

森林総合研究所
交付金プロジェクト研究 成果集 6

森林の適正管理に係わる野生動物の アダプティブマネージメントの適用

独立行政法人 森林総合研究所
2006. 1

序 文

近年、我が国においては野生動物による農林業被害が極めて深刻化しており、平成11年には「鳥獣保護及び狩猟に関する法律」が改正され「特定鳥獣保護管理計画制度（以後、特定計画）」が創設された。この計画制度は、都道府県知事が鳥獣を特定して、科学的知見をもとに保護管理のための目標を設定して個体数を管理するものである。しかしながら、計画が実施された地域のすべてで目標が達成されているわけではない。科学的知見を得るための野生動物の個体数把握、個体群推移予測、個体数調整さらには客観的な被害把握には一層の技術改良が求められている。一方、現実には農林業被害など人間との軋轢は増幅の一途を辿っており、「特定計画」には被害軽減のための早急な対応が要請されている。「特定計画」を実効あるものにするためには、各種の被害対策を十分に施すとともに、個体数調整後のモニタリング、また被害発生に至る前の被害予測を行うとともに、不確かな個体数把握結果であっても次年度には順応的に管理計画を変更するアダプティブマネージメント手法を適用する必要がある。

本研究「森林の適正管理に関わる野生動物のアダプティブマネージメントの適用」は、特定研究として平成12年度に開始され、平成16年度までの5カ年にわたり、森林総合研究所が実施したものである。本研究では、上記の状況を鑑み、ニホンジカ（以後、シカ）による被害対策として最も広く実施されている個体数管理が森林植生に与える影響と、被害防除手段である防護柵の効果（設置後の植生回復）を解明し、齢指標を用いて個体群モニタリングのためのモデル構築を行うとともに、実際に実施されている地域個体群による検証を、さらに、シカの生息密度データを基に生息ポテンシャルマップを作成して、深刻な林業被害の発生予測を行うためのハザードマップ作成を目標に実施されたものである。

この研究成果は、今後の我が国におけるニホンジカ被害対策に関わる試験研究及び行政を推進する上で貴重な知見を与えるものと考え、ここの本書を刊行し、広く関係者の参考に供する次第である。

平成18年 1月

独立行政法人 森林総合研究所理事長
大熊 幹章

目 次

研究の要約	-----	1
第1章 ニホンジカの個体数管理が森林植生に及ぼす影響の解明	---	
1. シカ密度管理後の森林植生への影響	---	
2. 保護柵による植生の回復		
第2章 齢指標を用いた個体群モニタリング手法の開発	---	
1. 捕獲が年齢構成に及ぼす影響：数理モデルによる予測	---	
2. 捕獲が年齢構成に及ぼす影響：現実の個体群における観察	---	
第3章 ハザードマップによる林業のシカ被害の発生予測技術の開発	---	
1. ニホンジカ生息密度ポテンシャルマップの作成	---	
2. ニホンジカによる枝葉採食被害の発生要因	---	
3. 福岡県英彦山周辺地域におけるニホンジカ枝葉採食被害の発生予測	---	

研 究 の 要 約

I 研究年次及び予算区分

研究年次：平成 12 ～ 16 年（5 カ年）

予算区分：運営交付金（特定研究、交付金プロジェクト）

II 主任研究者

主 査：森林動物科長、野生動物研究領域長、北海道支所研究調整官

北原 英治

福主査：小泉 透

取りまとめ責任者：北原 英治

III 研究場所

森林総合研究所、本所、関西支所、九州支所

IV 研究目的

我が国の野生動物の保護管理を規制する唯一の法律である「鳥獣保護及ビ狩猟ニ関スル法律」が改正されるに伴って「特定鳥獣保護管理計画制度」が創設された。この特定鳥獣保護管理計画制度は、科学的知見を根拠に、計画的に個体数管理を行うことになっている。しかし、科学的知見を得るための技術的な体系と実施体制は必ずしも整っていないのが現状であり、深刻化するニホンジカによる被害対策として有効に機能していないのが現状である。そこで、科学的知見を基に、個体数管理を計画的に、しかも機能的に実施するためには、当初に確定した管理計画であっても順次見直して、次の計画に反映させる「順応的な計画の管理・遂行（アダプティブマネジメント）」を取り入れる必要がある。本研究では、被害対策として現場で広く実施されている防護柵による植生回復、加害者であるシカ個体群モニタリング手法の開発、さらに管理計画を実施する前提となる林業被害予測など、各地で実施されている「特定鳥獣保護管理計画」を順応的に管理・遂行（アダプティブマネジメント）するための技術的な支援を行うことをした。

V 研究方法

第 1 章 ニホンジカの個体数管理が森林植生に及ぼす影響の解明

1. シカ密度管理後の森林植生への影響

(1) シカ個体群の動向

奥日光千手ヶ原の北側において、夜間にライトを調査路両側に照射して、目視出来るシカ個体をカウントする方法（ライトセンサス法）により、1998 年から 2004 年にかけて個体数調査を行った。なお、調査はシカの季節的な移動を考慮し、冬季を除き通年実施した。

(2) 樹木の剥皮被害

奥日光戦場ヶ原の天然林内に 20m × 250m (0.5ha) の固定調査区を 2 ケ所（弓張、光徳地区）設け、区内の胸高直径 5cm 以上の立木を対象に、ナンバーテープをつけ、樹種名、

胸高直径を測定、記録するとともに、大型野生動物（シカ、クマ）による樹幹剥皮の被害状況を調査した。さらに、調査区内に 2mx2m の調査枠を各 5 個設け、ブラウーンブランケの優占度法により林床植生の群集組成を調査した。また区内に出現した高木性樹種の稚幼樹につき、その成立本数、樹高を調査した。調査は 2001 年と 2002 年の 2 回実施した。

（３）ササ植生への採食圧の評価

環境省が 2000 年に設置した前記の大型シカ防護柵（全長 14.8km, 870ha）内の 9 林分の林床に成立するミヤコザサ群落をコントロール区として、防護柵外の奥日光、表日光地域 17 林分において、ミヤコザサ群落の地上部現存量の調査を行った。この他、各区域にシカによる採食時期と被害率を調査する目的で 50cm × 100cm の固定調査区を 10 区設け、区内にあるすべてのミヤコザサの地上茎に番号をつけ、新旧、茎長、採食被害率などを季節ごとに調べた。

２．防護柵による植生の回復

奥日光の西ノ湖周辺のハルニレ・ミズナラ林およびヤチダモ林のシカ被害回避と天然更新の促進を目的に設置されたシカ防護柵（1998 年秋設置、面積 9.42ha）内外に、2mx2m の調査枠を各 6 個設け、ブラウーンブランケの優占度法により林床植生の群集組成の調査を実施した。また、区内に出現した高木性樹種の稚幼樹につき、その成立本数、樹高を調査した。

第 2 章 齢指標を用いた個体群モニタリング手法の開発

１．捕獲が年齢構成に及ぼす影響：数理モデルによる予測

簡便で、効率的な個体群モニタリング手法開発のため、Leslie (1945) の射影行列 (projection matrix) を予測モデルとして用い、齢別生存率と齢別出生率の変化が年齢構成にどのような影響を及ぼすかを調べた。なお、計算ソフトには Microsoft® 社の Excel 2003® を用いた。

２．捕獲が年齢構成に及ぼす影響：現実の個体群における観察

実際に 1994 年度から 2000 年度までに熊本県八代郡、球磨郡内 9 町村で実施された有害鳥獣駆除において捕獲されたシカ個体を対象に、年齢構成に及ぼす影響調査を行った。なお、1994 ～ 1997 年度に回収された個体については、第 1 切歯のセメント質に形成される層板数（年輪法）によって年齢を査定した。1998 ～ 2003 年度に回収された個体については、第 1 切歯の交換と摩滅にもとづいて齢区分を行い、乳歯をもつ個体を「0 才」、永久歯に交換しているが歯冠に摩滅が無く根尖孔が閉鎖していない第 1 切歯をもつ個体を「1 才」、永久歯で歯冠に摩滅が有り根尖孔が閉鎖した第 1 切歯をもつ個体を「2 才以上」に区分した。

第 3 章 ハザードマップによる林業のシカ被害の発生予測技術の開発

１．ニホンジカ生息密度ポテンシャルマップの作成

対象地は、標高 0m から約 1200m までの福岡県英彦山周辺のニホンジカ分布域とし「平成 7 (1995) 年度福岡県狩猟に関するアンケート調査」をもとに設定された（池田、2001）。生息密度に関する情報は、調査時期は 1999 年 2 月から 4 月および 1999 年 11 月から 2000 年 3 月に実施された糞粒法によって得られたものである。この生息密度調査箇所位置データと生息密度データに、kriging 補間法を応用して連続データに変換した（間瀬・武田、2001；Environmental Systems Research Institute, 1996b）。そして生息密度分布図を作成した。な

お、本研究において、生息密度分布図の作成などの空間データ処理には、ArcView3.2a (ESRI Inc.) およびそのエクステンションである Spatial Analyst である。

2. ニホンジカによる枝葉採食被害の発生要因

解析対象地は、上記の手法で生息密度ポテンシャルマップが作成されている福岡県英彦山周辺のニホンジカ分布域とした。生息密度に関する解析には、このポテンシャルマップを利用し、標高データとしては国土地理院が刊行している数値地図 50m メッシュ (標高) (以下標高データ) を利用した。

被害箇所データとして、1997 年度から 1999 年度に実施されたニホンジカ被害現況調査結果 (池田、2001) を用いた。調査項目は、植栽樹種、植栽年、被害の有無、被害の種類、被害割合、被害防除の有無などである。国有林や緑資源公団造林地に関しては、国有林・民有林シカ対策担当者連絡会が 1998 年度、1999 年度に福岡県の調査と同様の被害調査を行っていた (小泉、2002)。

3. 福岡県英彦山周辺地域におけるニホンジカ枝葉採食被害の発生予測

解析データとして、前出の 1997 年度から 1999 年度に実施されたニホンジカ被害現況調査結果 (池田、2001) ならびに 1998 年度から 1999 年度にかけて行われた生息密度調査結果、国土地理院が刊行している数値地図 50m メッシュ (標高) (以下標高データ) を利用した。解析対象地を、生息密度ポテンシャルマップの作成 (近藤ら、2002; 近藤ら、2003) と同様の対象地である福岡県側の英彦山周辺部とした。また、生息密度の把握には、これまでの報告 (近藤ら、2002; 近藤ら、2003) で作成したニホンジカ生息密度ポテンシャルマップを利用し、GISを利用して被害発生箇所の位置データを生息密度ポテンシャルマップならびに標高グリッドに重ね合わせ、被害発生箇所における生息密度ならびに標高値を算出した。そして、被害発生箇所の生息密度ならびに標高値をもとにロジスティック回帰式を求めた。このロジスティック回帰式を、本報告の対象全域に応用し、当該地域における被害発生確率を求めた。なお、本研究で利用した GIS ソフトウェアは ArcView3.2a (ESRI Inc.)、ロジスティック回帰分析を行ったソフトウェアは SPSS (SPSS Japan Inc.) である。

VI 研究結果

第 1 章 ニホンジカの個体数管理が森林植生に及ぼす影響の解明

1. シカ密度管理後の森林植生への影響

奥日光地域のシカの個体数の変動およびシカの樹木剥皮、採食圧を固定試験地などにおいて継続調査の結果、シカの個体数は個体数調整により漸減の傾向にあること、樹木の剥皮被害は20%前後の止まっており、拡大の兆しは見られず、被害対象樹木もウラジロモミ、ハルニレ、キハダなど特定に樹木に偏っていることが分かった。さらにシカによる採食圧の指標としてミヤコザサの地上部現存量を調査した結果、環境省の設定した大型シカ防護柵内外で、現存量に明瞭な差は認められなかった。またミヤコザサの新旧茎部から求めた推定採食量は奥日光より表日光が大きいことが明らかとなった。奥日光地区で柵外が柵内より採食圧が低かったのは、現存量が相対的に低いためと考えられた。ミヤコザサの地上現存量は、シカの採食圧が低い場合には林床の光環境と明瞭な相関が認められた。

2. 防護柵による植生の回復

シカ防護柵設置後のシカ柵内外で林床植生および高木性樹木の更新実態を調査した結

果、防護柵外では引き続き林床植生の発達は悪く、その構成種の多くもシカの非嗜好性植物であった。一方、防護柵内で林冠ギャップを中心に林床植生が発達し、多様な植物種からなる林床植物群落が形成された。しかし、かつて優占したチマキザサ群落の回復は見られなかった。高木性樹木の更新では、柵外ではほとんど更新稚幼樹が見られないのに対し、防護柵内ではカンバ類など先駆性の樹木が多数更新・成長した。また、ミズナラ、ハルニレなどの更新稚幼樹もカンバ類の下層に見られ、将来、こうした遷移後期樹種が先駆性樹種に置き換わるものと考えられた。これらのことから、シカ防護柵は、保護林の保全をはかる緊急避難的な処置としてばかりでなく、劣化した森林植生の修復・再生にも有効であると考えられた。

第2章 齢指標を用いた個体群モニタリング手法の開発

1. 捕獲が年齢構成に及ぼす影響：数理モデルによる予測

齢別期間生存率と齢別純出生数からなる正方行列である、射影行列を用いて捕獲が年齢構成に及ぼす影響を評価する方法を開発した。これに齢別個体数を乗ずると1単位時間後の齢別個体数が算出される。簡単な操作で個体数の変化をシミュレーションできるため、試行錯誤を繰り返しながら個体数管理の方針を決定し、まさにアダプティブマネジメントを行う際に有効なツールとなろう。個体群パラメータの変化として、生存率は一定であるが出生率が上昇する場合（ケース1）と低下する場合（ケース2）、出生率は一定であるが生存率が上昇する場合（ケース3）と低下する場合（ケース4）の4つのケースについて検討した結果、ケース1とケース3では、0才の割合が増加する「若齢化」の傾向がみられ、ケース2とケース4では、0才の割合が減少する「老齢化」の傾向が見られた。これらの結果は、個体群モニタリングの方法として年齢構成の変化を用いる場合には、出生率か生存率のいずれかを独立した方法でモニタリングする必要があることを示していた。野外調査で生存率を継続して調査することは困難であるため、出生率または妊娠率の変化をモニタリングすることが現実的であると考えられる。

2. 捕獲が年齢構成に及ぼす影響：現実の個体群における観察

捕獲が実際の個体群の年齢構成に及ぼす影響を検証するため、熊本県で捕獲されたニホンジカの捕獲データと齢査定用の材料である第1切歯を1994年から2003年にかけて回収・解析した。その結果、妊娠率は高く、80～90%で変動したが、統計的に有意な年変異は認められなかった。一方、年齢構成は若齢化する傾向が見られ、捕獲の強化にともない死亡率が上昇したことを示していた。しかし、得られた個体群パラメータは管理目標である個体数の削減には、さらにメスを主体として捕獲を強化する必要があることを示していた。

第3章 ハザードマップによる林業のシカ被害の発生予測技術の開発

1. ニホンジカ生息密度ポテンシャルマップの作成

福岡県英彦山周辺地域のニホンジカ生息区域を対象地として、Kriging 補間法を応用して、ニホンジカ生息密度の空間的分布を確定した。まず、シカの生息密度情報は糞粒法によってあられたものであり、地図上では点状に示される、調査箇所の位置情報に生息密度情報を組み合わせてデータベース化した。生息密度調査箇所位置は対象地に離散的に分布しており、このデータベースに対して kriging 補間法を用いて、生息密度が連続しているデータの集合に変換した。この連続データ集合をもとに、研究対象地のニホンジカ生息密度分布の予測を示した結果、ニホンジカの生息分布をビジュアルに地図化して把握できる

ようになった。さらにニホンジカが集中して生息している箇所など、シカ生息密度の分布状況も把握することが可能になったと考えられる。

2. ニホンジカによる枝葉採食被害の発生要因

研究対象地の福岡県では、2000 年当時、ニホンジカによる森林被害の中心は新植造林木の枝葉採食被害であった。この被害発生箇所の特性を分析し、被害発生要因を明らかにすることを目的としてデータ解析の結果、ニホンジカによる枝葉採食被害の一因として、その生息密度と標高が関係していることが明らかになった。特に標高では、250m 以上の標高の被害箇所は全被害箇所の 90 %を占めており、当地域では標高 250m を超えるとニホンジカに対する防除対策の必要性が示された。

3. 福岡県英彦山周辺地域におけるニホンジカ枝葉採食被害の発生予測

ポテンシャルマップから求めたニホンジカの生息密度および標高値に対して、ロジスティック回帰分析を応用して、造林木の枝葉採食被害の発生を予測したマップを作成した。その結果、英彦山を中心に経線方向にシカ被害の発生確率が高くなることが予測された。また、英彦山の西方にある古処山周辺でも被害発生確率が高くなることが示された。この被害を予測したマップはニホンジカ被害発生に対する危険地区を地図で示しているので、シカ被害のハザードマップであると考えられる。このような解析を行うことで、新植する前に、その場所のニホンジカ被害の発生状況について予測することが可能となった。

VII 今後の問題点

第1章 ニホンジカの個体数管理が森林植生に及ぼす影響の解明

1. シカ密度管理後の森林植生への影響

シカの急激な個体数増加は、特定樹木の剥皮被害による大量枯死、ササ植生の衰退にともなう林床植生の群種組成の変化など森林植生にドラスティックな変化をもたらす。シカの個体数管理によって、ある程度の生息密度を維持することが出来るにしても、いったん大きく変化してしまった森林植生は、容易に元の姿を取り戻すことは出来ない。さらに事を複雑にしているのは、シカの個体数をどの状態で維持するかによって、植生の回復プロセスや動態が微妙に異なることが予想されることである。こうしたところから、シカの森林植生に対する影響を評価するためには、短期的な調査に止まらず、長期的なモニタリングが必要となる。

2. 防護柵による植生の回復

奥日光地域の一般的な林床植生であるササ類が著しく衰退する中で、シカの非嗜好性植物が優占し、現在のところササ植生の回復は認められない。シカ防護柵の設置により採食圧を排除した後、本来の植生回復に至る経過を長期に渡り観察・記録する必要がある。また、シカ柵内で更新する樹木の成長経過も追跡調査する必要がある。一方、シカの防護柵の設置はあくまでも森林植生を保全するための緊急避難的な処置であり、シカ柵外の植生・更新とシカの個体密度の関係を明らかにする中で、シカの個体数管理に関する基礎的資料の蓄積に努めることが求められる。

第2章 齢指標を用いた個体群モニタリング手法の開発

1. 捕獲が年齢構成に及ぼす影響：数理モデルによる予測

個体群パラメータは一定ではなく、実際には一定の幅を持ちながら年変動することが知

られている。したがって、ここで用いたモデルをさらに改良してパラメータのランダムな変動に対応させる必要がある。また、ニホンジカでは個体群パラメータに関するデータが十分でないことから、早急に調査を開始する必要がある。

2. 捕獲が年齢構成に及ぼす影響：現実の個体群における観察

10年間で約48,000頭のシカが捕獲され、内12,000頭の試料が回収された。試料解析の上で回収率は決して高くはないが、日本の野生動物管理史の中ではこれほど高い回収率で継続して試料が回収された例は他にない。今後とも収集体制を維持させるとともに、今後はオスの年齢構成の変化を中心に解析を進めていく必要がある。

第3章 ハザードマップによる林業のシカ被害の発生予測技術の開発

1. ニホンジカ生息密度ポテンシャルマップの作成

今回の課題では、福岡県側の英彦山周辺地域を解析対象地とした。しかし、ニホンジカの生息地は大分県側にも連続して広がっていると考えられる。そのため、生息地域を考慮した解析が必要になってくると考えられる。また、ポテンシャルマップ作成に、セミバリオグラムモデルに線型モデルを選択し、kriging 補間法を応用した。Kriging 補間法など、空間予測を行うモデルは、今後、さらに発展してくると考えられる。そのため、新たなモデルを用いてポテンシャルマップをブラッシュアップしていく必要があると考えられる。

2. ニホンジカによる枝葉採食被害の発生要因

地形情報として、既存の研究から、標高を選択した。地形情報には、標高のほかに傾斜角や方位なども考えられる。これらとニホンジカ被害との関係も解析していく必要がある。

3. 福岡県英彦山周辺地域におけるニホンジカ枝葉採食被害の発生予測

今回の解析では、被害が発生するか否かという二値について、その発生する確率を示した。本研究で使用したニホンジカ被害現況調査データには被害強度も調査されている。そこで、スギおよびヒノキについて被害発生強度を考慮した被害予測マップを作成することも可能であると思われる。また、造林木が成長してくると、ニホンジカ被害も枝葉採食被害から剥皮被害等に変化してくると予想される。今後は、剥皮害などにも対応した調査研究が必要になると考えられる。さらに、ニホンジカによる林業被害が全国的であることから各地での適用可能なバージョンアップと、シカが極めて広い植物食性を持つことから森林生態系への影響程度を予測する手法開発も必要である。

VIII 研究発表

- 1) 小泉透(2001)、シカによる被害の実態とその対策、山林、1406:63-69 2001年7月.
- 2) 池田浩一、小泉透、矢部恒晶、宮島淳二、讃井孝義、吉岡信一、吉本喜久夫、住吉博和、田実秀信(2001)、九州におけるニホンジカの生態と被害防除、森林防疫、593:167-184 2001年8月.
- 3) 小泉透(2001)、個体群解析、野生動物の研究と管理技術(鈴木正嗣監訳)、497-552、文永堂出版、東京、2001年11月.
- 4) 小泉透(2002)、九州におけるニホンジカによる森林被害の現状、九州森林研究、2002年3月.
- 5) 小泉透・矢部恒晶(2002)、採食センサーを用いた自動撮影装置、森林防疫、598 2002年3月.

- 6) 矢部恒晶・小泉透(2003)、九州中央山地小流域の造林地周辺におけるニホンジカのス
ポットライトセンサス、九州森林研究、56、2003年3月
- 7) 村上拓彦・小泉透(2003)、広域空間スケールで捉えた伐採地の出現動向とシカ生息分
布域との関連性、九州森林研究、56、2003年3月
- 8) 栗生裕美子・村上拓彦・近藤洋史・小泉透・池田浩一・吉田茂二郎・今田盛生(2003)、
英彦山周辺地域における伐採地の出現動向とシカ生息地域との関連性、九州森林研究、
56、2003年3月
- 9) 小泉透(2004)、「森林被害の特徴と防除」 農林業における野生獣類の被害対策基礎知
識、農林水産技術会議事務局編、5-11、2004年10月
- 10) 村上拓彦、池田浩一、小泉透、近藤洋史(2004)、森林簿から得た人工林齢級とニホ
ンジカによる新植地被害分布の関連性、九州森林研究、57:127-130 2004年3月
- 11) 小泉透、矢部恒晶、椎葉康喜、井上晋(2004)、距離標本法によるニホンジカの密度推
定 九州森林研究、57:131-134 2004年3月
- 12) 矢部恒晶、小泉透(2004)、機内アンテナとハンドヘルドGPSによるニホンジカの航空
トラッキング 九州森林研究、57:251-252 2004年3月
- 13) 近藤洋史ら (2002)、GIS を利用した福岡県東部地域におけるニホンジカ生息数ポテン
シャルマップの作成、34-36、技術的観点からみた人工林の施業区分、森林空間利用研究
会.
- 14) 近藤洋史ら (2003) 補間法を応用したニホンジカ生息密度ポテンシャルの分布様式の
検討、九州森林研究 56、109-112
- 15) Hiroshi Kondoh, Koichi Ikeda, Toru Koizumi, Takuhiko Murakami and Shigejiro Yoshida
(2005), The Distribution Analysis of Sika deer (Cervus nippon) Browsing Damage on the Side of
Mt. Hiko in Fukuoka Prefecture, Kyushu, Japan. The Role of Forests for Coming Generations
- Philosophy and Technology for Forest Resource Management -, Japan Society of Forest
Planning Press. 2005.3
- 16) 近藤洋史、池田浩一、小泉透、村上拓彦、吉田茂二郎(2005)、Kriging 補間法を用いた
ニホンジカ生息密度分布の予測 森林資源管理と数理モデル Vol. 4 (2005.3 発刊)

IX 研究担当者

第1章 鈴木和次郎

第2章 小泉 透、矢部恒晶、関 伸一

第3章 近藤洋史、矢部恒晶

研究課題一覧

(1) 課題名：ニホンジカの個体数管理が森林植生に及ぼす影響の解明

担当者(所属)：鈴木和次郎(森林植生研究領域・群落動態研)

研究実施年度： H12 - H13 - H14 - H15 - H16

(2) 課題名：齢指標を用いた個体群モニタリング手法の開発

担当者(所属)：小泉透(九州支所・生物被害 T 長)、矢部恒晶(九州支所・森林

動物研究 G)

研究実施年度： H12－H13－H14－H15－H16

(3) 課題名：ハザードマップによる林業のシカ被害の発生予測技術の開発

担当者（所属）：近藤洋史（九州支所・森林資源管理研究 G：H13～14、
関西支所・森林資源管理研究 G：H15～16）

研究実施年度： H13－H14－H15－H16

(4) 課題名：森林の適正管理指針の策定（普及用マニュアル作成）

担当者（所属）：北原英治・鈴木和次郎・小泉透・近藤洋史

研究実施年度： H16

第1章 ニホンジカの個体数管理が森林植生に及ぼす影響の解明

1. シカ密度管理後の森林植生への影響

ア 研究目的

シカの個体数増加にともない、全国各地で農林業被害が拡大している。また、日光や丹沢、大台ヶ原など天然林地帯にあっても、シカの採食圧や樹皮の剥皮などで森林をはじめとした自然植生が大きな影響を受けている。そこで、被害の深刻な地域の一つである栃木県奥日光地域に設定した比較的規模の大きな森林長期生態学研究(LTER)サイトおよびその周辺の試験地を活用し、長期の継続調査を通じて、現在実施されているシカの個体数管理が順応的に実施されるように、森林生態系の構造や動態に及ぼす影響の評価を試みた。シカの個体数変動が長期に見た森林の動態や構造的変化にどのような影響を及ぼすのかを的確に評価することで、森林植生から見た個体数管理の適正化を図ることを目的とした。

イ 研究方法

(1) シカ個体群の動向

奥日光千手ヶ原の北側を貫く市道1002号線1.2kmにおいて、日没後2～3時間の夜間にライトを調査路両側（市道両側50mの範囲）に照射して目視出来るシカ個体をカウントする方法（ライトセンサス法）による調査を1998年から2004年にかけて行った。調査はシカの季節的な移動を考慮し、冬季を除き通年実施した。

(2) 樹木の剥皮被害

環境省がシカの採食圧から湿原を保護する目的で、奥日光戦場ヶ原に2000年に設置した大型シカ防護柵（全長14.8km, 870ha）の隣接する天然林内に20m×250m（0.5ha）の固定調査区を2ヶ所（弓張、光徳地区）設け、区内の胸高直径5cm以上の立木を対象に、ナンバーテープをつけ、樹種名、胸高直径を測定、記録するとともに、大型野生動物（シカ、クマ）による樹幹剥皮の被害状況を調査した。調査区内に、2mx2mの調査枠を各5個設け、ブラウンブランケの優占度法により林床植生の群集組成を調査した。また区内に出現した高木性樹種の稚幼樹を対象に、その成立本数、樹高を調査した。調査は2001年と2002年の2回実施した。これらのデータをもとに、大型シカ防護柵が柵外の森林植生にどのような影響を及ぼすかを解析した。

(3) ササ植生への採食圧の評価

環境省が2000年に設置した前記の大型シカ防護柵（全長14.8km, 870ha）内の9林分の林床に成立するミヤコザサ群落をコントロール区として、防護柵外の奥日光、表日光地域17林分において調査区を設定し、ミヤコザサ群落の地上部現存量の調査を行った。調査は各調査区とも50cm×50cmの刈り取り区を5区設け、地際より全ての植生を刈り取り、ミヤコザサについては、当年発生の上生茎（新茎）と1年生の上生茎（旧茎）に分け、茎数を数えた上で、同化部（葉）と非同化部（茎）に分けて、乾燥機により80℃、48時間の乾燥

後にその重量を測定した。また、試料の一部については地上茎の茎長や同化部の採食被害率なども測定記録した。調査は8月上旬に実施した。この他、各区域にシカによる採食時期と被害率を調査する目的で50cm×100cmの固定調査区を10区設け、区内にあるすべてのミヤコザサの地上茎に番号をつけ、新旧、茎長、採食被害率などを季節ごとに調べた。

ウ 結果

(1) シカ個体群の動向

千手ヶ原北部地区におけるシカの個体数密度は、季節的な変動が大きく、2003年と2004年の春に最も高い値を示したが、全体的には、夏季に減少、秋季に再び増加する傾向を示した。年次的な傾向としては、個体数管理の影響を反映し、2000年の大型シカ防護柵設置以降も、密度が減少する傾向が見られ、2004年には1平方キロ当たりの頭数が5頭前後となった(図-1)。

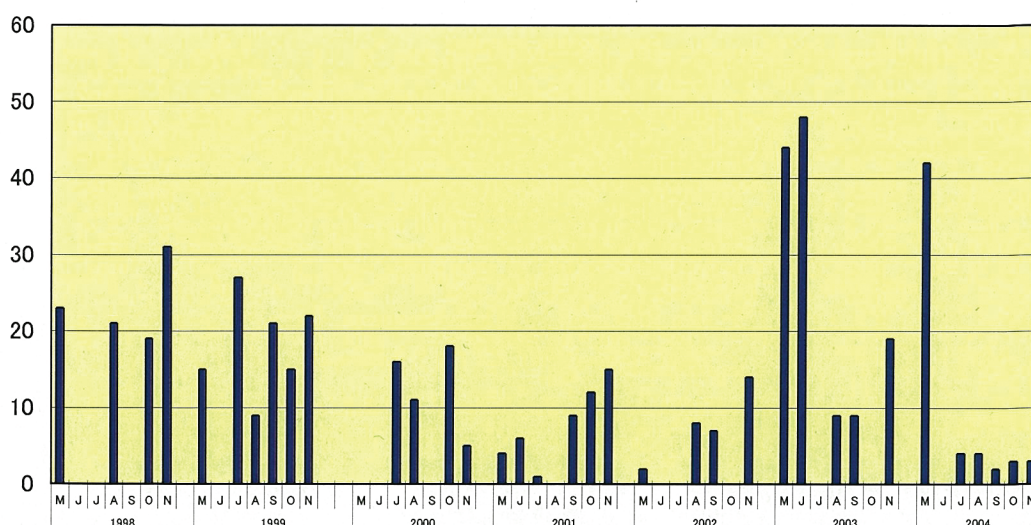
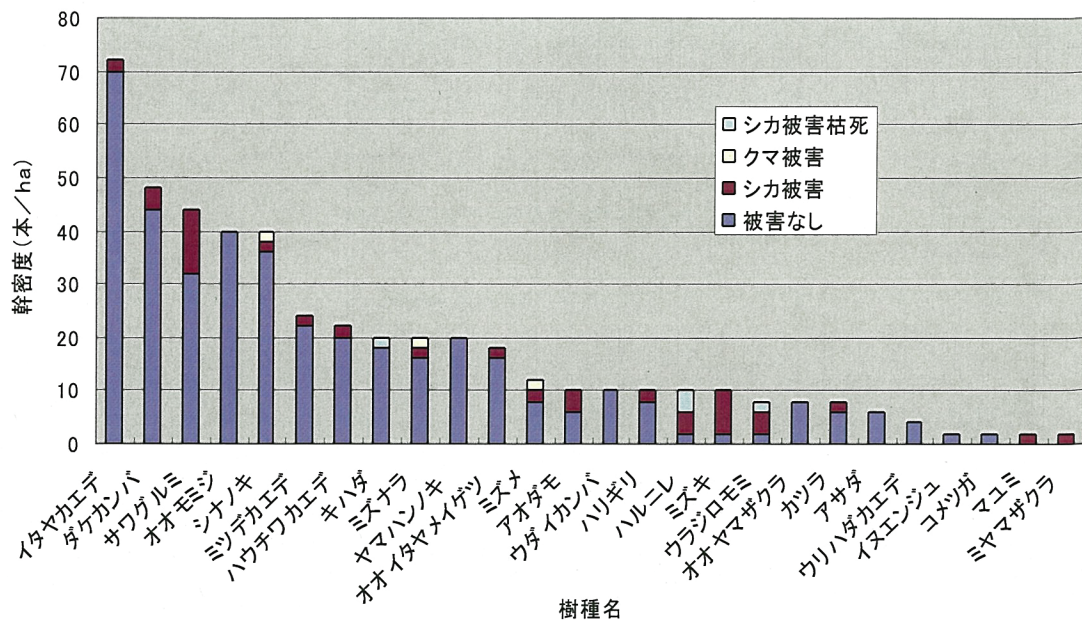


図-1 千手ヶ原北部地区のシカの個体数密度の経年変化 (頭/㎞²)

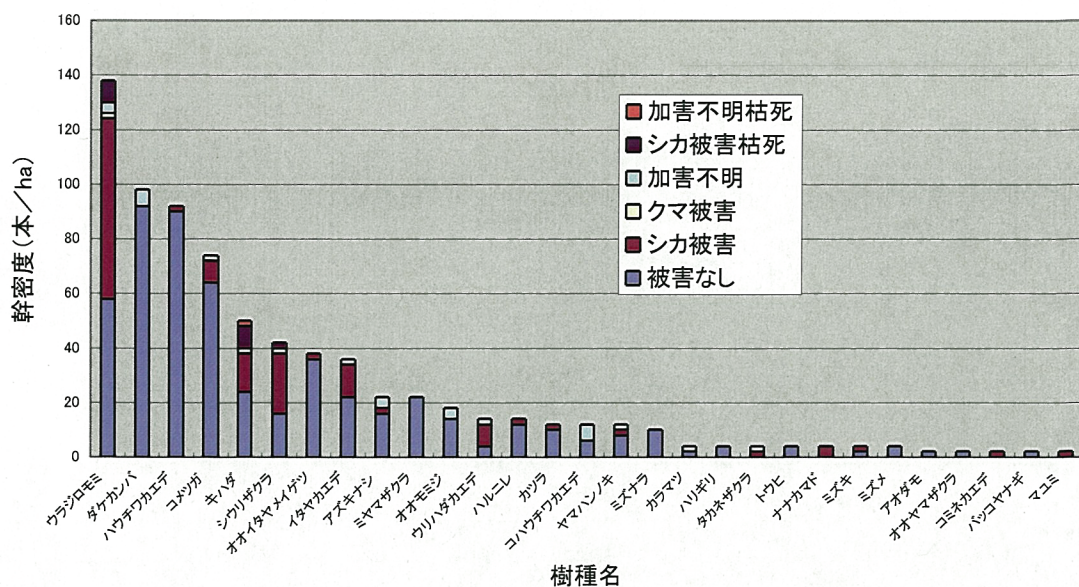
(2) 樹木の剥皮被害

弓張調査区：ミズナラやダケカンバ、カエデ類など22樹種から成る広葉樹天然林で、設定時の成立密度は枯損木も含めて528本/ha、胸高断面積合計は39.4m²ha⁻¹で、その内37%をミズナラが占めた。シカによる剥皮の被害率は、設定時で16%、サワグルミ、ミズギ、ハルニレ、ウラジロモミの被害が目立った(図-2)。設定翌年の被害率は18%と幾分増加した。林床植生は閉鎖林冠下ということで、植被率が28%と低く、シロヨメナの優占度が高かった。更新稚幼樹はまったく見られなかった。



図－2．弓張調査区における樹種別の成立密度と樹幹被害

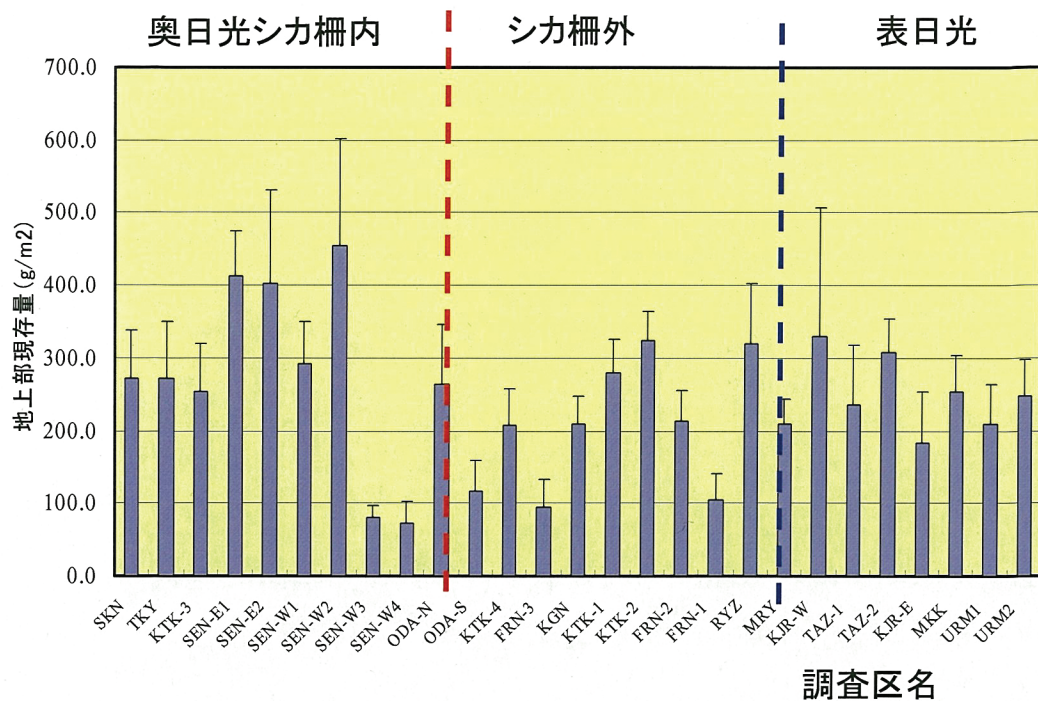
光徳調査区：ウラジロモミ、ダケカンバ、カエデ類など 29 樹種から成る針広混交林で、設定時の成立密度は 878 本/ha、胸高断面積合計は $34.8\text{m}^2\text{ha}^{-1}$ で、その内 28%をウラジロモミが占めた。シカによる剥皮の被害率は、設定時で 20%、ウラジロモミ、シウリザクラ、キハダの被害が目立った。中でも、ウラジロモミは、全被害本数の 37%を占めた。また、翌年の被害率は 21%と大きな変化を示さなかった。林床植生は植被率が 50-70%で、ミヤコザサが優占していた。更新稚幼樹は若干見られたが、シカの食害を受けていた（図－3）。



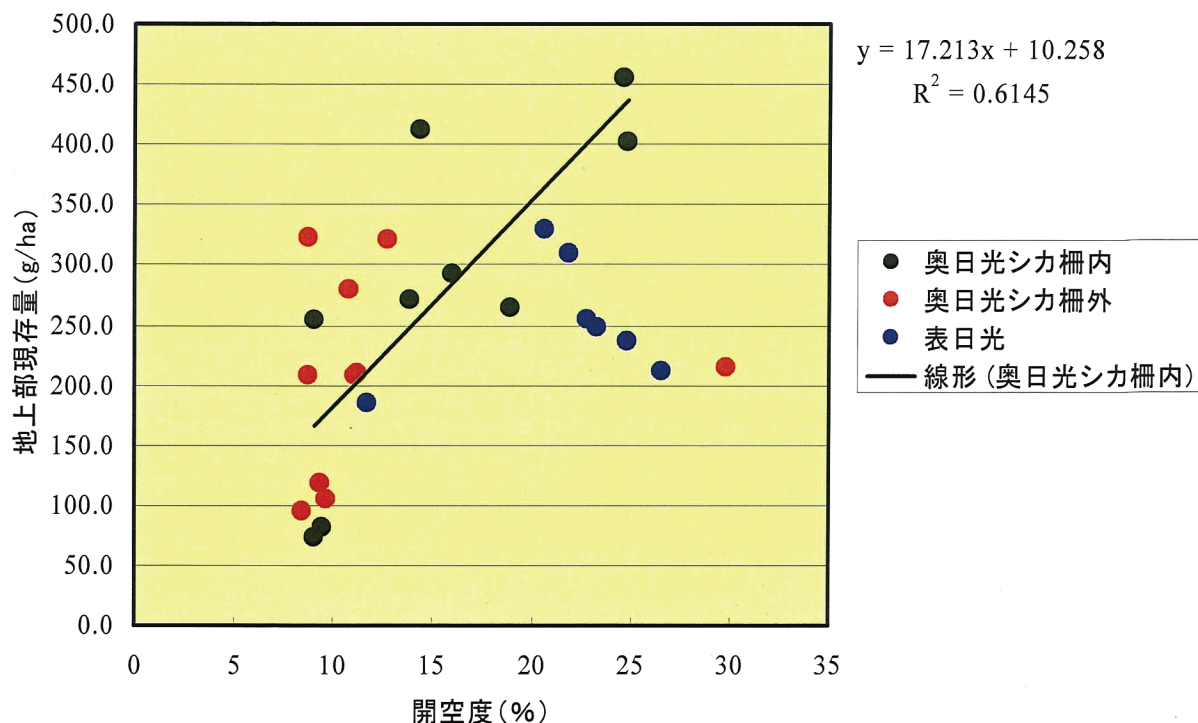
図－3 光徳地区における樹種別の成立密度と樹幹被害

(2) ササ植生への採食圧

ミヤコザサのシカによる採食被害は、新茎の発生時より始まるが、その被害率は葉身が1/5以上採食される被害では10-50%と調査区によって異なるものの、部分的に止まり、冬季から融雪期にかけて被害が拡大していた。特に積雪が少なく、越冬地となっている表日光では、葉身の全被害は30-40%と高かった。各区のミヤコザサの地上部現存量は奥日光のシカ柵外で幾分低めではあるが、およそ75-450g/m²で、前年と大きな差は見られなかった（図－4）。一方、新旧茎部の構成比では、奥日光シカ柵内で2：1なのに対し、シカ柵外では1：1、表日光では85%以上を新茎部が占めていた。新茎部と旧茎部の地上部現存量の差から推定したシカによる採食量は、表日光で最も多く、奥日光のシカ柵外で最も低かった。奥日光地区でシカ柵外が柵内より採食量が低めだったのは、現存量が相対的に低かったためと考えられた。ミヤコザサの地上部現存量は、シカの採食圧が低い場合は、林床の光環境と明瞭な相関が認められる（図－5）ところから、現存量の調査を実施する際は、同程度の光環境の下に成立する群落を対象にする必要がある。



図－4 各調査区におけるミヤコザサ群落の地上部現存量



図－5 開空度と林床植生の地上部現存量との関係

エ 考察

奥日光地区のニホンジカの生息密度は、1990年代初頭をピークにその後、栃木県のシカ保護管理計画に基づく個体数管理により漸減し、現在、目標とする1平方キロ当りの頭数、5頭前後に推移しているものとみられる（栃木県、2005）。実際、千手ヶ原地区のセンサスにおいても、個体数の減少が認められており、個体数管理の効果が次第にあがってきているものと考えられた。こうした個体数管理下における個体数の推移の中で、樹木群集へのシカの剥皮の影響を見ると、1990年代初頭の凄まじい剥皮被害は影を潜め、現在、新たな剥皮被害はほとんど認められていないのが実情である。被害率が全立木の16・20%に止まっており、死亡率も低い。また、剥皮被害はウラジロモミ、ハルニレ、キハダ、シウリザクラなど特定の樹木が対象となっていることが特徴的で、当初、危惧された剥皮被害の拡大に伴う森林の劣化・衰退には至っていない。

奥日光の天然林を特徴付けるササ型林床は、シカの採食圧により大きな影響を受けてきた。中でも、採食圧の影響を受けやすいスズタケについては衰退が著しい（丸山ら、2003; Nomiya et. al., 2000）。また、比較的採食圧に対して耐性を持つとされるミヤコザサについても、植生高が低くなり、現存量が減少するなどの現象が認められている（鈴木ら、未発表）。しかし、奥日光地域のシカによる採食圧の異なる場所で、ミヤコザサの地上部現存量を調査したところ、大型シカ防護柵内と外で現存量には明瞭な差が認められなかった。こ

うした原因の一つとして、光環境による地上部現存量の増減が考えられるが、もう一つとして防護柵内外におけるシカ密度の差違がササ現存量を反映するほど機能していないことが挙げられる。一方、地上茎の新旧部から推定したシカによる採食量は、奥日光より表日光で大きいことが明らかになったが、これは冬季、シカが積雪を回避し、低標高に移動し、ミヤコザサを主要な餌源として利用した結果と考えられた (Takatsuki, 1983)。

オ 今後の問題点

シカの急激な個体数増加は、特定樹木の剥皮被害による大量枯死、ササ植生の衰退にともなう林床植生の群種組成の変化など森林植生にドラスティックな変化をもたらす。シカの個体数管理によって、ある程度の生息密度を維持することが出来るにしても、いったん大きく変化してしまった森林植生は、容易に元の姿を取り戻すことは出来ない。さらに事を複雑にしているのは、シカの個体数をどの状態で維持するかによって、植生の回復プロセスや動態が微妙に異なることが予想されることである。こうしたところから、シカの森林植生に対する影響を評価するためには、短期的な調査に止まらず、長期的なモニタリングが必要となる。

カ 要約

奥日光地域のシカの個体数の変動およびシカの樹木剥皮、採食圧を固定試験地などにおいて継続調査を行った。シカの個体数は個体数調整により漸減の傾向にあることがわかった。樹木の剥皮被害は 20%前後の止まっており、拡大の兆しは見られず、被害対象樹木もウラジロモミ、ハルニレ、キハダなど特定に樹木に偏っていた。シカによる採食圧の指標として、ミヤコザサの地上部現存量を調査した結果、環境省の設定した大型シカ防護柵内外で、現存量に明瞭な差は認められなかった。また、ミヤコザサの新旧茎部から求めた推定採食量は奥日光より表日光が大きく、積雪による季節移動の影響と考えられた。

キ 引用文献

- 丸山哲也、廣澤正人、京谷昭、野尻清隆 (2003) 奥日光におけるシカ個体数の増加に伴うササ類分布の衰退 野生鳥獣研究紀要 29:11-17
- Nomiya H., Suzuki W., Kanazashi T., Shibara M., Tanaka H. and Nakashizuka T. (2000) The response of forest floor vegetation and tree regeneration to deer exclusion and disturbance in a riparian deciduous forest, central Japan. Plant Ecol. 164:1-14
- 栃木県自然環境課 (2005) 平成 15 年度栃木県ニホンジカ保護管理モニタリング調査報告書
- Takatsuki S. (1983) The importance of *Sasanipponica* as a forage for sika deer (*Cervus nippon*) in Omote-nikko. Jap. J. Ecol. 33:17-25

(鈴木和次郎)

2. 防護柵による植生の回復

ア 研究目的

シカの樹木に対する剥皮や林床植生への採食圧は、樹木の集団枯損や植生の衰退を引き起こすばかりか、森林の更新にも大きな影響を及ぼす。シカの個体数の増大は、同時に樹木の枯死による林冠ギャップを形成し、更新の妨げとなるササ植生を衰退させ、樹木の更新の機会を増大させる。しかし、こうして発生した樹木の稚幼樹群もシカより採食され、更新が妨げられることになる。そうした結果、長期的には森林植生の衰退につながる恐れがある。そこで、環境省や林野庁は国立公園内の特別保護地区および保護林の保全を図るために大型のシカ防護柵を設け、シカの影響の軽減、および排除を図っている。群落保護林内に設置したシカ防護柵内外の林床植生および高木性樹木の更新実態を調査、比較することによってシカの林床植生、樹木更新に及ぼす影響を評価するとともに、シカ防護柵の森林植生の保全に果たす効果を検証する目的とした。

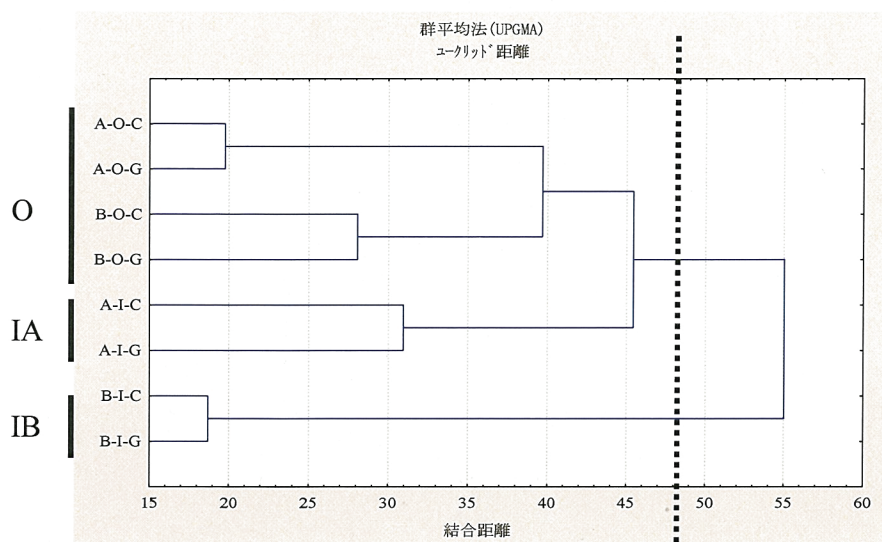
イ 研究方法

国有林の群落保護林に指定されている奥日光の西ノ湖周辺のハルニレ・ミズナラ林およびヤチダモ林のシカ被害回避と天然更新の促進を目的に設置されたシカ防護柵（1998年秋設置、面積9.42ha）において、柵内外に、2mx2mの調査枠を各6個設け、ブラウーンブランケの優占度法により林床植生の群集組成の調査を実施した。また、区内に出現した高木性樹種の稚幼樹につき、その成立本数、樹高を調査した。これらのデータをもとに、シカ防護柵が森林植生の遷移・動態にどのような影響を及ぼすかを解析した。

ウ 結果

（1） 林床植生について、各調査区における出現種の相対優占度をパラメータにクラス一分析を行った結果、大きくミズの優占する林床型、優占種を持たない林床型の二つに類型化された（図－1）。先の林床型は柵内に見られ、後の林床型は、柵外に多く見られた。また、かつて卓越して林床に占有していたチマキザサの回復は、シカ柵設置後2年を経過しても見られなかった。

（2） シカ柵外では、稚幼樹の成立本数が、閉鎖林下、ギャップ内とも少なく（1.3-1.7本/m²）と少なく、その平均高も5.4-6.6cmと低かった。一方、シカ柵内では稚幼樹の成立本数が、閉鎖林下で10.4本/m²、平均樹高は12.9cm、ギャップ内では10.4本/m²、48.6cmであった（表－1）。シカの採食圧によるササ植生の衰退は、樹木の更新を促進させるが、同時にシカが更新を阻害していることも明らかとなった。



図ー1 クラスタ分析による奥日光西ノ湖周辺の林床植物群落の類型化

ハルニレ林分(B)									
	プロットN o	B-O-C		B-O-G		B-I-C		B-I-G	
		個体数	平均樹高	個体数	平均樹高	個体数	平均樹高	個体数	平均樹高
H<30cm	種 数	8		4		5		14	
	種 名								
	イタヤカエデ	8	5.3			4	12.0	12	8.0
	ウラジロモミ	4	6.0	8	8.5				
	オオモミジ	4	5.0			96	6.1	44	10.4
	カツラ	4	5.0						
	サワグルミ	4	5.0						
	ズミ	4	5.0				9.0	4	9.0
	ハルニレ	4	6.0	8	6.8			8	23.5
	ミズナラ	4	5.0			4	5.0	20	17.6
	シラカンバ			12	5.7				
	ダケカンバ			4	5.0	112	16.5	12	21.3
	キハダ					20	8.8	28	15.7
	オオイタヤメイゲツ							4	14.0
H>=30cm	オノエヤナギ							8	21.5
	ヤチダモ							4	13.0
	ヤマハンノキ							4	19.0
	全種	36	5.3	32	6.6	244	11.3	148	14.7
	イタヤカエデ							3	48.0
	ズミ							1	60.0
	ミズナラ							1	35.0
	ハルニレ							1	30.0
	シラカンバ							5	64.4
	ダケカンバ					5	32.8	51	66.0
	ウダイカンバ							9	79.6
	キハダ							14	43.9
	オノエヤナギ							8	56.5
	ドロノキ							4	44.3
	全種					5	32.8	97	61.0

表ー1 シカ防護柵内外の更新稚幼樹の組成と成立本数 (本/24m²)

(3) 更新稚樹の多くはカンバ類など先駆的な樹種によって占められ、また、樹高の上でも上位にあるが、下位にはミズナラやハルニレなど極相林を構成する遷移後期樹種も見られ、将来的には、これらの種が置き換わるものと考えられた(図-2)。

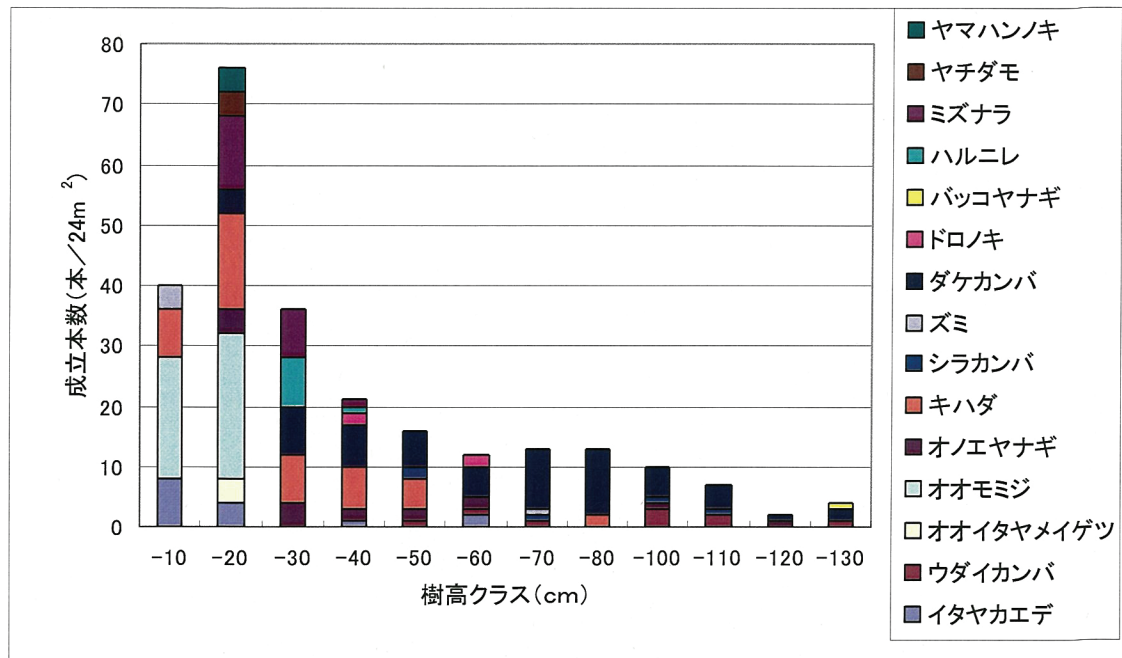


図-2 ハルニレ・ミズナラ林におけるシカ柵内のギャップ区に成立する高木性稚幼樹のサイズ構成

エ 考察

西ノ湖のハルニレ・ミズナラ群落保護林は、シカ防護柵の設置直前には林床植生が著しく衰退しており、裸地化していたが、防護柵設置により柵内では林冠ギャップを中心に急速に植生の回復が見られた。しかし、その群集組成は、本来のチマキザサの優占する植生ではなく、その回復も見られない。こうした原因の一つとして、地下茎でつながるササ類クローン構造とその成長特性が影響しているものと考えられた (Saitoh et al., 2002)。シカの採食圧によるササ植生の衰退の結果、シカにとって非嗜好性 (キオン、シロヨメナ、サワギク、イケマなど) の植物による群落が形成されるが、シカの影響を完全に排除した防護柵内では種多様性の高い林床植物群落が形成される (Nomiya et al., 2000)。これはササが優占する中で排除され、沢筋や急傾斜地、ガレ場などで辛うじて生きながらえてきた植物種が進出してきたことに加え、シカの採食圧の影響を全く受けないことがその背景にあると考えられる。

ササ植生の衰退は、高木性樹木の更新にとって好適な環境を提供する (中静, 2004) ため、シカの採食圧から開放された柵内では高木性樹木の実生が更新・成長した。一方、柵外では更新実生が認められず、シカの採食により更新が阻害されると考えられた。シカ防

護柵による高木性樹木の天然更新の促進については、高槻（1989）のブナ林でも報告にもあり、劣化した森林の修復・再生に有効な手段と考えられた。

シカ防護柵内で更新する高木性樹木の多くは、カンバ類などの先駆的な樹木であり、これは更新前（シカ柵設置以前）林床植生が著しく衰退していたためで、キオンやシロヨメナなど忌避植物が優占した場所ではカンバ類の更新は認められず、ハルニレやミズナラ、カエデ類が植生の薄い場所で見られるに過ぎない。確実な更新を図るためには、植生の刈り払いなど、更新補助作業が必要と考えられる。一方、カンバ類など先駆性樹種が更新した場合でも、下層には比較的耐陰性の高い遷移後期樹種が更新しており、将来的にはカンバ類に取って代わってゆくものと考えられた。以上のことから、シカ防護柵の設置は、保護林保全のための暫定的、緊急避難的処置として有効であるばかりでなく、その修復・再生にも有効に活用できる技術と考えられた。

オ 今後の問題点

奥日光地域の一般的な林床植生であるササ類が著しく衰退する中で、シカの非嗜好性植物が優占し、現在のところササ植生の回復は認められない。シカ防護柵の設置により採食圧を排除した後、本来の植生回復に至る経過を長期に渡り観察・記録する必要がある。また、シカ柵内で更新する樹木の成長経過も追跡調査する必要がある。一方、シカの防護柵の設置はあくまでも森林植生を保全するための緊急避難的な処置であり、シカ柵外の植生・更新とシカの個体密度の関係を明らかにする中で、シカの個体数管理に関する基礎的資料の蓄積に努めることが求められる。

カ 要約

シカ防護柵設置後のシカ柵内外で、林床植生および高木性樹木の更新実態を調査した。シカ柵外では引き続き林床植生の発達は悪く、その構成種の多くもシカの非嗜好性植物であった。一方、シカ柵内で林冠ギャップを中心に林床植生が発達し、多様な植物種からなる林床植物群落が形成された。しかし、かつて優占したチマキザサ群落の回復は見られなかった。高木性樹木の更新では、柵外ではほとんど更新稚幼樹が見られないのに対し、柵内ではカンバ類など先駆性の樹木が多数更新・成長した。また、ミズナラ、ハルニレなどの更新稚幼樹もカンバ類の下層に見られ、将来、こうした遷移後期樹種が先駆性樹種に置き換わるものと考えられた。シカ防護柵は、保護林の保全をはかる緊急避難的な処置としてばかりでなく、劣化した森林植生の修復・再生にも有効であると考えられた。

キ 引用文献

中静 透（2004）森のスケッチ 東海大学出版会 236pp.

Nomiya H., Suzuki W., Kanazashi T., Shibara M., Tanaka H. and Nakashizuka T. (2000)
The response of forest floor vegetation and tree regeneration to deer exclusion and

disturbance in a riparian deciduous forest, central Japan. *Plant Ecol.* 164:1-14

Saitoh T., K. Seiwa and Nishiwaki A. (2002) Importance of physiological integration of dwarf bamboo to persistence in forest understory: a field experiment. *Journal of Ecology* 90:78-85

高槻成紀 (1989) シカが植物及び植物群落に及ぼす影響 *日生誌* 39:67-80

(鈴木和次郎)

第2章 齢指標を用いた個体群モニタリング手法の開発

1. 捕獲が年齢構成に及ぼす影響: 数理モデルによる予測

ア 研究目的

1999年に「鳥獣保護及び狩猟に関する法律」が改正されて「特定鳥獣保護管理計画制度」が創設された。この制度は都道府県知事が特定の鳥獣を指定し、独自の基準に基づいて個体数を管理するものである。個体数が増加して農林業被害や一部の地域で生態系のかく乱を引き起こしているニホンジカでは積極的な個体数調整が行われることが予想される。特定鳥獣保護管理計画制度は、科学的知見をベースにして計画的な個体群管理を行うことを明確に規定している。個体数調整を行う場合でも、あらかじめ目標とする個体数や生息密度を定め、目標に近づくにつれて捕獲数を調整するなどの措置を取ることとしている。一方、「計画的な個体群管理」に必要なモニタリングに関する技術体系と実施体制は未だ十分ではない。

本研究は、死亡個体から得られる齢指標をベースとした個体群モニタリング手法を開発し、科学的な個体群管理を技術的な側面から支援を行うことを目的とし、ここでは特に数理モデルを用いて生存率、出生率の変化と年齢構成との関係について検討した。

イ 研究方法

Leslie(1945)の射影行列(projection matrix)を用いて、齢別生存率と齢別出生率の変化が齢構成にどのような影響を及ぼすかを調べた。射影行列は齢別純出生数と齢別期間生存率からなる。齢別純出生数は齢別出生率に初期死亡率を乗じた値で、 $m_{m,i}$ と $m_{f,i}$ はそれぞれ*i* 齢のメスから生まれたオスとメスの子どもが最初の単位時間(この場合1年)の間に生き残る数を示している。齢別期間生存率は*i* 齢から*i*+1 齢までの生存率で、 $P_{m,i}$ と $P_{f,i}$ は*i* 齢におけるオスとメスの齢別生存確率を示している。また、 $n_{m,i}$ と $n_{f,i}$ は*i* 齢におけるオスとメスの齢別個体数を示している。この行列の*m* 値や*P* 値を任意に変えてやれば、生存率が一定で出生率が変化した場合やその逆の場合、両者が同時に変化した場合など、さまざまな状況を想定しながら齢構成の変化を予測することができる。

以下に齢クラスが3つの場合を示した。射影行列(*A*)に性-齢別の個体数行列(*B*) を乗じると、次の年(1 単位時間後)の個体数が得られる。

$$A = \begin{pmatrix} 0 & m_{m,0} & 0 & m_{m,1} & 0 & m_{m,2} \\ 0 & m_{f,0} & 0 & m_{f,1} & 0 & m_{f,2} \\ P_{m,0} & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & P_{f,0} & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & P_{m,1} & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & P_{f,1} & 0 & 0 \end{pmatrix} \quad B = \begin{pmatrix} n_{m,0} \\ n_{f,0} \\ n_{m,1} \\ n_{f,1} \\ n_{m,2} \\ n_{f,2} \end{pmatrix}$$

計算ソフトには、Microsoft®社の Excel 2003®を用いた。

ウ 結果

1) モデルの作成

まずモデル個体群として、0才、1才、2才以上の3つの齢級からなるメス個体群を考えた(図-1)。

	A	B	C	D	E	F	G
1	射影行列				t時の個体数		t+1時の個体数
2	0	a	b		0オメスの個体数		=INDEX (MMULT(A2:C4, H2:H4), 1, 1)
3	c	0	0		1オメスの個体数		=INDEX (MMULT(A2:C4, H2:H4), 2, 1)
4	0	e	f		2才以上のメスの個体数		=INDEX (MMULT(A2:C4, H2:H4), 3, 1)

図－1 3つの年齢よりなるメス個体群のシミュレーション方法

ここで、

a=(1 オメスの出生率×新生児のメスの割合)×センサス時までの0 オメスの生存率

b=(2 才以上メスの出生率×新生児のメスの割合)×センサス時までの0 オメスの生存率

c=センサス後の0オメスの生存率

d=1オメスの生存率

f=2才以上のメスの生存率

である。

ここでは、1オメスの出生率を0.8、2才以上メスの出生率を0.9、新生児のメスの割合を0.5、センサス時までの0オメスの生存率、センサス後の0オメスの生存率を、1オメスの生存率を、2才以上のメスの生存率を0.9とする。

この射影行列にt時の年齢別個体数を乗ずるとt+1時の(この場合1年後)の年齢別個体数が算出される。行列の積にはMMULT関数、各要素の表示にはINDEX関数を用いる。この計算を繰り返すと、t+2時、t+3時……の年齢別個体数を求めることができる。t時の各年齢別個体数を100個体とした場合の結果を図－2に示した。

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L
1	経過年	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
2	0オメス	100	77	105	123	148	177	211	253	303	362	433
3	1オメス	100	90	69	95	111	133	159	190	228	272	326
4	2才以上メス	100	180	243	281	338	404	483	578	692	827	990
5	合 計	300	347	417	499	597	714	854	1021	1222	1462	1749

図－2 モデル個体群のシミュレーション結果

次に、上記のモデルに0才、1才、2才以上の3つの年齢からなるオス個体群を加えた。この場合の射影行列は6行6列に拡張される(図－3中のa)。

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
1	射影行列							t時の個体数		t+1時の個体数
2	0	0	a	0	b	0		0オメスの個体数		=INDEX (MMULT(A2:F7, H2:H7), 1, 1)
3	0	0	c	0	d	0		0オオスの個体数		=INDEX (MMULT(A2:F7, H2:H7), 2, 1)
4	e	0	0	0	0	0		1オメスの個体数		=INDEX (MMULT(A2:F7, H2:H7), 3, 1)
5	0	f	0	0	0	0		1オオスの個体数		=INDEX (MMULT(A2:F7, H2:H7), 4, 1)
6	0	0	g	0	h	0		2才以上のメスの個体数		=INDEX (MMULT(A2:F7, H2:H7), 5, 1)
7	0	0	0	i	0	j		2才以上のオスの個体数		=INDEX (MMULT(A2:F7, H2:H7), 6, 1)

図－3 オスを加えたモデル個体群のシミュレーション方法

ここで、

a=(1 オメスの出生率×新生児のメスの割合)×センサス時までの0 オメスの生存率

b=(2 才以上メスの出生率×新生児のメスの割合)×センサス時までの0 オメスの生存率

c=(1 オメスの出生率×新生児のオスの割合)×センサス時までの0 オオスの生存率

d=(2 才以上メスの出生率×新生児のオスの割合)×センサス時までの0 オオスの生存率

e=センサス後の0オメスの生存率

f=センサス後の0才オスの生存率

g=1才メスの生存率

h=2才以上のメスの生存率

i=1才オスの生存率

j=2才以上のオスの生存率

である。

ここでは、1才メスの出生率を0.8、2才以上メスの出生率を0.9、新生児のメスの割合(新生児のオスの割合)を0.5、センサス時までの0才メスの生存率、センサス後の0才オスの生存率を、1才メスの生存率を、2才以上のメスの生存率、1才オスの生存率、2才以上のオスの生存率を0.9とする。

先の計算と同様に、この射影行列にt時の年齢別個体数を乗じ、MMULT関数とINDEX関数を用いて繰り返し計算を行った。t時の年齢別個体数はそれぞれ100個体とした。

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L
1 経過年	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
2 0才メス	100	77	105	123	148	177	211	253	303	362	433	
3 0才オス	100	77	105	123	148	177	211	253	303	362	433	
4 1才メス	100	90	69	95	111	133	159	190	228	272	326	
5 1才オス	100	90	69	95	111	133	159	190	228	272	326	
6 2才以上メス	100	180	243	281	338	404	483	578	692	827	990	
7 2才以上オス	100	180	243	281	338	404	483	578	692	827	990	
8 合 計	600	693	834	997	1193	1427	1708	2043	2444	2923	3497	

図－4 雌雄を込みしたモデル個体群のシミュレーション結果

センサス後にすべての年齢・性クラスから20%の個体をランダムに間引きする場合には、図－3の射影行列のA4からF7の値に0.8(=1-0.2)を乗ずる。10年間間引きを続けた場合の個体数変化を図－5に示した。

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L
1 経過年	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
2 0才メス	100	77	84	83	83	83	84	84	84	84	84	
3 0才オス	100	77	84	83	83	83	84	84	84	84	84	
4 1才メス	100	72	55	61	60	60	60	60	60	60	60	
5 1才オス	100	72	55	61	60	60	60	60	60	60	60	
6 2才以上メス	100	144	156	152	153	153	153	154	154	154	154	
7 2才以上オス	100	144	156	152	153	153	153	154	154	154	154	
8 合 計	600	585	590	590	591	593	594	595	596	597	598	

図－5 20%の間引きをした場合のモデル個体群のシミュレーション結果

2) 個体群パラメータの変化が年齢構成に及ぼす影響

個体群パラメータの変化が年齢構成に及ぼす影響を検討するために、生存率が一定で出生率が変化する場合と出生率が一定で生存率が変化する場合を想定した。個体群パラメータは徐々に変化することが多いため、ここでは出生率または生存率を10年間にわたって変化させた。

まず、図－4に示したモデル個体群において、生存率を一定にして出生率を毎年5%ずつ上昇させた。生息場所のエサ条件が改善された場合などが想定される。0才、1才、2才以上の年齢構成の変化を図－6に示した。雌雄とも同様の変化を示したため、ここではメスの結果のみを示している。初期個体群における0才、1才、2才以上の個体の割合はそれぞれ16%、13%、71%であったが、10年後にはそれぞれの年齢の割合は25%、18%、57%となり、毎年の出生数の増加を反映して、年齢構成は若齢個体の割合

が増加する「若齢化」の傾向が見られた。

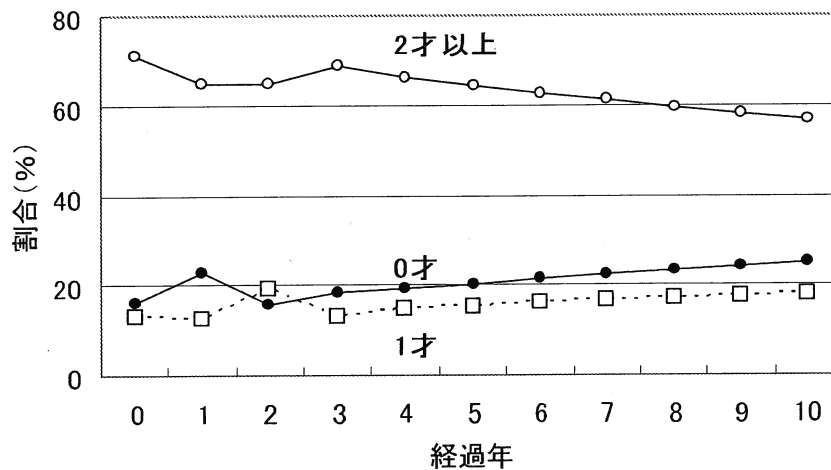


図-6 出生率が上昇した場合の齢級構成の変化(メス)

逆に、エサ資源が減少するなどして、生存率は一定であるが出生率が徐々に(年5%の割合で)低下した場合の齢級構成を図-7に示した。図-6の場合とは対照的に、出生数の減少を反映して、齢級構成は2才以上の個体の割合が増加する傾向が見られた。この傾向をここでは、ひとまず「老齢化」と呼ぶことにする。

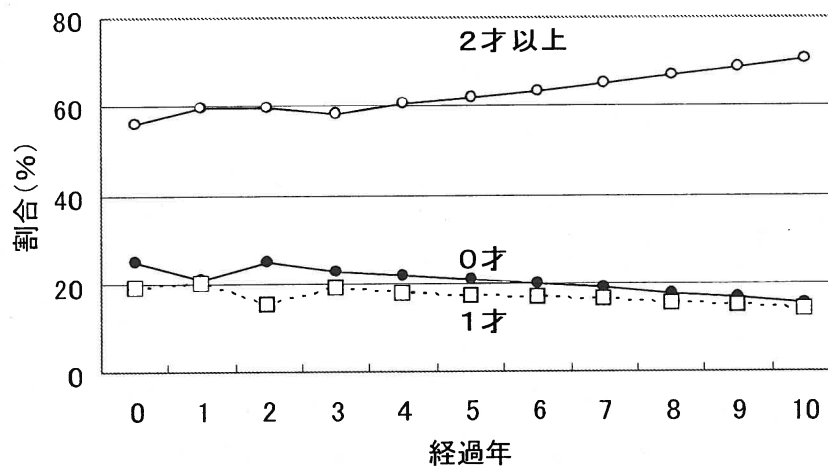


図-7 出生率が低下した場合の齢級構成の変化(メス)

次に、出生率は一定だが狩猟強度が高まって生存率が低下した場合の齢級構成の変化を図-8に示した。生存率は齢級によらず毎年5%ずつ低下するとした。出生率の変化の場合同様、雌雄とも同様の変化を示したため、ここではメスの結果のみを示している。初期個体群における0才、1才、2才以上の個体の割合はそれぞれ 29%、19%、56%であったが、10 年後にはそれぞれの齢級の割合は 35%、22%、43%となり、2才以上の個体数が減少して0才の割合が相対的に増加し、齢級構成には「若齢化」

の傾向が見られた。

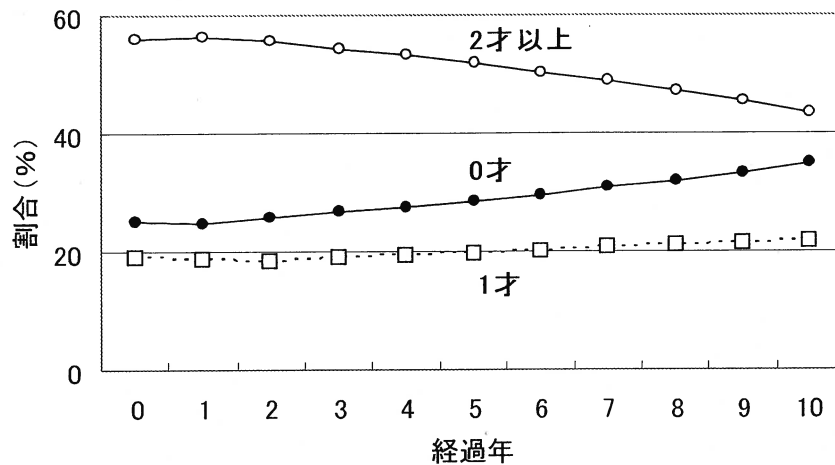


図-8 生存率が低下した場合の齢級構成の変化(メス)

狩猟強度が緩和され、出生率は変わらないが生存率が齢級によらず上昇した場合の齢級構成の変化を図-9に示した。生存率の年上昇率は5%とした。生存率の上昇は2才以上の個体数を増加させ、図-8の場合とは逆に0才数が相対的に減少する「老齢化」の傾向がみられた。

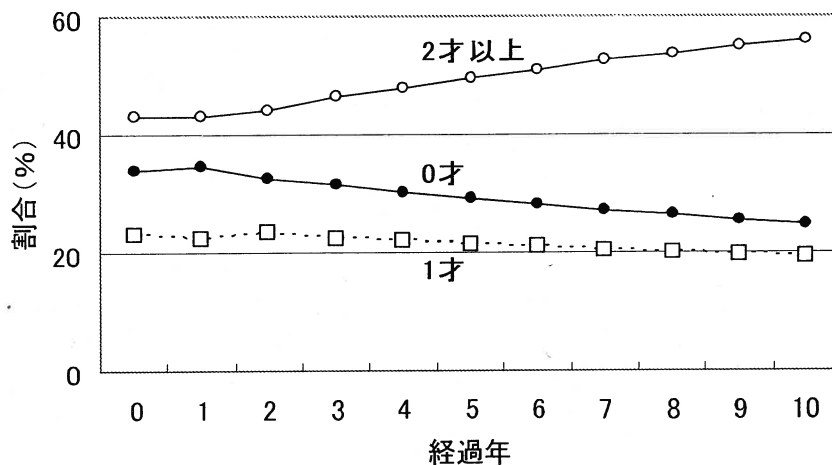


図-9 生存率が上昇した場合の齢級構成の変化(メス)

エ 考察

結果をまとめてみよう。ここでは、2才以上の齢級の割合が減少して0才と1才の割合が増加する現象を「若齢化」と呼んだ。若齢化は生存率が上昇した場合と出生率が低下した場合に観察された。逆に、0才と1才の割合が減少して2才以上の割合が増加する「老齢化」は、生存率が上昇した場合と出生率が低下した場合とに起きた。水産資源学では、伝統的に、高年魚の混在率の低下と低年魚の混在率の増大を乱獲の兆候のひとつにあげてきた(久保・吉原、1969)。この考え方は野生動物管理にも適用できそうである。しかしながら、Caughley(1974)も指摘しているように、若齢個体の割合の増大は生存率が低下して個

体数が減少しつつある場合だけでなく、出生率が高くなって個体数が増加している場合にも見られた。したがって、齢データだけから個体群変動を読み取ることはできない。齢構成は生存率と出生率の両方の影響を受けるのであり(巖佐、1990)、Odum(1971)の言うピラミッド型(=増加型個体群)、壺型(=減少型個体群)という単純な読み取り方は誤った結論を導き出すおそれがあり、注意する必要がある。

逆に、生存率または出生率のどちらかが独立した方法で並行してモニタリングされ、それが一定の傾向を示すのであれば、齢構成は出生率または生存率の変化を示すものだと言える。寿命の長い大型哺乳類では、一般に生存率をモニタリングすることは困難な作業である(小泉、1993)。一方、大型草食獣では妊娠後期の胎児の死亡率は低く、ニホンジカでは2～4月の胎児の大きさは北海道で約4,000g(Suzuki and Ohtaishi, 1993)、兵庫県でも2,500～3,000g(Koizumi, 1992)に達するため、胎児の有無は肉眼で十分に確認できる。したがって、この時期に妊娠率を調査すれば出生率の変化は容易にかつ性格に把握することができる。このため、モデルの結果を野外調査に応用する場合には、胎児の有無に基づいて妊娠率をモニタリングしながら齢構成の変化を生存率の変化と関連づけて評価するのが妥当であると考えられた。

射影行列はパラメータの変更のさせ方によって、オスだけを間引く場合、メスだけを間引く場合などさまざまな間引き方法をシミュレーションできる。自然死亡が特定の季節(たとえば、冬など)に集中する場合には、自然死亡が起きる前や後に間引くなどの違いも検討できる。もちろん、実際にはパラメータは年変動するため、シミュレーション結果の適用にはおのずと限界はあるものの、管理者の訓練や短期的な予測には適用可能であろう。

ニホンジカなどの長寿命動物では最高死亡年齢が15才を越えることも少なくない(Koizumi, 1992)。いくつかの齢階を込みにした齢級ではなく齢階単位で変化をシミュレーションしようとするれば、射影行列は30行30列にもなるが、市販されている通常のパーソナルコンピュータを使用した場合でも計算には大きな時間を要しないであろう。

オ 今後の問題点

個体群パラメータは一定ではなく、実際には一定の幅を持ちながら年変動することが知られている。したがって、ここで用いたモデルをさらに改良してパラメータのランダムな変動に対応させる必要がある。また、ニホンジカでは個体群パラメータに関するデータが十分でないことから、早急に調査を開始する必要がある。

カ 要約

射影行列を用いて捕獲が年齢構成に及ぼす影響を評価する方法を解説した。射影行列は齢別期間生存率と齢別純出生数からなる正方行列である。これに齢別個体数を乗ずると1単位時間後の齢別個体数が算出される。Microsoft®社の表計算ソフトExcel®には行列計算のためのプログラムが関数として組み込まれている。簡単な操作で個体数の変化をシミュレーションできるため、試行錯誤を繰り返しながら個体数管理の方針を決定する際に有効なツールとなろう。個体群パラメータの変化として、生存率は一定であるが出生率が上昇する場合(ケース1)と低下する場合(ケース2)、出生率は一定であるが生存率が上昇する場合(ケース3)と低下する場合(ケース4)の4つのケースについて検討した。ケース1とケース3では、0才の割合が増加する「若齢化」の傾向がみられ、ケース2とケース4では、0才の割合が減少する「高齢化」の傾向が見られた。これらの結果は、個体群モニタリングの方法として齢級構成の変化を用いる場合

には、出生率か生存率のいずれかを独立した方法でモニタリングする必要があることを示していた。野外調査で生存率を継続して調査することは困難であるため、出生率または妊娠率の変化をモニタリングすることが現実的であろう。

キ 引用文献

久保伊津男、吉原友吉. (1969) 水産資源学. 共立出版.

Caughley, G. (1974) Interpretation of age ratios. J. Wildlife Management, 38(3) :557-562.

巖佐 庸 (1990) 数理生物学入門. HBJ 出版.

Odum, E. P. (1971) Fundamentals of Ecology, 3rd ed. W. B. Saunders.

Suzuki, M. and N. Ohtaishi (1993) Reproduction of female sika deer (*Cervus nippon yezoensis* HEUDE, 1884) in Ashoro District, Hokkaido. J. Veterinary Medical Science, 55(5): 833-836.

Koizumi, T. (1992) Reproductive characteristics of female sika deer, *Cervus nippon*, in Hyogo Prefecture, Japan. In Ungulates 91 (F. Spitz, G. Janeau, G. Gonzalez, and S. Aulagnier eds.) pp. 561-563.

小泉 透 (1993) 個体群管理のための捕獲データの解析法. 哺乳類科学, 32(2):139-147.

(小泉 透)

2. 捕獲が年齢構成に及ぼす影響：現実の個体群における観察

ア 研究目的

「特定鳥獣保護管理計画制度」に基づくモニタリング調査の一環として、ハンターの捕獲したニホンジカの歯が回収されることが多くなってきた。歯の回収は捕獲数を正確に把握するための「証拠」として重要であるばかりでなく、歯のセメント質に形成される成長線（年輪）を用いて捕獲個体の年齢を査定する材料として利用することができる。日本でも 1970 年代後半から、歯牙を用いた年齢査定法が生態学的な調査に応用されるようになり、歯が継続して収集され年齢データが蓄積されつつある地域もある。しかしながら、年齢査定結果に基づいた個体群パラメータの推定や狩猟の影響評価などへの応用は十分ではない。本研究では現実の個体群を対象に、同一地域で捕獲強度を徐々に高めていった場合に年齢構成にどのような変化が現れるかについて明らかにすることを目的とした。

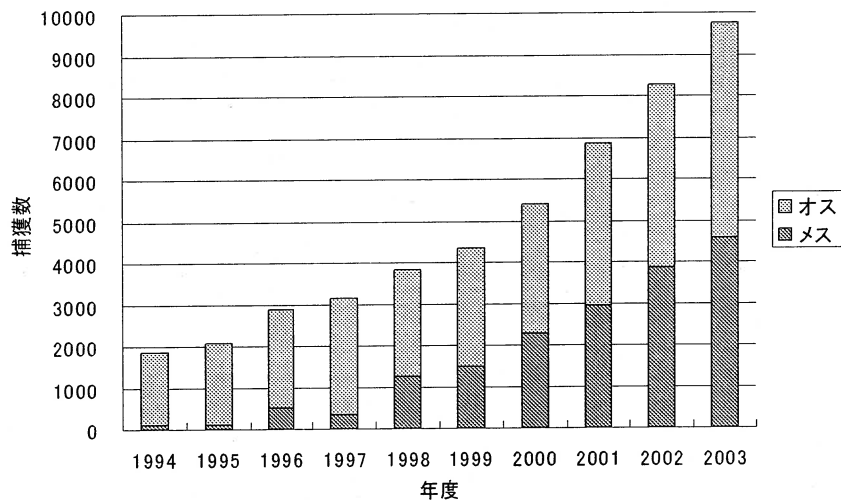
イ 研究方法

1994～2000 年度にかけて熊本県八代郡、球磨郡内 9 町村で実施された有害鳥獣駆除を対象に調査をおこなった。各町村の駆除班の班長には毎年、調査の実施要領を書いたパンフレット、調査票、材料回収用の容器の入った「調査セット」を配布し、シカを捕獲した場合には第一切歯を抜歯し、調査票に捕獲年月日、捕獲場所、捕獲したシカの性別、角の形状、胎児の有無、を記入して役場に提出するよう依頼した。捕獲場所は地名のほか、捕獲場所を地図に直接記入してもらい、国土地理院数値地図 200,000 万図（地図画像）にマッピングしながら、捕獲位置を緯度、経度とも 0.1 秒単位で測定した。1994～1997 年度に回収された個体については、第 1 切歯のセメント質に形成される層板数（年輪法）によって年齢を査定した。1998～2003 年度に回収された個体については、第 1 切歯の交換と摩滅にもとづいて齡区分をおこない、乳歯をもつ個体を「0才」、永久歯に交換しているが歯冠に摩滅が無く根尖孔が閉鎖していない第 1 切歯をもつ個体を「1才」、永久歯で歯冠に摩滅が有り根尖孔が閉鎖した第 1 切歯をもつ個体を「2才以上」に区分した。

ウ 結果

1) 捕獲数の推移

図－1に 1990～2003 年の熊本県におけるシカ捕獲数の推移を示した。戦後熊本県では一貫してオスのみを捕獲し、メスの捕獲は有害鳥獣駆除においても一切許可してこなかった。一方、1990 年代に入るとシカによる農林業被害が増加し始め、これに対処するため熊本県は 1994 年度に初めてメスの捕獲を許可し 1995 年 2～3 月に 85 頭のメスを捕獲した。その後捕獲数は 1995 年度 95 頭、1996 年度 493 頭と増加し、1998 年度にはメスが狩猟獣指定されて 1,259 頭が捕獲された。2000 年度には特定鳥獣保護管理計画が策定され、メスジカの捕獲を強化することが明確な方針となり、2000 年度に 2,272 頭が 2003 年度には 4,568 頭が捕獲された。1994 年度からわずか 10 年の間にメスの捕獲数は 50 倍近くに増加したことになる。一方、オスは長年狩猟獣指定され有害鳥獣駆除でも捕獲されてきたため、1994 年度時点でもすでに 1,789 頭が捕獲されていた。その後、捕獲が奨励されたことから捕獲数は増加し、1996 年度には 2,404 頭が捕獲された。特定鳥獣保護管理計画が策定された 2000 年度以降 2003 年までの捕獲数は、それぞれ 3,109、3882、4,390、5,189 頭が捕獲された。

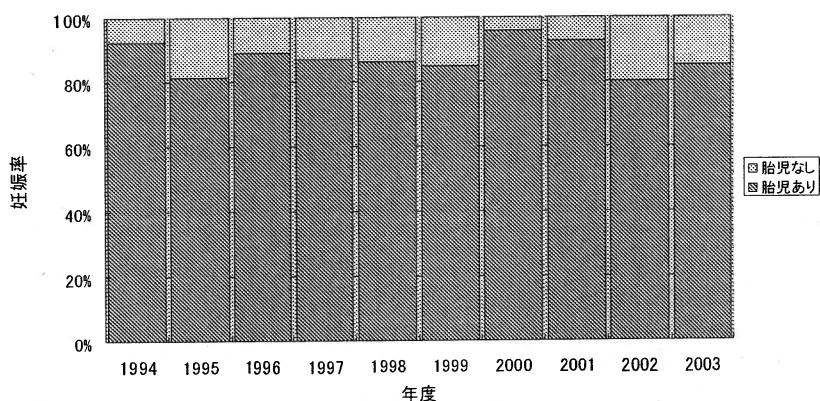


図－１ 熊本県における捕獲数の推移（1994～2003 年度）

2) 妊娠率の推移

ニホンジカの繁殖は、地域によって多少異なるものの、おおむね9月から12月にかけて行われる。妊娠期間は約270日であるため、翌年の5月から8月にかけて新生児が産まれる。したがって、2～4月の胎児の大きさは北海道で約4,000～4,500g (Suzuki and Ohtaishi, 1993)、兵庫県でも2,500～3,000g (Koizumi, 1992) に達するため、胎児の有無は肉眼で十分に確認できる。したがって、この時期に調査すれば、妊娠率は、専門の知識を有しない者でも、容易にかつ正確に把握することができる。

熊本県では0才（8～10ヶ月齢）の妊娠は確認されなかったため、メスの性成熟は12ヶ月齢を過ぎて始まるものと考えられた。図－2には1994～2003年度の2～4月にかけて回収されたメスの内、年齢が査定できた1才以上の1,510個体の妊娠率を示した。10年間の1才以上のメスの平均妊娠率は87.5%となり、北海道 (Suzuki and Ohtaishi, 1993) や兵庫県 (Koizumi, 1992) など個体数が増加しつつある個体群と同程度に高かった。また、各年度の妊娠率は80.1%から92.6%と年度によって変動したものの、妊娠率は年度間で統計的な有意差は認められなかった(カイ2乗検定、df=9、p=0.43)。



図－2 熊本県における1才以上の妊娠率の推移

3) 年齢構成の変化

ここでは、短期間に捕獲数が急激に増加したメスについて年齢構成の変化を見た。1994～1997 年度に回収された 720 個体の年齢構成の変化を図-3に示した。これらは年輪法によって年齢査定された。1994 年度の年齢構成は 50 年近く一切の捕獲を行ってこなかった個体群の年齢構成を示している。最高死亡年齢は 18 才で、兵庫県で例外的に確認された老齢個体(21 才) (Koizumi, 1992) に比べると低いものの、野外個体群の生態的寿命を示しているといえる。0 才の割合は 8.2% で、前節で述べた高い妊娠率に比べるとかなり低かった。これは狩猟者が 0 才を撃つのを意識的に避けたことによるものと考えられる。

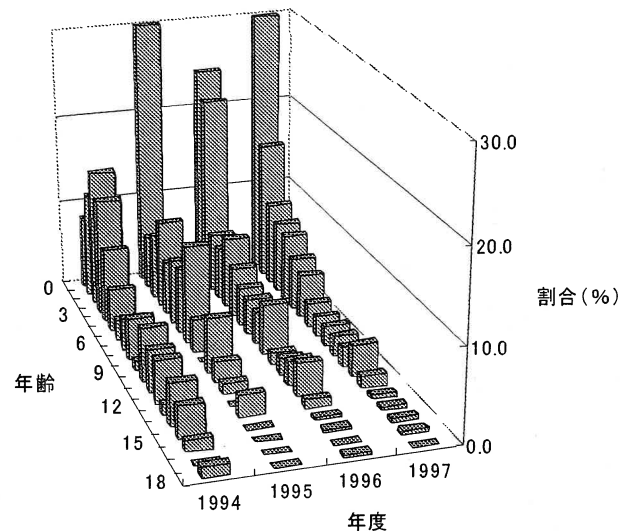


図-3 1994～1997 年度に捕獲されたメスの年齢構成

1994～1997 年度の年齢構成の属性を表-1 にまとめた。この 4 年間にメスの捕獲数は 4～5 倍に増加したことが分かる。0 才の捕獲には、先に述べたように、狩猟者の選択性が働くため、その割合の変化を全体の変化に反映させるのは好ましくない。したがって、ここでは狩猟者の選択性が作用しにくい 1 才以上の個体の平均年齢を求めた。1994 年度における 1 才以上の個体の平均年齢は 6.67 才であったが、捕獲数が増加するのにもなって平均年齢は低下し、1997 年度には 5.37 才になった。また、10 才以上の老齢個体の割合は 27.1% から 11.1% に低下し、1 才の割合が、多少ジグザグな変化ではあるが、11.8% から 15.6% へ上昇した。この間の妊娠率には有意な差は認められないため、こうした年齢構成における「若齢化」は捕獲の強化にともなう死亡率の上昇によるものと考えられた。

表-1 1994～1997 年度に捕獲されたメスの年齢構成の特徴

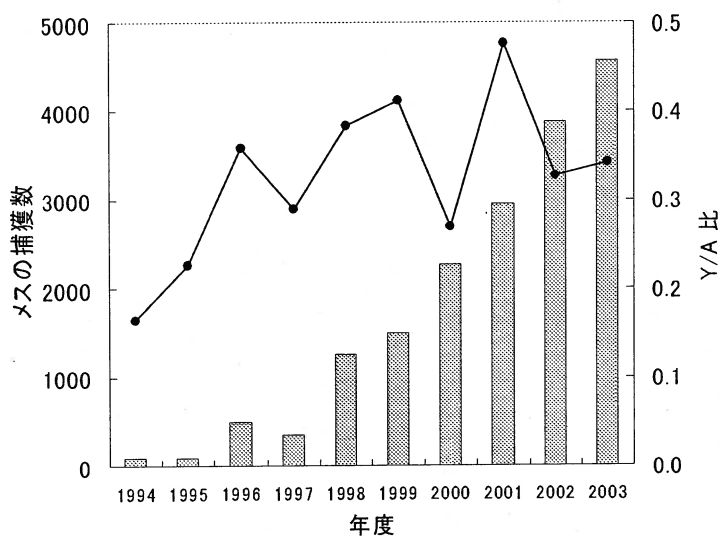
年度	1994	1995	1996	1997
捕獲数	85	95	443	347
回収数	85	83	327	225
1 才以上の 平均年齢	6.67	6.12	5.57	5.37
1 才の割合	11.8	6.0	21.4	15.6
10 才以上 の割合	27.1	12.0	11.3	11.1

表－2 に 1994～2003 年度に回収された 6,062 個体の年齢構成の属性を示した。10 年間にメスの捕獲数は約 50 倍に増加した。これにともない、2 才以上の個体の割合は 78.82%から 55.03%に減少し、逆に 0 才と 1 才の割合はそれぞれ 8.23%から 26.17%へ、12.94%から 18.80%へ増加し、年齢構成が「若齢化」しつつあることを示していた。先に述べたように、この間の妊娠率には有意な差は認められないため、こうした年齢級構成における「若齢化」は捕獲の強化にともなう死亡率の上昇によるものと考えられた。

表－2 1994～2003 年度に捕獲されたメスの年齢構成の特徴

年度	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
捕獲数	85	95	493	347	1259	1496	2272	2955	3876	4568
標本数	85	89	346	474	387	576	597	898	1063	1547
0 才の割合(%)	8.23	13.64	22.97	21.78	23.12	16.37	21.59	18.39	16.13	26.17
1 才の割合(%)	12.94	15.91	20.34	17.55	21.30	24.38	16.64	26.32	20.64	18.80
2 才以上の割合(%)	78.82	70.45	56.68	60.68	55.58	59.25	61.77	55.29	63.23	55.03

0 才の割合が高くなってきたことには、捕獲の強化にともなって狩猟者の選択性が低下してきたことと個体群の年齢構成自体が若齢化してきたことが関係している。したがって、狩猟者の選択性を排除するために、若齢化の指標として「2 才以上の個体割合に対する 1 才の個体数割合の比」(Y/A 比)を用いることとした。図－4 に 1994～2003 年度間の Y/A 比とこの期間の捕獲数の変化を示した。捕獲数の増加にともなって、Y/A 比も多少ジグザグな変化ではあるが、上昇していた。



図－4 メスの捕獲数(棒)と捕獲されたメスの Y/A 比(実線)

4) 捕獲場所の特徴

1994～1997 年度に捕獲された個体の内、1,405 頭のシカの捕獲場所を数値地図上で確定した。

各年度の捕獲場所を 1km メッシュ、2km メッシュ、5km メッシュを単位として集計した。ところで、捕獲数 0 の区画は駆除が行われたにもかかわらず捕獲数が 0 であった区画と駆除が行われなかったために捕獲数が 0 の区画が混在している。そこで、捕獲区画の集中性を検定するために年度別・メッシュサイズ別に

得られた捕獲頻度(1メッシュあたりの捕獲数)を「0項の切れた分布」として「0項の切れた負の二項分布」との適合性を検定した。この結果、全ての年度、全てのメッシュサイズで捕獲頻度は負の二項分布(集中分布)に適合した(カイ2乗検定、表-3、図-5)。また、2年以上にまたがって捕獲が報告された区画の数は、1km メッシュ 144(39.6%)、2km メッシュ 119(65.7%)、5km メッシュ 47(87.0%)となり、4年連続で捕獲報告のあった区画数はそれぞれ 8(2.2%)、17(9.4%)、30(55.6%)であった(図-6)。これらのことは、シカの捕獲が同一地域で毎年繰り返し行われていることを示していた。

表-3 捕獲頻度の「0項の切れた負の二項分布」への適合度検定結果(カイ2乗検定)

年 度	メッシュサイズ	1 km メッシュ		2 km メッシュ		5 km メッシュ	
		自由度	Pr	自由度	Pr	自由度	Pr
1994		2	0.956	3	0.572	2	0.940
1995		3	0.540	3	0.441	2	0.956
1996		8	0.415	8	0.930	8	0.933
1997		6	0.464	5	0.978	3	0.816

1994, 1kmメッシュ

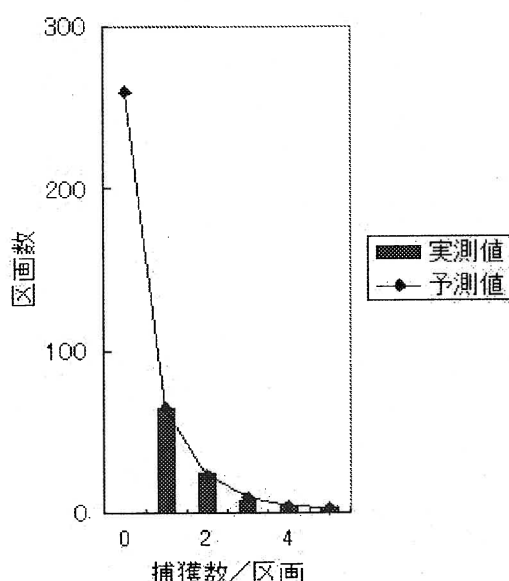


図-5 1区画あたりの捕獲数の頻度

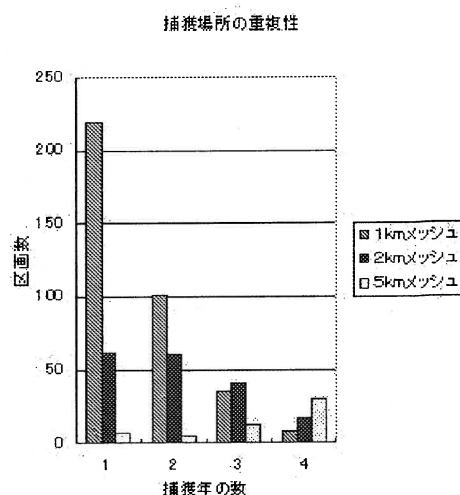


図-6 捕獲年数別の区画数の頻度

エ 考察

熊本県では捕獲の強化にともない、年齢または年齢構成が若齢化する変化が見られた。一方、妊娠率には有意な変化はみられなかったことから、この若齢化は死亡率の上昇によるものと考えられた。若齢化が急速に進んだ要因として、ハンターの捕獲場所が固定していることの関与が示唆された。さらに、九州中央山地のシカが一般に定住性が強い(ホームレンジが小さい)(矢部・小泉・遠藤・関・三浦、2001)ことが関係していると考えられた。

年齢構成または年齢構成(以下、両者を含めて年齢構成とする)の変化が個体群のパラメータを反映していることが明らかとなったが、実際の管理では対象とする個体群が目的とする状態に管理されているかどうか問題となる。したがって、個体数の増減と年齢構成あるいはY/A比との間にどのような関係が認められ

るかを明らかにする必要がある。このことを検証するため、前節で示した射影行列を用い、死亡率の変化が年増加率および齢構成に及ぼす影響を予測した。モデル個体群のパラメータとして、1才以上の妊娠率を90%、新生児の性比を1:1、新生児の初期死亡率を0.1と仮定した。この個体群では、自然死亡と事故や狩猟などの人為的な理由による死亡の別を問わず、年死亡率が0.1の場合には年増加率は0.18となり、Y/A比は0.34となった。また、年死亡率0.29の時に年増加率は0となり、このときY/A比は0.41となった。さらに、死亡率0.45で年増加率は-0.20となり、Y/A比は0.49となった(図-2-2-7)。

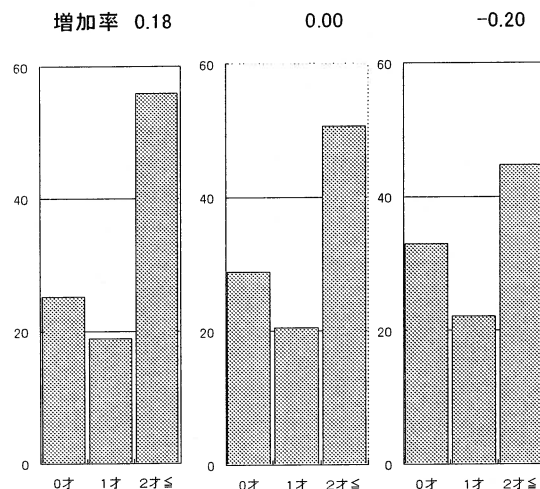


図-7 年増加率と齢構成との関係

図-8には、年増加率が0になるように年死亡率を調整したモデル個体群における妊娠率とY/A比との関係を示した。妊娠率が80~90%で変動する個体群をランダム捕獲して個体数一定に管理しようとする場合には、Y/A比が0.40に達しているかどうかが目安となることが示された。

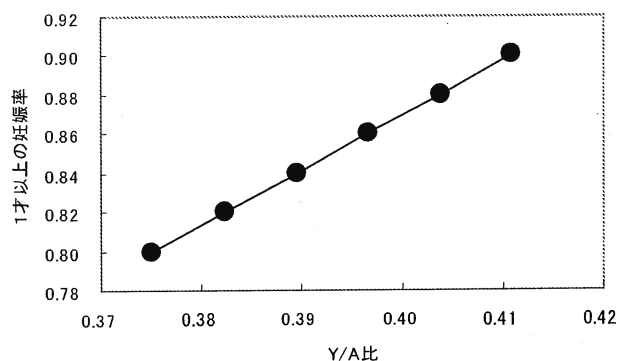


図-8 年増加率を0にした場合の妊娠率とY/A比との関係

これまでに得た知見をもとに、熊本県におけるシカ個体数管理の現状と今後の課題についてまとめることとする。まず、1才以上の妊娠率が80~90%と高いことから、年増加率もかなり高いことが推定される。メスの最高死亡年齢を18才、最高妊娠齢を16才として、自然死亡率を10%とすると年増加率は18%に達する。年増加率18%を持つ個体群は3.9年ごとに個体数が2倍に

なることを示している。熊本県では1994年度に戦後初めて85頭のメスジカ捕獲を許可して以降、1998年にメスジカを狩猟獣指定し、2000年には特定鳥獣保護管計画を策定するなど矢継ぎ早に対策を打ってきた。この10年の間にメスの捕獲数は約50倍に増加し、捕獲の強化を反映して捕獲個体の年齢構成は若齢化する傾向を示した。妊娠率に年変化が認められないため、年齢構成の若齢化は死亡率の上昇を反映したものである。一方、年齢構成におけるY/A比は個体数抑制の一応の目安である0.4には達していないことから、管理目標とする個体数の削減を達成するためにはさらにメスの捕獲を強化する必要があると考えられる。

オ 今後の問題点

10年間で約48,000頭のシカが捕獲され、内12,000頭の試料が回収された。試料解析の上で回収率は決して高くはないが、日本の野生動物管理史の中ではこれほど高い回収率で継続して試料が回収された例は他にない。今後とも収集体制を維持させるとともに、今後はオスの年齢構成の変化を中心に解析を進めていく必要がある。

カ 要約

捕獲が実際の個体群の年齢構成に及ぼす影響を検証するため、熊本県で捕獲されたニホンジカの捕獲データと年齢査定用の材料である第1切歯を1994年から2003年にかけて回収した。妊娠率は高く、80～90%で変動したが統計的に有意な年変異は認められなかった。一方、年齢構成は若齢化する傾向が見られ、捕獲の強化にともない死亡率が上昇したことを示していた。しかしながら、得られた個体群パラメータは管理目標である個体数の削減には、さらにメスを主体として捕獲を強化する必要があることを示していた。

キ 引用文献

- Suzuki, M. and N. Ohtaishi (1993) Reproduction of female sika deer (*Cervus nippon yezoensis* HEUDE, 1884) in Ashoro District, Hokkaido. J. Veterinary Medical Science, 55(5): 833-836.
- Koizumi, T. (1992) Reproductive characteristics of female sika deer, *Cervus nippon*, in Hyogo Prefecture, Japan. In Ungulates 91 (F. Spitz, G. Janeau, G. Gonzalez, and S. Aulagnier eds.) pp. 561-563.
- 矢部恒晶、小泉 透、遠藤 晃、関 伸一、三浦由洋 (2001) 九州中央山地におけるニホンジカのホームレンジ. 日林九支研論 54. 131-132.

(小泉 透)

第3章 ハザードマップによる林業のシカ被害の発生予測技術の開発

1. ニホンジカ生息密度ポテンシャルマップの作成

ア 研究目的

ニホンジカ被害に対するモニタリングの一環として、ニホンジカの生息密度調査が進められつつある。しかし、その調査箇所は不規則に配置されているため、ニホンジカの生息密度分布を把握することは困難であった。そこで、ニホンジカ生息密度の分布状況を把握するため、生息密度分布図を作成する。

イ 研究方法

本研究の対象地は、福岡県英彦山周辺のニホンジカ分布域とした（図-1-1）。この分布域は「平成7（1995）年度福岡県狩猟に関するアンケート調査」をもとに設定された（池田、2001）。この地域を対象としたのは、福岡県が主体となってニホンジカ生息密度調査および被害現況調査が実施されているためである。この地域の標高は0mから約1200mとなっている。この対象地の大分県境には、英彦山地があり、英彦山を中心として尾根が続いている。英彦山の山頂付近では、冬期に50cm以上の積雪がみられる。

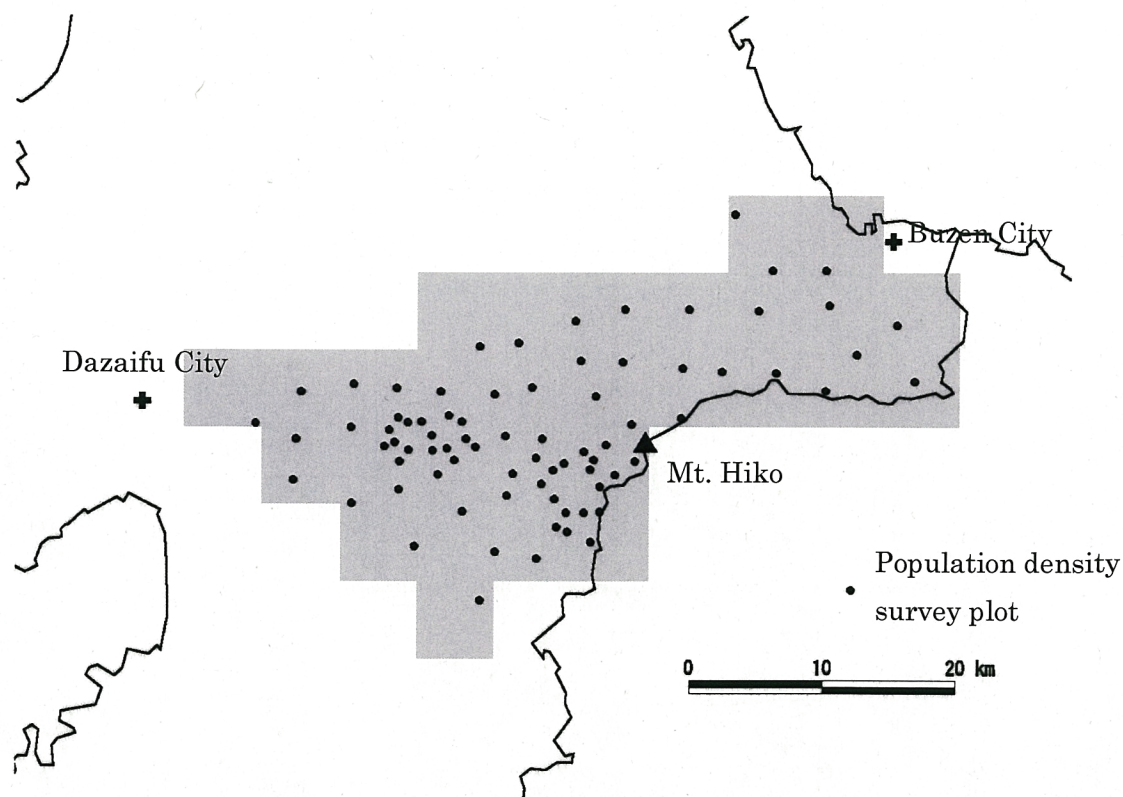


図-1-1 生息密度調査箇所

対象地付近の植生は常緑広葉樹林帯である。標高 750m 以上では落葉広葉樹林帯となっている。当地域を含む福岡県の森林所有形態は、民有林が 88.6%、国有林が 11.4%となっている。福岡県の人工林率は 65%である。民有林人工林面積の 95%がスギとヒノキでしめられている。

生息密度については、糞粒法を用いて調査を行った。調査時期は 1999 年 2 月から 4 月および 1999 年 11 月から 2000 年 3 月にかけてである。調査箇所は調査対象地域について、3 次メッシュ（約 1km 四方）を基準として、そのメッシュ内で 1~2 箇所を、ランダムに抽出した。調査箇所抽出にあたってはニホンジカの分布域に含まれる市町村に少なくとも 1 箇所は含まれるように留意した（池田、2001）。このようにして 97 箇所で生息密度が調査された。

生息密度調査箇所は図面の型式でまとめられていた。そこで、調査箇所位置の経度緯度を読みとり、そのデータベースを作成した。（Environmental Systems Research Institute, 1996a）。このデータベースにシカの生息密度を加えた。生息密度調査箇所の分布について図-1-1 に示した。

矢部ら（2001）は九州地方のシカのホームレンジが 34ha から 201ha ほどであることを報告している。これは日本の他の地域に比べ狭い（Endo and Doi, 1996; ; 前地ら、2000 ; 千葉県環境部自然保護課ら、1997 ; 矢部、1995）。このことから九州地方のシカの移動範囲は狭いと考えられる。そこで生息密度の分布を図面に表すことが可能であると考え、生息密度分布図の作成を試みた。

生息密度調査箇所は対象地内に離散している。そこで、この生息密度調査箇所位置データと生息密度データに、kriging 補間法を応用して連続データに変換した（間瀬・武田、2001 ; Environmental Systems Research Institute, Inc. 1996b）。そして生息密度分布図を作成した。

本報告で kriging 補間法を用いたのは（Wackernagel 1995）、1）kriging 補間法はデータの空間構造を解析する、2）kriging は厳格な補間方法である、3）kriging は推定誤差を明示できるなどの理由からである。kriging 補間法にはいくつかの方法があるが、今回、通常型 kriging を利用した。通常型は、kriging 補間法の中で最も広く利用されているためである（Wackernagel, 1995）。

なお、本研究において、生息密度分布図の作成などの空間データ処理には、ArcView3.2a (ESRI Inc.) およびそのエクステンションである Spatial Analyst である。

ウ 結果

これまで、生息密度分布を地図として表すのには、メッシュが多く利用されている（池田、2001、環境庁、1981）。メッシュマップは、地理的な分布事象が一般に集計地区で均一でないのにもかかわらず、集計区内で均一とみなし、多くは平均値で代表させて表現する。そのため、集計区が隣となっただけで値が大きく異なってしまうという欠点がある（上野、2001）。

また、シカ生息密度の分布として、等値線という形式を用いて、自然環境研究センター（1998）が作成していた。この等値線図は一県全体という広範囲を対象としたが、地区ごとに生息密度に著しい違いが認められたことから、個体群の管理を地域ごとに実施する必要性が考察されている。このことは、等値線図も地区ごとに作成する必要性を示唆していると考えられる。

そこで、本研究では、先にも述べたように、通常型 kriging を用いてニホンジカの生息密度分布を作成した。通常型 kriging を用いて補間を行うには、1）セミバリオグラムモデルのパラメータの推

定、2) 補間の実行、3) 補間結果の検討が必要である。そこで、この順序で補間を行い、等値線図を作成した。なお、補間を実施する間隔は 50m とした。この間隔で補間を実施したのは、福岡県の森林区画面積の平均が約 3000m² (約 50m 四方) ということからである (福岡県水産林務部治山課、2001)。また、生息密度分布図の作成対象はニホンジカの生息範囲とした。

今回用いた GIS では、セミバリオグラムモデルとして、球形モデル・円形モデル・指数型モデル・ガウス型モデル・線型モデルが利用できる。これらのモデルを利用するには、最適な Lag Interval を推定する必要がある。Lag Interval というのは、2 調査箇所間の距離である。本課題では、直近の調査箇所間の最大距離を Lag Interval とした。その距離は 5066 m であった。

この Lag Interval を、それぞれのセミバリオグラムモデルに与えて、本課題に最適なセミバリオグラムモデルを選出した。この選出には AIC と残差平方誤差を参考とした。表-1-1 にそれぞれのモデルの AIC と残差平方平均を示した。

表-1-1 セミバリオグラムモデルの AIC および残差平方平均

	球形モデル	円形モデル	指数型モデル	ガウス型モデル	線型モデル
AIC	95.50	95.45	99.27	101.24	95.37
残差平方平均	134.38	133.92	170.06	192.33	133.30

この表から線型モデルの AIC 値と残差平方平均値とが、他のモデルに比べて小さな値をとっている。そこで、本課題では、kriging 補間法に線型モデルを利用することとした。

Kriging 補間法で線形モデルを利用して、図-1-2 に示したようにシカ生息密度等値線を描いた。この図において、kriging 補間法でマイナス値となった箇所は 0 頭/km² として表示している。

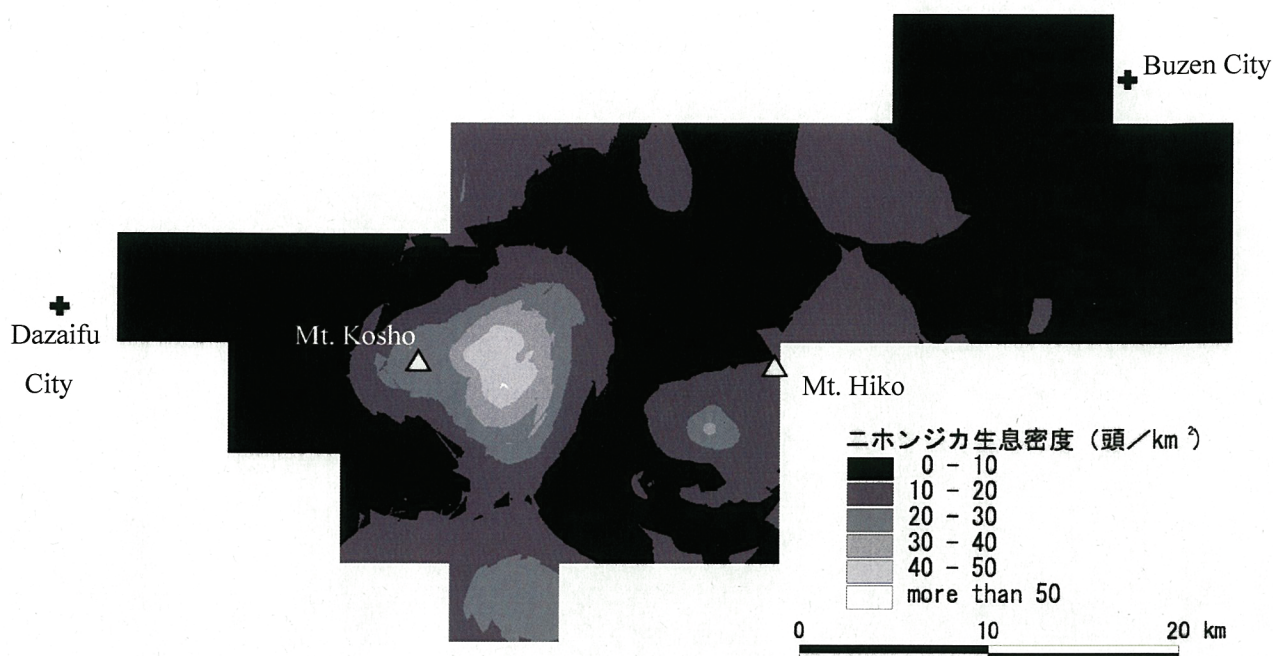


図-1-2. ニホンジカ生息密度分布

エ 考察

図-1-2 から、ニホンジカの生息分布が視覚的に把握できるようになったと思われる。この地域では、生息密度が 30 頭/km² 以上になっている箇所が 2カ所存在していた。西日本地方において、高い生息密度は自然植生の破壊あるいは農林業被害の一因となっている(日野ら、2003;環境庁、1989; 1994; 2000)。本対象地において、シカ被害の深刻な地域とほぼ同様の生息密度である 30 頭/km² の大きさは、東側で半径 0.3km、西側で半径 3.1km となっていた。このように、この図からシカ生息密度の分布範囲も把握することが可能になったと考えられる。

また、この図は、ニホンジカの潜在的な生息密度分布を予測していることから生息密度に関するポテンシャルマップを示していると考えられる。

Kriging 補間法を応用することで、離散的に分布していた生息密度調査箇所のデータを、連続的に分布した空間データとして表示させることが可能となった。このような生息密度の予測を行うことで、分布範囲なども把握することが可能になるとと思われる。

オ 今後の問題点

今回の課題では、福岡県側の英彦山周辺地域を解析対象地とした。しかし、ニホンジカの生息地は大分県側にも連続して広がっていると考えられる。そのため、生息地域を考慮した解析が必要になってくるとと思われる。

また、ポテンシャルマップ作成に、セミバリオグラムモデルに線型モデルを選択し、kriging 補間法を応用した。Kriging 補間法など、空間予測を行うモデルは、今後、さらに発展してくると思われる。そのため、新たなモデルを用いてポテンシャルマップをブラッシュアップしていく必要があると考えられる。

カ 要約

Kriging 補間法を応用して、ニホンジカ生息密度の空間的分布の予測を行った。研究対象地は福岡県英彦山周辺地域のニホンジカ生息区域である。生息密度調査は 1999 年 11 月から 2000 年 3 月にかけて糞粒法によって実施されたものである。生息密度調査箇所の位置情報に生息密度情報を組み合わせてデータベースを作成した。生息密度調査箇所位置は対象地に離散的に分布していた。このデータベースに対して、kriging 補間法を用いて、生息密度が連続しているデータの集合に変換した。この連続データ集合をもとに、研究対象地のニホンジカ生息密度分布の予測を示した。この結果、ニホンジカの生息分布をビジュアルに把握できるようになった。さらにニホンジカが集中して生息している箇所など、シカ生息密度の分布状況も把握することが可能になったと考えられる。

キ 引用文献

千葉県環境部自然保護課、房総のシカ調査会 (1996) 千葉県房総半島におけるニホンジカの保護管理に関する調査報告書 4.

- Endo, A. and Doi, T. (1996) Home range of female sika deer *Cervus nippon* on Nozaki Island, the Goto Archipelago, Japan. Mammal study, 21(1), 27-35.
- Environmental Systems Research Institute (1996a) Using the ArcView GIS, USA.
- Environmental Systems Research Institute (1996b) Using the ArcView Spatial Analyst, USA.
- 福岡県水産林務部治山課 (2001) 森林地理情報システムの導入と推進. 林野時報. 564 : 44-47.
- 日野輝明、古澤仁美、伊藤宏樹、上田明良、高畑義啓、伊藤雅道 (2003) 大台ヶ原における生物間相互作用にもとづく森林生態系管理. 保全生態学研究. 8 : 145-158.
- 池田浩一 (2001) 福岡県におけるニホンジカの生息および被害状況について, 福岡県森林林業技術センター研究報告. 3.
- 環境庁 (1981) 福岡県動植物分布図.
- 環境庁 (1989) 大台ヶ原トウヒ林保全対策事業実績報告書.
- 環境庁 (1994) 大台ヶ原トウヒ林保全対策事業実績報告書.
- 環境庁 (2000) 大台ヶ原トウヒ林保全対策事業実績報告書.
- 前地育代、黒崎敏文、横山昌太郎、柴田勲弑 (2000) 大台ヶ原におけるニホンジカの行動圏. 名古屋大学森林科学研究. 19 : 1-10.
- 間瀬 茂、武田 純 (2001) 空間データモデリング. 共立出版
- 自然環境研究センター (1998) 平成9年度鳥獣保護管理対策調査報告書—宮崎県におけるニホンジカの保護管理計画—.
- 上野健一 (2001) 分布の表現法. 地理. 46(8) : 6-10
- Wackernagel, H. (1995) Multivariate Geostatistics. Springer, Germany.
- 矢部恒昌 (1995) 野生動物の生息地管理に関する基礎的研究—知床半島におけるエゾシカの生息地利用形態と植生変化—. 北海道大学農学部演習林研究報告. 52(2) : 115-180.
- 矢部恒晶、小泉 透、遠藤 晃、関 伸一、三浦由 (2001) 九州中央山地におけるニホンジカのホームレンジ. 日林九支研論 54. 131-132.

(近藤洋史)

2. ニホンジカによる枝葉採食被害の発生要因

ア 研究目的

福岡県において、2000 年当時、ニホンジカによる森林被害の中心は、新植造林木の枝葉採食被害であった。しかし、この被害発生に対する要因の分析はほとんど行われていない。そこで、被害発生箇所の特徴を分析し、被害発生要因を明らかにする。

イ 研究方法

ニホンジカによる枝葉採食被害には、生息密度に依存して発生する傾向があると池田（2001）は述べている。また、被害箇所とその標高にも関係があると報告されている（池田、2001；農林水産技術会議事務局・森林総合研究所、2002）。そこで、本課題では、被害箇所と生息密度および標高に着目してニホンジカの枝葉採食被害発生の要因分析を行った。

解析対象地は、福岡県英彦山周辺のニホンジカ分布域とした。この対象地では、生息密度ポテンシャルマップが作成されている。生息密度に関する解析には、このポテンシャルマップを利用した。標高データとしては、国土地理院が刊行している数値地図 50m メッシュ（標高）（以下標高データ）を利用した。

被害箇所データとして、1997 年度から 1999 年度に実施されたニホンジカ被害現況調査結果（池田、2001）を用いた。この現況調査で、民有林においては、福岡県が 1997 年度から 1999 年度にかけて実施していた。この調査は、ニホンジカの分布域内を中心として、植栽 5 年生までの新植造林地を対象としていた。調査項目は、植栽樹種、植栽年、被害の有無、被害の種類、被害割合、被害防除の有無などである。国有林や緑資源公団造林地に関しては、国有林・民有林シカ対策担当者連絡会が 1998 年度、1999 年度に福岡県の調査と同様の被害調査を行っていた（小泉、2002）。そこで、国有林等では、この調査結果を利用した。被害現況調査の概要は表-2-1 に示されている。これら被害現況調査箇所の樹種であるが、スギ・ヒノキ・ケヤキが全調査箇所の 96.6%を占めている。

ウ 結果

生息密度調査箇所と被害現況調査箇所を重ね合わせたものを図-2-1 に示した。この図に示しているように、この被害現況調査と生息密度調査は同じ調査位置で行われていない。また、表-2-1 で述べているように調査主体も異なる。そこで、シカ被害調査箇所と被害現況調査箇所との関係を解析した。

この解析には距離法を応用し（Bailey and Gatrell, 1995; 野上ら、2001; Okabe, 2000; Ripley, 1981; 張、2001）、生息密度が確認された生息密度調査箇所に対して、直近の被害現況調査の被害発生箇所と被害未発生箇所との平均距離について統計的な分析を行った。すなわち、生息密度調査箇所ならびに被害現況調査箇所は点形式のデータと考えられる。Okabe et al. (2000) は距離法の一つである最近隣距離法と呼ばれる点形式のデータの関係について解析する方法について述べている。この方法を応用して、生息密度調査箇所の生息密度確認箇所の位置データをもとに、被害現況調査箇所の被害発生箇所・未発生箇所という位置データに対してそれぞれ相互最近隣距離を算出した。表-2-2 に

生息密度調査箇所から被害発生箇所ならびに被害未発生箇所の最近隣距離の結果を示した。

つづいて、地形情報として標高を取り上げ、標高を示した図面に被害現況調査箇所を重ね合わせた（図-2-2）。そして被害現況調査箇所の標高を算出した。その頻度分布を図-2-3 に示した。

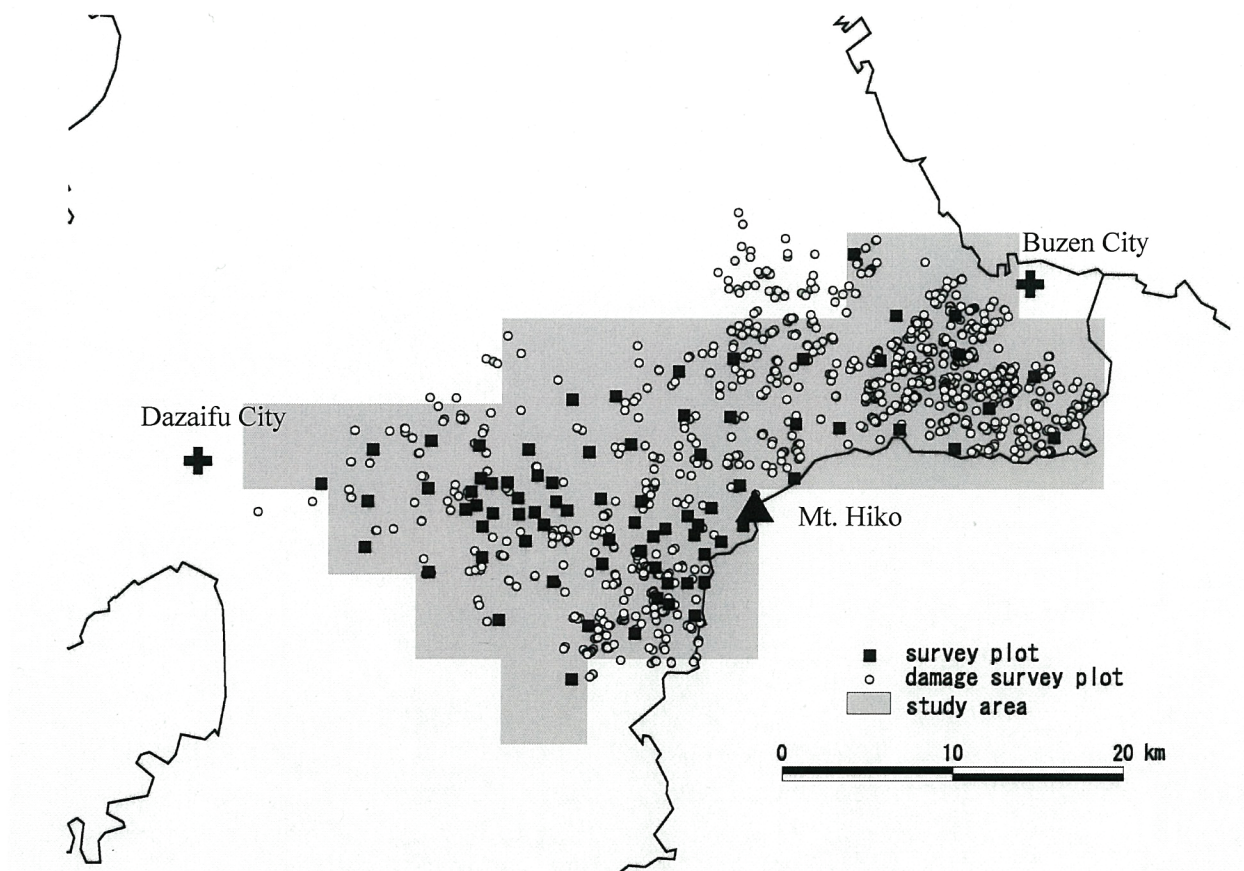


図-2-1 生息密度調査ならび被害現況調査箇所の分布

表-2-1 生息密度調査ならびに被害現況調査の概要

	生息密度調査	被害現況調査
調査年度	1998年度から1999年度	1997年度から1999年度
調査箇所数	97箇所	1282箇所 (解析可能箇所1144箇所)
調査箇所設定方法	2次メッシュを4等分した区画ごとに 3次メッシュを1～2個抽出	5年生までの造林地
調査担当者	専門家	農林事務所職員・ 森林組合職員など

表-2-2 生息密度調査箇所から被害発生箇所ならびに被害未発生箇所の最近隣距離

	被害発生箇所	被害未発生箇所
直近の密度調査箇所までの距離の合計 (m)	556595.0	1185213.0
調査箇所数 (箇所)	362	674
直近の密度調査箇所までの平均距離 (m/箇所)	1537.6	1758.5

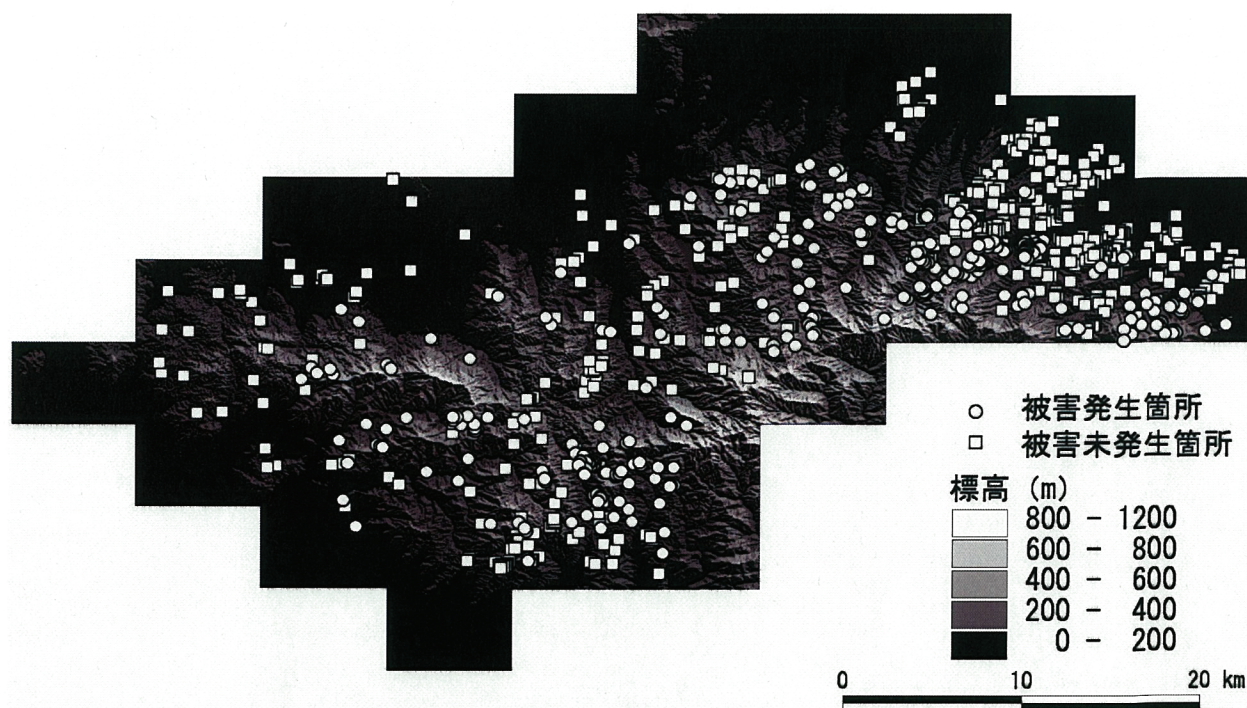


図-2-2 被害現況調査箇所と標高との関係

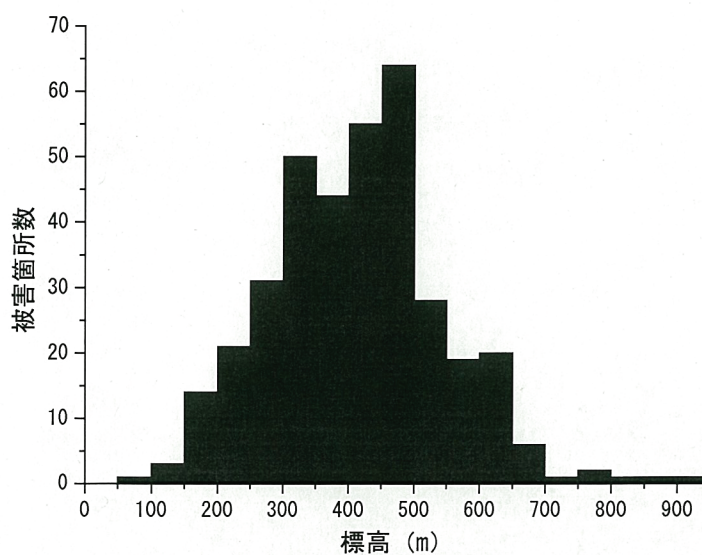


図-2-3. 被害箇所数と標高との関係

エ 考察

被害発生箇所は 362 箇所、未発生箇所は 674 箇所存在する。表-2-2 より、生息密度確認箇所から被害発生箇所の相互最近隣距離の平均は、未発生箇所のそれより約 220m 短かった。この平均距離に対して t 検定を行ったところ、統計的に有意な差がみられた。この検定から、生息密度確認箇所は、被害未発生箇所より被害発生箇所の近くに存在していると考えられる。

t 検定の結果より、ニホンジカによる被害はその生息密度と関係があると考えられた。また、調査主体などが異なる生息密度調査と被害現況調査であるが、この結果により、生息密度調査で予測された生息密度ポテンシャルを用いて、被害現況調査箇所の生息密度を推定することは、統計的に可能であると思われる。

被害発生箇所における平均標高は 413.8m、標準偏差 131.7m であった。なお、調査対象区の標高は 86.3m～915.1m である。図-2-4 には、50m ごとに区分された標高に対する被害発生箇所の割合を示した。この図から、250m 以上の標高の被害箇所は全被害箇所の 90%を占めており、当地域では標高 250m を超えるとニホンジカに対する防除対策を施す必要があると考えられる。

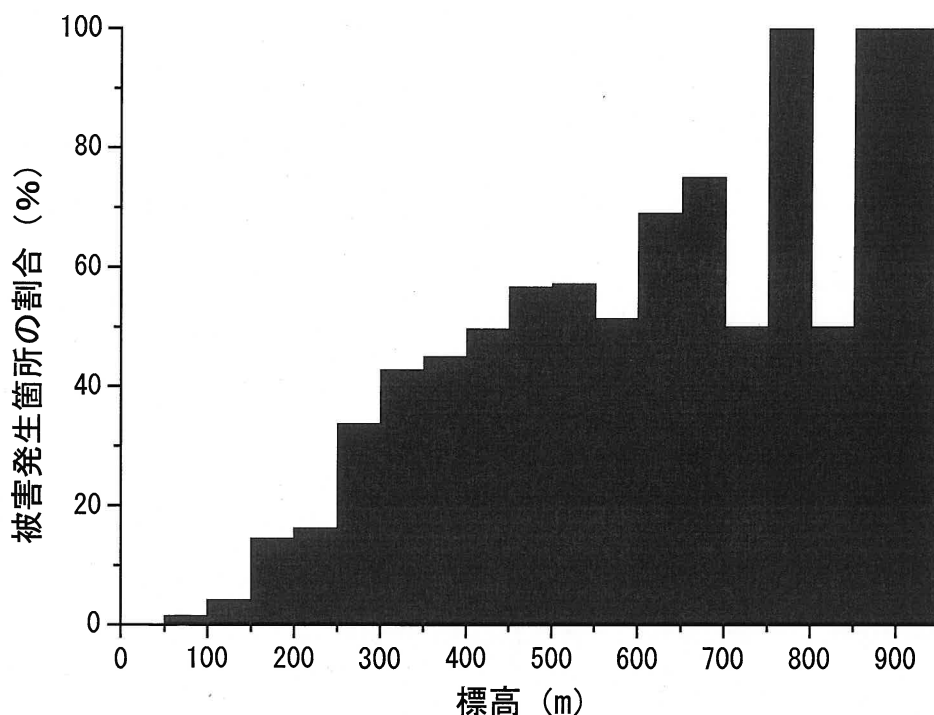


図-2-4 標高に対する被害発生箇所の割合

オ 今後の問題点

地形情報として、既存の研究から、標高を選択した。地形情報には、標高のほかに傾斜角や方位なども考えられる。これらとニホンジカ被害との関係も解析していく必要があるだろう。

カ 要約

福岡県では、2000 年当時、ニホンジカによる森林被害の中心は、新植造林木の枝葉採食被害であった。この被害発生箇所の特性を分析し、被害発生要因を明らかにすることを目的とした。今回の解析の結果、ニホンジカによる枝葉採食被害の一因として、その生息密度と標高が関係していることが明らかになった。特に標高では、250m 以上の標高の被害箇所は全被害箇所の 90%を占めており、当地域では標高 250m を超えるとニホンジカに対する防除対策の必要性が示された。

キ 引用文献

Bailey, T. C. and Gatrell, A. C. (1995) Interactive spatial data analysis. Longman, UK.

池田浩一 (2001) 福岡県におけるニホンジカの生息および被害状況について, 福岡県森林林業技術センター研究報告. 3.

小泉 透 (2002) 九州におけるニホンジカによる森林被害の現状. 九州応用研究 55, pp.162~165.

野上道男、岡部篤行、貞広幸夫、隈元 崇、西川 治 (2001) 地理情報学入門. 東京大学出版会.

Okabe, A., Boots, B., Sugihara, K. and Chiu, S. N. (2000) Spatial Tessellations: Concepts and Applications of Voronoi Diagrams, John Wiley & Sons, New York.

Ripley, B. D. (1981) Spatial Statistics. John Wiley & Sons, USA.

張 長平 (2001) 地理情報システムを用いた空間データ分析. 古今書院.

(近藤洋史)

3. 福岡県英彦山周辺地域におけるニホンジカ枝葉採食被害の発生予測

ア 研究目的

九州地方におけるニホンジカのホームレンジは 700m 四方ほどで、他の地域に比べ狭いという報告（矢部ら、2001）をもとに、筆者らは、これまで、ニホンジカの生息密度分布を把握するため、地理情報システム（GIS）の空間データモデリング技術を応用して、ニホンジカ生息密度を等密度線図、すなわち生息密度ポテンシャルマップを示し、その分布様式を解析してきた（近藤ら、2002；近藤ら、2003）。さらに、新植造林木の枝葉採食被害の発生に、シカの生息密度および標高が関係していると解析された。そこで、ポテンシャルマップから求めた生息密度と標高値にロジスティック回帰を応用して、ニホンジカによる造林木の枝葉採食被害の発生を予測したマップを作成する。

イ 研究方法

解析データとして、1997 年度から 1999 年度に実施されたニホンジカ被害現況調査結果（池田、2001）ならびに 1998 年度から 1999 年度にかけて行われた生息密度調査結果、国土地理院が刊行している数値地図 50m メッシュ（標高）（以下標高データ）を利用した。

被害現況調査は、福岡県でもシカ被害が多く観測される中部から東部にかけて行われていた。その中でも、本論の解析対象地を、生息密度ポテンシャルマップの作成（近藤ら、2002；近藤ら、2003）と同様の対象地である福岡県側の英彦山周辺部とした。

生息密度の把握には、これまでの報告（近藤ら、2002；近藤ら、2003）で作成したニホンジカ生息密度ポテンシャルマップを利用した。

GIS を利用して、被害発生箇所の位置データを、生息密度ポテンシャルマップならびに標高グリッドに重ね合わせた。そして被害発生箇所における生息密度ならびに標高値を算出した。

そして、被害発生箇所の生息密度ならびに標高値をもとにロジスティック回帰式を求めた。このロジスティック回帰式を、本報告の対象全域に応用し、当該地域における被害発生確率を求めた。

なお、本研究で利用した GIS ソフトウェアは ArcView3.2a（ESRI Inc.）、ロジスティック回帰分析を行ったソフトウェアは SPSS（SPSS Japan Inc.）である。

ウ 結果

ロジスティック回帰分析とは、量的変数から質的変数を推定するものである。具体的には、従属変数が「あり」「なし」のように 2 値を採る場合に利用できる。独立変数は連続変数でもカテゴリー変数でもよいという特徴を持っている（丹羽ら、1996）。

ロジスティックモデルは以下のように表される。

$$[1] \quad P(X \leq x) = p = \frac{1}{1 + e^{-Z}}$$

$$[2] \quad Z = B_0 + B_1X_1 + B_2X_2 + \cdots + B_pX_p$$

本報告では、造林木の枝葉採食被害に関係があるといわれている生息密度および標高を独立変数とした。ここで、GISにより、被害発生箇所と生息密度分布図をと重ね合わせたものから被害発生箇所の生息密度を算出した。その密度分布を図-3-1に表した。同様に、被害発生箇所の標高値に対する頻度分布は、図-2-3に示している。図-3-1、図-2-3より、これらの変数にはピークを持っている。ここで、独立変数が比例関係にない場合、その連続変数を適宜カテゴリー化することが推奨されている (<http://www.h5.dion.ne.jp/~ge3j-ari/stat/logis.html>)。そこで、生息密度は0~2、2~4、4~6、6以上というようにカテゴリー化した。また、標高は0~100、100~200、・・・、700以上とした。

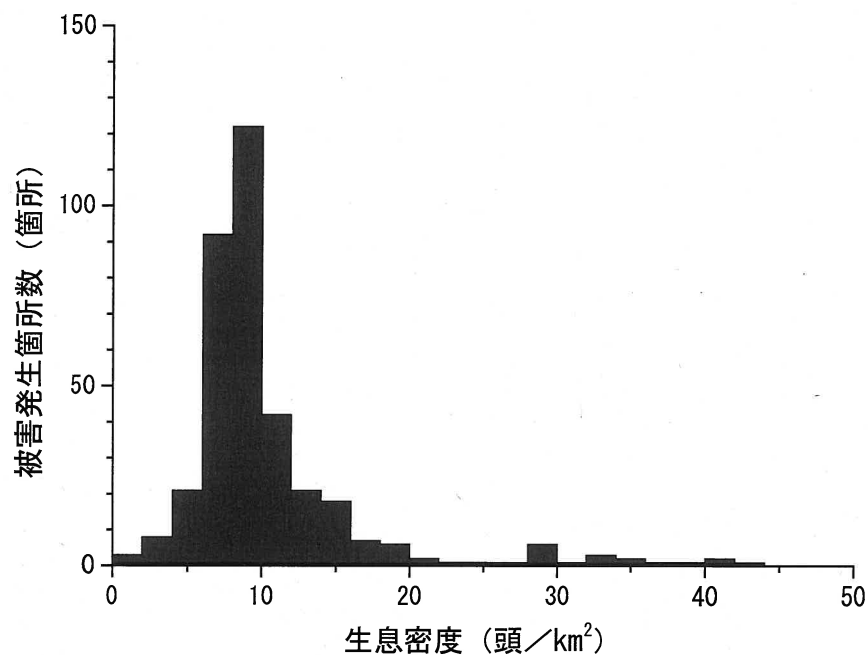


図-3-1 被害発生箇所の生息密度

以上のような独立変数から求めたロジスティック回帰式は以下ようになった。

[3]
$$Z = 43.838 - 0.521X_1(1) - 19.517X_2(1) - 20.268X_3(1) - 2.069X_4(1) - 3.027X_5(1) \\ - 3.985X_6(1) - 4.285X_7(1) - 4.323X_8(1) - 5.012X_9(1) - 5.183X_{10}(1)$$

(独立変数の後ろにある(1)はカテゴリーカルデータであることを示す。)

このように作成されたロジスティック回帰式について、その予測ならびにデータの適合について検定を行った(石村、2001)。表-3-1にはモデル係数のオムニバス検定を示した。この検定の仮説は「求めたロジスティック回帰式は予測に役に立たない」である。この検定結果で、有意確率が0.000となっている。この値は有意水準0.05より小さいので、この仮説は棄却される。すなわち、求めたロジスティック回帰式は予測の役に立つと考えられる。

表-3-1 モデル係数のオムニバス検定

χ^2	自由度	有意確率
231.472	10	0.000

表-3-2 Hosmer と Lemeshow の検定

χ^2	自由度	有意確率
4.862	7	0.677

表-3-2 には、Hosmer と Lemeshow の適合度検定の結果を表した。この検定の仮説は「求めたロジスティック回帰モデルは適合している」である。有意確率 0.677 は有意水準 0.05 より大きいので、仮説は棄却できない。つまり、求めたモデルはデータに適合していると考えられる。

求めたロジスティック回帰式を対象地に応用した。対象地全域を 50m メッシュに区画して、この 50m メッシュ区画における生息密度と標高を算出した。これらの算出値を式[1][2][3]のロジスティック回帰式に代入して、各メッシュ区画の被害発生確率を求めた。その結果を図-3-2 に示した。

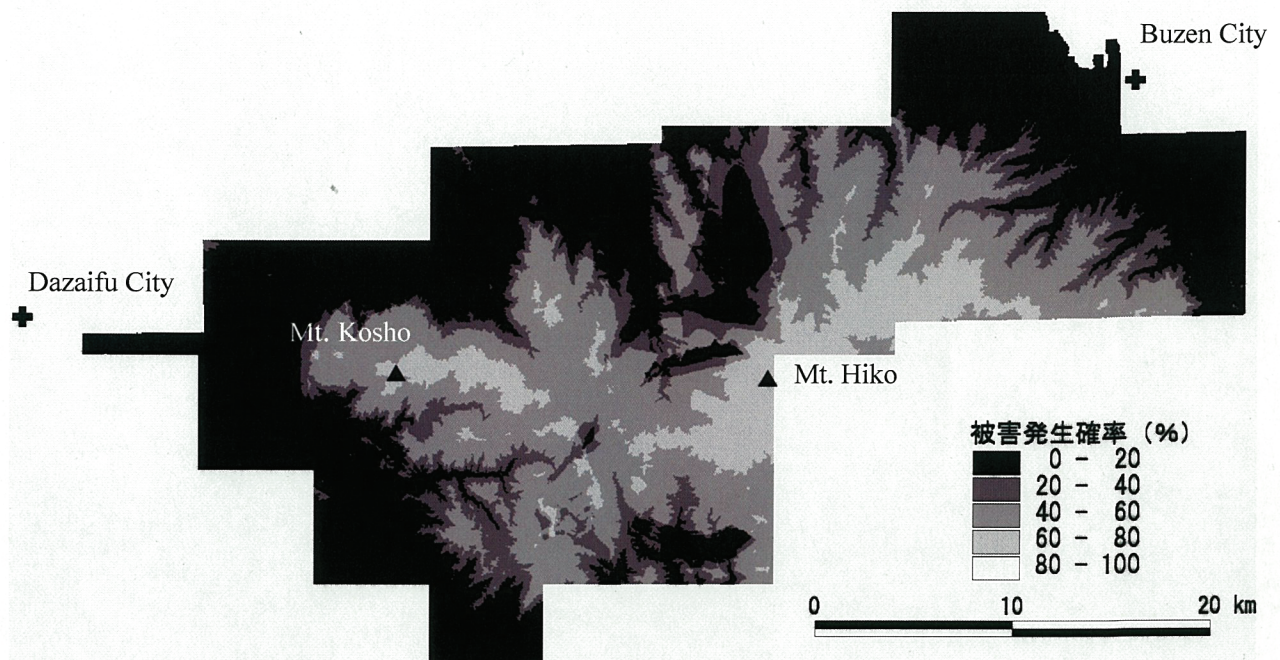


図-3-2 ロジスティック回帰分析によるニホンジカ枝葉採食被害の発生予測

エ 考察

図-3-2 の被害発生予測であるが、ロジスティック回帰モデルを作成する際、スギ・ヒノキ・ケヤキという樹種を対象としている。そのため、この図の適応樹種はスギ・ヒノキ・ケヤキである。

この図より、英彦山を中心に北東および南西方向にシカ被害の発生確率が高くなることが予測された。また、英彦山から西に約 20km 離れた古処山から東方向においても被害発生確率が高くなる

ことが示された。

この被害を予測した図面は、ニホンジカ被害発生に対して危険地区を地図で示している。そのため、シカ被害に対するハザードマップであると考えられる。このような解析を行うことで、スギやヒノキといった主要造林樹種を新植する前に、被害の発生状況を予測することが可能になると思われる。

オ 今後の問題点

今回の解析では、被害が発生するか否かという二値について、その発生する確率を示した。本研究で使用したニホンジカ被害現況調査データには被害強度も調査されている。そこで、スギおよびヒノキについて被害発生強度を考慮した被害予測マップを作成することも可能であると思われる。

また、造林木が成長してくると、ニホンジカ被害も枝葉採食被害から剥皮被害等に変化してくると予想される。今後は、剥皮害などにも対応した調査研究が必要になると考えられる。

カ 要約

ポテンシャルマップから求めたニホンジカの生息密度および標高値に対して、ロジスティック回帰分析を応用して、造林木の枝葉採食被害の発生を予測したマップを作成した。その結果、英彦山を中心に経線方向にシカ被害の発生確率が高くなることが予測された。また、英彦山の西方にある古処山周辺でも被害発生確率が高くなることが示された。この被害を予測したマップは、ニホンジカ被害発生に対する危険地区を地図で示しているので、シカ被害のハザードマップであると考えられる。このような解析を行うことで、新植する前に、その場所のニホンジカ被害の発生状況について予測することが可能になると思われる。

キ 引用文献

- 池田浩一（2001）福岡県におけるニホンジカの生息および被害状況について．86pp，福岡県森林林業研究センター研究報告3．
- 石村貞夫（2001）SPSSによる多変量データ解析の手順〔第2版〕．pp.24～39，東京図書，東京．
- 近藤洋史、池田浩一、小泉 透、今田盛生、吉田茂二郎（2002）GISを応用した福岡県東部地域におけるニホンジカ生息密度ポテンシャルマップの作成．技術的観点からみた人工林の施業区分．森林空間利用研究会，pp. 34～36．
- 近藤洋史、池田浩一、小泉 透、今田盛生、吉田茂二郎（2003）補間法を応用したニホンジカ生息密度ポテンシャルの分布様式の検討．九州応用研究 56，pp.109～112．
- 丹羽俊郎、山岡和枝、高木晴良（1996）ロジスティック回帰分析．245pp，朝倉書店，東京．
- 矢部恒晶、小泉 透、遠藤 晃、関 伸一、三浦由洋（2001）九州中央山地におけるニホンジカのホームレンジ．日林九支研論 54，pp. 131～132．

（近藤洋史）

~~~~~

「交付金プロジェクト」は、平成13年度に森林総合研究所が独立行政法人となるにあたり、これまで推進してきた農林水産技術会議によるプロジェクト研究（特別研究など）の一部、および森林総合研究所の経費による特別研究調査費（特定研究）を統合し、研究所の運営費交付金により運営する新たな行政ニーズへの対応、中期計画の推進、所の研究基盤高揚のためのプロジェクト研究として設立・運営するものである。

この冊子は、交付金プロジェクト研究の終了課題について、研究の成果を研究開発や、行政等の関係者に総合的且つ体系的に報告することにより、今後の研究と行政の連携協力に基づいた効率的施策推進等に資することを目的に、「森林総合研究所交付金プロジェクト研究成果集」として刊行するものである。

~~~~~

ISSN 1349-0605

森林総合研究所交付金プロジェクト研究 成果集 6

「森林の適正管理に係わる野生動物のアダプティブマネージメント
の適用」

発 行 日 平成18年 1月 1日

編 集・発 行 独立行政法人 森林総合研究所

〒305-8687 茨城県つくば市松の里1番地

電話. 029-873-3211 (代表)

印 刷 所