

国立環境研究所特別研究報告

Report of Special Research from the National Institute for Environmental Studies, Japan

SR - 89 - 2009

# 湿地生態系の時空間的不均一性と 生物多様性の保全に関する研究 (特別研究)

Studies on the spatio-temporal heterogeneity of wetland ecosystems  
and the conservation of their biodiversity

平成 18 ~ 20 年度

FY2006 ~ 2008

NIES



独立行政法人 国立環境研究所

NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

<http://www.nies.go.jp/>

湿地生態系の時空間的不均一性と  
生物多様性の保全に関する研究  
(特別研究)

Studies on the spatio-temporal heterogeneity of wetland ecosystems  
and the conservation of their biodiversity

平成 18 ~ 20 年度

FY2006 ~ 2008

特別研究「湿地生態系の時空間的不均一性と生物多様性の保全に関する研究」  
(期間 平成 18 ～ 20 年度)

特別研究責任者：竹中明夫  
特別研究幹事：竹中明夫  
特別研究報告書編集担当：竹中明夫

## 序

本報告書は、平成18～20年の3年間にわたって実施した特別研究「湿地生態系の時空間的不均一性と生物多様性の保全に関する研究」の成果をまとめたものです。

地球上の生命の多様性は目を見張るものがあります。赤道付近から南北両極まで、深海の海底から高山まで、あるいは乾燥した砂漠から湿原まで、多様な環境のそれぞれに、異なった生き物が異なった生態系を作っています。こうした多様な生物とそれらが形作る生態系は、一朝一夕でできたものではありません。その背景には40億年近い生命の進化の歴史があります。

人類は生物と生態系からさまざまな恵みを得て暮らしてきました。けれども、農耕の開始以来、人口が急激に増加するとともに、一人一人の生活のために生じる生態系への負荷も大きくなってきました。その傾向は、産業革命以降さらに顕著になりました。その結果、現在は人為による大量絶滅時代ではないかとも言われるようになってきました。また人類が享受してきた生態系の恵みが損なわれる事態も生じています。生態系の保全と持続可能な利用のありかたに十分に配慮することが、人類共通の課題となっています。

ところで、多様な生物は均一にまざって存在しているわけではありません。その分布はさまざまなスケールの不均一性を示します。赤道から両極へといった数千キロのスケールの不均一性もあれば、数センチのスケールの不均一性もあります。そのような対象を保全するには、まず、どこに何がどれだけいるのかを把握することが必要になります。広い地球のうえで人間が歩き回って確認できることは限られます。飛行機や人工衛星といった空からの目で全体を把握するリモートセンシングは有力な手段ですが、それにも限界があります。たとえば、森林の下で暮らす希少な草、水底の生物、飛び回る鳥や地中の昆虫などは、その姿を遠距離から直接とらえることは困難です。そこで、たとえば植物群落のタイプや高さといったリモートセンシングにより推定可能な情報にもとづいて、直接は見えない生物の分布の確率を推定するというアプローチが重要になります。

こうした背景をふまえて、特別研究「湿地生態系の時空間的不均一性と生物多様性の保全に関する研究」では、特に湿地を対象として、リモートセンシングにより取得可能な情報から希少種や鳥類、水生生物の分布パターンを推定することを試みました。空間統計学的手法も取り入れて、群落の下層で暮らす希少な植物や、植物群落を生活の場として飛び回る鳥などの分布確率を推定する手法を工夫したほか、植物群落の構造や、河川内の微地形の空間分布まで推定することに成功しました。本報告書で呈示したアプローチが生物多様性を保全するための基本ツールとして活用されることを期待しています。

平成21年12月

独立行政法人 国立環境研究所  
理事長 大垣 眞一郎

## 目 次

1	研究の背景と目的	1
2	研究の成果	3
2.1	調査地	3
2.2	航空機写真による植生高の推定	4
2.3	無人航空機による写真撮影	8
2.4	非優占植物種の分布推定モデル	11
2.5	渡良瀬遊水地の鳥類相および分布推定モデル	19
2.6	リモートセンシングによる河川の瀬淵分布推定手法の検討	23
2.7	リモートセンシングデータによる河川生態系の生物多様性の推定	27
3	まとめと展望	32
[資料]		
I	研究の組織と研究課題の構成	37
1	研究の組織	37
2	研究課題と担当者	37
II	研究成果発表一覧	38
1	誌上発表	38
2	口頭発表	39

## 1 研究の背景と目的

2009年の時点で、地球の人口はおよそ70億とされている。バイオマスとして考えれば、一人の平均体重を50kgとすると合計3億5千万トン、一辺が700メートルの立方体におさまってしまう量にすぎない。しかし、その活動の影響は人間以外の生物のそれとは桁が違う。陸地のうえで人間活動の影響が及んでいないところを見つけることはむずかしい。

人間は、土地を自分の暮らしにつごうのよいように変更してきた。農作物を作る、牧草地として家畜を飼う、人間にとって有用な樹種だけを植えた人工林を作るといった目的のために自然の植生を取り除き、まったく様相の異なる生態系を作った。植生だけでなく地形までも変えた。平らな土地を作るために谷や海を埋め、道をつくるために山をけずった。人が集まって住むところでは地面をかためて植物を排除した。川が自然に河道を変えることを許さないように河岸をかため、ダムを作って谷を水没させた(図1)。

こうした影響は、一部の生物にとっては生息環境の拡大につながったが、生息場所を奪われた多くの生物にとっては甚大なマイナスの影響をもたらした。そのことは、生態系の機能の変化を通じて人間社会にとって不都合な結果を生じることもあるし、直接の不都合は目に見えなくとも、長い進化の歴史を背負った存在である生物

の絶滅という、不可逆的なダメージを少なからず与えている。

多くの面積が失われつつある生態系というと、熱帯林がまず頭に浮かぶが、もちろんそれだけではない。日本でも、標高が低くて人間が暮らしやすいところほど、環境は大きく改変されている。そうして失われてきた生態系のひとつが湿地・湿原である。湿地生態系は、水質浄化などの重要な機能を持つとともに、特有の生物相から構成されており、生物多様性の観点からも価値が高い。しかしながら、低標高にある湿地・湿原は埋め立てられたり農地になったりして、いちじるしく面積を減らしてきた。その影響は湿地の食物連鎖の上位に位置する水鳥にも及んでいる。そこで、水鳥をひとつの指標として湿地を守る国際的な取り決めとして「特に水鳥の生息地として国際的に重要な湿地に関する条約」(通称ラムサール条約)が制定された。1971年のことである。

湿原にかぎらず生態系は空間的に均一ではない。多様な要素がモザイク状に組み合わさった不均一性をはらんでいる(図2)。その効果的な保全を進めるには、どの場所がどのような状態で、そこにはどのような生物が暮らしているのかという情報がまず必要である。しかし、さまざまなスケールの不均一性がある自然のなかを歩き回って情報を地図化することは容易ではない。高精度のGPSの普及によって以前よりは格段に効率が上がったとはいえ、やはり大変な労力を必要とする。

広域の地表面の状態を効率よく把握する手段として、



図1 人間によるさまざまな土地改変。左上から時計回りに干拓地、市街地、植林地、造成地。



図2 渡良瀬遊水地の様子。全体に緑だが、よく見ると均一ではないことが分かる。

空からのリモートセンシングがある。航空機からの写真撮影や衛星写真などを利用することで、歩き回っては何ヶ月もかかる面積の情報を簡単に得ることができる。

しかしながら、空からのデータさえ入手すればそれで終わりという訳ではない。たとえば上から緑色に見えるものはどのような植物の群落なのかを現地踏査により確認する、いわゆるグラウンド・トゥルースの取得がかかせない。さらに、当然ながら直接見えないものの情報は得られない。これは、生物の調査において重大な問題である。とくに個体数が少ないもの、地表を覆う高木の下や、草本群落でも丈が高く優占する種類の下で暮らしているものは、空から直接観察することはできない。

ところで、生き物はでたらめに分布しているわけではなく、適した環境を選んで分布している。ある地点の環境が、注目する生物の生息に適したところかどうかを空から見える情報を手がかりに推定することができれば、保全に大きく役立つ。

近年、サンプル相互の空間的な位置関係を考慮した統

計データの解析計手法がさまざまに工夫されており、生態学分野でもしだいに活用されるようになってきた。個々の地点の情報を独立に扱うのではなく、近接点のあいだに相関関係があることを考慮する点がそれらの手法の特徴である。

こうしたことを踏まえて、本研究は、解像度の向上・画像解析アルゴリズムの開発といったリモートセンシング技術の発展を、保全生態学のツールとして活用する手法として生かすことを目指した。湿原を中心に、航空機撮影により取得した画像データをもとに地上の生物の分布の状況を効率的に把握する手法の開発を目指した。空から直接見える植物だけではなく、その下に隠れている希少な植物の分布パターンを推定すること、植物のデータ等をもとに湿原で繁殖する鳥類の分布パターンを推定することがどこまで可能なのかを検討した。その際、空間統計学の手法を活用した。さらに河川内の環境の不均一性を推定するとともに、それと対応した生物相の分布パターンの解析を行った。

## 2 研究の成果

### 2.1 調査地

本研究課題のおもな調査地は渡良瀬遊水地（東経139度41分，北緯36度14分，標高14m）である。渡良瀬遊水地は栃木・茨城・群馬・埼玉の県境にあり，面積が約1500haと本州で最大の湿地である。利根川水系の河川である渡良瀬川，思（おもい）川，巴波（うずま）川が合流する地点に位置する（図3）。

この湿地は自然に形成されたものではない。この地は，もともとは栃木県下都賀郡谷中村が位置し，肥沃な農地であった。渡良瀬川上流の足尾の鉍毒の被害を受け，最終的に谷中村は廃村となった。そのあとに，洪水防止を目的としてかかげる遊水地が作られた。河川の増水時に水を流し込む3つの調節池からなっている。コン

クリートで護岸された谷中湖をのぞき，調節池は降水時以外は冠水していない湿地となっている（図4）。

湿地の大半で，草丈が2から4mのヨシ *Phragmites australis* およびオギ *Miscanthus saccharifolus* が優占種となっている（図5）。一部には主にチガヤ *Imperata cylindrica* が優占して草丈50cm - 1m程度にとどまり，地表面が比較的明るい場所もある（図6）。

渡良瀬遊水地では毎年3月下旬に野焼きが行われている。野焼きの目的は，冬に枯れたヨシやオギを焼き払ってその年の植物の成長を促すことなどで，観光イベントともなっている。野焼きの結果，3月末～5月中旬にかけて地表面まで明るい光環境が確保されている（図7）。

渡良瀬遊水地には59種もの絶滅危惧種・準絶滅危惧

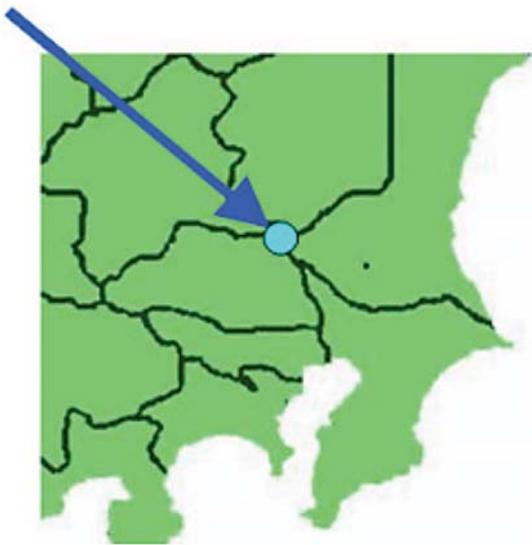


図3 渡良瀬遊水地の位置（上）と，航空機からの景観（下）。写真の手前は谷中湖で，その奥に遊水地が広がっている。



図4 増水時に冠水した渡良瀬遊水地



図5 高さが4メートルに達するヨシの群落



図6 草丈が低く、明るい群落



図7 4月上旬の渡良瀬遊水地。3月に野焼きが行われている。一部に燃え残ったヨシなどがある。すでに芽吹きによりうっすら緑色になっている様子が見える。

種が生育しているが、治水のための工事もしばしば行われている。個々の種の分布パターンの推定や生育環境の特定ができれば、必要な管理は行ないつつ絶滅危惧種の消失のリスクを低減するような方策の立案に役立つ。

なお、当初は河川環境の不均一性の推定と、河川内の生物相との関係との解析も渡良瀬遊水地をフィールドとして行う予定であったが、北海道猿払川の支流に変更した。渡良瀬遊水地内の河川は流路が固定されていること、湖（谷中湖）は毎年水を抜いていることなど、人工的な要素が非常に強く、環境の不均一性の研究には不向きであることがその理由である。いっぽう猿払川流域では、以前に行われた河川中の生物相のデータが利用できるため、河川環境と生物の分布との解析に適していると判断し、調査対象に選定した。くわしくは該当する項で説明する。

## 2.2 航空機写真による植生高の推定

### 2.2.1 はじめに

冠水状態により踏査性が悪い低層湿原では、直接踏査による広範囲の調査が極めて困難である。また、泥炭の蓄積により形成されている高層湿原では、踏査による調査自体が大きな攪乱要因となる。航空機や人工衛星によるリモートセンシングは、継続性、広域性、非破壊性という観点から極めて有効な湿地調査の手段となる。

近年、商用衛星により空間分解能（地表面における解像度）が1m以下の画像が入手可能となっているが、観測頻度の問題があるほか、湿地内の詳細な植生調査にはなお空間分解能が不足している。一方、航空写真用のカメラは旧来のフィルムタイプのカメラから急速にデジタル化が進み、可視域だけではなく、植生の観測に有効な近赤外域も同時に撮影し、10cm程度の空間分解能を達成するセンサーが開発・運用されている。さらに、複数枚の画像をコンピューターにより自動的に立体視することによる高さの情報の抽出や、レーザー距離スキャナーを搭載して地表面の立体構造を計測するセンサー（LiDAR）など、これまでの二次元的な撮影に加え、三次元的な情報を広範囲に取得することが可能となった。これらの技術により、森林においては樹冠の形状、樹冠高等の計測が可能であることが検証されている。

LiDARは航空機に搭載されたレーザー距離計の一種である。センサーから照射されたレーザーパルスが対象物から反射されて戻るまでの時間を計測することで、対象物の高さを計測する。この方式では、反射レーザーのパターン解析により、森林においては地盤面と樹冠を分離した計測が可能である。しかしレーザーは単波長であり、植生タイプなどの対象物の組成を識別するのは困難であり、可視域などの別センサーの同時搭載あるいは別フライトでの空撮が必要となる場合がある。一方、デジタルカメラ型のセンサーではADS 40（Leica Geosystems）のように複数の撮像センサーが異なる角度で地表面を撮影し、観測画像とともに同一場所の標高DSM（Digital surface model デジタル表面モデル、すなわちデジタル化された表面高のマップ）を出力するタイプも存在する。この高解像度画像と三次元情報が同時に得られる撮像型センサーを湿地観測に適用した場合、植生タイプの分布把握や近赤外などのマルチバンド画像による植生の評価に加え、群落高や群落表面の凹凸ぐあいといった高さ情報を付加した広範囲の植生情報の取得

が期待できる。

これまでのところ、同種のセンサーを草本群落に適用して高さ情報の精度評価を行った事例はなく、地上で取得した草丈高との比較、植生タイプによる違いなどを検証し、適用限界を明らかにすることが必要である。観測手法として確立することができれば、湿地に限定せず、草本生態系や河畔等の生態系調査、農地等の調査手法として、その適用範囲を広げることも可能となる。

そこで、渡良瀬遊水地の第三調節池におけるオギやヨシ群落を対象として、航空機デジタルカメラ ADS 40 による空撮からの群落高推定と同時に地上踏査による検証データの取得を行った。また、ADS 40 によって推定される DCM (Digital canopy model, デジタル化された群落高のマップ) が草本群落のどの部分の高さを表しているのか明らかにするため、地上で植生の高さや植生の構造と関係のあるパラメータを測定して比較した。

## 2.2.2 方法

### (1) 実験サイト

渡良瀬遊水地の北東部分である第三調節池の約 5km<sup>2</sup> を対象に、航空機実験と地上測定を実施した。図 8 に 2006 年 8 月 5 日に ADS 40 で撮影した対象地のカラー画像を示す。

### (2) 航空機実験

#### 撮影方法

航空機に搭載した ADS 40 は、機体の進行方向と垂直の方向に地表面を 1 ライン撮影し、これを航空機の進行に合わせて連続して行うことで切れ目のない 1 枚の帯状の画像を取得することができる。同時搭載された GPS (Global Positioning System) による機体の位置と IMU (Inertial Measurement Unit) による機体の三次元の角速度と加速度を取得し、撮影画素それぞれの位置座標を決めることができる。ADS 40 で取得される画像は、パングロマトミック画像 (465-680 nm) と赤 (610-660 nm), 緑 (535-585 nm), 青 (430-490 nm), 近赤外 (835-885 nm) のマルチバンド画像である。今回の撮影時の飛行高度では、地上での空間分解能は 1 画素あたり 20 cm であった。さらに ADS 40 の特徴として DSM を作成するために、パングロマトミック画像は機体の直下を 0 度としたときに前方 28 度, 前方 16 度, 後方 14 度の 3 方向を同時に撮影し、緑画像は機体の直下 (0 度) を撮

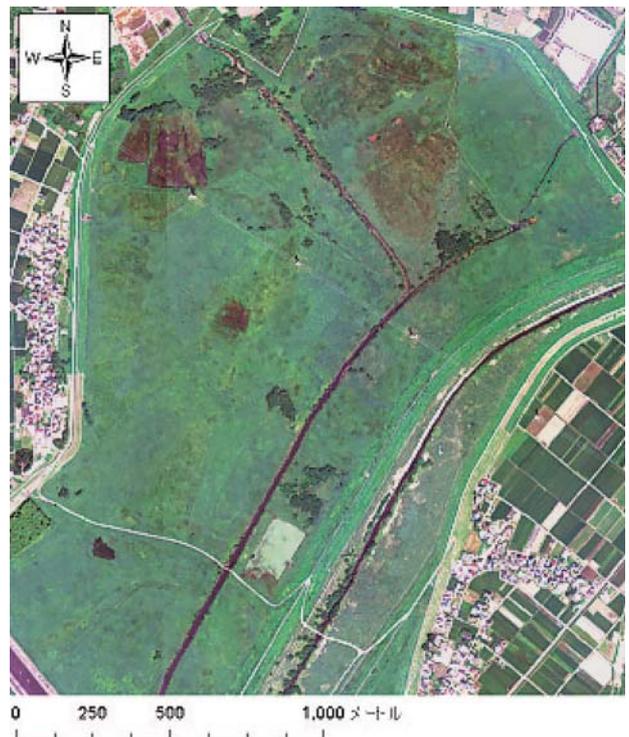


図 8 ADS 40 により 2006 年 8 月 5 日に撮影された第三調節池のカラーコンポジット画像

影するように設計されている。これにより、地上の同一ターゲットを 1 飛行中に 4 つの異なる角度から撮影することになる。

撮影は、2006 年 3 月 25 日および 2007 年 3 月 17 日に行われた野焼き後の 2006 年 4 月 1 日と 2007 年 4 月 21 日、植生が繁茂している 2006 年 8 月 5 日の 3 回、いずれも快晴の日に行った。

#### DSM の作成

DSM の作成原理は、同一対象を異なる角度で撮影した画像を立体視して高さを求めるものであり、この過程をデジタル画像処理によって行う。ADS 40 の特徴は 1 フライト中に 4 つの角度から同一対象を撮影することである。本研究ではさらに、隣接するコース間で撮影画像が 60 % 重なるよう (サイドラップ) に飛行コースを設定し、これらの画像を全て使用して DSM の作成を行った。次に、複数の角度から撮影された同一対象物を特定し、角度差から高さを算出する。DSM 作成までの作業は航空測量会社 (パスコ) によって行われ、高さ解像度 10 cm の DSM が作成された。

## DCM の計算

一般に、DCMはDSMと地盤高(DTM, Digital terrain model)の差分として求められる。本研究では、野焼き後に取得したDSMをDTMとし、植物が繁茂している時期に取得したDSMとの差分からDCMを推定した。ただし、野焼き後も枯れたオギやヨシの燃え残りが部分的に存在し、DTMの誤差要因となる。そこで、燃え残りの場所が年によって違う事に着目し、2006年4月1日と2007年4月21日に取得したDSMについて、同じ座標から値の低い方のピクセルを抽出することでDTMを作成した。

## 地上測定

地上測定は2006年8月1日に行った。測定点は全部で16地点あり、優占種の植生タイプ別に、オギ群落が5地点、ヨシ群落が8地点、オギとヨシが混在する群落が3地点を選定した。植生の高さについても各優占種タイプのなかで幅を持たせるようにし、オギについては130 cmから355 cm、ヨシについては140 cmから440 cmだった。各測定点の位置はGPS(Pathfinder ProXT, Trimble)で測位した。

地上測定の目的はADS 40から出力される草本群落の高さ(DSM)と地上測定との比較による精度検証である。まず、草丈先端高として、対象植生の自然な状態での最高点の高さを測高ポールで各測定点につき1回測定した。ここで、対象植生の最高点は、20 cm分解能のADS 40には認識できない大きさであり、ADS 40から作成されるDSMとは、必ずしも一致しない可能性がある。

仮に不一致が生じた場合に、草本群落の鉛直構造における何らかの特徴点をDSMとして算出する可能性もあることから、草丈先端高測定と同時に、光量子計(Li-190 SB, Li-Cor)を使って群落内に入射する光(PPFD, Photosynthetic Photon Flux Density)の垂直分布を測定した。二つの高さのあいだで遮断されるPPFDは、その高さのあいだに含まれる葉群による光吸収を反映するので、PPFDの垂直分布から葉の垂直分布構造の情報を得ることができる。そこで、直達日射の影響を無視できる曇天日に、予め相対校正された光量子計2式を用い、レファレンス側の光量子計を群落上に固定し、対象側の光量子計を地表面から50 cm間隔で動かし、2式のPPFDを同時記録した。これを各測定点で5回行い、平均値を求めた。

## 2.2.3 結果

### (1) DCMの推定

図9に、2006年4月1日、2006年8月5日、2007年4月21日に取得したDSMを示す。野焼き後のDSMと8月のDSMでは明らかに値が異なっており、ADS 40によって植物の生長によるDSMの変化を検出できている。また、野焼き後の2006年4月1日と2007年4月21日に取得したDSMでは遊水地内部に燃え残りによって周囲よりも高くなっている場所がみられ、その場所は年によって異なっていることが分かる。

図10に、2006年4月1日と2007年4月21日の野焼き後のDSMから決定したDTM(Digital terrain model, デジタル地盤高モデル)を示す。図10と図9を比較する

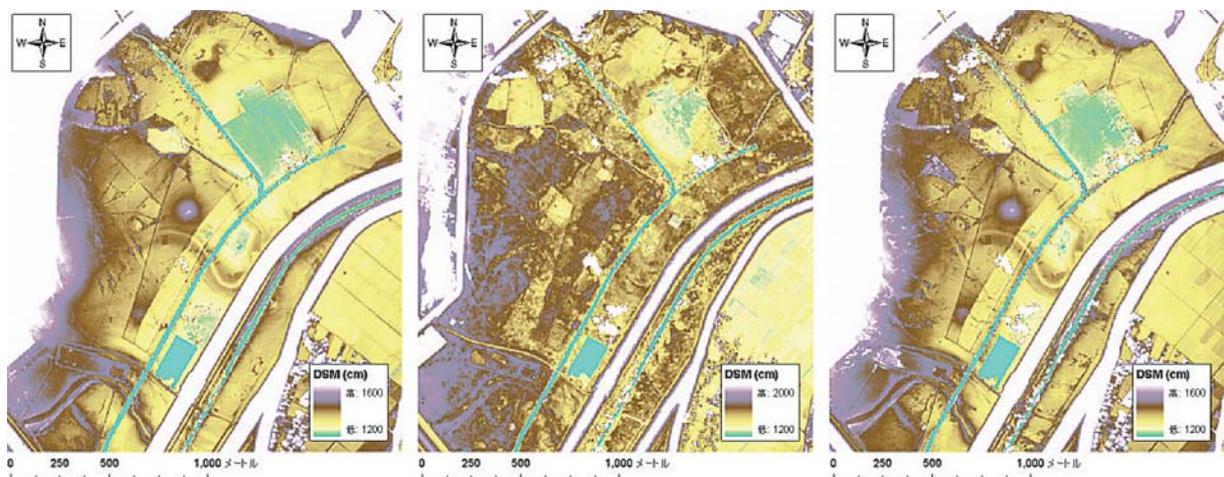


図9 航空機搭載のデジタルカメラADS 40の撮影データから作成したDSM画像。左から順に、2006年の野焼き直後である4月1日、植生の生育のピーク時にあたる2006年8月5日、2007年の野焼き直後である4月21日の写真データから作成したもの。

と、燃え残りの大部分が取り除かれていることが分かる。

図11に、2006年8月5日のDSMからDTMを引いて求めたDCM（デジタル群落高モデル）を示す。DCMは、DTMの起伏と関係なく場所によって大きく違う。図11ではDCMの範囲を0 cmから500 cmまでで示しており、遊水地内部の植生部分は大部分が100 cmから400 cmの範囲にあった。DCMが500 cm以上の場所の大部分は樹木であり、100 cm以下の場所の大部分は

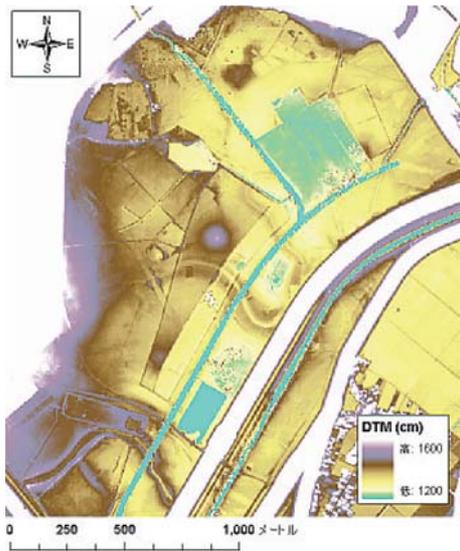


図10 野焼き時の燃え残り相当部分を除去して作成したDTM画像

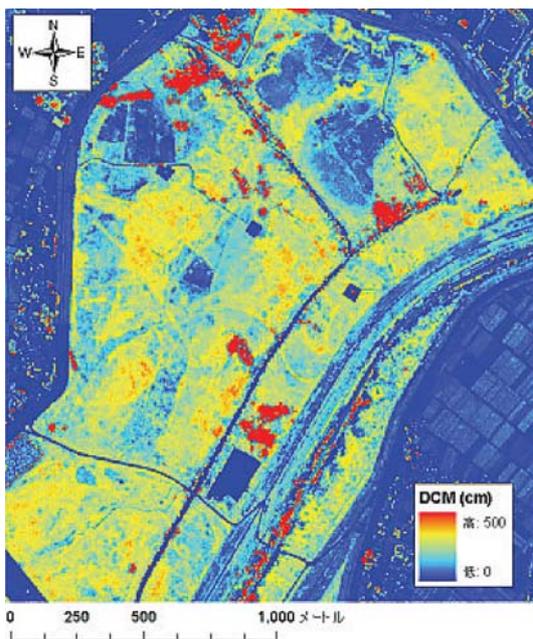


図11 2006年8月5日のDSMからDTMを引いて求めたDCM画像

水面や舗装面であった。

## (2) 地上測定との比較

航空写真から推定されるDCMが草本群落のどこの高さを表しているのかを明らかにするため、地上で測定した草丈先端高やPPFDの垂直分布と比較を行った。

図12に、草丈先端高とDCMとの比較を示す。DCMの値は、地上測定点を測位したGPSの精度が50 cm程度であることを考慮し、GPSで決定した座標から半径1 mのバッファ内の平均値を使用した。図中のエラーバーは、平均からの標準偏差を示している。草丈先端高については、各地上測定点での1回の測定値を示してある。草丈先端高とDCMにはよい相関が見られるが ( $r^2=0.89$ )、DCMは草丈先端高よりも低めに推定されていた。両者のずれかたには、植生タイプや草丈先端高とは明確な関係はなく、差の平均と標準偏差はそれぞれ  $-83.0$  cmと  $35.7$  cmだった。

次に、草丈先端高よりもDCMが過小評価であった原因を探るため、葉群分布と関連のあるPPFDの垂直分布との比較を行った。群落上で計測したPPFDと鉛直方向50 cmごとに計測したPPFDの比から、群落内における高さ別のPPFDを相対値として求め、さらに2高度間でのPPFDの相対値の差分から、高さ別に遮断されたPPFDを求めた(図13)。図中には併せて草丈先端高を点線、DCMを実線でそれぞれ示す。

これらにより、DCMは光(PPFD)がもっとも遮断されて減衰した層を表していると考え、両者の関係を調べたのが図14である。図14では、各測定点につき5カ所で測定した平均を使用しており、標準偏差をエラー

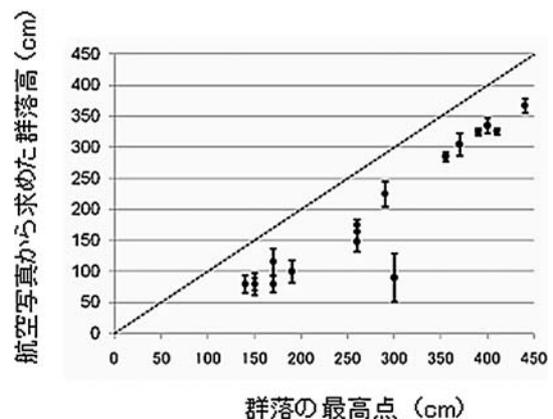


図12 地上で計測した草丈先端高とADS 40によるDCMとの比較。エラーバーは平均からの標準偏差を示す。

バーで示してある。両者の間には高い相関があり ( $r^2 = 0.95$ ), ほぼ 1 : 1 の関係が見られた。また, 両者の差の平均と標準偏差はそれぞれ 8.4 cm, 32.5 cm となり, 草丈先端高と比べてよく一致した。

#### 2.2.4 考察

ADS 40 を用いて推定した DCM は, 植生のタイプや植生の高さに関係なく, 地上で測定した草丈先端高さよりも低い場所を示し, PPFd が遮断される割合が最も大きい層と良く一致した。ある層が多くを遮断したとい

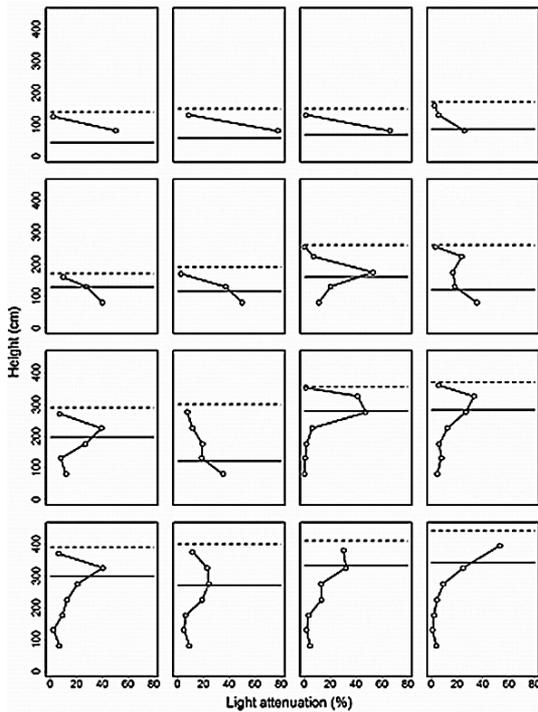


図13 全 16 サイトで計測した群落内の鉛直方向における PPFd の遮断プロファイル。草丈先端高を破線, ADS 40 による DCM を実線で示してある。

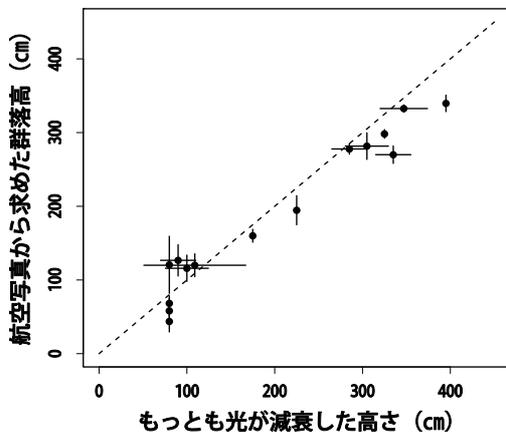


図14 群落内の PPFd がもっとも遮断されて減衰した高さと ADS 40 による DCM との比較

うことは, 空からの視点ではその層の葉が多く見えていることを意味しており, 自動検出される高さが, 空からもっともよく見えている層と対応するという結果は理にかなっているものと考えられる。

本研究では, DSM を作成するためのマッチング処理において, 複数の画像から同一点を探索するために  $8 \times 8$  ピクセルの探索領域を設定し, 探索領域内の各ピクセル値を比較してもっともよく合う場所を探し出すという処理を行っている。このため, 測定対象がピクセルサイズの 20 cm よりも小さい場合, ピクセル値は測定対象とその背景が混在したもの, すわわちミクスチャになると考えられる。

本研究で測定対象となるのは主にオギとヨシの群落であり, 葉の幅はピクセルサイズの 20 cm よりも小さいため, ピクセルは層別に分布する葉のミクスチャであったと考えられる。そのような場合, そのピクセル値に最も寄与するのはピクセルに占める割合が最も大きな測定対象となる。これは, 群落を上から見たときに葉が見えている面積の割合が最も大きい場所, すなわち群落上端から入射した PPFd がもっとも遮断された高さになる。この結果, 図13や図14に示したように, DCM はもっとも PPFd を遮断した層の高さと良く一致したと考えられる。また, 2007 年 4 月 21 日に撮影したときオギやヨシの芽生えが始まっていたにもかかわらず, 2006 年 4 月 1 日の DSM とほとんど差が無かったのは, 2007 年 4 月 21 日の段階でオギやヨシが葉を広げていなかったため, 群落を上から見たときに地表面の面積割合が大きかったためだと解釈する事ができる。

ピクセルが代表する高さについては, ピクセルサイズと測定対象のサイズとの相対的な関係が影響すると思われる。ピクセルサイズに対して測定対象が十分に小さければそのピクセルは背景にあるものを代表するだろうし, 逆に測定対象が十分に大きければそのピクセルは測定対象そのものを表す事になる。人工構造物を対象とした ADS 40 の検証において, 植生を対象とした場合に比べて高さ精度が良いのは, 地上検証点がピクセルサイズに対して十分に大きいためであろう。

### 2.3 無人航空機による写真撮影

#### 2.3.1 はじめに

航空写真撮影用のカメラは, 従来のフィルム方式のカメラに替わり急速にデジタル化が進められている。デジ

タル化により近赤外域を加えたマルチバンドの撮影や、地理座標をつけた1画素あたり5～10cmの高い空間分解能（地上解像度）が得られるようになった。この解像度を湿原植生観測に適用した場合、群落を構成する植物体の平均的な反射特性（分光反射率）をはじめ、群落表面の起伏（ラフネス）に基づいた群落タイプのマッピングは可能であっても、草本植生などの個体を識別し、更に種を同定するには不十分であるといえる。撮影画像から直接的に植物種を判別するためには、現状のデジタル航空写真よりもさらに解像度の高い撮影技術が必要である。解像度を上げる手段の一つとして低空撮影がある。しかし、日本国内においては航空法の制約による対地高度の下限が決められている。また、航空写真の撮影における一般的な問題として、撮影に適した理想的な気象条件を得ることが容易ではなく、植生観測においては解析に必要な撮影タイミングを逃すことがある。加えて、調査範囲が小規模の場合には機体の準備費用などを勘案すると対撮影面積比ではコスト高となる。

このような背景から、地上調査と航空機観測をつなぐスケールでの機動性に富んだ撮影プラットフォームが望まれている。低高度からの写真撮影の手段として、凧、気球（飛行船）、ラジコン航空機やヘリといった無人航空機（UAV: Unmanned Aerial Vehicle）による撮影は数多く試みられてきた。しかしながらこれらの多くは、撮影画像に地理座標を持たず、同一地点を継続的に撮影することや地上調査点との対応付けが困難であった。

近年、GPSとの組み合わせにより、事前にプログラミングしたコースを自律飛行するラジコンヘリやラジコン飛行機が入手可能となってきた。ラジコンの飛行機とヘリを用いた空撮を考えた場合、飛行機はヘリに比較して飛行速度が速く、短時間で広範囲を撮影するには適しているが、撮影画像のブレを最小限にするためには十分速いシャッター速度での撮影が必須となる。一方で、ヘリの場合、撮影ポイント上でのホバリング（空中での停止）が可能であり、カメラ側への要求条件は緩くなる。そこで今回は、ADS 40の空間分解能20cmでは直接判別が不可能であったヨシとオギに着目し、以下に列举する5項目の技術的目標を設定して観測実験を行った。

- 1) 自律飛行により、予め決められた場所での撮影を行うこと。
- 2) ヨシ、オギを判別するために、1画素あたりの解像度が1cmを達成すること。

- 3) 画素毎に地理座標を与える。座標の位置精度は、同じ個体（場所）を複数回することを想定すると、少なくとも1メートル以下であること。
- 4) デジタル標高モデル（DSM）を作成し、高さによる画像のゆがみを補正した画像を作成できること。
- 5) モザイク画像のヒストグラム調整を行い、接合部分における色調・明るさの違いが生じないようにすること。

### 2.3.2 撮影実験

撮影実験は2009年7月9日に行われた。対象は第三調節池の250m×300mの範囲である。実験当日は雨時々曇りで、時折雲間からの日照があり、対象地の明るさが目まぐるしく変化する条件であった。航空機による通常空撮は絶対に行わない天候である。

実験に用いた機体はAscending Technologies社と（株）情報科学テクノシステムとの共同開発によるFalcon-PARS（図15）である。ラジオコントロールの回転翼機体である。モーターに直付けされた8つの回転翼を持ち、細かい姿勢制御を可能としている。本システムは、予めウェイポイント（撮影点）と飛行コースをPC上のプログラムで設定する事により、GPS制御により完全な自律飛行を行う。また、ウェイポイントでホバリングし、静止した状態で搭載カメラによる自動撮影を行うことが可能である。

最大積載量は500gであり、カメラの装着用にはリ



図15 飛行中の Falcon-PARS

モードでポインティング角がコントロール可能なカメラマウントが装備されている。また後述する画像解析に必要な GPS データを記録することが可能である。用いたカメラは Ricoh GX 200 である。本体重量 208 g (バッテリー除く) であるため搭載上は問題が無く、最大解像度 (1210 万画素, JPEG 圧縮) で撮影を行った。Falcon-PARS の対地高度を 30 m とし、カメラレンズの焦点距離を 24 mm に設定した場合、計算上は 7 mm の地上解像度を得る。これにより葉の形状からヨシとオギの判別が可能となり、撮影画像間のオーバーラップも十分に確保される。対象範囲における全撮影枚数は約 300 枚となった。

### 2.3.3 画像解析

本実験の目的の 1 つに撮影画像 (画素) に地理座標を与えることを挙げている。これまで行われたラジコン等を用いた空撮実験は地理座標が無いものが大半である。撮影画像と地上調査プロットの照合や経年変化の追跡には、撮影画像に地理座標を与えることが必要である。そのためには、GPS による撮影時のカメラの測位に加え、IMU (Inertial Measurement Unit: 慣性姿勢計測装置) と呼ばれる加速度計とジャイロを組み合わせたシステムを用いて、機体 (カメラ) の姿勢を同時記録する必要がある。しかしながらこれらの組み合わせでは重量が増大し、UAV への搭載は困難である。加えて、GCP (Ground Control Point: 地上基準点) と呼ばれる対空標識を撮影対象範囲内に設置・測量して絶対座標算出の基準にすることも必要であり、簡便かつ迅速な撮影への障害となっていた。

そこで (株) 情報科学テクノシステムが開発した、GPS による測位情報と撮影画像を後処理することで外部標定を行う方式により 300 枚の撮影画像の処理を行うこととした。これにより、IMU の搭載を不要とし、UAV に GPS とカメラを搭載するだけの構成で、GCP の設置・測量も不要な、非常に簡便な観測が可能となった。

撮影画像の処理は情報科学テクノシステムが開発したソフトウェアである Cartmaton 及び Radmetry を用いて行われた。

図 16 は全撮影画像 (300 枚) を簡易オルソ処理し、繋ぎ合わせたものである。ここで簡易オルソとは、地盤高を基準に撮影写真を正射投影したものである。

飛行方向は画像の上下方向である。撮影中は日照条件

が常に変化しているような天候条件であったため、隣接するコース間で撮影画像の色調や明るさが異なっている。そこで全画像のヒストグラムを自動調整し、隣接コース間・あるいはフレーム間での色調・明るさの段差を無くす処理を施し、全体をモザイクした (図 17)。

次に、植物個体あるいは植生群落は固有の高さ (草丈、樹高) を有している。この植生の高さを考慮せず、地盤高のみを基準面として作成する簡易オルソでは、写真の周辺部では対象物が倒れこみ、正確な位置が分からなくなるといった歪みが生じる。それを補正するためには、写真撮影時における植生の表面高 (DSM) を得ておき、その DSM に対する画像の投影が必要である。これをトゥルーオルソ処理と言う。DSM は、異なる位置から同一物を撮影した 2 枚の写真を用いて立体視することにより作成が可能である。今回の撮影では DSM を作成するために飛行方向の写真のオーバーラップを 60 % 程度確保し、更に隣接したコース間においても写真がオーバーラップするように飛行コースを設定した。このオーバーラップした写真のペアを用い、同一対象物を自動的に探索・特定し、ペア写真上の視差から高さ情報を抽出し、画像化したものが図 18 の DSM 画像である。更に DSM に撮影画像を投影したものがトゥルーオルソ画像 (図 19) である。これにより植生群落の倒れこみが無く、正しい位置に投影された高解像度の画像を得るこ



図 16 簡易オルソ処理を行った全撮影 300 シーンのモザイク画像

とが可能となった。

ヨシ、オギ等を例にとると、色調に加え葉の形状から直接的に対象を判別するためには十分な分解能が得られていることが分かる。

#### 2.3.4 まとめ

大型の草本植生であれば、地上踏査を行わずとも UAV の撮影画像から直接的に判別を可能とするデジタル画像が得られることが分かった。GPS を始め UAV のコントロール性能が向上した結果、オーバーラップを確保するように写真撮影ポイントを予め設定することが可

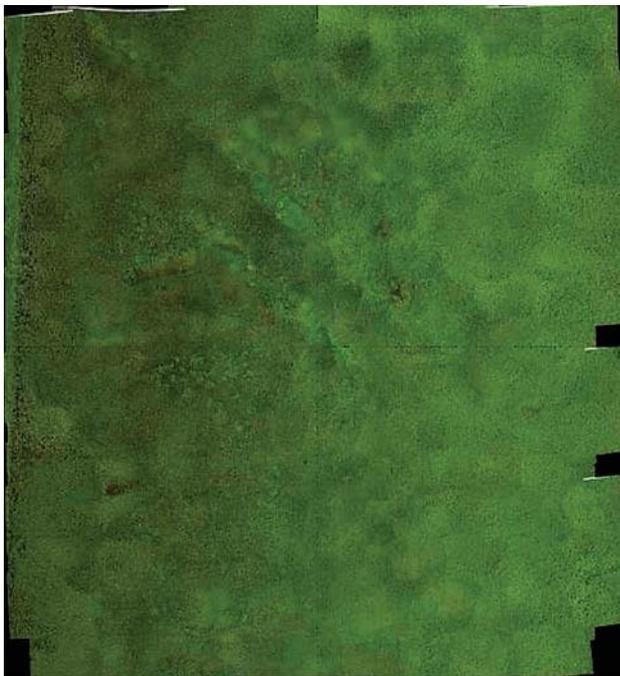


図17 自動輝度補正を行ったモザイク画像

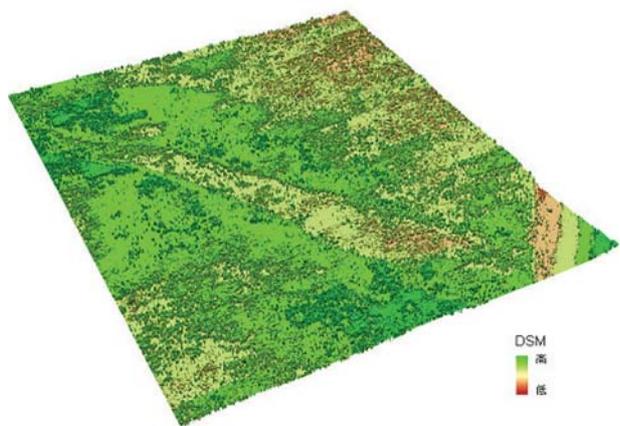


図18 ステレオマッチング法により作成した DSM 画像

能となり、これにより植生高 DSM とトゥルーオルソまでも作成することが出来た。

画素数の増加を始めとしたデジタルカメラの進化は速く、更に高画素数・高画質のデジタルカメラが入手できるものと期待される。同時に UAV も進化しており、今回用いた Falcon-PARS シリーズも 1.5 kg までのペイロード搭載を可能とした後継機も登場するなど、今後はより詳細な画像撮影が可能となるだろう。

本実験により、直接踏査による現地調査が困難な場所における植生調査への有効性が明らかになった。現地踏査そのものが攪乱要因となり得る高層湿原などへも適用が期待される。航空写真を始めとした上空からの撮影では、必要な天候条件の制約がきびしいために、重要な観測時期を逃すこともしばしばあるが、UAV の利用により天候条件が理想的ではなくても植生判別などの研究用途に耐える画像を撮影できることを実証した。

これまでの衛星や航空機リモートセンシングによる群落タイプの分類は、植生群落全体の分光反射特性の特徴を用いて行うのが一般的であったが、個体や葉などが直接見える解像度の画像が広範囲に取得できることとなったことから、分光反射特徴によるものとは別の解析方法を開発する必要がある。これは今後の課題である。

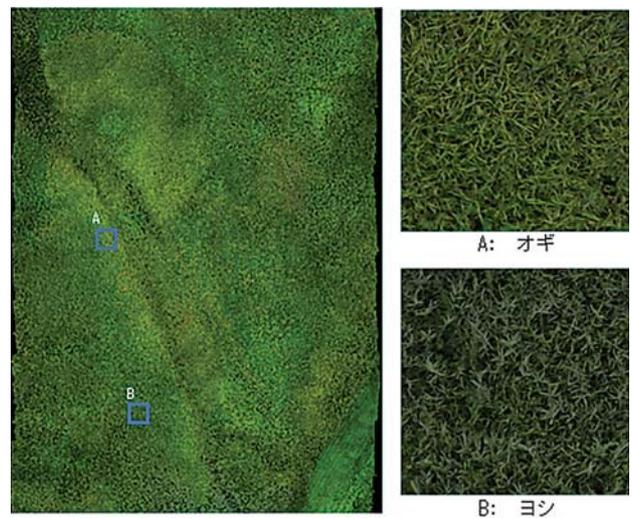


図19 DSM から作成したトゥルーオルソ画像と部分拡大。葉の形状の違いからヨシとオギを判読するには十分な分解能で有ることが分かる。

## 2.4 非優占植物種の分布推定モデル

### 2.4.1 はじめに

絶滅危惧植物の保全対策を考える上では、その生育地の分布を把握することが欠かせない。しかし、地上踏査

のみによって分布の全貌を把握するのは容易ではない。そこで活用されているのが、気象条件や地理的な条件など様々な情報に基づいて対象生物の分布確率を推定する、分布推定モデルである。分布推定モデルは、絶滅危惧種の分布決定要因の推定、希少種の生息確率が潜在的に高い未知の場所の示唆、保護区選定の基盤情報、侵略的外来種の分布拡大推定、気候変動や土地利用など人為的な要因が生物の分布に与える影響の評価など、様々な局面で広く利用されている。推定モデルの説明変数には生物学的なものから非生物学的要因まで、様々なものが利用されており、たとえば標高などの地理的変数、気温や降水量などの気候要因などが用いられている。

航空機によるリモートセンシングでは、数 cm ～数十 cm 程度の解像度の画像を得ることが可能であり、気候や地理的条件よりも高い解像度で微地形や植生タイプなどの推定が可能で、詳細な分布推定を行うのに効果的な選択肢である。しかし、これまでおおまかな植生タイプや木本の種や樹高の推定にはよく用いられるものの、草本から構成される植生において特定種の分布推定を目的とした場合、解像度やどの季節に撮影するのが適しているかなどの点で、航空機リモートセンシングは有効性が明確でない。草本植生における有効性を確認することができれば、劣化が問題となっている他の湿地や草地への応用も可能である。そこで、複数の季節に撮影した航空機リモートセンシング画像に基づいた推定モデルを構築し、湿地性草本種の分布推定における有効性を検証した。

ところで、どのような変数を用いた分布推定であれ、生物の分布もその決定要因も、多少なりとも“近い場所は似ている”という空間的な構造、すなわち“空間自己相関”を持っている。従って、隣接した場所で得られたデータは独立な情報として扱うことができない。このような空間自己相関を生じるプロセスのうち、分布推定モデルで考慮されないことが多い典型的な例は、移動分散・攪乱・生物地理的な歴史や進化過程である。このような過程があると、生物の分布パターンは、環境条件のみで定まらなくなる。

空間自己相関を考慮する重要性は最近になって認識されるようになった。空間自己相関があることを無視して分布推定モデルを作成した場合、パラメータの推定値にバイアスが生じたり、仮説検定の際に誤って帰無仮説を棄却してしまい、実際には推定力がないモデルをあや

まって有用なものと判断してしまう過誤（第一種の過誤）が起き、推定された分布自体も精度の低いものとなる。空間自己相関を考慮する統計的な手法は複数あるが、効果的でかつ生態学の分野において近年最もよく使われているのが条件付自己回帰モデル（CAR モデル；conditional autoregressive model）である。

すでに述べたように、本研究の調査地とした渡良瀬遊水地は、関東平野の中央部にある本州で最大の湿地であり、59 種もの絶滅危惧植物が生育している。多くの絶滅危惧種が氾濫原の明るい湿地や草原に固有の種であり、かつては洪水による攪乱に依存していたものと考えられる。このような氾濫原の湿地は人為圧が強くなるため、絶滅危惧種のホットスポットとなっている。保全のためには、それぞれの種の詳細な分布を把握する必要があるが、広大な面積の湿地で、地上踏査のみによって分布図を作成するのは現実的には非常に困難である。また、渡良瀬遊水地で分析対象とする植物種の多くが集中した空間分布パターンを示すため、空間自己相関を考慮しないとパラメータ推定のバイアスや推定精度の低下が起きる可能性が高い。

本研究では、渡良瀬遊水地において航空機から撮影した画像データに基づいた分布推定モデルの有効性の評価と同時に、このような空間自己相関の影響を評価するため、空間自己相関を考慮した CAR モデルの結果と、一般に在・不在の分布推定モデルでよく用いられるロジスティック回帰モデルの結果と比較した。種によって分布決定要因は異なるため、空間自己相関の影響の大きさも種によって変わってくると考えられる。分布を決定している重要な要因がモデルの中で考慮されておらず、かつ、その要因が空間的な構造を持っている場合に、空間自己相関を無視してしまった場合の影響が大きくなるだろう。今回の場合は、主要な分布決定要因がリモートセンシングで検出することができない性質のものである場合に、空間自己相関が大きな問題を生じると考えられる。それぞれの種の分布決定要因を事前に完全に知ることはできないが、分布パターンや生育する個体数が大きく異なる種には、異なる分布決定要因が働いていると推測される。そこで、渡良瀬遊水地において生育個体数が大きく異なる 3 種について、どのような生態特性がどのような過程によって、空間自己相関の影響の大きさと関連しているか考察した。

## 2.4.2 方法

### (1) 植生調査

遊水地の北西部にある第3調節池(図20)で、植生調査を2006年・2007年の二年間、4月下旬～5月上旬に行った。調査地点は、2006年は南北方向に引いたライン5本の上で植生タイプの変わり目付近に設定し、2007年は東西方向のライン7本上に約20m間隔で設定した(図21)。調査地点数は2006年が258地点、2007年が377地点である。それぞれの地点で、50cm×50cmの調査枠をおき、その中に出現した植物種のうち、調査時期に同定が可能な種を記録した。調査地点の座標はTrimble社のGPS(GPS Pathfinder ProXT)を用い、誤差約50cmの精度で記録した。

植生調査では、20地点以上で出現した種が27種あつ

た。これらのうち、特に特徴的な分布パターンを示した3種の結果をここでは示す。取り上げる3種は、分布範囲が特に広いトネハナヤスリ、分布範囲は広いものの南西部に偏った分布を示すワタラセツリフネソウ、ごく限られた範囲で出現するイヌセンブリである(図22)。

トネハナヤスリはハナヤスリ科のシダ植物で、草丈が10cm前後の小型の植物である。環境省レッドリスト(2007)で絶滅危惧種IB類とされ、栃木・千葉・大阪にのみ分布する(環境省2007)。野焼き直後の4月上旬からいち早く展葉しはじめ、場所によっては地表面を完全に覆うほどの密なパッチを形成する。5月には15cmほどの高さの胞子葉を出し、6月、ヨシ(*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.)やオギ(*Miscanthus sacchariflorus* (Maxim.) Benth.)が繁茂して地表面が暗くなるころには地上部が枯れて休眠に入る。

ワタラセツリフネソウはごく最近に記載された希少な



図20 渡良瀬遊水地の全貌。調査は遊水地北部にある第3調節池(円で囲んだ範囲)で行った。



図21 第3調節池における調査地点(青い丸)の分布。



図22 分布推定モデルを作成した3種の植物。左からトネハナヤスリ、ワタラセツリフネ、イヌセンブリ。

一年生草本で、関東一円の低湿地にのみ生育する。本種は4月に発芽し、7月には約1mの草丈に成長、9月下旬から10月上旬にかけて開花する。イヌセンブリは絶滅危惧種の二年生草本で、草丈は5-50cm、ふつう貧栄養湿地や田のあぜ、ため池の土手に生育する。4月に発芽し、ロゼットの状態で越冬した後に10月から11月に開花する。

## (2) 航空機撮影

航空機による撮影は、2006年4月1日(可視域でRGBの3波長域と近赤外NIR1波長域、合計4つの波長域)、5月5日(RGBの3波長域)、8月5日(RGBとNIRの4波長域)の3シーズンに行った(表1)。

このような複数シーズンでの撮影は、植物種間での展葉時期の違いを利用することを狙ったものである。すべて空間解像度は20cmである。4月上旬は野焼き直後で地表面が露出しているため、この時期の画像を立体視することで地表面の高さ(地盤高)を推定することができる(解像度50cm)。5月上旬は植生調査を行っている時期であることに加え、ヨシ・オギの展葉前の時期であるため、これらより草丈の低い草本が直接撮影できる可能性がある。多くの絶滅危惧植物がこの時期に展葉し、トネハナヤスリは典型的な例である。8月にはヨシ・オギがほぼ最大高に達する。この時期に撮影した航空写真から推定した植物群落の表面高と、4月の地盤高との差をとることで植生高を推定することが可能である(本報告書2.2)。植生高は、イヌセンブリやヒメナエ

(*Mitrasacme indica*)といった明るい光環境を好む種類の分布推定に有効であると期待される。

## (3) データ解析

統計解析では、2年間の植生調査のデータをプールして分析を行った。2年の間に大きく地形を改変するような工事や洪水による攪乱はなく、植物種の分布が大きく変わる可能性は非常に低い。また、2年間で重複している調査地点はない。説明変数には、航空写真からの情報のみを用いた。植生調査のデータは“点”であるのに対し、航空写真のデータは面的に、ピクセルごとの値がある。解析の際には、調査地点近隣の4ピクセルの値を用いたバイリニア法による補間値を説明変数として用いた。

RGBの反射強度のデータについては、季節ごとに主成分分析を行い、第1～第3主成分までの値を求めて説明変数として用いた。このほうが色味をよく表現できることと、各波長域の反射強度をそのまま用いると輝度(色彩の明暗)の影響が強く、波長域間で高い相関(相関係数 $>0.7$ )が生じてしまうことが理由である。最終的に用いた説明変数は、4月・5月・8月のそれぞれのRGBの第3主成分までと、4月・8月の近赤外の反射強度に加え、8月の植生高、4月の地盤高、合わせて13変数である(表1)。すべての説明変数は平均が0、標準偏差が1になるように標準化を行っているため、推定された回帰係数の大きさをそのまま変数間で比較することが可能である。

表1 渡良瀬遊水地における植物季節と航空機リモートセンシングの実施時期、および分布推定モデルに用いた説明変数。撮影はすべて2006年に行った。jPCi: j月のRGB画像での第i主成分(詳細は本文を参照)、IR: 近赤外、DEM: デジタル標高モデル(ここでは地盤高を意味する)、VH: 植生高。

撮影時期	4月1日	5月5日	5月中旬	8月5日
撮影波長域	RGB, NIR <sup>†</sup>	RGB	-	RGB, NIR
撮影に用いたセンサー	ADS40 (デジタルセンサー; Leica Geosystems)	RC30 (フィルムカメラ; Leica Geosystems)	-	ADS40
画像解像度	20 cm	20 cm <sup>‡</sup>	-	20 cm
植物季節および地表条件	地表面が露出(野焼きの約1週間後)	希少種を含む一部の 下層草本が展葉	上層の草本が展 葉・急速に成長	上層の草本が最大 高に達する(2-4 m)
分布推定モデルに用いた説明変数	4PC1, 4PC2, 4PC3, 4NIR, DEM	5PC1, 5PC2, 5PC3		8PC1, 8PC2, 8PC3, 8NIR, 8VH

<sup>†</sup> 赤色、緑色、青色、近赤外(835-885 nm)。

<sup>‡</sup> 航空写真をこの解像度でデジタル画像としてスキャニングを行った  
- 航空機撮影を行っていない

#### (4) 統計モデル

統計モデルは、空間構造を考慮しないロジスティック回帰モデルと、Intrinsic CAR モデルを用いた。後者は空間自己相関を考慮に入れるモデルである。2つのモデルの回帰係数などのパラメータ推定には WinBUGS というベイズ推定のための汎用ソフトウェアを用いた。やや詳細にわたるが、以下で統計モデルの原理を説明する。

ロジスティック回帰モデルでは、従属変数  $y_i$  は調査地点  $i$  でのある植物種の在／不在を表し、その誤差分布はベルヌーイ分布に従う。

$$y_i \approx \text{Bernouilli}(p_i)$$

$p_i$  は地点  $i$  における存在確率である。 $p_i$  は切片  $\alpha$ 、説明変数  $x_i$  とその回帰係数によって説明される。

$$\log\left(\frac{p_i}{1-p_i}\right) = \alpha + x_i'\beta$$

intrinsic CAR モデルでは、 $p_i$  はさらに調査地点ごとの空間ランダム効果  $\rho_i$  にも依存する。

$$\log\left(\frac{p_i}{1-p_i}\right) = \alpha + x_i'\beta + \rho_i$$

$\rho_i$  の値は隣接地点の空間ランダム効果からの影響を受ける。 $\rho_i$  の分布は、地点  $i$  自身以外のすべての地点についての空間ランダム効果である  $\rho_i$  に依存した条件付確率分布として与えられる。

$$p(\rho_i | \rho_{-i}) = \text{Normal}\left(\sum_{j \in \delta_i} \frac{a_{ij}\rho_j}{a_{i+}}, \frac{\sigma^2}{a_{i+}}\right), j \neq i$$

ただし、“ $j \in \delta_i$ ” は地点  $j$  が地点  $i$  の近傍であることを意味する。 $\rho_i$  は、期待値が近傍の空間ランダム効果の重み付け平均である正規分布に従い、近傍どうしは似たような値を取る。この期待値を計算する際の重み係数  $a_i$  はどのような値でもとりうるが、通常、近傍点では1、それ以外の点については0を取るとし、本研究でもそのようにした。この場合、期待値は近傍点の空間ランダム効果の単純な平均になる。なお、 $a_{i+}$  は地点  $i$  の近傍点すべてについての和を表す。 $\sigma$  はデータから推定される条件付分散であり、この値が大きいくほど、 $\rho_i$  は期待値からずれやすく、近傍と違う値をとるようになる。

CAR モデルでは、2007年の調査地点が20m間隔であったことを勘案し、半径21m以内の点を隣接点とし

た。ただし、この条件では調査地点によっては隣接点が1点か2点のみとなって、MCMCの計算が不安定になってしまう。そこで、第3調節池全体を覆う20mメッシュの格子点をダミーとして加えた。こうすることで、各地点の隣接点は最低3点、多くの場合に8点となり、結合が十分になることで計算が安定する。ダミーの点は、モデルの中では欠測値として扱われ、データ量自体は変化しないので、推定精度には影響を与えない。

分布推定に有効な説明変数の評価のために、全変数を含めたモデルで有意水準5%の有意差検定（事後分布の95%信用区間にゼロが含まれるかどうか）を行った。本来は説明変数のすべての組み合わせのなかから、AICなどモデルのよさを評価する指標にもとづいてモデル選択を行って、よいモデルはどの説明変数を使ったものかを検討することが望ましい。しかし、ひとつのモデルのあてはめに2日近い計算時間がかかり複数のモデルの比較が困難であるため、このような方法を採用した。

#### 2.4.3 結果

##### (1) ロジスティックモデルによる分布推定

トネハナヤスリに関するロジスティックモデルの推定は、精度が低いものであり（図23a）、0.80以上がよいモデルとされる指標であるAUCの値は、0.684にとどまった。また、有意な説明変数が過剰であり、その生態学的な意味の解釈が困難であった（図24a）。ワタラセツリフネソウとイヌセンブリについての推定（図23c, e）は、AUCから判断すると比較的よい推定であった（それぞれAUC = 0.842 および0.981）。ワタラセツリフネソウでは地盤高が抜きん出て効果が大きく（図24c）、イヌセンブリでは植生高と4PC2が有意な説明変数であった（図24e。略号の意味は表1の説明を参照）。

##### (2) CARモデルによる推定

すべての種において、intrinsic CARモデルはロジスティック回帰モデルよりもはるかにDIC（モデルの適合度の指標のひとつ。値が小さいほどよいモデル）の値が小さくなり（表2）、推定も実際の分布とよく対応していた（図23；すべてAUC = 1.000）。DIC値の減少幅はトネハナヤスリで非常に大きく、次いでワタラセツリフネソウ、比較的小さいのがイヌセンブリであった（表2）。DICの差の大きさと対応して、2つのモデルの

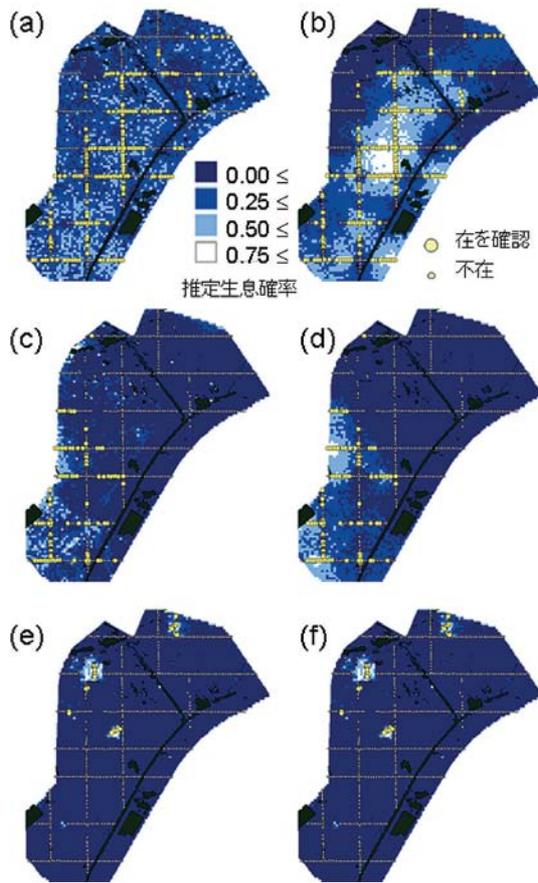


図23 モデルによる分布推定図と植生調査での各種の在・不在地点。上の行から (a, b) トネハナヤスリ, (c, d) ワタラセツリフネソウ, (e, f) イヌセンブリ。左の列がロジスティック回帰モデル, 右の列が intrinsic CAR モデル。分布が確認された黄色の点と, 存在確率が高いと推定された白味の強いセルが対応していれば, よく推定できていることを意味する。

間での分布パターンの変化の大きさも3種で異なり, もっとも分布範囲の広いトネハナヤスリで最も変化が大きかった (図23)。

空間ランダム効果の値の分布パターン (図25) と分布確率のパターン (図23, d, f) は類似していた。特にトネハナヤスリでよく似ており, 空間ランダム効果がモデルの推定精度の改善に大きく寄与していることを示唆している。空間ランダム効果は隣接したサイト間での分布確率の類似性のうち, 説明変数で説明できない部分を表現する。空間ランダム効果の大きさは種間で顕著にばらついた。トネハナヤスリで最も大きく, 次いでワタラセツリフネソウであり, イヌセンブリの値はこれら2種よりも一桁小さかった。

CAR モデルでの5%有意水準で有意な説明変数の数は, すべての種において1つにまで減少した (図24 b,

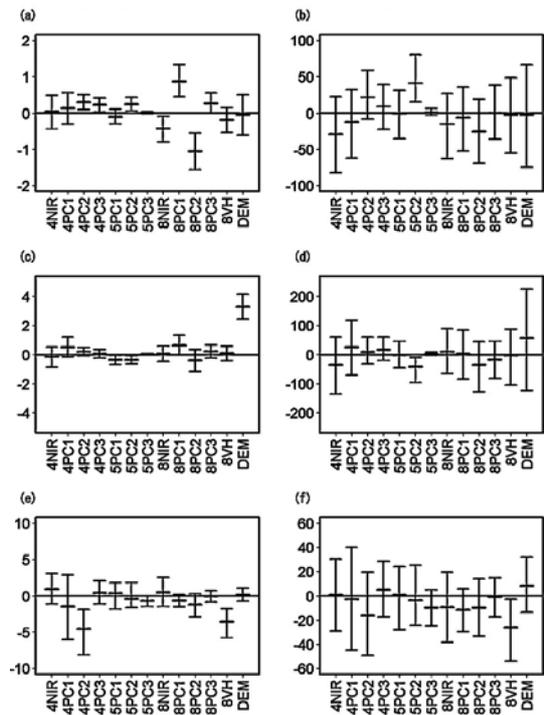


図24 各モデルで推定された回帰係数 (中央値および95%信用区間)。(a, c, e) ロジスティック回帰モデル, (b, d, f) intrinsic CAR モデル。(a, b) トネハナヤスリ, (c, d) ワタラセツリフネソウ, (e, f) イヌセンブリ。

d, f)。トネハナヤスリでは, ロジスティックモデルでも大きな効果があった8PC1は, CAR モデルでは有意ではなくなった (図24 b)。その一方で, 5PC2がCARモデルで唯一有意な変数となったが, この変数はロジスティックモデルではわずかな効果しかなかった。5PC2は緑色の強い画素で大きな値をとるような変数であり, トネハナヤスリの密なパッチがあることを示しているのかもしれない。ワタラセツリフネソウについては, ロジスティックモデルでは地盤高が顕著な影響があったが, CARモデルでは有意でなくなった (図24 d)。これは, 回帰係数が大きいにもかかわらずそれ以上に信用区間が大きくなったためである。イヌセンブリでは, いずれのモデルでも一貫して植生高が大きな効果があった (図24 e, f)。

#### 2.4.4 考察

##### (1) 航空機リモートセンシングを利用した分布推定モデルの草本種における有効性

本研究により, 2つの変数 (5PC2および8VH) が湿地の草本種の分布推定に有効であることが示唆され, 種間のフェノロジーの違いを考慮した複数時期における航

表2 各モデルの DIC 値

	DIC 値		
	ロジスティック 回帰モデル	Intrinsic CAR モデル	モデル間の差
トネハナヤスリ	799.4	51.3	748.1
ワタラセツリフネソウ	440.2	24.7	416.5
イヌセンブリ	109.5	8.4	101.1

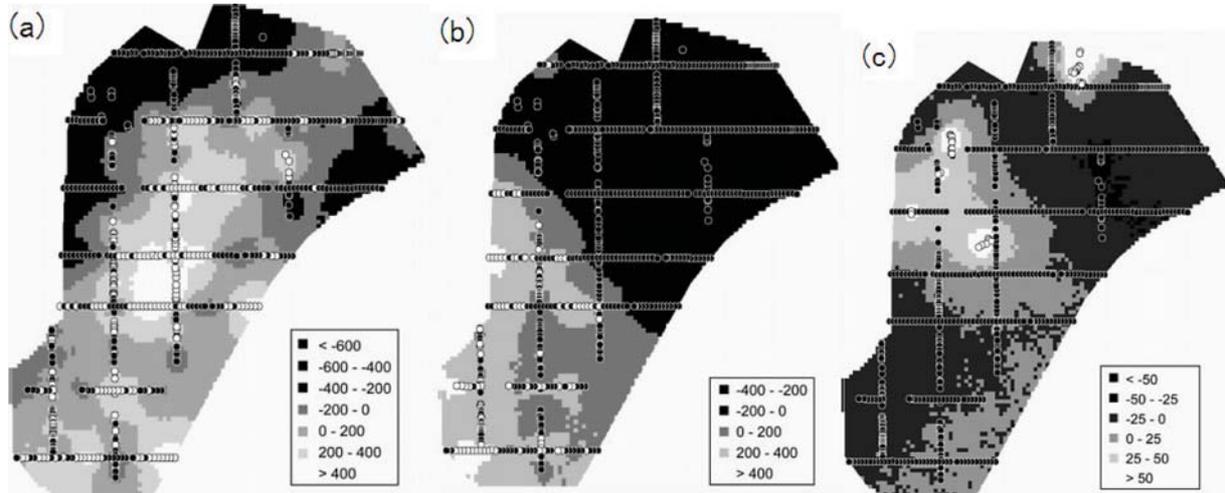


図25 空間ランダム効果の値の分布。(a) トネハナヤスリ, (b) ワタラセツリフネソウ, (c) イヌセンブリ。スケールは種間で異なることに注意。

空機リモートセンシング画像を利用した分布推定モデルの有効性が示された。5PC2はトネハナヤスリとワタラセツリフネソウの2種のCARモデルで有意であり、野焼き後早い時期に展葉する種の存在を指標していると考えられる。残念ながらこの2種の分布推定において5PC2の寄与はさほど大きくなかったが、この変数が早期に展葉する種の分布推定に有効である可能性を示すことができた。早期に展葉する種の例としては、たとえば絶滅危惧II類であるノカラムツ (*Thalictrum simplex* L. var. *brevipes* H. Hara) が挙げられる。渡良瀬遊水地以外にも、国内には野焼きによって維持されている生物多様性の高い草地が多く存在する。展葉初期における航空機リモートセンシングは、このような場所での希少種の分布推定にも有効であると考えられる。

夏季の植生高は、明るい湿地を好むイヌセンブリにおいて特に有効な説明変数であった。航空機リモートセンシングは樹木の樹高推定にはよく用いられているので、この結果は当然のようにも見える。しかし、既往の研究では、航空機リモートセンシングによる植生高の推定が草本のような小型の植物を対象とした場合でも十分な精

度を持っているか確認されていなかった。今回の研究により、ADS 40センサーを用いた航空機撮影で、草本の植生高推定に十分な精度の推定値が得られることが明らかになった。

## (2) 空間自己相関を考慮したことの効果

すべての種において、CARモデルでDIC値と有意な説明変数の数が減少した一方で、分布パターンの変化や空間ランダム効果の大きさは種によって異なった。

有意な説明変数の数が減ったことは、空間自己相関を考慮した場合の典型的な効果である。空間自己相関を考慮しないモデルでの説明変数の多さは、相互に独立でない隣接地点のデータをあたかも独立であるかのように扱ったことによって生じる第1種の過誤によるものと考えられる。

CARモデルでDIC値が減少することも過去の研究で数例報告されている。2つの原因が考えられ、1つはモデルに含まれていない要因の効果が空間ランダム効果によって適切に記述されたこと、もう1つはモデルに含まれている要因についてパラメータ推定のバイアスが減少

したことである。

種の分布における空間自己相関は、モデルで考慮された変数も考慮されていない変数も原因となりうる。モデルで考慮されていない変数は、モデルの残差に空間構造を生じさせ、空間自己相関を考慮しない場合にパラメータ推定に深刻なバイアスを生じさせる。これは、考慮されていない変数が生物学的か非生物学的かによらない。統計的な分布推定モデルでしばしば考慮されない要因で空間自己相関の原因になるのは、移動分散能力が限られていることや、生物地理学的な歴史、進化、土壤中の栄養塩濃度などである。

CAR モデルとロジスティック回帰モデルの2つのモデルで推定された分布パターンは、トネハナヤスリで最も大きく異なり、逆にイヌセンブリではさほど変わらなかった。空間ランダム効果の大きさもこれと同じ順であった。この順は、分布範囲の広さと対応しているが、分布の広さ自体はこのような結果のパターンを説明する論理的な根拠とはなりにくい。それぞれの種固有の生態的特性が、分布範囲とモデル間の推定パターンの違い双方に影響した結果、このような順番の対応が生じたものと考えられる。そこで、各植物種の生態特性と、空間ランダム効果の大きさ、有効な説明変数の関係について以下で考察する。

#### トネハナヤスリ

トネハナヤスリの分布範囲が広いことは、渡良瀬遊水地全体がトネハナヤスリの生育に好適な環境であるか、それに近い条件を備えていることを示唆している。従ってトネハナヤスリの分布パターンを決めている要因は、航空機リモートセンシングでは検出が難しいような微妙な環境要因の違いである可能性がある。このような検出されない要因は大きな空間ランダム効果を生じる原因となり、CAR モデルで大幅な DIC 値の改善を引き起こし得る。検出の難しい要因の候補としては、胞子の散布範囲、土壌含水率、土壌栄養塩濃度、共生菌の存在などが挙げられる。

DIC 値の大幅な減少に加え、説明変数の相対的重要性も大きく変化した。CAR モデルでは5PC2だけが唯一、有意な変数であったが、この変数はロジスティック回帰モデルでは6番目に重要な変数に過ぎなかった(図24 a)。5PC2は緑色の強い画素で高い値をとるので、展葉初期である5月上旬の航空機リモートセンシングに

よって、高密度なトネハナヤスリのパッチを直接、撮影することができた可能性が高い。トネハナヤスリは早春に展葉し、高密度な緑色のパッチを形成する種である。今回の結果は、種間での展葉時期の違いを利用することで、早期に展葉する絶滅危惧種の分布を同じ時期の撮影によって把握することができる可能性を示している。

#### ワタラセツリフネソウ

一見したところ、ロジスティック回帰モデルはワタラセツリフネソウの南西部に偏った分布パターンをよく推定しているように見えた。しかし、ロジスティック回帰モデルにおいて顕著な効果を持っていた地盤高は、intrinsic CAR モデルでは効果が有意でなかった。CAR モデルにおいても地盤高の回帰係数は大きかったが、信用区間が他の変数に比べて顕著に大きかった。ワタラセツリフネソウが生育している地点と地盤高の高い調査地点が、たまたま一致し、調査地の南西部に同じように偏った集中分布をしているため、独立ではない複数のサンプルを誤って独立だとして解析する偽反復の効果が強く現れて、このように大きなパラメータ推定の不確実性が生じたと考えられる。これらの地点は集中分布しているため互いに完全に独立ではなく、そのために有効なサンプル数が実際の調査地点数よりも大幅に少ないものとなり、地盤高の効果を検出するには不十分だったのだろう。

この結果は統計的な検出力が不足した結果であるので、本当に地盤高の影響がないかどうかをはっきりさせるためにはさらなる調査が必要である。しかし、地盤高がワタラセツリフネソウの分布に影響しないというのは、生態学的に考えても合理的である。地盤高は、しばしば湿地において土壌水分量のよい指標となるが、これは地下水位が一定の場合に、地盤高が地下水位からの距離を表すようになるからである。渡良瀬遊水地における地下水位は空間的に不均一であることが国土交通省の調査によって明らかになっており、地盤高が含水率の指標になっていない可能性が高い。

ツリフネソウの CAR モデルで唯一、有意だった説明変数は、トネハナヤスリと同じく5PC2であったが、その効果は負で、トネハナヤスリとは逆方向だった。高い値の5PC2は、トネハナヤスリやノカラムツといった多年生草本が高密度で生育していることを示している可能性がある。これらの種は早春に素早く展葉することが可

能である。ワタラセツリフネソウは夏一年草であり、春先には実生であるので、他の植物があまり茂っていない明るい光環境を必要とする。従って、5PC2が負の効果があったということは、早春に多年草に被陰されない場所にツリフネソウが生育している可能性を示唆している。

### イヌセンブリ

ロジスティック回帰モデルでも CAR モデルでも、植生高がイヌセンブリの分布に顕著な影響を及ぼしていた。これはイヌセンブリが草丈が低く、貧栄養湿地やため池の土手のような明るい光環境を好むことから容易に期待される結果である。ロジスティックモデルの推定の精度は、CAR モデルと比べてもさほど遜色のないものであり、空間ランダム効果の値も小さかった。イヌセンブリの分布推定に重要な説明変数が、モデルに含まれており、大きな空間ランダム効果の原因となるような未知の要因が他になかったためと考えられる。イヌセンブリの分布は植生高が低い場所に限られており、これはリモートセンシングで計測可能であった。イヌセンブリの分布範囲が狭いのも、植生高が低い場所が渡良瀬遊水地では限られているためと考えられる。

### (3) intrinsic CAR モデルの現実的な用途

全種において有意な説明変数の数が減少したことは、CAR モデルが空間自己相関による偽反復に起因する第 1 種の過誤を回避するために有効であることを示している。このような偽反復の効果はワタラセツリフネソウにおける地盤高の効果で特に明瞭だった。絶滅危惧種はしばしば分布範囲が限られていたり、特定の場所に偏って分布しているので、空間的に独立な調査地を十分な数設定するのが困難な場合がしばしば起きる。このような場合に CAR モデルは絶滅危惧種の分布推定モデルとしてたいへん有効であると考えられる。

他方、CAR モデルは調査範囲外に直接適用することが困難である。たとえば、今回は渡良瀬遊水地の第 3 調節池のみでの調査に基づいたモデルであるが、これをほかの第 1・第 2 調節池に適用することは難しい。調査範囲外の場所では、空間ランダム効果の値を推定することができないからである。しかし、直接適用することができなくとも、CAR モデルは、分布推定モデルの改善に貢献すると考えられる。推定された空間ランダム効果の

パターンは、未知の環境要因が何であるかを推測する有力な手がかりである。推定された要因について追加的な野外調査や実験を行って影響を明らかにし、新たにその要因を加えた空間ランダム効果を含まないモデルを作成することで、より頑健で汎用性と推定力の高いモデルを構築することができる。このようなモデル推定と野外調査・実験のフィードバックが、頑健で実用的な分布推定モデルを作り上げ、それに基づく適切で効果的な保全計画を行うために欠かせないと考えられる。

## 2.5 渡良瀬遊水地の鳥類相および分布推定モデル

### 2.5.1 はじめに

鳥類は移動能力が高く、植生や景観などの環境に素早く反応して密度分布を変化させるといわれている。そのため鳥類は生息環境のよい指標種となると考えられている。渡良瀬遊水地は人造湖が作られ、ゴルフ場、旧谷中村跡地の公園、畑地など人為的に改変された植生の他に、水路、ヨシ原、スゲ、ヤナギ林などの湿地植生が含まれている。ヨシ原は全体の 45 % の 1500 ha を占めているが、オギの混じる乾燥したヨシ原が大部分を占めている。このように湿地植生の他、開水面、灌木林、畑地といった多様な植生が含まれるため、250 種以上の鳥類が記録されている。本研究では、渡良瀬遊水地において鳥類の生息密度を推定する統計モデルを開発し、鳥類の分布を決めている要因の検討を行った。

### 2.5.2 調査方法

繁殖期に生息している鳥類の密度の変化を把握するために、渡良瀬遊水地内の全域をカバーするように道路および堤防上に 500 m 間隔で 91 ヶ所の調査地点を配置した (図 26)。各調査地点に 5 分間とどまり、250 m 以内に出現する鳥類の種類と個体数を記録した。繁殖期の鳥類調査は、さえずりが盛んな 6 月から 7 月上旬にかけての晴天ないし曇天の日の午前 5 時半～午前 10 時までの時間帯に行った。2006 年は 6 月 2 日から 14 日にかけてのべ 5 日間、2007 年は 6 月 13 日から 27 日にかけてのべ 4 日間、2008 年は 6 月 17 日から 7 月 5 日にかけてのべ 5 日間ですべての地点で調査を行った。調査地点の位置は GPS によって記録し、毎年、同じ地点でカウントを行った。ただし 2007 年には谷中湖南東岸の地点を除く 74 地点でのみ調査を行った。

GIS 解析ソフトウェアを用いて、各調査地点を中心



図26 植生分布と調査地点の配置

に半径 250 m の円内の各植生タイプの面積を求めた。植生タイプの分類は、第 5 回自然環境保全基礎調査（環境庁 1998）の 5 万分の 1 の植生図の植生凡例を 14 種類の簡易植生タイプに分類し直したものを用いた。それらのタイプは、灌木林、単子葉草原、湿地植生、落葉広葉樹林、常緑広葉樹林、針樹植林、松林、裸地、畑地、水田、休耕地、ゴルフ場、人工構造物、開放水面である。また、地盤高、植生高、2006-2008 年の 3-4 月に撮影した空中写真から各調査地点の周囲の平均標高、標高の分散、最大最小標高値、平均植生高、植生高の分散、焼失面積等の環境特性を抽出した。

さらに、遊水地内の主要な優占種であるオギとヨシの分布を求めた。現地調査結果と航空機から撮影した画像とからオギとヨシを判別するモデルを作製し、渡良瀬遊水地全域にオギとヨシの判別モデルを適用した。現地調査データの半数を教師データとして作製したオギ・ヨシの判別モデルで残りの半分の精度を調べたところ、正答率は約 62 % であった。

各調査地点を中心に半径 250 m の各植生面積、オギ・ヨシ判別モデルから得られた湿地植生のオギとヨシの面積、標高に関する変数、植生高に関する変数を説明変数として、種数、各種の密度を推定する統計モデルを構築

した。

## 2.5.3 結果と考察

### (1) 繁殖期の鳥類相

3 年間の調査で繁殖期にヨシゴイ、サンカノゴイ、オオタカ、サシバ、コアジサシの 5 種の絶滅危惧種を含む 43 種の鳥類を確認できたが、3 年間を通して出現したのは 34 種であった（表 3）。各調査地点での平均出現種数は 8.5 から 8.8 種と安定していたが、周辺地域から桑実を採餌にやってくるムクドリの大群やドバトの変動により平均個体数は 16.5 から 33.8 羽と調査年により 2 倍の差があった。個体数で優占している繁殖鳥種の上位 7 種は、オオヨシキリ、ムクドリ、ハシボソガラス、コヨシキリ、ヒバリ、ホオジロ、セッカであった。これらのうち、ヨシ原に依存する湿地性鳥類はヨシゴイ、サンカノゴイ、タイナ、オオヨシキリ、コヨシキリなど限られた種類であった。このうち、オオヨシキリはすべての調査地点で 1 から 17 個体が記録されていた。

各調査地点での各種の出現個体数の情報を組み込んでクラスター分析を行ったところ、渡良瀬遊水地の鳥類群集はヒバリやセッカなどの草地に生息する種、ウグイス、カッコウ、オオヨシキリ、およびホオジロなどのオギ・ヨシ原および灌木に生息する種、ヒヨドリ、ホトトギス、シジュウカラなどの林縁に生息する種がそれぞれグループを形成していた。また、調査地点は群集構造の類似性によって 3 つの大きなグループと 5 つの小さなグループに分類された。3 つの大きなグループは、おおまかに第 1 調整池北部から第 3 調整池にかけてのヨシ原地域、渡良瀬川沿いと谷中湖南東岸の地域、堤防上の地点に対応していた。

### (2) 鳥類の種数を決める要因

渡良瀬遊水地の鳥類群集の種数は第 3、第 2 調整池に多くの種が分布し、南部の谷中湖周辺では少ない傾向が認められた。遊水地内の種数を決める要因を解析するために、調査地点の周囲半径 250 m 内の環境要素を抽出し、種数を透いているための一般化線型混合モデルを構築した（図 27）。作成したモデルは、自然環境 GIS の植生図をもとにして計算した各種景観要素の面積、オギ・ヨシの面積、平均地盤高、地盤高の標準偏差などである。

統計的な解析の結果、もっともよいモデルとして選択

表3 出現鳥類の種数、総出現個体数および各地点あたりの出現種数と個体数

# 種名	2006	2007	2008	# 種名	2006	2007	2008
1) カイツブリ	4	1	1	31) セッカ	107	112	157
2) カワウ	8	5	11	32) コヨシキリ	174	81	171
3) ヨシゴイ	8	7	2	33) オオヨシキリ	607	567	686
4) サンカノゴイ	2	-	-	34) ウグイス	79	85	137
5) ゴイサギ	2	4	1	35) シジュウカラ	11	2	2
6) アオサギ	3	8	8	36) ホオジロ	109	102	120
7) ダイサギ	4	5	13	37) アオジ	-	-	2
8) カルガモ	32	20	31	38) カワラヒワ	15	10	9
9) オトリ	-	-	3	39) スズメ	71	165	112
10) クイナ	-	-	1	40) ムクドリ	237	276	855
11) ミサコ	-	-	1	41) オナガ	7	1	5
12) チョウゲンボウ	-	1	4	42) ハシホソガラス	259	180	211
13) オオ効	2	2	1	43) ハシブトガラス	4	2	16
14) トビ	1	2	8	総個体数	2228	2184	3072
15) サシバ	2	1	1	調査地点数	91	74	91
16) コチドリ	-	-	3	記録種数	35	34	41
17) コアジサシ	6	1	9	平均個体数	16.5	19.2	33.8
18) ハン	4	1	3	平均種数	8.52	8.75	8.78
19) キジ	67	36	37	種数範囲	4-14	3-16	4-14
20) コジュケイ	-	-	4	調査日			
21) キジバト	51	30	36	2006/6/2-14(延べ5日間)			
22) トバト	2	-	40	2007/6/13-27(延べ4日間)			
23) カッコウ	66	67	39	2008/6/17-7/5(延べ5日間)			
24) ホトキス	10	4	7	下線:環境省のレッドリスト掲載種			
25) コゲラ	-	2	-				
26) ヒバリ	159	133	183				
27) セグロセキレイ	2	-	1				
28) ツバメ	89	132	106				
29) モス	5	12	8				
30) ヒヨドリ	19	13	27				

されたのは、渡良瀬遊水地の種数を、調査地点のまわりが焼けているかどうかをランダム要因として灌木植生面積、平均地盤高、地盤高の標準偏差の3つの変数で説明するものであった。地盤高が低くて、起伏に富んでいて灌木林が少ない場所で繁殖鳥種が多くなる傾向があるといえる。ヨシ原・草原にのみ分布している種は、オオヨシキリ、コヨシキリ、セッカ等数種に限られるため灌木が含まれることで林縁種が多くなるが灌木面積が多すぎると種数が減少する。地盤高が低くて地盤高標準偏差が大きい、つまり起伏に富んでいる場所で種数が増加するといえる。地盤高が低い場所は、水位が低く開水面に生息する種が多くなることを反映している可能性がある。

### (3) 湿地性鳥類の密度分布を決める要因

渡良瀬遊水地内の多くの調査地点で記録され、遊水地を特徴付けている湿地性鳥類（オオヨシキリ、コヨシキリ）、草原性鳥類（セッカ、ヒバリ）、灌木林性鳥類（ホ

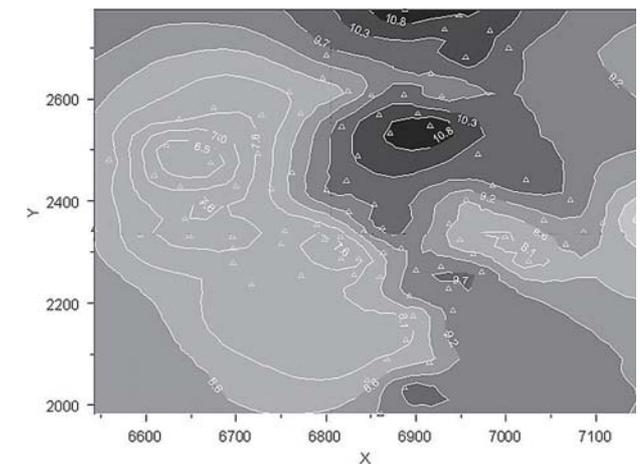


図27 渡良瀬遊水地内における鳥類の種数分布の推定。黒が濃いところほど種数が多いと推定された。

オジロ、ウグイス)の6種の密度分布を決める要因について解析した。解析手法は基本的には種数のモデルと同じであるが、調査地点の半径250mの円内の各植生面積の他に、植生丈高やオギ・ヨシの判別関数の空中写真か

ら得た植生情報を説明変数に組み込み、調査地点の250 m 以内が焼失したかどうかの火入れの状況をランダム効果として統計モデルに組み込んだ。また、平均地盤高と地形の起伏をあらわす地盤高の標準偏差を地形情報として用いた。まず、各植生面積と地形情報を説明変数として各種の密度分布を説明する統計モデルを作成した。次に、前述の空中写真から得られた植生情報と地形情報だけからモデルを作成した。最終的にすべての変数を使ってモデルを構築して、いずれの変数がモデルに取り込まれ、各種の密度分布をよく説明できるかを検討した。

#### A. オオヨシキリ

オオヨシキリは渡良瀬遊水地に広く分布するが、調査地点のまわりの生息個体数は1から17羽まで変化していた。オオヨシキリの密度推定モデルでは、単純な湿地植生ではなくオギ・ヨシ判別モデルの推定結果を組みこむことでモデルの適合度が増加していた。オオヨシキリの生息にとってヨシの存在が必須であることを意味している可能性が考えられる。

#### B. コヨシキリ

コヨシキリの密度はオオヨシキリよりも低く、1地点に0から5羽が分布していた。コヨシキリは第1調整池の西側と南側に高密度に分布する場所が認められたが、全体として広く薄く分布する傾向を示していた。コヨシキリの密度が相対的に高いと推定されるのは、草丈が低く、火が入ったオギのある地点であった。

#### C. ヒバリ

ヒバリは第1調整池南東堤防と第2と第3の境界の堤防に密度が高いところがあった。本種については、草丈

が低く、地盤高が高く北東にいくほど、密度が高いという統計モデルが得られた。ヒバリは、丈の低い草地を好む。渡良瀬遊水地では定期的に短く刈られる堤防の斜面に分布しているため、標高の高いところの密度が高くなっていると解釈できる。

#### D. ホオジロ

ホオジロは、ヒバリと同じく、堤防に沿って分布しているように見える。本種は、起伏が少なく草丈が低いが、植生高の偏差が大きい場所に高密度で分布するという分布推定モデルが得られた。ホオジロの採餌環境は丈の低い草原であるが、ソングポストとして灌木や丈の高い植生を必要としていることを反映している可能性が考えられる。

#### E. セッカ

セッカは第3調整池の北側と第1調整池の西側に高密度で分布していた。得られた分布推定モデルでは、ヨシとオギの両方とも好むがオギに対する選好性が高く、平均標高の高い、火入れをした場所に高密度で分布しているというものであった。

#### F. ウグイス

ウグイスは灌木の分布する場所で観察されるが、得られた分布推定モデルは7つもの説明変数を含むものであり、その解釈はむずかしい。相対密度が低いために適切なモデル構築ができていない可能性がある。

各種について得られた統計モデルの特徴を表4にまとめた。いずれの種でも単純な植生図から得られる面積情報に植生丈高など空中写真から得られた情報を組み込むことで密度分布の推定が向上していることが分かる。オ

表4 各種の密度分布を説明するのに必要な情報

変数情報	オオヨシキリ	コヨシキリ	セッカ	ヒバリ	ウグイス	ホオジロ
植生面積	○		○	○	○	
地盤高情報			○	○		○
空中写真植生情報						
オギ・ヨシ判別	○	○	○			
植生丈		○			○	○
採用統計モデル	GLM	GLMM	GLMM	GLMM	GLMM	GLMM
ランダム要因	-	火入れ	火入れ	火入れ	火入れ	火入れ
モデルの説明力	77.50%	79.40%	90.40%	70.30%	85.80%	68.80%

オヨシキリ、コヨシキリ、セッカではヨシがあるかどうか分布を決める要因になるので、湿地植生にオギ、ヨシのいずれが含まれているかの情報が密度分布を推定するのに重要となることを示している。また、コヨシキリでは空中写真から得られる植生情報だけでモデルが構築できることもわかった。一方、灌木林に営巣するウグイスやホオジロでは灌木の植生丈高の情報が密度推定に重要であった。しかし、オギ・ヨシ原には生息しないヒバリでは、地盤高と植生図だけの情報があれば生息密度を予測でき、空中写真から得られた情報は必要ではなかった。また、オオヨシキリ以外の種では、繁殖期前の野焼きの状態をランダム変数として加えることでモデルの説明力が上がった。

## 2.6 リモートセンシングによる河川の瀬淵分布推定手法の検討

### 2.6.1 はじめに

複雑に蛇行して流れる河川がつくりだす瀬や淵などの多様な地形は、河川に生息する魚類や底生生物の環境利用と密接な関係がある。本研究は、踏査困難な山地や丘陵地に見られる緩流蛇行河川の保全計画の策定を支援するために、そこに形成される瀬と淵の位置を効率的に把握するための手法開発を目指すものである。

本項では、河道の屈曲を成因として形成される淵に焦点を絞り、河道内の任意地点における淵の存在確率をベイズの定理に基づいて推定する手法の検討結果について報告する。淵の存在を示す事前確率を、全地点で不変な定数として扱う方法と、淵の成因を考慮した統計モデルによって地点毎に推定する方法とに大別し、両者の判別性能を比較検討する。

### 2.6.2 方法

#### (1) 現地調査と航空機観測

丘陵地を流れる踏査困難な緩流蛇行河川の典型例として、北海道北部の宗谷丘陵を流れる狩別川を選定し、ここに設けた延長約2kmの調査区間(図28)にて詳細な現地調査と航空機観測を実施した。

現地調査は、春季(2007年4月28日~5月9日)と夏季(2007年8月31日~9月6日)の2回にわたって実施した。春季の調査時期は、河畔植生の多くが展葉前であり、河道水面を航空機観測するうえで適している。しかし、融雪流出による水位増加が著しいため、河道内

を踏査することは困難であった。そのため、航空機との同期観測を実施することを主目的としながら、河岸沿いの踏査を行い、河道周辺に優占する土地被覆状態と河道内での主要な倒流木の位置をGPSと地図を用いて記録した。

夏季の調査時期は、河畔植生が河道水面を覆いつくすように繁茂しているため、航空機による水路状態の観測は困難である。しかし、河川水位が低下し、河道内の踏査が可能となるため、詳細な現地調査データの収集を主目的とした。河道の勾配と河道幅の計測を行うとともに、相対的に水深が浅く流れの速い「瀬」と深く流れの遅い「淵」について、その成因を考慮しながら注意深く特定し、各淵の位置、水深および成因について記録した。また、淵の形成に重要な役割を果たす河道内の倒流木についても、その位置、形状、滞留形態および堆積規模を記録した(図29)。

航空機観測では、写真測量分野で普及している測量用デジタルカメラを用いて、異なる4つの波長域(青、緑、赤および近赤外)の放射輝度を、地上分解能約10cmにて分光観測した(図30)。観測画像の幾何学的な歪は、デジタル標高モデル(Digital Elevation Model; DEM)を利用したオルソ化処理によって補正し、現地調査データとの地理的な整合性を確保した。なお、オルソ補正済み画像の画素値は、センサの出力値に対して非線形な放射量補正を施したものであり、加えて、センサの感度特性に関する詳細も公表されていない。そのため、対象物の反射率や放射輝度などの物理量を、画素値から定量的に把握することは困難である。しかし、対象物の種類や状態を推定するために必要な、分光特性の相対的な違いに関する情報は、画像内に十分保持されていると考えられる。



図28 調査対象地域の位置(黒い■)と調査区間の春季の風景写真

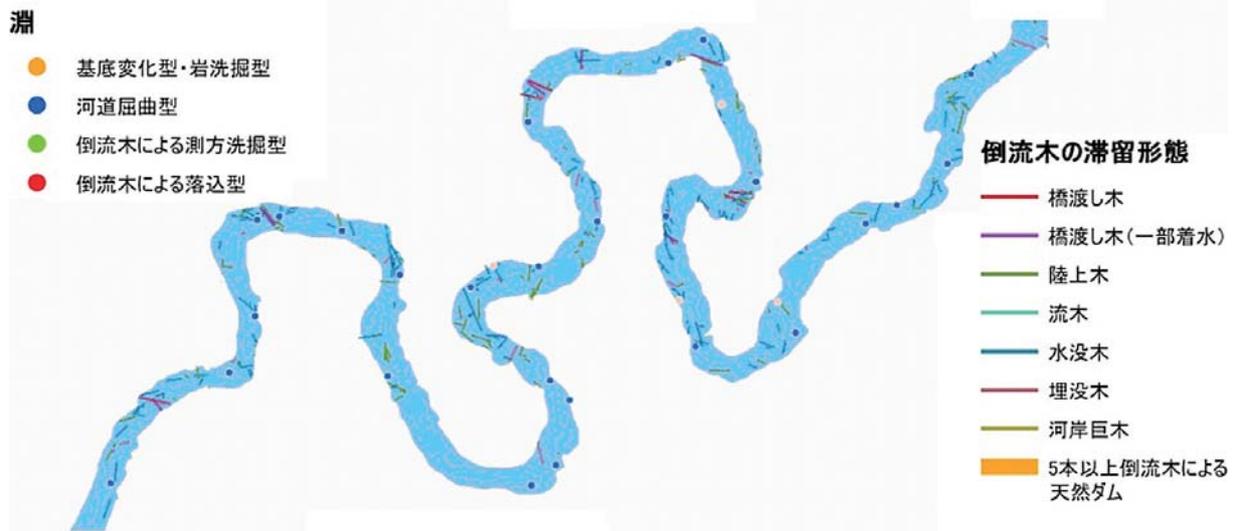


図29 現地調査データの例。航空機観測画像から推定した河道面データ（水色）の上に、淵および倒流木の位置を重ね合わせて表示した。

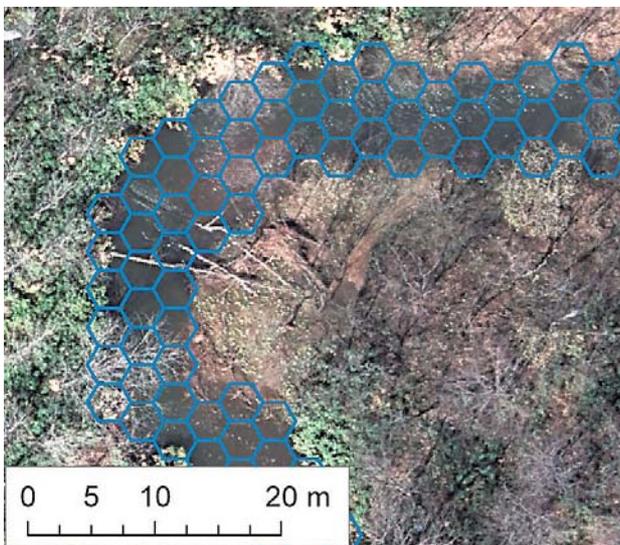


図30 航空機観測画像上で、正六角形の隣接集合によって河道水路の平面形状を近似表現した様子。屈曲部には、河道を横切るようにして数本の倒流木が横たわるのが視認できる。画像は、展葉前の春季に撮影されたため、水面の状態が良く把握できる。

## (2) 正六角形近似によるデータ集計

オルソ補正済み画像の各画素において、可視域赤と近赤外域の画素値の差分を計算し、水体の存在を強調した画像を作成した。この強調画像に基づいて、屈曲河道水路の平面形状を推定し、その形状を合同な正六角形の隣接集合として近似した（図30）。正六角形の大きさは、幅3mとし、水路幅が最小となる地点においても、水路中心線の左右両側に少なくとも1個の正六角形が配置されるようにした。

正六角形を解析の基本単位とし、淵の有無に関する現地調査結果と画像特性とを集計した。調査結果は六角形の範囲内における淵の有無を表す。また、画像特性は、六角形の範囲内における各波長域の画素値の空間平均と標準偏差にもとづいて求めた。

## (3) ベイズの定理による事後確率の推定

相対的に水深が浅く流れの速い瀬では、水による電磁波の吸収効果が弱くなるため、もともと吸収されにくい可視域の反射率が高い状態となる。また、水面が乱れやすいことから、水面の反射率の空間的分散が大きくなる。一方、深く流れの遅い淵では、長波長側の電磁波がほとんど吸収されるため、特に近赤外域の反射率が極端に低くなる。また、水面が穏やかとなるため、反射率の空間的分散は小さくなる傾向がある。しかし、こうした水面の見かけの分光特性は、瀬淵の有無だけでなく、それ以外の様々な要因に由来して変動する（図31）。また、河岸植生などに覆われ、水面の見えない部分もある。そのため、画像特性のみから直接的に瀬淵の存在を推定することには限界があると考えられる。

淵の有無 $X$ という現象は、因果の連鎖構造の中で、あるときは、画像特性 $Y$ を変動させる「原因」のひとつとして、またあるときは、河道の屈曲状況や倒流木の存在などに由来した「結果」の現れとして解釈できる。本研究では、淵の有無 $X$ を「原因」と見なしたときの条件付確率 $P(Y|X)$ と、「結果」と見なしたときの事前確率 $P(X)$ を、それぞれ独立に設定した。そして、これらを



図31 水面の見かけの分光特性に影響を与える要因。遮蔽物（河畔植生）、サンダリント・水面の乱れ、水深、水質（懸濁物質濃度）、水没木、埋没木などが影響する。

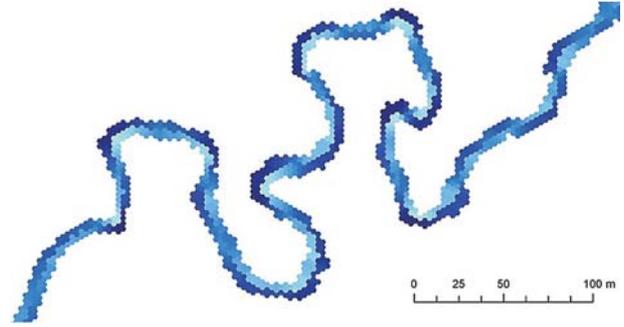


図32 説明変数の候補として推定した河道の屈曲特性値の例示。屈曲の外側にあたる攻撃部は濃い青、内側の滑走部は淡い青で表現した。中間色は攻撃部と滑走部の移行部に相当する。

ベイズの定理に基づいて統合することにより、淵の有無に関する事後確率  $P(X|Y)$  を推定した。

#### (4) 統計モデルによる事前確率の推定

淵の存在を示す事前確率  $P(X_1)$  は、それが場所に依らず不変ならば、定数  $a$  を用いて、 $P(X_1) = a$  と表現できる。しかし、実際の事前確率  $P(X_1)$  は、河川地形学的な要因の地域差に応じて、場所毎に異なるのが自然である。そこで本研究では、瀬淵の成因を考慮した統計モデルを構築し、これに基づいて、場所毎に異なる事前確率  $P(X_1)$  を推定した。

統計モデルの解析単位は正六角形である。目的変数は、個々の六角形における淵の有無とし、説明変数は、その六角形で集計した屈曲関連の要因（曲率半径、攻撃側か滑走側か、変曲点からの距離、岸までの距離など）と倒流木関連の要因（倒流木の本数、滞留形態、流れに対する向きなど）を候補とした（図32）。

説明変数の候補は、交互作用と高次効果の存在を回帰木を用いて慎重に検討しながら、探索的に絞り込んだ。目的変数と絞り込んだ説明変数との関係性は、2種類の統計モデル、すなわち一般化線形モデル（Generalized Linear Model; GLM）および一般化加法モデル（Generalized Additive Model; GAM）を用いてモデル化した。

#### (5) 判別性能の評価

ベイズの定理に基づいて計算した3種類の事後確率のうち、事前確率を定数  $a$  としたものを PostConst, 2種類の統計モデル（GLM および GAM）から推定した事前確率（PriorGLM および PriorGAM）を利用したものを PostGLM および PostGAM と表記する。各モデルの淵の

有無に関する判別性能は、受信者動作特性（Receiver Operating Characteristic; ROC）曲線の下側面積（Area Under the Curve; AUC）の値に基づいて評価した。ROC 曲線は、連続値である説明変数に複数の閾値を設け、その閾値のもとで、2値の目的変数（ここでは淵の有無）を判別し、その際の真陽性率と偽陽性率とを、それぞれ縦軸と横軸にとって描いた曲線である。AUC の値は、ROC 曲線の下側面積の値である。AUC の値が 0.7 以上なら使えるモデル、0.8 以上なら優れたモデル、0.9 以上なら飛び抜けて優れたモデルだと判断される。

なお、AUC の値は、計算に用いる標本の取り方に由来した不確実性を持つ。そこで、この不確実性を考慮した比較を行うことを目的として、ブートストラップ法にて AUC 値の確率分布を推定した。具体的には、 $U$  個の解析単位から、重複を許して  $u (u \leq U)$  個の標本を無作為抽出し、その都度 AUC の値を計算した。そして、この操作を  $t$  回繰り返すことにより得られた  $t$  個の AUC 値に基づいて、各手法に対応する AUC 値の中央値と変動幅を求めた。

#### 2.6.3 結果と考察

河道平面を合同な正六角形で隙間なく埋め尽くすことにより、複雑な屈曲河道の形状を、その現実性を失うことなく近似することができた。また、隣接して連なる正六角形を解析単位としたことにより、正六角形の隣接関係から、任意地点間の上流・下流といった位置関係を把握することが可能となった。これにより、水の流れに沿った依存関係を、統計モデルで考慮できるようになった。合同な正六角形による河道平面の近似手法はこれま

で河川環境の管理・解析を行ううえで利用されてこなかったが、本研究によりその有効性が確認された。

ベイズの定理に基づいて計算した3種類の事後確率 (PostConst, PostGLM および PostGAM) と統計モデルに基づいて推定した2種類の事前確率 (PriorGLM および PriorGAM) は、いずれも AUC の値が0.7を上回る確率が90%以上であり、淵の有無に対して高い判別性能を持つことが確認された (図33)。特に、統計モデルで推定した事前確率を考慮して計算した2種類の事後確率 PostGLM および PostGAM は、AUC の中央値が高く、その変動幅も小さい。よって、安定的に高い判別性能を発揮できる優れた判別手法であると解釈できる。ただし、統計モデルから推定した2種類の事前確率は、AUC の変動幅が比較的大きく、事後確率を計算する際の雑音として作用している危険性もある。このことから、事前確率を推定する統計モデルの精緻化を進めることにより、

判別手法の頑健性をさらに高めることができると期待できる。各手法により推定した淵の存在確率を図34に示した。

本研究では、淵の位置を推定することに焦点を絞り、瀬の位置に関しては言及していない。しかし、両者は水路の縦断方向に沿って交互に現れる地形要素であり、淵の存在と瀬の存在は、排反事象であると考えられる。そのため、淵の存在確率 $p$ を推定することは、瀬の存在確率 $1-p$ を推定することと同等であり、その意味で、本研究は瀬と淵の両者の分布確率の推定を目指した手法開発研究と言える。

また、本研究では、屈曲を成因とした淵のみを解析対象としているが、倒流木の存在や河床材の違いによっても、淵の形成が促進されることが知られている。実際、現地調査によって把握できた542個の淵のうち、屈曲を成因としたものは42%にすぎず、倒流木に起因したも

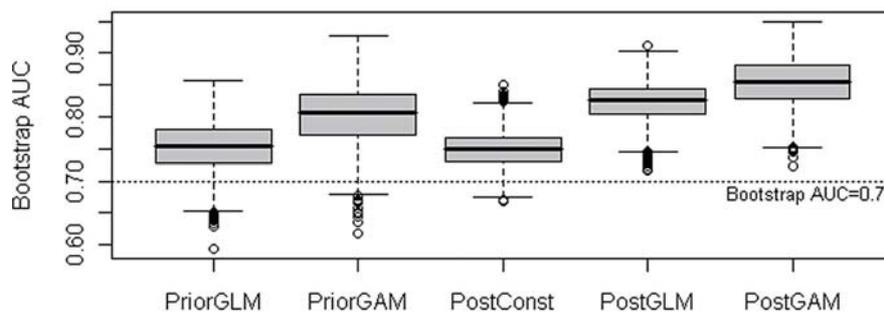


図33 ブートストラップ法により推定した、各種の瀬・淵推定モデルの AUC の中央値と変動幅。

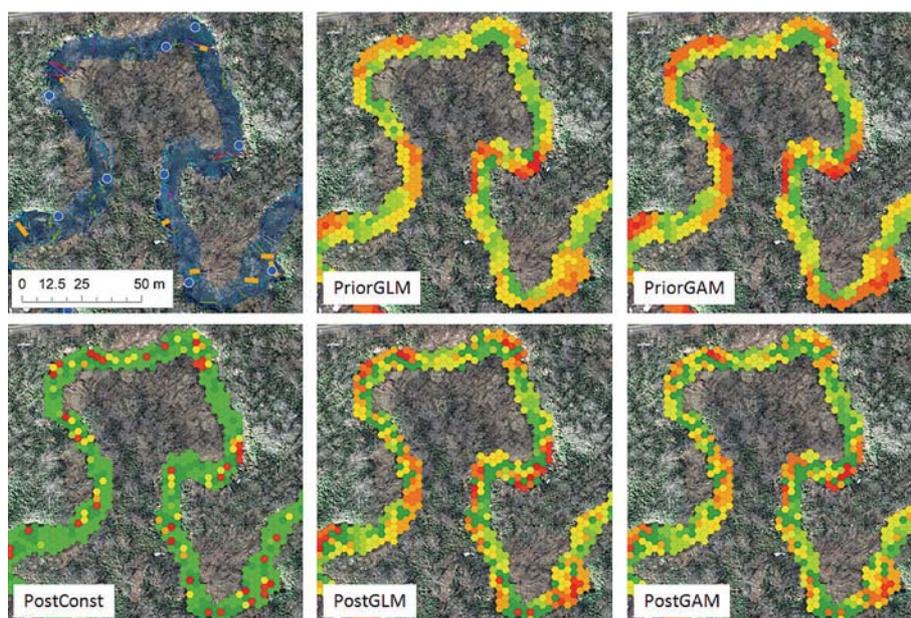


図34 種類の方法で推定した淵の存在確率の空間分布。緑～黄～赤の順に、存在確率が高いことを示す。左上の図は、現地調査で実測した淵 (青点) および倒流木 (線) の位置を示す。

のが36%，河床材の違いに由来したものが2%，成因が特定できなかったものが20%を占めていた。このことから、航空機観測画像などのリモートセンシングデータに基づいた瀬淵分布推定手法の汎用性を高めるためには、屈曲関連以外の特徴量をも考慮したモデル構築が必要であると考えられる。

今後、リモートセンシングによる瀬淵分布推定手法の性能をさらに向上させるために、(1)分光観測値に基づいて、直接的に瀬淵の存在確率を推定する手法の高度化、(2)屈曲特性だけでなく倒流木などのその他の成因についても、その有無を効率的に把握できる手法の開発、および、(3)瀬淵の有無とそれを規定する諸要因とを関連付ける統計モデルの精緻化などに取り組む予定である。最終的には、以上の結果を踏まえて、リモートセンシングデータのみに基づいた瀬淵分布推定の可能性と限界について明らかにしたい。

## 2.7 リモートセンシングデータによる河川生態系の生物多様性の推定

### 2.7.1 はじめに

リモートセンシングによって取得されるデータや、そのデータ解析の手法は目覚ましい勢いで多様化し、研究者にとっても日増しに手の届きやすいものとなってきている。同時に画像の解像度も著しく高くなり、人工衛星画像の空間解像度はm単位に、また航空機によるデジタル航空写真に至ってはcm単位の解像度が得られるようになった。河川に堆積する倒流木の1本1本を正確に把握しながら河川内部のミクロな環境についてマップを作成し河床を構成する礫の組成を広域的に特徴づけたりすることも今では可能となった。このため水生生物の生息環境評価やモニタリング、環境修復のサイト選びにおいてリモートセンシングは非常に有効な手段として活用されるようになった。

河川生態系研究にリモートセンシングを導入するには、可視化できる情報や、そこから導かれる2次的な情報(標高、河床勾配など)に対して、水生生物の空間分布が機能的な関係をもつことが前提となる。しかし、水生生物の生息状況は、非生物的環境要因のみならず捕食や競争や共生といった生物学的なプロセスによっても左右される。また、侵入生物が在来の水生生物に対し及ぼす影響のような生物学的プロセスも通常可視化できないものである。したがって、リモートセンシング技術が

いかに進展し、その技術とデータが広く研究者に普及しても、河川生態系をリモセンだけに頼って理解し、保全し、修復するには相当な不確実性がともなわざるをえない。

本研究では、北海道北部を流れる緩勾配の小河川において、淡水魚類と底生動物の空間分布あるいは群集構造を、主に現地調査で得られる生物データから推定する生物学的モデルを構築した。続いて、同じ従属変数をリモートセンシングからでも取得できるランドスケープスケールの非生物的な環境要因だけから推定するモデルも構築し、2つのモデルの推定能力を比較した。これによってリモートセンシングから推定される河川生態系の不確実性を定量化し、この技術の可能性と限界を考察した。

### 2.7.2 方法

#### (1) 調査地域

現地調査は本研究課題の実施以前、2000年に当研究所において別途行われたもので、その際の未公表データを今回の解析に用いた。調査を行った河川は北海道北部を流れる猿払川支流の狩別川である(図35)。狩別川上流の6本の支流にそれぞれ5か所ずつ、合計30か所の調査地点(区間長66-102m)を設け、魚類相と底生動物相を調べると同時に生息環境を計測した。すべての地点は一組の淵と瀬を含むものとし、後述の生物調査はこの区間で行った。一方、生息環境調査は、この瀬淵区間の上流と下流をそれぞれ30mずつ延長し、より広い河

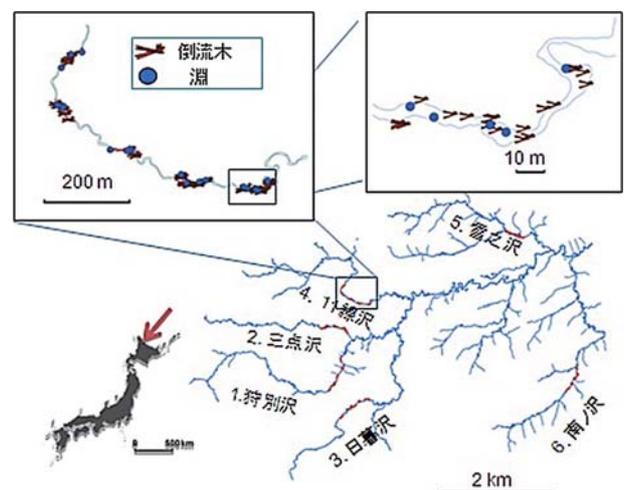


図35 調査河川である北海道・猿払川の支流、狩別川上流域。本流上流を含め6つの流路にそれぞれ5区間、計30区間の調査区を設定した。

川区間で行った。すべての調査は9月下旬に行った。その間の天候はおおむね良好で、水温は摂氏11.3度から15.8度の間で変動した。

## (2) 魚類・水生昆虫の採集

淡水魚類およびスジエビは電気ショッカーを用いて採集した。その際、調査区間である瀬淵構造の上下流端とともに8mmメッシュのナイロン網によって仕切り、調査中の魚類の移動を制限した。採捕された魚類は麻酔し、種を同定した後、体長と体重を計測した。魚類の生息密度は採捕数を調査地点の面積で除して求めた。魚類の採捕効率を知るために、南の沢を除く5本の支流でそれぞれ1地点ずつで標識採捕法による個体数推定を行った。

魚類調査に続いて、調査地点中央の瀬頭に25cm四方のサーバーネットを置き、底生動物を採集した。得られたサンプルは70%エタノールで保存し、実験室に持ち帰り、分類群の同定を行った。また分類群ごとに摂餌機能群を決定し、その密度と現存量を求めた。

## (3) 生息環境の計測

6本の支流は上流から順に1番から6番までの番号を与えて識別した(図35)。各地点の標高はGPSから直接求め、GPSの踏査軌跡から調査区間長を計測し、その上下端を結ぶ直線の長さで割って河道屈曲率を求めた。微環境調査として、各調査地点において河畔林(直径20cm以上)、倒流木(長さ1m、直径20cm以上)、淵(50cm以深)についてその位置をGPSにより記録するとともにサイズを計測した。河畔林、倒流木、淵の量に関する変数はすべて調査地点長で除して標準化した(表5)。

## (4) 統計解析

淡水魚類と底生動物の生息状況の決定要因を樹形モデル(回帰木)により推定した。樹形モデルは非線形な関係や独立変数間の相互作用などを再現するのに適している。使用したモデルはRPARTである。推定する変数には、魚類の種または分類群ごとの生息密度と体サイズ、底生動物の摂食機能群ごとの現存量と全体の現存量、種数ないしは分類群数、そしてShannon-Wiener多様度指数を選んだ。これらを推定するための要因としては、他の生物の生息密度、倒流木、河畔林や淵について定量化

した変数、河道屈曲率、支流番号などを採用した。

生物学的な変数を含め計測したすべての変数を独立変数の候補とするモデルを「生物モデル」と呼び、一方で独立変数の候補をリモートセンシングからでも十分定量化が可能な4つの変数(標高、河道外の倒流量、河畔林密度、河道屈曲率)に限定したモデルを「リモセンモデル」と呼んで、それぞれの従属変数に対し2通りのモデルを構築した。

## 2.7.3 結果

### (1) 魚類および底生動物の採捕状況

6支流30地点における魚類調査では、淡水魚類9種(計1243個体)と甲殻類であるスジエビ(*Palaemon paucidens*, 計70個体)を採捕した(表5)。ヤツメウナギとスジエビは底生動物にも属するが、いずれも魚類調査で採捕されていることから魚類としてモデルをつくとともに、魚類の種数や多様度を計算する際にもこれらを含めた。全地点で最も高頻度で採捕された魚種はフクドジョウ(*Noemacheilus barbatus toni*)とサクラマス幼魚(*Oncorhynchus masou*)であった。サケ科魚類のイトウ(*Hucho perryi*)とアメマス(*Salvelinus leucomaenis*)は限られた地点でのみ採捕された。日暮沢においてイトウ、サクラマス、スナヤツメの採捕数が多かったが、支流ごとの平均種数は4.4種から5.2種と大きな違いはなかった。

底生動物調査では53分類群の水生昆虫とその他の底生動物5分類群が記録された。摂餌機能群は全部で5つ確認され、そのうち現存量において破碎食者が最も多く、ついでに収集食者-濾過食者が多かった(表5)。支流別の分類群数の最小値は南の沢の17.4/地点で、最大は狩別本流上流の27.6/地点となった。

### (2) 魚類のモデル

魚類の回帰木モデルは、9魚種と1種のスジエビの生息密度、また地点あたりの種数と多様度指数、魚類の体サイズを含む計14の従属変数に対し構築した(表6)。体サイズのモデルは、採捕数が十分に得られたフクドジョウとサクラマス幼魚に対してのみ考慮した。

全14の生物モデルのうち、8つのモデルがその独立変数に生物学的要因を含んだ(表6;図36)。リモートセンシングによって定量化可能な変数としてとりあげた標高、倒流木、河畔林、河道屈曲率に関しては、4つのモ

表5 狩別川の6つの支流（本流を含む）の環境要因と淡水魚類・底生動物の生息状況。いずれも支流ごとの5地点の平均値を示してある。底生動物に関して個別の分類群の平均値は示していない。

変数	記号	狩別沢	三点沢	日暮沢	11線沢	雪ノ沢	南ノ沢
支流番号	Trib	1	2	3	4	5	6
標高(m)	Elev	50.98	48.54	63.48	44.36	27.3	44.68
河道屈曲率	Sinuos	1.763	1.307	1.633	1.260	2.302	1.554
<b>倒流木と淵の密度 (/m)</b>							
河畔林	Tree	0.037	0.020	0.019	0.012	0.016	0.020
河道外の倒木	LWDo	0.021	0.028	0.044	0.028	0.014	0.014
河道内の流木	LWDi	0.048	0.048	0.037	0.062	0.041	0.055
流木の体積 (m <sup>3</sup> /m)	LWDV	0.025	0.023	0.036	0.031	0.019	0.040
淵	Pool	0.048	0.030	0.043	0.050	0.049	0.023
屈曲部の淵	BPool	0.021	0.020	0.020	0.022	0.021	0.013
落ち込みの淵	PPool	0.027	0.007	0.017	0.028	0.028	0.010
岩盤状の淵	RPool	0.000	0.003	0.006	0.000	0.000	0.000
淵の累積水深 (cm/m)	PoolD	3.141	1.840	2.616	3.491	3.281	1.376
<b>魚類密度 (/m<sup>3</sup>), 種数および多様度、魚類の体サイズ</b>							
スナヤツメ	FLamp	0.002	0.012	0.040	0.000	0.008	0.000
カワヤツメ	ALamp	0.007	0.007	0.015	0.013	0.036	0.029
フクドジョウ	Loach	0.225	0.168	0.169	0.164	0.203	0.498
イトウ	Taimen	0.002	0.011	0.182	0.046	0.023	0.005
アメマス	Charr	0.018	0.010	0.000	0.000	0.000	0.028
サクラマス	Masu	0.132	0.239	0.453	0.208	0.250	0.316
エントミヨ	SStick	0.002	0.027	0.011	0.020	0.008	0.024
イバラトミヨ	NStick	0.002	0.003	0.004	0.000	0.000	0.018
スジエビ	Prawn	0.002	0.038	0.000	0.047	0.067	0.051
種数	Rich	4.40	5.20	5.00	5.00	5.00	5.20
hannon-Wiener多様度指数	Divers	0.99	1.24	1.16	1.27	1.26	1.15
フクドジョウの体長 (mm)	Loach L	93	108	87	97	100	91
サクラマスの体長 (mm)	Masu L	84	92	80	87	94	90
サクラマスの体重 (g)	Masu W	8.7	12.7	7.5	9.1	12.7	10.4
<b>底生動物の機能摂餌群ごとの現存量 (g/m<sup>2</sup>), 分類群数、分類群多様度</b>							
現存量トータル	Biomass.B	13.47	11.15	10.72	11.40	3.53	5.34
濾過食者	CF	2.46	0.78	5.76	2.29	0.02	0.02
堆積物収集者	CG	1.24	1.56	1.13	1.02	0.71	0.41
捕食者	PR	1.37	0.70	1.52	1.13	0.69	1.16
はぎ採り者	SC	0.79	0.84	0.97	1.70	0.76	0.37
破砕食者	SH	7.62	7.27	1.33	5.27	1.35	3.37
分類群数	Rich.B	27.60	20.60	24.20	21.00	20.20	17.40
hannon-Wiener多様度指数	Divers.B	2.78	2.36	2.51	2.48	2.23	2.33

デルに採用されただけであった。淡水魚類の生物モデルで最も頻繁に採用された変数は支流番号であった。

同じく14ある淡水魚類のリモセンモデルの中で最も高頻度で採用された独立変数は調査地点の標高であり、9個もモデルに含まれていた。それに続いて、倒流木、河畔林、河道屈曲率の順で採用されている（表6、図37）。標高は2魚種（フクドジョウとサクラマス幼魚）の体サイズに一貫してマイナスに作用した。河畔林はサクラマスを除いて一般にプラスの効果、また河道屈曲率はカワヤツメや魚類の種数に対してプラスの効果を示し、屈曲の激しい地点ほど魚種が豊富だと推定するモデ

ルが得られた。

決定係数は生物モデルが平均で0.400（最小0.240；最大0.607）、リモセンモデルが平均0.269（最小0.119；最大0.607）であった。スジエビのモデルはどちらも標高が唯一の独立変数と少ない変数であったが、すべての魚種の中で決定係数が最大の値（0.607）をとった。独立変数の選択肢が限られている分、リモセンモデルは一般に生物モデルと比べ決定係数が小さい（差の平均は0.132）。魚種数を従属変数とする2つのモデルでは、モデル間の決定係数の開きが0.457にもなった。

表6 淡水魚類の生物モデルとリモセンモデル。独立変数とその効果（+または-）を回帰木の分岐の順（有意性の順）に示した。独立変数のシンボルは表5を参照のこと。Tribに続くカッコ内は従属変数が小さな値を取る方のノードに分類された支流の支流番号を示す。

目的変数	説明変数		R <sup>2</sup>	
	生物モデル	リモセンモデル	生物	リモセン
<b>生息密度 (m<sup>2</sup>)</b>				
スナヤツメ	CF (+), SH (-)	Elev (+), LWDo (-)	0.334	0.214
カワヤツメ	Trib (1234), Pool (+)	Sinuos (+)	0.265	0.119
フグドジョウ	Trib (2345), LWDo (-)	Elev (-)	0.369	0.151
イトウ	Trib (1256)	Elev (+)	0.421	0.402
アメマス	Trib (2345), SStick (+)	Tree (+), LWDo (+)	0.324	0.166
サクラマス	Trib (1245), SStick (+)	Tree (-), Elev (+)	0.438	0.334
エゾトミヨ	Masu (+)	LWDo (-)	0.250	0.237
イバラトミヨ	Pool (-), Elev (+)	Tree (+)	0.240	0.131
スジエビ	Elev (-)	Elev (-)	0.607	0.607
<b>種数と多様度</b>				
種数	ALamp (+), Taimen (+)	Sinuos (+)	0.592	0.135
Shannon-Wiener多様度指数	Taimen (+)	LWDo (-)	0.322	0.214
<b>体サイズ</b>				
フグドジョウの体長 (mm)	Trib (136)	Elev (-), Tree (+)	0.321	0.187
サクラマスの体長 (mm)	Prawn (+), Elev (-)	Elev (-), LWDo (-)	0.585	0.494
サクラマスの体重 (g)	Trib (1346), Divers (+)	Elev (-), Elev (-)	0.537	0.373

### (3) 底生動物のモデル

底生動物の回帰木モデルは58の分類群の生息密度と、摂餌機能群ごとの現存量や分類群の多様度などを含む66の従属変数に対して構築した。生物モデルの中で最も高頻度で採用された独立変数は、(従属変数とは異なる)他の分類群の底生動物の生息密度であった(図36)。ただしその分類群はモデルによって一様ではなく、複雑な生物間の相互関係がみられた。支流番号も2番目に高い頻度で採用された。淡水魚類の中でイトウは比較的重要な独立変数として機能していた。すなわち3つの底生動物分類群と2つの摂餌機能群に対してイトウの密度がいずれもプラスに作用していた。リモートセンシングで定量可能な4つの変数は、66の生物モデルのうちわずか9つのモデルに採用されたにすぎない。

一方、リモセンモデルの中で最も高頻度で採用されたのは調査地点の標高であった(計40回)。それに続いて、河道屈曲率、倒流木、河畔林がこの順番で採用された(図37)。標高を独立変数に持つモデルでは、通常、標高はプラスの効果を示し、標高の高い地点ほど底生動物の密度あるいは現存量が高いと推定するモデルが得られた。河道屈曲率はほぼすべてのモデルでマイナスの作用を示した。同様に河畔林もほぼマイナスに作用した。

生物モデルの決定係数は平均で0.346(最小0.113; 最大0.721)、リモセンモデルのそれは0.224(最小0.067; 最大0.628)。両者間の決定係数の差は平均で

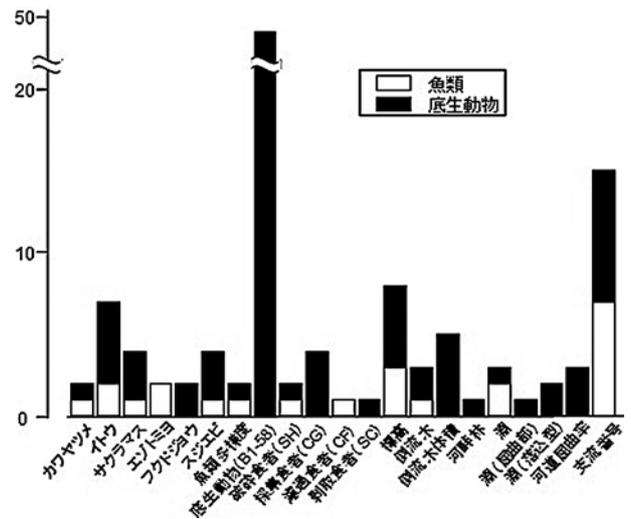


図36 淡水魚類(計14)と底生動物(計66)の生物モデルに選択された説明変数の頻度分布。生物モデルでは、各生物の生息密度を推定するために他の生物の密度や現存量なども説明変数の候補として含めており、それらが採択された頻度を集計した。

0.122であった(図37)。

### 2.7.4 考察

予想通り、ほとんどの淡水魚類、底生動物の生息推定モデルで、生物要因も考慮したモデルに比べてリモートセンシングで取得できるデータのみから構築したモデルの推定力は低下していた。しかし、モデルに採用される

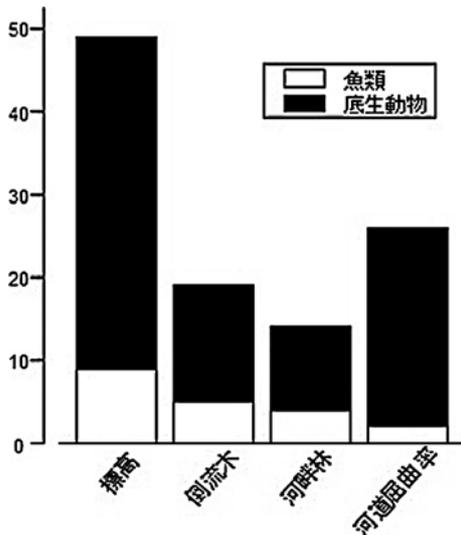


図37 淡水魚類（計14）と底生動物（計66）のリモセンモデルに選択された説明変数の頻度分布。

独立変数の選択肢が限られるリモセンモデルのパフォーマンスが低いのは当然のこととも考えられる。以下では、どのようなモデルでパフォーマンスの低下が顕著であったか、またモデルに採用された独立変数の特徴は何かを考察する。

生物モデルからリモセンモデルへの決定係数の低下量に注目すると、個々の魚種や分類群の生息密度を推定するモデルよりも、種数や多様性、あるいは摂餌機能群の現存量を推定するモデルの方が、決定係数の低下が著しい傾向が認められた。魚種ごとのモデルでは決定係数の低下量の平均が0.100 (±0.074 SD) にすぎなかったが、魚種数のモデルでは0.457も低下している。また底生動物の分類群のモデルでも、カゲロウ目の0.163 ± 0.162、カワゲラ目の0.120 ± 0.098、トビケラ目の0.095 ± 0.097、また双翅目の0.082 ± 0.086と、決定係数の低下量はそれほど大きくない。それに対し、摂餌機能群のモデルの決定係数の低下量は0.181 ± 0.105、また分類群数と多様性指数のモデルはそれぞれ0.361、0.383も低下していた。個別の種や分類群の密度はランドスケープスケールの環境要因からも精度よく推定でき、リモートセンシングもある程度は有効な手段となりうる。しかし、水生生物の多様性や群集構造に関わる属性は、リモートセンシングによる推定が難しく、生物学的な情報が欠かせないのだと解釈でき

る。ただし、その生物学的情報とは決して多くの情報を必要とするものではなく、多くの場合、単純にある生物が同所的にいるかないかを知るだけで十分であることが分かった。まさにキーストーン種の有無を知ることの重要性を認識したことに他ならない。たとえばイトウというサケ科魚類が同所的に生息するか否かが、魚類の種多様性、さらに底生動物のいくつかの摂餌機能群の現存量を大きく左右していた。またヨコエビ類、カゲロウ目の *Epeorus nipponicus*, *Acentrella* sp. などが底生動物の多様性を決定するキーストーン種であることが明らかとなった。

淡水魚類の密度の決定要因として支流番号が多くのモデルに採用されていることは特筆すべきである。支流番号が頻繁に選ばれたことは、支流ごとに固有の魚類群集を育む環境の違い、あるいは歴史的背景の違いの存在を示唆している。狩別川上流域では、小流域ごとに森林伐採の履歴が異なる。こうした土地被覆への人為影響の空間的コントラストが支流ごとの魚類相の変化として表れている可能性もある。このような広域的な環境の違いや、長い時間スケールでの環境の変化を検出することは本来リモートセンシングが得意とすることであり、淡水魚類の生息状況のリモセンモデルで高い精度で推定する余地は十分残されているのではないかと。

一般に、倒流木や淵の密度が高く複雑な河川環境ほど、生息する淡水魚類の多様性や現存量が高くなることが知られている。複雑な環境ほど、捕食者や競合する相手から身を隠し、多くの種が同所的に生息できるためと考えられている。本研究からはそのような関係が明瞭に認められなかった。すべての調査地点が比較的狭い範囲の同じ小流域に設定されたため、環境条件に関して地点間のコントラストが十分に得られなかったためであろう。

底生動物の生息状況のリモートセンシングで推定することは上述のように不可能ではないようだが、本来は捕食、競合、あるいは共生といったマイクロなスケールで繰り返られる生物間の相互作用に規定されているものであろう。66ある底生動物の生物モデルのうち43のモデルに、独立変数として他の底生動物が選ばれていることがそれを裏付けている。

### 3 まとめと展望

#### 3.1 本課題のおもな成果

##### (1) 草本群落の群落高の推定

デジタル航空写真から、地上解像度 50 cm という高解像度で火入れによる攪乱の強度と面的な広がりや植生高の空間的な不均一性を広域推定することができた。これまで森林群落を対象に使われてきた、航空写真の立体視による高さ推定が、植物群落でも有効であることを検証できた。地上での群落構造の測定と、自動立体視による群落高との対応を調べた結果、群落内で葉がもっとも密に存在する高さ航空写真による推定とがよく一致していた。

##### (2) 非優占植物種の分布推定

空から直接は見えない非優占植物の分布確率を、リモートセンシングで取得できるデータから推定する統計モデルを作成する際、空間構造（近傍の状態が類似していること）を考慮したモデル（条件付自己回帰モデル）が有効であった。少数の、分布の推定に有用であることに合理的な背景が考えられる要因が分布確率推定モデルの説明変数として残った。

##### (3) 鳥類の分布推定

鳥類の分布確率を推定する統計モデルでは、すでに整備されている自然環境 GIS の情報のみにもとづくモデルよりも、リモートセンシングの画像データから求めた植生タイプ・植生高の情報も組み込んだモデルのほうがより高い推定力を示した。

##### (4) 河川の瀬・淵構造の推定

蛇行河川を対象に、航空写真から取得可能なデータから瀬と淵の存在を推定する統計モデルにより、地形により生成される淵の存在を推定できることを示した。数メートルのスケールでの地形の解析データが瀬・淵の推定に有効であった。

##### (5) 水生生物相の推定

水生生物相を推定する統計モデルでは、リモートセンシングによって定量可能な変数である標高、河道屈曲率等の要因のみを組み込んだモデルの推定力は限定的であっ

た。いっぽう、川の支流ごとの何らかの特性や、注目する生物以外のキーになる生物種の存在などが重要な分布決定要因となっていることが明らかとなった。

#### 3.2 成果の活用の展望

生物の分布推定における統計モデルの利用頻度は高い。統計モデルによる推定において、精度向上とバイアスのない環境要因の効果の推定を行うために空間構造の考慮が有効であることを示したことは、今後、分布推定を行う際の参考事例となるだろう。

これまでつばら森林の林冠に対して用いられてきた高さ推定が、草本群落においても十分な精度で可能であり、これが希少植物および鳥類の分布の推定に有用であることを示した。「高さが推定できるツールの提供」に止まらず、それを使って生物の分布が推定できることまでを示したことの意義は大きい。

航空写真の立体視による群落高の推定は、調査地で野焼きを行って地上植生が存在しない時点があるために可能となっている。その点で幸運な特殊例のようにも見えるが、実際には、野焼きは湿地のみにとどまらず草原の維持のために日本各地で行われておる。秋吉台や久住高原など、希少種の多様性が高いことで著名な地区もそうした場所の例である。渡良瀬遊水地で行った群落高の推定と、展葉時期の違いを利用した撮影は、このような野焼きによって維持されている他の草原での希少種の分布予測にも応用可能である。

群落のタイプと構造の推定結果は、植物群落を生活の場とする動物の分布の推定に活用できる。本研究では、優占種の判別結果と群落高が鳥類の分布の推定に活用できることを示したが、鳥に限らず、哺乳類、昆虫などにひろく応用できる可能性がある。今後の検討課題である。こうした推定は、つねにその場にいるとは限らない動物の潜在的な生息環境を保全する際に有用となるだろう。

本研究では、軽量の無人航空機を使った高解像度の写真の利用可能性についても検証した。面的な踏査がむずかしいところで、位置情報付きで得られる、人間の目での直接観察に近い質の画像データの利用価値は非常に高い。さらにデータの利用手法の開発を進めることで、よりいっそう有用なツールとなる可能性もある。

水のなかの状態を空から知ることはむずかしい。しかし、直接見ることはできなくとも、河道の細かい形状を解析することで、河川環境の不均一性の重要な要素である淵と瀬の識別が可能となることを示したことの意義は大きい。ただし、地形以外の要素が成因となっている淵については、別の方向からのアプローチが必要である。今後の検討課題だろう。

河川構造の情報にもとづいて水中の生物相を推定する試みは、必ずしも成功しなかった。空からは見えない生物的な要因や、対象地点の上流の状態が影響している可

能性が考えられる。ある地点の生物相がどのようなメカニズムで決っているのかという生態学上の本質的な問題設定と、リモートセンシングで取得可能な情報をなんらかのかたちで関連づけられないかという手法開発の問題の、双方の視点からのアプローチが必要だろう。

こうした考え方は、水中の生物相に限らず、リモートセンシングで自然を把握する際にはつねに念頭におくべきものである。生態学と観測技術の相補的な発展を期して、今後の展開を進めていきたい。

[資 料]

## I 研究の組織と研究課題の構成

### 1 研究の組織

#### [A 研究担当者]

生物圏環境研究領域

領域長

竹中明夫

武田知巳<sup>\*)</sup>

個体群生態研究室

永田尚志<sup>\*)</sup>

生態遺伝研究室

石濱史子

地球環境研究センター

陸域モニタリング推進室

小熊宏之

アジア・自然共生研究グループ

流域生態系研究室

福島路生

島崎彦人

注) <sup>\*)</sup>は平成 21 年 3 月以前に在職していた研究者を示す。

### 2 研究課題と担当者

サブテーマ 1. リモートセンシングによる植生と物理環境の時空間的不均一性の把握

竹中明夫, 石濱史子, 小熊宏之, 福島路生, 島崎彦人, 武田知巳

サブテーマ 2. 植物群落の分布パターンと種個体群の存続メカニズムに関する研究

竹中明夫, 石濱史子, 小熊宏之, 武田知巳

サブテーマ 3. 動物相の形成と個体群の存続メカニズムに関する研究

永田尚志, 福島路生, 島崎彦人

## II 研究成果発表一覧

### 1 誌上発表

(和文査読付き論文)

---

発表者・(刊年)・題目・掲載誌・巻(号)・頁

---

深澤圭太, 石濱史子, 小熊宏之, 武田知己, 田中信行, 竹中明夫 (2009) 条件付自己回帰モデルによる空間自己相関を考慮した生物の分布データ解析, 日本生態学会誌, 59: 171-186

---

※他, 英文, 和文各一編を投稿中, 数編を投稿準備中。

## 2 口頭発表

発表者・(暦年)・題目・学会等名称・開催都市

Fukushima, M., Shimazaki H., Rand P.S., Kaeriyama M., Goto A. (2007) Modelling worldwide distribution of Sakhalin taimen (*Hucho perryi*). Salmonid Specialist Group Annual Meeting, IUCN. Victoria, Canada

武田知己 (2007) 「デジタル航空写真を用いた渡瀬遊水池の植生状態の把握, 第10回自然系調査研究機関連絡会議 調査研究・事例発表会, 福井

Fukushima, M., Shimazaki H., Rand, P.S., Kaeriyama, M. (2008) Reconstructing Sakhalin taimen (*Hucho perryi*) historical distribution and identifying causes for their local extinction. American Fisheries Society 138th Annual Meeting. Ottawa, Canada

Fukushima, M., Shimazaki, H., Rand, P.S., Kaeriyama, M. (2008) Reconstructing Sakhalin taimen (*Hucho perryi*) historical distribution and identifying causes for their local extinction. IUCN World Conservation Union Congress. Barcelona, Spain

石濱史子, 小熊宏之, 武田知己, 竹中明夫 (2008) 空間自己相関を考慮した湿地における絶滅危惧植物の分布予測モデル, 第55回日本生態学会大会, 盛岡

永田尚志 (2008) 渡良瀬遊水池において繁殖鳥類の分布を決める要因, 第55回日本生態学会大会, 福岡

武田知己, 小熊宏之, 石濱史子, 竹中明夫 (2008) デジタル航空写真を用いた渡良瀬遊水池の植生状態の把握, 第55回日本生態学会大会, 福岡

武田知己, 米 康充, 北田勝紀 (2008) ウェーブフォーム LiDAR による植生観測の有効性について, 第55回日本生態学会大会, 福岡

石濱史子, 小熊宏之, 武田知己, 竹中明夫 (2009) 湿地性植物の分布予測: 種間・手法間比較による空間自己相関の原因の検討, 第56回日本生態学会大会, 盛岡

永田尚志, 武田知己 (2009) 渡良瀬遊水池の繁殖鳥類の密度分布を景観要素から説明できるか? 第56回日本生態学会大会, 滝沢

島崎彦人, 福島路生 (2009) リモートセンシングによる河川の瀬淵分布推定手法の検討, 第56回日本生態学会大会, 盛岡

島崎彦人, 福島路生 (2009) 事前確率を考慮した瀬淵分布推定手法の検討, 日本リモートセンシング学会第46回学術講演会, 東京

REPORT OF SPECIAL RESEARCH FROM  
THE NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES, JAPAN

国立環境研究所特別研究報告

SR－ 89 － 2009

---

平成 21 年 12 月 25 日発行

編 集 国立環境研究所 編集委員会

発 行 独立行政法人 国立環境研究所

〒305-8506 茨城県つくば市小野川 16 番 2

電話 029-850-2343 (ダイヤルイン)

---

印 刷 株式会社 イ セ ブ

〒305-0005 茨城県つくば市天久保 2 丁目 11-20

Published by the National Institute for Environmental Studies

16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305-8506 Japan

December 2009

---

無断転載を禁じます

リサイクル適性の表示：紙へリサイクル可

本冊子は、グリーン購入法に基づく基本方針における「印刷」に係る判断の基準にしたがい、印刷用の紙へのリサイクルに適した材料 [A ランク] のみを用いて作製しています。