

新 制
農
655
京大附図

野生動物の保護管理に関する研究

— 林業との調整を中心にして —

1993年

高柳 敦

野生動物の保護管理に関する研究

— 林業との調整を中心にして —

1993年

高柳 敦

野生動物の保護管理に関する研究

— 林業との調整を中心にして —

目 次

序 章 野生動物管理学の流れと研究の目的	1
Ⅰ. 野生動物管理学説略史	1
Ⅱ. 野生動物保護管理の定義	7
Ⅲ. 野生動物の保護管理をとりまく現状	9
Ⅳ. 研究目的と方法	10
第1章 ニホンカモシカとニホンジカの保護管理の現状と問題点	12
第1節 野生動物保護管理学の基礎	12
1.1.1 野生動物保護管理学の構成要素	12
1.1.2 生息環境管理と個体群管理	13
1.1.3 野生動物保護管理の社会的要素	15
1.1.4 ニホンカモシカとニホンジカの生物学的基礎	15
第2節 ニホンカモシカとニホンジカの保護管理問題の検討	20
1.2.1 カモシカ食害問題の全般的問題点	20
1.2.2 食害問題の地域的課題	22
1.2.3 日本における野生動物保護管理の問題点	23
第2章 林業被害と野生動物保護	25
第1節 被害実態と林業経営	25
2.1.1 林業被害の歴史	25
2.1.2 被害調査の現状と課題	26
2.1.3 山村および林業経営への影響と林家の対応	28
2.1.4 被害評価の問題と被害者救済策	31
第2節 ニホンカモシカ、ニホンジカによる林業被害の防除	35
2.2.1 野生動物による農林業被害の防除の歴史	35
2.2.2 防護柵による防除の効果	36
2.2.3 防護柵による防除の問題点	43
第3節 林業被害と野生動物保護管理	45
2.3.1 被害防除方法としての捕獲	45
2.3.2 林業被害と森林施業	48
2.3.3 保護管理における被害防除の役割	49

第3章 野生動物の保護管理制度と文化・価値論	5 3
第1節 野生動物保護管理制度の現状とその問題	5 3
3.1.1 日本の野生動物保護管理史	5 3
3.1.2 「鳥獣保護及狩猟ニ関スル法律」の基本的問題	5 4
3.1.3 旧西ドイツ「狩猟法」と「鳥獣保護及狩猟ニ関スル法律」	5 6
3.1.4 密猟と狩猟管理	6 4
第2節 動物観と文化論	6 7
3.2.1 文化的背景と保護管理	6 7
3.2.2 日本における動物観の歴史的背景	6 9
3.2.3 イギリスとドイツにおける森林と動物	7 1
I. イギリス	7 1
II. ドイツ	7 2
3.2.4 日本と欧米との動物観の相違	7 3
3.2.5 日本における野生動物被害問題と動物観	7 5
第3節 野生動物の価値と保護管理のあり方	7 6
3.3.1 保護管理からみた野生動物の価値	7 6
3.3.2 野生動物の公共財としての特質	7 8
第4章 日本における野生動物保護管理の課題	8 2
第1節 新たな林業の展開と野生動物保護管理	8 2
4.1.1 新たな林業の展開	8 2
4.1.2 施業方法の転換と野生動物保護管理	8 3
4.1.3 森林レクリエーションと野生動物	8 5
4.1.4 生態系保護と野生動物	8 6
第2節 新しい野生動物保護管理システムの展望	8 8
4.2.1 持続的利用と保護管理	8 8
4.2.2 カモシカ保護管理論の検討	9 1
4.2.3 野生動物保護管理システムの展望	9 6
謝辞	1 0 1
引用文献	1 0 2

序章 野生動物管理学の流れと研究の目的

1. 野生動物管理学説略史

現在、野生動物保護管理学が発達しているアメリカで、それについて体系だって論じた最初のもは1933年に出されたA. LEOPOLDの「GAME MANAGEMENT」¹⁾である。表題はGAME(狩猟動物)となっているが、アメリカでは狩猟動物の管理から野生動物の保護管理学が発達している。これ以後、アメリカでは個別の動物、特にシカ類を中心に多くの研究が進められ、野生動物の保護管理全般について論じた教科書的な本も多数でている。その全てを網羅することはできないが、主だったものでも、R. F. DASHMANNの「WILDLIFE BIOLOGY」²⁾(1981)、R. H. GILES, Jrの「WILDLIFE MANAGEMENT」³⁾(1978)、W. L. ROBINSON & E. G. BOLENの「WILDLIFE ECOLOGY AND MANAGEMENT」⁴⁾(1989)、S. H. ANDERSONの「MANAGING OUR WILDLIFE RESOURCES」⁵⁾(1991)などがあげられる。

これに対して日本では、野生動物の保護管理は、害獣の防除を目的とするところから始まったといえる。中牟田五郎の「森林保護学 全」⁶⁾(1894)は、おそらく、近代になって日本で最初にでた森林保護学の本であると思われるが、「動物ノ害」のなかの「獣類ノ害」では、偶蹄類として「鹿、猪、羚羊」をあげ有害であるとしている。土井藤平の「森林保護学」⁷⁾(1918)では「動物の害」、「鳥類の害」として、野生動物の被害とその防除について論じられている。続いて新島善直の「新編森林保護学」⁸⁾(1922)があり、「動物の害に対する森林の保護」として、動物を学名をいれて表記し、分布や簡単な生態を交えながら、その被害と防除の方法について図解つきで説明している。その後の森林保護学の教科書のひな型といえる書である。戦後いち早く出た山本光の「森林保護」⁹⁾(1948)は、新島の著作に比べ全般に詳しくなっているが、クマ類やイノシシについてはむしろ簡略になっている。続いて沼田大学の「森林保護学」¹⁰⁾(1950)が出るが、野生動物についてはむしろ内容が簡略化されている。それを受け継ぐ形で四手井綱英編の「森林保護学」¹¹⁾(1976)が出される。その内容は刷新されているものの、野生動物に関しては大きな変化はなく、習性についての若干の記述および被害と防除について記されている。

このような森林の保護を主として、野生動物をその害獣としてのみ扱うものから、その保護も含めた管理を内容とするものが現れる。保護という考えが現れてきたものとして宇田川竜男の「野生鳥獣の保護と防除」¹²⁾(1961)がある。ただし、この本は「森林の有害鳥獣の防除と、有益鳥獣の保護増殖」という発想に基づいており、その内容は野生動物の保護管理についてというより、森林保護学的

内容に加えて有益とされる鳥獣の保護について記述するといった構成になっている。草野忠治らの「応用動物学」¹³⁾(1981)では、「天然資源としての野生鳥獣は国民の共有物として原則的に保護すべき」として「防除学から管理学へ」の転換を訴えている。しかし、保護管理の目的を「人類の生存に都合のよい生態的バランスを維持するため」とし、内容もほとんどが生態および被害と防除についてであって、野生動物の保護に関する記述は非常に少なく、被害防除学の域にとどまっている。

野生動物の保護に重点が置かれたものとしては、日本鳥類保護連盟が出した「野生鳥類の保護」¹⁴⁾(1971)がある。これは野生の鳥類に限ったものであるが、鳥類による被害とその防除については軽く触れられている程度で、野鳥保護の思想的背景、保護に関する法と制度、必要とされる生息環境など、野鳥の保護に必要な基本事項を網羅している。また、自然保護の視点から野生動物保護を扱ったものに本谷勲らの「自然保護の生態学」¹⁵⁾(1979)がある。これらの本は、野生動物の保護を中心とした内容で、被害防除や狩猟まで含めた保護管理学という内容ではない。

野生動物全般について論じた保護管理論としてまとまったものに池田真次郎の「野生鳥獣と人間生活」¹⁶⁾(1971)がある。内容は、個別の動物についての記述は少ないものの、保護編、駆除調整編、狩猟編の3つからなり、野生動物の保護管理の基本要素を押さえている。ただし、各々独立して扱っており総合的な管理学とはなっていない。

森林被害のうち野生動物によるものだけを取り上げその被害と防除を論じたものに、由井正敏らの「鳥獣害の防ぎ方」¹⁷⁾(1982)と樋口輔三郎らの「造林地における獣害とその対策」¹⁸⁾(1987)がある。これらは表題からも分かるように、被害と防除を中心としており、保護に関する記述はほとんどない。しかし、それまでは書籍として森林の生物被害とその防除のみを扱ったものは対象が病虫害のものだけであったのが、野生動物についてだけでも一冊の本を成すようになったのは、野生動物についての被害の大きさが広く認知されるようになったことと、それらの生態と防除技術に関する研究が進んだことを示している。

このような野生動物の保護への関心の高まりは、従来の森林保護学にも影響を与え、真宮靖治編の「森林保護学」¹⁹⁾(1992)では「鳥獣の生態と管理」²⁰⁾の中で、野生動物を害獣、益獣という視点からではなく、森林生態系を構成する生物として位置づけ、被害防除と同じように保護管理の方法についても論じられている。

ところでニホンカモシカ（以下、カモシカと略称する）は、1970年代以降、造林食害問題により日本の野生動物の中でも特に注目を浴びている。その結果、多くの人々が日本の野生動物行政について意見を述べ、また、多くの研究者によってその生態、生理、被害防除、保護管理方法について研究され、日本の大型哺乳動物の中でも最も研究が進んだ種となった。本研究も、カモシカの食害問題を契機に進められたものである。そこで、本研究にかかわりが深く、また、日本において最もその保護管理について論じられているカモシカについての研究および保護管理論の流れを簡単に押さえておきたい。なお、カモシカに関する報告は断片的なものまで含めると非常に多く、ここではその代表的なものだけを取りあげる。

先にも書いたように森林保護学で最初にカモシカが記載されたのは中牟田の「森林保護学 全」⁶⁾であるが、当時既にカモシカが害獣として知られていたのか、単に偶蹄類の一つとして害を及ぼす可能性があるものとして記載されたのかは不明である。カモシカが天然記念物に指定されるきっかけとなったのが、「天然記念物調査報告 動物之部」に載せられた鎗木外岐雄の「カモシカの保存に関する卑見」²¹⁾（1932）であり、カモシカの生息状況およびその保護のあり方について触れられた最初のものであろう。しかし、その後はカモシカ食害問題が発生するまでこれといった研究は行われなかった。

1950年代までは生息頭数も少なく、目立った森林被害も引き起こさなかったため、森林保護学の中でも扱われず、野生鳥獣の保護を扱った「野生鳥獣の保護と防除」¹⁴⁾のなかで、天然記念物の動物として触れられている程度である。「野生鳥獣と人間生活」¹⁸⁾は、このような概説書としてはじめて、加害動物の一つとしてカモシカをあげている。その後、「森林保護学」（四手井編）¹¹⁾にはカモシカに関する記述はないが、「応用動物学」¹⁵⁾、「鳥獣害の防ぎ方」¹²⁾、「造林地における獣害とその対策」¹³⁾、「森林保護学」（真宮編）¹⁰⁾には、加害動物として載っており、森林保護学の対象として認められている。

1970年代後半に入ると、被害のひどい地方から被害調査報告が出されるようになり、カモシカの生態についての調査も始まる。その中からまとまった研究として、文化庁からの委託研究で日本自然保護協会から出された「特別天然記念物カモシカに関する調査研究報告書」²²⁾（1978）、「特別天然記念物カモシカに関する調査研究報告書Ⅱ」²³⁾（1979）があり、その生態や生息環境を中心に調査研究したものである。下北半島はカモシカの生息地の最北端であり、農業被害を中心に食害が社会問題化したところだが、比較的早くから継続的な研究が行われている。1975年から東京農工大学を中心にカモシカの個体数調査方法としての区画法

の研究が行われ、1977年からはそれを引き継ぐように自主研究グループ「下北野動物研究グループ（あおししの会）」によって、カモシカの生態、被害実態、被害防除効果についての研究が進められ、1986年には「カモシカとの共存をめざして－脇野沢村ニホンカモシカ調査総合報告書－」²⁴⁾としてその成果がまとめられた。また、1977年から3カ年間、文部省の特定研究費を受けて調査が行われ、「下北半島のカモシカ」²⁵⁾（1980）として報告された。内容としては、下北半島における森林施業とカモシカの生息状況を中心としたものである。また、長野県でも1975年より5カ年間に渡って信州カモシカ生態研究グループによる民有林での生態調査が行われた。また、信州大学を中心とした研究グループにより1977年より3カ年間、国有林での生態調査が行われ、「ニホンカモシカ生息環境調査研究報告書」²⁶⁾としてまとめられた。これらの調査をまとめて分かりやすく解説したものに「ニホンカモシカの生活」²⁷⁾（1986）がある。また1975年より、都道府県の教育委員会によるカモシカの生息状況および食害に関する緊急調査が行われている。さらに、現在進められている保護地域方式（全国に13ないし15の保護地域を設定しカモシカの保護を図る方式）の実施を目指して保護地域の区域設定がなされたところでは、その生息密度や被害に関する特別調査が1984年より始められ5年ごとに行われている。

また、1979年より岐阜・長野で始まった頭数調整により駆除された個体をもとに、その生理や年齢構成や栄養状態、胃内容物の研究が進み、「ニホンカモシカの繁殖、形態、病態および個体群特性に関する基礎的研究」²⁸⁾（1985）や「特別天然記念物カモシカの保護管理に関する基礎的研究」²⁹⁾（1986）としてまとまっている。

全国のカモシカの分布状況については、1976年に環境庁が郵送アンケートにより調査を行ったのが戦後最初の調査である³⁰⁾。環境庁は次に1977、1978の2カ年に渡り、生息分布調査および生息密度調査を行う。調査方法は分布調査が聞き取りにより、生息密度調査が区画法により行われ、全国のカモシカの生息頭数が推定された³¹⁾。また、1979年には哺乳類分布調査科研グループが、やはり郵送アンケートにより全国の分布状況を調べている³²⁾。1983年には再び環境庁により分布調査が行われている³³⁾。

カモシカの社会構造については、白山における桜井道夫の研究「SOCIO-ECOLOGICAL STUDY OF THE JAPANESE SEROW, *Capricornis crispus* (TEMMINCK) (MAMMALIA: BOVIDAE) WITH REFERENCE TO THE FLEXIBILITY OF ITS SOCIAL STRUCTURE」³⁴⁾（1981）や岸元良輔の「SOCIAL ORGANIZATION OF A SOLITARY

UNGULATE, JAPANESE SEROW」³⁵⁾ (1989) により詳しく明らかにされている。

一方、食害の実態、その発生機構、防除方法に関する研究も1970年代以降になって急速に進められる。単発的な被害報告は多数にのぼるが、造林被害のまとまった報告としては、岐阜県で行われた「ニホンカモシカによる造林地被害調査報告書」³⁶⁾ (1977) がある。また、1976年から3年間林野庁による被害防止調査が行われ「カモシカ被害防止対策調査報告書」^{37, 38, 39)} (1977、1978、1979) が出され、防護柵とポリネットの効果が確かめられた。続いて、林野庁からの委託により1979年より5カ年間に渡ってカモシカの生息と森林施業の関連について調査が行われ「カモシカ生息地における森林の施業と被害防止に関する調査報告書」⁴⁰⁾ (1984) としてまとめられた。際だった成果は上がらなかったが、カモシカの保護管理および被害防止に森林施業の視点まで含め、林業側がまとめたものとして注目される。また、1981年から1985年にかけて、環境庁から委託され林業試験場により食害発生機構に関する研究が進められ、その研究成果が「森林食害発生機構の解明及び被害抑止技術に関する研究」⁴¹⁾ (1989) としてまとめられた。この研究により、ヘリコプターを用いたセンサス法が開発され、造林地における被害の発生傾向や成長の遅れの程度などについての知見が得られた。

カモシカの生態や被害よりもカモシカ食害問題という社会問題やカモシカの保護管理方法を中心に論じたものも数多く出されている。森林施業や造林政策にのみ結び付けて論じているもので、拡大造林政策批判を主とするものの代表として「森林の乱伐がもたらしたもの－カモシカ騒動－」⁴²⁾ (1977) や「カモシカ騒動記－天然記念物は害獣か－」⁴³⁾ (1986) などがある。その主張は、拡大造林政策により奥地の造林不適地までスギやヒノキの一斉造林地をつくったことを食害問題の根本的な原因とし、そのような造林政策を止めることが問題解決への第一歩とするものである。食害の起こりにくい森林施業のあり方を提唱したものとして「下北半島におけるニホンカモシカの生息環境と森林施業」⁴⁴⁾ (1981) があり、同じような趣旨のものとして「カモシカの保護と林業の両立」⁴⁵⁾ (1979) がある。森林施業と食害防除を組み合わせることでカモシカを捕獲することなく林業との共存がはかれるという立場に立つものとして、「カモシカ－特別天然記念物から害獣へ－」⁴⁶⁾ (1985) や「カモシカ管理論への疑問」⁴⁷⁾ (1986) がある。駆除も含めて森林保護学的な立場から食害問題の解決を図るべきであるというものとして「ニホンカモシカの林木被害をめぐって」⁴⁸⁾ (1978)、 「カモシカ問題への一考察」⁴⁹⁾ (1978)、 「カモシカ考－わが体験と所見－」⁵⁰⁾ (1985) がある。

保護地域方式に関しては、それを肯定的に受けとめているものに「カモシカ被

害と森林施業について」⁵¹⁾(1979)、「カモシカの保護と森林施業」⁵²⁾(1980)、がある。条件付きながら肯定的に受けとめているものに「カモシカの保護・管理」⁵³⁾(1991)がある。現状のままではその実効性に疑問があり、カモシカを特別天然記念物に種指定したままにしておき、現状の保護地域もカモシカの生息環境をより考慮したものすべきであるとするものに「カモシカの保護と管理」⁵³⁾(1985)がある。この論文では、カモシカ食害問題の背景を幅広く扱い、内容はコンパクトであるがカモシカの保護管理のあり方について最もまとまったものである。カモシカ保護側の立場から食害問題の論点を整理し、生息地保護を重視した保護地域の設定の仕方を提案しているものに「カモシカ問題を考える」⁵⁴⁾(1991)、「ニホンカモシカ保護問題の経緯と論点」⁵⁵⁾(1991)がある。一方、カモシカを狩猟獣とすることで、問題を解決することができるというものに「羚羊、扁柏そして人間」⁵⁶⁾(1983)、「カモシカの管理法－その個体群動態とマネジメント－」⁵⁷⁾(1984)(その補遺⁵⁸⁾(1985))とがある。カモシカの捕獲に関しては、被害地でのみ行うべきであるとするものに「日本産偶蹄類の生活史戦略とその保護管理」⁵⁹⁾(1991)がある。

カモシカの保護管理については以上のように、多くの視点から論じられてきている。しかし、個別の研究ではそれらの要素を全て考慮して保護管理を論じているとはいいがたい。

野生動物保護管理の社会経済的側面については、海外では保護管理を考える上での基本要素の一つとして大きなウェイトを持っている。近代的な保護管理論の最初のものとなされているA. LEOPOLDの「GAME MANAGEMENT」¹⁾は、「管理理論(MANAGEMENT THEORY)」、「管理技術(MANAGEMENT TECHNIQUE)」、「狩猟行政(GAME ADMINISTRATION)」の3部構成をとり、「狩猟行政」は「狩猟の経済と美学(GAME ECONOMICS AND ESTHETICS)」、「狩猟政策と行政(GAME POLICY AND ADMINISTRATION)」、「職業としての狩猟(GAME AS A PROFESSION)」の3つの章からなっている。「職業としての狩猟」は、生計を立てる手段として狩猟を説いているのではなく、狩猟管理という職業の内容、狩猟管理者になる道、狩猟管理の社会的な意義などについて説明している。R. H. GILES, Jrの「WILDLIFE MANAGEMENT」³⁾では、野生動物保護管理の3要素として野生動物個体群、生息環境、人間があげられ、「人間の管理(MANAGEMENT OF MAN)」、「野生生物法の執行(WILDLIFE LAW ENFORCEMENT)」、「行政および機関(ADMINISTRATION AND THE AGENCY)」の章を設けて、保護管理の社会的な面を扱っている。この他にも保護管理を総合的に扱った書には、必ず人間の管理に関係する章が設けられており、野生

動物の保護管理における社会経済的側面の重要性が認識されている。

一方、国内をみると、森林保護学では動物を管理することが中心であり、人間の管理についてはもちろん、野生動物に関係する法・制度についてもほとんど関心が払われていなかった。野生動物の保護についても扱っている「野生鳥獣の保護と防除」¹²⁾や「野生鳥獣と人間生活」¹⁶⁾になってようやく、自然公園法、文化財保護法、鳥獣保護及狩猟ニ関スル法律が取り上げられ、その内容が簡単に紹介され、対象となる動物について説明されている。

野生動物の保護管理の法・制度および行政のあり方を詳しく扱った最初の内容は、「生態系の保護と管理Ⅱ－動物－」⁶⁰⁾(1975)である。内容は自然保護問題まで含め広い範囲を扱っており、野生動物保護行政の問題点を鋭く指摘しているが、それに変わる新たな保護管理システムについての検討はあまりなされていない。また、エゾシカの狩猟個体の研究をもとに、現在の猟区制度の見直しを含めその管理のあり方の転換を提案したものに「エゾシカの管理に関する研究」⁶¹⁾(1988)がある。

保護管理の法・制度への研究者の関心が高まったのはここ数年のことである。雑誌「生物科学」では1989年8月と1991年11月に野生動物保護についての特集をくんでいる。また、1990年8月には国際生態学会が日本で開かれ、それに合わせて、筑波で野生動物保護と題してシンポジウムが開かれ、北海道では「大型野生動物との共存を目指して」と題するフォーラムが開かれた。北海道フォーラムは、シカとクマの保護管理システムを主題としており、その成果は「世界のシカ・クマ保護管理の現状と北海道の将来方向」⁶²⁾としてまとめられ、北海道のエゾシカとヒグマの保護管理システムについての提言が行われている。1991年6月には日本自然保護協会より「野生動物保護－21世紀への提言－第一部」⁶³⁾が出され、個別の動物種の保護管理の問題点が指摘されている。

このように、わが国においては、野生動物の保護管理システムについての研究がようやく始まったという段階である。

II. 野生動物保護管理の定義

野生動物という用語は比較的新しい言葉であり、WILDLIFEの訳語の一つとして定着してきた用語である。WILDLIFEは、アメリカでは一般に狩猟の対象になる動物および小鳥類を指して使われている。しかし、その指すものは明確に規定されてはいない。たとえば、魚類が含まれる場合もあれば、野生生物全体を指す場合もある^{3, 4, 5)}。

日本で、WILDLIFEと似た言葉として、古くから鳥獣という言葉があった。これには野生にあたる言葉は含まれていないが、現在では一般的には野生のものを指すのに用いられることが多い。しかし、魚類を含んだり、野生生物全体を指すことはなく、その点でWILDLIFEの訳語として不適切である。それに対し、野生動物という言葉は、鳥獣の意味を含みながらより広く野生の動物を指す言葉として用いられている。

被害をもたらす動物では、昆虫は”病害虫”として、鳥類・ほ乳類は”有害鳥獣”として扱われ、学問分野も分かれている。これは、生態学・生物学の対象としての性格が異なっており、個体群調査方法や被害対策もかなり異なることに起因している。この点では昆虫と鳥類・ほ乳類が別の枠で考えられていることは合理的である。

しかし、野生動物の保護という点から考えると、昆虫・鳥類・ほ乳類という区別はあまり重要ではない。むしろ、個々の種の特性や生息環境全体の保全の方が重要である。また、現在の保護管理学の流れは、生息環境全体の保全のなかで種の保全が考えられてゆく方向にある。その枠組みの中では昆虫であるか鳥類・ほ乳類であるかの区別はほとんど意味をなさず、保全の対象として同じ野生動物に含まれると考えた方が便利である。

したがって、野生動物とは、狭義には野生・半野生の脊椎動物を指し、広義には昆虫などの無脊椎動物も含まれるものとする。なお、この論文の対象とするのは狭義の野生動物であり、断りのない限り野生動物と言えればそれらを指す。

保護管理という言葉も説明が必要であろう。この言葉は、現在ではしばしば用いられているが、その内容は明確ではない。保護管理は、保護と管理を組み合わせた造語であり、「保護・管理」とされる場合もある。英語に直すと保護はCONSERVATION、管理はMANAGEMENTであって、日本語と同じく両者はまったく異なる概念である。ところで、本論文でいう野生動物保護管理とはWILDLIFE MANAGEMENTのことである。つまり、MANAGEMENTに対する言葉として保護管理を当てている。

R. H. GILES, Jrによれば、WILDLIFE MANAGEMENTとは「野生動物資源を利用して人間の特定の目的を達成するために、動物個体群、生息環境、人間の三者の動態と構造と相互関係を操作するための、意志決定と行動とに関わる科学および技術」³⁾となる。また、W. L. ROBINSONらやS. H. ANDERSONによれば、MANAGEMENTには二通りの解釈があり、一つは野生動物を手着かずにおく場合も含めた広い意味での管理であり、もう一つは個体群の管理だけを指す狭い意味である^{4, 5)}。

WILDLIFE MANAGEMENTを直訳すれば、野生動物管理となる。管理という言葉が、

GILESの定義にある内容を指すならば管理だけでよい。しかし、アメリカにおいてもMANAGEMENTは自然を征服し支配する印象を与えるので好ましくないとする意見がある⁴⁾。日本においても、管理という言葉を用いることは同様の問題を持っている。日本では、古くからタカ狩りのための狩場の維持や仏教による殺生の禁止は行われてきたが、野生動物を管理するという考えはなかった。そのため野生動物管理という言葉は、野生動物のみを一方的に制御することを指す印象を与える。野生動物問題を解決するためには、人間側の要素を管理することが欠かせない。一方、保護という言葉は、人間の活動を制限し野生動物をできるだけ自然に保つ印象を与える。したがって、この両者を合わせることでMANAGEMENTの内容をいちばんよく反映すると考える。

ところで、野生動物問題は、他の自然保護問題と同じく、自然科学的な成果だけでは有効に機能しない。GILESが「科学および技術」というときの技術には、単に動物の生息状況や生息環境を操作する技術だけを指しているのではない。意志決定に関わる技術として、野生動物に関係を持つ人々の間の調整に関する技術も含まれている。それらも含めて、はじめて野生動物保護管理が実現できる。

つまり、野生動物保護管理とは、野生動物に関する情報と人間に関する情報とをもとに、社会の要求に適合した野生動物と人間との関係を作り出すことと言える。この関係を作り出すプロセスを支えるものをシステムと呼ぶならば、野生動物保護管理とは「社会的にもっとも望ましい野生動物と人間との関係を作り出すためのシステムを形成・維持すること」と言える。

Ⅲ. 野生動物の保護管理をとりまく現状

近代における野生動物の保護は、絶滅寸前の種を保護することから始まったといえる。例えば、アメリカでは絶滅寸前となったアメリカバイソンの保護から野生動物保護に関する法律や制度が始まっている⁶⁴⁾。この絶滅種の保護管理問題は、熱帯雨林の破壊の進行とともに、ますます重要性を帯びている。

しかし他方では、野生動物の保護とその利用との関係が注目を集めつつある。絶滅のおそれの程度に応じて取引規制を行うことを目的とした「絶滅のおそれのある野生動植物の国際取引に関する条約」（通称、ワシントン条約）においても、種の利用が種の保全に役立つとの考え方が出され、大きな問題となった⁶⁵⁾。これは保護か利用かという段階から、保護と利用との関係、つまり、保護の目的に応じていかなる保護管理を行うべきかが重要な課題となってきていることを反映している。しかし、保護と利用とのバランスを図りながら如何に保護管理を進める

かについての明確な指針は存在しないために、保護側と利用側の対立が見られる。それに加えて、自然や野生動物の保護への関心の高まりとともに、利害関係者の範囲が広がったことが、問題をさらに複雑にしている。カモシカの保護管理の問題もその例といえよう。

この状況は、野生動物が様々な局面で注目され出していることを意味している。まず、第一にあげられるのは資源としての認識が高まってきたことである。狩猟対象、肉の生産、動物を利用した製品、これら動物を捕殺する利用のほかに、自然公園の一要素としてや自然レクリエーション資源の面も強調されてきている。また、遺伝子資源や生態系の要素としても不可欠なものが見られている。

林業においても、いくつかの条件が重なって野生動物のとらえ方が変わりつつある。それらの条件としては、林業の低迷、森林レクリエーションの見直し、自然環境管理としての林業の見直し、があげられる。これまでの野生動物のとらえ方はもっぱら害獣、または単なるハンターの獲物というとらえ方であったが、自然環境やレクリエーションの要素という面も無視し得なくなっている。

このような状況の中で、野生動物と林業や森林との新しい関係のビジョンが求められている。

IV. 研究目的と方法

日本において、野生動物保護管理にかかわる問題の解決には、個別の問題が先行し、それぞれに必要な対策が考えられているが、社会的説得力のあるものは少ない。

その原因として、総合的な見地からの保護管理論がないことがあげられる。各利害集団や学者の立場による見解の相違を調整するベースとなる共通認識が存在しないため、保護管理を困難なものにしている。ここで総合的としたのは、保護管理には、生物学的データや被害に関するデータだけでなく、野生動物にかかわる法・制度や野生動物の文化的、社会的価値、その経済的評価を含めた立場を指す。

野生動物の保護管理は、まず目的が設定され、その目的にあった方法が採用される。法・制度や社会経済的側面は、野生動物保護管理の目的を決定する上で非常に重要であり、これを把握することのない保護管理論は、目的のない技術といえる。

しかるに、保護管理論の抱える文化的、社会的、経済的問題点についての国内の研究は、先にもあげたように少ない。カモシカ食害問題は、保護管理技術の問

題のみならず、法・制度の問題まで照らし出すことになった。しかし、カモシカの生態や個体群特性に関する知識は増えて技術的側面については格段に進歩したものの、社会経済的側面については、現実の動きに釣られて根本的な問題すら整理できずに終わっている。

カモシカの問題に限らず、多くの野生動物の保護管理問題は早急な対応を必要としているが、その現実的な施策だけを論じていては、基本的な事項を見落としかねない。そこで、ここでは野生動物保護管理にかかわる文化的背景、法・制度などの政策面と林業被害および防除の問題を取り上げ、日本における野生動物保護管理の前提となるその社会経済的側面を明らかにしたい。その上で、森林・林業と野生動物保護管理との新しい関係を示し、それを実現するために必要な、野生動物問題解決プロセスまたは保護管理システムのあり方について論究したい。

そのためにまず、野生動物保護管理の生物学的基礎および資源管理の基礎理論について概観する。これらは保護管理の枠組みを組み立ててゆく上で不可欠の要素である。ニホンカモシカ・ニホンジカを中心に、これらについて検討したい。その上で、これまでのニホンカモシカ・ニホンジカによる農林業被害問題を検討し、野生動物保護管理が抱える問題点を整理・分析することで、日本における野生動物保護管理に関わる要因を洗い出す。（第1章）

次に林業被害およびその防除を中心に林業で発生している問題点について考察し、林業の側の条件を探る。（第2章）

法・制度、動物観を中心とした文化的側面、価値評価、の問題を通して野生動物管理全般の課題を論じる。（第3章）

以上の考察をまとめて、新たな森林・林業と野生動物の関係のあり方と野生動物問題のための解決プロセスおよびそれを支える法・制度などのあり方について考察する。（第4章）

第1章 ニホンカモシカとニホンジカの保護管理の現状と問題点

第1節 野生動物保護管理学の基礎

1.1.1 野生動物保護管理学の構成要素

序章でも述べたように、野生動物保護管理学の目的は社会的にもっとも望ましい野生動物と人間との関係を作り出すことである。その実現のためには、さまざまなことが要求される。野生動物が絶滅しないだけでなく、健全な野生状態で生息するよう気をつけなければならないだろう。個体数が増えて農林業に被害が発生し、もしくは発生しそうになったら、その被害を防除しなければならない。そのためには個体数を間引くべきなのか、それとも防護柵などにより防除するのか決定しなければならない。個体を間引くにしても、ハンターの狩猟によるのか、それとも駆除という形で行うのかといったことも考えなければならない。

これら扱うべき数多くの事項を処理する方法は3つの観点からまとめることができる。すなわち、生息環境管理と個体群管理と人間の管理または社会的要素である。アメリカの野生動物保護管理の教科書は、必ずと言っていいほどこれら3つの分野で構成されている。

野生動物の保護管理では、野生動物の生態を理解しその個体数を目的のレベルに維持することが求められる。目的のレベルとは、現実的には農林業被害がでないレベルとか、狩猟用の獲物となる個体数が最も多くなるレベルとかである。そのレベルを保つためには、それだけの個体が維持できる生息環境が必要とされる。そのような環境を人間との関係の中で創造、維持することが生息環境管理の目的である。

生息環境管理は、保護管理の基礎となる環境を提供するのであり、それにより個体数を自在に操ることはできない。たとえば、短期的な個体数の変動を押さえることはできない。また、人間との関係で目的通りの管理が実行できない場合もある。したがって、個体数を増やしたり間引いたりする個体群管理が必ず必要とされる。

社会的要素には、個体数の目的のレベルの決定に関するものとそのレベルの維持に関するものがある。前者には野生動物の価値を広く認めてもらうことや野生動物に対する正しい理解を深める教育などがある。後者には、密猟の防止や、開発行為の監視などがある。

1.1.2 生息環境管理と個体群管理

生息環境を改変することで、人間は野生動物の生息に最も大きな影響を与える。たとえそれが、野生動物の保護管理と関係のないものであっても野生動物の個体数を大きく変動させることになる。たとえば、カモシカ食害問題や丹沢などで生じているニホンジカ（以下、シカと略称する）による食害問題も、1950年代後半に急速に進められたスギ・ヒノキの人工林化により幼齢造林地が大面積に広がったことが、個体数増加の大きな原因となった。逆に、ニホンツキノワグマやニホンザルは広葉樹の木の実が餌として重要であり、天然林がスギ、ヒノキの人工林におき変わることによって、次第に生息環境を失いつつある。生息環境を整えることが保護管理の第一歩である。

生息環境の要素で重要なのは、食物量と隠れ場所と水の3つである。このうち、水は日本においては問題となるケースはほとんどない。食物量は生息環境管理においては、最初に考えなければならないことである。野生動物の個体数は、その生息環境が供給する食物量によって支えられる以上の個体を維持し続けることはできない。ある生息環境において特定の種が持続して生息し得る個体数の上限を環境収容力といい、食物量はそれを大きく左右する。食物量を把握し、その変動を予測することがまず必要である。次に必要とされる個体群レベルがそれによって維持できるかどうか判断しなければならない。もし、足りない場合には生息環境を改変するか、給餌を行わなければならない。

また、一つの野生動物種が一つの生息環境を独占することはない。一つの生息環境を多くの野生動物が共有している。そこである特定の動物の生息環境のことだけを考えると、他の動物に思わぬ影響を与えることも考えられる。たとえば、先に例にあげたカモシカ・シカとニホンツキノワグマ・ニホンザルとでは、要求する環境が違う。前者はスギ・ヒノキ人工林の中に幼齢造林地のような下層植生が豊富な環境が適度に分散して存在していれば生息できるが、後者はそのような環境では生息できない。後者が生息するには広葉樹林が必要である。広葉樹林は幼齢造林地ほどではないが下層植生もあるので、広葉樹林であればどの野生動物も生息することができるが、カモシカやシカの個体数は幼齢造林地が大面積に広がっているときより少ないこともある。

食物の他に重要なものとしては、ねぐらとなる場所や危険を避けることができる場所が必要である。カモシカは採食を幼齢造林地で済ませたとしても、休息するときは樹高の高い森林に入る。これは夏であれば直射日光を避け、冬であれば深い積雪地を避けるためである。また、幼齢造林地では出産もしない。ニホンツ

キノワグマには冬眠する場所が必要となるが、それに最も適しているのは樹洞であり、樹洞があるような大径木が必要とされる。北海道に生息するシマフクロウも巣穴として樹洞が必要であるが、現在そのような林木が少なくなったため、ドラム缶大の巣箱がかけられている。

個体群管理は、生息環境管理を補助して、望まれる野生動物の個体群レベルを達成するために行うわけである。この個体群レベルについてはいくつかの考え方がある。R. F. DASMANNによるとそれは、生存限界密度、最適密度、安全密度、許容密度に分けられる¹⁾。生存限界密度は環境収容力ぎりぎりの維持可能な上限の個体群レベルである。このレベルでは、食物量は個体群が生存するためには足りているが、良好な健康、最適な成長などのためには十分ではない。最適密度は、食物、水、その他の必要なものがすべて十分に満たされるレベルである。豪雪などの激しい環境変化がない限り、必要物の欠乏による死亡は最小となる。安全密度は、狩猟や捕食によって保たれるレベルである。このレベル以上になると見つかり易くなり捕殺量が増え、このレベル以下では逆に捕殺を免れて個体群は成長できる。自然界では最適密度と同じレベルとなることも見られる。人間による狩猟の場合はハンターの数が増加すれば、安全密度のレベルが下がるおそれがある。許容密度は種内関係の正常な働きによってそれ以上の増加が許されない個体群レベルである。なわばり性を示す種では、食物量によってではなく、その社会構造から最大密度がきまると考えられるが、その密度が許容密度となる。

また、V. GEIST²⁾は高質個体群と低質個体群という分類を行っている。高質個体群は、高い繁殖率、早い成長、個体のサイズが大きいなどの特徴を持ち、活力の高い個体群である。これは密度概念ではないが、捕食者による間引きや豪雪などによる大量死によって、絶えず、または定期的に個体群が環境収容力よりかなり低いレベルに押さえられる場合にみられる。先の最適密度に近い概念である。低質個体群は、高質個体群とはまったく逆の特徴を持ち、低い繁殖率、緩やかな成長、個体の平均的サイズが小さいことなどによって特徴づけられる。これらの特徴は、個体の利用できる食物などの資源が限られているとき、すなわち、個体数が環境収容力の近くにあるときに見られる特徴でもあり、その意味で先の生存限界密度に近い概念である。

また、日本で考えた場合には、被害発生レベルのような個体群レベルも考えなければならないかもしれない。これは、社会が許容できない被害が発生し出す個体群レベルで、それ以下であれば目立った被害はみられず、それ以上個体が増えると被害が拡大していく個体数である。

さて、個体群管理でもう一つ重要な概念にMSY（最大持続生産量）という概念がある。ある個体群において増加した個体数、つまり、出生個体数から死亡個体数を引いた残りの個体数分だけ毎年捕獲していればその個体群レベルは一定に保たれる。この増加分は、収穫する側からみると持続生産量となる。MSYはその収穫量すなわち増加する個体数が最大となる場合である。したがって、MSYが実現されている個体群は高質個体群であり、それは最適密度に近い密度であると考えられる。

1.1.3 野生動物保護管理の社会的要素

野生動物保護管理に関わる社会的要素の問題は、日本では、自然保護の文脈ではしばしば論議されるが、野生動物を管理するという文脈ではあまり扱われない。これは日本では野生動物保護管理があまり成熟していないため、いまだ、技術レベルの問題が中心になっているからだと思われる。

しかし、ある個体群をどのように管理したらよいのかは、生物学的にだけ決定されるのではなく、むしろ社会との関連の中で決定される。したがって、野生動物保護管理はまず社会的要素の問題が最初に来るのである。たとえば、野生動物保護管理がどれだけうまく実行されるかは、その社会が野生動物の価値をどれだけ評価するかにかかっている。価値が低ければ、その保護管理に対し社会的に費用がかけられるとは思われない。また、保護管理には多くの人の協力が必要であるが、それを得られるかどうかは野生動物の価値が社会的にどれだけ認められているにかかっている。

また、野生動物に対するマナーの管理も必要である。密猟は野生動物保護管理の大きな支障となる。計画した個体数が維持できないだけでなく、ハンターからの収益などにも影響を及ぼす。したがって密猟防止は野生動物保護管理のなかでも重要であるが、日本ではまだそのための実効的な制度がない。また、キャンプでの食料の管理や残飯の処理も重要な問題である。アラスカではクマに襲われないように、食料をストックするボックスをキャンパーに渡し、安全な管理の仕方を指導している。こうすることによってクマによる人身事故を防ぐことが、クマを保護して行くために欠かすことができない。

1.1.4 ニホンカモシカとニホンジカの生物学的基礎

ニホンカモシカ (*Capricornis crispus*) は、ウシ科の動物である。台湾に生息する台湾カモシカは、ニホンカモシカの亜種あるいは同じ種の島嶼型とみ

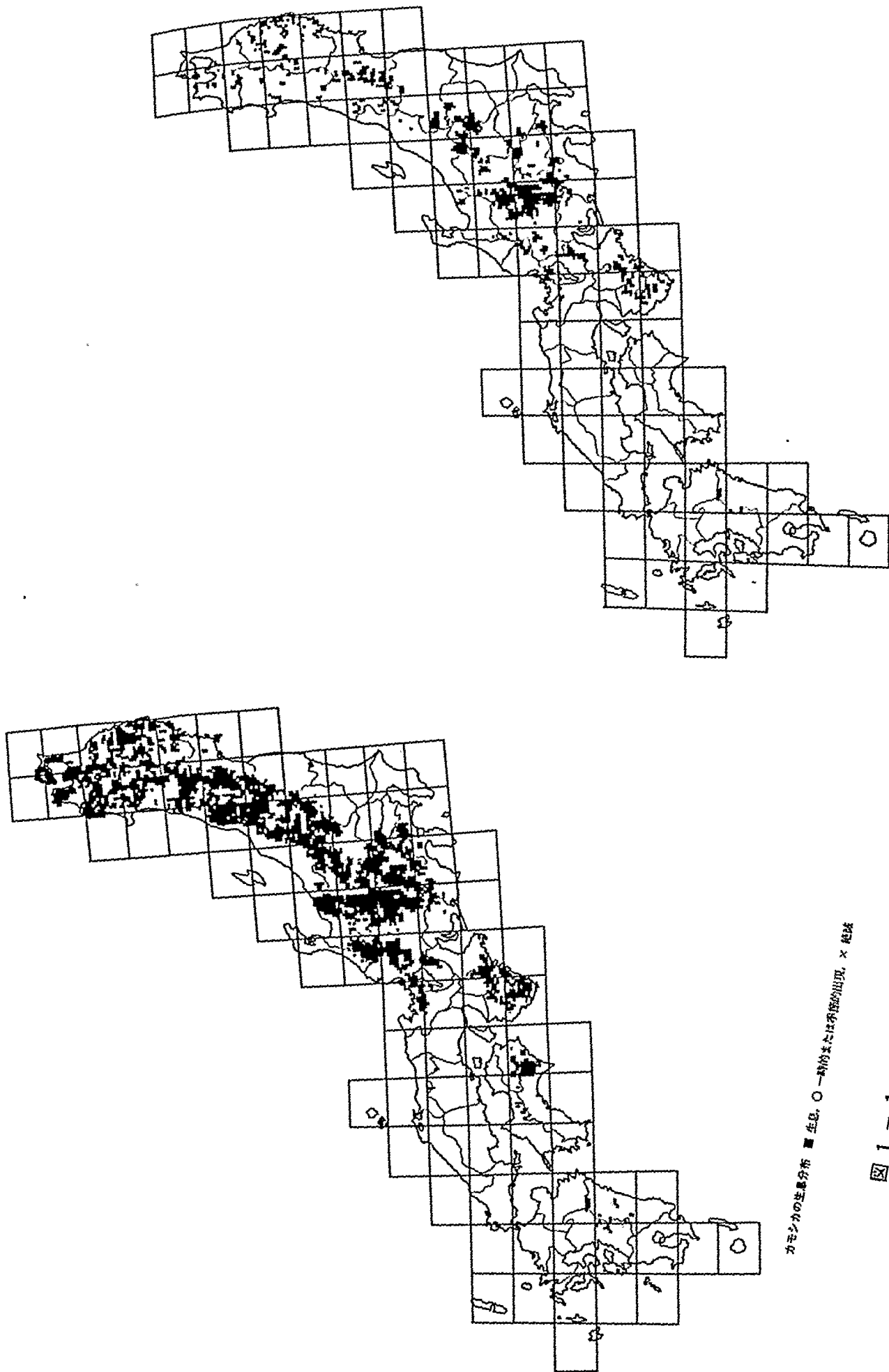
なされている。同属の別種には中国からカシ米尔地方にかけて生息するスマトラカモシカがいる。このように分布様式が不連続であることはカモシカ属が古い型の動物であることを示している。また、ニホンカモシカはスマトラカモシカに比べると肩高はその2/3ほどであるなど大きな違いがあるが、両者の比較研究はまだ進んでいない。ニホンカモシカは日本の生物層の歴史を知る上でも生物学的に貴重な生物である³⁾。

カモシカは北海道には分布せず、本州、四国、九州の落葉広葉樹林帯と重なる地域に分布しており、ブナ帯の動物と考えられている⁴⁾ (図1-1)。かつては中国地方にも生息していたが絶滅した⁵⁾。全国の個体数はかつては3000頭とも推定されていたが、1979年には7万5千頭⁶⁾、1983年には10万頭近い個体がいると推定されている⁷⁾ (図1-2)。生息密度は全国平均で2.5頭/km²前後であり変化はみられていない^{6,7)}。ただし、高密度地帯では20頭/km²前後になる。

一夫一婦制で、オスとメスがほぼ同所的になわばりを維持し、なわばり外の同性の個体とは排他的関係にある^{8,9)}。なわばりの大きさはさまざまであるが、だいたい10~20ha前後であり、100haを超えるものもあるようである¹⁰⁾。発情期は10~11月でたいてい一産一仔で、5月頃出産し、翌年の出産まぎわまで仔はメスとともに過ごす。平均寿命はオス、メスほぼ同じで5~6歳、最長寿命は20~24歳である。繁殖開始齢は平均3.7であり、個体群成長率は低い¹¹⁾。食性は多様であり、非常に多くの植物を食べるが、基本的には木本植物をよく食べるブラウザー(BROWSER)型であると考えられている¹²⁾。

ニホンジカ (*Cervus nippon*) はシカ科の動物である。シカ科の動物は全世界で16属36種が確認されており、分布範囲もユーラシア大陸と南北アメリカ大陸のほぼ全域に広がっており、現在最も繁栄している仲間の一つである。ニホンジカは、日本のほか、ベトナム、台湾、中国、などにも亜種が分布している¹³⁾。日本では一部地域では爆発的に増加し、激しい被害を引き起こしているが、全体的には生息地が分断され、現時点ではカモシカよりも生息状態は悪い(図1-3)。全国的な生息密度の推定は行われていない。被害と密度の関係については丹沢では9頭/km²となると林業被害が発生し始めるという報告がある¹⁴⁾。また、金華山島では20頭/km²以下であれば、高木類の更新は妨げられないのではないかとされている¹⁵⁾。

オスとメスは発情期以外は別々の群れを形成している。群れの個体数は、照葉樹林のよく発達した五島列島では2.6頭、シバ草原のよく発達した宮城県の高島では8.3頭と報告されている¹³⁾。発情期は9月~10月で、優位なオスは一頭で



カモシカの生息分布 ■ 生息, ○ 一時的または零碎的出現, × 記録

図 1-1 ニホンカモシカの分布とその被害地 (1979)
 注: 哺乳類分布調査科グループ (1979) より引用。

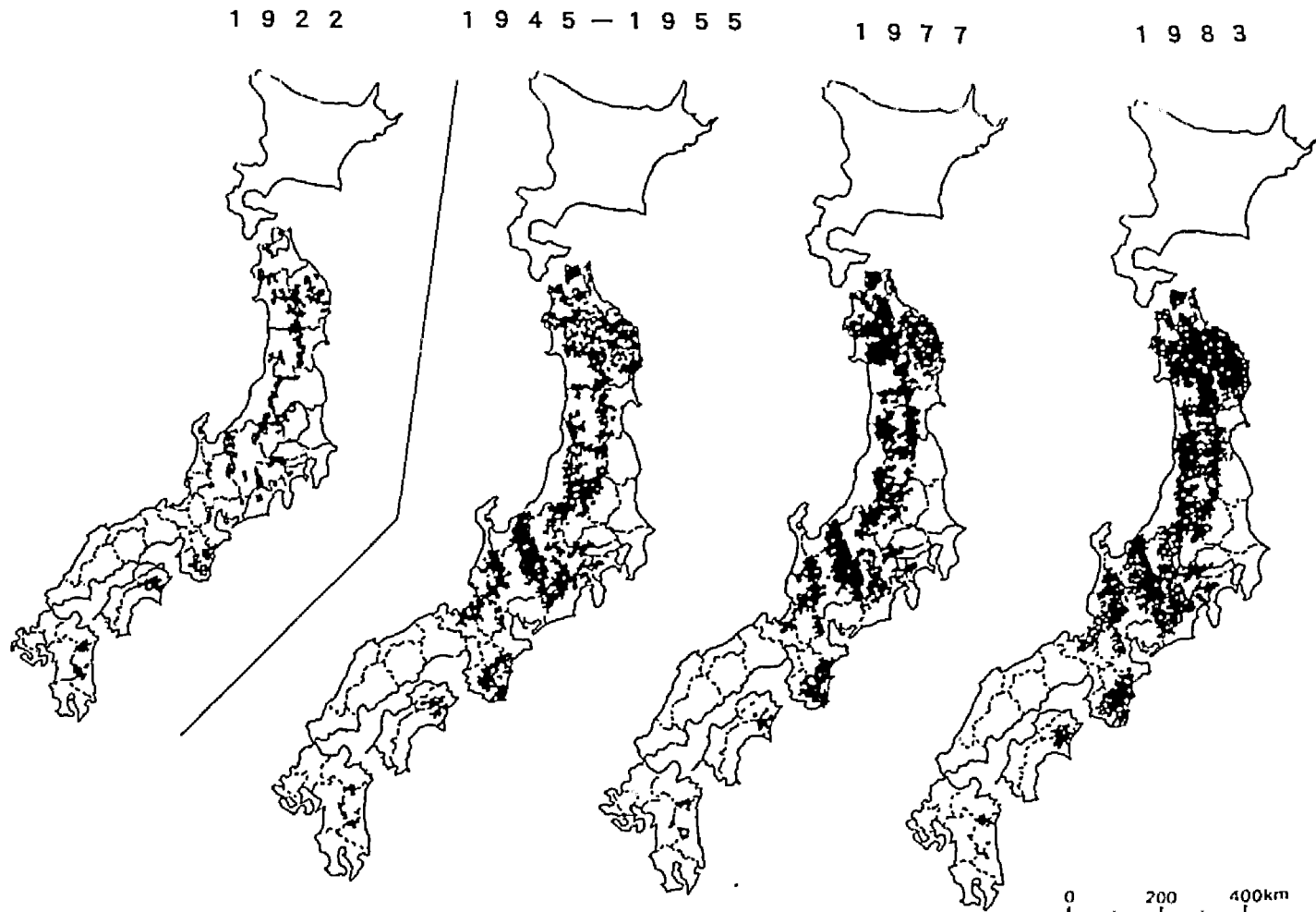
カモシカの被害分布



カモシカ保護地域 (●)

図1の番号	保護地域	設定年月
1	下北半島地域	1981年3月
2	北奥羽山系地域	1984年2月
3	北上山地地域	1982年7月
4	南奥羽山系地域	1984年11月
5	朝日・飯豊山系地域	1985年3月
6	越後・日光・三國山系地域	1984年5月
7	北アルプス地域	1979年11月
8	白山地域	1982年2月
9	関東山地地域	1984年11月
10	南アルプス地域	1980年2月
11	伊吹・比良山地地域	1986年3月
12	鈴鹿地域	1983年9月
13	紀伊山地地域	1989年7月
14	四国山地地域	準備中
15	九州山地地域	準備中

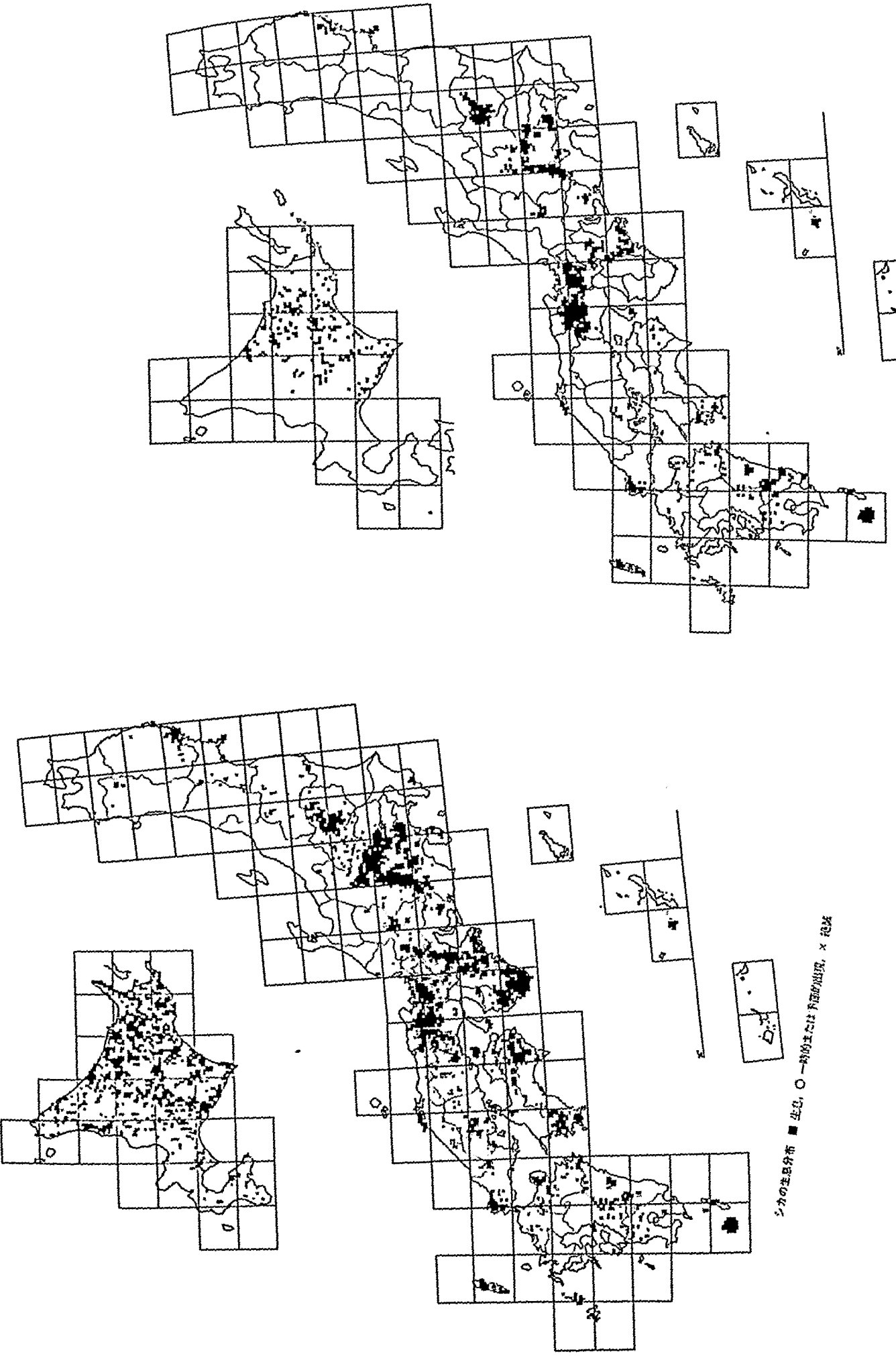
カモシカ保護地域



カモシカの生息分布の変遷

図1-2 ニホンカモシカの分布の変遷と保護地域

注：生息分布の変遷は常田（1992）より引用。
保護地域は高槻（1992）より引用。



シカの生息分布 ■ 生息、○ 一時的または季節的出現、× 絶滅

シカの被害分布

図1-3 ニホンジカの分布とその被害地(1979)
 注: 哺乳類分布調査科グループ(1979)

複数のメスを他のオスから防衛し、ハーレムを形成する。一産一仔で5月頃出産し、仔はメスグループとともに行動する。平均寿命はオスが2歳、メスが4歳前後で最長寿命はオスが10～12歳、メスが16～18歳である。繁殖開始齢は2歳で、妊娠率もよく、個体群成長率は高い¹¹⁾。食性は地方によってことなり、本州北部では草本を主に採食するグレイザー（GRAZER）型、本州南西部ではブラウザー型の傾向がみられる¹⁶⁾。

第2節 ニホンカモシカとニホンジカの保護管理問題の検討

1.2.1 カモシカ食害問題の全般的問題点

カモシカは、明治時代には狩猟獣であったが、1925年（大正14年）に狩猟獣から外された。1934年に天然記念物に、1955年に特別天然記念物に指定されたが、毛皮などを目当てとした密猟は後を絶たなかった^{17)・18)}。しかし、1959年に岡山市の運動具店で尻皮が見つかり、大規模な取締りが行われハンターだけでなく、毛皮協会関係者からも逮捕者が出る事態となる¹⁹⁾。その結果、全国的にカモシカは捕ってはいけないものであるということが強く印象づけられ、以後、密猟がほとんど行われなくなると考えられている。

カモシカによる食害が目立ち出すのは1960年代後半からであり、1970年代になって表面化してくる。そして、1975年には特別天然記念物の現状変更申請が認められ、網による捕獲が認められる。これを契機にして、いわゆるカモシカ保護側とカモシカ捕獲を求める林業側との間での対立が表面化してゆく²⁰⁾。

1979年には三庁合意文書と呼ばれるカモシカの保護に関する今後の方針が、環境庁・文部庁・林野庁の連名で出され、行政的な方針だけはほぼ決定される。

しかし、その方針は保護側・捕獲側ともに満足のゆくものでなく、食害問題は解決の方向にはまったく進まなかった。そして、食害が発生した機構が不明のまま、さまざまな意見や要求がカモシカ保護側から出され、マスコミの影響もあって世論はカモシカ保護に強く傾いた形となり、捕獲を求める林業側との対立はますます深まった。以上が、カモシカ食害問題のだいたいの経過である。

この争点のもっとも中心にあるのが、天然林を伐採しスギ・ヒノキの人工林化を進める林業側に食害の原因があるのか、それともカモシカが増えたことに問題があるのかという論争である。現時点では両者の主張とも食害問題の一面を指しているといえるが、当時はこの論争が、「人間かカモシカか」というふう捉え

られ、問題を深刻化させた。

この認識の食い違いが生じた原因として、一つはカモシカの生態についてはほとんど何もわかっていなかったことがある。最初は餌となる植物の豊富な天然林を大面積に伐採し人工林化したために、造林木を食べざるを得なくなった²¹⁾とカモシカ保護側から主張された。しかし、その後の研究で天然林の食物量は多くなく、造林地をつくることはかえって食物量を豊富にしてカモシカが増える要因となったことが科学的に明らかになった^{22, 23, 24)}。また、カモシカの頭数が推定できるようになるのもだいぶ後であり、その時には自然保護側と林業側の溝が深くなっていった。被害についての研究はさらに遅れており、未だにカモシカの生息状況と被害程度との関係や被害量の計量化の方法すら満足に確定されていない。このような基礎的なデータが食害問題が大きくなる以前からわかっていたならば食害問題の論争も違ったものになっていたであろう。

もう一つの原因として、カモシカの保護が徹底し始めた時期が、ちょうど拡大造林政策が推進され始めた時期と一致していたことがあげられる。拡大造林政策が、1958年の生産力増強計画、1961年の木材増産計画を契機に積極的に展開され、これまで伐採の対象とならなかった奥地天然林まで大面積皆伐一斉造林が行われるようになる。この時期は、まさしく大規模取締によりカモシカの密猟がほとんど行われなくなったと考えられる時期である。つまり、両者の主張とも一面では正しかったと言える。保護側の意見のうち、人工林化が森林におけるカモシカの食物量を減少させたという認識は誤りであったが、少なくとも、拡大造林によりカモシカの生息域と幼齢造林地が大きく重なるようになったことが、広大な面積にわたる被害をもたらしたことは否定できない。

このような事実認識の欠如のほかに、林業側の事情とカモシカ保護側の事情がカモシカの捕獲に関して相容れる余地がなかったことも対立を深めた。カモシカの食害が問題となっている地域の多くは林業的に未熟で、目の前の造林地を立派な森林にすることが将来の山村経済を支える上で欠くことができない。したがって、林業側に利益にならないカモシカの保護に気を回している余裕はない。一方、日本の野生動物保護行政は非常に遅れており、偶然にせよ保護政策が成功したカモシカが一方的に駆除されるのを認めることは、野生動物行政全体の後退を招きかねないという危機観がカモシカ保護側にはある。また、カモシカが狩猟で個体数を非常に減少させた動物であり、密猟が行われていたことが発覚していた動物であることも捕獲を認めない理由となっている。このように捕獲については意見がまったく食い違うため、お互いに相手の事情は認めても現実的には対立したま

まとなっている。

そして、いちばん問題なのは、これらの対立を調整する行政機関がなく、行政的に満足のいく対策が施されてこなかったことである。これは、野生動物に対する関心が低く、したがってその社会的な価値が低いために、問題がおざなりにされてきたといえる。それは、野生動物が無主物として、その価値を保有する主体が認められていないことに典型的に現れている。

1.2.2 食害問題の地域的課題

青森県脇野沢村では、カモシカによる農作物被害が問題となっている。脇野沢村は終戦直後までは、鱈漁からの収入と国有林の人夫をして得る収入が主なものであった。その後の鱈漁の不漁と国有林の事業縮小により、大きな収入源を失い、男の大半は出稼ぎにでる。そこで村の経済の再建のために、それまでの自給的農耕から換金作物への転換を図る。そこへカモシカによる食害が顕著になったことが、社会問題化を引き起こした²⁵⁾。国有林ではスギの造林が進められているが、そこでの食害は問題化していない。カモシカの個体数は約13頭/km²で比較的安定している²⁶⁾。被害対策として、各種防護柵が設置されたが、雪の影響などでうまく行かなかった。現在は農地を一筆ごとに防風ネットで囲む柵により対応している²⁷⁾。

秋田県太平山周辺はカモシカの密度は高いが、林業被害は問題になっていない。岩手県では林業被害が問題となっており、ポリネットを中心とする防除により対応している^{28, 29)}。山形県では山間部の畑などへの食害と、カモシカが列車とぶつかる鉄道事故などの災害があり³⁰⁾、1992年より駆除が開始されている。

岐阜県、長野県ではカモシカの平均生息密度は全国平均と変わらない程度であった³¹⁾が、林業被害が大問題となり、1979年より保護捕獲という名目でカモシカの駆除が行われている。そのため、カモシカの生息密度はかなり低くなり³²⁾、実際にカモシカを見かけなくなっている³³⁾。長野県では、造林地の一部を防護柵によっても囲っている。

鈴鹿山脈では、滋賀県側の平均生息密度は食害が問題化した頃はそれほど高くなかったが³⁴⁾。1982年より防護柵による防除を行い、幼齢造林地をほぼ全て囲っている³⁵⁾が、最近では生息密度が高くなっている³⁶⁾。一方、三重県側は滋賀県側より密度の高い場所が多かった³⁷⁾が被害問題は起きていない。紀伊半島では一部に高密度の場所も存在した³⁸⁾が、最近は全体的に低密度である³⁹⁾。三重県、奈良県、和歌山県では一部の市町村ではカモシカによる食害問題が大きな問題と

なっている⁴⁰⁾。三重県では防護柵による防除が造林地の一部に実施されている。近畿のこれらの県ではシカも同所的に生息しており、被害をカモシカかシカかに特定できない場所がある。また、シカによる被害の方が大きな所もある⁴¹⁾。

九州では未だにカモシカの個体数が回復していない。四国と九州だけはカモシカ保護地域の地域設定が終了していない。

シカによる食害問題については、丹沢で非常に早くから問題化しており、典型的な例といえる。丹沢では1946年以後、本格的な造林が始まり、1956年より造林目的が国土緑化から木材生産に転換して進められる。1959年には山村振興対策として清川村煤が谷の共有林800haへの県行造林が開始される⁴²⁾。一方、1955年から1970年までシカの禁猟が続けられた。そして1964年頃より林業被害が目立ち始め、1968年頃より被害問題が顕在化し⁴³⁾、被害面積も1972年には814haとなる⁴⁴⁾。1970年以降は猟区を追加設定して拡大しそこでの狩猟を開始し⁴³⁾、1972年からは防護柵を設置している⁴⁴⁾。このように幼齢造林地が防護柵により保護され、人工林が成長することで食物量が減少し始めた上に、ササの枯死もあって、現在ではシカの保護が問題となっている⁴⁵⁾。兵庫県では1975年頃より、シカによる食害が問題化し始め、造林意欲を大きく減退させている⁴⁶⁾。現在は金網製の防護柵と、有害駆除制度を適用した大がかりな駆除で対処している。

また、シカによる植生破壊が問題となっている地域がある。金華山島ではシカの捕獲が行われていないために、シカが50頭/km²をこえる高密度となり、植生の後退が生じ始めている⁴⁵⁾。大台ヶ原ではトウヒに対するシカの食害が激しく、部分的には約90%の個体が被害を受けており、このままでは多くのトウヒが枯死するおそれがある⁴⁷⁾。

1.2.3 日本における野生動物保護管理の問題点

以上をまとめると、カモシカとシカの保護管理上の問題点は次のようになる。

第一に、生息環境管理、個体群管理に必要なデータがなかっただけでなく、調査方法も確立されていないということがあげられる。幼齢造林地を大面積につくれば、個体数が増加して被害が生じることをあらかじめ指摘することができなかっただけでなく、カモシカ食害問題の初期にはまったく逆のことが多くの人に信じられていた。また、現在も成林した人工林ではまるでカモシカやシカは生息できないようにいわれることがあるが、実際には人工林地帯にもカモシカやシカは生息している。このような、人工林を主体とする地域での生態についてはまだ分かっていないことが多い。

第二に、野生動物行政がさまざまな問題を抱えている。その一つに狩猟制度の問題がある。カモシカには、密猟で個体数が減少し、幻の動物と呼ばれるほどしか生息できなかつた時代があつたが、密猟取締に関してはその時からあまり改善もなされていない。そのために、カモシカでは保護管理の手段として狩猟を用いられずにいる。また、狩猟管理が行き届かず、狩猟の状況を把握することすらできないでいる。狩猟は野生動物保護管理において重要な役割を持つが、それが管理できていない。

第三に、野生動物の価値が低いことがある。日本では野生動物は無主物であることに、それは象徴的に示されている。そのため、被害が発生すると、最も安上がりである駆除が考えられ、野生動物をも保護するために駆除以外の防除方法をとるという発想がない。カモシカの場合は特別天然記念物として駆除できなかつたがゆえに、駆除以外の防除方法についての研究が進められた。シカに関してはカモシカよりもその防除に関する研究は少ないし、また、現在行われているものもカモシカで実践されたものが応用されている場合がある。カモシカについても、もしすぐ駆除がすすめられていたら、現在これほど防除の研究が進み、行政側が防除費用を負担したかは疑わしい。駆除だけで被害をなくそうとすることは保護管理上問題が多く、駆除以外の防除方法が社会的に認められる必要がある。

第四に、拡大造林が急速に進められたことがある。それまでの薪炭林や天然林が皆伐されスギ・ヒノキ一斉造林により大面積造林地に転換されていった。それが生息環境の急激な変化をもたらし、個体数をかつてないほど急激に増加させることになり、被害問題を増幅した。

第五に、林業側とカモシカ保護側の要求を調整する機構がなかつた。そのために、両者がお互いの意見を主張しあつて、対立するような形となつた。実際には、お互いに相手の要求は分かっていたが、捕獲に関してだけは妥協点がなかつたために、両者に歩み寄るところができなかつた。

第2章 林業被害と野生動物保護

第1節 被害実態と林業経営

2.1.1 林業被害の歴史

野生動物による農林業被害は、食物をめぐる人間と動物の争いといえる。それはおそらく、人間が狩猟採取の生活をしていた頃から意識されていたに違いない。たとえば、縄文時代の遺跡から多数出土するクリやクルミやトチなどの果殻は、これら特定の野生植物を積極的に利用していたことを示しているはずである。とすれば、これらの植物を野生動物に食べられることが、生活に関わる問題であったことは容易に予想がつくことである。

簡単な農耕が始まった段階において、それはさらに意識されるようになったに違いない。実際に、焼畑においても垣作りや、畑の監視などの獣害の防止に関わる労働投下量（時間換算）が、伐採から収穫までの全労働投入量の15～20%にのぼるという報告もある¹⁾。特に、天然林を伐採して作った畑においては、その割合は大きく、除草や収穫の作業よりも骨のおれる作業となることがある。

農耕に比べると、人工的に樹木が植栽されるのはかなりおそい。最も早い植林としては、866年に常陸の鹿島神宮の造宮用材のために榎（スギ）4万株、クリ5700株を植樹した記録があるが、林業を目的としたものではない²⁾。それ以後も屋敷林や保安林的な林の造成は行われたがいずれも林業的なものではない。林業的な人工造林は1400～1500年頃に始められたらしい³⁾。それに対して、いつ頃から林業被害があったのかは不明であるが、少なくとも江戸時代には既に被害が発生している。1724年の名古屋藩の留帖には、クマハギの被害が多いのでクマの捕獲につとめるようにと記されている⁴⁾。そのほかの害獣には、ノネズミ、ノウサギ、モグラ、シカ、イノシシがある。

明治になって被害およびその防除の記録は飛躍的に増える。それらの記録の多くはノネズミとノウサギの被害に関するものであるが、吉野ではシカやイノシシの害も大きな問題であった^{5, 6, 7, 8, 9)}。吉野林業全書にも、獣害のないところはなく、イノシシは苗木の根を掘り返し、シカは芽を食べ角で皮を剥ぎ、ウサギは芯を噛み切り、ネズミは苗木の根を噛み切り、その被害は甚大であるとしている¹⁰⁾。

由井は戦後の林業被害および造林面積の推移をまとめている¹¹⁾。野生動物による被害のほとんどは哺乳類によるもので、1975年まではその90%がノネズミ、ノ

ウサギによる若い造林木の被害である。シカによる被害面積は1960年以降、変動はあるものの、ほぼ一貫して増大する傾向にある。戦後、カモシカによる被害が最初に統計に現れるのは1957年¹²⁾らしいが、1970年代以降急激に被害面積が増大し、1980年代に入り減少し、現在は目立った増減の傾向はない。

戦後の拡大造林によって出現した広大な幼齢造林地は、カモシカやシカにとって好適な食物環境を提供して個体数を増加させる原因となるとともに、被害対象林分の急増によりカモシカ・シカによる被害面積を大きく増大させた。これは、カモシカ食害問題を機に何度となく言われてきている野生動物による林業被害は拡大造林政策がもたらしたものであるという主張を一面では裏付けている。一方、吉野地方では既に明治期からシカやイノシシなどの大型哺乳動物による被害が、ノネズミやノウサギによる被害と劣らず問題となっており、被害の原因を拡大造林政策だけに求めるのは間違っている。また、密猟によってカモシカがまだ幻の動物であった時から、小規模ながらも被害が発生していたことは注目に値する。

2.1.2 被害調査の現状と課題

前節で利用されている被害統計の値は、林家によって申告された値をもとにしている。造林地の広さを考えれば、調査機関による一定の被害調査を行うことは無理であり、林家による申告をもとにするのは現実的ではある。しかし、被害調査の基準や方法が決められていないため、被害精度の信頼性は低い。このように被害調査の方法が確立されておらず、被害データの信頼性が低いことがカモシカ食害問題に無用の混乱をもたらしたことは先にも述べた。ここでは、被害把握の問題について検討する。

これまでに行われた林業被害調査の内容を大別すると、被食率、成長の遅れ、樹幹形態の異常、被害木の分布に分けられる。被食率は被害調査の基本事項であり、たいてい頂端部と側枝部に分けられて調査される。頂端部とは主軸先端の部分で、前の成長期に伸張した部分と考えられるが、一般的にはそのような明確な基準では判断されず造林木の先端付近とされている。側枝部は頂端部以外を指す。被食率は、その時に何%の造林木が食べられているという被害程度を判断するが、林業への影響をそれから直接判断することは難しい。また、年1回の調査で被食率を出す場合、普通は晩夏から翌年晩春にかけて激しい被害が見られるので、調査時期は成長開始の直前がよいと考えられるが、そうなると年度を越してしまい、前年度の被害についての調査となる。

成長の遅れについては、樹高の継続調査^{13, 14, 15, 16)}と樹幹解析による調査¹⁷⁾

が行われている。2・3回だけの一時的被害であれば、被害を受けにくくなる樹高（概ね1.5～2m）に成長するまでに、数年の遅れで済むが、何年にも渡って継続的に被害を受けた場合には、10年を超えても平均樹高が70cmに達しない例もある¹⁸⁾。このような違いは、食害の程度に起因すると考えられ、人為的な摘葉試験¹³⁻¹⁶⁾も行われている。しかし、その程度は頂端部の何%とか葉量の何%とかを勘で判断して行うものである。これは、被害調査でしばしば用いられる激害、中害、微害という判断を数字で表現しようとしたものであるが、これまでに行われた摘葉試験でもこれらの3区分の判断基準は異なっている。つまり、これらの判定から成長への影響を評価しようにも、判定自身が定まらないおそれがある。また、被害程度の成長への影響は、造林地の肥沃度の違いも関係すると予想される。同じ被害程度であっても、成長力が旺盛な方が成長への影響は小さいだろう。このような視点からの調査は行われていない。また、激害とか微害とかいった違いは、1回の食害で生じたのではなく、何年かに渡る被害の累積の結果である。このような、被害の累積的な影響の評価に関する継続的な研究もない。

樹幹形態はそのような累積的な被害の結果と考えられている。その形態は、通直、曲がり、二股、盆栽状などに分けられる¹⁹⁾。幼齢時のこれらの形態異常が、将来、材にどのような影響を与えるかについて、植栽時からの追跡調査はないが、スギでは、やがて通直となり外からみてもほぼ分からなくなるという報告²⁰⁾がある。一方、37年生のヒノキの曲がりの強い個体を樹幹解析して若齢時からの影響を示した報告¹⁷⁾もある。どのような条件で曲がったり、通直に戻ったりするのかについては、さらに詳しい調査が必要である。

現在の被害の申告は、被害地を含む造林地全体の面積を被害区域面積、そのうち実際に被害の集中していた面積を実被害面積としている。この方法は目測であり信頼性が低いのではないかとされている。また、被害集中部の被害率も目測による推定が多いと考えられており、被害状況を正確に把握する方法の開発が必要である。その問題の解決のために被害木の分布のあり方についての調査が行われている。それには、大面積の造林地でどのような部分に被害が集中するかについての調査²¹⁾と、被害木一本一本の分布についての調査^{22, 23)}の2種類がある。前者では、決まった法則性は見つからず、南向き斜面や凸地形に比較的被害がよくみられるという程度のことしか分かっていない²¹⁾。単木の分布については、やや集中的な分布がみられるという報告がある²²⁾。被害の抽出方法としては、ノウサギの被害については0.23haの調査で調査方法による違いを調べた例があるが、造林地の長径・短径に沿っただけの調査でも全面積の調査とそれほど変わらない

被害率がでている²⁴⁾。5ha前後までは全面的な被害を受ける可能性があるが、そのような場合にどのように調査すれば、全体の被害の状況を適切に表現できるかについての調査はほとんどされていない。

そのほか、加害動物を正確に判断できるかどうかの問題となる。特に、カモシカとシカの食痕を見分けることは不可能と考えられ、糞、毛、足跡、目撃などの状況証拠から判断される。目撃は確実な証拠のようであるが、造林地を常に観察しているわけではないから、たまたま作業の時に目撃した動物が加害動物とされることが多い。カモシカはシカに比べると比較的発見され易い動物であり、目撃にのみ頼ると加害動物の判断を誤る場合もある。それに対して、造林地で発見された糞の内容分析からカモシカとシカの食害の比率を推定する方法²⁵⁾があり、手間はかかるがこちらの方が、加害動物についてより詳細な情報を得られる。

以上のように被害調査については、ようやく基礎的なデータが集められ出したが、実際に被害の影響を評価するための実用的な調査手法は開発されていない。被害調査を特定の調査員で行うならば、ある程度複雑で経験に頼る方法であってもよいかもしれないが、今のところそのような調査員が制度的に設けられるとは考えられない。したがって、被害調査は林家による自主的な調査とその申告に頼らざるを得ないが、そのデータをできるだけ客観的なものとするのが不可欠である。そのためには簡単でかつ必要事項が判断できる標準的な調査手法が開発されることが、被害の影響を評価するための基礎的データの蓄積とともに必要である。

2.1.3 山村および林業経営への影響と林家の対応

林業被害が問題となるのは、林業に損失を与えるからである。その影響は山村社会と林業経営の二つの面から問題となる。

山村社会への影響としては、まず、造林投資が浪費される結果に終わることがあげられる。岐阜県のカモシカ被害者のうちの430人が1985年1月に起こした「御岳・恵那山系ニホンカモシカ食害損失補償請求訴訟」で求めた補償額は、総額1,659,067,328円であったが、その算出は地ごしらえ、植林、下刈りなどの人件費に苗木代を加えた「造林費用」と、被害林分を植え替えるための「復旧造林費用」とからなる²⁶⁾。これには食害に対処するための人件費や資材費も含まれているし、被害をどのように判定したかも不明であるから、この額をどう評価するかは難しいが、少なくとも山村住民はこれほどの費用の損失を感じていたことはまちがいない。

三重県宮川村^{27, 28)}は、林業は毎年20億円前後の純生産額をあげ、1976年度において村の純生産額の約46%を占めるほどで、林業が最も大きい産業である。そこの1980年12月における野生動物による被害は、皮剥ぎ害（主にウサギとシカによると思われる）が被害区域面積で102ha、実被害面積で約48ha、カモシカとシカによる食害が被害区域面積で155ha、実被害面積で約122haにのぼり、これら両者を合わせたうちの88haでは林業をあきらめてしまったということである。そして、被害林分の造林地は、たとえ成林しても大幅な減収が予想され、このままでは産業としての採算性が危うくなると考えられている。また、被害地を防護柵で囲おうとすると約61万円/haかかり、これは約122万円の更新費用（地拵え費、苗木代、植栽費）の半分に相当する。現在は、国と県の補助事業として行われており、村の負担は9万円強/haでその1/2の約45,800/haを個人で負担している。事業枠があるため、被害区域面積の約26%にあたる43.7haしか防護柵で囲うことができないでいる。

このような被害は造林意欲の低下をもたらし、地域の森林組合の購買事業、造林事業の減少にまでつながっている²⁹⁾。

一方、三重県海山町の大規模林家のH林業は、食害は受けたが、自前で防護柵を設置して被害を防いでいる。このような対応の違いを生んだ理由の一つには、収益性の違いがあると考えられる。宮川村では伐期は50～55年であり、1988年の平均では間伐と主伐を合わせた純収益が10,323,703円/haである²⁷⁾。それに対しH林業の1978年の間伐、主伐合わせた純収益は、伐期40年として16,386,100円/ha、80年伐期で57,715,100円/haとなる³⁰⁾。防護柵の設置費用は約61万円/haであるから、純収益に対する比率では前者で約6%、後者では40年伐期で4%、80年伐期では1%である。もちろん、これだけの相違ではなく、H林業の場合は、野生動物を駆除せず防護柵を設置するのは、個人的な趣味だと話しており、野生動物に対する態度の相違もある。宮川村やその隣の飯高町では、野生動物を憎んでいるわけではないが、駆除することによって被害を防ぐことができれば林業への負担は非常に小さくて済むのに、都会に住む人間からの要求でカモシカが保護され、その負担を山村が負担するのは納得がいかないと考えている³¹⁾。なお、1976年に林野庁が、青森県、岩手県、群馬県、静岡県、長野県、岐阜県、奈良県、和歌山県の8県に依頼して、34市町村1,091名の森林所有者を対象に行った「カモシカ・アンケート」（回答者数908、回収率83%）³²⁾では、カモシカによる被害がないという321名（35%）の回答者のうち被害防止対策をしているからと答えたのは7名（回答者全体の0.8%、被害を受けたことのある507名と合わせた中では1.4%）

だけであり、H林業のような例は非常に稀であるといえよう。

土山町の林業は町の重要な産業であったが、ここの林業はスギ・ヒノキの並材生産が主であり、現在は木材不況の影響を強く受け、林業は非常に不振であり、町の産業としても就労の場としてもその地位は低い^{33, 34)}。しかし、500ha以上の大規模山林所有者には専門林家がいる。その一人は、木材価格の下落と労賃の高騰で伐採後の再造林費の採算もほとんど取れない悪条件の中でも、林業のみで生計を立てていこうとしている。土山町では、1982年から国、県、町の補助により町内在住者の造林地には個人負担なしで防護柵を設置し、現在では毎年の新植地のみならず、過去の被害林分まで、被害対象となりそうな幼齢造林地のほぼ全てを防護柵で囲っている³⁵⁾。そのため、食害は大きな問題にはなっていないが、もし何の対策もなければ林業経営には死活問題であったと専門林家は考えている³⁶⁾。中規模層の林家にあっては、兼業ではあるが山林からの収入に期待している林家もある。林業経営の長期性のため食害によって今すぐ生活に困るということはないが、これらの林家にとっても食害はその生活を奪うものである。一方、多くの小規模林家は山林からの収入にはまったく依存しておらず、造林は資産形成のために行っていると考えられる。これらの林家にとっては、食害は生活を脅かすものではなく、財産権を侵害するものでしかなく、食害は問題であるとしているが問題意識は低い³⁶⁾。

シカでも同じような被害問題がみられる地域がある。丹沢での被害問題の発端に社会経済的背景があると指摘されている³⁷⁾。丹沢一帯では、薪炭生産業の衰退にともない、共有林野を利用して製炭を行っていた清川村や津久井町の住民は脱農林業化し、隣接する厚木市にできた自動車や電気の機械工場の低賃金労働者へとになっていった。そういう状況の中で、共有林野の薪炭林としての価値が消失してゆき、スギ・ヒノキ人工林化が進められ、造林被害が生じる。賃労働者化した住民の収入は少なく、造林からの収益に期待するところがあったから被害問題が大きな社会問題になったとしている。

兵庫県南但馬地方では、1975年頃よりシカによる被害が目立ち始め、現在では防護柵なしでは造林できないくらいの激害地となっている³⁸⁾。被害の原因としては、拡大造林により急速に幼齢造林地が広がったのが最も大きな要因と考えられる。また、地元の林家は、メスジカが捕獲できないこと、かつての薪炭林が成長したこと、間伐が遅れて人工林の林床植生がなくなっていることをあげている³⁹⁾。これに対し、1980年頃よりのり網を利用した柵などさまざまな防護柵が試されてきている。しかし、のり網を利用した柵の防除効果はほとんどなく、被害が

広がって行く。そのため、皆伐跡地には造林せずに20年生の造林地を買い入れた方がましだと考える林家もでてきている⁴⁰⁾。また、伐採方式を皆伐から択伐や間伐を中心とした方式に変えようと考えている林家も増えてきている³⁸⁾。現在は、金網製の防護柵(52万円/ha)で防除するほか、毎年、猟期終了後に特別駆除としてメスジカも含めて数百頭を駆除している。

以上のように、その地域の社会経済的条件の違いや、林家の所有林分の違いは被害意識の違いを生みだし、被害問題の内容も異なるものとなっている。しかし、普遍的なポイントもある。

まず、立木単価の高い林分をもたず将来の造林収入に対する期待が大きい場合には、食害に対して駆除かまたは防除に対する全面的な補助が要求されるということがある。岐阜県の例でも、現在、立木単価の高い林分は少なく、これから東濃檜の素材となる森林を造ろうという意気込みがあったからこそ、食害問題を鋭く追求したと考えられる。現在間伐期にある戦後造林木は、現在手入れ不足が叫ばれているくらいであるから、高い立木単価が期待できる林分は少ないと予想される。とすれば、今後も食害問題は多くの林業経営主体にとって大きな障害となることが予想される。

また、食害問題の解決に必ずしも駆除だけを求めているのではない。防護柵によってでも食害が防除できれば問題はない。ただし、防護柵の設置費用の多くを林家が負担する形では決して受け入れられないであろう。

2.1.4 被害評価の問題と被害者救済策

林業経営体によって被害の捉え方は違う。しかし、被害評価は経営体の意識によって全て決定されるといえるだろうか。

この点に関し、カモシカやシカが造林木を食べることがすなわち被害なのではなく、経営体が造林木に対して期待している価値が、食べられることによって損なわれるから被害となるという考え方がある⁴¹⁾。森はそれをさらに進めて、食べられることが造林木の成長や形態を損なうことが食害で、それを経営体が意識したときに被害となるとしている⁴²⁾。森の説は、後でも述べるように一つの有益な概念を提示しているが、食害という表現は「食べられることによって生じた被害」という意味であり被害の概念を含んでいてまぎらわしいし、ツノトギや踏みつけによる害には応用しにくい。したがって、森のいう「食害」をここでは仮に「損傷」としておきたい。そのような細かな点を除くと、前者も後者も「何が被害であるか、どの程度の被害であるかは、第一義的には被害を受ける側の価値判断」

41)によって決定されるという点では一致している。

これらの説は、被害の社会的解釈としては正しいものである。しかし、それが実際に社会的に被害として認知されるかどうかというのは別のことである。東濃檜の素材たるべき造林木であるから、ついでにまられただけでもそれが致命的被害であると経営体が思うのは当然であるとしても、それが社会的に認められて補植なり改植の費用が全額損失補償の対象になるかどうかはむずかしい。ついでにまられたことによって生じる将来の材価の下落部分が損失とされるかもしれない。このように、被害が社会的に認知される段階では、被害をいかに評価するかが重要となってくる。

ところで、先の岐阜県でのカモシカ損失補償請求において被害額の算出に造林費と復旧造林費とが用いられていたが、このような算定が認められるのは成林の見込みがまったくないか、復旧造林にかかる費用の方が将来の材価の下落部分より小さいと見込まれるときであろう。そうでない場合は、そのまま成長したときに生じる損失が被害となる。病虫害や鳥獣による農作物被害を補償している農業災害補償制度でも、補償の対象となるのは減収である。

被害を受けたまま成長したときの損失のひとつとして成長の遅れが考えられる。旧西ドイツでノロジカとアカシカによるヨーロッパトウヒへの食害では、シカの摂食を受けなくなる樹高1.6mに達するまでの年数を被害木と正常木で比較し、さらに、被害木の発生率、摂食回数などをもとに、輪伐期を100年とすると、毎年の損失が7DM/haになると計算された例がある⁴³⁾。ニホンカモシカでも2・3度の被害であれば数年成長が遅れるだけですむ。このような被害は、垂木生産のような伐期が短く、高い通直性が求められる場合には、被害額を比較的算出し易いかもしれない。しかし、一般的には、旧西ドイツの例を待たずとも、伐期や目的とする生産材の質により評価額は異なってくるだろう。そうすると、被害を受けた時点で被害額を算出することは困難となる。

被害を受けながらも造林木が残っている場合の方が、造林木の成長がまったく望めない場合より多いと思われる。その被害評価が難しいとすると、被害評価をするより、被害が発生した時点でその防除にかかる費用をその被害による損失とする方が分かりやすい。この場合、成長が数年遅れるとかいう評価は無意味になるのではなく、「損傷」程度として経営の中で処理されるために必要な情報となる。

この「損傷」程度は経営計画を立てる上で大切であろう。たとえば、幼齢時のどのような樹幹形態異常が、どの林齢においてどのくらいの評価損となるかが分

かっていないと、間伐収入計画も立てにくいであろう。たとえば、ウサギによる剥皮害の場合には、それが軽微なものは普通に市場に出荷され、市場において元玉には明らかに被害跡が残るが、それらの跡のない無被害木と同一価格で取り引きされている。カモシカやシカの食害によって生じる樹幹形態異常についても、幼齢林での被害発生時から食害経過と形態異常関係を追跡調査し、さらにその形態異常の市場価格への影響が分かれば、幼齢時の被害経過から「損傷」程度を判断することができよう。

ところで、森林の被害はカモシカやシカなどの哺乳動物による被害だけではない。鳥害、病虫害などの生物による害のほか、雪害、寒風害、寒害などの気象災害、火災、大気汚染、薬品害などの人為災害がある。これらの被害のうち、火災、気象災害、噴火災などは損失を補填する制度がある。カモシカ食害問題でも、文化財保護法にある損失補償の条項を適用すべきだという主張もある^{29, 44)}。しかし、実際に補填されたという報告をきいたことがない。

被害者救済の対策について、法的、制度的に詳細に検討するには法律などについてのかかなり専門的な知識が要求される。1988年度に環境庁の委託により、野生動物の保護に伴う被害問題について簡単な研究会が開かれ、動物生態学者や法学者などが集まり討議した結果が報告書⁴⁵⁾として出されている。そのなかで被害補償および被害に対する保険の適用について検討されている。ここでは、その検討を通して、被害者救済対策の問題について簡単な考察を行う。

まず、森林に係する保険・共済制度としては、森林国営保険、全国森林組合連合会森林災害共済事業および民間会社保険がある。前者は、林家が山林を担保に融資等が受けられるようにするためには火災に対する保険が不可欠であるという意見を受ける形で、民営の保険会社が始めた森林火災保険を拡大する形で始められた。現在、森林国営保険と全国森林組合連合会森林災害共済事業では、保険事故として火災の他に、気象災害（風害、水害、雪害、干害、凍霜害、潮害）、噴火による災害を扱っているが、民営保険は火災による被害のみである。報告書では、保険、共済の制度は「偶発に発生する被害をてん補するための制度」であり、目的の森林の所有者または管理者が損害を防止する義務を負っており、適当な損害防止手段を制限された場合（たとえば、カモシカのように駆除ができない場合）に生じた損害をてん補する制度としては適切でないとしている。したがって、保険事故として野生動物被害が対象となるとしても、それは全面的に駆除が認められている動物に限られる。

病虫害だけでなく野生動物被害まで保険事故としている保険に、農業共済補償

制度がある。この制度は、戦前に、不作などにより小作料が払えずに小作争議が深刻化し、その対策として始まった農業保険法が前身である⁴⁶⁾。戦後になって、農地改革により生じた自作農を保護・維持することを目的として、農業保険法が1947年に農業災害補償法となり、農業共済補償制度が成立した。終戦直後は、災害が激発し、この補償制度は食料政策の点からも不可欠な政策手段であり、共済への加入も強制加入制であった。このように、森林国営保険とはまったく異なる目的のもとに成立した制度である。この制度は、対象となる農産業により、農作物共済、蚕繭共済、家畜共済、果樹共済、畑作物共済、園芸施設共済があるが、このうち家畜共済を除く他の共済の保険事故に鳥獣害が含まれている。ただし、これは制度成立当時から含まれていたのではなく、農作物共済では、1950年の改正時に、虫害とともに共済事故として含まれている。この時点で虫害が共済事故とされた理由は、改正案にある説明⁴⁷⁾によると、被害統計資料が整備し、かつその予防防除の困難性が大きいと認められるようになったからだとしている。なぜ鳥獣害が対象となったのかを明らかにする資料は発見できていないが、1949年に国立世論調査所に行ったアンケート⁴⁸⁾によると、共済が必要だ答えているのは虫害については68.1%、鳥獣害については40.1%である。一番補償して欲しい災害として虫害をあげたのは4.8%、鳥獣害は1.0%である。なお、改正案の説明には共済事故の目安として、自然的原因であって、「1. 被害統計資料の整備したもの（保険料計算の正確なもの）、2. 災害の発生分布の広範なもの（危険分散の全国化）、3. 損害額の大きなるもの（補償効果の大きなるもの）、4. 不可抗力の大きなるもの（予防防除可能範囲の小さなるもの）、5. 道徳的危険の防止可能なるもの（通常なすべき損害防止行為の範囲が通念上一般的に定められ、従って不可抗力の限界の確定が比較的容易なもの－責任負担の公正を期し得るもの）」となっている。

このように農業共済補償制度でも対象となる事故は予防防除が困難なものでなければならず、大型野生動物による被害は対象となりにくいのではないかと予想される。実際、イノシシの被害で補償金が支払われた例を聞いたことがないという報告⁴⁹⁾もある。なお、この制度には、病虫害の予防に対する補助を補償金として支払う制度がある。

森林病虫害等防除法は、「森林病虫害等を早期に、且つ、徹底的に駆除し、及びそのまん延を防止し、もって森林の保全を図ることを目的」としている⁵⁰⁾。したがって、野生動物の保護から発生する被害についてはまったく対象外である。なお、森林病虫害等は政令で定められ、「松くい虫その他樹木に附着してその生

育を害するせん孔虫類」、「松毛虫」、「まつばのたまばえ」、「すぎたまばえ」、「まいまいが」、「すぎはだに」、「くりたまばち」、「のねずみ」、「からまつ先枯病菌」となっている。ただし、実際には動物害としてノウサギの被害も対象となっている。

鳥獣保護及狩猟ニ関スル法律では鳥獣保護区での給餌施設等の設置について土地所有者に受認義務を課し、特別保護区内では立木竹の伐採などの行為を許可制としているが、このような施設設置や行為の不許可によって生じた損失については補償することになっている⁵¹⁾。しかし、保護した動物のもたらず被害については何も触れていない。文化財保護法では重要文化財や史蹟跡名勝天然記念物の保存のために行為を制限されて生じた損失や現状変更許可が得られなかったために生じた損失については補償することになっている。岐阜で起こされたカモシカ食害損失補償請求訴訟もこの条項を根拠としているが、法的に難しい面があるらしく⁴⁵⁾未だに補償されていない。

以上のように、現行の保険、共済、損失補償制度はいずれも、大型野生動物の保護から生じた被害の補填には向いていない。これは、野生動物が駆除可能であり、駆除でいなくなってもよいという考えがあるからである。

第2節 ニホンカモシカ、ニホンジカによる林業被害の防除

2.2.1 野生動物による農林業被害の防除の歴史

日本において、田畑、特に山村の田畑での獣害の影響は想像を絶するものであったという⁵²⁾。そして、それを防ぐために非常な努力が行われてきた。害を与える動物としてイノシシ、シカ、サル、ウサギなどが考えられる。そのうちイノシシは特に大きな被害をもたらす害獣であったという。その害を防ぐ手段は全国で50を優に越すほど非常に多彩である⁵²⁾。この多彩さは獣害が重要な問題であったことを暗に示している。

野生動物による被害を防ぐためにいかに努力が払われてきたかの1例として、元禄13年(1700年)から8年以上にわたって行われた、対馬藩でのイノシシとシカの駆除があげられよう。人夫延べ12万人余、猟師883人、猟犬延べ2万1780匹を用い、包圍垣延長27里(約100km)、内垣延長123里(約480km)を造成し、全島からイノシシとシカを駆逐した⁵³⁾。これほどの労働力が投入されたことからして、イノシシやシカの害がいかに大きなものであったが推察できよう。

このような大がかりな駆除は例外的であるにしても、獣害は全国的に見られ、それを防がなければ農耕はできなかった。中世末期以降の有力な防除方法の一つは鉄砲による駆除である⁵⁴⁾。刀狩り以降、農民が鉄砲を持つことは禁じられていたが、江戸時代には鳥獣害防除用に村で所持することが認められていた。

明治以前の駆除以外の方法としては、杭や石で垣をつくったり、並木をつくったりしてシカやイノシシを防ぐ方法、ノウサギ害を防ぐために、スギ・ヒノキを麦わらで包んだり、苗木に泥水をかけたりする方法などがある⁵⁵⁾。

また、かわった例としては、幕末の上野国碓氷郡増田村で入会秣場のクリを保育し、果実の採取を禁じてそこにイノシシやシカを誘引して、農作物被害の軽減をはかったという⁴⁾。

明治になると、さまざまな防除方法が実行される。吉野林業全書には、「杉・檜植付立木の獣害予防」として先に紹介した獣害のひどさを説いた後、獣害を見つけたら直ちにそれを予防しなければならないとしている¹⁰⁾。その方法として、イノシシの害を防ぐために高さ6尺の柵を作る、シカやウサギの害を防ぐために苗木回りに2・3尺の雑木の枝を立てる、皮剥ぎ害を防ぐために檜皮を幹に巻き付ける、ネズミの害を防ぐために下草を刈り苗木の根元に巻き付けると紹介し、最後に再び獣害の予防にはとくに注意すべきであると述べている。これはまるで現在の野生動物被害防除の状況と同じであり、今ではあまり問題となっていない吉野地方にも、かつては今と同じような状況があったことがうかがえて興味深い。

全国的にみると、もっぱら問題となったのはノネズミとノウサギの害であったと思われ、明治になりチフス菌を用いる方法や毒餌、忌避剤、天敵の導入などについて研究が行われる⁵⁵⁾。近年まで野生動物被害防除の研究の多くはノネズミとノウサギによる被害の防除についてであったが、カモシカ食害問題が騒がれ出された頃より、カモシカ、シカ、クマの被害防除の研究が始められ、現在はむしろノネズミやノウサギの被害防除より盛んなくらいである。これは、ネズミ害の防除については北海道での研究等を通じてその技術がかなり進み、ウサギ害は近年減少しその発生量が小さくなっているのに対し、大型野生動物被害の防除については、食害問題を契機に野生動物の保護と林業の共存を実現する手段として社会的な関心を呼んだことにある。

2.2.2 防護柵による防除の効果

ニホンカモシカ、ニホンジカによる農林業被害を防ぐために、現在いくつかの方法が実施されている。防除方法は大きく分けて、おどし、忌避剤、物理的隔離

(ポリネット、防護柵など)、駆除、施業による方法がある。このうち、駆除と施業による方法については後で述べる。

おどしについては、防雀テープ、爆音、空き缶釣り下げなどが行われたが、何れも効果を確認できていない⁵⁶⁾。忌避剤については、これまでコールタール、木タール、クレオソート、ナフタリン、アスファルト、シクロヘキシミド、チウラム(TMTD)などが試されているが、大半は忌避効果を発揮するものの、持続期間が長くても2・3ヵ月と短かかったり、薬害が問題になったりして実用レベルで実施されているものはほとんどない⁵⁷⁻⁶³⁾。忌避剤ではないが、忌避効果をねらったものとして、人間の毛髪や石鹼を用いたものもあるが、効果はあがっていない⁶⁴⁾。

造林木を単木で守るものとしては、ポリネットや竹杭を組んで囲む方法などが試みられている。それらのうち、ポリネットだけが非常に高い防除効果をもつことが確認されている⁶⁰⁻⁶³⁾。ただし、秋にとりつけ翌年の春に取り外す作業を必要とし、人手がかかるため大面積造林地には不向きである。

防除方法のうちで、最も普及している方法は防護柵である。初期の防護柵試験には、低コストを目指して漁網ネットを用いたものもあったが、ネットが破れるなどして、長期的な防除効果が得られず、現在では金網と鉄線を用いたものが主流になっている。表2-1にこれまでに試みられた鉄線・金網を用いた主な防護柵を示した。これらの防護柵は防除効果は高いと考えられたが、表を見ても分かるように、防護柵内にカモシカなどが侵入している例があり、必ずしも完全な効果を持ち得ないことが明らかになっている。カモシカなどが侵入できるのは、防護柵が破損したためであると考えられる。たとえば、青森県脇野沢の防護柵は農地を囲ったものだが、積雪の影響もあって、防護柵の下に隙間が生じたり、網がゆるんだりするなどの破損が生じている⁶⁵⁾。

金網を用いた防護柵にもこのように効果のないものがあり、現在、実用的に用いられているのは長野県の鉄線と亀甲金網を組み合わせた柵、滋賀県(土山町)や三重県など近畿の各県で用いられている鉄線金網を用いた防護柵、神奈川県柵の3つである。

しかし、これらの防護柵も完全なものではなく、たとえば土山町においても防護柵の破損が見られる。その破損状況とカモシカなどの侵入状況について調査した結果が表2-2である。調査項目は表2-3に示した。

防護柵の構造については図2-1にあるように、金網と鋼鉄製の支柱を用いたかなり頑丈なものである。しかし、図2-2に示した破損率の変化をみてもわか

表 2 - 1 これまでに設置された鉄線・金網を用いた主な防護柵

	施 工 者	実施年	網 部 の 材 料	高さ(m)	杭間隔(m)	侵入	効果	単価(千円)
1	長野営林局(諏訪)	1974	鉄線(3-4段)	0.9	3-4		あり	81.0/ha
2	“ (坂下)	1975	鉄線(6段)	1.2	2	あり		346.7/ha
			金網	1.1	1.6	あり	あり	342.2/ha
3	“	1976	鉄線(10段)	1.8	立木(2-3)	あり		195.0/ha
4	“ (付知)	1976	鉄線(7段)	1.5	1.5	あり		68.0/ha
			(鉄線+金網)	2.0	1.5	なし		266.0/ha
5	長野県	1976	鉄線(6段)	2.2	2	あり		
6	前橋営林局	1977	有刺鉄線(8段)	1.5	2		あり	512.2/ha
			菱形金網	1.5	2	なし	あり	1,420.3/ha
			亀甲金網	1.8	1.5	なし		
7	脇野沢村	1974	鉄線(7段)	1.5	4-5	あり		597.1/ha
		1976	金網	1.5	4-5	あり		520.0/ha
		1978	ワイヤー網	1.5	4-5	あり		800.0/ha
8	神奈川県	1974	鉄線(3段)+金網	1.7	2.5	あり	あり	1,320.0/ha
9	鳥根県	1984	有刺鉄線(6段)	1.5	2.0	なし	あり	221.3/ha
			金網*	1.4	2.0	なし	あり	334.0/ha
10	三重県	1986	金網*	1.4	2.0		あり	104.7/ha
								(1986現在)

- * 防護柵の構造は土山町で設置されているのと同じである。
 ** 単価はメートル当りの金額しか報告されていないものについては、400mにして計算してある。
 侵入・効果の列の空欄は報告がないもの。

注：高柳・吉村（1988）より改変。

表 2 - 2 設置年度別にみた防護柵の破損とカモシカ・シカの侵入状況

防護柵設置年度	1982	1983	1984	1985	1986	合計
実施防護柵						
総数 A	22	47	57	59	34	219
総面積 (ha)	52.58	82.30	100.89	97.60	49.44	382.81
総延長 (m) B	21,600	37,700	39,044	36,665	19,270	154,279
平均延長 (m) B/A	982	802	685	621	567	704
調査対象						
柵総数 C	7	12	15	12	7	53
総延長 (m) * D	5,751	7,356	10,200	5,220	4,497	33,024
平均延長 (m) D/C	822	613	680	435	642	623
破損状況						
柵総数	7	12	14	9	5	47
破損箇所延長 (m)	1,572	1,653	1,389	210	102	4,926
破損箇所数	324	297	302	60	30	1013
侵入状況						
柵総数	6	11	11	5	2	35
侵入箇所数	42	51	84	21	13	211

* 調査は防護柵の支柱と支柱との間 (約 3m 間隔) を 1 単位として行った。
調査総延長、破損箇所延長は (間隔数 × 3m) として計算してある。

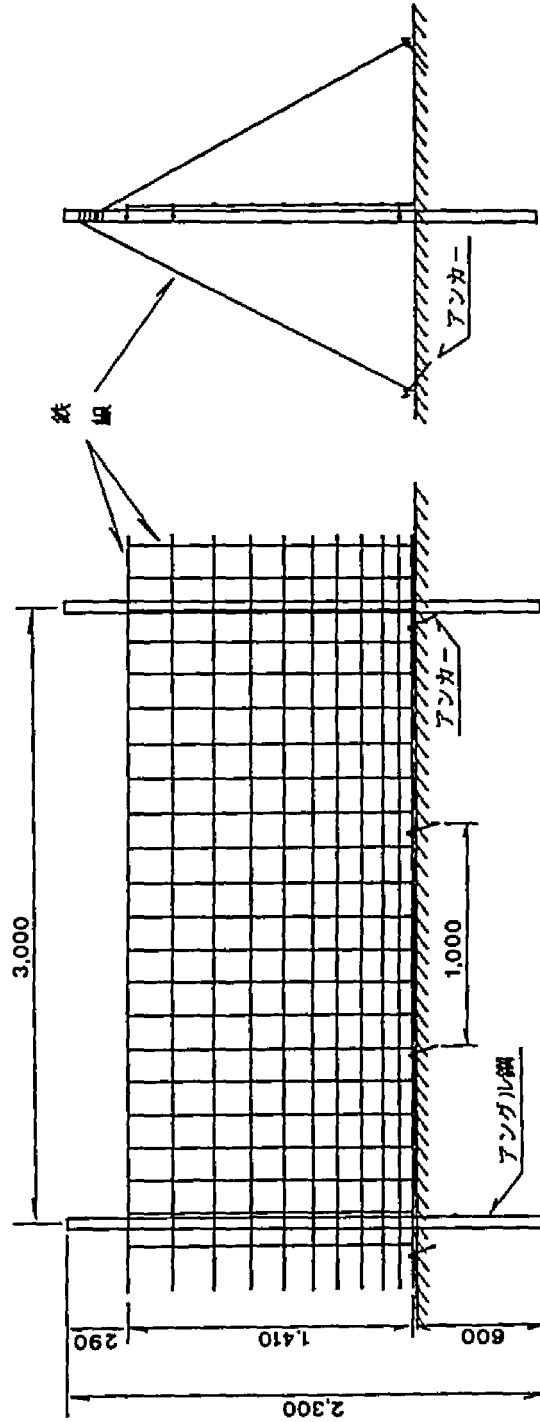
注：引用文献は表 2 - 1 に同じ。

表 2 - 3 防護柵破損状況調査の項目

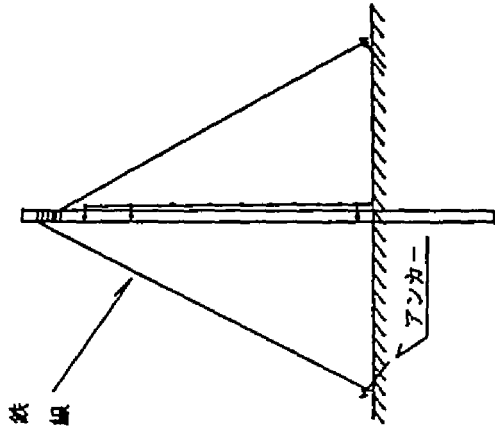
破損種		
正常	網部の高さが120cm以上のもの。	
たるみ	網部の高さが120cm以下で、ほかに異常がないもの。	
下あき	網の最下部と地上とのすき間が20cm以上のもの。	
穴	金網が壊れて穴があいているもの。	
網落ち	網がアングル鋼からはずれて高さが120cm以下のもの。	
半倒れ	アングル鋼が倒れかかり高さが120cm以下のもの。	
倒れ	アングル鋼が倒れているもの。	
倒壊	完全に壊れているもの。	
切断	網が切れて、つながっていないもの。	
原因		
地形	小規模の段差など正規の施工で防げないもの。	
施工	最初から網が低いなど施工上の不注意によるもの。	
杭	施工のうち、特に杭の打ち込み過ぎによるもの。	
ほつれ	網のつなぎ目がほつれているもの。	
人	人の侵入など人為によるもの。	
侵入	カモシカ・シカの侵入によると推察されるもの。	
倒木	倒木によるもの。	
落石	落石によるもの。	
土砂	土砂が崩れてきたもの。	
崩壊	設置している地面が崩壊したもの。	
不明	原因不明のもの (雪によると思われるものも含む。)	
立地条件		
位置	囲っている造林地に対して目前で接している位置関係。	
方向	柵の進んでいく方向。	
大地形	全体の地形を大きく尾根・斜面・谷に分けた時の位置。	
小地形	柵が実際に立っているところの地形。	
最大斜度	柵の立っている地面の最大傾斜。	
方向斜度	柵の進んで行く方向の傾斜。	

注：引用文献は表 2 - 1 に同じ。

立面図



断面図
(補強工)



単位：mm

図 2 - 1 滋賀県土山町で用いられている防護柵
注：高柳・半田（1986）より改変。

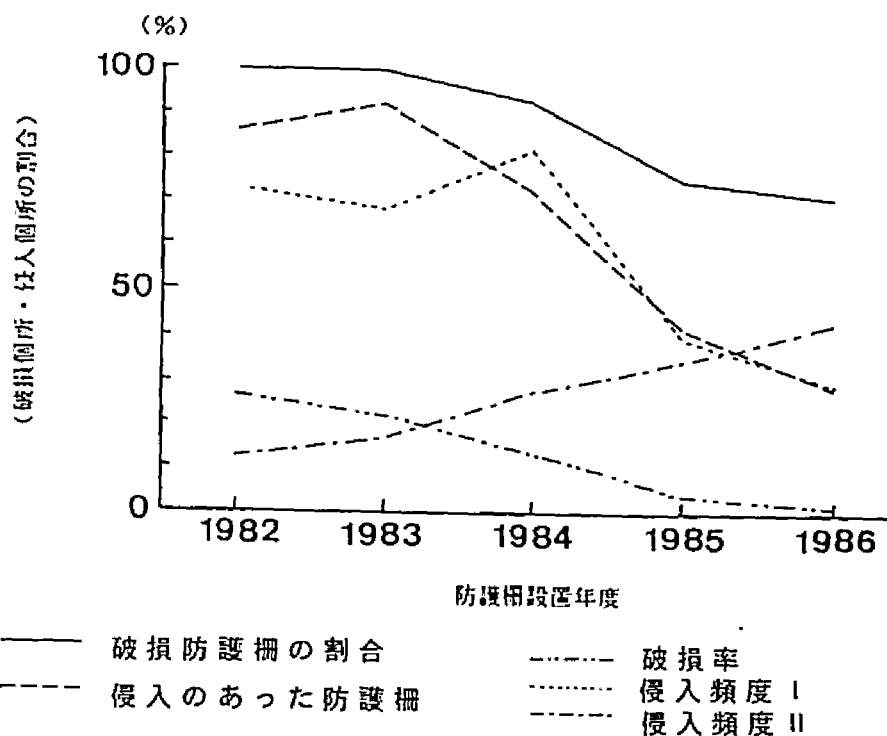


図 2 - 2 設置年度別の防護柵の破損状況および、カモシカ・シカの侵入

$$\text{破 損 率} = (\text{破損総延長} / \text{調査総延長}) \times 100$$

$$\text{侵入頻度Ⅰ} = (\text{防護柵100m当たりの侵入個所数}) \times 100$$

$$\text{侵入頻度Ⅱ} = (\text{侵入個所} / \text{総破損個所}) \times 100$$

注：引用文献は表 2 - 1 に同じ。

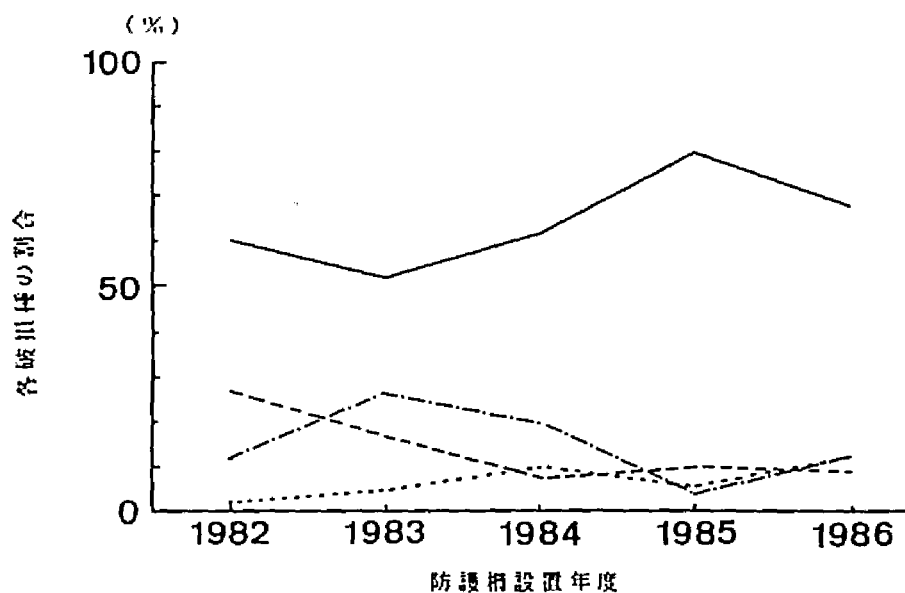


図 2 - 3 設置年度別の各破損種の割合

——「たるみ」

-----「穴」・「網落ち」・「切断」

.....「下あき」

- - - - 倒れグループ

注：引用文献は表 2 - 1 に同じ。

表 2 - 4 防護柵の侵入個所の破損状況別の各原因の割合

	たるみ (%)	下あき (%)	穴 (%)	網落ち・切断 (%)	倒れグループ (%)	総 個所数	数 (%)
地 形	3	18	0	—	—	12	(6)
施 工	8	5	—	—	—	14	(7)
杭	4	—	—	—	—	6	(3)
ほつれ	3	—	—	11	—	6	(3)
人	2	—	—	11	—	3	(1)
侵入	77	75	88	44	40	156	(75)
倒木	—	—	—	—	—	0	(0)
落石	—	—	13	—	40	3	(1)
土砂	1	3	—	—	20	4	(2)
崩壊	—	—	—	—	—	0	(0)
不明, 他	1	—	—	33	—	7*	(3)
全 体 (個所数)	146	40	8	9	5	211*	(100)
(%)	(69)	(19)	(4)	(4)	(2)	(100)	

* 高さ130cm以上からの侵入があった個所を含む。

注：引用文献は表 2 - 1 に同じ。

るように、設置1年後にして防護柵の7割が破損し、4年以上経過すると全ての防護柵が破損している。延長に対する破損率（以後、単に「破損率」といえばこの破損率をさす）も5年後には27%と3割近くに達している。破損状況を破損種（破損のタイプを破損種と呼ぶ。表2-3参照）別で見ると（図2-3）、防護柵設置年度により若干の変動があるものの、「たるみ」が破損全体の約60%と半数以上を占める。

また侵入される防護柵は柵設置後の年数が経過して破損が進行するに連れて増加する（図2-2）。しかし、設置後5年経過した後でも全く侵入個所の確認されない柵もみられた。これは、破損すれば必ず侵入されるというものではないことを示している。侵入されるか否かは、そこでのカモシカ・シカの生息状況や生息環境とも関係すると考えられる。その侵入個所は、「たるみ」「下あき」で88%を占め（表2-4）、これらの破損を防ぐことができればさらに防除効果が高めることができる。

2.2.3 防護柵防除の問題点

防護柵防除の一番の問題はその経費が非常に高額なことである。表2-1をみても、防護柵の設置費は7~142万円/haである。神奈川県柵は、地元清滝村の話では非常に効果がよいということであったが、132万円/haもかかってしまっている。

防護柵が防除方法として脚光を浴びたのは、防護柵は、建設費は高いがいったん設置すれば防除効果が持続されるので、結局経済的であるということにあった。しかし、防護柵の効果が必ずしも完全でないならば、その効果をあげるために、見回りおよび補修が必要であり、その費用も含めて考えなければならない。たとえば、毎年防護柵の総延長の約5%が破損するとし、防護柵を必要とする期間が1造林地につき5年と仮定すると、土山町で毎年30haの造林が行われるとして町全体で約2200万円が必要となる。これを1造林地でみると、約70万円/haとなる。これは現在の林業の状況からすると払えるものではないだろう。

人工林化の進んだ地域では幼齢造林地は重要な生息環境要因であり、それを防護柵で囲うことはカモシカ・シカの生息環境に多大な影響を与えられられる。図2-4に土山町での防護柵の設置状況を示した。1982~1987年の5年間で防護柵に囲まれた面積は土山町の1977から1986年の10年間の造林面積の59%をカバーしている。防護柵の防除効果が完全であれば、カモシカやシカの個体群が減少して行くことが予想される。神奈川県柵は丹沢山地の造林地に用いられてい

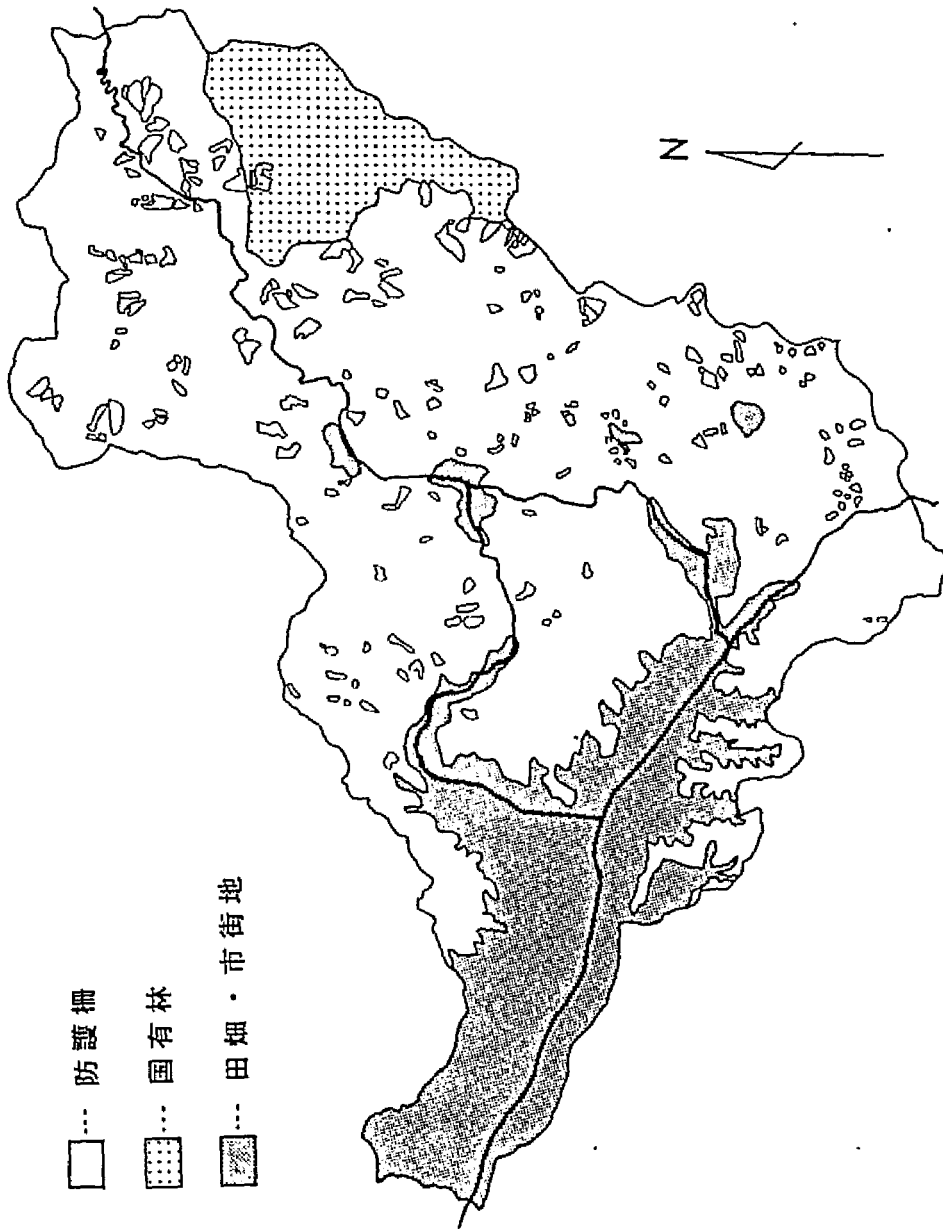


図 2 - 4 滋賀県土山町における防護柵位置図 (1982-1986) . 太線は主要道
注 : 引用文献は表 2 - 1 に同じ。

るものであるが、構造も網を地下30cmまで埋めるなど土山で設置されているものよりはるかに防除に適している。しかし、そのような防護柵で幼齢造林地を囲ったことが、シカの餌場を奪い、冬期のシカの餓死をもたらす原因となったと考えられている⁶⁶⁾。一方、土山町では区画法で密度調査が行われ、1980年に1.8頭/km²（調査地9ヵ所、合計面積846.3haの平均）⁶⁷⁾だったものが、1990年には5.1頭/km²（調査地5ヵ所、合計面積545.3haの平均）⁶⁸⁾となっている。調査ヵ所数も少なく、調査面積も森林面積の1割にも満たないので、この数字から増加したとはっきりは言えないが、少なくとも、減少してはいないようである。これが、柵が不完全であることの結果かどうかは分からない。しかし、土山町では、防護柵で被害を防除して被害問題をおさえながら、かつ、カモシカの頭数はそれほど減っていないとは言えるだろう。

第3節 林業被害と野生動物保護管理

2.3.1 被害防除方法としての捕獲

大型野生動物による被害の防除には、もっぱら捕殺による駆除によって行われることが多く、わが国では、防除＝駆除という考え方が強い。カモシカによる造林被害が社会問題化したのも、カモシカが特別天然記念物として捕獲を禁止されていたことに大きな原因がある。

ところで、駆除という防除方法は、野生動物保護管理の上でどのようなことを意味するのだろうか。カモシカは岐阜、長野、愛知、山形の4県で現在、特別捕獲として、実質的な駆除が行われている。このうち、岐阜、長野の両県は1979年より捕獲を開始しており、かつ、被害調査も行われている。そこで比較的詳細な報告の出ている岐阜県小坂町を例にとって検討してみる。

図2-5に、小坂町における生息密度、捕獲頭数、実損被害面積割合を示した。この図を見る上で、次の点に注意が必要である。まず、被害は申告に基づく値であり、正確な値かは不明である。この点は先に調査方法の節で述べた通りであり、この数値はだいたいの被害傾向を表すものである。生息密度に関しては、小坂町内でも地域的な違いがあり、ここにあげた全体的傾向が全てに当てはまるわけではない。

さて、この図から読める重要なことは次の2点である。一つは、小坂町では被害が大きな問題になっているが、だからといって特別にカモシカの生息密度が高

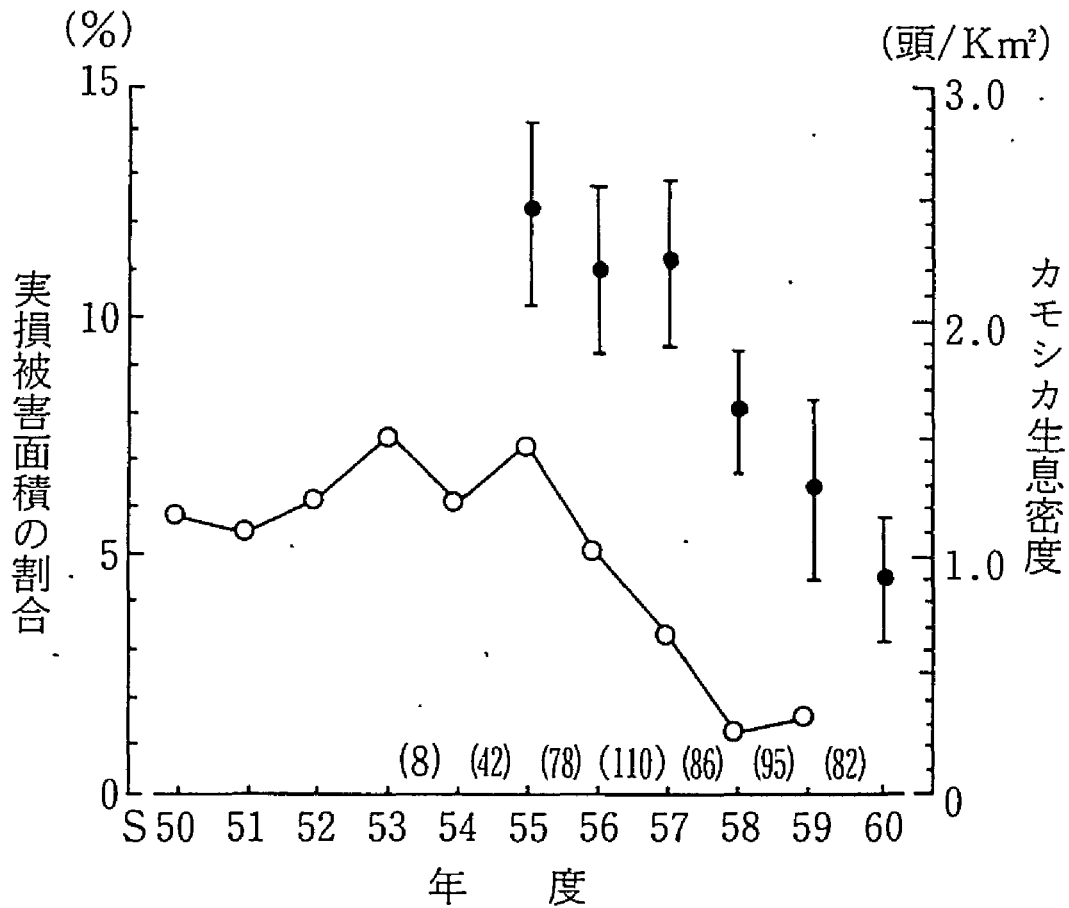


図 2 - 5 岐阜県小坂町における被害状況とカモシカ生息密度

- 注：1 ○は過去 10 年間の造林面積累計に対する実損被害面積の割合。
 2 ●は生息密度の平均値，縦線は標準誤差を示す。
 3 () 内の数字は小坂町におけるカモシカ捕獲頭数。
 4 資料：「昭和 60 年度特別天然記念物カモシカ食害対策事業効果測定調査報告書」(岐阜県) p 29 より改変。

いわけではないことである。昭和52・53年度に環境庁が行った調査の結果では、全国平均で2.55頭/km²であり、小坂町の値は捕獲が始まる前でさえ、それとほぼ変わらない。被害地とカモシカの生息状況との関係は、個別の造林地ごとに見るべきなので、単なる数値からの指摘はこれ以上しないが、少なくとも食害が激しく問題化しているから密度が高いというわけではない。

二つ目は、いま述べたことと関連のあることだが、捕獲により生息密度が1頭/km²近くになったにもかかわらず、被害がなくなっていないことである。1981、82年度については、被害面積が減っている（実損被害面積でいうと1980年度までの150～200haのレベルから、82年度には80ha以下になっている）のに、生息密度が減少しておらず（捕獲された分は、他の地域からの個体が流入することで補われていた可能性がある）、効果的な捕獲により食害を防ぐことができていたといえるかもしれない。しかし、食害防除としてはそれで十分でないことは80haもの被害地があることから明かであり、事実さらに捕獲が続けられている。1983、84年度の被害面積は20ha前後とかなり減少し、その幼齢造林地全体に対する割合も約1%にまでなっている。この20haの被害が集中的に起きていなければ問題は無いに近いが、そうでなければ、さらに個体数を減少させなければならない。

この場合、カモシカの捕獲はその生息地の中心となる森林で行われており、生息地の中心地において被害防除方法として駆除を用いると、個体数を非常に小さくしてしまうことが予想される。

駆除を生息地の周辺部に限定すれば、個体数をそれほど減らさずに済む場合もあるだろう。その場合には、生息地の中心部にその動物の生息環境が十分に確保されていることが必要である。ただし、豪雪などにより生息地の中心部に餌となる植物がなくなり、田畑を荒らすようになった場合に、そこで無制限な駆除を行えば個体数を激減させることも考えられる。

駆除の基本思想は人間の利用地域からの野生動物の排除である。特に、利用形態が野生動物の生息と相容れずかつ、利用地域と生息地が大きく重なっている場合は、個体数を非常に小さくしなければならなくなる。先に示した対馬で行われた壮大な駆除の例も、これを徹底的に行ったものといえる。

日本の人工林率は40%を超えた。人間の利用地域ということでは、かつての薪炭林も広い面積に広がっていたが、薪炭林は野生動物と必ずしも相容れないものではなかった。薪炭林は萌芽仕立てが多い。萌芽林は成林しても明るく林内にも植物があり、萌芽したシュートは多少食べられてもその内の何本かが成長すれば問題はなかった。カモシカの食害が問題になっている地域で話を聞いても、薪炭

林の時代には食害問題はなかった。しかし、現在40%を占めている人工林の大半は、野生動物の生息と相容れ難いスギ・ヒノキの造林地である。たとえ、幼齢造林地が餌の供給量で優れているとしても、それは同時に被害の発生を意味することが多い(ただし、秋田県や青森県では林業被害はあまり問題になっていないが、その理由は科学的には明らかにされていない)。このような条件のもとで、森林棲の動物の林業被害を駆除によって防ぐことは、生息地の中心から野生動物を排除することになり、個体群に大きなダメージを与えられられる。

2.3.2 林業被害と森林施業

施業と関連した防除方法としては、下刈り作業方法で、全刈りではなく、筋刈りや坪刈りを行い、下草類を繁茂させ、カモシカ等の侵入を防ぐ方法がこれまで各地で試みられているが、それほど目立った効果が報告されたことはない⁶⁰⁾。全く下刈りしない場合、ススキやササが密生するような造林地では高い防除効果が期待できるようであるが、造林木の成長への悪影響が大きい。地域的な差もかなりあるだろうが、下刈り方法で食害を防除することは困難であろう。

カモシカ食害問題の原因に、拡大造林によって幼齢造林地が出現したことがあげられていた。しかし、拡大造林政策は全国で進められたにもかかわらず、被害が激しい地域は限られており、自然環境の違いが食害発生に関係するのではないかと考えられた。このような状況を受けて、幼齢造林地の周辺のエコシステムと食害の関係が調べられたり、食害を防ぎ共存を可能にするための施業方法が提案されたりした。

下北半島では、ヒバ天然林、ブナ天然林、スギ人工林について地形、樹高、下層植生などの違いとカモシカの生息痕跡の状況から、カモシカの生息環境としての質を判定し、幼齢造林地は食物量は多いが植生が密になると利用されにくくなるとしている⁷⁰⁾。その上で、皆伐によるスギ造林を進めるには、奥地にヒバやブナの天然林、尾根に保護樹帯を残すような施業が必要であるとしている。一方、カモシカの直接観察から、春から秋にかけての緑葉のある時期には幼齢造林地を餌場とし、積雪により幼齢造林地の植物が利用できなくなると天然林を主な餌場として利用していることが明らかにされた⁷¹⁾。また、9年に渡る生息密度調査より、幼齢造林地が多い場所では個体数密度は高いが豪雪による個体数の減少が著しく、天然林が多い場所では個体数密度は低いと比較的安定していることがわかった⁷²⁾。これらの結果より、ヒバの天然更新を中心とし、皆伐によるスギの一斉造林は小面積に限定すべきことが提案されている⁷³⁾。

カモシカの生息と森林施業との関係について、長野県では、食物量の多い幼齡造林地が急激に増えたためにカモシカの個体数が増加し食害を引き起こしたが、それが成林すると食物量が減少して個体数の減少をもたらすとして、森林全体で食物量が一定となる施業計画を立てるべきだという意見が出されている⁷⁴⁾。

しかし、被害と地形、施業、林相との関連では、だいたいの傾向として、南向き斜面、尾根などの凸地形部に被害が多くみられ、また、小面積分散伐採でできた幼齡造林地（一伐区あたりの面積は、だいたい 5ha前後）では全面的に激しい被害が生じる場合がやや多く、それに対し伐区が連続し造林地面積が広く（だいたい20ha以上）では全面被害にはならず部分的な被害にとどまるという報告がある⁶⁹⁾。そして、施業的に被害を防ぐには大面積造林地とした方がよいが、森林保全の点からそのような造林は望ましくなく、下刈りの方法を工夫したり、防護柵、ポリネット、忌避剤などの防除方法を併用して被害を防ぐ必要があるとしている。

シカと森林施業との関連では、神奈川県丹沢において拡大造林政策により急激に増加した幼齡造林地により食物量が増大しシカの個体数が増え食害が発生したとしている⁷⁵⁾。そして、それらが成林するにしたがい下層植生がなくなり、新しい造林地が防護柵で囲まれるようになり、さらに冬期の重要な食物であったササが枯死するなどの条件が重なり、現在では生息環境が悪化していることが指摘されている⁶⁶⁾。

造林地の面積と被害については、五葉山で調べられた例ではシカが林縁から150～200mまではよく利用するが、それ以上林縁から遠くなると極端に利用されなくなることが分かっており⁷⁶⁾、シカにとっては一辺が400mの造林地つまり16ha以下の造林地では全域が利用し易い環境にあることになる。

以上のように、森林施業によって食害を防止するには、一伐区的面積を20ha以上、できるだけ広くすることがいちばん効果的かもしれない。しかし、そのような大面積皆伐は、土壌の流出、保水機能の低下、景観上の問題など森林保全の点から望ましくないであろう。また、カモシカやシカの生息環境として利用不適地をつくるだけでなく、食物量の変動を大きくする。その結果、造林木被害の原因となったり、個体数の不安定さの原因となるので、長期的には防除方法としても好ましくない。カモシカ、シカの保護管理の点から森林施業を考える場合、被害防除を目的にすることは困難であろう。それよりは、生息環境の維持または改変という観点から考えられるべきである。

2.3.3 保護管理における被害防除の役割

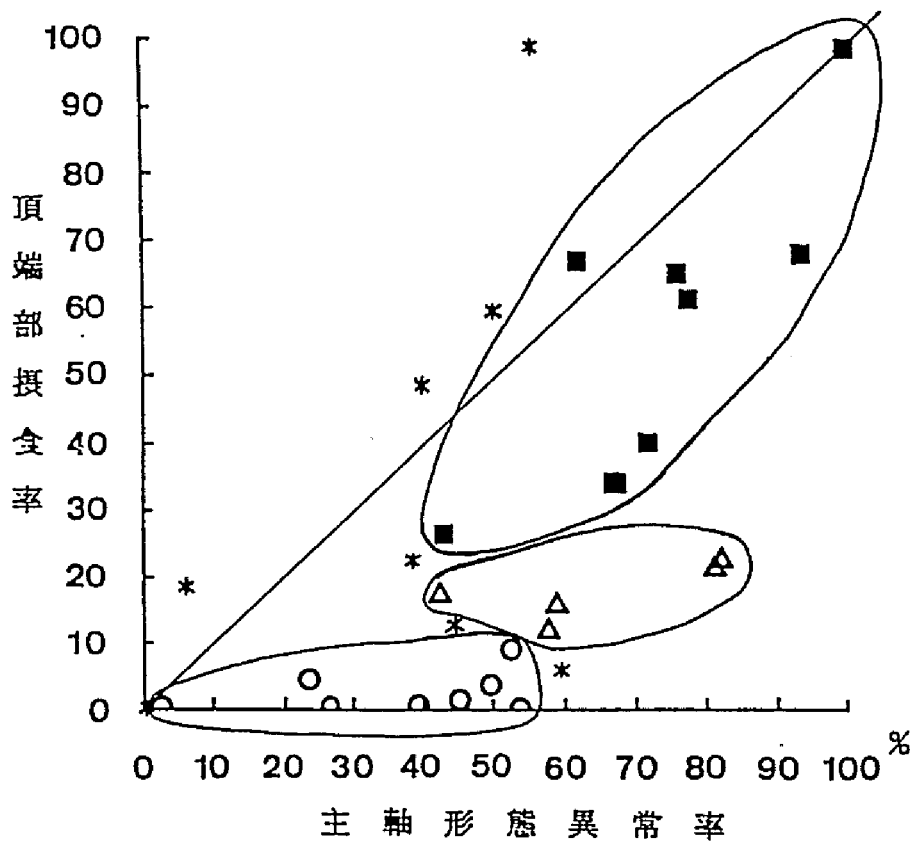


図 2 - 6 防護柵の食害軽減効果
 主軸形態異常率は防護柵設置前の食害の状況を示し、
 頂端部摂食率は防護柵設置後の食害を示す。
 ○は完全に近い効果のある防護柵
 △は被害率を約20%にまで下げる効果のある防護柵
 ■はほとんど効果のない防護柵
 *は防護柵設置後に植栽された造林地
 注：引用文献は図 2 - 1 に同じ。

これまで防護柵が破損し侵入を受けていることを述べたが、その食害防除効果が全くないわけではない。防護柵には防除効果が全くないもの、2割程度の被害におさえるもの、完全に近い防除効果がみられるものの3つのタイプが見られる(図2-6)。これらのタイプのうち2番目と3番目のタイプの効果を発揮している防護柵なら実用になるが、その中でもカモシカ・シカの保護管理上注目する必要があるのは2番目のタイプである。

2割程度の被害であれば、林分全体としてみた場合には被害程度は小さく防除効果はかなりあるといえる。例えば、植栽した後、その1割程度までの枯損は、翌年に補植することで済ますことが普通である。被害率2割はその2倍の被害ではあるが、被害木の全てが枯損するわけではなく、樹形などが曲がる恐れはあるが成長が期待できないわけではない。被害がなぜ2割にとどまっているかはよくわからない。ところで、防護柵のない造林地であって被害が全面的にみられるような場合でも、その被害程度が造林地内の位置により違うことがあることはしばしば観察されることである。これは全ての造林木が食物として必要なのではなく、食べ易いところから食べていったことの現れと考えられる。おそらく、カモシカ・シカは造林地を必要ぎりぎりの餌をとるためだけに利用するのではなく、餌を得易い、またはより豊富な餌がある等の理由から造林地へ侵入しているとも考えることもできる。したがって、防護柵がなければ自由に好きなように造林地へ侵入し大きな被害をもたらすが、防護柵があるとそれがなんらかの制限要因となって、被害を小さくおさえているというふうにも考えることもできる。

つまり、人工林化が進んでも人工林の間に二次林などの自然林が適当に残って、ある程度の食物環境が維持できていれば、防護柵はたとえ食害を完全に防除できなくとも、造林地内への侵入障害となって食害防除効果を持ち得ることも考えられる。これまで、人工林化すればカモシカ・シカは生息できないといわれてきたが、人工林化の進んでいる市町村でも、カモシカ・シカが全くいないわけではない。成林後の人工林の環境そのものは確かにカモシカ・シカにとって条件のよい生息環境ではない。しかし、森林全体のなかで人工林をとらえる場合、全体の中での占める比率や配置などを考慮して、生息環境として評価する必要がある。それにより、幼齢造林地への摂食の圧力を予想でき、防護柵の効果も予測できる。

伐採地を計画的に決定することは、現在の森林計画においてすらできていないが、人工林地帯でもカモシカ・シカの生息環境としての配慮が森林計画の中に取り入れられ、ある程度の生息が維持できるような伐採や植林が行われるならば、人工林地帯でも十分にカモシカ・シカは生息することができるだろう。その時に、

カモシカ・シカによる造林地の過度の利用を防ぐために防護柵は重要な役割を果たすと考えられる。駆除によって食害を防ごうとしても、残った数頭が造林地をよく利用するならば、食害はなくなる。したがって、捕獲による食害防除ではカモシカ・シカを林業地から完全に排除する恐れがある。それに比べれば、防護柵ははるかにカモシカ・シカの保護管理に適している。

さらに、ある造林地や伐採跡地を防護柵で囲うか否かによって食物量を管理することができる。林業は伐採なくして成り立たないが、伐採は環境条件を急激に変化させる。そのために、個体群密度に変動が生じ、それが環境との間でアンバランスを生じると、食害が発生する可能性がある。それを積極的に防護柵を用いて管理することで、いわば未然に個体数管理をすることができる。また、成林した人工林が多くて幼齢造林地が餌場として重要な場合には、防護柵がすこしでも破損すると全面的な被害となり、完全に防除できるものだと餌不足を招く恐れがある。その場合には、ポリネットなどの造林木の個体を保護する方法も考えられる。

防護柵などの食害防除方法は、個体群管理に失敗したときの一時的な手段でしかないように言われることがある。確かに、生息環境がある程度維持され、その中で個体群が管理されていることは野生動物の保護管理に不可欠である。しかし、それだけで食害のない保護管理が可能であるかは疑問である。少なくとも、人間が高度に森林を利用するならば、なんらかの人工的な手段をもちいなければ、食害を防ぐことはできないと思われる。その時に防護柵やポリネットは、環境管理と食害防除の2点から重要な役割を果たすと考えられる。

防除方法としての駆除は費用が安い。実際に現在の有害駆除制度は、地元ハンターに一任するため、駆除費用はただに近い。また、捕獲個体を林産物として利用したり、ハンターから狩猟の料金を徴収すれば収益を生み出すことも考えられる。それに比較すると防護柵による防除費用ははるかに高い。したがって、駆除ではなく防護柵防除を実施するためには、財源の裏付けがなければならない。林業側にすれば、カモシカ・シカを保護する理由はなく、防除費用を積極的に負担する理由はない。国が出すべきなのか、県レベルで処理すべきことなのか、または、保護を望む人々が出すべきであるのか、この点については、今後の鳥獣保護行政の在り方とも深く関係してくるであろう。

第3章 野生動物の保護管理制度と文化・価値論

第1節 野生動物保護管理制度の現状とその問題

3.1.1 日本の野生動物保護管理史

被害防除の技術については既に述べたので、ここでは主に制度についてみる。狩猟および鳥獣行政に関しては林野庁により簡単にまとめられており¹⁾、ここではそれから必要なポイントをピックアップする。古代社会においては、鷹狩りが上層階級にとっては重要な狩猟であったこと、仏教の伝来が狩猟の見方にかなり影響を与えた。鷹狩りに関しては、すでに大和時代には、鷹を飼養する「鷹甘部」が335年におかれている。その後、奈良時代にはいり「私に鷹を養う」ことを禁止する令がたびたび出され、鷹狩りは特定の者の特権となる。809年には禁野を定める布告が出され、814年に寺辺2里以内は殺生禁断の地域とされ、一般の狩猟に対し一定の規制が加わるようになる。

中世には、練武の目的で武士によって狩猟が行われるようになると同時に、狩場が設けられそのなかでの、一般の狩猟が禁じられる。

近世になると、徳川将軍家の狩りに代表されるように大名による狩りが盛んとなり、その狩猟地の管理が行われた。たとえば、幕府に職制として「鷹匠頭」を1名おき、また、鷹の巣を保護し、鷹を盗んだものに厳罰を科している。一般には、獵師以外は鉄砲の所持も狩猟も禁止された。また、特定の鳥類についてはその販売も禁止されている。このように、基本的に禁猟政策がとられたため、この時代は野生動物が保護されていた。

明治になると江戸時代の禁猟政策に対する反発から、鳥獣の乱獲が起きる。銃の使用に対しても何の規制もなかったために、江戸市中でも発砲するものがいたりして、農民の中にも負傷したりするものが出始める。そのため、政府は1872年（明治5年）に「鉄砲取締規則」を公布する。これは純粹に警察目的のために制定されたものであるが、これにより銃猟は免許制となる。翌1873年には「鳥獣猟規則」が公布されるが、これが日本における最初の狩猟法と見なされている。このなかで、銃猟は免許鑑札制となり、銃猟を職猟と遊猟とに分け、職猟者からは1円遊猟者からは10円の税を徴収した。

その後、鳥獣の減少が顕著となり、有益な鳥獣の増殖を図り、有害な鳥獣の駆除を図るため、「狩猟規則」が公布される（1892）。これは、おもに狩猟に対する制限強化が目的であった。猟の種類に関しては、銃猟（乙種）とそうでない猟

(甲種)の種類分けが増え、全部で4種類に区分するようになる。

そして、1895年には初めて法律として「狩猟法」が制定される。このなかで、職猟と遊猟の区分がなくなり、狩猟者を所得税と地租の段階に応じて3段階に区分した。このことは、この時点で職猟を区別する必要がないほどその重要性がなくなったことを示している。

その後は、1950年(昭和25年)に鳥獣保護区の制度が設けられるなど、狩猟規制強化の方向へ改正がなされていった。そして、1963年に名称が現在の「鳥獣保護及狩猟ニ関スル法律」に変わった。その内容には、鳥獣保護事業計画制度を設けたことなど大きな改正点もあったが、狩猟に対する基本的な考え方では、「本法ハ鳥獣保護事業ヲ実施シ及狩猟ヲ適正化スルコトニ依リ鳥獣ノ保護蕃殖、有害鳥獣ノ駆除及危険ノ予防ヲ図リ以テ生活環境ノ改善及農林水産業ノ振興ニ資スルコトヲ目的トス」とあるように、明治以来の考え方を受け継いだままである。

このように、現在の鳥獣保護法は、狩猟規制や鳥獣保護の点では欧米の制度などを取り入れることにより、かなり近代化したものとなっている。しかし、その根底にある狩猟に対する考え方は、江戸時代の狩猟に対する考え方からそれほど変わっていないといえよう。

3.1.2 「鳥獣保護及狩猟ニ関スル法律」の基本的問題

日本における鳥獣保護行政は「鳥獣保護及狩猟ニ関スル法律」に従って施行されている。つまり、「鳥獣保護及狩猟ニ関スル法律」をみることによって日本における野生動物保護管理の法・制度の根本的な課題をみることができる。先に野生動物保護管理学を構成する3要素として、生息環境管理、個体群管理、人間の管理をあげた。これらは、保護管理の目的が決定されたときに、その目的にあった保護管理を実現するために組み合わされる要素である。

その目的を決定するのは社会の要求である。その要求つまり保護管理の方向もまた3つのベクトルから成り立っている。すなわち、野生動物保護、狩猟、野生動物被害防止の3つの要素であり、これらがうまくかみ合うことが必要である(図3-1)。ここでは、この3つの視点から「鳥獣保護及狩猟ニ関スル法律」について考察する。

まず野生動物保護については「鳥獣保護及狩猟ニ関スル法律」では、都道府県知事が立てる鳥獣保護事業計画の中で、鳥獣保護区などの狩猟禁止区域に関する計画、有害鳥獣駆除についての予察、鳥獣の生息状況調査に関する計画を立てる

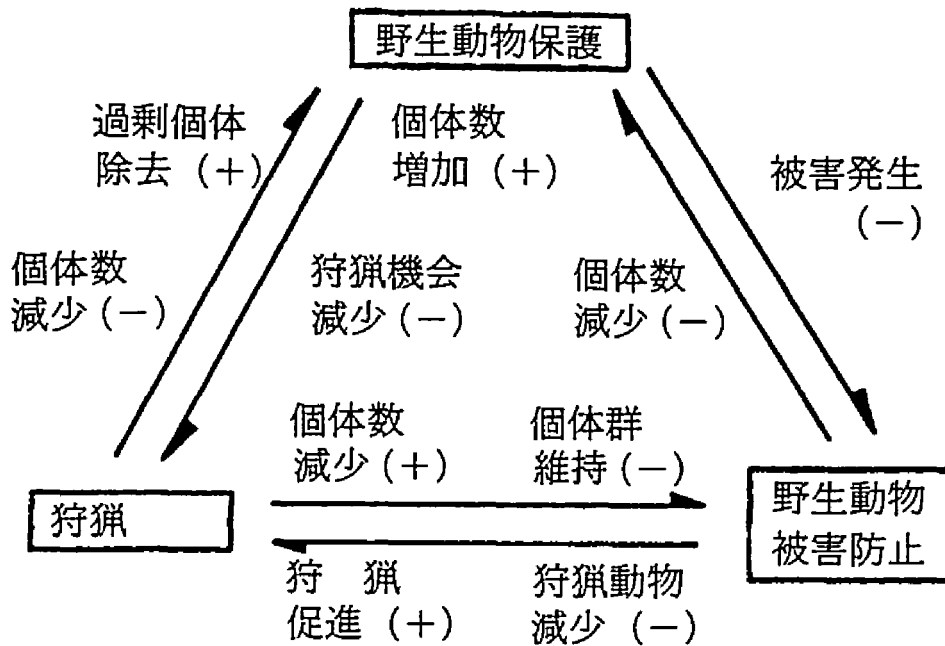


図 3 - 1 野生動物保護管理における基本要素の相互関係

注：高柳（1991）より改変。

図の説明：

- 狩猟→野生動物保護；狩猟による捕獲は過剰個体を除去する場合には野生動物保護にとってはプラスだが、個体数を減らそうとすることは保護にとってマイナス。
- 野生動物保護→狩猟；保護によって動物が増えることは狩猟対象が増えて狩猟にとってプラスだが、保護によって捕獲が禁止されれば狩猟機会が減るため狩猟にとってマイナス。
- 野生動物保護→野生動物被害防止；野生動物を保護することは個体数を増やし、かつ駆除を制限するため被害防止にマイナス。
- 野生動物被害防止→野生動物保護；野生動物による被害防止は個体をできるだけ駆除しようとするため保護にとってマイナス。
- 野生動物被害防止→狩猟；駆除することは狩猟を奨励することだから狩猟にとってプラスだが、駆除によって徹底的に個体数を減らすことは狩猟対象を減らすことになるためマイナス。
- 狩猟→野生動物被害防止；狩猟は個体数を減らすことになるから被害防止にとってプラスだが、狩猟動物を維持しようとするとは、徹底的な駆除を妨げるためマイナス。

ことになっている²⁾。ただし、実際には、地元住民の意向などのために満足な保護地域を設置できないでいる。狩猟頭数については、法的な規制に任せたままであり、具体的な地域の事情に即して頭数管理を行うことはできていない。狩猟監督者として、鳥獣保護員が存在するが違反者の逮捕権は有していない。逮捕権を有しているのは、都道府県職員のうちで司法警察員に指名された者だけである。

次に狩猟についてであるが、日本では猟区が非常に少なく、ほとんどが乱場と呼ばれる狩猟が管理されていない場所である。猟区内においても、以前は入猟承認料を払えば、ほぼ乱場と同じように狩猟ができた。1978年の鳥獣保護及狩猟ニ関スル法律の一部改正をうけて1980年に出された猟区管理規定の参考様式に関する通達に、入猟者の守るべき条件の一つとして案内人の案内により狩猟することが記載され、地元の狩猟者が実際の捕獲数を把握できるようになりつつある。しかし、行政レベルでは、未だに申請によって捕獲頭数を把握しているため、正確な捕獲数の把握が困難である場合が多い。また、ある地域の個体群の管理責任者が存在しないだけでなく、捕獲頭数に関しても、法的な規制の範囲（その多くが実際には達成が困難である）内であれば、一猟期に何頭でも捕獲でき、実際的には、捕獲頭数のコントロールは行われていないのと変わらない。また、狩猟者は、狩猟登録さえ有すれば、非常に広範囲で狩猟ができるため、地域個体群の保続的な狩猟が行われることは少ない。

野生動物による被害防止について、「鳥獣保護及狩猟ニ関スル法律」では、有害駆除に関し、鳥獣保護事業計画の中で、被害の発生予察をすることと、有害駆除の許可基準を定めることとを求めている程度である。その有害駆除も、多くの場合、市町村長を通じて申請すれば都道府県知事より許可を得ることが可能であり、被害申請のある限り駆除が可能であるといえる。また、被害を賠償するという考え方がなく、被害が生じたときには、一方的に野生動物を捕獲することだけが考えられている。これは、本法律が一方で野生鳥獣の保護繁殖を目的としながら、その保護によってもたらされる被害について明確な認識を欠いていることを示している。したがって、野生動物の保護と被害とのバランスを図ることができず、保護によって被害が増大するベクトルと有害駆除により個体数が減少するベクトルがすれ違ったままである。現状ではなんとなくバランスがとれているだけであり、生息環境が悪化したり、人間の利用圏が拡大して野生動物との軋轢が高まった場合には、このバランスは破綻すると考えられる。

3.1.3 旧西ドイツ「狩猟法」と「鳥獣保護及狩猟ニ関スル法律」

ドイツ連邦共和国（旧西ドイツ）の狩猟の管理方法は、狩猟権と猟区を中心としたものであり、日本の「鳥獣保護及狩猟ニ関スル法律」とはその構成が大きく異なっている。日本においても乱場を廃止し、猟区制度を中心とした狩猟制度を確立すべきであるという意見がある。そこで、旧西ドイツの「狩猟法（BUNDES-JAGDGESETZ）」³⁾を検討し、日本の状況と比較することで、その可能性について考察する。なお、「狩猟法」については、文献の他に、1990年に行ったドイツ連邦共和国食糧および農林省における聞き取り調査の結果を基にしている。

「鳥獣保護及狩猟ニ関スル法律」と「狩猟法」の最も大きな相違点は、後者では狩猟権（Jagdrecht）がその根幹に置かれていることである。狩猟権とは、「一定の地域において野生状態で生息する狩猟権の対象となる動物（狩猟動物；Wild（独）／game（英））の保護に留意し、これを狩猟すること並びに取得する専有的な権能」を指す。狩猟権は土地所有権に属する権能の一部であり、土地所有者がその土地を狩猟に関して専有的に利用できるという私有財産と考えられている。土地所有者は、それを賃貸することもできる。狩猟権がこのように土地所有と強く結びついていることは、狩猟者に狩猟動物の保続的捕獲を促すと考えられる。なぜならば、狩猟権を有する土地で狩猟動物が絶滅すれば狩猟を行うことができなくなるからである。実際、狩猟権者は、狩猟を行う権利だけでなく、狩猟動物を保護する（狩猟動物がいなくならないように維持する）権利も有している。狩猟権者または狩猟権行使者でないものは、その土地の狩猟、狩猟動物に関しては、まったく関わることはできない。また、狩猟権者または狩猟権行使者は、狩猟動物のもたらす被害についても責任を持たなければならない。このように、狩猟権者が、狩猟動物の保護管理に関し、大きな権利と義務を有し、「狩猟法」の具体的な担い手の立場にある。

野生動物保護に関して「狩猟法」では、狩猟権には「狩猟動物を保護管理する義務を伴う」ことが明記されており、狩猟権者は、狩猟動物に関し、その保護権（狩猟動物を維持する権利）と保護義務のどちらをも有している。また、イノシシを除く偶蹄類および一部の鳥類に関しては、狩猟権を行使する者は、捕獲頭数に関する計画を立てて、州政府の狩猟審議会（構成メンバーには、農業、林業、狩猟組合、狩猟者、自然保護側の代表が必ず含まれる）の審問を経て、所管の役所の承認を得なければならない。また、狩猟動物個体群の維持が脅かされていると思われる場合には、一定地域における狩猟を一時的または永続的に禁止されることもある。自然保護区、狩猟動物保護区、国立公園、野生生物公園における狩猟に関しては、州政府が規定する。ある猟区における狩猟の規正に関しては、所

管の行政職員、狩猟権行使者とともに、所管の役所により任命された狩猟監督者に責任がある。これらの狩猟規正権者は、逮捕権をも有する。

「狩猟法」によって、狩猟が認められているのは猟区内だけである。猟区には、私有猟区と共同猟区とがある。私有猟区は面積が75ha以上の1団地の土地に対して設置することができる。私有猟区でない土地や市町村有地を合わせ150ha以上になるときは、共同猟区を設置することができる。共同猟区において狩猟権を行使できるのは、共同猟区の土地の所有者によって形成される狩猟組合である。このように猟区に面積的な制約条件が存在するのは、このような条件をつける以前の時代に、乱獲により狩猟動物が減少したため、一猟区内で狩猟動物の保護管理ができるようにすることが必要となったためである。狩猟権者または狩猟権行使者は、猟区内の狩猟動物の死体（自然死したものも事故死したものも含む）や落ち角までにも取得権を有する。また、ある狩猟動物の猟期終了後に、一地域の狩猟者が、その獲物をすべて持ち寄り、所管の行政官や研究者とともに、その地域における個体群の状況を推察し、次の猟期の適正な捕獲数について検討する。また、この検討会に持ち込まれなかった獲物は、公的に流通させることができない。つまり、この検討会を通じて、捕獲数を把握し、かつ、密猟を防止できるようになっている。

野生動物による被害の防止に関しては、「狩猟法」では、狩猟動物による被害を防止するために、狩猟権を行使する者は土地所有者、土地の用益権者と同じく、狩猟動物を遠ざけまたは追い払うことができる。また、農林水産業などの利益上必要と認められるときは、所管の役所は保護期間と無関係に一定期間一定地域で決められた種類、頭数の狩猟動物を狩猟するように狩猟権者に命じることができる。狩猟権者が命令に応じないときは、所管の役所が自己の経費をもって狩猟動物を減らすことができる。また、共同猟区において偶蹄類、ウサギ、キジにより損害が生じたときには、狩猟組合は被害者に対してその損害を賠償しなければならない。狩猟権が賃貸された場合、その条件に損害賠償が含まれている場合には、賃借人が賠償しなければならない。ただし、賃借人が賠償に応じない場合には、狩猟組合が賠償しなければならない。私有猟区の場合は、土地所有者または土地用益者また狩猟権を賃貸した者が損害を賠償しなければならない。狩猟権行使者が十分な狩猟を行わなかったために生じた被害については、狩猟権行使者が賠償しなければならない。このように、狩猟権者に賠償義務があることは、狩猟と被害のバランスを図り、かつ被害賠償が実施される一つの方法として注目すべきものである。なぜなら、狩猟権者は、多くの狩猟動物を維持したいだろうが、そう

すれば被害賠償額が多大になり、逆に被害賠償額をできるだけ払わなくてすむように狩猟動物を捕獲し減少させてしまえば、狩猟の楽しみは減少する。したがって、狩猟権者は、狩猟から得られる便益と被害賠償額とを比較して、適当な捕獲を行うように行動すると考えられるからである。なお、賠償義務の対象となる狩猟動物の種類は、州政府により増やすことができる。また、州政府は、ある種の狩猟動物に関し、その被害賠償金をより多くの人から集めることができる（狩猟動物被害補償基金）。一方、果樹園など、猟区に存在する主要樹種以外の植物を移植した場合の被害や、猟区内の高価な商品植物に対する被害については、被害の防止に十分な防除装置が設定されていない場合には、賠償の対象とならない。

次に、旧西ドイツと日本の狩猟の状況を比較する。主な狩猟動物の捕獲頭数（図3-2）をみると、旧西ドイツで狩猟動物として保護管理の主要な対象となっているアカシカやダマシカの捕獲頭数は比較的安定している。安定しているということは被害などの問題がないということではないが、少なくとも、個体数の安定的保続が図られている。イノシシは、現在は害獣として駆除すべきものとの認識が強く、保護についての配慮があまりなされていない。そのため、捕獲頭数は急速に増加している。

一方、ニホンジカの狩猟頭数を見ると安定した状態というより、むしろ、傾向としては旧西ドイツのイノシシに近い。これも個体数の安定的保護管理がなされていないことの現れと考えられる。

狩猟免許保有者数（図3-3）は、1960年頃には旧西ドイツと日本ではほぼ同数であった。その後、旧西ドイツでは徐々に増加して今日に及んでいる。これに対して日本では、1970年代まで急激に増大し、その後大きな減少がみられ、現在では再び旧西ドイツとほぼ同数となっている。

日本における狩猟者の年齢構成は、1970年に半数以上を占めていた40歳未満層が1988年には20%未満（30歳未満は2%強）にまで減少するなど、高年齢化が進んでいる。この傾向が続けば、狩猟者数はさらに減少することが予想される。

このように、日本では狩猟者数が安定しておらず、人口比でも旧西ドイツの約1/2である。このことは、日本では狩猟が旧西ドイツほど社会の中に定着していないことを示しているといえよう。

旧西ドイツでは森林官の数は狩猟免許保有者総数の約4%である。これに対し、日本の鳥獣保護員の数のそれは1%強（1988）で、前者の1/4でしかない。

旧西ドイツでは狩猟は猟区のみで行われるが、その大部分が私営の共同猟区である。日本の猟区面積は森林面積の0.1%未満である。狩猟のほとんどは猟区外

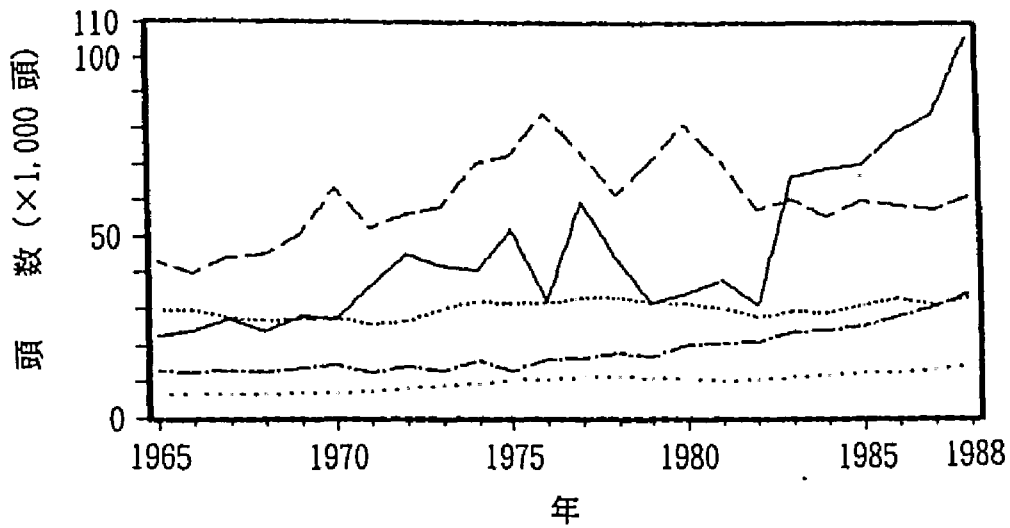


図 3 - 2 旧西ドイツと日本における主な大型動物の捕獲数の推移
 — イノシシ (旧西独) アカシカ ···· ダマシカ
 --- イノシシ (日本) - - - ニホンジカ

資料：DVJ-Handbuch (Jagd 1990) ,
 鳥獣関係統計各年版

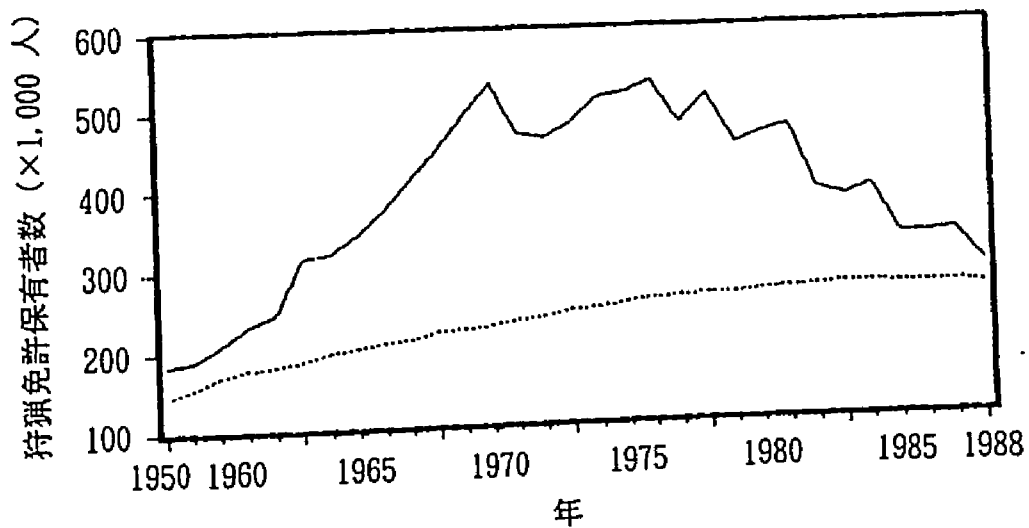


図 3 - 3 旧西ドイツと日本における狩猟免許保有者数の推移
 — 日本 旧西ドイツ

資料：図 3 - 2 に同じ

表3-1 旧西ドイツにおける狩猟関連費用
(1989年/単位:百万マルク)

項 目	金 額
狩猟免許料	22.4
狩猟保険	15.0
狩猟税	58.4
猟区賃貸料	389.3
生息地の保護・改善	160.0
狩猟動物保護	48.0
被害賠償・狩猟装備	80.0
狩猟教育	136.0
猟犬維持費	40.0
合 計	949.1

資料:DJV-Handbuch
(Jagd 1990)

表3-2 日本の鳥獣関係収入状況
(都道府県合計:1988年/単位:百万円)

項 目	金 額
狩猟者登録税	2,420
入猟税	1,733
狩猟免許手数料	23
狩猟者免許更新手数料	423
狩猟者登録手数料	327
その他の手数料	65
合 計	4,990

資料:鳥獣関係統計(昭和63年度)
金額は各々四捨五入しているため、総計は合計値と一致しない。

表3-3 日本の鳥獣行政関係歳出予算状況
(都道府県合計:1988年/単位:百万円)

項 目	金 額
職員費	1,141
鳥獣審議会費	15
鳥獣保護員関係費	422
鳥獣保護区等整備費	125
休猟区等設定費	81
放鳥獣費	489
普及宣伝費	160
狩猟取締費	74
有害鳥獣駆除費	238
狩猟免許・登録関連事務費	393
鳥獣生息調査費等	110
その他	467
合 計	3,714

資料および金額は表3-2に同じ。

のいわゆる乱場で行われており、猟区への入猟者数も狩猟者登録数の 7% 未満である。猟区からの収入も旧西ドイツの 0.2% に満たない。

旧西ドイツでは猟区賃貸料がもっとも大きい収入源である（表 3-1）。支払う側からすれば、猟区賃貸料は狩猟にかかる費用の約 4割を占めている。捕獲した野生動物の売買により収入を得ることができるが、その額も猟区の賃貸料より小さい。

日本における狩猟に関する税・手数料による収入は、旧西ドイツの 1/4 程度である（表 3-2）。歳出予算は狩猟に関する税・手数料からの収入で賄うことが可能であり、狩猟に関する収支は黒字であると思われる（表 3-2、3-3）。野生動物保護や被害対策に用いられている金額も旧西ドイツに比べるときわめて少ない。

以上をまとめると、日本の「鳥獣保護及狩猟ニ関スル法律」と旧西ドイツの「狩猟法」とでは、類似の制度や規制が多く存在する。しかし、「狩猟法」では、狩猟権者または狩猟権行使者がその利害を通じて、狩猟動物の保護、狩猟、被害防止のバランスを図るように考えられている（図 3-4）。一方、「鳥獣保護及狩猟ニ関スル法律」は、目的として鳥獣保護をあげながら、狩猟法から発展した法律という性格を強く残しているため、狩猟動物の保護と狩猟、被害防止の 3要素が、狩猟という捕獲行為で結びつけられているだけで、3者のバランスが図られるようになっていない。特に、「狩猟法」では、狩猟に権利を認めることで、狩猟者が狩猟動物の個体群を維持する者として位置づけられているのに対し、「鳥獣保護及狩猟ニ関スル法律」では、狩猟権は設定されておらず、狩猟者は単に狩猟に従事するだけである。狩猟動物の保護については、都道府県知事の立てる鳥獣保護事業計画の中で考慮されているだけであり、狩猟者は法的な規制を遵守しさえすれば、狩猟動物の保護に関しては何の責任も問われない。狩猟動物に関する被害についても、都道府県知事の許可にしたがって有害鳥獣駆除を行うだけである。このように、保護、狩猟、被害防止の 3要素のバランスを積極的に図ろうとする動機を有する人間または社会的機構を欠いているために、効果的な法律となり得ていないといえる。

「狩猟法」は、狩猟管理を中心として構成されているため、全ての野生動物の保護管理には不十分である。また、生息地の保護管理について、ほとんど配慮されていないのも問題である。しかし、「鳥獣保護及狩猟ニ関スル法律」が有効に機能し得るためには、少なくとも「狩猟法」のように、3要素のバランスを図ろうとする具体的な担い手なり、機構を存在させるようにすべきであろう。ただし、

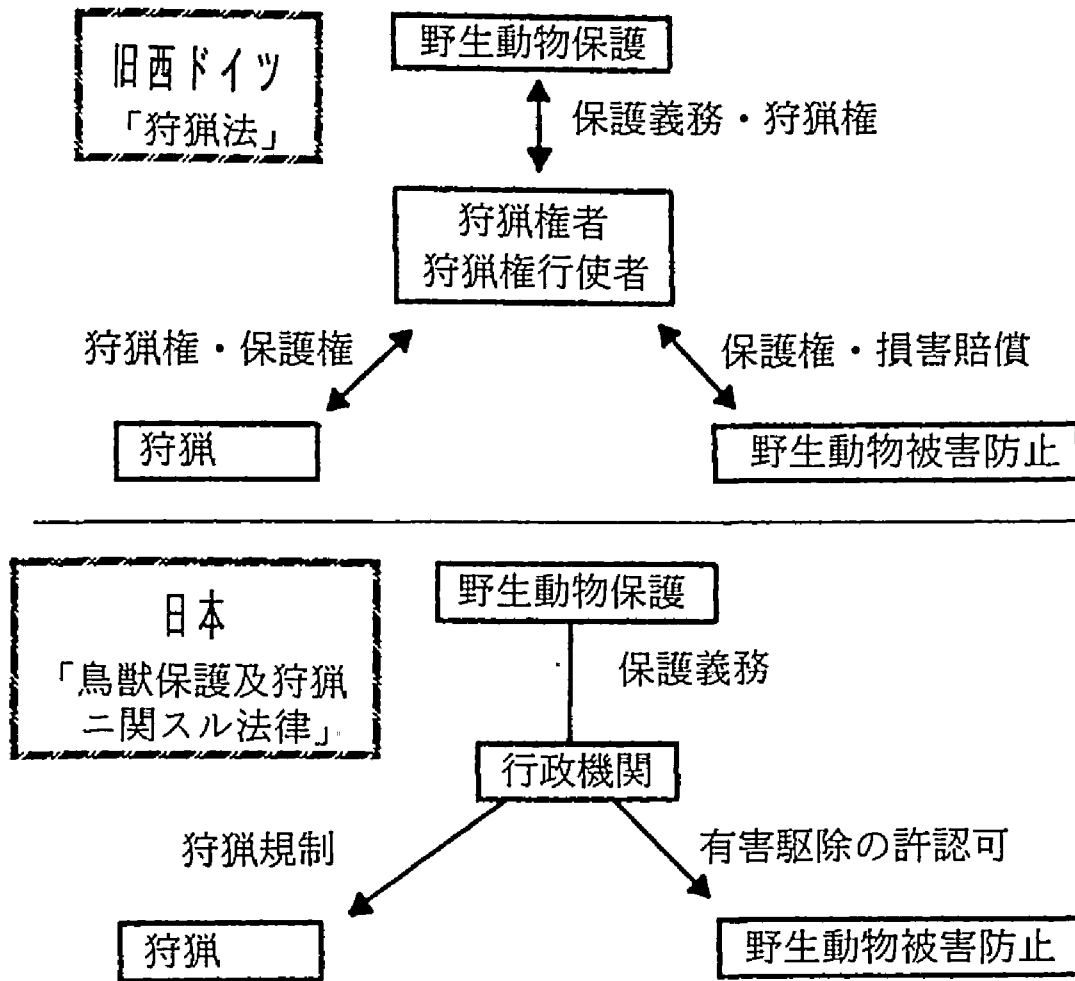


図 3 - 4 旧西ドイツと日本における野生動物保護管理機構の模式図
注：引用文献は図 3 - 1 に同じ。

のように狩猟者を柱に据えた法律体系を確立することが、賢明であるかどうかは分からない。この点については、日本の狩猟の文化や現状についての情報が不足しており、まず、それらに関する情報を収集することが必要であろう。

狩猟の状況については、日本では狩猟者数が不安定であり、狩猟者を保護管理制度の中心的な担い手とするのは問題が多い。猟区制度が発達しておらず、狩猟から得ている収入額も非常に小さい。そのため、狩猟管理・野生動物保護管理にかけられている金額も小さい。このように、日本における狩猟の状況は、旧西ドイツの状況と大きく異なっており、旧西ドイツの狩猟を中心とした野生動物保護管理体制をそのまま日本に導入するのは、かなり問題があると思われる。

3.1.4 密猟と狩猟管理

密猟を防ぐことは、狩猟管理において最も重要な問題の一つである。いかにすばらしい管理計画であっても、密猟があっては台無しになってしまう。さらに、密猟は経済的な目的で行われることが多く、非合法な方法を用いて大量捕獲が行われることがしばしばである。そして、密猟を防ぐには単に監視を行うという程度では困難であり、密猟を取り締まるための制度・法律を必要とする。

ニホンカモシカの食害問題も密猟の問題をぬきにして論じることにはできない。ニホンカモシカが個体数が少ないとして大正14年に狩猟獣から外され、さらに昭和9年には天然記念物に指定されて捕獲が禁じられた。それにもかかわらず、昭和30年代になっても幻の動物といわれるほど個体数が少なかったのは、密猟のためであったと考えられている⁶⁾。

しかし、昭和34年に岡山の運動具店でカモシカの毛皮でできた尻皮が発見されたのをきっかけに、密猟に関する大規模な捜査が行われた^{7, 8)}。その結果、関係する密猟者が逮捕されただけで終わらなかった。購入者である毛皮商では日本原毛皮協会が、今後カモシカの毛皮を取り扱わないことおよび取り扱った業者を除名するという趣旨の誓約書を出し、尻皮の利用者である山登りをする人たちも例えば、全日本山岳連盟が「尻当て追放運動」を行ったりして、カモシカの毛皮は使用してはならないものであることが、国民全体に徹底して伝わるようになった。そして、密猟が発覚すると狩猟許可証も猟銃も没収されること、カモシカは捕ってはいけないことがハンターにも強く意識されるようになる。

その後、カモシカが増加し食害問題を引き起こす原因の一つとなるわけだが、このような背景があるがゆえに、保護側は、天然記念物の種指定解除とその後予想される捕獲解禁に対し、密猟の再発防止のための施策が伴わない限りカモシカ

が再び幻の動物になってしまうのではないかという懸念を抱いて、反対したのである。しかし、捕獲に関する反目が単なる「捕獲か否か」という二者択一的な対立としてだけ取り上げられたために、密猟を取り締まる明確な制度の確立が食害問題の解決には不可欠であることが隠されてしまった。現在の森林資源は、成林した人工林が増える一方、木材市場の低迷のため伐採が少なく、かつてのような広大な幼齢造林地は見られなくなりつつある。したがって、かつてカモシカが密猟されていた頃に比べると餌となる植物が少なく生息環境が悪化することが予想される。そのような環境収容力が小さい状況下では、密猟の影響は非常に大きなものとなる可能性があり、しっかりとした密猟対策が必要である。

ところで、密猟をなくすには、密猟者を入りにくくすること、正規に捕獲されたのか密猟されたのかを現場で識別できるようにすること、捕獲した動物またはそれを利用した製品の売買を管理すること、密猟を行わないようにハンターを教育することなどが必要である。

密猟者を入りにくくするためには、猟区を設け入猟者をチェックすること、監視者を増やすことが必要である。捕獲個体の識別には、例えばカナダのアルバータ州では、狩猟許可と同時にタグ（番号のはいた札）を渡し、狩猟したら速やかに所定の部位にタグをつけることを義務づけており、タグのあるなしで識別している⁹⁾。しかし、このような現場での努力だけでは密猟を防止することは困難である。

そこで、捕獲した動物およびその製品の売買を管理することが必要となる。現在、密猟問題で最も有名なものにアフリカゾウやサイの問題があるが、ケニアでは密猟を防ぐために、ゲーム・ウォーデンやゲーム・レンジャーとばれる監視官に銃を与え、密猟者は射殺してもよいという政策を出している^{10, 11)}。しかし、それでも密猟を防ぐことはできなかった。そのため、絶滅のおそれがあるとしてワシントン条約においてアフリカゾウは商業目的の取引ができない種（ワシントン条約の付属書 I の種）とされた。取引が規制されれば、ますます品薄となり価格が上昇し、さらに密猟を招くであろうという予想もあったが、実際には、密猟は激減した。付属書 I に指定される以前の1973年～1989年にかけては、ケニア全体で年平均で約5000頭のゾウが密猟されていたのに対し、指定後の1990年には55頭、1991年には18頭にまで減少したという¹¹⁾。この事例からわかるように、野生生物およびそれからの生産物の取引を管理することは、密猟防止に非常に有効な手段である。

しかし、日本では野生動物およびその製品の流通はまったく管理されていない。

昭和60年度に捕獲されたカモシカの毛皮の取扱いについて

昭和61年6月11日

環境庁

文化庁

林野庁

市町村が保管するカモシカの毛皮については、国、県及び市町村の管理のもとに、その利用を認めるものとする。利用にあたっては、密猟防止に十分配慮し、次の方針によるものとする。

1. カモシカの毛皮の利用に関する方針

(1) 原皮の利用形態

原皮の利用は、剥製（全体）、敷物（全体）、敷物（頭部なし）、トロフィー（頭部のみ）の4種類の製品に限る。

(2) 目印標（タグ）及び証明書

製品には、正規に捕獲されたカモシカの加工品であることを証する目印標（タグ）を装着する。

また、製品の所有者は、正規に捕獲されたカモシカの加工品であることを証する国（環境庁）の発行する証明書を保持する。

2. カモシカの毛皮の利用に係る取扱いの手順

(1) 市町村は、捕獲時に装着した耳標を確認した上で、現在保管している製品（剥製、なめし皮）又は原皮（乾皮、冷凍皮）の状態等を、別に定める様式の捕獲台帳に記録し、その台帳を保管する。また、市町村は県を通じ、その内容を国に報告する。

(2) 市町村は、県内の加工業者であって県が指定する者に、原皮を製品に加工させ、或いは処分する。

ただし、市町村は県を通じて国の同意を得た場合に限り、県外の加工業者に原皮を加工させ、又は処分することができるものとする。

(3) 県は、県内の加工業者に対し、耳標のないカモシカの加工を行わないこと及び耳標のないカモシカが持ち込まれた場合には直ちに県に通報することを指導する。

(4) 県は、国の立会いのもとに、全製品について耳標と市町村の台帳を照合し、目印標（タグ）を装着する。

また、国は目印標（タグ）が装着された全製品について証明書を発行する。

(5) 県は、製品と目印標（タグ）及び証明書の関係が明らかになるよう別に定める様式の製品台帳に記録し、保管するとともに、その内容を国に報告する。

3. その他

(1) 三庁は、関係機関に対し、本方針の周知徹底、適正な実施及び密猟の防止について指導するとともに、その他の都道府県（長野県、岐阜県以外）に対しても本方針の周知及び加工業者の指導の徹底を図ることとする。

(2) 三庁は、密猟取締の強化について警察庁に協力を要請する。

(3) 市町村は、カモシカの毛皮等の処分によって得た収入を原則として、カモシカの捕獲及び毛皮等の保管の経費に当てるほか、カモシカによる被害の防止及びカモシカの保護のために活用するものとする。

注：三庁の発表資料より

現在、製品が管理されているのは、頭数調整という名目で捕獲されているカモシカについてだけである。その管理方式を資料に示したが、これはいまのところ密猟を防ぐのに効果をあげている。カモシカの商品化は、国が負担していた捕獲費用を県または市町村の負担とすることの見返りとして行われたが、毛皮が売れないために捕獲費用が賄えず、毛皮の切り売りを認めて欲しいなどの新たな要求がでている¹²⁾。

したがって、この方式を全ての野生動物に適用することは困難であろう。より現実に即し、かつ密猟防止に有効な製品管理方式が必要である。狩猟された野生動物およびその製品の管理は、現在狩猟行政を担当している環境庁だけで解決できる問題ではないが、このような製品管理が行われないう限り、密猟問題を根本的に解決することはできないと思われる。

また、1959年の事件の例を見るまでもなく、流通の管理だけでなく、密猟が違法であることを広く知らしめることが、密猟防止に非常に効果があることはいうまでもない。

第2節 動物観と文化論

3.2.1 文化的背景と保護管理

森林の多様な価値の一つに野生動物の生息環境としての機能があげられる。野生動物に対する社会全体の関心が高まりつつある中で、森林のその機能をどう評価してどう対応するかは林学の重要な課題の一つである。ところで、野生動物への社会的評価は時代により変化する。その変化の中には表面的で一時的なものも含まれる。もし、その変化の根底を見据えることなく、表面的な変化に対応しようとするれば、森林と野生動物との関係は破綻する。

なぜなら、野生動物と森林とは密接な関係を持つが、野生動物の生活史のサイクルに比べ、森林は長年月かかって形成される。もし、野生動物に対する表面的な要求によって森林を改変してしまったあとで、その要求が変化しても森林は簡単に元には戻らない。したがって、野生動物に対する社会の要求の根源にあるものを捉えて、それに合うような森林の取扱いを考えてゆくことが必要である。そのような野生動物に対する社会的背景を文化的・歴史的な視点から論じることが、長期的な視野に立った野生動物行政を行う上で重要である。

野生動物と文化との関係について考察する前に、現在の森林文化論を再検討してみたい。現在、森林と文化または、森林文化について論じられることが多くな

っている。しかし、それは古くからのことではなくここ十年來のことではない。それ以前には、少なくとも文化と森林の関係を深く論述することはあまりなかったように思われる。

その背景を考えてみよう。森林文化が社会全体の要求として浮かび上がってきたという感じがあまりしない。確かに「みどり」に対する関心または要求は、いわば一種のブームのように社会の中に出現したが、それは必ずしも文化論に結びつくものではなかった。むしろ、その社会現象を前にして林業・森林関係者から展開されてきたのが森林文化論であるように思われる。では、そのような森林に関する文化論を展開する必要はどこにあったのか。その理由というよりは目的として次の2つがあげられよう。

1つ目は、森林の新しい経済価値を主張することである。国内林業は現在不振である。そして、木材の増産が国家的な課題として位置づけられていた時代から、外材の輸入拡大のおおりを受けて逆に不況産業として不振に陥って行く過程で、それを補うものとして森林の多様な機能が注目されるようになってきた。1970年代に入って、林業政策が資源政策的な色合いを復活させる中で、森林を維持して行く主体としての林業の新たな存在価値を、その公益的機能の中に新しく主張してきたと言える。公益的機能が注目されてすぐさまその数量化が行われているのはその事情をよく示しているだろう。

2つ目は自然保護が主張される中で、林業が森林を破壊するものとみなされるようになったことに対抗して林業の社会的意義を主張することである。戦後拡大造林政策の中で推進された大面積皆伐一斉造林は、不成績造林地や崩壊地を招き易く、それが自然保護派の心証を大きく害した。そして、それは天然林伐採・人工林に対する反対の様相を帯び、さらには林業そのものを否定するような勢いすら持ちだしたのである。それに対し、森林を人との関係の中で形成されてきた文化的な所産ととらえ、森林と文化をつなぐものとして林業を位置づけるために森林文化論が提唱されてきたと言えるであろう。木材供給を軸として社会とつながっていた林業が、その存在価値を表面上失い、社会から疎外されて行く中で、新たに社会にビルト・インされて行くための論理的根拠として、文化論があったと言えよう。

では、現在、動物と文化とを論じる意義がどこにあるか。今、動物はブームのような注目を集めている。それは単にマスコミによく取り上げられるとか、写真やグラビアが大量に出回っているとかいう現象だけの問題ではない。野生動物保護論さえその一つの現象といえるのではなかいだろうか。そうだとしたら、将来、

野生動物保護が逆に顧みられなくなることも考えられる。

かつて、木材供給は林業の果たすべき最大の責務であることが当然のように考えられた。しかし、その社会の要求が高まる中で、林業が木材生産一辺倒の姿勢に安住しようとした結果が、今日の林業のおかれている社会的状況であるとしたら、社会のその時々々の要求にしたがっているだけでは、自分の存在を主体的に位置づけることはできないことを如実に示しているだろう。野生動物保護も自然保護や、生物資源保護、遺伝子資源保護などが社会的に認められて行く中で、現代社会の果たすべき当然の責務のように主張されている。だが、資源保護や自然保護が社会の要求の全てではない。長い時間のスパンの中で野生動物を保護して行くためには、その社会的な意義について自らその位置づけを試みておくことは必要であろう。ここに、文化論を論じる意義がある。

3.2.2 日本における動物観の歴史的背景

石器時代の貝塚からはイノシシやシカの骨が数多く見つかり、狩猟が食物獲得のための重要な手段であったことをうかがわせる¹³⁾。しかし、狩猟に関し詳しいことがわかるのは中世以降のことである。それまでについては、先に述べたように、鷹狩りが重要な狩猟であったこと、大陸から伝来した仏教が狩猟の見方にかなり影響を与えたことなどは確からしい¹⁾。

中世では狩猟は専門家に任されるようになり、特殊な階級が特定の目的を持って狩猟をするようになった。また、狩猟が儀式的な意味を強く持ち出すのもこのころであったという。

江戸時代とくに元禄時代については、塚本¹⁴⁾が詳しくまとめており、日本における狩猟の位置づけを探る上で重要な事柄が出てくるので、近世の狩猟を以下でみよう。

近世になると、徳川将軍家をはじめ大名による狩りが盛んとなる。各領主達は、猟場を確保するために農地まで含む土地を猟場として囲い込む。そのなかでは、たとえ獣害があろうとも、イノシシやシカを捕ることができなただけでなく、農民の飼っている犬が鳥獣を追い払うようなこともあってはならなかった。そのため、猟場の設定された農民はかなり過酷な目にあった。

一方、獣害は全国的に見られ、それを防がなければ農耕はできなかつた。そして、中世末期以降その有力な防除方法の一つは鉄砲であった。鉄砲がいかに普及していたかは、徳川綱吉が行った鉄砲改めの記録からもうかがい知れる。たとえば17世紀末に行われた松本領での鉄砲改めの結果では領内で確認された在村の鉄

砲数は1040丁、それに対し松本藩が藩として所有していた鉄砲は231丁に過ぎないのである。しかも、1040丁のうち取り上げられたのは500丁だけである。刀狩り以降度々鉄砲改めが行われながら、なぜこのように多くの鉄砲を村で所有することが許されたか。その大きな理由に、鳥獣害対策用として所持を認めざるを得なかったことがある。つまり、鉄砲を取り上げれば、農民はすぐさま獣害に困り、鉄砲の所持と使用を申請して来る。それに対し、農民に鉄砲の所持を認めない方針を通すためには、上からの組織的な駆除を展開するしかない。事実、鉄砲改めと生類憐みの令の出された徳川綱吉の時代には、害獣駆除のために幕府はしばしば直接軍隊を送っていた。これは兵農分離政策の一貫でもあった。しかし、そのような画一的なやり方ではいつどこに出るかわからない獣害に対処しきれず、結局は村にある鉄砲に頼らざるを得なかった。

このような鉄砲の所持は、それがすぐさま射殺による駆除つまり狩猟ができることを意味するのではない。幕法上では農民の所持できるのは空砲（威し鉄砲）のみであり、実弾発射ができる鉄砲を常時所持できるのは猟師に限られていた。ただし、実際には農民が持ちながら猟師鉄砲として登録されるものも多かったらしい。

さて、このように農民にも鉄砲の所持が認められていたわけだが、それは全ての農家に認められていたわけではない。その所持と使用の仕方は、村の庄屋が所持する場合とお抱えの猟師が所持する場合の2種類があった。

庄屋が鉄砲を所持することは鉄砲という一つの「農具」を占有し、獣害があったときにはその鉄砲を持ち出して来ることで（但し自分で撃つかどうかは別）、村民を支配しまたその庇護の任を果たしていた。

それに対し、村で唯一鉄砲を持つことを許された猟師の地位はというと、これは全く逆に低い地位しか与えられてなかった。

もともと、猟師の出自は農民とは違った集団であることが多かった。それらの猟師は農耕はせず、狩猟によってのみ生計を立てていた。もちろん自家消費用の若干の作物は作ったかも知れないが、それは生計を立てるものではなかった。そのような猟師が、獣害がひどくなるにしたがい村の求めに応じて村に住み着くようになったとも考えられている。また、村の中で誰かが猟師になるとしても、猟師鉄砲は親子の間でも他人に貸すことは禁じられており、猟師となったものは、主家から自立して村抱えになることが多かった。このように、猟師の資格を持つものが村人の外に位置するのは、猟師の地位が低かったせいと思われる。

すなわち、1676年の関東鉄砲改めの令は関東八国に限られたものであったが、

この令では、鉄砲所持者は山中の猟師に限られた。やがて、田地を持っていても猟で渡世しているものは猟師とし、渡世を目的としない獣害駆除のために撃つものは猟師鉄砲としてはならないとした。そして、猟師以外で獣害駆除として獣の捕殺を認めた条件に、獣肉皮の利用を禁じ、捕殺した獣は埋めることがあった。つまり、猟師だけが獣肉皮の利用を許されたわけである。これは、猟師の権利の保護というふうにも見れないことはない。猟師は社会的にそれほど重要な位置を占めていなかったことからして、そのような配慮があったと考えるよりも、獣肉皮利用者に対する卑賤視と引き換えに彼らに与えられた実利だったと考える方が妥当ではないか。塚本氏の述べるところはだいたい以上のようなになる。

3.2.3 イギリスとドイツにおける森林と動物

ヨーロッパにおける農耕・狩猟と野生動物との関係を見ておくことは日本の状況を理解する助けとなると考えらる。ヨーロッパといってもその歴史のあり方は国ごとに違い、各々について論じなければならない。ここではイギリスとドイツについて取り上げる。るためである。ドイツは、先に狩猟法を比較したその背景を知るためである。

1. イギリス

イギリスについては、川崎¹⁵⁾が詳しくまとめている。それによるとイギリスの森林では狩猟が特に重要であったらしい。そこで、どのように重要であったのかを日本と比較してみる。以下、川崎に従いながら、イギリスの森林と動物の歴史をまとめてみる。

古代のイギリスには、オークを神木として崇拜するケルト系民族のドルイド族が定着していた。そこにローマ軍が入り、森林を伐採しイギリスはローマの制圧下に置かれる。その後5世紀にはアングロサクソン人が侵入しイギリスを支配する。アングロサクソン人は狩猟が下手であったらしく、たくさんのシカが森にはいたにもかかわらず、あまり狩猟は盛んにならなかった。

しかし、11世紀にノルマン人がイギリスを征服すると事態は一変する。イギリスを征服したウィリアム王は、全土にあるめぼしい森林を”フォレスト”に指定し、そこでは特別な法律である”フォレスト・ロウ”を施行する。つまり”フォレスト”は単なる森林(wood(s))ではない。国王は特定の森林を囲い込んで”猟園”(park)設けたが、その外側にあって国王がなお猟場として指定した地域のことを指す。したがって、”フォレスト”は必ずしも森林ではないし、また、森林は必ずしも”フォレスト”ではない。”フォレスト・ロウ”も「森林法」という

よりは「御獵林法」とでも言った方がよかった。

その管理は初期は非常に厳しく、国王の許可なくシカを殺したものは死刑かまたは腕を切り落とされた。さらに、農民の犬がシカを追わないように犬の後ろ足の腿は最初から切って飼わなければならなかった。さらには畑のまわりに柵をすることさえ、シカが無理に飛び越えようとして傷つくといけないという理由で禁止された。しかも、“フォレスト”はイギリスの国土の5分の1を占めていたといわれ、人口の半数近くがなんらかの影響を受けていたらしい。この“フォレスト”の制度は農民から恨みを買ったが、森林の伐採を防ぐことになった。

このような厳しい取締りも14世紀になるとかなり緩やかになり、それにともない森林が徐々に伐採されて行く。特に16世紀末頃から人口が増加し、また鉄を中心とした軍需産業、さらには、艦船の需要の増大などから森林伐採の要求が高まる。その中で清教徒が台頭し、議会の勢力も強くなって行く。シカ狩りも、表向きはシカ狩りと称して王党派が謀議を企むという理由で、議会によって禁止される。また、一部の“フォレスト”没収し、議会派の退役軍人に分与したりしている。

この後、王政が復古すると国王は森林を取り返し、そこにシカを再び放す。けれども、名誉革命の後は“フォレスト”の中に庶民がなだれ込んだりして“フォレスト”もかなり荒れる。このように、森林とそれにとまなう狩獵権は一種の王権のシンボルのようになり扱われ揺れ動く。しかし、革命の後しばらくするとなんとか“フォレスト”は維持されるようになる。

だが、一方で18世紀には散弾銃が発明され容易に鳥獵ができるようになると、上流紳士階級が獵を始め。その獵場として、“フォレスト”も一部は解放されていったようである。そして、獵は王侯貴族ら特権階級だけのスポーツから、紳士のスポーツとなってゆく。

この時期にはさらに、私有権が確立して行く時期であり、“フォレスト”という曖昧な林（国王の狩獵権と地主の所有権と近在農民の伝統的な入会権とが入り交じる）も私有権という概念に添って整理されていった。すなわち、一部は「王室林」として王室財産に帰し、他の森は貴族階級や紳士階級の「私有林」として、私有財産となっていった。

このように、森林および狩獵権は上層階級の特権となり、庶民には何も残らなかった。

II. ドイツ

ドイツについてはH. デンベック¹⁶⁾が断片的にまとめているが、それによるとドイツでも似たような経過をたどっている。15世紀以降力をつけていった中流階級の商人たちは狩猟権を貴族から（借金の肩代りとして）買い入れるようになる。そして、その森に他のものが入れないように注意を払うようになる。1721年にシュヴァーベン地方の「狩猟条例」では狩猟者を「当該地域間においては、君主、伯爵、領主、公民およびその家臣に対してシカ狩りならびにわなによる狩猟を許可する。ただし、絞首刑執行人、廃馬屠殺業者、その他身分の申しき者、泥棒、ジプシー、密猟者、殺人者、浮浪者、鋳掛屋、牧夫、乞食およびその他この種の人間は除くものとする」として、その社会的身分を保証している。

そして18世紀後半にナポレオンの率いるフランス軍との戦いで財政困難に陥ったプロシア政府は、王立狩猟場を公売にかけることにした。その際この入札から「全ての市民と農民階級」は除外された。狩猟の権利が「貴族、王族、上流階級の側近、全ての名士、および全ての森林関係者」に限られていたからである。しかし、実際にはあらゆる階級の成金たちが猟場を手に入れていった。

しかし、ドイツ 3月革命の後には、突然狩猟の権利を手に入れた市民や農民が見境もなく多くの動物を殺したので、プロシア政府は狩猟条例を交付した。それによると狩猟免許を持てる条件として、①1区画70ha以上の土地を所有し、そこでの狩猟が許可されていること、②狩猟保護区の地主であること、③狩猟団体に所属していること、④他人（または国外）の所有地で特定の動物の狩猟を特別に許可されていること、があげられている。しかも、狩猟地の借地料は非常に高額であった。つまり、狩猟ができるのはやはり上流階級の人間に限られていたようである。

3.2.4 日本と欧米との動物観の相違

神話や説話に現われた動物観は日本とヨーロッパでは相違がみられる。その相違は実際の動物との交渉の在り方を反映していると考えられる。そして、それは両者の鳥獣問題の現われ方の違いにも大きく関わって来ると思われる。そこで、変身譚を中心に中村¹⁷⁾がまとめているところにしたがってそれについて述べてみる。

変身譚には、人間の願望や価値観がひそかに現われていると見ることができよう。その仮定に立ってみると様々なことが見える。たとえば「日本昔話記録」では動物から人間に変身するものは7割弱に達するが「グリム童話」では1割にも満たない。しかも、そのうちの多く（6例中5例）はもともと人であったものが

動物に変えられていただけであり、動物が人間に変身したのではない。このことは、ヨーロッパにおいては動物は人間に上昇（昇格）できるほどの存在ではないことを示していよう。人間と動物の間には深い断絶があるらしい。

また、ヨーロッパでの人間から動物への変身譚を見ても、その大部分が疎外体への変身である。しかも、動物になった（または、された）人間は動物界でも孤立して、動物達と交わろうとしない。つまり、疎外体として動物になったといっても本当に動物になったのではなく、実は人間界に踏みとどまったままだというふうに理解できる。それは、人間の疎外体である動物は、動物の毛皮をかぶった人間としばしば区別が付きにくい。疎外体である動物の姿は、人間の仮面に過ぎないとみなすことができる。つまり人間が動物になる場合にも深い断絶を越えることがない。

それに対し日本では、動物から人間への変身譚の割合が多だけでなく、その変身も、もともと人間だった動物が人間へ変わったのではない。もともと人間であったということは文面からは察することはできないらしく、そのうえ人間に変身した動物は人間の異性と結婚して人間の子供を設けることができるのであり、動物が人間に変わったと考えられる。

人間から動物への変身においてもヨーロッパとは相違がみられ、人間の疎外体が少なく、ヨーロッパにはみられない昇華体が見られる。これは日本人が、動物を人間以下の存在として劣等視する傾向が弱いことを示しているのではないかと考えられる。

このような日本とヨーロッパの動物観の違いをもたらした原因としては、宗教の違いや食文化の違いが考えらる。つまり、一神教であるキリスト教では人間は、動物と完全に切り放された存在であり、人間は動物を支配する存在である。それに対し、仏教では輪廻という概念で人間は動物に連なっているだけでなく、多神教的であるがゆえに絶対的な存在というものをあまり考えようとしないではないだろうか。たとえば、中世ヨーロッパではしばしば、動物そのものが裁判の対象となった。これなども、神のもとの平等の現れというよりは、人間と動物との直接の心理的な連絡が欠落している結果とみることができるのではないだろうか。少なくとも、日本では考えられないことであろう。

また、ヨーロッパは同じ農耕文化といっても畜産抜きには語れない文化であり、家畜だけでなく多くの野生動物も食肉の対象としてきた。たとえば、中世末までイギリスの農民の主要なタンパク源は豚であり、貴族階級はシカや各種猟鳥を食べていたといわれている。それに対し、日本では、あまり食肉文化は発達しなか

った。少なくとも鉄砲を自ら有することのできない農民にとって、野生動物は食糧源であるよりは害獣であった。それは、いつも共に相争うものであるにしても、人間に隷属するものではなかったのではないだろうか。

3.2.5 日本における野生動物保護管理と動物観

日本で野生動物害が社会問題化する背景には、狩猟・猟師のステータスが低いということがあげられよう。そのもっとも大きな要因は、ヨーロッパと違って特権階級以外にも狩猟を認めざるを得なくなり、その時に特権を渡すのと引き換えにその地位を申しめたことに端を発している。そして、なぜ特権階級以外にも認めざるを得なかったかを考えると、獣害が広範囲で不特定時に起き、しかもその農民に、というより収穫高に与える影響も非常に大きかったということがあげられよう。自らの食糧を確保するために害獣駆除しなければならなかったが、それを幕府の手で直接行うことができなかった。そこに大きな原因があるとすれば、これは日本の自然条件を考えざるを得ない。つまり、ヨーロッパと対比したとき、はるかに森林が多くまた山も深く、獣害の範囲が押さえられないというだけでなく、稲作中心の文化が形成されていたという条件を考えざるを得ない。ヨーロッパでは猟場となる森林が限られていた上に（ヨーロッパ諸国の森林が古くから破壊され少なかったことは周知のことである。ちなみに、森林が多いといわれた16世紀のイギリスの森林率は3分の1程度であったといわれている。）、農民の主食となっていたのは豚であり、その点でシカの生息とは環境の奪い合いはあるにしても、全く相反するものではなかった。また、王侯貴族の主食がシカや猟鳥であったとすれば、農耕に被害を及ぼそうとなんの問題ともならない。したがって、農民に狩猟を認めることなく、狩猟を王侯貴族階級の特権として維持し得たのではないか。

また、日本においては、縄文文化の後に稲作文化が入り込み、その過程で狩猟文化が一旦断絶したらしいことも、狩猟がマイナーな存在となった大きな要因ではなかろうか。現在、マタギとハンターとがまったく別の狩猟文化を持っているといってもヨーロッパ諸国の人達は理解できるであろうか。そして、マタギという言葉が日本の狩猟観に与えた影響も小さくないだろう。

このように見えてくると、現在の日本とヨーロッパ諸国との狩猟文化の違いというのも、何か必然的な要因があったように思われる。両者に現在のような大きな違いを生じたことは、その形成要因の差がかなり根深いものであることを示しているのではなかろうか。単に、日本には狩猟文化がないから西洋から導入すれば

よいというものではないだろう。西洋から新たな文化（これまでに一度も成立したことがないのだからこう呼んでも構わないだろう）を入れることがすなわち文化的な行為ではない。

神話・説話に表われていたように、日本とヨーロッパとでは動物観に違いがある。それは単に狩猟文化の違いというだけでなく、宗教など様々要因を含んでいる。新たな狩猟文化を導入するにあたってそれらを見做してはなるまい。むしろ、それらの制度を分解し、必要なものを摂取できる態度がなければならない。

現在必要なのは、駆除の是非や狩猟制度の整備だけではない。現在の動物ブームの背景にあるものもしっかりと見極め、日本の自然・文化に適した野生動物保護管理体系を形成することである。

第3節 野生動物の価値と保護管理のあり方

3.3.1 保護管理からみた野生動物の価値

野生動物の保護管理のあり方は、野生動物のいかなる価値（または便益）を生かすか、または重視するかによって変わってくる。シカを例にとると、ハンターは射殺したいと思い、生態学者はラジオテレメトリー用の発信機をつけたいと思うだろう。写真家は野生状態のシカを望むだろうし、ハイカーは少し人慣れして近くで見れるシカを欲するに違いない。これらの要求を一頭で同時に満たすことはできない。いずれかの要求を選択しそれにあつた管理を行わなければならない。一方、林業家は害獣であるシカを減少させたいと望むかもしれない。この場合は、ハンターと類似した管理の仕方で満足するかもしれない。

保護管理に対するこのような要求の違いは、あまり取り扱われてこなかった。その理由の一つとして、これまで保護管理が対象動物の生物学的データや狩猟や被害のコントロールを主な焦点としていたため、そのような多様な価値を考慮する必要がなかったことが考えられる。また、価値判断は個人的なもの、強いて言えば個人的趣味と見なされ、資源管理には重要でないと判断されていたともいえるだろう。しかし、野生動物に関心を持つ人は増え、それに対する要求も多様化している。そして、このように必要とされる価値の違いは、保護管理のあり方を左右する根本的要素を成すといえる。そこで、これら価値の種類およびその特質を整理しておく必要がある。

野生動物の価値の分類については、その価値や便益の分類がこれまでもいく

つか行われている。それらのもたらす便益の種類から、商業的価値、レクリエーション価値、美的価値、倫理的価値、科学的価値、生態学的価値などにわけられている¹⁸⁾。また、受益の形態より、直接的使用価値、間接的使用価値、遊贈価値、オプションバリューなどがあげられている¹⁹⁾。また、Steinhoff²⁰⁾はそれまでの価値に関する文献を整理しているが、その価値体系の基準として、経験、経済的利益、生活の質、態度、活動、概念、教育などを列記している。

これらの価値分類は、野生動物保護の理由付けやその価値評価を行うことを目的としている。それは、野生動物の保護と野生動物の利用や生息地の開発とが対立する中で、野生動物をなぜ守らなければならないのか、その価値はどのくらいなのかという問いに答えなければならなかったからである。確かに、このような価値付けは野生動物保護の必要性を説くには有効であろう。しかし、現実の保護管理は対象動物の生物学的情報のモニタリングや狩猟や被害のコントロールに焦点が置かれ、従来の価値の分類が具体的な保護管理の方針に与える影響は小さい。また、価値付けはそれを分類する基準や人により、多種多様に分かれるため、それらに対応して、保護管理を進めることは困難であった。今後、これらの価値判断を保護管理に反映させるために、保護管理方法の視点から価値を分類することが必要である。

その分類方法は抽象的にみて、まったく人間が関与しないように完全に隔離するものから、まったく放置するものあるいは、飼育などのように完全に人間の管理下に置いてしまうまでの間で示されるだろう。

もう少し具体的にみると、保護管理の手段から、個体または個体数の管理と生息地の保全とに分けられる。個体または個体数の管理は、個体への接近および捕獲の制限の程度から分類できる。すなわち、接近も捕獲も禁止する、捕獲を禁止し接近を制限する、接近・捕獲ともに制限する、捕獲のみ禁止または制限する、何も制限しない、の大きく5つに分けられる。同じように、生息地の保全は生息地への進入とその改変の程度から、進入も改変も禁止する、改変を禁止し進入を制限する、進入・改変ともに制限する、改変のみ禁止または制限する、何も制限しない、の5つに分けられる。ただし、生息地の改変は、野生動物の保護にとって正の方向にも負の方向にも行われる場合を含む。

この視点から、野生動物の価値のいくつかを分類してみる。まず、精神的満足を与えるもの、宗教的象徴、生態系で果たす役割、将来世代への遺産などとしては、個体への接近および捕獲、生息地への進入および改変がまったく禁止された状態が望まれるに違いない。

生態の映像記録や生態学的調査の対象としては、個体の捕獲と生息地の改変が禁止または最小限にとどめられるように制限され、個体への接近や生息地への進入も制限された管理が必要とされるだろう。

バードウォッチングやハイキングで野生動物を見るというようなレクリエーション利用では、個体への接近が積極的に認められ、必要に応じて生息地の改変も認められるであろう。

野生動物を殺したり生息地からつれ去る消費的利用では、個体の捕獲が積極的に認められ、それに合わせた生息地の改変も可能である。

ここにあげた分類は、まだ抽象的であるが、対象となる動物と地域が定まり、重視する価値が決定されればより具体的に示すことができ、保護管理に必要な体制や費用を見積もることができる。

3.3.2 野生動物の公共財としての特質

野生動物を公共財と見なすか私的財と見なすかが、野生生物の保護管理においてしばしば大きな問題となる。保護管理方法を決定する場合、まず考慮されるべきなのは、対象となる生物種とその生息環境の状態であるが、実際にはそれだけで決定することはできない。誰がそれに参加し、誰がその費用を負担し、野生動物のいかなる価値を享受できるかを見きわめる必要がある。野生動物を公共財とするならば、誰の公共財とするのか、人類の公共財なのか国民の公共財なのか、それとももっと限られた集団の公共財なのかによって、保護管理方法も異なるであろう。

この対象者の範囲は、根本的にはその種の稀少性や絶滅のおそれの程度によると考えられる。地球規模で絶滅のおそれの高い種は、その種が絶滅すると、その生息地の住民からその種が奪われるだけでなく、世界中の人々からその種が奪われることになる。つまり絶滅のおそれが高いほど対象者の範囲は広がるであろう。しかし、ここでは、種が存続されてその保護と利用のあり方を問われている種に限定したい。その上で、野生動物を公共財とする考え方から整理してみる。なお、宗教的信条や動物福祉の観点から利用をまったく認めない立場も、保護管理方法の選択の余地がほとんどない二者択一的な場合であるので、ここでは除外する。

野生動物を公共財とする見方は、野生動物が法的見地から基本的に無主物とされている場合が多いことを反映していると考えられる。誰のものでもないものはみんなのものであるという考え方である。しかし、実際には、さまざまなケースがあり、どのような公共財としてとらえるかにより、保護管理に関わる人の範囲

は異なってくる。

まず、もっとも対象者が広くなると考えられるのは、野生動物の所有権が誰にもない公共の財産と見る場合で、例えば、将来世代まで残すべき財産とする立場などがある⁸⁾。この場合、社会の構成員全員が保護管理に関与すると見なされる。

次に公海の魚類のように所有権の明確でない場所に生息し、それを複数の主体が何らかの契約や取り決めに基づいて利用する場合がある。この時、野生動物はこれら利用者の公共財と考えられ、この利用者が保護管理方法の決定に関与すると考えられる。(なお、クロマグロは基本的にはこのケースに含まれるが、大西洋のクロマグロが絶滅の危機にあると考えられたこと、その資源管理を行っている I C C A T (大西洋マグロ資源保護国際委員会) に絶滅を回避する管理能力がないと見なされたことが、取引規制問題を引き起こしたといえる。)

土地所有と結びつかない場合として、この他に、土地所有を越えた財産権保持者がいる場合がある。例えば、アメリカでは野生動物は公共の財産として州が管理権を持つものとされており、土地所有者には財産権はない⁵⁾。この場合は、その財産権を保持している主体に関係する人々(アメリカの場合は州の住民)が保護管理に関与すると考えられる。土地所有と結びつく場合でも、複数の土地所有者の土地にまたがって生息する野生動物は、それらの土地所有者の公共財とみなすことができ、保護管理もそれらの土地所有者によって行われる。ドイツにおける共同猟区がこの場合に近い。このように、公共財の種類の違いに応じて、保護管理に関わる人の範囲も異なってくる。

野生動物が保護されるべきかどうかという二者択一の問題を、経済学的に判断する方法として、費用便益分析がある。例えば、ニシアメリカフクロウでは、その主な生息地であるワシントン州とオレゴン州、および隣接するカリフォルニア州とその他の州に分けて、保護によって得られる便益として保護に対する支払意志額をあて、保護によって生じる費用として木材産業を中心とした損失額をそれぞれ算定している⁹⁾。このような場合、保護管理の方法はただ一つであるから、便益の算出は比較的容易である。しかし、いかなる保護と利用とのバランスを持つ保護管理を行うべきかについては決定できない。

このような問題に対し、利用者が動物に求めている価値を分類し、その相対的な強さから価値を数量化する手法⁷⁾や、自然公園において満足を与える要素としての野生動物の重要性や利用の形態から野生動物の価値を算出している研究^{3, 4)}がある。しかし、このような方法により野生動物の経済的な価値が求められたとしても、それから野生動物の保護管理方法を決めるのは困難である。

そこで、先に示したような、保護管理方法に対する選好を明らかにすることが必要である。保護管理方法は、対象となる動物と地域によって、その選択し得る方法の範囲が決定される。その中から、各々が自分の必要とする価値をもっとも実現できるものを選択してもらうのである。回答者が保護管理方法を十分に理解していない場合は、あらかじめ野生動物の価値とそれをを實現する保護管理方法とを対応させておき、回答者が求める価値を管理方式に還元することも考えられる。

回答者の対象集団が決定でき、そこから適切な標本集団が抽出されれば、必要とされる保護管理方法に対するニーズのあり方を知ることができる。例えば、もっとも厳しい保護管理方法からもっとも緩やかな保護管理方法までに得点を与え平均値を取るなどして、保護管理方法を決定すれば、それに対する支払意志額を算出することもできる。

ここで、回答者の対象集団を如何に決定するかが問題となるが、その範囲は対象となる種をどのような限られた集団の公共財と考えるかによって決まってくる。したがって、個々の種の生息状況や利用状況にしたがって、公共財としての性格を決定することが必要である。

この方法論の問題点としては、前提となっている“健全な野生個体群の維持”の、“健全”や“野生”の内容を定めることである。これを怠ると、保護側の要求する保護の内容と、利用側の主張する保護の内容が異なることも十分に考えられる。

また、保護により発生する費用（生息地の機会費用や保護されている動物によって引き起こされる被害など）の点からも、保護の内容の問題が生じる。野生動物を地元資源とすると、野生動物から得られる利益に見合った保護しか行われなくなる。野生動物への関心が低い場合には、選択された管理では健全な野生個体群が維持できないことが考えられる。

さらに、個別地域の管理計画だけでは、地域個体群間の連絡などについての配慮が欠けるおそれがある。ニホンツキノワグマのように、地域個体群の保護だけでなく個体群間の連絡が重要な種も存在する。したがって、対象地域の保護管理方法を考える前に、より広い地域を対象とした全体計画が必要である。

本節の終わりに、野生動物を公共財としてとらえて利用を制限する考え方について考察しておく。保護されている野生動物は公共財的であるといえるが、利用される場合はそうではない。野生動物が絶滅のおそれのない状態にあることから得られる満足については、公共財の条件である非排除性（その財をある人に供給

すると、その人と同じ社会の他の全ての人々にも供給することになり、一部の人がだけその便益を受けられるようにするために他人を排除することができないか、またはそれが非常に困難であること）も非競合性（ある財を複数の人々がお互いの消費する分量を削ることなく全員が同量を消費できること）も満たしている。つまり、絶滅のおそれがない状態にあるのを知ることを排除することもできないし、新たに誰かが知ったとしてもどの一人の満足の度合いが減るわけではない。一方、死んだ個体や捕獲（または捕殺）した個体を経済財として利用する場合、公共財としての条件は成り立たず、私的財としての性格が強くなる。利益が生息地域や国家の生活水準の向上に使用された場合は、準公共財、特に地方公共財の性格を持つといえるかもしれないが、それでも国際的観点からは公共財とはいえない。経済財として利用が認められ、それが健全な野生個体群を損なうものでなければ、公共財としてその利用を制限するのは困難と考えられる。

第4章 日本における野生動物保護管理の課題

第1節 新たな林業の展開と野生動物保護管理

4.1.1 新たな林業の展開

野生動物保護管理を考える上で、林業の動向は2つの点で重要である。一つは生息環境管理の点からであり、もう一つは野生動物被害防止の点からである。第1章でも述べたように、生息環境は野生動物保護管理の基盤であり、生息環境をどう扱うかによって、つまり生息環境管理によって野生動物保護管理のあり方は大きく異なるのである。ところで、日本の陸棲の大型野生動物の主な生息地は森林であるが、日本において森林管理に最も影響力を持つのは林業である。したがって、生息環境管理を進めるには林業の動向を把握することが必要である。また、これまで、野生動物被害が問題化している地域の伐採と造林の方法はほとんどが皆伐一斉造林であった。そのため幼齢造林地を防護柵で囲むという防除方法は、比較的容易でかつ他の方法に比べ投資効率もよい方法であったが、その施業方法が変化すれば、被害防除の方法も再検討する必要がある。このように林業の変化は野生動物保護管理に大きな影響を与える。

では、日本の林業はいまどのような方向に向かっているのであろうか。まず、森林施業に関しては、採算性の向上、省力化、多様化がそのキーワードであろう。採算性を向上する方法として、生産材の高品質化と作業の低コスト化があげられる。高品質化の方法として、集約的施業による方法と長伐期化が考えられる。これから質の高い林業労働力を確保することが難しくなることを考えると、集約的施業が広く行われるとは予想しにくい。木材価格の低迷、山村における林業生産への依存度の減少を考えると、高価格材を目指す意識的な長伐期化のほかに放置的な長伐期化が進むと考えられる^{1, 2)}。

林業における低コスト化は、伐出、流通段階での低コスト化と保育作業の省力化とが考えられる。このうち流通段階のことは野生動物にほとんど関係してこないと思われるのでここでは扱わない。伐出作業の低コスト化の方法としては路網整備が考えられる。

省力化は単に低コスト化のためだけでなく、今後の林業労働力の減少に対応するためにも必要とされる。その対応策として、複層林施業や天然林施業が見直されてきている。皆伐一斉造林は、伐出単価を下げるができるが、その後の下刈りに多くの労働力が必要である。複層林施業や天然林施業は、日本ではまだ確

立された方法とはいえ、不安定な要素を持っているが、やり方によっては、植栽や下刈りの負担を軽くし、低コスト化、省力化につながる³⁾。そして、これまでの樹種は、スギ・ヒノキだけとってよかったのが、最近では、シイタケほど木原木用などで広葉樹が注目されている。このように、更新保育の方法だけでなく、樹種までが多様化する方向に向かっている。

このような施業の動向とは別の大きな流れとして、木材生産以外の機能が重視されてきていることがある。これまでは単に森林の公益的機能の経済評価を求めることが多かったが、最近では新しいレクリエーションの場として森林を活用する森林レクリエーションが注目されている。また、熱帯林の伐採の進行やオゾン層の破壊、地球温暖化など地球規模での環境問題の出現により、人類の存続という点から自然保護が見直されるようになり、森林に対しても自然保護への配慮が強く求められてきている。

戦後、日本における森林と野生動物の関係に決定的な影響を与えてきたのは拡大造林政策である。カモシカやシカの食害問題はそれを象徴的に示しているといえる。これからの森林と野生動物との関係も、拡大造林で出現した人工林の影響を強く受けるであろうが、同時にここにあげた林業の新しい方向の影響も無視し得ないものとなって行くと考えられ、それらを予測しておくことが今後の野生動物保護管理を考える上で重要である。

4.1.2 施業方法の転換と野生動物保護管理

林業の最近の変化を特徴づける施業は、長伐期化、非皆伐施業（複層林施業、天然林施業）、それと広葉樹林施業があげられる。長伐期化のもたらす影響は2つ考えなければならない。一つは、幼齢造林地が少なくなることである。拡大造林が進められた頃には、40年生前後で更新する短伐期施業が考えられていたが、その後、木材価格の低迷から、素材を短伐期で市場に出しても採算がとれなくなり、伐期は延びる方向にある。伐期が延びたからといって、それがそのまま幼齢造林地の面積の減少につながるわけではない。たとえば、50年伐期が100年伐期になったからといって新しくできる幼齢造林地の面積が半分になるわけではない。ある年にたまたま100年生の林分が大きく伐採されれば、広い幼齢造林地が出現することになる。しかし、100年生以上の林分は50年生以上の林分に比べれば、はるかに少ない。したがって、ある一定の期間を考えれば、そのあいだに新しくできる造林地の面積は減少するだろう。

長伐期化すれば高齢級の林分が増大するが、高齢級の人工林については、カモ

シカやシカにとっての生息環境、特に食物環境としての評価は現在のところまだ分かっていない。天然林なみの食物量を供給するという報告⁴⁾もある。しかし、実際に山にいてみると同じような林齢でもその下層植生は、さまざまであることが分かる。これまでは野生動物保護管理学からみた林相として、幼齢造林地と、下層植生のない人工林、下層植生のある林（天然林も人工林も含む）の3種類を考えればよかったが、これからは下層にある食物量をいかに把握するかが課題となる。

しかし、高齢の人工林は、基本的には幼齢造林地よりはるかに利用可能な食物量は少ない。したがって、長伐期化は、大面積に広がる食物量の少ない人工林の中に食物量の豊富な幼齢造林地を点在させることになり、そこがカモシカやシカにとって非常に好適な餌場となる可能性がある。カモシカの社会構造はなわばり性であるから、基本的にはなわばり個体は幼齢造林地ができたからといって、そこへ移動する可能性は低いだろうが、繁殖で増えた若い個体が新たにできた造林地になわばりを形成することは十分に考えられる。

非皆伐施業における森林の仕立て方は、上層木と下層木の樹種の組み合わせや生産目的により異なってくるが、基本的な共通点がある。つまり、上層木によって下草をおさえるような施業を行うか、または、下刈りを行って下層木の成長を助ける場合には、そこに植栽された造林木が食害にあう可能性が非常に高いということである。なぜなら、そこは、上層木による隠れ場所が提供されていてかつ食物がある場所となるからである。その食物となる木が造林木であることはいうまでもない。下層植生とヒノキの天然更新に関しては、下層植生を10~15ton/ha以下に抑えれば更新が期待できるが、50ton/ha以上になると更新はまったく期待できなくなる⁵⁾。一方、下刈りを全刈りとせず、坪刈りや筋刈りにすると、多少の食害軽減効果がある⁶⁾。つまり、下層植生が豊富であるほど、造林木の成長は抑えられるが食害されるおそれが小さくなり、下層植生が少なくなるほど成長はよくなるが食害されるおそれも高くなるわけである。食害されるおそれは、カモシカやシカの生息密度にも関係するだろう。下層植生密度、造林木の成長量、食害される確率、カモシカ・シカの生息密度、これらの関係が把握されれば、下層植生を調整することで食害を防ぐ施業が成り立つかもしれない。しかし、現時点ではその可能性は不明である。なお、省力化のために、下層植生をコントロールする方法に除草剤が用いられる⁵⁾可能性があるが、その野生動物に対する影響についてはまったくわかっていない。

下北ではカモシカ保護の立場から、択伐林施業を推奨する意見^{7, 8)}がある。し

かし、先にも述べたように、択伐林施業はカモシカやシカの生息に向いているのであるから、その個体数密度が高まり、むしろ被害が起きる可能性がある。ただし、これまでのところ、択伐林地帯から大きな食害問題は起きていない。この点についてはさらに研究が必要だが、択伐が行われている地域は林業の歴史が長く、森林資源の質が高いがゆえに、被害に対して寛容で林家自ら何らかの形で対処していることも考えられる。

広葉樹林施業は、施業自身がまだ不明確なところが多く、予想がつきにくい。ただ、かつての薪炭林のような施業と生産目的を保つならば、野生動物との共存が最も達成される施業であろう。ただし、ドイツでは「防護柵がなければ広葉樹は育たない」というのは林学の常識⁹⁾だそうである。今後、日本においても広葉樹林施業が増えてくれば、その問題点も明らかになってくるだろう。

4.1.3 森林レクリエーションと野生動物

森林をレクリエーションの場と考えたとき、その娯楽要素として野生動物は魅力的な存在である。そして、その楽しみ方を筆者は大きく3種類に分ける。一つは、自然に散策にいったときに、たまたまでもよいから野生動物に触れることができることから得る楽しみである。林間キャンプで、朝聞く鳥の鳴き声や、登山の途中で出会うカモシカなどから得られる満足である。このタイプの楽しみ方、または利用の仕方を自然堪能型とする。

次が、馴致された半野生の動物に会う楽しみである。奈良公園のシカや高崎山のサルなどがその例であろう。サファリパークもそこにいるのは外国の動物であり、野生動物とも半野生動物ともいえないが、この種の楽しみを提供しているといえる。このタイプの楽しみ方を接触型とする。

3つめは、野生動物を積極的に見に行くタイプの楽しみ方である。もっとも身近なのは、野鳥観察であるが、ホエール・ウォッチング（クジラの観察）もその一つである。これを観察型とする。このタイプはもう一つあって、狩猟や釣りをするタイプでこれをハンティング型とし、観察型とハンティング型をあわせて、野生型とする。

さて、森林レクリエーションの中で最も普遍的に必要とされるのは自然堪能型であろう。また、野生動物保護管理からの対応も簡単である。森林レクリエーションの設計の段階においてこのタイプの利用を考えたとしても、例えば巣箱をセットする程度の技術が必要とされるだけだろう。むしろ、レクリエーション参加者に動物の解説をしたり、残飯を勝手に捨てたり野生動物を餌づけてしまわない

ように指導するソフト面での充実が望まれる。この利用の場合は、野生動物の存在価値はあまり高くなく経済的価値も低い。

次の接触型は、森林レクリエーションでは非常に魅力的かもしれないが、野生動物保護管理からするとともに管理が困難なものでもある。なぜなら、半野生の動物は、農林業被害を起こし易いし、個体数を管理することが困難になることがあるからである。前者に関して、千葉県高宕山で餌づけされたサルの例がある¹⁰⁾。ここでは地元が観光資源として野猿公苑を計画し、そのために、サルを天然記念物にまで指定してもらい、餌づけを行った。しかし、やがて猿害問題がおき、有害駆除まで行われるようになる。結局、野猿公苑も赤字経営続きとなる。そこへ房総スカイライン計画が持ち上がるが、天然記念物の地域指定を通る計画であるため、地元にとってはサルが邪魔になってしまう。その後、天然記念物指定解除の申請が出されるようにまでなり、野猿公苑は大失敗となる。野生動物の馴致利用にはこのような問題を抱えることになる。この場合、野生動物の存在価値は高いがゆえに経済的価値も高い。一方、管理費用も高く、しかも野生動物が半野生でいることが評価されているのであり、決して野生状態のものが評価されているのではない。

野生型の利用では、森林の方が従となるので、森林レクリエーションの発想では対応できないことも考えられる。というのは、現在の森林レクリエーションでは、森林をレクリエーションの場としてだけでなく、林業生産の場としても考えている場合があるからである。林業の不振を、とりあえずレクリエーションで補おうという場合である。野生型の利用にとっては野生動物の自然環境として森林が必要とされ、木材生産機能はむしろ望まれない。つまり、林業的な配慮を持つ森林所有者とはその目的が一致しないことが考えられる。また、観察型の利用者は自然堪能型の利用者とも比較的両立し易いが、ハンティング型は他のどの利用形態とも相容れない面があり、非常に特殊な利用形態である。この場合、野生動物がそのまま高く評価されているが、このような利用は利用者が限られているだけでなく、他の利用形態とも相容れないため、一般的に森林レクリエーションの対象とはなりにくい。

4.1.4 生態系保護と野生動物

熱帯林破壊などの影響で、天然林（または原生的森林）の大切さが注目されるようになり、知床問題や白神山地の青秋林道問題などの場合のように、森林を手つかずに保存するか否かという問題に国有林は直面せざるを得なくなった。そこ

で、国有林の今後のあり方を検討するため「林業と自然保護に関する検討委員会」が1987年に設けて、国有林における自然保護のあり方が検討された¹¹⁾。そして1989年に「保護林の再編・拡充について」という通達が出され、新しい各種保護林が設定される。そのなかでは、全国11ヵ所に設定された生態系保護地域がちょうど問題となった知床や白神と関係していたためにかなり注目を浴びた。

国有林の場合、国有林全体で施業を行わないというわけには行かない。したがって、自然を保護する保護区と施業などを行って人間が利用する利用区というゾーニングが必要である。

この点を考慮した自然の保護管理計画として、世界的レベルのものとして最初に示されたものに、1971年から始められたユネスコの「人間と生物圏(MAB = Man and Biosphere)計画」がある。今回もそれをひな型としている。この計画は、1965年から始められたICSU(国連学術連合会議)のIBP(国際生物学事業計画)が1974年に終了した後、生物圏保護区選定のガイドラインが定められて実行に移されている。1976年に選定を開始して以来、1988年までに70ヵ国、269の地域が指定されている¹¹⁾。

その目的は、人間の影響がほとんど及ばない自然と、生態学的なプロセスに対して人為的な制御や影響が加わるものとをともに有する地域を保全することにある¹²⁾。その方法は対象地域を生態系が保護される核心地域(コア・エリア)と人間活動に重点を置く移行地域(トランジション・エリア)に分け、そのあいだに緩衝帯(バッファ・ゾーン)を配置する方法である¹¹⁾。ここでいう緩衝帯とは、移行地域の影響が核心地域に直接及ばないようにするだけでなく、核心地域に地形変化などの大きな変化があった場合に、核心地域の代替地ともなる地域¹⁰⁾で、準核心地域または、核心地域の補完帯と呼べる役割も持つ。

国有林の生態系保護地域の場合、全域で1000ha以上の面積を保つ地域を指定し、その中を、保存地区と保全利用地区に分けることになっている。つまり、1000haの中に核心地域と緩衝帯を設けるという計画で、その面積は非常にせまい。しかも、この両者をどう割り付けるかについては明記されておらず、その実効性は曖昧である。たとえば、白神山地の場合、最初は虫食い状態の保存地区が示されたそうである¹³⁾。つまり保存地区、つまり核心地域の意味を理解していないわけで、単なる免罪符的に設定しようとしたのではないかという疑いを自然保護側にもたれてしまっている。

ところで、これらの規制の厳しい保護林は、基本的には従来の規制の厳しい地域と重ね合わされる。カモシカに関していえば、保存地区は、1959年のいわゆる

3庁合意文書にしたがって設定されているカモシカ保護地域より面積的に小さく、しかも保護地域と同じように標高の高いところに設定されている。したがって、カモシカの保護という点では、あまり大きな意味はない。また、ニホンツキノワグマはその行動圏が数千haになることがわかっており、1000ha以上という基準はまったく不十分である。

今回の保護林の見直しでは、「特定動物生息地保護林」という制度が設けられているが、その設定基準には、保護に十分な場所、面積という考え方はなく、いまある生息地が破壊されずに済むようにしようとするものにすぎない。それでも、生息地を守ろうという考えが国有林から出てきたことは評価できるが、これがどう機能するかは今後をみなければならない。

第2節 新しい野生動物保護管理システムの展望

4.2.1 持続的利用と保護管理

現在、持続的利用が資源利用のキーワードとなっており、野生動物保護管理においても無視できなくなっている。ここで持続的または持続可能性の定義をいくつか上げてみると、「将来の世代の要求を充たしつつ、現在の世代の要求も満足させる」¹⁴⁾、「自らのニーズを満たすという将来世代の可能性を傷つけないで現世代のニーズを満たす」¹⁵⁾、「開発の基礎となる環境の健全性を損なわない方法とプロセスに基づく」¹⁶⁾、「(経済の量的な拡大だけでなく、福祉の増加などの質的変化をも指標として含む：筆者注)ベクトルの時間的変化が常に正の値」¹⁷⁾であることなど、様々なものがある。ここで持続的の意味することは、単なる資源の維持だけではなく、将来も含めた社会的な効用を考慮した資源状態の維持と考えられる。

ところで、持続的という言葉はもともと再生可能資源の資源管理学の用語である。その基本的な意味は、再生産によって増加する分だけを利用し、そのストックを維持することである。林学でいう保続とか恒続という概念とほぼ同じである。

野生動物の持続的利用で使われる持続性の内容もこの2つの面から考えなければならない。一つは、単なる野生動物だけでなく、その生息環境である生態系を含めた種ができるだけ人為的影響を受けない状態で保護されていることである。生態系を含めた種の保護とは、資源の初期状態を保つことであり、将来世代の要求も含めたさまざま要求を満たす最も選択枝の広い状態を残すことになる。これ

は生態系の保護を優先する態度で、やや単純に表現すれば、生態系持続性と呼べる。もう一つは、狭い意味で、増加した個体を利用することで、母体となる個体群に影響を与えないようにすることである。これは人間による利用を重視する態度で、個体群持続性と呼ぶことができよう。

この二つの捉え方は、個体群の維持という点から見れば似ているが、野生動物の保護または保全の方法において大きな違いをもたらす。例えば保護区の必要性を考えてみる。後者の場合、どの個体群も維持されるように利用されるのであるから、基本的に保護区は必要とされない。保護区が必要とされるのは、個体数推定の不精確さや気象変動など保護管理のもつ不確実性に対する安全策としてだけである。一方、前者の場合、できるだけ自然な状態の生態系を維持するために保護区が必要とされる。このように、2つの視点で持続性の内容が大きく異なり、当然、この両者を考慮した保護管理が考えられなければならない。

先に述べたM A B計画の地域分けと持続的利用とを対応させると、核心地域と緩衝帯では生態系の持続性が保たれ、移行地域においては資源管理学的な持続的利用が行われるとすることができる。しかし、M A B計画における発想と持続的利用における発想とを比較すると、若干異なる傾向がみられる。M A B計画においては、核心地域は、世界各地の環境の質や人為の影響を評価するための情報源としての価値が重視される。遺伝子資源もその情報の一つでしかない。持続的利用の枠組みでは、種は遺伝子資源としての、生態系はその洪水防止などの機能の面からの、経済的な価値が重視されている。

ところで、現在の野生動物についての持続的利用論は、このような2つの視点を含めたものではない。それは、もっぱら資源管理学的な持続的利用についてである。

その理由の一つとして、野生動物が経済的な利益をもたらさない限り保護が実行されにくいという切実な問題がある。特に発展途上国においては、利益をもたらさない保護を続けるのは困難になりつつある。たとえば、象牙取引の再開を主張するジンバブエでは、アフリカゾウが比較的多く生息しており、しばしば畑を荒らすこともある。それを地域住民の資源とすることで、保護への意識を高め、密猟をおさえることにも成功している。しかし、そこで得られた象牙や毛皮の国際取引が禁止されておれば国家収入とならなくなる。そういう状況下ではアフリカゾウの保護を続けることはできないというわけである¹⁸⁾。また、日本がべっこうの輸入禁止を決定したため、キューバではタイマイの持続的利用計画に支障が生じ、タイマイの保護計画が停止されるおそれがあるという¹⁸⁾。

こういう状況を受けてか、IUCNとUNEP（国連環境計画）とWWF（世界自然保護基金）による持続的利用の定義も「生物、生態系あるいは他の更新可能な資源を更新能力の範囲内で利用すること」¹⁸⁾とある。生態系という言葉は入っているが、視野にあるものは、その保護よりも個体群の持続的利用の方が勝っていると受け取れる。

このように、現在、野生動物の持続的利用が言われるとき、その内容は個体群の利用に偏っている。しかし、持続的という言葉が曖昧なゆえに、そのような個体群持続的な利用をすれば、全てがうまく行くかのような印象を与えている。「持続的利用という保護」という表現すらでてきている¹⁹⁾。確かに、先にあげた例のように現実としてそうなっているところもある。しかし、それが生態系の保護という意味での保護につながるかどうかはわからない。その反対になることも考えられる。持続的利用が保護につながるということは、利用されないものは保護されないことにもなるだろうし、利用対象である特定の種を保護するために、他のものが犠牲になることも考えられる。さらに、利用対象種の効率的生産を目指した自然の改変が行われることもありうるだろう²⁰⁾。

個体群の持続的利用はその保護につながるが、それが必ずしも生態系の保護になるわけではない。したがって、持続的利用を保護と同義に用いるのは、野生動物の保護管理を進める上で混乱を招くと思われる。持続的利用という言葉が誤解を生まないように、生態系の保護はその中に含めないようにする方がよいと思う。個体の利用に限り持続的利用という言葉を用いる方が正確であろう。

さて、保護区を設けて生態系の保護が図られれば、利用区では個体の持続的利用だけを考えればよいと割り切れるのだろうか。保護区は生態系保護という点で完全な方法といえるのだろうか。

保護区の要件として、たとえば、「生態学的、遺伝的、行動学的、進化的、物理学的に、非常に複雑な過程、ならびに、これらの過程に参加して、共に進化し、両立する異なった集団を、できれば永久的に維持すること」という考えがある²¹⁾。これは、先にあげた、できるだけ人為の加わらない自然を残すという目的より厳しいが、自然保護区の本来の目的としてあるべきものであろう。

この目的を満たす保護区としてどのくらいの規模が必要とされるのだろうか。進化の過程を保つレベルを考えると、たとえばジャッカル程度の哺乳動物ではマダガスカル島（約60万km²）の広さが必要であるという説²²⁾もある。また、生態学的に平衡を保つようにするためには、面積を最大限にする方がよいともいわれている²³⁾。しかし、このような保護区を設定することはまず不可能であるし、こ

れを保護区の設定基準とする事もできない。したがって、現在ある保護区は、多かれ少なかれ、政治的、社会的、経済的な要因との間で調整されて決定されているといえる。

たとえば、MAB計画の生物圏保護区の目的の一つに、「種の遺伝子資源の多様性が進化を継続できるように保護する」ことがある²³⁾。しかし、日本にある屋久島、大台ヶ原・大峰山、白山、志賀高原の4箇所の生物圏保護区のうち最も広い白山であっても、核心地域17,860ha、緩衝帯35,370ha²⁴⁾であるが、それでも1頭の行動圏の広さが数千haあるニホンツキノワグマを長期的に保護するには十分な広さがあるとはいえない。では、どのようにして地域設定がなされているかという、4箇所とも核心地域が国立公園の特別保護地区と原生自然環境保全地域と、緩衝帯が国立公園の特別地域や普通地域と重なるようになっている²⁴⁾。このように新たな基準の保護区が、その基準によって設定されるというより、既存の保護区と重ね合わせて設定されることはしばしば見られる。

また、カモシカ保護地域では、カモシカの生態を考慮して地域設定がなされるというより、その地方における林業などの経済的、社会的な状況を強く反映して設定されている²⁵⁾。そのため、カモシカの中心的生息域からずれて設定されたり²⁶⁾、東北地方では豪雪があった場合にカモシカの保護がはかれないような高標高地帯に設定されている²⁷⁾。カモシカが分布域を広げた現在ですらこのような保護地域の設定しかなされていない。もし、カモシカが全国で3,000頭といわれた時期に保護地域が設けられていたら、もっと狭いものであったかもしれない。たとえ今考えられている程度の地域が設定されたとしても、それを越えて今の生息範囲まで分布域を広げられたらどうか。むしろ、保護地域があるために、その地域内だけにカモシカの分布が限られてしまっていたかもしれないし、保護地域が不適切であることを指摘することすら困難であったかもしれない(図1-2参照)。

このように現実の保護区は、理想的な保護区の設定からすると不十分なものとならざるを得ない。しかし、科学的にみて理想的な保護区を現実確保することがほとんど不可能であるからといって、保護区を設けることは無意味だということにはならない。環境への理解を深めるために、自然を残すことが必要であり、そのためにもできるだけ理想に近い保護区を設定できるようにすべきであろう。そして、保護区外でも保護区の不完全さを補うような利用が必要であろう。

4.2.2 カモシカ保護管理論の検討

カモシカの保護管理に関してはこれまでに、いくつかの提案やそれらの提案へ

の反論が出されている。それらの論点をまとめると、カモシカを林産物化することで食害問題が解決できるか、食害防除方法として駆除だけでよいか、施業的な対応で食害問題が解決できるか、保護地域方式は保護管理方法として機能するか、カモシカの特別天然記念物の種指定を解除すべきか、現在生じている農林業被害にどう対処すべきか、の6点となる。施業による防除については何度か触れてきたのでここではここでは扱わず、最後の点は次節で取り扱うことにし、残る4点について検討する。

まず、林産物化についてであるが、ここで林産物化論とはカモシカを林産物として捕獲することで個体数を調整し、食害を防止してかつカモシカを山村に収益をもたらすものとするすることで食害問題を解決して林業とカモシカの共存を図ろうという考えを指す。これまでの林産物化論は、食害防止については曖昧な根拠しか出していない。大森司²⁸⁾は、食害防除については触れていないので、捕獲することで食害がなくなると考えていると思われる。大森司はカモシカの個体群成長率を15~20%と見込んだが、もっと低く0に近いことが明らかにされている²⁹⁾だけでなく、実際に岐阜県ではカモシカの密度が減少している³⁰⁾。したがって、捕獲による防除ではカモシカの個体数は非常に小さくおさえられ、林産物として山村の経済を潤わせるほどにならないことは明かである。また、村尾³¹⁾は幼齢造林地を防護柵で囲むことを提案しているが、その費用負担がどう行われるのかは不明である。もし、林産物化することで食害問題が解決するならば、ポイントはカモシカが売れるかどうかだけではない。食害問題を解決するだけの利益があげられるかである。

例えば、土山町で考えてみよう。土山町の森林面積は約100km²、人工林率70%強である。町を国道1号線が横切っており、実際にカモシカが生息できるのは70km²位と考えられるが、ここではとりあえず生息面積を100km²としておく。土山町における最も新しい生息密度の平均値は、5頭/km²強であるがここでは余裕をみて7頭/km²としておこう。個体群成長率を10%とすると、毎年増加する個体数は70頭となる。断っておくがこの数字は、あくまでも机上の計算であり、しかも大幅に水増しして計算してある。もし、生息面積7,000ha、生息密度5頭/km²、成長率2%とすると、町全体で毎年増加するのは7頭となる。ちなみに、岐阜県小坂町では、1980年のカモシカの生息面積が225km²と推定され、そのときの平均生息密度が約2.5頭/km²であり、平均で87頭/年の捕獲を続けたところ、5年後の平均生息密度が0.89頭/km²となっている。さて、毎年造林が30ha行われとすると、防護柵の設置および補修費として約2,000万円が毎年必要とされる。これを70頭

で割ると、一頭あたり約28万6千円となる。もし、欧米風にハンターから獲物 1頭ごとに料金を徴収することになると、猟区の管理費などの雑費を考えると 1頭あたり30万円程度になるであろう。もし、毎年増加する個体数が 7頭とすると、1頭あたり280万円強となる。

さらに、普通、地元のハンターは優遇され、外からのハンターの料金は高くなることを考えると、町外からのハンターが1頭あたり支払わなければならない額は最低でも50万円、場合によっては100万円を超えるだろう。果たして、1頭捕るために50万円を惜しまないハンターが毎年何十人も来るだろうか。しかも、そのときには他の市町村でも同じ制度が導入されているはずである。とすると、それだけの高い額でカモシカが何百頭、何千頭と売れるだけの市場が日本に存在するだろうか。何度も繰り返すようだが、この数字はあくまで仮説でしかすぎない。しかし、食害防除費を含めると林産物化はほぼ不可能であろう。

では、林産物化のモデルとなったヨーロッパではどうなっているのだろうか。ポーランド^{30, 31)}では、ハンティングの料金は獲物の体重などにより異なるが、外国人向けの1頭あたりの価格(1990年)は平均で、アカシカが50~60万円、ノロジカが5~10万円、イノシシ(大型のオス)が30~50万円、オオカミが17万円、リンクス(ヤマネコの種類)は130万円である。国内のハンターはこの料金の1/10以下であるが、同国の平均的な月給は2万円程度である。そして、猟区を経営する狩猟クラブは、こうして得られた収入から猟区内の農家にイノシシによる被害の損失補償をしているが、農家は満足せずイノシシがいなくなることを望んでいる。

ドイツのラインランド・プファルツ州⁷⁾では、「森林か野生動物か」の時代は完全に終わっており、狩猟からの収益は市町村にとって欠くことのできない財源である。州全体に2350の市町村があり、そのうち2000の市町村には市町村有林がある。市町村有林の面積は38万haで、1974年の林業からの純収入は15DM/ha(1DM=100円とすると1500円/ha)で市町村の林業純収入の平均は約3,000DM/年(30万円:平均市町村有林面積約190ha)で40%の市町村の森林施業は赤字である。ケルベルグ村は管内面積が13,368haで、5,676haの村有林をもち、森林の70%がトウヒ林で残りが広葉樹林である。1974年における村の総予算額は490万DM(4.9億円)で、林業からの収入が36.9万DM(3,690万円)となり、そのうち森林部分の猟区賃貸収入は約13.5万DM(1,350万円)であり、残りがすべて森林からの収入であるとするそれは23.4万DM(2,340万円)となる。草地と畑地も含む猟区賃貸収入の総額が319,076.76DM(約3,191万円)である。市町村には猟区賃貸料に加えて獣害防

止費用として14,400DM（144万円）が支払われている。さて、この獣害防止費用はすべて森林における獣害防止費に当てられるようだが、それでも5,676haの森林に対して144万円しか払われていない。また、5,676haの森林（トウヒ林のみが経営林だとしても約3,973ha）を経営していて、1年の純収益がわずか2,340万円ではない。森林以外も含めた猟区全体の賃貸料3,191万円は、確かにこの収入より大きい。が、猟区賃貸料以外の林業の収入が非常に小さい。

ところで、ラインランド・プファルツ州の国・公有林でのシカによるトウヒの剥皮被害は、1956年における聞き取りで12DM/ha・年（1,200円：最大30DM/ha・年）であり、この値がもしケルベルグ村にも当てはまるとしたら、シカによる森林被害額は47,676DM/年（4,767,600円）で先の獣害防止費用をはるかに上回る。このためか、獣害防止費用は不当に低いと考えられている。

以上をまとめると、ヨーロッパでは、獲物一頭当たりの料金が非常に高く、一方、森林の木材生産価値は高くない。それゆえに、木材生産からの収入と猟区からの収入が拮抗し、共に重要だと思われているのではなかろうか。そして、それにもかかわらず、狩猟から森林管理側に当てられる獣害防止費用は低いと見なされている。

日本では、森林が木材生産によって生み出す価値は高く、狩猟から得られる森林管理側の収入はゼロである。それゆえ、林産物化という発想が定着しないといえよう。たとえ、狩猟からの収入がヨーロッパ並になったとしても、日本での木材生産の実現する価値の高さを考えると、林家が野生動物を林産物として重視し、そのもたらす被害を受け入れるようになるかどうかは疑わしい。

以上の状況をもう少し基本的な点から考えてみる。森林生態系を考えた場合、植物体量は動物体量よりも多い。木材はその植物体量の大部分を占めるが、カモシカやシカは動物体量の一部を占めるだけである。したがって、単位面積あたりの価値を同じにするためには、野生動物の価値は木材の価値に比べてはるかに高くなければならない。その点、ヨーロッパの価格付けは正当である。日本では木材の価値が非常に高い。したがって、野生動物の価値がヨーロッパよりさらに高くなければ、林産物化論は成り立たない。土地産業として考えたとき、野生動物は効率が悪く、林業や農業に太刀打ちできない。カモシカ食害問題が社会問題化したときに、林業が低迷しているから食害が過大に評価されて社会問題化したといわれた。しかし、木材価格が高騰すればするほど、野生動物の価値は相対的に下がりその保護は行われなくなる。事実、日本において、森林が野生動物の生息場所であることを考えず、拡大造林政策が打ち出されたのは、木材価格が高騰し

たときであり、野生動物が見直されだした背景には、木材価格の低迷がある。

ヨーロッパで、食害を理由に野生動物を徹底駆除しようとしなのは、おそらく狩猟が社会の中で高い評価を得ているからで、林業にある程度負担をかけてでも狩猟動物を維持しようという思想があるのであろう。また、世界的にみても、生産物として野生動物が高く評価されているところは、林業や農業が盛んでないところが多いのではないだろうか。

では、将来、日本でも狩猟が社会的に高く認められ、ヨーロッパの水準を越えて収入をもたらすようになるだろうか。先にみたように、日本には狩猟が一般社会で高く評価される基盤がない。現在、ヨーロッパでも反毛皮運動が起きているのに、将来の日本で、毛皮や肉を得るために野生動物を撃つことが高く評価されるようになるだろうか。

現在の林産物化論は、実は、戦後拡大造林の産物である可能性が高い。つまり、拡大造林で急激に広がった幼齢造林地が、カモシカやシカにかつてない高い生産力を与えた可能性がある。造林面積が縮小し、戦後造林された人工林が下層植生の少なくなる若齢期から壮齢期を迎えるという環境条件を考えると、林産物化論の基盤はさらに弱いものと考えられる。以上、日本において、野生動物の林産物化によって林業との共存を達成するというのは非常に困難であるといえる。

次に、駆除だけで食害を防ぐことができるだろうか。三浦²⁷⁾は、低い個体群成長率を考慮し、捕獲するにあたっては、林業被害地に出てくる個体だけを集中して駆除する方式を提案している。ところで、今後の施業の動向を考えると、幼齢造林地は貴重な餌場となることが考えられ、若い放浪個体は、幼齢造林地に定着する可能性が高く、そこで駆除されることは、若い個体が捕殺し続けられることになる。そのうちに大人の定住者の行動圏内に造林地が作られることになれば、定住者も駆除されてしまう。そのようなことが生じれば、スギ・ヒノキ人工林が多い地域では、カモシカが非常に少なくなる可能性がある。したがって、壮齢の人工林が優占する地域でのカモシカの生態が分かるまで、駆除でのみ防除を行おうとすることは早急と思われる。

保護地域方式による保護管理については、それがカモシカの生態を配慮して設定されていないこと、林業との関係で決まっていることが指摘されてきた。その問題を正確に指摘したのは高槻²⁵⁾であろう。しかしここでもう一度、設定されている場所の意味について考察してみる。カモシカ保護地域は、カモシカの保護にとって核心地域として狭いのではなく、核心地域になっていない場所に設定されている。カモシカはその分布がブナ帯とかなりよく一致し²⁵⁾、ブナ帯の動物と考

えられている。したがって、核心地域はブナ帯に設けられるべきである。それより高海拔の亜高山帯は、保護地域ではなく、余剰個体が生息する地域であろう。ブナ帯になわばりを持たなかった個体がやむなく生息している場所である。そして、豪雪が降ったりするとその余剰部分の多くは生き残れなくなるわけである。つまり、現在の保護地域のうちブナ帯に属する部分だけが保護地域であり、亜高山帯の部分は、緩衝帯または保護地域同士を結びつける回廊的な機能を持っている地帯でしかない。したがって、カモシカの生息状況のモニタリングをするときも、現在の保護地域ではなく、ブナ帯からそれ以下の地域で生息状況をモニタリングすることの方が重要であろう。

特別天然記念物の種指定解除の問題について、村上²⁴⁾の指摘するとおり、特別天然記念物に指定されるということは、動物保護政策のためと考えず、日本人にとってのカモシカの価値を表していると考えるのがよいと思われる。文化財保護法は哺乳動物を保護するための法律としての内容を持たない法律である。カモシカに関しても、皮肉にも食害問題が起きたからこそ、これだけの資金と労力がつき込まれたのであって、そうでなければ、ニホンカワウソのように何も施策が施されることなく終わっていたかもしれない。カモシカでは岐阜・長野・愛知・山形の4県で捕獲が行われており、保護のための法律としては既に形骸化している。したがって、天然記念物に指定されるということは、その種の多寡には無関係に、日本人がその種の存続を認め、それだけの社会的なコストをかけて守る価値がある動物であることを示す指定と考えるのがよいと思われる。その点から考えて、カモシカは指定に値する動物である。

4.2.3 野生動物保護管理システムの展望

保護管理を行うに当たっての作業の流れについては、これまでもさまざまな提案がなされている。それらは、これまで行われてきたデータの収集方法をアレンジしたものであり、作業の流れについて現実的な対応を示している。しかし、それらには、野生動物をいかに扱うかという思想が欠けており、何を目的とした管理を進めるのか不明である。

また、欧米風の狩猟制度の導入を主張する声もある。その前段階として、北海道や兵庫県では、ハンターとの協力体制を整えて、毎年の狩猟個体から個体群管理に必要なデータを集め始めている³⁴⁾。

これらのデータ収集・処理体制の充実は、今後の野生動物保護管理をより科学的に行う上では必要である。しかし、最初にも述べたように、野生動物保護管理

は、生息環境管理、個体群管理、人間の管理（社会的要素）の3つを扱うことを忘れてはならない。とくに、社会的要素を最初にしっかり把握しておかなければ、データをもとに進めた保護管理の方向が間違ふことにも成りかねない。

たとえば、下北半島の脇野沢村では、現在、農地を一筆ごとに、防風ネットの柵によって囲むことで、食害を防いでいる。そのため農地を一つ移動するたびに、防護柵の入り口のところまで行ってそこから外へ出て、また隣の農地の入り口へ向かうことになり、農作業にはなはだ邪魔そうに見える。また、外からみても、農地に林立する青いネットは何か異様な感じさえする。ところで、脇野沢村の場合、被害は農地、つまり生息地域の周辺部で生じている。したがって、農地に出てくる個体を駆除したとしても、カモシカの保護にそれほど大きな影響はないだろう。とすれば、農作業を阻害するほどのネットを立てなくても、駆除によっても農業とカモシカの生息とは両立するといえる。おそらくそのように考える学者も多いと思う。

しかし、地元の農家の人が、今述べたような管理のあり方を知りながら、なお、防風ネットの柵で農地を囲うことを選択しているならば、それは問題はない。むしろ、外部から駆除を押しつけることの方が問題である。

このように、野生動物保護管理には、対象となる動物に関わる人間が、保護管理の方向性のイニシアチブを持てるようなシステムを作る必要がある。

これまで、データ収集のシステムではなく、カモシカの保護管理システムのあり方に触れたものは、あまりない。大森司²⁶⁾の提出したものは、林産物化を基調としている点で実現性に乏しいだけでなく、地元の特定の少数の猟師に管理を一括して任せるとするのは、山村社会における狩猟のあり方を無視したものと思われる。

それに対し、村上²⁴⁾のものは、良くまとまっている。それを簡単に述べると、カモシカは特別天然記念物に種指定したまま、何か問題のない限り現在のままでおく。社会的に問題が起きている地域に関しては、管理地域を設定し、そこで、三庁合意案に従った管理計画を実行する。管理計画の策定に当たっては、カモシカ研究者のワーキンググループを設け、そこに諮問するというものである。

この方式はなかなかまとまっているが、この論文で扱ってきた内容からみると、2つの点で問題がある。一つは、利害関係者が明確に見えていない。見えているのは、管理地域と、行政と、ワーキンググループだけである。第2に、カモシカ研究者が管理策定にかかわるのはよいとしても、研究者集団に計画の決定権があるとするのは、カモシカを安易に広い意味で公共財としている。そして、この2

点を合わせて、保護管理の方向のバランスをとる主体としてワーキンググループを当てるのは問題である。

ではどのような保護管理システムがよいであろうか。そのシステムの満たすべき要件として、動物保護、狩猟、被害防除（林業）の3者がバランスを取ろうとするものであることが望ましい。しかし、野生動物の価値が相対的に低い日本では、狩猟者が農林業に対して損失補填する欧米型のシステムは適用できない。

では、どのようなベクトルを拾って3者のバランスを取るべきだろうか。林業家は、野生動物の被害は困るが野生動物が絶滅してしまったらいいとは決して考えていない。カモシカ食害問題でも、カモシカが増えたのだからカモシカを多少減らして、林業のことを考えてくれてもよいではないかというのが本音である^{35, 36)}。もし、林業に余裕があるなら、カモシカを保護してもよいのであり、その例が先述のH林業といえよう。逆に、野生動物を保護することは、林業経営が非常にうまくいっていることの証拠ともなるわけで、野生動物保護は林家のステータスを現す一つの指標ともなり得るのである。しかし、それでも自らの林業に支障をきたすレベルまで野生動物を保護しようとはしないだろう。カモシカ食害問題でも、被害地ではいったいどのくらいカモシカがいたらよいのかそれを教えて欲しいといわれることがよくあった。どのレベルまで動物がいたらよいのかについて、林業側が理解することが、3者のバランスを取るきっかけとなる。

狩猟に関しては、現在の捕獲頭数と無関係な狩猟税は、バランスを取ろうとする事を阻害するので改めなければならない。どの動物が一頭いくらになるか、地域の事情に従って、支払われるようにならないといけない。

また、保護側については、野生動物の価値を主張しながら、野生動物の維持に対して直接的なコストを支払わないことが問題である。アメリカでもこのようなウォッチャーのただ乗りが問題になっている。

そこで、次のようなシステムを提案したい。まず、市町村または郡単位で保護管理区域を設定する。それは、猟区にもなる。そして、その範囲を単位として、林業、狩猟、行政、および保護に関与する人々を集めた野生動物保護管理検討部会を設け、収集された生息、被害に関する情報をもとに市町村レベルでの保護管理の方針を立てる。その際に、カモシカ研究者がサポートしてもよいだろう。それらの方針を、市町村域を越える一定の生息地ごとに集め、生息地ごとに設けた保護管理委員会で検討する。その際に、生息地にまったく関係のないオフ・サイト利用者からの意見も集めることにより、保護に対する要求を適切にピックアップできるようにする。そして全体の管理計画と、それに沿った保護管理区域レベ

ルの計画を策定し、市町村に示す。その時点で、計画に大きな問題があるとされた場合には、利害関係者を集めた検討会を再度開いて計画の練り直しを行う。

管理計画策定の過程に関しては以上の通りである。その実行に関しては、現在各地で進められている、情報収集システムを応用するのがよいであろう。

なお、このシステムは、食害問題の有無にかかわらず、生息地域の全域で設定する。問題がないから放置するというのは、結局、野生動物が無主物であることを受け入れることになる。問題がなくとも、地域住民が野生動物と自分達のかかわりを考える場を設定することが、野生動物の価値を徐々に高めていくことにつながるだろう。

このシステムにおいては、狩猟者と保護側が野生動物を要求するかわりにそれによって生じる被害を防除する費用をできるだけ負担することになる。しかし、日本の現状からすると狩猟者と保護側の提示する費用負担額は非常に小さいと考えられ、それに見合うだけの保護管理方策を林業側が取るとすると、保護に非常に重大な問題がおきる。このシステムの基本にあるのは、野生動物保護の現状を林業側に理解してもらい、その保護に対する配慮をお願いするという考え方である。したがって、狩猟者と保護側の提示する費用負担額以上の保護管理を実施して十分な野生動物保護を達成しようとするれば、林業があまり正当とは言えない形で費用を負担することになる。もし、林業側がそれを拒否すれば保護が成り立たなくなる。野生動物の生息が、国の自然環境として必要であるならば、その不足部分を国家予算で補填すべきである。また、森林レクリエーションにおいても、利用者から、その野生動物の利用形態にみあった保護管理費を徴収すべきであろう。

このシステムにおいては、生息環境管理にもっとも影響力があるものとして林業を重視しているが、それは現在の林業及び森林のあり方をそのまま肯定するということではない。森林のどのくらいを木材生産を中心とした針葉樹人工林とするのか、手を入れない天然林をどのくらい残すのかなど、森林資源のあり方については、林業からや野生動物からの視点だけでなく、我々がどのような森林環境を必要としているのかに当たって決められて行くべきであろう。このシステムはその決定過程の一部に野生動物を積極的に取り入れることができる考える。このシステムによって不十分な野生動物保護しか実現できないとすれば、それはシステムの欠陥というより、日本において野生動物の価値が高く評価されていないことに起因するといえるであろう。

日本では多くの野生動物が、分布が縮小し個体数が少なくなる方向へ向かい

つあるが、これは日本において野生動物の価値が低いからである。たとえば、サケは多くの河川で「カンバック・サーモン」運動が進められているが、それはサケの経済的価値が認められているからである。

日本で、社会に定着した形で野生動物を豊かにしたいならば、その価値を大衆に認められるような啓蒙活動または宣伝が必要である。その価値は、直接的に収益を生み出すものでなくても良く、上記のようなシステムづくりから始めることが大切であると考え。そのような価値が広く認められるようになって、多くの予算と資金を集められるようになることが、野生動物保護管理にとって非常に重要である。

日本は、野生動物保護管理が非常に遅れているといわれている。しかし、世界的にみて、森林の価値が高まる一方で、毛皮反対運動にあるように狩猟に対する評価は下がりつつある。もちろん、狩猟は否定されることではないが、欧米においても将来その価値は低下するのではないかと思われる。そのような状況を考えると、狩猟に頼らない保護管理システムを必要とする日本の現状は、先進的な保護管理システムを発展させる好適な条件を備えている。今後は、野生動物の社会的評価を高めながら、防除を中心とする日本型の保護管理システムを構築することが必要である。

謝 辞

本研究を進める過程において適切な御教示を戴き、本研究をまとめるに当たって、親切かつ厳格な御批判を戴き、さらには忍耐強くその完成まで導いてくださった京都大学農学部森林経理学研究室の有木純善教授に深く感謝の意を表したい。また、大学院に入る際に、野生動物保護管理学を研究課題として認めてくださり、未熟な研究に対して熱心に御助言してくださった半田良一名誉教授に改めて心から御礼申し上げたい。また、岩井吉弥助教授、赤尾健一助手、藤掛一郎助手をはじめとする京都大学農学部森林経理学研究室の方々には、研究室におけるゼミの機会を与えてくださり、熱意のこもった討論を通して様々な視点からご批判を戴き深く感謝申し上げます。鳥取大学農学部川村誠助教授、岐阜大学農学部藤原三夫助教授には、学生の頃よりご指導戴き深く感謝致したい。京都大学農学部附属演習林においては、和田茂彦教授、川那辺三郎教授、古野東洲助教授、大畠誠一助教授、山本俊明助教授、竹内典之助教授をはじめとする教官の方々からは、常に厳しい御鞭撻を戴き心から感謝の意を表したい。同じく演習林にあって、研究の面だけでなく日常業務の様々な点でお世話になった演習林本部、和歌山演習林、そのほか各地方演試の技官・事務官の方々に深く御礼申し上げます。また、野生動物の生態や行動に関して多くのことを御教示戴いた、京都大学農学部熱帯農学専攻の渡辺弘之教授、京都大学理学部動物学教室の村上興正先生、森林総合研究所の田畑勝洋博士、北原英治博士、山田文雄博士、小泉透博士に深く感謝致したい。東京農工大学農学部亀山章教授、動物観研究会の石田戡氏と若生謙二氏には、動物観の研究を通じて人間と動物の関係について多くの示唆を戴き深謝致したい。

本研究は、滋賀県土山町という研究フィールドにおいてその基礎が形成されたが、その土山町において村上正二組合長を筆頭に甲賀郡森林組合の方々には、防護柵や造林関係の資料を提供して戴くなど全面的な協力を戴いた。ここに改めて感謝の意を表したい。土山町役場の農林課、教育委員会、企画課からは、狩猟やカモシカ食害問題の現状などの情報を提供して戴き、深く感謝致したい。そのほか、多くの林業関係者からは林業家の立場や考え方を教えて戴き、ハンターの方々からは狩猟の現実について様々なことを教えて戴いた。一人一人御名前をあげられなくて恐縮であるが、深く感謝の意を表したい。また、カモシカ食害問題の現場に足を踏み入れるきっかけを与えてくれたかもしかの会の仲間には、自然保護や動物保護の立場から厳しい意見を戴き、深く感謝致したい。

最後に、大学に入る時から、未熟な自分を暖かく見守ってくださった両親に心から感謝致したい。

引用文献

序章

- 1) Leopold, A. (1933): Game management, Charles Scribner's Sons, pp. 481
- 2) Dasmann, R. F. (1981): Wildlife biology, John Wiley & Sons, pp. 212 (丸山直樹訳, 野生動物と共存するために, 海鳴社, 1984)
- 3) Giles, Jr. R. H. (1978): Wildlife management, W. H. Freeman and Company, pp. 416
- 4) W. L. Robinson, W. L., E. G. Bolen (1989): Wildlife ecology and management, Macmillan Publishing Company, pp. 574
- 5) Anderson, S. H. (1991): Managing our wildlife resources, Prentice Hall, pp. 492
- 6) 中牟田五郎(1894): 森林保護学全, 八尾書店, pp. 226
- 7) 土井藤平(1918): 森林保護学, 中川錦堂出版部, pp. 410
- 8) 新島善直(1922): 新編森林保護学, 三浦書店, pp. 300
- 9) 山本光(1948): 森林保護, 産業図書, pp. 200
- 10) 沼田大学(1950): 森林保護学, 朝倉書店, pp. 147
- 11) 四手井綱英(1976): 森林保護学, 朝倉書店, pp. 236
- 12) 宇田川竜男(1961): 野生鳥獣の保護と防除, 農林出版, pp. 427
- 13) 草野忠治・芳賀良一・森樊須・石橋信義(1981): 応用動物学, 朝倉書店, pp. 246
- 14) 日本鳥類保護連盟編(1971): 野生鳥類の保護, 日本鳥類保護連盟, pp. 380
- 15) 本谷勲・朝日稔・阿部學・広井敏男・布施慎一郎・沖野外輝夫(1979): 自然保護の生態学—野生生物の保護と管理—, 培風館, pp. 274
- 16) 池田真次郎野(1971): 野生鳥獣と人間生活—自然保護施策の理論と実際—, インパルス, pp. 414
- 17) 由井正敏ら(1982): 鳥獣害の防ぎ方, 農山漁村文化協会, pp. 338
- 18) 樋口輔三郎・豊島重造(1987): 造林地における獣害とその対策, わかりやすい林業研究解説シリーズ, 85, 林業科学技術振興所, pp. 125
- 19) 真宮靖治編(1992): 森林保護学, 文永堂出版, pp. 262
- 20) 由井正敏(1992): 鳥獣の生態と管理, 森林保護学(真宮靖治編), 文永堂出版, p. 171-244
- 21) 鈴木外岐夫: カモシカの保存に関する卑見, 天然記念物調査報告書 動物之部 第2輯, 文部省, p. 85-87
- 22) 日本自然保護協会(1978): 特別天然記念物カモシカに関する調査報告書, 日本自然保護協会, pp. 265
- 23) 日本自然保護協会(1979): 特別天然記念物カモシカに関する調査報告書Ⅱ, 日本自然保護協会, pp. 421
- 24) 下北野生動物研究グループ カモシカ班(1986): カモシカとの共存をめざして—脇野沢村ニホンカモシカ調査総合報告書—, 下北野生動物研究グループ カモシカ班, pp. 232
- 25) 下北半島ニホンカモシカ調査会(1980): 下北半島のカモシカ, 下北半島ニホンカモシカ調査会, pp. 166
- 26) 日本林業技術協会(1979): ニホンカモシカ生息環境調査研究報告書, 長野営林局, pp. 218
- 27) 羽田健三監修(1985): ニホンカモシカの生活, 築地書館, PP. 232
- 28) 杉村誠監修(1985): ニホンカモシカの繁殖、形態、病態および個体群特性に関する基礎的研究, pp. 396
- 29) 文化庁(1986): 特別天然記念物カモシカの保護管理に関する基礎的研究—岐阜・長野両県の捕獲個体の分析—, 文化庁, pp. 89
- 30) 中島和(1976): カモシカ生息状況調査について, 鳥獣行政, 45, p. 13-15
- 31) 環境庁(1979): ニホンカモシカの分布域、生息密度、生息頭数の推定について, 環境庁, pp. 48

- 32) 哺乳類分布調査科研グループ(1979) : カモシカ・シカ・ヒグマ・ツキノワグマ・ニホンザル・イノシシの全国的生息分布ならびに被害分布, 生物科学, 31(2), p. 96-112
- 33) 常田邦彦(1991) : カモシカの保護・管理, カモシカ 氷河期を生きた動物, 信濃毎日新聞社, p. 169-178
- 34) Sakurai, M. (1981) : Socio-ecological study of the Japanese serow, *Capricornis crispus* (TEMMINCK) (Mammalia: Bovidae) with reference to the flexibility of its sicial structure, Ecol. Physiol. Japan, 18, p. 163-212
- 35) Kishimoto, R. (1989) : Social organization of a soritary ungulate, Japanese Serow, Sc. D. Thesis, Osaka City Univ. pp. 156
- 36) 岐阜県林政部カモシカ対策調査研究班(1977) : ニホンカモシカによる造林地被害調査報告書, 岐阜県, pp. 84
- 37) 日本林業技術協会(1977) : カモシカ被害防止対策調査報告書, 林野庁, PP. 75
- 38) 日本林業技術協会(1978) : カモシカ被害防止対策調査報告書, 林野庁, PP. 79
- 39) 日本林業技術協会(1979) : カモシカ被害防止対策調査報告書, 林野庁, PP. 52
- 40) 日本林業技術協会(1984) : カモシカ生息地における森林の施業と被害防止に関する調査報告書, 林野庁, pp. 239
- 41) 農林水産技術会議事務局(1989) : 森林食害発生機構の解明及び被害抑止技術に関する研究, 農林水産技術会議事務局, pp. 131
- 42) 宮尾嶽雄(1977) : 森林の乱伐がもたらしたものーカモシカ騒動ー, 山の動物たちは今, 藤森書店, p. 169-206
- 43) 伊藤祐朔(1986) : カモシカ騒動記ー天然記念物は害獣か, 築地書館, pp. 210
- 44) 山谷孝一(1981) : 下北半島におけるニホンカモシカの生息環境と森林施業, 林試研報, 316, p. 1-45
- 45) 橋渡勝也(1979) : カモシカの保護と林業の両立, ニホンカモシカ生息環境調査研究報告書, 長野営林局, p. 194-195
- 46) 大野俊・小島正美(1985) : カモシカー特別天然記念物から害獣へー, 動物たちはいま, 日本評論社, p. 3-17
- 47) 落合啓二・花輪伸一(1986) : カモシカ管理論への疑問, カモシカとの共存をめざして, 下北野生動物研究グループ カモシカ班, p. 216-223
- 48) 上田明一(1978) : ニホンカモシカの林木被害をめぐって, 森林防疫, 27(1), p. 10-17
- 49) 池田真次郎(1978) : カモシカ問題への一考察, 林業技術, 432, p. 7-11
- 50) 飯村武(1985) : カモシカ考ーわが体験と所見ー山林, '85・3, p. 19-25
- 51) 酒井健一(1979) : カモシカ被害と森林施業について, 林業技術, 451, p. 7-10
- 52) 大畑剛(1980) : カモシカの保護と森林施業, 森林計画会報, 252, p. 20-24
- 53) 村上興正(1985) : カモシカの保護と管理, 動物と自然, 15(11), p. 8-14
- 54) 古林賢恒(1991) : カモシカ問題を考える, 生物科学, 43(4), p. 201-215
- 55) 吉田正人(1991) : ニホンカモシカ保護問題の経緯と論点, 野生動物保護ー21世紀への提言ー第一部, 日本自然保護協会, p. 215-226
- 56) 「羚羊、扁柏そして人間」⁵⁷⁾ (1983)
- 57) 大泰司紀之(1984) : カモシカの管理法ーその個体群動態とマネジメントー, 科学, 54(1), p. 50-53
- 58) 大泰司紀之(1984) : 「カモシカの管理法ーその個体群動態とマネジメントー」補遺, ニホンカモシカの繁殖、形態、病態および個体群特性に関する基礎的研究, p. 341-352
- 59) 三浦慎吾(1991) : 日本産偶蹄類の生活史戦略とその保護管理, 現代の哺乳類学, 朝倉書店, p. 244-273

- 60) 村上興正(1975)：生態系の保護と管理Ⅱ－動物－，共立出版，pp. 158
- 61) 小泉透(1988)：エゾシカの管理に関する研究，北海道大学農学部演習林研究報告，45(1)，p. 127-186
- 62) 大泰司紀之・梶光一・間野力勉編(1990)：世界のシカ・クマ保護管理の現状と北海道の将来方向，野生生物情報センター，pp. 192
- 63) NACS-J 保護委員会・野生動物小委員会(1991)：野生動物保護－21世紀への提言－第一部，日本自然保護協会，pp. 320
- 64) 畠山武道(1992)：アメリカの環境保護法，北海道大学図書刊行会，pp. 464
- 65) 磯崎博司(1992)：野生生物保護の新しい潮流 「持続的利用」と「保護」の両立を求めて，エコノミスト，'92. 4. 14，p. 32-36

第1章

- 1) Dasmann, R. F. (1981)：Wildlife biology, John Wiley & Sons, pp. 212
- 2) Geist, V. (1971)：Mountain sheep - a study in behavior and evolution, Univ. of Chicago Press, pp. 383 (今泉吉晴訳 マウンテンシープ上・下, 思索社, 1975)
- 3) 小原秀雄(1982)：日本野生動物記，中央公論社，pp. 182
- 4) 高槻成紀(1992)：冬を迎えるカモシカ－東北地方のカモシカ駆除について－，生物科学，44(1)，p. 18-24
- 5) 千葉徳爾(1986)：狩猟伝承研究総括編，風間書房，pp. 486
- 6) 環境庁(1979)：ニホンカモシカの分布域、生息密度、生息頭数の推定について，環境庁，pp. 48
- 7) 常田邦彦(1991)：カモシカの保護・管理，カモシカ 氷河期を生きた動物，信濃毎日新聞社，p. 169-178
- 8) Sakurai, M. (1981)：Socio-ecological study of the Japanese serow, *Capricornis crispus* (TEMMINCK) (Mammalia: Bovidae) with reference to the flexibility of its sical structure, Ecol. Physiol. Japan, 18, p. 163-212
- 9) Kishimoto, R. (1989)：Social organization of a solitary ungulate, Japanese Serow, Sc. D. Thesis, Osaka City Univ. pp. 156
- 10) 岸元良輔(1992)：ニホンカモシカ－フィールド・ウォッチング－，飯田市美術館，pp. 64
- 11) 三浦慎吾(1991)：日本産偶蹄類の生活史戦略とその保護管理，現代の哺乳類学，朝倉書店，p. 244-273
- 12) 高槻成紀(1990)：シカとカモシカの食性の比較，狩猟と保護，大日本猟友会，p. 105-110
- 13) 三浦慎吾(1986)：ニホンジカ その生態と社会にみる多様性，動物大百科 第4巻，平凡社，p. 90-93
- 14) 飯村武(1984)：シカによる森林被害とその防除(Ⅲ)被害はどのようにして起こるか，森林防疫，33(11)，p. 5-7
- 15) 高槻成紀(1989)：金華山島の自然と保護－シカをめぐる生態系－，生物科学，41(1)，p. 23-33
- 16) 高槻成紀(1986)：草食獣の採食生態－シカを中心に－，現代の哺乳類学，朝倉書店，p. 119-144
- 17) 山本茂美(1986)：喜作新道 あるアルプス哀史，朝日新聞社，pp. 424
- 18) 千葉彬司(1991)：人とのかわり，カモシカ 氷河期を生きた動物，信濃毎日新聞社，p. 119-136
- 19) 大泰司紀之(1984)：カモシカの管理法－その個体群動態とマネジメント－，科学，54(1)，p. 50-53
- 20) 伊藤祐朔(1986)：カモシカ騒動記－天然記念物は害獣か，築地書館，pp. 210
- 21) 丸山直樹(1975)：カモシカの保護，自然保護，163，p. 3-5

- 22) 小野勇一・東和敬・土肥昭夫(1978)：祖母・傾山系におけるカモシカの二次林の利用について，特別天然記念物カモシカに関する調査報告書，日本自然保護協会，p. 189-202
- 23) 橋渡勝也(1979)：カモシカの生息環境，ニホンカモシカ生息環境調査研究報告書，長野営林局，p. 81-116
- 24) 群馬県教育委員会(1978)：天然記念物カモシカ調査報告書，群馬県教育委員会，pp. 90
- 25) 高橋金三(1986)：脇野沢の人と野生動物とのかかわりの歴史と私達の調査目的，カモシカとの共存をめざして，下北野生動物研究グループ カモシカ班，p. 1-7
- 26) 落合啓二(1986)：九艘泊・芋田地区におけるカモシカの個体数密度の変動と安定性，カモシカとの共存をめざして，下北野生動物研究グループ カモシカ班，p. 107-120
- 27) 落合啓二(1991)：青森県脇野沢村における事例，野生動物保護－21世紀への提言－第一部，日本自然保護協会，p. 204-214
- 28) 佐藤平典(1972)：カモシカによる造林木被害，岩手県林試成果報告，4， p. 39-47
- 29) 佐藤平典(1981)：ポリネットによるカモシカの造林木被害防止，森林防疫，30(9)，p. 2-6
- 30) 筆者の聞き取りによる(1991年 8月)
- 31) 小金沢正昭・常田邦彦(1981)：岐阜県におけるニホンカモシカの密度分布と個体群の動向，特別天然記念物緊急調査報告書，岐阜県教育委員会，p. 2-29
- 32) 常田邦彦(1985)：小坂町におけるカモシカの生息密度の変化と食害状況，特別天然記念物カモシカ食害対策事業効果測定調査報告書，岐阜県教育委員会，p. 1-31
- 33) 森美文(1989)：野生動物による林業被害，生物科学，41(3)，p. 120-124
- 34) 小金沢正昭・丸山直樹(1981)：滋賀県におけるニホンカモシカの密度分布－甲賀郡土山町の場合－，特別天然記念物カモシカ緊急調査報告書－滋賀県－，滋賀県教育委員会，pp. 13
- 35) 高柳敦・吉村健次郎(1988)：カモシカ・シカの保護管理に関する一試論－防護柵の効果と機能－，京大演報，60，p. 1-17
- 36) 日本野生生物研究センター(1990)：鈴鹿山地カモシカ保護地域特別調査報告書，滋賀県教育委員会・三重県教育委員会，pp. 102
- 37) 日本野生生物研究センター(1986)：鈴鹿山地カモシカ保護地域特別調査報告書，滋賀県教育委員会・三重県教育委員会，pp. 62
- 38) 日本野生生物研究センター(1982)：三重県におけるニホンカモシカの生息密度(鈴鹿山系・台高山系)，三重県教育委員会，pp. 20
- 39) 日本野生生物研究センター(1988)：紀伊山地カモシカ特別調査報告書(昭和61,62年度)，三重県教育委員会・奈良県教育委員会・和歌山県教育委員会，pp. 92
- 40) 久保倉利(1984)：カモシカによる被害 現地からの証言その1，三重県カモシカ被害対策協議会，第9回三重の農林漁業と自然シンポジウム資料，p. 1-15
- 41) 高柳敦(1988)：近畿におけるカモシカ・シカの食害問題の現状と今後の課題(二)，山林，1250，p. 17-25
- 42) 飯村武(1967)：丹沢山塊のシカと造林地の被害，森林防疫ニュース，16(7)，p. 10-15
- 43) 村上興正(1975)：生態系の保護と管理Ⅱ－動物－，共立出版，pp. 158
- 44) 景谷峰雄(1987)：大都市圏における森林政策＝神奈川県，地方林政と林業財政，農林統計協会，p. 174-199
- 45) 古林賢恒(1989)：けものとの積極的なつきあい方を求めて，生物科学，41(3)，p. 130-139
- 46) 枚田邦宏(1989)：林家の現状、問題点および振興方向，北近畿地域総合整備計画調査報告書，林野庁，p. 137-149
- 47) 関根達郎(1988)：大台ヶ原山におけるニホンジカの樹木の剥皮被害の現状，大阪府立大学卒業論文，pp. 42

第2章

- 1) 福井勝義(1983)：焼畑農耕の普遍性と進化—民俗生態学的視点から—，『山人と海人』，P. 235-274，小学館
- 2) 所三男(1980)：近世林業史の研究，吉川弘文館，p. 18-20
- 3) 戸田良吉(1973)：造林編・育種，『林業技術史 第3巻』，日本林業技術協会，p. 1-45
- 4) 日本学士院日本科学史刊行会(1980)：明治前日本林業発達史，野間科学医学研究資料館，p. 726-727
- 5) 田中壤(1881)：紀州吉野郡造林方論，『吉野林業資料集成(五)－明治期吉野林業論集－』，p. 1-6
- 6) 土倉庄三郎(1889)：和州吉野木材及浮出品解説書，『吉野林業資料集成(五)－明治期吉野林業論集－』，p. 7-11
- 7) 村田重治(1890)：大和国吉野郡林業一斑，『吉野林業資料集成(五)－明治期吉野林業論集－』，p. 38-44
- 8) 上平豊吉(1895)：吉野杉檜栽培法，『吉野林業資料集成(五)－明治期吉野林業論集－』，p. 161-171
- 9) 大和山林会編(1902)：吉野森林ノ造林ト保護，『吉野林業資料集成(五)－明治期吉野林業論集－』，p. 243-265
- 10) 森庄一郎(1898)：吉野林業全書(但し、参照したのは 土倉梅造監修，完全復刻 吉野林業全書 原文・原画対照現代語訳付，(日本林業調査会，1983)
- 11) 由井正敏(1992)：鳥獣の生態と管理，森林保護学(真宮靖治編)，文永堂出版，p. 171-244
- 12) 池田真次郎(1971)：野生鳥獣と人間生活—自然保護施策の理論と実際—，インパルス，pp. 414
- 13) 吉良竜夫・依田恭二(1979)：カモシカに食害されたヒノキ稚樹の成長解析，ニホンカモシカ生息環境調査研究報告書，長野営林局，p. 171-188
- 14) 桑畑勤・黒川泰享・山田文雄(1982)：カモシカ・シカによる造林木食害の実態と解析，林試関西支年報，24，p. 38-50
- 15) 山田文雄・北原英治・黒川泰享(1984)：カモシカ・シカによる造林木食害の調査結果，林試関西支年報，26，p. 53-58
- 16) 金豊太郎・加藤宏明・小坂淳一・小西明(1985)：カモシカ食害をモデルとしたスギ摘葉試験，日林東北支論，37，p. 210-212
- 17) 高橋文敏・菅野知之(1983)：林木被害の定量化手法，35回日林関東支論，p. 47-48
- 18) 金豊太郎・加藤宏明・小坂淳一・小西明(1985)：カモシカ食害によるスギ幼齡林の回復過程，日林東北支論，36，p. 244-246
- 19) 古林賢恒・森美文(1981)：ヒノキ主軸の形態的特徴によるカモシカ被害調査，特別天然記念物カモシカ緊急調査報告書，岐阜県教育委員会，p. 29-45
- 20) 古野東洲・渡辺弘之(1989)：ホンシュウジカ・ニホンカモシカに食害されたスギ若齡木の生育について，京大演報，61，p. 1-15
- 21) 日本林業技術協会(1984)：カモシカ生息地における森林の施業と被害防止に関する調査報告書，林野庁，pp. 239
- 22) 古林賢恒・吉村賢・森美文(1982)：カモシカの摂食と摂食様式からみた食害調査，特別天然記念物カモシカ食害対策事業効果測定調査報告書，岐阜県教育委員会，p. 32-55
- 23) 天野正博(1988)：カモシカによる食害の許容限度，林統研誌，13，p. 79-84
- 24) 渡辺弘之・古野東洲・柴田靉弼(1961)：ヒノキ植栽地におけるノウサギによる被害判定と被害量推定，京大演報，p. 16-24
- 25) 桑畑勤(1989)：被害形態の類型化，森林食害発生機構の解明及び被害抑止技術に関する研究，農林水産技術会議事務局，p. 49-52

- 26) 全国新聞情報農業協同組合連合会(1985)：『カモシカ食害、国の責任問い初の訴訟』，日本農業新聞(1985年1月24日付)
- 27) 杉浦孝蔵・細淵芳弘・奥野大輔(1989)：カモシカ・シカによるスギ・ヒノキ造林地の被害が林業経営に及ぼす影響—三重県宮川村における民有林の事例—，第100回日林論，p. 161-164
- 28) 細淵芳弘(1984)：カモシカによる被害 現地からの証言その2，三重県カモシカ被害対策協議会，第9回三重の農林漁業と自然シンポジウム資料，p. 16-25
- 29) 中島稔(1985)：カモシカの食害問題—山村住民の立場から—，動物と自然，15(10)，p. 15-20
- 30) 速水林業(1981)：速水林業の経営概略(林経協月報第241号p. 34-39「速水林業」より)
- 31) 久保倉利(1984)：カモシカによる被害 現地からの証言その1，三重県カモシカ被害対策協議会，第9回三重の農林漁業と自然シンポジウム資料，p. 1-15
- 32) 林野庁森林保全課(1976)：森林所有者に対する「カモシカ・アンケート」のまとめ，林野時報，1976. 10，p. 28-35
- 33) 滋賀県(1982)：滋賀県における地域林業組織化についての調査報告書，滋賀県農林部林務課，pp. 121
- 34) 滋賀県土山町(1984)：土山町総合発展計画「みどりとかおりの創造」，pp. 195
- 35) 高柳敦・吉村健次郎(1988)：カモシカ・シカの保護管理論に関する一試論 —防護柵の効果と機能—，京大演報，60，p. 1-17
- 36) 高柳敦・半田良一(1986)：拡大造林地域におけるカモシカ食害対策とその評価，京大演報，58，p. 125-137
- 37) 丸山直樹・飯村武・山岸清隆(1970)：自然保護についての—分析例—丹沢山塊のシカ問題の場合—，生物科学，22(3)，p. 135-149
- 38) 枚田邦宏(1989)：林家の現状、問題点および振興方向，北近畿地域総合整備計画調査報告書，林野庁，p. 137-149
- 39) 1988年10月に行った聞き取りによる
- 40) 有木純善氏の聞き取りによる
- 41) 村尾行一(1983)：羚羊、扁柏そして人間，人間森林系の経済学 人間にとって自然とは何か，都市文化社，p. 81-161
- 42) 森美文(1985)：カモシカ問題を考える，動物と自然，15(11)，p. 21-24
- 43) 高橋文敏(1989)：被害形態が林木の生長に及ぼす影響，森林食害発生機構の解明及び被害抑止技術に関する研究，農林水産技術会議事務局，p. 46-49
- 44) 村上興正(1985)：カモシカの保護と管理，動物と自然，15(10)，p. 8-14
- 45) 鳥獣制度研究会(1979)：野生鳥獣の保護に伴う被害問題に関する研究，環境庁，pp. 44
- 46) 山内豊二(1983)：農業災害と農業保険の国際比較—先進国と開発途上国の対比において—，大明堂，pp. 280
- 47) 農林省農林経済局農業災害補償制度史編纂室(1971)：昭和25年 農業災害補償法の一部を改正する法律，続農業災害補償制度史 第2巻資料編，p. 150-158
- 48) 野口平吉(1956)：農業共済保険，朝倉書店，pp. 318
- 49) 朝日稔(1976)：イノシシ，追われる[けもの]たち 森林と保護・獣害の問題(四手井綱英・川村俊蔵編)，築地書館，p. 94-113
- 50) 林野弘済会(1992)：林野小六法，林野弘済会，pp. 1540
- 51) 鳥獣保護研究会(1981)：改訂鳥獣保護制度の解説，大成出版社，pp. 373
- 52) 野本寛一(1984)：焼畑民俗文化論，雄山閣，pp. 639
- 53) 塚田六郎(1984)：古典と狩猟史，教育出版センター，pp. 225
- 54) 塚本学(1983)：生類をめぐる政治 元禄のフォークロア，平凡社，pp. 302
- 55) 上田明一(1973)：保護・食菌編・獣害防除，林業技術史，3，p. 707-747

- 56) 田口久夫(1976)：ニホンカモシカによる造林木被害とその対策，みどり，28(4)，p.44-49
- 57) 松井善喜(1958)：鹿の食性と被害と—その対策—，北方林業，10(7)，p.210-214
- 58) 佐藤平典(1972)：カモシカによる造林木の被害，岩手県林試成果報告，4，p.39-47
- 59) 棚秋一延(1973)：カモシカによる造林木食害予防試験，長野県林指業務報告，p.63-78
- 60) 田口久夫(1975)：カモシカ被害とその対策，みどり，27(5)，p.41-45
- 61) 石沢道雄(1976)：カモシカ被害防止対策調査—被害防止効果試験—，長野県林指業務報告，p.39-40
- 62) 杉藤清至(1979)：ニホンカモシカの被害とその対策，みどり，31(2・3)，p.28-35
- 63) 永井進(1979)：被害防止対策調査の報告，林業技術，453，p.12-14
- 64) 吉川章(1986)：大面積造林地におけるカモシカの食害防除法およびその省力化に関する研究(3)，滋賀県森林センター業務報告，19，p.50-54
- 65) 仲真悟(1986)：カモシカ防護柵の設置とその状況，カモシカとの共存をめざして—脳野沢村ニホンカモシカ調査総合報告書—，p.135-161
- 66) 古林賢恒(1989)：けものとの積極的なつきあい方を求めて，生物科学，41(3)，p.130-139
- 67) 小金沢正昭・丸山直樹(1981)：滋賀県におけるニホンカモシカの密度分布—甲賀郡土山町の場合—，特別天然記念物カモシカ緊急調査報告書—滋賀県—，滋賀県教育委員会，pp.13
- 68) 滋賀県教育委員会・三重県教育委員会(1991)：鈴鹿山地カモシカ保護地域特別調査報告書，pp.102
- 69) 日本林業技術協会(1984)：カモシカ生息地における森林の施業と被害防止に関する調査報告書，pp.239
- 70) 山谷孝一(1981)：下北半島におけるニホンカモシカの生息環境と森林施業，林試研報，316，p.1-45
- 71) 松江正彦(1986)：ガンケ山周辺におけるカモシカの植生利用，カモシカとの共存をめざして—脳野沢村ニホンカモシカ調査総合報告書—，下北野生動物研究グループ編，p.73-84
- 72) 落合啓二(1986)：九艘泊・芋田地区におけるカモシカの個体数密度の変動と安定性，カモシカとの共存をめざして—脳野沢村ニホンカモシカ調査総合報告書—，下北野生動物研究グループ編，p.107-120
- 73) 松江正彦・落合啓二(1986)：脳野沢村における森林施業とカモシカの生活，カモシカとの共存をめざして—脳野沢村ニホンカモシカ調査総合報告書—，下北野生動物研究グループ編，p.210-215
- 74) 橋渡勝也(1979)：カモシカの保護と林業の両立，ニホンカモシカ生息環境調査研究報告書，長野営林局，p.194-195
- 75) 飯村武(1967)：丹沢山塊のシカと造林地の被害，森林防疫ニュース，16(7)，p.10-15
- 76) 高槻成紀(1992)：北に生きるシカたち，どうぶつ社，pp.262

第3章

- 1) 林野庁(1969)：鳥獣行政のあゆみ，PP.572
- 2) 環境庁(1989)：鳥獣関係統計，PP.298
- 3) BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORESTEN(1985)：BUDESJAGDGESETZ / FEDERAL HUNTING ACT (Translation edited by Oberregierungsrat Wilhelm Eiers), PP.52
- 4) 林野庁／環境庁：鳥獣関係統計 各年版
- 5) DEUTSCHER JAGDSCHUTZ-VERBAND e.V. Vereinigung der deutschen Landesjagdverbände(1990)：DJV-Handbuch 1990 Jagd aktuell, PP.486
- 6) 千葉彬司(1991)：人とのかわり，カモシカ 氷河期を生きた動物，信濃毎日新聞社，p.119-136
- 7) 大森司紀之(1984)：カモシカの管理法—その個体群動態とマネジメント，科学，54(1)，p.337

- 8) 大森司紀之(1985):「カモシカの管理法—その個体群動態とマネージメント—」補遺, ニホンカモシカの繁殖、形態、病態および個体群特性に関する基礎的研究, p. 341-352
- 9) 赤坂猛(1986): 野生動物の保護管理行政について(1)—カナダ・アルバータ州との比較—, ワイルドライフレポート, 野生生物情報センター, 4, p. 18-37
- 10) 田島健二(1988): 最後のサファリ, 草思社, pp. 245
- 11) NHK取材班(1992): トロと象牙, NHK出版, pp. 205
- 12) 朝日新聞社(1992): ニホンカモシカ補助金負担増自治体が悲鳴, 朝日新聞(1992年11月9日付東京版夕刊)
- 13) 直良信夫(1968): 狩猟, 法政大学出版局, pp. 260
- 14) 塚本学(1983): 生類をめぐる政治 元祿のフォークロア, 平凡社, pp. 302
- 15) 川崎寿彦(1987): 森のイングランド ロビン・フッドからチャタレー夫人まで, 平凡社, pp. 332
- 16) H. デンベック (小西正泰・渡辺清訳) (1979): 狩りと人間, 築地書館, pp. 201
- 17) 中村禎里(1984): 日本人の動物観—変身譚の歴史—, 海鳴社, pp. 302
- 18) DASMANN, R. F. (1981): Wildlife biology 2nd ed., John Wiley & Sons, pp. 212
- 19) BROOKSHIRE, D. S., EUBANKS, L. S., AND SORG, C. F. (1987): Existence values and normative economics. (in *Toward the Measurement of total economic value*). USDA Forest Service Technical Report RM-148, p. 14~26
- 20) Steinhoff, H. W. (1980): Analysis of major conceptual system for understanding and measuring wildlife values, In W. W. Shaw and E. H. Zube, eds., *Wildlife values*, USDA Forest Service
- 21) 四手井綱英(1976): 野生動物の保護, 追われる [けもの] たち 森林と保護・獣害の問題 (四手井綱英・川村俊蔵編), 築地書館, P. 166-175
- 22) 古林賢恒(1976), 森林施業からみた獣害, 追われる [けもの] たち 森林と保護・獣害の問題 (四手井綱英・川村俊蔵編), 築地書館, P. 176-193

第4章

- 1) 熊崎実(1985): 転換期の林業経営, 林業科学技術振興所, pp. 125
- 2) 赤尾健一・岩井吉弥(1990): 決定論的最適伐期齢に関する諸考察, 京大演報, 62, p. 122-137
- 3) 赤井龍男(1992): 環境保全のための更新・伐出の場所的秩序と合自然的林業, 林業経済, 525, P. 15-21
- 4) 橋渡勝也(1979): カモシカの生息環境, ニホンカモシカ生息環境調査研究報告書, 長野営林局, p. 81-116
- 5) 赤井龍男(1991): 合自然的な森林造成の技術体系について—ヒノキの天然更新法を中心に—, 京大演集報, 21, p. 1-53
- 6) 日本林業技術協会(1984): カモシカ生息地における森林の施業と被害防止に関する調査報告書, pp. 239
- 7) 山谷孝一(1981): 下北半島におけるニホンカモシカの生息環境と森林施業, 林試研報, 316, p. 1-45
- 8) 松江正彦・落合啓二(1986): 脇野沢村における森林施業とカモシカの生活, カモシカとの共存をめざして—脇野沢村ニホンカモシカ調査総合報告書—, 下北野生動物研究グループ編, p. 210-215
- 9) Baulig, Hans(1977): Die Gemeinde zwischen Waldbesitz und Jagdvedachtung, *Waid und Wild, Schriftenreihe des deutschen Rates für Landespflege*, Heft 27. SS., p. 419-421 (野生研翻訳資料)
- 10) 林業と自然保護問題研究会(1989): 森林・林業と自然保護—新しい森林の保護管理のあり方—.

日本林業調査会, pp. 345

- 11) 吉田正人(1989): M A B 計画と生物圏保護区, 自然保護, №321, p. 10-12,
- 12) B. D. フルスホフ, W. P. グレグ Jr. (増井久代訳) (1986): M A B 計画の生物圏保護区 地域開発の新しいモデル. 自然保護, №289, p. 8-10,
- 13) 牧田肇(1991): 森林生態系保護地域設定はいかに行われたかー白神山地の場合ー, 生物科学, 43(4), p. 216-218
- 14) 開発と環境に関する世界委員会 (大来佐武郎監修) (1987): 地球の未来を守るために, 福武書店, pp. 66
- 15) E. B. ワイス (岩間徹訳) (1990): 将来世代に公正な地球環境を, 日本評論社, pp. 213
- 16) ジム・マクニール, ピーター・ヴィンゼミアス, 薬師寺泰蔵 (日米欧委員会日本委員会訳) (1991): 持続可能な生長の政治経済学, ダイヤモンド社, pp. 218
- 17) 植田和弘(1991): 持続的発展論の課題と展望, (地球環境と経済), 中央法規, pp. 43
- 18) 金子与止男(1992): 途上国における野生生物保護とサステイナブル・ユース, 環境研究, 85, pp. 80-85
- 19) NHK取材班(1992): トロと象牙, NHK出版, pp. 205
- 20) 高柳敦: 新たに提案された「付属書改正のための基準」(京都基準案)の諸問題, 関西自然保護機構会報, 印刷中
- 21) O. H. フランケル, M. E. ソレー (三菱総合研究所監訳) (1982): 遺伝子資源ー種の保全と進化ー, 家の光協会, pp. 131
- 22) Soule, M. E. (1980): Thresholds for survival: maintaining fit-ness and evolutionary potential (in Conservation Biology), Sinauer Associates, pp. 265
- 23) 薄木三生(1990): 国立公園・保護地域, 地球規模の環境問題<II>, 中央法規出版, p. 181-205
- 24) 日本自然保護協会(1989): 日本に四ヶ所ー生物圏保護区の指定, 自然保護, 321, p. 12-13
- 25) 高柳敦・半田良一(1986): 拡大造林地域におけるカモシカ食害対策とその評価, 京大演報, 58, p. 125-137
- 26) 村上興正(1985): カモシカの保護と管理, 動物と自然, 15(11), p. 8-14
- 27) 高槻正紀(1992): 冬を迎えるカモシカー東北地方のカモシカ駆除についてー, 生物科学, 44(1), p. 18-24
- 28) 大泰司紀之(1984): カモシカの管理法ーその個体群動態とマネージメント, 科学, 54(1), p. 337-340
- 29) 三浦慎吾(1991): 日本産偶蹄類の生活史戦略とその保護管理, 現代の哺乳類学, 朝倉書店, p. 244-273
- 30) 日本野生生物研究センター(1986): 昭和60年度 特別天然記念物カモシカ食害対策事業効果測定調査報告書, 岐阜県教育委員会, pp. 136
- 31) 村尾行一(1983): 羚羊、扁柏そして人間, 人間・森林系の経済学, 都市文化社, p. 82-161
- 32) 丸山直樹(1989): ポーランドの狩猟制度, 鳥獣行政, 99・100, 11-14
- 33) 丸山直樹(1991): ポーランドの狩猟制度 II, 野生生物保護行政, 2, 10-13
- 34) 小泉透(1988): エゾシカの管理に関する研究, 北海道大学農学部演習林研究報告, 45(1), p. 127-186
- 35) 久保倉利(1984): カモシカによる被害 現地からの証言その1, 三重県カモシカ被害対策協議会, 第9回三重の農林漁業と自然シンポジウム資料, p. 1-15
- 36) 細渕芳弘(1984): カモシカによる被害 現地からの証言その2, 三重県カモシカ被害対策協議会, 第9回三重の農林漁業と自然シンポジウム資料, p. 16-25