

# カメラトラップによる自動撮影データの アライグマ (*Procyon lotor*) の密度指標 としての有効性に関する検討

岩下明生\*・小川 博\*\*・安藤元一\*\*\*†

(平成 27 年 2 月 19 日受付/平成 27 年 4 月 24 日受理)

**要約**：アライグマ (*Procyon lotor*) の密度指標として捕獲効率 (CPUE) が有効であることはすでに知られているが、このデータは捕獲作業を実施しなければ得られない。そこで、自動撮影データから得られた諸指標 [撮影効率、撮影するのに要した期間 (LTD)、撮影メッシュ率] を捕獲効率と比較することによって、自動撮影データの密度指標として有効性を検討した。アライグマの生息状況が異なる神奈川県内の 3 地域の林地を主な調査地として、2010-2011 年に自動撮影調査を行った。捕獲効率、捕獲するのに要した期間 (LTC) および捕獲メッシュ率は、行政による防除事業データから算出した。これら指標を地域間で比較すると、撮影効率、撮影メッシュ率、捕獲メッシュ率は、捕獲効率と同様の傾向を示したが、LTD と LTC はそうではなかった。一般化線形混合モデルにより解析したところ、撮影効率は捕獲効率に対して有意な正の関係がみられたが、LTC においてはみられなかった。これらのことからアライグマの密度指標として、撮影効率は有効であった。

**キーワード**：アライグマ、密度指標、自動撮影調査、防除事業、捕獲効率

## 1. はじめに

野生動物の密度指標には多くの手法が開発されている<sup>1)</sup>。アライグマ (*Procyon lotor*) においては、行政が収集したアライグマの有害駆除データに基づく捕獲努力量あたりの捕獲頭数 (捕獲効率 Catch per unit effort : CPUE) は、除去法による生息頭数と有意な正の相関が得られており、有効な密度指標であることが確認されている<sup>2)</sup>。しかし、捕獲による密度推定は、罠の見回りや捕獲後の処理などに多大な調査労力がかかる<sup>3)</sup>、錯誤捕獲によるや警戒心の強い個体 (トラップシャイ) による影響が懸念される<sup>4)</sup>。に行政が収集した捕獲記録においては、捕獲従事者の経験、誘引餌、捕獲檻の構造、捕獲檻の設置期間が異なる場合があり<sup>5)</sup>、統一した条件下で捕獲を行うことが困難である。

一方で、自動撮影調査は機材自体の低コスト化や取り扱いの簡便さなどから、カメラの稼働日数あたりの動物撮影回数 (撮影効率) は、食肉目の調査で広く用いられている<sup>6,7)</sup>。しかし、JENNELLE *et al.*<sup>8)</sup> は撮影効率を相対密度の指標とする場合、撮影効率とは独立した有効性が確認されている密度指標との関係があること示す必要があると指摘した。自動撮影調査による撮影効率は、いくつかの動物種において他の相対密度の指標と相関があることが報告され

ている<sup>9-11)</sup>。アライグマにおいては自動撮影カメラによる撮影率 (アライグマ撮影回数/全有効撮影回数) と除去法による推定生息密度には有意な正の相関があると報告されているが<sup>12)</sup>、撮影効率と捕獲効率による検証は行われていない。

アライグマの防除事業を評価するためには、アライグマの密度指標の経時的な変化を把握することが必須である。しかし、捕獲効率に基づく密度指標は、警戒心の強い個体の存在により防除効果を過大評価する場合がある<sup>13)</sup>。そのため、捕獲とは独立した密度指標による評価が必要である。

国内のアライグマ対策においては、神社仏閣でのアライグマの痕跡発見率も密度指標として有効であることが報告されている<sup>14)</sup>。しかし、この痕跡発見率は種同定が不確実であること、木造建築物に残された痕跡は長期間に渡って残り続けることから密度指標としての信頼性は低い。

そこで本研究では、自動撮影データから得られた密度指標の有効性を確認するため、自動撮影データと既にアライグマの密度指標として有効であることが知られているアライグマの防除事業から得られた捕獲効率の関係を調べ、自動撮影調査から得られたアライグマ密度指標の有効性を検証した。

\* 東京農薬大学大学院農学研究科畜産学専攻 (E-mail : iwasetaakio@gmail.com)

\*\* 東京農薬大学農学部バイオセラピー学科

\*\*\* ヤマザキ学園大学動物看護学部動物看護学科

† Corresponding author (E-mail : motokazu.ando@nifty.com)

## 2. 調査地

神奈川県南東部の三浦丘陵の林地、南部の大磯丘陵の林地、東丹沢山麓の林地を自動撮影調査の調査地として選定した(図1)。これらは概ね標高100mから200mの丘陵地で、最大標高は327m(大磯丘陵:不動山)である。調査地内は落葉広葉樹林と常緑広葉樹林、針葉樹植林が優占している。三浦丘陵とその他の地域は、相模川を挟んで東西に分かれており、これらは市街地により完全に分断されている。

神奈川県内におけるアライグマの野生化は、1980年代後半に鎌倉市で初めて確認され<sup>15)</sup>、三浦半島を中心として県内の平野部を中心に分布を拡大させ<sup>16)</sup>、近年は丹沢山地の山麓においても分布が確認されている<sup>17)</sup>。

神奈川県内では2006年の防除実施計画策定以降、毎年1,000頭以上のアライグマが駆除されており<sup>16)</sup>、この内、60%前後が県南東部の三浦半島周辺で捕獲されたものである。県内におけるアライグマの生息密度は正確には把握されていないが、概ね県南東部で高密度に生息し、そこから北西に離れるにつれて分布が斑状になり、低密度に生息しており<sup>16)</sup>、三浦丘陵、大磯丘陵と東丹沢山麓はアライグマの分布状況が異なる。

神奈川県では2011年からは標準地域メッシュの3次メッシュ(約1km×約1km)によるアライグマ捕獲効率の管理が導入され、3次メッシュごとに目標捕獲努力量を設定し捕獲が行われている<sup>16)</sup>。

## 3. 方法

### (1) 自動撮影調査

防除事業データと独立したアライグマの相対密度を把握するために自動撮影調査を行った。調査地内の林地を中心として268地点に自動撮影カメラ(FieldNote II a, 麻里府商事, 山口)を設置した。カメラの設置地点は概ね200m以上離して設置した。各調査地における自動撮影調査の調査条件を表1に示した。2010年の調査では2010年2月から2011年1月にかけて延べ115地点で調査を行った。2011年の調査では2011年5月から2012年1月にかけて延べ153地点で調査を行った。1調査地点のカメラの稼働日数(撮影努力量)が30カメラ日(Camera nights: CN)以上になるように調査をした。自動撮影カメラは地上から0.8mから1.3mの高さ、俯角40°程度で設置した。見回りは1週間から3週間の頻度で行った。撮影された写真には撮影された日にちと時刻が記録されるように設定した。誘引物は用いなかった。

撮影された写真は同一個体の重複カウントを防ぐために、10分以内に同一種が複数撮影された場合は撮影回数を1とした。10分以内に撮影された写真に複数の個体が写り込んでいる場合は、1枚の写真に写り込んだ最大個体数を撮影回数とした。撮影データは3次メッシュごとに集計した。動物種の撮影回数をそのメッシュ内の延べ撮影努力量で割り、それに100をかけた値を撮影効率(回/100CN)と定義した。さらにカメラの調査地点におけるアライグマ

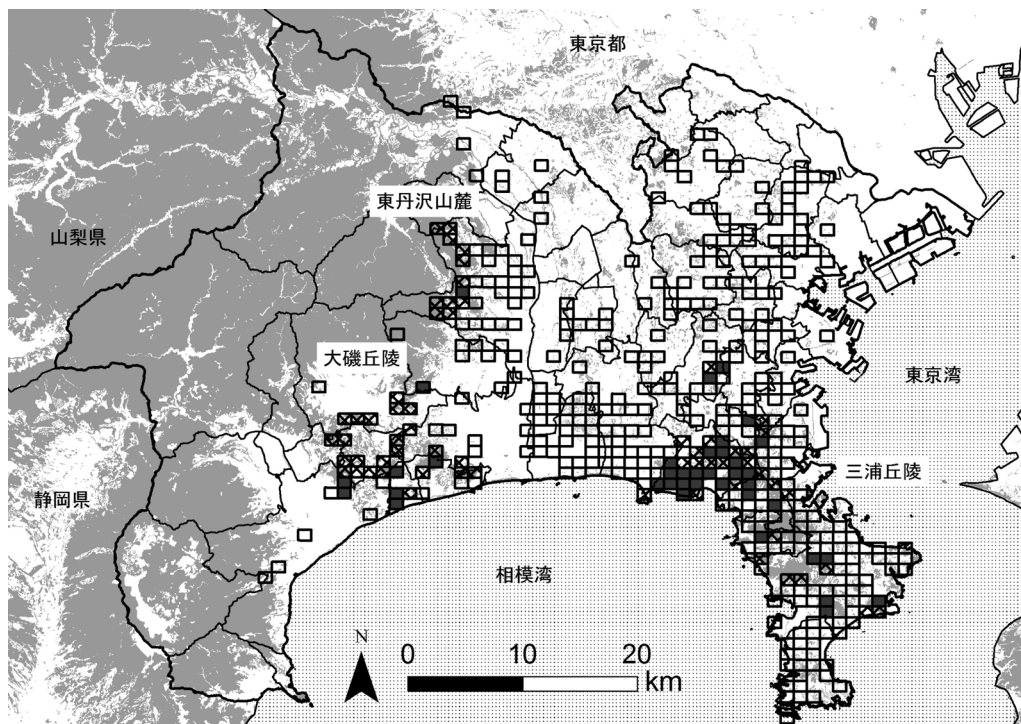


図1 自動撮影調査を行ったメッシュと捕獲檻を設置したメッシュ。  
 濃い灰色メッシュ: 撮影努力量が50CN以上、捕獲努力量が50TN以上のメッシュ。  
 網掛けしたメッシュ: 撮影努力量が50CN以上のメッシュ。  
 何も無いメッシュ: 捕獲努力量が50TN以上のメッシュ。  
 薄い灰色: 森林域(環境省生物多様性センターによる1/25,000植生図GISデータから作成した)。



表 1 各調査地域における自動撮影調査の調査条件と調査量

	調査地域の中心		調査期間	メッシュ数		延べカメラ地点数 (メッシュあたり)***	延べ撮影努力量 (メッシュあたり)***
	緯度	経度		調査*	解析**		
三浦丘陵	35°19'30"	139°32'25"	2010年2月-2011年1月	30	17	73 (2.4±1.2)	6,269 (209.0±20.2)
	35°16'56"	139°37'00"	2011年6月-2012年1月	25	12	48 (1.9±0.2)	2,407 (96.3±7.5)
大磯丘陵	35°18'29"	139°11'38"	2010年7月-11月	3	1	19 (6.3±2.9)	1,330 (443.3±209.9)
	35°19'56"	139°13'28"	2011年6月-2012年1月	29	6	62 (2.1±0.2)	3,243 (111.8±11.3)
東丹沢 山麓	35°28'53"	139°18'05"	2011年7月-2012年1月	8	0	21 (2.6±0.7)	1,260 (157.5±45.5)
	35°27'32"	139°17'56"	2011年5月-12月	7	1	25 (3.6±0.8)	2,861 (408.7±75.2)
合計				102	37	248 (2.4±0.2)	17,370 (170.3±14.0)

\*: 撮影努力量が50CN以上のメッシュ。 \*\*: 撮影努力量と捕獲努力量が50CN(TN)以上のメッシュ。 \*\*\*: 平均値±SE。

を撮影するまでに要した期間 (Latency to first detection: LTD<sup>18)</sup>) を、設置地点ごとに調べ、メッシュごとに平均して解析に用いた。この LTD は調査効率や相対密度の指標として用いられることがあり、動物種が高密度である場合は値が小さくなり (撮影されるのが早い)、密度が低い場合は値が大きくなる (撮影されるのが遅い) と考えられる。LTD はアライグマの撮影がないと算出できないため、アライグマの撮影があった地点のみ調べた。調査を行った地域ごとにアライグマを撮影できたメッシュの割合を、撮影メッシュ率として算出した。

## (2) 防除事業データ

アライグマの捕獲効率を調べるため、神奈川県自然環境保全課よりアライグマ捕獲記録の提供を受けた。自動撮影調査と同時期に報告された 2010 年 1 月-12 月、2011 年 1 月-12 月の 2 年分のデータを解析に用いた。これらの捕獲記録のうち、95% は住宅地や農地での捕獲記録であり、被害対応によって捕獲が実施されている。アライグマの捕獲頭数と捕獲努力量 (Trap nights: TN) を、年ごとに 3 次メッシュに集計し、メッシュごとにアライグマの 100 日あたりの捕獲効率を算出した。ただし、捕獲努力量の記載に不備がある捕獲記録のデータを除き、罟を稼働させた期間 (捕獲努力量: Trap nights: TN) を集計した (データ採用率 2010 年 85.8%, 2011 年 100.0%)。捕獲檻設置地点におけるアライグマを捕獲するまでに要した期間を Latency to first catch (LTC) と定義して、捕獲檻ごとに算出した。これをメッシュごとに平均して解析に用いた。この LTC は動物が高密度であるほど値が小さくなり (捕まるのが早い)、低密度であるほど値が大きくなる (捕まるのが遅い) と考えられ、密度指標として有効である可能性がある。LTC の算出のためには、捕獲開始日と捕獲日の両方が必要となる。このためいずれのデータにも不備があるものは集計から除いた (データの採用率 2010 年 91.7%, 2011 年 99.8%)。アライグマの捕獲がなかった捕獲檻については捕獲日が存在しないため、LTC は算出できなかった。自動撮影調査を行った地域ごとにアライグマを捕獲できたメッ

シュの割合を、捕獲メッシュ率として算出した。

## (3) 解析

本研究では自動撮影データについては 1 メッシュあたり 50 CN 以上、防除事業データについては 1 メッシュあたり 50 TN 以上の条件に合致した 3 次メッシュを解析の対象とした。自動撮影データ (撮影効率と LTD) と防除事業データ (捕獲効率と LTC) がどのような関係にあるのか明らかにするために、ポアソン分布を仮定した一般化線形混合モデル (GLMM) により解析した。GLMM の解析には lme4 パッケージの glmer ( ) 関数を用いた。目的変数として捕獲効率と LTC を、説明変数として撮影効率と LTD を用いた。3 次メッシュ ID をランダム効果とした。LTD と LTC には欠損値が存在するため、欠損値があるメッシュは解析から除いた。尤度比検定により説明変数の有意性を調べた。捕獲効率と LTC のそれぞれにおいて全ての変数の組み合わせのモデルを作成し、この中から AIC が最も小さいモデルをベストモデルとした。ベストモデルに含まれた変数は捕獲効率とのスピアマンの順位相関係数を算出し、相関関係を調べた。3 次メッシュによるデータの作成・集計には ArcMap 10.2 (ESRI ジャパン株式会社) を用いた。統計解析には統計ソフト R 3.1.0 (R Development Core Team, 2014) を用いた。

## 4. 結 果

### (1) 自動撮影調査

自動撮影調査においては自動撮影カメラを 268 地点に設置し、延べ 18,205 CN (1 地点あたり平均 68.2 CN) の調査を行った。自動撮影カメラを設置したメッシュは 117 メッシュであった。この内、1 メッシュあたりの撮影努力量が 50 CN 以上のメッシュは 2 年間で延べ 102 メッシュであった (表 1)。1 メッシュあたりの自動撮影カメラの設置台数は平均 2.4±SE0.2 台となり、撮影努力量は平均 170.3±SE14.0 CN であった。アライグマの撮影回数は 1,057 回 (1 メッシュあたり 10.4±1.8 回) であった。アライグマの撮影されたメッシュは、2 年間で延べ 70 メッシュ (68.6%) であった。

### (2) 防除事業データ

50 TN以上の捕獲努力量があったメッシュは、神奈川県全体で2010年は238メッシュ(6.8%)、2011年は365メッシュ(10.4%)となった。アライグマの延べ捕獲頭数は2010年が884頭、2011年が858頭であった。1メッシュあたりの捕獲努力量は、2010年が $256.6 \pm 25.1$  TN、2011年が $263.3 \pm 19.2$  TNとなった。防除事業データにおける捕獲努力量が50 TN以上だったメッシュ数は2年間で延べ603メッシュとなり、アライグマの捕獲されたメッシュは延べ330メッシュ(54.7%)であった。

### (3) 密度指標間の比較

防除事業データと自動撮影データの両方の解析の条件に合致した解析対象メッシュは37メッシュであった(図1)。解析対象メッシュにおける自動撮影調査は1メッシュあたり $2.6 \pm 0.3$ 台のカメラを設置しており、1メッシュあたり $184.9 \pm 26.2$  CNの調査努力量を投入した。防除事業は1メッシュあたり $11.9 \pm 1.7$ 台の捕獲檻が設置され、1メッシュあたり $353.3 \pm 96.5$  TNの捕獲努力量が投入されていた。アライグマの撮影効率では1メッシュあたり $9.9 \pm 2.1$ 回/100 CN、捕獲効率では $5.0 \pm 0.8$ 頭/100 TNとなり、撮影効率の方が有意に高かった(ウィルコクソンの符号順位和検定,  $P < 0.01$ )。アライグマのLTDでは $15.9 \pm 2.1$ 日となり、LTCでは $11.3 \pm 1.8$ 日となり、撮影(捕獲)に要した期間に有意な差がみられなかった(ウィルコクソンの符号順位和検定,  $P = 0.12$ )。アライグマが撮影(捕獲)されたメッシュは自動撮影調査では30メッシュ(86.5%)、防除事業では31メッシュ(83.8%)となり、有意な差はみられなかった(フィッシャーの直接確率検定,  $P = 0.50$ )。

### (4) 地域間の比較

自動撮影データと防除事業データから得られた指標を地域間で比較した(表2)。撮影効率と捕獲効率は同様の傾向を示し、三浦丘陵の方が大磯丘陵や東丹沢山麓よりも有意に高かったが(Steel-Dwass法,  $P < 0.01$ )、大磯丘陵と東丹沢山麓は同程度であった(Steel-Dwass法,  $P = 0.09-0.99$ )。LTDでは三浦丘陵や大磯丘陵の方が東丹沢山麓よりも有意に高かったが(Steel-Dwass法,  $P < 0.01$ )、三浦丘陵と大磯丘陵は同程度であった(Steel-Dwass法,  $P = 0.26$ )。LTCは三浦丘陵の方が大磯丘陵よりも有意に高かったが

(Steel-Dwass法,  $P < 0.05$ )、三浦丘陵と東丹沢山麓間、大磯丘陵と東丹沢山麓間は同程度であった(Steel-Dwass法,  $P = 0.36-0.99$ )。LTDとLTCは捕獲効率と異なる傾向を示した。

地域ごとにアライグマの撮影メッシュ率と捕獲メッシュ率を比較すると、同じ地域における両手法間の比率に有意な差はなかった(2群の母比率の差の検定,  $P = 0.09-0.35$ )。しかし、これらの撮影メッシュ率と捕獲メッシュ率において三浦丘陵よりも大磯丘陵(Ryan法,  $P < 0.03$ )と丹沢の麓(Ryan法,  $P < 0.02$ )の方が撮影(捕獲)された割合が有意に高く、大磯丘陵と東丹沢山麓には有意な差がみられず(Ryan法,  $P > 0.05$ )、捕獲効率と同様の傾向を示した。

### (5) 自動撮影データと防除事業データの関係

自動撮影データと防除事業データの関係を明らかにするため、GLMMによる解析を行った(表3)。捕獲効率を目的変数としたベストモデルには、撮影効率のみのモデルが選ばれた。撮影効率と捕獲効率の関係は、撮影効率が高いほど、捕獲効率が高くなる有意な正の関係がみられた(図2A, 尤度比検定,  $P < 0.01$ )。LTDはベストモデルに含まれなかった。LTDが含まれるいずれのモデルにおいても捕獲効率への有意な関係はみられなかった(尤度比検定,  $P = 0.08-0.83$ )。ベストモデルによる回帰式は(1)となった。

$$y = \exp(0.7156 + 0.0439x) \quad (1)$$

撮影効率と捕獲効率の相関関係をみると、両指標には有意な正の相関がみられた(スピアマンの順位相関係数,  $r_s = 0.58$ ,  $P < 0.01$ )。

LTCを目的変数としたベストモデルには、LTDのみのモデルが選ばれた。LTDとLTCの関係はLTDが高いほど、LTCが高くなる有意な正の関係がみられた(図2B, 尤度比検定,  $P < 0.01$ )。しかし、撮影効率はベストモデルに含まれなかった。撮影効率を含むモデルにおいてもLTCへの有意な関係はみられなかった(尤度比検定,  $P = 0.20-0.70$ )。さらにLTDと捕獲効率の相関関係をみると、両指標には有意な相関がみられなかった(スピアマンの順位相関係数,  $r_s = -0.23$ ,  $P = 0.21$ )。

表2 自動撮影データと防除事業データから得られた密度指標の地域間比較

調査手法	密度指標	単位	三浦丘陵	大磯丘陵	東丹沢山麓
自動撮影	撮影効率*	回/100CN	10.6±1.8	A	2.8±1.0 B
	LTD*	日	16.0±1.9	A	11.3±2.9 A
	撮影メッシュ率	%	87.3		53.1
罟捕獲	捕獲効率*	頭/100TN	3.3±0.3	A	0.7±0.2 B
	LTC*	日	16.4±1.6	a	57.0±18.6 b
	捕獲メッシュ率	%	93.6		58.1

\*は平均値±SEを示す。Steel-Dwass法の結果、異なるアルファベット間に有意な差があることを示す。小文字が $P < 0.05$ 、大文字が $P < 0.01$ を示す。

表 3 一般化線形混合モデルによる自動撮影データと防除事業データの関係

目的変数	モデル	係数の推定値			df	AIC	ΔAIC
		切片	撮影効率 ( $\times 10^2$ )	LTD ( $\times 10^2$ )			
捕獲効率	1	0.72	4.39**	—	3	175.44	0.00
	2	0.81	4.17*	-0.46	4	177.39	1.96
	3	1.77	—	-0.36	3	180.35	4.92
	Null	1.19	—	—	2	181.38	5.95
LTC	1	1.76	—	3.18**	3	175.05	0.00
	2	1.64	0.51	3.55*	4	176.88	1.83
	Null	2.26	—	—	2	180.21	5.16
	3	2.44	-1.41	—	3	180.60	5.55

尤度比検定の結果, \*が $P < 0.05$ , \*\*が $P < 0.01$ を示す。—はAICにより選択されなかった説明変数を示す。

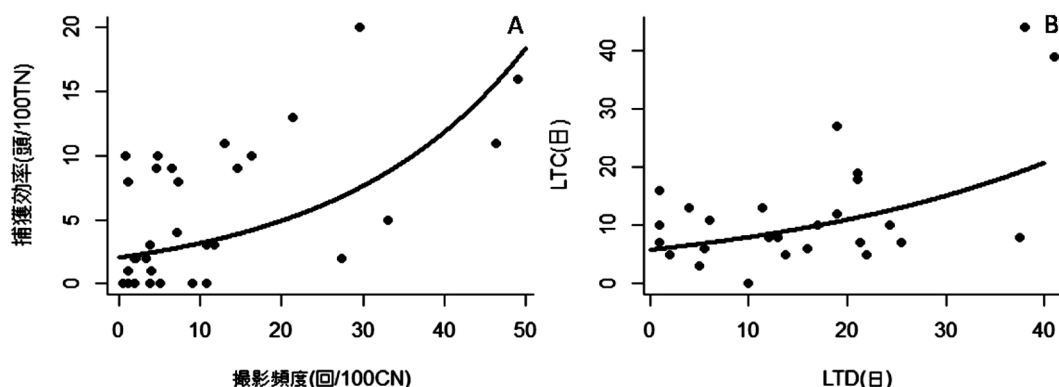


図 2 一般化線形混合モデルのベストモデルにおける密度指標間の実測値と予測値の関係。  
(A) 捕獲効率と撮影効率, (B) LTC と LTD。プロットは実測値を, 実線は予測値を示す。

## 5. 考 察

### (1) 自動撮影データによる密度指標の有効性

本研究では地域的な相対密度の比較においては撮影効率, 発見メッシュ率, 捕獲メッシュ率は, アライグマの密度指標として有効である捕獲効率と同じ傾向を示し, 地域的な相対密度をよく反映し, さらに撮影効率においては捕獲効率と有意な正の相関関係がみられた。このことからアライグマの撮影効率, 発見メッシュ率, 捕獲メッシュ率は, アライグマの密度指標として有効であると考えられる。

他方, LTD と LTC は地域的な相対密度を正確に反映していなかった。LTD と LTC はカメラや捕獲檻の設置期間によってその上限値が制限されるため, 設置期間は重要な要因である。特に防除事業データによる捕獲檻の設置期間は, 1年間の市町村もあれば, 1週間の市町村もあり, 檻の貸し出し元である市町村の体制によって大きく異なる<sup>5)</sup>。また LTD と LTC はアライグマの捕獲や撮影がない場合, その値自体が算出できない。そのため, カメラや捕獲檻の設置期間が短期間な場合は, アライグマが発見されない可能性も高く, 高密度な可能性があるのに LTD や LTC が算出できないこともある。このような捕獲檻や自動撮影カメラの設置期間のバラツキが LTD や LTC の信頼性を低くしていると考えられる。

さらに警戒心の強い個体の存在も LTD や LTC の信頼性を低くしている可能性がある。GOMPPE *et al.*<sup>19)</sup>によるとコヨーテ (*Canis latrans*) は自動撮影カメラに対して強い警戒を示すため, その結果として自動撮影調査により得られたコヨーテの LTD とライントランセクト調査により得られた糞密度には, 有意な相関がみられなかったと報告している。これらのことから LTD と LTC は調査条件の違いや動物による警戒心に強い影響を受けると考えられ, 密度指標として有効ではない。

### (2) 警戒心の強い個体による影響

密度指標の誤差要因として, 警戒心の強い個体の存在が挙げられる。KING *et al.*<sup>20)</sup> は毘に対する反応に個体差がある場合, 最初に警戒心の強くない個体が選択的に捕獲され, 密度の低下に伴って警戒心の強い個体が残されるため, 捕獲効率が低下することを報告した。同様な現象が奄美大島におけるフイリマングース (*Herpestes auropunctatus*) の防除事業においても報告されており, 捕獲効率では動物の密度減少を過大評価する傾向があることが知られている<sup>13)</sup>。自動撮影調査においてもトラ (*Panthera tigris*) やコヨーテでは警戒心の強い個体がいることが報告されている<sup>21,22)</sup>。しかし, いくつかの種では自動撮影カメラの設置地点を繰り返し訪問しており, 機材を避けていないとされている<sup>23)</sup>。



ROLLEND<sup>24)</sup>は捕獲檻と自動撮影カメラを一緒に設置し、捕獲檻に対するアライグマの反応を調べ、捕獲檻ではカメラで撮影できたアライグマの14%しか捕獲できなかったと報告し、捕獲檻を警戒する個体がいることを示した。これらのことから捕獲効率に反映される個体は、その地域に生息する一部であり、撮影効率よりも捕獲効率の方が警戒心の強い個体の影響を受けていると考えられる。

### (3) アライグマのモニタリングへの実用性

防除効果を評価するためには、捕獲効率以外の密度指標による検証が必要である。本研究では自動撮影調査から得られた撮影効率は密度指標として有効であった。さらに野生動物保護管理事務所<sup>25)</sup>は、撮影効率によってアライグマの除去の効果を反映できたと報告している。また撮影効率は動物の警戒心による影響を受けにくいことから、防除効果を評価するには捕獲効率よりも優れていると考えられる。

一般に調査努力量が極端に少ないとそこから得られた指標の信頼性が低くなると考えられる。本研究では50CN(TN)以上の調査量を確保できたメッシュが少なく、必要な調査努力量の検証することができなかった。FOSTER and HARMSSEN<sup>26)</sup>は対象種により最適な調査設計が異なることを指摘している。このことから撮影効率(捕獲効率)をアライグマの密度指標として用いる場合は、調査努力量の増加に対する撮影効率の変化を調べ、どこで撮影効率が安定するか検証することが推奨される。

本研究によりアライグマの捕獲効率を推定するために撮影効率が有効であることが分かった。捕獲効率の算出が困難な森林域などにおいて自動撮影調査が行われた場合、本研究から得られた回帰式(1)を用いることで、捕獲が行われていない地域においてもアライグマの捕獲効率を推定し、補完することができる。これによってより広域的なアライグマのモニタリングが可能となる。

謝辞：東京農業大学野生動物学研究室卒業生の西村貴裕氏、牧野俊夫氏、島村祐輝氏、高木領子氏、森 梓氏には自動撮影調査に、宇野翔太郎氏には捕獲記録の収集にご協力いただいた。神奈川県環境農政局水・緑部自然環境保全課にはアライグマ防除実施計画に基づく捕獲実施記録をご提供いただいた。同課の鉄谷龍之氏、前任の安富 舞氏には同県におけるアライグマ対策全般や捕獲記録の読み取りについてご助言いただいた。

### 引用文献

- 1) GESE M E (2001) "Monitoring of terrestrial carnivore populations" *Carnivore conservation*. Cambridge University Press, London, pp. 372-396.
- 2) 環境省北海道地方環境事務所, EnVision 環境保全事務所 (2000) 地域からアライグマを排除するための手引きについて, 環境省北海道地方環境事務所野生生物課, 札幌.
- 3) 日本哺乳類学会種名・標本委員会 (2009) 哺乳類標本の取り扱いに関するガイドライン (2009年度改訂版). *哺乳類科学* 49 : 303-319.
- 4) LANCIA A R, NICHOLS D J, POLLOCK H K (2001) "野生動物個体群の生息数の推定" *野生動物の研究と管理技術*. 文永堂出版, 東京, 257-300.
- 5) 野生動物保護管理事務所 (2008) 平成19年度アライグマのモニタリング報告書, 神奈川県, 横浜.
- 6) 金子弥生, 塚田英晴, 奥村忠誠, 藤井 猛, 佐々木浩, 村上隆広 (2009) 食肉目のフィールドサイン, 自動撮影技術と解析—分布調査を例にして. *哺乳類科学* 49 : 65-88.
- 7) O'BRIEN T G (2011) "Abundance, density and relative abundance : a conceptual framework" *Camera traps in animal ecology methods and analyses*. Springer, pp. 71-96.
- 8) JENNELLE C S, RUNGE M C, MACKENZIE D I (2001) The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals : a comment on misleading conclusions. *Anim. Conserv.* 5 : 119-120.
- 9) O'BRIEN T G, KINNAIRD M F, WIBISONO T (2003) Crouching tigers, hidden prey : sumatran tiger and prey populations in a tropical forest landscape. *Anim. Conserv.* 6 : 131-139.
- 10) CARBONE C, CHRISTIE S, CONFORTI K, COULSON T, FRANKLIN N, GINSBERG J R, GRIFFITHS M, HOLDEN J, KAWANISHI K, KINNAIRD M, LAIDLAW R, LYANAM A, MACDONALD D W, MARTYR D, McDUGAL C, NATH L, O'BRIEN T G, SEIDENSTICKER J, SMITH D J L, SUNQUIST M, TILSON R, SHAHRUDDIN W N (2001) The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals. *Anim. Conserv.* 4 : 75-79.
- 11) ROVERO F, MARSHALL A R (2009) Camera trapping photographic rate as an index of density in forest ungulates. *J. Appl. Ecology* 46 : 1011-1017.
- 12) 安藤智恵子, 石亀 豪, 赤松里香 (2003) "捕獲除去法により推定したアライグマの生息密度と自動撮影結果との相関性検証" 移入哺乳類排除システムの確立に関する研究. 北海道環境科学研究センター, 札幌, pp. 165-188.
- 13) 松田裕之 (2012) "野生動物の科学的管理" *野生動物管理—理論と技術—*. 文永堂出版, 東京, pp. 29-41.
- 14) 浅田正彦, 篠原榮里子 (2009) 千葉県におけるアライグマの個体数試算 (2009年). 千葉県生物多様性センター研究報告 1 : 30-40.
- 15) 中村一恵 (1991) 神奈川県におけるアライグマの野生化. *神奈川自然誌資料* 12 : 17-19.
- 16) 神奈川県 (2011) 第2次神奈川県アライグマ防除実施計画. 神奈川県, 横浜.
- 17) 長縄今日子, 中山 文 (2007) "丹沢山麓におけるアライグマの分布と防除の現状" 丹沢大山総合調査学術報告書. 平岡環境科学研究センター, 相模原, pp. 180-187.
- 18) ZIELINSKI W J, TRUEX R L, OGAN C V, BUSSE K (1997) "Detection surveys for fishers and American martens in California, 1989-1994 : summary and interpretations" *Martes : taxonomy, ecology, and management*. Museum of Alberta, Alberta, pp. 372-392.
- 19) GOMPPER M E, KAYS R W, RAY J C, LAPOINTE S D, BOGAN D A, CRYAN J R (2006) A comparison of noninvasive techniques to survey carnivore communities in Northeastern North America. *Wildlife Soc. B.* 34 : 1142-1151.
- 20) KING C M, McDONALD R M, MARTIN R D, DENNIS T (2009) Why is eradication of invasive mustelids so difficult?. *Biol. Conserv.* 142 : 806-816.
- 21) SÉQUIN E S, JAEGER M M, BRUSSARD P F, BARRETT R H (2003) Wariness of coyotes to camera traps relative to social status and territory boundaries. *Can. J. Zoolog.* 81 : 2015-2025.
- 22) WEGGE P, POKHERAL C P, JNAWALI S R (2004) Effects of trapping effort and trap shyness on estimates of tiger abundance from camera trap studies. *Anim. Conserv.* 7 : 251-256.

- 23) KAYS R W, SLAUSON K M (2008) "Remote cameras" Noninvasive survey Methods for carnivores, Island Press, Washington, pp. 110-140.
- 24) ROLLEND L (2012) Raccoon acclimation towards traps and its effect on surveillance and monitoring of zoonotic diseases. Master's Theses University of Connecticut Graduate School, Connecticut.
- 25) 野生動物保護管理事務所 (2008) 平成 19 年度関東地域アイグマ防除モデル事業調査報告書. 環境省関東地方環境事務所, さいたま.
- 26) FOSTER R J, HARMSSEN B J (2012) A critique of density estimation from camera-trap data. *J. Wildl. Manage.* **76** : 224-236.

# Effectiveness of Camera Trap Data as Relative Abundance Index of the Raccoon (*Procyon lotor*)

By

Akio IWASHITA\*, Hiroshi OGAWA\*\* and Motokazu ANDO\*\*\*†

(Received February 19, 2015/Accepted April 24, 2015)

**Summary** : For assessing the relative abundance of the raccoon (*Procyon lotor*) in Kanagawa prefecture, Japan, during 2010–2011 we conducted camera trap survey at three forested areas. This was compared with capture records of the raccoon under the removal project of the same period. Through camera traps we obtained 1) relative abundance index (RAI), 2) latency to first detection (LTD), and 3) distribution of presence and absence meshes 1 km × 1 km (DPM). Through captive records in the removal project, we obtained 4) number of catch per unit effort (CPUE), 5) latency to first catch (LTC) and 6) catch of presence and absence meshes 1 km × 1 km (CPM). Since CPUE has been identified as a reliable index of relative abundance of the raccoon, other indices at these areas were compared with respective CPUE. Although indices RAI, DPM and CPM showed similar trends with CPUE, LTD and LTC did not. Influence of RAI and on CPUE and CPM, through generalized liner mix model analysis showed that RAI has positive effect on CPUE. The Influence of RAI on LTC was not clear. The present result indicated that RAI of camera trap was valid for the abundance index of raccoons.

**Key words** : Raccoon, camera trap, eradication project, abundance index, catch per unit effort

---

\* Department of Animal science, Graduate School of Agriculture, Tokyo University of Agriculture (E-mail : iwasetaakio@gmail.com)

\*\* Department of Human and Animal-Plant Relationships, Tokyo University of Agriculture

\*\*\* Department of Animal Health Technologies, Yamazaki Gakuen University

† Corresponding author (E-mail : motokazu.ando@nifty.com)