

修士学位論文

三重県宮川水系におけるアジメドジョウ (*Niwaella delicate*) の分布生態に関する研究

三重大学大学院 生物資源学研究科

生物圏生命科学専攻 海洋生命科学講座 博士前期課程

海洋個体群動態学研究室

加藤 雅之

2007年3月

# 目次

1 緒言	3
2 方法	5
2-1 支流間スケールでの分布と生息環境の関係	5
2-1-1 調査河川	5
2-1-2 生息確認調査	5
2-1-3 環境条件の測定	5
2-2 三ヶ野川における河小単位スケールにおける分布密度と環境条件の関係	6
2-2-1 調査河川	6
2-2-2 生息範囲の特定	7
2-2-3 生息環境調査	7
2-2-3-1 調査地点の設定	7
2-2-3-2 生息状況	8
2-2-3-3 環境の測定	8
2-3 飼育試験	9
2-3-1 エレクトリックショックカーの生体への影響試験	9
2-3-1-1 採集	9
2-3-1-2 飼育試験	9
2-3-2 イラストマーおよび鱗切り標識の脱落試験	9
2-3-2-1 採集	9
2-3-2-2 飼育試験	10
2-4 データ処理と解析	10
2-4-1 支流間スケールでの生息とその決定要因の特定	10
2-4-2 河床単位スケールにおける生息環境解析	11

2-4-2-1	瀬, 平瀬, 淵ごとの生息確認数の比較	11
2-4-2-2	河川内の生息確認数と環境条件の関係	11
2-4-3	エレクトリックフィッシャーの生体への影響試験	12
3	結果	12
3-1	支流間スケールでの分布と生息環境の関係	12
3-1-1	宮川流域における支流間スケールでの生息状況	12
3-1-2	生息状況と環境要因の解析	13
3-2	河床単位スケールにおける生息環境解析	13
3-2-1	三ヶ野川のアジメドジョウの生息状況	13
3-2-2	生息環境解析	13
3-2-2-1	瀬, 平瀬, 淵ごとの生息確認数の比較	13
3-2-2-2	河川内の生息確認数と環境条件の関係	14
3-3	調査方法の適切性の検討	14
3-3-1	エレクトリックフィッシャーの生体への影響の検討	14
3-3-2	イラストマーおよび鱗切り標識の脱落試験	15
4	考察	15
4-1	宮川流域における生息状況	15
4-2	三ヶ野川内における生息状況	16
4-3	調査方法の適切性について	17
4-4	まとめと今後の課題	18
5	参考文献	19
	謝辞	24
	図表	

## 1. 緒言

アジメドジョウ (*Niwaella Delicata*) は中部・北陸及び近畿地方の河川の中・上流域にのみ生息する日本固有の純淡水魚である。口唇部が吸盤状になっているように溪流環境に適応し、暖期は瀬や平瀬の礫の隙間に生息する。寒期には移動して伏流水の出てくる礫間に潜り込んで越冬し、春先に礫間で産卵するとされるがその詳細については不明である点が多い (後藤, 1996, 2005; 前畑, 2003)。

また本種は一部の地域でアジメ笠と呼ばれる漁法を用いて漁獲され食用に用いられるため、商業的な取引がなされている一方で、各地で河川改修などの影響による河川環境の変化によって生息数が著しく減少している (後藤, 1996)。そのため環境省レッドリストによれば大阪府の個体群は絶滅の恐れのある地域個体群 (LP) とされている (前畑, 2003)。また各府県版のレッドデータブックによれば三重県では絶滅危惧 I B 類、奈良県では絶滅危惧種に位置づけられている (三重県, 2005; 奈良県, 2005)。このように本種の生息が確認されている 10 府県のうち福井県等 7 県でレッドリストに記載されている (福井県, 2002; 大阪府, 2000; 滋賀県, 2000; 京都府, 2002; 長野県, 2004; 石川県, 2000; 富山県, 2002) (京都府は南部の地域個体群のみ)。しかしながら今回の調査を行った三重県宮川流域においてはまだまだ多くの個体が生息している。

本種に関しては形態に関する研究 (丹羽, 1976) や、その食用としての商業的価値から岐阜県や福井県の水産試験場において増殖に関する研究が行われてきた (本荘・田口, 1974; 森・田口, 1975; 田口・斉藤, 1982; 福井県内水面総合センター, 1999)。しかし、本種の生息環境や個体群動態についての野外研究が行われた事例は少なく、それらの解明は本種の保全を考える上で重要である。

水生生物の局地的な生息パターンや個体群構造は、その場所の地質学的な歴史や環境との適合性 (Ward & Stanford, 1979)、生態系の生産性 (Lavandier & Décamps, 1984)、生

息地の複合性や適合性 (Gorman & Kar, 1978) , 餌資源の利用や競合者, 捕食者 (Pianka, 1978) のような環境要因によって影響を受けること (Frédéric Santoul et al., 2005) が知られている. そのため多くの種で様々な空間スケールにおける生息分布パターンをいくつかの生物的・非生物的な要因によって説明するモデルを構築することが行われてきた (Morris, 1987; Boyero & Bailey, 2001; Inoue & Nunokawa, 2002; Boyero, 2003) . そしてこのようにして得られたデータは生息環境の特徴を明らかにすること (Lobb & Orth, 1991) や, 生息環境の適合性・変化を評価すること (Bain et al., 1988; Grossman et al., 1990) , その生物種と密接に関係する空間や資源の利用, 分配パターンを理解すること (Degerman & Sers, 1993) に利用されてきた.

これまでに行われたアジメドジョウの分布や生息環境に関する研究には, 国内の地理的分布の記載 (丹羽ら, 1978; Kimizuka et al., 1982) や, 大阪府安威川における PHABSIM を用いた微小生息場所の環境に関する解析, 河川内の生息・非生息区間スケールでの生息環境の記載 (平松, 2004; 平松・細谷, 2006), 岐阜県揖斐川における成長と生息場所の流速, 水深, 底質に関する記載 (駒田・鈴木, 1994), 長野県木曾川水系での分布についての記載 (小林ら, 2004) があるがこのような研究が行われた例は少ない.

本研究では本種の保全に必要な情報を得る事を目的として現在でも本種が広く分布する三重県の宮川流域において, 宮川流入河川とそれらの支流ごと (以下支流間スケールとする) の生息状況の把握とそれを決定する環境要因を特定し, 支流ごとの生息の有無を環境要因によって説明するモデルの構築を試みた. さらに宮川の支流大内山川の支流である三ヶ野川において河川内の瀬, 淵, 平瀬と 1 いった河床単位スケールでの生息数の多さを比較し, 生息数と環境要因の関連性について調査した. また本種の野外での調査を行うにあたり, エレクトリックショッカーの生体への影響, イラストマー標識及び緒切り標識の適切性についても検討を行った.

## 2. 方法

### 2-1 支流間スケールでの分布と生息環境の関係

#### 2-1-1 調査河川

調査を行った宮川は大台山系に水源を發し、三重県中勢部を流れ伊勢湾に注ぐ全長約 90km、流域面積 920 km<sup>2</sup>の河川である。河口より約 50 km に位置する三瀬谷ダムより下流に流入する支流のうち横輪川、一之瀬川、鮑川、注連指川、尾合川、濁川、藤川、大内山川の 8 河川とそれらの 18 の支流で調査を行った (図 1)。これより後、支流間スケールの検討では宮川に流入する 8 河川を「河川」それらの 18 の支流を「支流」と呼ぶ。

#### 2-1-2 生息確認調査

生息確認調査は 2005 年の 10 月から 11 月及び 2006 年の 9 月の平水時に行った。各河川および支流における調査地点は、遡上不可能な堰堤により分断されて、流入先の河川からの遡上による進入が無いと考えられる、平瀬および傾斜のゆるい瀬の河床上空が開けている 50m の区間とした。エレクトリックフィッシャー (Smith-Root 社製 LR-24 200-300 V DC に設定) を用いて電流を流し、区間内の水域で麻痺して出てくる個体を目視することにより生息を確認した。生息が確認できた場合はその時点で調査を止めた。生息が確認されなかった場合はさらに上流に再び 50m の区間を設定し同様のことを繰り返した。これを 3 地点もしくは 4 地点で行って、それでも生息を確認できなかった場合は「その河川もしくは支流には生息しない (生息していてもごく少ない)」と判定した。以後生息が確認できた河川 (支流) を生息河川 (支流)、確認できなかった河川 (支流) を非生息河川 (支流) とした。

#### 2-1-3 環境条件の測定

調査を行った河川および支流について、国土地理院の 25000 分の 1 の地図とカシミール

3D (Ver8.7.1) から、流程距離、河川については宮川本流との合流点、支流については河川との合流点（以下いずれも合流点と略称）より上流の集水面積、下流域の平均勾配として流入河川との合流点より標高差 30mの地点までの平均勾配（%）（以下、下流域の平均勾配と略称）、河川もしくは支流のほぼ全流程となる合流点より標高差 100mの地点までの平均勾配（%）（以下、河川全体の平均勾配と略称）を測定した。また下流部の地形を取り出し、河川周辺が V 字型となっている溪谷型と河川周辺に平地のある沖積平野型に分けることで「谷状地形の有無」とした。各調査地点において特に砂の多い地点として瀬区間流心部の河床にも砂が堆積している地点について記録した。解析には「谷状地形の有無」と「砂の多さ」については谷状地形のある地点及び砂の多い地点をそれぞれ 1、谷状地形のない地点および砂の多くない地点をそれぞれ 0 とする 2 変数データとして用いた。

## 2-2 三ヶ野川における河床単位スケールにおける分布密度と環境条件の関係

### 2-2-1 調査河川

調査を行った三ヶ野川は、宮川の支流大内山川（全長約 30km）の宮川との合流点から約 20km 上流地点に注ぐ全長約 8 km、平均水面幅約 5m の支流である（図 2）。大内山川との合流地点から約 1.9km 上流で大平川が流入し、そこから 1.9km 上流で横谷川が流入し、さらに 1.4km 上流で二又に分かれる。二又に分かれたさらに上流では細流化し源流域の様相を示す。

調査水域にはアジメドジョウのほかにサケ科のアマゴ (*Oncorhynchus masou ishikawae*)、コイ科のオイカワ (*Zacco platypus*)、カワムツ (*Zacco temminckii*)、ウグイ (*Tribolodon hakonensis*)、タカハヤ (*Phoxinus oxycephalus jouyi*)、アブラハヤ (*Phoxinus logowskii steindachneri*)、ドジョウ科のシマドジョウ (*Cobitis biwae*)、アカザ科のアカザ (*Liobagrus reini*)、ハゼ科のカワヨシノボリ (*Rhinogobius flumineus*)、カジカ科のカジカ (*Cottus pollux*) が自然分布し、下流域の一部区間では夏季にのみ人為放流されたキュウリウオ科のアユ

(*Plecoglossus altivelis altivelis altivelis*) が生息する。

#### 2-2-2 生息範囲の特定

調査は 2005 年 9 月に三ヶ野川のほぼ全域 (図 2) で行った。2-1-2 においてと同様にエレクトリックフィッシャー (Smith-Root 社製 LR-24 200-300 V DC に設定) を用いた目視により生息の有無について調査を行った。生息域の上流限の確認は、支流間スケールでの生息確認の方法と同様に、生息を確認できなくなった地点より上流で 3 地点以上確認できなかった場合、確認できた範囲を生息範囲の上限とし、小支流の場合も 3 地点以上で確認できなかった支流は生息しないとした。

#### 2-2-3 生息環境調査

##### 2-2-3-1 調査地点の設定

調査は 2006 年 10 月に行った。生息状況調査の結果からアジメドジョウの生息している範囲内において、河川の基本的な構成単位となる全ての瀬、淵、平瀬と判断された河床単位の位置 (それぞれ 171, 77, 116 箇所) を記録し、各河床単位をランダムに 10 箇所ずつ合計 30 箇所を抽出し、調査地点とした (図 6)。

調査地点とした各河床単位において、中央部に河川を横断するように 3m 間隔で 3 本のトランセクトを設定し、各トランセクトの川幅を測定した。トランセクト上には川幅が 8m 以下の場合、両端から 1m の 2 点と、その間を等分する 1 点の計 3 点、川幅が 8m より広い場合は両端から 1m の 2 点とその内側を 3 等分する 2 点を置いた合計 4 つの計測点で計測を行った。その結果、1 地点の計測点はそれぞれ 9~12 となった (図 7)。



### 2-2-3-2 生息状況

設定した計測点においてエレクトリックフィッシャー（Smith-Root 社製 LR-24 200-300 V DC に設定）のアノードポールを軽く振りながら電流を流し、測定点を中心とした 1m 四方内で目視されたアジメドジョウの個体数を記録した。個体数は目視によって全長約 50mm 以下の 1 歳魚及び当歳魚と考えられる小型個体（以下小型個体とする）と、それ以上の大型個体に分けて記録した。また目視による確認が困難であるために全ての瀬ではさで網（口径 80cm, 目合 4mm）とタモ網（口径 36cm, 目合 2mm）を用いて測定点を中心とする 1m 四方内に生息する個体を捕獲し、それを確認数とした。

### 2-2-3-3 環境の測定

各計測点において環境要因として、水深(cm), 6 割水深での流速 (cm/s), 河床の流速 (cm/s), 礫質, 浮き石の有無, 開空度を測定した。

流速は CR11 型回転式小型流速計（コスモ理研社製）を用いて測定した。礫質は竹門(1995)の分類に従い、目視によって岩（粒径 500mm 以上）：7, 巨石（粒径 250–500mm）：6, 石（粒径 50–250mm）：5, 砂利（粒径 4–50 mm）：4, 粗砂（粒径 1–4 mm）：3, 細砂（粒径 0.125–1 mm）：2, 泥（粒径 0.125mm 以下）：1 の 7 段階の順位変数に分け、計測点ごとの平均値を底質粗度とした。

上記の判別により河床材料に石以上のサイズの底質が優占する測定点で「石以上の大きさで目視や手探りで簡単に動くもの」を浮石とし、その有無を記録した。砂利以下の河川材料および岩盤ははまり石と同様浮石なしとした。「浮石あり」を1, 「浮石なし」を0とする2変数データとして扱った。

densitometerを用いて測定点で河川の上流側, 下流側, 左岸側, 右岸側の四方向の水面上 30cmにおける上空の被覆率を測定し、その平均をその測定点の開空度とした。被覆率は densitometerの鏡上の17点のうち、河畔林の植物体等に遮られず空が映る点の数を計測し求

めた。測定方法についてはMark B. Bain & Nathalie j. Stevenson (1999)によった。

## 2-3 飼育試験

### 2-3-1 エレクトリックフィッシャーの生体への影響試験

#### 2-3-1-1 採集

飼育に供する個体は2005年11月17日に梅ヶ谷川にて、試験区とするためにエレクトリックフィッシャー (Smith-Root 社製 LR-24, 300 V DC に設定) とタモ網 (口径 36cm, 目合 2mm) を用いて 20 個体, 対照区とするためにタモ網 (口径 36cm, 目合 2mm) を用いて 20 個体を捕獲し, 研究室に持ち帰った。その後オイゲノールで麻酔し, 標準体長 (以下 SL, それぞれ 1mm 単位), 体重 (以下 BW, 0.1g 単位) を測定した。各個体は体側の模様で個体識別した。

#### 2-3-1-2 飼育試験

飼育試験は三重大学生物資源学部の研究室内に設置した 2 水槽で行い, 1 水槽にエレクトリックフィッシャーで捕獲した個体とタモ網で捕獲した個体をそれぞれ 10 個体ずつ計 20 個体入れ飼育した。飼育には捕獲した地点の河川水を用い, 藻類の付着した川石を入れエアープンプで酸素の供給を行い, 適宜河川水で水換えを行った。試験は一ヵ月後の 12 月 16 日まで継続し, 2 週間に一度全ての個体を取り上げ, オイゲノールで麻酔し, TL, SL (それぞれ 1mm 単位), BW (0.1g 単位) を計測した。

### 2-3-2 イラストマーおよび鰭切り標識の妥当性試験

#### 2-3-2-1 採集

2006 年 6 月 16 日に三ヶ野川にてエレクトリックフィッシャー (Smith-Root 社製 LR-24, 300 V DC に設定) とタモ網 (口径 36cm, 目合 2mm) を用いて採集し, 研究室に持ち帰っ

た 44 個体を試験に供した。持ち帰った個体は、オイゲノール（和光純薬工業株式会社製）で麻酔し TL, SL（それぞれ 1mm 単位）、BW（0.1g 単位）を計測した。そのうち 23 個体に 5 色の蛍光イラストマー（Northwest Marine Technology 社製、Visible Implant Fluorescent Elastomer）を腹部の白色部に 2 箇所皮下注射することで個体識別した。また 16 個体は胸鰭、腹鰭、尻鰭、尾鰭を切ることで標識し、残りの 6 個体については何も標識しなかった。

#### 2-3-2-2 飼育試験

飼育試験は 2006 年 6 月 16 日から 11 月 1 日まで三重県科学技術振興センター水産研究部 鈴鹿水産研究室の 60 cm 水槽で行った。水温は 20°C で一定とし、餌として冷凍赤虫を用いた。一ヵ月半に一度全ての個体を取上げ、オイゲノールで麻酔し、標識の脱落、鰭の回復具合を確認した後、TL, SL（それぞれ 1mm 単位）、BW（0.1g 単位）を計測した。計測は 4 回行った。

### 2-4 データ処理と解析

#### 2-4-1 支流間スケールでの生息とその決定要因の特定

分布確認調査の結果から、生息が確認された河川と確認されなかった河川間で流程、集水面積、下流域の平均勾配、河川全域の平均勾配に差があるかどうか Mann-Whitney の U 検定を行った。また砂の多い少ないあるいは、下流部の谷状地形の有無と生息・非生息の対応について Fisher の正確確率検定を行った。支流間においても同様のことを行った。さらに目的変数は各支流の生息データを生息支流は 1、非生息支流は 0 とする 2 変数データとして扱い、測定した環境データ（流程、集水面積、下流域の平均勾配、河川全域の平均勾配は実測値を、砂の多さ、谷状地形の有無はそれぞれ 0, 1 の 2 変数データとして用いた）をそれぞれ説明変数とするロジスティック回帰分析を行い、最尤法により予測モデルを求めた。説明変数は A I C 値に基づく変数減少法により選択し、最適な予測モデルを求めた。

なおロジスティック回帰式は

$$P = e^{a+b_1x_1+b_2x_2+\dots+b_nx_n} / (1 + e^{a+b_1x_1+b_2x_2+\dots+b_nx_n})$$

の形式で表され、 $P$ は生息確率、 $x_i$ は説明変数 ( $i=1, \dots, n$ )、 $a$ は定数、 $b_i$ は係数である ( $i=1, \dots, n$ )。解析にはR (2.4.0) を用いた。

## 2-4-2 河床単位スケールにおける生息環境解析

### 2-4-2-1 瀬，平瀬，淵ごとの生息確認数の比較

瀬，平瀬，淵の各小単位の測定点あたりの生息確認数を比較するために，各調査地点の測定点ごとの平均個体数を用いて，大型個体の確認数，小型個体の確認数及びそれらの合計数について Kruskal-Wallis 検定を行い，さらに瀬－淵，瀬－平瀬，平瀬－淵の3つの組み合わせで Mann-Whitney の U 検定を行った。

### 2-4-2-2 河川内の生息確認数と環境条件の関係

全ての調査地点のデータを用いて生息確認数と環境条件の関連性について解析を行った。生息確認数は各調査地点の測定点で確認された平均確認数の平均値，環境データについては平均値を用いて，生息環境と各環境データの相関の有無をスピアマンの順位相関係数を用いて判定した。

さらにどのような特徴を持つ環境に本種が多いかを調べるために，生息確認数（大型，小型，およびそれら合計）を環境データ（各地点川幅，水深，流速，河床の流速，底質粗度，浮石の有無，開空度のそれぞれ平均値）で説明する重回帰分析を行った。目的変数は各調査地点のサイズ別の確認数（大型，小型，およびそれらの合計）の合計数を用いた。説明変数には各調査地点の環境データ（各地点川幅，水深，流速，河床の流速，底質粗度，浮石の有無，開空度のそれぞれ平均値）を用い，変数減少法を用いて変数選択を行い，算出された AIC 値によって最適なモデルを抽出した。

このときの回帰式は

$$y = a_0 + a_1x_1 + a_2x_2 + \dots + a_nx_n$$

で表される。  $y$  は個体数,  $x_i$  は説明変数 ( $i=1, \dots, n$ ),  $a_i$  定数である ( $i=0, \dots, n$ )。

解析には R (2.4.0) を使用した。

#### 2-4-3 エレクトリックフィッシャーの生体への影響試験

計測した SL, BW から肥満度 (以下 CF) を算出し, 飼育期間中の SL の変化量, BW の減耗量, CF の変化量を A, B それぞれの水槽で求めた。 SL の変化量と CF の変化量の比較においてはそれぞれ初期 SL との間に相関関係が認められなかったため Mann-Whitney の U 検定により, BW の減耗量の比較は共分散分析によった。 肥満度 (CF) の算出は以下の式で行った。

$$CF = \frac{W}{\left(\frac{L}{10}\right)^3} \times 1000$$

$W$  は BW (g),  $L$  は SL (mm) である。

これらの解析には統計ソフト StatView ver.5.0 (SAS Institute Inc.)を用いた。

### 3. 結果

#### 3-1 支流間スケールでの分布と生息環境の関係

##### 3-1-1 宮川流域における支流間スケールでの生息状況

調査を行った 8 つの宮川流入河川のうち, 横輪川, 一之瀬川, 濁川, 藤川, 大内山川の 5 河川でアジメドジョウの生息を確認した。 さらにその 5 河川の 17 支流のうち 8 つで生息を

確認した（図 5，表 1）。環境条件は表に示す（表 1）。なお，今回の調査では生息を確認できた全ての河川及び支流いずれにおいて最初の調査地点で生息を確認した。

### 3-1-2 生息状況と環境要因の解析

生息河川と非生息河川との間で環境要因を比較したところ生息河川のほうが流程距離，集水面積が大きく，河川全体の平均勾配，下流域の平均勾配が緩やかであった（Mann-Whitney U 検定，それぞれ  $p < 0.05$ ，図 2）。砂の多さや，河道周囲の谷状地形の有無と生息・非生息の対応関係は認められなかった（Fisher の正確率検定 それぞれ  $p = 1$ ， $p = 0.484$ ）。また同様に生息支流のほうが流程距離，集水面積が大きく，河川全体の平均勾配，下流域の平均勾配が緩やかであり（Mann-Whitney U 検定，それぞれ  $p < 0.05$ ，図 3），砂の多さ，河道周囲の谷状地形の有無に対する生息・非生息の比率関係は認められなかった（Fisher の正確率検定 それぞれ  $p = 0.082$ ）。最適なロジスティック回帰モデルとして「下流部の平均勾配」のみを説明変数とするモデル（ $p = 0.093$ ）が選択された（図 4）。

## 3-2 河床単位スケールにおける生息環境解析

### 3-2-1 三ヶ野川のアジメドジョウの生息状況

三ヶ野川本流では源流域を除き大内山川との合流点より約 6.8 km 上流地点まで広く分布していた（図 5）。小支流では大平川では生息していたものの，横谷川及び上流部の西側の支流では最下流の遡上不可能な堰堤より上流では生息が確認されなかった。

### 3-2-2 生息環境解析

#### 3-2-2-1 瀬，平瀬，淵ごとの生息確認数の比較

瀬，平瀬，淵それぞれの大型個体，小型個体，及びその合計の各測定点における平均確認数の平均値を比較したところ有意な差は認められなかった（Kruskal-Wallis 検定 それぞれ

れ  $p=0.182$ ,  $p=0.867$ ,  $p=0.396$ , 図 8, 表 3)。また瀬－平瀬, 瀬－淵, 平瀬－淵間において大型個体, 小型個体の確認数および全体での確認数数の平均値を比較したところ, 平瀬－淵間で淵の大型個体の確認数が 10%有意水準で有意に多かった (Mann-Whitney U 検定,  $p=0.058$ ) のみで他では有意な差は認められなかった (図 8, 表 3)。

### 3-3-2-2 河川内の生息確認数と環境条件の関係

河床単位ごとの環境データを図に示す (図 9)。全ての調査地点のサイズ別の確認数と環境要因の間では小型個体の生息確認数と水深に負の相関が 10%有意水準で認められたのみであった (Spearman 順位相関係数,  $p=0.068$ , 表 5)。さらに生息確認数を目的変数, 環境データを説明変数とする重回帰モデルの構築を試みたところ, 大型個体の最適なモデルとして「浮石の有無」, 「流速」, 「河床の流速」を用いたモデルが, 小型個体の最適なモデルとして「水深」, 「流速」を用いたモデルが, その合計の最適なモデルとして「浮石の有無」のみを用いたモデルが選択された (表 6)。

## 3-3 調査方法の妥当性の検討

### 3-3-1 エレクトリックフィッシャーの生体への影響の検討

飼育実験の途中 B 水槽は 12 月 1 日に全ての飼育個体が斃死してしまったため B 水槽は飼育開始より 2 週間でのデータを用い, A 水槽については 12 月 16 日までの一ヶ月間のデータを用いて解析を行った。2 水槽とも実験途中で死亡した個体は見られなかった。両水槽で捕獲方法によって SL の変化量 (Mann-Whitney U 検定, それぞれ  $p=0.850$ ,  $p>0.999$ , 図 10), BW の減少量 (ANCOVA それぞれ  $p=0.14$ ,  $p=0.12$ , 図 10), CF の変化量 (Mann-Whitney U 検定, それぞれ  $p=0.9397$ ,  $p=0.4497$ , 図 10) に差は見られず, エレクトリックフィッシャーによる影響は検出されなかった。

### 3-3-2 イラストマーおよび鰭切り標識の妥当性の実験

イラストマー標識個体は飼育期間中に3個体が死亡した。4個体で片側のイラストマー標識の脱落が確認され、3個体が95日後の計測時、1個体が138日後の計測時に脱落が確認された。しかしながら片側の標識と体サイズにより全ての個体が138日後の計測時に個体識別を行うことができた。

鰭切り標識個体は鰭の回復により47日後の計測時個体識別できたのは16個体中3個体のみで、95日後の計測時には1個体も個体識別することはできなかった。

## 4. 考察

### 4-1 宮川流域における生息状況

今回調査を行った宮川に流入する河川とその支流のうち、約半数の地点で確認されたが、支流においてはそのほとんどを大内山川の支流が占めていた。本種は過去の生息調査が行われた記録が少なく、過去との比較が困難であるが、大内山川については2002年に旧紀勢町内の大内山川水系河川で行われた魚類相調査(森, 2002)と比較することができた。前回の調査で生息が確認されている河川では今回も全てで確認され、さらに笠木川の1地点、古和河内川の1地点、三ヶ野川支流大平川の1地点では前回確認されていない地点で今回は生息が確認できた。

河川、支流ともに、生息していた場所では、河川規模が大きく河川勾配が緩かった。河川勾配は河床への侵食力から河川の動物に大きな影響を及ぼすことが知られており(Cobb & Flannagan, 1990)、またアジメドジョウの生息に対する河川勾配の影響は長野県木曾川上流においても報告されている(北野ら, 2004)。本種の細長く、ずんどうな体型や泳ぎが下手である事(後藤, 2005)から河川規模が小さく流速が速い河川勾配が急な場所では、生息



に向く流れの緩やかな場所が少ないために分布に影響しているのではないかと考えられる。

またユーラシア大陸に広く分布し、アジメドジョウと同様河川の瀬に多く生息する底生魚の stone loach (*Barbatula barbatula*) でも河川勾配と生息密度との間に負の相関があることが報告されており (Frédéric et al., 2005), 河川勾配がこれら河川性の底生魚の生息分布に影響を与える一要因となっていると考えられる。

また支流間の本種の出現—非出現に関するロジスティック回帰分析を行ったところ、「下流域の平均勾配」が急になるにしたがって生息確率が下がるというモデルが選択された。河川下流部の平均勾配が急なことから合流点以下からの遡上による進入が妨げられることが考えられ、その支流において元来生息が不可能であった、もしくは以前は生息していたものの何らかの理由で絶えてしまい、遡上による進入がないために現在も生息していなかったと考えられる。

またアジメドジョウは土砂によって礫間が詰まる事でやがていなくなってしまう (後藤, 2005) とされるが、今回の調査では「砂の多さ」と生息・非生息の比率関係が認められなかったものの産卵床やシェルターとなると考えられる浮石 (平松・細谷, 2006) を埋めてしまう砂が多い河川では生息数が少ない傾向が見られた。また生息が確認されなかった支流では瀬区間でも多量の砂がたまっていた河川もいくつかあり、宮川水系では 2004 年の災害時に各地で土砂崩れが生じており、今後も河川内に土砂が流入する可能性が高く、宮川水系においても将来分布域が縮小する可能性が危惧される。

#### 4-2 三ヶ野川内における分布

瀬, 平瀬, 淵において平瀬の確認数はどのサイズも概して少なく, 瀬, 淵で多く確認された。生息数がごく少ない大阪府の安威川では微生息スケールでは淵の利用はほとんどなく (平松, 2004) 生息数の多い揖斐川では淵尻を利用している (駒田・鈴木, 1994) という報告があるが, 今回の調査では淵でも多くの個体が確認され, 水深 1m 以上の淵の最深部に

近い測定点でも生息が確認された。

河川全体で確認数と環境との関係を見ると、小型個体の確認数と水深との間に負の相関が 10%有意水準で認められたのみであった。確認数を環境データで説明する重回帰モデルの構築を試みたところ、小型個体の最適なモデルとして小型個体の確認数を水深と流速で説明するモデルが得られ、水深、流速ともに確認数に対し負に影響をしていた。小型個体は流速の遅く、水深の浅い場所を使用する（駒田・鈴木, 1994; 平松, 2004）ことが知られており、今回も同様の結果が示されたと考えられる。

瀬、平瀬、淵それぞれに分けて解析した場合ではそれぞれの地点の確認数と環境要因には相関が検出されなかった。今回の調査では生息数が多く、地点ごとで見ると生息していない点が多かったこと、瀬、平瀬、淵ごとで見ると地点数が少なかったこと、また生息点の環境ではなく各瀬、平瀬、淵の地点の特徴として比較したことから環境と確認数との相関が検出されにくかったと考えられる。

#### 4-3 調査方法の適切性について

エレクトリックフィッシャーで捕獲した個体とタモ網で捕獲した個体で SL の変化量、BW の減耗量、CF の変化量ともに有意な差はなく、エレクトリックフィッシャーの生体への影響は認められなかったため、アジメドジョウの野外調査においてエレクトリックフィッシャーの使用は適切な手段であるといえる。

また標識の脱落試験では最後まで生き残ったイラストマー標識個体 20 個体のうち 16 個体で 2 箇所とも脱落しなかった。残りの 4 個体はいずれも 2 箇所の標識のうち一方のみが脱落していたのみだったので、体サイズと残った 1 箇所の標識から全ての個体を個体識別することができ、野外での長期の調査にも使用できると考えられる。

鰭切り標識個体は 47 日後の確認時に 3 個体しか個体識別する事はできなかった。その理由として鰭の回復が早いこと、また鰭が小さいため回復してきている場合に誤認が多いこ

とがあげられる。そのため野外での調査に使用することは難しいと考えられる。

#### 4-4 まとめと今後の課題

本研究において支流間スケールでは河川勾配や河川規模がアジメドジョウの分布を制限している事が認められた。本種の河川ごとでの生息の有無を決定づける生息環境に関する知見は少なく、これは本種の生態における新たな知見であるといえる。しかしながら、単一スケールのみによるアプローチでは魚類生息量の制限要因を十分に明らかにできるとは限らず、複数のスケールで複合的に評価する必要がある (Inoue et al., 1997) と考えられる。また今回は実際に生息を制限すると考えられる河川内の生物・物理的要因については調査を行っていない。

そこでさらに今後の保全策を考えていく上で必要な情報を得るためには、アジメドジョウの適切な生息環境を調べるために、生息地間の生息密度の違いや成長の違いも考慮に入れて、区間スケール、微小生息地スケールと併せて生息可能な流速や越冬に必要な河床下の地下水の有無や、地下水量の目安となる夏季の水温、餌となる藻類の現存量について調査する必要があると考えられる。

また河床単位スケールにおける生息環境調査では、淵で多くの個体が確認された。このことは、過去に報告はなく、新たな知見といえる。しかし設定した調査地点数が少なかったこともあり、生息確認数と環境要因と関係の十分な評価ができなかった。またアジメドジョウが越冬のために伏流水中に侵入を始めるのが水温 16~18℃という報告があり (平松, 2004)、今回の調査を行ったのは 10 月とアジメドジョウが越冬のために移動を開始している可能性が高く、過去の事例のように夏季に行った事例とは微小生息場所が異なっていることが考えられる。また区間スケールでは生息に湧水量が影響しているという報告があり (平松・細谷, 2006)、今後さらに環境条件に湧水量や堰堤などの河川構造物の影響も含めた調査を夏季に行うことが望ましいと考えられる。

## 参考文献

- Bain, M. B., J. T. Finn & H. E. Booke. 1988. Stream flow regulation and fish community structure. *Ecology* 69: 382-392.
- Boyero, L. & R. C. Bailey. 2001. Organization of macroinvertebrate communities at a hierarchy of spatial scales in a tropical stream. *Hydrobiologia* 464: 219-225.
- Cobb, D. G. & J. F. Flannagan. 1990. Trichoptera and substrate stability in the Ochre River, Manitoba. *Hydrobiologia* 206: 29-38.
- Degerman, E. & B. Sers. 1993. A study of interactions between fish species in streams using survey data and the PCA-hyperspace technique. *Nordic Journal of Freshwater Research* 68: 5-13.
- Frédéric Santoul, Nicolas Mengin, Régis Céréghino, Jordi Figuerola & Sylvain Mastrorillo. 2005. Environmental factors influencing the regional distribution and local density of a smallbenthic fish: the stoneloach (*Barbatula barbatula*). *Hydrobiologia*; 544: 347-355.
- 福井県. 2002. 福井県の絶滅のおそれのある野生動物-福井県レッドデータブック(動物編), 淡水魚. 福井県ホームページ : <http://www.erc.pref.fukui.jp/gbank/rdb/rdbindex.html>.
- 福井県内水面総合センター. 1999. 有用魚種生態調査事業(アジメドジョウ). 「平成9年度事業報告書」 : 8-17.

Gorman, O. T. & J.R. Kar. 1978. Habitat structure and stream fish communities. Ecology 59: 507-515.

後藤宮子. 1996. アジメドジョウ. 水産庁 (編), 日本の希少な野生生物に関する基礎資料 (Ⅲ). 社団法人日本水産資源保護協会, 東京: 188-193.

後藤宮子. 2005. 川那部浩哉・水野信彦 (編), 日本の淡水魚. 山と溪谷社, 東京: 395-397.

Grossman, G. D., J. F. Dowd & M. Crawford. 1990. Assemblage stability in stream fishes: a review. Environmental management 14: 661-671.

平松和也. 2004. 安威川におけるアジメドジョウの生息環境解析. 大阪府立食とみどりの総合技術センター研究報告, 40: 33-40.

平松和也・細谷和海. 2006. 大阪府安威川におけるアジメドジョウの河川内分布と生息環境. 魚類学雑誌, 53 (1): 39-46.

本荘鉄夫・田口錠次. 1974. アジメドジョウの増殖に関する研究—I, 産卵ふ化と仔稚魚の飼育について. 岐阜県水産試験場研究報告, 19: 1-7.

Inoue, M., S. Nakano and F. Nakamura. 1997. Juvenile masu (*Oncorhynchus masou*) abundance and stream habitat relationships in northern Japan. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 54: 1331-1341.

石川県. 2002. 石川県の絶滅のおそれのある野生生物—いしかわレッドデータブック〈動物編〉—. 石川県ホームページ : <http://www.pref.ishikawa.jp/sizen/reddata/list/animal.html>.

Kimizuka Y., Kobayashi H. and Mizumo N. 1982. Geographic distributions and karyotypes of *Cobitis takatsuensis* and *Niwaella delicata* (Cobitidae). Japan Journal of Ichthyology, 29 (3) : 305-310.

小林尚・北野聡・山形哲也・上原武則. 2004. 木曾川におけるアジメドジョウ *Niwaella Delicata* の分布. 長野県自然保護研究紀要, 7 : 23-28.

駒田格知・鈴木興道. 1994. 揖斐川上流域におけるアジメドジョウの成長について. 成長, 33 : 5-11.

京都府. 2002. 京都府レッドデータブック上巻, 淡水魚類. 京都府ホームページ : <http://www.pref.kyoto.jp/kankyo/rdb/bio/fish.html>.

Lavandier, P. & H. Décamps. 1984. Estaragne. In Whitton, B.A. (ed.) Ecology of European rivers. Blackwell Scientific Publications, Oxford: 237–264.

Lobb, M. D. & D. J. Orth. 1991. Habitat use by an assemblage of fish in a large warmwater stream. Transactions of the American Fisheries Society 120: 65–78.

前畑政善. 2003. 大阪府のアジメドジョウ. 環境省 (編) . 改訂・絶滅のおそれのある野生生物—レッドデータブック— 4 汽水・淡水魚類. 財団法人自然環境研究センター, 東

京：197-198.

Mark B. Bain & Nathalie j Stevenson. 1999. Riparian Vegetation, Aquatic Habitat Assessment: common methods. American Fisheries Society: 125-133

三重県. 2005. 三重県版レッドデータブック 2005 動物, 汽水・淡水魚類：51.

森 誠一. 2001. 紀勢町の淡水魚類. 紀勢町史自然編：207-215

森 茂壽・田口錠次. 1975. アジメドジョウの増殖に関する研究—IV, 小形木製水槽内における自然産卵について. 岐阜県水産試験場研究報告, 21：27-39.

Morris, D. W.. 1987. Ecological scale and habitat use. Ecology 68: 362-369.

長野県. 2004. 長野県版レッドデータブック～長野県の絶滅のおそれのある野生生物～動物編, 脊椎動物編. 長野県ホームページ：<http://www.pref.nagano.jp/seikan/shizen/red/sekitui-redrist.pdf>.

奈良県. 大切にしたい奈良県の野生動植物～奈良県版レッドデータブック～, 魚類. 奈良県ホームページ：<http://www.pref.nara.jp/shinrin/rdb/rl/rl-gyorui.htm>.

丹羽 彌. 1976. あじめ—アジメドジョウの総合的研究—. 大衆書房, 岐阜.

大阪府. 2000. 大阪府における保護上重要な野生生物—大阪府レッドデータブック, 淡水

魚類. 大阪府ホームページ : <http://www.pref.osaka.jp/midori/sizen/index.html>.

Pianka, E. R.. 1978. *Evolutionary Ecology* (2nd ed.). Harper and Row, New York.

滋賀県. 2000. 滋賀県で大切にすべき野生生物—滋賀県版レッドリスト—, 魚類. 滋賀県ホームページ : <http://www.pref.shiga.jp/d/shizenhogo/rdb/list/gyorui.html>.

田口錠次・斉藤 薫. 1982. アジメドジョウの増殖に関する研究—VII, 種苗の量産化について. 岐阜県水産試験場研究報告, 27 : 41-47.

竹門康弘. 1995. 水域の棲み場所を考える. 竹門康弘・谷田一三・玉置昭夫・向井 宏・川端善一郎 (編), 棲み場所の生態学. 平凡社, 東京. : 11-66.

富山県. 2002. 富山県の絶滅のおそれのある野生生物—レッドデータブックとやま—, 淡水魚類. 富山県ホームページ : [http://www.pref.toyama.jp/cms\\_sec/1709/kj00000909-005-01.html](http://www.pref.toyama.jp/cms_sec/1709/kj00000909-005-01.html).

Ward, J. V. & J. A. Stanford. 1979. Ecological factors controlling stream zoobenthos with emphasis on thermal modification of regulated streams. In Ward, J.V. & J. A. Stanford (eds.) *The Ecology of Regulated Streams..* Plenum Press, New York : 35-55.



## 謝辞

本研究を行うにあたり，終始一貫して御指導，御助言いただいた三重大学生物資源学部 原田 泰志 教授に心から感謝の意を表します。また，本論文につき御審査を賜り，有益な御教示をいただいた三重大学生物資源学部 関口秀夫教授，三重大学生物資源学部 谷村 篤 助教授に深く御礼申し上げます。

河川での野外調査を行うにあたり御理解，御協力を賜った宮川漁業協同組合 組合長 大 釋 恭治 氏，大内山川漁業協同組合 組合長 本田 清秋 氏，副組合長 小林 泰直 氏に深く御礼申し上げます。

また，研究を進める上で御指導，御助言，さらに，調査への御協力，終始一貫しての励ましをいただいた三重大学大学院生物資源学研究科 海洋個体群動態学研究分野所属の皆様

様に深く御礼申し上げます。

# 図表

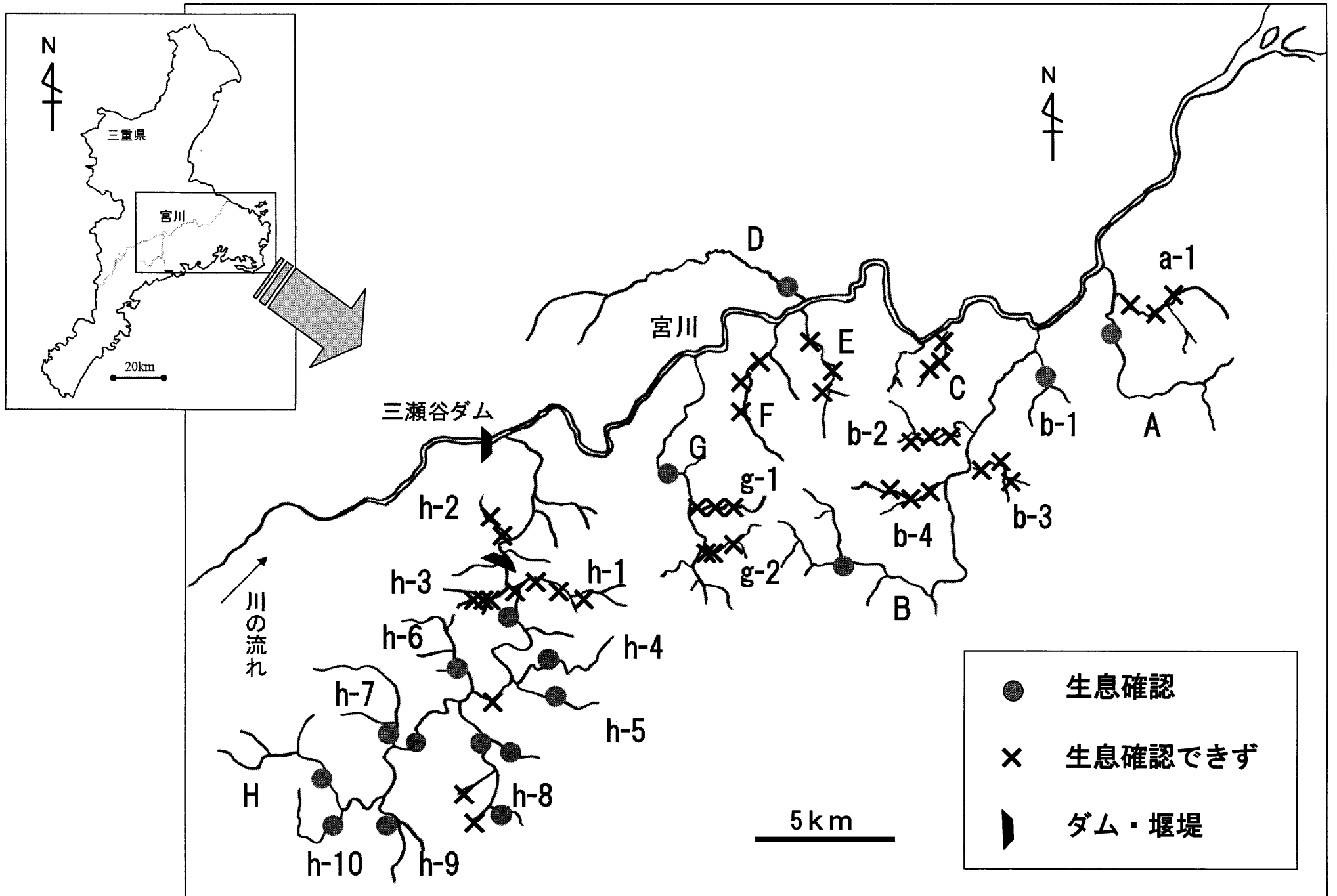


図1 調査地及び宮川水系における分布状況

表1 生息調査結果及び環境条件

NO.	河川	支流	生息状況※1	生息密度※2	流程 (km)	集水面積 (km <sup>2</sup> )	河川全体の 平均勾配(%)	下流域の 平均勾配(%)	砂の多さ	下流域の 谷状形状
A	横輪川	本流	○	++	14.45	35.35	0.82	0.49	0	0
a-1		雨淵川	×	-	5.07	6.02	2.65	1.25	0	0
B	一之瀬川	本流	○	++	23.62	81.72	0.57	0.39	0	0
b-1		五里山川	○	+	3.44	6.41	2.17	0.98	0	0
b-2		西山川	×	-	4.95	7.66	3.03	2.21	1	1
b-3		彦山川	×	-	2.94	6.82	3.84	2.13	1	1
b-4		小萩川	×	-	4.32	8.16	2.94	1.67	1	1
C	鮑川	本流	×	-	3.39	4.49	4.64	2.42	0	1
D	濁川	本流	○	++	17.72	28.87	0.79	0.51	0	1
E	注連指川	本流	×	-	7.42	13.74	2.03	1.43	0	1
F	尾合川	本流	×	-	7.51	12.45	2.02	1.87	1	1
G	藤川	本流	○	+	13.85	41.06	0.92	0.56	1	1
g-1		藤川支流1	×	-	2.82	5.25	4.25	2.23	1	0
g-2		藤川支流2	×	-	3.35	4.35	5.08	3.26	0	0
H	大内山川	本流	○	+++	38.03	154.00	0.48	0.70	0	1
h-1		奥河内川	×	-	4.34	12.62	1.98	1.30	0	0
h-2		菅合	×	-	3.01	5.25	4.25	2.76	0	1
h-3		西山川	×	-	4.95	3.04	3.00	2.14	0	0
h-4		注連小路川	○	++	7.84	8.22	1.53	0.91	0	0
h-5		古和河内川	○	+	4.53	6.26	2.28	1.26	0	0
h-6		笠木川	○	++	5.55	9.56	2.70	1.33	0	0
h-7		三ヶ野川	○	+++	8.32	14.99	1.31	0.98	0	0
h-8		唐子川	○	+	6.70	14.11	2.18	1.18	0	0
h-9		梅ヶ谷川	○	+++	4.83	7.40	2.31	1.16	0	0
h-10		栃古川	○	++	4.67	7.71	2.57	1.48	0	0

※1 ○：生息確認 ×：確認できず

※2 -：確認できず +：ごく少ない ++：多い +++：特に多い

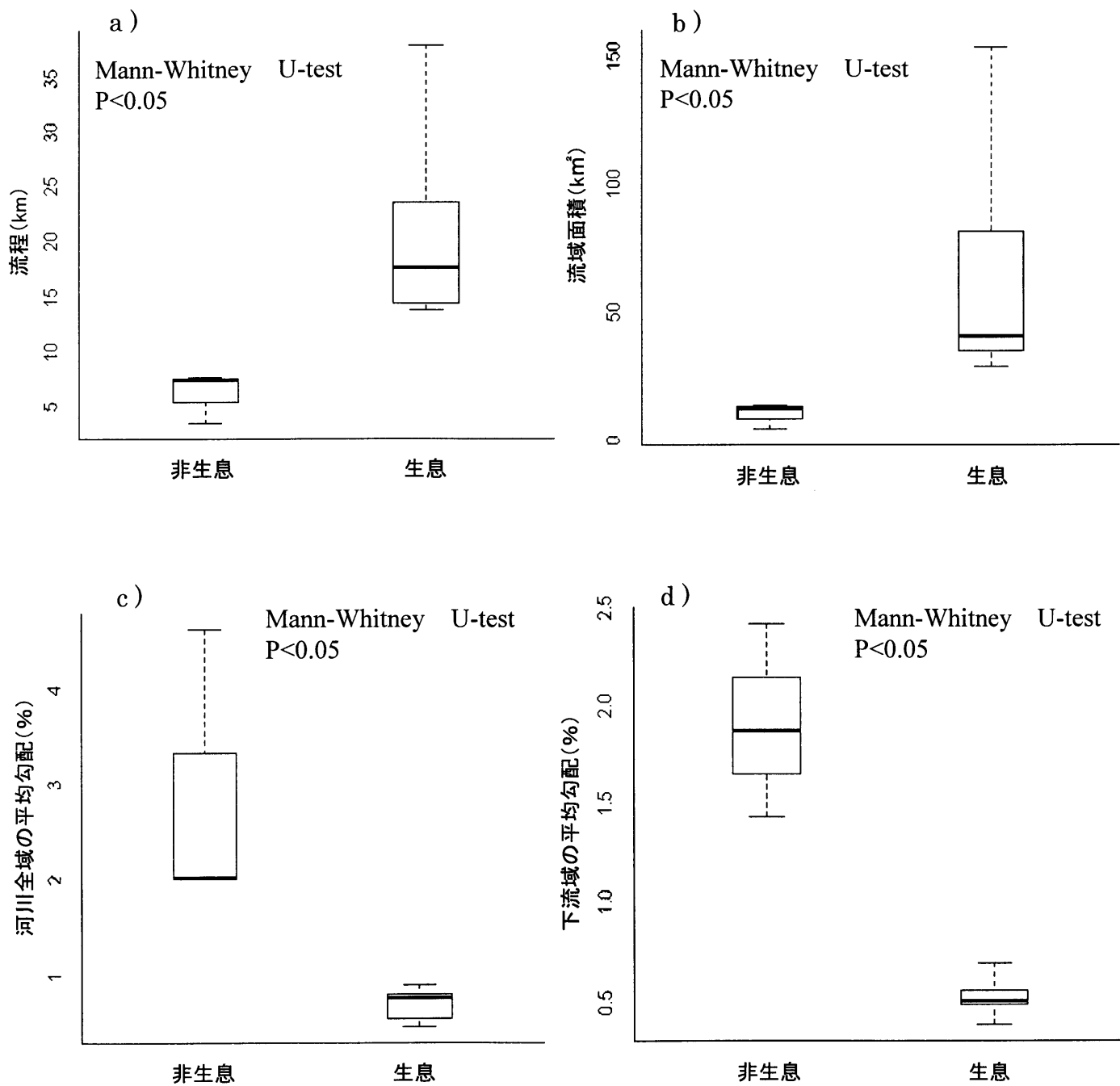


図2 生息河川と非生息河川の環境条件の比較

aは流量, bは流域面積, cは河川全域の平均勾配, dは下流域の平均勾配  
 箱ひげ図の太線は中央値, 箱は上下四分位値, ひげは最大・最小値を示す。

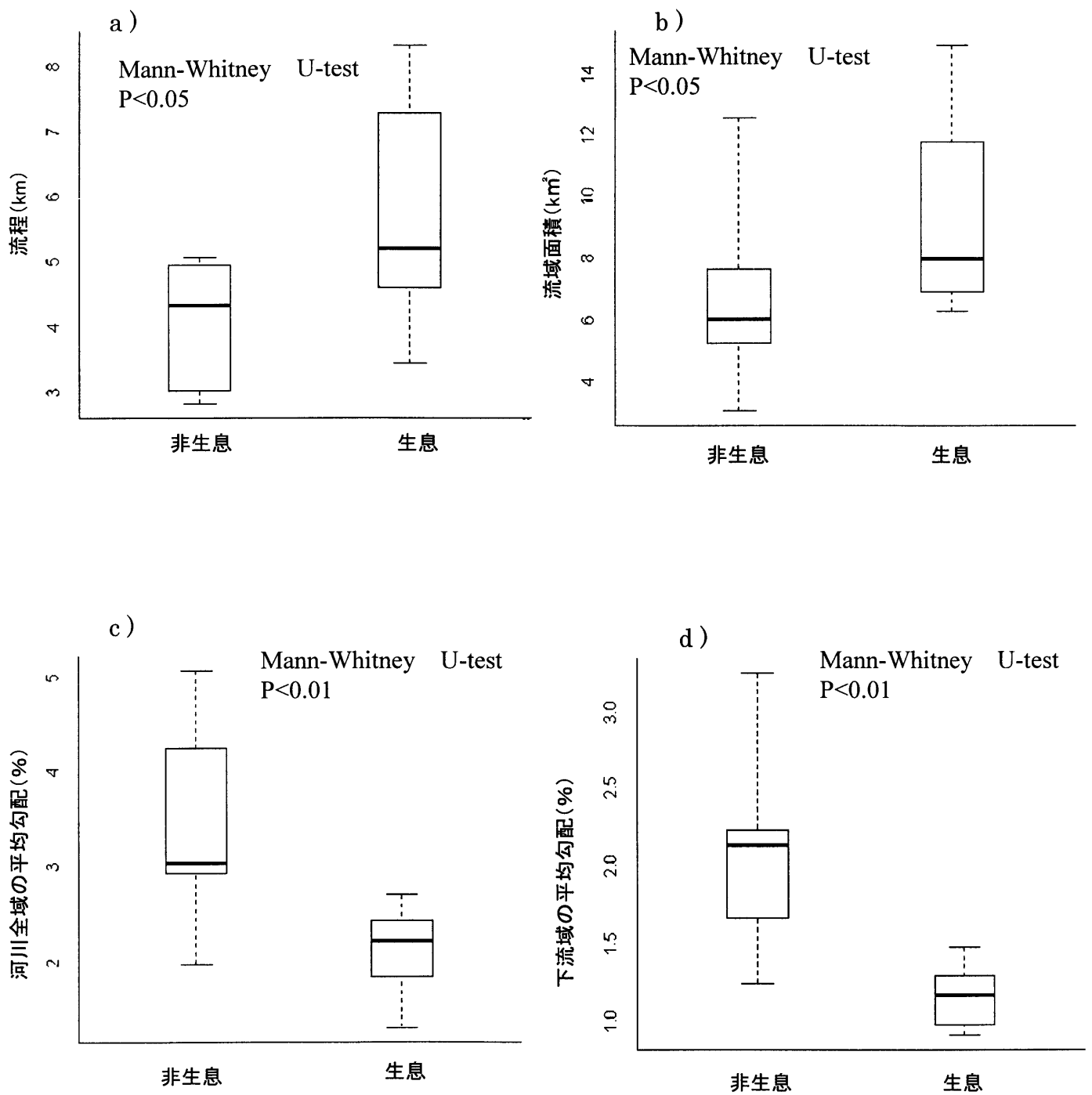


図3 生息支流と非生息支流の環境条件の比較

aは流程, bは流域面積, cは河川全域の平均勾配, dは下流域の平均勾配.  
 箱ひげ図の太線は中央値, 箱は上下四分位値, ひげは最大・最小値を示す.

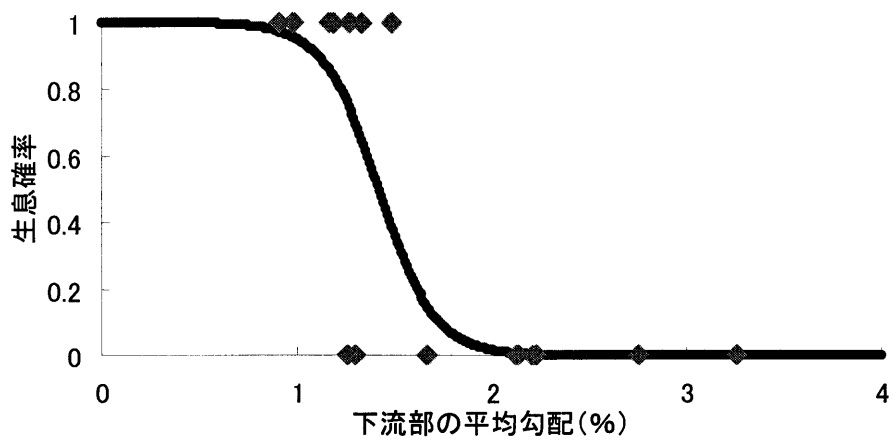


図4 支流における生息確率のロジスティック回帰モデル  
 黒線は生息確率を示し、◆は実測値である。

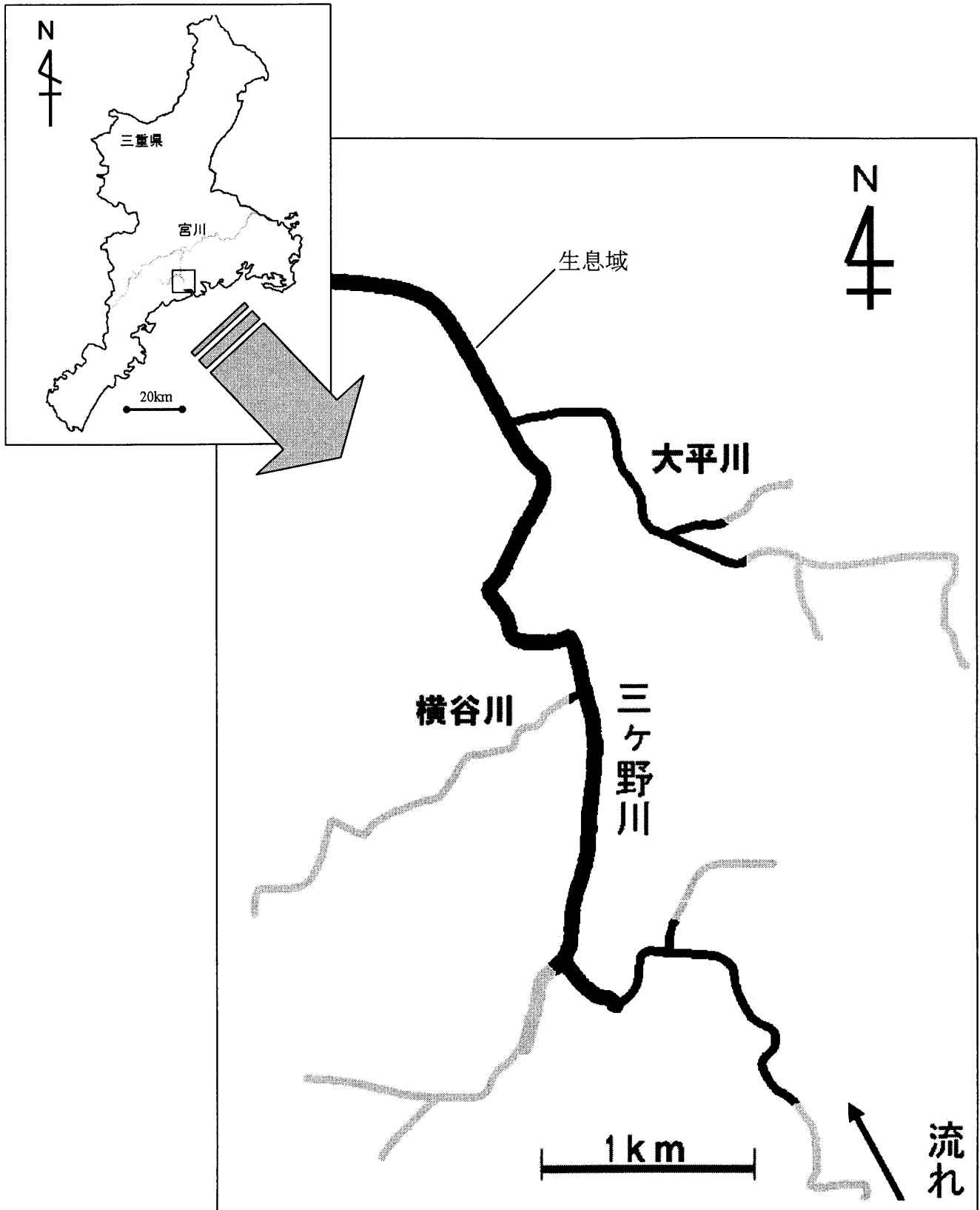


図5 三ヶ野川内の生息状況

: 生息域
  : 非生息域



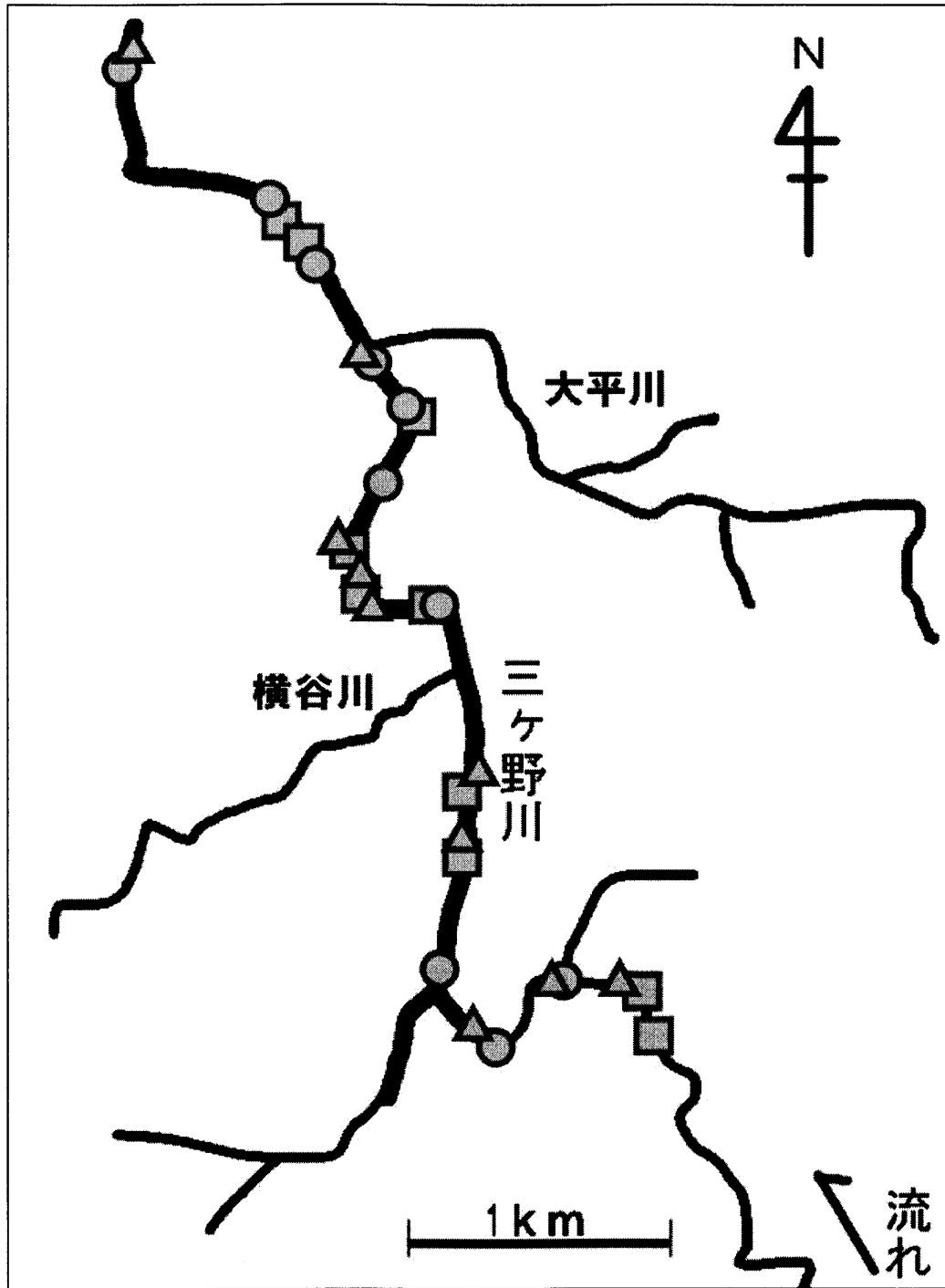


図6 調査地点

記号はそれぞれ  $\triangle$  : 瀬  $\square$  : 平瀬  $\bigcirc$  : 淵の調査地点  
 それぞれ10地点ずつ生息域内にランダムに配置した。

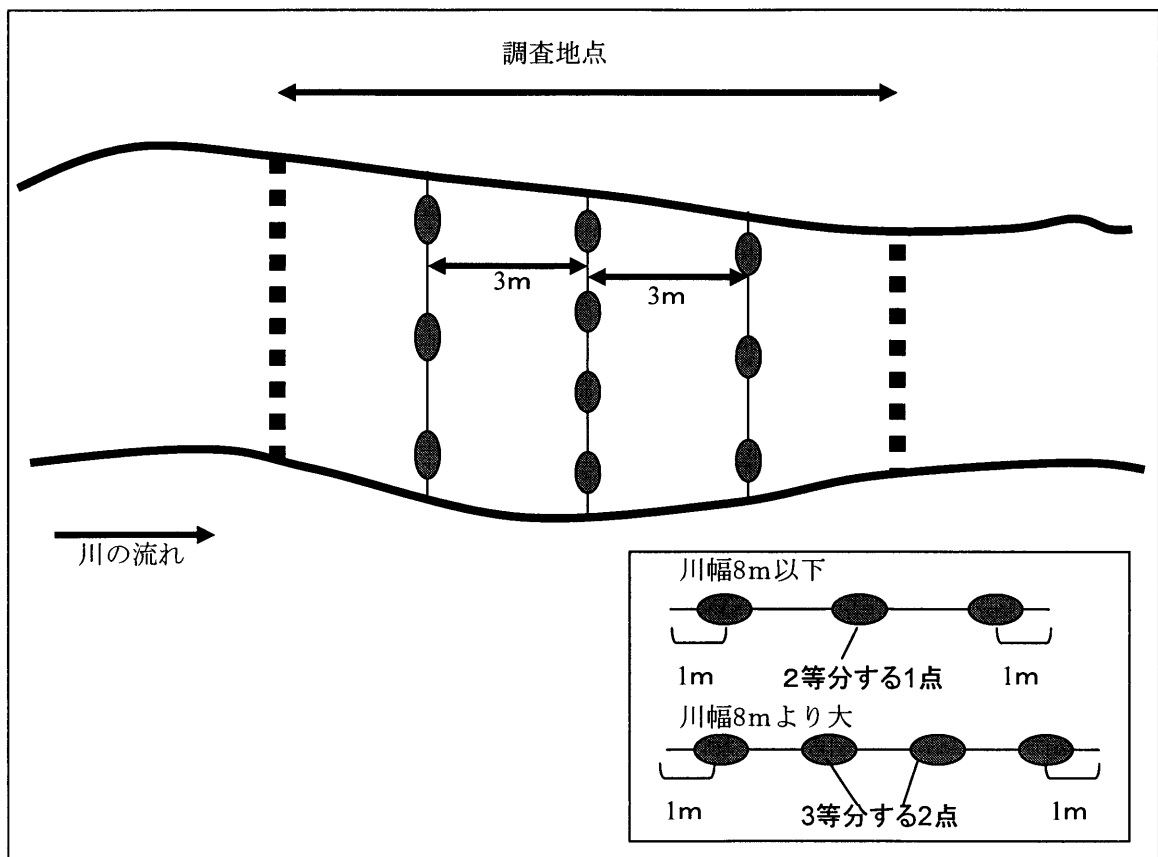


図7 測定点の設定

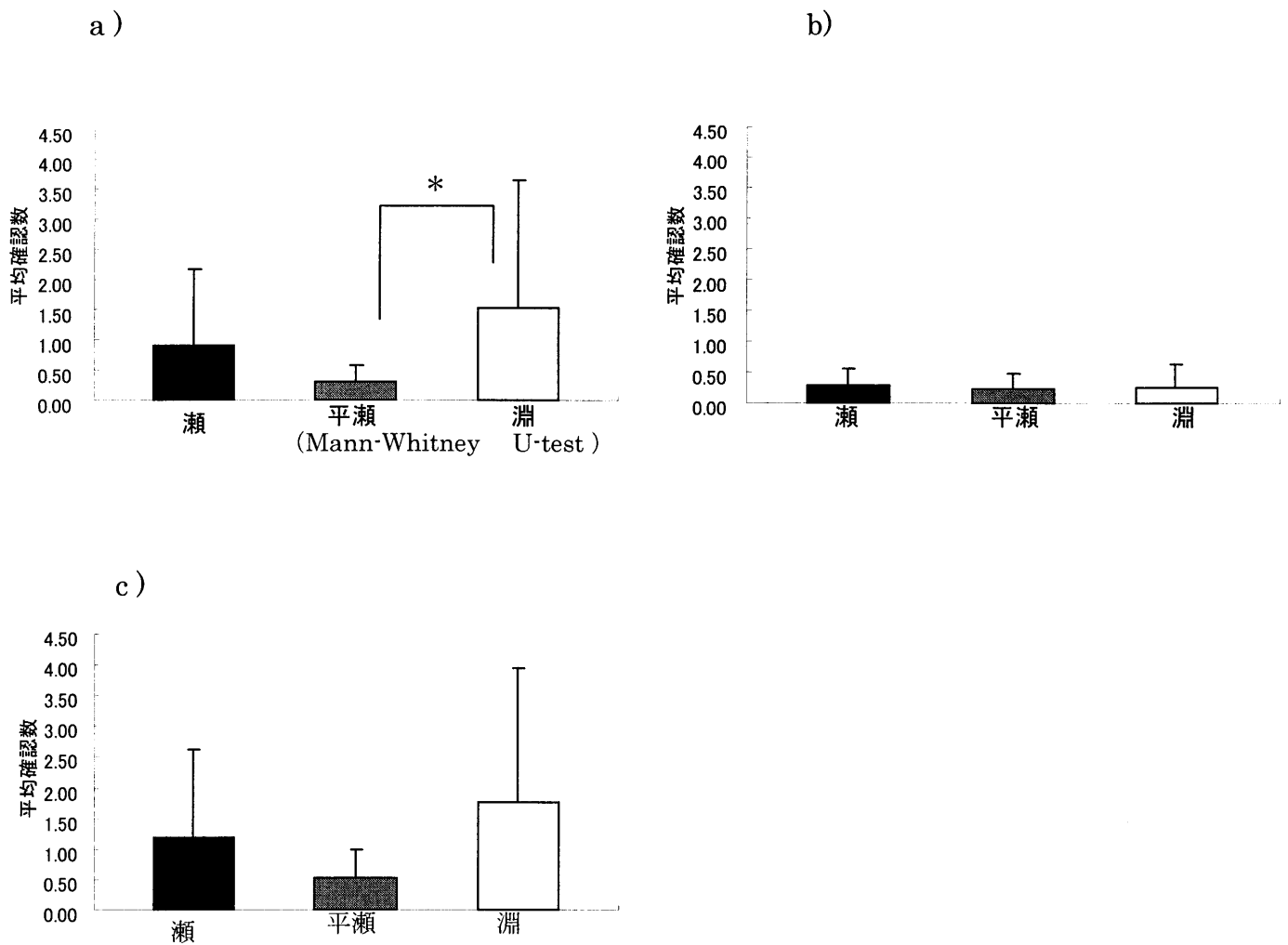


図8 瀬，平瀬，淵における平均確認個体数

各調査地点内の各測定点における平均確認数の平均値と標準偏差を示す。

a)は大型個体，b)は小型個体，c)はその合計である。

\*は $p < 0.1$ を示す

表3 各地点の平均個体数の比較結果

		Kruskal-Wallis	Mann-Whitney U-test	
大型個体	瀬—淵—平瀬	p=0.182	瀬 — 平瀬	p=0.591
			瀬 — 淵	p=0.271
			平瀬 — 淵	p=0.058 *
小型個体	瀬—淵—平瀬	p=0.867	瀬 — 平瀬	p=0.784
			瀬 — 淵	p=0.578
			平瀬 — 淵	p=0.781
全体	瀬—淵—平瀬	0.396	瀬 — 平瀬	p=0.570
			瀬 — 淵	p=0.495
			平瀬 — 淵	p=0.160

\* : p<0.01を示す.

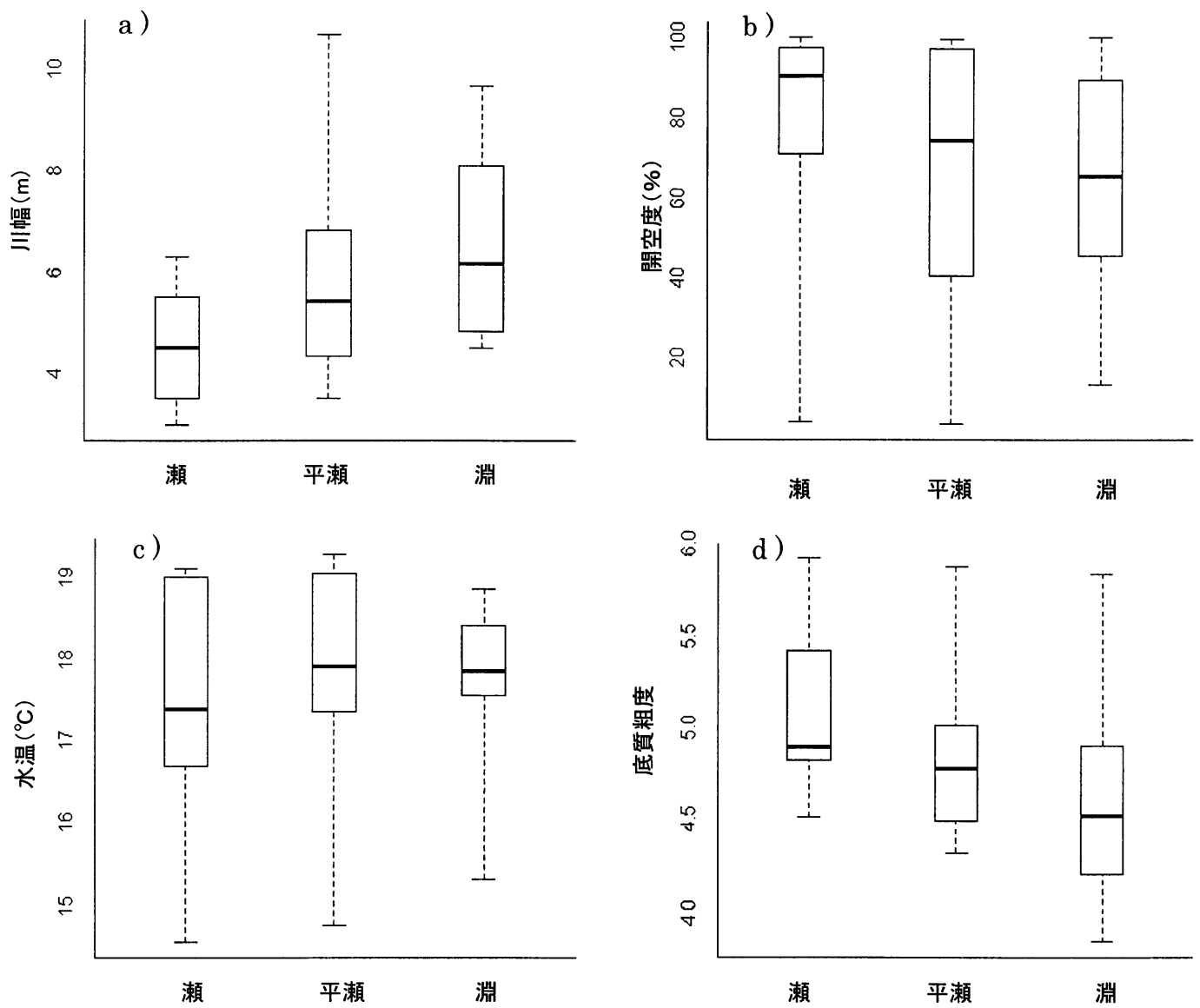


図9-a 瀬，淵，平瀬の環境条件

a は川幅， b は開空度， c は水温， d は底質粗度である。  
 箱ひげ図の太線は中央値，箱は上下四分位値，ひげは最大・最小値を示す。

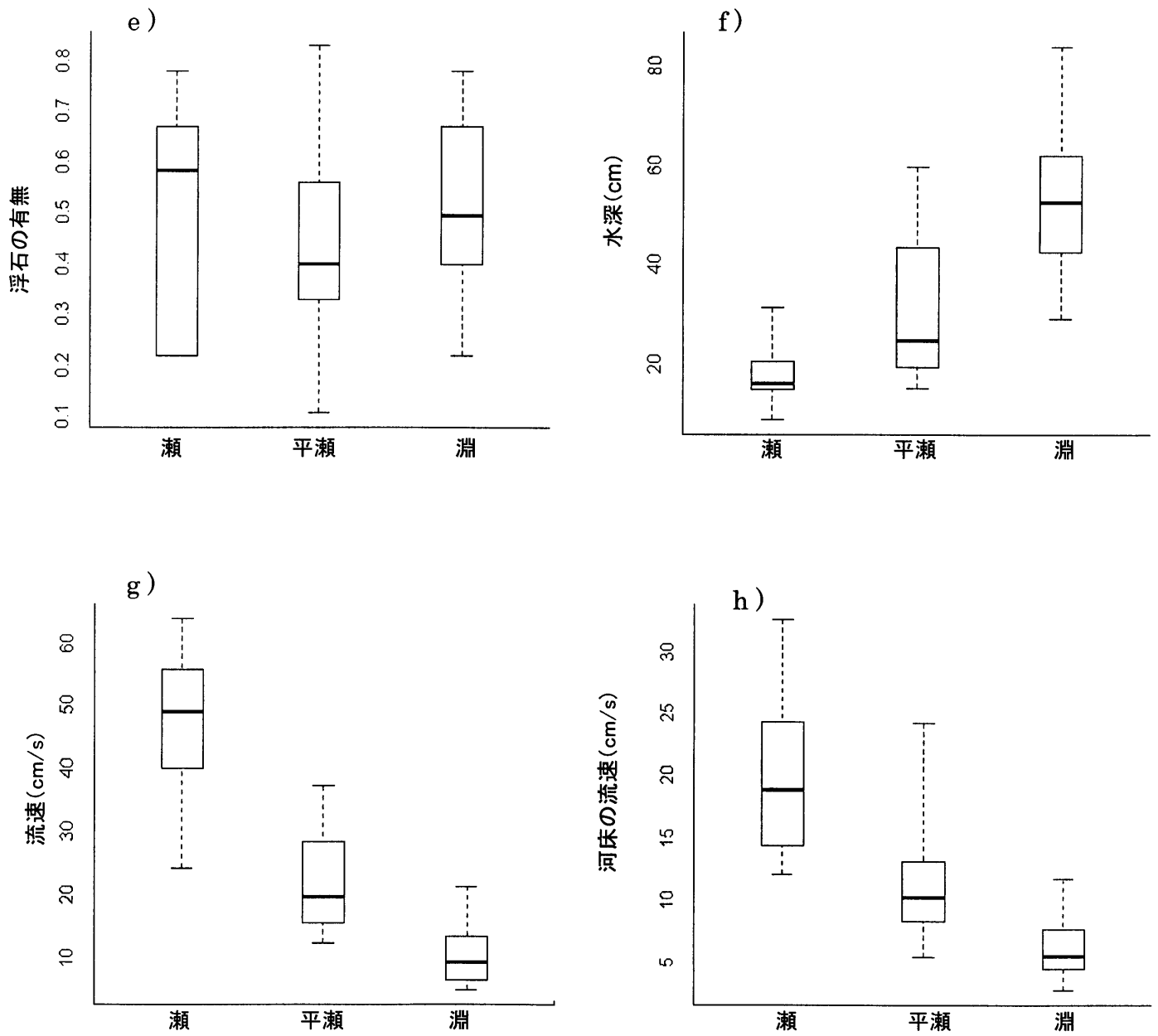


図9-b 瀬, 淵, 平瀬の環境条件

g は流速, h は河床の流速, e は浮石の有無, f は水深である.  
 箱ひげ図の太線は中央値, 箱は上下四分位値, ひげは最大・最小値を示す.

表5 環境条件と確認個体数の相関分析結果

$\rho$  はスピアマンの順位相関係数, \* $p < 0.1$ を示す  
a は河川全体, b は瀬, c は平瀬, d は淵である.

a)

	大型個体		小型個体		合計	
	$\rho$	p	$\rho$	p	$\rho$	p
底質粗度	-0.039	0.834	-0.135	0.468	-0.077	0.680
浮石の有無	0.194	0.297	0.114	0.539	0.255	0.169
水深(cm)	0.126	0.498	-0.340	0.068 *	-0.082	0.658
流速(cm/s)	-0.130	0.483	-0.022	0.906	-0.104	0.576
河床の流速(cm/s)	-0.242	0.193	-0.027	0.883	-0.187	0.314
川幅(m)	0.252	0.175	-0.012	0.951	0.202	0.277
開空度(%)	0.129	0.487	0.145	0.434	0.169	0.362

b)

	大型個体		小型個体		合計	
	$\rho$	p	$\rho$	p	$\rho$	p
底質粗度	-0.181	0.587	-0.402	0.228	-0.375	0.261
浮石の有無	-0.114	0.732	0.255	0.444	0.010	0.971
水深(cm)	0.013	0.970	-0.545	0.102	-0.207	0.534
流速(cm/s)	0.131	0.694	-0.450	0.177	-0.043	0.898
河床の流速(cm/s)	-0.131	0.694	-0.348	0.296	-0.189	0.571
川幅(m)	0.356	0.285	0.032	0.924	0.329	0.323
開空度(%)	0.013	0.970	0.260	0.436	0.110	0.742

c)

	大型個体		小型個体		合計	
	$\rho$	p	$\rho$	p	$\rho$	p
底質粗度	-0.012	0.971	-0.201	0.546	-0.073	0.827
浮石の有無	0.295	0.376	0.079	0.812	0.301	0.367
水深(cm)	0.092	0.782	-0.428	0.199	-0.286	0.391
流速(cm/s)	-0.185	0.580	-0.220	0.509	-0.359	0.282
河床の流速(cm/s)	-0.092	0.782	-0.101	0.763	-0.213	0.523
川幅(m)	0.419	0.209	0.094	0.777	0.353	0.290
開空度(%)	0.172	0.605	0.157	0.637	0.146	0.662

d)

	大型個体		小型個体		合計	
	$\rho$	p	$\rho$	p	$\rho$	p
底質粗度	0.396	0.234	0.252	0.449	0.366	0.272
浮石の有無	0.454	0.173	-0.091	0.785	0.475	0.154
水深(cm)	-0.451	0.176	-0.330	0.323	-0.488	0.143
流速(cm/s)	0.335	0.314	0.032	0.923	0.341	0.306
河床の流速(cm/s)	0.122	0.715	-0.071	0.831	0.116	0.728
川幅(m)	0.287	0.389	-0.246	0.460	-0.159	0.633
開空度(%)	0.250	0.453	-0.213	0.522	0.159	0.634

表6 確認個体数を環境条件から予測する最適な重回帰式

変数減少法により選択されたA I C最小予測モデルとそれぞれの係数.

「-」は選択されなかった変数.

\*は10%有効水準で, \*\*は5%有効水準で, \*\*\*は1%有効水準で0と異なった係数及び係数.

定数及び変数	大型個体		小型個体			合計	
	係数	p	係数	p		係数	p
定数	-0.136	0.839	0.837	0.001	****	0.080	0.910
底質粗度	-		-			-	
浮石の有無	2.217	0.096 *	-			2.27	0.110
水深(cm)	-		-0.010	0.010	***	-	
流速(cm/s)	-		-0.009	0.026	**	-	
河床の流速(cm/s)	-		-			-	
川幅(m)	-		-			-	
開空度(%)	-		-			-	



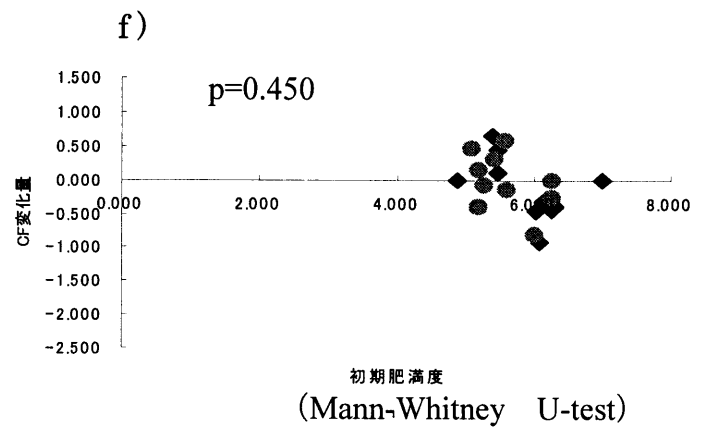
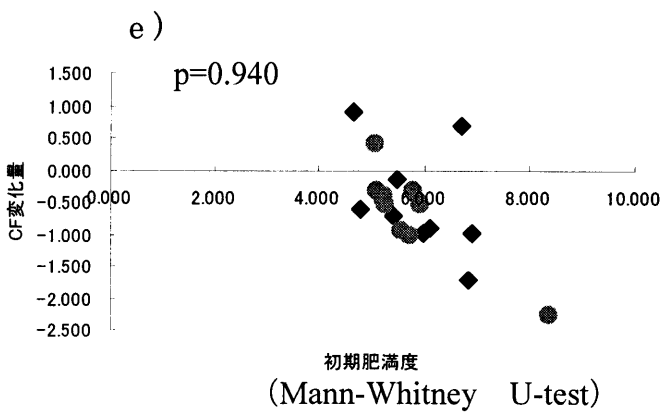
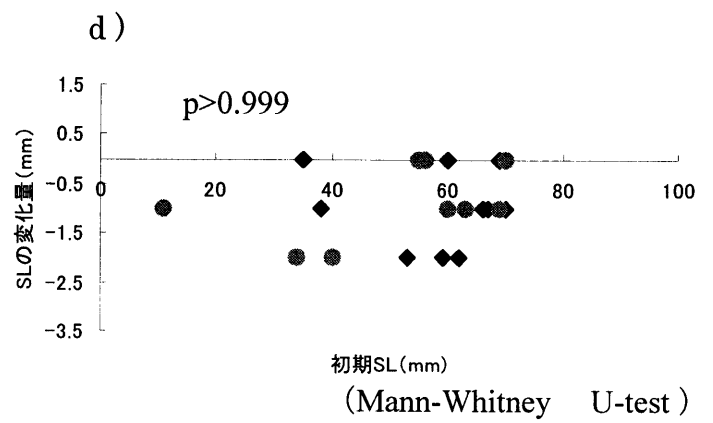
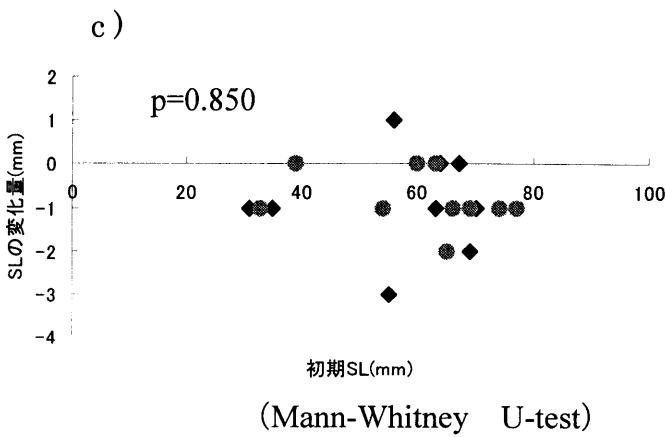
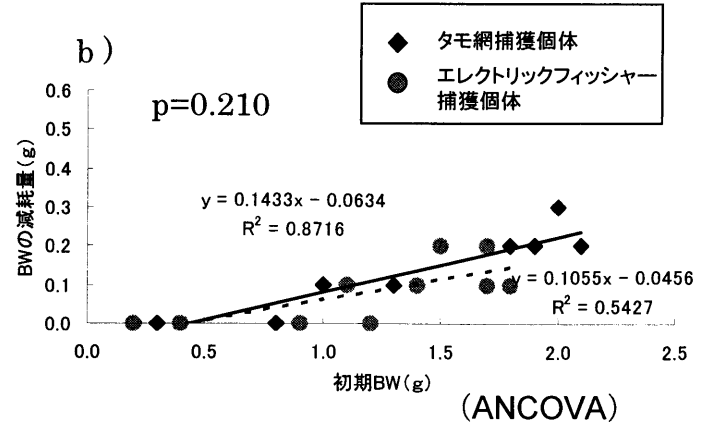
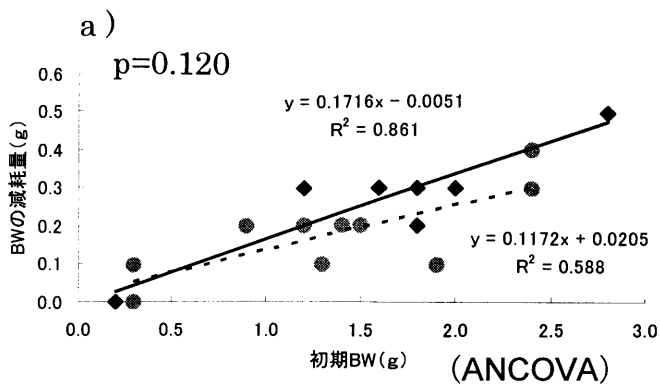


図10 捕獲方法による生体への影響の比較

a : A水槽のBWの変化, b : B水槽のBWの変化

c : A水槽のSLの変化, d : B水槽のSLの変化

e : A水槽のCFの変化, f : B水槽のCFの変化