

目 次

はじめに	山崎晃司	i
本書で取りあげたクマ類の生物学的特徴	Gabriella M. Fredriksson, 大井 徹, 下稲葉さやか, 龚 继恩, 間野 勉, Netrapal Singh Chauhan, Shyamala Ratnayeke	iii
第1章	パキスタンのクマ類の生息状況と保全	1
	Kashif M. Sheikh	
第2章	インドのクマ類の現状	7
2.1	インドのヒグマの現状	7
	Sambandam Sathyakumar	
2.2	インドのツキノワグマの現状	12
	Sambandam Sathyakumar	
2.3	インドのマレーグマの現状	21
	Netrapal Singh Chauhan	
2.4	インドのナマケグマの現状	26
	Netrapal Singh Chauhan	
第3章	スリランカのナマケグマの現状	35
	Shyamala Ratnayeke, Shanmugasundaram Wijeyamohan, Charles Santiapillai	
第4章	バングラデシュにおけるクマ類の生息状況と保全	41
	Md. Sohrab Uddin Sarker	
第5章	ミャンマーのクマ類の生息状況と保全	45
	Saw Htun	
第6章	タイのクマ類の現状	50
	Supagit Vinitpornsawan, Robert Steinmetz, Budsabong Kanchanasakha	
第7章	カンボジアにおけるクマの保全	57
	Chamnan Nea, Divan Nong	
第8章	ベトナムにおけるクマ類の生息状況と保全	60
	Dang Nguyen Xuan	
第9章	マレーシアにおけるマレーグマの現状	65
	Siew Te Wong	
第10章	インドネシアにおけるマレーグマの現状	72
	Ligaya Tumbelaka, Gabriella M. Fredriksson	

第11章	ロシアのクマ類の現状	78
11.1	ロシア極東地域のヒグマの生物学と保護の現状	78
	Ivan V. Seryodkin	
11.2	ロシア極東地域のツキノワグマの生物学と保護の現状	85
	Vladimir V. Aramilev	
第12章	モンゴルのクマ類の現状	89
	Badamjav Lhagvasuren, Batmunkh Mijiddorj	
第13章	中国のクマ類の現状	96
	龚 继恩, Richard B. Harris	
第14章	朝鮮（韓）半島におけるクマ類の現状とツキノワグマの回復計画	101
	韓 尚勲	
第15章	台湾のツキノワグマの生息状況と管理	105
	黄 美秀, 王 颢	
第16章	日本のクマ類の現状	109
16.1	日本のヒグマの生息状況 間野 勉（編）	109
	生物学的特徴 ：分類と形態(大舘智氏, 釣賀一二三), 行動と生態(佐藤喜和), 分子系統と遺伝学(増田隆一), 生理(坪田敏男)	
	生 息 状 況 ：現在の分布, 過去の分布, 生息数, 捕獲数, 生息地(間野 勉)	
	保護管理の問題 ： 人間との軋轢(早稲田宏一, 釣賀一二三), 普及啓発(早稲田宏一, 亀山明子)	
	提 言 (間野 勉)	
16.2	日本のツキノワグマの生息状況 大井 徹, 山崎晃司（編）	120
	生物学的特徴 ：分類と形態(下稲葉さやか), 行動と生態(橋本幸彦), 遺伝学(大西尚樹), 生理 (坪田敏男)	
	生 息 状 況 ：分布の変化, レッドデータブックの個体群, 生息数, 捕獲数(羽澄俊裕), 人間との軋轢, 生息地の現状 (青井俊樹)	
	普 及 啓 発 (山崎晃司)	
	提 言 (山崎晃司)	
16.3	日本における保護管理の法律と体制	131
	草刈秀紀, 間野 勉	
16.4	日本におけるクマの胆の利用と取引	132
	石原明子	
16.5	クマを崇め、クマを狩る人々	134
	田口洋美	
第17章	まとめ ―アジアでの協働に向けて―	136
	大井 徹, 佐藤喜和, 間野 勉, 山崎晃司	
用 語 解 説		138
著 者 一 覧		142
訳 者 一 覧		145
編集委員会		146

はじめに

山崎晃司

日本クマネットワーク副代表／茨城県自然博物館

アジアは世界のクマ類8種のうち、実に6種（ツキノワグマ、ヒグマ、マレーグマ、ナマケグマ、ホッキョクグマ、パンダ）が生息するクマ類の保全上特筆すべき地域である。しかし残念なことに、アジアからのクマ類に関する情報発信は極めて限られてきた現状が指摘できる。

1999年に出版されたIUCNクマ類アクションプランは、世界のクマ類の状況を種ごとに網羅的に集約した点で高く評価される。しかしアジアのクマ類についての記述は不十分であったり未知であったりする部分が多く、またその後も欧米では科学論文の出版が相次いで情報を更新していることと対照的に、アジアでは追加情報は非常に限られてきた。

もちろん、我々アジアのクマ関係者は、そうした状況をよしとしてきたわけではなく、状況を大きく改善できないことに忸怩たる気持ちを抱き続けてきた。アジアのクマ生息地は、地形の急峻な地域、見通しの悪い森林が多く、野外調査が困難であることと、社会的な不安定、経済的な困窮といった根幹的な課題を抱える国々も多いためである。しかし悩んでいるだけでは次の扉は開かない。本レポートはそうした背景を受け、意欲ある関係者らにより、その後のアジアでのクマ類情報について国ごとの取りまとめを試みたものである。2006年10月に第17回国際クマ会議がアジアで初めて日本で開催された。会議をその場限りのイベントで終わらせないためにも、本レポートが今後のアジアの関係者間でのネットワーク構築に果たす役割への期待は大きい。

レポートの内容としては、科学的記述のみならず、文化的側面からの記述も執筆項目として盛り込んだ。これは、アジアならではの、欧米とは異なった人とクマの関わり史が存在するためである。アジア各国への執筆の依頼にあたっては、将来的な人材育成の観点から、若手を中心にアジアに国籍を有する人、もしくはその地に骨を埋める心意気で取り組んでいる人たちにお願いすることとした。

本レポートで扱うことが出来た国々は、人材や情報がまだ十分に蓄積されていないアジアの現状を反映して17の国（と地域）にとどまった。編集委員会は、クマ類の分布

するパキスタン以西のアジア地域を対象に様々な伝手を利用して執筆候補者を搜したが、作業は予想以上に難航し、国によっては選択が二転三転した場合もあった。これは政治的な理由による場合もあったが、アジアにはクマだけに関わっている人材が予想以上に少ないこと、つまりクマで食べていける人がごく限られている表れでもある。

各国の執筆者は、IUCNのクマ類アクションプラン以降の新たな情報の追加に挑んだが、記述された情報すべてが最新のものとではならなかった。また多様な自然環境と同様に、多様な言語を持つアジア各国であるが、原稿の執筆は外国語である英語でなされ、さらに、ボランティアの力によって日本語に翻訳された。そのため微妙なニュアンスを正確に伝えられなかった部分もある。それらの点に関し、読者からの辛口のご批評を受けることがあるかもしれない。しかし前述のように本レポートはアジアでの嚆矢であり、やや言い訳がましくなるが、あくまでもこれは第一歩ということで理解いただければ幸いである。今後さらにこの輪が広がることによってそれらの不足点が少しずつ補填されていくことを期待したい。

なお、各国でのクマ類の分布情報については本レポートではあまり詳細には掘り下げていない。現在、IUCNクマ類専門家グループにより、種ごとでの分布図づくりが進められていることから、そちらの報告を待ちたい。

本レポートは日本語版印刷物として出版される他に、すでに英語版が先行出版されている。またウェブサイト<http://www.japanbear.org>において、日本語版、英語版に加えて、アジア各国語版のデジタル配信（PDFファイル形式）も行われている。本レポートの刊行のもうひとつの目的が、アジアでのクマ類の保全を前進させるために、研究者などクマ関係者にとどまらず、一般も含めて広く情報の共有をはかることにあるためである。

本レポートは、1996年に発足したクマ類の関係者でつくるNGO組織「日本クマネットワーク」の記念すべき刊行物のひとつとして位置づけられる。編集委員会の立ち上げは2003年12月に遡るが、編集・出版に関わる作業はすべてボランティアワークによりなされた。

出版にご協力いただいた数多くの方たち、また出版に際し助成をいただいた地球環境基金、WWF・日興グリーンインベスターズ基金にこの場をお借りして心からお礼申し上げます。

げたい。本レポートに掲載されたすべてのレポートは、専門家による査読を経ていることを最後に申し添える。



Photo by Koji Yamazaki

足尾山地で撮影されたニホンツキノワグマの幼獣

本書で取りあげたクマ類の生物学的特徴

マレーグマ (サンベアー、ハニーベアー)

IUCN カテゴリー：情報不足、CITES 附属書：I

マレーグマ (*Ursus malayanus*、あるいは *Helarctos malayanus*) は、インド北東部、ミャンマー、バングラデシュ、中国南西部、タイ、ラオス、カンボジア、ベトナム、マレーシア、ブルネイ、インドネシアの森林に生息する。一般に、ボルネオのマレーグマ (*H. m. eurypilus*) は、スマトラやアジア本土に生息するマレーグマ (*H. m. malayanus*) よりも小型であり (Horsfield 1825; Maijaard 2004)、形態や頭蓋計測値の違いから、2 亜種への分類が提案されている。

現存するクマ科 8 種のうち最小で、極端に長くカーブした爪、内側に曲がった前肢、相対的に大きな足掌と強力な顎の筋肉、不釣り合いに大きな犬歯、クマ科の中でもっとも長い舌を持つ。

熱帯常緑雨林が主要な生息地である。この熱帯雨林にはさまざまな生息地タイプが含まれる。すなわち、低地のフタバガキ科林、泥炭湿地林、淡水低湿地、石灰岩・カルスト状の丘陵地、丘陵地森林、低山地林、乾燥落葉樹林、その他の森林タイプである。

雑食性であり、シロアリ、アリ、甲虫の幼虫、ハチミツを主に食べ、多種の果実類も食べる (Wong et al. 2002; Fredriksson et al. 印刷中)。野生のマレーグマの行動や社会構造はほとんどわかっていない。マレーグマには明確な繁殖期がないと考えられており、通常 1 仔を産む (Schwarzenberger et al. 2004)。

(Gabiella M. Fredriksson)

ツキノワグマ (アジアクロクマ、ヒマラヤグマ)

IUCN カテゴリー：絶滅危惧 II 類、イラン、パキスタンの個体群は絶滅危惧 IA 類、CITES 附属書：I

ツキノワグマ (*Ursus thibetanus*) は中型のクマで、オス成獣で 50 ~ 200kg、メス成獣で 40 ~ 125kg になる。東は日本から西はイランまでアジア全域に広く分布している。現在、イラン、アフガニスタン、パキスタン、インド、ネパール、ブータン、中国、ロシア、バングラデシュ、ミャンマー、タイ、ラオス、カンボジア、ベトナム、韓国、北朝鮮、台湾、日本での生息が報告されている。本種は一般に次の 7 亜種に分類される。*U. t. japonicus* (日本)、*U. t. formosanus* (台湾)、*U. t. ussuricus* (ロシア南東部、韓国、北朝鮮、中国東北部)、*U. t. gedrosianus* (イラン、パキスタ

ン)、*U. t. laniger* (ヒマラヤ西部)、*U. t. mupinensis* (中国南西部)、*U. t. thibetanus* (その他の地域) (Pocock 1932; Wozencraft 2005)。

植物を主な食物とするが、昆虫、ミツバチの巣、軟体動物、哺乳類も食べる。食性は季節的、地理的に異なっており、温帯では、木本と草本の葉、タケノコ (春と初夏)、木本の果実 (秋) が一般的である。

4 ~ 5 歳で繁殖可能になる。繁殖期は早い地域では 5 月頃、遅い地域では 8 月頃と、地域によって異なっている。一般に 1 ~ 2 月に出産し、産仔数はたいてい 2 頭である。冬眠は寒冷な北部では比較的長く、期間は一般に 10 月 ~ 4 月と考えられる。温暖な分布の南部では、年中活動することが報告されている。

(大井 徹, 下稲葉さやか, 糺 継恩)

ヒグマ

IUCN カテゴリー：低リスク、CITES 附属書：II、ブータン、中国、メキシコ、モンゴルの個体群と *Ursus arctos isabellinus* は、I

ヒグマ (*Ursus arctos*) は、クマ科 8 種の中ではホッキョクグマ (*Ursus maritimus*) に次いで大型の種である。オス成獣は 130 ~ 400kg、メス成獣は 80 ~ 230kg になる (McLellan 1994; <http://www.bearbiology.com/brwnbear.htm>)。体サイズに違いの生じる最も大きな要因は、食物条件である。ヒグマは他のどのクマ科よりも広い地理分布をしており、ヨーロッパ、中東、アジアの大部分、北米西部が分布域に含まれる。アジアでは、トルコ、イラン、アフガニスタン、パキスタン、インド、バングラデシュ、ネパール、ブータン、中国東北部と西部、モンゴル、ロシア、日本の北海道に分布している。生息地も非常に変化に富んでおり、砂漠やステップ、森林、ツンドラが含まれる。

雑食性でさまざまなものを食べるが、地域によって食性は異なる。しかしながら、主要な食物は果実、草本、塊茎といった植物質である。また、昆虫、魚類、小型・大型哺乳類も食べる。

交尾期は 5 ~ 7 月で、2 ~ 4 仔を冬眠中の 1 ~ 2 月に産む。メスはたいてい 4 ~ 5 歳で繁殖齢に達し、繁殖終了年は 28 ~ 29 歳と推定されている (Schwartz et al. 2003)。

(間野 勉)

ナマケグマ

IUCN カテゴリー:絶滅危惧Ⅱ類、CITES 附属書: I

ナマケグマ (*Melursus ursinus* または、*Ursus ursinus*) は、インド亜大陸 (インド、ネパール、ブータン、バングラデシュ) とスリランカに分布している (Garshelis et al. 1999)。*M. u. ursinus* と *M. u. inornatusrsinus* 2つの亜種に区別され、後者はスリランカの固有種である。

体色はにぶい黒色で毛深く、胸に U 字型の白斑があり、白っぽい鼻をしている。シロアリを食べるのに適応し、突き出せる唇、広い口蓋を持ち、上顎第一切歯を欠くという特徴がある。成獣の体長は 140 ~ 190cm、尾長は 10 ~ 12.5cm である (Prater 1980; Ward and Kynaston 1995)。オスはふつう 80 ~ 145kg でメスは 55 ~ 95kg である。

森林、草地、低木林などの多様な環境を利用し (Joshi et al. 1995; Akhtar et al. 2004)、通常は標高 1,000m 未満に生息する (Garshelis et al. 1999; Johnsingh 2003)。シロアリ採食に適応しているものの、果実も重要な食物である (Gokula et al. 1995; Joshi et al. 1997)。交尾期は主に 5 ~ 7 月で、仔は 6 ~ 7 ヶ月後の 11 月 ~ 1 月に産まれる (Joshi et al. 1999; Chauhan et al. 2003)。産仔数は 1 ~ 2 頭である。メスは通常、仔を数ヶ月間背中に乗せて運び、2 年余の期間一緒にいる (Garshelis et al. 1999)。

(Netrapal Singh Chauhan, Shyamala Ratnayake)

なお、IUCN レッドリストカテゴリーの日本語訳は、IUCN 日本委員会のホームページ (http://www.iucn.jp/protection/species/redlist_category.html) で定めるものに従った。

引用文献

- Akhtar N, Bargali HS, Chauhan NPS (2004) Sloth bear habitat use in disturbed and unprotected areas of Madhya Pradesh, India. *Ursus* 15(2):203-211.
- Chauhan NPS, Bargali HS, Akhtar N (2003) Ecology and management of problematic sloth bear in North Bilaspur forest division Madhya Pradesh. A Project Report - Wildlife Institute of India. Dehradun, India.
- Fredriksson GM, Wich SA, Trisno (印刷中) Frugivory in sun bears (*Helarctos malayanus*) is linked to El Niño-related fluctuations in fruiting phenology, East Kalimantan, Indonesia. *Biological Journal of the Linnean Society*.
- Garshelis DL, Joshi AR, Smith JLD, Rice CD (1999) Sloth Bear Conservation Action Plan (*Melursus ursinus*). In: Servheen C, Herrero S, Peyton B (eds.) Bears: Status survey and conservation action plan. IUCN/SSC Bear and Polar Bear Specialist Groups, IUCN, Gland, Switzerland, pp. 225-240.
- Gokula V, Sivaganesan N, Varadarajan M (1995) Food of the sloth bear (*Melursus ursinus*) in Mundanthurai Plateau, Tamil Nadu. *The Journal of the Bombay Natural History Society* 92:408-410.
- Horsfield T (1825) Description of the *Helarctos euryspilus*; exhibiting in the bear from the island of Borneo, the type of a subgenus of *Ursus*. *Zoological Journal* 2: 221-234.
- Johnsingh AJT (2003) Bear conservation in India. *The Journal of the Bombay Natural History Society* 100:190-201.
- Joshi AR, Garshelis DL, Smith JLD (1995) Home range of sloth bears in Nepal. Implication for conservation. *Journal of Wildlife Management* 59(2):204-214.
- Joshi AR, Garshelis DL, Smith JLD (1997) Seasonal and habitat-related diets of sloth bears in Nepal. *Journal of Mammalogy* 78:584-597.
- Joshi AR, Smith JLD, Garshelis DL (1999) Sociobiology of the myrmecophagous sloth bear in Nepal. *Canadian Journal of Zoology* 77: 1690-1704.
- McLellan B (1994) Density-dependent population regulation of brown bears. In: Taylor M (ed.) Density dependent population regulation in black, brown, and polar bears. *International Conference on Bear Research and Management. Monograph Series* 3: 15-24.
- Meijaard E (2004) Craniometric differences among Malayan sun bears (*Ursus malayanus*); evolutionary and taxonomic implications. *The Raffles Bulletin of Zoology* 52(2): 665-672.
- Nowak MN (1991) Walker's Mammals of the world. Fifth Edition, volume 2. the Johns Hopkins University Press, Baltimore and London, 1629pp.
- Pocock RI (1932) The black and brown bears of Europe and Asia Part II. *Journal of the Bombay Natural History Society* 36(1): 101-138.
- Prater SH (1980) The book of Indian animals. 3rd edition. Bombay Natural History Society, Bombay, India.
- Servheen C, Herrero S, Peyton B (1999) Bears: Status Survey and Conservation Action Plan. A Book published by the International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 309 pp.
- Schwarzenberger F, Fredriksson GM, Schaller K, Kolter L (2004) Fecal steroid analysis for monitoring reproduction in the sun bear (*Helarctos malayanus*). *Theriogenology* 62: 1677-1692.
- Schwartz CC, Keating KA, Reynolds HV III, Barnes VG Jr., Sellers RA, Swenson JE, Miller SD, McLellan BN, Keay J, McCann R, Gibeau M, Wakkinen WF, Mace RD, Kasworm W, Smith R, Herrero S (2003) Reproductive maturation and senescence in the female brown bear. *Ursus* 14: 109-119.
- Ward P, Kynaston S (1995) Bears of the World. London, Blandford.
- Wong ST, Servheen C, Ambu L (2002) Food habits of Malayan sun bears in lowland tropical forest of Borneo. *Ursus* 13:127-136.
- Wozencraft WC (2005) Order Carnivora. In: Mammal species of the world. Third Edition. Wilson DE and DM Reeder (eds.). The John Hopkins University Press, Baltimore. pp. 532-628.

(下稲葉さやか訳)

第1章 パキスタンのクマ類の生息状況と保全

Kashif M. Sheikh

アルバータ大学カナダ周極圏研究所

パキスタンには、ツキノワグマ (*Ursus thibetanus*) およびヒグマ (*Ursus arctos*) が生息している。Roberts (1977, 1997) と Servheen (1989) は、パキスタンのクマ類について生態学的知見や分布状況などさまざまな視点から報告している。しかし、近年クマ類について得られた情報といえ、どれも保護管理の視点に立ったものに限られている。また、1990 年代初頭まで系統だった調査は行われてこなかった。このレポートではパキスタンのクマ類の現状と保全について新しい情報を提供するとともに、野生のクマ類を保護管理するための戦略についてのべる。

生物学的知見

ツキノワグマ

ツキノワグマはかつて、インダス川流域から西部の乾燥山岳地帯にいたる地域、北は国境付近の山岳地帯まで広く分布していた。しかし 1930 年代までに人間活動によって生息地が分断された結果、山岳地帯の各地で小個体群が孤立した。現在、パキスタンのツキノワグマは、バロチスタンツキノワグマ (*U. t. gedrosianus*) およびヒマラヤツキノワグマ (*U. t. thibetanus*) の 2 亜種に分かれると考えられている。

バロチスタンツキノワグマの主要な生息地は、まばらに灌木の生えた岩場の乾燥山岳地帯である。つまり、彼らの生息域は乾燥・亜熱帯気候で灌木植生の南バロチスタンにほとんど限られている。この地域には矮性ヤシの一種である Mazri Palm からなる植生がみられる。バロチスタンツキノワグマは、ヒマラヤツキノワグマに較べて被毛が短くて短く、多くの場合、赤褐色を帯びている。北バロチスタンの個体群はとても小さく、増減傾向を正確に把握できていない。彼らの生息地となる木のほとんど生えない乾燥山岳地帯 (標高 610 ~ 1,829m) は、決して広いとはいえない (図 1.1)。彼らは昆虫、トカゲ、ロシアオリーブ (*Elaeagnus hortensis*) の実、および矮性ヤシの一種である *Nannorrhops ritchieana* の実やデンプンを含む地下茎を食べる (Roberts 1977)。

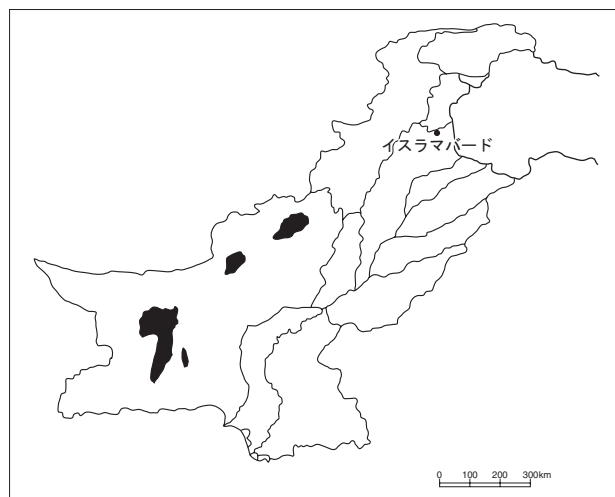


図1.1: パキスタンにおけるバロチスタンツキノワグマの分布

パキスタン北部に生息するヒマラヤツキノワグマは、長さ 50mm になる黒色の被毛で覆われている。特に、頬部から頸部にかけて長く粗い被毛で覆われているのが特徴である。吻部の被毛が赤褐色である以外は全身黒い。成熟オスの体長 (頭尾長) は 80cm である (Roberts 1997)。一般的に、森林に覆われた丘陵や山岳地帯、および熱帯林といった、高山帯より低い標高 (1,000 ~ 3,050m) の地域を生息地としている (図 1.2)。季節移動することも知られており、温暖な時期は標高の高い地域で過ごし、寒冷な時期には低地に下りてくる。食性は地域によってさまざまであるが、堅果、漿果、果実、および植物の根や芽を食べる。特に 9 月と 10 月には、乾燥地帯に生えるナラ (*Quercus balut*) の堅果およびカハン州 (Kaghan) やアザド・カシミール州 (Azad Kashmir) ではナラ (*Q. dilatata*) の堅果を好んで食べる。これらの堅果が凶作の年には、農作物を荒らすこともある (Arshad 2004)。初夏にはクワの実を主要な食物とするが、6 月頃にはアンズ栽培地を荒らすことがある。10 月には、丘陵の斜面で栽培されているトウモロコシを荒らし、よほど空腹の場合には、まれではあるがオオムギやソバを食べる。通常冬眠するが、食物を求めて徘徊する場合もある。Roberts (1997) によれば、10 月に交尾し 2 月に

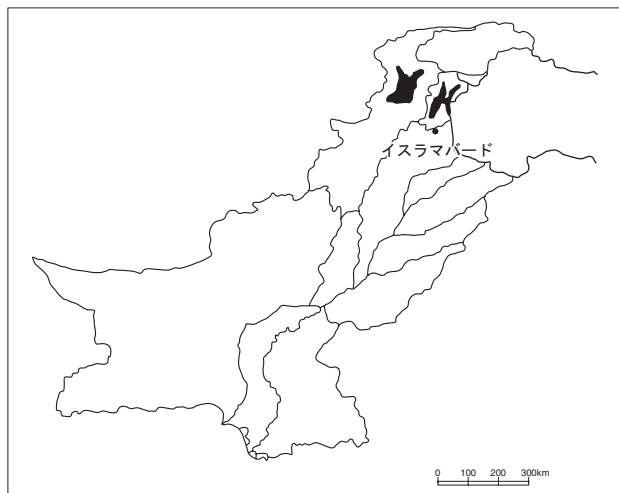


図1.2：パキスタンにおけるヒマラヤツキノワグマの分布

産するとされる。当歳仔は夏を通じて母親と共に過ごす、ときとして2年目も母親と過ごすこともある。通常、当歳仔を連れた母グマは次の繁殖期には交配しない。北部では、繁殖期が初夏に始まり、仔グマは冬眠穴の中で産まれる。仔グマは通常2、3年母グマと共に過ごす。ヒグマとは異なり、行動圏が高山帯の樹木限界線を越えることはない。

ヒグマ

ヒグマはパキスタン北部に生息しており、体サイズや被毛の色はさまざまである。ほとんどは黄褐色もしくは赤褐色の被毛をもち、ツキノワグマよりも大きく、北米のハイイログマ (*Ursus arctos horribilis*) に似ている。中国との国境に沿って広がるパキスタン北西部の山岳地で普通にみられる。1960年代までは、Naltar や Ishkoman のようなカラコルム西部の渓谷での生息も報告されていた (Sheikh 2004)。標高 2,439 ~ 5,183m の地域で生息が確認されている (図 1.3)。彼らは、樹木限界線より高層にある温帯や高山帯の草原、亜高山帯の低灌木地、および比較的高層にある湿地、草原、河原を好むが、まれに渓谷に降りてビャクシン (*Juniperus*) やカバノキの森で多汁質の植物を採ることもある。

春と夏には、主に高山植物の球根や根茎を食べる。時に家畜のヒツジやヤギを襲うこともあるが、彼らの食物のほとんどは植物性の食物が占める。夏には、岩場に住む昆虫や甲殻類あるいは齧歯類を食べることもある。デオサイ台地でも量的には少ないが、動物性の食物を摂取している (Kok et al. 2005)。メスは5歳で性成熟し、春から初夏にかけて繁殖期を迎え、冬眠が終わる頃に出産するとされる (Roberts 1997)。

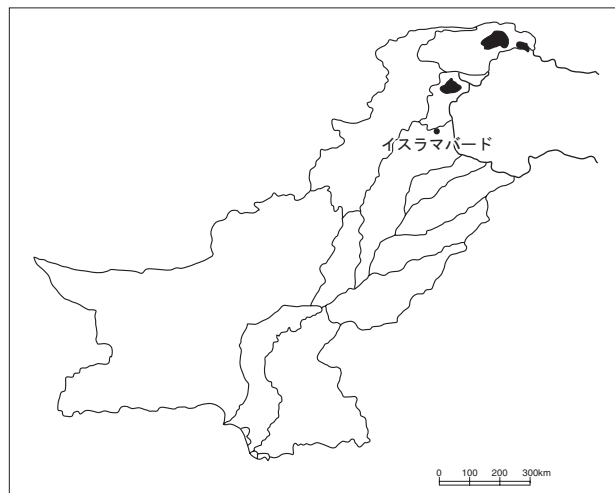


図1.3：パキスタンにおけるヒマラヤヒグマの分布

現 状

ツキノワグマ

1970年代には、バロチスタンツキノワグマは北バロチスタンの Khalifat や Ziarat 近くのビャクシン生息地でも生息が確認されていた。しかし、2000年には南バロチスタンにある矯性マツリヤシと混交した乾燥した亜熱帯性有棘灌木林に局限して生息しているようである (IUCN and Government of Balochistan 2000)。最近 WWF パキスタンはバロチスタン州の Pub 山脈で調査を行い、この亜種は北部にわずかししか生息しておらず、減少傾向にあると示唆している。はっきりした個体数はわからないが、地元の狩猟者によれば、8 ~ 10 頭が北バロチスタンに生息しているという。1998年の WWF における調査では、北バロチスタンの Sulaiman 山脈で爪痕や足跡といった痕跡が確認されている。Sheikh and Molur (2005) は、バロチスタンツキノワグマの総個体数は 50 ~ 120 頭で Khuzdar, Sheengar, Pub 山脈、Kharan の Kohi-e-Siya, Takhte-Suleman, Muth, Marghar, Neel Takhi, Tanbo, Khaseen Kund, Paritagar, Tattoo, Chishki, Pichighar, Moonmandi, Sukhdasht および Koi Zindodasht といった地方に分かれて生息していると報告している。核心部分の生息地へ人間が侵入して生息環境が劣化したことにより、ここ数十年間に分布域も著しく減少した。森林の生息地は人間活動や気候条件の悪化、干ばつなどに影響されている。クマに対する脅威は、生息環境の劣化、捕殺、そして地域の人々がクマを天敵として扱うことである。またジブシーも仔グマをベア・ベイツィングやダンスの調教のために捕獲するので脅威となる。

国際自然保護連合（IUCN）の国別哺乳類評価（National Mammals Assessment）によれば、ヒマラヤツキノワグマは小個体群に分断されて、合計約800～1,000頭が生息すると推定されている（Sheikh and Molur 2005）。彼らの大部分はアザド・カシミール州の Neelum 渓谷に生息しており、わずかに Dir 北部や Chitral のヒマラヤスギ林、そして Indus Kohistan（主に Palas 渓谷、Astor や Rondu の森林地帯、および北方地区のバルチスタンのマツ林）にも存在する。ヒマラヤツキノワグマの個体数は減少しており、狩猟や捕獲、見せ物とするための仔グマの取引が脅威となっている。彼らの存続を脅かす主な要因として、森林破壊と生息地の減少があげられる。時には、モロコシやナツメヤシなどの農作物およびヤギやヒツジなど家畜の食害にあった地元住民による捕殺も脅威となる（Arshad 2004）。

ヒグマ

ヒグマの個体群は減少傾向にあり、地域個体群のいくつかは、この100年の間に絶滅してしまった。Nawaz（2004）によれば、Chitral、Hazara および Waziristan の地域個体群は絶滅し、ヒグマの分布は Lalazar、Kabkot、Sadpara、Khunjerab 国立公園および Askoli を含む東部地域に後退してしまったという。2006年現在、ヒグマはヒマラヤ西部、カラコルム北部およびアフガニスタンのパミール山脈の3つの山岳地帯とその周囲に分布している。デオサイ台地には約40頭からなるもっとも安定した個体群があり、今のところパキスタンで最大の個体群と考えられている。Miller and Schwartz（1996）によれば、デオサイの個体群は最も近接した個体群から200km離れているとされる。

デオサイ台地の生息地は、法の保護のもと安定して存続している。それ以外のパキスタン北部の生息地は、質が低下し続けており、分断化が進んでいる。厳格に管理されているデオサイ台地の国立公園を除けば、ヒグマ個体群への脅威は、進行する生息地の分断化である。森林伐採、農地開発およびインフラ整備が生息地の縮小につながり、間接的にヒグマの個体群に影響している。また、過度な家畜放

牧による生息環境の破壊もみられる。

人間とクマの関係

クマは、多くの民間伝承の中で、人間の天敵動物として象徴的に扱われ、中心的存在となっている。パキスタン各地でのクマの呼称を表1.1に示した。またクマは、望ましくない野生動物として古くから狩猟の対象となってきた（Sheikh and Molur 2005）。アザド・カシミール州や北方地区一帯の山岳牧羊民（Gujjar と呼ばれる）は、ヒグマがまれに家畜のヤギやヒツジを習慣的に捕食することになることがあるので、その報復としてヒグマの捕殺が行われるとしている。これらの地方では、捕殺されたクマの毛皮は売られ、脂肪は民間療法など伝統的な利用目的で使われる。胆のう、掌および脂肪は鎮痛効果が高いとされ、民間療法で重宝されている。

ジブシーは、捕獲したクマにレスリングやダンスを調教してショーを行い、収入を得ている。ショー中には、ベア・ベイツィングと呼ばれるクマとイヌの格闘を見せるものもある（Joseph 1997）。世界動物保護協会（WSPA）が1993年に行ったベア・ベイツィングの調査で、クマを使った数多くの格闘競技があることがわかった。WWF パキスタンの詳細な調査では、ベア・ベイツィングを商売として成立させるために狩猟者、野生動物の取引業者、ジブシーおよび土地所有者からなるネットワークの存在することが、初めて明らかになった。Chaudhry and Arshad（1994）によれば、ベア・ベイツィングに使われるクマは、あらかじめ歯や爪を除去され、事実上何も防御手段を持たない状態で1日に4～8頭ものイヌと格闘させられるという。

政府、WSPA およびさまざまな保護団体がベア・ベイツィングの根絶に向けて協力し続けた結果、2001年にはこれを法律で禁じる大統領命令が出された。この数年でほとんどのベア・ベイツィングは取り止められたものの、いまだに小規模なものが行われている。クマの格闘競技がまだ存続するのは、ジブシーたちが非常に貧しく、結婚式など大衆の前でクマを見せ物にすることが彼らの主要な収入源

表1.1：パキスタンの地方で用いられるクマの呼称

和名	学名	現地語によるクマの呼称
ヒマラヤツキノワグマ	<i>Ursus thibetanus thibetanus</i>	Kaala Reech(ウルドゥー語)、Ukhch(チトラル語)、Reech(パンジャブ語)
バロチスタンツキノワグマ	<i>Ursus thibetanus gedrosianus</i>	Kaala Reech(ウルドゥー語)、Mum(バロチ語)、Bhaloo(ウルドゥー語)、Reech(パンジャブ語)
ヒマラヤヒグマ	<i>Ursus arctos isabellinus</i>	Bhura Reech あるいは Barfani Reech(ウルドゥー語)、Spang Dren(バルティ語)、Harput(カシミール語)、Drinmor(ラダック語)、Krui Ukhtch(チトラル語)、Reech(パンジャブ語)

となるためである。ジブシーたちに代替となる生計手段を供給することが問題解決の鍵となる。

パキスタン内外へのクマの輸出入数は不明であるが、少ないと考えられる。これまでのところ、国内でのクマの商業的飼育についても報告はない。

現在の保護管理システム

IUCN のレッドリストによれば、バロチスタンツキノワグマは絶滅危惧 IA 類、ヒマラヤツキノワグマは絶滅危惧 II 類に分類されている (Sheikh and Molur 2005)。

国立野生生物保全協議会 (NCCW) は、野生生物の保全を扱うパキスタンの政府機関であり、地方の野生生物保護管理システムを統括している。NCCW は、クマ類の現状評価や個体数および生息地の調査などを行っている。ベア・ベイティングは政府の立法機関によって禁止され、仔グマの捕獲も野生動物に関する州条例 (例えば、北西辺境州 (NWEP) の Conservation and Management Act (1975)、Baluchistan Wildlife Protection Act (1974) and Rules (1975)) によって禁止された。

パキスタン北方地区では、デオサイ台地がヒグマの保護区として国際的に知られている。ヒマラヤ野生生物財団 (HWF) は、減少し続けるデオサイ台地のヒグマ個体群保護のために 1993 年に設立され、その精力的な活動の結果、この地区は 1994 年にヒグマ個体群の安定化を目的としたデオサイ国立公園に制定された。公園の周辺には多くの村や群落がある。10 年以上行ってきたモニタリングによって、さまざまな人為的あるいは非人為的脅威があるものの、デオサイのヒグマ個体群は安定していることが示されている。現在は北方地区の森林局がデオサイ国立公園の管理運営を引き継いでいる。HWF は、その活動を周辺群落の人々に向けての情報提供や啓発活動、調査および計画立案に絞ってきた。HWF のもっとも重要な活動のひとつに、デオサイ国立公園周辺の村群落に緩衝地帯を整備してヒグマのコリドー (移動回廊) をつくり、デオサイからカシミール周辺の渓谷へのヒグマの移動を可能にするという事業がある。

北西辺境州の野生生物局はクマ類の保全に熱心に取り組む、パキスタン政府や国際機関と協力してさまざまな救済活動を行っている。WSPA は、この野生生物局と協力して北西辺境州内にサンクチュアリをつくり、2001 年のベア・ベイティング禁止にともない保護されたベア・ベイティング用のクマを収容した。2000 年にサンクチュアリが完成

した後、WSPA はサンクチュアリの運営を北西辺境州政府に委ねた。サンクチュアリでは、クマは到着後の数週間を隔離されて過ごし、その間に肝炎などのワクチン接種や外部および内部寄生虫の検査を受ける。2004 年 12 月現在、7 頭のクマが収容されていた。

パンジャブ州では、州条例 (Punjab Wildlife Protection, Preservation, Conservation and Management Act (1974)) に基づきクマ類は法的に保護されている。2001 年からは、ベア・ベイティングも禁止された。スィンド州でも、州条例 (Sindh Wildlife Protection Ordinance (1972)) のもとで、クマは保護されている。スィンド州の野生生物局では、他の地方とも協力しながらクマの輸送やその他の法律違反を取り締まっている。

バロチスタン州の森林局は、この地方に点在するツキノワグマ小個体群の保護を担当しているが、個体数および情報が乏しいため成果も少ない。WWF パキスタンは、バロチスタン州政府がバロチスタンツキノワグマ保護条例を成立させ、個体群の回復計画を策定するよう支援している。バロチスタンツキノワグマを保全するためには、個体群の現状と脅威のレベルの把握、核心部分の生息地の解明、クマに関する社会経済学および生態学的データの集積および実現可能な保護計画の策定が必要である。ヒグマおよびヒマラヤツキノワグマはアザド・カシミール州の条例で保護されているにもかかわらず、密猟や捕殺が発生している。パキスタンにおけるクマ類の保全および保護管理を担う機関とその役割を表 1.2 に示した。

提 言

将来のクマの保全と管理を危うくする決定的な問題は、詳細な調査研究がなされていないことである。体系だった調査も地域間の協力もなされず、調査手法も適切ではない。例えば、バロチスタン州は広大なため、クマのモニタリングには統率の取れたシステムが必要である。ところが、野生生物の管理に必要な手段や設備の欠如により、クマの捕獲情報すら得られていない。密猟者は、Khuzdar、Sheengar、Pub 山脈、Kharan の Kohi-e-Siya、Takhte-Suleman、Muth、Marghar の核心部分の生息地にまで入り仔グマを捕獲している。

当局は、人材の供給や技術的および経済的支援を必要としている。継続的な一般人への啓発活動はクマ救済の布石となり、ベア・ベイティングなどのショーは道徳的にも宗教的にも望ましくないことを広く伝えるために必要であ

表1.2：パキスタンにおけるクマ類の保全および保護管理に携わる関係機関とその役割

機関名	役割	活動内容	対象種
国立野生生物保全協議会 (NCCW)	野生生物の保全および保護 管理に関わる国家機関	政策決定、調査および統率	すべての生物種
北西辺境州野生生物局 (NWFP Wildlife Department)	州政府の専門機関	現状調査、生物学的調査および保全	ヒマラヤツキノワグマ
バロチスタン州森林局 (Forest Department Balochistan)	州政府の専門機関	保全	バロチスタンツキノワグマ
パンジャブ州野生生物局 (Punjab Wildlife Department)	州政府の専門機関	保全	クマ類
スィンド州野生生物局 (Sindh Wildlife Department)	州政府の専門機関	保全	バロチスタンツキノワグマ
世界動物保護協会 (WSPA)	野生生物保全組織	保全および啓発活動	クマ類
ヒマラヤ野生生物財団 (Himalayan Wildlife Foundation)	NGO	保全、保護管理および地域活動	クマ類
WWF パキスタン (WWF-Pakistan)	野生生物保全組織	現状調査、生態学的研究および保全	クマ類
野生生物保護協会 (Wildlife Conservation Society)	野生生物保全組織	保全	ツキノワグマ
IUCN パキスタン (IUCN Pakistan)	野生生物保全組織	現状調査および政策策定への支援	すべての生物種
IUCN 野生生物の持続的利用専門家グループ (Sustainable Use Specialist Group-IUCN)	野生生物の持続可能な利用 および保全を扱う専門機関	地域活動を通じての保全	バロチスタンツキノワグマ
パキスタン動物福祉協会 (Pakistan Animal Welfare Society)	動物福祉機関	啓発活動	すべての動物種

る。これらのショーに反対する民意を盛り上げるには宗教的なサポートも効果的だろう。イスラム系住民は、ベア・ベイティングをはっきりと禁止しており、彼らはこの問題の抑制に効果をあげている。パキスタン政府は、クマ類を包括的に保護管理するために、個人や NGO が個々に行っている保全活動にも関心を向け、統率するべきである。クマ類の保全に鍵となる計画を以下に挙げる。

- (1) 国内全土での生息環境調査
- (2) 環境保全教育
- (3) 現行の政策、法律および保護管理計画の確実な実施
- (4) 野生生物と人との軋轢についての包括的な調査
- (5) 動物園やサンクチュアリの質の向上およびクマを扱う人材の育成
- (6) バロチスタン州およびパンジャブ州でのサンクチュアリ設立
- (7) 大学などにおける精力的な調査研究
- (8) 第一線のクマの研究者および研究機関との国際的な交流
- (9) 大学や地方組織の調査活動に対する助成金制度

クマの保全に今後必要となる法的措置を以下に挙げる。

- (1) クマの保護地域を選定する際の基準の設定
- (2) 私的および公的なクマの保護地域の設立に関する規定
- (3) 個人、企業および NGO による私有あるいは法人や慈善団体の所有となる自然保護区設立の支援
- (4) 現在ある保護地域の効果的な運営管理

謝 辞

クマの現状に関する情報は、「Status and Red List of Pakistan Mammals」(Sheikh and Molur (2005)) から得た。この文献に掲載されているクマの分布や増減傾向に関する情報は、Abdul Munaf Qaimkhani、Rafiq Rajput、Masood Arshad、Syed Iqmail Shah、Rizwan Irshad、Ahmad Khan、Nuzhat Sial、Mohammad Iqbal、Abdul Qadeer Mehal、Tahir Rashid、Saeed-uz-Aman、Salman Ashraf および Hamid Ali Khan 諸氏から提供された。パキスタンで行われている保全活動については、Umeed Khalid 氏および Ali Nawaz 氏から貴重な情報を得た。

引用文献

- Arshad M (2004) Review of approaches to species conservation in Pakistan. Palas Conservation and Development Project (PCDP) Report, Abbottabad.
- Chaudhry I, Arshad M (1994) Bear baiting in Pakistan. World Wide Fund for Nature-Pakistan.
- IUCN and Government of Balochistan (2000) The Balochistan conservation strategy, IUCN, Grand, Switzerland.
- Joseph J (1997) Bear baiting in Pakistan. "Prepared by the World Society for the Protection of Animals".
- Kok OB, Haddad CR, Niekerk DJV, Nawaz MA (2005) Invertebrates as potential food source of brown bears on the Deosai Plains, Northern Pakistan. Pakistan Journal of Biological Science 8 (1): 13-19.
- Miller S, Schwartz C (1996) An Article about the HWF. International Bear News 5(4).
- Nawaz MA (2004) Status of Himalayan brown bears in Pakistan. 16th IBA Conference, Riva del Garda, Trentino, Italy. Abstract. p. 41.
- Roberts TJ (1997) Mammals of Pakistan. Revised Edition. Oxford University Press, Karachi.
- Roberts TJ (1977) The Mammals of Pakistan. Ernest Benn Limited, London.
- Servheen C (1989) The status and conservation of the bears of the world. A paper presented at the Eighth International Conference on Bear Research and Management, Victoria, BC.
- Sheikh KM (2004) Wildlife conservation perspective in Karakorum landscape: Experience from Naltar Valley, Northern Pakistan. Proceedings Intl. Symp. on Biod. of Northern Areas of Pakistan.
- Sheikh KM, Molur S (2005) Status and red list of Pakistan mammals. IUCN Pakistan Program, Karachi.
- Web Resources:*
<http://asp.isb.sdnpk.org/biodiversity/redlist/mammals/MammalsOfPak.htm>
<http://www.bearbiology.com>
<http://www.wwfpak.org>
<http://www.nmnh.si.edu/vert/mammals/mammals.html>
<http://www.wspa-international.org>

(笹本明子訳)

第2章 インドのクマ類の現状

2.1 インドのヒグマの現状

Sambandam Sathyakumar

インド野生生物研究所

インドでは、ヒグマはおおむねヒマラヤ地域の森林限界よりも高所の草原などに分布するため、森林に生息するツキノワグマとは生息地が重ならない (Schaller 1977)。しかし、ヒマラヤ北西部では亜高山帯の森林にも生息することが報告されている (Sathyakumar 2001)。

本稿では、文献、近年の野外調査、アンケート調査、研究者や森林管理官および北インドの森林野生動物局職員などからの聞き取りをもとに、ヒマラヤに生息するヒグマの分布と相対密度について外観する。また、1994～1995年に行われた同様な調査の結果 (Sathyakumar 2001) と今回の調査結果を比較し、過去10年のヒグマの生息状況の変化を評価する。さらに、インドにおけるヒグマの生息範囲と個体数を推定する。

方 法

2005年にアンケートを作成し、これまでにヒグマの生息情報があつた、もしくはヒグマ生息範囲の中に位置するすべての保護区 (以下、国立公園、サンクチュアリ等保護区の総称として保護区という用語を用いる) の管理官宛 ($n = 30$) に送付した。アンケートでは、保護区内および隣接地域におけるクマの目撃情報および痕跡情報 (糞、食痕、休み跡、足跡)、クマの相対密度の定性的な評価 (不明、まれ、やや普通、普通、やや豊富、豊富)、過去と現在の密度の変化、個体数、生息環境への脅威とその程度および規模、人とクマの間の軋轢、クマの保全と管理状況について、詳細な記入を求めた。アンケートはジャンムとカシミール、ヒマチャル・プラデシュ、ウタランチャル、シッキムの各州内のすべての保護区に送付した。上記の他に、数人の野外研究者や保護区の管理官への非公式な聞き取りを行い、得られた情報の評価を行った。その上で、ルール準拠モデルに基づき、GISを用いてヒマラヤヒグマのおおよその分布域図を作成し、専門家の知識およびアンケート結果を用いて修正を加えた。ルール準拠モデルはブール論理に基づいており、存在する一般的に認知された情報に基づいて特

定の地域を生息適地 (1) または生息不適地 (0) に区分するものである。モデルではヒグマが夏季に利用可能性のある標高域 (3,000～4,500m) が使われた。分布域図作成には Arc/Info を用いた。

結 果

分 布

インドでは、ヒマラヤヒグマ (以下ヒグマ) はヒマラヤ地域および一部トランスヒマラヤ地域の亜高山帯から高山帯 (3,000～5,000m) に非常に低い密度で生息している。その分布はおおむねヒマラヤ地域北西部から西部のジャンムとカシミール州、ヒマチャル・プラデシュ州、ウタランチャル州に限定されている (図2.1.1、表2.1.1)。インドのヒグマの状況については過去も現在も情報は極めて限られている。

ジャンムとカシミール州：ヒグマは8ヶ所の保護区から生息が報告されている (表2.1.2)。この他に、Lidder と Sindh の森林 (ジャンムとカシミール州野生生物保護局 Bacha 私信 2005) や、Marwa、Kistwar、Poonch、Badhruwa の森林 (ジャンムとカシミール州野生生物保護局 Kitchloo 私信 2006)、ヒマラヤ中心部の北方にあるトランスヒマラヤ地域のラダック地方ザンスカール渓谷と Suru 渓谷 (Sathyakumar 2002) などの高山帯で人間活動に攪乱されていない地域において生息が報告されている。ラダック地方のザンスカール渓谷などごく一部の地域で春もしくは夏に「やや普通」と報告されている他は、全域を通じて「まれ」と報告されている。

ヒマチャル・プラデシュ州：ここではヒグマは10ヶ所の保護区および保護区外の水源数ヶ所から生息が報告されている (表2.1.2)。保護区外では、Malana 渓谷、Hamta Pass、Solang 渓谷、Bara Bangal、Parbati 渓谷、Ropa 渓谷、Kaksthal 渓谷、Manali 渓谷、Pooh 渓谷、Lingti 渓谷、Ensa 渓谷 (Lahul 地区と Spiti 地区) における生息が報告されている。Bara

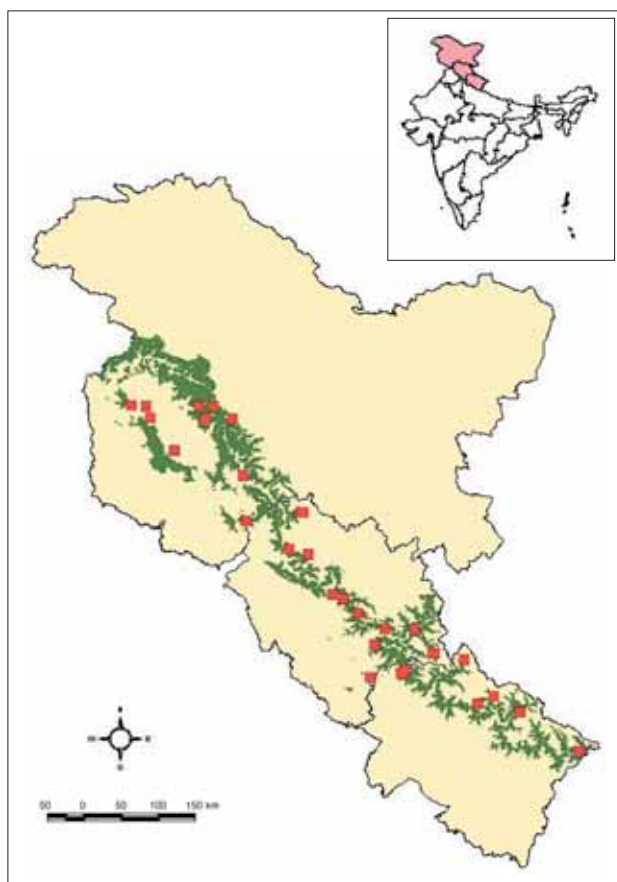


図2.1.1：インドの西部ヒマラヤ地域におけるヒグマの分布
(ジャンムとカシミール州、ヒマチャル・プラデシュ州、ウタラン
チャル州)。■は保護区を示す。

Bangal, Ropa 溪谷 (Kinnaur 地区)、と Ensa 溪谷 (Spiti 地区) において「やや普通」に生息していると報告されている (Sathyakumar 2001)。

ウタランチャル州：この州では、ヒグマは Nanda Devi 保護区と生態系保護区 (Biosphere Reserve) 内とその周辺 (Lamba 1987)、Kedarnath 野生生物保護区 (Wildlife Sanc-

tuary) (Sathyakumar 1994)、Valley of Flowers 国立公園、Govind 野生生物保護区、Askot 野生生物保護区、および Yamunotri, Gangotri, Badrinath, Mana, Almora, Pithoragarh の亜高山帯に生息している。Kedarnath 野生生物保護区 (Sathyakumar 1994, 2001)、Nanda Devi 国立公園と Govind の国立公園および野生生物保護区 (表 2.1.2) の生息状況は「まれ」で、その他の地域の生息状況は不明である。

シッキム州：ヒグマは Kanchendzonga 国立公園の高標高域、およびシッキム州の高山帯で開発されていない地域に分布していると報告されている (Gee 1967; Sathyakumar 2001)。しかし、シッキム州からは、2 例の不確かな情報を除くと、近年の確実なヒグマの情報はない。2005 年の調査結果からは、シッキム州の国立公園内にはヒグマが生息していないことが示唆された (シッキム州森林、環境、野生生物管理局 Gut Lepcha 私信 2005)。

生息環境および推定生息数

1995 年に、インドにおいてヒグマが生息している可能性のある地域は 4,300km² と概算された (Sathyakumar 2001)。2005 年の調査において、GIS を用いたルール準拠モデル (本種の標高限界が指標) と近年の生息情報に基づき、インドのヒグマの分布図が作成された (図 2.1.1)。インドにおける潜在的なヒグマの分布域は 36,800km² と概算された。このうち 28,000km² はヒマラヤ西部地域と北西部地域 (グレートヒマラヤの南側) であり、8,800km² はラダックのトランスヒマラヤ地域である (Sathyakumar and Quershi 2003)。

インドにおいて、生息数あるいは生息密度が推定された事例は一切ない。そこで、生息数を推定するための平均生息密度を仮に 1 頭/50km² または 1 頭/75km² と仮定すると、推定個体数は 500 ～ 750 個体となる。

表2.1.1：インドの保護区と保護区外の地域におけるヒグマの分布 (2006年)

州	保護区	保護区外の地域	標高 (m)	生息状況
ジャンムとカシミール	8	>10	3,000-4,500(GH) 3,000-5,500(TH)	まれ
ヒマチャル・プラデシュ	10	>10	3,000-4,500	まれ
ウタランチャル	5	>15	3,000-4,500	まれ
合 計	23	35	3,000-5,500	まれ

TH：トランスヒマラヤ、GH：グレートヒマラヤ

表2.1.2：インドの保護区におけるヒグマの過去と現在の生息状況
アンケート、近年の調査、聞き取りに基づく。

州 保護区 (km ²)	相対生息数		
	過去(年)	1990年代(年)	2005年
ジャンムとカシミール			
Dachigam NP (171)	まれ(1989)	まれ(1999)	まれ
Gulmarg WS (139)	不明	不明(?)	まれ
Hirapora WS (115)	不明	不明(1995)	まれ
Kistwar NP (400)	不明	不明(1995)	まれ
Lachipora WS (96)	不明	不明(1995)	まれ
Limber WS (44)	不明	不明(1995)	まれ
Overa-Aru WS (511)	不明	まれ(1991)	まれ
Thajwas (Baltal) WS (211)	不明	不明(?)	まれ
ヒマチャル・ブラデシュ			
Gangul Siahbehi WS (109)	不明	不明(1995)	まれ
Great Himalayan NP (755)	やや普通(?)	まれ(1998)	やや普通
Kais (14)	やや普通(?)	やや普通(1994)	まれ
Kanawar WS (54)	まれ(?)	まれ(1994)	まれ
Kugti WS (379)	やや普通(?)	普通(1993)	やや普通
Lippa Asrang WS (349)	不明	不明(1995)	まれ
Rupi Bhaba WS (738)	まれ(?)	まれ(1994)	まれ
Sangla (R/Chitkul)WS (650)	まれ(?)	まれ(1994)	まれ
Sechu Tuan Nala WS (103)	不明	不明(1995)	まれ
Tundah WS (64)	やや普通(?)	やや普通(1993)	不明
ウタランチャル			
Askot WS (600)	不明	不明(1995)	不明
Govind NP and WS (953)	まれ(1988)	まれ(1992)	まれ
Kedarnath WS (975)	不明(1981)	まれ(1991)	まれ
Nanda Devi BR (5150)	まれ(1983)	不明(1993)	まれ
Valley of Flowers NP (88)	不明	不明(1995)	不明

WS：野生生物保護区、NP：国立公園、BR：生態系保護区

保全上の問題

個体群への脅威

インドのヒグマに対する最大の問題は、遊牧民あるいは地元民による家畜被害減少を目的とした密猟（または自衛的駆除）である。ヒマチャル・ブラデシュ州では、遊牧民（gaddis と bakkarwal）はしばしば家畜被害を減らすためにクマを殺す（Sathyakumar 2001）。ラダックのザンスカール渓谷と Suru 渓谷では夏季のヒグマと人間の間の軋轢は一般的であり、家畜被害が激しい場合には、地元民は自衛のためにクマを殺す（Sathyakumar 2002）。しかしながら、毛皮や剥製目的の密猟はまれである。

クマと人間の間の軋轢

インドにおけるヒグマ保全に対する深刻な制限要素は、クマと人間の間の軋轢に対する人々の反応である。家畜被

害や人間に対する攻撃は、ヒマラヤ北西部およびトランスヒマラヤ地域においては比較的普通である。例えば、クマと人間の間の軋轢の頻度が「高い」と報告されたザンスカール渓谷のいくつかの村では、ユキヒョウ、オオカミ、野犬による被害を含めた肉食獣による家畜被害のうち 38% がヒグマによるものであった。ザンスカールでは、クマが住民 2 人を攻撃した事例と、度重なる家畜被害に対してクマを駆除した別の事例が報告されている（Sathyakumar 2002）。ヒグマおよびその他の肉食獣による家畜への高い被害率は、(1) 高標高域における監視なしの家畜放牧、(2) 村近傍における子供に任せられた家畜放牧、(3) クマその他の肉食獣によって家畜が殺されたとみなすと、行方不明になった家畜をあまり捜そうとしないことが原因である。さらに、ヒマラヤ北西部の一部の地域では、ヒグマがトウモロコシ畑や果樹園を荒らしたという報告がある。

生息地への脅威

2005年の推定に基づく、ヒグマの潜在的分布域は36,800km²だが、そのうち何らかの保護区として保護されているのは10%未満である。インドにおけるヒグマ生息地の消失は、主にインフラ整備、道路建設その他の人間活動による。生息環境の劣化は、家畜放牧あるいは薬草採取などによる高山帯の非持続的利用による。

保護管理

ヒマラヤグマはCITESの附属書I、および2003年に改訂されたインド野生生物保護法（Indian Wildlife Act 1972）のSchedule Iに記載されている。Indian Wildlife ActのSchedule Iに記載されている野生動物種は「絶滅の恐れのある種」とみなされ、最優先での保護が必要とされる。インドにおける保護区の数、1975年の131ヶ所から2005年12月現在で597ヶ所まで増加し、コンサベーション・リザーブあるいはコミュニティ・リザーブを中心とした新たな保護区の候補地が提案されている。

提 言

2003年に改訂されたIndian Wildlife Act, 1972では、コンサベーション・リザーブあるいはコミュニティ・リザーブといった新たな保護区の設定を可能としている。州政府は野生動物保護のために、地元社会と協議の上、保護区の付近にあって野生動物の生息環境または生息種を抱える地域、あるいは2つの保護区をつなぐ地域を「コンサベーション・リザーブ」として設定することができる。同様に、州政府は私有地あるいは共有地においても、保護区近傍にあって野生動物の生息環境または生息種を抱える地域、あるいは2つの保護区をつなぐ地域を「コミュニティ・リザーブ」として設定することができる。保護区網には含まれていないものの、生息地間をつなぐ回廊となる重要なヒグマ生息地の多くは、地元社会の協力を得て、コンサベーション・リザーブまたはコミュニティ・リザーブとして設定することによって保護することが可能である。ヒグマが生息している保護区の70%以上が500km²未満であり、保護区の内外で家畜による圧力を受けている。保護区近傍あるいは保護区間をつなぐ回廊部における亜高山帯および高山帯の生息環境の把握が不可欠である。ジャンムとカシミール州の政府は近年10ヶ所のコンサベーション・リザーブを設定した。ヒマチャル・プラデシュ州でもこのような努力が必要である。

密猟と密輸の防止のためには、保護区を管理するための訓練された野生動物保護官の増員が必要である。また、すべての地域の野生動物保護官は、適切な施設と装備、遠隔地への移動手段、および意欲が不足している。野生動物について、インド国軍、国境警備隊、一般大衆を啓発する必要がある。政府は、ダムや道路建設などすべての開発活動について、事業承認前に環境影響評価を義務づけることで規制すべきである（Sathyakumar 2001）。

グレートヒマラヤ地域のほとんどのヒグマ分布域について、生息状況調査を実施すべきである。また、保護区における直接、間接の証拠に基づくヒグマ個体数モニタリングも開始する必要がある。

ヒマラヤのヒグマの長期的な保全と保護管理のためには、食性および採食習性、生息地利用、クマと人間の軋轢問題、移動パターンなど、ヒグマの生態に関する科学研究が不可欠である。

謝 辞

アンケート調査完成のために尽力してくれたジャンム、カシミール、ヒマチャル・プラデシュ、ウタランチャル、シッキム各州の主任野生動物管理官に感謝する。また、この調査に参加してくれたすべての森林・野生動物管理官、および個別面談などで貴重な情報を提供してくれた野外研究者にも感謝する。インド野生生物研究所においては、必要な支援を与えてくれたP.R. Sinha所長、およびGISを用いた分布図の作成を手伝ってくれたGISセンターのPanna Lal氏に感謝する。原稿の初期草稿のレビューをお願いしたR.B. Harris博士にも感謝する。

引用文献

- Gee EP (1967) Occurrence of the brown bear, *Ursus arctos* Linnaeus, in Bhutan. Journal of Bombay Natural History Society 64 (3).
- GOI (1992) Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Flora and Fauna. Annual Report, Ministry of Environment and Forests, New Delhi.
- Lamba BS (1987). Status Survey of Fauna in Nanda Devi National Park. Zoological Survey of India, Occasional Paper No. 103.
- Sathyakumar S (1994) Habitat ecology of ungulates in Kedarnath musk deer sanctuary, Western Himalaya. Dissertation. Saurashtra University, Rajkot.
- Sathyakumar S (2001) Status and management of Asiatic black bear and brown bear in India. Ursus 12: 21-30.

Sathyakumar S (2002) Field Survey for Brown Bear-Human Conflicts in Zaskar and Suru Valleys, Ladakh. Wildlife Institute of India, Dehradun.
Sathyakumar S, Qureshi Q (2003) Modeling Distribution Pattern for Brown Bear in Zaskar and Suru Valleys, Ladakh.

Wildlife Institute of India, Dehradun.
Schaller GB (1977) Mountains Monarchs: wild sheep and goats of the Himalaya. University of Chicago Press, Chicago.

(仲村 昇訳)

2.2 インドのツキノワグマの現状

Sambandam Sathyakumar

インド野生生物研究所

インド北東部の丘陵地とヒマラヤ地域の面積は、国土のおよそ 591,800km² (18%) を占め、アジア最大のツキノワグマ (*Ursus thibetanus*) 生息地となっている。インドにおけるツキノワグマの分布は、ネパールとブータンの両国と連続している。

本稿では、既存文献、近年の野外調査、1994～1995 年および 2005 年に行われたアンケート調査、専門家の知識をもとに、インドに生息するツキノワグマの分布と相対密度に関して報告する。また、1994～1995 年 (Sathyakumar 2001) および 2005 年 (Sathyakumar and Choudhury 2005) の調査結果の比較に基づき、各種保護区内におけるツキノワグマの生息状況の変化を評価する。

生息状況

保全状況

ツキノワグマはレッドデータブックにおいて「絶滅危惧 II 類」として記載されている (IUCN 2006)。CITES の附属書 I、および 2003 年に改訂されたインド野生生物保護法 (Indian Wildlife Act 1972) の Schedule I にも記載されている。森林保護法 (Forest Conservation Act 1980) および政府野生生物アクションプラン National Wildlife Action Plan 1983 では、本種の生息地の保護を定めている。インドにおける保護区は、1975 年の 131 ヶ所から 2005 年 12 月現在で 597 ヶ所まで増加し、コンサベーション・リザーブあるいはコミュニティ・リザーブを中心とした新たな保護区の候補地が提案されている (Sathyakumar and Choudhury 2005)。

現在の分布

現在ツキノワグマはインドのヒマラヤ全域、すなわち北西部 (ジャンムとカシミール州、ヒマチャル・プラデシュ州)、西部 (ヒマチャル・プラデシュ州、ウタランチャル州) (図 2.2.1)、中央部 (シッキムとベンガル州北西部)、東部 (アルナチャル・プラデシュ州) に分布している (図 2.2.2)。ヒマラヤ西部と北西部では、ツキノワグマは標高 1,200～3,300m の丘陵地域の森林に生息しており、ヒマラ

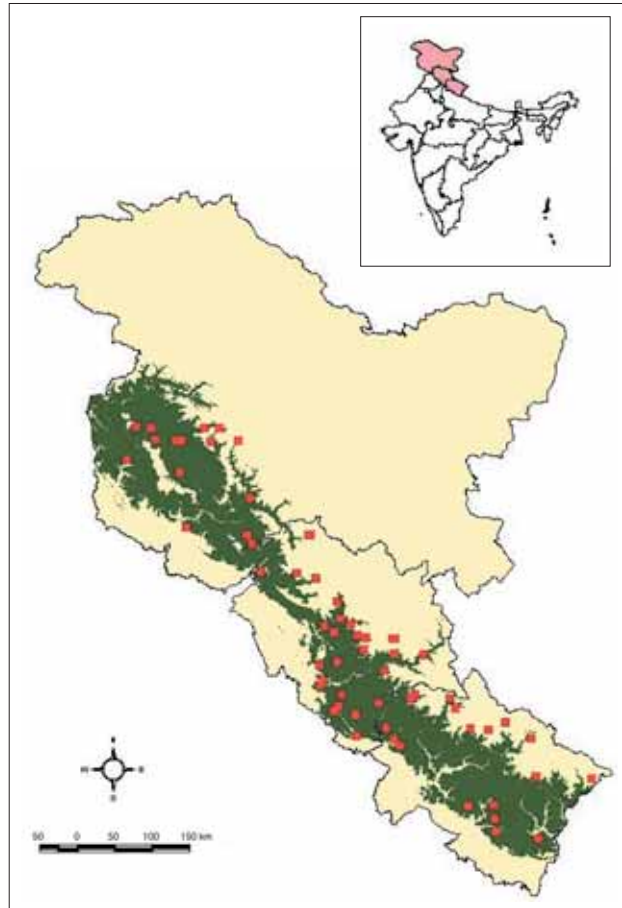


図2.2.1: インドの西部ヒマラヤ地域におけるツキノワグマの分布 (Sathyakumar and Choudhury 2005)

ジャンムとカシミール州、ヒマチャル・プラデッシュ州、ウタランチャル州。■は保護区を示している。

ヤ東部と北東部では標高 70～4,300m に生息している (Prater 1980; Sathyakumar and Choudhury 2005)。ヒマラヤ地域における本種の分布は、標高 1,200m 以下ではナマケグマ (*Melursus urinus*) と重なり、3,000m 以上ではヒグマ (*Ursus arctos*) と重なる。インド北東部では、ツキノワグマの分布はナマケグマとマレーグマ (*U. malayanus*) の両種と重なる (Choudhury 1982, 1997a, b)。

2005 年の調査の結果、ツキノワグマは 83 ヶ所の保護区

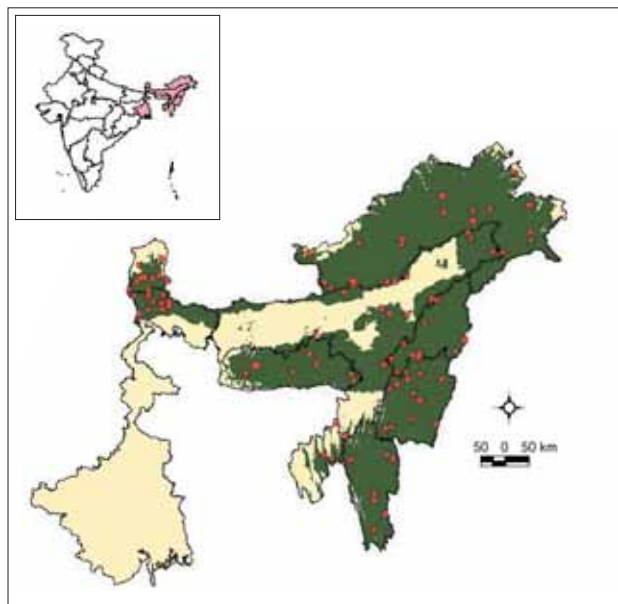


図2.2.2：インドの東部ヒマラヤ地域におけるツキノワグマの分布 (Sathyakumar and Choudhury 2005)

西ベンガル州、シッキム州、アルナチャル・プラデシュ州、アッサム州、メガラヤ州、マニプール州、ミゾラム州、トリプラ州、ナガランド州。■は保護区を示している。

(表 2.2.1)、98 ヶ所の森林区 (Forested Division)、保護林 (Reserved Forest)、森林溪谷 (Forested Valley) で生息が確認された。保護区には、国立公園、野生生物保護区 (Wild-life Sanctuary)、コンサベーション・リザーブ、コミュニティ・リザーブの各種保護区が含まれる。

ジャンムとカシミール州：16 の保護区、20 の森林区、保護

林、森林溪谷から生息が報告されている。これらの地域について、アンケート回答者は、ツキノワグマの生息密度は「やや普通」と回答した。この州のツキノワグマ個体群は、インド内でもっともよく調査されている (表 2.2.2) (Sathyakumar and Choudhury 2005)。この他に Banihal コンサベーション・リザーブと Sumchan Saphare 野生生物保護区、および保護区候補地にあがっている Pir Panjal 国立公園、Ghambiar Mongtu 野生生物保護区、Dhera-ki-Gali 野生生物保護区、Ans River 野生生物保護区、Nowshera 野生生物保護区からも報告されている。また、Lidder (Pahalgam) や Naranaga、Sindh、Wangat、Anatnag の森林区、および Gungar、Bianoi、Pir Panjal、Zaberwan、Bandipora、Kahai 保護林など 20 以上の地域からも生息が報告されている (ジャンムとカシミール州野生生物保護局 Bacha 私信 2005)。さらに Marwa、Qamandh、Batote、Doda、Badhruwa、Kistwar、Poonch、Rajouri、Nowshera、Reasa、Mahor、Udhampur、Jammu、Ramnagar、Bilwar といったジャンム地域の森林区においても生息が報告されている (Sathyakumar and Choudhury 2005)。

2005 年の調査により、この州におけるツキノワグマの生息状況に関する情報は飛躍的に増加した。2005 年には、それまでツキノワグマの生息地として知られていなかった 5 つの保護区と新しく設置されたコンサベーションないしコミュニティ・リザーブからツキノワグマの生息が報告された。アンケート回答者は、これらの地域では食痕と糞が普通にみられるだけでなく、クマと人間の間の軋轢も頻繁に発生していると回答した。Sabarwal (1989) は、Dachigam 国立公園の低標高域において、1.3 ~ 1.8 頭/km²の生息密度

表2.2.1：インドの保護区、森林区、保護林におけるアジアツキノワグマの分布 (Sathyakumar 2001 ; Sathyakumar and Choudhury 2005 をもとに作成)

州	保護区数	森林区・保護林数	標高 (m)	状態
ジャンムとカシミール	16	>20	1,000-3,300	やや普通
ヒマチャル・プラデシュ	21	>25	1,000-3,300	やや普通
ウタランチャル	10	>15	1,000-3,300	やや普通
西ベンガル (北部)	4	>1	200-3,000	まれ
シッキム	3	>2	300以上	まれ
アルナチャル・プラデシュ	9	>10	100以上	普通
アッサム	7	>15	70-1,900	まれ
メガラヤ	3	>4	80-1,500	ごくまれ
ミゾラム	6	>2	100-2,100	ごくまれ
トリプラ	1	>1	200-1,000	時々
マニプール	1	>2	150-2,900	まれ
ナガランド	1	>1	120-3,800	やや普通
Total	82	>98		

表2.2.2：アンケート、近年の調査、聞き取りに基づく、インドのツキノワグマの保護区における個体数と過去と現在の生息状況（Sathyakumar 2001; Sathyakumar and Choudhury 2005 をもとに作成）

州 保護区（面積 km ² ）	生 息 状 況		
	過去(年)	1990年代(年)	2005年
ジャンムとカシミール			
Ajas CR (48)	不明	やや普通(?)	やや普通
Bran-Harwan CR (19)	不明	やや普通(?)	やや普通
City Forest (Salim Ali) NP (10)	不明	やや普通(?)	やや普通
Dachigam NP (171)	豊富(1969)	多い(?)	普通
Gulmarg WS (139)	不明	やや普通(?)	やや普通
Hirapora WS (115)	不明	やや普通(?)	まれ
Khiram-Shikargarh-Panyar-Khangund CR (118)	不明	やや普通(?)	やや普通
Khrew-Khonmoh CR (117)	不明	やや普通(?)	やや普通
Kistwar NP (400)	不明	不明(1995)	やや普通
Lachipora WS (96)	やや普通(1986)	やや普通(?)	やや普通
Limber WS (44)	やや普通(1986)	やや普通(?)	やや普通
Naganari CR (22)	不明	やや普通(?)	やや普通
Overa-Aru WS (511)	多い(1990)	やや普通(1991)	やや普通
Rajparian (Daksum) WS (49)	不明	普通(?)	やや普通
Thajwas (Baltal) WS (211)	不明	やや普通(?)	まれ
Wangat CR (59)	不明	やや普通(?)	普通
ヒマチャル・ブラデシュ			
Bandli WS (41)	不明	不明(1995)	まれ
Chail WS (109)	不明	不明(1995)	やや普通
Churdar WS (66)	不明	不明(1995)	不明
Daranghati WS (167)	不明	やや普通(1994)	不明
Gangul Siahbehi WS (109)	まれ(1991)	不明(1994)	やや普通
Great Himalayan NP (755)	不明	やや普通(1994)	やや普通
Kias WS (14)	やや普通(?)	やや普通(1994)	やや普通
Kalatop-Khajjar WS (69)	まれ(1991)	やや普通(1994)	やや普通
Kanawar WS (61)	やや普通(?)	やや普通(1994)	普通
Khokhan WS (14)	不明	不明(1995)	普通
Kugti WS (379)	やや普通(1992)	やや普通(1993)	やや普通
Lippa Asrang WS (349)	不明	普通(1993)	不明
Majhatal WS (58)	不明	不明(1995)	やや普通
Manali WS (32)	普通(1987)	まれ(1991)	まれ
Nargu WS (278)	不明	不明(1995)	やや普通
Rupi Bhaba WS (738)	多い(1992)	普通(1994)	やや普通
Sangla (R/Chitkul) WS (650)	普通(?)	多い(1994)	不明
Sechu Tuan Nala WS (103)	不明	不明(1995)	不明
Shikari Devi WS (72)	不明	まれ(1994)	やや普通
Talra WS (40)	不明	不明(1995)	不明
Tundah WS (64)	普通(1992)	多い(1993)	不明

WS：野生生物保護区、NP：国立公園、CR：コンサベーション・リザーブ

であったことを報告している。これはおそらく 1988～1989 年に果実が豊作だったためと考えられる。同期間のトランセクト調査におけるクマ遭遇確率は 0～3.5 頭/km で、6 月から 10 月にかけて（特に 9 月上旬）、Dachigam の低標高域を 25～40 頭のツキノワグマが利用していると推定された。10 ヶ所の保護区では過去 10 年で生息状況は変化しなかった。わずかな個体数増加とわずかな減少がそれぞれ 3 ヶ所の保護区から報告された(表 2.2.2)(Sathyakumar

and Choudhury 2005)。

ヒマチャル・ブラデシュ州：ここではツキノワグマは 21 ヶ所の保護区およびその周辺から生息が報告されている(表 2.2.2)(Sathyakumar 2001)。保護区外では、Pangi (Chenab 流域)の森林、Chamba 地区の Bharmur 谷 (Ravi 流域)、Dhuala Dhar 地域 (Beas 流域)、Bara Bangal、Chota Bangal、Kangra 地区の Bir、Parbati 谷、Pandrabis、Bashleo Pass (Sutlej 流域)、

表2.2.2(つづき)：アンケート、近年の調査、聞き取りに基づく、インドのツキノワグマの保護区における個体数と過去と現在の生息状況
(Sathyakumar 2001; Sathyakumar and Choudhury 2005 をもとに作成)

州 保護区 (面積 km ²)	生 息 状 況		
	過去(年)	1990年代(年)	2005年
ウタランチャル			
Askot WS (600)	やや普通(1988)	まれ(1994)	やや普通
Corbett NP (521) & TR	不明	まれ(1993)	まれ
Govind NP & WS (953)	やや普通(1988)	まれ(1992)	普通
Kedarnath WS (975)	やや普通(1981)	やや普通(1994)	普通
Mussorie WS (11)	不明	多い(?)	普通
Nanda Devi NP (625)	やや普通(1983)	まれ(1993)	やや普通
Nanda Devi BR (5150)	やや普通(1983)	やや普通(1993)	やや普通
Rajaji NP (820)	不明	不明	まれ
Valley of Flowers NP (88)	不明	やや普通(1995)	やや普通
西ベンガル			
Buxa TR (759)	不明	まれ(1999)	まれ
Mahananda WS (158)	不明	不明(1995)	まれ
Neora NP (88)	不明	普通(1999)	やや普通
Singalila NP (79)	不明	まれ(1999)	やや普通
シッキム			
Fambong LhoWS (52)	不明	不明(1995)	まれ
Khangchendzonga NP (1,784)	不明	普通(1999)	やや普通
Pangolakha NP(128)	不明	普通(1999)	まれ
アルナチャルプラデシュ			
Dibang WS (4,149)	不明	普通(1999)	やや普通
Eagle 's Nest WS (217)	不明	普通(1999)	やや普通
Itanagar WS (140)	不明	やや普通(1995)	やや普通
Kamlang WS (783)	不明	やや普通(1994)	やや普通
Kane WS (55)	不明	まれ(1991)	まれ
Mehao WS (282)	不明	普通(1999)	やや普通
Moulung NP (483)	不明	普通(1999)	やや普通
Namdapha NP & TR (4,985)	まれ(1990)	まれ(1996)	やや普通
Pakke WS (862)	不明	普通(1999)	やや普通
Sessa Orchid Sanctuary (100)	不明	普通(1999)	やや普通
Taley Valley WS (425)	不明	不明(1994)	やや普通
アッサム			
Barail WS (326)	普通(1986)	やや普通(1996)	やや普通
East Karbi Anglong WS (222)	普通(1989)	やや普通(1996)	やや普通
Marat Longri WS (451)	まれ(1989)	まれ(1992)	ごくまれ
Manas NP (500)	まれ(1985)	まれ(1995)	ごくまれ
Nameri NP (200)	まれ(1985)	まれ(1998)	ごくまれ
North Karbi Anglong WS (96)	やや普通(1984)	まれ(1999)	まれ
Sonai-Rupai WS (220)	まれ(1985)	まれ(1998)	ごくまれ

WS：野生生物保護区、NP：国立公園、CR：コンサベーション・リザーブ、BR：生態系保護区

Kullu 地区の Solang 谷と Jagatsukh 谷、Solan と Shilma 地区の Bata と Giri の上流域、Sultej と Yamuna と Pandrabis の流域、Shimla ridge、Karsog、Shali、Kandyali、Simla 地区の Hatu と Moral Kanda、Ropa 谷、Kinnaur 地区の Kalpa と Kaksthal を含む、25 の地域から生息が報告されている (Sathyakumar

2001)。Vinod と Sathyakumar (1999) は、Great Himalayan 国立公園で 1996 ～ 1999 年にかけてトランセクト調査を実施し、0.01 ～ 0.02 頭 /km の遭遇率と、0.10 個 /km の糞発見率を報告している。1995 年と 2005 年の調査結果からは、この州におけるツキノワグマの生息状況には過去 10 年大

表2.2.2(つづき)：アンケート、近年の調査、聞き取りに基づく、インドのツキノワグマの保護区における個体数と過去と現在の生息状況
(Sathyakumar 2001; Sathyakumar and Choudhury 2005 をもとに作成)

州 保護区 (面積 km ²)	生 息 状 況		
	過去(年)	1990年代(年)	2005年
メガラヤ			
Balphakram NP (220)	不明	不明(1995)	ごくまれ
Nokrek NP & BR (80)	不明	不明(1995)	時々
Nongkhyllem WS (29)	不明	まれ(?)	時々
ミソラム			
Dampa WS (500)	不明	不明(1995)	まれ
Lengteng WS (60)	不明	不明(1995)	まれ
Murlen NP (100)	不明	不明(1995)	まれ
Ngengpui WS (110)	不明	普通(1999)	まれ
Phawngpui NP (50)	不明	普通(1999)	まれ
トリプラ			
Trishna WS (195)	不明	不明(1995)	???
マニプール			
Kailam WS (188)	不明	不明(1995)	ごくまれ
ナガランド			
Fakim WS (6)	不明	不明(1995)	やや普通

WS：野生生物保護区、NP：国立公園、CR：コンサベーション・リザーブ、BR：生態系保護区

きな変化がなかったか、わずかに改善したといえる (Sathyakumar and Choudhury 2005)。アンケート回答者は、この州の保護区周辺におけるクマと人間の軋轢の発生頻度は高いと報告している。Chauhan (2003) は、1989 年から 1998 年にかけての Great Himalayan 国立公園での野生動物と人間の軋轢の評価に基づき、家畜捕食の 26% はツキノワグマとヒグマによるもので、この被害は主に、通常見張りなしで家畜が放牧される高山帯で発生し (58%)、9 月に最も多い (41%) ことなどを報告した。

ウタランチャル州：この州では、ツキノワグマは 11 ヶ所の保護区およびその周辺から生息が報告されている (表 2.2.2) (Choudhury 2003; Katti et al. 1990; Choudhury 2003)。この他にも、Tons の森林区、Uttarkashi、Tehri、Badrinath、Pithoragarh、Narendra Nagar、Chakrata、Ram Nagar、Almora、Bageshwar、Nainital、Kedarnath 生物地区など 15 の保護区以外の地域からも生息が報告されている。また、Yamunotri、Gangotri 溪谷、Ram Ganga の上流域、Ladhiya 溪谷、Tarai 森林区の一部地域からも生息が報告されている。

1995 年から 2005 年までの調査によるとウタランチャル州のツキノワグマの生息数はある地域ではわずかに増加、

別の地域ではわずかに減少したことが示されている (Sathyakumar and Choudhury 2005)。例えば、Nandai Devi 国立公園における 10 年間では、生息のわずかな証拠すらみつけることのできなかった 1993 年の状態から 1 回の目視と 4 個の糞を記録するまでに改善した 2003 年の状態に変化している (Sathyakumar 2004)。この国立公園におけるツキノワグマのトランセクト沿いの糞発見率は 0～0.66 個/km であった。Valley of Flower 国立公園と Nanda Devi 生態系保護区では、2005 年 11 月から 12 月にかけての 1 ヶ月間に 28 個体が目撃された。2005 年秋、Valley of Flower 国立公園におけるトランセクト沿い糞発見率は 0～0.4 個/km であった。Rajaji 国立公園においては、ツキノワグマとナマケグマの分布は重複しているが、生息数はまれであると報告されている (表 2.2.2)。ここではツキノワグマは、無人カメラで 900 夜の間に 10 回撮影された。

西ベンガル州：この地域ではこの 10 年間はあまり変化がない。調査では、北部の 4 ヶ所の保護区とその周辺 (表 2.2.2)、Darjeeling、Kalimpong Hills、Kolbang、Rehit、Pankasari 森林溪谷に生息することが報告されている。Senchal 野生生物保護区の現状はよくわからないが、ツキノワグマが

生息することは報告されている。この10年間で、1ヶ所の保護区においては生息状況に変化なし、2ヶ所の保護区においてわずかに増加、1ヶ所の保護区においてわずかに減少している（表2.2.2）（Sathyakumar and Choudhury 2005）。

シッキム州：3ヶ所の保護区から生息が報告されている。Sathyakumar（2001）は標高1,200～3,000mの攪乱されていない森林に生息することを報告している。1ヶ所の保護区で生息数は減少、2ヶ所で減少した（表2.2.2）。

アルナチャル・プラデシュ州：この地域は、80%以上の面積が森林に覆われており、ツキノワグマは連続して生息しているが、密猟の深刻な脅威にさらされている。アルナチャル・プラデシュ州全域にわたり、攪乱されていない森林にかなり普通に生息することが報告されている（Sathyakumar 2001）。生息が報告されている保護区は11である（表2.2.2）（Choudhury 2003; Katti et al. 1990; Choudhury 2003）。Hot spring、Ditchu（Lohit 地区）、Taley 谷溪谷森林、Anini Social 森林区、Siang 地区からも生息が報告されている。1990年代と2005年調査における生息状況の情報によると、わずかな増加が示唆された。人々による動物の利用についての調査によれば、Dibang 谷下部地域の2つの村だけで、1年間に少なくとも52頭のクマを殺していることが明らかになった（Choudhury and Rengma 2005）。過去10年間の生息状況は、3ヶ所の保護区で不変、2ヶ所の保護区でわずかな増加、6ヶ所の保護区で減少していた（Sathyakumar and Choudhury 2005）。

アッサム州：アッサム州の丘陵地の全域、および平野部にも分布していると報告されている（Choudhury 1997a）。1994～1995年の調査（Sathyakumar 2001）時には、この州にはアルナチャル・プラデシュ州との境界部にわずかに生息する他ツキノワグマは生息していないと考えられていたので、調査対象地に含まれていなかった。2005年の調査では、7ヶ所の保護区から生息情報が得られた（表2.2.2）。保護区外では、Karbi Anglong 地区の森林や（Choudhury 1993）North Cachar Hill 地区で比較的普通に生息している。過去10年間の生息状況は、2ヶ所の保護区で不変、1ヶ所の保護区でわずかな増加、4ヶ所の保護区で減少した（Sathyakumar and Choudhury 2005）。

ミゾラム州とメガラヤ州：これらの州ではそれぞれ5ヶ所と3ヶ所の保護区で生息が報告された（表2.2.2）。アンケー

ト回答者はこれらの地域のツキノワグマを「まれ」と報告した。他にも攪乱の少ない Garo、Khasi、Jaintia Hilla、Saipung 保護林、Narpur 保護林でまれに生息することが報告されている。過去10年間の生息状況は、2ヶ所の保護区でわずかな増加、6ヶ所の保護区で減少していた（Sathyakumar and Choudhury 2005）。

トリプラ州、マニプール州、ナガランド州：アンケート回答者によると、トリプラ州の丘陵地には小規模な個体群が散在している。Trishna 野生生物保護区、Kailashahar 森林区、Manu、Kanchanpur 森林区、Longthorai 保護林、および Deo 保護林から生息報告があるが、生息密度については不明である。インドでは、ツキノワグマとマレーグマの分布域が重なるのはマニプール、ミゾラム、ナガランド、アルナチャル・プラデシュの4州だけである。マニプール州では、丘陵地全域に生息しており（Choudhury 1992）、Kailam 野生生物保護区、Kangpokpi-Tamenglong 保護林から生息報告がある。ナガランド州では、Fakim 野生生物保護区で「やや普通」と報告されている他、州全域に分布している（Sathyakumar and Choudhury 2005）。人々による動物の利用についての調査により、毎年多くのクマが殺されていることが明らかになった。例数は少ない（15人）が、Phesama 村の人々は生涯に少なくとも52頭のクマを捕獲していた（Choudhury and Rengma 2005）。過去10年の生息状況は、トリプラ州で不変、マニプール州とナガランド州ではわずかに増加していた（Sathyakumar and Choudhury 2005）。

生息環境および推定生息数

インドにおける潜在的なツキノワグマの生息環境は1995年に、14,500km²と概算された（Sathyakumar 2001）。森林の有無、本種の標高限界、近年の生息情報に基づいたルール準拠モデルをGIS上で用いてインドのツキノワグマの分布図が近年作成された（図2.2.1と2.2.2）。その結果、インドにおける潜在的なツキノワグマの分布域は約269,350km²と概算された（Sathyakumar and Choudhury 2005）。このうち71,445km²はヒマラヤ西部地域で、また191,445km²はヒマラヤ東部地域と北東丘陵地域である。

推定生息密度は、10頭/100km²（Dachigam 国立公園）、6頭/100km²（アルナチャル・プラデシュ州の一部）、3頭/100km²（分布域の大部分）であった。これらの密度推定に基づき、Sathyakumar and Choudhury（2005）は1頭/30km²と1頭/35km²という値を使用して、インドにおけるツキノ

ワグマの推定生息数を 6,750 ～ 9,000 頭と概算した。

生息状況の変化

1994 ～ 1995 年の調査以前には、保護区におけるツキノワグマの生息状況に関する情報は皆無だった (Sathyakumar 2001)。2005 調査では、24 ケ所の保護区でわずかな増加、30 ケ所は不変、28 ケ所は減少が報告された。また、21 ケ所からは初めて生息の報告が得られた。その他の保護区外の地域からの報告は 53 地点から 98 地点に増えているが、ほとんどの地域で個体数は減少しているようである (Sathyakumar and Choudhury 2005)。

クマと人間の関係

クマと人間の軋轢

インドにおけるツキノワグマ保全に対する最も深刻な障害は、クマと人間の軋轢に対する人々の反応である。ツキノワグマによる家畜被害や人間に対する攻撃の報告が森林野生生物局へ比較的多く寄せられており、被害の多くはヒマラヤ北西部およびヒマラヤ西部で起きている。例えばウタランチャル州では、1991 年から 2001 年までの大型肉食獣による人間への攻撃 540 件のうち 28.5% がツキノワグマによるものであった。そのうち 9% は死亡事故だった (Chauhan 2004)。Great Himalayan 国立公園では、1989 ～ 1998 年の家畜が捕食される事件 1,348 件のうち 350 件 (26%) はツキノワグマもしくはヒグマによるものであった (Chauhan 2003)。アルナチャル・プラデシュ州では、多くの山間集落の主食であるトウモロコシの被害がある。ツキノワグマによる家畜捕食あるいは人間への攻撃事例の増加の原因としては、(1) 農地拡大その他の人間活動による生息地の縮小および劣化によりクマの農地利用が増加したこと、(2) 保護区周辺や森林地域で人口と家畜数が増加していることと、人間の森林への依存度が高くなった結果遭遇頻度が高まったこと、(3) 監視なしの家畜放牧、(4) 政府による野生動物被害に対する補償制度のための地域住民の関心が高まり、報告比率が上昇したこと、などの可能性が考えられる (Sathyakumar and Choudhury 2005)。これらを総合すると、ごく一部のかく乱されていない地域を除き、近年ツキノワグマの個体数はほとんど増加していないと考えられる (Sathyakumar 2001)。

密猟問題

インドのツキノワグマ個体群の多くは、胆のうと毛皮目的の密猟に脅かされている。胆のうには高い薬効が信じられており、毛皮は剥製あるいは装飾品として利用されている。多くの漢方薬の教科書では、「クマの胆」の原料としてツキノワグマを推奨している。インドではクマは保護されているが、直接的な証拠が掴みにくいので密猟の摘発は難しい。そして密猟および国際的な違法取引が横行していると考えられる。インドは、パキスタン、中国、ネパール、ブータン、バングラデシュ、ミャンマーの各国と国境を接している。これらの国境線延長は長く、大半は人里離れた山岳地域であり、国境を越える取引を取り締まることは困難である。

アジアにおけるクマ由来製品の需要の高まりにより、インドのクマ個体群は深刻な影響を受けている。アルナチャル・プラデシュ州とその他の北東部の州では、先住民が毛皮と肉目的でツキノワグマの狩猟を行っている。例えばニシ族 (以前は Daffla と呼ばれていた) は首の後ろに熊皮を着用し、ナイフの鞘にも使用する。すべての先住民の住居には野生動物の頭骨や毛皮が飾られており、ツキノワグマの一部が含まれていることも多い。

生息地の劣化

2005 年調査の推定によれば、インドにおけるツキノワグマの潜在的な分布域は約 270,000km² であり、そのうち存在する保護区のネットワークによって保護されているのは 10% 未満である (インド野生生物局国家野生生物データベース 2005 による)。インド全域で、ツキノワグマ生息地は大きな脅威にさらされている。生息地の劣化の主要な原因は、開発計画および人々による薪や山地性のタケ (*Arundinaria falcata*, *Chimnobambusa jaunsarensis*, *Thamnochalamus falconeri*, *T. spathiflorus*) などの森林資源の採取である。アルナチャル・プラデシュ州とシッキム州では、生息地減少は主に開発行為による。北東部の州では、jhum (移動農耕) により、ツキノワグマ生息地が深刻な影響を受けた。メガラヤ州では土地の 95% が私有地であり、州政府にはこれらの地域内の生息地を保護する権限がない (Sathyakumar and Choudhury 2005)。

提 言

2003 年に改訂された Indian Wildlife Act, 1972 では、コンサベーション・リザーブあるいはコミュニティ・リザーブ

といった新しい種類の保護区の設定を可能としている。保護区網には含まれていないものの、生息地間をつなぐ回廊として不可欠なツキノワグマ生息地の多くは、地元社会の協力を得て、コンサベーション・リザーブまたはコミュニティ・リザーブとして設定することで保護することができる。ツキノワグマが生息している保護区の70%以上が500km²未満であり、保護区の内外で家畜による圧力を受けている。保護区の近傍あるいは保護区の間をつなぐ回廊部における森林地域の把握が不可欠である。ジャンムとカシミール州政府は近年10ヶ所のコンサベーション・リザーブを設定した。他の州、特に北東部の州でもこのような努力が必要である。

密猟と密輸の防止のためには、保護区を管理するための訓練された野生動物保護官の増員が必要である。また、すべての地域の野生動物保護官は、適切な施設と装備、遠隔地への移動手段、および熱意が不足している。野生動物について、インド国軍、国境警備隊、一般大衆に対する啓発が必要である。政府は、アルナチャル・プラデシュ州とシッキム州におけるダムや道路建設などすべての開発活動を、事業承認前に環境影響評価（Environment Impact Assessment）を義務づけることで規制すべきである。さらに、北東部で行われている短周期のjhumは、長周期型の農業に置き換えるべきである（Sathyakumar 2001）。

シッキム州の大部分、西ベンガル州、アルナチャル・プラデシュ州およびその他の北東部の州のツキノワグマ分布域について、生息状況調査を実施すべきである。また、保護区における直接、間接の証拠に基づくツキノワグマ個体数モニタリングも開始する必要がある。

ツキノワグマの長期的な保全と保護管理のためには、食性および採食習性、生息地利用、クマと人間の軋轢、移動パターンなど、ツキノワグマの生態に関する科学研究が不可欠である。

謝 辞

アンケート調査完成のために尽力してくれたジャンム、カシミール、ヒマチャル・プラデシュ、ウタランチャル、西ベンガル、シッキム、アルナチャル・プラデシュ、アッサム、メガラヤ、マニプール、ミゾラム、トリプラ、ナガランド諸州の主任野生動物管理官に感謝する。また、この調査に参加してくれたすべての森林・野生動物管理官、および個別面談などで貴重な情報を提供してくれた野外研究者にも感謝する。インド野生生物研究所においては、必要

な支援を与えてくれた P.R. Sinha 所長、2005 年の調査報告の共著者として大きく貢献してくれた A. Choudhury 博士、および GIS を用いた分布図の作成を手伝ってくれた GIS センターの Panna Lal 氏に感謝する。原稿の初期草稿のレビューをお願いした R.B. Harris 博士と Matthew E Durnin 博士にも感謝する。

参考文献

- Chauhan NPS (2003) Human casualties and livestock depredation by black and brown bears in the Indian Himalaya, 1989-98. *Ursus* 14(1): 84-87.
- Chauhan NPS (2004) Black bear - Human conflicts in Garhwal and Kumaon Hills Uttaranchal, India. Poster presentation at the Fifteenth International Conference on Bear Research and Management. San Diego, California, USA.
- Choudhury AU (1982) Wildlife Preservation in Northeastern India. The Magazine of the Students' Geographical Forum II: 37-44. Gauhati University.
- Choudhury AU (1992) Wildlife in Manipur-A preliminary survey. *Tigerpaper* 19(1): 20-28.
- Choudhury AU (1993) A Naturalist in Karbi Anglong. Gibbon Books, Guwahati.
- Choudhury AU (1997a) Checklist of the Mammals of Assam. Revised 2nd eds. Gibbon Books and Assam Science Technology and Environment Council, Guwahati.
- Choudhury AU (1997b) The status of bears in Assam, India. *International Bear News* 6 (2): 16.
- Choudhury AU (2003) The mammals of Arunachal Pradesh. Regency Publications, New Delhi.
- Choudhury AU, Rengma KTT (2005) A Survey of animal use extraction pattern in some areas of Indian Himalaya: Nagaland and Arunachal Pradesh [Phase -I]. WPA-India, 34pp.
- IUCN (2006) The IUCN Species Survival Commission - 2006 IUCN Red List of Threatened Species. (<http://www.iucnredlist.org/>)
- Katti M, Manjrekar N, Sharma D, Mukherjee S (1990) A Report on Wildlife Survey in Arunachal Pradesh with special reference to Takin. Wildlife Institute of India, Dehra Dun.
- Prater SH (1980) The book of Indian Animals. Bombay Natural History Society, Bombay.
- Sabarwal V (1989) Distribution and movement patterns of the Himalayan black bear (*Selenarctos thibetanus*) in Dachigam National Park. M.Sc. dissertation, Saurashtra University, Rajkot, Gujarat. 81pp.
- Sathyakumar S (1993) Status of Mammals in Nanda Devi National Park. In: Scientific and Ecological Expedition to Nanda Devi. Ministry of Environment and Forests, New Delhi.
- Sathyakumar S (1994) Habitat ecology of ungulates in Kedarnath musk deer sanctuary, Western Himalaya. Dissertation, Saurashtra University, Rajkot.
- Sathyakumar S (2001) Status and management of Asiatic black

- bear and brown bear in India. *Ursus* 12:21-30.
- Sathyakumar S (2004) Conservation status of Mammals and Birds in Nanda Devi National Park: An assessment of changes over two decades. In: Biodiversity Monitoring Expedition Nanda Devi 2003. A report to the Ministry of Environment and Forests, Government of India. Uttaranchal State Forest Department, Dehradun. 61pp.
- Sathyakumar S, Choudhury AU (2005) Status and distribution of Asiatic black bear (*Ursus thibetanus*) in India: An assessment of changes over 10 years. Paper presented at the 16th International Conference on Bear Research and Management held at Riva Del Garda, Trentino, Italy.
- Vinod TR, Sathyakumar S (1999) Ecology and conservation of mountain ungulates in Great Himalayan National Park, Western Himalaya. In: An Ecological Study of the Conservation of Biodiversity and Biotic Pressures in the Great Himalayan National Park Conservation Area - An Ecodevelopment Approach. Forestry Research Education and Extension Project - Great Himalayan National Park (FREE-GHNP), Final Project Report, Wildlife Institute of India, Dehradun.

(仲村 昇訳)

2.3 インドのマレーグマの現状

Netrapal Singh Chauhan

インド野生生物研究所

インドでは、2002 年まではマレーグマ (*Ursus malayanus*) の生息報告がなく、分布、生息状況、生態、行動パターンなどの情報は皆無であった。しかし、近年、森林局の報告や、Chauhan and Jagdish Singh (2005b) による野外調査によって、マニプール州などの北東部諸州の丘陵地域に生息していることが確認された。なお、マニプール州ではマレーグマは sun shaom と呼ばれている。

生息状況

分 布

マレーグマはインドの大型獣の中でもっとも知見が少なく、かつもっとも調査されていない種の 1 つである。北東部諸州における生息状況、分布、生態に関する情報の欠如は、本種の保全に限界をもたらしている。

マレーグマは熱帯雨林に生息する。主要な森林タイプは、熱帯半常緑樹林、熱帯湿潤落葉樹林、亜熱帯湿潤丘陵林 (sub-tropical wet hill forest)、竹林、湿潤温帯林である。マレーグマの分布と生息状況は、低地森林の存在の有無と、人間および家畜の有無に左右される。人間活動により低地の森林は劣化・分断され、森林資源の採取も激しいため、マレーグマ個体群は分断され孤立している。低地森林が次々と農地および住宅地に置き換えられてきたため、マレーグマの生息地のほとんどが消滅した。

インド北東部の熱帯雨林には過去にマレーグマが分布していた (Higgins 1932; Gee 1967; Cowan 1972; Prater 1980)。1960 年代と 1970 年代には北東部の丘陵地域における生息が報告されている。その後マレーグマ個体群は急減し、この地域における生息は疑わしくなった。Servheen (1999) の報告によれば、1990 年代にはインドにマレーグマは生息していなかった。

近年になって、北東部のアルナチャル・プラデシュ、ナガランド、マニプール、ミゾラムの各州から再びマレーグマの生息が報告されるようになった。一部地域からはナマケグマと分布域が重なっていることも報告されているが、この点については確認が必要である。アルナチャル・プラ

デシュ州では自動撮影カメラによってマレーグマ 1 頭が撮影されている。マレーグマはアルナチャル・プラデシュ州ではおそらく Mouling 国立公園、Mehao 野生生物保護区、Dibang 野生生物保護区、Kamlang 野生生物保護区、Namdapha 国立公園、ナガランド州では Fakim 野生生物保護区、ミゾラム州では Murlen 国立公園、Phawngpui Blue Mountain 国立公園、およびミャンマー国境の森林地帯に生息している (表 2.3.1、図 2.3.1)。マニプール州におけるマレーグマの分布と生息状況に関する我々の調査 (Chauhan and Jagdish Singh 2005b; WII-NWDB 2006) では、ミャンマー国境の Chandel と Ukhrul 地域での生息が確認されたが、分布は断片的であることが示唆された。

上記の 2 地域では、村人がマレーグマの目撃と痕跡 (糞、爪痕、足跡) を確認している。聞き取りをした 264 人のうち、17%が目撃、34.8%が痕跡、10%が目撃と痕跡の両方によって生息を証言し、38%が生息についてはわからないと答えた (Chauhan and Jagdish Singh 2005b)。いくつかの村では仔グマが飼われていた。Ukhrul よりも Chandel の方が比較的生息密度が高いようであった。

Ukhrul 地域では 15 の村、Chandel 地域では 23 の村の周辺の森林で目撃あるいは痕跡確認の報告が得られた (表 2.3.2) (Chauhan and Jagdish Singh 2005b)。

聞き取りに応じた 2 地域の住民達は、ここ 7～8 年間の合計で、村周辺や森林で死骸 87 体 (狩猟と自然死の両方)、胆のう 91 個、毛皮 68 枚、骨 69 本、爪 87 本、顎骨 22 個の存在を認めている (Chauhan and Jagdish Singh 2005b)。この 2 村の村人の多くはクマやその他の動物の密猟および動物部分の販売に関与していると報告されている。クマの部位の違法取引のための密猟は深刻である。両地域において、食用および部位の販売、母グマ捕殺時に捕獲された仔グマの販売を目的とした狩猟はクマの存続にとって危険な水準に達している。

アルナチャル・プラデシュ州の Namdapha トラ保護区の一部において目撃および痕跡の報告がある。 (Chauhan and Jagdish Singh 2005b)。アルナチャル・プラデシュ州ではマレーグマの分布と生態について体系的な調査が望まれる。

表2.3.1：北東部諸州においてマレーグマの分布確認および分布が推定される保護区

州	No.	保護区	面積(km ²)
アルナチャル・プラデシュ	1	Mouling NP	483
	2	Mehao WS	281.5
	3	Dibang WS	4,149
	4	Kamlang WS	783
	5	Namdapha NP	1,985.2
ナガランド	6	Fakim WS	6.4
マニプール	7	Yangoupokpi Lokchao WS*	184.8
ミゾラム	8	Murlen NP	200
	9	Phawngpui Blue Mountain NP	50

*PA：生息が確実な保護区、PA：生息が推定される保護区、NP：国立公園、WS：野生生物保護区、No. は図 2.3.1 中の数字と一致し、それぞれの保護区の位置を示す。

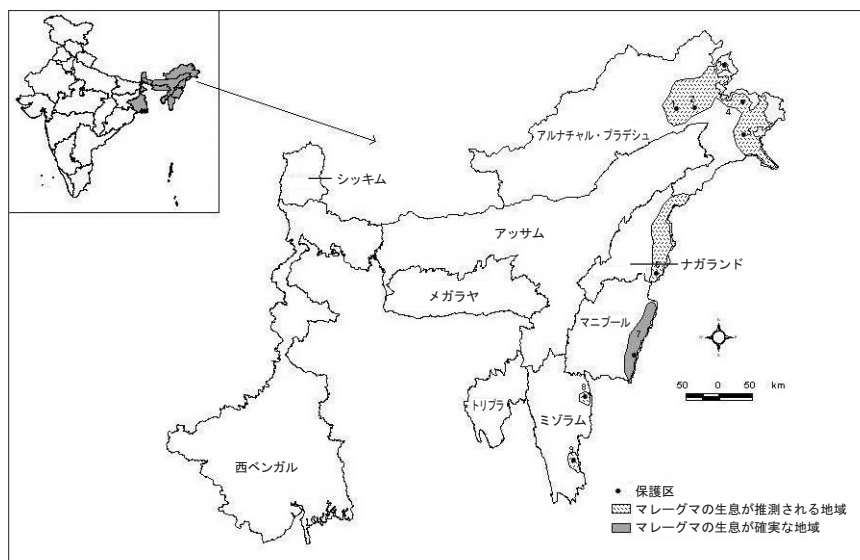


図2.3.1：インド北東部諸州におけるマレーグマ分布

図中の数字はマレーグマが生息している保護区に対応している（表2.3.1参照）

飼育下のクマ

2006年現在、マニプール州のImphal動物園にはマレーグマの成獣2頭が飼われている。最近ミゾラム州のAizawl動物園に亜成獣が運ばれてきたが、数日後に死亡した（複数の野生生物主任管理官からの私信）。

法律上の位置づけ

マレーグマはレッドデータブックにおいて「情報不足」として記載されている（IUCN 2006）。CITESの附属書I、および2003年に改訂されたインド野生生物保護法（Indian Wildlife Act 1972）のSchedule Iにも記載されている。にもかかわらず、インドでは胆のうなど各部位の違法取引が存

在する。マニプール州の多数の地域でクマの部位や仔グマがおおっぴらに売られている。この州では作物を荒らすマレーグマの捕殺も報告されている。

個体群への脅威

インドのマレーグマ個体群は、生息地の消失、劣化と分断化、胆のうなどの取引を目的とした密猟、ペットとしての飼育、人間との軋轢によって激しく脅かされている。密猟はどの生息地でも極めて深刻な問題となっている。胆のうなど部位の取引は、インドのすべてのマレーグマ個体群に大きな影響を与えている。胆のうは高い薬効が信じられている。骨や歯、爪は村人によって装飾品や魔除けに使用

表2.3.2：マニプール州の Ukhrul と Chandel 地域の村落周辺におけるマレーグマの分布

Ukhrul 地域の村名	目撃の頻度	Chandel 地域の村名	目撃の頻度
New Tusom	多い	Khonomphai	まれ
Mapum, Siroy hill	多い	Yangoubung	まれ
Siroy	多い	T. Yangnom	まれ
Tolloi	まれ	Langol Khunou	まれ
New Wahong	まれ	Langol Khamlang	まれ
Yangoudokpi	まれ	New Shijang	まれ
Ramphei	まれ	Chasan Tegnoupal	まれ
Skiye Kugua	まれ	New Maipi	まれ
Sambui Kopuhaphung	多い	Kampang Khullen	多い
Khankhui	まれ	Machi	まれ
Chamu Kholaphu	多い	Machi Uyuiphi	多い
Phungyar Phungyar	まれ	Kambang Khunou	多い
Kachai	まれ	Narum Mangkot	まれ
Ngainga	まれ	Lamphoupasna	まれ
Konkan Thana	まれ	Kwatha	多い
		Kwatha Maru	まれ
		Kwatha Warkhong	多い
		Kwatha Lamnamung	多い
		Kwatha Khongangpokpi	多い
		Maipi Mongsang	まれ
		T. Bongmol	まれ
		Maojang	まれ
		Chajang K.	まれ

されている。マニプール州では、マレーグマによる作物被害（米、トウモロコシ、豆類、サツマイモ、油糧種子、サトウキビ、プラム、カボチャ）と人身被害が発生している。Chandel と Ukhrul の両地域では作物に被害を与えるマレーグマを防除のために捕殺した事例の報告がある。密猟の取り締まりには、情報網の充実と取り締まりの強化が必要である。

ミャンマー、ラオス、カンボジア、ベトナムなどのマレーグマの分布域では、食用および取引目的の密猟は野放しであり、かつ増加している (Mills and Servheen 1991)。市場経済の浸透と国境の開放によってクマおよびクマの部位の取引が促進され、クマの捕殺を加速させている。同様に、インドのマレーグマの胆のうはシンガポール、バンコク、香港に密輸されていると報告されている（インド、マニプール州の調査データ）。

生息地への脅威

インド北東部では、マレーグマ個体群は人口増加と生息

地消失の進行により甚大な影響を被っている。生息環境の劣化および断片化は、家畜放牧および木材以外の森林産物の採取、違法な木材の採取および柴刈り、果実採取、植林、農業拡大、開発などを起因としてマレーグマの自然採食物を激減させ、結果的に個大群の減少につながった。生息環境の劣化と餌の探索のため、森林部から人里へのマレーグマの迷い込みが報告されている (Chauhan and Jagdish Singh 2005b)。クマは畑に侵入した時に、突然遭遇すれば、人間を攻撃する。

クマと人間の軋轢

クマと人間との関係には、作物被害を防除するための捕殺、部位の販売や食肉を目的とした密猟、仔グマの販売、人身被害、木材以外の森林産物の採取などがある。

マレーグマは、森林で突然人間と遭遇して驚いた時には激しく攻撃して来る動物として知られている。地元住民は、マレーグマは驚いた時には人間を攻撃して深刻な怪我を負わせると証言している (Chauhan and Jagdish Singh

2005a)。我々は1990～2002年にChandelとUkhrulの両地域で95件の人身被害を記録した（Chauhan and Jagdish Singh 2005a）。被害者はほとんど（98%）が男性であった。傷害部位は顔、鼻、目、首、手足に多かった。クマによる攻撃は季節を問わず発生したが、多くは秋と冬に発生した。大半（66%）の被害は森林で発生しており、次に多かったのは畑、村落周辺であった。被害者は家畜放牧中、農作業中、農作物防護中、森林や村落周辺を移動中、または木材以外の森林産物採取中に襲われた。ほとんどの被害は朝方、夕方と夜間に発生した。これらの件に関して、人間によるクマ捕殺の記録はない。

これらの地域の住民は一般的に貧しく、作物の被害を見過ごす生活できない。これら森林地域の村人からは、防衛的なクマの追い払いや捕殺も報告されている。

保護管理

インドではマレーグマの保護管理はほとんど実施されていない。生息地管理もいっさい行われていない。森林管理局では密猟や森林伐採を多少は監視している。しかし、これらの地域が遠隔地であることと、違法行為を行う者たちが武装していることがあるため、野生生物の生息地の管理は困難である。本種の保護管理は、人間活動が生息環境、生態、行動、食性、活動パターン、人間との軋轢などに与える影響が未知なことによってさらに困難になっている。

インドに現存するマレーグマ個体群は、保護管理の対象として注目される必要がある。マレーグマの保全戦略を立案するには、個体群の生息状況を把握し、脅威を評価するための体系的な調査が緊急に必要である。

一般への教育啓発

野生生物の保全には、地元住民と野外管理官および現場職員の関与が不可欠である。しかし、マレーグマが分布する国々のほとんどでは、本種の現状に対する知識および関心がほとんどない。東南アジアにおける野生生物保全が、トラ、ゾウ、サイなど地域的にも国際的にも関心が高い種に集中していることがこの状況の主な原因である。

教育と啓発を通じて、地元住民の間に保全意識を高めることは可能である。地元社会に対する生態系、保全、マレーグマの自然史、クマの生息環境、食性、行動、活動様式、被害防止対策などのプログラムは重要である。該地域の村にクマ対策委員会を設置できれば、啓発プログラム

は信頼されやすくなり、人々の関心を高める助けになる。これは、インドのマレーグマ保全に大きく貢献し、かつ地元社会の問題に対する関心も保証することになる。

提 言

- (1) 生息の有無のデータベースを作成するため、アルナチャル・プラデシュ、ナガランド、ミゾラム、アッサムの各州の未調査区域における分布と生息状況の体系的調査を最優先で行う必要がある。クマの生息域が認識され、分布図が作成されるべきである。分布、相対密度、マレーグマ個体群に対する圧力の影響を評価するため、それぞれの生息地域に適した評価方法が必要である。
- (2) 生息地利用パターンに関する研究が必要である。生息に適した環境の有無を一般的な土地利用図に図示できれば、マレーグマ個体群保全のため、そのような環境の保護と復元のために必要な手だてを講じることが可能となる。
- (3) 分布域における生息環境の劣化と分断化の要因を特定し、これらの要因を取り除くための戦略を立てる必要がある。クマ生息地では、放牧、違法伐採は完全に禁止されるべきである。
- (4) 北東部諸州では、クマの部位の密売を目的とする密猟が個体群に甚大な影響を与えており、そのために個体群が消滅する可能性がある。よって、マレーグマを狩猟した者への厳罰が必要であり。密猟の取り締まりには充実した情報網および体制の強化が必要である。クマの部位の取引や、ペット飼育についても、有効な情報網を構築して厳しく監視すべきである。森林官およびスタッフは、クマの取引および関連違法行為に対応可能な装備と必要な訓練を受けるべきである。
- (5) 生息する地域の中で良好な生息環境が残っている地域は保護されるべきであり、生息環境を改善する管理活動は最優先されるべきである。劣化した生息環境を復元するため、クマが採食する果樹の植林や、森林地域への入植者の立ち退きについて、計画立案および実行が必要である。
- (6) クマ部位の取引を目的としたマレーグマの密猟に対応するには、国際的にも国内的にもマレーグマの保全が優先的に扱われるべきである。改訂された Indian Wildlife Act 1972 により、各州は既存保護区の内外でマレーグマを保護するためにコンサベーション・リザーブあるいはコミュニティ・リザーブを指定できるようになった。

- (7) 地元住民は、木材以外の森林産物を採取するために日中のさまざまな時間に森に入るが、採取物の中にはクマの食物が含まれる可能性がある。クマ生息地ではこれらの森林産物の採取が規制されるべきであり、村人にはクマの食物となるものの採取をやめるよう指導すべきである。
- (8) 生息地から離れた森林の一部を選定して、一定の規制のもとで地元民に燃料の採取を許可する場所として区分するべきである。地元民の森への依存度や、燃料および木材以外の森林産物需要の増加を考慮すると、適地への植林活動の計画及び実施が必要である。
- (9) 人々に対して、胆のうの薬用利用、肉の食用、頭骨などの骨の装飾品利用、他の部位の信仰上の利用をしないように指導する必要がある。
- (10) 人間とクマの間で生ずる軋轢について、被害軽減の戦略を立てるためには、軋轢を巡る状況とその特徴および規模を評価する研究が必要である。作物被害や人身被害は、クマの保全に対する地元民の支持を失わせる。
- (11) 人々は野生動物の生息域に入った時には警戒を怠ってはならない。マレーグマによる作物被害を減らすには、特に被害が多い地域の収穫期に、共同での防除や、生け垣、ワイヤー柵、爆音機、カカシ、花火などの使用を提案する。
- (12) 人々には保全意識がわずかには残っている。地元社会に対する生態系、保全、マレーグマの自然史、クマの生息環境、食性、行動、活動様式、被害防除などのプログラムは重要である。該当地域の村にクマ対策委員会を設置できれば、啓発プログラムの説得力が増し、密猟対策に対する人々の支持を得る助けになる。
- (13) マレーグマの生態についてはごく限られた情報しかない。マレーグマに関する基礎研究は最優先課題である。分布、生息状況、生態、食性、活動パターン、人間との摩擦などの側面についての基礎的な情報が望まれる。マレーグマ生息域での林業上の手入れや木材収穫、単一植林がおよぼす影響を評価する研究も重要である。このような研究はインドのマレーグマの保護管理と保全に大きく寄与するであろう。

謝 辞

本報告を作成するにあたって常に支えていただいたインド野生生物研究所所長の P.R. Sinha 氏に感謝する。アンケート調査および討論を通じてマレーグマの生息状況について貴重な情報を提供していただいたすべての科学者、林業関係者、研究者に感謝する。また、インド全土の州森林局の主任野生動物管理官や職員に感謝する。インド野生生物研究所では J.S.Kathayat 氏に National Wildlife Database からの情報検索を手伝っていただいた。研究者である Jagdish Singh 氏には、Manipur 州のマレーグマ調査の完了および調査データのとりまとめ、分布図の作成と本報告執筆の支援をしていただき、特にお礼申し上げる。

引用文献

- Chauhan NPS, Jagdish Singh RK (2005a) Human-Malayan sun bear conflicts in Manipur State, India. Proceedings of 16th International Conference on Bear Research and Management', Riva Del Garda, Trentino, Italy.
- Chauhan NPS, Jagdish Singh RK (2005b) Is Malayan sun bear population recovering in India?: Status and distribution. Proceedings of 16th International Conference on Bear Research and Management, Riva Del Garda, Trentino, Italy.
- Cowan I, McT (1972) The status and conservation of bears (Ursidae) of the world. International Conference on Bear Research and Management 2:343-367.
- Gee EP (1967) A note on the occurrence of the Malayan sun bear, *Helarctos malayanus* (Raffles) within Indian limits. Journal of Bombay Natural History Society 64:352-354.
- Higgins JC (1932) The Malay bear. Journal Bombay Natural History Society 35: 673-674.
- IUCN (2006) IUCN Red List of Threatened Animals. IUCN, Gland Switzerland.
- Mills JA, Servheen C (1991) The Asian trade in bears and bear parts. TRAFFIC USA-WWF, Washington D.C. 131 pp.
- Prater SH (1980) The book of Indian animals. 3rd edition. Bombay Natural History Society, Bombay.
- Servheen C (1999) Sun bear Conservation Action Plan. In: Servheen C, Herrero H, and Peyton B and IUCN/SSC Bear Specialist Group (eds.) Bears, Status Survey and Conservation Action Plan. IUCN, Gland. pp. 219-224.
- WII-NWDB (2006) Wildlife Institute of India - National Wildlife Database. Wildlife Institute of India, Dehradun.

(仲村 昇訳)

2.4 インドのナマケグマの現状

Netrapal Singh Chauhan

インド野生生物研究所

ナマケグマ (*Melursus ursinus*) はインド国内で多くの地方名をもっている。bhalu や reech (ヒンディー語)、richwa (ボショプーリー語)、asval (マラーティー語)、punkti karadi (マラヤーラム語)、elugu bunti (テルグ語) などである。かつてナマケグマはインド半島全域で普通に生息していた (Brander 1982) が、1940 年代と 1950 年代に野生ナマケグマの目撃や路上におけるダンシング・ベアの見せ物が急減したことが記録されている (写真 2.4.1) (Seshadri 1969; Krishnan 1972; Singh 1973)。この減少は、森林消失および生息地の劣化と分断化と関係した。

現在は、保護区内の個体群は比較的安定しているが、保護区外の個体群は減少している。この減少は、主として人間活動による脅威の増大が原因である。このため、本種は絶滅危惧種に指定された。

生息状況

分 布

ナマケグマはインドのさまざまな環境に生息している。このクマは岩が露出した森林、草地、低木地をよく利用する (Akhtar 2004; Akhtar et al. 2000, 2002, 2004b; Balakrishnan and Easa 1986; Gopal 1991; Gokula 1991; Gokula and Varadha-

rajan 1995; Yoganand et al. 2005)。分布と生息地利用は、増大する人間活動によって多大な影響を受けている。

1990 ～ 2005 年にかけて行った調査や、各州の森林局からの情報、インド野生生物研究所が管理している国立野生生物データベース (WII-NWDB 2006)、文献および学術報告に基づき、ナマケグマが生息する国立公園と野生生物保護区の一覧を表 2.4.1 に示す。ナマケグマの生息は 46 の国立公園、128 の野生生物保護区、計 174 の保護区から報告されている (図 2.4.1)。また、保護区外の国有林にも生息している (図 2.4.1)。

ナマケグマは、ネパールの低地帯やインド北部のシワリク丘陵から、インド南部の森林帯にかけて分布している。分布域の北部ではツキノワグマ (*Ursus thibetanus*) の分布域と重複している。両種は、Corbett 国立公園、Rajaji 国立公園、Kaziranga 国立公園などの保護区では共存している。東部では、ブータン南部からアッサム、ミゾラム、アルナチャル・プラデシュの北東部諸州にかけて分布している。北東部では、ナマケグマとツキノワグマの分布はマレーグマ (*Helarctos malayanus*) 分布域の西端と重なる (Higgins 1932; Gee 1967; Servheen 1999)。北東部には、これら 3 種すべてが同所的に分布する地域もある (Choudhury 1993)。ナマケグマは、ジャンムとカシミール州およびヒマチャル・プラデシュのヒマラヤ域、ラジャスタン北西部の砂漠地帯には分布していない (図 2.4.1)。

ウタランチャル、ウッタール・プラデシュ、ラジャスタン、グジャラート州：ウタランチャルとウッタール・プラデシュ両州のシワリク丘陵に沿うように、ナマケグマは Corbett、Rajaji、Dudhwa の各国立公園では普通に生息しており、Sonanadi、Chandraprabha、Katarniaghat の各野生生物保護区でもしばしばみられる。上記を含めた、ナマケグマが生息する 3 国立公園と 6 野生生物保護区の総面積は 3,700km² である。ラジャスタン州では、ナマケグマは 3 つの国立公園と 14 の野生生物保護区に生息しており、Ranthambhore 国立公園と、Jawahar Sagar、Kela Devi、Kumbhalgarh、Mount Abu、Van Vihar の各野生生物保護区ではごく普通に生息してい



Photo by Jagdish Singh RK and Chauhan NPS

写真2.4.1: クマ使いに飼われ大道芸に使われているナマケグマ

表2.4.1：インドにおいてナマケグマが生息する保護区一覧と生息状況

州	保護区	面積 (km ²)	状態	生息頭数 / 100km ²
ウタランチャル	Corbett NP	520.80	CM	8
	Rajaji NP	820.00	CM	4
	Sonanadi WS	301.18	RR	3
ウッタル・プラデシュ	Chandraprabha WS	78.00	UN	UN
	Dudhwa NP	490.00	VC	12
	Katerniaghat WS	400.69	CM	6
	Kishanpur WS	227.00	RR	UN
	National Chambal WS	635.00	UN	UN
	Ranipur WS	230.31	RR	4
ラジャスタン	Bandh Baratha WS	192.76	UN	UN
	Bassi WS	152.90	RR	UN
	Bhensrodgarh WS	229.14	UN	UN
	Darrah NP	265.80	CM	6
	Jawahar Sagar WS	100.00	VC	18
	Kela Devi WS	676.38	VC	UN
	Kumbhalgarh WS	578.25	VC	15
	Mount Abu WS	288.84	VC	6
	National Chambal WS	280.00	UN	UN
	Phulwari Ki Nal WS	511.41	UN	UN
	Ramgarh Vishdhar WS	301.00	RR	5
	Ranthambhore NP	392.00	VC	9
	Sariska NP	492.00	RR	UN
	Sawai Man Singh WS	103.25	CM	6
	Sitamata WS	422.94	UN	UN
	Tadgarh Raoli WS	495.27	CM	5
	Van Vihar WS	59.93	VC	16
グジャラート	Balaram Ambaji WS	542.08	CM	7
	Jambogodha WS	130.38	UN	UN
	Jessore WS	180.66	VC	96
	Ratanmahal WS	55.65	VC	62
マディヤ・プラデシュ	Shoolpaneswar (Dhumkhal) WS	607.70	CM	5
	Bagdara WS	478.00	CM	4
	Bandhavgarh NP	448.85	VC	18
	Bori WS	485.72	CM	7
	Fossil NP	0.27	RR	UN
	Kanha NP	940.00	CM	14
	Kheoni WS	122.70	UN	UN
	Panna NP	542.67	VC	15
	Madhav NP	375.22	RR	UN
	National Chambal WS	435.00	UN	UN
	Noradehi WS	1194.67	CM	6
	Pachmarhi WS	417.78	CM	12
	Palpur Kuno WS	344.68	RR	4
	Panpatha WS	245.84	CM	9
	Pench (Priyadarshini) NP	292.85	UN	UN
	Pench WS	118.47	RR	UN
	Phen WS	110.74	CM	7
	Ratapani WS	823.84	CM	8
	Sanjay NP	466.88	CM	12
	Sardarpur WS	348.12	UN	UN
	Satpura NP	585.17	CM	9
	Singhori WS	287.91	UN	UN
チャティシュガール	Achanakmar WS	551.55	VC	15
	Badalkhol WS	104.45	CM	13
	Barnawapara WS	244.66	UN	UN
	Bhairamgarh WS	138.95	CM	10
	Gomardha WS	277.91	UN	UN
	Guru Ghasi Das (Sanjay) NP	1471.13	VC	15
	Indravati NP	1258.37	VC	9
	Kangerghati NP	200.00	UN	UN
	Pamed WS	262.12	CM	UN
	Semarsot WS	430.35	UN	UN
	Sitanadi WS	553.36	VC	17
	Tamoringla WS	608.51	VC	18
	Udanti WS	247.60	VC	14

NP：国立公園、WS：野生生物保護区、RR：まれ、CM：普通、VC：多い、UN：情報無し

表2.4.1(つづき)：インドにおいてナマケグマが生息する保護区一覧と生息状況

州	保護区	面積 (km ²)	状態	生息頭数 / 100km ²
ビハール	Bhimbandh WS	681.99	CM	UN
	Valmiki NP	335.65	RR	UN
	Valmiki WS	544.67	UN	UN
	Kaimur WS	1342.00	CM	5
	Gautam Budha WS	259.50	UN	UN
	Rajgir WS	35.84	UN	UN
ジャルクハンド	Palamau WS	794.33	CM	UN
	Betla NP	231.67	CM	UN
	Dalma WS	193.22	CM	8
	Hazaribagh WS	186.25	RR	UN
	Koderma WS	177.35	RR	UN
	Palkot WS	183.18	UN	UN
西ベンガル	Topchanchi WS	8.75	UN	UN
	Buxa NP	117.10	RR	UN
	Buxa WS	368.99	RR	UN
	Gorumara NP	79.45	RR	UN
	Jaldapara WS	216.51	CM	4
	Neora Valley NP	88.00	UN	UN
アッサム	Barnodi WS	26.22	UN	UN
	DibruUNSAikhowa NP	340.00	UN	UN
	Karbi Anglong WS	317.81	RR	UN
	Kaziranga NP	858.98	CM	6
	Manas NP	500.00	UN	UN
	SonaiUNRupai WS	220.00	UN	UN
アルナチャル・ブラデシュ	Marat Longri WS	451.00	UN	UN
	Itanagar WS	140.30	UN	UN
	Namdapha NP	1985.23	UN	UN
	Pakhui WS	861.95	UN	UN
	Dampa WS	500.00	UN	UN
	Murlen NP	100.00	UN	UN
オリッサ	Baisipalli WS	168.35	UN	UN
	Chandaka Dampara WS	175.79	CM	6
	Karlapat WS	147.66	RR	UN
	Khalasuni WS	116.00	UN	UN
	Kotagad WS	399.50	RR	UN
	Kuldiha WS	272.75	UN	UN
マハラシュトラ	Satkosia Gorge WS	745.52	UN	UN
	Simlipal NP	845.70	CM	6
	Simlipal WS	1354.30	CM	7
	Andhari WS	509.27	UN	UN
	Bhamragarh WS	104.38	CM	UN
	Bor WS	61.00	RR	UN
ゴア	Chandoli WS	317.67	CM	7
	Chaprara WS	134.78	UN	UN
	Gautala WS	260.61	UN	UN
	Gugamal NP	361.28	CM	UN
	Katepurna WS	73.63	UN	UN
	Melghat WS	778.75	VC	12
アンドラ・ブラデシュ	Nagzira WS	152.81	VC	13
	Nawegaon NP	133.88	CM	UN
	Painganga WS	324.62	UN	UN
	Pench NP	257.26	CM	UN
	Tadoba NP	116.55	VC	14
	Wan WS	211.00	UN	UN
ゴア	Yawal WS	177.52	CM	7
	Cotigao WS	85.65	UN	UN
	Mollem NP	107.00	UN	UN
	Mollem WS	133.00	UN	UN
	Eturnagaram WS	806.15	CM	UN
	Gundla Brahmeswaram WS	1194.00	UN	UN
アンドラ・ブラデシュ	Kaundinya WS	356.70	UN	UN
	Kawal WS	893.00	CM	UN
	Kinnersani WS	656.00	RR	UN
	Lanja Madugu Sivaram WS	36.29	UN	UN
	NagarjunsagarUNSRisailam WS	3568.09	CM	9
	Pakhal WS	879.3	CM	UN
アンドラ・ブラデシュ	Papikonda WS	591	CM	UN
	Pocharam WS	130	UN	UN

NP：国立公園、WS：野生生物保護区、RR：まれ、CM：普通、VC：多い、UN：情報無し

表2.4.1(つづき)：インドにおいてナマケグマが生息する保護区一覧と生息状況

州	保護区	面積 (km ²)	状態	生息頭数 / 100km ²
カルナタカ	Pranahita WS	136.02	RR	UN
	Sri Lankamalleswaram WS	464.42	UN	UN
	Sri Penusila Narasimha WS	1030.85	CM	UN
	Sri Venkateswara NP	353.62	RR	UN
	Sri Venkateswara WS	153.32	UN	UN
	Adichunchanagiri WS	0.84	UN	UN
	Anshi NP	250	RR	UN
	Arabithittu WS	13.5	UN	UN
	Bandipur NP	874.2	CM	6
	Bannerghatta NP	104.27	RR	UN
	Bhadra WS	492.46	CM	UN
	Biligiri Rangaswamy Temple WS	539.52	CM	UN
	Brahmagiri WS	181.29	UN	UN
	Dandeli WS	843.16	VC	UN
	Doraji Bear WS	55.87	VC	UN
	KudremUNh NP	600.32	UN	UN
	Melkote Temple WS	49.82	UN	UN
	Mookambika WS	247	CM	UN
	Nugu WS	30.32	UN	UN
	Rajiv Gandhi (Nagarahole) NP	643.39	CM	UN
タミール・ナードゥ	Sharavathi Valley WS	431.23	CM	UN
	Shettihalli WS	395.6	CM	UN
	Someshwara WS	88.4	UN	UN
	Indira Gandhi (Annamalai) NP	117.1	CM	9
	Indira Gandhi (Annamalai) WS	841.49	CM	11
	Kalakad WS	223.58	CM	UN
	Mudumalai NP	103.23	CM	UN
	Mudumalai WS	217.76	UN	17
	Mundanthurai NP	567.38	CM	UN
	Chendurang WS	UN	UN	UN
ケララ	Chimmony WS	90	UN	UN
	Chinnar WS	90.44	RR	3
	Eravikulam NP	97	UN	UN
	Idukki WS	70	RR	UN
	Neyyar WS	128	RR	UN
	Parambikulam WS	285	CM	7
	Peppara WS	53	UN	UN
	Periyar NP	350	CM	6
	Periyar WS	777	CM	UN
	Silent Valley NP	89.52	VC	56
	Wayanad WS	344.44	CM	UN
		66,854.53		

NP：国立公園、WS：野生生物保護区、RR：まれ、CM：普通、VC：多い、UN：情報無し

出典：State Forest departments; Wildlife Institute of India - Survey Reports; Wildlife Institute of India - National Wildlife Database; Brander (1982); Prater (1980); Seshadri (1986); Israel and Sinclair (1987); Sahraia (1982).

る。ラジャスタン州のナマケグマが生息する保護区の総面積は 5,500km²である。グジャラート州の Jessore と Ratanmahal の両野生生物保護区は、ナマケグマの生息密度が分布域内でもっとも高い。Balaram Ambaji と Shoolpaneswar の両野生生物保護区でも普通に生息していると報告されている。

マディヤ・プラデシュ、チャティシュガル州：この 2 州では、ナマケグマは 11 の国立公園と 23 の野生生物保護区に生息している。Bandhavgarh, Panna, Guru Ghasi の各国立公園と、Achanakmar, Sitanadi, Tamorpingla, Udanti の各野

生生物保護区でごく普通に生息している。Kanha, Satpura, Sanjay, Indravati の各国立公園および, Bagdara, Bori, Noradehi, Pachmarhi, Panpatha, Phen, Ratapani, Badalkhol, Bhairamgarh, Pamed の各野生生物保護区では、森林内に普通にみられる。これら保護区の総面積は 15,000km²である。

ビハール、ジャルクハンド州：この 2 州では、ナマケグマは 2 つの国立公園と 11 の野生生物保護区に生息している。Betla 国立公園と、Palamau, Dalma, Bhimbandh, Kaimur の各野生生物保護区で普通に目撃されている。

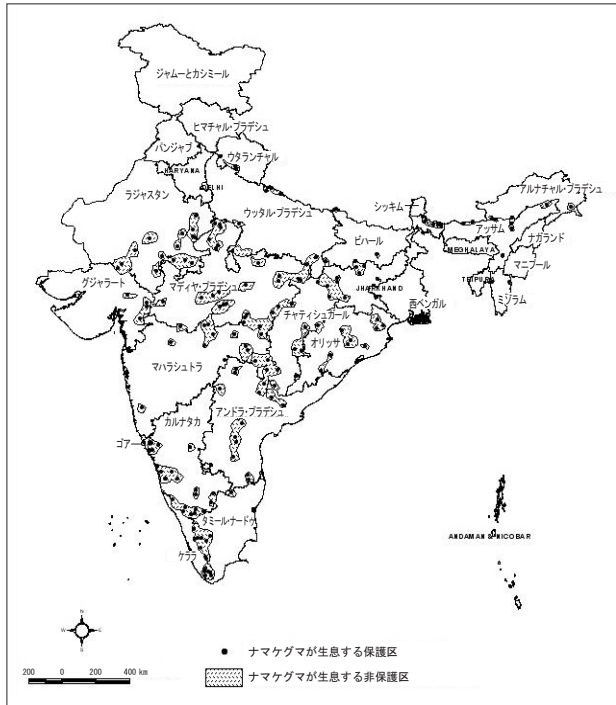


図2.4.1：インドにおけるナマケグマの分布

西ベンガル、アッサム、アルナチャル・プラデシュ、ミゾラム州：西ベンガル州の Jaldapara 野生生物保護区と、アッサム州の Kaziranga 国立公園では普通と報告されている。これらの州でナマケグマが生息する保護区の総面積は 3,600km² である。アッサム州では Buxa 国立公園と Gorumara, Karbi Anglong の両野生生物保護区ではまれと報告されており、その他の保護区の生息状況は不明である。アルナチャル・プラデシュ州とミゾラム州からも生息報告があるが、生息状況は不明である。

オリッサ、マハラシュトラ、ゴア州：オリッサ州では Simlipal 国立公園と Chandaka Dampra 野生生物保護区で普通と報告されているほか、1つの国立公園と8つの野生生物保護区に生息しており、これら保護区の総面積は 4,200km² である。マハラシュトラ州とゴア州では総面積 4,300km² の保護区 (5 国立公園と 14 野生生物保護区) に生息している。Tadoba 国立公園と Melghat, Nagzira の両野生生物保護区ではごく普通と報告されているが、Bor 野生生物保護区ではまれと報告されている。

アンドラ・プラデシュ、カルナタカ、タミール・ナードゥ、ケララ州：アンドラ・プラデシュ州では総面積 11,000km²

の保護された森林 (2 国立公園と 13 野生生物保護区) に生息している。Nagarjunsagar-Srisailem トラ保護区と Eturnagar, Kawal, Pakhal, Papikonda, Sri Penusila の各野生生物保護区では普通に生息している。ガルナタカ州では、Dandeli と Doraji Bear の両野生生物保護区でごく普通に生息している。この州では総面積 5,800km² の保護区 (5 国立公園と 13 野生生物保護区) に生息している。タミール・ナードゥ州では総面積 2,100km² の保護区に生息している。この州では Kalakad Mundanthurai トラ保護区、Mudumalai 国立公園および Annamalai 丘陵に普通である。ナマケグマの分布域はさらに南のケララ州に達し、総面積 2,400km² の保護された森林 (3 国立公園と 9 野生生物保護区) に生息している。この州では Parambikulam, Peppara, Periyar および Wayanad の各森林に普通である。

各種の調査により、多くの保護区の外にもかなりのナマケグマが生息していることが示唆されている。我々は、チャティシュガー州の Raigarh, North Bilaspur, Korea, Raipur North, Bastar Central, Durg, Kanker, Rajnandgaon の各森林区、マディヤ・プラデシュ州の Balaghat North, Balaghat South, Jabalpur Khandwa, Chindwara West, Umaria の各森林区、ビハール州の Dhalbhum 森林区、オリッサ州の Kheojhar, Deogarh, Dhenkanal, Boudh, Angul, Baripada, Ghumsar North の各森林区におけるナマケグマ生息情報を得ている。ウタランチャル、ウツタル・プラデシュ、ラジャスタン、アンドラ・プラデシュ、カルナタカ、タミール・ナードゥ、ケララ各州の保護区外からも生息報告がある。森林局によると、Kanker, Jagdalpur, Sarguja, Bilaspur, Raipur, Durg にかけての地域だけで、ナマケグマの生息数は 4,250 頭と推定された (Akhtar 未発表)。

生息数の推定

インドの総森林面積は 770,000km² (Forest Survey of India 2003) であり、ナマケグマの生息状況、分布、生態などについて多くの研究が行われてきた。このため、各種保護区および保護区外の国有林については大まかな推定生息数についての情報が存在する。

図2.4.1は、森林局からの情報およびインド野生生物研究所が管理している国立野生生物データベース (WII-NWDB 2006) による暫定的なナマケグマの分布域である。インド中央部では、ナマケグマの生息数の半分以上が保護区の外に生息している。さまざまな国立公園および野生生物保護区については生息数が推定されている。保護区内については、12.1 頭/100km² という平均生息密度と総面積 67,000km²

から、約 8,110 頭が概算された。この推定値は IUCN Action Plan (Garshelis et al. 1999a) で示されている値に近い。グジャラート州で特にナマケグマ保護のために設定された Jessore と Ratanmahal の野生生物保護区からは、100km²あたりそれぞれ 96 頭と 62 頭と、もっとも高い生息密度が報告されている。ケララ州の Silent Valley 国立公園では 56 頭/100km²である。Desai et al. (1997) は、Mudumalai 野生生物保護区での生息密度を 17 頭/100km²と推定している。他の推定密度の中では、Dudhwa 国立公園 (10 頭/100km²)、Corbett 国立公園 (8 頭/100km²)、Ranthumbore 国立公園 (8 頭/100km²)、Guru Ghasidas 野生生物保護区 (15 頭/100km²)、Kanha 国立公園 (14 頭/100km²)、Bandhavgarh 国立公園 (18 頭/100km²)、Achanakmar 野生生物保護区 (12 頭/100km²)、Tamoringla 野生生物保護区 (18 頭/100km²)、Udanti 野生生物保護区 (14 頭/100km²)、Sitanadi 野生生物保護区 (17 頭/100km²) が特に高かった (Akhtar et al. 未発表)。これらの推定値からは、保護区内のナマケグマ個体群は比較的安定しているように見え、これは、保護管理施策が実施されているためかもしれない。しかし、保護区外で管理されている森林のナマケグマの生息数は減少しており、たいへん危機的な状況にある。

Akhtar et al. (2004, 2004a, 未発表)、Bargali (2004)、Chauhan et al. (2003) は、インドの保護区外におけるナマケグマ生息密度を推定している。North Bilaspur 森林区の保護されていない生息域では 23 頭/100km²と、保護区内よりも密度が高かった。Ishwariah (1984) はカルナタカ州 Ramnagaram Taluk の保護区外で 12 頭/100km²と推定した。Akhtar et al. (未発表) により集められた保護区外の推定生息密度の平均はおよそ 12 頭/100km²であった。保護区外でナマケグマの生息が報告されている面積は合計約 120,000km²であるが、情報が不完全なので過小評価の可能性がある。この面積と平均密度から、保護区外では約 14,000 頭のナマケグマの生息が推定される。したがって、インド全体のナマケグマ個体数は 20,000 頭以上と推定される。

飼育下のクマ

インドでは約 272 頭のナマケグマが飼育されている。このうち 192 頭は動物園やサファリで飼育されており、80 頭はアグラのクマ保護センターにいる (Zoo Authority of India 2006; Seshamani and Satyanarayan 1997)。38 の動物園とサファリに飼育されているクマは、オスが 86 頭、メスが 88 頭、幼獣が 18 頭であった。保護センターで飼育されている 80 頭は、オスが 48 頭とメスが 32 頭であった。さらに、国

内には推定で 100 ～ 150 頭が、ダンシング・ベアとしてクマ使いに飼育されている。

法律上の位置づけ

すべてのナマケグマはインド野生生物保護法 (Indian Wildlife Act 1972) の Schedule I により保護されている (Anon 2005)。狩猟は禁止されているが、自己防衛のため、あるいは甚大な被害を与えるなど特殊な場合に限り捕殺できる。クマの部位の取引および輸出は違法である。CITES の附属書 I や IUCN のレッドデータブック (絶滅危惧 II 類) に記載されている。

個体群への脅威

インドのナマケグマ個体群への脅威は、主に胆のうとその他の部位 (毛皮、オスの性器、骨、爪、歯、肉) を目的とした密猟である。胆のうには薬効があると信じられており、TRAFFIC-India の記録によると、シンガポール、バンコク、香港、韓国、台湾、日本に違法に輸出されている。オスの性器は地元の人々に媚薬として使用されている。骨や歯、爪は村人の迷信によって魔除けとして使用されている (Bargali 2004; Chauhan et al. 2003)。チャティシュガール州とマディヤ・プラデシュ州では、オスグマの部位を目的とした村人による違法捕殺が行われている。1970 年代後半から 1980 年代にかけて、インドから日本へ、推定で年間 700 ～ 1,500 頭分のクマの部位が輸出された (Servheen et al. 1999; Garshelis et al. 1999b)。ウッタル・プラデシュ、チャティシュガール、マディヤ・プラデシュ、ラジャスタン、オリッサ、西ベンガルの各州および北東諸州では、ナマケグマの密猟と部位の取引は今でも普通に行われている。その他の重要な脅威としては、クマ使いが主に仔グマを罠で捕獲して連れ去ることがあげられる。

生息地への脅威

インドでは森林の消失、劣化、断片化、および森林開発が進行している。背景には、人口増加、家畜放牧、木材以外の森林産物の採取、違法な木材採取および柴刈り、(クマの好物である) ハチミツと果実の採取、単一種だけの植林 (チーク、ユーカリなど) の増加、農地拡大、その他の開発がある。これらの結果、ナマケグマの生息環境は深刻な影響を受けている。生息環境の消失と劣化は、保護区外の個体群にとって主要な脅威となっている。

クマと人間との関係

ナマケグマは攻撃性の強さで知られている。インド中央部ではナマケグマは悪評高く、野生動物の中でもっとも恐ろしい動物のひとつと考えられている (Pillarisett 1993; Chauhan and Rajpurohit 1996)。本種はなにかの拍子に人を襲うことがあり、特に仔連れの母グマは危険である (Prater 1980; Pillarisett 1993)。インドのナマケグマ生息地のほとんどで人間とクマの間での軋轢が報告されている。ナマケグマは農作物に多大な被害をもたらす (Laurie and Seidensticker 1977; Iswariah 1984; Sankar and Murthy 1995; Chauhan and Rajpurohit 1996)。Krishna Raju et al. (1987) はアンドラ・プラデシュ州において年間 20 ~ 30 件のナマケグマによる死亡事故を報告している。人間とクマの間の軋轢は、マディヤ・プラデシュとチャティシュガールの両州の多くの地域で報告されている (Chauhan and Rajpurohit 1996; Chauhan et al. 1999, 2003; Rajpurohit and Krausman 2000; Bargali et al. 2005)。木材以外の森林産物の採取は、特に早朝と夕方に行われる傾向がある。この時間帯はクマの採餌時間帯あるいは巣穴に帰る時間帯と一致しているため、人身事故が増加する原因となっている。巣穴が近くにある村のほとんどで、クマによる作物被害や死亡事故が発生している。マディヤ・プラデシュ州では、1989 年 4 月から 1994 年 3 月にかけて、607 人がナマケグマにより死亡した。情報がある 151 件のうち 103 件が森林で発生しており、34 件が畑、14 件が村で発生した。North Bilaspur 森林区では、1991 ~ 2000 年に、395 人がナマケグマによって死亡した。攻撃されたのは女性よりも男性が多かった。調査された 174 の村のうち、122 の村で人身事故が発生していた (Bargali et al. 2005)。Panna 国立公園およびその周辺地域では、1981 ~ 2000 年に、30 の村で 80 件のナマケグマによる人への攻撃が報告されている (Yoganand et al. 2005)。ビハール州では 1989 年 4 月から 1995 年 3 月にかけて、Dalma 野生生物保護区で 22 人と Palamau トラ保護区で 11 人など、計 50 人がナマケグマによって死亡している (Chauhan and Rajpurohit 1996)。オリッサ州では 1990 年 4 月から 1995 年 3 月にかけて、ナマケグマの攻撃によって 66 人が死亡している。

保護管理

改訂された Indian Wildlife Act 1972 により、各州は保護区ネットワークの内外両方のナマケグマ個体群保護のため

にコンサベーション・リザーブあるいはコミュニティ・リザーブという保護区の設定が可能となった。North Bilaspur 森林区では、いくつかの村が散在している連続的な林分があり、高密度にナマケグマが生息している (Chauhan et al. 2003; Akhtar 2004; Bargali 2004)。これらの地域は州政府によってクマ保護区として指定されるべきである。グジャラート州では分布域の西端に沿ってナマケグマを保護するために 3 つの野生生物保護区が設定された (Java 1991)。

1972 年のプロジェクト・タイガー開始後、インドのトラの保全のため、保護区のネットワークが構築された。その結果、ナマケグマも分布域北西部の Corbett、Dudhwa、Ranthambore 各トラ保護区、分布域中央部の Kahna、Panna、Bandhagarh 各トラ保護区、分布域北東部の Buxa、Manas の各トラ保護区、分布域南部の Bandipur、Periyar の各保護区などで保護されることとなった。これらナマケグマが生息するトラ保護区の面積は、総森林面積の 4.22% を占める。しかし、保護区外にある保護林に存在するナマケグマ個体群は、保護管理の対象として適切な関心を向けられるべきである。

一般への教育と啓発

野生生物の保全には、地元住民の関与と協力が不可欠である。教育と啓発を通じて、地元住民の間に保全意識を高めることは可能である。地元社会にとって、生態系、保全、クマの自然史、クマの生息環境、食性、行動、活動様式、人間とクマの関係、被害対策などのプログラムは重要である。該当地域の村にクマ対策委員会を設置できれば、啓発プログラムの信頼性が増し、人々の関心を高める助けになる。これは、インドのナマケグマ保全に大きく貢献し、かつ地元社会の利益も保証することになる。

提 言

- (1) 分布域全域で定期的に個体群のモニタリングを行い、分布や生息状況についてデータベースを更新していく必要がある。
- (2) 生息地と、個体群ユニットをつなぐ回廊の定量化および土地利用図への図示ができれば、そのような環境の保護と復元のために必要な手だてを講じることが可能となる。保護管理活動は、個々の保護区よりも大きなくりの個体群ユニットの視点で行われる必要がある。
- (3) 個体群の多くは保護区ネットワークの外に生存してい

- る。現存する生息地域は人間の影響から保護される必要がある。生息環境の復元のためには、クマの食物となる果樹の植林や、森林や巣穴がある地域からの入植者の立ち退き、巣穴がある地域での採掘活動や採石活動の監視、森林火災の鎮火などが考えられる。比較的大きな個体群が生息する広い地域は、Indian Wildlife Act 1972により、コンサベーション・リザーブあるいはコミュニティ・リザーブに指定して保護することが可能である。
- (4) 国内の一部地域では、密猟が危機的状況となっており、個体群に深刻な影響を与える可能性が高い。密猟の取り締まりには情報網の充実および体制の強化が必要である。密猟撲滅という目的のためには、地元社会の支援を得るための教育プログラムも同時に進める必要がある。
- (5) クマの部位の取引はインドのクマ個体群に深刻な影響を与えている。人々に対して、胆のうの薬用利用や、その他の部位の媚薬としての利用をしないように指導する必要がある。取引の監視には、実効性のある情報網を構築する必要がある。森林行政官およびスタッフには、クマの取引および関連違法行為に対応可能な装備が与えられ、必要な訓練が施されるべきである。
- (6) クマ使いは巣穴がある地域で仔グマを捕獲するため、個体群に深刻な影響を与えている。現在、クマ使いにはダンシング・ベアの中止を勧告しており、融資あるいは就職の斡旋を見返りに、彼らが飼育しているクマを政府の管理下に移すように指導している。
- (7) 分布域における生息環境の劣化と分断化の要因を地域スケールと全州スケールで特定し、これらの脅威を取り除くための戦略を立てる必要がある。
- (8) 潜在的なクマ生息地から離れた森林の一部を選定し、一定の規制のもとで地元民に燃料の採取を許可する場所として区分すべきであるが、このような場所でも、クマの食物となる果樹は残すべきである。
- (9) 生息地では森林産物の採取が規制されるべきである。村人にはクマの食物となるものの採取の中止を指導すべきである。巣穴がある地域では、木材以外の林産物の採取を完全に禁止するべきである。
- (10) 生息地は、夏季に頻繁な人為火災により甚大な影響を被っている。野火に見張りをつけることの徹底、延焼防止策の採用、状況に合わせて違反者を厳罰に処すなど、効果的な管理が必要である。
- (11) 人間とクマの軋轢の増加は、保護活動や地域林業プログラムへの参画といった地元社会による保護への協力を危うくする。人間とクマの軋轢の最小化は優先課題である。

- (12) ナマケグマによる作物被害を減らすには、特に被害にあいやすい収穫期に、花火、火、その他の忌避手段を使用して防除の必要がある。作物の作付け場所の変更も有効かもしれない。人身事故を避けるため、人々は特に朝夕は複数で行動して音を出しながら作業すべきである。
- (13) 人々の間には保全意識がわずかには残っている。地元社会に対する教育と啓発プログラムは重要である。該当地域の村にクマ対策委員会を設置できれば、啓発プログラムを信頼してもらえるようになり、密猟対策に対する人々の支持を得る助けになる。

謝 辞

本報告を作成するにあたって支援と励ましをいただいたインド野生生物研究所のP.R. Sinha 所長に感謝する。また、アンケート調査および問合せなどによりナマケグマの生息状況に関する情報を提供していただいたすべての科学者、林業者、野外研究者にも深く感謝する。インド全国の州森林管理局の主任野生動物管理官および職員に感謝する。インド野生生物研究所ではJ.S.Kathayat 氏に National Wildlife Database からの情報検索を手伝っていただいた。また、ナマケグマの生態に関する情報や適切な文献を提供していただいた協力研究員の Naim Akhtar 博士と、分布図を作成していただいたコンピュータ部門の Panna Lal 氏にも感謝する。

参考文献

- Akhtar N, Bargali HS, Chauhan NPS (2000) Habitat evaluation of Sloth Bear (*Melursus ursinus*) in the North Bilaspur Forest Division Madhya Pradesh, India. Abstract published in the Proceedings 'Defenders of Wildlife's Carnivores 2000: A Conference on Carnivore Conservation in the 21st Century'. 12-15 November, 2000 Denver, USA. p.96.
- Akhtar N, Bargali HS, Chauhan NPS (2002) Habitat use by sloth bear (*Melursus ursinus*) in disturbed and unprotected habitat of North Bilaspur forest division, Madhya Pradesh, India. Paper presented in 14th International Conference on Bear Research and Management. 29 July - 3 August, 2002 at Steinkjer, Norway.
- Akhtar N, Bargali HS, Chauhan NPS (2004a) Population abundance of sloth bear (*Melursus ursinus*) and management implications in unprotected habitat of North Bilaspur forest division, Madhya Pradesh, India. Paper presented in 15th International Conference on Bear Research and Management. 8-13 February, 2003 at San Diego, USA.
- Akhtar N, Bargali HS, Chauhan NPS (2004b) Sloth bear habitat use in disturbed and unprotected areas of Madhya Pradesh, In-

- dia. *Ursus* 15(2): 203-211.
- Akhtar N (2004) Habitat use, ranging pattern and management of sloth bear (*Melursus ursinus*) in North Bilaspur forest division, Madhya Pradesh. Ph.D. thesis, Wildlife Institute of India, Dehradun.
- Anon (2005) Wild Life (Protection) Act 1972. Amended with the effect 1 April 2003. Natraj Publishers, Dehradun, India.
- Balakrishnan M, Easa PS (1986) Habitat preferences of the larger mammals in the Parambikulam wildlife sanctuary, Kerala, India. *Biological Conservation* 37:191-200.
- Bargali HS, Akhtar N, Chauhan NPS (2005) Characteristics of sloth bear attacks in North Bilaspur forest division. *Ursus* 16(2): 263-267.
- Bargali HS (2004) The ecology of the problematic sloth bear (*Melursus ursinus*) and mitigation of human-bear conflicts in Bilaspur forest division, Madhya Pradesh. Ph.D. thesis, Wildlife Institute of India, Dehradun.
- Brander AAD (1982) Wild Animals in Central India. Natraj Publishers, Dehradun, India. 296pp.
- Chauhan NPS, Rajpurohit KS (1996) Study of animal damage problems in and around protected areas and managed forest in India phase-I: Madhya Pradesh, Bihar and Orissa. Wildlife Institute of India, Dehradun, India.
- Chauhan NPS, Bargali HS, Akhtar N (1999) Human-Sloth bear conflicts in the state of Madhya Pradesh, India. Paper presented in 12th International Conference on Bear Research and Management 13-18 October, 1999 at Poiana Brasov, Romania.
- Chauhan NPS, Bargali HS, Akhtar N (2003) Ecology and management of problematic sloth bear in North Bilaspur forest division Madhya Pradesh. A Project Report - Wildlife Institute of India, Dehradun, India.
- Choudhury A (1993) Potential biosphere reserves in Assam (India). *Tigerpaper* 20(1):2-8.
- Desai AA, Baskaran N, Venkatesh S (1997) Behavioural ecology of the sloth bear in Mudumalai Wildlife Sanctuary and National Park, Tamil Nadu. A Report on Tamil Nadu and Bombay Natural History Society collaborative project.
- Forest Survey of India (2003) Forest Survey of India. A Report - Dehradun, India.
- Garshelis D, Joshi A, Smith D (1999a) Estimating density and relative abundance of sloth bears. *Ursus* 11: 87-98.
- Garshelis DL, Joshi AR, Smith JLD, Rice CG (1999b) Sloth Bear Conservation Action Plan. In *Bears: Status Survey and Conservation Action Plan*. (eds.) Christopher Servheen, Herrero and Bernard Peyton. IUCN/SSC Bear Specialist Group, pp. 225-240.
- Gee EP (1967) A note on the occurrence of the Malayan sun bear, *Helarctos malayanus* (Raffles) within Indian limits. *Journal Bombay Natural History Society* 64:352-354.
- Gokula V (1991) Some aspects on the feeding habits of the sloth bear (*Melursus ursinus*) at Mundanthurai Wildlife Sanctuary, Tamil Nadu (South India). M.Sc. Thesis, A.V.C. College, Mannambandal, Tamil Nadu.
- Gokula V, Vardharajan M (1995) Food habits of sloth bear (*Melursus ursinus*) on Mundanthurai plateau, Tamilnadu, India. *Tigerpaper*, January-March. pp.13-15.
- Gopal R (1991) Ethological observation on the sloth bear (*Melursus ursinus*). *Indian Forester* 97: 920.
- Higgins JC (1932) The Malay bear. *Journal of Bombay Natural History Society* 35:673-674.
- Israel S, Sinclair T (1987) Indian wildlife, Sri Lanka, Nepal. Insight Guides, APA Productions, Hong Kong. 363 pp.
- Iswariah V (1984) Status survey report and recommendations for conservation of the sloth bear in Ramnagaram Taluk, Karnataka, WWF-India - A Report. 3pp.
- Java RL (1991) Environment and wildlife conservation in Gujarat state - status paper. *Indian Forester* 117: 818-842.
- Joshi AR, Smith JLD, Garshelis DL (1999). Sociobiology of the myrmecophagous sloth bear in Nepal. *Canadian Journal of Zoology* 77: 1690-1704.
- Krishnan M (1972) An ecological survey of the larger mammals of peninsular India. *Journal Bombay Natural History Society* 69: 26-54.
- Krishna Raju KSR, Krishna Murthy AVR, Subba Reddi C, Prasad Reddy NAV, Lokaranjan R, Shankar KJNG (1987) Status of wildlife and habitat conservation in Andhra Pradesh. *Journal of Bombay Natural History Society* 84:605-619.
- Laurie A, Seidensticker J (1977) Behavioural ecology of the sloth bear (*Melursus ursinus*). *Journal of Zoology* 182:187-204.
- Pillarisett AM (1993) Are sloth bear man marauders? In: Gogate MG and Thorse PJ (eds.) Two decades of project tiger, Melghat (1973-1993). Melghat Tiger Reserve, Melghat, India. pp. 41-46.
- Prater SH (1980) The book of Indian animals. 3rd edition. Bombay Natural History Society, Bombay, India.
- Saharia VB (1982). *Wildlife of India*. Natraj Publishers, Dehradun, India. 278 pp.
- Sankar K, Murthy RS (1995) Assessment of bear-man conflict in North Bilaspur forest division, Bilaspur, Madhya Pradesh - A Report, Wildlife Institute of India, Dehradun.
- Seshadri, B (1986) India's wildlife and wildlife reserves. Sterling, New Delhi. 215 pp.
- Servheen C (1999) Sun bear Conservation Action Plan. In: Servheen C, Herrero H, and Peyton B (eds.) *Bears: Status Survey and Conservation Action Plan*. Eds. IUCN/SSC Bear Specialist Group. pp. 219-224.
- Seshadri B (1969) The twilight of India's wildlife. John Baker, London. 212 pp.
- Seshamani G, Satyanarayan K (1997) The dancing bears of India. The World Society for the Protection of Animals (WSPA).
- Singh A (1973) *Tiger Haven*. MacMillan London Ltd., London.
- WII-NWDB (2006) Wildlife Institute of India - National Wildlife Database. Wildlife Institute of India, Dehradun.
- Yoganand K, Rice CG, Johnsingh AJT (2005) Evaluation of Panna National Park with special reference to Ecology of sloth bear (*Melursus ursinus*). A Project report, Wildlife Institute of India, Dehradun. pp. 114-138.

(仲村 昇訳)

第3章 スリランカのナマケグマの現状

Shyamala Ratnayeke¹, Shanmugasundaram Wijeyamohan², Charles Santiapillai³

¹ テネシー大学 森林・野生生物・水産学部

² ジャフナ大学 生物科学部

³ ペラデニヤ大学 動物学部

世界的にも希少な生物多様性のホットスポットであるスリランカは、現在、人間と野生動物の要求のバランスをどのようにとるかという難問に直面している。ナマケグマ (*Melursus ursinus*) は、その生息域全域で頭数の減少や人間との軋轢に脅かされつつある。スリランカのナマケグマは攻撃的といわれており、人間に重傷を負わせることもあるため、法律で保護されているにもかかわらず殺され続けている。加えて、スリランカのナマケグマの生息数など現状に関する研究は、致命的に不足している。ここでは、現在我々が把握しているスリランカのナマケグマに関する知見を紹介し、保護に向けての提言をしたい。

生物学的特徴

ナマケグマは、食肉目クマ科の中で、スリランカに現存する唯一の種である。スリランカ固有の亜種である *M. u. inornatus* (写真 3.1) は、*M. u. ursinus* よりも平均体長で小さい。Wasgomuwa 国立公園の野生のナマケグマの成獣のオスおよびメスの平均体重は各 75kg、58kg である (Rat-

nayeke 他, 印刷中)。1935 年に Phillips は、オス 104kg、メス 68kg という体重を報告しているが、これが最大の個体の数値であるのか、また野生なのか飼育下なのか、などについては明らかではない。

ナマケグマとの遭遇は、人里離れたジャングルの中で起こることが多い (Nicholas 1974; Ratnayeke et al. 未発表)。その際、攻撃的に反応して人間に危害を加えることがあり (Santiapillai and Santiapillai 1990; Rajpurohit and Krausman 2000)、その結果しばしば駆除にいたる (Ratnayeke 未発表)。Wasgomuwa 国立公園でのテレメトリー調査 (Ratnayeke et al. 印刷中) の結果得られた行動圏は、ナマケグマの中ではもっとも狭いもので、95% 固定カーネル法による行動圏の平均は、メスで 2.2km² (SE=0.61, n=4)、オスでは 3.8km² (SE=1.01, n=6) であった (Worton 1989)。また、国立公園外の地域へのクマの移動は自由であったが、行動圏はほぼ国立公園内に収まっていた。行動圏の中でも、過去に焼畑が行われた現在は放棄されているような開けた土地よりも、より食物が豊富な森林の方が、利用度合いは高かった。

ナマケグマはシロアリを食べるために適応している (Pocock 1933; Erdbrink 1953; Sacco and van Valkenburgh 2004)。スリランカではナマケグマの食物の大部分をシロアリが占めているものの (図 3.1)、季節により、果実類、ハチミツ、動物の肉なども食する。

スリランカの森林では、2 種類の固有種の木の実: *Manilkara hexandra* と *Drypetes sepiaria*、それに、*Cassia fistula* の乾いた豆果が、ナマケグマの主な植物性の食物である。

M. u. inornatus の興味深い生物学的特徴の一つに、明確な生殖周期がみられないということがある (Phillips 1935)。インド亜大陸の *M. u. ursinus* は、通常 11~1 月にかけて仔を産む (Garshelis et al. 1999)。これに較べると、我々の観察では *M. u. inornatus* の出産時期は、一般的パターン *M. u. ursinus* には似ているものの、より幅広い時期にまたがること示唆された。



Photo by Shyamala Ratnayeke

写真3.1: スリランカ、ヤラ国立公園のナマケグマ、オス成獣

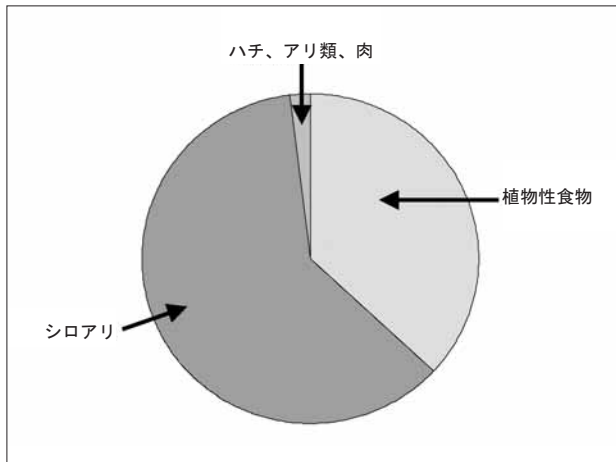


図3.1: a) ナマケグマ666頭の糞中の食物の種類と割合
(2002~2003年, Wagomuwa 国立公園)
植物性の食物は、主に果実 (*Cassia fistula* および *Drypetes sepiaria*) であった。

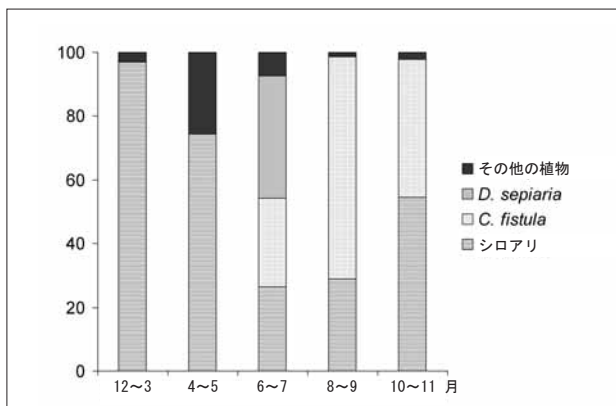


図3.1: b) 季節による食物の種類の変化
(2002~2003年, Wagomuwa 国立公園)
6~9月の乾季には果実が大部分を占める一方、10~4月の雨季にはシロアリが主食となる。

現 状

20世紀初頭のスリランカにおけるナマケグマの分布は、湿地を除く低地の密林地帯に大きく広がっていたものと思われる(Phillips 1935)。我々が2004年に実施した生息調査では、現在の生息地は、標高の低い疎林で人口密度の低い地域(道路密度から推定)と重なることがわかった(図3.2)。

ナマケグマの生息域は、スリランカ全国土の17~18%にあたる。標高でみると0~300mに集中しており、標高300mを超える地域の生息数は全体の2%に満たない。スリランカ政府野生動物保護局による自然保護区に関する調査(Sri Lanka Department of Wildlife Conservation 2003)では、

ナマケグマの生息数の49%が、国立公園かそれに準ずる自然保護区域の、人間活動およびあらゆる種類の狩猟が厳しく禁じられた地域に分布する(図3.3)。残りの51%の多く(>75%)は、島の北部および東部の民族紛争地域に生息する。この「49%」という数字は、民族紛争地域に位置する国立公園(Wilpattu 国立公園およびYala 国立公園の一部)内の推定生息数を含まない。これらの地域での自然保護活動は、もう長い間十分に実施できていない。

スリランカ全体でのナマケグマの推定生息数調査はきちんと行われていないが、Santiapillai and Santiapillai (1990)は、自然保護地域に限定の推定生息数として、300~600頭という数字を提示した。これは、生息密度を0.5~0.1頭/km²とラフに仮定して計算したものである。最近の研究によれば、自然保護地域の6%、全生息地域の3%の面積にあたるWagomuwa国立公園だけで100~150頭かそれ以上のナマケグマが生息しているとされる(Ratnayeke et al. 印刷中)。一部のナマケグマ生息地における生息密度は1.0頭/km²を超えるが、生息密度には自然保護地域内でもばらつきがあり、また非自然保護地域内や疎林地帯の生息地域においては低いと推定される。これらのことから、スリランカ島全体の総生息数を提示することはできないが、おそらく現時点での *M. u. inornatus* の頭数は、600頭を大きく上回っているものと推定される。

人間とクマの関係

ナマケグマは、シンハリ語とタミル語で、それぞれ、valaha, karadiと呼ばれる。古来、育毛効果があるとされた脂肪を目当てにナマケグマを狩る伝統があったが、今日ではその習慣は廃れている。我々は、266件の系統だった聞き込み調査を行った。対象は、ナマケグマの生息域で日常的に狩猟、焼畑農業、森林植物採集などを行っている地元住民で、年齢は20~89歳、平均年齢45歳、うち67%が農業従事者であった。その結果、ナマケグマによる農作物への被害は一件も報告されず、人間が利用する土地にナマケグマが入り込むことはまれであった。興味深いことに、インドではナマケグマによる農作物被害が生じている。この違いは、スリランカでは人間による生息地の侵食が、ナマケグマを作物を荒すようにまで追い込むほど深刻でないからと思われる。222人の回答者のうち65%が、ナマケグマを殺した、あるいは住んでいる場所の近くで殺していると答えた(図3.4a)が、その頻度については、月に1~2頭から年に1~2頭まで、回答にばらつきがみられた。

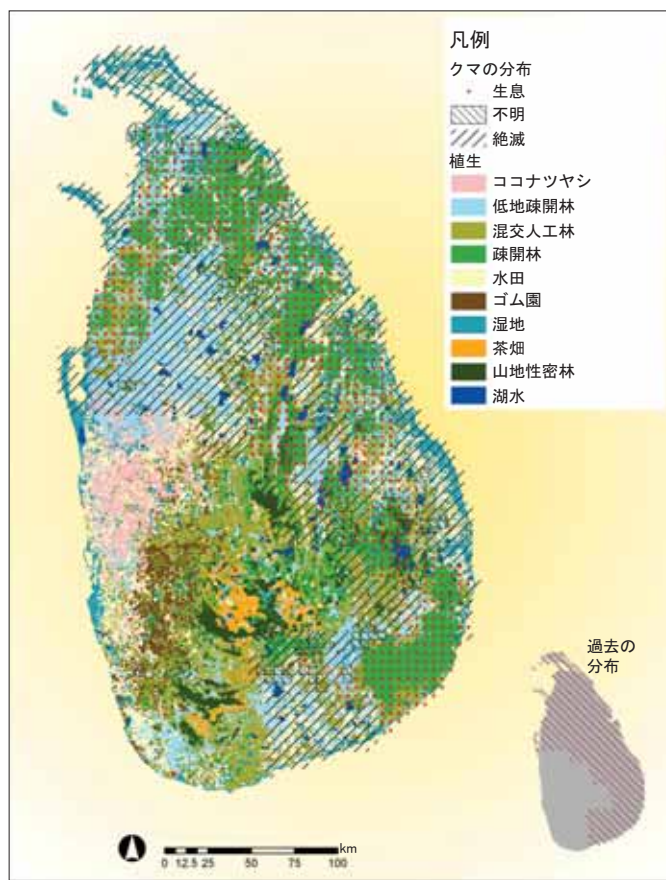


図3.2：2004年のスリランカにおけるナマケグマの生息分布

過去における生息域の全域にわたって調査を実施し、各地区の現状を「生息」、「絶滅」、「不明」に区分した。赤い点一つが、ナマケグマが生息している5×5kmの単位地域を表し、斜線は生息していない地域を表す。「不明」とした地域では、聞き込み調査の際の住民の証言が互いに食い違い、確証が得られなかった。国土利用分布図は、2001年の衛星写真に基づく（国連環境プログラム2003年）。

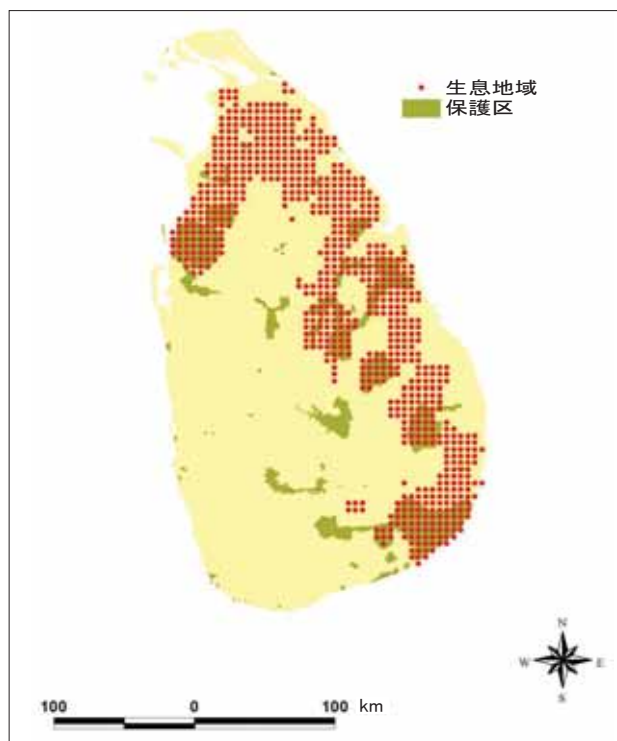


図3.3：スリランカにおける自然保護区とナマケグマ生息域

クマを殺す理由について、多くの回答者は人間がクマの攻撃から身を守るためだと答えたが、一部の回答者はクマが怖いため、あるいは、イノシシ（*Sus scrofa*）と間違えて撃ったと答えた（図3.4b）。

この調査を通じて、人間がナマケグマに襲われた事例はしばしば聞かれ、犠牲者の数にして277名が確認された。攻撃の多くは人里から離れた森林の中で、狩猟、採集、焼畑農業等の目的で立ち入った際に起きていた。またほとんどの攻撃は、近距離での遭遇にともない、9時から16時の間に起きている。

スリランカの森林面積比率は2001年時点で24.31%であった（United Nation Environmental Program 2003）。これは1981年時点の24.9%からそれほど大きく後退してはいない（Erdelen 1988）。ただし、この数字は衛星からのリモートセンシングによるもので、違法伐採の自然破壊行為による原生林の質的劣化は考慮されていない（Perera 2001）。スリランカ島の総人口は、ほぼ同時期に232人/km²から303/km²に増加し、現在では316人/km²に達しており、その79%が農村地帯に住んでいる（Population Division of the

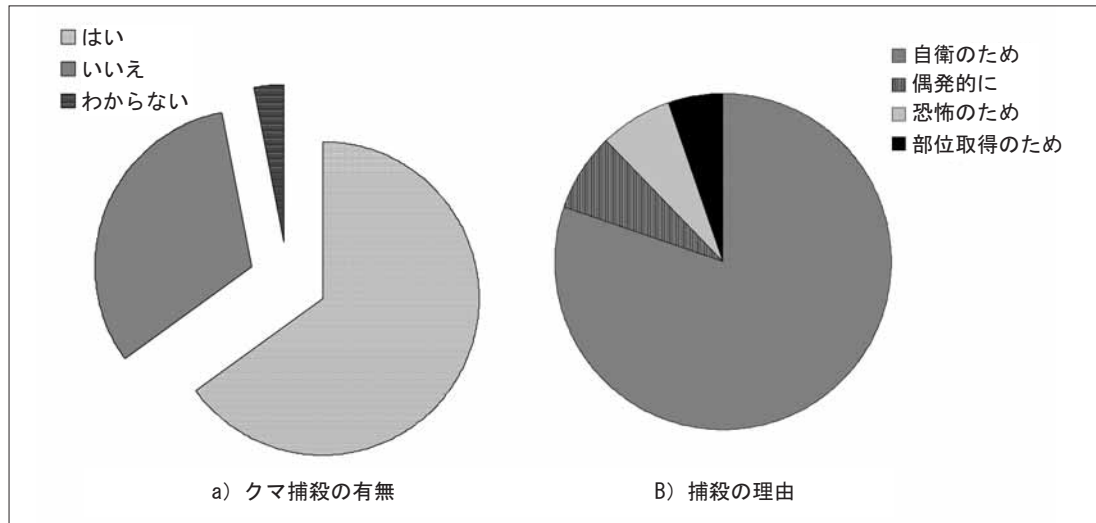


図3.4：スリランカにおけるナマケグマへの直接的脅威（2004年の調査による）
 a) 居住地域でクマが殺されているか？との質問に対し222名から得られた回答の内訳
 b) クマが殺されているとの回答の、理由別内訳の「偶発的に」は、主としてイノシシと間違えて撃った錯誤捕殺。

Department of Economic and Social Affairs of the United Nations Secretariat 2004)。湿地帯以外の農村地帯に住む人口の多くが貧困層であり、当面の生活のために森林を利用する必要にかられている。ナマケグマの捕殺頭数が増加しているかどうかはわからないが、このまま人間による自然林の利用が増加すれば人間とクマとの遭遇も増え、ナマケグマにとっては良くない結果になるだろう。

クマの商業利用

スリランカの Mannar 地区では、19 世紀初頭には多数のナマケグマが生息しており、このため政府が懸賞金付きで捕殺を奨励したほどであった。記録によれば、1854 年から 1880 年の間に、少なくとも 442 頭が懸賞金つきで虐殺されている (Boake 1888)。一方、2004 年に我々が行った調査では、ナマケグマの生息地の森林を利用する人間が、クマの部位を目的にこれを殺すことはまれであるようだ(図 3.4)。

ナマケグマの体の部位で、主に利用されているのは脂肪、次いで毛皮であった。一般的なクマ猟の主目的の一つは胆のうであるが、これについては、今回の調査では、東アジアの会社がクマの胆のうおよび前足を買い取ると地元 の狩猟者に申し出た例が一件報告されたのみであった。

現在の管理システム

スリランカにおいて、野生動物の保護管理は、現実的な技術である。関心の多くは、島内唯一の大型草食獣であるゾウの保護に費やされており、ナマケグマをはじめとする肉食獣の保護については、まだ多くを望む余地がある。これまでの主な保護措置は、保護種のリストにナマケグマを載せ、狩猟に対する法的保護を講じたことであった (Parliament of Democratic Socialist Republic of Sri Lanka 1993)。ナマケグマの生息地保護の多くは、ゾウ生息地の保護措置にともなってたまたまなされたものである。今日なお継続中の民族紛争は、ナマケグマ生息地の多くを巻き込んでおり、このため、新たな保護地域の制定が困難となっている。が、幸運にも、自然をありのままに放置することが、保護地域外に生息するナマケグマにとって、いい影響をもたらしている。つまり、Vanni 地方などナマケグマの生息地の多くは、乾いた低地の森林地帯にあるが、過去 20 年来続く内戦は、その地域から密猟者を含む人間を遠ざけている (Santiapillai and Wijeyamohan 2003)。島北部および東部での和平の見通しはまだ立っていないが、和平が実現した暁には、地域住民が帰還し、この地域のナマケグマの未来に新たな不安をもたらすであろう。他の大型肉食獣と同様、ナマケグマの野生環境下での管理の基本は、その生息域と人間の活動域を十分に隔離することである。

提 言

持続可能なレベルの頭数のナマケグマが、現在もなお、乾燥低地森林地帯の中の、広くて連続し、かつ人間活動の影響が比較的少ない地域（道路密度より推定）に生息している。過去20年間の生息地の変化は比較的緩やかで、この間、スリランカのナマケグマが短期的ではあるが安定に生息しえたことを示唆している。

しかしながら、人口の増加傾向を考えると、今後ナマケグマ生息域の分断化や、保護地域外における生息数の漸減は不可避と思われる。

ナマケグマ生息地域の最西南端（Welanwita-Annasigala area）に生息する少数の個体群には、すでに絶滅の危機が目前に迫りつつある。実際、このすぐ西方に隣接する地域は、現在 Uda Walawe 国立公園となっており、ここにはかつてナマケグマが生息していた。しかし、現在なお生息しているかどうかは極めて不確実である。

スリランカのナマケグマの生息地の多くは、自然保護区の外、とりわけ島の北部および東部に位置する（図 3.3）。これらの地域に保護区を設けること、そして全島にわたって人間による保護区内の自然利用を制限することが、ナマケグマの未来にとって重要となる。スリランカでは、狩猟および採取のために森林を利用する文化が強く残っている。これにともなって必然的に人間とクマとの軋轢が生じ、殺されるクマの数も増える。この傾向は人口密度増加にともないより顕著になる。例えば、今回の調査でも、クマの攻撃にあった人の 30% は、自然保護区域に違法に立ち入った際襲われたことを認めている。このことから、保護区内の人間活動の制限と、野生動物保護に関する一般人への教育プログラムの必要性が、より明確に認識される。

スリランカのナマケグマの未来は、現在、彼らとの共存を考えている人々の肩だけではなく、次の世代の肩にもかかっていることを忘れてはならない。可能な解決策は 2 通りしかない、「人間かクマかの択一」あるいは「人間とクマの共存」である。

謝 辞

この報告中で紹介したフィールド調査に協力していただいた、Swedish Large Carnivore Center の Oersa Gronklitt 氏、International Association for Bear Research、および Chicago Zoological Society に対し感謝の意を表明します。また、スリランカ UNEP-SACEP の Kumar Kotta 氏からは国土利用

データの提供を、R. Pieris 氏、V.S.J. Pragash 氏はフィールドワークのサポートを、C. Thatcher 氏、F. van Manen 氏からはデータ準備関連のご助力を、それぞれいただきました。

引用文献

- Boake WJS (1888) Mannar: a monograph. GJA Skeen, Government Printers, Ceylon.
- Erdbrink DP (1953) A review of fossil and recent bears of the old world with remarks on their phylogeny based upon their dentition. Deventer, Netherlands.
- Erdelen W (1988) Forest ecosystems and nature conservation in Sri Lanka. Biological Conservation 43:115-135.
- Garshelis DL, Joshi AR, Smith JLD, Rice CD (1999) Sloth Bear Conservation Action Plan (*Melursus ursinus*). In: Servheen C, Herrero S, Peyton B (eds.) Bears: Status survey and conservation action plan. IUCN/SSC Bear and Polar Bear Specialist Groups, IUCN, Gland, Switzerland, pp. 225-240.
- Nicholas CW (1974) The sloth bear. Loris 13:203-207.
- Parliament of the Democratic Socialist Republic of Sri Lanka (1993) Fauna and Flora Protection (Amendment) Act 1993. No. 49, Certified on 20th October, 1993.
- Perera GAD (2001) The secondary forest situation in Sri Lanka: a review. Journal of Tropical Forest Science 13(4):768-785.
- Phillips WWA (1935) Mammals of Ceylon. Dulau & Co., London.
- Pocock RI (1933) The black and brown bears of Europe and Asia Part II. The sloth bear (*Melursus*), The Himalayan black bear (*Selenarctos*) and the Malayan bear (*Helarctos*). Journal of the Bombay Natural History Society 36:101-138.
- Population Division of the Department of Economic and Social Affairs of the United Nations Secretariat (2004) World Population Prospects: The 2004 Revision and World Urbanization Prospects. <<http://esa.un.org/unpp>>, accessed 13 June 2006.
- Rajpurohit KS, Krausman PR (2000) Human-sloth bear conflicts in Madhya Pradesh, India. Wildlife Society Bulletin 28:393-399.
- Ratnayake S, Van Manen FT, Padmalal UKGK (印刷中) Home ranges and habitat use of sloth bears (*Melursus ursinus inornatus*) in Wasgomuwa National Park, Sri Lanka. Wildlife Biology 13.
- Sacco T, van Valkenburgh B (2004) Ecomorphological indicators of feeding behaviour in the bears (Carnivora: Ursidae). Journal of Zoology 263: 41-54.
- Santiapillai A, Santiapillai C (1990) Status, distribution and conservation of the sloth bear (*Melursus ursinus*) in Sri Lanka. Tigerpaper (FAO) 1:13-15.
- Santiapillai C, Wijeyamohan S (2003) The impact of civil war on wildlife in Sri Lanka. Current Science 84:1182-1183.
- Sri Lanka Department of Wildlife Conservation (2003) Protected areas. <<http://www.dwlc.lk/cgi->

bin/emplate.pl?pa:+%3E+Protected+Areas>.
United Nations Environmental Program (2003) Land Cover Assessment and Monitoring, Sri Lanka. Environmental Assessment Technical Reports, Volume 12-A. United Nations Environment Program Regional Resource Center for Asia

and the Pacific, Bangkok.
Worton BJ (1989) Kernel methods for estimating the utilization in home-range studies. Ecology 70: 164-168.

(柴山哲也訳)

第5章 ミャンマーのクマ類の生息状況と保全

Saw Htun

野生生物保全協会 ミャンマープログラム

ミャンマー（ミャンマー連邦）には、ツキノワグマ（*Ursus thibetanus*）およびマレーグマ（*Ursus malayanus*）の2種のクマが生息する。ミャンマーにおける調査研究が限られていることから、これら2種に関する生態、個体群、脅威の現状についてはほとんど知られていない。これらの知識の欠落が、有効な保護を行う上での課題である（Servheen 1999）。本報告は、その欠落の一部を埋め、将来の調査研究の優先順位を示すことを目的とし、各種文献のレビュー、野外データの分析、現地の報告、そして個人のフィールドノートや知見等を総合して作成した。また、次の諸調査報告からもデータを引用した：

- (1) 1998～2002年に国内各地でトラ *Panthera tigris* を対象に行われたカメラトラップ法による調査、
- (2) 2002～2004年にHukaungトラ保護区で行われたカメラトラップ法による調査およびその他の生物学的、社会経済学的調査、
- (3) 2003年にNaungmung地区で行われた生物学的、社会経済学的調査、
- (4) 2004年にHkakaborazi国立公園で行われた生物学的、社会経済学的調査、
- (5) 2005年にHponkanrazi野生生物保護区で行われた生物学的、社会経済学的調査。

現 状

現在の分布

図5.1が、カメラトラップ法による調査から明らかにされた2種のクマの分布である。この図について注意を要するのは、ほとんどの自動カメラがトラの生息調査の目的で設置されたものであり、したがってクマの分布の把握に用いるには限界があること、またカメラ調査の密度が北部ミャンマー（Hukaungトラ保護区、Hponkanrazi野生生物保護区、Hkakaborazi国立公園、およびNaungmung地区）に集中しており、ミャンマーの他の地方についてはサンプル数不足のおそれがあることである。さらに、東部ミャンマーについては、カメラトラップ法による調査はごくわず

かの地域しかカバーできていないが、これは東部におけるクマの生息の可能性を否定するものではない。しかしながら、図5.1の自動カメラによる調査結果から、これらのクマの分布の基本的特徴として、2種の生息域に重なりがみえること、また保護地域との地理的重なりがわかる。

カメラトラップ法による調査の結果は、ツキノワグマが主に低山や高山帯以上の山地に生息するのに対して、マレーグマがより低い地域に住むことを示唆している。自動カメラ調査データの中で、標高の情報をともなっているデータは乏しいが、ツキノワグマについては、2,041～2,566m（ $n=3$ ）、マレーグマについては951～2,131m（ $n=2$ ）との記録がある。

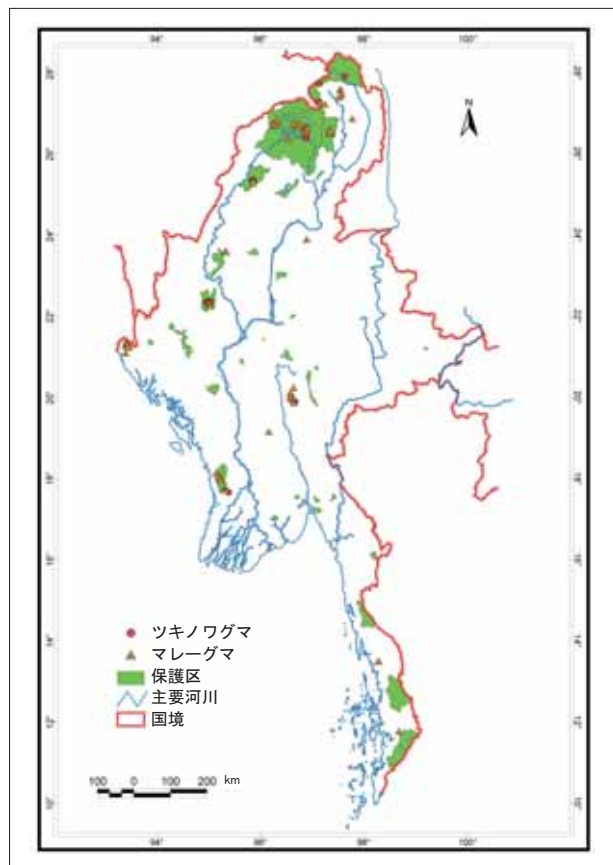


図5.1：ミャンマーにおけるツキノワグマとマレーグマの生息分布（1998～2005年の自動カメラ調査の結果に基づく）

生息数推定

どちらの種のクマも、生息数の推定が難しい。しかしながら、各調査地域における相対生息密度などの指標から、状況について相対的な情報を得ることができる。図5.2は、Hponkanrazi 野生生物保護区における自動カメラ調査の結果から推定された同地区での各野生動物種の相対生息密度である（Wildlife Conservation Society Myanmar Program 2005）。

クマの個体群に対する脅威

北部ミャンマーにおいて、2種のクマの個体群に対する主要な脅威は狩猟である。1990年代以前においては、地域の諸民族は、彼らの基本的な生活要求に答える程度の自給のための狩猟活動を行っていたのみであった。しかし現在、多くの地域で、自給目的の狩猟と商業目的の狩猟とを区別することは困難である。現在、狩猟による産物を容易に海外に売ることが可能なので、多くの地元住民が狩猟を主要な収入源とみなしている。加えて、中国市場との交易が容易になったことが狩猟に拍車をかけている。図5.3は北部ミャンマーから中国市場への野生動物の交易ルートを示す。図5.4は、2004年のHkakaborazi 国立公園での調査で得られた地元マーケットにおける野生動物の平均価格である。野生動物ごとの価格水準は、そのまま狩猟による脅威の程度を示唆する。村落における社会経済学的調査での聞き込みの結果は、やはりこのような推測を支持するもので、ジャコウシカ（*Moschus spp.*）やカワウソ（*Lutra spp.*）がHkakaborazi 地区では見られなくなっている事実を示している。この変化にともなって、ミャンマー北部では、クマはますます商業目的の狩猟者からねらわれている。

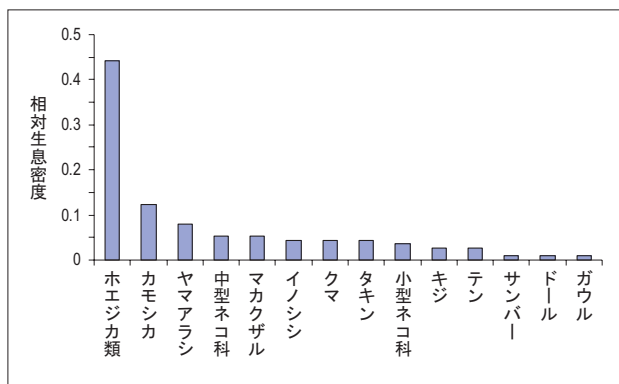


図5.2：Hponkanrazi 野生生物保護区での自動カメラ調査の結果による、各野生動物の相対生息密度

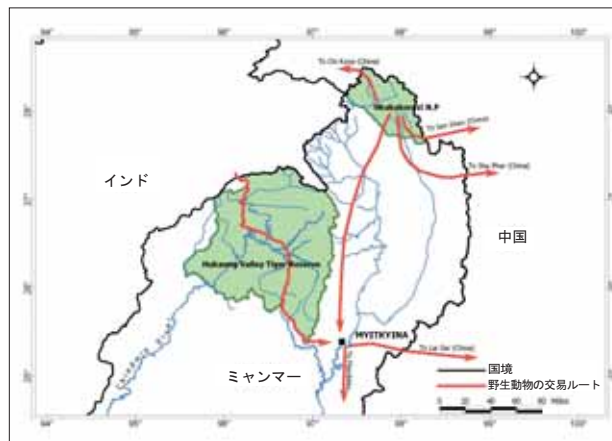


図5.3：北部ミャンマーから中国への野生動物輸出ルート

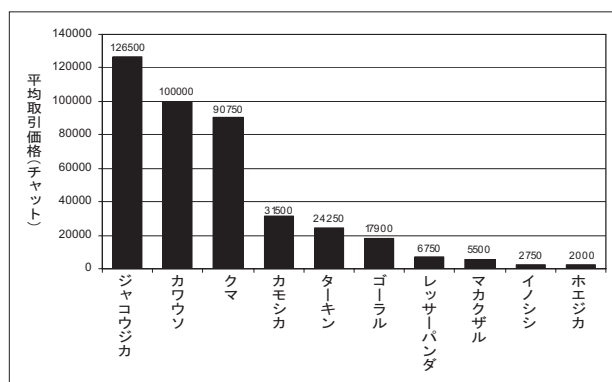


図5.4：Hkakaborazi 国立公園での調査における各種野生動物の平均取引価格（1US\$=900 チャット）

生息地の特徴

両種のクマは、共に、WWF の分類（Wikramanayake et al. 2002）による以下の生態地域（ecoregion）で報告されている：（1）北部三角地帯の温帯林、（2）北部の亜熱帯林、（3）インドのミゾラム州、マニプール州からミャンマーのカチン州にかけての雨林、（4）イラワジ湿潤地帯の落葉樹林、（5）ミャンマー沿岸部の熱帯雨林、（6）カヤー州からカイン州にかけての山岳地域の雨林および、（7）タニンサリ州から南部タイにかけての常緑林。

このうち、北部三角地帯の温帯林、北部の亜熱帯林に限ると、両種のクマは共に次の各植生帯で確認されている：

（1）亜高山針葉樹林、（2）シャクナゲ林、（3）山岳部の温帯湿潤林、（4）北部ミャンマーの低地亜熱帯林。このうちツキノワグマは主として（1）、（2）、（3）で、マレーグマは主として（4）で確認されている。

生息地に対する脅威

両種の生息地に対する脅威は、地域によって異なる。ミャンマーにおける森林減少率(全国土面積に対する割合)は、1990年時点で0.6%強(FAO 1995)、2000年時点で1.39%(World Bank 2004)であった。クマの生息域は主に恒久的農地に転換されてきた。特に顕著な生息地の減少は、人口増加・経済成長により開発が促進された地域で見られる。生息地に関するもう一つの脅威は、分断化である。一部の生息地は、恒久的かつ連続した農地化、居住地開拓、道路建設等で深刻な分断状態にあり、現存する分断された小さな生息地では、もはやどちらの種も存続は望めない。

人間とクマの関係

クマの呼び名

ミャンマーの言葉で、ツキノワグマは、「ウマのようなクマ」を意味する myin-wun と呼ばれており、これは大きく強いクマであることを意味すると思われる。一方、マレーグマはより小さいクマであることから、「イヌのようなクマ」を意味する khway-wun と呼ばれている。Hkakaborazi 国立公園や Hponkanrazi 野生生物保護区における多数派民族は、ラワン族およびリス族であるが、Hukaung トラ保護区における多数派民族は、カチン族、ナガ族、およびリス族である。各民族の使用言語が異なるため、ミャンマーにおけるクマの呼び名は多数存在する。ラワン族の方言の一つでは、sha-wee という呼び名がどちらのクマに対しても使われる。もっと細かくみていくと、ラワン族はマレーグマを sa-rot-khot (アリを食べるクマ) と呼び、ツキノワグマの単独で行動する大きなオスを hton-pu と呼び、メスを hton-ma と呼ぶ。ナガ族の方言の一つでは、ツキノワグマを sabe-ah-yone (大きなクマ) と呼び、マレーグマを sabe-ah-deik (小さなクマ) と呼ぶ。リス族の方言の一つでは、wo-pha がクマの総称で、wo-bi-li がツキノワグマ、hto-kwee がマレーグマである。

カチン族の言葉では、ツキノワグマは sat-sat-ru (大きなクマ)、マレーグマが sat (小さなクマ) と呼ばれる。

クマの民族学

多くの民族では、クマは強さの象徴とみなされており、クマにまつわる一連の民話が存在する。クマの狩猟行為に結びつく伝統的な信仰や習慣の類は報告されていない。加えて、北部ミャンマーにおける調査の結果では、この地域

の伝統医療において、クマは利用されていない。その一方で、非伝統的で商業目的の狩猟が多数報告された。

人間との軋轢

人間とクマとの軋轢は、北部ミャンマーにおいてはまれにしか報告されていない。その理由はいくつか考えられる。第一に、この地域の人口密度は国内のほかの地域に比べて低く、必然的に人間とクマとの遭遇の確率も低いと思われる。最北部にあたる Hkakaborazi 国立公園の推定人口密度は、2.5 人/km² (Wildlife Conservation Society Myanmar Program 2004) である。Wikramanayake et al. (2002) による調査でも、北部ミャンマーの人口密度は、5 人/km² 以下、あるいは 5～10 人/km² のレベルにあると推定されている。人間とクマの軋轢が少ない理由としてもうひとつ考えられるのは、生息地の変化、分断化、環境劣化などが、ミャンマーのほかの地域に比べてあまりみられないことで、これはこの地方のクマの生息域が広大かつ連続的であることや、住民による土地利用の習慣が持続的な性質のものであることに由来する。調査期間中(2004～2005年)に、Hkakaborazi 国立公園および Hponkanrazi 野生生物保護区内で、クマによる人間の襲撃事例は報告されなかった。しかし、クマによる農作物被害は、聞き込み調査で時おり報告された。国によるこの種の被害に対する政府森林省補償制度はない。

クマの商業利用

商業的なクマの利用

北部ミャンマーでは、クマの脂肪、胆のう、肉、前足、骨は、中国人の商人を通じて売買され、漢方薬の原料やレストランでの食材となる。写真 5.1 は、2004 年の Hkakaborazi 国立公園での調査で得られた、両種のクマの前足の売買が行われている証拠である。

輸出入の数量

ミャンマーにおけるクマの体の部位の輸出入は違法であるため、公式な輸出入の数量を推定することが困難である。それぞれのクマの種あたり年間 10～20 頭分の部位が、北部ミャンマーから中国に輸出されているのではないかとと思われる。

動物園およびクマ牧場でのクマの飼育

ミャンマーには 2 つの動物園:Yangon 動物園および Mar-



写真5.1: Hkakaborazi 国立公園で確認されたツキノワグマ（上）とマレーグマ（下）の手足。

dalay Yadanabon 動物園がある。両種が合計で、20～30頭が現在ミャンマーの動物園で飼育されているものと思われる。ミャンマーではベア・ファームは違法だが、中国国境近くに存在する可能性がある。どれだけの生きたクマがミャンマーから中国に輸出されているのかは明らかではなく、将来の調査の重要な課題である。

現在の管理システム

保護管理のシステム

ミャンマーにおいては、保護区は森林省森林局にある自然・野生生物保護課が管轄している。その他の保護林や国有林は、森林局の直轄である。自然・野生生物保護課は、以下にあげる各種の政策、法律、条例、通達に基づいて、保護区における野生生物の保護と管理のすべてを管轄している：Myanmar Forest Policy (1995)、Forest Law (1992)、Forest Rules (1995)、The Protection of Wildlife and Wild Plants and Conservation of Natural Areas Law (1994)、Rules Relating

to the Protection of Wildlife and Wild Plants and Conservation of Natural Areas (2002)、および List of Endangered Species of Myanmar (1994)。

保護区に指定された地域は40ヶ所(合計面積は3,000km²超)にのぼり、ミャンマーの国土の7%に相当する。法律によれば、マレーグマの保護水準はもっとも高く、ツキノワグマの保護水準は低い。種による保護水準の違いに応じて、違反者への懲罰や罰金が異なる。

保護に携わる科学者及び NGO

ミャンマーにおける自然保護 NGO の数は少なく、また大部分の調査研究や保護活動はクマ以外の種に焦点を当てたものである。時に、国立大学、研究者、NGO などの間で連携、協力がみられるものの、より有効なクマの保護対策が必要である。

一般への教育

クマの保護に関する公衆教育プログラムは、限定されている。良く練られて目標が明確な一般への教育プログラムが待望される。

提 言

保護区のほとんどで施設および職員が不足している。両種のクマに関する調査研究は極めて限られている。このため戦略的で有効な保護施策を打ち出すのが難しい状況にある。有効な巡視活動や法の執行も、ほとんどの保護区において充分でない。次の通り提言する：

- (1) 両種のクマについて、生態学的、生理学的な、あるいは生息数、生息分布、生息地の選択性などに関するさらなる調査研究が至急必要である。
- (2) 有効なクマの保護は、政策決定者の決意および支援なしには達成困難である。政策決定者による政治的支援の確保および政治的関心の維持が、極めて重要となる。
- (3) 保護区域内における、より有効な巡視体制の確立、および法の執行の強化が、商業的狩猟およびクマの体の部位を含む野生動物の取引を撲滅するために必要である。クマの重要な生息地域に対する立ち入り制限を、国立公園管理におこむべきである。
- (4) 国境地帯における野生動物の取引を撲滅するために、中国との国境線確定が待たれる。

同時に、両国国内および国境を挟んだ野生動物の取引の削減のためには、両国当局間の法の執行状況に関する

情報交換が必要である。

- (5) 一般人の理解と支援も、有効なクマの保護活動のために重要である。対象を明確にした教育や出前講座によって、クマ保護活動の効果を増すことができる。同時に、中国の消費者向けのクマ製品に関する教育プログラムを開発・実行する必要がある。
- (6) 保護区域におけるクマの保護活動は、非保護区域における保護活動に較べて、はるかに大きな潜在効果を有する。したがって、クマ保護区域の施設能力を技術面・財政面で増強することにより、大きな効果が期待できる。

謝 辞

このレポートの執筆を私に薦めた野生生物保全協会ミャンマープログラム代表である Than Myint 氏に感謝したい。加えて、両種のクマに関する各種情報を個人的に与えていただいた北部ミャンマーの住民各位に、感謝する。

引用文献

- FAO (1995) 'Forest Resources Assessment 1990 - Global Synthesis'. FAO, <http://www.fao.org/docrep/007/v5695e/v5695e00.htm> (30/6/06).
- Servheen C (1999) The Status of the Bears of the World with Emphasis on Asia. In: Williamson DF and Phipps MJ (eds.) Proceedings of the Third International Symposium on the Trade in Bear Parts. National Institute of Environmental Research, 26-28 October, Seoul, Republic of Korea. TRAFFIC East Asia, Hong Kong. pp. 4-10.
- Wikramanayake E, Dinerstein E, Loucks CJ, Olson DM, Morrison J, Lamoreux J, McKnight M, Hedao P (2002) Terrestrial ecoregions of the Indo-Pacific: a conservation assessment. Island Press, New York.
- Wildlife Conservation Society (Myanmar Program) (2004) The status of wildlife, hunting and wildlife trade in Hkakaborazi National Park. Wildlife Conservation Society (Myanmar Program), Yangon.
- Wildlife Conservation Society (Myanmar Program) (2005) Hunting for subsistence and trade in north Myanmar: impacts on the endangered Hoolock Gibbon (*Hylobates hoolock*) and other wildlife species. Wildlife Conservation Society (Myanmar Program), Yangon.
- World Bank (2004) Environment at a glance - Myanmar. World Bank, <http://www.worldbank.org> (7/7/06).

(柴山哲哉訳)

第6章 タイのクマ類の現状

Supagit Vinitpornasawan¹, Robert Steinmetz², Budsabong Kanchanasakha¹

¹ タイ天然資源・環境省 国立公園・野生生物保護局

² 世界自然保護基金 (WWF) タイ

タイ (タイ王国) には、マレーグマ (*Ursus malayanus*) とツキノワグマ (*U. thibetanus*) の2種のクマが生息する。両種の生息域は広範囲で重なり合っており、東南アジアの大陸部に特有の常緑林と落葉林が織り成す四季の中で共存している。本報告はタイのクマの現状に関して予備的な評価を試みるものである。

生物学

タイにおけるクマの生態に関する研究は少ない。本稿では、タイ西部 Thung Yai Naresuan 野生動物保護区で現在進行中の、生息地利用や食性に関する研究 (Steinmetz 未発表) からのデータを紹介したい。この研究結果によれば、マレーグマとツキノワグマは計 160 種以上の木の果実を食し、そのうち 86% の種を両種がともに利用する。クスノキ科とシソ科は、それぞれ半常緑樹林帯及び落葉樹林帯でクマがもっともよく登って利用する木である。半常緑樹林帯は、クマがもっとも好んで利用する森林相であり、61 属 96 種を超える樹種が利用されている。クマがよく利用する樹種は、その森に多数生育する樹種でもある。アリ、シロアリ、ハチ (*Trigona* spp.) の巣が暴かれた跡は、落葉樹林帯でもっとも普通にみられたが、山地の常緑樹林帯には少なく、そこではクマは主として樹木に生る果実に依存しているようだ。

両種ともに標高 1,200m 以下の低地の森林を広く利用していた。落葉樹林では 10 本/ha、半常緑樹林では 32 本/ha の木に登っていた。しかし、1,200m 以上の山地においてはツキノワグマの痕跡が優勢 (14 本/ha) で、マレーグマの痕跡はまれであった。クマの木登りは採食行動と大きくかわる。新しい爪痕は通常、果実が生る時期と重なっており、また、新しい爪痕のあった木の 1/3 には古い爪痕も発見され、これはクマが季節を変えて同じ木を何回か利用することを示している。

Thung Yai では、マレーグマとツキノワグマは同じ生息地に住み、多くの食物を共有している。このような広範囲

におけるニッチの重複が2つの領域 (生息地と食性) でみられることは、クマの種間での競争が彼らの資源選択にそれほど影響していないことを示している。しかし、下層植生がまばらで実の生る樹木が密生しているところ、例えば山地の常緑樹林では、体の小さいマレーグマはツキノワグマとの遭遇を回避しきれない。そのような生息地では、ツキノワグマが優勢でマレーグマがまれであった。

現 状

現在の生息分布

両種のクマの生息状況を、現存する森林地帯 (その大部分はタイ国が設けた保護区域に属している) に生息するかどうかで表現する。これらの動物の痕跡を中心としたデータは、国立公園・野生生物保護局が 2003 ~ 2006 年に行った絶滅の恐れのある種の哺乳類に関する調査によって得られた。データの大部分は木登りの際の爪痕であり、これらは R. Steinmetz と D. Garshelis が開発した手法にしたがって分類された。加えて、国立公園・野生生物保護局が 2001 年に行った聞き取り調査の結果も参照した。

マレーグマの爪痕は、調査対象となった保護区域の 68% で、またツキノワグマの爪痕は 53% で、それぞれ記録された (図 6.1、6.2、表 6.1)。調査対象区域の少なくとも 46% で、ツキノワグマとマレーグマの両種が確認されている一方で、28 区域 (40%) の区域では両種とも確認されていない。

多くの場合、爪痕からどちらか一方の種が特定できた (表 6.1 の一行目及び二行目) が、種が特定できない曖昧な痕跡が同じ木から発見される場合もあった。このような痕跡はもう一方のクマである可能性もある。したがって、両種が共存する地域は、実際よりも狭く見積もられていると考えられる。

19 ヶ所の保護区域からは、1 種のみの痕跡が発見された (すなわち、すべての痕跡は 1 種のものと特定できた)。Doi Pha 野生動物保護区、Pha Pung 野生生物保護区、Lum Nai 野生生物保護区、Mae Yom 国立公園、Huai Nam

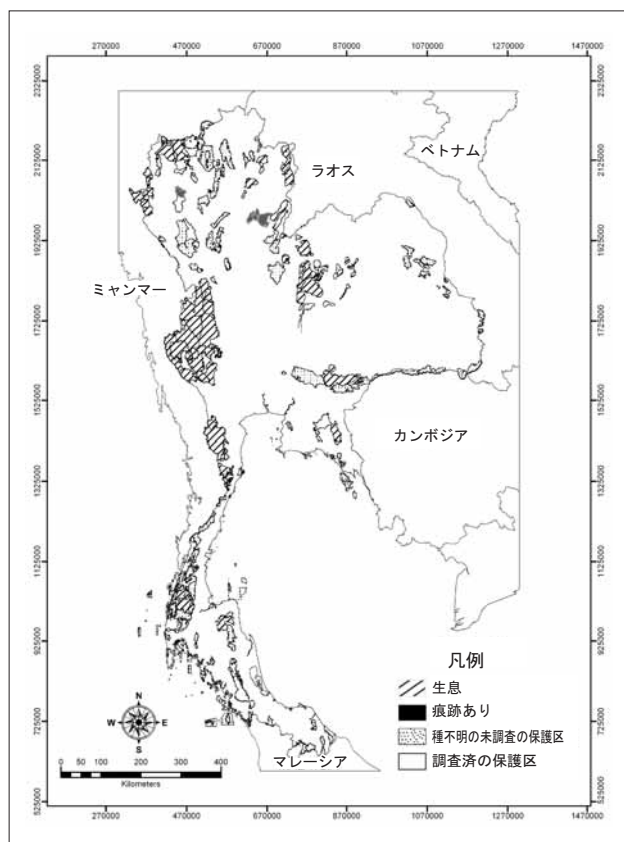


図6.1：2003～06年の痕跡調査に基づくタイのツキノワグマ (*Ursus thibetanus*) 生息分布

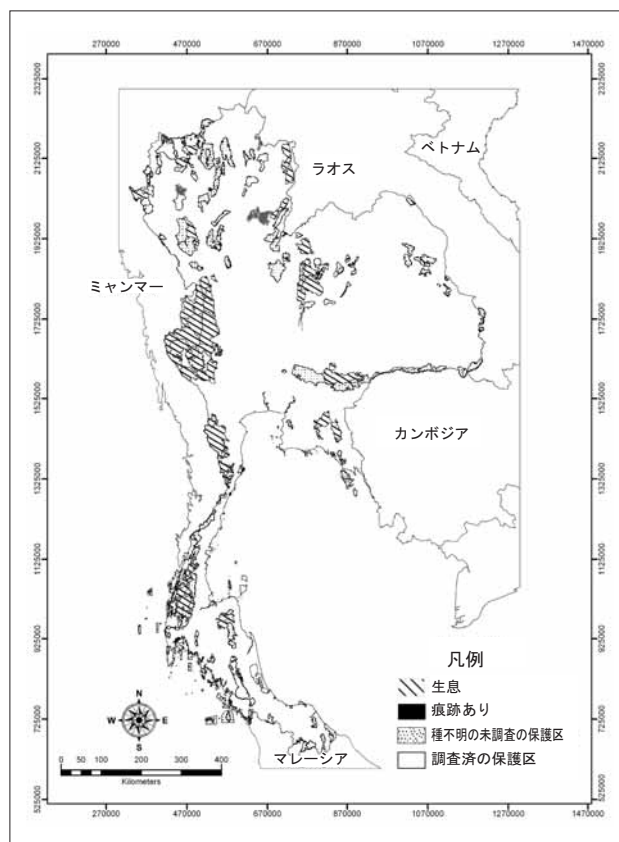


図6.2：2003～2006年の痕跡調査に基づくタイのマレーグマ (*Ursus malayanus*) 生息分布

表6.1：2003～2006年の痕跡調査および2001年の聞き取り調査に基づく、タイの保護地域におけるツキノワグマ (*Ursus thibetanus*) およびマレーグマ (*U. malayanus*) の生息状況

生 息	痕 跡 調 査		野生生物保護区 聞き取り調査	
	該当保護区数 (n = 78)	%	該当保護区数 (n = 197)	%
マレーグマの生息を確認した地区	50	64	106	54
ツキノワグマの生息を確認した地区	40	53	123	62
両種共に生息を確認した地区	36	46	不明	不明
両種共に生息を確認できなかった地区	28	40	不明	不明
マレーグマのみ生息を確認した地区	14	18	不明	不明
ツキノワグマのみ生息を確認した地区	5	6	不明	不明

Dang 国立公園の、すべて北部タイに属する計 5 つの区域では、ツキノワグマの痕跡のみが発見された。一方で、Khao Sanam Preang 野生生物保護区、Khao Ang Runai 野生生物保護区、Mae Ping 国立公園、Doi Chaing Dao 野生生物保護区、Mae Charim 国立公園、Mae Lao-Mae Sae 野生生物保護区、Chlrm Pra Kiet Somdej 野生生物保護区、Nam Tok Ngao 国立公園、Khao Sok 国立公園、Khlong Phraya 野生生物保護区、Hala-Bala 野生生物保護区、および Sri Phangnga

国立公園に属する計 14 の区域では、マレーグマの痕跡のみが発見された。これら 14 区域のうち、半数が南部タイに位置する。

マレーグマは、北部の高地から南端にいたるまで、国中の森林地帯に分布している。ツキノワグマは、国の北端から、南部の半島部分の中央部付近まで分布しており、生息域の南端は Tai Rom Yen 国立公園である。

2001 年の聞き取り調査の結果では、マレーグマは 106 の

保護区域（67 国立公園、39 野生生物保護区）にまたがる合計 66,075km²の面積の森林でみられ、一方ツキノワグマは 123 の保護区域（78 国立公園、45 野生生物保護区）にまたがる合計 77,519km²の面積の森林で確認されている。

生息数の推定

タイにおける両種のクマの生息数の推計数字は、過去にも現在にも存在しない。Legakul and McNeely（1988）はツキノワグマを「比較的まれである」とみなしているが、この推定の根拠は不確かなものと思われる。

個体群に対する脅威

商業的密猟と生息地の減少が、タイのクマに生息数の減少と分断化をもたらしてきた（Pattananaviboon and Dearden 2003）。現在、売買を目的とする密猟の結果、タイの国境線に沿って存在する野生動物市場では、驚くべきほど大量のクマの部位の取引が実施されている（C Shepherd, TRAF-FIC 2006 私信）。密猟による脅威は非常に大きいと思われるが、これらの森林地帯におけるクマ生息数の正確なデータがないため、その脅威の程度を正確に評価しがたい。しかし、最近のいくつかの保護区域での調査結果は、定性的ながらも年を追っての生息数の推移データを示しており、これが密猟問題の影響評価に役立つ可能性がある。例えば、Thung Yai Naresuan 野生生物保護区で行われた地元のきこりへの聞き取り調査では、両種のクマの生息数は、共に過去 20 年間に 50%以上減少しており、その主原因は胆のうを目的とした密猟と推定される（Steinmetz et al. 印刷中）。

2004 年には密猟者の取締りが行われ、ツキノワグマ 3 頭、マレーグマ 2 頭、およびツキノワグマの体の部位 27 点が当局に押収された（国立公園・野生生物保護局犯罪統計）。

2005 年には、ツキノワグマの前足 4 点と後足 8 点が逮捕の際に押収された。ツキノワグマ 1 頭の違法捕殺が 2005 年に Huai Kha Kheng 野生生物保護区で確認されている。

生息地に対する脅威

タイ北部に現存する生息地は、狭くて分断化されているため、最大の脅威を受けている（図 6.3）。両種のクマが、狩猟、分断化、および少ない生息数にともなう各種の問題を被らずにもっとも安全に生息しているのは、5つの大きな森林区域：西部森林地帯（18,730m²）、Phu Khieo（7,092km²）、Dong Phrayay Yen-Khao Yai（6,199m²）、Khaeng Krajang（4,373km²）、および Klong Saeng（4,285km²）において

である（図 6.3）。

クマの生息地は、農地を含むほとんどすべての植生区分にまたがる（表 6.2、図 6.3）。

タイにおいて、クマを含む野生動物に対する脅威には主に 4 種類がある。

表6.2：タイにおけるツキノワグマ（*Ursus thibetanus*）およびマレーグマ（*U. malayanus*）の生息地、および非生息地の特徴
2003～2006年に実施した保護区における痕跡調査による。

生息地	非生息地
常緑樹林	松林
乾燥常緑樹林	マングローブ林
混交落葉樹林（竹林を含む）	Beach forest
丘陵常緑樹林（標高1,000m以上）	プランテーション（チーク、ユーカリ）
泥炭地樹林	市街地
落葉フタバガキ林	鉱山
二次林	岩山
農地	
サバンナ	
空地	

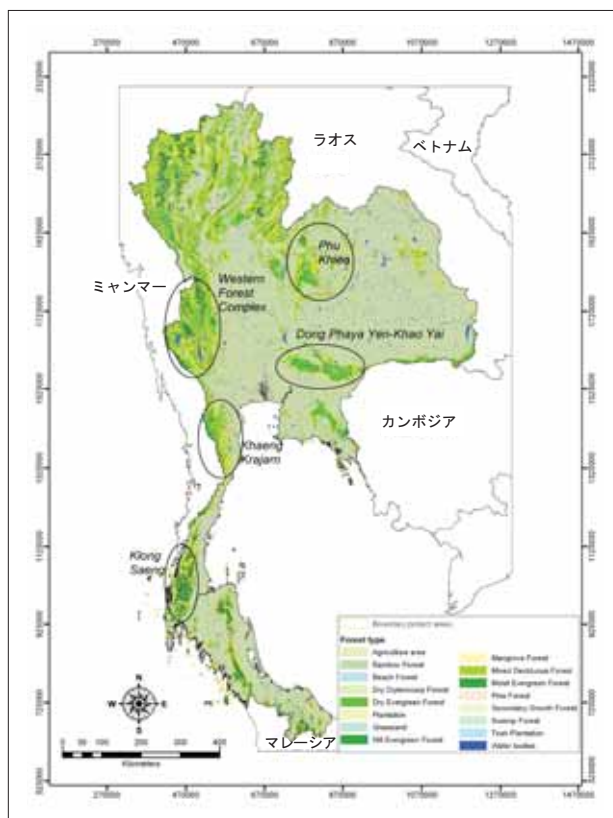


図6.3：2006年のタイにおける保護地域、森林および各種森林タイプの分布
クマの保護上重要な5つの森林区域を示す（太線で囲った区域）。

- (1) 森林の劣化：この問題には、択伐も関係する。大資本による伐採、製材所オーナーによる伐採、および村人による自給用の利用が含まれる。人口増加にともなう住宅や家具の需要増や木炭生産の増加に影響される。
- (2) 森林の開発：都市部富裕層が利用するリゾートや別荘地への森林の転換が、加速度的に起きている。開発業者や投資家が地元民を雇って森林を切り払い売却する。
- (3) 森林の利用区分が不明確なこと：このために、どこで、農業や森林産物の採集などそれぞれの土地利用をすべきか、すべきでないか混乱し議論が錯綜している。
- (4) インフラの開発：大規模な公共インフラが、国家政策および世界銀行やアジア開発銀行など国際開発機関主導プログラムの協力の下に、財政的に支援され、政治的に推進されつつある。舗装道路、ダム、送電線、国際的な水資源分配の水路などが、主要な森林地帯およびその周辺地域を含むタイの全地域で計画されている。これらの開発は、森林の利用転換を促進し、商業的狩猟者の入込みを容易にするので、総合的にみてクマや他の大型哺乳類に対するもっとも深刻な脅威をもたらすであろう。

人間とクマの関係

地元におけるクマの呼び名

タイの言葉でクマは mee である。それぞれの種は、その特徴に応じて、身近な家畜の名をとり、マレーグマは「犬グマ」を意味する mee man、ツキノワグマは「水牛グマ」を意味する mee kwai という愛称で呼ばれている。カレン族の言葉では、マレーグマは pu-taung bwee、ツキノワグマは pu-taung bwee と呼ばれる。(カレン族は、残存する森林の大部分が位置するタイの西部国境地帯に住む民族である)。しかし、カレン族が森に(つまりクマに近い所に)いる時は、どちらのクマも「おじいさん」を意味する特別な敬称 mong pu の名前で呼ぶ。

クマの民族学

タイでは、クマの胆は何十年にもわたって薬として使われてきた。ここ15年の間、タイでは近代医薬品の普及にともなって伝統的なタイの医薬品の人気は衰退し、クマの胆の需要も減った。一方、クマの前足は、健康を増進すると信じている中国系タイ人や一部外国人が、今でも食べている。タイでは、生活のためのクマ猟はあまりみられない。一方で、クマの胆と前足を目的とした商業的狩猟はここ20年と比較的最近になって発達したものである。狩猟者への

聞き取り調査では、2種類の狩猟方法が明らかになった(Steinmetz 未発表)。一つは、クマを鹿肉や豚肉などの餌で誘き寄せ樹上で待ち伏せて撃つもの。もう一つは、雨季に森の中で、カシの実が沢山生る場所などに、クマが集まるのを狙って獲るものである。

タイの文化では、クマは特に何かのシンボルにはなっていない。しかし、クマは大きくてパワフルな生き物のイメージがあるので、タイ人は大きくて強い男をクマに例える。

人間との軋轢

森林保護区に隣接するトウモロコシ畑や果樹園では、クマによる農作物被害がみられる。Thung Salang Luang 国立公園および Huai Nam Dung 国立公園の近隣では、雨季になるたび、クマによるトウモロコシ畑の被害が5～6件報告される。また Khao Yai 国立公園の近くでも、果樹園の被害が報告されている。しかし、これらの農作物被害は広範囲な問題でも深刻な問題でもない。

クマの商業利用

タイではベア・ファームの存在は知られていない。しかし、クマはしばしば公立(タイ政府の動物園機構運営)動物園、あるいは私立動物園で飼育されている(表6.3)。国立公園・野生生物保護局が運営する野生動物繁殖センターでもクマが飼育されている。これらの施設で飼育されているクマの多くは、1995年以降クマの違法取引が発覚した際に押収されたものである。タイ東部の Khlong Kua Wai 野生生物保護区では、この種の飼育施設のクマを再導入する試みが計画されている。最後に、クマを個人や寺院が飼っている例がある。寺院で飼われているクマの典型例は、成獣になったクマをもう飼いたくないという個人オーナーから譲り受けたものである。

現状の管理システム

保護管理システム

クマは、野生動物保護法(1960年成立、1992年修正)、および国立公園法(1961年)により、保護されている。これらの法律は、森林地帯とそこに住む野生動物を一体となって保護するシステムを確立した。これらの法律により、商業的なクマの飼育、狩猟、生きたクマおよびクマの体の部分の輸出入は禁止されている。両種のクマは共に国

表6.3：2006年でのタイにおける動物園および繁殖施設でのクマ類の飼育頭数

機 関	クマ類の頭数		州
	ツキノワグマ	マレーグマ	
動物園機構			
Dusit Zoo	3	3	Bangkok
Chiangmai Zoo	7	2	Chiangmai
Khao Khiew Zoo	9	15	Chonburi
Nakornrajasrima Zoo	9	4	Nakornrajasrima
Songkhra Zoo	6	5	Songkhra
小計	34	29	
野生動物繁殖施設			
Mae Lao Wildlife Breeding Center	2	0	Chiangrai
Pang Tong Wildlife Breeding Center	13	0	Mae Hong Song
Huai Yang Parn Wildlife Breeding Center	2	0	Chiangmai
Am Koi Wildlife Breeding Center	9	0	Chiangmai
Khao Koa Wildlife Breeding Center	13	2	Petchubun
Pu Khiew Wildlife Breeding Center	8	1	Chaichaaphum
Chong Gum Bon Wildlife Breeding Center	0	4	Sakraw
Kra Bok Ku Wildlife Breeding Center	13	3	Chachangsao
Bang La Mung Wildlife Breeding Center	65	27	Chonbuti
Huai Sai Wildlife Breeding Center	1	4	Petburi
Pang Nga Wildlife Breeding Center	3	1	Pang Nga
小計	129	42	
民営動物園			
Sriracha Tiger Zoo	1	0	Chonburi
Nong Nut Village	0	1	Chonburi
Safari Park and Resort	4	2	Kanchanaburi
Safari World	30	0	Bangkok
Phuket Zoo	1	2	Phuket
Crocodile farm and Samutprakarn Zoo	7	7	Samut Prakarn
Trakarn Tiger Park	1	0	Ubon Ratchatani
Pata Zoo	1	5	Bangkok
Lopburi Zoo	2	4	Lopburi
Millenian Stone Park and Pataya Crocodile farm	1	0	Pataya
Night Safari	6	12	Chiangmai
小計	54	33	
個人所有	85	39	情報なし
合計	302	143	

際貿易を禁じる CITES の附属書 I にその名が掲載されている。

クマの保護に関わる組織および科学者の一覧

(1) Winit Poonawarat ー国立公園・野生生物保護局野生生物

保護事務所 所長

(2) Budsabong Kanchanasaka ー国立公園・野生生物保護局
野生生物研究課 生物学研究員

(3) Supagit Vinitpornasawan ー国立公園・野生生物保護局野
生生物研究課 保護官

- (4) Thongchai Siengthienchai 一国立公園・野生生物保護局
Bang La Mung 野生生物飼育センター 主任
- (5) Panit Sandprod 一国立公園・野生生物保護局 野生生物
飼育課 課長
- (6) Robert Steinmetz 一世界自然保護基金タイ 生態学者
- (7) Sumet Kamonnorannah 博士一 Khao Kheow 動物園 獣医
師

一般人への教育

1975 年以来、野生生物保護に関する一般人への教育は、国立公園野生生物保護局野生生物保護事務所の活動の一部であった。その一例として、本、ポスター、その他のメディアを学校に配布してきた。また、多くの国立公園では、訪問者の教育を目的としたネイチャーセンターを持っている。

クマの窮状が国民的関心を得た最初は、1995 年の観光客などにクマの前足を供する野生動物料理レストランに対する大掛かりな取り締まりであった。この時には、多くのマレーグマやツキノワグマがレストランや商人のもとから救出され、飼育センターに送られた（表 6.3）。野生生物保護事務所とタイ野生生物基金（WFT、地域の NGO）は、新聞、ビラ、TV 広告、デモなどを通じ、一年間に渡る全国的な教育キャンペーンを展開した。その結果、クマ肉の消費や売買は減少した。1997 年に、WFT は Global Survival Network（英国）と共同で、トラ、ゾウ、クマ、サイ、ウミガメの保護キャンペーンの一環として映画を制作した。この映画は、野生動物の肉の消費を減らす目的で、韓国、台湾、マレーシア、シンガポール、香港、およびタイで放映された。1998 年にはフォローアップキャンペーンも実施された。1990 年代後半以降、タイでは、クマに焦点を当てた教育キャンペーンは行われていない。

提 言

保護区の管理

- (1) クマによる農作物被害は、まだ深刻な問題にはなっていない。しかしながら、耕地面積の拡大と人間による森の利用の拡大は、この種の軋轢をより頻繁にする可能性がある。保護区の管理者は、この種の問題への対処準備として、クマが利用する地区とトウモロコシ農家が利用する場所の分離を考えるべきである。
- (2) 保護区全域に渡るパトロールおよびモニタリングの実施は、現在の段階では困難かつ非現実的な仕事である。

この問題をより解決可能にするには、重要な保護地域にいくつかの小さな「生息回復地域」（各 50 ～ 100km² 以下）を設けることが考えられる。そうすることで、レンジャーによる巡視をその地域に集中することができる。「生息回復地域」としては、クスノキ科やブナ科の樹木などのクマの食料がふんだんにある場所が好ましい。このような「生息回復地域」によって、保護区のスタッフの努力を地理的に明確で生物学的にも意味のある地域に集中させることが可能になり、またその業務量も現実的なものとなる。その結果クマや他の野生生物種の生息数の回復に結びつくことと期待される。

研 究

- (1) 保護地区内の、さまざまな生態学および管理的条件下にある地域で、標準化された手法による痕跡調査やカメラトラップ調査などを実施し、クマの生息や生息密度の増減傾向をモニターすること。このような調査により、どのような条件がクマの保護にとって有益あるいは無益なのかについての比較検証が可能になり、保護努力の成果が評価できる（例えば、保護努力の成功の証拠としてのクマの生息域拡大や生息密度増加など）。
- (2) 種子散布に果たすクマの役割を研究すること。クマは森林における最大の種子散布者であるが、その大切なプロセスにおけるクマの役割はほとんど知られていない。
- (3) 森林更新地におけるクマの再定着および生息数回復のプロセスを研究すること。少なくとも 1 ヶ所で、この研究が開始されている（Nakorn Ratchasima 県）。

野生動物の貿易と教育

- (1) 中国伝統医薬品の関係者および消費者と連携し、クマの胆の代替品の普及を推進すること（すでに多くの代替品が存在している）。
- (2) 現状、「クマの胆」と銘打った品物は、野生動物市場で極めて普通にみられるが、それらのうちどれだけが本当にクマの胆のうで、どれだけが他の動物の胆のう、あるいは偽造品であるかは実際わかっていない。この問題の影響を正確に見積もるために、全国各地の野生動物市場の「クマの胆」のサンプルを試験し、本物と偽物の割合を見積もる必要がある。
- (3) 国境地域の野生動物製品消費者を対象にした教育プロジェクトを実施する。
- 狙いは、潜在的消費者に、クマの美しさ、保護の現状、および消費者の行動が与える影響を自覚させることで、

クマ製品を買うことを思いとどまらせることである。このキャンペーンは国境地域の各県に存在するこの種の市場の地元にある大学の環境関係のクラブやサークルに所属する学生のネットワークを活用し（大部分の大学にはこの種のサークルがある）、タイ政府の国立公園局と全国的 NGO 組織の支援を得られれば、推進することができる。

謝 辞

大規模哺乳類現状分布調査に参画いただいた各地の国立公園および野生動物保護区のチーフやレンジャーの方々に感謝の意を表明したい。野生動物保護事務所長である Winit Poonowarat 氏の本プロジェクトへの貢献に謝意を表

明する。国立公園・野生生物保護局には、プロジェクトの資金を出していただいたことに感謝したい。また、J Parr 氏には、本報告の第一稿を推敲していただいたことに対し、感謝を表明する。

引用文献

- Lekagul B, McNeely JA (1988) Mammals of Thailand. (2nd ed) Association for the Conservation of Wildlife, Bangkok.
- Pattanaivibool A, Dearden P (2002) Fragmentation and wildlife in montane evergreen forests, northern Thailand. Biological Conservation 107:155-164.
- Steinmetz R, Chutipong W, Seuaturien N (印刷中) Collaborating to conserve large mammals in Southeast Asia. Conservation Biology.

(柴山哲哉訳)

第7章 カンボジアにおけるクマ類の保全

Chamnan Nea, Divan Nong

カンボジア森林管理省野生生物保護事務所

カンボジア（カンボジア共和国）には、ツキノワグマ（*Ursus thibetanus*）とマレーグマ（*U. malayanus*）の2種のクマが生息する（Suon 2002）。両種は地元で、Khlahmom Thom および Khlahmom Touch と呼ばれている。

カンボジア国内では、これら両種の生態および保護に関する科学研究は、これまでなされていない。現在、カンボジア政府は国際的および国内的な各種クマ保護活動を法制化すべく努力しているが、いまだ改善が望まれる状況にある。

現 状

生息分布

今のところ、カンボジアにおけるクマの生息分布に関する公式なデータはない。クマは、一般的に、カンボジア全土の保護林や保護地域、とりわけ現在も好適な生息地が多く残っていると思われる北部、南西部および東部にまたがって広く生息しているものと推測されている。2005年以来、カンボジア各地の森林および野生生物保護事業が集積したデータをレビューして野生生物のデータベースを制作する「生物多様性および保護地域管理プロジェクト」に取り組んできた。しかしデータベースはまだ構築中の段階にある。この取り組みによって、公式なクマの分布図が作成され、一般に開示されることになる。

生息地の状態

1960年代には、カンボジアの国土の75%にあたる1,320万haが森林で覆われており、うち670万haが常緑林か混交常緑林、530万haが落葉樹林、残りが沈水林、マングローブ林、竹林、およびその他の森林にあたる。しかし、休まない人間活動は最近20年間に急速かつ継続的な森林資源の減少をもたらしてきた。Mekong Secretariat(1994年)によれば、カンボジアの森林面積は、1960年代以前のレベルに比べ、1985～1986年には67.4%、1992～1993年には63.6%、そして1996～1997年には60.2%にまで減少した。2000年にFAOが行った推定によれば、2000年時点での森

林面積は、1960年以前の52.4%である。

カンボジアにおける自然保護の歴史は長い。アンコール・ワットを取り巻く108km²の森を含む最初の国立公園は1925年に設立された。これは東南アジア初の国立公園である。1969年までに6つの国立公園と野生生物保護区が設立され、その総面積は国土面積の12%に相当する220万haにも達した。その後20年にわたる政治的不安定と内戦は、過去のあらゆる自然保護努力をいったん無に帰した（Keo 2003）。2006年現在、430万haを超える森林（国土面積の25.5%）が保護下にある。これには23の自然保護区と4つの自然保護林が含まれ、それぞれの合計面積は330万haおよび100万haである。自然保護区は1993年に制定され、7つの国立公園、9つの野生生物保護区、3つの景観保全地区、3つの多目的利用管理地区からなり、環境省自然保護課の管轄下にある。自然保護林は2000～2002年に制定され、農林水産省森林管理課の管轄下にある。

人間とクマの軋轢

クマによる農作物や人間への被害については報告する体制がないため、データがない。

生息数への脅威としてのクマの体の部位の利用

他のさまざまな野生動物と同様、カンボジアではクマの体の部位（毛皮、肉、骨、前足、肺、心臓、肝臓、腸、胆のう、血液）は、食用や薬用として広く利用されている。（Suon 1999）毛皮は重要な装飾品であり、また、厄除けや幸運のおまじないとされている。クマの肉は他の動物の肉（魚、ブタ、ウシなど）と同様に美味なものとされており、料理に使われる。骨は、擦傷や火傷などの皮膚の傷病の治療に用いられる。前足やいくつかの内臓（肝臓、心臓、腸を含む）には精力増進効果があるとカンボジア人は信じており、スープの具として人気が高い。また、クマの肺のスープは肺の病気や喉を痛めた人に効果があると信じられている。商人の間でもっとも人気が高い高価なクマの体の部位は、胆のうである。乾燥させ、細かく切り刻んで酒と混ぜた胆のうは、産後の養生に飲まれているほか、脱毛、

発熱、低血圧、体力減退、炎症、目の焦点機能回復に用いられる。同様に、酒と混ぜたクマの血液は、解熱、体力増進の目的で飲まれている。

飼育下のクマ

カンボジアには公立および私立の動物園が存在する。政府は1995年にPhnom Tamao動物公園および野生生物救護センターを設立し、違法な狩猟者や売買者から押収した野生動物が飼育されている。これら動物園は現在91種の野生動物を飼育しており、その中には、トラ (*Panthera tigris*)、アジアゾウ (*Elephas maximus*)、クマ、ヒョウ (*P. pardus*)、ユキヒョウ (*Neofelis nebulosa*)、コープレー (*Bos sauveli*)、ドール (アカオオカミ) (*Cuon alpinus*)、テナガザル類 (*Hylobates* spp.)、オオヅル (*Grus antigone*)、オオハゲコウ (*Ciconia* spp.)、ハゲタカ、ワニ、ニシキヘビ、コブラなどがいる。50頭のツキノワグマと23頭のマレーグマが動物園で飼育されている。Wild AidとFree the Bear Fundの2つのNGOが、森林管理課と協力して、飼育下のクマの世話をしている。Free the Bear Fundは、1998年以来、食料、医療、施設(野生動物病院を含む)、および専門家のボランティアを提供してきた。2006年時点で、カンボジアには4つの私立動物園があるが、それらの多くは野生動物を違法に獲得してきた。これら私立動物園で飼われているクマの頭数のデータはない。

保護管理体制

クマの絶滅を防ぐために、カンボジア王国政府はいくつかの施策を講じてきた。主な戦略は、森林法(2002年に法制化)とCITES(ワシントン条約)に関連するその他の法律の制定、法の執行力強化、短期トレーニングコースやワークショップ、教育である。

森林法の制定およびその他の宣言

森林法第48条は次のように謳っている。「カンボジア王国内の哺乳類、鳥類、爬虫類、両生類、昆虫その他の無脊椎動物およびその卵や子供を含むすべての野生生物種は、国家の所有物であり、森林資源の構成要素である。これら野生生物は、水中に住む魚や動物を除いて、森林管理課の管理、研究、保護下にある。野生生物の体の部位、すなわち、死体の全部や、体内・体外器官、骨格、加工食品などは、森林管理課の管理下にある」

森林法は野生生物を(1)絶滅危惧種、(2)希少種、(3)普通種の3カテゴリーに分類している。森林管理委員会の提言

を受けて、農林水産省はこれらのカテゴリー分けの基準を宣言し、同時に環境省の助言を得てカンボジア各地方別の絶滅危惧種・希少種リストを作成した。1994年に書かれたこの布告の草案の中で、ツキノワグマは絶滅危惧種に、マレーグマは希少種にそれぞれあげられている(Forest Administration 2005)。

ここに野生生物に関係する詳細な法律のリストをあげる：

- (1) 1988年6月25日発効の政令35号22条、23条は、すべての野生生物の狩猟を禁止している。
- (2) 1994年8月1日発効の布告359号の2条は、特定の野生動物種に関する狩猟、毒殺、輸送、販売、交易を全面的に禁止している。3条は、すべての生きた動物、その肉、体の一部に関し、捕獲、毒殺、狩猟、輸送、売買には、農林水産省(MAFF)の許可が必要であるとしている。
- (3) 2002年の森林法96条は、クマを輸送、保持、輸出した個人は、森林管理課により、市場価格の2～4倍の罰金が課せられるとしている。
- (4) 1996年9月20日に農林水産省と環境省が共同公布した布告1563号では、カンボジア王国における野生生物の絶滅を阻止する政府の意志が示されている。
- (5) 2001年8月14日に農林水産省が発効した布告3837号は、野生生物の売買を禁止している。

CITES (ワシントン条約)

カンボジアは1997年にCITESに加盟しており、今後共その実現に向け各種法制化を進める意志をもっている(8.4決議)。

カンボジアでは、CITESの実現およびクマの保護に関連する2つの法律が存在する。2002年8月31日制定の森林法、および2006年5月29日制定の「危機に瀕した動植物種の国際貿易に関する布告」である。TRAFFIC東南アジアは、インドシナにおいてこのような布告をつくるプロジェクトを支援した。森林法および上記布告中のいくつかの条項は、カンボジアにおけるクマの種の保護のために設けられたものである。

2006年までに、カンボジアでは、野生生物の売買とCITESに関連する3つのトレーニングコースと2つのワークショップが開かれた。ひとつは、2001年に開催されたカンボジアにおけるCITESの実行方法に関する基礎的なワークショップであり、参加者には法律執行に関係する公務員(例：森林管理官、漁業管理官、税関職員、輸出入査察局職員、警察職員)、農林水産省および関連諸官庁関係者、各地の自治体の職員などが含まれていた。2003年初頭

には、CITES の実現に関する農林水産省内部の非公式な職員トレーニングコースが開かれた。2003 年末には、CITES に関する科学的なトレーニングコースが、カンボジア、ベトナム、タイ、ビルマ、ラオス人民民主共和国、中国からの参加者を集めて開催され、カンボジアからの出席者は、関連政府機関の職員で構成されていた。2004 年には、CITES の布告について議論するワークショップが開かれた。2006 年には、CITES の実施に関する基礎的なトレーニングコースが開かれ、35 人の税関職員が参加した。

法の執行および関心の喚起

2002 年制定の森林法の 76 条は、森林（および野生生物）に関する規範を犯すことは犯罪とみなされるとしている。森林行政課の職員は司法警察の資格をもち、森林破壊の事件を調査、起訴する司法権限を有する。森林法の 77 条は、「宣誓した森林行政課職員は、控訴裁判所の検察官の任命により、司法警察職員の資格をもつ」としている。司法警察職員の権限には、森林法および犯罪処置法による一定の制限が課される。一般的に、森林司法警察職員は、関係する州や県の検察官の指示下にある。さらに、カンボジア CITES 管理機構が、農林水産省や税関など関連官庁との実効レベルでの連携を促進している。その成果として、最近（2006 年 3 月 26～27 日）、35 人の税関職員を対象として、2 日間のトレーニングセミナーが実施された。TRAFFIC 東南アジアおよび野生生物保全協会（WCS）は、このトレーニングに技術的、資金的な支援を提供した。

NGO との協力

カンボジアには野生生物保護に携わる国内および国際的 NGO が存在する。国内の NGO としては、Save Cambodia's Wildlife や Mlup Baytorng があげられる。国際的 NGO としては、Free the Bear Fund、FFI、WCS、ITTO、Wild Aid、Conservation International（CI）、Birdlife International、WWF、WPA、NSOK International などがある。これら NGO の中で、Free the Bear Fund と CI のみが、クマの保護に焦点をあてたプロジェクトに携わっている。

これまで、すべての NGO はそれぞれ独自に活動を行ってきた。カンボジア政府は、これら NGO の活動を国の自然保護システムに組み込むことで、彼らのプロジェクト成果が国家レベルでよりよく計画・管理され、自然保護

管理システム全体が改善されるような試みを考えている。

提 言

カンボジアにおける自然資源および生物多様性の保護についてはまだ課題が多い。特に、改定後の関連政策、関連法令、CITES の実現である。カンボジア政府は、国土を開発し、国民の生活水準を貧困レベルより上に引き上げたいと考えている一方で、これらの目標を National Rectangular Strategy（2003～2008 年の国家開発ステップに関する提言の文書）で約束した「将来世代にわたる持続的な生物資源の利用」とうまく調和させなくてはならない。クマの保護を強化し、違法な野生動物の取引を縮小させるためには、以下の提言にしたがうべきである：

- (1) CITES の附属書に記載されたクマおよびその他の絶滅危惧種の保護に関する現行の法律の執行状況を改善すること。
- (2) CITES の附属書に記載された種の保護に関して、ASEAN 諸国および CITES 加盟各国と協力すること。
- (3) 国内および国際的自然保護団体と協働すること。

引用文献

- FAO (2000) Forest resources assessment 2000. Forestry paper 140, FAO, Rome.
- Forestry Administration (2003) Cambodia: Forestry statistics 2002, Forestry Administration, Phnom Penh.
- Forest Administration (2005) Draft on the endangered species identification in Cambodia. Forest Administration, Phnom Penh, Cambodia.
- Keo O (2003) Flora, fauna, biodiversity and conservation, In: Asian Development Bank, Compendium on environment statistics 2003 in Cambodia, Phnom Penh.
- Mekong Secretariat (1994) Cambodia land cover atlas 1985/87 and 1992/93, UNDP/ FAO in FA (2003) Cambodia: Forestry statistics 2002. Forestry Administration, Phnom Penh.
- Suon P (1999) Trade in bears and bear parts in Cambodia. In: Williamson DF and Phipps MJ (eds.) International Symposium on the Trade in Bear Parts, TRAFFIC East Asia, Republic of Korea. pp.68-72.
- Suon P (2002) Wildlife identification for law enforcement, Department of Forestry and Wildlife, WCS, TRAFFIC South-east Asia-Indochina, Cambodia.

(柴山哲哉訳)

第8章 ベトナムにおけるクマ類の生息状況と保全

Dang Nguyen Xuan

ベトナム科学・技術アカデミー 生態・生物資源研究所・脊椎動物部門

ベトナム社会主義共和国には2種のクマ類が生息している。すなわち、ツキノワグマ (*Ursus thibetanus*) とマレーグマ (*Ursus malayanus*) である。両種ともに生理・生態はあまり調査されておらず、とりわけマレーグマについてはほとんどわかっていない。

分 布

ツキノワグマもマレーグマも常緑広葉樹林、半常緑広葉樹林、広葉樹林でみられる。しかし、これらのクマは奥地の石灰岩地にある高木林をより頻繁に利用する。おそらくそれは、クマが高木林を好むと共に人間との接触を避けようとするためだろう。

ツキノワグマはマレーグマよりも広い分布域をもつ。1970年以前のツキノワグマの分布域には、森林のあるすべての州が含まれていた(図8.1)。一方、マレーグマは中国との国境北部のLai Chau州からベトナム南部のTay Ninh州に至るTruong Son山脈にのみ分布している(図8.2)。戦争のため、1970年以前の分布域についての情報は、わずかな目撃記録だけである。図8.1と8.2に示した分布図は大まかなものであることは間違いないのだが、ほとんどのベトナムの動物学者には正確であると認められている。1990年代までに両種の地理的分布域は縮小かつ分断し、国立公園(NP)や国立保護区(NR)のような主に国の保護地域に分布が限られるようになっていった。1990年以降の記録は分布域全体ではなく、限られた地域における調査によるものだが、両種ともに分布域が分断したと一般に考えられている。

個体群への脅威

ベトナムにおいて野生グマの個体数に関する調査はまったくされてこなかった。しかし、ツキノワグマもマレーグマも個体数を大幅に減らしてきたと認識されている。この減少の主な理由は密猟や生息地の消失である。ベトナムで

は、クマ類は肉や伝統薬を得るためや商取引のために過剰に捕獲されている。ベトナムの森林保全局によると、飼育(ベア・ファーム)のために違法に捕獲されるクマの数は1999年4月の446頭から、2005年7月の4,012頭まで増加している(2005年4月5日付文書)。このことは、年に平均595頭のクマが違法に生け捕りされてきたことを意味する。もし、死亡したクマの数を含めて数えると、捕獲されたクマの総数は毎年1,000頭ほどになるだろう。この捕獲数は、この数年は減少してきているようである。その原因としては、野生個体の生息数が減少していることや森林保護活動が効果を出してきたこと、もしくは近隣諸外国からクマが輸入されるようになったことがあげられる。

生息地の悪化

ベトナムは複雑な地形をしており、国土の約75%が丘陵地や山地からなる。国土の総面積は330,363km²である。現在、残された天然林は約900万haであり、国土全体の30%ほどである(Wege et al. 1999)。主要な森林タイプは、常緑広葉樹林(64%)、竹林(11%)、混交林(9%)、半落葉樹林(8%)、針葉樹林(2%)、石灰岩林(5%)、落葉樹林(1%)である。これらの森林は、どちらの種のクマにとっても基本的に好適な生息地であるが、長年の択伐によって分断、減少している。わずかに100万haが手つかずの原生林として残されているのみである。ベトナム政府は商業的伐採を中止する政策を実行してきた。しかし、国のインフラ整備(すなわち、道路建設、水力発電プラント、居住地開発)に必要な木材供給のために、合法的に行われる商業伐採によって森林は減少し続けてきた。

人間との関係

ベトナムでのツキノワグマの一般的な名称Gau ngua(馬クマ)と、マレーグマの一般的な名称Gau cho(犬クマ)は、それぞれの種のサイズや強さを表していると思われる。伝

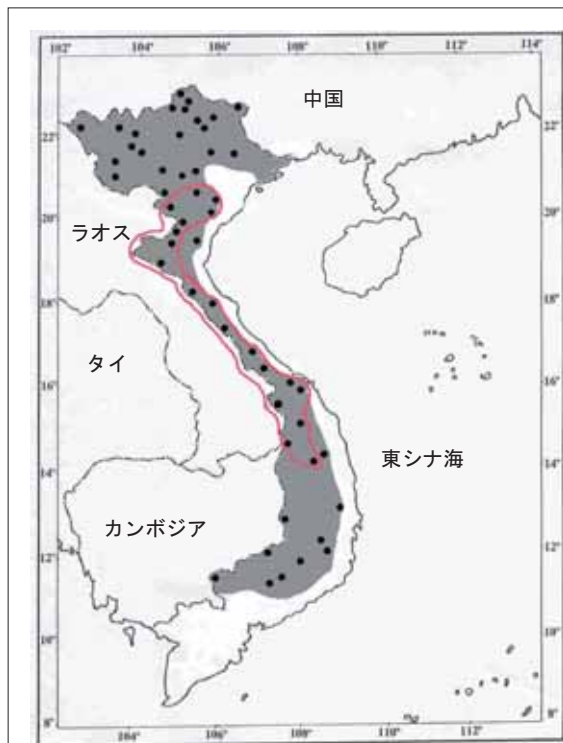


図8.1：ベトナムにおけるツキノワグマの分布

影の部分は 1970 年以前の分布。黒丸は 1990 年以降の分布情報のあった地域。ツキノワグマが生息している州は、Ha Giang: Tay Con Linh NR, Bac Me NR, Du Gia NR, Bat Dai Son NR; Cao Bang: Proposed Ngoc Khe - Phong Nam NP, Pia Oac NR; Tuyen Quang: VQG Tam Dao, Tram Chu NR, Na Hang NR; Lang Son: Huu Lien NR; Bac Kan: Ba Be NP; Vinh Phuc: VQG Tam Dao; Phu Tho: Xuan Son NP, Thai Nguyen: Than Sa - Phuong Hoang NR; Lai Chau: Muong Nhe NR, Hoang Lien Son; Lao Cai: Hoang Lien NP, Van Ban District; Yen Bai: Mu Cang Chai District; Son La: Xuan Nha NR, Ta Sua NR, Copia NR, Sop Cop NR (Dang Huy Huynh, 1994, Son La Forestry Department 2004a,b); Hoa Binh: Thuong Tien NR; Ha Tay: Ba Vi NP; Ninh Binh: Cuc Phuong NP; Thanh Hoa: Ben En NR, Pu Hu NR, Xuan Lien NR; Nghe An: Pu Mat NP, Pu Huong NR, Pu Hoat NR; Ha Tinh: Vu Quang NP, Ke Go NR; Quang Binh: Phong Nha - Ke Bang NP, Proposed Khe Net NR; Quang Tri (Dak Rong NR, Proposed Bac Huong Hoa NR; Thua Thien - Hue: Bach Ma NR, Phong Dien NR, Da Nang: Ba Na NR; Quang Nam: Song Thanh NP, Proposed Ngoc Linh Quang Nam NR; Kon Tum: Chu Mom Ray NP, Ngoc Linh Kon Tum NR; Gia Lai: Kon Ka Kinh NP, Kon Cha Rang NR; Phu Yen: Krong Trai NR; Dak Lak: York Don NP, Ea So NP; Dak Nong: Ta Dung NR; Lam Dong: Cat Tien District, Bao Loc District, Bao Lam District, Bi Dup- Nui Ba NP; Binh Phuoc: Bu Gia Map NP; Dong Nai: Cat Tien NP, Vinh An NR. (1969 Le Hien Hao 1973, Pham Trong Anh 1982, Dang Huy Huynh et al 1994, MOSTE 2000, Nguyen Xuan Dang and Pham Trong Anh 印刷中)。

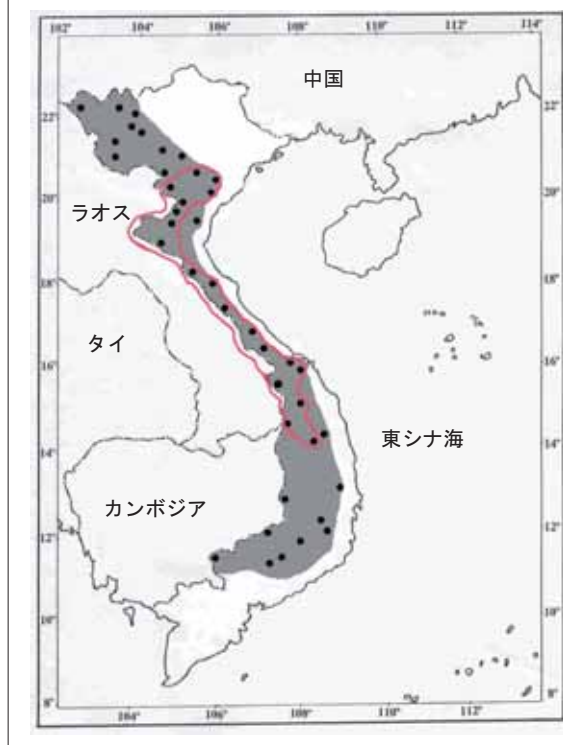


図8.2：ベトナムにおけるマレーグマの分布

影の部分は 1970 年以前の分布。黒丸は 1990 年以降の分布情報のあった地域。マレーグマが生息している州は、Lai Chau: Muong Nhe NR, Hoang Lien Son; Lao Cai: Hoang Lien NP, Van Ban District; Yen Bai: Mu Cang Chai District; Son La: Xuan Nha NR, Ta Sua NR, Copia NR, Sop Cop NR; Hoa Binh: Thuong Tien NR; Thanh Hoa: Ben En NR, Pu Hu NR, Xuan Lien NR; Nghe An: Pu Mat NP, Pu Huong NR, Pu Hoat NR; Ha Tinh: Vu Quang NP, Ke Go NR; Quang Binh: Phong Nha - Ke Bang NP, Proposed Khe Net NR; Quang Tri: Dak Rong NR, Proposed Bac Huong Hoa NR; Thua Thien - Hue: Bach Ma NR, Phong Dien NR; Da Nang: Ba Na NR; Quang Nam: Song Thanh NP, Proposed Ngoc Linh Quang Nam NR; Kon Tum: Chu Mom Ray NP, Ngoc Linh Kon Tum NR; Gia Lai: Kon Ka Kinh NP, Kon Cha Rang NR; Phu Yen: Krong Trai NR; Dak Lak: York Don NP, Ea So NP; Dak Nong: Ta Dung NR; Lam Dong: Cat Tien District, Bao Loc District, Bao Lam District, Bi Dup- Nui Ba NP; Binh Phuoc: Bu Gia Map NP; Dong Nai: Cat Tien NP, Vinh An NR; Tay Ninh: Lo Go Sa Mat NR. (Le Hien Hao 1973, Pham Trong Anh 1982, Dang Huy Huynh et al 1994, MOSTE 2000, Nguyen Xuan Dang and Pham Trong Anh 印刷中)。

● 1970年以前の分布 ● 1990年以降の生息記録
○ Truong Son 山岳地帯 (概略)

統的にクマは人々のよき友人と考えられてきた。トラもクマも強さの象徴である。しかし、「トラの強さ」は人々への恐怖や死を連想させる一方、「クマの強さ」は、役に立つ大きな労働力や困難な状況にある貧しい人々を救う慈悲ともなう力を連想させる。

一方でクマはきわめて高い経済的価値を有する動物としても認識されている。伝統的にクマの胆汁は強力な薬と考えられ、コレラ、癲癇(てんかん)、骨痛、斑状出血その他の慢性症状に効くとされてきた。クマの骨もリウマチや一般的な健康増進のために使われるクマ香油を生産するため

に使われる（Vo Van Chi 1998）。

かつては、クマの掌は特に価値がなかったが、今では滋養強壮剤になる液体をとるために広く使われる。この慣習はおそらく近年に外国から入ってきたものだろう。時としてクマがトウモロコシ畑に被害を与えたことへの苦情が報告されるが、クマが低密度であることと人間の生活域から生息地が離れていることから、人間とクマとの軋轢はまれである。

クマ類の商業利用

胆汁採取のためにクマを飼育することは、ベトナムでは2006年3月30日に公布された「絶滅危惧、貴重、および稀少森林動植物種の管理に関する政令 No.32/2006ND-CP」によって禁止されている。しかし、近年ベトナムでは、胆汁採取のための非合法のクマ飼育がかなり広まっており、野生のクマ個体群存続にとって大きな脅威となっている。ベトナム森林保護局は、2005年7月現在で飼育されているクマの数が4,012頭（うち3,598頭はツキノワグマ、185頭はマレーグマ、229頭は種不明）に達したと報告している。これらのクマは、57州の1,088ヶ所の小型施設に飼育されており、そのほとんどは個人所有である。個人所有者のほとんどは、それぞれ2～10頭のクマを飼育しているが、中には20～40頭のクマを飼育している場合もある。2つの最大のベア・ファームは、それぞれ80頭を飼育している。クマは、個別に小さな金属製のオリ（幅1.5m×奥行き2.0m×高さ1.5m）で飼育されている（写真8.1）。クマは、1日に2回、米・魚・子牛の骨・かぼちゃ・メロン・その他の果実や根が与えられる。胆汁を採取したあとには、卵やハ



Photo by Nguyen Xuan Dang

写真8.1：胆汁採取のために飼育されているクマ

チミツが加えられる。胆汁は、2～3ヶ月おき（飼育者によって異なる）に超音波装置で胆のうの位置をつきとめ、長い針の注射器を使って採取される。飼育環境の悪さや、胆汁のとりすぎによって、たいていのクマはその後4～5年で死亡し、野外で捕獲された代わりのクマが購入される。

ベトナムにはいまだにクマを繁殖させている施設はない。胆汁採取に用いられるすべてのクマは野外で捕獲されたか、近隣諸外国（たとえばラオスやカンボジア）から輸入されたものである。狩猟者はたいていメス成獣を殺し、その当歳仔を生きたまま捕獲する。このことは、野生のクマ個体群に大きなダメージを与える。非合法なクマの飼育のコントロールを目的として、2005年には個体を識別してモニタリングするために、飼育されているクマすべてに個体識別用のマイクロチップが埋め込まれた（ベトナム政府と世界動物保護協会〔WSPA〕の資金援助による）。現在ではクマ飼育者は、クマが死亡するまで飼い続けなければならないと、胆汁を採取することも、他の個体と入れ替えることも新たに個体を追加することも禁止されている。また、地方の森林保護局には、これらの事項が守られているかを監視する責務がある。非合法なクマの飼育者は貧しいわけではなく、世帯の主要な収入源はたいていクマの胆汁取引ではない。そのため、クマを飼育し続けなければならないとしても、胆汁採取の禁止が彼らの世帯収入に大きな負担とはならない。しかし、彼らが飼育しているクマを放棄したいと考えた場合、政府はそのクマを適切な施設に移送するように勧めてきた。クマの所有者は定期的に地域の森林保護ユニットに対して、飼育しているクマの状態を報告する義務がある。クマが死亡したときは、所有者はクマの死因を明らかにすると共に死亡したことを証明するために、地域の森林保護ユニットに直ちに届け出るよう義務付けられている。もしこれを怠れば、クマの所有者は処罰される。一方、地域の森林保護ユニットは、クマの飼育頭数と健康状態をチェックするために、それぞれのクマ所有者のところに職員を派遣することになっている。

現在の管理システム

ツキノワグマ、マレーグマの両種ともにベトナムのレッドデータブックでは、もっとも危機的な状況である「Endangered（絶滅危惧種）」とされている（MOSTE 2000）。両種はまた、政令18/HDBT（貴重・希少動植物種とその保護管理リストに関する政令、1992年1月17日公布）と政令

32/2006ND-CP（貴重・稀少森林動植物種の管理に関する政令、2006年3月30日公布）において、最高の保護レベルに指定されている（グループIB：狩猟と利用が厳格に禁止されている）。ベトナムはCITESに1994年に加盟した（ツキノワグマ、マレーグマ両種とも附属書Iに記載されている）。一般的に、ベトナムにおいてクマ類は法律によって厳重に保護されている。法に違反し、摘発されたクマの密猟と各部位の取引はこれまで数百件以内である。しかし、クマの各部位の取引は高い利益を生み、また地方における取締りの圧力は弱いため、今後もベトナムではクマが捕獲され、商取引は続くだろう。

クマの生息地保護については、森林地域に「特定用途の森林」と保護地域のネットワークを設立した。2003年3月現在で、ネットワークは27の国立公園、60の自然保護区、39の景観保護地域の合計2,541,675haから成っている（Vietnam SR 2003）。しかしながら、「特定用途の森林」の管理は、現在でも多くの困難に直面している。たとえば、保護地域境界の中に多くの村が存在していること、財政的投資の少なさ、管理にともなう規制圧力の弱さである。この状況に対してベトナム政府は、「2010年までのベトナムの保護地域維持のための管理戦略」を2003年に提案している。

ベトナムにおける野生動物とその生息地保護のための責任の所在は、農業・地域開発省（MARD）の森林保護局にある。この部局には、州や地区レベルで支局があり、それぞれの保護地域にも自然保護・野生動物保護に関する国の法律を執行するための支局がある。そのほかのいくつかの政府機関（すなわち、生態学・生物資源研究所や森林調査計画研究所など）とNGO（すなわち世界自然保護基金ベトナム支部や危機にある野生動物など）も、ベトナムのクマ保全に直接貢献している。

ベトナムにおいてクマ保全についての普及啓発は現在でもほとんど行われていない。また、クマ類の保全に特に焦点を絞った教育活動はほとんどない。数少ない例としては、NGO「危機にある野生動物」が最近作ったクマ保護のポスターや、ベトナム自然教育センター（ENV）による啓発冊子（写真8.2）、ラジオ・テレビで短時間流される飼育クマ管理に関する国の政策広報がある。

提 言

法によって保護されているものの、ベトナムのクマ類は利用や輸出のために捕獲され続けている。この状況の主な原因は、法による圧力が不十分でないこと、クマ保護への



写真8.2：ENVによって実施されたクマの保全コンテストに出品された学校の生徒による絵画

上部のメッセージには「クマの取引によって利益を得てはいけません」とあり、下部のメッセージには「2006年を人間とクマが平和に共存できる年に」と書かれている。

国民の関心が薄いこと、クマ保護についての総合的な実行計画がないこと、クマ保護活動への投資がないことである。ベトナムにおいてクマ保護の役割を担っているのは、森林レンジャー、国境税関、市場調査官である。これら法権力には、関連機材が不足していること、クマの器官や部位の判別方法をトレーニングされないこと、給料が安いこと（収賄のきっかけとなる）による限界がある。クマの保護についての一般の人々への普及啓発は、現在でもきわめて貧弱である。とりわけ、地方の人々は野生クマ個体群保全についての危機的な状況を知らず、クマ保護についての国の規制についてもほとんど認識していない。一方、地方の人々の生活水準はきわめて低く、そのためにクマを捕殺して野生動物市場に出すことがとても魅力となる。クマ保護への政府の投資はたいへん少なく、現在の方法ではこれ

らの問題を解決できない。たとえば、違法に飼育されえているクマの管理の例でも、政府にはマイクロチップ埋め込みや押収したクマの収容施設をつくる費用がない。

ベトナムでは資金不足からクマ類の調査も進んでいない。ベトナムにおけるクマ個体群の規模や分布、生息地の分断の問題もほとんどわかっていない。すなわち、クマの生態についての詳細な研究がなされていないのである。また、この国では、必要な資源を結集してクマの保護を進めるための包括的な実行計画もまだない。

ベトナムにおけるクマ個体群保護のために、下記の行動を最優先して実施する必要がある。

- (1) 取締り機関に対して十分な機材と専門的訓練を提供し、奨励・罰則のシステムを適用することで、クマの狩猟・取引・利用について法規制を強めること。
- (2) クマの器官や部位の取引を止めるために、それらを使わないように、レストランや調剤薬局に要求する全国的なキャンペーンを展開すること。
- (3) クマの保全状況が危機的であることと、クマの保全に関する国内法整備について、国民の意識を高める啓発活動を強めること。
- (4) 野生下でのクマの保全状況、分布、個体数、個体群の分断、各地域個体群への脅威、生態を評価する、クマの保全に関連した研究を進展させるための資金を探すこと。
- (5) 国によるクマ保護の実施計画を進展させ、その実施にあたって政府が資金を提供すること。

引用文献

Dang Huy Huynh, Dao Van Tien, Cao Van Sung, Pham Trong

Anh, Hoang Minh Khien (1994) Checklist of mammal species (Mammalia) in Vietnam. Science and Technics Publishing House, Hanoi. (Danh luc cac loai thu (Mammalia) Viet Nam. Nxb “Khoa hoc va Ky Thuat”, Ha Noi). (in Vietnamese)

Le Hien Hao (1973) Economic animals in Northern Vietnam. Science and Technics Publishing House, Hanoi, pp.125-141. (Dong vat kinh te Mien Bac Viet Nam. Nxb Khoa hoc va Ky thuat, Ha Noi. pp.125-141). (in Vietnamese)

MOSTE -Ministry of Science, Technology and Environment (2000) Red Data Book of Vietnam. Part 1: Animals, Science and Technics Publishing House, Hanoi, pp.54-56. (Bo Khoa hoc, Cong nghe va Moi truong (2000) Sach do Vietnam. Phan thu nhât: Dong Vat. Nxb Khoa hoc va Ky thuat, Ha Noi. pp.54-56). (in Vietnamese)

Nguyen Xuan Dang, Pham Trong Anh (印刷中) Fauna of Vietnam: Carnivore mammals (Carnivora), Science and Technics Publishing House, Hanoi. (Dong vat chi Vietnam. Bo Thu an thit (Carnivora). Nxb “Khoa hoc va Ky Thuat”, Ha Noi). (in Vietnamese)

Pham Trong Anh (1982) Study of carnivore mammals (*Carnivora*) in Northern Vietnam, Ph.D. Dissertation, Hanoi, pp.72-87 (Nghien cuu Thu an thit (*Carnivora*) o Mien Bac Viet Nam. Luan an tien si, Vien sinh vat hoc, Ha Noi. pp.72-87). (in Vietnamese)

Vietnam SR (2003) Management strategy of protected areas in Vietnam until 2010, Hanoi, Vietnam, 103pp.

Vo Van Chi (1999) Medicinal Animals and Minerals in Vietnam, Ho Chi Minh Publishing House, pp.167-170. (Dong vat va khoang vat lam thuoc o Vietnam. Nxb TP Ho Chi Minh. pp.167-170). (in Vietnamese)

Wege DC, Long AJ, Mai Ky Vinh, Vu Van Dung, Eames JC (1999) Expanding the protected areas network in Vietnam for the 21st century: an analysis of the current system with recommendations for equitable expansion. Hanoi, Vietnam, Bird-life International Programme.

(村上隆広訳)

第9章 マレーシアにおけるマレーグマの現状

Siew Te Wong

モンタナ大学林業・保全カレッジ

マレーグマは、マレーシアの低地の熱帯林に生息する唯一のクマである（写真 9.1）。Mayjaard (2004) によりマレー半島のマレーグマ（*H.m.malayanus*）とボルネオ島の小がらなボルネオマレーグマ（*H.m.eurispylus*）の2亜種に分類されているが、ともにマレーシアに生息している。継続的な生息地破壊と他の人間活動に起因するクマの死亡は、マレーシアの森林に依存するこれらクマの未来に暗い影を投げかけている。そのため、マレーグマの保全は最優先課題である。

生息状況

現在の分布

マレーシアでは、これまで詳細なマレーグマの分布は調査されてこなかった。しかし、過去20年間で行われた動物相の調査で、国立公園や森林保護区、野生生物保護区、保全地域などの保護区で限られた数しか生息していないことがわかった。マレーグマは森林に依存しているので、比較的攪乱のない大面積の森林が生息地になり、それゆえにそ

の面積が潜在的な個体群サイズを反映していると考えられる。マレーシアは、2つの異なる地域から構成されており、それは、マレー半島と東部マレーシアである。東部マレーシアはボルネオ島に位置し、サバとサラワクの2州を含む（図 9.1、9.2、9.3）。マレー半島は 131,623km²、サバは 72,500km²、サラワクは 124,450km² である。それぞれの地域の 45%、60%、67% が多様な森林に覆われている（Department of Forestry 2003; Sabah Forestry Department 2006; Sarawak Forestry Corporation 2006）。森林被覆割合は高いように思われるが、こうした森林の多くは理想的な生息地ではない。それらの森林は、最近伐採された森林や、小規模に分断された森林、荒っぽい伐採作業や高い伐採率で伐採された森林あるいは二次林、そして狩猟や密猟の取り締まりのない森林である。

現在の生息数推定

これまで、生息数を推定しようとする試みは一度もなかった。しかし、マレーシアとインドネシアにわずかにいる研究者は、生息地内のさまざまな場所で生息密度を推定



Photo by Siew Te Wong

写真9.1：ボルネオ熱帯雨林で木にもたれて休むマレーグマの亜成獣

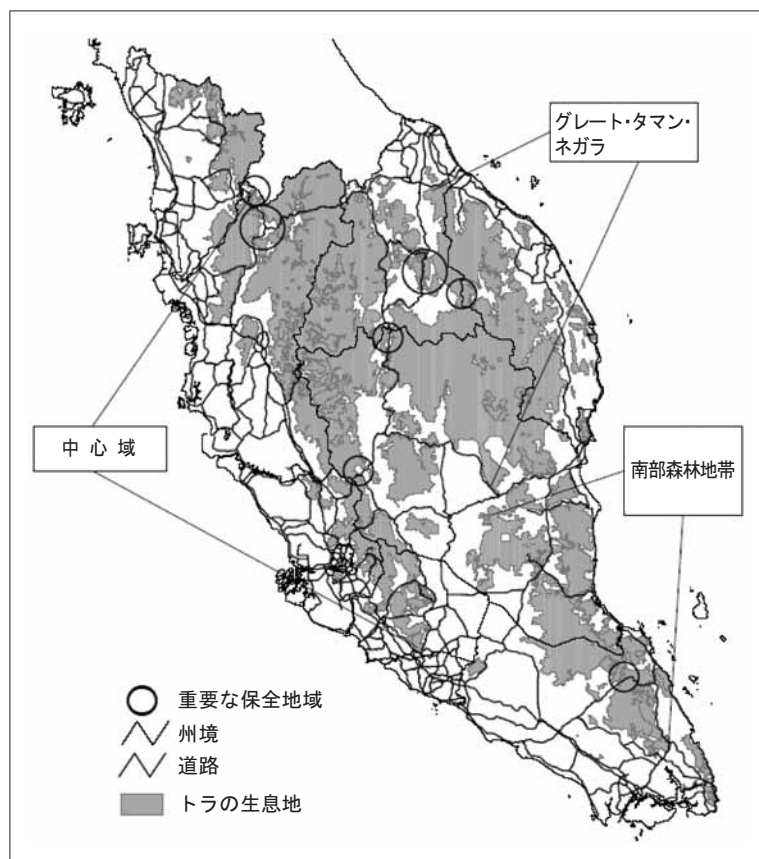


図9.1：マレー半島の森林地帯における重要な3地域
 Kawanishi et al. (2003) に基づく

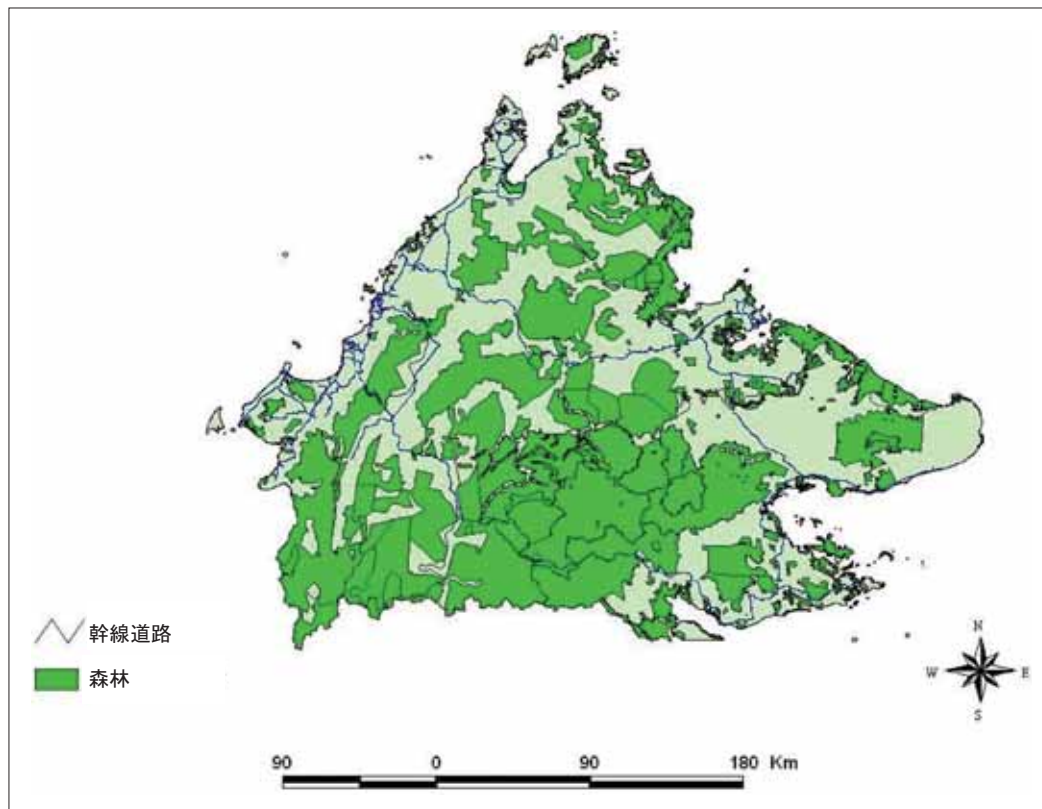


図9.2：サバ州の森林分布

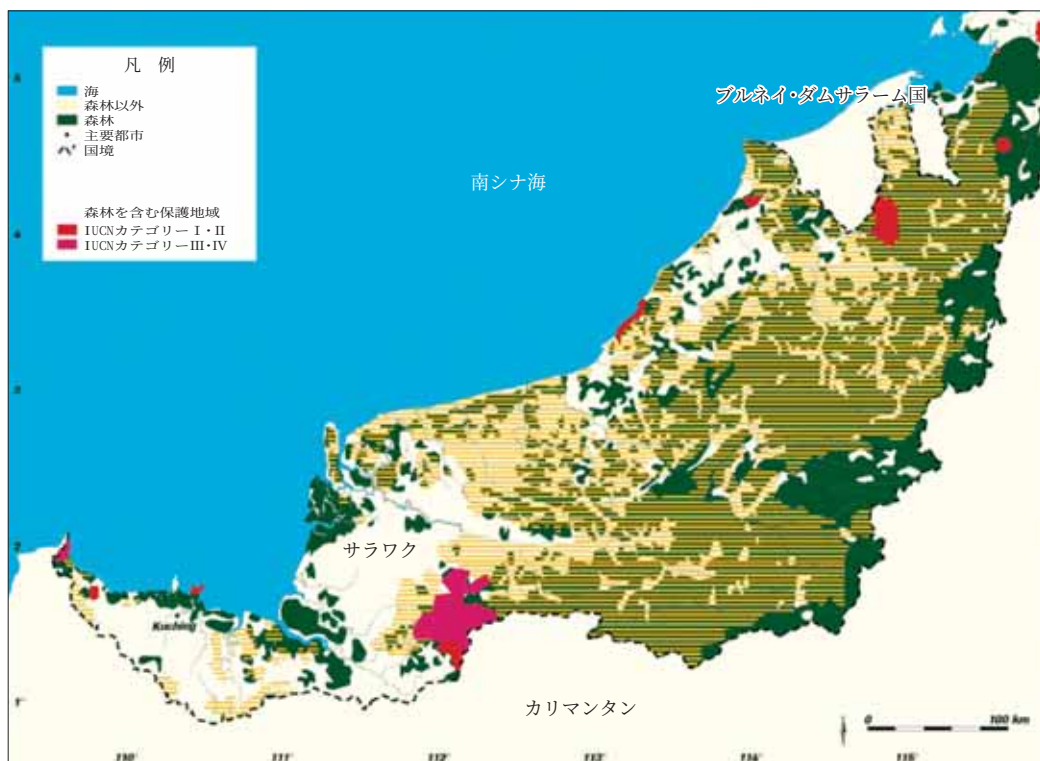


図9.3：サラワク州の森林分布と伐採契約地域

している。クマの痕跡を用いた Davies and Payne (1982) 以外の研究者はすべて、カメラトラップ法によるデータから生息密度を推定した。Kawanishi and Sunquist (2004) は、Taman Negara 国立公園(マレー半島)で $1.13 \sim 1.57$ 頭/ km^2 と推定した。しかし、Meijaard et al. (2005) は、手法の欠点があるためこの密度は信頼できないとしている。Davies and Payne (1982) はサバでは 0.25 頭/ km^2 、S.T.Wong (未発表) は、サバのウル・セガマ森林保護区(インドネシア側のボルネオ島)では 0.128 頭/ km^2 、Augeri (2005) は、カヤン・メンタラン国立公園(ボルネオ島)では 0.042 頭/ km^2 、ブランガン森林保護区では 0.025 頭/ km^2 と推定している。生息地が縮小(生息地への脅威の項を参照)していることを考えると、マレーグマ個体群は急速に減少していると考えられる。

個体群に対する脅威

非合法的な狩猟と貿易、森林の択伐、個体群の分断、そして生息地破壊の複合効果は、マレーシアにおけるマレーグマ個体群の主な脅威となっている。しかしながら、こうした要因がどのように死亡率や個体数の増減に影響を及ぼしているかはわかっていない。

マレーグマの狩猟は、マレーシアでは厳しく禁止されている。しかしながら、場当たりの密猟は、法的強制力がないため、いまだに起こっている。多くの許可された狩猟あるいは密猟活動は、パッチ状の森林に隣接したアブラヤシ(*Elasis guineensis*)農園で行われている。狩猟の対象種は、イノシシ、ヒゲイノシシ、スイロク(ミズジカ)であるが、狩猟者達は撃つ機会にめぐまれば、ためらいなくクマを撃つ。日中アブラヤシ農園に隣接したパッチ状森林に隠れており、夜にアブラヤシ農園で採食するクマたちは、撃たれやすい。アブラヤシ農園はクマたちにとって、ちょうどワナのようなものである。また農園周辺のパッチ状の森林は個体のたまり場となっている。場当たりの密猟に加えて、過去数年間にタイやカンボジア、ベトナムなどからよく組織された外国人密猟者によって密猟が行われ、国立公園やマレー半島の保護地域におけるマレーグマを含むマレーシアの野生生物の生存に脅威となっている。マレーグマの肉と掌は利用価値があり、またそれほど一般的ではないが、マレーシアのいくつかの都市では旅行者や地元の人々にとっての珍味となっている(TRAFFIC Southeast Asia 私信)。マレーグマの爪と犬歯は、悪霊を取り払うと信じられており、サバの宝石商や骨董店で依然として販売

されている。サラワクでは伝統的な生活様式を続け、自家消費のためにこうした野生生物を合法的に捕獲する必要のある原住民には、狩猟の許可がなくても撃つ権利が認められている (Meijard 1999)。この管理されていない狩猟のために、サラワクのマレーグマは肉や胆のう、爪、歯の商取引のために過剰に撃たれ、非常に少なくなっており、多くの地域で絶滅している (WCS and Sarawak Forestry Department 1996)。

生息地の特徴

マレー半島とボルネオ島の熱帯雨林は、高い生物多様性を有することで有名であり、地球上でもっとも多様な生態系の1つである。こうした熱帯雨林では、フタバガキ科の樹木が優占している。マレー半島では、最も生産性の高い低地のフタバガキ科の森林は、都市化と農業の利用により失われた (主にアブラヤシ農園とゴム農園)。2004年には、マレー半島の17% (22,300km²) が、アブラヤシ農園として利用された (Department of Statistics, Malaysia 2005)。さまざまな状況下の森林 (全土の約45%) は、ティワングサ山系、グレート・タマンネガラエコシステム、そして南部森林地帯など、標高の高い山地や国立公園、その周辺の森林でみられた (図9.1)。これら3ヶ所の地域はマレー半島だけではなく、東南アジアのすべてのマレーグマの生息範囲における、もっとも重要な生息地である。

サバでは、低地性フタバガキ科森林の約40%が市街地あるいは農地 (主にアブラヤシ農園) へ変えられてきた。2004年には、サバの約16.1% (約11,654km²) がアブラヤシ農園として利用されていた。この数字は、近い将来増加すると予想される。サバの約60% (35,900km²) が森林として残されている (図9.2) もの、その23% (国土の14%) のみは何らかの形で保護されているにすぎない (Sabah Forest Department 2005)。残存する森林の77% (国土の46%) が伐採予定地で、そのほとんどは択伐されたか2007年までに伐採される予定の、商業的森林保護区である (Butler 2006)。

サラワク州政府によれば、サラワクの67%以上が自然林に覆われている (図9.3) (Raunter et al. 2005)。しかし、たった約8% (10,300km²) が、国立公園や自然保護区、野生生物保護区としてなんらかの保護形態をとっているにすぎない (Rautner et al. 2005)。長期間の土地利用計画を考慮して、サラワク州政府は6:6:1政策をとっている (600万haは農地と居住地、600万haは商業的森林、100万haは保護区) (Raunter et al. 2005)。2004年には、サラワクの

4.1% (50,830km²) がアブラヤシ農園のために使われ、この割合は、次の数年間で倍になるであろう。現在では、商業的森林の600万haのほとんどは著しく伐採されている。

生息地への脅威

森林破壊は、マレーシアのマレーグマが直面するもっとも深刻な脅威である。これらの森林は、林業生産にとって高い価値があると評価されており、現在急激に皆伐されて農園や人間の居住地にとって変えられつつある。択伐もまた、多くの原生林を二次林へ変えた。マレーシアでは、輸出による外貨獲得を通じて国の収益を生み出す戦略基盤の1つとして林業を考えている。つまり、マレーシアは現在、熱帯の広葉樹林の世界一の生産国であり輸出国である。伐採は、マレーシアにおいて、いくつかの保護地域を除く低地の森林に影響を与える。年間の森林破壊率は1990～2000年から2000～2005年の間に約86%はね上がり、結果として2000年以来、毎年森林の0.65%、平均して140,200haが失われている (FAO 2005)。それに対して、その他の東南アジアの国々は、1990年代に年間森林の0.35%、つまり78,500haを失ったのみである (FAO 2005)。伐採活動は、マレーグマの生息地を縮小させるだけでなく、伐採期間中に整備される林道網を通じて密猟者の森林への侵入を許した。

マレーグマは、伐採された森林においても確認されている (Wong et al. 2004) が、原生林を二次植生に変えることのクマへの影響は知られていない (Wong 2005)。マレーシアに残存した森林のほとんどは、選択的に伐採されてしまったか、あるいは近い将来伐採される予定になっているため、マレーグマは将来、伐採された森林に大きく依存することになるだろう。高い択伐率でわずかな木しか残っていない状態の林、乱暴な伐採方法によってひどく損傷してしまった林から、まだ多くの大径木が手つかずで残っておりあまり攪乱されていない林まで、一口に「伐採林」といっても、それが指す林の状態はさまざまである。状態の良い伐採林は、たいてい、急峻な地形の林か、影響緩和伐採法のような環境にやさしい伐採が行われた比較的小さな面積の林である。サラワクの多くの場所で見られる伐採でひどく損傷した森林をマレーグマが利用するかどうかは非常に疑問である。

人間とクマの関係

クマの地域固有の呼び名

マレー語でマレーグマは、ハチミツがおそらくクマの大

好物であるため「Beruang madu」すなわち「ハチミツグマ」である。中国系マレーシア人の中では、おそらく犬のように身体サイズが小さく体毛が短く頭部が小さいという理由からだと思われるが、「犬グマ」と訳される「Gou-Xiong」として知られている。またマレーグマは、脅威にさらされると大声をあげるため、そう呼ばれる。

人間との軋轢

マレーシアでは、スマトラトラ、アジアゾウ、ボルネオオラウータンの方がマレーグマより人間との軋轢が大きい。アブラヤシ農園周辺に生息しているマレーグマはアブラヤシの種子を採食することが知られている (Nomura et al. 2004) が、マレーグマは生息数がわずかであり、捨てられ地面に落ちた種子のみを食べるため、農園の所有者はクマの採食に対して寛容である。にもかかわらず、農園で働く者たちはいつも、特にクマが家の近くで採食するようになると、クマに出会ったときの身の安全を考える。そのため地元の行政府、あるいは村住民たちは、作物被害のためではなく、身の安全のためにクマを殺すのである (New Straits Times 2005)。

現在の管理システム

マレーグマの法的位置づけ

マレーグマはマレーシアも加盟している野生動物相の絶滅危惧種の国際取引に関する会議 (CITES) において、附属書 I に登録されている。マレーグマの国際取引、あるいはその身体の一部の取引は、正式な許可なしには禁止されている。

マレーグマは、マレー半島における野生生物保護法 (1972) (Malaysian Government 1972) とサバ野生動物保全法 (Sabah Government 1997) のもと「完全な保護種」として登録されている。狩猟、捕殺、飼育、商業取引は禁止されている。

サラワクでは、マレーグマは、野生生物保護令 (1998) で保護種として登録されている。マレーグマの飼育、狩猟、捕殺、生け捕り、商取引、輸出入さらに体の部位の所有には、許可が必要である (Sarawak Government 1998)。それにもかかわらず、ペットとして飼育されているクマは数知れず、また 1990 年代後半に法律が実施される前からクマを所有していた者がいるため、サバとサラワクでは少数だが合法的に飼育されている。

マレーグマに関わる行政府、研究者、NGO のリスト

マレーシアでは、3つの地理的に異なった地域ごとに、異なる行政府がマレーグマ保全のために責任をもっている。それらは、マレー半島野生動物・国立公園局、サバ州野生生物局、サラワク林業局である。世界自然保護基金 (WWF マレーシア) や野生生物保全協会 (WCS マレーシアプログラム)、マレーシア自然協会 (MNS) などの、いくつかの国際的あるいは地域的な環境保全 NGO が設立され、ここ数 10 年間に多くの野生生物種の保全プログラムを確立し実行してきた。しかし、NGO や公的な教育プログラムは、これまでマレーグマ保全に焦点を当てたことはなかった。著者は、これまでマレーグマの研究と保全活動に活動的に参加した唯一のマレー国籍の研究者である (Wong et al. 2002, 2004, 2005; Wong 2005)。

提言

マレーグマは、いまだにマレーシアと東南アジアではもっとも関心をもたれていない大型哺乳類である。マレーグマは、過去数年間ボルネオで生態に関する研究がいくつか行われてきたにもかかわらず、依然としてもっとも未知のクマである (Fredriksson 2005; Fredriksson et al. 印刷中 a; Fredriksson et al. 印刷中 b; Nomura et al. 2004; Wong et al. 2002, 2004, 2005)。マレーシアでは、あまり強制力のない法律上の保護以外に特別な管理行動は何もとられてこなかった。クマの分布や個体群動態、個体群の傾向、飼育されているクマの数、人為的な死亡、商業取引活動、あるいはクマの身体の一部の利用に関して、何も信頼できる調査はない。さらに、マレーグマに特に着目した保全、あるいは一般人を対象にした教育のプログラムや、保全のための生息地管理計画は何もない。また、適切な林業がどこでもふつうに行われているわけではない。つまり、森林地帯は、農園の発展のために皆伐されているし、多くの伐採の実施は持続的ではない。マレーグマに関する基本的な情報の欠如と残存する森林を保護する政府の関与の欠如は、マレーシアのマレーグマの保全努力とその長期的な存続を阻害する大きな要因となっている。

マレーシアのマレーグマの保全と管理のための提言は、以下のとおりある。

- (1) 分布図の作成と生息状況調査：残存するパッチ状の森林における、マレーグマの生息の有無に関する国レベルの分布調査。調査では、a) マレーグマの長期的な存続にとって障害となる生息地要因とマレーグマ保全ユニッ

- ト、b) 各ユニットにおける保全の位置づけ、c) 各保全ユニットにおける個体群と密度の推定、d) 各保全ユニットにおける保全活動を明らかにすること。
- (2) クマの体の部位や繁殖可能個体の取引に関する調査の実施：マレーグマとその体の部位の取引に関する国レベルの調査を実施するため NGO（例えば TRAFIC-SOUTH ASIA）と連携することと、マレーシアにおいて飼育されているクマの状態を明らかにすること。
- (3) 研究：生活史や繁殖生物学、個体群遺伝学、クマの存続に重要な資源を明らかにするために、多様な生息地タイプ（伐採された森林を含む）における生態学的研究の実施。
- (4) 伐採活動の改善と残存する森林地域の保護：影響緩和伐採法のような環境にやさしい伐採活動を促進し、マレーグマの生息地における重要な資源（イチジクの成熟木、カシのバッチ状の林、穴のある木々など）を伐採から保護する。もっとも理想的な状況は、伐採活動と熱帯林の農園化の停止である。
- (5) 教育：一般住民や学生のマレーグマに対する保全意識を促進するとともに、発表、ポスター、パンフレット、ウェブサイトにより、クマを利用する地域住民に対するマレーグマの法的位置づけを周知する。
- (6) 法執行力の強化：野生生物に関連した違反者や密猟者に対する刑罰を増やす。保護区や人気のある猟場において、武装した法的強制力を持つ管理官によるパトロール回数を増やすことである。

謝 辞

マレーシア連邦政府経済計画部、サバ州野生生物局、ダヌンバレー管理委員会に、サバのマレーグマに関する研究の許可をいただいたことに感謝の意を表す。私のマレーグマのフィールド調査と保全プロジェクトの資金は、Sea World Busch Gardens、Woodland Park Zoo、Alexander Abraham Foundation、Minnesota Zoo、Singapore Zoological Gardens、International Association for Bear Research and Management、Lincoln Park Zoo、Columbus Zoo、Little Rock Zoo の援助による。

引用文献

Augeri DM (2005) Biogeographic ecology of the Malayan sun bear. *International Bear News* 14(4):25-26.

- Butler RA (2006) Malaysia to phase out Borneo logging in parts of Sabah state.
<http://news.mongabay.com/2006/0316-sabah.html>. Accessed March 16, 2006
- Department of Forestry (2003) Department of Forest Annual Report. Kuala Lumpur, Malaysia.
- Department of Statistics, Malaysia (2005) ;
<http://econ.mpob.gov.my/economy/annual/stat2004/Area2.htm>
- Davies G, Payne J (1982) A faunal survey of Sabah. IUCN/WWF Project No. 1692. Kuala Lumpur. 279 pp.
- FAO (2005) Global Forest Resources Assessment 2005: Progress towards sustainable forest management. FAO Forestry paper 147. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Sabah Forestry Department (2005) Forests Resource in Sabah;
http://www.sabah.gov.my/htan/data_1/a_toppage_main/frameess.htm; Accessed February 22, 2005
- Fredriksson GM (2005) Human-sun bear conflicts in East Kalimantan, Indonesian Borneo. *Ursus* 16:130-137.
- Fredriksson GM, Danielsen LS, Swenson JE (印刷中 a) Impacts of El Niño related drought and forest fires on sun bear fruit resources in lowland dipterocarp forest of East Borneo. *Biodiversity and Conservation*.
- Fredriksson GM, Wich SA, Trisno (印刷中 b) Frugivory in sun bears (*Helarctos malayanus*) is linked to El Niño-related fluctuations in fruiting phenology, East Kalimantan, Indonesia. *Biological Journal of the Linnean Society*.
- Kawanishi K, Siti Hawa Y, Abdul Kadir AH, Rahmat T (2003) Distribution and potential population size of the tiger in Peninsular Malaysia. *Journal of Wildlife and Parks (Malaysia)* 21: 29-50.
- Kawanishi K, Sunquist ME (2004) Conservation status of tigers in primary rainforest of Peninsular Malaysia. *Biological Conservation* 120:329-344.
- Malaysian Government (1972) Undang-undang Malaysia: Akta 76. Akta Perlindungan Hidupan Liar 1972. (Laws of Malaysia: Act 76. Wildlife Protection Act 1972). Malaysian Government, Kuala Lumpur.
- Meijaard E (1999) *Ursus (Halarctos) malayanus*, the neglected Malayan sun bear. Commission for International Nature Protection, Leiden, The Netherlands. 62 pp.
- Meijaard E (2004) Craniometric differences among Malayan sun bears (*Ursus malayanus*); evolutionary and taxonomic implications. *The Raffles Bulletin of Zoology* 52(2):665-672.
- Meijaard E, Sheil D, Nasi R, Augeri D, Rosenbaum B, Iskandar D, Setyawati T, Lammertink M, Rachmatika I, Wong A, Soehartono T, Stanley S, O'Brien T (2005) Life after logging: Reconciling wildlife conservation and production forestry in Indonesian Borneo. CIFOR, Indonesia.
- New Straits Times (2005) Another sun bear bites the dust. *New Straits Times*. 22 March 2005.
- Nomura F, Higashi S, Ambu L, Mohamed M (2004) Notes on oil palm plantation use and seasonal spatial relationships of sun bears in Sabah, Malaysia. *Ursus* 15(2):227-231.

- Rautner M, Hardiono M, Alfred RJ (2005) Borneo: Treasure island at risk. Status of forest, wildlife and related threats on the Island of Borneo. WWF Germany. Frankfurt am Main.
- Sabah Forestry Department (2006) Sabah Forestry Department Official Website-Forest reserves;
<http://www.forest.sabah.gov.my/english/portals/0/pdf/chap4/43ForestReserves.pdf>. Accessed February 13, 2006.
- Sabah Government (1997) Wildlife Conservation Enactment 1997. The Legislature of the State of Sabah, Sabah, Malaysia. 302 pp.
- Sarawak Government (1998) Wild Life Protection Ordinance 1998. Laws of Sarawak, Chapter 26. Sarawak Government. Kuching.
- Sarawak Forestry Corporation (2006) Protected areas and biodiversity conservation.
http://www.sarawakforestry.com/htm/business_units/protected_area.htm. Accessed February 13, 2006.
- WCS and Sarawak Forest Department (1996) A Master Plan for Wildlife in Sarawak. Sarawak Forest Department, Kuching, Sarawak, Malaysia. 347 pp.
- Wong ST, Servheen C, Ambu L (2002) Food habits of malayan sun bears in lowland tropical forest of Borneo. *Ursus* 13:127-136.
- Wong ST, Servheen C, Ambu L (2004) Home range, movement and activity patterns, and bedding sites of Malayan sun bears, *Helarctos malayanus* in the rainforest of Borneo. *Biological Conservation* 119:168-181.
- Wong ST, Servheen C, Ambu L, Norhayati A (2005) Impacts of fruit production cycles on Malayan sun bears and bearded pigs in lowland tropical forest of Sabah, Malaysian Borneo. *Journal of Tropical Ecology* 21:627-639.
- Wong ST (2005) Bornean sun bear and bearded pig research and conservation project. *International Bear News* 14(4):24.

(福田夏子訳)

第10章 インドネシアにおけるマレーグマの現状

Ligaya Tumbelaka¹, Gabriella M. Fredriksson²

¹ ボゴール農科大学・獣医学部・繁殖学・病理学診療学科

² アムステルダム大学、東カリマンタンスンガイ・ワイン管理委員会

インドネシア共和国のマレーグマ(*Helarctos malayanus*)はスマトラ島と、カリマンタンとも呼ばれるボルネオ島のインドネシア領にみられる。ボルネオのマレーグマはスマトラや大陸産のマレーグマと比較して小型であるため別亜種(*H. malayanus eurispilus*)とされる(Horsfield 1825; Meijaard 2004)。ボルネオのマレーグマ(写真 10.1)は体重が30～65kgであるのに対し、スマトラや東南アジア大陸産のマレーグマは45～90kg(90kgは飼育下)である。



Photo by Gabriella M. Fredriksson

写真10.1: 昆虫を探すマレーグマ

現 状

現在の分布

近年のマレーグマの分布に関しての知見はほとんどなく、正確な分布を把握する必要があるが、マレーグマの生息環境は過去数10年にわたり大規模に変化している。2000年の時点でスマトラ島の約33%、ボルネオ島の約54%を森林が占めていたが(Stibig and Malingreau 2003)(図10.1)、1990～2005年の間に、インドネシア全体で24.1%の森林が失われた(<http://www.mongabay.com/>)。また、1997～1998年におきた山火事によりカリマンタン島だけでおよそ1,000万haの森林が焼失した(Taconni 2003)。

かなりの森林が損傷したにもかかわらず、マレーグマは保護区域の内外を問わずカリマンタンとスマトラに残っている森林帯のほぼ全域に残存している。新しい痕跡は、伐採を受けた激しいかく乱地や山火事の数年後の調査地にも確認されているが、山火事から7年後の地域で発見された痕跡の密度は、隣接した山火事を受けていない森林での30%にすぎなかった(Fredriksson 未発表)。

推定生息数

現在インドネシアに生息しているマレーグマの個体数は推定できていないが、生息地の消失、また効果的な生息地保護や法施行が行われていないため生息数が減少していることは疑いない。

密猟、捕獲による個体群への脅威

インドネシアにおけるマレーグマの年間捕獲数は明らかではない。マレーグマは伐採中の森林や近年開発されているアブラヤシ農園で捕獲され、若いクマはペットとして取引されたり、体の部位の売買が行われている。韓国や中国資本の木材加工工場付近や大都市ではクマの胆の取引が盛んであるが、ほかの地域では多くない。マレーグマは、シカやイノシシ狩りの副産物として植林地で捕獲されることが多い。クマの体の部位、爪や犬歯などは骨董品店で一般的



図10.1：スマトラおよびボルネオの森林分布（2000年：EU-JRC 2000による）
マレーグマの分布は森林の分布におおむね重なるが、本図の作成以降1.9%の森林が毎年失われている
濃緑・青：森林および泥炭沼。紫：マングローブ。赤：山火事跡

に売られており、ジャカルタの国際空港でさえ販売されている。インドネシアでは野生動物法違反の取締りがいまだ不十分である。

生息地の特性：現状と問題点

カリマンタン、スマトラにおいてマレーグマは標高2,000mまでのあらゆる森林帯に生息し、その痕跡の密度はさまざまである。カリマンタンでは明瞭な季節がないため繁殖期は確認できず、年間を通して仔グマが生まれる（Schwarzenberger et al. 2004）。ボルネオ島の東地域のマレーグマは、1997～1998年のエルニーニョがもたらした長期にわたる干ばつにより深刻な影響を受けた。山火事が起きやすくなったこともマレーグマに深刻な影響を与え、さらに燃え残った森林においても果実の結実パターンに変化をきたした。干ばつ後1年以上にわたり、利用できる果実はほとんどなく（Fredriksson et al. 印刷中 a, b）、1999年に研究目的のために捕獲されたマレーグマは、東カリマンタンとサバ（ボルネオ島の北部；マレーシア領）共に栄養状態が悪かった（Wong et al. 2005; Fredriksson 未発表）。

もっとも多様な生息地である低地のフタバガキ林での開発は著しく、そこに生息するマレーグマに直接的な影響をあたえている。保護区域の不法伐採が増加しており（Fuller et al. 2004）、このこともマレーグマ個体群に影響している。山火事はカリマンタンの多くの地域およびスマ

トラ島南部でのもっとも重大な脅威といえる。

人とクマとの関係

クマの地方名称

一般に、インドネシアのマレーグマは「Beruang Madu」（ハニーベアー）と呼ばれるが、土地ごとにマレーグマを表す独自の言葉がある（ダヤックペニヒン族では「Buhang」、スマトラ島のタパヌリバタック族語では「Go'pul」、そしてアチェ族では「Cage」など）。

クマの民俗学：伝統的な狩猟、医薬品としての用途、クマのシンボル性、伝説

先住民族はカリマンタン、スマトラ全域でマレーグマを獲っていたが、どの地域でもマレーグマは主要な獲物ではなかった。伝統的に、人々はクマが木から下りてくるのを待ち伏せし、槍と犬を使って捕獲したようだ。現在では自家製の銃がマレーグマや他の大型哺乳動物の狩猟で一般的に用いられる。Meijaard（1999）によると、カリマンタンではマレーグマの胆汁が、手術や打ち身、切り傷による内出血、筋肉痛、および捻挫などの治療に使用されていた。

インドネシアの先住民がシンボルとしてどのようにマレーグマをとらえていたのかという観点から、民話が整理、分析されたことはほとんどない。東カリマンタンで

は、呪医が伝統儀式でクマの犬歯を悪霊をはらうための笛として用いる地域がある。赤ん坊を運ぶ旧式のかごには悪霊を避けるためマレーグマの犬歯が飾られていた。最近では他の骨からそのような装飾用の「犬歯」が彫られている。ダヤク族は戦の時にクマ皮で作られた衣装を着ていた（族長の衣装は主にウンピョウの皮からつくられた）。

人との軋轢

マレーグマによる農作物被害は、生息地である森林の近くにクマにとって魅力的な作物が植えられたために起き始めたようだ。インドネシアの植民地支配者による報告書（O-Viri 1925）には、近隣の森林がまだ豊かであった時期であるにもかかわらず、果樹園で加害クマを追い払う、または駆除する方法が記載されていた。マレーグマは生息地付近の林縁で、特に森林の損傷や消失が起こったのちに、果樹園やココヤシに被害をもたらす（Fredriksson 2005）。インドネシアでは野生動物による被害は補償されないため、被害があっても森林管理局の野生動物保護支局に報告がされない。

人身被害はカリマンタンではほとんど報告されていないが、スマトラでは、検証はされていないものの、頻繁に報告がある（Martyr D 私信）。スマトラではヤギなどの大型家畜を襲った例はほとんどなく（Martyr D 私信）、カリマンタンではまったく記録されていない。

カリマンタン、スマトラともに、アブラヤシ農園へのマレーグマの侵入が増加しているが、マレーグマは通常夜間に農園に侵入するため農園労働者との遭遇は少ない。インドネシア狩猟協会（Perbakin）には、アブラヤシ農園において違法であるにもかかわらず、またはイノシシのみに捕獲許可がおりているにもかかわらずマレーグマを撃つ者があるとの報告が複数ある。

クマの飼育利用と商取引

クマの商業的利用

1973 年以来マレーグマはインドネシア政府によって保護されており、クマの胆が目的でのマレーグマの飼育は行われていない。しかし、Kurniawan and Nursahid (2002) は、2000 ～ 2002 年の調査で 63% の薬局がクマの胆やその派生物を公然と取引していると報告した。クマの胆汁を含むであろう製品が衛生局（Department of Health）によって承認されており、保護下の野生動物取引に関する法について政府がいかに無頓着であるかを示している（Kurniawan and

Nursahid 2002）。インドネシアの動物園では、マレーグマを見世物（ギターを弾く、自転車に乗るなど）にすることがあっても、その保全や生態について普及啓発活動をほとんどしていない。

輸出入

1970 年代から 1980 年代前半にかけ、インドネシアと他のアジア諸国間のマレーグマの取引はかなり盛んだったようである。韓国の記録によると、1970 ～ 1980 年の期間に韓国だけで合計 206kg のクマの胆汁が合法的にインドネシアから輸入されており、また 1980 ～ 1990 年の期間には 1kg のみに減少した（Mills et al. 1995）。マレーグマは 1973 年にインドネシアで公式に保護されるようになり、1979 年に CITES の加盟国になったにもかかわらずこの国際貿易は続いていた。

動物園での繁殖

インドネシアのほとんどすべての動物園や動物公園でマレーグマが飼育されている。2006 年 4 月時点の報告によると 8 つの動物園だけでの調査で 93 頭のマレーグマが飼育されていた。さらに近年、個人により不法に飼育されていた少なくとも 77 頭のクマがカリマンタンとジャワの野生動物救護センターに保護された。合法違法をあわせ、国内には数百頭のマレーグマが飼育されていることが考えられる。

現在の管理システム

インドネシアにおける保護の現状

マレーグマはインドネシアにおいて Surat Keputusan Menteri Pertanian（農務大臣発出の法令）No. 66/Kpts/Um/2/1973 により正式に保護されるようになった。これは天然資源と生態系の保全に関するインドネシア共和国法 No.5（Ministry of Forestry 1990）により補完されている。

政府の関係機関、研究者、クマの保全に関与する NGO

マレーグマに関連する取り締まりは、森林管理局野生動物保全部（全国レベルでは PHKA、地方レベルでは KSDA）の管轄だが、管理すべき領域の広さや野生動物犯罪の巧妙さを考えると、人員がまったく足りない状態である。

国際的 NGO である WCS、WWF、TNC、FFI、SOCF、BOSF などは、野生動物保護の活動の効果を高めるため、

森林管理局と協力して、保護区域のパトロールをするとともに、野生動物をめぐる犯罪を起訴し、また保護動物の押収も行っている。彼らの活動は今のところスマトラやカリマンタンにおいて、森林管理局が積極的に野生生物保護に取り組む牽引力となっている。

マレーグマ研究はインドネシアではかろうじて始まったところである。これまでのところ海外研究者によりたった2つの研究が行われてきただけであり、インドネシア人によるものは、スマトラでのマレーグマの分布調査が学生により開始されたところである。また、最近、Taman Safariで飼育マレーグマの繁殖の研究がボゴール農科大学（IPB）によって行われている。

提 言

現在でも農園開発のための大規模な森林開発や、持続的でない伐採が行われるなど、バランスを欠いた土地利用計画がマレーグマ保護の主要な制約要因になっている。また、野生動物犯罪に関する取り締まりもほとんどの地域で不十分である。これらの要素は、乾季における大規模な山火事の発生と共にマレーグマ生息地の大部分に影響している。

マレーグマの保護施策の優先順位を的確に決めるために、現在のマレーグマの分布を把握し、保護区外の相対的密度を推定する必要がある。一般にカリマンタンやスマトラに残存するマレーグマの生息地を保全することは重要な集水域の保護を行うことにつながり、このことが保護区域拡大の可能性を広げるものと期待される。

現在のところ密猟は比較的少ないものの、今後東南アジア本土のクマの個体数が減少し、インドネシア産のマレーグマの需要が拡大するようであれば、密猟は重大な脅威になりうる。インドネシアでは密猟に対する取締りがいまだ弱く、残存しているマレーグマは格好の標的になりうる。取締りを強化すると同時に、マレーグマの取引を把握、監視する必要がある。マレーグマ絶滅の危険性と保全の必要性に関する情報が増えれば、森林管理局の職員も密猟やマレーグマの取引に対する取締りに力を入れるだろう。保護区に関し、適切な管理はほとんどされておらず、多くの公園で不法な居住や伐採が横行している。管理と取締りを強化すればスマトラとカリマンタンのすべての保護区に改善が見られるだろう。

インドネシアではマレーグマの保全状態への関心が一般に低く、環境教育はごく限られた場所ではか始まっている

い。また、マレーグマを調査対象とする地元の研究者が少ないこともマレーグマの保全に対する無関心を招いている。この種への興味と知識を全体的に向上させるために、地元の学生を訓練し、カリマンタンとスマトラに生息するマレーグマを対象としたフィールドプロジェクトを自らが担えるようにしたい。

バリクパパンと東カリマンタンでは、マレーグマが地区のマスコットに選ばれ（図 10.2）、環境教育が行われ始めた。教育は重要であるが、マレーグマの継続的な生存を確実にするためには次世代を待っているわけにいかない。とくに森林の保全、マレーグマの密猟に関して速やかに対応する必要がある。

謝 辞

インドネシア科学局（Indonesian Institute of Sciences）（LIPI）からはカリマンタンのマレーグマの研究許可をいただいた。ボゴール農科大学（IPB）からは Taman Safari におけるマレーグマの繁殖に関する研究許可、またこの報告の執筆に当てる時間をいただいた。さらに、インドネシア

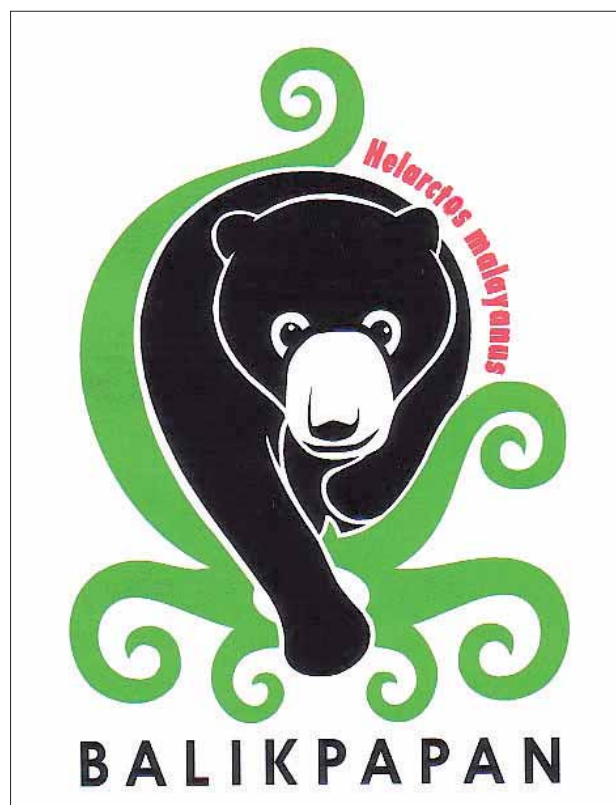


図10.2：バリクパパン州のマスコット、マレーグマのロゴ

動物公園協会 (Indonesian Zoological Parks's Association) はインドネシアのマレーグマの血統登録帳管理者としての信頼を筆者に寄せてくださった。お礼申し上げる。

引用文献

- Fredriksson GM (2005) Human-sun bear conflicts in East Kalimantan, Indonesian Borneo. *Ursus* 16:130-137.
- Fredriksson GM, Danielsen LS, Swenson JE (印刷中 a) Impacts of El Niño related drought and forest fires on sun bear fruit resources in lowland dipterocarp forest of East Borneo. *Biodiversity and Conservation*.
- Fredriksson GM, Wich SA, Trisno (印刷中 b) Frugivory in sun bears (*Helarctos malayanus*) is linked to El Niño-related fluctuations in fruiting phenology, East Kalimantan, Indonesia. *Biological Journal of the Linnaean Society*.
- Fuller DO, Jessup TC, Salim A (2004) Loss of forest cover in Kalimantan, Indonesia, since the 1997-1998 El Niño. *Conservation Biology* 18(1):249-254.
- Horsfield T (1825) Description of the *Helarctos euryspilus*; exhibiting in the bear from the island of Borneo, the type of a subgenus of *Ursus*. *Zoological Journal* 2:221-234.
- Kurniawan D, Nursahid R (2002) Bear markets: Indonesia. In: Phillips T, Wilson P (eds.) *The Bear Bile Business: The Global Trade in Bear Products from China to Asia and Beyond*: World Society for the Protection of Animals. pp. 93-120.
- Meijaard E (1999) Human-imposed threats to sun bears in Borneo. *Ursus* 11:185-192.
- Meijaard E (2004) Craniometric differences among Malayan sun bears (*Ursus malayanus*); evolutionary and taxonomic implications. *The Raffles Bulletin of Zoology* 52(2):665-672.
- Mills J, Chan S, Ishihara A (1995) The bear facts: The East Asian market for bear gall bladder. *Traffic International*, Cambridge.
- O-Viri (1925) *Tusschen de beren. de Tropische Natuur* XIV:81-88.
- Schwarzenberger F, Fredriksson GM, Schaller K, Kolter L (2004) Fecal steroid analysis for monitoring reproduction in the sun bear (*Helarctos malayanus*). *Theriogenology* 62:1677-1692.
- Stibig H-J, Malingreau JP (2003) Forest cover of insular Southeast Asia mapped from recent satellite images of coarse spatial resolution. *Ambio* 32(7):469-475.
- Tacconi L (2003) Fires in Indonesia: Causes, costs and policy implications. *CIFOR*, Bogor, pp. 1-34.
- Wong ST, Servheen C, Ambu L, Norhayati A (2005) Impacts of fruit production cycles on Malayan sun bears and bearded pigs in lowland tropical forest of Sabah, Malaysian Borneo. *Journal of Tropical Ecology* 21:627-639.

付録：マレーグマに関するその他の文献

- Asakura S (1969) A note on a bear hybrid *Melursus ursinus* x

- Helarctos malayanus* at Tama Zoo, Tokyo. *International Zoo Yearbook* 9:88.
- Dathe H (1961) Breeding the malayan bear (*Helarctos malayanus*). *International Zoo Yearbook* 3:94.
- Dathe H (1963) Beitrag zur fortpflanzungsbiologie des malaienbaren, *Helarctos m. malayanus* (Raffl.). *Z Saugetierk* 28:155-162.
- Dathe H (1970) A second generation birth of captive Sun bears at East Berlin Zoo. *International Zoo Yearbook* 10:79.
- Dathe H, Grummt W (1986) An unusual method of transport of young sun bears by their mother. *Der Zoologische Garten* 56(6):437-440.
- Deraniyagala PEP (1955) The sun bear of Ceylon. *Spol Zeylanica*:289-290.
- Fitzgerald CS, Krausman PR (2002) *Helarctos malayanus*. *Mammalian Species* (696):1-5.
- Feng Q, Wang YX (1991) Studies on malayan sun bear (*Helarctos malayanus*) in artificial rearing. *Acta Theriologica Sinica* 11(2):81-86.
- Fredriksson GM (2001) Conservation threats facing sun bears, *Helarctos malayanus*, and experiences with sun bear reintroductions in East Kalimantan, Indonesia. In: Kolter L, van Dijk J, Thomas T (eds.) *Ouwehands Zoo*, Rhenen.
- Fredriksson GM (2005) Predation on sun bears by reticulated python in East Kalimantan, Indonesian Borneo. *The Raffles Bulletin of Zoology* 53(1):197-200.
- Hesterman H, Wasser SK, Cockrem JF (2005) Longitudinal Monitoring of Fecal Testosterone in Male Malayan Sun Bears (*U. malayanus*). *Zoo Biology* 24:403-417.
- Kamiya T, Pirlot P (1988) The brain of the Malayan bear (*Helarctos malayanus*). *Zool Syst Evolut-forsch* 26:225-235.
- Kuhme W (1990) Beobachtungen zur Fortpflanzungsbiologie des Malaienbaeren (*Helarctos malayanus*) mit Vergleichen zum Brillenbaer (*Tremarctos ornatus*). *Der Zoologische Garten* 60(5):263-284.
- Kunkun JG (1985) Short information on Malayan sun bear in Indonesia. In: Azuma S, Nozaki E, Hazumi T, Tsubota T (eds.) *Biology and Status of Eastern Asiatic Bears and Giant Panda*. Bear Conservation Group Japan. pp. 67-69.
- McConkey K, Galetti M (1999) Seed dispersal by the sun bear (*Helarctos malayanus*) in Central Borneo. *Journal of Tropical Ecology* 15:237-241.
- Meijaard E (1999) *Ursus (Helarctos) malayanus*, the neglected Malayan sun bear. *Netherlands Commission for International Nature Protection, Meededligen* 34. Leiden, The Netherlands. 62 pp.
- Meijaard E (2004) Craniometric differences among Malayan sun bears (*Ursus malayanus*); evolutionary and taxonomic implications. *The Raffles Bulletin of Zoology* 52(2):665-672.
- Mills J (1991) I want to eat sun bear. *International Wildlife* 21:38-43.
- Navephap S (1999) Anatomy of skull and mandible in Malayan sun bear (*Helarctos malayanus*). *Kasetsart Journal Natural Sciences* 33(1):88-101.
- Nomura F, Higashi S, Ambu L, Mohamed M (2004) Notes on

- oil palm plantation use and seasonal spatial relationships of sun bears in Sabah, Malaysia. *Ursus* 15(2):227-231.
- Onuma M (2003) Immobilization of sun bears (*Helarctos malayanus*) with medetomidine-zolazepam-tiletamine. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine* 34(2):202-205.
- Onuma M, Suzuki M, Ohtaishi N (2001) Reproductive pattern of the sun bear (*Helarctos malayanus*) in Sarawak, Malaysia. *Journal of Veterinary Medical Science* 63(3):293-297.
- Onuma M, Suzuki M, Uchida E, Niyama M, Ohtaishi N (2002) Annual changes in fecal estradiol-17beta concentrations of the sun bear (*Helarctos malayanus*) in Sarawak, Malaysia. *Journal of Veterinary Medical Science* 64:309-313.
- Phythian-Adams EG (1931) Note on the Malay bear (*Ursus malayanus*). *Journal of the Bombay Natural History Society* XXXIV(1-2):788 - 789.
- Pickard J (2000) Pre-and post-partum behaviour of a female Malayan sun bear at Wellington Zoo. *International Zoo News* 47(5):284-296.
- Pocock RI (1932) The black and brown bears of Europe and Asia. Part II. The sloth bear (*Melursus*), the Asian black bear (*Selenarctos*) and the Malayan bear (*Helarctos*). *Journal of the Bombay Natural History Society* 36(1):101-138.
- Santiapillai A, Santiapillai C (1996) The status, distribution and conservation of the Malayan sun bear (*Helarctos malayanus*) in Indonesia. *Tigerpaper* 23(1):11-16.
- Schwarzenberger F, Schaller K, Chaduc Y, Pagan O, Kolter L (1998) Faecal steroid analysis for monitoring ovarian function and the effect of PZP (Porcine Zona Pellucida Protein) in the sun bear (*Helarctos malayanus*). 2nd Scientific Meeting of the European Association of Zoo and Wildlife Veterinarians (EAZWV), Chester. pp. 387-396.
- Servheen C (1999) Sun bear conservation action plan. In: Servheen C, Herrero S, Peyton B (eds.) *Bears Status Survey and Conservation Action Plan*, IUCN, Gland. pp. 219-223.
- Wong ST (2002) The ecology of malayan sun bears (*Helarctos malayanus*) in lowland tropical rainforest of Sabah, Malaysian Borneo [MSc]. Montana: University of Montana, USA. 132 pp.
- Wong ST, Servheen C, Ambu L (2002) Food habits of malayan sun bears in lowland tropical forest of Borneo. *Ursus* 13:127-136.
- Wong ST, Servheen C, Ambu L (2004) Home range, movement and activity patterns, and bedding sites of Malayan sun bears, *Helarctos malayanus* in the rainforest of Borneo. *Biological Conservation* 119:168-181.
- Zhang Y-P (1996) Genetic variability and conservation relevance of the sun bear as revealed by DNA sequences. *Zoological Research* 17(4):459-468.

(川本友香訳)

第 11 章 ロシアのクマ類の現状

11.1 ロシア極東地域のヒグマの生物学と保護の現状

Ivan V. Seryodkin

野生生物保護協会、ロシア科学アカデミー太平洋地理学研究所

ロシア極東地域は、ユーラシア北東部に位置する。広さは3,112,700km²で、ロシア連邦の8つの地域からなる(図11.1.1)。ロシア極東地域は、東シベリア海、チュコトカ海、東ベーリング海、オホーツク海、そして日本海によって囲まれている。ロシア極東地域のほとんどは山岳地であるが、南部地域はシホテ・アリン山地やジャグジャー(Jugjur)山地などの標高の低い地域が優占している。カムチャツカでは、山岳の標高は4,750mに達する。低平野には、中央カムチャツカ峡谷、キリモスコイエ(Kolimskoie)平原とアナディルスコイエ(Anadirskoie)高原が含まれる。

生物学的特徴

春季(3～5月)には、北部地域ではヒグマは植物の生育前にベリー(*Rhodococcum vitis-ideaea*, *Empetrum nigrum* など)を採食し、南部ではチョウセンゴヨウ(*Pinus koraiensis*)の実やモンゴリナラ(*Quercus mongolica*)の堅果を採食する。有蹄類も重要な食物資源である。沿岸域ではコンブ、軟体動物、魚類、そして海獣や海鳥の死体をあさる(Revenko 1993)。

夏季(5～8月)には、食物のほとんどは草本となる(Bromley 1965; Perovsky 1991; Revenko 1993; Bezan 1997; Seryodkin et al. 2003a)。重要な食用植物としてセリ科、

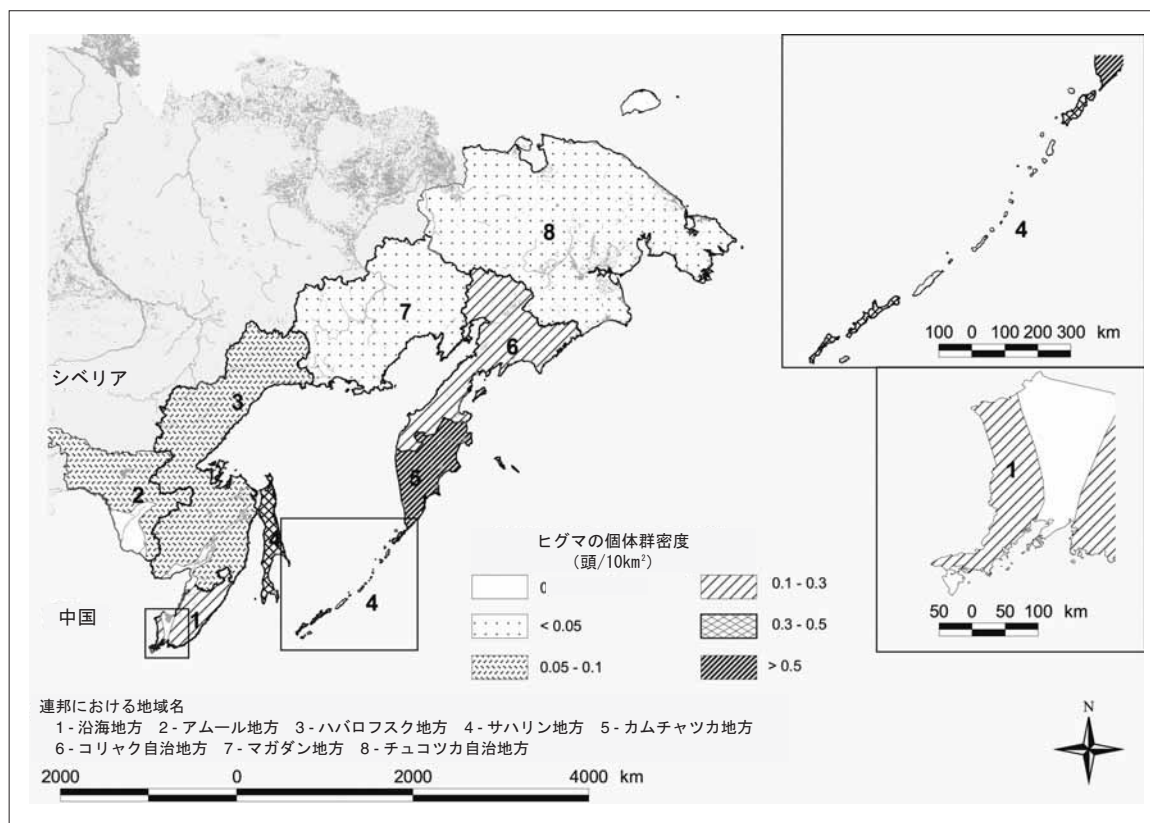


図11.1.1: ロシア極東地域におけるヒグマの分布と個体群密度

マメ科、そして *Petasites tatewakianus* (キク科) が南部地域で、また *Flipendula cmatschatica* (バラ科) が北部地域であげられる。*Padus* spp., *Rubs* spp., *Lenicela edulis*, *Crataegus* spp., *Rosa* spp. を含むベリー類もまた、いくつかの哺乳類や無脊椎動物 (アリ類など) と同様、非常に重要である。

秋季 (8 ~ 11 月) には、クマはカロリーの高い食物を得ようとする。ロシア極東地域のほとんどでは、ヒグマはタイヘイヨウサケ類 (*Oncorhynchus gorbuscha*, *O. Keta*, *O. Nerka*, *O. kisutch*)、シベリアハイマツ (*Pinus pumila*)、ベリー類 (*Rhodococcum vitis-idaea*, *Vaccinium uliginosum*, *Emperum nigrum*) (Ostroumov 1968; Chernyavski et al. 1993; Revenko 1993; Yudin 1993b; Seryodkin and Paczkowski 2004) を採食する。アムール地方のほとんどでは、高カロリーの食物は二種類のベリー (*R. vitis-idaea*, *V. uliginosum*) とシベリアハイマツの実に限られる (Yudin 1993b)。沿海地方とハバロフスク地方およびアムール地方のわずかな地域では、秋季の食物はチョウセンゴヨウマツの実とナラの堅果であり、*R. vists-idaea* の割合は低くなる (Bromley 1965; Yudin 1993b; Seryodkin et al. 2003a)。

シホテ・アリン自然保護区では、100%最外郭法による年間行動圏は、オス成獣で $489 \pm 170 \text{ km}^2$ ($n=7$) (最大 645 km^2)、メス成獣で $91 \pm 40 \text{ km}^2$ ($n=5$) (Seryodkin IV, Kostyrya AV, Goodrich JM 未発表)。カムチャツカでは、発信機を装着したメス成獣の6月から8月の行動圏は、 $1,164 \text{ km}^2$ だった (Paczkowski et al. 2005)。成獣の行動圏は、食物が高密度で見られる地域ではしばしば重複する (Revenko 1993; Seryodkin et al. 2002; Seryodkin and Paczkowski 2004)。

もっとも一般的なヒグマの冬眠穴は掘った土穴であり、岩穴や地上に作った巣は少ない (Yudakov and Nikolaev 1987; Chernyavski et al. 1993; Yudin 1993b; Nikolaenko 2003; Seryodkin et al. 2003b; Paczkowski et al. 2005)。シホテ・アリンにおける平均冬眠期間は146日である (Seryodkin et al. 2003)。食物資源が少ないときよりも豊富なときに、クマの冬眠穴入りは遅くなる (Pikunov 1987; Yudin 1993b; Seryodkin et al. 2002)。0歳の仔連れのメスと若い個体は、オス成獣よりも冬眠穴入りが早く、出るのも遅い。食物が欠乏すると、まったく冬眠穴に入らない可能性もある (Bromley 1965; Yudin 1993b; Seryodkin et al. 2002)。

交尾期は6月から8月初旬である (Bromley 1965; Yudin 1993の引用による Voronov 1974; Chernyavskiy et al. 1993)。カムチャツカでは、交尾は4、5月という早い時期に行われる (Revenko 1993)。交尾期間には、クマは立木、灌木、岩

に、匂い付けをしたり、背擦りをしたり引っ掻いたり、あるいは咬んだりする (Aramilev and Solkin 1993; Revenko 1993; Berzan 2005; Paczkowski et al. 2005)。

シホテ・アリンでは、0歳仔連れのメスは全性成熟メス個体数の37.5%を占めている。メスは1~4頭の仔を産み、2年あるいは3年間行動を共にする (Nikolaenko VA, 州立クロノツキー自然保護区, 私信)。シホテ・アリンにおける平均産仔数は2.08頭で、カムチャツカでは2.2頭である (Krivochizhin and Dunuchenko 1987)。

沿海地方とハバロフスク地方では、ときとしてアムールトラ (*Pantera tigris*) がヒグマを捕食するが (Bromley 1965; Seryodkin et al. 2005)、他の地域では、オオカミもまた脅威となっているかもしれない (Averin 1948; Nakanorov 2002)。マツの実と堅果をめぐる競争者には、ツキノワグマ (*Ursus thibetanus*)、イノシシ (*Sus scrofa*)、シベリアシマリス (*Tamias sibiricus*)、アカリス (*Sciurus vulgaris*)、齧歯類、鳥類 (ホシガラス *Nucifraga caryocatactes*、カケス *Garrulus glandarius* ほか) があげられる。ベリーをめぐる競争者としては、ダイシャクシギ類 (*Numenius* spp.) などの鳥類があげられる。ツキノワグマ、グズリ (*Gulo gulo*)、ワシ類 (オジロワシ *Healiaeetus albicilla*、オオワシ *H. pelagicus*)、そしてカラス類 (ハシボソガラス *Corvus corone*、ハシブトガラス *C. Macrophynchos*、ワタリガラス *C. carax*) とは死骸をめぐる競争するだろう。

カムチャツカでは、クマはダケカンバ林、海岸スゲ草原、河畔林、ハイマツ・ハンノキ群落、低標高ツンドラ、エゾマツ・カラマツ林、そして山岳ツンドラを嗜好選択する (Revenko 1993)。ロシア極東地域北部では、ツンドラ、森林ツンドラそして森林地帯を利用する。森林地帯の重要な箇所は、河岸の砂州、ハイマツの茂み、海岸地域、カラマツの疎林、そしてハイマツの岩礫地である (Chernyavskiy et al. 1993)。早春には、クマは低湿地や河畔の生息地タイプを利用する。サハリンと千島列島 (Kuril islands) では、基本的にエゾマツ・トドマツ林とカラマツ林を利用する。二番目に利用するのは、ノガリヤス (*Calamagrostis*) とササ (*Sasa* spp.) のみられるカラマツ、ダケカンバ他の広葉樹林 (Yudin 1993a) と海岸地域である。ロシア極東地域南部では、チョウセンゴヨウ広葉樹混交林および広葉樹林が重要な生息地である (Bromley 1965; Yudin 1993b)。オホーツク沿岸では、ハイマツの実が主要な食物源である。アムール地域では、ベリーのパッチとハイマツ林が重要である。一般的に、クマは河川の谷間や南斜面、ベリーのパッチ、小川沿い、マツのパッチ、そしてナラ林に惹かれてゆく

(Yudin 1993b)。冬眠環境は、一般にエゾマツトドマツ林である。

ロシア極東地域に生息するヒグマの間には形態的に大きな差違がみられ、さまざまな研究者が3から7の亜種の存在を示唆してきた (Ognev 1931; Geptner et al. 1967; Chernyavskiy 1986; Yudin 1991b)。Chernyavskiy (1986) は、同地方での3亜種の存在を示唆した。*Ursus arctos yenisensis* Ognev, 1924 (北東辺縁に生息する東シベリアグマ)、*U. a. piscator* Pusherem, 1855 (カムチャツカ半島に生息するカムチャツカグマ)、および *U. a. lasiotus* Gray, 1867 (ハバロフスク地方など北部辺縁のほとんどの地域とアムール、沿海地方、サハリン地域を除くスタノポイ平原南部に生息するウスリーグマ) である。カムチャツカのヒグマ (写真 11.1.1) は、頭骨正面の幅がとて広く、広い頬骨弓幅、盛り上がった額部分、頑健で高い矢状稜、そして大きな体サイズで区別することができる。ウスリーグマは大きい、幅が狭く暗い体色をしており、東シベリア亜種は小型で明色をしている。

現 状

ヒグマはサハリン、パラムシル (幌筵) 島、択捉島、国後島、カラギンスキー (Karaginsky) 島、そしてシャントルスキー (Shantarsky) 島を含むロシア極東地域のほとんどのにわたって分布する (図 11.1.1)。ゼイスコーブレインスケ (Zeysko-Bureinskay) 平原やプリハンカスカヤ (Prihankayskaya) 平原の森林が破壊された多くの地域 (工業地域、農業地域など) や、大都市の周辺ではみられない。

ロシア極東における現在のヒグマ個体数は30,900頭から

29,300頭と推定されている (全ロシア極東全域の政府狩猟局のデータによる。表 11.1.1)。過去 10 年以上にわたりロシア極東地域北部ではヒグマの個体数は増加している。最高の個体群密度は、南カムチャツカ自然保護区における 2.7 頭/10km² である (Gordienko TA, Gordienko VN 未発表)。ロシア極東におけるヒグマに対する最大の脅威は、クマの胆および食材としての掌目当ての密猟である。主に北部地域では、クマはサケを巡る人間との競争者であり、トナカイに対する脅威でもあるとみなされているが、ほとんどの密猟は南部地域でクマの部位を目的にしたものが問題となっている。

ロシア極東におけるヒグマの公式捕獲数は、推定個体数の3~4%以下である。密猟を明らかにするための調査はほとんど実施されていないが、通常、北部地域では違法捕獲は合法捕獲と同数あると考えられる (Valetsev and Paczkowski 2004)。南部地域では、密猟による捕獲率は合法的な捕獲率の何倍も高い (未発表)。クマが集中する地域や冬眠穴の近くでは、クマが密猟者と遭遇した機会にしばしば撃たれる。あるいは、クマの通り道に仕掛けられた首くくりワナで捕獲される。

ロシア極東地域のヒグマが利用する生息環境は極めて多様で、北部の極ツンドラから南部地域のササ林地までわたっている、この報告書で正確に記載するには多すぎる。

生息地の劣化と分断が、ロシア極東南部においてヒグマが減少している重要な要因の一つである (Seryodkin and Pisknov 2002)。伐採活動、山火事、輸送技術によって人間のアクセスが増大し、かつては辺鄙だった生息地にも人為的攪乱がおよんでいる。

ロシア極東南部での大きな問題は、チョウセンゴヨウお



Photo by Ivan V. Seryodkin

写真11.1.1: サケの遡上期に川に現れたカムチャツカのヒグマ

表11.1.1: ロシア極東地域におけるヒグマの推定生息数及び密度

地域名	面積 (km ²)	推定生息数 (頭)	密度の範囲 (頭/10km ²)
マガダン	461,400	3,600~6,000	0.03~0.05
チュコツカ自治州	737,700		
コリャク自治州	301,500	2,500~4,000	0.08~0.13
カムチャツカ	170,800	10,000~12,000	0.58~0.7
サハリン	87,100	2,500~3,500	0.29~0.4
ハバロフスク*	824,600	8,000~9,000	0.1~0.11
アムール	363,700	2,000~2,500	0.05~0.07
沿海地方	165,900	2,300	0.14
合 計	3,112,700	30,900~39,300	0.1~0.13

* ユダヤ自治州を含む

よびナラ林における伐採や山火事、さらに、私有林、公有林における営利目的あるいは違法なマツの実の採取などの人為的活動によって、ヒグマの採食基盤が脅かされていることである。人間によるタイヘイヨウサケの徹底的な捕獲は、その他重要な食物資源を枯渇させている。

さらに、増大する農業活動や地下資源の探査と採掘、そして道路やパイプラインの建設などさまざまな人為的要因もヒグマの生息地の質と量を低下させている (Yudin 1993b)。

人間との関係

ヒグマは、地元の言葉で「ブリー・メドベッド」(茶色グマ)、「チオルニー・メドベッド」(黒クマ)、または「モーラバクニック」(アリ食い)と呼ばれる。「ウルクイエム」はとても小さな後足で巨大な空想上のクマを表すときに用いられる。寓話の名称では、「トプティジン」あるいは「コソラピー」がある。さらに用いられている名称として黒い動物を意味する「チオルニーズバー」がある。サハリン島の先住民は、クマのことを山の人を意味する「ゴルニーギリャク」と呼ぶ。

先住民は、肉と脂肪を食料に、毛皮を服や工芸品に、そして胆のうを薬にとクマのすべての部位を利用してきたが、ヒグマはかなり昔からの彼らの伝説にも登場する。カムチャツカのイテルメン族は、クマの毛皮でシャツ、毛布、シャツ、イヌの革帯をつくった。内臓は、日差しから顔面を防護するためにも用いられてきた (Stellar 1999)。歴史的にも現在も、胆のうは肝臓病、胃痛、赤痢、腫れ目、膿瘍、潰瘍、関節痛の治療に用いられている。クマの脂肪は肺炎、ぜんそく、結核、火傷、開いた傷の治療に用いられている。火器の進歩によって、冬眠穴における狩りや、海あるいは川の船上からの狩り、雪上の春グマ狩り、そしてイヌ(ライカ犬)を用いた狩りなど、多くの狩猟法が可能になった。さらに、ヒグマは違法な首くくりワナによっても捕獲され殺されている。

ロシア極東のヒグマは、特に北部の地域とカムチャツカでは、人間に対して普通、平和的に振舞う (Revenko 1991; Yudin 1993a)。人間への攻撃は、通常は手負いのクマ、0歳仔連れのメス、そして入植地辺縁とクマ生息地でのゴミの問題と関係している (Gordienko and Gordienko 1997; Yudin 1991a; Chernyavski and Krechmar 2001)。しかしながら、人間が死亡する偶発的な攻撃が毎年起きている。偶発的な攻撃は、食物が少ない年によく起こる。カムチャツカでは、

川沿いにおける軋轢は捕獲した多量のサケとしばしば関係する (Gordienko and Gordienko 1997)。

ときとして、ヒグマは家畜や家畜化されたトナカイをめぐって軋轢を起こす (Bromley 1965; Chernyavsiy and Krechmar 2001; Zheleznov-Chukotskiy 2002; Kostin and Eryomin 2004)。南部では、エンバクやトウモロコシをわずかながら食害し、養蜂場を荒らすこともある (Bromley 1965)。狩猟者にとって、小屋を荒らす、寄せ餌を食べる、そして捕獲した獲物を食べることなどでヒグマは問題となる。

ロシア極東には5,698,300人が暮らしているが、それらのほとんどは、海岸の近くや大河川、鉄道、あるいは主要道路に集中しているいくつかの大都市に住んでいる。高い失業率によって、住民は自然のある地域でベリー、チョウセンゴヨウの実、キノコ、チョウセンニンジン、大型動物、小型動物、林産物や魚を採取したり捕獲したりして、生活の糧としている。これらの活動は、特にロシア極東地域の南部において、しばしば直接的、間接的にヒグマとの軋轢につながる。軋轢の高い遠隔地の入植地に住む多くの人々は、クマを問題のある種と同時に一種の資源としてみなしている。

クマの商業利用

クマの胆のうと掌は、日常的にロシア国境から、もっとも明白な中国を始めとして、需要のある東南アジアの国々に密輸出されている。沿海地方では、2005年にクマの胆はグラムあたり最高2.5USドルで、掌はキログラムあたり3.5USドルで売却されているが、カムチャツカ地方ではクマの胆はグラムあたり1.25USドルであった。クマの部位が税関当局によって押収されるのはまれであるが、2004年には、沿海地方由来の800個のヒグマおよびツキノワグマの掌が中国の国境で押収された。頭骨と毛皮は双方ともトロフィーとしての価値をもっている。海外からのトロフィー目的の狩猟は、ロシア極東地域北部では一般的である。カムチャツカでは、海外からのトロフィー狩猟者に毎年300通にのぼる許可証が発行されており、狩猟登録手数料は6,000～7,000USドルである (Vashukevich 2002)。

ロシア極東には営利目的のベア・ファームは存在しない。展示の目的で、ヒグマはいくつかの動物園で飼育されている。

保護管理システムの現状

ロシア極東地域のヒグマは狩猟獣の位置を占めている。狩猟規則によれば、ヒグマの狩猟期は8月1日から2月末までである。これらの規制の下に、各地域ではそれぞれの狩猟期を設けている。ヒグマの現況、個体数および分布に焦点を当てた地域ごとのモニタリング計画があり、さらに、保全計画の努力および、個体群構成、個体群分布、個体群生態学、採食資源、そして生息地状況に関する研究がある。おそらく、ロシア極東地域で最も発展したモニタリングシステムは、ヒグマが重要な狩猟対象種となっているカムチャツカ地域のものである。

ロシア極東地域におけるヒグマの研究と保全は、ロシア科学アカデミー（極東支部）：太平洋地理学研究所（ウラジオストク、ペトロパブロフスク・カムチャツキー）、および生物学土壌学研究所（ウラジオストク）、北方生物問題研究所（マガダン）の科学プログラムの一環である。ロシア農業科学アカデミーでは、全ロシア規模狩猟および狩猟管理科学研究所（VNIIOZ）による研究活動が実施されている。野生動物のモニタリングと保護が、以下の自然保護区、すなわち、シホテ・アリン、ウスリースク、ラゾブスキー、バスタク、ボロンスキー、ボルシェツェクチルスキー、ボッチンスキー、ブレインスキー、ズグズルスキー、コムソモルスキー、ゼイスキー、ヒガンスキー、クリルスキー、ポロナイスキー、マガダンスキー、コリャクスキー、クロノツキーで実施されている。クマと狩猟資源の保護と規制は、ロシア連邦農務省内部の、連邦獣医植物検疫局（Federal Veterinary and Phytosanitary Department）の狩猟モニタリング課の管轄である。また、野生生物保全協会（WCS）や世界自然保護基金（WWF）といった非政府組織が、ヒグマの研究と保全にかかわっている。

ロシア極東地域のクマ類の研究と保全にかかわっている学者として、DG Piknov, IV Seryodkin, VG Yudin, AS Valentsev, FB Chernvskiy, AV Krechmar, MA Krechmar, NK Zhelezov（以上ロシア連邦科学アカデミー）、YM Dunishenko（VHIOZ）、J. Paczkowski, JM Goodrich（以上WCS）、そしてIE Chestin（WWF）があげられる。

野生生物と生息地の保全に関する教育プログラムは、生態学指導員、自然保護区情報・教育センター、および非政府組織の環境グループの責務である。教育は、ほとんど学生、自然保護区のビジターを対象に行われている。カムチャツカでは、現在ではWCSによって開発されたヒグマ教育プログラムが存在し、ヒグマに関連する課題に関して

良く準備された学習プランを提供している。

提 言

ヒグマの保全と個体群の健全な管理は以下に取り組むことで実現される。

- (1) ロシア極東のそれぞれの地域の状況に合い、統計的に信頼できるヒグマ個体群のトレンドを推定する手法の開発。
- (2) 生息地の分断を緩和するため、特にロシア極東南部地域の保護地域、保護区間に移動回廊のネットワークを設立する。
- (3) クマの部位の所持と密輸に対する罰則を強化する。
- (4) とりわけヒグマの採食資源として極めて重要なチョウセンゴヨウとナラの森林における伐採活動を制限する。
- (5) ロシア極東地域全てにおける密猟の水準を推定する。
- (6) 狩猟の管理法の改善と、特に政府および非政府組織双方の狩猟区管理官のための基幹施設を改善する。
- (7) 地域ごとの狩猟免許の割り当てと、重要な生息地タイプの考慮。
- (8) 合法的、非合法的なタイヘイヨウサケの漁獲高、マツの実、ベリーの収穫高、さらにそれらのクマ個体群への影響の評価。
- (9) 教育機会の増大と非致死的なクマ防除法の普及。
- (10) ロシア極東地域におけるクマの移動、生息地利用と脅威に関する情報を得るためのGPS首輪による集約的研究の実施。
- (11) 狩猟資源だけではなく生態系の総合的な部分としてのヒグマの重要性に関する地域住民や狩猟者の教育。

引用文献

- Aramilev V, Solkin V (1993) Marking territory of brown and Asiatic black bears in the Sikhote-Alin. In: Chestin IE, Uspenskiy SM (eds.) Bears of Russia and adjacent countries - population status. Part 1. Argus, Moscow, Russia, pp. 5-10. (in Russian)
- Averin YV (1948) Terrestrial vertebrates of eastern Kamchatka. Works of the Kronotsky State Biosphere Preserve. Issue 1. Nauka, Moscow, Russia. (in Russian)
- Berzan AP (1997) Spring-Summer diet of brown bears in the Southern Kuril Islands. Bulletin Moscow Organization for Investigation of Nature, Biology Branch 102(1):34-38. (in Russian)
- Berzan AP (2005) A comparison of marking behavior between brown bears living on islands and the mainland of the Rus-

- sian Far East. Bulletin Moscow Organization for Investigation of Nature, Biology Branch 110(3):10-20. (in Russian)
- Bromley GF (1965) Bears of the Southern Far East USSR. Nauka, Moscow-Leningrad, Russia. (in Russian)
- Chernyavskiy FB (1986) The systematics and history of the brown bear (*Ursus arctos* L.) in Bering sector of the Subarctic. Biogeography of Bering sector of the Subarctic. Vladivostok, Russia, pp. 182-193. (in Russian)
- Chernyavskiy FB, Krechmar AV, Krechmar MA (1993) The brown bear. The Northern Far East. In: Vaisfeld MA, Chestin IE (eds.) Bears: Brown bear, polar bear, Asiatic black bear. Nauka, Moscow, Russia, pp. 318-448. (in Russian)
- Chernyavskiy FB, Krechmar MA (2001) Brown bears (*Ursus arctos* L.) in Northeastern Siberia. IBPS SVNT DVO RAN, Magadan, Russia. (in Russian)
- Geptner VG, Naumov NP, Yurgenson PB, Sludskiy AA, Chirkova AF, Bannikov AG (1967) Mammals of the Soviet Union. Vol. 2(1). Sea Cows and Predators. Visshaya shkola, Moscow, Russia. (in Russian)
- Gordienko V, Gordienko T (1997) Conflict between brown bear and humans in the Kamchatskaya Oblast of Russia. Abstract of the Fifth International Symposium on Cold Region Development. Anchorage, Alaska, USA, pp. 257-260.
- Kostin A, Eryomin Y (2004) Brown bears of the Sakhalin Region. Hunting and Hunting Management 7:18-20. (in Russian)
- Krivochizhin AI, Dunichenko YM (1987) Use of resources by brown bears in Siberia and the Far East. In: Yudin BS (eds.) Bear ecology. Nauka, Novosibirsk, Russia, pp. 51-56. (in Russian.)
- Nikanorov AP (2002) Two bears in a pack of wolves. In: Ulitin AA (eds.) Proceedings of the 2nd International conference on bears in the framework of the CIC. Rosochotribolovsoyuz, Moscow, Russia, pp. 189-195. (in Russian)
- Nikolaenko VA (2003) Kamchatka Bears. Logata, Moscow, Russia. (in Russian)
- Ognev SI (1931) Animals of Eastern Europe and Northern Asia. Vol. 2. Gosizdat, Moscow, Leningrad, Russia. (in Russian)
- Ostroumov AG (1968) Aerial surveys and census of brown bears in Kamchatka and some behavioral observations. Bulletin Moscow Organization for Investigation of Nature, Biology Branch 73:35-50. (in Russian)
- Paczkowski J, Seryodkin IV, Zhakov VV (2005) The importance of the Valley of the Geysers for the brown bears of Kamchatka. In: Tokranov AM (eds.) Conserving the Biodiversity of Kamchatka and the surrounding seas: Materials from the 6th scientific conference. Kamchatpress, Petropavlovsk-Kamchatskiy, Russia, pp. 216-219. (in Russian)
- Perovskiy MD (1991) The morphology and ecology of brown bears of the Kunashir Island. In: Zavatskiy BP, Shvetsov YG (eds.) Bears of the USSR. Nauka, Novosibirsk, Russia, pp. 233-242. (in Russian)
- Pikunov DG (1987) Census of bears in the mountain forests of the Far East. In: Yudin BS (eds.) Bear ecology. Nauka, Novosibirsk, Russia, pp. 174-184. (in Russian)
- Revenko IA (1991) Bears of Southern Kamchatka. In: Zavatskiy BP, Shvetsov YuG (eds.) Bears in the USSR. Nauka, Novosibirsk, Russia, pp. 211-219. (in Russian)
- Revenko IA (1993) The brown bear. Kamchatka. In: Vaisfeld MA, Chestin IE (eds.) Bears: Brown bear, polar bear, Asiatic black bear. Nauka, Moscow, Russia, pp. 380-403. (in Russian)
- Seryodkin IV, Goodrich JM, Kostyria AV (2003a) Diet of Asiatic black and brown bears in the central Sikhote-Alin. In: Orlov VN (eds.) Terra fauna of Russia and Contiguous Territories. Moscow, Russia, pp. 314-315. (in Russian)
- Seryodkin IV, Kostyria AV, Goodrich JM, Miquelle DG, Smirnov EN, Kerley LL, Quigley HB, Hornocker MG (2003b) Denning ecology of brown bears and Asiatic black bears in the Russian Far East. *Ursus* 14(2):153-161.
- Seryodkin IV, Goodrich JM, Kostyria AV, Schleyer BO, Smirnov EN, Kerley LL, Miquelle DG (2005). Interactions between Amur tigers, brown and Asiatic black bears. In: Katugin ON (eds.) Tigers of the Sikhote-Alin Zapovednik: ecology and conservation. PSP, Vladivostok, Russia, pp. 156-163. (in Russian)
- Seryodkin IV, Paczkowski J (2004) Feeding of brown bears on salmon on the Kronotsky River in 2003. In: Tokranov AM (eds.) Conserving the biodiversity of Kamchatka and surrounding seas. Proceedings from the 5th Scientific Conference. Kamchatpress, Petropavlovsk-Kamchatskiy, Russia, pp. 284-287. (in Russian)
- Seryodkin IV, Pikunov DG (2002) Resources of the Asiatic black and brown bears in the Primorsky Krai: Problems with conservation and rational use. In: Saphonov VG (eds.) Current problems with natural resource use, game management and animal husbandry. Kirov Press, Kirov, Russia, pp. 366-368. (in Russian)
- Seryodkin IV, Pikunov DG, Kostyria AV, Goodrich JM (2002) Hyperphagia and denning of bears in the Sikhote-Alin Zapovednik. In: Ulitin AA (eds.) Proceedings of the 2nd international conference of bears within the framework of the CIC. Rosochotribolovsoyuz, Moscow, Russia, pp. 140-152. (in Russian)
- Stellar GV (1999) A summary of the land of Kamchatka, her residents, temperament, designation, attitudes and peculiarities. Museum notes. Vol. 11. Historical-Ethnographic writings of the people of Kamchatka XVIII. in the works of GV Stellar. Kamchatskiy pechatniy dvor, Petropavlovsk-Kamchatskiy, Russia, pp. 15-70. (in Russian)
- Valentsev AS, Paczkowski J (2004) A survey of legal and illegal harvest of brown bears in Kamchatka, Russia. Abstracts Fifteenth international Conference on Bear Research and Management. February 8-13, 2004. San Diego, California USA, pp. 2-3.
- Vashukevich YE (2002) Hunting tourism in Russia. Ottisk, Irkutsk, Russia. (in Russian)
- Yudakov AG, Nikolaev IG (1987) Ecology of the Amur tiger. Nauka, Moscow, Russia. (in Russian)
- Yudin VG (1991a) Aggressive behavior of brown and Asiatic black bears in Primoria. In: Pazhetnov VS (ed.) Bears of the USSR - population status. Rzhnev Press, Rzhnev, Russia, pp.

- 253-259. (in Russian)
- Yudin VG (1991b) Morphological characteristics of brown bears of the Far East. In: Zavatskiy BP, Shvetsov YG (eds.) Bears of the USSR. Nauka, Novosibirsk, Russia, pp. 219-233. (in Russian)
- Yudin VG (1993a) The brown bear. Sakhalin and Kuril Islands. In: Vaisfeld MA, Chestin IE (eds.) Bears: Brown bear, polar bear, Asiatic black bear. Nauka, Moscow, Russia, pp. 403-419. (in Russian)
- Yudin VG (1993b) The brown bear. Southern Far East. In: Vaisfeld MA, Chestin IE (eds.) Bears: Brown bears, polar bears, Asiatic black bears. Nauka, Moscow, Russia, pp. 348-380. (in Russian)
- Zheleznov-Chukotskiy NK (2002) The current status, census, dynamics, anthropogenic pressure and stereotypical behavior of brown bears (*Ursus arctos*) in peripheral North East Russia. In: Ulitin AA (eds.) Proceedings of the 2nd international conference on bears within the framework of the CIC. Rosotribolovsoyuz, Moscow, Russia, pp. 98-108. (in Russian)
- (間野 勉訳)

11.2 ロシア極東地域のツキノワグマの生物学と保護の現状

Vladimir V. Aramilev

ロシア科学アカデミー太平洋地理学研究所

生物学的特徴

ロシア極東南部に生息するツキノワグマ (*Ursus thibetanus* G. Cuvier 1832) は、ウスリーツキノワグマという亜種とされる。ロシア極東はツキノワグマの分布域の北東縁にあたる。この種は黒い体色、胸部の鮮明な三日月模様、丸く大きな耳殻で特徴づけられる。成熟したオスは体高 2m に達し、脂肪蓄積が終了した秋季には体重が 250kg に達する。メスはオスよりも小型である。

ツキノワグマは、主に山岳広葉樹林とチョウセンゴヨウ (*Pinus karaiensis*)・広葉樹混交林に生息し (Kucherenko 1974)、これらはアムール・ウスリースキー地域では河川沿いの谷間や山岳斜面の標高 600～800m の場所に生育する。ツキノワグマの最適な生息地は、谷間にある満州植生タイプ (Manchurian flora type) の広葉樹林であり、マンシュウグルミ (*Juglans mandshurica*)、アムールキハダ (*Phellodendron amurense*)、モンゴリナラ (*Quercus mongolica*)、アムールシナノキ (*Tilia amurensis*) を代表種とし、ブドウ (*Vitis* spp.)、シナノキ、ヘーゼルナッツ (*Corylus* spp.)、チェリーモドキ (*Padus* spp.)、オオハナウド (*Heracleum borbatum*)、ニウウ (*Angelica ursima*)、フキ (*Petasites palmate*) などの下層植生をともなう。結実するナラ林は、その中にチョウセンゴヨウやすでに述べた種、灌木やブドウなどの蔓茎類があってもなくても、ツキノワグマにとっては二番目に重要な採餌場である。ツキノワグマは疎林、湿地性の広葉樹林、山岳のエゾマツ (*Picea* spp.) やマツ (*Pinus* spp.) の針葉樹林、カンバ (*Betula* spp.)、ハンノキ (*Alnus* spp.) 林では減多にみられず、森林のない場所を完全に忌避する。また、ツキノワグマは一般に落葉針葉樹の純林を避けるが、第一、第二の食物が不作でベリーが豊富なときは例外的にみられる。結実するナラやチョウセンゴヨウの林が存在する場合には、針葉樹林にも低密度で生息することができる。

23 年間にわたる冬眠穴の分析から、73% の事例 ($n = 164$) では樹洞を、16% が根返り木の根あるいは幹の下の地上巣を、また 8% が洞穴を、2 % が地中を掘った穴を利用し

ていた (Abramov et al. 1977)。ただ 1 例であるが、樹 (樹洞ではない) での冬眠も記録されている。クマは冬眠に巨木を利用する。164 例の樹洞の冬眠のうち、シナノキが最も多く (40%)、次いでハコヤナギ (33%)、チョウセンゴヨウ (13%)、ナラ (8%)、ニレ、トネリコ (ヤチダモ) とキイロカンバ (合計 6%) だった。沿海地方の 14 地方において 979 ケ所の既知の冬眠穴の利用されたのはわずか 242 ケ所 (25%) であった (Piknov et al. 1991)。ツキノワグマの密度が 2.0 頭/10km² 以上であるシホテ・アリン山脈の東斜面では、土穴あるいは洞穴で 59% が、また樹洞で 41% が越冬する。4 から 5 ケ所の好まれる冬眠穴のうち一つだけが、それぞれの年に実際に利用される (Aramilev 1990b)。

伐採業者にとって樹洞がある木を伐採するのは無駄である。それで不良木は伐採すると定めた伐採規則があるにもかかわらず、樹洞のある木は一般に伐採されず残されている。日本海沿いで実施した我々の研究では、ツキノワグマは、伐採されたモンゴリナラの根張りの下や洞を冬眠穴として利用した。利用可能な冬眠穴は不足なく十分に存在し、ツキノワグマはその年ごとに都合の良い場所で冬眠できると考えられる。

現 状

ツキノワグマは、満州植生帯の北限で、オホーツク植生帯に置き換わるビキン (Bikin) およびサマルガ (Samarga) 川上流を除く沿海地方全域に現在分布している。また、ツキノワグマは、プリハンカイスキー (Prihankaiskii) 低地帯、ウスリー川流域、そして沿海地方南部の工業地域周辺のほとんどの地域には生息していない。ハバロフスク地方では、ツキノワグマは沿海地方との境界からボッチ (Botchi) 川まで北に連なる日本海沿いの針広混交林に生息する。さらにアムール川右岸地域をコムソモリスクナアムーレ市まで下った針広混交林地帯にみられる。ボルシェケクチリスキー (Bolshe-khekhtsirskii) 保護区には、ツキノワグマの孤立個体群がみられる。アムール川左岸では、ク

ル（Kur）川とウルミ（Urmi）川流域の広葉樹林と針広混交林に生息する。ユダヤ自治州西部の地域でも、広葉樹林あるいは針広混交林地帯に生息しており、この生息環境はアムール州南東部でツキノワグマがみられる環境でもある。

近年では、ツキノワグマは村落や強度に開発された地域や、1960年代から1970年代には滅多にみられなかった地域でもみられるようになってきている。ロシアにおける分布域を図11.2.1に示した。

Kuchernenko(1974)によれば、1956～1966年の、ボルシャウスルスカ（Bolshaya Ursurka）、ビキン、ミログドフカ（Milogadouka）、マルガリトフカ（Margaritovka）、アヴァクモフカ（Awakumovka）川の流域における平均生息密度は0.8～0.11/km²であった。シホテ・アリン山脈における1970年のツキノワグマの生息数は、5,800頭から7,200頭と推定され、うち4,000頭から5,000頭が沿海地方にいとされる。ハバロフスク地方の生息数は、2,000頭から3,000頭を超えないと思われる。沿海地方と大プリアムール地域の生息数は6,000頭から8,000頭とされている（Kuchenenko 1974）。

地域によって、生息密度は0.15頭/10km²から1.10頭/10km²までさまざまである。沿海地方の全分布域における平均生息数は、6%の標準誤差を仮定して2,900頭から3,200頭である（Abramov et al. 1977）。さらに、ロシア連邦



図11.2.1：ロシア極東地域におけるツキノワグマの分布

狩猟調査局は、毎年生息数を推定している（表11.2.1、Gubar 2000）。しかし、ロシアのツキノワグマに関するこれらの推定値は、おそらく過小である。クマの全分布域について計算すれば、ツキノワグマの生息数は、この推定値よりもはるかに高くなる。

ある調査ステーションで算定した10km²あたりのツキノワグマの生息密度の推定値は、チョウセンゴヨウ広葉樹混交林で1.9頭、日本海沿岸で0.5頭、マルガリトフカ川上流域で0.3頭であった。日本海沿岸とマルガリトフカ川上流域における春の調査では、0歳の仔連れの痕跡は確認できなかった。総個体数の40～45%を0歳連れのメスが占めるとすれば、マルガリトフカ川上流域における春の調査時のクマの生息密度は0.5～0.55頭/10km²、日本海側の沿岸で0.8～0.9頭/10km²と推定される。

図11.2.2は、沿海地方における公式の1998～2002年のツキノワグマの推定生息数と捕獲数である。沿海地方における公式な捕獲率は、総生息数の0.9～2.7%である。アムールトラの調査で得られた資料に基づき推定された密猟によるツキノワグマの年間捕獲数は、沿海地方で290～320頭、ハバロフスク地方で90～100頭であった。このように、密猟によってツキノワグマ総生息数の14%前後が捕獲されている。ツキノワグマの個体数の増加率が28～30%あたりである（Aramilev 1990a）ことを考慮すると、14%の捕獲率は問題ではない。事実、事情はより複雑であり、現在の他の動物による捕食率と人間による捕獲率は、個体群の増加率と均衡していると考えられる。

人間とクマの関係

地域住民は、ツキノワグマのことを「クロクマ」あるいは「白胸グマ」と呼ぶ。「クロクマ」の名称は黒色のヒグマ

表11.2.1：1998～1999年のロシア極東地域におけるツキノワグマの推定生息数と捕獲数

番号	地域名	1999年の推定生息数	1998～1999年の狩猟期の捕獲数
1	アムール州	20	—
2	沿海地方	2,500	15
3	ハバロフスク州	2,900	—
4	ユダヤ自治州	200	—
	合 計	5,620	15

注：1998年と1999年には、ツキノワグマは沿海地方のみで狩猟された。

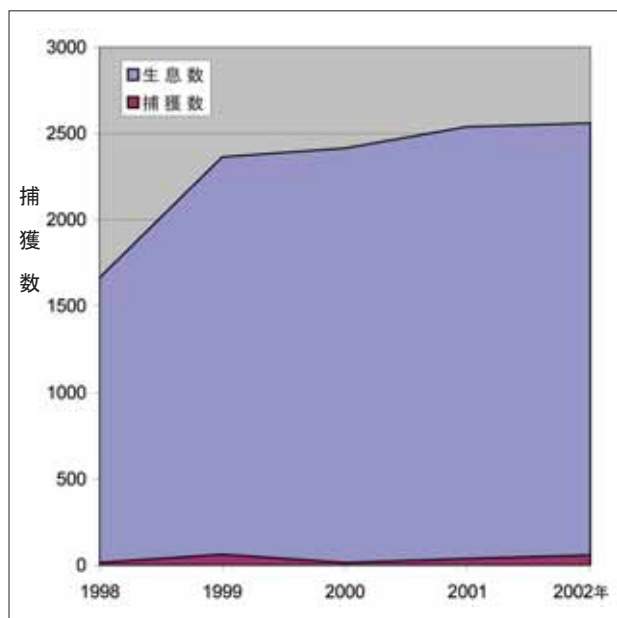


図11.2.2：沿海地方におけるツキノワグマの公式生息数と捕獲数
(沿海地方狩猟管理局のデータによる)

(*U. arctos*) にも用いられる。19世紀半ば以降ヨーロッパ文化を持つ人々が住みつくようになって以来、ハバロフスク地方や沿海地方の先住民を含む人々にとって、ツキノワグマが生活形態や文化において特別な位置を占めることはなくなっている。狩猟をしない多くの人々にとって、ヒグマとツキノワグマを区別することすらできなくなっている。

チョウセンゴヨウの実の豊作のときには、ツキノワグマは標高 1,200m の高さまでみられる。人為的な要因も生息地の好適性に顕著な影響がある。これらの地域における伐採以外の林産物の採取、観光やレクリエーションによる利用が、ツキノワグマによるこれらの地域の利用を低下させ、さらに人為的な利用の圧力が高まれば、そこから離れた場所をクマがうろつくことになる。同時に、人為的な収奪の水準が中庸ならば（例えば伐採以外の林産物の採取に限るとか）、大きな居住地に隣接した地域でも生息可能である。

ツキノワグマはハチミツを求めてしばしば養蜂場にやってくる。クマによる養蜂被害は顕著である。1頭のクマが10ヶ所もの養蜂場を荒らす。1ヶ所の畑にやってくるクマの数は1頭か2頭のため、一般にオーツ麦とトウモロコシ畑に対する被害はたいしたことはない。人間を襲って食べるためではなく、人間から身を守るためにクマが人間を攻撃することがある。ただし、クマが人間に迫られている条件下では人間が襲われることが多い。毎年 10～20 件のク

マによる人身被害がある。

現在の保護管理システム

ロシア極東地域（RFE）南部では、ツキノワグマは狩猟獣（つまり狩猟は合法）とされている。1983年から1997年の期間に、ロシア連邦レッドデータブックに記載されたが、生息数が回復した1997年に除外された。狩猟局と狩猟管区管理官（hunting department authorities and hunting territory managers）が、ツキノワグマの保護を公式に担当している。太平洋地理学研究所、土壌生物学研究所（FEBRAS）、ラゾフスキおよびウスリースキ自然保護区、狩猟毛皮養殖研究所極東支部（Far Eastern Department of Game and Fur Farming Institute）の専門家と、持続的天然資源研究所（NGO）が共同でツキノワグマの生態研究を行っている。小さな狩猟管区では、ツキノワグマの保護は成功している。狩猟管区の管理官にとって、ツキノワグマを保護する動機は、トロフィーハンターに狩猟の成功を保証することである。

ロシア極東南部の合計 11,570km² におよぶ9ヶ所の保護区では、ツキノワグマは保護されている。また、3ヶ所にある 2,100km² の国立保護区にも生息している。これらすべての保護区には、ツキノワグマにとって好適でない地域も含まれているが、それらの地域を特定するための調査が必要である。ロシアにおけるツキノワグマの分布域は、およそ 121,560km² であり、保護区はその 11.2% を占めている。

ロシア極東地域には、ツキノワグマに焦点を当てた一般人への教育プログラムはない。一般向けの教育プログラムはアムールトラとアムールヒョウ（*P. pardus*）の保全に関するものが優先的に行われてきた。

提言

ツキノワグマの分布域、さまざまな生息地タイプごとの密度、全分布域または特定の地域の生息数について、最新のデータはない。さらに真の捕獲数に関する信頼できるデータもない。狩猟組織からの情報によって、沿海地方、ハバロフスク地方、ユダヤ自治州西部、そしてアムール地方南東部のツキノワグマの分布を予測することができる。現在ある生息数の推定値はおそらく不正確である。公式な狩猟データは発行された狩猟免許数に基づいている。密猟による捕獲数は特定の調査で推定されたにすぎない。それ

によれば、モデル地域で実施された調査による生息密度 1.0～2.0 頭/km² を、狩猟地域に当てはめている。保護区ではツキノワグマの個体数は高い状態にある。

ロシア極東南部のツキノワグマ保護のために、多くの施策が実施されるべきである。まず、異なる生息環境タイプごとの現時点での分布域と密度を推定するための調査が必要である。この調査に続き、総生息数とそれぞれの生息環境タイプごとの個体群構成に関する調査が必要である。ロシア極東南部における保護活動のために狩猟地域と保護地域双方における個体群の現状に関するモニタリングが必要である。

狩猟免許の価格が下がり、捕獲したクマのトロフィーとしての価値がきちんと評価されるシステムができてクマの狩猟が盛んになったときに、本格的な保全努力が開始されると思われる。冬眠穴における狩猟は禁止されるべきであるが、寄せ餌による狩猟は認められるべきである。ロシア極東では、ツキノワグマの冬眠木として必要な不良木を残すため、森林伐採の規則の変更が必要である。クマの越冬のための保護林地域をつくるために、冬眠穴が集中する地域を特定することも必要である。

引用文献

- Abramov VK, Pikunov DG, Vazylnikov VI (1977) Distribution and Numbers of Asiatic Black Bears in Primorskii Krai. In: Rare Mammal Species and their Protection. Moscow: Nauka. pp. 94-95. (in Russian)
- Aramilev VV (1990a) Contemporary Status of Asiatic Black Bear Populations on the Eastern Slopes of the Southern Sikhote-Alin. In: Materials for the 5th All-Union Theriological Society. Volume 2. Moscow. pp. 52-53. (in Russian)
- Aramilev VV (1990b) On the Asiatic Black Bear in Primorskii Krai. In: Bears of the USSR, Report Abstracts. Shushenskoe. pp. 4-6. (in Russian)
- Gubar YP (2000) Black (Asiatic) Bear. In: Status of Hunting Resources in the Russian Federation. Moscow. pp. 70-72. (in Russian)
- Kucherenko SP (1974) Black bear. Moscow: Lesnaya Promyshlennost. 41pp. (in Russian)
- Pikunov DG, Fomenko PV, Kovalenok SI (1991) Asiatic Black Bear Dens. In: Bears of the USSR. Novosibirsk: Nauka. pp. 242-252. (in Russian)

(間野 勉訳)

第 12 章 モンゴルのクマ類の現状

Badamjav Lhagvasuren¹, Batmunkj Mijiddorj²

¹ モンゴル科学アカデミー生物学研究所哺乳類生態学研究室

² モンゴル自然環境省特別保護区管理局

モンゴルにはヒグマ *Ursus arctos jeniseensis* とゴビヒグマ *U. a. isabellinus* の 2 亜種が生息する。この報告ではこの 2 亜種の生息状況を概説する。

ヒグマ (*Ursus arctos jeniseensis*)

生物学的特徴

モンゴルのヒグマの亜種レベルでの分類はいまだに明確ではない。1953 年にロシア人動物学者 A. G. Bannikov は、*U. a. beringianus* がヘンティー (Khentii)、ホブスゴル (Hovsgol)、モンゴル側アルタイ山脈の森林地帯に分布すると最初に述べている。彼はまた、*U. a. beringianus* Middendorf が東モンゴルのハールフ (Khalkh) 川とノムログ (Nomrog) 川の渓谷に生息する可能性があるとも報告している (Bannikov 1954)。のちにロシア人科学者 (Stroganov 1962) がこの亜種を *U. a. jeniseensis* Ognev と分類した。これ以前に Lonnberg (1923) と Allen (1938) が Ikh Khyangan (イフ・フヤンガン) 山脈 (東モンゴル) の森林地帯が *U. a. beringianus* Middendorf (*mandshuricus* あるいは *basiotus*) の生息地である可能性があると述べている。ただし、このクマは *U. a. jeniseensis* とは区別され、後者よりも体が大き

く、頭蓋が長い。アルタイ、ハンガイ (Khangai)、ヘンティー、ホブスゴルに生息するヒグマ (*U. a. jeniseensis*) の毛は *U. a. arctos* より長く、密生し、柔らかいことで区別される。体色は多様だが、主に茶色で、足、背、脇腹は濃い茶色である。体重は成獣のオスが 140 ~ 400kg (平均 300kg) で、メスは 100 ~ 210kg (平均 200kg)。生まれたときの仔グマの体重は 350 ~ 700g である (Bannikov 1954; Bold 1967)。

交尾期は 6 月下旬から 7 月上旬ごろで、1 月から 2 月にかけて仔グマが生まれる。一腹の産仔数は 1 ~ 2 頭がもっとも多い (Bold 1967)。

モンゴルでは、ヒグマは多様な生息環境、たとえば樹木の密生した森林、亜高山地帯、ツンドラなどを行動圏にしている。しかしもっとも多くみられる生息環境は、遠隔地の密生した森林地帯で、倒木や沼、林間の小さな空き地があるようなところである。春と夏には高山地帯や渓谷で、丈の高い草や灌木の茂みのなかで休息できるような林間の空き地や池が近くにあるところを好む。モンゴル側のアルタイ山脈では、ヒグマは小さいヤナギの林や岩地に生活する。モンゴルのクマは場所や気候の違いによるが、10、11 月から 3 月、ときには 5 月まで、つまり 5 ~ 6 ヶ月間冬眠する。食物の多い年は冬眠に入るのが遅く、11 月末となる。ヒグマが冬眠に使う穴は、主に大きな倒木の下、樹木の根や岩の隙間などである。

モンゴルのヒグマは主に植物、たとえばイネ科の草本、スゲ、球根、地下茎などを採食する。またアリのような昆虫類、魚類、小型哺乳類なども採食する。一部の地域ではヒグマは、ヘラジカ (*Alces alces*)、トナカイ (*Rangifer tarandus*)、アカシカ (*Cervus elaphus*) などの有蹄類の主要な捕食者になっている (Bold 1967; Dulamtseren 1970)。どんな食物資源を利用するかは、地形、植物の生育状況、植物の質によって変わる。早春には、モンゴルの森林地帯に生息するヒグマは、ハコヤナギ、樹木の側枝、コケ類、地下茎、前年に落ちた堅果類、アリなどを採食する。初夏には主にベリー類、漿果類、堅果類、植物の緑色部分、昆虫



写真12.1: A) ヒグマ、B) ゴビヒグマ (モンゴル国立自然史博物館、ウランバートル)

類、魚類を採食し、しばしば死肉をあさったりもする。ときにはヘラジカ、イノシシ (*Sus scrofa*)、ノロジカ (*Capreolus capreolus*)、アカシカ、シベリアジャコウジカ (*Moschus moschiferus*) などを捕食する。夏の終わりから初秋にかけては、さまざまな種類の熟したベリー類や堅果類、地下茎が豊富にあるので、植物が主要な食物となる。モンゴル側のアルタイ山脈のヒグマはナキウサギ (*Ochotona* spp.)、マーモット (*Marmota* spp.)、その他のげっ歯類を捕食する。モンゴル北部では、秋になるとクマがエンバク畑に頻繁に現れ、ときには地元住民によって殺されることもある (Bold 1967; Dulamtseren and Ganbat 2000)。

現 状

分 布

モンゴルのヒグマは大きく4つの個体群に分かれて分布し、それぞれホブスゴル、西アルタイ、ヘンティーン山脈、オノン (Onon) 川上流とウールズ (Uldz) 川の各渓谷に生息する (図 12.1)。ヒグマは国内のどの地域においても、よくみられる動物というわけではなく、近年では地域個体群の絶滅も報告されている (Bold 1967; Mallon 1985; CITES reference-book 2001)。

個体数

モンゴル科学アカデミー生物学研究所の報告 (1986) に

よると、4地域、合計 50,000km² の領域に約 500 頭のヒグマが生息していた。この報告以降、モンゴルのヒグマの個体数の調査は行われていない。しかし状況証拠から、1990 年代初め以降、個体数と分布領域は激減していると思われる。その主要な原因としては、違法な狩猟と、クマの体の各部位が薬として売買され、その需要が増加したことが考えられる (Zahler et al. 2004)。

脅 威

モンゴルのヒグマにとって、ときに自然に起きる飢餓を別にすると、自然の脅威はほとんどない。この飢餓状態は 1962 年、1971 年、1988 年に起きている (Bold 1967; Dulamtseren and Ganbat 2000)。飢餓状態になった時期、ヒグマは主要な分布域から 130 ~ 200km 離れた、モンゴル東部の川の渓谷や山地のステップ地帯に移動した。1988 年秋は、モンゴルのほとんどの森林地帯で長期間干ばつが続いた後で、モンゴル中部、ヘンティー、セレンゲ (Selenge) の各地方で、ヒグマの餓死や生息地を離れてうろついていた事例が 103 件報告されている (Dulamtseren and Ganbat 2000)。このときは、うろついていたクマ 47 頭が地元住民によって射殺された。クマはいずれも痩せ衰えており、なかには体脂肪がまったくないものもいた。クマが街までやって来たケースも 2 件あり、その 1 件は首都ウランバートルに現われた (Dulamtseren and Gabat 2000)。クマの胆のうと爪をアジアの市場で売るための違法な狩猟が増加して

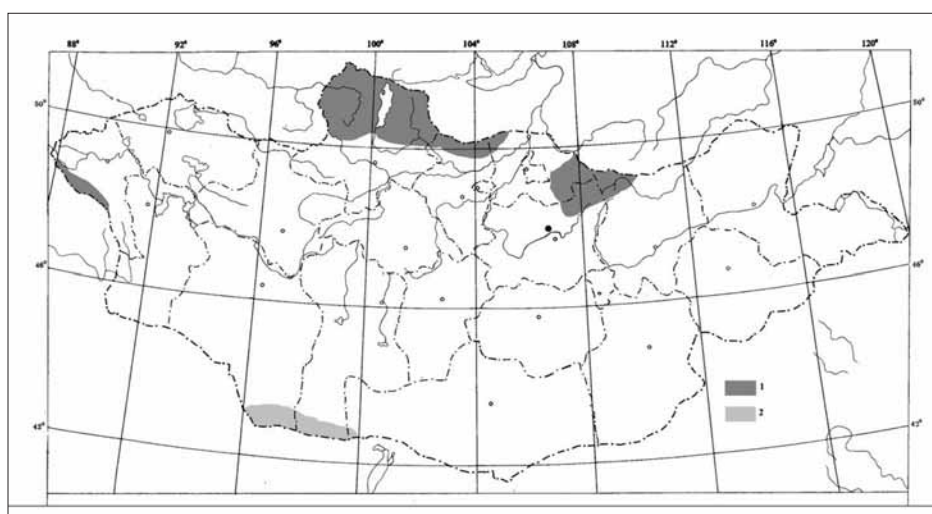


図12.1: モンゴルにおけるクマの分布。

1. ヒグマ *Ursus arctos jeniseensis*

2. ゴビヒグマ *U. a. isabellinus*

地図は Dulamtseren (1970)、Sokolov and Orlov (1980)、Mijiddorj (2006) のデータを基に作成。

いる。また、外国人狩猟者によるヒグマの狩猟もときにみられる。

人間とクマとの関係

モンゴルではヒグマは khuren baavgai と呼ばれる、これは「茶色のクマ」という意味である。成獣のオスの名称は sharmaakhai、メスは evsh、仔グマは bambaruush または bambarsh である。モンゴルには、これとは違ったヒグマの地方名もある。ブリヤート人（少数民族）は baakhaldai、あるいは「人獣」という意味の khunguruus と呼ぶ。西モンゴル人は ayu または「黒い人獣」という意味の khun khar guruus、またはこの両方で呼び、仔グマは almantsag と呼ぶ。

ヒグマは伝統的に地元住民によって狩猟の対象とされ、肉と毛皮が利用されていた。モンゴル北部のトナカイを飼う遊牧民やブリヤート人は、特に年とった狩猟者だと、年に一度はクマを獲った。モンゴルと中国の国境での貿易が始まった 1990 年代から、クマの胆のう、皮、脂肪、肉などを中国人商人に売るために、多くのクマが殺されるようになった。2006 年の時点で、クマの胆のうは 1 個 500US ドル、皮 1 枚 800US ドル、掌 1 個 100US ドル、肉と脂肪は 1kg 約 3US ドルで売られている。2004 年 10 月の UB Post 紙の記事で、3 人のベトナム国籍の人物がクマの胆のう 80 個をモンゴルから密輸で持ち出そうとして捕まったと報道された。ヒグマの体の一部分を密輸しようとしたのが仮にこれ 1 件だけだとしても、この数はモンゴルに残されたヒグマの全体の大きな部分を占める (Zahler et al. 2004)。

歴史的に見て、ヒグマと人間との軋轢に関する記録は多くはない。もっとも 1970 年代に、ヘンティーン山脈で家畜が捕食される被害がつづき、2 頭のヒグマが殺されている。

クマの商業的利用

モンゴルにはクマを商業ベースで利用するためのベア・ファームはない。唯一、モンゴル国立サーカスがヒグマ数頭をショーに使っているだけである。また、モンゴルでのクマの輸出入に関するデータはない。

保護管理システムの現状

モンゴルのヒグマは現在 CITES の附属書 II に掲載されている。モンゴルではこれ以外の保護対策はとられていない。この種に関する法律が制定されていないため、ヒグマの狩猟状況はいまだ把握されていない。

提 言

ヒグマの詳細な生息域と個体数の査定を急ぐべきである。ヒグマを絶滅の恐れのある種としてモンゴルの希少動物のリストに入れるべきだろう。地方市場のレベルでのクマ由来の産品の違法売買を、法律で厳しく取り締まる必要がある。

ゴビヒグマ (*Ursus arctos isabellinus*)

生物学的特徴

1943 年、Bannikov (1954) はツァガーン・ボグド山脈 (Tsagaan Bogd Range) で発見したゴビヒグマについて報告し、これは *Ursus pruinosus* ではないかと述べた。この個体の皮は Przewalskii と Kozlov がチベット北部の標本から採取したものより小さく、爪の形態が異なっていた。V. E. Sokolov と V. N. Orlov は自らの頭蓋学的な調査に基づき、これは別の種で、ゴビヒグマ (*U. gobiensis*) であると記載した (Sokolov and Orlov 1992)。しかし Tuya Tserenbata (Great Gobi Project 2006 私信) は最近ゴビヒグマの遺伝子研究を行い、これを *U. arctos isabellinus* として再分類した。

ゴビヒグマのみた目は一般のヒグマに似ているが、ヒグマよりも小さい (写真 12.1 参照)。ツァガーン・ボグド山脈で狩猟者によって捕獲された成獣のオスは体長 168cm、体高 (crest height) 92cm、体重 90kg だった (Bold 1967)。オスのなかには体重が 120kg にまで達するものもある (Sokolov et al. 1996)。メスはオスよりも小さく、皮を測定して得られた体長はわずか 98cm だった。夏は体色が全体に茶色だが、冬と春には体色が変わり、薄茶色または灰褐色になる。足と首は胴よりも濃い色をしている。爪は真っすぐで、明色で、短いが、鋭くはない。

現 状

分布と生息域

1920 年代と 30 年代に、トランス・アルタイ・ゴビ西部のアジ・ボグド (Aj Bogd) 山脈東部でゴビヒグマが発見された。1980 年代末、ゴビヒグマが分布していたのは、西はアタス・ウール (Atas-Uul) 山 (96° 20' E) から、フーツィーン・シャンド (Khutsiin Shand) 山 (99° 30' E)、トスト (Tost) 山とネメグト (Nemegt) 山、ハイルハン (Khairkhan) とザフイ・ザルマン (Zakhui Zarman) のオアシス、エドレング (Edreng) 山脈まで、南は中国国境までで、長さ 250km、幅 50km ほどの領域だった (Sokolov et al. 1996; Tulgat

1993a)。現在の分布は、トランス・アルタイ・ゴビのモンゴルと中国の国境に沿って、アタス・ウール山脈東斜面からと、タリン・メルツィーン・ウール (Talin Meltsiin Uul) 山脈からフーツィーン・シャンド・スプリングまでの狭い帯状の地域に限定されている。ゴビヒグマがみられるのは、ツァガーン・ボグドから東はセグス (Segs)・ツァガーン・ボグド、シャル・フールス (Shar Khuls) 山脈とトモルトイ・ホーフ (Tomortoi Khokh) 山脈、アタス山とインゲス (Inges) 山まで、西はバルーン・トロイ (Baruun Toroi) 山脈まで、北はザラー (Zaraa) 山とブーリン・ハール (Buurin Khar) 山までである (図 12.2)。分布域の面積には2つの異なる推定値がある。10,000 ~ 15,000km² (Tulgat 1993b) と約 18,000km² (Mijiddorj 2006) で、いずれもかつての分布域の半分以下である。

生態と行動圏

ゴビヒグマが主に生息するのは池やオアシスの湧水地に近い岩場の丘陵地で、シャル・フールス (Shar Khuls)、ツァガーン・トホイ (Tsagaan Tokhoi)、ツァガーン・ブルガス (Tsagaan Burgas)、ウルズィーベルギフ (Ulziibelgikh)、フシュート (Khushuut) などである。ゴビヒグマの主要な行動圏は (池や川のような) 水面が開けた水資源やオアシスにつながるところで、そうした場所で主に *Anabasis* sp. や *Sympagma* sp. を採食するが、夏には *Rheum* spp. の地下茎、*Nitraria* spp. のベリー、*Lycium* spp.、*Glycyrrhiza* spp. の地下茎、*Ephedra przewalskii* の芽の地上部分、*Zygophyllum potanini* の葉、*Phragmites communis* の若枝を好んで採食する。食物が少なくなる時期にはアイベックス (*Capra ibex*)、その他の動物の死肉をあさる。夏には主に *Nitraria sibirica* のベリーを採食する。Bold (1967) はゴビヒグマが一夫多妻

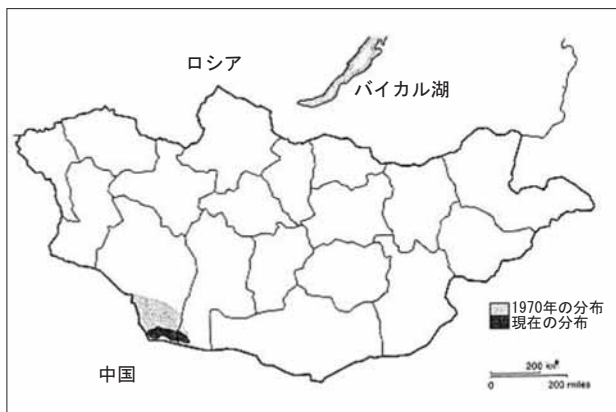


図12.2: モンゴルにおけるゴビヒグマの分布 (Mijiddorj 2006)

だと述べているが、Tulgat (1999) は自らの観察を根拠に一夫一妻と結論している。

個体数と脅威

1960年代にはゴビヒグマの推定個体数は15 ~ 20頭 (Bold 1967)、1970年には20頭 (Bold and Dulamtseren 1975)、1980年代初めには25 ~ 30頭 (Sokolov et al. 1996)、1980年代末にかけては50 ~ 60頭、1990年代初めには30頭 (Tulgat 1995)、2002年初めには25 ~ 35頭 (Mijiddorj 2002) とされた。2006年の個体数は少なくとも20頭である (Amgalan et al. 2005)。個体数が少ないのは、ゴビ地域には水資源のある場所が少ないことと、繁殖期に交尾相手を見つけれないのが理由のひとつではないかと考えられる (Mijiddorj 2006)。

人間とクマとの関係

モンゴル人はゴビヒグマをマザラ (mazaalai) と呼ぶ。オス、メス、仔グマの呼称はヒグマの呼称と似ている。ゴビ地域の地元住民はゴビヒグマを、黒い人獣という意味の *khun khar guruus* と呼び、仔を *almantsag* と呼ぶ。

ゴビヒグマが絶滅の危機に瀕した状況にあることと、その希少性もあり、モンゴル人は伝統的にゴビヒグマの狩猟はしない。しかし、1940年代以降、ゴビヒグマが人間に殺されたケースが16件記録されている。6頭はロシア人地質学者らがヒグマだと思って誤殺、5頭が国境警備員らによって (理由は不明)、4頭は地元住民がクマの襲撃から身を守るために、1頭は自然史博物館のために、それぞれ殺されている (Mijiddorj 2006)。

1件だが、遊牧民がゴビヒグマの仔を捕獲し、短期間飼育した後、放したという報告がある (Bold 1967)。また1969年に、ツァガーン・ボグド山の遊牧民が捕獲した仔グマがウランバートルに連れてこられ、1年間飼育され、つけられている (Mijiddorj 2006)。

保護管理システムの現状

保護対策

1953年からゴビヒグマの狩猟は禁止されている。ゴビヒグマの生息域はグレートゴビ厳重保護地域内にあり、ここでは補足的な給餌が実施されている。ゴビヒグマの生息域内では、レンジャーが科学的な調査を行っている。ゴビヒグマはモンゴル・レッドブックで希少種に分類されており (Shiirevdamba 1997)、CTIES 附属書 I に入っている。現

在の「動物保護法」では、適切な許可なく希少動物を狩猟または捕獲した者は刑事責任を問われ、3～5年の禁固刑が科せられる。モンゴル政府は、飼育下での繁殖計画に着手している。

現在のシステムの限界

ヒグマの保護と同様に、ゴビヒグマの保護には非常に限られた資金しかなかったが、2004年、UNDP/GEFにより「グレートゴビおよびそこに生息する種の保護計画 (Conservation of Great Gobi and its umbrella species project)」が始まった。

提 言

生態学的な調査（これには衛星テレメトリー法が必要）に基づいて、保護の方法を考案し実施する必要がある。オアシス、池、湧水地の中および周辺の植生や下生えを保全、回復させることを提案したい。また、水が不足する地域で、水飲み場を修復、あるいは新たに造ることが可能かどうか調査する必要がある。給餌場所を増やし、妊娠期間中は栄養価の高い食物を与えるようにすれば、年間を通してクマをモニターするのに役立つだろう。国境警備地点と地元遊牧民の定住地を、重要な水資源の場所やオアシス近くから移転させるべきだと考える。1920年代、30年代のかつての生息域に、ふたたびゴビヒグマが生息できるよう図るべきだろう。措置としてひとつ重要なのは、この亜種をIUCNレッドブックの絶滅危惧IA種として加えることである。

引用文献

- Allen G (1938) The Mammals China and Mongolia. Part I.
Amgalan L, Mijiddorj B, Batsaikhan N, Tsendjav D, Boldbaatar SH (2005) Current population number of the Gobi Bear (*Ursus gobiensis* Sokolov et Orlov, 1990). Proceedings of the Institute of Biology, MAS.
Bannikov AG (1954) The Mammals of the Mongolian People's Republic. Proceedings of the Mongolian Commission. 53 pp. (in Russian)
Bold A (1967) Brown bear and Gobi bear in Mongolia. Proceedings of Institute of Biology. N2. Ulaanbaatar, 5-51. (in Mongolian)
Bold A, Dulamtseren S (1975) Rare and endangered mammals and birds in MPR. Proceedings of the Institute of General and Experimental Biology. N10. (in Mongolian)
CITES Reference-book (2001) Ulaanbaatar. (in Mongolian)
Dulamtseren S (1970) The Guide Book to Mongolian Mam-

- mals. Ulaanbaatar. (in Mongolian)
Dulamtseren S, Ganbat D (2000) Starvation of the brown bear in Khentii mountain. Proceedings of the Institute of Biology. N22. (in Mongolian)
Institute of Biology, Mongolian Academy of Science (1986) Population assessment of the Mongolian mammals. The property of the Institute of Biology, MAS. (in Mongolian)
Lonnberg E (1923) Remarks on some Palearctic bears. Proceedings of the Zoological Society of London.
Mallon DP (1985) The Mammals of the Mongolian People's Republic. Mammal. Rev. 15 (2): 71-102.
Mijiddorj B (2002) Gobi bear distribution and ecology in Mongolia. Journal of Wildlife Management (14): 12-13.
Mijiddorj B (2006) "Problems of conservation and some biological and ecological aspects of the Gobi Bear (*Ursus gobiensis*)". Ph.D. thesis. Ulaanbaatar, Mongolia.
Shiirevdamba TS (ed.) (2006) Mongolian Red Book. Ulaanbaatar, Mongolia.
Sokolov VE, Orlov VN (1992) New species of bear - *Ursus gobiensis* sp. n. *mazaalai* or Gobi bear. Internacionales symposium Erforschung biologischer Ressourcen der Mongolei in Deutschland. vom 25.3-30.3. (in German)
Sokolov VE, Orlov VN (1980) Guidebook to Mammals of the Mongolian People's Republic. Moscow.
Sokolov VE, Bold A, Dgebuadze YY, Dulmaa A, Lobachev VS, Munkhbayar KH, Orlov VN, Semionov DV, Fomin VE (1996) Rare animals of Mongolia (vertebrates). Moscow: IPEE RAN. pp. 184. (in Russian)
Stroganov SU (1962) Siberian mammals. Carnivores. Moscow.
Tulgat R (1993a) Food of the mazaalai (Gobi bear) in Trans-Altaï Gobi. In: Proceedings of the Special Protected Areas workshop. Ulaanbaatar. (in Mongolian)
Tulgat R (1993b) Breeding, threats and problems of conservation of Gobi bear. In: Proceedings of the Special Protected Areas workshop. Ulaanbaatar. (in Mongolian)
Tulgat R (1995) Past and present condition on distribution of Gobi bear (*Ursus gobiensis* Sokolov et Orlov, 1992). In: J Badamkhand (ed.) Biological resources and nature condition of Great Gobi Strictly Protected Area. pp. 110-112.
Tulgat R (1999) Mating behavior and reproduction of Gobi bear (*Ursus gobiensis* Sokolov et Orlov, 1992). Proceedings of General and Experimental Biology Division, Institute of Biology. N1. (in Mongolian)
Zahler P, Lhagvasuren B, Reading R, Wingard J, Amgalanbaatar S, Gombobaatar S, Barton N, Onon YO (2004) Illegal and unsustainable wildlife hunting and trade in Mongolia. Mongolian Journal of Biological Sciences 2 (2): 23-33.

付録：モンゴルのクマについてその他の文献

- Avirmed A, Mijiddorj B, Narantsatsralt B (1993) Current status and ecosystem changes of the Great Gobi Strictly Protected Area. Proceedings of the conference "Natural conditions and biological resources of the GGSPA," Ulaanbaatar, Mongolia. (in Mongolian)
Dash Y (1979) Ecological background of conservation of rare

- carnivores in Mongolian Gobi. In: Ecological background for conservation and rational use of carnivores. Moscow. (in Russian)
- Masuda R, Murata K, Aiurzaniin A, Yoshida MC (1998) Phylogenetic status of brown bears (*Ursus arctos*) of Asia: A preliminary result inferred from mitochondrial DNA control region sequences. *Hereditas* 128: 277-280.
- McCarthy T, Mijiddorj B, Waits LP (2000) Status of the Gobi bear in Mongolia as determined by noninvasive genetic methods. Draft. 20 pp.
- McCarthy T (2000) Ecology and conservation of snow leopards, Gobi brown bears and Wild bactrian camels in Mongolia. Ph.D. Dissertation, University of Massachusetts, Amherst, MA.
- Mijiddorj B (1996) Biotechnical measurements to protect the Gobi Bear. Proceedings of the Mongolian Agricultural University. No. 28, pp. 45-51, Ulaanbaatar, Mongolia. (in Mongolian)
- Mijiddorj B (2000) Behavioral peculiarities of the Gobi bear. Proceedings of the Institute of Biology, MAS. No. 22, pp. 240-241. (in Mongolian)
- Mijiddorj B (2004) Food composition and seasonal diet changes of the Gobi bear (*Ursus gobiensis*). Proceedings of the conference "Trans-Altai Gobi Study Review," Ulaanbaatar, Mongolia, pp. 58-66. (In Mongolian)
- Namnandorj O (1976) Protected areas and rare animals of the MPR. Ulaanbaatar. (in Mongolian)
- Rogovin KA (1980) Gobi bear in Mongolia. In: Hunting and Hunting farms. N9. (in Russian)
- Schaller GB (1998) Wildlife of the Tibetan Steppe. The University of Chicago Press. Chicago.
- Schaller GB, Navantsatsralt RT (1993) Observations on the Gobi brown bear in Mongolia. In: Bears of Russia and adjacent countries-State of Populations, vol. 2, pp. 110-125. Moscow: Ministry of Environmental Protection.
- Simukov A (1973) In the desert of west Gobi/ Modern Mongolia, N6.
- Sokolov VE, Orlov VN (1992) Rare animals of western Mongolia, Moscow. (in Russian)
- Tumur-Ochir S (1967) Survey of Gobi bear. Report of expedition.
- Tulgat R (1995) Distribution, location of Gobi bear in the past and at present. Proceedings of the conference "Natural condition, biological sources of Great Gobi strictly protected area" . pp. 110-112.
- Zhirnov LV, Bugayev KE (1983) Large mammals of Trans-Altai Gobi. In: Complex characteristics of Trans-Altai desert ecosystems. Puschino. (in Russian)
- Zhirnov LV, Ilinsky VO (1985) The Great Gobi Protected Area - refuge of rare animals of Central Asian deserts. Moscow. (in Russian)

(嶋田みどり訳)

第 13 章 中国のクマ類の現状

龚 继恩¹, Richard B. Harris²

¹ シチュアン森林局 CITES チェンジュ事務所

² モンタナ大学森林／保全学部

中国は、4 種のクマ類が分布する 2 つの国の内のひとつである（この報告では、ジャイアントパンダ *Ailuropoda melanoleuca* はあつかわない）。クマ類を保全する上で、多様性や生息地の観点からすると、中国は世界でもっとも重要な国のひとつである。しかし、クマ類の個体数や密度を明らかにすることを目的とした報告は多いが、十分な科学的根拠に基づいた推定はなされていない。よって、クマ類の個体数や密度についての記述があっても、それは推測の域を出ていない。ツキノワグマ (*Ursus thibetanus*) とヒグマ (*Ursus arctos*) の地理的分布は明らかになってきているが、マレーグマ (*U. malayanus*) に関してはまだよくわかっていない。中国ではマレーグマは稀少で、あまり研究されていない。分布域は、雲南省の南部、南西部および西部とチベット南東部であり、推定個体数は 150 頭とされてきたが、最近の国家林業局による陸上野生生物調査では 700 頭と推定されている (State Forestry Administration 2003)。したがって、今回はヒグマとツキノワグマのみ報告する。

生物学的特徴

ツキノワグマ

ツキノワグマは、以前には中国全土に分布していた。しかし、人間による開発と生息地破壊により、分布域は縮小してきている。ツキノワグマは、すでに中国の北西部や中央部には生息していない。これまでに中国大陸部では 4 亜種のツキノワグマが報告されているが、個体数の推定値は情報源により大きく異なる。シセンツキノワグマ (*U. t. mupinensis*) は、もっとも広域に分布する亜種で、北は甘肅省、陝西省の黄河流域、南は広東省、広西省、西は青海高原からチベット高原、東は浙江省まで分布する。チベットツキノワグマ (*U. t. thibetanus*) は雲南省の南西部、青海省の南部、チベット (西藏) の南東部、四川省の北西部に分布する。ウスリーツキノワグマ (*U. t. ussuricus*) は中国北東部に分布し、ヒマラヤツキノワグマ (*U. t. laniger*) はヒマラヤ山脈の南側斜面に分布している (表 13. 1)。

中国のツキノワグマは 4 歳から 5 歳で繁殖できるように

なる。交尾期は地域によってさまざまで、5 月から 8 月にわたる (Reid et al. 1991)。仔は 12 月下旬から 1 月上旬にかけての短期間に生まれる。冬眠期間は寒冷な北部や北東部では比較的長く、10 月から 4 月まで続く。温暖な南部では、年間を通して活動する。

中国西部のヒグマ

中国の文献では、中国には 4 亜種のヒグマ、すなわちトウホクヒグマ (*U. a. lasiotus*) (中国北東部)、ヨーロッパヒグマ (*U. a. arctos*) (アルタイ山脈)、チベットヒグマ (*U. a. pruinosus*) (チベット高原) およびヒマラヤヒグマ (*U. a. isabellinus*) (天山山脈) が分布するとしている。最近の文献では、これらの地域のクマを特徴づける形態の違いを記載したもの以外で、これらの亜種の区別を支持するものはない。この区別が正しいかどうかは別として、中国西部に生息するヒグマは東北部に生息するヒグマと地理的分布および生態がまったく異なっていることは明らかである (図 13. 1)。しかし、西部のヒグマの個体群がそれぞれ孤立しているかどうかはわかっていない。中国西部では植物の一次生産が低いと、この地域のクマはタンパク源が乏しく、小型から中型である (しかし、Liu 1996 では 212kg のメスを報告している)。繁殖率は記録されていないが、産仔数は 1 あるいは 2 頭と報告されていて、3 頭は非常に少ない。

ヒグマは、乾燥地と、西部の大部分を占める非森林地帯からなる山岳地帯に生息していて、山岳地帯の間にある谷や湿地帯でもしばしばみられる (しかし、少なくとも最近では、ジュンガル盆地、タリム盆地、チャイダム盆地などの広い乾燥地には分布していない)。中国西部のヒグマの生態的地位は、ユーラシアの他地域の森林に生活の大部分を依存しているヒグマよりも、アラスカやカナダ北部の極地帯ツンドラのハイイログマ (*Ursus arctos horibilis*) に類似している。食性の研究はほとんどないが (Xu et al. 2006)、この地域のヒグマの食物の大部分が肉で、ナキウサギ類 (*Ochotona* spp.)、マーモット類 (*Marmota* spp.)、腐肉などを食べ、これを補完するための栄養を生産能力の低

表13.1：中国の文献による生息数推定値

期 間	<i>U. thibetanus</i>	<i>U. arctos</i>		文 献
		中国北東部	中国西部	
1980年	—	—	1,801~3,841 c	Piao (1992)
1990年代前半	12,000~18,000	1,000	5,430~6,570	Wang (1998)
1990年代前半	9,800~16,200	500~600	5,400~6,500	Li et al. (1996)
1990年代前半	3,663	1,188	—	Zou and Ma (1997) ^a
1990年代前半	46,528	2,570	12,213	Piao (1996) ^b
1990年代前半	17,478~19,785	550	3,412~6,074	Hou and Hu (1997)
1994年	17,458~19,548	560~650	5,350~6,642	Ma et al. (1998, 2001)
1994年	14,062	—	16,648	Liu (1996) ^c
1990年代後半	—	—	2,984~4,000	Zheng (2003) ^d
1990年代後半	27,888	982	13,925	Piao et al. (1996) ^e
1990年代後半	817~1,403	488~744	—	Zhang (2002) ^f
1990年代後半	~ 28,000	~ 1,000	~ 6,300	SFA (2003)
不明	19,835~23,247	668~811	5,438~6,641	Hou et al. (unpublished) ^g
不明	17,479~19,785	700~800	4,910~6,272	Hu and Hu (1998)

a 黒龍江省、吉林省、遼寧省に限る。

b Fan and Song(1997)でも示されている。

c チベット自治区に限る。

d 青海省に限る。

e 1996年の手書きのレポートによる。同数値はBeijing Evening News(2004)でも示されている。

f 黒龍江省に限る。

g 四川省南充市華西師範大学。



図13.1：1990年代後期、中国大陸部における3種のクマの分布の概要

政府が統括、推進した国と省の林業担当職員による地上生野生生物の調査に基づく。記号はそれぞれのクマが生息すると報告された郡を示す。記号の密度はクマの密度を反映するとは限らない。

い乾燥地のまばらな植生から摂取していると指摘されている。特筆すべきことは、何人もの野外観察者が「ホットスポット」、すなわちヒグマが頻繁に観察される狭い地域（例えば、チベット自治区の羌塘（Qiangtang）自然保護区、新疆ウイグル自治区の阿璽金山（Arjin）自然保護区、青海省の野牛溝（Yeniugou）と可可西里（Kekexili）自然保護区）を報告している点である。しかし、そのような場所は、その周囲に広がるクマとの遭遇が非常に少ない広大な場所に較べて明らかに異質なわけではない。このような場所は、ナキウサギ類やマーモット類が巣穴を掘るのに適した土地であることが多い。

中国東北部のヒグマ

中国北東部の森林地帯に生息しているヒグマは、西部のヒグマに比べて体のサイズが大きい（約 200kg、Ai 1992）。この地域のヒグマは、針広混交林から針葉樹の純林にかけての多様な森林に生息しているが、人間が活動する中心域から離れて分布している。

現 状

ツキノワグマ

これまでに、中国に生息する野生のツキノワグマの個体数は適切に調査されていない。Hu and Hu (1998) は、主にチベットと四川省の *U. t. mupinensis* を 12,175 ～ 12,499 頭、*U. t. thibetanus* を 3,500 ～ 4,500 頭、*U. t. ussuricus* を 1,270 ～ 1,830 頭（うち 817 ～ 1,403 頭は主な生息地である黒龍江省に分布する）と推定している。過去の情報と比較すると、個体数は 1950 年代から減少しているようである。その主な原因は、生息地破壊と、それにとまう密猟と違法な幼獣の捕獲である。1950 年代初期には、針葉樹が経済活動によって消費されたために、広大な森林が伐採された。クマは、大きな樹の幹にできた穴を冬眠の場所とすることが多い。森林が大規模に伐採されたのでクマは冬眠穴を探すことが困難となり、その結果、冬の寒さ、飢えや病気にさらされることとなり、個体数は減少した。例えば、黒龍江省における国有針葉樹生産森林における個体数の推定値は、1992 年（3,057 ± 730 頭）より 1998 年（1,172 ± 298 頭）の方が非常に低く、6 年間のうちに 60% 以上が減少した（Zhang 2002）。この地域の南部には、過度に伐採された森林が多く、そこではクマをほとんどみることができない。また、道路やダム建設、採掘、居住地の拡大などによる急速な開発によって、分布域全体を通して個体群の孤

立が進んでいる。野生動物保護法の制定前までは、クマの狩猟は森林や山岳地帯の住民にとっての収入源や肉の供給源となっていた。このような人々は、冬に森林に入り、冬眠穴にいるクマを捕殺していた。1980 年代になると、クマの胆生産のための商業的なベア・ファームが始まり、数千頭の野生のクマがベア・ファームへ運ばれた。特に家族経営の施設でみられた低い飼育技術は、ベア・ファームが広がる初期にはクマの高い死亡率の原因となった。それゆえ、ベア・ファームを継続していくため、野生個体群の存続に影響を与えるくらい多くのクマが捕獲された。

最近の政府による陸棲脊椎動物調査では、ツキノワグマの推定個体数は約 27,500 頭（State Forestry Administration 2003）とされ、これまででもっとも大きい数字になっている。この一因は、一部の地域での個体数の増加である。最近のいくつかの地域での個体数回復のために、生息地の保全や森林保護などのプロジェクトの改善と同様に、野生生物保護法の実施、新しい自然保護区の設定、すでにある自然保護区の改善などの保護政策が進められている。しかし、見かけ上の個体数増加の解釈には注意が必要である。一部の個体群では個体数が増加したとされているものの、安徽省や海南省などの地域ではクマの個体数は減少し、絶滅してしまった可能性が報告されている。

中国西部のヒグマ

中国西部におけるヒグマの推定個体数（表 13. 1）は、最小で 3,400 頭以下、最大で 20,000 頭以上とされてきた（チベットの個体数は Liu et al. (1996)、青海の個体数は Zheng 2003 を参照）。Piao (1992) は、約 2,800 頭がチベットにしていると推定した。最近の政府による陸上野性動物調査では、約 6,300 頭（State Forestry Administration 2003）と推定されている。地域が広大である上、信用に足る推定値を得るのが難しいため、個体数がいまだにわかっていないことは驚くことではない。近年の個体群の動向も不明である。Schaller (1998) は、20 世紀初期に比して個体数は激減したと確信しているが、一方で、多くの地域の職員や牧畜民は個体数が近年になって増加していると感じている。政府による調査（State Forestry Administration 2003）は、雲南、チベットおよび甘粛省では個体数が減少していると報告している。

中国西部のヒグマは、人間が高密度で生活する地域では人間と共存できないものの、人間が低密度で利用する牧畜地域では共存可能である。漢方薬として利用するための捕殺はまれだが、ほとんどの中国西部の地元住民からヒグマ

は恐れられ、嫌われている。そして、しばしば人間との軋轢の可能性を予期して殺される。人間への直接攻撃は非常にまれであり、クマの存在にも関わらず家畜の被害もまれで牧畜民の深刻な問題としては報告されていない。対照的に、クマはしばしば牧畜のための野営地を荒らし、貯蔵された食料を襲撃すると報告されている。ヒグマの保護への地方自治体からの協力は基本的にない。銃器はめったに使われない。というのは、一般市民がライフルなどの小火器を所持することは違法であり、法律を執行する職員であっても持つことは、ほとんどない。政府が広域で行っている毒餌を使用したナキウサギ類の駆除によって、生息地の収容力が低下するとともに二次的にヒグマの中毒死が起こっているが、中国西部全体みればヒグマにとっての重要な生息地が多く残っている。

中国東北部のヒグマ

この地域のヒグマは、黒龍江省北部および黒龍江（アムール川）付近の内モンゴルの連続的な森林地帯と同様に、大シンアンリン山脈と小シンアンリン山脈に生息している（Zhang 2002）。この個体群はロシアとも連続している可能性がある。吉林省にも、明らかに孤立し、小規模で個体数が減少している個体群がある（Feng et al. 2001）。隣接する遼寧省に分布するかは不明である（Piao et al. 1996; Zou and Ma 1997）。野生ヒグマの個体数の推定値は、1990年代初期には500頭以下から2,500頭以上だったが、1990年代晩期には500頭以下から1,000頭以上になった。2003年の政府による調査では、約1,000頭と推定されている。これらすべての中国東北部の個体群に関して、針葉樹の伐採と密猟が継続的な脅威とされている。情報の多くが、ヒグマの個体数は1980年代から1990年代にかけて確実に減少しているとしている（Zou and Ma 1997; Zhang 2002）。

人間とクマの関係

中国の伝統では、クマは強さと勇気の象徴である。古代では、皇帝や上級役人への献上品として納められていた。同時に、クマは猟師にとって主な狩猟動物のひとつであり、特に農作業が少なく時間がある冬期に狩猟が行われていた。とりわけ冬眠中のクマはかっこうの狩猟の対象となった。特に、野生動物保護に関する法律がなく、他の野生動物保護に関する規則もあまり実施されていなかった1989年以前では、クマは都会から離れた山岳地帯での重要な肉の供給源であり収入源であった。

クマの部位、特にクマの掌を材料とした料理は、現在でも特に滋養強壮に良いと一般に認識されている。クマの胆汁は昔から重要な漢方薬で、中でも熱、咳、発作や他の病気に効用があるとされてきた。そのため、昔からクマの胆の需要があり、野生のクマはしばしば探し求められてきた。ベア・ファームとクマの胆汁を搾り取る技術は、北朝鮮より中国北部の吉林省へ1980年代初期に導入され、もうかる事業として黒龍江省、遼寧省、四川省および雲南省へと急速に広がった。

農作物被害が、人間とクマとの軋轢の主な要因である。ここ数年で、一部の地域、特にクマの個体数が明らかに回復してきている地域では、農作物被害が激しくなっている。この主な理由は、不適切な農地開発の拡大である。クマが分布するような人里離れた急で山がちな地形では、農作物の収穫量が比較的少ないため、人間の生活には広い土地が必要である。クマが生息する高標高の山の斜面への人間の移住や、クマの生息地の奥深くでの農業が、軋轢を悪化させている。クマによる家畜への被害も一部の地域で起こっている。人身事故は極めて少ないが、報告はある。例えば、2003年から2004年にかけて、ツキノワグマによる人身事故が四川省で6例報告されている。これらの背景はよくわかっていないものの、生息地破壊と建設や開発で生息地から追い出されたための深刻なストレスが主要な原因と考えられている。

クマの商業利用

ベア・ファーム（公営、私営を含む）は、中国では重要な経済活動である。1990年代初期では、約8,000頭のツキノワグマと、それよりはやや少ない個体数のマレーグマとヒグマが、商業目的の施設で飼育されていたと推定されている（Zhang and Xu 2004）。野外での若齢個体の捕獲は違法であり、飼育施設での繁殖方法が改善されてきているため、少なくなっている。最近では、国や省の当局は小規模で運動場の狭いベア・ファームを閉鎖し、大規模で管理しやすい設備のベア・ファームに統合している。しかし、今でも少数の野生のクマが捕獲されていると時々報告がある（Green et al. 2006; Cochrane G, Animals Asia Foundation, HK 未発表）。飼育下のクマの成獣からは、日常的に胆汁が採集されている。ベア・ファームは経済的には価値があり、胆汁の小売価格は（少なくともベア・ファーム産のものは）最近では値下がり傾向にあるが、充分な量が供給されているという共通認識がある。最近では、クマの胆を漢方薬と

してだけでなく、シャンプーや化粧品などの日用品にも利用する風潮がある。この風潮に対して、2004年に中国政府の5つの行政機関が共同で、クマの保全とクマの胆を重要な漢方薬製品への利用に限るよう漢方薬製品の管理に関する命令を出した。

野生のクマの保護を適切に行うために、ベア・ファームの普及は野生のクマの保全を促すか、それとも阻害しているのかという議論が続いている。中国政府当局は、ベア・ファームは野生のクマの密猟を減少させているとしているが、ある NGO はクマ製品の流通や利用を促進させるため逆効果であると指摘している。どちらの議論も理屈は通っているが、どちらが正しいと判定できるような実情に関するデータはまだ揃っていない。著者らは、中国におけるクマの飼育繁殖の野生クマへの全体的な影響は中立的であり、野生のクマの保護への努力は野生状態におけるクマを中心にするべきだと考えている。

現在の保護管理システム

1988年に施行された野生動物保護法では、マレーグマをⅠ級、ヒグマとツキノワグマをⅡ級国家重点保護野生動物にそれぞれ指定している。実際には、Ⅰ級かⅡ級かの区別は重要ではなく、動物の取得、飼育、売買、移動の許可が、国家当局（Ⅰ級）または省当局（Ⅱ級）によるかの違いだけである。野生のクマの捕獲は、問題を起こしたクマの管理のため国家（または省の）森林局に対し、まれに許可されるものの、個人または機関に直接許可されることはない。地域の森林局は、問題を起こしたクマを駆除することが多い。中国では自然保護区の数と面積を急速に増やしているが、これらの多くは保護の手段が整っておらず、良く管理された保護区においても、生物多様性の保護よりも短期的な経済活動を優先しがちな地域の自治体の意向にあわせて土地利用を決定しなくてはならない。

クマが法的に保護されていることはほとんどの人々が知っているが、この知識がクマの保護の状態を良くしているとはいえない。クマによる農業被害を受けた農家や家畜被害を受けた牧畜民には、クマ防除の技術や金銭的援助がほとんど行われていない。すなわち、政府は自らが負担を負うことなく被害者に我慢を強いている。人間とクマの軋轢に特化した研究はまだ始まったばかりで財政的な援助も少ない。すなわち、中国では人間とクマの軋轢を減らす方策は基本的にないに等しい。

提 言

中国はクマの保護にとって世界的に非常に重要な国であるが、クマの現状、生息地の条件、人間とクマの軋轢を減らすための実用的な研究の不足は重大な問題である。これまでにクマに関する研究はほとんどなく、現在行われているプロジェクトもごく少数である。中国の研究者は、クマの飼育下での管理方法や商業利用のためのクマの胆の生産に関しては、非常に優れた研究をした。一方で、ベア・ファームの倫理的問題に関する論争によって野生個体群の理解と保護管理の切実な必要性についての主張はぼやけてしまった。多くのクマ個体群は衰退している。保護区は存在するが、さらに生息地の保護と野生生物保護法の効果的な実施が課題である。急速な経済発展は資源をめぐる人間とクマとの軋轢を激化させている。特に、（例えば自然保護区などの）個体群の孤立化を留める努力が必要である。個体数が増加している個体群では、人間とクマが共存できるような包括的な計画の立案と実行が必要であり、人々はそれを待ち望んでいる。

引用文献

- Ai CL (1992) Ecological investigation on the population of brown bear in Great Xinganling Forest Area in northern China. In: Ma ZJ (ed.) Proceedings of the 2nd East Asian Bear Conference, Harbin. pp.54-57. (in Chinese)
- Beijing Evening News (2004) State Forestry Administration today announces the results of an investigation of wild pandas and other important fauna and flora. June 10, 2004:3. (in Chinese)
- Fan ZY, Song YL (1997) Bears present status and conservation, and bear farms of China. In: Gaski AL, Williamson DF (eds.) Proceedings of the 2nd International Symposium on the Trade of Bear Parts, TRAFFIC USA/World Wildlife Fund, Washington DC. USA. pp.5-19.
- Feng J, Jiang YL, Li ZX, Sheng LX (2001) The status and preservation of bear resources in Jilin Province. Chinese Journal of Zoology 36: 60-62. (in Chinese)
- Green MJB, Taylor PM, Xu HF, Yin F, Lee SKH (2006) Part of the solution or part of the problem? Assessing the role of captive breeding for conservation of wild populations of animals used in traditional Chinese medicine. Traffic East Asia.
- Hou WR, Hu JC (1997) China's bear resources and their conservation status. Journal of Sichuan Normal University (Natural Sciences) 18: 278-291. (in Chinese)
- Hu JC, Hu TQ (1998) The conservation and utilization of China's bears. Hainan International News Publishing Center. (in Chinese)

- Li WJ, Fuller TK, Garshelis DL, Quigley HB (1996) The status of large carnivores in China. *Journal of Wildlife Research* 1: 202-209.
- Liu WL (1996) Musk deer and bears. China Forestry Publishing House, Beijing. (in Chinese)
- Ma YQ, Xu L, Hu JC (1998) On the resources and conservation of bears in China. *Life Science Research* 2: 205-211. (in Chinese)
- Ma YQ, Xu L, Hu JC (2001) On the resources and conservation of bears in China. In: Williamson DF, Phipps M (eds.) *Proceedings of the 3rd International Symposium on Trade in Bear Parts*, 26-28 October, 1999, Seoul, Republic of Korea. TRAFFIC East Asia, Hong Kong. pp. 38-43.
- Piao RZ (1992) Distribution and density of the brown bear in Tibet. In: Ma ZJ (ed.) *Proceedings of the 2nd East Asian bear conference*, Northeast Forestry University Publishing House, Harbin. pp. 35-40. (in Chinese)
- Piao RZ (ed.) (1996) *An investigation of bear resource in China*. China Wildlife Conservation Association, Beijing. (in Chinese)
- Reid D, Jiang M, Teng Q, Qin Z, Hu J (1991) Ecology of the Asiatic black bear (*Ursus thibetanus*) in Sichuan, China. *Mammalia* 55: 221-237.
- Schaller GB (1998) *Wildlife of the Tibetan steppe*. University of Chicago.
- State Forestry Administration (2003) *National survey on terrestrial wildlife*. Unpublished report, Beijing. (in Chinese)
- Wang S (1998) *Red book of Chinese mammals*. Science Press, Beijing.
- Xu AC, Jiang ZG, Li CW, Guo JX, Wu GS, Cai P (印刷中). Summer food habits of brown bears in Kekexili Nature Reserve, Qinghai-Tibetan plateau, China. *Ursus* 17.
- Zhang LF, Xu HF (2004) Conservation of bears, an animal used medically. In: Xu HF, Jiang ZG (eds.) *Conservation and sustainable use of China's medicinal species*. TRAFFIC East Asia, HK. pp. 119-125. (in Chinese)
- Zhang MH (2002) Status and conservation strategies of bear resources in Heilongjiang Province. *Chinese Journal of Zoology* 37: 47-52. (in Chinese)
- Zheng J (ed.) (2003) *Wildlife of Qinghai: resources and management*. Qinghai People's Publishing House, Xining. (in Chinese)
- Zou HF, Ma JZ (1997) Bear resources, status, and measures for their management in China's 3 northeastern provinces. *Chinese Wildlife* 95: 10-13. (in Chinese)

(下稲葉さやか訳)

第14章 朝鮮（韓）半島におけるクマ類の現状とツキノワグマの回復計画

韓 尚勲

大韓民国国立公園局種保全センター

朝鮮半島にはツキノワグマとヒグマの2種のクマが生息している。しかし、主に過去の狩猟、密猟および生息地破壊のためにどちらも絶滅の危機に瀕しており、現在2種ともに絶滅の恐れのある種に指定されている。

北朝鮮（朝鮮民主主義人民共和国）では1986年から1995年にかけて、クマの繁殖や商業的利用についての調査が北朝鮮の動物学研究所によって行われた。さらに1996年からは他のさまざまな項目についての調査が行われている。韓国（大韓民国）では、1980年から1984年の間に行われた野生グマの個体数推定調査以外はクマについての研究はない。しかし最近になって、韓国国立公園局の種保全センターによるツキノワグマ回復事業が再開された。この報告は上述の調査と、北朝鮮の動物研究者からの情報に基づいている。

人間とクマの関係の歴史

朝鮮においてクマは母なる神の象徴となる動物である。朝鮮創世神話によると、創始者である檀君（Dan-gun）は、4,340年前に神と女人の姿をしたクマとの間に生まれたとされている。クマの息子によって創建された国は2千年間続いた。

15世紀初頭から、クマの胆がよく効く薬だと信じられ、商業的に売買されるようになった。また、1910年からは銃の一般的使用により、密猟がクマ個体群に深刻な脅威を与えるようになった。さらに、日本による植民地時代には、政府はクマが有害な動物であるとして朝鮮から根絶させようとした（写真14.1）。20世紀初頭には、毎年200頭以上のクマが密猟や狩猟で殺され、その結果20世紀半ばまでに密猟や狩猟で獲られるクマの数は年間50頭未満にまで減少した（表14.1）。

韓国では、1950年代の朝鮮戦争や1970年代まであった密猟によりクマの個体群は深刻な打撃を受けていた。韓国政府は1982年11月4日からツキノワグマを国の天然記念



写真14.1：咸鏡南道の利原（Yi-Cheon）で捕獲されたヒグマ（1922年2月9日）

表14.1：1915～1943年に朝鮮半島北半分で捕獲されたクマの数

年	1915	1916	1923	1933	1934	1935	1936	1937
頭数	261	168	193	98	104	62	50	58

年	1938	1939	1940	1941	1942	1943	Total
頭数	63	46	36	50	43	37	1,269

出典：日本植民地時代（1933～1943）、朝鮮総督府の統計年報（吉田 1923）。

物第329号として保護している。1980年代以降、道路建設などの人間活動の拡大に起因する生息地の劣化や減少、分断化によりクマは絶滅の危機に直面している。

現 状

ヒグマ

昔から、ヒグマは北朝鮮の東側、すなわち金剛山（Gyunggan）などの山岳地域からなる江原道（Kangwon-do）の平康郡（Ryunggang-gun）、法洞郡（Bubdong-gun）にしか分布していなかった（Won 1986）。

北朝鮮の動物学者の報告によると、ヒグマの現在の主な

生息地は標高 1,000m 以上の森林地帯で、北朝鮮北部の咸鏡北道（Hamgyung-buk-do）にある白頭山（Baekdu）登山道付近、咸鏡南道（Hamgyung-nam-do）と両江道にある小白山（Soobak）登山道北部分付近、咸鏡南道の狼林（Rangrim）山登山道付近、咸鏡南道と両江道にある赴戦嶺山（Bujunryung）登山道、両江道にある咸鏡（Hamgyung）山登山道付近などである（図 14.1）。ヒグマが生息している道と郡を表 14.2 に示した。ツキノワグマと分布が重なっている地域では、ヒグマはツキノワグマよりも緯度の高い地域か高標高地に生息している。野生のヒグマの生息数は 60 ～ 210 頭と推定されている。

ツキノワグマ

(1) 北朝鮮

ツキノワグマが生息している道や郡を表 14.3 に示した（北朝鮮動物学者の情報による）。主な生息地は平安北道（Pyungan-buk-do）の碧潼郡（Bukdong-gun）、昌城郡（Changsung-gun）、東倉郡（Dongchang-gun）にある妙香山（Myohyang）登山道と、北大峰山脈（Bukdaebongsan）、阿虎飛嶺山脈（Ahobiryongsan）、馬息嶺山脈（Masikryung）、

表14.2：北朝鮮でヒグマが生息する道と郡

道	慈江 (Jagang)	両江 (Ranggang)	咸鏡北 (Hamgyung-buk)	咸鏡南 (Hamgyung-nam)
郡	狼林(Rangrim) 和坪(Hwaryung)	三池淵(Sanjiyun) 白岩(Bakam) 甲山(Gabsan) 雲興(Woongheung)	茂山(Moosan)	長津(Jangjun) 赴戦(Bujun)

表14.3：北朝鮮でツキノワグマが生息する道と郡

道	平安北 (Pyungan-buk)	平安南 (Pyungan-nam)	黄海北 (Hwanghae-buk)	江原 (Gangwon)
郡	碧潼(Bukdong) 東倉(Dongchang) 昌城(Changsung) 泰川(Taechun) 雲山(Woosan) 香山(Hyangsan) 球場(Gujang)	平原(Pyungwon) 孟山(Maengsan) 陽得(Yangduk) 檀倉(Hoechang) 新陽(Sinyang)	新坪(Sinpyung) 谷山(Goksan)	板橋(Pangyo) 淮陽(Hoeyang) 伊川(Yichun) 洗浦(Sepo) 平康(Pyunggang) 金剛(Geumgang) 昌道(Changdo) 金化(Gimhwa)

（Myohyang）登山道と、北大峰山脈（Bukdaebongsan）、阿虎飛嶺山脈（Ahobiryongsan）、馬息嶺山脈（Masikryung）、



図14.1：朝鮮半島におけるヒグマの分布

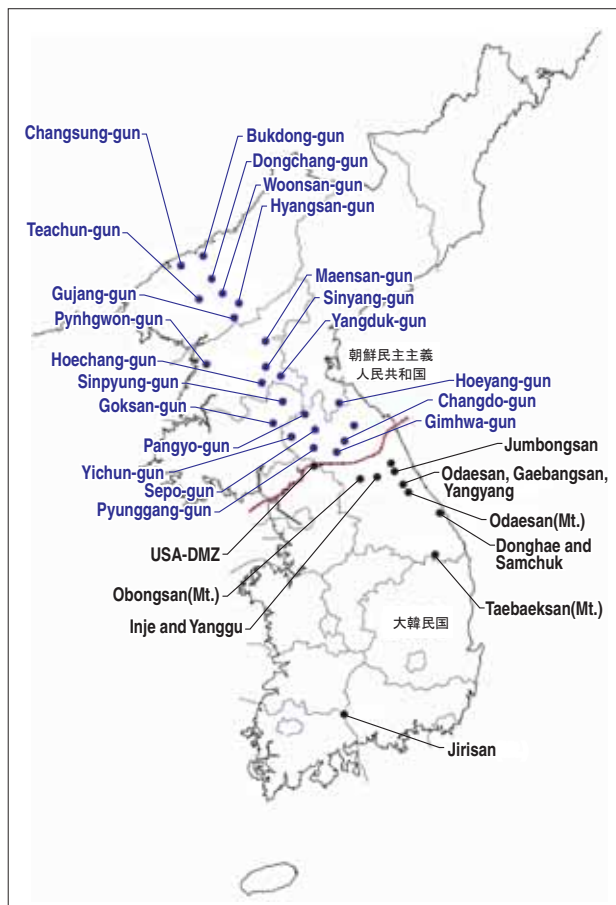


図14.2：朝鮮半島におけるツキノワグマの分布

太白山脈が囲む高い山岳地域である(図 14.2)。北部地域ではツキノワグマとヒグマの分布が重なっていると報告されている。1980 年代から 1990 年代にかけて狩猟されたクマの数を表 14.4 に示した。北朝鮮に生息するツキノワグマは 300 ～ 1,000 頭と推定されている。

(2) 韓国

1950 年から 1970 年の間に韓国南部の智異山で約 160 頭のツキノワグマが捕獲された。その頃韓国には数百頭のツキノワグマが生息していたと推測される (Han 1997)。

1980 年代に野生ツキノワグマの簡単な個体数調査が行われた。韓国野生動物保護学会による 5 つの山域での調査から、1980 ～ 1984 年の間に少なくとも 50 頭のクマが生息していたとされる (韓国野生動物保護協会 1984) (表 14.5)。国立環境研究院によると、2001 年に 21 頭のツキノワグマが生存していたが、それ以降に科学的調査は行われていない (表 14.6、図 14.2)。

飼育下での繁殖

(1) 北朝鮮

北朝鮮の動物研究者の報告によると、野生グマの飼育下繁殖は、商業目的で 1960 年代終わりに始まったとされる。クマの繁殖は、最近ではいくつかの動物園で小規模に行われている (平壤中央動物園、70 頭；元山動物園、30 頭；江界、サリ動物園、10 頭以下；海州動物園、咸興動物園、恵

表14.4：北朝鮮におけるツキノワグマの捕獲記録
(1980年代～1990年代)

年	頭数と場所
1984～1986	平安北道の碧潼郡、昌城郡、東倉郡、雲山郡、球場郡、香山郡で23頭
1987	62頭 (平安北道で8頭、慈江道で38頭、両江道、咸鏡南道、咸鏡北道で合わせて16頭)
1990年代	1980年代に比べて捕獲数は減少した

表14.5：韓国の5つの山地におけるツキノワグマの生息数調査結果
(1980年～1983年)

山 地	1980	1981	1982	1983
雪岳山 (Seoraksan)	10	10	11	10
智異山 (Jirisan)	30	32	34	36
五鳳山 (Obongsan)	4	4	4	2
五台山 (Odaesan)	3	4	4	4
太白山 (Taebaeksan)	3	4	4	4
合計	50	54	57	56

*出典：韓国野生動物保護協会

表14.6：2001年における韓国のツキノワグマの推定生息数

地域	
JSA(共同警備区域)～DMZ(非武装地帯)	3
雪岳山登山道(雪岳山から點鳳山)	3
麟蹄(Inje)と楊口(Yanggu)(メボン山、ハンスク山)	5
東海(Donghae)と王陟(Samchuk)(頭陀山 Dutasan、Chungoksan)	1
五台山、Gaebangsang、襄陽	3
太白山	1
智異山	5
合計	21

*出典：国立環境研究院 (2002)

山動物園、5 ～ 6 頭；清津動物園、3 ～ 4 頭)。

(2) 韓国

韓国では、中国、日本および東南アジアからクマを輸入し、そのクマを繁殖させて他の国に輸出することを目的とする繁殖事業が1980年代に始まった。しかし、輸出に関する長期計画がなかったために、5 年間に輸入された 500 頭のクマは韓国内部に分散してしまった。2006 年には、国際的なクマの輸入と移送を禁止する厳しい法律と規制ができ、人工繁殖で生まれた 2,000 頭のクマが、約 100 ヶ所の繁殖施設で育てられているが、飼育条件は劣悪である。

法的保護

北朝鮮政府は、少数のクマの生息地のいくつかを天然記念物に指定し、慈江道(Jagang-do)の龍林郡(Ryonglim-gun)(天然記念物第 124 号)、咸鏡北道の延社郡(Youngsang-gun)、冠帽峰(Gwanmo-bong)(天然記念物第 330 号；Ri and Li 1994)などを含め法的に保護した。韓国政府はクマを保全するために、文化財保護法に基づいてツキノワグマを天然記念物(天然記念物第 329 号)に指定した。

韓国では 1998 年 2 月 19 日に、環境部(Ministry of Environment)が自然環境保全法に基づいてツキノワグマを絶滅の恐れのある種にリストした。2005 年 2 月 10 日に改定された自然環境保全法の最新版では、ツキノワグマは希少野生動植物種に指定されている。

回復事業

環境部が計画し、韓国国立公園局内の種回復センターが実施している現在進行中の導入事業の目的は、ツキノワグ

マを含めたすべての希少種が安定した個体数になるまで回復させることである。「韓国の希少種回復のための新技術の研究」と名付けられた新しい研究は国立環境研究院によって1998年から2001年まで実施された。2001年には国立環境研究院は実験的に4頭のクマ（オス2頭、メス2頭）を韓国のベア・ファームから智異山に放した（国立環境研究院2002）。2002年に、事業の他方面の研究と実施、例えば放した幼獣の現地でのモニタリングや回復への進展などの調査のため、環境部はその補助機関である国立公園局に再導入事業を委託した。

実験的に放された幼獣は、環境に適応するかどうかが32ヶ月間モニタリングされた後、2004年6月に再捕獲され、現在は一般人への教育のために小さな檻の中で飼育されている。

さらに、国立公園局の種回復センター（ツキノワグマ管理チーム）は、ロシアから韓国へのツキノワグマの導入に関する覚書にサインした。そして、約8、9ヶ月の当歳仔12頭が、2004年10月（6頭の当歳仔；メス3頭、オス3頭）と、2005年9月（6頭の当歳仔；メス4頭、オス2頭）にロシアから韓国の智異山に導入された。また、2005年4月には北朝鮮と韓国との間の交換事業により、8頭の幼獣（メス4頭、オス4頭）が北朝鮮から韓国に導入された。2006年には導入されたツキノワグマのうち14頭が自然下で生存している。他の6頭のクマのうち、2頭の仔グマは密猟さ

れ、残りの仔グマは自然環境に適応できなかった。もし智異山に30頭以上のクマを導入すれば、2012年までに自然条件下で個体数は50頭に達するだろうと予想される（50頭は個体数を維持する最低頭数）（表14.7）。

2005年には国立公園局のツキノワグマ管理チームは国立公園局研究所の種回復センターに改組され、その責務は他の絶滅の恐れのある種の回復事業にまで広がった。

引用文献

- Han SH (1997) Natural history and status of Asiatic black bear in the Korean Peninsula. International Symposium for Conservation of Asiatic Black Bear. (in Korean and Japanese)
- Korea Society for the Protection Wild Animals (1984) The 2nd Survey Report of Wild Animals. Reports of Korean Society for the Protection of Wild Animals No. 8. 135pp. (in Korean)
- National Institute of Environmental Research (2002) New Technique for the Restoration of Endangered Species in Korea. Ministry of Environment, Seoul. (in Korean)
- Ri SD, Li GC (1994) Checklist of Natural Monument in DPRK. Agriculture Press. 195pp. (in Korean)
- The statistical yearbook (1932-1943) of the Japanese Government-General of Chosen. (in Japanese)
- Won H-K (1968) Korean Mammals. Institute of Science Press, Pyongyang. (in Korean)
- Yoshida Y (1923) Control on harmful animal in Chosen. Zoological Magazine 36:330 - 332. (in Japanese)
- （北村芙美訳）

表14.7：ボルテックスシュミレーションに基づく智異山のツキノワグマの生息数の変化予測（2004～2012年）

	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
在来の野生個体（頭数）	5	5	5	5	5	5	5	5	5
毎年の導入個体（頭数）	6	6	6	6	6				
導入個体の内、自然に適応した個体（頭数）	4	4	4	4	4	0	0	0	0
繁殖可能な野生個体（頭数）	0	0	0	2	2	2	2	2	2
繁殖可能な導入個体（頭数）	0	0	0	4	8	12	16	20	20
繁殖可能な新世代（頭数）	0	0	0	0	0	0	0	2	6
繁殖可能な番の数	0	0	0	1	2	1	2	5	2
出産数	0	0	0	2	4	2	4	10	4
毎年末の個体数	9	13	17	23	31	33	37	47	51

仮定：1）在来の野生個体の頭数は期間中一定、2）自然に適応できる個体は導入個体の0.67、3）繁殖は4歳に開始、4）2頭の在来の野生個体の繁殖は2007年に始まる、5）1回の産仔数は2頭。

第 15 章 台湾のツキノワグマの生息状況と管理

黄 美秀¹, 王 穎²

¹ 国立屏東科技大学野生動物保育中心

² 国立台湾師範大学生物学系

タイワンツキノワグマ (*Ursus thibetanus formosanus*) は、ツキノワグマの台湾固有の亜種 (Nowak 1991) で、台湾に生息する唯一のクマである。ここ数十年の深刻な開発と生息地の劣化により、個体数は減少している。本種は、1989年の文化資産保存法により“絶滅危惧種”にリストされている。地理的な分布は、人間による干渉がない遠隔地の険しい地域に限られている。しかし、個体群の長期的な存続は密猟によって脅かされ続けており、それに対して、限られた手段ではあるが保全の方策がとられてきた。

生物学的特徴

タイワンツキノワグマは、温帯のツキノワグマとは異なり、冬眠を行わない。彼らは1日の54～57%の時間にわたって活動的であり、春(47%)に較べると、夏(60%)、秋や冬(60%)の方が活動時間が長い。彼らは春と夏の昼にもっとも活動的である。そして、ドングリが豊富な秋や冬は、次第に夜に活動的になる (Hwang and Garshelis 印刷中)。

玉山 (Yushan) 国立公園において発信器を装着したクマの年間の行動圏の広さは27～202km²であった (最外郭法)。複数のクマの行動圏は広範囲にわたって重なり合い (Hwang 2003; Wu 2004)、しばしば公園の境界線を大きく越えて広がっていた。測位が成功した地点間の最大距離の平均値は24.6km (SE = 7.8, n = 6) であった。発信器を装着したクマの半数が、密猟の危険に遭いやすい公園の境界線の外に移動した。ドングリがもっとも豊富な時は (通常は10月～1月)、クマはナラ林に集まる傾向があった。いったんドングリが少なくなると、クマは春から夏にかけて使っている場所に向かって6～24km移動した。メスと若いオスは実りの多い秋の季節に、オスの成獣が集まる場所を空間的または時間的に避けた。ドングリが不作な年にはさらに大きな分散が起きた。

タイワンツキノワグマは雑食ではあるが、植物食中心の食性を維持している。彼らは、植物のさまざまな部位や昆

虫、哺乳類、腐肉など、いろいろなものを食べる。玉山国立公園で調べられたクマの食物には、春には多汁質の草本、夏には炭水化物に富む柔らかい果実 (クスノキ科やバラ科の種など)、秋と冬には脂質を蓄えた堅果類 (ドングリ、主に *Cyclobalanopsis* spp. や *Quercus* spp.、クルミ *Juglans cathayensis*) などであった (Hwang et al. 2002)。他の地域と較べて、特にドングリがそれほど多くないときに、より多くの中型の有蹄類 (タイワンキョン *Muntiacus reevesi*; カモシカ *Naemorhedus swinhoe* など) をクマが食べたことが、糞分析によって示唆された。

現 状

過去の生息記録では、クマが低地から高地まで島中の森林生息地内に広く分布していたことが示唆されている。しかし、人間による急速な開発による生息地の減少と捕獲 (最近の数十年前でクマの部位の需要が高まったことによって加速した) によって、クマは人間の活動域から遠く離れた険しい山地に押し込められた (図 15.1)。最近の調査では、台湾の中央の山地に沿って、10 県 23 地区、標高 300～3,500m にクマが分布していることがわかった (Wang 1999)。中・高標地 (2,000～3,000m) に非常に多くの個体が生息している形跡が確認されたが、これはその標高帯には人間が近づきにくいことと食物の供給が安定していることの両方によるのかもしれない。クマの生息が記録されたのは、大半は插天山 (Chatianshan) 自然保護区、雪霸 (Shei-Pa) 国立公園、太魯閣 (Taroko) 国立公園、玉山国立公園、シュアングエイ湖主要野生動物生息地、大武山 (Dawn-shan) 自然保護区などの、保護区内に位置する森林であった (図 15.1)。

個体数の推定は行われてこなかったが、1998～2000年の間に玉山国家立公園で15頭のクマが捕獲された。目撃報告が少ないことから、我々は、残存する生息適地に数百頭しか生息していないのではないかと予想している。本種は、1989年以来法的に保護されているが、密猟が続けられ

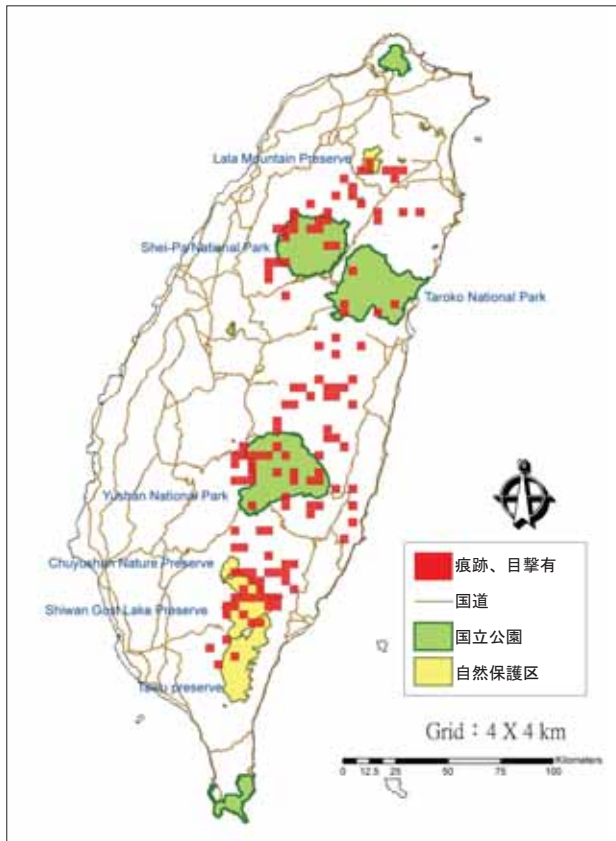


図15.1：1990年以降の台湾での目撃、痕跡についての報告に基づくタイワンツキノワグマの生息分布

ている。玉山での我々の研究で捕獲された15頭のクマのうち8頭が指や掌を失っていた。それらは違法な罠によるものであった（Hwang 2003）。このことからタイワンツキノワグマ個体群が密猟によって脅かされ続けているという結論が支持されることになるだろう。

台湾の土地の約3分の2は今でも森林に覆われている。これらの残存森林の10～20%はナラ類の純林かナラ類の混交林もしくは広葉樹林であり、これらはすべてクマにとって、特に秋と冬の間は、良い生息環境である。1991年に林務局が残存する天然林の林分での伐採を禁止したことによって、クマの生息地保護は大きく促進されたようだ。2006年現在で、クマの生息地にとっての一番の脅威は、道路建設によって続いている分断化のようである。道路建設が続くと、大規模な森林の分断化を招くだけでなく、人間が残存している森林に容易に近づけるようになってしまうことで密猟やその他のクマに直接的・間接的な影響を及ぼすような活動を増加させる可能性があるからだ。

人間とクマの相互関係

タイワンツキノワグマは中国の方言では一般的に黒クマもしくは犬グマと呼ばれる。ブヌン族やグマ族の出身の原住民には、それぞれクマを“Tumad”や“Guma”と呼ぶ。クマについて一番よく知られている話の一つは、孟子の「魚と熊の手は同時に得られない」という言葉である。この格言の意味は、欲しいもののすべてを手にはできない。その場合どれにするか選択せざるを得ないということである。

伝統的な漢民族文化では、クマは頭から爪先まで経済的な価値のある動物である。伝統的な中国の薬用素材をまとめた本草綱目によれば、クマの胆のう、油脂、骨、肉、血液はすべて役に立つ薬である。台湾では、クマは特に胆のうによって高い値をつけられる。胆のうは何世紀もの間、高価な薬であるとされてきた。さらに、クマの掌にも高い値がつけられる。クマの掌には多くの高級料理の材料となる特別な肉がついている（Chang et al. 1995）。結果的に、クマやクマの部位の密猟や密売が台湾で問題となり続けている。

狩猟を行うのはもっぱら台湾の原住民である。ブヌン族など、多くの原住民にとって、クマは昔から社会的、文化的に重要であった。ブヌン族はクマを殺すことを不吉なことと考えている。それは、人を殺すのと同じであるという見方を持っているからである。ブヌン族の言い伝えによれば、彼らはクマと共通の祖先を持つ。それゆえ、ある特定の時期にクマの肉を消費したりクマを狩ったりすることに対して緩やかな禁忌が存在する。この信仰の結果として（そして禁忌を尊重するがゆえに）、クマを殺したブヌン族の狩猟者は儀式的な宴会でクマを村人全員と分かちあう。クマを殺すことはまれで難しいことであるので、禁忌であるにもかかわらず注目すべきことであるとされる。それゆえクマを狩る者は英雄視され、クマを殺すことは毎年行われる伝統的な狩猟の式典で度々注目の的となる（Hwang 2003）。クマを殺すことに対する禁忌を今でも多くの（67%）の狩猟者が守ろうとしているが、クマを狩ることに関する伝統的な信仰や価値観は薄れてしまった（Hwang 2003）。

たいていのブヌン族の狩猟者は、生涯に1、2頭のクマしか殺さない。さらに、狩猟者がクマを殺した時の平均年齢は徐々に高くなっており、このことからクマを捕るような若者が少なくなっていることが示唆される。たいていの人がクマを危険かもしれないと考え、また土地や食料を

めぐる競合相手とみなしている。クマを殺す理由として玉山国立公園周辺の地元狩猟者によってあげられた理由には、自分たちとその財産の保護（48%）、販売利益（26%）、肉の消費（10%）、英雄的行為（17%；Hwang 2003）があげられた。

さらに我々の調査では、ブヌン族の狩猟者はクマを狙うわけではなくて、有蹄類の罠に誤って捕まった（38%）、または狩猟者に偶然出くわして（62%）クマを撃つのだということがわかった（Hwang 2003）。クマが捕まった罠（n = 56）は、ワイヤーまたはナイロンのくくり罠（75%）、または鋼鉄製のトラバサミ（25%）のどちらかであることがわかった。さらに我々の調査では、罠にかかるクマの割合がだんだん増加していることが示唆された。

クマの商業的利用

その稀少さや捕獲の難しさ、攻撃的な性質、狩猟にともなう危険性の認識から、ブヌン族のコミュニティではクマは人気のある狩猟対象ではない。伝統的には、原住民は文化的、経済的理由からもっぱら有蹄類の狩猟をしており（Chen 1997）、クマの肉や部位は人気のある産物というよりは、有蹄類を捕獲する際の副産物であった。肉以外のクマの部位（胆のうや掌、骨を含む）は原住民によって利用されず、外部の市場に売られた。文化的な理由や味の悪さ、あるいは村の外部での高い市場価値から、村民達は自分達の間ではクマの部位を取引しなかった。

狩猟者や野生動物の肉の取引業者は、昔は胆のうと骨だけが商業的価値があったと述べている。しかし、1960年代以降、野生動物の肉を使う飲食店が増えるにしたがってクマの肉の人気が増し、その結果狩猟者がクマの部位やクマの死体全体を売り始めた。例えば、玉山国立公園周辺では、1980年代より前は、捕獲されたクマの22%が野生動物肉の市場に売るために殺されただけだが、これが1990年代までに59%に増加した。

我々のデータでは、クマの部位の価格が一人あたりの平均収入ほど急速には上昇しなかったことが示されているが、クマの肉の取引価格は予想よりもずっと高かった（Hwang 2003）。クマ全体やクマの部位の販売から得られる収入は劇的に増加し、1950年代には平均で520台湾ドルだったのが1990年代には80,800台湾ドル以上になった（1USドル = 28 ~ 35台湾ドル）。最近の推定によれば、1頭のクマの平均的な価値は、平均的な労働者の3ヶ月分の収入に相当するとされている。場合によっては、1頭のクマの死体が

100,000台湾ドル以上で売れることもある（すなわち、1,000 ~ 1,400台湾ドル/kg）。これは、キョンやイノシシなど人気のある密猟野生動物肉の市場価値の2 ~ 3倍、家畜豚の価格の6 ~ 10倍である。

現在の保護管理システム

タイワンツキノワグマは1989年1月30日の自然文化遺産法によって絶滅危惧種に分類された。1989年4月の野生生物保全法の制定にともない、この法律の絶滅危惧種のカテゴリー内の完全保護種にリストされた。

農業委員会林務局は、クマを含む台湾の野生生物の保全に責任を負う第一の行政機関である。内政部の一部門である国立公園管理局は、国立公園内、特にクマが生息する山地の野生生物の保全の責任を負う。玉山国立公園、特有生物研究保育センター、台北動物園などの政府機関が、クマの調査や保全教育を行う。関係のある教育プログラムには、“熊”新聞（1997年から出版されている）や台湾ツキノワグマ保育研究網のウェブ・サイト（<http://tve.npust.edu.tw/project/meibear/>）があり、それらは、現在行われている保護の努力と研究に関する情報の宣伝用に用意されたものである。

提 言

1994年、個体群・生息地存続可能性分析（population habitat viability analysis; PHVA）ワークショップを台北動物園と農業委員会が開いた。残念ながら、追跡調査がほとんど行われていないだけでなく、クマの野外調査に対する支援は限られている。結果として、野生のクマの生態に関する研究や基礎データの収集が行われてきたのは少数の地域に限られている。

クマの保全の将来は、科学者、NGOの代表者、長期的な財政援助を受けた政府関係機関にかかっている。クマの捕獲率は常に有蹄類の捕獲率を追うように変化するので、有蹄類の密猟や密売を効果的に規制することが、非常に重要である。しかし、密猟の取り締まりは、しばしば組織上の制約（資金や労力をどのように使うことができるか、組織の能力、権威の制約）やクマが生息する遠隔地で活動するという労働上の困難（例えば、険しい地形、密生した植生、道がないことに起因する）によって妨げられる。少なくとも、保護区内では密猟をなくすよう対策を強化するべきである。保護区は将来クマの個体群が拡大するための源を提

供する。

クマの行動圏は広いので、台湾のクマを保護するには指定された保護区内で個体群を保護する以上のことが要求される。持続的なクマの個体群を維持するために、保護区と保護区の間や生息地となる可能性のあるその他の場所を結ぶ回廊を設置し効果的に管理するべきである。我々はまた、狩猟でのくくり罠の使用の禁止と狩猟の規制やモニタリングの強化を提案する。

都市部で裕福な人が増えたことやクマの部位や肉を売ることによって高い経済的利益が得られることを考慮すると、罰則が厳しくなり、保全意識が高まり、かつ、または、需要が減少しないかぎり、この市場が近い将来縮小する見込みはまったくない。クマの生態や保全に関する教材を学校でより多く取り入れるとともにこのような教材を環境活動のリーダーに届けることで、社会の認識を高めることができるし、また、高めるべきである。

人間によって引き起こされるクマの死亡率の増加は道路の存在と高い相関がある。というのも、道路があることによって狩猟者は簡単にクマの生息地に近づくことができるだけでなく、死体を簡単に市場に運ぶ手段を得るからである。人間活動の増加と道路網建設の継続は、クマの密猟活動や非意図的なクマの捕獲の増加につながるだけでなく、残存する生息適地を分断化し、クマの分散や移動を制限する。これ以上生息地が分断化されるのを避けるために、都市から離れた山地での人間活動は規制されるべきである。そして、絶滅危惧種の保全について地域住民への啓発を行うべきであり、野生生物の取引以外で収入を得る手段を地域住民に提供するべきである。

謝 辞

ベア・マッピング・プロジェクトは農業委員会林務局から資金援助を受けた。初期の原稿に対して有意義なコメントをいただいた Matthew E. Durnin と Richard B. Harris に感謝の意を表する。

引用文献

- Chang H-C, Change H-J, Chao T-Y, Chan S-Y (1995) A survey of bear gallbladder commodities in the Taiwan market. A research monograph for the Department of Health, Taiwan.
- Chen T-L (1997) Integration of wildlife conservation with local community development - Sanmin and Taoyuan in Taiwan as a case study. Dissertation. University of Montana, Missoula, Montana.
- Hwang M-H (2003) Ecology of Asiatic black bears and people-bear interactions in Yushan National Park. PhD Thesis, University of Minnesota, Minneapolis, Minnesota.
- Hwang M-H, Garshelis DL (印刷中) Activity patterns of Asiatic black bears in the Central Mountains of Taiwan. Journal of Zoology.
- Hwang M-H, Garshelis DL, Wang Y (2002) Diet of Asiatic black bears with methodological and graphical comparison. Ursus 13:153-167.
- Nowak RM (1991) Walker's Mammals of the world. 5th edition. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland.
- Wang Y (1999) Status and management of the Formosan Black Bear in Taiwan. In: Servheen C, Herrero C, Peyton B (eds.). Bears: status survey and conservation action plan. IUCN, Gland, Switzerland, pp. 213-215.
- Wu Y-H (2004) Ecology of Asiatic black bears (*Ursus thibetanus formosanus*) in Yushan National Park, Taiwan. M.Sc. thesis, National Dong Hwa University, Taiwan. (in Chinese with English summary)

(成田 亮訳)

第 16 章 日本のクマ類の現状

16.1 日本のヒグマの生息状況

間野 勉（編）

北海道環境科学研究センター自然環境部

ヒグマ (*Ursus arctos*) は、日本では最北の島である北海道のみに生息する。ヒグマは、北海道の先住民であるアイヌによって山の神として、長いこと畏敬されてきた。ところで、本州以南から19世紀末以降に入植した日本人はヒグマを非常に恐れ、害獣として駆除してきた。しかし、そのような乱暴な扱いにもかかわらず、今なお全島の約70%の地域にヒグマが生息していることも事実である。北海道で人間とヒグマが共存するための鍵は、この現実を受け止め、ヒグマの保護管理とモニタリングに必要な仕組みを確立できるかどうかにかかっている。

生物学的特徴

分類と形態

北東ユーラシア地域のヒグマは、頭骨や歯の形態に基づいて4亜種に分類されている (Baryshnikov et al. 2004)。北海道産 (南千島を含む) のヒグマは *Ursus a. ferox* Temminck, 1842 (しばしば使用される *U. a. yesoensis* Lydekker, 1897 は新参同物異名)、近隣の樺太 (サハリン) とロシア沿海地方に生息するものは *U. a. beringianus* Stroganov, 1962 として分類され、別亜種として扱われている。一般に、北海道産亜種は北東ユーラシア産の他の3亜種よりも小型である (Baryshnikov et al. 2004)。

北海道産のヒグマは、世界の他の地域に生息しているものと同様に背中には盛り上がった部分があり、体色は黒ないし茶褐色、あるいは明るい黄褐色 (金毛) である。顔から背中にかけての部分のみが金毛あるいは茶褐色のものもみられ、中には胸に白いツキノワ模様のある個体も存在する (今泉 1960)。

野外で捕獲された北海道産ヒグマの外部形態に関する計測値の報告例はわずかである。北海道南部の渡島半島における生け捕り個体の例では、メスの平均体重は 81.7kg ($n = 17$, $SD = 17.2$)、オスは 127.6kg ($n = 8$, $SD = 33.9$) であった (北海道環境科学研究センター 2004a)。北海道中央部の東に位置する浦幌町における生け捕り個体の例で

は、3頭の成獣メス (6~7歳) の平均体重は 104.7kg ($SD = 6.4$) であった (佐藤ほか 2004)。また北海道東部の知床半島におけるメス成獣の平均体重は 102.9kg ($n = 31$)、オス成獣は 192.4kg ($n = 7$) であった (小平ほか 2006)。なお、地域ごとに用いた捕獲用罠の大きさが異なるため、捕獲される個体の大きさに偏りが生じている可能性があることを考慮する必要がある。実測による野生個体の体重の最大記録は、2002年11月に知床の斜里町において捕殺されたオスの成獣で、400kg であった (仲村 2003)。これはのぼりべつクマ牧場の飼育個体におけるオス成獣の最大記録、440kg (Maeda and Ohdachi 1994) と較べても遜色のない重さである。体長、首廻り、胸回り、前掌幅、後足長など、体重以外の外部計測値については、報告例はわずかしかない (例えば、北海道環境科学研究センター 2004b、佐藤ほか 2004)。以上のように野外で捕獲された北海道産ヒグマの外部計測値の地理、年齢、季節、性による変異などに関する体系的な報告はなされておらず、今後の課題となっている。

のぼりべつクマ牧場における飼育下のヒグマにおけるオス成獣の最大記録は 440kg で、メス成獣のそれは 221kg である (Maeda and Ohdachi 1994)。もっともサンプル数の多い4~6歳の年齢クラスでは、メスの平均体重が 115.0kg、オスは 219.0kg であり、他の成獣の年齢クラスにおいても、オスはメスの約2倍程度の体重であった。外部計測値のうち、胸回りは体重と強い正の相関があり、体重の指標として有効であった。また、前掌の幅に関しては、成獣オス (4歳以上) と、メス (1歳以上) および若いオス (1~3歳) は、13.5cm を境に 9.3% の誤差で区別できることがわかった (Maeda and Ohdachi 1994)。

北海道において、ヒグマの頭骨サイズ (基底長) は南西部から北東部に向かって増加することが知られている (米田・阿部 1976; Ohdachi et al. 1992)。北海道のヒグマは5日間で 70km を移動した例が報告されており (早稲田 1999)、北海道の大きさ (約 78,400km²) を考えると、このように形態の明瞭な地域差が存在することは興味深い現象である。

後述するように、Matsushashi et al. (1999) は、北海道内

のヒグマのミトコンドリアのコントロール領域に3つのハプロタイプがあり、それぞれ南部（石狩低地帯以南）、中央部（石狩低地帯以東、釧路地域から道北地域）、東部（知床半島から阿寒地域）に偏在していることを明らかにした。Baryshnikov et al. (2004) は、これらの3つのハプロタイプ間で頭骨と歯の形態の比較を行った。その結果、南部のヒグマは小さく東部のものは大きいことがわかった。とりわけ東部の個体（国後、択捉島産のものを含む）は中央部や南部のものよりも有意に大きく、臼歯が小さく、幅広い顔面を持っていた。この研究により北海道内の頭骨形態の地理的変異には遺伝的な背景がある可能性が高くなった。

北海道内における頭骨形態の地理的変異の要因の一つとして Baryshnikov et al. (2004) は食物条件の違いを示唆した。一般的に食肉性のクマ類は雑食性や草食性のクマよりも小さい臼歯を持つ傾向がある（ただし食虫性のものよりも大きい）(Sacco and Van Valkenburgh 2004)。広い顔面と小さい臼歯を持つヒグマが生息する北海道東部地域では、大量のサケ・マスが河川に遡上する。また近年、この地域ではエゾシカ (*Cervus nippon*) の肉が重要な餌資源となっている (Sato et al. 2004, 2005a)。ただし、ヒグマの食物メニューは数十年の間でさえ大きく変動することが知られており (Ohdachi and Aoi 1987; Sato et al. 2004, 2005b)、食性の違いが形態の変異をもたらした要因であるかどうかの結論は容易に出せるものではない。北海道産ヒグマの頭骨形態の変異の進化的意味については今後、再検討を要する。

(大舘智氏, 釣賀一二三)

行動と生態

北海道のヒグマは春から夏にかけて高茎草本類を、秋には果実類を主に利用する植物質中心の雑食性であること、また動物質としてはアリやハチなどの昆虫類を夏に利用することが明らかにされている (Aoi 1985; 北海道 1987; Ohdachi and Aoi 1987; 山中・青井 1988)。ヒグマが採食する種数に関しては大雪山系で 50 種 (伊藤 2001)、知床半島で 75 種 (山中ほか 1985) などが報告されている。

1990 年代には駆除個体の試料を用いた全道レベルでの食性解析や、同一調査地における時代間の比較が実施され、特に 8～9 月にかけて農作物が広く利用されていること、北海道東部を中心にエゾシカの個体数が増加した結果を反映し、エゾシカの利用割合が増加していることが明らかとなった (Sato et al. 2004; Sato et al. 2005a)。

食性の地域性をもっともよくみられるのは、高茎草本類の栄養価が減少し、秋の主要採食資源である堅果や液果類

の成熟にはまだ早い晩夏 (8～9 月) である (佐藤 2005)。この季節に、高標高域が利用可能な地域では高山植物を、サケ科魚類が遡上する河川付近に生息していればそれら魚類を利用することができる。しかし現在の北海道の多くの地域で、ヒグマにとってこれらの資源は利用可能ではなく、代替資源として農作物が利用されており、これがヒグマの駆除の主要な原因の一つとなっている。

ヒグマにとって、冬眠に備え脂肪を蓄積する秋の採食資源は重要である。秋の主要採食資源である堅果類には年次変動があり、その変動にあわせた農作物利用割合の変化が報告されている (Sato and Endo 2006)。

北海道のヒグマの生活史に関する情報はまだ少ない。冬眠中に生まれた仔グマはその後母親と行動を共にし、次の冬には一緒に冬眠に入る。母親から独立するのは 1 歳半から 2 歳半にかけてであると考えられる (Mano and Tsubota 2002)。親と別れた後、オスは出生地から分散すると考えられているが、断片的な証拠が数例みられるのみである (小平ほか 2006)。交尾期は、飼育個体の観察から 4 月上旬から 7 月上旬であるとされる (坪田 1998)。この季節には頻繁な背擦り行動が観察されており、繁殖にともなう個体間のコミュニケーションの機能があると考えられている (佐藤 2004; Sato et al. 2005b)。生理的な繁殖可能年齢は、渡島半島地域の捕獲個体の分析によりメスで 4 歳、ただし 5 歳以下のメスは仔育てに失敗することが多いという結果が得られている (Mano and Tsubota 2002)。また、繁殖間隔は 2.3～3 年、一腹産子数は 6 歳以下で平均 1 頭、7 歳以上で平均 1.8 頭 (最大 3 頭) という結果が得られている (Mano and Tsubota 2002)。出生率は、知床半島でもっとも餌資源が豊富であると考えられるルシャ地区で、0.709～0.960/メス成獣・年という値が報告されている (小平ほか 2006)。

北海道に生息するヒグマの行動圏に関する本格的な研究は、1980 年代後半から渡島半島 (Mano 1994; 北海道環境科学センター 1996; 2000; 2004a)、知床半島 (山中ほか 1995)、苫小牧地域 (早稲田 1999)、浦幌地域 (Sato 2002; 小林 2004) で行われてきた。これらの結果から、メス成獣の行動圏はオス成獣より小さいこと、複数年続けてほぼ同じ地域を利用すること、行動圏は個体間で重複することなどが明らかとなった。また、最外郭法によるメス成獣の年間行動圏面積は、知床半島で 10～20km² 程度、渡島半島で 3～40km² 程度、浦幌地域で 30～40km² 程度と北米や北欧のヒグマに比べて小さい傾向にあり、また北海道内でも地域により差がみられることが明らかとなった。こうした差は、採食資源量や生息環境の違いなどを反映するものと考え

えられるが詳細に検討されていない。オス成獣については、行動圏が大きいことから連続して追跡された例が少ないが、苫小牧地域で追跡されたオス成獣の最外郭法による年間行動圏面積は300～500km²程度、知床半島では200～450km²程度という結果がある。

生息地利用の季節変化に関しては、夏に高標高地域を利用するという例（山中ほか 1995）や、森林内に生息している個体が夏に農地付近を利用するという例（Sato 2002）などが報告されている。選択的に利用する植生タイプに関する研究例もいくつかある（Mano 1994; 小林 2004; 横山 2005）。2000年代に入ると、GPSシステムを用いたテレメトリー調査の試行が渡島半島、知床半島で始まった（小平ほか 2004; 間野ほか 2005）。まだ十分な成果はまとめられていないが、今後の進展が期待される。

冬眠に関する研究では、まとまった成果は報告されていない。11月下旬から12月中旬にかけて冬眠に入り、3月下旬から4月下旬にかけて活動を開始するとされる。冬眠後の活動開始時期については、単独の成獣や亜成獣より仔連れメスの方が活動開始時期が遅いことが指摘されている（青井 1990; Mano 1995）。冬眠開始時期については、食物利用可能量が多い年に遅れると考えられている（間野 1995）が、実証的研究はなされていない。

冬眠には、斜面の樹木の下などに自ら掘った土穴を利用することが多いとされている（犬飼・門崎 1979; 大河ほか 1979）。岩穴（大河ほか 1979）や樹洞（小田 1989）を利用した冬眠穴も少数ではあるが観察例がある。

（佐藤喜和）

分子系統と遺伝学

近年の研究から、北海道のヒグマには異なる3系列の集団がみられ、それぞれ異所的に分布していることが明らかとなっている。Matsuhashi et al. (1999) は、北海道全域から捕獲されたヒグマのミトコンドリア DNA コントロール領域の分子系統地理学を分析した。その結果、17個のハプロタイプが検出され、ハプロタイプ間の遺伝距離に基づき高い信頼度をもって3つの系列（クラスター A、B、C と名づけた）に分類された。さらに、Matsuhashi et al. (1999) は、3つのクラスターが北海道において異所的に分布していることを見出した。つまり、クラスター A は北部と中央部（道北～道央）に、クラスター B は東部（道東）に、クラスター C は南部（道南）に分布していた（図 16.1.1）。各クラスターが分布する領域間の境界線は明瞭であった。クラスター A は9個のハプロタイプ（HB01-HB09）、クラ

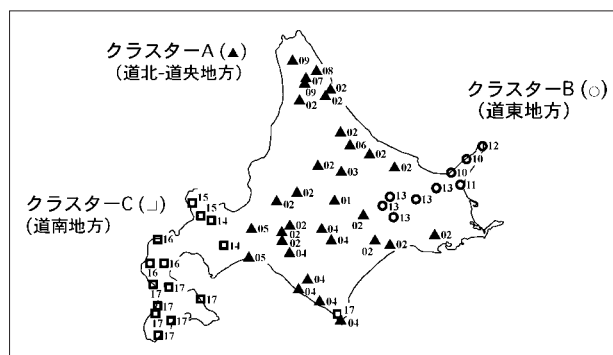


図16.1.1：北海道におけるヒグマのミトコンドリア DNA タイプの分布（Matsuhashi et al. 1999）

クラスター A（道北～道央地方に分布）の DNA タイプは三角、クラスター B（道東地方）は丸、クラスター C（道南地方）は四角で示す。記号横の番号は DNA タイプの番号を示す。

スター B は4個のハプロタイプ（HB10-HB13）、クラスター C は4個のハプロタイプ（HB14-HB17）で構成された。道北～道央に分布域をもつクラスター A において、HB01 から HB03 の3つのハプロタイプは広く分布し、HB04 は日高山脈に、HB05 は石狩低地帯に、そして、HB06 から HB09 は道北に特異的に分布していた。道東に分布域をもつクラスター B については、HB10 から HB12 が知床半島（2005年に世界自然遺産に登録された）に分布するのに対し、HB13 は内陸部に分布していた。道南に分布域をもつクラスター C では、HB14 から HB17 がそれぞれ北部から南部へと異所的に分布していた。

ミトコンドリア DNA コントロール領域の進化速度に基づいて計算すると、北海道ヒグマの3つのクラスターは今からおよそ30万年前に分岐したと推定される。これは、3クラスターが北海道においてではなく、アジア大陸において分岐したことを示唆している。各クラスターに所属するハプロタイプの分布域は分かれているので、クラスター内のハプロタイプの分岐という微小な進化は、各クラスターが大陸から北海道へ渡来した後に起こったものと考えられる。

北海道ヒグマ（Matsuhashi et al. 1999）、ヨーロッパ産ヒグマ（Taberlet and Bouvet 1994）および北米産ヒグマ（Waits et al. 1998）のミトコンドリア DNA データを合わせて、Matsuhashi et al. (2001) は世界に分布するヒグマの系統関係を再構築した。その結果、北海道中央部に広く分布するクラスター A は東ヨーロッパ系列に近縁であった。興味深いことに、北海道東部に局所的にみられるクラスター B は東アラスカグループと同系列であった。北海道南西部のクラスター C と同系列のヒグマはみつかっていない。以上の分子系統学的データに基づくと、日本列島周辺に形成された陸

橋を経た大陸から北海道へのヒグマの渡来が更新世において少なくとも3度あり、最初に渡来したのはクラスターC、次にクラスターB、そして最後にクラスターAであったと推定される。また、メスの定住性、冬眠、環境への生態的適応のような生物学的特性がこれらの特徴をもたらしたものと考えられる。ただし、北海道においては更新世のヒグマ化石が発掘されたことがないので、渡来の正確な時期を同定することは現時点では難しい。

釣賀ほか（1996）は澱粉ゲル電気泳動によりタンパク質の21遺伝子座を分析し、調べた北海道ヒグマにおいては多型が欠如していることを見出した。さらに、Tsuruga et al.（1994）はDNAフィンガープリント法により、ヒグマの知床半島集団と渡島半島集団では遺伝的多様性が低下していることを報告した。今後は、さらに広域にわたる北海道ヒグマの集団遺伝学的分析が、保全管理を目的とした状況把握のためにも必要である。

（増田隆一）

生 理

エゾヒグマの生理で最大の特徴は“冬眠”であるが、その生理機構についての研究はほとんど行われていない。しかし、彼らの繁殖生理が冬眠と関連しているので、その点について紹介する。

第一は、オスヒグマでの精子形成の再開が毎年冬眠中に起こっている点である。オスヒグマの生殖能力は交尾期を中心とした、ある限られた期間にしか高まらないことが知られている。この時、精巣内での精子形成も交尾期をはさんだ一時期にしか行われていない。エゾヒグマでは、飼育下（冬眠をさせていない）において、定期的な精巣の組織学的観察により、2月に精子形成再開の知見が得られている（Tsubota and Kanagawa 1989）。実際野生エゾヒグマでも、冬眠明け時期の3～5月に捕殺されたオスの精巣において活発な精子形成が観察されている。また、交尾期には活発な精子形成と雄性ホルモン（テストステロン）産生が観察されている（Tsubota et al. 1993）。

2番目に、メスの着床時期が冬眠に入る時期とほぼ一致するという点である。エゾヒグマの場合、交尾期はおおよそ5～7月であり、この時にメスの体内で受精が成立する（坪田ら 1985, 1986）。しかし、数ヶ月間、受精卵から分化した胚はその発育をほとんど止めてしまう。いわゆる着床遅延という現象で、種に固有の交尾期、胎子発育期間さらに出産期にあって妊娠期間を調整する（延長させる）ための生理メカニズムと考えられている。

エゾヒグマでは、9～11月に着床遅延中の胚が検出されており（Tsubota et al. 2001）、少なくとも11月下旬までの着床遅延は実証されている（Tsubota et al. 1987; Tsubota and Kanagawa 1993）。また、末梢血中性ホルモン濃度測定によりプロゲステロンが上昇する11月下旬～12月上旬に着床が起こると推定されている（Tsubota et al. 1987; 1992; 1994b）。飼育下ではあるが、胎子の発育は約2ヶ月で完了し（椿ほか 1986; Tsubota et al. 1987）、出産は1月中旬～2月上旬にみられる（Tsubota et al. 1994a）。

これまでの研究の結果から、エゾヒグマでは、冬眠前にどれだけ体脂肪を蓄積するかによって冬眠中の胎子発育、出産および哺育のプロセスが完結するか否かが決まってくると考えられている。したがって、冬眠前の彼らの栄養状態を知るための指標が求められている。これまでに体重、血液プロファイル、大腿骨骨髓内脂肪量、腎周囲脂肪量などについて調べられたことがあるが（北海道環境科学研究センター 1996）、確実に判定できる指標は得られていない。

エゾヒグマは、留意すべき地域個体群が積丹・恵庭（石狩西部）および天塩・増毛地域に存在する（環境省 2002；北海道 2001）ことから、将来、一旦減少した個体数を飼育下で増やして野生復帰させることもあり得るかもしれない。そこで、その時に備えて精液の採取と凍結保存（Ishikawa et al. 1998, 2002）および発情周期のモニタリング（Ishikawa et al. 2003）に関する研究がすでに始められている。

（坪田敏男）

生息状況

現在の分布

日本のヒグマは、津軽海峡以北の北海道に生息しており、北海道本島のほか国後、択捉の二島に分布している。この項では不法占拠により実質的にロシアの支配下にある国後、択捉二島を除いた北海道本島のヒグマについて述べる。

北海道は日本列島の北端に位置し、その面積は約78,400km²である。1978年より定期的なアンケート調査によって、北海道はヒグマの分布をモニタリングしている（北海道 1978; 北海道生活環境部自然保護課 1986; 北海道環境科学研究センター 1994, 2000, 2004a）。最新の調査は1997年に実施され、補足調査が2001～2002年に実施された。北海道を3,540個の5km×5kmの区画に分け、この区画単位でヒグマの生息の有無について、狩猟者や森林作業従事者などを対象として実施された。最新の調査結果によれば、生息情報の得られた区画は61%にあたる2,169区

画であった（図 16.1.2）（北海道環境科学研究センター 2004a）。

過去の分布

19 世紀末に北海道の近代開発が開始される以前には、ヒ

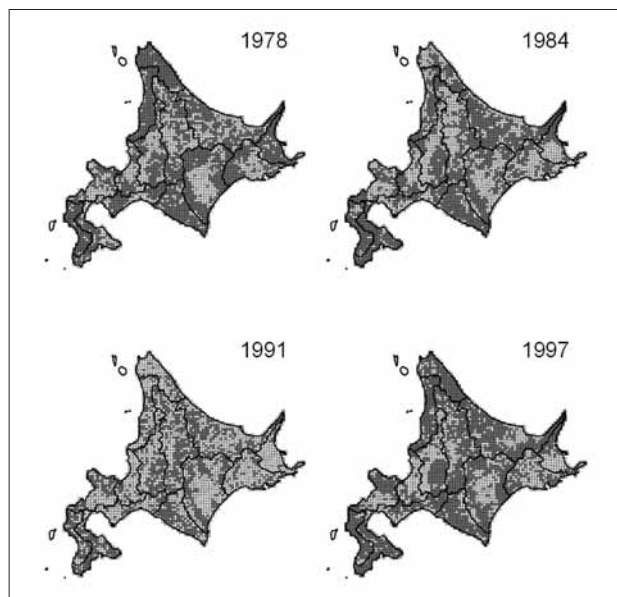


図16.1.2：5×5 km の区画単位で表示した、1978、1984、1991、1997年に実施した4回の分布調査によるヒグマの分布
灰色の区画は生息情報が得られた区画を示す。（北海道環境科学研究センター 2004b）から転載。

グマは海岸線や平野部を含む北海道のほぼ全域に分布していた。近代開拓の進展と共に、市街地、農耕地化した平野部から駆逐された。

生息数

北海道のヒグマの個体数については、20 世紀後半に3,000 頭という推定がなされた（芳賀 1967）。その後犬飼ほか（1985）は約 2,000 頭と推定した。狩猟者によるアンケート調査によって、地域別に積み上げた個体数の推定値は、下限値 1,771 頭、上限値 3,628 頭となっている（北海道環境科学研究センター 2000）。地域的には電波追跡調査やヘアトラップで採取した毛根の遺伝子分析などによる密度推定が実施されているが、全道を対象としてこのような野外調査は実施されていない。

捕獲数

北海道におけるヒグマの捕獲数は、17 年の欠落期間はあるものの、1873 年度から 1938 年度までの 66 年間と、第二次世界大戦後の 1945 年度以降記録されている。1873 年度から 1938 年度までの年間平均捕獲数は 315 頭であった。また、第二次世界大戦後、1960 年代までの捕獲数は約 500 頭で推移していたが、1970 年代以降減少し、1980 年代から 1990 年代には 200～300 頭水準になった。その後再び増加傾向にある（図 16.1.3）。

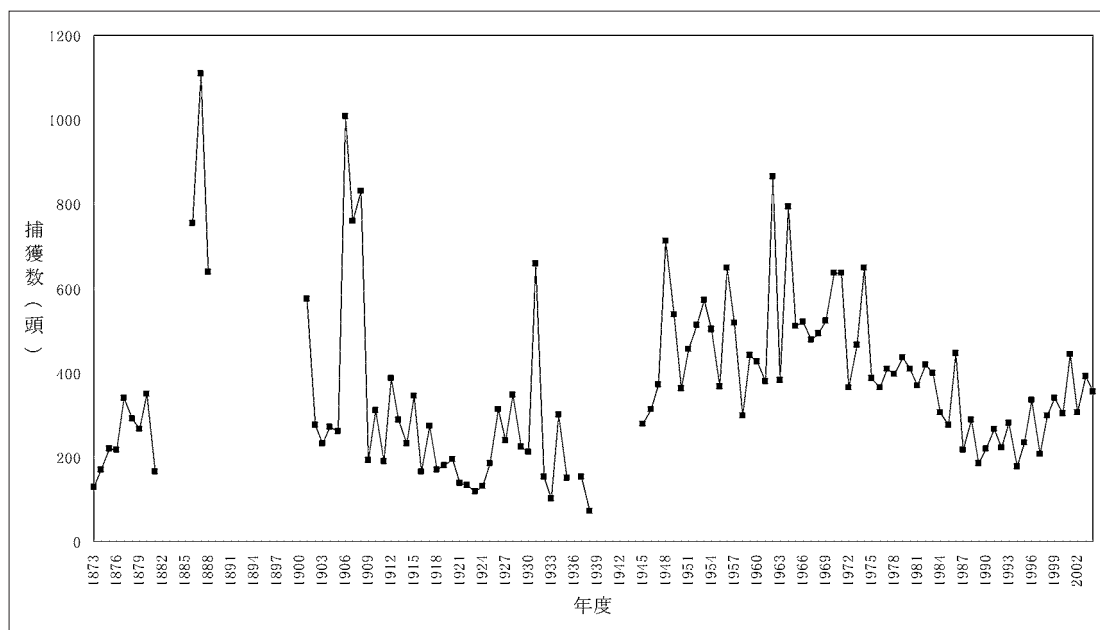


図16.1.3：1873年度から2004年度までの北海道におけるヒグマの捕獲数

生息地

ヒグマの分布は山岳地帯を中心にして農耕地や市街地との境界まで達している。また海岸線から標高 2,000m 以上の高山帯まで及んでいる。ヒグマの分布域を規定する最大の要因は森林の存在である（北海道環境科学研究センター 2004b）。北海道の森林は、全島面積 5,800km² の約 71% を占めるが、その大半が冷温帯性落葉広葉樹林あるいは混交林であり、特にこれらの森林がヒグマの生息にとって重要な役割を果たしていると考えられる。北海道の森林のうち、55% を国有林が、11% を道有林が、5% を市町村有林が、2% を大学演習林が占めており、公的機関による所有割合は全森林面積の 73% に達し、日本の都道府県で最も高い。森林の面積は 19 世紀末の近代開発以降、市街地、農耕地が増えたことによって減少した。その後も第二次大戦直後の入植と高度経済成長期の開発などによって減少は続いたが、1980 年代以降は変化していない。

第二次世界対戦後の経済復興の過程で、北海道の森林環境は大きく変化した。すなわち拡大造林政策による針葉樹人工林化である。この過程で、全森林面積の 27% にあたる 15,200km² が、カラマツやドドマツなどの人工林に置き換えられた。しかし、1980 年代以降は、人工林の増加はわずかとなっている。

日本では、ヒグマは狩猟獣であり狩猟の対象となっているが、原則として狩猟が禁止されている鳥獣保護区、自然環境保全地域、国立公園などの特別保護地域の重複地域を除いた地域の合計面積は 4,466km² であり、全北海道の面積の 5.7% を占めている。

（間野 勉）

保護管理の問題

人間との軋轢

ヒグマによる人身被害の発生頻度は 1960 年代から減少してきているが、現在も時折発生しており、過去 20 年間（1986 ～ 2005 年）では、8 人が死亡し、27 人が負傷している。これらの半数は狩猟者が襲われたものであり、ヒグマの有害捕獲や狩猟の際の事故である。残りの半数は魚釣り、山菜取りおよび森林作業の際に発生した被害である。狩猟者の事故を除くと、人間がヒグマと偶然に遭遇したこと、人間の食物を採食することを学習した個体によるもの、あるいは幼獣や獲物を守るため、といったことが被害の原因になっていると考えられる（北海道環境科学研究センター 2000; Herrero 1985）。これらの人身被害はヒグマに

対するイメージを悪化させ保護管理上の障害となることから、ヒグマの生態やヒグマとの付き合い方に関する正しい知識の普及に努め、ヒグマによる被害の危険を回避することが重要である。

ヒグマによる農業被害も深刻であり、雑食性であるヒグマは、トウモロコシ、ビート、果樹などさまざまな農作物の他、ウシ、ウマといった家畜やミツバチ（養蜂箱）に被害をもたらしている。被害金額は増加傾向にあり、最近では年間で約 1 億円に達している。被害金額には含まれていないが、ヒグマに対する恐怖心を原因とする農作業の中止や遅れなども問題である。ヒグマによる被害は夏の終わりに集中しているが、この時期は、それまでヒグマが採食していた草本類の栄養価が減少するとともに、秋の主な餌である堅果類や漿果類は未熟な状態である。そのため、ヒグマはさまざまなものを餌として利用する傾向にあり、この時期にちょうど実りを迎えている農作物を求めて畑に出てくるようになると考えられる（Tsuruga et al. 2002）。

これらの人身被害や農業被害の他に、有害捕獲の理由となる人間活動との軋轢として、人里へのヒグマの出没があげられる。北海道では、ヒグマの生息地に隣接した畑や住宅地が多く、このような地域では、ほとんどの人々がヒグマを恐ろしい猛獣だと考えている。このため、人里近くに出没したヒグマは人々に恐怖とストレスを与えることになる。特にヒグマが学校などの公共施設や市街地近くに出没したときには過剰反応を示すことが多く、最悪の場合、地域住民だけでなく、警察、狩猟者そしてマスコミを巻き込んだ騒ぎになる。ヒグマが出没する理由は、単なる移動や自然の餌を採食しに来る場合、あるいは人為的な食べ物やゴミに誘引される場合などさまざまである。しかし、ほとんどの場合、なぜヒグマが出没したのかが正しく判断されないままに、単に危険な状況として扱われているのが現状である。また、こうした軋轢には親離れしたばかりの若い個体が関わっていることが多い。彼らは好奇心旺盛で、何が危険であるかをまだ十分に理解していないことが、その原因と考えられる。駆除による捕殺の前に、非致死的な方法によって人間や人間が活動する場所を避けるように学習させることが重要である。

（早稲田宏一、釣賀一二三）

普及啓発

普及啓発は、人とヒグマの問題を防ぎ、北海道におけるヒグマの保全を進めるための重要な対策である。19 世紀末に日本人が北海道の開拓に乗り出して以来、人々はヒグ

マを恐れ続け、ヒグマによる一部の悲惨な被害はヒグマが恐ろしい猛獣であるというイメージを定着させた。このイメージは今でも人々の心の中に強く残っており、そのことが人とヒグマの軋轢の解決を困難にし、ときに不要なヒグマの捕殺を引き起こしている。

北海道内の普及啓発への取組みは、行政や各地の自然公園、NGOを中心とした民間団体によって行われている。1978年に研究者や狩猟者、学生、ジャーナリストなどによって設立されたヒグマの会は、1989年より地域住民が参加するヒグマフォーラムを全道各地で開催し、ヒグマに関する普及啓発を進めているが、十分な活動の広がりには至っていない。この他の取組みの多くは、パンフレットなどの出版物やインターネットを通しての情報提供であり、レクチャーのように積極的な教育活動は一部の民間団体で不定期に行われているだけである。また、学校教育を通して、ヒグマの生態を学ぶ場はほとんどない。そのため、ヒグマに関する正しい知識の普及は、自主的に情報収集する一部の人々に留まっており、全道レベルで広く浸透するまでには至っていない。

人々のヒグマに対する意識を高める第一歩は、科学的な調査に基づいたヒグマの行動や生態についての正しい情報に接する機会を増やすことである。これには出版物、パンフレット、テレビ、ラジオ、インターネットなどさまざまなメディアを巻き込むべきである。そのため、第一にメディアに関わる人々に正しく理解してもらった上で、彼らと協力しながら情報を発信することも重要なことである。最近、クマの研究者やNGOが取り組んでいるヒグマの生態に関するレクチャーやプログラムはさらに効果的である。こうした取組みは今のところ散発的にしか実施されていないが、将来は特に子どもを対象として学校教育の場で行われていくべきである。

ヒグマの生息地の近くで生活または労働をする人に対しては、ヒグマによる被害を防ぐための情報も提供する必要がある。農業被害は北海道のヒグマ保護管理における最も深刻な課題であり、被害の増加はヒグマ駆除に対する要望や駆除頭数の増加につながっている。そのため、特に農家に対しては農作物や家畜の被害を防ぐ方法を普及する必要がある。大規模で機械化された農業システムはヒグマから農作物を守ることを難しくしており、農家の多くはヒグマを殺すことが農作物を守るための一番よい方法だと考えている。電気牧柵や農地周辺の茂みを刈ること、あるいは収穫後の残りの作物をきれいに取り除くことなどの予防的な対策について農家への普及教育が必要である。こうした教

育は自衛意識を高め、農作物被害に関する人間とヒグマの軋轢を減らすことにもつながる。

ヒグマによる人身被害は、人々のヒグマへの態度を悪化させ、その後の駆除によるヒグマの死亡頭数を増やすことにつながる。そのため、ヒグマによる人身被害を防ぐことは、ヒグマとの共存を図る上で、農業被害の防止と同等に重要なことである。ヒグマによる人身被害は、ヒグマに関する正しい知識を持ち合わせて適切に対処することで回避できることが多く、特にヒグマの生息する野外で活動する人は、ヒグマとの遭遇や被害を回避するための方法をきちんと学ぶ必要がある。また、最近ヒグマの目撃件数が増加している地域では、より徹底した教育努力が必要である。

観光を主要な産業としている北海道では、観光客に対する教育も重要である。ヒグマは北海道の自然の象徴とされているが、野生のヒグマを見ることはとても難しい。しかし、北海道の北東端に位置する知床国立公園は、ヒグマが最も高密度で生息する地域の一つであり、観光客もヒグマを観察することができる。現状では、しばしば観光客とヒグマとの間に問題も発生しているが、こうした軋轢を適切に防ぐシステムを構築できれば、ヒグマの観察を通し、多くの人々に教育を行える可能性がある。このことは観光客にヒグマの真の姿を伝えるだけでなく、地域にヒグマの経済的な価値を生み出すことにもなる。

このように北海道の中でも、ヒグマと人が抱える問題はさまざまである。そのため、地域や季節的な条件、あるいは対象とする活動や人々の世代など、それぞれに応じたより効果的な普及啓発の活動を実施していくことが重要である。

(早稲田宏一、亀山明子)

提言

北海道のヒグマ保護管理の課題は、日本の野生動物保護管理の問題に行き着く。すなわち、保護管理責任の明確化である。

すでに述べたように、ヒグマをはじめとする野生生物は、日本では法的に無主物とされている。そして、鳥獣保護法による規制は、銃器やワナによる人身に対する危険性を除くことに主眼が置かれており、持続的な狩猟や多様性の保全といった観点に乏しかった。しかし、1998年の改正によって、科学的、計画的な保護管理を目指した特定鳥獣保護管理制度が設立され、北海道も2008年度からの法定計画によるヒグマの保護管理の開始を目指して作業を続けている。

さまざまな課題の中で最も根本的な事項として、

- 1) ヒグマの保護管理活動実施主体の明確化
- 2) ヒグマによる被害の防除活動の実施

の二点があげられる。

狩猟の対象となっているヒグマの捕獲許認可権限は、道知事にある。これまでのヒグマ対策では、北海道行政は駆除を含めた捕獲の許認可のみを実施し、実際の捕獲の必要性の判断や捕獲作業の実施は、ヒグマに関する知識や経験の乏しい市町村の林務行政担当者や、趣味の団体である猟友会の狩猟者に任されてきた。しかし、これではヒグマがいれば即駆除する以外に対策の選択肢はほとんどないこと、また、被害や問題に悩む地域社会に対して適切な保護管理の必要性や対策の指導をすることも困難なままである。このため、問題発生後に駆除すること一辺倒の対策が取られるままの姿で、北海道の近代開発以来 130 年以上の期間が過ぎている。

個体群管理のためには、狩猟、駆除による捕獲数を持続水準以下に管理するための方策が必要であるが、防除を実施せず、また、管理活動実施の主体や責任を曖昧にしたままでは、問題発生時には駆除による捕殺のみが実施され、ヒグマの捕獲数を規制することは困難である。このように、健全な個体群の存続を保障するために必要な人間社会の体制や制度の整備については、その必要性は指摘されているものの、具体的な取り組みについてはまったく目処が立っていない。

さらに、すでに述べたように、地域社会の過疎、狩猟者の高齢化と減少の進行により、これまでの駆除のみの対応をとり続けることも困難になる地域が発生しており、今後現行の駆除対策を継続することが困難になる地域が拡大することが予測される。狩猟者の減少は、社会経済環境の変化により、狩猟に対する魅力や関心を若い世代が失っていることによる。

また、北海道におけるヒグマと人間活動の軋轢の最大の要因は農業被害であり、温帯に生息するヒグマと人間活動との共存の課題を特徴づけている。これまではその都度駆除すること以上に、被害者や地域社会の関心はなかった。そして、駆除による捕獲で狩猟の欲求を満たす狩猟者と、単に狩猟者に駆除許可を発行するだけのもっとも安上がりの対応で済ませてきた行政との利害が一致してきたという現実がある。社会的にはヒグマを害獣と認識する以上の関心が極めて希薄であり、その害性を減少させるために必要な防除を図ることにも関心が低い現状を改善しなければならない。

以上のことから明らかなように、これまでの民間狩猟者

による駆除の実施に代わる、新たな危機管理対策を実施する体制を構築することが必要である。さらに、防除策やヒグマ生息地に隣接して生活する上で求められる適切な対応について、ねばり強く普及教育する必要がある。地域的にはヒグマの生息密度は非常に低くなったとはいえども、今なお北海道のおよそ 60% を占める森林のほぼ全域が、潜在的にヒグマの生息域となっていることから、北海道で生活するすべての人々にこのことは徹底される必要があるだろう。

さらに、北海道をはじめとして日本の野生生物保護管理活動を実施する上で必要な資金と人材の確保が未整理の問題として残っている。ヒグマのような大型野生哺乳類の調査研究や管理技術の専門家を養成するための教育カリキュラムの整備は極めて遅れている。また、実際の管理活動やモニタリングといったヒグマの保護管理活動に行政機関がどこまで関与するかについて、社会的な議論もほとんど進んでいない。

近年北海道では経済状態の悪化により、自然環境保全や野生生物保護管理に対する行政主導の対策や予算措置が困難になりつつあることから、例えば、観察による観光資源や狩猟対象としての価値を高め、その収入を保護管理活動に還元するためのしくみについて検討を進める必要があると考えられる。

(間野 勉)

引用文献

- Aoi T (1985) Seasonal change in food habits of ezo brown bear (*Ursus arctos yesoensis* LYDEKKER) in northern Hokkaido. Research Bulletin of Teshio Experimental Forest in Hokkaido University 42: 721-732.
- 青井俊樹 (1990) 北海道北部地方における狩猟と森林環境の変遷がヒグマの生息動態に与える影響. 北海道大学農学部演習林研究報告 47:249-298.
- Baryshnikov GF, Mano T, Masuda R (2004) Taxonomic differentiation of *Ursus arctos* (Carnivora, Ursidae) from south Okhotsk Sea islands on the basis of morphological analysis of skull and teeth. Russian Journal of Theriology 3:77-88.
- 芳賀良一 (1967) ヒグマの繁殖について. 帯広畜産大学学術研究報告 5: 37-44.
- Herrero S (1985) Bear Attacks: Their causes and avoidance. 287 pp. Nick Lyons Books, New York, NY.
- 北海道 (1978) 動物分布調査報告書 (哺乳類) 第 2 回自然環境保全基礎調査. 北海道, 札幌, 22pp.

- 北海道 (2001) 北海道レッドデータブック. 北海道, 札幌
北海道環境科学研究センター (1994) ヒグマ・エゾシカ分布調査報告書. 北海道環境科学研究センター, 札幌, 63+10pp.
- 北海道環境科学研究センター (1996) ヒグマ・エゾシカ生息実態調査報告書Ⅱ:野生動物分布等実態調査 (ヒグマ: 1991 - 1995 年度). 北海道環境科学研究センター, 札幌, 85pp.
- 北海道環境科学研究センター (2000) ヒグマ・エゾシカ生息実態調査報告書Ⅳ:野生動物分布等実態調査 (ヒグマ: 1991 - 1998 年度). 北海道環境科学研究センター, 札幌, 118+21pp.
- 北海道環境科学研究センター (2004a) 渡島半島地域ヒグマ対策推進事業調査研究報告書 (1999 ~ 2003 年度). 北海道環境科学研究センター, 札幌, 75+16pp.
- 北海道環境科学研究センター (2004b) 野生動物分布等実態調査報告書 (ヒグマ: 1999 ~ 2003 年度). 北海道環境科学研究センター, 札幌, 26+13pp.
- 北海道生活環境部自然保護課 (1986) 野生動物分布実態調査報告書ーヒグマ・エゾシカアンケート調査報告書ー. 北海道生活環境部自然保護課, 札幌, 115pp.
- 北海道生活環境部自然保護課 (1987) 野生動物分布実態調査報告書ーヒグマ生態等調査報告書ー. 北海道生活環境部自然保護課, 札幌, 75pp.
- 今泉古典 (1960) 原色日本哺乳類図鑑. 保育社, 大阪
- 犬飼哲夫, 門崎允昭 (1979) 北海道におけるヒグマの冬籠り穴について. 哺乳動物学雑誌 7: 280-299.
- 犬飼哲夫, 門崎允昭, 富川徹, 三上知也, 飯塚淳市, 畠山俊雄, 尾張邦彦 (1985) 北海道におけるヒグマの捕獲並びに生息実態について (Ⅱ). 北海道開拓記念館研究年報 13: 55-84.
- Ishikawa A, Matsui M, Sakamoto H, Katagiri S, Takahashi Y (2002) Cryopreservation of the semen collected by electroejaculation from the Hokkaido brown bear (*Ursus arctos yesoensis*). Journal of Veterinary Medical Science 64: 373-376.
- Ishikawa A, Matsui M, Tsuruga H, Sakamoto H, Takahashi Y (1998) Electroejaculation and semen characteristics of the captive Hokkaido brown bear (*Ursus arctos yesoensis*). Journal of Veterinary Medical Science 60: 965-968.
- Ishikawa A, Sakamoto H, Katagiri S, Takahashi Y (2003) Changes in sexual behavior and fecal steroid hormone concentrations during the breeding season in female Hokkaido brown bears (*Ursus arctos yesoensis*) under captive condition. Journal of Veterinary Medical Science 65: 99-102.
- 伊藤勇樹 (2001) 大雪山におけるエゾヒグマ (*Ursus arctos yesoensis*) の食性の再構築. Bears Japan 2:20-24.
- 環境省 (2002) 改訂・日本の絶滅のおそれのある野生生物? レッドデータブックー1. 哺乳類. 財団法人自然環境研究センター, 東京
- 小林由美 (2004) 北海道東部の浦幌町におけるメスヒグマの行動圏と環境利用. 帯広畜産大学環境科学科未発表卒業論文.
- 小平真佐夫, 岡田秀明, 山中正実 (2006) 観光, ヒグマ, 人の暮らし: 知床におけるヒグマ個体群動態・分散傾向とその管理. (D R McCullough 梶光一 山中正実編:世界自然遺産: 知床とイエローストーン: 野生をめぐるとの国立公園の物語) pp.238-242. 知床財団, 斜里.
- 小平真佐夫, 岡田秀明, 山中正実, 早稲田宏一, 間野勉 (2004) GPS テレメトリーヒグマ生態調査報告書. 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 (北海道) 報告書. pp.15-26. 環境省自然環境局生物多様性センター, 富士吉田.
- Maeda N, Ohdachi S (1994) Growth and body measurements of Hokkaido brown bear in captivity. pp.65-76. Proceedings of the Second East Asiatic Bear Conference.
- Mano T (1994) Home range and habitat use of brown bears in the southwestern Oshima Peninsula, Hokkaido. International Conference on Bear Research and Management 9: 319-325.
- 間野 勉 (1995) クマ類における冬眠の生態学的意味. 哺乳類科学 34: 160.
- Mano T (1995) Sex and age characteristics of harvested brown bears in the Oshima Peninsula, Japan. Journal of Wildlife Management 59: 199-204.
- 間野勉, 小平真佐夫, 岡田秀明, 山中正実 (2005) GPS テレメトリーヒグマ生態調査. 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 (北海道) 報告書. pp.4-11. 環境省自然環境局生物多様性センター, 富士吉田.
- Mano T, Tsubota, T (2002) Reproductive characteristics of brown bears on the Oshima Peninsula, Hokkaido, Japan. Journal of Mammalogy 83: 1026-1034.
- Matsuhashi T, Masuda R, Mano T, Yoshida MC (1999) Microevolution of the mitochondrial DNA control region in the Japanese brown bear (*Ursus arctos*) population. Molecular Biology and Evolution 16: 676-684.
- Matsuhashi T, Masuda R, Mano T, Murata K, Aiurzaniin A (2001) Phylogenetic relationships among worldwide populations of the brown bear *Ursus arctos*. Zoological Science 18: 1137-1143.
- 仲村昇 (2003) 斜里町における巨大ヒグマの捕獲記録につ

- いて. Bears Japan 4: 17-18.
- 小田 拓 (1989) 樹洞冬眠穴発見の巻. ヒグマ 27: 20-21.
- Ohdachi S, Aoi T (1987) Food habits of brown bears in Hokkaido, Japan. The International Conference of Bear Research and Management 7: 215-220.
- Ohdachi S, Aoi T, Mano T, Tsubota T (1992) Growth, sexual dimorphism, and geographical variation of skull dimensions of the brown bear *Ursus arctos* in Hokkaido. Journal of the Mammalogical Society of Japan 17: 27-47.
- 大河康隆, 田島裕志, 棚田英治 (1979) エゾヒグマ (*Ursus arctos yesoensis* LYDEKKER) の冬眠穴に関する研究. 新ひぐま通信 6: 37-51.
- Sacco T, Van Valkenburgh B (2004) Ecomorphological indicators of feeding behaviour in the bears (Carnivora: Ursidae). Journal of Zoology, London 263: 41-54.
- Sato Y (2002) An ecological study on human-bear conflicts in Urahoro, Hokkaido. Ph.D thesis. The University of Tokyo. 91pp.
- 佐藤喜和 (2004) ヒグマの背擦り. 浦幌町立博物館紀要 4: 11-16.
- 佐藤喜和 (2005) ヒグマの食性—地域による違いと年変動—. 哺乳類科学 45: 79-84.
- Sato Y, Aoi T, Kaji K, Takatsuki S (2004) Temporal changes in the population density and diet of brown bears in eastern Hokkaido, Japan. Mammal Study 29: 47-53.
- Sato Y, Endo M (2006) Relationship between crop use by brown bears and *Quercus crispula* acorn production in Furano, central Hokkaido, Japan. Mammal Study 31: 93-104.
- 佐藤喜和, 樋口由香, 小林由美, 浦田 剛, 石川明子, 佐藤健二 (2004) 浦幌町におけるヒグマ捕獲・計測記録. 浦幌町立博物館紀要 4: 17-19.
- Sato Y, Mano T, Takatsuki S (2005a) Stomach contents of brown bears *Ursus arctos* in Hokkaido, Japan. Wildlife Biology 11: 133-144.
- Sato Y, Taira R, Mori Y (2005b) Tree rubbing by Hokkaido brown bears: seasonal changes in frequency, differences between genders, and a role of immigrants. Abstracts of 16th International Conference on Bear Research and Management: 144.
- Taberlet P, Bouvet J (1994) Mitochondrial DNA polymorphism, phylogeography, and conservation genetics of the brown bear *Ursus arctos* in Europe. Proceedings of Royal Society of London B 255: 195-200.
- 椿茂, 戸尾祺明彦, 坪田敏男, 高橋芳幸, 金川弘司 (1986) エゾヒグマ胎子の超音波断層像について. 家畜繁殖学雑誌 31: 90-92.
- 坪田敏男 (1998) 哺乳類の生物学③生理. 東京大学出版会, 東京, 125pp.
- 坪田敏男, 金川弘司 (1986) 少数飼育下におけるエゾヒグマの性行動. 家畜繁殖学雑誌 32: 184-187.
- Tsubota T, Kanagawa H (1989) Annual changes in serum testosterone levels and spermatogenesis in the Hokkaido brown bear, *Ursus arctos yesoensis*. Journal of Mammalogical Society of Japan 14: 11-17.
- Tsubota T, Kanagawa H (1993) Morphological characteristics of the ovary, uterus and embryo during the delayed implantation period in the Hokkaido brown bear (*Ursus arctos yesoensis*). Journal of Reproduction and Development 39: 325-331.
- 坪田敏男, 金川弘司, 高橋健一, 安江 健, 福永重治 (1985) エゾヒグマの飼育条件下における性行動の観察. 家畜繁殖学雑誌 31: 203-210.
- Tsubota T, Kanagawa H, Yamamoto K, Mano T, Yamanaka M, Kita I, Tiba T (1992) Serum progesterone concentrations using P-EIA kit in captive and free-ranging Hokkaido brown bears, *Ursus arctos yesoensis*. Journal of Veterinary Medical Science 54: 1-5.
- Tsubota T, Maeda N, Kanagawa H (1994a) Parturition and post-natal development in the captive Hokkaido brown bear, *Ursus arctos yesoensis*. Journal of Mammalogical Society of Japan 19: 75-82.
- Tsubota T, Nitta H, Osawa Y, Mason JI, Kita I, Tiba T Bahr JM (1993) Immunolocalization of steroidogenic enzymes, P450scc, 3 β -HSD, P450c17 and P450arom in the Hokkaido brown bear (*Ursus arctos yesoensis*) testis. General and Comparative Endocrinology 92: 439-444.
- Tsubota T, Nitta H, Osawa Y, Mason JI, Kita I, Tiba T, Bahr JM (1994b) Immunolocalization of steroidogenic enzymes, P450scc, 3 β HSD, P450c17 and P450arom in the corpus luteum of the Hokkaido brown bear (*Ursus arctos yesoensis*) in relation to delayed implantation. Journal of Reproductive Fertility 101: 557-561.
- Tsubota T, Takahashi Y, Kanagawa H (1987) Changes in serum progesterone levels and growth of fetuses in Hokkaido brown bears. International Conference on Bear Research and Management 7: 355-358.
- Tsubota T, Taki S, Nakayama K, Mason J I, Kominami S, Harada N, Kta I (2001) Immunolocalization of steroidogenic enzymes in the corpus luteum and the placenta of the Japanese black bear, *Ursus thibetanus japonicus*, during pregnancy. Reproduction 121: 587-594.

- Tsuruga H, Mano T, Yamanaka M and Kanagawa H (1994) Estimate of genetic variations in Hokkaido brown bears (*Ursus arctos yesoensis*) by DNA fingerprinting. Japanese Journal of Veterinary Research 42: 127-136.
- 釣賀一二三, 間野勉, 山野秀二, 金川弘司 (1996) 北海道のヒグマ (*Ursus arctos yesoensis*) におけるタンパク質多型の欠如. 哺乳類科学 36:59-62.
- Tsuruga H, Sato Y, Mano T (2002) Management of brown bears in Hokkaido, Japan. Document of 4th work shop, The Northern Forum Brown Bear Working Group (<http://www.northernforum.org>)
- Waits LP, Talbot SL, Ward RH, Shields GF (1998) Mitochondrial DNA phylogeography of the North American brown bear and implications for conservation. Conservation Biology 12: 408-417.
- 早稲田宏一 (1999) 北海道苫小牧地方におけるオスヒグマの行動様式と生息地利用の解析. 北海道大学大学院地球環境科学研究科未発表修士論文.
- 山中正実, 青井俊樹 (1988) ヒグマ. (大泰司紀之 中川元 編著: 知床の動物) pp.181-224. 北海道大学図書刊行会, 札幌.
- 山中正実, 岡田秀明, 増田泰, 釣賀一二三, 梶光一 (1995) 知床半島におけるヒグマの生息環境とその規模に関する研究. 平成6年度科学技術庁委託調査研究報告 自然度の高い生態系の保全を考慮した流域管理に関するランドスケープエコロジー的研究, pp.122-130. (財)北海道森林技術センター, 札幌.
- 山中正実, 安江 健, 大泰司紀之 (1985) 知床半島遠音別岳原生自然環境保全地域および周辺地域におけるヒグマの生息状況. pp333-357. 遠音別岳原生自然環境保全地域調査報告書, 環境庁自然保護局, 東京.
- 横山嶺央 (2005) ヒグマ (*Ursus arctos yesoensis*) における食性の季節変化の決定要因—餌の量と質に注目して—. 北海道大学大学院農学研究科未発表修士論文.
- 米田政明, 阿部永 (1976) エゾヒグマ (*Ursus arctos yesoensis*) の頭骨における性的二型および地理的変異について. 北海道大学農学部邦文紀要 9: 265-276.

16.2 日本のツキノワグマの生息状況

大井 徹¹, 山崎晃司² (編)

¹ 森林総合研究所関西支所

² 茨城県自然博物館

日本では、本州以南にツキノワグマが生息する。このツキノワグマは、かつては食糧、薬用などの資源としてかなりの数が狩猟対象となった。また、農林業被害、人身被害など人間との軋轢により、生息地のいたるところで、有害捕獲が行われてきた。そのような捕獲の影響は、本州西部、四国、九州で深刻である。また、ツキノワグマの生息地は変化しており、人間との軋轢の原因となっている。日本で、人間とツキノワグマとの共存を達成するためには、1)人口減少など変化する社会状況の将来も見すえて人間側が適正な土地利用を達成し、地域の状況にあった動物の保護管理の目標をたて施策を実行すること、2) 国民から十分な理解と支援を受けつつ野生動物の保護管理システムを作り出すこと、が必要である。日本では、現在、この目標を達成するための努力がNGOなどを中心に続けられている。

生物学的特徴

分類と形態

ニホンツキノワグマ *Ursus thibetanus japonicus* Schlegel, 1857 はツキノワグマ (アジアクロクマ、ヒマラヤグマ) *Ursus thibetanus* G. Cuvier, 1823 の1亜種である (Wozencraft 2005)。日本列島の本州、四国、九州に分布していたが、このうち九州では絶滅したと考えられている (阿部 2005)。本亜種の外部形態の特徴は、他の亜種よりも小型で、吻部が黒っぽく、頬部の長い毛がないことと報告されている (Sclater 1862, Pocock 1932)。なお、頭胴長は120～145cm、体重は70～120kgである (阿部 2005)。

Pocock (1932) は、ニホンツキノワグマ成体2個体の頭骨を他の亜種と比較した上で、7亜種の中でもっとも小型であると報告している。しかし、Pocock が記述したニホンツキノワグマの頭骨最大長は、石川県と岩手県から報告された計測値 (野崎・水野 1986, Amano et al. 2004) の範囲内に収まるものの、その中でも小型のものに相当した。さらに、石川県と岩手県から報告されたニホンツキノワグマの頭骨最大長の計測値は、Pocock が記述している台湾産亜種のタイワンツキノワグマ *U. t. formosanus*、西アジア産

種のバロチスタンツキノワグマ *U. t. gedrosianus*、中国産亜種のシセンツキノワグマ *U. t. moupinensis* の計測値と重なる。これらのことは、ニホンツキノワグマの頭骨のサイズがこれらの亜種と同程度である可能性を示している。したがって、ニホンツキノワグマを含むツキノワグマの亜種の分類は再検討の必要があり、日本列島や大陸を含む地域において遺伝子や形態の比較をより詳細に行うことが望まれる。

ニホンツキノワグマについて、性差や成長も研究されている。多くの頭骨の計測値では、オスの方がメスより大きいことがいくつかの研究より報告されている (門崎ら 1986, 1987, 1988, 1989, 1990; 野崎・水野 1986; Amano et al. 2004)。石川県産の標本を調査した野崎・水野 (1986) は、頭骨のほとんどの部位の計測値は雌雄ともに6歳まで、上顎の犬歯の計測値は4歳まで、犬歯の重量は5歳までに成長が止まると報告している。岩手県産の標本を調査した Amano et al. (2004) は、頭骨のほとんどの部位の計測値は、オスは5歳、メスは4歳までに増加が止まり、臼歯列長は永久歯が萌出する1歳で成熟時のサイズに達すると報告している。

地理的変異に関しても、頭骨を用いて研究が行われている (Amano et al. 2004)。この研究では、岩手県の北上川の西岸 (奥羽山脈) と東岸 (北上山地) の地域集団間で、頭骨の横幅や咀嚼に関する計測値、特に臼歯列長や口蓋骨長が顕著に異なることが明らかになった。このことは、もっとも近い地点間でたった5kmしか離れていない2地域間でも、クマの遺伝的交流が非常に低頻度であることを示唆している。近畿地方でも由良川を境にクマの遺伝的分化が認められるとともに (Saitoh et al. 2001; Ishibashi and Saitoh 2004)、形態的分化も生じていること (天野ほか 2001) が報告されている。これらの結果は、日本の他の地域でも同様に形態的分化をとまなうような個体群の分断が起こっている可能性を示唆している。本亜種における個体群の分断の状況を明らかにするためにも、分布域全体にわたって、地域間の形態的変異や遺伝的変異を調査していく必要がある。

(下稲葉さやか)

行動と生態

食性は雑食であるが、植物に偏っており、もっともよく利用される食物は季節によって異なる（橋本・高槻 1997）。春は草本や樹木の若葉、新芽、利用できるときは前年の秋に落下した堅果類を食べる。夏は、樹木の葉や草本類、漿果類、ハチやアリなどの社会（コロニー）性の無脊椎動物など、多様な品目を採食する。秋は果実が主食で、中部日本ではブナ（*Fagus crenata*）やミズナラ（*Quercus crispula*）といったブナ科の堅果類が主食である（橋本・高槻 1997）。ニホンツキノワグマの分布はブナやミズナラを中心とした落葉広葉樹林と重なっていることから（花井 1980）、中部本州以外の地域についてもブナ科の堅果類は重要な食物と考えられる。中部日本を中心に行われた定量的な食性研究によれば、特に秋の食物となるブナ科堅果類は生産量の年変動が大きく、その結果、採食される食物の種類の変動も大きかった（Hashimoto et al. 2003; 溝口ほか 1996）。また、秋の主食は森林の樹種構成が異なる太平洋側と日本海側とは異なり、太平洋側ではミズナラが（Hashimoto et al. 2003）、日本海側ではブナが主食であった（溝口ほか 1996）。

ニホンツキノワグマは食物のなくなる冬には穴ごもりをする。穴ごもりには大径木の樹洞や根上がり部、岩の裂け目など、まれに掘った穴などが利用される（羽澄 2000）。穴ごもりに入る時期は地域によっても異なるが、11月上旬から12月下旬といわれている。メスはこの穴ごもり中に出産する（坪田 2000）。出産する時期は飼育下では1月下旬から2月上旬であり（阿仁クマ牧場 未発表）、野外でもおおむねその頃と考えられる。

3月下旬より雪の上に足跡が目撃され始め、この頃より穴ごもりから出てくると考えられる。オスとメスとでは時期は異なるとみられ、出産しないメスは4月下旬から5月上旬まで穴の周辺におり、出産したメスはさらに約1ヶ月遅い（橋本 未発表）。

交尾期は飼育下では6～8月で（山本ほか 1998）、野外でも同様と考えられる。太平洋側ではミズナラの豊作年の翌年に、日本海側ではブナの豊作年の翌年には出産率が高まると推測されることから（Hashimoto 2003）、繁殖は秋の栄養状態によって影響されると考えられる。

このように季節変化、年次変化する食物を求める結果、行動圏面積は変化する。生息地の地形が急峻なため行動圏利用についてはまだ断片的な記載が多いものの、テレメトリ調査により年間行動圏はオス 40～100km²、メスは 20～50km² と推定されている（例えば、Hazumi and Maruyama 1986, 1987）。メスについては夏（8月）に行動圏面積が広

がり、秋（9～11月）には狭まる例がある（Hashimoto 2003）。また、中部山岳地帯では、季節に応じて利用する標高が顕著に異なる例が報告されている（Izumiyama and Shiraishi 2004）。年次変化については十分な報告はない。現在は衛星テレメトリ法が普及しはじめ、情報が蓄積されはじめている。

1日の活動性については、黎明薄暮時に活発に活動することを示した断片的な事例はあるが（米田 1991）、これも季節変化する可能性がある。また、ゴミをあさるクマは夜行性になるなど活動性は人間の影響でも変化する。

（橋本幸彦）

遺伝学

ミトコンドリア DNA の塩基配列の解析によると、ツキノワグマは 200～350 万年前にアメリカクロクマ、ヒグマ、マレーグマとの共通祖先から分岐したと考えられている（Waits et al. 1999）。日本への渡来は 30～50 万年前と推測されており（Dobson and Kawamura 1998）、現在では地域ごとに遺伝的分化が生じている可能性がある（内山 1998; Saitoh et al. 2001; Ishibashi and Saitoh 2004）。

ミトコンドリア DNA の解析からは、本州西部に残る 4 つの地域個体群では、京都の由良川を境に西側（西中国・東中国・北近畿西部）と東側（北近畿東部）とで遺伝子タイプの系統が異なることがわかっている（Ishibashi and Saitoh 2004）。これは第四紀の最終氷期において、異なる生息地で生き残った系統が、氷期後に再び分布を拡げて北近畿地域において接するようになった結果であると推測されている。このようなミトコンドリア DNA タイプの過去の分布パターンが現在にまで維持されている要因として、メスが出生地近くに留まって繁殖する、すなわち分散傾向が低いことがあげられる。一方、オスについては、低い頻度ではあるが、由良川を挟んで存在する二つの個体群の一方のミトコンドリア DNA タイプをもつ個体が、その反対側で見つかっており、川を越えて移動している可能性が示唆されている。

マイクロサテライト DNA の解析によると、由良川より西側の 3 個体群（西中国・東中国・北近畿西部）は、本州中部の大きな個体群と連続していると考えられる北近畿東部個体群に比べ遺伝的多様性が低い。また、これら本州西部の 4 個体群の間で遺伝的分化が大きいことがわかっている（Saitoh et al. 2001）。このことは、過去の遺伝的浮動や近親交配の影響（Ishibashi and Saitoh 2004）、近年の孤立小型集団化の影響（Saitoh et al. 2001）を示唆している。このよ

うな遺伝的多様性の消失は、地域個体群の絶滅を導く可能性があり、同じく孤立小集団化している下北、四国、紀伊個体群でも懸念されている。

(大西尚樹)

生 理

ニホンツキノワグマの生理で最大の特徴は冬眠であるが、冬眠に入るきっかけ、冬眠中の生理状態など未解明な点が多い。また、性成熟年齢は、オスで2～4歳（小松ほか1994）、メスで4歳（片山ほか1996）だが、繁殖も冬眠と関係があると考えられる。オスの生殖能力は交尾期を中心とした、ある限られた期間にしか高まらないことが知られているが（Komatsu et al. 1996, 1997b; Okano et al. 2003）、交尾期後に停止した精子形成は冬眠中の3月に再開されることが確認されている（Komatsu et al. 1997a; Weng et al. 2006）。

また、胚の着床時期が冬眠に入る時期とほぼ一致するという点にも繁殖と冬眠の関係が認められる。ニホンツキノワグマの場合、交尾期はおおよそ6～8月であり、この時にメスの体内で受精が成立する（山本ほか1998）。しかし、数カ月間、受精卵から分化した胚はその発育をほとんど止めてしまう。この着床遅延という現象は、種固有の交尾期、胎子発育期間、出産期にあわせて妊娠期間を調整する（延長させる）ための生理メカニズムと考えられている。

ニホンツキノワグマでは、8月に着床遅延中の胚が検出されており（Tsubota et al. 2001）、少なくともこの時期までの着床遅延が実証されている。また、血中性ホルモン濃度測定により11～12月に着床が起これと推定されている（Sato et al. 2000a, 2001）。飼育下ではあるが、出産は1～2月にみられ、その後冬眠しながら泌乳・哺育を行っていることが観察されている（Sato et al. 2000b; Urashima et al. 1999, 2004）。

これまでの研究の結果から、ツキノワグマでは、冬眠前にどれだけ体脂肪を蓄積するかによって冬眠中の着床、胎子発育、出産および哺育が成功するか否かが決まってくると考えられている（坪田ら1998）。

ニホンツキノワグマは、主に西日本に絶滅に留意すべき地域個体群が存在することから、将来、減少した個体数を飼育下で増やして野生復帰させることもあり得る。そこで、その時に備えて精液の採取（Kojima et al. 2001; Okano et al. 2006）、保存（Okano et al. 2004）、人工授精法など人工繁殖の技術確立に向けた研究が開始されている。

(坪田敏男)

生息状況

分布の変化

ツキノワグマは、かつて本州・四国・九州の全域に広く分布していたが、人間の勢力が拡大する中で分布を後退させてきた。特に社会が高度経済成長をはじめる1950年代以降の人口増加と土地利用の拡大は、ツキノワグマの分布をもっとも縮小させたと考えられる。小さな島国（約37万km²）に1億2千万人以上の人間が生活するにいたった過程で、限られた平地（約30%）は農地や市街地に変わった。残りの山地（約70%）も、戦後の復興のために推進された拡大造林政策によって奥地まで伐採され、スギ、ヒノキ、カラマツといった針葉樹の一斉造林地に転換された。こうして広葉樹林に依存するツキノワグマの生息環境は急速に攪乱され、減少した。

分布が後退したもう一つの理由として捕獲があげられる。人間の土地利用が進む中で、ツキノワグマによる農林業の被害が増加し、その対策としての有害捕獲が積極的に実施された。特に、中部以西の林業の盛んな地方では、ツキノワグマによる造林木の樹皮剥ぎ被害（クマハギ）の対策として、多数の箱ワナを山中に置いて、ツキノワグマの根絶を目指した積極的な捕獲が行われた。そのため、四国や紀伊半島のように、もともと孤立して生息していたツキノワグマは、絶滅の危機に陥った。

ところで、日本の高度経済成長は工業化によって進められたため、労働力は都会へと移り、山間部では過疎が進行した。その影響は1990年代以降に深刻なものとなり、農山村の労働人口が激減し、農地や林地の多くが放置されるようになった。また、狩猟者の数も減少の一途をたどっている。こうした背景によって、現在、奥山に押し込められてきたツキノワグマを含めた野生動物の多くは全国的に分布を回復させている（環境省自然環境局生物多様性センター2004）（図16.2.1）。日本人と野生動物の関係は新たな段階へ移行しようとしている。

(羽澄俊裕)

レッドデータブックの個体群（環境省編2002）

九州：1940年代には絶滅したと考えられている。1987年に大分県祖母山でツキノワグマが捕獲されたが、野生のクマであることについては疑問視され、その後、確かなクマの生息情報はない。

四国：伝統的な林業地である四国では、クマハギ対策のため1970年代以降に箱ワナを用いた徹底した有害捕獲が

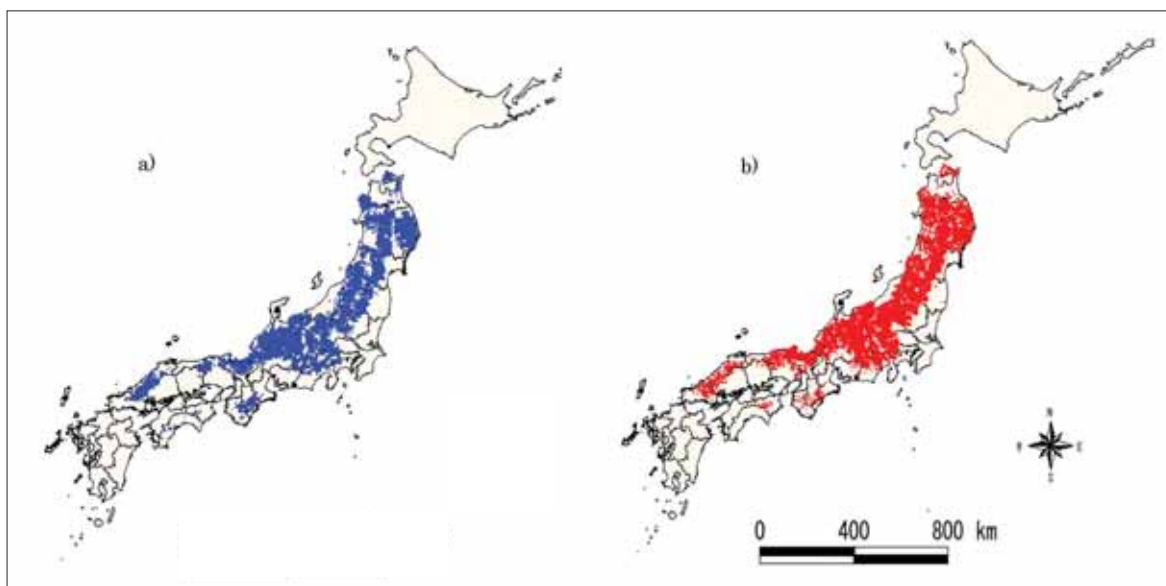


図16.2.1：1978年（a）と2003年（b）におけるツキノワグマの分布。

本州、四国に生息するが、九州では数十年前に絶滅した。色付きの部分は、5 km 四方のメッシュで整理されたクマの分布域。環境省自然環境局生物多様性センター（2004）のデータを一部改変した。

行われ、急速に衰退した。現在、NPO 法人四国自然史科学研究センターなどによる調査が行われているが、危機的状況にある。

中国地方：山口、広島、島根の3県にまたがる西中国山地と、鳥取、岡山、兵庫の3県にまたがる氷ノ山山地の2つの個体群が100kmほど離れて存在する。現在、両者の中間の地域でツキノワグマの生息情報が増加しており、連続性が回復する兆しが見えてきた。ただし、山が浅いために、人間との衝突が多く、有害捕獲が行われるとともに、イノシシ用のくくりワナにクマが誤って捕獲される例が多く発生し、危機的状況は依然として続いている。

紀伊半島：伝統的林業地帯の三重、奈良、和歌山3県にまたがる急峻な山域に分布する。かつて、クマによる樹皮剥ぎ被害の対策として、箱ワナによる積極的な有害捕獲が行われてきた結果、危機的な状況にある。近年、有害捕獲は抑制されているが、危機的状況は改善されていない。

下北半島：分布の北限地域であるにもかかわらず、半島の付け根の幅の狭い部分の開発によって古くから孤立している。危機的状況は改善されていない。

（羽澄俊裕）

生息数

ツキノワグマは地形が急峻で、植生が密な雪の多い場所を中心に生息している。また、単独で広域的に行動するの

で、その密度指標を得るのは大変難しい。そうした中で、東北や北陸の自治体では、1960年代から1980年代にかけて、伝統的狩猟法を応用して、残雪期（春）の目視による密度調査を実施してきた。そうした結果を参考に、環境省は、全国のツキノワグマの生息数を8,400頭から12,600頭としている（自然環境研究センター 2000）。しかし、自治体によって調査法が異なることや、各調査の結果があくまで密度の指標であることからすると、全国の生息数の議論を行うことは現段階では困難である。また、自然環境保全基礎調査で示された、最近の25年間の分布拡大を考えると（環境省自然保護局生物多様性センター 2004）、21世紀以降の個体数については、新たな調査が必要であると考えられる。

（羽澄俊裕）

捕獲数

全国的に猟期（11月15日～2月15日）の狩猟で捕獲されるツキノワグマは500頭ほどである。被害対策として有害捕獲によって捕獲される数は1,000～2,500頭と毎年大きく変動しつつ推移している（環境省鳥獣統計より）（図16.2.2）。

日本の狩猟者人口はすでに20万人をきっており、もっとも多かった1970年代の5分の2以下となっている。また、そのほとんどは高齢者である。したがって、狩猟による捕

獲数は今後もますます減少していくと考えられる。その一方で、ツキノワグマの分布の拡大にともない、里山付近を利用するツキノワグマが増え、農地や市街地にまで出没する個体が各地で増加している。したがって、今後、有害捕獲頭数も増加する恐れがある。

(羽澄俊裕)

人間との軋轢

人間とツキノワグマとの軋轢は、人身事故と農林業被害の2つに大きく分けられ、そのいずれも増加傾向にある。日本の中でも人身被害が多い東北地方に位置する岩手県の例をみると、1993年から被害増加が目立ち(図16.2.3)、1980年から1992年までの13年間の年間平均被害者数は5.0人であったのに対し、2005年までの13年間の年間平均被害者人数は11.4人であった。

農作物被害も増加傾向にある。2003年の農林水産省生産局の集計によれば動物別被害量(重量)では第4位、被害金額では第3位に位置している。クマによる被害量(重量)は、1995年から急増し、その年以降1997、2000年を除いて毎年1万トンを越している(図16.2.4)。また被害金額でも毎年3億円から4億円のレベルで推移している。これらの被害発生地では、その対応策としてドラム缶罠などによる有害捕獲が夏から秋にかけて行われている。

また、何年かおきに生じる秋の食物の凶作年にはクマが人里へ大量出没し、被害も著しく増加することが知られている。なかでも2004年の西日本を中心とする人里へのクマ出没はこれまでにない数で、この年だけでも99件の人身

事故が発生した(2名死亡)。その前年および前々年の2002～2003年の合計は51件(自然環境研究センター2005)であった。また、翌年の2005年は、全国的に出没、捕獲数とも低いレベルであった。たとえば2004年に大変騒がれた富山県の例でみると、有害捕獲数は121頭から26頭に激減している(富山県自然保護課 未発表)。この年は、ブナの堅果など秋の食物が豊作であった。

一方、1960年代から西日本で被害が目立ちだしたスギなどの造林木の樹皮剥ぎ被害は、現在も年間400～500ha程度の規模で発生が続いている(図16.2.5)。この被害は、最近では東日本に拡大する傾向がある。

人間とクマとの軋轢の大きな原因の一つは、日本の土地利用の特徴にあると考えられる。わが国では森林が国土の70%を占め、農地や住宅地と周辺の森林が複雑かつモザイク状に入り混じっているところが多いため、クマの被害が発生する恐れのある場所が多い。さらに、森林の状況は近年変化し、クマの行動圏の変化と被害の発生につながっている可能性がある。加えて、近年の狩猟者の急速な減少および高齢化などによる狩猟圧の低下も関係している可能性がある。こういったことの実態を一つ一つ解明し、必要な対策を実施しない限り、わが国における人間とクマとの軋轢は減少しないと思われる。

(青井俊樹)

生息地の現状

日本の森林の状況は、大きく変化している。わが国は第二次大戦後、戦争によって荒廃した森林を再生させ、木材資源量の増大をはかるために積極的に人工造林を推進して

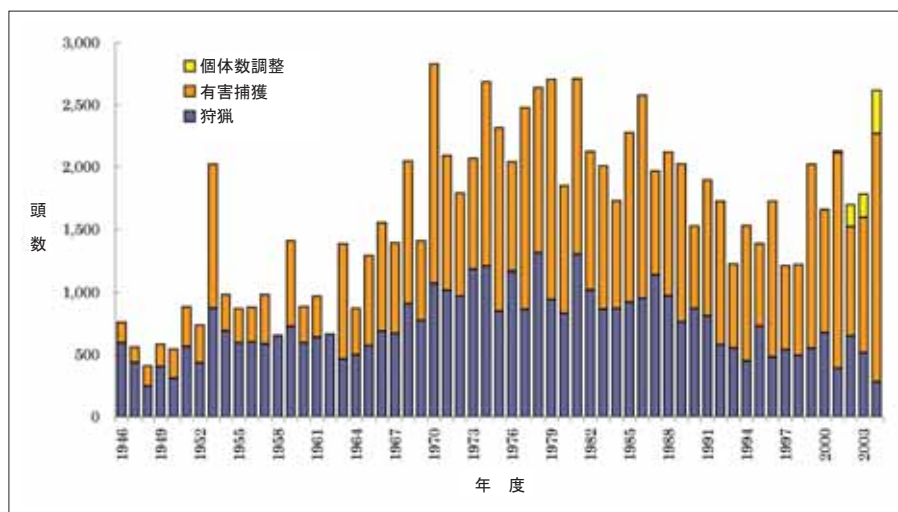


図16.2.2：1946年から2004年にかけてのツキノワグマの捕獲頭数の年変化。
1958年度と1962年度の有害捕獲頭数は欠損。

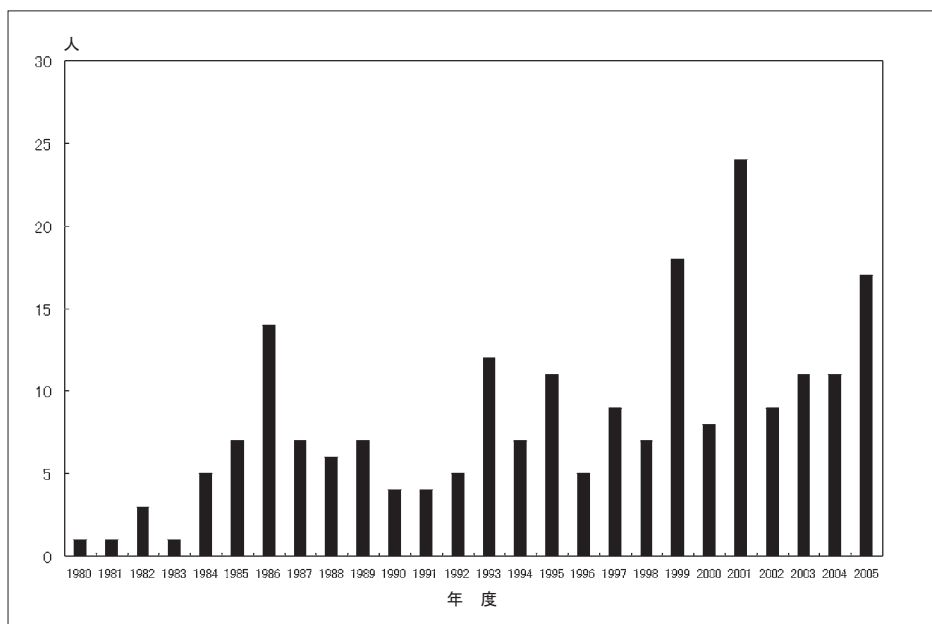


図16.2.3：岩手県におけるツキノワグマによる人身被害者数の年変化（岩手県）

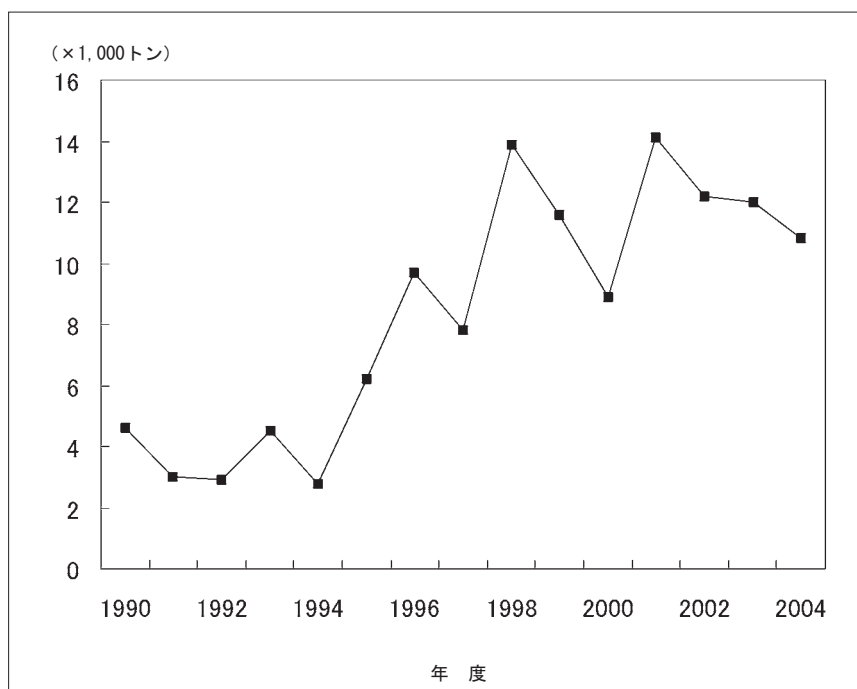


図16.2.4：ツキノワグマによる農産物被害量の年変化（農林水産省 2003）

きた。その造林樹種のほとんどは本州以南ではスギ、ヒノキの2種類の針葉樹であった。その結果本州以南では、里山から奥地にいたるまでの森林は徹底的に人工林化が進み、北海道を除いた地域における人工林率は45.2%にもおよんだ（林野庁編 2005）。しかし、近年の材価の低迷や、

木材の自給率の低下（2003年現在 18.5%）が、大規模に植栽してきた人工林の間伐などの手入れ不足をまねき、結果として間伐遅れ林分の全国的な増大につながっている。これらの間伐が行われない針葉樹人工林は、林床が真っ暗な状態になり、草本や木の実の結実が期待されるツル植物や

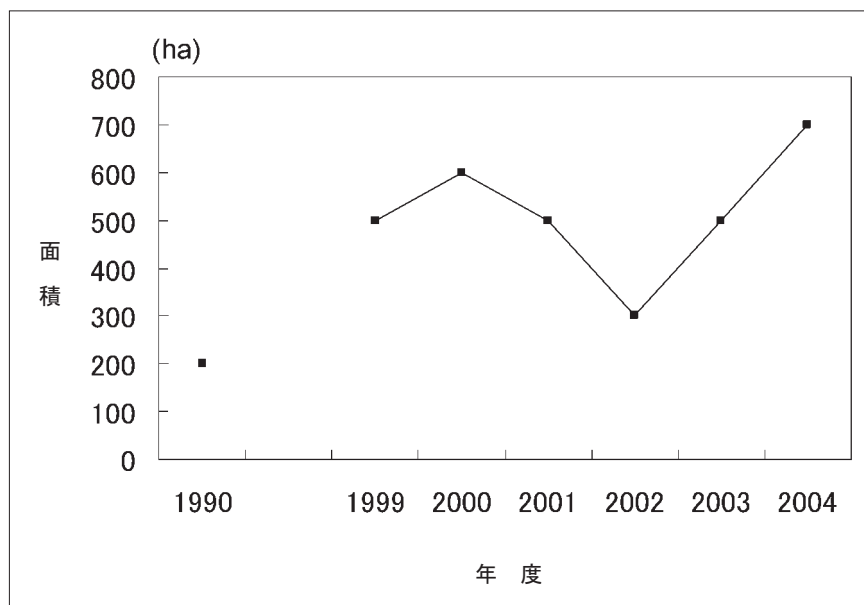


図16.2.5：ツキノワグマによる林業被害面積の年変化（林野庁資料 2005）

広葉樹類がほとんど生育せず、野生動物の生息環境としては貧弱な状態となっている。ただし林分によっては、台風などによる林地攪乱や、伐採後の施業放棄などにより広葉樹が侵入・生育している場所もあるだろう。いずれにしても奥山は人間とクマが住み分けるために重要なクマの生息地であることから、実態把握をした上で適切な森林管理が必要である。

また、里地・里山に関しては、その利用放棄・荒廃が、クマの生息地として好転、あるいは人里へのクマの誘引に結びついている可能性があげられる。近年わが国の農山村の過疎化は著しく、高齢化も早いペースで進んでいる。わが国のいわゆる過疎地に指定されている地域は、国土の49%にもおよぶが、そこに居住する人口は全人口のわずか5%でしかない（過疎対策研究会 2002）。すなわち、かつて活況を呈していたわが国の農山村の姿はもはやほとんどなく、多くの農山村がひっそりと静まり返っている。それらの地域では、積極的に人間が関わって利活用していた集落周辺の里山も、ほとんど利用されることがなくなり、森林は自然林に戻りつつある。このような場所では、人工林に較べて植生が多様化することが多く、クマの採食可能な植物の増加、つまり生息適地の増大が起きている可能性がある。しかも、集落周辺では収穫されることがないカキ、クリ、リンゴなどの果実が結実したまま放置されていることが多い。さらにひどい場合には、販売に適さない野菜や果実類を畑周辺や林内に投棄している例も少なくない。これ

らのことがクマを人里に一層誘引する結果につながっていると考えられる。

（青井俊樹）

普及啓発

ツキノワグマを将来的にも本州、四国に残していくためには、科学的な根拠に基づいた適切な管理施策と並行して、ツキノワグマについての正しい情報の普及啓発が必要不可欠である。狭い国土ゆえに、クマと人間の生活空間を完全に分離することが今後も見込めない日本では、本種の保存に関して一般からの理解と協力を得ることが必須なためである。

普及啓発の対象は主に、ツキノワグマの分布域内や周辺に生活する地域住民と、またレクリエーションなどで同地を不定期に訪れる都市部住民の両者となる。次世代を担う小中学生への積極的な普及啓発も効果が高い。伝える内容は、ツキノワグマについての生物学的特徴、地域での生息状況にはじまり、保護管理施策の内容、クマを誘引しないための方策、遭遇した際の回避方法など、対象層や必要に応じて多岐にわたる。都市部に生活する住民はむろん、近年はクマの分布域に生活する住民も、山に目を向けることは少なく、ツキノワグマについて正しい知識を持ち合わせず、必要以上のおそれや不必要な遭遇機会の増加を招く結果となっている。

一般や小学生を対象に実施したアンケート調査では（山崎 1993; 山崎 未発表）、ツキノワグマとヒグマの混同、ツキノワグマのサイズの過大視や性質の誤解など、多くの回答者がクマと付き合う上でネガティブな情報しか持ち合わせてないという結果が明らかになった。

こうした状況の中で、各地で普及啓発活動が1990年代から行われてきている。講演主体の活動事例をあげると、クマを語る集い（1993年からこれまでに13回開催）、東中国クマ集会（これまでに5回開催）などの、NGOなどのボランティアベースによる一般を対象とした集会がある。また対象は狩猟者が中心となるものの、一般へも門戸を広げたユニークな集会として、またぎサミット（これまでに17回開催）があげられる。同じくNGOとして1996年に発足した日本クマネットワークは、およそ年に1度のペースで、日本各地で一般を対象にしたシンポジウムや講演会を開催してきている。2005年には、2004年秋の北陸・中国地方でのクマの大量出沒を受け、緊急シンポジウムを企画開催した。

以上は講演形式によるものであるが、近年はハンズオン教材を利用した双方向性の普及啓発活動も行われるようになってきた。2000年には東京都のツキノワグマを題材に、利用者向け読本を同梱した学校向け貸出教材キット「クマのトランクキット」が開発され（山崎 2001）、その後各地域の実情に合わせた同様の教材キットが普及した。日本クマネットワークは、2003年に東京都多摩動物公園を会場に、来園者を対象としたテーブルトークや実演、またハンズオン展示などを用いたイベントを開催した。奥多摩ツキノワグマ研究会は、1999年に東京都奥多摩町の小学校において、リンダ・ウィッグスさんらを講師としてツキノワグマを知ってもらうための特別授業を行い、2002年と2003年には同町において町との共催で、ツキノワグマを人間生活空間に誘引するカキを都会の人々に有償でもいでもらう「困っています・もいで下さい」を実施した。同イベントには定員30名に対して応募者が1,000人を超え、都市部に生活する人たちの関心の高さがうかがわれた。クマを誘引する果樹などを資源として活用する同様の企画は、その後兵庫県、広島県、長野県などで行われている。

行政が主催した例としては、1994年に富山県立山博物館にて、人間とツキノワグマの関わりに関する企画展が開催された。その後、1997年に東京都高尾自然科学博物館（現在は廃館）で、1998年には東京都多摩動物公園にていずれも東京のツキノワグマをテーマとした企画展が開かれた。ただしこれらはいずれも、社会教育機関としての博物館施設での企画であり、実際に鳥獣行政を担当する機関での開

催がない点は今後の課題といえた。また、こうした博物館あるいは相当施設（動物園や各地の公園などに配置されているビジターセンターなど）は、経済効率優先の風潮の昨今、行政法人化や指定管理者制度などへの移行が推進されているが、今後も同様の活動を期待したい。

現況では、ツキノワグマに関する普及啓発活動は、意欲のあるボランティア団体や個人によって、かなりの部分が手弁当で行われているのが実情である。そうした中、1998年に始まった特定非営利特別法人制度（NPO法人）は、いくつかのツキノワグマ関係団体の発足を後押しした。NPO法人日本ツキノワグマ研究所、NPO法人ピッキオ、NPO法人信州ツキノワグマ研究会、NPO法人四国自然史科学研究センターなどである。しかし、各団体の経済状況は必ずしも常勤職員を必要数雇用できる状況にまでは至っていない。またボランティアによる活動には、その責任体制の所在の点で限界があることも事実である。NPO法人制度の発足は、行政による力不足を民間団体によって補おうとした経緯があるが、ツキノワグマのように人身事故や農作物被害といった深刻な軋轢を生む可能性のある動物に関しての普及啓発活動には、行政のより一層の積極的な関わりが不可欠であることを今一度確認したい。

（山崎晃司）

提 言

日本でのツキノワグマ捕獲数は、有害捕獲と狩猟を併せて年間1,000～2,000頭に達している（生息状況、捕獲数の項参照）。その一方で、分布域の変化についてみると、この25年ほどの間では拡大傾向にあることが示されている（生息状況の項参照）。このような傾向が、実際に個体数の増加をとまなうかについては今後の検討が必要である。

本種の保護管理施策の現状を手放しで肯定することはむろんでできない。2004年の北陸・中国地方でのツキノワグマの大量出沒時には、その結果として2,000頭以上のツキノワグマが捕殺され多くの人間も死傷したが、そうした緊急時の即応体制はほとんど整備されておらず、また本種の生物・生態学的情報の蓄積が不十分なためその出沒要因についても想像の域を出ないことが露見したからである。さらに、各地域で事態に対処できる専門官が存在しないことによって生ずる問題も明らかになった。

1999年に出版されたIUCNクマ類のステータスレポートにおいて、アジア全体ではあるがツキノワグマの現状について、「生息地は分断化され、野生状態についてはほとんど

未知、部位の商取引のために殺され続け、保護の取り組みはなし」(Servheen et al. 1999)と辛辣な記述をされていることを思い出したい。

現状の改善のために検討すべき項目はいくつもあるが、ここでは特に管理施策の改善のための提案を以下のように行いたい。目的は、四国、紀伊半島のような危機的個体群（環境省レッドリスト）を含めた現存するすべての地域個体群を、将来的にも遺伝的多様性を確保しつつ残していくことである。このことは、日本も1993年に批准した生物多様性条約の理念と一致する。

(1) 統合的な情報の収集システムの構築

全国規模でのツキノワグマの管理のための利用可能な既存情報は、分布域と大ざっぱな個体数推定である。分布域については近況をかなり反映していると評価できるが、後者についてはあまり信頼性の高いものではなく、数値は過小評価の可能性が高い。分布の拡張とその内部の質に関する情報蓄積は、管理のためのもっとも基本的な作業である。自治体（県単位での）ごとの独自の情報収集が一部で開始されているが、地域個体群に着目して、統一された手法での全国規模での統合的な情報収集システムの構築が必要である。そのためには、国、地方自治、研究機関、大学、NGOなどの連携が必要になる。また国の担当機関である環境省や、関連機関である林野庁の積極的関与が鍵だといえる。

(2) 自治体の境を超えた管理ユニットの設置とモニタリング体制の構築

次いで、地域個体群に着目した広域管理ユニットの設置が課題になる。実際のところ、こうした管理ユニットの提案は過去にもなされてきているが、まだ適切には運用されていない現実がある。特定管理計画も自治体ごとの策定が多く、実際の地域個体群を分断している例が多い。自治体間での協力体制の構築と、管理ユニット立ち上げ後のモニタリング体制の整備が求められる。モニタリングは、管理計画に可塑性を与えるためにも重要な要素であるが、なおざりにされている場合が大多数である。管理計画が複数の自治体にまたがる場合、事業責任の所在の明確化も求められる。ここでも、コーディネーターとしての環境省の役割に期待される部分は大きい。

(3) 最終的な管理目標の設定

それぞれの管理ユニットごとに、管理のための最終目標を明確に定め、またその内容を社会全体に周知する必要がある。これは、地域住民を含む広く一般からの管理施策への理解と協力を得るためにも必要不可欠である。個体数管

理が数値目標として一般的に用いられているが、ツキノワグマの場合には個体数管理ではなく、個体管理（例えば加害個体の特定とその管理）であるという指摘もある。また、分布域管理については、これまであまり論議されてきていない。しかしツキノワグマの分布域に拡大傾向が認められ、中山間地帯がその緩衝帯としての機能を損失しつつある現在(Yamazaki 2004)、中山間地帯の今後のあり方の再検討も含め、最終的なクマと人間生活空間のゾーニングをどう定めるかを早急に検討して示す必要がある。

最後に、以上を絵に描いた餅にしないためには、財源の確保とともに、ツキノワグマを含めた野生動物管理の専門家の育成と国や自治体の職員としての配置が必須であろう。現状では、そうした職を志す若者は存在するものの、彼らの専門知識が活かせる、かつ一定の報酬が保証されている職は限られている。また、将来とも継続的に人材確保を行うためには、教育機関の充実も必要である。クマの生物・生態学を専門としている大学教官の数は少なく、大学外で学生の指導が可能な研究機関に所属する人を含めても、次世代の人材育成に関わる人数はやっと10人を超える程度である。意欲ある人材をいかに育成確保できるか、現状を改善するための大きな課題である。

(山崎晃司)

引用文献

- 阿部永 (監修) (2005) 日本の哺乳類改訂版. 東海大学出版会, 秦野.
- Amano M, Oi T, Hayano A (2004) Morphological differentiation between adjacent populations of Asiatic black bears, *Ursus thibetanus japonicus*, in northern Japan. *Journal of Mammalogy* 85: 311-315.
- 天野雅男・齊藤隆・大井徹・早野あづさ (2001) 京都府産ツキノワグマ頭骨の地理的変異および岩手産、石川県産標本との比較. 日本哺乳類学会 2001 年度大会プログラム・講演要旨集, pp.90.
- Dobson M, Kawamura Y (1998) Origin of the Japanese land mammal fauna: Allocation of extant species to historically-based categories. 第四紀研究 37: 385-395.
- 花井正光 (1980) ツキノワグマの分布について. (第2回自然環境保全基礎調査動物分布調査報告書 (哺乳類) 全国版 (その2) 財団法人日本野生生物研究センター)
- Hashimoto Y (2003) An ecological study of the Asiatic black bear in the Chichibu Mountains with special reference to food habits and habitat conservation. Doctoral Dissertation,

- University of Tokyo. 97pp.
- 橋本幸彦・高槻成紀（1997）ツキノワグマの食性：総説．
哺乳類科学 37: 1-19.
- Hashimoto Y, Kaji M, Sawada H, Takatsuki S (2003) A five year study on fall food habits of the Asiatic black bear in relation to nut production. *Ecological Research* 18: 485-492.
- Hazumi T, Maruyama N (1986) Movements and home ranges of Japanese black bears in Nikko. *International Conference on Bear Research and Management* 6: 99-101.
- Hazumi T, Maruyama N (1987) Movements and habitat use of Japanese black bears in Nikko. *International Conference on Bear Research and Management* 7: 275-279.
- 羽澄俊裕（2000）クマ生態の側面から－（川道武男・近藤宣昭・森田哲夫編：冬眠する哺乳類）pp. 187-212.
- Ishibashi Y, Saitoh T (2004) Phylogenetic relationships among fragmented Asian black bear (*Ursus thibetanus*) populations in western Japan. *Conservation Genetics* 5: 311-323.
- Izumiyama S, Shiraishi T (2004) Seasonal changes in elevation and habitat use of the Asiatic black bear (*Ursus thibetanus*) in the Northern Japan Alps. *Mammal Study* 29:1-8.
- 門崎允昭・河原淳・飯塚淳市・藤岡浩（1986）日本産ヒグマとツキノワグマの頭骨及び歯の比較形態学的研究(I)犬歯及び後臼歯の歯冠部について．北海道開拓記念館研究年報 14: 31-44.
- 門崎允昭・河原淳・飯塚淳市・藤岡浩（1987）日本産ヒグマとツキノワグマの頭骨及び歯の比較形態学的研究(II)切歯及び前臼歯の歯冠部について．北海道開拓記念館研究年報 15:11-20.
- 門崎允昭・河原淳・飯塚淳市・藤岡浩（1988）日本産ヒグマとツキノワグマの頭骨及び歯の比較形態学的研究(III)歯列長について．北海道開拓記念館研究年報 16:13-38.
- 門崎允昭・河原淳・飯塚淳市・藤岡浩（1989）日本産ヒグマとツキノワグマの頭骨及び歯の比較形態学的研究(IV)頭蓋について（1）．北海道開拓記念館研究年報 17:13-43.
- 門崎允昭・河原淳・飯塚淳市・藤岡浩（1990）日本産ヒグマとツキノワグマの頭骨及び歯の比較形態学的研究(V)頭蓋について（2）．北海道開拓記念館研究年報 18:71-86.
- 環境省自然環境局生物多様性センター（2004）種の多様性調査「哺乳類分布調査報告書」．213pp.
- 環境省編（2002）改定・日本の絶滅のおそれのある野生動物－レッドデータブック・1 哺乳類．自然環境研究センター，東京．
- 過疎対策研究会（2002）－平成13年度過疎対策の現況－．過疎対策データブック．306pp. 丸井工文社．東京．
- 片山敦司・坪田敏男・山田文雄・喜多功・千葉敏郎（1996）ニホンツキノワグマ (*Selenarctos thibetanus japonicus*) の繁殖指標としての卵巣と子宮の形態学的観察．日本野生動物医学会誌 1: 26-32.
- Kojima E, Tsuruga H, Komatsu T, Murase T, Tsubota T, Kita I (2001) Characterization of semen collected from beagle dogs and captive Japanese black bears (*Ursus thibetanus japonicus*). *Theriogenology* 55: 717-731.
- 小松武志・坪田敏男・岸本真弓・濱崎伸一郎・千葉敏郎（1994）雄ニホンツキノワグマ (*Selenarctos thibetanus japonicus*) における性成熟と精子形成にかかわる幹細胞．*Journal of Reproduction and Development* 40: j65-j71.
- Komatsu T, Yamamoto Y, Tsubota T, Atoji Y, Suzuki Y (1996) Spermatogenic cycle in the Japanese black bear (*Selenarctos thibetanus japonicus*). *Journal of Veterinary Medical Science* 58: 329-335.
- Komatsu T, Tsubota T, Yamamoto Y, Atoji Y, Suzuki Y (1997a) Seasonal changes in the immunolocalization of steroidogenic enzymes in the testes of the Japanese black bear (*Ursus thibetanus japonicus*). *Journal of Veterinary Medical Science* 59: 521-529.
- Komatsu T, Yamamoto Y, Atoji Y, Tsubota T, Suzuki Y (1997b) Seasonal changes in subcellular structures of Leydig and Sertoli cells in the Japanese black bear, *Ursus thibetanus japonicus*. *Arch Histol Cytol* 60: 225-234.
- 米田一彦（1991）クマを追う．239pp.
- 溝口紀泰・片山敦司・坪田敏男・小宮山章（1996）ブナの豊凶がツキノワグマの食性に与える影響－ブナとミズナラの種子落下量の年次変動に関連して－．哺乳類科学 36: 33-44.
- 野崎英吉・水野昭憲（1986）石川県産ツキノワグマの犬歯と頭骨の計測値．石川県白山自然保護センター研究報告 13: 49-64.
- Okano T, Murase T, Tsubota T (2003) Spermatogenesis, serum testosterone levels and immunolocalization of steroidogenic enzymes in the wild male Japanese black bear (*Ursus thibetanus japonicus*). *Journal of Veterinary Medical Science* 65: 1093-1099.
- Okano T, Murase T, Tsubota T (2004) Electroejaculation and semen cryopreservation of free-ranging Japanese black bears (*Ursus thibetanus japonicus*). *Journal of Veterinary Medical Science* 66: 1371-1376.
- Okano T, Murase T, Yayota C, Komatsu T, Miyazawa K, Asano M, Tsubota T (2006) Characteristics of captive Japanese black bears (*Ursus thibetanus japonicus*) semen collected by

- electroejaculation with different voltages for stimulation and frozen-thawed under different conditions. *Animal Reproduction Science* 95: 134-143.
- Pocock RI (1932) The black and brown bears of Europe and Asia Part II. *Journal of the Bombay Natural History Society* 36(1): 101-138.
- 林野庁編 (2005) 平成 16 年度森林・林業白書. 222pp. 日本林業協会. 東京
- Saitoh T, Ishibashi Y, Kanamori H, Kitahara E (2001) Genetic status of fragmented populations of the Asian black bear *Ursus thibetanus* in western Japan. *Population Ecology* 43:221-227.
- Sato M, Tsubota T, Yamamoto K, Komatsu T, Hashimoto Y, Katayama A, Hazumi T, Kita I, Kudo T (2000a) Serum progesterone and estradiol-17 β concentrations in captive and free-ranging adult female Japanese black bears (*Ursus thibetanus japonicus*). *Journal of Veterinary Medical Science* 62: 415-420.
- Sato M, Nakano N, Tsubota T, Komatsu T, Murase T, Kita I, Kudo T (2000b) Changes in serum progesterone, estradiol-17 β , luteinizing hormone and prolactin in lactating and non-lactating Japanese black bears (*Ursus thibetanus japonicus*). *Journal of Reproduction and Development* 46: 301-308.
- Sato M, Tsubota T, Komatsu T, Watanabe G, Taya K, Murase T, Kita I, Kudo T (2001) Changes in sex steroids, gonadotropins, prolactin and inhibin in pregnant and nonpregnant black bears (*Ursus thibetanus japonicus*). *Biology of Reproduction* 65: 1006-1013.
- Sclater PL (1862) Note on the Japanese bear. *Proceedings of the Scientific Meetings of the Zoological Society of London* 1862: 261.
- Servheen C, Herrero S, Peyton B (compilers) (1999) Bears. Status Survey and Conservation Action Plan. IUCN/SSC Bear and Polar Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- 自然環境研究センター (2005) ツキノワグマの大量出沒に関する調査報告書. 115pp.
- 自然環境研究センター (2000) 特定鳥獣保護管理計画技術マニュアル (クマ類編). 自然環境研究センター, 東京.
- 坪田敏男 (2000) クマ—生理的側面から— (川道武男, 近藤宣昭, 森田哲夫編: 冬眠する哺乳類), pp. 213-233.
- 坪田敏男・溝口紀泰・喜多功 (1998) ニホンツキノワグマ *Ursus thibetanus japonicus* の生態と生理に関する野生動物医学的研究. *日本野生動物医学学会誌* 3: 17-24.
- Tsubota T, Taki S, Nakayama K, Mason JI, Kominami S, Harada N, Kita I (2001) Immunolocalization of steroidogenic enzymes in the corpus luteum and the placenta of the Japanese black bear, *Ursus thibetanus japonicus*, during pregnancy. *Reproduction* 121: 587-594.
- 内山知征 (1998) ツキノワグマ (*Ursus thibetanus*) の DNA 分析. 九州大学大学院修士論文. 46pp.
- Urashima T, Nakamura T, Teramoto K, Arai I, Saito T, Komatsu T, Tsubota T (2004) Chemical characterization of sialyl oligosaccharides in milk of the Japanese black bear, *Ursus thibetanus japonicus*. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part B* 139: 587-595.
- Urashima T, Sumiyoshi W, Nakamura T, Arai I, Saito T, Komatsu T, Tsubota T (1999) Chemical characterization of milk oligosaccharides of the Japanese black bear, *Ursus thibetanus japonicus*. *Biochimica et Biophysica Acta* 1472: 290-306.
- Waits LP, Sullivan J, O'Brien SJ, Ward RH (1999) Rapid radiation events in the family ursidae indicated by likelihood phylogenetic estimation from multiple fragments of mtDNA. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 13, 82-92.
- Weng Q, Medan MS, Okano T, Murase T, Tsubota T, Xu1 M, Watanabe G, Taya K (2006) Changes in serum inhibin levels and immunolocalization of inhibin/activin subunits during the breeding season in the wild male Japanese black bears (*Ursus thibetanus japonicus*). *Endocrine* 29: 345-350.
- Wozencraft WC (2005) Order Carnivora.. In: Wilson DE and DM Reeder (eds.) *Mammal species of the world*. Third Edition. The John Hopkins University Press, Baltimore. pp. 532-628.
- 山本かおり・坪田敏男・喜多功 (1998) 飼育条件下におけるニホンツキノワグマ (*Ursus thibetanus japonicus*) の性行動の観察. *Journal of Reproduction and Development* 44: j13-j18.
- 山崎晃司 (1993) 東京のけもの話. 東京都の自然. 19: 16-21.
- 山崎晃司 (2001) IPAM 助成によるロサンゼルス郡立自然史博物館と共同でのクマ類に関する学校向け教育キットの開発について. *博物館研究* 35(10): 12-16.
- Yamazaki K (2004) Recent bear-human conflicts in Japan. *International Bear News* 13 (4): 16-17.

16.3 日本における保護管理の法律と体制

草刈秀紀¹、間野 勉²

¹ 世界自然保護基金 (WWF) ジャパン

² 北海道環境科学研究センター

ツキノワグマおよびヒグマは狩猟獣であり、鳥獣の保護及び狩猟の適正化に関する法律（以下、鳥獣保護法）による捕獲規制の対象となっている。狩猟期間はヒグマが10月1日から1月31日まで、ツキノワグマが11月15日から2月15日までであり、狩猟を行う都道府県に狩猟者登録したものは、狩猟の対象として上限なく捕獲することができる。

狩猟者登録と免許発行を含む狩猟規制の権限は、都道府県にある。狩猟は鳥獣保護区、休猟区、国立公園特別保護地区、自然環境保全地域で禁止されている。また、西日本の16県ではツキノワグマの狩猟は禁止されている。捕獲方法は銃によるもののみが認められており、ワナの使用は禁止されている。

被害防除のための許可による捕獲（有害捕獲）は、必要が認められれば保護区を含むすべての場所で随時許可される。捕獲方法は銃のほか、箱ワナ、くくりワナが認められている。32都道府県のうち、23都道府県では被害防止を目的とした捕獲の許可権限は都道府県にあるが、残り9県中8県では許可権限をすべて市町村に下ろしており、1県では特定の地域の市町村に権限を委譲している（環境省中央環境審議会野生生物部会鳥獣保護管理小委員会 2005 年 11 月資料による。<http://www.env.go.jp/council/13wild/y134-02b.html>）。有害捕獲の申請は市町村長や、国有林の森林管理署や工事業者などの事業実施者が行うことが多く、実際の有害捕獲は依頼を受けた各市町村在住の狩猟者が実施することが一般的である。ごく一部（北海道斜里町）には、ヒグマ対策に特化した町村職員による管理活動を実施している例外もある。

北海道は、2000 年度より南西部の渡島半島地域を対象に、計画的、科学的なヒグマの保護管理計画を推進しており、持続的な狩猟や個体群の存続を確実にするために、捕獲対象とする個体や捕獲数を規制する上での課題を探っている（間野 2003）。必要な保護管理施策を実施するためには、予算的、制度的な裏付けが必要であることが明らかになってきた。

ツキノワグマ、ヒグマとも、絶滅のおそれのある野生動

植物の種の保存に関する法律の国際希少野生動植物種に指定されており、爪、剥製や毛皮などの製品が対象となっているが、胆のうやその他の部位は、対象とはなっていない。また、鳥獣保護法でも、国内で捕獲されたものは、加工毛皮、トロフィーは登録票が必要であるが、胆のうやその他の部位は、対象とはなっていない。しかし、絶滅の恐れのある野生動植物の種の国際取引に関する条約（いわゆるワシントン条約）の附属書 I に掲載されているツキノワグマは、胆のうなどを含むすべての部分の輸出入が規制の対象となっている。このように、各対象法で取り扱いが一致していない現状があり、改善が必要である（「16.4 日本におけるクマの胆の利用と取引」参照）。

引用文献

間野勉（2003）渡島半島ヒグマ保護管理計画の取り組み、哺乳類科学，増刊号 3: 11-15.

16.4 日本におけるクマの胆の利用と取引

石原明子

トラフィックイーストアジアジャパン

日本では、クマの体の部位のうち胆のう、肉、脂、毛皮が利用されるが、現在、経済的価値が高いのは胆のうだけで、その他の部位はあまり珍重されていない。クマの胆のうはクマの胆、熊の胆（クマノイ）または熊胆（ユウタン）と呼ばれ、薬として利用される。その効能は、鎮痛、健胃、強心、消炎などで、肝炎に効くとの報告もある。クマの胆特有の成分であるタウロウルソデオキシコール酸は、化学的な合成品も広く利用されている。

日本にはヒグマとツキノワグマの2種が分布する。その生息状況は地域によって異なり、絶滅が危惧される孤立個体群もあるが、種全体としては絶滅するおそれはないと考えられている（環境省 2002）。このようにクマの胆を利用しつつも個体数が維持されている国は世界的にみてもユニークである。しかし、日本におけるクマの胆の利用が、違法な捕獲や取引、過剰な捕獲を招き、国内外で野生のクマ類に影響を及ぼしている可能性もある。1994年から1998年の間に、クマ類の密猟容疑で13件の取り調べが行われ、そのうち5件が起訴された。また、1995年から2004年の間にワシントン条約に違反したクマの胆（多くは製薬）の輸入は合計647件で、14,537点が税関で差し止められているが（石原 2005）、その実態についてはわからないことが多い。

クマの胆利用の歴史

クマの胆の効能や用法は中国から日本に伝えられ、その利用は、飛鳥時代に始まると推定されている。奈良・平安時代（708～1191年）には、輸入動物薬のジャコウなどとともに、クマの胆は一部の支配階級の秘薬であったと思われる（宇治 1991）。奈良時代（710～798年）には、当時の租税制度である調（特産品）として、越中からクマの胆が都に供給されていた（鎌田 1996）。また、「延喜式」（927）によると、10世紀からクマの胆は薬種として美濃、越中、信濃から貢納されていた（村上 2002）。

クマの胆の利用が一般に普及したのは江戸時代からで、売薬に処方されたことによる影響が大きい。17世紀半ば

には、盛岡藩、弘前藩が猟師からのユウタン購入の公定価格を設定しており、その価格は毛皮の2割程度であった。19世紀半ばになるとかなり高額なものとなり、弘前藩、盛岡藩、秋田藩、八戸藩などが猟師からクマの胆を買い取っていた。購入価格は藩によって大きく異なっていたが、特に秋田藩の買い取り価格は高額であった。これは薬として販売することに藩として力を注いでいたからと考えられる。クマの胆（十匁）一個の平均が金9両2分であったが、1867年に33両と突出した記録が残されている（村上 2002）。江戸中期以降は、売薬で知られる富山では大阪の道修町から薬種としてクマの胆を仕入れるようになっていた（西川 1974; 松井からトラフィックイーストアジアジャパンへの私信、2006年6月）。

北海道先住民のアイヌの人たちにとってもヒグマから取れるクマの胆や脂などは欠かせない薬であった。倭人の支配下に置かれてからは、ヒグマが捕獲されると松前藩の役人が毛皮とクマの胆に封印し、毛皮は武将の陣羽織となり、クマの胆は内地に運ばれた。アイヌの人たちに残るのは肉だけであった。クマの胆は、仲買人の手を経て薬種商に流れ、松前藩を大いに潤した。1869年に蝦夷地が北海道と改められてからも、アイヌの人たちが捕獲したヒグマのクマの胆は貴重な製剤原料とされ、特に和漢薬のメーカーは先を競って海をわたったという（鈴木 1991）。

クマの胆利用の現状

現在、日本では、国内で捕獲されたクマからのクマの胆と、輸入されたクマの胆が利用されている。クマの胆は、胆のうを乾燥させた原形、結晶、粉末、あるいは製薬の形で利用されている。

捕獲個体からのクマの胆は、主に自家消費されたり、薬局・薬店や個人に販売されたりする。過去5年の狩猟と有害鳥獣捕獲による年平均捕獲数は2,212頭である。2004年には合計2,623頭のヒグマとツキノワグマが捕殺されており、過去15年間でもっとも多かった（環境省 2006）。これらの捕獲個体からのクマの胆が最終的にどのように扱われ

たかについては、現在の制度では報告等の義務がないため、知ることができない。

日本政府がまとめたワシントン条約年次報告書によれば、日本が1993年から2003年までの間に合法的に輸入したクマの胆は、すべてカナダ原産のアメリカクロクマ *Ursus americanus* とロシア原産のヒグマからのものである。年間の輸入量にはばらつきがあり、1996年の2,355kgを最高として、現時点で最新のデータである2004年にはカナダとロシア原産のクマの胆合計5.7kgが輸入されている（経済産業省）。これらの輸入物は主に一般薬に処方されている。

クマの胆の取引規制は、輸出入と国内とで異なる。クマ科全種がワシントン条約によって規制されるようになった1992年以来、クマの胆と包装に記載されているものも含め、すべての輸出入が規制されている。一部のヒグマ（ブータン、中国、メキシコ、モンゴルの個体群以外）、アメリカグマ、ホッキョクグマは附属書Ⅱとして規制を受けながらも取引が認められているが、それ以外は附属書Ⅰとして原則商業取引が禁止である。一方、国内での取引は、ワシントン条約の附属書Ⅰ掲載種は「種の保存法」により規制されるが、附属書Ⅰのツキノワグマも附属書Ⅱのヒグマも、国内において種全体としては絶滅のおそれなく狩猟獣であることと、胆のうの形での種の識別が困難であることを理由に、クマの胆はその規制対象から除外されている。

1994年と1997年にトラフィックが実施した調査によれば、漢方薬店と製薬会社が売買するクマの胆の量は減少傾向にあり、実際に市場で入手できる可能性も低下していた。一方、自然環境研究センター（1998）によるアンケート調査に回答した製薬会社は、「クマの胆は人の健康にとってかけがえのない薬品」とであると述べている。同じアンケート調査の対象となった一般人の11.9%は市販薬としてクマの胆を入手したことがあった。これらのことから、薬としてのクマの胆の需要は、近年はやや低下しているものの、今後も続くと考えられる。

今後の課題

現在のところ、国内で捕獲されたクマのクマの胆の取り扱いについて、とくに規制はなく、取引に関する情報も整理されていない。密輸や密猟されたクマの胆が販売されていても、その違法性を証明することは難しく、また、違法

も含めた取引、捕獲が国内外のクマ類の生息状況に及ぼしている影響をはかることはできない。このため、国内外の違法な捕獲や取引を排除するためにも、クマの胆の国内取引を管理するしくみを検討することが必要である。

また、クマの胆の利用は人のクマとの関わりの重要な側面であり、日本におけるクマの胆取引の実態を明らかにして、その管理のあり方を考えることは、国内外のクマ類を保全し、クマとの共存を図るうえで重要なことである。

参考文献

- 石原明子（2005）クマを飲む日本人，トラフィックイーストアジアジャパン，東京。
- 鎌田元一監修（1996）イラストでつづる富山売薬の歴史—郷土「富山」を支えた人々—，株式会社薬日新聞社，富山。
- 環境省編（2002）改訂・日本の絶滅のおそれのある野生生物—レッドデータブック1，哺乳類，自然環境研究センター，東京。
- 経済産業省（1988—2003）ワシントン条約年次報告書，経済産業省
- 村上一馬（2002）近世以降における熊狩りの形態とその意義—山北町山熊田を中心に—，上越教育大学大学院修士論文。
- 難波恒雄（1986）原色和漢薬図鑑（下），保育社，大阪
- 西川虎次郎（1974）随筆 薬頌記—クスリをめぐる人と企業—，株式会社医薬ジャーナル社，大阪。
- 日本製薬団体連合会熊胆部会（1993）熊胆について
- 財務省（2005）貿易統計。
- 自然環境研究センター（1998）平成9年度絶滅のおそれのある種の漢方薬利用の現状等に関する調査，自然環境研究センター，東京。
- 鈴木昶（1991）江戸の妙薬，岩崎美術社，東京。
- 宇治昭（1991）薬物としての熊胆の歴史，コロキウム「日本のクマ91」（1）第1セッション「日本人とクマ」

ホームページ

- <http://www.sizenken.biodic.go.jp/wildbird/flash/toukei/h16/06h16tou.html>, 2006年5月10日閲覧
- <http://www.sizenken.biodic.go.jp/wildbird/flash/toukei/07toukei.html>, 2006年6月26日閲覧

16.5 クマを崇め、クマを狩る人々

田口洋美

東北芸術工科大学

アイヌの人々が行うイヨマンテは、東方にあるとされるカミの国へクマの魂を送る手続きとして知られているが、いかに人間の世界で温かい持てなしを受けたかを送られるクマの魂を介してカミへ伝えてもらうために行われる。送られる魂には沢山のみやげもの(イナウ)が供えられる。クマ送りという手続きは、山と森の世界に暮らす人々と自然のカミとの応答として位置づけられる。このようなクマの魂に対する送りという手続きは、北方ユーラシアから北米にかけての狩猟採集民社会に普遍的にみられる。これまで数多くの研究者が指摘してきたことではあるが、クマの送りは大きく二つのタイプに分けられる。一つは、北方ユーラシアから北米、東北日本の伝統的狩猟者マタギなどにも見られるクマを捕獲した際に行う“狩りグマ型(オブニレ型)”。一つはロシア極東のアムール川下流域に居住するウリチ、オロチ、サハリンのニブヒ(旧ギリヤーク)、北海道アイヌなどにみられるような仔グマを生け捕りにし、数年間飼育したうえで送る“飼いグマ型(オマンテ型)”である。無論、アイヌの人々は仔グマを生け捕りにする際母グマを捕獲しており、これは“狩りグマ型”の送りをしている訳であり、“飼いグマ型”の送りには“狩りグマ型”の送りが並存しているのである。“飼いグマ型”の送りは“狩りグマ型”の送りの発展型と解釈されるが、前者はアムール川下流域から北海道にかけての一部にのみ分布し、中国清朝時代の毛皮交易圏と重なることから希少な資源としてのクマの存在、家畜文化の影響下において融合発展し波及した形式ではないかと考えられている。その起源は6~7世紀に北海道東部に発展したオホーツク文化に由来し、18世紀に現在のような大がかりな送りの形式へと発展したとみられている(Hallowell 1926; Васильев 1948; 大林 1991 など)。

ところで、このような野生動物の魂を送るという手続きも捕獲する技術と共に狩猟上の重要な意味を有していた。それは日本列島に生きてきた人々にとって野生動物の生命は自然のカミからみれば人間と等価であると考えられていたからである。つまり人は動物であり、動物は人であるという「野生の思考」に基づいた考え方がこの地域の人々の

深層心理を根強く支配しているのである。

伝統的狩猟者マタギの場合、集落単位での送りこそしないが、クマを捕獲すると“狩りグマ型”の送りを行う。秋田県阿仁地方の場合は、現在でもクマを捕獲するとケボカイという手続きを行っている。ケボカイとは、貴重なクマという資源を山や森の世界の支配者である山ノ神にこれを捕獲した報告をするとともに人間がこれを利用して良いという許しを得るための手続きである。この手続きは、各マタギ集団の統率者であるシカリによって行われる。阿仁の打当集落のシカリであった鈴木松治氏(1920~2005年)の場合は、捕獲したクマを集落まで持ち帰り、集落内で解体する。解体する場所は、その日の猟に参加していたマタギの家が当屋を務め、この当屋の庭で行われる。まず、クマの頭を北向きに寝かせて毛皮を剥ぐ。毛皮を剥ぐとケボカイの手続きとなる。剥がれた毛皮の頭部を南側に持ち(頭と尻が逆になる)山ノ神に唱え詞をする。この唱え詞は「これからも山の掟に刃向かわず正しく狩りを行うので、クマを与え続けて下さい」というものである。一連のケボカイという手続きを終えると、集落の老若男女を問わず、クマの肉を食することが許される(田口 1994)。

マタギという集団や個人は、アイヌの人々と同様に北方世界に通じる精神世界を有しているが、実生活は水田や焼畑などの農耕に依拠してきたという点にその特徴がある。東日本の山間部を中心にマタギのような半農半猟(農業を中心に狩猟や川での漁撈、林業、炭焼き、木工など複数の生業を組み合わせ生活を立ててきた)の生活形態を維持してきた個人や集団が多くみられる。彼らが過去展開してきた狩猟活動は、農作物に害を及ぼす野生鳥獣に対する抑止力として機能してきた。彼らは通常山間部の農民として暮らしながらも、あるときには狩猟者としても位置付き、換金資源や生活資源として野生鳥獣を利用してきた。そのような意味からも日本列島における人間と野生鳥獣との関係は、列島の農耕化プロセス(農耕地の開拓開墾の過程)と深く関わっているのである。

明治近代以降、日本国内では稲作を中心とした歴史観に支配され、山間部に暮らしてきた人々の生活様式を特殊事

例として扱う傾向にあったが、近年の研究では日本人の肉食に対する禁忌は農耕に用いられる家畜に対するものであって野生鳥獣には及んではいなかったことが明らかにされてきている。アイヌやマタギは「クマを崇め、クマを狩る人々」（田口 2006）と称することができるが、彼らが経てきた歴史社会的プロセスを列島の農耕化プロセスの中に位置づけ、より詳細に紐解くことによって自然資源の持続的利用のあり方を含め学び取る必要がある。また今後日本国内で生じる人口減少と集落の廃村化、これによる自然に対する人為的利用圧の低下後退という現象のなかでの野生鳥獣の保護管理問題を再考する上で多くの示唆を与えるものと考えられる。

引用文献

- Васильев, Е.А., (1948) Медвежий Праздник, Советская Этнография, 4:78-104.
- Hallowell I (1926) Bear ceremonialism in the northern hemisphere. *American Anthropologist* 28-1:1-175.
- 大林太良（1991）北方の民族と文化．山川出版社
- 田口洋美（1994）マタギ - 森と狩人の記録 - ．慶友社．
- 田口洋美（2006）クマを崇め、クマを狩る者．*ビオストーリー*． 5:40-57.

第 17 章 まとめ —アジアでの協働に向けて—

大井 徹¹、佐藤喜和²、間野 勉³、山崎晃司⁴

¹ 森林総合研究所関西支所

² 日本大学生物資源科学部

³ 北海道環境科学研究センター

⁴ 茨城県自然博物館

この報告書は、アジアのクマ類の生息と保全の状況について最新の知見を共有し、この地域での調査研究と保護活動の促進を図ることを目的に制作された。この報告書が対象としたのは17の国と地域であり、アジアでクマが生息している31の国と地域の約半数にとどまった。しかし、それら限られた地域からの報告によっても、アジアのクマ類が実に多様な自然環境の中で生活していること、いずれの地域においてもクマ類の生活が人間活動の大きな影響下にあり、私たちアジアに生活する人間にはこの地域のクマ類の将来に大きな責任があることが理解できた。

17の国と地域のうちで、もっとも危機的状況にあるのは、韓国とモンゴルのクマ類である。韓国では残存する野生のツキノワグマは20頭程度であり、北朝鮮やロシアからの個体の導入による個体群の回復計画が開始されている。また、モンゴルのゴビ砂漠ではわずか数十頭のヒグマが孤立して生息しており、政府による飼育下での繁殖計画が検討されている。

この二つの地域でクマ類がこのような危機的な状態に至るにはさまざまな原因があったわけであるが、それぞれの国や地域でのクマ類の生存への脅威をまとめてみる。まずあげられるのは、合法、非合法を問わず、過剰な捕獲がもっとも深刻であるとされていた国と地域が14におよんだことである。このような捕獲の主な動機としては、クマの胆などクマの体の部位が高値で取引されることが指摘されていた。特に、中国の隣接国では中国向けの密輸が捕獲を促進し、それらの国々のクマ類の生存にとって大きな脅威となっていることが指摘されていた。また、ダンシング・ベアやベア・ベイツィングといった見せ物への需要（2ヶ国）、クマによる人身・農林業被害（4ヶ国）が捕獲を促進する要因として指摘されていた。

将来的な懸念がある地域も含めると、被害をめぐる人間との軋轢はアジアにおける重要なクマ問題のひとつである。アジアのほとんどの国において、クマの生息地への人間活動の拡大が人間との軋轢増加の大きな原因だと考えら

れている。しかし日本においてはその逆であり、人口減少により人間活動が中山間地域から撤退しつつある一方で、クマの分布域が拡大していることが問題の背景にあると指摘されている。

生息地破壊もアジアのクマ類にとっては、依然として深刻な脅威であり、15の国と地域で指摘されていた。その具体的な内容としては、商業伐採（8ヶ国）、材木以外の林産物の過剰な採取（4ヶ国）、農地開拓にともなう森林開発（9ヶ国）、ダムや道路など国の生産基盤の整備にともなう森林開発（2つの国あるいは地域）、森林火災（1ヶ国）があげられていた。

これらの問題の対策については、17の国と地域のうち、10で立法や新たな保護区の設定よりも、取り締まり機関の能力を高めるとともに、住民や行政の意識を高め、現在ある法律の実行力を強めることが重要であると主張されていた。新たな保護区の設定など制度の充実が必要だとしているのは4ヶ国のみであった。

法律を行使して管理する側の意識、装備の向上を図ることも必要であろうが、いたずらに管理を強化すれば住民の反発を買って事態が悪化することもあると考えられる。また、貧困や文盲がクマをめぐる問題の背景にある地域は多い。もっとも重要なことは、地域で起きていることを正確に把握し、法律を地域の社会、経済状況、文化、住民の生活習慣に合わせてきめ細かく弾力的に運用していく体制をつくることにあると思われる。アジアのクマ類の保全について国際的な協力を進めていく上においても、クマと共に実際に生活する地域社会への配慮が重要だと考えられる。

各国、各地域の諸条件の違いにより、クマ類をめぐる問題には多様な相がみられるが、被害、過剰利用、生息地破壊と取り組むべき課題の多くは共通している。そのような問題は地域社会や経済のあり方と大きく関わっていること、生息地の現状や生態についての調査研究が不足していることも共通している。また、クマ類をめぐる問題は、アジアの哺乳類の中でゾウやトラなどのように希少で、

象徴的な扱いをされる動物とは異なり、行政、NGO による活動双方から軽視されがちなこととも共通である。アジアのクマ類の生息国同士お互いに学べることは多いと考えられ

る。今後、さらに情報交換、議論の場を設け協働していくことがアジアのクマ類の将来にとって必要である。



図17.1: アジアにおけるクマ類の分布と存続への脅威

用語解説

アンブレラ種 (umbrella species)：食物連鎖の高次消費者などで、生存に広い面積が必要な種。アンブレラ種の保全により、おのずと広い地域で多様な種とその生息地の保全が可能となる。

ウルドゥー語 (Urdu)：インド亜大陸を中心に約5億人が使用する国際語。アラビア語、トルコ語、ペルシャ語、ヒンディー語などを起源とする。

影響緩和伐採法 (reduced impact logging)：森林の伐採前、伐採中、伐採後を通じて、森林の損傷、質の低下を最小限にする森林伐採の方法。マレーシアでは、熱帯雨林の持続可能な管理を達成するための選択肢となっている。

衛星テレメトリー法 (satellite telemetry system)：動物に取り付けた電波発信器の信号を衛星が受信し、動物の位置を検出するシステム。この分野では、ARGOS システムがよく用いられる。

エル・ニーニョ (El niño)：3～12年おきに起こる南アメリカ大陸の西岸沖の海水温が上昇する現象。インドネシアやマレーシアの一部では、エル・ニーニョによって、厳しい旱魃が起これ、森林火災が大規模になって森林生態系に深刻な影響を与える。

大型植食動物 (megaherbivore)：ゾウ、カバ、サイなどの植物食の大型動物種。

カチン族 (Kachin)：ミャンマー連邦北部に居住する民族のひとつ。

カシミール語 (Kashmiri)：インド・アーリア語派の言語のひとつ。パキスタンの Azad Jammu とカシミール地方、インドのカシミール地方に居住するカシミール人が使用する。

カメラトラップ法 (camera-trapping, camera trapping)：赤外線センサーを利用し、カメラトラップの前を生物が通り過ぎた時に自動で写真撮影をする調査技術。動物の分布や、標識再捕法を適用して個体群密度を推定することができる。

ガロ族 (Garó)：バングラデシュとインドに居住する民族。バングラデシュのチッタゴン管区、シルヘット管区の Su-sang と Khasia に居住していた初期オーストラロイドとモンゴロイドの混合が起源であるとの説もある。

臼歯列：クマ類では食物の破碎に用いられる口腔内後部の大型の歯の列。

クマ香油 (bear balm)：ベア・バーム。クマの体の部位を煮て抽出した脂質を含んだ香油または軟膏。

クラスター (cluster)：系統樹上において他よりも系統的により近縁な個体や種などのグループ。

口蓋骨幅 (palatal width)：口腔内の上部を形成する口蓋骨の最大幅。

更新世 (Pleistocene)：約170万年前から1万年前までの地質時代。

コミュニティ・リザーブ (community reserve)：インドの保護区のひとつ。従来の保護区付近に存在する野生生物の生息地を保護区へ組み込むときや、二つ以上の離れた保護区を連結するために設定される保護区で私有地や共有地が対象となるもの。

コンサベーション・リザーブ (conservation reserve)：インドの保護区のひとつ。従来の保護区付近に存在する野生生物の生息地を保護区へ組み込むときや、二つ以上の離れた保護区を連結するために設定される保護区で公有地が対象となるもの。

固有種 (endemic species)：ある特定の地域に分布が限定されている種。

コントロール領域 (control region)：ミトコンドリア DNA 上のコントロール領域で、「D ループ領域」とも呼ばれる。哺乳類のコントロール領域のサイズは約1000塩基対である。この領域はアミノ酸をコードしていないため、他のミトコンドリア DNA の領域よりも変異性が高い。

最外郭法 (minimum convex polygon)：動物の行動圏の推定法の一つ。このほかに、カーネル法などがある。

CITES (サイテス)：(絶滅のおそれのある野生動植物の種の国際取引に関する条約)の略。ワシントン条約ともいう。国際自然保護連合 (IUCN) によって草案が作成、1973 年に採択され、1975 年に発効した。野生動植物の国際取引によって種の存続が脅かされないことを目的とする。対象種は同条約附属書に掲載されており、絶滅のおそれの程度と取引の程度に応じて異なる取引規制が定められている。

シカリ：日本の東北地方の伝統的な猟師であるマタギの頭領的存在。呪術力を持つと考えられていた。

自給のための狩猟 (subsistence hunting)：地元住民が自分や家族の生活の食料を得るために行う狩猟。

ジプシー (Gypsy)：ロマ (Romany) ともいう。旅をしながら生活する伝統を持つ人々または民族。アジア起源とする意見もあるが、異論もある。

(日本における) 狩猟：鳥獣の保護及び狩猟の適正化に関する法律の第二条では、狩猟とは「法定猟法により、狩猟鳥獣の捕獲等をする事」と定義されている。狩猟者は狩猟を行う都道府県にあらかじめ申請する必要がある。認可されると、狩猟者はすべての狩猟の対象となる鳥獣を狩猟でき、狩猟期間中の捕獲数の総数に上限はない。

商業目的の狩猟 (commercial hunting)：売買によって経済的に利益をあげることを目的にした狩猟。

新参同物異名：生物分類学上、すでに名称が与えられている同一の生物に対して、後から異なった名称が与えられたもの。規約では、原則的に先に与えられたものが有効な学名とされる。

生態地域 (ecoregion)：大部分の種や生態系のダイナミクス、類似した環境を共有し、長期間の持続という面で生態学的に相互作用する地理的に独立した自然群集を含む陸と水系からなる広範な地域。

性的二型 (sexual dimorphism)：動物の形態にみられる雌雄間の違い。

石灰岩林 (limestone forest)：石灰岩質の土壌に生育する森林植生。

疎林 (open forest)：スリランカの乾燥した低地によくみられる自然林。乾燥地性常緑樹林、半落葉性、または季節林で表される場合もある。

ダフラ族 (Dafla)：インドのアルナチャル・プラデシュ州の先住民族であるニシ族の昔の名称。

チトラル語 (Chitrali)：パキスタンの北西辺境州に居住するチトラル人 (Chitrali) の言語。多くの方言があるが、ほとんどの人々が使用する Khowar が主流である。

チャクマ人 (Chakma)：バングラデシュで最大の民族。モンゴロイドで、Arkanese とベンガル人の混血を起源とし、Kassalong 谷、Karnafuli 谷に居住する。

DNA：デオキシリボ核酸。細胞の核やミトコンドリアに含まれる遺伝子の本体。遺伝情報は、アデニン、グアニン、シトシン、チミンの4種類の塩基によってコードされている。

DNA フィンガープリント法 (DNA finger printing)：ある特定部分の塩基配列の数や長さの違いを個体識別に用いる分子生物学的手法。

テルグ語 (Telgu)：インドのアンドラ・プラデシュ州の公用語。

冬眠 (hibernation)：冬眠は、冬季の食料不足に対して消費エネルギーを下げて対処する動物の適応機構と考えられている。一般に冬眠動物は、呼吸数、心拍数ならびに代謝全般を低下させる。クマの冬眠では、体温の降下度が小さく、覚醒しやすい。また、一切の摂食、飲水、排泄、排尿がみられない。本レポートでは、冬眠のため穴に入る行動は「穴ごもり」として使い分けている。

ナガ族 (Naga)：ミャンマー連邦の北部に居住する民族のひとつ。

ニシ族 (Nishi)：インドのアルナチャル・プラデシュ州の固有の民族。

ハプロタイプ (Haplotype)：ある集団に受け継がれているスクレオチドの配列や遺伝子のセット。

バルティ語 (Balti)：パキスタン北部のバルティスタン (Baltistan) 地方のバルティ人 (Balti) の言語。ラダック語からの派生型で、チベット語古語の方言でもある。

バロチ語 (Balochi)：パキスタン南西部のバルチスタン (Baluchistan) 地方に住むバロチ人 (Baloch) の言語。

パンジャブ語 (Punjabi)：パキスタンとインドのパンジャブ地方で使用されている言語。インドのパンジャブ州での公用語。パキスタンでは人口の約 60%がこの言語を使用している。

ヒンディー語 (Hindi)：インド北部の多くの州で使用されている言語。

フィリング族 (Firinghi)：バングラデシュに居住する民族。ポルトガル人の子孫とも言われるが、詳細はわかっていない。

フタバガキ林 (Dipterocarp forest)：東南アジアの熱帯地域の高さ 0 メートルから 900 メートルに分布し、フタバガキ科が優占する森林。

ブヌン族 (Bunun)：台湾の代表的な先住民族のひとつ。山岳地帯に居住し、狩猟採集と焼き畑農業が伝統的な生活様式であった。

ブール論理 (Boolean logic)：集合どうしの関係を and、or、not、xor で代数的に表現する体系。例えば、and では与えられた集合全てに共通の要素から成る集合（積集合）を示される。

分子系統：塩基配列やアミノ酸配列の違いをものさしにして、生物種や集団間の類縁関係を推定した系図。種や集団が分岐してから時代が経過するほど、突然変異により塩基配列やアミノ酸の違いが大きくなるという考えに立っている。

ベア・バイティング (bear baiting)：クマに向かってブルテリアをけしかけて闘わせる中世からの娯楽。この競技

は、一時期はヨーロッパの各地でみられたが、現在ではパキスタンの農村部でのみみられる。パキスタンでも、2001 年の大統領令により厳しく禁じられている。

ベア・ダンシング (bear dancing)：踊るように仕込まれたクマを呼びものにする南アジアの大道芸。

ベア・ファーム (bear farm)：クマの胆のうあるいは胆汁をとるためにクマを飼育する施設。劣悪な飼育環境、胆汁採取の方法が残酷であると非難の的になっている。

ボジュプリー語 (Bhojpuri)：インド北部のウッタルプラデシュ州で使用されている言語。

マイクロサテライト DNA (Microsatellite DNA)：遺伝子ゲノム上で、少数の塩基の繰り返し配列によって構成される領域。変異率が高く、適応に関する情報をコードしていないため、個体群内で多くの変異が保有される。マイクロサテライト DNA 解析は、繰り返し数を比較する方法である。

マラーティー語 (Marathi)：インドのマハーラーシュトラ州で使用される言語。

マラヤーラム語 (Malayalam)：インド南部のケララ州で使用される言語。

ミトコンドリア (mitochondria)：呼吸と代謝反応に重要な役割を果たしている細胞小器官。

ミトコンドリア DNA (mitochondrial DNA、mtDNA)：ミトコンドリアの細胞内に存在し母系遺伝する円形の 2 本鎖 DNA。ひとつのミトコンドリアあたりに、いくつかの mtDNA 分子が存在する。哺乳類のミトコンドリア DNA は約 16,000 塩基対である。ミトコンドリア DNA の進化速度は核 DNA の約 10 倍である。

無主物：日本の法律学用語。民法では、所有者のない動産は、所有の意思をもって占有することによって、その所有権を取得するとされ、所有者のない不動産は国庫に帰属するとされている。野生動物は無主物の動産とみなされるが、採集により所有権が認められる。

マグ族 (Mogh)：バングラデシュのチッタゴン管区に居住

し、丘陵地帯で生活する民族。

野生の思考 (La Pensée Sauvage)：さまざまな民族がもっている神話的思考が、近代西洋の科学的思考に劣るものではなく、象徴性の強いある種の科学であるとした考え方。フランス人の文化人類学者レヴィ・ストロースが著書「La Pensée Sauvage (野生の思考)」で唱えた。狩猟民族の中には、動物は毛皮を着た人間である。つまり、両者の間には外見の違いこそあれ内面や精神面では違いがないという考え方がよくみられるが、これは単なる空想ではなく、これらの狩猟民の生活に基づいた世界観を反映している。

山の神：森のカミ、火のカミ、水のカミなど複数の神々からなるとされる日本古来の複合的自然神。

有害捕獲 (有害駆除)：人身事故、農業被害、林業被害、漁業被害、生態系への被害を防ぐ目的で野生動物を自然界から除去すること。地方自治体や組織団体の首長が都道府県や地方自治体の当局に有害駆除の申請を行った上で、狩猟者に実行を依頼する形式が一般的である。

ラワン族 (Rawang)：ミャンマー連邦北部に居住する民族。

リス族 (Lisu)：ミャンマー連邦の北部に居住する民族。

著 者 一 覧

青井俊樹

岩手大学農学部

〒020-8550

岩手県盛岡市上田3-18-8

E-mail: aoi@iwate-u.ac.jp

Vladimir V. Aramilev

Pacific Geography Institute,

Russian Academy of Sciences,

Russian Far Eastern Branch,

Vladivostok, Radio Str. 7, 690041

Russia

E-mail: aramilev@yandex.ru

Netrapal Singh Chauhan

Wildlife Institute of India, P.O.

Box 18, Chandrabani, Dehradun

248001, India

E-mail: npsc@wii.gov.in

Gabriella M. Fredriksson

Sungai Wain Management Board,

East Kalimantan, PO Box 270,

Balikpapan 76110, Kalimantan

Timur, Indonesia; University of

Amsterdam, Netherlands

E-mail: gmfred@indo.net.id

韓 尚勲 (Sang-Hoon Han)

Species Restoration Center,

Korea National Park Service,

53-1 Whangjeon-ri, Masan-myon,

Gurye-gun, Jeolla-Namdo 542-853,

Republic of Korea

E-mail: kwirc@chol.com

Richard B. Harris

College of Forestry and

Conservation, University of

Montana, 218 Evans, Missoula,

Montana, 59801218 USA

E-mail: rharris@montana.com

橋本幸彦

財団法人尾瀬保護財団

〒371-8570

群馬県前橋市大手町1-1-1

群馬県庁17階

E-mail: hashimoto-y@oze-fnd.or.jp

羽澄俊裕

野生動物保護管理事務所

〒194-0215

東京都町田市小山ヶ丘1-10-13

E-mail: t-hazumi@wmo.co.jp

Saw Htun

Myanmar Program, Wildlife

Conservation Society, Building C1,

Aye Yeik Mon 1st Street, Ward 3,

Yadanamon Housing Ave, Hlaing

Township, Yangon, Myanmar

E-mail: wcsmm@mptmail.net.mm

黄 美秀 (Mei-hsiu Hwang)

Institute of Wildlife Conservation,

National Pingtung University of

Science and Technology,

1 Hsech-Fu Road, Nei-Pu,

Pingtung, 91201, Taiwan

E-mail: bear1000@ms25.hinet.net

石原明子

トラフィック イーストアジア

ジャパン

〒105-0014

東京都港区芝3-1-14

日本生命赤羽橋ビル6F

E-mail: akiko@trafficj.org

龚 继恩 (Gong Jien)

CITES Chengdu Office, Sichuan

Forestry Department, Chengdu,

Sichuan, 610081 P. R. of China

E-mail: gongjien@vip.139sc.com

亀山明子

〒203-0003

東京都東久留米金山町1-12-4

E-mail: a_kameyama@jcom.home.ne.jp

Budsabong Kanchanasakha

Wildlife Research Division,

Department of National Parks,

Wildlife, and Plant Conservation,

Ministry of Natural Resources and

Environment, Phaholyothin Rd.,

Bangkok, Thailand

E-mail: budsa@hotmail.com

草刈秀紀

WWF ジャパン

〒105-0014

東京都港区芝3-1-14

日本生命赤羽橋ビル6F

E-mail: kusakari-h@jcom.home.ne.jp

Badamjav Lhagvasuren

Mammalian Ecology Laboratory,

Institute of Biology, Mongolian

Academy of Sciences, Jukov

Avenue, Ulaanbaatar 51, Mongolia

E-mail: ecolab@magicnet.mn

間野 勉

北海道環境科学研究センター

自然環境部

〒060-0819

北海道札幌市北区北19西2

E-mail: mano@hokkaido-ies.go.jp

増田隆一

北海道大学創成科学共同研究機

構ゲノムダイナミクス研究部門

〒060-0810

北海道札幌市北区北10西8

E-mail: masudary@ees.hokudai.ac.jp

Batmunkh Mijiddorj

Great Gobi Strictly Protected Area

Administration, Special Protected

Areas Service, Ministry of Nature

and the Environment, Bayantooroi

Village, Tsogt Soum, Gobi-Altai

Aimag, Mongolia.

Chamnan Nea

Forest Administration, # 40,
Norodom Blvd., Phnom Penh,
Cambodia
E-mail: neachamnan@yahoo.com

Dang Nguyen Xuan

Department of Vertebrate Zoology,
Institute of Ecology and Biological
Resources, Vietnamese Academy
of Science and Technology. 18
Hoang Quoc Viet Road, Cau Giay,
Hanoi, Vietnam
E-mail: dangnx@fpt.vn

Divan Nong

Forest Administration, # 40,
Norodom Blvd., Phnom Penh,
Cambodia
E-mail: exndivan@yahoo.com

大舘智氏

北海道大学低温科学研究所
寒冷圏総合科学部門
〒060-0819
北海道札幌市北区北19西8
E-mail: ohd@pop.lowtem.hokudai.ac.jp

大井 徹

森林総合研究所関西支所
〒612-0855
京都府京都市伏見区桃山町永井
久太郎68
E-mail: toruoi@affrc.go.jp

大西尚樹

森林総合研究所関西支所
〒612-0855
京都府京都市伏見区桃山町永井
久太郎68
E-mail: bigwest@affrc.go.jp

Shyamala Ratnayeke

Department of Forestry,
Wildlife and Fisheries,
University of Tennessee,
Knoxville, USA
E-mail: sratnaye@utk.edu

Charles Santiapillai

Department of Zoology,
University of Peradeniya,
Sri Lanka
E-mail: csantiapillai@gmail.com

Md.Sohrab Uddin Sarker

Department of Zoology,
Dhaka University, Dhaka 1000,
Bangladesh
E-mail: mdsohrabu@yahoo.com

Sambandam Sathyakumar

Wildlife Institute of India,
Post Box # 18, Chandrabani,
Dehra Dun 248 001, India
E-mail: ssk@wii.gov.in

佐藤喜和

日本大学生物資源科学部森林資
源科学科
〒252-8510
神奈川県藤沢市亀井野1866
E-mail: ysato@brs.nihon-u.ac.jp

Ivan V. Seryodkin

Wildlife Conservation Society;
Pacific Geographical Institute,
Russian Academy of Sciences,
Radio Street 7, Vladivostok,
690041 Russia
E-mail: seryodkinivan@inbox.ru

Kashif M. Sheikh

University of Alberta, Suite 308,
Campus Tower, 8625-112 Street,
Edmonton T6G 1K8, Alberta,
Canada
E-mail: kashif.sheikh@ualberta.ca

下稲葉さやか

京都大学大学院理学研究科
動物学教室
〒606-8502
京都府京都市左京区北白川追分町
E-mail: sayaka@zoo.zool.kyoto-u.ac.jp

Robert Steinmetz

WWF-Thailand, Asian Institute of
Technology, PO Box 4,
Klong Luang, Patumthani,
Thailand
E-mail: roberts@wwfgreatermekong.org

田口洋美

東北芸術工科大学
〒990-9530
山形県山形市上桜田200
E-mail: htguchi@aga.tuad.ac.jp

坪田敏男

岐阜大学応用生命科学研究科
岐阜県岐阜市柳戸1-1
E-mail: tsubota@cc.gifu-u.ac.jp

釣賀一二三

北海道環境科学研究センター
自然環境部道南地区野生生物室
〒043-0044
北海道檜山郡江差町字橋本町72-1
E-mail: tsuruga@hokkaido-ies.go.jp

Ligaya Tumbelaka

Department of Clinic,
Reproduction and Pathology,
Faculty of Veterinary Medicine,
Bogor Agricultural University,
Darmaga Kampus, Bogor 16680,
West Java, Indonesia
E-mail: gayang@cbn.net.id

Supagit Vinitpornasawan

Wildlife Research Division,
Department of National Parks,
Wildlife, and Plant Conservation,
Ministry of Natural Resources and
Environment, Phaholyothin Rd.,
Bangkok, Thailand
E-mail: v_supagit@hotmail.com

王 穎 (Ying Wang)

Department of Life Science,
National Taiwan Normal
University, 88, Section 4,
Tingchun Road, Taipei 116,
Taiwan
E-mail: t43002@ntnu.edu.tw

早稲田宏一

NPO法人EnVision環境保全事務所
〒060-0809
北海道札幌市北区北9条西4丁目
E-mail: k-waseda@image.ocn.ne.jp

Shanmugasundaram Wijeyamohan

Department of Biological Science,
Faculty of Applied Science,
Vavuniya Campus, University of
Jaffna, Kurumankadu, Vavuniya,
Sri Lanka
E-mail: wijeyamohan@gmail.com

Siew Te Wong

Wildlife Biology Program,
Department of Ecosystem and
Conservation Sciences, College of
Forestry and Conservation,
University of Montana, Missoula,
MT 59812 USA
E-mail: wongsiew@hotmail.com

山崎晃司

茨城県自然博物館動物研究室
〒306-0622
茨城県坂東市大字大崎700
E-mail: yamako@j.email.ne.jp

訳 者 一 覧

福田夏子

東京大学大学院新領域創成科学研究科
〒 277-8563 千葉県柏市柏の葉 5-1-5

北村芙美

京都大学大学院農学研究科
〒 606-8502 京都市左京区北白川追分町
E-mail : kmfumi@kais.kyoto-u.ac.jp

間野 勉

北海道環境科学研究センター自然環境部
〒 060-0819 北海道札幌市北区北 19 西 2
E-mail : mano@hokkaido-ies.go.jp

村上隆広

斜里町役場環境保全課
〒 099-4114 斜里郡斜里町朝日町 13-1
E-mail : murataka@basil.ocn.ne.jp

仲村 昇

(財)山階鳥類研究所 標識研究室
〒 270-1145 千葉県我孫子市高野山 115
E-mail : noboru-n@mrh.biglobe.ne.jp

成田 亮

京都大学大学院農学研究科
〒 606-8502 京都市左京区北白川追分町
E-mail : ryoryo@kais.kyoto-u.ac.jp

笹本明子

北海道天塩町
E-mail : sasa-ushi@dolphin.ocn.ne.jp

川本友香

滋賀県畜産技術振興センター
〒 529-1651 滋賀県蒲生郡日野町山本 695
E-mail : sat_shiga@yahoo.co.jp

柴山哲哉

ソニー株式会社 テレビ&ビデオ事業本部
E-mail : TetsuyaA.Shibayama@jp.sony.com

嶋田みどり

編集・翻訳業
〒 177-0053 東京都練馬区関町南 4-15-5-304

下稲葉さやか

京都大学大学院理学研究科動物学教室
〒 606-8502 京都府京都市左京区北白川追分町
E-mail : sayaka@zoo.zool.kyoto-u.ac.jp

※すべての翻訳稿は、編集委員会が監修を行った。翻訳文についての最終的な責任は編集委員会にある。