

生物多様性調査

種の多様性調査 (岩手県) 報告書

平成17 (2005) 年3月

環境省自然環境局 生物多様性センター

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 6 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 16（2004）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

目的と実施内容

1. 背景及び目的	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

調査内容

1. 観察法によるツキノワグマ生息調査	5
(1) 生息分布図の作成	5
(2) 観察調査の実施	5
(3) 調査結果	9
(4) 観察データの修正	9
(5) 生息数の推定	9
(6) 考察	13
2. ヘアトラップ法による体毛採取手法の検討	15
(1) トラップ設置方法	15
(2) 体毛回収方法	16
(3) 体毛回収結果	16
(4) 考察	23
3. DNA解析による個体識別法並びに雌雄判別法の検討	26
(1) 目的	26
(2) 材料及び方法	26
(3) 結果及び考察	27
4. 地理情報システムによる生息環境の解析	29
(1) 目的	29
(2) 方法	29
(3) 結果及び考察	30
まとめ	36
文献	37

目的と実施内容

1. 背景及び目的

大型哺乳類の生息数推定は、観察や捕獲を主体とした調査結果に基づき行われてきている。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は、踏査による観察調査や追い出し調査（巻き狩り）を実施している。しかし個体そのものの確認例が少ないため、糞や爪痕等の痕跡情報を考慮した相対的な密度推定から生息数を算定しており、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」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、動物に与える侵襲等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。そのひと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方法（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）。この方法は回収された体毛から個体識別を行い、動物を捕獲しないで「捕獲 - 再捕獲」へ応用できるものである。

そこで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 16 年 6 月～平成 17 年 3 月
- (2) 実施場所 岩手県遠野市を調査のモデル地域とした(図 1-1)。

岩手県遠野市は北上高地の中央部に位置し、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
- (2) ヘアトラップ法によるクマ体毛採取手法の検討
- (3) DNA 解析による個体識別法並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 1-1 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 1-1 のとおりである。

表 1-1 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
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 1-2 のとおりである。

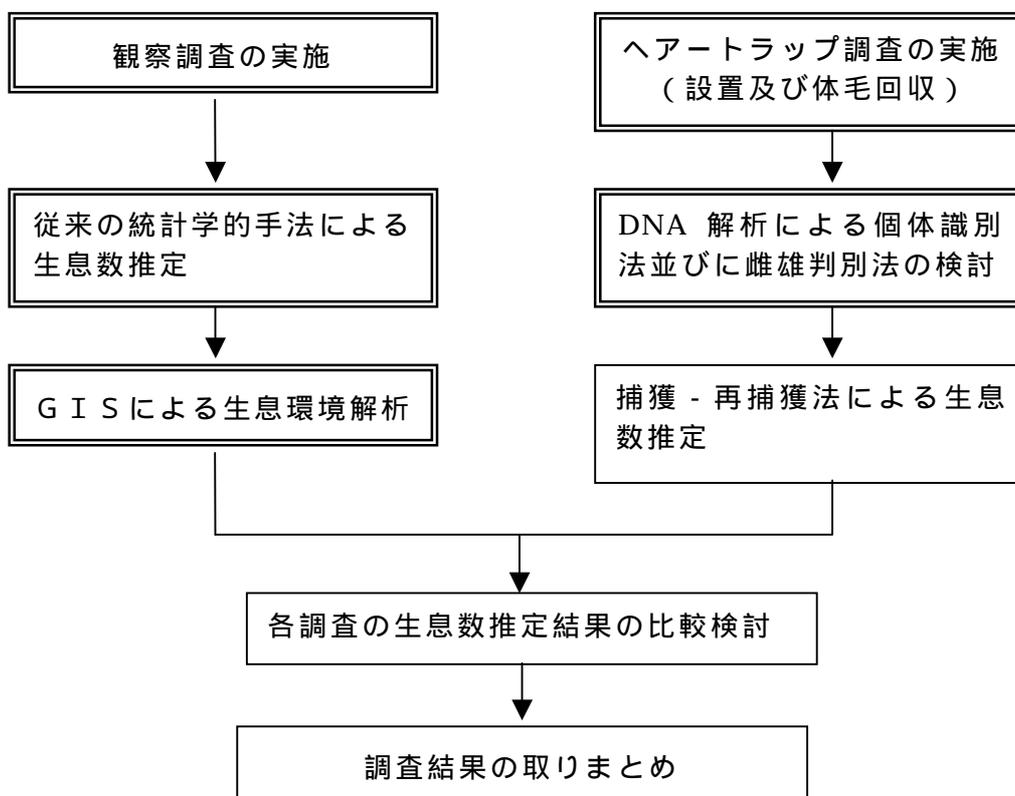


図 1-2 調査フロー図（二重枠部分が今年度実施分、それ以外は来年度実施予定）

調査内容

1. 観察法によるツキノワグマ生息調査

(1) 生息分布図の作成

野生動物の分布調査は調査区画（メッシュ区画等）を設定したうえで、区画ごとの生息状況を調査した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）。また、広域での生息数調査はこの分布メッシュの一定数を抽出調査し、1メッシュあたりの生息数を求め、生息メッシュ数全体に反映させて生息数を推定する手法をとる（岩手県 2003）。

岩手県では、ツキノワグマの生息数調査を平成元年度（岩手県 1989）及び平成 14 年度（岩手県 2003）に実施しているが、調査区画は稜線や沢筋などの自然地形を利用し、1区画あたり 600ha～900ha となるように設定している。今回も同様の調査区画を用い、各調査区画の生息分布状況をもとに生息分布図を作成した。なお、生息分布状況は平成 13 年度・14 年度に実施し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）及び過去 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）における生息分布図は 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（単独グマ又は生息痕跡を発見した地域）が 61 区画となった（図 2-1）。

(2) 観察調査の実施

モデル地域におけるツキノワグマの生息数を把握するため、観察結果をもとに推定する従来法の調査を実施した。

観察調査期間

平成 16 年 6 月 14 日～30 日

調査実施区画

モデル地域のうち生息が確認された 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%）について調査を実施した。

調査員の選定

調査員は調査地域の地理及びクマ等の野生動物の生態に詳しい者とするため、（社）岩手県猟友会遠野猟友会所属のハンターとした（表 2-1）。

調査方法

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、糞等)を観察し、地図上にプロットした。

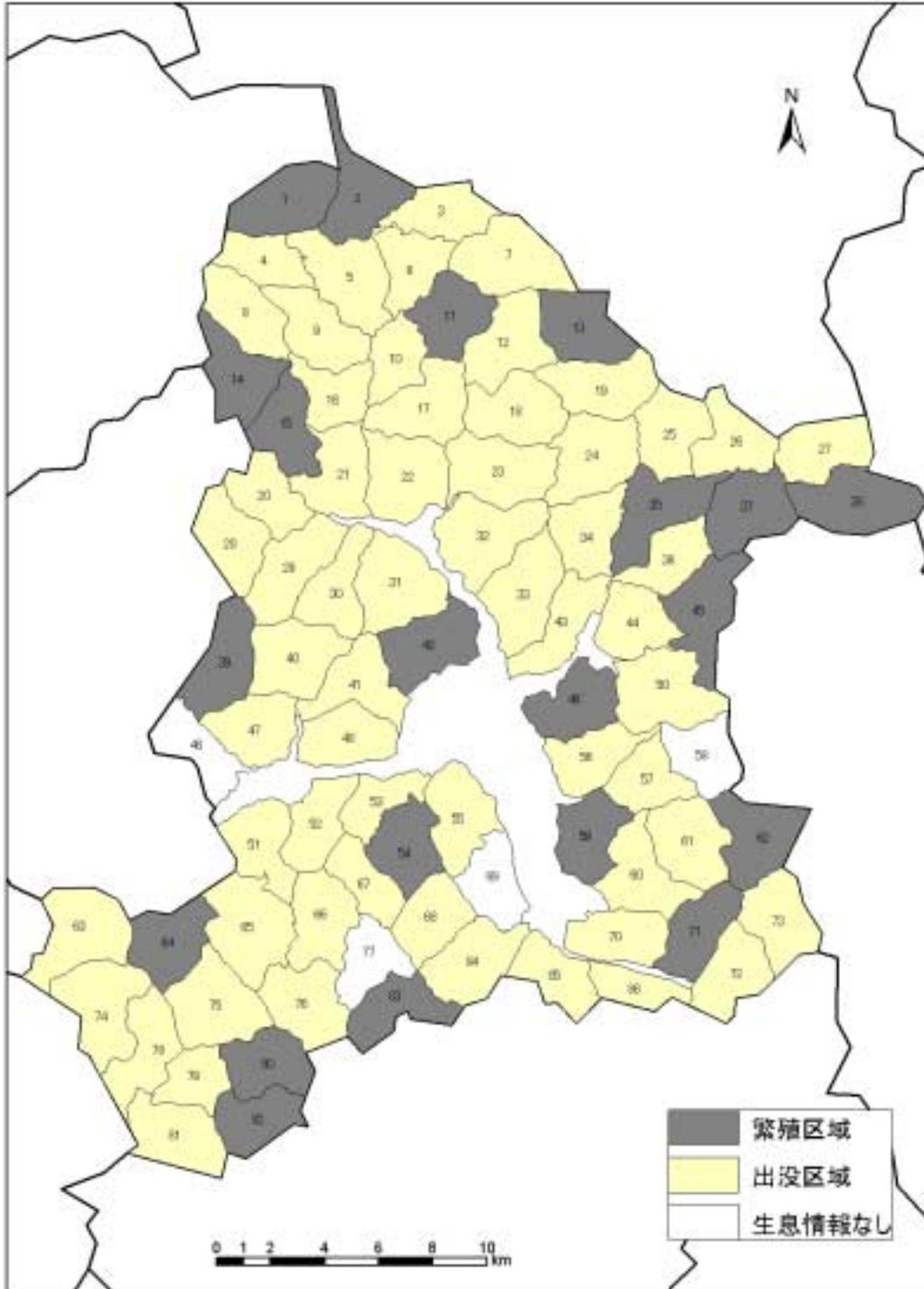


図 2-1 ツキノワグマ生息分布図

表 2-1 ツキノワグマ観察調査 調査員名簿

	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

(3) 調査結果

生息痕跡を 38 区画で発見（発見率 79%）したが、クマ個体そのものの観察はなかった（図 2-2 及び表 2-2）。

(4) 観察データの修正

過去に岩手県で実施した観察調査においてもクマ個体の観察例が少ないため、観察データを以下のとおり修正し調査区画当たりの生息数を求めている。

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

なお、今回は痕跡のみの発見であったが、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 $P=2/3$

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

区画全体でなくクマのいそうな所だけの調査の場合は 1.2 倍する

従って $1.4 \times 1.2 = 1.68 \approx 1.7$ 頭

【参考文献】

林 知久夫 (1991), 林 文 (1997)

(5) 生息数の推定

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 $\bar{y} = y/n$ であり、

全域の推定頭数 x は $x = N \bar{y}$ で推定される。

この場合の生息精度 x は

$$x = N \times (N-n) / (N-1) \times \bar{y} / n = N(N-n) / n \times \bar{y} \quad \text{である。}$$

ただし、 S^2 は母集団分散、この推定として次の分散 S^2 を用いる。

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

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

y_i : 区画内の頭数

表 2-2 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 2-2 ツキノワグマ観察調査結果（その 2）

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

生息区分を繁殖地域と出没地域に分けた層別調査としたことからそれぞれの地域ごとに生息数を求め、合計したものを全体の生息数とする。

繁殖地域の推定生息数は

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

同様に出没地域の推定生息数を求めると 47.8 頭

これらの二つの地域を合計したツキノワグマの生息数は 65 頭となる。

表 2-3 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	0.149	0.183	-
対象地域の推定頭数 x	17.2	47.8	65.0
この分散 x	2.84	7.25	10.09
95%信頼推定幅(±)	3.37	5.38	6.35

(6) 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。しかし 1 区画あたりの頭数は、平成 14 年度では繁殖地域が 1.25 頭、出没地域が 0.8 頭（岩手県 2003）であり、今回の結果は繁殖地域 0.82 頭、出没地域 0.78 頭であり、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。このことから今回の調査において生息頭数が 65 頭になったのは遠野地区の個体数が増加した訳ではないことが推察できる。生息頭数が増加した直接的な原因は、使用した生息分布図が異なっている事が考えられる（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、今回が 82 区画であった）。現在までの痕跡

結果からの算定方法は、区画内の痕跡数からクマの総数を把握することが困難なため、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。従ってクマの観察例が少なく、主たる結果を痕跡の有無から判断するこの手法では、生息数算定の制限因子が調査区画数になってしまう。また子連れの状態や成否も不明であるため、野生生物の保護管理を推進する上では不確実性が高いものになってしまう。以上のように、使用する生息分布図によって生息数が変動してしまう事がこの調査の弱点であるといえる。

一方、今回の調査では前回の県内全域を対象とした生息情報より多くの、そして詳細な痕跡情報が入手できた。観察調査によって生息数を推定することは困難を来す事が示されたが、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ことで詳細な生息分布図が作製できるメリットが示された。ヘアートラップ法が開発されても、岩手県全域にトラップを同時にセッティング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時間と予算が示され、今後 岩手県全域の生息分布図を作製するに当たり有用な成果が得ることができた。

2. ヘアートラップ法による体毛採取手法の検討

(1) トラップ設置方法

ヘアートラップは、森林内の広葉樹に誘引用のエサを吊るし下げ、その周囲約 10m を有刺鉄線で囲う構造である。有刺鉄線の巻きつけには立木や園芸用のイボ竹を使用し、誘引用のエサには野外での日持ちが良く、ある程度の期間クマを誘引する匂いを発し、さらに取扱いが容易な点を考慮してリンゴを使用した(図 2-3)。

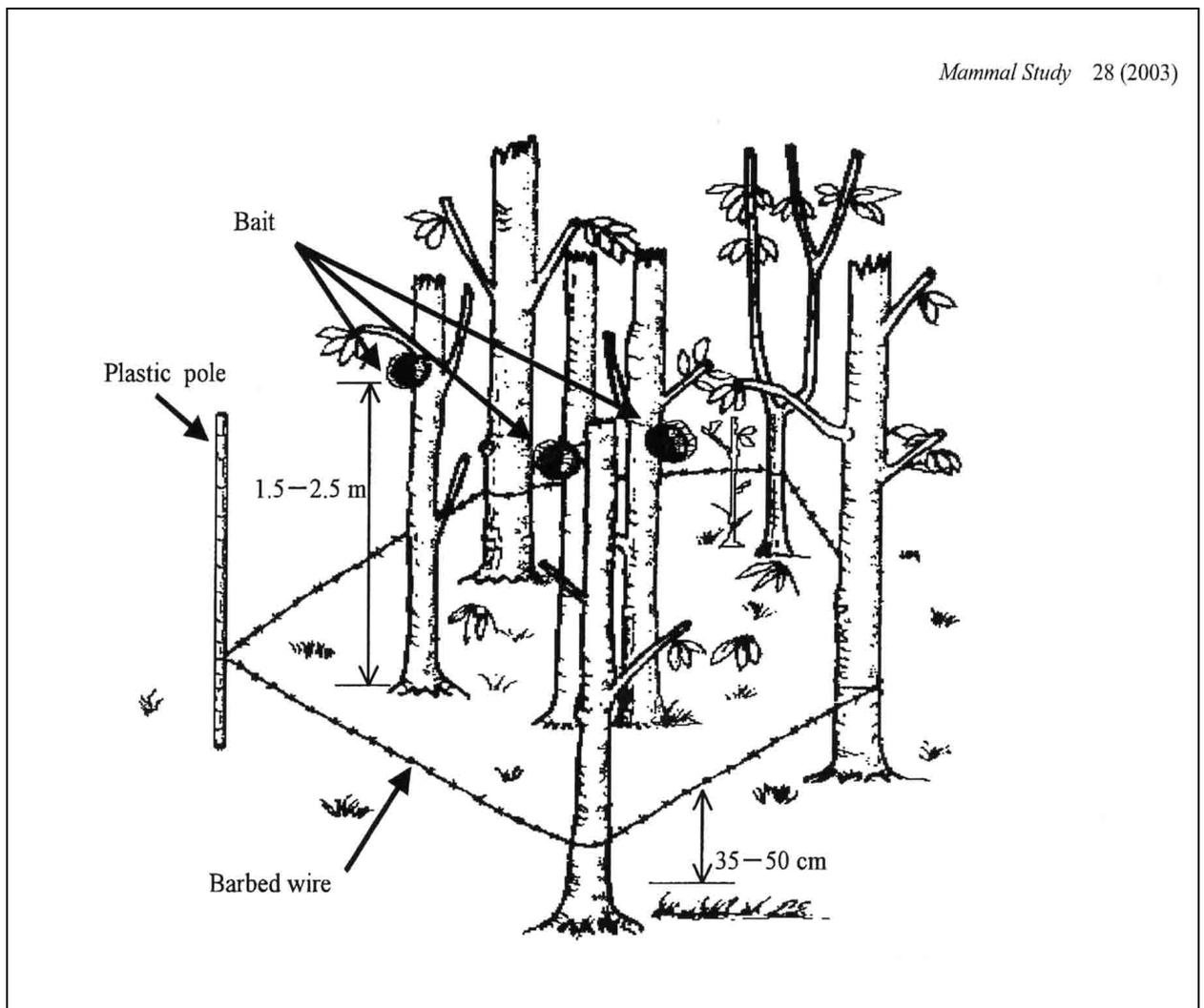


図 2-3 ヘアートラップモデル図 (Miura and Oka 2003)より抜粋)

トラップは6月上旬に遠野市の北部及び東部の山林内に107基設置した(図2-4)。設置から体毛回収までの期間を確保する関係上、全域での設置は困難なことからトラップ設置エリアはモデル地域の半分とした。

なお、トラップの設置にあたっては誘引用エサとしてリンゴを使用することからリンゴ園から十分な距離を確保した。

(2) 体毛回収方法

トラップ設置後1ヶ月後ごとに概ね3回の体毛回収(7月上旬、8月上旬、9月上旬)を行った。なお、有刺鉄線上の位置が異なる場合は別の検体としてサンプリングした。

(3) 体毛回収結果

トラップごとの調査結果を表2-4に示し、位置的な結果は図2-5及び図2-6に示した。設置したトラップ107基中、1度でもクマが利用した(エサのリンゴを食べた形跡がある)トラップは104基(97.2%)、このうち体毛が回収できたトラップは98基(91.6%)であり、トラップ単位で見ると、トラップ利用率や体毛回収率は高い割合であった。

また、体毛サンプルの回収は延べ368回行い、このうち218回(59.2%)で体毛の採取ができ、回収したサンプル数は1,028検体であった。

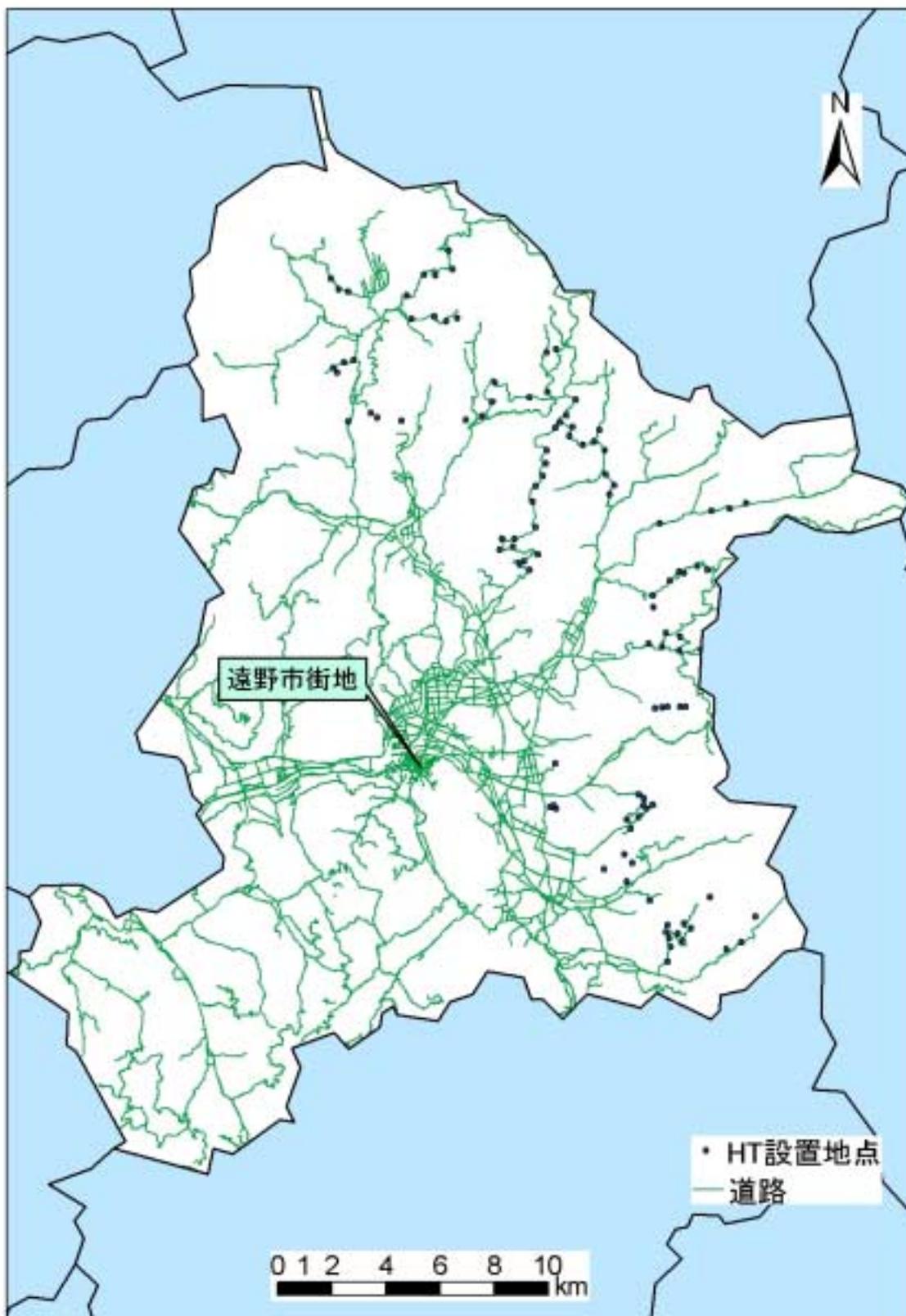


図 2-4 ヘアートラップ位置図

表 2-4 ヘアートラップ調査結果総括表

No	トラップ 番号	トラップ利用 の有無	体毛サン プルの有 無	サンブル 数	調査回 数	トラップ利用 回数	トラップ利用 率	体毛採取回 数	採取率	地区	標高 (m)	植生など	国有林	民有林
1	1	○	○	4	3	2	0.67	2	1.00	仙人	546	ミスナラ、ヤマモシジ	○	
2	2	○	○	5	3	3	1.00	2	0.67	仙人	558	ミスナラ、クリ	○	
3	3	○	○	12	3	3	1.00	2	0.67	仙人	661	エゾイタキ、サワグルミ	○	
4	5	○	○	11	3	2	0.67	2	1.00	六角牛 (脇道)	662	カラマツ、クリ、ササ	○	
5	6	○	○	4	4	3	0.75	2	0.67	六角牛 (脇道)	704	クリ	○	
6	7	○	○	5	4	4	1.00	3	0.75	六角牛	680		○	
7	9	○	○	14	3	3	1.00	2	0.67	金堀沢	494		○	
8	10	○	○	4	3	3	1.00	2	0.67	金堀沢	521	シデの木 対岸は スキ	○	
9	11	○	○	23	3	3	1.00	3	1.00	金堀沢	550	スキ 植林そば、カエ デ、ヤマブドウ	○	
10	13	○	○	19	3	2	0.67	2	1.00	金堀沢	812	スキ、カエデ、ダケカン パ	○	
11	14	○	○	13	3	3	1.00	3	1.00	金堀沢	661	スキ 植林そば	○	
12	15	○	○	6	3	3	1.00	2	0.67	貞任 (南)	722	カラマツ、アカマツ、ミス ナラダケカンパ		○
13	16	○	○	15	3	2	0.67	2	1.00	貞任 (南)	582	アカマツ、ミスナラ	○	
14	17	○	○	11	3	3	1.00	3	1.00	貞任 (南)	642	ミスナラ、カエデ、クリ	○	
15	18	○	○	2	3	2	0.67	2	1.00	貞任 (南)	669	ブナ、ミスナラ、カエデ	○	
16	19	○	○	8	3	2	0.67	2	1.00	貞任 (南)	706	ミスナラ、カメキ	○	
17	20	○	○	5	3	2	0.67	2	1.00	貞任 (南)	688	ミスナラ	○	
18	21	○	○	8	3	3	1.00	3	1.00	貞任 (米通)	794	ミスナラ、サワグルミ ヤマザクラ	○	
19	22	○	○	8	3	3	1.00	2	0.67	貞任 (米通)	715	ブナ、ホウキ	○	
20	23	○	○	6	5	4	0.80	2	0.50	貞任 (米通)	656	トチ	○	
21	24	○	○	6	4	3	0.75	1	0.33	貞任 (米通)	609	ミスナラ、大木多数	○	
22	25	○	○	4	5	5	1.00	2	0.40	貞任 (米通)	556	ブナ、カエデ	○	
23	26	○	○	6	4	3	0.75	2	0.67	貞任 (米通)	469		○	
24	27	○	○	34	6	5	0.83	5	1.00	貞任 (米通)	507		○	
25	28	○	○	9	4	3	0.75	2	0.67	琴畑	573	スキ、ミスナラ	○	
26	29	○	○	19	4	3	0.75	2	0.67	琴畑	648	ヒノキそば、ミスナラ	○	
27	30	○	○	7	4	2	0.50	2	1.00	琴畑	687		○	
28	31	○	○	9	4	3	0.75	3	1.00	琴畑	741	ヒノキ	○	
29	32	○	○	10	4	3	0.75	3	1.00	荒川 (裏)	490	カエデ、サワグルミ	○	
30	33	○	×	0	4	2	0.50	0	0.00	荒川 (裏)	523	カエデ、クリ、ブナ	○	
31	34	○	○	1	4	2	0.50	1	0.50	荒川 (裏)	538		○	
32	35	○	○	6	3	2	0.67	2	1.00	荒川 (裏)	606	カエデ、シデの木	○	
33	36	○	○	1	3	1	0.33	1	1.00	荒川 (裏)	676	カラマツ	○	
34	37	○	×	0	4	2	0.50	0	0.00	荒川 (裏)	636		○	
35	38	○	×	0	3	1	0.33	0	0.00	荒川 (裏)	647	カラマツ、ササ多い	○	
36	39	○	○	3	3	2	0.67	1	0.50	荒川 (裏)	722	ササ多い	○	
37	40	○	○	7	4	2	0.50	1	0.50	荒川 (裏)	714	ミスナラ	○	
38	41	○	○	2	4	2	0.50	2	1.00	荒川 (裏)	746	カラマツ多い	○	
39	42	○	○	7	3	2	0.67	2	1.00	荒川 (駒木)	780	カラマツ、ダケカンパ	○	
40	43	○	○	6	3	3	1.00	3	1.00	荒川 (駒木)	714		○	
41	44	○	○	10	3	2	0.67	2	1.00	荒川 (附馬牛)	498	カラマツ多い	○	
42	45	○	○	21	3	3	1.00	3	1.00	荒川 (附馬牛)	487		○	
43	47	○	○	6	3	1	0.33	1	1.00	荒川 (駒木)	737	クワの木、ミスナラ スキ 伐開地そば	○	

No	トラップ 番号	トラップ利用 の有無	体毛サン プルの有 無	サンブル 数	調査回 数	トラップ利用 回数	トラップ利用 率	体毛採取回 数	採取率	地区	標高 (m)	植生など	国有林	民有林
44	48	○	○	15	3	2	0.67	2	1.00	荒川 (駒木)	726	カマツ 伐開地そば	○	
45	49	○	○	7	3	2	0.67	2	1.00	荒川 (駒木)	754	刈、ヤマブドウ多い	○	
46	50	○	○	6	3	3	1.00	2	0.67	荒川 (駒木)	793		○	
47	51	○	○	8	3	3	1.00	2	0.67	荒川 (駒木)	823	ダケカンバ、ヤマブドウ ミスナラ	○	
48	52	○	○	1	4	1	0.25	1	1.00	荒川 (駒木)	848	ミスナラ、カマツ	○	
49	53	○	○	13	4	2	0.50	2	1.00	荒川 (駒木)	881	ミスナラ、カマツ	○	
50	54	○	○	3	4	1	0.25	1	1.00	荒川 (駒木)	845	ミスナラ、カマツ	○	
51	55	○	○	15	3	3	1.00	2	0.67	荒川 (駒木)	809	カマツ	○	
52	56	○	○	25	4	3	0.75	3	1.00	荒川 (駒木)	768	ヒバ、ミスナラ、カエ デ、マツ	○	
53	57	○	○	34	3	2	0.67	2	1.00	荒川 (駒木)	761	カマツ、ミスナラ、ヤマ ブドウ	○	
54	58	○	○	10	3	3	1.00	3	1.00	附馬牛 (小出橋)	391		○	
55	59	○	○	6	3	3	1.00	2	0.67	附馬牛 (小出橋)	386		○	
56	60	○	○	2	3	2	0.67	1	0.50	附馬牛 (小出橋)	424	スキ多い	○	
57	61	×	×	0	3	0	0.00	0	#DIV/0!	附馬牛 (神邊)	479		○	
58	64	○	○	5	4	2	0.50	2	1.00	附馬牛 (大野平)	530	ミスナラ	○	
59	65	○	○	28	4	2	0.50	2	1.00	附馬牛 (大野平)	568	カマツ多い	○	
60	66	○	○	14	4	2	0.50	1	0.50	附馬牛 (大野平)	595	反対側はスキ植林	○	
61	67	○	○	5	4	1	0.25	1	1.00	附馬牛 (大出・北)	541		○	
62	69	○	○	2	4	1	0.25	1	1.00	附馬牛 (大出・南)	544		○	
63	70	○	○	2	3	2	0.67	2	1.00	附馬牛 (大出・南)	610		○	
64	71	○	○	9	4	3	0.75	3	1.00	附馬牛 (大出・南)	654	ミスナラ	○	
65	72	○	○	9	4	2	0.50	2	1.00	附馬牛 (大出・南)	659		○	
66	73	○	○	16	3	2	0.67	2	1.00	畑屋沢	345	エゾイタヤ、刈、ト チ		○
67	74	○	○	8	3	3	1.00	3	1.00	畑屋沢	461	スキ、アカマツ、ミスナ ラ、刈、ヤマブドウ		○
68	75	○	○	21	5	5	1.00	4	0.80	畑屋沢	554	刈、刈、コナラ		○
69	76	○	○	23	3	3	1.00	3	1.00	畑屋沢 (脇道)	556	刈、クミ、刈、ハン キ、ミスナラ		○
70	77	○	○	7	3	3	1.00	2	0.67	畑屋沢 (脇道)	542	スキそば ミスナラ、コ ナラ		○
71	79	○	○	5	3	3	1.00	2	0.67	畑屋沢	596	サワグルミ、ケヤキ、スキ		○
72	80	○	○	24	3	3	1.00	3	1.00	畑屋沢	684	ヤマブドウ、オニグル ミ、ミスナラ		○
73	81	○	○	19	3	3	1.00	3	1.00	畑屋沢	751	ヤマブドウ、トチノキ、サ ワグルミ、サワシバ		○
74	82	○	○	17	3	3	1.00	3	1.00	畑屋沢	745	ミスナラ、刈、ヤマモシ ジ		○
75	84	○	○	7	3	3	1.00	3	1.00	畑屋沢	957	ダケカンバ、ミスナラ、サ サ		○
76	86	○	○	20	3	3	1.00	3	1.00	佐比内 (単独)	584	スキ植林		○
77	87	○	○	9	3	2	0.67	2	1.00	六角牛	588			○
78	88	○	○	4	4	3	0.75	3	1.00	六角牛 (脇道)	628	スキ植林		○
79	89	○	○	19	3	3	1.00	3	1.00	六角牛	588			○
80	90	○	○	2	3	2	0.67	1	0.50	六角牛	659			○
81	91	○	○	4	3	2	0.67	2	1.00	附馬牛 (市有林)	490			○
82	92	○	○	5	3	3	1.00	3	1.00	附馬牛 (市有林)	499	マツ、スキ、カマツ		○
83	94	○	○	4	3	2	0.67	1	0.50	附馬牛 (市有林)	521	スキ		○
84	95	○	×	0	3	1	0.33	0	0.00	附馬牛 (市有林)	498	刈、刈		○
85	96	○	○	18	3	3	1.00	2	0.67	附馬牛 (大出・北)	596	ミスナラ		○
86	97	○	○	1	4	1	0.25	1	1.00	附馬牛 (大出・北)	640			○
87	98	○	○	1	4	2	0.50	1	0.50	附馬牛 (大出・北)	701	ミスナラ		○

No	トラップ 番号	トラップ利用 の有無	体毛サン プルの有 無	サンブル 数	調査回 数	トラップ利用 回数	トラップ利用 率	体毛採取回 数	採取率	地区	標高 (m)	植生など	国有林	民有林
88	99	×	×	0	4	0	0.00	0	#DIV/0!	附馬牛 (大出・北)	737	ヤマブドウ		○
89	100	○	○	19	3	3	1.00	3	1.00	荒川 (北門)	844			○
90	101	○	○	6	3	2	0.67	2	1.00	荒川 (北門)	788	フナ		○
91	104	○	○	1	4	3	0.75	1	0.33	荒川 (南門)	787	ミスナラ		○
92	105	○	○	10	3	2	0.67	2	1.00	荒川 (附馬牛)	741	ミスナラ		○
93	106	○	○	5	3	1	0.33	1	1.00	荒川 (附馬牛)	631			○
94	107	○	×	0	3	1	0.33	0	0.00	荒川 (附馬牛)	546	コナラ、アカマツ ひらけている		○
95	109	○	○	22	6	6	1.00	6	1.00	荒川 (駒木)	500	クワ、アカマツ多い		○
96	110	○	○	13	3	3	1.00	3	1.00	荒川 (駒木)	532	ササ多い		○
97	111	○	×	0	3	1	0.33	0	0.00	荒川 (駒木)	573	ミスナラ多い		○
98	112	×	×	0	4	0	0.00	0	#DIV/0!	荒川 (駒木)	623	ミスナラ多い		○
99	113	○	○	11	3	3	1.00	3	1.00	土淵 (美容室)	381			○
100	114	○	○	7	3	2	0.67	2	1.00	自動車 学校	396			○
101	115	○	○	29	3	3	1.00	2	0.67	自動車 学校	404			○
102	116	○	○	13	3	2	0.67	2	1.00	自動車 学校	389			○
103	117	○	○	9	4	4	1.00	3	0.75	六角牛	626	ミスナラ、カメノキ、トチ		○
104	118	○	○	18	4	4	1.00	4	1.00	六角牛 (民家)	665	ミスナラ		○
105	119	○	○	11	3	2	0.67	2	1.00	六角牛 (民家)	670	カラマツ 伐開地そば		○
106	120	○	○	23	4	4	1.00	4	1.00	六角牛 (民家)	553			○
107	121	○	○	24	4	4	1.00	3	0.75	六角牛 (民家)	495	スギ		○
計		104	98	1031	368	265	0.72	218	0.82				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。

備考2:トラップ利用率=トラップ利用回数/調査回数

備考3:採取率=体毛採取回数/トラップ利用回数

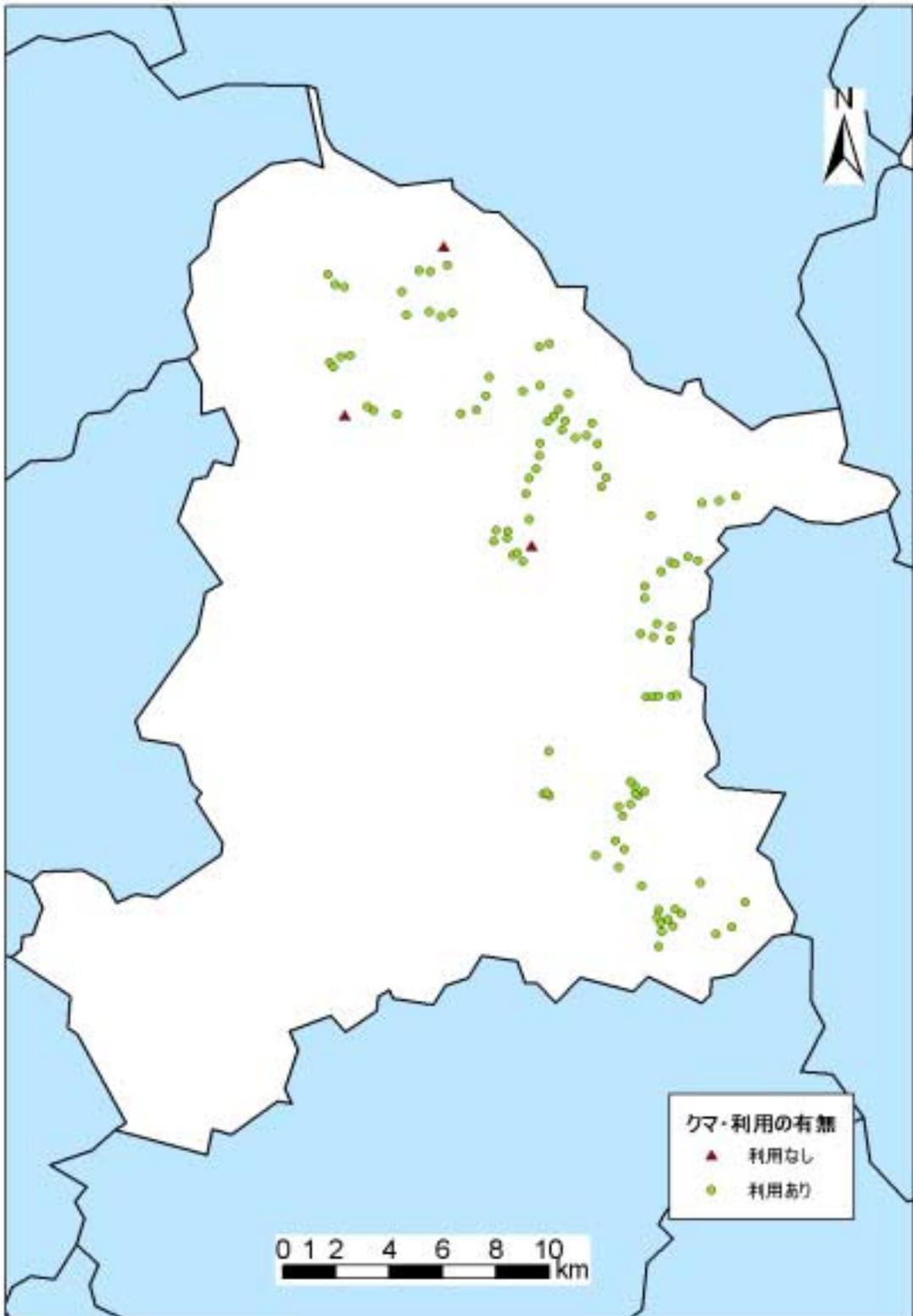


図 2-5 ヘアートラップ調査結果（トラップ利用状況）

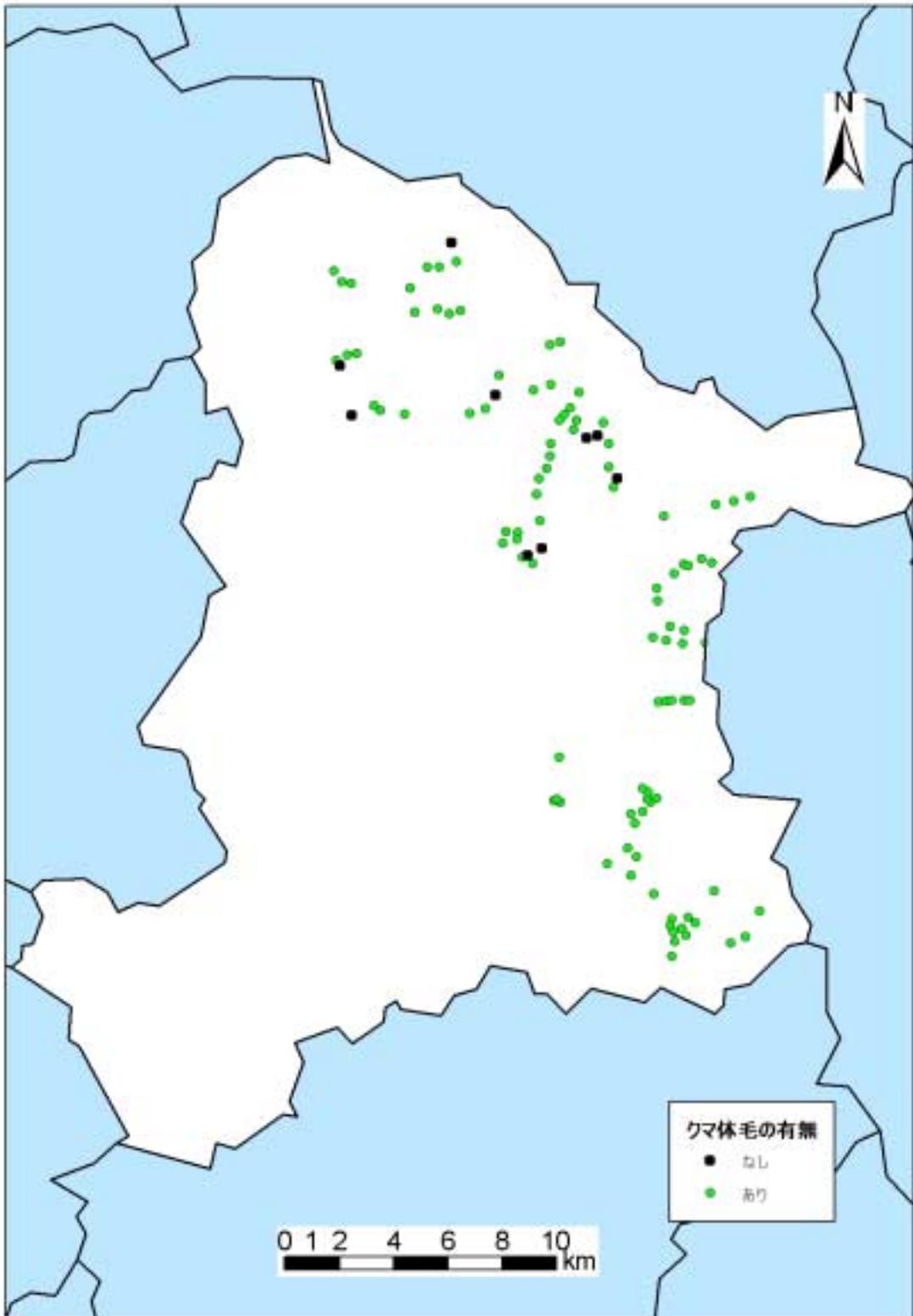


図 2-6 ヘアトラップ調査結果（体毛採取状況）

(4) 考察

今回はモデル地域の 1/2 の範囲での調査であったが、リンゴを誘引用エサとしたヘアートラップ調査の結果は、体毛回収トラップが設置 107 基中 98 基 (91.6%)、サンプル回収が 368 回中 218 回 (59.2%)、回収サンプル数が 1,028 検体であった。この結果から本手法は体毛回収方法として十分有効な手法であると考えられる。また、時期別の体毛回収率を比較すると、1 回目 (7 月上旬) が 59%、2 回目 (8 月上旬) が 81%、3 回目 (9 月上旬) が 88% と後半にかけて効率が良くなっている。一方、有刺鉄線から回収したサンプル数は 7 月が 52 トラップから 301 検体、8 月が 76 トラップから 406 検体、9 月が 71 トラップから 250 検体であった。8 月と 9 月でサンプリングできたトラップ数に差がないのに、採取したサンプル数で大きな差が生じた。9 月のサンプル数が少なくなった要因として、8 月下旬から 9 月上旬に通過した台風 18 号及び 20 号により有刺鉄線上の体毛が飛散した可能性が考えられた (表 2-5)。

また、標高別のトラップ利用状況をみると、500m 以下の低標高に設置したトラップでは各調査時ともほとんどが 70% を越える高い割合で利用されていた。一方、601m 以上の高標高のトラップでは 7 月 (1 回目のサンプリング) が約 50% であったが、以降徐々に増加し、9 月には 90% を超える高い割合で利用され、標高やサンプリング時期により利用状況に大きな差があった (表 2-6)。個体識別が完了していない段階での推測であるが、6 月 (トラップ設置から 1 回目のサンプリングまでの期間) はエサとなる若芽 (広葉樹、フキ、タケノコ等) が高標高地帯に少ないことから低標高を中心に行動するが、夏場にかけてのエサ資源の減少とともに行動圏が拡大するため、9 月上旬のサンプリング時では低標高から高標高のどの地点でも 90% 前後の高い利用率となったものと考えられる。

一方、9 月中旬以降はトラップの利用やサンプル回収がほとんどなかった。このことは堅果類 (ミズナラ、コナラ、クリ等) の実なりにより十分な食料が確保されるため、エサ (リンゴ) の誘引効果が低くなったためと考えられる。

捕獲 - 再捕獲法を用いて生息数の算定をする場合、2 回の体毛回収が必要

であるが、今回の結果から効率よく体毛採取するためには、エサ植物の生育が少ない春及び台風や堅果類の結実の影響を受ける秋を調査期間から除いた7月から8月にかけてサンプリングを行うのが適当と考えられる（トラップ設置は6月中旬から下旬）。

また、今回の結果からクマの時期的な行動域の変化が判明したが、個体識別の結果とあわせることで、より詳細な行動圏の把握が可能となり、被害対策等の保護管理を進める上でも重要な知見が入手できるものと期待される。

表 2-5 月別のトラップ利用状況及び体毛採取状況

調査（体毛回収）時期	7月	8月	9月
設置トラップ数・・・a	107	107	107
クマ利用トラップ数・・・b	63	87	96
トラップ利用率 (%)・・・b/a	58.9	81.3	89.7
クマ利用トラップのうち 体毛採取したトラップ数・・・c	52	76	71
体毛採取率 (%)・・・c/b	82.5	87.4	74.0
体毛サンプル数・・・d	301	406	250
平均サンプル数 (体毛採取トラップあたり)・・・d/c	5.8	5.3	3.5

表 2-6 月別・標高別のトラップ利用状況

標高 (m)		301 ~ 400	401 ~ 500	501 ~ 600	601 ~ 700	701 ~ 800	801 以上
調査時期 \ 設置トラップ数		6	14	28	27	24	8
利用 トラ ップ 数	7月(6/30-7/13 回収)	5 (83.3)	10 (71.4)	18 (64.3)	12 (44.4)	14 (58.3)	4 (50.0)
	8月(8/2-8/13 回収)	6 (100)	12 (85.7)	24 (85.7)	20 (74.1)	19 (79.2)	6 (75.0)
	9月(9/1-9/15 回収)	5 (83.3)	12 (85.7)	24 (85.7)	25 (92.6)	22 (91.7)	8 (100)

() はトラップの利用率を%で表示

3. DNA 解析による個体識別法並びに雌雄判別法の検討

(1) 目的

本研究において遠野市でヘアトラップ法が試行され、体毛が回収できた。そこで本章ではヘアトラップ法による個体識別や雌雄判別を実施する前段階として、岩手県内に生息するツキノワグマの遺伝情報を収集する事を目的とした。個体識別を行うためのマイクロサテライト遺伝子の解析、ならびに雌雄判別を行うためのアメロゲニン遺伝子の解析を行ってヘテロ接合度などの遺伝情報を解析し、有用なプライマーの選定、ならびに GeneScan による解析法を検討した。

(2) 材料および方法

材料

岩手県内で有害駆除や狩猟捕獲されたツキノワグマ個体を用い、そこから採取された血液および筋肉（全 16 サンプル）を使用した。血液は白血球のみに分離し、DNA 抽出に用いた。

DNA 抽出方法

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・クロロフォルム、クロロフォ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。

PCR 増幅と多型解析

Paetkau and Strobeck (1995)および Paetkau et al. (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を用いて PCR を行った。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。PCRの最終液量は抽出した DNA をテンプレートに 25 μ l になるように調製した。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 (Applied Biosystems)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 (Applied Biosystems)にもとづいて、GeneScan Analysis ver. 3.7 (Applied Biosystems)によって行った。

(3) 結果および考察

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。今回の結果では HE が全体的に低い結果になったが、これは使用したサンプル数が 16 と少ないためであると考えられる。しかし、これまでの結果から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ているので、今後サンプル数を増やして解析を進めれば、HE や PIC、PD 値は上昇し、個体識別への有用性が示せるものと考えられる。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。これらの結果から、GeneScan を用いた個体識別法と雌雄判別法が確立でき、個体識別に有用なプライマーセットが明らかになった。

表 3-1 ツキノワグマ 16 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	7	0.672	0.631	0.851
G10C	5	0.701	0.694	0.951
G10B	4	0.521	0.520	0.811
G10L	3	0.486	0.479	0.793
G1D	4	0.637	0.633	0.930
G10M	5	0.779	0.776	0.980
G10X	3	0.365	0.365	0.626
G10P	9	0.881	0.867	0.968

・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。

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解析を実施した。

観察法によるツキノワグマの生息調査において、我々は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2003年に実施された「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。

(2) 方法

分布データ

2003年に全国で実施された「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にて行ったものである。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、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、我々は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。

解析方法

植生は、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

(3) 結果および考察

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）。全国的にもツキノワグマの生息分布は拡大している。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）。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できる。

これらの原因を探る方法として、今回ロジスティック回帰分析を行なった

(表 4-1)。その結果、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。第 2 回自然環境保全基礎調査をもとにツキノワグマ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。そのため森林を住処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の高い相関が見られたと言える。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としての高い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。

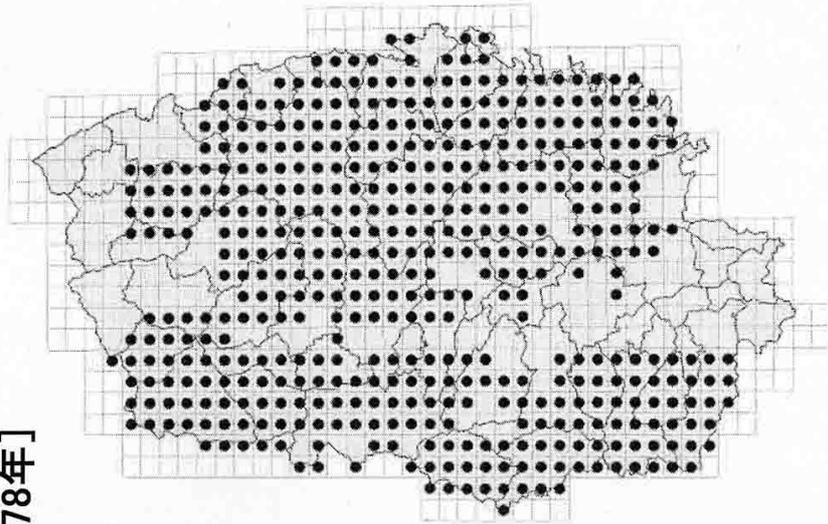
1978 年は僅かに積雪との相関が見られている。今回は 5km×5km メッシュに標高データを入力しなかったが、この積雪量の変化は標高とほぼ一致するものと考えられ、当時の生息分布は標高と相関があったものと考えられる。つまりツキノワグマが山間部のみに生息していたことを示している。しかし 2003 年では標高の低い市街地近辺にもクマが出没していることから積雪量との相関が見いだせなかったものと考えられる。一方、2003 年は農耕地との相関が見られており、25 年前と比べると明らかに人里へクマが侵入し、目撃される機会が増えたことを物語っている。ツキノワグマの農林業被害も 1980 年以降、顕著化しており(三浦 1999)、被害とツキノワグマの生息地の変化が見事に一致した結果と判断できる。

表 4-1 をもとに、生息予想分布を地図化したものが図 4-2 である。1978 年では北上高地部分と奥羽山脈部分において高い生息確率を示し、県央部を南北につなぐ地域は生息確率が 20%以下と低くなっている。この低い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 年で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 5km×5km に表すと住宅地が多い地域でも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

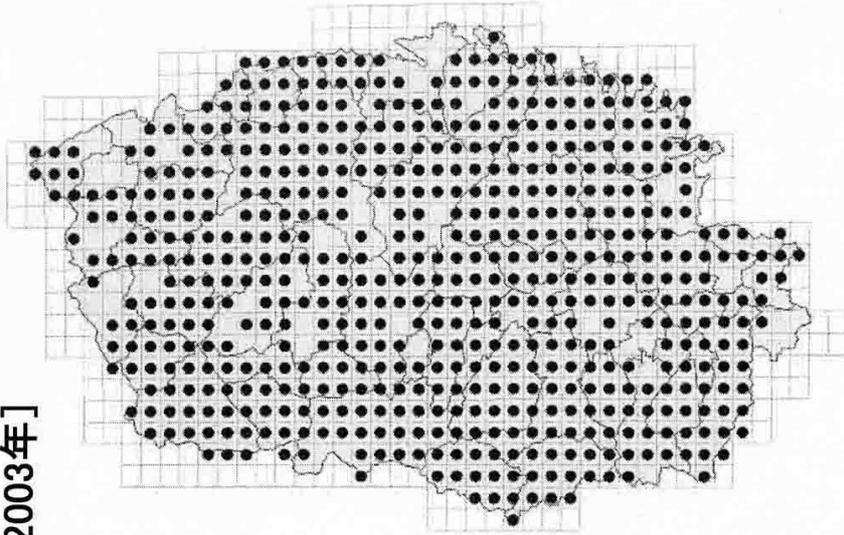
していないという実際の一致確率が12.2%と低く算出されている(表4-1)。しかし実際には人口が多い盛岡市においてもツキノワグマによる農作物への被害があり、山間部に位置する遠野市においても農地はもちろんのこと人家付近へのツキノワグマの出没が頻繁に起きている。県土の80%近くが森林であり、その周囲が草地や農耕地となっている岩手県では、森林があればその周辺においてツキノワグマが出没する可能性が高い事を常に認識する必要があることをこの解析では示している。

このような生息予想分布の解析は、GIS技術の発展と共に各地で積極的に取り入れられており、今後ツキノワグマ出没のハザードマップの作成などに役立つものと考えられる。今回5km×5km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。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割ずつの方が環境要因を引き出しやすい。1km×1km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、5km×5kmメッシュでササおよび積雪と強い相関関係が見られた(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、1km×1km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て、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。そのためには本研究では、今後2.0 km×2.0 kmメッシュや2.5km×2.5kmメッシュ程度の区分での解析を行うことについても検討が必要と考えられる。

[1978年]



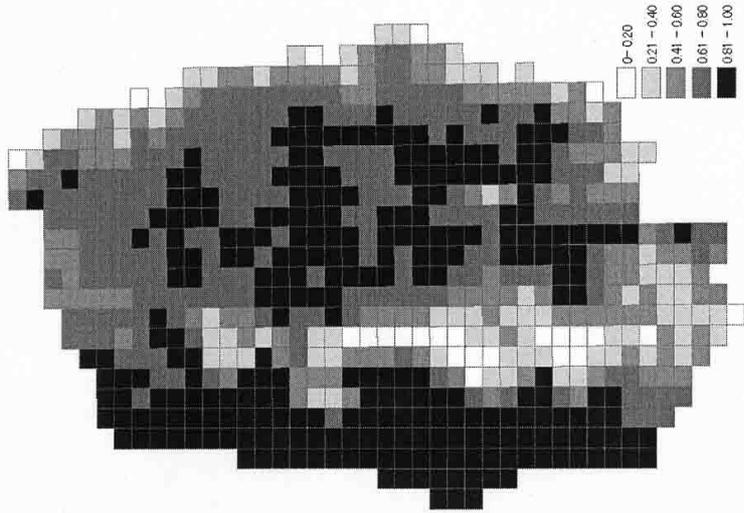
[2003年]



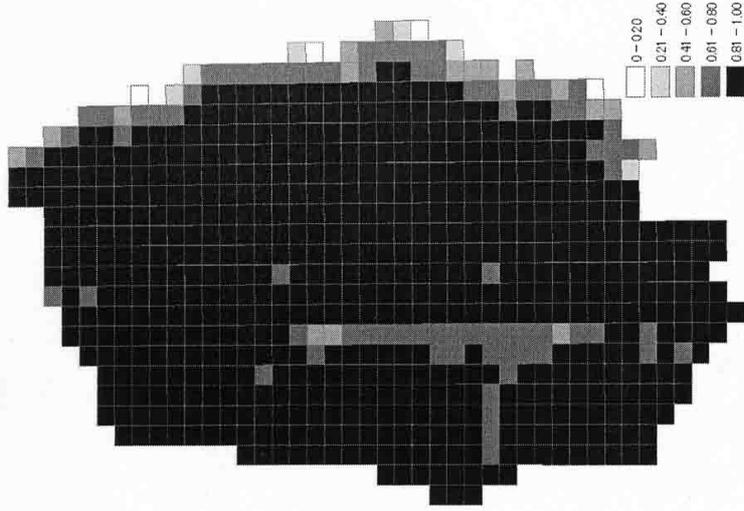
【図4-1】 1978年と2003年のツキノワグマの生息分布図。5km×5kmメッシュをもとにツキノワグマの生息が確認された場所を丸印で示した。



[1978年]



[2003年]



【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。



【表4-1】 1978年と2003年の生息予想分布に関わる要因の結果 ($p < 0.0001$)。
 生息確率が0.5以上をツギ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	標準誤差	有意確率
係数	-2.052	0.291	<0.0001	係数	-2.077	0.669	0.0019
森林面積	0.259	0.004	<0.0001	森林面積	0.372	0.007	<0.0001
草地・牧草地・ササ	0.865	0.017	<0.0001	草地・牧草地・ササ	0.685	0.018	<0.0002
積雪	0.009	0.002	<0.0001	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



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、 Paetkou 2003、 Taberlet 1996、 Gagneux 1997、 Woods 1999、 Miura and Oka 2003)。その中で効率的な体毛の回収方法は確立してきたが、遺伝解析法に関しては、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 は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 が破壊されてしまい、その後の分析に支障を来すからである。そのため DNA を抽出する方法から解析方法までそれぞれに研究者間でバラツキがあり、まさに現在まで議論が続いている (Paetkou 1995、 Roon 2005、 Hoffman 2005、 Paetkou 1998、 Waits 2001、 Goossens 1998)。今後、サンプリングされた体毛の分析に取りかかる前に、毛の抽出方法や、遺伝解析上の誤差を減らす手法の開発などの諸問題を克服する必要がある、時間とコストが掛かることは避けて通れない。しかし遺伝解析法はツキノワグマの保護管理にとって新たな成果・知見をもたらす可能性が大いに存在し、多大な労力をかける価値がある魅力的なものである。

この新たな研究を皮切りに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、生態学や保護管理に有用な手法の発展に寄与していきたい。

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.
- 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 日本生態学会誌 51 239-246

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 6 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 17（2005）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 16 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