

山形県におけるクマタカの生息適地推定モデルの構築

杉山 智治^{1*}・須崎 純一²・田村 正行²

¹ 京都大学大学院工学研究科 615-8246 京都市西京区京都大学桂

² 京都大学大学院地球環境学堂 615-8246 京都市西京区京都大学桂

Estimation of the potential habitat of the Mountain-hawk eagle in Yamagata Prefecture, northern Japan

Tomoharu Sugiyama^{1*}, Junichi Susaki² and Masayuki Tamura²

¹ Graduate School of Engineering, Kyoto University, Kyotodaigaku-Katsura, Nishikyo-ku,
Kyoto, 615-8246 Japan

² Graduate School of Global Environmental Studies, Kyoto University, Kyotodaigaku-Katsura,
Nishikyo-ku, Kyoto, 615-8246 Japan

Abstract: The mountain hawk-eagle (*Spizaetus nipalensis*) is an endangered and an umbrella species ranking high in the food chain of the forest ecosystem. The objective of this study was to estimate the potential habitat of the mountain hawk-eagle in Yamagata prefecture, northern Japan. Habitat suitability of each grid was estimated using values of indices corresponding to terrain and vegetation features of the surroundings. Previous studies have computed terrain indices such as minimum and mean altitude and mean slope gradient within each grid-square of approximately 5km in size. To estimate potential habitat more accurately, we used 13 terrain and vegetation indices, including the valley distribution index that is important for the mountain hawk-eagle, and set a grid resolution of 50m to describe potential habitat map at fine scale. Since these indices would be sensitive to the analyzing window size placed around each grid, we examined this effect by changing radii as 0.5, 1, 2 and 3km. Values of these indices were computed in each grid with a 50m digital elevation model (50m DEM) and a rasterized 1/50,000 digital vegetation map. By comparing Akaike's Information Criterion (AIC) values and accuracies among logistic regression models with different combinations from a set of 13 indices, an optimal model with the lowest AIC value and high accuracy was determined. The model used the distribution of valleys within 1km radius and the area of forest within 3km radius, which indicates the importance of valleys and forest for the mountain hawk-eagle's habitat. The potential habitat areas estimated by this model substantially corresponded (89.0%) to the areas where the mountain hawk-eagle has been observed, with the overall accuracy of 91.8%. We concluded that this model could accurately estimate the potential habitat of the mountain hawk-eagle.

Key Words: Mountain hawk-eagle, Potential habitat, Valley distribution, Aggregate radius, Logistic regression

要旨：本研究では、希少猛禽類クマタカの保全・保護対策のために、クマタカの生息適地推定モデルを構築し山形県内における生息適地分布図を作成した。本モデルでは対象地域をグリッドで分割し、個々のグリッドに対して周辺の地形・植生状況を表現する各種指標値を与えて生息地としての適否を推定した。従来の研究では、約5km×5kmのグリッド内の、平均標高・平均傾斜・最低標高等の地形指標が主に用いられていた。しかし本研究では、クマタカの生息環境をよりの確に表現するため、クマタカの生息に重要とされる谷地形の分布状況を表現する指標等、全部で13種類の地形・植生指標を対象とした。また、詳細な生息適地分布図を作成するためグリッドサイズを50mとした。なお、各指標が集計対象とする周辺範囲の広さによって指標の環境説明力が変化するため、既往の研究を参考に、集計対象範囲を各グリッドから半径0.5km、1km、1.5km、3kmの円内の4通りに設定した。各指標値の算出には国土地理院の数値地図50mメッシュ（標高）および環境省の現存植生図（1/50,000）を用いた。最適モデルの選択においては、ロジスティック回帰分析を用いて各地形・植生指標を組み合わせたモデル式を作成し、各々の適合度や推定精度等を比較した。その結果、周辺半径1kmの谷地形の分布状況を表す指標と周辺半径3kmの樹林地の面積割合を表す指標を組み合わせたモデルが最適モ

* 連絡先：sugiyama@envinfo.mbox.media.kyoto-u.ac.jp

受付：2008年3月5日／受理：2008年12月2日

デルとして選択された (Overall accuracy 91.8%)。さらに、最適モデルにもとづいて作成した生息適地分布図を 5 km グリッド化したものとクマタカ確認情報分布図を比較すると、概ね高い精度 (Overall accuracy 89.0%) で一致し、推定された生息適地の大部分においてクマタカの確認情報が存在していることが判明した。以上より、本研究で作成したモデルは高い精度で生息適地を推定できており、クマタカの生息適地推定には谷地形の分布と樹林面積に着目することが重要であるといえる。

キーワード：クマタカ，生息適地，谷地形分布，集計半径，ロジスティック回帰

はじめに

クマタカ (*Spizaetus nipalensis*) はタカ目タカ科クマタカ属に分類される大型の猛禽類であり、東南アジアをはじめとしたアジア大陸、スリランカ、日本に分布しており、日本は分布域の北限にあたる。日本国内においては、一部の県を除いて北海道から九州の山地森林域にかけて広く生息が確認されている (環境庁 1996；クマタカ生態研究グループ 2000；日本鳥類保護連盟 2004)。本種は「絶滅のおそれのある野生動植物の種の保存に関する法律」による国内希少野生動植物種に指定されるとともに、環境省のレッドデータブック・レッドリストにより絶滅危惧種 IB 類に選定される (環境省 2002, 2006) など、全国的に希少な大型猛禽類と位置づけられている。また、山地森林帯の生態系上位種であることから、その保全は生態系全体の保全につながるとして環境アセスメント等で非常に重要視されている。さらに、滋賀県・奈良県・広島県など各地で実施されている繁殖状況調査によると近年繁殖率の低下傾向がみられており (クマタカ生態研究グループ 2000)、種としての早急な保護管理が望まれている。本研究の対象地域である山形県内ではクマタカは山地を中心に広く生息が確認されており、猛禽類調査会 (2006) によるとこれまでに 24 つがいの生息・繁殖が確認されている。しかし、これら 24 つがいの繁殖率については平成 15 年には 22.7%，平成 16 年には 18.1%，平成 17 年には 16.6%と年を追うごとに低下している。この原因については、餌動物量、気候を含めた自然環境の変化、人間社会との軋轢など、いずれによるものか定かではないとされているが、今後の県内におけるクマタカの生息にとって大きな課題となっている。

クマタカの行動および生態、繁殖状況、営巣環境、食性などについてはこれまでに調査・研究が行われており、その生態的特性が徐々に明らかになりつつある (例えば、森本・飯田 1992, 1994；山崎 1994；山崎ほか 1995；クマタカ生態研究グループ 2000；柏原・安田 2004 など)。しかし、クマタカの生息に適した地域とその分布を広域的かつ定量的に表現・推

定した事例は少なく、鈴木ほか (2001) や伊藤ほか (2004) などわずかである。鈴木ほか (2001) は北海道を、伊藤ほか (2004) は岩手県を対象地域としており、いずれも約 5 km × 5 km グリッド (以下、5 km グリッド) 単位で対象地を分割し、個々のグリッドについてその内部の地形・植生条件に基づき潜在的な生息地または潜在的分布域としての評価を行っている。ただし、クマタカ保護事業や環境アセスメントなどにおいて、今後どの地域を優先的に保全すべきかを土地利用指針などを含めて詳細に検討する際には 5 km グリッドでは解像度が不十分であるため、より高解像度の生息適地マップが望まれる。また、これらの研究では地形特性の表現にあたり 5 km グリッド毎の平均標高・平均傾斜・最低標高などの指標が用いられているが、森本・飯田 (1992) や山崎ほか (1995) によりクマタカの生息・行動に重要とされている谷地形の存在については考慮されていない。したがって、谷地形の分布状況に関する指標を導入することにより、クマタカの生息環境をよりの確に表現できる可能性がある。

以上をふまえ、今後のクマタカの保護・保全に資することを目的として、本研究では①谷地形の分布状況に関する指標など新たな地形指標を導入するとともに②解像度を 50 m グリッドとすることで、クマタカの生息適地をよりの確かつ詳細に推定するモデルの構築を試みた。

対象地と方法

1. 対象地

本研究は飛鳥を除く山形県全域 (約 9,320 km²) を対象地とした (図 1)。山形県は県域の大半を山地が占め、東側には奥羽山脈を構成する神室山地や舟形・蔵王山地が連なり、西側には丁岳山地・朝日山地・飯豊山地などが連なる。また、鳥海山や月山などの高標高の火山性の山々もみられる。それらの山地に挟まれるように県中央部を最上川が流れており、川沿いには米沢盆地・山形盆地・庄内平野などの盆地および平野が広がる。植生および土地利用について

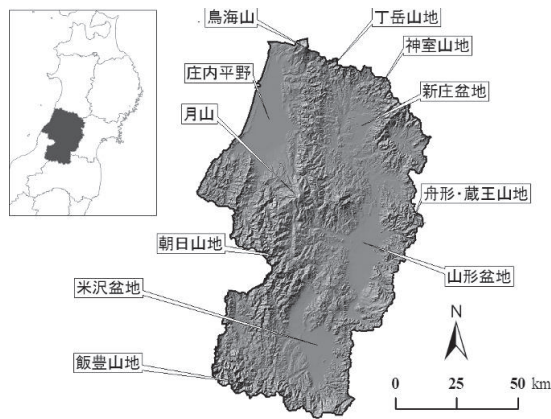


図1. 研究対象地の概要

は、山地を中心とした森林が県土の約72%を占めているほか、盆地および平野に水田・耕作地等の農用地が広く分布している。森林面積についてはおおむね30%ずつをミズナラ・コナラ林、スギ植林、ブナ林が占めている。しかし、ミズナラ・コナラ林を主体とした里山林やスギ植林等の人工林については、近年の生活様式の変化および林業の衰退などにより荒廃が懸念されている。

2. 方法

本研究では、山形県全域を50 m グリッドで分割し、個々のグリッドに対して谷地形の分布状況等の周辺の地形・植生状況を定量的に表現する各種指標値を算出し、それらの値を用いて当該グリッドがクマタカの生息地（正確には生息地の一部分）として適しているか否かの推定を行うモデルを作成した。なお、モデルの構築にあたってはロジスティック回帰分析を用い、各種地形・植生指標を組み合わせる様々なモデル式を作成し、それぞれの適合度や推定精度等を比較することで最適な生息適地推定モデルを選択した。以下にその詳細を示す。

(1) 使用データ

生息適地推定モデルの構築に際して必要となる山形県内のクマタカ確認情報等については猛禽類調査会よりご提供いただいた。このデータは、猛禽類調査会が平成13年および平成15年～平成17年の4年間にわたり現地観察および聞き取り調査などを行い、県内におけるクマタカの確認状況および営巣地等に関する情報を蓄積したものである。具体的には、これまでに確認されたクマタカ24つがいの営巣地情報のほか、5 km グリッドの山形県内のクマタカ確認情報分布図などが含まれる。

また、地形指標値の算出にあたっては、国土地理院刊行の「数値地図50 m メッシュ（標高）」から内挿補間（IDW 法）により作成した正方50 m グリッドの標高データを用いた。植生指標値の算出については、環境省自然環境局生物多様性センターにより公開されている自然環境情報 GIS データの「第2-5回植生調査 重ね合わせ植生」をラスタ化したものを用いた。同データは自然環境保全基礎調査の第2回（1978, 1979 年度）および第3回（1983～1987 年度）の植生調査結果に対し、第4回（1988～1992 年度）および第5回（1993～1998 年度）の調査において変化が見られる箇所を更新・修正した1/50,000 スケールの現存植生図である。

(2) 環境指標

既往の調査・研究より、クマタカの生息環境の一般的な特徴として「営巣地となりうる急斜面と餌動物が生息しうる広大な森林が存在する山地であり、特に谷地形の存在はクマタカの生息・行動にとって重要である」ことが指摘されている（森本・飯田1992；山崎ほか1995；環境庁1996；クマタカ生態研究グループ2000）。このような特徴をふまえ本研究では、谷地形の分布状況に関する指標などの地形指標と樹林地等の面積を表す植生指標の全13種類を組み合わせることでクマタカの生息環境の表現を試みた。

なお、生息適地推定モデルにおける各環境指標の説明力は、それらの指標が集計対象とするスケールに依存する（例えば、Austin *et al.* 1996；Hanowski *et al.* 2000；Thompson *et al.* 2002；Martínez *et al.* 2003）。したがって多様なスケールでの評価を行うため、集計対象とする範囲を各グリッドから半径0.5 km、1 km、1.5 km、3 km の4通り設定し、全部で52個（13種類×4通りの距離）の環境指標を作成した。これらの距離設定については一般的なクマタカの行動圏およびその内部構造の大きさ等に基づき設定した。半径0.5 km はクマタカの営巣中心域の大きさを（環境庁1996）、半径1 km と1.5 km は繁殖テリトリーおよびコアエリアの面積（クマタカ生態研究グループ2000）を参考に設定した。半径3 km については、既往調査においてクマタカの行動圏面積の大半が11～25 km²である（環境庁1996；クマタカ生態研究グループ2000；環境省2002；日本鳥類保護連盟2004）ことをふまえ、行動圏全域をカバーする範囲として設定した。以下、本稿ではこれらの距離を「集計半径」、その範囲を「集計範囲」と呼ぶ。

各種環境指標の概要について以下に述べるとともに、その一覧を表 1 に示す。

1) 谷空間指数

谷空間指数 val は、集計範囲内における谷地形の存在状況を横山ほか（1999）による地上開度の概念を用いて表現したものである。図 2 に示すように、当該グリッドから方位 i 方向に集計半径だけ離れた地点の上空を見通すために必要な最小仰角を θ_i とし、 θ_i を全 8 方位について平均したものを平均最低仰角 θ_{all} とする。なお、横山ほか（1999）による地上開度は周囲 8 方位の天頂角を平均したものである。 θ_{all} はその値が大きいほど当該地点を中心に深い谷が存在し、値が 0 に近いほど平坦な地形が広がり、

山頂や尾根部の一部においては θ_{all} は負の値となる。谷空間指数 val はこの θ_{all} を集計範囲について平均したものであり、谷地形が入り組むような複雑な山地ではその値は大きなものとなり、丘陵地から平地にかけてその値は小さくなっていく。図 3、図 4 に平均最低仰角 θ_{all} と谷空間指数 val の関係および実際の地形における値の状況を示す。

2) その他の地形指標

谷空間指数以外の地形指標としては、鈴木ほか（2001）および伊藤ほか（2004）の研究において使用されている平均標高、平均傾斜、最高標高、最低標高、比高、急傾斜地（ 30° 以上）の面積割合のほか、山地の複雑な地形特性を表現する標高の標準偏差、斜

表 1. クマタカの生息環境を表現するために作成した各種指標。添字の数字は集計半径（km）を表す。

指標	本論文での略号
地形 谷空間指数（度）	$val_{0.5}, val_{1.0}, val_{1.5}, val_{3.0}$
標高の標準偏差（m）	$esd_{0.5}, esd_{1.0}, esd_{1.5}, esd_{3.0}$
斜面方位の多様度	$div_{0.5}, div_{1.0}, div_{1.5}, div_{3.0}$
平均標高（m）	$eav_{0.5}, eav_{1.0}, eav_{1.5}, eav_{3.0}$
平均傾斜（度）	$sav_{0.5}, sav_{1.0}, sav_{1.5}, sav_{3.0}$
最高標高（m）	$ema_{0.5}, ema_{1.0}, ema_{1.5}, ema_{3.0}$
最低標高（m）	$emi_{0.5}, emi_{1.0}, emi_{1.5}, emi_{3.0}$
比高（m）	$rel_{0.5}, rel_{1.0}, rel_{1.5}, rel_{3.0}$
急傾斜地（ $\geq 30^\circ$ ）の面積割合（%）	$stp_{0.5}, stp_{1.0}, stp_{1.5}, stp_{3.0}$
植生 針葉樹林の面積割合（%）	$rco_{0.5}, rco_{1.0}, rco_{1.5}, rco_{3.0}$
広葉樹林の面積割合（%）	$rbr_{0.5}, rbr_{1.0}, rbr_{1.5}, rbr_{3.0}$
針葉樹林＋広葉樹林の面積割合（%）	$rcb_{0.5}, rcb_{1.0}, rcb_{1.5}, rcb_{3.0}$
伐開地・草地の面積割合（%）	$rog_{0.5}, rog_{1.0}, rog_{1.5}, rog_{3.0}$

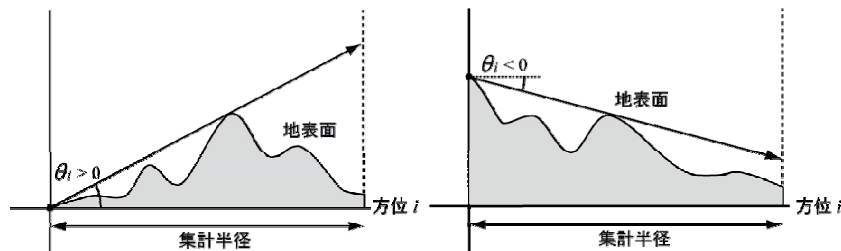


図 2. 最低仰角 θ_i の定義。一般的に谷部においては > 0 、山頂・主尾根においては < 0 となる。平均最低仰角 θ_{all} は θ_i を 8 方位について平均したものである。

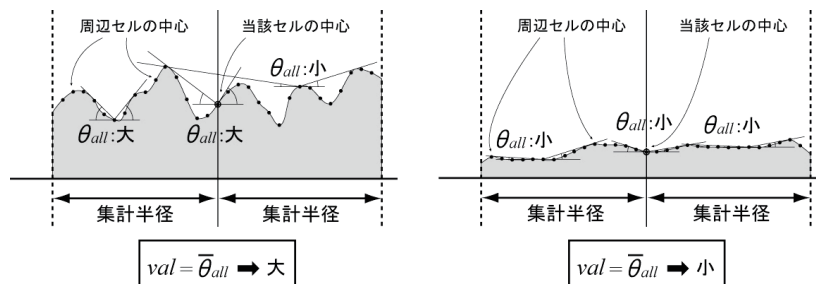


図 3. 平均最低仰角 θ_{all} と谷空間指数 val の関係。当該グリッドおよびその周辺に深い谷（ θ_{all} が大きい地点）が多く開析する左図の地形の方が、なだらかな場所（ θ_{all} が小さい地点）が広がる右図の地形に比べて、 θ_{all} の平均値である val が大きな値となる。

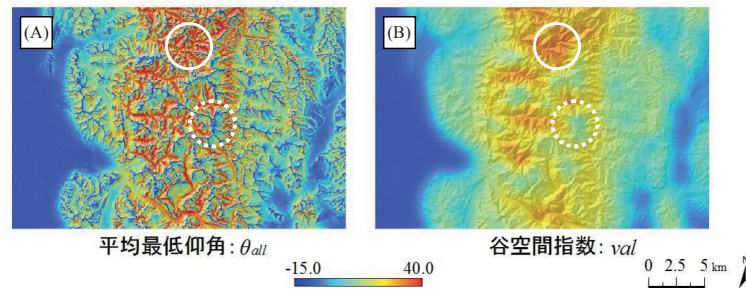


図4. 月山北部の山地における (A) 平均最低仰角 θ_{all} と、(B) 半径 1.5 km で集計したときの谷空間指数 val の状況 (地形を分かりやすくするために標高データから生成した陰影図を重ね合わせて表示). θ_{all} は深い谷内ほど大きな値をとり、平地では 0 に近づき、山頂や尾根の一部では負となりうる. 一方 θ_{all} を集計半径内において平均した谷空間指数 val は、谷部における高い θ_{all} の値が尾根部における負の θ_{all} の値に相殺されるため、谷地形が集中する場所 (図中の実線丸枠部など) では高い値を示し、山地であっても主尾根が連続する場所 (図中の点線丸枠部など) では低い値を示す.

面方位の多様度を新たに導入した. 標高の標準偏差とは、集計範囲がどれぐらい起伏に富んだ地形であるかを表す指標であり、平均標高が同じであっても、なだらかな地形よりも凹凸の変化が大きい地形の方がこの値は高いものとなる. 斜面方位の多様度は、様々な方位の斜面が存在する山地の複雑な地形を表現するため、Shannon-Wiener の多様度指数 H' (Shannon and Wiener 1949) を用いて集計範囲の斜面方位 (8 方位) の多様性を表現したものである.

3) 植生指標

植生状況を示す指標としては、クマタカの利用形態や餌動物の生息環境としての役割などを考慮し、針葉樹林 (植林地が大部分を占めるが一部に亜高山性の天然林を含む)、広葉樹林、針葉樹林+広葉樹林、草地および伐採跡地の 4 つの植生区分の集計範囲内の面積割合 (%) を用いることとした. これらの区分については前述の「第 2-5 回植生調査 重ね合わせ植生」を用いて再類型を行い、各グリッドの中央の植生区分を当該グリッドの植生として割りあてた.

(3) グリッドサイズ

解像度をより細かくすれば環境の特徴をさらに詳細に表現することも可能である. しかし、山形県全域のような広域スケールにおいて、クマタカの生息に関わるとされる起伏の大きな谷地形の特徴を捉えるには 50 m の解像度で十分であると考えられることから、グリッドサイズを 50 m に設定した.

(4) 生息適地推定モデルの構築

1) 生息地・非生息地のサンプリング

生息適地推定モデルの構築にはロジスティック回帰分析を用いた. この際に必要となるクマタカの生息地と非生息地のサンプルデータの作成にあたって

は、前述の猛禽類調査会より提供いただいた山形県内におけるクマタカの確認情報等に関するデータを用いた. ただし、生息地のサンプルデータを単に確認情報がある場所から抽出すると、確認内容が移動飛翔を目撃したに過ぎないケースも含まれるため、その場所がクマタカの生息地であるという信頼性は低い. したがって、確実に生息エリアに含まれ、かつ主要行動範囲の概ね中心に位置する場所と考えられる営巣箇所をクマタカの生息地のサンプルデータとした. 提供いただいたデータには 24 つがい分の営巣地情報が記録されていたため、生息地のサンプルデータは 24 地点作成した.

一方、非生息地についてはこれまでにクマタカの確認情報が存在しない地域から抽出した. ただし、明らかにクマタカが生息しないと考えられる環境、すなわち市街地や大規模の水田・畑地などからサンプリングした場合、構築されたモデルは「山地の樹林地を生息環境とする」といった当然の特徴を強調するだけのものとなってしまう、山地のどのような環境が生息地として適しているかを表現することが難しくなるおそれがある. したがって、このような現象を可能な限り回避するため層別サンプリング法を用いた. 具体的には①山形県内のクマタカ確認情報分布図において確認情報のない約 5 km グリッド内から② 1/50,000 現存植生図において樹林地である場所を③グリッド毎に 0 ～数点ずつ抽出し、計 50 地点の非生息地のサンプルデータを作成した.

2) 環境指標と生息地適性との関連の把握

クマタカの生息環境を表現するため 52 個の環境指標を作成したが、これら全てがクマタカの生息地の適性と関連があるとは限らない. したがって、各指

標と生息地適性との関連を把握するため、サンプリングした生息地と非生息地において指標値の間に有意な差が存在するかノンパラメトリック検定 (Mann-Whitney の U 検定) を実施した。その結果有意な差がみられた指標については、生息地適性と関連がある指標と判断してモデルの構築に用いた。

3) モデルの構築

野生生物の生息適地推定手法については、在 / 不在データを用いるロジスティック回帰分析を含む GLM (Generalized Linear Models) のほか、在データのみを用いる ENFA (Ecological Niche Factor Analysis) などが存在する (Hirzel *et al.* 2002)。Brotons *et al.* (2004) は複数種の森林性鳥類を対象に両手法を用いて生息適地推定モデルを作成し、モデルの説明力について比較を行っている。その結果、多くの場合において ENFA よりも GLM を用いたモデルの方が高い推定精度を有することを明らかにしている。特に対象種に関する不在データの信頼性が高い場合においては、GLM の方がより優れるとされている。前述のように、本研究で用いた山形県内のクマタカ確認情報等は猛禽類調査会が長期間にわたって現地調査や聞き取り調査等により収集・蓄積したものであり、不在箇所に関するデータの信頼性は高いものと考えられる。したがって、本研究ではロジスティック回帰分析を採用した。

ロジスティック回帰分析は、ある現象が発生する確率 $p(x)$ をその現象の生起を説明するために観測された変数群 $x = (x_1, \dots, x_r)$ によって説明するものであり、式 (1) によって表される。生息適地推定モデルは実際のクマタカの生息環境を広域的な観点から定量的に表現し、それらの関係性から生息の可否を予測するものである。すなわち目的変数は 2 値 (生息地 / 非生息地) であり、これを複数の説明変数 (各種環境指標) を用いて予測した。

$$p(x) = \frac{1}{1 + \exp\{-(\beta_0 + \beta_1 x_1 + \dots + \beta_r x_r)\}} \quad (1)$$

ここで β_0 は定数、 β_r は x_r の回帰係数を表す。

本研究では、生息地適性と関連があると判断された地形指標・植生指標を組み合わせ様々なモデルを作成し、各モデルの適合度や推定精度などから最適なモデルを選択した。その際、24 箇所の生息地・50 箇所の非生息地のサンプルデータのそれぞれ半分ずつをモデル構築用に使用し、残りの半分以上を精度検証

に用いた。しかし、総データ数が多くないため選択されたサンプルデータによって構築されたモデルの適合度や精度が異なる可能性が考えられる。このような問題に対処するためには「生息地・非生息地のサンプルデータから半分ずつをランダムに選択し、選択されたデータを用いてモデル構築および適合度算出した後に残りのデータを用いて精度検証」の一連のプロセスを繰り返し、適合度指標や精度指標の平均値および標準誤差を用いて各モデルの比較を行うことが望ましい。そこで本研究では 10,000 回の繰り返し計算を行った。ただし、このようなリサンプリングによる繰り返し処理を生息地適性と関連があると判断された指標の全組み合わせ (約 11 万通り) について行うことは、膨大な計算時間が必要となるため難しい。したがって、まず指標の全組み合わせに対して全てのサンプルデータを用いてモデルを構築し、適合度の高い順に上から 10 通りの指標の組み合わせを求めた。次に、これら 10 通りの組み合わせについて上記の繰り返し処理を実施し、その結果に基づいて最適なモデルを選択した。この際、適合度指標については赤池の情報量規準 (Akaike's Information Criterion, 以下 AIC) を用いた。精度検証方法およびその指標は次のとおりである。

通常、ロジスティック回帰モデルの精度検証では算出された確率が 0.5 以上の場合を対象とする事象が発生したこととし、0.5 未満の場合を発生しなかったこととするケースが多い。したがって本研究においても確率 0.5 を閾値として生息適地と生息不適地に分類し、検証用サンプルデータと分類結果とのエラーマトリックスを作成した。このエラーマトリックスについて Producer's accuracy, User's accuracy, Overall accuracy, kappa 統計量を算出し精度検証を行った。Producer's accuracy とは実際のサンプルデータのうちどれだけが分類結果と一致したかを示し、User's accuracy とは分類結果のうちどれだけが正しく分類されたかを示す。Overall accuracy とは正しく分類されたサンプルデータの全体に対する比率である。また、kappa 統計量は分類結果と実際のサンプルデータとの一致度を示す指標であり、無作為な割り当てをどれだけ回避しているかが考慮されている。値が 1 に近いほど一致度が高く、0.4 ~ 0.8 で適度な一致を、0.8 以上で強い一致を表すとされている (Congalton and Green 1999; Lillesand and Kiefer 2000)。ただし、閾値である確率 0.5 については必ずしも十分な生態学的根拠があるわけではなく (Liu *et al.* 2005)、仮に閾値を

変えた場合はエラーマトリックスの値が変化するため、各種 accuracy の値や kappa 統計量の値も変化する。そのため、閾値によらずにモデル全体の当てはまりを示すことができる ROC (Receiver Operating Characteristic) 曲線の AUC (Area Under Curve) を精度評価の指標として並行して用いることが近年の生息適地推定モデルにおいては一般的となっている (例えば, Fielding and Bell 1997 ; Pearce and Ferrier 2000 ; Manel *et al.* 2001)。ROC 曲線とはエラーマトリックスから求まる感度を縦軸に、偽陽性率 (1- 特異度) を横軸にとり、確率 p の閾値を 0 ~ 1 まで変化させた時のそれぞれの値をプロットすることにより得られる曲線である。AUC はこの ROC 曲線の下部の面積を表すもので 0.5 ~ 1 の値をとる、通常は 0.5 ~ 0.7 では精度が低いことを、0.7 ~ 0.9 では妥当な精度であることを、0.9 以上では高い精度であることを示すとされている (Pearce and Ferrier 2000)。したがって本研究においても各種 accuracy や kappa 統計量と併せて AUC も算出し精度検証を行った。

なお、地形指標・植生指標の中には相関のある組み合わせがいくつか存在する。相関のある指標を組み合わせてロジスティック回帰分析を行った場合、偏回帰係数が求まらない、偏回帰係数の標準誤差が非常に大きくなる、各指標値と生息地適性との単相関の符号と回帰係数の符号が逆転するなどの多重共線性が生じる可能性が高い。このような場合、予め相関のある指標のどちらか一方を削除し多重共線性が起きる可能性を減少させることが一般的である。しかし本研究では以下の二つの理由から、事前に指標の削除をせず、全ての組み合わせについてモデルを構築した後、多重共線性が生じるモデルを除外することとした。一つは「相関がある指標同士でも生息地適性の説明力は同じとは限らず、その優劣は実際にモデルを構築し適合度や精度等を比較しなければわからないため」であり、もう一つは「相関の低い指標同士であっても 3 つ以上組み合わせるとモデルを構築した場合に多重共線性が生じるケースが多く、相関の程度に関わらず多重共線性のチェック作業が必要となるため」である。

4) 最適モデルによる生息適地分布図の作成と検証

選択された最適なモデルを用いて山形県内の全グリッドについてモデル式の p 値を算出し、 $p \geq 0.5$ となるグリッドを生息適地として生息適地分布図を作成した。さらに、この図を猛禽類調査会より提供いただいた確認情報分布図と比較することにより、生

息適地分布図としての精度検証を行った。なお、生息適地分布図のグリッドサイズは 50 m であるが確認情報分布図は 5 km グリッドのため、比較にあたっては生息適地分布図についても同サイズに変換した。確認情報分布図では、グリッド内に確認記録や目撃情報が存在していれば当該グリッドを確認情報のある地域として取り扱っている。したがってこれに合わせるため、生息適地分布図を変換する際にも 5 km グリッド内に生息適地が存在していれば当該グリッドを生息適地として扱うこととした。この比較結果についても Producer's accuracy, User's accuracy, Overall accuracy, kappa 統計量および AUC を用いて精度検証を行った。

なお、本研究では広域環境データの作成・解析にあたり GIS ソフト ArcGIS9.2 (ESRI 社製) を、生息適地条件の推定にあたり統計解析ソフト SPSS12.0 (SPSS 社製) および R Ver 2.6.2 (R Development Core Team 2008) を用いた。

結果

1. 環境指標と生息地適性との関連

表 1 に示した各種の地形・植生指標について、サンプリングした生息地と非生息地における指標値の間に有意な差が存在するか、全サンプルデータを用いてノンパラメトリック検定 (Mann-Whitney の U 検定) を実施した。その結果、表 2 に示すように 28 個の指標について有意性がみられた (漸近有意確率 (両側) < 0.05)。

2. 生息適地推定モデルの構築

これら 28 個の指標を説明変数として全ての組み合わせについて、生息地と非生息地の全サンプルデータを用いてロジスティック回帰分析によりモデルを構築した。ただし、集計半径の異なる同種の指標や、樹林地面積率に関わる $rco \cdot rbr \cdot rcb$ の 3 種の指標については同時に組み合わせないものとした。全モデルのうち適合度の高い (即ち AIC の低い) 上位 10 組を表 3 に示す。最も適合度の高いモデルは $val_{10} + rcb_{30}$ の組み合わせであった。また、上位 10 組の大半は $val + rcb$ の組み合わせであった。なお、指標を 3 つ以上組み合わせたモデルについては、その多くに多重共線性が見られた。

次に、これら 10 組の組み合わせを用いて、リサンプリングによるモデル構築と精度検証の繰り返し処

表 2. クマタカの生息地適性と各指標値の有意差の検定結果. 各指標の略号については表 1 を参照. 網掛けされた指標は漸近有意確率 (両側) < 0.05 である.

	<i>val</i> _{0.5}	<i>esd</i> _{0.5}	<i>div</i> _{0.5}	<i>eav</i> _{0.5}	<i>sav</i> _{0.5}	<i>ema</i> _{0.5}	<i>emi</i> _{0.5}	<i>rel</i> _{0.5}	<i>stp</i> _{0.5}	<i>rco</i> _{0.5}	<i>rbr</i> _{0.5}	<i>rcb</i> _{0.5}	<i>rgo</i> _{0.5}
Mann-Whitney のU	150	412	598	481	363	436	512	408	272	529.5	300	364	569
Wilcoxon のW	1425	1687	1873	1756	1638	1711	1787	1683	1547	829.5	1575	1639	1844
Z	-5.20	-2.17	-0.02	-1.37	-2.74	-1.89	-1.02	-2.22	-3.80	-0.82	-3.46	-2.73	-0.39
漸近有意確率 (両側)	0.000	0.030	0.982	0.169	0.006	0.058	0.310	0.027	0.000	0.415	0.001	0.006	0.696

	<i>val</i> _{1.0}	<i>esd</i> _{1.0}	<i>div</i> _{1.0}	<i>eav</i> _{1.0}	<i>sav</i> _{1.0}	<i>ema</i> _{1.0}	<i>emi</i> _{1.0}	<i>rel</i> _{1.0}	<i>stp</i> _{1.0}	<i>rco</i> _{1.0}	<i>rbr</i> _{1.0}	<i>rcb</i> _{1.0}	<i>rgo</i> _{1.0}
Mann-Whitney のU	148	449	482	432	336	413	505	449	251.5	562	228.5	258	465.5
Wilcoxon のW	1423	1724	1757	1707	1611	1688	1780	1724	1526.5	862	1503.5	1533	1740.5
Z	-5.22	-1.74	-1.36	-1.94	-3.05	-2.16	-1.10	-1.74	-4.03	-0.44	-4.29	-3.95	-1.56
漸近有意確率 (両側)	0.000	0.081	0.173	0.052	0.002	0.031	0.273	0.081	0.000	0.661	0.000	0.000	0.120

	<i>val</i> _{1.5}	<i>esd</i> _{1.5}	<i>div</i> _{1.5}	<i>eav</i> _{1.5}	<i>sav</i> _{1.5}	<i>ema</i> _{1.5}	<i>emi</i> _{1.5}	<i>rel</i> _{1.5}	<i>stp</i> _{1.5}	<i>rco</i> _{1.5}	<i>rbr</i> _{1.5}	<i>rcb</i> _{1.5}	<i>rgo</i> _{1.5}
Mann-Whitney のU	110	480	446	414	287	415	503	463	257.5	565.5	159.5	154	426.5
Wilcoxon のW	1385	1755	1721	1689	1562	1690	1778	1738	1532.5	1840.5	1434.5	1429	1701.5
Z	-5.66	-1.39	-1.78	-2.15	-3.61	-2.14	-1.12	-1.58	-3.96	-0.40	-5.09	-5.15	-2.00
漸近有意確率 (両側)	0.000	0.166	0.075	0.032	0.000	0.033	0.263	0.114	0.000	0.690	0.000	0.000	0.045

	<i>val</i> _{3.0}	<i>esd</i> _{3.0}	<i>div</i> _{3.0}	<i>eav</i> _{3.0}	<i>sav</i> _{3.0}	<i>ema</i> _{3.0}	<i>emi</i> _{3.0}	<i>rel</i> _{3.0}	<i>stp</i> _{3.0}	<i>rco</i> _{3.0}	<i>rbr</i> _{3.0}	<i>rcb</i> _{3.0}	<i>rgo</i> _{3.0}
Mann-Whitney のU	122	508	500.5	417	222	419	568	467	222	443	57	68	435.5
Wilcoxon のW	1397	1783	1775.5	1692	1497	1694	1843	1742	1497	1718	1332	1343	1710.5
Z	-5.52	-1.06	-1.15	-2.11	-4.37	-2.09	-0.37	-1.54	-4.37	-1.81	-6.27	-6.14	-1.90
漸近有意確率 (両側)	0.000	0.288	0.251	0.035	0.000	0.037	0.712	0.125	0.000	0.070	0.000	0.000	0.057

表 3. モデルの適合度が高い (即ち AIC が低い) 上位 10 組の指標 (説明変数) の組み合わせ.

適合度 順位	AIC	指標の 組み合わせ
1	32.49	<i>val</i> _{1.0} + <i>rcb</i> _{3.0}
2	33.12	<i>val</i> _{0.5} + <i>rcb</i> _{3.0}
3	35.04	<i>val</i> _{1.5} + <i>rcb</i> _{3.0}
4	37.54	<i>val</i> _{3.0} + <i>rcb</i> _{3.0}
5	39.95	<i>sav</i> _{3.0} + <i>rcb</i> _{3.0}
6	42.03	<i>sav</i> _{1.5} + <i>rcb</i> _{3.0}
7	43.04	<i>val</i> _{0.5} + <i>rcb</i> _{1.5}
8	43.05	<i>stp</i> _{3.0} + <i>rcb</i> _{3.0}
9	43.55	<i>val</i> _{3.0} + <i>rcb</i> _{1.5}
10	43.84	<i>val</i> _{1.5} + <i>rcb</i> _{1.5}

理をそれぞれ 10,000 回ずつ実施した (表 4). モデルの適合度については, 全サンプルデータを用いた場合と同様に *val*_{1.0} + *rcb*_{3.0} の組み合わせが最も高かった. その他の組み合わせについても, 一部 (*val*_{0.5} + *rcb*_{3.0} と *val*_{1.5} + *rcb*_{3.0} および *val*_{0.5} + *rcb*_{1.5} と *val*_{3.0} + *rcb*_{1.5}) の順位が全サンプルデータを用いた場合と入れ替わるものの, それ以外については適合度の順位は同じであった. 精度指標については, User's accuracy は生息適地については 78.4% ~ 90.6%, 生息不適地については 91.3% ~ 94.7% であり, いずれの組み合わせについても生息不適地の方が生息適地よりも高い精度を示した. Producer's accuracy は生息適地については 80.6% ~ 88.4%, 生息不適地については 88.5% ~ 94.9% であり, User's accuracy と同様に全ての組み合わせにおいて生息不適地の方が生息適地よりも推定精度が高くなった. また, Overall accuracy は 86.9% ~ 92.8% であった. kappa 統計量については *val*_{1.0} + *rcb*_{3.0} と *val*_{0.5} + *rcb*_{3.0} の 2 つの組み合わせにおいて 0.8 以上となり, その他の 8 つの組み合わせについても 0.7 以

上と高い値を示した. AUC の値は 0.94 ~ 0.97 であり, いずれのモデルも高精度であることを示すとされる 0.9 以上となった.

この中で最適モデルとしては, 適合度 (AIC) の点からは *val*_{1.0} + *rcb*_{3.0} の組み合わせが, 各 accuracy および kappa 統計量の点からは *val*_{0.5} + *rcb*_{3.0} の組み合わせが選ばれた. ただし両者の各精度指標の差はごくわずかであることから, 全サンプルデータ使用によるモデル構築時とリサンプリングによるモデル構築時の両方において適合度が最も高い *val*_{1.0} + *rcb*_{3.0} の組み合わせを最適モデルとして選択した. その回帰式は以下のとおりである. なお式内の偏回帰係数および定数項については 10,000 回分の平均値を用いた.

$$p = \frac{1}{1 + \exp\{-(-22.99 + 1.016val_{1.0} + 0.187rcb_{3.0})\}} \quad (2)$$

3. 最適モデルによる生息適地分布図の作成と検証

選ばれた最適モデルを用いて山形県内の生息適地分布図を作成した (図 5). 生息適地は神室山地, 舟

表 4. リサンプリングによるモデル構築・精度検証の 10,000 回繰り返し結果. 全サンプルデータを用いたモデルのうち適合度の高い (AIC が低い) 上位 10 組を対象に実施した. 上段の数値は平均値, 下段の括弧内の数値は標準誤差である.

適合度順位		指標の 組合せ	AIC	User's accuracy (%)		Producer's accuracy (%)		Overall accuracy (%)	kappa 統計量	AUC
リサンプリング	全サンプル データ使用			生息 適地	生息 不適地	生息 適地	生息 不適地			
1	1	$val_{l,0} + rcb_{3,0}$	19.24 (4.2×10^{-2})	89.1 (1.0×10^{-1})	94.0 (4.3×10^{-2})	86.9 (1.0×10^{-1})	94.1 (6.2×10^{-2})	91.8 (3.8×10^{-2})	0.81 (8.5×10^{-4})	0.97 (2.1×10^{-4})
2	3	$val_{l,5} + rcb_{3,0}$	20.00 (4.4×10^{-2})	85.0 (8.2×10^{-2})	94.1 (4.1×10^{-2})	87.4 (9.4×10^{-2})	92.1 (5.2×10^{-2})	90.6 (3.6×10^{-2})	0.79 (8.0×10^{-4})	0.97 (2.4×10^{-4})
3	2	$val_{0,5} + rcb_{3,0}$	20.06 (4.1×10^{-2})	90.6 (9.9×10^{-2})	94.7 (4.7×10^{-2})	88.3 (1.1×10^{-1})	94.9 (6.0×10^{-2})	92.8 (4.0×10^{-2})	0.83 (9.0×10^{-4})	0.97 (2.6×10^{-4})
4	4	$val_{3,0} + rcb_{3,0}$	21.06 (4.5×10^{-2})	83.0 (7.8×10^{-2})	94.4 (3.6×10^{-2})	88.4 (8.0×10^{-2})	90.8 (5.2×10^{-2})	90.0 (3.6×10^{-2})	0.78 (7.9×10^{-4})	0.96 (3.1×10^{-4})
5	5	$sav_{3,0} + rcb_{3,0}$	22.12 (4.5×10^{-2})	81.7 (7.7×10^{-2})	93.7 (3.9×10^{-2})	86.9 (8.9×10^{-2})	90.2 (5.0×10^{-2})	89.1 (3.8×10^{-2})	0.76 (8.5×10^{-4})	0.95 (2.9×10^{-4})
6	6	$sav_{l,5} + rcb_{3,0}$	22.93 (4.7×10^{-2})	82.2 (8.2×10^{-2})	92.8 (4.2×10^{-2})	84.8 (9.7×10^{-2})	90.7 (5.2×10^{-2})	88.8 (3.9×10^{-2})	0.75 (8.9×10^{-4})	0.94 (3.1×10^{-4})
7	9	$val_{3,0} + rcb_{l,5}$	23.50 (5.3×10^{-2})	82.3 (9.0×10^{-2})	93.0 (5.1×10^{-2})	84.9 (1.2×10^{-1})	90.4 (6.2×10^{-2})	88.6 (4.0×10^{-2})	0.74 (9.2×10^{-4})	0.94 (3.4×10^{-4})
8	8	$stp_{3,0} + rcb_{3,0}$	23.52 (4.4×10^{-2})	78.4 (7.6×10^{-2})	92.0 (4.7×10^{-2})	83.4 (1.1×10^{-1})	88.5 (5.2×10^{-2})	86.9 (4.2×10^{-2})	0.71 (9.6×10^{-4})	0.94 (3.4×10^{-4})
9	7	$val_{0,5} + rcb_{l,5}$	23.86 (4.8×10^{-2})	84.0 (9.4×10^{-2})	91.9 (4.7×10^{-2})	82.5 (1.1×10^{-1})	91.8 (5.8×10^{-2})	88.8 (4.2×10^{-2})	0.74 (9.7×10^{-4})	0.95 (3.3×10^{-4})
10	10	$val_{l,5} + rcb_{l,5}$	24.13 (4.8×10^{-2})	83.0 (1.2×10^{-1})	91.3 (5.9×10^{-2})	80.6 (1.5×10^{-1})	90.7 (7.8×10^{-2})	87.5 (4.4×10^{-2})	0.71 (1.0×10^{-3})	0.94 (3.3×10^{-4})

形・蔵王山地, 丁岳山地, 朝日山地, 飯豊山地など谷地形が入り組んだ山地を中心に分布している. 一方, 庄内平野, 山形盆地, 米沢盆地などの平地およびその周囲の丘陵地にかけては生息不適地が広がっている. また, 山地地形でありながらも森林が十分に発達せずに低木群落・草草が広がっている月山・鳥海山・朝日山地の高標高部についても生息不適地として推定されていることなどからも, 分布状況を見た限りではクマタカの生息適地を概ね妥当に表現できているものと思われる.

さらに, 推定された生息適地分布図を 5 km グリッド化したものと確認情報分布図について重ね合わせによる比較を行った (図 6). 新庄盆地や鮭川村東部の平地, 庄内平野東部や山形盆地南部および東部の平地や丘陵地などを除けば生息適地グリッドと確認情報グリッドの分布は概ね一致していると言える. 特に分布がまとまっている地域については両図の間に大きな差異はない. 生息適地分布図と確認情報分布図のエラーマトリックスおよび Producer's accuracy, User's accuracy, Overall accuracy, kappa 統計量, AUC を表 5 に示す. User's accuracy は生息適地については 96.3%, 生息不適地については 64.2%, Producer's

accuracy は生息適地については 90.2%, 生息不適地については 83.6%であり, Overall accuracy は 89.0%であった. 生息不適地の User's accuracy がやや低いものの, それ以外については概ね高い値を示していた. また, kappa 統計量については 0.66 と適度な一致を示すとされる値であった. AUC については高い精度を示すとされている 0.9 以上には及ばなかったものの 0.89 と高い値であった. なお, 確認情報分布図を用いた精度検証と上記のサンプルデータを用いた精度検証では, 精度指標の値は逆の傾向を示し, user's, producer's いずれの精度についても生息不適地が生息適地よりも低くなった.

考察

1. 最適モデルにおける環境指標

本研究では, 地形および植生に関する各種の指標を用いて, 適合度や推定精度から評価を行い最適な生息適地推定モデルを構築した. その結果, $val_{l,0} + rcb_{3,0}$ の組み合わせが最適なモデルとして選択された. すなわち, 周辺半径 1 km の谷地形の分布状況と周辺半径 3 km の樹林地の面積割合の 2 つの指標

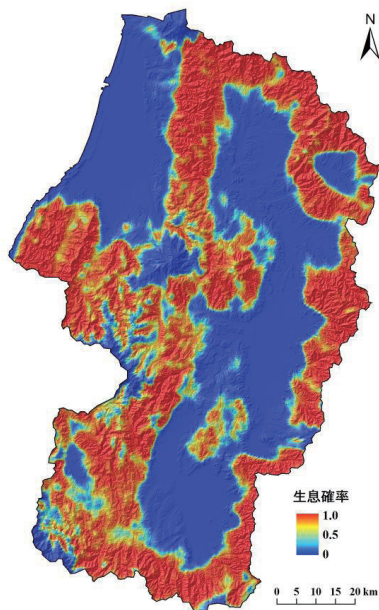


図 5. 推定された生息適地分布図。なお、地形との関係をわかりやすくするため標高データから作成した陰影図と重ね合わせて表示している。

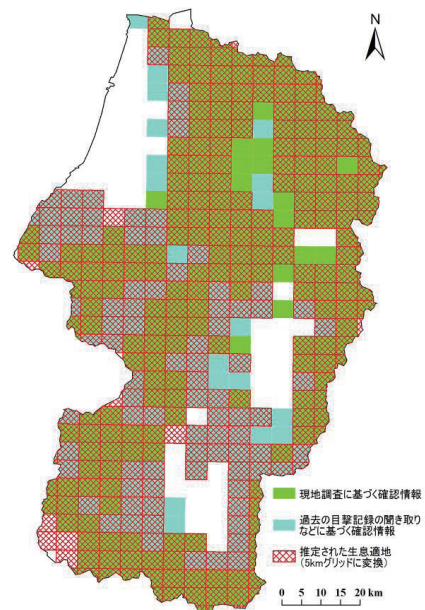


図 6. 推定された生息適地分布図を 5 km グリッド化したものと確認情報分布図との重ね合わせ。

表 5. 5 km グリッド化した生息適地分布図と確認情報分布図の比較結果。

		確認情報分布図			User's accuracy
		確認情報あり	確認情報なし	計	
生息適地分布図	生息適地	312	12	324	96.3%
	生息不適地	34	61	95	64.2%
	計	346	73	419	
	Producer's accuracy	90.2%	83.6%		
	Overall accuracy	89.0%			
	kappa統計量	0.66		AUC 0.89	

がクマタカの生息環境を表現するのに重要であると言える。この 2 つの指標が選択された理由として、クマタカの行動圏の地形的構造や営巣・採餌特性が考えられる。

森本・飯田（1992）は広島県の 18 つがいのクマタカを対象にその生息環境の特徴を調査し、13 つがい（72.2%）の行動圏の主要部を大きな谷が占めていたことから、クマタカの行動圏の地形的構成要素として大きな谷が重要であるとしている。また、行動圏の境界が全て尾根であったことから、クマタカが谷を単位として生活していると指摘している。山崎（1994）、山崎ほか（1995）は鈴鹿山脈に生息する 18 つがいのクマタカの営巣地について調査を実施しており、営巣場所の全てが生息地域の最低－最高標高の中間より低い位置、すなわち生息地域内の低所に存在していたと報告している。また、テレメトリー調査も実施しており、採餌行動のほとんどが河川から立ち上がる斜面や河川から派生する谷を挟む斜面

で行われていたと指摘している。以上より、クマタカは生息地域の低所すなわち谷地形の下部に営巣し、行動圏内に広がる大きな谷の斜面において採餌行動を行う傾向があると言える。このような谷地形と密接な関係にある生態的特性を反映して、谷地形の分布状況を表す谷空間指数が指標として選択されたものと考えられる。なお、4 通りの集計半径の中から半径 1 km が選択されており、この面積（約 3 km²）はクマタカのペア形成・産卵・育雛のために必要な範囲である繁殖テリトリーの一般的な大きさに概ね一致する（クマタカ生態研究グループ 2000）。このことから、特に繁殖テリトリー内に谷地形が存在することが生息環境として重要ではないかと推測される。

また、クマタカの餌動物に関する調査・研究（たとえば、森本・飯田 1992；山崎 1994；柏原・安田 2004 など）により、代表的な餌動物はノウサギ・ヘビ類・ヤマドリ・カケス等の様々な中小動物である

ことが明らかとなっている。これらの多様な餌動物が生息可能な森林が広く分布していることがクマタカの生息に重要であることから、樹林地の面積割合を表す指標が選択されたものと考えられる。また、集計半径としては 3 km が選択されており、行動圏内の広範囲に樹林地が存在していることが生息環境として好ましいことを示唆していると思われる。

なお、この 3 km は本研究で用いた集計半径の最大値であり、より広い集計半径を用いた場合に前述の最適モデルより AIC が低くなる可能性が考えられる。しかし、これまで多数の行動圏調査が実施されているが、その大半において行動圏面積は 11 ~ 25 km² 程度となっている（環境庁 1996；クマタカ生態研究グループ 2000；環境省 2002；日本鳥類保護連盟 2004）。集計半径を仮に 4 km とすると、その集計範囲は約 50 km² となり、クマタカの行動圏面積を大幅に上回る。したがって、樹林地の面積割合の集計半径をさらに広げることでモデルの AIC が低下しても、それが必ずしもクマタカの生態を適切に反映したモデルとは限らないと考えられる。そのため、本研究では集計半径は 3 km までとした。

2. その他の環境指標と生息地適性との関わり

表 2 に示したように、全 52 個の指標のうち 28 個についてサンプリングした生息適地と生息不適地における値の間に有意な差が見られ、クマタカの生息地適性と関連があるものと考えられた。特に傾斜に関する指標 (*sav*, *stp*) については 8 個全てに有意な差が見られたが、標高に関する指標 (*eav*, *esd*, *ema*, *emi*, *rel*) については 20 個のうち 7 個にしか有意な差が見られなかった。また、表 3 にモデル適合度が高い上位 10 組の指標の組み合わせを示したが、その中に標高に関する指標は含まれていなかった。一般にクマタカは標高の高い山地に生息するが、森林限界を超えた高標高の亜高山帯では樹林地が少なくなりクマタカの生息に適さないことも多い。本研究においては、これらの高標高地から非生息地のサンプルデータを取得した一方、市街地や農地が卓越する低標高の平野や盆地においては樹林地が少ないため非生息地のサンプルデータをあまり取得していない。これらのことが、鈴木ほか (2001) や伊藤ほか (2004) のモデルと比べ、本研究において標高に関する指標が選ばれにくくなった理由と考えられた。一方、山地は平地よりも基本的に急傾斜であるが、標高が高いほど急になるわけではない。谷が開析した

標高 400 ~ 500 m 程度の山地の方が、高標高であるが谷の開析が少ない山地よりも急傾斜地が卓越することも多い。このため、傾斜に関する指標の方が標高に関する指標よりも谷が開析した山地の地形的特徴を表現しており、クマタカの生息地適性との関連が高くなったと推察された。

植生については、針葉樹林の面積割合は全ての集計半径において生息地適性との関連は見られなかった。これは前述したクマタカの餌動物の生息環境が主に広葉樹林であることによるものと考えられる。しかし、最適モデルに選択された指標は広葉樹林のみの面積割合ではなく広葉樹林と針葉樹林を合わせた樹林地全体の面積割合であった。すなわち、クマタカの生息地の植生としては広葉樹林の存在が最も重要であるが、針葉樹林もある程度補助的役割を果たしているものと推察される。これには二種類の要因が考えられる。一つは針葉樹人工林における混交林化の進行である。東北地方日本海側の豪雪・多雪地帯の山地には、雪圧害等の影響により経済林として成林し得ない不成績造林地と呼ばれる針葉樹人工林が広く分布している。これらの不成績造林地では針葉樹の消失と生育不良により樹冠の閉鎖が進まないため、広葉樹が侵入し針広混交林化がみられている（豪雪地帯林業技術開発協議会 2000）。このような混交林化により針葉樹人工林内にもクマタカの餌動物が生息するようになり、採餌場所として利用されている可能性が考えられる。また逆に、針葉樹人工林の適切な管理も上記の要因の一つと考えられる。飯田ほか (2007) によると、クマタカの繁殖には餌動物の生息空間である広葉樹林が重要であるが、針葉樹の人工林であっても適度な伐採が行われている幼齢林や間伐・枝打ち・林床管理が行われている林分は採餌場所となり得るとされている。

3. モデルの精度

本研究では 2 種類の精度検証を実施した。一つは、前項に示したリサンプリングによる繰り返し処理内における半分の検証用サンプルデータを用いた精度検証（検証 A）である。もう一つは、最適モデルを用いて作成した生息適地分布図と山形県内の確認情報分布図の比較による精度検証（検証 B）である。

検証 A における最適モデルの精度については、表 4 に示したように User's accuracy が生息適地で 89.1%，生息不適地で 94.0%，Producer's accuracy が生息適地で 86.9%，生息不適地で 94.1%，Overall accuracy が

91.8%となっており、全体的に高い値となっていた。また、kappa 統計量は 0.81 であり、分類結果の強い一致を表すとされている 0.8 以上の値を示していた。AUC についても 0.97 となっており高い精度であることを示すとされている 0.9 以上であった。これらの精度指標の値より最適モデルは高い精度を有しているものと言える。なお、User's accuracy・Producer's accuracy の標準誤差については、生息不適地よりも生息適地の方が高い値となっている。これについては、サンプルデータの個数が非生息地（50 個）よりも生息地（24 個）の方が少ないため、モデル構築および精度検証の際におけるサンプルデータの選択結果が生息適地の両 accuracy により影響が出やすいことが原因の一つと考えられる。また、推定された生息適地の中には面積的なまとまりが小さなものいくつか飛び地的に点在している。クマタカ生態研究グループ（2000）によると、クマタカが継続して繁殖を行い生息を続けていくには数ペアが生息できる規模の広さを有する山地森林域が必要であるとされている。したがって、具体的な必要面積・規模等については明らかとなっていないため閾値を設定し判別することは現時点では難しいが、まとまりの小さな生息適地のいくつかは長期的なクマタカの生息域たりえない可能性がある。逆に、面積的に十分なまとまりのある生息適地については、よりクマタカ個体群を維持できる環境として今後分断されることの無いよう優先的に保護すべき地域であると考えられる。

検証 B においては、表 5 に示すように、生息不適地の User's accuracy と kappa 統計量の値を除けば概ね高い精度が確認された。生息不適地の User's accuracy および kappa 統計量の値が低い理由として、生息不適地として分類されたグリッドの多く（約 35%）において確認情報が存在していたことが挙げられる。具体的には新庄盆地や鮭川村東部の平地、庄内平野東部や山形盆地南部および東部の平地や丘陵地などの地域である。ただし、確認情報の存在するグリッドはその確認方法に応じて 2 種類存在するが、いずれのグリッドにおいても必ずしもクマタカが生息しているとは限らず、テリトリーを外れて移動する個体や分散過程の個体が確認されただけの非生息地域である可能性も存在する。生息不適地とされた地域の大半は地形的になだらかで開けた場所が多くクマタカの生息に最適な環境とは言い難い地域であるため、個体の移動等が確認されただけの非生息地域であることも考えられる。ただし、このうちの数個の

グリッドにおいては過去に繁殖つがいの生息が確認されていることから、今後その具体的な生息箇所と周辺環境について把握を行い、不一致の要因などについて明らかにしていく必要があるものと考えられる。

以上の精度検証結果より、一部の平地や丘陵地において確認情報分布図との間に不一致が生じているものの、本研究で構築した生息適地推定モデルはクマタカの生息に必要な環境条件を適切に表現しており、かつその広がりや詳細な解像度で推定できているものと言える。

4. 最適モデル選択手法の有効性

本研究では膨大な計算時間を短縮するため、まず全サンプルデータを用いて全指標の組み合わせ（約 11 万通り）についてモデルを作成し、次に適合度の高い上位 10 組の組み合わせのみについてリサンプリングによるモデル構築・精度検証の繰り返し計算処理を行うことで最適モデルを選択した。この手法により「約 11 万通り×10,000 回の計算処理」を「（約 11 万通り×1 回）+（10 通り×10,000 回）の計算処理」に大幅に減らすことが可能となった。さらに、表 3・表 4 のように、全サンプルデータを用いた場合とリサンプリングによる繰り返し処理を行った場合において 10 個のモデルの適合度の順序に大きな変化は見られず、各種精度指標についても概ね適合度の順序どおりであったことから、最適モデルを選択するには全サンプルデータを用いた場合の適合度上位 10 組について繰り返し計算処理をすればほぼ十分であると推察される。以上より、本研究で用いた最適モデルの選択手法は妥当であり、計算時間の大幅な短縮に有効であると言える。

まとめと今後の課題

今後のクマタカの保全・保護対策の検討・実施に資することを目的として、クマタカの生息適地を地形・植生環境に基づき解像度 50 m で推定するモデルを構築するとともに、山形県内における生息適地の分布図を作成した。本研究ではクマタカの生息環境をより的確に表現するため、従来の研究で主に用いられてきた地形指標に加え、クマタカの生息に重要な谷地形の分布状況を表す指標等のいくつかの新たな地形指標を導入した。モデルの構築にあたっては各種地形・植生指標を組み合わせる様々なロジスティック回帰モデルを作成し、それぞれの適合度や

推定精度等を比較することで最適モデルを選択した。その結果、周辺半径 1 km の谷地形の分布状況を表す指標と周辺半径 3 km の樹林地の面積割合を表す指標を組み合わせたモデルが最適モデルとして選択された。最適モデルの精度については、サンプルデータを用いた検証において各精度指標はいずれも高い値を示していた。また最適モデルにより作成した生息適地分布図とクマタカ確認情報分布図を比較した結果、平地・丘陵地の一部地域を除けば概ね高い精度で一致していた。

今後は更なる精度・適用性の向上を図るため、実際の生息分布との差異の原因解明に加えて「植生の質の考慮」「別地域における適用可能性の検証」などの課題を解決していくことが重要であると考ええる。

1. 植生の質の考慮

本研究では、針葉樹林と広葉樹林を合わせた樹林地全体の面積割合を用いることにより植生の状態を量的に捉えたが、森林の構造や管理状況などの質的側面についてはモデルに組み込んでいない。近年山形県では人工林や里山林の荒廃といった森林の質の劣化が報告されている（山形県 2007）。また、飯田ほか（2007）は、近年の林業の衰退に伴って植林地における間伐・枝打ちと林床管理が行われなくなりつつあることをふまえ、その結果として林床に植物が繁茂し過ぎたため①クマタカの餌動物が減少するとともに②そのような植林地内においてクマタカの餌動物捕獲が困難となってきたと指摘している。

このような森林環境の変化をふまえ、植生の量だけでなく森林の立木密度や活力度などの質についても考慮するようモデルを改良する必要があると考える。森林の立木密度や活力度の広域的な計測・解析に関しては、レーザプロファイラや人工衛星に搭載した光学式センサ・マイクロ波センサを用いる手法等が開発されている（例えば、加藤 1995；岸川・阿部 2001；古家・平田 2003 など）。今後はそれらの手法について研究を行い、広域にわたる森林の質に関する情報を取得しモデルへの導入を目指す。

2. 別地域における適用性の検証

本モデルは山形県を対象としたものであるが、地形特性・植生状況等に大きな差異のない近隣県であればクマタカの生息環境についても類似性があると推察されるため、モデルの適用が期待できる。また、山形県と比較するとなだらかな地形が多い北海道

や、山形県と気候・植生帯に差異のある九州地方においては生息環境についても差異がある可能性が考えられるため、当該地域における生息適地条件を調査・把握する必要がある。したがって、今後は近隣県等においてモデルの適用可能性を検証するとともに、環境特性に違いのある地域におけるクマタカの生息適地条件の差異を把握し当該地域に対応したモデルを構築することが重要である。

謝辞

本研究の実施にあたり、猛禽類調査会には大変貴重なデータを快くご提供いただいた。クマタカ生態研究グループの山崎亨氏にはアドバイザーとして研究全般を通じて様々なご指導をいただいた。また、麻生泉氏、佐々木茂樹氏、千葉将敏氏、中野晋氏、野中俊文氏にはクマタカの生息環境や統計手法等についてご助言とご指摘をいただいた。ここに記して深甚なる感謝の意を表明いたします。

引用文献

- Austin, G. E., Thomas, C. J., Houston, D. C. and Thompson, D. B. A. 1996. Predicting the spatial distribution of buzzard *Buteo buteo* nesting areas using a geographical information system and remote sensing. *Journal of Applied Ecology* 33: 1541-1550.
- Brotons, L., Thuiller, W., Araújo, B. and Hirzel, H. 2004. Presence-absence versus presence-only modelling methods for predicting bird habitat suitability. *Ecography* 27: 437-448.
- Congalton, R. G. and Green, K. 1999. Assessing the Accuracy of Remotely Sensed Data: Principles and Practices. 160pp. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Fielding, A. H. and Bell, J. F. 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation* 24(1): 38-49.
- 古家直行・平田泰雄. 2003. 高分解能衛星画像を用いたスギ・ヒノキ人工林の単木抽出の精度と限界. 第 54 回日本林学会関東支部大会論文集. 53-54.
- 豪雪地帯林業技術開発協議会編. 2000. 雪国の森林づくり—スギ造林の現状と広葉樹の活用—. 189pp. 日本林業調査会, 東京.
- Hanowski, J. M., Christian, D. P. and Niemi, G. J. 2000.

- Landscape requirements of prairie sharp-tailed grouse *Tympanuchus phasianellus campestris* in Minnesota, USA. *Wildlife Biology* 6: 257-263.
- Hirzel, A. H., Hausser, J., Chessel, D. and Perrin, N. 2002. Ecological-niche factor analysis: how to compute habitat-suitability maps without absence data? *Ecology* 83 (7): 2027-2036.
- 飯田知彦・飯田繁・毛利孝之・井上晋. 2007. クマタカ *Spizaetus nipalensis* の繁殖成功率の低下と行動圏内の森林構造の変化との関係. *日本鳥学会誌* 56(2): 141-156.
- 伊藤健彦・三浦直子・恒川篤史. 2004. GIS を活用した岩手県におけるクマタカの分布域推定. *GIS—理論と応用* 12(1): 67-72.
- 環境庁自然保護局野生生物課編. 1996. 猛禽類保護の進め方（特にイヌワシ・クマタカ・オオタカについて）. 105pp. 日本鳥類保護連盟, 東京.
- 環境省自然環境局野生生物課. 2002. 改訂・日本の絶滅のおそれのある野生生物—レッドデータブック—2 鳥類. 278pp. 自然環境研究センター, 東京.
- 環境省自然環境局野生生物課. 2006. 鳥類, 爬虫類, 両生類及びその他無脊椎動物のレッドリストの見直しについて—別添資料 1 鳥類レッドリスト. http://www.env.go.jp/press/file_view.php?serial=8929&hou_id=7849 (Accessed Mar. 2008)
- 柏原聡・安田成夫. 2004. ビデオモニタリングによるクマタカの繁殖生態解析 (II). 平成 15 年度ダム水源地環境技術研究所所報: 77-86.
- 柏原聡・名波義昭. 2005. ビデオモニタリングによるクマタカの繁殖生態解析. *ダム技術* 223: 28-39.
- 加藤正人. 1995. ランドサット TM データによるトドマツ人工林の樹冠疎密度の推定. *森林計画学会誌* 23: 11-31.
- 岸川真由美・阿部信行. 2001. IRS 衛星データを利用したマツ枯れ被害林分の抽出. *新潟大学農学部研究報告* 54: 53-64.
- クマタカ生態研究グループ. 2000. クマタカ・その保護管理の考え方. 62pp.
- Lillesand, T. M. and Kiefer, R. W. 2000. Classification accuracy assessment. *Remote Sensing and Image Interpretation*, Fourth Edition. 568-575. John Wiley & Sons, Inc. New York.
- Liu, C., Berry, P. M., Dawson, T.P. and Pearson, R.G. 2005. Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. *Ecography* 28: 385-393.
- Manel, S., Williams, H. C. and Ormerod, S. J. 2001. Evaluating presence-absence models in ecology: the need to account for prevalence. *Journal of Applied Ecology* 38: 921-931.
- Martínez, A., Serrano, D. and Zuberogoitia, I. 2003. Predictive models of habitat preferences for the Eurasian eagle owl *Bubo bubo*: a multiscale approach. *Ecography* 26: 21-28.
- 森本栄・飯田知彦. 1992. クマタカ *Spizaetus nipalensis* の生態と保護について. *Strix* 11: 59-90.
- 森本栄・飯田知彦. 1994. 広島県西部におけるクマタカ *Spizaetus nipalensis* の営巣環境について. *Strix* 13: 179-190.
- 猛禽類調査会. 2006. 平成 17 年度山形県希少猛禽類生息環境詳細調査報告書. 112pp. 山形県文化環境部. 山形県.
- 日本鳥類保護連盟. 2004. 希少猛禽類調査報告書. 364pp.
- Pearce, J. and Ferrier, S. 2000. Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression. *Ecological Modelling* 133(3): 225-245.
- R Development Core Team. 2008. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Shannon, C. E. and Wiener, W. 1949. The mathematical theory of communication. 117pp. University of Illinois Press, Chicago, Illinois.
- 鈴木透・金子正美・前川光司. 2001. ランドスケープレベルにおける潜在的なハビタットを予測するためのモデリング手法: 北海道に生息するクマタカによるケーススタディ. *国際景観生態学会日本支部会報* 6(2): 53-56.
- Thompson, C. M. and McGarigal, K. 2002. The influence of research scale on bald eagle habitat selection along the lower Hudson River, New York (USA). *Landscape Ecology* 17: 569-586.
- 山形県. 2007. 『森林環境緊急保全対策事業』対象森林の選定状況. <http://www.pref.yamagata.jp/ou/norinsuisan/140023/zeisinrinseibi.html> (Accessed Mar. 2008)
- 山崎亨. 1994. 森林性大型猛禽, クマタカの保護プログラムの確立と実践. 第 1 期・第 2 期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成成果報告書: 173-180.
- 山崎亨・井上剛彦・藤田雅彦・上古代吉四・新谷保徳・

- 加藤晃樹・一瀬弘道・中川望・杉本智明. 1995.
森林性大型猛禽, クマタカの保護プログラムの確
立と実践. 第3期プロ・ナトゥーラ・フアンド助
成成果報告書, 48-55.
- 横山隆三・白沢道生・菊池祐. 1999. 開度による地
形特徴の表示. 写真測量とリモートセンシング
38(4): 26-34.