

生物多様性調査

種の多様性調査

(岩手県)報告書

平成 18(2006)年 3 月

環境省自然環境局 生物多様性センター



古紙配合率 100%再生紙を使用しています

はじめに

環境省自然環境局生物多様性センターは、全国的な観点からわが国における自然環境の現況及び改変状況を把握し、自然環境保全の施策を推進するための基礎資料を整備することを目的とし、「自然環境保全基礎調査」を実施している。調査範囲は陸域、陸水域、海域を含む国土全体を対象としている。

「自然環境保全基礎調査」は、環境庁（当時）が昭和 48（1973）年より自然環境保全法に基づき行なっているものであり、今回で 7 回を数える。一方、近年の生物多様性の重要性に対する認識の高まりにあわせ、平成 6 年（1994）年度より「生物多様性調査」が新たな枠組みとして開始された。

本調査は、「生物多様性調査」の一環である「種の多様性調査」という位置付けで実施され、国内の生物多様性保全施策の基礎となる資料を得ることを目的とし、環境省からの委託を受け、岩手県が実施したものである。

本報告書は平成 17（2005）年度に行なわれた「種の多様性調査（岩手県）」についての調査結果をとりまとめたものである。

環境省自然環境局

生物多様性センター

目 次

I	目的と実施内容	
1.	背景と目的	1
2.	実施期間及び実施場所	2
3.	実施項目	2
4.	実施体制	4
5.	実施フロー	4
II	調査内容	
1.	観察法によるツキノワグマ生息調査	
(1)	目的	5
(2)	方法	5
(3)	結果	8
(4)	考察	8
2.	ヘアートラップによる体毛採取手法の検討	
(1)	目的	16
(2)	方法	16
(3)	結果	17
(4)	考察	18
3.	DNA 解析による個体識別法ならびに雌雄判別法の検討	
(1)	目的	34
(2)	材料および方法	34
(3)	結果	37
(4)	考察	38
4.	地理情報システムによる生息環境の解析	
(1)	目的	44
(2)	方法	44
(3)	結果	46
(4)	考察	46
III	総合考察	56
IV	謝辞	58
V	参考文献	59

I 目的と実施内容

1. 背景と目的

大型哺乳類の生息頭数を推定する場合、踏査による観察調査や追い出し調査（巻き狩り）が最も多く適用されてきた。しかしツキノワグマのように行動域が広く、かつ生息密度があまり高くない動物の場合、観察調査や追い出し調査では個体そのものの確認が難しい。そのため、糞や爪痕、足跡、冬眠穴などの痕跡情報から個体数を推定する方法が採用されているが（岩手県 1989 年，2003 年），その精度は十分に高いものとは言えない。ネズミやウサギなどの小型哺乳類においては「捕獲－再捕獲法」による生息数調査も行なわれているが，大型哺乳類に対しては，捕獲に要するコストや手間，動物に与える侵襲などの影響から，広域的な調査には応用しにくい状況である。

近年，分子生物学的な実験手法の発展によって，生態学の研究分野にも遺伝子解析の技術が頻繁に応用されるようになってきた。特に直接観察が難しいクマ類においては，毛や糞（Hoss 1992, Kohn 1995, Constable 1995, Yamauchi 2000）から DNA を抽出し，個体数を推定する方法が欧米で提案され，その後 世界および日本の研究者内で様々な手法が開発されてきた。その一つとしてエサでクマを誘き寄せ，有刺鉄線などを使って毛を回収する「ヘアートラップ法」が試験されている（Taberlet 1993, Wood J.G. 1999, Mowat 1999, 2000, Miura 2003）。この方法は非侵襲的に動物から体毛を回収して個体識別を行い，「捕獲－再捕獲法」へ応用できるものである。

そこで平成 16 年度に引き続き，岩手県遠野市をモデル地域としてこのヘアートラップ法を実施し，観察調査も同時に行って従来までの生態学的調査手法と遺伝学的手法の比較を行い，新たな生息数調査法の確立を目的として本調査を実施した。

2. 実施期間及び実施場所

- (1) 実施期間 平成 17 年 4 月～平成 18 年 3 月
- (2) 実施場所 岩手県旧遠野市を調査のモデル地域とした（図 I -1）。

旧遠野市は北上高地の中央部に位置しており，人口約 27,000 人，面積 660 k m²（うち森林面積 554 k m²），主要産業は農林業である。同市における平成 15 年度のツキノワグマの目撃情報は 67 件と多く，デントコーンや水稲などの農業被害のほか，人身被害も毎年発生している。

3. 実施項目

- (1) 観察法によるツキノワグマ生息調査（平成 16 年度実施分）
- (2) ヘアトラップによる体毛採取手法の検討
- (3) DNA 解析による個体識別法ならびに雌雄判別法の検討
- (4) 地理情報システムによる生息環境の解析

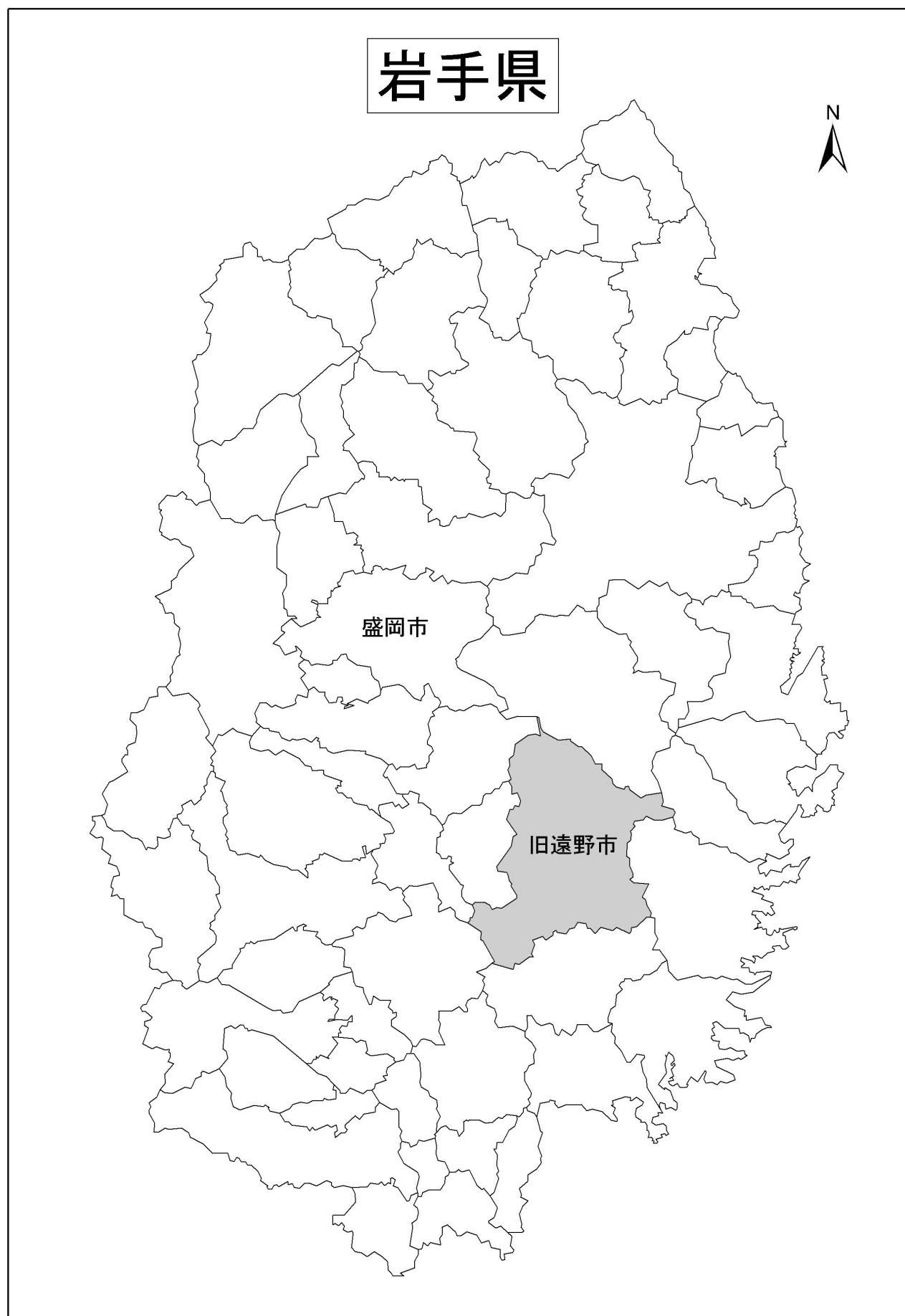


図 I -1 調査地域位置図

4. 実施体制

岩手県自然保護課が委託を受け、岩手県環境保健研究センターが調査を実施した。調査担当者は表 I -1 のとおりである。

表 I -1 調査担当者名簿

氏 名	所 属	担当
菊地 賢	岩手県自然保護課	契約
工藤 雅志	岩手県環境保健研究センター	調査
平野 陽	岩手県環境保健研究センター	調査
山内 貴義	岩手県環境保健研究センター	調査

5. 実施フロー

調査の実施フローは図 I -2 のとおりである。

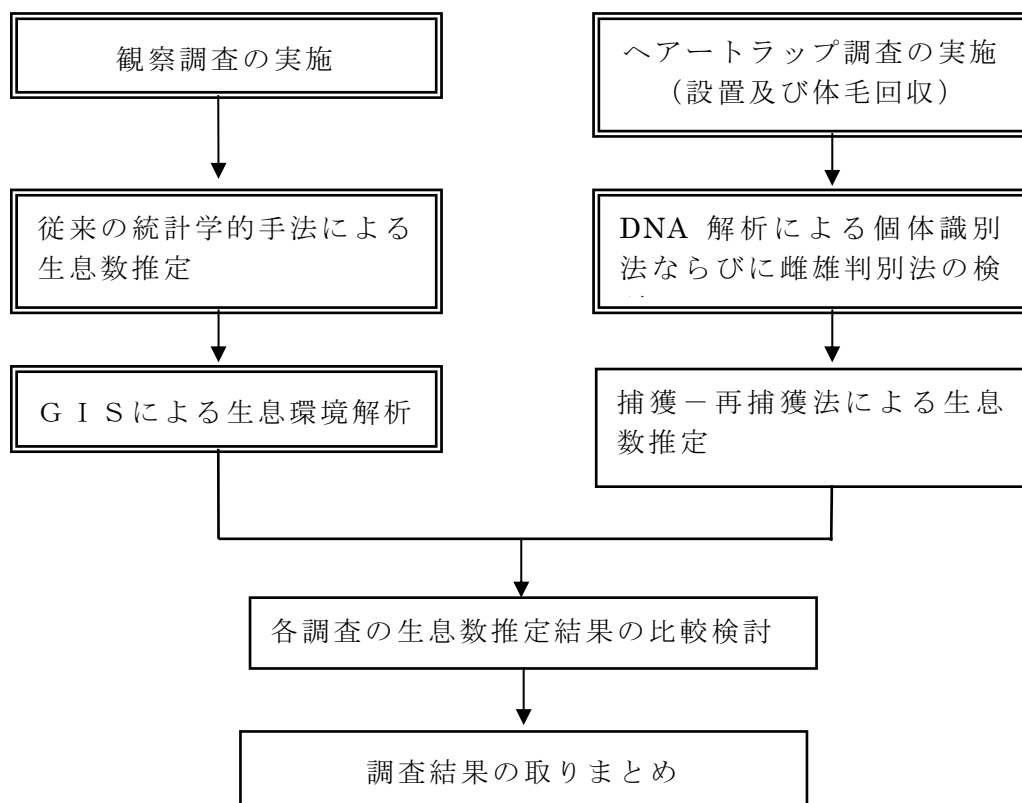


図 I -2 調査フロー図（二重枠部分が平成 16 年度、それ以外は平成 17 年度実施分）

Ⅱ 調査内容

1. 観察法によるツキノワグマ生息調査

(1) 目的

これまで岩手県においてツキノワグマの生息数調査は2回実施されている(岩手県 1989, 2003)。この時に用いられた調査法は、区画内を調査員2人で踏査して個体の確認および痕跡を発見する「観察調査法」である。本調査では同じ手法を旧遠野市において平成16年度に実施し、観察調査における生息頭数の推定を行った。

(2) 方法

① 生息分布図の作成

通常、野生動物の分布調査は調査区画(メッシュ区画等)を設定した上で、区画ごとの生息状況調査の結果を生息分布図として取りまとめる(環境省生物多様性センター 2004)。岩手県(1989, 2003)の調査区画図は稜線や沢筋などの自然地形を利用しており、1区画あたり600ha~900haの独自の区画を設定している。今回も同様な調査手法によって推定生息数を算出するため、我々はこの調査区画図を旧遠野市に採用した。その結果、旧遠野市は86区画に分割された(図1-1)。

生息分布状況は、平成13~14年度に実施された自然環境保全基礎調査哺乳類分布調査(聞き取り調査, 補完調査)、および過去3年間の有害鳥獣捕獲、狩猟捕獲情報などをもとに作成した。その結果、モデル地域(全86区画)におけるツキノワグマの生息分布は82区画であり、繁殖地域(子連れグマやクマ穴を発見した地域)が21区画、出没地域(単独グマまたは生息痕跡を発見した地域)が61区画となった(図1-1)。

② 調査方法

観察調査は平成 16 年 6 月 14 日～30 日に行った。調査実施区画はツキノワグマの生息が確認された 82 区画のうち、入山が困難な奥山等の地域を除いた 48 区画（全体の 59%）とした（図 1-2）。

調査員は、調査地域の地理およびクマ等の野生動物の生態に詳しい(社)岩手県猟友会遠野猟友会所属のハンターを充てた（表 1-1）。

実際の調査方法は、まず 1 区画につき調査員 2 名が稜線上等を移動しながら、クマ個体や痕跡（足跡、体毛、糞、冬眠穴など）を観察した。そしてクマや痕跡を発見した場合、地図上にそれらの場所をプロットして記録した。後日、この調査地図を回収してクマの発見頭数および痕跡の数をまとめた。

③ 観察調査結果の修正

岩手県（1989, 2003）において実施した観察調査では、調査結果を以下のとおり修正して調査区画あたりの生息数を算出している。

発見頭数 1 頭以上のとき；1 頭当たり 1.7 頭に換算

発見頭数 0 頭のとき；痕跡有り → 1 頭

痕跡なし → 0 頭

発見頭数が 1 頭以上のとき 1.7 頭に換算している理由は、以下の計算によるものである。

1 頭生息区画における観察調査における発見率 $P = \frac{2}{3}$

1 日観察で 1 頭発見した場合の推定生息数 $N = 1 \times \frac{1}{(3-2P)} + 2 \times \frac{2(1-P)}{(3-2P)} = 1.4$

区画全体でなくクマの生息が推定される場所に限定した調査の場合は 1.2 倍する
従って $1.4 \times 1.2 = 1.68 \div 1.7$ 頭

【参考文献】

林 知久夫 (1991), 林 文 (1997)

④ 生息数の推定法

岩手県（1989, 2003）において用いられた観察調査における生息数の推定法は以下のとおりである。

全調査区画が N 個の区画に区切られており，その中から n 区画を調査する。

n 区画合計で y 頭（修正頭数）の生息が確認されたとき，1 区画当たりの平均生息頭数は，

$$\bar{y} = \frac{y}{n}$$

であり，全域の推定頭数 x は

$$x = \bar{y}N$$

で推定される。この場合の生息精度 αx^2 は

$$\alpha x^2 = N^2 \times \frac{N-n}{N-1} \times \frac{\sigma^2}{n} \doteq \frac{N(N-n)}{n} \times \sigma^2$$

ただし， σ^2 は母集団分散，この推定として次の分散 S^2 を用いる。

$$S^2 = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2 \quad : \text{区画間の分散}$$

$$\bar{y} = \frac{1}{n} \sum y_i = \frac{y}{n} \quad : \text{区画当たりの平均頭数}$$

y_i : 区画内の頭数

$2\alpha x$: 95%の信頼度の下での推定幅

(3) 結果

観察調査を実施した結果、爪痕や糞などの生息痕跡を 38 区画で確認（確認率 79%）したが、ツキノワグマ個体そのものの観察はなかった（図 1-2 および表 1-2）。

これらの結果をもとに生息数を推定した結果、
繁殖地域の推定生息数は

$$x = \frac{y}{n} \times N = \frac{9}{11} \times 21 = 17.2 \text{頭}$$

となった。

同様に出没地域の推定生息数を求めると、47.8 頭になった。

これら二つの地域を合計したツキノワグマの生息数は、**65 頭**となった（表 1-3）。

(4) 考察

平成 14 年度の岩手県調査結果から遠野市の森林面積を按分したツキノワグマの推定生息数は 52 頭であり（岩手県 2003）、今回の観察調査結果から求められた推定生息数である 65 頭より少なかった。この結果だけから判断すると、遠野市における生息頭数が平成 14 年から平成 16 年の間に増加していると捉えられる。しかし 1 区画あたりの頭数を比較してみると、

平成 14 年度	繁殖地域	1.25 頭
	出没地域	0.8 頭（岩手県 2003）
今回の調査	繁殖地域	0.82 頭
	出没地域	0.78 頭

となっている。つまり 1 区画あたりの頭数では、今回の結果よりも平成 14 年度調査の方がより多く算出されている。この様に全体の生息頭数が多くなった理由は、使用したツキノワグマの生息分布図が異なっていた事が原因である。遠野市内のツキノワグマの生息分布域は、平成 14 年度が 71 区画であり、今回の調査が 82 区画であった。今回の調査では、遠野市のハンターや市の担当者などからツキノワグマの生息状況について徹底した聞き取りを実施した結果、殆ど全てのメッシュにおいてツキノワグマの生息が確認できていた。そのため、

今回の調査では生息分布域が前回よりも多くなった。痕跡結果からの生息数の算定方法は、痕跡の多寡に係わらず、痕跡ありの場合は 1 頭、痕跡なしの場合は 0 頭（生息なし）としている。これは糞や爪痕が同じ区画内に数多く発見できたとしても、同一個体か複数個体かの判断が困難なためである。ツキノワグマ個体の直接的な観察例が非常に少なく、主たる結果を痕跡の有無から判断するこの手法では、調査区画数が生息数算定の制限因子となり、結果的に平成 14 年度と比較して今年度の推定生息数が増加したと考えられる。これらの結果から、遠野市におけるツキノワグマの生息数は平成 14～16 年に増加したのではない可能性が示され、さらにこの調査手法の限界と弱点が改めて示された。つまり観察調査法のみでは、野生動物の保護管理を推進する上では不確実性が高い結果になってしまうと結論づけられる。

本研究によって、観察調査のみでは生息数の推定は困難であることが示された。しかし糞や爪痕、足跡などの痕跡を発見し、地図上にプロットするという作業によって、非常に詳細な生息分布図を作成できる事が明らかとなった。これまではアンケート結果や捕獲情報のみから生息分布図を作成していたが、山林内での地道な探索によって得られた痕跡情報を元に生息分布図を作成すると、これまで以上に詳細な生息分布の把握が可能となる。今後、ヘアートラップ法が開発され、実際の調査に応用されても、岩手県全土にトラップを同時期に設置することは不可能であり、最終的にはヘアートラップ法による部分調査をもとに全域への当てはめ（按分）が必要になってくる。その際に岩手県全土の詳細な生息分布が分からなければ、県全体の生息数の推定は不可能となる。今回の調査によって詳細な生息情報を収集するための方向性および必要な時間と予算が示された。岩手県全域のツキノワグマ生息分布図を作成するに当たり、より詳細かつ正確なデータ取得が可能になったことから、適切な保護管理への応用が期待される。

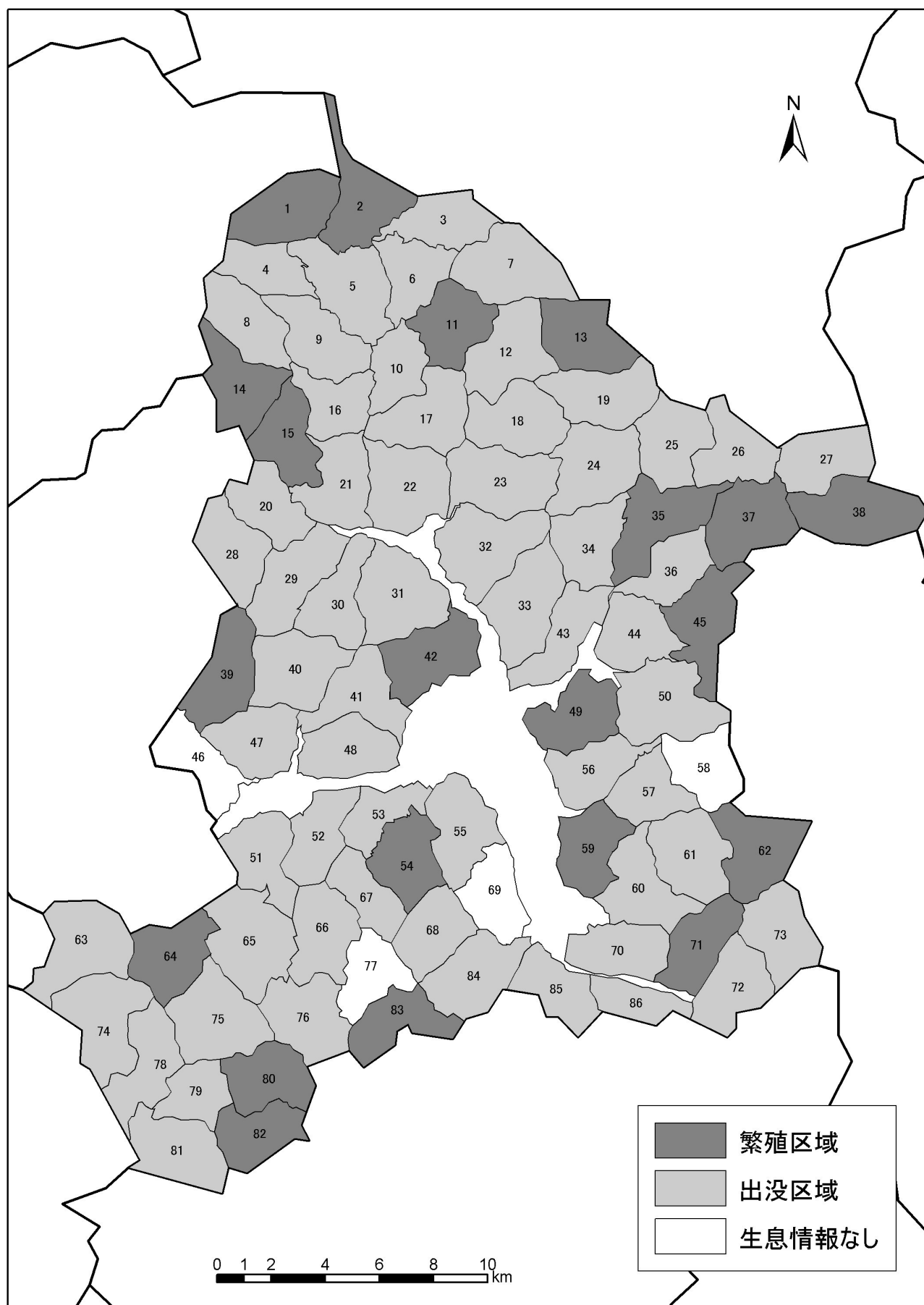


図 1-1 ツキノワグマ生息分布図

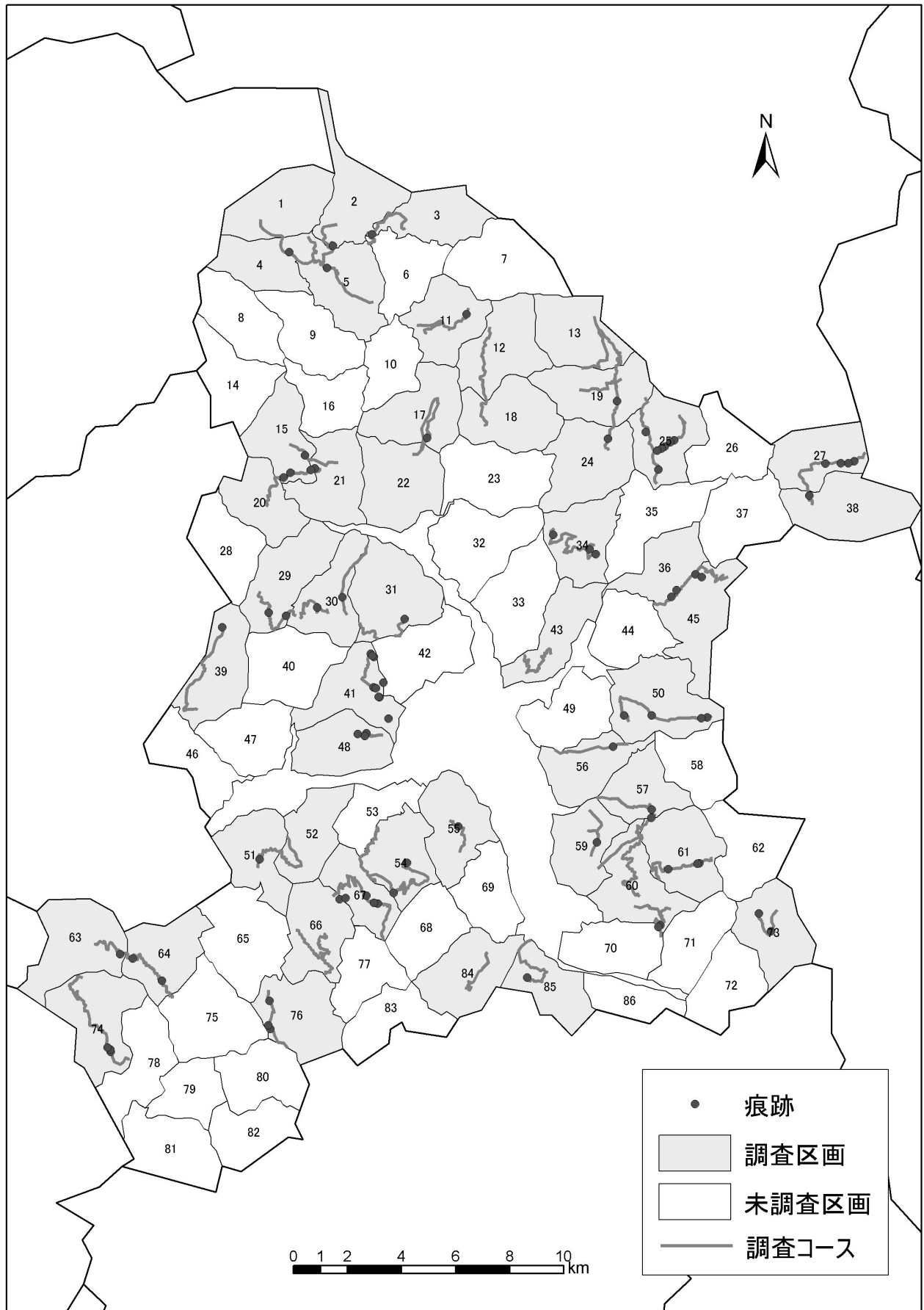


図 1-2 ツキノワグマ観察調査の結果

表 1-1 2004 年ツキノワグマ観察調査 調査員名簿

No.	調査員氏名	調査日数	調査日
1	安部 好雄	10	6/14, 15, 16, 17, 19, 22, 23, 24, 27, 28
2	佐藤 誠	8	6/14, 15, 17, 18, 19, 23, 24, 28
3	佐々木 信男	10	6/15, 17, 18, 19, 20, 22, 24, 25, 27, 28
4	高橋 洋一	8	6/14, 15, 17, 18, 22, 24, 25, 28
5	阿部 允	5	6/14, 15, 18, 19, 22
6	汀 幸一	3	6/16, 23, 29
7	佐々木 忠一	2	6/16, 23
8	佐々木 進	2	6/16, 30
9	工藤 孝	2	6/20, 28
10	松田 幸男	2	6/15, 29
11	小水内 強一	3	6/22, 23, 28
12	菊池 初雄	2	6/22, 30

表 1-2 ツキノワグマ観察調査結果（その 1）

No	調査区画番号	クマ個体観察	痕跡の有無	修正頭数	地域区分
1	1	無	無	0	繁殖
2	2	無	有	1	繁殖
3	3	無	有	1	出没
4	4	無	有	1	出没
5	5	無	有	1	出没
6	11	無	有	1	繁殖
7	12	無	無	0	出没
8	13	無	無	0	繁殖
9	15	無	有	1	繁殖
10	17	無	有	1	出没
11	18	無	無	0	出没
12	19	無	有	1	出没
13	20	無	無	0	出没
14	21	無	無	0	出没
15	22	無	無	0	出没
16	24	無	有	1	出没
17	25	無	有	1	出没
18	27	無	有	1	出没
19	29	無	有	1	出没
20	30	無	有	1	出没
21	31	無	有	1	出没
22	34	無	有	1	出没
23	36	無	有	1	出没
24	38	無	有	1	繁殖
25	39	無	有	1	繁殖
26	41	無	有	1	出没

表 1-2 ツキノワグマ観察調査結果（その 2）

27	43	無	無	0	出没
28	45	無	有	1	繁殖
29	48	無	有	1	出没
30	50	無	有	1	出没
31	51	無	有	1	出没
32	52	無	無	0	出没
33	54	無	有	1	繁殖
34	55	無	有	1	出没
35	56	無	有	1	出没
36	57	無	有	1	出没
37	59	無	有	1	繁殖
38	60	無	有	1	出没
39	61	無	有	1	出没
40	63	無	有	1	出没
41	64	無	有	1	繁殖
42	66	無	有	1	出没
43	67	無	有	1	出没
44	73	無	有	1	出没
45	74	無	有	1	出没
46	76	無	有	1	出没
47	84	無	無	0	出没
48	85	無	有	1	出没

表 1-3 ツキノワグマ推定生息数（観察調査結果）

区 分	繁殖地域	出没地域	総合
区画数	21	61	82
調査区画数	11	37	48
修正頭数	9	29	—
1 区画あたり頭数	0.82	0.78	—
区画間の分散 S^2	0.149	0.183	—
対象地域の推定頭数 x	17.2	47.8	65.0
この分散 σx^2	2.84	7.25	10.09
95%信頼推定幅(±)	3.37	5.38	6.35

2. ヘアートラップによる体毛採取手法の検討

(1) 目的

ヘアートラップによる体毛採取は、カナダに生息するブラウンベアーによってまず試みられた（Wood J.G. 1999, Mowat 1999, 2000）。木に誘因餌となる肉を吊り下げ、周囲の木を有刺鉄線で囲い餌によって誘引されたクマが有刺鉄線に触れて体毛が採取できるという仕掛けである。Miura and Oka（2003）は、餌にリンゴを用いてこの手法をツキノワグマに応用したところ、効率的な体毛の採取が可能であった。そこで本章では、このリンゴを餌とするヘアートラップを採用し、遠野地域における効率的な体毛の採取の可能性を検討した。さらに季節および地域によって体毛の採取率の変化を追跡し、最適な体毛採取時期の検討を実施した。

(2) 方法

① ヘアートラップの構造

広葉樹林帯に図 2-1 のようなヘアートラップを設置した。リンゴは 30 cm×30 cmのワイヤーネット（亀甲金網 内寸網目 20 mm，線型#20）で包み、針金を用いて高さ 2m ほどの位置に 3 個 吊り下げた。リンゴから半径 2～3m ほどの周囲に、地面から約 50 cmの高さで有刺鉄線をめぐらせた。トラップによっては広葉樹を使用する代わりにポール（セクスイ イボ竹；直径 20 mm×1.5m）を用いた（図 2-1）。

② 調査期間

平成 16（2004）年と平成 17（2005）年の 2 カ年にわたり旧遠野市全域にトラップを設置した。

2004 年 6 月上旬に遠野市の北部および東部の山林内に 107 基設置した（図 2-2）。2005 年 6 月中旬には遠野市の南部および西部の山林内に 100 基設置した（図 2-3）。なおトラップの設置にあたって、誘引用の餌にリンゴを使用したことから、リンゴ園から十分な距離を確保した。

③ 体毛の回収とリンゴの再設置

トラップを設置後、1ヶ月後ごとに体毛回収ならびにリンゴの再設置を行った。2004年は7月上旬～10月上旬まで、2005年は7月中旬から9月中旬まで行った。有刺鉄線の刺の部分に付着している体毛は、ビニール手袋を着用して茶封筒に採取した。刺の位置が異なる場合は、別の封筒にそれぞれ採取した。

(3) 結果

トラップごとの調査結果を表 2-1 (2004 年) と表 2-2 (2005 年) に示した。ツキノワグマがトラップを利用した場合、リンゴを食べるためにワイヤーネットが爪や歯によって図 2-4 の写真のように破壊される。我々はワイヤーネットが破壊された場合、ツキノワグマがトラップを利用したと判断した。またトラップによってはリンゴが無傷の状態であるにも関わらず有刺鉄線に体毛が発見されていた。この場合にもツキノワグマがトラップを利用したものと判断した。判断基準を以下に記した。

リンゴを食べた跡有り→トラップを利用 (○)
リンゴが食べた跡無し→体毛有り→トラップを利用 (○)
リンゴが食べた跡無し→体毛無し→トラップ利用無し (×)

その結果、月別のトラップ利用率は 2004 年では 7 月が 58%、8 月が 80%、9 月が 88% であり、2005 年では 7 月が 65%、8 月が 75%、9 月が 70% であった (表 2-3)。このうち実際に体毛が採取できた割合は、2004 年の 7 月が 84%、8 月が 87%、9 月が 76% であり、2005 年では 7 月が 89%、8 月が 89%、9 月が 79% であった (表 2-3)。このように両年ともトラップ利用率および体毛回収率は高い割合であった。

実際のトラップの位置における利用状況は、図 2-5 (2004 年) と図 2-6 (2005 年) に示した。2004 年 7 月では、六角牛山周辺の釜石市寄りにおいてトラップの利用が多く、北部の附馬牛地区 (早池峰山周辺) では利用が少なかった。しかし 8～9 月になると利用状況は全体的に広がっていった。2005 年の 7 月では市街地や幹線道路周辺ではトラップ利用率は高かったが、北部の附馬牛地区や

物見山（種山）周辺の利用率は少なかった。8～9 月になると利用率が全体的に増加するが、やはり北部と南部の利用状況は市街地周辺よりも少なかった。このように地域やサンプリング時期によってツキノワグマのトラップの利用状況に大きな差があることが明らかとなった。

（4）考察

2004 年の調査では、旧遠野市の東側にトラップを 107 基設置した。そのうち全期間を通して 98 基（91.6%）のトラップで利用が確認できた。また 2005 年では西側に 100 基設置し、うち 94 基（94%）での利用であった。そして体毛の採取率は季節によって差が見られたが、7～8 割であった。Miura and Oka (2003) は盛岡市の北部においてリンゴを誘引用エサとしたヘアートラップ調査を実施したが、体毛の回収率は 78%であった。これらの結果から、リンゴを誘引用エサとしたヘアートラップは、体毛を採取する方法として十分に有効な手法であると考えられる。しかし、このヘアートラップ装置では 2～3 割のトラップにおいて体毛が回収できないことが示された。今後は体毛回収率を上げるための対策、例えば有刺鉄線の設置方法を変えるなどの検討が必要であると考えられる。

我々は赤外線感知による自動撮影カメラを数カ所のトラップ周辺に設置し、実際にヘアートラップを訪れるツキノワグマの様子を写真撮影した（図 2-4）。ツキノワグマがトラップのリンゴを食べる様子などが撮影できたが、クマ以外の動物（リス、ネズミ類、テン、イタチ、鳥類など）もリンゴを食べに訪れる写真が何枚か撮影できた。本来の目的であるクマ以外の動物もリンゴに誘引されているが、彼らがワイヤーネットを破壊することは困難であると思われる。実際に数カ所のトラップではイタチやテンなどがリンゴを食べていた様子が記録されていたが、ワイヤーネットを軽く潰す程度であった。以上の事から判断して、図 2-4 のような状態にまでワイヤーネットを破壊してリンゴを食べることが出来るのはツキノワグマ以外 考えられず、ツキノワグマがトラップを利用したか否かを判断する基準として利用することが出来た。長野で行われたヘアートラップ調査では、蜂蜜を小さいバケツに入れて紐で吊す誘因餌が用いられた（森光ら 2004）。蜂蜜の場合、リンゴよりもツキノワグマを誘引する効果が高いと考えられているが、液状物質であるため、食べ跡からツキノワグマが利用

したのか、またはその他の動物が利用したのかを判断することが出来ず、利用状況を調査する事が難しい。リングを用いたヘアートラップは、トラップの利用状況からツキノワグマの生息地利用を調査する方法として適切であると考えられる。

実際の調査結果では、リングが無傷であるにも関わらず有刺鉄線にクマの体毛が発見できる例が幾つかのトラップで確認できた。そのようなトラップのリングは 1 ヶ月にわたる野外での放置によって腐敗が進行しており、食べる行動にまでは至らなかったものと思われた。そのためリングが無傷で体毛も採取できなかったトラップでは、有刺鉄線に体毛が残らなかったものの、実際にはトラップを利用している可能性もある。従ってトラップ利用率は本来よりも過小評価している可能性が高い。解決方法としては、ツキノワグマが訪れた場合に 100%の確率で体毛が採取できるようにトラップの構造を改良する事、またリングの腐敗が進まないように放置時間を 1 ヶ月以内にする事、などが考えられ、正確なツキノワグマの生息域を確認するためには、さらなる工夫と改良が必要である。

表 2-3 から時期別にトラップの利用率を比較すると、両年とも 7 月よりも 8 月、9 月の方が高くなっている。これは夏になると山での餌資源が不足して行動圏が広がるためではないかと考えられた。時期別の体毛回収率を比較すると、9 月において体毛サンプルの回収率が両年とも低下しており、2004 年では 8 月下旬から 9 月上旬に通過した台風 18 号および 20 号による有刺鉄線上の体毛の飛散が考えられた。しかし 2005 年では台風の通過は無かったが回収率が低下している。台風による雨や風は、体毛の回収率に影響を及ぼす事は間違いないと考えられるが、2005 年での低下は今のところ明確な原因が分かっていない。採取できた体毛を観察してみると、9 月の体毛サンプルは 7 月と 8 月のサンプルより太い体毛が多く採取されていた。一方、7 月および 8 月では短く縮れた細毛が太い毛と一緒に採取されていた。これらの事から、短く縮れた体毛があると太い体毛も引っ掛かり易く、全体として体毛回収率の上昇に繋がると考える事が出来る。ツキノワグマの DNA 解析には体毛の回収（採集）が不可欠であることから、ヘアートラップの構造を変えて体毛回収率を上げ、体毛回収時期を早めてサンプルのロスを低下させる等の対策および検討が、今後とも必要となるだ

ろう。

図 2-5 ならびに図 2-6 から、同じ遠野市内であっても地域によってヘアートラップの利用状況がかなり異なることが明らかとなった。2004 年では釜石市寄りの山林（旧遠野市南東部）でのトラップ利用が多かった。この周辺では人家が多く、周辺道路の交通量も多い。農林業被害や人身被害も岩手県内で最も多い地域である。また 2005 年では市街地や幹線道路周辺でのトラップ利用率が高かった。一方、人家や道路も少なく、広葉樹が多く繁茂している北部の附馬牛地区や、2005 年に調査した南部の物見山周辺では、トラップの利用が少なかった。このようなトラップ利用率の地理的相違は、ツキノワグマの生息密度の違いを表している可能性が高い。人家や幹線道路が多い地区ではツキノワグマの生息環境が狭められ、かなりの高密度状態で生息していることが推測される。一方、山深い地域では人間活動による地理的障壁も少なく、広大な森林が確保されていることから、生息密度は高くないと思われる。つまりヘアートラップの利用状況は、生息密度を測定する指標になると考えられるが、その為には以後の遺伝子解析による個体識別や、さらに様々な環境での試行が必要である。

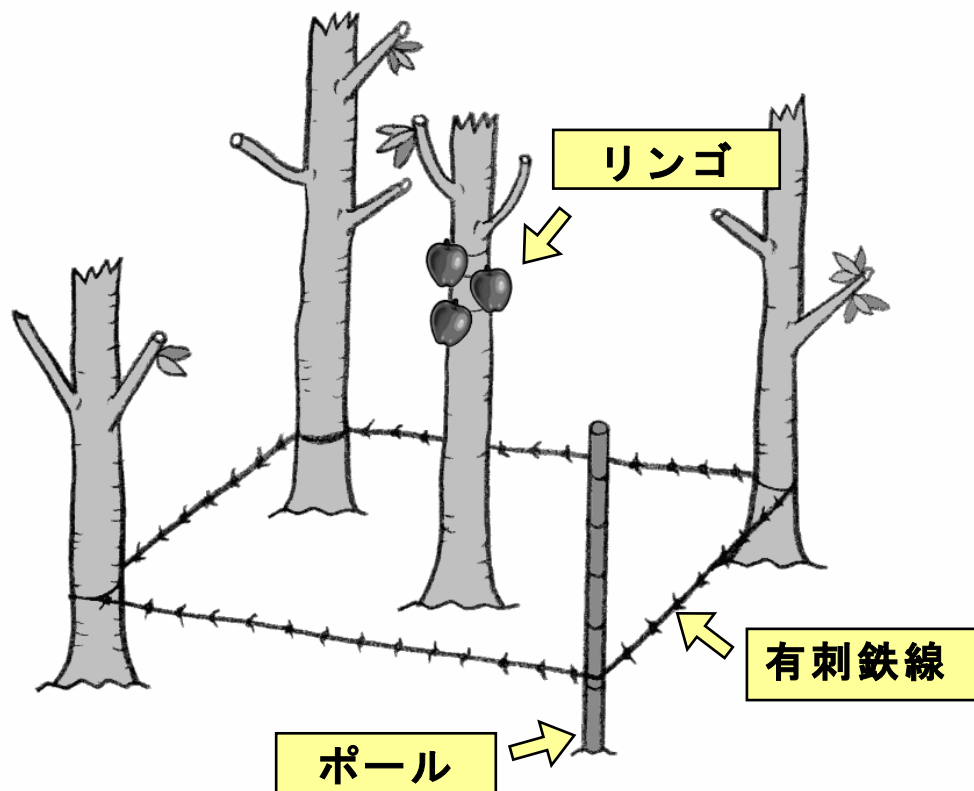


図 2-1 ハートラップ模式図

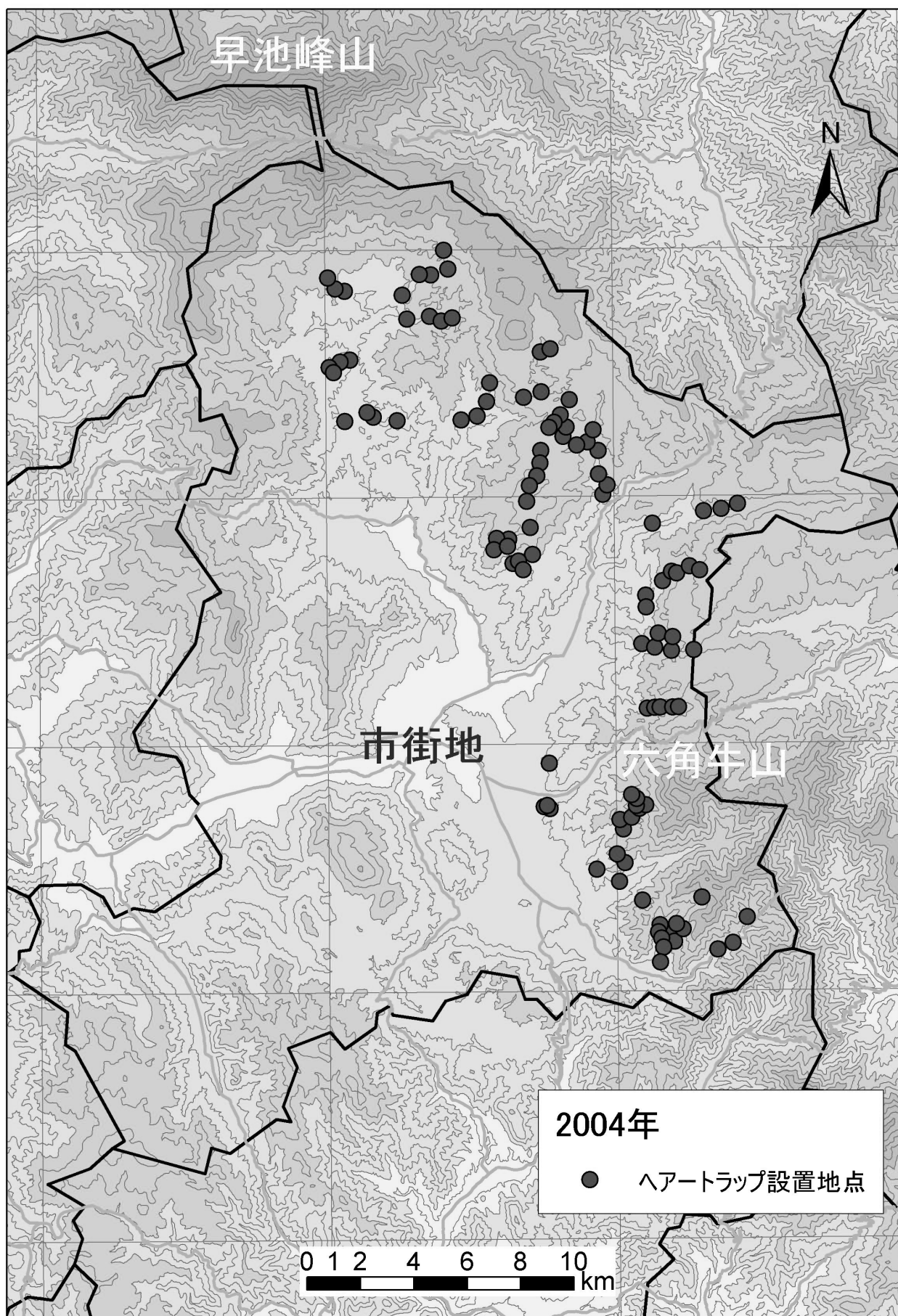


図 2-2 2004 年ハートラップ設置位置

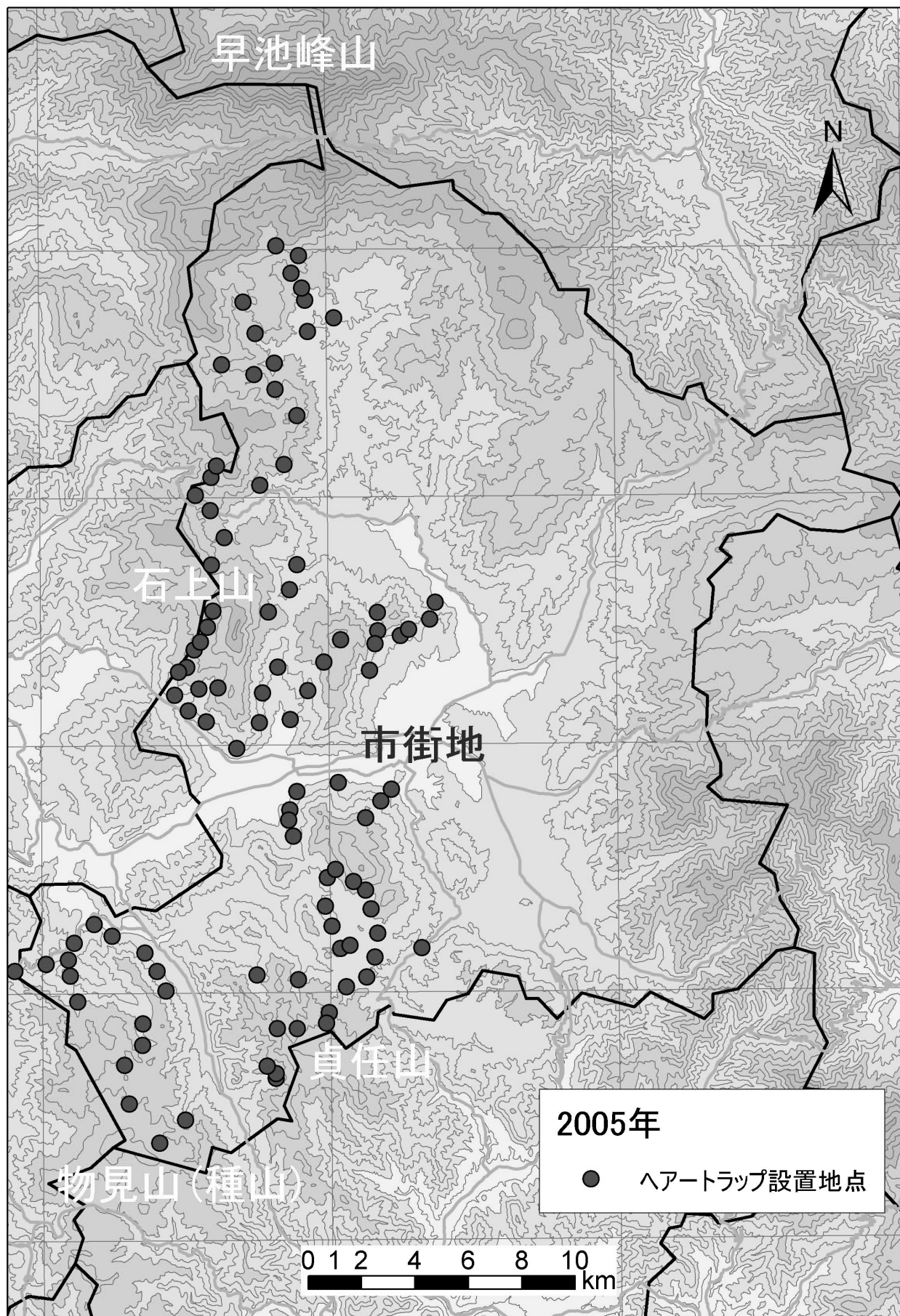


図 2-3 2005 年ヘアトラップ設置位置



図 2-4 ツキノワグマがリンゴを食べている様子 (上)
ツキノワグマによって破壊されたワイヤーネット (下)

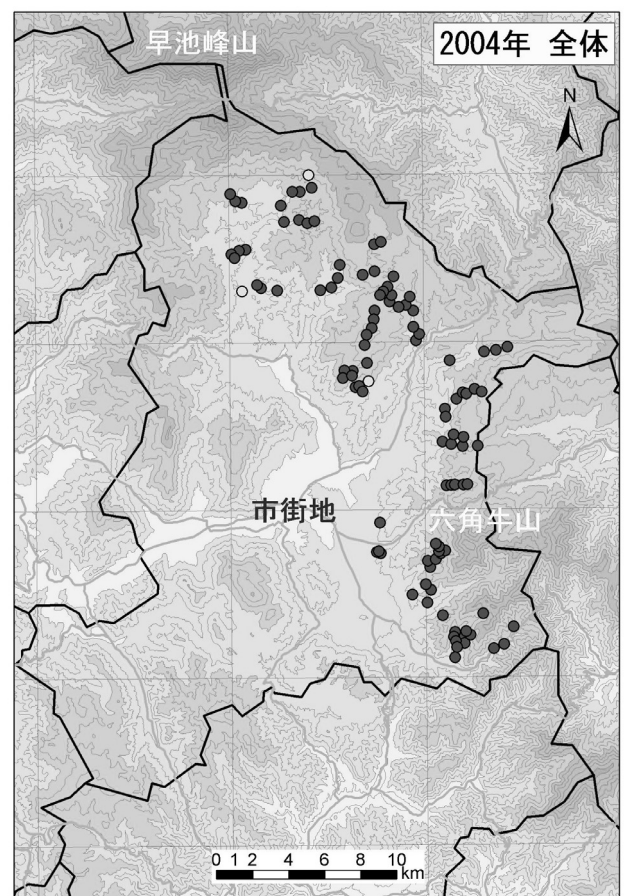
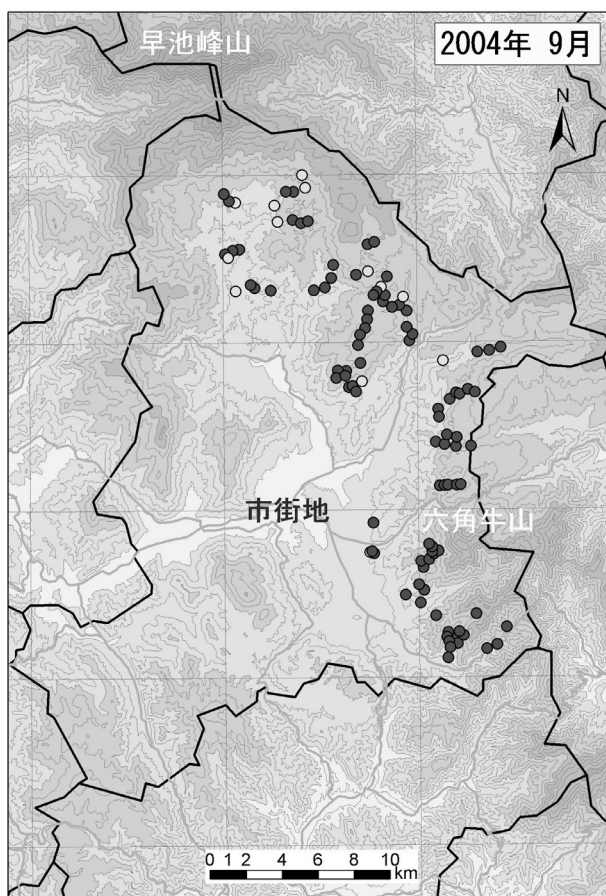
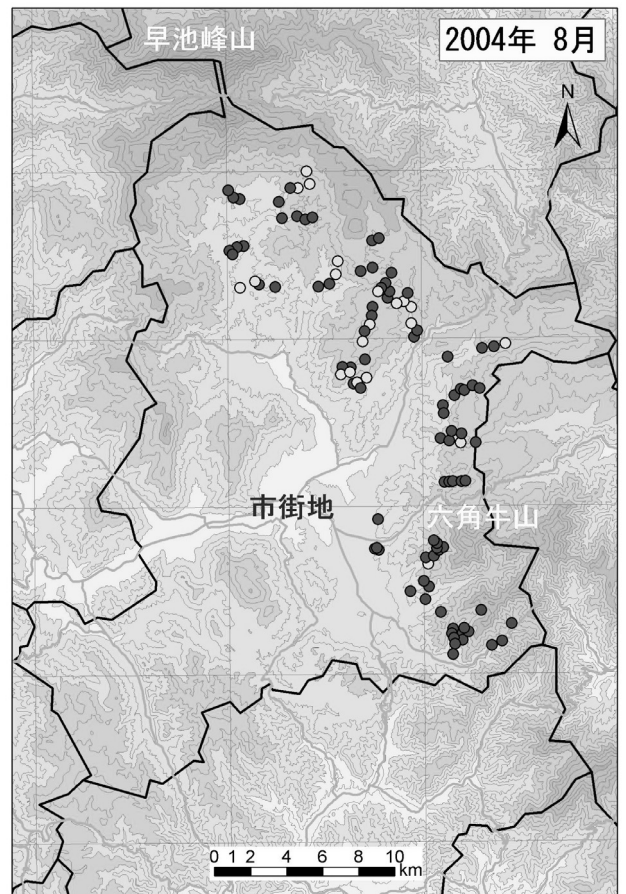
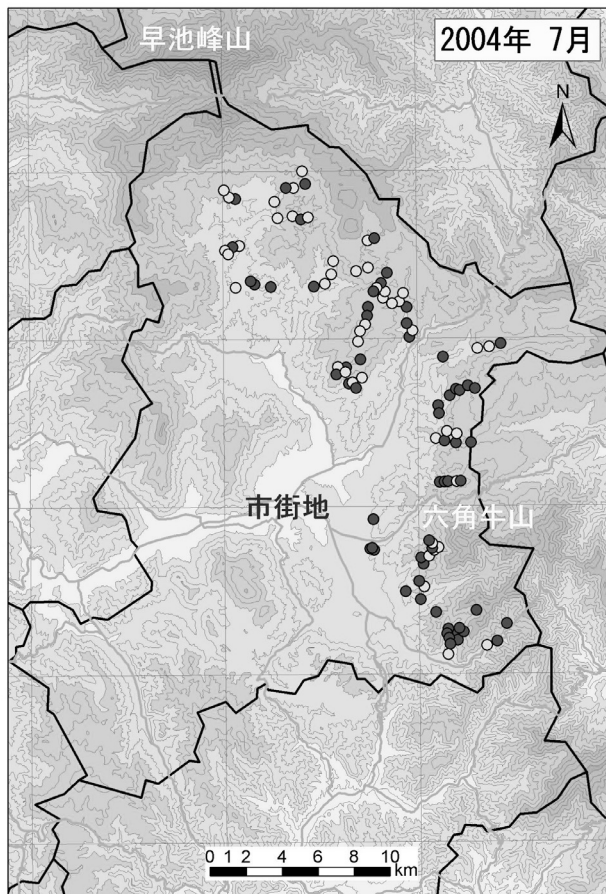


図 2-5 2004 年における月別および全体のヘアートラップ
利用状況

●・・・利用あり
○・・・利用なし

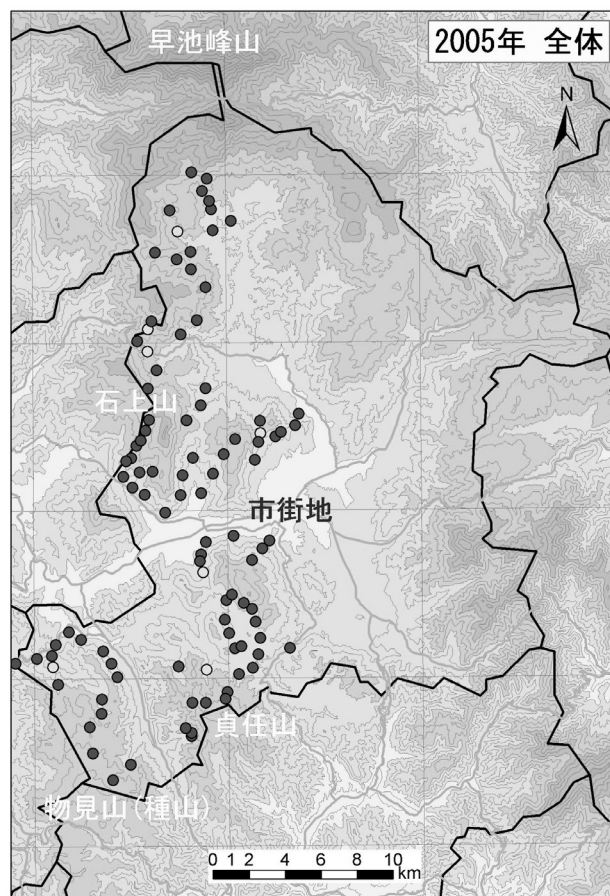
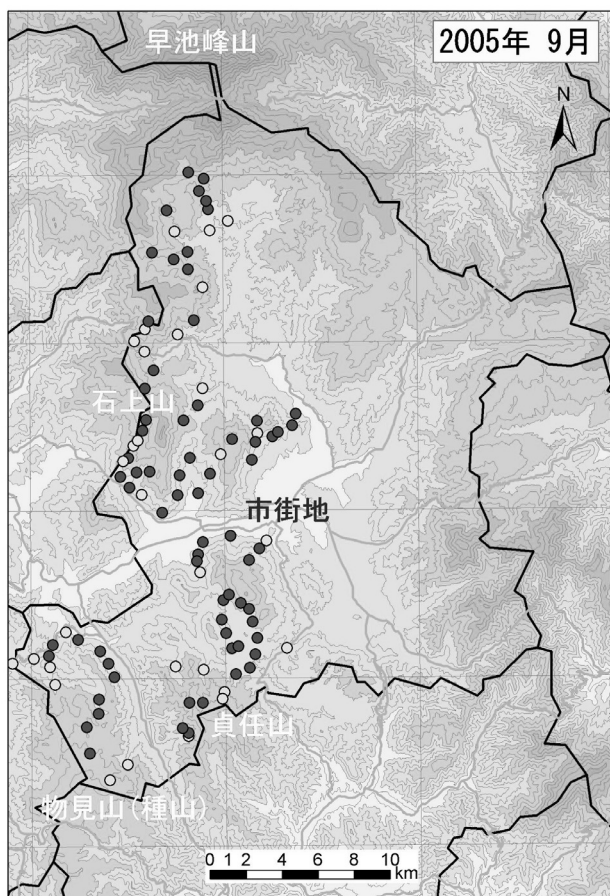
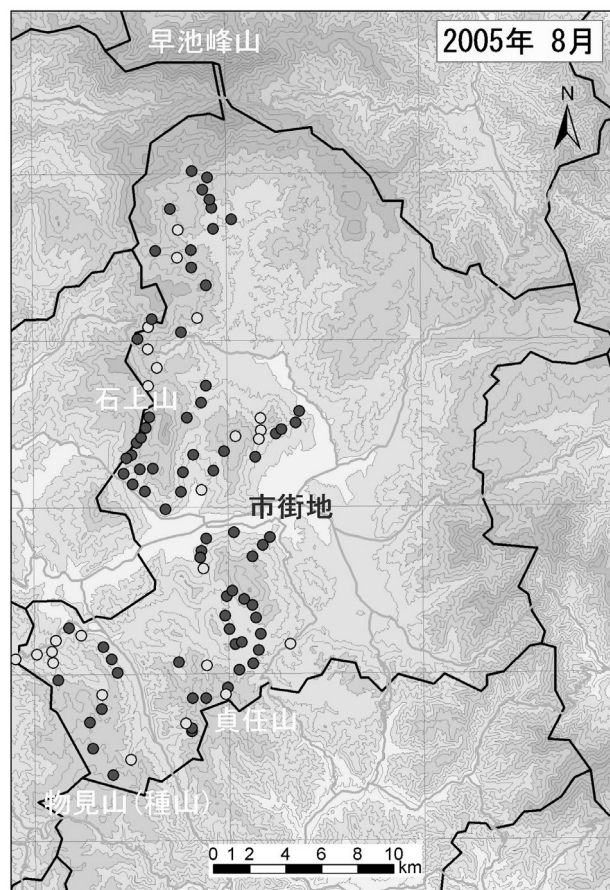
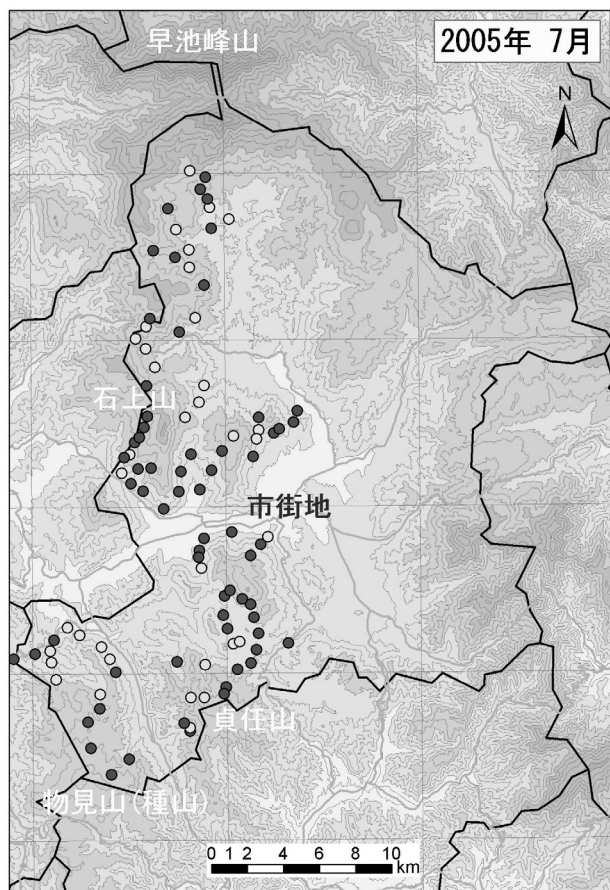


図 2-6 2005 年における月別および全体のヘアートラップ
利用状況

●・・・利用あり
○・・・利用なし

表 2-1 ヘアートラップ調査結果総括表（2004 年）

No	トラップ 番号	罠/トラップ 利用有無			トラップ 利用率	地区	標高 (m)	国有林	民有林	周囲の環境状況
		7月	8月	9月						
1	1	×	○	○	0.67	仙人	546	○		ミズナラ、ヤマモジ
2	2	○	○	○	1.00	仙人	558	○		ミズナラ、クリ
3	3	○	○	○	1.00	仙人	661	○		エゾイタヤ、サワグルミ
4	5	×	○	○	0.67	六角牛 (脇道)	662	○		カマツ、クリ、ササ
5	6	×	○	○	0.67	六角牛 (脇道)	704	○		クリ
6	7	○	○	○	1.00	六角牛	680	○		
7	9	○	○	○	1.00	金堀沢	494	○		
8	10	○	○	○	1.00	金堀沢	521	○		シデの木 対岸はスギ
9	11	○	○	○	1.00	金堀沢	550	○		スギ植林そば、カエデ、ヤマブドウ
10	13	×	○	○	0.67	金堀沢	812	○		スギ、カエデ、ダケカンバ
11	14	○	○	○	1.00	金堀沢	661	○		スギ植林そば
12	15	○	○	○	1.00	貞任 (南)	722		○	カマツ、アカマツ、ミズナラダケカンバ
13	16	×	○	○	0.67	貞任 (南)	582	○		アカマツ、ミズナラ
14	17	○	○	○	1.00	貞任 (南)	642	○		ミズナラ、カエデ、クリ
15	18	○	×	○	0.67	貞任 (南)	669	○		ブナ、ミズナラ、カエデ
16	19	×	○	○	0.67	貞任 (南)	706	○		ミズナラ、カメキ
17	20	×	○	○	0.67	貞任 (南)	688	○		ミズナラ
18	21	○	○	○	1.00	貞任 (米通)	794	○		ミズナラ、サワグルミ ヤマグルミ
19	22	○	○	○	1.00	貞任 (米通)	715	○		ブナ、ホノキ
20	23	○	○	○	1.00	貞任 (米通)	656	○		トチ
21	24	○	○	○	1.00	貞任 (米通)	609	○		ミズナラ、大木多数
22	25	○	○	○	1.00	貞任 (米通)	556	○		ブナ、カエデ
23	26	○	○	○	1.00	貞任 (米通)	469	○		
24	27	○	○	○	1.00	貞任 (米通)	507	○		
25	28	○	○	×	0.67	琴畑	573	○		スギ、ミズナラ
26	29	×	○	○	0.67	琴畑	648	○		ヒノキそば、ミズナラ
27	30	×	○	○	0.67	琴畑	687	○		
28	31	○	×	○	0.67	琴畑	741	○		ヒノキ
29	32	○	○	○	1.00	荒川 (裏)	490	○		カエデ、サワグルミ
30	33	×	○	○	0.67	荒川 (裏)	523	○		カエデ、クリ、ブナ
31	34	○	×	○	0.67	荒川 (裏)	538	○		
32	35	○	×	○	0.67	荒川 (裏)	606	○		カエデ、シデの木
33	36	×	○	×	0.33	荒川 (裏)	676	○		カマツ
34	37	×	×	○	0.33	荒川 (裏)	636	○		
35	38	×	×	○	0.33	荒川 (裏)	647	○		カマツ、ササ多い
36	39	×	○	○	0.67	荒川 (裏)	722	○		ササ多い
37	40	×	○	○	0.67	荒川 (裏)	714	○		ミズナラ
38	41	×	○	○	0.67	荒川 (裏)	746	○		カマツ多い
39	42	○	○	×	0.67	荒川 (駒木)	780	○		カマツ、ダケカンバ
40	43	○	○	○	1.00	荒川 (駒木)	714	○		
41	44	×	○	○	0.67	荒川 (附馬牛)	498	○		カマツ多い

No	トラップ 番号	クマ/トラップ 利用有無			トラップ 利用率	地区	標高 (m)	国有林	民有林	周辺の環境状況
		7月	8月	9月						
42	45	○	○	○	1.00	荒川 (附馬牛)	487	○		
43	47	×	×	○	0.33	荒川 (駒木)	737	○		クリの木、ミズナラ スギ伐開地そば
44	48	○	×	○	0.67	荒川 (駒木)	726	○		カマツ 伐開地そば
45	49	×	○	○	0.67	荒川 (駒木)	754	○		クリ、ヤマブドウ多い
46	50	○	○	○	1.00	荒川 (駒木)	793	○		
47	51	○	○	○	1.00	荒川 (駒木)	823	○		タケカンハ、ヤマブドウ ミズナラ
48	52	×	×	○	0.33	荒川 (駒木)	848	○		ミズナラ、カマツ
49	53	×	○	○	0.67	荒川 (駒木)	881	○		ミズナラ、カマツ
50	54	×	×	○	0.33	荒川 (駒木)	845	○		ミズナラ、カマツ
51	55	○	○	○	1.00	荒川 (駒木)	809	○		カマツ
52	56	○	○	○	1.00	荒川 (駒木)	768	○		ヒバ、ミズナラ、カエデ、マツ
53	57	○	×	○	0.67	荒川 (駒木)	761	○		カマツ、ミズナラ、ヤマブドウ
54	58	○	○	○	1.00	附馬牛 (小出橋)	391	○		
55	59	○	○	○	1.00	附馬牛 (小出橋)	386	○		
56	60	○	×	○	0.67	附馬牛 (小出橋)	424	○		スギ多い
57	61	×	×	×	0.00	附馬牛 (神遣)	479	○		
58	64	○	○	×	0.67	附馬牛 (大野平)	530	○		ミズナラ
59	65	×	○	○	0.67	附馬牛 (大野平)	568	○		カマツ多い
60	66	×	○	○	0.67	附馬牛 (大野平)	595	○		反対側はスギ植林
61	67	×	○	×	0.33	附馬牛 (大出・北)	541	○		
62	69	×	○	×	0.33	附馬牛 (大出・南)	544	○		
63	70	×	○	○	0.67	附馬牛 (大出・南)	610	○		
64	71	○	○	○	1.00	附馬牛 (大出・南)	654	○		ミズナラ
65	72	×	○	○	0.67	附馬牛 (大出・南)	659	○		
66	73	×	○	○	0.67	畑屋沢	345		○	エゾイタヤ、クリ、トチ
67	74	○	○	○	1.00	畑屋沢	461		○	スギ、アカマツ、ミズナラ、クリ、ヤマブドウ
68	75	○	○	○	1.00	畑屋沢	554		○	クリ、クワ、コナラ
69	76	○	○	○	1.00	畑屋沢 (脇道)	556		○	クリ、クヌシ、クリ、ハシナ、ミズナラ
70	77	○	○	○	1.00	畑屋沢 (脇道)	542		○	スギそば ミズナラ、コナラ
71	79	○	○	○	1.00	畑屋沢	596		○	サリガクミ、ケヤキ、スギ
72	80	○	○	○	1.00	畑屋沢	684		○	ヤマブドウ、オニグルミ、ミズナラ
73	81	○	○	○	1.00	畑屋沢	751		○	ヤマブドウ、トチノキ、サリガクミ、サリハ
74	82	○	○	○	1.00	畑屋沢	745		○	ミズナラ、クリ、ヤマモシ
75	84	○	○	○	1.00	畑屋沢	957		○	タケカンハ、ミズナラ、ササ
76	86	○	○	○	1.00	佐比内 (単独)	584		○	スギ植林
77	87	○	×	○	0.67	六角牛	588		○	
78	88	×	○	○	0.67	六角牛 (脇道)	628		○	スギ植林
79	89	○	○	○	1.00	六角牛	588		○	
80	90	×	○	○	0.67	六角牛	659		○	
81	91	×	○	○	0.67	附馬牛 (市有林)	490		○	
82	92	○	○	○	1.00	附馬牛 (市有林)	499		○	マツ、スギ、カマツ

No	トラップ 番号	トラップ 利用有無			トラップ 利用率	地区	標高 (m)	国有林	民有林	周辺の環境状況
		7月	8月	9月						
83	94	×	○	○	0.67	附馬牛 (市有林)	521		○	スギ
84	95	×	○	×	0.33	附馬牛 (市有林)	498		○	クリ、クワ
85	96	○	○	○	1.00	附馬牛 (大出・北)	596		○	ミズナラ
86	97	×	×	○	0.33	附馬牛 (大出・北)	640		○	
87	98	○	×	×	0.33	附馬牛 (大出・北)	701		○	ミズナラ
88	99	×	×	×	0.00	附馬牛 (大出・北)	737		○	ヤマブドウ
89	100	○	○	○	1.00	荒川 (北門)	844		○	
90	101	×	○	○	0.67	荒川 (北門)	788		○	アサ
91	104	×	○	×	0.33	荒川 (南門)	787		○	ミズナラ
92	105	×	○	○	0.67	荒川 (附馬牛)	741		○	ミズナラ
93	106	×	×	○	0.33	荒川 (附馬牛)	631		○	
94	107	×	×	○	0.33	荒川 (附馬牛)	546		○	コナラ、アカマツ ひらけている
95	109	○	○	○	1.00	荒川 (駒木)	500		○	クリ、アカマツ多い
96	110	○	○	○	1.00	荒川 (駒木)	532		○	ササが多い
97	111	×	×	○	0.33	荒川 (駒木)	573		○	ミズナラ多い
98	112	×	×	×	0.00	荒川 (駒木)	623		○	ミズナラ多い
99	113	○	○	○	1.00	土淵 (美容室)	381		○	
100	114	○	○	○	1.00	自動車 学校	396		○	
101	115	○	○	○	1.00	自動車 学校	404		○	
102	116	○	○	×	0.67	自動車 学校	389		○	
103	117	○	○	○	1.00	六角牛	626		○	ミズナラ、カメナギ、トチ
104	118	○	○	○	1.00	六角牛 (民家)	665		○	ミズナラ
105	119	×	○	○	0.67	六角牛 (民家)	670		○	アカマツ 伐開地そば
106	120	○	○	○	1.00	六角牛 (民家)	553		○	
107	121	○	○	○	1.00	六角牛 (民家)	495		○	スギ
計		62	86	94	80.67			64	43	

備考 1：トラップ利用の有無及び体毛サンプルの有無については有の場合は○、無の場合は×とした。

表 2-2 ヘアートラップ調査結果総括表（2005 年）

No	トラップ 番号	クマ/トラップ 利用有無			トラップ 利用率	地区	標高 (m)	国有林	民有林	利用状況等
		7月	8月	9月						
1	1	×	○	○	0.67	附馬牛 ヒマツブシ	788	○		8月の毛サンプル数は多かった。
2	2	○	○	○	1.00	附馬牛 ヒマツブシ	759	○		7月下旬、トラップの近くで伐採作業が開始されたが それ以降もクマはトラップを利用した。
3	3	○	○	○	1.00	附馬牛 ヒマツブシ	659	○		7月の毛サンプル数は多かった。
4	4	○	○	○	1.00	附馬牛 ヒマツブシ	592	○		
5	5	×	○	○	0.67	附馬牛 ヒマツブシ	549	○		8月の毛サンプル数は多かった。
6	6	○	○	×	0.67	附馬牛 西	502	○		7月はリンゴ食痕あったが、毛はなかった。 8月は背こすりの毛も採取できた。
7	7	○	○	○	1.00	附馬牛 西	729	○		毛サンプル数は少なかった。 7, 9月はリンゴ食痕なかったが毛は採取できた。
8	8	×	×	×	0.00	附馬牛 西	585	○		設置場所に特異性はないのだが、利用はなかった。
9	9	×	○	○	0.67	附馬牛 西	562	○		
10	10	○	○	○	1.00	附馬牛 西	675	○		
11	11	○	×	○	0.67	附馬牛 西	668	○		
12	12	×	○	○	0.67	附馬牛 西	699	○		
13	13	○	○	×	0.67	附馬牛 西	855	○		
14	14	×	×	○	0.33	大洞	719	○		
15	15	○	○	×	0.67	大洞	613	○		リンゴが腐った頃に訪れたと思われる状況があった。
16	16	○	○	○	1.00	山谷川 西	794	○		
17	17	○	○	○	1.00	山谷川 西	740	○		
18	18	○	○	×	0.67	山谷川 西	694	○		7月はリンゴ食痕あったが毛はなかった。
19	19	○	○	×	0.67	山谷川 西	673	○		8月はリンゴ食痕あったが毛はなかった。
20	20	×	○	○	0.67	山谷川 西	623	○		リンゴ食痕あったが毛はなかった。
21	21	○	○	×	0.67	山谷川 西	615	○		
22	22	×	○	○	0.67	山谷川 西	523	○		
23	23	×	○	○	0.67	大洞 綾織	630	○		
24	24	○	○	○	1.00	砂子沢 作業道	375	○		
25	25	×	×	×	0.00	小友 角出	484	○		痕跡はなかった。
26	26	×	○	×	0.33	小友 角出	560	○		
27	27	○	○	○	1.00	小友 星座の森	624	○		リンゴのつぶれかたが弱かった。毛は採取できた。
28	28	○	○	○	1.00	小友 星座の森	664	○		
29	29	○	○	○	1.00	小友 星座の森	688	○		
30	30	○	×	×	0.33	小友 星座の森	568	○		8月、トラップの近くで大規模な伐採が開始された。
31	31	○	○	×	0.67	小友 星座の森	726	○		リンゴのつぶれかたが弱かった。毛は少し採取できた。
32	32	○	○	○	1.00	焼却場 土室	380		○	
33	33	○	○	○	1.00	小物見 物見山	640		○	
34	34	○	○	○	1.00	小物見 物見山	536		○	リンゴ食痕あったが毛はなかった。
35	35	○	○	○	1.00	小物見 物見山	713	○		
36	36	○	○	○	1.00	小物見 物見山	633	○		
37	37	○	○	○	1.00	小物見 物見山	567	○		
38	38	○	○	○	1.00	長洞	501	○		
39	39	○	○	○	1.00	貞任山	528	○		
40	40	○	○	○	1.00	貞任山	607	○		
41	41	○	○	×	0.67	貞任山	678	○		

No	トラップ 番号	7/トラップ 利用有無			トラップ 利用率	地区	標高 (m)	国有林	民有林	利用状況等
		7月	8月	9月						
42	42	○	×	×	0.33	貞任山	769	○		8, 9月はリンゴ無傷で毛がなかった。 しかし多くの爪跡が残っていた。
43	43	×	×	×	0.00	平笹 堂場	415	○		リンゴのつぶれかたが弱かった。毛は1本のみ採取。
44	45	×	○	○	0.67	平笹 堂場	617	○		
45	46	○	○	○	1.00	大洞	853		○	
46	47	×	×	×	0.00	大洞	848		○	
47	48	×	○	×	0.33	大洞	748		○	
48	49	×	×	×	0.00	大洞	681		○	
49	50	×	×	○	0.33	大洞	633		○	
50	51	○	×	○	0.67	大洞	796		○	
51	53	×	○	×	0.33	大洞 綾織	444		○	
52	54	×	○	○	0.67	大洞 綾織	468		○	
53	55	×	○	×	0.33	附馬牛 シタケ	535		○	
54	56	○	○	○	1.00	山谷川 中央	538		○	7, 8月はリンゴ食痕あったが毛はなかった。
55	57	○	○	○	1.00	山谷川 中央	698		○	
56	58	○	○	○	1.00	山谷川 東	472		○	
57	59	○	○	×	0.67	山谷川 東	473		○	
58	60	○	○	○	1.00	山谷川 東	437		○	
59	61	○	○	○	1.00	山谷川 東	445		○	
60	62	○	○	○	1.00	山谷川 東	412		○	
61	63	○	×	○	0.67	高清水	287		○	
62	64	○	○	○	1.00	高清水	401		○	
63	65	○	○	×	0.67	高清水	664		○	
64	66	×	×	○	0.33	高清水	789		○	9月はリンゴ食跡や爪跡があったが、毛はなかった。
65	67	○	○	○	1.00	光興寺 高清水	438		○	
66	68	×	×	○	0.33	光興寺 高清水	552		○	
67	69	×	×	×	0.00	光興寺 高清水	577		○	
68	70	○	×	○	0.67	石羽根 市営牧場	548		○	
69	71	○	○	○	1.00	松崎 高清水	478		○	
70	72	○	○	○	1.00	松崎 高清水	440		○	8, 9月はリンゴ食跡や爪跡があったが、毛はなかった。
71	73	○	○	○	1.00	松崎 ふるさと村	417		○	
72	74	○	○	○	1.00	松崎 ふるさと村	366		○	
73	75	○	○	○	1.00	焼却場 程洞	362		○	
74	76	○	○	○	1.00	焼却場 土室	421		○	
75	77	×	×	×	0.00	焼却場 土室	469		○	痕跡はなかった。
76	78	○	○	○	1.00	焼却場 程洞	387		○	
77	79	×	○	×	0.33	程洞 物見山	419		○	
78	80	○	○	○	1.00	程洞 物見山	517		○	
79	81	○	○	○	1.00	程洞 物見山	757		○	
80	82	○	×	×	0.33	来内	449		○	
81	83	○	○	○	1.00	小物見 物見山	688		○	
82	84	○	○	○	1.00	土室～ 案内板	474		○	

No	トラップ 番号	クマ/トラップ 利用有無			トラップ 利用率	地区	標高 (m)	国有林	民有林	利用状況等
		7月	8月	9月						
83	85	○	○	○	1.00	土室～案内板	542		○	
84	86	×	○	○	0.67	案内板～平笹	423		○	
85	87	×	○	○	0.67	案内板～長洞	548		○	
86	88	○	○	×	0.67	東種山牧場	537		○	
87	89	×	○	○	0.67	平笹堂場	627		○	
88	90	○	×	○	0.67	平笹堂場	651		○	
89	91	×	○	○	0.67	平笹堂場	485		○	
90	92	○	○	×	0.67	平笹堂場	529		○	
91	93	○	×	×	0.33	五輪峠	602		○	7月に毛を採取したが、その後クマの痕跡はない。
92	94	○	×	×	0.33	五輪峠	466		○	7月に毛を採取したが、その後クマの痕跡はない。
93	95	×	×	○	0.33	小友角出	326		○	
94	96	○	×	○	0.67	五輪峠	369		○	
95	97	×	○	×	0.33	小友藤沢新林道	297		○	
96	98	×	×	○	0.33	小友藤沢新林道	362		○	毛はなかった。
97	99	×	○	○	0.67	小友藤沢新林道	444		○	
98	100	×	○	○	0.67	小友藤沢新林道	467		○	
99	101	○	○	○	1.00	小友藤沢新林道	501		○	
100	103	×	×	○	0.33	小友星座の森	564		○	9月はリンゴ食跡あったが、毛はなかった。
計		65	75	70	70.00			41	59	

備考1：トラップ利用の有無及び体毛サンプルの有無については有の場合は○、無の場合は×とした。

表 2-3 月別のヘアートラップ利用状況および体毛回収状況

2004 年

調査（体毛回収）時期	7 月	8 月	9 月
トラップ利用率（％）	57.9 $\left(\frac{62}{107}\right)$	80.4 $\left(\frac{86}{107}\right)$	87.9 $\left(\frac{94}{107}\right)$
体毛採取率（％）	83.9 $\left(\frac{52}{62}\right)$	87.2 $\left(\frac{75}{86}\right)$	75.5 $\left(\frac{71}{94}\right)$

2005 年

調査（体毛回収）時期	7 月	8 月	9 月
トラップ利用率（％）	65.0 $\left(\frac{65}{100}\right)$	75.0 $\left(\frac{75}{100}\right)$	70.0 $\left(\frac{70}{100}\right)$
体毛採取率（％）	89.2 $\left(\frac{58}{65}\right)$	89.3 $\left(\frac{67}{75}\right)$	78.6 $\left(\frac{55}{70}\right)$

3. DNA 解析による個体識別法ならびに雌雄判別法の検討

(1) 目的

本調査では旧遠野市でヘアートラップを試行し、体毛を回収する事が出来た。そこで本章では体毛からの DNA 抽出ならびに遺伝子解析の結果を示す。ヘアートラップによる個体識別法は数年前から検討されているが、現在もなお抽出法から遺伝解析法、データ解析法まで世界の研究者間で議論されており、未だに多くの問題点が未解決のままである。そこで本調査では実際のヘアートラップ調査を通してこれまでに報告されている問題点等を整理し、最適な手法を開発する検討も踏まえて遺伝子解析を実施した。

これまで岩手県に生息するツキノワグマの遺伝子解析の実績が殆どないため、まずは実験 1 および 2 として捕獲された個体のサンプルを用いて遺伝情報の収集を行った。そして実験 3 において実際の体毛サンプルを用いた分析を行った。

〔実験 1〕 岩手県内で捕獲されたツキノワグマの筋肉や血液サンプルを用いてマイクロサテライト遺伝子の解析を行った。そしてヘテロ接合度などの遺伝情報を収集し、個体識別に有用なプライマーの選定を行った。また雌雄判別を行うためのアメログニン遺伝子の解析を行った。

〔実験 2〕 遠野市内で捕獲された個体の mtDNA (D-loop 領域) の塩基配列を解析し、地理的な個体群変異の有無を調査した。

〔実験 3〕 体毛からの DNA 抽出および遺伝子解析 (マイクロサテライト多型解析) を実施し、個体識別を行った。

(2) 材料および方法

① 材料

〔実験 1, 2〕

岩手県内で有害駆除または狩猟捕獲されたツキノワグマ個体を用いた。捕殺後、血液および筋肉 (全 109 サンプル) を採取した。血液は白血球のみを分離して DNA 抽出に用いた。実験 2 では旧遠野市で捕獲された 23 サンプルを用いた。サンプルが採取された場所は図 3-1 に示した。

[実験 3]

ヘアートラップによって採取された体毛を用いた。2004年の7月および8月，2005年の7月および8月に採取された体毛を分析に用いた。9月のサンプルは体毛サンプルの回収率が低かったので，今回は分析を実施しなかった。有刺鉄線の刺の部分に付着している体毛は，ビニール手袋を着用して茶封筒に採取した。刺の位置が異なる場合には別の封筒にそれぞれ採取した。そして研究室に到着後，直ぐに35℃の乾燥機に入れ，完全に乾燥するまでインキュベートした。その後，分析まで-20℃で冷凍保存した。一つのトラップで複数の封筒（サンプル）が得られた場合は，最も体毛が多かった袋を選んで抽出に用いた。

② DNA 抽出方法

[実験 1, 2]

DNAの抽出は次の方法を用いた。サンプルにDNA抽出バッファー(0.1% SDS, 150mM NaCl, 10mM Tris-HCl, 10mM EDTA)とproteinase Kを最終濃度100 μ g/mlになるように添加し，55℃で数時間（サンプルが完全溶解するまで）インキュベーションした。その後，フェノール，フェノール・クロロホルム，クロロホルムによる抽出を中間層が消失するまで繰り返した。最後にエタノール沈殿させたDNAを乾燥処理し，TE buffer (10mM Tris-HCl (pH 8.0), 1mM EDTA)に溶かしてPCR反応用のテンプレートとした。

[実験 3]

体毛は実態顕微鏡を用いて毛根部のみを最大10本まで切り取り，1.5mlマイクロチューブに回収した。DNAの抽出にはWAKO社製DNA Extractor FM Kitを用いた。

③ 遺伝子解析

[実験 1] PCR増幅と多型解析

プライマーは，Paetkau and Strobeck (1995)およびPaetkauら(1998)によって報告されている8種類のマイクロサテライトDNA (G1A, G1D, G10B, G10C,

G10L, G10M, G10P, G10X) を増幅するプライマーセットを用いた。PCR 反応は、97℃ 3 分間の加熱後、変性 95℃ 1 分、アニーリング 53~63℃ 1 分、伸長 72℃ 1 分を 30 サイクル行い、最後に 72℃で 5 分間伸長させる温度条件で行った。PCR 産物は ABI PRISM 310 Genetic Analyzer (AppliedBiosystems)を用いて泳動し、分離・検出した。対立遺伝子の判定は GeneScan 500 LIZ Size Standard (AppliedBiosystems)に基づいて GeneScan Analysis ver. 3.7 (AppliedBiosystems)によって行った。また雌雄判別にはアメロゲン遺伝子の一部を増幅するプライマーSE-47, 48 (Ennis and Gallagher 1994, Yamamoto 2002) を用いた。

[実験 2] PCR 増幅と塩基配列の決定

PCR 増幅とサイクルシーケンスに用いたプライマーの塩基配列は、Matsuhashi ら (1999) の方法に準じた。PCR 反応は、97℃ 3 分間の加熱後、変性 95℃ 1 分、アニーリング 60℃ 1 分、伸長 72℃ 1 分を 45 サイクル行い、最後に 72℃で 5 分間伸長させる温度条件で行った。塩基配列の決定には BigDye Terminator v3.1 Cycle sequencing kit (AppliedBiosystems)を使用し、PCR 反応後は ABI PRISM 3100 Genetic Analyzer を用いて泳動と分離・検出を行った。

[実験 3] PCR 増幅と多型解析

2004 年のサンプルは、G1A, G1D, G10B, G10L, G10M, G10P, G10X を増幅するプライマーを用いて PCR を行った。2005 年のサンプルは、G1A, G10B, G10C, G10L, G10X を増幅するプライマーセットを用いて Multiplex PCR を行った。PCR 反応は、97℃ 3 分間の加熱後、変性 97℃ 30 秒、アニーリング 55・63℃ 1 分 30 秒、伸長 72℃ 30 秒を 15 サイクル行い、変性 90℃ 30 秒、アニーリング 55・63℃ 1 分 30 秒、伸長 72℃ 30 秒を 30 サイクル行って、最後に 60℃で 30 分間伸長させた。多型解析は実験 1 と同じ方法で行った。

DNA の多型解析は GeneScan によるフラグメントの検出を用いて行った。バンドのピークが極端に低いサンプルは、再度 PCR を行った。PCR を 2 回行ってもピークが低く、フラグメント解析が困難な場合には、その DNA は個体識別の解析には用いなかった。

(3) 結果

[実験 1]

表 3-1 に 8 種類のマイクロサテライト DNA の各座位に対する対立遺伝子数、ヘテロ接合度(HE), 多型情報含有値(PIC)および PD 値を示した。HE は 0.37～0.83 であり、プライマーによって値の変動が認められた。また雌雄判別では雄では 210bp と 291bp のバンド、雌では 291bp のバンドが検出され、全て実際の性と一致していた。

[実験 2] 塩基配列を解読した結果、744bp の D-loop 領域の配列が明らかとなった。また 23 サンプル全てが同じ塩基配列を示した。Genebank に登録されている塩基配列(AB013071～AB013073)と今回の結果を比較すると、表 3-2 のようになった。

[実験 3]

遺伝子解析の成功率は、2004 年 7 月では 89%, 8 月では 72%であり、2005 年 7 月では 79%, 8 月では 58%だった。2005 年の 8 月は成功率が極端に低くなった。多型解析を行った結果、2004 年 7 月では 34 頭、8 月では 46 頭の個体が確認された。7 月と 8 月で確認された個体のうち同一個体は 8 頭であった。従って最少確認個体数は、 $(34+46)-8=72$ 頭であった。

また 2005 年 7 月では 37 頭、8 月では 31 頭の個体が確認され、そのうち同一個体は 8 頭であった。従って最少確認個体数は $(37+31)-8=60$ 頭であった。

「捕獲－再捕獲法」による個体数推定は以下のようにになった。

$$P = \frac{S}{N} \qquad Pn = \frac{T}{V}$$

N: 未知の総数 V: 2 回目の頭数
S: 1 回目の頭数 T: V 頭捕獲した際の S の頭数

P の信頼度 95% 範囲は、

$$P = Pn \pm 1.96 \sqrt{\frac{N-n}{N-1} \cdot \frac{Pn(1-Pn)}{n}}$$

この式に代入すると、

2004 年は、 293.5 ± 165.5 頭であった。

2005 年は、 197.3 ± 104.1 頭であった。

(4) 考察

実験 1 で行ったマイクロサテライト遺伝子の解析によって、対立遺伝子の数は他のクマ類の結果 (Paetkau and Strobeck 1995, Paetkau et al. 1998, 森光 2004) と同様に比較的多く検出された。そして HE や PIC, PD 値はプライマーによって変動があったものの、幾つかのプライマーを組み合わせることで個体識別を行う事が可能であることが示された。

実験 2 で行った D-loop の塩基配列の解析では、旧遠野市で捕獲されたサンプルは全て同じ配列であった。現在のところ、岩手県内に存在する遺伝子型（ハプロタイプ）の数（種類）は不明であるが、少なくとも遠野市においては一つであり、同一の地域個体群であることが示された。実験 1 において G1D では 4 つの対立遺伝子が確認できたが、遠野サンプルでは変異が全く見られず、どのサンプルも同じ遺伝子型であった。これは同一個体群である遠野地区に特有の現象であると考えられる。従って G1D を個体識別から除外しても検出できる頭数は同じであった。

体毛から採取できる DNA 量は非常に少なく、PCR を行う回数は限られる。2004 年のマイクロサテライト多型解析では 7 つのプライマーセットで 2 回の Multiplex PCR を行った。そこで 2005 年では 5 つのプライマーセットによって 1 回の Multiplex PCR を行うように条件の再設計を行った。その結果、効率的に PCR や個体識別を行うことができた。この様なプライマーセットの検討は地域個体群内ごとに詳細に調査する必要がある。その指標として実験 2 のようなハプロタイプの分類が役立つものと思われる。

Taberlet ら(1996)や Gagneux ら(1997)は、分析のロスを防ぐためにひとつのサンプルで複数回の分析を推奨している。しかしひとつのサンプルから回収できる DNA が少ない場合、複数回の分析を行うと PCR にテンプレートする DNA 量が少なくなり、増幅しない場合も発生して、かえって分析ロスを増やすという懸念もある。そのため Paetkau (2003) は、十分な DNA 量を確保するために、10 本以内の体毛を使用する事や、分析結果が悪い低質なサンプルは破棄する事、などのガイドラインを示した。本研究ではこの論文を参考にして、ピークが低いサンプルは再度 PCR を行い、その後もピークが低い場合は、そのサンプルを解析から除外するという方法を採用した。以上のように、ヘアートラッ

プによる個体識別は現在もまだ試行錯誤の段階である。しかしある規定に沿って分析の手順を踏めば、良質な情報を提供するものと考えられる。

2005 年 8 月のサンプルでは多くの体毛サンプルが入手できた。しかし遺伝子解析の成功率は 58% となり、7 月と比較すると極端に低下した。2004 年 8 月においても、7 月より低くなった。今回、体毛からの DNA 抽出では 1 サンプルあたり最大 10 本までの体毛を用いたが、7 月では体毛が全体的に少ないために 10 本に達しないサンプルが多かった。一方、8 月に採取された体毛は太くて毛根も多く観察できた。これらの結果から 8 月のサンプルは体毛が多く採取できるが、7 月のサンプルよりも DNA の劣化や分解が進んでいる可能性が考えられた。実際の抽出に用いた体毛の数や、実体顕微鏡の観察による体毛の太さ、毛根の有無については全て基礎的データとして収集している。今後は 8 月のサンプルが遺伝子分析に不向きであった原因などを解明する事が課題である。

「捕獲－再捕獲法」による推定生息数の算定を行うと、2004 年に旧遠野地区の東側で行った調査では、 293.5 ± 165.5 頭という結果が示された。また 2005 年では 197.3 ± 104.1 頭と算出された。「捕獲－再捕獲法」の場合、全体のサンプル数が少なくなると個体数の推定幅が大きくなる傾向がある。従ってクマがトラップを利用しても体毛が採取できない、または体毛が少ない為にマイクロサテライト多型解析が出来ない、などの諸問題をまず改善する必要がある。そのためには確実に体毛が採取できるように有刺鉄線の張り方を変えてヘアートラップを改良すること、または分析ロスを少なくする為に新しい手法を開発すること、などが必須の課題である。

基本的に「捕獲－再捕獲法」は閉鎖個体群で使用するものである。そのため、本調査のような他の地域からの出入りが考えられる開放個体群では、正確な推定生息頭数を算出することが難しい。そのため今回の結果は正確な推定生息頭数を表しているものではないと考えられる。Krebs (1994) は再捕獲する期間を短くして特別な計算モデルを用いれば、開放個体群でも「捕獲－再捕獲法」が利用できることを示している。今後はこの様な算出方法の採用も検討すべきと考えられる。

Ⅱ－1 章で行った遠野地区全体の観察調査では、65 頭という結果であったが、遺伝子解析によって旧遠野市の東側（2004 年）では 72 頭のツキノワグマが確

認でき、西側（2005 年）では 60 頭が確認できた。従ってこれまでの観察調査によって算出された生息頭数が過小評価であった事が、本調査を通して確認できた。これまでは観察調査の過小評価性が推察されてはいたが、本調査によって始めて証明することが出来た。推測によって話を進める事が多い生態学的な研究分野において、遺伝子解析による個体識別は絶対的な結果を得ることが可能である。本調査によって観察調査の過小評価が証明できたことは、遺伝子解析の持つ可能性を最大限に生かしたものと言える。

ヘアートラップによる個体数の推定を実際に応用するためには、まだまだ克服すべき問題点が多くある。しかしこれまでの野外調査では、個体を捕獲して数えてきた最低確認個体数が、ヘアートラップ調査によって広域に、そして短期間のうちに把握できた。さらに遺伝子型を追跡することで、その動物の行動を追跡することや、mtDNA の調査によって広域な遺伝的多様性を調査する事も可能となることから、これまで調査法が限られてきたツキノワグマの生態調査における新たなツールとして、今後大いに発展していくものと思われる。

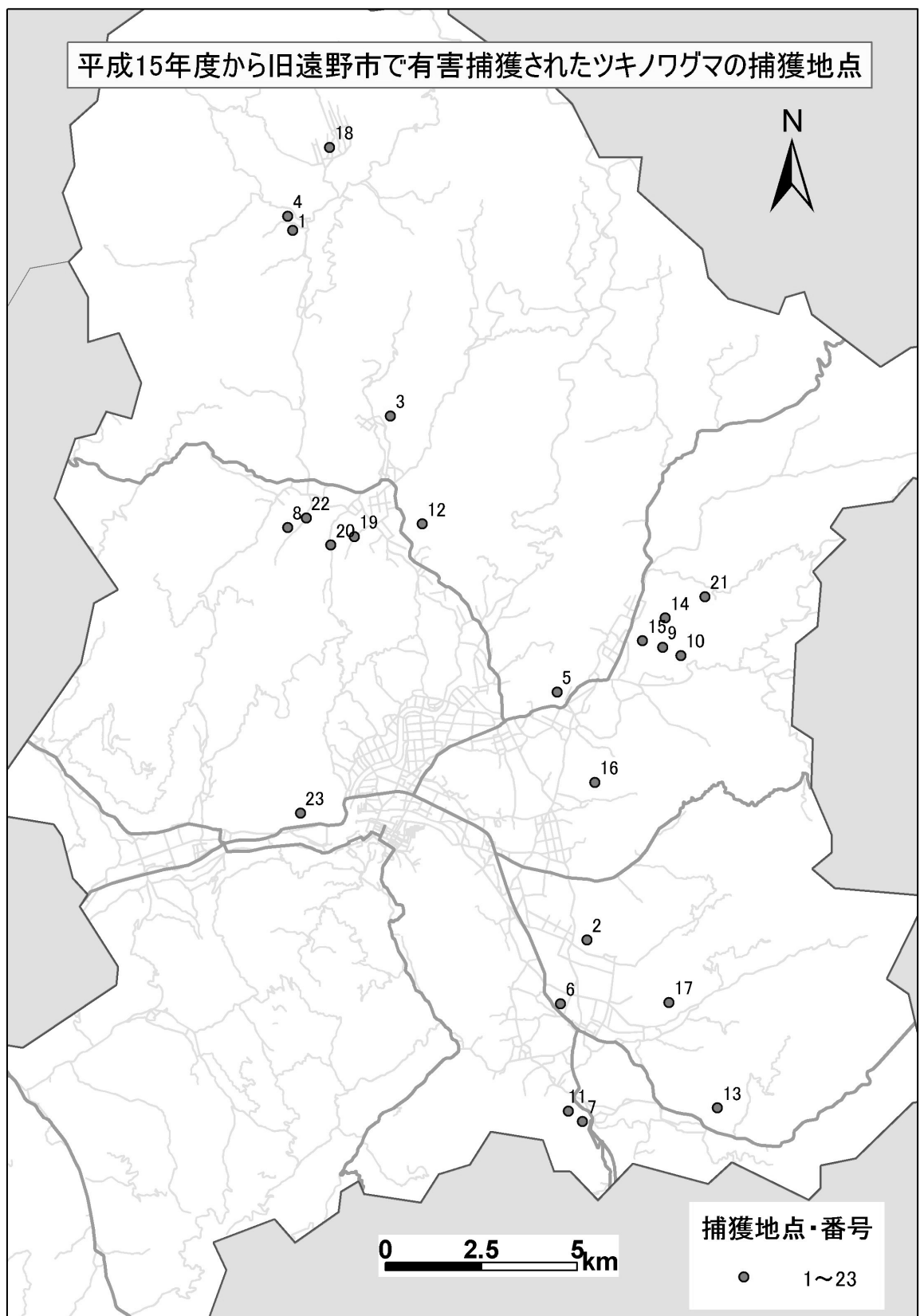


図 3-1 有害捕獲されたツキノワグマの捕獲地点

表 3-1 ツキノワグマ 109 個体における 8 種類のマイクロサテライト DNA の解析結果

Locus	Allele observed	HE	PIC	PD
G1A	12	0.768	0.739	0.918
G10C	8	0.634	0.748	0.920
G10B	5	0.569	0.510	0.755
G10L	3	0.444	0.387	0.634
G1D	4	0.366	0.336	0.568
G10M	8	0.767	0.723	0.891
G10X	4	0.602	0.528	0.767
G10P	11	0.830	0.808	0.950

・ヘテロ接合度：
$$He = 1 - \sum_{i=1}^n p_i^2$$

・多型情報含有値：

$$PIC = 1 - \sum_{i=1}^n p_i^2 - \sum_{j>i}^n 2(p_i p_j)^2$$

・ Power of Discrimination:

$$PD = 1 - \sum_{i=1}^n p_i^4 - \sum_{j>i}^n 4(p_i p_j)$$

(p_i は i 番目の対立遺伝子、 n は対立遺伝子数)

He は集団の多様性を示す尺度であり、0 に近いほど遺伝子多様度が低い。

PIC は子の対立遺伝子の由来を判定できる確率である。両親が同じヘテロ接合体の時、子がヘテロ接合体であると子の対立遺伝子の由来が決定できないことに関する。よって 1 つの遺伝子座にある対立遺伝子数が多くなるほど PIC とヘテロ接合度は近い値をとるようになる。

PD の識別能は、任意の 2 個体が異なる遺伝子型になる確率である。

表 3-2 各ハプロタイプにおけるコントロール領域の塩基置換部位

Asiatic Black Bear STH-01～03 は，Matsuhashi ら(1999)を引用した。

ハプロタイプ	塩基置換部位									
	54	131	132	200	225	239	353	400	700	709
Asiatic Black Bear STH-01	T	-	-	A	G	G	A	C	A	G
Asiatic Black Bear STH-02	T	-	-	G	A	G	G	C	A	G
Asiatic Black Bear STH-03	C	T	T	A	A	A	G	C	G	A
遠野ツキノワグマ	C	-	-	A	A	A	G	T	G	G

4. 地理情報システムによる生息環境の解析

(1) 目的

近年、GIS の技術発展によって生物の分布や環境条件との解析が積極的に行われるようになった（梶 2001, 三谷 2001, 百瀬 2001）。そこで本章ではツキノワグマ生息地とその環境要因との関連性を調べることを目的に、以下の2つの解析を実施した。

〔解析 1〕観察法によるツキノワグマの生息調査において、遠野市に生息するツキノワグマの生息場所を確認し、通常の GIS 解析に用いられる 5km×5km メッシュにプロットした。しかし遠野地域においては全てのメッシュにおいてツキノワグマの生息が確認され、環境要因との関連性が見いだされなかった。そこで平成 12（2000）年度から 15（2003）年度に実施された「第 6 回自然環境保全基礎調査 哺乳類分布調査」の結果を用い、岩手県全域のツキノワグマの生息情報と環境要因との関係をロジスティック回帰モデルによって解析した。そして昭和 53（1978）年に実施された「第 2 回自然環境保全基礎調査 動物分布調査」の結果と比較し、ツキノワグマの分布の変化を検討した。

〔解析 2〕ツキノワグマがヘアートラップを利用したか否かを 5km×5km メッシュ内の割合で示し、どの環境要因と利用状況が関係するのかをステップワイズ回帰分析を用いて算出した。変数として遠野市の農林業被害や人身被害件数も用いた。

(2) 方法

① 分布データ

〔解析 1〕

平成 15（2003）年にとりまとめられた「第 6 回自然環境保全基礎調査 哺乳類分布調査」の結果を用いた。これは過去 5 年間のツキノワグマの目撃情報や捕獲場所、被害場所の情報を聞き取り調査とアンケート調査から集計したものである。そして岩手県を全 672 区画の 5km×5km のメッシュに分割し、ツキノワグマの分布を GIS に入力した。なお、同調査報告書（環境省生物多様性センター 2004）においては、岩手県の 5km×5km メッシュ総数が 701 区画になってい

るが，県境や沿岸などの極端に面積の小さな区画を排除した 672 区画について解析した。

[解析 2]

Ⅱ－2 章で示されたツキノワグマによるヘアートラップの利用頻度は，5km×5km メッシュ毎にまとめたものを用いた（全 49 メッシュ）。

② 解析方法

[解析 1]

植生については環境省自然環境情報 GIS（第二版）岩手県を用いた。ここから 5km×5km メッシュごとの森林面積（人工林および天然林など）やササ・牧草地などの草地面積，農耕地面積，住居・人工物面積を算出した。人口密度の結果は，PDM25000 パスコを用いて 5km×5km メッシュごとのデータとして算出した（平成 7 年度の国勢調査）。また年最深積雪量のデータはメッシュ気候値 2000（（財）気象業務支援センター）を用い，5km×5km メッシュごとの値を算出した。これらの環境要因を独立変数とし，ツキノワグマの生息有無を従属変数としてロジスティック回帰分析を行った。この計算によって得られた回帰式からツキノワグマの生息確率を 0 から 1 までの値として 5km×5km メッシュに対して求め，その結果を地図化した。

生息確率(P)をロジスティック回帰式で計算する

$$P = \text{EXP}(\beta_0 + \beta_1 X_1 + \dots + \beta_k X_k) / (1 + \text{EXP}(\beta_0 + \beta_1 X_1 + \dots + \beta_k X_k))$$

X: 独立変数

β : 係数

[解析 2]

旧遠野市の 5km×5km メッシュを抽出し，解析 1 の独立変数を用いた。さらに詳細に解析をするために，平均標高と被害件数（農林業被害，人身被害）も用いた（図 4-3，4-4）。被害件数は遠野市のホームページにまとめられている平成 13 年度と 14 年度の結果を合計して求めた。5km メッシュ毎のヘアートラップ

ブ利用割合をサンプリング時期毎に算出した。そして全体のヘアートラップ利用割合を従属変数として、ステップワイズ回帰分析を実施した。

(3) 結果

[解析 1]

岩手県内におけるツキノワグマの生息分布は、1978 年の調査では全 672 メッシュ中 479 メッシュであり、全体の 71%の分布であった。しかし 2003 年に行われた同様の調査では、全 672 メッシュ中 576 メッシュであり、全体の 86%にまで増加していた。1978 年の結果と比較すると、約 120%の増加率であった（図 4-1）。

ロジスティック回帰分析を行なった結果、1978 年と 2003 年の両方とも森林・草地面積とツキノワグマの生息との間で相関が見られた（表 4-1）。

また表 4-1 をもとに生息予想分布を地図化した（図 4-2）。

[解析 2]

ヘアートラップの利用状況をサンプリングの時期別（7 月，8 月，9 月，平均）に示した（図 4-5）。その結果，どの時期においても旧遠野市の南東地域において利用が高かった。全体のヘアートラップ利用状況を従属変数としてステップワイズ回帰分析を行った結果，被害件数とのみ有意差が見られた（図 4-6）。

(3) 考察

図 4-1 において岩手県のツキノワグマの分布は拡大傾向にあるが，全国的にも分布拡大が確認されている。岩手県同様にツキノワグマが県の全域で生息している秋田県や長野県においても，その増加率はそれぞれ 131%と 116%であった。また個体群の分断化が進み，絶滅が危惧されている兵庫県や京都府においても 259%と 133%であった（環境省生物多様性センター 2004 年）。このように日本全域でツキノワグマ生息地の増加が確認されていることから，地域特異的な環境変化による現象ではなく，全国的な何らかの要因，例えば森林施策や開発による影響などが示唆されているが，明確な原因は分かっていない。

第 2 回自然環境保全基礎調査をもとにツキノワグマ生息地と森林率を解析し

た全国レベルの結果では、森林とツキノワグマ生息地の一致が確認されており（米田 1994）、今回の解析において岩手県でも同様な結果が得られた。1978 年と 2003 年の両方とも牧草地やササ地などを含めた草地と相関が見られているが、これは北上高地の特性が関与していると考えられる。北上高地は奥羽山脈地域と異なり、積雪量が少なく、中央部に平坦な地形が広がっており、山間部においても牧場や牧草地が広く分布している。そのため森林を住处とするツキノワグマの生息域に牧場や牧草地が必然と含まれる形となり、結果として生息地と草地との高い相関が得られたと言える。また草地に出現したツキノワグマは発見が容易であり、発見効率が上昇した事も生息地要因として算出された結果と結びついていると考えられる。

1978 年の解析では僅かに生息地と積雪との相関が得られている。これは標高との相関が考えられ、つまりツキノワグマが山間部のみに生息していたことを示している。しかし 2003 年のデータでは、標高の低い市街地近辺にもクマが出没していることから、積雪量との相関が得られなかったものと考えられる。一方、2003 年は農耕地との相関が得られており、25 年前と比べると人里へクマが侵入し、目撃される機会が増えたことを表している。1980 年以降、ツキノワグマの農林業被害も顕著化しており（三浦 1999）、被害とツキノワグマ生息地の変化が一致した結果と判断できる。

図 4-2 では、1978 年に北上高地部分と奥羽山脈部分において高い生息率を示し、県央部を南北につなぐ地域は生息率が 20% 以下と低くなっている。この部分は殆どが平地であり、人口が集中している地域である。一方、2003 年には殆どの地域において高い確率でクマが生息する結果となった。これは住宅地でもメッシュ内に山間部が少しでも加わればクマの生息地と判断された結果と考えられる。そのため、ツキノワグマが生息していないという観測数と予測数の一致確率が 12.2% と低く算出されている（表 4-1）。しかし実際には、人口が多い盛岡市においてもツキノワグマによる農作物への被害があり、山間部に位置する遠野市では農地はもちろんのこと、人家付近へのツキノワグマの出没が頻繁に起きている。県土の約 80% が森林であり、その周囲が草地や農耕地となっている岩手県では、森林があればその周辺にツキノワグマが出没する可能性が高い事を、この解析では示している。

このような生息予想分布の解析は、GIS 技術の発展に伴って各地域で積極的に取り入れられており、今後、ツキノワグマの出没予測の為のハザードマップ作りに役立つものと考えられる。今回は $5\text{km} \times 5\text{km}$ メッシュにて解析を行ったが、殆どのメッシュでツキノワグマが生息していることから、モデルの適合性が弱かったと考えられる。この種の解析には、動物が生息しているメッシュと生息していないメッシュの割合が概ね 5 割ずつ存在している場合の方が環境要因を特定しやすい。例えば $1\text{km} \times 1\text{km}$ メッシュにて同様な解析を実施したが、ツキノワグマが生息していないメッシュが 9 割以上になり、どの環境要因とも結びつきが見られなかった。北海道で行われたエゾシカの研究においては $5\text{km} \times 5\text{km}$ メッシュでササおよび積雪と強い相関関係が見られている（梶 2001）。また兵庫県で行われた解析では、ツキノワグマが出没した地域に限定して行われたが、 $1\text{km} \times 1\text{km}$ メッシュにてスギ・ヒノキ植林、コナラ林、アカマツ林などの植生と住宅地や人口密度との強い相関関係が見いだされている（三谷 2001）。このように、土地の面積や利用目的によって用いる解析法を変え、最も適した生息データセットを考案していく必要があるだろう。そのためには今後、 $2.0\text{km} \times 2.0\text{km}$ メッシュや $2.5\text{km} \times 2.5\text{km}$ メッシュ程度の区分での解析も検討する必要があると考えられる。

ヘアートラップの利用状況と環境解析とのステップワイズ回帰分析によって、ツキノワグマによる被害件数と相関が見られた。旧遠野市の南東付近の被害が多発している地域では標高が高く、クマの生息域が確保されている反面、民家や道路によって生息域が制限されており、他の地域と比べてツキノワグマの密度が高くなっていると考えられる。従ってこのような地域に生息するクマは人間の活動地域と近接する場所での生活を強いられているため、被害が発生しやすくなっていると考えられる。ヘアートラップの利用状況がツキノワグマ密度の指標として有用であるのか、さらに検討を重ねる必要があるが、今後の研究によって上記の仮説が示されれば、ヘアートラップ利用状況の調査が被害対策などの保護管理施策において非常に重要なデータを提供すると考えられる。

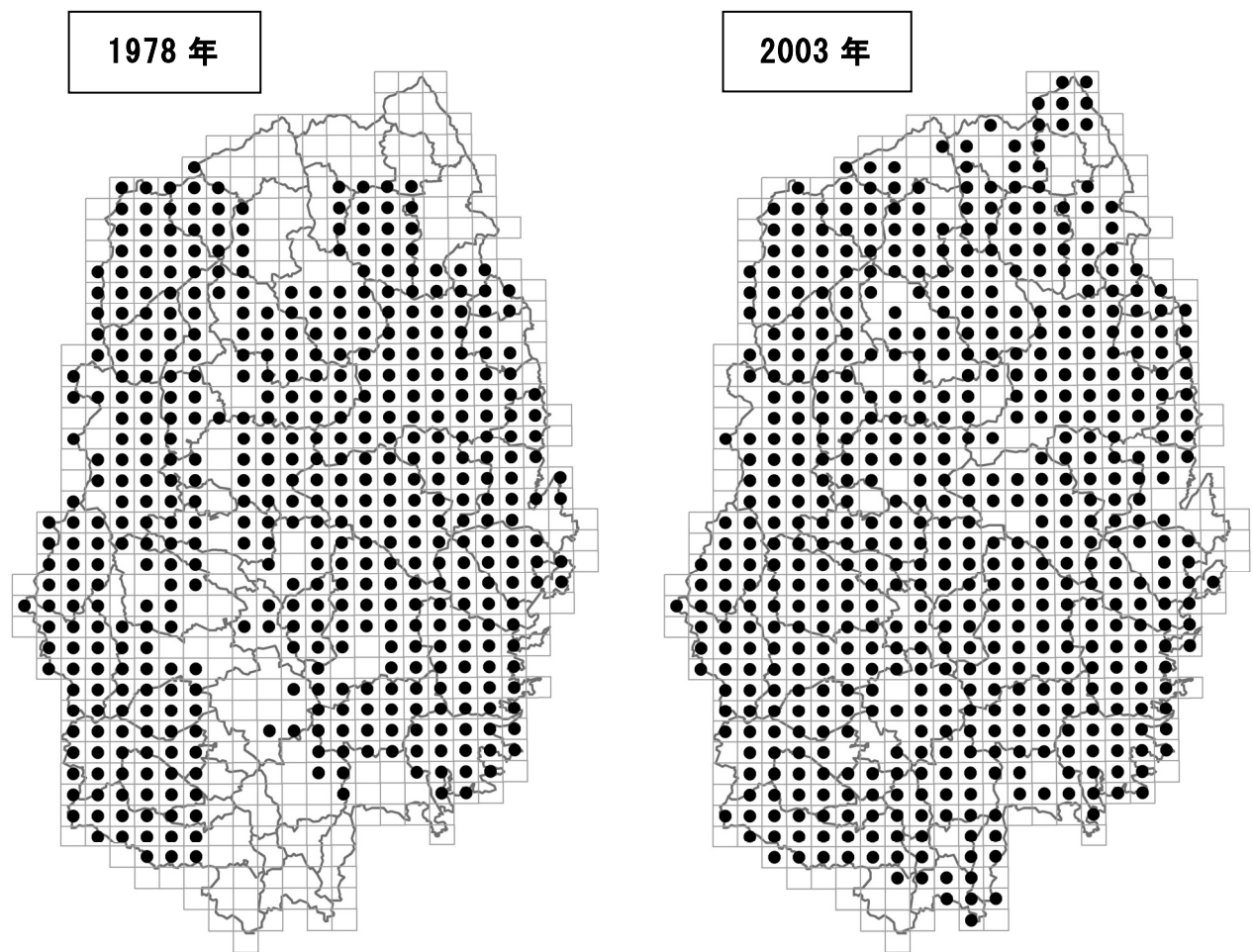


図 4-1 1978 年と 2003 年のツキノワグマの生息分布図。

5km×5km メッシュをもとにツキノワグマの生息が確認された場所を●印で示した。

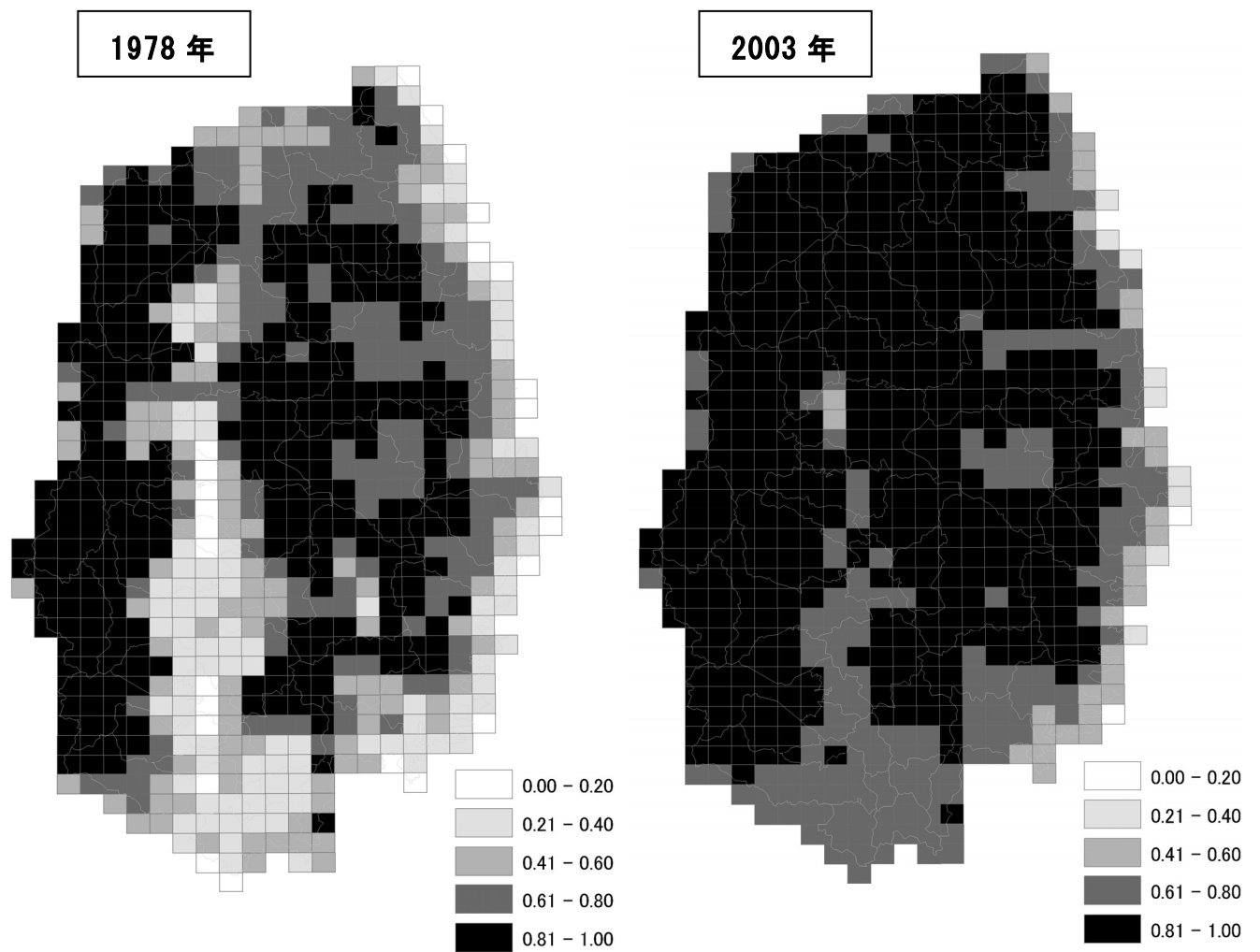


図 4-2 1978 年と 2003 年のツキノワグマの生息予想分布図。

ロジスティック回帰式によって算出された生息確率を 5km×5km メッシュをもとに示した。

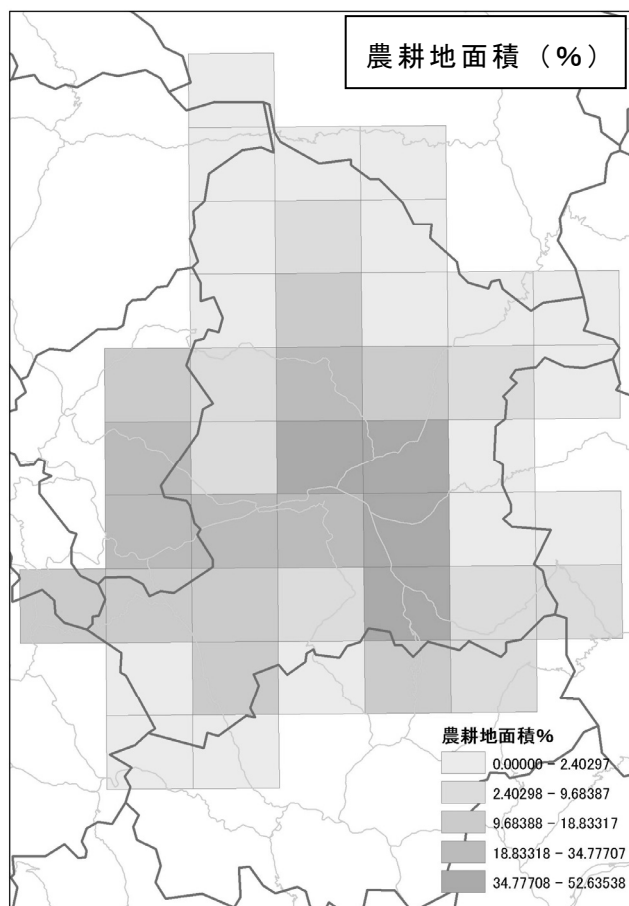
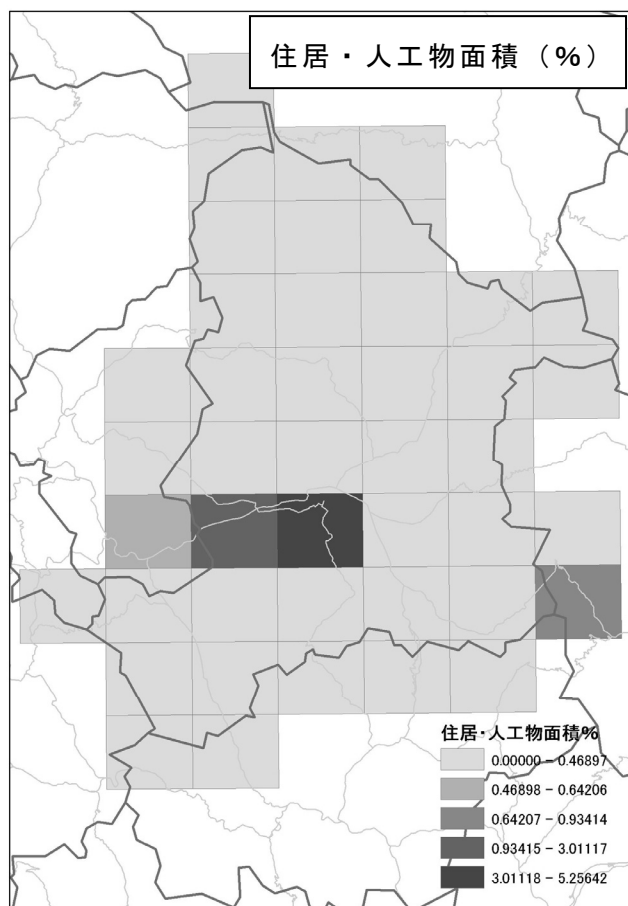
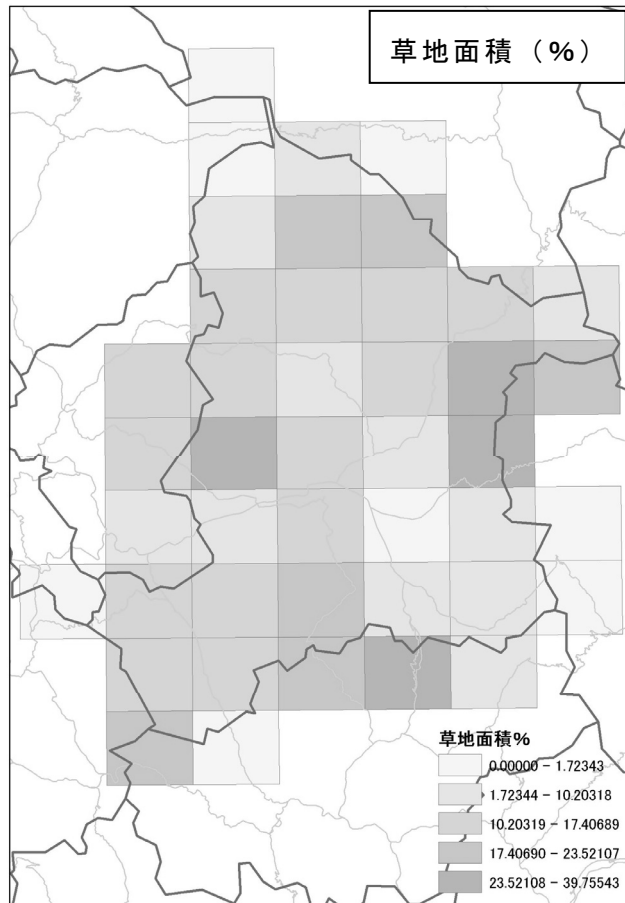
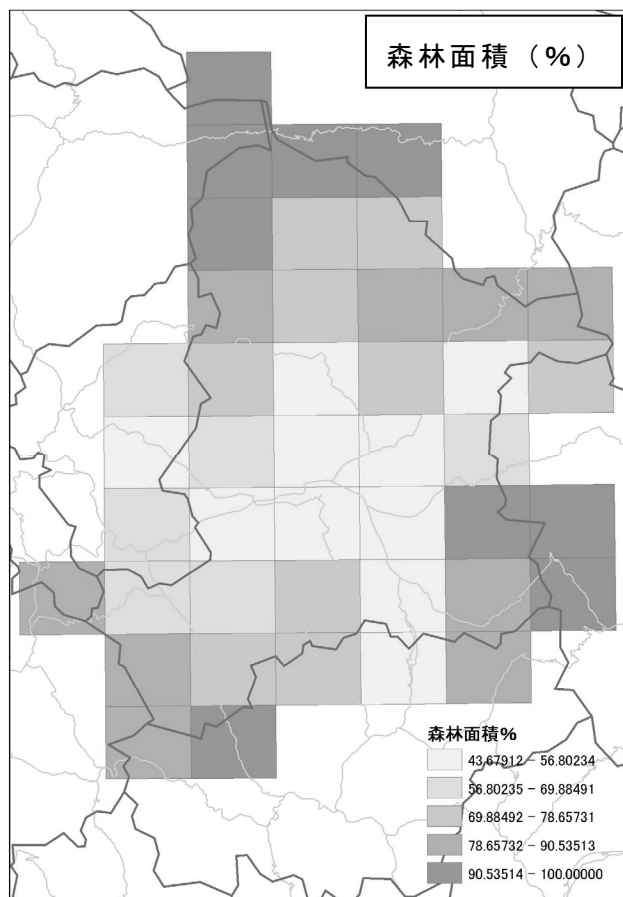


図 4-3 5km×5km メッシュ毎の環境要因 1

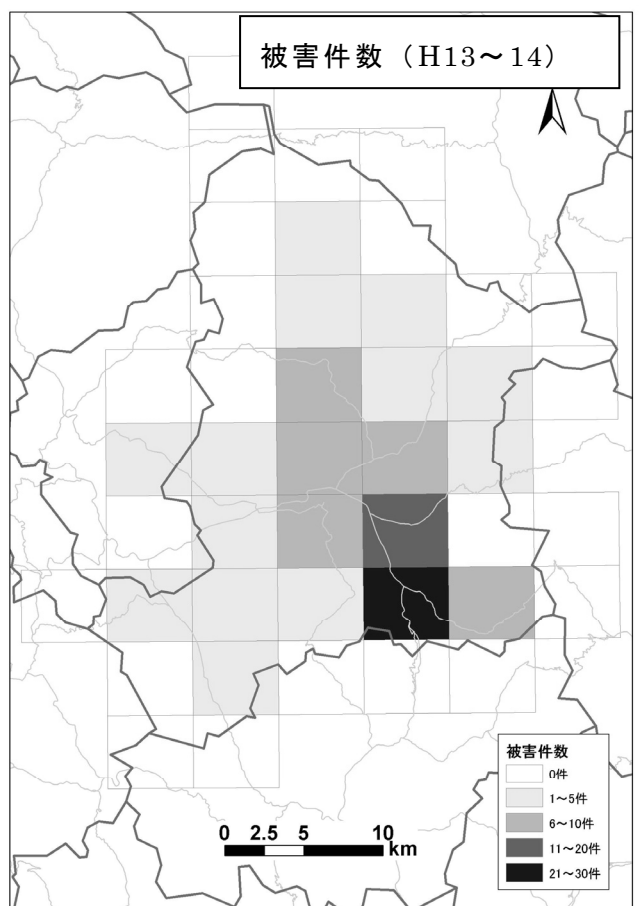
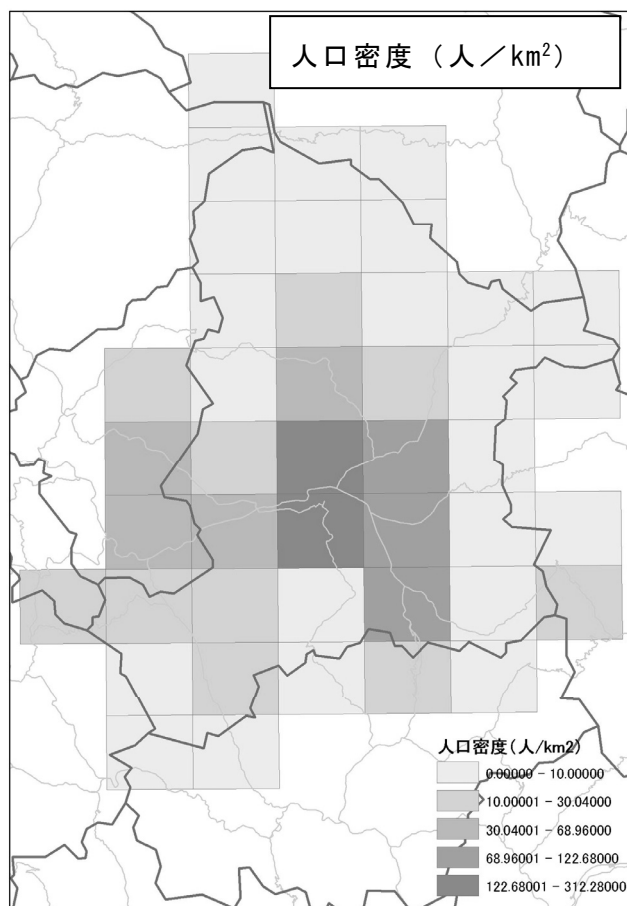
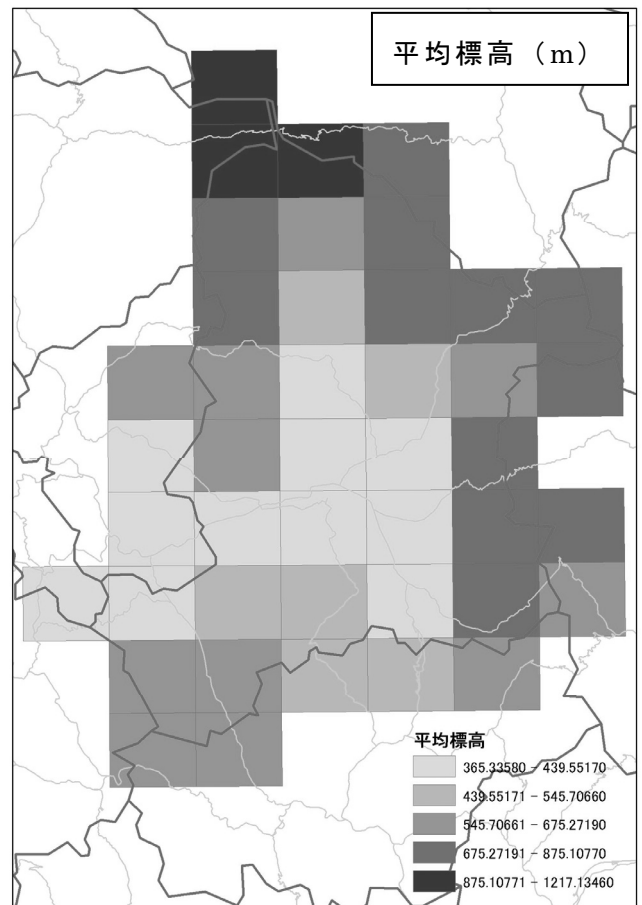
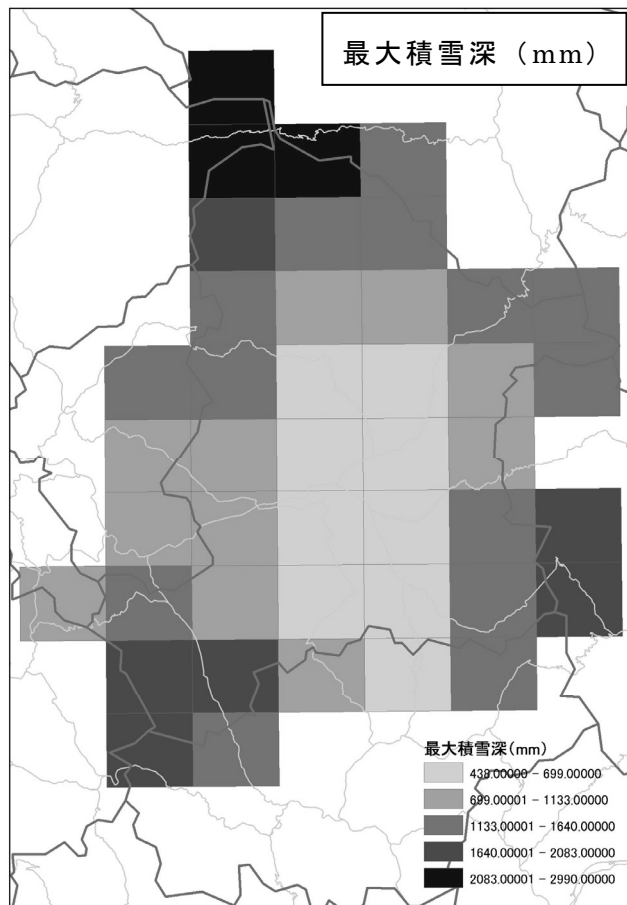


図 4-4 5km×5km メッシュ毎の環境要因 2

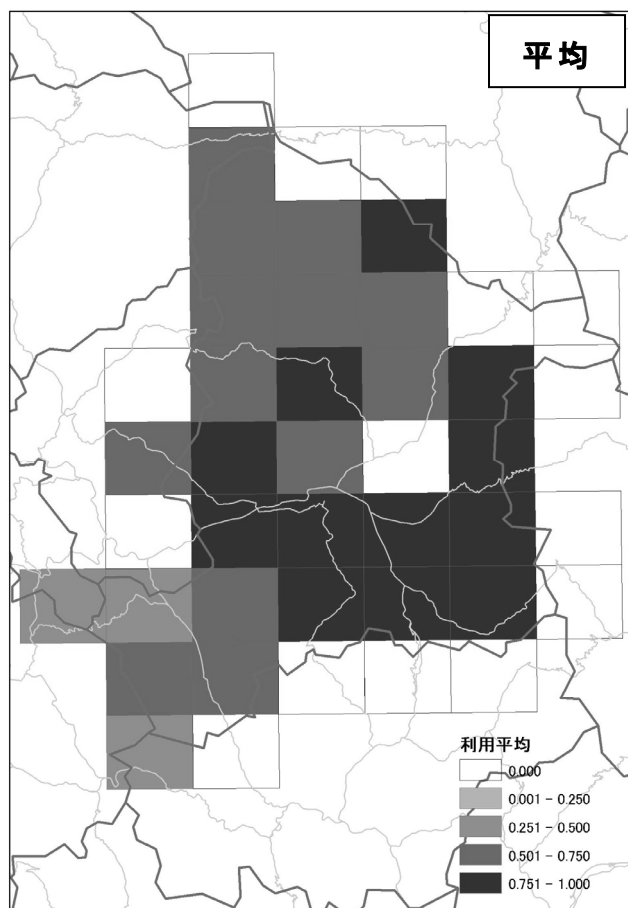
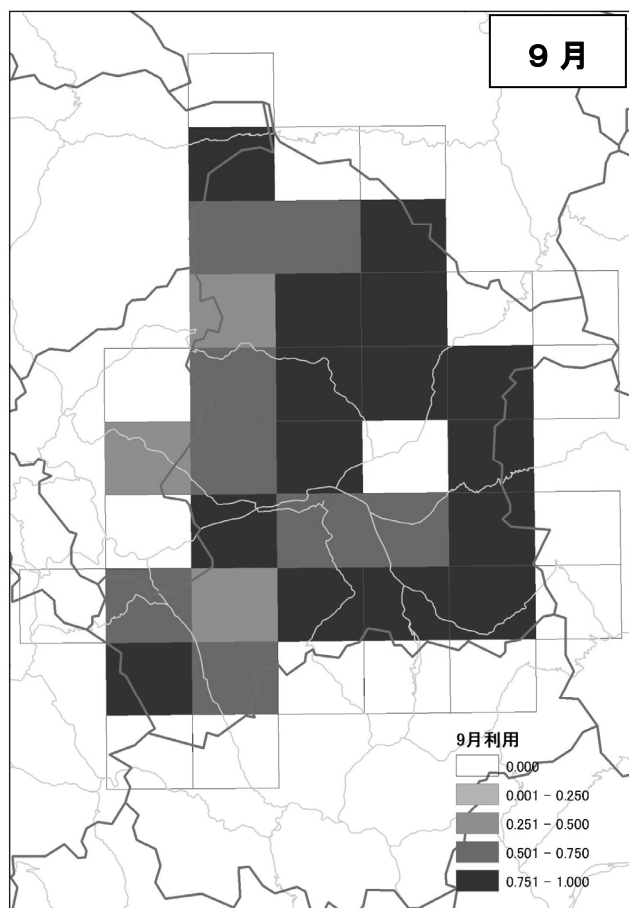
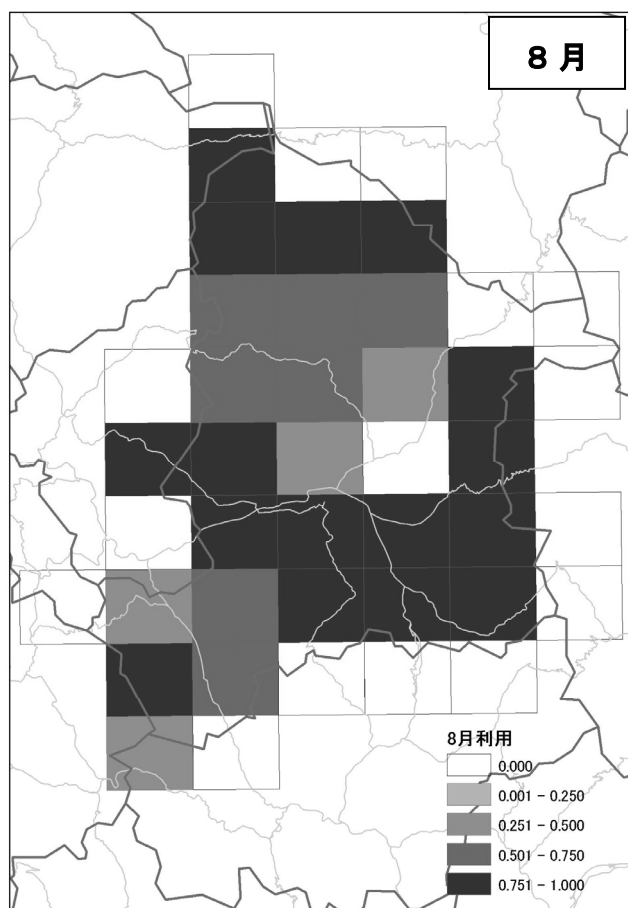
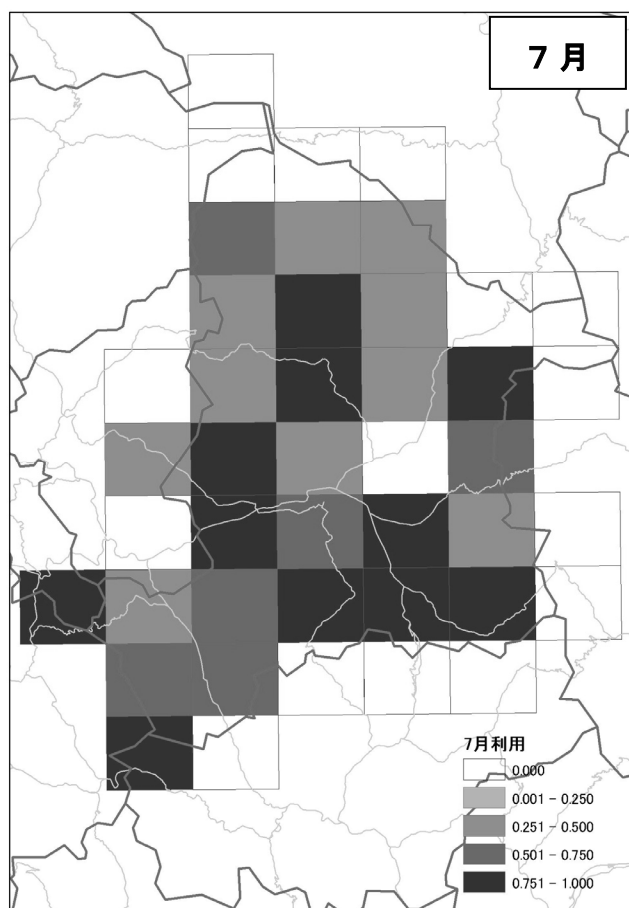
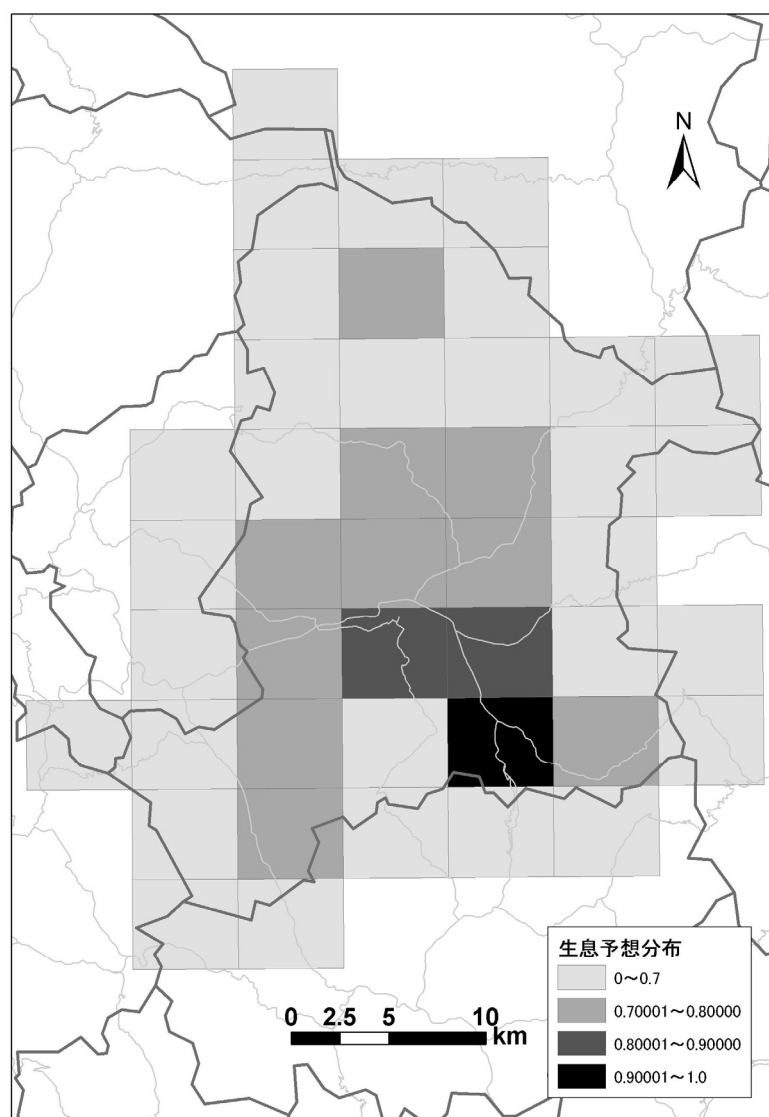


図 4-5 5km×5km メッシュ毎の月別および全体のハートラップ利用状況割合



	回帰係数	標準誤差	除外 F 値
切片	0.662	0.032	427.1
被害件数	0.015	0.005	10.5

図 4-6 ヘアトラップの利用状況から算出したツキノワグマの生息予想分布図。

ステップワイズ回帰分析によって算出された生息確率を 5km×5km メッシュをもとに示した。

表 4-1 1978 年と 2003 年の生息予想分布に関わる要因の結果 (p<0.001)。

生息確率が 0.5 以上をツキノワグマが生息していたメッシュ, 0.5 以下を生息していなかったメッシュと判断し (予測数), 実際の生息メッシュ (観測数) との一致割合を示した。

	係数	標準誤差	有意確率
係数	-2.052	0.291	<0.0001
森林面積	0.259	0.004	<0.0001
草地・牧草地・ササ	0.865	0.017	<0.0001
積雪	0.009	0.002	<0.0001

	係数	標準誤差	有意確率
係数	-2.077	0.669	0.0019
森林面積	0.372	0.007	<0.0001
草地・牧草地・ササ	0.685	0.018	<0.0002
農耕地	0.380	0.009	<0.0001

		予測数		一致割合
		0	1	
観測数	0	110	110	50.0%
	1	59	420	87.7%
		全体		75.8%

		予測数		一致割合
		0	1	
観測数	0	15	108	12.2%
	1	4	572	99.31%
		全体		84.0%

0:生息なし 1:生息あり

Ⅲ 総合考察

ヘアートラップのサンプリングスケジュールの再考

本調査では 6 月にヘアートラップを設置し、1 ヶ月毎に体毛の回収とリンゴの再設置を実施した（Ⅱ-2 章）。このサンプリングスケジュールは Miura and Oka (2003) の手法に準じたものであるが、旧遠野市においても効率よく体毛を回収することが出来た。ところが、以下の 3 点の問題が本調査によって提起された。

- ① リンゴが腐敗してくるとツキノワグマが餌を食べなくなる（Ⅱ-2 章）
- ② 8 月の体毛サンプルは DNA の分解や劣化が進み、遺伝子解析の成功率が低くなる（Ⅱ-3 章）
- ③ 開放個体群の一部で「捕獲－再捕獲法」を実施する場合、再捕獲（体毛の回収）の期間は短くした方が良い（Ⅱ-3 章）

以上の 3 点を総合的に判断すると、6 月にヘアートラップを設置した場合、1 ヶ月という期間を空けずに 2 週間くらいの短期間で体毛をサンプリングし、8 月までにはサンプリングを終了した方が、さらに効率よく調査を進める事が出来る可能性がある。今後の研究課題として、サンプリングスケジュールの検討も必要であると思われる。

雌雄判別

ツキノワグマの雌雄はウシのアメロゲニン遺伝子を増幅するプライマー（SE-47, 48）を用いることで的確に判別することが出来る（Yamamoto *et al.* 2002）。本調査の体毛サンプルにおいても、上述のプライマーによつて的確に雌雄を判別することが可能であった。しかしマイクロサテライト多型解析で使用した Multiplex PCR 法（Ⅱ－3 章）に雌雄判別用のプライマーを組み入れると、ピークが全く検出されなくなった。現在のところ、雌雄判別と個体識別は個別に実施しなければならないが、体毛から回収できる DNA は非常に少なく、PCR において使用できる量は限られている。そのため、出来るだけ Multiplex PCR 法に雌雄判別用のプライマーを組み入れる方が望ましい。従って今後は雌雄判別用のプライマーを再設計し、個体識別の Multiplex PCR 法に組み入れる手法の開発が必要である。

地理情報システムによる生息環境の解析について

GIS 解析における植生データは、森林の面積や農耕地などの情報を 5km メッシュ毎にプロットしたものをを用いた。樹種などは特定せず、森林は全てひとつのカテゴリーとした。これは使用した植生図の情報が古く、現在の森林状態を正確に表していないためである。民有林に関しては岩手県農林水産部が詳細な GIS データを保有しており、活用することが可能であったが、国有林に関してはデジタルデータが存在しない為に GIS データとして用いることが出来ず、結局、今回の解析には樹種ごとの区別を盛り込むことが出来なかった。今後は航空写真などを利用した画像データを入手し、植生の違いによるヘアートラップの利用状況の相違や、生息頭数の変化などを詳細に調査する必要がある。

GIS による生息環境の解析では、これまで発信器を取り付けた個体の行動範囲との関係や、被害地点との関係、捕獲・目撃地点との関係についての解析が多かった。この様な情報の他に、ヘアートラップの利用状況の解析（Ⅱ－2 章）や DNA 解析による個体識別（Ⅱ－3 章）のデータを用いれば、ツキノワグマの生息状況を広範囲に、かつ具体的に集積することが可能となる。そして詳細な生息環境の解析や被害予想マップの作成、さらに生息環境の整備などにも応用できると考えられる。このように動物個体の広範な情報を提供できる新たなツールとしても、ヘアートラップ法に期待される所は大きい。

まとめ

これまで世界中の研究者によって体毛を用いた個体識別法が開発されてきた (Mowat and Strobeck 2000, Paetkau 2003, Taberlet 1996, Gagneux 1997, Woods 1999, Miura and Oka 2003)。しかし遺伝子解析法に関しては未だに最善の方法が決着していない。それは体毛から抽出できる DNA がサンプルによっては非常に少なく、また毛の回収までに時間が経過している事もあって、抽出された DNA が壊れている場合もある為である。そのため DNA 抽出法および解析法には研究者間でばらつきがあり、現在も議論が続いている (Paetkau 1995, Roan 2005, Hoffman 2005, Paetkau 1998, Waits 2001, Goossens 1998)。今後、体毛からの DNA 抽出方法や遺伝子解析上の誤差を減らす手法の開発などを行

う必要があり，さらなる時間とコストが掛かることは否めない。しかしヘアートラップ法は個体数の推定だけでなく，行動域の推定や有害駆除個体の特定など，ツキノワグマの保護管理に役立つ新たな成果・知見をもたらす可能性が高い。今後さらなる検討を重ねることで，ヘアートラップ法は生態学や保護管理手法の発展に寄与できるものと期待される。

IV 謝辞

本調査を遂行するにあたり，鎌澤和之氏には野外調査から GIS 解析に至るまで様々なご協力を頂きました。ここに改めてお礼申し上げます。

V 参考文献

Constable, J.J., Packer, C., Collins, D.A., and Pusey, A.E. (1995). Nuclear DNA from primate dung [letter]. *Nature*. 373: p. 393.

Ennis, S. and Gallagher, T.F., (1994). A PCR-based sex-determination assay in cattle based on the bovine amelogenin locus. *Anim. Genet*. 25: p. 425-427.

Gagneux, P., Boesch, C., and Woodruff, D.S., (1997). Microsatellite scoring errors associated with noninvasive genotyping based on nuclear DNA amplified from shed hair. *Mol Ecol*. 6: p. 861-8.

Goossens, B., Waits, L., and Taberlet, P., (1998). Plucked hair samples as a source of DNA: reliability of dinucleotide microsatellite genotyping. *Mol Ecol*. 7: p. 1237-1241.

林 知久夫 (1991) ニホンツキノワグマ生息実態調査報告書 岩手県
12-21 頁

林 文 (1997) 森林野生動物の調査—生息数の推定法と環境解析— 森林野生動物研究会編 192-208 頁

Hoffman, J. and Amos, W., (2005). Microsatellite genotyping errors: detection approaches、 common source and consequences for paternal exclusion. *Mol Ecol*. 14: p. 599-612.

Hoss, M., Kohn, M., Paabo, S., Knauer, F., and Schroder, W., (1992). Excrement analysis by PCR. *Nature*. 359: p. 199.

岩手県 (1989) ニホンツキノワグマ生態実態調査報告書

岩手県 (2003) ツキノワグマ保護管理計画

梶 光一 (2001) エゾシカの分布特性と可猟区の設定 国際景観生態学会日本支部会報 6 123-126 頁

Kohn, M., Knauer, F., Stoffella, A., Schroder, W., and Paabo, S., (1995). Conservation genetics of the European brown bear--a study using excremental PCR of nuclear and mitochondrial sequences. Mol Ecol. 4: p. 95-103.

Krebs, C., J. (1994). Ecological Methodology – Second edition. Addison Welsey Longman, Menlo Park, Canada. p.620.

Matsubashi, T., Masuda, R., Mano, T., and Yoshida, C., (1999). Microevolution of the mitochondrial DNA control region in the Japanese brown bear (*Ursus arctos*) population. Mol Biol Evol. 16:p. 676-684.

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

三浦 慎悟 (1999) 野生動物の生態と農林業被害 共存の理論を求めて 社団法人全国林業改良普及協会

Miura and Oka (2003) Evaluation of apple bait hair-traps for genetic tagging of Asiatic black bears in the Kitakami Highland, northern Honshu, Japan. Mammal Study 28: p149-152.

百瀬 浩 (2001) 地理情報システムを活用した動物の生息環境の解析

森光由樹, 名矢結香, 泉山茂之 (2004) 長野県に生息するツキノワグマの
ヘアートラップ法による個体識別 日本哺乳類学会 2004 年度大会要旨 72 頁

Mowat, G., Paetkau, D., Proctor, M., and Strobeck, C., (1999). Using genetic
tagging to estimate animal population parameters. p. 1-7.

Mowat, G. and Strobeck, C., (2000). Estimating population size of grizzly
bears using hair capture, DNA profiling, and mark-recapture analysis. J.
Wildl. Manage. 64: p. 183-193.

岡 輝樹 (2003) 北東北地方のツキノワグマ 森林科学 37 51-54

Paetkau, D., (2003). An empirical exploration of data quality in DNA-based
population inventories. Mol Ecol. 12: p. 1375-87.

Paetkau, D., Shields, G.F., and Strobeck, C., (1998). Gene flow between
insular, coastal and interior populations of brown bears in Alaska. Mol Ecol.
7: p. 1283-92.

Paetkau, D. and Strobeck, C., (1995). The molecular basis and evolutionary
history of a microsatellite null allele in bears. Mol Ecol. 4: p. 519-20.

Roon, D., Thomas, M., Kendall, K., and Waits, L., (2005). Evaluating mixed
samples as a source of error in non-invasive genetic studies using
microsatellites. Mol Ecol. 14: p. 195-201.

環境省生物多様性センター (2004) 第 6 回自然環境保全基礎調査 哺乳
類分布調査報告書

Taberlet, P., Griffin, S., Goossens, B., Questiau, S., Manceau, V., Escaravage, N., Waits, L.P., and Bouvet, J., (1996). Reliable genotyping of samples with very low DNA quantities using PCR. *Nucleic Acids Research*. 24: p. 3189-3194.

Taberlet, P., Mattock, H., Dubois-Paganon, C., and Bouvet, J., (1993). Sexing free-ranging brown bears *Ursus arctos* using hairs found in the field. *Mol Ecol*. 2: p. 399-403.

Waits, L.P., Luikart, G., and Taberlet, P., (2001). Estimating the probability of identity among genotypes in natural populations: cautions and guidelines. *Mol Ecol*. 10: p. 249-56.

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: p. 616-627.

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. *J Vet Med Sci*. 64: p. 505-8.

Yamauchi, K., Hamasaki, S., Miyazaki, K., Kikusui, T., Takeuchi, Y., and Mori, Y., (2000). Sex determination based on fecal DNA analysis of the amelogenin gene in sika deer (*Cervus nippon*). *J Vet Med Sci*. 62: p. 669-71.

米田 政明 1994 日本の森林とツキノワグマの保護・管理 森林科学
11 32-42

第 7 回自然環境保全基礎調査

生物多様性調査

種の多様性調査（岩手県）報告書

平成 18（2006）年 3 月

環境省自然環境局 生物多様性センター

〒403-0005 山梨県富士吉田市上吉田剣丸尾 5597-1

電話：0555-72-6033 FAX：0555-72-6035

業務名 平成 17 年度 生物多様性調査

種の多様性調査（岩手県）委託業務

受託者 岩手県

〒020-8570 岩手県盛岡市内丸 10 番 1 号