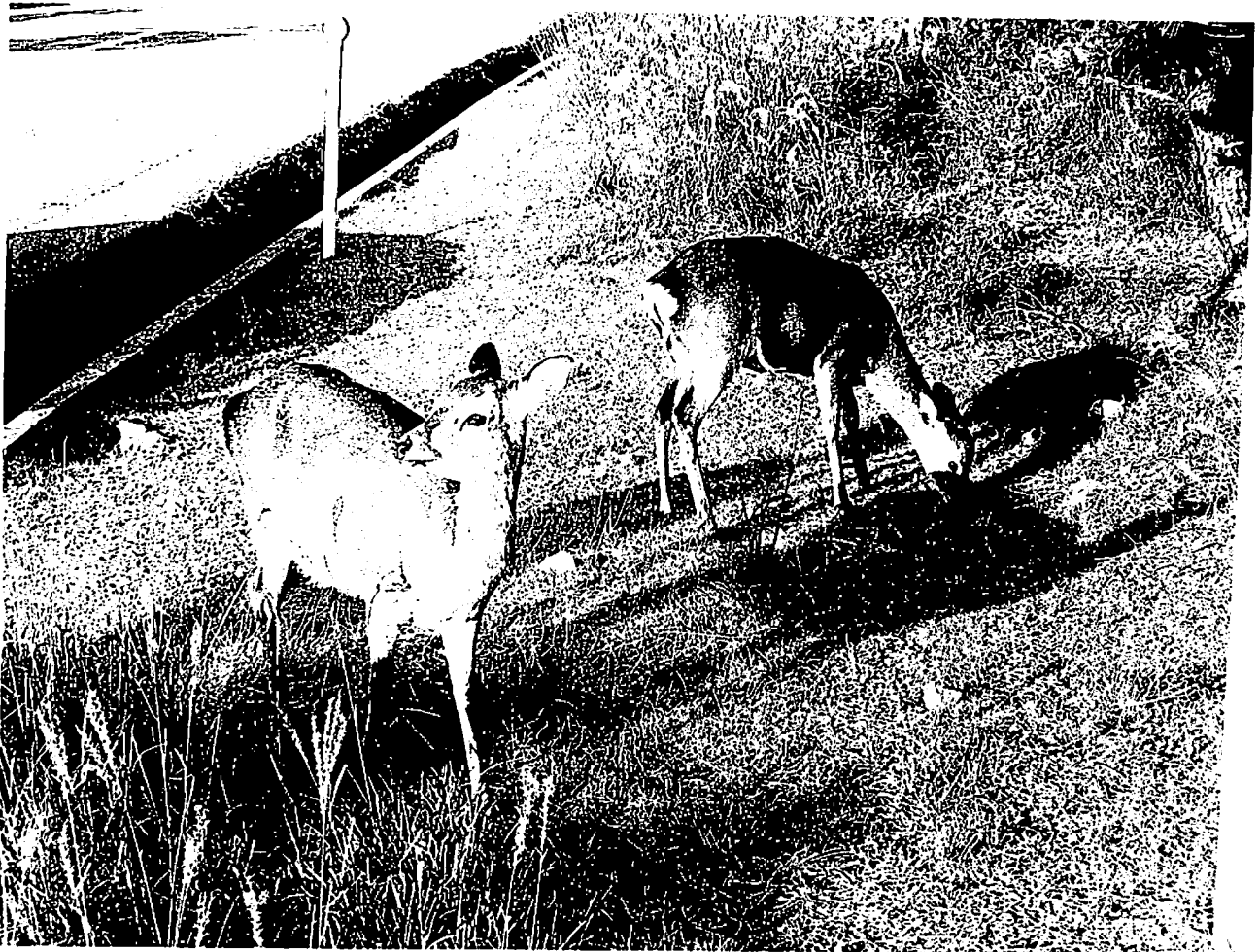


日本生態学会関東地区会会報

2005. December 第54号

「シカと山と人の新しい関係 —狩猟管理から生態系管理へ—」記録



日本生態学会関東地区会

日本生態学会関東地区会会報54号

目 次

2005年度日本生態学会関東地区会共催公開セミナー 「シカと山と人の新しい関係ー狩猟管理から生態系管理へー」記録

2005年度日本生態学会関東地区会共催公開セミナー

個体群管理から生態系管理への課題と展望

松田裕之	1
丹沢山地におけるシカ食害による偏向遷移について 村上雄秀	7
丹沢山地でのシカによる植生への影響と植生回復対策 田村 淳	21
知床のエゾシカ保護管理計画の論点：遷移に委ねるか、管理するか 梶 光一	25
丹沢山地における自然再生事業構想とシカ保護管理計画 羽山伸一	31
総合討論	37

寄稿

照葉樹林帯のニホンジカとどうつきあうか？ -屋久島での取り組みから-

立澤史郎	41
------	----

活動報告とお知らせ

2005年関東地区生態学関係修士論文発表会講演一覧	55
第26回（2006年）関東地区生態学関係修士論文発表会開催のお知らせ	57
2005年活動報告（2005年1月～12月）	58
2005年会計報告	59

表紙写真「丹沢山地のシカ」（矢ヶ崎朋樹氏提供）

裏表紙写真「食害により衰退しつつある丹沢のヤマボウシ・ブナ群集」（矢ヶ崎朋樹氏提供）

2005年度日本生態学会関東地区会共催公開セミナー 個体群管理から生態系管理への課題と展望

松田裕之

横浜国立大学環境情報研究院 matsuda@ynu.ac.jp

大台ヶ原、丹沢、屋久島でのシンポジウム

2005年10月1日、小田原近郊にある神奈川県立生命の星・地球博物館において、横浜国立大学21世紀COE「生物・生態環境リスクマネジメント拠点」主催、神奈川県立生命の星・地球博物館、(財)国際生態学センター、日本生態学会関東地区会共催の公開セミナー「シカと山と人の新しい関係：狩猟管理から生態系管理へ」を5時間にわたって開催した(付表1)。はその講演録を収録している。

2004年11月28日に奈良教育大学において、特定非営利活動法人「森林再生支援センター」が主催した「シカと森の『今』をたしかめる」というシンポジウムが開催された。また、2005年10月8日には屋久島環境文化村センターにおいて環境省環境技術開発等推進費プロジェクト「地域生態系の保全・再生に関する合意形成とそれを支えるモニタリング技術の開発」と屋久島環境文化財団が共催した公開シンポジウム「屋久島生態系の保全—希少植物とヤクシカの動態を中心として—」が開催された。いずれも市民向けの講演・討論会の形式をとっていて、奈良では約150名、神奈川には200名弱、屋久島にも100名余が参加した。

これら一連の企画を通じて、ニホンジカ(*Cervus nippon*)による自然植生への影響が全国的に深刻であり、貴重な自然が残されている世界遺産や国立公園の中といえども、人為的な管理を行う必要性が認識されていった。同時に、現在各地で行われている取り組みが統一されたものでなく、いくつかの類型があることも明らかになってきた。本稿で、管理対象と管理手法の相違から、その類型化を試みる。

シカ保護管理のさまざまな考え方

鳥獣保護法は、過去に何度か大きな改正を経ている(松田編 2001)。1918年にできた狩猟法が1963年に鳥獣保護法に改正され、1999年に地方

への権限委譲とともに特定鳥獣保護管理計画(以下、「特定計画」)制度が導入され、2002年の改正で生態系保全の理念が加わり、ひらがな表記に改められた。特定計画に基づかない捕獲は、狩猟期間中の狩猟、被害がでた場合の有害鳥獣駆除、被害が予想される場合に行う予察駆除などがある。ニホンジカの場合は漁業資源と異なり、放置すれば増えすぎが問題であり、現状の捕獲圧では増え続け、密度効果が顕著ではない。したがって、生息個体数の増減を把握せずに捕獲数を管理するようでは、当面の狩猟者の管理はできるかもしれないが、シカ個体群の管理はできないだろう。いまだに、保護管理が必要な鳥獣に対して、この特定計画を作らずに予察駆除を続けている都道府県もある。特定計画制度ができたあとでは予察駆除という手段の必要性は失われたといえるかもしれない。

鳥獣保護法特定計画に基づくシカの保護管理計画マニュアルは、個体群管理(population management)の指針である。Populationは個体数とも訳されるので、個体数管理とも言う。ただし、広義には個体数だけでなく、個体群のさまざまな特性(分布面積、性比、年齢構成、行動特性などを含む)を管理することを目指すものであり、生息地環境の管理に重点を置いた生息地管理、さらに他種との関係なども考慮した生態系管理とは異なり、特定の生物種のある地域個体群を対象とした管理のことである。シカ個体群の絶滅と大発生を回避し、農林業被害と自然植生への悪影響の低減を図るものであり、主要な手段として、狩猟と駆除(許可捕獲)による個体数調節を行う。そのために、シカの生存率およびその個体数ならびに増減傾向の継続監視(monitoring)を行う。

行政の場面において、個体数管理を行う際には、全個体数の推定値が求められ、しばしば推定誤差が軽視されるといわれる。たとえば最尤推定値19

万頭、95%信頼区間推定値16–24万頭などという表現は受け付けられず、せめて20万±4万頭という表現にするよう求められる。誤差を示さないほうがむしろ歓迎される。20万は信頼区間の中央であり、点推定値ではないが、この数字がしばしば一人歩きする。クマの推定個体数が点推定値500頭、区間推定は300頭–無限大（上限不明）などのように、点推定値からの上下の誤差幅が大きく異なるときには、やはり、点推定値と区間推定値を併記するほうがむしろわかりやすいだろう。

個体群管理の代わりに、個体数密度を管理すべきだという意見もある。これを密度管理(density management)という (Anderson 1994)。これも対象は生態系ではなく個体群なので、広義の個体群管理の一つと言える。個体数密度は個体数と生息地面積の比であるが、総個体数を管理目標とするのではなく、分布の不均一性を考慮しつつ、局所密度を管理目標にすることも考えられる。栃木県の特定期間では、農林業被害回避のために可猟区の密度目標を1/km²、自然植生保護のために鳥獣保護区の密度目標を5/km²に設定した (小金澤 1998)。個体数密度の絶対値の推定誤差 (過小推定などの偏り) は全個体数の推定誤差よりは少ないかもしれないが、これを正確に測ることも難しい。全個体数の絶対値は、むしろ捕獲することによってわかることがある。生息頭数と自然増加率の積が自然増加数であり、それより多く捕獲しても増え続けるならば、生息頭数が過小推定であったことが示唆される。また、獲って減らすことができれば、捕獲数の上限も推定できる (Matsuda *et al.* 2002)。

後で述べる順応的管理では、継続監視により推定される監視項目が必要であり、密度の場合にも、同じ方法で継続監視すれば、その増減を知ることができる。また、食痕などの間接指標を用いることも考えられるが、その場合には直接の監視項目は生息地の状態であり、生息地の状態を管理目標とするならば、次に述べる生息地管理に該当する。

いずれにしても、個体群管理、生息地管理、密度管理などは、監視項目による分類ではなく、管理目標による分類と考えるべきである。そして、密度管理は広義の個体群管理の一つである。ただ

し、総個体数を管理目標にする狭義の個体群管理 (個体数管理) に比べて、分布密度の不均一性を踏まえ、土地利用形態や植生ごとに密度の管理目標を設定することができるだろう。

たとえば北海道の道東計画では、1993年の個体数を100とした相対個体数を指標とし、毎年道路からの目視調査で相対個体数指数を推定し、それを50以下にする個体群管理を行っている (Matsuda *et al.* 1999)。これに対して、知床世界遺産では、越冬地の個体数密度を目標にした管理計画が議論されている。ただし、道東計画でも継続監視しているのは目視調査による10kmあたりの発見頭数という密度指標であり、あくまでも管理目標が総個体数の相対値ということである。

シカの生息地の状態を管理する場合には、生息地管理 (habitat management) と呼ばれる (Crawford 1984)。これもシカなどの個体群管理を目的とする場合には広義の個体群管理に含まれる。しかし、ある生息地にすむ多種の動植物を管理目的とする場合も考えられ、その場合には生態系管理に含まれるだろう。シカ個体群の生息地管理では、たとえば餌環境の維持、越冬場所の維持、さらには可猟区 (hunting area) と休猟区 (temporary non-hunting area)、保護区 (protected area) の設計・配置なども含まれるだろう。

シカの大発生が自然植生を損なっているという指摘は、たとえ農林業被害が大きな問題でなくても、何らかの形でシカを管理する必要があることを示唆する。この場合は、シカの個体数を管理目標にすえるより、自然植生の維持が管理目標になるだろうから、シカだけの管理ではなく、植物とシカを含めた管理目標を定めることになるだろう。このように、その地域の生態系を管理することを視野に入れる場合には、生態系管理と呼ばれる。神奈川県国定公園である丹沢、奈良県と三重県にまたがる吉野熊野国立公園の特別保護地区である大台ヶ原では、自然植生の維持を目的にシカの捕獲が始まっている。これらのシカ管理は、生態系管理の一環と位置づけられる。

合意形成とリスク管理

ニホンジカは古来、資源として利用されてきた。

けれども、現在では野生の鹿肉を流通させる市場はほとんど存在しない。北海道ではシカを資源として有効利用すると特定計画に明記しているが、ほとんどの府県では害獣とみなしている。これは社会の合意に基づくものであり、生態学的にどちらが正しいと決められるものではない。

しかし、2004年の奈良教育大でのシンポジウムでは、遅くとも縄文時代以降は、日本各地でシカを資源として利用してきたのだから、利用しない場合には、むしろ歴史的にヒトとシカの新しい関係を築くことになる。その関係が持続可能かどうかは生態学的に検討すべきであるという意見が出された(湯本・松田編 2006)。2005年屋久島での公開シンポジウムでも、地元の参加者から資源利用の必要性を指摘する発言が相次いだ。

害獣を管理するには費用がかかり、捕獲個体は自家消費するか、消費しきれないものは不要物として処理することになる。資源とみなせば捕獲が経済行為となり、その利益で管理計画を支える一助となる可能性がある。日本生態学会の『自然再生事業指針』でも「自然再生事業の支援を行う経済行為や、その生態系から得られる資源を活用した経済行為を発展させることが大切である」と記されている(日本生態学会生態系管理専門委員会 2005)。

資源利用を図ることと、後に述べる生態系管理を行うことは矛盾しない。人と自然の持続可能な関係を維持することは生態系管理の対象である(日本生態学会生態系管理専門委員会 2005)。その管理対象には、狩猟者や観光客も含まれる。

北海道、岩手県、栃木県などでは、目標とする個体数や密度まで速やかに減らすことを目標に、捕獲数を自然増加数の推定値よりもかなり多めに設定している。まだ成功したとはいえないが、少なくとも一度もしくは一部地域においては、個体数を減らすことに成功している。したがって、可能ならば、徐々に減らす戦略よりは、一気に減らす管理計画のほうが推定誤差などに対し頑健である。ただし、社会合意を得ることはより困難となるかもしれないし、狩猟者の能力を超えているかもしれない。

丹沢や大台ヶ原でも、シカの生息頭数を推定

し、捕獲によって密度や個体数を減らすことを管理目標に掲げている。しかし、大台ヶ原は孤立した個体群ではなく、隣接地と連動して目標捕獲頭数を定める必要がある。丹沢の特定計画では、生息頭数が2000年の計画で2,427~4,265頭と推定し、この下限値を当初の個体数調節の基数としていた。

農林業被害が深刻な地域では、農林業者という利害関係者の切実な要求から、このように一気に捕獲するという計画も合意を得やすい。それに対して、自然公園の内部のように、地域外を含めた自然保護団体や市民の発言力が強いところでは、シカの大量捕獲に対する反対が強く、合意が得られにくいという事情がある。丹沢でも大台ヶ原でも、雌ジカの捕獲を含めた特定計画を合意するまでに10年程度の年月を要したという。また、問題の重要性を広く訴えるためにも、自然植生など生態系全体の調査を進め、生態系管理の必要性を周知することが重要であった。

重要なことは、対策を立てることではなく、解決することである。生息数を推定し、雌ジカ狩猟を解禁しても、それだけでは解決しない。捕獲目標を定めて、それが達成できたか、個体数が実際に減っているかを毎年評価する必要がある。

科学者は、管理計画がどの程度解決の可能性があるか、すなわち管理目標の実現可能性を科学的に検討すべきである。これは、価値観を超えて検討することが可能である(生態系管理専門委員会 2005)。また、管理計画を実施した場合に想定されるさまざまな問題点をあらかじめ列挙することも、科学者の重要な役割である。解決するためには、管理計画の進捗状況を評価する必要がある。そのために、できるだけ客観的な評価指標を準備し、科学者による検討会議を組織し、管理計画とその進捗状況、継続監視で得られた基礎情報を公表していくことが重要である。

守りたいものと、測れるものは必ずしも一致しない。順応的管理には、測れる指標が重要である。本当に重要なことは、たとえば生態系が健全な状態に維持されることであり、あるいは資源としての有効利用、農林業被害の軽減などが管理目的に挙げられる。しかし、これらの目的は、現実に達

成されたかどうか不明確である。より客観的で具体的な目標が必要である。

リスク管理においては、客観的に事象発生の有無を判断できる「避けるべき事象」を定める。これを評価エンドポイントという (Rossberg *et al.* 2005)。その生起確率 (リスク) を評価する。リスク評価においては、しばしば、実証されていない前提を用いる。そのため、どんな前提で評価したかを明記する必要がある。そして、そのリスクが社会的に許容できるかどうかを判断し、必要に応じてリスクの削減を行う管理計画を立てる。

シカの自然植生への影響を評価する場合、シカの密度、分布、食性を調べ、植物の種組成、個体数、分布、食害の実態 (食痕) などを調べる必要がある。本特集でも明らかなように、丹沢大山総合調査の実績は、世界遺産地域である知床や屋久島と比べて詳細な調査研究が古くから行われている。これは、神奈川県民を初めとする多くの市民が丹沢の自然を愛し、神奈川県の水源地としての丹沢の重要性を認識してきたためであろう。

シカを含む鳥獣保護管理についても、丹沢は全国でも早くから取り組まれてきた地域である。1999年に丹沢大山保全計画が策定され、同時に鳥獣保護法の特定計画制度の創設を受けて、任意計画のマスタープランが2000年に策定された。ただし、丹沢で特定計画が策定されたのは2003年である。1999年に作られた特定鳥獣保護管理計画制度においては、北海道で1998年から取り組まれた道東計画や岩手県の先行事例がその手本となった。一言で言えば、個体数を過小推定している可能性も含めて一気に減らすことを目指し、増減傾向を確かめる方法が手本となった。

岩手県や栃木県では、計画立案の際に堀野眞一氏が考案した個体群動態モデル "Simbambi" によって将来予測が立てられ、必要な捕獲数や解決までの展望が検討された (小金澤 1998)。このモデルは環境変動やパラメタの不確実性を自動的には考慮しないが、計画立案者が前提をさまざまに変えて検討しやすいように、プログラムが工夫され、不確実性を吟味するよう手引きに明記されている。

北海道の道東計画立案の際には、乱数を駆使し

た個体群動態モデルにより、リスク評価が行われ、捕獲圧そのものを今後の個体数の増減傾向によって変更することが予め計画されていた (Matsuda *et al.* 1998)。つまり、順応的管理によるフィードバック制御が導入された。

研究のため、管理計画立案のための調査と、管理計画を実施したあとの継続監視 (monitoring) は性格が異なる。後者は半永久的に続ける必要がある。それは管理計画立案の際に用いられた未実証の前提を検証する (これを順応的学習という) ために必要であり、評価指標の状態変化を監視し、必要に応じて方策を変えるフィードバック制御のために必要である (松田 2004)。

以上、狩猟管理、個体群管理、生態系管理の考え方について私なりに整理した。鍵となる概念は順応的管理における継続監視、および不確実性を考慮したリスク評価、これらを実施する際の合意形成である。丹沢や大台ヶ原のように多くの市民が支えている自然は貴重である。その場所で、合意形成が困難であるために科学者が必要と考える大量捕獲が実施できないとすれば、これはゆゆしき事態である。これは知床や屋久島でも、今後大きな問題となることだろう。科学者と市民の今後の対話に期待する。

謝辞

本稿の執筆にあたり、小金澤正昭、羽山伸一、小池文人の各氏に貴重なご助言とご批判を頂いた。本報告は、横浜国立大学21世紀COE「生物・生態環境リスクマネジメント」の支援を受けた。

引用文献

- Anderson R.C. (1994) Height of white-flowered trillium (*Trillium grandiflorum*) as an index of deer browsing intensity. *Ecol. Appl.* 4:104-109.
- Crawford H.S. (1984) Habitat management. In: *White-tailed deer: ecology and management.* (ed. Halls, Lowell K.), pp.629-646. Harrisburg, PA: Stackpole Books.
- 小金澤正昭 (1998) 栃木県におけるニホンジカ保護管理計画と管理方法. 哺乳類科学 38:317-323

- 松田裕之編 (2001) 特集：鳥獣保護法改正問題。
生物科学 52(3):129-180.
- 松田裕之 (2004) 『ゼロからわかる生態学, 環境, 進化, 持続可能性の科学』, 共立出版.
- Matsuda H., Kaji K., Uno H., Hirakawa H. & Saitoh T. (1999) A management policy for sika deer based on sex-specific hunting. *Res. Pop. Ecol.* 41:139-149.
- Matsuda H., Uno H., Kaji K., Tamada K., Saitoh T. & Hirakawa H. (2002) Harvest-based estimation of population size for sika deer on Hokkaido Island, Japan. *Wildl. Soc. Bull.* 30:1160-1171.
- 日本生態学会生態系管理専門委員会 (2005) 自然再生事業指針. *保全生態学研究* 10: 63-75.
- Rossberg A.G., Matsuda H., Koike F., Amemiya T., Makino M., Morino M., Kubo T., Shimoide S., Nakai S., Katoh M., Shigeoka T. & Urano K. (2005) A Guideline for Ecological Risk Management Procedures. *Landscape and Ecological Engineering*. (in press.)
- 湯本貴和・松田裕之編著 (2006) 『世界遺産をシカが喰う-シカと森の生態学』, 文一総合出版. 近刊.

付表1 2005年10月1日市民セミナーの概要

「シカと山と人の新しい関係：狩猟管理から生態系管理へ」
 主催：横浜国立大学21世紀COE「生物・生態環境リスクマネジメント拠点」
 共催：神奈川県生命の星・地球博物館・(財)国際生態学センター・
 日本生態学会関東地区会
 後援：日本生態学会・日本土壌動物学会・(財)WWFジャパン・
 横浜国立大学共同研究推進センター
 場所：小田原市神奈川県生命の星・地球博物館 大ホール

プログラム

- 13:00：開会の挨拶
青木淳一(生命の星・地球博物館)
- 13:05：趣旨説明
伊藤雅道(横浜国立大学)
- 13:10：ヤクシカ増加下での屋久島の希少植物のモニタリングと保全計画
矢原徹一(九州大学)
- 13:50：丹沢山地におけるシカ食害による偏向遷移について
村上雄秀(国際生態学センター)
- 14:30：丹沢山地でのシカによる植生への影響と植生回復対策
田村 淳(自然環境保全センター)
- 15:10：休憩
- 15:20：知床のエゾシカ保護管理計画の論点：遷移に委ねるか、管理するか
梶 光一(北海道環境科学研究センター)
- 16:00：全国のシカ食害の実態
常田邦彦(自然環境研究センター)
- 16:20：丹沢山地における自然再生事業構想とシカ保護管理計画
羽山伸一(日本獣医畜産大学)
- 17:00：休憩
- 17:10：総合討論
司会：松田裕之(横浜国立大学)
- 18:00：閉会

大会準備委員会 (五十音順)

伊藤雅通 (横浜国大)・小池文人 (生態学会関東地区会)・広谷浩子
 (神奈川県生命の星・地球博物館)・松田裕之 (横浜国大)・村上雄秀
 (国際生態学センター)

丹沢山地におけるシカ食害による偏向遷移について

村上雄秀

(財)国際生態学センター murak@jise.or.jp

はじめに

丹沢山地は神奈川県西北部に位置し、面積約4万haの山地である。最高峰は蛭ヶ岳(1,672m)で、標高1,500mを越える山は9座を数える(丹沢大山自然環境総合調査団 1997)。一般に蛭ヶ岳、塔ノ岳をつなぐ稜線を境界に東西南北の4地域に区分される(図1)。

丹沢山地におけるシカの植生への影響は、関東大震災による多数の崩壊地の出現や、登山客による登山道周辺や山頂などの裸地化と共に古くから報告されている。1964年の報告(宮脇・大場・村瀬 1964)においても「草本植物はシカの喫食にあって量的には多くはない」(イワボタン-シオジ群集：p.76)、「シカの選択的喫食のため各種の現存生育量に大きな変化を受けている」(オオモミジガサーブナ群集：p.82)、「上堂平のイワボタン-シオジ群集の立地はシカの活動地のひとつとなっており、周辺のスズタケが密生している林床には多くのケモノ道が発達している」(p.86)

などの表現が散見される。

偏向遷移(系列) Plagiosere (Clements 1916) は人間や動物の関与によって生ずる遷移の方向の偏りであるが、その過程は初期の植生や関与する動物や関与程度によって異なる。丹沢山地におけるシカによる植生変化は2005年現在、東丹沢地域において本来の林内植生を消滅させるにいたっている。土壌の流亡(erosion)が進行しており、森林の消失の可能性が危惧されている。シカの喫食は水資源涵養や炭酸ガス固定などの森林の公益的機能を劣化させており、また生物多様性の保全を国家戦略とする日本においては十分に「食害」と呼ぶに値する。人間生活および生態系への脅威となりつつある。

現在のシカ食害はこのまま進行すれば、植生の成立基盤である土壌表層の流亡により、シカ影響が停止された場合でも元来の森林への再生が困難となる不可逆的な段階に達する。丹沢は稜線部においては大気汚染が原因とされるブナ林の衰退が

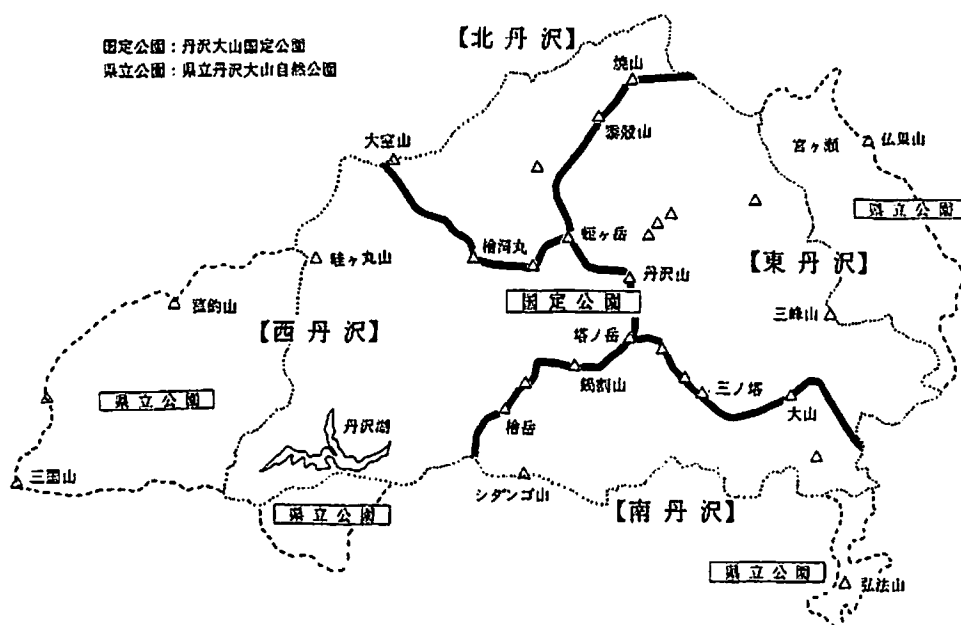


図1. 丹沢山地の地域区分(丹沢大山自然環境総合調査団 1997)

表1. 丹沢山地から報告されている主な成帯的群落

海拔	森林帯	立地	宮脇・大場・村瀬(1964)	大野・尾関(1997)	村上・中村(1997)	星ほか(1997)
1673m	ブナ林(ブナクラス上部)					
	落葉帯	山腹	オオモミジガサ-ブナ群集	オオモミジガサ-ブナ群集	オオモミジガサ-ブナ群集	オオモミジガサ-ブナ群集
			ヤマボウシ-ブナ群集	ヤマボウシ-ブナ群集	ヤマボウシ-ブナ群集	ヤマボウシ-ブナ群集
1000m	モミ・イヌブナ・ツガ林(ブナクラス下部)					
	山腹		ヤマボウシ-ブナ群集 モミ変群集	ブナ-イヌブナ群集 コナスゲ-ツガ群集	コナスゲ-ツガ群集	コハクウンボク-イヌブナ群集 ブナ-イヌブナ群集
~750m	モミ・ウラジロガシ林(ヤブツバキクラス上部)					
	山腹		ヤブムラサキ-モミ群集	-	サカキ-ウラジロガシ群集	シキミー-モミ群集

表2. 丹沢山地から報告されている主な非成帯的群落

生活形	立地	宮脇・大場・村瀬(1964)	大野・尾関(1997)	村上・中村(1997)	星ほか(1997)
森林	湿性	イワボタン-シオジ群集	イワボタン-シオジ群集 オオモミジガサ-ヤキ群集	イワボタン-シオジ群集	イワボタン-シオジ群集
	乾燥	-	コナスゲ-ツガ群集	ミツバツツジ-アカマツ群集	-
低木林	湿性	タマアジサイ-フサザクラ群集	オオバアサガラ群集	タマアジサイ-フサザクラ群集 オオバアサガラ群集	タマアジサイ-フサザクラ群集
	風衝	シバヤナギ群集 ニシキウツギ群集	イトスゲ-リュウブ群集 ウツギ-ニシキウツギ群集	シバヤナギ群集 ニシキウツギ群集 マメグミ-マメザクラ群集	-
草原	風衝	フジアカショウマ-シモツケソウ群集	フジアカショウマ-シモツケソウ群集	ヤマヌカホ-スズタケ群集	-
	崩壊	フジアザミ-ヤマホタルブクロ群集 アブラシバ群集	フジアザミ-ヤマホタルブクロ群集	フジアザミ-ヤマホタルブクロ群集 イワニガテ-アブラシバ群集	-
	林縁	-	フジテンニンソウ群集	トボシガラ-テンニンソウ群集	-

主要森林植生の33年間の変化

丹沢山地の第1次の地域植生誌的研究報告は1964年であり、第2次は1997年である。第2次調査においては「ニホンジカは、次第に標高の高い特別保護地区に集まるようになり、その採食に対して適応力の低い植物種から次々と姿を消し、生態系は劣化して行った」(丹沢大山自然環境総合調査団 1997)とあり、シカによる植生の変化は生態系を招くと認識されている。1964年および1997年の調査は定置枠(永久方形区)こそ設置されなかったものの、規格化された植物社会学的方法(Braun-Blanquet 1964)で行われており、「生データ」が公表されている。そのためこれらを用いて植生の種組成や構造の変化を比較する事が可能である。特に東丹沢の蛭ヶ岳~丹沢山

~堂平にかけての地域はいずれの既報告でも比較的密に調査されており、それらの比較により、広域に分布し地域による組成の変化が少ない森林植生については、種組成や構造の変化の概略を考察する事は可能と判断した。以下にブナクラス域に成立する主要森林植生3タイプにおける1964年から1997年までの33年間の変化についての比較結果をまとめる。

1. オオモミジガサ-ブナ群集

Miricacalio-Fagetum crenatae Miyawaki, Ohba et Murase 1964

オオモミジガサ-ブナ群集の調査資料は檜洞丸~丹沢山で収集された、宮脇・大場・村瀬(1964)による15資料と村上・中村(1997)による5

表3. オオモミジガサーブナ群集における経年組成比較 (各種の量は優占度を示す)

報告年度 通し番号: 原調査票番号:	1964年資料															1997年資料				
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
高木層の高さ(m)	15	17	17	23	23	15	20	15	16	5	15	15	8	8	20	18	15	20	14	10
出現種数:	32	26	40	42	43	37	50	42	34	48	54	45	45	31	28	36	35	40	29	25
コウモリソウ	+	+	+	1	+	.	3	+	1	2	+	+	1	+	.	.
オオバショウマ	+	.	+	+	+	+	+	+	+	1	+	+	1
マユミ	.	+	1	1	+	+	+	.	+	+	+	+	+	+
イヌヤマハッカ	+	.	1	+	+	1	+	+	.	+	.	.	+	1
テンニンソウ(広義)	.	.	4	.	.	+	+	3	2	2	1	2	2	2	.	+
ユキザサ	+	.	+	.	.	.	+	.	+	+	+	+	+	+
オシダ	.	.	+	.	.	1	+	+	.	+	+	1	+	1
モミジイチゴ	+	.	.	+	+	.	+	.	.	+	+	.	.	+	+	.	.	+	.	.
ハンショウヅル	+	+	+	.	+	+	+	+	+	.	.	.	+	.	.
オオモミジガサ	.	.	.	+	+	2	.	2	.	2	3	3	2
ミヤマタニタデ	+	.	.	.	+	2	+	1	+	.
ミヤマタニソバ	+	+	.	.	+	+
ホソエカエデ	1	2	2	.	.
ミヤマノキシノブ	+	+	+	.
ブナ	3	2	4	5	5	3	4	2	2	2	4	4	3	1	4	4	4	4	4	1
ヤマトリカブト	1	1	1	2	1	1	1	+	+	+	+	1	2	1	.	.	1	.	1	+
トウゴクミツバツツジ	+	+	+	2	1	+	3	1	1	1	+	1	1	.	.	1	+	1	.	+
ヘビノネゴザ	.	.	.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	2	+	+	+	+
アオダモ	+	+	+	+	1	.	+	1	1	2	+	+	2	1	+	1	.	+	.	.
ミヤマイボタ	+	.	+	+	+	1	+	+	.	.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
オオイタヤメイゲツ	1	1	.	1	.	2	.	1	.	1	1	+	2	+	+	1	.	.	+	1
タテヤマギク	+	+	1	+	+	.	+	+	1	+	+	1	1	.	.	.	1	+	.	.
マルバダケブキ	+	+	.	+	2	+	+	.	+	.	+	.	+	.	.	+	+	.	4	3
ツルアジサイ	+	1	1	+	.	+	+	+	.	+	+	+	.	.	+	+	+	.	.	.
シロヨメナ	2	2	3	3	2	+	2	1	+	+	+	.	.	+	2	3
ヒメノガリヤス	2	.	.	+	4	.	1	4	.	+	1	1	3	+	+	2
サラサドウダン	+	.	+	.	1	+	+	1	.	+	.	+	+	1	.	.	+	.	1	.
シロヤシオ	2	3	.	.	3	.	.	1	3	2	2	1	.	.	.	2	2	3	.	1
マメザクラ	.	+	+	.	+	.	+	.	1	.	.	+	+	.	+	+	+	+	+	.
イトスゲ	.	.	1	1	3	+	3	2	2	1	.	.	1	+	1	1
カマツカ	.	.	+	1	1	+	1	.	.	+	+	.	.	+	.	.	+	.	+	+
クワガタソウ	.	.	.	+	+	+	1	.	.	+	+	1	+	+	+	+
ツルシロカネソウ	1	1	2	.	.	2	.	1	.	1	1	2	3	.	.	2

出典: 1-13, 15: 宮脇・大場・村瀬(1964; Tab. 2.13); 14: 宮脇・大場・村瀬(1964; Tab. 2.12); 16-19: 村上・中村(1997; Tab. 4-2-1-3)

調査地: 1,2,14,15: 蛭ヶ岳; 3: 大丸; 4,5,7,9,17-20: 樽洞丸; 6: 丹沢山; 8,10-12,16: 棚沢ノ頭; 13: 不動ノ峰。

資料を用いた(表3)。構成種を生活形の上で8形に分類し、被覆指数(Deckungswert; Braun-Blanquet 1964)および種数を用いて各生活形の量的変化を算定した(図3, 4)。

被覆の変化では、全体(総計)として減少傾向がある。各生活形別での内訳では夏緑広葉低木、大型多年草などの夏緑性でシカの喫食に適したサイズの植物の衰退が顕著である。シカの口の届きにくい夏緑広葉高木や小型多年草の量的な変動は小さい。唯一増加した生活形はササ類(スズタケ)である。オオモミジガサーブナ群集は雲霧帯に発達する湿性ブナ林であり、ササ類の生育量は元来限られるが、その湿性条件に変化が生じている可

能性もある。

種数の変化では被覆でみられた全体的な減少がさらに顕著で、(平均)出現種数は20%以上減少した。生活形別でみると、被覆では差の無かった夏緑広葉高木を含め概ね種数が減少し、特に大きく減じたのは大型多年草である。対照的に小型多年草は例外的に僅かに増加したが、これは大型多年草の衰退と共に、シカにより喫食されにくい草丈10cm以下の矮性の林外生の種群が混入したためと考えられる。

組成表による比較でもオオバショウマ、イヌヤマハッカ、オオモミジガサ、テンニンソウなどの大型多年草は消え、シカの嗜好性の高い生活形、種

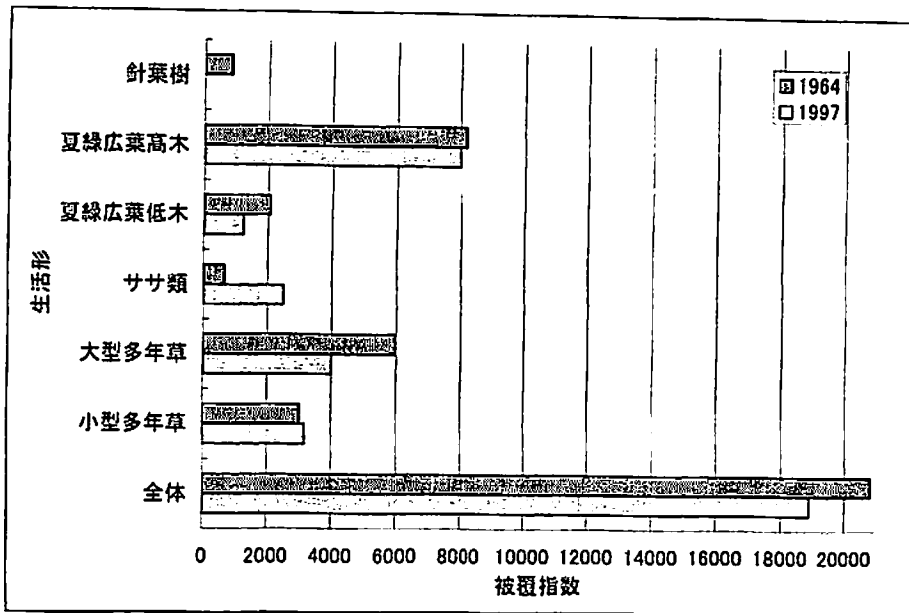


図3. オオモジガサブナ群集における生活形組成変化 (被覆指数)
 生活形；夏緑広葉高木：林内での樹高 5 m以上；夏緑広葉低木：林内での樹高 5 m未満；大型多年草：林内での草丈80cm以上；小型多年草：林内での草丈80cm未満

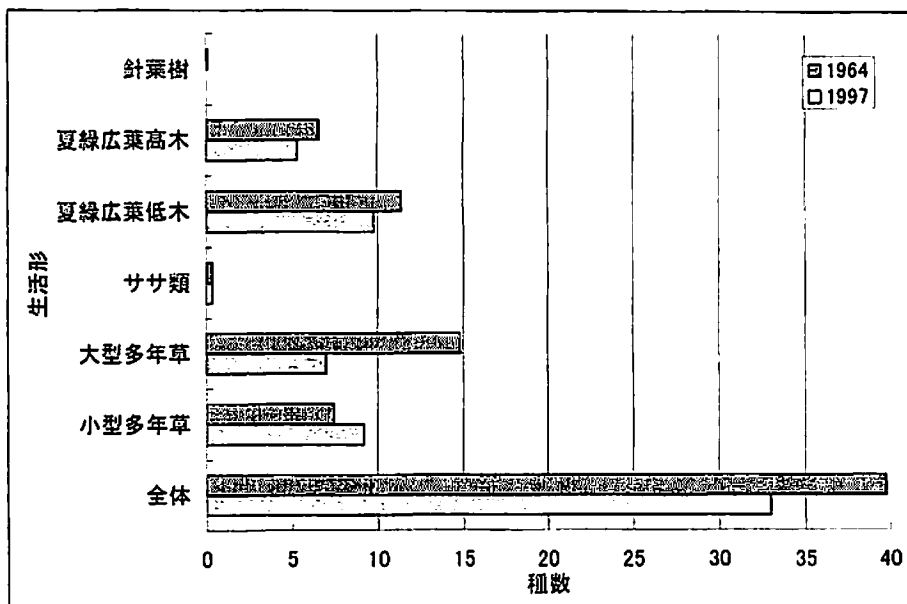


図4. オオモジガサブナ群集における生活形組成変化 (種数)
 (生活形分類基準については図3を参照)

からの減少が明瞭である。新規に出現したミヤマタニタデ、ミヤマタニソバはいずれも矮性の植物であり、シカの喫食を受けにくい植物と判断される。

2. ヤマボウシーブナ群集

Corno-Fagetum crenatae Miyawaki, Ohba et Murase 1964

ヤマボウシーブナ群集については棚沢ノ頭～堂

平で収集された調査資料を用いた。宮脇・大場・村瀬 (1964) による15資料と、村上・中村 (1997) による7資料を比較している (表4)。

被覆における変化 (図5) では、オオモジガサブナ群集と同様に全般に衰退が顕著で、全体として30%以上減少した。この被覆の減少の最大の要因はササ類の衰退で、1997年のササ類の被覆は1964年のその10%強にすぎない (写真

表4. ヤマボウシ・ブナ群集における経年組成比較 (各種の量は優占度を示す)

報告年度 通し番号: 原調査票番号:	1964年資料															1997年資料							
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	
高木層の高さ(m)	20	25	18	25	20	20	22	23	25	25	22	28	20	25	30	17	21	22	24	27	26	20	
出現種数:	47	35	40	25	23	29	38	18	31	31	40	30	36	21	28	47	43	31	27	24	34	30	
スズタケ	+	+	2	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	+	1	+	+	4	1	·	21
タンサウフタギ	+	+	+	+	+	+	1	1	1	·	1	+	1	·	2	·	1	·	·	+	·	·	12
オオモミジ	1	3	+	+	1	+	+	+	+	1	1	1	1	+	+	2	·	·	+	·	+	·	18
アブラチャン	+	+	+	·	·	1	·	1	1	1	1	+	1	4	1	·	·	·	1	·	·	·	13
イタヤカエデ(広葉)	+	+	·	·	1	+	·	+	+	1	·	·	2	+	+	·	1	·	·	·	·	·	10
ツタウルシ	+	·	+	+	+	+	·	+	·	·	·	·	·	+	+	·	+	·	·	·	·	·	9
ムラサキシキブ	·	·	·	+	·	·	·	·	·	+	+	+	+	+	+	·	·	+	·	·	·	·	8
ヒコサンヒメシャラ	·	·	1	·	·	+	·	+	+	1	·	·	1	2	+	·	·	·	·	·	·	·	8
モミジイチゴ	+	+	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	+	+	+	+	·	+	+	10
ヒメノガリヤス	·	1	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	2	3	+	+	·	+	+	7
ミヤマブタバコ	+	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	+	·	·	+	+	·	6
ヘビノゴザ	·	·	+	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	+	·	·	·	·	+	5
ホソエノアザミ	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	+	1	+	·	·	+	6
ミヤマチドメ	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	+	1	+	·	·	·	4
フタリシズカ	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	+	+	·	+	·	4
ツクバネソウ	+	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	+	·	·	·	+	+	6
ホソバテンナンショウ	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	+	·	+	·	3
マルバダケブキ	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	+	+	·	·	·	·	3
ミヤマタニソバ	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	+	+	·	·	3
ケアオダモ	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	1	+	3
ブナ	3	3	5	5	5	5	3	4	4	2	2	3	1	2	4	3	5	2	4	5	5	2	22
ウラジロモミ	3	1	1	1	1	1	1	+	1	·	+	1	1	2	+	1	2	·	·	·	1	3	18
アオダモ	+	+	1	+	·	+	·	+	+	+	+	+	+	+	+	1	2	·	·	+	1	·	17
ヤマボウシ	·	+	·	1	1	·	·	·	2	+	+	+	1	·	2	+	+	·	2	·	+	+	14
カマツカ	·	+	·	+	+	1	+	1	·	+	+	1	+	·	+	+	+	+	·	·	·	·	14
イヌシデ	+	·	·	1	1	·	·	+	2	2	2	2	3	·	2	·	+	+	2	·	·	·	13
サンショウ	+	+	·	+	+	·	·	·	+	+	+	+	+	+	+	·	·	+	+	·	·	·	13
ツルマサキ	·	+	·	·	·	+	·	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	·	+	·	·	12
マメザクラ	+	·	+	·	·	·	+	·	+	·	·	·	·	·	+	+	+	·	·	·	+	+	10
ミズキ	+	·	+	·	·	·	·	+	+	1	1	2	+	·	·	+	·	·	+	+	·	·	11
イワガラミ	+	+	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	+	+	+	+	1	1	+	11
ツルアジサイ	+	·	+	·	+	+	+	·	·	+	+	1	·	·	·	+	·	·	·	+	·	·	11
リョウブ	·	+	+	·	·	+	1	+	·	·	·	·	+	·	+	1	1	·	·	·	+	·	11
サワシバ	·	+	·	·	+	+	·	·	1	1	+	+	2	·	+	+	·	·	3	·	·	·	11
ミヤマイボタ	·	·	+	+	+	+	·	·	·	·	+	·	+	·	+	+	+	·	·	+	+	·	11
シナノキ	·	·	·	·	+	·	·	1	2	·	·	2	2	2	2	3	·	1	1	1	+	·	11
アセビ	1	+	+	1	·	·	1	·	·	·	·	·	·	·	·	+	3	·	·	2	3	2	10

出典:1-15:宮脇・大場・村瀬(1964;Tab. 2.13); 16-22:村上・中村(1997;Tab. 4-2-1-3)
 調査地:1. 3. 21: 西峰; 2. 4-6. 8-16, 19: 堂平; 7. 20: 丹沢山; 8.10-12.16: 榎沢ノ頭; 13: 不動ノ峰; 22: 東峰.

1). 本群集のササ類はスズタケがほとんどだが、1997年当時はササの枯死はシカによるものではなく、病気(天狗巣病)によるという判断もあった(丹沢大山自然環境総合調査団 1997など)。しかし防鹿柵(植生保護柵)によってササ類が再生する(矢ヶ崎ほか 1997)ことは明らかであり、ササ類の衰退はシカによる冬季の葉の喫食による衰弱や、春季のタケノコの喫食による稈の老齢化が要因と考えられる。一方、ササ類以外の生活形の衰退は顕著でない。夏緑広葉高木、夏緑広葉低木の被覆には減少傾向はなく、多年草類はむしろ増加している。これらの変化はスズタケという大型のササ(稈の高さは1.5~2mほど)のかつての繁茂により、林内にはシカに喫食されにくい大

型の低木類が多かった点、またササ類の消失により林床の照度が増加し、シカの非嗜好性の多年草類が侵入、生長が可能になったためと考えられる。常緑樹の増加もみられるがこれはシカの非嗜好のアセビの増加による。

種数の変化(図6)では全体ではわずかだが増加傾向で、これはササ類の衰退により大型および小型多年草が増加した点が貢献している。各生活形の内訳では、被覆では変動の無かった夏緑広葉高木を含め木本類は概ね減少している。これはシカによる幹の樹皮剥ぎなどによる枯死が関与している可能性がある。増加した多年草とは対照的となっている。

以上の変動は組成表(表4)でも明瞭で、スズ

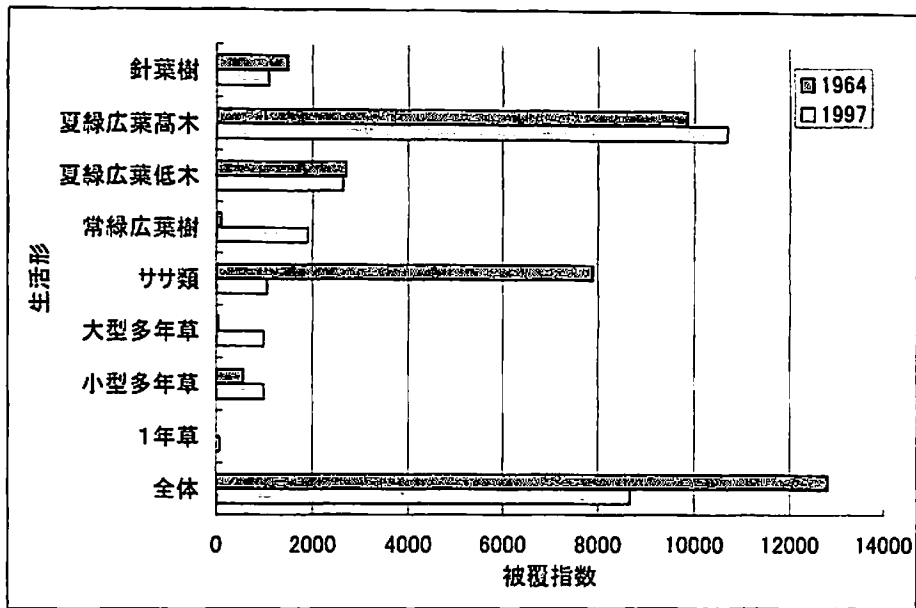


図5. ヤマボウシブナ群集における生活形組成変化(被覆指数)
(生活形分類基準については図3を参照)



写真1. ヤマボウシブナ群集の林内相観の変化 (左: 1964 (宮脇・大場・村瀬 1964より); 右: 1997)
いずれも堂平. 1964年報告では密生していたスズタケは1997年時点では消失している.

タケの優占度の減少, フタリシズカ, マルバダケ
ブキなどのシカの非嗜好性多年草の出現・増加が
明瞭である. モミジイチゴやホソエノアザミは林
外生の種であり, ササ類の消失により新たに侵入
した種群とみなされる. 組成表ではタンナサワフ

タギなどの夏緑低木類の種数(出現頻度)の低下
があるが, スズタケの衰退に伴い, モミジイチゴ
などのシカの喫食に抵抗性のある林縁生の夏緑低
木が増加し, 生活形組成上は相殺されている.

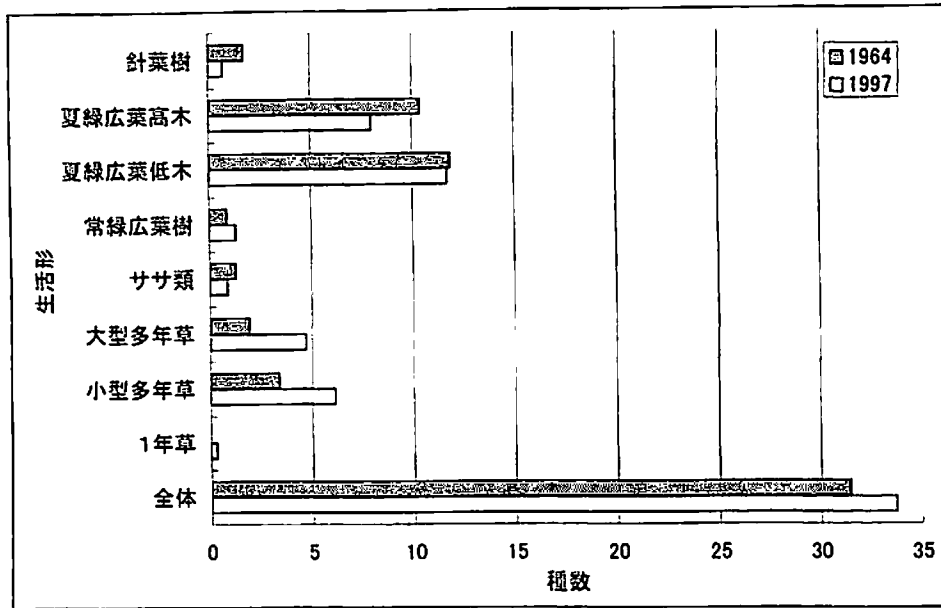


図6. ヤマボウシーブナ群集における生活形組成変化 (種数)
(生活形分類基準については図3を参照)

3. イワボタンーシオジ群集

Chrysosplenieto-Fraxinetum spae-thianae Miyawaki, Ohba et Murase 1964

イワボタンーシオジ群集については堂平で収集された調査資料のみを用いた。イワボタンーシオジ群集は溪谷林として丹沢山地に広く分布するが、堂平の林分は緩傾斜で流水を伴わない浅い谷地形に発達した特殊な林分が主体であり、丹沢山地の他の林分との比較は困難である。宮脇・大場・村瀬 (1964) による8資料と、村上・中村 (1997) による2資料、大野・尾関 (1997) による5資料を比較した (表5)。

被覆の変化 (図7) では、前2群集と同様、全体としては衰退し、15%程度減少している。この衰退の主要因はササ類および夏緑広葉低木の減少である。イワボタンーシオジ群集は湿性林として元来、ササ類の優占度は低いが、1997年時点でササ類は消滅した。また、ササ類が優勢でなかった事により、イワボタンーシオジ群集では2m以下の小型の夏緑広葉低木を多く含み、それがシカによる喫食により衰退したと考えられる。大型多年草はシカの非嗜好性の種が一部の林分で増加した。夏緑広葉高木に増加があるが、これはシカの非嗜好のオオバアサガラの増加による。針葉樹の消失はウラジロモミの減少で、シカによる樹皮剥ぎが高頻度でみられる樹種である。

種数の変化 (図8) では、全体では差が少ない。ササ類、夏緑広葉低木、針葉樹は減少した。大型および小型多年草はむしろ増加した。本来ササ型林床でないイワボタンーシオジ群集は多年草が豊富な森林であるが、スズタケの消失により、シカ非嗜好種を中心に増加したものと考えられる。また本来、林床には生育しない一年草の増加は林内照度の上昇とシカによる土壌攪乱の影響と判断される。

以上の動きは組成表 (表5) で明瞭で、スズタケ、ウラジロモミなどの消滅、フタリシズカ、ヒメノガリヤスなどの非嗜好性多年草やミヤマチドメなどの矮性の多年草の増加などが認められる。

植生変化の概要

以上のブナクラス域の3森林タイプにおける変動をまとめた一覧表を表6に示す。3タイプの森林は生育域、生育立地、林内構造が異なるが、33年間の変動で共通してみられる現象を以下にまとめる。

1. 全出現種数および全被覆の低下

ヤマボウシーブナ群集における全出現種数の増加を除けば概ね共通してみられる現象で、シカの喫食による森林の構造、種組成、種多様性などの劣化を意味する。例外であるヤマボウシーブナ群

表5. イワボタン-シオジ群集における経年組成比較 (各種の量は優占度を示す)

報告年度 通し番号: 原調査番号:	1964年資料								1997年資料						
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
高木層の高さ(m)	92	103	106	107	105	104	57	58	24	11	3	2	10	12	11
出現種数:	43	27	27	32	29	25	34	25	40	22	33	32	31	36	21
ウラジロモミ	+	.	.	1	1	2	+	2	6
サワハコベ	+	+	+	+	+	1	1	7
ニワトコ	+	.	+	+	+	+	+	5
スズタケ	2	.	3	5	1	.	2	5
ウワバミソウ	.	.	.	+	.	+	+	+	4
ミヤマナミキ	.	.	+	+	+	+	+	.	.	5
イワガラミ	+	+	+	+	.	+	+	.	7
フタリシズカ	+	.	+	+	+	1	+	6
ヒメノガリヤス	1	+	+	.	.	.	+	5
ミヤマチドメ	+	1	1	.	.	3
テバコモミジガサ	+	+	.	+	3
ノハラアザミ	+	+	3
アブラチャン	3	4	1	3	3	2	3	3	+	1	3	1	1	1	14
サウゲルミ	3	1	4	2	2	2	1	2	2	.	3	2	5	5	13
オオバアサガラ	1	1	.	1	+	+	+	.	3	1	1	1	2	1	13
ミヤマイボタ	+	+	1	+	+	+	+	+	.	.	1	+	+	+	12
モミジガサ	+	1	+	+	+	+	1	+	+	+	.	.	+	+	12
クワガタソウ	+	1	+	1	1	1	1	+	+	+	1	1	2	1	12
ツルマサキ	.	1	+	+	+	1	+	+	.	+	1	+	+	+	12
イワボタン	+	+	.	1	+	+	+	+	.	.	+	+	+	+	11
ムカゴイラクサ	+	.	+	+	+	+	2	2	.	1	+	+	.	+	11
ツルシロカネソウ	1	2	+	1	+	+	2	+	.	1	+	+	.	.	11
タニタデ	+	.	+	+	+	.	.	.	1	.	.	+	+	+	10
ミズ	+	1	.	1	1	2	1	+	.	.	+	+	.	.	9
ヒコサンヒメシヤラ	.	1	3	1	2	3	1	2	.	.	2	1	.	.	9
シオジ	.	1	.	2	2	2	2	2	.	3	3	3	.	.	9
オオイタヤメイゲツ	.	1	1	3	.	1	1	4	.	4	2	4	.	.	9
シコクスミレ	.	.	+	+	+	1	+	+	.	1	.	+	.	1	9
チドリノキ	.	+	.	1	1	.	1	.	.	2	1	2	1	.	8
ツルアジサイ	.	+	1	+	1	+	+	.	.	.	+	+	.	.	8

出典: 1-8: 宮脇・大場・村瀬(1964; Tab. 2.12); 9-10: 村上・中村(1997; Tab. 4-2-1-4);

大野・尾関(1997; Tab. 4-1-4)

調査地: 1-15: 堂平.

集の出現種数の増加はササ類の減少に伴う林外からの草本種の侵入によるものが主で、本来の森林としての種組成の増加ではない。

2. 大型および小型多年草の増加

オオモミジガサーブナ群集における大型多年草の種数の減少を除けば、種数・被覆のいずれにおいても各森林に共通してみられる現象である。これはササ類の消失や夏緑低木の衰退による林内照度の向上に伴い、シカの非嗜好性の林外生の大型多年草や、喫食を免れやすい草丈10cm以下の矮性の多年草が侵入したためとみなされる。

3. ササ類の衰退

これは長期的な冬季の葉の喫食、春季のタケノ

コの喫食による衰退と考えられる。オオモミジガサーブナ群集においてはササ類の被覆の上昇がみられているが、この変化は詳細な調査を要する。

4. 夏緑広葉低木の衰退

オオモミジガサーブナ群集、イワボタン-シオジ群集などのササ類が元来少ない森林で特にみられる現象。それらの森林ではササ類が小型であったり優占度が低く、比較的小型(樹高1.5m以下)の低木が相対的に多かったため、シカに喫食されやすかったものと推定される。

5. 針葉樹の衰退

3タイプの森林に共通して出現する針葉樹はウラジロモミであるが、いずれの森林でも被覆、出

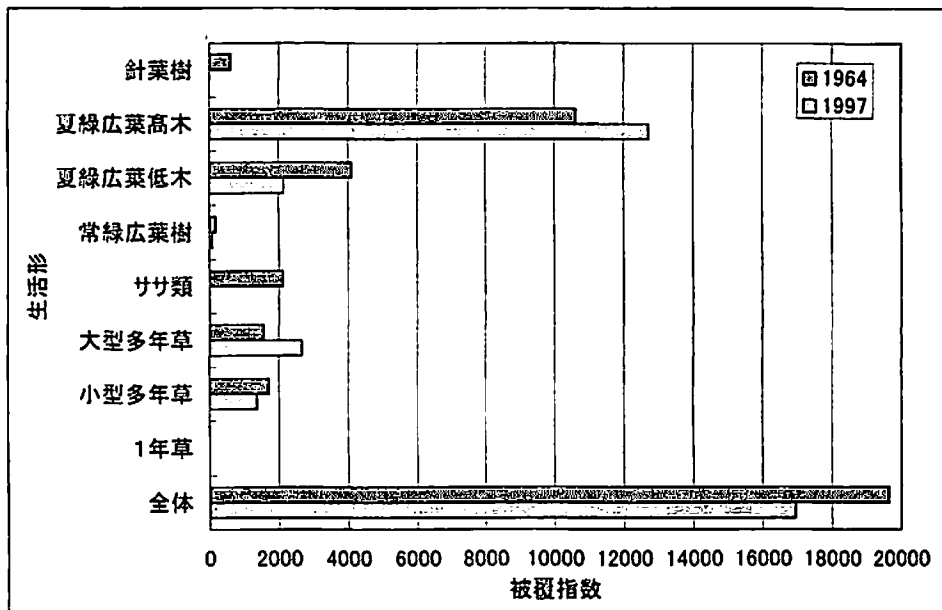


図7. イワボタン-シオジ群集における生活形組成変化(被覆指数)
(生活形分類基準については図3を参照)

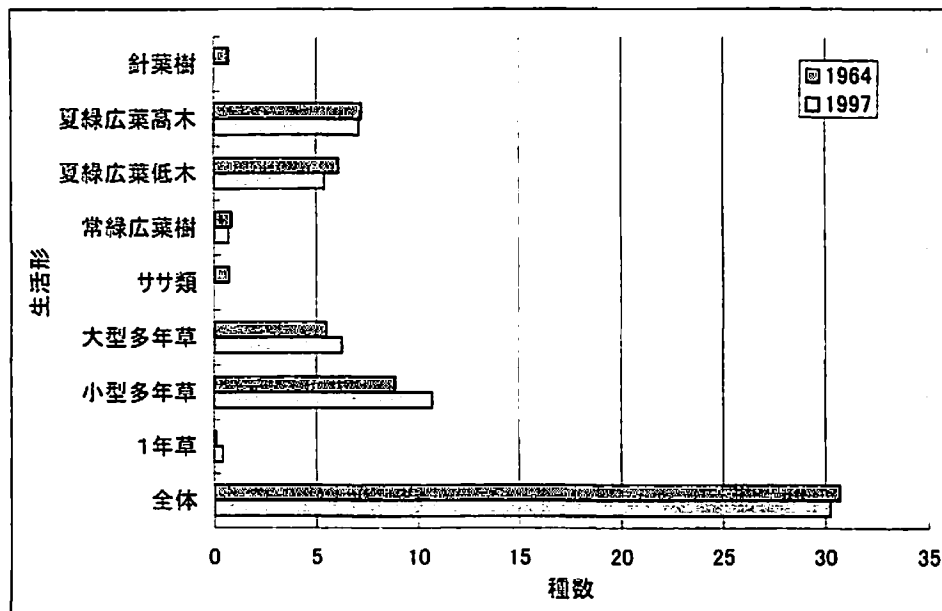


図8. イワボタン-シオジ群集における生活形組成変化(種数)
(生活形分類基準については図3を参照)

現頻度もしくはその両方が減少している。ウラジロモミはシカの樹皮剥ぎが高頻度でみられる樹種として知られており、丹沢では1997年の調査の折に樹皮を守るためのネット張りが調査団自らの手で行われた。ウラジロモミの枯死は大気汚染などによる影響も考えられるが、シカの樹皮剥ぎも衰退の大きな要因と考えられる。

以上のように、シカの喫食による影響は構成種の

生活形の大半にみられており、被覆の減少程度を考え合わせると深刻な森林構造の衰退という表現ができる。なお、1997年時点でイワボタン-シオジ群集やヤマボウシ-ブナ群集にわずかにみられた林外生の1年草の林内への侵入は、2005年時点ではササ類や夏緑広葉樹の衰退とシカによる表土の攪乱などにより一部の林床の優占種となっている。植生学的には信じがたい林内相観が観察できる。

表6. ブナクラス域生主要森林3群集における変動の一覧 (1964-1997)

	オオモジガサー ブナ群集		ヤマボウシー ブナ群集		イワボタン シオジ群集	
	被覆	種数	被覆	種数	被覆	種数
針葉樹	↓	-	↓	↓	↓	↓
常緑広葉樹	-	-	↑	-	-	-
夏緑広葉高木	-	↓	-	-	↑	-
夏緑広葉低木	↓	↓	-	-	↓	↓
ササ類	↑	-	↓↓	-	↓	↓
大型多年草	↓	↓↓	↑	↑	↑	↑
小型多年草	-	↑	↑	↑	-	↑
1年草	-	-	-	-	-	↑
全体	↓	↓	↓	↑	↓	-

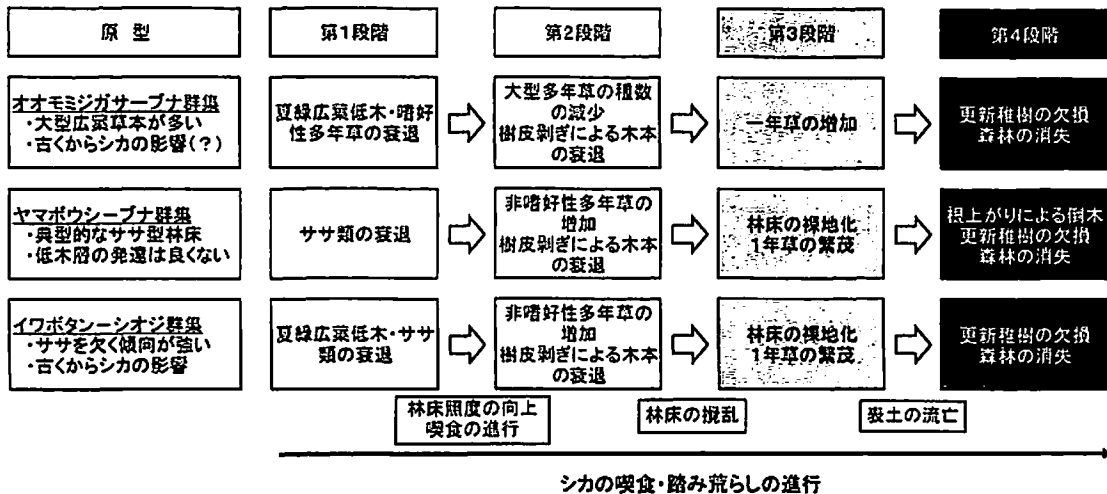


図9. 3森林群集のシカ影響による衰退過程模式

森林の衰退過程

上述の33年間の変化を基に、シカによる影響がこのまま進行した場合の偏向遷移の過程を推定したものを図9に示す。シカによる喫食は当初はシカの口の届く範囲に限られるため、ササ類や低木の衰退が生じる(第1段階)。その結果森林の林床の照度が増加し、林外生の種を含むシカの非嗜好性の多年草および喫食に強い矮性の多年草が侵入する。また嗜好性植物の減少により、シカに

よる樹皮剥ぎが進行し木本全般の衰退が生じる(第2段階)。さらにシカによる長期の踏み荒らしにより林床の表土が攪乱され、林外生の非嗜好性の一年生草本が繁茂する(第3段階)。そして攪乱の結果として表土の流亡が進行すると根上がりなどによる林冠木の倒木や長期の木木の喫食による稚樹の欠如により更新が行われず、森林が消失する(第4段階)。

表7. 丹沢山地から報告されているシカ食害による主要偏向遷移群落

生活形	立地	宮脇・大塚・ 村瀬(1964)	大野・尾関 (1997)	村上・中村 (1997)	星ほか (1997)
森林	露積	オオモシガサ ブナ群集(一部)	オオモシガサ ブナ群集退行相	オオモシガサ ブナ群集(全株)	クワガタソウ ブナ群集
	山腹	-	ヤマボウシブナ群集 攪乱型	ヤマボウシブナ群集 アセビ亜群集	
	湿性地	イワボタン シオジ群集(一部)	-	イワボタン シオジ群集(堂平)	イワボタン シオジ群集
	低海拔地				シキミーモミ群集
低木林		オオバアサガラ群落	オオバアサガラ群落	タマジサイーフサザクラ 群落	
草原	風衝地			ヤマヌカボースズタケ 群落	-
	林縁など		フジテンニンソウ群落	ホソエノアザミー テンニンソウ群落	-
	路傍	-	-	イヌコウジ ナギナタコウジ群落	-

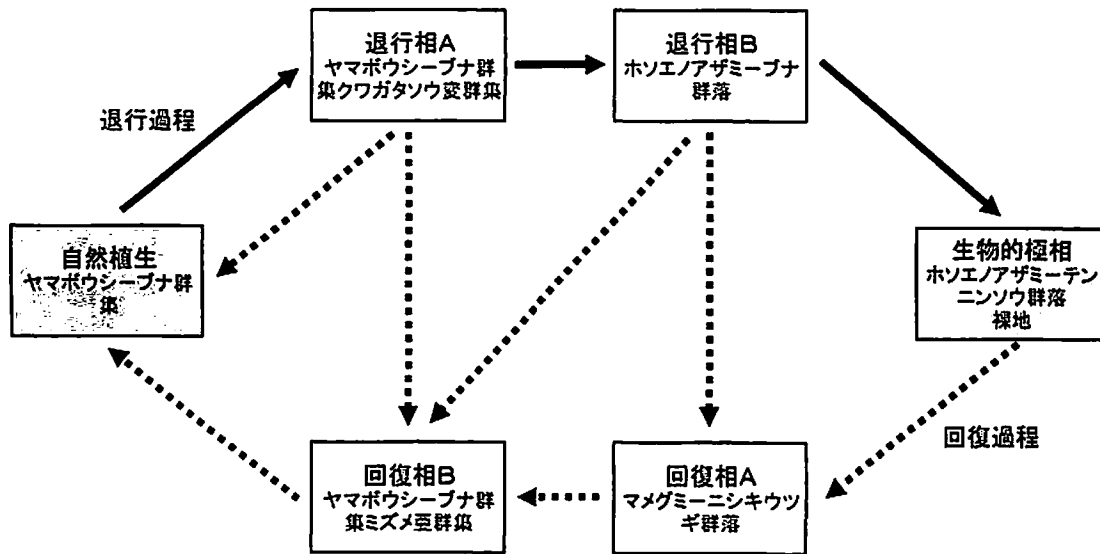


図10. ヤマボウシブナ群集域における偏向遷移模式図(植生単位名は村上・中村 1997および仮称)

偏向遷移過程 (衰退)

既報告においてシカによる影響が成因として認められる偏向遷移系列上の植生については多くのものが記録されている(表7)。進行遷移においては草原→低木林→高木林と進む系列が一般的であっても、偏向遷移過程はシカによる喫食圧や攪乱など要因としており、その過程は一様でない。例えば既報告で記録された、喫食下に成立する木本群落であるオオバアサガラ群落は、優占種

オオバアサガラが典型的なシカの非嗜好性樹種であり、イワボタンシオジ群集の衰退過程で出現する可能性が高い。2005年時点では堂平のイワボタンシオジ群集域ではウラジロモミなどの枯損跡のギャップにオオバアサガラ群落が成立しており、これを裏付ける。しかしオオバアサガラは湿性に特徴的な樹種であり、イワボタンシオジ群集以外のブナ林域では優占林分は観察されない。ブナ林域の衰退過程では、一挙にホソエノア

ザミなどのシカの非嗜好性多年草を優占種とする草原もしくは裸地となる可能性がある。このように偏向遷移系列の衰退方向では森林タイプにより森林から一挙に裸地もしくは草原に壊滅的に推移する可能性がある。

偏向遷移過程（再生）

丹沢山地では1990年代から防鹿柵（植生保護柵）が設置され、シカによる影響を遮断した際の植生の変化が観察されている（矢ヶ崎ほか 1977）。その再生過程はシカによる影響を完全に遮断しているため、衰退方向の偏向遷移系列とは大きく異なっており、シカの嗜好性と無関係に定着能や生長速度などが優れた植物により再生が進行する。多くの防鹿柵内では設置時に既に夏緑広葉低木やササが失われている。そのため、林床の照度が高く、初期には草原・林縁生の種群が旺盛に生長する。しかしヤマボウシーブナ群集などの本来はササ型林床の森林では根茎の伸長などによりササ類の再生が比較的早く、ササ類の急速な繁茂により、高木や亜高木、低木層を担う夏緑木本類の発芽・生長が阻害される場合がある。その場合、林冠種の更新機能を含めた、森林の本来の種組成や構造、齢分布などの再構築には著しい時間を要する。

かつての丹沢山地をモデルにしたシカの低密度下での再生方向のヤマボウシーブナ群集の偏向遷移系列を推定したものを図10に示す。生物的極相は一定のシカ密度とのバランスで生じるものであり、ここでは現在程度のシカの影響圧を想定した。回復相は遷移過程自身にはシカが影響しないことを仮定した二次遷移過程である。この回復相はシカの密度により大きく変化するが、現在の密度では回復過程に入ること自体が困難であろう。

おわりに

現在の高密度のシカの影響下では森林が失われる可能性は低くない。現在低海拔のサカキウラジロガシ群集に含められるモミ林でも林床の裸地化と「根浮き」が急速に進行している。土壌の流亡による森林の消失は、台風などの荒天時に面的な崩壊となって生じる可能性がある。それはシカにとっても肯定的な状況ではない。

防鹿柵を丹沢全域に設置するか、シカを絶滅させない限り、実際の森林の再生を必要とする区域においてシカによる影響の完全な排除は困難である。また防鹿柵内で再生した植生は、後に防鹿柵を除去あるいは損壊すればシカにとっては格好の餌場となり、個体数増加にはプラス要因となる。どのような密度ならばシカの影響下でも森林として再生・維持ができるのか、現時点での森林再生に際しては放置すれば良いのか人為的な再生策が必要なのか、また低い密度に永続的にシカ個体数を押さえる方法はあるのかなど丹沢のシカ食害への対策は多くの課題がある。

引用文献

- Braun-Blanquet, J.(1964)*Pflanzensoziologie, Grundzüge der Vegetationskunde*. 3. ed. Springer-Verlag, Wien & New York.
- Clements, F. E.(1916)*Plant succession: an analysis of the development of vegetation*. Carnegie Institution of Washington, Publ.242. Washington, DC.
- 星 直斗・山本詠子・吉川菊葉・川村美岐・持田幸良・遠山三樹夫（1997）丹沢山地の自然林。丹沢大山自然環境総合調査報告書, pp.175-257. 神奈川県, 横浜.
- 宮脇 昭・大場達之・村瀬信義（1964）丹沢山塊の植生。丹沢大山学術調査報告書, pp.54-102. 神奈川県, 横浜.
- 村上雄秀・中村幸人（1997）丹沢山地における動的・土地的植生について。丹沢大山自然環境総合調査報告書, pp.122-167. 神奈川県, 横浜.
- 大野啓一・尾関哲史（1997）丹沢山地の植生（特にブナクラス域の植生について）。丹沢大山自然環境総合調査報告書, pp.103-121. 神奈川県, 横浜.
- 丹沢大山自然環境総合調査団（1997）調査のまとめと自然環境保全のための提言。丹沢大山自然環境総合調査報告書, pp.1-11. 神奈川県, 横浜.
- 矢ヶ崎朋樹・吉川菊葉・原田修平・星 直斗・持田幸良・遠山三樹夫（1997）丹沢山地の稜線部におけるササ群落の現状。丹沢大山自然環境総合調査報告書, pp.258-267. 神奈川県, 横浜.

丹沢山地でのシカによる植生への影響と植生回復対策

田村 淳

神奈川県自然環境保全センター tamura.7qh1@pref.kanagawa.jp

はじめに

丹沢山地は、神奈川県の西部に位置する面積約4万haの地域で、大部分が丹沢大山国定公園と県立丹沢大山自然公園に指定されている。中心部の標高の高い地域には国定公園特別保護地区や鳥獣保護区が設定され、その周辺部は猟区、ラン場となっている。植生は暖温帯から冷温帯までで、暖温帯にはスギ・ヒノキ人工林が多く、冷温帯はブナ林などの自然植生から構成されている。

この地域では、1960年代後半からシカによる人工林の被害問題に続き、1980年代後半から冷温帯の自然植生への影響が顕在化している。本論ではシカによる自然植生への影響と神奈川県で実施してきた対策、そして調査でわかってきたことを紹介する。

丹沢山地でのシカによる植生への影響

1980年代から標高の高い丹沢大山国定公園特別保護地区では、シカによる植生への影響が顕在化してきた。例えば、希少植物の減少（勝山ほか1997）、スズタケの減少（古林・山根 1997）、母樹や稚幼樹の減少（星ほか 1997）、その一方で不嗜好植物や一年生草本、短茎草本の増加（田村・山根 2002）である。

希少植物については、『神奈川県レッドデータブック』でハルナユキザサ、クルマユリ、オオモミジガサなど10種がシカの採食が減少要因の種としてあげられている（神奈川県レッドデータ生物調査団 1995）。スズタケでは枯死桿の増加と個体の矮性化といった退行が見られる一方で、シカの採食圧に強いミヤマクマザサが増えてきたところもある。木本では、ウラジロモミヤキハダ、ミズキなどの樹皮剥ぎや稚幼樹の減少がおきている。一方で、テンナンショウ類やフタリスズカなどの不嗜好植物や、アシボソなどの一年生草本やミヤマチドメなどの短茎草本が増加している。

これらシカの影響によって土壌の流出が起きて

いる場所もある。現在、専門家、県民、行政が協力して実施している丹沢大山総合調査では、堂平地区の植生被度の低い場所で、約2ヶ月間に深さ約2～3mmの土壌が侵食されたことがわかってきた（石川ほか 2005）。

問題の背景

このようなシカによる自然植生への強い影響がおきてきた背景として、まずシカの分布変遷をあげることができる。神奈川県のシカは、江戸時代に平野部を中心に生息していた（図1）。それが1960年代までに乱獲と開発により生息域は大幅に狭められ、丹沢山地の一部に縮小した。その後、1970年代から実施されたシカの保護政策により分布が拡大していった。現在、丹沢山地ではおよそ2400～4200頭が生息していると推定され（神奈川県 2003）、高標高域の鳥獣保護区ほど高い生息密度を示している（図2）。また、シカの生息密度の高い地域ほど植生の劣化が激しいことがわかっている。

高標高の自然植生域にシカが集中した要因として、次のことがあげられる。まず、明治時代以降の平野部の開発で、そこを住処としたシカを山地に閉じ込めてきたこと、次いで1960年代の森林伐採により餌植物を増加させたこと、それとほぼ同時期に低標高域に猟区と高標高域に鳥獣保護区を設定したことでシカを山地の上部に押し上げる構造をつくってきたことである。また、山地の主稜線部に緩傾斜地が存在することや、近年の暖冬化によりかつては積雪の下にうもれていた可能性の高いミヤマクマザサを利用できるようになったことも、高標高の自然植生域にシカが高密度化する要因と考えられている（山根 1999）。

神奈川県の取り組み

自然植生の衰退という問題を解決するために、神奈川県は1997年から自然植生の衰退の著しい

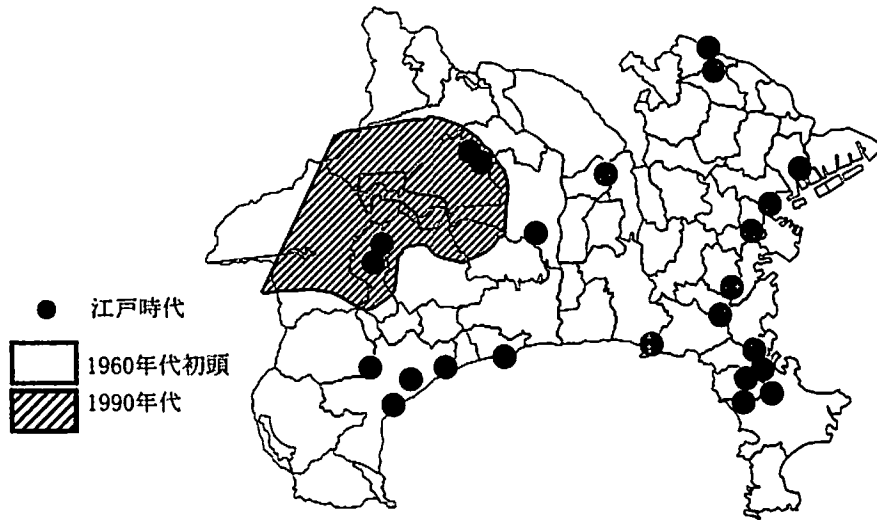


図1. 神奈川県におけるニホンジカの分布変遷。『野生動物問題』(羽山 2001) 及び『丹沢大山自然環境総合調査報告書』(神奈川県 1997) より作成。

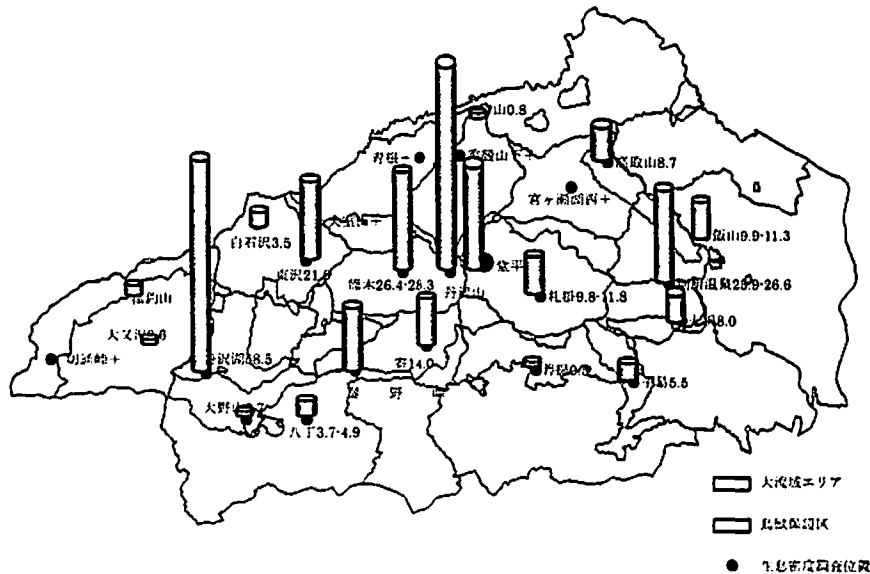


図2. 2000年度および2001年度のニホンジカの生息密度調査結果 (単位: 頭/km²) 『神奈川県ニホンジカ保護管理計画』(神奈川県 2003) より引用. 外枠は丹沢山地を含む8市町村の範囲。

国定公園特別保護地区を対象に植生保護柵や樹皮食い防護ネットを設置して自然植生の保全・再生を図ってきた。また、県は2003年に『ニホンジカ保護管理計画』を策定して、総合的なシカの保護管理事業を実施している(神奈川県 2003)。その中で、国定公園特別保護地区を「植生回復地域」にゾーニングして、植生保護柵と樹皮食い防護ネットの設置、そして管理捕獲を実施している。また、2005年度からは土壌流出防止のための土

壤保全工も実施している。

植生保護柵の設置は、劣化した植生の回復だけでなく、遺伝子資源の保存の目的もある。柵は景観に配慮して茶色に着色されており、また登山者への理解を得るために説明看板を設置している。1997～2004年までの8年間で総面積18ha、総延長22kmの柵を設置してきた。

樹皮食い防護ネットは、1997年から県民ボランティアの協力によりウラジロモミやアオダモな



写真1. 絶滅種だったクガイソウ *Veronicastrum japonicum* (Nakai) T. Yamaz.



写真2. 絶滅危惧種のクルマユリ *Lilium medeoloides* A. Gray

ど約1000本に設置され、樹皮食いによる枯損防止に効果をあげている。

捕獲管理は自然植生の劣化の著しい地域で生息密度を半減させる努力が続けられているが、実施して2年しか経過していないため、その効果はまだ表れていない。

植生保護柵の効果とその問題点

県自然環境保全センターで植生保護柵設置後に植生回復状況を調べており、柵の効果が実証されつつある。具体的には次のようなことがわかってきた（田村・山根 2002；田村 2005；田村ほか 2005）。

希少植物については、柵設置後4～5年目に出現状況を調べたところ、クガイソウ（写真1）やクルマユリ（写真2）など県の希少植物を14種確認した（田村ほか 2005；田村 未発表）。これらはいずれも多年生草本である。これらの草本は柵外ではほとんど見ることができない。このように柵内で希少植物が出現したが、個体数が多くと

も二桁のため遺伝的劣化の可能性がある。今後は遺伝的変異や個体群動態を調査する必要がある。

スズタケについては、10cm程度に矮性化しても、植生保護柵を設置すると桿長、植被率、現存量が増加することが確認されている。しかし、退行している地区ほど回復までの時間を要し、保護柵の効果が得られない場合もある。

木本の稚幼樹については、アオダモなどの高木性木本16種を対象として、柵設置時点と設置して5年経過した時点で樹高を比較したところ、すべての樹種で樹高成長を確認できた。稚幼樹の成長には、柵によるシカ採食圧の除去に加え、スズタケが退行したことも影響していると考えられる。

一年生草本については、柵内の林床植物が繁茂してくると減少することがわかってきた。一方、不嗜好植物は柵を設置しても減少せずに維持されるが、柵外では増加傾向にある。不嗜好植物は一度定着すると減少しにくいと考えられる。

以上のように植生保護柵の効果を確認できた一

方で、柵の構造的な問題点もわかってきた。第一に柵は倒木・落枝・落石・積雪等により破損するため、点検補修が欠かせないこと、第二にツキノワグマやカモシカなど大型哺乳類の移動経路の妨げになっている可能性があること、第三に柵設置以外の場所でシカの採食圧が高まることである。

おわりに

丹沢山地で実施してきた植生回復対策としての植生保護柵や樹皮食い防護ネットは一定の効果をあげており、当面はこれら複数の対策を効果的に組み合わせていくことになる。しかし、本来は平地の動物とされるシカが、高標高の自然植生域に集中・過密化する構造に問題がある。そのため、将来的にはシカの生態や生息環境の変化、保護管理システムなどの原因に基づいた根本的対策を講ずる必要がある。

引用文献

- 古林賢恒・山根正伸(1997)丹沢山地長尾根での森林伐採後のニホンジカとスズタケの変動。野生生物保護2:195-204.
- 星 直斗・山本詠子・吉川菊葉・川村美岐・持田幸良・遠山三樹夫(1997)丹沢山地の自然林。「丹沢大山自然環境総合調査報告書」(財)神奈川県公園協会・丹沢大山自然環境総合調査団企画委員会編), pp.175-257. 神奈川県環境部, 横浜.
- 石川芳治・白木克繁・戸田浩人・若原妙子・川満尚樹・鈴木雅一・内山佳美(2005)丹沢堂平地のシカによる林床植生衰退地における土壤浸食量調査(速報)。日林関東支論56:273-274.
- 神奈川県(2003)神奈川県ニホンジカ保護管理計画。35pp.,神奈川県環境農政部緑政課, 横浜
- 神奈川県レッドデータ生物調査団(1995)神奈川県レッドデータ生物調査報告書。神奈川県立生命の星・地球博物館。

勝山輝男・高橋秀男・城川四郎・秋山守・田中徳久(1997)植物相とその特色 種子植物・シダ植物。「丹沢大山自然環境総合調査報告書」(財)神奈川県公園協会・丹沢大山自然環境総合調査団企画委員会編), pp.543-558.神奈川県環境部, 横浜.

田村 淳・山根正伸(2002)丹沢山地ブナ帯のニホンジカ生息地におけるフェンス設置後5年間の林床植生の変化。神奈川県自然環境保全センター研究報告29:1-6.

田村 淳(2005)自然林—神奈川県丹沢山地を事例に—「自然再生：生態工学的アプローチ」。(亀山 章・倉本 宣・日置佳之編), pp.162-170. ソフトサイエンス社, 東京.

田村 淳・入野彰夫・山根正伸・勝山輝男(2005)丹沢山地における植生保護柵による希少植物のシカ採食からの保護効果。保全生態学研究10:11-17.

山根正伸(1999)東丹沢山地におけるニホンジカ個体群の栄養生態学的研究。神奈川県森林研究所研究報告26:1-52.

【質疑応答】

質問者1：植生保護柵はどのような地区に設置しているのか。例えば、生物多様性の高い地域、あるいは絶滅危惧種がみられるような地域を対象として、優先的に設置しているのか。

回答：丹沢においては、当初、植生劣化の著しい場所、すなわち国定公園特別保護地区を優先して植生保護柵を設置した。幸運なことに様々な植生タイプに柵を設置してきたため、その後の調査により、希少種が多く生育する特定の環境がわかってきた。今後、希少種の保全のためには、そうした場所に植生保護柵を設置することも一つの方法と考えられる。

知床のエゾシカ保護管理計画の論点：遷移に委ねるか、管理するか

梶 光一

北海道環境科学研究センター kaji@hokkaido-ies.go.jp

はじめに

最近の20年間におけるエゾシカ個体群の増加は、農林業被害の激化をもたらすだけでなく、エゾシカの摂食による自然植生および生態系の大きな変化を各地で引き起こしている。自然環境の保全を重要な目的とする自然公園や自然環境保全地域では、この問題に対してどのような考え方に基づいて対処するかが大きな課題となっている。

知床半島は2005年に世界自然遺産に登録され、2006年度までに知床の生態系プロセスや生物多様性の保全を目的とするエゾシカの保護管理計画を策定する予定である。今回はその管理計画策定のプロセスやその内容について、既に実施されている北海道のエゾシカ保護管理計画とともに紹介する。

北海道のエゾシカ保護管理計画

北海道は1998年から8年間にわたって、保護管理計画に基づく個体数調整を実施してきた。最近改定したエゾシカ保護管理計画（2002～2007年）では、人間活動とエゾシカとの軋轢の軽減、絶滅の回避、安定的な生息水準の確保、自然資源

としてのエゾシカと人間の共生を管理目標としている。一方、現在策定中の知床のエゾシカ保護管理計画では、自然公園内で生態系プロセスや生物多様性の保全を目的としている。しかし、知床の生態系が詳細に研究されていない中で、エゾシカの管理方法を決定することは容易ではない。そこで、シカと植生の過去と現在をどのように認識するのか、自然調節の程度と植生への影響に着目し、自然保護区内でのシカ管理について検討を行なった。

図1はエゾシカ保護管理計画において、北海道東部の個体数管理に用いているフィードバック管理の概念図である。フィードバック管理では、エゾシカの全体の生息数が不明であるなか、3つの管理水準と4つの管理措置を設け、個体数の増減を把握しながら捕獲圧を調節し、個体数を長期的に安定水準に誘導するものである（Matsuda *et al.* 1999）。シカの生息数約1万頭を許容下限水準、約10万頭以上を大発生水準、その間に目標水準を設定し、絶滅と大発生を回避しながらシカを管理していく。エゾシカ保護管理計画は、農林業被害の回避や絶滅の回避を目的としており、い

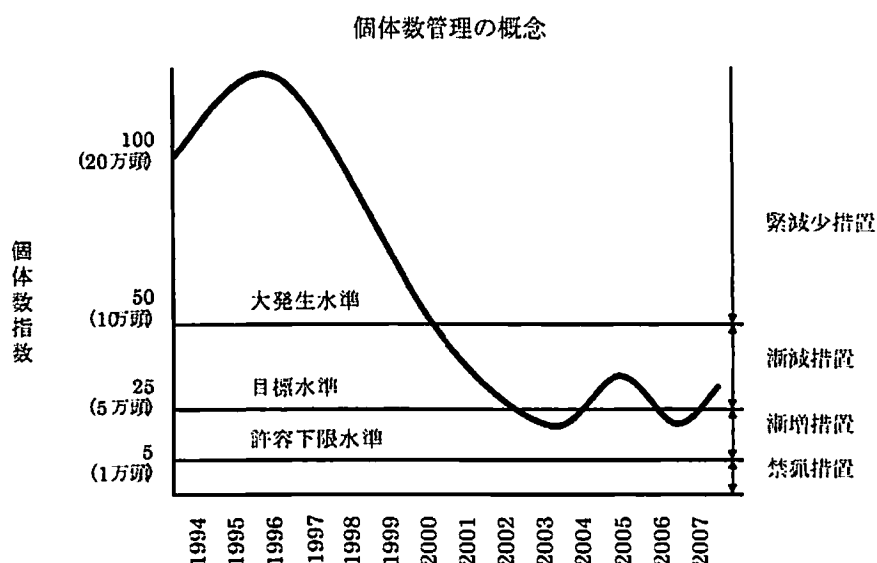


図1. エゾシカのフィードバック管理の概念図。北海道環境生活部(2002)。

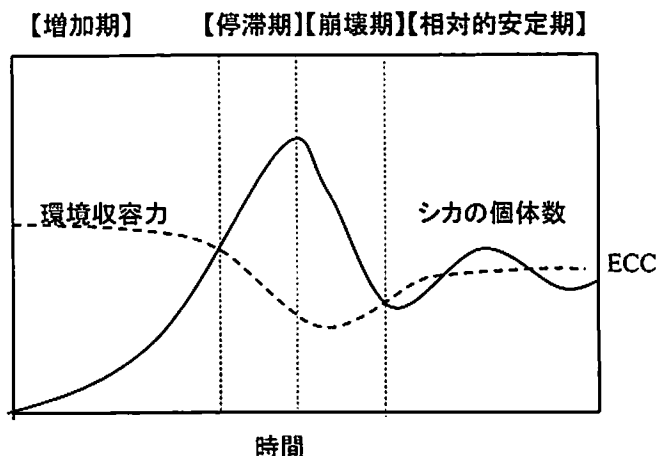


図2. 環境収容力とシカの個体数の関係. 爆発振動モデル (Riney 1964; Caughley 1970). ECCは生態的環境収容力を示す.

わゆる社会・経済的な価値判断に基づく管理目標を設定している。しかし、自然公園の保全目標は、生物多様性の保全であるため、社会・経済的な目標水準を適用することはできない。それでは、自然公園におけるシカ管理には、どのような目標を設定すべきだろうか？放置すべきか、あるいは人為的に積極的に介入すべきだろうか？

シカを自然に放置した場合に想定されるシカと植生のモデルとして、低密度から出発した個体群が環境収容力とのギャップに反応し、一連の個体数変動の相（増加期→ピークに達する停滞期→ピーク後の崩壊期→その後の安定期）を経るといふ爆発振動モデル (Riney 1964; Caughley 1970) があり、長期的な環境収容力とシカ個体数の関係を示している (図2)。これは、シカが急激に増加し一時的に環境収容力が低下するものの、いずれ回復し長期的には植生とバランスがとれ安定していくということを想定したモデルである。しかし、現実には増え続けているエゾシカの場合、本当に長期的に個体数と植生が平衡状態に達するか否かは疑問である。洞爺湖中島や知床岬のエゾシカ個体群は、低密度から出発して急激な増加を遂げ、個体数のピークに達して群れが崩壊するところまでは、このモデルの予測どおりであったが、群れの崩壊後にはいずれの個体群とも最初のピークかそれ以上にまで個体数が回復し、低密度で安定することはなかった。エゾシカは密度効果がほとんど期待できないのでシカが増えつづ

ていくと、植生や人間活動に強い影響を与える。シカの密度が増加するにつれて、森林の更新が阻害され、希少植物の存続が危ぶまれ、農林業被害などの社会経済的な被害が生じるが、比較高密度であっても森林の長期的な持続は維持される。では、一体どのシカ密度を適正密度として、我々は認識すべきなのであろうか。

北海道におけるエゾシカの分布の変遷

北海道における過去から現在までのシカの生息数の変化について紹介する (図3)。北海道の開拓の歴史はおよそ130年間であり、それ以前にはアイヌ民族が衣食に利用していたものの、多数のシカが生息していたとみられる。しかし近代的な改革が始まると、シカの角や毛皮、肉はナラ材とともに輸出されシカ産業は北海道の重要な基幹産業となり、開拓以前に生息していた数十万頭を超えるシカは絶滅寸前となるまでに減少した。その後、約80年間エゾシカはごく少数が生息するに過ぎなかった。最近の20年間にシカが爆発的に増加して農林業被害の増加が問題になった (図3)。

アンケートや聞き取り調査により、明治期に一度絶滅寸前まで減少したシカは1920年代には阿寒、大雪、日高の3地域に生き残っており、1970年代以降に分布を急速に拡大していったことが分かっている (Kaji *et al.* 2000; 図4)。また、ミトコンドリアDNA分析により、これらの3集

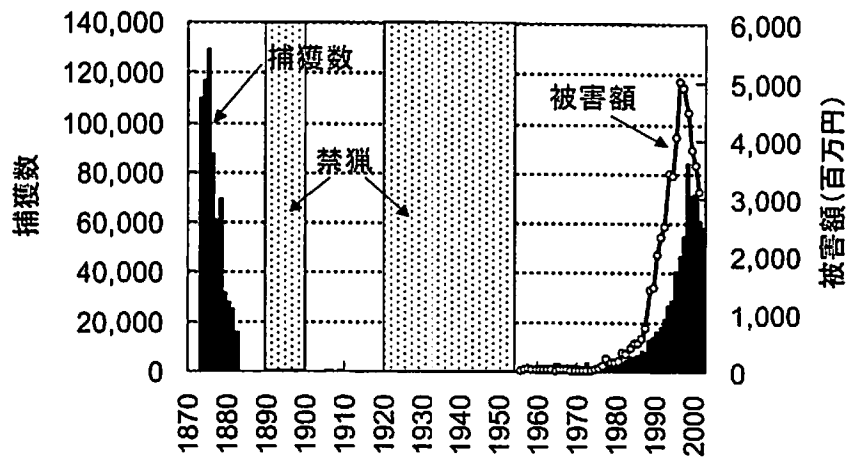


図3. エゾシカの捕獲数と被害額の推移

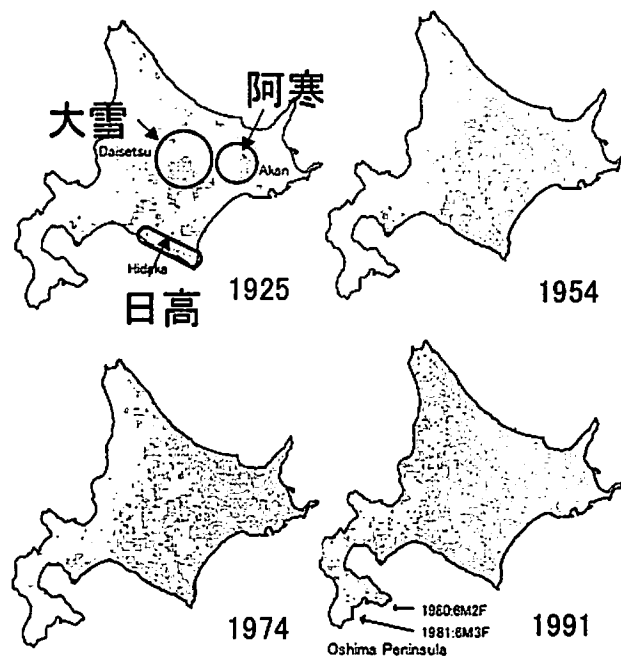


図4. エゾシカの歴史的分布図(1925～1991).
(Kaji et al. 2000から描く)

団は縮小拡大を繰り返す、現在では一番小さな阿寒の集団が最も広域に分布していること (Nagata et al. 1998)、歴史的な複数のボトルネックを経ているため遺伝的な多様性が低いこと、17～19世紀のアイヌ文化期に知床遠音別遺跡から2つのミトコンドリアDNAのa-typeとc-typeが出土したが、現在ではa-type (阿寒個体群) のみが残っているおり、知床では過去に地域的な絶滅があったことなどが示唆されている (Nabata et al. 2004).

知床半島におけるシカの現状と保護管理計画

知床半島の面積は約1,000km²、そのうち国立公園が386km²を占め、国立公園では狩猟や駆除が行われていないことから、人為的攪乱がない状態での個体数の変化を観察しやすい条件にある。知床財団によるエゾシカの冬期の分布調査では、国立公園及びその周辺には最低1万頭が生息し、分布は標高300m以下に集中すること、越冬地は非連続的であることが分かった。これは、冬期の積雪、地形 (平坦地であるかどうか)、餌となる針葉樹の分布の影響を受けていると思われる。越冬地の

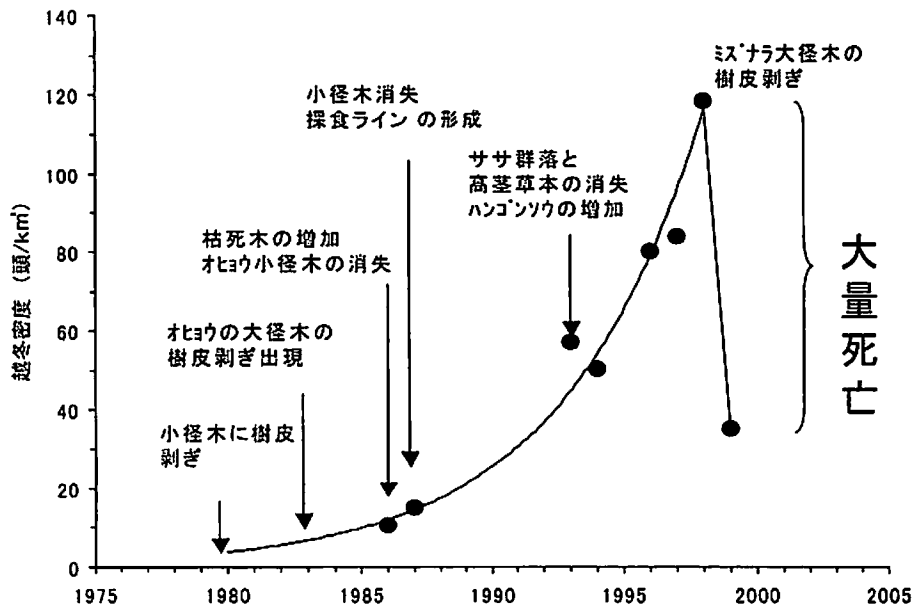


図5. 知床岬のエゾシカの爆発的増加と崩壊、植生への影響。(梶 2003より)

分布を知床世界自然遺産の地域区分図と重ねてみると、多数のエゾシカが集中している地域は知床岬とルシャ地区を除くと、すべて世界自然遺産の緩衝域で、さらに市街地と隣接する場所であった。

知床の世界自然遺産における核心地域の保護管理計画は、原則として人手を加えず自然の推移に委ねること基本としている(環境省・林野庁・文化庁・北海道 2004)。また、現在策定中のエゾシカ保護管理計画では、健全な生態系の保全としてフィードバック機能のある動的な生態系を保全することを基本方針としている。しかし、知床岬を除くと、具体的な自然調節の程度とその結果がもたらす自然植生への影響の程度については不明である。

知床岬では1986年からエゾシカの個体数変動調査が行われ、エゾシカは森林と草原の自然植生に大きな影響を与えつづけていることが明らかになった(図5)。個体数が増加するにつれ、まず小径木への樹皮剥ぎによって小さな木が減少し、次いでササ群落と高茎草本の消失が生じ、遂には大径木の樹皮剥ぎ等が起こった。個体数がピークに達すると、その後冬の気象条件と餌によって個体数は大幅に減少したが、依然として雌の生存率や自然増加率が高いため、個体数が速やかに回復し、激減と激増を繰り返して、ピークの密度

は低下せずに高密度で維持されている(Kaji *et al.* 2004; 図6)。このようなエゾシカの個体数変動による植生への強い影響は、洞爺湖中島やウトロ地区でも同様に認められ、自然に放置した場合、エゾシカによる植生への影響は軽減されないと考えられる。

知床におけるエゾシカの爆発的増加が、自然生態的過程か人為的な影響による要因かを区分することは現状ではできない。しかし、区分することが重要なのではなく、植物の絶滅を招くような事態を避けることが当面の差迫った課題である。そこで、計画の目的は、エゾシカの高密度状態によって発生する国指定鳥獣保護区の生態的過程への過度な影響を軽減し、人間生活との軋轢の軽減にも資することとする。また、計画の策定にあたっては以下の項目を基本方針とする。(1) この計画で保全するのは、フィードバック機能のある動的な生態系であること。(2) 第1期は人為的な土地利用と保全の状況に基づくゾーニングを行い、原則としてゾーンごとに個体数と生息地の管理目標を設定し、将来的にはエゾシカの個体数変動、生息地利用、季節移動、植生や生態系に与えている影響をもとに、より詳細な計画を策定すること。(3) 知床岬のように既にエゾシカ個体群の動向と植生の変化に関する資料がある地域(特定管理

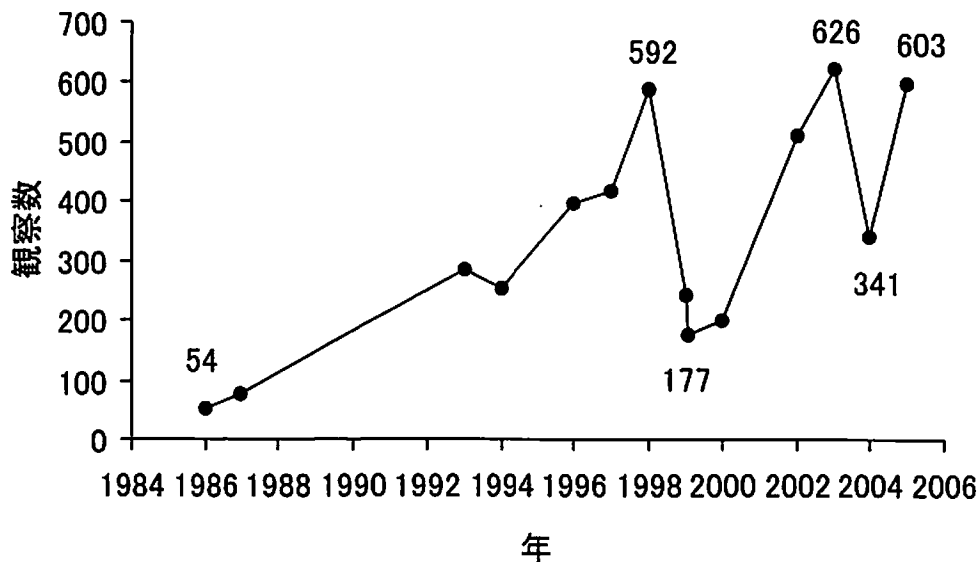


図6. 知床岬のエゾシカの個体数変動. 増加と崩壊を繰り返すがピークは下がらない.
(Kaji et al. 2004. に加筆)

地域〈仮称〉)については、先行して詳細な計画を策定すること。(4) 各ゾーンの管理目標は得られる限りの既存のデータから設定される仮説として定め、管理手法はその目標達成のための試行を行いながら、結果を適切にモニタリング・評価・検証しつつ、管理計画に反映させていく順応的管理手法とする。なお、モニタリング項目として絶滅リスク評価につなげられるような「植物群落の分布調査」が不可欠である。また、知床国立公園内や周辺地域での生息地復元や強度な個体数管理などを実施する場合は、生態系管理としての実験として位置づけ、シカと植生の双方について長期モニタリングを伴う順応的な手法とする。

引用文献

- Caughley G. (1970) Eruption of ungulate populations, with emphasis on Himalayan tahr in New Zealand. *Ecology* 51:53-72.
- 北海道環境生活部 (2002) エゾシカ自然管理計画
Kaji K., Miyaki M., Saitoh T., Ono S., & Kaneko M. (2000) Spatial distribution of an expanding sika deer *Cervus nippon* population on Hokkaido Island, Japan. *Wildlife Society Bulletin* 28(3): 699-707.
- Kaji K., Okada H., Yamanaka M., Matsuda H. & Yabe T. (2004) Irruption of a colonizing sika deer population. *Journal of Wildlife*

Management 68:889-899.

- 梶 光一 (2003) エゾシカと被害：共生のあり方を探る. *森林科学* 39:28-34.
- 環境省・林野庁・文化庁・北海道 (2004) 知床世界自然遺産候補地管理計画
- Matsuda H., Kaji K., Uno H., Hirakawa H. & Saitoh T. (1999) A management policy for sika deer based on sex-specific hunting. *Researches on Population Ecology* 41:139-149.
- Nagata J., Masuda R., Kaji K., Kaneko M. & Yoshida M.C. (1998) Genetic variation and population structure of the Japanese sika deer (*Cervus nippon*) in Hokkaido Island, based on mitochondrial D-loop sequences. *Molecular Ecology* 7:871-877.
- Nabata D., Masuda R. & Nagata J. (2004) Bottleneck Effects on the Sika Deer *Cervus nippon* Population in Hokkaido, Revealed by Ancient DNA Analysis. *Zoological Science* 21:473-481.
- Riney T. (1964) The impact of introduction of large herbivores on the tropical environment. *IUCN Publications new series* 4:261-273.

謝辞

発表の機会を与えていただいた松川裕之教授(横浜国立大学)に感謝いたします。

丹沢山地における自然再生事業構想とシカ保護管理計画

羽山伸一

日本獣医畜産大学獣医学部 hayama@nvau.ac.jp

はじめに

丹沢山地では1980年代からブナの立ち枯れなどの自然環境問題が顕在化しはじめた。その実態と対策を明らかにするために、神奈川県は自然環境総合調査（以下、自然環境総合調査）を1993～1996年度に実施した。この調査結果と調査団による提言をふまえ、神奈川県は「丹沢大山保全計画（以下、保全計画）」の策定および「自然環境保全センター」の設立を行なった。その後、保全と再生に向けたさまざまな施策が展開されるなかで、2004年にはシカ特定鳥獣保護管理計画（以下、保護管理計画）が策定された。この計画の特徴は、シカの保護管理として独立したのではなく、丹沢大山保全計画の一部であるということである。

本講演では、丹沢山地におけるシカ問題を含む自然環境問題への取り組みと問題点を概括し、自然再生推進法を視野に入れた、これからの「丹沢再生」の方向性を論じたい。

丹沢の自然生態系の変化とその背景

丹沢の自然生態系に大きく影響を与えた原因のひとつに、シカ管理の失敗がある。図1は鳥獣保護法の制定以降、約80年間の丹沢山地におけるシカ捕獲数の推移と保護区や猟区設定など歴史の変遷を表したものである。戦前の丹沢山地には、2000～3000頭のシカが生息していたとみられる。しかし、戦前から戦後にかけては禁猟区の設定がなされたにもかかわらず、密猟や乱獲が行なわれ、1960年代には約50頭にまで激減したとされる。1950年代に自然保護運動が活発になり、丹沢山地は県立自然公園、国定公園に相次いで指定され、シカは丹沢の自然保護の象徴として全面禁猟となった。結果的に、シカの個体数は爆発的に増加し、森林被害がみられるようになった。

そこで、神奈川県は1970年に全面禁猟を解除して約半分の地域を猟区として設定して管理することを決めたが、それは具体的な調査に基づくシカの個体数管理ではなかった。また、1970年代には標高の高い国定公園の核心地域を特別保護地

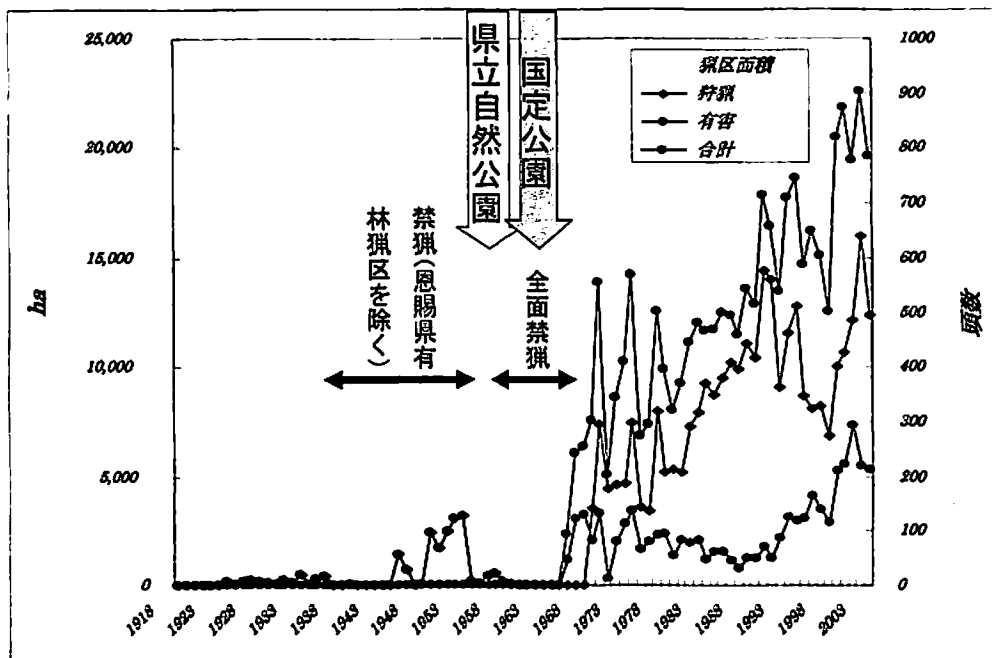


図1. 丹沢山地におけるシカ捕獲の推移

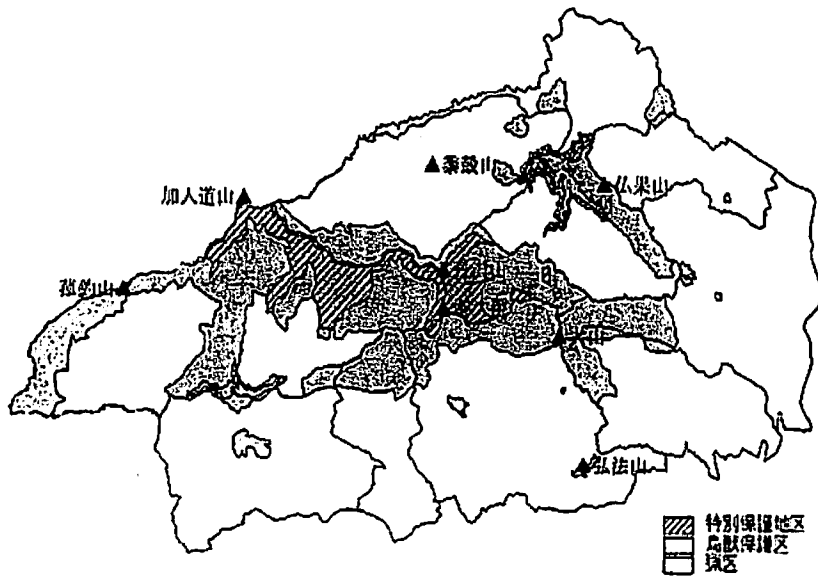


図2. 鳥獣保護区等区域図

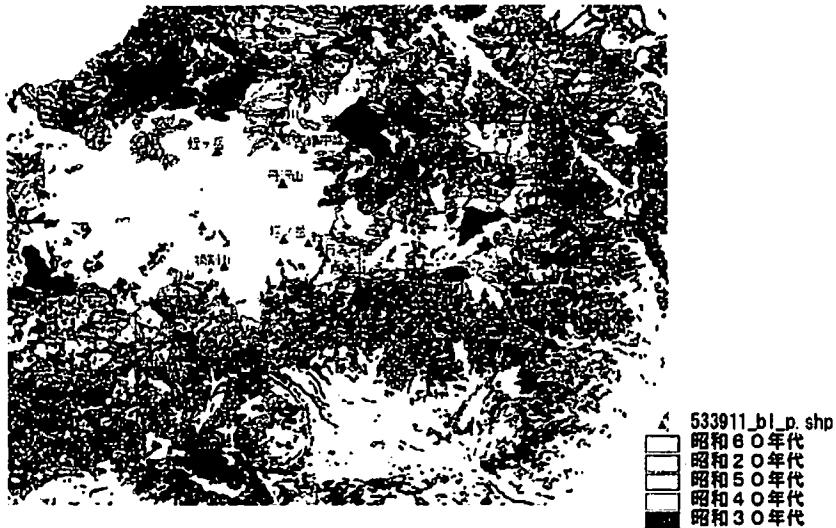


図3. 戦後における人工造林の拡大

域や鳥獣保護区に、またその周囲に猟区を設定した(図2)。このゾーニングによるシカの管理方法は全国に先駆けたものであったが、以来35年間、それらの区域は固定されてきた。その結果、猟期になるとシカは保護区内に逃げ込み、保護区を中心として植生の劣化は著しくなっていた。

さらに丹沢山地ではもう一つの失敗があった。それはシカの生息地管理の失敗である。全面禁猟が行なわれていた1950～1960年代に日本は拡大造林を推し進め、大規模な森林開発が行なわれた(図3)。その結果、天然林に比べ約10～20倍のシカの餌資源が増加し、個体数増加の一因となったといわれている。神奈川県では1970年代から、

シカとの共存と植林の保護を目指し、公費による防鹿柵を今までに総延長約700km設置してきた。しかし、防鹿柵は植林への被害を減少させた一方で、中高標高域のシカの生息域を大幅に狭めてしまった。さらに、植林地の一部は手入れ不足で土壌の流出を招き、当然そこはシカの餌が生育しないため、生息地としては利用できなくなってしまった。このように荒廃した森林は、民有林の約8割にまで達している。

以上のような管理の失敗によって、丹沢の生態系は大きな影響を受けてしまった。もちろんシカだけの問題ではなく、京浜工業地帯からの大気汚染物質、年間700万人を超える国定公園のオー

バーユースの問題など、さまざまな影響によって丹沢山地の生態系は瀕死の状態にあると考えられた。そこで、神奈川県では前述の自然環境総合調査が実施されることとなった。

丹沢大山自然環境総合調査と神奈川県の取り組み

自然環境総合調査の特徴は、生態系の異変を解明するために科学的調査を行ったこと、研究機関の専門家と市民が協力して調査団（調査員461名）を結成したこと、調査結果をもとに調査団が県へ政策の提言を行ったことである。

調査の結果、シカはもともと平野部を生息域としたが森林開発や餌不足により、現在では高標高域に追い上げられたことが明らかになった。さらに、丹沢山地のシカは、開発や交通網の発達により孤立した個体群となっており、この個体群を維持しつつ生態系を回復していかなければならないという難しい問題が明らかになったのである。孤立個体群の保全に関しては、調査団は林野庁や環境省にはたらきかけ、丹沢山地を含めた一帯が「富士伊豆箱根緑の回廊構想」の事業地として全国初の指定地区になった。これは調査団がおこなった政策提言の成果のひとつである。

さらに、調査団は丹沢山地のシカの管理を含めた生態系の保全管理に至る二つの大きな提言を行なった。それは、丹沢山地を保全するのに必要な対策を実行するためのマスタープランの策定と、モニタリング調査や管理を実行する新たな機関の設置である。

これを受けた神奈川県は、1999年に「丹沢大山保全計画」を策定した。対象地域は国定公園、県立自然公園およびその周辺区域の約4万haで、科学的な自然環境の管理、生物多様性の原則による管理、県民と行政の連携を基本方針とする4つの主要な施策を決定した。それは、ブナ林や林床植生の保全、シカやツキノワグマなどの大型野生動物個体群の保全、希少動植物の保全、オーバーユース対策である。なお、現在策定されている神奈川県のシカ保護管理計画は、この保全計画の主要施策である大型動物個体群の保全事業の一つに位置づけられている。

また、県は2000年に「自然環境保全センター」を設立した。これは、県立自然保護センター、箱根自然公園管理事務所、丹沢大山自然公園管理事務所、森林研究所、県有林事務所の5機関を統合し、保全計画の総合的な推進機関として位置づけている。職員数100名を擁し、教育、公園管理、研究、土地や森林の管理を一元的に行う機関は、全国的にも珍しいであろう。

神奈川県のシカ保護管理計画では、シカの個体群管理を実施するだけでなく、個体群の孤立の解消も目的としている。また、シカとの共存に向けた森林整備として人工林の混交林化を実施し、シカの生息域を高標高域から中標高域に戻す事業も掲げられた。

シカ保護管理計画と今後の課題

この保護管理計画では、標高によるゾーンごとに目標を設定した。標高800m以上の天然林地帯では、本来シカの生息域ではないことから大幅な密度低減を実施し、自然植生の回復を目標とする。中標高域の人工林地帯では、シカの生息環境の整備を実施し、環境収容力の増加を目指す。また、低地の農業地帯ではシカの分布拡大によって農林業被害が懸念されるため、分布域管理を行い農林業被害の軽減を図ることとした。

また、保護管理計画では、丹沢山地を56の管理ユニットに区画し、それぞれのユニットで具体的なシカの捕獲目標を設定した。これは植生の劣化が著しいユニットではシカの生息密度が高く、それぞれのユニットに適した捕獲数を決定するためである（表1）。現在、重点的にシカの管理捕

表1. 植生回復のための管理捕獲管理ユニットごとの目標と実施状況例

管理ユニット	植生劣化 レベル	生息密度(頭/km ²)		捕獲目標 H14比計画末期	管理捕獲頭数(内はメス)	
		実施前(H13)	H16		H15	H16
丹沢湖B	4	53.6	74.7	20%減	9(7)	23(21)
丹沢中央A	3	14.7	9.5	20%減	0	8(8)
丹沢中央D	5	26.4~57.2	19.3~55.7	50%減	19(15)	30(28)
中津川B	4	9.8~30.0	9.8~23.1	50%減	17(14)	16(14)

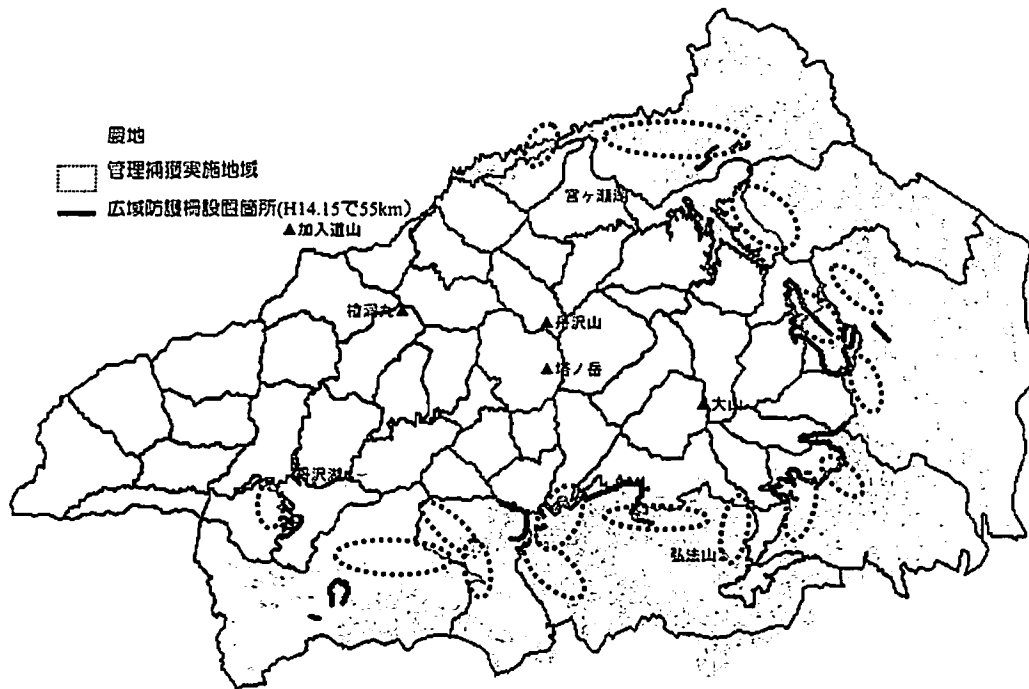


図6. 農林業被害軽減のための管理捕獲と広域獣害防止柵設置箇所

／年で、そのうちメス個体の占める割合が増加してきていることから、今後の個体数減少が期待できる。また、分布拡大防止のために、農地に隣接する地域で集中的な管理捕獲を実施するとともに、広域獣害防止柵をおよそ85kmにわたって設置した(図6)。

これらの保護管理を実施していくには、モニタリングが不可欠である。神奈川県ではサルの保護管理計画も含め、年間およそ2千万円の予算で実施している。

以上、紹介してきたこれらのシカ保護管理計画は、徐々にではあるが成果が出始めているものの、丹沢の状況は悪化し続け、むしろ政策そのものの転換が期待されるようになった。そのなかで丹沢大山の保全に関する事業は県だけでなく、国有林事業やNPO事業、河川事業と多岐にわたっているにも関わらず、それらの統合や連携がなされていないため、生態系の保全に寄与していないのではないかということが指摘されてきた。丹沢山地の自然林地域では国有林の占める割合が高いこと、また丹沢山地は神奈川県民の水源地として利用されていること、ダムの堆砂と砂浜の消失が問題になっていることなど、さまざまな事業が展開されてきたが、生態系の問題は深刻化してきて

いる。さらに、丹沢大山保全計画には県民の意見や科学的モニタリングを反映する仕組みが全くなかった。このように保全計画に関する仕組みを見直し、科学的なデータに基づく政策提言を行なうため、「丹沢大山総合調査(以下、総合調査)」が2004年から2年間で実施されている。

この総合調査は、いきもの、水と土、地域(社会経済を含む)、情報整備の4つの研究チームから編成され、実行委員会形式で官・民・学が一体となって、400名を越える調査団が問題解決型の学際的研究を行っている。実行委員会では、2006年に調査結果を総合解析してあらたな政策を提言する。神奈川県は、この提言を受けて県の行政計画である保全計画を2006年度に改定する予定である。

現在、各研究チームの代表などで構成される政策検討責任者会議を設置し、さらに県民・関係機関などと特定課題横断セミナーを実施し、政策提言にむけた議論が始まっている。丹沢大山の生態系の問題は森から海までの流域全体の問題であるという認識のもと、順応型、統合型、参加型の3つの管理体制を基本とし、多様な主体が参画する自然再生委員会(仮称)による自然再生事業を実施するための基本構想を2006年7月に知事に対して提言したいと考えている。

総合討論

2005年10月1日神奈川県立生命の星・地球博物館において開催された公開セミナーの総合討論の記録。パネリストは矢原徹一、村上雄秀、田村 淳、梶 光一、常田邦彦、羽山伸一（当日講演席）、司会は松田裕之（以上敬称略）。矢原氏と常田氏の講演内容は湯本・松田編（2006）「世界遺産をシカが喰うーシカと森の生態学」（文一総合出版）に掲載予定。以下は総合討論の記録である（文責関東地区会事務局）

司会者：本日の講演で、丹沢山地ではシカに関する歴史的変遷や植生の劣化などの科学的データがあり、非常によく調べられていることが理解できた。一方、現在の自然環境をどのよう認識するのかといった基本認識の合意に関する経緯は説明されなかったが、実際にはどのように行なったのであろうか、紹介していただきたい。

羽山さん：丹沢のシカ保護管理計画は、1993年から実施された丹沢大山自然環境総合調査の結果をもとに策定されたものである。しかし、特定公園の指定時からシカは自然保護のシンボルであったこと、多様な意見を持つ人々のいる地域であることから、保護管理の基本方針の決定には相当な議論が交わされた。しかし、時間をかけ科学的なデータを示し、このまま放置したら丹沢山地は草原になり、水源地として利用できなくなるという現状を説明した結果、理解が得られたのである。それでもシカの保護管理計画を策定するまでに、約十年の歳月を要してしまった。現在は、新たな保護管理計画を策定するための総合調査が行なわれているが、調査を実施している段階で最新のデータを公表している。

司会者：多くの行政や団体によって行なわれていた丹沢の関連事業は、必ずしも丹沢大山保全計画に結びついていなかったため、それを解消する努力を紹介していただいた。しかし、これは他の都道府県においても共通する問題なのだろうか。ぜひ、本日いらしている北海道庁の方にご紹介いただきたい。

北海道庁職員 小林さん：これまでのエゾシカ管理計画の最大の目的は、北海道の基幹産業であ

る農林業被害の低減および解決であった。しかし、現在では知床半島の保全に関わる管理計画の策定が求められ、自然生態系の保全という観点で議論が始まったばかりの状態である。

梶さん：北海道では国有林との関係が問題となっている。それは、国有林でのシカ被害が認識されていないため、エゾシカ保護管理計画の最大の阻害要因になると考えている。羽山さんはどのようにお考えになるか、ご意見をお聞きしたい。

羽山さん：丹沢の国有林は大半が鳥獣保護区にあり、一部は管理猟区に指定されている。国有林は完全に立ち入り禁止という状況ではないが、施業とシカの生息動向には密接な関係があるため、今後は森林計画との調整が必要と考えている。現在、それについては手付かずの状況にあるが、今回の総合調査では国有林の方にも出席していただいている。

司会者：管理計画を定めるには、対策を講じるだけでなく、管理目標を明確にする必要がある。また、その目標はどれくらい実現可能であるのかを示すことも重要である。本日の講演では、丹沢山地における保護管理計画の効果が十分に理解できなかったが、政策の提言によって保全計画を実行する機関として自然環境保全センターが設置されたことはすばらしいと感じた。では、実際に保全計画を施行している田村さんに、管理目標についてのお考えをお聞きしたい。

田村さん：丹沢ではゾーニングによる管理目標を立てているが、それらの達成目標としての具体的な数値は示していない。現在、実施されてい

る総合調査のなかでは具体的な目標像を検討しているが、それは価値観によるところもあるため、多くの方との合意が必要であると考えている。

質問者1：日本では過去にいくつかの大規模な保護管理の先行事例、具体的には日光と道東であったと思われるが、そのような過去の事例はいったいどうなったのか、そこでの失敗や成功した施業は現在の管理計画にどのように反映されているのか、感想をふまえて教えていただきたい。

梶さん：道東ではフィードバック管理という個体数指数の考えのもと、緊急措置として8年間にわたって個体数管理を行なってきたが、現在、大幅な見直しを行い新たな管理計画を策定中である。我々は管理可能な限界にまできているが、その間、道東にいたシカが道西にまで広がっている現状をふまえ、資源管理に移行したいと考えており、全道でその方向に向かっている段階である。

司会者：遷移に委ねるか管理するのは、生態系保全の管理に関して最も重要なことである。生態学会がまとめた自然再生事業指針では、出来るだけ自然の回復力を生かすよう、施業は必要最小限にとどめることとなっている。しかし、シカの個体数管理に関してはもはや自然遷移に委ねる段階ではないのではないだろうか。このあたりについて、討論していきたい。シカと植物は永年にかけて共存してきたが、現在では大きな影響を与えている。それでは、丹沢山地でそれらは共存できるのだろうか。

村上さん：今から40年ほど前の資料においても、シカの生息密度は部分的に高かったことが知られている。丹沢の森林帯のなかでも、シカの生息環境収容力が高いのはヤマボウシ・ブナ群集域といったササ型の植生よりもさらに上部のオオモミジガサ・ブナ群集域の方だと思っている。しかし、シカと植物との関係で最も重要に

なるのは、森林が回復したときにその森林がもつ環境収容力をある程度数量的に把握することだろう。

司会者：矢原さんは、どのようにお考えだろうか。

矢原さん：まず、丹沢山地の高標高域における林道やアクセスルートは、どれくらいあるのかお聞きしたい。

田村さん：丹沢の高標高域にあたる標高800m以上に、林道は非常に少なく登山道がある程度である。

矢原さん：屋久島では、上部のヤクザサが繁茂する地域を除き、ほとんどがモミヤツガに覆われた林床の暗い林分であるため、シカが同じところで餌を得ることはできない状況にある。しかし、木材の搬出によって林道や伐採跡地が増加したことで、シカの餌資源は豊富になり生息密度が高くなったのである。また、集落の撤退やシカ捕獲の減少などの変化もシカを増加させた一因となっている。

丹沢山地では、低・中標高域にいたシカが高標高域に追い上げられ高標高域の植生に影響を与えているということであるが、かつてのシカの生息密度よりも高い状態で維持されている状況について検討することが重要である。それには、オーバーユースの問題も関係しているのではないか。登山道はシカにとっても容易な移動経路となり、さらに餌資源を豊かにすることから、高密度のシカの生息を支えている可能性もある。よって、刈払いなどの登山道の整備・管理が必要であるかもしれない。

質問者2：丹沢山地のゾーニングによる管理目標において、中標高域ではシカの生息する環境収容力を高めるとのことであったが、それはかえってシカの生息密度をあげてしまい結果的に高標高域の植生に悪影響を及ぼす可能性はないのだろうか。

田村さん：ご指摘のとおり、確かにそのような可能性はあるかもしれない。しかし、高標高域では自然植生を保護し、低標高域では農業被害の低減を目指した場合、シカの個体群を維持するのは中標高域の人工林であった。非常に難しい試みではあるが、モニタリングによる試行錯誤のなかで実施している現状にある。

質問者2：シカの移動分散のバロメーターなどが分かれば、空間スケールでの個体群動態のモデルなどがつくれると思うのだが、いかがだろうか。

羽山さん：丹沢のシカはかなり定着型の生態をもった個体群で、同じところに累積的な影響を与えるということが分かっている。そのため、丹沢山地の約4万haを56のユニットに区画してそれぞれで密度管理を行なうという方法は妥当だと考えており、今のところ移動分散について想定はしていない。また、現在検討中ではあるが、隣接する他県との森林の連続性が確保できれば丹沢山地のシカの生息密度を低減させることができると考えている。しかし、現時点では確保することができないという問題があるため、本地域の個体群を維持するという目標のもと保護管理を行なっている。そのため、人工林がシカ個体群を維持する収容力をもつのかといった問題を認識している。

司会者：丹沢でのシカの管理捕獲数は、知床と比べても絶対的に少ないのではないだろうか。また、生息密度に大きな影響を与えるメス個体の捕獲については、どうなのであろうか。

羽山さん：確かに十分ではないと考えている。しかし、急激なシカ密度の減少がどのような影響を与えるのかが明らかでない状況において、新たな管理計画においても管理捕獲数の大幅な変更はないと思っている。

先ほどの中標高域での目標について、補足したい。中標高域の多くは民有林でほとんど手入れされておらず、荒廃した状況にある。それ

はシカの収容力以前の問題であり、山の崩壊を防ぐためにも森林の管理は重要であることから、人工林において低密度でシカを維持することを目的としている。

質問者3：羽山さんの講演によって、私達の水資源としても丹沢を保全して下さっていることがよく分かった。丹沢山地のシカを低レベルで持続的に維持していくには、漠然とした捕獲レベルではなく、生息動向に対するシミュレーションが必要だと感じた。

質問者4：私も同様にシミュレーションを作成することは重要だと感じた。ただし、順応的管理を目指したシミュレーションの作成は、非常に難しいと思われる。例えばエゾシカの順応的管理で使用しているモデルは非常にシンプルなもので、生息動向にあわせて利用していると思われる。しかし、丹沢山地ではシカだけでなく、水問題などさまざまな変数があるため、それらをすべて考慮した複雑なモデルではうまく機能しないのではないだろうか。今後、どのような考えに基づいてモデルを作成していくのかをお聞きしたい。

羽山さん：現在、そのようなモデルは作っていない。必要だとは考えているが、それを作成するほどまでに調査が進んでいないし、どのような変数が必要であるかもわかっていない。また、シカに関しては、管理捕獲が必要な高標高域での捕獲が困難であるという現実的問題がある。

常田さん：丹沢のシカは定着性の生態をもつ個体群であり、上下の移動性も低いことがテレメトリ調査からも明らかになっている。そのため、捕獲庄のかけ方によってはそれほど高標高域への集中の可能性は高くないのではないかと感じている。

矢原さん：屋久島でのシカの個体群管理には2つのポイントがある。ひとつは、シカの生息数の増加は林道や伐採跡地などの存在によると考え

られるため、林道や低地で捕獲圧が高まったとしても、天然林ではそれほど多くの個体を収容できる環境にないことである。もうひとつは、屋久島の自然地形は非常に厳しいため、捕獲圧による分布拡大のリスクは低いと考えられることである。ただし、監視が必要な地域もある。

田村さん：丹沢の標高800m以下の地形は非常に急峻であるが、1300m以上には準平原のような地域があり、このなだらかな地域はシカにとって好適な生息環境となっている。さらに、ミヤマクマザサの存在もシカの生息数を維持しており、冬期の積雪があっても緩やかな南斜面でシカは生息している。

司会者：保護柵の設置によって希少種が生育してきたということは、何十年か後にでもシカの個体数が減少すればまた絶滅種等が生育してくる可能性はあるとお考えだろうか。

田村さん：丹沢山地の保護柵の設置によって出現した希少種は、すべて多年生の草本であった。しかし、それらの植物種がどれくらいの期間、地下で残存するかはわからないので、できる限り早くシカの摂食圧から保全する必要があると考えている。ちなみに、先ほどの講演で紹介した希少種が出現した地域は、植生の劣化がはじまって十年ほど経過したところである。

矢原さん：種子が休眠する種はかなり長期間もつが、落葉広葉樹林帯の場合、ほとんどシードバンクをつくらぬ種もあるといわれている。希少種とはもともとその地域での個体数が少ないため、シカの摂食圧によって絶滅する種も当然現れてくる。そのため、丹沢においても現在ある植物の総数を保全するのは、非常に重要なことであろう。

司会者：シカの生態系管理について考えると、シカは植生に悪影響を与えているだけの存在なのであろうか。丹沢では昔からシカの影響が知られていたし、シカの存在によって成立する群落もあるとのことであった。それでは、実際にシカがいた方が植生は多様であるのだろうか。

村上さん：ササを伴わない群落に関しては、明らかに昔からシカの影響を受けていたし、パッチ構造があったのも認められる。シカの移動経路沿いでは植生の変化があり、林分の種組成では嗜好性植物と不嗜好性の植物がそれぞれまともって生育する場所があることなどが過去の報告書にある。林内の構造の多様性にシカがプラスに働いた面があるのは確かだろう。

質問者5：かつて日本ではシカ猟が行なわれていた。シカの個体数管理が求められる現代において、銃を保持して、食肉として利用する狩猟は必要だと思われるだろうか。

羽山さん：今後、必要になってくるだろうと思われる。しかし、銃の保持や食肉としての利用には安全性の確保などさまざまな問題があるため、現実的には難しいと思っている。

司会者：わからないことが多いなかで保護管理計画を策定するため、その施策が失敗する可能性もある。このような状況で、どのように合意形成を図ってきたのだろうか。

羽山さん：丹沢の保護管理計画では、今まで一貫して、実施する保護対策は試行的な施策であることを説明してきた。また、県民に対する説明やモニタリングの実施が不可欠であることも示してきたことから、合意は得られていると思っている。

照葉樹林帯のニホンジカとどうつきあうか？

－屋久島での取り組みから－

立澤史郎

北海道大学大学院文学研究科地域システム科学講座 serow@reg.let.hokudai.ac.jp

はじめに

屋久島は、九州本島の南方約60kmにあり、周囲約132km、面積504平方kmのほぼ円形の島で、中央に九州最高峰の宮之浦岳(1,935m)や永田岳(1,886m)などの「奥岳」が、その周囲に1,000m前後の「前岳」が連座し、周縁(海岸側)の低地帯に集落や田畑が集中している。年間10,000mmにも達する降水量や亜熱帯から冷温帯までの多様な環境から、固有の維管束植物だけでも47種・2亜種・30変種(Yahara *et al.* 1987)が確認されるなど、多様な生物相を有している。

ヤクシカ(*Cervus nippon yakushimae*)は、ヤクシマザル(*Macaca fuscata yakui*)とともに屋久島の固有亜種で、同島の「野生」を代表する大型哺乳類だが、採食や樹皮剥ぎによる農林業被害が長く問題となっている上に、近年は自然植生に与える悪影響が危惧されている(自然環境研究センター 2005, ほか)。しかしそのヤクシカ個体群の生息実態はこれまで実地に調査されたことはなく、島の生態系保全を議論する上でネックとなっていた。

そこで2004年度から環境省環境技術開発等推進費によるプロジェクト(「地域生態系の保全・再生に関する合意形成とそれを支えるモニタリング技術の開発」、研究代表者である矢原徹一九大教

授と屋久島の頭文字から通称「プロジェクトY」)が立ち上がり、屋久島の生態系保全を議論する土台を作るために、事業の一環としてヤクシカの生息実態調査を行っている。ここでは、この調査とそれにかかわる議論の現状を報告したい。

ニホンジカの地理的変異と熊毛四島

ニホンジカ(*Cervus nippon* Temmink)は、北はウスリー(沿海州)から南はベトナム(現在はほぼ絶滅)まで分布し、分布域の広さは南北4000km、日本国内だけでも北海道から沖縄まで2000kmに及ぶ。このように広域分布する本種は、同じ一種の中でも体サイズ等に地理的変異が見られるため、通例地域ごとに14の亜種に分けられ(大森司1986)、うち7亜種(エゾシカ、ホンシュウジカ、キュウシュウジカ、ツシマジカ、マゲシカ、ヤクシカ、ケラマジカ)が国内に生息する。

地理的変異は体サイズだけでなく、食性(北方で草食性、南方では葉食性)にも認められ(高槻1991)、また遺伝子レベルにおいても大きな南北差があることが知られる(Tamate *et al.* 1998, Nagata *et al.* 1999)。この遺伝的な南北差は大陸亜種との差に匹敵し(図1)、両者の祖先は約30万年前に大陸で分化し、異なる経路(北回りと南回り)で日本

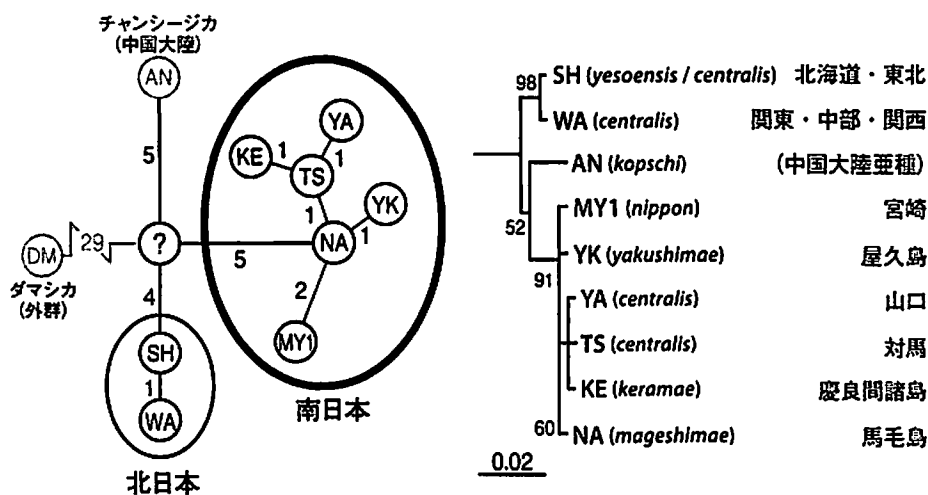


図1. mt-DNAでみた日本産ニホンジカ地域個体群の系統関係 (Tamate *et al.* 1998を改変)。

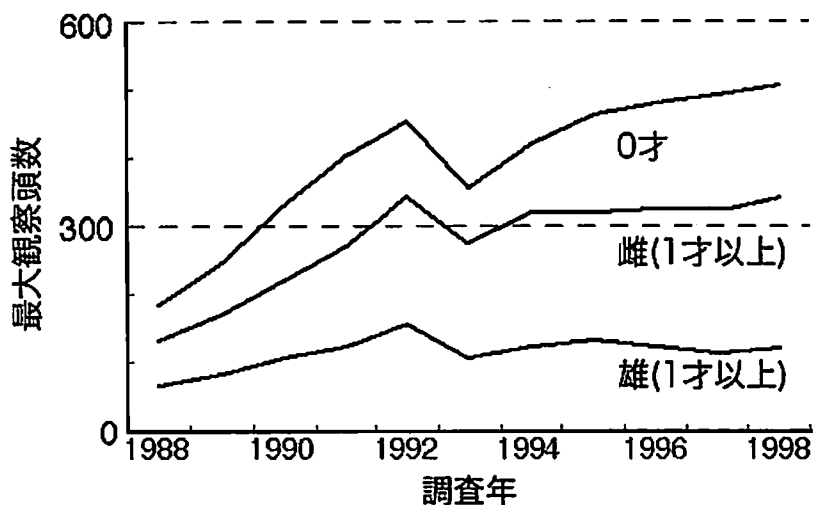


図2. マゲシカの個体数変動。0才、1才以上の雌、1才以上の雄の積み重ねグラフで示す。1988年から1998年までの毎夏（8月）の直接観察によるセンサス結果に基づく（立澤 未発表）。

列島に入ってきたと考えられているが、現在の分布境界は海峡ではなく本州西部（中国地方）にある（Tamate *et al.* 1998; Nagata *et al.* 1999）。なお、現存のケラマジカ個体群は、江戸時代に薩摩から移入された個体に起源する（城間 1999）ので、国内の自然分布個体群としてはヤクシカが南限となる。

日本産ニホンジカ（以下シカと呼ぶ）は、上記のように遺伝的差異から2タイプ（北日本タイプと南日本タイプ）に分けることができるが、「北」は遺伝的に比較的均一であるのに対して、「南」では遺伝的な分化が進んでいる（図1）。南のシカの遺伝的多様性が高い理由の一つは、島嶼個体群（島に隔離された集団）が多いことにある。

なかでも熊毛四島（種子島、馬毛島、屋久島、口永良部島）にはそれぞれにシカが生息し、馬毛島のシカはマゲシカ（*C. n. mageshimae*）、屋久島のシカはヤクシカ（*C. n. yakushimae*）と記載されている（Kuroda & Okada 1950）。種子島と口永良部島の個体群は、それぞれマゲシカ、ヤクシカと遺伝的に同一と考えられているが（Tamate *et al.* 1998）、外部形態（大きさ）や生態（食性）には違いがある可能性が指摘されている（立澤 2000）。大隅半島南端のキュウシュウジカ孤立個体群を含めると、100km以内に独立した5個体群（3亜種）が長く維持されていることになり、南のシカの多様性や来歴を考える上で大変興味深い地域である。

南のシカの個体群維持機構

島嶼個体群や隔離個体群が多ければ、全体としては遺伝的多様性の維持が期待できるが、個々の個体群としては遺伝子交流の機会が低く、個体群サイズが小さければ機会的絶滅の確率も高まる。この点、北日本の個体群では、生息地の面積が大きい上に、数十～百km以上離れた大規模な季節移動（越冬地との往復）が知られており（丸山 1981; Igota *et al.* 2004）、これが遺伝子交流の頻度と個体群サイズを大きくする仕組みとして機能してきたと思われる。

では、大規模な移動ができない島の個体群は、どのように維持されてきたのだろうか。熊毛四島のうち、唯一長期の個体群センサスが行われてきた馬毛島を例として紹介したい。

馬毛島は、種子島の西方10kmにある、面積約9平方km、最高海拔わずか71.2mの無人島である。西暦900年頃からシカ生息の記録があり（鮫島 1962）、長く種子島家の直轄地で、その後も国有地となって国設鳥獣保護区に指定されていたため、第二次大戦後の入植まで大半の土地が手つかずのままであった。現在はほぼ全島が企業所有地となって開発問題に揺れているが、14亜種の中で生息地面積が最小で、かつ鳥獣保護区である以外に生息地が全く保全されていない唯一の亜種である。

馬毛島では、少なくとも千年以上シカ個体群が維持されている。速い海流に阻まれて隣の種子島

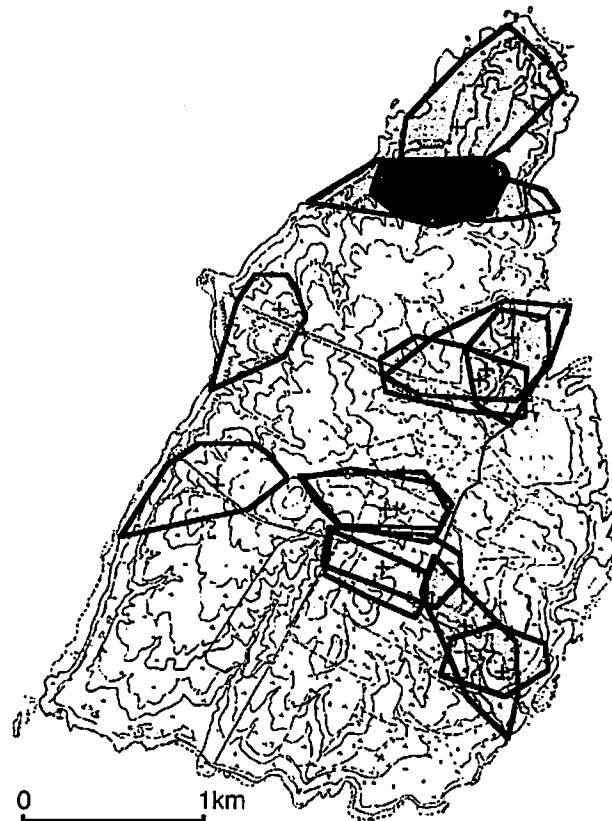


図3. マゲシカの年間行動圏. 雌(白抜き)9頭と雄(網がけ)5頭の各1年間の発信器調査の結果(調査年は個体により異なる)より示す. +は行動圏の重心(立澤未発表).

とさえシカの往来は困難だが、水と食物に恵まれ、北日本でしばしば大量死を引き起こす降積雪もなく、現在はイヌなどの捕食者や狩猟の圧力もない。ただし、入植があった一時期(1980~1986年)だけ集中的な狩猟が行われ、その結果シカの個体数は百頭以下に減った(東1985)。

筆者は再び禁猟となっていた1987年夏に初めて同島に渡り、翌1988年から毎季節、直接観察による全島センサスと死体回収を開始した。その後マゲシカ個体群は驚くべき成長(増加)と、そして急激な増加率の低下(いわゆる頭打ちの状態)を示した(図2)。調査開始当初の理想値に近い増加率(1988-1991年の3年間平均で年約35%増)は、個体数が極小となった年代に生まれた雌が最も栄養状態がよい状態で繁殖開始齢(2-3才)に達し、妊娠率も高かったためと考えられる。しかしやがて増加は頭打ちとなり、厳しかった1992-3年の冬には初めて個体数の大きな減少がみられた(図2)。

マゲシカは閉鎖個体群と考えられるので、個体数を変動させる要因は出生と死亡だけである。そ

こで生体の全数調査における雌ジカ数(2才以上)に対する仔ジカ(0才)数の率を出生率、島の約三分一の面積で行った死体回収結果から死亡率を算出したところ、個体数が最初のピークに達する1992年頃から急激な出生率の低下と死亡率の増加が同時に起こっていた。

このような出生率の減少や死亡率の増加の原因として通常考えられるのは、個体数の増加による食物の減少(不足)である。実際、多くのシカの主食であるイネ科草本の草原では、年々食物現存量が減少し、シカの平均体重も減少した(立澤未発表)。島全体の食物が枯渇する前に出生率の減少や死亡率の増加が生じたのはなぜだろうか。

マゲシカの年間行動圏(図3)をみるといずれも1平方kmにも満たず、このうちの雌2頭は1平方km以内で一生涯を終えた。このように狭い範囲で一生涯を送ることができるのは、基本的に通年恵まれた気候と食物のためであるが、それに関係して、雌雄の生息地乖離(habitat segregation)や群れ同士の強い排他性もみられている。

また、雌雄の生息地乖離のため、海岸草地に集合する1歳以上の雄の死亡率が非常に高く、その結果高密度になるほど性比は雌に偏り、老齢化も進んだ。出生率が抑制され、雄が多く死ぬことで、結果的に成雌集団が温存されたまま個体群密度が低下し、その後は食物環境と成雌の栄養状態が改善したことで、出生率と個体数はすぐに回復し、50頭/平方km以上の高密度を維持しつつ漸増している。雌雄や成幼が均等に死亡した場合よりも、早く個体数を回復させる結果になったわけである。

南の島では、大雪など大きな環境変動がなく、土地利用が定着することで、食物の質や量の低下や回復、そしてそれらへの個体や群れの反応が小スケールで起きやすく、その結果個体群密度の変動幅が比較的小さく（つまり安定的に）維持されると考えられる。これらの特性は、食物不足や環境悪化による密度効果の効きを良くし、結果的に個体群の高い持続性に寄与してきたのだろう。地元や動物園関係者の間では、ヤクシカやマゲシカは繁殖力が強く、狭い土地でもよく増えると言われてきたが、これも上記のような南のシカの特性とよく対応する。

ヤクシカの全島的な生息状況把握に向けて

ヤクシカについては、遺伝的にマゲシカと近く (Tamate *et al.* 1998)、夏期の食性にヤクザサを含むこと (Takatsuki 1990)、ヤクシマザルの調査地として知られる西部林道で近年密度が高まっていること (Agetsuma *et al.* 2003, Tsujino & Yumoto 2004, Tsujino *et al.* 2004) などが知られているが、全島的な生息状況はいまだ不明のままである。

雨が多く温暖な屋久島では、少なくとも低地部ではシカは食物に恵まれ、高密度に生息できる可能性がある。しかし一方、遷移が進んで林冠がうっ閉した森林では、シカの口が届く範囲にある食物は多くないだろう。筆者が1985-6年に、永田歩道から最高峰の宮之浦岳まで往復して確認したヤクシカの数はいずれも毎回片道せいぜい10頭ほどで、母仔を除くといずれも単独個体で、人を見るとすぐに姿を消し、かなり低密度である印象を受けていた。

その10年後 (1994-1996年)、今度は熊毛四島のシカ個体群の比較研究の一環として屋久島を訪れた。目的は、島内全域の分布状況の把握と、個体群解析のための標本収集で、前者のために夜道の両側をライトで照らしてシカの数进行スロットライトカウント調査を、また後者のために有害駆除個体の収集を行った。

今回のプロジェクトY (2004-2006年) におけるヤクシカの生息実態調査は、基本的にこの90年代の調査方法を踏襲し、結果を比較することが目的である。スロットライトカウント調査は全国から集まった多くの市民調査員の協力で、また標本収集は地元猟友会の方々の協力で、成り立っている。ここでは、スロットライトカウント調査について紹介する。

1. 調査法の選定

シカの個体数調査が難しい理由は二つある。一つは「見えない」から、もう一つは「変動」するからだ。日本の場合、生息地の大半を占める山岳地では、密な森林と急峻な地形が邪魔をして、直接個体数を数えることはほぼ不可能である。特に、西南日本の照葉樹林帯では目撃さえ難しいことが多い。

またシカ類の多くは、短期間に極端な個体数変化を見せる。特にニホンジカは、マゲシカが4年間で3倍に増加したことでわかるように、一産一仔にも関わらず驚くほど高い増加率を示す。しかし一方では、洞爺湖中島 (Kaji *et al.* 1988) や東北の金華山 (Takatsuki *et al.* 1994) で報告されるように、食物不足や豪雪によって大量死 (クラッシュ) を起こし、一年で半数近くまで減少することもある。シカは増えやすく、減りやすい動物であり、そして高い移動能力も持っている。それゆえシカの個体数調査は、短期間に広域 (なるべく個体群の分布域の全域) で行う必要がある。

個体数が数えられなければ、相対的な密度指標を得て、それを地域や年ごとに比較するしか方法がない。「密度指標」としては、直接観察が可能な定点や移動する車や飛行機から数を数える方法、それに代わって自動撮影装置を設置する方法、糞や足跡や声などの「生活痕跡」を数える間接的

な方法などがある（自然環境研究センター 1996 ほか）。

シカが定着的に地域ごとに密度が異なるなら、全島的な生息状況の把握が不可欠である。しかし屋久島は、巨大で急峻な山岳地形で、しかも大半の森林がうっ閉している。このような生息地では航空機は使えず、多数の定点での直接観察や痕跡調査も難しく、また自動撮影装置を多数箇所に設置するのも現実的でない。残るは車で距離を稼ぎながら目撃する方法（ロードカウント）である。

カウント調査ではなるべく多くの個体を安定して目撃したほうが精度が高まる。馬毛島では朝夕と夜中に活動ピークがあって、大多数の個体が日没前後に採食を始め、午前0時頃まで活動性が高いことがわかっていた。また、シカは林縁の草地で採食することが多いので、採食時間帯には「人工草地」である林道や登山道周辺の利用度も高まり、路上からの発見数も増えることが期待される。

実際に屋久島でも、1995年当時は日中シカを目撃することは珍しく、目撃例の多くは日没後の道路際だった。そこで調査法は、北海道や関東でシカ密度モニタリングの定番となっているスポットライトカウント法を採用することにした。なお、シカのスポットライトカウントでは、休息中の個体を発見することも可能だが、基本的には集光能力の高いシカの目がライト光をよく反射することを利用するので、採食活動中の方が見つけやすい。

2. 1995年の生息状況

屋久島はかつて林業の島であり、特に大面積の伐採や植林が行われていた前岳には大規模な林道や作業道が島中に走っている。また山歩きのメッカでもあり、車道のない奥岳には登山道も整備されている。そこで1995年の調査も今回も、主要な林道と主要な登山道の両方をスポットライトカウントの対象とした。

林道の本数は主要なものだけで20を超え、その中には標高1800mを超すいわゆる「奥岳」に達するものもある。また登山道（屋久島では歩道と呼ぶ）も10以上あり、その多くは宮之浦岳や永田岳などの最高峰を縫う縦走路に連なっている。1995年の調査では、このうち登山道3本と林道

9本（西部林道および外周の県道を含む）を選び、登山道は徒歩で、林道は四輪駆動車を使って、スポットライトカウントを行った。調査ルートは延長距離は175.0km、これを各ルートごとに3回繰り返した。

林道でのスポットライトカウントは、基本的に運転手1名、ライト係2名の計3名で行い、調査期間はシカの出産がほぼ終了する7月後半から8月中旬まで、時間はコアタイムを日暮れ後の20時から午前0時までと定めた。ただし、馬毛島でも奈良公園でも、強風時には採食場へ出てこない個体が多いことから、悪天候の日は調査を行わなかった。

実際に予備調査を行ってみると、照葉樹林帯ならではの多くの問題が見つかった。特に林道から見通せる距離の短さは想像以上であった。島の半分を大草原が占める馬毛島でも、昼間の生体センサーと比較するためにスポットライトカウント調査を行っていたが、その際の見通し距離（ルートから垂直方向にシカの存在が確認できる直線距離）は300-500m程度、屋久島ではその約10分の1であった。見通し距離が短いと、発見率が落ちるだけでなく、探照範囲も狭まるため進行速度を落とさざるをえない。また、見通し距離は場所による較差が大きいので、地域間の結果比較には注意が必要となる。

図4(a)に1995年の調査結果を示す。これは約2.5km四方の区域ごとに発見頭数を調査距離で割り、島内のシカの分布状況を「調査距離1kmあたりの発見数」という密度指標で表現したものである。調査対象でなかったり調査距離が1km未満の区域もあることや、見通し距離の場所による違いを考慮していないことには注意が必要だが、大まかな分布傾向は読み取れる。この結果から立澤（1997）は、ヤクシカの生息状況について次の3つの傾向を指摘した。

- ① 島内全域に分布する。
- ② 一般に言われるのと逆に奥岳（高標高部）より低地部（里近く）に多い。
- ③ 低地部には雌が多く、しかも仔連れの率が高い。

ヤクシカが里近くに多いという点は、登山道（徒歩）と林道（車）の発見率の違いを反映している

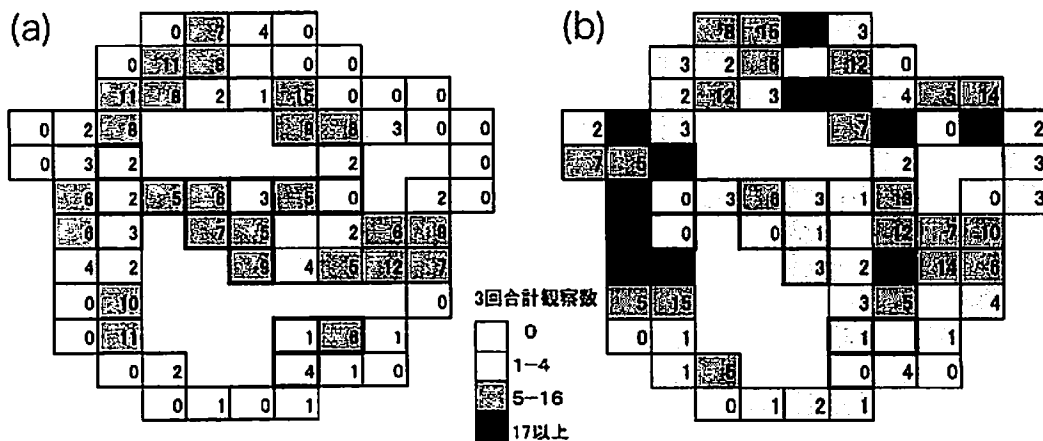


図4. 1995年(a) 2005年(b) のスポットライトカウント調査結果の比較。一辺約2.5kmの区域ごとに、調査路線距離(1km)あたりの目撃頻度を示す。

可能性があり、厳密には断定できない。しかし、標高1700m以上のヤクザサ帯は見晴らしがよく広域の探照が可能であり、見通し距離は3-500mと、麓のその10倍近くに及んだ。つまり、ヤクザサ帯では低地部よりシカの目撃数が過大に評価されるはずである。実際、永田岳-宮之浦岳-鹿ノ沢を結ぶ縦走路を含む区域では、麓同様に高い値が出た。しかし他の高標高部ではむしろ低地部より目撃数がかなり少なく、ヤクシカの全島分布は、中央部と海岸の密度が低い「ドーナツ状分布」をしていると思われる。多くのヤクシカが、奥岳を取り囲むように低地に集中する集落の裏山(前岳)で暮らしているならば、屋久島でもやはりシカは低標高地を好む「里山動物」だといえるだろう。

3. すでにあった増加の兆し

では、低地部に雌や仔が多いという傾向は、何を意味するだろうか。高密度(10頭/km以上)だった14区域のうち、雄のほうが多く発見されたのはわずか1区域だけで、これは島の中央部、つまりヤクザサ帯にあった。一方、雌が多かった残り13区域はドーナツ状に低標高部に分布しており、しかもそのうち10区域では雌(1才雌を含む)の20%以上が仔ジカを連れていた。通常スポットライトカウントでは仔ジカの発見率が極端に落ちることを考えるとこれはかなりの高率である。馬毛島でのスポットライトカウントでこの率が20%を越えたのは、昼間の直接観察での値が50%近

くを示した年であり、ヤクシカでも実際には倍以上の比率で仔ジカがいると予想される。

この結果からは、「裏山」にメスが高密度で暮らし、隔年以上の頻度で仔を生み続けている姿が浮かび上がり、これ以後に低地部のヤクシカが増加することも容易に想像できる。

そして、裏山に暮らすシカの多くは、農作物の味を知っているに違いない。もしかするとシカの栄養状態は農作物が維持しているかもしれない。この結果と予想から、筆者は当時、行政等に「シカはこれからまだまだ増える」と警告したが、残念ながら具体的な対策の提案までは至らなかった。

2005年の生息状況(プロジェクトY)

2004年度から3年計画で始まったプロジェクトYでは、特に草本植生へのシカ採食圧の影響を問題視し、緊急避難的なフェンス(シカ排除柵)設置、草本植生の実態調査、ヤクシカの実態調査、の3つのサブプロジェクトを進めている。ヤクシカ実態調査の中核であるスポットライトカウントは、同じ調査ルートを3回繰り返すなど、基本的に10年前と同じ手法を用いた。ただし、調査員の安全性とデータの信頼性を共に高めるため、1班でなく最低3班(3ルート)で同時に調査を行って短期間で全ルートを終える、そのため今回は約20人の調査員で行う、などの変更を行った。また、今回は地域主体のモニタリング体制の提言を目的

に含むため、地元住民の参加を積極的に仰いだ。なお、スポットライトカウントは基本的に2004年と2005年の2か年度行い、2006年度はモニタリングの試行と駆除個体による個体群解析に重点を置く予定である。

1. 増えたのか？

2005年度のスポットライトカウントの結果を1995年度と対応させて図4(b)に示す。1995年と同一ルートに限定して比較した結果、全体での総目撃頭数は192頭から541頭に、1 kmあたりの目撃頭数(路線密度)は0.33 (SD=0.04) から0.91 (SD=0.03) に、そして区域処理した場合の10頭/km以上の区域数は13から20に、増加した。

注目されるのは、島の南部(屋久町側)ではそれほど変化が見られないのに対し、北半分(上屋久町側)では1995年と比べて多くのシカが目撃されたことである。しかも、その濃淡は均一ではない。特に目撃数が多かったのは、白谷林道上部(白谷雲水峡周辺)と西部林道に沿った区画であり、小瀬田(船行前岳の山麓)や屋久町側のヤクスギランド周辺でも多くのシカが目撃された。これら極端に多くのシカが見られた区画は、牧場のある小瀬田を除くと人付けや餌付けが進んでいる場所であり、それが原因で多くのシカが集ってきている可能性もある。しかし、これら以外のほとんどの区画でも目撃数が増加していることから、

この10年でヤクシカの個体群密度は増加していると考えてよいだろう。

2. 分布の変化

もう一点、10年間での顕著な変化がある。それは、海岸に向かって「ドーナツ」が膨らんでいることである。屋久島は、中央の奥岳を1000m前後の前岳が取り囲み、その麓の低地に集落が集まって、島を一周する県道がこれら集落を結んでいる。この県道と海岸の間にはまだ各所に森林(海岸林)が残っているが、1995年当時に集落内の林や海岸林でシカを見ることはまずなかった。ところが2005年には、多くの海岸林や県道で調査中にシカが目撃され、その多くは人を見てもすぐには逃げず、一湊のように街中を行動圏にしている群れさえあった(写真1)。特に警戒心が強いはずの仔連れのメスシカが、島のあちこちで人慣れし、年中街に出没するという状況は、10年前には全く見聞きしなかった。これは、屋久島での「人とシカの関係」が変化したことを象徴的に示している。

ただし、このような状況を異常だとは言えない。シカも他の野生哺乳類同様、人に慣れやすく、危害が及ばないことを学習すればどんどん人の生活圏に侵入してくる。広大な草地と好意的な市民に恵まれた「奈良のシカ」はその好例だろう(立澤・藤田2001)。人が優しくなり、野犬も減り、そし

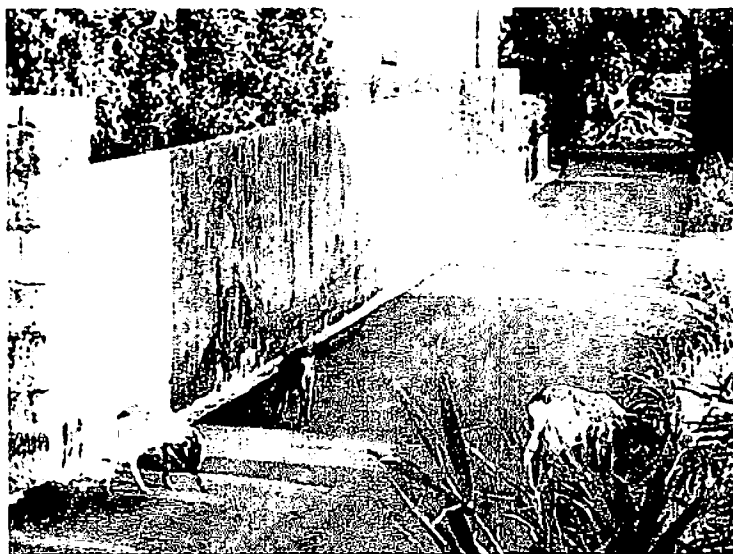


写真1. 住宅地で採食するヤクシカの母仔(2004年7月、上屋久町一湊にて)。

て庭先においしい野菜や果樹が密生していれば、そこに目をつけない方がおかしい。屋久島でも、山仕事が減り、里で農業を営む人が減り、シカを懲らしめる若い人や放し飼いの犬も減り、一方でシカを愛でたり餌を与える観光客の数はこの20年ほどで激増しているはずである。ヤクシカが、少なくとも里地方向に分布域を広げたのはきわめて当然のことなのである。

そして、先述のような人慣れ個体、特に仔連れのメスジカが街中を行動圏にするという状況は、やはり分布域拡大の背景に密度増加があることをうかがわせる。シカが分布を拡大するのは密度増加期であり（川道・立澤1992ほか）、しかも雌は雄より後から拡大することが大阪や馬毛島で観察されているからである。屋久島で頻繁に見られるようになった人慣れた雌ジカ（特に仔連れの雌ジカ）は、裏山（前岳）での密度増加と高密度帯の拡大の象徴的な現象と見てよいだろう。

3. 増加の要因

では、なぜヤクシカがこれほど増えたのか。それを考えるために、「なぜ増えなかったのか」を考えてみたい。図4をみると、島の南部では増加傾向が見られない。南部の山麓にはシカの好む緩傾斜の森林が広がるのに、なぜシカが増加しなかったのだろうか。

3つの可能性が考えられる。1つは狩猟・駆除圧。南部は高密度の駆除や狩猟が続けられてきた地域で、これがシカの増加もしくは集中を抑えてきた可能性がある。次は果樹園のフェンスとイヌ。果樹園ではシカの侵入を防ぐため周囲に堅牢なフェンスが施され、しかも南部ではシカ対策としてイヌを飼っている果樹園が多い。これも低地部へのシカの進出を抑える効果があるだろう。

もう一つ、もっと根本的な違いが効いていた可能性もある。実はこの南部地域は、全島的な前岳での伐採が行われた屋久島にあって、例外的に伐採や攪乱が少なかった場所である。大規模な伐採は大規模な採食場（草地）を提供し、シカの栄養状態や出産率を好転させるだろうが、南部地域ではこの影響がなかったことが考えられる。

このように、そもそも低密度なままであった上

に、狩猟・駆除圧がかけ続けられ、さらにフェンスやイヌの存在によって低地部へ降りて来る個体も少なかったため、南部地域では「ドーナツ」の拡大が見られないのではなかろうか。

もしそうであれば、これは「なぜ増えたのか」という問いへのヒントになる。前岳で大規模な伐採が進められた地域でシカが増加し、その増加率や低地への拡大が狩猟や駆除である程度抑えられていたのだとすれば、島の面積の約9割を占める国有林でシカ駆除ができなくなった1997年以降、すなわち前回調査と今回調査の間でシカの密度にとりわけ大きな増加がみられたことも説明できる。

また、もう一つのサブプロジェクトである草本植生の実態調査でも、この南部地域では希少草本が多く残存していることがわかっている（矢原印刷中）。南部でシカ増加率が低く希少草本がよく残るという事実は、シカの採食圧が屋久島の草本植生を変容させているという本プロジェクトの仮説を支持している。

現在の議論と今後の課題

プロジェクトYの「出口」は、屋久島の自然生態系の保全と復元のための長期的体制の提言にある。これに関連して、特にシカ個体群管理の立場から、現在の議論を整理しておきたい。

1. シカ密度抑制の論理と方策

シカの採食圧の増大が、自然植生の衰退と具体的にどの程度関係しているかはまだ不明である。植物種や場所によっても影響の程度は違うだろう。しかし、他のシカ密度増加地同様に屋久島でも、かつて草本植生を構成した種の一部に、すでに見られなくなったものや、この数年で退行しつつある群落がある。そして、この10年で島のシカ密度の増加と植生の衰退が同時に起こっていること、シカ密度が低い南部地域では植生の顕著な衰退が見られないこと、衰退している群落をはじめとして多くの種でシカの採食（食痕）が確認されていること、シカが接近できない場所だけに残っている種（株や群落）が見られることなどから、シカの増加と自然植生の衰退の間の因果関係が強く示唆される。

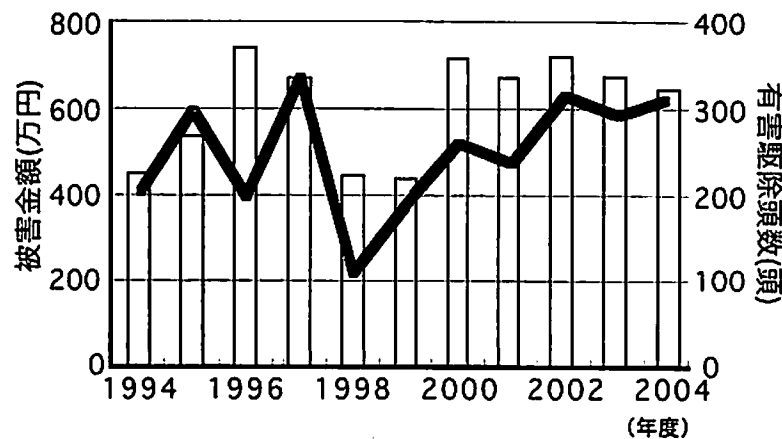


図5. ヤクシカによる農業被害額(棒グラフ)と有害駆除頭数(折れ線グラフ)の推移(鹿児島県資料より作成). いずれも2町の合計.

このような状況では、草本植生衰退の詳しいメカニズムが明らかでなくとも、主要と思われる要因を除いてみるのが、有力な選択肢となる。当初筆者は、希少草本群落衰退の要因として、人による盗掘や踏圧の影響の可能性も気になっていた。しかしこれは、林道や歩道沿いの、しかも市場価値のある特定種についてだけ言えることで、島全域で生じている植生衰退の要因ではなかった。

次に考えるべきは、シカの採食圧の低減方法である。待たなし(消滅寸前の群落や株)の場合には、フェンス(シカ排除柵)による囲い込みしかない。しかし、この方法は優先順位の高い数か所には適用できても全島的には使えず、シカ個体群の密度抑制手法が求められることになる。

ここで、個体群密度の低減には、二つの考え方がある。一つは即効的(対症療法的)な個体の除去(捕獲・駆除・狩猟)や不妊手術など、もう一つは密度増加要因の抑制や除去である。しかし、密度増加要因が不明で、捕獲個体の飼育・不妊手術・放逐にかかる膨大な費用や時間も費やせない現状では、駆除(または狩猟)という手段を選ばざるを得ない。加えて屋久島では、現にシカの駆除(年間300頭、1988年までは狩猟)が続けられていることも、この選択肢を後押ししている。

ただし、マゲシカの例が示すように、南の島嶼型個体群は密度効果が現れやすい(密度の増減に出生率が鋭敏に反応する)可能性がある。つまり、駆除による密度減少への補償作用として出生率が

上昇し、駆除頭数分(場合によりそれ以上)を補ってしまうことが予想される。よって駆除や狩猟による対策の場合、基本的にコストをかけ続けねばならないことを合意しておく必要がある。

2. 2つのシカ問題と総合的対策の可能性-特に森林管理との関わりから-

屋久島のシカ問題には、自然植生の衰退と農林業被害の2つがある。島の森林面積の9割近く(3.8万ha)は国有林であり、その半分強を世界遺産地域を含む国立公園(2.1万ha)が占める。国有地が多いので自然植生被害の対策は立てやすいと思われるが、現実にはインベントリー作成やそれに基づく被害実態把握もまだほとんど行われていない。一方、農業被害対策としては有害駆除が続けられているが、被害実態(面積や金額)が増加する中、人員・時間・場所の制約から駆除頭数は頭打ちとなっている(図5)。

屋久島ではこの2つのシカ問題が、「ドーナツ」帯を挟んで、農作物被害は低地部で、自然植生被害は奥岳を中心に発生している。つまり、自然植生の残る奥岳(高標高)、林業地帯でありシカ密度の高い前岳(中標高)、里地(低標高)、という同心円構造として把握される。実はこの構造が、今後のシカ個体群管理を通じた生態系復元を議論する上で、鍵になると考えている。

これまで2つのシカ問題は異なる場(例えば環境政策課と農林水産課)で議論されてきたが、ともにシカ密度の増加が被害を深刻化させているの

であれば、そして前岳が増加の中心（分布中心）であれば、この同心円構造をふまえて2つの問題を統一的に扱える可能性がある。つまり、「前岳ドーナツ帯」の密度や増加率を抑制することで全島的な密度の軽減をはかり、高標高側の自然植生被害と低地側の農作物被害を共に抑制できる可能性があるのだ。

ただし一方（高標高もしくは集落帯）だけに駆除圧をかければ、シカが分散して他方の被害が悪化する可能性もあるので、極力分散を許さないような短期的かつ集中的な駆除が求められる。そして、この統一的対策の中核は、立木被害も生じている国有林における駆除の計画的実施である。実は1997年以降、狩猟事故をきっかけとして国有林内での銃駆除が認められなくなった。これは、シカの分布中心に捕獲圧がかからなくなったことを意味しており、シカの密度や被害の動向に大きな影響を与えたと思われる。

以上のように、屋久島でのシカ問題に対して、短期的・局所的対策としては、囲い込み、イヌ飼育、周辺での駆除が、また、中期的対策としては「ドーナツ帯」での密度抑制（駆除や狩猟）が考えられる。しかしコストをかけ続けねばならないこれらの方策とは別に、低密度で推移するシカ個体群を実現するという、より根本的（長期的）な対策もありうる。

これには、分布と増加の中心である「ドーナツ帯」の林相を照葉樹林に還元するという生息地管理が必要となる。シカが利用可能な大規模な草地や林縁をなくし、うっ閉して林床植物などの食物資源が低密度で分散する森を再生することで、シカ個体群の低密度化をはかるのである。

これは国有林経営の趨勢である天然林施業や複相林施業とも矛盾せず、現実的な選択肢になり得ると考えている。そのためには、人為的な生息地改変（特に前岳の広域伐採）が大規模草地を生んだこと、それによりシカ個体群の栄養条件と出生率や生残率が上昇したこと、の2点を検証する必要があるが、航空写真などによる全島的な草地の消長追跡と、現在大規模草地を利用している個体の分析によりある程度可能だろう。

3. 長期的体制のための課題

上記のうちどのような対策をとるとしても、共通して屋久島で実現すべき大きな課題がある。それは、モニタリング体制と、市民主体の合意形成システムの実現である。これらはフィードバック管理（Matsuda *et al.* 1999）を実現する上でも不可欠な体制であるが、生物が絶滅しやすい島という限定的空間では、通常（大陸や本島）より鋭敏な管理体制が求められる。

現在、ヤクシカ個体群のモニタリングについては、行政による駆除頭数記録が行われているだけであり、プロジェクトYによるシカ調査（分布と駆除個体解析）はモニタリングのための基礎調査でしかない。今後必要なのは、全島的な分布と増減の傾向を効率的かつ長期的に把握できる手法の決定と、その実施体制の実現である。具体的には2つの体制、つまり、固定ルートでのカウント調査の継続と、駆除個体からの個体群解析用サンプリングのルーチン化を考えている。前者は、プロジェクトYで安定したデータが得られた代表的な数ルートで試行中である。後者については、齢査定のための下顎、食性分析のための胃内容、妊娠率推定のための子宮、栄養診断のための大腿骨、などのサンプリングを、地元猟友会の協力で進めつつある。

ただし、現在の屋久島では、昭和30年代をピークに大面積の伐採や植林が行われた前岳で、二次林やスギ林が成林しつつある。このような生息地では、シカの個体群密度は高まっても、森林のシカ収容力は逆に低下し、個体群増加率も低下している可能性がある。実際に60頭/平方km前後という高い密度（Agetsuma *et al.* 2003, Tsujino & Yumoto 2004）が報告されている西部林道周辺では、われわれの調査（2004・2005年）で夏期にもかかわらず非常に痩せた個体が複数頭目撃されている。このことを考えれば、モニタリング結果の施策（許可の頭数や地域）へのフィードバックを保障することが、集中的な駆除の大前提になるだろう。

合意形成プロセスについては、自然生態系の保全と復元の必要性、ヤクシカの個体群管理の必要性、駆除（または狩猟）の実験的推進、モニタリ

ング体制や意志決定システムのあり方、等々について議論を進める必要がある。そのために、市民、行政、関係団体（農協、エコツアー団体、猟友会、教育機関）、報道機関、研究者などが参画した議論の場も不可欠だ。

合意形成を説得だと勘違いする向きもあるが、基本が他者理解と事実認識にあると考えるなら、必要なのは、客観的データの蓄積・共有と、時間をかけた意見や体験の交換だろう。生態系の保全や復元は長期的な視点と社会の支持がなければ成立しない。プロジェクトYは、そのための基礎情報と体制の選択肢を提示する作業だと考えている。

4. 市民主体の生態系管理へ向けて

モニタリング体制と合意形成体制を実現するために、プロジェクトYの周辺でいくつかの試行が始まっている。ガイドとの連携、猟友会との連携、そして島民によるNGOの立ち上げである。

いまや屋久島の主要産業となった観光業を担うエコツアーガイドや山岳ガイドは、特に世界遺産指定後に急増し、本年度からは行政主導でガイド登録制も試験運用されている。現在島内だけで200人近いと言われるガイドの中には生態系保全やシカ問題に関心を持つ人が多く、特定場所をフィールドとして自然史情報を蓄積したり、研究者のカウンターパートとして活躍する人もいる。そこで、ガイドの人たちが業務や研修で特定のルートに入る際に目撃したシカの数などを記録してもらい、これを全島的に蓄積してモニタリングの基本とすると同時に、情報を共有することで自然理解やガイド業務に生かしてもらうことを考えている。現在は有志による試行段階だが、今後観察会的な要素も加え、「市民調査」として発展させたい。

モニタリングのもう一つの柱である個体群解析については、これまで地元猟友会（上屋久猟友会、屋久町猟友会）の協力を得て数十個体のサンプリングが実現したが、これを真のモニタリング体制とするには大きな課題がある。生態系管理における駆除・狩猟の制度化（位置づけ）である。

現在屋久島でのシカ駆除は、二町（上屋久町と

屋久町）の猟友会が弾代の実費程度の予算だけで担っている。実質50人程の狩猟家が休日返上で年間300頭を駆除するのは大変な作業であり、島内各地から標本や情報を多数提供してもらうにも限界がある。今後、シカ個体群管理を駆除や狩猟により実施するならば、少なくとも、①公務や準公務としての位置づけ（事故対策や保険を含む）、②計画的実施体制、③標本や情報の収集分析体制、の3点の実現が不可欠である。これらにより初めて、「公務」としての「生態系管理のための駆除・狩猟」が成立し、個体群モニタリングも保障される。

なお、一気にこのような体制がとれなくとも、猟区を設定し、区域を限って試行するという選択肢もある。猟区では、地元が主導権を持って場所・時期・頭数などをコントロールでき、記録も残しやすい。また、捕獲圧の程度によるシカ個体群や植生の反応を見る実験区の役割も果たすことが可能だ。農業被害のある低地で現行の駆除を続けながら、前岳の適地を猟区に設定し、高標高部と低地部への影響を評価できれば、屋久島におけるシカ管理手法のモデルにもなるだろう。

また、生態系の復元が、人と自然との関わりの復元でもあるのなら、駆除個体の消費的利用も検討すべきだろう。ゼロエミッションを標榜し、昔からシカを利用してきた歴史があり、そして現に毎年300頭を駆除している屋久島で、資源利川の道が閉ざされていることには疑問を感じる。肉や皮の処理に必要な法定施設には既存施設が利用できる。特産品としての商品化や流通さえ可能なのである。

もちろん利用はシカ個体群の保全という枠を外れない範囲で行うべきであり、また駆除や狩猟と他の活動（山仕事や観光など）との整合や安全確保は必須である。だからこそ、駆除（狩猟）を、生態系の保全・管理の手法（担い手）として位置づけることが不可欠であり、かつてのように持続的な資源利用の道を探ってシカや鹿の社会的位置を高める必要を感じるのである。

以上のような議論を、オープンに、かつ客観的なデータを共有しながら行う場として、島民主体のNGO「YOCA」（よか；Yakushima Overall

Conserving Association=屋久島まるごと保全協会の略)も立ち上がった。上記のモニタリング(市民調査)や猟区運営,さらにはシカの商品化なども,ここから呼びかけてゆくことになる。研究だけでも観光だけでも経済だけでもなく,生態系保全,シカの管理,狩猟といった課題を多方面から議論する場として期待している。

おわりに -世界遺産に対する意識の変革を-

これまで屋久島の自然は,何重にも保護の網が被せられ,大規模開発からは守られてきた。しかし,長期的な利用による変化や,生態系内部の変容,そして保護の網を被せることによる地域社会への圧迫については,研究者も含めて多くの人々が無関心だった。

世界遺産の指定やいくつかのブームで,島はいよいよ「太古の島」「原始の島」として扱われ,毎年30万人以上が観光に訪れて,その多くが山に入っている。しかし実は,山域の大半はかつて伐採など強度の攪乱を受け,おそらくはそのツケとしてシカが増加し,山では自然植生が変貌して,里では農林業食害が深刻化している。高齢化や地域社会の疲弊による,狩猟・駆除圧の減少や,被害防除努力の限界もある。屋久島は,決して原生だけの島ではなく,全国の中山間地で見られるシカ問題の要素がほとんど揃った里山でもある。

屋久島における生態系の保全や復元は,「太古」や「原始」のイメージに惑わされず,これらの事実を正視することから始まる。これは,研究者だけでなく,エコツアーで何を伝えるか,島の自立とはどういうことかを考える人々とも共有できる課題であるはずだ。

シカ問題については,捕獲圧の変遷や国有林管理のあり方がシカの動態にどのような影響を与えたか,シカの動態が植生にどう影響しているか,そういう事実を一つ一つ明らかにして共有し,具体策を試行してゆくことでしか解決はない。そして島の人と自然がどうつきあうかを問うことで,シカ問題は生態系保全・復元問題の核心となる。

管理人は遺産の目減りを看過してはならない。後世に手渡すべき遺産だからこそ,その実態を明らかにし,維持する努力が求められる。そのため

に今屋久島で必要なのは,自然は完璧ではなく,保護の網だけでは同じ群集構造や景観は維持されないという科学的認識の共有だろう。そうすれば,「手を加えない」という選択に伴う大きな責任も理解されやすい。生態学者が生態学者としての責任を持って合意形成に参画することが,強く求められているのである。

引用文献

- Agetsuma N., Sugiura H., Hill D. A., Agetsuma-Yanagihara Y. & Tanaka T. (2003). Population density and group composition of Japanese sika deer (*Cervus nippon yakushimae*) in an evergreen broad-leaved forest in Yakushima, southern Japan. *Ecological Research* 18: 475-483.
- 東 滋(1978) 禁猟と解禁のはざままで ヤクシカ。アニマ No.66: 32-33., 平凡社。
- Igota H., Sakuragi, M., Uno H., Kaji K., Kaneko M., Akamatu R. & Maekawa K. (2004). Seasonal migration patterns of female sika deer in eastern Hokkaido, Japan. *Ecological Research* 19: 169-178.
- Kaji K., Koizumi T. & Ohtaishi N. (1988). Effects of resource limitation on the physical and reproductive condition on sika deer on Nakanoshima Island, Hokkaido. *Acta Theriologica* 33: 187-208.
- 川道武男・立澤史郎(1992) 大阪府下のニホンジカの数と分布(1991年).大阪府。
- Kuroda, N. & Okada, Y. (1950) On two new races of *Cervus nippon* from Southern Islands of Kyusyu, Japan. *Annotationes Zoologicae Japonenses* 24: 59-64.
- 丸山直樹(1981) ニホンジカ *Cervus nippon* TEMMINCKの季節的移動と集合様式に関する研究.東京農工大学農学部学術報告 23:1-85.
- Matsuda H., Kaji K., Uno H., Hirakawa H. & Saitoh T. (1999) A management policy for sika deer based on sex-specific hunting. *Researches on Population Ecology* 41:139-149.
- Nagata J., R. Masuda H., Tamate B., Hamazaki

- S., Ochiai K., Asada M., Tatsuzawa S., Suda K., Tado H., & Yoshida M.C. (1999). Two genetically distinct lineages of the sika deer *Cervus nippon* in Japanese islands: comparison of mitochondrial D-loop region sequences. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 13: 511-519.
- 大泰司紀之 (1986) ニホンジカにおける分類・分布・地理的変異の概要. 哺乳類科学 53: 13-17.
- 鮫島宗美(1962) 種子島家譜第1巻-第6巻 (再版, 1989). 熊毛文学会.
- 城間恒宏 (1999) 戦前の史料にみるケラマジカの記述. 史料編集室紀要 24: 95-116.
- 自然環境研究センター (編) (1996) 野生動物調査法ハンドブック 哺乳類・鳥類編., 194pp 自然環境研究センター.
- 自然環境研究センター (2005) ヤクシカの生息密度と森林生態系に与える影響に関する調査. 「平成16年度屋久島における生物多様性の維持機構の保全に関する研究報告書」, pp.2-49., 自然環境研究センター.
- 高槻成紀 (1991) 草食獣の採食生態—シカを中心に. 「現代の哺乳類学」(朝日稔・川道武男編), pp.119-144. 朝倉書店.
- Takatsuki S. 1990. Summer dietary compositions of sika deer on Yakushima Island, southern Japan. *Ecological Research* 5: 253-260.
- Takatsuki S., Suzuki K. & Suzuki I. (1994). A mass-mortality of Sika deer on Kinkazan Island, northern Japan. *Ecological Research* 9: 215-223.
- Tamate H., Tatsuzawa S., Suda K., Izawa M., Doi T., Sunagawa K., Miyahira F. & Tado H. (1998). Mitochondrial DNA Variations in Local Populations of the Japanese Sika Deer, *Cervus nippon*. *Journal of Mammalogy* 79(4): 1396-1403.
- 立澤史郎. 1997. 大隅四島のニホンジカ個体群—生態学的特性と保全上の課題. 日本哺乳類学会 1997年度大会要旨集: 37.
- 立澤史郎 (2000) 熊毛諸島のニホンジカ—共存のための課題. 生命の島 15(2): 59-64.
- 立澤史郎・藤田 和 (2001) 市民調査を通じて見た「奈良のシカ」保全上の課題. 関西自然保護機構会報 23(2): 127-140.
- Tsujino R., Noma N. & Yumoto T. (2004) Growth in sika deer (*Cervus nippon yakushimae*) population in the western lowland forest on Yakushima Island, Japan. *Mammal Study* 29(2): 105-111.
- Yahara T., Ohba H., Murata J. & Iwatsuki K. (1987). Taxonomic review of vascular plants endemic to Yakushima Is., Japan. *J. Fac. Sci. Univ. Tokyo* III 14: 69-119.
- 矢原徹一 (印刷中) シカの増加と野生植物の絶滅リスク -屋久島を例に. 「世界遺産をシカが喰う (仮題)」(湯本貴和・松田裕之編著). 文一総合出版.

2005年関東地区生態学関係修士論文発表会講演一覧

開催日：2005年3月5日（土）10：00～16：35

場所：横浜国立大学教育人間科学部6号館102号・201号教室

スタッフ：田中涼子 山口史枝 吉野知明 神谷貴文 永井真紀子 早坂大亮 藤田素子 王林 坂井
宏行 丹羽慈 宮内大策 若松伸彦 大槻真紀 辰田秀幸 花澤勝 眞塩智野 山本哲朗 稲
葉遥子 和田美貴代

- A-1 福井 眞（東大・広域システム）：代謝カップリングによる細胞内共生の進化：寄生か相利共生か？
- A-2 山口 博史（東京薬科大・生命科学研究所）：著しく異なる系統が接触している北海道マイマイガ個
体群の遺伝的構造
- A-3 土屋 香織（都立大・動物生態学研究室）：カワトンボ類の雌の内部生殖器における精子の動態と精
子競争
- A-4 中山 智敦（東邦大・理学研究科生物学専攻）：人工基質上におけるタマキビ *Littorina brevicula*
(Philippi)の生活史
- A-5 岸田 宗範（東大・農学生命科学研究科）：若狭湾に來遊するマアジ稚魚の形態変異に関する研究
- A-6 内野 透（東邦大・理学研究科生物学専攻）：東京湾江戸川放水路干潟におけるオキシジミ *Cyclina*
sinensis の生活史
- A-7 中山 新一朗（東大・理学部日光植物園）：植物の性配分多様性に関する数理的解析及び検証
- A-8 中村 亮二（東京都立大・植物生態学研究室）：競争と土壤養分の空間的不均質性が及ぼす植物個体
の成長への影響
- A-9 中島 剛（横浜国大・環境情報学府）：落葉広葉樹林へのヒノキ植栽が土壤生態系に与える影響
- A-10 島田 豊（筑波大・環境科学研究科）：スギ・ヒノキ人工林皆伐跡地における植生変化および土壤
侵食が実生の定着に与える影響
- A-11 河合 美幸（宇都宮大・農学研究科）：クコ *Lycium chinense* Miller のNaClに対する生育反応
- A-12 三田村 理子（東邦大・理学部植物生態学研究室）：富士山森林限界における環境ストレスがシラ
ビソ稚樹の生育に与える影響
- A-13 北條 良敬（筑波大・生命環境科学研究科）：生育段階と光条件の違いによるコナラの樹冠形成パター
ン
- A-14 飛田 礼子（東京都立大・植物生態学研究室）：ミズキ稚樹の当年枝における物質分配と葉の配置
- A-15 小清水 ゆきの（茨城大・理工学研究科）：常緑広葉樹カクレミノの陽シュートと陰シュートにお
ける生態学的特性の比較
- A-16 大久保 幸実（東京都立大・植物生態学研究室）：生育環境に対するシロイヌナズナ個体の反応が
個体群のサイズ構造に及ぼす影響
- B-1 上野 めぐ（横浜国立大・環境情報学府）：宮城県釜房地区の丘陵地小谷底に発達した湿地とリュウ
キンカの葉のフェノロジーについて
- B-2 鈴木 智之（東京都立大・植物生態学研究室）：北八ヶ岳におけるモミ属が優占する森林の成長動態
と構造
- B-3 高柳 絵美子（筑波大・生命環境科学研究科）：本州中部地域における上部温帯林の更新様式とその
植生地理学的位置付けに関する研究
- B-4 大橋 春香（東京農工大・植生管理研究室）：東京都奥多摩地方におけるニホンジカの生息密度増加
に伴う植生の変化

- B-5 小林 誠 (立正大・地球環境科学研究科)：分布最北限ツバメの沢ブナ林の群落構造と動態に関する生態学的研究
- B-6 小林 慶子 (横浜国大・環境情報学府)：利用履歴が里山森林群集に与えた影響と群集の将来予測
- B-7 永野 稔 (茨城大・理工学研究科)：北関東放棄林のアズマネザサの群落構造と可塑性
- B-8 鈴木 重雄 (専修大・文学研究科)：千葉県大多喜町における竹林分布の拡大とその要因
- B-9 伊藤 千恵 (横浜国大・環境情報学府)：トウネズミモチとネズミモチの生態的相違と競合関係について
- B-10 小川 政幸 (筑波大・環境科学研究科)：八ヶ岳山麓の湿原における樹木動態と地上部純一次生産量の空間分布
- B-11 平塚 雄三 (横浜国大・環境情報学府)：砂防堰堤の様式の違いが山地溪畔植生の構造に及ぼす影響
- B-12 程 云湘 (筑波大・生命環境科学研究科)：ユーラシア大陸西部におけるステップ植生の植物社会的研究
- B-13 尹 鐘学 (東京農工大・植生管理研究室)：環東海(日本海)域の植生分布と組成に関する比較研究
- B-14 平田 晶子 (筑波大・環境科学研究科)：関東地方東部における人工林の種組成と地理的分布
- B-15 中尾 勝洋 (東京農工大・植生管理研究室)：九州地方における常緑広葉樹林の分布構造解析
- B-16 波多野 玄 (東京農工大・植生管理研究室)：関東南部太平洋型ブナ林における種組成と林床環境の季節変化の関係

第26回（2006年）関東地区生態学関係修士論文発表会開催のお知らせ

恒例の生態学関係修士論文発表会が下記の通り首都大学東京（東京都立大学）において開催されます。この発表会は、本年度修士課程を修了される大学院生に、その研究成果を発表する機会を提供するものです。この発表会では日本生態学会関東地区会の会員・非会員に拘らず発表できます。是非ご参加ください。また多くの方々の御来聴もお待ちしております。

主催：生態学会関東地区会

日時：平成18年3月4日（土）

会場：首都大学東京（東京都立大学）南大沢キャンパス・国際交流会館
（八王子市 京王相模原線 南大沢駅から徒歩約10分）

URL:http://www.tmu.ac.jp/university/campus_guide/index.html#01

問い合わせ先：首都大学東京・生物学専攻 植物生態学研究室気付け
2005年度関東地区修論発表会事務局
〒192-0397 八王子市南大沢1-1
Tel：0426-77-2585 Fax：0426-77-2559
E-mail：kantou_master@yahoo.co.jp

2005年活動報告 (2005年1月～12月)

1. 地区例会として修士論文発表会を2005年3月5日(土)横浜国立大学教育人間科学部に開催した。
2. 地区委員会を2005年4月27日(水)横浜国立大学環境情報研究院にて開催した。

議題は事前に地区委員会メーリングリストにおいても議論した。

参加者：鈴木邦雄, 村上雄秀, 松田裕之, 小池文人; メールによる参加者: 大沢雅彦, 可知直毅, 嶋田正和, 竹中明夫, 椿 宜高, 樋口広芳, 長谷川真理子, 鷺谷いづみ

議題：2004年度の地区会報の出版進行報告, 2005年度の地区会シンポジウムのテーマ

3. 地区総会を2005年10月1日(土)神奈川県生命の星・地球博物館にて開催した。

報告：

- ・会員動向の報告。2005年6月現在, カッコ内は2004年11月との比較

	A会員 生態2誌	B会員 生態2誌・保全誌	C会員 保全誌	合計
一般会員	701 (-21)	241 (+17)	84 (-6)	1026 (-10)
学生会員	198 (-11)	54 (+10)	11 (+1)	263 (0)
名誉会員	2 (0)	0 (0)	0 (0)	2 (0)
合計	901 (-32)	295 (+27)	95 (-5)	1291 (-10)

- ・2005年活動状況の報告

議題：

- ・2004年度決算, 2005年会計中間報告, 2006年予算を承認した(次ページ参照)
- ・2006年活動予定を承認した
- ・次期(2006年1月～2007年12月)役員と事務局について以下のように決定した

地区会長：和田英太郎, 庶務幹事：石井励一郎, 会計幹事：加藤知道

事務局：〒236-0001神奈川県横浜市金沢区昭和町3173-25

独立行政法人海洋研究開発機構 地球環境フロンティア研究センター (FRCGC)

<http://www.jamstec.go.jp/frcgc/jp/>

4. シンポジウム「シカと山と人の新しい関係ー狩猟管理から生態系管理へ」を共催した。

2005年10月1日(土)神奈川県生命の星・地球博物館

主催：横浜国立大学21世紀COE「生物・生態環境リスクマネジメント」(講師交通費など)

共催：日本生態学会関東地区会(テープ起こしによるシンポジウム記録を会報として出版), 神奈川県生命の星・地球博物館(会場), (財)国際生態学センター(ポスターデザインなど)。カッコ内は各団体の分担内容。

5. 地区会報第54号の印刷と発送を行った。

2005年会計報告

2004年度決算（自2004年4月1日 至2004年12月31日）

収入		
地区会費還元金(2004年度入金金額)		1,207,128
2003年度より繰越		1,242,082
利子		0
計		2,449,210
支出		
シンポジウム（2004年12月12日横浜国大）		376,785
総会案内葉書印刷発送	101,132	
ポスター印刷発送	165,140	
会場費	12,572	
講師交通費・謝金	90,000	
アルバイト	7,500	
雑費	441	
会報		565,990
編集	48,000	
印刷	351,750	
発送	166,240	
修論発表会（年度区切り移行のため）		0
地区委員会交通費		6,000
雑費		1,674
	小計	950,449
2005年に繰越		1,498,761

年度区切り移行のため、支出に修論発表会（約10万円）は含まれない。

2006年予算案（自2006年1月1日 至2006年12月31日）

収入		
地区会費還元金		1,390,000
2005年より繰越（見込）		1,974,819
利子		50
計		3,364,869
支出		
シンポジウム		500,000
地区会報編集・印刷・発送		750,000
修論発表会		70,000
地区委員会交通費		5,000
雑費		3,000
	小計	1,328,000
2007年に繰越		2,036,869

日本生態学会関東地区会会報第 54 号

2005 年 12 月 30 日発行

©日本生態学会関東地区会

会 長：鈴木邦雄（横浜国立大学）

庶務・会計幹事：小池文人（横浜国立大学）

編 集 幹 事：村上雄秀（国際生態学センター）

事 務 局：〒 240-8501 横浜市保土ヶ谷区常盤台 79-7

横浜国立大学環境情報研究院

電話 045-339-4356

印 刷：共進印刷株式会社

