

図 3-1 南アルプス管理ユニットにおける識別個体の確認位置

(★)は識別個体が確認されたトラップを示す。YN～はトラップで確認された個体の識別番号、(□)は2km×2kmのメッシュを示す。

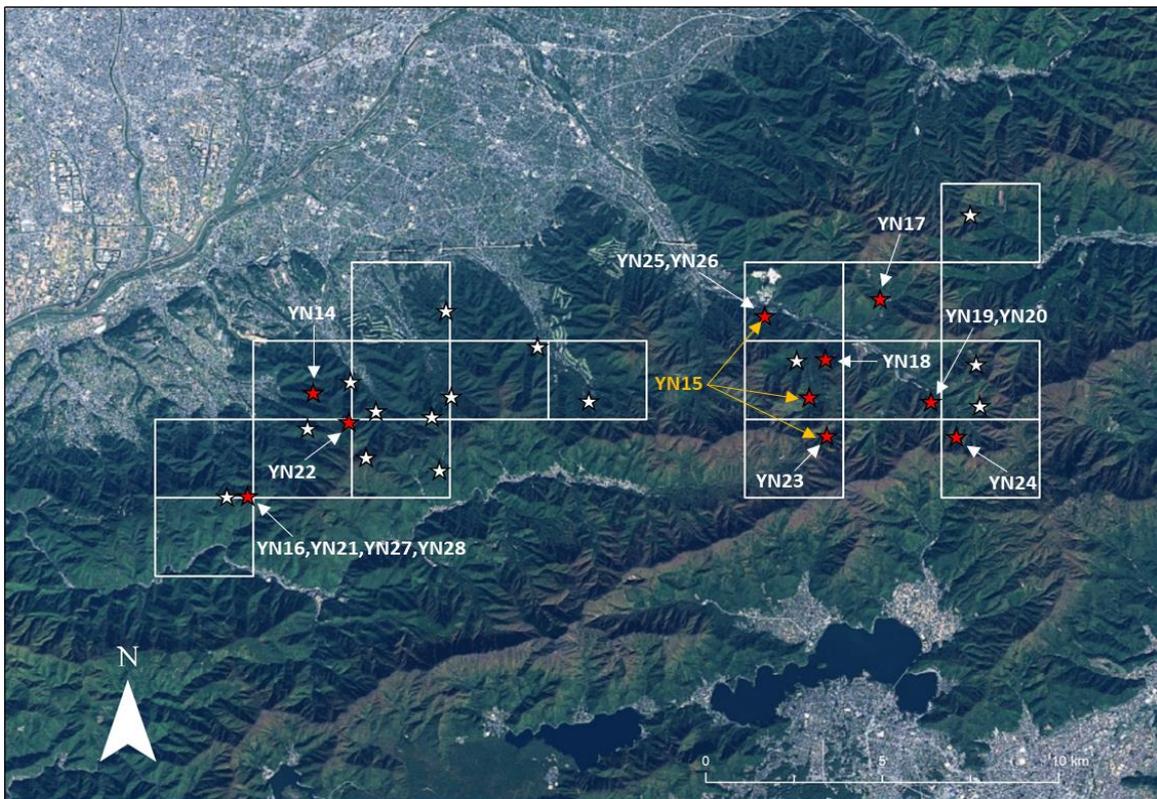


図 3-2 富士・丹沢管理ユニットにおける識別個体の確認位置

(★)は識別個体が確認されたトラップを示す。YN～はトラップで確認された個体の識別番号、(□)は2km×2kmのメッシュを示す。

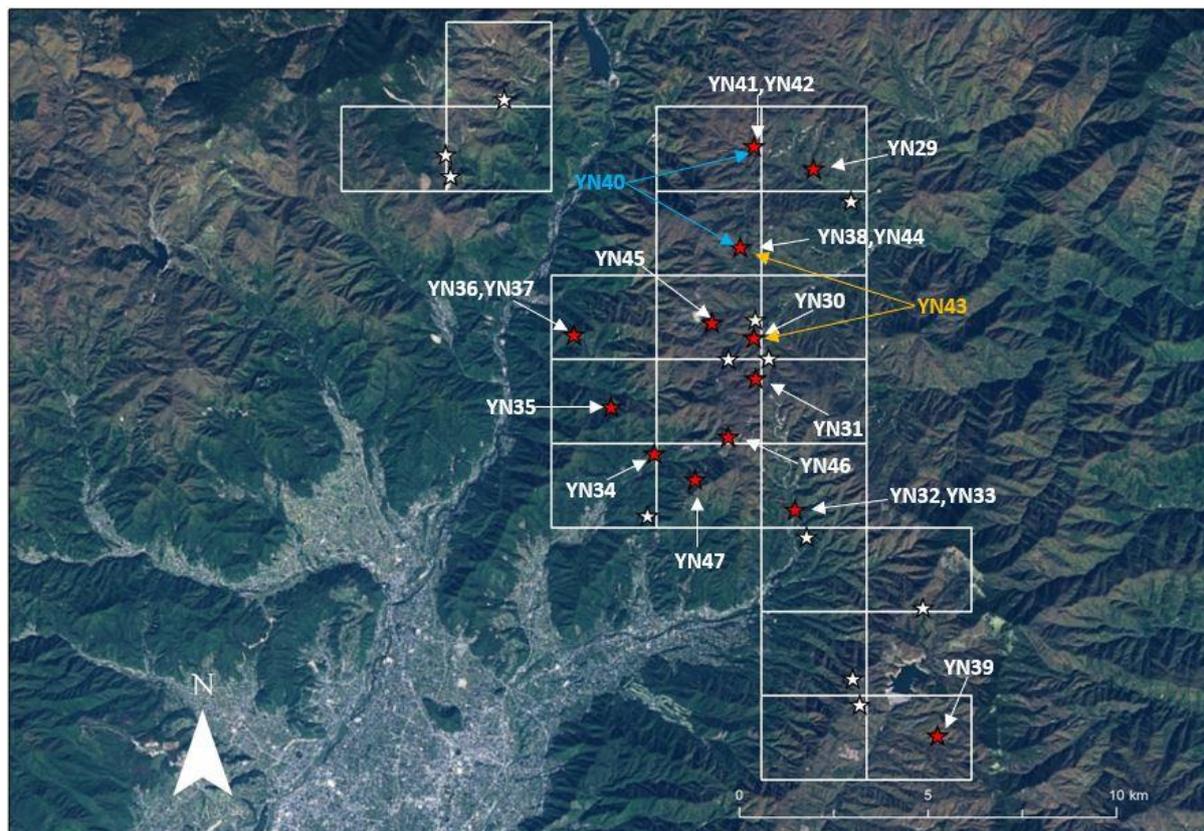


図 3-3 関東山地管理ユニットにおける識別個体の確認位置

(★)は識別個体が確認されたトラップを示す。YN～はトラップで確認された個体の識別番号、(□)は2km×2kmのメッシュを示す。

## (2) 考察

各管理ユニットで25基ずつ、計75基のヘアトラップから採取された試料を用いて遺伝分析を行った。その結果、南アルプ管理ユニットにおいては13個体、富士・丹沢管理ユニットでは15個体、関東山地管理ユニットでは19個体、計47個体が検出された(YN01～YN47)。ヘアトラップ1基あたりの識別個体数であらわすと、南アルプ管理ユニットは0.52個体/基、富士・丹沢管理ユニットは0.6個体/基、関東山地管理ユニットは0.76個体/基であった。2012年度の調査が行われた富士・丹沢管理ユニットの調査では計30基のヘアトラップで計14個体が検出されており、ヘアトラップ1基あたりの識別個体数は0.47個体/基であった。

200試料中154試料で分析が成功しており、分析成功率は77%であった。長野県で実施されたヘアトラップ調査では全試料あたりの分析成功率が26.3%という結果が報告されており(森光ら 2006、森光 2008)、今年度の分析成功率は比較的高い水準であることが明らかとなった。

今年度の調査は、分析成功率が低下する8～9月を避け、7月中にサンプリングを実施した。また、採取された試料をシリカゲルで素早く乾燥させ、保管容器内にもシリカゲルを入れて乾燥状態を保持した。高い分析成功率が得られたのはこれらの要因により、比較的状态の良い試料を採取、保管できたことが要因であると考えられる。

## 第4章 生息密度と頭数の推定

現地調査で採取した体毛試料を用いて DNA 分析して得られたデータを用いて、管理ユニットごとのクマ生息密度と個体数を推定した。

### 1. 生息密度の推定法

ヘアトラップ法による生息密度の推定は、Lincoln-Petersen モデル (Petersen 1896) などの標識再捕獲法に基づく方法が主流であった。この方法は全てのトラップにおける捕捉率は一定という仮定に基づき、識別された全個体のうち再識別された個体の割合から個体数を推定する方法である。しかし、実際は調査地内にクマが一様に分布しているとは限らず、トラップ配置の不均一性により、各個体の捕捉率が異なるといった状況が起こる (図 4-1)。また、生息密度を算出する際に設定する有効トラップ面積の決め方により、算出される生息密度が変化してしまう問題も指摘されていた。

こういった状況をうけ、近年上記の問題点を考慮した空間明示型標識再捕獲モデルが開発された (Efford 2004, Borchers & Efford 2008, Royle *et al.* 2009)。このモデルはクマを捕捉したトラップの位置情報を推定に組み込むことが可能であり、個体ごとに異なる捕捉率を考慮することが可能となった。モデルにおいては、クマの行動圏の中心がトラップの位置から離れているほど捕捉率は低下すると仮定し、ある個体 ( $i$ ) が特定のサンプリングセッション ( $k$ ) において、トラップ ( $j$ ) で捕捉される確率は以下の式であらわされる。

$$b_0 + b_2 \times \text{dist}(s(i), u(j))^2$$

ここで、 $b_0$  はクマの行動圏中心がトラップの位置と一致した場合の捕捉率、つまり捕捉率の最大値を表す。 $b_2 \times \text{dist}(s(i), u(j))^2$  は、クマの行動圏中心とトラップの距離に応じた捕捉の減衰率を表す。

推定に際してはベイズ推定法を用い、マルコフ連鎖モンテカルロ法 (MCMC) と呼ばれる方法で、行動圏中心の位置に関する  $b_0$  や  $b_2$  の値で乱数を発生させ、今回得られたデータが得られる確率を繰り返し計算する。そして、データが得られる確率と事前分布を掛け合わせるにより、事後分布が導き出される。この方法により捕捉率とトラップとの距離の関係 ( $\sigma$ ,  $\lambda$ )、個体数や個体の位置座標 ( $\phi$ ,  $N$ ) に関連するパラメーターを同時に推定することが可能である (図 4-2)。

本調査では、上述した空間明示型標識再捕獲モデルで、南アルプス管理ユニット、富士・丹沢管理ユニット、関東山地管理ユニットにおける生息密度および個体数を平成 24 年度「山梨県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 2013) の方法と設定条件に基づき推定する。

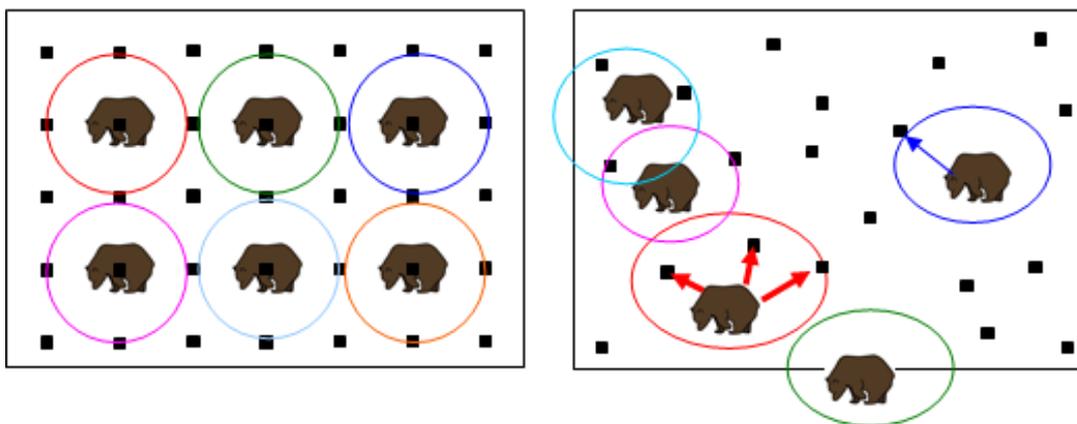
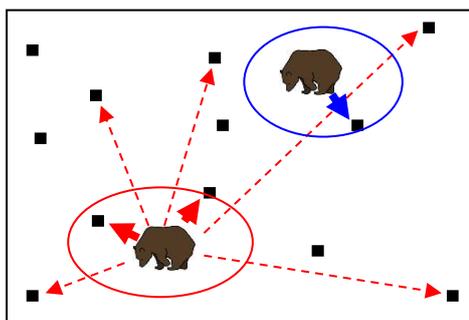


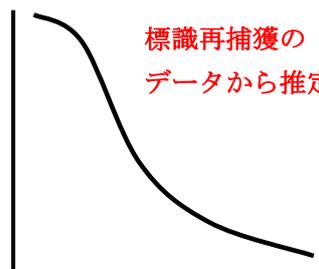
図 4-1 標識再捕獲法におけるクマの分布・トラップ配置・捕捉率の概念図

(左側が Lincoln-Petersen モデルなどの古典的モデルでのイメージを、右側が現実のイメージを表す。空間明示型標識再捕獲モデルは、右側に近い状況を仮定している。図中の枠線は調査地の境界を、(■)はトラップ位置を楕円はクマの行動圏を表す。右図で表したとおり、行動圏内のトラップではクマを捕獲しやすく、トラップ位置が行動圏から離れるほどクマを捕獲しにくくなる。)



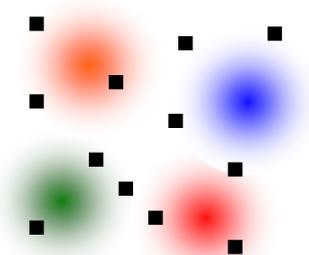
行動圏から離れるとトラップでの捕捉率は低下する。

トラップでの捕捉率

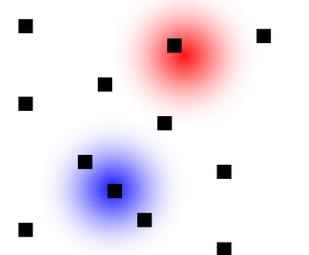


標識再捕獲のデータから推定

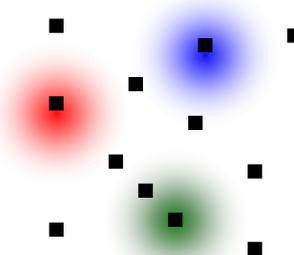
行動圏中心からトラップまでの距離



<1回目のシミュレーション>



<2回目のシミュレーション>



<3回目のシミュレーション>

図 4-2 空間明示型標識再捕獲モデルの概念図

個対数・個体の位置・距離と捕捉率の関係を変化させながらシミュレーションを繰り返す。

## 2. 各管理ユニットの生息密度の推定

実際の各管理ユニットにおける生息密度の推定は、フリーの統計解析ソフト R のパッケージである SPACECAP (Gopalaswamy *et al.* 2012) を用いた。SPACECAP は、個体の行動中心候補の位置座標、トラップの位置座標、遺伝分析により得られた個体の再識別情報のデータをもとに、空間明示型標識再捕獲モデルとベイズ推定の原理に基づき生息密度の推定が可能である。

推定に際し、まず各管理ユニットにおける生息密度の推定範囲を決定した。国土交通省国土数値情報土地利用 3 次メッシュ (1km×1km) を基準に、実際に設置したトラップの最外郭から 10km のバッファゾーンを取った長方形のエリアを規定した。バッファゾーンはヘアトラップの設置場所からクマが移動して到達することが可能な範囲を想定している。その後、クマの生息地として不適な市街地や河川が含まれるメッシュを除外し推定範囲とした。次に、推定範囲内に任意の行動中心点候補を設定した。行動中心候補点は、推定範囲内の 1km メッシュの中心点に 1 つずつ設定した。各管理ユニットの推定範囲と行動中心候補点を図 4-3、図 4-4、図 4-5 に示す。各管理ユニットにおける推定範囲の面積は、南アルプス管理ユニットで 478km<sup>2</sup>、富士・丹沢管理ユニットで 539km<sup>2</sup>、関東山地管理ユニットで 669km<sup>2</sup> である。

計算に際しては、事前分布である調査地に生息している可能性のあるクマの個体数を最大 1,000 頭と仮定し、最小値 0、最大値 1,000 の一様分布を事前分布とした。MCMC の回数は 30 万回とし、数値の不安定な初期の 3,000 回は焼き捨て、3 ステップごとに結果をサンプリングした。

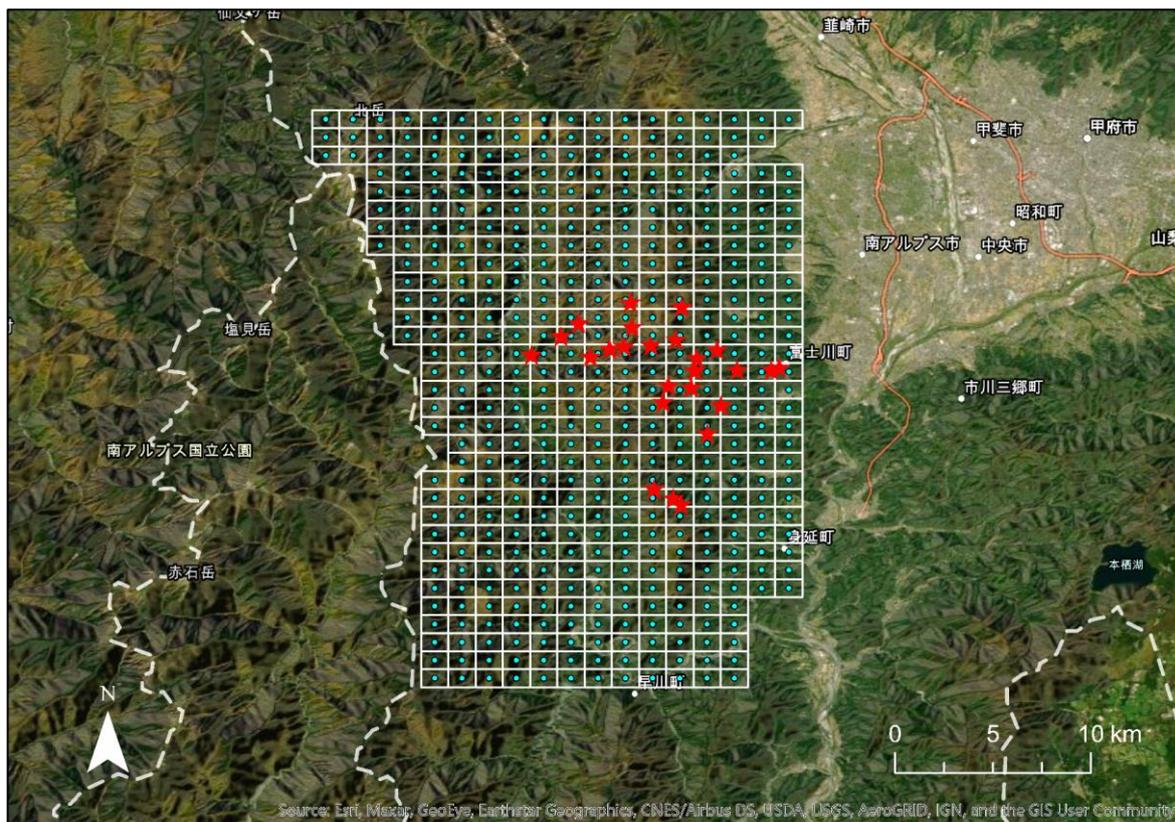


図 4-3 行動中心候補点と設置したトラップの位置関係 (南アルプス管理ユニット)

(★) はトラップの位置, (●) は行動圏中心候補点, (□) は推定範囲の 1km×1km メッシュ, 破線は県境を表す。

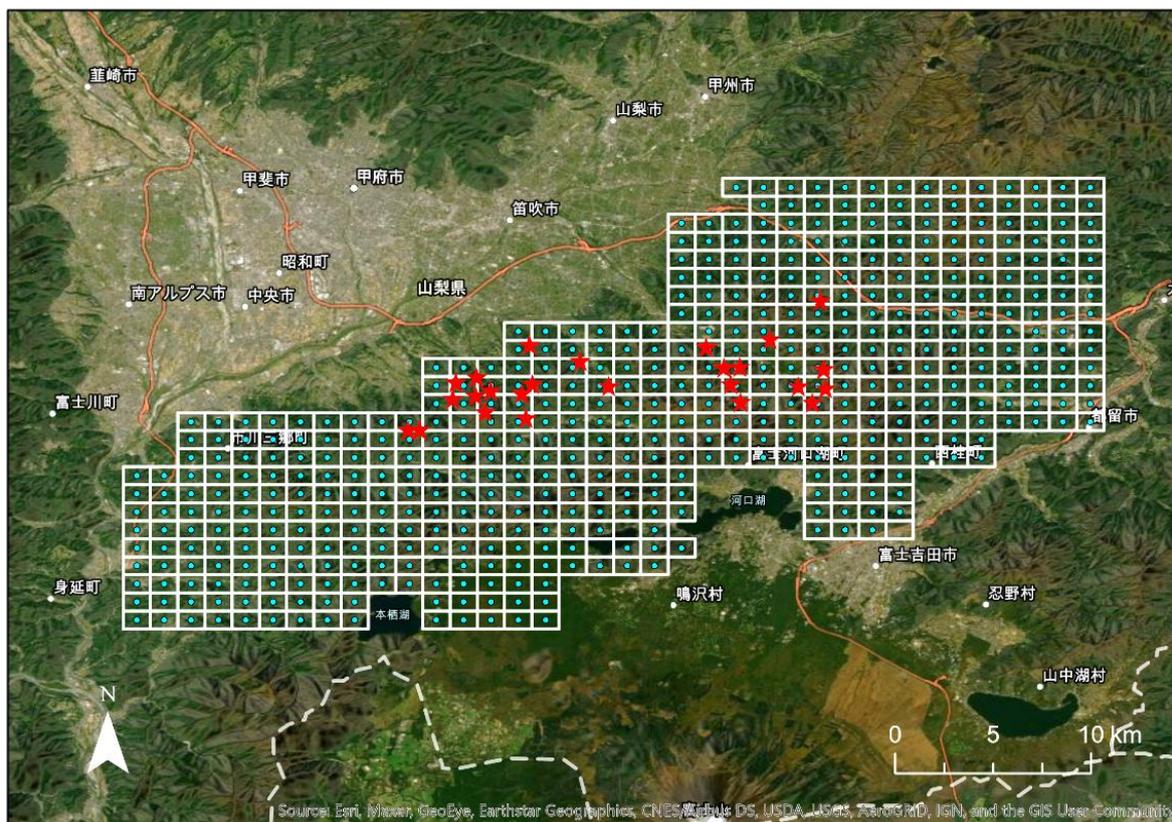


図 4-4 行動中心候補点と設置したトラップの位置関係（富士・丹沢管理ユニット）  
 (★) はトラップの位置, (●) は行動圏中心候補点, (□) は推定範囲の1km×1kmメッシュ, 破線は県境を表す。

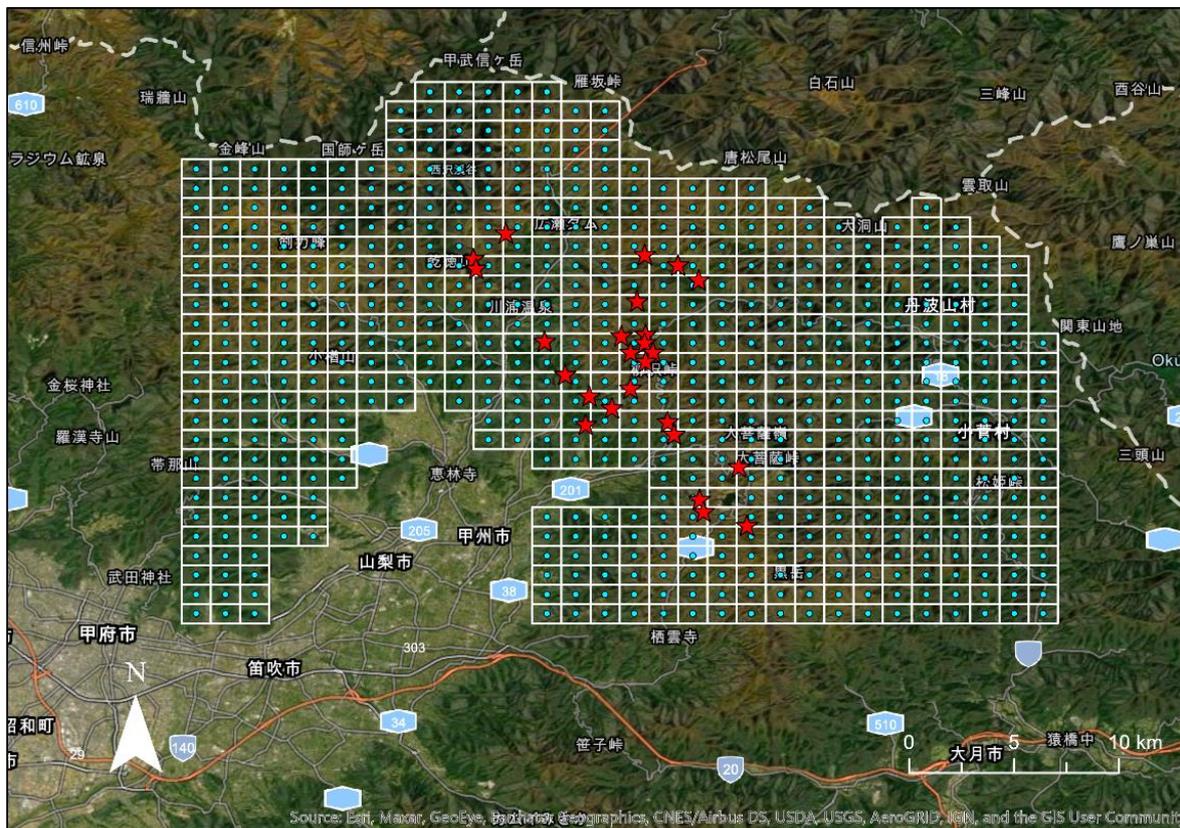


図 4-5 行動中心候補点と設置したトラップの位置関係（関東山地管理ユニット）  
 (★) はトラップの位置, (●) は行動圏中心候補点, (□) は推定範囲の1km×1kmメッシュ, 破線は県境を表す。

### 3. 各管理ユニットにおける個体数の推定

推定された各管理ユニットにおける生息密度の平均値を、そのユニットにおけるクマの生息密度の代表値とした。個体数の推定は、平成24年度「山梨県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 2013)に記載の方法に準じて行った。環境省が実施した「第6回自然環境保全基礎調査」(1999～2004年度)の哺乳類分布調査では、山梨県内のほぼ全域でクマの生息が確認されている。クマは森林性の動物であることから、各管理ユニットにおけるクマの生息域は、ユニット内の森林面積とほぼ等しいと想定される。そこで、今回推定された生息密度に各管理ユニットの森林面積を乗ずることで個体数を推定した。森林面積の算出には、環境省生物多様性センターで公開されている、第2回から第5回自然環境保全基礎調査(1978～1998年度)の植生調査の結果を統合したデータ(1/50,000縮尺)を用いた。環境省が定義する植生自然度による分類で、6:植林地、7:二次林(代償植生地区)、8:二次林(自然林に近いもの)、9:自然林に該当する面積を合計したものを森林面積とし、7:二次林、8:二次林、9:自然林に該当する面積を合計したものを天然林面積とした。

管理ユニットごとの森林面積は、南アルプス管理ユニットで990.50km<sup>2</sup>(うち天然林が654.12km<sup>2</sup>)、富士・丹沢管理ユニットで999.65km<sup>2</sup>(うち天然林が567.49km<sup>2</sup>)、関東山地管理ユニットで1209.35km<sup>2</sup>(うち天然林が689.98km<sup>2</sup>)、である(表4-1、図4-6)。

表4-1 各管理ユニットの森林面積と天然林面積

管理ユニット	人工林面積 (km <sup>2</sup> )	天然林面積 (km <sup>2</sup> )	全森林面積 (km <sup>2</sup> )
南アルプス	336.38	654.12	990.50
富士・丹沢	432.16	567.49	999.65
関東山地	519.38	689.98	1209.35

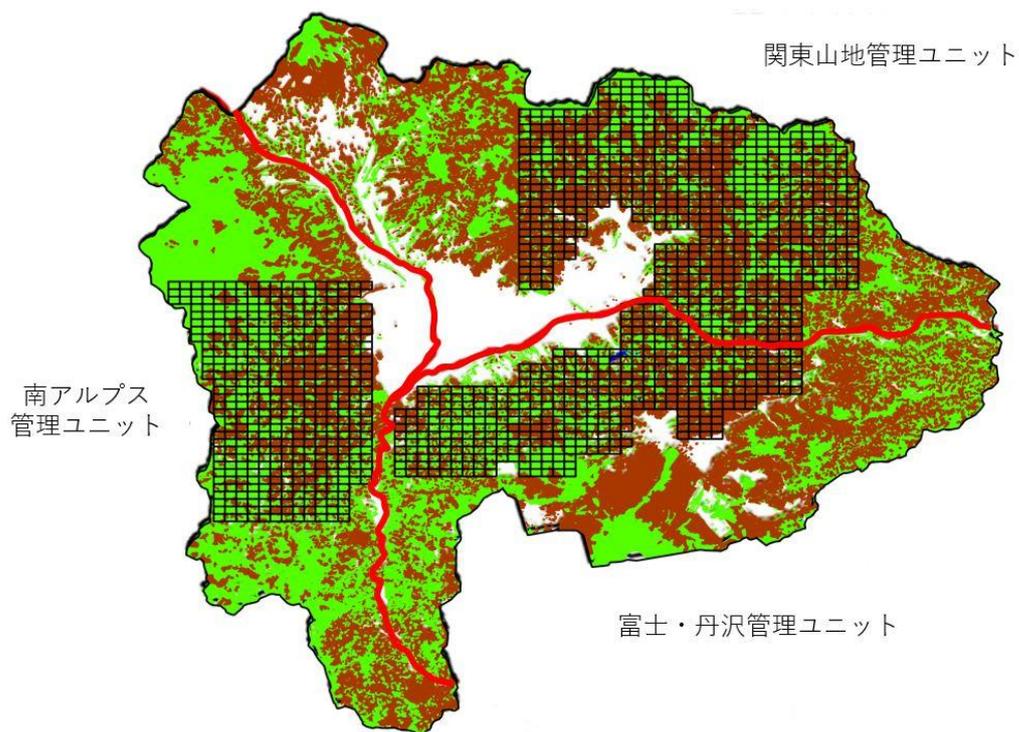


図 4-6 各管理ユニットの森林の概況図

緑色の部分が天然林、茶色の部分が人工林、赤線は管理ユニットの境界、(□)は推定範囲をそれぞれ表す。

#### 4. 生息密度と個体数

平成 24 年度の推定方法に基づき、各管理ユニットの生息密度と個体数を行い、得られた結果は以下の通りである。

##### (1) 各管理ユニットにおける推定生息密度

得られた個体識別情報および、再識別情報をもとに空間明示標識再捕獲モデルによる個体数推定を行った。その結果、各管理ユニットの生息密度は富士・丹沢管理ユニットで 0.158 頭/km<sup>2</sup>(95%信頼区間：0.013-0.412 頭/km<sup>2</sup>)、関東山地管理ユニットで 0.156 頭/km<sup>2</sup>(95%信頼区間：0.039-0.300 頭/km<sup>2</sup>)と推定された。南アルプス管理ユニットについては、事後分布の形が他の 2 地域とは異なり、推定値を得ることができなかった(図 4-7)。

そこで、南アルプス管理ユニットの生息密度は、平成 24 年度「山梨県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 2013)の方法に準じて間接的に推定することとした。具体的には、今年度調査で得られた 2 ユニットの生息密度推定値の平均を算出したうえで、富士・丹沢管理ユニットと関東山地管理ユニットの天然林面積の割合の平均値に対する(表 4-2)、南アルプス管理ユニットの天然林面積割合の比率で重み付けした値として間接的に推定した。その結果、南アルプス管理ユニットの生息密度は約 0.182 頭/km<sup>2</sup>(95%信頼区間：0.030-0.413 頭/km<sup>2</sup>)と推定された(表 4-3)。

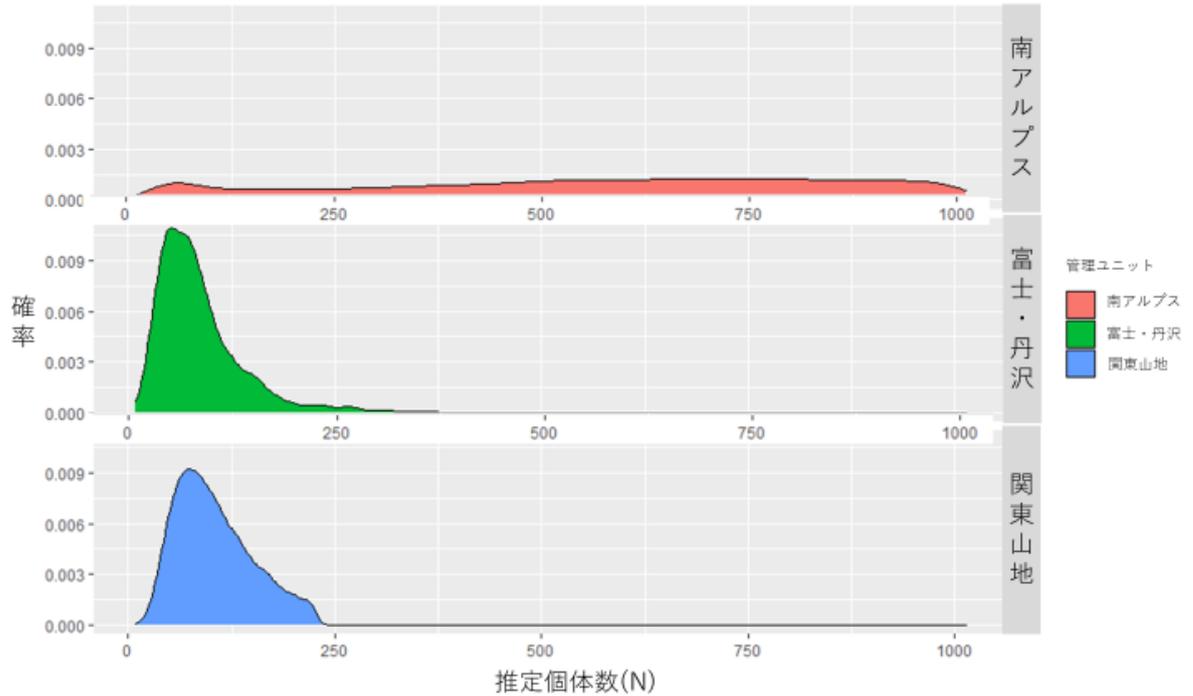


図 4-7 各管理ユニットにおける推定個体数の事後分布

表 4-2 富士・丹沢管理ユニットと関東山地管理ユニットの推定密度平均値と天然林面積割合の平均値

管理ユニット	富士・丹沢	関東山地
推定生息密度(頭/km <sup>2</sup> )	0.158	0.156
推定密度の平均値(頭/km <sup>2</sup> )	0.157	
95%信頼区間	0.013~0.412	0.039~0.300
95%信頼区間の平均	0.026~0.356	
天然林面積(km <sup>2</sup> )	567.49	689.98
全森林面積(km <sup>2</sup> )	999.65	1209.35
天然林面積比率	0.57	0.57
天然林面積割合の平均	0.57	

表 4-3 南アルプス管理ユニットの生息密度の推定値

管理ユニット	平均推定密度 (頭/km <sup>2</sup> )	95%信頼区間 (平均値)	天然林面積 平均割合	天然林面積 割合の比率
富士・丹沢 & 関東山地	0.157	0.260~0.356	0.57	1
南アルプス	0.182	0.030~0.413	0.66	1.16

(2) 管理ユニットごとの推定個体数

各管理ユニットにおけるクマの生息域を管理ユニット内の森林面積と仮定し、今回推定された生息密度に各管理ユニットの森林面積を乗ずることで推定個体数を求めた。

その結果、管理ユニットごとの推定個体数は、南アルプス管理ユニットで約 180 頭(95%信頼区間：30-409 頭)、富士・丹沢管理ユニットで約 160 頭(95%信頼区間：13-412 頭)、関東山地管理ユニットで約 190 頭(95%信頼区間：47-364 頭)であることが明らかとなった(表 4-4)。

表 4-4 各管理ユニットの推定個体数

	管理ユニット		
	南アルプス	富士丹沢	関東山地
推定生息密度の平均値 (頭/km <sup>2</sup> )	0.182	0.158	0.156
95%信頼区間(頭/km <sup>2</sup> )	0.030~0.413	0.013~0.412	0.039~0.301
森林面積(km <sup>2</sup> )	990.50	999.65	1209.35
推定個体数(頭)	180	158	189
95%信頼区間(頭)	30~409	13~412	47~364
県内の推定個体数(頭)	527		
95%信頼区間(頭)	90~1185		

## 第5章 基礎情報の分析

2000年（平成12年）以降の、山梨県内のクマの生息状況の変化について調べるため、森林環境部みどり自然課において収集されていた2000年度（平成12年度）から2020年度（令和2年度）までの目撃情報、捕獲情報について整理した。

### 1. 目撃情報

県内の各市町村から2000年度以降に寄せられた目撃情報を集計して、その推移を図5-1に示した。

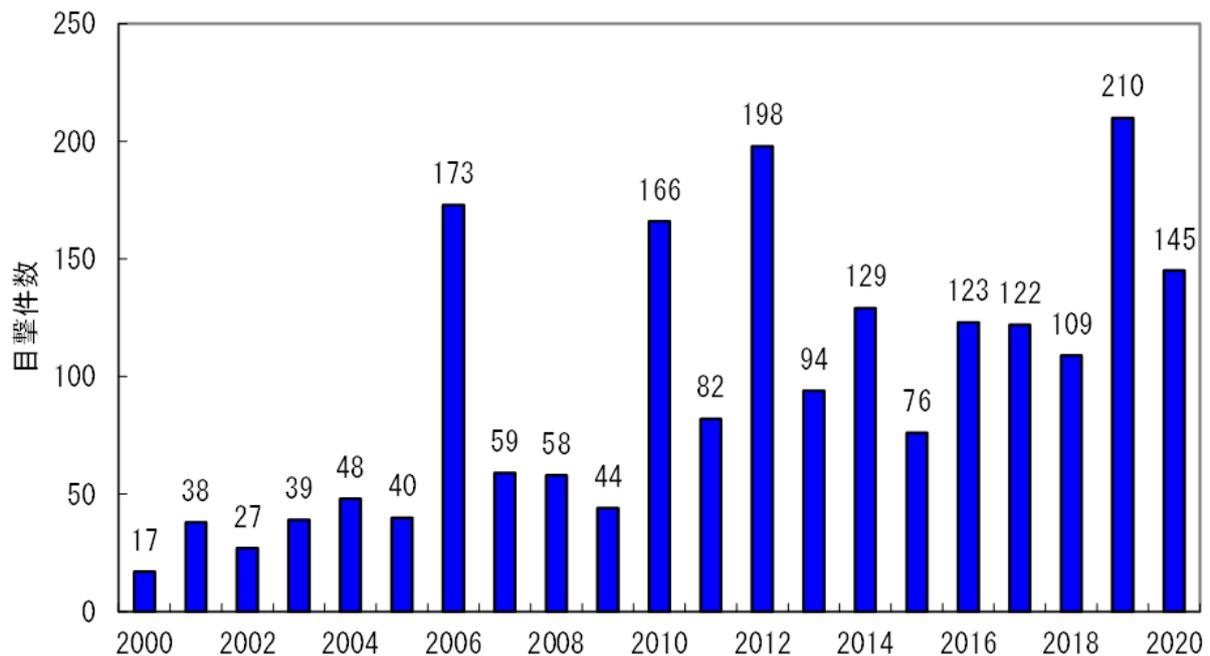


図5-1 各年度の目撃件数の推移

2000年度から2005年度までは50件以内を推移していた目撃件数は、2006年度に急増し、173件に達した。その後2007年度から2009年度にかけては再び減少し、およそ50件程度の目撃情報が寄せられた。2010年度目撃件数は再び166件に急増し、2011年度に80件程度まで減少するものの、2012年度には198件の目撃情報が寄せられていた。2013年度以降では2013年度と2015年度だけ目撃件数が100件以下になって、その他の年度の目撃情報は100件を越え、2019年度には過去最多となる210件の目撃情報が寄せられていた。2020年度には減少したものの、それでも150件近い目撃件数になっており、目撃件数は増加する傾向にあると考えられる。

2000年度から2020年度に渡り、山梨県においては目撃件数が50件以内の年度と、2006年度、2010年度、2012年度、2019年度のように目撃件数が150件を上回る年度が混在しており、2010年度を境に目撃件数が増加傾向を示している。

クマは冬眠に備えるために、ミズナラやブナなどの堅果を秋季に大量に摂取することが知られており、堅果の凶作年には、行動圏が拡大し、人里への出没が増加する傾向にあることが報告されている(Kozakai *et al.* 2011)。

山梨県北部の4地域(須玉、甲府北部、増穂・鵜沢、八ヶ岳)で2001～2010年の間実施されたミズナラ堅果落下量調査によると、2006および2010年は堅果落下数が少なく、凶作年であったと考えられ、山梨県内でのクマ目撃情報の増加年とよく一致する(長池2011)。また2020年度から過去4年間に遡って山梨県のブナ、ミズナラ、コナラの堅果類結実情報を見ると、2019年にブナ、ミズナラが凶作となっており、目撃情報の増加とよく一致している(環境省「堅果類の着花結実情報」)。

こういった堅果類の豊凶調査結果から秋に発生するクマの出没予測を立てることも可能であり、ウェブ上で出没予測を公開している自治体も少なくない。山梨県近隣の長野県や群馬県においても堅果類の豊凶調査が毎年実施され、クマの出没予測に役立てるよう公開されている。

また、これまで堅果類の結実周期は3～4年とされてきたが、2年に短くなっていることが森林総合研究所の研究結果によって明らかになっている(図5-2、Shibata *et. al.* 2020)。そのため、今後はこれまでよりも短い周期で目撃件数の増加が懸念される。

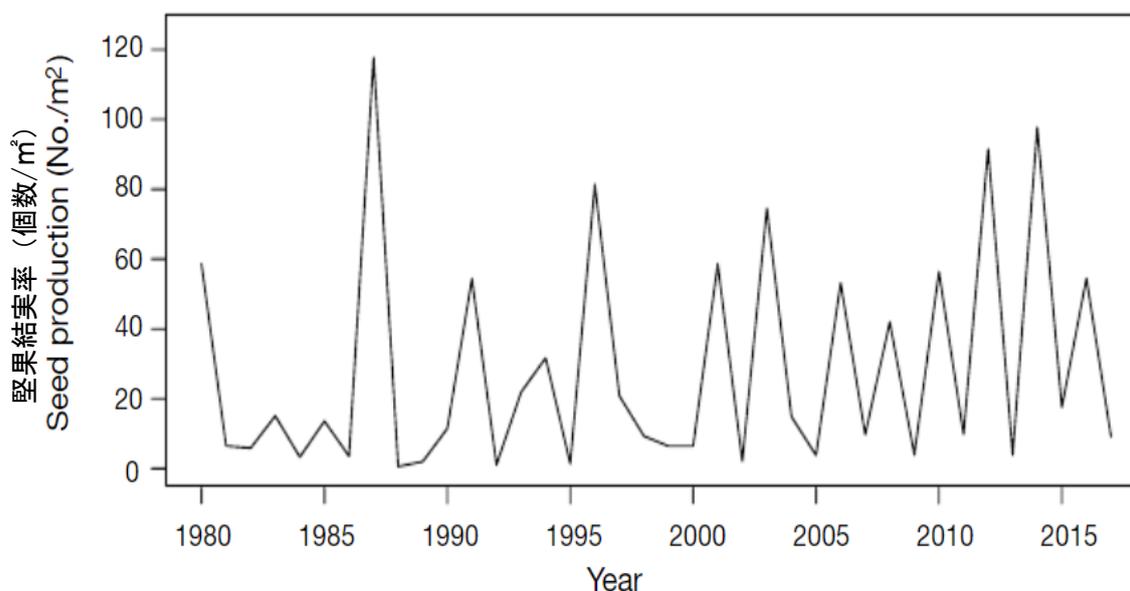


図5-2 堅果の結実数推移 (Shibata *et. al.* 2019 より)

さらに、目撃情報のうち基準地域メッシュコードが記されている情報について、基準地域メッシュをクマの目撃地点として集計し、山梨県におけるクマの目撃地点の分布を図化した(図5-3)。昭和町を除いて全県的に目撃情報が寄せられていることが分かった。近年、市街地や商業施設内にクマが現れることもあることから、引き続き全県的に警戒が必要であると考えられる。

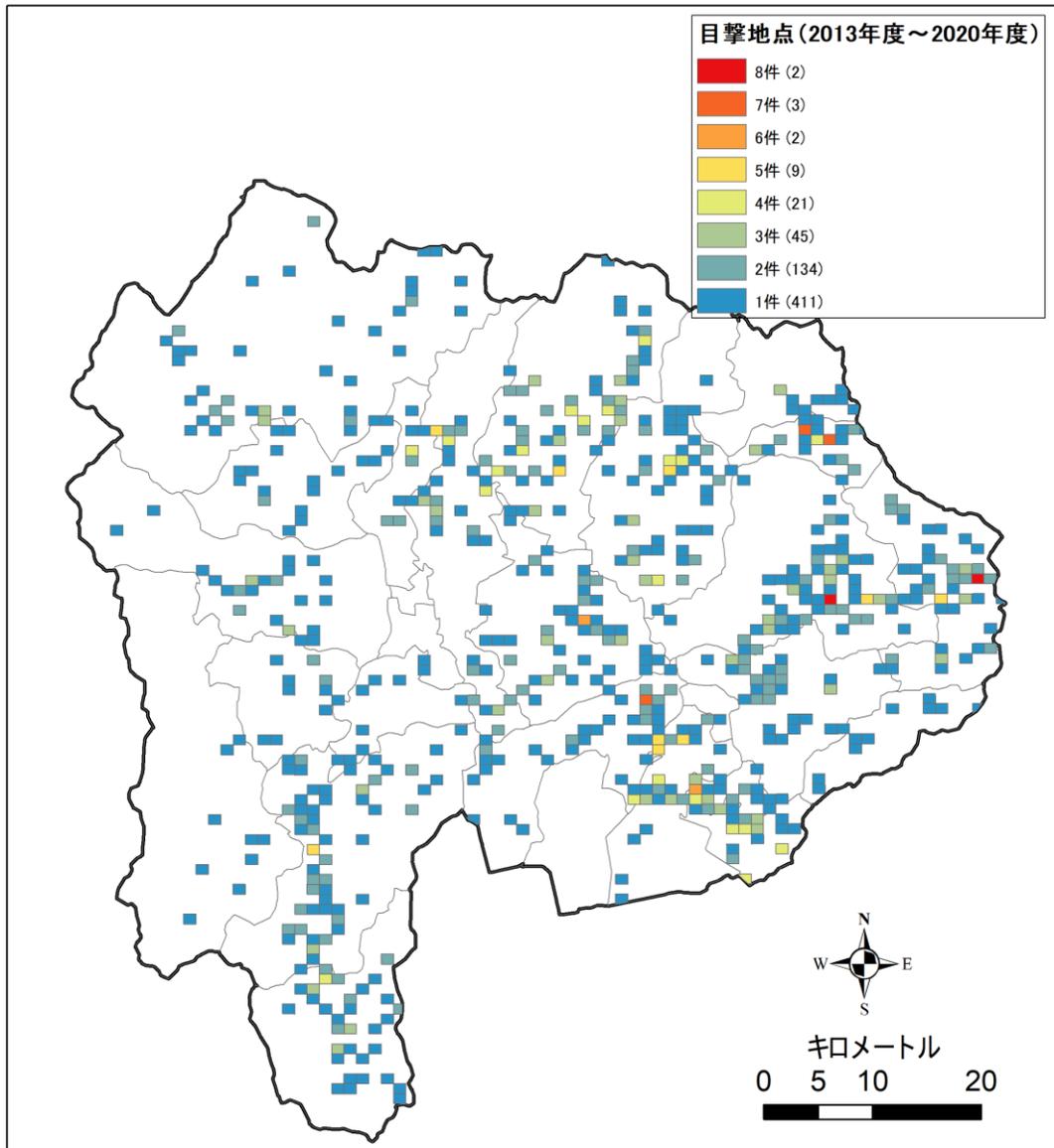


図 5-3 目撃地点の分布（市町村名は巻末資料 1 を参照）

## 2. 捕獲情報

2013 年度以降に実施されたクマの狩猟における捕獲頭数（狩猟）、有害捕獲と錯誤捕獲における捕殺処分頭数の推移を図 5-4 に示した。

2011 年度および 2012 年度に実施された生息実態調査から算出された山梨県内のクマの推定個体数は、南アルプス管理ユニットで 228 頭、富士・丹沢管理ユニットで 200 頭、関東山地管理ユニットで 295 頭であり、合計が 723 頭であったこと（山梨県・野生動物保護管理事務所 2013）を受け、第 4 期山梨県ツキノワグマ保護管理指針の中で、狩猟と有害捕獲を合わせた年間捕獲数の上限は 70 頭と設定されている。

2013 年度から 2015 年度は、狩猟および有害捕獲と錯誤捕獲における捕殺頭数を合わせた年間殺処分頭数は合わせて 20 頭以下で推移していたが、2016 年度を境に殺処分頭数が増加していた。これは、同じクマが複数回捕獲されることや、人里近い場所で捕獲されるなど、人への加害レベルが高いクマが増えているために、増加していると考えられる。

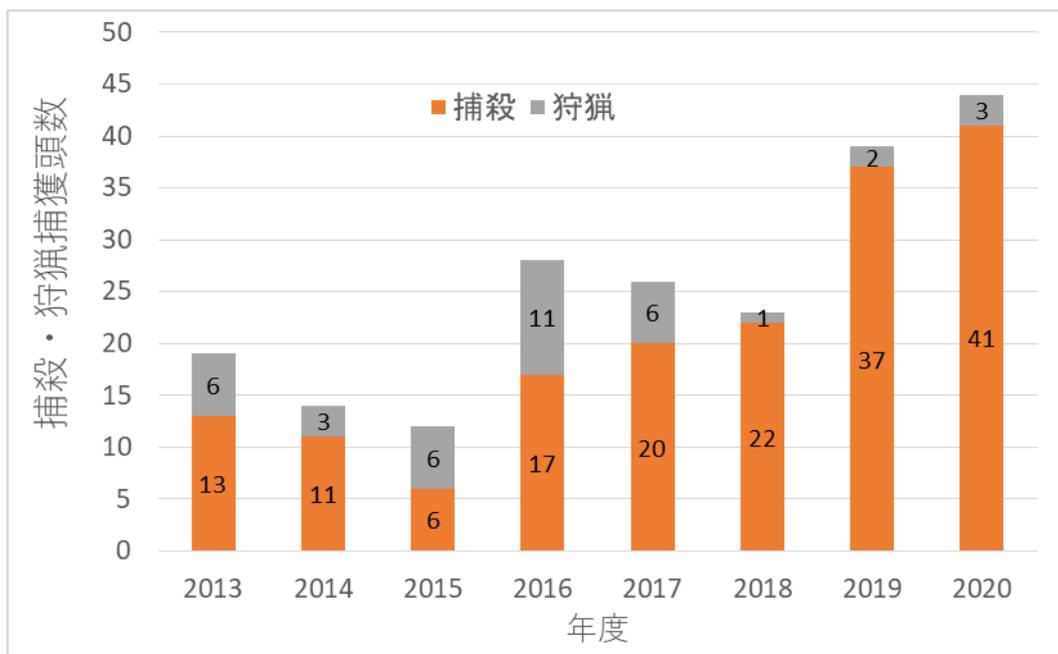


図 5-4 各年度捕殺処分と狩猟捕獲頭数の推移

山梨県では 2006 年の大量出沒を受け、翌 2007 年のクマによる人身被害および農林業被害の防止および軽減を目的とした「山梨県ツキノワグマ出沒対応マニュアル」が作成された。錯誤捕獲や有害捕獲であっても、捕獲された経験の少ないクマを奥山に移動し放獣する奥山放獣が取り入れられ、2013 年度以降は放獣件数が 5 件前後で推移し、2020 年度には 14 件まで増加した（図 5-5）。

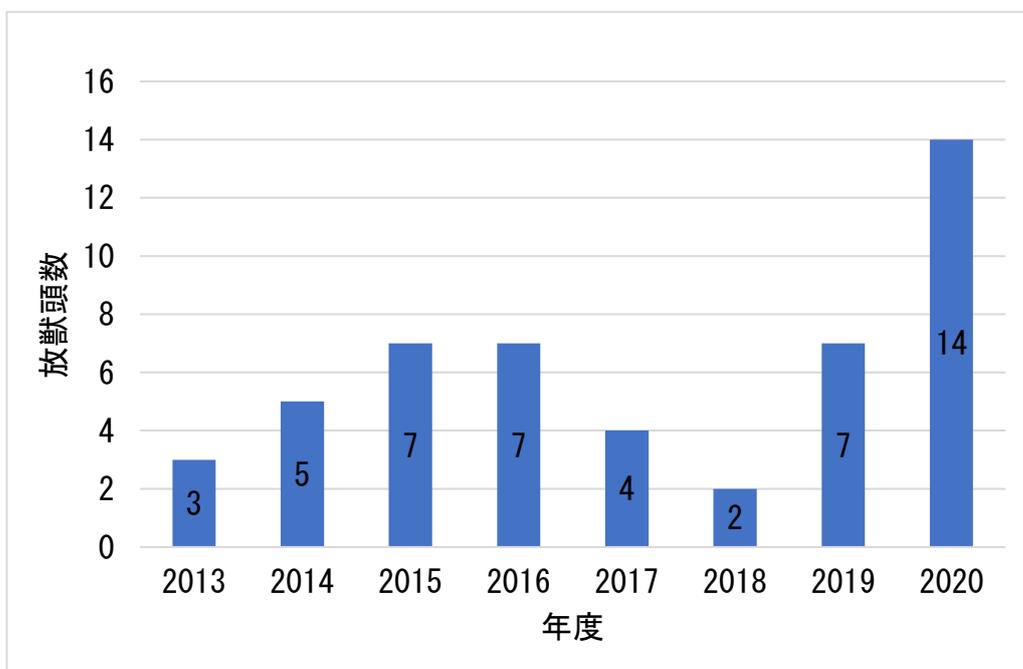


図 5-5 各年度放獣頭数の推移

目撃情報と同様に、基準地域メッシュコードが記されている捕獲情報について、基準地域メッシュをクマの捕獲地点として集計し、山梨県におけるクマの捕獲地点の分布を図化した(図 5-6)。

2013 年度から 2020 年度の間、市街地に位置する昭和町と中央市を除いて全ての市町村で捕獲されていた(巻末資料 3)。都留市、山中湖村、韭崎市では、狩猟による捕獲の報告があったが、3 次メッシュ情報が記録されていなかったため図に表示することができなかった。

中央市では捕獲はなかったものの、2018 年度、2019 年度にそれぞれ一度ずつ目撃情報が寄せられている。また、8 年間の累積捕獲数は、甲州市が 34 件、北杜市が 27 件、山梨市が 21 件の順で多かった(巻末資料 4)。

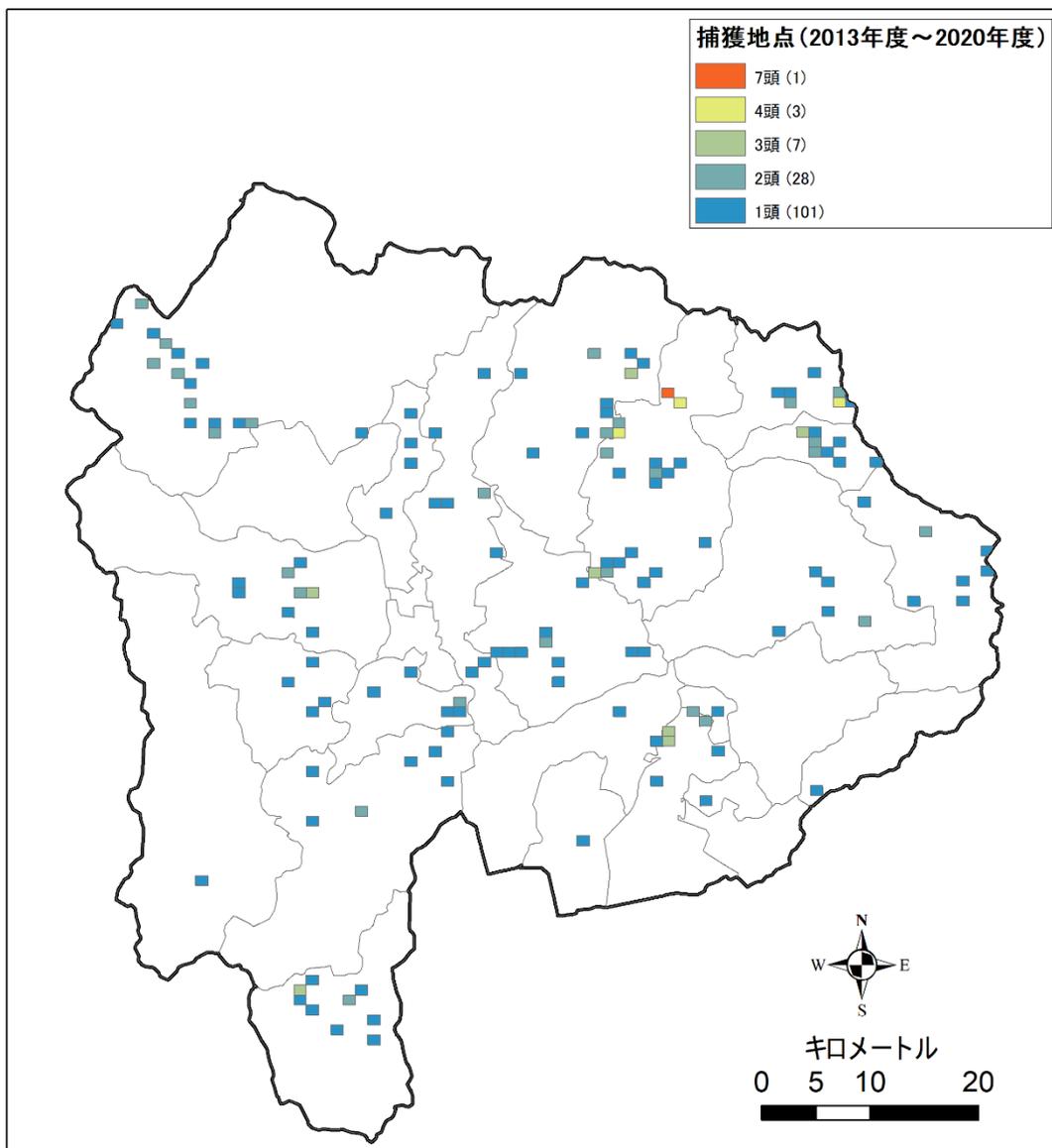


図 5-6 捕獲地点の分布 (市町村名は巻末資料 1 を参照)

### 3. 目撃件数と捕獲頭数の関係

2000年度から2020年度までの目撃情報と捕獲頭数(捕獲全頭数と狩猟以外の捕獲頭数)との関係を図化して見ると、目撃件数は捕獲頭数と正の相関関係の傾向がみられた(図5-7)。この結果から、人とクマの棲み分けが重要であり、人間生活圏にクマが近よらないような対策が重要であると考えられる。そのような環境作りのためには、集落周辺の藪を刈払い、集落の周辺にクマの誘引物になるゴミを置かないこと、放棄された果樹園等の管理が重要であると考えられる。

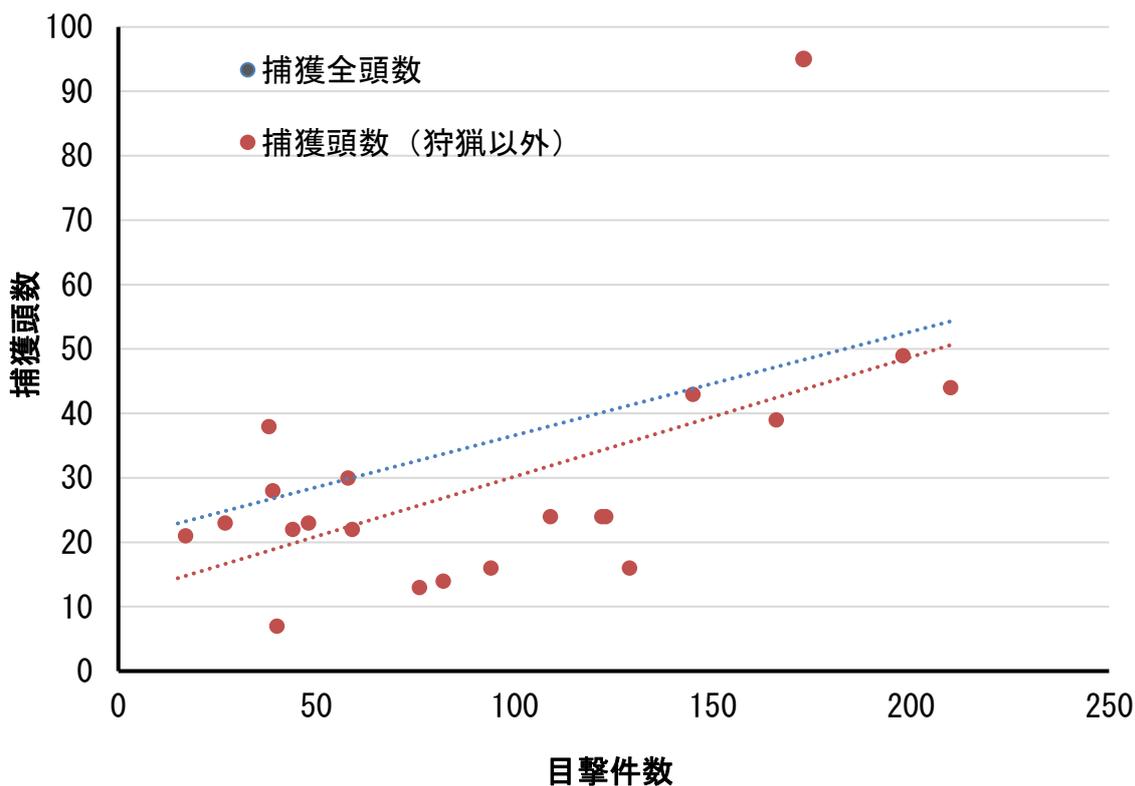


図 5-7 目撃件数と捕獲頭数の関係

## 第6章 総合考察

今年度の業務では3つの管理ユニットで現地調査を実施し、現場で得られた試料の遺伝分析の結果を用いてクマの生息密度と個体数を推定した。

現場調査においては個体数推定に影響を及ぼす様々な不確定要素がある。本章では今年度の業務におけるクマの生息密度と個体数の推定結果が示す意味と、推定個体数の推移および結果の信頼性について考察した。

### 1. 県内のクマの推定個体数の推移

平成24年度行われた調査に基づく各管理ユニットにおける推定個体数を、平成12年度「山梨県ツキノワグマ生息実態調査報告書」に記載されている推定個体数と比較した結果、全ての管理ユニットにおいて個体数が増加したと推定された。南アルプス管理ユニットでは約130頭から約230頭へ、富士・丹沢管理ユニットでは約120頭から約200頭へ、関東山地管理ユニットでは約150頭から約300頭へと、1.6倍～2倍に増加している可能性が示された（図6-1）。しかし、平成24年度調査の報告書における考察では、平成12年度と推定方法が違ふことや、空間明示標識再捕獲モデルにより得られた推定値の信頼性が低いという問題点を指摘しており、県内の個体数が平成12年度に比べ1.6～2倍増加したと結論付けるのは適切でないとしていた。

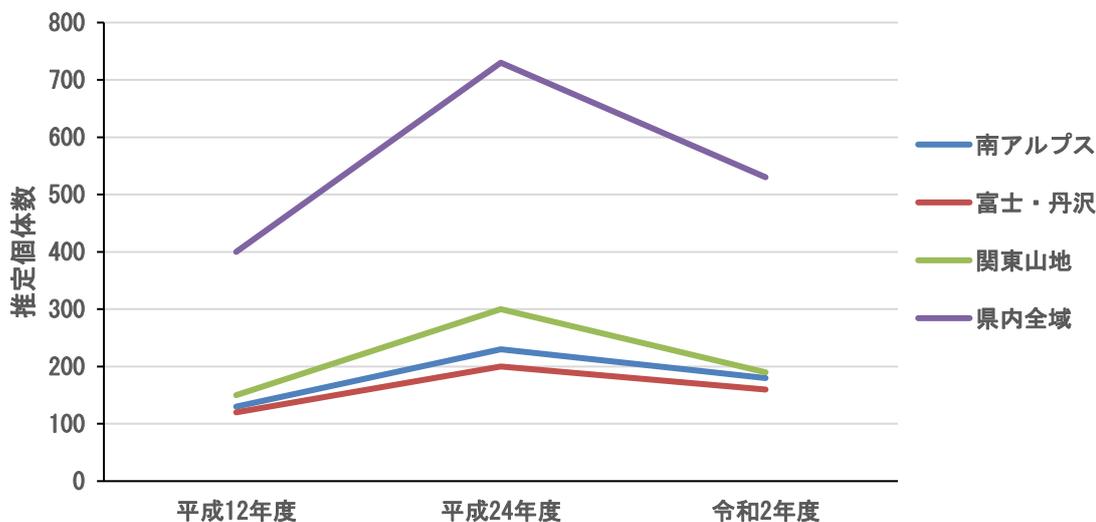


図6-1 県内のクマの推定個体数の推移

推定方法の違いや、推定の精度の問題点を考慮した上で行われた今年度の調査結果、推定個体数は平成24年度「山梨県ツキノワグマ生息実態調査報告書」に記載されている推定個体数の平均値を比べると、南アルプス管理ユニットでは約230頭から約180頭へ、富士・丹沢管理ユニットでは推定個体数が約200頭から約160頭へ、関東山地管理ユニットでは約300頭から約190頭へと、全ての管理ユニットで個体数が低く推定された（図6-1）。減少率は南アルプス管理ユニットでは約2割、富士・丹沢管理ユニットは約2割、関東山地管理ユニットでは約4割であった。今年度の推定結果から判断すると、県内のクマ

の個体数は平成 24 年度の推定値より減少している可能性がある」と判断された。ただし、空間明示型標識再捕獲モデルにおいて推定される個体数は、95%信頼区間の幅がある値である。平成 24 年度と今年度の数値の比較は幅があるデータの平均値で行っており、絶対値ではないことに注意する必要がある。

第 5 章における基礎情報の分析の結果、県内では 2006 年度以降クマの大量出没が繰り返し発生し、それに伴い 2010 年度以降は目撃数、捕獲数ともに緩やかな増加傾向であることが示された。長野県、埼玉県、群馬県など近隣県においても個体数が増加傾向であることが報告されている。生態学的な観点から見ても、生息地の条件を満たせば、健全な個体群の場合、クマの増加率は約 20%に達し(坂田ら 2011)、自然環境下においても増加率は 11.6%~13.5% (兵庫県 2020) であるという報告もある。山梨県における少ない捕獲数を考慮すると、県内のクマの個体数は増加している可能性もある。平成 24 年度と今年度の推定結果を平均値で比較すると個体数は減少していると判断され、現実に即していないように感じる。

ヘアトラップ調査による推定個体数の平均値が、実際のクマの個体数に比べ低く推定される原因として考えられるのは、降雨の影響によりクマの行動活性が低下し、行動圏が小さくなることで、相対的にヘアトラップに捕捉される個体が減少した可能性である。オグロジカ<sup>※1</sup>を対象に行われた研究結果によると、降雨により体温が低下することで、行動活性が低下することが報告されている(Parker 1988, Mysterud & Ostbye 1999)。同じく大型哺乳類であるクマも同様の行動特性を有する可能性は高い。今年度と平成 24 年度に調査を行った 7 月中に、県内で 1mm 以上の降水が確認された日数は、平成 24 年は 31 日中 14 日であったのに対し、令和 2 年は 28 日と、2 倍の日数であった。また、降水量についても、平成 24 年の 7 月は 163mm であったのに対し、令和 2 年は 561mm と 3.5 倍の降水量が確認されている(河口湖測候所、気象庁データ)。令和 2 年は平成 24 年に比べ降水量が多いことから、クマの行動活性が低下したことで同一個体が複数のヘアトラップで捕捉されることが減少し、個体数の平均値が低く推定されたと考えられる。

クマの個体数は増加していなくても、クマがヒトの生活圏へ出没する頻度が上昇すれば、目撃数や捕獲数は増加する。近年、全国的に高密度に生息するニホンジカの採食により森林の下層植生の衰退が進行している。ニホンジカとクマは季節の変化とともに採食する植物の品目も変化する。冬季末期と春季初期に当たる 4 月は両種ともヒノキなどの樹皮を剥ぎ採食し、春季になると木本やササなどの新芽を採食する。秋季になるとキノコと堅果類も共通の餌資源となる。このためニホンジカの採食による植生の衰退は、植物を中心に採食する雑食性のクマ(橋本・高槻 1997)の食物環境の悪化に繋がる可能性がある。実際に下層植生の衰退と堅果の豊凶間隔の短縮によりクマの食物資源量が減少していた場合、食物を求めたクマが里山へ出没する頻度も上昇すると考えられる。加えて、現在日本各地で里山地域における人口の過疎化が進行し、野生動物の目撃頻度は上昇している。近年、クマの目撃数や捕獲数が増加しているのはこれらの要因が関係していると想定される。また、メスのクマは受精後であっても、栄養状態が良くなければ、受精卵は着床せず、妊娠及び出産を行わないという繁殖生理的な調整能力を有する。食物環境が悪化することで出産しない個体が増加すれば、個体数は予想よりも増加していないことが想定される。

※1: *Odocoileus hemionus*, 北アメリカ西部で普通にみられる尻が黒いシカ, 体長 2m, 体重: 68kg~140kg(オス), 57kg~79kg(メス)

## 2. 今年度の推定個体数の信頼度

今年度の推定結果から平成24年度に比べ個体数が減少したことを結論づけることは難しいと考えられる。その理由として、今年度調査における推定精度の低さが挙げられる。推定精度の低さは95%信頼区間の幅が示しており、今年度と同様の推定方法で推定された平成24年度の富士・丹沢管理ユニットにおける95%信頼区間は40-400頭であったのに対し、今年度の富士・丹沢管理ユニットにおける95%信頼区間は幅が広く、13-412頭であった（表6-1）。つまり、今年度の推定は平成24年度の推定に比べても精度が低い。平成24年度の調査でも、報告書に記載の通り推定精度が低いことが指摘されており、今年度のさらに低い精度の推定値から個体数が減少したと結論付けることは適切ではない。

表6-1 各管理ユニットにおける個体数推定結果の比較

管理ユニット	年度	トラップ数 (基)	推定個体数の 平均値(頭)※1	95%信頼区間 (頭)	再識別数
富士・丹沢	平成24年度	30	200	40-400	4
	令和2年度	25	158	13-412	1
南アルプス	平成24年度	-	228	46-456	-
	令和2年度	25	180	30-409	0
関東山地	平成24年度	-	295	59-590	-
	令和2年度	25	189	47-364	2

※1：平成24年度の南アルプスと関東山地管理ユニットの推定値および、令和2年度の南アルプス管理ユニットの推定値は天然林面積の比率から間接的に推定

今年度の推定精度が低い原因として考えられるのは、再識別数の少なさである。ここでいう再識別数とは、調査期間中に複数のトラップを訪れた個体の数である。各管理ユニットの再識別個体の数は、南アルプス管理ユニットでは識別された13個体のうち0頭、富士・丹沢管理ユニットでは識別された15個体のうち1個体、関東山地管理ユニットでは識別された19個体のうち2個体であった（表6-1）。平成24年度の富士・丹沢管理ユニットにおける調査では、識別された14個体のうち4個体が再識別されており、今年度の再識別率は、前述の降水のクマの行動性への影響もあり平成24年度に比べても低い。空間明示型標識再捕獲モデルは原理的に、再識別個体が確認されないと、生息密度の推定はできない。また、再識別個体が確認できても、その個体数が少ない場合、精度の高い推定値を得ることはできない。先行研究によると、空間明示型標識再捕獲モデルでは、最低10頭、理想的には20頭の再識別個体が必要であるとされている(Efford *et al.* 2004)。今年度の推定値が南アルプス管理ユニットでは得られず、富士・丹沢管理ユニットと関東山地管理ユニットにおいても95%信頼区間が広く精度が低い推定値となったのは再識別個体数の少なさが原因であると考えられる。

上述の通り、再識別される個体の割合が精度の高い推定において最も重要となる。今年度の調査では、私有林にはトラップが設置できなかったため、トラップ間の距離が空いて

しまう配置となったため、異なるトラップでの再識別率が低くなったと考えられる。また、前述した頻度の高い降雨によりクマの行動活性が低下したことも、再識別率が低下した原因として考えられる。

再識別率を上昇させるには、トラップ密度を高くすることと、サンプリングセッションの回数を増やすことが重要である。設置できるトラップの数が限られている場合、調査範囲を縮小してでもトラップ密度を維持することが重要となる（図 6-2）。目安として、5km×5km メッシュ内に6～8 基程度のトラップが設置されることが望ましい。また、サンプリングセッションに関しても、セッション数が多いほど再識別個体が確認できる確率が上昇する。上記のことを考慮した調査設計で調査を行うことで、再識別率が上昇し信頼性の高いデータが得られると考える。

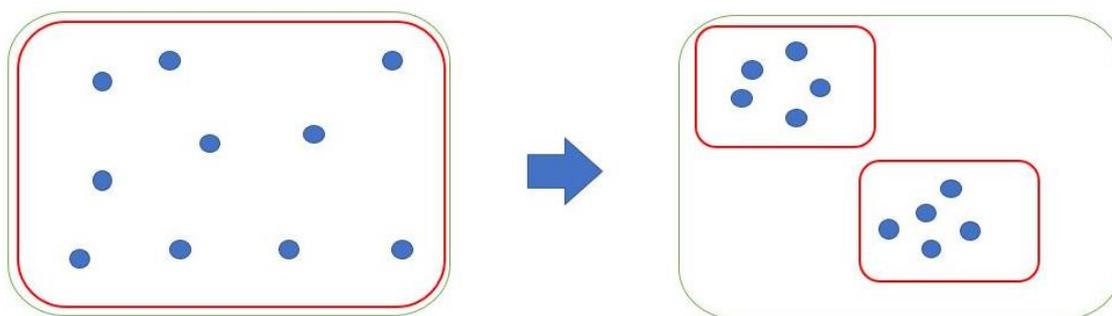


図 6-2 再識別個体を増やすためのトラップ配置のイメージ

(●) はトラップの位置、□は調査範囲、□は推定範囲を表す。

推定の精度を上昇させるもう 1 つの工夫として、実際の調査結果に沿って推定モデルの設定条件を変更することが挙げられる。今年度は平成 24 年度と同様の設定条件で推定を行ったが、精度が低い結果となった。SPACECAP の推定に際しては、いくつかモデルの前提条件を変更することが可能であり、それらの条件を得られたデータに即した条件に変更することで、推定の精度が上昇する可能性があると考えられる。例として挙げられるのは、トラップハッピーの有無の設定条件の見直しである。トラップハッピーとは、クマが誘引餌に付いてしまい、何回もトラップにやってくる現象である。一般論として、誘引効果が高い誘引物を設置すると、トラップハッピーが発生しやすい。今年度の調査においてトラップハッピーが生じていたか判断するために、各管理ユニットで識別された個体のうち、同じトラップを何度も訪れていた個体の割合を確認した（表 6-2）。その結果、南アルプス管理ユニットでは 13 個体のうち 2 個体、富士・丹沢管理ユニットでは 15 個体のうち 3 個体、関東山地管理ユニットでは 19 個体のうち 1 個体であった。この結果からトラップハッピーを起こしていた個体の割合は低く、今年度の調査ではトラップハッピーが生じている可能性は低いと判断できる。今年度は平成 24 年度の推定結果と比較するために、トラップハッピーは生じていたという前提のもと推定を行ったが、トラップハッピーは生じていないという前提で推定を行うと推定の精度が上昇し、推定個体数も増加する可能性がある。

表 6-2 今年度の調査でトラップハッピーを起こしていた個体の数

管理ユニット	識別個体数 (頭)	同じトラップを複数回 訪れていた個体数(頭)	トラップハッピーの 個体の割合(%)
南アルプス	13	2	15
富士・丹沢	15	3	20
関東山地	19	1	5

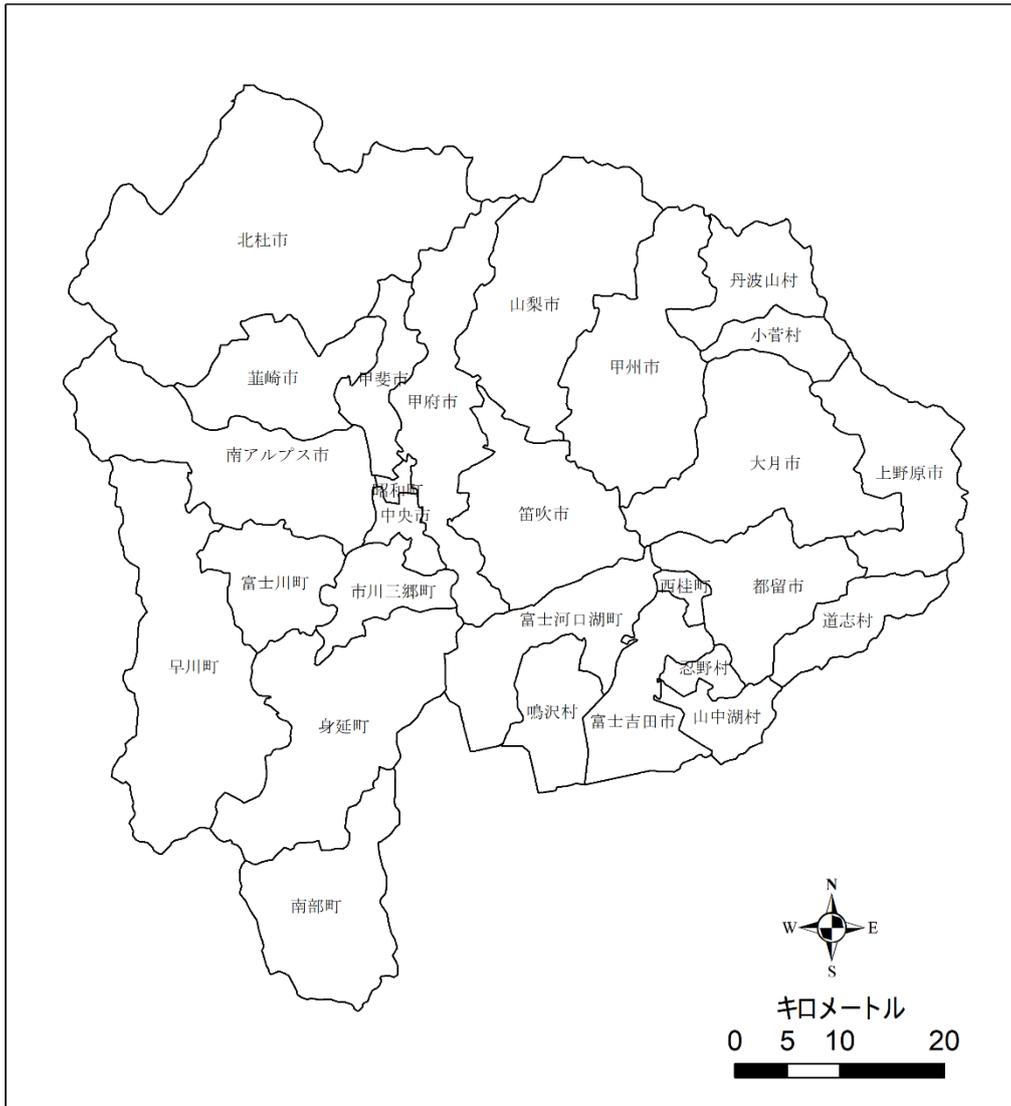
もう1つは生息密度を推定する設定範囲の見直しである。今年度の推定範囲は、推定結果を比較するために、平成24年度の報告書と同じ、最も外側にあるトラップの位置から10kmのバッファゾーンを想定した四角形の範囲とした。このバッファゾーンの設定が、実際のクマの行動圏に即していない場合、推定の精度は低下、推定頭数も少なくなると考えられる。ヘアトラップを設置した期間や、先行研究で得られているクマの行動圏の値から総合的に判断し、適切なバッファゾーンを設定することで、推定の精度が向上し、推定個体数も増加する可能性がある。

## 参考文献

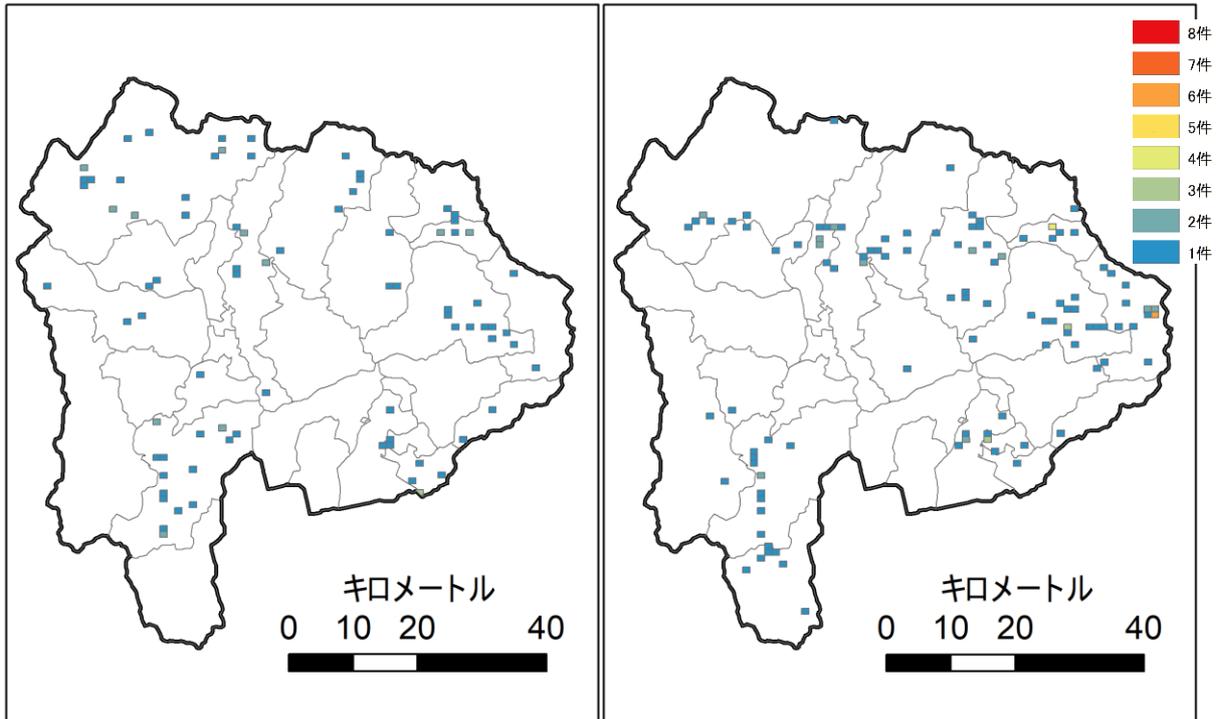
- Efford, MG., Dawson DK and Robbins CS. 2004. DENSITY: software for analysing capture-recapture data from passive detector arrays. *Animal Biodiversity and Conservation* 27: 217-228.
- Gardner B., Royle J. A., Wegan, M. T. 2009. Hierarchical models for estimating density from DNA mark-recapture studies. *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.
- 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
- 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.; Gopaldaswamy, 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.
- 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.
- 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
- 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

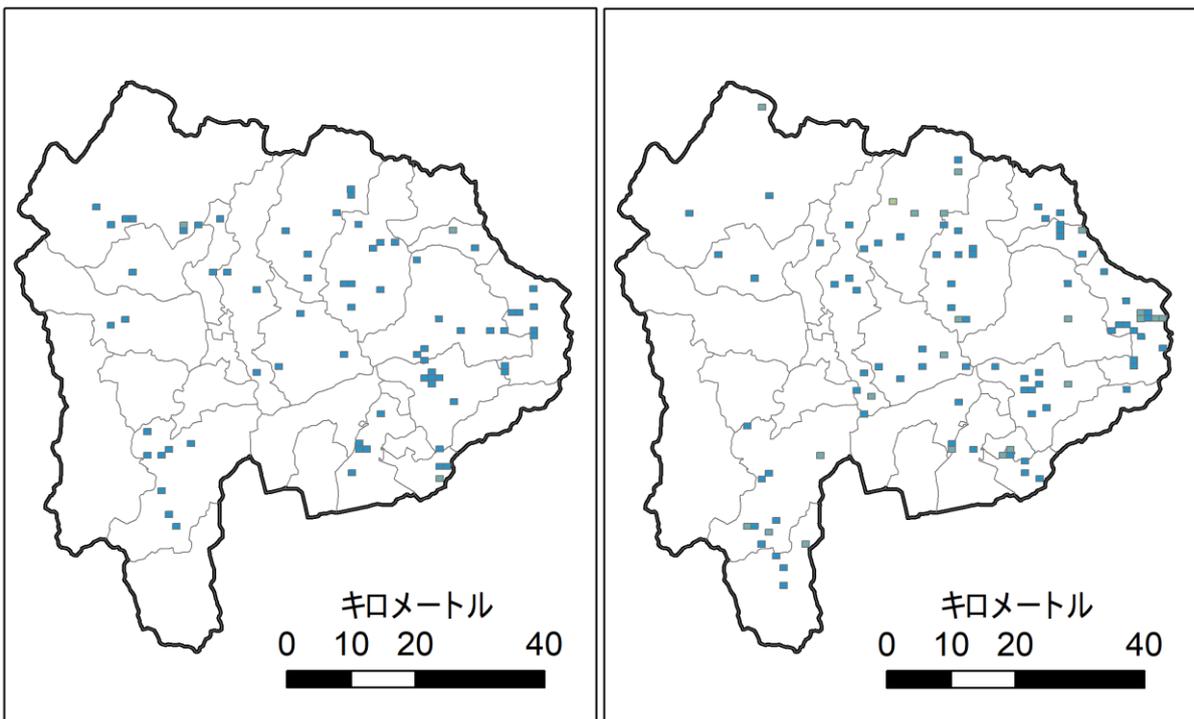


資料 1 山梨県内の市町村位置図



目撃地点 (2013年)

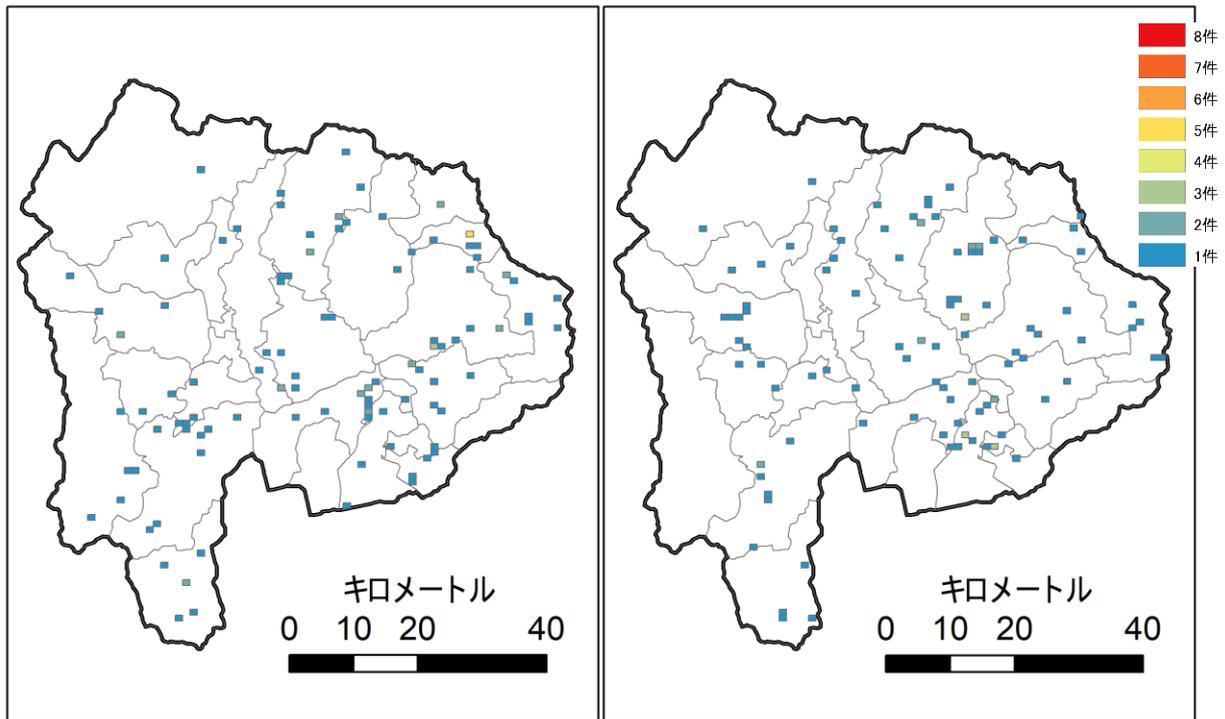
目撃地点 (2014年)



目撃地点 (2015年)

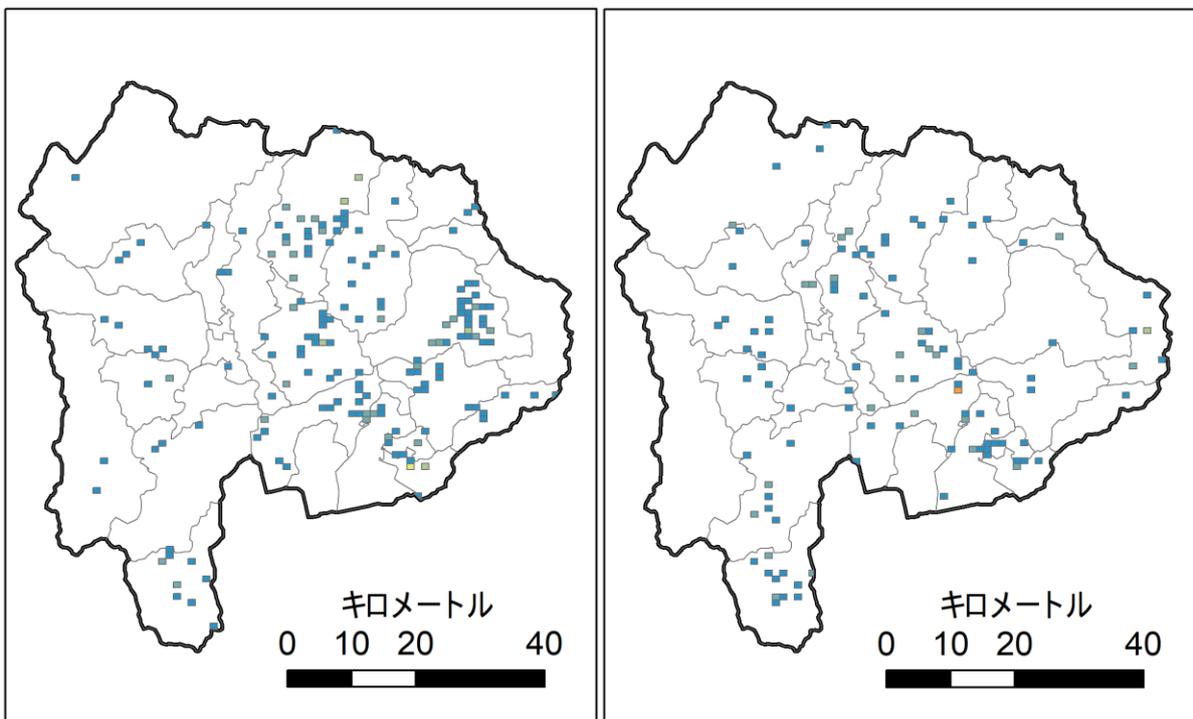
目撃地点 (2016年)

資料2 目撃地点 (2013～2016年度)



目撃地点 (2017年)

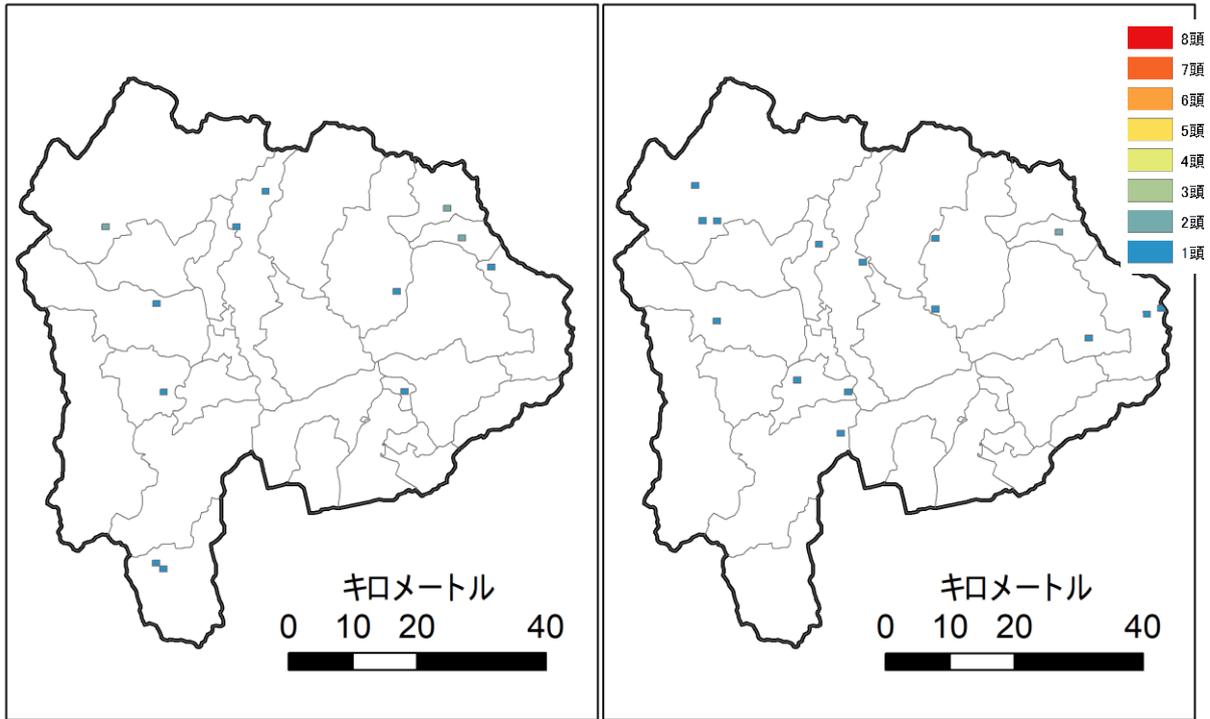
目撃地点 (2018年)



目撃地点 (2019年)

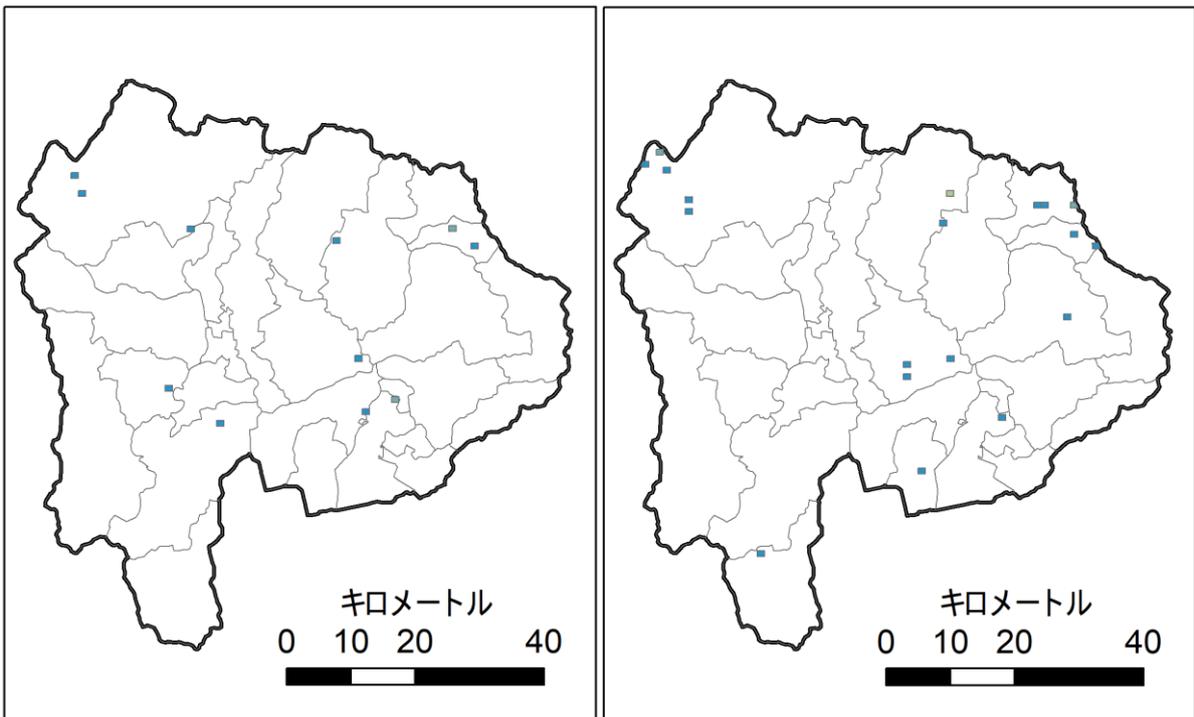
目撃地点 (2020年)

資料 2 (続き) 目撃地点 (2017~2020 年度)



捕獲地点 (2013年)

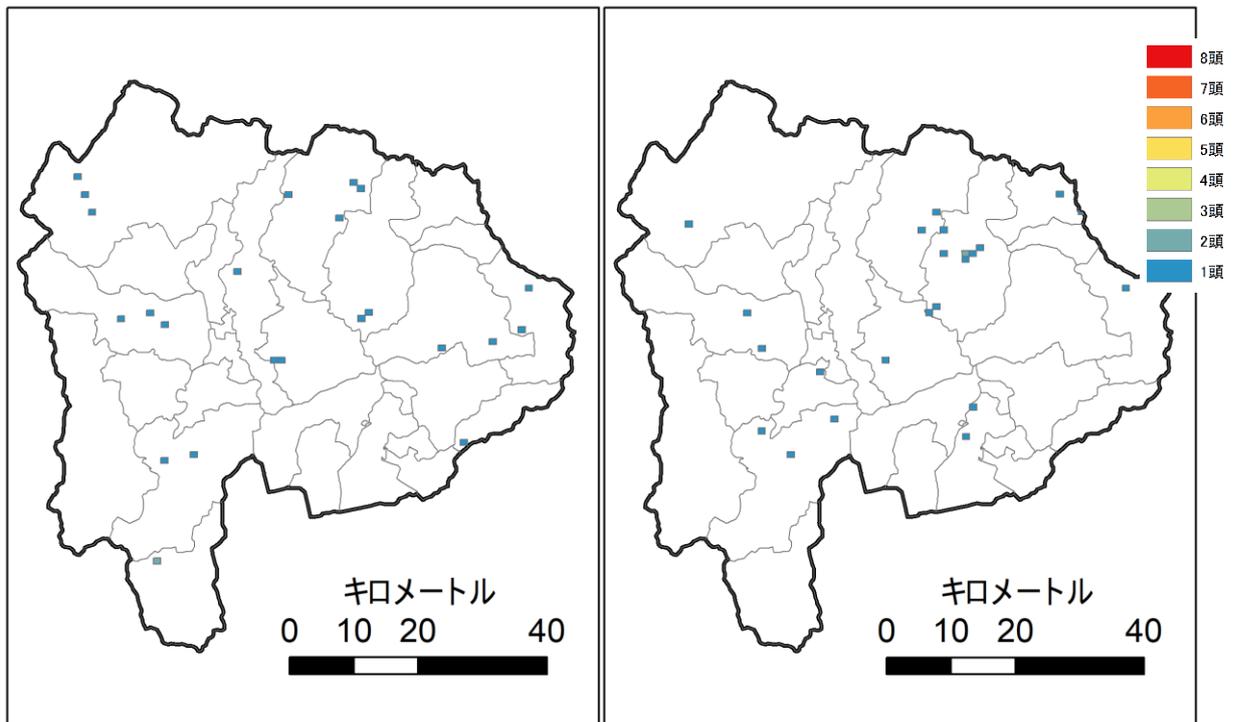
捕獲地点 (2014年)



捕獲地点 (2015年)

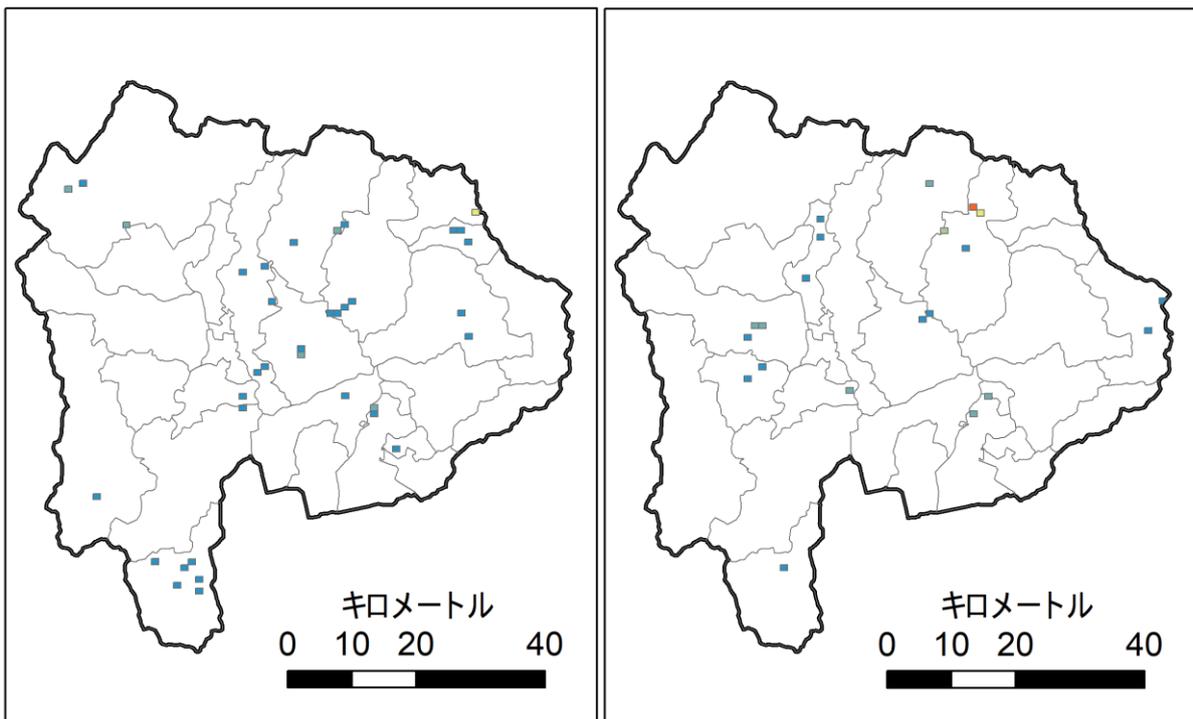
捕獲地点 (2016年)

資料 3 捕獲地点 (2013～2016 年度)



捕獲地点 (2017年)

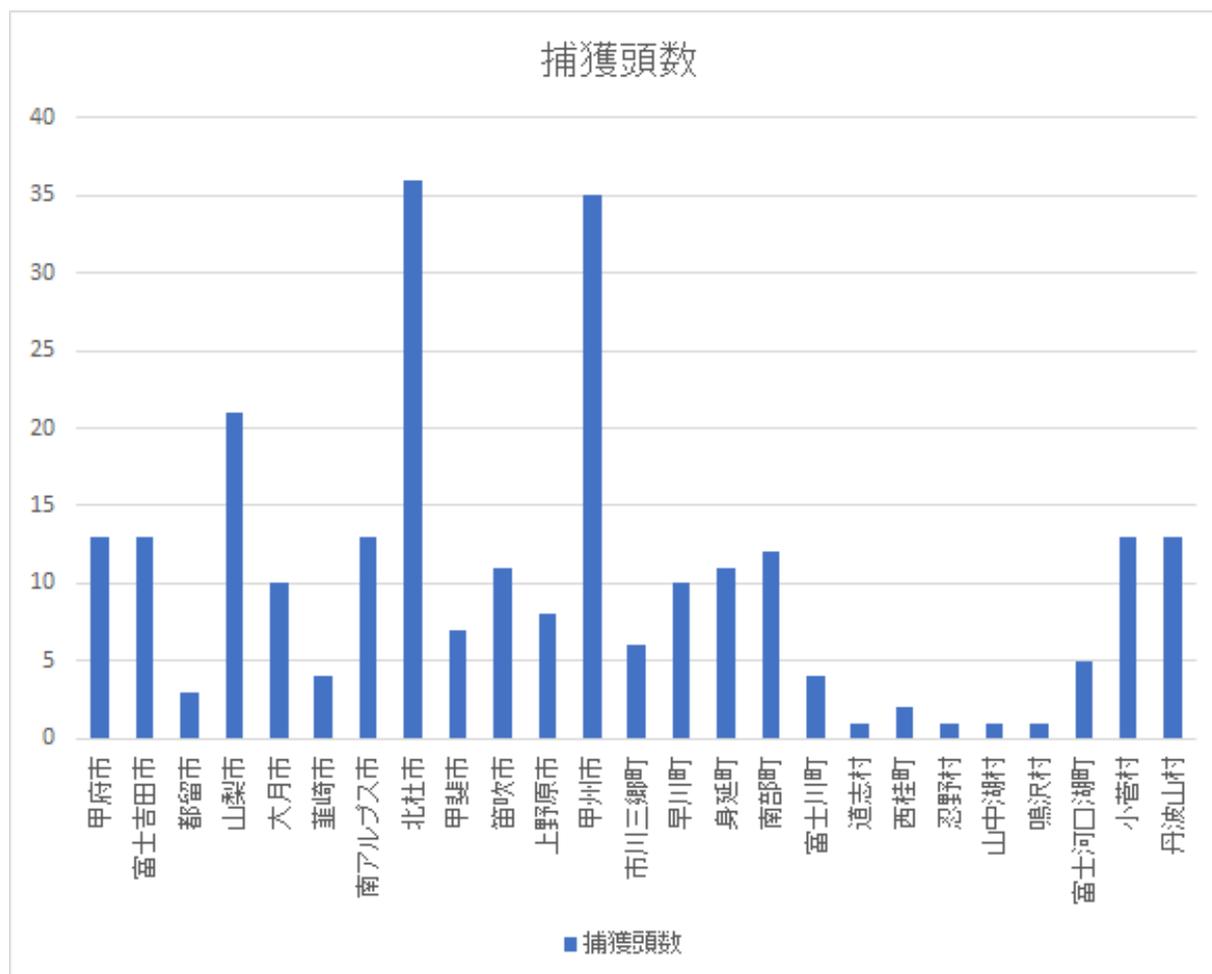
捕獲地点 (2018年)



捕獲地点 (2019年)

捕獲地点 (2020年)

資料 3 (続き) 捕獲地点 (2017~2020 年度)



資料 4 各市町村別累積捕獲頭数 (2013～2020 年度)

---

令和2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3年3月31日

発注者 山梨県森林環境部みどり自然課  
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