

# 生態的特性に配慮した河川空間の設計・ 計画のための支援システムの開発

1. 研究の背景と目的
2. 河川生物の生息に関わる環境要因
  2. 1 河川水生生物の生息に関わる環境要因
  2. 2 陸生生物の生息に関わる環境要因
3. 生物群集の分析手法の検討
  3. 1 河川環境の管理・計画のための生物群集種組成の分類
  3. 2 多変量解析による底生無脊椎動物群集の分析とその河  
川環境管理への応用
  3. 3 入間川中流域の河川空間における植生の帯状分布と、  
それを規定する要因
4. 生態情報データベース整備の考え方
  4. 1 生態情報データベースの可能性
  4. 2 河川空間の計画・設計における生態情報データベース  
の可能性

東京大学 井 手 久 登  
東京大学 武 内 和 彦  
東京大学 加 藤 和 弘  
東京大学 篠 沢 健 太

(現：大阪芸術大学 環境計画学科)



## 1. 研究の背景と目的

近年、環境行政に対する市民の要請は、単なる公害防止から、自然環境の保全、あるいは身近な自然とのふれあいを提供する快適な環境の創出をも含むに至ってきている。加えて、ここ数年の生物多様性に関する社会的な関心の高まりにより、河川空間の整備においても、自然環境としてあるいは生物の生息地としての側面が重視されるようになった。

とはいっても、これら社会的な要請が強まっている一方で、生物多様性を維持し向上させるための空間・環境整備に関する研究は、必ずしも十分な進展を見せていない。そこで本研究では、最近の応用生態学的な研究、例えば多変量解析手法を利用した生物群集の予測（Wrightほか、1989）、あるいは数値モデルを利用した個々の種の分布の予測（Walker、1990）や群集の種多様性の予測（HillとKeddy、1992）などの成果に着目した。生物群集の数量的な解析と予測、およびそれに基づく環境整備・空間計画がわが国においても可能であることを明らかにし、そのための方法論の体系化を行うことを目ざしたのである。その際、最近になって、地理情報システム（G I S）のような形で自然環境に関する情報が広域的に収集整備されることが広く行われるようになったことに留意し、河川環境に関する情報をデータベース化しその後の解析を容易にするためのシステムの構築も試みた。

### 本研究の方針

本研究は、河川および河川空間を対象として、生物相が規定されている要因を明らかにするとともに、環境要因の状況から生物相を予測するための生態情報データベースの構築をめざすものである。そこで、研究全体を大きく3つの構成に分けた。まず、生物相がどのような環境要因の影響を受けているのか、既往研究の成果を整理した。次いで、多数挙げられた要因の中でも重要な要因とそうでないものがあるはずなので、実際に有効な要因を識別し、生物相の予測を行うためのプロセスについて検討を行った。最後に、生物相と環境要因の結びつきを踏まえ、河川環境デザインについて、試案を示し提言を行った。

### 調査対象地域の設定

本研究では、既往研究の成果を踏まえて生物相分析のための方法を提示する際、その有効性を確認するための事例研究を実施した。対象地としては、埼玉県西部を流れる入間川の中流、加治橋（埼玉県飯能市）～越辺川合流点（同川越市）の範囲を選んだ（図1-1）。入間川中流部は現在改修が進行途中で、人為的擾乱の影響を受けつつも、様々な河辺植生が環境条件に応じて生育している。そのため、生物と河川環境との関連を検討するのに適当だと考えた。

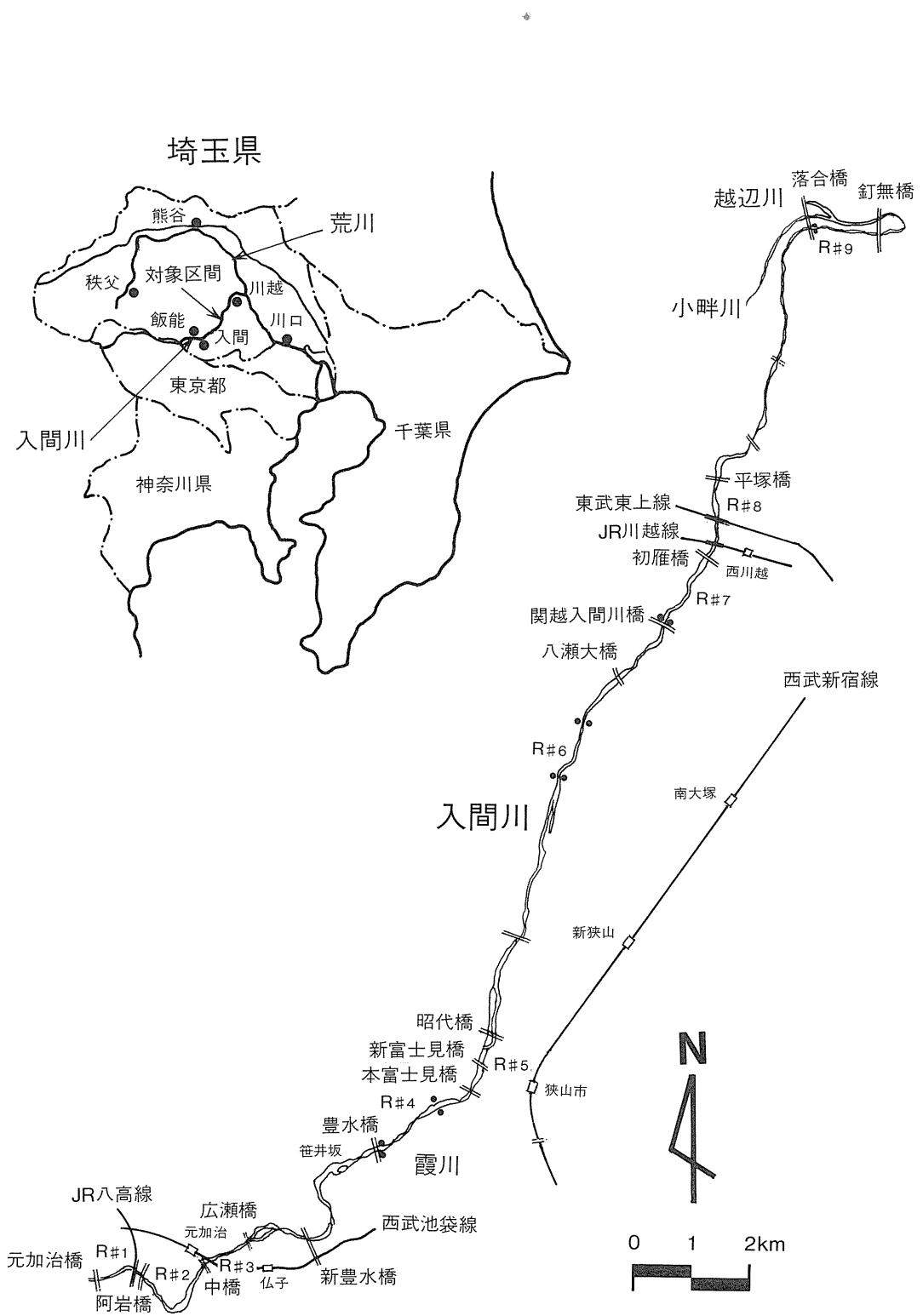


図1-1 対象地域範囲図

## 2. 河川生物の生息に関する環境要因

本章では、河川および河川空間に生息する生物がどのような環境要因に影響されているかについて、関連する知見を整理し、河川の環境整備、環境計画の際に配慮すべき点を検討した。これは、生物群集の調査を行う際に把握すべき環境条件を判断するための基準ともなるものである。

### 2. 1 河川水生生物の生息に関する環境要因

河川の環境といえば、従来は水質汚濁がもっぱら取り上げられてきた。最近になって、生物相の保全が河川環境管理の主要なテーマになったことに伴い、多様な環境要因を考慮する必要が生じている。この節では、河川の水生生物の生息に関与し得る環境条件について議論した。

#### 生態環境に影響し得る環境条件

(1) 水の物理性・化学性。水質汚濁、富栄養化、酸性化、塩性化といった人為的悪影響や、水温の変化に伴う季節的な群集変化などがこれにあたる。多くの研究がなされているので詳述しない。

(2) 水文学的属性。流量と、流量によってもっぱら規定される流速、水深は、底生無脊椎動物や魚類にとって重要な属性である。この点についても研究は多いため詳述しない。

(3) 流路の形状。流路の形状は早瀬、平瀬、淵に大きく分けられ、それぞれにおいて特徴ある生物相が見られる (Ormerod, 1988)。特に早瀬と淵で種数、現存量ともに多くなるとされる (Smithほか、1990)。河川改修の際人工的に淵を造成することで、魚類が増加しその種組成も多様化することも知られている (水野、1985)。流路の詳細な形状や水流の状態により河川内の生息場所を分類し、魚類の保全のための河川管理に役立てようという試みも見られる (RabeniとJacobson, 1993)。

流路の底の堆積物の性状も生物相に違いをもたらす (ErmanとLigon, 1988)。その理由の一つとして、大型の礫は小型の動物にとっての避難場所となることが議論されているが (Becharaほか、1993)、そのような効果は小さいとする報告もあり研究の余地がある (Dudgeon, 1993)。

流路の岸の状態も生物群集に影響する。草本植物におおわれた「ソフトな」川岸は、樹木の根や岩の多い「ハードな」川岸よりも底生無脊椎動物の生息に都合がよいといわれる (Ruttほか、1989)。

(4) 川岸の植生。BartonとTaylor (1985) は、川岸における森林が水温を下げ、魚類相に影響を及ぼしていると報告した。川岸の森林は、日照を遮り付着藻類の生態を妨げてそれを餌とする底生無脊椎動物の現存量を減らす一方 (BehmerとHawkins, 1986)、底生無脊椎動物の餌となる落葉・落枝を供給する (Richardson, 1992)。

(5) 流域の状況。流域内の人間活動は水の物理化学性に影響を与える。流域内の地形や地質は、流路の形状や水文学的特性を規定する。これらは間接的な要因といえる。直接的な要因としては、水系の連結性があげられる。水路により接続された水域からの生物個体の移入が水生生物相の維持、回復に果

たす役割は大きい (MinshallとPeterson JR.、1985)。移入が円滑になされる場合は無生物状態からでも生物相は速やかに回復し得る (BayleyとOsborne、1993)。逆に孤立した水域では、他の物理的、化学的条件が整った場合でも生物相の回復には時間がかかる (FuchsとStatzner、1990)。

### 主な水生生物の指標生物としての特徴

河川の水中には多様な生物が生息しているが、河川環境を議論する際に特に注目されるのが、魚類、底生無脊椎動物、付着藻類の3つである。他に、水生植物、菌類などがあり、また陸上と水中とともに利用する生物として鳥類、哺乳類、両棲は虫類などがあるが、ここでは議論の対象としない。

魚類は優れた指標生物として知られている (Karr、1981、1987)。魚類の保護は、政策上大きな意味を持っている。生態系における上位の消費者であることから、その保全により生物多様性の保全もあわせて追求し得る “Umbrella species” (Noss、1990) を含む分類群もある。従って、魚類にとっての生態環境の評価を行うことは、実用上も生態学的にも大きな意味がある。但し、定量的な調査は一般に難しい (Hucott、1981)。

底生無脊椎動物の場合、環境指標としての有効性はほぼ確立している (Rosenbergほか、1986)。環境指標としての政策上の利点は魚類よりも小さいが、トンボ、ホタルなど一般に認識されやすい種類、Noss (1990) のいうところのflagships (その魅力により保護の必要性を訴えることができる種類) を含む。量的な調査も容易で、環境指標性と調査の容易さを兼ね備えた利用しやすい分類群である。

付着藻類、とりわけ珪藻類については、水の物理性、化学性の指標としての有効性は揺るぎない。調査は極めて容易である。もっとも、水質以外の要因は、流速などを除いて反映しにくい。社会的な認識度も小さく、そのような観点からも指標生物としては利用しにくい。

## 2. 2 陸生生物にとっての河川環境

河川水辺の環境条件と生物との関係を把握するために、地形分類の考え方に基づく空間スケールを考慮した (Frissel ほか, 1986; Salo, 1990)。地形分類は、地形の成因、組成、構造などから、対象を規模の異なる単位にわたる操作である。視野に入れる空間の規模によって、生物に最も強い影響を及ぼす環境要因 (たとえば、気候、土壤特性や水分特性) は異なるため、これを整理するために、地形分類の単位が適当と考えた。一般に地形分類の単位には大地形、中地形、小地形、微地形などが用いられるが、本論では大・中地形として流域を、小地形として流路平面形状を、微地形として河川空間の微地形をそれぞれの単位とし、マクロ、メソ、ミクロスケールと名付けた。

一方異なる空間スケールで捉えられる生物と環境の関係は、時間的にも異なる特徴を持つ。たとえば、洪水の搅乱は小面積の空間では重大な影響を及ぼすが、大面積の空間は大きく変化しない。地形分類の単位に基づいて関係や現象を整理する際にも、現象の継続時間に注意しなければならない。とくに洪水などの搅乱現象は、その現象がふたたび生じるまでの生起間隔が生物により重要となる。各スケールで注意すべき地形の継続期間や生物（個体、群集、生態系）の存続期間についても示した。

## マクロスケール

マクロスケールでは、流域や集水域など比較的大規模な空間を視野に入れて現象をとらえる。一般に、面積1ha以上の空間に影響を及ぼし100年以上継続、あるいは再び生じるまでに100年以上を要とする現象である。

流域は、水系を骨格とし分水界によって区分される空間単位で（武内、1980）、その土地自然条件と社会条件の間には固有の結びつきがあるとされる（李ほか、1988）。流域内を流れる河川水系網も、これらの土地自然・社会条件に応じた特徴を持つ（Castillo ほか, 1988）。流域はさらに、河川合流点や中地形域の境界点などの縦断勾配の結節点を目安に、“セグメント”へと細分できる。一つのセグメント内の河道特性（河床構成物質、蛇行形態、侵食・堆積作用）は類似しており（山本、1986）、沖積河川では扇状地、自然堤防帯、三角州の3つが見られる。

マクロスケールでは、河辺自然植生と河川縦断方向の植生配列の様子から植生と環境の関係が議論される。河辺植生は、気候区分、大・中地形区分、地質条件などの、大規模かつ容易には変容しない土地自然条件を反映して生育し（Srutek, 1993; Dunham, 1989; Baker, 1990; Carbiener と Schnitzler, 1990）、河川縦断勾配や水系の発達程度などの河川の特徴の影響も受けている（Hupp, 1986）。さらに、本流と支流の違い、流域面積の大小などの水文学的な環境条件も、河辺植生に場合によって影響する（Nilsson ほか, 1991, 1994）。

マクロスケールで捉えうる環境条件は、気候変動や地殻変動など、大規模かつ生起間隔が長い現象でのみ変化し、植物群落の生存期間と比較すれば長期間変化しない。そのため、ミクロなスケールで生物現象を捉える場合、これらの環境条件は一定とみなしうる。但し、近年大規模な人間活動の影響を受けて、こうしたマクロスケールの環境条件も変化する傾向にある。たとえば、ダム建設や流路付け替えなどの河川改修は河川縦断勾配を変化させ、改修区間の流速、流量などの水理学的な条件や河川の侵食・堆積作用を広範囲に変化させる。河川は周囲の地形条件に応じてこの変化をより小さくするようにその形態を自己調節し（谷津、1954）、結果的に改修区間の上下流域で流路平面形状が変化することがある（Harris ほか, 1987; Brookes, 1988）。

流域の土地利用の変化もまた、流域規模で河辺植生に影響を及ぼす。流域の都市化にともなって河川平均流量が減少し、地下水位が低下して湿生植物群落の消失したり（Johhson, 1994）、河川流水の汚染によって水辺の立地が富栄養化して好窒素性植物種が増加するなど（奥田、1978; 倉本、1987）が報告されている。

## メソスケール

メソスケールでは、流路平面形状を単位として生物現象をとらえる。面積およそ1m<sup>2</sup>～1haオーダーの範囲に影響を及ぼし、10年から100年オーダーで継続、生起する現象が対象となる。流路平面形状は、流路の屈曲、中州の発達程度、流路の変動パターンなどにもとづいて分類され、通常網状、蛇行、直線などに分類される（Kellerhals ほか, 1976）。河川区間がどのような流路平面形状をとるかは、上位の

流域規模の環境条件（たとえば大地形区分や縦断勾配）に規定される。

流路平面形状は、毎年発生する小規模な洪水では変化しないが、10年～100年で発生する比較的大規模な洪水により局所的な縦断勾配、水面幅、水深などが変化すると、それに応じて変化する（池田、1975）。またダム建設などの人間活動によっても流路平面形状は変化する（Schumm, 1985）。

また流路平面形状は、さらに小さな微地形単位に細分できる。流路平面形状を、小規模な洪水で微地形単位の位置が変化し入れ替わりながらも、その組成は変化せず平面形状の特性は維持されるような、「動態単位」と捉える考え方もある（石川, 1991; 飯泉と菊池, 1980）。

流路平面形状と河辺植生との関連は、微地形の配列から議論されることが多い。河辺植生は微地形単位の配列、入れ替わり頻度と植生遷移に応じて帯状の分布構造を持っており、この関連に最も強い影響を及ぼすのは洪水である。流路平面形状は10～100年オーダーでその形状を保つが、それを構成する微地形は10年以下の間隔で他の微地形と入れ替わる。洪水による搅乱の影響を受け、新たに形成された微地形単位上には、まず遷移初期相の植物群落が定着し、時間が経過するにしたがって、群落はより発達した群落へと遷移していく。洪水は、群落の発達を抑制したり遷移初期段階ヘリセットしたりする。微地形の入れ替わりと植生遷移過程は、洪水が生じる度に繰り返し生じているため、通常の遷移と区別して同じ仮定を繰り返す「可逆的な発展過程 reversible evolution」と呼ばれることがある（Amoros ほか, 1987; Bravard ほか, 1988）。流路平面形状が異なれば、搅乱の影響が及ぶ範囲も、発達段階の異なる植物群落の分布も異なる。たとえば網状流路では、流路はランダムに移動し植物群落はモザイク状に分布する（MalansonとButler, 1990, 1991; 石川, 1991など）が、蛇行流路では流路は蛇行の外側へ一定方向に移動するので、左右岸で異なる植生配列が形作られる（KalliolaとPuhakka 1988; Kalliola ほか, 1991）。

こうした微地形の配列は、河川改修や土地利用などによっても容易に変化する。こうして人為的改革は自然搅乱の生起間隔を長引かせ、搅乱により新たに裸地が形成されて植生が定着する機会を減少させる。結果的に微地形単位の継続期間を長引かせて植物群落の遷移を進ませる。このため微地形の変動により多様に保たれていた河辺植生が単純化することが危惧されている（たとえばJongman, 1992）。

## ミクロスケール

ミクロスケールでは、微地形を視野に入れて現象を捉える。面積1 m<sup>2</sup>オーダー以下の空間に影響を及ぼし、10年オーダーより短い継続期間・生起間隔の現象が対象となる。微地形は小規模かつ頻繁に生じる洪水で入れ替えられ、微地形の種類が異なればその継続期間も異なる。ここでは微地形単位の継続期間内に、その上に生育する植物群落と環境要因との関連について整理する。

### (1) 微地形単位と環境条件

河辺植生には、水面からの比高、土壤湿度、堆積物の粒径などの環境条件が影響を及ぼす。水面からの比高と堆積物の粒径は、河辺植生の立地のすみわけを説明する有効な要因であり（たとえばBliss and

Cantlon, 1957; Liu と Malanson, 1992; Robertson ほか, 1978; Teversham と Slaymaker, 1976)、なかでも水面からの比高は洪水による搅乱の発生頻度、冠水持続期間などを総合的に指標できる（倉本, 1984; Dunham, 1989; Szaro, 1990）。さらに微地形は、水面からの比高とともに流路との位置関係や地盤の起伏などの環境条件（および自然搅乱）をより総合的に議論でき、近年、微地形を単位として植物群落と複数の環境条件との対応関係が整理されつつある（Colonnello, 1990; Hupp と Simon, 1991; 加藤ほか, 1993）。

## (2) 微地形単位上の植物群落の発達過程

微地形単位上に生育する植物群落には、土地自然条件以外に、生物相互作用と水位変動が影響をおよぼしている。生物相互作用は植生が未発達な微地形単位ではあまり影響しないが、ある程度植生が発達するとより強い影響を及ぼすようになる（Nilsson と Grelsson, 1990; Menges と Waller, 1983）。とくに植生の定着には、光条件（Sligafoo, 1976; Kupfer と Malanson, 1993; Duncan, 1993）や種子供給源の有無（Morin ほか, 1989）が影響する。さらに微地形単位上の樹林では、群落構成種や遷移段階の違いが林床植生の発達や将来の遷移に影響をおよぼす（Bray ほか, 1994; Johnson, 1994; Robertson ほか, 1978; Walker ほか, 1986）。

水位変動は、ミクロスケールで植生に最も大きな影響をおよぼす環境要因である。水位変動は、種子散布・発芽時期には種子散布や発芽条件を良好にし河辺植生の定着を促進する（Johnson, 1994; Walker ほか, 1986）が、それ以後は一度定着した種子や実生を押し流すなどの弊害ともなる（たとえばBaker, 1990; Malanson, 1993; Johnson, 1994）。このとき微地形の地表面の起伏や倒木の有無などの微細な空間構造もまた散布される種子量や流水による搅乱の程度を左右する（Johansson と Nilsson, 1993; Schneider と Sharitz, 1988）。また種子散布・発芽時期以外の水位変動は、樹木の生長速度とも関係し（Johnson ほか, 1976; Dicke と Toliver, 1990）、さらに植生を搅乱して倒木・枯死の原因ともなる。このように水位変動は、植物個体群のさまざまな生活史段階に関与し、水位変動が失われた場合、河辺植生には大きな影響が及ぶ。

## (3) 植生遷移への影響

微地形単位ごとに環境条件や洪水による搅乱の程度、継続期間が異なるため、定着した植生の遷移の過程も個々の微地形単位で異なる（たとえばFarjon と Bogaer, 1985; Lamotte, 1990）。微地形単位上の植物群落の遷移段階は、微地形単位の継続期間、植生への搅乱の生起間隔と、植生遷移の速度の相互関係で説明される（中静と山本, 1987）。たとえば、樹林が成熟するまで期間が微地形単位の継続期間より長ければ、樹林が形成されるまでに微地形が失われその微地形には樹杯地は生じない。また、微地形単位が継続していても、植生への搅乱がその間頻繁に生じるなら、この場合も樹林は形成されない。中村（1989）は、こうした考え方に基づいて、山地渓流の砂礫堆上の形成過程と、その上に形成された同齡河畔林との関係を議論している。山地渓流では、微地形単位が存在し続ける間に樹林が形成され、

また微地形が存在している期間中は、その上に生育する植生を破壊するような洪水は生じることが少ないので、同齡林が形成される。

沖積河川水辺についても同様に、植物群落の遷移段階の違いが微地形単位の継続期間の長さとの関連から検討されている (Fonda, 1974; FarjonとBogaer, 1985; Walker ほか, 1986)。ただし一般に沖積河川では、微地形の継続期間中に地形を変化させず植生にのみ影響を及ぼす洪水が頻繁に生じるため、同じ微地形単位上にも異なる齢構造を持つ植分や遷移段階の植物群落が成立する。

#### (4) 人間活動の影響

ミクロスケールでは、人間活動が微地形と植物群落との関連に多大な影響を及ぼす。最も顕著なものは改修や土地利用に伴う地形改変であり、これらは植物群落を物理的に破壊する。同時に土壌や地下水位などの土地条件も変化する。たとえば、護岸を設置したことによって、地下水位が低下して水辺の立地が乾燥化したり (Jongman, 1992)、土地利用に伴って踏圧による表層土壌の固結が生じる。こうした地形改変によって結果的に湿生立地及び乾性立地が失われ、自然状態で見られた水辺から陸域にかけて連続した立地の変化は、均質な立地へと変化する傾向にある (倉本、1987)。また土地改変の影響で植物群落の種組成や生物相互作用も変化し (Carter, 1989)、攪乱された立地での競争力に優れる荒地性の種が侵入・繁茂して河川空間固有の種に置き換わり (Beering, 1991)、河川空間の植物種の多様性が失なわれることが危惧されている。(Jongman, 1992)。一方、樹木の伐採、草本の刈り取りや火入れなどの河川の植生管理は、植物群落を物理的に攪乱するも、土地条件を大きく改変しない。そのためこれらの攪乱は河辺植生の遷移を抑制するように作用すると考えた方が適当である。

### 3. 生物群集の分析手法の検討

#### 3. 1 河川環境の管理・計画のための生物群集種組成の分類

##### 多変量解析の導入

河川の生物群集は多くの要因により規定されている。これらの要因の間には当然強弱があり、しかもその関係は場所により異なる。例えば、水質変化に伴う広域的な生物相変動パターンに比べると局地的な流路形状による生物相の相違は小さいという報告がある一方で (LoganとBrooker、1983)、局地的な堆積物の性状の違いの効果が、水質（栄養塩濃度）の広域的な変動以上に生物相に影響を与えていたとして報告もある (Richardsほか、1993)。

従って、計画（または調査、管理）対象地における生物群集の変動要因の重要性を判断し、生態環境を評価するための尺度を決定することが重要になる。あまり重要でない環境条件に注目して生態環境の評価を行っても、そのような評価は実際上の意味を持たない。生物群集の変動の主要な要因となっている環境条件を的確に見つけだすことが、生態環境の適切な評価やモニタリングに結びつくのである (Kreman、1992)。

このために用いられるのが、多変量解析による分析である。多変量解析は、河川など水域の生物相を対象とした解析に限らず、植生や鳥類群集など陸域の生物相のデータに対する解析でも広く利用されている。多変量解析により、生物相に関する多量のデータからその主要なパターンを抽出し、生物相の変動の要因を推定したり、その要因から見た個々の群集や生息地の位置付けなどを明らかにすることが可能である (Gauch, 1982)。自然保護や環境の管理・計画のうえでのこのような手法の意義は、対象地域ごとに必ずしも一定でない支配的な環境要因を、容易に把握することが可能な点にある。支配的な環境要因の把握は地域環境の生態的側面に対する適切なモニタリングを可能にする (Kreman, 1992)。

多変量解析とは、様々な手法の総称であるが、Gauch (1982) はこれを直接傾度分析、序列化、分類の3つに大別している。直接傾度分析とは、生物群集の諸属性（群集を構成する個々の種の個体数、被度、重要度などの量的特性や、群集の種多様性、その他）と環境傾度とを直接に対応させ、環境傾度に沿った群集変化の様相を明らかにすることである。序列化は、データの構造をできる限り保存しつつ、より低次元の空間に変数（分類群、通常は種）やサンプル（調査地点、スタンドなど）を配置すること、と定義できる。分類は、何らかの類似性の基準に従って、変数やサンプルをより少数のグループにまとめることがある。

### 多変量解析の利用上の問題

序列化や分類では特定の環境条件を要因として前提としない。環境要因に関するデータを予め用意する必要がある直接傾度分析を除けば、多変量解析は生物相に関するデータだけからその変化のパターンを明らかにし、それに基づき環境要因の推定を行うことができる。

多変量解析では、複数の要因を同時に明らかにできる。要因の数は、序列化の場合、最大で3～4、分類では5～6とされるが (Gauch, 1982)、サンプルを限定して上位の要因の効果を除去した場合に、新たに局所的な要因が明らかになることがある (Kreman, 1992)。

多変量解析には多くの手法があるが、対象により最適な手法は異なる。分類と序列化の使い分けについてはGauch (1982) が、ばらつきの大きなデータには分類、ばらつきの小さなデータには序列化が向く、とまとめている。さらに、序列化は分類に比べて、サンプル間、種間の関係や生物相変化のパターンと環境変化との結びつきがわかりやすいとしている。序列化手法の使い分けについてはTer BraakとPrentice (1988) が、環境傾度が短い場合には、主成分分析等の線形の序列化手法の方が、他の序列化手法よりもかえって優れていると論じている。

### 生物相の予測への応用

多変量解析は、生物群集の空間的な変動の把握やその要因の推定に主に利用されているが、生物相の予測に応用することも可能である。Wrightほか (1984) は、グレートブリテン島の41河川268地点を対象に、環境条件28項目のデータを収集し、底生無脊椎動物を調査した。TWINSPANにより底生無脊椎動物群集を分類して16のタイプに類型化したうえで、この類型を環境条件の測定結果に基づき正準判別

分析により判別した。この判別モデルから、生物相の予測モデルを得ることができる。

サンプルの類型化と判別分析に基づく予測の組み合わせは、もともと生物相の有効な解析手法の一つとして指摘されていた (GreenとVascotto、1978)。この手順は以後よく利用され、数カ所で同様の研究が行われたが、おおむね同じ程度の精度の結果を得ている (Storeyほか、1990)。本研究でも、TWINSPANと正準判別分析の組み合わせが有効であると考え、これを基礎とした解析手法の確立と、解析のための流域情報データベースシステムの検討を進めることとした。

### 3. 2 多変量解析による底生無脊椎動物群集の分析とその河川環境管理への応用

#### はじめに

本節以下3つの節では、生物相の調査により得られたデータの実際の分析を通じて、生物相と地域の自然環境の関係を把握する方法を検討する。本節では、生物指標による水質評価のために専ら調査してきた底生無脊椎動物を、分析の対象とした。

前節で示したように、多変量解析を用いた生物相の分析による河川環境把握の試みには、従来の生物指標を越えた多くの可能性がある。対象流域の生物群集にとって重要な環境要因を把握し、地点ごとにその程度を推定できること、生物群集の予測モデルを構築可能であること、などがそれである。生物相に変化をもたらすなら水質以外の環境要因にも対応できる点は、従来の生物指標にはない長所である。

第2章で述べたように、底生無脊椎動物群集は、水質以外の多様な要因の影響を受ける。河川の環境を総合的に把握するためには都合のよい指標生物である。多変量解析を用いた生物群集の分析が実際にどの程度有効であるのか検証するのには適当な対象であると考えた。

#### 分析手順の提案

分類、序列化、直接傾度分析という順に、生物相変化のパターンの理解が詳細になる。反面、対応できる要因の数、要因に関して事前に必要な知識、などに関する制約も、同じ順に強くなる。通常、分析の初めの段階では、データの様相は十分に理解されていない。そのため、まず分類手法、特にデータの構造の見通しつけやすいTWINSPAN (Hill、1979) を用いて、データの概要を把握するのが適当であろう。

分類の結果、生物相に影響を与える要因を推定できるようになる。推定の方法にはいくつかあり得るが、ここでは、正準判別分析を用いて測定された環境条件と生物群集のタイプとの関係付けを行う方法を採用する。正準判別分析により、正準変量が計算されるが、それぞれの正準変量について正準相関係数と各変数に対する係数を見れば、どの環境条件がより重要であるかが推定できる。上位の、正準相関係数の値が大きな正準変量について、大きな値の係数を持った変数に対応する環境条件が、重要な環境要因といえる。また、種組成によって分けられたグループごとに、正準判別係数が算出される。これを相互に比較することで、それぞれの環境条件がどのグループにとってどのように働くかが判断できる。

例えば、A B 2つのグループがあり、Aでは判別関数の流速の項の係数が小さく、Bでは大きかった場合、流速が早い地点ではBのグループの種組成に近い種組成の群集が現れる可能性が高いと判断される。

こうして、生物相に影響を与える要因が推定できても、最終的には要因と生物相を直接に対比して、対応関係を確認しておくことが望ましい (Katoh、1991; Kreman、1992)。多変量解析結果だけでは、要因と生物相の対応関係がしばしばわかりにくく、一般の市民に対する説得力に欠けるからである。

## 事例への適用

### (1) 事例研究地域

事例研究は、埼玉県南西部を流れる入間川の中流域を対象とし、飯能市加治橋から川越市安比奈新田までの6地点で調査を行った (図3-2-1)。上流側4地点 (地点a～d) は3.2kmの範囲内にあり、おおむね近傍にあるといえる。地点eは地点dより3.5km下流で、取水堰の付近であるが、生物相が明らかに異なる湛水部分は、調査から除外した。地点fはさらに6.3km下流である。

### (2) 現地調査

調査対象とした生物は、多様な環境条件に対応して生物相が変化するため、環境の分析を意図した調査によく利用されている、底生無脊椎動物である (Rosenbergほか、1986)。調査は1994年4月28日から5月15日までに、各地点で1回づつ行った。環境の分析・評価のための生物相調査の場合、1回で過去数カ月間の環境の影響を把握できる (渡辺ほか、1984)。

現場では1人が、川底の堆積物を1mmメッシュのふるいで10分間集め、隨時岸に引き上げたうえ肉眼で検出可能な全ての動物を採取した (Katoh、1992)。1地点につき、流速、水深、堆積物の粒径、工作物の有無などが異なる4～13箇所でサンプルを得た。サンプル数は計47である。各サンプル箇所で表面流速、水深、最も優占的な堆積物の粒径、工作物の有無を記録し、電気伝導度、pH、水温を測定した。なお、堆積物の粒径は、国際土壤学会法によりシルト・粘土、砂を区分し (ペドロジスト懇談会、1984)、2mm以上の粒径のものは5cm単位 (5cm以下、5～10cmなど) で記載した。

底生無脊椎動物は、エチルアルコールで固定・保存し、実験室内で双眼実体顕微鏡を用いて同定した。同定は原則として種まで行ったが、一部に属や亜科で分類を打ち切ったものがある。

### (3) 分析

底生無脊椎動物の場合、種により個体の大きさが甚だしく異なり、個体数比率に基づく分析は生物相の現状を正しく反映しない可能性がある。本研究では、種の出現の有無だけをデータに用いた。このようなデータは、厳密に定量的なサンプルが得られない場合や (Hucottほか、1974) 6)、生物相の変化が大きい場合に (Beals、1984)、効果的とされる。

初めに、分類手法の1つであるTWINSPANで、全体のパターンを把握した。その際、単独のサンプルが1グループを形成する場合には、これを例外的なサンプルとみなして除去し、分析をやり直した。

この過程で 2 サンプルが除去された。

分類の結果を目的変数、サンプルごとに記録された環境条件を説明変数とする正準判別分析により、生物相と環境条件を対比させ、種組成の変動に影響を及ぼす環境条件を抽出した。本事例の場合、序列化なしで要因の把握や地点の位置づけが可能であった。

#### (4) 結果

TWINSPANでは、分類の結果は縦に種、横にサンプルを並べ、各サンプルにおけるそれぞれの種の個体数や頻度を、階級により示した表の形で示される。本研究では、階級は 1（出現）と 0（出現せず）の 2 つだけである。図 3-2-2 にその結果を示した。

第 1 回の分類により、サンプルは多くの種が出現するグループ（32 サンプル）と、出現する種がユスリカ、イトミミズなど一部の種に限られるグループ（13 サンプル、グループ C）に分かれた。前者はさらに 2 分割され、ヒメカゲロウ、モンカワゲラ、クロマダラカゲロウの出現頻度が高いグループ（14 サンプル、グループ A）と、ヒメヒラタカゲロウ、サツキヒメヒラタカゲロウの出現頻度が高いグループ（18 サンプル、グループ B）に分けられた。

正準判別分析結果からは、流速と堆積物の粒径が、種組成の差異に主に寄与していたことがわかる（表 3-2-1、第 1 軸）。判別関数の係数は、グループ B が速い流れと、グループ C が細かな堆積物と、顕著に対応することが示された（表 3-2-1）。誤判別率は 17.8% で、この判別モデルから生物相をある程度予測できるといえる。

流速および堆積物の粒径（それぞれ 4 段階に統合）と種組成との対応関係を示したのが、表 3-2-2 a、b である。流れが速く大型の礫が多い場所ではグループ B、流れが遅く砂泥の堆積が多ければグループ C の種組成になる。グループ A はその中間に位置する。例外的として除去された 2 地点は、グループ C に近い傾向を示した。

グループ C では、TWINSPAN の分類をもう 1 段階進めた場合に、水深の影響が現れる（表 3-2-3、水深は 4 段階にまとめた）。水深 15 cm を境により深い場所のサンプルはサブグループ C 1 に、より浅い場所のサンプルはサブグループ C 2 に、おおむね区分された。

a から f の 6 地点の間での種組成の違いは特に見られなかった。溜まり水の 1 箇所（サンプル c 6）を除けば、電気伝導度（水温 25 度に換算）は 280～370  $\mu\text{S}/\text{cm}$  と比較的近い水準にあり、地点間の水質の違いそのものがそれほどなかったと言える。

以上の結果から本調査地においては、水質が均質であることを前提として、第 1 に流速と堆積物、次いで水深が、生物相にとって重要な環境条件となっていることがわかる。これらの条件は流路形状と直接関わりがあるため、流路形状の改変は生物相に大きな影響を生じる危険性があること、逆に改変された流路形状を復元することが、生物相の回復に寄与し得ることが示唆される。

## (5) 考察

生物相分析の目的は、以下の二つに整理できる。

まず、生物相変動の要因を把握し、対象地域（水域）の環境を考える上で重視すべき条件を見いだすことである。河川の場合、生物相に変化をもたらす要因は、水質の各種の余件に加えて流速、水深、水辺の物理的性状、水底の堆積物の性状、周囲の植生、他の水域との連結性など多くが知られている（第2章）。多数ある潜在的な要因から実際に機能しているものを知り、要因に即した個々の地点の現状評価を行うことにより、変えてはいけない環境条件や積極的に改善すべき環境条件を検討でき、空間の区分にも役立つ（加藤と武内、1991）。

本研究でも、生物相分析のこの機能は明確に確認できた。結果として、流速と堆積物に応じた生物相の変化が確認された。流速が遅いほど種数は減少したが、止水域に特有な種も存在することから（図3-2-2）、流水から止水までの様々な流路が残るような整備手法を検討する必要性が指摘できた。

もう一つは、仮定された環境条件下でどのような生物相が見られるか、予測することである。近年、正準判別分析等を用いて、人為的な影響がない場合の生物相を推定するモデルなどが研究されている（Mossほか、1987）。地域の土地自然のポテンシャルを生かした自然環境の復元がなされるべきとの考えに従うならば（武内、1991）、このようなモデルは環境の管理や計画の目標設定に応用できる。本研究でも正準判別分析により、環境条件と生物相を対応づける判別モデルを構築したが、これは生物相予測モデルとして利用可能な判別精度を示した。サンプルを広範囲から得ることにより、様々な環境条件の変化に対応した予測モデルを、本研究の方法により構築することが可能であろう。

河川を対象とする場合、以下の問題に備える必要がある。まず生物相が変化する場所が目に見えない。従って、代表的なサンプルを選ぶことが難しい。また、増水や氾濫により流路がしばしば変化するため、固定的な流路区分は空間計画の役には立たない。

現地調査上の問題には、分析の空間スケールに応じて調査条件を調整することで、対応しなければならない。広域的な分析では、ミクロに変化する堆積物や流速、水深などの条件をそろえて採集を行い、より細かなスケールでの分析では水質など広域的に変化する要因を排除するような、調査レイアウトを用いる必要がある。

流路変化の問題には、個々の流路は変化しても、一定範囲内の流路のタイプの組み合わせは人為的な影響を受けない限り大きく変化しないことに注目して対処できる。生物相に影響を与える要因により区分された流路タイプの構成比により、生物相を考慮しながら河川の状況、特に人為的な改変の影響や効果を評価できよう。

表3-2-1 正準判別分析の結果

	正準負荷量		判別関数の係数		
	第1軸 (0.73)	第2軸 (0.31)	グループA	グループB	グループC
電気伝導度	0.15	0.19	0.10	0.10	0.11
水深	0.08	0.36	0.01	0.01	0.02
流速	-0.90	0.44	0.06	0.15	0.07
堆積物粒径	-0.83	-0.44	0.11	0.14	-0.21

注：括弧内の数字は正準相関係数。全ての説明変数は0.1%水準で有意。

表3-2-2 生物相と主要環境要因の対応

	TWINSPANグループ			
	グループA	グループB	グループC	例外
<b>流速</b>				
0cm/s	0	0	7	1
0-10cm/s	3	9	6	1
10-20cm/s	1	4	0	0
20cm/s以上	14	1	0	0
<b>堆積物</b>				
シルト・粘土 <sup>1</sup>	0	0	6	1
砂 <sup>2</sup>	0	1	5	0
礫(<10cm)	10	12	2	1
礫(>10cm)	8	1	0	0

注：数字は条件に合うサンプルの数

1粒径0.02mm以下、2粒径0.02-2mm

表3-2-3 生物相と水深の関係

	TWINSPANグループ	
	C 1	C 2
0-5cm	0	1
5-10cm	0	4
10-20cm	2	2
20cm以上	3	1

注：数字は条件に合うサンプルの数

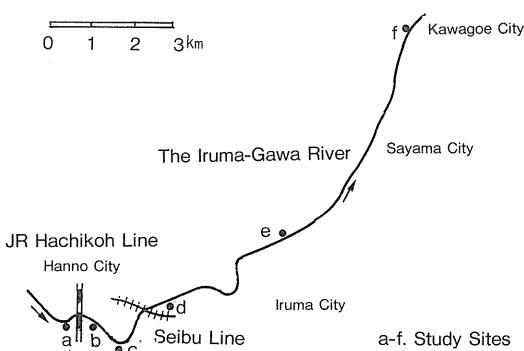
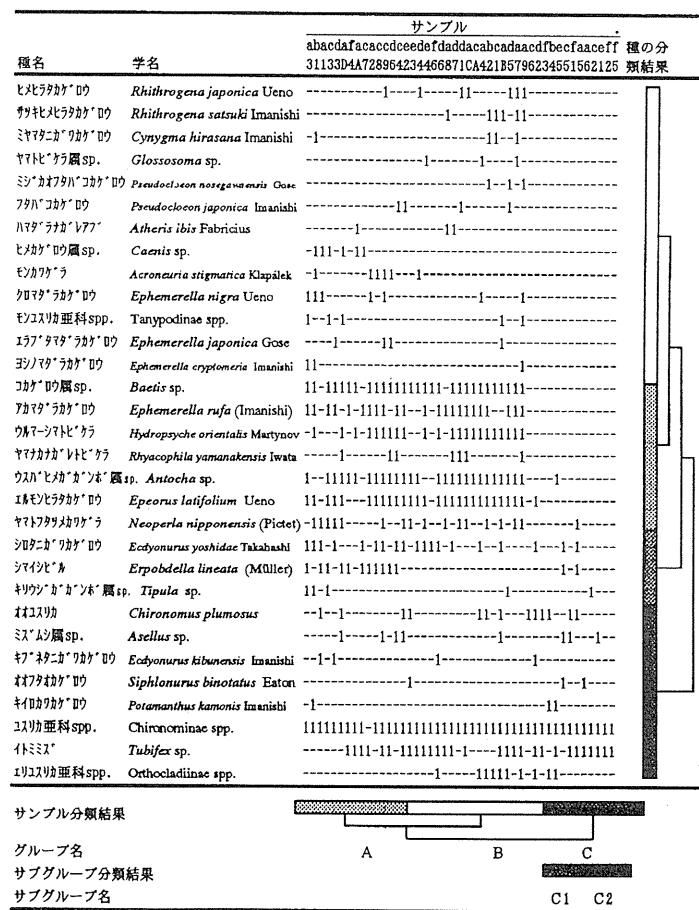


図3-2-1 調査地点の位置



注：サンプル名はa～fの地点番号と、各地点における16選択の通し番号で示されている。サンプル「b3」と「e6」は例外的なものとして除外された（本文参照）。

図3-2-2 TWINSPANによる分析結果

### 3. 3 入間川中流域の河川空間における植生の帯状分布と、それを規定する要因

#### はじめに

本節では、河川空間の植生を対象として前節と同様の分析、すなわち、TWINSPANによる生物相の分類と、正準判別分析による生物相と環境条件との対比という手続きを行った。河川空間において植生の分布に影響を与える要因を明らかにするとともに、前節に置いて提示した手法が生物の種類を越えて利用可能であることを示す。

河川空間の植生については、これまで多くの研究が行われてきた。通常の群落調査で問題とされるような空間スケール（ミクロスケール）では、冠水頻度、地下水位、土壤の粒径などが植生を決める主要な環境条件となるとみられている（BlissとCantlon、1957; TevershamとSlaymaker、1976; Robertsonほか、1978; LiuとMalanson、1992; 加藤ほか、1993）。このうちはじめの2つは相対的な高度（水面からの比高）により指標することができ（倉本、1984; Dunham、1989; Szaro、1990）、その結果河川空間の植生はしばしば、流路と平行な帯状分布を示すことになる。このような帯状分布は、自然な河川だけでなく、人為的に整備された河川空間の場合にもみることができる。

本節の目的は、すでに河川空間の植生と密接な関係があることがわかっている2つのパラメータ、水面からの比高と土壤の粒径が、本調査地域においてもまた植生分布と関係していることを示すことではない。むしろ、この2つのパラメータが実際の植生の変動をどの程度説明できるものであるのかを明らかにし、もしそれが不十分であるならば他に必要なパラメータについて分析、考察するとともに、河川空間の植生の予測モデルの構築可能性を検討することにある。

植生がそこに生息する動物にとってきわめて重要な環境条件であることは言うまでもなく、植生の分布を予測することができるならば、それは環境の管理、計画にとってきわめて有益である。

#### 方 法

##### (1) 調査対象地域

第1章で示した入間川中流域に、流路と直交するトランセクトを17本設定し、これに沿って調査を実施した。トランセクトの位置を図3-3-1に示した。

##### (2) 現地調査

トランセクトの中で、同一と観察された植生が連続している範囲で、可能な限り複数の方形区を設け、その中に見られた全ての植物種について被度と群度を記録した。各方形区の大きさは、そこにみられた植生の群落高を1辺とする正方形の面積とした。群落高が1mに満たない場合は、面積1m<sup>2</sup>とした。形状は、原則として正方形としたが、植生の分布により正方形では異なった植生に方形区がかかってしまう場合には、適宜同面積の長方形とした。同時に、方形区内の土壤をペドロジスト懇談会（1984）に基づ

づき記録した。また、トランセクトに沿って㈱東京リサーチサービス製の斜面測量器により微地形変化を記録し、トランセクトの地形断面図を作成したほか、トランセクトに沿って2m間隔で、山中式土壤硬度計により土壤硬度を測定した。各方形区における土壤硬度は、方形区内の全ての測定点における土壤硬度の平均値とした。なお、以上的方法は、加藤ほか（1993）で用いられたものと、地下水位の測定を行わなかった点を除いて同じである。現地調査は1994年8月に実施した。

### (3) 分析

方形区の総数は167である。このうち、4地点以上で記録された102種（但し群落内の異なる階層に現れた種は別個に記録したので、変数の数としては114）を分析の対象とした。

植生の場合、次節で取り上げる鳥類と異なり、調査者の能力と労力が十分であるならばそこに生育するものは確実に捕捉することができる。また、被度を用いた量的分析がこれまで数多く行われ、その有効性も確認されている。そこで、ここではBraun-Blanquetの被度階級で記録された被度を、各階級の中央値に換算した上で分析に用いた。分析の流れは前節と同じで、まずTWINSPANにより方形区（=サンプル）と種を分類し、次いで正準判別分析により、サンプルの分類に関係がある環境要因を明らかにする、というものである。

正準判別分析の際、説明変数として入力したパラメータは、河口からの距離（km）、流路に面する斜面であるか否か（面していれば1、そうでなければ0）、水面からの相対高度（m）、土壤硬度（kg/cm）、土壤粒度である。土壤粒度は、粘土、シルト、細砂、粗砂、細れき、小れき、中れきとして記録されていたものを、ペドロジスト懇話会（1984）が示すそれぞれの階級の粒径（mm）の範囲の中央値に換算した上、常用対数で変換した値を入力した。例えば、細れきの場合2～10mmとなっているので、中央値は6mm、この常用対数であるから0.78となる。

### (4) 結果

TWINSPANでの、方形区（=サンプル）の各段階の分類における指標種と、各段階でのグループサイズを図3-3-2に示した。階級は、-（出現せず）および1～6で、後者はBraun-Blanquetの被度階級の+および1～5に順に相当する。

第1回の分類により、サンプルは樹林性の種が出現するグループ（グループ5～8、16サンプル）と、出現しないグループ（グループ1～4、151サンプル）に分かれた。前者はさらに4分割され、ミズソバ、オオイヌタデ、サナエタデが優占するグループ1（25サンプル）、アメリカセンダングサ、ヨモギ、メヒシバが優占するグループ2（65サンプル）、ツルヨシとヨモギが優占するグループ3（41サンプル）、オギとヤブガラシが優占するグループ4（20サンプル）となった。

後者も4分割され、カナムグラとヒカゲイノコヅチが優占するグループ5（4サンプル）と、オギとカキドオシが優占するグループ6（3サンプル）、カキドオシとヤブジラミが優占するグループ7（2サンプル）およびメダケとチヂミザサが優占するグループ8（7サンプル）に分類された。なお、グル

プ2はその次の段階で、オヒシバとオオバコが優占する明らかな踏み跡群落とそれ以外に分離されたため、両者をグループ2a、2bとした。

各グループの方形区において、水面からの相対高度、土壤の粒径、および土壤硬度がどのような分布を示したかを箱髭図により図3-3-3～3-3-5に示した。図3-3-3は水面からの相対高度と植生の関係を示したものだが、相対高度30cmを境により低い場所ではグループ1、より高い場所ではそれ以外のグループという差が顕著にみられるほか、比高1m（グループ2と3の大半はこれ以下の場所で記録され、他のグループは稀）、比高2.5m（これより高い場所ではグループ6、8、9にほぼ限られる）にも植生の境界が観察できる。土壤の粒度については、水面からの相対高度では違いがないグループ2と3で、前者がれき～砂質土壤、後者がローム～粘土質土壤に対応していることが明らかであるほか、同様に水面からの比高には差が見られなかったグループ4と5の間、およびグループ8と9の間にも対応する土壤粒度に差があることがわかる（図3-3-4）。土壤硬度については、土壤粒度に似た傾向を示した（図3-3-5）。

こうしてみると、水面からの相対高度と土壤の粒度により、植生の予測が可能であるように見えるが、正準判別分析の結果はそうはならなかった。誤判別率は35%と前節の底棲無脊椎動物や次節の鳥類に比べると高い（表3-3-1）。しかもこのモデルの中には、トランセクトの河口（荒川合流点）からの流長が有意なパラメータとして含まれている。例えば、河口から18kmを境にして上流側にはグループ2bおよび4の方形区は記録されておらず、逆に下流側にはグループ6や7はみられなかった、というよう、上流下流による植生の違いがこの結果には反映されている。

以上の結果から、本調査地においては、水面からの相対高度と土壤の粒度、硬度が植生の分布を半ば以上を決め、上流下流の位置関係まで考慮すれば、植生の変動パターンのおよそ2/3を把握できることが示された。これら以外にもさらに他の要因が加味されて、植生分布が最終的に決まっている。上流下流の位置関係については、具体的にどのような形でそれが植生に関与しているかは今の所明らかではない。

## (5) 考 察

前節では、生物相分析の目的として、生物相変化の要因を把握し対象地域（水域）の環境を考える上で重視すべき条件を見いだすことと、仮定された環境条件下でどのような生物相が見られるかを予測することの2つを上げた。

本章第1節の議論から明らかなように、前者は一般的な多変量解析結果を環境条件を示すパラメータと対比することにより達成可能な目的であり、過去多くの研究がこの目的のために行われ成果を収めてきた。本節で述べた植生を対象とした分析においても、分類型の多変量解析であるTWINSPANの結果を環境条件のパラメータと対比することにより、植生の変化に対応する環境条件として水面からの相対高度と、土壤の粒度という一般に重視されてきた2つの属性の重要性を改めて確認することができた（図3-3-3、図3-3-4）。

一方で、生物相の予測については本節の結果は十分なものとはいえない。これにはいくつかの理由が考えられるが、1つには予測に利用されるべきパラメータが十分でないこと、言い換えれば、植生の分布に影響を与える未知の要因がなお存在することをあげることができる。上流下流の位置関係が植生の差異と関連が見られたという結果は、相対高度や土壤といったミクロスケールの要因以外に、メソスケール、マクロスケールの要因がミクロスケールの植生分布にも関与している可能性を示唆する。これについては、後節にてさらに分析を加える。

表 3-3-1 方形区グループ判別のための正準判別分析結果

説明変数	正準負荷量			各グループの判別関数の係数							
	第1軸 (0.80)	第2軸 (0.66)	第3軸 (0.56)	1	2 a	2 b	3	4	5	6	7
	0.86	0.50	0.09	1.94	3.00	8.17	2.84	4.39	4.06	10.2	4.56
水面からの相対高度											8.20
土壌の流度	-0.52	0.76	-0.12	-0.45	-0.09	-0.68	-1.73	-1.71	-1.31	-1.40	-1.61
土壤硬度	-0.37	0.50	-0.08	0.15	0.15	0.08	0.09	0.08	0.07	0.02	0.06
河口までの流程	-0.11	0.01	-0.99	0.93	0.65	0.83	0.77	0.57	0.78	1.26	0.93
											0.83

注：括弧内の数字は正準相関係数。全ての説明変数は0.1%水準で有意。

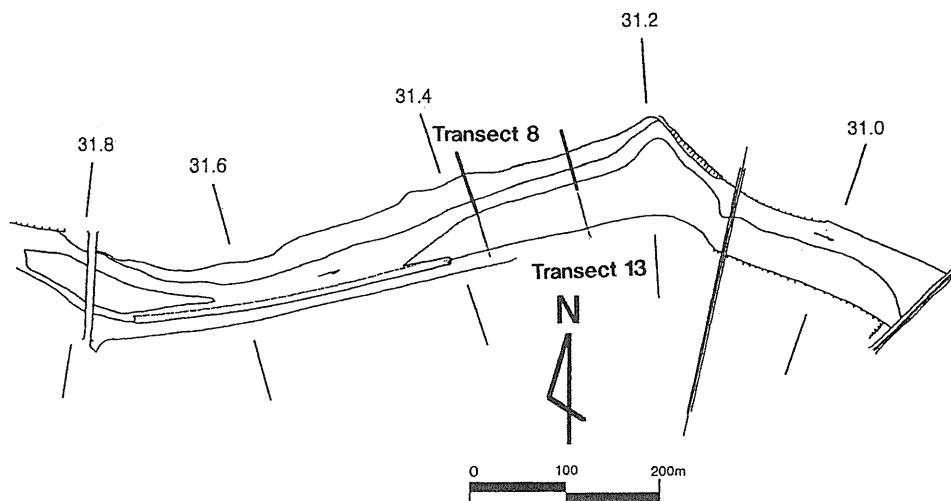


図 3-3-1 a トランセクトの位置  
数字は、荒川合流点までの流程を示す

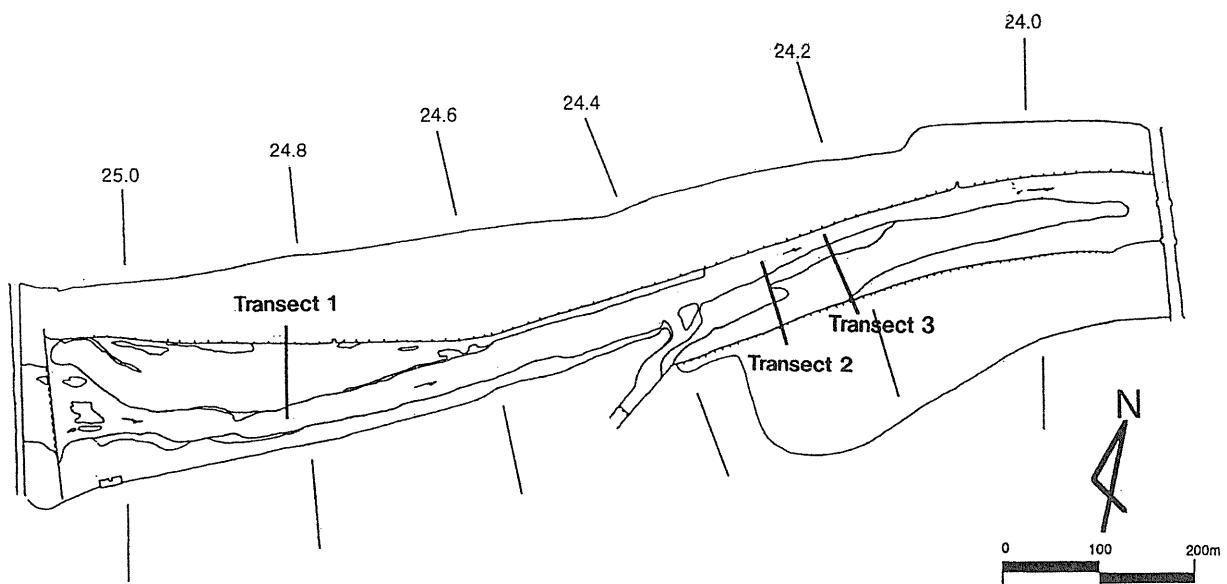


図 3-3-1 c トランセクトの位置  
数字は、荒川合流点までの流程を示す

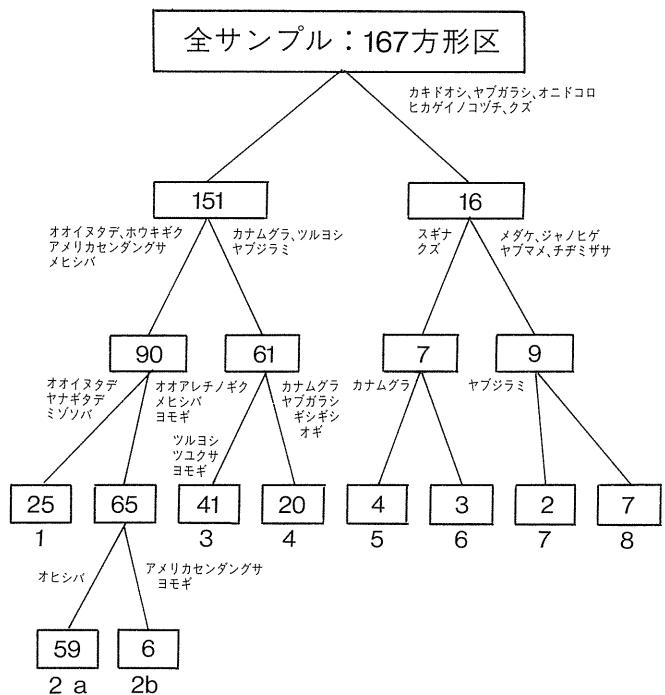


図3-3-2 TWINSPLANによる方形区の分類過程

種名は、その段階の分類において指標種となった種類を示す。四角の中の数字は、その段階で形成されているグループに属する方形区の数を示す。四角の外の1、2a、2bおよび3~8は、分析に用いた方形区グループの番号を示す。

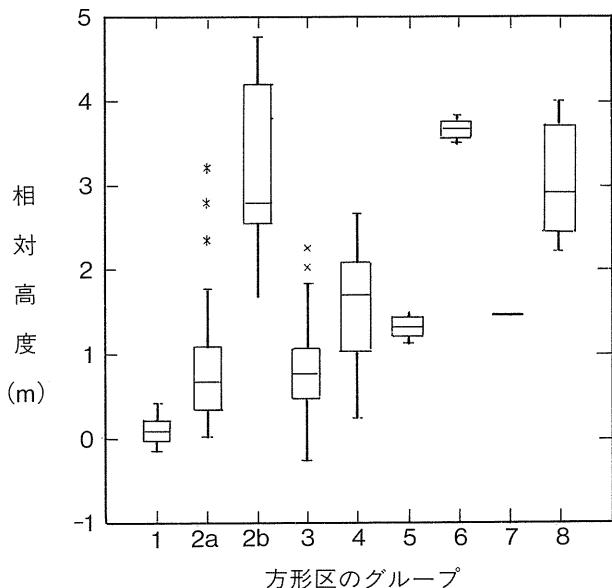


図3-3-3 TWINSPLANにより分類された方形区のグループと、水面からの相対高度との関係

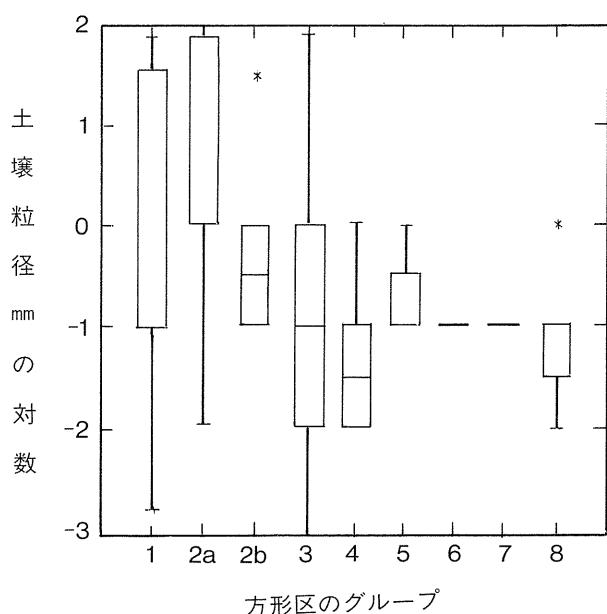


図3-3-4 TWINSPLANにより分類された方形区のグループと、土壤の粒径との関係

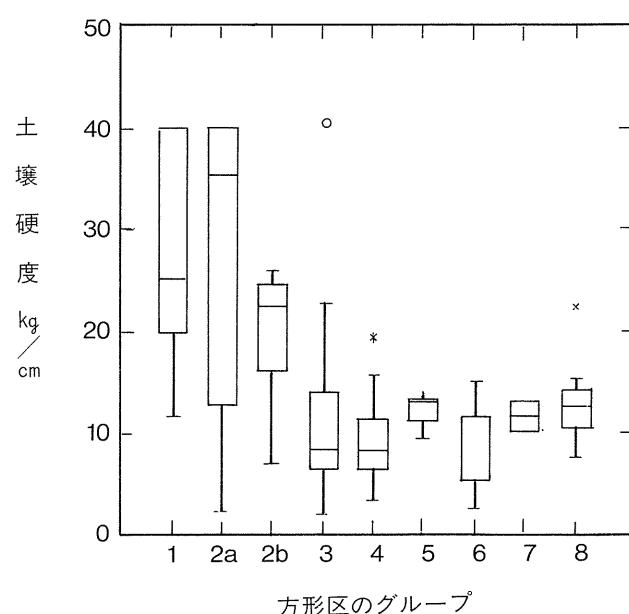


図3-3-5 TWINSPLANにより分類された方形区のグループと、土壤硬度との関係

### 3. 4 入間川中流域における鳥類の分布とそれを規定する要因

#### はじめに

鳥類は人間に身近な生物であると同時に、生態系における食物連鎖の上位に位置しているため、その生息地の保全や再生に対する関心は大きい。そのため、鳥類の分布を規定する要因を明らかにし、鳥類生息地の保全や再生に役立てることは、生物に配慮した環境整備の主要な課題とされている。

鳥類の分布に関する研究は、これまで主に樹林地を対象に進められてきた。その結果、樹杯地の規模が生息地としての価値を規定し (Formanほか、1976; Martin、1983; Ford、1987)、樹林地間の連結性 (あるいは個々の樹林地の孤立性; Askinsほか、1987)、樹林地周辺の土地利用 (Yahner、1983; Lomanとvan Schantz、1991; Pearson、1993; 一ノ瀬・加藤、1994)、樹林地内部の植生の種類や構造 (Erdelen、1984) などが、樹林地に生息する鳥類に影響を及ぼしていることがわかっている。

水域・水辺もまた鳥類の生息地として重要な空間であり、生息地として利用できる土地・水域の面積が、鳥類の分布を規定する最も重要な要因であることがわかっている (BrownとDinsmore、1986; 平野・樋口、1988; 樋口ほか、1988) が、河川や河川空間を対象とした研究は少ない。

本節では、鳥類群集を題材に、多変量解析を用いた生物相分析のあり方、およびその結果に基づく生態情報データベースの可能性について検討する。あわせて、河川及び河川空間の鳥類分布を規定する要因を明らかにし、その生息地の保全や再生のための知見を得ることを目指す。

#### (1) 調査対象地域

第1章で述べた入間川中流域全体で調査を行った。山地性の鳥類が関わってくる上流部は今回調査対象からは除外された。中流域は人為的な影響が適度に存在する場所と自然的な空間とが混在するため、空間の比較を通じて生息地の保全に関する知見を得易いと考えた。

#### (2) 調査方法

調査は、1994年2月（越冬期）に予備調査を行った上で、同年6月（繁殖期）に行った。

本調査地では、河川空間の植生は細分化が進んでおり、広い範囲にわたって一様な植生が維持されている場所はない。そこで、植生の違いが鳥類群集に与える影響を調べるために、点センサス法（観察半径20m）による調査を行った。調査範囲から延長1km前後の調査区9つを選び、そこに合計72の調査地点を設けた（表3-4-1）。各調査地点で、連続して10分間新しい種類が記録されなくなるまで観察を行い、半径20m以内に出現した種の種類と数を記録した。この調査継続時間は、筆者らのこれまでの調査により経験的に算出されたもので、極度に多くの種が出現する場所でない限りは対象地点で観察可能な種のほとんどを確認できていることがわかっている。なお調査継続時間は、種数が少ないので15~20分、多い場所では1時間前後となることが普通である。

観察時間帯は、午前9時から午後3時までである。繁殖期の調査では夜明け前後の、さえずりが最も活発になる時間帯に調査を行うことが一般的であるが、河川空間の鳥類の場合昼間でも活発に活動しているため発見率に重大な低下は生じないと考え、調査の容易さを考え合わせた上で前期の時間帯を設定した。各点での観察は、期間中3回反復した。結果は、それぞれの調査地点を単位として分析した。

なお、調査対象地における鳥相の概要を把握し、鳥類の生息地となっている主要な空間を把握することと、調査者の観察精度をそろえ調査方法に習熟させることを目的として、予備調査を実施した。この結果鳥相は、水鳥が高い頻度で出現したグループ、ホオジロ、カワラヒワなど草地の鳥類が多く出現したグループ、セキレイ類など川原の鳥類が多く出現したグループに分けられた（総種数51種、雑種、家禽を除く）。このことから、とくに植生に注目して調査地を設定するのが適当であるという結論が得られ上記72の調査地点が設定された。

### (3) 分析方法

繁殖期には、72地点で31種（雑種＝ドバトを除く）が記録された。3地点以上で記録された27種とドバトを対象として、群集生態学で利用されている分類型の多変量解析手法であるTWINSPAN (Hill, 1979) による分析を行った。これにより調査地点を分類した上で、鳥類の種組成と現存植生及びその他の環境条件との対応関係を分析した（分析の手順については本章第2節参照）。

現地調査の際には、種ごとに観察された個体数を数えたが、全ての個体を確実に把握できない対象に関するデータ分析の場合には、量的なデータ（個体数や構成比のデータ）よりも質的なデータ（種の有無に関するデータ）のほうが結果の信頼性が高いという見解（DebinskiとBrussard、1995：なお質的なデータの利用に関しては本章第2節の記述も参照）に従って、3回の調査のうち当該種が記録された回数を分析に用いた。

現存植生は、空中写真を元に作成した原図を、現地調査により修正して作成した相観植生図（縮尺2,500分の1）から把握した。調査地点を中心に半径20mに相当する円を図上に描き、その中に現れる植生のタイプ毎の面積を、1mm間隔の点格子板を利用して読みとった。植生のタイプは、高木、低木、広葉高茎草地、イネ科高茎草地、短草草地、つる植物被覆地、れき川原、人為的土地区域・裸地（畠、グラウンド、道路、通路、造成地など）、水面とした。分析にはこの値を構成比百分率に換算して用いた（単位%）。このほかに、9つの調査区それぞれの全体について、同じ相観植生図から同様に点格子版を用いて植生のタイプごとの面積を読みとった。さらに、全体の面積を求め、流路長100mあたりの河川空間面積（単位ha）を、説明変数に利用した。

### (4) 結果

調査地点は、TWINSPANにより8グループに分類された（図3-4-1）。それぞれのグループにおいて高い頻度で出現する鳥類をまとめた結果が表3-4-3である。8つのグループは大きく3つの上位グループにまとめられるが、グループ1はセッカ、グループ2はハクセキレイ、セグロセキレイと

いったセキレイ類やイカルチドリ、グループ3はヒヨドリが、それぞれ高い頻度で現れていることに特徴づけられる。個々の鳥類に関する一般的な知識からこの3つのグループに性格を与えると、グループ1 a-cがヨシ原の鳥相、グループ2 a-cが川原の鳥相、グループ3 a-bが樹林地の鳥相を示した鳥類グループとなる。

鳥相と現存植生（表3-4-2）の関係をより詳細に把握するために、調査地点のそれぞれのグループにおける現存植生構成比の平均を求めた（図3-4-2）。上に述べた各グループの特徴が改めて確認されたことに加え、各グループが複数のサブグループに分かれた。グループ1の中でもオオヨシキリが特徴的に出現したグループ1 aでは、イネ科の高茎草本（ヨシ、ツルヨシ、オギ）の群落が広い範囲を占めており、両者の強い関係を示している。一方、高茎草本が減って短草草地やれきの川原が占める割合が高くなると、グループ1 cのようにオオヨシキリは出現せず、ヒバリやセグロセキレイがみられるようになる。このグループは、グループ1とグループ2の中間的なものと見ることができる。グループ2は、典型的な鳥相のグループ2 a、樹林地が若干混在することによりヒヨドリやシジュウカラが現れるようになるグループ2 b、水面が広い面積を占めるために種数が減少し、コサギやセキレイ類の優占度が高まる2 cに細分される。グループ3は、調査地点から半径20m以内の半分程度が高木に覆われるグループ3 aと、ほぼ全域が高木に覆われ樹林地性の鳥類がより多く観察されたグループ3 bにわけられた。このように、鳥相は植生に強く規定されていることが明らかになった。

次に、河川空間の面積が鳥類に及ぼす影響を検討した。9つの調査区について、鳥相の構成比と、流路100mあたりの河川空間面積を算出した（表3-4-4）。これにより、流路100mあたりの河川空間面積が2.4ha（両岸計）以上でないと、グループ1の鳥相は現れにくく、特にグループ1 aの鳥類は完全にこの広さを持った河川空間に限定されていることがわかる。ヨシ原が調査区面積の過半を占める調査区は、上流から下流までの全体に見ることができるが、上流の河川空間の狭い場所では、ヨシ原が優占していてもグループ2の鳥相となってしまっていた。

正準判別分析の結果も、以上の結果を裏付けるものであった。グループ1、2、3の判別を試みたモデルでは、各グループが順にイネ科高茎草地、れき川原と水面、および高木と結びついていることが示された（表3-4-5）。グループの判別モデルに有意な変数として組み込まれたのは、高木、イネ科高茎草地、れき川原、水面の各面積と、河川空間面積であった（表3-4-5）。誤判別率は25%で予測モデルとして過去に発表された同種のものと比べて遜色なかった（本章第2節参照）。

グループ1 a～3 bの8グループの判別を試みたモデルでは、図3-4-2から読みとられた傾向がそのまま現れていた。特にグループ2 bの判別関数は、イネ科高茎草地が局所的に優占していても河川空間が狭い場合にはこのグループになってしまうことを示している（表3-4-6）。グループ1～3の区分に関しては、誤判別は28%であったが、個々のサブグループごとの誤判別率は57%とよくなかった。サブグループの区分、すなわち鳥相の細かな差異には、個々で述べたこと以外にもさらに多くの要因が関与していることを、この結果は示唆している。

## (5) 考察

鳥相が植生によって大きく影響を受けることは、経験的には理解されている。本研究の結果、ヨシ原とれきの川原がそれぞれ鳥類の重要な生息地となっていることが確認された。前者は、セッカ、オオヨシキリと結びついており、特にオオヨシキリは、ヨシ、オギなどのイネ科高茎草本が優占的に広がる場所でなければ見られない。後者はセキレイ類やイカルチドリと結びついており、れきでおおわれた川原もまた独自の鳥相を擁していることが明らかになった。このほか、樹林地もまた鳥類の重要な生息地となっていることが示された。ヒヨドリ、シジュウカラといった元々樹林に生息する種類に加えて、一般には水鳥として認識されているコサギが、生活のための空間の一部として木立てあるいは樹林地を利用されていることが示された。コサギの分布及び個体数の変動を調査した羽田と岩崎（1982）によれば、コサギは主にヤナギ類、時にはアカマツ、ケヤキなどの樹木にねぐらや営巣地を設けるという。したがって、コサギの生息を保証するためには、水辺にある程度の樹木を確保してやる必要がある。

また、草地性のオオヨシキリやセッカを含むグループ1の鳥類では特に、河川空間の面積も鳥相にとつて重要な要因であった。これは、これらの鳥類が広い範囲にわたって連続して草地が広がっていることを必要とすることを意味する。たとえばオオヨシキリの場合、個々の縄張りの面積は1,000 m<sup>2</sup>前後といわれており（羽田と寺西、1968）、個体群として存在するためには一つの生息地に数つがいから十数つがいは存在する必要があることから、それなりに（少なくともha単位で）まとまった生息地が必要になると考えられる。縄張りや個体群サイズに関する同様の制約はセキレイ類などグループ2の鳥相を構成する鳥類にもあるはずだが、これらの生息地であるれきの川原は、入間川の場合流路に沿って細長く連なっており、結果として現状では連続した生息地が確保されているものと考えられる。

本研究の結果、多変量解析を利用することにより鳥相の変化のパターンが適切に要約でき、鳥相に影響を与える要因、ここでは植生と河川空間面積を明らかにすることができた。同時に、鳥相を細かく検討していくためには、ここで利用した変数だけではなお不十分であることも明らかになった。このように多変量解析を利用することにより、生物相と環境条件の関係を明らかにすること、および、用意されている環境条件のデータが重要なものであるか否かを知ることもできる。この結果は、本章第1節で示した多編量解析による群集分析の有効性を示すものであるといえるだろう。

表3-4-1 調査区および調査地点の概要

区間番号	場 所	調査地点数	河口までの 流程(km)	平均縦断 勾配(m)	平均川幅 (m)	平均河川 空間幅(m)
1	加治橋・阿岩橋間	6	31.8-31.0	5.5	21	82
2	阿須運動公園脇	8	30.8-29.4	2.7	27	72
3	西武池袋線鉄橋下流	2	29.4-28.6	4.3	19	52
4	豊水橋	8	25.0-24.0	3.2	36	210
5	新狭山駅付近	4	23.2-22.4	4.3	26	170
6	安比奈運動公園脇	12	18.8-17.8	3.5	26	335
7	川越水上公園脇	15	16.0-14.8	0.75	33	297
8	小ヶ谷堰上・下流	10	14.8-13.8	1.5	32	226
9	落合橋・釣無橋	7	9.4-8.2	0.48	23	254

表3-4-2 調査区別植生被覆面積比率(%)

区別番号	高木被覆地	イネ科高茎 草本被覆地	れき川原	水面	その他
1	12.0	7.5	14.5	20.8	45.2
2	3.6	8.1	11.7	15.8	60.8
3	3.9	5.1	14.5	26.0	50.5
4	9.0	5.4	2.3	16.7	66.6
5	1.6	10.1	6.1	21.9	60.3
6	4.6	8.8	4.1	10.9	71.6
7	11.1	17.1	13.0	13.1	45.7
8	0.6	21.0	4.3	18.3	55.8
9	2.6	10.9	2.6	10.4	73.5

表 3-4-3 調査地点のグループにおける主要な鳥類の出現頻度

鳥類種名	TWINSPLANによる調査地点のグループ							
	1 a	1 b	1 c	2 a	2 b	2 c	3 a	3 b
オヨタリ	●			△				
セッカ	●	●	●	△	△		△	
ヒバリ	△		●	◎	△		△	
ルスツリ		△		◎	○	●		
カケドリ			○	○	△	△		
コトリ				△				
セキセキイ		△	○	○	◎	△		
コサギ		△	△	○	○			
ヒヨドリ	△	△	△	◎	○	●	●	
ジンギスカン			△		△	△	◎	
ホガ				△	△	○		
コガラ				△	○			
ゴソゴソイ				○				

●：出現頻度（グループに属する調査地点の中で当該種が記録された地点の割合）75%以上  
 ○：同50～75%、△：同25～50%、△：同25%未満

表 3-4-4 調査区分河川空間面積および調査地点分類結果

区間番号	TWINSPLANによる調査地点のグループ								(単位ha、注)
	1 a	1 b	1 c	2 a	2 b	2 c	3 a	3 b	
1			1	4	1				1.1
2				4	1	3			1.7
3				1	1				1.2
4	1		3		1	2	1		2.1
5		1	2			1			1.6
6	3	1	2	5		1			3.4
7	3	2	1	2	1		1	5	3.0
8	2	3	1	1	3				2.4
9			1	5		1			2.7

TWINSPLANグループ番号の下の数字は、調査区内の調査地点のうち当該グループに分類されたものの数を示す。

(注) 2500分の1相観察図をもとに点格子板を利用して読みとった結果。方法の詳細は本章第5節を参照。

表 3-4-5 3 グループ判別のための正準判別分析結果

説明変数	正準負荷量		判別関数の係数		
	第1軸		グループ1 グループ2 グループ3		
	(0.84)	(0.57)			
高木被覆地***	-0.93	-0.12	-0.027	-0.018	0.18
イネ科高茎草本被覆地***	0.20	-0.66	0.089	0.054	0.027
れき川原*	0.18	0.49	0.050	0.067	0.027
水面*	0.14	0.38	0.048	0.078	0.023
河川空間面積***	-0.01	-0.60	6.5	5.1	4.5

注：括弧内の数字は正準相関係数。\*0.1%水準で有意、\*\*1%水準で有意、\*\*\*5%水準で有意。  
 判別関数の定数項は、順に-12.2、-8.44、-12.6である。

表 3-4-6 8 サブグループ判別のための正準判別分析結果

説明変数	正準負荷量		判別関数の係数															
	第1軸 第2軸		グループ1 a		グループ1 b		グループ1 c		グループ2 a		グループ2 b		グループ2 c		グループ3 a		グループ3 b	
	(0.89)	(0.70)																
高木被覆地***	-0.95	0.21	-0.032	-0.017	-0.030	-0.026	-0.011	0.018	0.17	0.34								
イネ科高茎草本被覆地***	0.22	0.65	0.16	0.084	0.047	0.045	0.069	0.064	0.027	0.011								
れき川原*	0.14	-0.28	0.073	0.053	0.076	0.090	0.073	0.050	0.038	0.047								
水面*	0.10	-0.37	0.030	0.044	-0.001	0.048	0.044	0.15	0.012	0.008								
河川空間面積***	-0.03	0.70	9.1	7.9	8.5	8.1	5.5	4.4	5.9	7.1								

注：括弧内の数字は正準相関係数。\*0.1%水準で有意、\*\*1%水準で有意、\*\*\*5%水準で有意。

判別関数の定数項は、順に-21.3、-14.1、-14.9、-14.6、-8.72、-9.05、-13.0、-27.8である。

## 全サンプル：72調査地点

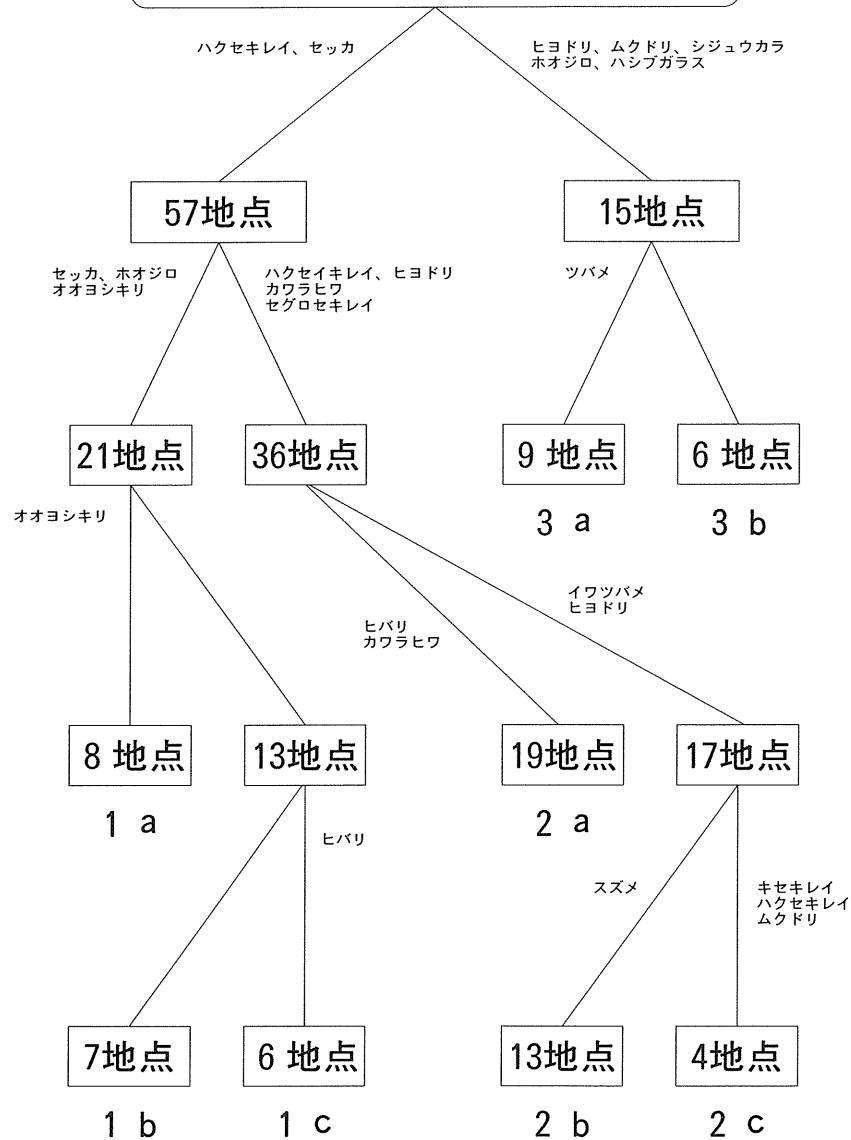


図3-4-1 TWINSPANによる調査地点の分類過程  
鳥の名前は、その段階の分類において指標種となった種類を示す。

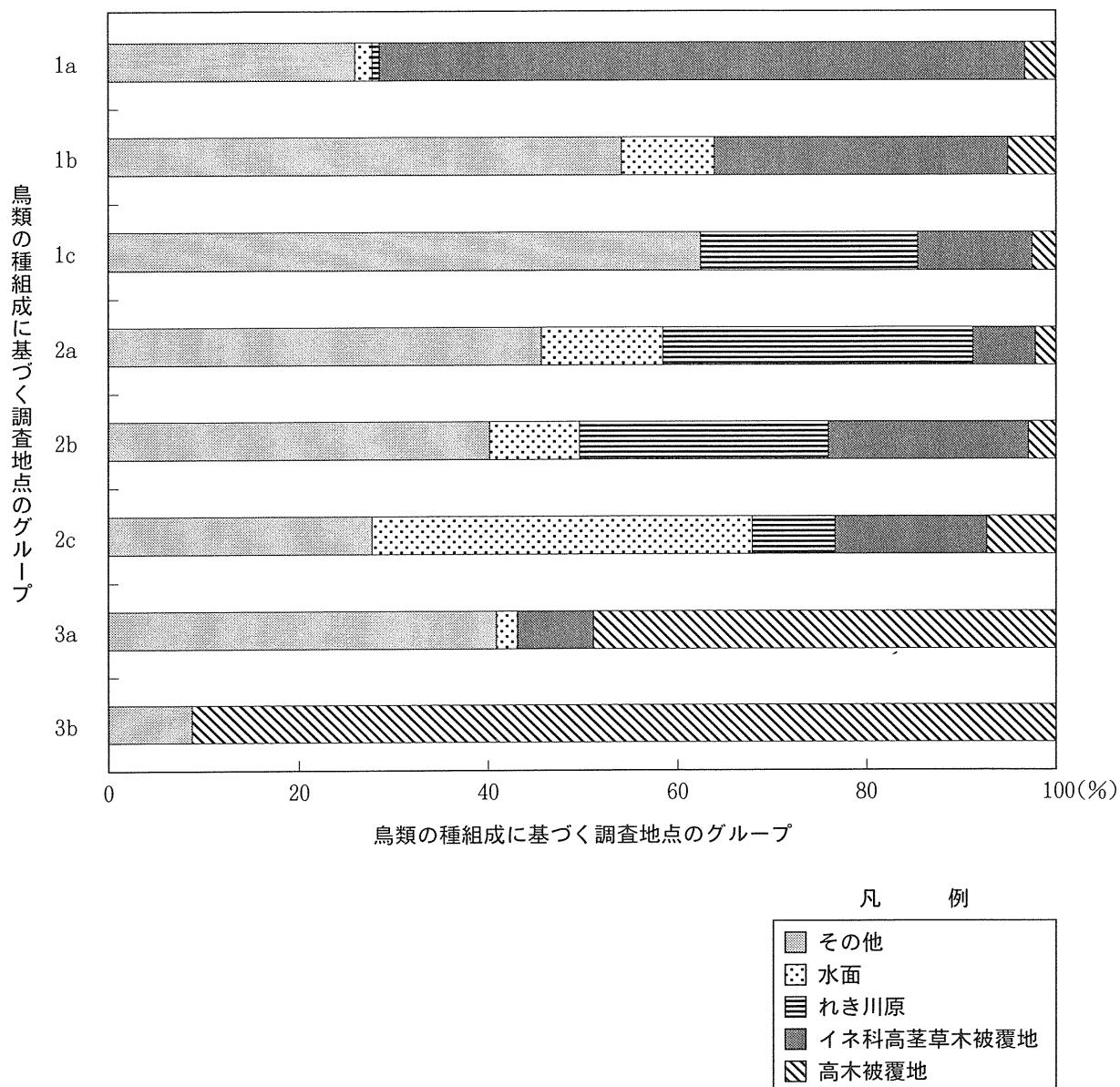


図 3－4－2 調査地点でのグループ毎の現存植生構成比の平均

付表 TWINSPLANにより並べ替えられたデータ表

表中の数字は、3回の調査で観察された回数。但し2は2回以上を示す。

## 4. 生態情報データベース整備の考え方

### 4. 1 生態情報データベースの可能性

土地や空間の持つ諸特性に関して、広域的に収集された情報を適切に分析し、利用するために不可欠な手段として、得られた情報のデータベース化が注目されている。この種のデータベースは、通常地理情報データベース（G I S）とか環境情報データベースと呼ばれ、各方面で整備が進められている。

このようなデータベースに、生物相に関する情報を持たせることができれば、環境の分析、評価、管理に果たす役割は大きい。実際、広域的に生物相のデータを収集してデータベース化し、これを利用して自然保護区の配置計画を検討した事例や（RebeloとSiegfried、1992；Lombardほか、1995）、保護対象となっている動物の分布を予測し保護計画の立案を試みた事例（Walker、1990）、生物相の広域的な変動パターンをデータベースに記録された環境条件のデータと対比させて両者の関連を明らかにした例（DebinskとBrussard、1994）が、国外では見られる。

わが国の場合、生物相に関する情報が広域的に収集され整理された事例は少ない。環境庁の「緑の国勢調査」は、その数少ない事例の一つである。その調査結果はコンピュータで利用可能な形に保存されており、それを利用した環境分析、評価の事例もあるが（井手、1993）、実際の計画等に利用するためには調査の項目、精度、信頼性などに関して今後検討すべき課題が残されている。さらに、データベース化された情報を利用した分析、評価の方法については、なお未解決の課題といえる。

本研究では、生物群集の調査結果と、環境条件に関する情報を適切に結びつけることにより、生物相の評価あるいは予測を行うための手法について検討し、分類型の多変量解析手法と正準判別分析を組み合わせた分析手法を提案したうえで、生物相に変化を及ぼす要因の同定と生物相予測のためのモデルの構築を試みた。事例による検証の結果、入間川中流においては、底生無脊椎動物、鳥類、植生のそれぞれについて、生物相変化に対応する要因をかなりの部分同定することができた。予測モデルについても、環境条件を説明するデータを十分に利用できるかどうかが適切な予測の鍵となることが確認されたが、現時点でも利用可能なデータであってもかなりの精度で予測が可能であることが示された。

こうした予測モデルが可能であるということは、環境条件に関する適切なデータが存在すれば対応する生物相の予測ができる可能性を示している。もちろん、その段階にいたるためには、より広範囲での——生物相に影響を与える要因を網羅しきる程度に広がりを持った——生物相調査により、包括的に適用可能な生物相予測モデルを構築することが、現時点ではまず必要である。そのために有効な方法が、環境条件と生物情報をセットにした上で広域的に収集し、データベースを構築することである。同一のデータベースの上に環境条件と生物相のデータを乗せることができれば、本章でここまでに示してきたような分析を容易に行うことができるほか、新たな環境条件のデータを受け取って対応する生物相の予測を行うことも可能になる。

## 生態情報データベースの構築

事例地域において実際に収集したデータをもとに、生態情報データベースの構築を試みた。データベースの各レコードは、前節に示した延長200mの「単位区間」に対応する。各レコードで、データは変数に相当するフィールドに記録される。フィールドの項目としては河川平面形状のタイプ、河川特性に関する流路縦断面勾配、高水敷幅、水面幅、相観植生のそれぞれのタイプの面積、および本章第3節で報告した鳥類の越冬期の調査における各単位区間での個々の種の出現の有無を利用した。越冬期の鳥類のデータは、流路にほぼ並行したラインセンサスによって得られたものであり、個々の記録について観察位置と単位区間との対応が可能であったため、ここで用いた。対象とした単位区間は、前節で分析の対象とした46個である。

整理したデータは、いわゆるデータベースプログラムに対応させ、その後各種の処理や分析が可能な形にする必要がある。ここでは、データの規模がそれほど大きくなくパソコンで処理可能な範囲であること、数値データが多く専門的なデータ処理パッケージとのデータのやりとりも要求されていること(TWINSPAN、正準判別分析)、などを考慮し、パソコン上で数値データの取り扱いをもっとも柔軟に行うことができる、スプレッドシート形式のプログラムを利用することとし、パソコンとスプレッドシートプログラムMicrosoft Excelの組み合わせによりデータベースを作成した。

スプレッドシートの上で、植生、鳥相、河川平面形状の個々の間の関係を、グラフやクロス集計表の形でみることができるほか、スプレッドシートからより高度な解析のためのプログラムにデータを転送することができる。前節の分析は、河川平面形状に関するデータと植生に関するデータを抽出した上で、多変量データ解析ソフトのSYSTATに転送し、実施したものである。ここでは、植生を単位区間における相観植生の面積で示したために、種×サンプルという形式を持ったデータを前提とするTWINSPANを利用していないが、鳥類に関してはこの形式でデータが記録されているので、本章第2節から第4節に示してきたのと同じ分析方法が利用できる。

## 分析の方法

現地調査は、1994年2月に行った。その詳細については、本章第4節を参照されたい。

現地調査の結果に基づき、データベースには46の単位区間のそれぞれに対して、個々の種が出現したかしなかったかが、1(出現)または0(出現せず)で与えられている。この中から3区間以上で記録された28種を選び、データをTWINSPANへ転送した。TWINSPANで単位区間の分類を得た上で、正準判別分析によりデータベース上の他のデータとこの分類を対応づけた。

## 結 果

単位区間は、TWINSPANにより4グループに分類された。4つのグループは大きく2つの上位グループにまとめられるが、グループ1はカルガモ、コガモをはじめとする水鳥が多く見られるグループ、グループ2は水鳥が見られないグループと位置づけられた。グループ1の鳥相は下流側に、グループ2の

鳥相は上流側に、それぞれ偏ってみられた。

正準判別分析の結果、河川空間の幅がもっとも主要な要因であることが示された（表3-6-1）。幅が広ければグループ1、そうでなければグループ2に分類されるよう、判別関数の係数が与えられている。他に3つの変数が説明変数として採択されたが、グループ間の係数の違いは小さい。判別率は50%と悪いが、グループ1と2の中での誤判別を無視すれば、判別率は78%であった。第4節で示した繁殖期の結果と同様、鳥相の細かな差異の原因是複雑であり、ここで利用したデータには現れてこない要因がさらに関与しているものと考えられる。環境条件のデータとしてどのような項目を調査すべきか、課題として残った。

### まとめ

従来、環境調査、生物調査は、どちらかというと個別に行われることが多く、分類群の異なった生物の分布の比較や、生物群集と環境条件の対比、といった作業は、学術的な研究の場で行われてきたにすぎなかった。同一の調査地点で、様々な生物群および環境条件を同時に調査し、一定のフォーマットでデータベース化することにより、ここに示したような分析が可能になる。今回は、延長200mの単位区間を単位とした中規模のスケールのデータを対象としたが、より細かなスケールのデータであっても、全域を網羅するようなデータベースを考えないのならば、共通の調査地点を利用して調査を行った結果をもとにデータベースを構築することも可能である。

今後は、利用するデータの形式、数量化の方法、調査方法などについて検討を進め、より有効性の高いデータベースの構築の方法を検討していきたい。

表3-6-1 4グループ判別のための正準判別分析結果

説明変数	正準負荷量		判別関数の係数			
	第1軸 (0.59)	第2軸 (0.51)	グループ 1 a	グループ 1 b	グループ 2 a	グループ 2 b
河川空間幅***	0.59	-0.73	0.007	0.020	-0.006	-0.012
イネ科高茎草本被覆地*	0.38	-0.58	-0.007	-0.009	-0.012	-0.013
河川空間面積**	0.12	-0.93	0.009	0.008	0.012	0.011
水面面積比率*	0.00	0.79	0.84	0.88	0.78	0.87

注：括弧内の数字は正準相関関係。 \*\*\*0.1%水準で有意、 \*\*1 %水準で有意、 \*5 %水準で有意。  
判別関数の定数項は、順に-16.7、 -17.2、 -17.9、 -16.5である。

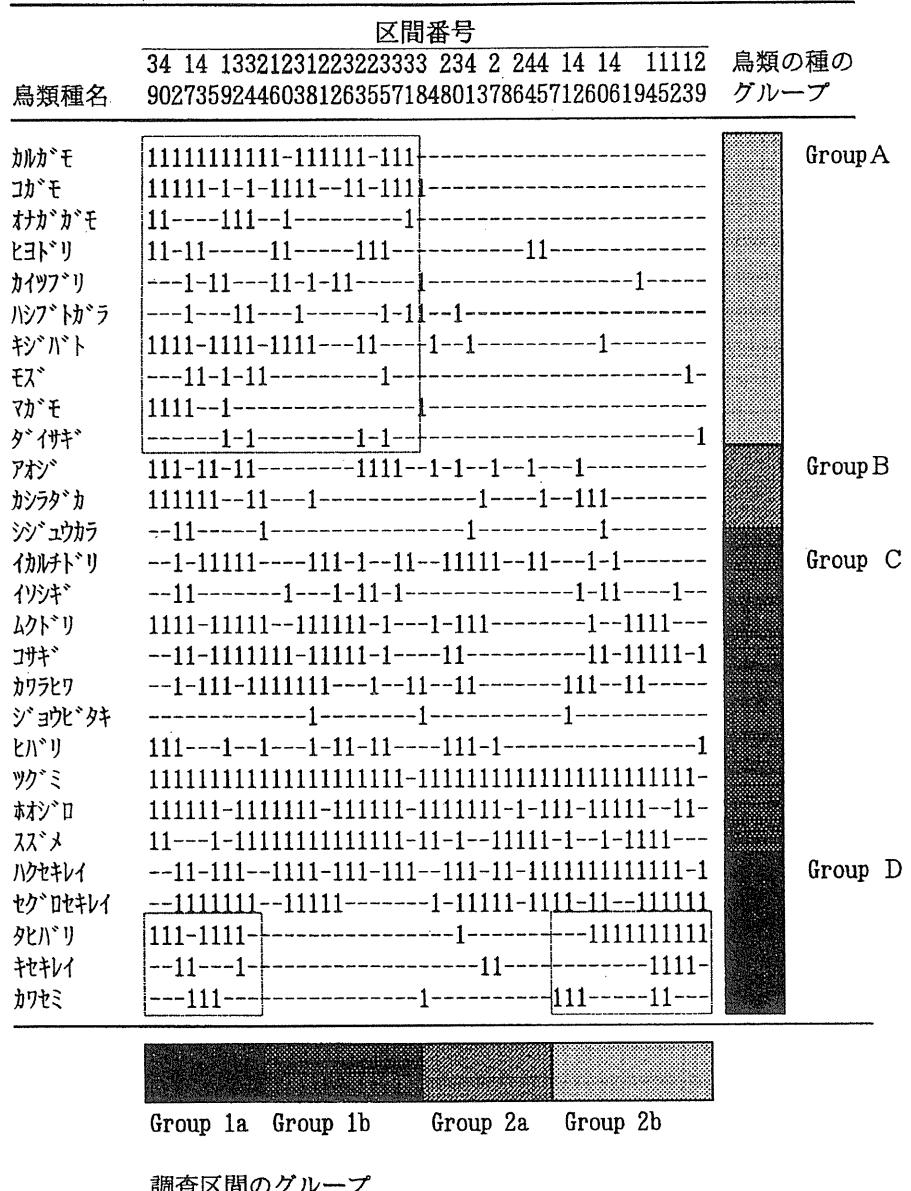


図 3-6-1 TWINSPLANによる越冬期の入間川中流域鳥類群集の分類結果

## 4. 2 河川空間の計画・設計における生態情報データベースの可能性

河川水辺空間において親水性が高く、より自然に近い計画・設計を行う際、生態情報データベースを利用する意義は以下の2点である；

- (1) 計画段階を通じた情報の共有と一貫した対処。上位計画で留意された環境条件を下位段階で再確認したり、あるいは下位段階での評価結果を上位段階にフィードバックするなどが可能となる。
- (2) 情報の利用と蓄積。とくに対象地の環境条件を適切に把握することで、異なる環境条件で行われた調査・計画・設計を応用可能かどうかの判断が、より的確となる。

### 生態情報データベース利用のイメージ

#### (1) 基本構想

生態学的な立場から環境デザインを考える意味は、「自然現象の特性と過程を認識し、その環境に最も適した目標にむけ、人為的干渉をわずかに留めて発展させる」点にある (Bradshaw, 1986)。計画の初期、基本構想段階では、生態的な特性と過程の認識と整備目標の設定にデータベースは威力を発揮する。対象とする河川の環境特性を把握して整備目標を設定するには、河川が本来もっている潜在的な自然特性をとらえる必要がある。陸上では立地の潜在的な特性は、潜在自然植生と自然・代償遷移系列から推定できる (井手・武内、1985) が、河川空間ではある時点での環境条件を地図上で区分してその潜在的な質を明らかにしても、将来それが変化してしまう (KovalchikとChitwood, 1990; 石川、1991)。そこで河川空間では、植生や地形などの環境条件の関連を把握して空間を区分したうえで、それらの空間単位が流路平面形状や水量などの上位の環境条件に規定され、どのような構成で出現するかを動的に把握する必要がある。こうした動的な空間単位のまとまりを把握するうえで、データベースは不可欠となる。一方、広域的な河川生態情報データベースを用いて流域を分類・序列化し、流域や区間を相互比較しつつ潜在的な自然植生を推測することによって、対象空間の相対的な特性はより明瞭になる (篠沢・池口、1993)。

#### (2) 基本計画・設計

基本構想に基づき、区間ごとに土地利用ゾーニング、治水施設の位置や利用者動線が計画・設計される。生態的な特性を活かしつつ計画・設計を行っていく際には、流路平面形状や相観植生が基本的な単位となる。流路平面形状は、流量、縦断勾配など上位計画で決定される条件により変化し、また相観植生との間に関連がみられる。データベースの利用により、基本計画・設計段階での作業の背景にある生態的な特性をより明快に把握できるようになり、また上位計画との整合性を高めたりフィードバックすることも容易になる。

基本設計では、河川の変動をどのように整備に反映させていくかが大きな課題となる。流路の変動や

微地形の入れ替えなどは、短期的には遷移の初期相の植生の定着にとって、長期的には提外地の植生分布にとって重要な意味を持つ。こうした河川の動きを計画・設計に盛り込む必要性は、保全生物学の立場からも指摘されている（倉本、1994）。基本計画・設計では、基本構想で把握された動的な空間単位の構成を包括的にとらえる枠組みが重要となる。たとえばかつての流路位置や立地の継続性を考慮に入れた計画・設計手法が考えられるが、この場合にも生態環境データベースは河川の変動を規定する主要因を推定する重要な手段となる。

### (3) 実施設計・管理

実施設計・管理段階では、個々の生物にとっての生息条件が重要となる。3章で述べたように、実施設計に役立つような詳細で網羅的なデータベースを全ての種について構築することは不可能である。限られた地点で得られた情報を、分類、序列化し、とくに注目すべき種群を抽出したり、生物と環境条件の結びつきを明らかにしたうえで大きな影響を及ぼす主要な要因を推定する必要がある。

本研究で明らかになった生物相と環境条件の関連と、それに影響する整備は以下の通りである。

- ・底棲無脊椎生物には、流速、れきのタイプ、水深がその生息に関わる主要な環境条件となり、流路の幅、深さやそれに影響を及ぼす治水構造物の配置や形状が整備の上で留意すべき対象となる。
- ・河辺植生については、水面からの比高、土壌の粒度が主要な環境条件となり、地形造成や表層土壌の保全に注意すべきである。
- ・鳥類は植生タイプが主要な環境条件で、河辺植生を規定する環境条件も間接的にも影響する。オオヨシキリなど特定の植生を広い面積必要とする種は、より上位の計画段階で平面形状を検討しなければならず、スケールをまたぐ生態環境データベースの利用が重要となる。

一方、これまでの調査・研究成果を蓄積した知識データベースの利用も可能であるが、他の地域で得られた結果を、計画・設計の対象地に適用できるかについては、十分な検討を要する。

### 今後の課題

生態情報データベースの計画・設計段階での利用については、具体的な検討までには至らなかったが、その可能性は示唆された。今後、設計・計画の支援システムを構築していくためには、より精細な分析と広範囲の情報収集・整理・蓄積を通じて生物と環境の関連を明瞭にし、それを把握するための空間単位が相互にどのような関連をもつかを明らかにしていくことが重要である。

### おわりに

最後に、本研究の総括を行い、結びとする。

- 1) 河川及び河川空間の生態的な特性に配慮した空間計画を考えるにあたり、現存する生物群集を分析し、それに影響している環境要因を明らかにすることが必要である。内外の多数の関連文献を比較、検討した上で、分類型の多変量解析であるTWINSPANと、直接軽度分析の一種である正準判別分析

を組み合わせた群集の分析手法が、さまざまな点において優れていると考え、この方針に基づく分析手法を提案した。

- 2) 上記の手法の有効性を検証するために、入間川中流域を事例として、植生、鳥類、底棲無脊椎動物の調査を行ったところ、それぞれに影響を及ぼしている環境要因を明らかにできた。識別された要因によって、種組成の変動の2／3～4／5を説明することができた。このことから環境要因に関する適切なデータを得ることができれば、生物群集の種組成を今回用いた手法により構築される種組成の変動モデルを用いて予測することができるという見通しが得られた。
- 3) 生物群集に影響を与える要因は多様であるが、群集をとらえる空間スケールが異なる場合には、個々のサンプルがたとえミクロなスケールに対応するものであっても、より上位のスケールの要因の影響が群集調査結果に反映される。本研究では植生と鳥類に関して、この傾向を確認することができた。
- 4) 生物群集に関する情報と環境要領に関する情報を、一定の形式で広域的にそろえることにより、生態情報データベースの構築を考えることができる。このようなデータベースは、情報の分析や評価に役立つだけでなく、生物相の予測にも将来的には利用可能と思われる。

## 参考文献

### 1. 研究の背景と目的

- Hill, N. M. and Keddy, P. A. (1992): Prediction of rarities from habitat variables: coastal plain plants on Nova Scotian lakeshores. *Ecology* 73, 1852-1859.
- Walker, P. A. (1990): Modelling Wildlife distributions using a geographicinformation system: kangaroos in relation to climate. *Journal of Biogeography* 17, 279-289.
- Wright, J. F., Armitage, P. D. and Furse, M. T. (1989): Prediction of invertebrate communities using stream measurements. *Regulated Rivers* 4, 147-155.

### 2. 河川生物の生息に関わる環境要因

#### 2. 1 河川水生生物の生息に関わる環境要因

- Barton, D. R. & Taylor, W. D. (1985): Dimensions of riparian buffer strips required to maintain trout habitat in southern Ontario streams. *North American Journal of Fisheries Management*, 5: 364-378.
- Bayley, P. B. & Osborne, L. L. (1993): Natural rehabilitation of stream fish populations in an Illinois catchment. *Freshwater Biology*, 29: 295-300.
- Bechara, J. A., Moreau, G. & Hare, L. (1993): The impact of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) on an experimental stream benthic community: the role of spatial and size refugia. *Journal of Animal Ecology*, 62: 451-464.
- Behmer, D. J. & Hawkins, C. P. (1986): Effects of overhead canopy on macroinvertebrate production in a Utah stream. *Freshwater Biology*, 16: 287-300.
- Dudgeon, D. (1993): The effects of spate-induced disturbance, predation and environmental complexity on macroinvertebrates in a tropical stream. *Freshwater Biology*, 30: 189-197.
- Erman, D. C. & Ligon, F. K. (1988): Effects of discharge fluctuation and the addition of fine sediment on stream fish and macroinvertebrates below a water-filtration facility. *Environmental Management*, 12: 85-97.
- Fuchs, U. & Statzner, B. (1990): Time scales for the recovery potential of river communities after restoration: lessons to be leaned from smaller streams. *Regulated Rivers*, 5: 77-87.
- Huoott, C. H. (1981): Fish as indicators of biological integrity. *Fisheries*, 6(6): 28-31.
- Karr, J. R. (1981): Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 6(6): 21-27.
- Karr, J. R., (1987): Biological monitoring and environmental assessment: a conceptual framework. *Environmental Management*, 11: 249-256.
- Minshall, G. W. & Peterson JR., R. C. (1985): Towards a theory of macroinvertebrate community structure in stream ecosystems. *Archiv fur Hydrobiologie*, 104: 49-76.

水野信彦(1985): 中流域（アユ漁場）での河川改修の改善策（続）——渦の回復効果と改善策の実現例  
—. 淡水魚、11. 39-45.

Noss R. F. (1990): Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. Conservation Biology, 4: 355-364.

Ormerod, S. J. (1988): The micro-distribution of aquatic macroinvertebrates in the Wye river system: the result of abiotic or biotic factors? Freshwater Biology, 20: 241-247.

Rabeni, C. F. & Jacobson, R. B. (1993): The importance of fluvial hydraulics to fish-habitat restoration in low-gradient alluvial streams. Freshwater Biology, 29: 211-220.

Richardson, J. S. (1992): Food, microhabitat, or both? Macroinvertebrate use of leaf accumulations in a montane stream. Freshwater Biology, 27: 169-176.

Rutt, G. P., Weatherley, N. S. & Ormerod, S. J. (1989): Microhabitat availability in Welsh moorland and forest streams as a determinant of macroinvertebrate distribution. Freshwater Biology, 22: 247-261.

Smith, C. D., Harper, D. M. & Barham, P. J. (1990): Engineering operations and invertebrates: linking hydrology with ecology. Regulated Rivers, 5: 89-96.

## 2. 2 陸生生物にとっての河川環境

Amoros, C., Rostan, J. -C., Pautou, G. and Bravard, P. -J. (1987): The reversible process concept applied to the environmental management of large river systems. Environmental Management, Vol. 11(2), 607-617.

Baker, W. L. (1990): Climatic and hydrologic effects on the regeneration on *Populus angustifolia* James along the Animas River, Colorado. Journal of Biogeography, Vol.17, 59-73.

Beering, D. J. (1991): The effect of riparian land use on the occurrence and abundance of Japanese Knotweed *Reynoutria japonica* on selected rivers in South Wales. Biological Conservation, Vol.55, 329-337.

Bliss, L. C. and Cantlon, J. E. (1957): Succession on river alluvium in Northern Alaska. The American Midland Naturalist, Vol.58, 452-469.

Bravard, J. -P., Amoros, C. and Pautou, G. (1988): Impact of civil engineering works on the successions of communities in a fluvial system a methodological and predictive approach applied to a section of the Upper Rhone River, France. OIKOS, Vol.47, 92-111.

Bray, J. R., Burke, W. D. and Struik, G. J. (1994): Regeneration dynamics of alluvial gaps in a warm temperate rain forest in New Zealand. Vegetatio, Vol.112, 1-13.

Brookes, A. (1988): Channelized Rivers John Wiley & Sons. Chichester. 326pp.

Carbiener, R. and Schnitzler, A. (1990): Evolution of major pattern models and processes of

- alluvial forest of the Rhine in the rift valley (France/Germany). *Vegetatio*, Vol.88, 115-129.
- Carter, S. T. (1989): The waterways bird survey of the British trust for ornithology: an overview. *Regulated Rivers*, Vol.4, 191-197.
- Castillo, V., Segovia, A. D. and Alonso. S. G. (1988): Quantitative study of fluvial landscapes. case study in Madrid. Spain. *Landscape & Urban Planning*, Vol.16, 201-217.
- Colonnello, G. (1990): A Venezuelan floodplain study on the Orinoco River. *Forest Ecology & Management*, Vol.33/34, 103-124.
- Dicke, S. G. and Toliver, J. R. (1990): Growth and development of bald-cypress/water-tupelo stands under continuous versus seasonal flooding. *Forest Ecology & Management*, Vol. 33/34, 523-530.
- Duncan, R. P. (1993): Flood disturbance and the coexistence of species in a lowland podocarp forest, south Westlan, New Zealand. *Journal of Ecology*, Vol.81, 403-416.
- Dunham, K. M. (1989): Vegetation-environment relations of a Middle Zambezi floodplain. *Vegetatio*, Vol.82, 13-24.
- Farjon, A. and Bogaers. P. (1985): Vegetation zonation and primary succession along the Porcupine River in interior Alaska. *Phytocoenologia*, Vol.13(4), 465-504.
- Fonda, R. W. (1974): Forest succession in relation to river terrace development in Olympic National Park, Washington. *Ecology*, Vol.55, 927-942.
- Frissell, C. A., Liss, W. J., Warren, C. E. and Hurley, M. D. (1986): A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. *Environmental Management*, Vol.10(2), 199-214.
- Harris, R. R., Fox. C. A. and Risser, R. (1987): Impacts of hydroelectric development on riparian vegetation in the Sierra Nevada region, California. *Environmental Management*, Vol.11 (4), 519-527.
- Hupp, C. R. and Simon, A. (1991): Bank accretion and the development of vegetated depositional surfaces along modified alluvial channels. *Geomorphology*, Vol.4, 111-124.
- 飯泉 茂・菊地多賀夫(1980): 植物群落とその生活 生物学教育講座 東海大学出版会. 201pp.
- 池田 宏(1975): 砂礫堆からみた河床形態のタイプと形成条件. 地理学評論, Vol.48, 712-730.
- 石川慎吾(1991): 摂斐川の河川植生－II. 扇状地域の砂礫堆上の植生動態－. 日本生態学会誌, Vol.41, 31-43
- Johansson, M. E. and Nilsson, C. (1993): Hydrochory, population dynamics and distribution of the clonal aquatic plant *Ranunculus lingua*. *Journal of Ecology*, VoL.81, 81-91.
- Johnson, W. C. (1994): Woodland expansion in the Platte River, Nebraska: Patterns and causes.

- Ecological Monographs, Vol.64(1), 45-84.
- Johnson, W. C., Burgess, R. L. and Keammerber, W. R. (1976): Forest overstory vegetation and environment on the Missouri River floodplain in north Dakota. Ecological Monographs, VoL.46, 59-84.
- Jongman, R. H. G. (1992): Vegetation, River management and land use in the Dutch Rhine floodplains. Regulated Rivers, Vol.7, 279-289.
- Kalliola, R. and Puhakka, M. (1988): River dynamics and vegetation mosaicism: a case study of the River Kamajohka, northernmost Finland. Journal of Biogeography, Vol.15, 703-719.
- Kalliola, R., Salo, J., Puhakka, M. and Rajasilta, M. (1991): New site formation and colonizing vegetation in primary succession on the western Amazon floodplains. Journal of Ecology, Vol.79, 877-901.
- 加藤和弘・石川幹子・篠原健太(1993): 小貝川河辺植物群落の帶状分布と河川横断面地形との関係. 造園雑誌, Vol.56(5), 355-360.
- Kellerhals, R., Church, M. and Bray, D. I. (1976): Classification and analysis of River Processes. American Society of Civil Engineers. Journal of the Hydraulics Division, Vol.102, 813-829.
- Kupfer, J. A. and Malanson, G. P. (1993): Observed and modeled directional change in riparian forest composition at a cutbank edge. Landscape Ecology, Vol.8(3), 185-199.
- 倉本 宜(1984): 多摩川河辺植物群落の帶状分布とその人間活動による変化. 造園雑誌, Vol.47(5), 257-262.
- 倉本 宜(1987): 河川緑地の植生管理. In 高橋理喜男・亀山 章編, 緑の景観と植生管理. ソフトサイエンス社. 東京. pp.116-141
- Lamotte, S. (1990): Fluvial dynamics and succession in the Lower Ucayali River basin, Peruvian Amazonia. Forest Ecology & Management, Vol.33/34, 141-156.
- 李 東根・恒川篤史・武内和彦(1988): 多摩川中流域における環境基礎情報の整備と環境構造の把握. 造園雑誌, Vol.52(5), 288-293.
- Liu, Z. -J. and Malanson, G. P. (1992): Long-term cyclic dynamics of simulated riparian forest stands. Forest Ecology & Management, Vol.48, 217-231.
- Malanson, G. P. (1993): Species dynamics. In G. P. Malanson(Ed.), Riparian Landscape pp.178-203. Cambridge University Press.
- Malanson, G. P. and Butler, D. R. (1990): Woody Debris, sediment, and riparian vegetation of a subalpine river, Montana, U.S.A. Arctic and Alpine Research, Vol.22(2), 183-194.
- Menges, E. S. and Waller, D. M. (1983): Plant strategies in relation to elevation and light in floodplain herbs. The American Naturalist, VoL.122, 454-473.
- Morin, E., Bouchard, A. and Jutras, P. (1989): Ecological analysis of disturbed riverbanks in

- the Montreal area of Quebec. Environmental Management, Vol.13(2), 215-225.
- 中静 透・山本進一(1987): 自然攪乱と森林群集の安定性. 日本生態学会誌, Vol.37, 19-30.
- 中村太士(1989): 野外科学におけるスケール論－時空間問題の整理－. 北海道大学農学部演習林研究報告, Vol.46(2), 287-313.
- Nilsson, C. and Grelsson, G. (1990): The effects of litter displacement on riverbank vegetation. Canadian Journal of Botany, Vol.68, 735-741.
- Nilsson, C., Grelsson, G., Dynesius, M., Johansson, M. E. and Sperens, U. (1991): Small rivers behave like large rivers: effects of postglacial history on plant species richness along riverbanks. Journal of Biogeography, Vol.18, 533-541.
- 奥田重俊(1978): 関東平野における河辺植生の植物社会学的研究. 横浜国立大学環境科学研究センター紀要, Vol.4(1), 43-112.
- Robertson, P. A., Weaver, G. T. and Cavanaugh, J. A. (1978): Vegetation and tree species patterns near the northern terminus of the southern floodplain forest. Ecological Monographs, Vol.48, 249-267.
- Salo, J. (1990): External processes influencing origin and maintenance of inland water-land ecotones. In R. J. Naiman & H. Decamps Ed., The Ecology and Management of Aquatic Terrestrial Ecotones. UNESCO, Paris. 37-64.
- Schneider, R. L. and Sharitz, R. R. (1988): Hydrochory and regeneration in a bald cypress-water tupelo swamp forest. Ecology, Vol.69(4), 1055-1063.
- Schumm, S. A. (1985): Patterns of alluvial rivers. Annual Review of Earth & Planetary Science, Vol.13, 5-27.
- Sigafoos, R. S. (1976): Relations among surficial material, light intensity, and sycamore seed germination along the Potomac River near Washington, D. C. J. Res. U.S. Geol. Surv., Vol.4, 733-736.
- Srutek, M. (1993): Distribution of the stands with *Urtica dioica* L. along the Lužnice River floodplain on the border between Austria and Czechoslovakia and land management. Vegetatio, Vol.106, 73-87.
- Szaro, R. C. and King, R. M. (1990): Sampling intensity and species richness: effects on delineating southwestern riparian plant communities. Forest Ecology & Management, Vol.33/34, 335-349.
- 武内和彦(1980): 流域環境整備の生態学的研究. 応用植物社会学研究, Vol.9, 1-15.
- Teversham, J. M. and Slaymaker, O. (1976): Vegetation composition in relation to flood frequency in Lillooet River Valley, British Columbia. Catena, Vol.3, 191-201.
- Walker, L. R., Zasada, J. C. and Chapin III, F. S. (1986): The role of life history processes in

- primary succession on an Alaskan floodplain. *Ecology*, Vol.67(5). 1243-1253.
- 山本晃一(1986): 沖積地河川の河道特性に関する研究. 土木研究所報告, Vol.168, 1-66.
- 谷津栄寿(1954): 平衡河川の縦断面形について. 資源科学研究所彙報, Vol.33, 15-24, Vol.34, 14-21, Vol.35, 1-6.

### 3. 生物群集の分析手法の検討

#### 3. 1 河川環境の管理・計画のための生物群集種組成の分類

- Gauch, H. G. (1982): Multivariate analysis in community ecology. Cambridge University Press, Cambridge.
- Green, R. H. & Vascotto, G. L. (1978): A method for the analysis of environmental factors controlling patterns of species composition in aquatic communities. *Water Research*, 12: 583-590.
- Kremen, C. (1992) : Assessing the indicator properties of species assemblages for natural areas monitoring. *Ecological Applications*, 2: 203-217.
- Logan, P. & Brooker, M. P. (1983): The macroinvertebrate faunas of riffles and pools. *Water Research*, 17: 263-270.
- Richards, C., Host, G. E. & Arthur, J. W. (1993): Identification of predominant environmental factors structuring stream macroinvertebrate communities within a large agricultural catchment. *Freshwater Biology* 29: 285-294.
- Storey, A. W., Bunn, S. E., Davies, P. M. & Edward, D. H. (1990): Classification of the macroinvertebrate fauna of two river systems in southwestern Australia in relation to physical and chemical parameters. *Regulated Rivers*, 5: 217-232.
- Ter Braak, C. J. F. & Prentice, I. C. (1988): A theory of gradient analysis. *Advances in Ecological Research*, 18: 271-317.
- Wright, J. F., Moss, D., Armitage, P. D. & Furse, M. T. (1984): A preliminary classification of running-water sites in Great Britain based on macro-invertebrate species and the prediction of community type using environmental data. *Freshwater Biology*, 14: 221-256.

#### 3. 2 多変量解析による底棲無脊椎動物群集の分析とその河川環境管理への応用

- Beals, E. W. (1984): Bray-Curtis Ordination: An effective strategy for analysis of multivariate ecological data: *Advances in Ecological Research* 14, 1-55
- Hill, M. O. (1979): TWINSPAN, a FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table byclassification of the individuals and attributes: Cornell University.

- Huccot, C. H., Kaesler, R. L., Masnik, M. T. and Cairns Jr., J. (1974): Biological assessment of water quality in a large river system: an evaluation of a method for fishes: Archiv fur Hydrobiologie 74, 448-462.
- Katoh, K. (1991): Spatial and temporal variation of diatom assemblages in a partly polluted river: Japanese Journal of Limnology 52, 229-239.
- Katoh, K. (1992): A comparative study on some ecological methods of evaluation of water pollution: Environmental Science 5, 91-98.
- 加藤和弘・武内和彦(1991): 河川環境管理のための生物群集分析に関する研究: 造園雑誌54(5), 281-286
- Kreman, C. (1992): Assessing the indicator properties of species assemblages for natural areas monitoring: Ecological Applications 2, 203-217.
- Moss, D., Furse, M. T., Wright, J. F. and Armitage, P. D. (1987): The prediction of the macro-invertebrate fauna of unpolluted running-water sites in Great Britain using environmental data: Freshwater Biology 17, 41-52.
- ペドロジスト懇談会編(1984): 土壌調査ハンドブック: 博友社.
- Rosenberg, D. M., Danks, H. V. and Lehmkuhl, D. M. (1986): Importance of insects in environmental impact assessment. Environmental Management 10, 773-783.
- 武内和彦(1991): 自然と人工景観の生態学－ランドスケープ・エコロジーとその応用: 遺伝45(8), 38-43.
- 渡辺仁治・水野寿彦・御勢久右衛門・桜井善雄・盛下勇(1984): 水生生物による水質の簡易調査法－策定の理論的根拠: 公害と対策20(12), 82-86.

### 3. 3 入間川中流域の河川空間における植生の帶状分布と、それを規定する要因

- Bliss, L. C. and Cantlon, J. E. (1957): Succession on river alluvium in Northern Alaska. The American Midland Naturalist 58, 452-469.
- Dunham, K. M. (1989): Vegetation-environment relations of a Middle Zambezi floodplain. Vegetatio 82, 13-24.
- 加藤和弘・石川幹子・篠沢健太(1993): 小貝川河辺植物群落の帶状分布と河川横断面地形との関係. 造園雑誌. 56(5), 355-360.
- 倉本 宜(1984): 多摩川河辺植物群落の帶状分布とその人間活動による変化. 造園雑誌. 47(5), 257-262.
- Liu, Z. -J. and Malanson, G. P. (1992): Long-term cyclic dynamics of simulated riparian forest stands. Forest Ecology & Management 48, 217-231.
- ペドロジスト懇談会編(1984): 土壌調査ハンドブック. 博友社.
- Robertson, P. A., Weaver, G. T. and Cavanaugh, J. A. (1978): Vegetation and tree species patterns near the northern terminus of the southern floodplain forest. Ecological Monographs 48, 249-267.

Teversham, J. M. and Slaymaker, O. (1976): Vegetation composition in relation flood frequency in Lillooet River Valley, British Columbia. Catena 3, 191-201.

#### 4. 生態情報データベース整備の考え方

##### 4. 1 生態情報データベースの可能性

Debinski, D. M. and Brussard, P. F., (1994): Using biodiversity data to assess species-habitat relationships in Glacier National Park, Montana. Ecological Application 4, 833-843.

Hill, M. O. (1979): TWINSPAN, a FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes. Cornell University, Ithaca.

井手 任(1993): 生物相保全のための農村緑地配置に関する生態学的研究. 緑地学研究11, pp.120.

Lombard, A. T., Nicholis, A. O., and August, P. V., 1995: Where should nature reserves be located in South Africa? A snake's perspective. Conservation Biology 9, 363-372.

Rebelo A. G., and Siegfried, W. R., (1992): Where should nature reserves be located in the Cape Floristic Region, South Africa? Models for the spatial configuration of a reserve network aimed at maximizing the protection of floral diversity. Conservation Biology 6, 243-252.

Walker, P. A., (1990): Modelling wilddlife distributions using a geographic information system: kangaroos in relation to climate. Journal of Biogeography 17, 279-289.

##### 4. 2 河川空間の計画・設計における生態情報データベースの可能性

Bradshaw (1986), 井手久登・武内和彦(1985): 自然立地的土地利用計画. 東京大学出版会, 227pp.

石川慎吾(1991): 揖斐川の河川植生－Ⅱ. 扇状地域の砂礫堆上の植生動態－. 日本生態学会誌, Vol.41, 31-43.

Kovalchik, B. L. and Chitwood, L. A. (1990): Use of geomorphology in the classification of riparian plant associations in mountainous landscapes of central Oregon, U.S.A. Forest Ecology & Management, Vol.33／34, 405-418.

倉本 宣(1994): 多摩川におけるカワラノギクの保全生物学的研究. 東京大学学位申請論文, 116pp.

篠沢健太・池口 仁(1993): 流域を基礎単位とした荒川水系の環境特性の把握. 1993年度第28回日本都市計画学会学術研究論文集, 673-678.