

群馬県の里地里山におけるツキノワグマ(*Ursus thibetanus japonicus*) の
被害軽減を目的とした個体識別とリスクエリアの抽出
(Individual identification and extracting risk areas for reducing damage
by the Japanese black bear (*Ursus thibetanus japonicus*) in
the Satochi-Satoyama of Gunma Prefecture, Japan)

梅 田 健 太 郎

群馬県の里地里山におけるツキノワグマ (*Ursus thibetanus japonicus*) の
被害軽減を目的とした個体識別とリスクエリアの抽出
(Individual identification and extracting risk areas for reducing damage
by the Japanese black bear (*Ursus thibetanus japonicus*) in
the Satochi-Satoyama of Gunma Prefecture, Japan)

梅 田 健 太 郎

日本獣医生命科学大学大学院獣医生命科学研究科
獣医保健看護学専攻博士後期課程

(指導教員：梶ヶ谷 博)

目次 一頁一

第1章

緒論 一1一

第2章

カメラトラップ法による個体識別を用いたツキノワグマの生息状況の把握 一19一

第1節 2012年のツキノワグマの生息状況 一20一

第2節 2013年のツキノワグマの生息状況 一35一

第3節 2年間のツキノワグマの生息状況 一43一

小括 一49一

第3章

ヘアトラップ法による個体識別を用いたツキノワグマの生息状況の把握 一51一

第1節 2012年のツキノワグマの生息状況 一52一

第2節 2013年のツキノワグマの生息状況 一70一

第3節 2年間のツキノワグマの生息状況 一79一

小括 一82一

第4章

個体識別法によって把握できたツキノワグマの生息状況の総合解析 一84一

小括 一90一

第5章

ツキノワグマの出没に關与する環境要因の特定とリスクエリアの抽出 一92一

第 1 節 発知地区のツキノワグマの出没に關与する環境要因の特定とリスクエリ
アの抽出 -93-

第 2 節 ツキノワグマの出没に対するリスクエリアの普遍性の檢証 -110-

第 3 節 リスクエリアの地域的な普遍性の檢証 -115-

第 4 節 リスクエリアの防除による被害軽減の檢証 -125-

小括 -133-

第 6 章

総括 -136-

引用文献 -142-

謝辞 -156-

第 1 章

緒論

1-1. 世界のツキノワグマの概要

ツキノワグマ *Ursus thibetanus* は、食肉目クマ科に属する陸生哺乳類であり、東は日本から西はイランまで、アジアに幅広く分布している (Yamazaki 2009)。現存する 8 種のクマ科動物の中では中型の部類に入り、成獣の大きさは全長（鼻の先端から尾の先端までの長さ）が 130~190cm、体重はオスが 100~200kg、メスが 50~125kg ほどである (Stirling 1993)。全身のほとんどが黒い毛で覆われているが、胸には白い月の輪状の模様（以下、斑紋）がある。分布する地域によって、一般的に 7 亜種、すなわち *U. t. japonicus*（分布する地域は日本、以下同じ）、*U. t. formosanus*（台湾）、*U. t. ussuricus*（ロシア南東部、韓国、北朝鮮、中国東北部）、*U. t. gedrosianus*（イラン、パキスタン）、*U. t. laniger*（ヒマラヤ西部）、*U. t. mupinensis*（中国南西部）、*U. t. thibetanus*（ネパール~東南アジア）に分類されることが多い (Pocock 1932, Wozencraft 2005)。

日本以外の地域に生息するツキノワグマは、開発による生息地の破壊、胆嚢や毛皮の採取を目的とした乱獲などによって、個体数が減少しており、絶滅の危機に瀕している (IUCN 2016)。近年の個体数については、約 36,000~76,000 頭とする資料もあるが (Dolson 2009)、これは個体数の規模を示した概算値であり、正確な数は明らかになっていない。IUCN (International Union for Conservation of Nature and Natural Resources、国際自然保護連合) では、ツキノワグマを絶滅の危険性が増大している種「Vulnerable (危急種)」に分類している (IUCN 2016)。また、CITES (Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora、絶滅のおそれのある野生動植物の種の国際取引に関する条約) では、ツキノワグマは付属書 I に登録されており、商業目的の国際取引は全面的に禁止されている

(CITES Secretariat 2016)。しかし、未だに密猟などの脅威は各地で続いており（日本クマネットワーク 2007）、ツキノワグマは世界的に保護すべき野生動物とされている。

1-2. 日本のツキノワグマの概要

日本に生息するツキノワグマは本州と四国に分布しており、主な分布域は落葉広葉樹林の分布域と一致している（日本野生生物研究センター 1980）。中部以東の東日本では分布域がまとまっているため、比較的安定した個体群が形成されている（環境省 2010）。その一方で、近畿以西の西日本では分布域が分断化しており、小さく孤立化した個体群がいくつか確認されている。日本に生息する個体群は、大陸の個体群よりも小型であり、成獣の大きさは頭胴長（鼻の先端から尾の付け根までの長さ）が 120～145cm、体重は 70～120kg ほどである（米田 2008）。以後、ツキノワグマと記述する際は、特に断りが無い限りは日本に生息するツキノワグマを指す。

ツキノワグマは国内最大級の大型野生動物であり、日本の森林生態系における重要な構成種でもある（環境省自然環境局 2007）。食性は植物食に偏った雑食性であり、季節によって草本類、漿果類、堅果類などの多種多様な植物質を利用し、時に昆虫類や哺乳類などの動物質も利用する（橋本・高槻 1997, Hashimoto 2002, Koike 2010）。また、食物を探索するために長距離を移動し、個体によっては年間の行動域が 100km² を超える場合もある（Kozakai *et al.* 2009, Yamazaki *et al.* 2009）。森林内では基本的に昼行性であり、特に黎明薄暮の時間帯には活発に活動する傾向がみられる（山田・上馬 2008, Yamazaki *et al.* 2008）。その一方で、人の生活圏（以下、人里）に接近する際は、夜行性になることが明らかになっており、この活動時間帯の変化は、人との遭遇を避けるためと考えられている（山田・上馬 2008, Sakamoto *et al.* 2009）。

ツキノワグマは、雌雄ともに 4 歳までには性成熟することが明らかになっている（オス：小松ら 1994, Okano *et al.* 2003、メス：片山ら 1996）。交尾期は 6 月から 8 月

までの間と推測されており（山本ら 1998）、交尾したメスは冬眠中（12月頃から翌年の4月頃までの間）に、平均で2頭弱の仔を出産する（片山ら 1996）。ツキノワグマのメスでは、交尾してから12月頃までの間は、受精卵が子宮内に浮遊したままの状態に留まる、着床遅延現象が起きる（Wimsatt 1963）。その後の繁殖成功率は秋の栄養状態で決まると考えられており（坪田ら 1998）、生まれた仔は約1年半の間は母グマと共に行動する（大井 2009）。ツキノワグマの繁殖力は、出産間隔が2～3年に1回であること（大井 2013）、一腹産子数が平均で2頭弱であること（片山ら 1996）、生息密度が高い地域でも最大で0.5頭/km²程度であることなどから、基本的に低いと考えられている（環境省 2010）。

ツキノワグマの成獣は繁殖期を除けば基本的に単独で行動し、主な生息地は急峻な地形で植生が密生する、降雪量の多い地域である（羽澄 2007a）。さらに、生息密度が低いこともあって、ツキノワグマの生態調査は非常に困難であり、正確な個体数は把握できていない。最新の報告によれば、ツキノワグマの個体数は既存情報の集計では約12,000～19,000頭（中央値は約16,000頭）、階層ベイズ法では約4,000～95,000頭（中央値は約14,000頭、90%信頼区間、2008年度）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 2011）。しかし、この個体数は推定の幅が大きいため、不確実性も大きいとされている。その一方で、近年の分布域については、ほとんどの地域で拡大傾向にあることが確認されている（日本クマネットワーク 2014）。

1-3. ツキノワグマの保護と管理に関わる社会的な経緯

ツキノワグマは、その資源的価値の高さから、狩猟の対象として戦前から捕獲されてきたが、同時に農林業被害や人身被害などを防止するためにも捕獲されてきた（環境省 2010）。しかし、捕獲数の増加に伴って、1970年代後半には地域的な分布域の縮小と個体数の減少が危惧され始めた（日本野生生物研究センター 1980）。そして、1991年には、紀伊半島、東中国地域、西中国地域、四国山地、九州の5地域に分布す

る個体群が「保護に留意すべき地域個体群」として、日本版レッドデータブックに記載された（環境庁自然保護局野生生物課 1991）。さらに、1998年には、上記の5地域と下北半島に分布する個体群が「絶滅のおそれのある地域個体群(Threatened Local Population、以下LP)」として、日本版レッドリストに記載された（環境省自然保護局野生生物課 2002）。下北半島を除く上記の5地域では、1980年代後半から1990年代にかけてツキノワグマの狩猟禁止措置が取られており、これらは2016年4月現在も継続されている。ただし、九州の個体群については、50年以上に渡って確実な生息情報がないことなどから、絶滅したと判断され、2012年に「LP」から削除されている（環境省 2012）。最新（2012年公表）の日本版レッドリストには、下北半島、紀伊半島、東中国地域、西中国地域、四国山地の個体群が「LP」として記載されている。

ツキノワグマの地域的な絶滅が危惧される中、1994年に広島県が国内で初めて、ツキノワグマの保護管理を取り入れた「広島県ツキノワグマ保護管理計画」を策定した（広島県ツキノワグマ対策協議会 1994）。この計画は、西中国山地に生息するツキノワグマ個体群の維持を目標としており、策定後には隣接する島根県と山口県でも同様の計画が策定された。また、1999年には「鳥獣保護及狩猟ニ関スル法律」の改正によって、特定鳥獣保護管理計画制度が創設された。この制度は、それまで規制中心であった鳥獣保護の手段に個体数調整を加え、科学的な調査とモニタリングに基づいた個体群管理の実施を制度化したものである。翌年の2000年には、計画の策定を推進するための「特定鳥獣保護管理計画技術マニュアル」が作成され（自然環境研究センター 2000）、各地でツキノワグマの保護管理計画が策定されることになった。2010年には、このマニュアルの改訂版である「特定鳥獣保護管理計画作成のためのガイドライン」が作成されている（環境省 2010）。

さらに、2014年には「鳥獣の保護及び狩猟の適正化に関する法律」の改正によって、特定鳥獣保護管理計画が第一種特定鳥獣保護計画と第二種特定鳥獣管理計画に分けられた。前者は個体数が著しく減少している鳥獣に関する計画、後者は個体数が著しく

増加している鳥獣に関する計画であり、対象鳥獣の保護と管理を明確に区分した計画体系となった。2016年4月現在では、ツキノワグマの第一種特定鳥獣保護計画を策定している地域は9府県（福井県、滋賀県、京都府、兵庫県、鳥取県、島根県、岡山県、広島県、山口県）であり、四国を除いた近畿以西の地域が中心となっている。また、ツキノワグマの第二種特定鳥獣管理計画を策定している地域は12県（岩手県、宮城県、秋田県、山形県、福島県、栃木県、群馬県、新潟県、富山県、石川県、長野県、岐阜県）であり、中部以東の地域が中心となっている。なお、上記以外の都府県では計画が策定されていないか、または任意計画、保護管理指針、出沒対応マニュアルなどが策定されており、計画の策定状況は地域によって異なっている。

1-4. ツキノワグマの大量出沒と被害

各地で保護や管理に関わる計画の策定が進められてきた一方で、2000年代に入ってから、ツキノワグマの人里への出沒事例が多数報告されている。ツキノワグマは人里へ出沒した際に、農作物被害（農林水産省 2016a）や人身被害（環境省 2016a）を起こす。そのため、ツキノワグマの出沒は、地域社会にとって大きな問題となっている。特に2004年度、2006年度、2010年度、2012年度、2014年度には、多くのツキノワグマが人里へ出沒し、各地で深刻な被害が起きた。このような年は、ツキノワグマの大量出沒年といわれている（環境省 2013a、小坂井ら 2015）。

近年のツキノワグマの農作物被害については、年間の被害金額が例年（大量出沒年以外の年）では約1.5～2.0億円、大量出沒年では約2.5～6.0億円に上っている（図1-1）。この被害金額は、獣類の中でも特に深刻な農作物被害を起こしている、シカ *Cervus nippon*（被害金額は年間70億円以上、以下同じ）、イノシシ *Sus scrofa*（60億円以上）、サル *Macaca fuscata*（15億円以上）と比較すると、低い水準にあるといえる（農林水産省 2016b）。しかし、ツキノワグマは他の獣類よりも人身被害を起こす危険性が高いため、その現実的な被害の大きさは単純な被害金額だけでは表せない。

近年のツキノワグマの人身被害については、年間の被害者数が例年では約 50～80 人、大量出没年では約 80～150 人に上っている（環境省 2013b, 2016a、図 1-1）。

また、ツキノワグマの出没に伴う間接的な被害として、地域住民の日常生活が制限される生活被害（横山 2011）や、出没が予測できない状況が地域住民の精神的な負担となる精神的被害（坪田 2013）などがある。これらの被害は、その実態が統計として表れにくいものの、他の被害と同様に軽視できない問題である。このようにツキノワグマの場合は、人里の周辺で痕跡が発見されただけでも、既に被害が起きていると解釈することができる。そのため、ツキノワグマの出没が地域社会に与える影響の大きさは、他の獣類のそれとは全く異なっているといえる。

1-5. ツキノワグマの大量出没に関与する要因

ツキノワグマの大量出没に関与する直接的な要因には、秋の堅果類（ドングリ類）の豊凶が挙げられている（大井 2009, 横山 2011）。ツキノワグマは秋になると、冬眠に備えるために、ブナ *Fagus crenata*、ミズナラ *Quercus crispula*、コナラ *Q. serrata*、クリ *Castanea crenata* などの堅果を大量に採食する（溝口ら 1996, 橋本・高槻 1997, Hashimoto *et al.* 2003）。これらのブナ科樹木の堅果には、脂質や炭水化物などの栄養素が豊富に含まれているため、冬眠前のツキノワグマにとっては重要な食物となる（橋本・高槻 1997）。しかし、これらの堅果の生産量には周期的な豊凶があるため（Oka *et al.* 2004, 水谷ら 2013）、年によってはこれらの凶作が重なることがある。そのような年には、ツキノワグマが食物の探索を活発に行い、行動域を拡大させる（Yamazaki *et al.* 2009）。その結果、人里への出没が増加し、被害が多発することになる。堅果類の豊凶がツキノワグマの出没に与える影響については、いくつかの研究が報告されており、両者の間に関連があることが明らかになっている（谷口・尾崎 2003, Oka *et al.* 2004, 水谷ら 2013）。近年では、春から夏にかけてブナ科樹木の開花や結実の状況を調査することで、秋以降の大量出没を予測する取り組みが行われている（森林総合研

究所 2011)。

また、その他の要因として、里地里山環境の変化が挙げられている(三浦 2008, 横山 2011)。里地里山(以下、里地)は、「原生的な自然と都市との中間に位置し、集落とそれを取り巻く二次林、それらと混在する農地、ため池、草原などで構成される地域」と定義されている(環境省自然環境局 2016)。以前の里地は、薪炭林、用材伐採、炭焼きなどに利用されることで頻繁に人が出入りし、適切に管理されていた。しかし、近年は、里地を含む中山間地域で過疎化と高齢化が進行しており、以前のような管理を行うことは困難になっている。そのため、現在の里地では、野生動物の食物を実らせる広葉樹林が生長し、藪や低木が繁茂することで林内の見通しが悪くなり、耕作放棄地や放棄果樹が増加している。このように変化した里地環境が、ツキノワグマの生息に適したものとなり、結果的にツキノワグマが容易に人里へ出没する環境が形成されている。ツキノワグマの被害管理では、このような里地環境を適切に整備、管理していくことが、重要な課題の1つとなっている(環境省自然環境局 2007)。

1-6. ツキノワグマの被害対策

ツキノワグマの被害が多発している地域では、被害防止のために様々な対策が行われている。その中でも、ツキノワグマの場合は人身被害を防止する観点から、捕獲が優先して行われることが多い(環境省自然環境局 2007)。ツキノワグマの捕獲には、主に大型の箱罠が用いられており、近年では捕獲された個体の約90%は最終的に殺処分(捕殺)されている(環境省 2016b)。その他の約10%の個体に対しては、学習放獣などを用いた非捕殺的な措置が取られている(環境省自然環境局 2007)。学習放獣は奥山放獣、移動放獣とも呼ばれ、追い払いの一手法として2000年代から各地で導入されるようになった(上馬・野崎 2004, 横山 2011)。この手法は捕獲個体に対して、麻酔による不動化、移動、嫌悪条件付けを行った後、再び野外へと放す手法である。個体群の存続が危惧されていた西日本では、この手法を用いることでツキノワグマの

被害と捕獲圧の減少に対して、一定の成果を上げている（横山ら 2008）。しかし、捕獲時の体制作りや、必要な人員・予算・放獣場所の確保、地域住民の合意の取り付けなど、解決しなくてはならない課題も多く、実施が困難な場合が多い。

その他の被害対策としては、ツキノワグマの侵入を防止するための対策として、林縁や農地における電気柵の設置、人里と森林の間における緩衝帯の整備、ツキノワグマを人里へ誘引する放棄果樹や生ゴミの除去などが挙げられる（環境省自然環境局 2007）。特に、適切に管理された電気柵は有効な対策であり、国内ではツキノワグマ（Huygens and Hayashi 1999, 瀧井ら 2014）や、北海道に生息するエゾヒグマ *U. arctos yesoensis*（釣賀・富沢 2000）に対して検証が行われている。また、国外ではアメリカクロクマ *U. americanus*（Brady and Maehr 1982, Clark *et al.* 2005）、ヒグマ *U. arctos*（Gard 1971）、ホッキョクグマ *U. maritimus*（Davies and Rockwell 1986）に対して検証が行われており、これらの結果から電気柵の有効性が示唆されている。

1-7. ツキノワグマの捕獲数の増加

近年はツキノワグマの捕獲数が増加傾向にある。狩猟を除いたツキノワグマの年間捕獲数の推移をみると、戦前は 500 頭以下であったが、戦後は 1960 年代から徐々に増加し始め、1970 年代には 1,300 頭以上になった（環境省自然環境局 2007）。その後も概ね 1,000 頭以上の高い水準で推移したが、1980 年代後半からは減少し始め、1990 年代には 1,000 頭以下にまで減少した。しかし、2000 年代に入ってから再び増加し、大量出没年の 2004 年度、2006 年度、2010 年度、2012 年度、2014 年度では、それぞれ 2,241 頭、4,831 頭、3,513 頭、2,651 頭、3,596 頭が捕獲された（環境省 2013c, 2016b、図 1-2）。2000 年代に入ってから例年の捕獲数が年間 1,000 頭前後であることから、大量出没年の捕獲数がいかに多いかが判断できる。そして、近年になって大量出没が頻発していることから、今後もそれに比例した捕獲数の増加が懸念されて

いる（羽澄 2007b）。特に、小さく孤立化した個体群が複数みられる西日本の地域では、過剰な捕獲を回避しながらも人との軋轢を減らし、個体群を安定的に回復、維持していくことが課題となっている。

1-8. 里グマの実態

前述の通り、里地を含む中山間地域では人間活動の縮小が進んでいる。そのため、近年の里地はツキノワグマの恒常的生息域の周辺地域になっていることが多く（環境省自然環境局 2007）、人とツキノワグマとの軋轢が生じる代表的な地域となっている。この里地におけるツキノワグマの被害については、以前から里グマの関与が懸念されてきた（前河ら 2000、林・野崎 2004）。里グマとは、里地を主な生息域にしている個体のことであり、「里山の森林の高齢林化による生息環境の好適化と、人為活動の低下により近年分布域を拡大した地域に生息し、人をあまりおそれず農地や集落に出没することも多い」とされている（環境省自然環境局 2007）。しかし、この里グマの実態については、未だに明らかになっていない。

近年は、里地に生息するツキノワグマを対象にして、GPS（Global Positioning System、全地球測位システム）を用いた行動追跡が行われている。これにより、追跡個体の行動域や移動経路、活動時間帯、利用環境など、行動に関する詳細なデータを得ることが可能になってきている（片平 2010、木戸ら 2011、有本ら 2014）。しかし、GPS のバッテリーの寿命や、電波の受信間隔の関係などから、個体を追跡する期間は最長でも 6 ヶ月程度に限られている。さらに、GPS の必要機器一式に掛かる費用が高いことや、GPS 付き首輪発信機を装着する個体を一度捕獲する必要があることなどから、GPS で追跡できる個体の数も限られている。これらのことから、里地に生息するツキノワグマについては、限られた個体の、限られた期間のことしか把握できていないといえる。よって、上記の里グマについても、その地域には生息しているのか、生息しているとして何頭いるのか、被害に関与している可能性はあるのかなど、その実

態の多くは不明である。この里グマの実態を明らかにするためには、上記の GPS 以外の手法を用いて、里地におけるツキノワグマの生息状況を調査する必要がある。そのための方法としては、個体識別法を用いた方法が考えられる。次項にてツキノワグマの個体識別法について述べる。

1-9. ツキノワグマの個体識別

個体識別とは、ある同一動物の個体群の中から、個々の個体を識別することであり、生態学における重要な研究手法の 1 つである。前述の通り、GPS を用いた手法は複数の個体を対象にした調査には不向きである。しかし、個体識別を用いた手法ならば、各個体の詳しい行動を把握することはできないが、複数の個体を対象にした広範囲のサンプリングを実施することができる。そのため、里グマの実態を明らかにするための調査に対して、応用することが可能である。

個体識別の手法は、侵襲的な手法と非侵襲的な手法に分けられる。侵襲的な手法は個体に対して強い刺激を伴う手法であり、個体を捕獲して物理的な標識（耳標など）を装着する場合がこれに当たる。逆に、非侵襲的な手法は個体への刺激が比較的小さくて済む手法であり、近年では侵襲的な手法よりも広く用いられている。非侵襲的な手法は個体を捕獲する必要がなく、識別のための標識が脱落せず、侵襲的な手法よりも低コストとされている (Woods *et al.* 1999)。この手法で用いられている代表的な標識には、生体標識と DNA 標識がある。

生体標識を用いた個体識別法は、野生動物が個体毎に持つ天然の標識を用いる識別法であり、主に体表の模様が標識となる。この手法は、スリランカヒョウ *Panthera pardus kotiya* (Miththapala *et al.* 1989)、チーター *Acinonyx jubatus* (Kelly 2001)、ハイイロアザラシ *Halichoerus grypus* (Vincent *et al.* 2001)、オセロット *Leopardus pardalis* (Trolle and Kery 2003)、アカギツネ *Vulpes vulpes* (Sarmiento *et al.* 2009) などの個体識別に用いられている。クマ科動物の場合は、胸部の斑紋を標識に用いる

ことが可能であり、ツキノワグマ以外ではマレーグマ *U. malayanus*、アンデスグマ *Tremarctos ornatus*、ナマケグマ *U. ursinus*、そして一部のアメリカクロクマとヒグマが斑紋を持っている (Stirling 1993, Sato 2009)。近年は、赤外線センサー式自動撮影カメラ (以下、センサーカメラ) を用いたカメラトラップ法によって、これらのクマ科動物の胸部の斑紋や、顔面の模様を撮影し、その画像をもとに個体識別が行われている (Ríos-Uzeda *et al.* 2007, Ngoprasert *et al.* 2012, Higashide *et al.* 2012, 米田ら 2014)。ツキノワグマの斑紋については、個体識別のための有効性が検証されており、斑紋を用いた個体識別は可能とされている (Higashide *et al.* 2012)。この手法の利点には、識別までの作業が比較的安価かつ簡便であること、費用対効果が高いことなどが挙げられる (Higashide *et al.* 2013)。

DNA 標識を用いた個体識別法は、非侵襲的に採取した体毛や糞便を遺伝子源として、個体毎の DNA (deoxyribonucleic acid、デオキシリボ核酸) を抽出し、遺伝的なタグとする識別法である。この手法は、キタケバナウオンバット *Lasiorhinus krefftii* (Sloane *et al.* 2000)、ニホンジカ *Cervus nippon* (宮崎ら 2001)、アメリカテン *Martes americana* (Mowat and Paetkau 2002)、アナグマ *Meles meles* (Frantz *et al.* 2004)、ニホンノウサギ *Lepus brachyurus* (松木ら 2004)、テン *Martes melampus* (田悟ら 2013) などの個体識別に用いられている。クマ科動物の場合は、森林内に誘引餌と有刺鉄線を仕掛け、その場所を通過する個体から体毛を採取して遺伝子源とする、ヘアートラップ法が国外で用いられている (Woods *et al.* 1999, Mowat and Strobeck 2000, Poole *et al.* 2001, Boersen *et al.* 2003, Triant *et al.* 2004, Belant *et al.* 2005, Mowat *et al.* 2005, Dreher *et al.* 2007)。2000 年代に入ってから、日本国内でもヘアートラップ法の実用化に向けた取り組みが進んでいる (Miura and Oka 2003, 森光ら 2006, 上馬・中谷内 2006, 釣賀 2008, 山内・齊藤 2008, Yamauchi *et al.* 2014)。この手法の利点には、識別率が高いこと、標識となる DNA がその個体から一生消えないこと、性別や血縁の情報が同時に得られることなどが挙げられる

(Woods *et al.* 1999)。

1-10. 本研究の目的

前述の通り、里地におけるツキノワグマの被害には、里グマの関与が懸念されている。しかし、里グマの実態については未だ明らかにはなっておらず、ほとんどの地域では里グマが生息しているかどうかさえ不明である。よって、本研究では、里グマの実態を解明することを目的として、被害が多発する里地において、個体識別法を用いたツキノワグマの生息状況調査を行った。さらに、この調査によって解明できた里グマの実態を踏まえた上で、人里における効果的な被害対策の提案を目的として、ツキノワグマの出没の危険性が高いリスクエリアの抽出を行った。これにより、調査地のツキノワグマの被害軽減に寄与できると期待された。

本研究では、群馬県の沼田市を調査地とした。群馬県は、関東地方の北西部に位置する内陸県であり(図 1-3)、関東山地や三国山脈などの自然豊かな地域を有している。その一方で、近年は野生動物による種々の被害が増加しており、獣類に関する農作物被害金額は、年間で約 4~5 億円に上っている(群馬県 2016、図 1-4)。ツキノワグマの農作物被害については、年間の被害金額が例年では約 1,000~2,000 万円に上っているが、年変動が大きく、特に大量出没年の 2006 年度には被害金額は約 7,700 万円に上った(群馬県 2015、図 1-5)。また、人身被害の年間の被害者数は、例年では 1~4 人であるが、大量出没年では 4~9 人に上っている(環境省 2016a)。ツキノワグマの年間捕獲数は、例年では約 60~90 頭であるが、大量出没年の 2006 年度、2010 年度、2012 年度、2014 年度では、それぞれ 333 頭、255 頭、293 頭、266 頭が捕獲された(環境省 2013c, 2016b、図 1-5)。県内に生息するツキノワグマの個体数は、約 1,100 頭と推定されている。

本研究ではまず、生体標識による個体識別法(第 2 章)と、DNA 標識による個体識別法(第 3 章)を用いることで、里地に生息するツキノワグマの生息状況を把握した。

調査地の森林にカメラトラップ、およびヘアートラップを設置し、サンプル（動画および体毛）を非侵襲的に採取した。これらの研究結果から、里地に生息するツキノワグマの最小個体数をはじめ、時期的な生息密度の変動、個体毎の里地への定着度など、多くの情報が得ることができると考えられた。さらに、第4章では、カメラトラップ法（第2章）とヘアートラップ法（第3章）によって把握できた、ツキノワグマの生息状況について総合的に解析した。これによって、里グマの実態を解明することができると期待された。

そして、第5章では、ツキノワグマの生息状況調査（第2～4章）の結果を踏まえた上で、潜在的にツキノワグマの出没の危険性が高いと推測されるリスクエリアを抽出するために、ツキノワグマの出没状況と里地環境との関係性を定量的に解析した。これにより、ツキノワグマの出没に関与する環境要因を特定することで、リスクエリアの抽出を試みた。この研究結果から、効果的な被害対策を実施することで、ツキノワグマの出没を抑制し、被害を減少させることができると考えられた。

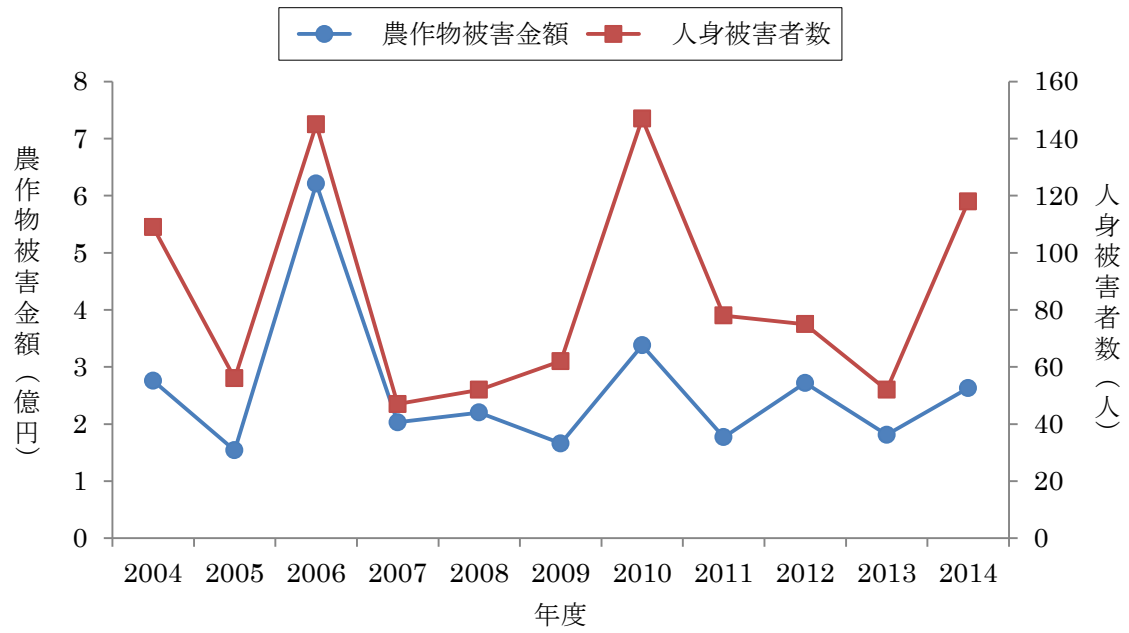


図 1-1. 全国のツキノワグマに関する農作物被害金額および人身被害者数の推移 (2004～2014 年度)

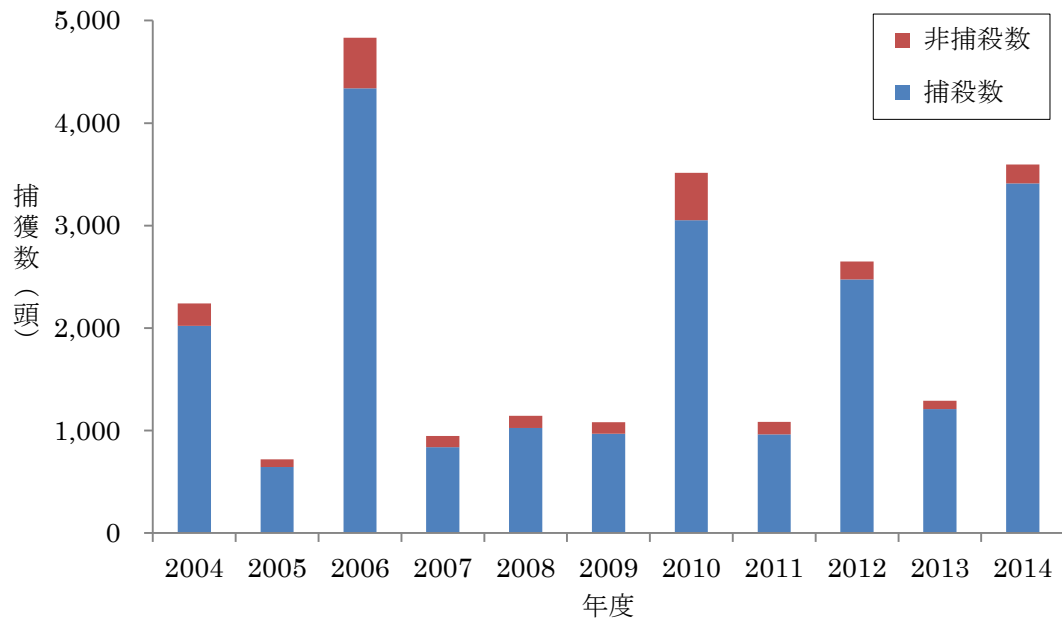


図 1-2. 全国のツキノワグマの捕獲数（捕殺数および非捕殺数）の推移（2004～2014年度）

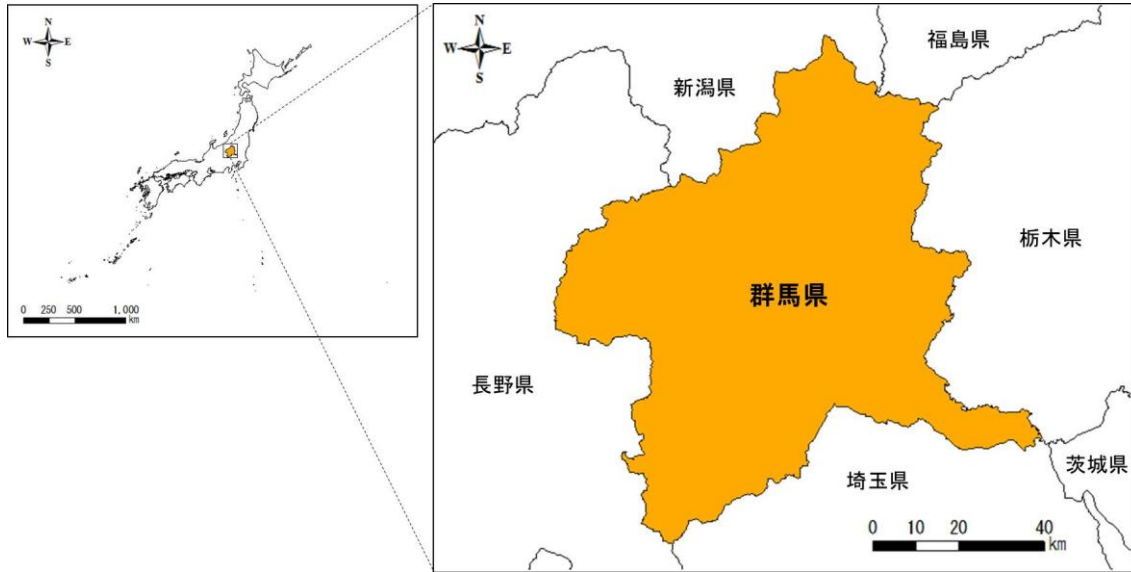


図 1-3. 群馬県の位置

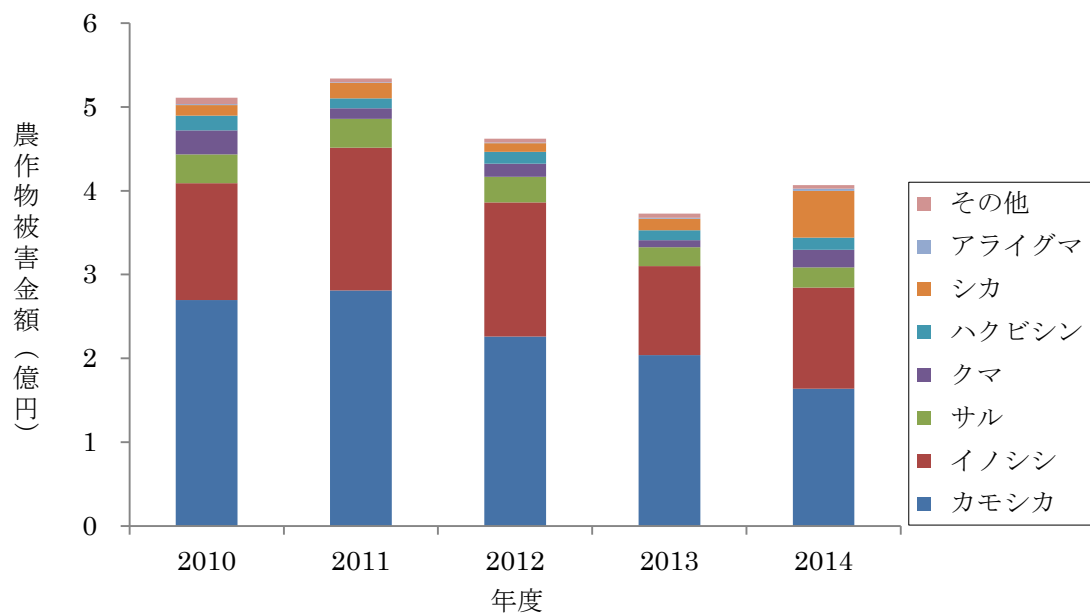


図 1-4. 群馬県の獣類に関する農作物被害金額の推移 (2010～2014 年度)

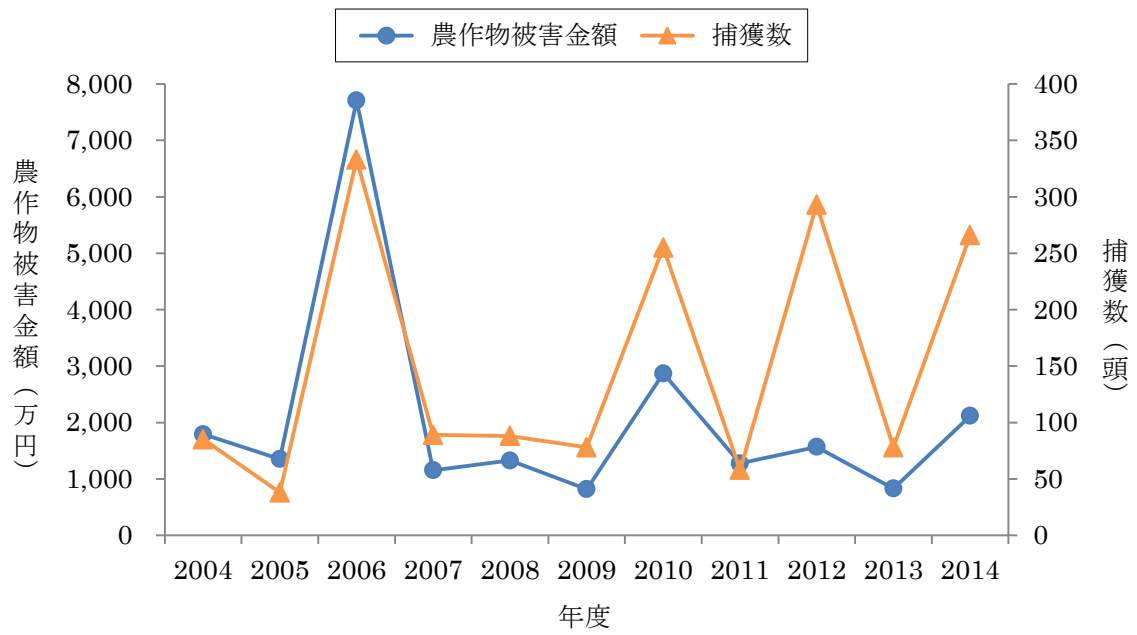


図 1-5. 群馬県のツキノワグマに関する農作物被害金額および捕獲数の推移 (2004～2014 年度)

第2章

カメラトラップ法による個体識別を用いた

ツキノワグマの生息状況の把握

緒言

本研究では、群馬県沼田市の発知地区（上発知町、中発知町、発知新田町）と佐山地区（佐山町北部）を調査地とした。両地区は尾根を1つ挟んで隣接しており、春から秋にかけて、サクランボ、プラム、ブドウ、モモ、リンゴなどの生産が盛んに行われている果樹地域である。しかし、これらの果実がツキノワグマの被害に遭っており、地域社会にとって深刻な問題になっている。

ツキノワグマの生息状況の把握を目的として、調査地の森林にカメラトラップを高密度に設置し、ツキノワグマを動画で撮影した。撮影した動画の中から個体の斑紋を抽出し、その形状に基づいて個体を識別した。本研究は2012年と2013年の2年間で行った。両年では、トラップのサンプリングの頻度や稼働日数が異なったため、2012年の結果は第1節、2013年の結果は第2節で考察した。第3節では、2年間の解析結果を基にして、調査地のツキノワグマの生息状況について考察した。

第 1 節

2012 年のツキノワグマの生息状況

2-1-1. 導入

本研究では、2012 年の 5～11 月の期間で調査地の森林にカメラトラップを設置し、ツキノワグマを動画で撮影した。撮影した動画の中から個体の斑紋を抽出し、その形状に基づいて個体を識別した。これにより、2012 年のツキノワグマの生息状況を把握した。

2-1-2. 材料と方法

調査地

本研究の調査地は、群馬県の北部に位置する沼田市（東経 139 度 02 分、北緯 36 度 38 分、443.5 km²）の、発知地区（上発知町、中発知町、発知新田町の一部を含む 2.7km²）と佐山地区（佐山町北部の一部を含む 0.8km²）とした（図 2-1）。沼田市は、夏には晴天が多く、冬には降雪が多い日本海側気候に属し、年平均気温は 11.6℃、年平均降水量は 1,124.9mm、標高は 200～2,000m ほどである。市の人口は約 5 万人（2016 年 4 月末日時点）であり、周囲を武尊山（2,158m）、赤城山（1,828m）、子持山（1,296m）などの自然豊かな山々に囲まれ、東西に長く、起伏に富んだ地形を有している。県内でもツキノワグマの捕獲が多い地域であり、大量出没年の 2006 年度には、県内で捕獲された個体の約 30%（103 頭）が沼田市で捕獲されている（利根沼田県民局 2007）。県内に生息するツキノワグマは、長野県、新潟県、福島県、栃木県に連続して分布する越後・三国個体群か、山梨県、長野県、埼玉県、東京都に連続して分布する関東山地個体群のどちらかに属しているが、沼田市に生息する個体は越後・三国個体群に属している（群馬県 2015）。

発知地区と佐山地区は、沼田市の北西部に位置しており、大戸屋山（940m）から高

王山（766m）に伸びる尾根を挟んで隣接している。周囲を森林に囲まれており、標高は 500～800m ほどである。両地区には南北に流れる川があり、発知地区では発知川が流れ、佐山地区では四釜川が流れている。周囲の森林にはクリ・コナラなどの落葉広葉樹と、スギ *Cryptomeria japonica*・ヒノキ *Chamaecyparis obtuse* などの植林が優占している。人里では、サクランボ、プラム、ブドウ、モモ、リンゴなどの生産が盛んに行われている。しかし、大量出没年の 2006 年度には、ツキノワグマの被害が多発し、この地域の農作物被害金額は少なくとも 1,800 万円に上った（利根沼田県民局 2007）。

カメラトラップの設置場所と設置期間

ツキノワグマの斑紋の撮影を目的として、調査地の森林にカメラトラップを設置した。カメラトラップは、人里の果樹園に隣接する森林と、人里から 100m 以上離れた森林に分けて設置し、前者を Cv トラップ、後者を Cf トラップとした（C : Camera、v : village、f : forest）。Cv トラップは原則として、Umeda *et al.* (2011) と同様の方法で抽出された、ツキノワグマの出没リスクが高い果樹園に隣接する森林内に設置した。トラップ自体は可能な限り果樹園に接近させ、果樹園への侵入ルートと推測される獣道沿いに設置した。一方で、Cf トラップは、事前調査によってツキノワグマの痕跡（糞、クマ棚など）が確認され、かつ途中まで車での接近が可能な落葉広葉樹林内に設置した。また、これらのトラップは可能な限り平坦な地面の上に設置した。

Cv トラップは、佐山地区に 6 ヶ所（トラップ識別記号 : Cv-01～06、以下同じ）、発知地区に 6 ヶ所（Cv-07～12）の計 12 ヶ所に設置した。なお、佐山地区では果樹園のほとんどが西側の林縁に偏在しており、東側の林縁には高低差の大きな四釜川が流れている。そのため、佐山地区の全ての Cv トラップは、西側の森林に設置した。一方で、発知地区の Cv トラップは東西の森林に分けて設置した。Cv トラップと隣接する果樹園は、Cv-01、Cv-04～09、Cv-11～12 ではリンゴ園、Cv-02 ではナシ園、Cv-03、

Cv-10 ではプラム園であった。なお、調査地では 2010 年に起きた大量出沒を境にして、農地や林縁において電気柵の設置が急速に進んだ。その結果、本研究の調査期間中には、上記の果樹園のほとんどで電気柵が設置されており、電気柵が設置されていない果樹園は Cv-02 に隣接するナシ園のみであった。Cf トラップは、佐山地区の西側に 3 ヶ所 (Cf-01~03)、佐山地区と発知地区の中間の尾根上 (以下、中間尾根) に 3 ヶ所 (Cf-04~06)、発知地区の東側に 3 ヶ所 (Cf-07~09) の計 9 ヶ所に設置した。これにより、トラップの設置場所は合計で 21 ヶ所となった (図 2-2)。現地にトラップを設置する際は、その場所の地権者に対して本研究の詳細を説明し、設置の許可を得た。

トラップは 2012 年の 5 月の中旬から設置し始め、11 月 30 日まで稼働させた。サンプリングの頻度は、原則として 2 週間に 1 回とし、1 回につき 3~4 日間の日程で行った。サンプリングでは、センサーカメラの撮影データの回収と電池の交換、バイト (bait : 誘引餌) の交換、トラップの整備などを行った。

カメラトラップの構造

ツキノワグマは基本的に四足歩行で活動するため、一般的なカメラトラップの設置方法では、胸部の斑紋を撮影することは困難である。しかし、掴まる物がある場合や短い時間ならば、ツキノワグマは二足でも立ち上がれることが知られている。よって、本研究では、バイトを用いてツキノワグマを誘引し、起立させる構造のカメラトラップを用いた (図 2-3)。

カメラトラップでは、ロープを立木の間地面と平行して 120~130cm と 170~180cm の高さで 1 本ずつ張った。低い方のロープは、ツキノワグマが起立した際に、バランスを取るために前肢を掛けることを想定して取り付けられた。これにより、ツキノワグマが安定した直立姿勢を維持できるようになることで、斑紋の撮影成功率が向上することを期待した。さらに、起立した際の個体の姿勢をある程度は統一することが可能となり、個体毎の姿勢の差異から生じる斑紋の誤識別を、最小限に抑える効果が

あると考えた。高い方のロープには、ベイト（高さ 160～170cm）とベイト用の雨傘を取り付けた。センサーカメラからベイト直下までは 270～300cm とし、センサーカメラは木杭、または立木に 90～100cm の高さになるように取り付けた。ツキノワグマがセンサーカメラ側に胸部を向けて起立するよう（背中を向けて起立しないよう）に誘導するため、センサーカメラ側に 40～50cm の妨害用のポールを設置した。また、同様の理由で、センサーカメラ側からベイトを視認できないようにするために、目隠し用の板を雨傘に取り付けた。

ベイトは、ツキノワグマに対する誘引効果を最小限に抑えるために、1ヶ所につき、Cvトラップではリンゴ1つを用い、Cfトラップでは100～200gのハチミツを用いた。なお、ツキノワグマ以外の野生動物の食害からベイトを保護するために、リンゴは針金入りのプラスチック網で覆い、ハチミツは口の部分に防蚊用の網を張ったブリキ缶（口径 256mm×底径 167mm×深さ 167mm）に入れた。

センサーカメラ

ツキノワグマの斑紋を動画で撮影するために、野外調査用のセンサーカメラ Trophy Cam XLT（Model : 119436C、Bushnell, Overland Park, USA）を用いた。センサーカメラの動画サイズは 640×480 ピクセル、撮影時間は 30 秒、待機時間は 5 秒、センサーの感度は Normal（通常感度）に設定した。ただし、カメラの誤作動を防止するために、木漏れ日や風で揺れるもの（低木の枝や笹など）が多い場所では、センサーの感度は Low（低感度）に設定した。

斑紋を用いた個体識別

調査期間中に撮影されたツキノワグマの動画を、個体識別に用いた。まず、撮影動画の中から、ツキノワグマがカメラトラップのベイトに誘引され、起立や採食などの反応を示し、かつその個体の斑紋が一部でも撮影されている動画（以下、動画 A）を

選定した。次に、動画 A の斑紋に対して、「全体が見えているか」、「正面が見えているか」、「形状が歪んでいないか」、「鮮明に見えているか」を確認し、これらの条件を可能な限り満たす斑紋が撮影されている動画（以下、動画 B）を選定した。そして、動画 B で撮影されている斑紋を、個体識別用の静止画として抽出（切り出し）した。なお、斑紋を用いた個体識別では、個体の姿勢が変化することによって斑紋の識別が困難になるという欠点がある（Higashide *et al.* 2012）。そのため、斑紋の識別を正確に行うためには、斑紋を抽出する際の各個体の姿勢は同じであることが望ましい。よって、本研究では原則として、起立した個体が両前肢を斑紋の高さよりも下げている場面（図 2-4）を動画中から選定し、その瞬間の斑紋を抽出した。斑紋を比較する際は、斑紋の分裂と凹凸の有無、それらの位置関係などに着目した。また、外部生殖器の有無を確認することで、性判別を行った。

2-1-3. 結果

動画サンプルの撮影と個体の識別

カメラトラップの延べ稼動日数は、Cv トラップでは 2180 日、Cf トラップでは 1661 日となり、合計で 3841 日となった（表 2-1）。トラップの撤収時を含めて 14 回のサンプリングを行った結果、撮影したツキノワグマの動画サンプルは、Cv トラップでは 504 本、Cf トラップでは 936 本となり、合計で 1440 本となった。動画サンプルは、全てのサンプリング回で撮影された。また、ツキノワグマが初めて撮影された日は 5 月 18 日であり、最後に撮影された日は 11 月 21 日であった。

ツキノワグマの動画サンプルのうち、選定された動画 A は 275 本となり、この中から動画 B を選定した。その結果、動画 B は 127 本（解析成功率：46.2%）となった。この 127 本の動画サンプルから個体の斑紋を抽出し、比較した結果、16 頭のツキノワグマ（オス 5 頭、メス 3 頭、性別不明 8 頭）が識別された（図 2-5）。なお、識別個体の中には斑紋の発現がみられない個体（C1216）が 1 頭含まれた。また、幼獣を連れ

た個体（C1208）が1頭確認された。

識別個体数の推移

各サンプリング回での識別個体数は1～5頭であり、識別個体が確認されなかったサンプリング回はなかった（表 2-2）。識別個体数の推移をみると、まず、第1～8回（サンプリングの主な対象期間：5月中旬～9月上旬、以下同じ）のサンプリングでは1～4頭であった。この調査開始から9月上旬までの期間（以下、前期）では、延べ24頭、平均3.0頭の識別個体が確認された。続いて、第9～14回（9月中旬～11月下旬）では2～5頭であった。この9月の中旬から調査終了までの期間（以下、後期）では、延べ19頭、平均3.2頭の識別個体が確認された。調査期間中の全14回のサンプリングでは、延べ43頭、平均3.1頭の識別個体が確認された。

識別個体が確認されたサンプリング回およびトラップ

識別個体16頭のうち、12頭は1回のサンプリングで確認された（表 2-2）。その他の4頭は3回以上のサンプリングで確認され、C1201は第1回（5月中旬～下旬）と第4～14回（7月上旬～11月下旬）の計12回、C1203は第3～4回（6月下旬～7月上旬）と第7～9回（8月中旬～9月中旬）と第12～14回（10月下旬～11月下旬）の計8回、C1204は第3～8回（6月下旬～9月上旬）と第10～11回（9月下旬～10月中旬）の計8回、C1206は第5～7回（7月中旬～8月中旬）の連続する3回で確認された。

本研究では、便宜的に1ヶ月を超えて連続して確認された個体を、その期間（以下、定着期間）の定着個体と定義し、その他の個体は非定着個体と定義した。識別個体の撮影日時が判明していることから、それらに基づいて定着個体と非定着個体を分けた。確認の連続性については、1回確認されてから次に確認されるまでの期間が1ヶ月未満であった場合は、連続して確認されたと判断した。しかし、次に確認されるまでの

期間が1ヶ月以上であった場合は、確認は不連続となり、定着はなかったと判断した。その結果、識別個体16頭のうち、C1201とC1204の2頭(12.5%)が定着個体となり、その他の14頭(87.5%)は非定着個体となった。

定着個体2頭のうち、C1201は佐山地区の西側および中間尾根において、3ヶ所のCvトラップ(Cv-01、Cv-07、Cv-08)と4ヶ所のCfトラップ(Cf-02、Cf-04、Cf-05、Cf-06)で確認され、調査地を広く利用していた(表2-2)。一方で、C1204は発知地区の東側において、Cv-10と3ヶ所のCfトラップ(Cf-07、Cf-08、Cf-09)で確認された。また、非定着個体14頭のうち、Cvトラップのみ、Cfトラップのみ、両トラップで確認された個体は、それぞれ3頭、9頭、2頭であった。

2-1-4. 考察

2012年の調査地では16頭のツキノワグマが識別された。この16頭のうち、非定着個体は14頭であり、識別個体の約88%を占めていた。このうちのC1203とC1206を除いた12頭は、1回のサンプリングで確認された(表2-2)。これらの個体は、確認された期間(最初と最後の撮影日時の間)が最長で約76時間であったことから、調査地に生息していた期間は長くとも3日間程度であった可能性がある。一方で、C1203は連続して確認された期間が、6月の下旬から7月の中旬までの約21日間、8月の中旬から9月の中旬までの約23日間、10月の下旬から11月の下旬までの約25日間であった。この個体は、延べ7ヶ所のCvトラップで確認されており、その日付は6月21日、7月12日、8月26日、9月1、9、10日、11月13日であった。そして、C1206は連続して確認された期間が、7月の中旬から8月の中旬までの約28日間であった。この個体は、確認されたトラップがCfトラップ(Cf-01、Cf-02)のみであり、人里への接近は確認されなかった。また、Cvトラップで確認された5頭(Cvトラップのみで確認されたC1202、C1208、C1209、および両トラップで確認されたC1203、C1207)については、果樹園(人里)まで接近していたことが明らかであった。

定着個体の C1201 と C1204 の定着期間は、それぞれ 7 月の上旬から 11 月の中旬までの間、6 月の下旬から 9 月の上旬までの間であった (表 2-2)。C1201 は、識別個体の中でも最も早く、また最も長く確認された個体であり、調査地に対して強い定着性を持っていたと考えられた。また、この 2 頭はともに Cv トラップ (C1201 は延べ 5 ヶ所、C1204 は 1 ヶ所) で確認されており、その日付は C1201 が 5 月 26、29 日、7 月 19 日、8 月 14 日、11 月 20 日であり、C1204 が 8 月 20 日であった。C1201 と C1204 は、これらの日に果樹園まで接近していたことが明らかであった。

上記のように、識別個体の中には調査期間中に 1 回しか確認されなかった個体もいれば、長期に渡って複数回確認された個体もいた。ツキノワグマの行動様式は個体毎に異なることが知られており (泉山ら 2009、有本ら 2014)、調査地に生息する個体の行動様式もそれぞれ異なっていたと考えられた。

表 2-1. 2012 年の各カメラトラップの詳細と撮影したツキノワグマの動画サンプル数 (サンプリング回別)

| カメラ トラップ 識別番号 | 設置 開始日 | 稼動 日数 (日) ※1 | サンプリング回※2 | | | | | | | | | | | | | | 小計 | |
|---------------------|-----------|--------------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|------|-----|
| | | | 第1回 | 第2回 | 第3回 | 第4回 | 第5回 | 第6回 | 第7回 | 第8回 | 第9回 | 第10回 | 第11回 | 第12回 | 第13回 | 第14回 | | |
| | | | 06/03~ 06/06 | 06/16~ 06/18 | 06/30~ 07/02 | 07/14~ 07/17 | 07/28~ 07/30 | 08/11~ 08/13 | 08/25~ 08/27 | 09/08~ 09/11 | 09/22~ 09/25 | 10/06~ 10/09 | 10/20~ 10/23 | 11/03~ 11/06 | 11/17~ 11/20 | 12/01~ 12/04 | | |
| Cv-01 | 06/05 | 179 | — | | 3 | 3 | 1 | 2 | 4 | 1 | 9 | | | 6 | 1 | | 30 | |
| Cv-02 | 05/20 | 187 | 16 | 1 | 1 | | | 7 | | 14 | 21 | | | | | | 60 | |
| Cv-03 | 05/21 | 194 | 2 | | | 2 | 3 | 2 | 1 | 6 | 4 | | 1 | | | | 21 | |
| Cv-04 | 05/13 | 202 | 8 | | 1 | | | | | 1 | 1 | | | | | | 14 | |
| Cv-05 | 06/06 | 178 | — | 1 | | | | 13 | 4 | 1 | 3 | 5 | 1 | | | | 28 | |
| Cv-06 | 05/20 | 183 | 1 | 1 | 12 | | | 11 | | 2 | 7 | 12 | 1 | | | | 47 | |
| Cv-07 | 05/20 | 195 | 6 | 12 | | | | 4 | | | | 17 | | 4 | 6 | | 49 | |
| Cv-08 | 05/20 | 195 | 7 | 10 | 1 | 2 | 6 | 5 | 4 | 13 | 26 | | | 1 | 17 | 6 | 98 | |
| Cv-09 | 05/21 | 183 | 17 | 11 | 7 | 3 | 6 | 2 | 6 | 8 | 9 | 5 | | | 1 | | 75 | |
| Cv-10 | 05/14 | 189 | | | | | | 2 | 12 | 22 | | | | | | | 36 | |
| Cv-11 | 07/17 | 129 | — | — | — | — | 1 | | | 13 | 2 | | | | | | 16 | |
| Cv-12 | 06/18 | 166 | — | — | | 2 | | | | 21 | 7 | | | | | | 30 | |
| | 小計 | | 57 | 36 | 25 | 12 | 47 | 37 | 74 | 62 | 104 | 7 | 0 | 12 | 25 | 6 | 504 | |
| Cf-01 | 05/13 | 202 | 1 | | 5 | 5 | 19 | 17 | 5 | 15 | | | 2 | 4 | | | 73 | |
| Cf-02 | 05/19 | 196 | 2 | | 1 | 1 | 2 | 5 | 3 | 12 | 5 | | | 1 | 1 | | 33 | |
| Cf-03 | 05/19 | 196 | | 1 | | | | 15 | | 1 | | 1 | | | | | 18 | |
| Cf-04 | 05/14 | 198 | 1 | | | | | | 9 | 5 | | 21 | 7 | 66 | 168 | 37 | 314 | |
| Cf-05 | 05/21 | 194 | | | | | | | | 10 | 15 | 11 | 3 | 13 | 32 | 25 | 9 | 118 |
| Cf-06 | 06/05 | 168 | — | 1 | 5 | 8 | | 12 | 20 | 3 | 18 | 32 | 10 | 17 | 20 | 1 | 147 | |
| Cf-07 | 05/20 | 182 | 13 | 6 | 14 | 15 | 13 | 10 | 15 | 22 | | 4 | 70 | 1 | 1 | | 184 | |
| Cf-08 | 05/13 | 188 | | | | 6 | 6 | 7 | 2 | 2 | | | | | | | 23 | |
| Cf-09 | 07/17 | 137 | — | — | — | — | 10 | 6 | 6 | 3 | | | 1 | | | | 26 | |
| | 小計 | | 17 | 8 | 25 | 35 | 65 | 66 | 67 | 72 | 56 | 47 | 161 | 223 | 84 | 10 | 936 | |
| | 合計 | | 74 | 44 | 50 | 47 | 112 | 103 | 141 | 134 | 160 | 54 | 161 | 235 | 109 | 16 | 1440 | |

※1. 突発的な不具合やツキノワグマの妨害によってカメラが稼動しなかった日数は含めない

※2. —はカメラトラップの未設置、空欄はツキノワグマの撮影動画数 0 を示す

表 2-2. 2012 年における斑紋識別個体の生息状況（サンプリング回別）

| 個体 番号 | 性別 | 動画 サンプル 数 | サンプリング回 | | | | | | | | | | | | | | 確認 トラップ | 定着性 |
|----------|----|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|------------|-----|
| | | | 第1回 | 第2回 | 第3回 | 第4回 | 第5回 | 第6回 | 第7回 | 第8回 | 第9回 | 第10回 | 第11回 | 第12回 | 第13回 | 第14回 | | |
| | | | 06/03～ 06/06 | 06/16～ 06/18 | 06/30～ 07/02 | 07/14～ 07/17 | 07/28～ 07/30 | 08/11～ 08/13 | 08/25～ 08/27 | 09/08～ 09/11 | 09/22～ 09/25 | 10/06～ 10/09 | 10/20～ 10/23 | 11/03～ 11/06 | 11/17～ 11/20 | 12/01～ 12/04 | | |
| C1201 | オス | 42 | Cv-07 Cv-08 | | | Cf-06 | Cv-08 | Cf-04 | Cv-01 | Cf-05 | Cf-02 | Cf-06 | Cf-04 | Cf-04 | Cf-06 | Cv-08 | Cv, Cf | 定着 |
| C1202 | オス | 4 | | Cv-08 Cv-09 | | | | Cf-06 | Cf-05 | Cf-06 | | Cf-05 | Cf-06 | Cf-06 | | | Cv | 非定着 |
| C1203 | メス | 22 | | | Cv-06 | Cv-09 | | Cv-09 | Cv-08 | Cv-07 | | | Cf-06 | Cv-08 | Cf-05 | Cv, Cf | 非定着 | |
| C1204 | メス | 33 | | | Cf-07 | Cf-08 | Cf-07 | Cf-07 | Cv-10 | Cf-07 | | Cf-07 | Cf-07 | | | | Cv, Cf | 定着 |
| C1205 | オス | 1 | | | | Cf-07 | | | | | | | | | | | Cf | 非定着 |
| C1206 | 不明 | 3 | | | | | Cf-01 | Cf-02 | Cf-02 | | | | | | | | Cf | 非定着 |
| C1207 | オス | 2 | | | | | Cv-05 | | | | | | | | | | Cv, Cf | 非定着 |
| C1208 | メス | 1 | | | | | | | | Cv-08 | | | | | | | Cv | 非定着 |
| C1209 | オス | 5 | | | | | | | | | Cv-08 | | | | | | Cv | 非定着 |
| C1210 | 不明 | 1 | | | | | | | | | Cf-04 | | | | | | Cf | 非定着 |
| C1211 | 不明 | 1 | | | | | | | | | Cf-06 | | | | | | Cf | 非定着 |
| C1212 | 不明 | 1 | | | | | | | | | | Cf-05 | | | | | Cf | 非定着 |
| C1213 | 不明 | 3 | | | | | | | | | | Cf-07 | | | | | Cf | 非定着 |
| C1214 | 不明 | 6 | | | | | | | | | | Cf-07 | | | | | Cf | 非定着 |
| C1215 | 不明 | 1 | | | | | | | | | | | | Cf-05 | | | Cf | 非定着 |
| C1216 | 不明 | 1 | | | Cf-02 | | | | | | | | | | | | Cf | 非定着 |
| 識別個体数 | | | 1 | 1 | 3 | 4 | 4 | 3 | 4 | 4 | 5 | 2 | 5 | 2 | 3 | 2 | | |
| 新規識別個体数 | | | 1 | 1 | 3 | 1 | 2 | 0 | 0 | 1 | 3 | 0 | 3 | 0 | 1 | 0 | | |

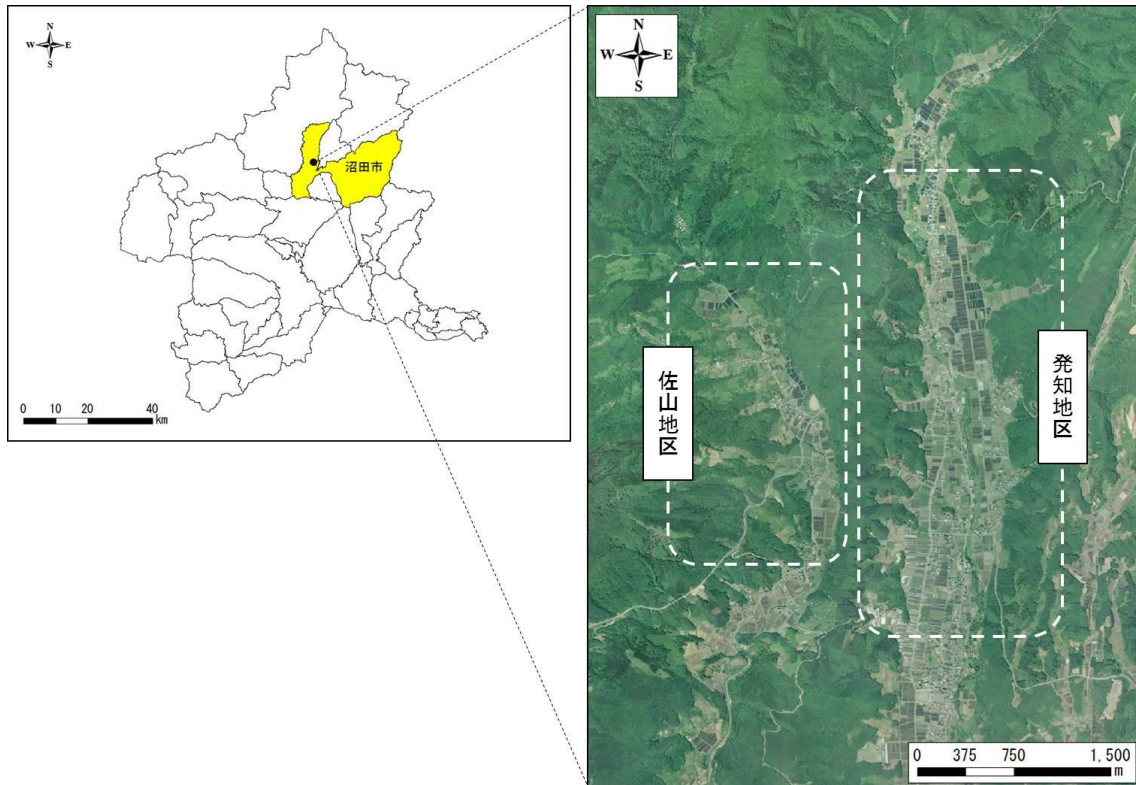


図 2-1. 発知地区と佐山地区の位置（左図：黒点、右図：破線内）

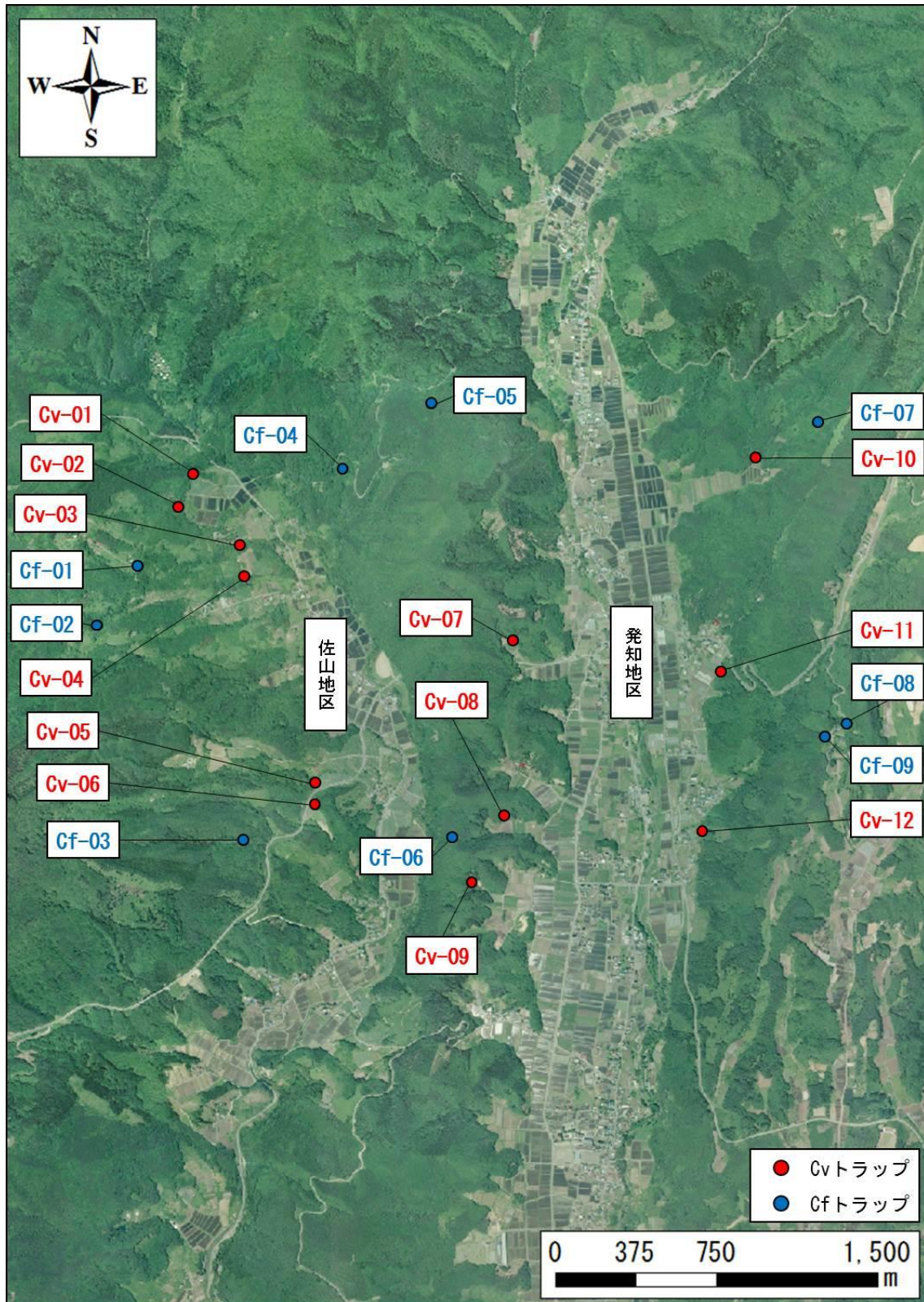


図 2-2. 2012 年のカメラトラップの設置場所

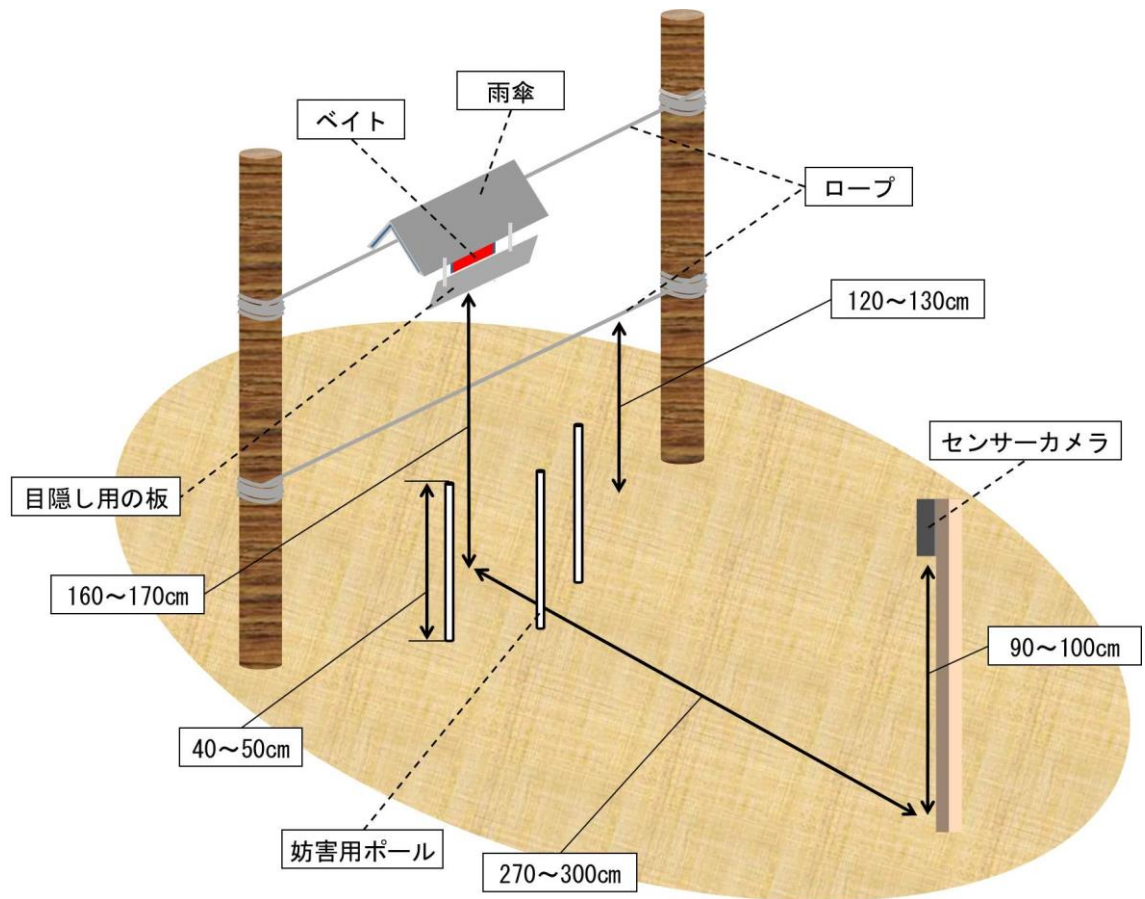


図 2-3. 本研究のカメラトラップの模式図

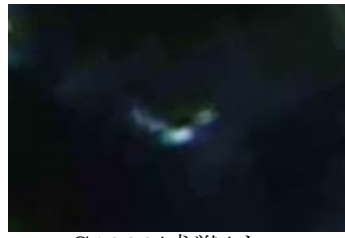


図 2-4. 斑紋を抽出する瞬間のツキノワグマの姿勢例

外部生殖器（白矢印）が確認できるため、撮影された個体はオスと判別できる。



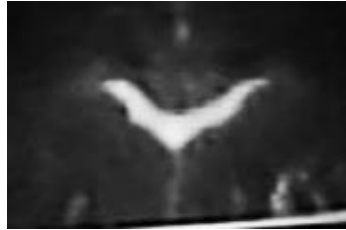
C1201/成獣/オス



C1202/成獣/オス



C1203/成獣/メス



C1204/成獣/メス



C1205/成獣/オス



C1206/亜成獣/不明



C1207/成獣/オス



C1208/成獣/メス



C1209/成獣/オス



C1210/成獣/不明



C1211/幼獣/不明



C1212/成獣/不明



C1213/成獣/不明



C1214/成獣/不明



C1215/幼獣/不明



C1216/成獣/不明

図 2-5. 2012 年の識別個体の斑紋

静止画から抽出した斑紋に個体番号、成長段階、性別を付記した。

第 2 節

2013 年のツキノワグマの生息状況

2-2-1. 導入

本研究では、2013 年の 4～12 月の期間で調査地の森林にカメラトラップを設置し、ツキノワグマを動画で撮影した。撮影した動画の中から個体の斑紋を抽出し、その形状に基づいて個体を識別した。これにより、2013 年のツキノワグマの生息状況を把握した。

2-2-2. 材料と方法

調査地

本研究の調査地は 2012 年（第 1 節）に引き続き、群馬県沼田市の発知地区と佐山地区とした。

カメラトラップの設置場所と設置期間

2012 年と同様に、調査地の森林にカメラトラップ（Cv トラップ、Cf トラップ）を設置した。Cv トラップは、佐山地区に 4 ヶ所（Cv-01～02、Cv-04、Cv-06）、発知地区に 4 ヶ所（Cv-08～11）の計 8 ヶ所に設置した。なお、本研究の調査期間中には、Cv トラップに隣接する果樹園の全てで、電気柵が設置されていた。Cf トラップは、佐山地区の西側に 2 ヶ所（Cf-01、Cf-03）、中間尾根に 2 ヶ所（Cf-04、Cf-06）、発知地区の東側に 2 ヶ所（Cf-07～08）の計 6 ヶ所に設置した。これにより、カメラトラップの設置場所は合計で 14 ヶ所となった（図 2-6）。トラップを設置した位置は 2012 年と同じとした。

トラップは 2013 年の 4 月の下旬から設置し始め、12 月 16 日まで稼働させた。サンプリングの頻度は、原則として 1 ヶ月に 1 回とし、1 回につき 3～4 日間の日程で行

った。サンプリングでは、センサーカメラの撮影データの回収と電池の交換、ベイトの交換、トラップの整備などを行った。

カメラトラップの構造およびセンサーカメラ

カメラトラップの構造および使用したセンサーカメラは、2012年と同じとした。

斑紋を用いた個体識別

調査期間中に撮影されたツキノワグマの動画を、個体識別に用いた。動画の選定から個体識別までの工程は、2012年と同様の手順で行った。

2-2-3. 結果

動画サンプルの撮影と個体の識別

カメラトラップの延べ稼働日数は、Cvトラップでは1823日、Cfトラップでは1343日となり、合計で3166日となった（表2-3）。トラップの撤収時を含めて8回のサンプリングを行った結果、撮影したツキノワグマの動画サンプルは、Cvトラップでは142本、Cfトラップでは298本となり、合計で440本となった。動画サンプルは、全てのサンプリング回で撮影された。また、ツキノワグマが初めて撮影された日は5月9日であり、最後に撮影された日は11月29日であった。

ツキノワグマの動画サンプルのうち、選定された動画Aは149本となり、この中から動画Bを選定した。その結果、動画Bは64本（解析成功率：43.0%）となった。この64本の動画サンプルから個体の斑紋を抽出し、比較した結果、9頭のツキノワグマ（オス2頭、メス2頭、性別不明5頭）が識別された（図2-7）。

識別個体数の推移

各サンプリング回での識別個体数は1～6頭であり、識別個体が確認されなかったサ

ンプリング回はなかった（表 2-4）。識別個体数の推移をみると、まず、第 1～5 回（5 月上旬～9 月上旬）のサンプリングでは 2～6 頭であった。この期間は 2012 年の前期に当たり、延べ 19 頭、平均 3.8 頭の識別個体が確認された。続いて、第 6～8 回（9 月中旬～12 月中旬）では 1～3 頭であった。この期間は 2012 年の後期に当たり、延べ 5 頭、平均 1.7 頭の識別個体が確認された。調査期間中の全 8 回のサンプリングでは、延べ 24 頭、平均 3.0 頭の識別個体が確認された。

識別個体が確認されたサンプリング回およびトラップ

識別個体 9 頭のうち、5 頭は 1 回のサンプリングで確認された（表 2-4）。その他の 4 頭は 3 回以上のサンプリングで確認され、C1301 は第 1～6 回（5 月上旬～10 月上旬）と第 8 回（11 月中旬～12 月中旬）の計 7 回、C1302 は第 1～3 回（5 月上旬～7 月中旬）、第 5 回（8 月下旬～9 月上旬）、第 7 回（10 月中旬～11 月上旬）の計 5 回、C1303 は第 2～5 回（5 月下旬～9 月上旬）の連続する 4 回、C1306 は第 4～5 回（7 月下旬～9 月上旬）と第 8 回（11 月中旬～12 月中旬）の計 3 回で確認された。

本研究では 2012 年と同様の定義を用いて、定着個体と非定着個体を分けた。その結果、識別個体 9 頭のうち、C1301、C1302、C1303、C1306 の 4 頭（44.4%）が定着個体となり、その他の 5 頭（55.6%）は非定着個体となった。

定着個体の C1301 は佐山地区の西側および中間尾根において、4 ヶ所の Cv トラップ（Cv-02、Cv-04、Cv-08、Cv-09）と 4 ヶ所の Cf トラップ（Cf-01、Cf-03、Cf-04、Cf-06）で確認され、調査地を広く利用していた（表 2-4）。C1302 と C1303 は中間尾根において、それぞれ 3 ヶ所（Cv-09、Cf-04、Cf-06）と 2 ヶ所（Cv-09、Cf-04）のトラップで確認された。一方で、C1306 は、確認されたトラップが発知地区の東側の Cf-07 のみであった。また、非定着個体の 5 頭は全て Cf トラップで確認され、Cv トラップで確認された個体はいなかった。

2-2-4. 考察

2013年の調査地では9頭のツキノワグマが識別された。この9頭のうち、非定着個体は5頭であり、識別個体の約56%を占めていた。これらの個体は全て1回のサンプリングで確認され(表2-4)、確認された期間は最長で約3時間程度であったことから、調査地に生息していた期間は非常に短かった可能性がある。

定着個体4頭の定着期間は、C1301が6月の中旬から8月の下旬までの間、C1302が5月の下旬から6月の下旬までの間、C1303が7月の上旬から9月の中旬までの間、C1306が7月の下旬から9月の中旬までの間であった。この4頭のうち、C1306は確認されたトラップが全てCfトラップであったことから、人里には接近しなかった可能性がある。一方で、その他の3頭はCvトラップ(C1301は延べ8ヶ所、C1302は延べ3ヶ所、C1303は1ヶ所)で確認されており、その日付はC1301が5月10、13日、7月26、27日、8月2、3、21、26日であり、C1302が6月5、13、26日であり、C1303が9月11日であった。この3頭は、これらの日に果樹園まで接近していたことが明らかであった。

表 2-3. 2013年の各カメラトラップの詳細と撮影したツキノワグマの動画サンプル数 (サンプリング回別)

| カメラ トラップ 識別番号 | 設置 開始日 | 稼動日数 (日) ※1 | サンプリング回※2 | | | | | | | | 合計 |
|---------------------|-----------|----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----|
| | | | 第1回 | 第2回 | 第3回 | 第4回 | 第5回 | 第6回 | 第7回 | 第8回 | |
| | | | 05/25~ 05/27 | 06/22~ 06/24 | 07/23~ 07/26 | 08/16~ 08/19 | 09/15~ 09/17 | 10/12~ 10/14 | 11/15~ 11/17 | 12/17~ 12/19 | |
| Cv-01 | 04/30 | 231 | 3 | | 3 | 6 | 4 | | 3 | | 19 |
| Cv-02 | 04/29 | 222 | 2 | 2 | 3 | 2 | 5 | | | | 14 |
| Cv-04 | 04/28 | 233 | | 1 | | 8 | 5 | | | | 14 |
| Cv-06 | 04/28 | 233 | 7 | 1 | 15 | | | | | | 23 |
| Cv-08 | 04/29 | 232 | 3 | 6 | 2 | 6 | 2 | | | | 19 |
| Cv-09 | 04/29 | 232 | 7 | 6 | 6 | 1 | 8 | | 13 | | 41 |
| Cv-10 | 04/29 | 212 | | | | 2 | 2 | | | | 4 |
| Cv-11 | 04/29 | 228 | | | | 3 | 5 | | | | 8 |
| | 小計 | | 22 | 16 | 29 | 28 | 31 | 0 | 16 | 0 | 142 |
| Cf-01 | 04/28 | 207 | | 8 | 13 | 9 | 6 | 9 | | | 45 |
| Cf-03 | 04/28 | 233 | 2 | 10 | 7 | | 6 | 2 | | | 27 |
| Cf-04 | 04/28 | 209 | 21 | 21 | 12 | 5 | 8 | 7 | 7 | 7 | 88 |
| Cf-06 | 04/29 | 232 | 7 | 20 | 15 | 8 | 17 | 1 | 6 | | 74 |
| Cf-07 | 04/30 | 231 | 1 | 14 | | 7 | 14 | | 3 | 3 | 42 |
| Cf-08 | 04/30 | 231 | | 1 | | 2 | 19 | | | | 22 |
| | 小計 | | 31 | 74 | 47 | 31 | 70 | 19 | 16 | 10 | 298 |
| | 合計 | | 53 | 90 | 76 | 59 | 101 | 19 | 32 | 10 | 440 |

※1. 突発的な不具合やツキノワグマの妨害によってカメラが稼動しなかった日数は含めない

※2. 空欄はツキノワグマの撮影動画数 0 を示す

表 2-4. 2013 年における斑紋識別個体の生息状況（サンプリング回別）

| 個体番号* | 性別 | 動画 サンプル 数 | サンプリング回 | | | | | | | | 確認 トラップ | 定着性 |
|---------|----|-----------------|--------------------------|--------------------------|----------------------------------|----------------------------------------------------|-------------------------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|------------|-----|
| | | | 第 1 回 05/25～ 05/27 | 第 2 回 06/22～ 06/24 | 第 3 回 07/23～ 07/26 | 第 4 回 08/16～ 08/19 | 第 5 回 09/15～ 09/17 | 第 6 回 10/12～ 10/14 | 第 7 回 11/15～ 11/17 | 第 8 回 12/17～ 12/19 | | |
| C1301 | オス | 28 | Cv-02 Cv-09 Cf-04 | Cf-01 | Cf-01 Cf-03 Cf-04 Cf-06 | Cv-02 Cv-04 Cv-08 Cf-01 Cf-04 Cf-06 | Cv-04 Cv-09 Cf-01 Cf-04 Cf-06 | Cf-04 | | Cf-04 | Cv, Cf | 定着 |
| C1302 | メス | 10 | Cf-06 | Cv-09 Cf-04 | Cv-09 | | Cf-06 | | Cf-04 | | Cv, Cf | 定着 |
| C1303 | 不明 | 8 | | Cf-04 | Cf-04 | Cf-04 | Cf-04 Cv-09 | | | | Cv, Cf | 定着 |
| C1304 | 不明 | 1 | | Cf-03 | | | | | | | Cf | 非定着 |
| C1305 | 不明 | 1 | | | Cf-01 | | | | | | Cf | 非定着 |
| C1306 | メス | 9 | | | | Cf-07 | Cf-07 | | | Cf-07 | Cf | 定着 |
| C1307 | 不明 | 5 | | | | | Cf-08 | | | | Cf | 非定着 |
| C1308 | 不明 | 1 | | | | | Cf-08 | | | | Cf | 非定着 |
| C1309 | オス | 1 | | | | | | | | Cf-04 | Cf | 非定着 |
| 識別個体数 | | | 2 | 4 | 4 | 3 | 6 | 1 | 1 | 3 | | |
| 新規識別個体数 | | | 2 | 2 | 1 | 1 | 2 | 0 | 0 | 1 | | |

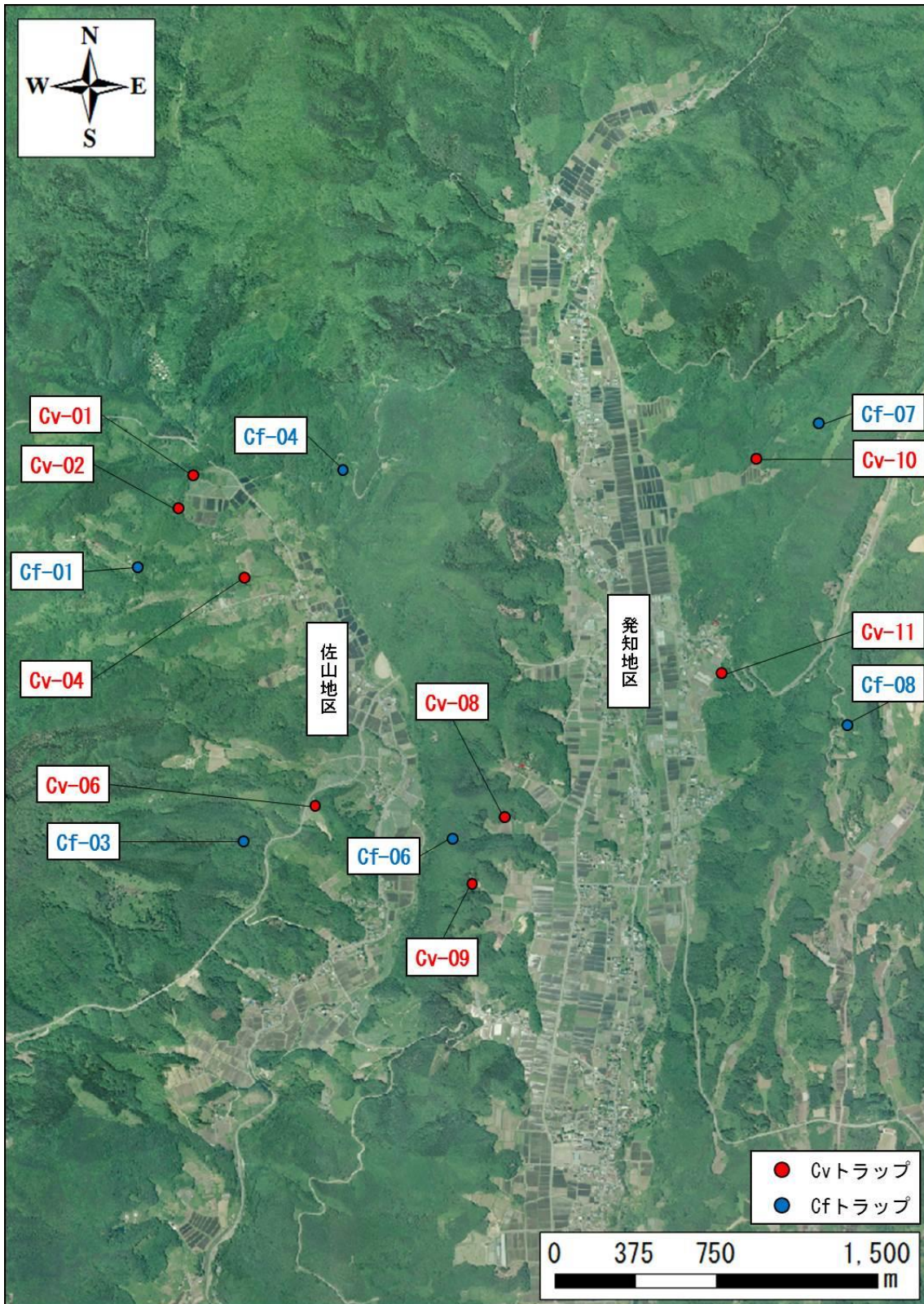


図 2-6. 2013 年のカメラトラップの設置場所



C1301/成獣/オス



C1302/成獣/メス



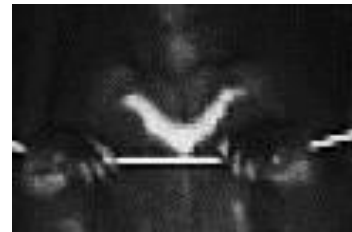
C1303/成獣/不明



C1304/亜成獣/不明



C1305/成獣/不明



C1306/成獣/メス



C1307/成獣/不明



C1308/成獣/不明



C1309/成獣/オス

図 2-7. 2013 年の識別個体の斑紋

静止画から抽出した斑紋に個体番号、成長段階、性別を付記した。

第3節

2年間のツキノワグマの生息状況

2-3-1. 導入

本研究では、2012年（第1節）と2013年（第2節）のカメラトラップの解析結果を基にして、調査地のツキノワグマの生息状況について考察した。

2-3-2. 材料と方法

本研究ではまず、2年間の動画サンプルを用いて、各年のツキノワグマの撮影頻度を算出した。撮影頻度は、調査期間を30分毎（00～29分、30～59分）に区切ることで、ツキノワグマの撮影イベント数を算出し、その値をカメラトラップの稼働基数×稼働日数で除することにより算出した。撮影イベント数については、同一の30分間で個体が複数回撮影されても、常に1と数えた。また、撮影動画内のツキノワグマの個体数や体サイズは、撮影イベント数を算出する際には考慮しなかった。

つぎに、両年の識別個体の斑紋を比較することで、2年間の別個体の数を算出した。

2-3-3. 結果

2年間のツキノワグマの撮影頻度

各年におけるツキノワグマの撮影頻度の推移を図2-8に示した。2012年の撮影頻度は、調査開始時（撮影頻度は0.02、以下同じ）から増減を繰り返しながらも増加し、8月上旬（0.21）にピークに達した。その後も、9月中旬（0.18）まで高い水準で推移したが、9月下旬（0.09）から10月上旬（0.08）にかけて急減した。しかし、10月中旬（0.22）には急増して、再びピークに達し、11月上旬（0.19）まで高い水準で推移した。そして、11月中旬（0.06）から下旬（0.01）にかけて急減した。一方で、2013年の撮影頻度は、調査開始時（0.00）から8月中旬（0.09）まで増減

を繰り返しながら徐々に増加した。そして、8月の下旬(0.23)に急増して、ピークに達した。その後は、9月の月上旬(0.03)に急減して、そのまま低い水準で推移し、12月以降にはツキノワグマは撮影されなくなった。

2年間の識別個体の斑紋の比較

2012年と2013年の識別個体について、斑紋の比較を行った。その結果、C1201とC1301、C1203とC1302、C1204とC1306、C1206とC1304の4組が同一個体として識別された(図2-5、図2-7)。これにより、2012年のみで識別された個体は12頭、2013年のみで識別された個体は5頭、両年で識別された個体は4頭となり、2年間で識別された別個体は21頭(オス6頭、メス3頭、性別不明12頭)であった。

2-3-4. 考察

2年間の個体数の推移

本研究の結果から、ツキノワグマの撮影頻度は両年ともに8月までは増加していた。しかし、9月以降は各年で推移が異なり、2012年では10月の中旬から11月の月上旬にかけて再び増加がみられたが、2013年では低い水準で推移していた。また、第1節と第2節より、前期と後期のツキノワグマの平均識別個体数は、2012年では両期間でほぼ同じであったが、2013年では後期は前期の半分以下であった。これらのことから、2013年の秋の生息密度は比較的低かったと推測された。

秋のツキノワグマの生息密度が各年で異なった要因の1つには、堅果類の豊凶が挙げられる。利根沼田地域の堅果類の豊凶は、2012年ではブナが無作、ミズナラ・コナラ・クリが不作であったが、2013年ではブナ・クリが並作、ミズナラ・コナラが豊作であった(片平 2015)。ツキノワグマは、堅果類の凶作年の秋には食物探索のために行動域を拡大し、低標高の地域まで移動することが知られている(Arimoto *et al.* 2011, Kozakai *et al.* 2011)。よって、2012年の秋には、多くの個体が入里の農作物、特に

果実に誘引され、調査地（500～800m の低標高域）へ移入したと推測された。一方で、2013 年の秋には十分な食物が得られたため、調査地への個体の移入は起きなかったと推測された。この裏付けとして、後期に確認された新規識別個体は、2012 年では 7 頭であったが、2013 年では 1 頭のみであり、凶作年の方が多かった（表 2-2、表 2-4）。さらに、ツキノワグマは堅果類が凶作ではない年の秋には、主にミズナラなどの堅果を採食するために、高標高へ移動すると考えられている（泉山ら 2009, 片平 2010）。利根沼田地域のミズナラ優占林は、主に調査地よりも高い 900m 以上の標高に分布している。よって、2013 年の秋の調査地では個体の移入が起きなかったことと、高標高への移出が起きたことから、ツキノワグマの個体数は少なかったと考えられた。これらのことから、調査地におけるツキノワグマの秋の生息密度は、堅果類の豊凶に強く影響されることが示唆された。里地のツキノワグマの生息状況を把握する上でも、堅果類の豊凶のモニタリングは重要であり、今後も継続していく必要があると考えられた。

2 年間の識別個体の生息状況

各年の識別個体の斑紋を比較した結果、4 組が同一個体として識別された。このうちの C1201（C1301 と同一個体、以下同じ）と C1204（C1306）は、両年で定着個体と判断された（表 2-2、表 2-4）。C1201（C1301）は両年ともに最も早く、また最も長く確認された個体であった。さらに、佐山地区の西側や中間尾根で確認され、人里を跨いで調査地を広く利用していた。これらのことから、C1201（C1301）は調査地に対して強い定着性を持っていたことが示唆された。一方で、C1204（C1306）は両年ともに発知地区の東側のみで確認され、確認された期間は C1201（C1301）よりも短かった。よって、この個体の調査地に対する定着性は、C1201（C1301）ほど強くなかったと考えられた。また、C1203（C1302）は、2012 年では非定着個体と判断されたが、2013 年では定着個体と判断された。2012 年では、連続して確認された期間

が1ヶ月未満ではあったが、他の非定着個体よりも長期（最長で約25日間）に渡って確認された。この個体は主に中間尾根で確認されたが、佐山地区の西側でも1回確認されていた。そして、C1206（C1304）は、両年で非定着個体と判断されたが、2012年では長期（約28日間）に渡って連続して確認された。この個体は、佐山地区の西側のCfトラップのみで確認されたことから、人里には接近しなかったと考えられた。

2年続けて識別された4頭のうち、C1201（C1301）、C1203（C1302）、C1204（C1306）は、両年の前期と後期で確認された（表2-2、表2-4）。前述の通り、2013年の秋は堅果類が並作以上であったことから、調査地（低標高）への個体の移入は起きず、高標高への移出が起きたため、調査地のツキノワグマの生息密度は低かったと推測された。しかし、C1201（C1301）は2013年の10月の中旬と11月の中旬に確認され、同様にC1203（C1302）は10月の下旬、C1204（C1306）は11月の下旬に確認された。このことから、この3頭は秋の堅果類の豊凶に関わらず、調査地を含む低標高域を主な行動域として利用していたと考えられた。

果樹園への接近が確認された個体は、2012年では7頭（定着個体2頭、非定着個体5頭）、2013年では3頭（定着個体）であった（表2-5）。これらの個体のうち、C1204（C1306）は両年で定着個体と判断されたが、Cvトラップで確認された日は2012年の8月20日のみであった。よって、この個体は調査地に定着していても、人里への依存度は低い個体であると考えられた。一方で、定着個体のC1201（C1301）とC1203（C1302）は2年間を通じて、他の個体よりも長期に渡って複数のCvトラップで確認された。そのため、この2頭は人里への依存度が高い個体であると考えられた。

表 2-5. 定着性および確認トラップで分けた各年の識別個体（カメラトラップ法）

| 定着性 | トラップ※1 | 2012 | 2013※3 |
|-------|------------------|-------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------|
| 定着 | Cv トラップ で確認 | C1201 C1204 | C1301 (C1201) C1302 (C1203) C1303 |
| | Cf トラップのみ で確認 | —※2 | C1306 (C1204) |
| 非定着 | Cv トラップ で確認 | C1202 C1203 C1207 C1208 C1209 | —※2 |
| | Cf トラップのみ で確認 | C1205 C1213 C1206 C1214 C1210 C1215 C1211 C1216 C1212 | C1304 (C1206) C1305 C1307 C1308 C1309 |
| 識別個体数 | | 16 | 9 |

※1. 「Cv トラップで確認」は「Cv トラップのみ」と「両トラップ」で確認された個体を含む

※2. 「—」は該当する個体がないことを示す

※3. ()内は 2012 年の個体番号を示す

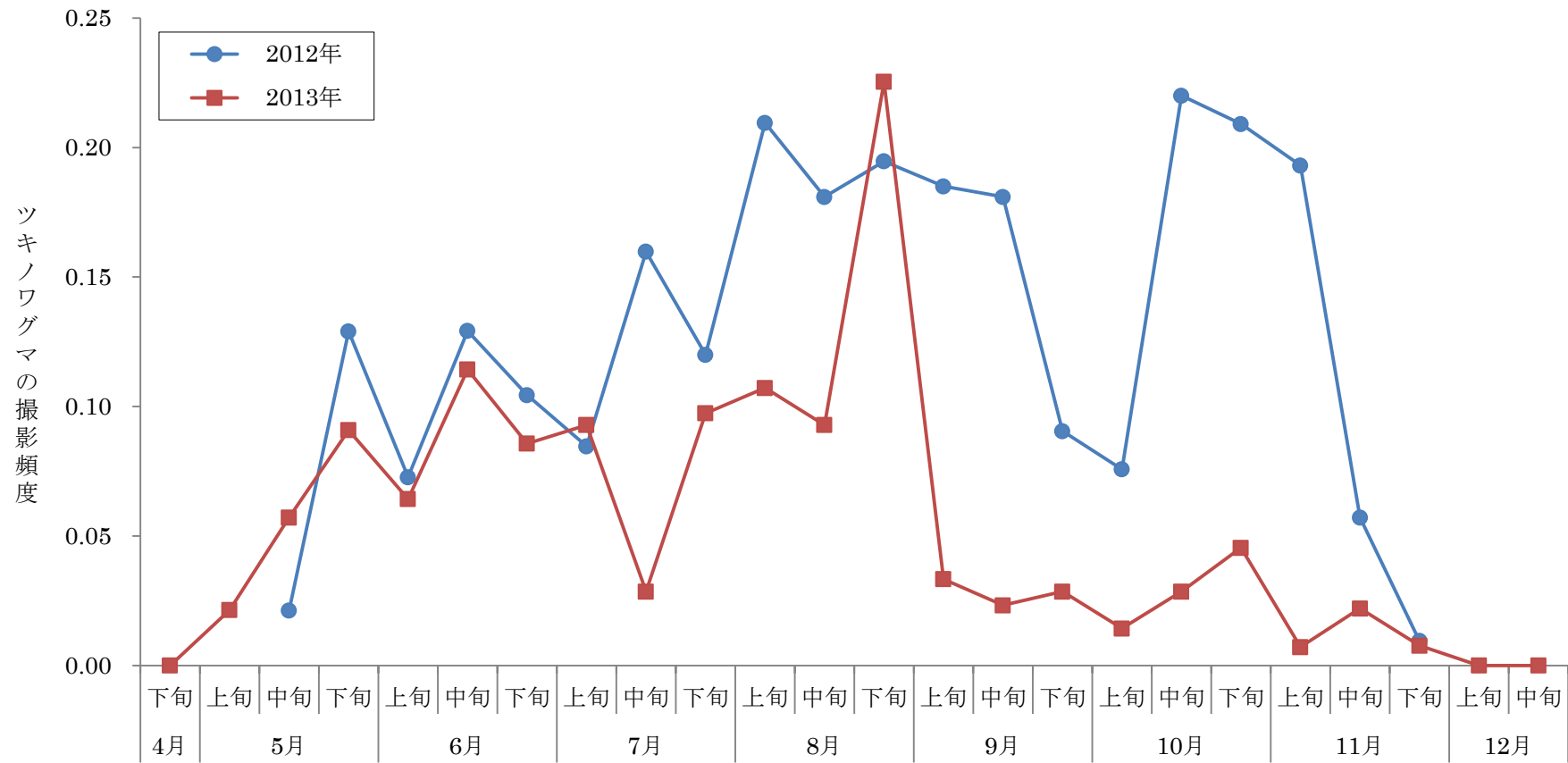


図 2-8. 調査期間中におけるツキノワグマの撮影頻度の推移（2012～2013 年）

撮影頻度は撮影イベント数 / (センサーカメラの稼働基数 × 稼働日数) で算出した。

小括

本研究では、カメラトラップ法による個体識別を用いることで、調査地のツキノワグマの生息状況を把握した。本研究は、群馬県沼田市の発知地区と佐山地区において、2012～2013年の2年間で行った。トラップで撮影したツキノワグマの動画から、個体の斑紋を抽出し、その形状に基づいて個体を識別した。その結果、2012年には16頭（オス5頭、メス3頭、性別不明8頭）、2013年には9頭（オス2頭、メス2頭、性別不明5頭）の個体が識別された。各年の識別個体の斑紋を比較した結果、4組（オス1頭、メス2頭、性別不明1頭）が同一個体として識別された。そのため、2年間で識別された別個体は21頭（オス6頭、メス3頭、性別不明12頭）であった。

各年のツキノワグマの撮影頻度をみると、8月までは両年ともに増加していたが、9月以降は各年で推移が異なった。9月以降の撮影頻度は、2012年では10月の中旬から11月の中旬にかけて再び増加していたのに対し、2013年では低い水準で推移していた。また、9月の中旬を境にして調査期間を前期と後期に分けた場合、ツキノワグマの平均識別個体数は、2012年の前期では3.0頭、後期では3.2頭であったが、2013年の前期では3.8頭、後期では1.7頭であった。さらに、後期の新規識別個体数は、2012年では7頭であったが、2013年では1頭のみであった。これらのことから、2013年の秋は、調査地のツキノワグマの生息密度は比較的低かったと推測された。これには、各年の堅果類の豊凶が強く影響していたと考えられた。

確認された期間の長さに基づいて、識別個体を定着個体と非定着個体に分けた。その結果、2012年の定着個体は2頭、非定着個体は14頭であり、2013年の定着個体は4頭（2012年の定着個体を2頭、非定着個体を1頭含む）、非定着個体は5頭（2012年の非定着個体を1頭含む）であった。確認された期間の長さが個体毎に異なっていたことから、各識別個体の行動様式もそれぞれ異なっていたと考えられた。また、2年続けて識別された4頭のうち、3頭は両年の前期と後期に確認された。このことか

ら、この 3 頭は秋の堅果類の豊凶に関わらず、調査地を含む低標高域を主な行動域として利用していたと考えられた。

果樹園への接近が確認された個体は、2012 年では 7 頭（定着個体 2 頭、非定着個体 5 頭）、2013 年では 3 頭（定着個体）であった。これらの個体のうち、定着個体の 2 頭については、人里への依存度が高い個体であると考えられた。

第3章

ヘアートラップ法による個体識別を用いた

ツキノワグマの生息状況の把握

緒言

本研究では第2章と同様に、群馬県沼田市の発知地区と佐山地区を調査地とした。ツキノワグマの生息状況の把握を目的として、調査地の森林にヘアートラップを高密度に設置し、ツキノワグマの体毛を採取した。採取した体毛の毛根部を遺伝子源として、DNAの抽出、マイクロサテライト遺伝子の増幅、フラグメント解析を行い、各サンプルの遺伝子型を決定することで個体を識別した。本研究は2012年と2013年の2年間で行った。両年では、トラップのサンプリングの頻度や稼動日数が異なったため、2012年の結果は第1節、2013年の結果は第2節で考察した。なお、2012年には有害捕獲によって殺処分された個体の筋肉を回収できた。そのため、これらのサンプルについても遺伝子型の決定を行い、体毛から識別された個体の遺伝子型と照合した。これにより、殺処分された個体の捕獲前の生息状況を確認した。第3節では2年間の解析結果を基にして、調査地のツキノワグマの生息状況について考察した。

第 1 節

2012 年のツキノワグマの生息状況

3-1-1. 導入

本研究では、2012 年の 5～11 月の期間で調査地の森林にヘアートラップを設置し、ツキノワグマの体毛を採取した。採取した体毛から DNA を抽出し、各サンプルの遺伝子型を決定することで個体を識別した。これにより、2012 年のツキノワグマの生息状況を把握した。

3-1-2. 材料と方法

調査地

本研究の調査地は第 2 章と同様に、群馬県沼田市の発知地区と佐山地区とした。

ヘアートラップの設置場所と設置期間

ツキノワグマの体毛の採取を目的として、調査地の森林にヘアートラップを設置した。ヘアートラップは、第 2 章のカメラトラップに隣接させる形で、平坦な地面の上に設置した。なお、カメラトラップとの間の距離は 10m 以内とした。第 2 章の Cv トラップに隣接するヘアートラップを Hv トラップとし、Cf トラップに隣接するヘアートラップを Hf トラップとした (H : Hair)。

Hv トラップは Cv トラップと同様に、佐山地区に 6 ヶ所 (トラップ識別記号: Hv-01～06、以下同じ)、発知地区に 6 ヶ所 (Hv-07～12) の計 12 ヶ所に設置した。Hf トラップは Cf トラップと同様に、佐山地区の西側に 3 ヶ所 (Hf-01～03)、中間尾根に 3 ヶ所 (Hf-04～06)、発知地区の東側に 3 ヶ所 (Hf-07～09) の計 9 ヶ所に設置した。これにより、ヘアートラップの設置場所は合計で 21 ヶ所となった (図 3-1)。現地にてトラップを設置する際は、設置場所の地権者に対して本研究の詳細を説明し、設置の

許可を得た。

ヘアートラップは、第2章(第1節)のカメラトラップと同様に、2012年の5月の中旬から設置し始め、11月30日まで稼働させた。サンプリングの頻度は、原則として2週間に1回とし、カメラトラップのサンプリングと同時に行った。サンプリングでは、ツキノワグマの体毛の採取、ベイトの交換、トラップの整備などを行った。

ヘアートラップの構造

本研究では、1段の有刺鉄線(線径1.6mm、棘間隔75mm)で1辺が300~400cmの四角形を作り、さらに内部で交差させる構造のヘアートラップを用いた(図3-2)。有刺鉄線は立木や木杭に巻いて設置し、地上から30~50cmの高さに固定した。立木に有刺鉄線を巻く場合は、立木と有刺鉄線の間には緩衝材を挟むことで立木を保護した。ベイトを吊るすロープは、ベイトの高さが170~180cmになるように設置し、ベイトとベイト用の雨傘を取り付けた。ベイトはカメラトラップと同様に、1ヶ所につき、Hvトラップではリンゴ1つを用い、Hfトラップでは100~200gのハチミツを用いた。また、ベイトには、ツキノワグマ以外の野生動物の食害から保護するために、カメラトラップと同様の防護処置を施した。

ツキノワグマの体毛の採取

サンプリングの際、ヘアートラップの有刺鉄線の棘にツキノワグマの体毛が付着していた場合は、原則として1棘1サンプルとして採取した。ただし、体毛が付着していた棘同士が隣接していた場合は、同一個体の体毛とみなし、1サンプルとして採取した。採取時はラテックス手袋とピンセットを用い、体毛を汚染ないように吸湿用の茶封筒に入れた。サンプル間の汚染を防ぐために、ピンセットは体毛を採取する度にガスバーナーで焼灼した。また、次の作業での汚染を防ぐために、有刺鉄線も体毛採取後にガスバーナーで焼灼した。吸湿後の体毛は、乾燥剤入りのサンプルパック

に入れ、本学に持ち帰った後は DNA 抽出を行うまで -20°C で保管した。

体毛サンプルからの DNA 抽出

採取した体毛の毛根部を実態顕微鏡で確認し、毛根を確認できた体毛を 5 本で 1 サンプルとした。毛根部をメス刃で切断し、ISOHAIR (ニッポン・ジーン, 東京, 日本) の付属プロトコルに従って、DNA を抽出した。まず、毛根部を融解するために、毛根部の入ったサンプルチューブに Extraction Buffer 200 μl 、Enzyme Solution 5 μl 、Lysis Solution 8 μl を添加した。次に、フェノールクロホルム法を行い、PCR (Polymerase Chain Reaction、ポリメラーゼ連鎖反応) を阻害するタンパク質を除去した。その後、3M Sodium Acetate (pH 5.2) 20 μl 、Ethachinmate 2 μl を添加し、エタノール沈殿を行った。そして、デカンテーションと乾燥を行った後、Tris-EDTA buffer (pH 8.0) 20 μl を添加し、DNA を精製した。DNA 抽出液は 4°C で保管した。

体毛由来 DNA の PCR 増幅

過去に利根沼田地域で行われたヘアトラップ調査の結果から、群馬県内のツキノワグマに対しては、マイクロサテライト遺伝子領域の 6 遺伝子座以上を用いることで、十分な個体識別が可能であることが明らかになっている (野生動物保護管理事務所 2008)。よって、本研究では体毛由来の DNA を鋳型として、マイクロサテライト遺伝子領域の G10X (Paetkau *et al.* 1995)、UT31、UT35、UT38 (Shih *et al.* 2009)、UamA107、UamD103 (Meredith *et al.* 2009) の 6 遺伝子座を PCR で増幅した (表 3-1)。

PCR 増幅の際は、Veriti 96-Well サーマルサイクラー 0.2ml (Applied Biosystems, Waltham, USA) を用いた。PCR 反応液は 10 μl とし、DNA ポリメラーゼには *Ex Taq* Hot Start Version (タカラバイオ, 滋賀, 日本) を用いた。反応液の構成は、各プライマー 1.0 μM 、10 \times *Ex Taq* Buffer (Mg²⁺ plus) 1.0 μl 、dNTP Mixture 0.8 μl 、*Ex Taq*

HS 0.25units、DNA 抽出液 1.0 μ l とした。PCR 増幅のステップは、94 $^{\circ}$ C 5 分間の Pre-denature の後、94 $^{\circ}$ C 10 秒間の Denature、各プライマーに特異的な温度 (G10X : 59 $^{\circ}$ C、UT31 : 61 $^{\circ}$ C、UT35 : 63 $^{\circ}$ C、UT38 : 61 $^{\circ}$ C、UamA107 : 63 $^{\circ}$ C、UamD103 : 61 $^{\circ}$ C) で 15 秒間の Annealing、72 $^{\circ}$ C 30 秒間の Extension のサイクルを 40 回行い、72 $^{\circ}$ C 7 分間の Last- Extension を行った。

ツキノワグマの筋肉の採取から PCR 増幅までの工程

調査地で有害捕獲によって殺処分された個体について、筋肉の冷凍保存を沼田市経済部農政課と調査地の狩猟者へ依頼した。これらの筋肉は調査期間中に回収し、本学に持ち帰った後は DNA 抽出を行うまで -20 $^{\circ}$ C で保管した。

回収した筋肉から、DNA 精製用キット DNeasy Blood & Tissue Kit (Qiagen, Hilden, DEU) の付属プロトコルに従って、DNA を抽出した。まず、筋肉を溶解するために、筋肉の入ったサンプルチューブに Proteinase K 20 μ l を添加し、組織が完全に溶解するまでインキュベートした。次に、Buffer AL 200 μ l、エタノール (96~100%) 200 μ l を添加した後、遠心分離を行い、Buffer AW1 500 μ l と Buffer AW2 500 μ l を添加した。そして、遠心分離で乾燥させた DNeasy メンブレンに Buffer AE 200 μ l を添加し、室温でインキュベートした後、遠心分離を行って DNA を精製した。DNA 抽出液は 4 $^{\circ}$ C で保管した。筋肉由来の DNA についても、G10X、UT31、UT35、UT38、UamA107、UamD103 の 6 遺伝子座を PCR で増幅した (表 3-1)。PCR 増幅は、体毛由来 DNA の際と同様の手法で行った。

フラグメント解析による識別個体の同定

体毛および筋肉由来の PCR 産物に対して、ABI PRISM 310 Genetic Analyzer (Applied Biosystems, Waltham, USA) を用いて電気泳動を行った。その後、GeneMapper v4.0 (Applied Biosystems, Waltham, USA) を用いて、各 PCR 産物の

遺伝子型を決定した(フラグメント解析)。遺伝子型を決定した全てのデータに対して、遺伝子型照合用プログラム GENE CAP (Wilberg and Dreher 2004) を用いることで、遺伝子型の照合を行った。照合の結果、解析した 6 遺伝子座のうちの 1 対立遺伝子のみが不一致の場合と 2 対立遺伝子のみが不一致の場合は、データの見直しを行い、識別個体を同定した。

性判別

識別個体の性判別には、アメロゲニン遺伝子領域の SE47 と SE48 を用いた (Yamamoto *et al.* 2002, 表 3-1)。PCR 増幅には個体識別の際と同様に、Veriti 96-Well サーマルサイクラー 0.2ml を用いた。PCR 反応液は 15 μ l とし、DNA ポリメラーゼには *Ex Taq* Hot Start Version を用いた。反応液の構成は、各プライマー 0.5 μ M、10 \times *Ex Taq* Buffer (Mg²⁺ plus) 1.5 μ l、dNTP Mixture 1.2 μ l、*Ex Taq* HS 0.375units、DNA 抽出液 1.0 μ l とした。PCR 増幅のステップは、97 $^{\circ}$ C 3 分間の Pre-denature の後、97 $^{\circ}$ C 30 秒間の Denature、63 $^{\circ}$ C 90 秒間の Annealing、72 $^{\circ}$ C 30 秒間の Extension のサイクルを 30 回を行い、72 $^{\circ}$ C 30 分間の Last- Extension を行った。PCR 産物に対して 2%アガロースゲルを用いた電気泳動を行い、遺伝子型を決定した。

3-1-3. 結果

体毛サンプルの採取と個体の識別

ヘアートラップの延べ稼働日数は、Hv トラップでは 2231 日、Hf トラップでは 1702 日となり、合計で 3933 日となった (表 3-2)。トラップの撤収時を含めて 14 回のサンプリングを行った結果、採取した体毛サンプルは、Hv トラップでは 62 サンプル、Hf トラップでは 157 サンプルとなり、合計で 219 サンプルとなった。体毛サンプルは第 9 回を除いた、13 回のサンプリングで採取できた。

採取した体毛サンプルのうち、毛根を確認して DNA 抽出に成功したサンプルは 167

サンプルとなり、これらを対象に遺伝子型の決定を行った。フラグメント解析の結果、マイクロサテライト遺伝子領域の 5 座位以上が増幅されたサンプルは 92 サンプル (55.1%) となり、6 座位全てが増幅され個体識別に用いることができたサンプルは 62 サンプル (解析成功率 : 37.1%) となった。この 62 サンプルの遺伝子型を照合した結果、29 頭のツキノワグマ (オス 5 頭、メス 13 頭、性別不明 11 頭) が識別された (表 3-3、表 3-4)。

識別個体数の推移

各サンプリング回での識別個体数は、体毛サンプルが採取されなかった第 9 回と最後の第 14 回では 0 頭であり、その他の 12 回では 1~7 頭であった (表 3-5)。識別個体数の推移をみると、まず、第 1~8 回 (サンプリングの主な対象期間 : 5 月中旬~9 月上旬、以下同じ) のサンプリングでは 1~5 頭であった。この期間 (前期) では、延べ 22 頭、平均 2.8 頭の識別個体が確認された。続いて、第 9 回 (9 月中旬) では 0 頭、その後の第 10~13 回 (9 月下旬~11 月中旬) では 1~7 頭、最後の第 14 回 (11 月下旬) では 0 頭であった。この期間 (後期) では、延べ 20 頭、平均 3.3 頭の識別個体が確認された。調査期間中の全 14 回のサンプリングでは、延べ 42 頭、平均 3.0 頭の識別個体が確認された。

識別個体が確認されたサンプリング回およびトラップ

識別個体 29 頭のうち、23 頭は 1 回のサンプリングで確認された (表 3-5)。その他の 6 頭は 2 回以上のサンプリングで確認され、H1201 は第 1 回 (5 月中旬~下旬) と第 6 回 (8 月上旬) の計 2 回、H1202 は第 1~2 回 (5 月中旬~6 月中旬) の連続する 2 回、H1203 は第 1~3 回 (5 月中旬~6 月下旬) の連続する 3 回、H1209 は第 4~8 回 (7 月上旬~9 月上旬) と第 11~13 回 (10 月中旬~11 月中旬) の計 8 回、H1221 と H1224 は第 12~13 回 (10 月下旬~11 月中旬) の連続する 2 回で確認された。

本研究では第 2 章と同様に、便宜的に 1 ヶ月を超えて連続して確認された個体を、その期間の定着個体と定義し、その他の個体は非定着個体と定義した。定着個体と非定着個体を分ける際は、確認されたサンプリング回の連続性に基づいて行った。本研究のサンプリングの頻度は原則として 2 週間に 1 回であったため、サンプリング 2 回分の対象期間を 1 ヶ月とした。つまり、連続する 3 回以上のサンプリングで確認された個体は定着個体とし、その他の個体は非定着個体とした。また、1 回確認されてから次に確認されるまでに 1 ヶ月以上が経過していた場合、つまり連続する 2 回以上のサンプリングで確認されなかった場合は、その期間に定着はなかったと判断した。その結果、識別個体 29 頭のうち、H1203 と H1209 の 2 頭 (6.9%) が定着個体となり、その他の 27 頭 (93.1%) は非定着個体となった。

定着個体の H1203 が確認されたトラップは、発知地区の東側の Hf-07 のみであった (表 3-5)。その一方で、H1209 は中間尾根において 2 ヶ所の Hv トラップ (Hv-07、Hv-09) と 3 ヶ所の Hf トラップ (Hf-04~06) で確認された。また、非定着個体 27 頭のうち、Hv トラップのみ、Hf トラップのみ、両トラップで確認された個体は、それぞれ 7 頭、17 頭、3 頭であった。

筋肉サンプルの採取と個体の識別

2012 年の調査地では、有害捕獲によって 4 頭のツキノワグマが殺処分されており、このうちの 3 頭の筋肉を回収できた (表 3-6)。これらの筋肉から DNA を抽出し、遺伝子型の決定を行った。フラグメント解析の結果、全てのサンプルでマイクロサテライト遺伝子領域の 6 座位が増幅され、個体識別に用いることができた。その結果、3 頭のツキノワグマ (M01、M02、M03) が識別された (表 3-7)。

体毛由来および筋肉由来の識別個体の照合

体毛由来の識別個体 (以下、体毛識別個体) と筋肉由来の識別個体 (以下、筋肉識

別個体)の間で、遺伝子型の照合を行った。その結果、両者の間では遺伝子型は一致せず、体毛識別個体 29 頭と筋肉識別個体 3 頭は別個体であった。

3-1-4. 考察

2012 年の識別個体の生息状況

識別個体 29 頭のうち、非定着個体は 27 頭であり、識別個体の約 93%を占めていた。このうちの H1201 を除いた 26 頭は、1 回または連続する 2 回のサンプリングのみで確認された (表 3-5)。これらの個体は、調査地に生息していた期間は長くとも 1 ヶ月程度の間だけであり、それ以外の期間では他の地域に生息していた可能性がある。一方で、H1201 は時期が 2 ヶ月以上離れた 2 回のサンプリングで確認された。よって、この個体は調査地を行動域に含んでいたが、その移入は周期的であった可能性がある。また、Hv トラップで確認された 10 頭 (Hv トラップのみで確認された H1204、H1205、H1211、H1212、H1214、H1228、H1229、および両トラップで確認された H1201、H1202、H1224) については、果樹園まで接近していたことが明らかであった。

定着個体 2 頭のうち、H1203 は定着期間が 5 月の中旬から 6 月の下旬までの間であり、この期間では調査地を主な行動域に利用していたと考えられる (表 3-5)。この個体は、確認されたトラップが全て Hf トラップであったことから、人里には接近しなかった可能性がある。一方で、H1209 は定着期間が 7 月の中旬から 9 月の中旬までの間と、10 月の中旬から 11 月の中旬までの間であり、識別個体の中で最も長く確認された。この個体は、7 月に延べ 2 ヶ所の Hv トラップで確認されており、果樹園まで接近していたことが明らかであった。

第 2 章と同様に、本研究の識別個体の中には調査期間中に 1 回しか確認されなかった個体もいれば、長期に渡って複数回確認された個体もいた。このことから、調査地に生息する個体の行動様式は一律ではなく、それぞれ異なっていたと考えられた。

殺処分された 3 頭の生息状況

個体識別の結果、体毛から識別された 29 頭と調査地で殺処分された 3 頭は、別個体であった。そのため、殺処分された 3 頭の捕獲前の生息状況は確認できなかった。しかし、この 3 頭の捕獲日はそれぞれ M01 が 8 月 28 日、M02 が 9 月 7 日、M03 が 11 月 3 日であった（表 3-6）。もし、これらの個体が捕獲前から長期に渡って調査地に生息していたならば、捕獲直後のサンプリング回（例えば M01 ならば第 8 回）までに、ヘアトラップから確認されていた可能性は高いと考えられた。しかし、実際には確認されなかったことから、この 3 頭は捕獲直前の短期間だけ調査地に生息していた、非定着個体の可能性があった。

表 3-1. 本研究で用いた遺伝子領域とプライマーの詳細

| 遺伝子領域 | 遺伝子座 | プライマーの塩基配列* | 蛍光色素 | Annealing 温度 (°C) | 対立遺伝子サイズ (bp) |
|----------------------|---------|---------------------------------------------------------------------|------|-------------------|---------------|
| マイクロ サテライト 遺伝子 | G10X | F 5'-TCTATGAGTTTAGTAGGTGCTC-3' R 5'-TCTGTGAAATCAAAACAAAC-3' | VIC | 59 | 101-125 |
| | UT31 | F 5'-TAAACTGATGCAGCCATAC-3' R 5'-TTTGAGCAAGACTGTTCC-3' | NED | 61 | 250-310 |
| | UT35 | F 5'-CTCCCTAGTAAGTAGAAAGCACACTTA-3' R 5'-GGTTTGATCCCTAGCACCTC-3' | NED | 63 | 124-156 |
| | UT38 | F 5'-AGCAGGGACAGTTTTATGTG-3' R 5'-GCAACAACATGTGAATGAAG-3' | FAM | 61 | 151-179 |
| | UamA107 | F 5'-ACTTGTCGTCGTTCTTTGAGATTG-3' R 5'-CCATGGAGATTGTTCTGCTCTC-3' | VIC | 63 | 171-203 |
| | UamD103 | F 5'-TTTCTCGGGTAACAAGACC-3' R 5'-CTACACTCTCTCGCATCTCC-3' | VIC | 61 | 246-270 |
| アメロゲニン 遺伝子 | SE47 | F 5'-CAGCCAAACCTCCCTCTGC-3' | 無 | 63 | |
| | SE48 | R 5'-CCCGCTTGGTCTTGTCTGTTGC-3' | 無 | 63 | |

※F : Forward primer、 R : Reverse primer、 A : Adenine、 T : Tyamine、 G : Guanine、 C : Cytosine

表 3-2. 2012 年の各ヘアートラップの詳細と採取したツキノワグマの体毛サンプル数 (サンプリング回別)

| ヘアートラップ 識別番号 | 設置 開始日 | 稼動 日数 (日) | サンプリング回* | | | | | | | | | | | | | | 合計 |
|-----------------|-----------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----|
| | | | 第 1 回 | 第 2 回 | 第 3 回 | 第 4 回 | 第 5 回 | 第 6 回 | 第 7 回 | 第 8 回 | 第 9 回 | 第 10 回 | 第 11 回 | 第 12 回 | 第 13 回 | 第 14 回 | |
| | | | 06/03~ 06/06 | 06/16~ 06/18 | 06/30~ 07/02 | 07/14~ 07/17 | 07/28~ 07/30 | 08/11~ 08/13 | 08/25~ 08/27 | 09/08~ 09/11 | 09/22~ 09/25 | 10/06~ 10/09 | 10/20~ 10/23 | 11/03~ 11/06 | 11/17~ 11/20 | 12/01~ 12/04 | |
| Hv-01 | 06/05 | 179 | — | | | | | | | 3 | | | | 3 | | 6 | |
| Hv-02 | 05/20 | 195 | 9 | | | | 2 | | | | | | | | | 11 | |
| Hv-03 | 05/21 | 194 | | | | | | | | | | | | | | 0 | |
| Hv-04 | 05/13 | 202 | 3 | | 1 | | | 3 | | | | | | | | 7 | |
| Hv-05 | 06/06 | 178 | — | | | | | | | | | | | | | 0 | |
| Hv-06 | 05/20 | 195 | | 1 | 1 | 1 | | | | | | | | | | 3 | |
| Hv-07 | 05/20 | 195 | | 2 | | | 3 | | | | | | 4 | | | 9 | |
| Hv-08 | 05/20 | 195 | | 4 | | | | | | | | | | 4 | | 8 | |
| Hv-09 | 05/21 | 194 | 9 | 5 | | 3 | | | | | | | | | | 17 | |
| Hv-10 | 05/14 | 201 | | | | | | | | | | | | | | 0 | |
| Hv-11 | 07/17 | 137 | — | — | — | — | | 1 | | | | | | | | 1 | |
| Hv-12 | 06/18 | 166 | — | — | | | | | | | | | | | | 0 | |
| | 小計 | | 21 | 12 | 2 | 4 | 3 | 6 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 4 | 7 | 0 | 62 |
| Hf-01 | 05/13 | 202 | 1 | | 2 | 6 | 7 | 4 | | 3 | | | | | | 23 | |
| Hf-02 | 05/19 | 196 | | | | | | 1 | | 2 | | | | | | 3 | |
| Hf-03 | 05/19 | 196 | | | | | 1 | | | | | | | | | 1 | |
| Hf-04 | 05/14 | 201 | | | | | | | 3 | | | 1 | 3 | 3 | 4 | 14 | |
| Hf-05 | 05/21 | 194 | | | | | | | | 2 | | | 8 | 6 | 3 | 4 | 23 |
| Hf-06 | 06/05 | 179 | — | 4 | 2 | 4 | | 2 | 1 | | | | | 3 | 4 | 20 | |
| Hf-07 | 05/20 | 195 | 3 | 7 | 15 | 8 | 3 | 2 | | | 2 | 13 | 5 | | | 58 | |
| Hf-08 | 05/13 | 202 | | | | 3 | 1 | | | | | | | 7 | | 11 | |
| Hf-09 | 07/17 | 137 | — | — | — | — | 4 | | | | | | | | | 4 | |
| | 小計 | | 4 | 11 | 19 | 21 | 16 | 9 | 4 | 7 | 0 | 3 | 24 | 24 | 11 | 4 | 157 |
| | 合計 | | 25 | 23 | 21 | 25 | 19 | 15 | 4 | 10 | 0 | 3 | 24 | 28 | 18 | 4 | 219 |

※—はヘアートラップの未設置、空欄は採取サンプル数 0 を示す

表 3-3. 体毛識別個体の各遺伝子座における対立遺伝子のサイズおよび頻度 (2012 年)

| 遺伝子座 | G10X | | UT31 | | UT35 | | UT38 | | UamA107 | | UamD103 | |
|--------|------|------|------|------|------|------|------|------|---------|------|---------|------|
| 反復配列多型 | 2 塩基 | | 4 塩基 | | 4 塩基 | | 4 塩基 | | 4 塩基 | | 4 塩基 | |
| | サイズ | 頻度 | サイズ | 頻度 | サイズ | 頻度 | サイズ | 頻度 | サイズ | 頻度 | サイズ | 頻度 |
| 対立遺伝子* | 101 | 0.02 | 250 | 0.03 | 124 | 0.03 | 151 | 0.10 | 171 | 0.17 | 246 | 0.10 |
| | 105 | 0.34 | 266 | 0.02 | 132 | 0.10 | 155 | 0.02 | 175 | 0.26 | 250 | 0.09 |
| | 115 | 0.10 | 270 | 0.05 | 136 | 0.02 | 159 | 0.12 | 179 | 0.26 | 254 | 0.19 |
| | 117 | 0.40 | 274 | 0.28 | 140 | 0.12 | 167 | 0.16 | 183 | 0.09 | 258 | 0.33 |
| | 121 | 0.05 | 278 | 0.05 | 144 | 0.24 | 171 | 0.29 | 187 | 0.03 | 262 | 0.14 |
| | 125 | 0.09 | 282 | 0.19 | 148 | 0.24 | 175 | 0.19 | 191 | 0.03 | 266 | 0.10 |
| | | | 286 | 0.14 | 152 | 0.12 | 179 | 0.12 | 195 | 0.09 | 270 | 0.05 |
| | | | 290 | 0.09 | 156 | 0.12 | | | 199 | 0.07 | | |
| | | | 294 | 0.05 | | | | | | | | |
| | | | 302 | 0.05 | | | | | | | | |
| | | 306 | 0.05 | | | | | | | | | |

※サイズの単位は bp

表 3-4. 体毛識別個体の詳細とフラグメント解析の結果 (2012 年)

| 整理 番号 | 個体 番号 | サンプ リング回 | 体毛 採取日 | 採取 トラップ | 性別 | 対立遺伝子サイズ (bp) | | | | | | | | | | | |
|----------|----------|-------------|-----------|------------|----|---------------|-----|------|-----|------|-----|------|-----|---------|-----|---------|-----|
| | | | | | | G10X | | UT31 | | UT35 | | UT38 | | UamA107 | | UamD103 | |
| 01 | H1201 | 1 | 06/03 | Hv-02 | メス | 105 | 105 | 274 | 294 | 144 | 148 | 155 | 171 | 175 | 179 | 246 | 258 |
| 02 | H1201 | 1 | 06/03 | Hv-02 | メス | 105 | 105 | 274 | 294 | 144 | 148 | 155 | 171 | 175 | 179 | 246 | 258 |
| 03 | H1201 | 6 | 08/11 | Hf-01 | メス | 105 | 105 | 274 | 294 | 144 | 148 | 155 | 171 | 175 | 179 | 246 | 258 |
| 04 | H1202 | 1 | 06/04 | Hv-09 | メス | 117 | 121 | 274 | 282 | 132 | 144 | 171 | 171 | 171 | 175 | 246 | 258 |
| 05 | H1202 | 1 | 06/04 | Hv-09 | メス | 117 | 121 | 274 | 282 | 132 | 144 | 171 | 171 | 171 | 175 | 246 | 258 |
| 06 | H1202 | 1 | 06/04 | Hv-09 | メス | 117 | 121 | 274 | 282 | 132 | 144 | 171 | 171 | 171 | 175 | 246 | 258 |
| 07 | H1202 | 1 | 06/04 | Hv-09 | メス | 117 | 121 | 274 | 282 | 132 | 144 | 171 | 171 | 171 | 175 | 246 | 258 |
| 08 | H1202 | 2 | 06/16 | Hf-06 | メス | 117 | 121 | 274 | 282 | 132 | 144 | 171 | 171 | 171 | 175 | 246 | 258 |
| 09 | H1202 | 2 | 06/16 | Hf-06 | メス | 117 | 121 | 274 | 282 | 132 | 144 | 171 | 171 | 171 | 175 | 246 | 258 |
| 10 | H1202 | 2 | 06/18 | Hv-09 | メス | 117 | 121 | 274 | 282 | 132 | 144 | 171 | 171 | 171 | 175 | 246 | 258 |
| 11 | H1203 | 1 | 06/04 | Hf-07 | メス | 117 | 117 | 286 | 306 | 148 | 156 | 167 | 171 | 175 | 179 | 258 | 262 |
| 12 | H1203 | 2 | 06/17 | Hf-07 | メス | 117 | 117 | 286 | 306 | 148 | 156 | 167 | 171 | 175 | 179 | 258 | 262 |
| 13 | H1203 | 3 | 07/02 | Hf-07 | メス | 117 | 117 | 286 | 306 | 148 | 156 | 167 | 171 | 175 | 179 | 258 | 262 |
| 14 | H1203 | 3 | 07/02 | Hf-07 | メス | 117 | 117 | 286 | 306 | 148 | 156 | 167 | 171 | 175 | 179 | 258 | 262 |
| 15 | H1204 | 2 | 06/18 | Hv-09 | 不明 | 105 | 105 | 278 | 278 | 132 | 148 | 179 | 179 | 171 | 195 | 254 | 270 |
| 16 | H1205 | 3 | 07/01 | Hv-06 | 不明 | 117 | 121 | 274 | 286 | 132 | 144 | 171 | 171 | 171 | 171 | 246 | 258 |
| 17 | H1206 | 3 | 07/02 | Hf-07 | 不明 | 105 | 117 | 250 | 286 | 156 | 156 | 167 | 175 | 179 | 179 | 262 | 262 |
| 18 | H1207 | 3 | 07/02 | Hf-07 | 不明 | 101 | 115 | 250 | 286 | 144 | 156 | 151 | 151 | 175 | 179 | 262 | 266 |
| 19 | H1208 | 4 | 07/15 | Hf-06 | 不明 | 105 | 117 | 274 | 282 | 148 | 152 | 171 | 179 | 183 | 199 | 246 | 258 |
| 20 | H1209 | 4 | 07/16 | Hv-09 | オス | 105 | 117 | 274 | 282 | 148 | 152 | 171 | 179 | 183 | 199 | 254 | 258 |
| 21 | H1209 | 4 | 07/16 | Hv-09 | オス | 105 | 117 | 274 | 282 | 148 | 152 | 171 | 179 | 183 | 199 | 254 | 258 |
| 22 | H1209 | 5 | 07/30 | Hv-07 | オス | 105 | 117 | 274 | 282 | 148 | 152 | 171 | 179 | 183 | 199 | 254 | 258 |
| 23 | H1209 | 6 | 08/12 | Hf-06 | オス | 105 | 117 | 274 | 282 | 148 | 152 | 171 | 179 | 183 | 199 | 254 | 258 |
| 24 | H1209 | 7 | 08/25 | Hf-04 | オス | 105 | 117 | 274 | 282 | 148 | 152 | 171 | 179 | 183 | 199 | 254 | 258 |
| 25 | H1209 | 7 | 08/26 | Hf-06 | オス | 105 | 117 | 274 | 282 | 148 | 152 | 171 | 179 | 183 | 199 | 254 | 258 |
| 26 | H1209 | 8 | 09/08 | Hf-05 | オス | 105 | 117 | 274 | 282 | 148 | 152 | 171 | 179 | 183 | 199 | 254 | 258 |
| 27 | H1209 | 11 | 10/23 | Hf-05 | オス | 105 | 117 | 274 | 282 | 148 | 152 | 171 | 179 | 183 | 199 | 254 | 258 |
| 28 | H1209 | 11 | 10/23 | Hf-05 | オス | 105 | 117 | 274 | 282 | 148 | 152 | 171 | 179 | 183 | 199 | 254 | 258 |
| 29 | H1209 | 12 | 11/03 | Hf-04 | オス | 105 | 117 | 274 | 282 | 148 | 152 | 171 | 179 | 183 | 199 | 254 | 258 |
| 30 | H1209 | 13 | 11/18 | Hf-06 | オス | 105 | 117 | 274 | 282 | 148 | 152 | 171 | 179 | 183 | 199 | 254 | 258 |
| 31 | H1210 | 5 | 07/29 | Hf-09 | 不明 | 117 | 117 | 286 | 306 | 148 | 156 | 167 | 171 | 175 | 179 | 250 | 262 |
| 32 | H1211 | 6 | 08/12 | Hv-02 | 不明 | 105 | 125 | 290 | 294 | 140 | 148 | 151 | 175 | 171 | 175 | 258 | 258 |
| 33 | H1212 | 6 | 08/12 | Hv-04 | メス | 117 | 117 | 274 | 274 | 132 | 152 | 167 | 171 | 183 | 195 | 254 | 266 |
| 34 | H1213 | 6 | 08/13 | Hf-07 | 不明 | 117 | 117 | 286 | 306 | 148 | 156 | 167 | 171 | 175 | 175 | 258 | 262 |
| 35 | H1214 | 8 | 09/09 | Hv-01 | メス | 117 | 117 | 270 | 278 | 140 | 144 | 151 | 151 | 175 | 199 | 258 | 258 |
| 36 | H1215 | 10 | 10/07 | Hf-07 | 不明 | 117 | 125 | 282 | 290 | 140 | 152 | 159 | 167 | 171 | 179 | 254 | 266 |
| 37 | H1216 | 11 | 10/22 | Hf-07 | オス | 105 | 115 | 274 | 274 | 140 | 144 | 171 | 179 | 183 | 195 | 254 | 254 |
| 38 | H1216 | 11 | 10/22 | Hf-07 | オス | 105 | 115 | 274 | 274 | 140 | 144 | 171 | 179 | 183 | 195 | 254 | 254 |
| 39 | H1216 | 11 | 10/22 | Hf-07 | オス | 105 | 115 | 274 | 274 | 140 | 144 | 171 | 179 | 183 | 195 | 254 | 254 |
| 40 | H1217 | 11 | 10/22 | Hf-07 | メス | 117 | 117 | 274 | 274 | 124 | 144 | 159 | 167 | 171 | 179 | 246 | 254 |
| 41 | H1218 | 11 | 10/23 | Hf-05 | メス | 105 | 125 | 274 | 282 | 144 | 152 | 175 | 175 | 179 | 191 | 262 | 270 |
| 42 | H1219 | 11 | 10/23 | Hf-05 | メス | 105 | 125 | 270 | 290 | 140 | 148 | 175 | 175 | 175 | 179 | 258 | 266 |
| 43 | H1219 | 11 | 10/23 | Hf-05 | メス | 105 | 125 | 270 | 290 | 140 | 148 | 175 | 175 | 175 | 179 | 258 | 266 |
| 44 | H1219 | 11 | 10/23 | Hf-05 | メス | 105 | 125 | 270 | 290 | 140 | 148 | 175 | 175 | 175 | 179 | 258 | 266 |
| 45 | H1220 | 12 | 11/03 | Hf-04 | オス | 117 | 117 | 266 | 290 | 132 | 148 | 167 | 175 | 175 | 191 | 250 | 258 |
| 46 | H1221 | 12 | 11/03 | Hf-05 | オス | 105 | 105 | 270 | 274 | 148 | 148 | 167 | 175 | 175 | 179 | 258 | 258 |
| 47 | H1221 | 13 | 11/18 | Hf-05 | オス | 105 | 105 | 270 | 274 | 148 | 148 | 167 | 175 | 175 | 179 | 258 | 258 |
| 48 | H1222 | 12 | 11/04 | Hf-06 | メス | 105 | 117 | 274 | 282 | 140 | 144 | 159 | 159 | 183 | 199 | 258 | 258 |
| 49 | H1223 | 12 | 11/04 | Hf-08 | メス | 105 | 125 | 290 | 302 | 132 | 152 | 171 | 171 | 175 | 187 | 258 | 270 |
| 50 | H1223 | 12 | 11/04 | Hf-08 | メス | 105 | 125 | 290 | 302 | 132 | 152 | 171 | 171 | 175 | 187 | 258 | 270 |
| 51 | H1224 | 12 | 11/05 | Hv-07 | メス | 105 | 115 | 282 | 286 | 136 | 144 | 151 | 171 | 179 | 179 | 254 | 266 |
| 52 | H1224 | 12 | 11/05 | Hv-07 | メス | 105 | 115 | 282 | 286 | 136 | 144 | 151 | 171 | 179 | 179 | 254 | 266 |
| 53 | H1224 | 13 | 11/18 | Hf-06 | メス | 105 | 115 | 282 | 286 | 136 | 144 | 151 | 171 | 179 | 179 | 254 | 266 |
| 54 | H1225 | 12 | 11/05 | Hf-07 | メス | 105 | 117 | 274 | 282 | 124 | 156 | 159 | 179 | 171 | 179 | 246 | 254 |
| 55 | H1226 | 13 | 11/18 | Hf-04 | メス | 105 | 115 | 282 | 302 | 144 | 148 | 171 | 179 | 171 | 171 | 250 | 266 |
| 56 | H1227 | 13 | 11/18 | Hf-06 | オス | 105 | 115 | 282 | 286 | 144 | 144 | 171 | 175 | 179 | 195 | 250 | 254 |
| 57 | H1228 | 13 | 11/19 | Hv-01 | 不明 | 117 | 121 | 274 | 282 | 140 | 144 | 159 | 175 | 175 | 195 | 250 | 262 |
| 58 | H1228 | 13 | 11/19 | Hv-01 | 不明 | 117 | 121 | 274 | 282 | 140 | 144 | 159 | 175 | 175 | 195 | 250 | 262 |
| 59 | H1228 | 13 | 11/19 | Hv-01 | 不明 | 117 | 121 | 274 | 282 | 140 | 144 | 159 | 175 | 175 | 195 | 250 | 262 |
| 60 | H1229 | 13 | 11/19 | Hv-08 | 不明 | 105 | 115 | 294 | 302 | 148 | 152 | 159 | 175 | 175 | 187 | 254 | 258 |
| 61 | H1229 | 13 | 11/19 | Hv-08 | 不明 | 105 | 115 | 294 | 302 | 148 | 152 | 159 | 175 | 175 | 187 | 254 | 258 |
| 62 | H1229 | 13 | 11/19 | Hv-08 | 不明 | 105 | 115 | 294 | 302 | 148 | 152 | 159 | 175 | 175 | 187 | 254 | 258 |

表 3-5. 2012 年における体毛識別個体の生息状況（サンプリング回別）

| 個体番号 | 性別 | サンプリング回 | | | | | | | | | | | | | | 確認 トランプ | 定着性 |
|---------|----|--------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|------------|-----|
| | | 第 1 回 06/03～ 06/06 | 第 2 回 06/16～ 06/18 | 第 3 回 06/30～ 07/02 | 第 4 回 07/14～ 07/17 | 第 5 回 07/28～ 07/30 | 第 6 回 08/11～ 08/13 | 第 7 回 08/25～ 08/27 | 第 8 回 09/08～ 09/11 | 第 9 回 09/22～ 09/25 | 第 10 回 10/06～ 10/09 | 第 11 回 10/20～ 10/23 | 第 12 回 11/03～ 11/06 | 第 13 回 11/17～ 11/20 | 第 14 回 12/01～ 12/04 | | |
| H1201 | メス | Hv-02 | | | | Hf-01 | | | | | | | | | | Hv, Hf | 非定着 |
| H1202 | メス | Hv-09 | Hf-06 | | | | | | | | | | | | | Hv, Hf | 非定着 |
| H1203 | メス | Hf-07 | Hf-07 | Hf-07 | | | | | | | | | | | | Hf | 定着 |
| H1204 | 不明 | | Hv-09 | | | | | | | | | | | | | Hv | 非定着 |
| H1205 | 不明 | | | Hv-06 | | | | | | | | | | | | Hv | 非定着 |
| H1206 | 不明 | | | Hf-07 | | | | | | | | | | | | Hf | 非定着 |
| H1207 | 不明 | | | Hf-07 | | | | | | | | | | | | Hf | 非定着 |
| H1208 | 不明 | | | | Hf-06 | | | | | | | | | | | Hf | 非定着 |
| H1209 | オス | | | | Hv-09 | Hv-07 | Hf-06 | Hf-04 | Hf-05 | | Hf-05 | Hf-04 | Hf-06 | | | Hv, Hf | 定着 |
| H1210 | 不明 | | | | | Hf-09 | | | | | | | | | | Hf | 非定着 |
| H1211 | 不明 | | | | | | Hv-02 | | | | | | | | | Hv | 非定着 |
| H1212 | メス | | | | | | Hv-04 | | | | | | | | | Hv | 非定着 |
| H1213 | 不明 | | | | | | Hf-07 | | | | | | | | | Hf | 非定着 |
| H1214 | メス | | | | | | | | Hv-01 | | | | | | | Hv | 非定着 |
| H1215 | 不明 | | | | | | | | | | Hf-07 | | | | | Hf | 非定着 |
| H1216 | オス | | | | | | | | | | Hf-07 | | | | | Hf | 非定着 |
| H1217 | メス | | | | | | | | | | Hf-07 | | | | | Hf | 非定着 |
| H1218 | メス | | | | | | | | | | Hf-05 | | | | | Hf | 非定着 |
| H1219 | メス | | | | | | | | | | Hf-05 | | | | | Hf | 非定着 |
| H1220 | オス | | | | | | | | | | | Hf-04 | | | | Hf | 非定着 |
| H1221 | オス | | | | | | | | | | | Hf-05 | Hf-05 | | | Hf | 非定着 |
| H1222 | メス | | | | | | | | | | | Hf-06 | | | | Hf | 非定着 |
| H1223 | メス | | | | | | | | | | | Hf-08 | | | | Hf | 非定着 |
| H1224 | メス | | | | | | | | | | | Hv-07 | Hf-06 | | | Hv, Hf | 非定着 |
| H1225 | メス | | | | | | | | | | | Hf-07 | | | | Hf | 非定着 |
| H1226 | メス | | | | | | | | | | | | Hf-04 | | | Hf | 非定着 |
| H1227 | オス | | | | | | | | | | | | Hf-06 | | | Hf | 非定着 |
| H1228 | 不明 | | | | | | | | | | | | | Hv-01 | | Hv | 非定着 |
| H1229 | 不明 | | | | | | | | | | | | | Hv-08 | | Hv | 非定着 |
| 識別個体数 | | 3 | 3 | 4 | 2 | 2 | 5 | 1 | 2 | 0 | 1 | 5 | 7 | 7 | 0 | | |
| 新規識別個体数 | | 3 | 1 | 3 | 2 | 1 | 3 | 0 | 1 | 0 | 1 | 4 | 6 | 4 | 0 | | |

表 3-6. 2012 年の調査地におけるツキノワグマの有害捕獲に関する情報

沼田市の有害鳥獣捕獲調査票に記載された捕獲個体の情報（捕獲日、捕獲場所、性別、体長、頭胴長、体重、推定年齢）、筋肉の回収結果（○：回収、×：回収できず）、本研究で付加した個体番号（M：muscle）を示した。

| 捕獲日 | 捕獲場所 | 性別 | 体長 (cm) | 頭胴長 (cm) | 体重 (kg) | 推定 年齢 | 筋肉の 回収 | 個体 番号 |
|-------|------|----|------------|-------------|------------|----------|-----------|----------|
| 08/27 | 上発知町 | メス | 105 | 100 | 60 | 1才 | × | なし |
| 08/28 | 上発知町 | メス | 115 | 110 | 75 | 3才 | ○ | M01 |
| 09/07 | 佐山町 | メス | 127 | 120 | 60 | 成獣 | ○ | M02 |
| 11/03 | 上発知町 | メス | 100 | 95 | 45 | 1.5才 | ○ | M03 |

表 3-7. 筋肉識別個体のフラグメント解析の結果

| 個体 番号 | 対立遺伝子サイズ (bp) | | | | | | | | | | | |
|----------|---------------|-----|------|-----|------|-----|------|-----|---------|-----|---------|-----|
| | G10X | | UT31 | | UT35 | | UT38 | | UamA107 | | UamD103 | |
| M01 | 105 | 125 | 250 | 286 | 152 | 156 | 171 | 171 | 171 | 175 | 258 | 262 |
| M02 | 105 | 105 | 270 | 274 | 144 | 148 | 167 | 171 | 175 | 195 | 258 | 266 |
| M03 | 105 | 105 | 282 | 302 | 148 | 152 | 159 | 171 | 175 | 179 | 254 | 270 |

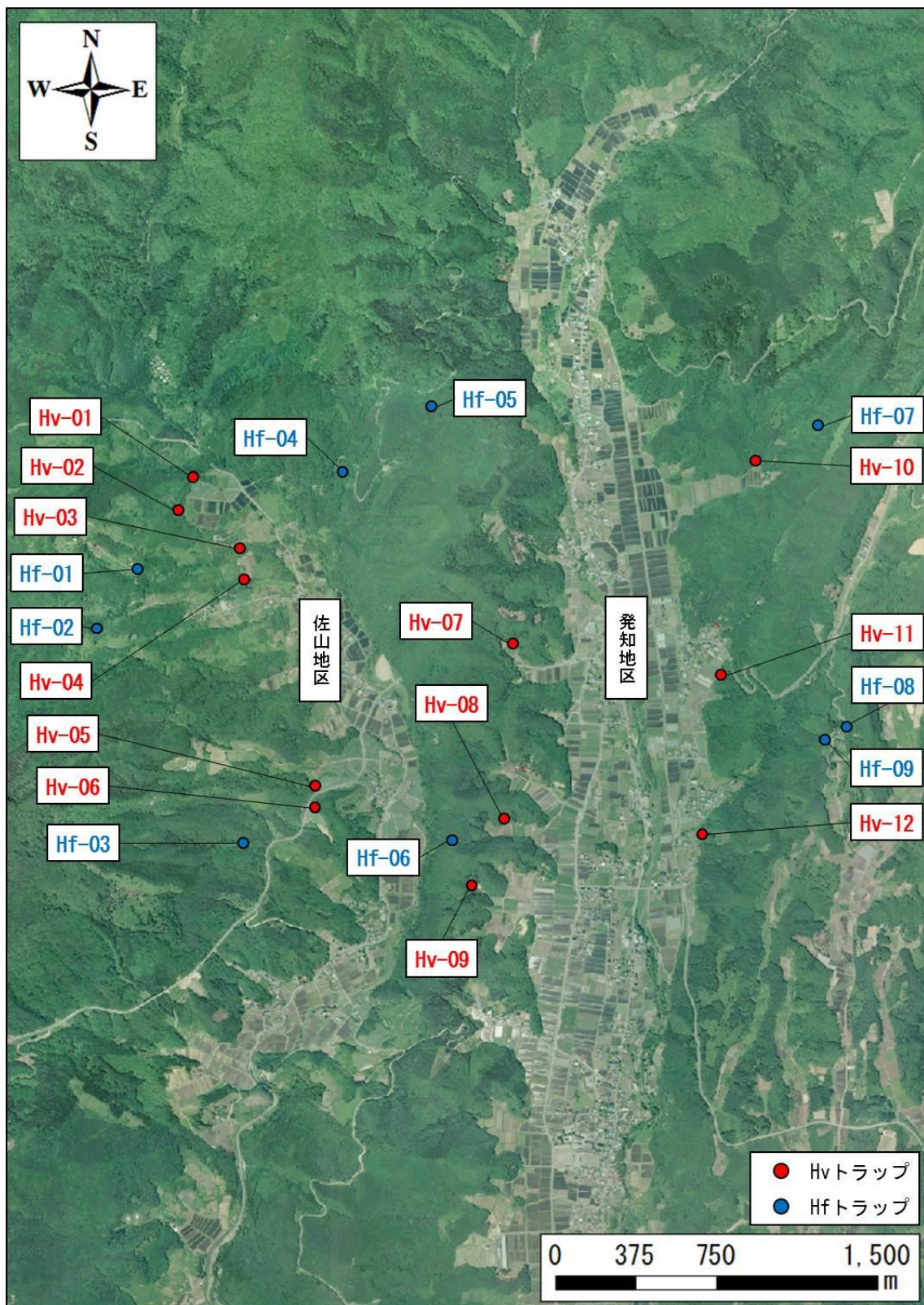


図 3-1. 2012 年のヘアートラップの設置場所

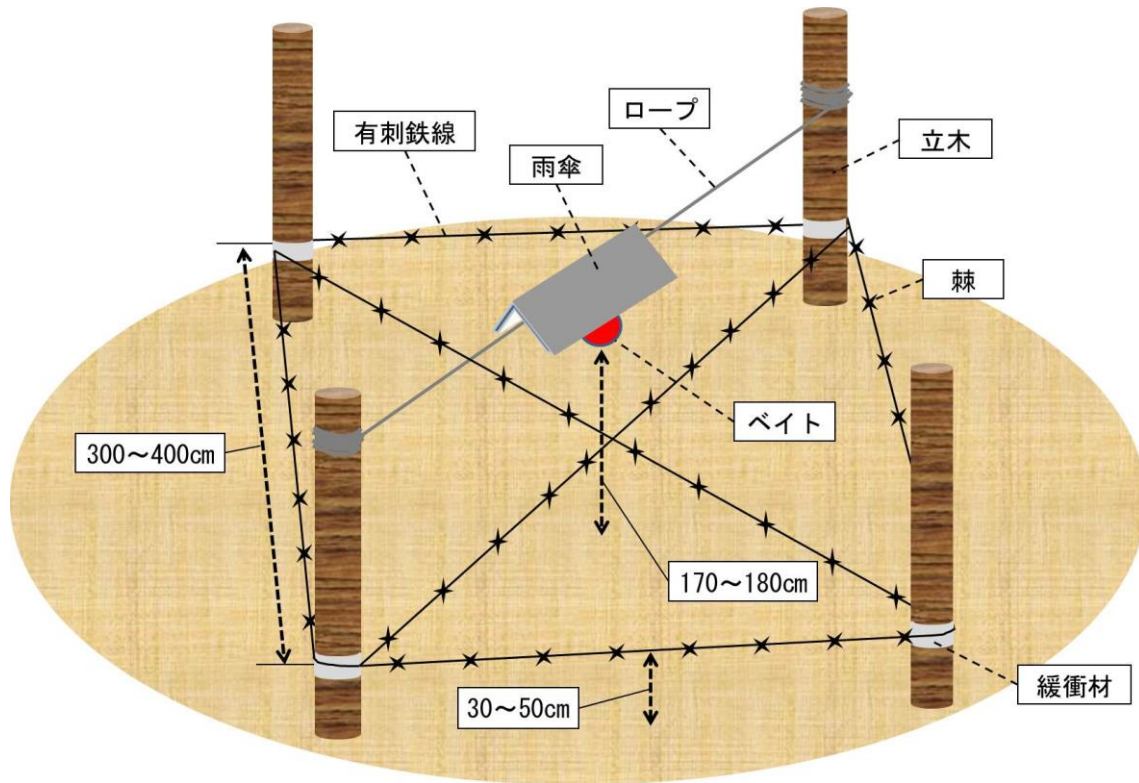


図 3-2. 本研究のハートラップの模式図

第 2 節

2013 年のツキノワグマの生息状況

3-2-1. 導入

本研究では、2013 年の 4～12 月の期間で調査地の森林にヘアートラップを設置し、ツキノワグマの体毛を採取した。採取した体毛から DNA を抽出し、各サンプルの遺伝子型を決定することで個体を識別した。これにより、2013 年のツキノワグマの生息状況を把握した。

3-2-2. 材料と方法

調査地

本研究の調査地は 2012 年（第 1 節）に引き続き、群馬県沼田市の発知地区と佐山地区とした。

ヘアートラップの設置場所と設置期間

2012 年と同様に、調査地の森林にヘアートラップ（Hv トラップ、Hf トラップ）を設置した。Hv トラップは、佐山地区に 4 ヶ所（Hv-01～02、Hv-04、Hv-06）、発知地区に 4 ヶ所（Hv-08～11）の計 8 ヶ所に設置した。Hf トラップは、佐山地区の西側に 2 ヶ所（Hf-01、Hf-03）、中間尾根に 2 ヶ所（Hf-04、Hf-06）、発知地区の東側に 2 ヶ所（Hf-07～08）の計 6 ヶ所に設置した。これにより、ヘアートラップの設置場所は合計で 14 ヶ所となった（図 3-3）。トラップを設置した位置は 2012 年と同じとした。

ヘアートラップは、第 2 章（第 2 節）のカメラトラップと同様に、2013 年の 4 月の下旬から設置し始め、12 月 16 日まで稼働させた。サンプリングの頻度は、原則として 1 ヶ月に 1 回とし、カメラトラップのサンプリングと同時に行った。サンプリングではツキノワグマの体毛の採取、ベイトの交換、トラップの整備などを行った。

ヘアートラップの構造

ヘアートラップの構造は 2012 年と同じとした。

ツキノワグマの体毛の採取および遺伝子解析

ツキノワグマの体毛の採取と、その後の遺伝子解析の工程（DNA 抽出、PCR 増幅、フラグメント解析、性判別）は、2012 年と同様の手順で行った。なお、2013 年の調査地の範囲内では、ツキノワグマの有害捕獲は行われなかったため、筋肉の採取は行わなかった。

3-2-3. 結果

体毛サンプルの採取と個体の識別

ヘアートラップの延べ稼動日数は、Hv トラップでは 1857 日、Hf トラップでは 1393 日となり、合計で 3250 日となった（表 3-8）。トラップの撤収時を含めて 8 回のサンプリングを行った結果、採取した体毛サンプルは、Hv トラップでは 23 サンプル、Hf トラップでは 47 サンプルとなり、合計で 70 サンプルとなった。体毛サンプルは第 6 回を除いた、7 回のサンプリングで採取できた。

採取した体毛サンプルのうち、毛根を確認して DNA 抽出に成功したサンプルは 58 サンプルとなり、これらを対象に遺伝子型の決定を行った。フラグメント解析の結果、マイクロサテライト遺伝子領域の 5 座位以上が増幅されたサンプルは 35 サンプル（60.3%）となり、6 座位全てが増幅され個体識別に用いることができたサンプルは 28 サンプル（解析成功率：48.3%）となった。この 28 サンプルの遺伝子型を照合した結果、12 頭のツキノワグマ（オス 2 頭、メス 5 頭、性別不明 5 頭）が識別された（表 3-9、表 3-10）。

識別個体数の推移

各サンプリング回での識別個体数は、体毛サンプルが採取されなかった第 6 回と、第 7 回では 0 頭であり、その他の 6 回では 1～6 頭であった（表 3-11）。識別個体数の推移をみると、まず、第 1～5 回（5 月上旬～9 月上旬）の期間では 1～6 頭であった。この期間（前期）では、延べ 16 頭、平均 3.2 頭の識別個体が確認された。続いて、第 6～7 回（9 月中旬～11 月上旬）では 0 頭、最後の第 8 回（11 月中旬～12 月中旬）では 1 頭であった。この期間（後期）では、延べ 1 頭、平均 0.3 頭の識別個体が確認された。調査期間中の全 8 回のサンプリングでは、延べ 17 頭、平均 2.1 頭の識別個体が確認された。

識別個体が確認されたサンプリング回およびトラップ

識別個体 12 頭のうち、10 頭は 1 回のサンプリングで確認された（表 3-11）。その他の 2 頭は 3 回以上のサンプリングで確認され、H1301 は第 1～3 回（5 月上旬～7 月中旬）と第 5 回（8 月下旬～9 月上旬）の計 4 回、H1302 は第 1 回（5 月上旬～中旬）と第 3～4 回（6 月下旬～8 月中旬）の計 3 回のサンプリングで確認された。

本研究では 2012 年と同様の定義を用いて、定着個体と非定着個体を分けた。本研究のサンプリングの頻度は原則として 1 ヶ月に 1 回であったため、サンプリング 1 回分の対象期間を 1 ヶ月とした。つまり、連続する 2 回以上のサンプリングで確認された個体は定着個体とし、その他の個体は非定着個体とした。また、1 回でも確認されないサンプリングがあった場合は、その期間に定着はなかったと判断した。その結果、識別個体 12 頭のうち、H1301 と H1302 の 2 頭（16.7%）が定着個体となり、その他の 10 頭（83.3%）は非定着個体となった。

定着個体の H1301 が確認されたトラップは、中間尾根の Hf-04 のみであった（表 3-11）。その一方で、H1302 は佐山地区の西側および中間尾根において 4 ヶ所の Hv トラップ（Hv-01、Hv-04、Hv-08、Hv-09）と 2 ヶ所の Hf トラップ（Hf-04、Hf-06）

で確認された。また、非定着個体 10 頭のうち、Hv トラップのみで確認された個体は 2 頭、Hf トラップのみで確認された個体は 8 頭であり、両トラップで確認された個体はいなかった。

3-2-4. 考察

2013 年の識別個体の生息状況

2013 年の識別個体 12 頭のうち、非定着個体は 10 頭であり、識別個体の約 83%を占めていた。非定着個体 10 頭は全て、1 回のサンプリングで確認された（表 3-11）。これらの個体は、調査地に生息していた期間は長くとも 1 ヶ月程度の間だけであり、それ以外の期間では他の地域に生息していた可能性がある。また、Hv トラップで確認された 2 頭（H1303、H1307）については、果樹園まで接近していたことが明らかであった。

定着個体の H1301 は、定着期間が 5 月の上旬から 7 月の中旬までの間であり、確認されたトラップは全て Hf トラップであった（表 3-11）。よって、この個体は人里には接近しなかった可能性がある。一方で、H1302 は定着期間が 6 月の下旬から 8 月の中旬までの間であった。この個体は 5 月および 7 月の下旬から 8 月の中旬までの期間では、延べ 5 ヶ所の Hv トラップで確認され、果樹園まで接近していたことが明らかであった。

表 3-8. 2013 年の各ヘアートラップの詳細と採取したツキノワグマの体毛サンプル数 (サンプリング回別)

| ヘアートラップ 識別番号 | 設置 開始日 | 稼動日数 (日) | サンプリング回* | | | | | | | | 合計 | |
|-----------------|-----------|-------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|----|----|
| | | | 第 1 回 | 第 2 回 | 第 3 回 | 第 4 回 | 第 5 回 | 第 6 回 | 第 7 回 | 第 8 回 | | |
| | | | 05/25~ 05/27 | 06/22~ 06/24 | 07/23~ 07/26 | 08/16~ 08/19 | 09/15~ 09/17 | 10/12~ 10/14 | 11/15~ 11/17 | 12/17~ 12/19 | | |
| Hv-01 | 04/30 | 231 | 1 | 3 | | 1 | | | | | | 5 |
| Hv-02 | 04/29 | 232 | | | 1 | 1 | 1 | | | | | 3 |
| Hv-04 | 04/28 | 233 | | | | 2 | | | | | | 2 |
| Hv-06 | 04/28 | 233 | | | | | | | | | | 0 |
| Hv-08 | 04/29 | 232 | | 2 | | 3 | | | | | | 5 |
| Hv-09 | 04/29 | 232 | 4 | | 3 | | | | | | | 7 |
| Hv-10 | 04/29 | 232 | | | | | | 1 | | | | 1 |
| Hv-11 | 04/29 | 232 | | | | | | | | | | 0 |
| | 小計 | | 5 | 5 | 4 | 7 | 2 | 0 | 0 | 0 | | 23 |
| Hf-01 | 04/28 | 233 | | 4 | 2 | 1 | 2 | | | | | 9 |
| Hf-03 | 04/28 | 233 | | 5 | 4 | | | | | | | 9 |
| Hf-04 | 04/28 | 233 | 2 | 5 | 5 | | 3 | | | 1 | | 16 |
| Hf-06 | 04/29 | 232 | 1 | 2 | 1 | 1 | | | 1 | | | 6 |
| Hf-07 | 04/30 | 231 | | 1 | | 1 | 1 | 1 | | | 1 | 4 |
| Hf-08 | 04/30 | 231 | | | 1 | 1 | 1 | | | | | 3 |
| | 小計 | | 3 | 17 | 13 | 4 | 7 | 0 | 1 | 2 | | 47 |
| | 合計 | | 8 | 22 | 17 | 11 | 9 | 0 | 1 | 2 | | 70 |

※空欄は採取サンプル数 0 を示す

表 3-9. 体毛識別個体の各遺伝子座における対立遺伝子のサイズおよび頻度 (2013 年)

| 遺伝子座 | G10X | | UT31 | | UT35 | | UT38 | | UamA107 | | UamD103 | |
|--------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|---------|------|---------|------|
| 反復配列多型 | 2 塩基 | | 4 塩基 | | 4 塩基 | | 4 塩基 | | 4 塩基 | | 4 塩基 | |
| | サイズ | 頻度 | サイズ | 頻度 | サイズ | 頻度 | サイズ | 頻度 | サイズ | 頻度 | サイズ | 頻度 |
| | 101 | 0.54 | 274 | 0.38 | 132 | 0.21 | 151 | 0.04 | 171 | 0.13 | 246 | 0.08 |
| | 113 | 0.04 | 282 | 0.17 | 140 | 0.04 | 155 | 0.08 | 175 | 0.29 | 250 | 0.13 |
| | 115 | 0.33 | 286 | 0.08 | 144 | 0.33 | 159 | 0.08 | 179 | 0.17 | 254 | 0.21 |
| 対立遺伝子 [※] | 121 | 0.08 | 290 | 0.08 | 148 | 0.29 | 167 | 0.13 | 183 | 0.04 | 258 | 0.29 |
| | | | 294 | 0.08 | 152 | 0.08 | 171 | 0.50 | 187 | 0.08 | 262 | 0.21 |
| | | | 298 | 0.13 | 156 | 0.04 | 179 | 0.17 | 195 | 0.04 | 266 | 0.04 |
| | | | 306 | 0.04 | | | | | 199 | 0.17 | 270 | 0.04 |
| | | | 310 | 0.04 | | | | | 203 | 0.08 | | |

※サイズの単位は bp

表 3-10. 体毛識別個体のフラグメント解析の結果 (2013 年)

| 整理 番号 | 個体 番号 | サンプ リング 回 | 体毛 採取日 | 採取 トラップ | 性別 | 対立遺伝子サイズ (bp) | | | | | | | | | | | |
|----------|----------|-----------------|-----------|------------|----|---------------|-----|------|-----|------|-----|------|-----|-------------|-----|-------------|-----|
| | | | | | | G10X | | UT31 | | UT35 | | UT38 | | Uam A107 | | Uam D103 | |
| 01 | H1301 | 1 | 05/25 | Hf-04 | メス | 101 | 101 | 274 | 298 | 132 | 144 | 171 | 171 | 175 | 199 | 254 | 270 |
| 02 | H1301 | 1 | 05/27 | Hf-04 | メス | 101 | 101 | 274 | 298 | 132 | 144 | 171 | 171 | 175 | 199 | 254 | 270 |
| 03 | H1301 | 2 | 06/22 | Hf-04 | メス | 101 | 101 | 274 | 298 | 132 | 144 | 171 | 171 | 175 | 199 | 254 | 270 |
| 04 | H1301 | 3 | 07/23 | Hf-04 | メス | 101 | 101 | 274 | 298 | 132 | 144 | 171 | 171 | 175 | 199 | 254 | 270 |
| 05 | H1301 | 3 | 07/23 | Hf-04 | メス | 101 | 101 | 274 | 298 | 132 | 144 | 171 | 171 | 175 | 199 | 254 | 270 |
| 06 | H1301 | 5 | 09/17 | Hf-04 | メス | 101 | 101 | 274 | 298 | 132 | 144 | 171 | 171 | 175 | 199 | 254 | 270 |
| 07 | H1302 | 1 | 05/26 | Hv-01 | オス | 101 | 115 | 274 | 282 | 148 | 152 | 171 | 179 | 183 | 199 | 254 | 258 |
| 08 | H1302 | 1 | 05/26 | Hv-09 | オス | 101 | 115 | 274 | 282 | 148 | 152 | 171 | 179 | 183 | 199 | 254 | 258 |
| 09 | H1302 | 1 | 05/26 | Hv-09 | オス | 101 | 115 | 274 | 282 | 148 | 152 | 171 | 179 | 183 | 199 | 254 | 258 |
| 10 | H1302 | 1 | 05/26 | Hv-09 | オス | 101 | 115 | 274 | 282 | 148 | 152 | 171 | 179 | 183 | 199 | 254 | 258 |
| 11 | H1302 | 1 | 05/26 | Hv-09 | オス | 101 | 115 | 274 | 282 | 148 | 152 | 171 | 179 | 183 | 199 | 254 | 258 |
| 12 | H1302 | 3 | 07/23 | Hf-04 | オス | 101 | 115 | 274 | 282 | 148 | 152 | 171 | 179 | 183 | 199 | 254 | 258 |
| 13 | H1302 | 3 | 07/24 | Hf-06 | オス | 101 | 115 | 274 | 282 | 148 | 152 | 171 | 179 | 183 | 199 | 254 | 258 |
| 14 | H1302 | 4 | 08/16 | Hf-06 | オス | 101 | 115 | 274 | 282 | 148 | 152 | 171 | 179 | 183 | 199 | 254 | 258 |
| 15 | H1302 | 4 | 08/17 | Hv-01 | オス | 101 | 115 | 274 | 282 | 148 | 152 | 171 | 179 | 183 | 199 | 254 | 258 |
| 16 | H1302 | 4 | 08/17 | Hv-04 | オス | 101 | 115 | 274 | 282 | 148 | 152 | 171 | 179 | 183 | 199 | 254 | 258 |
| 17 | H1302 | 4 | 08/18 | Hv-08 | オス | 101 | 115 | 274 | 282 | 148 | 152 | 171 | 179 | 183 | 199 | 254 | 258 |
| 18 | H1303 | 2 | 06/24 | Hv-01 | メス | 101 | 115 | 282 | 286 | 144 | 144 | 167 | 171 | 195 | 199 | 254 | 262 |
| 19 | H1303 | 2 | 06/24 | Hv-01 | メス | 101 | 115 | 282 | 286 | 144 | 144 | 167 | 171 | 195 | 199 | 254 | 262 |
| 20 | H1304 | 2 | 06/22 | Hf-03 | 不明 | 101 | 101 | 274 | 298 | 144 | 148 | 155 | 171 | 179 | 179 | 250 | 262 |
| 21 | H1305 | 2 | 06/22 | Hf-03 | メス | 101 | 101 | 274 | 294 | 144 | 148 | 155 | 171 | 175 | 179 | 246 | 258 |
| 22 | H1306 | 2 | 06/23 | Hf-06 | 不明 | 115 | 121 | 274 | 282 | 132 | 144 | 171 | 171 | 171 | 175 | 246 | 258 |
| 23 | H1307 | 2 | 06/23 | Hv-08 | メス | 115 | 121 | 274 | 282 | 132 | 144 | 171 | 171 | 171 | 175 | 250 | 258 |
| 24 | H1308 | 3 | 07/23 | Hf-01 | 不明 | 101 | 115 | 274 | 274 | 148 | 152 | 179 | 179 | 203 | 203 | 254 | 258 |
| 25 | H1309 | 3 | 07/23 | Hf-04 | 不明 | 101 | 101 | 274 | 298 | 132 | 144 | 171 | 171 | 175 | 199 | 254 | 262 |
| 26 | H1310 | 3 | 07/24 | Hf-03 | 不明 | 101 | 113 | 290 | 294 | 132 | 148 | 159 | 159 | 187 | 187 | 258 | 262 |
| 27 | H1311 | 4 | 08/16 | Hf-07 | メス | 115 | 115 | 286 | 306 | 148 | 156 | 167 | 167 | 175 | 179 | 258 | 262 |
| 28 | H1312 | 8 | 12/17 | Hf-04 | オス | 101 | 115 | 290 | 310 | 140 | 148 | 151 | 179 | 171 | 175 | 250 | 266 |

表 3-11. 2013 年における体毛識別個体の生息状況（サンプリング回別）

| 個体番号 | 性別 | サンプリング回 | | | | | | | | 確認 トラップ | 定着性 |
|---------|----|-----------------|-----------------|-----------------|----------------------------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|------------|-----|
| | | 第 1 回 | 第 2 回 | 第 3 回 | 第 4 回 | 第 5 回 | 第 6 回 | 第 7 回 | 第 8 回 | | |
| | | 05/25～ 05/27 | 06/22～ 06/24 | 07/23～ 07/26 | 08/16～ 08/19 | 09/15～ 09/17 | 10/12～ 10/14 | 11/15～ 11/17 | 12/17～ 12/19 | | |
| H1301 | メス | Hf-04 | Hf-04 | Hf-04 | | Hf-04 | | | | Hf | 定着 |
| H1302 | オス | Hv-01 Hv-09 | | Hf-04 Hf-06 | Hv-01 Hv-04 Hv-08 Hf-06 | | | | | Hv, Hf | 定着 |
| H1303 | メス | | Hv-01 | | | | | | | Hv | 非定着 |
| H1304 | 不明 | | Hf-03 | | | | | | | Hf | 非定着 |
| H1305 | メス | | Hf-03 | | | | | | | Hf | 非定着 |
| H1306 | 不明 | | Hf-06 | | | | | | | Hf | 非定着 |
| H1307 | メス | | Hv-08 | | | | | | | Hv | 非定着 |
| H1308 | 不明 | | | Hf-01 | | | | | | Hf | 非定着 |
| H1309 | 不明 | | | Hf-04 | | | | | | Hf | 非定着 |
| H1310 | 不明 | | | Hf-03 | | | | | | Hf | 非定着 |
| H1311 | メス | | | | Hf-07 | | | | | Hf | 非定着 |
| H1312 | オス | | | | | | | | Hf-04 | Hf | 非定着 |
| 識別個体数 | | 2 | 6 | 5 | 2 | 1 | 0 | 0 | 1 | | |
| 新規識別個体数 | | 2 | 5 | 3 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | | |

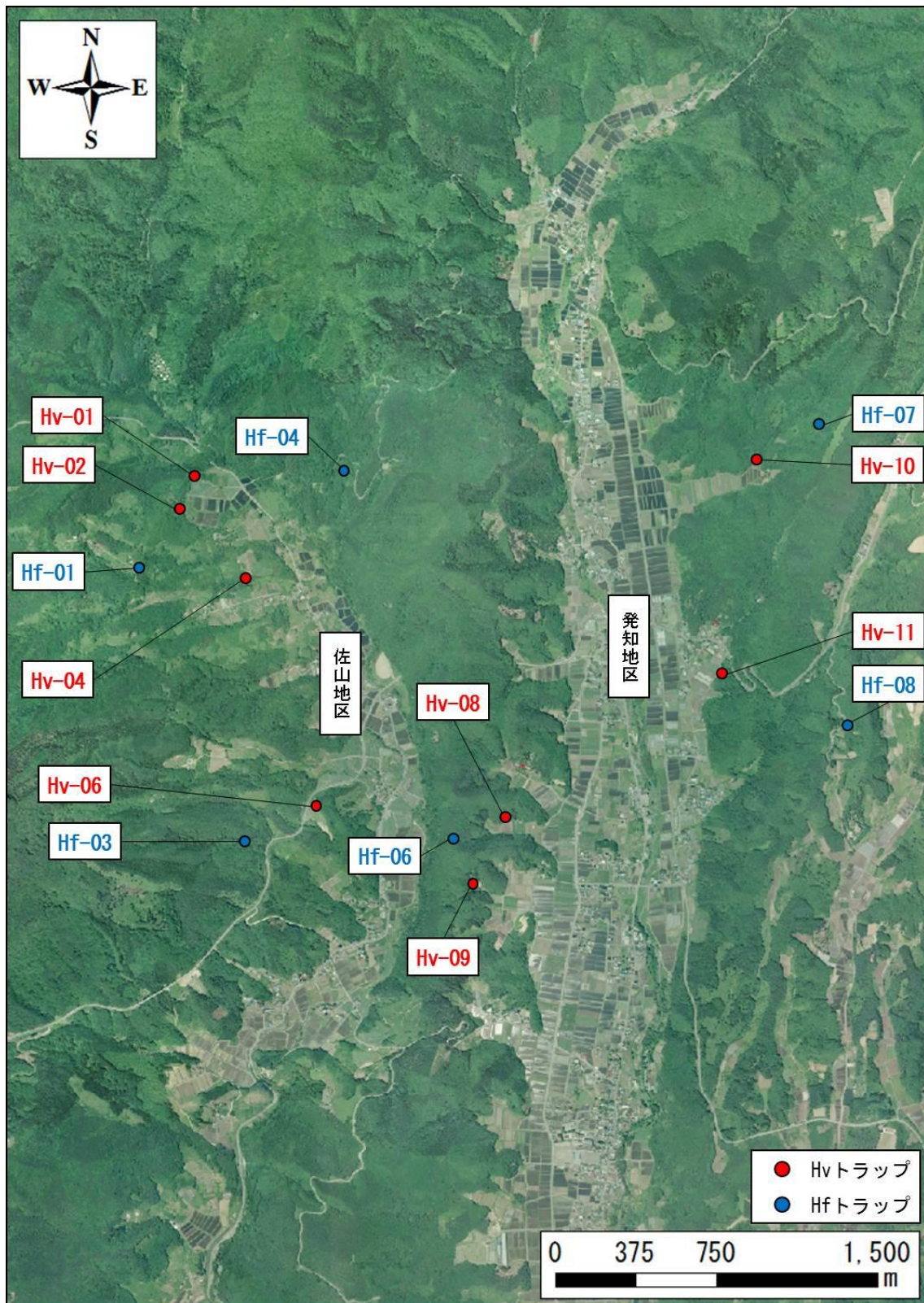


図 3-3. 2013 年のヘアートラップの設置場所

第3節

2年間のツキノワグマの生息状況

3-3-1. 導入

本研究では、2012年（第1節）と2013年（第2節）のヘアートラップの解析結果を基にして、調査地のツキノワグマの生息状況について考察した。

3-3-2. 材料と方法

本研究では、まず、2年間の個体数の推移について考察した。そして、両年の識別個体の遺伝子型を照合することで、2年間の別個体の数を算出した。

3-3-3. 結果

2012年と2013年の体毛識別個体について、遺伝子型の照合を行った。その結果、両者の間では遺伝子型は一致しなかった。よって、2012年に識別された29頭と2013年に識別された12頭は別個体であり、2年間で識別された別個体は41頭（オス7頭、メス18頭、性別不明16頭）であった。

3-3-4. 考察

2年間の個体数の推移

第1節と第2節から、各年の前期と後期におけるツキノワグマの平均識別個体数は、2012年では後期の方がやや高かったが、2013年では後期は前期の10%以下であった。また、後期に確認された新規識別個体は、2012年では15頭であったが、2013年では1頭のみであり、堅果類の凶作年の方が著しく多かった（表3-5、表3-11）。これらのことから、第2章と同様に、2013年の秋ではツキノワグマの生息密度は比較的低かったと推測され、調査地における秋のツキノワグマの生息密度は、堅果類の豊凶に強く

影響されることが示唆された。

2年間の識別個体の生息状況

本研究の結果から、2012年に識別された29頭と2013年に識別された12頭は別個体であった。2年間で同一個体が確認されなかった要因の1つには、2012年の捕獲数の増加が挙げられる。2012年の群馬県では293頭のツキノワグマが捕獲され、このうちの283頭が殺処分されている（環境省 2016b）。この捕獲数は群馬県が設定している総捕獲上限頭数（117頭）の約2.4倍であり、殺処分された個体数は県内の推定個体数（1,082頭）の約26%に上った（群馬県 2015）。この大量捕獲が県内のツキノワグマ個体群に与えた負の影響は大きいと考えられ、2012年の識別個体も何頭かは殺処分された可能性がある。

しかし、2012年の識別個体が全て殺処分されていたとしても、2013年の調査地では少なくとも12頭の個体が新たに確認された。また、各年の非定着個体の割合は2012年では約93%、2013年では約83%であり、各年の識別個体の80%以上は非定着個体が占めていた。これらのことから、調査地はツキノワグマの移出入が頻繁に起こっている場所であることが示唆された。

果樹園への接近が確認された個体は、2012年では11頭（定着個体1頭、非定着個体10頭）、2013年では3頭（定着個体1頭、非定着個体2頭）であった（表 3-12）。これらの個体のうち、定着個体のH1209とH1302は他の個体よりも長期に渡って、複数のHvトラップで確認された。そのため、各年においては、この2頭は人里への依存度が高い個体であったと考えられた。

表 3-12. 定着性および確認トラップで分けた各年の識別個体（ヘアートラップ法）

| 定着性 | トラップ* | 2012 | | | 2013 | |
|-------|------------------|----------------------------------------------------|----------------------------------------------------|-------------------------------------------|----------------------------------------------------------------|--|
| 定着 | Hv トラップ で確認 | H1209 | | | H1302 | |
| | Hf トラップのみ で確認 | H1203 | | | H1301 | |
| 非定着 | Hv トラップ で確認 | H1201 H1202 H1204 H1205 H1211 H1212 | H1214 H1224 H1228 H1229 | H1303 H1307 | | |
| | Hf トラップのみ で確認 | H1206 H1207 H1208 H1210 H1213 H1215 | H1216 H1217 H1218 H1219 H1220 H1221 | H1222 H1223 H1225 H1226 H1227 | H1304 H1311 H1305 H1312 H1306 H1308 H1309 H1310 | |
| 識別個体数 | | 29 | | | 12 | |

※「Hv トラップで確認」は「Hv トラップのみ」と「両トラップ」で確認された個体を含む

小括

本研究では、ヘアートラップ法による個体識別を用いることで、ツキノワグマの生息状況を把握した。本研究は 2012～2013 年の 2 年間で行い、第 2 章のカメラトラップと同じ場所、同じ期間、同じ基数でヘアートラップを稼動させた。トラップで採取したツキノワグマの体毛から DNA を抽出し、マイクロサテライト遺伝子領域 6 座位の PCR 増幅、およびフラグメント解析を行い、各サンプルの遺伝子型を決定、照合することで、個体を識別した。その結果、2012 年には 29 頭（オス 5 頭、メス 13 頭、性別不明 11 頭）、2013 年には 12 頭（オス 2 頭、メス 5 頭、性別不明 5 頭）の個体が識別された。各年の識別個体の遺伝子型を照合した結果、一致した個体はいなかった。そのため、2 年間で識別された別個体は 41 頭（オス 7 頭、メス 18 頭、性別不明 16 頭）であった。

ツキノワグマの平均識別個体数は、2012 年の前期では 2.8 頭、後期では 3.3 頭であったが、2013 年の前期では 3.2 頭、後期では 0.3 頭であった。さらに、後期の新規識別個体数は、2012 年では 15 頭であったが、2013 年では 1 頭のみであった。これらのことから、第 2 章と同様に、2013 年の秋は調査地のツキノワグマの生息密度は比較的低かったと推測された。これには、各年の堅果類の豊凶が強く影響していたと考えられた。

確認された期間の長さに基づいて、識別個体を定着個体と非定着個体に分けた。その結果、2012 年の定着個体は 2 頭、非定着個体は 27 頭であり、2013 年の定着個体は 2 頭、非定着個体は 10 頭であった。確認された期間の長さが個体毎に異なっていたことから、識別個体の行動様式もそれぞれで異なっていたと考えられた。

2 年続けて識別された個体はいなかったが、2013 年に別個体が 12 頭確認されたことと、各年の非定着個体の割合が全体の 80%以上を占めていたことから、調査地はツキノワグマの移出入が頻繁に起こっている場所であることが示唆された。

果樹園への接近が確認された個体は、2012年では11頭（定着個体1頭、非定着個体10頭）、2013年では3頭（定着個体1頭、非定着個体2頭）であった。これらの個体のうち、定着個体の2頭は各年において人里への依存度が高い個体であったと考えられた。

そして、2012年に調査地で殺処分された3頭の遺伝子型は、体毛から識別された個体の遺伝子型とは一致しなかった。このことから、この3頭は捕獲直前の短期間だけ調査地に生息していた、非定着個体の可能性があった。

第4章

個体識別法によって把握できたツキノワグマの生息状況の総合解析

4-1. 導入

本研究では、カメラトラップ法（第2章）とヘアートラップ法（第3章）によって把握できた、調査地のツキノワグマの生息状況について総合的に解析した。

4-2. 材料と方法

調査地

本研究の調査地は、群馬県沼田市の発知地区と佐山地区とした。

解析データ

本研究の解析には、調査地で2012～2013年に行われたカメラトラップ法（第2章）とヘアートラップ法（第3章）を用いた個体識別の、解析結果のデータを用いた。

同一個体の可能性がある個体の組み合わせの検討

本研究で用いた2つの個体識別法については、手法間で識別個体を照合することは非常に困難である。しかし、本研究のトラップ設置場所では、カメラトラップとヘアートラップを10m以内の狭い範囲内に設置し、各トラップのサンプリングも同時に行った。そのため、同じサンプリング回に、同じトラップ設置場所で確認された各トラップの識別個体は、同一個体である可能性がある。よって、これらの個体について、同一個体の可能性がある個体の組み合わせを検討した。

まず、2年間で行った全22回のサンプリングにおいて、両トラップで個体が識別されていたトラップ設置場所を抽出した。そして、抽出した各トラップ設置場所の識別個体を対象にして、組になった回数の多さ、各個体の性別および定着性に基づき、同

一個体の可能性がある個体の組み合わせを作った。

4-3. 結果

同じサンプリング回において、両トラップで個体が識別されていたトラップ設置場所は、2年間で33ヶ所（2012年：19ヶ所、2013年：14ヶ所）であった（表4-1）。この33ヶ所の識別個体を対象にして、同一個体の可能性がある個体の組み合わせを作った。その結果、2年間で12組分の個体が同一個体である可能性があった（表4-2）。

4-4. 考察

同一の可能性がある個体の組み合わせの検討

仮に、表4-2に示した組み合わせの中で個体が一致し、それら以外の個体は別個体であった場合には、両手法を合わせた2年間の識別個体数は50頭になる。調査地に生息するツキノワグマの実際の個体数は、それぞれの個体識別法によって確認できた個体数を大きく上回っている可能性があった。

上記の仮定の通り、調査期間中のツキノワグマの識別個体数が50頭であったとして、その中で定着個体と判断された個体は、C1201（C1301）の組の1頭、および組から外れたヘアートラップの識別個体の1頭、C1203（C1302）の組の1頭、C1204（C1306）－H1203の組み合わせの1頭、C1303－H1301の組み合わせの1頭の計5頭であった（表4-2）。よって、全個体数（50頭）に占める識別個体数の割合は10%であった。これまでの解析結果から、調査地は個体の移出入が頻繁に起こっていると推測されたが、さらに上記の仮定から、調査地に生息する個体の90%は非定着個体であり、定着個体はわずか10%程度に限られていると推測された。

また、両手法の解析結果から、秋のツキノワグマの生息密度は、その年の堅果類の豊凶に強く影響されていたが、上記の定着個体の3頭（C1201（C1301）の組の1頭、C1203（C1302）の組の1頭、C1204（C1306）－H1203の組み合わせの1頭）につ

いては、秋の堅果類の豊凶に関わらず、調査地に対して強い定着性を持っていたと推測された。さらに、C1201 (C1301) の組の 1 頭、C1203 (C1302) の組の 1 頭については、2 年続けて果樹園への接近が確認されていたことから、人里への依存度が高い個体であると考えられた。このことから、本研究ではこの 2 頭を里グマと判断した。

調査地におけるツキノワグマの効果的な被害対策

本研究の結果から、調査地に生息するツキノワグマの 90%は調査地には定着しておらず、調査地では個体の移出入が頻繁に起こっていると推測された。仮に、これまでに調査地で起きていた全ての被害が、非定着個体によるものであったとすれば、加害個体を捕獲して殺処分できていたとしても、新しい個体が次々と移入して来たために被害が減少しなかったと推測された。また、里グマと判断された 2 頭については、他の個体よりも長期に渡って複数の Cv トラップで確認されたことから、被害を起こしていた可能性は高いと考えられた。しかし、この 2 頭は少なくとも、調査期間中には捕獲されていなかった。ツキノワグマの捕獲は被害の発生後に行われることがほとんどであり、例えば定着個体を特定できていたとしても、特定の少数個体を選択的に捕獲することは困難である。実際に、2012 年に調査地で行われた有害捕獲でも、殺処分された 3 頭は非定着個体の可能性があり、定着個体は捕獲されていないと考えられた(第 3 章第 1 節)。これらのことから、調査地では、捕獲のみでツキノワグマの被害を軽減することは困難であり、現実的な対策ではないと考えられた。そのため、調査地の被害対策は捕獲だけに重点を置くのではなく、他の被害対策も含めて複合的に進めていく方法が効果的であると考えられた。

里地におけるツキノワグマの被害対策は、ただ漫然と行っても効果はなく、里地環境の調査から始まり、出没に關与する要因の特定、出没の起きやすい場所の抽出、優先的に対策を行うべき場所の選定、対策の内容の決定などを順序立てて行い、戦略的に対処しなくてはならない(羽澄 2012)。これは、本研究の調査地でも同様であり、

実施の必要性は非常に高いと考えられる。また、本研究の結果から、秋のツキノワグマの生息密度は、堅果類の豊凶に強く影響されていた。そのため、調査地では堅果類の豊凶調査の結果などと合わせて、大量出没への防除対策を早期から進めていくことが重要であると考えられた。上記の通り、捕獲だけでは調査地のツキノワグマの被害を軽減することは困難であるが、これらの対策を複合的に進めていくことで被害の軽減は可能であると考えられた。

表 4-1. 両トラップで個体が識別されたトラップ設置場所の詳細

| 年 | サンプリング回 | 森林記号 | トラップ識別番号 | カメラトラップ | ヘアートラップ |
|--------|---------|------|------------------------------------------|------------------------------------------|-------------------|
| 2012 | 第 03 回 | v | 9 | C1202 | H1202/H1204 |
| | 第 04 回 | v | 6 | C1203 ^{※2} | H1205 |
| | | f | 7 | C1204 ^{※3} | H1203/H1206/H1207 |
| | 第 05 回 | f | 6 | C1201 ^{※1} | H1208 |
| | | v | 9 | C1203 ^{※2} | H1209 |
| | 第 06 回 | f | 9 | C1204 ^{※3} | H1210 |
| | 第 07 回 | f | 6 | C1201 ^{※1} | H1209 |
| | | f | 7 | C1204 ^{※3} | H1213 |
| | 第 08 回 | f | 6 | C1201 ^{※1} /C1203 ^{※2} | H1209 |
| | 第 09 回 | f | 5 | C1201 ^{※1} | H1209 |
| | 第 11 回 | f | 7 | C1204 ^{※3} | H1215 |
| | 第 12 回 | f | 5 | C1201 ^{※1} /C1212 | H1209/H1218/H1219 |
| | | f | 7 | C1204 ^{※3} /C1213/C1214 | H1216/H1217 |
| | 第 13 回 | f | 4 | C1201 ^{※1} | H1209/H1220 |
| f | | 5 | C1201 ^{※1} | H1221 | |
| f | | 6 | C1201 ^{※1} /C1203 ^{※2} | H1222 | |
| f | | 5 | C1215 | H1221 | |
| 第 14 回 | f | 6 | C1201 ^{※1} /C1203 ^{※2} | H1209/H1224/H1227 | |
| | v | 8 | C1203 ^{※2} | H1229 | |
| 2013 | 第 01 回 | f | 4 | C1301 ^{※1} | H1301 |
| | | v | 9 | C1301 ^{※1} | H1302 |
| | 第 02 回 | f | 3 | C1304 | H1304/H1305 |
| | | f | 4 | C1302 ^{※2} /C1303 | H1301 |
| | 第 03 回 | f | 1 | C1301 ^{※1} /C1305 | H1308 |
| | | f | 3 | C1301 ^{※1} | H1310 |
| | | f | 4 | C1301 ^{※1} /C1303 | H1301/H1302/H1309 |
| | | f | 6 | C1301 ^{※1} | H1302 |
| | 第 04 回 | v | 4 | C1301 ^{※1} | H1302 |
| | | f | 6 | C1301 ^{※1} | H1302 |
| | | f | 7 | C1306 ^{※3} | H1311 |
| | | v | 8 | C1301 ^{※1} | H1302 |
| | 第 05 回 | f | 4 | C1301 ^{※1} /C1303 | H1301 |
| 第 08 回 | f | 4 | C1301 ^{※1} /C1309 | H1312 | |

※1~3. C1201 と C1301、C1203 と C1302、C1204 と C1306 は同一個体であることを示す

表 4-2. 同一個体の可能性がある個体の組み合わせ

| カメラトラップ | | | ヘアートラップ | | |
|----------------------|----|-------------------------------|---------|----|-----|
| 識別個体 ^{※1,2} | 性別 | 定着性 | 識別個体 | 性別 | 定着性 |
| C1201 (C1301) | オス | 2年間とも 定着 | H1209 | オス | 定着 |
| | | | H1302 | オス | 定着 |
| C1202 | オス | 非定着 | H1204 | 不明 | 非定着 |
| C1203 (C1302) | メス | 2012年： 非定着 2013年： 定着 | H1205 | 不明 | 非定着 |
| | | | H1222 | メス | 非定着 |
| | | | H1224 | メス | 非定着 |
| H1229 | 不明 | 非定着 | | | |
| C1204 (C1306) | メス | 2年間とも 定着 | H1203 | メス | 定着 |
| C1206 (C1304) | 不明 | 2年間とも 非定着 | H1304 | 不明 | 非定着 |
| | | | H1305 | メス | 非定着 |
| C1212 | 不明 | 非定着 | H1218 | メス | 非定着 |
| | | | H1219 | メス | 非定着 |
| C1213 | 不明 | 非定着 | H1216 | オス | 非定着 |
| | | | H1217 | メス | 非定着 |
| C1214 | 不明 | 非定着 | H1216 | オス | 非定着 |
| | | | H1217 | メス | 非定着 |
| C1215 | 不明 | 非定着 | H1221 | オス | 非定着 |
| C1303 | 不明 | 定着 | H1301 | メス | 定着 |
| C1305 | 不明 | 非定着 | H1308 | 不明 | 非定着 |
| C1309 | オス | 非定着 | H1312 | オス | 非定着 |

※1. ()内は 2013 年の個体番号を示す

※2. C1213、C1214 はそれぞれが H1216、H1217 のどちらかと同一個体である可能性が等しかった

小括

本章では、カメラトラップ法（第2章）とヘアートラップ法（第3章）によって把握できた、調査地のツキノワグマの生息状況について総合的に解析した。本研究では、同じサンプリング回に、同じトラップ設置場所で確認された各トラップの識別個体は、同一個体である可能性があった。よって、各トラップの識別個体を対象にして、組になった回数の多さ、各個体の性別および定着性に基づき、同一の可能性のある個体の組み合わせを検討した。その結果、2年間で12組分の個体が同一個体である可能性があった。仮に、この12組の中で個体が一致し、それら以外の個体は別個体であった場合には、両手法を合わせた2年間の識別個体数は50頭になった。調査地に生息するツキノワグマの実際の個体数は、それぞれの個体識別法によって確認できた個体数を大きく上回っている可能性があった。

上記の仮定の中で、定着個体と判断された個体は5頭であり、全個体数（50頭）に占める割合は10%であった。両手法の解析から、調査地は個体の移出入が頻繁に起こっていると推測されたが、さらに上記の仮定から、調査地に生息する個体の90%は非定着個体であり、定着個体はわずか10%程度に限られていると推測された。

また、両手法の解析結果から、秋のツキノワグマの生息密度は、その年の堅果類の豊凶に強く影響されていた。しかし、上記の5頭の定着個体の中には、秋の堅果類の豊凶に関わらず、調査地に対して強い定着性を持つと推測される個体が3頭確認された。さらに、このうちの2頭については、2年続けて果樹園への接近が確認されていたことから、人里への依存度が高い個体であると考えられた。本研究では、この2頭を里グマと判断した。

前述の通り、調査地に生息するツキノワグマの90%は調査地には定着しておらず、調査地では個体の移出入が頻繁に起こっていると推測された。よって、これまで被害を起こしていた個体が非定着個体であったとすれば、加害個体を殺処分できていたと

しても、新しい個体が次々と移入して来たために被害が減少しなかったと推測された。また、里グマと判断された 2 頭が被害を起こしている可能性が高いと考えられたが、この 2 頭は少なくとも調査期間中には捕獲されていなかった。これらのことから、捕獲のみを用いたツキノワグマの被害対策は、調査地においては現実的ではないと考えられた。そのため、調査地の被害対策は捕獲だけに重点を置くのではなく、他の被害対策も含めて複合的に進めていく方法が効果的であると考えられた。

里地におけるツキノワグマの被害対策は戦略的に行っていく必要がある、これは本研究の調査地でも同様である。また、秋のツキノワグマの生息密度が堅果類の豊凶に強く影響されていたことから、堅果類の豊凶調査の結果などと合わせて、大量出没への防除対策を早期から進めていくことが重要であると考えられた。上記の通り、捕獲だけでは調査地のツキノワグマの被害を軽減することは困難であるが、その他の被害対策と複合的に進めていくことで、被害の軽減は可能であると考えられた。

第5章

ツキノワグマの出没に関する

環境要因の特定とリスクエリアの抽出

緒言

本研究では、群馬県沼田市の発知地区と佐山地区を調査地とした。本研究は、ツキノワグマの生息状況調査（第2～4章）の結果を踏まえ、潜在的にツキノワグマの出没の危険性が高いと推測されるリスクエリア（Risk Area、以下 RA）の抽出を目的とした。第1節では、GIS（Geographic Information System、地理情報システム）によって発知地区の里地環境を定量化し、この定量化したデータとツキノワグマの出没地点データ（2004～2008年）を用いて、ツキノワグマの出没に関する環境要因を特定した。さらに、特定した環境要因が存在する場所を、ツキノワグマの出没の危険性が高い RA として抽出した。第2節では、発知地区の2009～2010年の出没地点データを用いて、ツキノワグマの出没に対する RA の普遍性について検証した。そして、第3節では、佐山地区でも RA の抽出を行うことで、RA の地域的な普遍性について検証した。最後に、第4節では、両地区の RA を防除することで、ツキノワグマの被害が減少するか否かについて、調査地に普及した電気柵を利用して検証した。

第1節

発知地区のツキノワグマの出没に関する

環境要因の特定とリスクエリアの抽出

5-1-1. 導入

本研究では、発知地区において定量化した里地環境のデータと、ツキノワグマの出没地点データ（2004～2008年）を用いて、ツキノワグマの出没に関する環境要因の特定とRAの抽出を行った。

5-1-2. 材料と方法

調査地および調査期間

本研究の調査地は群馬県沼田市の発知地区とした。2008年の10月から12月までの期間に、発知地区の里地環境の現地調査を計10日間で行った。

里地環境の現地調査

現地調査を行う際はまず、発知地区の里地環境を、土地利用に基づいて定義した「畑地」、「水田」、「果樹園」、「不作付け地」、「荒地」、および森林の周縁部にあたる「林縁」の計6項目に分けた。次に、各項目に対して、作付け状況と管理状況に基づいたカテゴリー分けを行った（表5-1）。作付け状況は、作付けの有無に基づいて「作付けあり」と「作付けなし」に分けた。管理状況は、藪化レベルの高低に基づいて「管理あり」、「管理なし・藪化レベルが低い」、「管理なし・藪化レベルが高い」に分けた。藪化レベルの高低は、藪の丈が50cm未満か、50cm以上かで評価した。この評価は、ツキノワグマの成獣の体高が50～60cmであることから（羽澄1996）、ツキノワグマが人里へ出没する際には、身を隠す場所として丈が50cm未満の藪は利用される可能性が低く、逆に50cm以上の藪は利用される可能性が高いと判断したためである。林縁の管

理状況については、林縁から森林側に向かって 5m 以内の範囲のみを調査対象とした。

上記のカテゴリ分けを行った上で、発知地区の里地環境を踏査で確認した。そして、それらの位置を地図上に記録することで、里地環境の位置データとした。また、現地調査と併行して、ツキノワグマの被害や目撃に関する聞き取りを地域住民に対して行った。この聞き取りからツキノワグマに関する情報が得られた場合は、その詳細を記録した。さらに、現地調査中にツキノワグマの新しい痕跡（爪痕、食痕、足跡、糞など）を発見した場合は、その場所を地図上に記録した。

ツキノワグマの出没地点データ

群馬県環境森林部自然環境課と沼田市経済部農政課が保管していた、ツキノワグマの出没地点データを収集した。このデータは、ツキノワグマが出没した地点（地図上での位置も含む）、年月日、期間、状況（被害または目撃）などの、詳細な情報で構成されている。なお、このデータは地域住民からの報告に基づいて作成されているため、捕獲に関する情報は含まれていない。

データの内容を精査した結果、2004年（n=5）、2005年（n=4）、2006年（n=31）、2007年（n=6）、2008年（n=20）の5年間で、計64地点分のデータが得られた。さらに、現地調査中に収集したデータ（2008年（n=4））を加えることで、解析に用いる出没地点データは合計で70地点分となった。

解析方法

解析の際は、GISを用いて里地環境の位置データを定量化した。GISは、位置に関する情報を持つデータ（空間データ）をコンピューター上で重ね合わせ、情報の解析や視覚的な表示を可能にするシステムである。本研究では、ArcGIS Desktop 9.3 (ESRI, Redlands, USA) を用いた。

まず、GISに発知地区の地図、出没地点データ、里地環境の位置データを入力し（図

5-1)、解析の対象とする範囲（以下、解析範囲）を設定した。解析範囲を設定する際は、林縁を基準にして人里側に10m単位（10m、20m、30m、・・・）でバッファ（基準から等距離にある範囲）を作成した。そして、2004～2008年の出没地点（n=70）の90%以上が含まれる最小のバッファを求め、その範囲を解析範囲とした。例えば、70m、80m、90mの各バッファに、全出没地点の85%、95%、98%が含まれていた場合には、80mのバッファを解析範囲とする。解析範囲は発知地区の東西に分けて設定した。

つぎに、ツキノワグマの出没状況と里地環境との関係性を解析した。解析は2つの項目に分けて行った。統計学的手法を用いる際は、統計解析ソフト SPSS Ver10.0 (SPSS, Chicago, USA) を用いた。以下に解析項目毎の詳細を記した。

(i) 区画単位の解析

発知地区では、解析範囲（林縁）が南北へ直線状に伸びていることから、解析範囲を経線に沿って垂直に100m毎に区切ることで区画を作成し、この区画単位で解析を行った。作成した区画は、東側に42区画、西側に48区画の計90区画となった。

この解析では、区画毎の「土地利用の割合」と「林縁長（森林の周縁部の長さ）」に着目した。「土地利用の割合」では、GISを用いて区画毎の各土地利用の面積を測定し、区画面積に占める割合を算出した。「林縁長」では、GISを用いて区画毎の林縁長を測定した（図5-2）。林縁長は、その区画が森林にどの程度囲まれているかを測る指標になると考えたため、解析に用いた。発知地区の里地環境は、大規模な伐採や工事が行われない限りは、数年では大きく変化しないと判断した。そのため、この解析に用いる出没地点データは、2004～2008年の解析範囲内のデータとした。

重回帰分析（ステップワイズ法）を用いて、里地環境の中からツキノワグマの出没に影響を与える要因を抽出した。区画毎の「出没地点数」を従属変数とし、「畑地」、「水田」、「果樹園」、「不作付け地・管理なし」、「不作付け地・管理あり」、「荒地・管

理なし」、「荒地・管理あり」の土地利用の割合、および「林縁長」の計 8 要因を独立変数とした。

(ii) 出沒地点単位の解析

この解析では、「出沒地点の土地利用」と「出沒地点から最も近い林縁の管理状況」に着目し、区画は作成せずに地点単位で解析を行った。「土地利用」では、各土地利用へのツキノワグマの出沒頻度（各土地利用と重なった出沒地点数／全出沒地点数）を算出し、出沒頻度の偏りの有無を推定した。「林縁の管理状況」では、各出沒地点から最も近い林縁の管理状況を確認した。各管理状況下の林縁に対する、ツキノワグマの出沒頻度（林縁の各管理状況に該当する出沒地点数／全出沒地点数）を算出し、出沒頻度の偏りの有無を推定した。偏りの有無の推定には二項検定を用いた。この解析の目的は、ツキノワグマの出沒状況と現地調査時の里地環境との関係を明らかにすることである。そのため、用いる出沒地点データは 2008 年の解析範囲内のデータのみとした。

RA の抽出

前述の解析において、ツキノワグマの出沒に關与する環境要因が特定された場合、出沒の危険性が高いと推測される RA の抽出を試みた。RA は特定した環境要因に一定の条件を設けることで、抽出することとした。

5-1-3. 結果

解析範囲

林縁を基準に 10m 単位でバッファを作成した結果、60m のバッファ内に全出沒地点の 90.0% (n=63) が含まれた (表 5-2)。そのため、林縁から 60m 以内の範囲を解析範囲とした。解析範囲の総面積は 0.84km²、林縁長の総距離は 17.4km となった。

区画単位の解析

解析範囲内の出沒地点は 63 地点となった（表 5-2）。重回帰分析の結果、出沒地点数と果樹園の割合、および林縁長との間に有意な正の相関がみられた（ともに $P < 0.01$ ）。果樹園の割合と林縁長の標準化偏回帰係数はそれぞれ 0.39 と 0.42、標準誤差はともに 0.02、回帰式の寄与率（ R^2 ）は 0.39 となった。他の要因については、出沒地点数と畑地（ $P = 0.88$ ）、水田（ $P = 0.74$ ）、不作付け地・管理なし（ $P = 0.95$ ）、不作付け地・管理あり（ $P = 0.77$ ）、荒地・管理なし（ $P = 0.43$ ）、荒地・管理あり（ $P = 0.93$ ）の割合との間に、有意な相関はみられなかった。果樹園の割合と林縁長との間の多重共線性は、指標の 1 つである VIF（Variance Inflation Factor）が 10 未満であったため、存在しないと判断した。

出沒地点単位の解析

2008 年の解析範囲内の出沒地点は 23 地点となった（表 5-2）。このうち、20 地点（87.0%）が果樹園、2 地点（8.7%）が不作付け地（藪化レベルが低い）、1 地点（4.3%）が畑地であった。解析範囲の総面積に対する各土地利用の割合は、畑地が 20.6%、水田が 14.9%、果樹園が 19.6%、不作付け地（藪化レベルが高い）が 4.0%、不作付け地（藪化レベルが低い）が 4.1%、不作付け地（管理あり）が 2.3%、荒地（藪化レベルが高い）が 9.9%、荒地（藪化レベルが低い）が 1.3%、荒地（管理あり）が 0.5%、その他（道路など）が 22.8%であった。二項検定の結果、果樹園に対してのみ出沒頻度の偏りがみられた（片側、 $P < 0.01$ ）。

林縁の管理状況では、各出沒地点から最も近い林縁の管理状況を確認した結果、22 地点（95.7%）が「藪化レベルが高い」、1 地点（4.3%）が「藪化レベルが低い」であった。総林縁長に対する各管理状況下の林縁長の割合は、「藪化レベルが高い」が 80.8%、「藪化レベルが低い」が 17.6%、「管理あり」が 1.6%であった。二項検定の結果、「藪

化レベルが高い」林縁に対してのみ、出没頻度の偏りがみられた（片側、 $P < 0.05$ ）。

RAの抽出

RAは、以下の条件1~4に基づいて抽出した。条件1と2は区画単位の解析結果に基づいて設定し、条件3と4は出没地点単位の解析結果に基づいて設定した。

まず、出没地点数と果樹園の割合との間に正の相関がみられたことから、果樹園の割合に関する条件1を設定した。条件1は、全区画（ $n=90$ ）における果樹園の割合の中央値を算出し、その中央値以上の割合を含む区画であることとした。算出した中央値が10%であったことから（図5-3）、条件1は「果樹園の割合が10%以上の区画であること」とした。つぎに、出没地点数と林縁長との間に正の相関がみられたことから、林縁長に関する条件2を設定した。条件2は、全区画における林縁長の中央値を算出し、その中央値以上の林縁長を含む区画とした。算出した中央値が122mであったことから（図5-4）、条件2は「林縁長が122m以上の区画であること」とした。

そして、ツキノワグマの出没地点が藪化レベルの高い林縁周辺に偏っていたことから、林縁の藪化レベルに関する条件3を設定した。条件3は、藪化レベルが高い林縁周辺の出没地点（解析範囲内、2008年、 $n=22$ ）から林縁までの距離の中央値を算出し、その中央値の範囲内に含まれる場所であることとした。算出した中央値が18mであったことから、条件3は「藪化レベルの高い林縁から18mの範囲内に含まれる場所であること」とした。最後に、ツキノワグマの出没地点が果樹園に偏っていたことから、土地利用に関する条件4を設定した。条件4は「果樹園として利用されている土地であること」とし、RAを抽出する際の前提条件とした。

以上のことから、条件1~3のうちの1つを満たす果樹園をローリスクエリア（Low Risk Area、以下LRA）、2つを満たす果樹園をミディアムリスクエリア（Medium Risk Area、以下MRA）、3つ全てを満たす果樹園をハイリスクエリア（High Risk Area、以下HRA）として抽出した（図5-5）。1ヶ所の果樹園に条件を満たす部分が一部でも

含まれていれば、その果樹園の全てを RA として抽出した。そのため、RA が解析範囲の外（60m バッファを超える範囲）まで広がっている場合もあった。また、1ヶ所の果樹園が複数の RA（LRA、MRA、HRA のうちの 2 つ以上）に該当していた場合は、よりリスクの高いエリアとして抽出した。

RA として抽出した果樹園の面積は、LRA が 0.05km²、MRA が 0.07km²、HRA が 0.13km² であった。各 RA と全出没地点（n=70）を重ね合わせた場合は、LRA には 1 地点（1.4%）、MRA には 19 地点（27.1%）、HRA には 33 地点（47.1%）が重なり、合計で 53 地点（75.7%）が RA と重なった（表 5-3）。また、各 RA と解析範囲内の出没地点（n=63）を重ね合わせた場合は、LRA には出没地点は重ならず、MRA には 18 地点（28.6%）、HRA には 32 地点（50.8%）が重なり、合計で 50 地点（79.4%）が RA と重なった。二項検定を用いて、解析範囲内の RA（0.16km²）に対する出没頻度の偏りの有無を推定した結果、偏りがみられた（片側、 $P < 0.01$ ）。

5-1-4. 考察

本研究の結果から、ツキノワグマの出没に関与する環境要因として、森林に囲まれていること、林縁が管理されていないこと、果樹園として利用されていることの 3 つが特定された。これらの要因を総合すると、発知地区では、管理されていない森林に囲まれている果樹園ほど、ツキノワグマの出没リスクが高くなると推測された。出没リスクが高くなる理由は、ツキノワグマが管理されていない森林を利用して身を隠しながら移動し、果樹園の近くまで接近できるためと考えられた。岩城ら（2010）は、奥山から果樹園まで森林が続いていた方が、ツキノワグマは移動しやすいために、そのような場所では被害が起きやすいと述べている。また、長野県では、ツキノワグマは農地へ出没する際に、山地から農地周辺まで続いている河畔林の中を移動していた（木戸ら 2011）。ツキノワグマは人里へ出没する際には、人に目撃されないために、身を隠せる場所を選択的に利用していると考えられた（三谷ら 2001）。このことから、

ツキノワグマの出没を抑制するためには、藪の定期的な刈り払いを行うことで、林内の見通しを改善する必要があると考えられた。

また、本研究では、果樹園の存在がツキノワグマの出没に対して、より影響を与える要因であることが示唆された。前述の通り、発知地区の果樹園では、春から秋にかけて多くの果実が生産されている。これらの果実は、ツキノワグマにとっては非常に魅力的な食物資源であるため、これらを求めて果樹園へ出没しているのだろう。特に、堅果類の凶作年の秋には、果樹園がツキノワグマを人里に誘引する強力な要因になっていると考えられた。

上記の環境要因に基づいて、序列の低い順に LRA、MRA、HRA を抽出することができた。これらのうち、LRA では重なった出没地点が 1 地点（約 1%）のみであり、ツキノワグマの出没リスクは序列通り低いと考えられた。一方で、MRA には出没地点の約 27%が、HRA には約 47%が重なり、特に HRA では出没リスクが高かった。ツキノワグマの出没が RA に偏っていたことから、発知地区においてツキノワグマの出没を抑制し、被害を軽減するためには、特に HRA において重点的な対策が必要になると考えられた。HRA への出没が抑制できれば、発知地区の出没は半減することになり、それに比例して被害も減少させることができるだろう。ただし、MRA や HRA で個別に対策を行うと、被害が LRA や RA 以外の農地に拡散してしまう可能性がある。Huygens and Hayashi (1999) は、電気柵の設置がツキノワグマの被害対策として有効であると述べる一方で、広域に設置することで被害が別の農地に拡散する可能性があるとも述べている。野生動物の被害対策を行う際は個別ではなく、地域全体で行う方が効果的である（羽澄 2012, 寺本 2012）。そのため、発知地区で被害対策を行う場合は、本研究で抽出した RA の序列や位置関係などを考慮しつつ、地区全体で行うことが重要であると考えられた。

本研究は果樹地域で行い、果樹園がツキノワグマの出没に大きく関与していることを明らかにした。しかし、果樹園が少ない、または存在しない地域などでは、例えば

トウモロコシ畑（出口ら 2003）や家畜舎（丸山 2002）などが、ツキノワグマの出没に関与する要因になると考えられた。そのような地域では、トウモロコシ畑や家畜舎の位置関係などを考慮しつつ、RA の抽出や他の対策を進めていく必要があるだろう。

本研究では、ツキノワグマの出没に関与する環境要因を、定量的な解析を用いて特定した。これらの要因がツキノワグマの出没に関与していることは、経験的には述べられていたものの（羽澄 2012）、その関係性を定量的に示した例はほとんどない。そのため、本研究によって科学的な裏付けを得られたことは、重要な成果といえる。さらに、上記の環境要因を定量的な解析で特定できたということは、他の果樹地域でも RA の抽出が可能であることを意味している。本研究の RA を他の果樹地域でも応用することによって、ツキノワグマの被害の減少につながられると期待された。

表 5-1. 里地環境の各項目に対するカテゴリー分け

| 項目 | カテゴリー | |
|-------|---------------------|--------------------|
| | 作付け状況 ^{※1} | 管理状況 ^{※2} |
| 畑地 | | |
| 水田 | + | + |
| 果樹園 | | |
| 不作付け地 | | |
| 荒地 | - | --, -, + |
| 林縁 | | |

※1. 「+」 : 作付けあり

「-」 : 作付けなし

※2. 「+」 : 管理あり ……人による管理があり、藪の刈り払いが行われている

「-」 : 管理なし・藪化レベルが低い ……人による管理がなく、藪の丈が 50cm 未満

「--」 : 管理なし・藪化レベルが高い ……人による管理がなく、藪の丈が 50cm 以上

表 5-2. 各バッファに含まれる出没地点数とその積算値 (2004~2008 年)

| バッファ※1,2 | 年※3 | | | | | 合計※4 | 積算値※4 |
|----------|------|------|------|------|------|------------|------------|
| | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | | |
| 0~9m | | 1 | | 1 | 3 | 5 (7.1%) | 5 (7.1%) |
| 10~19m | 3 | | 5 | 2 | 11 | 21 (30.0%) | 26 (37.1%) |
| 20~29m | | 1 | 10 | 2 | 7 | 20 (28.6%) | 46 (65.7%) |
| 30~39m | | | 6 | 1 | | 7 (10.0%) | 53 (75.7%) |
| 40~49m | | | 5 | | | 5 (7.1%) | 58 (82.9%) |
| 50~59m | | 1 | 2 | | 2 | 5 (7.1%) | 63 (90.0%) |
| 60~69m | 1 | | | | | 1 (1.4%) | 64 (91.4%) |
| 70~79m | | | | | | 0 (0%) | 64 (91.4%) |
| 80~89m | | 1 | 1 | | | 2 (2.9%) | 66 (94.3%) |
| 90~99m | | | 1 | | 1 | 2 (2.9%) | 68 (97.1%) |
| 100~299m | 1 | | 1 | | | 2 (2.9%) | 70 (100%) |
| 合計 | 5 | 4 | 31 | 6 | 24 | 70 (100%) | |

※1. 例えば「0~9m」は0m以上10m未満の範囲を示した

※2. 「100~299m」のみ100m以上300m未満の範囲を示した

※3. 空欄は出没地点数0を示した

※4. ()内に割合を%で示した

表 5-3. 各 RA および RA 以外の土地と重なる出沒地点数とその割合(2004~2008 年)

出沒地点数の割合を%で示した。

| 出沒地点 が重なる 土地 | 年 | | | | | | | | | | 合計 | |
|--------------------|------|-------|------|-------|------|-------|------|-------|------|-------|----|-------|
| | 2004 | | 2005 | | 2006 | | 2007 | | 2008 | | | |
| LRA | 0 | 0% | 0 | 0% | 1 | 3.2% | 0 | 0% | 0 | 0% | 1 | 1.4% |
| MRA | 3 | 60.0% | 1 | 25.0% | 9 | 29.0% | 1 | 16.7% | 5 | 20.8% | 19 | 27.1% |
| HRA | 1 | 20.0% | 0 | 0% | 15 | 48.4% | 2 | 33.3% | 15 | 62.5% | 33 | 47.1% |
| RA 以外 の土地 | 1 | 20.0% | 3 | 75.0% | 6 | 19.4% | 3 | 50.0% | 4 | 16.7% | 17 | 24.3% |
| 合計 | 5 | 100% | 4 | 100% | 31 | 100% | 6 | 100% | 24 | 100% | 70 | 100% |

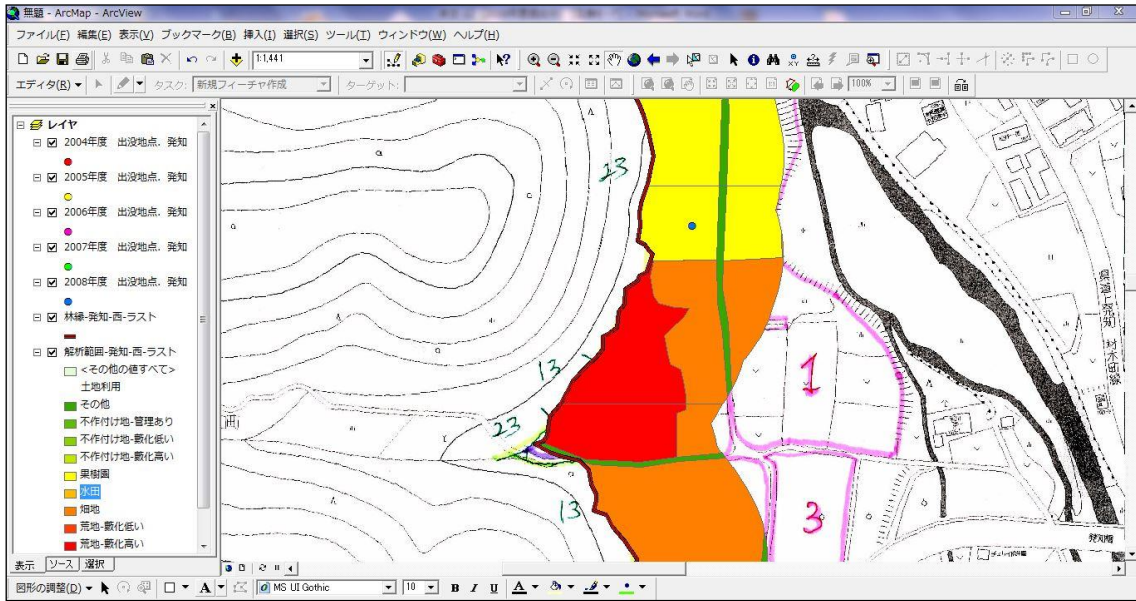


図 5-1. ArcGIS の操作画面

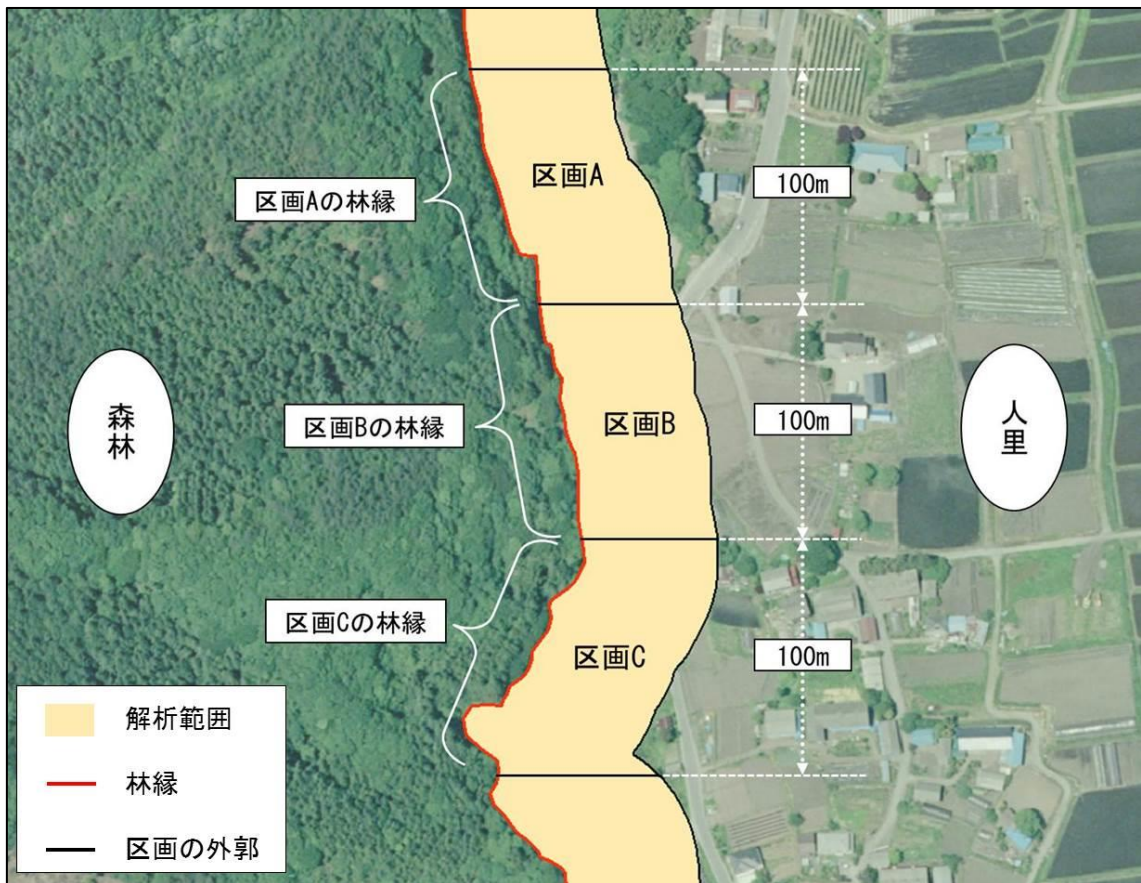


図 5-2. 区画（西側）の概略図

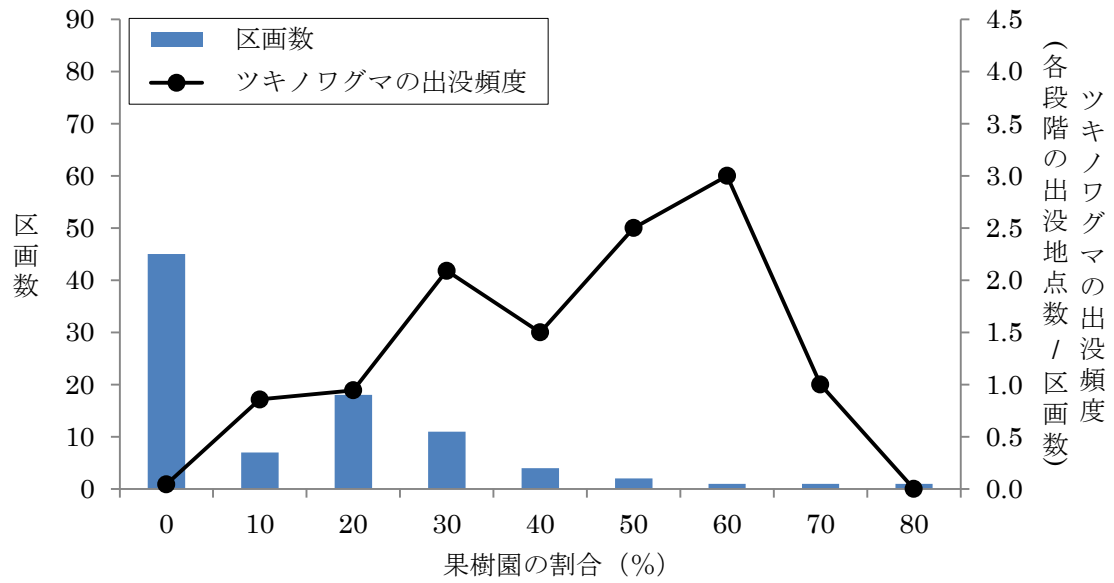


図 5-3. 10%単位で段階分けした果樹園の割合毎の区画数とツキノワグマの出没頻度

果樹園の割合を10%単位で段階分けした際の、該当する区画数とツキノワグマの出没頻度を示した。果樹園の割合を段階分けする際は、例えば「0%」の段階では、果樹園の割合が0%以上10%未満の範囲内であることとした。

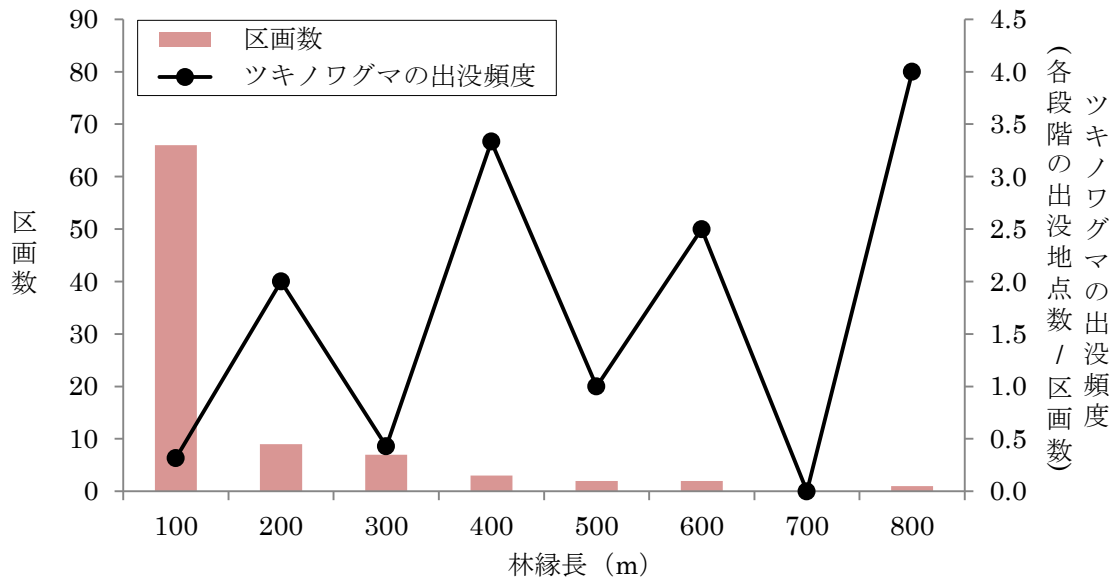


図 5-4. 100m 単位で段階分けした林縁長毎の区画数とツキノワグマの出没頻度

林縁長を 100m 単位で段階分けした際の、該当する区画数とツキノワグマの出没頻度を示した。林縁長を段階分けする際は、例えば「100m」の段階では、林縁長が 100m 以上 200m 未満の範囲内であることとした。

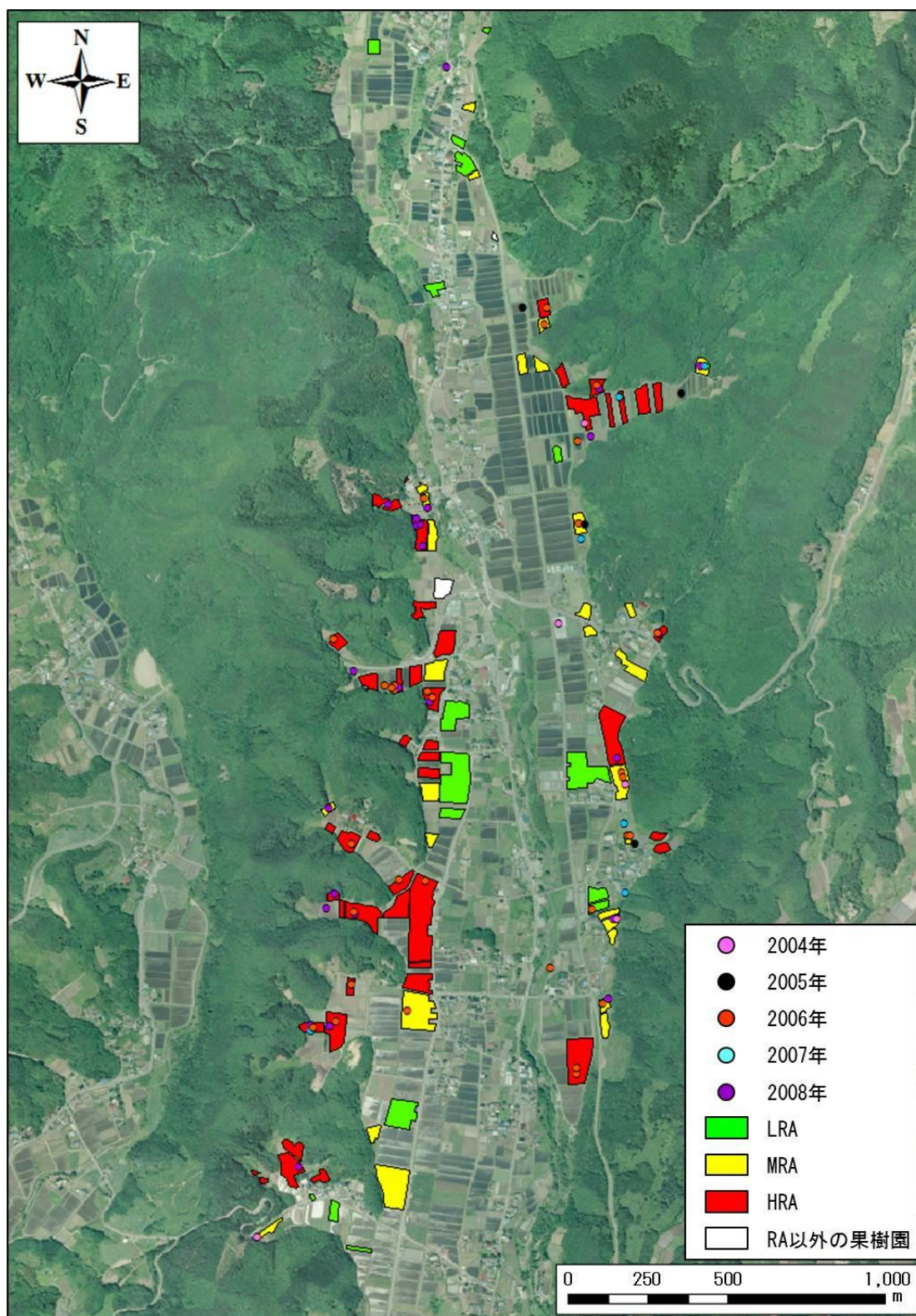


図 5-5. 抽出した RA の位置とツキノワグマの出没地点 (2004~2008 年)

「RA 以外の果樹園」は RA として抽出されなかった、解析範囲内の果樹園を示した。

第 2 節

ツキノワグマの出没に対するリスクエリアの普遍性の検証

5-2-1. 導入

本研究では、第 1 節で定量化した里地環境のデータと、ツキノワグマの出没地点データ（2009～2010 年）を用いて、発知地区の RA の普遍性を検証した。

5-2-2. 材料と方法

調査地

本研究の調査地は第 1 節と同様に、群馬県沼田市の発知地区とした。なお、発知地区では 2009 年以降に区画工事や自然災害などは無かったため、土地利用は変化していないと判断した。

ツキノワグマの出没地点データ

第 1 節で解析に用いた 2004～2008 年の出没地点データ（n=70）に加え、沼田市経済部農政課が保管していた 2009～2010 年の出没地点データを収集し、解析に用いた。2009～2010 年の出没地点データの内容を精査した結果、2 年間で合計 28 地点分（2009 年：n=5、2010 年：n=23）の出没地点データが得られた。なお、解析範囲内の出没地点は、2009 年では 5 地点、2010 年では 16 地点の計 21 地点であった。

解析方法

まず、2009～2010 年のツキノワグマの出没頻度が RA に偏っているか否かを明らかにするため、解析範囲内の出没地点データを用い、二項検定によって出没頻度の偏りの有無を推定した。

つぎに、RA と重なる出没地点数の割合について、2004～2008 年と 2009～2010 年

の両期間で差があるか否かを、ピアソンの χ^2 検定（イエーツの補正）を用いて検定した。

5-2-3. 結果

各 RA と 2009～2010 年の出没地点（解析範囲内、 $n=21$ ）を重ね合わせた結果、LRA には 2 地点（9.5%）、MRA には 7 地点（33.3%）、HRA には 10 地点（47.6%）が重なり、合計で 19 地点（90.5%）が RA と重なった。二項検定を用いて、解析範囲内の RA に対する出没頻度の偏りの有無を推定した結果、偏りがみられた（片側、 $P < 0.01$ ）。

また、各 RA と 2009～2010 年の全出没地点（ $n=28$ ）を重ね合わせた結果、LRA には 3 地点（10.7%）、MRA には 7 地点（25.0%）、HRA には 10 地点（35.7%）が重なり、合計で 20 地点（71.4%）が RA と重なった（表 5-4、図 5-6）。第 1 節より、RA と重なった 2004～2008 年の出没地点は、70 地点中 53 地点（75.7%）であった。ピアソンの χ^2 検定の結果、RA と重なった出没地点数の割合については、両期間の間で有意差はみられなかった（ $\chi^2=0.03$ 、 $df=1$ 、 $P=0.85$ ）。

5-2-4. 考察

本研究の結果から、2009～2010 年のツキノワグマの出没地点は、2004～2008 年の出没地点と同様に、RA に偏っていた。また、RA と重なる出没地点数の割合については、両期間の間で差はみられなかった。これらのことから、RA はツキノワグマの出没に対して、一定の普遍性を持つと考えられた。発知地区でツキノワグマの被害対策を行う際は、RA の抽出は有効な手段になると期待された。

ただし、RA の効果については、本研究の期間内では著しい変化はみられなかったが、里地環境の状況やツキノワグマの行動は経年的に変化するため、それらに伴って低下していく可能性がある。RA の効果を維持するためには、現地で定期的なモニタリング調査を行い、里地環境のデータを随時更新していく必要があるだろう。それに

よって、その時々¹の里地環境の状況に応じた、新しい RA を抽出することができると考えられた。

表 5-4. 各 RA および RA 以外の土地と重なる出沒地点数とその割合 (2009~2010 年)

出沒地点数の割合を%で示した。

| 出沒地点が 重なる土地 | 年 | | | | 合計 | |
|----------------|------|-------|------|-------|----|-------|
| | 2009 | | 2010 | | | |
| LRA | 1 | 20.0% | 2 | 8.7% | 3 | 10.7% |
| MRA | 1 | 20.0% | 6 | 26.1% | 7 | 25.0% |
| HRA | 1 | 20.0% | 9 | 39.1% | 10 | 35.7% |
| RA 以外の 土地 | 2 | 40.0% | 6 | 26.1% | 8 | 28.6% |
| 合計 | 5 | 100% | 23 | 100% | 28 | 100% |

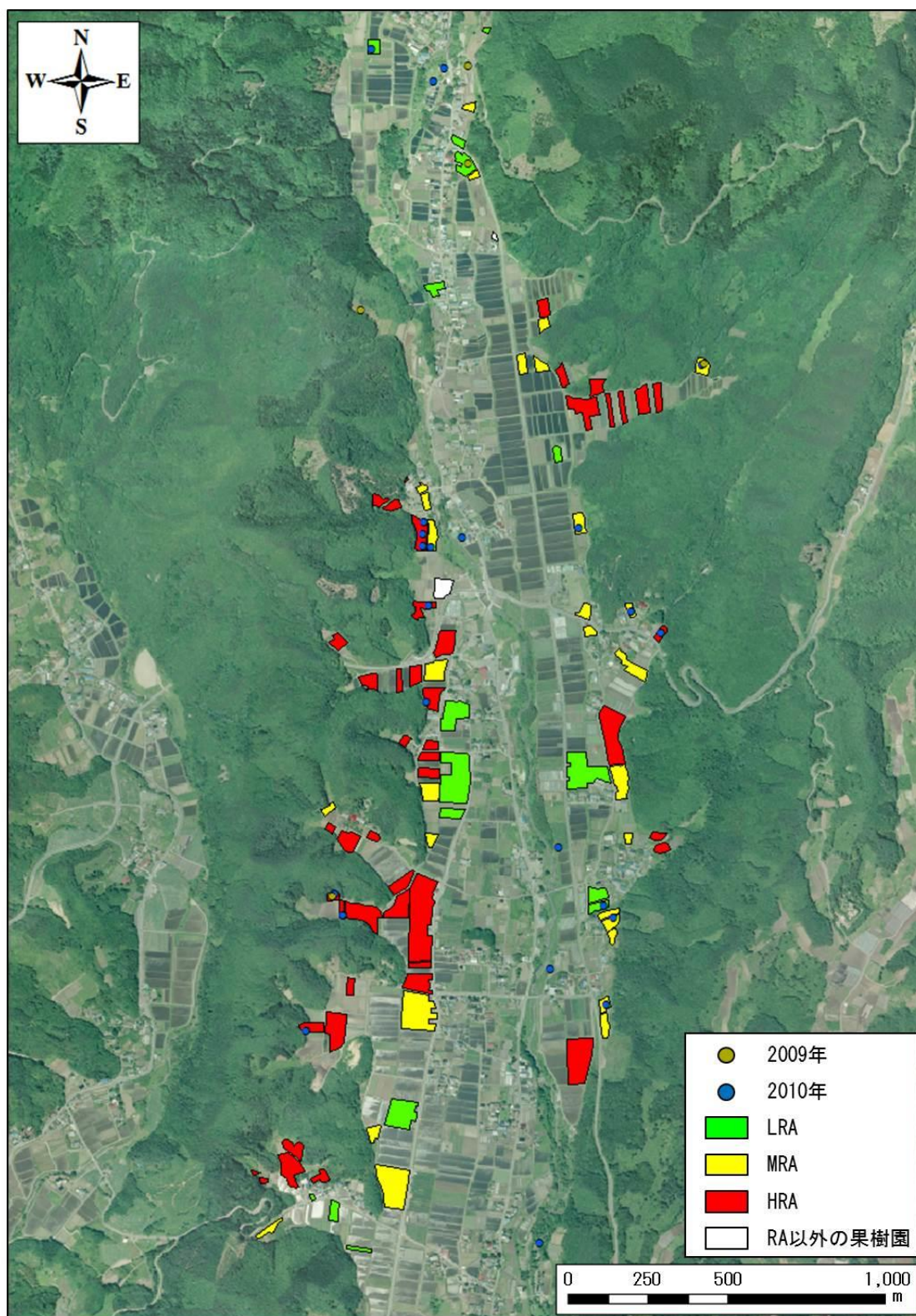


図 5-6. 抽出した RA の位置とツキノワグマの出没地点 (2009~2010 年)

「RA 以外の果樹園」は RA として抽出されなかった、解析範囲内の果樹園を示した。

第3節

リスクエリアの地域的な普遍性の検証

5-3-1. 導入

本研究では、RA の地域的な普遍性の検証を目的として、定量化した里地環境のデータと、ツキノワグマの出没地点データ（2004～2010 年）を用いて、佐山地区において RA の抽出を行った。

5-3-2. 材料と方法

調査地

本研究の調査地は、群馬県沼田市の佐山地区とした。

里地環境の現地調査

本研究の目的は、佐山地区でも RA を抽出することにより、RA の地域的な普遍性を検証することである。よって、「果樹園」と「林縁」以外の環境要因については、本研究では解析の対象にはしなかった。里地環境の現地調査は、第1節と同様の方法で行い、佐山地区の果樹園と林縁の位置を地図上に記録し、里地環境の位置データとした。ただし、林縁の管理状況については、時間的な制約によって確認できなかった。2010年の10月中の合計6日間で現地調査を行った。

ツキノワグマの出没地点データ

群馬県環境森林部自然環境課と沼田市経済部農政課が保管していた、佐山地区のツキノワグマの出没地点データを収集した。このデータの内容は、第1節で用いたデータの内容と同じである。データの内容を精査した結果、2004年(n=8)、2005年(n=2)、2006年(n=14)、2007年(n=5)、2008年(n=12)、2009年(n=3)、2010年(n=32)

の7年間で合計76地点分のデータが得られた。

GISによる里地環境の定量化

まず、GISに佐山地区の地図、出没地点データ、里地環境（果樹園および林縁）の位置データを入力し、解析範囲を設定した。解析範囲を設定する際は、第1節と同様の方法を用いて、2004～2010年の出没地点（ $n=76$ ）の90%以上が含まれる最小のバッファを求めた。

つぎに、解析を行う区画を作成した。佐山地区の解析範囲（林縁）は南北に伸びているが、やや西寄りに傾いていた。そのため、区画を作成する際の軸線（第1節の経線に当たる直線）は、佐山地区の林縁の北端と南端を結ぶ直線とした。この軸線に沿って、解析範囲を垂直に100m毎に区切ることで区画を作成した。解析範囲は佐山地区の東西に分けて設定し、区画は東側に19区画、西側に30区画の計49区画となった。

RAの抽出

RAの抽出は、第1節と同様の方法で行った。果樹園の割合に関する条件1と、林縁長に関する条件2では、全区画（ $n=49$ ）の中央値をそれぞれ算出し、その値以上の区画であることとした。林縁の藪化レベルに関する条件3は、藪化レベルを確認できなかったため、第1節でRAを抽出する際に算出した「18m」の値を用いて、林縁から18m以内に含まれる場所であることとした。土地利用に関する条件4は、果樹園として利用されている土地であることとし、RAとして抽出する際の前提条件とした。

解析方法

まず、二項検定を用いて、抽出したRAに対するツキノワグマの出没頻度の偏りの有無を推定した。用いる出没地点データは、解析範囲内の2004～2010年の出没地点

データとした。

つぎに、2004～2010年の出没地点がRAと重なる割合を算出し、同期間の発知地区における割合との間に差があるか否かを、ピアソンの χ^2 検定（イエーツの補正）を用いて検定した。

5-3-3. 結果

解析範囲

林縁を基準にして10m単位でバッファを作成した結果、70mのバッファ内に全出没地点の93.4%（n=71）が含まれた（表5-5）。よって、林縁から70m以内の範囲を解析範囲とした。解析範囲の総面積は0.63km²、林縁長の総距離は12.1kmとなった。

RAの抽出

条件1は、算出した中央値が4%であったことから（図5-7）、「果樹園の割合が4%以上の区画であること」とした。条件2は、算出した中央値が186mであったことから（図5-8）、「林縁長が186m以上の区画であること」とした。条件3は前述の通り、「林縁から18m以内の場所であること」とした。そして、条件4は果樹園であることとした。

上記の条件から、佐山地区においてLRA、MRA、HRAを抽出した（図5-9）。RAとして抽出した果樹園の面積は、LRAは0.02km²、MRAは0.05km²、HRAは0.06km²であった。各RAと全出没地点（n=76）を重ね合わせた場合には、LRAには4地点（5.3%）、MRAには14地点（18.4%）、HRAには50地点（65.8%）が重なり、合計で68地点（89.5%）がRAと重なった（表5-6）。また、各RAと解析範囲内の出没地点（n=71）を重ね合わせた場合には、LRAには3地点（4.2%）、MRAには13地点（18.3%）、HRAには50地点（70.4%）が重なり、合計で66地点（93.0%）がRAと重なった。

RA への出沒頻度の偏り

解析範囲内の出沒地点 (n=71) のうち、66 地点 (93.0%) が RA と重なった。二項検定を用いて、解析範囲内の RA (0.10km²) に対する出沒頻度の偏りの有無を推定した結果、偏りがみられた (片側、 $P < 0.01$)。

RA と重なる出沒地点数の割合の差

RA と重なった 2004~2010 年の出沒地点数の割合は、発知地区では 74.5% (98 地点中 73 地点)、佐山地区では 89.5% (76 地点中 68 地点) であった。ピアソンの χ^2 検定の結果、両地域間に有意差がみられ ($\chi^2=5.32$ 、df=1、 $P < 0.05$)、RA と重なる出沒地点数の割合は佐山地区の方が高かった。

5-3-4. 考察

本研究の結果から、佐山地区においても RA を抽出することができ、さらにツキノワグマの出沒は RA に偏っていた。これらのことから、果樹地域である発知地区と佐山地区の間では、RA は地域的な普遍性を持つと考えられた。よって、両地区以外の果樹地域においても、RA の活用が期待できた。また、RA と重なる出沒地点数の割合を比較した結果、発知地区よりも佐山地区の方が高かった。これは、佐山地区は発知地区よりも、平地 (人里) の面積が狭く、果樹園が林縁沿いに偏在しているためと考えられた。これによって、ツキノワグマの出沒が林縁沿いの果樹園に集中し、RA と重なる出沒地点数の割合が高くなったと推測された。

発知地区と佐山地区は土地利用の形態が似ており、地理的な特徴も共通している。そのため、ツキノワグマの出沒パターンも似通っていると考えられた。このような地域では、どちらか一方で効果的な被害対策を確立できれば、それをもう一方に応用することも可能になる。そのため、ツキノワグマの被害対策を進める上では、他地域と

の情報交換や技術交流を行うなど、地域間の連携体制の構築を積極的に進めることも重要になると考えられた。

表 5-5. 佐山地区の各バッファに含まれる出没地点数とその積算値（2004～2010 年）

| バッファ※1,2 | 年※3 | | | | | | | 合計※4 | 積算値※4 | |
|----------|------|------|------|------|------|------|------|------------|------------|--|
| | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 | | | |
| 0～9m | 1 | | 1 | 1 | 1 | | 7 | 11 (14.5%) | 11 (14.5%) | |
| 10～19m | 1 | 1 | 1 | 2 | 4 | 1 | 7 | 17 (22.4%) | 28 (36.8%) | |
| 20～29m | 3 | | 2 | 1 | 4 | 1 | 6 | 17 (22.4%) | 45 (59.2%) | |
| 30～39m | 2 | 1 | 5 | 1 | 1 | 1 | 4 | 15 (19.7%) | 60 (78.9%) | |
| 40～49m | | | | | 1 | | 3 | 4 (5.3%) | 64 (84.2%) | |
| 50～59m | | | 2 | | 1 | | | 3 (3.9%) | 67 (88.2%) | |
| 60～69m | | | 1 | | | | 3 | 4 (5.3%) | 71 (93.4%) | |
| 70～79m | | | | | | | | 0 (0%) | 71 (93.4%) | |
| 80～89m | | | 1 | | | | 1 | 2 (2.6%) | 73 (96.1%) | |
| 90～99m | 1 | | 1 | | | | | 2 (2.6%) | 75 (98.7%) | |
| 100～199m | | | | | | | 1 | 1 (1.3%) | 76 (100%) | |
| 合計 | 8 | 2 | 14 | 5 | 12 | 3 | 32 | 76 (100%) | | |

※1. 例えば「0～9m」は0m以上10m未満の範囲を示した

※2. 「100～199m」のみ、100m以上200m未満の範囲を示した

※3. 空欄は出没地点数0を示した

※4. ()内に割合を%で示した

表 5-6. 佐山地区の各 RA および RA 以外の土地と重なる出没地点数とその割合 (2004～2010 年)

出没地点数の割合を%で示した。

| 出没地点 が重なる 土地 | 年 | | | | | | | | | | | | | | 合計 | |
|--------------------|------|-------|------|------|------|-------|------|-------|------|-------|------|------|------|-------|----|-------|
| | 2004 | | 2005 | | 2006 | | 2007 | | 2008 | | 2009 | | 2010 | | | |
| LRA | 0 | 0% | 0 | 0% | 2 | 14.3% | 0 | 0% | 0 | 0% | 0 | 0% | 2 | 6.3% | 4 | 5.3% |
| MRA | 1 | 12.5% | 0 | 0% | 4 | 28.6% | 0 | 0% | 2 | 16.7% | 0 | 0% | 7 | 21.9% | 14 | 18.4% |
| HRA | 6 | 75.0% | 2 | 100% | 7 | 50.0% | 4 | 80.0% | 7 | 58.3% | 3 | 100% | 21 | 65.6% | 50 | 65.8% |
| RA 以外 の土地 | 1 | 12.5% | 0 | 0% | 1 | 7.1% | 1 | 20.0% | 3 | 25.0% | 0 | 0% | 2 | 6.3% | 8 | 10.5% |
| 合計 | 8 | 100% | 2 | 100% | 14 | 100% | 5 | 100% | 12 | 100% | 3 | 100% | 32 | 100% | 76 | 100% |

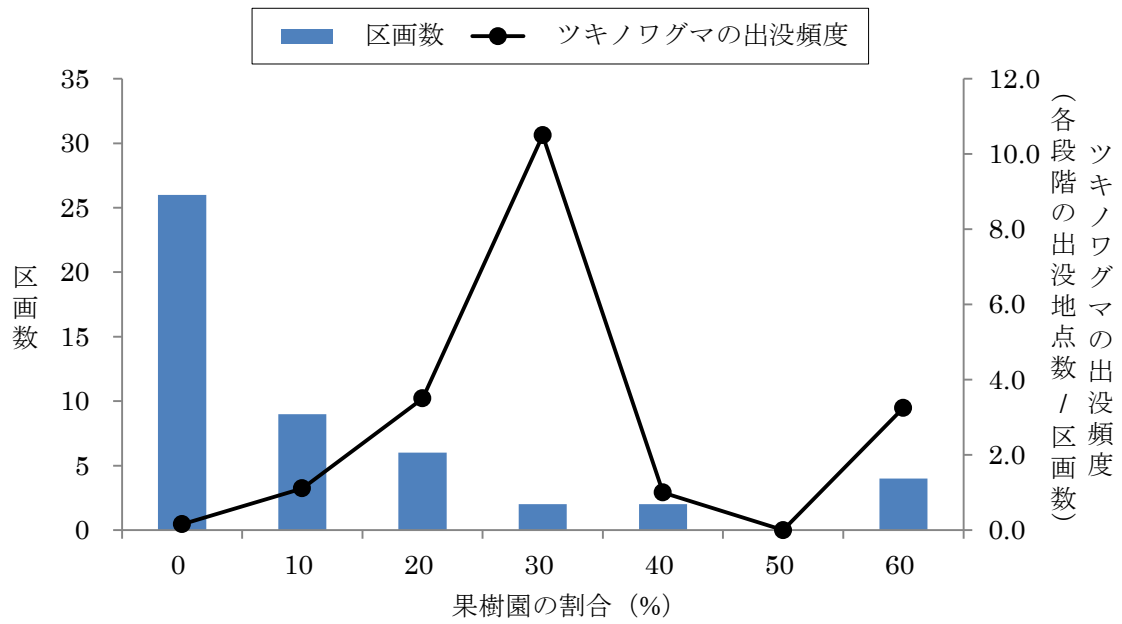


図 5-7. 10%単位で段階分けした果樹園の割合毎の区画数とツキノワグマの出没頻度 (佐山地区)

果樹園の割合を10%単位で段階分けした際の、該当する区画数とツキノワグマの出没頻度を示した。果樹園の割合を段階分けする際は、例えば「0%」の段階では、果樹園の割合が0%以上10%未満の範囲であることとした。

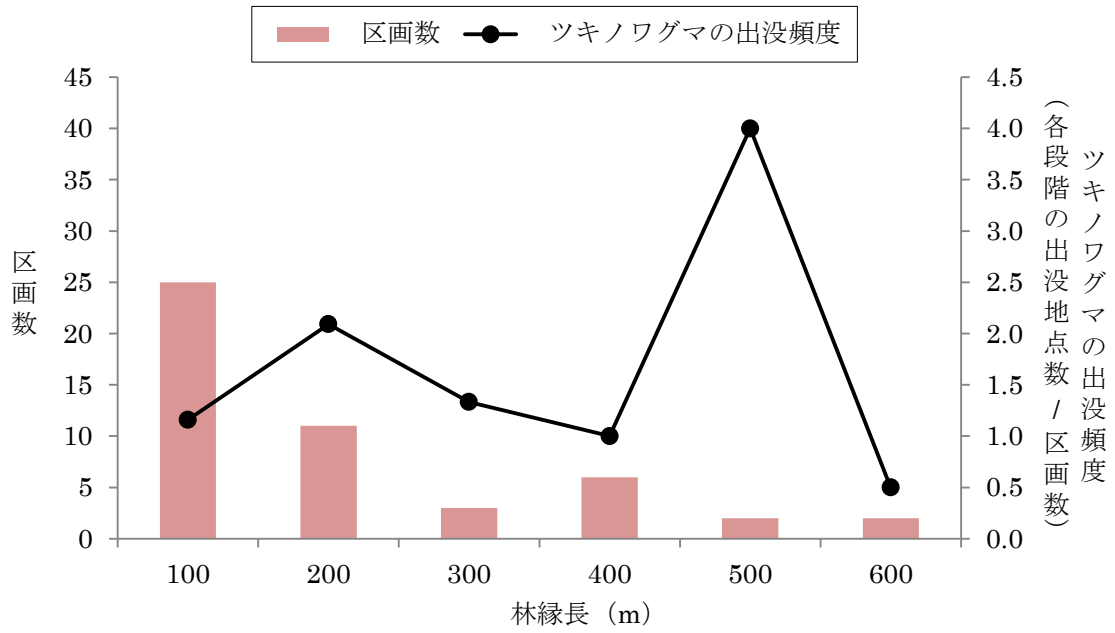


図 5-8. 100m 単位で段階分けした林縁長毎の区画数とツキノワグマの出没頻度 (佐山地区)

林縁長を 100m 単位で段階分けした際の、該当する区画数とツキノワグマの出没頻度を示した。林縁長を段階分けする際は、例えば「100m」の段階では、林縁長が 100m 以上 200m 未満の範囲であることとした。

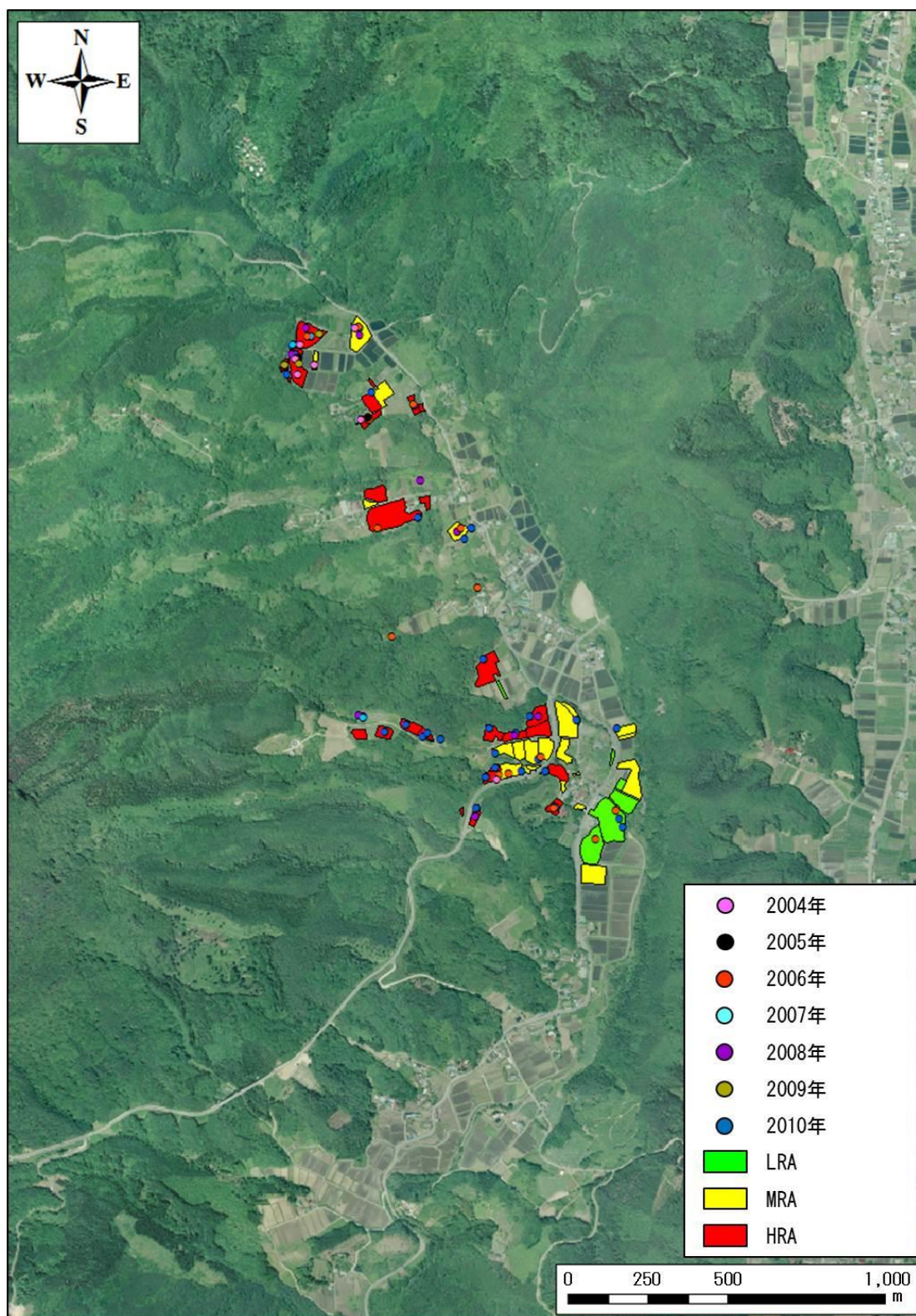


図 5-9. 佐山地区で抽出した RA の位置とツキノワグマの出没地点（2004～2010 年）

第4節

リスクエリアの防除による被害軽減の検証

5-4-1. 導入

本研究では、発知地区（第1節）と佐山地区（第3節）で抽出したRAを電気柵で防除することによって、ツキノワグマの被害が減少するか否かを検証した。

5-4-2. 材料と方法

調査地

本研究の調査地は、群馬県沼田市の発知地区と佐山地区とした。両地区では2010年に起きた大量出没を境にして、農地や林縁において電気柵の設置が急速に進んだ。

電気柵の設置状況に関する踏査調査

2012年と2013年の9月以降に調査地を踏査し、農地と林縁における電気柵の設置状況を確認した。調査対象となる農地は、第1節と第3節の解析範囲内（発知地区：林縁から60m以内、佐山地区：林縁から70m以内）に位置する農地とし、この範囲内に一部でも含まれていれば、その農地は調査対象とした。ただし、発知地区の東側では、2011年から林縁に沿って長距離の電気柵が設置されており、個別に電気柵を設置している農地はほとんど見られなくなっていた。そのため、発知地区の東側では、林縁に設置された長距離電気柵のみを調査対象とした。

ツキノワグマの出没地点データ

第1～3節で収集した出没地点データに加え、沼田市経済部農政課が保管していた2012～2013年の出没地点データを収集し、解析に用いた。データの内容を精査した結果、発知地区では合計14地点分（2012年：n=12、2013年：n=2）、佐山地区では

合計 10 地点分（2012 年：n=8、2013 年：n=2）の出没地点データが得られた。なお、解析範囲内に含まれる出没地点は、発知地区では合計 6 地点（2012 年：n=5、2013 年：n=1）、佐山地区では合計 8 地点（2012 年：n=6、2013 年：n=2）であった。

解析方法

2006 年と 2010 年の設置状況に関する報告（坂庭 2012）や、2008 年以降の現地調査の記録などから判断すると、調査地の電気柵の設置は 2009～2011 年の期間に進んだと考えられた。よって、本研究の解析では、電気柵の設置が行われる前のデータとして 2004～2008 年の出没地点データを用い、設置が行われた後のデータとして 2012～2013 年の出没地点データを用いた。電気柵の設置が行われる前の期間（2004～2008 年）を対策前とし、行われた後の期間（2012～2013 年）を対策後とした。

各地区の解析範囲内に含まれる出没地点数の割合、および RA と重なる出没地点数の割合について、対策の前後で差があるか否かをフィッシャーの正確確率検定を用いて明らかにした。

また、各地区の対策後において、効果的に防除された RA の面積割合と、出没地点数の割合との間に偏りがあるか否かを、二項検定を用いて明らかにした。

5-4-3. 結果

電気柵の設置状況に関する踏査調査

2012 年と 2013 年の電気柵の設置状況を、それぞれ図 5-10 と図 5-11 に示した。なお、発知地区の南部では、時間的な制約によって電気柵の設置状況を確認できなかった農地が一部あった。

発知地区の調査範囲内で確認された電気柵の総設置距離は、年平均で 12.4km であった。前述の通り、発知地区の東側では、舗装道路上などを除いて 5km を超える電気柵が林縁に隙間なく設置されており、ツキノワグマの人里への侵入を防止するための

対策が行われていた。一方で、西側では複数の農地を防除するために、林縁に沿って電気柵を設置している場所もあったが、個別に設置している農地が多くみられた。発知地区の調査範囲内に位置する RA のうち、電気柵で全体を囲まれ、効果的に防除されていると判断された RA の面積は年平均で 0.15km^2 であった。これは、調査範囲内の全 RA の 70.7% を占めていた。

佐山地区の調査範囲内で確認された電気柵の総設置距離は、年平均で 6.7km であった。佐山地区では発知地区の西側と同様に、林縁に沿って電気柵を設置している場所もあったが、個別に設置している農地が多くみられた。佐山地区の調査範囲内に位置する RA のうち、電気柵で全体を囲まれ、効果的に防除されていると判断された RA の面積は年平均で 0.10km^2 であった。これは、佐山地区の全 RA の 41.2% であった。

ツキノワグマの出没地点の解析

発知地区では、解析範囲内に含まれる出没地点数の割合が、対策前では 90.0% (63/70)、対策後では 42.9% (6/14) であり、これらの間には有意差がみられた (両側、 $P < 0.01$)。さらに、RA と重なる出没地点数の割合は、対策前では 75.7% (53/70)、対策後では 35.7% (5/14) であり (表 5-7)、これらの間にも有意差がみられた (両側、 $P < 0.01$)。よって、対策の前後を比較すると、解析範囲内の RA で起きた被害の割合は減少していた。

また、対策後において、効果的に防除された RA の面積割合は 70.7% であったのに対し、効果的に防除された RA と重なった出没地点数の割合は 80.0% (4/5) であった。二項検定の結果、出没地点数の割合に差はみられなかった (片側、 $P = 0.54$)。

佐山地区では、解析範囲内に含まれる出没地点数の割合が、対策前では 92.7% (38/41)、対策後では 80.0% (8/10) であり、これらの間には有意差はみられなかった (両側、 $P = 0.25$)。さらに、RA と重なる出没地点数の割合は、対策前では 85.4% (35/41)、対策後では 100% (10/10) であり (表 5-7)、これらの間にも有意差はみら

れなかった（両側、 $P=0.33$ ）。よって、解析範囲内の RA で起きた被害の割合は、対策の前後でも変わっていなかった。

また、対策後において、効果的に防除された RA の面積割合は 41.2%であったのに対し、効果的に防除された RA と重なった出沒地点数の割合は 50.0%（5/10）であった。二項検定の結果、出沒地点数の割合に差はみられなかった（片側、 $P=0.40$ ）。

5-4-4. 考察

対策後の大量出沒年である 2012 年では、発知地区のツキノワグマの出沒地点数は 12 地点であった（表 5-7）。これは、対策前の大量出沒年の地点数（2006 年：31 地点）や調査地で出沒が多かった年の地点数（2008 年：24 地点）と比較すると、50～60%ほど少なかった。さらに、本研究の結果から、対策の前後では、解析範囲内の RA で起きた被害の割合は減少していた。これらのことから、発知地区では RA の約 71%を電気柵で防除したことによって、林縁沿いの農地で起きていた被害を軽減することができたと考えられた。そのため、林縁沿いで行われた電気柵の設置は、ツキノワグマの被害に対して効果的であったと考えられた。

一方で、対策後には、林縁から離れた発知川の周辺で被害が確認されており、被害件数は 2012 年では 6 件（図 5-10）、2013 年では 1 件（図 5-11）であった。過去にもツキノワグマが農地への侵入経路として、発知川を利用したと推測される被害は起きていたが、被害が起きる年は大量出沒年などに限られていた。しかし、大量出沒年ではない 2013 年にも被害が起きたことから、今後は大量出沒年であるか否かに関わらず、発知川の周辺でも被害が多発する可能性がある。地区の中央に位置する農地は林縁から離れているため、これまでは野生動物の被害には遭いにくかった。そのため、電気柵を設置していない農地がほとんどであるが、今後は特に川沿いの農地では設置が必要になると考えられた。

佐山地区では、2012 年の出沒地点数は 8 地点であった（表 5-7）。これは、対策前

の大量出沒年の地点数（2006年：14地点）や出沒が多かった年の地点数（2008年：12地点）と比較すると、35～45%ほど少なかった。しかし、解析範囲内のRAで起きた被害の割合は、対策の前後でも差はみられなかった。よって、佐山地区ではRAの約41%を電気柵で防除したことによって、ツキノワグマの被害を軽減することができたが、被害が起きる場所は林縁沿いに偏ったままであることが確認された。これは、果樹園が林縁沿いに偏在していることが原因であると考えられた。そのため、今後のツキノワグマの被害を軽減するためには、林縁沿いで行う対策を強化しなくてはならない。ただし、佐山地区は人里の面積が狭いため、農地と人家の間が非常に近くなっている。よって、林縁沿いに電気柵を設置することで、ツキノワグマの被害が人家にまで及ぶ可能性も否定できない。対策後の佐山地区では、林縁に電気柵を設置している場所と個別に電気柵を設置している農地が混在していた（図5-10、図5-11）。しかし、今後は発知地区の東側のように、長距離の電気柵を林縁に設置し、ツキノワグマの人里への侵入を防止する対策が必要になると考えられた。

本研究の結果から、RAを電気柵で防除することによって、ツキノワグマの被害の軽減が可能であることが実証された。そのため、RAの抽出と電気柵の設置は、ツキノワグマの被害に対して効果的であると考えられた。しかし、対策後の両地区では、全く防除されていない、または防除が不十分なRAに対して、ツキノワグマの出沒が偏っているわけではなかった。つまり、周囲を電気柵で囲み、効果的に防除されると判断されたRAでも、出沒がみられた。これは、電気柵の設置者が適切な管理を怠ったことが要因の1つになっていると考えられた。調査地のツキノワグマの被害を軽減するためには、効果的な被害対策の実施が必要になるが、その実行者に対する適切な指導や補助もまた、重要であると考えられる。効果的な被害対策と、その実行者による適切な管理が揃うことによって、初めてツキノワグマの被害問題を解決することが可能になるだろう。

表 5-7. 両地区の各 RA および RA 以外の土地と重なる出没地点数とその割合（2012～2013 年）

出没地点数の割合を%で示した。

| 調査地 | 出没地点が 重なる土地 | 年 | | | | 合計 | |
|------|----------------|------|-------|------|-------|----|-------|
| | | 2012 | | 2013 | | | |
| 発知地区 | LRA | 0 | 0.0% | 0 | 0.0% | 0 | 0.0% |
| | MRA | 2 | 16.7% | 1 | 50.0% | 3 | 21.4% |
| | HRA | 2 | 16.7% | 0 | 0.0% | 2 | 14.3% |
| | RA 以外 の土地 | 8 | 66.7% | 1 | 50.0% | 9 | 64.3% |
| | 合計 | 12 | 100% | 2 | 100% | 14 | 100% |
| 佐山地区 | LRA | 0 | 0.0% | 1 | 50.0% | 1 | 10.0% |
| | MRA | 2 | 25.0% | 0 | 0.0% | 2 | 20.0% |
| | HRA | 6 | 75.0% | 1 | 50.0% | 7 | 70.0% |
| | RA 以外 の土地 | 0 | 0.0% | 0 | 0.0% | 0 | 0.0% |
| | 合計 | 8 | 100% | 2 | 100% | 10 | 100% |

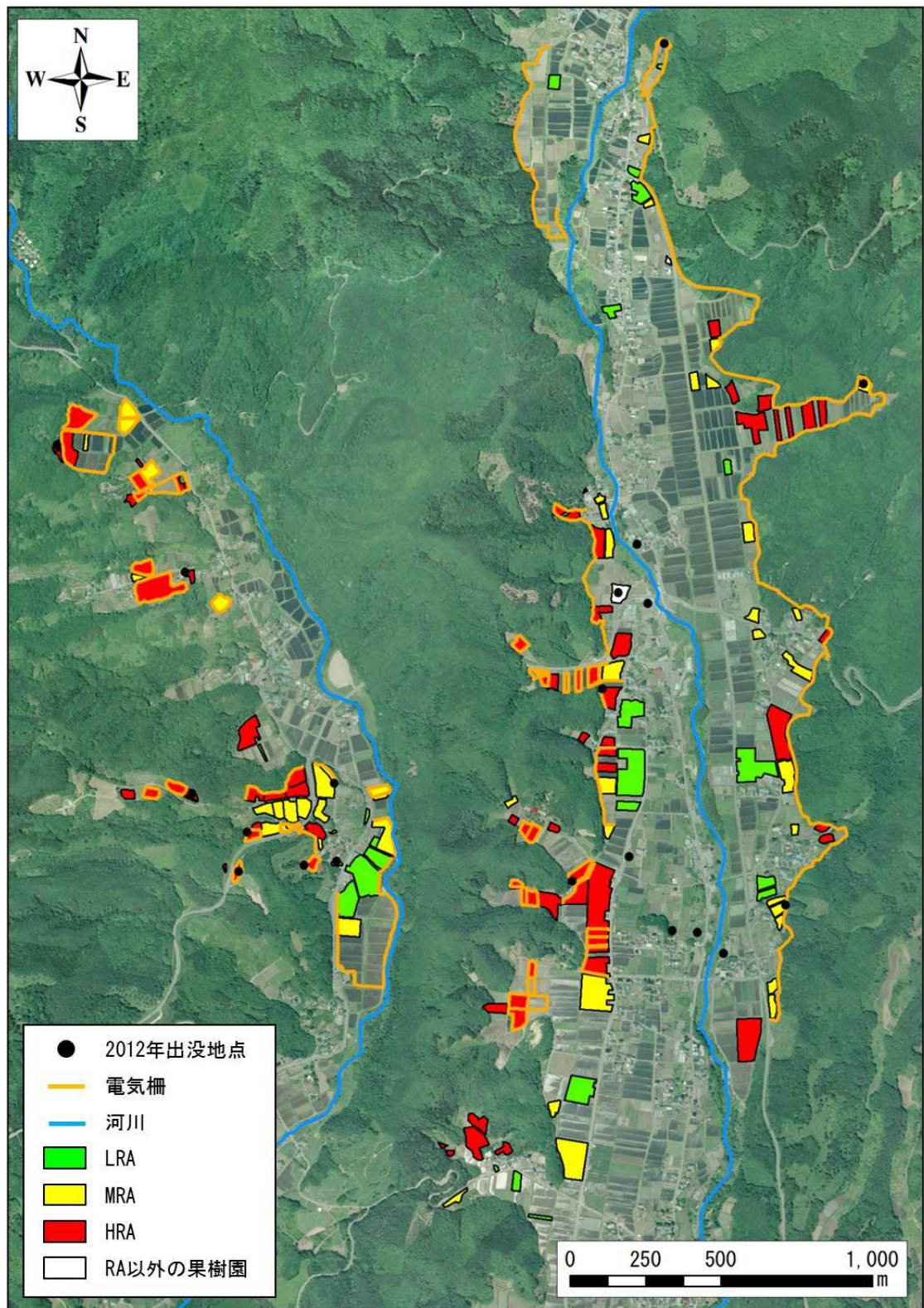


図 5-10. 2012 年の電気柵の設置状況、ツキノワグマの出没地点、RA と河川の位置
 発知地区を流れる河川は発知川を示し、佐山地区を流れる河川は四釜川を示した。

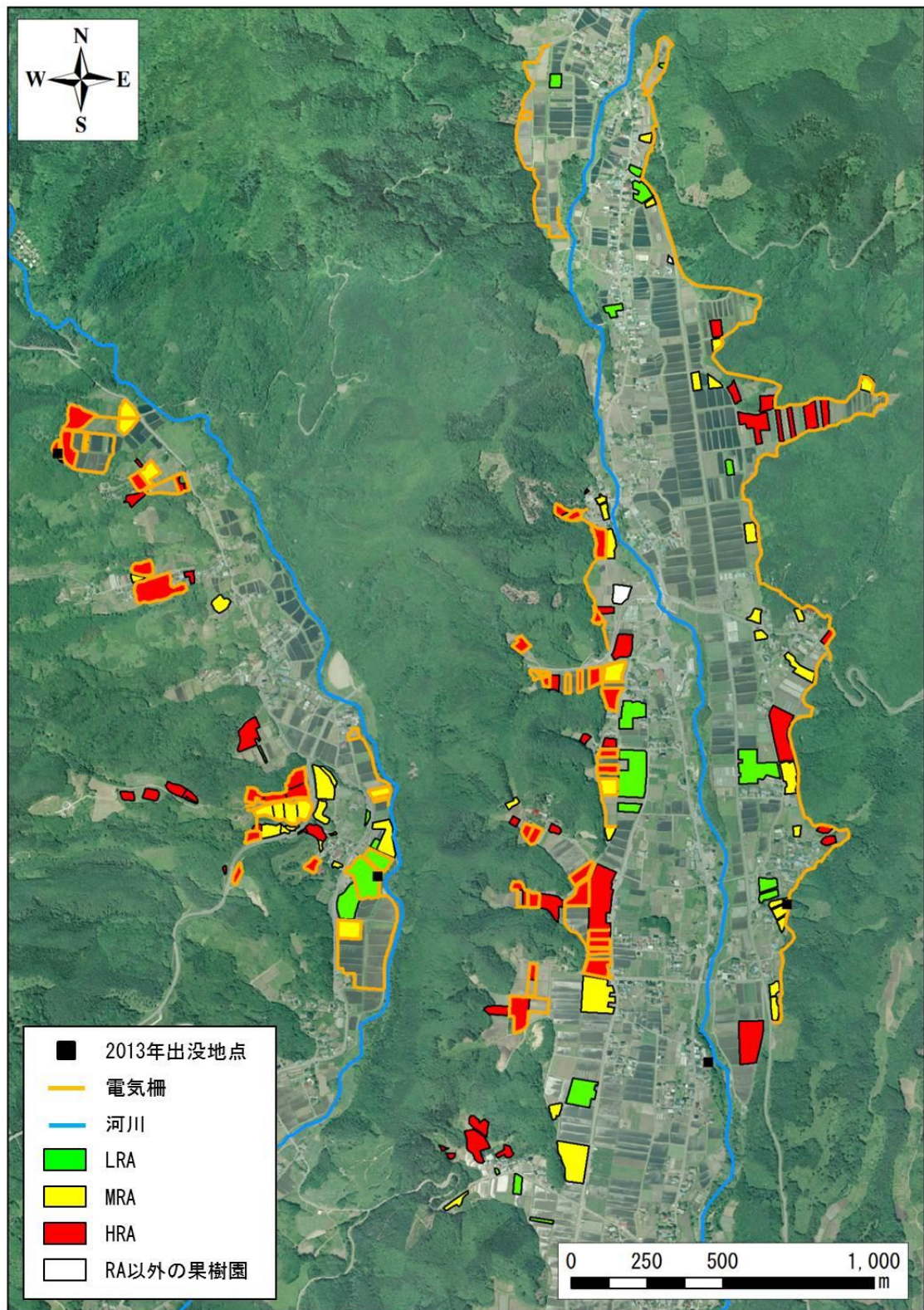


図 5-11. 2013 年の電気柵の設置状況、ツキノワグマの出沒地点、RA と河川の位置
 発知地区を流れる河川は発知川を示し、佐山地区を流れる河川は四釜川を示した。

小括

本研究では、ツキノワグマの出没の危険性が高い RA の抽出を目的とした。まず、群馬県の果樹地域（発知地区）において、ツキノワグマの出没地点と、GIS によって定量化した里地環境との関係性を解析した。その結果、ツキノワグマの出没に關与する環境要因として、森林に囲まれていること、林縁が管理されていないこと、果樹園として利用されていることの3つが特定された。このことから、発知地区では管理されていない森林に囲まれている果樹園ほど、ツキノワグマの出没リスクが高くなると推測された。また、果樹園の存在がツキノワグマの出没に対して、より影響を与える要因であることが示唆された。特に、堅果類の凶作年の秋には、果樹園がツキノワグマを人里へ誘引する強力な要因になっていると考えられた。

上記の環境要因に基づいて、ツキノワグマの出没の危険性が高い RA を抽出した。RA は序列の低い順に、LRA、MRA、HRA に分けた。各 RA に 2004～2008 年の出没地点（70 地点）を重ね合わせた結果、LRA には 1 地点（1.4%）、MRA には 19 地点（27.1%）、HRA には 33 地点（47.1%）が重なり、計 53 地点（75.7%）が RA と重なった。また、ツキノワグマの出没地点が RA に偏っていたことから、ツキノワグマの被害を軽減するためには、特に HRA において重点的な対策が必要になると考えられた。ただし、個別に対策を行っても被害が他の農地に拡散する可能性があるため、発知地区で被害対策を行う場合は、地区全体で行う方が効果的であると考えられた。

さらに、各 RA と 2009～2010 年の出没地点（28 地点）を重ね合わせた結果、LRA には 3 地点（10.7%）、MRA には 7 地点（25.0%）、HRA には 10 地点（35.7%）が重なり、計 20 地点（71.4%）が RA と重なった。ツキノワグマの出没地点は RA に偏っており、RA と重なった出没地点数の割合は 2004～2008 年の期間と比較しても、差はみられなかった。このことから、RA はツキノワグマの出没に対して、一定の普遍性を持つと考えられた。ただし、RA の効果は経年的に低下していく可能性がある。よ

って、RA の効果を維持するためには定期的なモニタリング調査を行い、里地環境のデータを更新していく必要があるだろう。

そして、発知地区に隣接する佐山地区でも、RA の抽出を試みた。その結果、RA を抽出することができ、さらにツキノワグマの出没は RA に偏っていた。各 RA と 2004～2010 年の出没地点 (76 地点) を重ね合わせた結果、LRA には 4 地点 (5.3%)、MRA には 14 地点 (18.4%)、HRA には 50 地点 (65.8%) が重なり、計 68 地点 (89.5%) が RA と重なった。このことから、RA は果樹地域において、地域的な普遍性を持つと考えられた。そのため、他の果樹地域でも RA の活用が期待できた。

最後に、両地区の RA を防除することで、ツキノワグマの被害が減少するか否かについて、調査地に普及した電気柵を利用して検証した。2004～2008 年を対策前、2012～2013 年を対策後とした。対策後の電気柵の設置状況を確認した結果、各地区の全 RA に占める、電気柵で効果的に防除された RA の面積割合は、発知地区では年平均で 70.7%、佐山地区では年平均で 41.2%であった。対策の前後において、出没地点数を比較すると、対策後の地点数は発知地区では最大で 61%少なく、佐山地区では最大で 43%少なかった。また、発知地区では、解析範囲内の RA で起きた被害の割合は減少していた。よって、発知地区の RA の約 71%を電気柵で防除したことで、林縁沿いで起きていた被害を軽減することができたと推測された。しかし、林縁から離れた発知川の周辺でも被害が起きていたことから、今後は川沿いの農地でも電気柵の設置が必要になると考えられた。一方で、佐山地区では、解析範囲内の RA で起きた被害の割合は、対策の前後でも差はみられなかった。よって、佐山地区の RA の約 41%を電気柵で防除したことで、被害を軽減することができたが、被害が起きる場所は林縁沿いに偏ったままであることが確認された。これは、果樹園が林縁沿いに偏在していることが原因と考えられた。今後は、林縁沿いに長距離の電気柵を設置するなど、対策を強化する必要があると考えられた。

本研究の結果から、RA を電気柵で防除することによって、ツキノワグマの被害の

軽減が可能であることが実証された。よって、RA の抽出と電気柵の設置は、ツキノワグマの被害に対して効果的であると考えられた。しかし、全体を電気柵で囲い、効果的に防除されていると判断された RA でも、ツキノワグマの出没がみられた。これは、電気柵の管理不足が原因であると考えられた。調査地のツキノワグマの被害を軽減するためには、効果的な被害対策の実施が必要になるが、その実行者への適切な指導や補助もまた、重要である。効果的な被害対策と、その実行者による適切な管理が揃うことで、ツキノワグマの被害問題の解決につながると期待された。

第6章

総括

ツキノワグマは国内最大級の大型野生動物であり、本州と四国に分布している。近年の里地は、ツキノワグマの恒常的生息域の周辺地域になっていることが多く、人とツキノワグマとの軋轢が生じる代表的な地域となっている。里地におけるツキノワグマの被害については、以前から里グマの関与が懸念されてきたが、その実態については未だ明らかになっていない。よって、本研究では、里グマの実態を解明することを目的として、被害が多発する里地において、個体識別法を用いたツキノワグマの生息状況調査を行った。さらに、この調査によって解明できた里グマの実態を踏まえた上で、人里における効果的な被害対策の提案を目的として、ツキノワグマの出没の危険性が高いリスクエリアの抽出を行った。これにより、調査地のツキノワグマの被害軽減に寄与できると期待された。

第2章では、カメラトラップ法による個体識別を用いて、調査地のツキノワグマの生息状況を把握した。調査期間は2012～2013年の2年間とし、トラップで撮影した個体の斑紋の形状に基づいて、個体を識別した。その結果、2012年には16頭、2013年には9頭の個体が識別された。両年の識別個体の斑紋を比較した結果、4組が同一個体として識別された。よって、2年間で識別された別個体は21頭であった。

各年のツキノワグマの撮影頻度をみると、9月以降の撮影頻度は、2012年では10月の中旬から11月の中旬にかけて増加していたのに対し、2013年では低い水準で推移していた。また、9月の中旬を境にして調査期間を前期と後期に分けた場合、ツキノワグマの平均識別個体数は、2012年の前期では3.0頭、後期では3.2頭であったが、2013年の前期では3.8頭、後期では1.7頭であった。さらに、後期の新規識別個体数は、2012年では7頭であったが、2013年では1頭のみであった。これらのことから、2013年の秋は、調査地のツキノワグマの生息密度は比較的低かったと推測された。こ

れには、各年の堅果類の豊凶が強く影響していたと考えられた。

確認された期間の長さに基づいて、識別個体を定着個体と非定着個体に分けた。その結果、2012年の定着個体は2頭、非定着個体は14頭であり、2013年の定着個体は4頭（2012年の定着個体を2頭、非定着個体を1頭含む）、非定着個体は5頭（2012年の非定着個体を1頭含む）であった。2年続けて識別された4頭のうち、人里への依存度が高いと判断された個体が2頭確認された。

第3章では、ヘアートラップ法による個体識別を用いて、ツキノワグマの生息状況を把握した。ヘアートラップは第2章のカメラトラップと同じ場所、同じ期間、同じ基数で稼動させた。トラップで採取したツキノワグマの体毛からDNAを抽出し、各サンプルの遺伝子型を決定することで、個体を識別した。その結果、2012年には29頭、2013年には12頭の個体が識別された。両年の識別個体の遺伝子型を照合した結果、一致した個体はいなかった。よって、2年間で識別された別個体は41頭であった。

第2章と同様に調査期間を前期と後期に分けた場合、ツキノワグマの平均識別個体数は、2012年の前期では2.8頭、後期では3.3頭であったが、2013年の前期では3.2頭、後期では0.3頭であった。また、後期の新規識別個体数は、2012年では15頭であったが、2013年では1頭のみであった。これらのことから、第2章と同様に、2013年の秋はツキノワグマの生息密度は比較的低かったと推測された。これには、堅果類の豊凶が強く影響していたと考えられた。

第2章と同様に、識別個体を定着個体と非定着個体に分けた。その結果、2012年の定着個体は2頭、非定着個体は27頭であり、2013年の定着個体は2頭、非定着個体は10頭であった。また、2年続けて識別された個体はいなかったが、2013年に別個体が12頭確認されたことと、各年の非定着個体の割合が全体の80%以上を占めていたことから、調査地はツキノワグマの移出入が頻繁に起こっている場所であることが示唆された。果樹園への接近が確認された個体のうち、各年の定着個体の2頭は人里への依存度の高い個体である可能性があった。

また、2012年に調査地で殺処分された3頭の遺伝子型は、体毛から識別された個体の遺伝子型とは一致しなかった。このことから、この3頭は捕獲直前の短期間だけ調査地に生息していた、非定着個体の可能性があった。

第4章では、カメラトラップ法（第2章）とヘアートラップ法（第3章）によって把握できた、ツキノワグマの生息状況について総合的に解析した。同じサンプリング回に、同じトラップ設置場所で確認された各トラップの識別個体は、同一である可能性があった。よって、各トラップの識別個体を対象にして、同一の可能性のある個体の組み合わせを検討した。その結果、2年間で12組分の個体が同一個体である可能性があった。仮に、この12組の中で個体が一致し、それら以外の個体は別個体であった場合には、両手法を合わせた2年間の識別個体数は50頭になった。調査地に生息するツキノワグマの実際の個体数は、それぞれの個体識別法によって確認できた個体数を大きく上回っている可能性があった。

上記の仮定の中で、定着個体と判断された個体は5頭であり、全個体数（50頭）に占める割合は10%であった。調査地はツキノワグマの高密度地域であり、個体の移出入が頻繁に起こっていると推測されたが、さらに上記の仮定から、調査地に生息する個体の90%は非定着個体であり、定着個体はわずか10%程度に限られていると推測された。また、秋のツキノワグマの生息密度は、その年の堅果類の豊凶に強く影響されていた。しかし、上記の定着個体のうちの3頭は、秋の堅果類の豊凶に関わらず、調査地に対して強い定着性を持つと推測された。さらに、このうちの2頭は2年続けて果樹園への接近が確認されていたことから、人里への依存度が高い個体であると考えられた。本研究では、この2頭を里グマと判断した。

上記の通り、調査地に生息するツキノワグマの90%は調査地には定着しておらず、調査地では個体の移出入が頻繁に起こっていると推測された。よって、これまで被害を起こしていた個体が非定着個体であったとすれば、加害個体を殺処分できていたとしても、新しい個体が次々と移入して来たために被害が減少しなかったと推測された。

また、里グマと判断された 2 頭が被害を起こしている可能性が高いと考えられたが、この 2 頭は少なくとも調査期間中には捕獲されていなかった。これらのことから、捕獲のみを用いたツキノワグマの被害対策は、調査地においては現実的ではないと考えられた。そのため、調査地の被害対策は捕獲だけに重点を置くのではなく、他の被害対策も含めて複合的に進めていく方法が効果的であると考えられた。

第 5 章では、ツキノワグマの出没の危険性が高い RA の抽出を目的とした。まず、発知地区において、ツキノワグマの出没地点と、GIS によって定量化した里地環境との関係性を解析した。その結果、ツキノワグマの出没に関与する環境要因として、森林に囲まれていること、林縁が管理されていないこと、果樹園として利用されていることの 3 つが特定された。このことから、発知地区では管理されていない森林に囲まれている果樹園ほど、ツキノワグマの出没リスクが高くなると推測された。また、果樹園の存在がツキノワグマの出没に対して、より影響を与える要因であることが示唆された。特に、堅果類の凶作年の秋には、果樹園がツキノワグマを人里へ誘引する強力な要因になっていると考えられた。上記の環境要因に基づいて、RA を抽出した。RA は序列の低い順に、LRA、MRA、HRA に分けた。各 RA に 2004～2008 年の出没地点（70 地点）を重ね合わせた結果、LRA には 1 地点（1.4%）、MRA には 19 地点（27.1%）、HRA には 33 地点（47.1%）が重なり、計 53 地点（75.7%）が RA と重なった。また、出没地点が RA に偏っていたことから、ツキノワグマの被害を軽減するためには、特に HRA において重点的な対策が必要になると考えられた。

さらに、各 RA と 2009～2010 年の出没地点（28 地点）を重ね合わせた結果、LRA には 3 地点（10.7%）、MRA には 7 地点（25.0%）、HRA には 10 地点（35.7%）が重なり、計 20 地点（71.4%）が RA と重なった。出没地点は RA に偏っており、RA と重なった出没地点数の割合は 2004～2008 年の期間と比較しても、差はみられなかった。このことから、RA はツキノワグマの出没に対して、一定の普遍性を持つと考えられた。ただし、RA の効果は経年的に低下していく可能性がある。よって、RA の効

果を維持するためには定期的なモニタリング調査を行い、里地環境のデータを更新していく必要があるだろう。

そして、発知地区に隣接する佐山地区でも、RA の抽出を試みた。その結果、RA を抽出することができ、さらにツキノワグマの出没は RA に偏っていた。各 RA と 2004～2010 年の出没地点 (76 地点) を重ね合わせた結果、LRA には 4 地点 (5.3%)、MRA には 14 地点 (18.4%)、HRA には 50 地点 (65.8%) が重なり、計 68 地点 (89.5%) が RA と重なった。このことから、RA は果樹地域において、地域的な普遍性を持つと考えられた。そのため、他の果樹地域でも RA の活用が期待できた。

最後に、両地区で抽出した RA を防除することで、ツキノワグマの被害が減少するか否かについて、調査地に普及した電気柵を利用して検証を行った。2004～2008 年を対策前、2012～2013 年を対策後とした。対策後の電気柵の設置状況を確認した結果、各地区の全 RA に占める、電気柵で効果的に防除された RA の面積割合は、発知地区では年平均で 70.7%、佐山地区では年平均で 41.2%であった。対策の前後において、出没地点数を比較すると、後期の地点数は発知地区では最大で 61%少なく、佐山地区では最大で 43%少なかった。また、発知地区では、解析範囲内の RA で起きた被害の割合は減少していた。よって、発知地区の RA の約 71%を電気柵で防除したことで、林縁沿いで起きていた被害を軽減することができたと推測された。しかし、林縁から離れた発知川の周辺でも被害が起きていたことから、今後は川沿いの農地でも電気柵の設置が必要になると考えられた。一方で、佐山地区では、解析範囲内の RA で起きた被害の割合は、対策の前後でも差はみられなかった。よって、佐山地区の RA の約 41%を電気柵で防除したことで、被害を軽減することができたが、被害が起きる場所は林縁沿いに偏ったままであることが確認された。これは、果樹園が林縁沿いに偏在していることが原因と考えられた。今後は、林縁沿いに長距離の電気柵を設置するなど、対策を強化する必要があると考えられた。

RA を電気柵で防除することによって、ツキノワグマの被害の軽減が可能であるこ

とが実証された。よって、RA の抽出と電気柵の設置はツキノワグマの被害に対して効果的であると考えられた。しかし、電気柵の管理不足が原因と考えられる被害が起きていたことから、調査地の被害を軽減するためには、効果的な被害対策の実施が必要になるが、その実行者への適切な指導や補助もまた、重要であると考えられた。

本研究の結果から、調査地に 2 年続けて生息していた定着個体のうち、少なくとも 2 頭は里グマと判断することができた。この 2 頭は人里への接近が確認されたことから、農地での被害に関与している可能性が高いと考えられた。さらに、前述したツキノワグマの生活被害や精神的被害などの観点から、このような個体の存在は個体数とは関係なく、地域住民にとっては大きな脅威となり得る。また、繰り返し人里へ接近しているということは、人と遭遇する可能性が高いということであり、人身被害につながる危険性がある。このような里グマの実態を解明した研究は、本研究が初めてである。そして、本研究により、調査地では捕獲のみに重点を置く対策は現実的ではなく、被害問題の解決には人里での防除対策が重要であることが示唆された。また、戦略的に対策を進めることで被害の軽減が可能であることを、RA の抽出を用いて実証できた。本研究の調査地のように、ツキノワグマの被害に対して戦略的に対処することで、他の地域でも被害の軽減は可能であると思われる。本研究の結果は、調査地や他の地域において、ツキノワグマの被害対策を戦略的に進める上で、重要な情報を提供する知見であると考えられる。

引用文献

- 有本 勲, 岡村 寛, 小池 伸介, 山崎 晃司, 梶 光一. 2014. 集落周辺に生息するツキノワグマの行動と利用環境. *哺乳類科学* **54**(1): 19-31.
- Arimoto, I., Goto, Y., Nagai, C. and Furubayashi, K. 2011. Autumn food habits and home-range elevations of Japanese black bears in relation to hard mast production in the beech family in Toyama Prefecture. *Mammal Study* **36**(4): 199-208.
- Belant, J. L., Van Stappen, J. F. and Paetkau D. 2005. American black bear population size and genetic diversity at Apostle Islands National Lakeshore. *Ursus* **16**(1): 85-92.
- Boersen, M. R., Clark, J. D. and King, T. L. 2003. Estimating black bear population density and genetic diversity at Tensas River, Louisiana using microsatellite DNA markers. *Wildlife Society Bulletin* **31**(1): 197-207.
- Brady, J. R. and Maehr, D. S. 1982. A New Method for Dealing with Apiary-Raiding Black Bears. *Proceedings of Annual Conference of Southeastern Association of Fish and Wildlife Agencies* **36**: 571-577.
- CITES Secretariat. 2016. The CITES Appendices. *CITES Secretariat*, Geneva, [2016.03.30].
<http://www.cites.org/eng/app/appendices.php>
- Clark, J. D., Dobey, S., Masters, D. V., Scheick, B. K., Pelton, M. R. and Sunquist, M. E. 2005. American black bears and bee yard depredation at Okefenokee Swamp, Georgia. *Ursus* **16**(2): 234-244.
- Davies, J. C. and Rockwell, R. F. 1986. AN ELECTRIC FENCE TO DETER POLAR BEARS. *Wildlife Society Bulletin* **14**(4): 406-409.

- 出口 善隆, 佐藤 衆介, 菅原 和夫. 2003. 飼料用トウモロコシ圃場におけるツキノワグマ (*Ursus thibetanus*) の行動および被害の実態. *日本畜産学会報* **74**(3): 383-388.
- Dolson, S. 2009. *Bear-ology: Fascinating Bear Facts, Tales & Trivia*. 191pp. *PixyJack Press*, Masonville.
- Dreher, B. P., Winterstein, S. R., Scribner, K. T., Lukacs, P. M., Eppers, D. R., Rosa, G. J. M., Lopez, V. A., Libants, S. and Filcek, K. B. 2007. Noninvasive Estimation of Black Bear Abundance Incorporating Genotyping Errors and Harvested Bear. *Journal of Wildlife Management* **71**(8): 2684-2693.
- Frantz, A. C., Schaul, M., Pope, L. C., Fack, F., Schley, L., Muller, C. P. and Roper, T. J. 2004. Estimating population size by genotyping remotely plucked hair: the Eurasian badger. *Journal of Applied Ecology* **41**(5): 985-995.
- Gard, R. 1971. BROWN BEAR PREDATION ON SOCKEYE SALMON AT KARLUK LAKE, ALASKA. *Journal of Wildlife Management* **35**(2): 193-204.
- 群馬県. 2015. 群馬県ツキノワグマ適正管理計画 (第二種特定鳥獣管理計画・第一期計画) . 33pp. 群馬県, 群馬.
- 群馬県. 2016. 野生鳥獣による農作物被害の状況. 群馬県, 群馬, [2016.01.01].
<http://www.pref.gunma.jp/06/f0910021.html>
- 橋本 幸彦, 高槻 成紀. 1997. ツキノワグマの食性 : 総説. *哺乳類科学* **37**(1): 1-19.
- Hashimoto, Y. 2002. Seasonal food habits of the Asiatic black bear (*Ursus thibetanus*) in the Chichibu Mountains, Japan. *Mammal Study* **27**(1): 65-72.
- Hashimoto, Y., Kaji, M., Sawada, H. and Takatsuki, S. 2003. Five-year study on the autumn food habits of the Asiatic black bear in relation to nut production. *Ecological Research* **18**(5): 485-492.
- 林 哲, 野崎 英吉. 2004. 石川県におけるツキノワグマの出没と捕獲 (2004年) . 石川県白山自然保護センター研究報告 **31**: 75-95.

- 羽澄 俊裕. 1996. ツキノワグマ. pp.144-147. 日本動物大百科 1 哺乳類 I. 川道 武男 (編). 平凡社, 東京.
- 羽澄 俊裕. 2007a. 日本のツキノワグマの生息状況 生息数. pp.123. アジアのクマたち—その現状と未来—. 日本クマネットワーク (編). 日本クマネットワーク, 茨城.
- 羽澄 俊裕. 2007b. 日本のツキノワグマの生息状況 捕獲数. pp.123-124. アジアのクマたち—その現状と未来—. 日本クマネットワーク (編). 日本クマネットワーク, 茨城.
- 羽澄 俊裕. 2012. 第 28 章 ツキノワグマの個体群と生息地の管理技術. pp.391-402. 野生動物管理—理論と技術—. 羽山 伸一, 三浦 慎悟, 梶 光一, 鈴木 正嗣 (編). 文永堂出版, 東京.
- Higashide, D., Miura, S. and Miguchi, H. 2012. Are chest marks unique to Asiatic black bear individuals? *Journal of Zoology* **288**(3): 199–206.
- Higashide, D., Miura, S. and Miguchi, H. 2013. Evaluation of camera-trap designs for photographing chest marks of the free-ranging Asiatic black bear, *Ursus thibetanus*. *Mammal Study* **38**(1): 35-39.
- 広島県ツキノワグマ対策協議会. 1994. 広島県ツキノワグマ保護管理計画. 115pp. 広島県ツキノワグマ対策協議会, 広島.
- Huygens, O.C. and Hayashi, H. 1999. Using electric fences to reduce Asiatic black bear depredation in Nagano prefecture, central Japan. *Wildlife Society Bulletin* **27**(4): 959-964.
- IUCN. 2016. The IUCN Red List of Threatened Species *Ursus thibetanus*. IUCN, Gland, [2016.03.30].
<http://www.iucnredlist.org/details/22824/0>
- 岩城 光, 島田 直明, 由井 正敏. 2010. ニホンツキノワグマによる果樹被害地の環境要因の分析とハザードマップの作成. 野生生物保護: *Wildlife conservation Japan*

12(2): 11-18.

泉山 茂之, 白石 俊明, 望月 敬史. 2009. 北アルプスに生息するツキノワグマ (*Ursus thibetanus*) の季節的環境利用. *信州大学農学部 AFC 報告* 7: 55-62.

環境庁自然保護局野生生物課. 1991. 日本の絶滅のおそれのある野生生物—レッドデータブック—脊椎動物編. 331pp. 財団法人 日本野生生物研究センター, 東京.

環境省. 2010. 特定鳥獣保護管理計画作成のためのガイドライン(クマ類編). 84pp. 環境省, 東京.

環境省. 2012. 【哺乳類】環境省第4次レッドリスト(2012) <分類群順>. 環境省, 東京, [2016.04.03].

http://www.env.go.jp/press/file_view.php?serial=20550&hou_id=15619

環境省. 2013a. 平成24年度クマ類保護管理検討会 資料1-1: クマ類の保護管理の現状. 環境省, 東京, [2016.04.03].

http://www.env.go.jp/nature/choju/conf/conf_wp/conf04-01/mat01_1.pdf

環境省. 2013b. 平成24年度クマ類保護管理検討会 参考資料2: クマ類による人身被害について 平成14年度から平成24年度(11月末暫定値). 環境省, 東京, [2016.04.03].

http://www.env.go.jp/nature/choju/conf/conf_wp/conf04-01/ref02.pdf

環境省. 2013c. 平成24年度クマ類保護管理検討会 参考資料1: クマ類の捕獲数(許可捕獲数)について[速報値] 平成14年度から平成24年度(11月末暫定値). 環境省, 東京, [2016.04.05].

http://www.env.go.jp/nature/choju/conf/conf_wp/conf04-01/ref01.pdf

環境省. 2016a. H27年度におけるクマ類による人身被害について [速報値]. 環境省, 東京, [2016.04.03].

<https://www.env.go.jp/nature/choju/docs/docs4/injury-qe.pdf>

環境省. 2016b. H27年度におけるクマ類の捕獲数(許可捕獲数)について [速報値].

環境省, 東京, [2016.04.05].

<https://www.env.go.jp/nature/choju/docs/docs4/capture-qe.pdf#search='%E7%92%B0%E5%A2%83%E7%9C%81+%E6%8D%95%E7%8D%B2%E6%95%B0'>

環境省自然保護局野生生物課. 2002. 改訂・日本の絶滅のおそれのある野生生物—レッドデータブック—: 1 哺乳類. 177pp. 財団法人 自然環境研究センター, 東京.

環境省自然環境局. 2007. クマ類出没対応マニュアル—クマが山から下りてくる—. 97pp. 財団法人 自然環境研究センター, 東京.

環境省自然環境局. 2016. 里地里山の保全・活用. 環境省, 東京, [2016.04.04].

<http://www.env.go.jp/nature/satoyama/top.html>

環境省自然環境局 生物多様性センター. 2011. 平成 22 年度自然環境保全基礎調査 特定哺乳類生息状況調査及び調査体制構築検討業務報告書. 411pp. 環境省自然環境局 生物多様性センター, 山梨.

片平 篤行. 2010. 堅果類の豊凶調査とツキノワグマ出没への影響. 群馬県林業試験場 研究報告 15: 16-38.

片平 篤行. 2015. 8年間の堅果類豊凶調査から把握したツキノワグマの出没との関係. 群馬県林業試験場研究報告 19: 44-53.

片山 敦司, 坪田 敏男, 山田 文雄, 喜多 功, 千葉 敏郎. 1996. ニホンツキノワグマ (*Selenarctos thibetanus japonicus*) の繁殖指標としての卵巣と子宮の形態学的観察. *Japanese Journal of Zoo and Wildlife Medicine* 1(1): 26-32.

Kelly, M. J. 2001. COMPUTER-AIDED PHOTOGRAPH MATCHING IN STUDIES USING INDIVIDUAL IDENTIFICATION: AN EXAMPLE FROM SERENGETI CHEETAHS. *Journal of Mammalogy* 82(2): 440-449.

木戸 きらら, 西野 自然, 泉山 茂之. 2011. 里地・里山に生息するツキノワグマ(*Ursus thibetanus japonicus*)の耕作地への移動経路と利用パターン. 信州大学農学部 AFC 報告 9: 27-32.

- Koike, S. 2010. Long-term trends in food habits of Asiatic black bears in the Misaka Mountains on the Pacific coast of central Japan. *Mammalian Biology* **75**(1): 17-28.
- 小松 武志, 坪田 敏男, 岸本 真弓, 濱崎 伸一郎, 千葉 敏郎. 1994. 雄ニホンツキノワグマ (*Selenarctos thibetanus japonicus*) における性成熟と精子形成にかかわる幹細胞. *Journal of Reproduction and Development* **40**(6): 65-71.
- 小坂井 千夏, 近藤 麻実, 有本 勲, 伊藤 哲治, 後藤 優介, 中下 留美子, 中村 幸子, 間野 勉. 2015. 特集「日本におけるクマ類の保護管理の現状と課題 2012-2013」I. クマ類の保護管理の経緯と法制度. *哺乳類科学* **55**(2): 219-239.
- Kozakai, C., Yamazaki, K., Nemoto, Y., Nakajima, A., Koike, S. and Kaji, K. 2009. Behavioral study of free-ranging Japanese black bears II : How does bear manage in a food shortage year? *FFPRI Scientific Meeting Report 4 "Biology of Bear Intrusions"* : 64-66.
- Kozakai, C., Yamazaki, K., Nemoto, Y., Nakajima, A., Koike, S., Abe, S., Masaki, T. and Kaji, K. 2011. Effect of Mast Production on Home Range Use of Japanese Black Bears. *Journal of Wildlife Management* **75**(4): 867-875.
- 前河 正昭, Huygens, O. C., Carr, M. M., 後藤 光章, 岸元 良輔, Pelton, M. R., 林 秀剛. 2000. 長野市郊外で捕獲したツキノワグマの行動圏 (速報). *長野県自然保護研究所紀要* **3**: 61-65.
- 丸山 哲也. 2002. センサーカメラによるツキノワグマの牛舎への出没状況調査. *野生鳥獣研究紀要* **29**: 52-56.
- 松木 吏弓, 竹内 亨, 阿部 聖哉, 矢竹 一穂, 梨本 真. 2004. 糞の DNA 解析によるノウサギの生息密度の推定. *哺乳類科学* **44**(1): 113-116.
- Meredith, E. P., Rodzen, J. A., Banks, J. D. and Jones, K. C. 2009. Characterization of 29 tetranucleotide microsatellite loci in black bear (*Ursus americanus*) for use

- in forensic and population applications. *Conservation Genetics* **10**(3): 693-696.
- 三谷 雅純, 三橋 弘宗, 魚谷 未夏, 坂田 宏志, 横山 真弓, 朝日 稔. 2001. 異常出没したツキノワグマの移動地選択: 2000年に六甲山を含む兵庫県南東部, 大阪府北部, 京都府南西部で目撃された個体の GIS による解析. *人と自然* **12**: 55-62.
- Miththapala, S., Seidensticker, J., Phillips, L. G., Fernando, S. B. U. and Smallwood, J. A. 1989. Identification of individual leopards (*Panthera pardus kotiya*) using spot pattern variation. *Journal of Zoology* **218**(4): 527-536.
- 三浦 慎悟. 2008. 2 日本の野生動物たちはいま. pp.21-43. ワイルドライフ・マネジメント入門—野生動物とどう向きあうか. 岩波書店, 東京.
- Miura, S. and Oka, T. 2003. Evaluation of apple bait hair-traps for genetic tagging of Asiatic black bears in the Kitakami Highland, northern Honshu, Japan. *Mammal Study* **28**(2): 149-152.
- 宮崎 幸司, 山内 貴義, 濱崎 伸一郎, 菊水 健史, 武内 ゆかり, 森 裕司. 2001. 糞中 DNA 解析によるニホンジカの個体識別. *Japanese journal of zoo and wildlife medicine* **6**(1): 1-6.
- 溝口 紀泰, 片山 敦司, 坪田 敏男, 小見 山章. 1996. ブナの豊凶がツキノワグマの食性に与える影響 —ブナとミズナラの種子落下量の年次変動に関連して—. *哺乳類科学* **36**(1): 33-44.
- 水谷 瑞希, 中島 春樹, 小谷 二郎, 野上 達也, 多田 雅充. 2013. 北陸地域におけるブナ科樹木の豊凶とクマ大量出没との関係. *日本森林学会誌* **95**(1): 76-82.
- 森光 由樹, 名矢 結香, 泉山 茂之. 2006. ヘアトラップ法による野生ツキノワグマの個体識別. *DNA 多型* **14**: 164-167.
- Mowat, G. and Paetkau, D. 2002. Estimating marten *Martes americana* population size using hair capture and genetic tagging. *Wildlife Biology* **8**(3): 201-209.
- Mowat, G. and Strobeck, C. 2000. ESTIMATING POPULATION SIZE OF

GRIZZLY BEARS USING HAIR CAPTURE, DNA PROFILING, AND MARK-RECAPTURE ANALYSIS. *Journal of Wildlife Management* **64**(1): 183-193.

Mowat, G., Heard, D. C., Seip, D. R., Poole, K. G., Stenhouse, G. and Paetkau, D. W. 2005. Grizzly *Ursus arctos* and black bear *U. americanus* densities in the interior mountains of North America. *Wildlife Biology* **11**(1): 31-48.

Ngoprasert, D., Reed, D. H., Steinmetz, R. and Gale, G. A. 2012. Density estimation of Asian bears using photographic capture–recapture sampling based on chest marks. *Ursus* **23**(2): 117-133.

日本クマネットワーク. 2007. アジアのクマ達—その現状と未来—. 146pp. 日本クマネットワーク, 茨城.

日本クマネットワーク. 2014. 「ツキノワグマおよびヒグマの分布域拡張の現況把握と軋轢抑止および危機個体群回復のための支援事業」報告書. 172pp. 日本クマネットワーク, 茨城.

日本野生生物研究センター. 1980. 【元報告書】 第 2 回自然環境保全基礎調査 動物分布調査報告書 (哺乳類) 全国版 (その 2) . 40pp. 財団法人 日本野生生物研究センター, 東京.

農林水産省. 2016a. 全国の野生鳥獣による農作物被害状況について(平成 26 年度) 野生鳥獣による農作物被害状況 (平成 26 年度) . 農林水産省, 東京, [2016.04.03].

http://www.maff.go.jp/j/seisan/tyozyu/higai/h_zyokyo2/h26/pdf/160122-c.pdf

農林水産省. 2016b. 全国の野生鳥獣による農作物被害状況について(平成 26 年度) 野生鳥獣による農作物被害状況の推移. 農林水産省, 東京, [2016.04.03].

http://www.maff.go.jp/j/seisan/tyozyu/higai/h_zyokyo2/h26/pdf/160122-e.pdf

大井 徹. 2009. ツキノワグマ クマと森の生物学. 221pp. 東海大学出版会, 神奈川.

大井 徹. 2013. 採食行動の比較からツキノワグマとニホンザルの種間関係を考える.

霊長類研究 **29**(2): 123-135.

Oka, T., Miura, S., Masaki, T., Suzuki, W., Osumi, K. and Saitoh, S. 2004.

RELATIONSHIP BETWEEN CHANGES IN BEECHNUT PRODUCTION AND ASIATIC BLACK BEARS IN NORTHERN JAPAN. *Journal of Wildlife Management* **68**(4): 979-986.

Okano, T., Murase, T. and Tsubota, T. 2003. Spermatogenesis, Serum Testosterone

Levels and Immunolocalization of Steroidogenic Enzymes in the Wild Male Japanese Black Bear (*Ursus thibetanus japonicus*). *Journal of Veterinary Medical Science* **65**(10): 1093-1099.

Paetkau, D., Calvert, W., Stirling, I. and Strobeck, C. 1995. Microsatellite analysis

of population structure in Canadian polar bears. *Molecular Ecology* **4**(3): 347-354.

Pocock, R. I. 1932. The black and brown bears of Europe and Asia Part II. *Journal of the Bombay Natural History Society* **36**(1): 101-138.

Poole, K. G., Mowat, G. and Fear, D. A. 2001. DNA-based population estimate for

grizzly bears *Ursus arctos* in northeastern British Columbia, Canada. *Wildlife Biology* **7**(2): 105-115.

Ríos-Uzeda, B., Gómez, H. and Wallace, R. B. 2007. A preliminary density estimate

for Andean bear using camera-trapping methods. *Ursus* **18**(1): 124-128.

Sakamoto, Y., Kunisaki, T., Sawaguchi, I., Aoi, T., Harashina, K. and Deguchi, Y.

2009. A note on daily movement patterns of a female Asiatic black bear (*Ursus thibetanus*) in a suburban area of Iwate Prefecture, northeastern Japan. *Mammal Study* **34**(3): 165-170.

坂庭 浩之. 2012. ツキノワグマの2回の大量出没(2006・2010年)を経験した群馬

県沼田市の果樹園の防除対策の変化について. *群馬県立自然史博物館研究報告* **16**:

119-123.

Sarmiento, P., Cruz, J., Eira, C. and Fonseca, C. 2009. Evaluation of Camera Trapping for Estimating Red Fox Abundance. *Journal of Wildlife Management* **73**(7): 1207-1212.

Sato, Y. 2009. Carnivora URSIDAE *Ursus arctos* Linnaeus, 1758. pp.232-234. In : The Wild Mammals of Japan (Ohdachi, S. D., Ishibashi, Y., Iwasa, M. A. and Saitoh, T. eds), *Shoukadoh*, Kyoto.

Shih, C. C., Huang, C. C., Li, S. H., Hwang, M. H. and Lee, L. L. 2009. Ten novel tetranucleotide microsatellite DNA markers from Asiatic black bear, *Ursus thibetanus*. *Conservation Genetics* **10**(6): 1845-1847.

森林総合研究所. 2011. ツキノワグマ出没予測マニュアル. 39pp. 独立行政法人 森林総合研究所, 茨城.

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) . 139pp. 財団法人 自然環境研究センター, 東京.

Sloane, M. A., Sunnucks, P., Alpers, D., Beheregaray, L. B. and Taylor, A. C. 2000. Highly reliable genetic identification of individual northern hairy-nosed wombats from single remotely collected hairs: a feasible censusing method. *Molecular Ecology* **9**(9): 1233-1240.

Stirling, I. 1993. THE LIVING BEARS. pp.36-49. In : BEARS MAJESTIC CREATURES OF THE WILD (Stirling, I. ed), *Rodale Press*, Emmaus.

田悟 和巳, 荒井 秋晴, 松村 弘, 中村 匡聡, 足立 高行, 桑原 佳子. 2013. 糞から抽出された DNA を用いたテン *Martes melampus* の個体数推定. *哺乳類科学* **53**(2): 311-320.

瀧井 暁子, 泉山 茂之, 日吉 晶子, 細川 勇記, 小平 廣幸, 奥原 由孝. 2014. 信州大学農学部 AFC 報告 **12**: 25-32.

- 谷口 真吾, 尾崎 真也. 2003. 兵庫県氷ノ山山系におけるブナ・ミズナラの結実とツキノワグマの目撃頭数の関係. *森林立地* **45(1)**: 1-6.
- 寺本 憲之. 2012. コラム 1 地域社会と野生動物被害の防除. pp.135-141. 野生動物管理—理論と技術—. 羽山 伸一, 三浦 慎悟, 梶 光一, 鈴木 正嗣 (編). 文永堂出版, 東京.
- 利根沼田県民局. 2007. 利根沼田地域 平成 18 年ツキノワグマ異常出没の記録. 62pp. 利根沼田県民局 利根環境森林事務所, 群馬.
- Triant, D. A., Pace, R. M. III. and Stine, M. 2004. Abundance, genetic diversity and conservation of Louisiana black bears (*Ursus americanus luteolus*) as detected through noninvasive sampling. *Conservation Genetics* **5(5)**: 647-659.
- Trolle, M. and Kery, M. 2003. ESTIMATION OF OCELOT DENSITY IN THE PANTANAL USING CAPTURE-RECAPTURE ANALYSIS OF CAMERA-TRAPPING DATA. *Journal of Mammalogy* **84(2)**: 607-614.
- 坪田 敏男, 溝口 紀泰, 喜多 功. 1998. ニホンツキノワグマ *Ursus thibetanus japonicus* の生態と生理に関する野生動物医学的研究. *Japanese journal of zoo and wildlife medicine* **3(1)**: 17-24.
- 坪田 敏男. 2013. クマの生息動向と最近の被害状況. *Journal of the Japan Veterinary Medical Association* **66(2)**: 131-137.
- 釣賀 一二三, 富沢 昌章. 2000. ヒグマによる農業被害に対する電気牧柵の応用. *北海道環境科学研究センター所報* **27**: 123-124.
- 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.
- 上馬 康生, 野崎 英吉. 2004. 石川県におけるツキノワグマの移動放獣試験 (2000 年～2004 年). *石川県白山自然保護センター研究報告* **31**: 97-104.
- 上馬 康生, 中谷内 修. 2006. 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.
- Umeda, K., Hayama, S., Yamamoto, T. and Kajigaya, H. 2011. Relationships between intrusion of Japanese black bear (*Ursus thibetanus japonicus*) and Satochi-Satoyama environment in Numata City, Gunma Prefecture, Japan. *Animal Behaviour and Management* **47**(1): 1-11.
- Vincent, C., Meynier, L. and Ridoux, V. 2001. Photo-identification in grey seals : Legibility and stability of natural markings. *Mammalia* **65**(3): 363-372.
- Wilberg, M. J. and Dreher, B. P. 2004. GENECAP: a program for analysis of multilocus genotype data for non-invasive sampling and capture-recapture population estimation. *Molecular Ecology Notes* **4**(4): 783-785.
- Wimsatt, W. A. 1963. Delayed implantation in the Ursidae, with particular reference to the black bear (*Ursus americanus* Pallas). pp. 49-86. *In* : Delayed Implantation (Enders, A. C. ed), *University of Chicago Press*, Chicago.
- Woods, J. G., Paetkau, D., Lewis, D., McLellan, B. N., Proctor, M. and Strobeck, C. 1999. Genetic tagging of free-ranging black and brown bears. *Wildlife Society Bulletin* **27**(3): 616-627.
- Wozencraft, W. C. 2005. Order Carnivora. pp. 532-628. *In* : Mammal Species of the World (3rd ed) (Wilson, D. E. and Reeder, D. M. eds), *The Johns Hopkins University Press*, Baltimore.
- 山田 孝樹, 上馬 康生. 2008. 白山地域のツキノワグマ (*Ursus thibetanus japonicus*) の日周行動と季節的行動様式の変化. 石川県白山自然保護センター研究報告 **35**: 35-46.
- 山本 かおり, 坪田 敏男, 喜多 功. 1998. 飼育条件下におけるニホンツキノワグマ (*Ursus thibetanus japonicus*) の性行動の観察. *Journal of Reproduction and Development* **44**(5): 13-18.

- Yamamoto, K., Tsubota, T., Komatsu, T., Katayama, A., Murase, T., Kita, I. and Kudo, T. 2002. Sex Identification of Japanese Black Bear, *Ursus thibetanus japonicus*, by PCR based on Amelogenin Gene. *Journal of Veterinary Medical Science* **64**(6): 505-508.
- 山内 貴義, 齊藤 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.
- Yamauchi, K., Kurakake, S., Morosawa, T., Kondo, M., Uno, R., Yuasa, T., Tsuruga, H., Tamate, H. B. and Yoneda, M. 2014. A pilot study of the hair-trapping method in Asiatic black bears (*Ursus thibetanus*): determination of optimal survey period for estimating population size. *Mammal Study* **39**(4): 191-200.
- Yamazaki, K. 2009. Carnivora URSIDAE *Ursus thibetanus* G. Cuvier, 1823. pp. 235-237. In : The Wild Mammals of Japan (Ohdachi, S. D., Ishibashi, Y., Iwasa, M. A. and Saitoh, T. eds), *Shoukadoh*, Kyoto.
- Yamazaki, K., Kozakai, C., Kasai, S., Goto, Y., Koike, S. and Furubayashi, K. 2008. A preliminary evaluation of activity-sensing GPS collars for estimating daily activity patterns of Japanese black bears. *Ursus* **19**(2): 154-161.
- Yamazaki, K., Koike, S., Kozakai, C., Nemoto, Y., Nakajima, A. and Masaki, T. 2009. Behavioral study of free-ranging Japanese black bears I -Does food abundance affect the habitat use of bears?- *FFPRI Scientific Meeting Report 4 "Biology of Bear Intrusions"* : 60-63.
- 野生動物保護管理事務所. 2008. 平成19年度ツキノワグマ生息状況調査 報告書. 38pp. 株式会社 野生動物保護管理事務所, 東京.
- 横山 真弓, 坂田 宏志, 森光 由樹, 藤木 大介, 室山 泰之. 2008. 兵庫県におけるツキノワグマの保護管理計画及びモニタリングの現状と課題. *哺乳類科学* **48**(1): 65-71.
- 横山 真弓. 2011. 第 12 章 ツキノワグマの保護管理 ツキノワグマをめぐる社会的課

- 題とその対策. pp.333-360. 日本のクマーヒグマとツキノワグマの生物学. 坪田 敏男, 山崎 晃司 (編). 東京大学出版会, 東京.
- 米田 政明. 2008. 食肉目 クマ科 ツキノワグマ. p.78. 日本の哺乳類 [改訂 2 版]. 財団法人 自然環境研究センター (編). 東海大学出版会, 神奈川.
- 米田 舜, 丸山 哲也, 小金澤 正昭. 2014. 高原山系におけるカメラトラップを用いたツキノワグマの個体数推定. 野生鳥獣研究紀要 **39**: 18-24.

謝辞

本研究を遂行するにあたり、終始ご指導いただいた日本獣医生命科学大学 獣医学部 獣医保健看護学科 獣医保健看護学応用部門の梶ヶ谷 博 教授、および同学部獣医学科 疾病予防獣医学部門 野生動物学分野の羽山 伸一 教授に深謝いたします。また、DNA 解析についてご指導いただいた同学部獣医保健看護学科 獣医保健看護学基礎部門の 近江 俊徳 教授と青木 博史 准教授、および同学科 獣医保健看護学応用部門の山本 俊昭 准教授に多大なる謝意を表します。

さらに、本研究の現地調査、資料提供についてご協力いただいた群馬県環境森林部 自然環境課の皆様（当時）、群馬県鳥獣被害対策支援センターの皆様（当時）、沼田市 経済部農政課（当時）の山田 直哉 氏、および同課（当時）の平澤 浩 氏、群馬県林業試験場企画・自然環境係（当時）の片平 篤行 氏、調査地に生息するツキノワグマについて様々な知識を教えていただいた猟友会の田村信夫さん、調査地における情報収集や被害対策の実施についてご協力いただいた田村りんご園の田村彦一さん、和子さん夫妻、あすなろ園の高山大作さん、若葉りんご園の戸部哲夫さん、真田りんご園の木内修一さん、上発知町、中発知町、発知新田町、佐山町北部の果樹農家の皆さん、DNA 解析についてアドバイスをいただいた獣医保健看護学基礎部門の皆さん、そして最後に、野生動物学分野の皆さんに厚く御礼申し上げます。