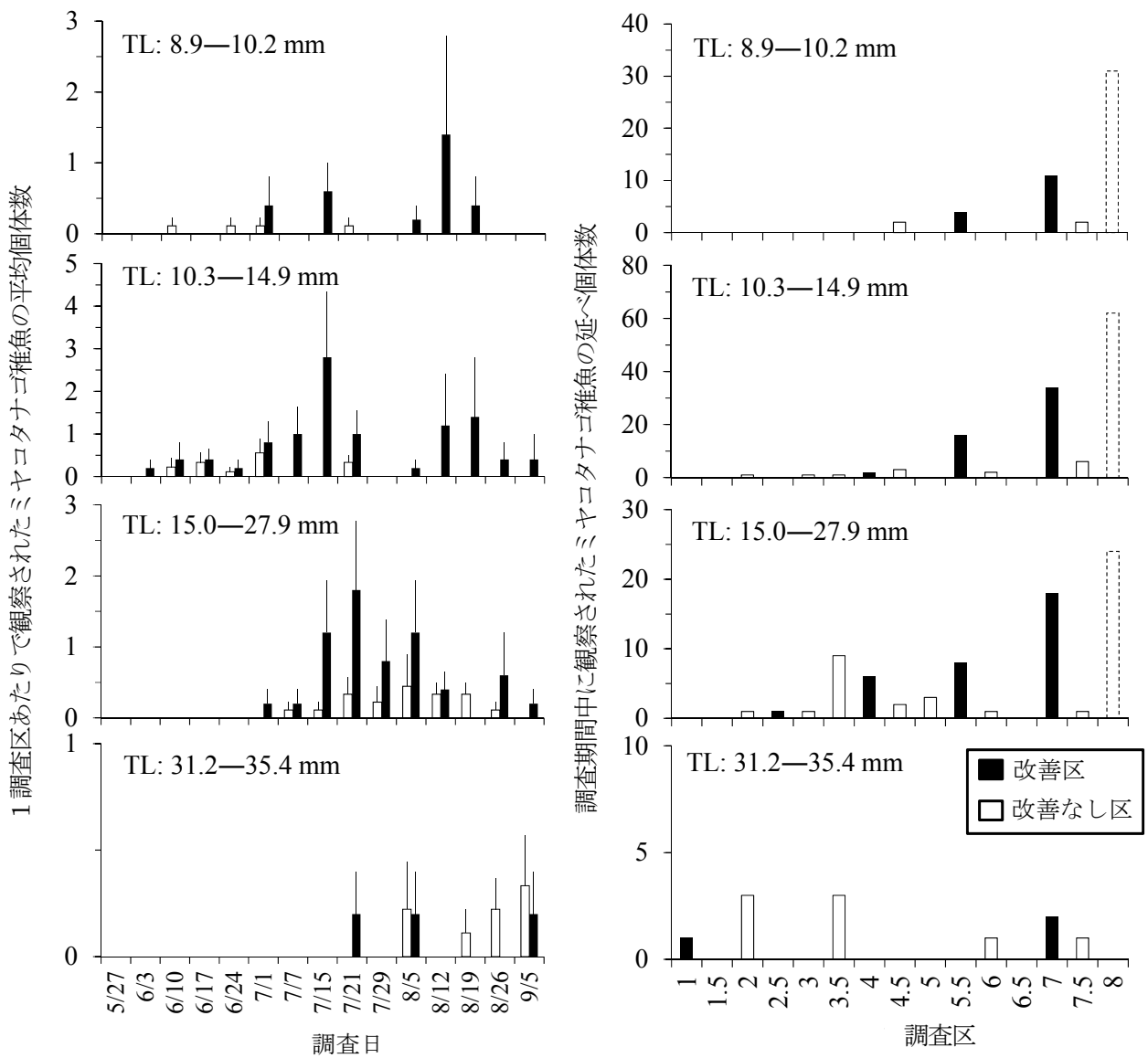


図6 ミヤコタナゴ稚魚の各全長区分における1調査区あたりで観察された稚魚の平均個体数の経時的変化（左図）と調査期間中に各調査区で観察された稚魚の延べ個体数（右図）

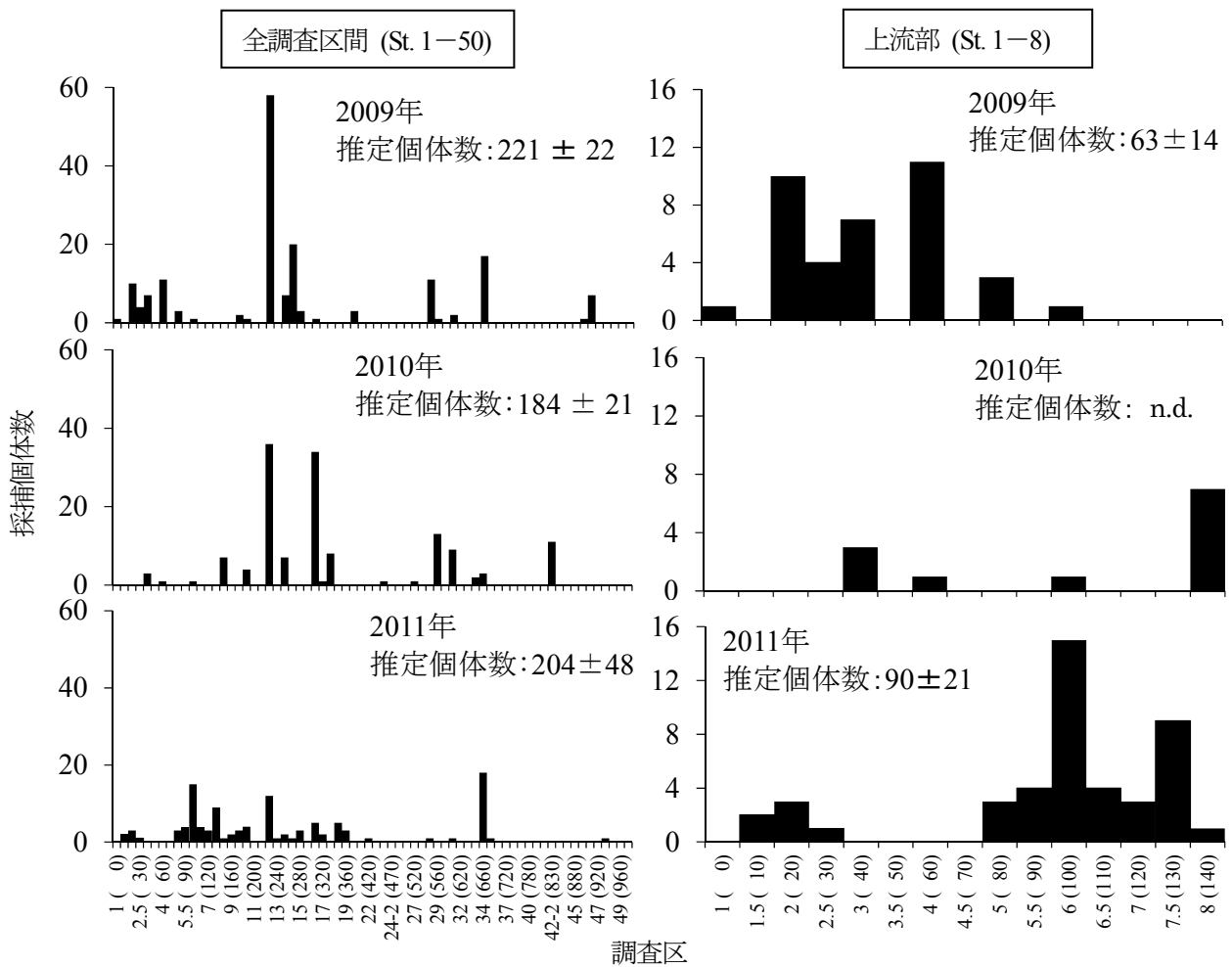


図7 全調査区間および上流部における流程分布と個体数推定の年比較
()内は水路上流端からの距離を表す

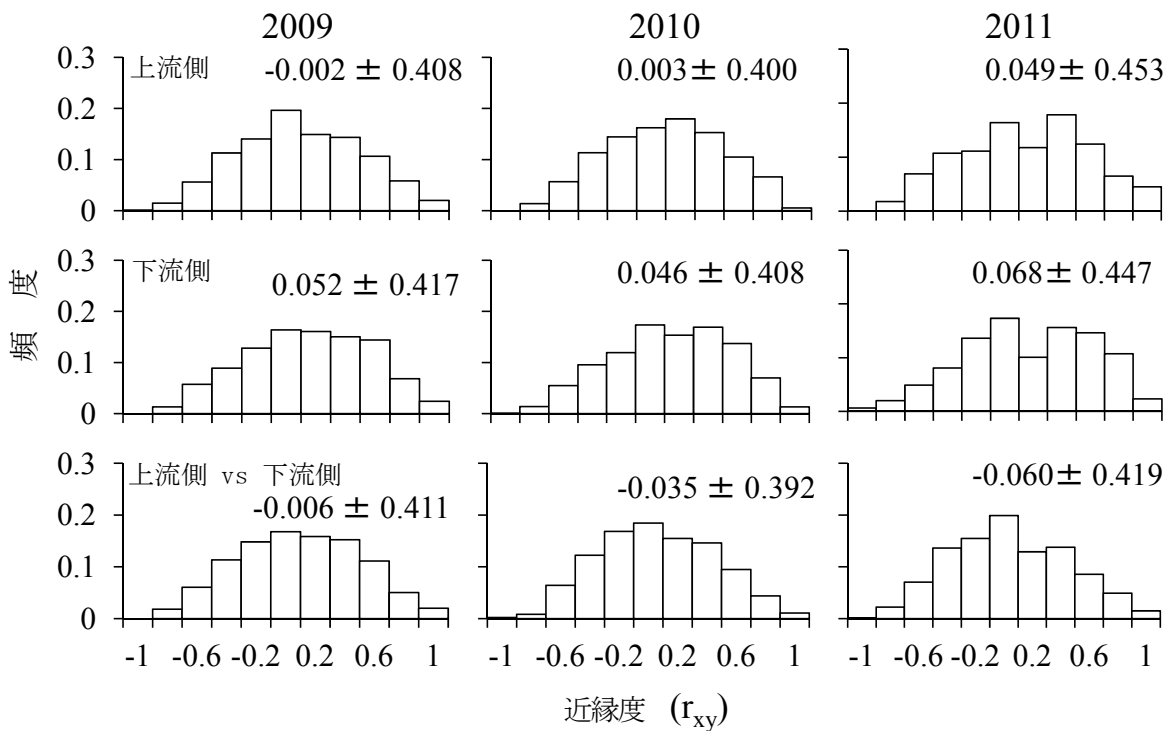


図8 採捕されたミヤコタナゴ個体間の Relatedness (R_{xy}) の頻度分布

考 察

水路底の掘削、杭の設置、二枚貝の放流により、流速が遅く、卵数の多い環境が創出された。水中カバーの割合については改善後に減少したが、その原因は水路の掘削作業により調査区内に存在した枝や枯れ草等の水中カバーが一時的に除去されてしまったためと考えられる。その後、改善区における水中カバーの存在割合は増加・回復しており、ミヤコタナゴ稚魚の生息環境条件に沿った生息場を創出することができたと思われる。稚魚の定位状況調査では、浮上後間もないと考えられる全長 8.9–10.2 mm の稚魚が 5 月 27 日から 8 月 19 日まで観察されたことから、少なくとも本生息地におけるミヤコタナゴの繁殖時期が 4 月下旬から 7 月下旬まで続いていると考えられた。全長 8.9–27.9 mm の稚魚の多くは水路上流部の下流側で観察され、特に浮上後間もない全長 8.9–10.2 mm の稚魚でその傾向が強かった。二枚貝に産みつけられたミヤコタナゴの卵は、調査区の上流側から下流側まで観察されたことから、全長 8.9–10.2 mm を含む 30 mm 以下の稚魚では調査区下流側への流下があったものと推察された。調査期間中の稚魚の定位状況を比較した結果、全長 8.9–27.9 mm と全長 31.2–35.4 mm の稚魚の間では定位場所に違いが見られ、全長 31.2–35.4 mm の稚魚では改善区で観察された個体数は少なく、いっぽうで全長 8.9–27.9 mm の稚魚の延べ個体数は、改善区で 100 個体、改善なし区で 36 個体と約 74% が改善区で観察された。ヨーロッパタナゴの稚魚は二枚貝から浮上した後、夏の終わりまで植物に覆われた岸際の緩流部を成育場として利用するが、その後は成魚と行動を共にするとされ (Przybylski and Zieba, 2000, Smith et al, 2006), その生息環境の特徴は全長 30 mm を境に変化することが知られている (Reichard et al. 2002)。

これらの知見は、本研究の結果と一致しており、全長 8.9–27.9 mm と全長 30 mm 以上の稚魚の間では、好適な生息環境の条件が異なるものと考えられた。今回実施した水路底の掘削、杭の設置、二枚貝の放流といった生息環境改善手法は、全長 8.9–27.9 mm のミヤコタナゴ稚魚が生息可能な環境を増加させるのに有効であることが明らかとなった。

かつて A 生息地におけるミヤコタナゴの分布の中心は、上流部であったことが報告されているが (久保田・酒井 2007)、近年では上流部での生息数は少なくなり、中流部が分布の中心となっている (酒井・久保田 2010, 2011)。繁殖補助を実施した翌年の 2009 年には上流部で多数のミヤコタナゴが採捕されたが (推定個体数 63 ± 14 個体)、翌年には個体数推定ができないほどに大きく減少している。しかし、2011 年には多数のミヤコタナゴが確認された (推定個体数 90 ± 21 個体)。このことは環境改善の効果により、環境の影響を最も受けやすいミヤコタナゴ稚魚が上流部に留まることができたためと考えられた。A 生息地の個体群サイズを維持し、その存続の可能性を高めるためには、造成した環境で観察された稚魚が定着・繁殖し、上流部の生息個体数が増大する必要がある。今後、成魚に至るまでの定着状況をモニタリングし、環境改善による個体群サイズの維持・回復への貢献度を有効集団サイズ (N_e) と生息個体数の変化を指標とし評価・検証していくことが課題となる。また、稚魚の生息適地環境を維持させるためにも改善環境の持続性を検証し、適切な時期に修復を行っていくことが必要である。さらに、2010 年に作成したモデルでは、生息確率が低いと評価された調査区においても稚魚が観察されるケースがあったことから、本年度稚魚の定位状況調査で得られたデータを追加してモデルを改善し、生息確率予測値の精度を高めていくことも今後の課題となる。

繁殖補助を実施する以前の 2006 年は、遺伝的近縁度の上昇が確認されたが、繁殖補助の効果により 2009 年には健全な状態に回復した (酒井・久保田 2010)。その後 2010 年および 2011 年においても近親交配および個体群の分断化が進んでいる傾向はなかった。今後も継続的に遺伝的なモニタリングを実施し、近親交配の回避を図っていく必要がある。

本生息地のミヤコタナゴは、栃木県内に唯一残された自然個体群であり、そこでの生息環境条件の解析とモデル化は、他のミヤコタナゴ生息地における環境の維持・復元を図る際に、極めて重要な情報をもたらす。栃木県内では、近年ミヤコタナゴの生息が確認されなくなった生息地で、飼育個体の再導入が計画されており、その計画には水路の環境改善の実施も含まれている。本研究で実施した生息環境の解析と環境改善の事例は、この再導入計画における環境改善手法の検討に活用されることとなるだろう。希少魚類を保全しようとする場合、過去の良好な生息環境を再現することが最良の方法であると考えら

れるが、過去の環境データは存在しない場合が多く、その復元は現実的に難しい。したがって、残された生息地において、希少魚類にとって重要な環境条件を明らかにし、環境改善手法を確立することが急務である。そして、ミヤコタナゴのように生息地が既に孤立し、矮小化してしまった希少魚類では、生息地の環境の質を高めていくことが至近的な目標となると考えられる。

引用文献

- 新井良一 (2003). ミヤコタナゴ. 「改訂・日本の絶滅のおそれのある野生生物 -レッドデータブック- 汽水・淡水魚類」(環境省編). 自然環境研究センター, 東京. 40-41
- Dawson DA, Burland TM, Douglas A, Le Comber SC, Bradshaw M. (2003). Isolation of microsatellite loci in the freshwater fish, the bitterling *Rhodeus sericeus* (Teleostei: Cyprinidae). *Mol Ecol Notes*. 3:199-202
- Frankham, R., Ballou, J.D., Briscoe, D.A. (2002) 西田睦 (訳), 保全遺伝学入門. 文一総合出版, 東京. 567-568
- 久保田仁志・酒井忠幸 (2007). 平成 18 年度野生水産生物保全対策委託事業結果報告書-ミヤコタナゴ-. 栃木県水産試験場
- Kubota H, Watanabe K, Sakai T, Takahashi T. (2010). Supportive breeding of the Tokyo bitterling in Tochigi Prefecture, Japan. Pritpal S. Soorae (Ed.). *Global Re-introduction Perspectives: 2010. Additional case-studies from around the globe*. IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group & Environment Agency, Abu Dhabi, UAE, 41-44
- 望月賢二 (1997). ミヤコタナゴ. 「日本の希少淡水魚の現状と系統保存」(長田芳和・細谷和海編) 緑書房, 東京. 64-75
- 中村守純 (1969). ミヤコタナゴ. 「日本のコイ科魚類」 緑書房, 東京. 83-89
- 尾田紀夫 (2005). ミヤコタナゴ-オシヤラクブナと呼ばれる美しい魚-. 「希少淡水魚の現在と未来-積極的保全のシナリオ-」(片野修・森誠一編) 信山社, 東京. 168-176
- 尾田紀夫 (2002). 希少水生生物保存対策事業. 栃木県水産試験場研究報告 45 : 146-149
- 尾田紀夫・阿久津正浩 (2003). 希少水生生物保存対策推進事業. 栃木県水産試験場研究報告 46 : 18-19
- Queller, D.C. and Goodnight, K.F. (1989). Estimating relatedness using genetic markers. *Evolution*. 43: 258-275
- Przybylski, M. & Zieba, G. (2000). Microhabitat preferences of European bitterling, *Rhodeus sericeus* in the Drzewiczka River (Pilica basin). *Polish Archives of Hydrobiology*. 47:99-114.
- Reichard, M., Jurajda, P., Simkova, A., Matejusova, I. (2002). Size-related habitat use by bitterling (*Rhodeus sericeus*) in a regulated lowland river. *Ecology of Freshwater Fish*. 11: 112 - 122.
- 酒井忠幸・久保田仁志・吉田豊 (2008). 希少魚を含めた水生生物の生息状況調査. 栃木県水産試験場研究報告 51 : 25-27
- 酒井忠幸・久保田仁志 (2009). ミヤコタナゴ. 生物多様性保全総合対策委託事業 (希少水生生物保全事業) 平成 20 年度報告書. 独立行政法人水産総合研究センター
- 酒井忠幸・久保田仁志 (2010). ミヤコタナゴ. 生物多様性保全総合対策委託事業 (希少水生生物保全事業) 平成 21 年度報告書. 独立行政法人水産総合研究センター
- Shirai Y, Ikeda S, Tajima S. (2009). Isolation and characterization of new microsatellite markers for rose bitterlings, *Rhodeus ocellatus*. *Mol Ecol Res*. 9:1031-1033
- Smith, C., Reichard, M., Douglas, A. & Jurajda, P. (2006). Population consequences of behavior in the European bitterling (*Rhodeus sericeus* Cyprinidae). *Ecology of Freshwater Fish*. 15:139-145.
- 多紀保彦 (1994). ミヤコタナゴ. 「日本の希少な野生水生生物に関する基礎資料 (I)」(水産庁編) 日本水産資源保護協会, 東京. 364-371

ギバチ *Pseudobagrus tokiensis*

勝呂尚之

神奈川県水産技術センター内水面試験場

〒252-0135 相模原市緑区大島 3657

042-763-2007

緒言

ギバチ *Pseudobagrus tokiensis* (図1) は、ギギ科、ギギ属に属する、淡水産のナマズである。本州東部、太平洋側では青森県馬淵川水系から神奈川県中村川水系、日本海側では秋田県米代川水系から福井県九頭竜川水系に分布する¹⁻⁶⁾。本種は、河川の上流末端部から中流域に生息するが、最近はいこれらの水域の河川環境が悪化し、生息地が減少したため、環境省の絶滅危惧種に指定された⁷⁾。神奈川県の生息地も近年、激減しており、以前に採集記録のあった中村川⁶⁾、相模川⁸⁾においても、最近の記録が途絶えている。そのため県のレッドデータブックでは、絶滅危惧IA類とされ⁹⁾、本県からの絶滅が心配されている。

神奈川県水産技術センター内水面試験場(以下、試験場と言う)では、ギバチの飼育下における遺伝子の保存と自然水域での生息地復元を目的として、増殖研究を行ってきた。その結果、飼育下における種苗生産技術の開発に成功し¹⁰⁾、多摩川水系と鶴見川水系の系統群の継代飼育を行っている。また、生息地の保全・復元を目的として、場内に設置された人工河川・魚類生態試験池(図2；以下、生態試験池)では、多摩川産ギバチを放流してデータを収集し、2003年の11月には自然繁殖が確認された。2005年より水産庁の委託研究である野生水産生物多様性事業¹¹⁾および2009年から希少水生生物保全事業^{12,13)}を実施し、ギバチの食性、行動、繁殖を調査して、生態の一部を解明することができた。最近の希少水生生物保全事業では、本種の移動生態について生態試験池の魚道を用いた試験を実施し、その結果、顕著な遡上行動は見られなかったが、稚魚の分散と冬季における雄成魚の降下が確認された。また自然石を組んだ産卵礁を試験池に設置したところ、繁殖には利用されなかったが、隠れ場としての効果は確認された。

今年度も引き続き生態試験池における本種の生態を継続して調査するとともに、間伐材を用いた魚礁と新しい魚道を考案し、その利用状況について検討を行った。さらに、試験場内のため池状のビオトープ・水田池に本種を放流し、定着を図りながら生息地復元に必要な基礎情報の収集を行った。



図1 ギバチの雌成魚(鶴見川産)



図2 内水面試験場の人工河川「生態試験池」

方 法

(1)生態試験池における復元試験

生態試験池の概要 試験場内の生態試験池は面積約 400 m²で、枠組みはコンクリートで作られ、底面には礫、小石、砂および泥（荒木田土）を敷いた魚類生態実験用の人工河川である。本流域とタナゴ池から構成され、相模川伏流水と水中ポンプによる循環水とが流れる（流量 880 l /分）。1999 年にギバチ稚魚を 50 尾放流し、2003 年から毎年継続して自然繁殖が確認されている。試験池は上流から A 水域、B 水域、C 水域および D 水域、付属のタナゴ池を T 水域とした（図 3）。

環境調査 生態試験池の水温、DO および pH を測定した。水温は、サーモレコーダーを使用し、C 水域の水温を 1 時間おきに自動計測し、DO と pH は 10 日に一度、水質チェッカー（堀場製作所）を用いて測定した。また、設置した各魚道において越流水深の最小値と最大値をメジャーにより、毎日測定した。

生息状況調査 ギバチの分布と生息個体数を調べるため、採集調査を行った。調査は 2011 年 4 月 19 日、7 月 25 日、10 月 13 日の 3 日間実施した。採集方法は、生態試験池の循環ポンプを停止し、下流から上流に向けて、1 人がエレクトリック・フィッシャー（スミスルート社 12 形）を通电し、3～5 人が手網（24cm×17.5cm、13.5cm×11cm）と叉手網（100cm×100cm）を用いてギバチを採捕した。同様の採集方法を 3 回反復した。採集したギバチは、FA-100（田辺三菱製薬）で麻酔し、体長および体重を測定し、採集水域に放流した。

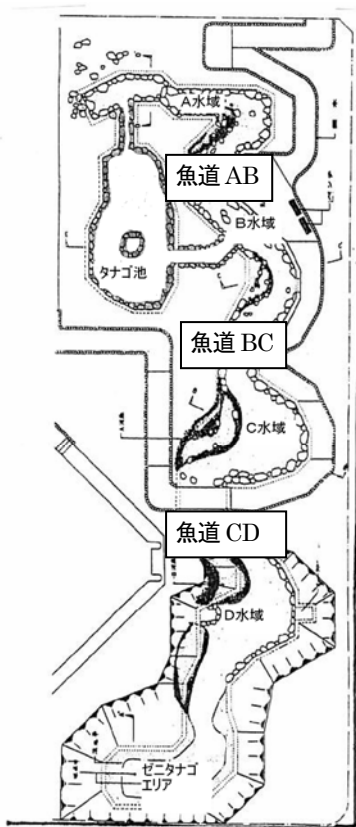


図3 生態試験池の概況図

魚礁利用状況調査 ギバチの生息地保全・復元に活用するため、間伐材を用いた魚礁を考案し、ギバチに対する有効性を検討した。魚礁は木枠とトリカルネットで作成し（50 cm×50 cm×50 cm）、その中に間伐材（サクラやミズキなど、直径 5～10cm、長さ 30cm）を 30 本、ランダムに收容した（図 4）。魚礁はコンクリートブロックの重石を間伐材の上に載せた状態で、生態試験池の各水域に 4 基ずつ、合計 16 基を川岸に設置した（図 5）。

魚礁の設置は 2010 年 8 月 1 日に行い、年間を通して利用状況を調査した。採集調査は 8 月 12 日、8 月 30 日、9 月 12 日、9 月 26 日、10 月 13 日、12 月 20 日の 6 回行なった。採集方法は魚礁を少し持ち上げ、下から叉手網を入れて魚類の逃亡を防止しながら、試験池から出して水を張ったコンテナ（50 cm×100 cm×15 cm）に魚礁を收容した。その後、コンテナの中で間伐材を 1 本ずつ取り除き、手網でギバチをはじめとする水生生物を採集した。



図4 間伐材魚礁の概況



図5 間伐材魚礁の生態試験池への設置状況

採集したギバチとその他の水生生物はFA-100（田辺三菱製薬）で麻酔し、体長および体重を測定し、採集水域に放流した。魚礁を利用したギバチにはイラストマータグで採集日ごとに異なる部位に標識を行なった。

移動生態解明調査 ギバチの移動生態を解明するため、生態試験池に魚道を設置して双方向の利用状況を調査した。魚道はAB、BCに遡上用として千鳥X型¹⁴⁾とその改良型を併設し（図6）、CDには降下用として千鳥X改良型を設置した。千鳥X改良型は、大型魚の移動の改善と流量増加時における全面越流の防止を目的として、千鳥X型の魚道枠の高さと隔壁の面積を拡大するとともに、堰板の間隔を延長した魚道である（表1）。

移動した魚類を確認するため、トリカルネットでトラップ（目合5mm、縦51cm×横32cm×高さ65cm）を作成して、遡上用は魚道の上流側（図6）、降下用は魚道の下流側に設置した。魚道トラップの調査は2011年4月1日～2011年12月28日まで、平日の9時と16時の2回行った。採集魚は、体長と体重を測定し、標識確認後、生態試験池の移動先へと再放流した。



図6 生態試験池における魚道の設置状況
左：千鳥X改良型，右：千鳥X型

表1 生態試験池に設置した魚道の構造

	千鳥X改良型	千鳥X型
長さ(cm)	150	150
幅 (cm)	30	30
角度 (°)	10	10
堰板枚数	9	14
堰板高(cm)	8~20	5~10
堰板間隔(cm)	8	12
堰板角度(°)	20	5

(2) 水田池における復元試験

水田池の概要 試験場内の水田池は面積約100m²（9.0m×11.0m×0.5m）の素掘りの池で、底面にはブルーシートを敷き、上から泥を被せた魚類生態実験用の人工池である（図7）。上流左岸から相模川の河川伏流水を注水している（50ℓ/分）。

供試魚 試験場で継代飼育を行っている鶴見川水系のギバチ1歳魚雄30尾、雌30尾、合計60尾（平均体長73.0±9.6mm）を2011年12月8日に放流した。

環境調査 生態試験池の水温、DOおよびpHを測定した。水温は、サーモレコーダーを使用し、自動で池下流域の水温を1時間おきに測定し、DOとpHは10日に一度、水質チェッカー（堀場製作所）を用いて測定した。

魚礁利用状況調査 ギバチの生息個体数と間伐材魚礁の利用状況を調べるため、間伐材魚礁を6基、設置した（図7）。間伐材魚礁の枠は生態試験池で使用した魚礁と同じものを用い、同規格の間伐材を1基あたり50本収容した。採集調査は2012年1月13日に実施し、調査方法は、生態試験池における魚礁調査に準じた。



図7 水田池における間伐材魚礁の設置状況

結果と考察

(1) 生態試験池における復元試験

環境調査 生態試験池における 2011 年 4 月～2012 年 1 月の水温は、平均値 $17.9 \pm 3.2^\circ\text{C}$ (平均値±標準偏差)、 $9.1 \sim 25.3^\circ\text{C}$ (最小値～最大値)であった。DO は、A 水域が $8.8 \pm 1.9 \text{ mg/l}$ 、 $6.3 \sim 9.9 \text{ mg/l}$ 、pH は、 8.5 ± 0.6 、 $7.3 \sim 8.8$ であり、例年並みであった。

生息状況調査 各調査日におけるギバチの採集個体のデータを体長組成図として図 8 に示した。2011 年 4 月 19 日は、A 水域で 20 尾 ($101.5 \pm 51.4 \text{ mm}$)、B 水域で 8 尾 ($122.0 \pm 54.4 \text{ mm}$)、C 水域で 11 尾 ($112.3 \pm 40.8 \text{ mm}$)、D 水域で 1 尾 (150.0 mm)、T 水域で 7 尾 ($125.9 \pm 50.2 \text{ mm}$)、合計 47 尾 ($112.2 \pm 48.6 \text{ mm}$)、7 月 25 日は、A 水域で 44 尾 ($103.0 \pm 34.6 \text{ mm}$)、B 水域で 22 尾 ($91.4 \pm 35.2 \text{ mm}$)、C 水域で 35 尾 ($94.9 \pm 38.0 \text{ mm}$)、D 水域で 12 尾 ($112.3 \pm 37.3 \text{ mm}$)、T 水域で 8 尾 ($116.7 \pm 59.5 \text{ mm}$)、合計 121 尾 ($100.4 \pm 38.1 \text{ mm}$)、10 月 13 日は A 水域で 20 尾 ($100.5 \pm 49.3 \text{ mm}$)、B 水域で 8 尾 ($97.0 \pm 24.9 \text{ mm}$)、C 水域で 14 尾 ($96.5 \pm 33.8 \text{ mm}$)、D 水域で 9 尾 ($102.5 \pm 49.5 \text{ mm}$)、T 水域で 7 尾 ($83.5 \pm 11.3 \text{ mm}$)、合計 58 尾 ($97.3 \pm 40.7 \text{ mm}$) がそれぞれ採捕された (10 月 13 日のデータは魚礁調査による採集魚も含む)。

デルーリーの手法により推定生息数を算出すると、4 月が 68 尾、7 月が 127 尾、10 月が 58 尾と推定され、生息数は例年並みであった。

7 月の調査では繁殖稚魚は確認できなかったが、10 月は今年生まれと推定される体長 20～40mm の繁殖稚魚が A 水域、C 水域および D 各水域から採集された。

魚礁の利用状況調査 8 月 12 日の魚礁利用個体数は、53 尾 (魚礁あたりの平均利用個体数 3.1 尾) で魚礁利用率は 87.5%、8 月 30 日は 29 尾 (1.8 尾) と 93.8%、9 月 12 日は 33 尾 (2.1 尾) と 62.5%、9 月 26 日は 30 尾 (1.9 尾) と 75.0%、10 月 13 日は 12 尾 (0.8 尾) と 43.8%、12 月 20 日は 25 尾 (1.6 尾) と 81.3%、合計の魚礁利用率は 74.0%であった (図 9)。ギバチは雌雄ともに間伐材魚礁をよく利用し、特に 8 月と 9 月は各水域ともに利用個体数が多かった。また、繁殖稚魚も魚礁を利用し、9 月 26 日に C 水域と D 水域で 6 尾、10 月 13 日に C 水域で 1 尾、12 月 20 日に C 水域で 4 尾が採集された (図 10)。さらに 8 月 12 日と 8 月 30 日には、肥満度が高く抱卵した雌成魚も採集されたことから (図 11)、間伐材魚礁は隠れ場としての利用だけでなく、ギバチの繁殖にも利用された可能性が高い。

再捕された標識魚は 8 月 30 日においては 11 尾、標識率 (標識魚個体数/採集個体数×100) は 37.9%、標識魚再捕率 (標識魚個体数 / (採集個体数 - 繁殖稚魚数) ×100) は 37.9%、以下同様に、9 月 12 日は 26 尾、78.8%、78.8%、9 月 26 日は 17 尾、56.7%、70.8%、10 月 13 日は 5 尾、41.7%、41.7%、12 月 20 日は 12 尾、48.0%、60.0%、5 回の総計は 71 尾、55.0%、60.2%であ

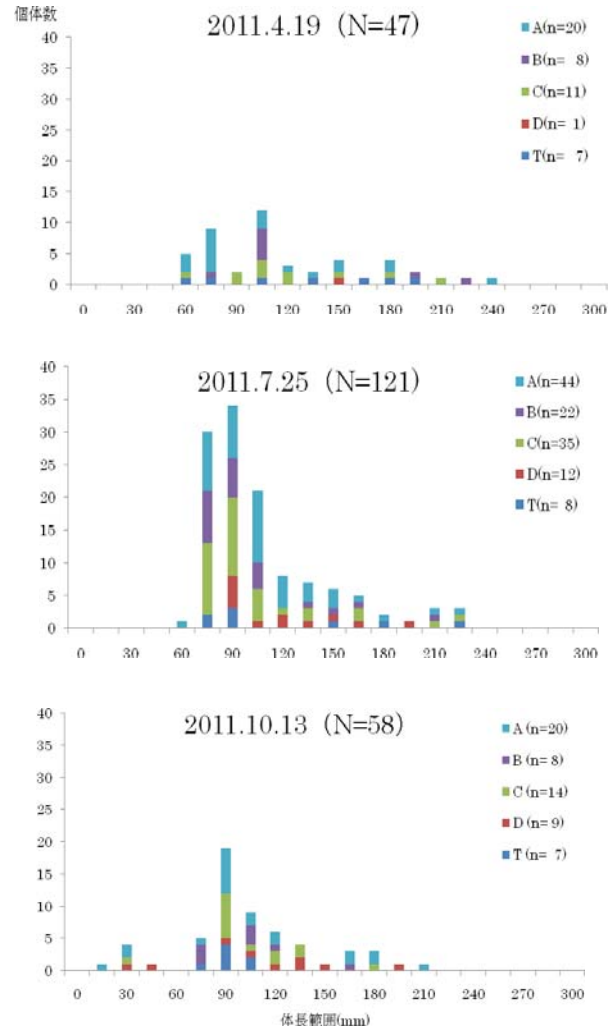


図 8 生態試験池における水域別ギバチの体長頻度分布

った (図 12)。採集された標識魚の比率は高く、一度魚礁を利用したギバチは再度利用する可能性が高いことが判明した。また、各水域別の標識魚再捕率は、A水域が 56.6%、B水域 50.0%、C水域 53.3%、D水域 75.7%とD水域が他の水域より高かった (一元配置分散分析 $P < 0.05$)。

調査期間を通して複数回、採集された標識魚も確認され、再捕を行なった 5 回の調査のうち、1 回だけ再捕された標識個体が 45 尾、2 回 22 尾、3 回 2 尾、4 回 1 尾、5 回 1 尾であった。

また、ギバチ以外のアブラハヤやミヤコタナゴ、ギンブナなどの魚類も間伐材魚礁を利用し、10 月と 12 には特に採集個体数が多かった (図 13)。さらにカワニナとヌカエビの利用も目立ち、間伐材魚礁の設置は生態試験池のバイオマス増加にも効果があると推定された。

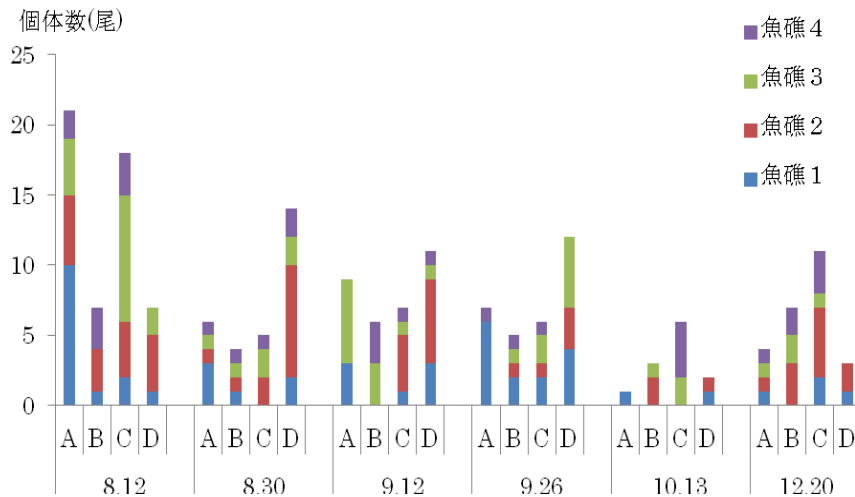


図 9 生態試験池におけるギバチの間伐材魚礁の利用状況

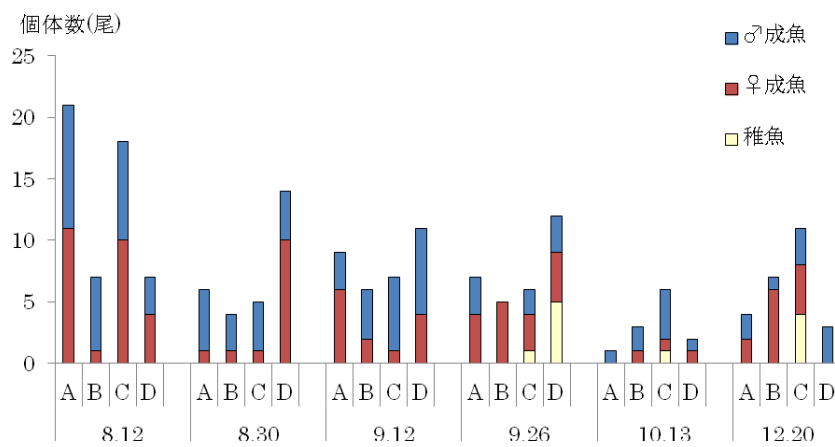


図 10 生態試験池におけるギバチ成魚雌雄別および稚魚の間伐材魚礁利用状況

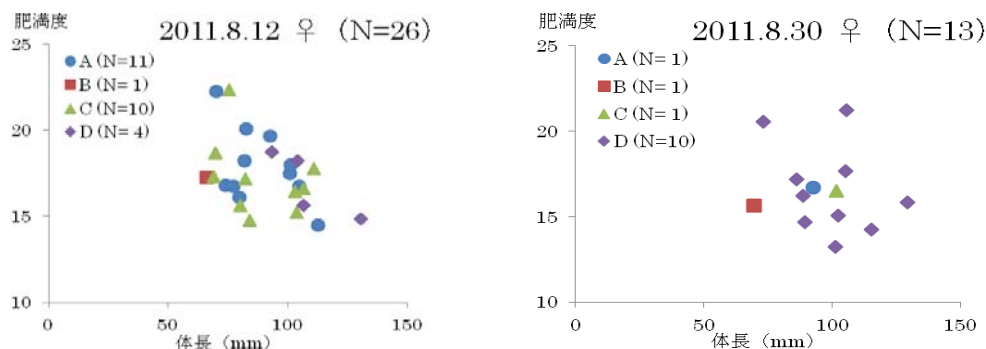


図 11 生態試験池における間伐材魚礁を利用したギバチ雌成魚の肥満度

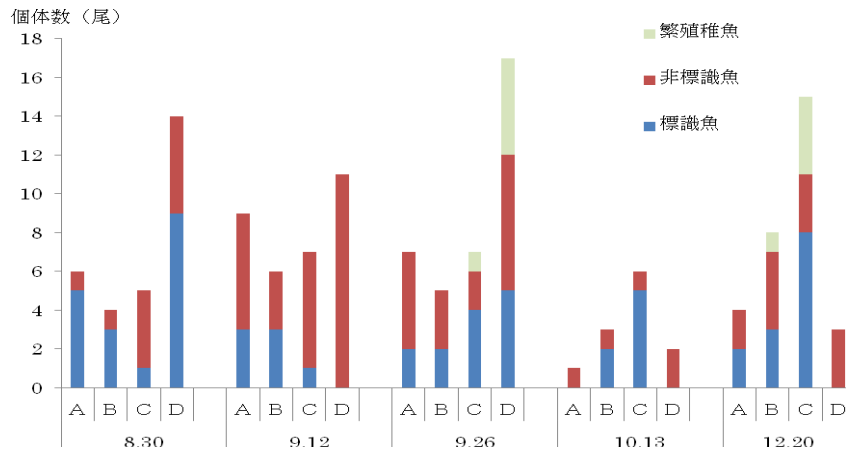


図 12 間伐材魚礁を利用したギバチ標識魚の再捕状況

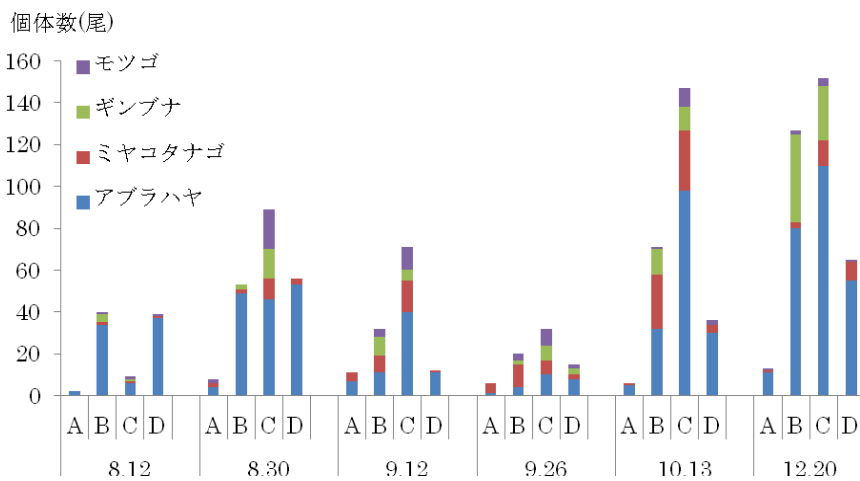


図 13 生態試験池における魚類の間伐材魚礁利用状況

移動生態解明調査 遡上魚は、千鳥X型を利用して2尾、千鳥改良型を利用して4尾、合計6尾(平均体長 105.6±17.4mm)が確認され、雌雄は半数ずつであった(図 14・15)。遡上時期は5月、6月、9月、12月が各1尾、10月が2尾であった。降下魚は、雄が15尾、雌が4尾、合計19尾(131.0±35.6mm)、降下時期は、6月1尾、7月4尾、8月6尾、9月5尾、11月1尾、12月2尾と季節を通して降下が確認された。昨年度の冬に実施した結果¹³⁾と同様に、降下魚は雄成魚の大型個体が多かった。年間を通して遡上魚が少なかったため、ギバチ遡上に対する魚道の改良効果は不明であるが、大型魚が多く降下したため、降下については十分利用できるものと推定された。

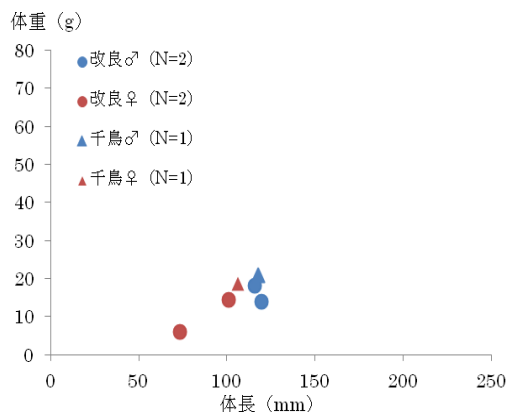


図 14 魚道を遡上したギバチの体長・体重相関図

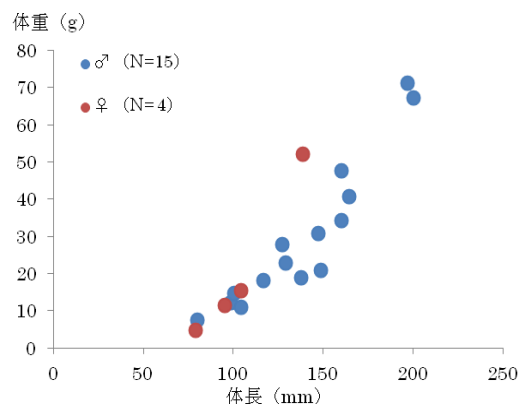


図 15 魚道を降下したギバチの体長・体重相関図

(2) 水田池における復元試験 設置した間伐材魚礁 6 基のうち 5 基の魚礁をギバチ 18 尾が利用し、魚礁の利用率は 83.3%、魚礁 1 基あたりの利用個体は平均 3.0 尾であった。逃亡魚およびへい死魚がないと仮定すると、60 尾の中の 18 尾が魚礁を利用していたことになり、ギバチ個体の利用率は 30%となる。ギバチの他にもヌカエビとアメリカザリガニが魚礁を利用した。

水田池にはアメリカザリガニが多く生息しているので、本試験の実施にあたり駆除を行なった。夏と秋に 1 回ずつ、池の水を抜いてかいぼりを行なったが、完全には駆除することができなかった。そのため間伐材魚礁の 1 月の調査では、合計 145 尾（魚礁あたり平均 24.1 尾）のアメリカザリガニが採集された。本調査結果から間伐材魚礁は活用次第で、アメリカザリガニの効率的な駆除漁具として利用できる可能性が示唆された。

引用文献

- 1) 細谷和海 (1993). ナマズ目ギギ科. 日本産魚類検索図鑑. 東海大学出版社. p. 278.
- 2) 川那部浩哉・水野信彦 (1989). 山溪カラー名鑑 日本の淡水魚. 山と溪谷社. p. 406.
- 3) 前田洋志・多紀保彦 (1995). ギバチ. 日本の希少な野生生物に関する基礎資料 (II). 日本水産資源保護協会. p. 314-317.
- 4) 細谷和海 (1988). 日本産稚魚図鑑. 東海大学出版社. p. 165-166.
- 5) 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. p. 258-263.
- 6) 田代道繭・八田洋章 (1974). 小田原市中村川およびその付近の魚類. 小田原市郷土文化館研究報告 2 : 32-42.
- 7) 環境省編 (2003). 改訂・日本の絶滅のおそれのある野生生物 レッドデータブック 4 (汽水・淡水魚類). (財)自然環境研究センター. 16+278pp.
- 8) 工藤孝治・松田拓也 (1983). 相模川水系の魚類. 神奈川自然保全研究会報告書 3 : 32-42.
- 9) 勝呂尚之・瀬能宏 (2006). 神奈川県レッドデータ生物調査報告書脊椎動物編・淡水汽水魚類. 高桑正敏・勝山輝男・木場英久編、神奈川県立生命の星・地球博物館、275-288.
- 10) 勝呂尚之 (2000). ギバチの種苗生産試験-I. 神奈川県水産総合研究所研究報告 6 : 34-41.
- 11) 神奈川水総研内水試 (2008). ギバチ. 独立行政法人 水産総合研究センター編. 野生水産生物多様性保全対策事業 平成 15 年度～平成 19 年度総括報告書. p. 25-44.
- 12) 神奈川水総研内水試 (2009). ギバチ. 独立行政法人 水産総合研究センター編. 生物多様性保全総合対策委託事業 (希少水生生物保全事業) 平成 20 年度報告書. p. 6-21.
- 13) 神奈川水総研内水試 (2010). ギバチ. 独立行政法人 水産総合研究センター編. 生物多様性保全総合対策委託事業 (希少水生生物保全事業) 平成 21 年度報告書. p. 8-15.
- 14) 鈴木正貴・水谷正一・後藤章 (2001). 水田水域における淡水魚の双方向移動を保障する小規模魚道の試作と実験. 応用生態工学学会誌 4(2) : 163-177.