# １．１ クマ類の個体数推定法のレビュー

米田 政明（自然環境研究センター）・間野 勉（北海道環境科学研究センター）

## １．はじめに

野生動物の保護管理には、生息状況指標の一つとして個体数とそのトレンド把握が欠かせない。希少種に関しては、個体数とその空間分布に関するより高い精度の情報が求められる。個体数が増加し植生改変など生態系への影響が大きくまた社会的許容範囲を越えている、あるいは少なすぎて地域個体群の存続が危ぶまれる狩猟鳥獣の科学的・計画的な保護管理のため、日本の「鳥獣の保護及び狩猟の適正化に関する法律」（鳥獣保護法）では、捕獲数管理強化のための「特定鳥獣保護管理制度」を設定している。特定鳥獣保護管理計画の策定では、捕獲数管理のため個体数調査とそのモニタリングを求めている。国内では、2010 年 1 月現在 16 府県（岩手県、秋田県、山形県、福島県、栃木県、石川県、長野県、岐阜県、滋賀県、京都府、兵庫県、鳥取県、島根県、岡山県、広島県、山口県）が、ツキノワグマを対象とした特定鳥獣保護管理計画を策定している。狩猟と有害捕獲をあわせたクマ類の全国年間捕獲数は、ツキノワグマが 2,225 頭、ヒグマが 404 頭（いずれも 2000-2006 年平均）であり、偶蹄類狩猟獣であるイノシシ（同期間平均、208,613 頭/年）やシカ（同期間平均、163,478 頭/年）に比べると捕獲数は 2 桁少ない。クマ類の捕獲数が少ないのは、大型狩猟獣の中でも密度が低く生息数が少ないこと及び個体群増加率が低いことを反映している。一方、1980 年から 2007 年までの 28 年間に、狩猟中の事故を含め記録されているだけでヒグマでは 6 名、ツキノワグマでは 23 名の死亡事故が報告されている（環境省自然環境局（2007）に 2007 年度データを追加）。集落周辺にクマ類が出没すると人身被害防止を主な目的とした捕獲が実施されることが多いことから、過去 10 年間、クマ類では被害防止を目的とした許可による捕獲数が総捕獲数の 70%以上を占めている。

クマ類の特定鳥獣保護管理計画技術マニュアル（自然環境研究センター、2000）では、全国 18 の保護管理ユニット別に個体数調査に基づく有害捕獲を含めた個体数総捕獲数管理を求めている。アメリカクロクマは、アメリカ合衆国の一部の州とメキシコの個体群を除いて狩猟獣とされ、年間約 4 万頭が捕獲されている（Pelton et al. 1999）。また、ヒグマは、北米では合衆国本土を除き狩猟の対象となっており、1990 年代の前半には年間 1600 頭程度が捕獲されている（Miller and Schoen 1999, McLellan and Banci 1999）。ヨーロッパでも、ヒグマが絶滅あるいは絶滅危惧状態にある西欧地域の国を除き、狩猟獣としている国が多い（Servheen et al. 1999）。これらの国・州でも、クマ類個体群の適切な保全のため、さまざまな生物学的調査に加え個体群動向のモニタリングと個体数調査を行っている。クマ類の個体数推定法の開発を目的とする今回の研究計画の背景材料とするため、ヘア・トラップを用いた標識再捕獲法をはじめとするクマ類の個体数推定に関するこれまでの研究報告のレビューを行った。

## ２．レビューの範囲と方法

個体数調査法に関するレビュー対象は、クマ類の中でもクマ属（*Ursus*）の 3 種、ツキノワグマ（*U. thibetanus*）、ヒグマ（*U. arctos*）、アメリカクロクマ（*U. americanus*）に限った。熱帯域のクマ類は報告数も少ないため除外した。地域は、日本、北米、ヨーロッパ地域、年代は主に 1970 年

代以降の調査報告とした。北米では、ヒグマ、アメリカクロクマ、ホッキョクグマ（*U. maritimus*）の個体群生態学に関する調査研究が多く行われているが、今回は個体数調査に関するものに焦点をあてた。野生動物の個体数調査は、保護管理のための行政調査として行われることが多いため、都道府県報告書および特定鳥獣保護管理計画書なども参照した。ヘア・トラップ法によるクマ類の個体数調査方法に関しては、すでに、佐藤・湯浅（2008）、湯浅・佐藤（2008）によりその開発過程と課題が、また国内各地での適応事例として森光（2008）によるレビューがあるが、ここでは個体数調査法の一つとして特に調査精度に注目してレビューした。個体数調査とあわせ、日本の自然環境保全基礎調査を例として、生息分布域調査に関する調査法も取り上げた。

## ３．クマ類の個体数調査方法

### ３-１．個体数調査方法

クマ類の個体数調査あるいは個体群動向調査は、その手法とデータ入手方法から次の 8 つの方法に区分することができる。

(i) 地域住民やハンターへの聞き取り調査法
(ii) 捕獲数と繁殖に基づく方法
(iii) 個体群指標分析法
(iv) 直接観察法
(v) 標識再捕獲法
(vi) 痕跡調査法
(vii) ヘア・トラップ法
(viii) 複数方法の組み合わせ法

### ３-２．地域住民やハンターへの聞き取り調査法

北海道は、市町村猟友会などを対象として、居住市町村内のヒグマ生息数に関するアンケート調査を 1992 年から 1997 年かけて行い、その集計から全道のヒグマ個体数を 1,771 頭から 3,628 頭と推定した（北海道環境科学研究センター、2000）。米国のアメリカクロクマの州別個体数調査でも、野生動物保護管理の専門家やハンター意見を取り入れた方法が採用されている（Hristienko and McDonald Jr. 2007）。ハンターの出猟日数当たりのクマ類捕獲数などを指標とした、単位努力当たりの捕獲数（CPUE）は、個体数トレンド指標として使われている。タッグを購入し捕獲個体にそのタッグを付ける必要がある米国ミシガン州におけるアメリカクロクマ狩猟では、狩猟適正化のためのチェックポイントにおけるハンターからの情報収集や試料回収による個体群動向推定が行われている（Etter et al. 2003）。

### ３-３．捕獲数と繁殖に基づく手法

閉鎖個体群においては、出生数として繁殖に関わる性比、初産齢、一腹出産数及び年齢構成、死亡数して捕獲数あるいは死亡率がわかれば、毎年の個体数の増減数が推定できる。森下・水野（1970）は、ツキノワグマの出産個体数と死亡数の均衡仮説に基づき、繁殖指標と捕獲数による個体数推定式を示した。ツキノワグマの初産齢を 3 歳、3 年間隔で 1 産 2 子出産、性比は成獣、新生児とも 1:1 と仮定した森下・水野の式では、移出入による個体数変化がないと仮定した地域個体群の捕獲数の 4.85 倍が個体数となる。朝日（1980）も、捕獲数と出生数均衡仮説に基づく野

生動物の個体数推定式を提唱した。福井県自然保護センターでは、ツキノワグマの初産齢を 3 歳、メス 1 頭あたりの年産子数を 0.7 と仮定し、年捕獲数の 6.59 倍を県内の個体数と推定した。

### ３-４．個体群指標分析法

個体群指標分析法は、捕獲個体の年齢構成や繁殖歴分析あるいはラジオトラッキング調査による死亡率や繁殖率の直接測定から、個体数や個体数密度を推定する方法である。アメリカクロクマあるいはヒグマを対象に多数個体のラジオトラッキング調査が広く行われている北米では、本調査法による個体数推定が多く行われている。Rogers（1983）は米国ミシガン州におけるアメリカクロクマのメス捕獲個体の胎盤痕と年齢査定から出産率と初産齢を求め、さらにラジオトラッキング調査から死亡要因を調査し、エサ供給が主要な繁殖と生息密度規定要因と報告した。Knick and Kasworm （1989）は発信器を装着した個体の狩猟死亡率からグリズリー（ハイイログマ）の小さな 2 つの個体群の個体数を推定した。ラジオトラッキングと年齢査定から、アラスカのヒグマの個体群の年成長率は調査時期の前半と後半で異なったが、0.963 から 1.047 の範囲にあることを Kovach et al. （2006）は報告した。Schwartz et al.（2006）は、米国イエロストーン国立公園におけるヒグマのラジオトラッキングや死亡追跡など多くの個体群データから、公園内の 1983 年から 2002 年までの個体群成長率は>1.0 で、1980 年の 400 頭から 2000 年には 520 頭程度まで増加したと推定した。北海道渡島半島では、ラジオトラッキング調査よるヒグマの推定死亡率（オス 0.26、メス 0.05）と年平均捕獲数から、個体数を 522 頭（下限値 190 頭）と推定した（北海道環境科学研究センター．2000）。クマ類の個体群指標分析法は、個体群動向の予測とそれを受けた保護管理計画策定のため重要な手段となっている。

### ３-５．直接観察法

直接観察によるクマ類の個体数調査は、米国イエローストーン国立公園においてゴミ集積場に集まるグリズリーの観察調査として開始された（Craighead and Craighead, 1967）。イエローストーンでは、標識法やラジオトラッキングによる個体群指標調査も併用した個体数モニタリングが継続して行われており、世界で最も研究されているクマ個体群で 200 以上の論文が発表されている。イエローストーンのグリズリー個体数は、1930 年代から 60 年代は 200 頭から 300 頭前後と推定されていたが（Cole, 1981）、近年は年に 4%から 7%の割合で個体数が増加し、2000 年代には 550 頭まで増加し、その結果 2007 年に米国の希少種リストから除外された（Miller, 2007）。アラスカでは捕獲－標識個体の航空機を使った再発見率（capture-mark-resight; CMR）法により、1,000km$^2$ あたりの生息密度として、ヒグマが 10 頭から 551 頭、アメリカクロクマが 89 頭から 289 頭と推定された（Miller et al. 1997）。アラスカでは、クマ類のエサとなるサケ類資源量が内陸に比べ沿岸に多いため、沿岸で高い生息密度が観察されている。エサ場（bait station）を設置しそこに集まるクマ類（アメリカクロクマ）の捕獲が認められている米国では、エサ場利用個体の直接観察も個体数推定に利用されている（Brongo et al. 2005）。

直接観察法による個体数推定は、国内では個体発見が容易な北陸から東北地方の多雪地帯におけるツキノワグマ生息数推定に用いられている。秋田県では、統計数理研究所の協力を得て、1981 年から、春季残雪期のツキノワグマ直接観察法による生息数調査を開始し（秋田県林務部、1983）、1984 年から継続調査を行っている（秋田県、2007）。調査では、県全域を 3×3 km 区画に区分し（全県で 1,415 区画）、そのうちツキノワグマの生息する区画（2007 年は 603 区画）から 150 区画

を調査区画としてランダムに抽出する。各区画に、ツキノワグマの予防捕殺を兼ねた調査員（ハンター）が 20 名程度入り、追い出しにより区画内に出没した個体数を観察しその結果を集計する（追い出し直接観察法）。生息区画に対する調査区画数割合から全県生息数を求める。調査結果として、1984 年から 2006 年までの毎年の全県のツキノワグマ推定個体数は、最小が 805 頭（2006 年）、最大が 2,640 頭（1986 年）、平均が 1,392 頭と報告されている（秋田県、2007）。山形県および新潟県でも、追い出し直接観察法による春季残雪期のツキノワグマ生息数調査が行われている。山形県では県内を山塊別に 10 調査区に区分し、1977 年から 2002 年までは猟友会の協力を得て、秋田県と同様ツキノワグマの予察防除を兼ねた調査を行ったが、2005 年からの第 2 期調査ではボランティア調査員による捕殺をともなわない個体数調査に切り替えた。山形県調査では、春季調査では、冬眠穴から出てくる時期が遅れる子連れのメスグマ発見率が低いとの仮定から、発見個体数を 2.75 倍したものを推定個体数としている（山形県環境保健部自然保護課、1987）。第 2 期の個体数調査結果として、山形県内のツキノワグマ生息数を 1,507 頭と推定した（山形県みどり自然課、2008）。新潟県では、ツキノワグマ生息地を 1 調査区 600 ha 程度の 601 区画に区分し、1984-86 年の 3 年間でそのうち 184 区画で追い出し法調査を行い、全県で 608 頭との推定個体数を得ている（新潟県野生動物生態研究会、1987）。

富山県では、定点観察法による春季のツキノワグマ個体数調査が 1989 年と 1990 年に実施された。これは、落葉期で積雪があり個体の見落とし率が低い春季に、山の対岸斜面など広い範囲（調査地）が見渡せる位置から連続して数日観察し、出没するツキノワグマ個体をカウントするものである。調査結果から生息密度を求め、調査地環境による密度の層別化作業を行い、全県の生息数を推定する。ただし、富山県における 1989-90 年調査では、生息密度（0.18 頭/$km^2$）のみを求めている。定点観察法によるツキノワグマ個体数調査は、保護管理計画策定のための基礎資料として、群馬県（自然環境研究センター、1999）、長野県（2002）、石川県環境安全部（2002）における調査にも適用された。

知床半島のヒグマなど海上から直接観察できる条件がある生息地では、環境教育を兼ねた直接観察が行われている（中川ら、1987）。樹木カバーが少ないアラスカやカナダ北部では、標識個体の発見率調査と組み合わせたクマ類（ヒグマ、アメリカクロクマ、ホッキョクグマ）の航空機センサスが行われている。しかし、森林の多い日本やヨーロッパでは発見率が低いため、航空機センサスは一般的な方法とはなってない（日本野生生物研究センター　1991、北海道環境科学研究センター　1995）。また、北海道の大雪山系において、見通しのきく森林限界から上のおよそ 4,000ha の地域を対象として、10 箇所前後から一斉に観察する手法によるヒグマの個体数動向把握の試みがなされた（日本野生生物研究センター 1991）が、観察対象面積が十分でないこと、さらに、気象条件や個体の入れ替わりが頻繁に生ずることで，その地域内で十分な観察努力量を確保することが困難とされている（北海道環境科学研究センター　1995）。

### ３-６．標識再捕獲法

標識再捕獲法（Capture-Mark-Recapture：CMR 法）は、クマ類を捕獲し標識をつけて放逐し、再捕獲あるいは再発見率から全体の個体数を推定する方法である。直接観察の困難な森林や非積雪期でも調査が可能なため、世界的に広く適用されている。捕獲作業に際し、外部形態の計測、遺伝的分析や化学物質汚染などのためのサンプル採集もあわせて可能である。また、ラジオトラッキングのための無線標識を装着することもできる。福井県自然保護センター（1997）では、ラジ

オトラッキングによる行動圏調査を兼ねた標識再捕獲法によるツキノワグマ調査を 1994-95 年に実施し、のべ捕獲個体は 4 頭と少なかったが、Chapman の修正式を適用し県内分布域に占める調査個体の行動圏を求めることで、全県の推定個体数を 596±208 頭と求めた。西中国地方では 2004-05 年のツキノワグマの標識再捕獲調査において、のべ 51 頭を捕獲し、生息環境による密度の層別化も行い西中国地域全体の個体数を 280 頭から 674 頭と推定した（自然環境研究センター、2006）。

米国ペンシルバニア州では、標識個体の狩猟による捕獲回収率に Lincoln-Petersen 法を適用して、アメリカクロクマの個体数を推定している（Diefenbach et al. 2004）。ミシガン州では、ハンターからの捕獲報告と CPUE 分析に加え、エサ場での調査、標識再捕獲法および個体群モデル法を組み合わせ、アメリカクロクマの狩猟管理のための個体数推定を行っている（Etter et al. 2003）。ミネソタ州では、テトラサイクリンをマーカとして仕込んだ寄せ餌をアメリカクロクマの分布域に広域に仕掛けてクマを標識し、狩猟で捕獲された個体の硬組織の検索から標識率を割り出し、全州規模での個体数推定を実施した（Garshelis and Visser、1997；Garshelis and Noyce、2006）。アラスカでは、上記のように再捕獲の代わりに航空機などを使った再発見法を組み合わせた CMR 法によるヒグマとアメリカクロクマの個体数推定が実施されている。

### 3-7．痕跡調査法

痕跡調査法は、足跡、食跡、フンなどクマ類のフィルドサインの観察に基づき個体数を推定する方法である。北海道では、沢沿いの泥の上に残された足跡サイズの違いに注目した個体識別に(Klein 1959)よるヒグマの個体数推定が行われた（北大ヒグマ研究グループ、1982；青井、1990）。長野県では、ブナ科の堅果類を採食した際に樹上に形成されるクマ棚に注目し、センサスルート両側の一定幅に出現するクマ棚数を生息密度の相対指標とし、直接観察法などから求めた生息密度と組み合わせて県内のツキノワグマ個体数を推定した（長野県、2002）。岩手県遠野におけるヘア・トラップ調査（環境省自然保護局・生物多様性センター、2005）、岩手県（2007）、宮城県（環境省自然保護局・生物多様性センター、2009b）では、フンなどの痕跡数とヘア・トラップ法で求めた生息密度を組み合わせ、モンテカルロシミュレーションを行い、さらに調査対象生息域に拡大して県内の個体数推定を行っている。

### 3-8．ヘア・トラップ法

ヘア・トラップ法は、標識再捕獲法を応用した、DNA マーカによる個体識別から個体数を推定する方法である。DNA サンプル採集のための有刺鉄線の囲い（トラップ）などの設置、体毛の採取、そして毛根からの DNA 抽出、個体識別及び個体数推定の一連の作業を指す。DNA マーカとしては、個体レベルの多様性が高いマイクロサテライトの塩基長の違いが使われる。識別を確実にするため、6 から 10 マイクロサテライト遺伝子座を分析する。この方法は、Woods et al. （1999）が最初に報告し、その後、北米ではヒグマとアメリカクロクマの大面積調査に適用され（例えば Mowat and Strobeck, 2000）、ヨーロッパのヒグマ（Gervasi et al. 2008）やメガネグマ調査（Viteri and Waits, 2009）にも応用されるようになった。国内では、岩手県で Miura and Oka（2003）がヘア・トラップによるツキノワグマの体毛採取の可能性を報告し、それ以後、岩手県（環境省自然保護局・生物多様性センター、2005；山内・工藤、2005）、長野県（野生動物保護管理事務所、2005）などで実施された。さらに、環境省の平成 20 年度（2008 年度）自然環境保全基礎調査における

種の多様性調査においても、山形県、宮城県、山梨県、奈良県がヘア・トラップ法を取り入れたツキノワグマ調査を行った（環境省自然保護局・生物多様性センター、2008a, 2008b, 2008c, 2008d）。また、後述のように、ツキノワグマを対象とした特定鳥獣保護管理計画を策定している 16 府県のうち 5 県がヘア・トラップ法による個体数調査を取り入れている。

ヘア・トラップ法は、（1）直接観察法などに比べ個体識別の精度が高いこと、（2）DNA が個体の永久標識となること、（3）非侵襲方法で個体識別サンプルが採取できること、（4）バレル・トラップによる CMR 法比べ低いコストで多くのトラップを広域に設置可能なこと、などからクマ類の個体数調査において世界的に広く取り入れられている。近年は、より大面積の個体数推定にも適用され、米国モンタナ州では、グリズリーとアメリカクロクマの個体数調査のため、7×7 km セルの 641 グリッドに 2,558 基のヘア・トラップを設置した大規模調査が行われている（Kendall et al. 2008）。日本でも、青森県におけるツキノワグマのヘア・トラップ調査では、県内の分布域の大部分をカバーするようにヘア・トラップを設置し、主な 2 調査地域を合わせた県内の個体数を約 600 頭から 1,400 頭と推定した（青森県、2009）。

ヘア・トラップ法では多くのサンプル採集が可能で個体識別精度も高いことから、標識再捕獲法や直接観察法による個体数推定より、推定個体数が多くなる傾向がある。岩手県のツキノワグマ推定個体数は、標識再捕獲法などから推定された 2002 年の 1,100 頭（中央値）に比べ、ヘア・トラップ法と痕跡調査法の組み合わせから推定された 2007 年の個体数は 1,715 頭（中央値）に増加した。長野県のツキノワグマ推定個体数も、ヘア・トラップ調査成果を取り入れた 2007 年の推定個体数は 2,771 頭（中央値）と、2002 年の推定値 1,913 頭（平均値）よりも多くなっている（長野県、2002、2007）。ジャイアントパンダの個体数推定においても、従来の生息環境と生息密度による推定値 1,600 頭前後に比べ、食跡の DNA 個体識別法を採用した個体数推定値は倍の 3,000 頭前後になったと報告されている（Garshelis et al., 2008）。

### ３-９．複数の方法の組み合わせ

クマ類の個体数調査で、複数の方法を組み合わせることは広く行われている。特に、北米の国立公園や野生動物保護区など、限られた地域の集中的なクマ類個体群研究では、繁殖や死亡率の個体群指標追跡とそれらのデータに基づく高精度の個体数推定が行われている。米国イエローストーン国立公園では、航空機センサス、子連れクマの観察、標識個体の追跡などから、個体数と個体群動向調査を 1983 年以降継続して行っている（Harris et al. 2007）。カナダ北部のホッキョクグマの個体数も、標識再捕獲（CMR）、子グマのカウント、生存率の計算などを組み合わせ個体群成長率と狩猟影響をモニタリングしている（Taylor et al., 2006）。　カナダのブリティッシュコロンビア州では、環境条件を考慮した複数の調査地域においてヘア・トラップ調査による生息密度推定値を求め、環境要因を説明変数とする外挿モデルを作成して州全域のハイイログマ生息数推定を実施している（Hamilton and Austin、2004）。

国内でもいくつかの方法を組み合わせたクマ類の個体数推定が行われている。長野県（2007）は、ヘア・トラップ法による生息密度調査と地域別の生息密度指標を組み合わせ、全県のツキノワグマ生息数を求めている。岩手県（岩手県、2007）および宮城県（環境省自然保護局・生物多様性センター、2009b）のツキノワグマ個体数調査では、上記のようにヘア・トラップ法による調査と、ラインとランセクトによる生活痕跡頻度分布にさらにモンテカルロ法シミュレーションを行って、全県個体数を推定している。奈良県（環境省自然保護局・生物多様性センター、2009d）

では、ヘア・トラップ法とカメラトラップ法を組み合わせ、県南部のツキノワグマの個体数推定を行った。この際、ヘア・トラップ法ではトラップの有効範囲として 3 段階の半径を仮定しさらにその半径内の植生自然度 6-10 の範囲を個体数密度算定の生息地とみなした。また、ヘア・トラップの近くに設置したカメラトラップで確認されたが、ヘア・トラップでは体毛が採集されなかったトラップシャイ個体が 5 個体中 1 頭いたことから、ヘア・トラップによる確認個体数を 1.25 倍する補正を行った。複数の調査法の組み合わせは、調査精度の補正と限られた調査範囲の結果を広域に適用する場合の両方に適用されている。

### 3-10．生息分布調査

個体数調査とあわせ、生息分布域調査も行われている。自然環境保全基礎調査の種の分布調査（環境省自然保護局・生物多様性センター、2004）では、鳥獣保護員、地域住民、ハンター（猟友会)、山林作業者などへのアンケート調査を分布図作成の基本情報とした。アンケート調査に際しては、地図を同封し、地図上に対象種の生息情報を記入し返送する方法が採用されている。アンケート法による分布調査は容易だが、山奥など人の活動の少ないところでは生息しても情報が得られないこと、アンケート回答情報量が少ないと実際よりは狭い分布域となることが奈良県調査では課題として報告されている（環境省自然保護局・生物多様性センター、2009d)。一方、多くの都道府県では、人身被害予防のため、クマ類の出没・目撃情報を収集し、ウェブサイトなどで提供している（環境省自然環境局、2007)。また、野生鳥獣情報システム（WIS）を含め、狩猟者の報告に基づく捕獲位置情報も、生息分布域調査の情報源として活用されている。

## ４．調査法と個体数推定幅の比較

個体数推定法では、推定精度も重要である。捕獲数と繁殖に基づく方法では、捕獲数を主変数とするため、捕獲数の年変動が推定値のばらつき要因となる。直接観察法（追い出し法と定点観察法)、標識再捕獲法およびヘア・トラップ法では、調査における発見率や捕獲率が推定値のばらつき要因となる。鳥獣関係より、統計数値の信頼性が高いと考えられる 1970 年以降 2006 年までの 37 年間と、ツキノワグマの大量捕獲があった年を含む近年 10 年間（1997 年-2006 年）の捕獲数の変動幅を**表 1** に示した。直接観察法、標識再捕獲およびヘア・トラップ法に関しては、既存の報告資料から推定値のばらつきを比較した。ここで示した標識再捕獲およびヘア・トラップ法における個体数推定は、Lincoln-Petersen 法あるいは Chapman 法を採用している。個体数推定で主に MARK 法（White et al. 2006）を採用している、海外のヘア・トラップ調査事例はここでは除いた。

捕獲数変動では、大量捕獲年もあった近年 10 年間のツキノワグマ捕獲数の変動係数（CV）が 0.51 と高い値を示した。捕獲数変動は、年毎の実際の個体数変動と、堅果類不作などによる人里への大量出没による大量捕獲と政策的な捕獲数管理など人為的バイアスの両方が作用している。直接観察法追い出し法を採用している秋田県の 1984-2006 年の変動係数は 0.32 と高いが、近年 10 年間に限ると推定個体数の変動係数は 0.22 と比較的小さい。秋田県のデータも、年毎の実際の個体数変動と発見率の差など人為的バイアスの両方が作用していると考えられる。一方、直接観察定点観察法とヘア・トラップ法による個体数推定値の幅は、ある時点の実際の個体数の信頼幅を示している。直接観察定点観察法を採用した長野県（2000 年）と群馬県（1998 年）の推定数幅を見ると、発見個体数ゼロの地点を除いても変動係数は>1 と大きく、推定値のばらつきは大きい。

ヘア・トラップ法において、比較的大面積で多数個体が識別されている、岩手県（2004-2005 年）、富山県（2005-2006 年）および青森県（2005-2008 年）では、変動係数が 0.2 から 0.3 程度を示している。

この結果からは、直接観察定点観察法に基づく捕獲数推定ではばらつきが多いこと、ヘア・トラップ法を含むその他の方法ではおよそ変動係数は 0.3 前後（すなわち 95%信頼限界の推定幅は平均値の 0.4 から 1.6 倍）にあることを示唆している。既存のヘア・トラップで推定幅が他の方法と同様に広いのは、これまでの調査では再捕獲個体が少ないことも影響している。

**表 1 個体数推定方法と推定値の標準偏差および変動係数**

| 方法・対象種 | 地域 | 対象年 | 平均 1) | SD1) | CV | 備考（文献） |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 年捕獲数（ヒグマ） | 北海道 | 1970-2006 年 | 366 | 120 | 0.33 | 鳥獣関係統計 |
| 年捕獲数（ヒグマ） | 北海道 | 1997-2006 年 | 368 | 104 | 0.28 | 近年 10 年間のみ |
| 年捕獲数（ツキノワグマ） | 全国 | 1970-2006 年 | 1,984 | 462 | 0.23 | 鳥獣関係統計 |
| 年捕獲数（ツキノワグマ） | 全国 | 1997-2006 年 | 1,996 | 1,008 | 0.51 | 近年 10 年間のみ |
| 直接観察（追い出し法） | 秋田 | 1984-2006 年 | 1,392 | 452 | 0.32 | 秋田県（2007） |
| 直接観察（追い出し法） | 秋田 | 1997-2006 年 | 1,023 | 224 | 0.22 | 秋田県、近年 10 年間のみ |
| 直接観察（追い出し法） | 新潟 | 1984-1986 年 | 497 | 46 | 0.09 | 推定数は発見率補正前の値 |
| 直接観察（定点観察） | 群馬 | 1998 年 | 0.16 | 0.39 | 2.46 | 自然研（1999）、全 25 地点 |
| 直接観察（定点観察） | 群馬 | 1998 年 | 0.57 | 0.59 | 1.03 | 発見数ゼロ地点を除く 7 地点 |
| 直接観察（定点観察） | 長野 | 2000 年 | 1.16 | 1.88 | 1.62 | 自然研（2001）、全 12 地点 |
| 直接観察（定点観察） | 長野 | 2000 年 | 1.99 | 2.13 | 1.07 | 発見数ゼロ地点を除く 7 地点 |
| 標識再捕獲法 | 西中国 | 2004-2005 年 | 154 | 64 | 0.41 | 再捕獲は 52 頭中 3 頭 |
| ヘア・トラップ法 | 岩手 | 2004 年 | 294 | 84 | 0.29 | 環境省（2005） |
| ヘア・トラップ法 | 岩手 | 2005 年 | 197 | 53 | 0.27 | 環境省（2006） |
| ヘア・トラップ法 | 富山 | 2005-2006 年 | 44 | 13.5 | 0.31 | WMO（2007） |
| ヘア・トラップ法 | 下北 | 2005-2006 年 | 195 | 38 | 0.19 | 青森県（2009） |
| ヘア・トラップ法 | 津軽 | 2007-2008 年 | 824 | 175 | 0.21 | 青森県（2009） |

1) 頭（捕獲数、直接観察追い出し法、標識再捕獲法、ヘア・トラップ法）、頭/km$^2$（直接観察定点観察、標識再捕獲法）

## ５．特定鳥獣保護管理計画に適用されている調査方法

国内では、2009 年 12 月現在で 16 府県がツキノワグマを対象とした特定鳥獣保護管理計画を策定している。特定計画では個体数推定を含む生息状況の把握を踏まえた保護管理目標の策定を求めている。**表 2** に、特定計画策定のための個体数調査の方法と推定個体数を示した。地域の環境条件に応じた、さまざまな調査方法が適用されている。日本海側の多雪地帯の 3 県（秋田県、山形県、石川県）では直接観察法が適用されている。一方、雪の少ない西日本の 4 県（京都府、西中国 3 県）では標識再捕獲法が採用されている。ヘア・トラップ法は上記のように 5 県（岩手県、栃木県、長野県、岐阜県、滋賀県）で適用されている。残りの 4 県（福島県、兵庫県、鳥取県、岡山県）は、福島県を除き生息数が少ない地域であり、既存資料や分布面積に基づく複数の方法が適用されている。特定鳥獣保護管理計画における個体数モニタリングにおいて、直接観察法の適用が難しい府県では、今後ヘア・トラップ法による個体数調査が増加することが予想される。

## ６．調査方法とコスト

個体数調査では、費用対効果の観点からの調査方法の比較検討も重要である。アラスカでの航空機センサスにおける、クマ類（ヒグマとアメリカクロクマ）の 1 時間あたりの発見率は 0.2～15.5 頭、費用は調査面積 1-km$^2$ あたり 3 ドルから 175 ドルと報告されている（Miller et al. 1997）。ヘア・

トラップ法による経費は、分析費だけで 1 試料あたり約 50 ドルと報告されている（Tredick, et al., 2007）。秋田県における直接観察法（追い出し法）によるツキノワグマ個体数調査のため、1980-1981 年調査では、のべ 4,156 名で 470 回（区画数×調査日数）調査を行った（秋田県林務部、1983）。しかし、論文あるいは調査報告書に正確な調査費用が示されていることは一般に少ない。**表 3** は、概算による調査面積当たりあるいは推定個体数当たりの調査方法別経費を示したものである。調査人日算定が困難な捕獲数と繁殖指標に基づく手法及び個体群指標分析法は含めてない。また、相対的な生息密度を求める痕跡調査法も除外した。ここで示した方法ではいずれも、クマ類 1 頭当たりの観察あるいは識別に 220 千円から 411 千円必要と算定された。

**表 2　特定鳥獣保護管理計画（ツキノワグマ）で採用されている個体数調査方法と推定個体数**

| 府県 | 作成年 [1)] | 個体数調査方法（調査実施年） | 県内推定個体数 |
|---|---|---|---|
| 岩手県 | 2007 | ヘア・トラップ法と痕跡調査（2004 年と 2006 年） | 1,343 頭～2,097 頭 |
| 秋田県 | 2007 | 直接観察法（追い出し法）（1985 年より継続実施） | 805 頭～1,481 頭 [2)] |
| 山形県 | 2009 | 直接観察法（追い出し法）（2005 年から第 2 期調査実施） | 1,500 頭 |
| 福島県 | 2009 | 統計的方法（森下法と朝日法 ; 1988 年～2003 年の捕獲数） | 1,392±208 頭（森下法） |
| 栃木県 | 2006 | ヘア・トラップ法（2003 年～2004 年） | 180 頭～495 頭 |
| 石川県 | 2007 | 定点観察法（天然林面積補正）（2002 年～2003 年） | 700 頭 |
| 長野県 | 2007 | ヘア・トラップ法と密度区分補正（2003 年～2004 年） | 1,867 頭～3,666 頭 |
| 岐阜県 | 2009 | ヘア・トラップ法と密度区分補正 | 1,228 頭と 1,430 頭 |
| 滋賀県 | 2008 | ヘア・トラップ法（2005-07 年） | 173 頭～324 頭 |
| 京都府 | 2007 | 標識再捕獲法（2004 年） | 200 頭～500 頭 |
| 兵庫県 | 2007 | 複数方法組み合わせ（標識再捕獲、目撃数推移など） | 推定個体数は示してない |
| 鳥取県 | 2007 | 分布面積と周辺地域生息状況資料（1990 年代） | 100 頭前後 |
| 岡山県 | 2007 | 捕獲数などに基づく推定（2000 年代） | 10 頭程度 |
| 西中国 3 県 [3)] | 2007 | 標識再捕獲法（密度区分補正）（2004 年～2005 年） | 279 頭～674 頭 |

1) 複数回作成されている場合は最新の計画の公表年を示した
2) 最近 10 年間（1997 年～2006 年）の個体数推定値の最小値（2005 年）と最大値（2000 年）
3) 島根県、広島県、山口県

**表 3　クマ類の個体数推定における調査手法別コスト概算 [1), 2)]**

| 方法（対象種） | 必要な調査人日 | 調査面積（$km^2$） | 観察数/捕獲数 | 費用（千円/クマ 1 頭） |
|---|---|---|---|---|
| 直接観察（春季地上）（ツキノワグマ）[3)] | 2 人×3 日×10 地点 = 60 人日 | 10 地点×2-$km^2$ = 20 $km^2$ | 10 頭/20$km^2$ | 2,400 千円/10 頭 = 240 千円/頭 |
| 直接観察（航空機）（ヒグマ）[4)] | 3 人×3 日 = 9 人日 | 80-km/時×0.2-km 幅×6 時間×3 日 = 288 $km^2$ | 0.06 頭 /$km^2$ × 288 $km^2$ = 14 頭 | 5,760 千円/14 頭 = 411 千円/頭 |
| 標識再捕獲法（ツキノワグマ）[5)] | 150 人日/年×2 年×1.5 人 = 450 人日 | 525 $km^2$ | 49 頭 | 10,800 千円/49 頭 = 220 千円/頭 |
| ヘア・トラップ法（ツキノワグマ）[6)] | 4 人×60 日 = 240 人日（100 トラップ） | 100 $km^2$、300 検体（100 トラップ×3 セッション） | 40 頭（DNA 判別個体数） | 11,100 千円/40 頭 = 278 千円/頭 |

1） 観察数/捕獲数は、推定個体数を含めない、実際の観察数あるいは捕獲数を示す。
2） 人件費は、現地調査の直接経費および間接費を含め、40 千円/人日とした。
3） 直接観察（地上）は、長野県（2002）における調査事例を参照した。
4） 航空機センサスの発見率は、ヒグマの平均生息密度（0.093 頭/$km^2$）(北海道環境科学研究センター、2000)の 2/3 と仮定した。
5） 標識再捕獲法の調査面積と費用は西中国の事例（自然環境研究センター、2006）
6） ヘア・トラップ法では、100 トラップを 1 単位とし、1 組 2 人、2 組 4 人体制で、トラップ設定地予備調査に 15 日、設置に 10 日、1 セッション 10 日で 3 セッション（30 日）、撤収に 5 日、計 4 人×60 日とした。試料採取効率は、1 検体/トラップ・セッション、DNA 分析費用を 1 検体あたり 5,000 円とした。判別個体数 40 頭は、山内・工藤（2005）を参照した。

## 7．個体数調査の課題と生息動向調査

Harris（1988）は、ヘア・トラップ法導入前の米国モンタナ州におけるグリズリー個体数調査法

のレビューを行い、(1) 狩猟分析法は多くの誤差要因があること、(2) 航空機センサスでは発見数は生息個体数よりずっと低いこと、(3) 標識再捕獲は年による変動が大きいこと、など個体数調査では多くの課題はあるが、調査の積み重ねで推定誤差を減らしていくことが重要とした。費用対効果を含め複数の方法を比較しながら、より高精度でより低コストのクマ類の個体数推定法を開発する必要がある。精度の観点からは現在のところヘア・トラップ法が、(1) 個体識別精度が高いこと、(2) 比較的容易に広域をカバーできること、(3) バレル・トラップに比べ設置と管理簡便でかつ個体捕捉率が高いこと、から高精度の個体数推定を行うには現在のところ最も適した方法と考えられる。しかし、ヘア・トラップ法では、トラップの設置と試料採取のための見回りに加え DNA 試料分析コストがかかるため、他の方法に比べコスト面での優位性は低い。精度は少し下がっても、妥当な経費で個体数推定が可能な、カメラトラップ法や痕跡調査など、代替法・簡便法との組み合わせも必要である。

クマ類に限らず野生動物の個体数を高精度で求めるには、多くの経費とマンパワーの投入が必要である。このため、絶対数を求めるよりも生息動向を知ることに重点を置くべきとする意見も多い。長野県では、ツキノワグマの個体数推定値の信頼性が低いことから、推定個体数に対する一定の割合で設定していたツキノワグマの捕獲数上限を、2007 年に策定した長野県特定鳥獣保護管理計画（第 2 次、ツキノワグマ）では示してない。岸元・佐藤（2008）はこの理由として、様々な仮定に基づく個体数推定結果の信頼性は疑わしいこと、個体数を求めることに固執すれば県全体の生息数の相対的な増減すら把握できなくなることを挙げている。そして、これまでの生息数調査をベースに、相対的な増減を知ることが重要であるとした。生息動向を把握する方法としては、単位捕獲努力当たりの捕獲成績（CPUE: Catch per Unit Effort）を用いることが多い。これを痕跡調査における単位努力当たりの痕跡発見数などに置き換える方法も可能である。地方自治体レベルで継続可能なクマ類の保護管理のための調査として、ヘア・トラップ法による高精度の個体数調査などと組み合わせた、代替法・補完法としての生息動向調査も重要である。

## 引用文献

秋田県林務部．1983．秋田のツキノワグマ、ツキノワグマ総合調査報告書（昭和 55-56 年度）．

秋田県．2007．第 2 次秋田県ツキノワグマ保護管理計画．秋田県．

青井俊樹．1990．北海道北部地方における狩猟と森林環境の変遷がヒグマの生息動態に与える影響．北海道大学農学部演習林研究報告，47(2): 249-298.

青森県（調査機関）・（財）日本森林林業振興会青森支部（実施機関）．2009．平成 20 年度　ツキノワグマ生息状況調査委託業務（生息数推定調査分析）報告書．青森県.

Brongo, L.L., M. S. Mitchell and J. B. Grand, 2005. Effects of trapping with bait on bait-station indices to black bear abundance. Wildlife Scoiety Bulletin 33（4）: 1357-1361.

Ciucci, P. and L. Boitani, 2008. The Apennine Brown Bear: A Critical Review of Its Status and Conservation Problems. Ursus 19（2）:130-145.

Cole, G. F. 1981. Preservation and Management of Grizzly Bears in Yellowstone National Park. Ursus 2: 274-288.

Craighead, J. J. and F. C. Craighead Jr. 1967. Management of grizzly bears in Yellowstone National Park. Environmental Research Institute and Montana Cooporation Wildlife Research Unit Report.

Diefenbach, D. R., J. L. Laake and G. L. Alt. 2004. Spatio-temporal and demographic variation in the

harvest of black bears: implications for population estimation. Journal of Wildlife Management 68（4）:947-959.

Etter, D. R., T. F. Reis, and L. G. Visser, 2003. Michigan Status Report. 17th Eastern Black Bear Workshop Mount Olive, New Jersey, March 2-5, 2003.

Garshelis, D. L., and L. G. Visser. 1997. Enumerating megapopulations of wild bears with an ingested biomarker. Journal of Wildlife Management, 61: 466-480.

Garshelis, D. L., and K. V. Noyce. 2006. Discerning biases in a large scale marj-recapture population estimation for black bears. Journal of Wildlife Management, 70: 1634-1943.

福井県自然保護センター．1997．大型野生動物生息動態調査報告書ツキノワグマ．福井県.

福井県野生動物の会．2007．ツキノワグマ生息数調査報告書（ヘア・トラップ調査）．特定鳥獣保護管理計画モニタリング手法調査.

Garshelis, D. L., Wang Hao, Wang Dajun, Zhu Xiaojian, Li Sheng, and W. J. McShea. 2008. Do Revised Giant Panda Population Estimates Aid in Their Conservation? Ursus 19（2）:168-176. 2008.

Gervasi, V., P. Ciucci, J. Boulanger, M. Posillico, C. Sulli, S. Focardi, E. Randi, and L. Boitan, 2008. A preliminary estimate of the Apennine brown bear population size based on hair-snag sampling and multiple data source mark-recapture Huggins models. Ursus 19（2）:105-121

Hamilton, A. N., M. A. Austin. 2004. Estimating grizzly bear (*Ursus arctos*) population size in British Columbia using an expert-based approach. British Columbia Ministry of Water, Land and Air Protection, Victoria, BC. 9pp.

Harris, R. B. 1986. Grizzly Bear Population Monitoring, Current Options and Considerations. Miscellaneous Publication No. 45: 1-80 + index、Montana Forest and Conservation Experiment Station.

Harris, R. B., G. C. White, C. C. Schwartz and M. A. Haroldson. 2007. Population growth of Yellowstone grizzly bears: uncertainty and future monitoring. Ursus 18（2）: 168-178.

北大ヒグマ研究グループ．1982．エゾヒグマ．汐文社.

北海道環境科学研究センター.. 1995. ヒグマ・エゾシカ生息実態調査報告書 I. 北海道.

北海道環境科学研究センター．2000．ヒグマ・エゾシカ生息実態調査報告書 IV．北海道.

北海道環境科学研究センター. 2004. 渡島半島地域ヒグマ対策推進事業調査研究報告書（1999-2003 年度）．北海道環境科学研究センター.

Hristienko H. and J. E. McDonald Jr. 2007. Going into the 21st century: a perspective on trends and controversies in the management of the American black bear. Ursus 18（1）: 72-88.

石川県環境安全部．2002（平成 14 年）．石川県特定鳥獣保護管理計画書（ツキノワグマ、ニホンザル）．石川県.

岩手県．2007．第 2 次ツキノワグマ保護管理計画（巻末参考資料；ツキノワグマの生息数の推定について）．岩手県.

環境省自然環境局．2007．クマ類出没対応マニュアル．環境省.

環境省自然保護局・生物多様性センター．2004．第 6 回自然環境保全基礎調査、種の多様性調査、哺乳類分布調査報告書．環境省自然環境局生物多様性センター.

環境省自然保護局・生物多様性センター．2005．第 6 回自然環境保全基礎調査、種の多様性調査（岩手県）報告書．環境省自然環境局生物多様性センター.

環境省自然保護局・生物多様性センター．2006．第 7 回自然環境保全基礎調査、種の多様性調査（岩手県）報告書．環境省自然環境局生物多様性センター.

環境省自然保護局・生物多様性センター．2007．第 7 回自然環境保全基礎調査、種の多様性調査

（新潟県）報告書．環境省自然環境局生物多様性センター.
環境省自然保護局・生物多様性センター．2009a．平成 20 年度自然環境保全基礎調査、種の多様性調査（山形県）報告書．環境省自然環境局生物多様性センター.
環境省自然保護局・生物多様性センター．2009b．平成 20 年度自然環境保全基礎調査、種の多様性調査（宮城県）報告書．環境省自然環境局生物多様性センター.
環境省自然保護局・生物多様性センター．2009c．平成 20 年度自然環境保全基礎調査、種の多様性調査（山梨県）報告書．環境省自然環境局生物多様性センター.
環境省自然保護局・生物多様性センター．2009d．平成 20 年度自然環境保全基礎調査、種の多様性調査（奈良県）報告書．環境省自然環境局生物多様性センター.
Kendall, K., J. Stetz and A. Macleod. 2008. Northern Divide Grizzly Bear Project Release Results. International Bear News 17（4）:19-21.
岸元 良輔・佐藤 繁、2008. 長野県ツキノワグマ保護管理計画における生息数のモニタリングとその課題．哺乳類科学 48（1）: 73-81.
Klein, D. R. 1959. Track differentiation for censusing bear populations. Journal of Wildlife Management, 23: 361-363.
Knick, S. and W. Kasworm. 1989. Shooting mortality in small populations of grizzly bears. Wildlife Society Bulletin 17: 11-15.
Kovach, S. D., G.. H. Collins, Michael T. Hinkes and Jeffrey W. Denton. 2006. Reproduction and survival of brown bears in southwest Alaska, USA. Ursus 17（1）:16-29.
McLellan, B., and V. Vanci. 1999. Status and management of the brown bears in Canada. Pages 46-50. In Servheen, C., S. Herrero, and B. Peyton. compilers. Bears. Status survey and conservation action plan. IUCN/SSC Bear and Polar Bear Specialist Groups. IUCN, Grand, Switzerland and Cambridge, UK. X+309pp.
Miller, S. D., G. C. White, R. A. Sellers, H. V. Rehynolds, J. W. Schoen, K. Titus, V. G. Branes, Jr., R. B. Smith, R. R. Nelson, W. B. Ballar and C. C. Schwartz. 1997. Brown and black bear density estimation in Alaska using radiotelemtry and replicated mark-resight techniques. Wildlife Monographs, 133:1-55.
Miller, S., and J. Schoen. 1999. Status and management of the brown bear in Alaska. Pages 40-46. In Servheen, C., S. Herrero, and B. Peyton. compilers. Bears. Status survey and conservation action plan. IUCN/SSC Bear and Polar Bear Specialist Groups. IUCN, Grand, Switzerland and Cambridge, UK. X+309pp.
Miller, S. 2007. Yellowston's Brown Bears Delisted. International Bear News, 16（3）: 10-11.
Miura, S. and T. Oka, 2003. Evaluation of apple bait hair-traps for genetic tagging of Asiatic black bears in the Kitakami Highland, northern Honshu, Japan. Mammal Study, 28: 149-152.
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（1）: 133-138.
森下 正明・水野 昭憲．1970．ニホンツキノワグマの習性と個体数推定．白山の自然（白山学術調査団編），石川県：322-329.
Mowat, G. and C. Strobeck, 2000. Estimating population size of grizzly bears using hair capture, DNA profiling, and mark-recapture analysis. J. Wildlife Management 64（1）:183-193.
長野県．2002（平成 14 年）．特定鳥獣保護管理計画（ツキノワグマ）．長野県.
長野県．2007（平成 19 年）．第 2 期特定鳥獣保護管理計画（ツキノワグマ）.
中川 元・山中正実・森 信也・成清美智代・田沢道広．1987．知床半島で実施したヒグマの観察

会について．知床博物館研究報告 第 8 集：49-54.
日本野生生物研究センター．1991．野生動物分布等実態調査報告書-ヒグマ・エゾシカ個体数調査ー．財団法人日本野生生物研究センター．東京.
新潟県野生動物生態研究会．1987．クマ生態調査報告書．新潟県委託調査報告書.
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法：概要と注意点．哺乳類科学 48（1）: 101-107.
Pelton, M. R., A. B. Coley, T. H. Eason, D. L. Doan Martinez, J. A. Pederson, F. T. van Mane, and K. M. Weaver. 1999. American black bear conservation action plan. Pages 144-156. In Servheen, C., S. Herrero, and B. Peyton. compilers. Bears. Status survey and conservation action plan. IUCN/SSC Bear and Polar Bear Specialist Groups. IUCN, Grand, Switzerland and Cambridge, UK. X+309pp.
Rogers, L. L. 1983. Effects of food supply, predations, cannibalism, parasites, and other health problems on black bear populations. in Bunnell et al eds. Symposium on natural regulation of wildlife populations: 194-211.
Schwartz, C. C., Mark A. Haroldson, Gary C. White, Richard B. Harris, Steve Cherry, Kim A. Keating, Dave Moody, and Christopher Servheen. 2006. Temporal, Spatial, and Environmental Influences on the Demographics of Grizzly Bears in the Greater Yellowstone Ecosystem. Wildlife Monographs, 161:1-68.
Servheen, C., S. Herrero, and B. Peyton.(compilers). 1999. Bears. Status survey and conservation action plan. IUCN/SSC Bear and Polar Bear Specialist Groups. IUCN, Grand, Switzerland and Cambridge, UK. X+309pp.
自然環境研究センター（自然研）．1999．平成 10 年度群馬県ツキノワグマ生息状況調査報告書．群馬県環境生活部自然環境課委託.
自然環境研究センター（自然研）．2000．特定鳥獣保護管理計画マニュアル（クマ類編）．環境省委託業務報告書.
自然環境研究センター（自然研）. 2001. 特定鳥獣保護管理計画策定調査報告書ツキノワグマ調査．長野県委託調査報告書.
自然環境研究センター（自然研）．2006．西中国山地ツキノワグマ生息調査事業．島根県・広島県・山口県委託事業.
Taylor, M. K., J. Laake, P. D. McLoughlin, H. D. Cluff and F. Messier. 2006. Demographic parameters and harvest-explicit population viability analysis for polar bears in M'Clintock channel, Nunavut, Canada. J. Wildlife Management 70（6）: 1667-1673.
Tredick, C. A. et al., 2007. Sub-sampling genetic data to estimate black bear population size: a case study. Ursus 18（2）: 179-188.
釣賀 一二三．2008．北海道渡島半島地域におけるヘア・トラップ調査の実施例．哺乳類科学 48（1）: 119-123.
Viteri, M. P. and L. P. Waits. 2009. Identifying polymorphic microsatellite loci for Andean bear research. Ursus 20（2）: 101-108.
White, G.. C., W. L. Kendall, and R. J. Barker. 2006. Multistate Survival Models and Their Extensions in Program MARK. The Journal of Wildlife Management 70(6):1521-1529.
Woods, J. G.., D. Paetkau, D. Lewis, B. N. McLellan, M. Proctor, and C. Strobeck, 1999. Genetic tagging of free-ranging black and brown bears. Wildlife Society Bulletin 27（3）:616-627.
山形県環境保健部自然保護課．1987．ニホンツキノワグマ生息状況調査報告書、昭和 57 年度～昭和 61 年度．山形県.

山形県みどり自然課．2008．平成 19 年度山形県ツキノワグマ生息数推定（試算）について．山形県文化環境部みどり自然課（県資料）．
野生動物保護管理事務所（WMO）．2005．緊急地域雇用創出特別基金事業（狩猟規制基礎調査）業務委託報告書（長野県）．
野生動物保護管理事務所（WMO）．2007．平成 18 年度ツキノワグマ個体数調査報告書（富山県）．
山内貴義・工藤雅志．2005．ツキノワグマを中心とした大型野生哺乳類の生態に関する研究．岩手県環境保健研究センター報告．
山内 貴義・齋藤 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．哺乳類科学 48（1）: 125-131.
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（1）: 109-118.

**参考表 1　ヘア・トラップ法その他の方法によるクマ類の個体数・生息密度推定報告（主要なもの）**

| 道府県 | 報告書・文献 | 備考 |
|---|---|---|
| 北海道 | 北海道環境科学センター（2000 年）ヒグマ・エゾシカ生息実態調査報告書 Ⅳ | 聞き取り調査。全道推定生息数 1,771 頭～3,628 頭 |
| | 釣賀 一二三（2008）北海道渡島半島地域におけるヘア・トラップ調査の実施例．哺乳類科学 48（1）: 119-123. | ヘア・トラップ調査（渡島半島、2003-2005 年度） |
| 青森県 | 青森県自然保護課（1982）青森県におけるツキノワグマの生息数等調査報告 | 追い出し法と足跡観察。県全域推定個体数 254 頭（1981 年度） |
| | 自然環境研究センター（1993）平成 4 年度クマ類の生息実態等緊急調査報告書. | 捕獲資料などによる下北半島推定生息数 100 頭/1,000km$^2$ |
| | （財）日本森林林業振興会青森支部（2009）平成 20 年度ツキノワグマ生息状況調査委託業務（生息数推定調査分析）報告書. | ヘア・トラップ調査（H17-H20、下北半島、白神山地（津軽）） |
| 岩手県 | 岩手県（2008、H19）第 2 次ツキノワグマ保護管理計画、参考資料、ツキノワグマの生息数の推定について | ヘア・トラップ法と痕跡密度の組み合わせから全県生息数推定 |
| | 山内 貴義・斉藤 正恵（2008）岩手県におけるヘア・トラップの実施と今後の課題．哺乳類科学 48（1）:125-131.環境省（2005、2006） | ヘア・トラップ調査。遠野市（2004-05 年）、奥羽山地（2006 年） |
| 宮城県 | 環境省自然環境局生物多様性センター（2009）平成 20 年度 自然環境保全基礎調査種の多様性調査（宮城県）報告書（環境省 2009a） | ヘア・トラップ調査。仙台市とその近郊で実施（2008 年度） |
| 秋田県 | 秋田県林務部林業政策課（2002）．秋田県ツキノワグマ保護管理計画（H14-H19） | 追い出し調査。県内分布域から抽出した 150 区画（900ha/区画） |
| 山形県 | 山形県文化環境部みどり自然課（2008）平成 19 年度山形県ツキノワグマ生息数推定（試算）について | 山系別直接観察調査。全県推定生息数 1,507 頭（H19） |
| | 環境省自然環境局生物多様性センター（2009）平成 20 年度 自然環境保全基礎調査種の多様性調査（山形県）報告書（環境省 2009b） | ヘア・トラップ調査。5 頭識別/10 メッシュ（約 10-km$^2$） |
| 栃木県 | 栃木県林務部自然環境課（2006）栃木県ツキノワグマ保護管理計画（平成 18 年）付属資料. | ヘア・トラップ調査（2003-04 年）推定生息密度 0.06～0.16 頭/km$^2$ |
| 群馬県 | （財）自然環境研究センター（1999）平成 10 年度群馬県ツキノワグマ生息状況調査報告書 | 定点観察と痕跡調査。全県推定生息数 600 頭。 |
| 新潟県 | 新潟県環境生活部環境企画課（1999）ツキノワグマ年齢構成等調査報告書（平成 8-10 年度）、環境省（2007） | 追い出し調査、全県推定生息数 583-589 頭。ヘア・トラップ(2007) |
| 富山県 | 野生動物保護管理事務所（WMO）（2007）平成 18 年度ツキノワグマ個体数調査報告書（富山県） | ヘア・トラップ調査。推定個体数 44.0±27.0 頭/100-km$^2$（西部） |
| 石川県 | 石川県自然保護課内部資料。平成 15 年と平成 17 年の春季定点勝法によるツキノワグマ個体数推定調査. | 定点観察調査。天然林 10 齢級以上の生息密度、0.70 頭/km$^2$（H15）、0.81 頭/km$^2$（H17） |
| | 上馬 康生・中谷内 修（2007）石川県におけるツキノワグマのヘアートラップ調査（2006 年）石川県白山自然保護センター研究報告 33: 33-40 （2006） | ヘア・トラップ調査。白山市で 62 頭/20km$^2$、小松市で 6 頭/20km$^2$ を識別した |
| 福井県 | 福井県自然保護センター（1997）大型野生動物生息動態調査報告書 ツキノワグマ. | 標識再捕獲法による全県推定生息数 596±208 頭 |
| | ヘア・トラップ法調査（2008 年度）（福井県野生動物の会、2007） | 嶺北地域 2 カ所調査で 30 頭識別 |
| 神奈川県 | 野生動物保護管理事務所（WMO）平成 13 年度自然再生技術調査業務報告書（丹沢山地） | 丹沢山地のツキノワグマの遺伝的多様性分析 |
| 山梨県 | 野生動物保護管理事務所（WMO）（2000）山梨県ツキノワグマ生息実態調査報告書（平成 11-12 年；1999-2000 年） | 標識再捕獲法調査。全県推定生息数 400 頭 |
| | 環境省自然環境局生物多様性センター（2009）平成 20 年度 自然環境保全基礎調査種の多様性調査（山梨県）報告書（環境省 2009c） | ヘア・トラップ調査。ただし、体毛回収は 1 トラップからのみ |
| 長野県 | 野生動物保護管理事務所（WMO）（2005）緊急地域雇用創出特別基金事業（狩猟規制基礎調査）業務委託報告書 | ヘア・トラップ調査。関東山地と八ヶ岳（2003-04 年度） |
| | 長野県森林整備課（2007）第 2 期特定鳥獣保護管理計画（ツキノワグマ）資料編、長野県におけるツキノワグマ推定生息数の算出方法（全県を 8 地域に区分、痕跡頻度、捕獲状況から地域生息密度補正） | ヘア・トラップ法による関東山地と木曾南部推定生息密度と地域補正から全県生息数を推定 |
| 岐阜県 | 岐阜県（2009）特定計画鳥獣保護管理計画（ツキノワグマ） | ヘア・トラップ調査による全県推定個体数 851 頭（中央値） |
| 西中国 | 自然環境研究センター（2006）西中国山地ツキノワグマ生息調査事業（平成 16-17 年度、2004-2005 年） | 標識再捕獲法と生息密度区分を組み合わせ個体数を推定。 |
| 四国 | 金澤 文吾他．2008．四国剣山山系におけるツキノワグマ個体数推定の課題．第 14 回野生生物保護学会大会講演要旨．2008 年 11 月 7-9 日、佐世保 | カメラトラップ調査とヘア・トラップ調査組み合わせ。最小識別個体数 9 頭（2008 年時点） |

特定計画背景資料としてくり返し調査がある場合などは調査年の新しいもののみを示した。

# １．２ 手法の標準化に注目したヘア・トラップ法のレビューと課題

米田 政明（自然環境研究センター）

## １．はじめに

クマ類の個体数推定のため､非侵襲法的方法で採取した体毛から抽出した DNA のマイクロサテライト塩基配列変異を個体識別の遺伝子マーカとして使う方法は、Woods et al. （1999）が北米のアメリカクロクマとヒグマを対象に初めて実証した。試料の体毛採取に有刺鉄線を使ったトラップを使うため、ヘア・トラップ法と一般に言われる。遺伝子マーカによる個体識別に対しては、判別部位が少ない場合、同一個体と識別する危険性があるが、分析遺伝子座を 5 以上とすればその誤差をほぼゼロとすることができる（Mills et al. 2000）。ヘア・トラップ法はその後、対象地、対象種を変えて、世界各地に適用されてきた（湯浅・佐藤、2008）。また、調査面積規模を拡大することで、数千平方キロメートルの範囲の生息数推定にも応用されている（Boulanger et al., 2006; Kendall et al. 2008; Gervasi et al. 2008）。日本でも長野県や岩手県で 2003 年から試験的に開始され、2008 年現在、20 府県で本方法による調査が行われている（森光、2008）。しかし、ヘア・トラップ法は、体毛捕捉率を高めるためのトラップの設計と空間設置、調査セッションの設定、捕獲歴からの個体数推定においいて解決すべき問題が多くある（佐藤・湯浅、2008）。ツキノワグマを対象とした、岩手県における大面積ヘア・トラップ設置の参考とするため、これらの課題に関する先行研究のレビューを行った。

## ２．ヘア・トラップ法の課題

ヘア・トラップ法を含む、国内のクマ類の個体数調査事例は、本報告書「1.1 クマ類の個体数推定法のレビューに示した。これまでの調査報告事例から、ヘア・トラップ法によるクマ類の個体数推定において、推定精度を高めかつ費用対効果の良い調査を行うための調査手法上の主要課題として次の 6 項目があげられる。

(i) ヘア・トラップの構造
(ii) 誘引物質の利用と種類
(iii) 試料採取率と採取時期
(iv) トラップの配置・設置面積・トラップ密度
(v) 遺伝マーカの種類と分析領域数（マイクロサテライト・フラグメント解析）
(vi) 個体数推定の方法（遺伝マーカによる標識・再捕獲法）

このうち、(iv）のトラップの配置・設置面積・トラップ密度に関しては、本研究の個体群モデル班において「空間明示モデルによるヘア・トラップの配置」として分析されている。また、(vi）の個体数推定の方法も、個体群モデル班で検討されている。さらに、(v）の遺伝マーカと種類と分析領域に関しては、DNA 分析班において DNA 個体識別手法の標準化分析として研究が行われている。このため、トラップ設置面積とトラップ密度のレビューを除き、これらの課題に関してはここではレビュー対象から除外した。ここでは、これ以外の項目に注目し、また国内における研究に重点をおいてレビューを行った。

## ３．ヘア・トラップの構造と誘引物質の利用

### ３-１． 構造

ヘア・トラップは、誘引物を用いてクマをトラップに誘引したクマが、トラップとして設置した有刺鉄線あるいはワイヤーブラシなどを通過する際に、有刺鉄線あるいはブラシ上などに体毛を残す仕掛けである。ヘア・トラップ法を最初に実用化した Woods et al.（1999）は、カナダのブリティシュコロンビア州における調査において、中央に誘引物（魚粉肥料）を置き、周辺を有刺鉄線で囲む囲い型のヘア・トラップと、斜めにおいた丸太に有刺鉄線とワイヤーブラシおよびイヌ用ブラシを設置する 2 種類のトラップを使用した。どちらのタイプのトラップでも体毛を採取した。また、有刺鉄線にかかると体毛は容易に抜けるため、有刺鉄線を利用することでクマ類を傷つけたことはないと報告している。一方、アメリカクロクマが高密度で生息しているアラスカ沿岸において、Robinson（2007）、Robinson et al.（2009）は誘引エサを用いない、ループ型（スネア型）と横断型のトラップを利用した。高密度生息地では、誘引物質がなくても、ヘア・トラップで体毛採取が可能であった。

ツキノワグマとヒグマを対象とした日本国内におけるヘア・トラップでも、さまざまなトラップが工夫されている（**表 1**）（**図 1**）。有刺鉄線囲い型が多いが、山形県では中に体毛採取のためのバネを設置したドラムカンタイプのトラップも試みられた。岩手大学御明神演習林では、ヘア・トラッパーと呼ぶ、樹上設置簡易型トラップが設置された（山内、2009）。ただし、宮城県で使用された簡易型のトラップは、体毛の採取効率が低かった（環境省自然環境局・生物多様性センター、2009b）。有刺鉄線の 2 段張りと 1 段張りを比較検討した山形県における調査では、2 段張りトラップでの採取効率が高い傾向にあったが明確な差はなかった（環境省自然環境局・生物多様性センター、2009a）。一方、2 段張りとするとクマがトラップを忌避する割合が高くなることも示唆されている（環境省自然環境局・生物多様性センター、2009d）。有刺鉄線の段数よりも、クマが有刺鉄線をすり抜け体毛を残さずに誘引物質に接近することがないよう、(1)囲い内の対角線にも有刺鉄線を設置すること、(2)有刺鉄線と地面との平行性を微地形にあわせ調整すること、の重要性が指摘されている。また、カメラトラップを併設することで、クマ類のトラップへの接近とトラップによる体毛採取の確認することができる。奈良県におけるヘア・トラップ調査では、カメラトラップでヘア・トラップに接近したことが確認されたが、体毛が採取できなかった個体をトラップシャイ個体と見なし、その割合を補正して個体数推定を行っている（環境省自然環境局・生物多様性センター、2009d）。

### ３-２． 誘引物質

国内調査ではいずれも誘引物質が使用されている。宮城県における調査において、誘引物質として、蜜蝋、リンゴ、トウモロコシの比較を行ったところ、トウモロコシでは体毛採取効率が低かった。蜜蝋とリンゴでは差は少ないが、蜜蝋が最も誘引効果が高かったと報告されている（環境省自然環境局・生物多様性センター、2009b）。ヒグマにおける誘引物質に関しては、本報告書「1.3 ヒグマにおけるヘア・トラップ法のレビューと課題」で検討されている。

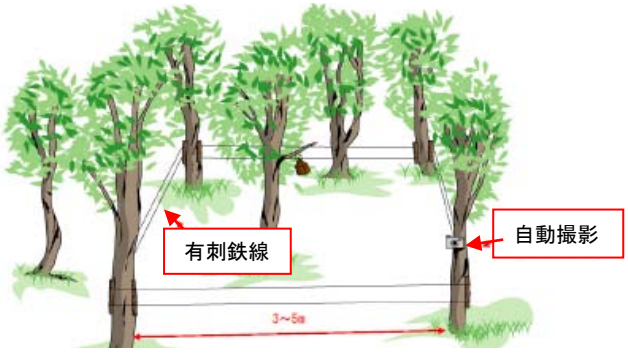
### ３-３．トラップのセル内移動

クマとトラップの出会い確率がセル内でも偶然性に左右されるとすると、トラップを移動すれば試料採取率が向上することが期待できる。Boulanger, et al.（2006）は、サンプリングのセッショ

ン間にセル内トラップ移動を行った場合、トラップ固定方式に比べ個体数推定が多くなったこと、特にメスでは 15-25%多く推定されたことを報告している。一方、トラップ移動を行うと作業量が多くなる。特に、トラップ数が多い場合、全トラップを移動するには多くの労力が必要となる。トラップのセル内移動は、空間明示モデルによるヘア・トラップの配置および試料採取率の検討においても言及している。

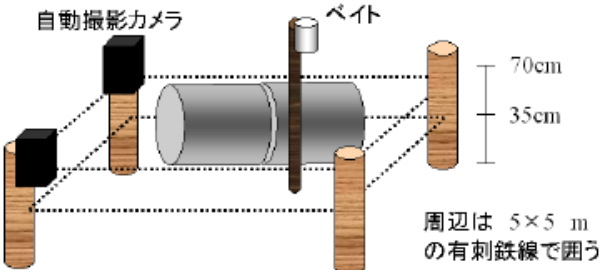
**表１　国内で使用されたヘア・トラップの構造と誘引物質の事例**

| 対象種 | タイプ（調査地） | 外周有刺鉄線の地上高あるいは構造 | 誘引物質 | 備考（出典） |
|---|---|---|---|---|
| ツキノワグマ | 1 段張り囲い型（北上） | 地上 35-50cm に設置 | リンゴ | Miura & Oka, 2003 |
| | ヘア・トラッパー(岩手県) | 樹上設置簡易型 | リンゴ | 山内（2009） |
| | 2 段張り囲い型（宮城県） | 下段は地上 30-50cm、上段は地上 50-70cm。一辺 3-5m。カメラトラップを併設 | 蜜蝋 | 人が立ち入る可能性のあるところ避ける民家から 1-km 以上離す（環境省、2009b）。 |
| | 簡易型 A（宮城県） | 小型囲い型（一辺 150cm 程度） | | |
| | 簡易型 B（宮城県） | 幹型：大木幹にバラ線を巻き付ける | | |
| | 2 段張り囲い型（山形県） | 下段は地上 35cm、上段は地上 70cm | ハチミツ | 植生タイプ別に、林道近くに設置（環境省、2009a） |
| | 1 段張り囲い型（山形県） | 地上 50cm に設置 | | |
| | バネ式ヘア・トラップ（山形県） | ドラムカンタイプ、中にバネ設置（試料が雨に濡れない、1 個体分のみ採取） | | |
| | 1 段張り囲い型（富山県；有峰と東部地区 2 カ所） | 16 番有刺鉄線利用、高さ 40-50cm、周囲長 8m～16m | ハチミツ | 有峰地区はダム湖周辺線状配置（WMO、2007） |
| | 1 段張り囲い型（奈良県） | カメラトラップを併置 | ハチミツ | トラップシャイ個体補正による推定（環境省、2009d） |
| ヒグマ | 1 段張り囲い型（北海道） | 地上 50cm、周囲長 20-30m | サケ科魚 | 広域設置（250km$^2$）（釣賀、2008） |

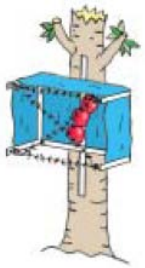



有刺鉄線 2 段張ヘア・トラップ（宮城県; 環境省 2009b）

簡易型 B トラップ（宮城県; 環境省 2009b）




囲い型とバネ式ヘア・トラップ及びカメラトラップ併設（山形県；環境省 2009a）



ヘア・トラッパー（山内、2009）

**図１　ヘア・トラップの構造事例**

## ４．試料採取率と採取時期

### ４-１．試料採取率

ヘア・トラップ調査においては、体毛試料の採取率（体毛採取試料数／トラップ・セッション（TS））および採取時期が重要である。体毛の採取率には、クマ類の行動と食性の季節的変化が影響する。採取時期は、採取率に加え DNA の抽出成功率（DNA 抽出に成功した試料数／採取試料数）および DNA の分析成功率（DNA 分析に成功した試料数／DNA 抽出に成功した試料数）も重要である。DNA 分析成功率の季節差は、「2.2 クマ類体毛サンプルからの DNA 抽出と分析効率の季節性」で詳しく述べる。

**表 2** は、日本のツキノワグマとヒグマ、それに比較のため北米のアメリカクロクマにおける試料採取率の比較のため、試料数、DNA 抽出成功率、試料採取率、セッション数及び判別個体数を示したものである。採集試料数は国内のツキノワグマでも、2009 年の山梨県における 26 試料（環境省自然環境局・生物多様性センター、2009c）から、2004 年の岩手県遠野市における 957 試料（環境省自然環境局・生物多様性センター、2005）まで幅がある。試料数の数え方は調査・報告に従った。通常は、トラップ・セッションごとに有刺鉄線の 1 つの棘に残された体毛を 1 試料と見なしている（富山県、平成 18、19 年度報告書）。これに対して、トラップ・セッションごと、1 トラップに残された試料を 1 試料としている例もある（Robinson, 2007）。DNA 分析成功率は高い場合で 80%、低い場合は 30%程度であるため、分析成功試料数は採取試料より少なくなる。試料採取率と DNA 分析成功率の両方が作用した、トラップ・セッション（TS）あるいはトラップ・ナイト（TN）あたりの試料数は、調査・地域による差が大きい。北米のアメリカクロクマでは、およそ 0.1/TN から 0.3/TS と報告されている。イタリアのアペニン山地のヒグマでは、DNA 分析に成功しヒグマと判別された試料採取率は 0.027/TS とアメリカクロクマより低い。国内のツキノワグマのトラップあたりの分析試料採取数は、岩手県や石川県報告では 0.8/TS 前後と高いが、関東山地では 0.13/TS、奈良県では 0.08/TS と低い。トラップ・ナイトあたりの採集数のため一概に比較はできないが、山梨県、宮城県、山形県、奈良県の調査でも<0.1/TN と採取率は低い。一方、北海道のヒグマのトラップあたり分析試料採取数は 1.8/TS と例外的に高い。

ヘア・トラップに接近するがトラップで体毛が採集されない事例ある。山形県における調査（環境省、2009a）では誘引物質の利用状況およびトラップに併設したカメラトラップデータから、トラップでの体毛捕捉率はトラップ訪問個体の 62%にすぎないと推定している。奈良県の例（環境省、2009d）では、ヘア・トラップに併設したカメラトラップのみで確認された個体が 5 頭中 1 頭いたことから、その割合を補正して個体数推定を行っている。

### ４-２．試料採取の季節性

国内のツキノワグマ調査事例では、ヘア・トラップにおける試料採取率に季節差と地域差が見られる。岩手県遠野市における調査（2004-05 年）では、8-9 月の採取率が高かった。一方、遺伝子解析成功率は、7 月が最も高く、8 月から 9 月にかけて減少した（山内未発表資料）（**表 3**）。山形県（2008 年度）調査（7 月～11 月）では、8 月の採取率が高かった。長野県における調査でも、8-9 月に採取数が多かった（WMO、2005）。一方、宮城県（2008 年度）調査（9 月下旬～11 月）では、11 月前半の採取率が最も高かった。石川県白山山麓でも、10 月に DNA 判別個体が多く出現した（上馬・中谷内、2007）。体毛の DNA は降雨、高温などにさらされると劣化し、DNA 抽出

率や分析成功率が低下する。宮城県では 11 月下旬以降、雪にさらされた体毛からは DNA 抽出ができなかった（環境省自然環境局・生物多様性センター、2009b）。アラスカ沿岸の多湿地帯におけるアメリカクロクマ調査では、多湿による体毛 DNA の劣化を避けるため、1 セッションは 14 日以下とするのが適当と示唆されている（Robinson et al. 2009）。

**表 2　ヘア・トラップ調査における試料（体毛）採取効率**

| 対象種 | 対象地域 | 報告者 | 採取試料数 1) | 分析成功試料数 2) | トラップ・セッション数（TS）3) | 試料数/TS | セッション日数 | DNA 判別個体数 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| ツキノワグマ | 北上山地 | Miura and Oka, 2003 | 247 | 未分析 | 51+124+126=301 | 0.82 | 3 週間 | 未分析 |
| | 岩手県遠野市 2) | 環境省 (2005) | 957 | 218 4) | 107T×3S= 321 | 0.68 | 1 ヶ月 5) | 45 頭（8 月） |
| | | 山内・工藤 (2005) | no data | 262 4) | 100T×3S = 300 | 0.87 | 1 ヶ月 | 29 頭（8 月） |
| | 関東山地 | WMO (2005) | 332 | 188 | 100T×14S= 1400 | 0.13 | 6～7 日 | 33 頭 |
| | 石川県 6) | 上馬ら (2006) | 124 | 65 | 20T×4S = 80 | 0.81 | 7 日 | 54 頭 |
| | 富山東部 H18 | WMO (2007) | 274 7) | 100 8) | 100T×2S= 200 | 0.5 8) | 7 日 | 5 頭 |
| | 富山西部 H18 | | 355 7) | 100 8) | 100T×2S= 200 | 0.5 8) | 7 日 | 9 頭 |
| | 山形県 | 環境省 (2009a) | 28 9), 10) | 17 | 20T×115N=2300TN | 0.0074/TN 11) | 計 115 日 | 5 頭 |
| | 宮城県 | 環境省 (2009b) | 167 | 92 | 34T×60N=2040TN | 0.045/TN 11) | 計 60 日 | 23 頭 |
| | 山梨県 | 環境省 (2009c) | 26 | 4 | 10T×72N= 720TN | 0.006/TN 11) | 計 75 日 | 3 頭 |
| | 奈良県 | 環境省 (2009d) | 31 | 11 | 47T×3S = 141 | 0.078 | 7 日 | 4 頭 12) |
| | 福井県 | 野生動物の会(2007) | 234 | 44 (76) | 70T×18S= 1260 | 0.035 | 7-10 日 | 30 頭 |
| ヒグマ | 北海道渡島半島 | 釣賀(2008) | 301 13) | 157 | 29T×3S = 87 | 1.805 | 21 日 | 47 頭 |
| | イタリア | Gervasi et al. (2008) | 61 | 24 | 219T×4S = 876 | 0.027 | 14 日 | 11 頭 |
| アメリカクロクマ | カナダ | Woods et al. (1999) | 1,548 | 303 | 2,653TN | 0.114 /TN | Trial 3 | 55 頭 |
| | アラスカ | Robinson, et al.(2009) | 345 | 191 | 330T×2S = 660 | 0.289 14) | 10 日 | 134 頭 |

1) 採取した試料全数、毛根のあった試料数のみ、DNA 抽出ができた試料数が混在している。
2) 採集試料のうち DNA 分析に成功した試料数
3) トラップ数(T)×セッション(S)数、あるいはトラップ数(T)×トラップ・ナイト(N)数
4) 山内未発表
5) セッション間隔を 1 ヶ月と長くしても、DNA 分析が可能であった。
6) 白山山麓調査と並行して、小松市、金沢市でも調査を行っているが、ここでは白山市の結果のみ示した
7) 有刺鉄線の棘 1 つ毎の体毛を 1 サンプルとした
8) 分析試料数は 100 に限定している。
9) トラップサイト 1 面あたりの試料を 1 サンプルとしている
10) カメラトラップを併設した調査から、山形県（2008 年度）ではヘア・トラップ内に侵入したが、体毛を残さない個体があったことが確認されている。ヘア・トラップサイトの訪問実数に対する体毛捕捉率は 61%と推定されている。
11) セッション区分が明確でないため、ここではトラップ・ナイトあたりの試料数として示した
12) 併設して設置したカメラトップで確認された、トラップに接近したがトラップ内に侵入せず体毛を残さないトラップ・シャイ個体の補正を行い、トラップサイトにおける個体数は 5 頭と推定した。
13) 443 試料中毛根ありの試料数（2003 年調査）
14) 試料採取率は、有刺鉄線トラップの場合で 0.58 試料/トラップ、分離式ヘア・スネアートラップで 0.41 試料/トラップ

**表 3　ヘア・トラップによる体毛回収率と遺伝子解析成功率の季節差（岩手県、遠野市）**

| 年 | 項目 | 7 月 | 8 月 | 9 月 |
|---|---|---|---|---|
| 2004 年 | 体毛回収率（%） | 87 | 94 | 74 |
| | 遺伝子解析の成功率（%） | 80 | 67 | 32 |
| 2005 年 | 体毛回収率（%） | 89 | 92 | 81 |
| | 遺伝子解析の成功率（%） | 72 | 57 | 19 |

出典：山内未発表資料（2008 年 4 月 28 日自然研会議プレゼンテーション）（注：環境省自然環境局・生物多様性センター（2005）と一部異なった数値となっているが、ここでは山内未発表に従った）

## ５．トラップ設置面積とトラップ密度

どれくらいの面積に対して、どれくらいの密度でトラップを設置するかは、調査精度と調査作業量の両方に関わる課題である。トラップの配置と捕捉率に関しては、「4.1 空間明示モデルによるヘア・トラップ配置の検討および従来の個体識別ミス対策の有用性の検討」として本研究の中で別途解析が進められているので、ここではヘア・トラップ数、トラップ間隔（密度）、総調査面積に関するレビューを行った。

トラップの配置と間隔に関して、北米ではワナ間隔を広くし広域に設置するか、アラスカ沿岸部のように地形（氷河）で生息地が分断されている特定地域では、比較的狭い範囲にランダムに設置するか、どちらかの方法が採用されてきた。一方、国内では、ツキノワグマを対象にした場合、1-km グリッドに 1 基程度の高密度で設置されてきた。しかし、地形及びアクセス条件でトラップ設置が困難な場合は、線状配置も行われてきた（**表 4**）。このため、国内のツキノワグマのヘア・トラップ調査では、青森県の事例を除き、調査面積は 200 $km^2$ 以下の比較的小規模なものが多い。一方、北米のヒグマやアメリカクロクマの調査では、数万 $km^2$ に達する大規模面積調査も行われている。トラップ間隔（密度）は、調査面積に反比例する形で、国内調査では 1 トラップ/1 $km^2$ 程度の高い密度で設置されてきた例が多い。これに対して、北米では、7×7-km あるいは 8×8-km セルに 1 トラップと、トラップ間隔が広く低密度で設置されてきた。

**表 4　ヘア・トラップ数、トラップ間隔と調査面積**

| 対象種 | 地域 | 報告者 [1)] | トラップ数 | トラップ間隔（密度） | 総調査面積 |
|---|---|---|---|---|---|
| ヒグマ、アメリカクロクマ | カナダ | Woods et al. 1999 | 64 | 8×8-km セルに 1 基 | 64×64-km = 4,096-$km^2$ |
| ヒグマ | カナダ | Boulanger et al. 2006 | 180 | 7×7-km セルに 1 基 | 8,820-$km^2$ |
| | 米国 | Kendall et al., 2008 | 2,558 | 7×7-km セルに 1 基、計 641 セル | 約 60,000-$km^2$ |
| アメリカクロクマ | 米国ルイジアナ州 | Boersen, et al., 2003. | 122 | 122 トラップ/329-$km^2$ = 0.37/$km^2$ | 329-$km^2$ |
| | アラスカ | Robinson, 2007 | | 沿岸線上配置 | 2,400-$km^2$（集中調査 KEFJ 半島）[2)] |
| ツキノワグマ | 岩手県 | 工藤、2004 | 107 | 約 1-km 間隔 | 約 100-$km^2$ |
| | (遠野市) | 山内・工藤、2005 | 100 | 約 1-km 間隔 | 約 100-$km^2$ |
| | 関東山地 | WMO、2005 | 100 | 1-km セルに 1 基 | 100-$km^2$ |
| | 山形県 | 環境省、2009a | 20 | 2 トラップ/1-km セル | 7.53-$km^2$ |
| | 宮城県 | 環境省、2009b | 34 | 4-～5 トラップ/2-km セル | 3 カ所分散配置 |
| | 富山県 | WMO、2007 | 98（西部） | 1 トラップ/1-km セル | 100-$km^2$ |
| | 富山県 | WMO、2007 | 100（東部） | 0.5 トラップ/1-km セル | 200-$km^2$ |
| | 青森県 | 青森県、2008 | 下北と津軽 | 1 基/1.5～2.0-km 間隔 | 約 1600-$km^2$（下北） |
| ヒグマ | 北海道 | 釣賀、2008 | 39 | 3×3-km グリッド | 250-$km^2$ |

1) Gervasi et al. (2008)は、北米とヨーロッパにおけるヒグマの大面積ヘア・トラップ調査事例を多く紹介している。

2) アメリカクロクマ高生息密度地域（125 頭/1,000$km^2$）

## ６．行動圏とトラップ密度および周辺効果

### ６-１．　行動圏とトラップ密度

ヘア・トラップ密度と間隔を合理的に決めるためには、クマ類の行動圏と移動距離を知る必要がある。**表 5** に、国内で調査された、ツキノワグマとヒグマの行動圏面積を示した。大きな垂直移動を行う北アルプスのツキノワグマでは、例外的に 123 $km^2$ との広い行動圏が報告されているが、ヒグマ、ツキノワグマとも行動圏はおよそ 20 $km^2$ から 50 $km^2$ の間にある。これを、円形行動圏を仮定した直径に換算すると 5.0 km から 8.0 km となる。クマ類は一般に、行動圏全体を均一に利用するのでなく中心部の利用頻度が高い。利用頻度の高いところを行動圏面積の 50%（10 $km^2$ から 25 $km^2$）とすると、行動圏直径は 3.6 km から 5.2 km となる。ヘア・トラップの設置間隔をこの直径より小さくすれば、クマはトラップに出会うことになる。ヘア・トラップにおいて、個体の捕捉率とトラップの位置を見るためには、個体の 1 日の移動距離も考慮する必要がある。兵庫県におけるラジオトラッキング法によるツキノワグマの 1 日の移動距離（直線距離）調査によれば、オスの移動距離は平均 970 m（最大 4,400 m）、メスが 670 m（最大 2,300 m）と報告されている（鈴木、2002）。

環境省自然保護局・生物多様性センター（2007）は、カーネル法（FK）による 95%利用圏と 50%利用圏にわけて、既存資料からラジオトラッキング法によるツキノワグマ 22 頭の行動圏利用を分析している。そこでは、FK95%の場合は、行動圏は 4.5 $km^2$ から 44.8 $km^2$ と個体によるばらつきが大きいが、FK50%とすると、0.7 $km^2$ から 5.1 $km^2$ と個体のばらつきは小さいと述べている。このFK50%の行動圏の場合、円形仮定行動圏の半径は 0.94 km から 2.54 km となり上記の推定より小さくなる

**表 5　ツキノワグマとヒグマの行動圏面積と円形仮定行動圏半径**

| 種 | 地域 | 報告者 | 調査個体数 | 行動圏面積（$km^2$） | 円形仮定行動半径（km） |
|---|---|---|---|---|---|
| ツキノワグマ | 北アルプス | Izumiyama and Shiraishi. 2004 | 5 | 32 - 123 | 3.2 – 6.3 |
| | 静岡 | 静岡県、2005 | 41 | 18.55±21.73（♀平均 6.86） | 2.42 – 2.63 |
| | 兵庫 | 鈴木、2002 | 16 | 平均：♀7.4、オス 29.8 | 1.5 – 3.1 |
| ヒグマ | 北海道浦幌 | Sato et al. 2008 | 3 | 43.04±9.52 | 3.27 - 4.09 |
| | 知床半島 | 山中ら、1995 | 10 | 15.09±3.49 | 1.92 – 2.43 |

### ６-２．　周辺効果

トラップの周辺効果は、(1) トラップ設定地外周長、(2) トラップ周辺域生息個体の行動圏面積、(3) 周辺トラップに特異的な捕捉率、の 3 つの要因が作用する。トラップ外周長は、最外郭のトラップを結ぶ線（最外郭線）として求める。トラップ最外郭線上に行動圏をもつ個体の捕捉は、各個体の外郭線内と外の行動圏割合で相殺されるとして、一般に円形行動圏仮定における半径を最外郭線に加えた値とされる。利用頻度の高いところを行動圏面積の 50%とした上記の仮定からは、行動圏半径の 1.8km から 2.8km を最外郭線に加えた範囲が周辺効果を取り入れたトラップ有効面積となる。周辺トラップに特異的な捕捉率は、実際の捕獲データからその存在の有無を分析し、空間明示モデルにより補正することが考えられる。

## ７．再捕獲率

ヘア・トラップ法から個体数を推定する方法としては、(1) DNA 識別された個体数を最小確認個体数とする、(2) カメラトラップなど別の手法からヘア・トラップの捕捉率を推定し DNA 識別個体数の補正を行う、(3) セッション別の再捕獲データを加味して統計的手法から個体数を推定する、3 つの方法がある。一般的には (3) の方法が使われるが、試料数・推定個体数が少ない場合には、(1) と (2) の方法も採用される。

ヘア・トラップ法による調査で、セッション別の捕獲数と再捕獲個体数が示されている報告書から求めた再捕獲情報を**表 6** に整理した。再捕獲率は、のべ再捕獲数／のべ総捕獲数として求めた。ここで取り上げた報告では、セッション数は、2 セッションから 5 セッションの幅がある。アメリカクロクマでは、再捕獲率は 0.32 と高い。ツキノワグマでも富山県の事例では、再捕獲率は≧0.24 と比較的高い。山形県（環境省、2009a）の再捕獲率は高いが捕獲数（識別個体数）は少ない、岩手県や青森県における再捕獲率は≦0.12 と低い。

**表 6　ヘア・トラップ法におけるクマ類の再捕獲率**

| | | セッション別捕獲数（( ) の中は再捕獲数） | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 文献 [1)] | 地域 | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | のべ捕獲数 | 再捕率 |
| Woods (1999) | 米国 | 16 | 11 (4) | 18 (5) | 9 (15) | -- | 76 (24) | 0.32 |
| WMO (2008) | 富山有峰 | 1 | 10 (0) | 9 (5) | 13 (6) | 11 (8) | 63 (19) | 0.30 |
| WMO (2008) | 富山東部 | 4 | 4 (1) | 13 (3) | 8 (3) | 10 (5) | 51 (12) | 0.24 |
| 環境省（2005） | 岩手遠野東部 | 34 | 46 (8) | -- | -- | -- | 80 (8) | 0.10 |
| 環境省（2006） | 岩手遠野西部 | 37 | 31 (89 | -- | -- | -- | 68 (8) | 0.12 |
| 青森県（2009） | 下北 | 26 | 28 (3) | -- | -- | -- | 54 (3) | 0.06 |
| 青森県（2009） | 津軽 | 54 | 59 (3) | -- | -- | -- | 113 (3) | 0.03 |
| 環境省（2009a） | 山形 | 2 | 5 (2) [2)] | -- | -- | -- | 5 (2) | 0.4 |

--：調査なし

1) Woods et al (1999)によるアメリカクロクマとヒグマ調査を除き、対象種はツキノワグマ

2) 2008 年 8 月 5 日-16 日を第 1 セッション、8 月 19 日-10 月 10 日を第 2 セッションとした

## ８．ヘア・トラップ法による生息密度推定

これまでの国内におけるヘア・トラップ法による、ツキノワグマの個体数推定密度報告事例を、ツキノワグマの保護管理ユニット別（自然環境研究センター、2000）に**表 7** に示した。最小推定密度は 0.06 頭/km$^2$（栃木県）、最大推定密度は 0.928 頭/km$^2$（長野県北部）と報告されている。ただし、長野県の事例は、関東山地における推定密度に県内の生息密度傾斜補正を行って求めた値である。これらの個体数推定は、いずれも小面積の調査地で行われたものであることに留意する必要がある。また、DNA による識別個体数の報告にとどめ、捕捉率を考慮した個体数あるいは調査地面積を考慮した生息密度まで分析していない報告書もあり、それの報告書はここでは除いた。

**表 7　既存のヘア・トラップ調査による保護管理ユニット別のツキノワグマ生息密度推定報告**

| 管理ユニット[1)] | 個体数推定方法 | 生息密度推定（頭/km$^2$） | | | | 報告書 |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | | 最小密度 | 最大密度 | 中央値 | 平均 | |
| 下北半島 | Lincoln-Petersen 法 | 下北半島推定総生息数：195±75 頭 | | | | 青森県（2009） |
| 白神山地 | Lincoln-Petersen 法 | 白神西部推定総生息数：824±343 頭 | | | | 青森県（2009） |
| 北上山地 | 痕跡調査法と組合せ | 0.127 | 0.193 | 0.159 | 0.159 | 岩手県（2007） |
| 北奥羽 | 痕跡調査法と組合せ | 0.095 | 0.163 | 0.130 | 0.189 | 岩手県（2007） |
| 月山朝日飯豊 | Lincoln-Petersen 法 | 最小確認数 0.5 頭/km$^2$、標識再捕獲法推定 0.57 頭/km$^2$ | | | | 環境省（2008a） |
| 南奥羽 | 痕跡調査法と組合せ | 宮城県全県推定個体数：401～896 頭 | | | | 環境省（2009b） |
| 越後三国 | Lincoln-Petersen 法 | 0.060 | 0.160 | 0.11 | － | 栃木県（2006） |
| | | 0.512 | 0.928 | 0.720 | | 長野県（2007）県北部[2)] |
| 北中央アルプス | Lincoln-Petersen 法 | 0.360 | 0.740 | 0.550 | 0.508 | WMO（2008）富山ブナ域 |
| | | 0.110 | 0.330 | 0.220 | － | WMO（2008）富山普通植生域 |
| | | 0.512 | 0.928 | 0.720 | － | 長野県（2007）県北部[2)] |
| | | 0.340 | 0.740 | 0.540 | － | 長野県（2007）木曾 |
| 白山奥美濃 | 最小確認数 | 54 頭識別/20km$^2$（トラップサイト） | | | | 上馬・中谷内 |
| 関東山地 | Chapman 法 | 0.320 | 0.580 | 0.450 | 0.285 | WMO（2005） |
| 富士丹沢 | Lincoln-Petersen 法 | 76.5 頭（御坂山地） | | | | WMO（2002） |
| 南アルプス | | 0.102 | 0.222 | 0.162 | － | 長野県（2007）南アルプス[3)] |
| 東中国 | | － | － | － | 0.133 | 鳥取県（2007）[4)] |
| 紀伊半島 | | － | － | － | － | （奈良県、2008 年度調査実施） |
| 四国 | | 0.035 | － | － | － | 自然研（1996）[8)] 徳島 |

－：最小密度、最高密度が示されてない報告

1）特定鳥獣保護監理技術マニュアル（自然環境研究センター、2000）における管理ユニット区分

2）越後三国及び北中央アルプス保護管理ユニットの長野県域の密度は、ヘア・トラップ法による関東山地の基準推定生息密度値に 1.6 倍した補正値として示されている（長野県、2007）。

3）南アルプス（赤石山地）保護管理ユニットの長野県域の密度は、ヘア・トラップ法による木曾南部の基準推定生息密度値に 0.3 倍した補正値として示されている（長野県、2007）。

4）鳥取県の分布面積 750km2、生息数 100 頭以下（1993-95 年調査）より生息密度を計算した。

5）四国剣山系徳島県域の連続分布面積 340km2（自然環境研究センター、1996）、最小推定生息数 9 頭（ヘアトラップ法を含む最小確認数）より生息密度を計算した。

## ９．まとめ

主に日本国内でツキノワグマを対象に小規模面積で実施されてきたヘア・トラップ法のレビューから、特に調査効率に注目した場合、本手法による現時点での知見では次のような方法を標準調査法とすることが提案される。

ヘア・トラップの構造と誘引物質

- 一辺が 3m から 5m の有刺鉄線囲い型トラップで、1 段張り（地上 40-50cm）あるいは 2 段張り（地上 35cm と 70cm）とする。
- クマがすり抜けられる箇所がなくすよう地形条件に応じて補助有刺鉄線を設置する。また、囲い内を横断する斜めの有刺鉄線を設置することも有効である。
- 誘引物質としては、ハチミツ、蜜蝋あるいはリンゴが効果的である。
- トラップシャイ個体の確認のためカメラトラップを併設することが有効である。

試料採取率と採取時期

- 採取試料の区分では、トラップ・セッション毎に 1 試料とする、トラップの 1 面あたりの体毛を 1 試料とする、有刺鉄線の 1 棘あたりの体毛を 1 試料とする、など調査設計によって異なるが、トラップ・セッション毎に有刺鉄線の 1 棘あたりの試料を 1 試料見な

すのが適当である。

- 経験値としてツキノワグマにおける DNA 分析成功試料採取率は 0.08～0.8 試料/TS（トラップ・セッション）、ヒグマ（北海道）では 1.8 試料/TS の高い効率が報告されている。DNA 分析成功率は通常 0.7 程度であるため、分析試料数全体としてはこの 1.5 倍程度の値となる。
- 試料（体毛）採取率は、多くの地域で 6 月～7 月が最も高いため、この時期を調査の中心時期とする。
- DNA 抽出率は 7 月が高く、抽出率が低下する降雪期は不適である。

トラップの配置と密度のまとめ

- 既知の生息密度や行動圏からは、トラップ密度は 1 基/2-km メッシュ（1 基/4-km$^2$）より高い密度で設定する必要がある。
- 均一配置を原則とするが、アクセス条件によって適宜変更する。
- 周辺効果は、トラップ最外郭線に行動圏の半径を加えたものが一般にトラップ有効面積となるが、実際の捕獲データから空間明示モデルによる補正を行う。

トラップ設置密度、捕獲シミュレーション及びセッション間でのトラップ移動の必要性に関しては、本報告書「4.1. 空間明示モデルによるヘア・トラップ配置の検討および従来の個体識別ミス対策の有用性の検討」を参照してほしい。

## 引用文献

青森県（調査機関）・（財）日本森林林業振興会青森支部（実施機関）. 2009. 平成 20 年度　ツキノワグマ生息状況調査委託業務（生息数推定調査分析）報告書.

Boersen, M. R., J. D. Clark and T. L. King. 2003. Estimating black bear population density and genetic deiversity at Tensas River, Louisiana using microsatellite DNA markers. Wildlife Society Bulletin 2003, 31（1）: 197-207.

Boulanger, J., M. Proctor, S. Jimmer, G. Stenhouse, D. Paetkau, and J. Cranston. 2006. An empirical test of DNA mark-recapture sampling strategies for grizzly bears. Ursus 17（2）:149-158.

Gervasi, V., P. Ciucci, J. Boulanger, M. Posillico, C. Sulli, S. Focardi, E. Randi, and L. Boitan, 2008. A preliminary estimate of the Apennine brown bear population size based on hair-snag sampling and multiple data source mark-recapture. Ursus 19(2):105-121.

Huggins models

福井県野生動物の会. 2007. ツキノワグマ生息数調査報告書（ヘア・トラップ調査）. 特定鳥獣保護管理計画モニタリング手法調査.

岩手県. 2007. 第２次ツキノワグマ保護管理計画.

Izumiyama, S. and T. Shiraishi, 2004. Seasonal changes in elevation and habitat use of the Asiatic black bear （Ursus thibetanus） in the Northern Japan Alps. Mammal Study 29: 1-8.

上馬 康生・中谷内 修. 2007. 石川県におけるツキノワグマのヘアートラップ調査（2006 年）石川県白山自然保護センター研究報告 33: 33-40 （2006）

金澤 文吾ら．2008．四国剣山山系におけるツキノワグマ個体数推定の課題．第 14 回野生生物保護学会大会講演要旨（2008 年 11 月 7-9 日、佐世保）。

環境省自然保護局・生物多様性センター．2005．第 6 回自然環境保全基礎調査、種の多様性調査（岩手県）報告書．環境省自然環境局生物多様性センター．

環境省自然保護局・生物多様性センター．2006．第 7 回自然環境保全基礎調査、種の多様性調査（岩手県）報告書．環境省自然環境局生物多様性センター．

環境省自然保護局・生物多様性センター．2007．第 7 回自然環境保全基礎調査、種の多様性調査（新潟県）報告書．環境省自然環境局生物多様性センター．

環境省自然環境局・生物多様性センター．2009a．平成 20 年度自然環境保全基礎調査、種の多様性調査（山形県）報告書．環境省自然環境局生物多様性センター．

環境省自然環境局・生物多様性センター．2009b．平成 20 年度自然環境保全基礎調査、種の多様性調査（宮城県）報告書．環境省自然環境局生物多様性センター．

環境省自然環境局・生物多様性センター．2009c．平成 20 年度自然環境保全基礎調査、種の多様性調査（山梨県）報告書．環境省自然環境局生物多様性センター．

環境省自然環境局・生物多様性センター．2009d．平成 20 年度自然環境保全基礎調査、種の多様性調査（奈良県）報告書．環境省自然環境局生物多様性センター．

Kendall, K., J. Stetz and A. Macleod. 2008. Northern Divide Grizzly Bear Project Release Results. International Bear News 18（4）:19-21

工藤 雅志．2004．ヘアートラップ法を用いたツキノワグマ生息数調査手法の検討．岩手県環保研センター年報 4:97（第 7 回自然系調査研究機関連絡会議発表要旨）．

Mills, L. S., J. J. Citta, K. P. Lair, M. K. Schwartz, and D. Tallmon. 2000. Estimating animal abundance using noninvasive DNA sampling: promise and pitfalls. Ecological Applications, 10（1）: 283-294.

Miura, S. and T. Oka. 2003. Evaluation of apple bait hair-traps for genetic tagging of Asiatic black bears in the Kitakami Highland, northern Honshu, Japan. Mammal Study, 28: 149-152.

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(1)：133-138.

長野県．2007．第 2 期特定鳥獣保護管理計画（ツキノワグマ）．

Robinson, S. J. 2007. Landscape genetics of black bears （Ursus americanus） on the Kenai Peninsula, Alaska: Phylogenetic, population genetic and spatial analysis. A thesis; Degree of Master of Science, University of Idaho.

Robinson, S. J., L. P. Waits and I. D. Martin. 2009. Estimating abundance of American black bears using DNA-based capture-mark-recapture models. Ursus 20（1）:1-11.

Sato, Y., Kobayashi, Y., Urata, T. and Takatsuki, S. （2008） Home range and habitat use of female brown bear （Ursus arctos） in Urahoro, eastern Hokkaido, Japan. Mammal Study, 33: 99-109.

静岡県林業技術センター・静岡県環境森林部自然保護室・静岡県野生動物研究会．2005．静岡県ツキノワグマ生息調査報告書（1998-2002 年度）．

自然環境研究センター．1996．徳島県特定鳥獣（ツキノワグマ）生息調査（平成 5-7 年度調査）．徳島県委託調査報告書.

自然環境研究センター．2000．特定鳥獣保護管理計画マニュアル（クマ類編）．環境省委託業務報告書.

鈴木 健次郎．2002．東中国ツキノワグマ個体群の行動圏と環境利用に関する GIS 解析．東京大学農学部生命科学研究科、2001 年度修士論文（website 公開要旨）．

鳥取県.

釣賀 一二三．2008．北海道渡島半島地域におけるヘア・トラップ調査の実施例．哺乳類科学 48（1）: 119-123.

野生動物保護管理事務所（WMO）．2002．平成 13 年度自然再生技術調査業務報告書（山梨県御坂山地のツキノワグマ調査）．

野生動物保護管理事務所（WMO）．2005．緊急地域雇用創出特別基金事業（狩猟規制基礎調査）業務委託報告書．（長野県におけるヘア・トラップ調査）

野生動物保護管理事務所（WMO）．2008．平成 18 年度ツキノワグマ個体数調査報告書（富山県）．

Woods, J.G., D. Paetkau, D. Lewis, B. N. McLellan, M. Proctor, and C. Strobeck, 1999. Genetic tagging of free-ranging black and brown bears. Wildlife Society Bulletin 27（3）:616-627, 1999.

山内貴義・工藤雅志．2005．ツキノワグマを中心とした大型野生哺乳類の生態に関する研究．岩手県環境保健研究センター.

山内貴義．2009．遺伝子解析法を用いたツキノワグマのモニタリング調査手法の開発．岩手県環境保健研究センター年報 第 8 号（平成 20 年度）．

山中 正実ら．1995．知床半島におけるヒグマの生息環境とその規模に関する研究．自然度の高い生態系の保全を考慮した流域管理に関するランドスケープエコロジー的研究（北海道森林技術センター、1995）: 122-130.

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（1）: 109-118.

---

# １.３ ヒグマにおけるヘア・トラップ法のレビューと課題

佐藤 喜和（日本大学生物資源科学部）・釣賀 一二三（北海道環境科学研究センター）

## １．はじめに

分析技術の向上により、個体の捕獲を伴わずに野外で回収される痕跡試料から遺伝情報を取得し、そこから多型解析により個体識別を行うことで、短期間で広い地域を対象とした生息数調査の実施に道が開かれた。遺伝情報を含む痕跡試料の効率的な回収のため、ヘア・トラップ法が開発され(Woods et al. 1999)、この方法を応用した個体数推定の試みが世界各地ではじめられるようになった（１-２参照）。本節では、これまでに北海道で実施されてきたヘア・トラップ法について、公表済・未公表資料をレビューし、今後の課題を整理した。

## ２．北海道におけるヘア・トラップ法の実施事例

### ２−１．浦幌地域

北海道におけるヘア・トラップの最初の実施事例は、1998 年～2000 年にかけて行われた白糠丘陵南部に位置する十勝森づくりセンター管内の道有林（十勝郡浦幌町、釧路市音別町、白糠郡白糠町）におけるヒグマの個体数推定のプロジェクトである。当時東京大学大学院在学中の佐藤が、博士課程の学位論文課題の一部として、地元 NGO 浦幌ヒグマ調査会との協力のもと、地球環境基金（特殊法人環境事業団、現、独立行政法人環境再生保全機構）の助成を受けて行った。

1998 年の試行では、調査対象地域の一部において、様々なタイプのトラップを試行し、もっとも確実に体毛を回収できるのは、Woods (1996)により紹介されていた、現在広く用いられているスタンダード・タイプであることを確認した。同年秋に 430km$^2$の調査地域を 2×2kmのメッシュで区切り、各メッシュに 1 基ずつ、150 基のトラップを設置した。メッシュサイズは、当地域におけるメス成獣の年間行動圏(40-50km$^2$)、季節別行動圏(最低 10km$^2$)を参考に(Sato et al. 2008)、各季節に 1 個体が複数のトラップに出会うように設定した。トラップの設置は一人または二人で行い、設置に 2 ヶ月間を要した。このトラップを基本に、以後年に４セッションの試行を行った。トラップの設置場所は、周辺の痕跡および地形を参考にし、アクセスしやすいように林道から遠すぎず、かつ林道利用者に危害がおよばないよう、最低 20m以上離すようにした。

誘引餌は、立木に直接、高さ 3-4m の位置に吊り下げた。トラップ用の有刺鉄線は 1 段張り、地上高 50-60cm とし、４本以上の立木を支柱として設置した。地形により生じたギャップは、木杭の追加、または有刺鉄線の追加によりできる限り埋めた。

誘引餌の種類の検討では、蜂蜜は購入単価が高く、降雨の影響により誘引持続期間が短いことから不適と判断した。魚のアラを腐敗させた液体、有害駆除されたエゾシカの血液を発酵させたものは、ヒグマを誘引できるものの、大量生産できる設備がないため、不適と判断した。有害駆除および狩猟により発生したエゾシカの死体（肉および骨、3-5kg 程度）は、無料で入手可能であり、過度に乾燥しない限り誘因効果が持続することが明らかとなった。乾燥を防ぐため、手提げ型のプラスチックバッグに餌を入れ、雨水がたまるような形が効果的だった。エゾシカは当地域のヒグマの主要採食物でもあることから(Sato et al. 2004)、以後、当調査地域ではエゾシカの死体を誘引餌として利用することとした。

1999 年には、５月～10 月にかけて、1998 年に設置したトラップのうち、69 基（調査地面積約 300km$^2$）を用いて、4 セッションの体毛回収を行った。1 セッションは、約 3 週間かけてすべてのトラップへの誘引餌設置、その後２週間の間隔をおいて、見回り・体毛回収、および次のセッションのための誘引餌設置（約 3 週間）からなる。セッション間のインターバルは無いことになる。また、高密度にトラップ設置を行うことで、調査地内のすべての個体に潜在的トラップ遭遇可能性があるものと考え、セッション間のトラップ移動は行わなかった。ただし、体毛回収効率が悪い場合(近くに足跡があるのにトラップに接近した気配がないなど)、そのトラップをメッシュ内の別の場所に移動した。62 カ所のトラップから 113 サンプルを回収した （佐藤ほか、2000）。

2000 年にも、5 月～10 月にかけて、前年度と同様 4 セッションの体毛回収を行い、113 カ所のトラップから 214 サンプルを回収した （Sato 2002）。

その後も同調査地にて、2001 年にも約 60 トラップ（約 250km$^2$）を用いて（Satoh、 2003）、また 2005 年には、5kmメッシュに 2 個ずつの割合で 430km$^2$の調査地全域を対象に 5 セッションの調査が行われている（嶋崎、2007）。なお嶋崎の調査は、ヒグマの生息地利用実態を明らかにすることも目的に行われた。

また、スタンダードタイプではない体毛回収とラップとして、ヒグマによる背こすり木に有刺鉄線を巻き付けるタイプのトラップを、1998 年以降 2009 年まで継続的に実施している（佐藤ほか、2000；Sato、2002；佐藤、2004；ほか）。これまで調査地内で発見された背こすり木（1999 年までに 68 カ所、2000 年には 172、以降発見次第増加中）にトラップを設置し、安定した体毛回収率を達成している（1999 年には 95 サンプル、2000 年には 85 サンプル）。1 つのトラップが 10 年以上にわたり利用されること、1 つのトラップから 1 年間に複数回の体毛回収が可能であることが明らかになっている。2007 年以降、白糠郡白糠町北部の根釧西部森林管理所管内の国有林においても、浦幌ヒグマ調査会および日本大学生物資源科学部森林動物学研究室により、背こすり木トラップの設置がすすめられ、体毛が回収されている。背こすりの頻度は 5-7 月にピークを持つこと、年齢や性別により背こすり行動を行う頻度に差がある可能性があるものの、誘引餌を用いる必要が無く、設置も簡単であるため、代替法として、またはスタンダードタイプのトラップの情報を補足する方法として、有効であろう。アメリカ、グレーシャー地域におけるグリズリーの個体数推定においても、背こすりトラップが利用され、その有効性が確かめられている（Kendall、2008）。

その他、エゾシカの農地侵入防止を目的に設置された防鹿柵（高さ 2m、鋼鉄製）をヒグマが越えて、または潜って農地に侵入する際にも体毛が残される。ヒグマによる農地侵入が確認された場合には、侵入箇所から体毛を回収することができる（1999 年には 3 カ所から 8 サンプル、2000 年には 114 カ所から 44 サンプル）。

近年浦幌地域では、背こすりトラップによる最低確認個体数のモニタリングを継続している。

### ２−２．渡島半島地域

渡島半島地域におけるヘア・トラップ法は、2000 年から 2002 年までの 3 年間に上ノ国町で 5 カ所のトラップを設置して行われた試行に始まった。これらのうち 3 箇所は誘因餌を入れたヒグマ捕獲ワナの周囲に有刺鉄線を張り巡らせたもので、１箇所は立木の間に張ったロープを用いて地上約 3 m の高さにつり下げた誘因餌の周囲に、有刺鉄線を張ったものであった。また、残りの１箇所は、ヒグマが背こすりに利用する樹木（トドマツ）に有刺鉄線を巻きつけたものであった。

初年度の 2000 年８月中旬から 11 月初旬には５カ所のトラップから 70 サンプル（70 カ所の棘から）を回収することに成功した（釣賀、2008）。

この試行を受けて、一定調査地域における生息数を推定する目的で実施された調査は、2003 年から 2005 年にかけて、上ノ国町の約 270km$^2$ を対象に、調査地内を 3×3km$^2$ のグリッドに区切り、クマの痕跡や餌資源、地形により設置場所を検討して行われた（釣賀ら、2008；釣賀、未発表）。利用されたトラップの構造は、サケあるいはサクラマスを誘引餌とし、地上 3m の立木間に渡したロープに吊り下げるか、あるいはヒグマ捕獲用ワナの内部におき、ヒグマに利用できないようにした。有刺鉄線は地上 50cm の高さで一段張り、直径 12cm、長さ 120cm の木杭を支柱とし、4－6 角形に設置した。地形により生じるギャップは、枯れ枝、岩石で埋める、またはギャップ箇所に杭を追加することで処理した。1 トラップあたりの有刺鉄線周囲長は、おおむね 16-30m であった。トラップ設置は 3～4 名で行った。

2003 年には、トラップ設置のための下見を 5 月 7 日から 6 月 9 日にかけて行い、6 月 17 日から 7 月 8 日にかけて 29 カ所設置した。10 月 31 日までに、実質的にインターバルなしで 3 セッションを実施し、ヒグマの体毛を 442 サンプル回収した。このうち毛根が認められたサンプルは 304 サンプルであった。

2004 年には、6 月 11 日から 16 日にかけて追加設置箇所の下見を行い、7 月 5 日から 16 日にかけて高密度設置区を設けるために 12 カ所新たに設置し、計 41 トラップを 10 月 21 日まで実質的にインターバルなしで 3 セッションを実施し、ヒグマの体毛を 338 サンプル回収した。このうち毛根が認められたサンプルは 293 サンプルであった。

2005 年には、2004 年までに設置した 41 トラップを用い、6 月 7 日から 11 月 11 日までに、実質的にインターバルなしで 4 セッションを実施し、ヒグマの体毛を 594 サンプル回収した。このうち毛根が認められたサンプルは 429 サンプルであった。なお、2005 年には自動撮影装置により、トラップ内にヒグマが入ったことが確認されているのに、サンプルを採取できない事例があることが確認された。

2007 年には、調査地を亀田半島に移し、約 470km$^2$ を対象に、調査地内を 3×3km$^2$ のグリッドに区切り、クマの痕跡や餌資源、地形により設置場所を検討してトラップを設置した。利用されたトラップの構造は、サクラマスを誘引餌とし、地上 3mの立木間に渡したロープに吊り下げた。(ヒグマは基本的に餌の利用不可能)。有刺鉄線は上ノ国町でのトラップとほぼ同様で、1 トラップあたりの有刺鉄線周囲長は、おおむね 15-35m であった。トラップ設置は 3～5 名で行った。トラップ設置視点の下見は 2006 年 8 月から 11 月、設置は 2006 年 11 月および 2007 年 5～6 月に行い、6 月 5 日から 10 月 25 日までに、実質的にインターバルなしで 4 セッションを実施し、ヒグマの体毛を 217 サンプル回収した。このうち毛根が認められたサンプルは 161 サンプルであった。

## ３．北海道におけるヘア・トラップ法の課題

これまで主に東部の浦幌地域と、南西部の渡島半島地域にてスタンダードタイプのヘア・トラップ法が実施されてきた。シカの死体やサケを誘引餌として、有刺鉄線 1 段張りのみでも、十分な効率で体毛を回収できることが明らかとなった。浦幌地域では、1998-2005 年までは、設置の労力と土地管理者からの許可を得る際の交渉により、誘引餌をヒグマが利用できるようにしたため、最初の個体が餌を捕ったあとは、同じ場所を利用する他個体からのサンプルが集まらなかった可能性がある。誘引餌に関しては、誘引力が持続し、安価で持ち運びの容易な餌の開発が期待され

る。アメリカ・グレーシャー地域では、餌ではなく匂いのみで誘引を行っている（Kendall、2008）。魚のアラやウシの血液を発酵させたもので、専用の施設で製造されている。匂いのみで食べることができないため、複数の個体を誘引することが可能であるという。また小型のボトルに入っているため、持ち運びも簡易である。北海道においてもこのような誘引餌が利用可能となれば、トラップ設置に要する労力が削減でき、セッション間隔の短縮や体毛回収効率の向上に結びつくだろう。グリッドサイズに関しては、検討された種類が少ないものの、渡島半島地域では個体数推定モデルを用いた検討により比較的安定した推定値が算出されていることから（釣賀ほか、2008；2009）、ツキノワグマで行われているような1×1ｋｍのような高密度の設定は必要ないと思われる。

ヘア・トラップ法の運用上の課題としては、セッション間隔（餌の設置から見回りまで）、セッション数、実施季節などがあげられる。セッション間隔は、調査地面積（またはトラップ数）、ヒグマの生息密度、トラップ設置に投入できる人員（パーティ数）などが影響してくる。試行事例が少ないが、調査に適した季節に集中的に実施できるような設定を検討する必要がある。ツキノワグマで指摘されているような季節による体毛採取効率や DNA 抽出成功率については今後検討が必要だろう。

スタンダードタイプのヘア・トラップ法を実施するには労力とコストがかかるため、北海道内の生息密度や環境の異なる地域で実施するのは難しい、または時間がかかるだろう。背こすり木トラップなど、痕跡試料からの遺伝情報を用いた個体識別を基本としながら、トラップ設置と見回りの労力・コストを低減できるようなトラップの評価も、今後の課題となるだろう。

## 引用文献


Kendall, K.C., Stetz, J.B., Roon, D.A., Waits, L.P., Boulanger, J.B. and Paetkau, D. 2008. Grizzly Bear Density in Glacier National Park, Montana. Journal of Wildlife Management,72(8): 1693-1705.

Sato, Y. 2002. An ecological study on human-bear conflicts in Urahoro, Hokkaido. Ph.D thesis. The University of Tokyo. 91pp.

佐藤喜和. 2004. ヒグマの背擦り. 浦幌町立博物館紀要 4: 11-16.

Sato, Y., T. Aoi, K. Kaji, and S. Takatsuki. 2004. Temporal changes in the population density and diet of brown bears in eastern Hokkaido, Japan. Mammal Study 29: 47-53.

Sato, Y., Y. Kobayashi, T. Urata and S. Takatsuki. 2008. Home range and habitat use of female brown bear (Ursus arctos) in Urahoro, eastern Hokkaido, Japan. Mammal Study, 33: 99-109.

佐藤喜和・松橋珠子・高槻成紀(2000) 野生のヒグマの体毛回収,DNA 個体識別にもとづく個体数と行動圏の推定. 日本哺乳類学会 2000 年度大会講演要旨集：74.

Satoh, Y. 2003. Estimation of movement and dispersal based on the geographic distribution of mtDNA types in the Hokkaido brown bear (Ursus arctos yezoensis) population. MS thesis, Graduate School of Veterinary Medicine, Hokkaido University, Sappro. 37pp.

嶋崎暁啓. 2007. 北海道東部浦幌周辺地域におけるヒグマの生息地利用解析および生息地評価モデル構築に関する研究. 修士論文. 日本大学大学院生物資源科学研究科,藤沢,145pp.

釣賀一二三. 2008. 北海道渡島半島地域におけるヘア・トラップ調査の実施例. 哺乳類科学 48: 119-123.

釣賀一二三, 山村光司, 富沢昌章. 北海道渡島半島地域におけるヘア・トラップ法を用いたヒグマ個体数推定の試み. 2008. 哺乳類学会 2008 年度大会発表要旨.

釣賀一二三, 山村光司, 富沢昌章. 北海道渡島半島地域におけるヘア・トラップ法を用いたヒグマ個体数推定の試み 2－亀田半島における試行－. 2009. 哺乳類学会 2009 年度大会発表要旨.

Woods, J. G., B. McLellan, D. Paetkau, and C. Strobeck. 1996. DNA fingerprinting applied to mark-recapture bear studies. International Bear News 5:9-10.

Woods, J. G., D. Paetkau, D. Lewis, B. N. McLellan, M. Proctor, and C. Strorobeck. 1999. Genetic tagging of free-ranging black and brown bears. Wildlife Society Bulletin 27:616-627.

---

# １.４ 北上山地ヘア・トラップ調査地の環境構造と ツキノワグマの捕獲状況

米田 政明・根本 唯・藤田 昌弘（自然環境研究センター）

## 1. はじめに

北上山地は、東側を太平洋、南側を仙台湾から仙台平野、西側を北上盆地、そして北側を三本木原台地の低地および海域で囲まれた孤立山地となっている。北緯 39°から 40°30′、東経 141°10′から 142°に間にあり、南北約 200 km、東西は中央部で約 80 km の広がりをもつ。年雨量は 1,000 mm から 1,400 mm 程度であり、年雨量 2,000 mm に達する奥羽山地と比べる雨量は少ない。吉良の温量指数は、北上山地中央部の遠野（標高 270 m）で 77.5、盛岡市東部の藪川（標高 730 m）で 59.4、沿岸の釜石で 88.7 である（石塚、1981）。隆起準平原地形で、標高 800 m から 1,000 m の山地が連なる。最高標高は早池峰山（1,917 m）である。山地上部のなだらかな地形のところは、古くから放牧地として利用されてきたが、斜面下部や谷部は森林が広く残されている。ただし、森林も薪炭生産林として使われてきたため、早池峰山周辺などを除き原生植生地域は少ない。第二次大戦後は、低地にはスギが、標高 200 m から 800 m あたりまではカラマツが広い範囲に植栽された。薪炭林としての利用は 1960 年代以降急速に減少しており、コナラやミズナラの二次林が広範囲に見られる。ツキノワグマの生息地であり、近年、従来は生息報告の少なかった北上山地南部に分布拡大が見られる（岩手県、2007）。孤立山地でありツキノワグマの生息地としても閉鎖個体群と見なせること、ツキノワグマが比較的高密度に生息すること（岩手県、2007）、地形が比較的なだらかで調査に適していること、から北上山地を本研究の大面積ヘア・トラップ調査地とした。

## ２. 調査地の概況

本研究で大規模ヘア・トラップ調査地として選定した北上山地青松葉山地域は、盛岡市の東部、北上山地のほぼ中央部に位置する。行政区域としては、岩手県下閉伊郡岩泉町、盛岡市、宮古市川井（旧川井村）、宮古市新里地区にまたがる。調査地の外周は、河川や道路など明確な境界で区切れるよう、南縁を閉伊川、東縁を刈屋川、北縁を小本川と三田貝川及び西縁を軽松沢川と県道 171 号線に囲まれた地域に設定した（**図 1**）。調査地外周を結ぶ面積は 607km$^2$、調査地中央部の位置は北緯 39° 46′、東経 141° 33′ である。標高は、調査地南東部の宮古市茂市地区の標高約 60 mから、青松葉山 1,366mの範囲にある。調査地域は部分的に外山高原と早坂高原の延長にあるため、青松葉山から堺の神山（1,315m）、御大堂山（1,196m）周囲を含む、標高 1,000m 以上の高標高地の稜線は、平坦部や緩斜面の高原地帯が多い。しかし、高原地帯の周辺地域の斜面中腹部から河川沿いは起伏にとんだ急峻な地形を呈するところもある。

北上高地地域の植生は山地帯にブナ林が成立する地域であり、ヘア・トラップ設定予定範囲にもブナ林、ミズナラ林、コナラ・クリ林、アカマツ二次林が認められる。調査地域内、標高 200 m程度まではスギ植林が認められ、カラマツ植林は 800mを超える地域まで広範囲に分布する。さらに高標高地、1,000m前後の地域からはブナ林ならびにシラカンバ林が優占する。北上山地地域の高原地帯は、放牧場や萱場として利用されてきたため、ススキ草原やシバ草原地が多いが、ヘア・トラップ調査地域には、下層植生がササ草原に転換した植生環境が認められた。

ヘア・トラップ調査地域にかかる、岩泉町、旧川井村および宮古市の概要、人工林と天然林別

面積および森林所有形態別面積を表 1 から表 3 に示した。調査地西部には盛岡市が含まれるが、盛岡市は奥羽山地まで含む広い市域をもち、また土地利用、人口で他の市町村と大きく異なるため市町村別概要には含めてない。林野面積率を見ると、3 市町村とも 90%近い高い割合となっている（**表 1**）。人工林の割合は、3 市町村とも 40%以下で、岩手県平均の 45.3%より低い（**表 2**）。森林所有形態別では、岩泉町と川井村では国有林の占める割合が高い（**表 3**）。

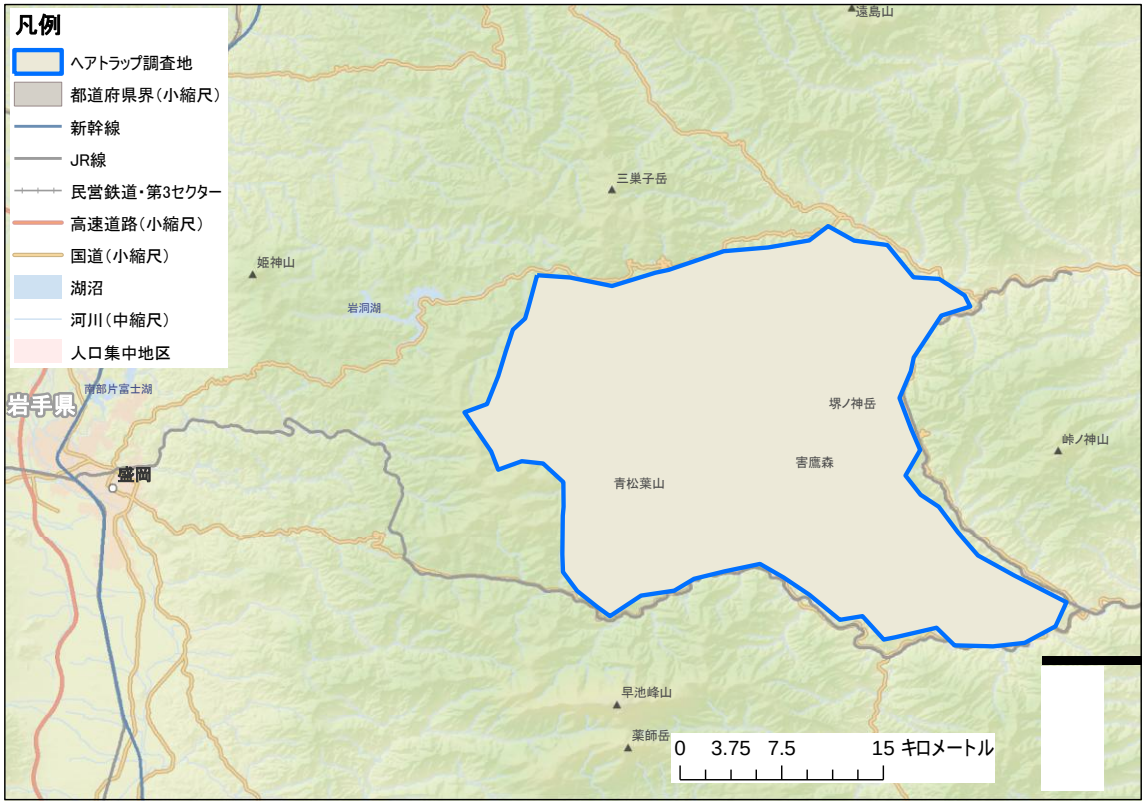



**図 1　調査地の位置**

**表 1　ヘア・トラップ調査地域にかかる市町村の概要（ha）**

| 市町村 | 総土地面積 | 林野面積 | 林野面積率(%) | 耕地面積 | 総人口（人） |
|---|---|---|---|---|---|
| 岩泉町 | 99,290 | 91,420 | 92.1 | 2,290 | 12,846 |
| 川井村 | 56,307 | 51,672 | 91.8 | 1,050 | 3,761 |
| 宮古市 | 33,945 | 29,298 | 86.3 | 1,080 | 54,638 |

2000 年世界農林業センサス

**表 2　ヘア・トラップ調査地域にかかる市町村の人工林と天然林別面積（ha）**

| 市町村 | 人工林 | （%） | 天然林 | （%） | 計 |
|---|---|---|---|---|---|
| 岩泉町 | 33,335 | 38.4 | 53,413 | 61.6 | 86,748 |
| 川井村 | 19,050 | 38.2 | 30,827 | 61.8 | 49,877 |
| 宮古市 | 11,079 | 38.9 | 17,373 | 61.1 | 28,452 |
| 岩手県合計 | 504,747 | 45.3 | 608,461 | 54.7 | 1,113,208 |

2000 年世界農林業センサス

表 3　ヘア・トラップ調査地域にかかる市町村の所有形態別森林面積（ha）

| 市町村 | 国有林 | 緑資源公団 | 公有林 | 私有林 | 計 |
|---|---|---|---|---|---|
| 岩泉町 | 29,039 | 4,437 | 12,984 | 43,813 | 90,273 |
| 川井村 | 23,415 | 2,157 | 5,818 | 19,937 | 51,327 |
| 宮古市 | 6,807 | 23 | 2,002 | 20,197 | 29,029 |

2000 年世界農林業センサス

## ３．調査地の環境構造

岩手県全体および北上高地と比較した、調査地の環境構造の特性を見るため、地形（標高）、植生、社会環境（人口）、道路密度に注目して、地理情報システム（GIS）による分析を行った。

### ３-１．標高

調査地の地形と標高の詳細を、国土地理院数値地図 50m メッシュ（標高）から分析した。岩手県と調査地の標高分布を**図 2** に示した。

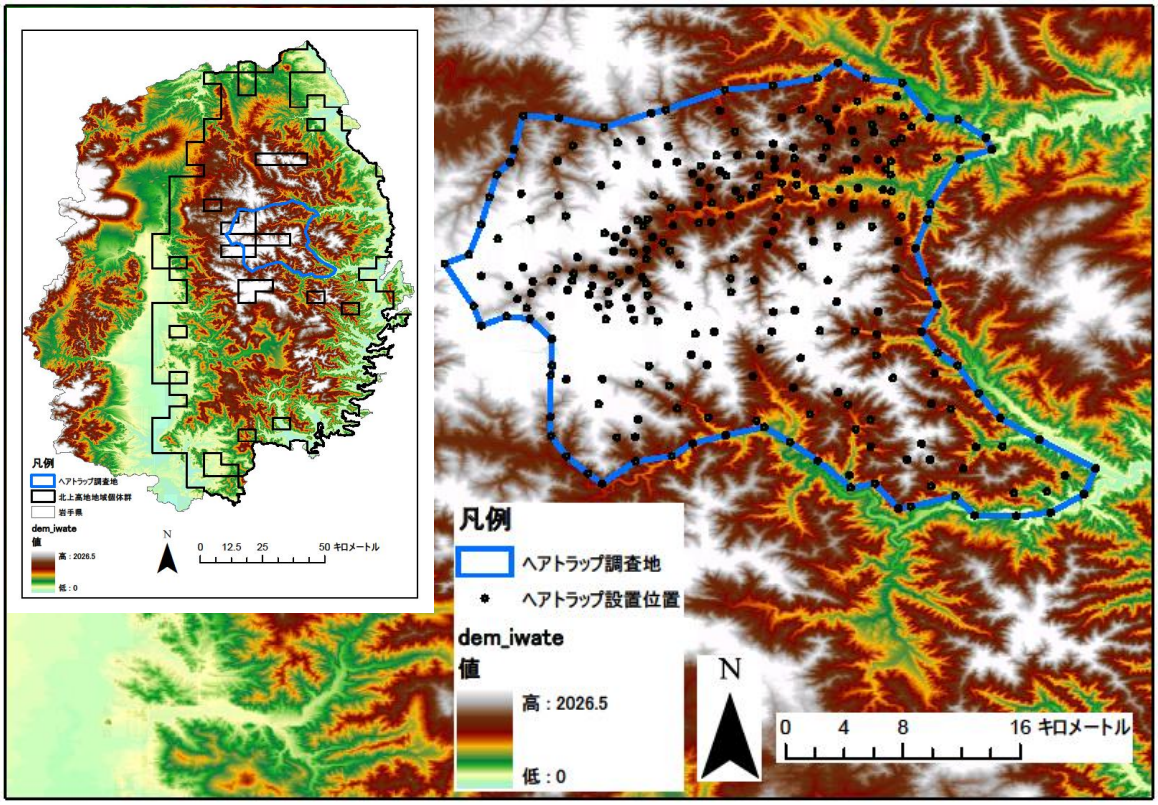



図 2　岩手県と北上山地ヘア・トラップ調査地の標高分布

**表 4** に、岩手県全体、北上山地ツキノワグマ地域個体群の分布域、ヘア・トラップ（HT）調査地、およびヘア・トラップ（HT）設置地点（「1.4 ヘア・トラップ設置位置の設定」参照）の、最低標高、最高標高、平均標高を示した。**図 3** に、4 つの地域区分における 300m 毎の各標高帯の割合を示した。標高帯別の割合を示した図 3 では、岩手県、ヘア・トラップ調査地では、各範囲内における各標高帯の面積を各範囲の総面積で除した値を、ヘア・トラップ設置位置では各標高帯

にプロットされたヘア・トラップ設置数を総ヘア・トラップ設置数で除した値を使用した。

調査地域は、標高 61m から 1,363m、平均標高は 779m にある。岩手県や北上高地地域個体群の平均標高に比べ、調査地とヘア・トラップ設置位置の平均標高は 200m ほど高い。標高帯の割合分布をみると、岩手県と北上山地ツキノワグマ地域個体群の分布範囲に比べ、調査地は 600-899m と 900-1,199m の標高帯が多くの割合を占めていた。本調査地は岩手県および北上山地ツキノワグマ地域個体群の分布範囲の中でも比較的標高が高い場所が多くを占める地域である。

**表 4　地域区分別の最低標高、最高標高、平均標高（単位：m）**

| 項目 | 岩手 | 北上山地地域個体群 [1)] | 調査地 | 設置位置 |
|---|---|---|---|---|
| 最高標高 | 0 | 0 | 61 | 90 |
| 最低標高 | 2,027 | 1,617 | 1,363 | 1,177 |
| 平均標高 | 428 | 434 | 779 | 667 |

1) 北上山地のうちツキノワグマ分布域を示す

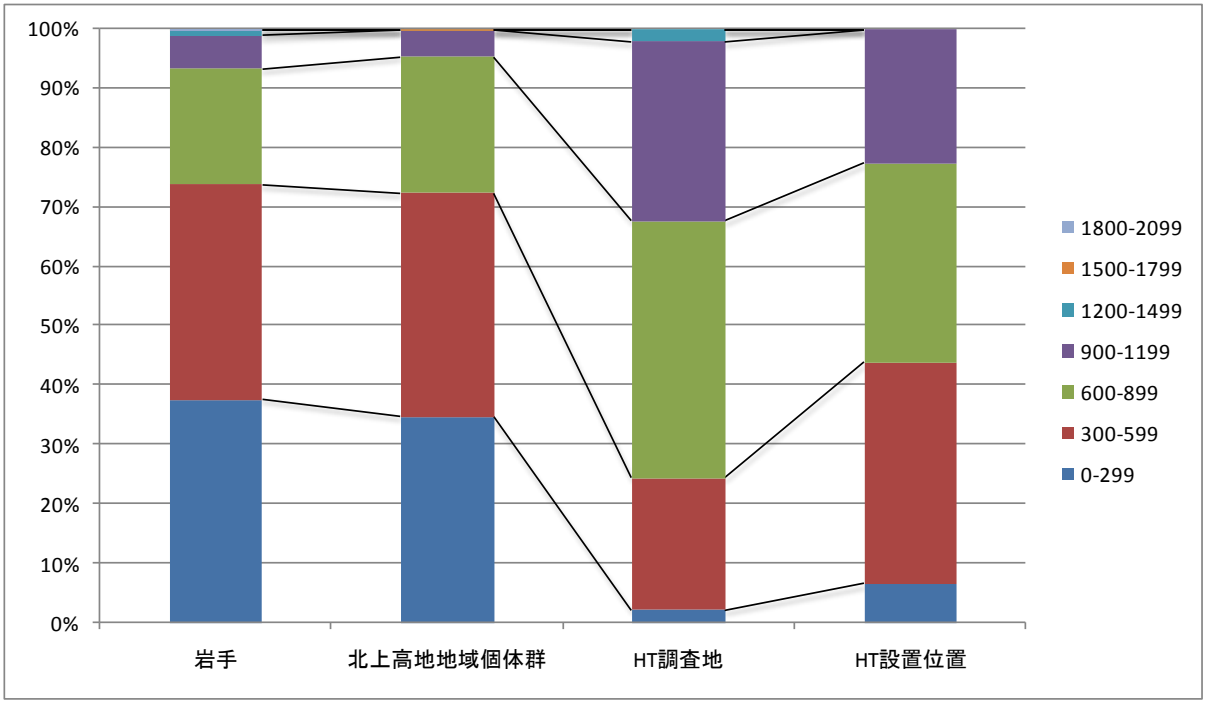



**図 3　地域区分別の 300m 毎の標高帯の割合**

## 3－2．植生

調査地の植生の特徴を見るため、以下のデータを使用した。

- 植生図：第 2－5 回環境省自然環境保全基礎調査植生図
- 岩手県：国土地理院の数値地図 25000（空間基盤データ）
- 北上高地地域個体群：環境省第 6 回動植物分布調査ツキノワグマ・ヒグマ分布図
- ヘア・トラップ調査地：ヘア・トラップ設置位置の外殻
- ヘア・トラップ設置位置：ヘア・トラップ設置位置のポイントデータ

**図 4** に岩手県全域（以下、岩手県）、北上山地ツキノワグマ地域個体群の分布域、本調査のヘア・トラップ（HT）調査地、ヘア・トラップ（HT）設置位置における植生割合を示した。各植生割合は、岩手県、北上高地地域個体群およびヘア・トラップ調査地では、各範囲内における各植生の面積を各範囲の総面積で除した値を使用した。ヘア・トラップ設置位置に関しては、各植生にプロットされたヘア・トラップ設置数を総ヘア・トラップ設置数で除した値を植生割合として使用した。その際、全ての範囲で植生割合が 5%未満であった植生は、すべて「その他」に統合した。

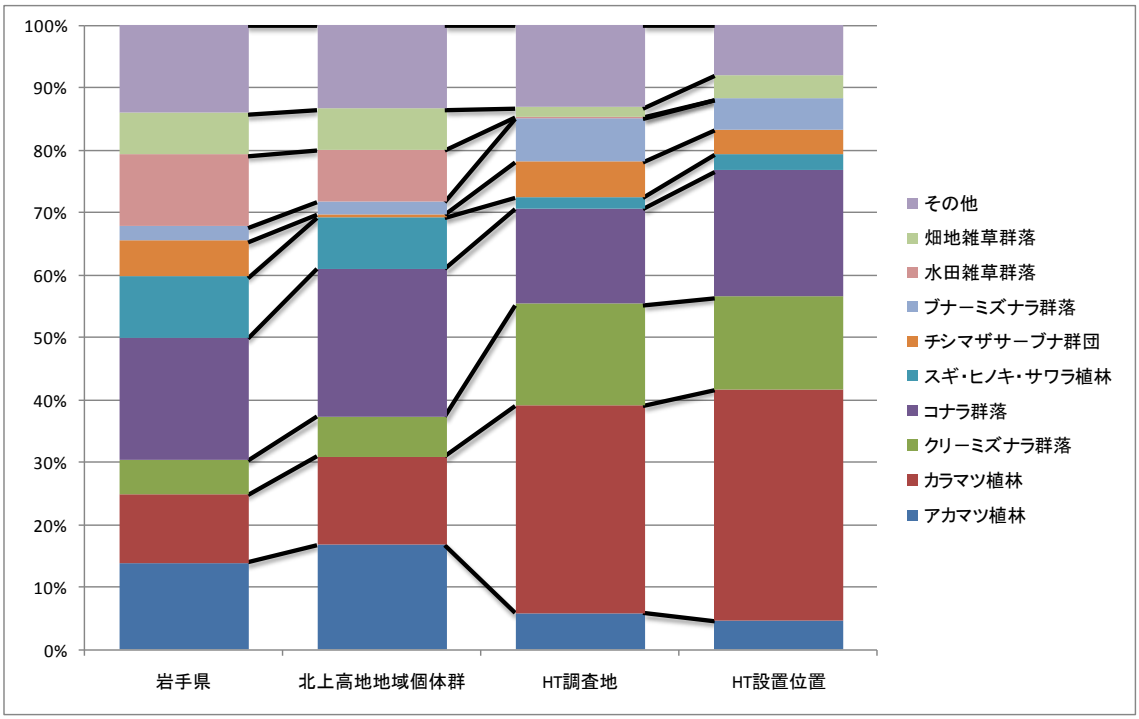



**図 4　地域区分別の植生割合**

植生割合を見てみると、本調査地が位置する北上山地ツキノワグマ地域個体群の分布域は、岩手県に比べコナラ群落、カラマツ植林、アカマツ植林の割合が高く、チシマザサ-ブナ群団の割合が少ない。ヘア・トラップ調査地とヘア・トラップ設置位置は、北上高地地域個体群分布域と比較して水田雑草群落およびコナラ群落が占める割合が低い。一方、カラマツ植林地、クリ・ミズナラ群落およびチチマザサ-ブナ群団の割合が高い。ヘア・トラップ設置位置では、ヘア・トラップ調査地に比べコナラ群落の比率がやや高いが、植生割合の構成に大きな違いは見られない。実際のトラップ設置場所選定では、「1.4 ヘア・トラップ位置の設定」で詳しく述べるように、植生図上は植林地であっても植林地を避けて設定した。

### ３-３．社会環境（人口）

調査地域の社会環境として人口と人口密度分布を、総務省平成 13 年度及び平成 17 年度国勢調査（1km メッシュ）から分析した。**図 5** に、岩手県における 1×1km メッシュごとの人口の 2000 年と 2003 年の平均値の分布を示した。**表 5** に、岩手県、北上山地ツキノワグマ地域個体群の分布域、ヘア・トラップ調査地内の総人口及び人口密度を示した。ヘア・トラップ調査地内の人口は 2000 年と 2003 年の平均で 6,000 人ほどであり、2000 年に比べ 2003 年には、700 人ほど人口は減

少している。人口密度を見ると、岩手県と北上高地地域個体群分布域の間では人口密度は大きく変わらないが、ヘア・トラップ調査地の人口密度は岩手県と北上高地地域個体群分布域に比べその十分の一ほどの低い値であった。本調査地は、北上高地地域個体群の中でも人口密度が低い地域である。

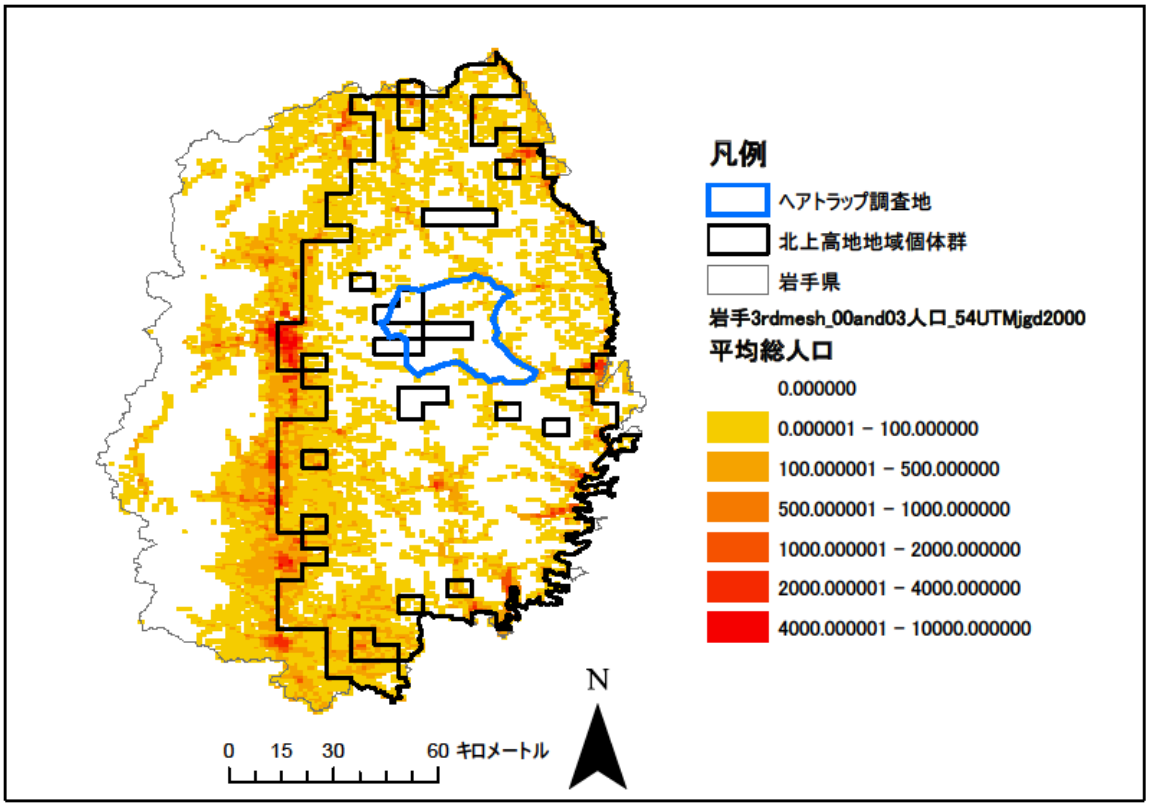



**図 5　岩手県における 1×1km メッシュごとの総人口の分布。総人口の値には、2000 年と 2003 年の各メッシュの総人口の平均を使用した。**

**表 5　地域区分別の面積、2000 年と 2003 年の総人口、総人口の両年の平均および人口密度**

| 地域区分 | 面積 (k ㎡) | 2000 年の総人口(千人) | 2003 年の総人口（千人） | 総人口の平均（千人） | 人口密度の平均(人/k ㎡) |
|---|---|---|---|---|---|
| 岩手県 | 15,263 | 1,420 | 1,389 | 1,405 | 92.0 |
| 北上高地地域個体群 | 8,686 | 723 | 697 | 710 | 81.8 |
| ヘア・トラップ調査地 | 607 | 6.1 | 5.4 | 5.8 | 9.5 |

### ３-４．道路密度

調査地域の人為活動の指標として道路密度を、国土地理院の数値地図 25000（空間基盤データ）より、岩手県、北上山地ツキノワグマ地域個体群の分布域、ヘア・トラップ調査地内について比較した（**表 6**）。ヘア・トラップ調査地内の道路総延長は約 705km、道路密度は 1.16km/km$^2$ であった。岩手県や北上高地地域個体群に比べ、道路密度は 1/2 以下の値となったことから、本調査地は岩手県および北上高地地域個体群分布域の中でも道路密度が少ない地域であるといえる。

**表 6　地域区分別の道路総延長と道路密度**

| 地域区分 | 面積（k ㎡） | 道路総延長（km） | 道路密度(km/k ㎡) |
|---|---|---|---|
| 岩手県 | 15,263 | 42,774 | 2.80 |
| 北上高地地域個体群 | 8,686 | 21,784 | 2.51 |
| ヘア・トラップ調査地 | 607 | 705 | 1.16 |

高速道路、国道、地方道の合計

## ４．岩手県のツキノワグマ生息状況と捕獲状況

### ４-1. ツキノワグマの推定個体数と生息密度

岩手県のツキノワグマの生息地に、北上盆地を挟んで東側の北上山地と西側の奥羽山地に区分される。岩手県（2007）に基づき、それぞれの地域におけるツキノワグマの推定個体数と生息密度を**表 7** に示した。ヘア・トラップ調査地の北上山地におけるツキノワグマの平均生息密度は約 0.2 頭/$km^2$ と推定されている。環境省自然環境局・生物多様性センター（2006）は、北上山地中央部の遠野市において 2004 年と 2005 年に実施した、ツキノワグマのヘア・トラップ調査から、2004 年調査による推定個体数を 293.5±165.5 頭、2005 年調査によるそれを 197.3±104.1 頭と報告している。調査面積（トラップ設置外周面積）は両年とも 300$km^2$ 程度と見積もられることから、2004 年の遠野市東部調査地の生息密度は約 1 頭/km2、2005 年の遠野市西部調査地の生息密度は約 0.66 頭/km2 と極めて高い値となる。ただし、ここではヘア・トラップの有効面積は考慮してない。

**表 7 岩手県奥羽山地と北上山地のツキノワグマ推定個体数と生息密度**

| 地域区分 | 最小推定（頭） | 最大推定（頭） | 平均（頭） | 生息域（区画数） | 生息密度（頭/$km^2$）[1)] |
|---|---|---|---|---|---|
| 奥羽山地 | 325 | 562 | 448 | 436 | 0.159 |
| 北上山地 | 1,018 | 1,535 | 1,267 | 1,081 | 0.195 |
| 合計 | 1,343 | 2,097 | 1,720 | 1,517 | 0.189 |

岩手県（2007）より

1)平均生息数を分布面積（生息区画数×600ha）で除した値として求めた。

### ４-２．捕獲動向

鳥獣関係統計および岩手県資料から、岩手県における 1923 年から 2007 年までのツキノワグマの捕獲数動向を**図 6** に示した。岩手県では、1960 年代以前のツキノワグマ年間捕獲数は 50 頭以下で推移していたが、1960 年代後半から増加し、それ以降は 1990 年代前半を除き 150 頭から 200 頭前後で推移している。堅果類の豊凶とそれに伴うツキノワグマの人里近くへの出没状況の変動を受けて、捕獲数の年変動は大きい。過去最大の年捕獲数は 2006 年度の 257 頭である。**表 8** に、1970 年以降の年代別のツキノワグマの狩猟と有害捕獲別の年平均捕獲数を示した（2000 年代は 2000 年-2007 年の平均）。年平均捕獲数は、1990 年代を除き、160 頭前後で安定している。

**表 8　岩手県におけるツキノワグマの年代別年平均捕獲数の推移**

| 区分 | 1970 年代 | 1980 年代 | 1990 年代 | 2000 年代 |
|---|---|---|---|---|
| 狩猟 | 88.1 | 100.9 | 81.6 | 68.3 |
| 有害 | 72.8 | 64.6 | 46.1 | 101.0 |
| 計 | 160.9 | 165.5 | 127.7 | 169.3 |

鳥獣関係統計および岩手県自然保護課資料から作成

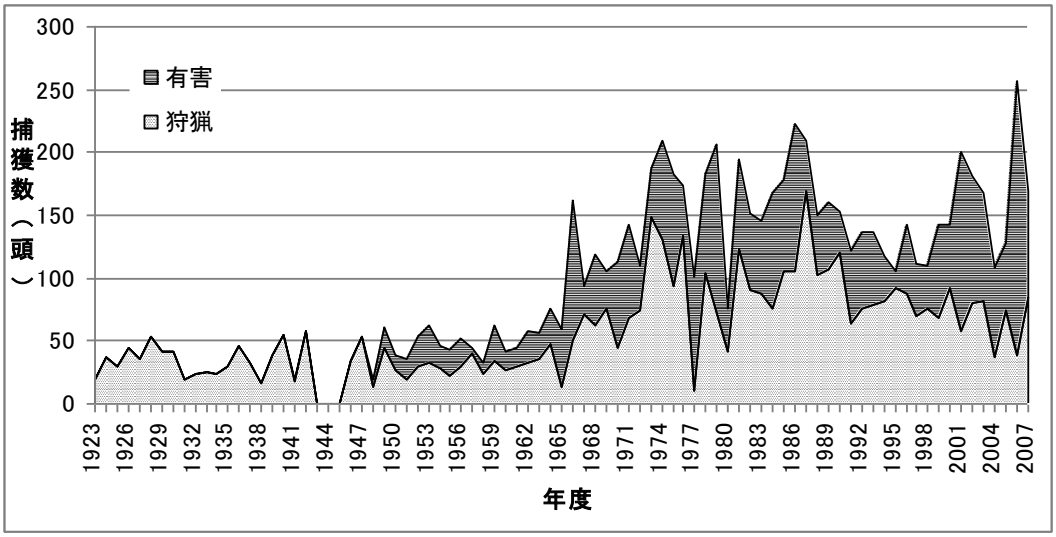



**図 6　岩手県におけるツキノワグマの年捕獲数の推移**（1923-2007 年）

北上山地と奥羽山地別のツキノワグマの近年の捕獲数推移を**表 9** に示した。2004 年度から 2008 年度までの 5 年間では、2006 年度を除き北上山地における捕獲数が奥羽山地よりも多い。Oi（2009）は、奥羽山地に比べ、北上山地におけるツキノワグマの有害捕獲は 1.3 倍、狩猟は 4.7 倍多いこと、その要因として地形要素と人の居住状況の差があることを報告した。

**表 9　奥羽山地と北上山地別のツキノワグマ捕獲数**（2004-2008 年）

| 年度 | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 計 |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 奥羽山地 | 40 | 33 | 143 | 49 | 57 | 322 |
| 北上山地 | 68 | 91 | 135 | 121 | 97 | 512 |
| 計 | 108 | 124 | 278 | 170 | 154 | 834 |

岩手県自然保護課資料より作成

### ４-３．捕獲地点

岩手県ではツキノワグマの捕獲地点を 5-km グリッド単位で記録している。**図 7** は、岩手県資料から作成した、2004 年から 2008 年までの 5 年間のツキノワグマの 5-km グリッド毎ののべ捕獲数を示したものである。北上山地では、遠野市や川井村南東部に 5 年間のべ捕獲数が 5 頭/5-km グリッドを越える高い捕獲密度のところがある。しかし、ヘア・トラップ調査地の岩泉町南西部、宮古市北西部、川井村北部、盛岡市東部は、川井村北部を除き捕獲がないグリッドも多く、ツキノワグマ捕獲数が少ない地域であることがわかる。

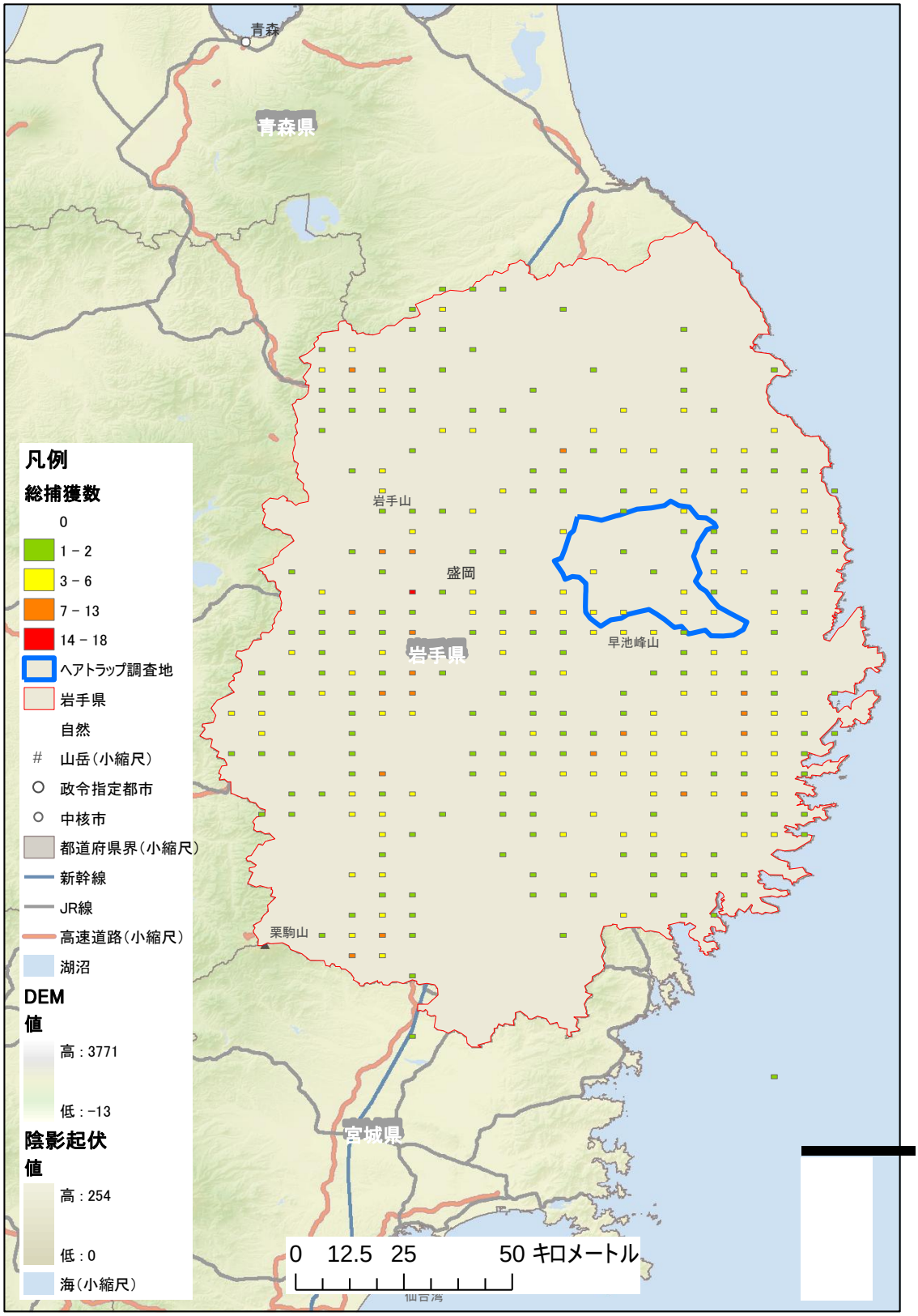



図 7　岩手県ツキノワグマ捕獲位置（5-km グリッド、2004（H16）-2008（H20）年度）

## ５．まとめ

北上山地は、孤立山地でありツキノワグマの生息地としても閉鎖個体群と見なせる。本研究では、北上山地の中央部の青松葉山地域に 607km$^2$ の大面積ヘア・トラップ調査地を設定した。調査地域にかかる市町村の林野面積率は 90%近くと高く、人工林率は 40%以下で岩手県の平均より低い。調査地域の標高は、北上高地のツキノワグマ地域個体群分布域の中でも比較的標高が高い。植生では、畑地雑草地群落や水田雑草群落といった人間活動が行われる地域の割合は少ないが、クリ・ミズナラ群落、ブナ・ミズナラ群落、チシマザサ・ブナ群団およびカラマツ植林地の割合が高い。ヘア・トラップ調査地内の人口は 6,000 人程度であり、人口密度は北上高地地域個体群分布域全体に比べ十分の一ほどと低い。また、道路密度も低い地域である。岩手県におけるツキノグマ捕獲数は年平均 160 頭前後で推移しているが、2006 年には 257 頭の捕獲があった。北上山地の捕獲数は、2006 年を除き奥羽山地より多い。ヘア・トラップ調査地域は、北上山地の中では捕獲（2004-2008 年）が少ない地域に位置している。

## 引用文献

石塚 和雄．1981．北上山地・三陸沿岸地域の森林植生の分布と気候．石塚 和雄（編）．1981．北上山地森林植生の生態学的研究．1-7．文部省科学研究費一般研究（1978-1980）報告集．

岩手県．2007．第 2 次ツキノワグマ保護管理計画．岩手県

環境省自然環境局・生物多様性センター．2006．第 7 回自然環境保全基礎調査、種の多様性調査（岩手県）報告書．

Oi, T. 2009. Anthropogenic mortality of Asiatic black bears in two populations in northern Honshu, Japan. Ursus 20(1):22-29.

---

# １.５ 北上山地ヘア・トラップ位置の設定

米田政明・根本唯・高橋 聖生・藤田昌弘（自然環境研究センター）

## １．はじめに

北上山地中央部の青松葉山地域を、本研究におけるツキノワグマを対象とした広域ヘア・トラップ調査地とした。「1 .3 北上山地ヘア・トラップ調査地の環境構造」で述べたように、調査地の最外周のトラップを結ぶ面積は 607km$^2$ であり、標高は約 60m から 1,366m の範囲にある。落葉広葉樹二次林が優占するが、高標高地にはシラカンバ林、低地にはアカマツ林とスギ植林、そして標高 200m から 800m あたりまではカラマツ植林地も多い。人家は、調査地北西部の岩洞湖岸、北東部の小本川沿い、東側の刈屋川沿い、南側の閉伊川沿い、および中央部の大川周辺に点在する。人家近くには畑作地があり、調査地北部の早坂高原、南部の堺の神山周辺には放牧地がある。ヘア・トラップ法による 2 年次目（2010 年度）からの本格調査に向けて、1 年次（2009 年度）にはヘア・トラップ配置の全体設計、トラップ・サイトの選定および予備調査を行った。予備調査では、トラップ設定手順の確認およびトラップ設置に必要な労力の算定に重点をおいた。

## ２．ヘア・トラップ設置場所の選定

### ２-１．設置設計

北上山地におけるヘア・トラップ調査では、既存調査事例およびツキノワグマの行動圏面積から、1×1km 区画にトラップ 1 基（高密度トラップ設置）および 2×2km 区画にトラップ 1 基（低密度トラップ設置）の 2 つのトラップ密度による設置を計画した。ヘア・トラップ設置予定地を選定する際、設置予定地の現地確認に先立ち、調査地域全体の把握のために図上で地形、河川の流入状況およびアクセス条件として道路や林道の配置を確認した。

### ２-２．ヘア・トラップ設置予定地選定予備作業（図上選別での選定基準）

トラップ設置位置の選定には、「統計に用いる標準地域メッシュ及び標準地域メッシュコード」（昭和 48 年行政管理庁告示 143 号）に基づく岩手県メッシュマップ（1km メッシュ（3 次メッシュ）マップ）を利用した。このメッシュマップから、以下のようなツキノワグマが利用しやすい環境と考えられる条件の地域を図上で最初に選定した。

(i) 基本的には平坦地であるが、30 度程度の傾斜地でも獣道は形成される事がある。
(ii) 等高線に沿った獣道が作られる事がある。
(iii) 平坦地と急傾斜地の境目など地形が急激に変化するところに沿って獣道が作られる事がある。
(iv) 2 つの沢、渓流の合流地点に平坦地が形成される事があるが、そのようなところにけもの道が集合したり、そこに生育する植物に食痕が認められることがある。
(v) 湿地帯境界付近に森林が発達するような場合、獣道の出入り口が形成される事がある。
(vi) 人工的な作業道などがけもの道として利用される事がある。

この条件にあてはまる地域として、1km メッシュレベルで約 460 か所の地点をトラップ設置候補地として選定した。

### ２-３．ヘア・トラップ設置予定地現地選定作業

トラップ設置候補地に対して、2009 年 9 月 15 日から 10 月 30 日までに設置可能性現地調査を実施した。先述のとおりあらかじめ図上で目安を付けていた設置候補地まで行き、現地の植生や実際の地質など環境を考慮しながら下記の条件に基づき候補地の選定を行った。トラップ設置候補地が下記の条件に適合しない場合は、代替地の可能性も調査した。また、特にアクセスの難易性を考慮して実際の設置位置を微調整した。

(i) 落葉広葉樹林であること。原則として針葉樹の植林地は選定対象外とした。
(ii) 1×1ｋｍ（高密度トラップ設置）あるいは 2×2ｋｍ（低密度トラップ設置）内の大部分が大規模に植林され適当な落葉広葉樹林がない場合、沢筋、尾根筋などに保安帯として残される落葉広葉樹林帯、雑木林から適地を探索した。
(iii) ヘア・トラップの平面寸法として 4×4ｍが確保できる環境であることが望ましいため、有刺鉄線の敷設に適し、誘因物を設置しやすい立木が選択可能であるかどうかも考慮した。
(iv) 原則として平坦地であるが、作業に危険性がなければ 30 度程度の傾斜地でも可とした。ただし、落葉広葉樹林帯であること、可能であれば周囲に、ツキノワグマの痕跡の他けもの道など何らかの動物の痕跡が認められることも一つの指標とした。
(v) 自然立木が利用できない条件では補助支柱（径 12mm、長 1,500mm）が埋設できる土質のところを選択した。
(vi) 車両通行可能な林道・道路などから 10 分以内に到達できる範囲内であること。
(vii) 民家、集落、田畑など圃場、人工的な利用施設などからは、原則として 100ｍ程度離すことを原則とした。
(viii) 各ヘア・トラップ間隔はなるべく一定になるように心掛けたが、上記条件に合わない場合、アクセスに膨大な労力がかかる場合はこの限りとしなかった。

選定したすべての設置予定地点は、標準地域メッシュコードで 2 次メッシュコードの 5941--区画（ハイフン以下を含めた 6 ケタ）に含まれるので、ハイフン以下 2 桁と 3 次メッシュコードを組み合わせた 4 桁の数字をヘア・トラップの固有番号として用いた（例：2 次メッシュコード 5941‐44 の 53 であれば 4453）。

### ３．予定地選定結果

ヘア・トラップ設置予定地点へのアクセス状況確認ならびに設置予定地の選定作業の結果、1×1kmの高密度設置予定地と 2×2kmの低密度設置予定地で合計 262 か所を選定した。ピンク色で示した区画が高密度トラップ設置（1 基/km$^2$）を行うメッシュで、それ以外の区画が低密度トラップ設置（1 基/4km$^2$）としたメッシュである（**図 1**）。空白部分は、先述した選定条件に合致しない、あるいは当該メッシュに到達するためには徒歩で 1 時間以上必要とするためヘア・トラップの設置を行わない地域である。選定したヘア・トラップ設置予定地の詳細位置を**図 2** に示した。隣接したヘア・トラップ間の距離は、1×1kmメッシュ間隔では平均 752.5m（最小：326.4m, 最大：1,690m, SD：242）、2×2kmメッシュ間隔では平均 1,354m（最小：608.6m, 最大：2,223.6m, SD：341）、全体で平均 1,075m（最小：326.4m, 最大：2,223.6m, SD：418.5）となった。**表 1** にトラップ設置予定候補数と実際の選定数を示した。設置予定地の森林所有者区分では、国有林が 103 か所、民有地が 159 か所であった。

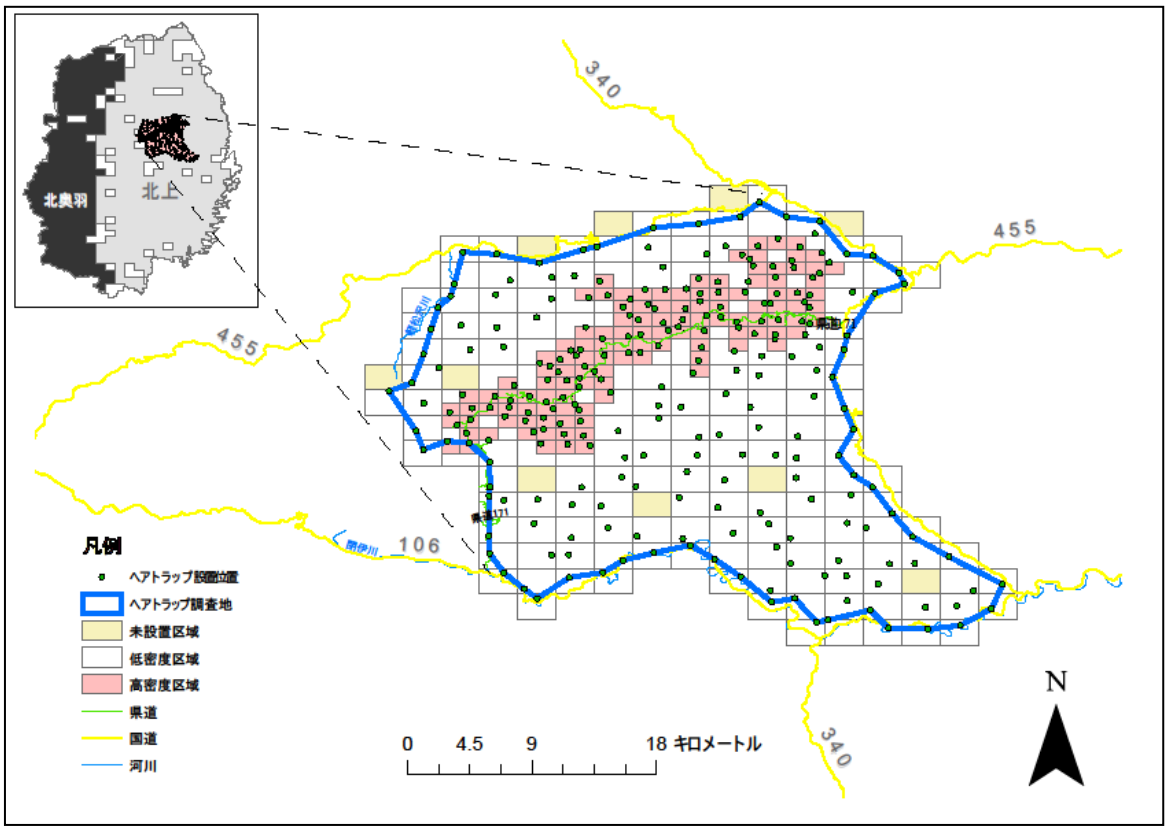



図 1　北上山地における調査地の位置および高密度と低密ず度トラップの配置

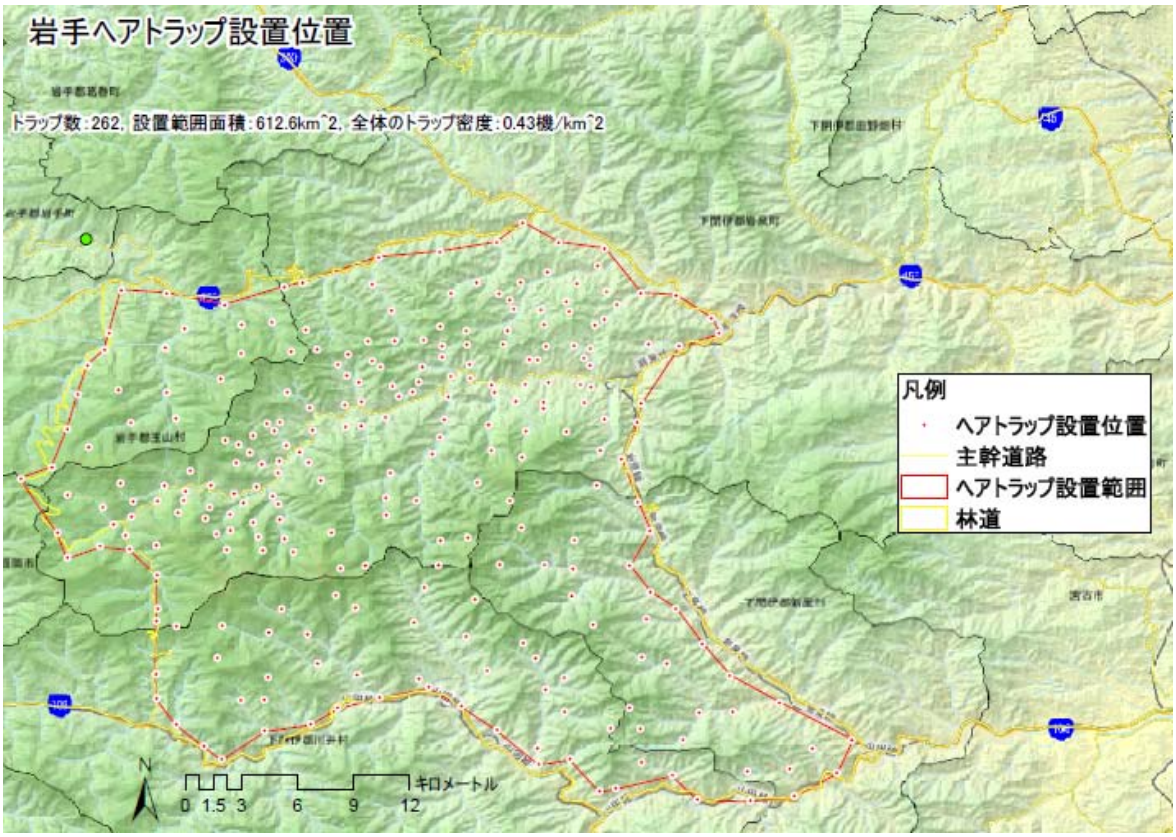



図 2　トラップ設置位置

**表 1　ヘア・トラップ設置地点選定数**

| トラップ密度区分 | 潜在メッシュ数 | 設置可能メッシュ数 | 達成率（%）[1)] |
|---|---|---|---|
| 低密度地域（1 基/4km$^2$） | 189 | 171 | 90 |
| 高密度地域（1 基/1km$^2$） | 123 - 135 | 111 | 90 - 82 |
| 合　　計 | 312 - 324 | 262 | |

1）図上で選定した候補地数に対する現地調査による実際の選定数の割合を示す

調査地域は標高 60m から 1,366m の範囲にあるが、1,000m 以上の高標高地の面積割合は少ない。選定したトラップ設置選定地において、GPS 受信機および 25,000 分の 1 地形図から標高を読み取りその頻度分布を求めた（**図 3**）。トラップ設定選定地の標高は、最低標高 100m、最高標高 1,180m、平均標高 661m であった。全ヘア・トラップ設定選定地の約 73%は標高 401m から 1,000m のレンジに分布した。

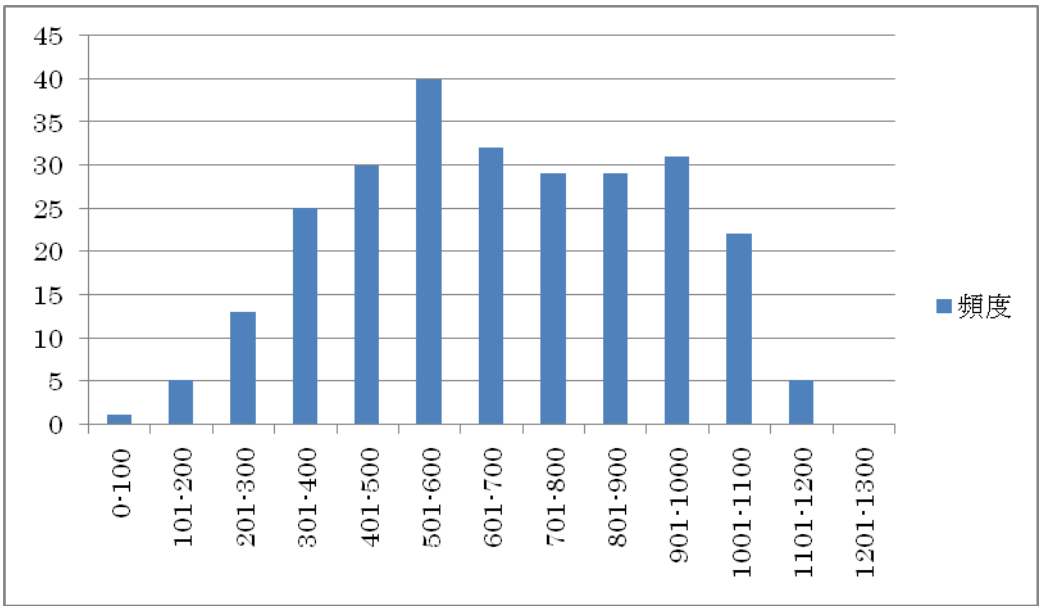



**図 2　ヘア・トラップ設置予定地の標高分布**

**付表 1** に北上山地青松葉山地区ヘア・トラップ設定予定地の位置、植生、標高、土地所有区分一覧を示した。

付表１　トラップ設定予定地一覧

| コード番号 | 緯度 | 経度 | 市町村 | 森林所有者 | 植生上層 | 標高(m) |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 4316 | 39.41000 | 141.27097 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 1050 |
| 4326 | 39.41212 | 141.27120 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 1035 |
| 4346 | 39.42197 | 141.27111 | 岩泉町 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 912 |
| 4353 | 39.42496 | 141.24357 | 岩泉町 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 950 |
| 4354 | 39.43097 | 141.25320 | 岩泉町 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 976 |
| 4355 | 39.43046 | 141.26230 | 岩泉町 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 877 |
| 4359 | 39.43034 | 141.29129 | 岩泉町 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 984 |
| 4362 | 39.43329 | 141.24186 | 岩泉町 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 991 |
| 4364 | 39.43475 | 141.25556 | 岩泉町 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 850 |
| 4365 | 39.43284 | 141.26162 | 岩泉町 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 825 |
| 4366 | 39.43113 | 141.27093 | 岩泉町 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 980 |
| 4368 | 39.43310 | 141.28536 | 岩泉町 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 1022 |
| 4369 | 39.43371 | 141.29176 | 岩泉町 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 867 |
| 4374 | 39.44172 | 141.25370 | 岩泉町 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 910 |
| 4375 | 39.44009 | 141.26264 | 岩泉町 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 811 |
| 4377 | 39.44078 | 141.27470 | 岩泉町 | 国有林 | 落葉針葉樹林 | 947 |
| 4378 | 39.43578 | 141.28342 | 岩泉町 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 1048 |
| 4379 | 39.44048 | 141.29167 | 岩泉町 | 国有林 | 落葉針葉樹林 | 814 |
| 4383 | 39.44386 | 141.24359 | 岩泉町 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 1020 |
| 4385 | 39.44273 | 141.26293 | 岩泉町 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 907 |
| 4386 | 39.44281 | 141.27116 | 岩泉町 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 803 |
| 4387 | 39.44292 | 141.27569 | 岩泉町 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 854 |
| 4388 | 39.44171 | 141.28416 | 岩泉町 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 1074 |
| 4389 | 39.44250 | 141.29403 | 岩泉町 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 692 |
| 4395 | 39.44591 | 141.26076 | 岩泉町 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 1016 |
| 4396 | 39.44547 | 141.27232 | 岩泉町 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 787 |
| 4397 | 39.44449 | 141.28000 | 岩泉町 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 801 |
| 4398 | 39.44554 | 141.28440 | 岩泉町 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 721 |
| 4399 | 39.44409 | 141.29241 | 岩泉町 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 726 |
| 4443 | 39.42313 | 141.32283 | 岩泉町 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 1180 |
| 4444 | 39.42360 | 141.33113 | 岩泉町 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 1100 |
| 4450 | 39.43024 | 141.30137 | 岩泉町 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 1152 |
| 4451 | 39.42596 | 141.31064 | 岩泉町 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 774 |
| 4460 | 39.43260 | 141.30061 | 岩泉町 | 国有林 | 落葉針葉樹林 | 1005 |
| 4461 | 39.43227 | 141.30514 | 岩泉町 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 845 |
| 4463 | 39.43332 | 141.32125 | 岩泉町 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 1150 |
| 4467 | 39.43193 | 141.35213 | 岩泉町 | 国有林 | 落葉針葉樹林 | 884 |
| 4468 | 39.43242 | 141.36088 | 岩泉町 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 1027 |
| 4470 | 39.43509 | 141.29568 | 岩泉町 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 885 |
| 4471 | 39.43562 | 141.30432 | 岩泉町 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 780 |
| 4475 | 39.44034 | 141.33476 | 岩泉町 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 821 |
| 4480 | 39.44365 | 141.30307 | 岩泉町 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 704 |
| 4481 | 39.44228 | 141.30404 | 岩泉町 | 国有林 | 落葉針葉樹林 | 690 |
| 4485 | 39.44337 | 141.33469 | 岩泉町 | 国有林 | 落葉針葉樹林 | 735 |
| 4486 | 39.44291 | 141.34398 | 岩泉町 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 692 |
| 4490 | 39.44528 | 141.30028 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 662 |
| 4491 | 39.45167 | 141.30402 | 岩泉町 | 国有林 | 落葉針葉樹林 | 644 |
| 4492 | 39.45040 | 141.31542 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 783 |
| 4498 | 39.45003 | 141.36249 | 岩泉町 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 860 |
| 4580 | 39.44287 | 141.37217 | 岩泉町 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 1129 |

| | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 5309 | 39.45343 | 141.29277 | 岩泉町 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 803 |
| 5319 | 39.46060 | 141.29320 | 岩泉町 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 854 |
| 5329 | 39.46135 | 141.29087 | 岩泉町 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 921 |
| 5400 | 39.45319 | 141.30122 | 岩泉町 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 655 |
| 5401 | 39.45377 | 141.30420 | 岩泉町 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 588 |
| 5402 | 39.45351 | 141.31331 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 673 |
| 5405 | 39.45169 | 141.33545 | 岩泉町 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 700 |
| 5410 | 39.45521 | 141.29512 | 岩泉町 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 844 |
| 5411 | 39.46047 | 141.30545 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 605 |
| 5412 | 39.45533 | 141.31174 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 574 |
| 5417 | 39.45500 | 141.35072 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 561 |
| 5419 | 39.45561 | 141.36495 | 岩泉町 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 821 |
| 5420 | 39.46302 | 141.30302 | 岩泉町 | 国有林 | 常緑針葉樹林 | 718 |
| 5422 | 39.46310 | 141.31400 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 596 |
| 5423 | 39.46367 | 141.32368 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 573 |
| 5424 | 39.46384 | 141.33040 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 609 |
| 5427 | 39.46189 | 141.35202 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 545 |
| 5430 | 39.46216 | 141.29568 | 岩泉町 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 998 |
| 5431 | 39.46448 | 141.30438 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 847 |
| 5432 | 39.47101 | 141.31348 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 598 |
| 5433 | 39.47151 | 141.32356 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 528 |
| 5435 | 39.46534 | 141.33461 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 477 |
| 5437 | 39.46495 | 141.35280 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 525 |
| 5439 | 39.46404 | 141.36446 | 岩泉町 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 600 |
| 5440 | 39.46426 | 141.30211 | 岩泉町 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 728 |
| 5441 | 39.47372 | 141.30560 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉針葉樹林 | 818 |
| 5444 | 39.47203 | 141.33046 | 岩泉町 | 民有林 | 常緑針葉樹林 | 511 |
| 5445 | 39.47297 | 141.34092 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 544 |
| 5446 | 39.47378 | 141.34333 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 685 |
| 5447 | 39.47289 | 141.35348 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 497 |
| 5453 | 39.48061 | 141.32393 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 666 |
| 5454 | 39.47542 | 141.33002 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 595 |
| 5455 | 39.47475 | 141.33584 | 岩泉町 | 民有林 | 常緑針葉樹林 | 606 |
| 5456 | 39.47552 | 141.34436 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 782 |
| 5457 | 39.48046 | 141.35393 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 480 |
| 5458 | 39.48014 | 141.36130 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 391 |
| 5459 | 39.47500 | 141.36496 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 380 |
| 5463 | 39.48251 | 141.32236 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 724 |
| 5464 | 39.48312 | 141.33231 | 岩泉町 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 939 |
| 5465 | 39.48212 | 141.33373 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 954 |
| 5466 | 39.48214 | 141.34501 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 517 |
| 5467 | 39.48382 | 141.35243 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 506 |
| 5468 | 39.48253 | 141.36117 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 462 |
| 5472 | 39.48518 | 141.31478 | 岩泉町 | 公有林 | 落葉広葉樹林 | 1013 |
| 5473 | 39.48429 | 141.32412 | 岩泉町 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 922 |
| 5474 | 39.49058 | 141.33156 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 950 |
| 5475 | 39.49062 | 141.34022 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 800 |
| 5476 | 39.49075 | 141.34520 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 848 |
| 5477 | 39.48572 | 141.35244 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 901 |
| 5478 | 39.48597 | 141.36073 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 706 |
| 5481 | 39.49254 | 141.31283 | 岩泉町 | 公有林 | 落葉広葉樹林 | 980 |
| 5487 | 39.49313 | 141.35206 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 871 |
| 5488 | 39.49238 | 141.36057 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 708 |
| 5489 | 39.50015 | 141.37283 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 528 |

| | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 5495 | 39.49588 | 141.33566 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉針葉樹林 | 603 |
| 5504 | 39.45407 | 141.40345 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 442 |
| 5510 | 39.45443 | 141.37424 | 岩泉町 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 997 |
| 5513 | 39.45558 | 141.39580 | 岩泉町 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 535 |
| 5522 | 39.46285 | 141.38591 | 岩泉町 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 1009 |
| 5530 | 39.46298 | 141.37494 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 736 |
| 5531 | 39.47089 | 141.38195 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 523 |
| 5533 | 39.46503 | 141.40050 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 430 |
| 5534 | 39.46448 | 141.41018 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 328 |
| 5540 | 39.47214 | 141.37317 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 510 |
| 5541 | 39.47195 | 141.38199 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 479 |
| 5542 | 39.47191 | 141.39303 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 557 |
| 5545 | 39.47178 | 141.41087 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 310 |
| 5549 | 39.47369 | 141.36548 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 409 |
| 5550 | 39.47507 | 141.37482 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 362 |
| 5551 | 39.47540 | 141.38281 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 369 |
| 5552 | 39.47503 | 141.39237 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 367 |
| 5553 | 39.47458 | 141.39417 | 岩泉町 | 民有林 | 常緑針葉樹林 | 404 |
| 5560 | 39.48338 | 141.37553 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 498 |
| 5561 | 39.48330 | 141.38095 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 490 |
| 5562 | 39.48361 | 141.39298 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 443 |
| 5563 | 39.48236 | 141.39402 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 291 |
| 5570 | 39.49003 | 141.37099 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 664 |
| 5571 | 39.48567 | 141.38241 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 603 |
| 5572 | 39.48580 | 141.39129 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 508 |
| 5573 | 39.48530 | 141.39408 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 436 |
| 5575 | 39.48593 | 141.41115 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 381 |
| 5576 | 39.48576 | 141.42143 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 255 |
| 5580 | 39.49240 | 141.37174 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 590 |
| 5581 | 39.49344 | 141.38209 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 644 |
| 5583 | 39.49333 | 141.39487 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 687 |
| 5588 | 39.49195 | 141.43234 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 275 |
| 5591 | 39.50005 | 141.38154 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 554 |
| 5592 | 39.49572 | 141.39043 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉針葉樹林 | 741 |
| 5593 | 39.49436 | 141.40050 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 503 |
| 5594 | 39.50091 | 141.40267 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 405 |
| 5596 | 39.50250 | 141.42093 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 237 |
| 5597 | 39.49453 | 141.43104 | 岩泉町 | 民有林 | 常緑針葉樹林 | 250 |
| 6401 | 39.50397 | 141.30510 | 岩泉町 | 公有林 | 落葉広葉樹林 | 902 |
| 6402 | 39.50468 | 141.31288 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 637 |
| 6407 | 39.50289 | 141.35396 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 607 |
| 6414 | 39.50446 | 141.33231 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 550 |
| 6418 | 39.50473 | 141.36236 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 602 |
| 6425 | 39.51311 | 141.33344 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 513 |
| 6427 | 39.51404 | 141.35203 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 599 |
| 6429 | 39.51570 | 141.36586 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 377 |
| 6499 | 39.50277 | 141.37027 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 654 |
| 6500 | 39.50175 | 141.37213 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 579 |
| 6501 | 39.50143 | 141.38591 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 740 |
| 6503 | 39.50315 | 141.40090 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 429 |
| 6504 | 39.50289 | 141.41082 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉針葉樹林 | 270 |
| 6510 | 39.50478 | 141.37402 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 502 |
| 6511 | 39.51058 | 141.38264 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 432 |
| 6512 | 39.50459 | 141.39178 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 474 |

| | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 6513 | 39.51167 | 141.39534 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 315 |
| 6523 | 39.51463 | 141.40054 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 317 |
| 6531 | 39.51568 | 141.38460 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 435 |
| 6540 | 39.52313 | 141.37436 | 岩泉町 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 349 |
| 3529 | 39.36389 | 141.44128 | 宮古市新里 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 400 |
| 3546 | 39.37337 | 141.42212 | 宮古市新里 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 435 |
| 3555 | 39.37527 | 141.41072 | 宮古市新里 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 801 |
| 3564 | 39.38287 | 141.40486 | 宮古市新里 | 民有林 | 落葉針葉樹林 | 925 |
| 3568 | 39.38206 | 141.42488 | 宮古市新里 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 284 |
| 3569 | 39.38222 | 141.43474 | 宮古市新里 | 民有林 | 常緑針葉樹林 | 274 |
| 3588 | 39.39248 | 141.43420 | 宮古市新里 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 337 |
| 3596 | 39.39570 | 141.41099 | 宮古市新里 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 585 |
| 3597 | 39.39456 | 141.41533 | 宮古市新里 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 492 |
| 3610 | 39.35561 | 141.45339 | 宮古市新里 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 150 |
| 3622 | 39.36359 | 141.46473 | 宮古市新里 | 民有林 | 常緑針葉樹林 | 100 |
| 3630 | 39.36427 | 141.45260 | 宮古市新里 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 200 |
| 3641 | 39.37180 | 141.46050 | 宮古市新里 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 270 |
| 3643 | 39.37329 | 141.47135 | 宮古市新里 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 110 |
| 3660 | 39.38375 | 141.45080 | 宮古市新里 | 民有林 | 常緑針葉樹林 | 143 |
| 4449 | 39.42378 | 141.37041 | 宮古市新里 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 890 |
| 4502 | 39.40533 | 141.39456 | 宮古市新里 | 民有林 | 落葉針葉樹林 | 969 |
| 4507 | 39.40197 | 141.42544 | 宮古市新里 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 272 |
| 4515 | 39.41035 | 141.41180 | 宮古市新里 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 450 |
| 4526 | 39.41212 | 141.42085 | 宮古市新里 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 244 |
| 4532 | 39.41432 | 141.39087 | 宮古市新里 | 民有林 | 常緑針葉樹林 | 463 |
| 4535 | 39.41497 | 141.41247 | 宮古市新里 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 295 |
| 4541 | 39.42373 | 141.38214 | 宮古市新里 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 470 |
| 4542 | 39.42301 | 141.39105 | 宮古市新里 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 400 |
| 4554 | 39.42356 | 141.40486 | 宮古市新里 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 650 |
| 4560 | 39.43420 | 141.37414 | 宮古市新里 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 1050 |
| 4562 | 39.43200 | 141.39134 | 宮古市新里 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 846 |
| 4565 | 39.43365 | 141.41238 | 宮古市新里 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 360 |
| 4585 | 39.44261 | 141.41027 | 宮古市新里 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 540 |
| 4593 | 39.44554 | 141.39520 | 宮古市新里 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 355 |
| 3338 | 39.36599 | 141.29027 | 宮古市川井 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 673 |
| 3348 | 39.37223 | 141.28319 | 宮古市川井 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 606 |
| 3357 | 39.38004 | 141.27441 | 宮古市川井 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 523 |
| 3359 | 39.38420 | 141.29357 | 宮古市川井 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 723 |
| 3366 | 39.38452 | 141.27102 | 宮古市川井 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 665 |
| 3386 | 39.39271 | 141.27089 | 宮古市川井 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 722 |
| 3398 | 39.39557 | 141.28551 | 宮古市川井 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 1073 |
| 3450 | 39.37489 | 141.30169 | 宮古市川井 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 543 |
| 3452 | 39.38008 | 141.31366 | 宮古市川井 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 515 |
| 3459 | 39.37508 | 141.36591 | 宮古市川井 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 313 |
| 3460 | 39.38428 | 141.30162 | 宮古市川井 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 905 |
| 3463 | 39.38290 | 141.32232 | 宮古市川井 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 433 |
| 3468 | 39.38320 | 141.35579 | 宮古市川井 | 民有林 | 常緑針葉樹林 | 350 |
| 3470 | 39.39213 | 141.30234 | 宮古市川井 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 916 |
| 3475 | 39.38470 | 141.33360 | 宮古市川井 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 410 |
| 3476 | 39.39048 | 141.35012 | 宮古市川井 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 442 |
| 3484 | 39.39261 | 141.32571 | 宮古市川井 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 480 |
| 3486 | 39.39193 | 141.34440 | 宮古市川井 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 536 |
| 3489 | 39.39332 | 141.36421 | 宮古市川井 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 470 |
| 3492 | 39.39460 | 141.31488 | 宮古市川井 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 560 |

| | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 3513 | 39.36042 | 141.39570 | 宮古市川井 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 609 |
| 3514 | 39.36093 | 141.40246 | 宮古市川井 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 350 |
| 3517 | 39.35500 | 141.42460 | 宮古市川井 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 230 |
| 3519 | 39.35478 | 141.44178 | 宮古市川井 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 180 |
| 3531 | 39.36510 | 141.38119 | 宮古市川井 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 368 |
| 3532 | 39.37001 | 141.39058 | 宮古市川井 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 340 |
| 3535 | 39.36543 | 141.41094 | 宮古市川井 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 337 |
| 3541 | 39.37188 | 141.38093 | 宮古市川井 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 321 |
| 3554 | 39.37533 | 141.40159 | 宮古市川井 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 763 |
| 3562 | 39.38220 | 141.38574 | 宮古市川井 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 475 |
| 3571 | 39.39005 | 141.38234 | 宮古市川井 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 434 |
| 3582 | 39.39214 | 141.38556 | 宮古市川井 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 524 |
| 3590 | 39.40217 | 141.37448 | 宮古市川井 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 676 |
| 3591 | 39.39551 | 141.38059 | 宮古市川井 | 民有林 | 常緑針葉樹林 | 529 |
| 3626 | 39.36323 | 141.42032 | 宮古市川井 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 331 |
| 4317 | 39.40507 | 141.27442 | 宮古市川井 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 1140 |
| 4318 | 39.40519 | 141.29036 | 宮古市川井 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 908 |
| 4400 | 39.40400 | 141.30242 | 宮古市川井 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 749 |
| 4402 | 39.40366 | 141.31313 | 宮古市川井 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 676 |
| 4408 | 39.40329 | 141.36056 | 宮古市川井 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 570 |
| 4416 | 39.40571 | 141.34353 | 宮古市川井 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 580 |
| 4421 | 39.41207 | 141.30464 | 宮古市川井 | 国有林 | 落葉針葉樹林 | 950 |
| 4424 | 39.41228 | 141.32542 | 宮古市川井 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 940 |
| 4428 | 39.41373 | 141.36216 | 宮古市川井 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 1030 |
| 4433 | 39.41444 | 141.32204 | 宮古市川井 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 1062 |
| 4436 | 39.41578 | 141.34534 | 宮古市川井 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 670 |
| 4447 | 39.42367 | 141.35177 | 宮古市川井 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 1020 |
| 4392 | 39.44403 | 141.24034 | 盛岡市 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 1079 |
| 5302 | 39.45266 | 141.24089 | 盛岡市 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 1082 |
| 5312 | 39.45498 | 141.23564 | 盛岡市 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 1012 |
| 5313 | 39.46016 | 141.25124 | 盛岡市 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 1053 |
| 5323 | 39.46331 | 141.24355 | 盛岡市 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 997 |
| 5325 | 39.46442 | 141.26253 | 盛岡市 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 925 |
| 5327 | 39.46516 | 141.27431 | 盛岡市 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 905 |
| 5335 | 39.47310 | 141.26162 | 盛岡市 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 987 |
| 5343 | 39.44331 | 141.24537 | 盛岡市 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 820 |
| 5357 | 39.47366 | 141.27276 | 盛岡市 | 国有林 | 落葉針葉樹林 | 810 |
| 5358 | 39.48001 | 141.29008 | 盛岡市 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 897 |
| 5364 | 39.48237 | 141.25106 | 盛岡市 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 793 |
| 5374 | 39.48506 | 141.25398 | 盛岡市 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 732 |
| 5376 | 39.48542 | 141.27250 | 盛岡市 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 763 |
| 5379 | 39.48445 | 141.29361 | 盛岡市 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 1071 |
| 5384 | 39.49195 | 141.25480 | 盛岡市 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 707 |
| 5387 | 39.49275 | 141.27585 | 盛岡市 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 752 |
| 5389 | 39.49342 | 141.29370 | 盛岡市 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 864 |
| 5399 | 39.50083 | 141.29075 | 盛岡市 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 758 |
| 5471 | 39.48475 | 141.31030 | 盛岡市 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 966 |
| 5490 | 39.49384 | 141.30295 | 盛岡市 | 国有林 | 落葉広葉樹林 | 564 |
| 6305 | 39.50340 | 141.26087 | 盛岡市 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 710 |
| 6306 | 39.50285 | 141.27272 | 盛岡市 | 民有林 | 落葉広葉樹林 | 671 |

---

# １.６ ヘア・トラップの設置に要する作業量

常田 邦彦・高橋 聖生・藤田 昌弘・黒崎 敏文（自然環境研究センター）

## １．はじめに

クマ類（ヒグマとツキノワグマ）を対象とした日本国内におけるヘア・トラップ調査は、地方自治体が専門の研究機関や民間に委託し、実施していることが多い。そのため、調査に対する様々な制約（予算、期間、地形条件、規模等）があり、既存の調査対象地域は概ね 100~200 $km^2$ である。本研究は、北上高地の青松葉山周辺約 607$km^2$ を研究対象地域として設定し、2010 年度に大規模ヘア・トラップ調査の実施を予定している。大規模ヘア・トラップ調査を円滑に進めるため、2009 年度は調査対象地域内にモデル地域を設定しヘア･トラップの設置試験と予備調査を行った。予備調査では、(1)ヘア・トラップの構造の有効性の確認、(2) 設置作業手順の確認、(3)ヘア・トラップ調査を行うための作業量（トラップ設置要する作業時間及び見回り時間等）、および(4)トラップ単価を算出すること、を主な目的とした。

## ２．モデル地域の選定とトラップ資材

### ２-１．モデル地域の概要

大規模ヘア・トラップ調査を 2010 年度に予定する地域（北上高地地域の岩手県南部、下閉伊郡岩泉町、盛岡市、宮古市川井（旧川井村）、宮古市新里地区にまたがり、南縁は閉伊川、東縁は刈屋川、北縁を小本川、三田貝川ならびに西縁を軽松沢川と県道 171 号線に囲まれる範囲）内で、以下の点を考慮して予備調査のためのモデル地域を選定した。

(i) 次年度調査と同様に高密度地域と低密度地域を選定する

(ii) ヘア・トラップを設置する森林環境を異にする（落葉広葉樹、針葉樹、人間活動域等）

(iii) 国有地と民有地を組み合わせる

その結果、民有地の田山地域（7 ヶ所）、国有地では三陸北部森林管理署所管内の釜津田地域（20 ヶ所）、盛岡森林管理署所管内の外山地域（8 ヶ所）の 3 地域をモデル地域とした。また、これら 3 地域に合計 35 ヶ所に予備的試験のためヘア・トラップを設置した（**表 1**、**図 1**）（詳細は**付表 1** 参照）。

**表 1　モデル地域におけるヘア・トラップ設置状況**

| トラップ密度 | 外山地域 | 田山地域 | 釜津田地域 | 計 |
|---|---|---|---|---|
| 低密度地域(1 基/4$km^2$) | 8 | 7 | 0 | 15 |
| 高密度地域(1 基/1$km^2$) | 0 | 0 | 20 | 20 |

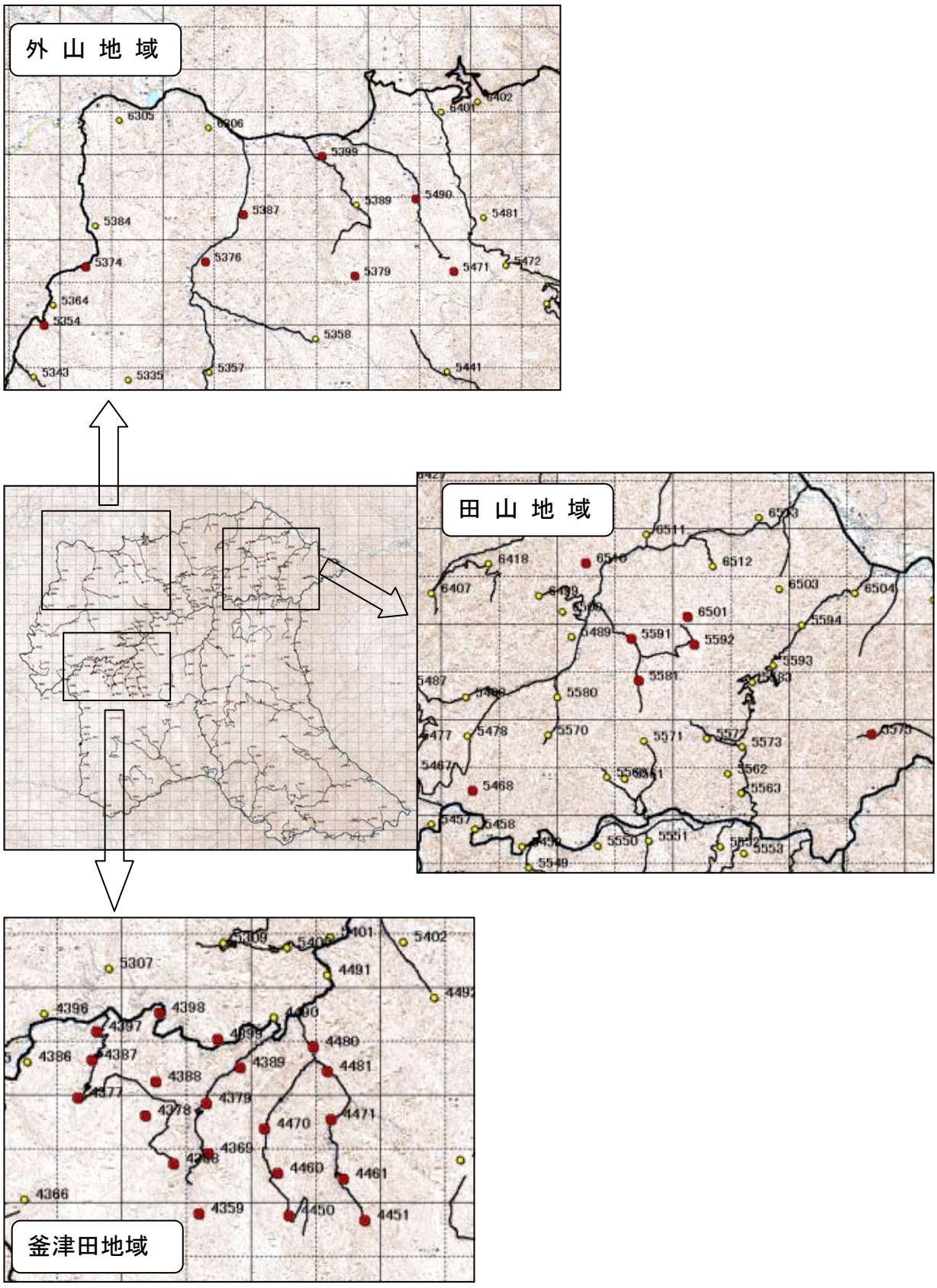



図 1　モデル地域における 2009 年度ヘア・トラップ設置場所

赤点が試験的に設置した地点、黄色点は次年度設置予定地点

## ２-２．ヘア・トラップの構造と資材

### ２-２-１．構造

トラップの基本構造を**図 2** に示した（写真 5-1）。ヘア・トラップは、有刺鉄線を立木や支柱を利用して、一辺の長さが約 4m（最小約 2.5m、最大約 4.5m）の四角形の囲いとなるよう設置した。有刺鉄線は 1 段張りとし、地表から約 40cm（35cm 以上 50cm 未満）の高さを基本とした。また、35 ヶ所中 3 ヶ所（トラップ番号；4377、5379、6501）については、体毛の採取率を上げるため、四角形の対角線にも有刺鉄線を敷設した（写真 5-2）。ヘア・トラップの設置に際し立木を利用する場合は、有刺鉄線による樹木への傷防止のため、幅約 5cm の麻布テープ（養生テープ）を幹に巻きつけた（写真 5-3）。また、立木を利用できない場合や地面の凹凸にあわせて、16mm 径、1,500mm 長さの園芸用ポールを用い調整した（写真 5-4）。ヘア・トラップ設定地の選定では植林地を避けたが、予備調査地にたまたま植林木があった場合も、有刺鉄線による損傷を避けるため植林木は利用していない。

誘引物としてハチミツを入れたペットボトルを使用した。ペットボトルは、ヘア・トラップ中央部の地上 2m以上の高さに来るよう、対角に当たる立木などに紐を張り配置した（写真 5-5）。容量 500ml のペットボトルの上部周囲に 5mm 径の穴を 10 か所ほどに穴をあけ、蜂蜜ニオイの通気を確保した（写真 5-6）。一つの誘因用ペットボトルに使用した蜂蜜は約 200ml であった。

人への安全対策として、有刺鉄線を用いたヘア・トラップが設置してある旨の注意看板をヘア・トラップの対角上 2 か所以上に張り付け（写真 5-7）、さらに敷設した有刺鉄線に黄色の標識テープで注意喚起をした（写真 5-8）。

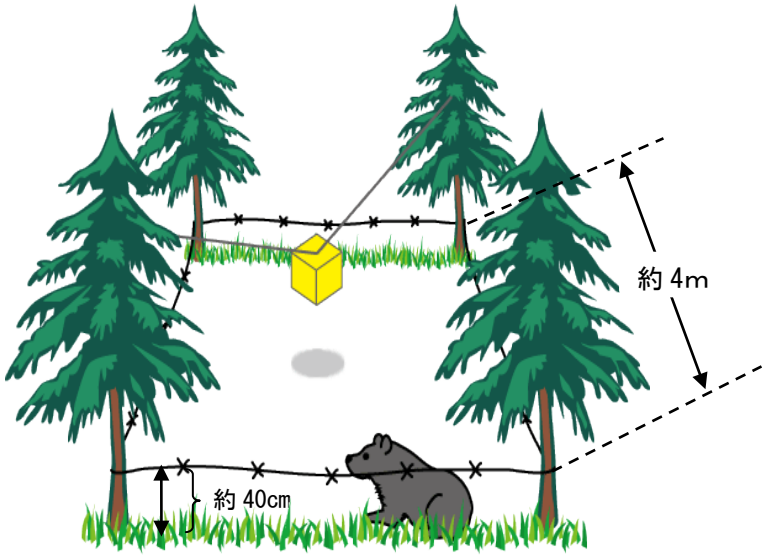



**図 2　ヘア・トラップの基本構造**

### ２-２-２．資材

今回の試験的設置に用いたヘア・トラップ 1 ヶ所を設置するために必要な資材は、以下のとおりである。

(i)　ヘア・トラップ本体：有刺鉄線、必要に応じて園芸用ポールや養生テープ

(ii)　誘引物質関係：蜂蜜と容器のペットボトル及び吊りひも

(iii) 安全対策：注意看板と目印テープ

(iv) その他：カマ、ハンマー、ペンチ、革手袋、標識テープ、脚立、針金など

**表 2** に予備調査で使用したヘア・トラップ 1 基あたりの資材、規格、標準的な数量と単価を示した。記載した資材で 1 ヶ所のヘア・トラップを設置する場合、合計金額は約 1,300 円であった。ただし、この金額はひとつの参考値であり、特に地形と植生条件による補助ポールの使用量で金額は変動する。また、ヘア・トラップの資材ではないが、設置するためにハンディーGPS、クマよけ鈴、クマスプレー等の準備が必要である。

**表 2　ヘア・トラップ 1 基あたりに必要な資材**

| 項　　目 | 品　　名 | 数　　量 | 規　　格 | 単　価* |
|---|---|---|---|---|
| トラップ本体 | 有刺鉄線 | 13m~25m（対角線） | 20m (#16) | 800 円 |
| | 園芸用ポール | 0~5 本（地形条件で異なる） | 1,200cm (φ16) | 135 円 |
| | 養生テープ | 1m | 15cm×20m | 580 円 |
| 誘引関係 | ビニールロープ | 8m | 5mm×300m | 680 円 |
| | 誘引物（蜂蜜） | 200g | 24kg | 15,000 円 |
| | ペットボトル | 1 本 | 500ml | (ﾘｻｲｸﾙ) |
| 安全対策 | 看板 | 2 枚 | - | - |
| | ビニールテープ | 50cm | 19mm×10m | 50 円 |

*：ホームセンターやメーカーカタログによる単価

## ３．モデル地域のおけるヘア・トラップ設置試験

### ３-１．ヘア・トラップ設置の手順

ヘア・トラップ設置の現場作業に係る標準手順を以下に示した。

(i)　地形、立地条件、利用する立木の配置等から設置場所（約 4m×4m）を決める。

(ii)　設置場所に下草がある場合は鎌、鋸を使って刈る（地権者の了承をとる）。

(iii)　有刺鉄線を巻く立木に養生テープを巻き、樹木に傷がつかないようにする（写真 5-3）。

(iv)　有刺鉄線を張る。

(v)　対角線上にある立木にビニールロープを張り、誘因物を吊るす。誘因物は 500ml のペットボトルに直径 4mm の穴を 16 か所開けたものに蜂蜜を入れたものを用いる（写真 5~6）。

(vi)　有刺鉄線が視認しやすいようにテープで目印をつける（写真 5-7）。

(vii)　周辺にトラップが設置してある旨の注意制札を近くに張る（写真 5-8）。

### ３-２．ヘア・トラップの設置・見回り・試料採取・撤収

2009 年 10 月 26 日から 11 月 5 日にかけて、予備調査地の計 35 カ所にヘア・トラップを設置した（**表 3**）。調査地は地権者の許可のとれた民有林 7 か所、国有林 28 か所で行った。各ヘア・トラップともに 1 セッション 7 夜とした。試験終了後直ちに有刺鉄線などを撤去し、現状を回復した。ヘア・トラップの見回りは以下の手順で行った。

(i)　有刺鉄線にかかっている体毛（写真 5-9）をピンセットで取り、封筒に入れる。この際、ひとつの棘にかかっている体毛は同じ封筒にいれ、別の棘にかかっている体毛は別の封筒に入れた（写真 5-10）。

(ii)　ガスバーナーで有刺鉄線に残っている体毛を焼いた（写真 5-11）。

(iii) 誘引物が取られている、またはペットボトルに雨水や昆虫の侵入等がある場合は、誘引物を交換した。

予備調査では、外山地区での 1 カ所でツキノワグマの体毛を採取することができた。採集した検体は、紙封筒にいれ必要事項を確認したのち、市販の乾燥材を入れた密封ビニール袋に収納した。今回の採集検体は岩手県環境保健センターに送られ冷凍保存された。設置試験が晩秋であったこともあり、ほかのヘア・トラップではツキノワグマの来訪を示す痕跡は検出できなかった。また、併設した 4 カ所の自動撮影装置にもツキノワグマの映像は撮影されていなかった。

**表 3　試験的ヘア・トラップ設置状況等（2009 年、北上山地青松葉山調査地）**

| 地域名 | 設置数 | 設置日 | 回収日 | 設置期間 | 体毛の回収状況 |
|---|---|---|---|---|---|
| 田山地域 | 7 ヶ所 | 10 月 26 日 | 11 月 2 日 | 7 夜 | なし |
| 釜津田地域 | 20 ヶ所 | 10 月 28 日 | 11 月 4 日 | 7 夜 | なし |
| 外山地域 | 8 ヶ所 | 10 月 29 日 | 11 月 5 日 | 7 夜 | 1 ヶ所から 6 刺に体毛 |

### ３-３．トラップ設置および見回り作業に要する時間

#### ３-３-１．トラップの設置に要する時間

ヘア・トラップの設置作業に要する時間として、(1)トラップ設置場所までの車での移動時間、(2)林道から徒歩によるトラップサイトまでのアクセス時間、 (3)設置作業時間、(4)トラップ間の車での移動時間等、があげられる。また、設置場所の環境要因（急峻な地形、ササが繁茂、ガレ場等）によって所要時間は異なる。予備調査から求めた、2 人 1 組で作業した場合のヘア・トラップ設置に要する作業項目別の平均時間を**表 4** に示した。比較的作業環境が良い場合、林道から徒歩でのトラップへのアクセス時間（往復）は平均で 13 分であった。トラップの設置に要する平均時間は 20 分であった。トラップ間の自動車での移動時間は 10 分から 20 分であった。合計時間は 1 カ所あたり 43 分から 53 分であった。作業環境が悪く、ササ刈り、急傾斜地での作業をした場合、作業時間がそれぞれ約 10 分および 5 分ずつ延長された。トラップの構造を二段張りにした場合、作業時間が 5 分延長された。対角線にも有刺鉄線を設置した場合、作業時間が 5 分延長された。予備調査におけるトラップ設置では、2 人 1 組で作業した場合、平均で 1 日あたり 7 基のヘア・トラップを設置することができた。

#### ３-３-２．トラップ見回りに要する時間

ヘア・トラップの見回りに要する時間としては、(1)トラップ設置場所までの車での移動時間、(2)林道からトラップサイトへのアクセス時間、(3)体毛の有無の確認、(4)体毛があった場合は採取と残った体毛の処理時間、(5)トラップ間の車での移動時間、があげられる。2 人 1 組で作業した場合のヘア・トラップの見回りに要する作業項目別の時間を**表 5** に示した。比較的、作業環境が良い場合、林道から徒歩でのトラップへのアクセス時間（往復）は平均で 13 分であった。トラップの毛の回収に要する平均時間は 10 分であった。トラップ間の自動車での移動時間は 10 分から 20 分であった。合計時間はトラップ 1 カ所当たり 33 分から 43 分であった。作業環境が悪く、急傾斜地での作業をした場合、作業時間が約 5 分延長された。サンプルの数が多い場合は、作業時間がさらに 10 分から 30 分延長されると予想された。2 人 1 組で作業した場合、平均で 1 日あたり 8 ヶ所のヘア・トラップの見回りが可能であった。

### ３-３-３．トラップ撤収に要する時間

調査地終了後、ヘア・トラップは撤収する必要がある。予備調査における、ヘア・トラップの撤収に要した時間を**表 6** に示した。林道から徒歩でのトラップサイトへのアクセス時間（往復）は、設置や見回りと同様、平均で 13 分であった。トラップの撤収に要する平均時間は 20 分であった。トラップ間の自動車での移動時間は 10 分から 20 分であった。合計時間はトラップ設置と同様、43 分から 53 分であった。作業環境が悪く、急傾斜地では、作業時間が 5 分延長された。トラップの構造が二段張りの場合は作業時間が 5 分延長された。さらに、対角線にも有刺鉄線を設置している場合、作業時間がさらに 5 分延長された。2 人 1 組で作業した場合、平均で 1 日あたり 8 ヶ所のヘア・トラップを撤収することができた。

**表 4　ヘア・トラップ設置に要する作業時間**

| 作業項目 | 作業に要する時間（平均） |
|---|---|
| 基本作業項目 | |
| 林道からトラップへのアクセス（往復） | 13 分 |
| トラップ設置に要する時間 | 20 分 |
| トラップ間の車での移動 | 10 分～20 分 |
| 計 | 43 分～53 分 |
| 作業環境によって追加される作業項目 | |
| 調査地への車での移動 | 10 分～2 時間 30 分 |
| ササ刈り | 10 分 |
| 二段張り | 5 分 |
| 対角線張り | 5 分 |
| 急傾斜地での作業 | 5 分 |

**表 5　ヘア・トラップの見回りに要する時間**

| 作業項目 | 作業に要する時間（平均） |
|---|---|
| 基本作業項目 | |
| 林道からトラップへのアクセス（往復） | 13 分 |
| 毛の回収に要する時間 | 10 分 |
| トラップ間の車での移動 | 10 分～20 分 |
| 計 | 33 分から 43 分 |
| 作業環境によって追加される作業項目 | |
| 調査地への車での移動 | 10 分～2 時間 30 分 |
| サンプルが多い | 10~30 分 |
| 急傾斜地での作業 | 5 分 |

**表 5-6　ヘア・トラップの撤収に要する時間**

| 作業項目 | 作業に要する時間（平均） |
|---|---|
| 基本作業項目 | |
| 林道からトラップへのアクセス（往復） | 13 分 |
| トラップ回収に要する時間 | 20 分 |
| トラップ間の車での移動 | 10 分～20 分 |
| 計 | 43 分～53 分 |
| 作業環境によって追加される作業項目 | |
| 調査地への車での移動 | 10 分～2 時間 30 分 |
| 二段張り | 5 分 |
| 対角線張り | 5 分 |
| 急傾斜地での作業 | 5 分 |

## ４．まとめ

今回のモデル地域における試験設置から作業の効率及び安全性を考慮し、2 人 1 組を 1 チームを基本単位とて作業量を算出した。ヘア・トラップの設置は 1 チーム 1 日当たり 7 ヶ所、見回り及び撤収は 1 チーム 1 日当たり 8 ヶ所であった。ただし、今回試験的設置を実施したのが、晩秋の落葉期であり、ササ以外の下草などは枯れていた。そのため、ヘア・トラップの設置場所までのアクセス時間や設置時間は、１つの目安と考えた方が無難であろう。

北上山地のツキノワグマを対象とした、面積 607km$^2$、262 基のトラップ予定地を対象とした大面積ヘア・トラップ調査を 2010 年度に実施する場合の現地作業を、2009 年度の予備調査データから次のように計画した。

(i) 2 人 1 組で 4 チームのヘア・トラップ設置と見回りチームを編成する。
(ii) トラップは、一辺 4m の四角形、地上 40cm の有刺鉄線 1 段張りを標準形とする。
(iii) 体毛の採取確率を高めるため、有刺鉄線を対角線に張る。
(iv) 誘因物質とする蜂蜜を入れたペットボトルを地上約 2m に吊す。
(v) ヘア・トラップの設置は 5 ヶ所/日・チームの作業効率を見積もる。
(vi) 見回りと撤収の作業効率は 10 ヶ所/日・チームとする。

以上の作業項目と作業効率の見積もりから、北上山地の大規模ヘア・トラッップ調査地の約 260 ヶ所にヘア・トラップを設置するには最小限 13 日間、1 セッションの見回りは 7 日間、撤収も 7 日間が必要と試算された。

付表１　予備調査における北上山地ヘア・トラップ設置の概要

| 地　域 | トラップ No. | 北　緯 | 東　経 | 市町村 | 地区・沢 | 所有 | 植生概況 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 6510 | 39.50477 | 141.37400 | 岩泉町 | 田山 | 民 | 落葉広葉樹林、ササ |
| 田 | 6501 | 39.50143 | 141.38590 | 岩泉町 | 田山 | 民 | 落葉広葉樹林、草本 |
| 山 | 5591 | 39.50005 | 141.38150 | 岩泉町 | 田山 | 民 | 落葉広葉樹林、ササ |
| 地 | 5592 | 39.49572 | 141.39040 | 岩泉町 | 田山 | 民 | カラマツ林、ササ |
| 域 | 5581 | 39.49344 | 141.38210 | 岩泉町 | 田山 | 民 | 落葉広葉樹林、シダ |
| | 5468 | 39.48253 | 141.36120 | 岩泉町 | 種倉 | 民 | 落葉広葉樹林、ササ |
| | 5575 | 39.49006 | 141.41220 | 岩泉町 | 川代 | 民 | スギ林 |
| | 4397 | 39.44490 | 141.28000 | 岩泉町 | 南沢 | 国 | 落葉広葉樹林、ササ |
| | 4387 | 39.44292 | 141.27569 | 岩泉町 | 南沢 | 国 | 落葉広葉樹林、ササ |
| | 4377 | 39.44078 | 141.27470 | 岩泉町 | 南沢 | 国 | カラマツ林、ササ |
| | 4388 | 39.44171 | 141.28416 | 岩泉町 | 南沢 | 国 | 落葉広葉樹林、ササ |
| | 4378 | 39.43578 | 141.28342 | 岩泉町 | 南沢 | 国 | 落葉広葉樹林、ササ |
| 釜 | 4368 | 39.43310 | 141.28536 | 岩泉町 | 南沢 | 国 | 落葉広葉樹林、ササ |
| 津 | 4389 | 39.44250 | 141.29403 | 岩泉町 | オンドコ沢 | 国 | 落葉広葉樹林、シダ |
| 田 | 4379 | 39.44048 | 141.29167 | 岩泉町 | オンドコ沢 | 国 | 落葉広葉樹林、ササ |
| 地 | 4369 | 39.43371 | 141.29176 | 岩泉町 | オンドコ沢 | 国 | 落葉広葉樹林、ササ |
| 域 | 4359 | 39.43026 | 141.29124 | 岩泉町 | オンドコ沢 | 国 | 落葉広葉樹林、ササ |
| | 4398 | 39.44554 | 141.28440 | 岩泉町 | 釜津田 | 国 | 落葉広葉樹林、ササ |
| | 4399 | 39.44409 | 141.29241 | 岩泉町 | 釜津田 | 国 | 落葉広葉樹林、ササ |
| | 4480 | 39.44345 | 141.30261 | 岩泉町 | 上医者待沢 | 国 | 落葉広葉樹林、ササ |
| | 4481 | 39.44228 | 141.30404 | 岩泉町 | 上医者待沢 | 国 | カラマツ林、シダ |
| | 4471 | 39.43562 | 141.30432 | 岩泉町 | 下医者待沢 | 国 | 落葉広葉樹林、ササ |
| | 4461 | 39.43227 | 141.30514 | 岩泉町 | 下医者待沢 | 国 | 落葉広葉樹林、ササ |
| | 4451 | 39.42548 | 141.31100 | 岩泉町 | 下医者待沢 | 国 | 落葉広葉樹林、ササ |
| | 4470 | 39.43511 | 141.29532 | 岩泉町 | 小医者待沢 | 国 | 落葉広葉樹林、ササ |
| | 4460 | 39.43260 | 141.30061 | 岩泉町 | 小医者待沢 | 国 | 落葉広葉樹林、ササ |
| | 4450 | 39.43042 | 141.30137 | 岩泉町 | 小医者待沢 | 国 | 落葉広葉樹林、ササ |
| | 5490 | 39.49384 | 141.30295 | 盛岡市 | 猫足又沢 | 国 | 落葉広葉樹林、ササ |
| | 5471 | 39.48475 | 141.31030 | 盛岡市 | 猫足又沢 | 国 | 落葉広葉樹林、ササ |
| 外 | 5399 | 39.50083 | 141.29075 | 盛岡市 | 猫足又沢 | 国 | 落葉広葉樹林、ササ |
| 山 | 5379 | 39.48445 | 141.29361 | 盛岡市 | 猫足又沢 | 国 | 落葉広葉樹林、ササ |
| 地 | 5387 | 39.49275 | 141.27585 | 盛岡市 | 向井沢 | 国 | 落葉広葉樹林、ササ |
| 域 | 5376 | 39.48542 | 141.27250 | 盛岡市 | 向井沢 | 国 | 落葉広葉樹林、ササ |
| | 5374 | 39.48506 | 141.25398 | 盛岡市 | 軽松沢川 | 国 | 落葉広葉樹林、ササ |
| | 5354 | 39.48058 | 141.25064 | 盛岡市 | 軽松沢川 | 国 | 落葉広葉樹林、シダ |

座標の値　39.48506 は 39 度 48 分 50.6 秒　WGS84 準拠

写真 5-1　基本型

写真 5-2　基本形+対角線型

写真 5-3　単木保護（養生テープ）

写真 5-4　園芸用ポール（補助）

写真 5-6　誘引物（地上 2mに吊るす）

写真 5-5　誘引物（蜂蜜）

写真 5-8　注意標識

写真 5-7　安全対策（目印）

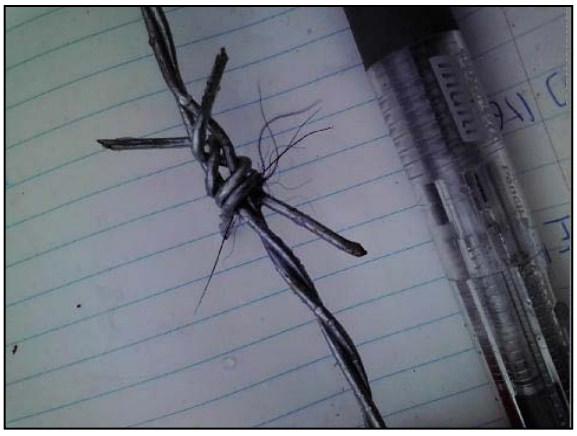


写真 5-9　採集された体毛

写真 5-10　回収状況

写真 5-11　体毛処理