関西自然保護機構会報（17）29－34，1989

大台ケ原のシカと植物－その現状と課題－

三　浦　慎　悟
（兵庫医科大学生物学数室）

吉野熊野国立公園の中核をなす大台ケ原には，ニホンジカ，ツキノワグマ，カモシカなどの大型哺乳類が生息し，これらの動物が著しく退行している西日本の中でも重要な地域となっている（たとえば，柴田・小船，1984など）。また，植生的にみても，トウヒ林，トウヒ・コメツガ混交林，ブナ林などが生育し，原始性豊かな貴重な自然が残存している（矢頭，1963など）。ところが，最近になってその山頂部のトウヒやウラジロモミに主としてシカによる樹皮剥ぎが多発し，これを原因とする枯死も目だつようになった。「被害」状況は深刻で，たとえば，正木ケ原周辺のトウヒ林では，本数にしてその90％以上が，程度の差は様々であるが，樹皮剥ぎを受け（丸山・他，1984，菅沼，1988），植生構造の退行的変化が確実に進行している。

大台ケ原頂上部周辺約800haは，交付公債による民有地買い上げにより1984年に環境庁の数少ない所轄地の一つとなった。被害はその中心部で起きていることもあって，社会的にも様々な議論を呼ぶとともに，行政的にも一定の対応を迫られることになった。1985年環境庁は主として造林的な手法によってトウヒ林の更新をはかることを中心とした事業を打ち出し，現在に至つている。動的に変化する種間関係の一方のみを人為的に再生することだけで問題が解決されるとは考えられないが，公園内の様々な資料蓄積や技術開発の一環としては取り組まれてよい課題の一つだと私は思う。さらに，指摘されるべき点は，この問題は社会経済的な意味でのいわゆる「獣害」問題というよりも，むしろ，国立公園内の生態系の保全という生物学的なレベルでの管理のあり方が問われている点で，日本では新たに追求されてよい性格の課題だと思われる。したがって，検討されるべき課題は造林や被害防止の技術レベルに留めずに，大台ケ原全体の生態系の保全，適正な利用，社会教育の場，などを射程にしつつ，国立公園の管理体系そのものに問題を敷衍していくことが重要だと思われる。

この小論は，関西自然保護機構のシンポジウム，「シカと人と植物」（６月26日）における報告に手を加えたもので，大台ケ原におけるシカの生息状況と生息地についてのいくつかの知見をスケッチし，野生生物保護管理の立場から，その問題点と今後の研究課題について検討したものである。将来への一つの「たたき台」の役割を果たせば幸いである。当日，多くの批判や意見を頂いた出席者各位に謝意を表する。

１）樹木被害の現状とその背景

大台ケ原の獣類による森林被害はこれまでにもいくつか報告されているが，1953年から1954年にかけて発生したクマによるシラベの被害報告（小清水，1955）を除くと，いずれも最近のもので主にシカによるとされている。被害樹種は柴田・他（1984）によれば，針葉樹を中心に８科９属９種とされるが，中でもトウヒ，ウラジロモミに著しい。被害時期は今のところ十分に確定さ

関西自然保護機構業績第68号

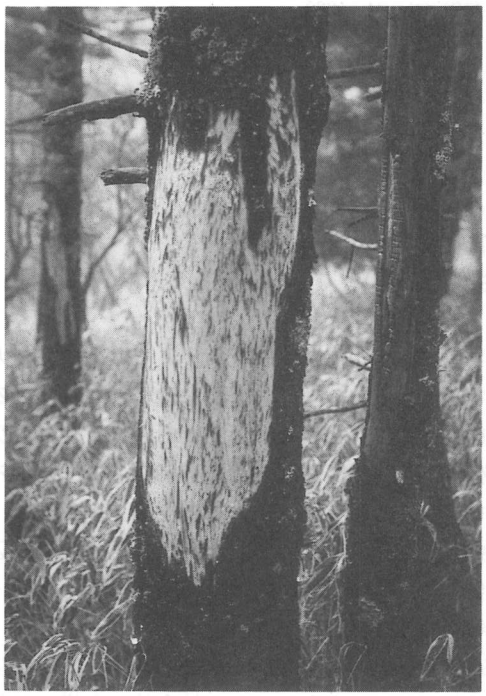


図1　大台ケ原山頂のトウヒの被害状況，樹皮が剥皮されシカの切歯痕が確認される。

れていないが，主に春から初夏と推定されている。被害形態は主に3タイプが認められる。1）角で擦るあるいは引っかいたもの，2）樹皮を剥がし切歯の歯痕が明瞭に認められるもの，3）爪状のもので引っかいたものである。しかし，その大半は2）のタイプで，明らかに主因はシカの摂食によるものである（図1）。そして，実際の摂食行動も柴田ら（私信）によって観察されている。被害部位は地表に露出している根から，高さ約1.5mまでの幹に集中する。剥皮部位の面積は数㎠から，幹の全周数㎡に及ぶものもある。

丸山・他（1984）は，被害部位の縁の一部を切取り，その年輪から被害年を確定するという調査によって被害の年次的変化を推定している。それによれば，被害そのものは相当古くから発生している（もっとも古いものは1958年）ものの，多くはここ数年の間に集中し，しかも70年代後半から指数的に増加してきたことを明らかにした。このことは，加害者であるシカ個体群の生態とその生息環境が近年になって急速に変化してきたことを示唆している。

ところで，シカによる樹木被害について一般的に振り返ってみるとこれにはいくつかのタイプがある（飯村，1984）が，それらは，角とぎによるものと摂食によるものに大別できる。前者は発情期特有のオスの臭いづけ行動によって発生するもので，被害時期が秋に集中し，角による剥皮だけで摂食しないという特徴を持っている（例えば，金森・他，1986）。このタイプの被害は大台ケ原でも確認されるが，全体としてみればその頻度は極めて少ない。次に，後者のタイプをもっとも極端な場合で例にとれば，洞爺湖中ノ島を上げることが出来る。中ノ島での被害を要約すれば，採食樹種は多様で，比較的無差別に発生し，被害時期はとくに冬から初春にかけて集中するという特徴を持っている。明らかに，この状況は，急速なシカ個体群の増加にともなって生息地の破壊と餌の不足が起こり，その代償の一つとして樹木へのアタックが起こった，つまり，シカ個体群の「崩壊」の一過程と解釈される（大泰司・他，1985）。これは島という閉鎖系の中での極端な例といえるが，個体数の増加と餌不足というコンテキストでの樹木被害はその他の生息地でもある程度起こっていると思われる（例えば，金華山など）。

しかし，このような状況はそのまま大台ケ原に当てはまらない。その主な理由は，1）被害樹種が限られていること，2）被害時期が必ずしもcriticalな冬から初春とは限らないこと（この点はさらに調査が必要であるが）である。そして，はっきりとした形での餌不足やシカの貧栄養という危機的状況はまだ起きていないことである。確かに，食性メニューの拡大や生息地の改変はシカ自身が持っている環境への積極的な応答の一つであるから，シカが生息している以上，そうした現象は避けられない。だが，その広がりと頻度は密度非依存的な過程ではありえない。こ

の点はさらにシカ個体群の現状とそれを支えている生息地の状況を詳しくみる必要がある。

2）シカ個体群の現状

80年代以前の大台ヶ原のシカの生息状況についてのまとまった報告はないが，断片的な資料や大台教会田垣内氏の話などから総合すると，大台ケ原のシカ個体群は明らかに増加傾向にあると思われる。その要因としては次の2点を指摘したい。第一に，60～70年代から始まる山塊周囲での大規模な伐採とそれによる下床植生の飛躍的な増加，第二に，頂上部での乾燥化の進行とそれにともなうミヤコザサ（イトザサ）群落の優占化である。いうまでもなく，乾燥化は前記の周辺環境の改変を土台としながら，台風などによるギャップ形成によって起こっていると考えられる。かって見られた大規模な湿地とコケ群落は衰退し，多くはミヤコザサ群落におき代わっている（菅沼・内田，1984）。下部での下床植生と頂上部でのミヤコザサ群落，両者の飛躍的な増加はシカに豊富な食料供給をもたらしたと考えられる。

生息数の推定は，1982年に福島・他（1984）によって初めて行われた。それは調査地域を小区画に分け区画ごとにシカを直接数え上げる方法（区画法）によるが，この時の生息数は，頂上部約500haの最大（10月）で約100頭，密度にして約20頭／㎢と推定された。

その後，小泉・他（未発表）によって，スポットライトカウントも試みられ，同様に100頭を越える生息数が見積られている。スポットライトカウントは，携帯用ハロゲンランプによって一定幅を探照するラインセンサスの一つであるが，発見率は極めて高く，人為的に攪乱されていない分布時の推定という利点を持っている。なお，これらの推定密度は，1960年時点での金華山島の生息密度にほぼ一致し（伊藤，1984），その当時はまだ，ネザサやススキが豊富に繁茂していた。

もちろん，生息数推定には様々な方法があるが，大台ヶ原ではビジュアルセンサスが可能であるので，その条件を生かすべきであろう（虫瞰的視野そのままにフィールドサインを利用する間接法がよいなどという主張があるが問題にならない）。いうまでもなく，以上の方法を実施するに当たっては，一方でシカ個体群の年周行動や，土地利用，さらには移動などの季節的変化を十分検討し，推定にともなう誤差や精度を上げる工夫がなされるべきである。今後，大台ヶ原では，シカの個体数は収容力とのかねあいで常時モニターされる必要がある。それは公園管理の一環として位置づけられてよい。その意味でも簡便で正確なセンサス法の確立が待たれる。

3）ミヤコザサ群落と収容力

本州北部のシカにとってミヤコザサが極めて重要な餌であるという高槻（1983）の指摘は，明らかに大台ケ原にも適用される。被採食植物そのものの種数はかなり多いだろうが（食性調査はまだ行われていない），主要な餌植物がミヤコザサであることは容易に判断される。4調査区（1×1㎡）で予備的に実施した食痕調査によれば，ミヤコザサは本数にしてその74％が，程度は様々であるが，被食され，摂食量も極めて大きいと推定された。もっとも目だつ被食部位はシュートで，シカはそれを抜くように採食していることが分かる。さらに，シカの餌としての条件を，供給量，安定性，採食に対する耐性などの点でみると，比肩しうる植物はミヤコザサの他にない。大台ケ原頂上部のシカ個体群は基本的にはミヤコザサ群落が支えていると考えられる。このことは単一の植物群落の検討を通してシカ個体群の動向や収容力が具体的に把握できることを意味する。

正木ケ原周辺に２ケ所の防鹿柵が環境庁によって設置されているが，それを利用してミヤコザサの現存量調査を行なった（２ケ所の防鹿柵をそれぞれＰ１，Ｐ２と名付ける。ミヤコザサの生育状況は異なり，前者は悪いが，後者は良い)。設置後６ケ月（７月)，19ケ月（８月）にそれぞれ柵内と柵外で刈取りを行ない，「禁牧と放牧」条件での生育状況を比較した。禁牧後のミヤコザサの回復状況をＰ２の結果によって追ってみよう（図２)。まず，地上部個体数は柵外に比べ，６ケ月後は1.4倍に増えたが，19ケ月後は極端に減少し，１／２以下となった。草丈は６ケ月後は1.4倍，19ケ月後は2.2倍に達した。稈重も６ケ月後は1.1倍，19ケ月後は2.8倍に増加したが，稈の分枝数は19ケ月後は極端に減少した。また，被食の対象である葉部についてみると，その現存量は６ケ月後も19ケ月後も2.2倍の差が認められた。なお，大台ケ原の葉部現存量は各地での報告と大きな差はない（大島，1961，秋山・他，1977)。葉数は６ケ月後は約２倍に，19ケ月後は1.4倍に増えるとともに，葉は大型化した（葉数は柵外の方が多いと考えられるが，被食されていて実数は不明）。同様の傾向は生育が悪いＰ１でもみられた。

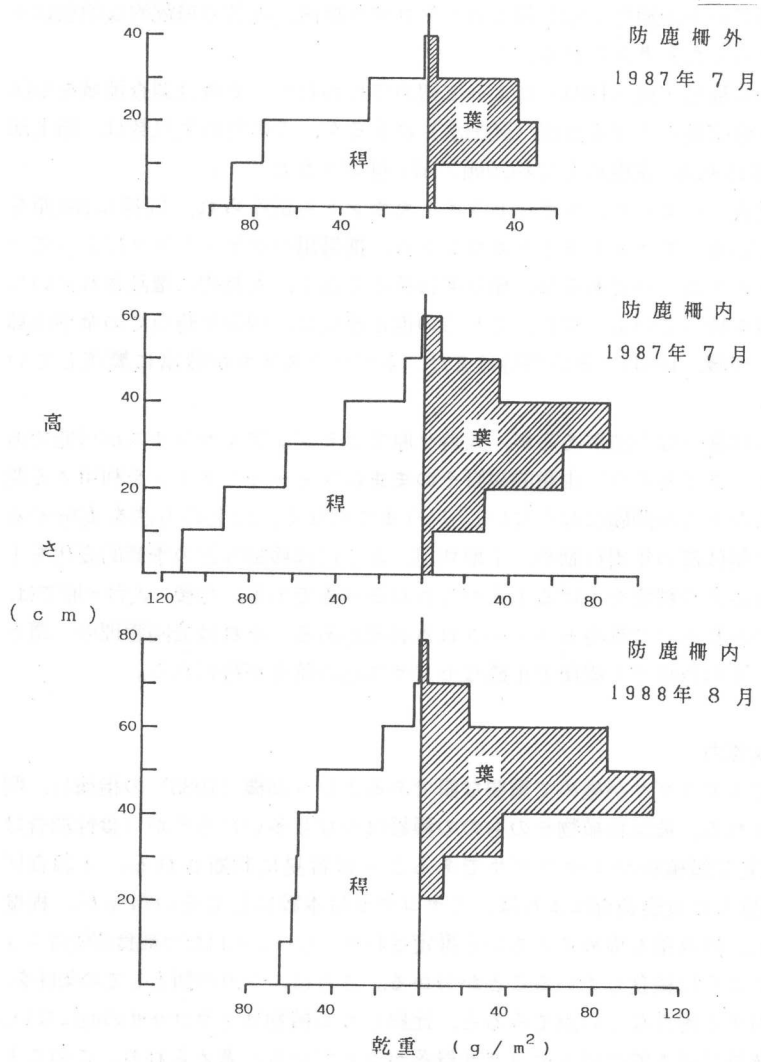


図２　1986年12月に設置された防鹿柵内外でのミヤコザサ群落の生産構造の変化（正木が原，調査区Ｐ２）。

以上のように，シカ個体群はミヤコザサに大きな影響を与えていることが分かる。シカの高い採食圧の下で，ミヤコザサは，草丈を低くし，葉部現存量は減らすが，稈の分枝数を増やし，小型の葉を多数つけるという生活形の変化を進行させている。このような矮小化はシカへの受動的な応答というよりも採食に対するミヤコザサの防衛戦略の一つとも捉えることが出来る。また，柵内の現存量が６ケ月後と19ケ月後ではほとんど差がないことからみても，ミヤコザサの葉や稈は寿命が短

く（河原・他，1977，県・鎌田，1979），早い回転で更新していることが分かる。このことはシカ側からみると，葉の除去が再生産にとって致命的にならないという意味で，餌として優れていることを示している（高槻，1985）。

もちろん，こうしたミヤコザサ群落の解析はまだ予備的な段階で，今後も検討されるべき課題は多いが，多くの批判や論議を期待する意味で，シカ個体群との関わりから上の資料をもう少しいじってみたい。まず，大台ヶ原頂上部のミヤコザサの分布面積を200haとし（菊池・他，1984），調査区2地点の平均がその分布域全体を代表すると仮定する。そこで，設置後6ケ月の柵内での現存量がシカの潜在的な利用可能量であると仮定すると，頂上部全域では約300tの餌量が見込まれる。一方，ササの分布域全体をシカが一様に採食したとし，2つの調査区の内外での現存量の差の60％が被食量に当たると仮定すると，頂上部全域でのシカの採食量は約100tと推定される。

当然，2つの試算は実際の推定値としてはあまり意味がない。ミヤコザサの分布や密度をふまえさらに調査地を増やすとともに，生産の季節的な変化を追跡する必要がある。また，被食条件下のミヤコザサはすでに述べたように，生活形が変わり，生活史や回転率も変化することが予想されるので，防鹿柵内外の比較だけではなく，採食のシミュレーションなどによって，実際の採食量や利用可能量は推定されるべきである。だが，そうした問題は別としても，2つの試算には重要な示唆が含まれていると考えられる。とりわけ，利用可能量と採食量との間には大きな差が存在していない，つまり，シカの生息数と収容力は接近しつつある点である。しかも，利用可能量そのものはササの再生産を問題にしていないから，実際の許容量としてはさらに低いと考えられる。こうした推測はフィールドの印象としても裏付けられる。70％を越える被食率は明らかに高く，ササの再生産を十分に保証しているとは思わないし，一部では，シカの採食（踏みつけも含めて）による退行現象が認められつつある。以上のことは，ミヤコザサによるシカのメインテナンスが，大台ヶ原では次第に限界に達しつつあることを物語る。

4）まとめ

大台ヶ原の針葉樹の樹皮剥ぎ被害は，明らかに増加しつつあるシカ個体群がみせる積極的な環境改変の過程と捉えることができる。もちろん，大台ヶ原は閉鎖系ではないので，シカの個体数が増加しても環境の壊滅的な破壊や大量死は起こることはないが，植生の改変，景観の変化は着実に進行していくだろう。ミヤコザサによってもたらされた山頂のシカ個体群は現在その土台を踏み越えつつあるといえる。大台ヶ原でのシカ個体群やミヤコザサのに関する調査や研究はまだ多くの点で不足している。問題点をしぼり研究者を組織し，早急にその実態を明らかにしていくことが重要である。また同時に，トウヒ林の生態調査や保全対策も行われる必要がある。さらに，野生生物の保護管理プログラムの具体化を含めて，大台ヶ原の全体の位置づけが市民・行政・研究者の様々なレベルで論議され，一定のコンセンスが生み出されることが重要である。このような課題は一定の緊急性を帯びている。ニホンジカもまた一定の条件のもとではr－戦略者の側面を見せる。

引　用　文　献

県和一・鎌田悦夫．1979．数種在来イネ科野草の生態特性と乾物生産，Ⅰ.ミヤコザサ群落の生育環．日草誌　25:103－109.

秋山侃・大久保忠旦・高橋繁男．1977．放牧草地のエネルギー効率，Ⅲ.ミヤコザサ群落の物質

生産．日草誌，23:41－51.
飯村武．1984．シカによる森林被害とその防除，Ⅰ.シカとその被害．森林防疫，33:132－135.
伊藤健雄．1986．金華山島におけるニホンジカの個体数変動．哺乳類科学，53:29－31.
Ohsima, Y. 1961. Ecological studies of Sasa community （Ⅰ，Ⅱ）. Bot. Mag. Tokyo, 17,18.
大泰司紀之・梶光一・小泉透．1985．洞爺湖中島におけるニホンジカの個体群調節機構に関する研究．森林環境の変化と大型野生動物の生息動態に関する基礎的研究報告書，
金森弘樹・井ノ上二郎・周藤靖雄・成相博道・藤井徹・高橋英昌・宇山由夫・川村太．1986．島根半島弥山山地におけるニホンジカに関する調査，Ⅰ.生息・被害実態調査と被害回避試験．島根県林政課報告書，1－56.
河原輝彦・佐藤明・只木良也．1977．ササ群落に関する研究，Ⅱ.ミヤコザサの現存量および生産構造の季節変化．日林誌，59:253－254.
菊池ゆり子・丸山直樹・三浦慎悟・福島成樹．1984．大台ヶ原のニホンジカの餌植物としてのミヤコザサ．大台ヶ原原生林における植生変化の実態と保護管理手法に関する調査報告書，47－48.
小清水卓二．1955．熊による森林組成の変化．植物研究誌，30:30－31.
柴田叡弋・小船武司．1984．紀伊半島におけるニホンツキノワグマについて，森林防疫，33:6－11.
柴田叡弋・片山紀一・片岡晴夫．1984．大台ヶ原山でみられたニホンジカによる原生林の被害について．奈良植物研究，7:1－6.
菅沼孝之・内山知子．1984．大台ヶ原山の植生．大台ヶ原原生林における植生変化の実態と保護管理手法に関する調査報告書，1－9.
菅沼孝乏．1988．大台ヶ原トウヒ林の動態－鹿害について－．35回日生態講，156.
Takatsuki, S. 1983. The importance of Sasa nipponica as a forage for sika deer (*Cervus nippon*) in Omote-Nikko. Jap. J. Ecol., 33:17－25.
高槻成紀．1985．五葉山のシカの食性．森林環境の変化と大型野生動物の生息動態に関する基礎的研究報告書 198－216.
福島成樹・三浦慎悟・菊池ゆり子・丸山直樹・田中均．1984．大台ヶ原山頂一帯におけるニホンジカの生息密度．大台ヶ原原生林における植生変化の実態と保護管理手法に関する調査報告書，29－37.
丸山直樹・治田則男・星野義延・三浦慎悟・朝日稔．1984．ニホンジカ・ニホンツキノワグマが大台ヶ原の森林に及ぼす影響．同上，39－46.
矢頭献一．1963．紀伊半島亜高山林の生態学的研究（Ⅱ）．三重大学農学部学術報告，28:101－126.