

ニッポンバラタナゴ

—外来種と隔離がもたらしたもの—

■分布の現状と生活史

(1) 分類学的位置

ニッポンバラタナゴ *Rhodeus ocellatus kurumeus* はコイ目タナゴ亜科バラタナゴ属の小型の淡水魚で、日本固有亜種である(写真3.2-5)。亜種であるタイリクバラタナゴとは、体側上の有孔側線鱗数の有無(ニッポンバラタナゴはほぼ0)、腹鰭前縁部の白色帯の有無(ニッポンバラタナゴではほとんどなし)と雄の婚姻色(ニッポンバラタナゴは赤褐色)により識別される(表3.2-3)。しかし、ニッポンバラタナゴとタイリクバラタナゴは形態的によく似ているだけでなく、現在、日本各地で交雑が進んでいることから、形態だけによる両者の識別は困難である(河村, 2003)。

ニッポンバラタナゴを含むバラタナゴの仲間は、現在、タナゴの中で最も繁栄しているグループの一つであり、日本・台湾を含む東アジアの温帯域に広く生息する。ニッポンバラタナゴとタイ



写真3.2-5 ニッポンバラタナゴ(大阪産)
(手前が雄、後ろが雌)

表3.2-3 ニッポンバラタナゴとタイリクバラタナゴの形態的相違 (長田, 1997を一部改変)

	ニッポンバラタナゴ	タイリクバラタナゴ
腹鰭前縁部の白色帯の有無	雄においては繁殖期にかすかに見られることもあるが、雌においては全く見られない。	雌雄ともに見られ、雄においては顕著。
雄の婚姻色	赤褐色	虹白色
体側上の有孔側線鱗数	九州産：0～5 (モード：0) 香川産：0～1 (モード：0) 大阪産：0～1 (モード：0)	3～7
縦列鱗数	32～34 (佐賀県産 モード33、 琵琶湖産 モード34)	30～33 (モード32)
背鰭主鰭条数	11～12 (モード12)	12～14 (モード13)
臀鰭主鰭条数	11～12 (モード12)	12～13 (モード12)
卵形	西洋梨型：2.7mm(長径)×1.5mm(短径)	いちじるしく長い紡錘形： 3.3mm(長径)×1.2mm(短径)
孵化直後の仔魚の全長	2.8mm	3.4mm
未成魚の特徴		ニッポンバラタナゴと比べ体高が低く、 背鰭の黒斑がやや小さい。

リクバラタナゴの関係については、形態的類似からこれまで両者は亜種とされてきた。しかしながら、近年ミトコンドリアDNAの分析により、両者は遺伝的にかなり異なることがわかっており、今後、分類学的再検討が必要であるとされている(Kawamura *et al.*, 2001a)。

(2) 分布

かつては、琵琶湖以西の瀬戸内海周辺と九州中北部の平野部に広く生息していたが、現在では大阪府と香川県のごく限られた溜池にしか生息しない。九州では平野部の小規模河川と溜池において見ることができるが、分布は縮小している(図3.2-10)。本州では1990年代前半に岡山県と兵庫県の一部において本種が再発見されたことがあるが、岡山の生息地は後にブルーギルの侵入により壊滅し、兵庫の集団はアロザイムならびに遺伝子分析の結果から、大阪からの移殖の可能性が高いとされている(田部・福原, 1997; 河村, 2003)。

(3) 生活史

本種は農業用水路に代表される小規模河川ないしは溜池に生息し、泥底の緩流域ないしは止水域を好む。未成魚では背鰭前縁部に明瞭な黒斑がみとめられるが、雄においては婚姻色の発現にともない消失する。産卵期になると、雄では吻部の追星に加え、眼上部、喉部、不對鰭で赤褐色、肩部では青緑色の婚姻色が発現する。雌ではこうした二次性徴は全く見られず、代わりに泌尿生殖孔から産卵管の伸長がみとめられ、最大で全長とほぼ同じ長さまで達する。成熟サイズは雌雄ともに全長約5cmであるが、雌の方がやや小さく、タイリクバラタナゴのような全長6cmを超える個体は極めて希である。産卵期は3~9月で、雌はイシガイ科の二枚貝の鰓腔内に産卵する。仔魚は約2日で孵化し、孵化後約1カ月間を貝内で過ごした後、浮出摂餌を開始する。仔魚期においてはワムシ類といった動物プランクトンを捕食するが、成長にともない付着藻類食に移行する。約1年で成熟し、寿命は約2年。本種は水産対象種で

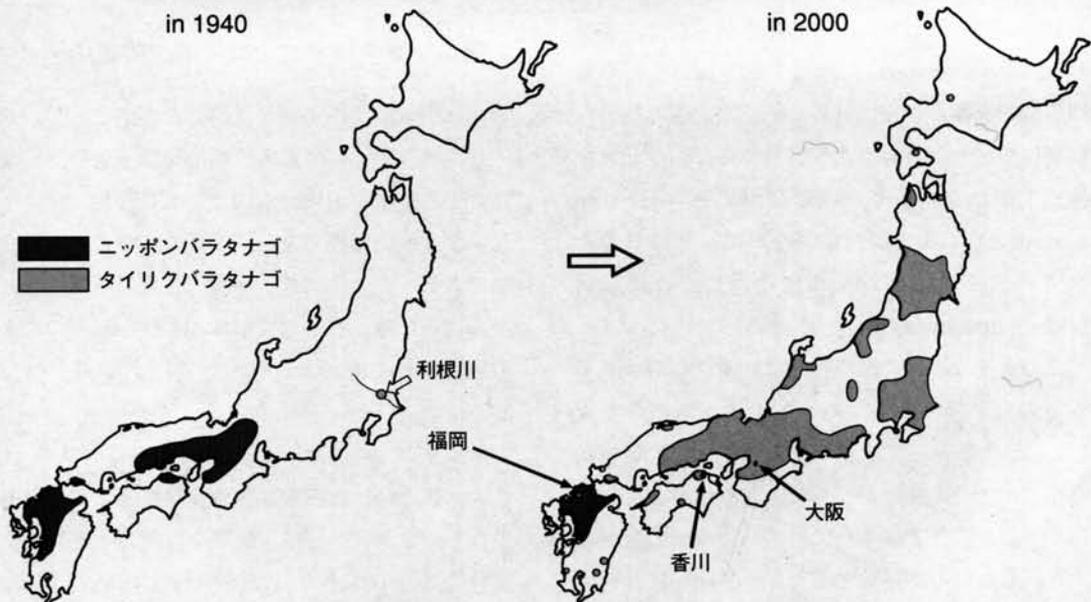


図3.2-10 ニッポンバラタナゴ(*Rhodeus ocellatus kurumensis*)の分布の変遷

1940年代に中国から侵入したタイリクバラタナゴ(*R. o. ocellatus*)の分布の拡大にともない、ニッポンバラタナゴは激減した。

はないが、かつて琵琶湖等においては佃煮の材料としてモロコ類と共に食用に供されていた。

■産卵生態

大阪産ニッポンバラタナゴの場合は、雌の排卵周期は9～12日で、1繁殖シーズンに3～5回排卵する。1回の排卵数は約10個であり、1回の産卵行動で1～3個を産卵し、2～3日かけて複数のドブガイに産卵する(加納、未発表)。個体群全体の性比はほぼ1:1であるが、産卵場における実効性比はほぼ1:3～1:5と雄にいちじるしい。このような性比の偏りに加え、産卵母貝が雄よりも少ないことからなわばり雄の個体数は貝の数に制限され、次のような産卵行動を見ることができる。

3月の下旬になると雄は雌を巡り闘争行動を開始する。生態的に優位である大型の婚姻色の強い雄はドブガイの周囲になわばりを形成し、産卵管の伸長した雌の前でUターンして雌を貝へと誘導する(leading movement)。その後、貝の上部でペアになり、両性が交互に背鰭と尻鰭を細かく震わせながら求愛行動(display)を行う。雌は雄の腹側から前方に移動し、貝の出水管を逆立ち姿勢(head-down posture)になって覗きこみながら産卵の瞬間をうかがう。貝の出水管が大きく開いた瞬間に突進し、貝の出水管に長く伸びた産卵管を挿入し腹部を絞って一気に産卵する(touching movement)。次の瞬間に、なわばり雄は貝の入水管に腹部を掠めるように通過して放精行動(skimming movement)を行う。

このような一連の産卵行動に加え、なわばりをもつことができなかつた小型の雄がスニーカー(こっそり侵入して放精する雄)として、雌の産卵後だけでなく産卵前にも侵入し放精する行動を見ることができる。さらに、スニーカーの数が増すと、なわばりが崩壊してグループ産卵に移行することがある。同様の産卵パターンは、ニッポンバラタナゴだけでなく、タイリクバラタナゴやヨーロッパタナゴにおいても知られている(Kanoh,

1996; Smith *et al.*, 2002)。

実験的に、大阪産ニッポンバラタナゴの群れにタイリクバラタナゴを加えると、なわばり雄が雌の前でUターンし貝へ雌を誘導する行動に違いが見られ、タイリクバラタナゴの雄の方がニッポンバラタナゴの雄よりも積極的に雌を誘導することがわかった。また、雌の追従行動(following movement)においても、タイリクバラタナゴの雌の方がより雄に接近する行動を見せた。

ペアについて見ると、亜種間よりも同亜種のペアの方が有意に多く観察され、タイリクバラタナゴとニッポンバラタナゴの交雑は、必ずしもランダムに行われていない可能性が示唆された。しかしながら、ニッポンバラタナゴのペアにタイリクバラタナゴの雄がスニーカーとして産卵に介入したり、ニッポンバラタナゴのグループの中にタイリクバラタナゴの雌雄が強引に割りこみ、繁殖に参加する行動も見られたことから、ニッポンバラタナゴとタイリクバラタナゴの産卵行動の間はわずかに違いはあるものの、両亜種の交雑は容易に生じると考えられた(加納、未発表)。

■ニッポンバラタナゴの減少の理由

ニッポンバラタナゴが減少した理由として、タイリクバラタナゴの侵入、圃場整備を含む河川改修、生活排水・工業廃水による水質悪化、環境悪化による産卵母貝である二枚貝の減少、外来肉食魚であるオオクチバス、ブルーギル等の侵入などがあげられる。しかしながら、本種の減少の最大の理由はタイリクバラタナゴの侵入である(河村, 2003)。

タイリクバラタナゴは、1940年代にソウギョ、コクレンといった四大家魚の種苗に混じり利根川にもちこまれ、その後、旺盛な繁殖力と移殖により分布を全国に拡大した(中村, 1955; 長田, 1980)。タイリクバラタナゴの侵入によりニッポンバラタナゴが減少したおもな原因は、両者の交雑であるとされている(長田, 1980)。タイリク

バラタナゴは野外においてニッポンバラタナゴと交雑することから、タイリクバラタナゴが侵入すると両者の交雑が進み、最終的にはニッポンバラタナゴは消滅すると考えられる (Nagata *et al.*, 1996)。また、タイリクバラタナゴは成長・繁殖においてニッポンバラタナゴに勝るだけでなく、雑種集団は時間の経過と共にタイリクバラタナゴと区別がつかなくなるという、雑種のタイリクバラタナゴ化も知られている (Kawamura *et al.*, 2001a)。ニッポンバラタナゴの生息地におけるタイリクバラタナゴの侵入は、1960年代初頭の琵琶湖を皮切りに西日本の各生息地において急速に進行した。そのため、大阪府と香川県のわずかな溜池を残し、1980年代後半には本州と四国のニッポンバラタナゴはほぼ全滅した。現在、タイリクバラタナゴは九州において分布を拡大しており、九州産ニッポンバラタナゴの今後が危惧されている (Nagata *et al.*, 1996; (財)自然環境研究センター, 2002)。

■生息地における遺伝的劣化と環境悪化

(1) 溜池個体群における遺伝的劣化

現在、ニッポンバラタナゴが生息する大阪府と香川県の生息地は、ほとんどが写真3.2-6に見られるような直径10m以下の溜池であり、いずれも標高約50m前後の山麓部に位置する。こうした溜池のほとんどは自然のものではなく、水田耕作の灌漑用として人間がつくったものであり、おそらくそこに生息するニッポンバラタナゴは、コイ、フナ類の移殖に付随して他所からもちこまれたものと思われる。ニッポンバラタナゴが本州と四国において、大阪と香川の溜池においてのみ残ったことは、山麓部の辺鄙な場所にある小さな溜池といった立地条件が幸いしたと考えられる。

Kawamura *et al.* (2001b) は、河川に生息する九州産ニッポンバラタナゴと溜池に生息する大阪・香川産のニッポンバラタナゴについて、生息環境の違いが集団に与える遺伝的影響を明らかにする

ため、鰭条数、脊椎骨数、有孔側線鱗数といった外部形質とミトコンドリアDNAの多型性の有無について調査を行った。その結果、溜池に生息する集団は、いずれの外部形質においても多様性が低く、ミトコンドリアDNAについては大阪・香川のほとんどの溜池で一つのタイプしか存在しないことがわかった。これらの結果は、大阪・香川の集団は九州の集団に比べ遺伝的多様性が低いことを示している。また、集団内の個体間鱗移殖による

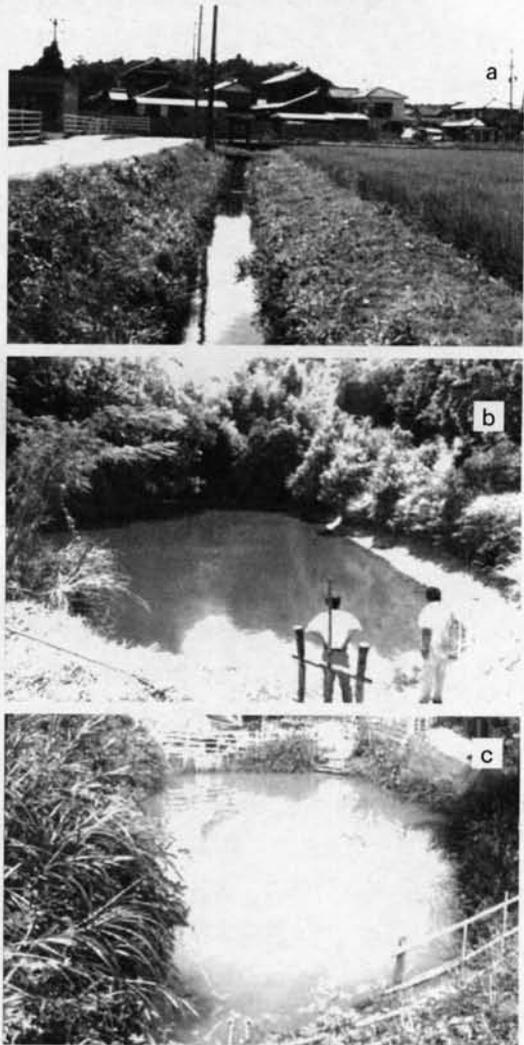


写真3.2-6 ニッポンバラタナゴの生息地

a : 福岡県柳川市の農業用水路、b : 香川県高松市の溜池、c : 大阪府八尾市の溜池。ニッポンバラタナゴは、本州と四国ではごく限られた山麓部の溜池にしか生息しない。

免疫適合性の試験を行ったところ、九州産では移植した鱗が拒絶されたのに対し、大阪産では受理されたことから、大阪集団では近親交配がいちじるしく進んでいることが示唆された (Kawamura, 2005)。これらの事実は、溜池という隔離された環境において遺伝的多様性の喪失がいちじるしいことを示している。

大阪産ニッポンバラタナゴでは産卵数が九州産の2分の1以下であり、孵化率、生存率、成長に至っては5分の1以下である。また、白点病等の感染症に対する抵抗力もいちじるしく低い (Kawamura, 2005)。成長の悪化や生存率の低下といった現象は、遺伝的多様性が低下した集団においてはしばしば見られるものであり、遺伝的多様性の低下にともなうこうした適応能力の低下は、「遺伝的劣化」と呼ばれている (鷲谷・矢原, 1996)。さらに、大阪産と九州産の間で雑種をつくったところ、雑種が成長率、生存率において大阪産をはるかに上回り、九州産に匹敵する値を示した。このことは、大阪産ニッポンバラタナゴにおける遺伝的劣化の存在を明らかに示している (河村, 未発表)。

それではなぜ、溜池においては遺伝的多様性の低下や遺伝的劣化といった現象が生じるのであろうか。その原因は、溜池における環境収容力の低さと生息環境としての不安定さにある。小さな溜池においては、タナゴ類の餌となるプランクトンや附着藻類の量が限られているだけでなく、卵仔魚の保育器ともいべき二枚貝の数も少なく、当然そこに生息可能なタナゴの数は制限される。また、溜池は水量が不安定であり、後述するように水質も悪化しやすい。こうした環境下で、個体数が時としていちじるしく減少することは想像に難くない。個体数の急激な減少は、遺伝的多様性の低下を生じ、近親交配を加速させる。近親交配の頻度が高くなると集団における対立遺伝子のホモ化が進み、有害遺伝子の固定や劣性遺伝子の発現が起きやすくなり、集団は遺伝的劣化という状態

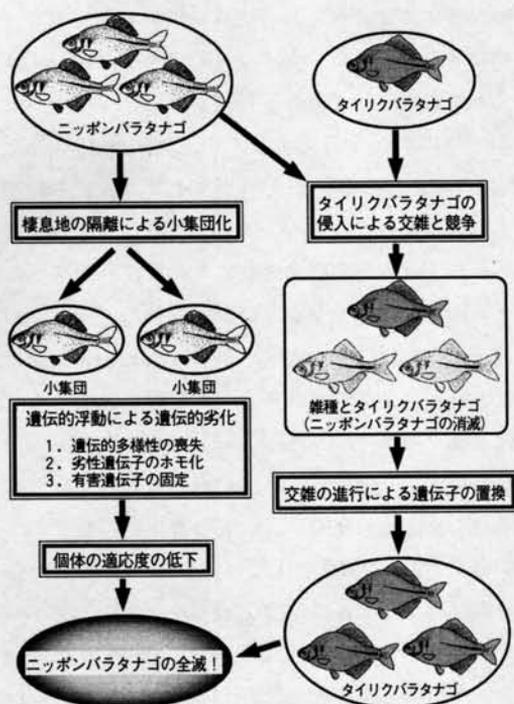


図3.2-11 ニッポンバラタナゴが絶滅に至るまでの過程

タイリクバラタナゴが侵入すると交雑と亜種間競争によりニッポンバラタナゴは絶滅する。また、河川改修等による生息地の隔離は、遺伝的浮動による遺伝的劣化を生じる原因となり、環境適応能力の低下した集団は最終的に消滅すると考えられる。

に達する (原田, 1999)。遺伝的劣化が生じると集団における個体数の減少は加速され、逆にこの個体数の減少は遺伝的多様性の低下ならびに遺伝的劣化を一層加速する。この「絶滅の渦 (extinction vortex)」と呼ばれる悪循環が繰り返されると、最終的にその集団は絶滅に至る (Gilpin and Soule, 1986)。大阪産ニッポンバラタナゴは、今まさにこうした状況にあり、同じく遺伝的多様性の低い香川産においても遺伝的劣化が生じている可能性は極めて高い (図3.2-11)。

(2) 生息環境の悪化

遺伝的劣化の問題とならび、現在問題になっているのが、ニッポンバラタナゴの各生息地における環境の悪化である。「NPO法人ニッポンバラタ

ナゴ高安研究会」は大阪府八尾市の溜池で、水環境の悪化がニッポンバラタナゴの繁殖に与える影響を調べるため野外実験を行った(加納, 2003a, 2003b)。大雨で生じた土石流で埋まった溜池を1999年4月に改修し、ニッポンバラタナゴの保護池(12×12×0.8m)とした。この保護池は溜池を改修したものであることから、近隣の溜池と同じ環境条件にすることができたが、池の水抜きのための底樋だけは復元することができなかった。保護池にはニッポンバラタナゴを101尾(雄50・雌51)とドブガイ45個体を移殖し、1年間予備調査を行い、2000年3月に浚渫作業を行った後実験を開始した。この実験では、①放置された溜池における富栄養化による水質悪化の実態、②水質悪化にともなうニッポンバラタナゴの繁殖力の低下、③伝統的な水質浄化法である“ドビ流し”(地元の呼び名:池の底樋を抜き、有機物を含む汚泥水を田畑に流し出すこと)に代わる水質浄化システムの効果を調べることを目的とした。実験期間中、保護池に入る水は雨水のみとし、一般の溜池を放置した状態を再現して実験を行った。

実験開始後約1年半で富栄養化が進行し、溜池の水質悪化は意外に速く進行することが明らかになった。実験開始1年目(2000年)には一年を通じて珪藻類が優占し、水温が30℃を越える夏でも藍藻類はほとんど出現しなかったが、2年目(2001年)の夏になると植物プランクトンの優占種は珪

藻類から緑藻類に代わり、さらに秋には緑藻類から藍藻類へと遷移した(図3.2-12)。また、植物プランクトンの優占種が緑藻類に代わるのと平行して、ニッポンバラタナゴの雌の卵保有率・産卵数・産卵期間もいちじるしく減少した(図3.2-13)。雌の卵保有率についてみると、実験開始1年目には、産卵のピーク(6月18日)が28%にまで達したのに対し、2年目には産卵のピークにおいても3~4%を超えることはなかった。また、2年目は産卵期間も短く、6月中旬以降の産卵行動は観察されなかった。2歳以上のドブガイ内に産卵されたニッポンバラタナゴの平均卵数は、2000年には58個であったのに対し、2001年には18個にすぎなかった。さらに、2年目にはドブガイからの浮出仔魚の出現率と成長も悪く、こうしたニッポンバラタナゴの繁殖率ならびに生存・成長率の低下は、2年目から始まった水質の富栄養化が原因であると考えられた(加納, 2003a)。ドブガイの繁殖個体数も2年目には急減し、水質の富栄養化はドブガイの繁殖にも悪影響を及ぼすことが示唆された(加納, 2003b)。

以上のことから、小さな溜池を放置した場合、富栄養化は速やかに進行し、水質の悪化はそこに生息するニッポンバラタナゴだけでなく、ドブガイの繁殖にも悪影響を及ぼすことが明らかになった。したがって、ニッポンバラタナゴの保護において隔離された生息環境をそのまま放置すること

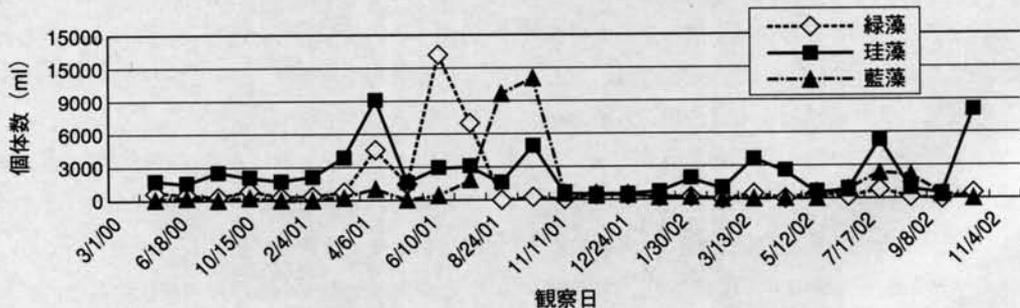


図3.2-12 ニッポンバラタナゴ保護池における植物プランクトン各種の密度変動

溜池を放置した場合、富栄養化の進行にともない、珪藻は減少したが(2000年3月1日~2002年1月12日)、水質浄化システムを用いることにより、珪藻は増加した(2002年1月13日~2002年11月4日)。

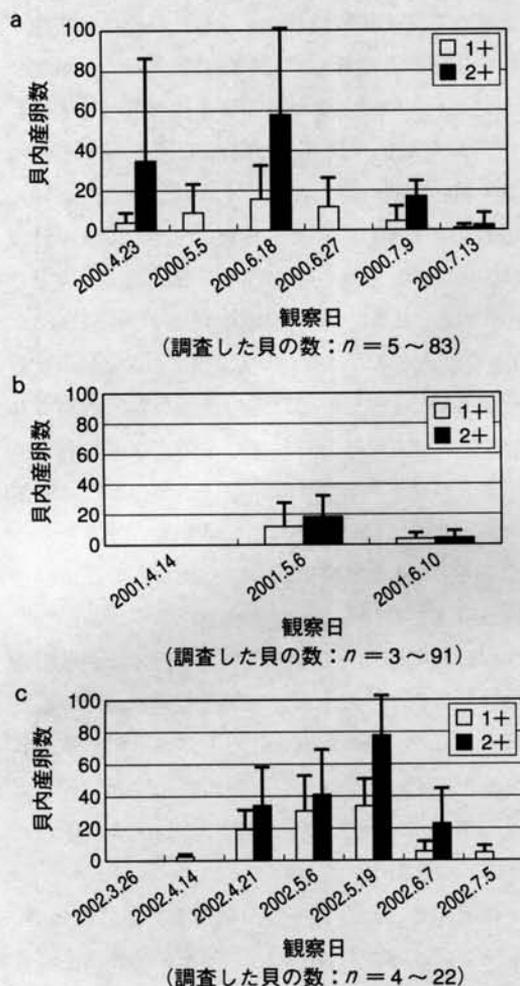


図3.2-13 ドブガイに産卵されたニッポンバラタナゴの卵数

a: 2000年, b: 2001年, c: 2002年
 1+: 1年目の冬季を越した小型のドブガイ
 2+: 2年目の冬季を越した大型のドブガイ

は、保護どころか個体群の絶滅を加速するもの以外の何物でもなく、従来行われていたドビ流しか、あるいはそれに代わる新たな水質浄化システムが必要であると考えられた。

そこで、水質浄化システムを設置し、その効果について調べてみた。前記の保護池に、実験開始から約1年8カ月後の2002年1月13日に、太陽電池、水中ポンプとエアレーションからなる水浄化循環システムを設置した。それも持続可能なシステムにするため、できる限り自然の浄化作用を利

用することに留意し、池底の粘土層を利用してその上に堆積した土砂を除去しただけの天然浄化槽を考案した。保護池の水量と浄化槽のろ過速度から保護池の浄化に必要とされる浄化槽のサイズを推定し、2×8×0.5mとした。さらに、太陽電池(1.5kWhr)を利用して、水中ポンプで日の出6時間後に毎時6tの水を浄化槽に汲みあげるように設計した。そして、日没4時間後から夜明けまでの間に6時間のエアレーションを行うようにした。

この水質浄化システムの稼働を開始した年(実験開始3年目)には、保護池は富栄養化することなく珪藻が高い密度で維持され、夏場においても藍藻が優占することはなかった(図3.2-12)。実験開始2年目にいちじるしく低下したニッポンバラタナゴの雌の卵の保有率は、産卵ピーク時には1年目と同水準の約30%までに回復し、産卵数は1年目以上の水準にまで達した(図3.2-14)。また、2年目の秋には、ほぼ0に近かったドブガイの成長速度も3年目の春には回復し、珪藻の増加に比例して成長速度も高くなった(加納, 2003a)。

しかし、実験開始3年目の夏には7月の下旬から約2カ月間降雨量ゼロの状態が続き、9月には保護池の水位が-70cmにまで低下した。隣接する用水路にも水は全く流れず完全な渇水状態となり、保護池に生息していた推定5,000個体のニッポンバラタナゴの成魚は、水位の減少とともにサギなどの餌となった。そこで、ニッポンバラタナゴの一部を他の池へ一時避難させたものの、最終的に「かいぼり」を行ったときには、小さなたまりに生き残っていたニッポンバラタナゴは約50尾の稚魚だけであった。

このように、溜池は水量が極めて不安定であることから、渇水期におけるニッポンバラタナゴの個体数の減少は想像に難くない。また、こうしたことが隔離水系である溜池の集団の遺伝的多様性を低下させ、遺伝的劣化を引き起こす大きな原因であることは間違いなく、溜池内に浄化循環システムを取り付けても、渇水による個体数の減少が

引き起こす遺伝的問題には対処できない。それでも、過去のドビ流しにおいては、各溜池が水路を介してつながっていたことから、抜水時に魚が他の溜池に入ったり、あるいは人間が意図的に魚を他の溜池に移すという、溜池間での魚の混合が行われていた。このことから、このドビ流しという伝統行事は水質を浄化するだけでなく、溜池間での個体の移動を可能にし、遺伝的多様性を回復する機能をもっていたと考えられる。

魚に限らず、日本に生息する絶滅危惧種の約半数は里地里山に生息しているといわれている(宇田川, 2000)。ニッポンバラタナゴをはじめとするタナゴ類の多くの種は、半自然状態が維持されている里地里山の小川や溜池に生息している。大阪府八尾市の溜池では、伝統的な水浄化システムであるドビ流しによって溜池の健全な生態系が維持されてきた。また、他の地域においても「池干し」や「かいほり」は過去には恒常的に行われ、ドビ流しと同様の機能をもっていたと考えられる。今回の実験結果から、農業の衰退や地場産業の低迷で溜池が放置されたり、農業用水路のコンクリート護岸工事により溜池が閉鎖されると水質はわずかな期間で悪化し、ニッポンバラタナゴとドブガイが減少することが明らかになった。このことから、大阪・香川の溜池に生息するニッポンバラタナゴの保護において、生息環境である溜池の環境を維持していくことは必須であるといえる。

■遺伝子資源としての系統保存の試み

ニッポンバラタナゴは、同じく絶滅危惧種であるミヤコタナゴ、イタセンパラ、スイゲンゼリタナゴと同様、年々減少の一途をたどっており、種の存続は危うい状況にある(河村, 2003)。現在、野外個体群の保護だけではニッポンバラタナゴの存続はむずかしいことから、日本動物園・水族館協会が中心となり、各地の博物館・水族館等において系統保存が行われている。大阪産ニッポンバ

ラタナゴについては、琵琶湖博物館、姫路市立水族館、さいたま水族館、江ノ島水族館が、香川産については須磨水族園が、九州産については海の中道海洋生態科学館がそれぞれ系統保存を担っている。

コイ科魚類はコイやキンギョのように家魚化された種を除き、一般的に継代飼育を行うと生存率、孵化率、産卵数に代表される適応形質が低下する傾向があり、タナゴ類においてはとくにこれが顕著である。ニッポンバラタナゴの場合、九州産においては飼育による繁殖は可能であるが、大阪産においては遺伝的劣化がいちじるしいことから継代飼育はむずかしいと考えられる。

継代飼育による系統保存において注意すべきことは、継代時における遺伝的多様性の喪失と近親交配による遺伝子のホモ化の進行による適応能力の低下であるが、この適応能力の低下の問題は、一場所における系統保存においては避け難い問題である(Allendorf and Phelps, 1980; Iguchi *et al.*, 1999)。この問題の解決には、ミヤコタナゴ(Kubota and Watanabe, 2003)やヒナモロコ(Ohara *et al.*, 2003)において行われているような、複数の施設において各系統を保有し、定期的に系統間で交配を行うことが望ましい。これによって、遺伝的多様性と対立遺伝子のヘテロ性は向上し、飼育個体群の適応能力は向上するので、系統の健全な維持が期待できる。

■保護の実際と問題点

現在、ニッポンバラタナゴの保護に向けての取り組みは、各生息地において地元の有志により行われている(ニッポンバラタナゴ高安研究会, 2003)。ニッポンバラタナゴの保護において重要なことは、まずタイリクバラタナゴの侵入を防ぐことである。現在、タイリクバラタナゴは九州において確実に分布を拡大しており、このままだと九州産ニッポンバラタナゴが交雑により絶滅するのは時間の問題である。筑紫平野はニッポンバラ

タナゴだけでなく、同じく絶滅危惧種であるカゼトゲタナゴとセボシタビラにとっても九州最大の生息地である。当地においては、農業用水路を中心とした河川改修が1990年代後半から急速に進んだことと、生活排水等による水質悪化により、これらタナゴ類はいずれもいちじるしく減少した。また、こうした環境の悪化とはほぼ平行して、現在ではブラックバス、ブルーギルの姿も筑紫平野のあちこちで見られるようになり、タイリクバラタナゴだけでなく、こうした肉食性外来魚の影響も無視できない状況にある。

大阪・香川産ニッポンバラタナゴの場合、溜池という特殊な環境に生息することから、保護に際しては九州産とは別の問題が存在する。大阪・香川の集団は遺伝的多様性が低く、とくに大阪集団は遺伝的劣化がいちじるしいことから、これらの集団においては生息環境の保全だけで個体数を回復させることはむずかしく、この場合、遺伝的多様性の回復がキーとなる。

野外集団における遺伝的多様性回復の方法としては、生息地の拡大と集団間での遺伝的交流があげられる(米田, 2003)。ニッポンバラタナゴの場合に考えられることは、狭い溜池から水量と水質の安定した広い池に移すことと、溜池間で個体を交換することである。前者の方法は、既存の遺伝子だけで遺伝的多様性を回復させる方法であり、遺伝的多様性の回復には突然変異を期待せざるを得ず、かなりの時間を必要とする。それに対し、後者の方法は他集団から新しい対立遺伝子をもちこむ方法であることから、短期間に遺伝的多様性の回復と遺伝的劣化の克服が期待できる。

実際、フロリダピューマ(Maehr, 1998)、スウェーデンクサリヘビ(Madsen *et al.*, 1999)においては、他の生息地から少数個体を導入しただけで遺伝的多様性を回復すると同時に遺伝的劣化をも克服し、個体数増加に成功したことが知られている。大阪と香川のニッポンバラタナゴはいずれも約20の溜池に生息するが、現在ではほとんどの溜

池がコンクリートで護岸され、溜池間での個体の交流はほとんど存在しない。しかしながら、かつて各溜池が水路を介してつながっていた時代には溜池間で個体の交流が頻繁に行われ、その地域全体で一つのメタ個体群(第4章参照)を形成していたと考えられる(Hanski and Gilpin, 1997)。したがって、溜池間での個体の交流においては、Allendorf and Leary (1988)が述べているような、外来の対立遺伝子の導入にともなう各溜池における希少固有対立遺伝子の喪失の可能性は否定できないとしても、メタ個体群全体としての遺伝的特徴は維持され、遺伝的多様性の回復と遺伝的劣化の克服による個体数の増加が期待される。

ニッポンバラタナゴの溜池個体群の保護において遺伝的多様性の回復は重要な課題であるが、これと並び重要なのが、ニッポンバラタナゴの生息環境である溜池の保全である(加納, 2002, 2003b)。溜池のニッポンバラタナゴはドブガイの鰓腔内に産卵し、ドブガイの幼生であるグロキディウムはトウヨシノボリに寄生することから、溜池のニッポンバラタナゴの生息においてドブガイとヨシノボリは必要不可欠の存在である(近藤, 1999)。しかしながら、先に述べたように、近年多くの溜池は環境の悪化によりニッポンバラタナゴだけでなく、こうした生物にとっても厳しい環境となっている(加納, 2002, 2003a)。ニッポンバラタナゴを含む溜池の生態系を維持していくうえでも、ドビ流しに代わる新しい水循環システムを開発し導入することは重要な課題である。

近年、保全生態学においては、生態系の保護における里山の重要性が認識されつつある(環境省, 2002)。日本のような狭い国土においては、人手が全く入っていない自然というのは極めて稀であり、ほとんどの場所が長年にわたり人手が加えられ続けてきた半自然ともいえる場所である。里山とはまさに農耕地を中心とするこうした半自然の環境であり、今日、日本で見られる多くの動植物は、里山という環境に適応することにより存続し

続けてきた。そして、それはまた、われわれの祖先による恒常的な里山の管理のお陰であることはいうまでもない真実である。しかしながら、近年、里山は急速な都市開発ならびに農林水産業の衰退等により、全国的にいちじるしく減少している(田端, 2000)。

ニッポンバラタナゴと同じく絶滅危惧種であるミヤコタナゴは、関東のごく限られた地域に生息するタナゴであるが、現在本種は里山の減少により絶滅の危機に立たされている(石鍋, 2002)。ミヤコタナゴの生息地は山麓部を流れるきれいな小川であり、こうした場所は必ずといっていいほど水耕田や薪炭用の林が存在する典型的な里山である。石鍋(2002)は、近年のミヤコタナゴ減少の最大の原因は農業の衰退による里山の消滅であり、里山におけるミヤコタナゴの生存は、農業を通じた農業用水路等の環境整備により可能であるとしている。

大阪・香川のニッポンバラタナゴの生息地もミヤコタナゴと同じく里山の中に存在し、置かれている社会的状況もミヤコタナゴとよく似ている(写真3.2-7)。これまでニッポンバラタナゴの生存を可能ならしめてきたのは、農業を通じた溜池の管理であり、今日の農業の衰退による溜池の管理放棄が本種減少の要因の一つとなっている。第二次大戦後、日本では工業化と平行して農業離れ



写真3.2-7 里山ともいうべきニッポンバラタナゴの生息環境(大阪府八尾市)

が進み、農業のおもな担い手が老人ないしは婦女子であるという、いわゆる「三ちゃん農業」、「二ちゃん農業」といった言葉に象徴されるように、農業の担い手も次第に減少していった。さらに、21世紀に入り、少子高齢化が急速に進行している日本においては農業の後継者の問題は一層深刻化しており、これは食糧の安定供給だけでなく、里山に代表される日本の自然生態系を守っていくうえでも問題となっている。ニッポンバラタナゴに限らず希少生物の保護において大事なことは、単なる種の保護増殖だけでなく、いかにしてその種の生息環境を守るかにある。日本の希少生物の多くが里山周辺に生息しているという事実からしても、里山の減少は希少生物の保護における大きな問題であり、ニッポンバラタナゴの保護においても里山をいかにして守っていくかが鍵になるといえる(宇田川, 2000)。

引用文献

- Allendorf, F. W. and Leary, R. F. (1988) : Conservation and distribution of genetic variation in a polytypic species, the cutthroat trout. *Conserv. Genet.*, **2**, 170-184.
- Allendorf, F. W. and Phelps, S. R. (1980) : Loss of genetic variation in a hatchery stock of cutthroat trout. *Trans. Am. Fish. Soc.*, **109**, 537-543.
- Gilpin, M. E. and Soulé, M. E. (1986) : Minimum viable populations: Processes of species extinction. In: Soule, M. E. ed., *Conservation Biology: The science of scarcity and diversity*, pp. 19-34, Sinauer Associates, Sunderland.
- Hanski, I. A. and Gilpin, M. E. (1997) : *Metapopulation Biology: Ecology, Genetics and Evolution*. Academic Press, San Diego.
- 原田泰志(1999) : 小集団化に伴う遺伝的劣化. 森誠一(編), *淡水生物の保全生物学—復元生態学に向けて—*, pp. 33-41, 信山社サイテック.
- Iguchi, K., Watanabe, K. and Nishida, M. (1999) : Reduced mitochondrial DNA variation in hatchery population of ayu (*Plecoglossus altivelis*) cultured for multiple generations. *Aquaculture*, **178**, 225-243.
- 石鍋寿寛(2002) : 自然と人の相互作用のバランス—

- タナゴ類の棲息地から。青山徳久・鈴木康典・淀江賢一郎(編), タナゴの自然史, pp. 18-23, 鳥根県宍道湖自然館ゴビウス。
- 環境省(2002): 環境白書。環境省。
- Kanoh, Y. (1996): Pre-oviposition ejaculation in externally fertilizing fish: How sneaker male rose bitterlings contribute to mate? *Ethology*, **102**, 883-899.
- 加納義彦(2002): ドブガイの繁殖生態について—ニッポンバラタナゴの保護と環境保全—。森 誠一(編), 環境保全学の理論と実践II, pp. 65-81, 信山社サイテック。
- 近藤高貴(1999): 用水路と二枚貝の生活。森 誠一(編), 淡水生物の保全生態学—復元生態学に向けて—, pp. 56-62, 信山社サイテック。
- 加納義彦(2003a): 溜池における生態系の維持と環境保全—伝統的な溜池浄化システムに代わる太陽電池を利用した水浄化システムの溜池生態系に及ぼす効果—。大阪経済法科大学 科学技術研究所紀要, **8**, 11-27.
- 加納義彦(2003b): ニッポンバラタナゴの保護と環境教育。生物研究, **42**, 3-13.
- 河村功一(2003): ニッポンバラタナゴ。環境省(編), 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, pp. 44-45, (財)自然環境研究センター。
- Kawamura, K., Nagata, Y., Ohtaka, H., Kanoh, Y. and Kitamura, J. (2001b): Genetic diversity in the Japanese rosy bitterling, *Rhodeus ocellatus kurumeus* (Cyprinidae). *Ichthyol. Res.*, **48**, 369-378.
- Kawamura, K., Ueda, T., Arai, R., Nagata, Y., Saitoh, K., Ohtaka, H. and Kanoh, Y. (2001a): Genetic introgression by the rose bitterling, *Rhodeus ocellatus ocellatus*, into the Japanese rose bitterling, *R. o. kurumeus* (Teleostei: Cyprinidae). *Zool. Sci.*, **18**, 1027-1039.
- Kawamura, K. (2005): Low genetic variation and inbreeding depression in small isolated populations of the Japanese rosy bitterling, *Rhodeus ocellatus kurumeus*. *Zool. Sci.* (印刷中)
- Kubota, H. and Watanabe, K. (2003): Genetic diversity in wild and reared populations of the Japanese bitterling *Tanakia tanago* (Cyprinidae). *Ichthyol. Res.*, **50**, 123-128.
- Maehr, D. S. (1998): *The Florida Panther*. Island Press, Washington.
- Madsen, T., Shine, R., Olsson, M. and Wittzell, H. (1999): Restoration of an inbred adder population. *Nature*, **402**, 34-35.
- 長田良和(1980): タイリクバラタナゴ—純血の危機。川合禎次・川那部浩哉・水野信彦(編), 日本の淡水生物—侵略と攪乱の生態学—, pp. 147-153, 東海大学出版会。
- Nagata, Y., Tetsukawa, T., Kobayashi, T. and Numachi, K. (1996): Genetic markers distinguishing between the two subspecies of the rosy bitterling, *Rhodeus ocellatus* (Cyprinidae). *Ichthyol. Res.*, **43**, 117-124.
- 中村守純(1955): 関東地方に繁殖した移殖魚。日本生物地理学会報, **16-19**, 333-337.
- ニッポンバラタナゴ高安研究会(2003): ニッポンバラタナゴの保護と環境保全。第5回日本水大賞活動集, pp. 42-45, 日本水大賞顕彰制度委員会, 河川協会。
- Ohara, K., Takagi, M., Kaneko, Y. and Takei, M. (2003): Allozymic variation in an endangered Japanese minnow, *Aphyocypris chinensis*. *Ichthyol. Res.*, **50**, 86-89.
- Smith, C., Douglas, A. and Jurajda, P. (2002): Sexual conflict, sexual selection and sperm competition in the spawning decisions of bitterling, *Rhodeus sericeus*. *Behav. Ecol. Sociobiol.*, **51**, 433-439.
- 田端英雄(2000): 里山における生物多様性の保全—新しい農業・林業による里山における生物多様性保全行動計画—。宇田川武俊(編), 農山漁村と生物多様性, pp. 190-205, 家の光協会。
- 田部雅昭・福原修一(1997): 兵庫県三田市の溜池から採集された絶滅危惧種ニッポンバラタナゴ。人と自然, **8**, 145-149.
- 宇田川武俊(編)(2000): 農山漁村と生物多様性。家の光協会。
- 鷲谷いずみ・矢原徹一(1996): 保全生態学入門—遺伝子から景観まで。文一総合出版。
- 米田政明(2003): 遺伝的多様性保全のためのプロジェクト。小池裕子・松井正文(編), 保全遺伝学, pp. 58-75, 東京大学出版会。
- (財)自然環境研究センター(2002): 自然環境保全基礎調査/生物多様性調査/動物分布調査・淡水魚類報告書。環境省。

(加納義彦・原田泰志・河村功一)

Column 6

スイゲンゼニタナゴの価値

河村功一（三重大学生物資源学部）

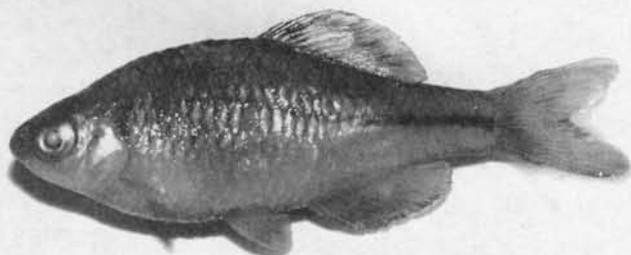
スイゲンゼニタナゴ(*Rhodeus atremius suigensis*, 資料1)はタナゴ亜科バラタナゴ属に属し、全長約5cmと日本産タナゴ類の中では最も小型の種である。本種は、日本においては兵庫県千種川(現在では全滅したとされている)から広島県芦田川までの岡山平野を中心とする限られた地域に生息するが、海外では朝鮮半島から中国北部にかけて広く生息する。九州北部に生息するカゼトゲタナゴとは亜種の関係にある(長田, 2001)。20世紀後半における大規模な圃場整備を含む河川改修と生活・工業排水による水質悪化のため、スイゲンゼニタナゴの分布ならびに生息個体数は第二次大戦後、いちじるしく減少した。そのため、本種は1999年に環境省レッドリストの絶滅危惧IA類に指定され、2003年からは種の保存法の「国内希少野生動物種」として、その採集は全面的に禁止されている(河村, 2003)。

スイゲンゼニタナゴは、河川の中・下流域ならびに自然度の高い農業用水路に生息し、抽水食物の繁茂する流れの緩やかな砂礫底の河川において見られる。本種は4月上旬から7月上旬にかけて繁殖を行い、イシガイ、マツカサガイに産卵を行う。直径約3mmの洋梨型の卵は約3日で孵化する。孵化仔魚は貝内で約1カ月を過ごした後浮出し、約1年で成熟する。タナゴ亜科魚類の染色体数は44ないしは48が一般的であるが、本種とカゼトゲタナゴは46であり、核型に大きな特徴がある。ミトコンドリアDNAの分析においては、スイゲンゼニタナゴを含む染色体数46のグループはタナゴ亜科において最も特化した一群であることがわか

っている。この中で注目すべきことは、日本産スイゲンゼニタナゴには遺伝的に大きく異なる二つの系統が存在し、岡山県旭川産は広島県芦田川産よりもカゼトゲタナゴに近い点である(Okazaki *et al.*, 2001)。これは、スイゲンゼニタナゴの分類における再検討の必要性を示唆するだけでなく、日本の淡水魚類の生物地理ならびに日本列島の成立を考える

うえでも重要な知見である。

スイゲンゼニタナゴは1回の産卵数が平均6と非常に少なく、また平均寿命も2年であることから、ミヤコタナゴで行われているような人工増殖はむずかしいとされている(鈴木, 1995)。このことから、本種の個体数の回復には生息環境の保全が第一である。しなしながら、本種のような希少種においては、自然繁殖



■資料1 スイゲンゼニタナゴ(高梁川産)



■資料2 スイゲンゼニタナゴの捕獲のため設置されたと思われるトラップ(1999年、旭川にて撮影)

による個体数の回復には一つの大きな問題が存在する。個体数の減少がいちじるしい集団においては、遺伝的多様性の低下だけでなく遺伝的劣化も生じている可能性があり(原田, 1999)、こうした集団では繁殖能力を含む個体の適応価が低いことから、野外における自然繁殖だけで個体数を増加させるのは非常にむずかしいとされている(Primack, 1997)。こうしたことから、スイゲンゼニタナゴは現在、種の存続において極めて厳しい状況に立たされている。

今日のオゾンホール、CO₂問題に代表されるように、環境破壊が地球的規模で問題となっている現在、希少種の数には地域、分類群を問わず年々増加している。かつては、日本の小川を代表する魚であったメダカ

が1999年に絶滅危惧ⅠB類に指定されたように、つい最近までごく普通に見られた種がいつの間にか消えていたというのは、決して珍しい話ではない。人間の心理とは不思議なもので、いくらきれいなものでも豊富にあると価値を見いださない。一方、きれいでなくても希少となると破格の価値を付けるのは、決して骨董品に限られたことではない。これは、近年では生物においてもよく見られる現象である。環境悪化による個体数の減少により、種は希少価値をもちはじめ、希少価値は種の捕獲を加速し個体数を減少させるから、これにより希少価値は一層高まる。この悪しき循環が繰り返されると、最終的にその種が絶滅するというのは想像に難くない。これは正に、希少

性が希少種の絶滅の引き金になっているという皮肉な話である。スイゲンゼニタナゴの場合も同様で、現在、本種の生息を脅かしているのは、生息環境の悪化とマニア・業者による乱獲である。数年前、旭川上流のスイゲンゼニタナゴの生息地で全長約10mの地獄網を目撃したことがある(資料2)、付近の住民に聞いたところ、これはスイゲンゼニタナゴの捕獲を目的としたものとのことであった。希少性アザラシを保護するため、毛皮の不買運動と行うというのがあるが、スイゲンゼニタナゴを初めとする希少淡水魚の保護においても、消費者サイドの不買運動は必要であると思われる。

■引用文献

- 原田泰志 (1999) : 小集団化に伴う遺伝的劣化。森 誠一(編), 自然復元特集5 淡水生物の保全生物学—復元生態学に向けて—, pp. 33-41, 信山社サイテック。
- 河村功一 (2003) : スイゲンゼニタナゴ。環境省(編), 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, pp. 46-47, (財)自然環境研究センター。
- Okazaki, M., Naruse, K., Shima, A. and Arai, R. (2001) : Phylogenetic relationships of bitterlings, based on mitochondrial 12S ribosomal DNA sequences. *J. Fish Biol.*, **58**, 89-106.
- 長田良和 (2001) : スイゲンゼニタナゴ。川那部浩哉・水野信彦・細谷和海(編・監修), 日本の淡水魚, 改訂版, p. 366, 山と溪谷社。
- Primack, R. B.・小堀洋美(訳) (1997) : 保全生物学のすすめ—生物多様性保全のためのニューサイエンス—。文一総合出版。
- 鈴木伸洋 (1995) : スイゲンゼニタナゴ。日本の希少な野生水生生物に関する基礎資料(Ⅱ), pp. 308-313, 日本水産資源保護協会。