

F-1 野生生物の生息適地から見た生物多様性の評価手法に関する研究

(1) 野生生物種の生息適地評価関数の開発に関する研究

独立行政法人国立環境研究所

生物多様性研究グループ	生物個体群研究チーム	永田尚志
生物多様性研究グループ	侵入生物研究チーム	五箇公一
大阪府立大学農学生命科学研究科		夏原由博
北海道環境科学研究センター	自然環境部	梶 光一

〈研究協力者〉	北海道環境科学研究センター	布和敖斯尔
	株式会社EnVision	鈴木 透
	NPO法人バードリサーチ	植田睦之

平成15～17年度合計予算額	37,776千円
(うち、平成17年度予算額)	11,097千円)

[要旨]環境省の自然環境保全基礎調査(自然環境GIS)の植生図、国土地理院発行の数値地図データ、および、気候値メッシュ(気象業務支援センター)、気象年報(気象庁)、人工衛星データ(LANDSAT等)の各種データを地理情報システム(GIS)に統合して、大型獣としてエゾシカおよびホンシュウジカ、79種の繁殖鳥類、13種の両生類等の野生生物の生息適地を解析した。鳥類では、生息パッチベースのモデルから開発を進めたが、細かい解像度で全国をカバーすることが不可能なため、第6回自然環境保全基礎調査のデータをもとに3次メッシュを単位とする生息適地評価関数を作成した。対象種が大きくなるにつれて3次メッシュで作成した評価関数の適合度が悪くなり、行動圏の大きさに合わせたスケールで生息適地評価関数を作成するほうがよいことが明らかになった。1978年以来、北海道で7～8年おきに行われた5kmのメッシュで集計された分布情報から生息適地評価関数を作成した結果、1978年には積雪深とササのタイプがエゾシカの生息分布を制限している重要な要因であることが明らかになった。北海道のエゾシカは環境の変化に伴う積雪の減少で積雪が制限要因とならなくなり、個体数増加に伴う個体群圧の影響で急速に分布を拡大したと推察された。東日本のニホンジカは、積雪や人為的土地改変による制限を強く受けていたが、個体数増加によって周辺地域へ分布が拡大していたと考えられた。カスミサンショウウオについては、調査によって生息の有無を調査し、ロジスティック回帰モデルによる生息適地推定を行ない生息適地評価関数を作成した。不在データの得られていない他の両生類12種については、第5回自然環境保全基礎調査のデータをもとに生態ニッチ要因分析によって生息適地を推定した。また、1/2500の景観スケールで作成したカスミサンショウウオの生息適地図を使ってメタ個体群存続可能性分析を行い、土地の改変による絶滅リスクへの影響のシナリオ分析をおこない、ミティゲーションの効果を予測した。

[キーワード]生息適地モデル、地理情報システム、景観生態学、スケール、行動圏

1. はじめに

今日、地球上の野生生物種の絶滅はかつてない速度で進行しており、少なく見積もっても現存する種の25%が今後50年のうちに絶滅すると予測されている。世界の生物多様性を保全する目的で1992年にリオデジャネイロで生物多様性条約が採択され、1993年に日本も生物多様性条約に批准し加盟した。日本でも条約の規定に基づき、生物多様性の保全と持続的可能な利用を目的とする「生物多様性国家戦略」が1995年に策定され、重要な地域や種を特定しモニタリングし、生物多様性を保全することが環境行政の重点施策と位置づけられている。生物多様性の喪失の最も大きな原因は、自然環境の破壊による生息地の破壊であるが、環境変化に伴う生息場所の質の変化や生態系の多様性の変化を定量的に評価する手法は、まだ、確立されていない。自然と人間が共存する系での野生生物保全を策定するにあたって、地理的な広がりや種と生態系の多様性を評価する必要がある。

生物多様性の保全のためには国土や地域のデザインが重要であり、その基礎として個々の生物種の生息適地をできるだけ正確に把握する必要がある。生息適地モデルは、狭い限られた空間(局所)の生息適合性を評価するだけでは不十分で、局所生息適地の空間的な配置が個体数と地域的な絶滅リスクに大きな影響を及ぼしていることも考慮する必要がある。野生動植物の保全にとって、個々の種の分布地図は最も基本的で不可欠な情報源である。しかし、分布の情報はほとんど常に不完全で、調査の濃淡が原因で生じる偏りも大きい。生物多様性の効率的な保全のためには、予防的・戦略的な考え方の導入が必要である。このためには、広域的スケールでなるべく多くの種でスクリーニングを行い、その中で脆弱な種や地域を特定し、重点的に予防や治療を行う段階とに分けることができる。本サブテーマでは、広域的スケールで野生動物の分布をスクリーニングのために必要となる生息地モデルの作成を目指している。

2. 研究目的

本サブテーマでは、まず、動植物の分布情報と植生図・土地利用図・地形などの周辺環境の情報から野生生物種が生息できる要因を抽出し、野生生物の生息確率を記述したモデルによって生息適地を推定することを目的とした。次に、野生生物の生息確率を記述したモデルを用いて、環境変化によって生息確率がどのように変化するかを明らかにし、その影響を定量的に予測することを試みた。環境変化の生物多様性への影響を定量的に評価することで、自然再生や保全施策がどの程度、生息確率の改善に役立つかを定量的に予測することを可能にし、野生生物保全のために最善のシナリオを提言することが可能となる。平成15年度は、生態系を代表する野生生物種の分類群(ほ乳類・鳥類・両生類・昆虫類等)ごとに1〜4種程度を選んで、地理情報システムを用いて、複数種の生息地の好適性を表す生息確率関数式(生息適地モデル)を作成した。平成16-17年度は、近縁種の生息モデルを開発しモデルの種類を増やすと同時に、前年度に開発したモデルを広域スケールへ拡大しモデルの実用性を評価し、解析スケールの妥当性を検討した。最終的には、生態系を代表する野生生物種の分類群(ほ乳類・鳥類・両生類・昆虫類等)ごとに、地理情報システムを用いて、複数種の生息地の好適性を表す生息確率関数式を作成し、その評価関数をもとにして生物多様性を定量的に評価する仕組みを提案することを目的としている。

3. 研究方法

基本的には、環境省の自然環境保全基礎調査から得られる対象分類群の広範囲な分布データを用い、

独自に実施した調査データを加えて、分類群毎に最適化した分布データを地理情報システム上に構築し、環境省の自然環境環境GISの植生図、国土地理院の国土数値情報、気象庁の気候値メッシュデータ等を重ね合わせて、生息適地モデルを開発した。詳細は、以下の通りである。

(1) 鳥類の生息適地評価モデルの開発に関する研究

① 分布調査および利用した分布データ

パッチベースモデルのオオヨシキリの生息適地評価関数を開発するために、2003-2004年5月下旬から6月上旬にかけて、空中写真で抽出したヨシ原をしらみつぶしに回って、荒川流域のオオヨシキリの分布と囀っている雄の個体数を地図上に記録した。繁殖鳥の解析には、1997年から2002年にかけて行われた自然環境保全基礎調査「鳥類繁殖分布調査」¹⁾の3次メッシュ単位の分布データを用いた。生物多様性センターの承認を受けて第6回自然環境保全基礎調査「鳥類繁殖分布調査」の3次メッシュ単位の分布データ提供を受けた。繁殖鳥類分布調査は、環境省が日本野鳥の会に委託して1997年から2002年にかけて現地調査とアンケート調査を行い、248種の繁殖分布図を作成している。現地調査では、調査3次メッシュに2本のセンサスルートを設定してライトランセクトセンサスと起点とと終点で30分間のポイントカウント²⁾を行っている¹⁾。

② 使用した地理情報データ

オオヨシキリの調査対象地域をカバーする最近（1990年代後半以降）の空中写真を入手し、デジタルタイザを用いてスキャンし、デジタル画像データとしてコンピュータに取り込み、画像の幾何補正を行った後に、地理情報システムソフトウェア（ArcView3.x/ ArcGIS8/9）で取り扱えるGISデータに変換し、ヨシ原の抽出を行った。自然環境情報（地形・土地利用・土地被覆・気象など）に関するデータについて、データの集約・加工、新たなデータの作成を行った。地形に関するデータは、国土地理院の50mメッシュ標高（国土数値情報）と数値地図25000（地図画像）を用いた。植生図および土地利用の解析については、環境省の自然環境情報GIS第2版から第5回調査の植生図を作成し解析に用いた。気温に関しては、気候値メッシュ（国土数値情報）を用いた。これらの各種データを地理情報システム（GIS）に統合して、繁殖鳥類の生息適地評価関数を作成した。

③ 生息適地評価関数（モデル）の作成方法

各種の生息適地評価関数の解析には、実際に現地調査が行われた15,830か所の3次メッシュの自然環境情報データを用いた。調査範囲は全国に均等に散らばっているが、日本の国土のたった4.1%をカバーしているに過ぎなかった。全国で統一されたセンサス方法が行われているのでほぼ完全な在／不在データが得られていると考えられたので、各種の生息確認の有無の2値データを従属変数とし、3次メッシュの標高、傾斜、および、3次メッシュ内の各植生（市街地、畑地、水田、果樹園、休耕地、ゴルフ場、牧草地、単子葉草原、広葉草原、ヨシ原、2次林、松林、竹林、落葉広葉樹林、照葉樹林、針葉樹植林、海岸植生、伐採地、裸地、開水面）の面積の23変数を説明変数としてステップワイズ法で変数の取捨選択を行ってロジスティック回帰モデルで生息適地モデルを構築した。

(2) 小動物の生息適地モデルの開発に関する研究

① 広域スケールの生息適地モデルの開発

ア. 不在データが得られる場合の生息適地推定

カスミサンショウウオについては、滋賀県および大阪府において、文献等により分布が知られている地点と地図上でランダムに選んだ調査地点において生息の有無を調査した。

地理情報として、環境省自然環境GIS第2版の植生図、国土地理院発行1/25000地図画像、国土地理院発行数値データ50mメッシュ標高および国土数値情報気候値メッシュを用いた。地理情報の処理には、Arc View 9およびSpatial Analyst をもちいた。植生図は3次調査から5次調査までを統合し、土地利用変化の激しい都市部について地図画像によって修正を加えた後、森林と水田との境界を抽出した。地形情報として、標高データより傾斜と曲率を求め、曲率 $0 \pm 0.25 \times$ 標準偏差の範囲を平面、 $0.25 \times$ 標準偏差以上を凸面、 $-0.25 \times$ 標準偏差以下を凹面とした。カスミサンショウウオについてロジスティック回帰による生息適地推定を行なった。

イ. 不在データが得られていない場合の生息適地推定

ホクリクサンショウウオ、トウホクサンショウウオ、イモリ、アズマヒキガエル、カジカガエル、トノサマガエル、ダルマガエル、ニホンアカガエル、ヤマアカガエル、シュレーゲルアオガエルについては、第5回自然環境保全基礎調査のデータをもとに生息適地を推定した。本州、四国、九州の3島について、3次メッシュ全体からランダムに約10%のメッシュ(27956メッシュ)を抽出して分布メッシュと環境要因の比較を行なった。環境要因は、3次メッシュ内の森林面積率、水田面積率、森林と水田の境界長、緩斜面率、最高気温の年平均値、実効降水量、最大積雪深を用いた。森林面積率と水田面積率は国土数値情報の土地利用メッシュ(平成9年)土地利用面積を用い、森林と水田の境界長は同1/10細分区画土地利用を用いて森林と隣接する水田の細分区画数として求めた。緩斜面率は数値地図50mメッシュ標高(平成12年)を解像度60mのラスター画像として、ArcViewで傾斜を求め、傾斜8度以下の緩斜面の面積率を3次メッシュごとに求めた。気温、降水量、最大積雪深は国土数値情報の気候値メッシュ(1974年)を用い、実効降水量は各月の気温と地点ごとの可照時間から求めた潜在蒸発散量(PE)を各月の降水量からひいた値である。

$$PE = C \cdot D0 \cdot (10tj/J)^a$$

$$a = 0.000000675J^3 - 0.000077J^2 + 0.01792J + 0.49293$$

$$J = \sum (tj/5)^{1.514}$$

Cは定数、D0は月ごとの可照時間(12時間/日を1とした)

解析にはANSWER TREE(SPSS)を使用してC&RT法の二進木解析による生育適地推定を行なった。

②広域スケールにおける地域集団の同定

ア. ミトコンドリアD-loop領域を用いたカスミサンショウウオの遺伝的距離の推定

西日本から採取したを遺伝解析に用いた。本種のD-loop領域はミトコンドリアゲノムの最も広いnon-coding配列でtransfer RNA prolin(tRNAPro)遺伝子とtransfer RNA Phenylalanine(tRNAphe)遺伝子の間にある。各地域から採集した幼生サンプルから抽出した溶液中のmtDNAを鋳型DNAとしてmtDNAのD-loop領域を増幅するためにPolymerase Chain Reaction (PCR)法を行った。DNAの研究ではPCR反応が用いられるのが一般的であり、PCR用のプライマーがあれば目的領域の増幅が可能である。プライマー設計

のためにはその種か近縁種の目的の領域の塩基配列情報が必要であるので、インターネット上に構築されているデータベースを用いた。しかし、両生類は一般的に情報不足であり、本種を含め日本産の小型サンショウウオ(*Hynobius*属)は日本固有種が多いのもあり、*Hynobius*属のmtDNA情報は一つも登録されていない。そこで、PCR反応用のプライマーはオオイトサンショウウオで開発されたHDL-F1(道越 2000)と、日本データバンク(DDBJ)に登録されている*Ranodon sibiricus* (AJ419960)および*Andrias davidianus*(AJ492192)のtRNA^{Pro}とtRNA^{Phe}の塩基配列情報をGenedocで多重整列(アライメント)させ、この結果とPCR増幅反応に強く影響する塩基配列組成(GC含量やアニーリング温度等)とを考慮し、Foward用のプライマーは日本に生息するサンショウウオ類すべてに適用可能であると報告されているHDL-F1に決定し、Reverse用のプライマーHNL-R1を設計した。しかし、後述のシーケンシングでD-loopの途中の塩基の連続繰り返し部分でシグナルが途絶えてしまい、その配列以後の塩基配列が確認できないことから、問題である塩基の連続繰り返し部分の前部に新たなプライマーHNL-R3を設計しなおした。

③景観スケールの生息適地モデルとメタ個体群の絶滅リスク評価

ア. 調査地の概要および解析

調査地は滋賀県南部にある面積約200 ha、標高130mから200mの丘陵地で、開発が予定されている。開発予定地の周囲は舗装道路で囲まれ、周辺の水田の多くは圃場整備されている。1/2500地形図、植生図30m標高モデルを用い、現地調査から各パッチ内の潜在産卵場所の面積、パッチ間距離、さらに産卵場所と卵のう数を加えて地理情報データとした。

卵、幼生、亜成体および成体生活史段階によって、クラス分けし、成体は骨切片の成長停止線より年齢を推定し、行列ベースのPVA解析を行った。

(3)大型哺乳類の生息適地モデルの開発に関する研究

①北海道における生息分布の制限要因とその時間的変化の解析

ア. データの整理と作成

エゾシカの生息分布を示すデータは、1978年・1984年・1991年・1997年(2002年に補足調査)における4時期の自然環境基礎調査を用いた(図7)。自然環境情報(地形・土地利用・土地被覆・気象など)に関するデータについて、データの集約・加工、新たなデータの作成を行った。地形に関するデータは50mDEM(国土数値情報)を用いた。ササの分布図は、20万分の1地形図からササの全道における分布をGIS化し、エゾシカの嗜好性、ササの分布・頻度を考慮して、ササをランク化したデータに変換した。針葉樹と土地利用については、環境省自然環境情報GISを用いた。道路に関しては、数値地図25000空間データ基盤(国土数値情報)を用いた。積雪に関しては、気候値メッシュ(国土数値情報)を用いた。また、気象(積雪深・気温・降水量)の長期的な変動を把握するために、地域気象観測データ・地上観測所データ・気象庁発行の気象年報からデータを作成した。

イ. 変量の選択・作成

全道規模におけるエゾシカの生息分布を制限している外部要因として、全道域の環境など考慮し、標高・積雪・越冬地・ササ・人為的影響・土地利用に関する10個の変量を選択・作成した(表1)。内部要因としては、エゾシカの個体群圧に関する変量を作成した。多雪地や少雪地などを示す相対的な値を示す変量として気候値メッシュ(国土数値情報)の1955

年から1984年の寒候期における最大積雪深の平均値を用いた。最大積雪深の長期的な変動は、後述する気象観測所における長期的データを分析することにより検討した。土地利用は、土地利用をタイプごとに区分し、主成分分析を行い3つの因子に分解した(PC1:31.98%, PC2:18.73%, PC3:11.01%)。分解した3つの因子(PC1・PC2・PC3)を土地利用に関する変数として使用した。エゾシカの個体群圧を示す変数は、生息が確認されなかったメッシュにおいて、生息が確認されているメッシュへの最短距離を算出し、エゾシカの分布拡大による生息のしやすさを示す指標として用いた。

表1. エゾシカの生息分布の制限要因と考えられる変数

要因	指標	変数	基データ	説明
外部要因	標高 積雪	標高平均	50mDEM	メッシュ内の標高の平均値
		最大積雪深	国土数値情報	積雪の大小を表す相対値
	越冬地	針葉樹面積	自然環境情報GIS	越冬地である針葉樹パッチ(100ha以上)のメッシュ内の面積
		針葉樹最大パッチ面積	自然環境情報GIS	越冬地である針葉樹パッチ(100ha以上)のメッシュ内の最大面積
		針葉樹パッチ数	自然環境情報GIS	越冬地である針葉樹パッチ(100ha以上)のメッシュ内の数
	ササ 人為的影響	ササランク	20万分の1地図	シカの嗜好性に合わせてカテゴリアルしたササのランク
		道路密度	国土数値情報	メッシュ内の道路密度
	土地利用	PC1	自然環境情報GIS	土地利用(農用地・市街地・ササ草地)を表す指標
		PC2	自然環境情報GIS	土地利用(針葉樹林・針広混交林・植林地)を表す指標
		PC3	自然環境情報GIS	土地利用(広葉樹林・カラマツ・植林地)を表す指標
内部要因	個体群圧	前回からの距離	自然環境基礎調査	前回に生息が確認されているメッシュの中心から各メッシュの中心への距離

ウ. 生息適地モデルの作成

1978年・1984年・1991年・2002年の各時期におけるエゾシカの生息適地モデルの作成には一般線形モデル(GLM:logit link function, binomial error distribution)を用いた。生息適地モデルの作成手順は以下のとおりである:①単変量のGLM作成(logit link function, binomial error distribution)、②単変量GLMの結果から変数の選択(G-testのP-valueが0.2以下であった変数を選択)、③選択された変数間の相関並びに変数の除去(相関分析の結果、 $r > 0.5$ であった変数を分析から除去)④残った変数を用いて多変量GLMモデルの作成(変数のW-valueもしくはP-valueを用いて複数のモデル作成、モデルの選択:AIC)。

以上のようにして作成・選択されたモデルを各時期における生息適地モデルとした。モデルの評価には、Sensitivity(生息適地の予測に成功した割合)、Specificity(生息不適地の予測に成功した割合)、Positive predictive power (PPP、生息適地と予測した中で実際に生息した割合)、Negative predictive power (NPP、生息不適地と予測した中で実際に生息しなかった割合)、Kappa(全体的なaccuracyの情報、 $K < 0.4$; poor, $0.4 < K < 0.75$; good, $0.75 < K$; excellent)を用いた。

②道東における冬期の豊富さの制限要因の解析

ア. エゾシカの豊富さに関するデータ

北海道東部地域におけるエゾシカの豊富さを示すデータは、5kmメッシュ単位で集計されている狩猟による捕獲数を用いた。エゾシカの捕獲数の空間分布は毎年同様な傾向が見られたため(図31)、1997年ー2001年の合計捕獲数を5kmメッシュで集計し、越冬地におけるエゾシカの豊富さを示す指標とした。

イ. 環境要因

北海道東部地域におけるエゾシカの豊富さを制限している制限要因として、シカの生態、生息環境などを考慮して7個の変数(標高・ササ・積雪・針葉樹面積・針葉樹からの距離・道路密度・保護区からの距離)を選択した(表2)。それぞれの変数は5kmメッシュで集計し、生息適地モデルに用いた。

表2. 北海道東部地域におけるエゾシカの豊富さの予測に用いた変量

指標	変量	基データ	説明
標高	標高平均	50mDEM	メッシュ内の標高の平均値
ササ	ササランク	20万分の1地図	シカの嗜好性に合わせてカテゴリ化したササのランク
積雪	最大積雪深	国土数値情報	積雪の大小を表す相対値
越冬地	針葉樹面積	自然環境情報GIS	越冬地である針葉樹のメッシュ内の面積
	針葉樹からの距離	自然環境情報GIS	越冬地である針葉樹からの平均距離
人為的影響	道路密度	国土数値情報	メッシュ内の道路密度
保護区	保護区からの距離	地形図より作成	自然公園や鳥獣保護区などの保護区からの平均距離

ウ. 生息適地モデルの作成

北海道東部地域におけるエゾシカの豊富さを示す生息適地モデルには、1997年～2001年のエゾシカの合計捕獲数を5kmメッシュで集計した値を目的変量とし、選択した7個の変量を説明変量とした。

生息適地モデルの作成には一般線形モデル(GLM:log link function, poisson error distribution)を用いた。生息適地モデルの作成手順は以下のとおりである：①単変量のGLM作成(logit link function, poisson error distribution)、②単変量GLMの結果から変量の選択(G-testのP-valueが0.2以下であった変量を選択)、③選択された変量間の相関並びに変量の除去(相関分析の結果、 $r > 0.5$ であった変量を分析から除去)④残った変量を用いて多変量GLMモデルの作成(変量のW-valueもしくはP-valueを用いて複数のモデル作成、モデルの選択:AIC)。モデルの評価は、スピアマンの順位相関係数を用いた。

③道東の主要な越冬地における空間利用パタンの制限要因の解析

ア. 道東の越冬地内におけるエゾシカの豊富さに関するデータ

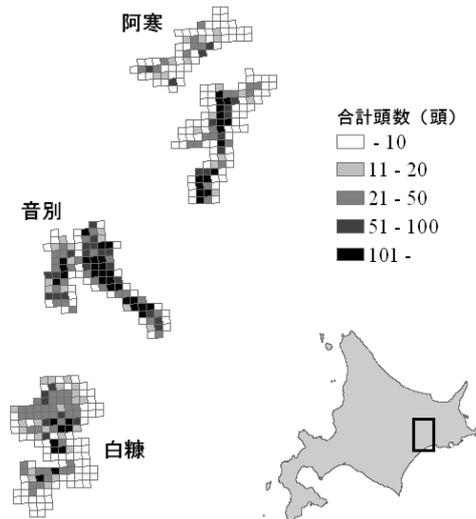


図1.1997年～2002年のヘリコプターセンサスでの合計目撃数

北海道東部地域の主要な越冬地である地域内においてエゾシカの豊富さを示すデータは、阿寒・白糠・音別地域で行われているヘリコプターセンサスのデータを用いた。1997年から2002年のヘリコプターセンサスにおいて目撃されたエゾシカの頭数を1kmメッシュに集計し、主要な越冬地内におけるエゾシカの豊富さを示す指標とした(図1)。

イ. 環境要因

越冬地内(阿寒・白糠・音別)におけるエゾシカの豊富さを制限している制限要因として、シカの生態、生息環境などを考慮して8個の変量(標高・傾斜・南斜面面積・針葉樹面積・針葉樹からの距離・道路からの距離・河川からの距離・保護区からの距離)を選択した(表3)。それぞれの変量は1kmメッシュで集計し、生息適地モデルに用いた。

表3. 道東の主要越冬地内におけるエゾシカの豊富さの予測に用いた変量

指標	変量	基データ	説明
地形	標高	50mDEM	メッシュ内の標高の平均値
	傾斜	50mDEM	メッシュ内の傾斜の平均値
	南斜面面積	50mDEM	メッシュ内の南斜面の合計面積
越冬地	針葉樹面積	自然環境情報GIS	越冬地である針葉樹のメッシュ内の面積
	針葉樹からの距離	自然環境情報GIS	越冬地である針葉樹からの平均距離
人為的影響	道路からの距離	国土数値情報	道路からの平均距離
河川	河川からの距離	国土数値情報	河川からの平均距離
保護区	保護区からの距離	地形図より作成	自然公園や鳥獣保護区などの保護区からの平均距離

ウ. 生息適地モデルの作成

越冬地内(阿寒・白糠・音別)におけるエゾシカの豊富さを示す生息適地モデルには、1997年から2002年のヘリコプターセンサスにおいて目撃されたエゾシカの頭数を1kmメッシュに集計した値を目的変量とし、選択した8個の変量(前述)を説明変量とした。

生息適地モデルの作成には一般線形モデル(GLM:log link function, poisson error distribution)を用いた。生息適地モデルの作成手順は以下のとおりである：①単変量のGLM作成(logit link function, poisson error distribution)、②単変量GLMの結果から変量の選択(G-testのP-valueが0.2以下であった変量を選択)、③選択された変量間の相関並びに変量の除去(相関分析の結果、 $r > 0.5$ であった変量を分析から除去)④残った変量を用いて多変量GLMモデルの作成(変量のW-valueもしくはP-valueを用いて複数のモデル作成、モデルの選択:AIC)。モデルの評価は、スピアマンの順位相関係数を用いた。

④東日本に生息するニホンジカの生息分布へのモデル拡張

ア. ニホンジカの生息分布データ

ニホンジカの生息分布データは、1978年(第2回)と2003年(第6回)の自然環境保全基礎調査のデータを用いた(図2)。生息分布のデータは5km×5kmメッシュで集約されている。解析対象範囲は、愛知県、岐阜県、富山県の県境より東の地域とし、北海道と島嶼は除外した。解析対象範囲のうち、陸地の面積が10km²以上のメッシュを解析対象メッシュとした。解析対象メッシュの総メッシュ数は6194メッシュであった。そのうち第2回に生息が確認されたメッシュ数は744メッシュであり、第6回で生息が確認されたメッシュは1509メッシュであった。第2回と第6回両方において生息確認されたメッシュ数は645メッシュであり、第2回のみ確認されたメッシュ数は99メッシュ、第6回のみ確認されたメッシュ数は864メッシュであった。

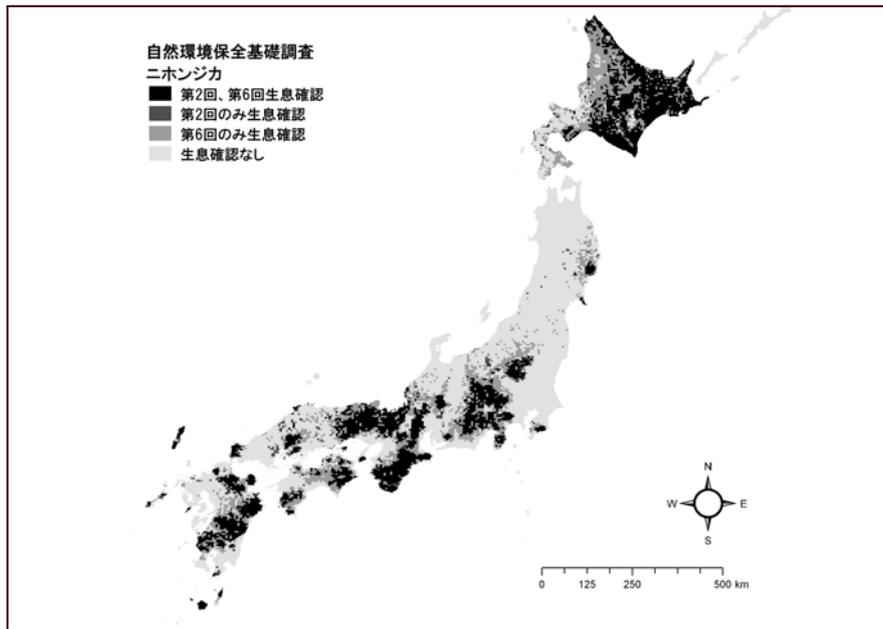


図2. ニホンジカの生息分布

イ. 環境要因

第2回と第6回のニホンジカの生息分布を制限している要因について生息適地モデルを作成し、その要因の変化を検証した。ニホンジカの生息分布を制限している要因として、シカの生理・生態、生息環境などを考慮して13個の変量を選択した(表4)。ただし、個体群圧の変量は第6回のハビタットモデルにのみ用いた。使用したデータは数値地図25000空間データ基盤から作成した50mセルのDEM、国土数値情報の気候値メッシュ・土地利用メッシュ、環境省自然環境情報GISである。

表4. 東日本のニホンジカの生息適地モデルに用いたパラメータ

要因	指標	変量	説明	基データ
地形	標高	標高平均	メッシュ内の標高の平均値	数値地図25000(空間データ基盤)
気象	積雪	平均最大積雪深	メッシュ内の最大積雪深の平均位置	国土数値情報
植生	自然草原	自然草原面積	メッシュ内の自然草原の面積	環境省自然環境情報GIS
	自然林	自然林面積	メッシュ内の自然林の面積	環境省自然環境情報GIS
	二次林	二次林面積	メッシュ内の二次林の面積	環境省自然環境情報GIS
	植林	植林面積	メッシュ内の植林の面積	環境省自然環境情報GIS
	二次草原	二次草原面積	メッシュ内の二次草原の面積	環境省自然環境情報GIS
土地利用	田	田面積	メッシュ内の田の面積	環境省自然環境情報GIS
	田以外の農用地	田以外の農用地面積	メッシュ内の田以外の農用地の面積	国土数値情報
	森林	森林面積	メッシュ内の森林の面積	国土数値情報
	荒地	荒地面積	メッシュ内の荒地の面積	国土数値情報
	人為改変地	人為改変地面積	メッシュ内の人為改変地の面積	国土数値情報
個体群圧	前回からの距離	第2回に生息が確認されたメッシュからの距離	自然環境保全基礎調査	

土地利用と植生に関するパラメータは互いに相関があるため、それぞれ主成分分析(PCA)を行い、因子に分類した(表5、表6)。PCAの結果を基に13個の変量を整理して、7個の変量を生息適地モデルに用いた(表7)。

表5. 植生のPCA結果

	VEGPC1	VEGPC2
自然草原面積	-0.332	0.667
自然林面積		0.824
二次林面積	0.838	
植林面積	0.835	
二次草原面積	0.708	

*Kaiser の正規化を伴うバリマックス法

**0.3以上を表示

表6. 土地利用のPCA結果

	LUPC1	LUPC2
田面積	0.891	
田以外の農用地面積	0.913	
森林面積		0.745
荒地面積		0.834
人為改変地面積	0.891	

*Kaiser の正規化を伴うバリマックス法

**0.3以上を表示

表7. 生息適地モデルに用いた変量

要因	変量	説明
地形	ELE	メッシュ内の標高の平均値
気象	SNOW	メッシュ内の最大積雪深の平均値
植生	VegPC1	二次林、植林、二次草原を示す因子
	VegPC2	自然草原、自然林を示す因子
土地利用	LUPC1	農用地、人為改変地を示す因子
	LUPC2	森林、荒地を示す因子
個体群圧	DIS	第2回に生息が確認されたメッシュからの距離

ウ. 生息適地モデルの作成

ハビタットモデルの作成にはAuto-Logistic Regression Model (Augsutin 1996)を用いた。ハビタットモデルの作成手順は次のような手順で作成した。①単変量のGLM作成(一般線形モデル:logit link function, binomial error distribution)、②単変量GLMの結果から変量の選択(G-testのP-valueが0.2以下であった変量を選択)、③選択された変量間の相関並びに変量の除去(相関分析の結果、 $r > 0.5$ であった変量を分析から除去)、④残った変量を用いて多変量GLMモデルの作成(変量のW-valueもしくはP-valueを用いて複数のモデル作成、モデルの選択:AIC)、⑤周辺8メッシュの生息情報を基に、周辺効果を示す共変量を算出し、Auto-Logistic Regression Modelを作成した。

以上のようにして作成・選択されたモデルを各時期における生息適地モデルとした。モデルの評価には、Sensitivity(生息適地の予測に成功した割合)、Specificity(生息不適地の予測に成功した割合)を用いた。

4. 結果・考察

(1) 鳥類の生息適地モデルの開発に関する研究

① オオヨシキリの生息適地評価モデル

オオヨシキリは、霞ヶ浦周辺に点在する42%のヨシ原に生息していた。地理情報システム(GIS)を用いて、ヨシ原の形状、ヨシ原の周囲の植生・土地利用面積、地形、ヨシ原間の距離などを解析した結果、オオヨシキリの生息に影響を及ぼしている変数は、ヨシ原の標高と大きいヨシ原からの距離の2つであり、ヨシ原の生息適地評価関数は以下の式1で表されることがわかった。

$$\text{Logit}(p) = 0.530 - 0.233 * \text{elevation} - 0.353 * \text{distance} \quad (R^2 = 0.37) \quad (\text{式1})$$

上記のロジット関数が得られたとき、生息確率 p は以下の式2で計算できる。

$$p = \frac{\text{Exp}\{\text{logit}(p)\}}{1 + \text{Exp}\{\text{logit}(p)\}} \quad \text{あるいは} \quad p = \frac{1}{1 + \text{Exp}\{\text{logit}(p)\}} \quad (\text{式2})$$

霞ヶ浦周辺で得られた評価関数を検証する目的で荒川流域の調査を行った。荒川流域では、ヨシ原は河口から100kmまでの地域に河川沿いにのみ分布していたが、いずれも標高50m以下であった。荒川流域の総ヨシ原面積は9.41km²であり、流域総面積2,940km²の0.32%に過ぎず、霞ヶ浦周辺に比べると4分の1しかなかった。荒川流域と霞ヶ浦流域のヨシ原の特性を比較したところ、両地域とも標高50m以下の地域にヨシ原は分布していた。荒川流域のヨシ原パッチの平均面積は、霞ヶ浦周辺の半分以下の1.5±0.16ha (N=445)に過ぎなかったが、河川敷に帯状に分布しているため近接ヨシ原間の距離は短かった。しかし、荒川流域のオオヨシキリの生息密度は6.8±0.1なわばり/haであり、霞ヶ浦周辺の密度14.4±1.4なわばり/haの半分以下にすぎなかった。荒川流域では、ヨシ原が河川沿い線状に配置されるため、ヨシ原間の距離が比較的近かった。霞ヶ浦の生息適地モデルを適用すると、ほとんどすべてにオオヨシキリは分布すると推定されたが、荒川流域のオオヨシキリの生息確率には2つの変数の他にヨシ原の形状指数が影響を与えていることが明らかになった。

しかし、関東全域あるいは日本全国といった広い範囲でヨシ原パッチを抽出してから生息適地モデルを構築することは難しい。そこで、第6回自然環境保全調査の関東地区の分布データから、3次メッシュグリッドの解像度の粗い生息適地モデルを変数増減法のロジスティック回帰モデルを用いて作成した。3次メッシュ単位のオオヨシキリの生息分布を説明するモデルに組み込まれた説明変数は、標高(m)、単子葉草原、湿地植生、水田、落葉広葉樹林、裸地、開水面の面積(ha)の7つの変数であった。

$-\text{Logit}(p) = -1.96 - 0.0057 * \text{標高} + 0.043 * \text{草原} + 0.17 * \text{湿地} + 0.034 * \text{水田} + 0.053 * \text{裸地} + 0.077 * \text{開水面} - 0.039 * \text{広葉樹標高} + \text{森林面積}$ の2変数が生息可能性に負の影響を与えていた。この生息モデルにおいても、湿地面積の寄与率は他の変数より大きく、標高が低くて湿地の多い3次メッシュにおいてオオヨシキリの生息確率が高くなっていた。パッチモデルに比べると空間スケールの推定精度は落ちるものの、モデルのパフォーマンスはパッチベースのモデルより高く、3次メッシュ単位のオオヨシキリの生息分布の45.6%を説明可能であった($R^2 = 0.456$)。

②繁殖鳥の生息適地評価モデル

自然環境基礎調査「鳥類生息分布調査」の関東地方の1次メッシュ4個分(5339,5340,5439,5440)の地域のデータを利用し、3次メッシュベースの生息適地モデルを開発した。この地域で、第6回自然環境保全基礎調査において現地調査が行われた3次メッシュの数は、第5回の中間報告³⁾の586カ所から930カ所へと増加していた。関東地区で141種の鳥類が記録されていたが、冬鳥や旅鳥を除き、15メッシュ以上で出現していた繁殖鳥類は79種であった。出現率の高い種は、ヒヨドリ、スズメ、キジバトなどであり、上位10種は5割以上のサイトで出現していた。自然環境保全基礎調査がカバーしているのは関東地区の2.8%の面積にすぎないが、3次メッシュはほぼ均等に分布していた。関東地区の3次メッシュの15箇所以上で観察された繁

殖鳥類79種を解析し、ロジスティック回帰モデルによって生息適地評価モデルを作成した。

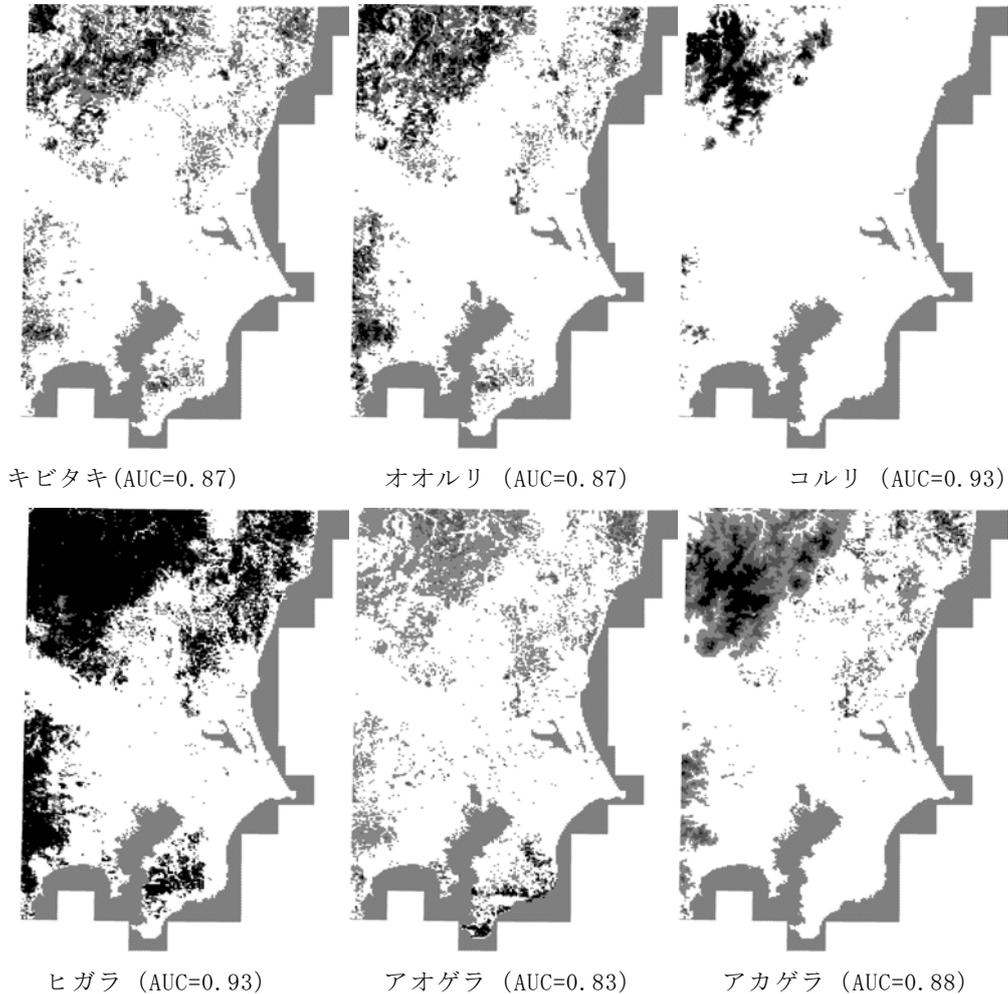


図3. 生息適地モデルから推定した繁殖鳥類の生息分布図. 濃い地域ほど生息確率が高い.

表8. 得られた生息適地モデルに組み込まれた変数 (AUCの高い上位10種)

種名	第1変数	第2変数	第3変数以降	寄与率 (R^2)	季節性	生息地
ルリビタキ	標高	気温	針葉樹・スギ植林・高茎草原等	0.734	漂鳥	森林性
クロジ	標高	針葉樹	灌木林	0.528	漂鳥	森林性
コアジサシ	<u>傾斜</u>	気温	開水面、人工構造物、草原等	0.411	夏鳥	水辺性
コマドリ	標高	針葉樹	スギ植林、落葉広葉樹林	0.389	夏鳥	森林性
ビンズイ	草原	<u>針葉樹</u>	標高	0.429	漂鳥	森林性
ヒガラ	スギ植林	松林	落葉広葉樹、標高、気温等	0.464	留鳥	森林性
コルリ	標高	スギ植林	落葉広葉樹・灌木林・開水面	0.360	夏鳥	森林性
オオヨシキリ	<u>標高</u>	湿地植生	水田、裸地、開水面、 <u>落葉樹</u>	0.456	夏鳥	草原性
カワウ	<u>標高</u>	開水面	人工構造物、草原、湿地植生等	0.413	留鳥	水辺性
セッカ	草原	湿地植生	水田、 <u>落葉樹林</u> 、開水面、 <u>標高</u>	0.417	留鳥	草原性

1) イタリック下線の変数は負の効果を持っている

作成した79種の生息適地モデルのうち、オオルリ、キビタキ、コルリ、ヒガラ、アオゲラ、アカゲラの6種の鳥類の生息適地分布図を図3に示した。79種の鳥類の生息適地モデルの各変数の係数については、付表8に示してある。得られた生息適地モデルの決定係数は、最も高いリビタキ ($R=0.86$) から最も低いハシボソガラス ($R=0.21$) まで大きな変異があった(表8、附表1)。

生息適地評価モデルから得られた結果を検証する目的で、2005年、5月下旬から6月上旬にかけて自然環境保全基礎調査が行われていない関東甲信越の68カ所の3次メッシュでポイントカウント法²⁾による現地調査を行った。68カ所の補足調査で得られた結果と生息適地モデルの適合度は、コーエンの κ 指数で判定した。10カ所以上で出現した26種のうち、有効な生息適地モデルの作れなかった8種を除くと、 κ 指数は0.25–0.50の範囲にあった。

③生息適地モデルに影響与える要因

モデルの適合度は、相関係数、感度、特異度、コーエンのカップ、受診者動作特性曲線(ROC)の下の面積(AUC)の各指数で評価できる⁴⁾。モデルの適合度を表す各尺度と決定係数およびAUCの間には有意な相関関係があったが、モデルの説明力をもっともよく示すといわれているAUCと決定係数の相関が最も高かった(図4)。

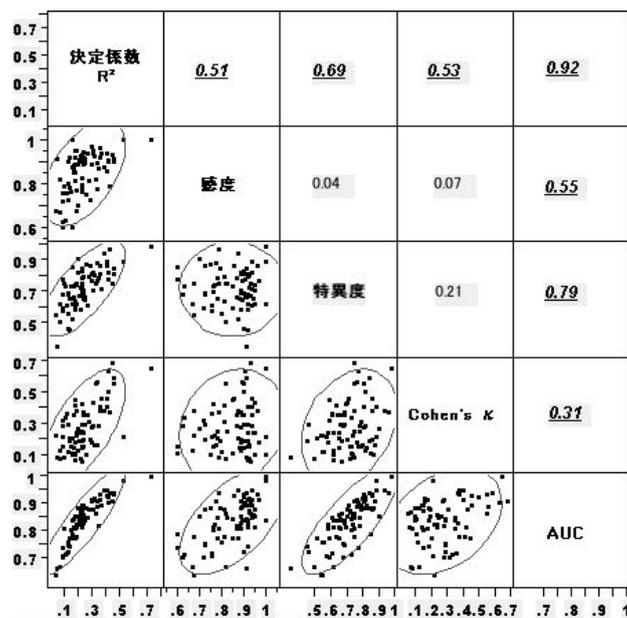


図4. 生息適地評価関数の適合度を表す尺度間の相関関係. 関東地区で作成した79種の生息適地評価モデルについて尺度間の相関係数を求めた(N=79)。相関係数に下線がひかれている尺度間の相関は統計的に有意である。

生息適地モデルの決定係数(R)とAUCが高い相関を示すことから(図4)、寄与率(R^2)を生息適地モデルの説明力とみなし、79種の繁殖鳥から得られたモデルの説明力がどのような要因に左右されているかを解析した。繁殖鳥の季節移動性に注目してみると、生息適地モデルの精度は夏鳥で高く、留鳥や漂鳥では低くなる傾向が認められた(図5a)。また、生息ハビタット別でみると森林性鳥類の生息適地モデルの相関係数は平均0.5以上もあり、3次メッシュの変数で分布をよく説明できたが、林縁、農耕地、市街地など開けた環境に生息する鳥類ではモデルの説明力が低く、分布をうまく推定できない傾向が認められた(図5b)。

最後に、また、体重の軽い種（特に、10 g 以下の種）ほどモデルの説明力が高く、体重が重くなるにつれて3次メッシュのスケールで作成した生息適地モデルのあてはまりが悪くなる傾向が認められた(図5c)。

そこで、解析メッシュスケールに応じて、構築される生息適地モデルの説明力がどのように変化するかを調査3次メッシュをサブメッシュ（25km²）、2次メッシュ(100km²)ごとに集計しなおし

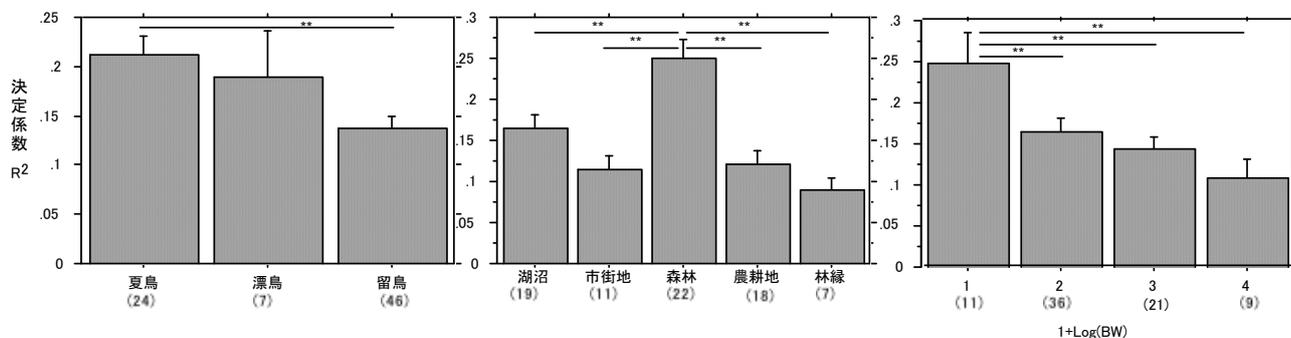


図5. 繁殖鳥の生息適地モデルの説明力に影響を与える要因. a)季節移動性、b)生息ハビタット、c)体重.

縦棒は標準誤差を示している。**:マン・ホイットニーのU検定 P<0.05.

て、ロジスティック回帰モデルを作成し検討した。猛禽類では、3次メッシュ(1km²)単位で作成した生息適地モデルより、サブメッシュ（25km²）スケールで構築した生息適地モデルが、サギ類では2次メッシュ（100km²）で構築したモデルで構築した生息適地モデルのAUCが大きくなり、モデルの説明力が上がった。これに対して、オオルリ、キビタキ等の小鳥類では、構築するメッシュスケールが大きくなるにつれて、モデルの説明力が低下した（表9）。

表9. メッシュスケールの変化にともなう生息適地モデルの説明力(AUC)の変化

	メッシュサイズ	1km ²	25km ²	100km ²	変数
猛禽類	イヌワシ	0.704	0.842	0.806	5
	クマタカ	0.795	0.852	0.812	6
	ミサゴ	0.789	0.823	0.827	5
	トビ	0.642	0.778	0.727	5
	ハチクマ	0.712	0.721	0.643	4
	オオタカ	0.634	0.847	0.606	3
	ノスリ	0.623	0.871	0.657	5
	サギ類	アオサギ	0.756	0.700	0.803
ダイサギ		0.867	0.805	0.887	4
チュウサギ		0.869	0.834	0.913	4
ゴイサギ		0.818	0.819	0.835	4
小鳥類	オオルリ	0.873	0.779	0.753	5
	ヒガラ	0.933	0.884	0.751	5
	オオヨシキリ	0.928	0.827	0.832	7
	キビタキ	0.835	0.690	0.664	4

第5回調査までの中間報告³⁾の結果から構築したモデルと第6回調査のデータを加えて作成したモデルの説明力を比較した。第5回調査のモデルと第6回調査のモデルを比較してみると、説明力の向上がみられ、モデルとしての効力があると考えられるAUC > 0.8のモデルの種数が29種か

ら58種へと倍増し、生息適地をうまく説明できないAUC<0.7のモデルの種数は14種から5種へと激減した。生息適地モデルの説明力の向上に寄与していたのは、センサスメッシュ数の増加とセンサス率であった。種によって開発した生息適地モデルの説明力は異なるが、58種の繁殖鳥類において生息分布を推定可能なモデルを構築できた。作成したモデルの説明力が低く、生息適地の予測できなかった種は、キジバト、トビ、ハシブトガラス、ハシボソガラス、ヒヨドリ、シジュウカラなどのどこにでもいる普通種であった。

④作成範囲が生息適地モデルへ与える影響

関東地区で作成した生息適地評価関数を東北地方に適用して、作成したモデルの普遍性について検討を行った。オオルリ、キビタキ、コルリ、クロツグミ等では κ 指数が0.3～0.45の範囲にあり、関東地方で開発した生息適地モデルも適合性が高かった。(図6)。

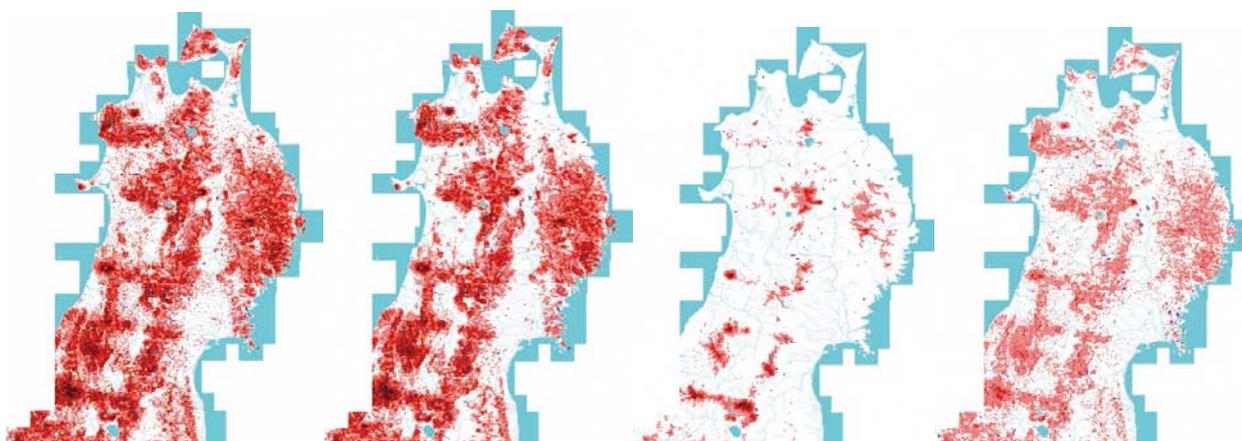


図6. 関東地方の生息適地モデルの東北地方への適用。赤が濃いほど生息確率は高くなる。

関東地方では説明力の高い生息適地評価モデル(AUC=0.923)の開発できたヒガラの場合、東北地方に適用すると κ 指数の値が0.1以下になってしまい実際の分布をうまく説明することができなかった。関東地方のコルリの生息適地は、標高、傾斜、平均気温、針葉樹、広葉樹の面積等、8つの変数で評価されていた。

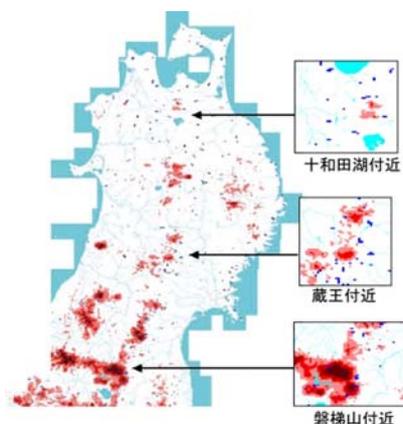


図7. 関東地方のヒガラの生息適地モデルによる分布推定と実際の分布とのズレ。拡大図(右)の散在している青点が実際に観察された地点を示している。

この評価関数を東北地方に適用したとき、磐梯山周辺では実際の分布と推定生息適地のズレがほないが、

蔵王周辺、十和田湖周辺と北上するにつれて実際の分布と推定生息適地のズレが大きくなっていた(図7)。この評価関数のズレは、北に行くにしたがって針葉林植生の標高が低くなることで生じている。

次に、第6回自然環境保全基礎調査データから、日本全国、岐阜より西の西日本、岐阜以东の東日本の3種類のデータを作成し、生息適地モデルの作成範囲が評価関数の説明力に与える影響についての検討を行った。検討した対象種は、関東地方で説明力の高い生息適地モデルが得られたオオルリ、コルリ、ヒガラの3種である(図3、表10)。いずれの種でも、全国や東日本等の大きい地域をまとめた生息適地モデルより、関東地方の狭い範囲で作成したモデルの説明力(AUC)が高かった。

表10. 生息適地モデルの作成範囲がモデルの説明力(AUC)に与える影響

種名	関東	東日本	西日本	全国
オオルリ	0.873	0.796	0.812	0.797
コルリ	0.930	0.867	0.891	0.876
ヒガラ	0.933	0.813	0.883	0.828

⑤考察

ア. 効果的な鳥類の生息適地評価モデルの作成方法

オオヨシキリのようなパッチベースのモデルの方が解像度の高い生息適地モデルを構築できるが、日本全国や東日本といった広域で精密なパッチデータを作成するには莫大なコストと膨大な計算メモリが必要となるので現実的ではない。自然環境保全基礎調査の繁殖鳥類調査の解像度は3次メッシュ(1km²)で日本全国のたった4%しかカバーしていないが、均一に調査が行われている強みがある。そこで、自然環境保全基礎調査の結果を用いて繁殖鳥類の生息適地モデルの開発を行った。自然環境保全基礎調査の鳥類調査は全国的に統一されたセンサス方法でデータが収集されているため、特定の種の在/不在データが得られている。そのため、他の分類群に比べてデータの偏りが少なく情報量が多いため、ロジスティック回帰モデルによる解析で十分と考えられる。地形と植生の地理情報だけで、ロジスティック回帰モデルから関東域79種の生息適地評価関数を作成できた(付表1)。そのうち、58種では説明力の高い生息適地モデルが作成でき、地形と植生だけで生息分布の15-75%は説明可能であった。説明力の高い生息適地モデルが作成できなかった種は、カラス類、ヒヨドリ、キジバトのように市街地にまで進出し、どこにでも分布している普通種が多い。これらの種は、特定のハビタットに分布が依存していないために説明力の高いモデルが作成できないと考えられるが、どこにでも分布できるので生息適地モデルが必要ないグループである。

対象種の生息地、体重、季節移動性が生息適地モデルの説明力(パフォーマンス)に影響を与えていた(図5)。一般的に、動物の行動圏の大きさは体重の0.7乗に比例するので、体重が大きくなるにつれて行動圏が大きくなることが知られている⁵⁾。また、体重が同じ場合、草原など開けた環境に生息している鳥の方が森林性鳥類よりも行動圏が大きくなることが知られている⁶⁾。鳥類の行動圏は、猛禽類であるイヌワシ⁷⁾で20-70 km²、クマタカ⁸⁾で10-40 km²、サギ類⁹⁾で埒を中心とした10-15 km四方、森林性の小鳥類だと1-10ha程度であることが知られている。AUCが最大となるメッシュサイズは、ほぼ、行動圏のサイズのスケールに一致している(表9)。このことは、対象種の生息適地モデルを構築するには、行動圏スケールにあわせたメッシュスケールでモデルの構築をする必要があることを意味している。生息適地評価モデルの開発には、モデルの解像度のスケールのほかに評価関数を計算する範囲という別のスケールの問題がある。関東地域で作成した生息適地モデルが、東

北地方にあてはまらない場合がある(図7)。ヒガラの場合、関東地方では標高の高い針葉樹林に生息しているのが、北に行くにしたがって気温が下がり針葉樹林帯の分布が下がって東北地方北部では平地にも分布するようになったのが原因と考えられる。実際には、関東地域だけで計算した場合、植生帯と気候の関係の交互作用が抽出できないためである。しかし、たった23植生区分に、個々の植物種の気候に対する反応を組み込むのは現実的ではない。日本全国一律の生息適地評価モデルを作成することは可能だが、作成された生息適地モデルの説明力は下がる(表3)。生息適地モデルのパフォーマンス(説明力)をあげるためには地域ごとにモデルを作成して生息適地図を作成する方が現実的であると考えられる。

イ. 生息適地モデルの活用方法

このようにして構築した生息適地評価モデルから面的には4%の面積しかカバーできていない自然環境保全基礎調査の繁殖鳥類データから、58種について面的な分布データを作成できる。生物多様性の保全計画を立てるために生息地の面的な広がり情報は不可欠であると同時に、推定された生息適地地図から調査が行われていないが調査の必要な地域を特定し、次の生物多様性モニタリング計画の作成にも利用できる。構築された58種の生息適地分布を重ねて関東甲信越地方に生息する鳥類、各3次メッシュごとの生息予測種数を求めることが可能となる。サブメッシュ(25km²)に含まれる25個の3次メッシュに生息している種を集計して、関東甲信越地区の生息種数分布の推定図が得られる(図8)。

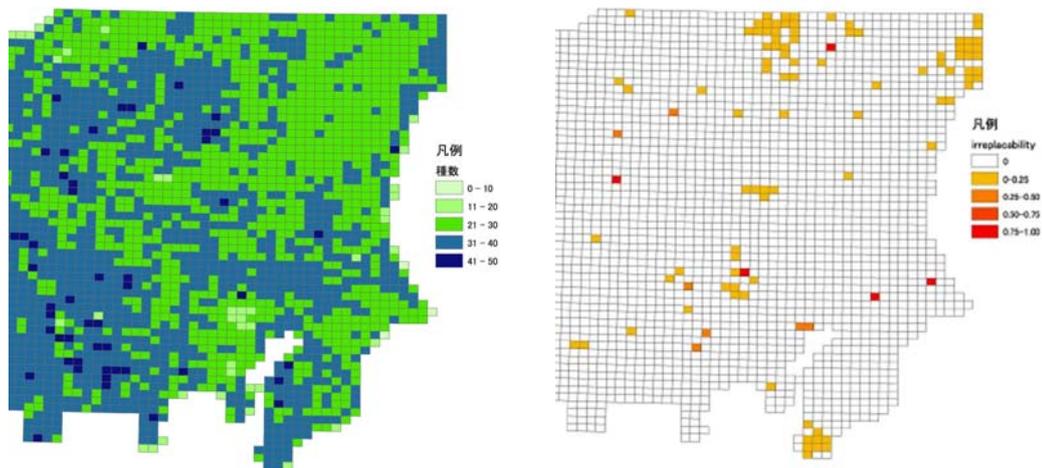


図8. 関東甲信越で繁殖する鳥類の種数分布図(左)と置換不能度で抽出されたホットスポット(右)

この関東甲信越地区の種数分布図(図8左)をもとに、鳥類群集のホットスポットを抽出可能となる。しかし、関東地区で記録された繁殖鳥類141種の44%は数カ所しか記録がない。生息適地モデルが可能なのは普通種だけである普通種であるので、希少種の分布情報を加えてホットスポットを抽出する必要がある。関東甲信越の種数分布情報にオオセッカ、サンカノゴイ、セイタカシギ等の希少種の分布情報を加えて、置換不能度(F1(2)報告参照)を用いてホットスポットが抽出できる(図8右)。このように、全国レベルで生物の生息適地モデルを整備することで、不完全な自然環境保全基礎調査のセンサスデータをもとにして、生息地の現状の面的な記載が可能になり、今後の生物多様性保全計画の策定に役立つと考えられる。また、同時に、これまで保護区に指定されていなかったり、調査が行われていない地域の生息分布を予測することによって、未発見の個体群や新たな生息種数の多い生物多様性のホッ

トスポットを抽出するのにも役立つと考えられる。さらに、生息適地モデルは、過去の土地利用変化に伴って生物の分布がどのように変化したか推定できると同時に、大きな環境改変や気候の変化によって、今後、生物の分布がどのように変化していくか予測するのにも役立つと考えられる。

(2) 小動物の生息適地評価モデルの開発に関する研究

生物多様性の保全のためには国土や地域のデザインが重要であり、その基礎として生物の生息適地をできるだけ正確に把握する必要がある。そして予防的・戦略的な考え方の導入が必要である。これには広域的スケールで多種についてスクリーニングを行い、その中で脆弱な種や地域を同定し、重点的に予防や治療を行う段階とに分けることができる。前者のスクリーニングを行う場合に、種の正確な分布情報が必要であるが、ほとんどの種については分布情報が不十分である。

カスミサンショウウオなど両生類のうちで低地から丘陵地に生息する種で絶滅の危機に瀕している種は少なくない。危機の要因としては、生息地の消失が指摘されているが、移動能力の乏しいこのグループは生息地の分断による遺伝的影響も、人口統計学的影響と同様に大きいものと考えられる。そのため、分布推定と遺伝的多様性の解析の結合によって、生物学的に意味のある保護計画を立案する必要がある。

本研究では、そうしたスクリーニングのための小動物の生息地モデルの作成を行った。モデルの実用性を評価するとともに、複数種の両生類、小型哺乳類についてのモデルを開発して、広域において保全すべき土地の優先順位づけのための基礎資料とする。また、遺伝的多様性を考慮した生息地モデルの活用についての検討をおこなった。

① 広域スケールの生息適地モデルの開発と遺伝的距離による地域集団の同定

ア. 不在データが得られる場合の生息適地推定

50m単位で凹地形、傾斜8度以下および森林と水田の境界であることを条件とした生息適地を選択し、さらにその生息適地を3次メッシュごとに集計した。3次メッシュあたりの生息適地数をxとすると、次の推定式が得られた。

$$P = \frac{\exp y}{1 + \exp y} \quad \text{但し、} y = -2.76533 + 0.30481x$$

この式で $P > 0.5$ の3次メッシュを抽出した。 $P > 0.5$ の3次メッシュを含む2次メッシュを図示した(図9)。ただし、九州の個体群は別種とされる可能性が高いことから、分布図から除外した。



図9. 本州におけるカスミサンショウウオの生息適地

イ. 不在データが得られていない場合の生息適地推定

不在データが確実にないトウホクサンショウウオ、イモリ、カジカガエル、ヌマガエル、ニホンアカガエル、ヤマアカガエル、シュレーゲルアオガエルについては、第5回自然環境保全基礎調査のデータをもとにして、ANSWER TREE (SPSS) を使用してC & RT法の2進木解析による生育適地推定を行なった。

ヤマアカガエルでは、第1分岐では、年平均最高気温19.5℃が閾値となり、19.5℃以上の場合には森林面積率が97.5%以上で緩斜面率が26.5%以下、2-4月の実効降水量が145 mm以上の場合に生息すると推定される(図10)。また19.5℃の場合で森林面積率が97.5%以下の場合は、緩斜面率が98.3%以下であれば生息すると推定され、森林面積率が97.5%以上の場合、緩斜面率が26.5%以上であれば生息すると推定された。

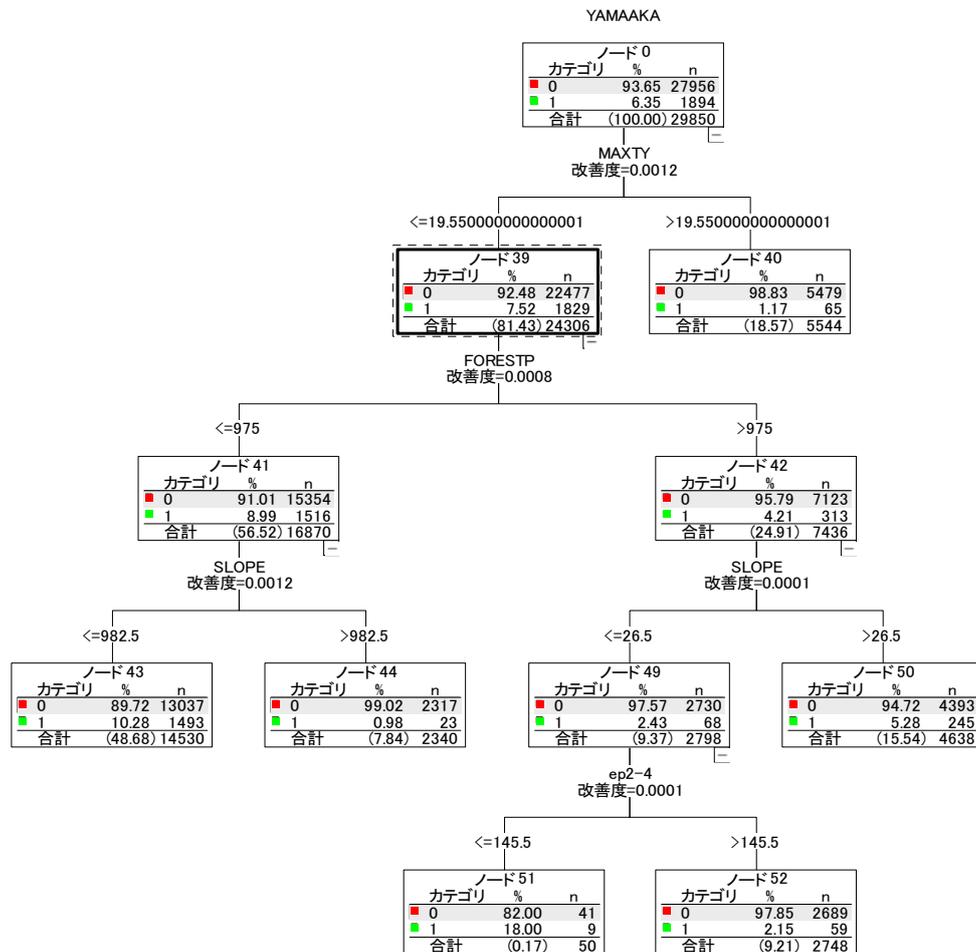


図10 ヤマアカガエルの生息適地推定の樹木図

ヤマアカガエルと近縁で区別の難しいニホンアカガエルはヤマアカガエルよりも気温の高い生息地を好むことが示唆され、森林と水田の境界の存在が生息に寄与していると推定された。

シュレーゲルアオガエルもニホンアカガエルと同様に森林と水田の境界の存在が生息に寄与した。カジカガエルは緩斜面率と森林面積率、ヌマガエルは年平均最高気温が18℃以上と高いことが生息条件と推定された(表11)。

表11. 2進木解析により生息適地推定のために選定された環境要因

種名	環境要因の組み合わせ
ヤマアカガエル	最高気温 <19.5℃ x 森林面積率 < 97.5% x 緩斜面率 < 98.3%
	最高気温 <19.5℃ x 森林面積率 > 97.5% x 緩斜面率 >26.5%
	最高気温 <19.5℃ x 森林面積率 > 97.5% x 緩斜面率 < 26.5% x 2-4月の実効降水量 > 145 mm
ニホンアカガエル	森林と水田の境界長 < 1.5 x 緩斜面率 > 14.4% x 2-4月の実効降水量 < 143mm
	境界長 > 1.5 x 2-4月の実効降水量 > 120mm x 最高気温 > 15.5℃
	境界長 > 1.5 x 2-4月の実効降水量 < 120mm x 最大積雪量 > 4.5 cm
シュレーゲルアオガエル	境界長 = 0 x 森林面積率 = 12.5-98.5% x 水田面積率 < 4%
	境界長 > 0 x 3月の実効降水量 > 145x 6月の実効降水量 > 92.5
	境界長 > 0 x 3月の実効降水量 = 45.5-145 x 緩斜面率 < 76%
カジカガエル	緩斜面率 < 41% x 森林面積率 < 98% x 8月の実効降水量 > 60mm
	緩斜面率 > 41% x 森林面積率 > 20%
ヌマガエル	最高気温 > 18℃ x 水田面積率 > 11%
トウホクサンショウウオ	最高気温 < 16.9℃ x 4-6月の実効降水量 < 263 mm x 森林面積率 > 5.5%
イモリ	森林面積率 34.5-97.5 x 5-8月の実効降水量 > 185.5 mm
	実効降水量 < 241 x 最大積雪深 > 0.5

②広域スケールにおける地域集団の同定

ア. ミトコンドリアD-loop領域を用いたカスミサンショウウオの遺伝的距離の推定

本研究で明らかとなったカスミサンショウウオ57標本のmtDNAの塩基配列はtRNA^{Pro} 遺伝子下流部42bpからD-loop前半部272bpにかけての計314bpであり、29カ所に変異を確認した。このうちトランジションは13サイト、トランスバージョンは12サイト、トランジション・トランスバージョンが両方生じていたのは4サイトで、挿入・欠失はなかった。全標本中に現れたハプロタイプは21であり、ハプロタイプ間の遺伝的距離から作成した近隣結合樹状図によって21のハプロタイプは大きく4つのグループ識別された。瀬戸内グループ(グループ1)は岡山県・香川県・徳島県と兵庫県の集団から形成されており、和歌山グループ(グループ2)は和歌山県の集団、淀川水系グループ(グループ3)は滋賀県と大阪府の集団、山陰グループ(グループ4)は島根県と山口県の集団・Outgroupである大分県佐伯市城山産のオオイタサンショウウオから形成されていた(図11)。

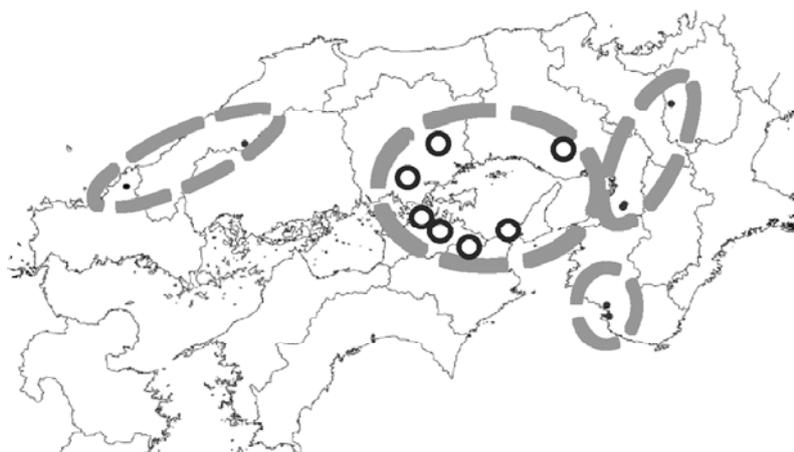


図11 ハプロタイプにより分類された地域集団

遺伝距離は、グループ4とグループ1・2・3間で大きく、島根県瑞穂と山口県弥富の集団は他の集団と比較して、オオイタサンショウウオと同程度以上離れていた。全体として、地理的距離が増すにつれて遺伝的距離も増加したが、同一ハプロタイプ内およびグループ1と2の間では距離に対する遺伝的距離が近く、グループ3、4のそれぞれと他のグループの間では距離に対する遺伝的距離が遠かった。大阪府、滋賀県、和歌山県、島根県、徳島県、香川県、岡山県、兵庫県、山口県から採取したカスミサンショウウオ標本中に現れたハプロタイプは21であり、近隣結合樹状図によって大きく4つのグループが識別された。グループ1は岡山県、香川県、徳島県、兵庫県と和歌山県の集団、グループ2は和歌山県の集団、グループ3は滋賀県と大阪府の集団、グループ4は島根県と山口県の集団と大分県佐伯市城山産のオオイタサンショウウオから形成されていた。集団間の地理的距離が同程度でも遺伝距離が大きく異なっていることから、水系や地誌の違いによる分化が示唆された。これらの事実は「カスミサンショウウオ」は少なくとも4地域で独自に保護を検討しなければならないことや、分布範囲の狭い西中国と和歌山のグループについては詳細な調査と個体群存続についてのリスク評価をおこなう必要があることを示すものである。

③景観スケールの生息適地モデルとメタ個体群の絶滅リスク評価

ア．個体群存続可能性分析 (PVA)

行列ベースのPVAを行った。

(ア)個体群のクラス分けの決定

卵、幼生、亜成体および成体生活史段階によって、クラス分けし、成体は骨切片の成長停止線より年齢を推定した。

(イ)行列の作成

クラスごとの生存率や出生数を行列形式にした。

$$A = \begin{bmatrix} 0 & F_1 & F_2 & F_3 \\ P_0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & P_1 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & P_2 & 0 \end{bmatrix}$$

この式で、1行目の F_i はクラス i の個体の出生数に関する値、2行目以下の P_i はクラス i の個体がクラス $i + 1$ に達するまでの生存率である。上の式では、クラス3に達すると繁殖後にすべて死亡する。カスミサンショウウオはクラス9までと仮定した。

(ウ)初期個体群ベクトルの作成

クラス別の個体数を次式のようなベクトルで表す。 $N_i(t)$ は時間 t におけるクラス i の個体数である。

$$W = \begin{bmatrix} N_0(t) \\ N_1(t) \\ N_2(t) \\ N_3(t) \end{bmatrix}$$

(エ)行列とベクトルの積によって個体群を予測

死亡率や出生数が一定で、移出入がないとき、時刻 t におけるクラス i の個体数を $N_i(t)$ 、齢 i の個体が $i+1$ まで生き残る確率を P_x とすると、時刻 $t+1$ におけるクラス $i+1$ の個体数 $N_{i+1}(t+1)$ は、

$$N_{i+1}(t+1) = P_i N_i(t) \quad i = 0, 1, \dots, k-1$$

一方、時刻 t から $t+1$ の間にクラス i の個体が産んだ子のうち、 $t+1$ に生存している数は、

$$N_0(t+1) = N_1(t)F_1 + N_2(t)F_2 + \dots + N_k(t)F_k$$

これらを行列で表すと、

$$\begin{bmatrix} N_0(t+1) \\ N_1(t+1) \\ N_2(t+1) \\ N_3(t+1) \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} 0 & F_1 & F_2 & F_3 \\ P_0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & P_1 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & P_2 & 0 \end{bmatrix} \begin{bmatrix} N_0(t) \\ N_1(t) \\ N_2(t) \\ N_3(t) \end{bmatrix}$$

この計算を繰り返し行くと、 N_i の比率はある値から変化しなくなる。そのときの値を安定齢構成と呼ぶ。また、世代あたりの増加率 λ も一定となる。

$$\lambda = \frac{\begin{bmatrix} N_0(t+1) \\ N_1(t+1) \\ N_2(t+1) \\ N_3(t+1) \end{bmatrix}}{\begin{bmatrix} N_0(t) \\ N_1(t) \\ N_2(t) \\ N_3(t) \end{bmatrix}} = \begin{bmatrix} 0 & F_1 & F_2 & F_3 \\ P_0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & P_1 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & P_2 & 0 \end{bmatrix}$$

λ と W は最大固有値と最大右固有ベクトルとして求めることができる。最大左固有ベクトルは繁殖価 V である。

行列の要素が変化すると λ も変化するが、その感度(変化率)は要素によって異なっている。感度 S_{ij} すなわち要素 a_{ij} (P_i や F_i) の変化に対する λ の変化、は次式で示される

$$S_{ij} = \frac{\partial \lambda}{\partial a_{ij}} = \frac{v_i w_j}{\sum_{k=1}^s v_k w_k}$$

ここで、 v_i はクラス i の繁殖価、 w_j は安定齢構成におけるクラス j の個体数の割合である。

調査地でのカミサンショウウオの一腹卵数は調べられており、平均 108 ± 34 であった。メスは3歳または4歳で産卵を開始するが、人工池でのデータ(圓戸2000)から3歳で産卵を開始する割合を40%とした。自然条件でのカミサンショウウオの生存率についての情報は少なく、調査地での幼生期の生存率は $0.064^{10)}$ 、成体の骨の成長停止線によって推定された成体の生存率は年 0.65 であった¹¹⁾。調査期間は2年間であり、変動の大きさを推定することはできないため、近縁種のトウキョウサンショウウオのデータを参考に決めた。

なお、トウキョウサンショウウオでは、上陸時生存率 0.055 ± 0.111 、成体年生存率 0.7 ± 0.070 、卵のうあたり産卵数 63.3 ± 5.0 で、メスは5歳か6歳で産卵を開始し5歳の平均産卵数を70%としている¹²⁾。

各パッチにおける個体群動態モデルを図12に示した。各パッチにおいて、個体は与えられた平均値と標

準偏差の対数正規分布にしたがう生存率で生き残った個体に変態し、上陸するが、ある確率で生じるカタストロフによって全滅する場合もある。上陸後も対数正規分布にしたがう生存率で年齢がすすみ、3歳または4歳に達すると産卵を開始する。産卵前にはある確率で他のパッチに移動する。なお、年齢構造のある個体群モデルに用いるレスリー行列は繁殖直前調査の生存率としたため、第1行は各年齢群が産む平均産卵数に0歳の生存率をかけた値となる。環境収容力については、人工池でのデータから上陸前の幼生の個体数が $18/m^2$ を越えないものとした。

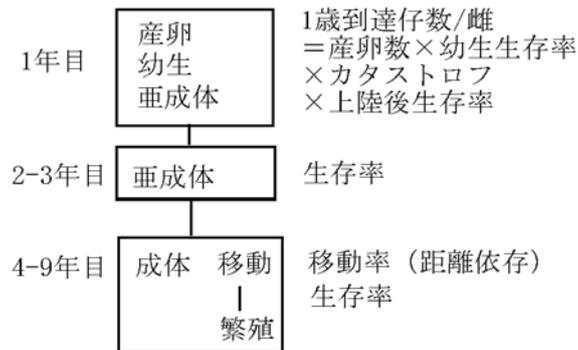


図12 各パッチにおける個体数変化モデル

表12 個体群存続可能性分析で用いたパラメータ

		平均値	標準偏差 ^b
1歳到達仔数/雌/年 ^a	3歳	0.887	0.887, 1.775, 3.554
	4歳以上	2.217	2.217, 4.434, 8.868
変態後生存率/年	2-8歳	0.65	0.033, 0.065, 0.130
	9歳	0	-

a) 産卵数35(3歳)または50(4歳以上)、変態率0.055として計算

b) 1歳到達仔数の標準偏差は小中大3通りずつ

パッチ間移動率のデータはないが、成体は繁殖期以外の時期に産卵場所から100m以内の森林内で観察されており、最大移動距離はその2倍よりやや大きめの300mとし、パッチ間距離 $D < 300m$ では移動率 M は距離とともに減衰するものとした。 $M = 0.5 \exp(-D/a)$ の式で求め、 $a = 75$ で、 $D \Rightarrow 300m$ のとき $M = 0$ とした。感度分析では、 D の上限をはずし、 a の値を変えて移動率を変化させた。

なお、上陸後の生存率に影響をおよぼす要因についてのデータがみられないことと、調査地全域がほぼ同じ二次林であることから、成体の生存率は個体群間で同一とした。

また、性比は1:1で、シミュレーションでは雌だけを扱い、性比の偏りによる繁殖率の低下は起こらないものとした。また、個体数の減少による遺伝的劣化も考慮していない。

(オ)環境変動の組み込み

PVAで個体群の絶滅は、出生率と死亡率の平均値からの確率論的ゆらぎによって生じる。したがって行列の標準偏差の大きさが絶滅確率におよぼす影響は大きいことが予想され、大中小3通りを設定した。

耕作水田の約半分、特に森林と接した部分は産卵期に常時水たまりができていいる湿田であり、水路は素堀で非灌漑期にも水があり、流れは緩やかである。多くの水田では5月上旬に田植えがなされ、6月には水が落とされるが、一部は7月以後も湛水している。また、水路には年中安定して水が維持されている。このように幼生期の生育環境は耕作水田の方が放棄水田より安定している。

放棄水田では、水位が安定しないため⁽¹¹⁾、生存率の変動が大きく、平均5年に1回湿地が枯れて幼生が全滅するものとした。

イ. シナリオの設定

以下の5シナリオについて、個体群存続可能性分析をおこなった。

(A)現状のまま、(B)全面開発した後、人工湿地(100m²)を造成してカスミサンショウウオを移住させる、(C)開発面積を南部1/3とする、(D)南部1/3開発で、北部の生息場所をつなぐように人工湿地を1箇所造成しカスミサンショウウオを移住させる、(E)西部を1/3開発する。

なお、人工湿地の生息条件は耕作水田と同等とした。シナリオDは感度分析で移動率が絶滅確率に影響することが明らかとなったために設定した。

分析は、各条件で100年間の経過を500回反復させた。

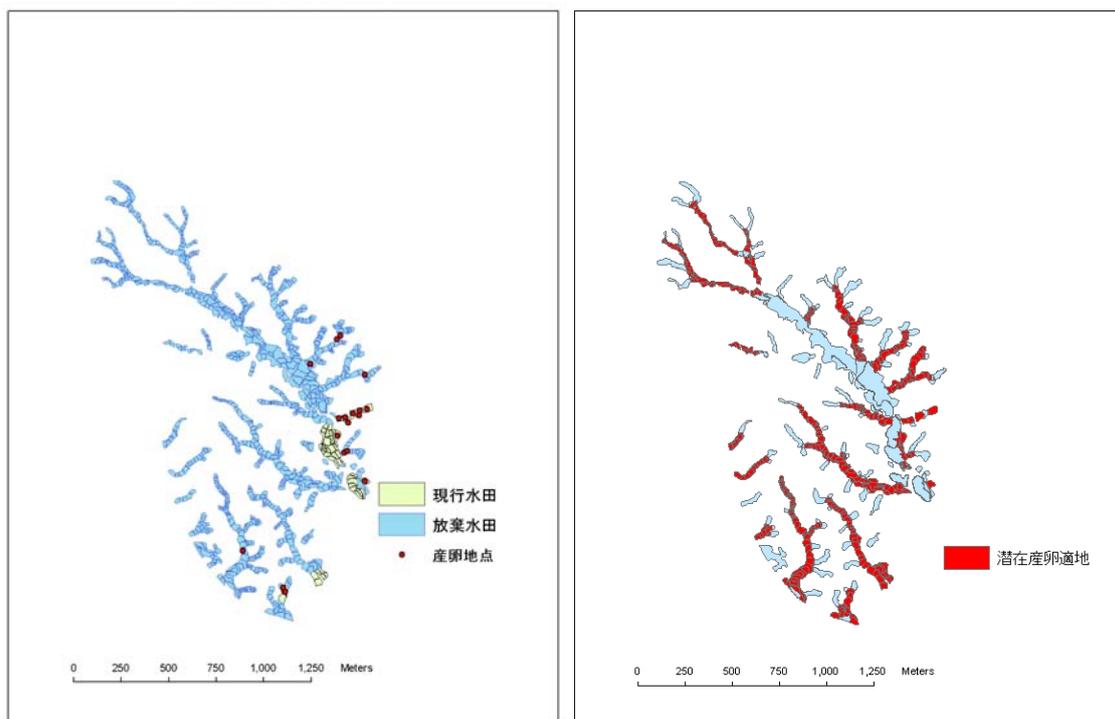


図13 実際の産卵場所と潜在産卵適地

ウ. 生息適地

現地調査の結果、卵のうはすべて森林から10m以内の水辺で見つかり、放棄水田の場合は2次と3次の谷戸のみで見つかり⁽¹⁰⁾。そこで、10m以内で森林と接する耕作水田および2次または3次谷戸にあり10m以内で森林と接する放棄水田の水路や水溜りを潜在産卵場所とし、50m以内で隣接する潜在産卵場所どうしを結合して、生息場所パッチとした(図13)。

エ. 感度分析

シミュレーションによる感度分析の結果を図14に示した。成体生存率が5%減少しただけで絶滅確率が0.04から0.62に変化した。上陸までの生存率は20%の減少で絶滅確率が0.66に増加、移動率は行列値の標準偏差が小さい場合(環境変動が小さい場合)には影響が小さいが、標準偏差が大きい場合に移動率が小さいと絶滅確率が増加した。

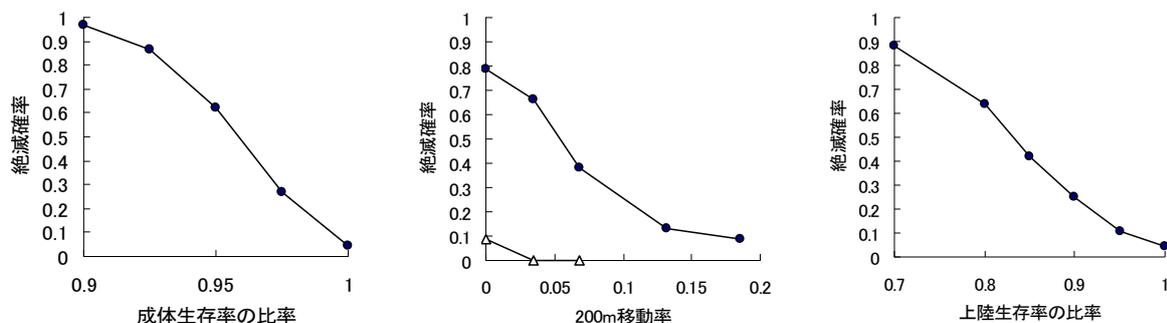


図14 感度分析の結果 (生存率については標準偏差中、移動率については標準偏差大で分析)

オ. シナリオの評価

シミュレーションの結果、現状では1歳到達数の標準偏差が中るとき絶滅確率0.042であった(表13)。

全面開発した後、100m²の人工湿地を造成してカスミサシヨウウオを保護した場合の絶滅確率は0.404に増加した(シナリオB)。開発面積を1/3とした場合、南部を開発すると絶滅確率は0.656であり大きく増加したが(シナリオC)、人工湿地を造成すると影響はやや緩和された(シナリオD)。しかし、同じ1/3開発でも西部を開発した場合には、絶滅確率の増加がより少ない結果となった(シナリオE)。

表13 各シナリオのもとでの絶滅確率 (95%信頼限界)

シナリオ	行列値の標準偏差		
	中	小	大
A 現状	0.042 (0.002-0.082)	0.002 (0-0.042)	0.664 (0.624-0.704)
B 全面開発+人工湿地	0.404 (0.364-0.444)	0.004 (0-0.044)	0.930 (0.886-0.966)
C 南開発	0.656 (0.616-0.696)	0.242 (0.202-0.282)	0.934 (0.894-0.974)
D 南開発+人工湿地	0.236 (0.196-0.276)	0.004 (0-0.044)	0.714 (0.674-0.754)
E 西開発	0.132 (0.092-0.172)	0.002 (0-0.042)	0.764 (0.724-0.804)

ただし、標準偏差が大きい場合には、西部開発よりも南部を開発して人工湿地による代償措置を施した方がやや絶滅確率が低い結果が得られた。

現状維持シナリオにおいて、生息場所パッチの孤立化が局所個体群の絶滅確率を高めていることを示した。シナリオDでは、残された生息場所パッチの間に安定した産卵場所を確保すれば、北部のパッチの孤立が解消され、全体の絶滅確率も低下することが示された。

事業が実施されない場合も、圃場整備や耕作放棄によって本種の絶滅確率が増加するため、事業にともなう生息適地の修復が保全にとって有効なミティゲーション策となることが示唆された。

(3)大型獣の生息適地評価モデルに関する研究

シカ類は、捕食者の根絶、乱獲、疾病、新天地への導入などによって、その個体数が大きく変動することが報告されてきた。個体数変動と気象ならびに生息地の変化は個体群の分布に大きな影響を与える。北海道に生息するエゾシカ (*Cervus nippon*) は、明治期の乱獲と豪雪により一時絶滅寸前にまで減少した。その後、戦後の禁猟と保護政策、生息地の改変などにより、1970年代以降、徐々にその個体数は回復し、1990年代からは爆発的な増加が見られた。また、生息分布も個体数の増加に伴い1970年代半ば以降には道東地域を中心に分布域を拡大した。このように、エゾシカは北海道開拓以降の130年間に爆発的な増加と激減を繰り返してきた。北海道では、アンケート、聞き取り、捕獲統計などを併用したエゾシカの分布調査を1978年以来、7～8年置きに実施し、それらの情報を5kmのメッシュで集計してきた。これまでに1978年、1984年、1991年、1997年(2002年に補足調査)の分布図が作成されている(図15)。

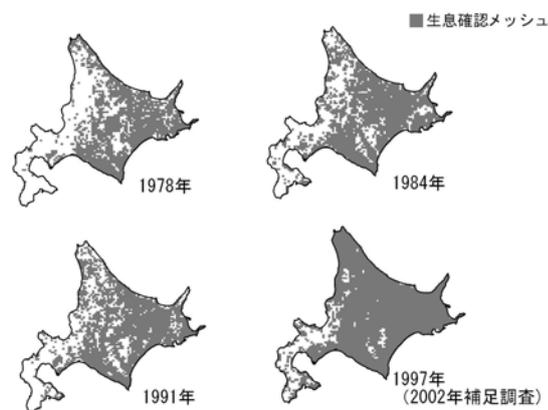


図15. エゾシカの生息分布

また、1978年の分布情報と自然環境情報を用いて生息適地モデルを作成した結果、積雪深とササのタイプがエゾシカの生息分布を制限している重要な要因であることが明らかになった¹³⁾。しかし、2002年における最新の分布図をみると、従来の生息地モデルで不適とされた道北・道央・道南などにも分布域を拡大している。これは、従来の生息適地モデルでは不適とされた地域においてもエゾシカは生息分布を拡大しており、その分布を制限している要因が変化していると示唆される。

このようなエゾシカの生息分布を制限する要因の変化の原因として、外部要因と内部要因の2つが考えられる。外部要因としてはいわゆる地球温暖化によって積雪量が減少し、分布制限要因の緩和が生じていること、内的要因としては爆発的な増加による個体群圧(生息数の増加に伴う空白地域への侵出)の増加によるものである。そのため、エゾシカの生息適地モデルを作成する際には、外部要因と内部要因をパラメータに組み込み、時系列での制限要因の変化を考慮・評価する必要がある。

一方、エゾシカの分布拡大の中心となった北海道東部地域はほぼ全域が良好な生息適地であると生息適地モデルから判断された。可猟区がほぼ北海道東部地域全域に設定された1977年以降の狩猟による捕獲数を見てみると(図16)、エゾシカが毎年数多く捕獲されている地域は一定している傾向が見られた。生息適地モデルで良好な生息地と評価された北海道東部地域のなかでも、生息密度の濃淡がみられ、その密度分布がほぼ一定していることから、越冬地におけるエゾシカの豊富さを制限している要因と生息分布を制限している要因は異なっていることが示唆された。しかし、越冬地におけるエゾシカの豊富さを制限している要因は明らかにされていない。

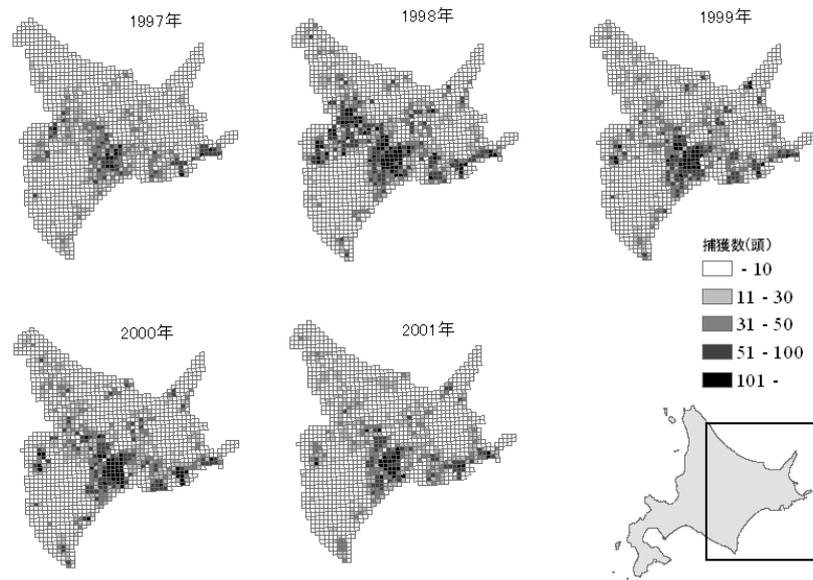


図16. 1997年-2001年の合計捕獲数

このように、エゾシカの生息分布や豊富さは対象とする時空間スケールにより異なっていると考えられるが、様々な時空間スケール考慮した空間利用パタンの制限要因を明らかにした研究はない。

本研究では、北海道に生息するエゾシカを対象として、①北海道における生息分布の制限要因とその時間的变化、②道東における冬期の豊富さの制限要因、③道東の主要な越冬地における空間利用パタンの制限要因について、それぞれ生息適地モデルを作成することにより分析することを目的とした。さらに、④北海道において作成したエゾシカの生息適地モデルを、北海道を除く東日本に生息するニホンジカの生息分布に拡張し、生息分布の制限要因を比較した。

①北海道における生息分布の制限要因とその時間的变化の解析

ア. 生息適地モデル

1978年の生息適地モデルは、最大積雪深・ササ・針葉樹面積・PC3の4つの変量を用いたモデルが選択され、最大積雪深が最もエゾシカの生息分布に影響しており、ササ>針葉樹面積>PC3の順に影響が少なくなった。

1984年の生息適地モデルは、最大積雪深・ササ・前回からの距離・道路密度・針葉樹面積・PC3の6つの変量を用いたモデルが選択され、前回からの距離が最もエゾシカの生息分布に影響しており、最大積雪深>針葉樹面積>ササ>PC3>道路密度の順に影響が少なくなった。

1991年の生息適地モデルは、最大積雪深・ササ・前回からの距離・PC2・PC3の5つの変量を用いたモデルが選択された。1991年では、前回からの距離が最もエゾシカの生息分布に影響しており、ササ>PC2>最大積雪深>PC3の順に影響が少なくなった。

2002年の生息適地モデルは、最大積雪深・ササ・前回からの距離・PC1・PC2の5つの変量を用いたモデルが選択された。2002年では、前回からの距離が最もエゾシカの生息分布に影響しており、PC2>最大積雪深>ササ>PC1の順に影響が少なくなった。

表14. モデルの評価

	sensitivity	specificity	PPP	NPP	kappa
1978GLM	0.691	0.713	0.688	0.716	0.404
1984GLM	0.845	0.601	0.760	0.721	0.458
1991GLM	0.835	0.645	0.763	0.740	0.488
2002GLM	0.962	0.396	0.889	0.672	0.428

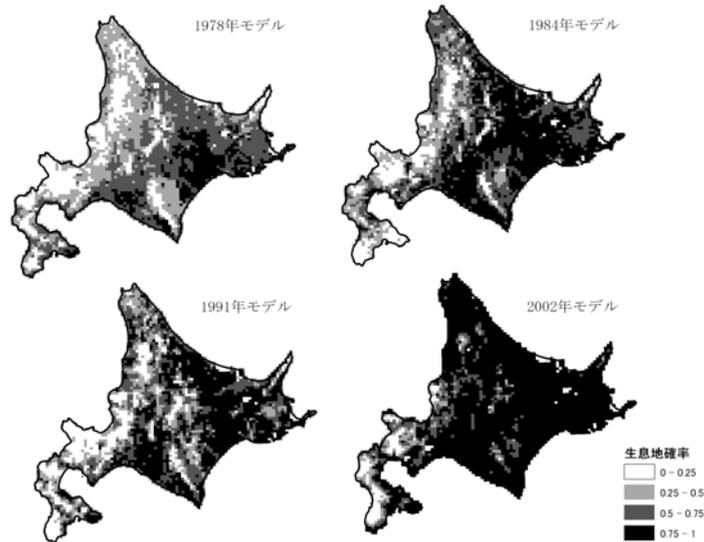


図17. 各時期の生息適地モデルから推定した生息地確率

各時期において生息適地モデルの評価を行ったところ、どの時期においても係数は比較的高い値を示しており、モデルの信頼性は高いと考えられた(表 14)。また、各時期において作成された生息適地モデルから全道におけるエゾシカの生息地確率を推定し、図化した(図 17)。これによって、生息確率の高い地域が全道に拡大していることが明らかになった。

イ. 長期的な気象変動

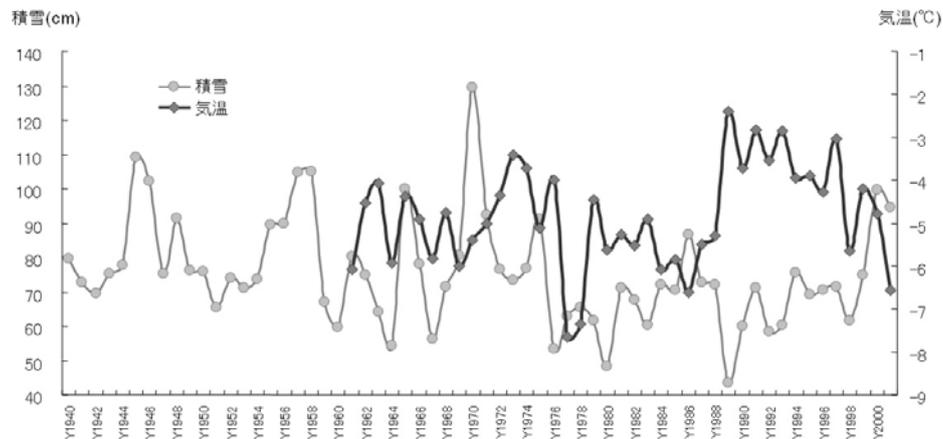


図18. 最大積雪深と気温の長期的変動

1940年～2001年における最大積雪深の平均値と1961年から2001年における気温の1月～2月における平均値を図18に示した。1940年代～1970年代においては多雪と少雪を繰り返し、多雪時は平均100cm以

上を記録し多雪年と少雪年の違いが大きかった。1980年代では多雪年と少雪年の幅が小さくなり、多雪時の積雪深は減少した。さらに、1990年代においては年による変動ほぼなくなった。また、気温は1970年代前半に暖冬で1970年代後半では気温は低くなった。1980年代には平年並みもしくは低気温で推移したが、1990年代に1961年～2001年の41年間の平年値よりも1度以上高い温暖化傾向を示した。

ウ. エゾシカの生息分布に影響している制限要因

環境要因では、各時期により変量の影響する度合いは異なっているが、全てのモデルに最大積雪深・ササ・針葉樹に関する変量(針葉樹面積もしくは PC2)が選択されており、これらの要因がエゾシカの生息分布に大きく影響していることが示唆された。積雪・ササは、以前のモデルでも重要な制限要因として選択されており、エゾシカの生存を制限するためであると推察される。針葉樹は以前のモデルでは変量として入れられてはいないが、針葉樹は冬季間の越冬地でありエゾシカの重要な生息地であると考えられる。そのため、周年における生息適地モデルにおいても重要な制限要因のひとつになったと考えられた。また、1984年モデル以降では、前回からの距離が最も重要な説明変量となった。前回からの距離は、エゾシカの生息分布を拡大する可能性を示す指標であり、自然環境のような外部要因ではなく、エゾシカの内部要因(個体数・個体群圧)をあらわしている。エゾシカの内部要因が環境要因などの外部要因よりその生息分布に強く影響していることが示唆された。

エ. 制限要因の変化と分布拡大

1978年モデルでは最大積雪深とササがエゾシカの生息分布に影響している最も重要な要因であったが、1984年モデルでは前回からの距離と最大積雪深、1991年モデルでは前回からの距離とササ、2002年モデルでは前回からの距離とPC2となり制限要因に変化が見られた。積雪に関する変量が生息適地モデルへ影響する程度は近年になるほど小さくなる一方、内的要因である前回からの距離が生息適地モデルへ影響する程度は近年になるほど大きくなった。また、気象の長期的な変動をしてみると、最大積雪深に関しては、1940年代～1970年代においては多雪時に平均100cm以上を記録していたが、1980年代以降では多雪時の積雪深は減少し、1990年代ではさらに減少した。気温については、1990年代に平年値よりも1度以上高い温暖化傾向を示した。これらのことから、積雪に関する変量の近年の生息適地モデルにおける影響の程度の低下は、1980年以降の多雪年の減少や1990年以降の気温の温暖化が起き環境が変化したため、エゾシカの生息分布に与える影響が小さくなったと考えられる。その一方で、前回からの距離は近年の生息適地モデルになるにつれて影響が強くなる傾向を示しており、エゾシカの個体群圧も増加し、エゾシカの生息分布に強く影響するようになったと考えられた。

以上のことからまとめると、1978年において積雪とササにより制限されていたエゾシカの生息分布は、環境の変化に伴う積雪の減少とエゾシカの個体数増加に伴う個体群圧の影響により、近年においてその生息分布を大きく拡大したと考えられた。

②道東における冬期の豊富さの制限要因の解析

7個の変量のうちササ・積雪・針葉樹からの距離・道路密度・保護区からの距離の5変量が選択された(表15)。

これらの変量のうち、針葉樹からの距離に関する変量が豊富さを示す生息適地モデルに最も影響しており、ササ、積雪、道路密度の順に小さくなった。保護区からの距離は大きく影響していなかった。

表15. 北海道東部地域におけるエゾシカの豊富さを示す生息適地モデルの概要

変量	Estimate	SE	P	Deviance
定数	6.703	0.0158	<0.0001	
保護区からの距離	0.006	0.0008	<0.0001	630
積雪	-0.002	0.0001	<0.0001	16426
ランク1	-1.544	0.0701	<0.0001	
ランク2	-1.232	0.1016	<0.0001	
ササ	0.042	0.0115	0.0002	28681
ランク3	0.588	0.0088	<0.0001	
ランク4	-0.013	0.0001	<0.0001	
道路密度	-0.013	0.0001	<0.0001	11542
針葉樹からの距離	-0.229	0.0016	<0.0001	35827

生息適地モデルにより推定された捕獲数と1997年～2001年の合計捕獲数を図19に示した。予測値と実測値(1997年～2001年の合計捕獲数)の相関は有意な関係を示し(P<0.001)、相関係数は0.668と比較的高い値を示した。以上から、多少過小評価されているがモデルは有効であると考えられた。

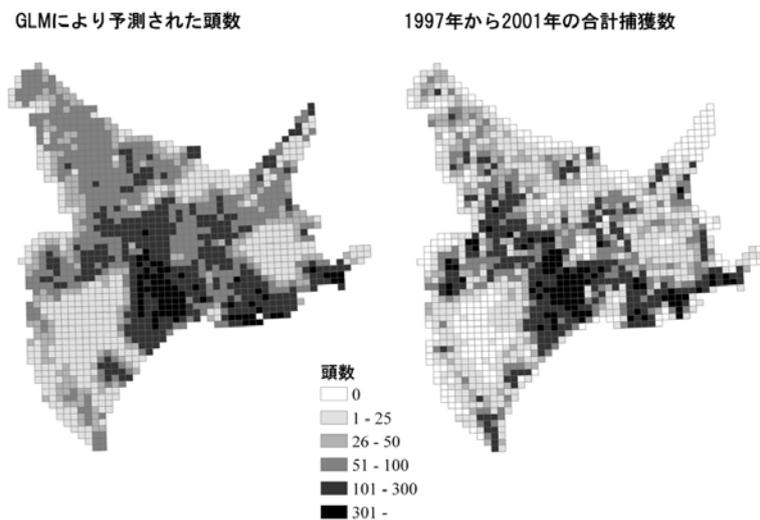


図19. 生息適地モデルにより推定された捕獲数と1997年～2001年の合計捕獲数

先にエゾシカの生息分布を予測した生息適地モデルから、過去から現在にかけて生息分布を制限している重要な要因は最大積雪深とササから個体群圧と針葉樹林に変化しており、エゾシカは、近年の暖冬や個体数の増加に伴い、過去に制限要因となっていた多雪地帯や嗜好性に低いササのある地域にも分布を拡大したと推察された。一方で、今年度作成した北海道東部地域におけるエゾシカの豊富さを予測する生息適地モデルから、越冬地のエゾシカの豊富さは針葉樹からの距離に関する変量が最も影響しているが、ササ・積雪も影響していることが明らかになった。これらのことから、エゾシカは個体数の増加や環境の変化により生息可能になった西部地域へ分布を拡大しているが、積雪や嗜好性の低いササによって個体数制限が働いていることが示唆された。

③道東の主要な越冬地における空間利用パタンの制限要因の解析

8個の変量のすべてが生息地モデルに選択された(表16)。これらの変量のうち、針葉樹からの距離に関する変量が豊富さを示す生息適地モデルでも最も影響しており、保護区からの距離は大きく影響していなかった。

表16. 道東の越冬地内におけるエゾシカの豊富さを示す生息適地モデルの概要

変数	Estimate	SE	P	Deviance	
定数	4.44300	0.05475	<0.0001		
地形	標高	-0.00015	0.00009	<0.0001	367.1
	傾斜	0.07808	0.00221	<0.0001	329.0
	南斜面面積	0.00000	0.00000	<0.0001	425.2
越冬地	針葉樹面積	-0.02257	0.00054	<0.0001	667.8
	針葉樹からの距離	-0.00484	0.00017	<0.0001	1109.8
人為的影響	道路からの距離	-0.00059	0.00004	<0.0001	403.1
河川	河川からの距離	-0.00061	0.00005	<0.0001	291.0
保護区	保護区からの距離	-0.00004	0.00000	<0.0001	118.5

生息適地モデルにより推定された目撃数と1997年-2002年の合計目撃数を図20に示した。予測値と実測値(1997年-2002年の合計捕獲数)の相関は有意な関係を示したが($P < 0.001$)、相関係数は0.331と低い値を示した。

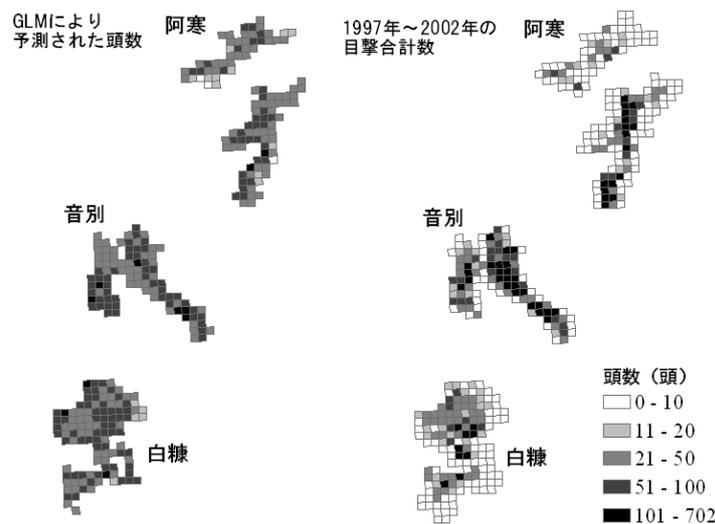


図20. 生息適地モデルにより推定された生息数と1997年-2001年の合計目撃数

主要な越冬地内における生息適地モデルを作成した結果、精度の良いモデルが作成できなかった。モデルの精度が低くなった原因としては、ひとつにGISデータの精度が粗かったことがある。1kmメッシュ単位での越冬地選択をモデリングするには、現在ある50mメッシュDEM(デジタル標高モデル)や環境省自然環境情報GISのデータの精度は粗い。特に針葉樹林や針広混交林の分布データは越冬地の解析に重要なデータである。また、今年度のモデルでは地域差を考慮に入れていないこともある。阿寒、白糖、音別では環境(植生や地形など)が異なる。また地域によってシカの生息地利用に影響する事例(ダム建設や冬期の餌付け)も行われている。そのため、地域差を考慮したモデルを再度作成する必要性があると考えられた。

④東日本に生息するニホンジカの生息分布へのモデル拡張

ア. 1978年生息適地モデル(第2回自然環境保全基礎調査)

生息適地モデルの目的変数として、生息が確認されているメッシュ(N=645)と同数の生息が確認されていないメッシュをランダムに選択した。説明変数は上記の個体群圧に関する変数を除く6個の変数を用いた。

単変量のGLMの結果から、すべての変量を続く解析に用いた。

次に、Spearmanの順位相関を用いて、変量間の相関を検定した。その結果、ELE(標高)とLUPC1(農用地、人為改変地を示す因子)に有意な強い相関($r>0.6$)があり、単変量GLMの結果からLUPC1を変量から除外した。

残った5つの変量を用いて多変量GLMを行った。AICにより変量の選択を行った結果、3つの変量が選択された。SNOW(積雪)の変量がモデルに一番大きく影響を及ぼしており、順にELE(標高)、VEGPC1(二次林、植林、二次草原を示す因子)となった。モデルのSensitivity(生息適地の予測に成功した割合)は0.77であり、Specificity(生息不適地の予測に成功した割合)は0.80であり比較的精度の高いモデルが作成された。

1978年におけるニホンジカの分布は積雪により強い制限を受けており、積雪が少ない地域により多く分布が確認された。また、標高が高い(農用地、人為改変地が少ない)地域においてもより多く分布が確認された(表17)。

表17. 1978年の多変量GLMの結果

Parameter	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)	Deviance
(Intercept)	-0.995	0.114	-8.719	<0.0001	
ELE	0.003	0.000	17.029	<0.0001	285.04
SNOW	-0.022	0.002	-14.357	<0.0001	424.48
VEGPC1	0.766	0.129	5.941	<0.0001	45.34

最後に、周辺の影響(空間的自己相関)を考慮するために、Auto-Logistic Regression Model(ALM)を行った。結果として、モデルのSensitivity(生息適地の予測に成功した割合)は0.92、Specificity(生息不適地の予測に成功した割合)は0.95となり、モデルの精度が向上した。ALMの結果を基に、1978年における潜在的な生息地を解析対象地域全体にあてはめた(図21)。

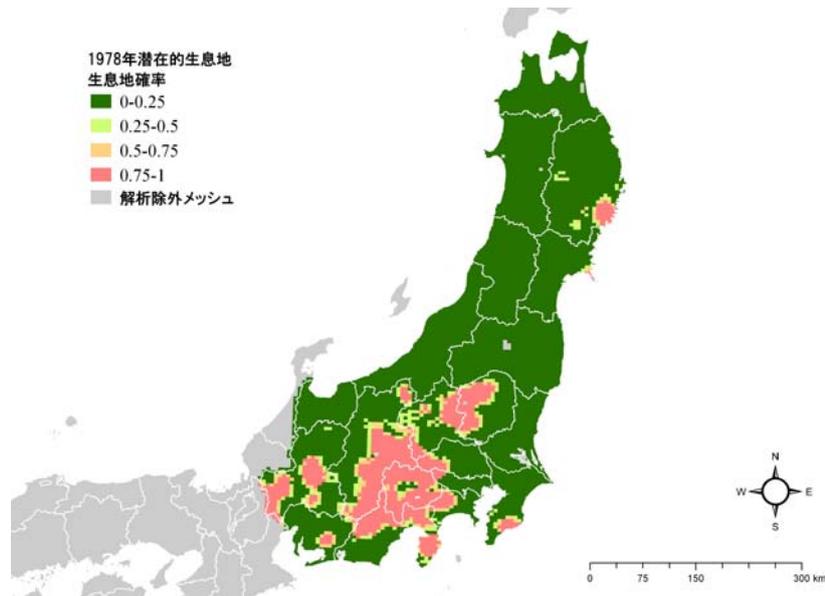


図21. 1978年の潜在的な生息地

イ. 2003年生息適地モデル(第6回自然環境保全基礎調査)

生息適地モデルの目的変量として、生息が確認されているメッシュ(N=1509)と同数の生息が確認されて

いないメッシュをランダムに選択した。説明変量は上記の7個の変量を用いた。単変量のGLMの結果から、VEGPC2(自然草原、自然林を示す因子)を変量から除外した。

次に、Spearmanの順位相関を用いて、変量間の相関を検定した。その結果、ELE(標高)とLUPC1(農用地、人為改変地を示す因子)に有意な強い相関($r > 0.6$)があり、単変量GLMの結果からLUPC1を変量から除外した。

残った5つの変量を用いて多変量GLMを行った。AICにより変量の選択を行った結果、4つの変量が選択された。SNOW(積雪)の変量がモデルに一番大きく影響を及ぼしており、順にDIS(個体群圧)、ELE(標高)、VEGPC1(二次林、植林、二次草原を示す因子)をなつた。モデルのSensitivity(生息適地の予測に成功した割合)は0.89であり、Specificity(生息不適地の予測に成功した割合)は0.80であり比較的精度の高いモデルが作成された。

2003年におけるニホンジカの分布は積雪により強い制限を受けており、積雪が少ない地域により多く分布が確認された。また、前回に確認されている地域から近く、標高が高い(農用地、人為改変地が少ない)地域においてもより多く分布が確認された(表17)。

表17. 2003年の多変量GLMの結果

Parameter	Estimate	Z-value	P-value	Deviance
(Intercept)	0.81090	7.851	<0.0001	
ELE	0.00186	12.016	<0.0001	451.8
SNOW	-0.01002	-12.048	<0.0001	747.3
LUPC2	0.55270	7.827	<0.0001	72.2
DIS	-0.00006	-16.605	<0.0001	506.2

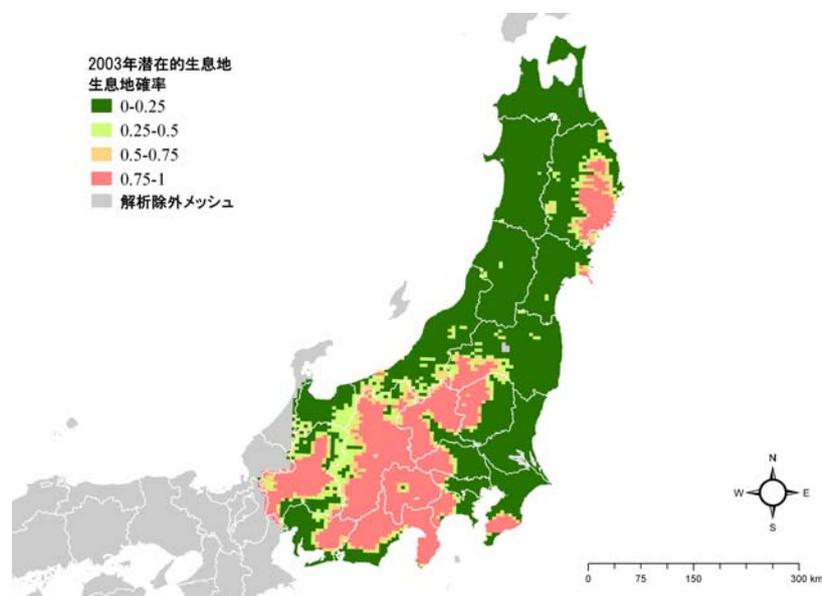


図22. 2003年の潜在的な生息地

最後に、周辺の影響(空間的自己相関)を考慮するために、Auto-Logistic Regression Model(ALM)を行った。結果として、モデルのSensitivity(生息適地の予測に成功した割合)は0.88、Specificity(生息不適地の予測に成功した割合)は0.91となり、モデルの精度が多少向上した。ALMの結果を基に、2003年にお

る潜在的な生息地を解析対象地域全体にあてはめた(図22)。

ウ. ニホンシカの分布に及ぼす積雪の影響

1978年と2003年の生息適地モデルから、両年代共に積雪がニホンシカの分布にもっとも強く影響していることが明らかになった。また、モデルに影響している割合(積雪のDeviance/全体のDeviance×100)を算出したところ、1978年は約20%、2003年は約17%であり多少減少していた。そこで全体、1978年に生息確認、2003年に生息確認されたメッシュごとに積雪深の集計した(図23)。その結果から、全体と比較して、積雪の少ないメッシュ1978年と2003年共に多く確認されていることがわかる。ただし、2003年には1978年と比較して、積雪120以上のメッシュにおいても多く確認されており、多雪地帯へ分布を拡大させていた。

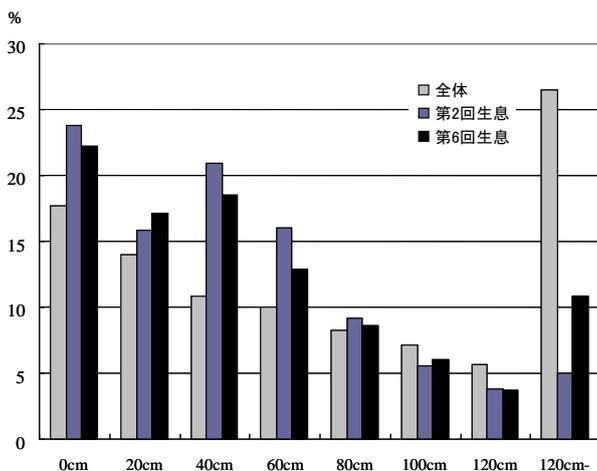


図23. 積雪深のメッシュ数割合

次に積雪と雪日数の経年変化(5年間移動平均値)を集計した。集計には分布が拡大してきている長野市の地上観測所のデータを用いた。積雪は1980年代後半に減少したが1990年代以降は平年的な値を推移していた。また、雪日数は1980年代中頃多くなり、1990年代前半には減少したが、それ以降は平年的な値で変動している。長野のデータからは積雪の減少は認められなかった(図24)。

エ. 東日本におけるニホンシカの分布を制限している要因

両時期の生息適地モデルの結果から、積雪、標高がニホンシカの分布を強く制限していることが明らかになった。また、2003年においては個体群圧も重要な要因であることがわかった。

積雪に関しては、積雪の制限が両時期において認められたが、2003年においては多雪地帯への分布拡大がみられ、モデルへの影響も多少減少していた。地球温暖化や気候ジャンプによる積雪の減少も考えられるが、長野市の観測所におけるデータでは積雪の減少は認められなかった。1地域のデータだけなので今後さらなるデータの集計が求められる。

標高に関しても、両時期においてモデルの重要な要因となった。標高は、農用地や人為改変地と強い相関があり、標高の低い地域、つまり農用地や人為改変地の多い地域においてはニホンシカの分布が制限されていた。

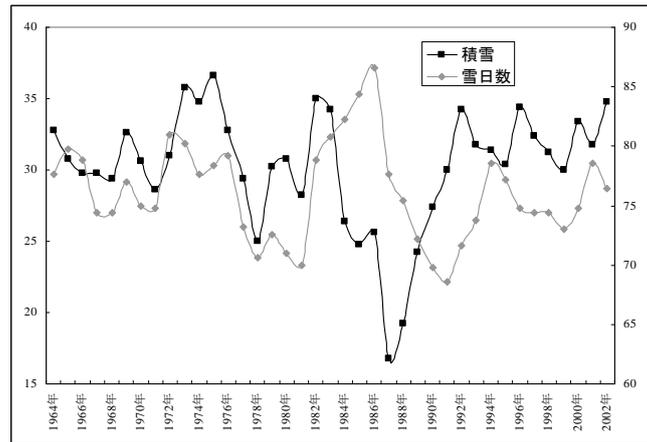


図24. 長野における積雪と雪日数の変化

個体群圧に関しては、2003年のみの変量であるが、生息適地モデルに強い影響を及ぼしていた。このことからニホンジカの内部要因が近年の分布を規定している重要な要因であることが明らかになった。

まとめると、ニホンジカは積雪や標高（農用地や人為改変地）の制限を強く受けつつも、周辺地域へ拡大していることが明らかになった。今回地球温暖化などとの関係は認められなかったが、積雪が減少することにより、制限要因がなくなりさらなる拡大へ拍車をかけることが懸念される。

④総合考察

ア. 広域のエゾシカの生息地利用を表す空間スケール

様々な空間スケールにおけるエゾシカの生息適地モデルを作成した結果、広域に情報が収集されている5kmメッシュの分布や豊富さの情報をういたほうが、局所的に詳細な1kmメッシュの情報よりもよい精度のモデルが作成できた。今回の分析結果から、広域に分布する大型動物の生息適地モデルは、局所的に詳細なパッチの分布情報よりもランドスケープスケールをカバーする分布情報が必要であると考えられた。

イ. 北海道のエゾシカの生息分布と豊富さの制限要因

エゾシカの生息分布を予測した生息適地モデルから、近年の暖冬や個体数の増加に伴い、エゾシカの生息分布は積雪やササに制限されなくなったと推察された。一方で、道東におけるエゾシカの豊富さを予測する生息適地モデルでは、越冬地のエゾシカの豊富さには針葉樹に関する変量が最も影響しているが、ササ・積雪も強く影響していることが明らかになった。これらのことから、エゾシカは個体数の増加や環境の変化により、積雪やササの制限を受けなくなって西部地域へ分布を拡大したが、その個体数は現在も積雪やササにより制限されていることが示唆された。

ウ. 北海道と東日本のニホンジカの分布制限要因の比較

5kmメッシュのエゾシカを含む空間分布の解析から、北海道のエゾシカは環境の変化に伴う積雪の減少で積雪が制限要因とならなくなり、個体数増加に伴う個体群圧の影響で急速に分布を拡大したと推察された。東日本のニホンジカは積雪や標高（農用地や人為改変地）の制限を強く受けつつも、周辺地域へ拡大していたと考えられた。外部要因（生息環境）からみると、北海道においてははもとより人為的な影響は少なく、過去において制限要因であった積雪も近年の減少傾向に伴い、北海道の環境はエゾシカの分布を強く制

限しなくなったと考えられる。一方、東日本においては、北海道と比べると開発など人為的な影響が大きく、積雪も制限要因となっていた。ニホンジカとエゾシカでは体サイズなどが異なることから積雪の影響も異なると考えられ、分布への積雪の影響が外部環境によるものであるかは今後の検討事項であるが、開発など人為的な影響が大きい東日本の環境では、ニホンジカの分布を制限していると考えられる。内部要因(個体数増加など)からみても、北海道、東日本共に近年のニホンジカ、エゾシカの分布を規定している重要な要因であった。共に個体数増加などによる内部要因が現在のニホンジカ、エゾシカの分布に強く影響していると考えられた。

5. 研究により得られた成果

自然環境保全基礎調査のデータを用いて、繁殖鳥の生息適地モデルが森林性鳥類、夏鳥、小鳥類では十分に作成可能であることが明らかになった。繁殖鳥の生息適地モデルの作成には、行動圏の大きさに合わせた解像度とモデルの作成範囲の2つのスケールが重要であることが明らかになった。エゾシカの分布制限要因は、暖冬や個体数の増加による個体群圧によって、時系列的に変化したものの、もともとの制限要因であった積雪やササのタイプは、北海道東部地域における個体数の豊富さを決定する制限要因となっていることが明らかになった。また、東日本のニホンジカは積雪や農用地や人為改変地の制限を強く受けつつも、周辺地域へ拡大していることが明らかになった。分布情報の乏しい両生類では、生息適地モデルによって潜在的な生息地の配置や連続性を明らかにでき、重点的に調査を行う場所を決定したり種の保護計画を立案するうえで重要な役割を果たしうることが明らかになった。

6. 引用文献

- 1) 環境省自然環境局生物多様性センター: 種の多様性調査・鳥類繁殖分布調査報告書(2004)
- 2) C.J.Ralph, S.Droege and Sauer, J.R.:Monitoring Bird Populations by Point Counts, 161-168 (1995)
“Managing and monitoring birds using point counts: standards and applications”
- 3) 環境庁自然保護局生物多様性センター: 生物多様性調査・鳥類調査中間報告(1999)
- 4) S.Manel, H.C.Williams, S.J.Ormerod:J. Appl. Ecol., 38, 921-931 (2001)
“Evaluating presence-absence models in ecology: the need to account for prevalence”
- 5) B.T.Milne: Wildlife and landscape ecology, Springer Verlag, 32-69 (1997)
“Application of fractal geometry in wildlife biology”
- 6) Schoener, T.W.: Ecology, 49,123-141 (1968)
“Sizes of feeding territories among birds.”
- 7) 日本鳥類保護連盟. 希少猛禽類調査報告書(イヌワシ編).p.277(2004)
- 8) 日本鳥類保護連盟. 希少猛禽類調査報告書(クマタカ編). p.364(2004)
- 9) 藤岡正博、吉田保志子: GERF F-1終了報告書, 75-88 (2001)
「地理的スケールにおける野生生物個体群の動態の解析」
- 10) 夏原由博、三好文、森本幸裕: ランドスケープ研究, 65, 523-526(2002)
「メタ個体群存続可能性分析を用いたカスミサンショウウオの保護シナリオ」
- 11) 夏原由博・三好文・森本幸裕: 日本環境動物昆虫学会誌, 13, 11-17(2002)
「水田放棄がカスミサンショウウオの生育におよぼす影響と生息場所修復の可能性」

12) 草野保：東京都多摩地区における生息状況調査報告書，7-10（1999）

「トウキョウサンショウオは生き残れるか？」

13) K.Kaji, M.Miyaki, T.Saitoh, S.Ono and M.Kaneko: Wildlife Society Bulletin, 28, 699-707 (2000)

“Spatial distribution of an expanding sika deer *Cervus nippon* population on Hokkaido Island, Japan.”

7. 国際共同研究等の状況

特になし

8. 研究成果の発表状況

(1) 誌上発表（学術誌・書籍）

<学術誌（査読あり）>

①三好文、夏原由博：ランドスケープ研究，66, 617-620(2003)

「大阪府と滋賀県におけるカスミサンショウオの生息地の連続性の評価」

②永田尚志、上田恵介、古南弘幸：Strix, 21, 15-28 (2003)

「利根川下流域におけるオオセッカの生息状況」

③常田邦彦、鳥居敏男、宮木雅美、岡田秀明、小平真佐夫、石川幸男、佐藤謙、梶光一：保全生態学研究，9, 193-202(2004)

実践報告「知床を対象とした生態系管理としてのシカ管理の試み」

④永田尚志：Strix, 22, 179-183(2004)

「ラインセンサス法において河川敷の幅が調査可能範囲に与える影響について」

⑤澤辺久美子、畠佐代子、夏原由博：ランドスケープ研究，68, 571-574(2005)

「堤防植生の刈り取りがカヤネズミ *Micromys minutus* の営巣に与える影響」

⑥T.Hirota and Y.Natuhara : Biosphere Conservation, 7, 1-9 (2005)

”Genetic differentiation among endangered populations of the Japanese clouded salamander, *Hynobius nebulosus* (Caudata: Hynobiidae).”

⑦H.Hashimoto, Y.Natuhara, and Y. Morimoto: Landscape and Urban Planning, 70, 245-250 (2005)

”A habitat model for *Parus major minor* using a logistic regression model for the urban area of Osaka, Japan. “

⑧Y.Natuhara: Landscape and Ecological Engineering, 3, DOI: 10.1007/s11355-006-0033-5 (2006)

“Landscape evaluation for ecosystem planning.” (in press)

⑨畠佐代子、夏原由博：ランドスケープ研究，69, (2006)

「滋賀県におけるカヤネズミの生息適地要因」 (in press)

<学術誌（査読なし）>

①梶 光一：森林科学，39, 28-34 (2003)

「エゾシカと被害：共生のあり方を探る」

②永田尚志：Birder, 17, 6, 79-81 (2003)

「個体数の減少と偶然による絶滅」

③永田尚志：Birder, 17, 9, 79-81 (2003)

- 「絶滅の渦：加速する絶滅の危機」
- ④永田尚志：Birder,17,12,83-85（2003）
「鳥類保全のためにはどのような保護区がよいのか」
- ⑤夏原由博：日本生態学会関東地区会報、51、3-9（2003）
「生息環境適地とその連続性」
- ⑥Natuhara, Y、Proceedings for International Workshop for Reconnecting DMZ Transportation Network Using Environmental Restoration Technology, Seoul 2003 pp.71-79. (2003)
”A Way of Wildlife Conservation and Management in Ecologically Sensitive Area during Road Construction”
- ⑦夏原由博、Grassland Science 48, 536-541(2003)
「草地と樹林地の配置が動物群集にどう影響するか」
- ⑧永田尚志：Birder,18,1,79-81（2004）
「鳥類保護区はどのように配置したらよいのだろうか？」
- ⑨永田尚志：Birder,18,3,79-81（2004）
「生態系の多様性と保全すべき生息地の優先度の決め方」
- ⑩永田尚志：Birder,18,4,69-71（2004）
「地球環境問題と鳥類への影響」
- ⑪夏原由博：都市と自然, 338, 4-7(2004)
「自然環境保全における地理情報システムGISの利用」
- ⑫夏原由博：都市緑化技術, 53, 12-17(2004)
「生物多様性と都市の緑」
- ⑬梶光一：エゾシカ協会会報, 3月号（2004）
「分布を広げるエゾシカ」
- ⑭永田尚志：Birder, 18, 2, 77-79（2004）
「回廊と保全のための群集生態学入門」
- ⑮永田尚志：Birder, 18, 3, 79-81（2004）
「生態系の多様性と保全すべき生息地の優先度の決め方」
- ⑯永田尚志：Birder, 18, 4. 69-71（2004）
「地球環境問題と鳥類への影響」
- ⑰国土技術政策総合研究所編：自然共生型社会の実現に向けて, 61-77（2005）
「カスミサンショウウオは健康に生き残れるか（夏原由博）」
- ⑱堀川真弘・夏原由博・前中久行・森本幸裕：景観生態学, 10, 11-24(2005)
「衛星リモートセンシングを用いた乾燥地域における広域生態系の評価」

<書籍>

- ①（社）日本林業技術協会編：森の鳥を楽しむ101のヒント、東京書籍（2004）
「森林の分断化に弱い種、強い種（執筆担当：永田尚志）」
- ②中村太士・小池孝良編：森林の科学、朝倉書店（2005）
「エゾシカの爆発的増加（執筆担当：梶光一）」

- ③山岸哲編：保全鳥類学入門、京都大学学術出版会、（2006）
「鳥類は環境変化の指標となるか？（執筆担当：永田尚志）」（印刷中）

<報告書類等>

- ①第6回水源地セミナー講演集, 49-79 (2003)
「環境変化の指標としての鳥類（永田尚志）」
②農業環境技術研究所「土地利用変化による野生生物へのリスク評価手法」13p (2005)
「農業環境におけるリスク研究に果たすインベントリー(知的基盤)の役割と課題(夏原由博)」

(2) 口頭発表

- ①梶光一(北海道環境科学研究センター):第51回日本生態学会(2004)
「natural regulationかcontrolか:エゾシカの爆発的増加」(公募式シンポ:Ecosystem managementとしてのシカ管理)
- ② Natuhara, Y: The 1st Okazaki Biology Conference. Okazaki, Japan, 2003.
“Extinction risk of metapopulation of the clouded salamander, *Hynobius nebulosus*.”
- ③ 夏原由博:日本生態学会第51回大会. 釧路, (2004)
「景観スケールでの生態系変化による個体群の絶滅と保全」
- ④ Y. Natuhara: The 1st Okazaki Biology Conference. Okazaki, Japan, 2004.
“Extinction risk of Metapopulation of the clouded salamander, *Hynobius nebulosus*”
- ⑤ 夏原由博・三好文:日本景観生態学会 広島、日本 (2004)
「ベイズ統計を用いたカスミサンショウウオのメタ個体群構造モデルの評価」
- ⑥ 鈴木透(EnVision)、梶光一(北海道環境科学研究センター):第51回日本生態学会(2004)
「エゾシカの分布拡大要因:地球温暖化と個体群圧」
- ⑦ 梶光一(北海道環境科学研究センター):第51回日本生態学会 (2004)
「natural regulationかcontrolか:エゾシカの爆発的増加」
- ⑧ K. Kaji, H. Okada, M. Yamanaka, H. Matsuda and T. Yabe: 84th Annual Meeting of the American Society of Mammalogist, Arcata, California, 2004.
“Irruption of a colonizing sika deer”
- ⑨ 梶光一、岡田秀明、小平真佐夫、山中正実:日本哺乳類学会(2004)
「自然定着したエゾシカ個体群の爆発的増加:個体数制限要因を探る」
- ⑩ H. Nagata: First EAFES International Congress, Mokpo, Korea, 2004.
“The present status of some endangered passerines in Japan”
- ⑪ Y. Natsuhara: First EAFES International Congress, Mokpo, Korea, 2004.
“Landscape Ecology of urban wildlife habitat”
- ⑫ 夏原由博:日本生態学会第51回大会. (2004)
「景観スケールでの生態系変化による個体群の絶滅と保全」
- ⑬ 鈴木透(EnVision)、梶光一(北海道環境科学研究センター):第51回日本生態学会 (2004)
「エゾシカの分布拡大要因:地球温暖化と個体群圧」
- ⑭ 梶光一、高橋裕史:第52回日本生態学会(2005)

「エゾシカの餌資源制限が体重と性成熟に与える影響」

⑮永田尚志：第52回日本生態学会(2005)

「荒川流域においてオオヨシキリの分布を決める要因」

⑯永田尚志、金井裕：日本鳥学会2005年度大会(2005)

「土地被覆データから鳥類の生息地をどのくらい予測できるか？」

⑰植田睦之、永田尚志、平野敏明、川崎慎二：日本鳥学会2005年度大会(2005)

「関東周辺における森林でのスポットセンサスの効果的な実施方法」

⑱T. Suzuki, K. Kaji: International Mammalogical Congress, Sapporo, Japan, 2005.

“The changes of factors limiting the distribution of sika deer, *Cervus nippon yesoensis* Heude”

⑲Y. Natuhara, M. Murakami and F. Miyoshi: Society for Conservation Biology 1st Asia Section Regional Meeting, Katmandu, Nepal (2005)

“Strategic habitat model for conservation of the clouded salamander *Hynobius nebulosus* in Japan.”

⑳Y. Natuhara: 22th Symposium of Population Ecology, Kanazawa, Japan, 2005.

“Extinction and conservation of amphibia in the metapopulation level through landscape change”

㉑永田尚志、金井裕：第53回日本生態学会(2006)

「自然環境保全基礎調査データを用いた鳥類の生息分布予測」

㉒Y. Natuhara: The International Symposium on Wetland Restoration 2006, Otsu, Japan 2006.

“Metapopulation model and conservation scenario of the clouded salamander in hilly wetlands.”

㉓Y. Natuhara: The 3rd Okazaki Biology Conference. Okazaki, Japan 2006.

“Extinction process of the clouded salamander through landscape changes”

㉔H.Nagata: 24th International Ornithological Congress, Hamburg, Germany, 2006.

“Estimating species occurrences from National Survey on the Natural Environment in Japan” (アブストラクト提出済み)

(3) 出願特許

なし

(4) シンポジウム・セミナーの開催（主催のもの）

①Ecosystem managementとしてのシカ管理（2004年8月26日、釧路市観光国際交流センター、第51回日本生態学会、観客150名）

②大スケールでみた野生生物の生息地選好性（2006年3月28日、新潟市朱鷺メッセ、日本生態学会、観客100名）

③生物多様性を測る（2004年2月1日、東京大学駒場キャンパス学術国際ホール、日本生態学会関東地区会公開シンポジウム、120名）

(5) 一般への公表・報道等

①北海道新聞（2004年3月18日、札幌圏）

②北海道クローズアップ（2004年6月4日放送）

③ポータル（2003年11月号、34-37頁、財団法人河川情報センター）

④NHK ニュース(2004年5月8日 知床岬のシカの爆発的増加について紹介)

⑤毎日新聞(2004年9月21日、札幌圏、温暖化でエゾシカの生息域増)

9. 成果の政策的な寄与・貢献について

- (1)知床世界自然遺産候補地科学委員会のシカワーキング勉強会において、本研究結果である生息地モデルによる分布制限要因の時系列変化を提示し、知床半島のエゾシカの増加が暖冬によるものであることを提示し、今後の当該地域の管理計画作成に貢献した。
- (2)福井県自然情報統一元化事業においてアベサンショウウオの生息地を推定するために本モデルが活用された。
- (3)国土交通省「近畿圏における自然環境の総点検等に関する研究会」による成果とりまとめにおいてカミサンショウウオの生息地モデルを使用した。本研究会は内閣総理大臣を本部長とする都市再生本部において都市再生プロジェクトとして決定された「大都市圏における都市環境インフラの再生」を具体的に推進するために設置されたものである。
- (4)生物多様性センターで開催された自然環境保全基礎調査の有効利用法についての会合に出席し、本研究結果を発表し解析方法を提案した。
- (5)本研究の成果である生息適地モデルで得られた生息分布推定地図は国立環境研究所のホームページで公開される予定である。

