

## 18 在来淡水魚保全の為の生息地ネットワーク形成技術に関する研究

農林水産省水産庁

(委託先) 独立行政法人・水産総合研究センター

中央水産研究所・内水面研究部・生態系保全研究室

箱山 洋

小関右介

原田祐子

(再委託先) 長野県水産試験場諏訪支場

川之辺素一

細江 昭

沢本良宏

(再委託先) 京大大学生態学研究センター

奥田 昇

柴田淳也

山中裕樹

藤森憲臣

研究期間 平成 18 年度～平成 20 年度

18 年度当初予算額 13,388 千円

### Design of ecological networks for the conservation of endemic freshwater fish

(FY2006 ~ 2008)

Hiroshi Hakoyama, Yusuke Koseki and Yuko Harada

Ecosystem Conservation Section, Freshwater Fisheries Research Division

National Research Institute of Fisheries Science (NRIFS), Fisheries Research Agency

Motokazu Kawanobe, Yoshihiro Sawamoto and Akira Hosoe

Nagano Prefectural Fisheries Experimental Station (Suwa branch,)

Noboru Okuda, Jun-ya Shibata, Hiroki Yamanaka and Noriomi Fujimori

Center for Ecological Research, Kyoto University

Many lake-resident fishes (e.g. crucian carp) migrate seasonally to river, irrigation waterway and paddy field for spawning. Recent habitat fragmentation by artificial barriers inhibits such reproductive migration of endemic fishes and increases the extinction risk of populations. Exotic fishes (predators) is also a threat to the existence of endemic fishes. The timing and location of their predation and the relationship between the predation pattern and habitat fragmentation must be taken into account in the design of ecological networks.

Our aim is to develop a method to assess the effect of alteration of the ecological network on extinction risk of endemic fishes. We examine the population dynamics, habitat suitability and habitat use of the endemic and exotic fishes in Lake Suwa and Lake Biwa to conduct a population viability analysis (PVA).

In 2007, we collected basic information for the PVA of crucian carp *Carassius auratus* in the area around Lake Suwa and Lake Biwa. The NRIFS group investigated the distribution and density of crucian carp between the paddy field, ditch, river and lake, and analyzed the pattern of habitat use and the suitability. The Nagano Fisheries Station group investigated the distribution of the exotic fishes (bluegill and largemouth bass) between Lake Suwa and the influent rivers, and compared the seasonal pattern of fish distribution with that of water temperature. The Kyoto University group investigated estimated fish migration between Lake Biwa and neighboring endorheic lakes using stable isotope analysis.

## 1 在来淡水魚保全の為に生息地ネットワーク形成技術に関する研究

水産総合研究センター中央水産研究所

内水面研究部

### 1-1 研究の目的

生息地ネットワークの形成による在来淡水魚類保全手法の開発を目的とする。多くの淡水魚類は、通常の生息地とは異なる一時水域を繁殖場として利用する。しかし、今日、河川、湖沼および周辺水域は、河川工作物などにより著しく分断されており、こうした生息地の分断化が魚類個体群に与える影響が懸念される。本プロジェクトでは、湖

沼系の在来・外来魚類の個体群動態と生息地の好適性および生息地利用パターンを明らかにし、在来魚メタ個体群の個体群存続解析 (Population viability analysis: PVA) を行う。これにより、水系分断化による在来魚の生活史への影響や外来魚の影響の大きい生息地の特定といった問題点の抽出を行い、水系ネットワークの破壊もしくは再生を行った場合における個体群の存続可能性の減少もしくは増加を数理モデルから予測することで、河川開発やビオトープ形成への指針を与える。

中間年度である平成 19 年度では、昨年度実施した PVA のための基礎的情報の収集を継続する。中央水研は、諏訪湖-流入河川-水田水路-水田からなる水系ネットワークにおけるフナ類の生息地利用

様式を野外調査から明らかにする。具体的には、

(1) 主要生息場所（湖，流入河川，および水田水路）間の稚魚の生育場所としての質の違い，(2) 稚魚による水田の利用パターン，および(3) 中干し（土用干し）にともなう水田-水田水路からの稚魚の移出の実態を明らかにする。またプロジェクトの全体統括を行う。

### 1-2 生息場所間の仔稚魚の生育場としての質の違いに関する調査

諏訪湖水系ネットワークの主要構成要素である、湖，流入河川，および水田水路において、フナ類仔稚魚の生育場所としての好適性を評価するための調査を実施した。2006年の調査（5-7月）に引き続き、2007年4-6月に1-2週間ごとに、湖，流入河川，および水田周辺水路において、フナの仔稚魚およびその主要な餌である動物プランクトンを採集した。仔稚魚および動物プランクトンの密度を定量的に評価するため、タモ網（開口面積  $0.0786 \text{ m}^2$ ，目合  $600 \times 300 \mu\text{m}$ ）で水平距離  $50 \text{ cm}$  を3回掬う方法を用いた。採集とあわせて、水温，溶存酸素濃度（DO），および水素イオン指数（pH）などの環境変量を測定した。採集した仔稚魚および動物プランクトンのサンプルは5%ホルマリン溶液として保存した後、研究室で仔稚魚の分類，計数，サイズ測定（標準体長，最小単位  $0.1 \text{ mm}$  まで），および動物プランクトンの分類と計数を行った。

二年間で調査を行った地点の総数は、湖 20 地点，流入河川 22 地点，水田水路 8 地点であった（図-1）。また、各調査日における調査地点数を合計した延べ調査地点数は 238 であった。

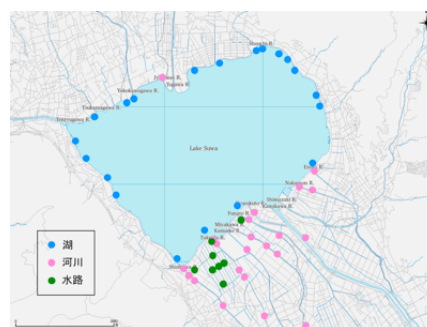


図-1. 2006 および 2007 年の定期調査における，諏訪湖，流入河川，および周辺水田水路内の調査地点。

得られた 2 年間のデータから、仔稚魚密度の季節消長の時空間変異パターンが明らかとなった。

まず、それぞれの生息地における季節消長には年次変化が見られ、2006 年では 2007 年に比べて密度の高まりがより早期に観察された（図-2）。これは、おそらく 2006 年のほうが産卵期が早かったことを意味している。また、季節消長のタイミングは生息地間で異なっており、水田水路における密度の上昇は河川および湖に比べて早い傾向が見られた。例えば、2007 年では水田水路における密度の上昇は河川および湖に比べて 10-20 日ほど早いことがわかる。こうした水田水路における早期の密度上昇は、以下で述べるように大きな個体成長をもたらしたと考えられる。

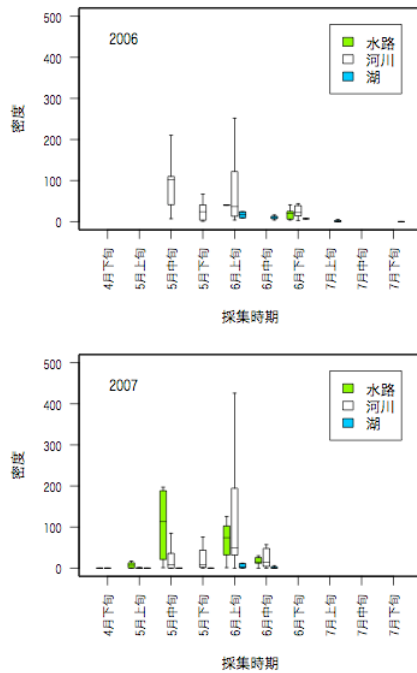


図-2. 2006 および 2007 年の水田水路，流入河川，湖における仔稚魚密度（個体数・1181<sup>-1</sup>）の季節変化の箱ひげ図。「箱」内の線と上下端はそれぞれ中央値と上下側四分位値を，「ひげ」は極値（上下側四分位値から四分位範囲の 1.5 倍以内にあるもっとも極端な値）を表す。

次に，生息地間で全体的な現存量を比較するために，各調査地点における季節を通じた平均密度を計算した。得られた季節平均密度には生息地間で変異が見られ，水田水路および河川の平均密度は湖に比べて高い傾向を示した（図-3）。この生息地間の差異は，水田水路および河川の仔稚魚現存量が大きいことを意味しており，両生息地がフナ類にとって主要な再生産の場所であることを示している。

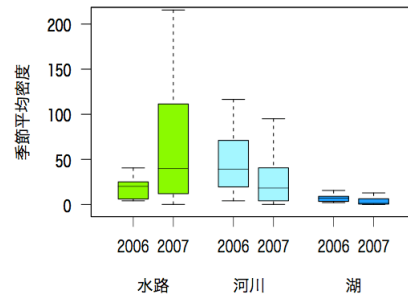


図-3. 2006 および 2007 年の水田水路，流入河川，湖における，季節を通じた平均仔稚魚密度（個体数・1181<sup>-1</sup>）の箱ひげ図。「箱」内の線と上下端はそれぞれ中央値と上下側四分位値を，「ひげ」は極値（上下側四分位値から四分位範囲の 1.5 倍以内にあるもっとも極端な値）を表す。

水路，河川，湖におけるフナ類の再生産をさらに詳しく調べるために，各調査地点の各調査時期における平均体長の季節平均を算出し，生息地間で比較した。その結果，生息地ごとの年次変化として，2006 年は 2007 年に比べて季節平均体サイズが大きい傾向が見られた（図-4）。この体サイズの年次変化パターンは，上述した密度の季節消長の年次変化パターンと一致していることから，2006 年は 2007 年に比べて産卵期が早く，したがって孵化日も早かったために，より大きく成長したと考えられる。また，この年次変化にもかかわらず，一貫した生息地間変異もみられ，いずれの年においても水田水路は河川および湖に比して季節平均体サイズが大きい傾向があった。この生息地間変異パターンは，やはり密度の季節消長のパターンと一致することから，水田水路における産卵期の早さが関係していると考えられる。結論として，水田水路および流入河川はフナ類仔稚魚の密度が高く，個体群の再生産を考える上で重要な生



育場所である．とくに水田水路は，仔稚魚がより大きく成長できることから，最重要生息場所と言える．

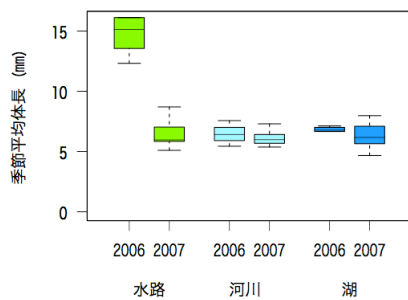


図-4. 2006 および 2007 年の水田水路，河川，湖における，季節を通じた平均仔稚魚体長 ( mm) の箱ひげ図。「箱」内の線と上下端はそれぞれ中央値と上下側四分位値を，「ひげ」は極値 (上下側四分位値から四分位範囲の 1.5 倍以内にあるもっとも極端な値) を表す。

観察された生息地間の密度および体サイズの違いを餌環境および物理環境の点から検討するために，生息地の動物プランクトン密度，水温，溶存酸素濃度 (DO)，および水素イオン指数 (pH) を比較した．まず，仔稚魚密度の高い水田水路および河川では，その原因として主要な餌である動物プランクトン密度が大きいことが予想される．そこで，繁殖期を通じた平均密度を比生息地間で比較したところ，調査地点間の変異は大きいものの，動物プランクトンの平均密度が高い地点は水田および河川により多く見られた (図-5)．このことから，動物プランクトン量がフナ稚魚の密度および体サイズの変異を説明する要因の一つであると考えられた．また，水田水路における繁殖時期の早さおよび大きな体サイズには，水温が寄与してい

る可能性がある．そこで，各生息地における水温の季節変動を調べた結果，繁殖期を通じた平均体サイズがとくに大きかった 2006 年に高い水温が観察された (図-6a)．したがって，水温条件もまた水田水路における高い再生産を説明する一因であることが示唆される．一方，DO あるいは pH と生息地間の再生産特性の変異との間には明瞭な関係は見られなかった (図-6b, c)．今後，上記の結果について統計的検討を行う．

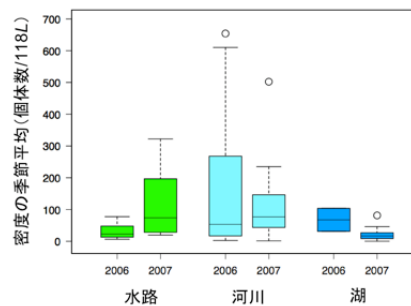
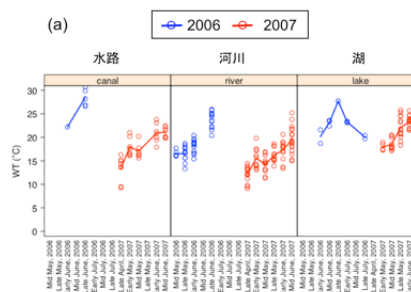


図-5. 2006 年および 2007 年の水田水路，河川，湖における，調査地点ごとの繁殖期を通じた平均動物プランクトン密度の箱ひげ図。「箱」内の線と上下端はそれぞれ中央値と上下四分位範囲を，「ひげ」は極値 (四分位範囲から 1.5 倍の値) を，丸は外れ値を表す。



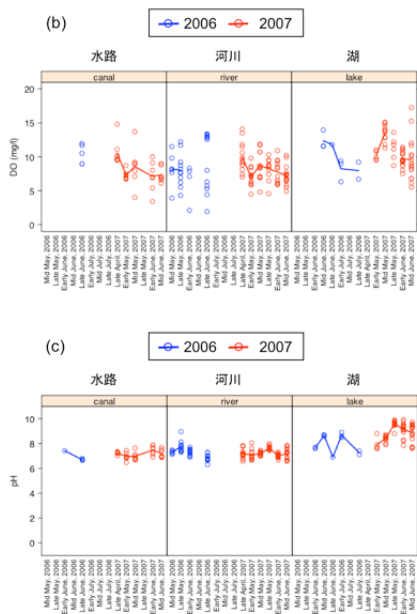


図-6. 水田水路，河川，湖における，水温（a），溶存酸素濃度（b），水素イオン指数（c）の季節変動パターン．丸は，それぞれの調査地点の値で，異なる色は異なる年次を表す．線は，時期ごとの調査地点間の平均を結んだもの．

### 1-3 稚魚による水田の利用パターンとその要因に関する調査

周辺水路とならび，水田もまたフナ稚魚の生育場所となっていることが昨年度（2006年）の目視調査からわかっている<sup>1)</sup>．今年度は，対象地域を

拡大し，諏訪湖南東部に広がる水田地帯全域を対象とした目視調査を実施した．調査は，主に土用干し（2007年7月1-8日）前の6月27日に行ったが，一部地域については土用干し後の2007年7月9日にも追加調査を行った．調査員が水田の周囲を歩きながら，水田内の稚魚の有無，水田-水路間の連結のタイプ（パイプなどによる人工的連結または非人工的連結），水路内の水の有無などを記録した．稚魚出現の空間パターンを調べるため，水田地帯を45個の区画（各450×740m）に分け，各区画内において以下のフナ稚魚出現率（ $R_j$ ，%）を算出した：

$$R_j = 100N_jN_T^{-1}, \quad (1)$$

ただし， $N_j$ は稚魚が出現した水田数， $N_T$ はある区画内のすべての水田数である．フナ稚魚出現率は区画間で一様ではなく，湖により近い区画で高い傾向が見られた（図7）．このことから，湖からの距離は仔稚魚の水田への侵入に影響を与える要因であり，分断化の影響評価のための個体群存続解析（PVA）モデルに含むべき重要なパラメータであることが示唆された．

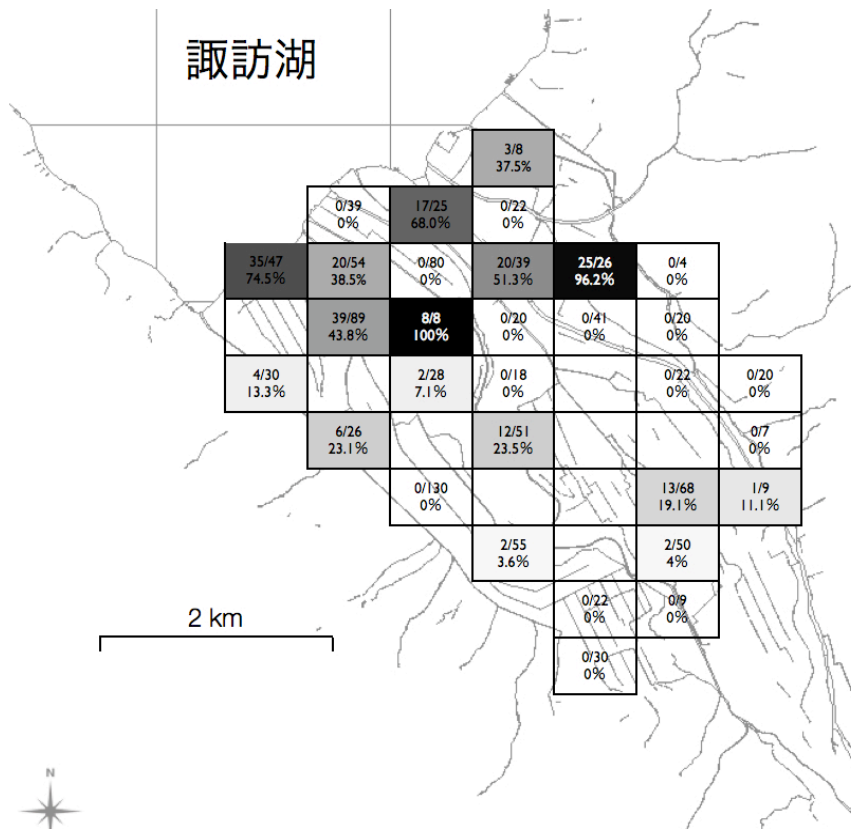


図-7. フナ稚魚が観察された水田の全体に占める割合の空間分布。

#### 1-4 土用干しにともなう水田-水田水路からの稚魚の移出に関する調査

諏訪湖周辺の水田では、毎年7月に約1週間水田の水を抜く中干し（土用干し）を行う。この土用干し時の水田内の稚魚の生残および移出は、新規加入量を左右する重要な個体群過程である。生残に関しては、完全に干上がりによる死亡もあるものの、比較的高い確率で生存することがわかっている<sup>1)</sup>。ここでは、土用干し時の移動个体数を推定するため、5つの水田水路に設置された調査区間（表-1）において、土用干し期間（2007年7月1-8日）の前（2007年6月28、29日）と後（7月18、19日）で密度調査を行った。調査区の上下端をブロックネット（3 mm メッシュ）で塞ぎ、エレクトロフィッシャー（Model LR-20, Smith-Root Inc.,

U. S. A., DC 200-300 V）による個体の取り除きを3回繰り返した（除去法）。捕獲した稚魚は毎回ごとに計数した後、一部のサイズ測定用の標本を除いてすべて調査区間に放流した。調査区間の河岸タイプ、底質、およびサイズは、表-1の通りであった。

5地点において、土用干し前および後の水路で捕獲されたフナ稚魚総个体数は、それぞれ3582および1123個体であった。また、フナ稚魚以外に捕獲された生物種とその土用干し前および後の総个体数（カッコ内）は、それぞれ、ドジョウ（401および1529）、モツゴ（139および216）、オイカワ（108および14）、フナ成魚（23および1）、ハゼ類（0および11）、タモロコ（2および1）、タナゴ（1および1）、メダカ（0および1）、無尾目幼生（オタマジャクシ；600および35）、ザリガニ（155お

び41)であった。

土用干し前後のフナ稚魚の密度変化をくわしく調べるため、調査区間内の個体数推定を行った。推定には最尤法を用い、得られた除去個体数データのもとで、初期個体数  $N$  と捕獲確率  $p$  に関する以下の尤度関数、 $L(N, p)$  を最大化する  $\hat{N}$  および  $\hat{p}$  を求めた：

$$L(N, p) = \prod_{i=1}^s \binom{N-R}{n_i} p^{n_i} (1-p)^{N-R}, \quad (2)$$

$$R = \sum_{i=1}^{s-1} n_i$$

ただし、 $s$  は除去回数（すなわち、 $s = 3$ ）、 $n_i$  は  $i$  番目（ $i = 1, 2, 3$ ）の除去における捕獲個体数である。

表-1. 5つの水田水路内の調査区間の概要

地点 ID	川岸タイプ	底質	距離 (m)	平均幅 (m)	平均水深 (m)		面積 (m <sup>2</sup> )
					干し前	干し後	
TK	コンクリート	植物性堆積物	30	0.35	0.24	0.18	10.5
IC	コンクリート	泥	79	1.20	0.46	0.45	94.8
BA	自然	泥	29	2.52	0.27	0.32	73.1
FU	自然	泥	26	1.88	0.22	0.32	48.9
PA	自然	泥	25	2.32	0.44	0.38	58.0

得られた最尤推定量  $\hat{N}$  にはバイアスが存在するため、Hakoyama and Iwasa<sup>2)</sup>によって提案されたモンテカルロ計算を用いた手法を応用して推定値のバイアス補正を行った。さらに、Hakoyama and Iwasa<sup>2)</sup>の手法を用いて、バイアス補正済み推定値の95%

信頼区間を探索した。このバイアス補正済み推定値とその信頼区間を調査区面積で割って、推定密度とその信頼区間とした。

推定された土用干し前の稚魚密度には、地点間で大きな変異が存在した（表-2）。

表-2. 各調査地点における土用干し前後のフナ稚魚個体数および密度（10 m<sup>-2</sup>）の推定値（かっこ内は95%信頼区間）

地点 ID	個体数		密度 (10 m <sup>-2</sup> )	
	土用干し前	土用干し後	土用干し前	土用干し後
TK	2619 (2595-2644)	88 (85-92)	2495 (2472-2519)	84 (81-88)
IC	7 (3-10)	75 (29-176)	1 (1-2)	8 (4-19)
BA	660 (113-1115)	414 (375-446)	91 (16-153)	57 (52-62)
FU	530 (416-613)	1002 (165-1835)	109 (86-126)	205 (34-376)

また、土用干しにより水田から水路に移出する稚魚の個体数を調べた。5つの調査地点において、土用干し直前の2007年6月28および29日に、水路に注ぎ込む水田の排水口2カ所にうけ（21のサンプルビンにメッシュ製の袖をつけたもの；図-8）を取り付け、7月1日に回収した。設置した計10個のうち、3個はおそらく水流のために外れており、以下の分析から除外した。回収したうけ内のサンプルは、5%ホルマリン溶液として研究室に持ち帰ったのち、分類群ごとに計数し、体サイズを測定した。

捕獲されたフナ稚魚個体数には水田間でばらつきがあったものの、総個体数は1204であり（表-3）、相当数のフナ稚魚が水田から移出することが確認された。フナ稚魚以外に捕獲された生物種とその総個体数（カッコ内）は、それぞれ、ドジョウ（1114）、モツゴ（128）、ザリガニ（11）、無尾目幼生（オタマジャクシ；6）、およびトンボ目幼生（10）であった。



図-8. 水田の排水口に設置されたトラップ。

表-3. 各調査水路に流れ込む水田において調べられた、土用干しにともなうフナ稚魚の流出個体数

地点 ID	捕獲個体数	
	水田 1	水田 2
TK	443	665
IC	0	0
BA	11	-
FU	81	-
PA	4	-

水路における個体数推定と水田からの移出調査の結果を用いて、各調査地点における土用干し前後の個体数を推定した。土用干し前の調査地点に現存するフナ稚魚個体数の推定値（ $Z_b$ ）は：

$$\begin{aligned} Z_b &= X_b + Y_T + Y_U \\ Y_U &= Y_T A_U A_T^{-1} \end{aligned} \quad (3)$$

ただし、 $X_b$ は土用干し前の調査水路区間の推定個体数、 $Y_T$ は調査水田*i*から水路区間への移出個体数 $Y_i$ の総和、すなわち $Y_T = \sum Y_i$ 、 $A_U$ は調査水田以外に調査水路区間に流入する水田の面積 $A_j$ の総和、すなわち $A_U = \sum A_j$ 、 $A_T$ は調査水田*i*の面積 $A_i$ の総和、すなわち $A_T = \sum A_i$ である。 $Y_U$ は $Y_T$ の値を面積で引き延ばした未調査水田からの推定移出量である。

一方、土用干し後の調査地点におけるフナ稚魚個体数の推定値（ $Z_a$ ）は調査水路区間の推定個体数（ $X_a$ ）によって表される：

$$Z_a = X_a. \quad (4)$$

こうして得られた各調査地点における土用干し前後の推定個体数を表-4 に示す。各調査地点における土用干し前後の個体数  $Z_b$  および  $Z_a$  を比較することにより、土用干しにともなう移動を考えることができる。5 調査地点のうち 2 地点では  $Z_b$  が  $Z_a$  よりも、3 地点では  $Z_a$  が  $Z_b$  よりも大きく（表-4）、それぞれ調査地点からの移出、調査地点への移入があったことを示している。すなわち、土用干しによって調査地点からの移出が起こる一方で、土用干し後のすみやかな移入も起こっていることが明らかとなった。この移入の要因としては、

2006 年の調査において水路内にできた水たまりに稚魚が取り残される例が多数観察されていることから<sup>1)</sup>、調査地点付近の水たまりで生き残った稚魚が水位上昇後に移動した可能性が大きい。これら水路内に残った稚魚は秋の落水時に再度移出の機会を与えられると考えられる。以上のことから、土用干しは稚魚にとって生存の危機ではあるものの、同時に水田から水路、さらには河川への移出の機会でもあり、水田が稚魚の生育場として再生産に寄与することが示された。

表-4. 各調査地点における土用干し前後の推定個体数およびその差

地点 ID	個体数		個体数変化 ( $Z_b - Z_a$ )
	土用干し前 ( $Z_b$ )	土用干し後 ( $Z_a$ )	
TK	3727	88	3639
IC	7	75	-68
BA	686	414	272
FU	813	1002	-189
PA	375	671	-296

また、土用干し前の水路および土用干し時の水田で捕獲された稚魚の体サイズを地点ごとに比較したところ、水田での捕獲がなかった1地点を除く4地点で、水田のほうが水路に比べて体サイズが有意に大きいことがわかった

(Mann-Whitney の U 検定, すべて  $p < 0.01$ ; 図-9) . したがって、水田が稚魚の生育場として機能するだけでなく、優れた生育場であることが明らかとなった。

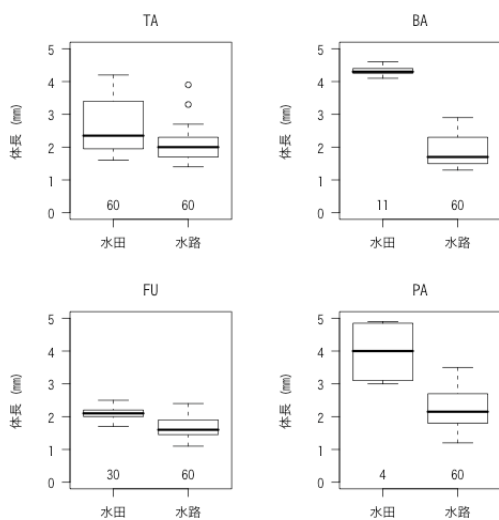


図-9. 4つの調査地点における水田-水田水路間の稚魚サイズ(体長, mm)の違いを表す箱ひげ図。「箱」内の線と上下端はそれぞれ中央値と上下四分位範囲を、「ひげ」は極値(四分位範囲から1.5倍の値)を、丸は外れ値を表す。箱の下の数字はサンプル数。

### 1-5 成果の公表

箱山 洋 「在来淡水魚の生息地ネットワーク：湖沼-河川-水田の連結」全国湖沼河川養殖研究会第80回大会、ホテルエピナル那須、栃木、平成19年9月6-7日。講演要旨集 p-10-11.

箱山 洋 「水産資源動態の予測とモデル選択：年齢構成モデルの場合」企画セッション：水産生物資源の解析と統計モデリング、オーガナイザー：北門利英・南美穂子、2007年度統計関連学会連合大会、神戸大学、2007年9月6-9日講演要旨集 p-272.

箱山 洋 「複雑なモデルは予測に適しているか？」第55回日本生態学会大会、福岡国際会議場、平成20年3月14-17日。講演要旨集 p-234.

小関右介、川之辺素一、箱山 洋。「水系ネットワークに

おけるフナ個体群の繁殖タイミングおよび再生産量：水田水路・河川・湖間の比較」日本生態学会第55回大会。平成20年3月15日、福岡国際会議場。

### 1-6 引用文献

- 1) 箱山 洋, 小関右介, 原田祐子, 川之辺素一 (2007) 在来淡水魚保全の為に生息地ネットワーク形成技術に関する研究. 平成18年度地球環境保全等試験研究費報告書, 独立行政法人水産総合研究センター中央水産研究所内水面研究部, pp 1-19.
- 2) Hakoyama H and Iwasa Y (2000) Extinction Risk of a Density-dependent Population Estimated from a Time Series of Population Size. *Journal of Theoretical Biology* 204(3): 337-359.

### 1-7 要約

本課題では、諏訪湖フナ個体群をモデルケースとして個体群存続解析(PVA)を行い、水系分断化による個体群への影響評価を行う。今年度は、PVAのための基礎資料として、諏訪湖-流入河川-水田水路-水田におけるフナの生息地利用様式を調査し、以下の主要な知見を得た：(1) 湖-流入河川-水田水路間で稚仔魚の密度および体サイズを比較した結果、水田水路および流入河川において高い密度が観察され、水田水路で大きなサイズ(高成長)が観察されたことから、これらの生息場所が稚仔魚の主要な生育場として再生産に大きく寄与していることが示唆された。(2) 稚仔魚の水田への侵入状況を調べたところ、湖により近い区域で高い侵入率が観察され、湖からの距離が仔稚魚の水田への侵入に影響を与える重要なパラメータであることがわかった。(3) うけを用いて、土用干し時に水田から稚魚が移出できることを確認した。調査水路における土用干し前後の個体数推定と隣接水田からの移出個体数のデータを用いて、土用干しにともなう稚魚の移動を調べた結果、移出とともに移入も起こっていることが明らかとなった。

## 2 在来淡水魚保全の為に生息地ネットワーク形成技術に関する研究

### 長野県水産試験場諏訪支場

#### 2-1 序

オオクチバスやブルーギルなどの外来魚（捕食者）はフナ類など外来魚（被捕食者）に対する脅威であるので、その生息地利用や移動を考慮して駆除等の対策をはかる必要がある。湖の多くの在来淡水魚は生活史の異なる段階において湖-河川-水田水路といった繋がりのある環境を利用するが、外来魚の利用状況はよくわかっておらず、外来魚の侵入状況によっては捕食により在来魚の生存に重大な影響を与えていると考えられる。そこで諏訪湖および流入河川における外来魚（オオクチバス・ブルーギル）の季節変化に伴う分布の把握を行うため調査を行った。さらに、諏訪湖にとって移入種の代表であるワカサギについてその資源の動向を把握するため調査を行った。

#### 2-2 研究目的及び方法

##### 2-2-1 産卵場実態調査

昨年度は諏訪湖にある漁港 25 箇所外来魚の産卵期において釣りやタモ網を用いた産卵期 利用実態調査を実施し、オオクチバスおよびブルーギルは漁港を産卵場として利用していることがわかった。そこで今年度は漁港およびそれ以外の場所で同様の調査を行い、産卵期の生息地利用実態を把握した。諏訪湖のオオクチバスの産卵期は武居（2006）1）により 4～6 月であると報告されている。一方、ブルーギルについては諏訪湖漁業協同組合（以下、漁協）の駆除サンプルの調査により生殖腺指数（＝生殖腺重量／体重×100：以下、GSI という）を求め、その推移を調べたところ 6 月～8 月であると推測された（川之辺未発表）。よって、4 月から 8 月にかけて調査を行った。調査定点を漁港 8 箇所、それ以外の調査地を 8 箇所合計 16 箇所に設定した（表 5、図 10）。漁港はコンクリートで護岸されており港内の広さはさまざまであるが、それぞれ出入口は幅 2～5m で 1～2 箇所ある。ワンドは沖側に杭や石垣が設置され、岸側にはヨシなどの水草が繁茂している。人工なぎさは浅瀬を作ることを目的として人工的に造成された場所で、岸際には礫が敷き詰められているが約 2m 沖から礫流出防止のため巨礫が設置されている。栈橋は岸から直接沖に向かって出ており、木または鉄製である。調査は平成 19 年 4 月 18 日から 8 月 21 日に各調査定点につき 9 回捕獲調査を行った。外来魚の捕獲は主に釣りにより行い、

適宜投網も用いた。2～3 人で約 1 時間かけ調査水域内に満遍なくエサを投入した。竿は 3.6～5.4m のカーボンロッド、道糸は 1～3 号を使用し、ミャク釣り（エサのほか軽い錘を付けて釣る方法）もしくは浮き釣りで行った。エサはスジエビを主に使用し、適宜ミミズも使用した。捕獲魚はその場で全長を測定、開腹し雌雄判定および成熟具合を確認した。釣獲調査が終わった後、タモ網（網口が縦 60cm、横 60cm、網目こま 1mm 程度のもの）を用い、親魚が釣れた場所を中心に湖底を掬い、卵やふ化仔魚の捕獲を試みた。

調査水域の水質を把握するため、水温、pH、濁度、溶存酸素量（W-22：HORIBA）、風力、風向、波高（物差しを固定し 1 分間の波の高さを測定）を測定した。また、調査区域内に 2×2m のメッシュを想定し、そのなかを代表する底質を 1 泥、2 砂泥、3 砂（長径 5mm 以下）、4 小礫（長径 5～20mm）、5 中礫（長径 20～40mm）、6 大礫（長径 40～70mm）、7 巨礫（長径 70mm 以上）、8 テトラポッド、9 コンクリート・沈船に分け、分布を調査した。さらに、メッシュの交点において水深を測定し平均水深を算出した。

##### 2-2-2 流入河川生息状況調査

諏訪湖南東部に位置する水田地帯では春になると河川に諏訪湖からフナが遡上し、さらに農業用水路を経て水田内に入り込み、河川の植生や水田で産卵する光景が見られる。近年、諏訪湖で増加している外来魚であるオオクチバスやブルーギルは主に湖内で確認されているが流入河川における生息状況はわかっていない。そこで、フナが産卵する諏訪湖流入河川における外来魚の生息状況の季節変化を把握する。諏訪湖南東部に位置する流入河川のうち 6 流入河川、計 11 定点（表 6、図 11）において調査を行った。本調査は昨年度からの継続調査であり、平成 18 年 6 月から平成 19 年 2 月までは 2 ヶ月に一度、平成 19 年度 4 月からは 1 ヶ月に一度魚類捕獲を行い、外来魚の生息状況を調査した。捕獲には投網（14 節 700 目）を用い、期間を通して同規格のものを使用した。調査は 3 人で行った。解析は投網 1 回あたりの捕獲尾数を算出し比較した。また、調査時には定点の水温を測定し、諏訪湖沿岸部の水温を測定するため下諏訪町高浜地先沖合い 100m 地点の表層に水温計を設置した。さらに今年度から調査日ごとに pH、濁度、流速、透視度を測定した。

##### 2-2-3 ワカサギの資源量調査

諏訪湖内における移入種の代表であるワカサギ資源の動向を把握するため、魚群探知機を用いた水容積法により資源量推定を試みた。記録紙式の魚群探知機を搭載した調



査船で、夜間に湖を十文字に横断する調査定線をそれぞれ1回ずつ(図12)、毎時約3kmの速度で探査を行った。資源量の推定には、記録紙に記録された単体魚像を計数し、以下の式により算出した。

$$N = \frac{n \cdot V}{v}$$

N: 推定資源尾数  
n: 単体魚像係数値  
V: 諏訪湖容積 (m<sup>3</sup>)  
v: 探査容積 (m<sup>3</sup>)

魚群探知機による資源量推定では魚種の特定には至らないが、諏訪湖での漁獲物中に占めるワカサギの割合やワカサギ卵の放流数及び投網や釣りによる併用調査結果から、単体魚として捕捉される魚像を全てワカサギであるとして計数した。

表 5 調査定点の特徴と面積

No.	名称	特徴	面積 (m <sup>2</sup> )	No.	名称	特徴	面積 (m <sup>2</sup> )
1	塚間	漁港: 入口ーか所	460	9	大和	漁港: 入口ーか所	641
2	横河ワンド	杭で囲われたワンド	196	10	湖柳	漁港: 入口ーか所	213
3	消波堤内	人工なぎさ	330	11	舟渡ワンド	杭で囲われたワンド	190
4	四王	漁港: 入口ーか所	883	12	新川棧橋	木製棧橋一つ、大型 浚渫船の脇	150
5	富部	漁港: 入口ーか所	1,378	13	小田井第一	漁港: 入口二か所	376
6	高木なぎさ	人工なぎさ	160	14	湊テトラ	コンクリート護岸+ テトラポット	190
7	高木	漁港: 入口二か所	244	15	花岡第一	漁港: 入口ーか所	1,230
8	大和ワンド	石垣で作られたワンド	200	16	湊棧橋	鉄枠製棧橋が二つ	327

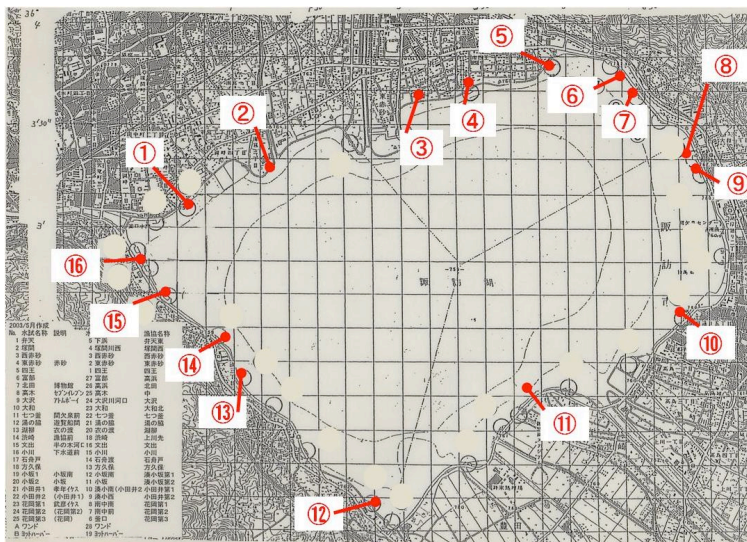


図10 調査定点

表 6 調査定点と調査日

No.	河川名	定点詳細
1	衣之渡川	衣ヶ崎橋から上流 250m 右岸
2	中門川	湖岸中門橋から上流 200m 両岸
3	舟渡川	舟渡橋から上流 100m 両岸及び 宮渡橋上下流 100m 両岸
4	宮川	上流 四つ家橋上流 150m 両岸
5		下流 半の木丸葎橋上下流 100m 両岸
6		上流 こだ橋下流 100m 両岸
7	武井田川	中流 武井田橋下流 100m 両岸
8		下流 豊田寮前上下流 200m 左岸
9		上流 新川橋上下流 100m 両岸
10	新川	中流 農業用ゴム堰堤上流 100m 両岸
11		下流 農業用ゴム堰堤下流 100m 両岸

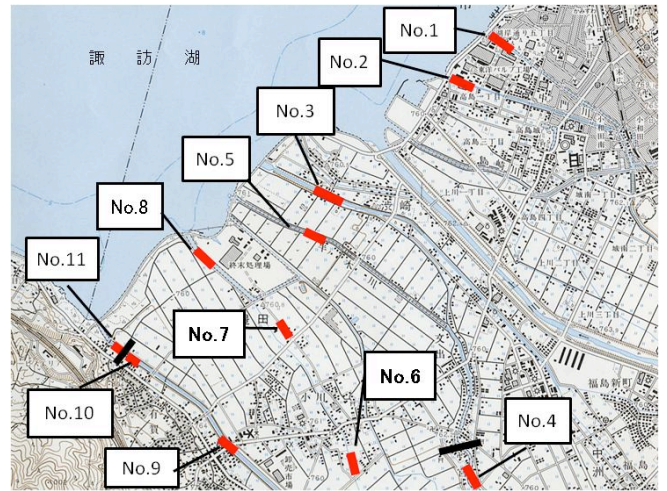


図 1 1 調査定点位置図 ーは農業用堰堤

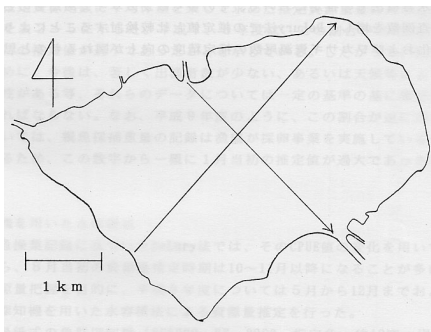


図 1 2 調査定線

## 2-3 研究結果

### 2-3-1 産卵場実態調査

調査時における各定点の水温の推移を図 1 3 に示した。オオクチバスの産卵的水温は 16~17℃を上回る頃から 20 度前後の時期であるとされ 2)、ブルーギルのそれは 20℃を越える頃から始まる 3) とされている。水温からみても今回の調査は両種の産卵期間中に調査を行ったと考えられた。調査期間中の pH 及び DO の調査定点別平均値を図 1 4、1 5 に示した。各定点の pH 平均値について No. 12 の 7.7 以外は 8 を超えている。同時期に行った諏訪湖流入河川調査での pH の値は 7 程度であったため、湖内の植物プランクトンの炭酸同化作用の影響で高くなっていると考えられた。DO は平均 8.5~11.0mg/L であった。7 月上旬 No. 6 で 4.2mg/L、7 月下旬 No. 16 で 3.5 と低い値であったが長期間は続かなかった。8 月に No. 12 で 4.0、4.1 と低い値が続いたが近くに流入する新川の DO は 10mg/L 程度であり、風向、風力の値から湖内底層に存在する無酸素水塊の湧昇の影響も無いと考えられたことから原因は不明である。

釣りおよび投網により捕獲し、成熟状況により親魚と判断されたオオクチバスは 55 尾 (うちオス 39 尾、メス 16 尾)、ブルーギルは 403 尾 (うちオス 207 尾、メス 196 尾) であった。期間中に捕獲した親魚の合計数を調査面積で除した捕獲密度 (尾/m<sup>2</sup>) を調査地点別に諏訪湖の地図にプロットした。(図 1 6、1 7) また、オオクチバスのふ化仔魚や卵が得られた 4 定点も示した。昨年は漁港内でオオクチバス、ブルーギルの産卵が行われていることを報告したが、今回定点 No. 3 消波堤内、No. 12 新川栈橋でオオクチバスの卵やふ化仔魚が捕獲され、漁港以外でも産卵が行われていることが確認された。

各調査定点における風速と波高の関係を図 1 8 に示した。波高には風速だけでなく風向にも影響を受けるので一概には言えないものの、風速と波高に有意な相関関係があったのは定点 No. 3 及び 6 であり (スピアマン順位相関係数検定、No. 3:p=0.016,rs=0.85,n=9 No. 6:p=0.008,rs=0.93,n=9)、2 定点とも人工なぎさである。No. 6 は波を遮る障害物が無く、No. 3 はボート競技のための消波堤が設置されているが岸から沖合約 200m にあるため岸へ押し寄せる波を

遮る障害物としての効果は限定的であると考えられた。

オオクチバス及びブルーギルのオスは産卵床を作り、そこにメスを呼び込み産卵させる。その後、数回に渡り産卵が行われた後、オオクチバスでは卵やふ化仔魚を長いときで1ヶ月程度、ブルーギルでは仔魚が産卵床から浮上して遊泳生活を開始するまでの数日間保護するとされている3)。よって、成熟オスが釣れた場所は産卵床がある確率が高い。そこで産卵床作成条件の検討を行うため、上記で求めた両種のオスの捕獲密度(尾/㎡)を目的変数とし、平均水深、平均波高、底質の平均値を説明変数として重回帰分析を行ったが、有意な重回帰式は得られなかった。(表7)

平成18年度調査と同定点にて行った8漁港について両種の捕獲状況を比較した。平成18年度調査は5~6月に行ったため、比較には平成19年5~6月に捕獲した尾数の合計を用い、各定点における調査1回、1㎡あたりの捕獲尾数(尾/回・㎡)をもとめた。その結果オオクチバスの雄について平成18年度と19年度の間に有意な相関が認められた(スピアマン順位相関係数検定、 $p=0.038$ 、 $r_s=0.79$ 、 $n=8$ ) (図19)。

### 2-3-2 流入河川生息状況調査

各調査日における水質測定の結果を図20、21に示した。水温については平成18年度調査分も合わせて示している。湖と流入河川の水温を比較すると夏季に湖の水温が河川よりも高く、冬季には河川水温と同程度もしくは低くなる傾向にあった。また、平成18年夏季の水温は平成19年のそれに比べ低かった。平成18年は7月に諏訪地方で土砂災害が起こるほどの豪雨があり平成19年に比べ夏季の降雨が多かったことが原因と考えられた。pHの定点別平均値は7~8の範囲にあり、No.4で高めの傾向にあった。濁度(TURB)は平成19年7月及び平成20年1~3月に高かった。平成20年1~3月は濁度の高かった河川の上流で工事が行われていたためであった。DOの定点別平均値は8.7~11.2であった。平成19年5月のNo.1及び平成20年1月No.3に4.6mg/Lを観測したが魚介類の死亡等は確認されなかった。流速はNo.4で高めであり、9月以降は下流にある農業用取水堰堤のゲートが開放されるため、流速が速くなった。

一網あたりの捕獲尾数の推移をオオクチバス、ブルーギル及び在来魚中最も捕獲数の多かったフナについて図22に示した。調査期間中オオクチバスが捕獲された定点と全く捕獲されなかった定点があった。CPUEの平均値の推移か

ら秋から春にかけて出現する傾向にあった。ブルーギルも同様に調査期間中捕獲された定点とされなかった定点があった。CPUEの平均値の推移をみるとオオクチバスと違い季節的な変動は確認できなかった。フナはいずれの河川でも捕獲され、CPUEの平均値は冬季に高かった。これはSt.10、11において極端に捕獲数が増加しているためである。昨年度の調査結果において河川と湖の水温差が外来魚の移動に影響を及ぼしている可能性があることが示唆された。そこで、外来魚及びフナのCPUEを目的変数とし、水温差(河川水温-沿岸水温)を説明変数とした単回帰分析を行った。オオクチバス及びフナで有意な単回帰式が得られた。なお、St.4と5の間及びSt.10と11の間に農業用取水堰が設置されている。農繁期である4~8月にはゲートが閉められ魚道が設置されていないため魚類の移動が出来ない。よって堰堤の影響を受けるSt.4、9、10の4~8月のデータ及び結氷の影響により一部の場所でのみ調査を行った2008年2月のデータは解析から除外した。

オオクチバス： $Y=0.005342X+0.042499$

( $r=0.1887$ 、 $p=0.0175$ )

フナ： $Y=1.11638X+5.3181$

( $r=0.2092$ 、 $p=0.0083$ )

なお、Xは水温差(=河川水温-沿岸部)、YはCPUE

今回求めた単回帰式は有意であったため、回帰直線は予測に役立つこととなり、水温差=河川水温-沿岸水温の値が大きくなるほど河川でオオクチバス及びフナのCPUEが上がるということが示唆された。

### 2-3-3 ワカサギの資源量調査

推定資源尾数の推移を図3-2に示した。水容積法による資源尾数の最大値は8~9月に算定されるが、0年魚が魚群探知機に単体魚像として捕捉され始めるのがこの時期であることによっている。過去5年間の値と比較すると、9月までは推定資源量は低位で推移した。しかし、12月20日の調査では3,221万尾と例年並みであった。



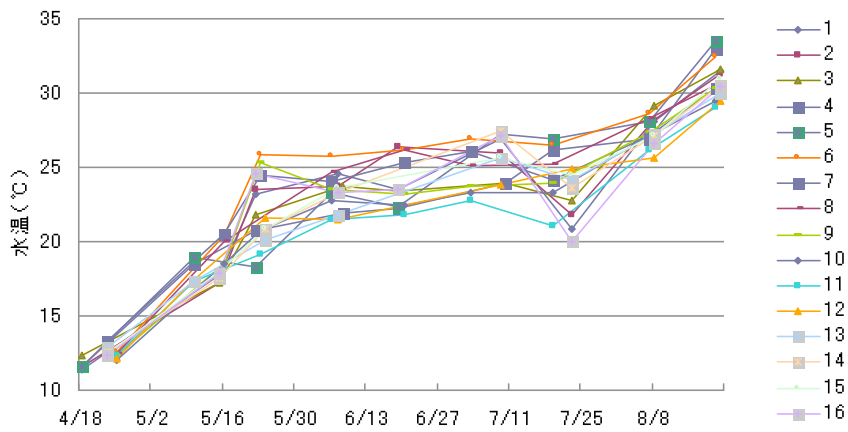


図 1 3 定点別調査期間中の水温

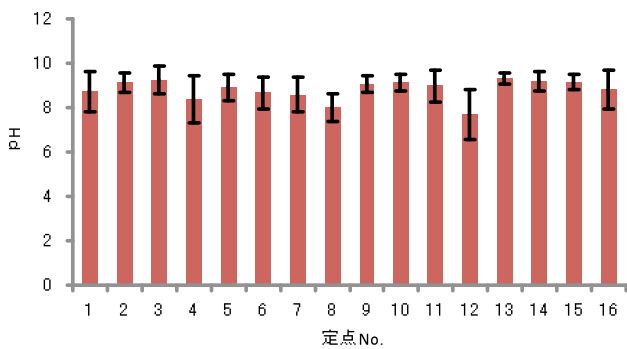


図 1 4 pH 平均 (I は標準偏差)

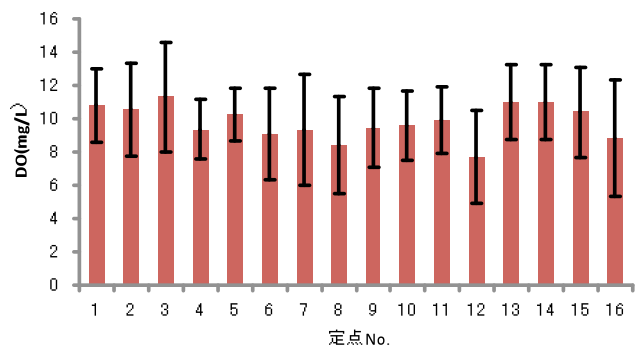


図 1 5 DO の平均 (I は標準偏差)

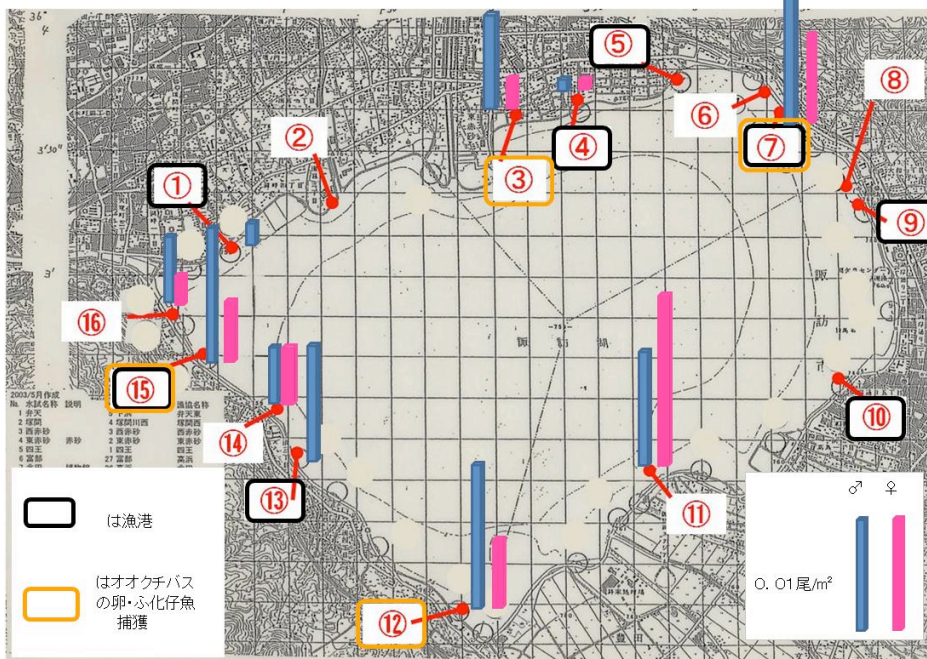


図 1 6 オオクチバス親魚捕獲状況

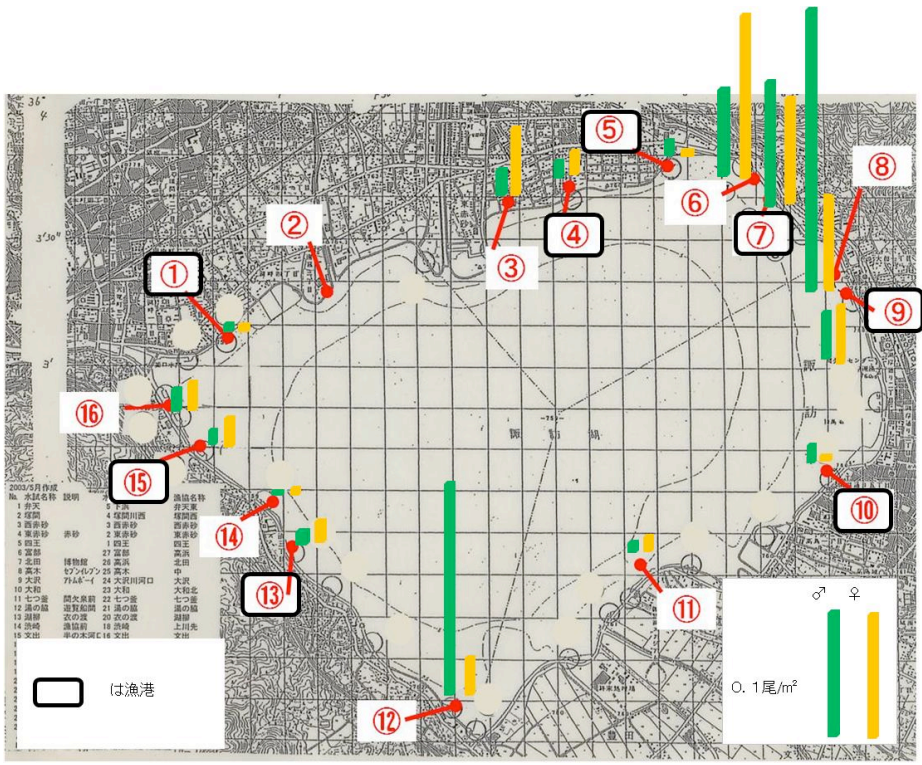


図 17 ブルーギル親魚捕獲状況

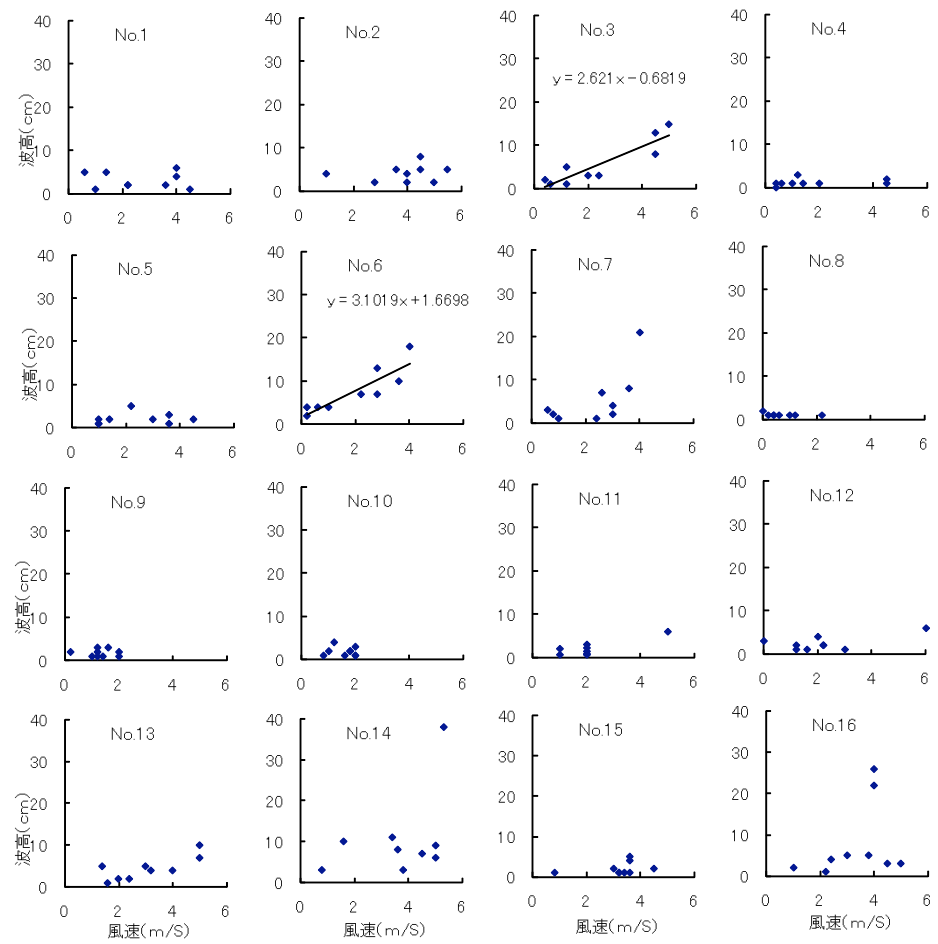


図 18 定点別風速と波高の関係 (統計的に有意な相関を持つ定点だけ近似式を記載)

表7 親魚捕獲尾数及び物理環境項目

No.	バスオス 捕獲尾数	ギルオス 捕獲尾数	平均水深 (cm)	平均 底質	平均波高 (cm)
1	0.002	0.01	68.2	1.1	3.1
2	0	0	22.5	4.6	4.1
3	0.009	0.02	91.9	6.2	5.7
4	0.001	0.01	84.0	1.5	1.2
5	0	0.01	155.0	1.8	2.1
6	0	0.08	110.1	3.5	7.7
7	0.033	0.10	128.2	1.9	5.4
8	0	0.24	89.1	1.1	1.1
9	0	0.04	144.2	1.3	1.8
10	0	0.01	87.4	1.4	1.9
11	0.011	0.01	168.1	2.7	3.0
12	0.013	0.17	118.2	2.3	2.4
13	0.011	0.01	167.9	4.2	4.4
14	0.005	0.01	120.3	7.3	10.6
15	0.012	0.02	188.6	1.3	2.0
16	0.006	0.02	161.8	3.6	7.9

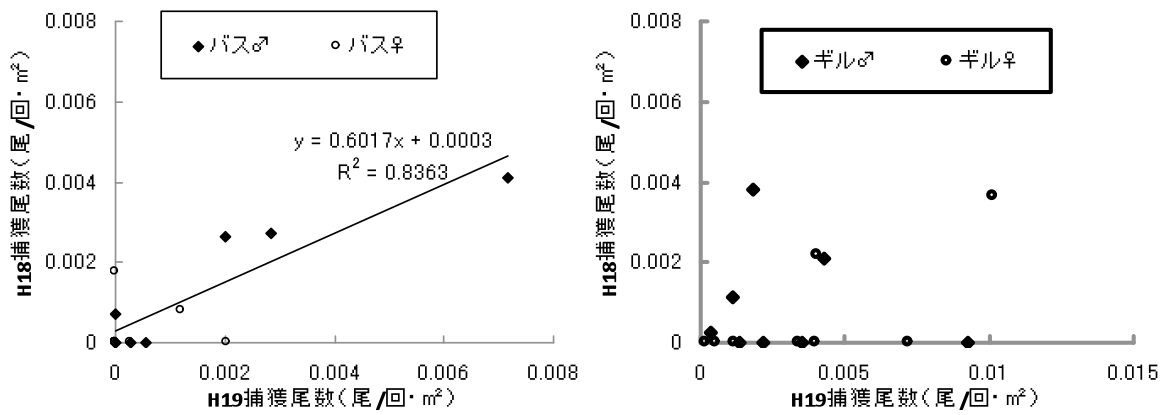


図19 漁港定点における2年間の捕獲状況の関係

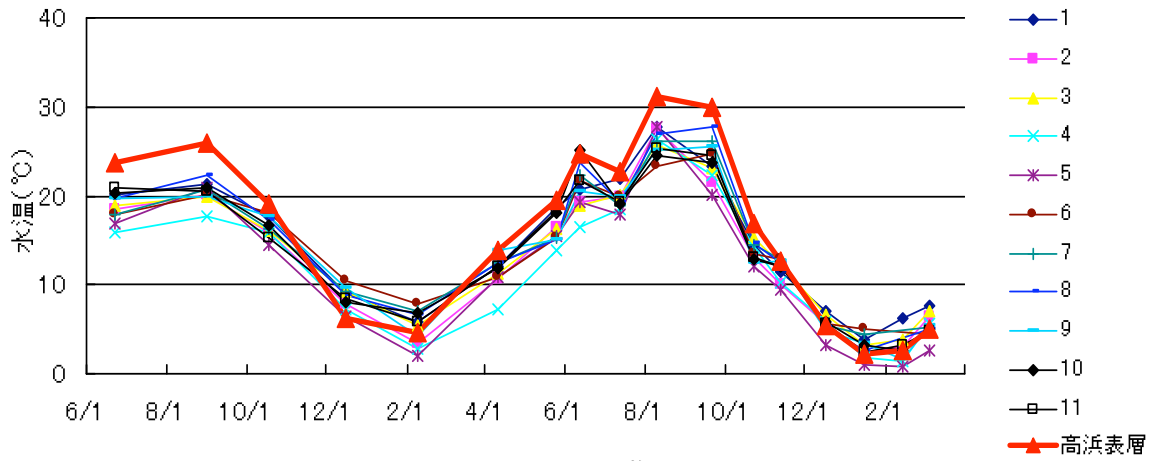


図 20 水温の推移

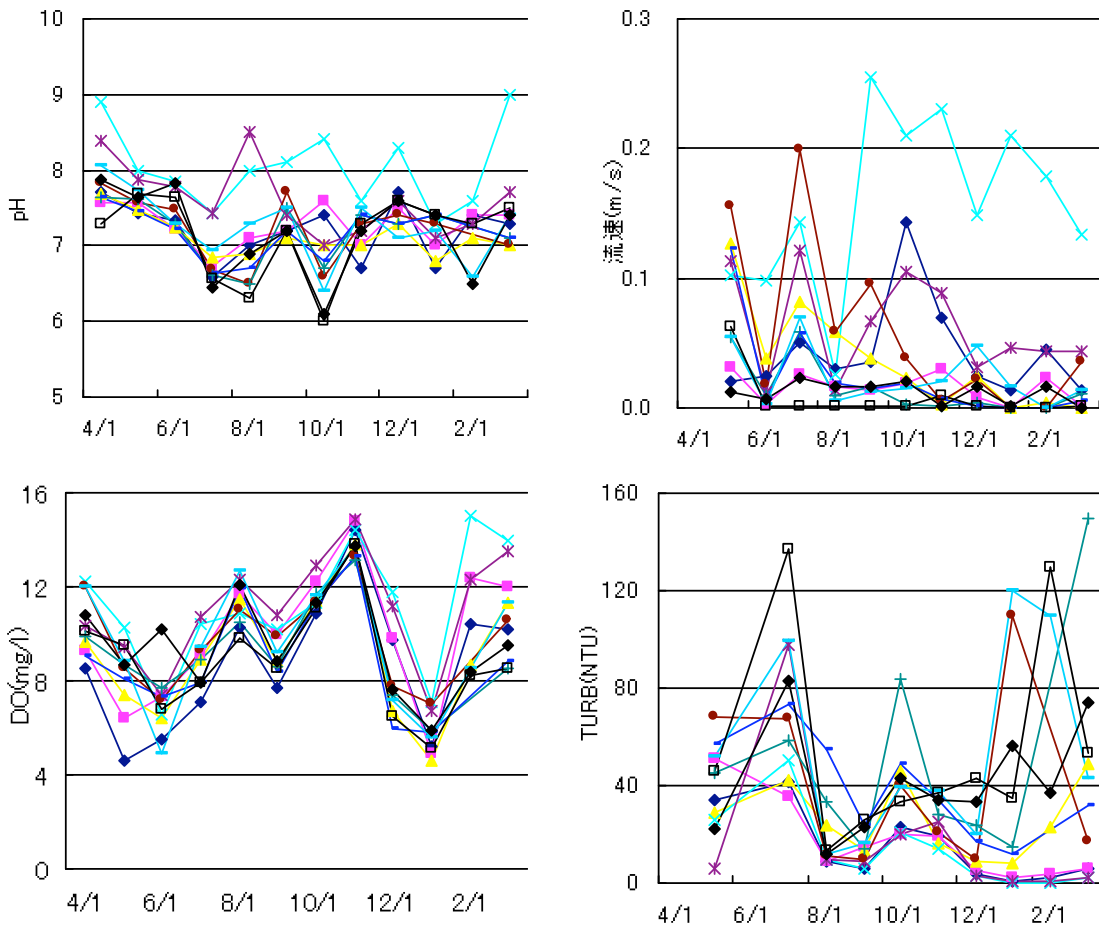


図 21 水質の推移 (凡例は図 20 と同一)

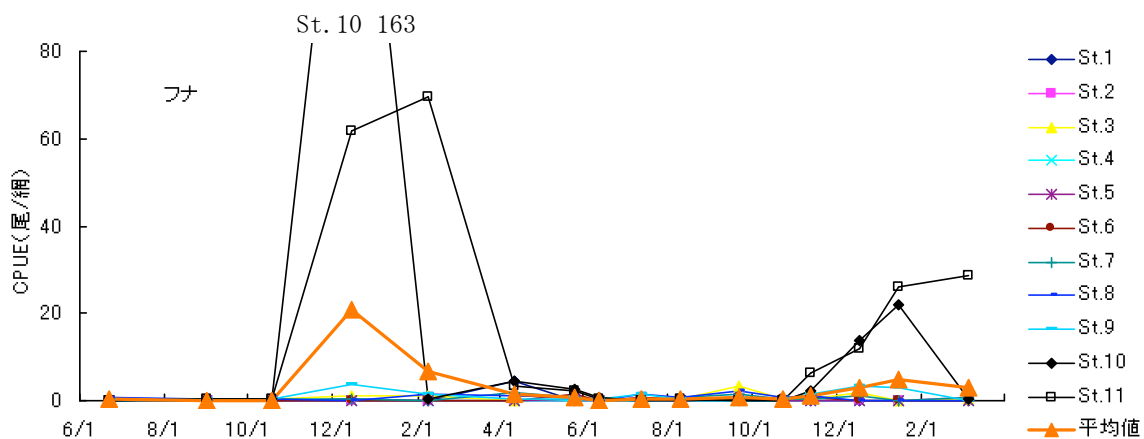
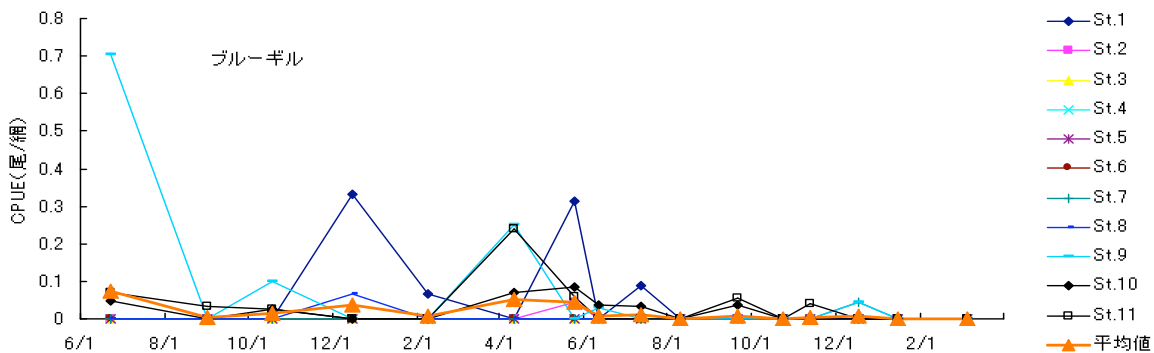
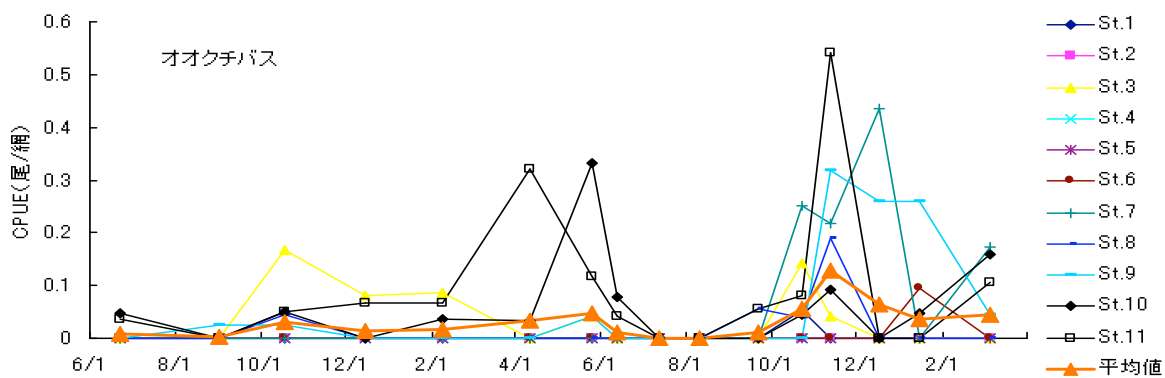


図2-2 オオクチバス、ブルーギル、フナの CPUE の推移

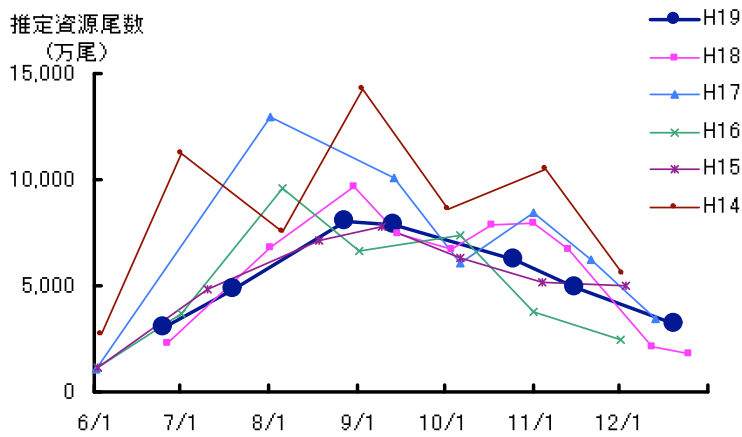


図3-2 魚群探知機によるワカサギ推定資源尾数の推移



## 2-4 考察

### 2-4-1 産卵場実態調査

今回の調査でオオクチバスは漁港以外の場所（定点 No. 3 と No. 12）でも産卵が確認された。オオクチバスの産卵場所は水深 1～2m 前後、波風の影響を受けないところ、障害物のある場所とされている 4)。No. 12 は風速と波高に相関関係が認められず、浚渫船や栈橋が障害物となり強い風でも波が立ちにくい場所であった。一方、No. 3 は風速と波高に相関関係があり、沖に消波堤はあるものの強い風が吹けば波が高くなりやすい。No. 3 の人工なぎさは岸から沖に向けて大礫（長径 40～70mm）が 2m ほど続いたのち長径 50cm 以上の巨礫が 8m 程度敷き詰められている。実際に産卵床があったのは大礫と巨礫の境目で産卵床は巨礫の脇に作っており、巨礫が波を防いでいたと考えられた。このように風波の影響を受ける場所でも、障害物を利用して産卵床を作っていることがわかった。これらのことが今回行った調査区全体の物理環境条件の平均値を用いた重回帰分析で有意な式が得られなかった原因と考えられた。産卵床の作成条件を検討するにあたっては作成された個々の産卵床の物理環境を把握する必要がある。

漁港定点 8 か所について昨年度と捕獲状況を比較した結果、オオクチバスの雄について平成 18 年度と 19 年度の間に有意な相関が認められた。これは産卵に利用される漁港は翌年も利用される傾向にあることを示しており、そのような漁港は産卵条件が整っていると考えられた。一方、ブルーギルのオスについては有意な相関関係は得られなかった。これは 2 ヶ年調査の時期を合わせるために 5～6 月のデータのみを用いたためで、ブルーギルの産卵期 6～8 月のデータを用いれば有意な相関が得

られる可能性がある。また、漁港だけでなく漁港以外で産卵場が見つかった場所でも同じようなことが起きていると考えられた。

産卵期における外来魚の分布状況を把握するために調査を行い、産卵床作成条件詳細な把握にはさらなるデータの蓄積が必要であるものの、オオクチバスについて産卵に利用する漁港が例年決まっていることがわかった。在来個体群の保護を考えた場合、外来魚の産卵期に駆除を行うことは有効であり、今後さまざまな場所で産卵場を把握することで、効率的な駆除に繋がると考えられた。

### 2-4-2 流入河川生息状況調査

今回オオクチバス、ブルーギルが捕獲された水系上流の白樺湖や蓼科湖ではそれら外来魚の繁殖が確認されている。しかし、そこから今回の調査区までの河川ではオオクチバスは確認されていない。調査期間中の両湖の状況を確認したところ外来魚流出の可能性はほとんど無いことから、今回の調査で確認されたオオクチバス、ブルーギルは諏訪湖から移動したものと考えられた。

オオクチバスは秋から春にかけて河川に移動し、河川と湖との水温差が影響していると考えられた。Paul T らはオオクチバスにラジオタグを移動の調査を行ったところ、11 月から 2 月まで支流の入り江、水路、漁港にいることを観察し、本流の冷たい水を避けていたとしている 5)。今回の流入河川への移動も冬季を中心として行なわれており、温水性の魚類であるオオクチバスが越冬のためにこのような水域に移動していると考えられた。

今回の調査ではフナの CPUE 平均値から判断するとオオクチバスと同様に冬季に流入河川で捕獲量が増加するという結果となった。これは定点 9、10、11 のある新川において冬季に CPUE 3 尾/網を越え

るフナが分布しているためであり、他の定点ではこれほど高い CPUE は確認されていない。本調査におけるこの現象は 2 年連続で観察されており、地元漁師及び釣り人からも例年この現象が起きるとの情報がある。よって、冬季において本定点に特異的にみられる現象であると考えられた。新川が他の河川に比べ水質条件的に特に異なった現象は観察されないことから、その原因についてはいまのところ不明である。

今回、両種ともフナの産卵期である 4~6 月にも河川に分布していることが確認された。河川におけるフナへ影響について考えると、オオクチバスは遡上フナ親魚の捕食もしくは河川でふ化・生育した稚魚の捕食が考えられる。後者はオオクチバスのいない夏季に行われる水田の土用干し時に稚魚が水田から流下することが確認されていることからこの時期においてオオクチバスの影響は少ないと推察される。ブルーギルについては産み付けられた卵の捕食やふ化仔稚魚の捕食が考えられる。ブルーギルは河川に散発的に確認されているので影響を予測することは難しい。今後は河川で捕獲された外来魚両種の胃内容物を調査し捕食実態を把握する必要がある。

## 2-5 まとめ

1. 外来魚の産卵期である 4~8 月に諏訪湖内 16ヶ所（漁港 8 箇所、それ以外 8 箇所）を設け、1 箇所につき 9 回釣獲等による調査を行い外来魚の利用状況を把握した。
2. 釣獲調査が終わった後、タモ網を用い、親魚が釣れた場所を中心に湖底を掬い、卵やふ化仔魚の捕獲を試みた。
3. 釣りおよび投網により捕獲し、成熟状況によ

り親魚と判断されたオオクチバスは 55 尾（うちオス 39 尾、メス 16 尾）、ブルーギルは 403 尾（うちオス 207 尾、メス 196 尾）であった。

定点 No. 3 消波堤内、No. 12 新川栈橋でオオクチバスの卵やふ化仔魚が捕獲され、漁港以外でも産卵が行われていることが確認された。

4. 平成 18 年度調査と同定点にて行った 8 漁港について両種の捕獲状況を比較した結果、オオクチバスの雄について平成 18 年度と 19 年度の間に有意な相関が認められた。産卵に利用される漁港は翌年も利用される傾向にあると考えられた。
5. フナの産卵場として利用されている諏訪湖の流入河川 6 河川、11 定点において投網による魚類の捕獲を行い、外来魚の分布実態を把握した。
6. 外来魚及びフナの CPUE を目的変数とし、水温差（河川水温－沿岸部）を説明変数とした単回帰分析を行った。オオクチバス及びフナで有意な単回帰式が得られた。
7. オオクチバスの流入河川への移動は冬季を中心として行われていたが、フナの産卵期である 4~6 月にもオオクチバスが捕獲された定点があった。一方、ブルーギルは一定傾向をしめさず散発的に捕獲された。
8. 流入河川におけるフナに対する外来魚の影響を把握するには胃内容物を調査し捕食実態を把握する必要がある。
9. 移入種であるワカサギの資源推定を行った。過去 5 年間の値と比較すると、12 月調査では 3,221 万尾と例年並みであった。

## 2-6 参考文献

- 1) 武居薫 (2006) : 諏訪湖のオオクチバスの定着初期における生態, 長野水試研報, 22-31
- 2) 滋賀県 (1989) : 昭和 60~62 年度オオクチバス対策総合調査研究報告書. 滋賀県水産試験場研究報告 40. pp35
- 3) 全国内水面漁業協同組合連合会 (1992) : ブラックバスとブルーギルのすべて, 外来魚委託事業報告書,
- 4) 桐生透・深沢釗 (1982) : 山梨県山中湖におけるオオクチバスの産卵床について. 水産増殖, 30, 39-41
- 5) Paul T et al(1997): Winter Habitats Used by Largemouth Bass in the Illinois River, a Large River-Floodplain Ecosystem, North American Journal of Fisheries Manegement 17. 401-402

## 2-7 研究発表

- 1) 川之辺素一, 「諏訪湖におけるオオクチバスの移動」日本生態学会第 55 回大会, 平成 20 年 3 月 17 日, 福岡国際会議場
- 2) 川之辺素一ら (2008) : 諏訪湖における外来魚産卵期調査, 長野水試事報, 54-55
- 3) 川之辺素一ら (2008) : 諏訪湖流入河川における外来魚出現状況, 長野水試事報, 56
- 4) 川之辺素一ら (2008) : ワカサギ保護水面管理事業, 長野水試事報, 6

### 3 安定同位体分析を用いた琵琶湖集水域における魚類の生息地ネットワークの解明

京都大学 生態学研究センター

#### 3-1 研究の目的

在来淡水魚類の多くは、生活史の異なる段階で異なる生息地を利用し、それら生息地が隣接してつながる景観（生息地ネットワーク）を往来することによって個体群を維持している。しかし、近年の土地開発や圃場整備にともない、従来の魚類の移動経路の様相は一変した。生息地ネットワークの分断化によって生活史を全うできない魚類個体群の絶滅リスクの増加が懸念されている。在来淡水魚の保全策を講ずる際に、どのような生息地ネットワーク環境がその個体群存続可能性を高める上で最も効果的であるか検討することは喫緊の課題となっている。

琵琶湖は大小合わせて 500 本余りの流入河川を擁し、その集水面積が滋賀県の面積にも匹敵する巨大な水系ネットワークを形成する。また、琵琶湖は 60 種を超える在来淡水魚が生息する日本有数の生物多様性の高い水系として知られている（滋賀県生きもの総合調査委員会 2006）。しかし、現在、それらの在来種の大半が人間活動の影響によって個体数を減少させ、何らかの保全措置を講ずる必要性に迫られている。そのような人為攪乱要因として、水系ネットワークの物理的改変と侵略的外来魚の生息地拡大が取沙汰されている（西野 and 浜端 2002）。しかし、それらの影響を定量的に評価した調査はこれまでほとんど行われてこなかった。そこで、我々は、野外における在来魚および外来魚の生息地間移動実態を定量的に把握する手法を確立すること、さらに、在来・外来魚の

個体群動態を同時に考慮したメタ個体群の存続性解析（PVA）の基礎となる生態学的知見を集積することによって、在来淡水魚の生息地ネットワーク形成に資する保全策の提言を行うことを主たる目的とする。

本年度は、在来魚および外来魚を対象として、安定同位体分析による本湖と内湖の生息地ネットワークの利用実態調査を実施した。琵琶湖本湖の周囲に点在する衛星湖「内湖」は在来魚の繁殖や摂餌の場として利用され、それらの個体群維持に重要な役割を果たすと考えられている（細谷 2005）。しかし、近年、湖岸改修など生息地の物理的改変によって本湖と内湖間のネットワーク構造が分断・単純化し、在来魚の個体群存続に負の影響を及ぼす可能性が懸念されている。一方、外来魚による本湖-内湖間移動が、在来魚の生息適地としての内湖の機能を低下させる可能性も指摘されている。そのため、魚類による本湖-内湖間の生息地ネットワーク利用の実態解明は琵琶湖集水域の在来魚保全において重要な課題となっている。昨年度は、生物体組織の炭素・窒素安定同位体比が食物連鎖を通じて生育地固有の環境情報を示すことを利用して（Hobson 2007）、魚類による本湖-内湖間の生息地移動を安定同位体分析によって評価する手法の有効性を確認した。本年度は、在来魚の代表としてフナ属 3 種、主要外来魚としてオオクチバス、ブルーギルの 2 種に着目し、安定同位体分析を用いて本湖-内湖の生息地利用状況を把握し、それらの生息地間移動に影響する接続水路の物理的特性を検討することを目的として野外調査を実施した。

#### 3-2 繁殖期における生息地間移動の実態解明

- (1) 安定同位体分析による移動経路推定法

湖沼の食物網は、炭素・窒素安定同位体比分布において明確に異なる表層食物連鎖と底層食物連鎖から構成される(図1; France 1995). 表層食物連鎖では、植物プランクトン(▶)から始まり、植物プランクトン食者(◆)へと物質が転換される。底層食物連鎖は付着藻類(◀)から始まり、底生藻類食者(■□)へと栄養転換される。両食物連鎖において捕食者と被食者の間には、炭素安定同位体比で平均0.8‰、窒素安定同位体比で平均3.4‰の上昇が見られる(Vander Zanden and Rasmussen 2001). これら2つの食物連鎖は、図1の炭素・窒素同位体比の座標平面(C-Nマップ)上に描かれた2本の平行なラインとして表現することができる。この食物網に属する全ての消費者の安定同位体比は、その表層・底層食物連鎖が規定する2本のラインの間に必ず位置する。例えば、水路によって結ばれた隣接する2つの生息地(図1, 生息地AとB)の食物網が炭素同位体比で明瞭に異なる場合を想定してみよう。生息地AとBの食物網が示す安定同位体比のレンジをそれぞれ黒色と白色で色示す。魚類A1とA2は生息地Aで捕獲された個体。魚類B1とB2は生息地Bで捕獲された個体を表す。各個体の色は各生息地の安定同位体比の特徴を反映するものとする(生息地Aで成育した場合は黒色、生息地Bで成育した場合は白色)。A1とB1は捕獲された生息地の安定同位体情報と一致するため、それぞれの生息地に定住していた個体と判定できる。一方、生息地Aで捕獲されたにもかかわらず、生息地Bの同位体情報(白色)を示す個体A2は、生息地Bから生息地Aに最近移入したものと判定できる。対照的に、生息地Bで捕獲されたにもかかわらず生息地Aの安定同位体比(黒色)を示すB2は、生息地Aから生息地Bへ最近移動した個体であると判定できる(Hobson 2007).

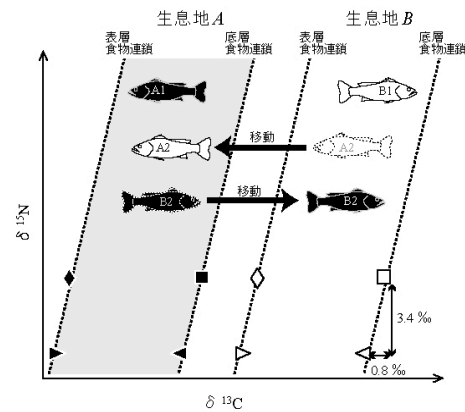


図1. 安定同位体分析を用いた魚類の生息地間移動推定法概念図

## (2) 生物試料採集と安定同位体分析

上述の安定同位体分析に基づく移動経路推定法を利用して、野外調査を実施した。琵琶湖本湖に隣接する19箇所の内湖において、フナ属3種および外来魚2種の繁殖期に相当する2007年5月末から7月上旬に採集調査を行った(図, 表1). 魚類採集は、以下の方法を用いて各内湖における採集努力量が異なるように努めた。各内湖のヨシ帯縁辺にカゴ網(目合い16mm)を3個設置、15mの三枚網(6節)と15mの刺網(17節)それ

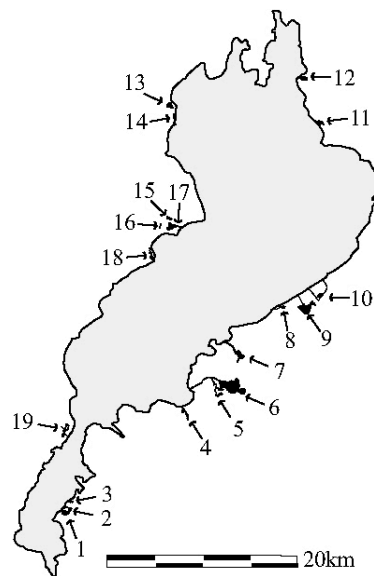


図2 調査対象内湖の位置と地点番号

ぞれ 1 枚をヨシ帯縁辺から湖岸に対して垂直となるように1昼夜仕掛けて魚類を捕獲した。さらに、本湖と内湖の生産基盤の指標生物として、表層食物連鎖についてはプランクトン食者のタテボシガイ、底層食物連鎖については底生食者のエビ類を各調査内湖から手網を用いて採集した。採集した生物試料は、研究室に持ち帰り、分析まで-30℃で冷凍保存した。採集生物は個体ごとに標準体長・湿重を計測後に筋肉組織を採取し、60℃で24時間乾燥後、細かく粉碎して安定同位体分析用試料とした。粉末試料はメタノール：クロロホルム（1：2）混合溶液に24時間浸漬し、脱脂処理を行った。質量分析計 Delta-S (Finnigan MAT Germany)を

用いて炭素・窒素安定同位体比を同時測定した。安定同位体比 ( $\delta X$ ) は、 $\delta X = \{ R(\text{試料}) / R(\text{標準物質}) - 1 \} \times 1000$  として、標準物質からの相対千分偏差値(‰)で表す ( $X: \delta^{13}\text{C}$  or  $\delta^{15}\text{N}$ ,  $R = {}^{13}\text{C}/{}^{12}\text{C}$  or  ${}^{15}\text{N}/{}^{14}\text{N}$ )。分析精度は、 $\delta^{15}\text{N}$  で  $\pm 0.10$  ‰,  $\delta^{13}\text{C}$  で  $\pm 0.15$  ‰であった。

魚類の採集と同時に本湖-内湖間を接続する水路の物理環境として、水路の幅・水深・流速を計測した。さらに、堰・柵等の人工的な障害物(写真1)や水路を遮蔽する密に茂った植生帯(写真2と3)を物理的な障壁とみなし、水路内におけるそれらの有無を記録した。各内湖と琵琶湖を結ぶ水路の距離は、GISソフト(ChizuTarover. 4.0, 東京



写真1. 本湖と内湖の接続水路に設置された水位調整用の堰板



写真2. 接続水路内に密生する植生帯。ヨシの密生群落が水路を完全に塞いでいる。



写真3. 本湖と内湖の接続水路内に密生する植生帯。奥に広がる水域が内湖(古矢場沼)で手前が本湖へつながる水路。水生植物が完全に水路を閉鎖している。

表1. 調査対象内湖と本湖を接続する水路の物理環境。

地点番号地点	琵琶湖との水路距離 (m)	流速 (m/s)	水路の水深 (m)	水路幅 (m)	堰・柵の有無	植生帯による障壁の有無
1 平湖	191	0.00	0.80	6.7	有	有
2 柳平湖	742	0.02	0.25	2.1	有	有
3 志那中内湖	357	0.00	1.35	3.0	有	有
4 北沢沼	229	0.00	0.97	3.2	有	無
5 北の庄沢	4902	0.00	1.20	15.2	無	無
6 西ノ湖	3683	0.08	2.10	41.0	無	無
7 伊庭内湖	3259	0.06	1.60	115.0	無	無
8 古矢場沼	430	0.04	1.20	5.9	無	有
9 曾根沼	524	0.14	0.12	3.0	有	無
10 彦根野田沼	1146	0.01	1.24	15.8	無	無
11 南浦内湖	64	0.06	0.70	4.6	無	無
12 湖北野田沼	93	0.08	0.40	4.0	有	無
13 貫川内湖	131	0.05	0.62	3.6	無	無
14 浜分沼	74	0.26	0.60	5.9	無	有
15 十ヶ坪内湖	817	0.03	0.63	2.6	有	無
16 五反田沼	1464	0.04	0.19	1.2	有	無
17 松ノ木内湖	217	0.04	1.80	39.5	無	無
18 乙女ヶ池	106	0.06	1.02	9.0	無	無
19 壱田内湖	230	0.03	0.90	3.9	有	無

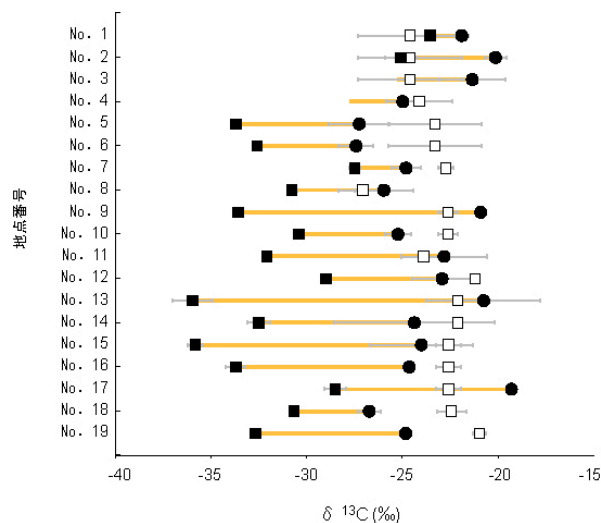


図3 炭素安定同位体比によって規定される各内湖の食物網レンジと近傍本湖の沿岸食物網の下限値. タテボシガイ (■:内湖, □:本湖) が表層食物連鎖の基盤 (下限値), エビ類 (●:内湖) が底層食物連鎖の基盤 (上限値) を示す. エラーバーは標準偏差を示す. 本湖沿岸の値は丸山(7)と荻部(未発表データ)より引用.

カートグラフィック)を用い国土地理院発行の数値地図2500(空間データ基盤)より求めた(表1).

(3) 安定同位体分析による生息地間移動推定の評価基準

安定同位体情報から魚類の移動履歴を推定する評価基準を設定するために, 各内湖とそこに近接する本湖沿岸部における生産基盤の安定同位体比の分布を比較検討した(図3). 図3より, 琵琶湖南湖盆の東岸に位置する3箇所の内湖(地点1, 2, 3)を除き, 本湖と内湖の生息地は明確に生産基盤の同位体比が異なる, もしくは, 重複が小さいことが判る. 本湖と安定同位体比特性の異なるこれらの内湖において, 捕獲されたオオクチバス, ブルーギル, フナ属3種の各個体の安定同位体比が本湖の同位体比レンジに入る場合を「本湖からの移入」, 内湖の同位体比レンジに入る場合を「内湖定住」と定義した. 両生息地の同位体比レンジに入らない, もしくは, 重複領域に入る個体は外部

から内湖へ移入してきた可能性が高いが, 移入率を厳しく見積もるために「判定保留」とした. なお, フナ属は移動パターンに明瞭な種間変異が認められなかったため, 以後の解析では3種のデータをプールして使用した.

(4) 生息地間移動の種間変異および内湖間変異

各内湖個体群において本湖からの移入個体が占める割合(以後, 内湖移入率(%))を, 安定同位体分析を用いた移動履歴推定法により見積もった(図4). 定住個体の割合は分類群間で有意に異なった(尤度比検定,  $n_{\text{individuals}} = 237$ ,  $n_{\text{sites}} = 16$ , d. f. = 2,  $\chi^2 = 11.62$ ,  $p < 0.01$ ). オオクチバス・ブルーギル定住割合はそれぞれ平均86.0%( $n=13$ 内湖), 89.7%( $n=15$ )となり, フナ属(63.8%,  $n=13$ )より高い傾向を示した. 本結果より, 在来魚の繁殖地として重要な生態機能を担うと従来考えられていた内湖が外来魚の安定した生息地あるいは供給源となっている現状が浮き彫りとなった. フナ

属では、多くの内湖で本湖からの移入個体が確認されたが、繁殖期であるにもかかわらず本湖からの移入が確認されない内湖もあった。このことから、生息地ネットワークが有効に機能している内

湖とそうでない内湖が存在することが初めて定量的データに基づいて裏付けられた。

(5) 生息地ネットワークの物理的特性が生息地間移動に及ぼす影響

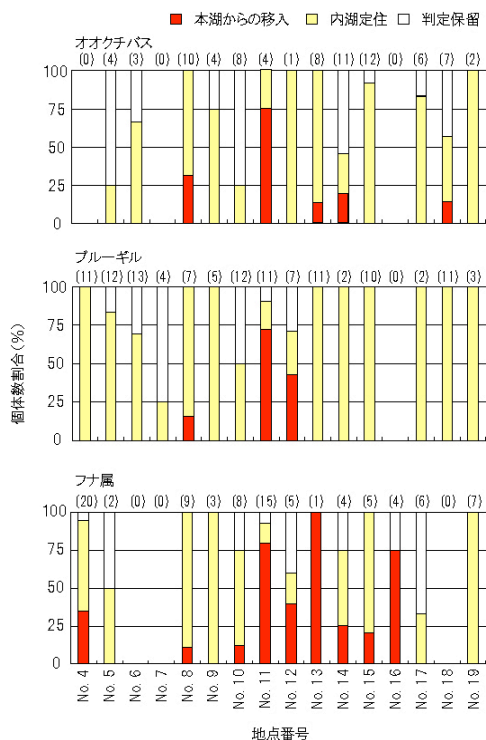


図4 安定同位体分析より推定された本湖から各内湖への移入個体の割合。各グラフ上段の括弧内に例数を示す。

次に、本湖と内湖を接続する水路の物理的特性が内湖移入率に及ぼす影響を検討するため、オオクチバス、ブルーギル、フナ属それぞれについて一般化線形混合モデル（誤差構造：二項分布，リンク関数：ロジット，ランダム変数：地点）を用いて解析を行った。水路の物理的環境要因として、水路の「距離(m)」「幅(m)」「流速(cm/s)」「水深(cm)」「堰や柵等の人工的な障害物の有無」「水路を遮断する植生帯の有無」を独立変数、「内湖移入率」を従属変数として組み込み、変数減少法によるモデル選択を行った。解析に先立ち、環境変数間の多重共線性をVIF値によって判定した結果、「水深」が強い多重共線性を示したため「水深」を解析から除外した。また、水路の「距離」と「流速」は対数変換を行った。

解析の結果、外来魚2種と在来フナ属では生息地間移動パターンに対する水路の物理的特性の影

表2 本湖-内湖の接続水路の物理的特性が各魚の移入率に及ぼす影響。回帰係数はその標準誤差とともに示す。

	オオクチバス	ブルーギル	フナ属
水路距離 <sup>1</sup>	-1.26 ± 0.50	-4.61 ± 1.64	-
流速 <sup>1</sup>	-	-	-
水路幅	-	-	-0.37 ± 0.13
植生帯による障壁の有無 <sup>2</sup>	-	-	-3.20 ± 1.03
堰・柵の有無 <sup>2</sup>	-	-	-3.19 ± 0.96
切片	5.00 ± 2.53	18.19 ± 6.14	3.74 ± 1.20
P value	0.011	0.0051	0.0042
Residual deviance	11.05	13.86	13.05
Residual d.f.	10	12	8
n <sub>individuals</sub>	58	103	76
n <sub>sites</sub>	13	15	13

1: 対数変換値 [ln(X+1)] を解析に使用

2: 回帰係数は各障壁が有る場合に移入個体の割合に及ぼす影響を示す



響に明確な違いが認められた(表2)。オオクチバスとブルーギルのいずれも、水路の距離のみが内湖移入率を増加させる要因として取り込まれた(表;図5)。このことから、本湖に近い内湖ほどこれら外来2種の移入率が高まると結論できる。一方、フナ属の内湖移入率は水路距離と無関係であった。本湖との接続距離によって移入が促進される効果は外来魚2種でのみ認められたことから、本湖に近接する内湖ほど在来魚の繁殖地として有効というより、むしろ、外来魚の分布拡大のリスクを増大させる可能性が示唆された。

昨年度の農業用水路における魚類分布調査の結果においても、フナ属が本湖との距離に関係なく分布していたのに対し、オオクチバス・ブルーギルは本湖に近接した場所に多く存在することが示

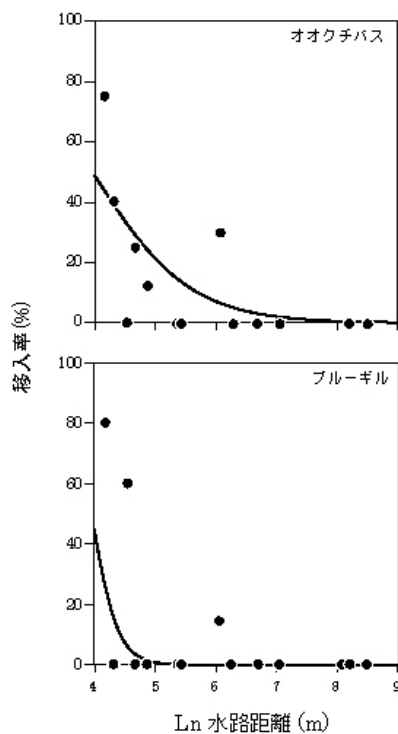


図5 外来魚2種における本湖から内湖への移入率(%)と接続水路距離との関係。

されている。これは、安定同位体による生息地移動パターンの推定結果とよく一致する。在来淡水魚類にとって好適な生息地ネットワークを維持・復元していくには、外来魚駆除を併用した対策が欠かせない。今回の結果より、在来魚類と侵略的外来魚の生息地間移動パターンを考慮して景観生態学的視点から保全策を講ずることの重要性があらためて浮き彫りとなった。例えば、在来魚類の繁殖・仔稚魚の生育地の近傍に外来魚の潜在的な生息地がある場合、外来魚に対し特異的に移動阻害効果をもたらす「もぐり堰」(佐久間ら 2008)を水路内に設置するなど外来魚の生息地間移動を防止する対策を優先的に実施することは大いに有効であると考えられる。

一方、フナ属では、水路幅が狭い内湖ほど移入率が増加し、さらに、水路内の人工構造物や密生植生などの物理的障壁があることで移入が阻害されることがわかった(表2;図6)。農業用水路などを通じて産卵場である水田等に移動する習性をもつフナ属(中村 1969)では、幅の狭い水路や小規模河川への移動選好性があるのかもしれない。近年の圃場整備に伴って改修された大規模な幹線用排水路がフナ属の生息地間移動を抑制する効果を

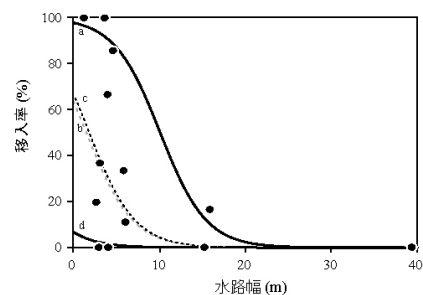


図6 フナ属における本湖から内湖への移入率(%)と水路幅および人工的な障害物・植生帯による障害の有無との関係。4本の回帰曲線はそれぞれ、人工的・植生帯の障壁がどちらも無い場合(a)、植生帯の障壁のみある場合(b)、人工的な障壁のみある場合(c)、人工的・植生帯の障壁が両方ある場合(d)を示す。

もつことが示唆された。また、水路に設置された堰や柵のみならず、本来フナ属の生息に好適と考えられる植生帯も水路を遮断するほど密生することによって、その生息地間移動を阻害する要因となりうることも示唆された。

我々の調査方法は、生息地間の移動実態を解明する上で非常に有効であるが、外部からの移入に比べて内湖内での再生産の効果が個体群維持にどれくらい寄与するか評価することはできない。しかしながら、一連の結果は、在来魚の個体群維持にとって伝統的な稲作農業が重要な役割を果たしてきたことを暗に示唆する。すなわち、かつての農村地帯や里山で日常的に営まれてきた、農業用排水路における植生の定期的な刈取りや堰板昇降による流動的水位調節など圃場の維持管理活動が、結果的に在来コイ科魚類の生息地ネットワークの好適性を高めていることを本調査結果は裏付けている。

(5) 今後の展望

在来魚保全の為の生息地ネットワーク形成技術の開発において、今後、成魚という特定の成長段

階だけでなく仔稚魚も含めた生活史の各段階における生息地移動の季節パターンを魚種ごとに検討することによって、在来魚の個体群存続可能性を効果的に高められることが期待される。例えば、外来種成魚の産卵移動やその仔稚魚の分散が活発になる時期に対応した季節的堰上げや水門操作の導入により、在来魚の移動パフォーマンスのみを最大化する効果的なネットワーク形成技術への提言が可能となるだろう。

本年度の調査では、6月から7月上旬に採集された3魚種以外にも、8月の仔稚魚生育期、10月下旬から11月上旬の当歳魚の移動分散期を含め計期間で在来・外来種の成魚および仔稚魚の定量採集を行い、のべ1851個体の成魚(表3)と2474個体の仔稚魚(表4)を採集した。今後は、これらの試料についても安定同位体分析を行い、発育段階別・季節別そしてフナ属以外の在来魚類の生息地ネットワークの利用実態を明らかにしていく予定である。昨年度の長野水試による調査結果は、諏訪湖周囲の河川においてオオクチバスが本湖から高水温域の生息地に選択的に侵入することを報告している。このような水温に依存した外来魚の生息地拡大リスクの増加が、湖沼-河川ネットワ

表3. フナ属繁殖期及び11月に各内湖で採集された成魚の個体数。

地点	2007年6-7月																				2007年11月																	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	合計	1	4	7	9	10	12	13	14	17	18	合計						
オオクチバス	3	2	2	0	4	3	3	10	4	5	1	0	11	11	12	1	3	14	2	21	93	6	0	1	2	2	0	5	0	5	5	28						
ブルーギル	45	17	24	38	41	25	4	7	5	25	12	12	19	2	10	0	2	58	1	4	351	7	1	3	17	8	2	8	0	0	2	48						
カムルチー	0	0	0	1	0	0	0	2	1	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	3	11	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	2						
ワカサギ	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	11	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1						
アユ	0	0	1	0	0	6	5	0	0	0	0	302	0	0	0	0	0	0	0	0	314	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0						
フナ属	0	2	2	16	2	0	0	9	3	7	14	6	1	4	4	3	6	2	2	6	89	2	0	0	4	0	5	0	0	2	1	14						
コイ	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1						
タナゴ亜科	0	0	0	0	1	0	7	0	0	0	0	3	0	1	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2	0	1	59	0	0	42	0	104						
ヌマムツ	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0						
ウグイ	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0						
オイカワ	0	0	0	0	23	44	0	43	0	0	0	34	1	7	2	0	0	0	0	0	204	0	0	0	0	31	10	0	0	36	5	82						
ムギツク	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0						
モツゴ	0	0	0	0	2	3	0	93	0	3	13	154	0	0	1	1	0	0	0	0	270	1	0	0	0	7	18	0	0	43	1	83						
ビロヒガイ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	4						
モロコ属	0	0	0	0	15	9	0	3	0	0	0	11	1	3	0	0	0	0	0	0	42	0	0	0	2	5	5	1	0	0	0	13						
ニゴイ	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0						
ツチフキ	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0						
ワタカ	0	0	0	0	0	16	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	2	21	0	0	0	2	0	0	2	0	0	0	4							
ハイsp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	1	0	0	0	0	3						
カマツカ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1						
ドジョウ	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	2	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0						
ナマズ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	1	1	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0						
ヨシノボリsp	0	0	0	0	0	4	0	0	0	6	0	0	3	0	0	1	0	0	0	0	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0						
スマチヂ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0						
ドンコ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1						
sp	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	4						
合計	48	21	29	55	88	114	24	169	13	48	40	601	33	35	33	6	14	76	6	21	1474	16	1	12	28	56	103	17	0	129	15	377						

表4. フナ属繁殖期, 仔稚魚成育期および11月に各内湖で採集された仔稚魚の個体数

2007年6月-7月																					
地点番号	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	合計
オオクチバス	123	0	0	8	0	1	1	4	3	28	0	0	12	0	0	7	1	3	0	0	191
ブルーギル	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	11
コイ科sp	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2	0	27	0	0	2	0	0	0	0	33
ハゼ科	1	0	0	1	0	0	0	0	0	4	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	8
その他	0	0	0	5	10	2	61	44	0	12	2	10	0	0	0	1	3	0	3	15	168
合計	124	0	0	14	10	3	64	48	3	46	2	39	12	0	0	10	4	3	3	26	411

2007年8月											
地点番号	1	4	7	8	9	10	11	12	13	14	合計
オオクチバス	5	1	3	0	0	5	0	0	16	13	43
ブルーギル	69	41	0	0	4	517	0	77	90	145	943
コイ科sp	3	0	183	0	0	42	11	23	0	107	369
ハゼ科	4	0	62	0	0	47	0	115	1	67	296
その他	0	0	3	0	0	30	0	0	9	4	46
合計	81	42	251	0	4	641	11	215	116	336	1697

2007年10月											
地点番号	1	4	7	9	10	12	13	14	17	18	合計
オオクチバス	1	0	0	0	2	0	4	0	0	0	7
ブルーギル	31	0	0	4	50	0	12	25	0	129	251
コイ科sp	0	0	0	0	35	0	0	9	9	0	53
ハゼ科	0	0	0	0	31	0	0	14	1	0	46
その他	0	1	0	0	0	0	0	6	2	0	9
合計	32	1	0	4	118	0	16	54	12	129	366

ークだけでなく隣接する湖沼間ネットワークにおいても生じる可能性を琵琶湖の10内湖において検討する予定である(表5).

また, 各内湖の魚類の成育・繁殖地としての好

表5. 11月調査を行った内湖における最低水温と平均水温.

地点番号	地点	最低水温 (°C)	平均水温 (°C)
1	平湖	15.4	16.8
4	北沢沼	13.1	13.5
7	伊庭内湖	15.5	16.3
9	曾根沼	13.9	14.3
10	彦根野田沼	14.8	15.9
12	湖北野田沼	14.8	16.5
13	貫川内湖	15.6	16.2
14	浜分沼	14.6	16.1
17	松ノ木内湖	12.2	15.4
18	乙女ヶ池	14.2	15.0

表6. フナ属繁殖期における各内湖の物理・化学的環境.

地点番号	地点	水深 (m)	水温	pH	電気伝導度 (S/m)	濁度 (NTU)	溶存酸素濃度 (mg/L)	全窒素濃度 (μmol/L)	全リン濃度 (μmol/L)	クロロフィル濃度 (μg/L)	ヨシ帯面積 (m <sup>2</sup> )
1	平湖	2.0	25.6	6.66	25	3.8	13.1	38.19	1.08	2.13	5294
2	柳平湖	2.4	23.2	6.82	25	8.3	11.2	36.61	1.39	7.10	3672
3	志那中内湖	1.3	20.8	6.42	18	25.4	7.12	71.65	2.60	1.33	9850
4	北沢沼	0.7	26.5	7.5	16	14.7	8.33	76.95	3.48	0.99	5660
5	北の庄沢	0.5	25.0	7.77	20	14.9	3.49	170.80	2.00	0.99	139863
6	西ノ湖	1.4	22.6	6.97	16	32.4	4.02	119.70	3.30	2.98	1088489
7	伊庭内湖	0.4	20.3	8.02	17	9.1	7.09	45.60	0.65	24.30	286123
8	古矢場沼	0.8	23.0	7.34	31	21.9	3.43	105.60	2.85	32.09	1818
9	曾根沼	0.7	24.5	6.91	26	18.1	3.84	63.18	1.45	3.79	34328
10	彦根野田沼	1.6	25.4	7.54	30	14.3	16.33	116.90	3.05	44.74	8037
11	南浦内湖	0.6	26.3	8.36	14	14.3	18.52	25.81	1.11	14.69	6368
12	湖北野田沼	1.6	22.2	7.61	16	6.4	12.62	46.09	2.29	13.95	6368
13	貫川内湖	2.6	23.4	6.76	9	5.1	4.75	87.21	2.05	9.29	24996
14	浜分沼	1.0	22.2	6.29	9	9.2	7.25	72.28	2.01	1.90	12197
15	十ヶ坪内湖	1.4	21.6	8.45	9	5.7	2.67	48.71	0.99	12.09	17837
16	五反田沼	2.1	23.5	5.98	9	15.7	5.43	60.75	2.97	69.96	9969
17	松ノ木内湖	1.0	20.4	7.77	10	5.4	5.35	68.22	3.66	0.57	94989
18	乙女ヶ池	1.4	23.6	7.2	11	4.9	6.56	37.23	2.94	42.41	9341
19	壱田内湖	1.1	22.9	6.9	14	67.0	5.03	95.91	2.87	4.80	9759

適性を評価するために, 物理・化学的環境の計測(表6)だけでなく, 餌資源量として動物プランクトン・底生動物等(表7), さらに, 絶滅が危惧される在来タナゴ亜科・ヒガイ亜科魚類の産卵基質である二枚貝類(表8)などの相対量を定量評価するための生物試料採集も実施済みである. これらの生物試料やデータの解析を行い, 魚類の生息地間移動の解析結果とあわせて検討することによって, 在来魚メタ個体群の存続にとって好適な生息地ネットワークの総合的評価を行うことを今後の課題とする.

表 7. フナ属繁殖期における各内湖の餌生物密度

地点番号	地点	動物プランクトン (個体/L)		原生動物 (個体/m <sup>3</sup> )	
		ミジンコ類	カイアシ類	双翅目幼虫	イトミミズ類
1	平瀬	37	8	322	867
2	柳平瀬	292	26	156	567
3	志那中内湖	2	0	0	278
4	北沢沼	190	122	411	78
5	北の庄沢	2	11	133	158
6	西ノ湖	2	1	611	67
7	伊庭内湖	25	6	244	556
8	吉矢橋沼	30	16	33	122
9	曾根沼	530	196	89	89
10	彦根野田沼	107	37	156	67
11	南浦	8	14	133	11
12	湖北野田沼	3	8	89	78
13	貴川	107	111	0	111
14	流分沼	3	8	667	67
15	十ヶ坪内湖	17	11	56	144
16	五反田沼	86	154	244	0
17	松ノ木内湖	0	1	133	133
18	乙女ヶ池	116	70	156	122
19	鵜田内湖	1	2	0	433

表 8. 各内湖における在来タナゴ亜科・ヒガイ亜科産卵基質となる二枚貝の生息密度.

地点番号	地点	メンカラスガイ	ドブガイ	タテボシガイ	ササノハガイ
1	平瀬	0.8	0.0	8.3	0.0
2	柳平瀬	0.0	0.8	2.4	0.0
3	志那中内湖	0.0	0.0	0.0	0.0
4	北沢沼	0.0	0.0	0.0	0.0
5	北の庄沢	0.0	0.0	0.0	0.0
6	西ノ湖	0.0	0.0	0.0	0.0
7	伊庭内湖	0.0	0.0	0.0	0.0
8	吉矢橋沼	0.0	0.0	0.0	0.0
9	曾根沼	0.0	0.0	0.0	0.0
10	彦根野田沼	0.0	0.0	0.0	0.0
11	南浦	0.0	0.0	0.0	0.0
12	湖北野田沼	0.0	0.8	1.6	0.0
13	貴川	0.0	0.0	0.8	0.8
14	流分沼	0.0	2.4	2.4	0.0
15	十ヶ坪内湖	0.0	0.0	0.0	0.0
16	五反田沼	0.0	0.0	2.4	0.0
17	松ノ木内湖	0.0	0.0	0.8	0.0
18	乙女ヶ池	0.0	0.0	0.0	0.0
19	鵜田内湖	0.0	0.8	0.0	0.0

### 3-3 成果の公表

柴田淳也, 大石麻美子, 山口真奈, 合田幸子, 奥田昇, 「安定同位体を用いた魚類の生息地ネットワークの解明: 琵琶湖と周辺内湖を例に」第 55 回日本生態学会大会. 平成 20 年 3 月 16 日, 福岡国際会議場.

大石麻美子, 柴田淳也, 山口真奈, 合田幸子, 奥田昇, 「琵琶湖在来魚の生息適地としての内湖の環境特性」第 55 回日本生態学会大会. 平成 20 年 3 月 15 日, 福岡国際会議場.

合田幸子, 柴田淳也, 大石麻美子, 山口真奈, 奥田昇, 「琵琶湖 内湖内・間で見られる環境特性と貝類群集の関係」第 55 回日本生態学会大会. 平成 20 年 3 月 16 日, 福岡国際会議場.

山口真奈, 柴田淳也, 大石麻美子, 合田幸子, 奥田昇, 「琵琶湖周辺内湖における大型動物プランクトンの群集構造: 湖内環境と空間ネットワークの影響」第 55 回日本生態学会大会. 平成 20 年 3 月 14 日, 福岡国際会議場.

### 3-4 引用文献

France R L (1995) Differentiation between littoral and pelagic food webs in lakes using stable carbon isotope. *Limnol Oceanogr* 40(7): 1313-1321

Hobson K A (2007) Isotopic tracking of migrant wildlife.. In: Michener R, Lajtha K (eds) *Stable isotopes in ecology and environmental science..* Blackwell Publishing, Oxford

細谷和海 (2005) 琵琶湖の淡水魚の回遊様式と内湖の役割. In: 西野真知子, 浜端悦治 (eds) *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.* サンライズ出版株式会社, 滋賀 pp118-125

荻部甚一 (2007) 安定同位体比を用いた琵琶湖沿岸食物網の解析. 京都大学大学院理学研究科修士論文.

中村守純 (1969) 日本のコイ科魚類: 日本産コイ科魚類の生活史に関する研究 資源科学研究所, 東京.

西野麻知子, 浜端悦治 (2002) 生物多様性からみた内湖復元の重要性について 琵琶湖研究所報 21: 111-122

佐久間維美, 国松史裕, 土谷卓, 川村真紀子, 藤田弘 (2008) もぐり堰による侵略的外来魚

の遡上抑制実験. 環境技術 37(1): 61-67.

Vander Zanden M J, Rasmussen J B (2001)  
Variation in  $\delta^{15}\text{N}$  and  $\delta^{13}\text{C}$  trophic  
fractionation: implications for aquatic  
food web studies. *Limnol Oceanogr* 46(8):  
2061-2066

滋賀県生きもの総合調査委員会 (2006) 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 2005. サンライズ出版株式会社, 滋  
賀.

### 3-5 担当者

奥田昇 (京大大学生態学研究センター准教授)  
TEL: ¥077-549-8256, FAX:077-549-8201,  
E-mail:nokuda@ecology.kyoto-u.ac.jp

### 3-6 共同研究者

柴田淳也 (京大大学生態学研究センター研究員 (学  
術))  
大石麻美子 (京大大学生態学研究センター大学院  
生)  
山口真奈 (京大大学生態学研究センター大学院生)  
合田幸子 (京大大学生態学研究センター技術補佐  
員)

### 3-7 要約

河川・水路を通じた在来魚の移動パターンに基  
づく生息地間のつながり(生息地ネットワーク)の  
実態解明は, その個体群維持に影響する空間構造  
やメタ個体群動態の理解において重要な知見を与  
え, メタ個体群動態を考慮した数理モデル (例え  
ば, 個体群存続性解析)を作成する際の基礎となる  
生態学的情報を提供する. 生息地の分断化が在来  
魚個体群の存続可能性を低下させる一方で, 人工

水路のような単純な生息地ネットワークの創出が  
外来魚の分布拡大を導き, 在来魚の生息・繁殖適  
地を減少させる可能性も指摘されている. そこで,  
我々は, 生物による生息地間の移動履歴推定の有  
力なツールとして安定同位体分析を導入し, 琵琶  
湖と在来魚類の重要な繁殖・揺籃場である衛生湖  
「内湖」に生息する在来魚のフナ属と侵略的外来  
魚のオオクチバス・ブルーギルを対象として, 琵  
琶湖-内湖間の生息地ネットワークの利用実態の  
解明を試みた. 特に, 生息地ネットワークとして  
の水路の物理的構造特性が在来および外来魚の移  
動パターンに与える影響について検討した. 安定  
同位体分析の結果, 琵琶湖および内湖の生産基盤  
の炭素安定同位体比は琵琶湖より内湖で有意に低  
く, 両生息地で捕獲された生物の出自を識別する  
有効な指標となることが明らかとなった. 次に,  
安定同位体分析を用いて琵琶湖全域における在来  
魚および外来魚による琵琶湖本湖から内湖への移  
入率を調べた結果, 1) 内湖間で移入率に大きな変  
異が見られること, 2) 移入率は在来魚と外来魚間  
で有意な変異が見られること, 3) 外来 2 種は琵琶  
湖との接続距離に近いほど内湖への移入が促進さ  
れ, 他方, フナ属は距離とは無関係に水路の幅が  
狭く水路内に障壁がない場合に移入が促進され  
ることが明らかとなった. これらの結果より, 外来  
魚の潜在的な生息地が近傍に存在する在来魚の繁  
殖・揺籃場においては, 外来魚の駆除だけでなく  
侵入を阻害する対策を講ずることが在来魚保全に  
とって効果的であると推察される. また, 在来  
に好適な生息地ネットワークを形成していく上で,  
湖沼や水田などを小規模な水路で接続する工夫や  
水路を遮断する人工構造物の季節的開閉や密生植  
生を除去する伝統的農業管理を促進することが有  
効であると示唆された.