

ミャンマーバゴー山地 M 村域における野生動物の減少

小林 美月^{1,4)}・山田 俊弘²⁾・三浦 麻由子^{2,5)}
奥田 敏統²⁾・Ei Ei HLAING³⁾・Kyi Kyi KHING³⁾

¹⁾ 広島大学総合科学部

²⁾ 広島大学大学院総合科学研究科

³⁾ ミャンマー森林研究所

⁴⁾ 京都大学大学院アジア・アフリカ地域研究研究科

⁵⁾ 中電技術コンサルタント株式会社

Decrease in Animal Population Sizes in the Bago Mountains, Myanmar

Mizuki KOBAYASHI^{1,4)}, Toshihiro YAMADA²⁾, Mayuko MIURA^{2,5)}
Toshinori OKUDA²⁾, Ei Ei HLAING³⁾ and Kyi Kyi KHING³⁾

¹⁾ School of Integrated Arts and Science, Hiroshima University

²⁾ Graduate School of Integrated Arts and Science, Hiroshima University

³⁾ Myanmar Forest Research Institute, Forest Department

⁴⁾ Graduate School of Asian and African Area Studies, Kyoto University

⁵⁾ Chuden Engineering Consultants Co., Ltd.

Abstract

Myanmar is located at the transition zone between the Continental Southeast Asian and Sino-Japanese regions. This plant geographical transition produces unique and diverse species assemblages. However, in recent years, the biodiversity in the region has been rapidly decreasing as a result of deforestation and forest degradation, while, reports on the fauna and flora in Myanmar are still lacking. This study aims to examine the change in animal population sizes around a rural village in the Bago Mountains, central Myanmar. We collected data on the change in animal population sizes over the last 10 years (2006-2016) by an interview survey for two hunters. In addition, we set camera traps in forests around the village. Hunters hunted 23 animal species and camera traps took pictures of five species. Populations of large animals tended to decrease more rapidly than those of small animals. Only the population size of *Rattus tanezumi*, the smallest animal of the 23 species, increased during the 10-year period. Human activity, in the form of deforestation and forest degradation, may be one of the primary causes of the loss of biodiversity and animals in the Bago Mountains.

1. はじめに

地球全体での絶滅危惧種は、24,307種とされている（うち脊椎動物：8,160 無脊椎動物：4,470、植物：11,643、菌類・原生生物：34、IUCN, 2016）。野生動物の個体数減少の要因には気候変動（Thomas et al., 2004）や動物の肉や皮を得るための狩猟（Wright et al., 2007）など様々な要因が挙げられているが、熱帯地域の森林減少・劣化による動物の生息環境の劇的な変化も動物の個体数減少に大いに加担する要因である（Kinnaird et al., 2003・Brooks et al., 1997）。なぜならば、森林は動物にとって生息場所や食糧の重要な供給源であるため、森林減少や劣化は彼らにとって死活問題になってしまうからだ。

本研究の調査地である東南アジア北西部に位置するミャンマーは軍事政権の支配が数十年にわたり、開発が遅れた結果、近隣のマレーシア、タイ、中国に比べて広大な自然が未開発で残されており、国土の約45%が森林に覆われている（FAO, 2015）。同国は東南アジアの中で最大の面積（676,577km²）を誇り、北部の東南アジア最高峰である5,881mのカカボラジ山から南部のデルタ地帯、そして半島部のアンダマン海域に浮かぶ島々にかけて変化にとんだ多様で豊かな自然環境を有している。植物地理学的には東南アジア区系と日華区系の移行帯に属しており、インドービルマ生物多様性ホットスポットの西北端に位置する生物多様性が非常に高い地域である（IUCN, 2015）。今日生育が報告されている植物は18,000種以上、哺乳類は約300種、鳥類は少なくとも1,096種であり、動植物の楽園が築かれている（IUCN, 2015）。しかし、このように豊かな自然生態系を有しているミャンマーにおいても、森林減少による野生動物の多様性減少は深刻である。同国では年間森林減少率1.8%、年間約550,000ha（2010～2015）の森林が消失していると報告されている（FAO, 2015）。これは東南アジアの中ではインドネシアに次いで早い速度であり、急速な森林減少が進んでいることから、その豊かな生態系の減少が危惧されている。例えば、スマトラサイ（*Dicerorhinus sumatrensis* G. Fischer, 1814）やジャ

ワサイ（*Rhinoceros sondaicus* Desmarest, 1822）は、IUCN（2016）のレッドリストではCR（Critically; 近絶滅種）とされているものの、ミャンマー国内において近年の目撃例はなく、ミャンマーではすでに絶滅した可能性もある（Choudhury, 1997・Khan, 1989・Rabinowitz and Saw Tun Khaing, 1998）。また、レッドリスト（2016）によるとミャンマーでは動物（哺乳類、鳥類、爬虫類、両生類、魚類、軟体動物、その他）3,692種のうち260種が絶滅危惧種（IUCNにより絶滅危惧種とされるのはCR、EN（Endangered）; 絶滅危惧種、VU（Vulnerable）; 危急種の3つのカテゴリーである）に位置付けられている。哺乳動物は2016年現在で48種が絶滅危惧種とされている（IUCN, 2016）。

生物多様性の保全について国際的に議論がなされている昨今、ミャンマーの森林もかなり貴重な財産であることは間違いない。しかし1950年代に植物の調査が行われて以来、動植物相の十分な調査が行われてきたとは言い難い（IUCN, 2015）。ミャンマーの自然が謎に包まれたままであることは、ここ数年の間だけで新種の霊長類、ミャンマーシシバナザル（*Rhinopithecus strykeri* sp. nov., Geissmann et al., 2010）をはじめとし、爬虫類と両生類あわせて14種、コウモリ1種、その他淡水魚などが多く新種として見つかったことから想像できる（Geissmann et al., 2011）。本研究で調査対象地としたミャンマー中央部においても、過去の野生動物の個体群密度に関する情報はほとんど残されていない。

2011年の民政移管後、軍事政権による統制が弱まり、先進各国が支援や開発に乗り出している。「東南アジア最後のフロンティア」とも称され、国際社会からの注目度が一気に上がっているミャンマーでは今後、急速な開発が進むことは確実である。その中で豊かな自然資源を守ることはできるだろうか。一度絶滅してしまった種は二度と生き返ることはない。ミャンマーの場合、その生物多様性の実態がいまだ不明であるということが一番の問題である。まずはその謎に包まれた生態系の実態を明らかにすることが喫緊の課題である。

そこで、本研究はミャンマー中央部、バゴー山地に位置するマンダレー地方域のM村周辺の森林

を調査対象地に、M村周辺の森林における動物相の変化を明らかにすることを通して、森林減少や劣化が動物の個体群密度に与える影響を考察することを目的とする。ここで、動物相というあまりにも対象が広がってしまうため、本研究では哺乳類に限定して調査・分析を行った。バゴー山地は、森林減少に歯止めがかからないミャンマーの中で、他の地域と比較して森林が残存している地域である(Leimgruber et al. 2005)。しかしながら、M村周辺の森林は近年、森林劣化が急速に進んでいる(小林, 広島大学, 未発表データ)。森林減少・劣化が急速に進む当該地区は、森林減少や劣化が動物相にどのような影響を及ぼしているのかを明らかにするという上記の目的に適していると考え、本研究の調査対象地に選定した。

調査対象地での過去の動物個体群密度に関するデータがないため、本調査ではM村に在住している狩猟を生業とする住民2名(いずれも男性、以降「ハンター」と呼ぶ)に最近10年間の動物相の変化について、聞き取り調査を行うことによって過去から現在にかけての野生動物の個体群密度の増減を比較することを試みた。

2. 方法

2-1. 調査地概要・調査期間

本研究は2015年8月から9月及び、2016年2月から3月にかけての調査をミャンマーバゴー山地内のM村で行った(19°54' ~ 19°57' N, 95°49' ~ 95°59' E; 標高約 170 ~ 360m)。バゴー山地は、イラワジ川流域とシッタン川流域の分水嶺となる標高約800mの緩やかな起伏に富む山地である(鈴木, 2010)。本調査地の主な森林タイプは混交落葉樹林である。混交落葉樹林とは熱帯季節林の一種であり、数種のフタバガキ科の樹種によって優占される落葉フタバガキ林に比べ、混交落葉樹林は多くの種が生育していることが特徴である(杉本ら, 2001)。調査地の優占樹種はクマツヅラ科のチーク(*Tectona grandis* L. f.)であり、亜高木層にチャタウンワ(*Bambusa polymorpha* Munro)やティンワ(*Cephalostachyum pergracile* Munro)などのタケ類が頻出する。そのほかピン

カド(*Xylia xylocarpa* (Roxb.) Taub.)やビルマカリン(*Pterocarpus macrocarpus* Kurz)といった経済価値の高い有用樹種などが多く出現する(加藤, 2008・Bahadur and Naithani, 1976・Thein et al., 2007)。かつて、タイからミャンマーにかけて広大な面積を誇っていた森林が今はほとんど消失してしまったが、バゴー山地は全面積の47%を森林が覆っている(Leimgruber et al., 2005)。また、本調査地は熱帯モンスーン気候下にあり、季節風の影響で雨季(4月~9月)と乾季(10月~3月)に分けられ、年間降雨量の約97%が雨季に集中する。調査を行ったM村内で得られた気象データによれば年平均降雨量は1,421.1mm、年平均気温は24.5°Cである(三浦, 広島大学, 未発表データ)。

M村では計1,396世帯(2014年 現在)の住民が暮らしており、ほとんどの住民が森林資源に依存した生活を送っており、薪炭材や建材、食用として多くの林産物を日常的に利用している。また、住民のほとんどは家畜を飼育しているため、それらを主な蛋白源として生活している(三浦, 広島大学, 未発表データ)。近年、M村の人口は増加傾向にあるため、村周辺の森林では住民利用の程度が上昇し、森林劣化が急速に進んでいる(小林, 広島大学, 未発表データ)。

2-2. ハンターへの聞き取り調査とカメラトラップ法による哺乳動物相の調査

マンダレー地方域M村において、20代男性と40代男性のハンター2名を対象に、ハンター歴と、狩猟以外の生業、平均年収について聞き取り調査を行った。また、あらかじめミャンマーに生息しているとされている野生動物をShepherd et al. (2012)を参考に調べておき、その写真をハンターに提示しながら、どの野生動物を狩猟しているか、また、10年前と比較し、それら野生動物の狩猟個体数がどのように変化したかについて聞き取り調査を行った。ハンターに問うた狩猟個体数はハンター自身が感覚的に得ている概ねの増減傾向で、以下の五つの基準を設定して聴取した: 10倍以上に増加、2倍以上に増加、変化なし、1/2以下に減少、1/10以下に減少。また、ハンターが狩猟していると回答した野生動物について、

IUCN (2016) のレッドデータブックに記載されているかを調べ、特に絶滅危惧種とされているものに関して、CR (Critically Endangered); 近絶滅種、Endangered EN (Endangered); 絶滅危惧種、VU (Vulnerable); 危急種のいずれかの危機ランクを示した。加えて本研究では準絶滅危惧種とも呼ばれる NT (Near Threatened); 近危急種までのランクを示した。

また、ハンターが狩猟していると回答した野生動物が実際に森林の中で出現するのかを調べるために、カメラトラップ法による哺乳動物相の調査を用いて照合させた。赤外線センサーを搭載した自動撮影カメラを使用するカメラトラップ法は、夜行性で目視調査が困難な哺乳類の調査に頻繁に用いられる (Karanth, 1995・Hayes et al., 2006)。この方法では、捕獲を行わないため個体の詳細なデータは得られないが、撮影された時刻や出現回数などを記録することができる。自動撮影カメラ (Fieldnote DS2、麻里府商事製、山口県岩国市) を調査地周辺の森林に計7台設置し、2015年8月29日から9月10日の期間中、一台当たり7～13日間撮影を行った (表1)。自動撮影カメラの性

質上、センサーが感知してから実際に撮影するまでに数秒のタイムラグがあり、動物が記録されない写真が撮影される場合があるため、哺乳類を自動撮影カメラの前に留め、確実に撮影することを目的として、バナナとピーナッツを使用した。撮影データを Shepherd et al. (2012) を参考に属レベルで同定した。ただし、出現した1種のコウモリについては、目レベルまでしか同定できなかった。同一個体が短時間に複数回出現した場合、出現回数が正確に計測できないため、30分以内に同一種が連続して出現した場合は、1回の出現としてカウントした (Yasuda, 2004)。カメラ設置箇所ごとに、哺乳類各目あるいは属ごとの1日当たりの出現回数を求めた。

2-3. 解析方法

動物相の変化について、最近10年間で増えている/減っている動物とその動物の個体サイズとの間に関係があるかを調べた。個体サイズに注目したのは、個体サイズが大きい動物は、世代時間が長く (Simpson, 1944)、個体密度が低く (Stanley, 1979・Van Valkenburgh et al., 2004)、生息地の減

表1 カメラトラップの設置期間と出現動物種の頻度

| Camera No. ¹ | Period of installation in 2015 | Species caught on cameras ² | Frequency of the appearance ³ |
|-------------------------|--------------------------------|--|--|
| 1 | 8/29～9/10 (13 Days) | <i>Tamiops</i> spp. | 2 |
| | | <i>Rattus</i> spp. | 50 |
| 2 | 8/29～9/10 (13 Days) | <i>Rattus</i> spp. | 58 |
| | | <i>Tupaia</i> spp. | 13 |
| | | <i>Tamiops</i> spp. | 2 |
| 3 | 9/4～9/10 (7 Days) | <i>Rattus</i> spp. | 22 |
| | | Unidentified | 1 |
| 4 | 8/30～9/10 (12 Days) | <i>Rattus</i> spp. | 15 |
| | | <i>Tupaia</i> spp. | 31 |
| 5 | 8/30～9/10 (12 Days) | <i>Tamiops</i> spp. | 1 |
| | | <i>Tupaia</i> spp. | 34 |
| | | <i>Rattus</i> spp. | 36 |
| 6 | 9/1～9/10 (10 Days) | <i>Tupaia</i> spp. | 11 |
| | | <i>Rattus</i> spp. | 11 |
| 7 | 9/2～9/10 (9 Days) | <i>Chiroptera</i> spp. | 3 |
| | | <i>Tupaia</i> spp. | 13 |

1. カメラは計7個設置した。2. 写っていた5種の哺乳動物のうち、1種類は同定が困難であった。その他の4種は識別が可能であり、目あるいは属レベルで記載した。3. 同一個体が短時間に複数回出現した場合、出現回数が正確に計測できないため、Yasuda (2004) の方法を参考に、30分以内に同一種が連続して出現した場合は、1回の出現としてカウントした。カメラ設置箇所ごとに、哺乳類各目、科、あるいは属ごとの1日当たりの出現回数を求めた。

少の影響を受けやすいため (Webb, 1969・Brown and Maurer, 1989・Diniz-Filho et al., 2005)、環境変化による絶滅のリスクが高いことが先行研究により知られているからである (Tomiya et al., 2013)。本研究で、ハンターは様々な個体サイズの野生動物を狩猟していることが明らかになった。そこで、M村周辺の森林で最近10年間の野生動物の個体群密度の増減と野生動物の個体サイズをロジスティック回帰を用いて分析を行った。個体サイズに関しては、Francis et al. (2001)、Whitten and Compost (1998)、Dobroruka (1999) を参照に平均体重を調べ、それを用いた。ロジスティック回帰は2値変数で表される生態学的現象によくあてはまることが知られている (Boyce, 1999)。最も単純なロジスティック回帰を用いる場合、目的変数は0か1で表される2値を用いる。ロジスティック回帰モデルは

$$p = \exp(y) / (1 + \exp(y)) \quad (1)$$

$$y = b_0 + b_1 x_1 = \text{logit} p \quad (2)$$

の式で表される。ここで、 p は0か1のどちらか値をとる目的変数を、 x_1 は説明変数で、本研究では野生動物の個体サイズを示し、 b_1 は回帰係数である。本研究ではハンターが狩猟している動物の個体群密度が最近10年間で減っている場合を $p = 0$ 、増加もしくは変動なしの場合を $p = 1$ 、の目的変数とした。式 (1) は、

$$\log \{ p / (p - 1) \} = b_0 + b_1 x_1 \quad (3)$$

と変換できる。(3)式の左辺に含まれる $p / (p - 1)$ はオッズ (odds) と呼ばれる。 $x + 1$ の時の予測確率を p^* とすると、 x の時の予測確率 p とは、 $(p^* / (1 - p^*)) / (p / (1 - p))$ という関係を持ち、オッズ比 (odds ratio) と呼ばれる。したがって、本研究の場合、オッズ比とは、「動物の個体サイズ」が x kgより1 kg増えた場合の「動物の個体群密度が増加する確率 / 動物の個体群密度が減少する確率」となる。つまりオッズ比が1以上の値をとる場合は個体サイズが大きいほど個体群密度が増加する確率は大きくなることを表す。

また、野生動物の特性と個体群密度の増減の関係も調べた。まずハンターが狩猟していると回答した野生動物について、既存の研究や知見 (Dobroruka, 1999・Francis et al., 2001・Shepherd

and Shepherd, 2012・Whitten and Compost, 1998) を参考にし、①活動時間、②生息場所、③食性を調べた。活動時間については昼行性か夜行性かで2つに分け、生息場所については樹上か地上かその他 (地下、水辺) の3つに区分した。食性については肉食か草食か雑食の3つに区分した。さらに、各野生動物の特性と10年間の個体群密度の増減についてそれぞれ分割表を作成し、フィッシャーの正確確率検定を用いて独立性の検定を行った。

ロジスティック回帰分析及びフィッシャーの正確確率検定にはR Core Team (2015) による統計ソフトR version 3.2.3を用いた。

3. 結果

20代男性のハンターは他地域からM村への移住民で、ハンター歴は10年であった。普段は農業で生計を立てており、年収は約1,684ドル (1米ドル = 1,366.03 ミャンマーチャット 2017年3月20日時点) であった。これはM村の平均年収の1,521ドルよりも少し多い金額である (N=31, 小林, 広島大学, 未発表データ)。狩猟回数は年に10回程度だった。一方、40代のハンターはM村出身のため、M村在住年数は長いものの、ハンター歴は20代ハンターと同じ10年だった。年収は1,098ドルと村の平均年収よりも低く、普段は農業で生計を立てており、狩猟回数は年に3回程度であった (表2)。

M村のハンターは計23種の哺乳動物を狩猟していたことが調査により明らかになった (表3)。また、ハンターによると同地域では野生動物の個体数が10年前と比較し、変化していることが分かった。ハンターが狩猟していると回答した23種の哺乳動物のうち最近10年間で個体数が変化

表2 M村在住の2名のハンターの詳細

| | 20代ハンター | 40代ハンター |
|-----------------------|---------|---------|
| ハンター歴 (年) | 10 | 10 |
| 年収 (米ドル) ¹ | 1,684 | 1,098 |
| 狩猟回数 (/年) | 10 | 3 |
| 主な収入源 | 農業 | 農業 |

¹ 1米ドル = 1,366.03 ミャンマーチャット (2017年3月20日時点)

表3 狩猟対象動物とその特性

| Scientific Name | English Name | Camera Trap ¹ | Average Mass (kg) | Change in population size ² | Activity Time | Habitat | Eating | INCU Category ³ |
|-----------------------------------|------------------------------|--------------------------|--------------------|--|---------------|-------------|--------------|----------------------------|
| <i>Ursus thibetanus</i> | Asian Black Bear | | 130.0 | decrease (1/2) | nocturnal | ground | omnivorous | VU |
| <i>Catopuma temminckii</i> | Asian Golden Cat | | 1.30 | decrease (1/2) | diurnal | ground | meat-eating | NT |
| <i>Ratufa bicolor</i> | Black Giant Squirrel | | 1.50 | decrease (1/2) | diurnal | arboreal | grass-eating | NT |
| <i>Caoricornis rubidus</i> | Burmese Red Serow | | 112.5 | decrease (1/2) | diurnal | ground | grass-eating | - |
| <i>Manis javanica</i> | Sunda Pangolin | | 7.00 | decrease (1/2) | nocturnal | underground | meat-eating | CR |
| <i>Tupaia glis</i> | Common Treeshrew | ○ | 0.14 | no change | diurnal | ground | omnivorous | - |
| <i>Trachypithecus hatinhensis</i> | Dusky Langur | | 7.40 | decrease (1/2) | diurnal | arboreal | omnivorous | EN |
| <i>Hystrix brachyura</i> | East Asian Porcupine | | 9.00 | decrease (1/2) | nocturnal | ground | grass-eating | - |
| <i>Prionailurus viverrinus</i> | Fishing Cat | | 9.00 | decrease (1/2) | nocturnal | water-side | meat-eating | VU |
| <i>Canis aureus</i> | Golden Jackal | | 10.0 | decrease (1/2) | nocturnal | ground | meat-eating | - |
| <i>Hoolock hoolock</i> | Hoolock | | 9.0 | decrease (1/2) | diurnal | arboreal | grass-eating | EN |
| <i>Petaurista philippensis</i> | Indian Giant Flying Squirrel | | 0.40 ⁴ | decrease (1/2) | nocturnal | arboreal | grass-eating | - |
| <i>Viverra zibetha</i> | Large Indian Civet | | 8.50 | decrease (1/2) | nocturnal | ground | omnivorous | - |
| <i>Prionailurus bengalensis</i> | Leopard Cat | | 9.00 ⁵ | decrease (1/2) | nocturnal | ground | meat-eating | - |
| <i>Macaca fascicularis</i> | Long tailed Macaque | | 3.25 | decrease (1/2) | diurnal | arboreal | omnivorous | - |
| <i>Pardofelis marmorata</i> | Marbled Cat | | 3.50 | decrease (1/2) | nocturnal | arboreal | meat-eating | NT |
| <i>Nycticebus coucang</i> | Sunda Slow Loris | | 1.50 | decrease (1/2) | nocturnal | arboreal | omnivorous | VU |
| <i>Sundasciurus tenuis</i> | Slender Squirrel | | 0.09 ⁶ | no change | diurnal | arboreal | omnivorous | - |
| <i>Herpestes javanicus</i> | Small Asian Mongoose | | 0.75 | no change | diurnal | ground | meat-eating | - |
| <i>Capricornis sumatraensis</i> | Sumatran Serow | | 112.5 | decrease (1/2) | diurnal | ground | grass-eating | VU |
| <i>Rattus tanezumi</i> | Tanezumi rat | ○ | 0.055 ⁷ | Increase (Less than 2times) | nocturnal | ground | omnivorous | - |
| <i>Tamiops mccllellandii</i> | Western Striped Squirrel | | 0.09 ⁸ | no change | diurnal | arboreal | omnivorous | - |
| <i>Sus scrofa</i> | Wild boar | | 67.50 | decrease (1/10) | nocturnal | ground | omnivorous | - |

1. カメラトラップに写っていた野生動物 2. 10年前と比較して個体数が decrease (1/2); 1/2に減少, no change: 変化なし, Increase (Less than 2times); 増加したものの2倍まではいかない, decrease (1/10); 1/10に減少

3. 2016年レッドリストの危機ランク NT (Near Threatened): 近危急種 VU (Vulnerable): 危急種 EN (Endangered): 絶滅危惧種 CR (Critically Endangered): 近絶滅種

4. 同属の種 *Petaurista petaurista* の値を使用 5. 同属の種 *Prionailurus viverrinus* の値を使用 6. 同属の種 *Sundasciurus lowii* の値を使用 7. 同属の種 *Rattus rattus* の値を使用 8. 同科の種 *Sundasciurus lowii* の値を使用

していないとされたものは4種、増加傾向にあるとされたものは1種、減少傾向にあるとされたものは18種であった(表3)。

ハンターが狩猟していると回答した23種の野生動物の中で、レッドリスト (IUCN, 2016) に絶滅危惧種、もしくは準絶滅危惧種として掲載されている種は10種だった(表3)。

また、計76カメラ日の撮影で哺乳類が写っている743枚の写真を得た。写っていた5種の哺乳動物のうち、1種類は同定が困難であったが、他は全て目、科、属レベルでの識別が可能であった(表1)。ハンターが狩猟していると回答した23種の野生動物の中で、カメラトラップに写っていた動物のリストに属する動物は2種であった(表3)。

ロジスティック回帰分析の結果、個体群密度の増減と個体サイズの間有意確率10%未満で傾向がみられた($P=0.092$, 図1)。オッズ比は0.013と1より小さかったため、大きい野生動物は減少傾向に、個体サイズの小さい野生動物は増加傾向にあるという結果であった。

また、①活動時間が夜行性であるか昼行性であるか、②生息場所が地上であるか樹上であるかそれ以外の場所であるか、③食性が雑食であるか草食であるか肉食であるかという3つの項目はそれぞれ個体群密度の増減に有意な影響を与えていないことが分かった(いずれの場合も $P > 0.05$, 表4~6、フィッシャーの正確確率検定)。

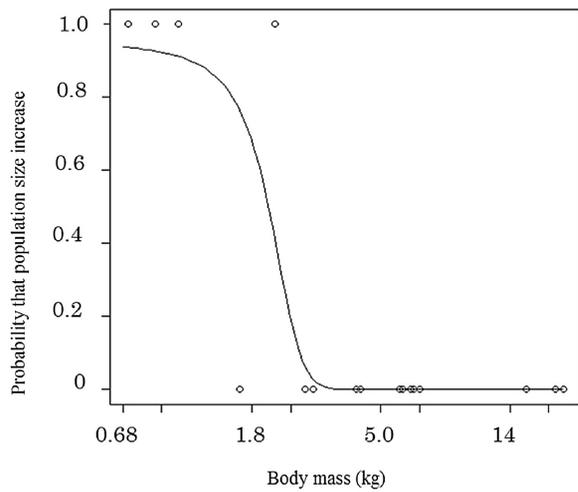


図 1 M 村周辺の森林の哺乳動物相の体重と 10 年間の個体数変動の関係性。オッズ比は 0.013 と 1 より小さかったため、個体サイズの大きな野生動物は減少傾向に、小さな野生動物は増加傾向にあるという結果であった。個体群密度の増加確率と個体サイズの間には有意確率 10% で傾向がみられた ($P = 0.092$, ワルド検定)。図中の曲線は、ロジスティック回帰分析による予想曲線である。

表 4 動物の活動時間と 10 年間の個体数密度の変化の関係 ($P = 0.155$, フィッシャーの正確確率検定)

| | Activity Time | | |
|--------------------|---------------|---------|-------|
| | Nocturnal | Diurnal | Total |
| Increase/No change | 1 | 4 | 5 |
| Decrease | 11 | 7 | 18 |
| Total | 12 | 11 | 23 |

表 5 動物の生息場所と 10 年間の個体数密度の変化の関係 ($P = 1.00$, フィッシャーの正確確率検定)

| | Habitat | | |
|--------------------|---------|----------|--------|
| | Ground | Arboreal | Others |
| Increase/No change | 3 | 2 | 0 |
| Decrease | 9 | 7 | 2 |
| Total | 12 | 9 | 2 |

表 6 動物の食性と 10 年間の個体数密度の変化の関係 ($P = 0.210$, フィッシャーの正確確率検定)

| | Eating | | |
|--------------------|------------|--------------|-------------|
| | Omnivorous | Grass-eating | Meat-eating |
| Increase/No change | 4 | 0 | 1 |
| Decrease | 6 | 6 | 6 |
| Total | 10 | 6 | 7 |

4. 考察

M 村周辺の森林の動物の最近 10 年間の個体群密度の増減と個体サイズを分析した結果、有意ではないものの個体サイズが大きな野生動物ほど減少する傾向にあった。このことから、調査地においても先行研究 (Tomiya et al., 2013) と同じ、個体サイズが大きな野生動物ほど減少する傾向を示すことが分かった。

ミャンマーには先述のスマトラサイ、ジャワサイ、ミャンマーシシバナザルの他にも絶滅危惧種に登録されているアジアゾウ (*Elephas maximus* Linnaeus, 1758)、インドシナトラ (*Panthera tigris* ssp. *corbetti* Mazak, 1968) など貴重な大型の野生動物が数多く生息している (IUCN, 2016)。これらの動物は食物連鎖の上位に位置し、他の多くの種の個体群サイズの制御という点で生態系の中で重要な役割を果たしており、その減少や絶滅は生態系全体への影響が大きい。例えばアジアゾウは行動圏内に独自の移動ルートを持っており、移動ルート周囲は頻繁に攪乱を受けている。アジアゾウの攪乱を受ける森林では、林冠ギャップが頻繁に形成され、遷移後期種の多い熱帯林に遷移初期種が侵入する場所を与えている。遷移初期種は地上生の草食動物にとって重要な食料源となっていることが多く、ゾウによる攪乱は他の草食性の野生動物に大きな影響を及ぼしている (松林, 2008)。

ある生態系の食物連鎖の頂点にいる野生動物は、その生物を保護することによって他の多くの動物も保護されるという概念のもと、アンブレラ種と呼ばれている。先述のサイ、ゾウ、トラなど多くの大型野生動物がアンブレラ種とされている (Roberge and Angelstam, 2004・Caro and O'doherty, 1999)。つまり大型の野生動物の減少を抑止することは他の野生動物を保全するためにも、大変意味があり、かつ喫緊の課題である。特に多くの大型動物が森林に生息しているミャンマーではこうした種の保全を優先的に行うことが生物多様性の効果的な保全策につながると考えられる。

また、逆に個体サイズの小さな生物に着目してみると、ハンターが狩猟している野生動物 23 種の中で一番個体サイズの小さな *Rattus tanezumi*

Temminck, 1844 (以下タネズミ) のみが増加傾向にあることが分かった。*Rattus* 属の動物は人家や人の影響が強い場所を生息地としている (Shepherd, 2012)。Gibson et al. (2013) によれば、森林が分断化されることによって *Rattus* 属の動物の侵入が起こり、この侵入により他の小型野生動物の絶滅が起こるため、元来の森林生態系の多様性を損なってしまう。本研究の結果から明らかになったタネズミの増加は、森林そのものが劣化していることを示唆しているだけでなく、タネズミの侵入によって更なる野生動物の多様性の減少が引き起こされる危険性も示している。

執筆者らがM村で行ったバイオマス調査では、村周辺の薪炭林は、村からおよそ15 km離れたアクセスの悪い森林に比べてバイオマスが約三分の一程度しかないことを示されており、人々がより頻繁に利用している森林は、利用していない森林に比較して劣化していることが明らかになっている (小林, 広島大学, 未発表データ)。この結果と本研究で明らかになったタネズミの増加は両方とも、近隣域の森林は住民活動の影響を強く受けて劣化していることを示唆している。本研究では、過度な人為的圧力は森林劣化を招き、本来生息していたはずの野生動物が減少し、以前はほとんど生息していなかった、劣化した森林にも生息できるわずかな種 (例えばタネズミ) に取って代わられていることをほのめかしている。このまま森林が減少・劣化を続けていくのを傍観しているだけでは、これらの野生動物相が大幅に変化するばかりでなく、森林全体の生態系が崩れてしまうことが予想される。

村のハンターは23種の野生動物を狩猟していたが、そのうち10種は絶滅危惧種か準絶滅危惧種であった。例えばスローロリス (*Nycticebus coucang* Boddaert, 1785) は2000年の時点で準絶滅種にも認定されていなかったものの、2016年3月時点で危急種に認定されている (IUCN, 2016)。このように、短期間に急速に個体数が減少してしまう可能性を考えれば、生物多様性の保全が急務であることがよくわかる。

本研究は過去10年間に生態系が変化していることを示唆するものであったが、現在の野生動

物の個体数や生息場所などの詳細なデータは得られていない。また、本研究では哺乳類全般に関する考察を試みたが、哺乳類以外の動物相や植物相、また、より詳細な種ごとの個体数変化など、多角的かつ長期的な詳細なデータの蓄積がなければ、ミャンマーの多様で複雑な生態系を語るのは難しい。植生変化や森林と密接に関わりあっている人々の林野利用などについても過去から未来にかけての長期的な時間軸の中で注目する必要がある、これら全てが今後の課題である。

謝辞

本研究は環境省地球環境研究総合推進費「途上国での生物多様性と地域社会の相乗便益を目指したセーフガード策定に関する研究 (平成26～28年度、課題番号4-1404)」、課題代表者 奥田敏統の一環としてミャンマー国内で実施した。

本研究を実施するにあたり、ミャンマー林業局研究企画部長 Tint Swe 氏、ミャンマー森林研究所 (Forest Research Institute) Thaug Naing Oo 所長に数多くの便宜を供与いただき、深謝申し上げます。また、現地調査をともに行った京都大学の竹田晋也教授と学生の皆様、早稲田大学の天野正博教授と学生の皆様、そして調査や執筆に多くのお力添えを頂いた広島大学大学院総合科学研究科の研究室の高田モモさん、堀金司さん、上田健太さん、志摩兼さん、大重千宏さんなど、多くの方々のお世話になった。この場をお借りして心から感謝の意を表したい。

参考文献

- Bahadur KN, and Naithani HB (1976) Range extension of the bamboo—*Cephalostachyum pergracile* munro. *Indian Forester*, 102(9): 596-601
- Boyce MS, and McDonald LL (1999) Relating populations to habitats using resource selection functions. *Trends in Ecology & Evolution*, 14(7): 268-272
- Brooks TM, Pimm SL, and Collar NJ (1997) Deforestation predicts the number of threatened birds in insular Southeast Asia. *Conservation Biology*, 11(2): 382-394

- Brown JH, and Maurer BA (1989) Macroecology: the division of food and space among species on continents. *Science*, 243(4895): 1145-1150
- Caro TM, and O'doherty G (1999) On the use of surrogate species in conservation biology. *Conservation biology*, 13(4): 805-814
- Choudhury A (1997) The status of the Sumatran Rhinoceros in north-eastern India. *Oryx*, 31(02): 151-152
- Diniz-Filho JAF, Carvalho P, Bini LM, and Tôrres NM (2005) Macroecology, geographic range size-body size relationship and minimum viable population analysis for new world carnivora. *Acta Oecologica*, 27(1): 25-30
- Dobroruka LJ (1999) *Mammals*. Blitz Editions, Prague, pp. 188
- Food and Agriculture Organization (2015) *Global Forest Resources Assessment 2015*. Rome, pp.241
- Francis CM, Hemmings J, Unwin M, and Stones T (2001) *Mammals of South-East Asia*. New Holland Publishers, Sdn Bhd, pp. 127
- Geissmann T, Lwin N, Aung SS, Aung TN, Aung ZM, Hla TH, Grindley M, and Momberg F (2011) A new species of snub - nosed monkey, Genus *Rhinopithecus* Milne - Edwards, 1872 (Primates, Colobinae), from northern Kachin State, northeastern Myanmar. *American Journal of Primatology*, 73(1): 96-107
- Gibson L, Lynam AJ, Bradshaw CJ, He F, Bickford DP, Woodruff DS, Bumrungsri S, and Laurance WF (2013) Near-complete extinction of native small mammal fauna 25 years after forest fragmentation. *Science*, 341(6153): 1508-1510
- Hayes RA, Nahrung HF, and Wilson JC (2006) The response of native Australian rodents to predator odours varies seasonally: a by-product of life variation? *Animal behaviour*, 71(6): 1307-1314
- IUCN (2015) *National biodiversity strategy and action plan 2015-2020*, pp137
- IUCN (2016) *The IUCN Red list of threatened species*, <http://www.iucnredlist.org/> 2017年5月1日確認
- 加藤真 (2008) ミャンマー中部及び北部跨境地域の自然と送粉共生系. *ヒマラヤ学誌*, 9: 112-134
- Karanth KU (1995) Estimating Tiger *Panthera tigris* populations from camera-trap data using capture-recapture models. *Biological conservation*, 71(3): 333-338
- Kinnaird MF, Sanderson EW, O'brien TG, Wibisono HT, and Woolmer G (2003) Deforestation trends in a tropical landscape and implications for endangered large mammals. *Conservation Biology*, 17(1): 245-257
- Leimgruber P, Kelly DS, Steininger MK, Brunner J, Müller T, and Songer M (2005) Forest cover change patterns in Myanmar (Burma) 1990–2000. *Environmental Conservation*, 32(04): 356-364
- 松林尚志 (2008) 熱帯雨林の自然史 東南アジアのフィールドから. 東海大学出版会, 秦野, pp. 100-127
- Rabinowitz A, and Khaing ST (1998) Status of selected mammal species in North Myanmar. *Oryx*, 32(03): 201-208
- R Core Team (2015) *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>
- Roberge JM, and Angelstam PER (2004) Usefulness of the umbrella species concept as a conservation tool. *Conservation Biology*, 18(1): 76-85
- Shepherd CR, and Shepherd LA (2012) *A Naturalist's Guide to the MAMMALS OF SOUTHEAST ASIA*. John Beaufoy Publishing, Oxford, pp. 176
- Shepherd JD, and Ditgen RS (2012) Predation by *Rattus norvegicus* on a native small mammal in an *Araucaria araucana* forest of Neuquén, Argentina. *Revista Chilena de Historia Natural*, 85: 155-159
- Simpson GG (1944) *Tempo and Mode in Evolution*. Columbia University Press, New York, pp.237
- Smithsonian National Museum of Natural History, <http://botany.si.edu/myanmar/commonNames.cfm> 2017年2月28日確認
- Songer M, Aung M, Senior B, DeFries R, and Leimgruber P (2009) Spatial and temporal deforestation dynamics in protected and unprotected dry forests: a case study from Myanmar (Burma). *Biodiversity and Conservation*, 18(4): 1001-1018
- Stanley SM (1979) *Macroevolution: pattern and process*. Freeman, San Francisco, pp. 332

- 杉本真由美, Soontorn K, and 川崎圭造 (2001) タイ北部 Mae Chaem 地方における落葉フタバガキ林と落葉樹混交林の植生と土壌の特性. 森林立地, 43(2), 33-44
- 鈴木玲治 (2010) バゴー山地におけるタウンヤ農民の土地選択行動と土地条件に関する農学的検討. ヒマラヤ学誌, 11: 143-157
- Thein HM, Minn Y, Fukushima M, and Kanzaki M (2007) Recovery process of fallow vegetation in the traditional Karen swidden cultivation system in the Bago mountain range, Myanmar. Southeast Asian Stud, 45(3): 317-333
- Thomas CD, Cameron A., Green RE, Bakkenes M, Beaumont LJ, Collingham YC, Erasmus BFN, Siqueira MF, Grainger A, Hannah L, Hughes L, Huntley B, Jaarsveld AS, Midgley GF, Miles L, Ortega-Huerta MA, Peterson AT, Phillips OL, and Williams SE (2004) Extinction risk from climate change. Nature, 427(6970): 145-148
- Tomiya, S (2013) Body size and extinction risk in terrestrial mammals above the species level. The American Naturalist, 182(6), E196-E214
- Van Valkenburgh B, Wang X, and Damuth J (2004) Cope's rule, hypercarnivory, and extinction in North American canids. Science, 306(5693): 101-104
- Webb SD (1969) Extinction-origination equilibria in late Cenozoic land mammals of North America. Evolution, 23(4): 688-702
- Whitten J, and Compost A (1998) Tropical Wildlife of Malaysia and Southeast Asia. Periplus Editions, Republic of Singapore, pp. 64
- Wright SJ, Stoner KE, Beckman N, Corlet RT, Dirzo R, Muller - Landau HC, Nunez-iturri G, Peres CA, and Wang BC (2007) The plight of large animals in tropical forests and the consequences for plant regeneration. Biotropica, 39(3): 289-291
- Yasuda M (2004) Monitoring diversity and abundance of mammals with camera traps: a case study on Mount Tsukuba, central Japan. Mammal study, 29(1): 37-46