

図 4-2 個体数推定における作業フロー

ベイズ推定では、事後分布という確率と値がセットになった不確実性も含んだ結果が得られる（図 4-3）。本章では平均と標準偏差、最頻値、中央値、95%信用区間を記載した。最頻値はモデル上確率が最も高い値であり、95%信用区間は 95%の確率でモデル上の真の値が収まる範囲である。

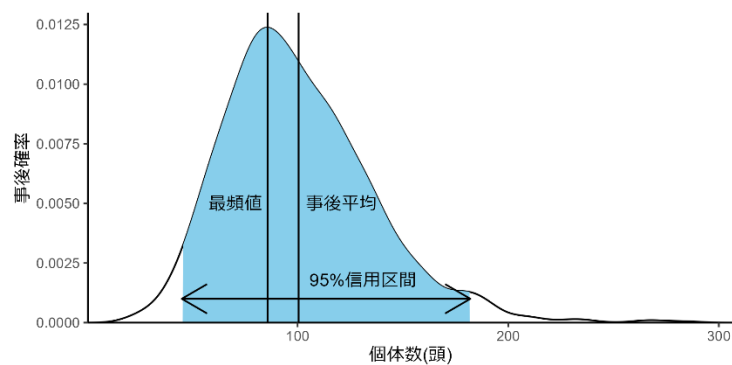


図 4-3 事後分布とその要約統計量の例

## (2) 方法の詳細

### ① データ整理

第3章で得られた個体の検出結果から、個体の検出履歴を作成した。同一セッションに同一トラップにおいて検出された記録は検出回数1として扱った。

表 4-1 検出されたトラップ数に対する検出された個体数（頭）

管理ユニット	1基	2基	3基	計
富士・丹沢	10	5	1	16
関東山地	25	2	0	27
南アルプス	7	4	0	11

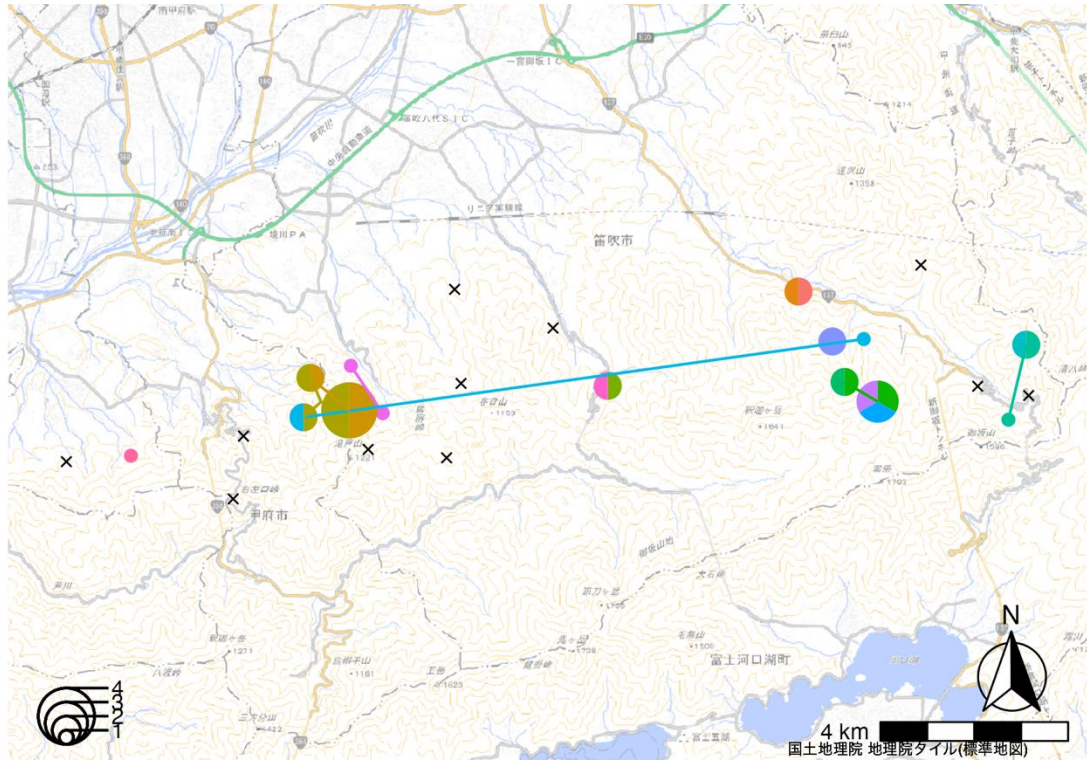


図 4-4 富士・丹沢管理ユニットにおいて検出された個体の位置と検出回数

色が同一個体を示し、円の半径が検出回数に比例する。同一個体が検出された場合、検出されたトラップとのその中心を個体の色と同じ色の線分で結んだ。個体が検出されなかったヘア・トラップは×で示した。

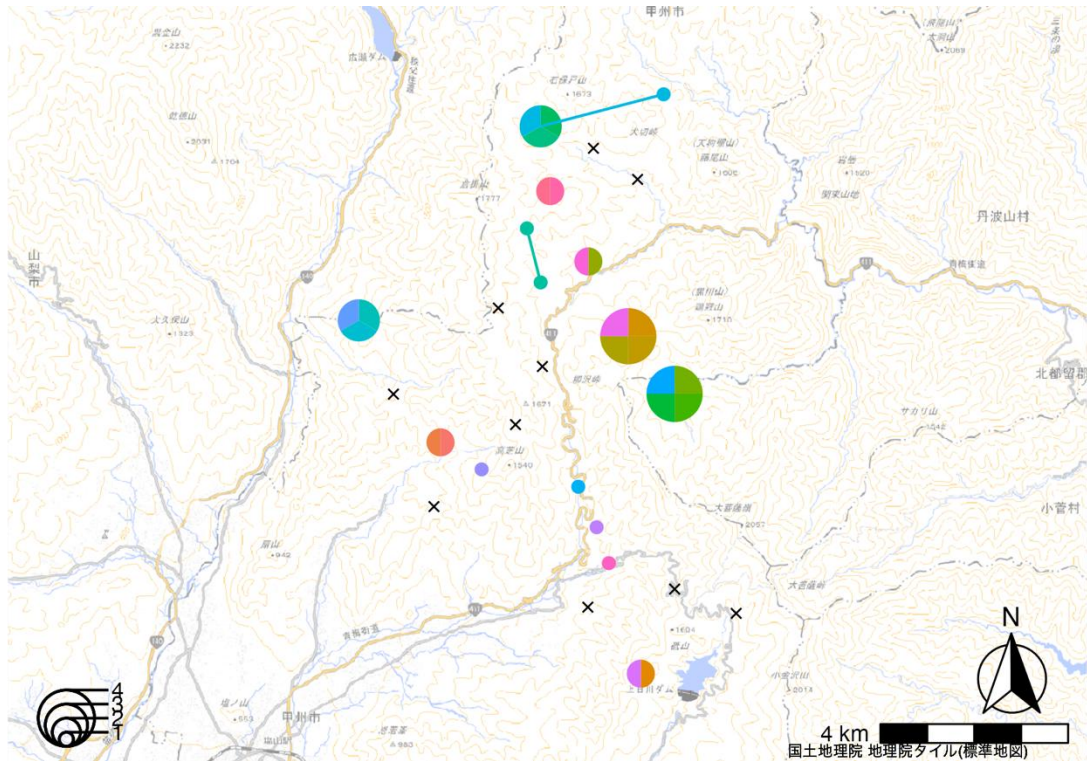


図 4-5 関東山地管理ユニットにおいて検出された個体の位置と検出回数

色が同一個体を示し、円の半径が検出回数に比例する。同一個体が検出された場合、検出されたヘア・トラップとのその中心を個体の色と同じ色の線分で結んだ。個体が検出されなかったヘア・トラップは×で示した。

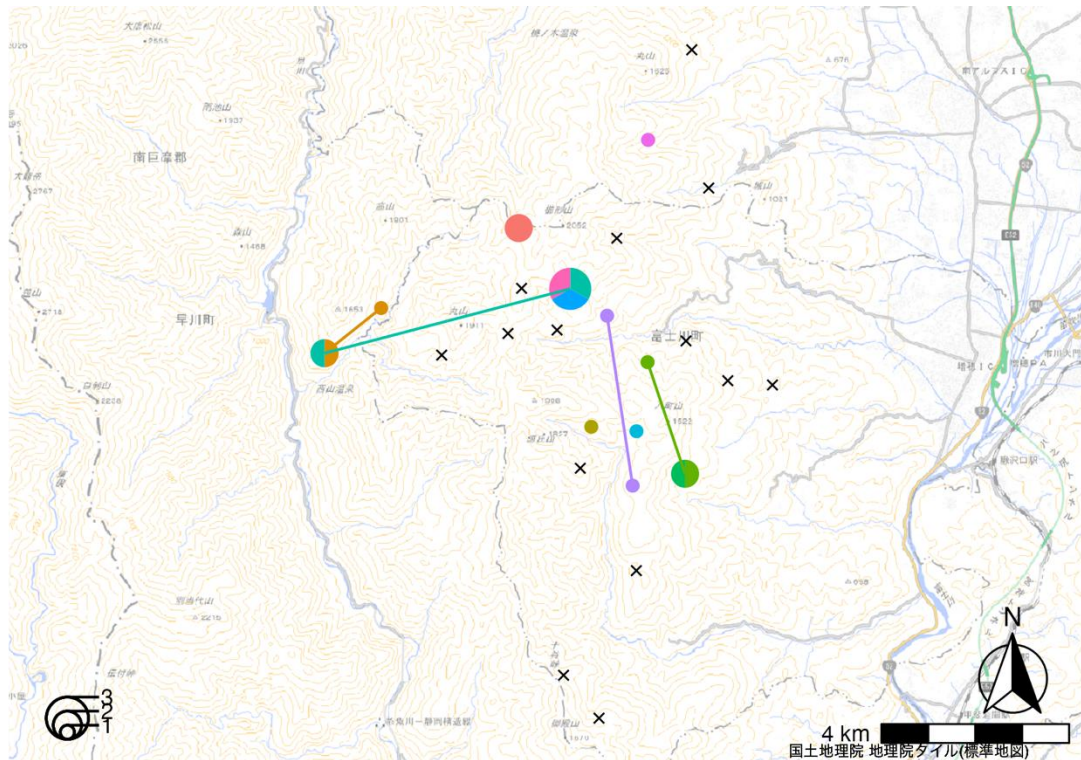


図 4-6 南アルプス管理ユニットにおいて検出された個体の位置と検出回数

色が同一個体を示し、円の半径が検出回数に比例する。同一個体が検出された場合、検出されたヘア・トラップとのその中心を個体の色と同じ色の線分で結んだ。個体が検出されなかったヘア・トラップは×で示した。

## ② 推定対象

各ヘア・トラップの位置から 8km バッファを生じさせ、バッファ内の森林部分（国土数値情報の森林地域データ）を抽出した。バッファの決定には予察的な解析において推定結果に影響のない十分大きな値とした。抽出されたポリゴンの内、ヘア・トラップのポイントが内部に存在するポリゴンのみを抽出し、空間明示型標識再捕獲モデルにおける推定範囲とした（図 4-7）。また、県内の管理ユニットの個体数を得るために各管理ユニット内の森林部分の面積を求めた。

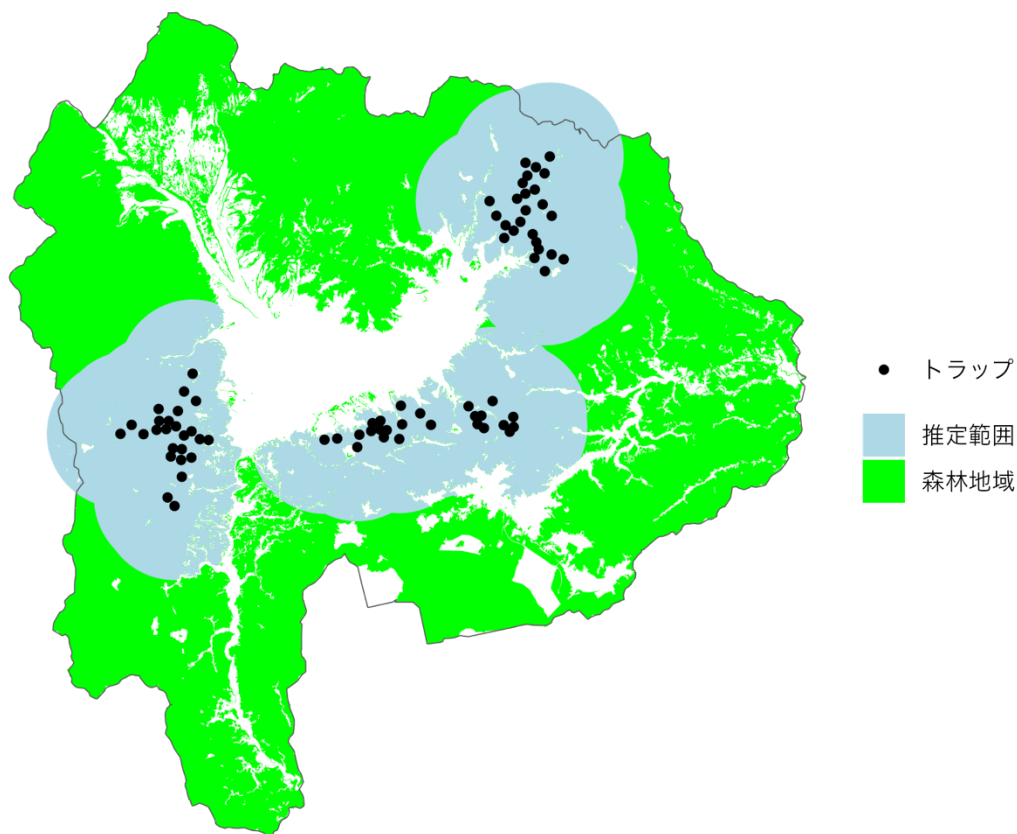


図 4-7 森林地域及び推定範囲

### ③ モデル

個体数推定は一般的な空間明示型標識再捕獲モデルによって行った。モデル化はデータ拡大法を利用した階層ベイズモデルを利用した。各管理ユニットの推定範囲の最大個体数は、富士・丹沢管理ユニット及び南アルプス管理ユニットで 300 頭、関東山地管理ユニットで 500 頭として、検出履歴のデータ拡大を行った。管理ユニット  $u$  における個体  $i$  の生息状態を示す指示パラメータ  $z_{u,i}$  は、生息確率  $\psi_u$  をもつベルヌーイ分布に従うと仮定した。 $z_u$  の和を求めることで、管理ユニット  $u$  の推定範囲内の個体数  $N_u$  を、個体数  $N_u$  を推定範囲の面積  $A_u$  で割ることで、管理ユニット  $u$  の生息密度  $D_u$  を求めた。

$$z_{u,i} \sim \text{Bernoulli}(\psi_u)$$

$$N_u = \sum_i z_{u,i}$$

また、生息密度  $D_u$  と県内の管理ユニット  $u$  の森林面積の積を求めると、県内の管理ユニットの個体数とし、管理ユニットの個体数の和を求めることで県内の個体数とした。

管理ユニット  $u$  の推定範囲を囲む矩形から 100m グリッドを作成した上で、100m グリッドの各セルの重心が推定地域上に存在するかどうかの指示パラメータを作成し（推定範囲上ならば 1、推定地域外なら 0）、和で割ったものをグリッド上の各セルにおける行動圏中心の所属確率  $\theta_u$  とした。管理ユニット  $u$  個体  $i$  の行動圏中心の位置座標が存在するセルを  $\text{Cell}_{u,i}$  として、 $\text{Cell}_{u,i}$  は  $\theta_u$  を確率ベクトルに持つカテゴリカル分布に従うと仮定した。このようにモデル化することで、矩形内における推定地域内のグリッド上でのみ行動圏中

心を分布させることが可能である (Gowan *et al.* 2021)。

$$Cell_{u,i} \sim \text{Categorical}(\theta_u)$$

管理ユニット  $u$  個体  $i$  の行動圏中心座標  $(s_{u,i,1}, s_{u,i,2})$  は  $Cell_{u,i}$  の  $xy$  座標の下限 ( $xmin_u, ymin_u$ ) と上限 ( $xmax_u, ymax_u$ ) を下限と上限を持つ一様分布に従うと仮定した。実装の際には  $Cell_{u,i}$  を周辺化消去した。

$$s_{u,i,1} \sim \text{Uniform}(xmin_{cell_{u,i}}, xmax_{cell_{u,i}})$$

$$s_{u,i,2} \sim \text{Uniform}(ymin_{cell_{u,i}}, ymax_{cell_{u,i}})$$

ヘア・トラップへの訪問頻度の単位時間あたりの期待値は、行動圏中心とヘア・トラップとの距離  $d_{u,i,j}$  の増加に伴って減衰する半正規検出関数に従い、ヘア・トラップへの訪問回数  $y_{\text{true}}$  は調査日数  $E$  に比例するポアソン分布に従うと仮定した ( $y_{\text{true},u,i,j} \sim \text{Poisson}(z_{u,i} \lambda_0 \exp(-d_{u,i,j}^2/2/\sigma^2)) E_{u,j,k}$ )。ここで  $k$  は調査セッションとした。今回の調査では、ヘア・トラップへの正確な訪問回数は不明であるため、検出/非検出データに置き換えた後、検出回数 ( $y_{u,i,j,k}$ ) としている。そのため、今回のデータは検出確率  $p_{u,i,j,k}$  がガウスハザードモデルに従うベルヌーイ過程としてモデル化した。また、同一トラップにおける同一個体の最大検出回数は2回であった。そのため、一度ヘア・トラップに誘引された個体はそのトラップに再度誘引されやすくなるトラップハッピーの影響はないと判断した。

管理ユニット  $u$  において個体  $i$  が検出される確率は検出確率  $p_{u,i,j,k}$  と生息状態  $z_{u,i}$  の積で表される。個体  $i$  が生息しないとき  $z_{u,i}=0$  であるため、検出される確率は0となり、生息しているとき  $z_{u,i}=1$  であるため、検出される確率は  $p_{u,i,j,k}$  となる。ここでトラップ  $j$  の  $xy$  座標は  $(x_{u,j,1}, x_{u,j,2})$  とした。また、 $cloglog^{-1}$  は相補対数リンク関数の逆関数  $f(x)=1-\exp(-\exp(x))$  である。

$$d_{u,i,j}^2 = (s_{u,i,1} - x_{u,j,1})^2 + (s_{u,i,2} - x_{u,j,2})^2$$

$$p_{u,i,j,k} = cloglog^{-1} \left( \alpha - \frac{d_{u,i,j}^2}{2\sigma^2} + \log(E_{u,j,k}) \right)$$

$$y_{u,i,j,k} \sim \text{Bernoulli}(p_{u,i,j,k} z_{u,i})$$

各パラメータの事前分布として、無情報事前分布を採用した。

$$\psi_u \sim \text{Beta}(1, 1)$$

$$\sigma \sim \text{Uniform}(0, 10)$$

$$\alpha \sim \text{Normal}(0, 10^2)$$

#### ④ MCMC の実行

モデルのパラメータの推定はマルコフ連鎖モンテカルロ法 (Markov chain Monte Carlo methods, MCMC) を適用し、統計解析に特化したプログラミング言語 R 4.5.1 のパッケージ nimble 1.3.0 を利用した。独立した4鎖の系列それぞれに対して135,000回の反復計算を行い、最初の10,000試料を破棄した上で、50回に1回サンプルを得ることで、計10,000サンプルの事後サンプルを得た。MCMCの収束の判断は、十分な有効サンプルサイズが得られていることを確認した上で、Rhatによって行った。

## 2. 結果

MCMCは十分な有効サンプルサイズが得られ(最小4306.3)、全てのパラメータでRhat<1.1

となったことから、収束したと判断した。また、事前分布の影響は認められなかった（図4-8）。

生息密度は関東山地管理ユニット（平均 0.42 頭/km<sup>2</sup>）、富士・丹沢管理ユニット（平均 0.27 頭/km<sup>2</sup>）、南アルプス管理ユニット（平均 0.20 頭/km<sup>2</sup>）の順で高かった（表 4-3、図 4-9）。県内の個体数は、富士・丹沢管理ユニットで平均 307（95%信用区間 141～578）頭、関東山地管理ユニットで平均 566（273～1,010）頭、南アルプス管理ユニットで平均 227 頭（99～445）頭であり、県全域で平均 1,099（562～1,883）頭であった（表 4-4）。また、 $\sigma$  の値に基づく 95%行動圏サイズは平均 121.1（58.0～303.8）km<sup>2</sup>であった。

標準偏差を平均で割った値である変動係数(CV)は推定の精度を示し、生息密度の変動係数は 0.33～0.39 であった（表 4-3）。

表 4-2 主要パラメータの事後要約統計量

パラメータ	平均	標準偏差	95%信用区間
N	富士・丹沢	108.8	39.7 ( 50.0 - 205.0 )
	関東山地	194.8	64.6 ( 94.0 - 348.0 )
	南アルプス	87.3	34.4 ( 38.0 - 171.0 )
$\psi$	富士・丹沢	0.364	0.134 ( 0.164 - 0.685 )
	関東山地	0.390	0.130 ( 0.183 - 0.696 )
	南アルプス	0.292	0.117 ( 0.123 - 0.577 )
$\sigma$	2.54	0.60 ( 1.75 - 4.02 )	
$\alpha$	-6.34	0.35 ( -7.06 - -5.70 )	

表 4-3 生息密度（頭/km<sup>2</sup>）の事後要約統計量

管理ユニット	平均	標準偏差	95%信用区間	変動係数
富士・丹沢	0.27	0.10 ( 0.13 - 0.51 )	0.36	
関東山地	0.42	0.14 ( 0.21 - 0.74 )	0.33	
南アルプス	0.20	0.08 ( 0.09 - 0.40 )	0.39	

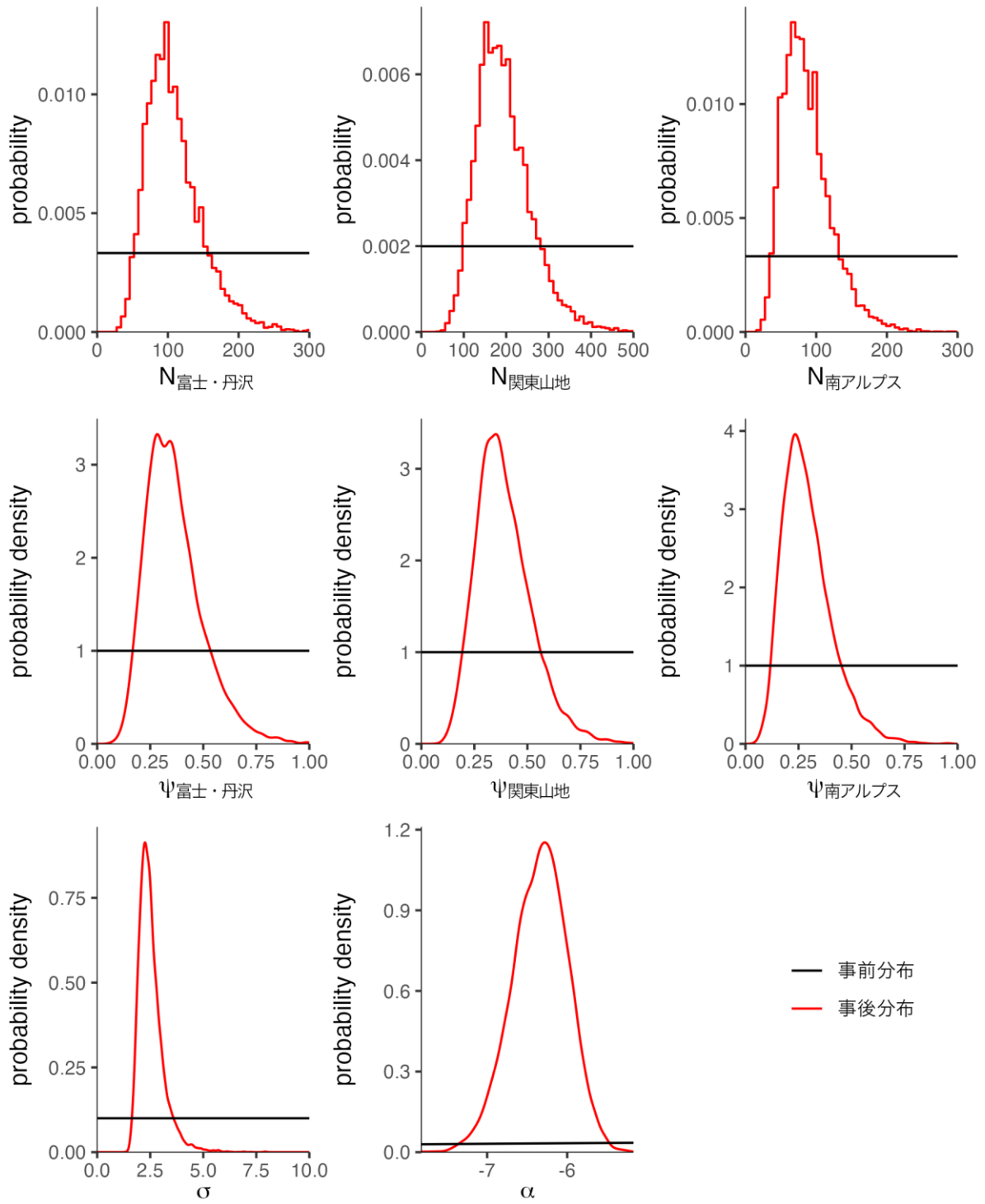


図 4-8 主要なパラメータの事前分布と事後分布

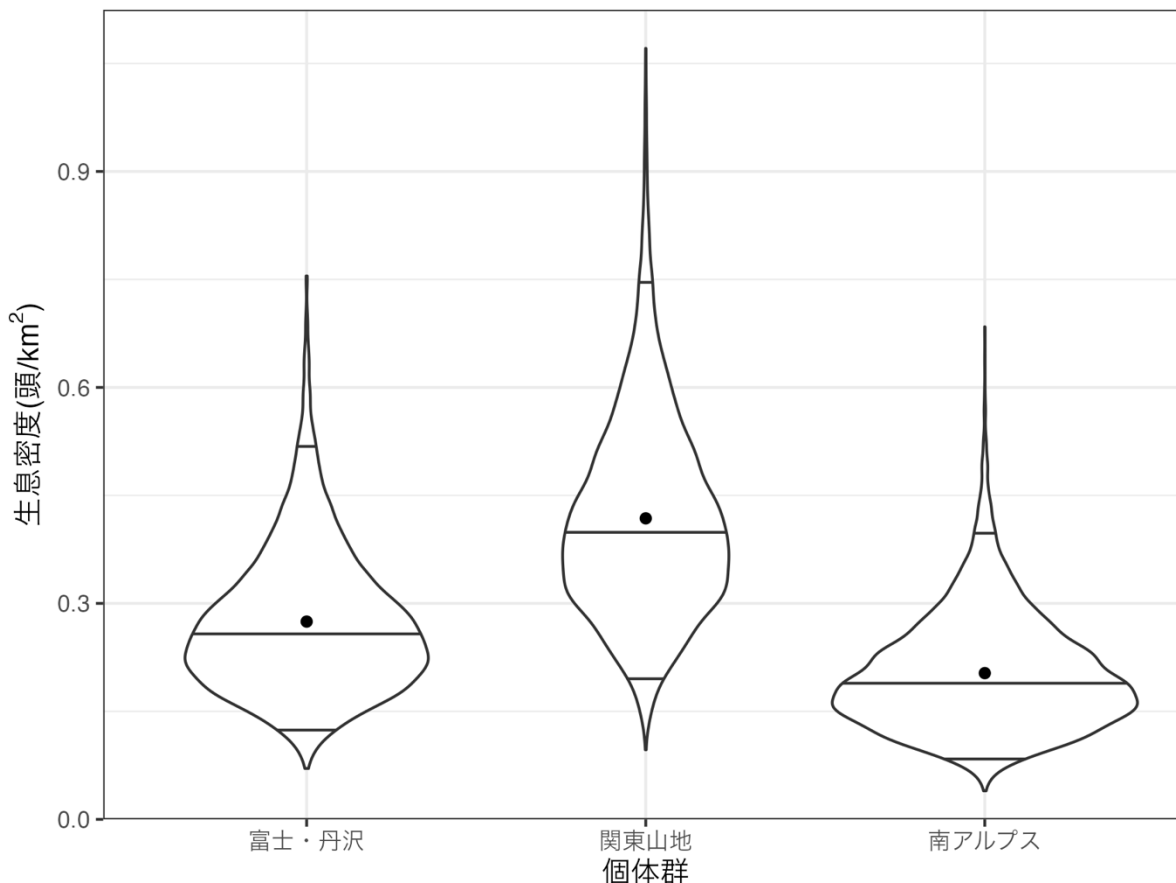


図 4-9 管理ユニットの生息密度の事後分布  
 バイオリンプロット上の横線は 95%信用区間、点は平均を示す。

表 4-4 個体数（頭）の事後要約統計量及び森林面積

管理ユニット	平均	標準偏差	最頻値	中央値	95%信用区間	森林面積 (km <sup>2</sup> )
富士・丹沢	306.6	111.8	251.1	287.4	( 140.9 - 577.7 )	1,116.2
関東山地	565.5	187.4	494.7	539.9	( 272.9 - 1010.2 )	1,352.4
南アルプス	227.0	89.6	180.5	210.7	( 98.8 - 444.8 )	1,117.7
全域	1099.2	335.6	1016.8	1056.6	( 561.6 - 1882.8 )	

計算方法の性質上、管理ユニットの個体数の平均の和は全域の個体数に一致するが（小数第 1 位の丸め誤差により僅かにずれる）、管理ユニットの個体数の最頻値、中央値、信用区間の下限上下の値の和は全域の個体数の最頻値、中央値、信用区間の下限上限の値に一致しない。

森林面積は国土数値情報の森林地域データで配布される shape ファイルに基づくため、管理ユニットの森林面積の和は令和 6 年度版山梨県林業統計書の値(3,474.64km<sup>2</sup>)とわずかに異なる(3.2%)。

## 第5章 捕獲情報・出没状況調査（任意調査）

本章では、山梨県内のクマの生息状況について明らかにするため、山梨県が収集した捕獲情報及び出没状況を整理し分析を行った。

### 1. 方法

#### (1) 捕獲情報分析

捕獲情報の分析には、山梨県が収集した令和元年度から令和6年度までのクマに関する捕獲情報を用いた。分析対象としたデータは、狩猟による捕獲、ならびに有害鳥獣捕獲および錯誤捕獲において捕獲された頭数である。なお、山梨県では、平成12年からクマの保護管理対策の一環として、市町村が有害鳥獣駆除等で捕獲したクマを放獣する事業である「ツキノワグマ放獣事業」を実施している。そのため、前述した捕獲情報の有害鳥獣捕獲および錯誤捕獲に関しては、捕獲後に放獣された個体も含まれている。

本分析においては、これらの情報を整理し、年度ごとの捕獲区分別（狩猟・有害鳥獣捕獲・錯誤捕獲）の殺処分頭数及び放獣頭数の推移を集計した。また、得られた捕獲地点情報に基づき、県内における捕獲地点の空間分布を図化した。なお、捕獲地点については、3次メッシュの記録がないデータが多数存在したため、全データにおいて記録が確認された5倍地域メッシュ単位で集計を行った。

#### (2) 出没状況分析

出没状況の分析には、山梨県内の各市町村から県に報告されたクマの目撃および被害に関する情報を用いた。分析の対象期間は、提供された平成26年度から令和6年度までの11年間とした。各目撃情報には、目撃された年月日や時間、市町村名、具体的な場所といった基本情報のほか、天候、目撃時のクマの様子、目撃者の行動、目撃した環境、人身被害の有無、推定年齢、目撃頭数、その後の対応といった詳細な属性情報が記録されており、本分析ではこれらの情報を整理して使用した。また、山梨県森林総合研究所による全県単位の主要な堅果類の豊凶調査データも併せて整理した。豊凶調査データの期間は令和2年度から令和6年度の5年間であり、豊凶調査の結果は「凶作」「凶作～並作」「並作」「豊作」の4つのカテゴリで分類されている。

具体的な分析にあたっては、まず目撃年月日の情報を用いて年度ごとの目撃件数を集計し、過去11年間における全県及び管理ユニット別の出没件数の推移や増減の傾向を把握した。次に、目撃場所の情報を基に、3次メッシュ単位で集計した目撃地点を地図上にプロットすることで、出没が集中する地域やその分布の変化を可視化した。なお、位置情報が記録されていないデータは除外した。また、目撃件数と生息密度の関連性を検証するため、令和2年度の推定結果及び本業務の推定結果（令和7年度）と、目撃件数の傾向を分析した。これらに加え、堅果類の結実状況と目撃件数の関係性についても分析を行った。

### 2. 結果・考察

#### (1) 捕獲情報分析

令和元年度から令和6年度までの狩猟捕獲、有害鳥獣捕獲及び錯誤捕獲における年度別の殺処分頭数と放獣個体数の推移を図5-1及び図5-2に示した。令和2年度に47頭殺処

分されたが、令和3年度には3分の1以下の13頭となっており、その後はほぼ横ばいであった。また、ほとんどの年度において錯誤捕獲による捕獲が多かったが、令和元年度及び令和6年度では、有害鳥獣捕獲による捕獲数が錯誤捕獲数を上回っていた。放獣頭数に関しては、年による差が大きい令和4年度及び6年度以外は概ね9頭前後で推移していた。また、捕獲区分では錯誤捕獲による放獣が大半を占めていた。これらの推移から、シカやイノシシを対象としたわなへの錯誤捕獲が、クマの主な捕獲要因となっていることが明らかになった。

令和元年度から令和6年度までの捕獲位置の分布を図5-3に示した。6年間の捕獲頭数が1頭のメッシュが多く散見されたが、大月市、甲州市、笛吹市、北杜市の一部メッシュでは10頭以上の捕獲が確認された。このように、捕獲地点は県内に広く散在しているものの、特定のメッシュに捕獲が集中していることが分かった。特に、10頭以上といった多数の捕獲が記録されている一部のメッシュにおいては、放獣された同一の個体が同じエリアで繰り返しわなにかかっている可能性も十分に考えられる。

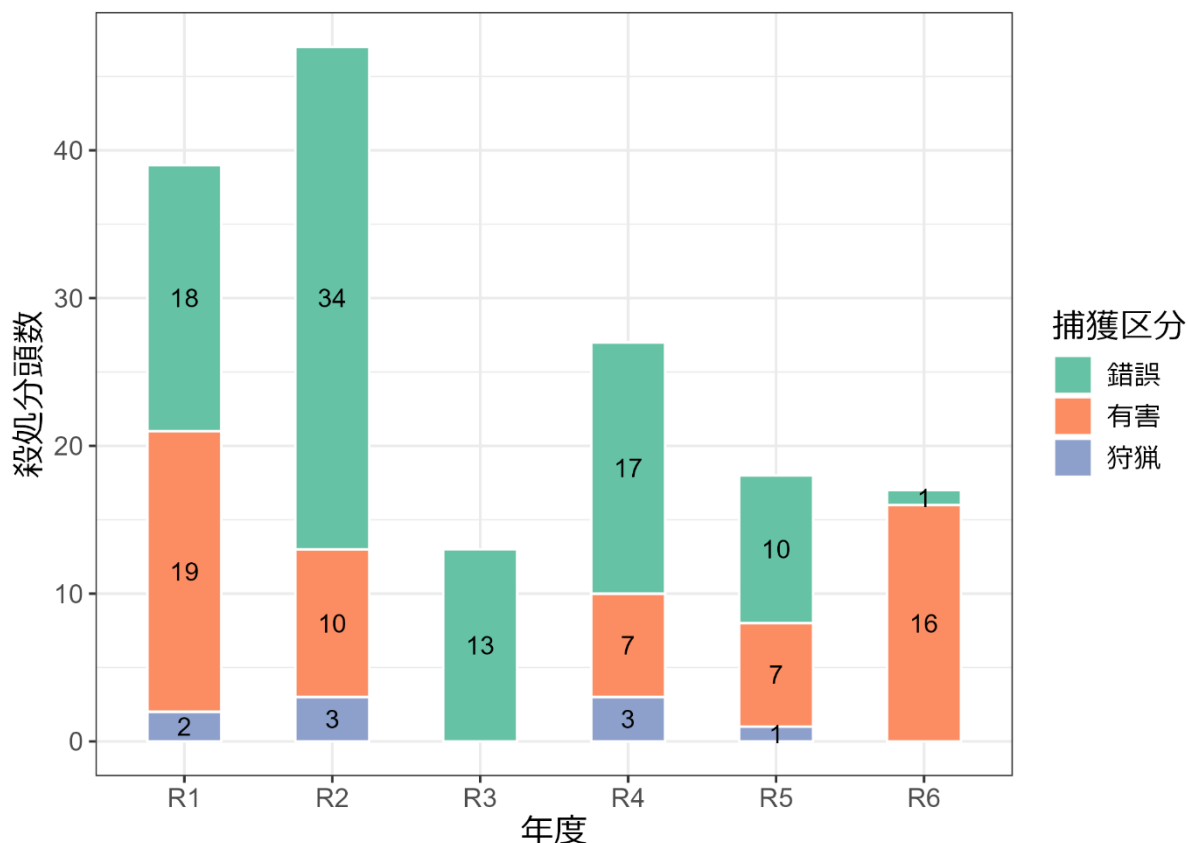


図5-1 令和元年度から令和6年度までの殺処分頭数の推移

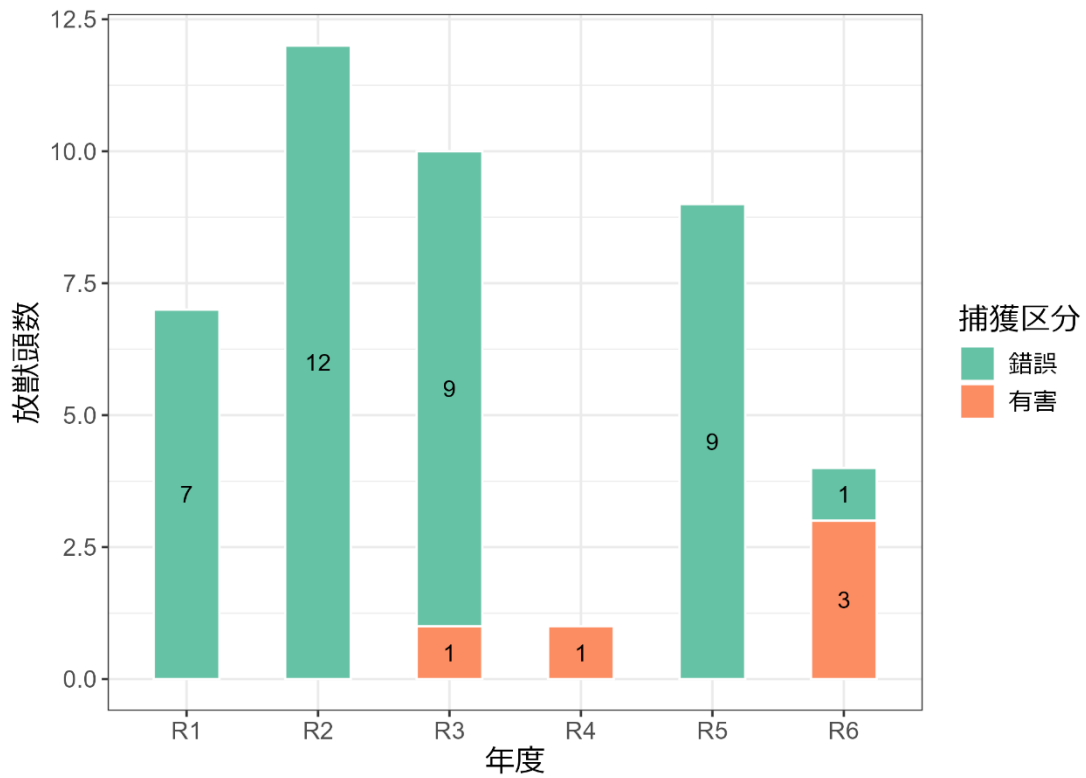


図 5-2 令和元年度から令和 6 年度までの有害鳥獣捕獲及び錯誤捕獲における放獣頭数の推移

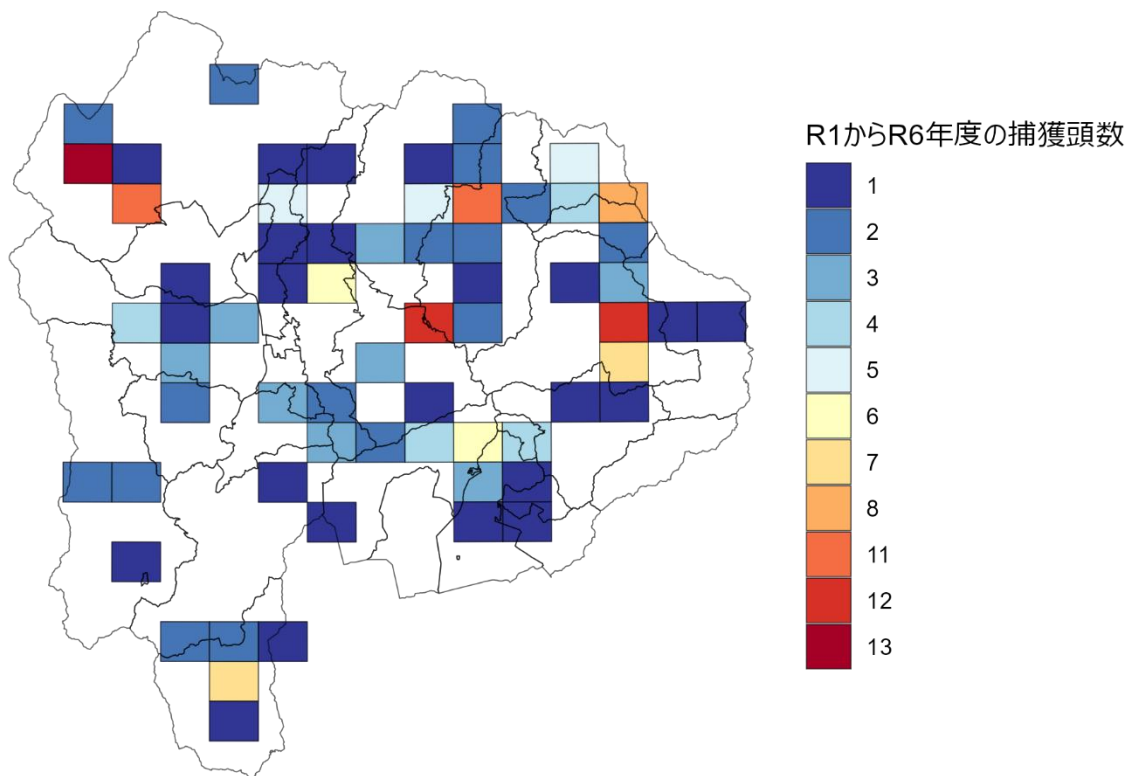


図 5-3 令和元年度から令和 6 年度までの 5 倍地域メッシュにおける捕獲位置の分布  
捕獲後、放獣された個体も含む。

## (2) 出没状況分析

平成 26 年度から令和 6 年度までの年度別目撃件数を図 5-4 に示した。年度による変動は見られるものの、長期的には増加傾向が確認された。特に、令和元年度および令和 6 年度には、300 件を超える多数の目撃が報告されていた。なお、市町村ごとの目撃件数は巻末資料 1 に示した。

3 次メッシュ別の目撃位置の分布図を図 5-5 に示した。目撃情報は山梨県全域で報告されているが、特に県東部の小菅村、上野原市、大月市、富士河口湖町、笛吹市に集中している。また、静岡県へ続く国道 52 号や、甲府市と富士吉田市を結ぶ国道 137 号といった主要道路沿いにおいても多くの目撃が確認された。これらの地域や道路は、首都圏からのアクセスが良く、観光地があることでも知られている。そのため、クマの生息状況そのものに加え、人流の多さも目撃件数が多くなった一つの要因であると考えられる。

各管理ユニットにおける年度別の目撃件数の推移を図 5-6 に示した。関東山地管理ユニットでは、年度ごとの変動が大きく、一貫した増減傾向は見られなかった。しかし、大半の年度で 40 件を超えており、特に令和元年度には 94 件と突出した件数が記録された。中央・南アルプス管理ユニットは、他管理ユニットと比較して件数自体は少ないものの、近年は増加傾向にある。特に令和 6 年度は 65 件に達し、例年の約 3 倍となる目撃が確認された。富士・丹沢管理ユニットでは、平成 26 年度以降、顕著な増加傾向を示している。平

成26年度に37件であったが、令和6年度には3倍以上の172件に達し、同年度においては最も多くの目撃数が記録された。このように、目撃件数の推移や増減のパターンは県内一律ではなく、地域ごとに大きく異なる傾向を持つことが明らかとなった。

各管理ユニットにおける目撃件数と推定生息密度の推移を図5-7に示した。なお、本分析に使用した目撃データは令和6年度までのものである。令和2年度の結果に注目すると、推定生息密度の高低と目撃件数との間に明確な相関は見られなかった。また、令和7年度の平均生息密度は関東山地管理ユニット、富士・丹沢管理ユニット、中央・南アルプス管理ユニットの順で高いと推定されたが、直近の令和6年度における目撃件数とは順位が一致しなかった。経年変化を見ると、関東山地管理ユニット及び富士・丹沢管理ユニットでは、令和2年度と比較して令和7年度の推定生息密度は上昇しており、同時期の目撃件数も増加していた。一方で、中央・南アルプス管理ユニットでは、生息密度は令和2年度と令和7年度で大きな変化は見られなかったものの、目撃件数は微増傾向を示した。これらの結果から、経年的な個体数の増加が目撃数増加の一因となっている可能性はあるものの、各ユニット間の比較においては、生息密度の高さがそのまま目撃件数の多さに直結しているわけではないことが示唆された。

各管理ユニットにおける月別の目撃件数の推移を図5-8に示した。いずれの管理ユニットにおいても、活動期である6月および7月に目撃が集中し、冬眠時期にあたる1月から3月は少ないという共通した傾向が確認されており、クマの活動サイクルと一致していた。

令和2年度から令和6年度における堅果類の結実の豊凶と目撃件数の関係性を図5-9に示した。分析期間を通じて、堅果類の豊凶と目撃件数との間に明確な相関関係は確認されなかった。令和3年度はすべての樹種において凶作あるいは凶作～並作であったが、目撃件数は前年度の令和2年度とほとんど変わらなかった。また、令和4年度は、3種とも並作の年であり、目撃件数は他の年と比較して少なかった。一方、令和5年度及び令和6年度は、3種とも結実状況に変化は見られなかったものの、目撃件数は令和6年度に大幅に増加を示しており、豊凶状況と目撃件数の増減は必ずしも一致していない。このことから、全県的な豊凶状況のみでは、各年の出没件数の増減を十分に説明できないことが分かる。

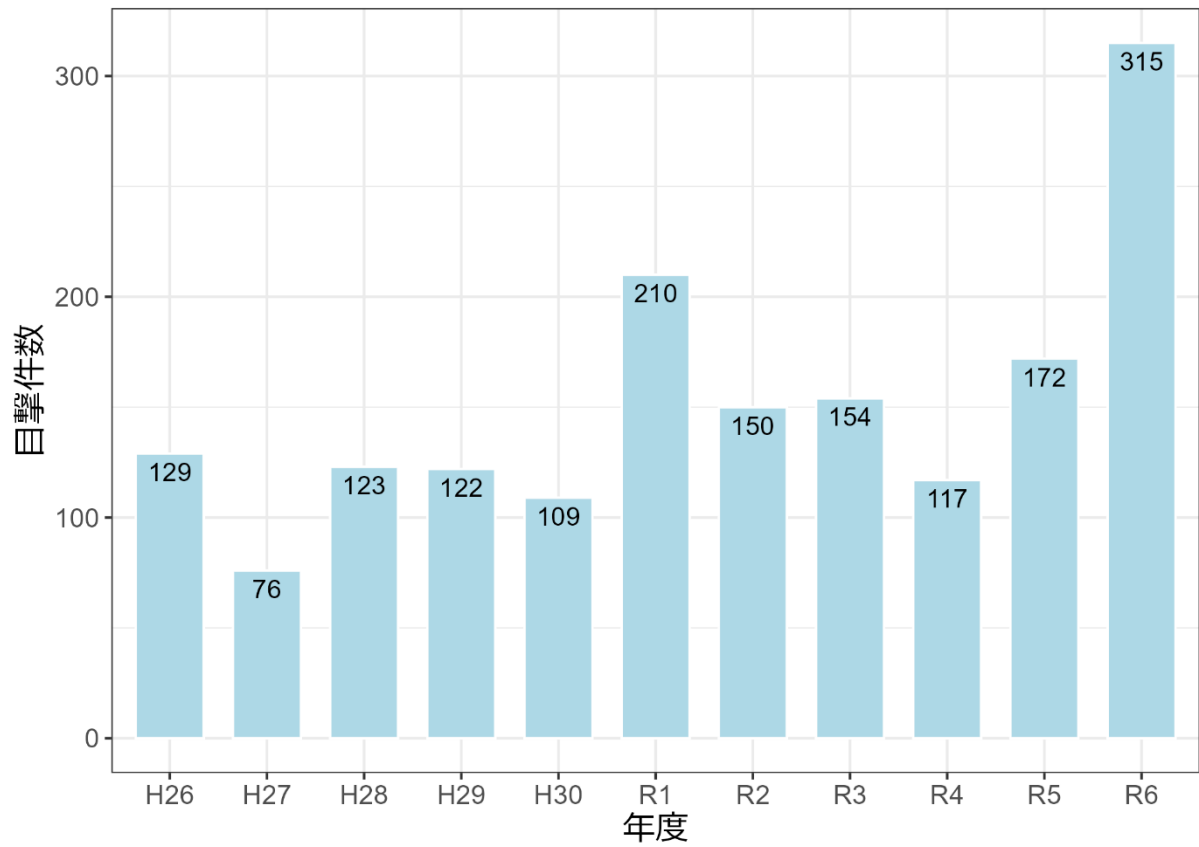


図 5-4 平成 26 年度から令和 6 年度までの年度別の目撃件数の推移

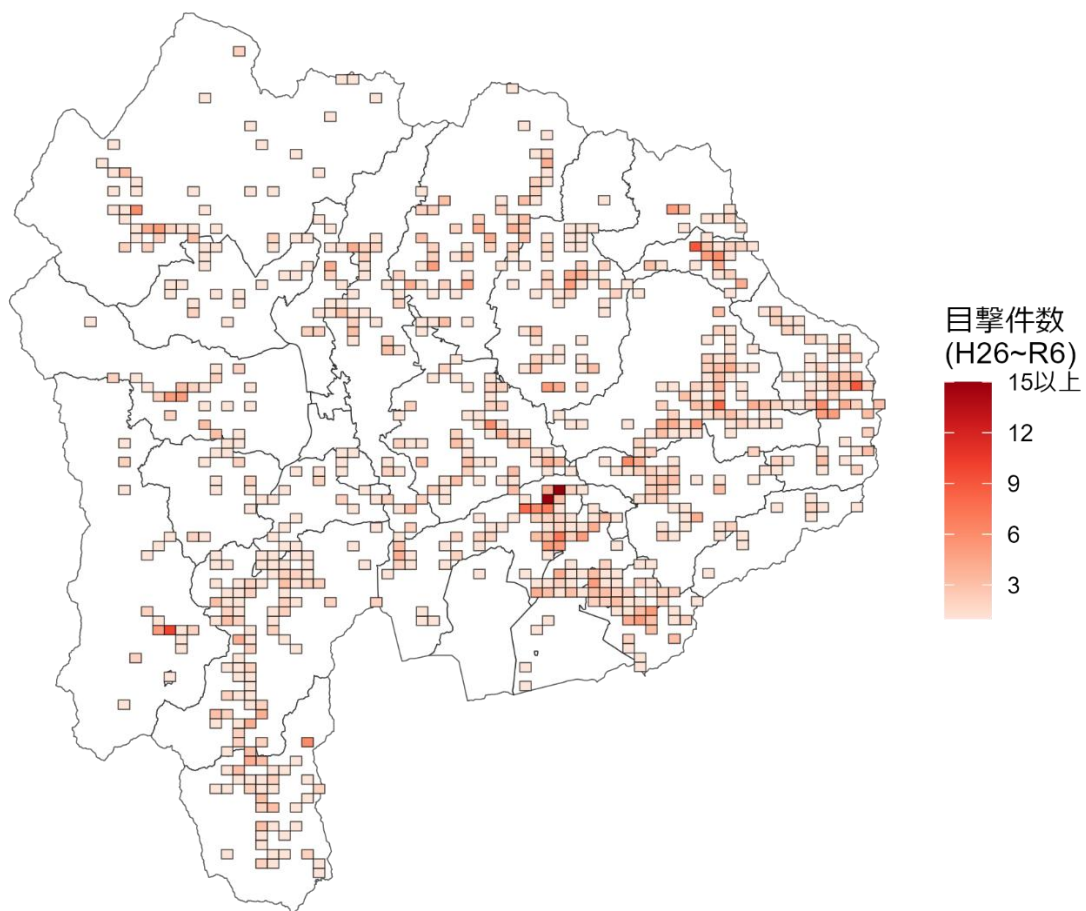


図 5-5 平成 26 年度から令和 6 年度における 3 次メッシュ別の目撃位置の分布  
目撃地点の位置情報が記録されていないデータは除外した。

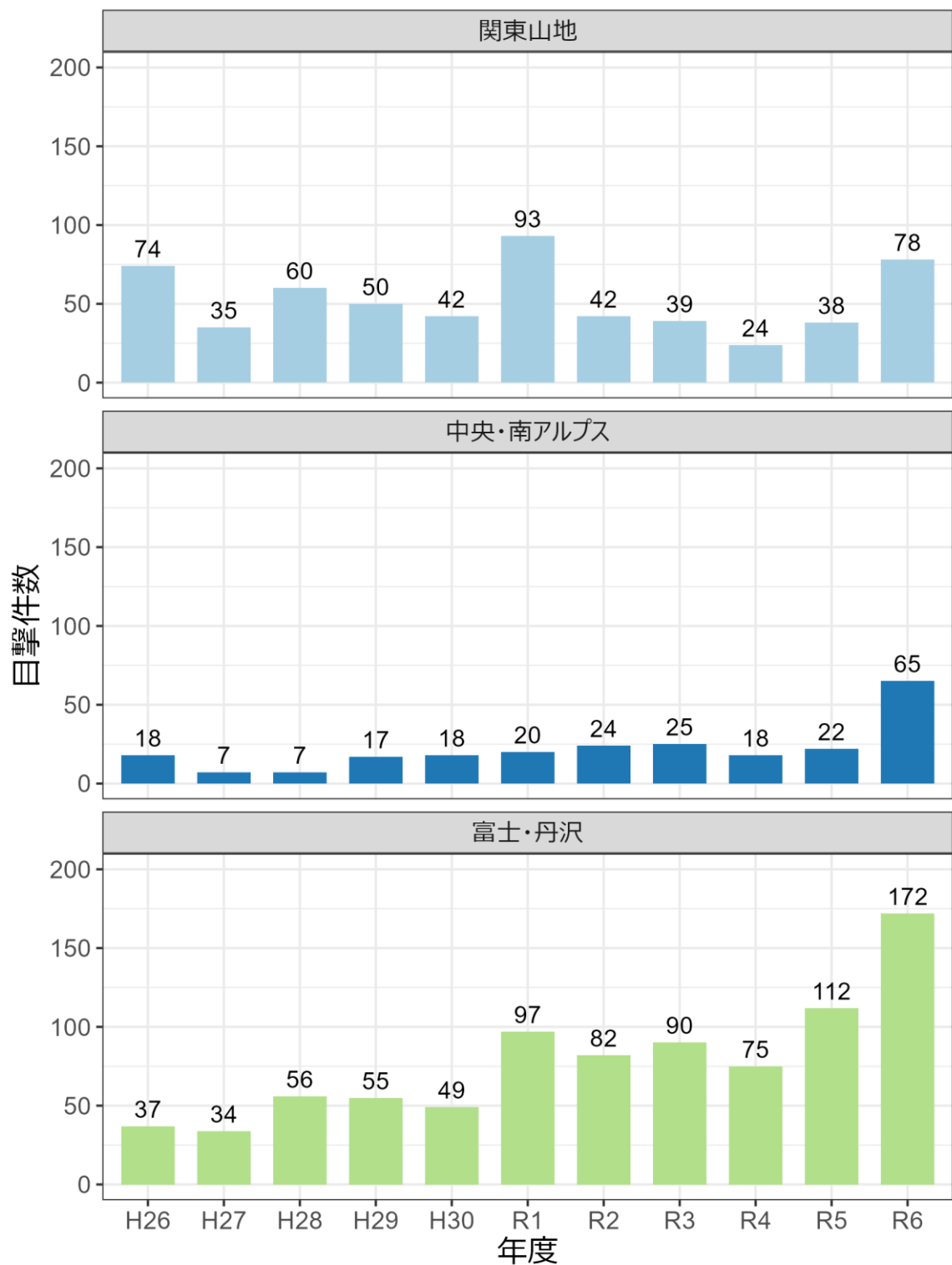


図 5-6 各管理ユニットにおける平成 26 年度から令和 6 年度までの年度別の目撃件数の推移  
目撃地点の位置情報が記録されていないデータは除外した。

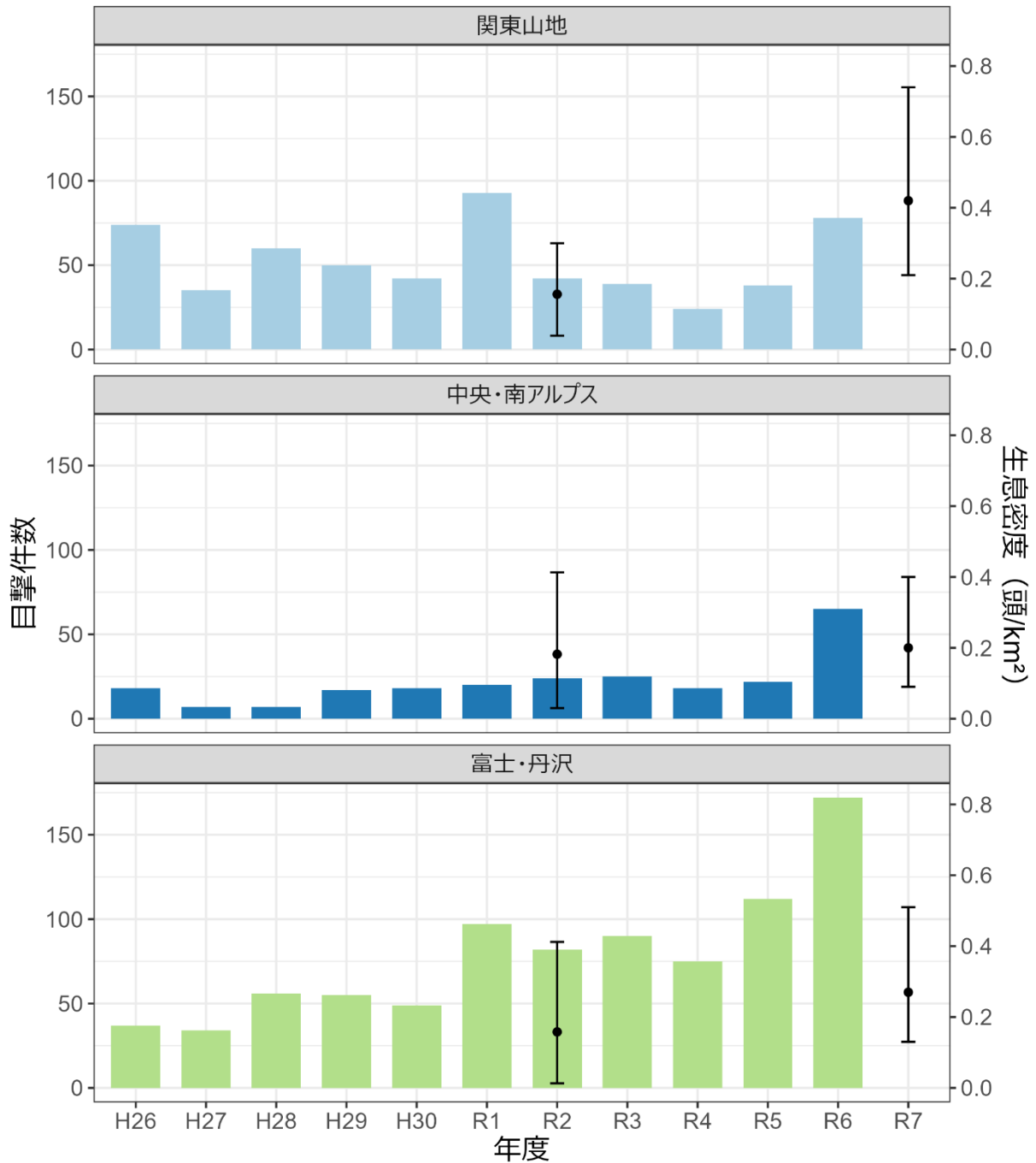


図 5-7 各管理ユニットにおける目撃件数と推定生息密度の推移

棒グラフは各年度の目撃件数、エラーバーは過年度の推定生息密度の結果を表す。黒点は平均値、エラーバーは 95%信用区間を表す。

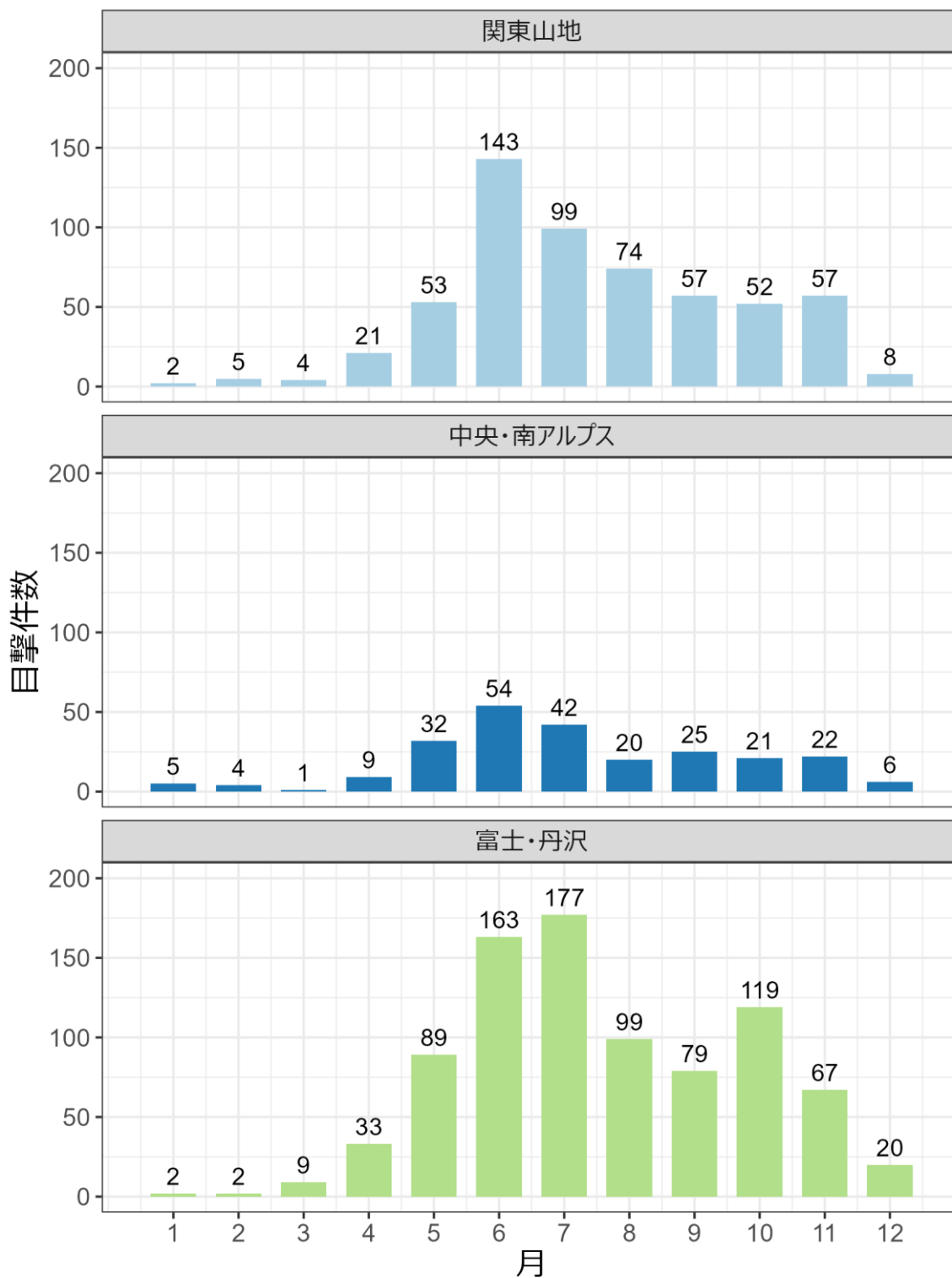


図 5-8 各管理ユニットにおける平成 26 年度から令和 6 年度までの月別の目撃件数の推移  
目撃地点の位置情報が記録されていないデータは除外した。

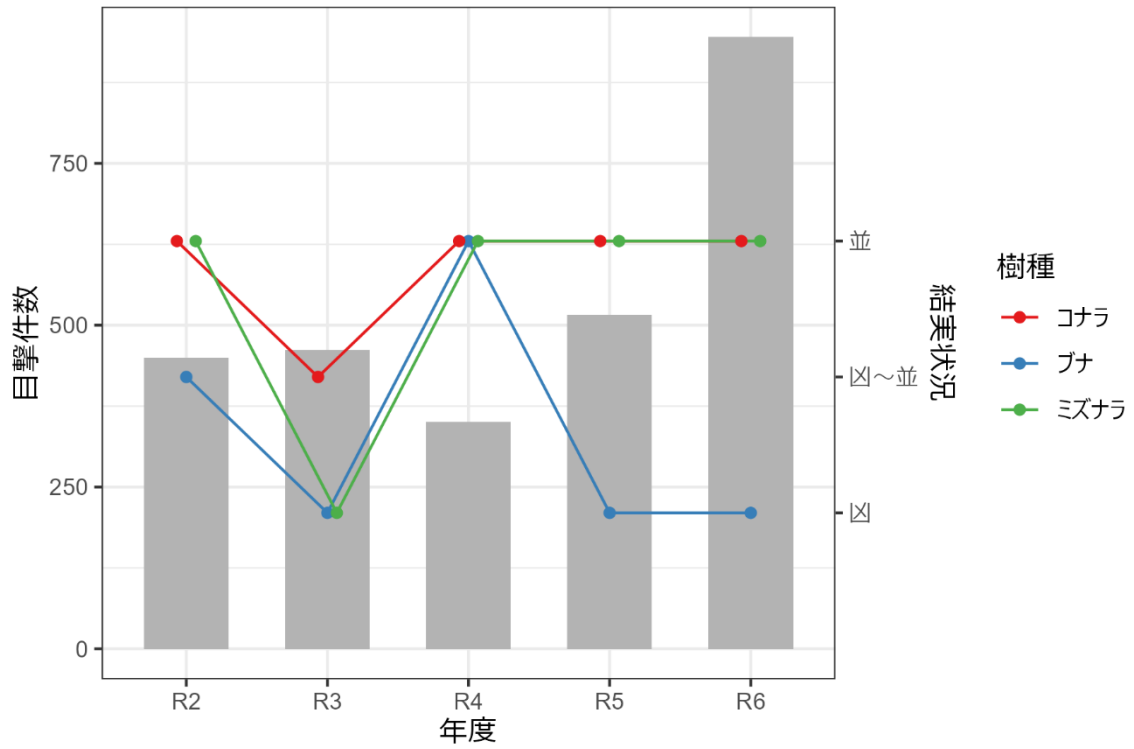


図 5-9 目撃件数と結実の豊凶状況との関係性の推移

棒グラフは各年度の目撃件数、折れ線グラフは各樹種の結実状況を表す。

## 第6章 総合考察

### 1. ヘア・トラップ調査の評価と今後の提案

本年度は、令和2年度と同様のヘア・トラップ調査設計(3管理ユニット×25トラップ)を採用し、各地域個体群の個体数推定値を更新する目的で調査を実施した。

調査の結果、採取されたサンプル数は令和2年度の505サンプルに対し、本年度は621サンプルと増加した。また、識別個体数においても、令和2年度の47個体から本年度は54個体へと増加が見られた。これらの増加要因としては、個体数推定結果が示す通り、管理ユニット内のクマの生息密度が上昇していることが第一に挙げられる。加えて、今回はヘア・トラップによる誘引および体毛採取が効率的に機能したことも、生息密度に応じたサンプル数の確保に大きく寄与したと考えられる。

本年度識別された54個体のうち、複数のヘア・トラップを訪れた個体は、富士・丹沢管理ユニットで6個体、関東山地管理ユニットで2個体、南アルプス管理ユニットで4個体の計12個体が確認された。令和2年度の調査では、富士・丹沢管理ユニットで1個体、関東山地管理ユニットで2個体、南アルプス管理ユニットで0個体の計3個体のみであった結果と比較すると、大幅な増加である。今回、個体数の推定に採用した「空間明示型標識再捕獲法」においては、複数ヘア・トラップを利用する個体のデータは行動圏を推定する上で重要である。そのため、本調査は前回に比べ精度の高いデータが得られたと判断できる。

複数のヘア・トラップを訪れる個体が増加した要因としては、誘引物を入れたベイトの設置方法を工夫したことが挙げられる。今回は設置高を十分に確保したほか、クマがベイトに接触できても内部の誘引物を容易には摂取できない構造への改良(写真2-1)を行い、クマが容易に報酬を得られないよう対策を講じた。これにより、クマが特定のヘア・トラップの誘引物に執着する「トラップハッピー」の発生を抑制しつつ、周辺への誘引自体は前回と同等以上に維持できたことが、広範な探索行動と複数地点での採取につながったと考えられる。

結論として、本年度の調査は、訪問個体数に対するサンプル採取効率、およびデータ解析の精度に関わる複数ヘア・トラップ訪問率のいずれにおいても、前回の調査を上回る良好な結果が得られたと考えられる。一方で、後述する生息密度推定の項目でも考察するように、前回調査時より改善は見られたものの、推定精度には依然として向上の余地が残されている。空間明示型標識再捕獲法における推定の不確実性をさらに低減するためには、ヘア・トラップの配置密度や調査セッションの回数、調査期間等のさらなる拡充が必要である点には留意しなければならない。

### 2. 個体識別の成功率の評価

本年度の調査における体毛サンプルの個体識別分析は、178試料中151試料で成功し、その成功率は84.8%に達した。この結果は、令和2年度の77%を上回るだけでなく、先行研究(Uno *et al.* 2012: 60.2%、米田ら 2014: 54%)と比較しても高い水準である。この要因としては、現場での徹底した乾燥処理が挙げられる。Stetz *et al.* (2015)が指摘するように、野外に曝露されたクマ類の毛サンプルは紫外線や降雨、湿度の影響でDNAの分解が急速に進行する。本調査では現場にシリカゲルを充填した密閉容器を携行し、採取直後に乾燥処理を施すことで湿度や紫外線による劣化を最小限に抑えられたと考えられる。

同研究 (Stetz *et al.* 2015) では、DNA の分解を防ぐために 10 日以内のサンプリングが推奨されているが、本事業では限られた予算で調査期間を最大化すべく、サンプリング間隔を一部 3 週間と長めに設定した。このサンプルが野外に長時間放置されるリスクを補完することを目的に、現場で同一個体由来と判断されるサンプルを適切にグルーピングして DNA の総量を確保する工夫を凝らした。サンプルをグルーピングする際に懸念されるコンタミネーションの発生も、現場での慎重な判断を徹底したことで 178 サンプル中 2 サンプル (1.1%) に留め、結果として調査コストの抑制と高い分析成功率の維持を両立することができたと考えられる。ただし、今後さらに生息密度が高まり、1 セッション中に同一トラップを訪れる個体数が増加した場合、こうしたサンプルの統合は複数個体由来の試料が混入するコンタミネーションのリスクを増大させる点に留意が必要である。今回のコンタミネーション発生率は極めて低い水準に留まったが、今後は個体群密度の推移を注視し、分析に供するサンプル数や抽出方法を再検討すべきである。

### 3. 生息密度推定の評価と今後の提案

今回得られた生息密度は令和 2 年度に推定された値と比較して高い傾向を示した。令和 2 年度に推定された生息密度は富士・丹沢管理ユニットで平均 0.158 (95%信用区間 0.013~0.414) 頭/km<sup>2</sup>、関東山地管理ユニットで平均 0.158 (0.039~0.300) 頭/km<sup>2</sup> に対して、今回推定された生息密度は富士・丹沢管理ユニットで平均 0.27 頭/km<sup>2</sup>、関東山地管理ユニットで平均 0.42 頭/km<sup>2</sup> であった。平均で比較すると富士・丹沢管理ユニットで 1.7 倍、関東山地管理ユニットで 2.7 倍の上昇となった。これは単純にクマの個体数が増加したと捉えるのではなく、令和 2 年度の推定結果の正確性が低く過小評価されていたと解釈すべきである。空間明示型標識再捕獲モデルにおいて、複数のヘア・トラップで同一個体が十分検出されること (空間再捕獲) が必要である。令和 2 年度において空間再捕獲された個体は、南アルプス管理ユニットで 0 頭、富士・丹沢管理ユニットで 1 頭、関東山地管理ユニットで 2 頭であった。この空間再捕獲個体数は十分ではなく、推定結果が実際の値から乖離していた可能性が高い。

また、令和 2 年度の推定生息密度をもとに、増加率を算出すると、富士・丹沢管理ユニットで年平均 1.11、関東山地管理ユニットで年平均 1.22 程度となる。これらの値は既知のクマの増加率 (数値を記載してください) (坂田ら 2011) から大きく逸脱はしていない。そのため、令和 2 年度の推定結果が過小評価されていなかったとしても今回の推定結果は十分にあり得る値と考えられる。

近隣のクマの生息密度と比較しても今回の推定結果は妥当な値であった。今回推定された生息密度は同程度もしくは低い傾向にあった。令和 2 年の長野県の南アルプス地域個体群で 0.37 頭/km<sup>2</sup>、関東山地地域個体群で 0.69 頭/km<sup>2</sup> と報告されている (長野県 2022)。令和 6 年度に静岡県 of 富士地域と南アルプス地域で行われた調査ではそれぞれ 0.3 頭/km<sup>2</sup> 程度が報告されている (静岡県 2024)。神奈川県では丹沢山地に約 80 頭生息するとされており (神奈川県 2025)、丹沢山地の面積を 400km<sup>2</sup> とすると生息密度は、0.2 頭/km<sup>2</sup> となる。これらの値からも今回推定された生息密度が過大評価された可能性は小さいと考えられる。

一方で、推定精度 (CV:0.33~0.39) は低く、一般に野生動物管理に必要とされる推定の精度 (CV < 0.2) やヘア・トラップよりも精度が低いカメラトラップによる空間明示型標識再捕獲モデルによる平均の精度 (CV = 0.31) を下回っていた (Morin *et al.* 2022)。

精度が低いため、平均などの代表値では実際の値と乖離が大きい可能性がある。この問題の解消のためには、ヘア・トラップの増設、見回り回数の増加が効果的である。ヘア・トラップと見回り回数を増やすことで、総検出回数が増加するとともに空間再捕獲の増加に伴い、精度向上が見込まれる。

調査地における生息密度の推定に関しては精度に関して課題はあるものの、大きな問題のない結果が得られた。しかし、県全域の個体数の取り扱いには慎重になるべきである。今回、調査地における生息密度と各管理ユニットの森林面積の積から個体数を算出した。この方法による個体数の推定には、調査地における生息密度が各管理ユニットの生息密度の平均であるという仮定に立っている。しかし、調査地は全体で見たときには局所的であり（図4-7）、管理ユニット全体の生息密度とは乖離している可能性がある。

こういった状況では、ヘア・トラップ調査地を増やすことが最も正確性が確保されるが、地域住民の理解や十分な予算が必要となり実施のハードルが高い。そこで、個体識別を前提としないカメラトラップ調査が解決方法として考えられる。個体識別を前提としない調査であれば、近隣住民の理解も得やすい。またニホンジカやイノシシなどの他種の調査と併用が可能であるため、大型野生哺乳類のモニタリング全体で見たときにはコストパフォーマンスに優れる。この際、調査地は個体識別を前提とした調査地と一部は重なっていることに留意する必要がある。

別の効率的にデータを収集する方法として出猟カレンダー等による目撃効率の収集もコスト面で優れた方法である。ただし、狩猟を対象とした出猟カレンダーではクマの活性が低下してくる秋季からの記録であるため、検出が難しくなることが想定される。そのため、通年で実施されている管理捕獲において、クマの目撃効率を収集することが望まれる。すでに管理捕獲を対象にアンケート調査が実施されているため、回答項目にクマの目撃数を追加するだけモニタリングが可能となる。

今回の個体数推定は前回と比較して正確性が高い結果であると考えられるが、精度や全域の個体数推定にはいくつか課題があった。今後、上述の調査設計の見直しや追加のモニタリングの実施を行うとともに、これまで収集したデータも含めて解析を行うことでより正確性と精度の高い方法の検討を行うことが望まれる。

#### 4. 捕獲情報・出没状況調査の評価と今後の提案

捕獲情報分析の結果、令和6年度を除く多くの年度において、捕獲区分の多くを錯誤捕獲が占めていることが明らかとなった。また、放獣された個体の多くが錯誤捕獲由来であることから、ニホンジカやイノシシを対象としたくくりわなにクマが誤って誘引・捕獲されていることが示唆された。錯誤捕獲は、クマに不要なストレスや身体的損傷を与えるだけでなく、捕獲従事者が放獣作業を行う際の危険性や精神的・時間的負担も大きい。そのため、ニホンジカ・イノシシの捕獲効率を維持しつつ、クマの錯誤捕獲を回避可能なわなの選定と普及が不可欠である。近年は、こうした課題を解決するための技術開発が進んでおり、クマの錯誤捕獲防止機能を備えたくくりわなも販売されている。捕獲頭数が多く確認された大月市、甲州市、笛吹市、北杜市などの地域においては、こうした改良型わなの導入を積極的に推進し、錯誤捕獲の低減を図ることが望ましい。

出没状況分析の結果、管理ユニット間で目撃件数の傾向に差異が認められた。しかし、令和2年度及び令和7年度の各管理ユニットにおける推定生息密度と目撃件数に明確な相関は見られなかった。この乖離は、収集された目撃情報の特性に起因すると考えられる。

県が収集している目撃情報は、主に一般市民からの通報に依存する受動的なデータである。そのため、実際のクマの生息密度に加え、堅果類の豊凶や、土地のアクセスの良さ、人の多さといった人間の活動量に強く影響を受ける傾向がある。実際、観光地として人流の多い富士河口湖町や、JR 中央線や中央自動車道が通り、首都圏からのアクセスが良い大月市、主要幹線道路である国道 52 号・137 号沿いにおいて目撃件数が多く記録されている。目撃件数の代替案として、第 6 章 3 で述べた管理捕獲における銃猟の目撃効率の導入を推奨する。銃猟の目撃効率は、目撃数を従事日数と人数といった努力量で除することで標準化するため、前述したアクセスの良さや人の多さによるバイアスを低減することができる。

本分析では、堅果類の結実豊凶データと目撃件数との関係性についても検討を試みたが、明確な相関関係は見られなかった。その要因として、データの空間スケールの問題が挙げられる。今回使用した結実状況の豊凶データは全県単位で集計された広域的な指標である。しかし、実際の堅果類の豊凶は年変動だけでなく、地域によっても変動が異なる。そのため、これらをひとまとまりにしたデータでは、地域の傾向が相殺・希釈されてしまうため、全県単位の目撃件数との単純な比較では実態の把握は困難だと考える。加えて、比較対象としたクマの目撃件数は、前述した通り人間の活動量によるバイアスが含まれている。さらに、クマの出没には、その地域のクマが依存する餌資源、人里に対する警戒心の程度、地域によるクマの性格の違いなど、豊凶以外の多岐にわたる要因が関係している。したがって、これらの複雑な関係性を明らかにする場合、局所的なスケールでの生息密度調査や詳細な豊凶調査など、対象地域の特性に合わせた詳細な調査設計が必要である。

## 5. 今後のクマの保護管理方針に関する提言

### ■ 定期的かつ継続的な生息密度モニタリングの実施と個体数の適正管理

本年度の調査により、山梨県内各地域におけるクマの生息密度が明らかとなった。クマ類は他の野生動物と比較して繁殖率が低く、捕獲による影響を受けやすい特性を持つ。したがって、持続可能な保護管理を遂行する上では、定期的かつ継続的なモニタリングを通じた、生息密度の把握が不可欠である。この生息密度のモニタリングデータを基に、捕獲上限数や管理目標の設定にあたっては、科学的データに基づく地域ごとの生息密度を基準とし、被害リスクが高い状況下では適切な対策を講じる必要がある。一方で、密度が低下した際には、個体群の過度な減少を抑制するため、速やかに保護施策へと舵を切る柔軟性も求められる。このように、生息密度に応じた動的な管理を行う観点からも、モニタリングの継続性は極めて重要である。

具体的な調査の運用においては、本年度の推定結果との経年比較を可能にするため、可能な限り同一の手法および同一の調査規模を維持しなければならない。あわせて、前述した課題点や改良点を反映させることで、精度の高い推定値を継続的に得るための予算確保および専門的人員の配置を、県として計画的に進めることが重要と考える。

### ■ 人身被害防止に向けた市町村への支援体制の強化

近年、北海道や東北地方を中心にクマ類の出没および人身被害が急増し、深刻な社会問題となっている。山梨県においても、今後の生息密度の推移や環境要因の変化に伴い、市街地への出没や重大な人身被害が発生する懸念が高まっている。クマの行動予測には不確実性が伴うため、平時より市街地出没を想定した即応体制の整備と、必要な装備の拡充を図ることが肝要である。特に、令和 7 年度の法改正により、市街地に出没した個体への緊

急銃猟を含めた対応の柔軟性が増している。この制度転換の機を捉え、県は市町村に対し、被害が発生する前段階からの体制整備や装備導入への財政・技術的支援を積極的に実施することが重要となる。予期せぬ事態への備えを平時から強化することは、直接的な人身被害の防止のみならず、地域住民の不安解消と安心感の醸成に直結する。結果的には、人間社会とクマとの適切な共存を実現するための基盤となると考える。

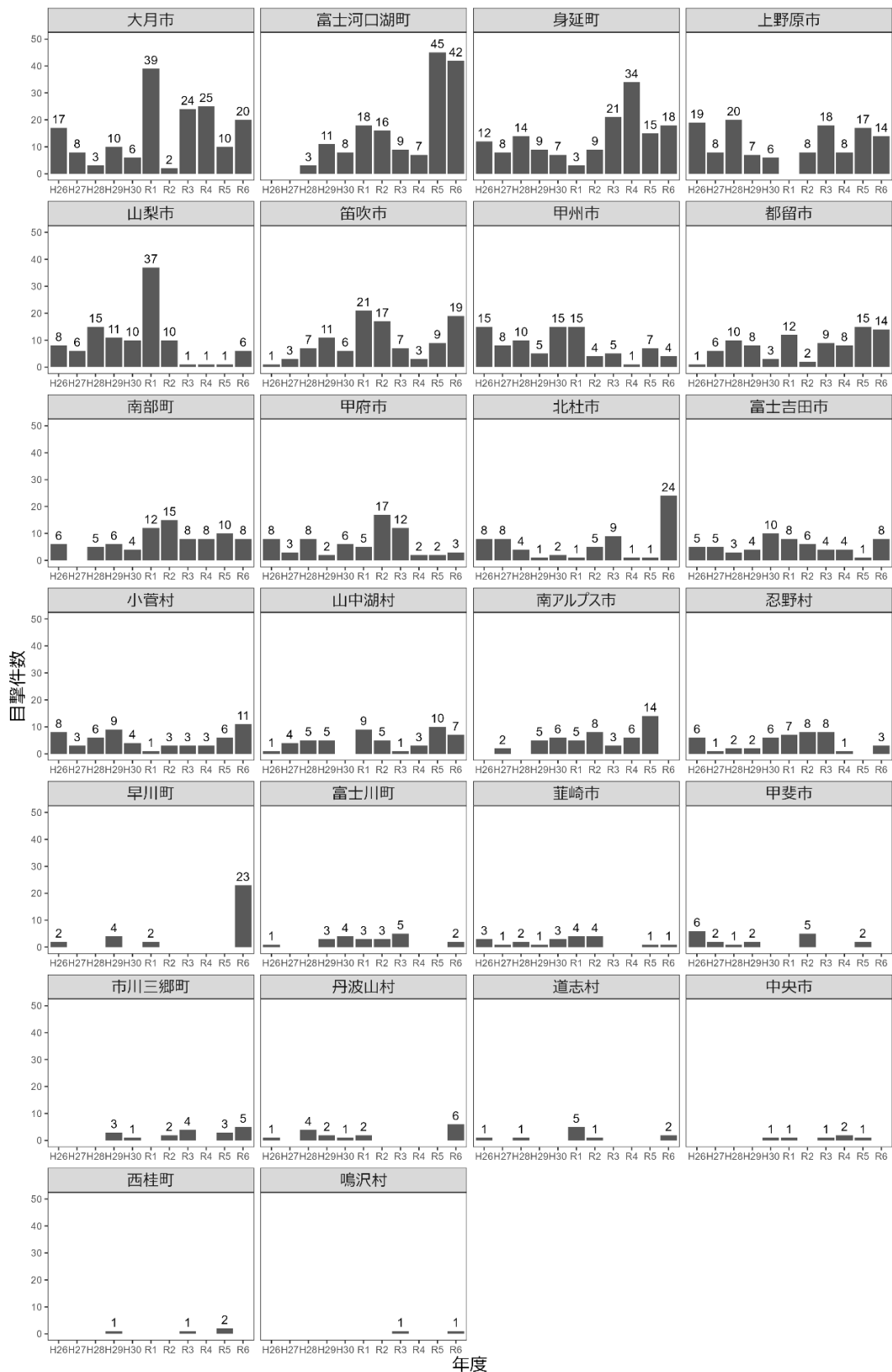
## 参考文献

- Efford, M.G., Dawson DK and Robbins CS. 2004. DENSITY: software for analysing capture-recapture data from passive detector arrays. *Animal Biodiversity and Conservation* 27: 217-228.
- Gardner B., Royle J. A., Wegan, M. T. 2009. Hierarchical models for estimating density from DNA mark-recapture studies. *Ecology* 90(4):1106-1115.
- Gopalaswamy, A. M., Royle, J. A., Hines, J. E., Singh, P., Jathanna, D., Kumar, N. S. and Karanth, K. U. 2012. Program SPACECAP: software for estimating animal density using spatially explicit capture-recapture models. *Methods in Ecology and Evolution* 3: 1067-1072
- 岩手県. 2007. 第2次ツキノワグマ保護管理計画.
- 橋本幸彦, 高槻成紀. 1997. ツキノワグマの食性: 総説. *哺乳類科学*. 37 (1) : 1-19.
- 環境研究総合推進費 クマ類の個体数推定の開発に関する研究チーム. 2012. クマ類の個体数を調べる ヘア・トラップ法とカメラトラップ法の手引き (統合版).
- 環境省. 2000. 特定鳥獣保護管理計画技術マニュアル (クマ類編).
- 環境省・野生動物保護管理事務所. 2002. 平成13年度自然再生技術調査業務報告書.
- 関東山地ニホンジカ広域協議会. 2017. 関東山地ニホンジカ広域保護管理指針
- Kitahara, E, Y. Isagi, Y. Ishibashi T. Saitoh. 2000. Polymorphic microsatellite DNA markers in the Asiatic black bear *Ursus thibetanus*. *Molecular Ecology* 9: 1661-1662.
- Kozakai, C., Yamazaki, K., Nemoto, Y., Nakajima, A., Koike, S., Abe, S., Masaki, T. and Kaji, K. (2011), Effect of mast production on home range use of Japanese black bears. *The Journal of Wildlife Management*, 75: 867-875.
- 植生学会企画委員会. 2011. ニホンジカによる日本の植生への影響\_シカ影響アンケート調査 (2009~2010) 結果. *植生情報*第15号:9-30.
- 兵庫県. 2020. ツキノワグマ管理計画令和2年度事業実施計画.
- 米田 舜・丸山 哲也・福井 えみ子・小金澤 正昭 (2014) 高原山系におけるヘア・トラップ及びカメラトラップを用いたツキノワグマの個体数推定. *野生鳥獣研究紀要*, (39), 1-17.
- Morin, D. J., Boulanger, J., Bischof, R., Lee, D. C., Ngoprasert, D., Fuller, A. K., ... & Karanth, U. (2022). Comparison of methods for estimating density and population trends for low-density Asian bears. *Global Ecology and Conservation*, 35, e02058.
- 森光由樹, 名矢結香, 泉山茂之. 2006. ヘア・トラップ法による野生ツキノワグマの個体識別. *DNA多型* 14: 164-167.
- 森光由樹. 2008. 各都道府県のヘア・トラップ調査の実施状況 と長野県における実施例. *哺乳類科学* 48: 133-138.
- Mysterud, A. and Ostbye, E. 1999. Cover as a habitat element for temperate ungulates: effects on habitat selection and demography. *Wildlife Society Bulletin* 27 (2): 385-394.
- 長池卓男 2011. 山梨県北部におけるミズナラ堅果落下量の年変化. 山梨県森林総合研究所

- 研究報告 30: 11-13
- 長野県. 2022. 第二種特定鳥獣管理計画 (第5期ツキノワグマ保護管理) .
- Paetkau, D., W. Calvert, I. Stirling C. Strobeck. 1995. Microsatellite analysis of population structure in Canadian polar bears. *Molecular Ecology* 4: 347-354.
- Parker, K.L. 1988. Effects of heat, cold, and rain on coastal black-tailed deer. *Canadian Journal of Zoology* 66(11): 2475-2483.
- Paetkau, D. 2003. An empirical exploration of data quality in DNA-based population inventories. *Molecular Ecology* 12: 1375-1387.
- Royle, J. A.; Karanth, K. U.; Gopalaswamy, A. N. Kumar, S. N. 2009. Bayesian inference in camera trapping studies for a class of spatial capture-recapture models. *Ecology* 90(11): 3233-3244.
- 坂田 宏志, 岸本 康誉, 関 香奈子. 2011. ツキノワグマの生息動向と個体数の推定. 兵庫ワイルドライフモノグラフ 3号, p. 26-38(2011-03).
- 佐藤喜和・湯浅卓. 2008. ヘア・トラップを用いたクマ類の個体数推定のための方法論について. *哺乳類科学*, 48: 101-107.
- Stetz, J. B., Seitz, T., & Sawaya, M. A. (2015). Effects of Exposure on Genotyping Success Rates of Hair Samples from Brown and American Black Bears. *Journal of Fish and Wildlife Management*, 6(1), 191-203.
- Shibata, M.; Masaki, T.; Yagihashi, T.; Shimada, T; Saitoh, T. 2020. Decadal changes in masting behaviour of oak trees with rising temperature. *Journal of Ecology*. 2020;108:1088-1100. DOI: 10.1111/1365-2745.13337.
- 静岡県. 2024. 県内に生息するツキノワグマの個体数の推計調査 (令和6年度) .
- Taberlet, P., J.-J. Camarra, S. Griffin, E. Uhres, O. Hanotte, L.P. Waits, C. Dubois-Paganon, T. Burke J. Bouvet. 1997. Noninvasive genetic tracking of the endangered Pyrenean brown bear population. *Molecular Ecology* 6: 869-876.
- Taberlet, P. L.P Waits, G Luikart. 1999. Noninvasive genetic sampling: look before you leap. *Trends in Ecology and Evolution*, 14: 323-327
- Uno, R., Kondo, M., Yuasa, T., Yamauchi, K., Tsuruga, H., Tamate, H. B., & Yoneda, M. 2012. Assessment of genotyping accuracy in a non-invasive DNA-based population survey of Asiatic black bears (*Ursus thibetanus*): lessons from a large-scale pilot study in Iwate prefecture, northern Japan. *Population Ecology*, 54(4), 509-519.
- Yamamoto, K., T. Tsubota, T. Komatsu, A. Katayama, T. Murase, I. Kita, T Kudo. 2002. Sex identification of Japanese black bear, *Ursus thibetanus japonicus*, by PCR based on Amelogenin gene. *The journal of veterinary medical science*, 64: 505-508.
- 山内貴義・近藤麻実. 2010. クマ類体毛サンプルからの DNA 抽出と分析成功率の季節性. 平成 21 年度環境研究・技術開発推進費 クマ類の個体数推定法の開発に関する研究 平成 21 年度報告書: 82-93.
- 山内貴義・斎藤正恵. 2008. 岩手県におけるヘア・トラップの実施状況と今後の課題. *哺乳類化学* 48(1):125-131.
- 山梨県・野生動物保護管理事務所. 2001. ツキノワグマ生息実態調査報告書.

- 
- 山梨県・野生動物保護管理事務所. 2012. 平成 23 年度 ツキノワグマ生息実態調査 調査報告書.
- 山梨県・野生動物保護管理事務所. 2012. 平成 24 年度 ツキノワグマ生息実態調査 調査報告書.
- 湯浅卓・佐藤喜和. 2008. ヘア・トラップを用いたクマ類の個体数推定法における課題 ～国内外の事例の比較検討～. 哺乳類科学 48 : 109-118.
- 米田政明・間野勉. 2011. クマ類の個体数推定および動向把握方法の現状と課題. 哺乳類科学 51 : 79-95.
- Wilberg, M. J., B. P. Dreher . 2004. GENECAP: a program for analysis of multilocus genotypes data for non-invasive sampling and capture-recapture population estimation. *Molecular Ecology Notes* 4: 783-785.
- Woods J. G., B. N. Mclellan, D. Paetkau 1999. Genetic tagging free ranging black and brown bears. *Wildlife Society Bulletin* 27: 616-627.

巻末資料



巻末資料 1 各市町村における平成 26 年度から令和 6 年度までの年度別の目撃件数の推移

巻末資料 2 全地点のヘア・トラップの設置風景  
【富士・丹沢管理ユニット】



F02



F03



F04



F05



F06



F07



F08



F09



F10



F11



F12



F13



F14



F15



F16



F18



F19



F20



F21



F22



F23



F25



NF03



NF04



NF05

【関東山地管理ユニット】



K04



K05



K06



K07



K08



K09



K14



K15



K16



K17



K18



K19



K21



K23



NK01



NK02



NK04



NK05



NK06



NK07



NK08



NK11



NK12



NK14



NK16

【南アルプス管理ユニット】



M01



M03



M05



M06



M07



M08



M10



M11



M13



M14



M15



M16



M18



M19



M20



M21



M23



M25



NM02



NM05



NM06



NM08



NM10



NM13



NM14

令和7年度  
ツキノワグマ生息等モニタリング調査委託業務  
報告書

令和8年3月31日

発注者 山梨県森林環境部自然共生推進課  
業務請負者 株式会社野生動物保護管理事務所

〒192-0031 東京都八王子市小宮町 922-7  
Tel. 042-649-1385 Fax. 042-649-1386