

徳島県勝浦川に生息する魚類の出現／非出現の予測モデル

佐藤陽一¹・岡部健士²・竹林洋史²

¹ 〒770-8070 徳島市八万町 文化の森総合公園 徳島県立博物館

² 〒770-8506 徳島市南常三島町2-1 徳島大学工学部建設工学科

(2001年11月13日受付；2002年2月13日改訂；2002年3月11日受理)

キーワード：ライントランセクト法，ロジスティック回帰分析，物理環境要因，予測能

魚類学雑誌
Japanese Journal of
Ichthyology

© The Ichthyological Society of Japan 2002

Yoichi Sato*, Takeshi Okabe and Hiroshi Takebayashi. 2002. Prediction model of occurrence/non-occurrence of stream fishes in the Katsuura River, Tokushima Prefecture. Japan. J. Ichthyol., 49(1): 41-52.

Abstract A series of investigations to study the relationship between the habit of stream fishes and physical environmental factors was conducted during 1999-2000 in the upper reach of the Katsuura River, Tokushima Prefecture. A semi-quantitative method (applied line-transect) was applied, and the occurrence/non-occurrence of each fish species recorded. Logistic regression models were constructed using binary fish data as objective variables and 15 physical environmental factors as predictor variables. The models were evaluated from the aspect of predictability involving both occurrence and non-occurrence of fishes. Although the models obtained for 18 of the 20 species in the area were significant, the models for only seven species were appropriate for predictability. For other species, the occurrence ratios indicated either extremely low or extremely high values. A few models, such as that for *Oncorhynchus masou ishikawae*, however, indicated sufficient predictability regardless of a low occurrence ratio.

*Corresponding author: Tokushima Prefectural Museum, Bunka-no-Mori Park, Hachiman-cho, Tokushima 770-8070, Japan (e-mail: sato@staff.comet.go.jp)

近年，人々の環境に対する関心の高まりと共に，動植物や景観といった自然環境の保全が重要視されるようになってきた。その現れの一つが1997年の河川法の改正であり，従来からの治水・利水に加え，河川環境の整備と保全が盛り込まれるようになった（平井ほか編，2001）。魚類などの河川生物を効果的に保全するためには，魚類の生息と環境要因の把握が欠かせない。しかし，ある特定の魚種や魚類群集に影響を及ぼす環境要因は，物理学的・化学的なものから生物学的なものまで，内容や規模において多岐にわたることから（Matthews, 1998），それらの要因と魚類の生息の具体的関係を明らかにすることは，一般に簡単ではない。河川構造などの物理環境要因に限っても，どの要因がどのような影響を及ぼすのかについてさえ，さほど明確にされているとはいえない（森，

1998）。我が国では最近になってようやく河川性魚類の生息と物理環境との関係が定量的に調査されるようになってきたところである（井上・中野，1994；豊島ほか，1996）。

その原因としては，汎用性のある調査方法やデータの解析方法が確立されていないことが大きいと思われる。例えば，井上・中野（1994）の行った調査における対象河川は，流路延長5.2 kmで，流路幅3 m，水深1 m程度の小河川であり，調査区間全域に25×25 cmのメッシュを設定し，メッシュごとに物理環境と出現魚種の個体数を測定・記録した。しかし，このような調査方法を，規模の大きな河川で実施することは困難である。従って，適用範囲がより広い簡便な調査法が必要とされているといえよう。

筆者らを含む研究グループは，徳島県内を流れ

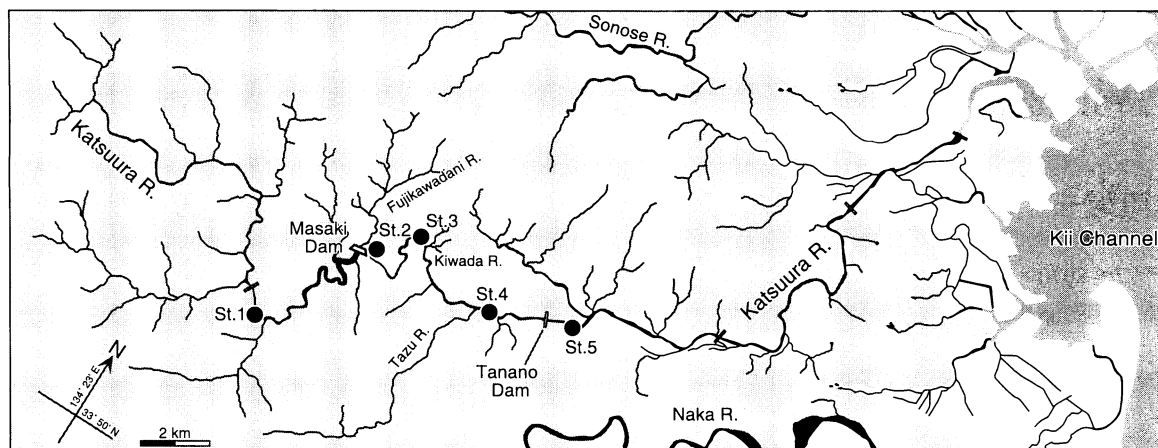


Fig. 1. Map of Katsuura River basin and study sites.

る勝浦川において1999年から6カ年計画で河川環境調査を実施している（河川環境調査委員会編，1999, 2000, 2001a, b）。上流域には多目的ダムが設置されており，強い人為的影響下にある河川である。ダム下流に生じた減水区間では魚類相が貧弱であり（佐藤ほか，1998; 佐藤・岡部，2000b），どのような物理環境要因が個々の魚種の生息に係わっているのかに関心をもたれていた。しかし，調査地における平均流路幅は19m（最大幅50m），平均水深0.5m（最大水深3m）と，小河川以上の規模があるため，メッシュを設定して物理環境を測定するような調査方法では，時間やコストが掛かりすぎる上に，各魚種の個体数の推定にもかなりの困難が予想された。

本研究の目的は，ある程度規模の大きな河川においても実施可能な調査方法とそれに応じた解析方法を提示することである。調査方法としては，ライトランセクト法を応用した半定量的調査（佐藤・岡部，2000b）を用いた。解析方法としては，各魚種の生息と物理環境との対応関係を明らかにする直接傾度分析（Gauch, 1982; 加藤，1995）の一つであるロジスティック回帰分析を用いた。そして得られたロジスティック回帰モデルについて，その妥当性を予測能の観点から考察した。

調査地と方法

調査地の概況

勝浦川は四国東部徳島県の紀伊水道斜面を流れる幹川流路延長49.6 km. 流域面積224 km²の2級河川である (Fig. 1). 流域の中ほどに位置する勝浦盆地と下流平野部を除いた約9割の区間は山間溪谷

を流れている。河口から31.7 km 地点に多目的ダムの正木ダムが設置されており（有効貯水量1,190万 m³），ここで取水された水は8 km 下流の勝浦発電所までパイプラインによって運ばれている。そのためダムから発電所までの区間は流量の少ない減水区間となっている。ダム貯水池上流における平均流量5.1 m³に対し，減水区間における平均流量は0.9 m³で，後者は前者の約18%にすぎない。減水区間における流量の大部分は，正木ダム直下に合流する支川藤川谷川によるものであり，他の支川からの流量は僅かである。減水区間下流部に合流する支川立川でも，発電用水が取水されパイプラインによって勝浦発電所へ運ばれているため，その本川への合流流量は僅かである。なお，発電所の下流500 m 地点には，発電所からの放水による水位変動を緩和するために設置された可動ゲート式逆調整ダムの棚野ダムがある。正木ダムには魚道は設けられていないが，棚野ダムには主としてアユを対象としたもの1基とモクズガニ等を対象としたもの1基が設けられている。

調査地点は，正木ダム貯水池上流に1カ所，減水区間に3カ所および棚野ダム下流に1カ所設けた (Fig. 1). いずれの地点も山間溪谷に位置し，河川形態はAa (II) 型である（水野・御勢，1993）。水質については本調査地点近傍において1996, 1998 および1999の各年度にBODや栄養塩濃度などの測定がなされており（上月・児島，1999, 2000），調査地全域において生活環境に係わる環境基準はAA類型ないしA類型，すなわちイワナ・ヤマメ等（本調査地域ではアマゴに相当）の貧腐水性生物の生息に適した水質となっている。

調査は2カ年3期にわたって実施し、それぞれ1999年9月期（9月28日-10月2日）、2000年5月期（5月20日、29-30日、6月5-6日）および同年11月期（11月6-9日、11日）とした。

調査方法

各地点とも連続した瀬-淵を1組以上含むように、河道に対しほぼ直角な横断線を5-10m間隔で20-33本設定し、これらをもとに河道の縦横断形状をレーザービーム式デジタルトランシットを用いて測量した（ただし、St.1の上流側5-10本については、中央部にまとまった規模の砂州が介在するため、左岸側と右岸側を別々の流路として扱った）。水深は、水面幅や地形の複雑さを考慮しつつ、横断線あたり5-15個の測点を設け、測深棒で測定した。そして横断線ごとに次の項目を記録した。

出現魚種 スノーケリングによる目視観察により同定可能なサイズ以上（若魚期以上）について、その出現の有無を記録した。

次の7項目については、各横断線を、長さがほぼ等しくなるように3分割し、分割ごとに優占的な状態のスコアを記録した。以下、括弧内の数字はスコアを表す。

波 流れによる波の状態を、ほとんど波立たない(0)、しわのような波(1)、および白波(2)の3段階で記録した。

底質粒度 泥(1/16mm以下:0)、砂(1/16-2mm:1)、細礫(2-4mm:2)、中礫(4-64mm:3)、大礫(64-256mm:4)、小巨礫(256-512mm:5)、中巨礫(512-1024mm:6)、大巨礫(1024-2045mm:7)、および大岩・岩盤(8)の9段階で記録した。

石 大礫程度のサイズの石について、底質マトリックスへの埋没の程度を、沈石(0)か浮石(1)の2段階で記録した。

FPOM (Fine Particulate Organic Matter 有機性微細粒子) FPOMまたはシルトの底質表面への沈積状態を、無し(0)、少ない(底質表面が見える程度:1)、および多い(底質表面がほとんど見えない程度:2)の3段階で記録した。

糸状藻類 繁茂の程度を、無し(0)、少ない(底質表面が見える程度:1)、および多い(底質表面がほとんど見えない程度:2)の3段階で記録した。

水際植物 横断線の上下流約2mの幅において、水際線の外側から流れに向かって水面1m以内の高さに張り出している植物によるカバーが、無し

(0)、少ない(疎らに生えている:1)、および多い(密生している:2)の3段階で記録した。

抽水植物 横断線の上下流約2mの幅において、水際線付近の水中に根と茎の一部があるような水生植物によるカバーが、無し(0)、少ない(疎らに生えている:1)、および多い(密生している:2)の3段階で記録した。

以上の項目に加え、調査開始直前の水温を記録した。同一調査日時・同一地点であれば水温の差異は無視できるほど小さいとみなし、横断線ごとではなく、各地点とも瀬における1カ所の値で代表させた。

本調査では、横断線ごとの流速の直接測定は行わなかった。実際の河川の流れはほとんど乱流状態となっており、直接測定によって測点ごとに適切な代表値を得るには手間や時間が掛かりすぎる。そこで調査地点ごとに、水面幅がほぼ一様で流れに湾曲や偏りの少ない場所において、上記の横断線とは別に1本の代表横断線を設定し、0.7-1.0mの間隔で水深を測定すると共に、電磁流速計を用いて水深中間点における流速を測定した。この結果から求めた流量と、その地点における各横断線の水深データから、Manning式(岡本, 1989)に基づいて各横断線の流速横断分布を算出した。その際、各横断線の水深データ数を統一するために、内挿法により11点(水面幅の狭い地点)または21点(水面幅の広い地点)の新たな水深データを作成し、これらの点ごとに流速を求めた。

解析方法

各魚種の生息に係わる物理環境要因を明らかにするために、ここではロジスティック回帰分析によるモデル化を試みた。複雑に絡み合っている多数の環境要因の中から主要な要因を抽出するための類似の解析手法としては、重回帰分析があるが、この手法では目的変数が連続変数でなければならないという制約がある。我々の魚類データは出現/非出現の2値で記録されているので、重回帰分析の使用は適当でない。これに対しロジスティック回帰分析では、目的変数は2値あるいは多値の名義変数でなければならないが、説明変数の尺度水準に制約がないこと、各説明変数の個別の影響力をオッズ比として評価できること、ある環境条件のもとでの出現確率を求めることができると、重回帰分析にはない利点がある(高橋, 1995)。

説明変数としては、次の2群からなる18変数を

用意した。なお、以下で単に変数と記した場合は、説明変数を指すものとする。

(1) 順序尺度変数：波、底質粒度、石、FPOM、糸状藻類、水際植物、および抽水植物。調査方法で述べたように、これらの項目については各横断線を3分割した上で記録されている。各分割に与えられたスコアの平均値を四捨五入して得た整数値を代表値として用いた。

(2) 比率または間隔尺度変数：水温、水面幅、平均水深、最大水深、水深変動係数、平均流速、最大流速、流速変動係数、フルード数、横断面積、および河床勾配。これらのうち水温以外の変数は、各横断線の断面形状と代表横断線で求めた流量に基づき算出したものである。フルード数は、流れによる波の伝播速度と平均流速との比で、この値が1未満の場合を常流といい、1を越える場合を射流という（岡本、1989）。射流に近い状態では激しい水面動揺を生じることから、流れによる波立ちの状態を客観的に評価するための変数として用いた。河床勾配は、ある横断線の上下流に隣接した2本の横断線における平均河床高の差と、これら2本の横断線の中央部を結んだ距離の比とし、下流方向への傾斜を正に、上流方向への傾斜を負として表した。

以上の変数をロジスティック回帰分析へ投入するに先立ち、変数のスクリーニングを次の2段階に分けて行った。

(1) 相関の強い変数群は、それらの中の1変数で代表させる。相関の強い変数を同時に投入した場合、数例の出現状況に左右され、本来のその変数の寄与の大きさを表さないことが起こりうるためである（浜島、1993）。ただし、単純に相関係数の大きさだけから判断するのではなく、因子分析（SAS Institute Inc., 1998）の結果や解釈の容易さなども考慮して判断した。

(2) 魚種ごとの出現／非出現を2群とした単変量解析によって、それら2群間における差が有意となった変数を用いる。有意でない変数をロジスティック回帰分析に投入すると、得られたモデルの中では有意となっても、解釈が困難であったり、モデルが不安定になることがあるためである。ここではMann-WhitneyのU検定（Mehta and Patel, 1996）を用い、有意水準を0.10とした。通常の検定では有意水準を0.05か0.01とする場合が多いが、ロジスティック回帰分析への投入以前に厳しくしすぎると、実際には有用かもしれない変数を見逃してしまう危険があるためである（丹後ほか、

1996）。

以上によってスクリーニングされた変数を用いてロジスティック回帰分析を行うにあたり、変数の抽出法としてステップワイズ法の一つである尤度比に基づく変数増加法を用いた（Norušis, 1999）。その際、変数投入のための基準確率を0.05に、除去のための基準確率を0.10に設定した。

解析に用いたデータは、3つの調査期を合わせたものとした。各調査期の横断線数は、1999年9月期が127本、2000年5月期が139本、そして2000年11月期が143本であった。ただし、1999年9月期のSt. 2に属する1横断線の水理データが異常値を示したので（河床に間隙が多く、伏流量が多いと考えられた）、これを除いた合計408本のデータを用いた。

結 果

魚類の出現状況

調査域内からは20種が確認された（Table 1）。これらはすべて勝浦川水系において既存の調査によって確認されたことのある種である（佐藤ほか、1998；佐藤、1999；佐藤・岡部、2000a）。ただし調査域内では、イトモロコ *Squalidus gracilis gracilis* は今回初めて確認された。これとは逆に、既存の調査で確認されたことのあるコイ *Cyprinus carpio*（佐藤ほか、1998）は、今回確認されなかった。

日本に分布するニゴイ属 *Hemibarbus* 魚類としては、現在のところ3種が認められているが（細谷、2000）、これらのうち徳島県には在来種としてコウライニゴイ *H. labeo* が、移入種としてニゴイ *H. barbus* が分布するとみられる。しかし、勝浦川産ニゴイ属魚類では両種の形質が大きくオーバーラップし、識別が困難であることから（佐藤ほか、1998）、ここではニゴイ類 *H. spp.* と表記した。また、スゴモロコ属 *Squalidus* 魚類は、勝浦川水系にはスゴモロコ *S. chankaensis biwae* とコウライモロコ *S. c. subsp.* の2亜種が分布するが（佐藤ほか、1998）、目視観察では両亜種の識別が困難であることから、ここではスゴモロコ類 *S. c. subsp.* と表記した。

以下では調査域を次の3区間に分け、魚類の出現状況を整理する。正木ダムより上流を上流区間（St. 1）、正木ダムから発電所下流の逆調整ダムまでを減水区間（St. 2, 3, 4）、これより下流を下流区間（St. 5）とした。区間別に出現状況を見ると、オイカワ *Zacco platypus* やカワムツ B 型 *Zacco temminckii* など全区間で出現した種が8種いた一方で、

Table 1. Fishes recorded from study area

Taxon	St.1	St.2	St.3	St.4	St.5	Subtotal	Total
<i>Carassius auratus langsdorfii</i>	0	1	4	1	5	11	17
	0	0	0	0	3	3	
	0	0	3	0	0	3	
<i>Zacco platypus</i>	20	29	25	20	16	110	359
	29	23	26	17	15	110	
	33	29	26	29	22	139	
<i>Zacco temminckii</i>	16	24	21	29	14	104	302
	17	27	25	25	10	104	
	17	18	21	26	12	94	
<i>Phoxinus oxycephalus jouyi</i>	1	0	0	0	0	1	2
	1	0	0	0	0	1	
	0	0	0	0	0	0	
<i>Tribolodon hakonensis</i>	20	24	11	27	22	104	234
	28	13	0	24	4	69	
	29	3	1	14	14	61	
<i>Pungtungia herzi</i>	2	13	19	13	13	60	124
	0	2	11	4	9	26	
	1	7	15	9	6	38	
<i>Pseudogobio esocinus esocinus</i>	6	1	3	5	1	16	36
	4	6	1	0	3	14	
	0	0	5	0	1	6	
<i>Hemibarbus spp.</i>	0	0	3	3	12	18	31
	0	2	1	2	1	6	
	0	3	4	0	0	7	
<i>Squalidus gracilis gracilis</i>	0	0	0	0	0	0	1
	0	0	0	0	1	1	
	0	0	0	0	0	0	
<i>Squalidus chankaensis subspp.</i>	0	18	0	1	1	20	24
	0	0	0	0	0	0	
	0	0	0	0	4	4	
<i>Cobitis biwae</i>	0	0	0	0	9	9	13
	0	0	1	0	2	3	
	0	0	1	0	0	1	
<i>Pseudobagrus nudiceps</i>	0	0	3	1	0	4	6
	0	0	0	0	1	1	
	0	0	0	0	1	1	
<i>Silurus asotus</i>	0	0	0	0	0	0	1
	0	0	0	0	0	0	
	0	0	1	0	0	1	
<i>Liobagrus reini</i>	0	0	0	0	0	0	14
	1	0	0	1	0	2	
	12	0	0	0	0	12	
<i>Plecoglossus altivelis altivelis</i>	18	15	5	17	1	56	117
	29	13	4	7	8	61	
	0	0	0	0	0	0	
<i>Oncorhynchus masou ishikawae</i>	1	0	0	0	0	1	23
	0	0	0	0	0	0	
	20	2	0	0	0	22	
<i>Rhinogobius sp. CB</i>	0	0	0	0	2	2	3
	0	0	0	0	1	1	
	0	0	0	0	0	0	

一部の区間でのみ出現した種が10種いた。

一部の区間で出現した10種のうち、ギンブナ *Carassius auratus langsdorfii*, ニゴイ類, スゴモロコ類, シマドジョウ *Cobitis biwae*, ギギ *Pseudobagrus nudiceps*, オオヨシノボリ *Rhinogobius* sp. LDの6種は、下流側2区間で出現したものの、上流区間では出現しなかった。ただし、これらのうちシマドジョウとギギ, オオヨシノボリの3種は、既存の調査において上流区間で確認されたことがある(佐藤ほか, 1998; 佐藤・岡部, 2000a)。タカハヤ *Phoxinus oxycephalus jouyi*は今回、上流区間でのみ確認されたが、既存の調査では減水区間に流入する支川で確認されている(佐藤, 1999)。アカザ *Liobagrus reini*とアマゴ *Oncorhynchus masou ishikawae*は今回、下流区間では確認されなかったが、アカザは既存の調査でSt. 5の下流で確認されている(佐藤ほか, 1998)。シマヨシノボリ *Rhinogobius* sp. CBは下流区間でのみ確認された。

以上をまとめると、既存の調査も含めて一部の区間でしか出現しなかった種は、ギンブナ, ニゴイ類, スゴモロコ類およびシマヨシノボリの4種だけである。これらのうちシマヨシノボリ以外の3種は、上流区間でのみ出現しなかった種であるが、減水区間の上流端にあたる正木ダム直下のSt. 2ではいずれも出現した。また、これら3種は現時点では未調査であるが、正木ダム貯水池内に生息している可能性もある。下流区間でのみ出現したシマヨシノボリについては、減水区間下流端にあたる逆調整ダムに複数の魚道が設置されていることや、可動式ゲートを開けている場合もあることなどから、減水区間への遡上は必ずしも不可能ではないと考えられる。従って、以上の4種について

もすべての区間において潜在的に出現可能とみなし、解析を進めることとした。

アユ *Plecoglossus altivelis altivelis*については、すべての区間で出現したが(Table 1), 2000年11月期にはどの調査地点でも確認できなかった。今回の調査とはほぼ同時期の1998年11月4-8日に行われた調査では、St. 1で100個体以上が確認されたものの、減水区間と下流区間ではまったく確認されなかった(佐藤, 1999)。アユは両側回遊性で秋期に産卵することから、1998年の11月期にはまだ残存個体がいたものの、2000年の11月期にはすべての個体が産卵のためにすでに調査域内から降河したか、産卵後死滅したと思われる。海産アユの産卵期は日本中部で10月下旬-11月上旬とされており、勝浦川でも放流されている琵琶湖産アユでは、産卵期が海産アユに比べて半月から1か月早いといわれている(宮地ほか, 1976)。このように今回の11月期調査において確認されなかったのは、明らかに解析に用いた変数以外の要因が関係していると考えられる。従って、アユに関しては11月期におけるデータを除外して解析を行うこととした。

なお、3調査期合わせた延べ408本の横断線の中で、最も出現頻度の少なかったのはイトモロコとナマズ *Silurus asotus*の1本、最も多いものはカワヨシノボリ *Rhinogobius flumineus*の374本であった(Table 1)。以下の解析では出現が1本のみの2種は除外した。

変数のスクリーニング

物理環境評価のために用意した18個の変数間の相関関係を検討するために、因子分析を適用した(Fig. 2)。最終的に5つの因子が抽出され、これら

Table 1. (continued)

Taxon	St.1	St.2	St.3	St.4	St.5	Subtotal	Total
<i>Rhinogobius</i> sp. LD	0	19	11	26	17	73	
	0	14	9	19	18	60	174
	0	3	7	16	15	41	
<i>Rhinogobius flumineus</i>	20	29	25	29	20	123	
	26	29	20	26	19	120	373
	23	29	26	30	22	130	
<i>Tridentiger brevispinis</i>	11	10	3	1	0	25	
	17	0	0	0	1	18	45
	2	0	0	0	0	2	

Numbers indicate counts of occurrence of fishes. Upper line, September, 1999; middle line, May, 2000; lower line, November, 2000. Scientific names and order follow Nakabo, ed. (2000).

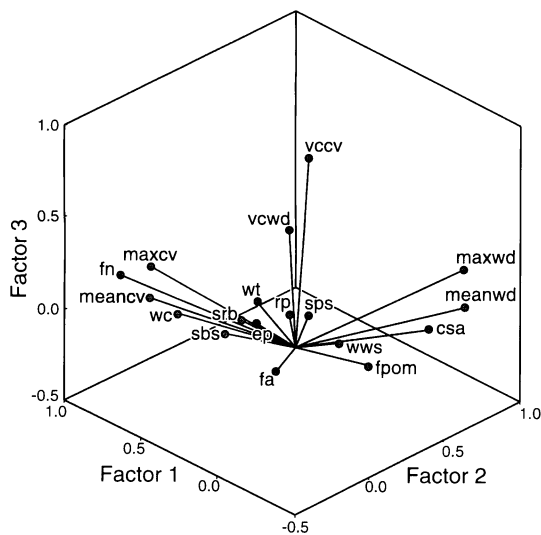


Fig. 2. Plot of factor loadings for 18 environmental variables on the first three axes of five extracted by iterated principal factor analysis ($P < 0.001$, cumulative contribution rate 0.60). Factor loadings rotated by varimax method. Variables abbreviated as: csa, cross-sectional area of river bed; ep, emerged plants; fa, filamentous algae; fn, Froude number; fpom, fine particulate organic matter; maxcv, maximum current velocity; maxwd, maximum water depth; meancv, mean current velocity; meanwd, mean water depth; rp, riparian plants; sbs, stones on bottom surface; sps, substrate particle size; srb, slope of river bed; vccv, variation coefficient of current velocity; vcwd, variation coefficient of water depth; wc, wave condition; wt, water temperature; wws, width of water surface.

のうち最初の3因子について示した。第1因子は流れに係わる変数によって代表されており、フルード数と最大流速、平均流速の3変数のベクトルが近接しており、互いに相関が高いことがわかる。実際、これらの変数間の相関係数は0.9以上であった。同様に第2因子は深さに係わる変数によって代表されており、最大水深と平均水深、断面積の3変数のベクトルが近接している。相関係数は、最大水深と平均水深の間で0.96、断面積と他の2変数間で0.83–0.86であった。第3因子は変動の大きさを示す変数によって代表されており、流速変動係数と水深変動係数の2変数のベクトルの方向はほぼ同じであるが、大きさが異なっており、相関係数は0.65と中程度であった。

以上の結果を考慮して、この段階における変数のスクリーニングは、以下のように行った。すなわち第1因子に係わる3変数のうちフルード数と最

大流速の2変数を除くこと、そして第2因子に係わる3変数のうち最大水深を除くことである。ここで最大流速と平均流速、そして最大水深と平均水深のうち、それぞれ後者を残したのは、前者よりも後者の方がやや解釈が容易であると考えたからである。一方、第2因子に係わる断面積は、同じ因子を代表する他の2変数に対して相関係数が0.8以上と高いにもかかわらず、あえて残すことにした。断面積は、水深だけでなく第5因子を代表する水面幅との相関も0.78と比較的高いだけでなく、本解析では変数として含まれていない河床の凹凸の状態の影響をも受けていると考えたためである。また、解析方法でも述べたように、相関の高い変数が多く含まれていると、最終的に得られたロジスティック回帰モデルの解釈が困難になるおそれがあるものの、以上のように変数間の関係をあらかじめ踏まえていれば、一部にそのような変数が含まれていたとしても、実用上の問題はほとんど生じないと思われる。第3因子に係わる2つの変動係数については、互いに相関が特に高いわけでもなく、他の変数との間に顕著な相関もみられないことから両者とも残すことにした。

以上の結果残った15変数に対し、各魚種の出現/非出現の2群間で変数に差があるかどうかをMann-WhitneyのU検定(有意水準0.10)を用いて解析することによりスクリーニングを行った(Table 2)。その結果、延べ132個の変数が抽出された。魚種別では、カワヨシノボリにおける1個からオオヨシノボリにおける13個の範囲となったほか、変数別では石の3個から水面幅の14個の範囲となった。また、有意水準別では、 $P < 0.01$ で有意なものが71個、 $0.01 \leq P < 0.05$ で有意なものが34個、そして $0.05 \leq P < 0.10$ で有意なものが27個であった。

ロジスティック回帰分析

以上によりスクリーニングされた変数を、ステップワイズ・ロジスティック回帰分析に投入した。得られたモデルに意味があるかどうかの指標となるモデル χ^2 検定(高橋, 1995)の有意確率は、18魚種すべてのモデルについて0.05未満となった。Table 3にロジスティック回帰分析の結果を示した。ただし、後の考察で述べるように、ここでは予測能の観点から妥当と判断された7魚種についてだけ示した。この表には、魚種ごとに抽出された変数、それらの変数によって構成されるモデルの寄与率であるNagelkerkeの R^2 (0–1の値を取る、以下 R^2 と表記)、説明変数ごとのWald検

Table 2. Environmental variables correlated with occurrence/non-occurrence of 18 stream fish species using Mann-Whitney *U* test

	Number of occurrence	wws	meanwd	vcwd	meancv	vccv	csa	srb	wc	sps	sbs	fpom	fa	rp	ep	wt	Total number of significant variable
Unit	1	1.00 m	0.10 m	0.10	0.10 m/sec	0.10	1.00 m ²	0.10	1	1	1	1	1	1	1	1.0°C	
Minimum	2	4.12	0.82	3.72	0.02	1.11	0.50	-0.96	0	2	0	0	0	0	0	12.5	
Maximum	373	50.17	17.45	23.33	1.14	10.31	67.29	1.16	2	8	1	2	2	2	2	23.4	
Mean	105.4	18.75	5.48	6.67	0.22	4.45	12.03	0.11	0.8	5.0	0.7	0.7	0.5	0.1	0.4	17.9	
SD	128.2	8.58	3.22	1.87	0.20	1.88	11.02	0.25	0.7	1.1	0.4	0.7	0.5	0.4	0.6	3.0	
<i>Carassius auratus langsdorfii</i>	17	0.018	0.050			0.026	0.009		0.024	0.092				0.004	0.000		8
<i>Zacco platypus</i>	359	0.031			0.063			0.006	0.084				0.004			0.000	6
<i>Zacco temminckii</i>	302	0.002	0.075		0.000		0.002		0.062			0.037	0.009	0.069		0.000	9
<i>Phoxinus oxycephalus jouyi</i>	2					0.040				0.012	0.076						3
<i>Tribolodon hakonensis</i>	234	0.037	0.000	0.086		0.000	0.000					0.000	0.000	0.002		0.000	9
<i>Pungtungia herzi</i>	124	0.006	0.091		0.001		0.014	0.029	0.000			0.000		0.001	0.000	0.005	10
<i>Pseudogobio esocinus esocinus</i>	36	0.022		0.026			0.050	0.021		0.058	0.001			0.026			7
<i>Hemibarbus</i> spp.	31	0.018	0.000	0.089			0.000		0.001	0.011		0.000		0.000		0.022	9
<i>Squalidus chankaensis</i> subspp.	24					0.000				0.003		0.001	0.016	0.019	0.057		6
<i>Cobitis biwae</i>	13	0.000	0.000	0.069	0.006		0.000		0.016	0.048		0.095		0.001	0.000	0.062	11
<i>Pseudobagrus nudiceps</i>	6	0.016												0.037	0.006		3
<i>Liobagrus reini</i>	14		0.086						0.024			0.015	0.005		0.024	0.000	6
<i>Plecoglossus altivelis altivelis</i>	117	0.071	0.059		0.012	0.010	0.041		0.000			0.000	0.000		0.000	0.000	10
<i>Oncorhynchus masou ishikawae</i>	23	0.009	0.061				0.009		0.001	0.004		0.001	0.000		0.002	0.000	9
<i>Rhinogobius</i> sp. CB	3	0.064	0.004				0.005			0.092				0.052			5
<i>Rhinogobius</i> sp. LD	174	0.050	0.000		0.000		0.000	0.000	0.000	0.092	0.000	0.000	0.007	0.015	0.008	0.000	13
<i>Rhinogobius flumineus</i>	373								0.059								1
<i>Tridentiger brevispinis</i>	45	0.040	0.007			0.000	0.002	0.026				0.020	0.000				7
Total number of significant variable		14	12	4	6	6	12	5	11	9	3	10	9	11	9	11	132

Only significant probabilities at $P < 0.10$ indicated (using Monte Carlo method by Mehta and Patel [1996] with a sample size 50,000). For abbreviations see Fig. 2.

定の有意確率（係数が0であるという帰無仮説を検定）、および説明変数の値が1単位増加したとき出現確率に及ぼす影響の大きさであるオッズ比とその95%信頼限界を示した。オッズ比は0-∞の値を取り、1に近いほど影響力が小さいことを表している。各変数の単位はTable 2の「単位」の項に示したとおりで、例えば、平均水深の1単位は0.10 mとなっている。Table 3のウグイ *Tribolodon hakonensis* のモデルで抽出された変数「平均水深」についてみると、オッズ比が1.24なので、平均水深が1単位、すなわち0.1 m増加すると、その出現確率は1.24倍（その95%信頼限界は1.14-1.34倍）になることがわかる。

モデルに採用された変数のWald検定の有意確率は、すべての魚種のモデルの大部分の変数で0.05未満であったが、スゴモロコ類の流速変動係数で

0.06、アカザのFPOMで0.06と、0.05をわずかながら越えていた。また、Table 3には示していないが、Wald検定と同様に変数抽出の妥当性評価の目的で使われる尤度比検定（ある変数をモデルに含めた場合と含めない場合の尤度を比較し、その変数の影響が有意であるかどうかを検定）の有意確率は、スゴモロコ類の流速変動係数で0.06であったほかは、すべて0.05未満であった。 R^2 は、ギギとカワヨシノボリで0.1未満とかなり低い値となった一方で、アマゴでは0.65と比較的高い値を示した（Table 3）。 R^2 の値は高いほど望ましく、モデルの妥当性評価の参考となるが、どの程度の値が望ましいかという基準はない（高橋、1995）。

考 察

解析の対象とした18魚種について得られたロジ

Table 3. Results of stepwise logistic regression analysis for seven stream fish species, selected on basis of prediction of occurrence/non-occurrence ratios

Taxon	Variable	Nagelkerke's R^2	P of Wald test	Odds ratio	95% confidence interval
<i>Tribolodon hakonensis</i>	meanwd	0.279	0.000	1.236	1.137—1.344
	vccv		0.000	1.310	1.149—1.494
	fpom		0.000	0.451	0.316—0.643
	wt		0.000	1.169	1.082—1.264
<i>Pungtungia herzi</i>	wc	0.207	0.000	0.389	0.276—0.548
	ep		0.000	2.330	1.625—3.341
	wt		0.006	1.117	1.032—1.209
<i>Hemibarbus</i> spp.	meanwd	0.271	0.000	1.224	1.101—1.362
	fpom		0.002	2.632	1.417—4.890
	rp		0.000	4.351	1.915—9.887
<i>Cobitis biwae</i>	wt		0.017	1.207	1.035—1.407
	csa	0.335	0.000	1.097	1.050—1.135
	ep		0.013	3.187	1.272—7.982
	wt		0.022	1.429	1.054—1.939
<i>Plecoglossus altivelis altivelis</i>	csa	0.437	0.001	0.929	0.889—0.971
	wc		0.001	2.093	1.345—3.256
	fa		0.000	0.276	0.146—0.523
	ep		0.000	0.367	0.213—0.632
	wt		0.000	0.710	0.608—0.829
<i>Oncorhynchus masou ishikawae</i>	wc	0.648	0.034	3.046	1.091—8.506
	wt		0.000	0.250	0.154—0.405
<i>Rhinogobius</i> sp. LD	meancv	0.470	0.000	1.705	1.392—2.088
	wc		0.001	2.121	1.354—3.324
	sps		0.020	1.336	1.048—1.703
	fpom		0.003	0.451	0.266—0.764
	fa		0.000	4.520	2.450—8.338
	rp		0.022	2.204	1.122—4.329
	wt		0.000	1.332	1.213—1.463

For abbreviations see Fig. 2.

スティック回帰モデルは、一部の変数のWald検定と尤度比検定の有意確率が0.05よりもわずかに高くなったものの、概ねどのモデルも有意水準0.05で統計学的には妥当と判定された。しかし、ギギやカワヨシノボリのモデルのように R^2 の値がかなり低い場合もあり、モデルの信頼性に疑問が残る。そこで、得られたモデルが実際の出現状況をどの程度予測できたかという観点から検討を加えることにした。

予測能の評価に当たり、ここでは2つの予測率を用いることにした。Table 3には示していないが、モデルに採用された各変数の係数と定数の値から、各魚種の横断線ごとの出現確率を算出することができる。その出現確率が0.5以上の場合を出現、0.5未満の場合を非出現とみなすとすると、各横断線ごとの出現/非出現の予測が可能となる。この集計結果に基づいて、観測値（出現/非出現）と予測値（出現/非出現）を2×2分割表にまとめることができる。これを利用して、出現が観測された横断線数に対する、出現が予測された横断線数の割合を出現予測率とし、逆に、非出現が観測された横断線数に対する、非出現が予測された横断線数の割合を非出現予測率とした。

予測率についてこのように出現予測率と非出現予測率の両面から評価するのは、次の理由による。出現率が0または1に近い偏った状況では、出現予測率もそれに伴い0か1かといった偏った値を取る傾向がある。このような状況では、たとえ出現予測率が1となったとしても、非出現予測率は0となることもありうる。また、その逆の場合もありうる。従って、出現予測率の面からだけの評価では不十分であり、非出現予測率の面からの評価も必要と考えられる。

例えば、ある魚種が408地点中14地点に出現したとする。出現率は0.034とかなり低い。解析の結果、非出現地点394カ所はすべて正しく予測（非出現予測率1.000）されたものの、出現地点14カ所はすべて誤って予測された（出現予測率0.000）とする。この場合の見かけの予測率は $(394+0)/408=0.975$ であるが、実質的な予測能はかなり低いとみなすことができよう。

予測率は、当然のことながら高ければ高いほどよい。しかし、どれほど高ければ妥当なモデルといえるかの客観的な基準は存在しない。例えば、予測率の基準を0.5や0.8などに任意に定めることができ、それは目的によっても変わりうる。ここでは、実際の出現率（あるいは非出現率）より低

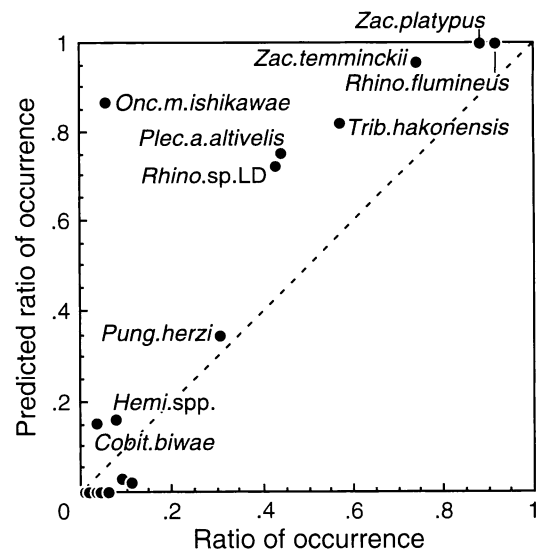


Fig. 3. Relationship between predicted and actual ratios of occurrence. Plots identified by taxon indicate higher predicted ratios of occurrence than actual ratio (above broken line).

い出現予測率（あるいは非出現予測率）のモデルは役に立たないモデルとみなす（高橋、1995）という基準を採用することにする。この基準は、出現率に応じて許容する予測率を加減することに相当し、ここでは出現率に対する出現予測率（あるいは非出現予測率）基準と呼ぶことにする。出現頻度が極端に低かったり、極端に高かったりすることは生物では一般によく見られる現象であり、このような場合におけるモデルの評価基準として適していると思われる。

Fig. 3は、出現率に対し出現予測率をプロットしたものである。0から1に向かう対角に破線を引いてあり、この破線より上にプロットされたモデルが、出現率に対する出現予測率基準を満たすモデルとなる。Fig. 3ではこの基準を満たした10種のモデルだけに魚種名をラベルしてある。これら10種のモデルのうちオイカワやカワヨシノボリのモデルが高い予測率を示している一方で、シマドジョウやニゴイのモデルではかなり低い予測率に止まっていることがわかる。

Fig. 4は、Fig. 3とは逆に、非出現率に対し非出現予測率をプロットしたものであり、Fig. 3と同様に0から1へ向かう対角に破線を引いてある。ここで横軸に非出現率を用いたのは、単に基準となる破線の方角をFig. 3と揃えるためにすぎない。魚種名のラベルはFig. 3と共通、すなわち出現率に対

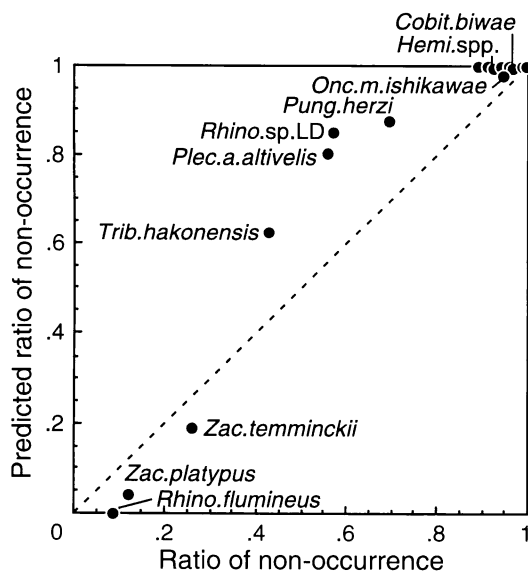


Fig. 4. Relationship between predicted and actual ratios of non-occurrence. Plots identified by taxon as in Fig. 3. Broken line indicates equal values for both predicted and actual ratios of non-occurrence.

する出現予測率基準を満たしたモデルであることを示す。今度も同様な観点から、破線よりも低い予測率のモデルは役に立たないモデルとみなすとすると、出現率に対する出現予測率基準を満たした10種のモデルのうち、カワヨシノボリ、オイカワおよびカワムツB型の3種のモデルでは、この出現率に対する非出現予測率基準を満たしていないことになる。

以上により、出現率に対する出現予測率 (Fig. 3) と非出現予測率 (Fig. 4) の両基準を満たしたモデルは、ウグイ、ムギツク *Pungtungia herzi*、ニゴイ類、シマドジョウ、アユ、アマゴおよびオオヨシノボリの7種のモデルであった。これらのうちウグイ、アユ、アマゴおよびオオヨシノボリの4種のモデルについては、出現予測率・非出現予測率とも0.6以上と高い値を示した。

最後にモデルの妥当性と出現率の関係について検討する。Fig. 3とFig. 4をみると、出現予測率・非出現予測率どちらの場合においても、出現率（または非出現率）が0に近い種のモデルでは予測率も0へ、出現率が1に近い種のモデルでは予測率も1へ偏りがちな傾向がみられる。特に出現予測率・非出現予測率のどちらか一方が1に、他方が0にという極端な予測パターンを示したモデルは7種についてあり、これらの出現率をみると、低い

(0.005–0.059：ギンブナ、タカハヤ、スゴモロコ類、ギギ、アカザ、シマヨシノボリ) か高い (0.914：カワヨシノボリ) かの両極端であった。これらのように出現率に極端な偏りがあると、妥当なモデルが得られ難いといえる。また、これらほど極端ではないものの、オイカワ、カワムツB型、カマツカ *Pseudogobio esocinus esocinus* およびヌマチチブ *Tridentiger brevispinis* の4種の出現率も、かなり高いか、かなり低いかのどちらかで、上記の基準を満たすだけの予測能は得られなかった。

一方、出現率に対する出現予測率・非出現予測率の両基準によって妥当なモデルとされた7種の出現率は、0.032–0.574の範囲であった。これらのうちウグイ、アユおよびオオヨシノボリの3種の出現率は0.442–0.574と、中程度の値を示したのに対し、ムギツク、ニゴイ類、シマドジョウおよびアマゴの4種の出現率は0.032–0.076と、比較的低い値を示していた。特にアマゴの出現率は0.06にすぎないにもかかわらず、そのモデルは高い予測率（出現予測率0.870、非出現予測率0.977）を示した。このことは、適切な変数が解析に用いられさえすれば、たとえ出現率が低い場合でも、よいモデルを得ることができることを示唆している。

謝 辞

本研究は、徳島県が(社)土木学会に対し委託した勝浦川における「河川環境調査(1998–2003年度)」の一環として実施された。調査にあたっては徳島県土木部河川課、徳島県徳島土木事務所並びに同ダム管理所から協力をいただいた。ここに深謝する。

引用文献

- Gauch, H. G., Jr. 1982. Multivariate analysis in community ecology. Cambridge University Press, Cambridge, UK. x+298 pp.
- 浜島信之. 1993. 多変量解析による臨床研究, 第2版. (財)名古屋大学出版会, 名古屋. xi+214 pp.
- 平井宜雄・青山善充・菅野和夫編. 2001. 六法全書: 平成13年度版I. 有斐閣, 東京. 2380 pp.
- 細谷和海. 2000. コイ科. 中坊徹次(編), pp. 253–271. 日本産魚類検索: 全種の同定, 第二版. 東海大学出版会, 東京.
- 井上幹生・中野 繁. 1994. 小河川の物理的環境構造と魚類の微生物息場所. 日本生態学会誌, 44: 151–160.
- 河川環境調査委員会(編). 1999. 河川環境調査 勝浦川: 勝浦郡上勝町～勝浦町, 平成11年3月. (社)土木学会, 東京. 331 pp.
- 河川環境調査委員会(編). 2000. 河川環境調査 勝浦

- 川：勝浦郡上勝町～勝浦町，平成12年3月。（社）土木学会，東京。341 pp.
- 河川環境調査委員会（編）。2001a. 河川環境調査 勝浦川：勝浦郡上勝町～勝浦町，No. 1，平成13年3月。（社）土木学会，東京。341 pp.
- 河川環境調査委員会（編）。2001b. 河川環境調査 勝浦川：勝浦郡上勝町～勝浦町，No. 2，平成13年3月。（社）土木学会，東京。175 pp.
- 加藤和弘。1995. 生物群集分析のための序列化手法の比較研究。環境科学会誌，8: 339-352.
- 上月康則・児島正幸。1999. 水質調査。河川環境調査委員会（編），pp. 1-32（4章）。河川環境調査 勝浦川：勝浦郡上勝町～勝浦町，平成11年3月。（社）土木学会，東京。
- 上月康則・児島正幸。2000. 水質調査。河川環境調査委員会（編），pp. 1-27（4章）。河川環境調査 勝浦川：勝浦郡上勝町～勝浦町，平成12年3月。（社）土木学会，東京。
- Matthews, W. J. 1998. Patterns in freshwater fish ecology. Kluwer Academic Publishers, Massachusetts, USA. xxii+756 pp.
- Mehta, C. R. and N. R. Patel. 1996. SPSS Exact Tests 7.0 for Windows. SPSS Inc., Chicago, USA. xiii+220 pp.
- 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，全改訂新版。保育社，大阪。462 pp.
- 水野信彦・御勢久右衛門。1993. 河川環境とその調査法。水野信彦・御勢久右衛門，pp. 3-22. 河川の生態学，補訂・新装版。築地書館，東京。
- 森 誠一。1998. 自然に配慮することの実態と今後。森 誠一（編），pp. 3-11. 魚からみた水環境—復元生態学に向けて／河川編—。信山社サイテック，東京。
- 中坊徹次（編）。2000. 日本産魚類検索：全種の同定，第二版。東海大学出版会，東京。lvi+vii+1748 pp.
- Norušis, M. J. 1999. SPSS Regression Models 10.0. SPSS Inc., Chicago, USA. x+135 pp.
- 岡本芳美。1989. 河川工学解説。工学出版，東京。204 pp.
- SAS Institute Inc. 1998. StatView 統計編。ヒューリンクス，東京。xxii+552 pp.
- 佐藤陽一。1999. 魚類調査。河川環境調査委員会（編），pp. 1-8（8章）。河川環境調査 勝浦川：勝浦郡上勝町～勝浦町，平成11年3月。（社）土木学会，東京。
- 佐藤陽一・岡部健士。2000a. 魚類調査。河川環境調査委員会（編），pp. 1-9（7章）。河川環境調査 勝浦川：勝浦郡上勝町～勝浦町，平成12年3月。（社）土木学会，東京。
- 佐藤陽一・岡部健士。2000b. ダム設置河川における魚類相と環境特性—徳島県勝浦川における調査から—。環境システム研究論文集，28: 321-331.
- 佐藤陽一・高橋弘明・洲澤 譲。1998. 勝浦川の魚類相。徳島県立博物館研究報告，(8): 25-66.
- 高橋善弥太。1995. 医者のためのロジスティック・Cox 回帰入門。日本医学館，東京。xi+98 pp.
- 丹後俊郎・山岡和枝・高木晴良。1996. ロジスティック回帰分析—SASを利用した統計解析の実際—。朝倉書店，東京。vi+246 pp.
- 豊島照雄・中野 繁・井上幹生・小野有五・倉茂好匡。1996. コンクリート化された河川流路における生息場所の再造成に対する魚類個体群の反応。日本生態学会誌，46: 9-20.