原著論文 ORIGINAL PAPER

溜め池周辺水域におけるオオクチバスとブルーギルの分布および個体数変動

宮田 浩・國本 昌宏・井上 幹生*

愛媛大学理学部生物学科 〒790-8577 松山市文京町2-5

Hiroshi MIYATA, Masahiro KUNIMOTO and Mikio INOUE*: Spatial and temporal patterns in the density of largemouth bass and bluegill in pond-associated lotic habitats. *Ecol. Civil Eng.* 10(2), 117-129, 2007.

Department of Biology, Faculty of Science, Ehime University, Matsuyama 790-8577, Japan.

Abstract: Exotic largemouth bass (*Micropterus salmoides*) and bluegill (*Lepomis macrochirus*), both of which were introduced from North America, are now widespread throughout Japan, often dominating in irrigation ponds and reservoirs. The rapid expansions of their distributions beyond watersheds are obviously due to human agency; however, their expansions within a watershed may be, more or less, attributable to natural dispersal, which has rarely been investigated. This study presents circumstantial evidence of their dispersal from artificial ponds to irrigation ditches. In the Shigenobu River watershed (Ehime Prefecture, southwestern Japan), 21 study sites were established in river pools and irrigation ditches associated with 6 ponds inhabited by the two species. In each site, population densities of both species were monitored from the spring of 2002 to the autumn of 2003. The monitoring showed that (1) both species attained high densities (maximum density, 8.0 and 12.1 individuals/m² for largemouth bass and bluegill, respectively) in ditches just downstream of ponds in summer, (2) most of them were small in size (<10 cm in fork length), (3) at every study site, their densities were temporarily variable and zero densities were often recorded (i.e., neither of the two species was found), and (4) the two exotic species comprised considerable percentages of fish assemblages in the ditches (41.9 % in the sum total of estimated number of fishes). These results, in combination with a fact that most study ditches had potential barriers to upstream migration (i.e., falls of 0.8-2 m in height), suggest that individuals of both species in the ditches were immigrants from the ponds.

Key words: agricultural pond, exotic fish, invasion, irrigation ditch, Japan

はじめに

移入生物の蔓延による在来生物種の絶滅や生物多様性の消失は世界各地で深刻な問題となっている (Townsend 1996; 日本生態学会 1998; Rahel 2000). 日本の淡水域においても, オオクチバス (*Micropterus salmoides*), ブルーギル (*Lepomis macrochirus*) 等のサンフィッシュ科魚類やニジマス (*Oncorhynchus mykiss*), ブラウントラウト

(*Salmo trutta*) といったサケ科魚類等, 多くの移入種の定着が確認されており (北野ほか 1993; Azuma & Motomura 1998), それらによる在来生物種への悪影響が懸念されている (Nakai 1999; Maezono & Miyashita 2004; Morita et al. 2004; Yonekura et al. 2004). 河川, 湖沼といった淡水域におけるこれら移入種の分布拡大は, 内水面漁業や遊漁に伴う移植放流によるところが大きい, そのような直接的な移植のみならず, 治水や利水および農地整備等に伴う環境改変も移入種の分散や定着に関与していると考えられる. 例えば, 河道の直線化改修やダム

2006年3月19日受付, 2006年10月30日受理

* e-mail: inom@sci.ehime-u.ac.jp

による流量変動様式の変化は、本来の生息環境特性を大きく改変することになるため、在来種には不利に、移入種には相対的に有利にはたらし、後者の定着を促進することが指摘されている（例えば、水野・御勢 1993；Marchetti & Moyle 2001; Light 2003）．近年、水資源および河川や農地の管理において、自然環境の保全に対する配慮が為されるようになってきたが、その際、移入種問題も無視できない要素となろう．

オオクチバスとブルーギルは、ともに北アメリカ原産で、湖沼や河川の緩流域に生息する．日本には、それぞれ、1925 年、1960 年に導入されたが、1970 年代以降、分布域を急速に拡大し、現在では、全国各地で広く生息が確認されている（中井 2002；日本魚類学会自然保護委員会 2002）．純淡水魚である両種の、水系を越えた分布域の拡大は明らかに人為的な移植放流によるものと考えられるが、水系内での分布拡大には多かれ少なかれ自然分散が寄与していると思われる．しかしながら、外来魚の自然分散に関する調査はほとんどなされていない（ただし、松本ほか 1998）．オオクチバスおよびブルーギルはともに、本来、止水域に適応した魚種であり、溜め池が主要な生息地となっている（例えば、Maezono & Miyashita 2004; Yonekura et al. 2004）．溜め池は、通常、灌漑のためにつくられたものであり、水路を介して河川や他の水域生息場所とつながっている．本研究では、溜め池

につながる農業水路および河川における両種の分布、個体数変動を観測することにより、溜め池から水路を介した両種の自然分散の可能性について検討した．

方 法

調査地概況

調査は、四国北西部に位置する重信川流域で行った（Fig. 1）．重信川中流域には灌漑用の溜め池が数多く存在し、農業水路によって水田および重信川本支流へとつながっている．これらの溜め池は水田のための水を確保することを目的とした池で、必要に応じて貯水と取水のできる施設を備えており、通常、稲作期間中（6～9月）に放水する．溜め池から農業水路への水の出口は2タイプある．一つは灌漑のための取水口で、口径15～20 cm程度の管を通して農業水路につながっており、その管を開閉することによって取水できるようになっている．もう一方は降雨による氾濫を防ぐためのもので、池の水位が一定量を超えると自然に農業水路へと排水されるような出口が備わっている．

今回対象としたのは御坂川水系の溜め池群で、これらの溜め池からの農業水路は御坂川またはその支流である内川につながっている．また、これらのほとんどの溜め池にオオクチバス、ブルーギルが生息している．これら

Fig. 1. Locations of the study sites in pond-associated ditches (IT, intake ditch; OF, overflow ditch; D, ditch), Uchi-kawa Stream (U) and river pools (R) in the Shigenobu River watershed.

の中から両種が生息している溜め池を6つ選び（一番池、前池、通谷池、養下池、万吉池および宮鼻新池）、これらの池から出る農業水路に12地点（IT1~4, OF1~4, D1~4）、内川に3地点（U1~3）、御坂川本流および砥部川、重信川に6地点（R1~6）の調査地を設定した（Fig. 1, Table 1）。なお、農業水路に設定した調査地は、その位置により、取水口直下（以下、取水口と呼ぶ：intake, IT1~4）、氾濫防止のための排水路直下（以下、オーバーフロー：overflow, OF1~4）、池から内川までの途中の地点（以下、水路：Ditch, D1~4）の3つに分類した。

これら農業水路の調査地は、4つの水路系、すなわち、一番池から御坂川へつながる系（IT1）、前池および通谷池から御坂川への系（OF1, OF2）、養下池から内川へ注ぐ系（OF3, IT2, D1, D2, D3）、および万吉池と宮鼻新池から内川への系（IT3, IT4, OF4, D4）に配置されている。これらの農業水路は概して、ほぼ全区間にわたり極めて単純な形状をなしており（底面、側面ともにコンクリート製で水路横断面は長方形：以下、三面コンクリート水路と呼ぶ）、OF2を除いて、御坂川もしくは内川までの間には魚類の遡上障壁となるような落差が存在する。それぞれの詳細については以下のとおり。

一番池から御坂川までの農業水路は、取水口から下流約100mの区間（IT1）では礫底で瀬-淵構造を持つ自然河道となっているが、そこより下流側から御坂川への流入点までの約1kmにわたって全て幅1.5m程度の三面コンクリート水路となっており、御坂川への流入点までの間に少なくとも2つの鉛直落差が存在する（高さ1.5m, 0.8m；御坂川への流入点より上流側200m付近に連続的に配置）。さらに、この水路から御坂川の河道へは、約2mの高さから鉛直下に排水される。よって、御坂川から水路への両種の進入はほぼ不可能と考えられる。

前池のオーバーフローからの水は自然河道（OF1）を経て農業水路へと導かれるが、OF1の直下には2m以上の落差を持つ岩盤の滝が存在する。通谷池の取水口（OF2）からの水は幅1mの三面コンクリート水路を通り、一部は御坂川へ、一部は養下池方面へ導水される。

養下池から内川に至るまでの農業水路（IT2, OF3, D1~3）は全て、幅1~2mの三面コンクリート水路となっており（流路長約1.2km）、この水路を流れる水は、1mの高さから内川へと排水される。万吉池・宮鼻新池からの水路系（IT3, IT4, OF4, D4）も養下池の場合と同様に、全て三面コンクリート水路（幅1~1.5m）であり、

Table 1. General descriptions of the study sites in pond-associated ditches and Uchi-kawa Stream. Mean wetted width and depth are expressed as ranges of the values measured on each sampling occasions (April 2002 - October 2003). Wetted widths of several ditches were constant, being equal to their channel width.

Site code	Associated pond	Mean wetted width (m)	Mean depth (cm)	Maximum density (N m ⁻²)	
				Bass	Bluegill
Intake					
IT1	Ichiban-ike	1.3-2.0	14-32	0.37	7.99
IT2	Youka-ike	1.2-1.2	15-29	1.48	3.05
IT3	Man-yoshi-ike	2.0-2.0	18-36	8.00	1.50
IT4	Miyahana-shin-ike	1.2-1.2	6-20	0.90	12.12
Overflow					
OF1	Mae-ike	1.4-2.0	10-20	0.89	0.00
OF2	Toridani-ike	1.0-1.0	11-20	1.20	7.50
OF3	Youka-ike	2.0-2.0	14-27	3.10	0.00
OF4	Miyahana-shin-ike	0.7-0.7	3-21	0.80	0.25
Ditch					
D1	Youka-ike	1.5-1.5	4-33	1.14	0.17
D2	Youka-ike	1.5-1.5	9-21	0.04	0.46
D3	Youka-ike	1.9-1.9	4-32	0.03	0.06
D4	Man-yoshi-ike	1.5-1.5	2-44	0.81	2.96
	Miyahana-shin-ike				
Uchi-kawa					
U1		2.0-2.5	24-41	1.44	7.77
U2		3.3-4.0	20-44	0.15	0.47
U3		2.7-4.6	8-44	0.17	0.51

Fig. 2. Seasonal changes in size distribution of largemouth bass at ditch and Uchi-kawa sites (IT1-4, OF1-4, D1-4, U1-3).

内川への流入部は高さ 1 m の鉛直落差となっている。内川の調査地である U1 と U2 は、これら万吉池・宮鼻新池からの水路および養下池からの水路からの流入点に位置する。

内川は、農地や住宅地の中を流れる幅 3 ～ 5 m の小河川であり、多数の溜め池からの水を集めて御坂川へと合流する。全流路長を通して河道整備がなされており、その河岸部は、ほぼ鉛直の高さ 2 m のコンクリート護岸となっている。河床には砂礫が堆積し起伏があるが、コンクリートで固められている区間もある。調査地を設定した U1 および U2 は、瀬・淵構造を持つ礫床河道であるが、U3 では底面もコンクリートが張られており、河床の縦横断形状は平坦である。

河川本流（御坂川、砥部川、重信川）の調査地 R1～

6 は、一番池からの水路が流入する地点より下流側に配置した。R3 は、内川と御坂川の合流点下流側に位置する。R5 と R6 は、それぞれ、御坂川と砥部川の合流点付近、砥部川と重信川の合流点付近に位置する。

魚類調査

農業水路（IT1～4, OF1～4, D1～4）および内川（U1～4）の調査地では、2002 年 4 月から 12 月および 2003 年 3 月から 10 月の期間中、毎月 1 回（ただし、2003 年 9 月を除く）、合計 16 回にわたり魚類を採捕し、全魚種について個体数推定を行った。調査地の農業水路および内川の水路幅は、それぞれ、0.5 ～ 2 m、2 ～ 5 m 程度であり（Table 1）、水路のサイズおよび水位の状況に応じて、農業水路では長さ 10 ～ 50 m、内川では 30 ～ 70 m 程度の調査区間を設定した。ただし、水位低下により、魚

Fig. 3. Seasonal changes in size distribution of largemouth bass at river pool sites (R1-6).

類が生息可能な水深 (> 1 cm) を持つ区間が非常に限られているような場合は、調査区間が 2 ~ 5 m と非常に短くなることもあった。調査中における魚類の移出入を阻止するために各調査区間の上端と下端を 5 mm メッシュの網でしきり、電気漁具（エレクトリックフィッシャー 12B 型，スミス・ルート社，Vancouver, WA, USA；出力 200~300 V，60~90 Hz）を用いて区間内の魚類を 3 回繰り返し採捕し，除去法（久野 1986）を用いて個体数を推定した。魚類の採捕を終えた後，調査区間長を計測するとともに，流路に沿って 3 ~ 5 m 間隔で横断測線を設定し，各横断測線での水面幅および横断測線上 3 点での水深を計測した。これにより，調査区間の平均水面幅，平均水深および水表面積（区間長×平均水面幅）を算出した。

採捕されたオオクチバスとブルーギルについては，そ

の尾叉長を計測し，オオクチバスでは尾叉長分布を基に当歳魚と 1 歳以上の個体を判別し，それぞれ別々に個体数を推定した（3 ~ 6 月では尾叉長 7 cm 未満，7 月では 10 cm 未満，8 ~ 12 月では 20 cm 未満の個体を当歳魚とみなした；「結果」参照）。ブルーギルについては尾叉長分布から当歳魚を判別するのは困難であったため，便宜的に小型個体（S：尾叉長 10 cm 未満）と大型個体（L：尾叉長 10 cm 以上）とに分けて推定した。得られた推定個体数については，調査区間の水表面積で除し，生息密度（ m^{-2} ）に変換した。

河川本流の調査地（R1~6）では，2002 年 5 月~12 月および 2003 年 3 月~10 月の期間中，月 1 回（ただし，2002 年 11 月および 2003 年 9 月を除く），合計 14 回の調査を行った。これらの調査地では，流路全面にわたる調査は困難であったため，淵の流路縁辺部の緩流域のみを

Fig. 4. Seasonal changes in the density (mean and SE) of largemouth bass at ditch and Uchi-kawa sites (IT1-4, OF1-4, D1-4, U1-3).

対象とし、農業水路・内川と同様に電気漁具を用いて採捕した。流路水際に沿って下流から上流に向かって帯状に採捕を行い、同じ範囲での採捕を3回繰り返した。採捕後にその帯状部分の長さや幅をいくつか計測し、採捕範囲の表面積を概算した。捕獲された個体は尾叉長を計測するとともに個体数を記録した。この捕獲に際しては調査範囲を網で区切ることは困難であったため、個体数の推定を行うことはできなかった。よって、3回の採捕で採捕された総個体数を採捕範囲の水表面積で除し、生息密度の指標 (m^{-2}) とした。なお、この調査ではオオクチバスとブルーギルの2種のみを対象とした。以上の農業水路・内川および河川における魚類調査で採捕された魚類については、計数、測定後、ただちに採捕地点に放流した。なお、外来魚の採捕地点における再放流は、調査時においては、愛媛県漁業調整規則および関係自治体の条例等には抵触しない。

結 果

オオクチバスの体サイズ分布および個体数変動

採捕されたオオクチバスについては、農業水路および内川 (IT1~4, OF1~4, D1~4, U1~3) で採捕されたもの

の (Fig. 2) と河川本流 (R1~6) で採捕されたもの (Fig. 3) に分け、調査時期ごとに尾叉長頻度分布を示した。農業水路および内川と河川本流のどちらにおいても、2002年では5月、2003年では6月より尾叉長5 cm以下の集団が出現し、その年の10月には15 cm程度、12月には20 cm程度まで成長する様子が示された。

オオクチバスの生息密度は、どの場所においても大きく変動した (Fig. 4, 5)。農業水路および内川における季節変化では、概して、初夏において高い生息密度が記録された (Fig. 4)。当歳魚は、2002年では5月から8月に多く、特に取水口とオーバーフローでは極めて高い密度を示し、最大値は 8.0 個体 m^{-2} に達した (2002年7月, Table 1)。2003年では、当歳魚は、その前年ほど高密度にはならなかったものの、6月に最大値を記録した。1歳以上のものについては、2003年には、当歳魚と同様な5, 6月に多くなる傾向が見られた。以上のように、初夏から夏にかけて特に当歳魚でかなり高密度に達することが示されたが、一方で、それら以外の時期では、取水口、オーバーフロー、水路および内川のどの場所においても生息が確認されないこと (生息密度 = 0) のほうが多かった。つまり、これらの調査地での生息は一時的なものであった。

Fig. 5. Seasonal changes in the density of largemouth bass at river pool sites (R1-6).

河川本流においても、当歳魚では、農業水路と同様な初夏に密度が高くなる傾向が見られた (Fig. 5). しかし、1歳以上の個体では明瞭な季節的傾向は見られず、R6では夏から秋にかけて多くなったのに対して、R5では秋から翌年の初夏にかけて多くなった。調査地間で比較すると、当歳魚、1歳魚以上ともに高い密度が記録されたのはR4~6に限られており、R1およびR2ではほとんどの月で生息が確認されなかった。また、高い密度が記録されたR4~6であっても、生息が確認されなかった月が少なからずあった。

ブルーギルの体サイズ分布および個体数変動

ブルーギルについてもオオクチバスと同様のやり方で尾叉長頻度分布を示した (IT1~4, OF1~4, D1~4, U1~3: Fig. 6; R1~6: Fig. 7). 尾叉長分布の季節的推移はオオクチバスほど明瞭ではなかったが、農業水路および内川と河川本流のどちらにおいても、6月または7月より尾叉長4 cm未満の小型個体集団が加入することが示

された。

ブルーギルの密度も、オオクチバスと同様に、どの場所においても大きく変動した (Fig. 8, 9). 農業水路および内川における季節変化は、(1)夏期に高密度になった、(2)取水口で極めて高い密度を記録した (最大値 12.1 個体 m^{-2} ; 2002 年 8 月, Table 1), (3) どの場所においても、生息が確認されなかった時期が多かったという3点においてオオクチバスのものと似ていた。しかし、農業水路において高密度を示した時期はオオクチバスより遅れており、オオクチバスでは5~8月だったのに対して、ブルーギルでは8~9月であった。河川本流の調査地においては、オオクチバスの場合と同様に、R1, R2ではほとんど生息が確認されなかった。R3~R6では共通して、夏期に密度が高くなる傾向が見られた。

農業水路におけるオオクチバスおよびブルーギルの優占度

調査期間中、農業水路 (IT1~4, OF1~4, D1~4) お

Fig. 6. Seasonal changes in size distribution of bluegill at ditch and Uchi-kawa sites (IT1-4, OF1-4, D1-4, U1-3).

よび内川 (U1~3) で採捕された魚類ののべ推定個体数のうち, 41.9%をオオクチバス (12.1%) とブルーギル (29.8%) が占めた. その他の魚種で優占的であった魚種は, ドジョウ (*Misgurnus anguillicaudatus*) (15.2%), オイカワ (*Zacco platypus*) (15.0%), シマヨシノボリ (*Rhinogobius* sp. CB) (14.9%), およびフナ類 (*Carassius* spp.) (7.0%) であり, 以上 6 種で全体の 94.0% を占めた. 調査地タイプおよび時期別で見ると (Table 2), オオクチバスとブルーギルの占める割合は, 概して取水口で高く, 両外来種が全体の 9 割以上を占めることも多かった.

考 察

尾叉長分布の月変化より, オオクチバスについては, 初夏における小型集団の加入とそれらの成長が明瞭に示

された. オオクチバスの産卵期は, 水温条件に依存するものの, 国内では 4 ~ 7 月頃である (前畑 1989; 淀 2002). 長崎県の湖では, 5 月に新規加入した当歳魚 (全長 < 5 cm) がその年の 10 月までに全長 20 cm 程度にまで成長することが報告されており (Azuma & Motomura 1998), 今回の結果はこれとほぼ一致する. ブルーギルの尾叉長分布の推移はオオクチバスほど明瞭ではなかったが, 小型個体の出現は 6 月頃であった. 一般的に, ブルーギルの繁殖期間は西日本では初夏 (6 月 ~ 7 月), 1 年で全長 5 cm 前後, 2 年で 10 cm 前後まで成長するといわれている (寺島 1980, 1989). 本調査において, 6, 7 月頃に出現した尾叉長 4 cm 未満の小型個体集団は当歳魚と考えられるが, これらの加入以前にあたる 5 月の尾叉長分布より推測すると, ブルーギルは 1 年で尾叉長 5 ~ 10 cm 程度までしか成長しないようである. このことは,

Fig. 7. Seasonal changes in size distribution of bluegill at river pool sites (R1-6).

一般的知見とほぼ一致する。また、小型個体集団の出現時期および農業水路におけるそれらの密度のピーク時期から推察すると、本調査地域では、ブルーギルの新規加入時期はオオクチバスに比べて1～2ヶ月ほど遅いようである。

今回の調査では、オオクチバス、ブルーギルともに、溜め池周辺の農業水路において高密度で生息することがあり (Fig. 4, 8), 魚類群集全体に占める割合も非常に高くなることが明らかになった (Table 2)。しかし、今回対象としたどの水路も構造的に極めて単純かつ小規模の三面コンクリート水路であるため (Table 1), 水路内において両種が通年にわたって生息し再生産を行っているとは考えにくい。実際、農業水路のどの調査地においても、多くの時期で両種の生息が確認されていない (Fig. 4, 8, Table 2)。よって、農業水路で採取された両種個体は、河川本流または溜め池から移入したものと考えられる。

水田地帯では、河川や湖沼と灌漑用水路との間を頻繁に往来する魚類が多い (斉藤ほか 1988; 井口ほか 2003; Katano et al. 2003; Amilhat & Lorenzen 2005)。今回農業

水路で採捕されたオオクチバスおよびブルーギルについても、河川から農業水路へ進入した可能性がある。しかしながら、(1)両種ともに止水域に適応した魚種であること、(2)高密度を記録したのが溜め池直下 (取水口) であったこと、(3)その時期が初夏から夏にかけてであり、水路で採れた魚のほとんどが当歳魚サイズであったこと、そして(4)今回の農業水路の調査地と河川との間には遡上障壁となり得る落差が存在したこと (ただし、OF2を除く) という4つの事実からすると、これらの魚が河川から進入したものとは考えにくい。両種ともに高密度を記録したのは取水口であったが、遊泳力の弱い当歳魚が河川から落差を乗り越え水路へ進入し、さらに、平滑な三面コンクリート水路を遡上し、その末端にあたる取水口まで到達して高密度に達したという可能性はかなり低いであろう。特に、一番池の取水口 (IT1) と前池のオーバーフロー (OF-1) では、御坂川本流までに高さ2 mに及ぶ落差が存在するため、両種の遡上は不可能と考えられる。このようなことから、農業水路で採捕された両種個体は溜め池から移入したものと解釈するのが妥

Fig. 8. Seasonal changes in the density (mean and SE) of bluegill at ditch and Uchi-kawa sites (IT1-4, OF1-4, D1-4, U1-3).

当である。特に、農業水路における両種密度のピーク時期がそれぞれの新規加入時期に相当することから、溜め池で生産された当歳魚が水路へと流出したものと推察される。ただし、尾叉長 15 cm を越えるような比較的大型のオオクチバスも少なからず捕獲されており (Fig. 2), 溜め池からの流出は小型個体に限定されているわけではないようである。

河川本流の調査地では、農業水路の調査地と同様に、両種ともにその生息が確認されない月が少なからずあった。両種は、河川本流においても安定した個体群を維持していないのかもしれない。このことについては河川内における繁殖や移出入に関するさらなる調査を必要とするが、もし、河川内での再生産が十分に行われていないとすれば、河川本流における両種の存在は、溜め池から流出する当歳魚の供給に大きく依存していることになる。オオクチバスの自然分布域である北米ミシシッピ川流域の小河川で行われた研究によれば (Schlosser 1995), その調査水域に生息する魚種 (オオクチバスを含む) のほとんどが、ビーバーが川を堰き止めてつくる止水域 (ビーバーダム, beaver pond) で再生産を行っており、流水部での個体群はビーバーダムからの分散によって維持されていることを明らかにしている (類似した研究として, Snodgrass & Meffe 1999)。溜め池も、このビーバーダム

の例と同様に、河川に対するオオクチバスおよびブルーギルの供給源として大きく寄与している可能性もある。仮にそうだとすれば、本調査地のようなケースでは、河川における外来魚による悪影響を軽減するためには、河川での外来魚駆除に労力をかけるよりも溜め池での駆除および流出防止を優先させるほうが効果的ということになろう。

オオクチバスとブルーギルは、現在、人為的移植により全国の溜め池やダム湖に広く分布するに至った。水田地帯に造られた溜め池は決して閉鎖水域ではなく、その取水口のようなごく小さな出口や幅 1 m 程度の狭く小さな水路であっても、それらを介した周辺水域への外来魚の分散が起こり得ることを今回の結果は示している。水田周辺の水路網は、魚類 (在来種) の生息環境として重要な役割を担っており (例えば, 斉藤ほか 1988; 井口ほか 2003; Katano et al. 2003), 希少魚種の生息場所となっている場合も多い (片野・森 2005)。そのような観点から、近年では、水田環境の具体的な改善策も提示されるようになってきた (松井・佐藤 2004)。今後も水田地帯における魚類の生息環境保全・改善に向けた取り組みが各地で行われることであろうが、その際には、水路の構造的特性や水域間の連続性といった物理的側面のみならず、外来魚に対する配慮も不可欠となろう。対象水路

Fig. 9. Seasonal changes in the density of bluegill at river pool sites (R1-6).

系において外来魚の供給源となる溜め池が無いかどうかを確認するとともに、必要に応じて駆除や分散防止等の措置をとることが重要である。

謝 辞

本研究は、河川環境管理財団（美化・緑化）による研究助成により行われたものである。野外調査を行うにあたり、当時、愛媛大学に所属していた曾根伸氏、内田有紀氏、宮吉将信氏、篤永知子氏および久榮麻裕氏には多大なるご協力をいただいた。また、2人の校閲者と担当編集委員からは有意義なご指摘とご助言をいただいた。ここに記して心よりお礼申し上げる。

摘 要

オオクチバスとブルーギルは全国各地に分布する外来魚であり、溜め池がそれらの主要な生息場所となってい

る。本研究では、溜め池につながる農業水路および河川における両種の分布および個体数変動を観測することにより、溜め池から水路を介した両種の自然分散の可能性について検討した。愛媛県松山市近郊の重信川流域において両種が生息する溜め池を6つ選び、それぞれの池につながる農業水路、およびそれらとつながる河川に21箇所の調査地を設定し、各調査地において、2002年の春から2003年の秋までの期間中、定期的に（冬を除いて基本的には毎月1回）、両種の個体数密度を調査した。

その結果、溜め池周辺の農業水路においては、どの調査地においても両種もしくはそのうちのどちらかの生息が確認され、魚類群集全体に占める両外来種の割合は41.9%に達した（調査期間中の、のべ推定個体数に基づく算出）。両種ともに、夏季に溜め池の取水口直下の水路において非常に高密度（最大値、オオクチバス：8.0個体/m²；ブルーギル：12.1個体/m²）に達したが、その一方で、どの調査地においても生息が確認されない時期が多かった。つまり、水路での生息は一時的であった。ま

Table 2. Mean total fish density (MTD, N m⁻²) and the percentage of largemouth bass and bluegill (% exotics) in the total number of fishes in each site category. Percent exotics is calculated on the basis of the sum total of estimated number of fishes in each site, and expressed as range. Bold characters indicate the values >50%. N=4 for intake, overflow and ditch; N=3 for Uchi-kawa.

	Intake		Overflow		Ditch		Uchi-kawa	
	MTD (% exotics)		MTD (% exotics)		MTD (% exotics)		MTD (% exotics)	
2002								
Apr.	0.48	(0-35.9)	0.36	(0-27.0)	0.19	(0-0)	0.45	(0-7.9)
May	0.71	(0- 63.8)	3.19	(27.6-38.0)	0.20	(0-6.8)	2.79	(0.2-10.9)
June	0.60	(56.7-91.3)	1.66	(23.1- 56.7)	0.29	(0- 97.1)	0.51	(2.3-22.7)
July	3.95	(11.9- 91.4)	2.60	(0-6.5)	0.17	(0- 51.7)	0.99	(1.4-34.6)
Aug.	5.89	(56.3-93.4)	2.02	(0-8.3)	1.36	(2.5- 68.0)	6.54	(0-43.2)
Sept.	4.40	(45.7- 96.2)	0.78	(0-28.6)	0.50	(0-1.9)	3.23	(0- 81.5)
Oct.	2.44	(35.6- 91.8)	0.38	(0-1.3)	1.06	(1.6-16.3)	0.34	(0- 63.3)
Nov.	1.59	(0- 90.9)	0.18	(0-11.5)	0.53	(0-0)	2.16	(27.6- 75.0)
Dec.	0.43	(0- 94.3)	0.17	(0-16.6)	0.04	(0-0)	0.62	(16.2- 86.0)
2003								
Mar.	0.09	(0- 100)	0.07	(0-25.0)	0.15	(0-0)	0.22	(33.3-49.8)
Apr.	0.17	(0-37.5)	0.02	(0-0)	0.16	(0-0)	0.63	(0-27.6)
May	1.27	(0-5.4)	1.84	(0- 92.4)	0.63	(18.8- 93.4)	0.60	(0-44.9)
June	1.02	(0- 80.0)	0.90	(0- 91.7)	0.42	(86.4-100)	0.50	(33.3- 68.4)
July	1.17	(12.3- 80.2)	4.51	(0- 100)	0.33	(0-21.4)	0.31	(5.2-47.6)
Aug.	4.00	(40.0- 91.3)	5.33	(0- 88.2)	0.23	(0- 65.6)	0.97	(29.7- 50.4)
Oct.	1.73	(0- 81.9)	1.22	(3.7-11.1)	0.36	(0-21.3)	1.89	(22.4- 83.1)

た、これら水路で採捕された個体の多くは小型個体（尾又長<10 cm）であった。今回対象とした水路は全て、溜め池から河川に至るまでのほぼ全区間にわたって三面コンクリート水路（幅1～2 m）となっており、かつ、1つを除く全ての水路において魚類の遡上障壁となり得る鉛直落差が存在した。これらのことより、農業水路で確認された兩種個体は、溜め池から流出したものと推測された。

引用文献

- Amilhat E. & Lorenzen K. (2005) Habitat use, migration pattern and population dynamics of chevron snakehead *Channa striata* in a rainfed rice farming landscape. *Journal of Fish Biology* **67** *Supple. B*: 23-34.
- Azuma M. & Motomura Y. (1998) Feeding habits of largemouth bass in a non-native environment: the case of a small lake with bluegill in Japan. *Environmental Biology of Fishes* **52**: 379-389.
- 井口恵一朗・淀太我・片野修 (2003) 西表島の水田用水系に出現する魚類の生息環境. *魚類学雑誌* **50**: 115-122.
- Katano O, Hosoya K, Iguchi K, Yamaguchi M, Aonuma Y. & Kitano S. (2003) Species diversity and abundance of freshwater fishes in irrigation ditches around rice fields. *Environmental Biology of Fishes* **66**: 107-121.
- 片野修・森誠一 (2005) 希少淡水魚の現在と未来—積極的保全のシナリオ—. pp. 155-218, 信山社.
- 北野聡・中野繁・井上幹生・下田和孝・山本祥一郎 (1993) 北海道幌内川において自然繁殖したニジマスの採餌および繁殖生態. *日本水産学会誌* **59**: 1837-1843.
- 久野英二 (1986) 「動物の個体群動態研究法 I—個体数推定法—」, 共立出版.
- Light T. (2003) Success and failure in a lotic crayfish invasion: the roles of hydrologic variability and habitat alteration. *Freshwater Biology* **48**: 1886-1897.
- 前畑政善 (1989) オオクチバス. 「日本の淡水魚」(川那部浩哉・水野信彦編), pp. 495-505. 山と溪谷社.
- Maezono Y. & Miyashita T. (2004) Impact of exotic fish removal on native communities in farm ponds. *Ecological Research* **19**: 263-267.
- Marchetti M.P. & Moyle P.B. (2001) Effects of flow regime on fish assemblages in a regulated California stream. *Ecological Applications* **11**: 530-539.
- 松井明・佐藤政良 (2004) 整備済み水田用排水路系における魚類生息の実態分析に基づく環境改善案の提示. *応用生態工学* **7**: 25-36.
- 松本清二・永井伸夫・今西塩一・蓮池宏一・幸田正典 (1998) 奈良県及びその周辺域での移入魚タウナギの分布拡大. *日本生態学会誌* **48**: 107-116.
- Morita K., Tsuboi J. & Matsuda H. (2004) The impact of exotic trout on native charr in a Japanese stream. *Journal of Applied Ecology* **41**: 962-972.

- 水野信彦・御勢久右衛門 (1993) 河川の人為的变化と魚類群集の変遷.『河川の生態学補訂版』(水野信彦・御勢久右衛門), pp. 200-214. 築地書館.
- Nakai K. (1999) Recent trends in fish diversity of Lake Biwa, central Japan: drastic decline in many endemic species and explosive increase in some exotic species. *Japanese Journal of Limnology* **60**: 407-412.
- 中井克樹 (2002) ブルーギル～強力な雑食魚.「外来種ハンドブック」(日本生態学会編), p. 119. 地人書館.
- 日本魚類学会自然保護委員会 (2002) 「川と湖沼の侵略者ブラックバス—その生物学と生態系への影響」, 恒星社厚生閣.
- 日本生態学会 (1998) 移入生物による生態系の攪乱とその対策. *日本生態学会誌* **48**: 61-95.
- Rahel F.J. (2000) Homogenization of fish faunas across the United States. *Science* **288**: 854-856.
- 斉藤憲治・片野修・小泉顕雄 (1988) 淡水魚の水田周辺における一時的な水域への進入と産卵. *日本生態学会誌* **38**: 35-47.
- Schlosser I.J. (1995) Dispersal, boundary processes, and trophic-level interactions in streams adjacent to beaver ponds. *Ecology* **76**: 908-925.
- Snodgrass J. W. & Meffe G. K. (1999) Habitat use and temporal dynamics of blackwater stream fishes in and adjacent to beaver ponds. *Copeia* **1999**: 628-639.
- 寺島彰 (1980) ブルーギル—琵琶湖にも空いていた生態的地位.「日本の淡水生物：侵略と攪乱の生態学」(川合禎次・川那部浩哉・水野信彦編), pp. 63-70. 東海大学出版会.
- 寺島彰 (1989) ブルーギル.「日本の淡水魚」(川那部浩哉・水野信彦 編), pp. 506-511. 山と溪谷社.
- Townsend C. R. (1996) Invasion biology and ecological impacts of brown trout *Salmo trutta* in New Zealand. *Biological Conservation* **78**: 13-22.
- 淀太我 (2002) 日本の湖沼におけるオオクチバスの生活史.「川と湖の侵略者ブラックバス—その生物学と生態系への影響」(日本魚類学会自然保護委員会編), pp. 31-45. 恒星社厚生閣.
- Yonekura R., Kita M. & Yuma M. (2004) Species diversity in native fish community in Japan: comparison between non-invaded and invaded ponds by exotic fish. *Ichthyological Research* **51**: 176-179.