

# 空間明示型捕獲再捕獲法によるツキノワグマの個体数推定

## ～カメラトラップと目撃情報を用いた統合～

秋田県立大学

○前橋尚弥・松下通也・星崎和彦

### 1. はじめに

野生動物の保護管理において個体数の把握は重要である。一部の大型動物では、模様などの生体標識を自動撮影カメラで撮影するカメラトラップ法と捕獲再捕獲法を組み合わせる方法が有効とされている。

しかし、生息域の拡大が考えられる地域などでは対象動物の撮影回数は少なくなりがちで、正確な個体数推定は困難である。そのような場合、本当は生息しているのに撮影できなかったためにそこにはいないと扱われてしまう観測誤差が生じる。そこで近年では、ベイズ統計法を用いた捕獲再捕獲法による推定方法が増加している。ベイズ統計法では推定プロセスを柔軟にモデリング可能であるため、この問題を考慮した研究も行われている。例えば、存在しているが発見されなかった個体を仮想個体として推定に考慮する方法

(Royle et al. 2007, Royle and Dorazio 2012) や、対象動物の観測の過程を“存在するかどうか”、“および”存在した場合発見できるか”という 2 段階でモデリングする方法 (Fukaya and Royle 2013) などがある。ベイズ統計法を用いた大型動物の捕獲再捕獲法による推定では特に、発見位置の位置情報を利用した空間明示型捕獲再捕獲法 (Spatially Explicit Capture-Recapture model; SECR, Royle et al. 2009) が主流になってきている。

またベイズ統計法は、異なる調査で得られた複数のデータを単一のモデルに適用可能であり、推定精度を高めることが出来る。一般に、データ毎にモデルを構築すると、調査毎に異なる発見確率が推定される (Coggins et al. 2014)。同じ場所での調査ならば真の個体数は同じはずだが、発見確率が異なるために個体数の推定値が異なってしまう例も報告されている

(Gopalswamy et al. 2012)。そこで複数のデータを統合して利用する様々な方法が提案されている。

ツキノワグマは人との活動圏が近く、日本各地で軋轢が問題となっている。近年、秋田県内では今までクマが生息していないとされ

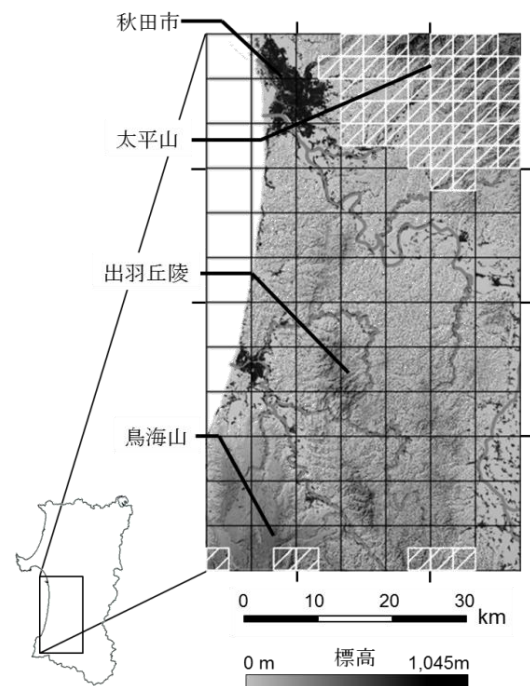


図1 調査地の位置図

斜線は秋田県のツキノワグマ保護管理計画において使われているクマの推定生息域、黒色は市街地を表す。メッシュは6×6 km。

ていた出羽丘陵でのクマの目撃が増加しており、この地域でのクマの新たな定着が想定される。そこで本研究では、カメラトラップに加えてサンプル数の豊富な目撃情報を利用して、クマの新たな定着が想定される場所を含む地域内のクマの個体数を推定した。

## 2. データセット

太平山南麓から出羽丘陵を越えて鳥海山北麓を含む 42×72 km の範囲を調査地とした (図 1)。太平山地 (最高地点の標高 1,045 m、主な土地利用タイプ: ブナ林) と鳥海山 (同 1,033 m、ブナ林) は秋田県が実施しているツキノワグマ保護管理計画 (秋田県 2002) においてクマの推定生息域と設定されている場所である。一方、出羽丘陵 (同 606 m、中山間地域) は、推定生息域が設定された 1980 年当時にはクマは生息していないとされ、目撃情報もほとんどなかったが、2000 年以降、目撃情報が増加している。

ツキノワグマの胸にある月の輪模様は個体毎に異なる (Higashide et al. 2012)。このことを利用してクマの個体識別することを目的として、2014 年 6~8 月 (1 期)、9~11 月 (2 期)、2015 年 5~7 月 (3 期) に赤外線センサーカメラ (Trophy Cam HD, Bushnell, Overland Park, USA) をそれぞれ 32 台、58 台、81 台設置した (表 1)。60 秒の動画を撮影し、撮影されたクマの月の輪模様から個体を識別した。

目撃情報には秋田魁新報に掲載されていた情報をまとめたものを使用した。カメラトラップ調査と同期間に報告のあった 104 地点分を推定に利用した。

表 1 解析に使用したカメラトラップデータの概要

	設置期間	設置台数	努力量	撮影頭数	識別個体数
1 期	2014/6/26~8/12	32	1476	7	4
2 期	2014/9/29~11/13	59	2497	7	4
3 期	2015/5/16/~7/11	81	4893	10	5
Total			8866	24	13

努力量: トラップデイ (カメラ台数×設置した日数)

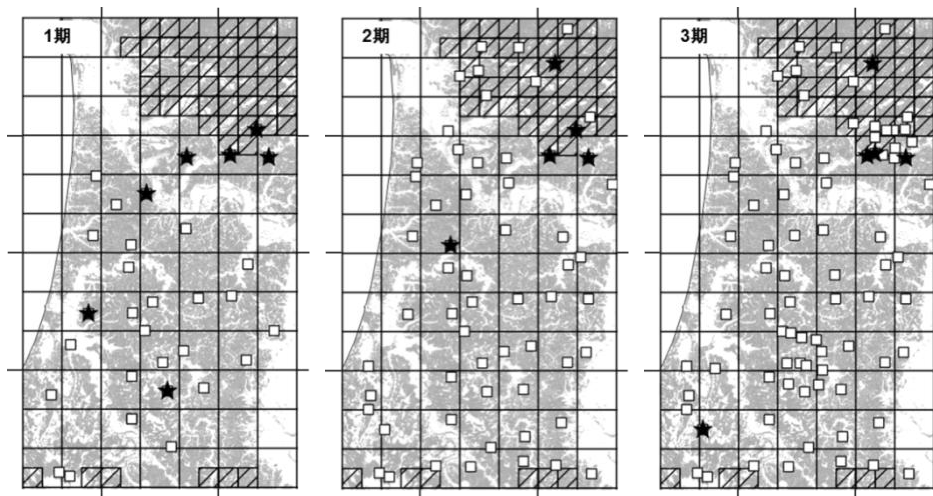


図 2 クマが撮影された場所の位置図

四角はカメラトラップ設置場所、星はクマが撮影された地点。背景図の灰色が森林を表し、斜線については図 1 を参照。調査地の外枠の目盛位置は図 1 に合わせてある。

### 3. モデリング

空間明示型捕獲再捕獲法 (SECR) を基に 3 つのモデルを構築した。従来の標識捕獲法では発見確率は全てのトラップで一定としていたが、SECR ではトラップの設置場所と対象動物の発見場所の位置情報を利用することで、トラップ毎に発見確率が変動する。そこで SECR では各個体は行動中心を持ち、行動中心とトラップとの距離に応じて発見確率が決まると仮定される。この仮定は 3 つのモデルで同じとした。

仮想個体を含んだ各個体が真に存在するかどうかを表すパラメータ  $z$  は 1 か 0 で推定される。 $z=1$  の時は真に存在する、 $z=0$  だと存在しないことを表す。そのため、推定された  $z$  の合計を推定個体数として算出した。カメラトラップモデルと目撃モデルでは、それぞれカメラトラップによる発見確率と市民による発見確率に当てはまりの良いように  $z$  が推定される。一方で統合モデルにおいて  $z$  は、2 つの発見確率どちらにも当てはまりの良いようにバランスを取って推定される。

カメラトラップモデルではクマが撮影された地点を、目撃モデルでは目撃地点をそれぞれ各個体の発見位置として扱い、統合モデルではクマの撮影位置と目撃地点の 2 つを発見位置として扱った。これら 3 つのモデルについてベイズ統計シミュレーションにより繰り返し個体数を推定した。各モデルでのシミュレーション試行回数はカメラトラップモデルで 120,000 回、目撃モデルと統合モデルは計算時間が激増したために各 1,000 回とした。

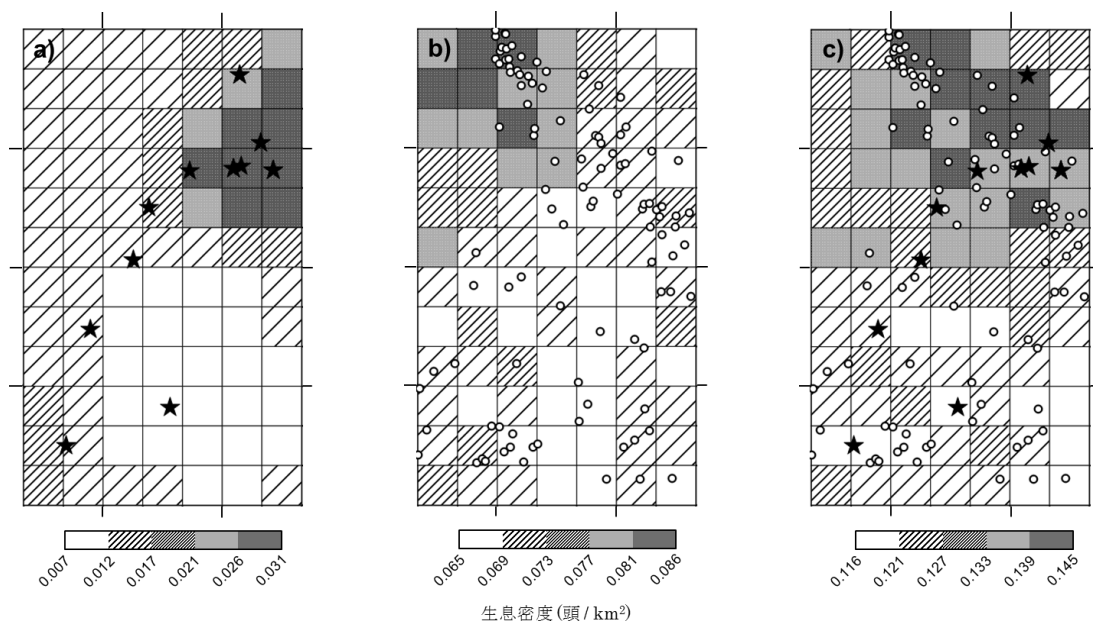


図 3 各モデルでのクマの密度分布図 a) カメラトラップモデル b) 目撃モデル c) 統合モデル  
星はクマが撮影された地点 (全期間分をプールした)、丸は目撃地点 (同左) を表す。調査地の外枠の目盛位置は図 1 に合わせてある。

### 4. 結果

カメラトラップ調査では、1 期、2 期、3 期でそれぞれ 7 頭、7 頭、10 頭のクマが撮影された。そのうち各期で 4 頭、4 頭、5 頭の計 13 個体が識別され、努力量に比して識別頭数は非常に少なかった (表 1)。識別できた 13 個体のうち、7 頭は同一のカメラトラップで

複数回撮影された。異なるカメラトラップで撮影された個体はいなかった。クマが撮影された地点は全期間通して 11 ヶ所で、うち 7 ヶ所は推定生息域外だった (図 2)。

各モデルでの推定個体数は、カメラトラップモデルで 90 頭、目撃モデルで 288 頭、統合モデルで 477 頭だった。また推定値の上下の振れ幅はカメラトラップモデルや目撃モデルよりも統合モデルで小さかった。推定値の収束を示す  $\hat{R}$  は半分以上のパラメータで 1.1 と収束していなかった (表 2)。統合モデルの出力結果を基にクマの密度分布を調べたところ、太平山周辺の中山間地域、太平山奥山、出羽丘陵の順に低くなっていた (図 3)。

表 2 各モデルによるパラメータの推定値

パラメータ	2.5%	中央値	97.5%	変動係数	$\hat{R}$
a) カメラトラップモデル					
N	39	55	87	0.22	1.03
$\sigma$	1.60	2.39	3.38	0.19	1.00
$\lambda_{0,1}$	0.035	0.045	0.058	0.13	1.32
$\psi$	0.058	0.093	0.15	0.25	1.02
b) 目撃モデル					
N	46	288	456	0.43	1.80
$\sigma$	2.52	3.58	5.04	0.18	1.24
$\lambda_{0,2}$	0.0097	0.017	0.13	0.97	1.96
$\psi$	0.080	0.47	0.74	0.43	1.78
c) 統合モデル					
N	407	477	540	0.074	1.13
$\sigma$	4.45	5.55	6.91	0.11	1.07
$\lambda_{0,1}$	0.00059	0.00080	0.0010	0.15	1.08
$\lambda_{0,2}$	0.0058	0.0067	0.0084	0.11	1.97
$\psi$	0.66	0.78	0.89	0.077	1.13

N: 推定個体数、 $\sigma$ : 移動分散性、 $\lambda_{0,1}$ : 基本の発見確率 (カメラトラップ)、 $\lambda_{0,2}$ : 基本の発見確率 (市民による目撃)、 $\psi$ : 仮想個体群 M 中のある個体が撮影された個体である確率。 $\hat{R}$  が 1.1 以下で推定値が収束していると判断した。

## 5. 考察

統合モデルで推定個体数のばらつきが小さかったことから、データの統合利用により推定精度が上がったと考えられる。今回の推定では推定値の収束が甘かったが、今回の結果が正しいとして、統合モデルの生息密度の空間分布から出羽丘陵の個体数を換算すると 100 頭程度と試算された。秋田県の保護管理計画ではこの地域は調査対象に含まれていない。そのため出羽丘陵にクマが生息していたとしても保護管理計画が実施する個体数推定には全く反映されない状況にある。出羽丘陵でのクマの目撃が年々増加していることを踏まえて考えると 100 頭は無視できない数値であるため、保護管理計画の調査地として出羽丘陵も加える必要があるだろう。

今回のモデルの課題としては収束が甘かったほかに、統合モデルによる太平山奥山での

推定密度よりも太平山の裾野部分の中山間地域で高かった点がある。これは目撃情報が市街地周辺に集中しがちな傾向を除去できていないことが原因であると思われ、人間とクマの遭遇確率に市街地からの距離などを考慮することで改善が可能だろう。

## 6. 引用文献

秋田県 (2002) 第1次秋田県ツキノワグマ保護管理計画. 秋田県, 秋田

Coggins Jr. LG, Bacheler NM, Gwinn DC (2014) Occupancy models for monitoring marine fish: a Bayesian hierarchical approach to model imperfect detection with a novel ger combination. PLoS ONE 9: art. no. e108302

Fukaya K, Royle JA (2013) Markov models for community dynamics allowing for observation error. Ecology 94: 2670-2677

Gopaldaswamy AM, Royle JA, Delampady M, Nichols JD, Karanth KU, Macdonard DW (2012) Density estimation in tiger populations: combining information for strong inference. Ecology 93: 1741-1751

Higashide D, Miura S, Miguchi H (2012) Are chest marks unique to Asiatic black bear individuals? Journal of Zoology 288: 199-206

Royle JA, Dorazio RM, Link WA (2007) Analysis of multinomial models with unknown index using data augmentation. Journal of Computational and Graphical Statistics 16: 67-85

Royle JA, Karanth KU, Gopaldaswamy AM, Kumar NS (2009) Bayesian inference in camera trapping studies for a class of spatial capture–recapture models. Ecology 90: 3233-3244

Royle JA, Dorazio RM (2012) Parameter-expanded data augmentation for Bayesian analysis of capture–recapture models. Journal of Ornithology 152: S521-S537