

## 第二部

### 個体数管理手法の開発

## 第 6 章

# 森林生態系保全を目的とした広域モニタリングによる ニホンジカの密度管理手法の提案

岸本康誉・藤木大介・坂田宏志

### 要 点

- ・ 森林生態系保全を目的にニホンジカの密度管理を行っていくために、兵庫県域スケールで観測されたシカの日撃効率と森林の下層植生衰退度 (shrub-layer decline rank; SDR) を用いて、シカの生息密度と森林下層植生の衰退程度の関係性を解析した。
- ・ 兵庫県内の落葉広葉樹林の閉鎖林分の SDR は、林分から半径 4.5km 以内かつ過去 4 年分の日撃効率と最も関係性が強かった。
- ・ SDR に対する日撃効率と他の立地環境要因の効果を調べた結果、その効果は日撃効率が最も高いうえ、日撃効率のみを用いたモデルでも SDR を比較的よく説明できた。
- ・ 日撃効率と SDR との関係性から、日撃効率に応じた SDR の林分構成割合変化が明らかになるとともに、密度調整による下層植生の衰退防止により効果的な日撃効率の値が明らかとなった。
- ・ 以上のことから、日撃効率と SDR を地域スケールで観測し、日撃効率と SDR の関係解析結果に基づいて、シカの密度管理を進めることは簡便で有効な管理手法であると結論づけられる。

**key words** : 下層植生衰退度 (SDR) 日撃効率 管理目標値 累積効果 周辺効果

### 6-1. はじめに

日本各地で、ニホンジカ *Cervus nippon* (以下、シカ) の個体数増加に伴う森林の種組成や構造の変化など、森林植生への影響が顕在化している。これらのシカによる森林への影響は、土壌の物理構造へ連鎖的な変化を通じて (Wardle *et al.* 2004)、森林生態系を不可逆的に変化させる可能性もあるため (Husheer *et al.* 2003)、森林生態系保全の観点から、シカの個体数管理を適切に進めていくことが急務となっている (Hester *et al.* 2000)。本稿では、森林生態系保全を目的にシカの個体数管理を進めていくために、シカの生息状況とシカによる森林生態系への影響を簡便かつ効果的にモニタリングを行い、それらの関係解析に基づいて、シカの密度管理を進めていく手法について提案する。

森林生態系保全を目的にシカの個体群管理を行うためには、少なくともシカの地域個体群の分布域を包括するスケールで、森林生態系とシカの密度の両方をモニタリングする必要がある。さらには、モニタリングにおいて観測されたデータに基づいて、シカ密度と森林生態系の変化との関係性を把握し、森林生態系保全の上で許容可能なシカ密度を決定する必要がある。

ある。

しかし、広域スケールでのモニタリングは、労力的な制限から実施が困難な場合が多い。このような場合、観測すべき、生態学的現象の指標を見つけ出し、調査を簡略化することが有効である。シカによる森林生態系への影響を簡略的に評価する指標としては、低木層の被度から算出される下層植生衰退度 (Shrub-layer decline rank: SDR) を用いることが効果的であると報告されている (藤木 2012b)。なぜなら、SDR は、森林生態系機能の指標となる林床における高木性幼樹の有無や面状侵食の面積割合などとの関係性が高いためである (藤木 2012b)。一方、シカの生息密度を広域的にモニタリングする手法としては、狩猟者による 1 日あたりの平均シカ目撃数である目撃効率が、相対的な密度推定の測定誤差が少ないことに加え (Uno *et al.* 2006)、広域でシカの密度の動向を把握できる指標として有効であることが報告されている (Ericsson and Wallin 1999; Solberg and Sæther 1999)。また、目撃効率の元データは、狩猟者の協力さえ得られれば、調査のための特別なモニタリングを行わずに収集できるため、管理主体にとって予算的・労力的な負担はほとんどかからないというメリットがある。以上のことから、広域スケールでシカ密度と森林生態系変化の関係を簡便に把握するためには、SDR とシカの日撃効率を指標としたモニタリングを行うことが有効と考えられる。

そこで本研究では、兵庫県の本州部で観測された目撃効率と SDR のデータセットを用いて、目撃効率と SDR との関係性を解析し、森林生態系保全を目的にシカの密度管理を行っていくうえで、シカの日撃効率と SDR を指標としたモニタリングを行うことの有効性を議論した。議論にあたっては、まず以下の 2 点について検討した。はじめに、ある林分における現存の植生は、その林分周辺のシカ個体群の影響を受けていることに加え、過去の採食圧が蓄積された結果を反映していると考えられる。そこで、林分周辺および過去の日撃効率を用いた解析を行うことにより、SDR に影響を及ぼすシカ密度の適切な空間的・時間的スケールを明らかにすることを試みた。次に、SDR は、シカの採食以外にも林床の光環境の影響を受け、大きく変動すると考えられる。そこで、本研究では、調査対象を落葉広葉樹林の開鎖林分に限定したうえで、森林下層の光環境に影響すると考えられる立地環境要因とシカの日撃効率のそれぞれが SDR に及ぼす影響を定量化することによって、目撃効率から落葉広葉樹林における下層植生の衰退程度をどの程度把握できるかを検討した。以上の検討結果を踏まえたうえで、森林生態系保全を目的としたシカの密度管理における目撃効率の活用方法とその応用可能性について議論した。なお、本稿は Kishimoto *et al.* (2010) に新たな知見を加えてまとめ直したものである。

## 6-2. 調査地域

調査地域は兵庫県の本州部 (約 7,800km<sup>2</sup>) である (図 6-1)。調査地域の標高は 0m ~ 1,510m、年平均降水量は、1,200mm から 2,000mm 程度であり、気候区分としては暖温帯から冷温帯に属する。土地利用区分の約 70.0% が森林であり、全体の 47.6 が落葉広葉樹林またはアカマツと落葉広葉樹からなる混交林、林地の残りの大半は、スギとヒノキからなる人工林である。

落葉広葉樹林の優占種はコナラおよびコナラ属の樹木であり、調査地の北西部に位置する冷温帯域ではブナやミズナラとなる。通常、シカが生息していない場合、これらの林の林床では低木層が発達し、ヒサカキやクロモジ、ツツジ属に加え、場所によってはチシマザサやチマキザサなどのササ類が優占する。

兵庫県のニホンジカは 1970 年代以降に農林業への被害が顕著になり、それ以来、狩猟や有害駆除による捕獲頭数が急激に増加している (Sakata *et al.* 2009)。その数は、1960 年代および 1970 年代には約 2,000 頭であったのに対し、2010 年度には 36,774 頭となっている。近年、シカの生息分布域は阪神地域が含まれる南西部を除くほとんどの地域に及んでいる。また、生息密度については、本州中心部の西播磨北部から但馬南部、但馬東部で最も高く、南北の海岸部にかけて低くなるという空間的な勾配がみられる (藤木ほか 2007)。

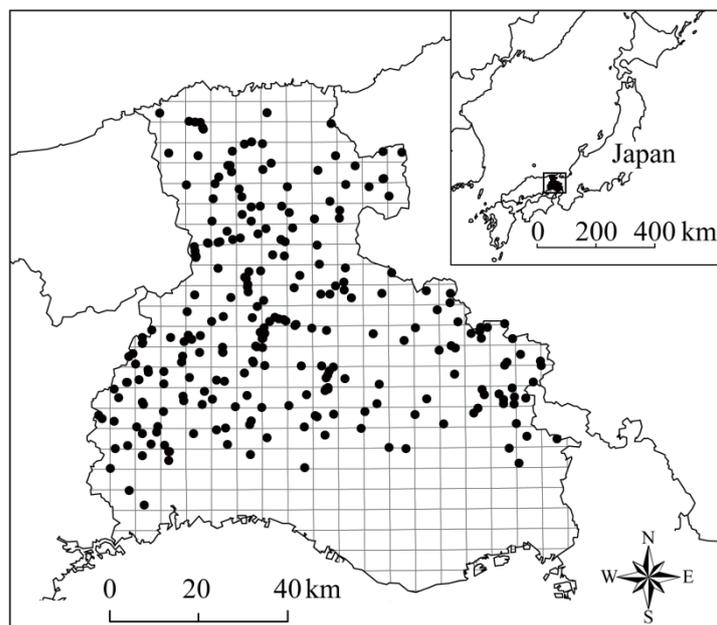


図 6-1 調査地域の概要

黒点 (●) は植生調査地点を格子は狩猟メッシュをそれぞれ示す。

### 6-3. データ収集

#### シカの日撃効率

兵庫県では、1998 年以降、狩猟者へのアンケート調査を実施しており、狩猟者の出猟日、狩猟時におけるシカ目撃数の情報を 4km を実施した地域メッシュ毎に収集している。収集状況としては、県に狩猟登録を行った狩猟者 (毎年 4,047 から 5,562 人) のうち、80%以上の狩猟者から報告が得られている。出猟日、出猟メッシュごとの報告件数は毎年 18,068 から 26,642 であり、合計 175,876 にのぼる (表 6-1)。これら

表 6-1 1998 年から 2005 年までの狩猟者から得られた報告件数

年度	報告数
1998	20,104
1999	18,311
2000	20,569
2001	18,068
2002	25,579
2003	26,642
2004	24,546
2005	22,057
1998-2005	175,876

のデータから、出猟者あたりの1日のシカ目撃数の平均値（目撃効率）を狩猟メッシュ毎に算出し、その値を各メッシュにおけるシカの密度指標として使用した。

### 下層植生の衰退度

SDRについては、藤木(2012b)が2006年に県内の落葉広葉樹林256地点で収集した調査データを用いた。この調査では、2006年の5月から10月にかけて、林冠が閉鎖した落葉広葉樹林およびアカマツを含む混交林の各地点に20m四方のプロットが設定された。それぞれのプロットにおいて、低木層の木本類の植被率とササ類の植被率を調べ、加えて、シカの採食が可能な範囲である0.3mから2.0mに含まれる枝について過去数年間の食痕の有無を記録している。

これらのデータから以下の方法でSDRを算出し、各林分を6段階に分類した:無被害「ND」;食痕なしの林分、衰退度0「D0」;食痕ありで低木層の植被率が75.5%以上の林分、衰退度1「D1」;食痕ありで低木層の植被率が38%から75.5%の林分、衰退度2「D2」;食痕ありで低木層の植被率が18%から38%の林分、衰退度3「D3」;食痕ありで低木層の植被率が9%から18%の林分、衰退度4「D4」;食痕ありで低木層の植被率が9%未満の林分。また、低木層の植被率は低木層の樹木とササ類のそれぞれの植被率カテゴリの中央値を合計した値とした。

### 立地環境

SDRを測定した各プロットのエッジの光環境を左右する立地環境要因として、林分タイプと林冠の高さ、斜面方位、傾斜のデータを収集した。林分タイプと林冠の高さは藤木(2012b)の野外調査データを用いた。林分タイプはアカマツ林、コナラ林、クリ・ミズナラ林、ブナ林、その他の5つのグループに、林冠の高さは低(5mから10m)、中(10mから20m)、高(20m以上)の3段階にそれぞれ分類した。傾斜および斜面方位は、北海道地図(旭川,日本)により販売されている解像度10mのDEMから算出した。DEMより算出した斜面方位は8方位に分類した。なお、これらの地形解析には、ArcGIS9.2(Esri社,USA)のSpatial Analystエクステンションを用いた。

## 6-4. 分析

SDRと複数の時空間スケールにおけるシカ目撃効率のデータセットを作成するため以下の手順でデータの加工を行った。まず、それぞれの植生調査地点から半径0.5km~10.0kmまでの範囲でバッファを0.5km刻みで発生させた(図6-2)。次に、各バッファ内の目撃効率を、以下の手順で、メッシュごとの森林面積で重みづけをして、平均値を算出した 1)バッファと森林域、目撃効率データが得られたメッシュが重なるポリゴンを作成 2)それぞれのポリゴンの面積で重みづけをして目撃効率の平均値を求める。

また、シカによるSDRへの累積的な影響を評価するために、バッファごとに当年分から過去8年分までの目撃効率の平均値を1年刻みで算出した。

以下の解析では、これら 20 区分のバッファと 8 区分の累積時間すべての組み合わせで算出した目撃効率を用いて、SDR に及ぼすシカの空間的・時間的な影響を解析した。

それぞれの時間的・空間的スケールにおいて、シカ密度と立地環境要因すべての変数の組み合わせで、SDR と各変数との関係を以下の累積ロジットモデルにより解析した。

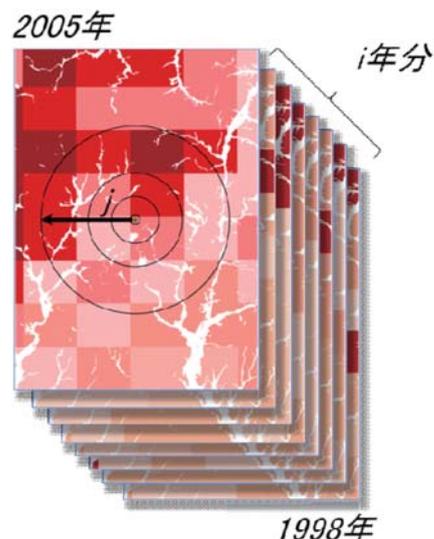


図 6-2 調査林分の周辺と過去の密度指標の算出方法

図の中心部の点は植生調査地点、背面の図は約 4km×5km の地域メッシュ(狩猟メッシュ)と森林域が重なる領域を示し、過去  $i$  年分のレイヤを目撃効率の値で色分けしている。植生調査地点を中心とした同心円は、異なる半径  $j$  で発生させたバッファをそれぞれ示している。

$\text{logit}[P(\text{衰退度} \leq k)]$

$$= \alpha_k + \beta_1 \text{目撃効率}_{ij} + \beta_2 \text{林分タイプ} + \beta_3 \text{斜面方位} + \beta_4 \text{樹冠の高さ} + \beta_5 \text{傾斜}$$

( $k = \text{ND}, \text{D0}, \text{D1}, \text{D2}, \text{D3}$ ; 目撃効率  $ij$  は林分から  $j$  km 以内の過去  $i$  年分の平均値)

モデル選択には、赤池情報量基準 (AIC) を用いた。AIC が最も低いモデル (以下、ベストモデル) は、モデルのうち最もパラメータを節約した変数の組み合わせであり、SDR を説明するのに最適なモデルとして選択される。また、選択されたベストモデルについて、ANOVA を用いた SDR に対する効果分析を行った。モデルの予測精度の評価には、ROC 曲線の曲線下面積 (AUC) を用いた (Hanley and McNeil 1982)。AUC はモデル全体の予測精度を測る統計量として使用することができ、0.5 (ランダム) から 1.0 (観測と予測が完全一致) までの値をとる。その評価基準は、AUC が 0.5 から 0.7 であれば、低い予測精度、0.7 から 0.9 であれば有効な予測、0.9 以上であれば高い予測精度であるとされている (Swets 1988)。なお、これらすべての統計解析には、SAS9.1 (SAS Institute, Cary, NC, USA) を用い、各モデルの変数の有意性検定には Wald の  $\chi^2$  統計量を用いた。

## 6-5. 結果

### 適切な時空間スケールの把握

それぞれの時空間スケールで、総当り法によりもっとも AIC が低かったモデルを図 6-3 に示す。結果として、林分からの半径が 4.5km の範囲で、2002 年から 2005 年までの過去 4 年分の平均値を算出した目撃効率をもつモデルが最も低い AIC であった (AIC=718.6)。すべての時間スケールにおいて、おおよそ 4.5km まで林分からの距離が増加するに伴い、AIC は

急激に減少し、その後、10km まで緩やかに増加した。当年分のみを用いたモデルは、いずれの空間スケールにおいても他の累積年数のデータを用いたモデルより AIC が高かった。一方、過去 4 年分のみを用いたモデルは、いずれの空間スケールにおいても他の累積年数のモデルに比べて AIC が低かった。半径 4.5km のモデルのうちで、ベストモデルと 5 年分のデータを用いた 2 番目のモデルの間の AIC の差は大きく ( $\Delta AIC \geq 3.6$ )、この結果は、ベストモデルが強く支持されることを示している (Burnham and Anderson 2002)。

最も AIC の低かった空間スケールである林分から 4.5km の範囲内での目撃効率について、衰退度別にみると、SDR が ND の林分における 4 年分の平均値は 1.14 であり、1 年分の目撃効率(1.68)や 8 年分の目撃効率(1.40)に比べて低かった。

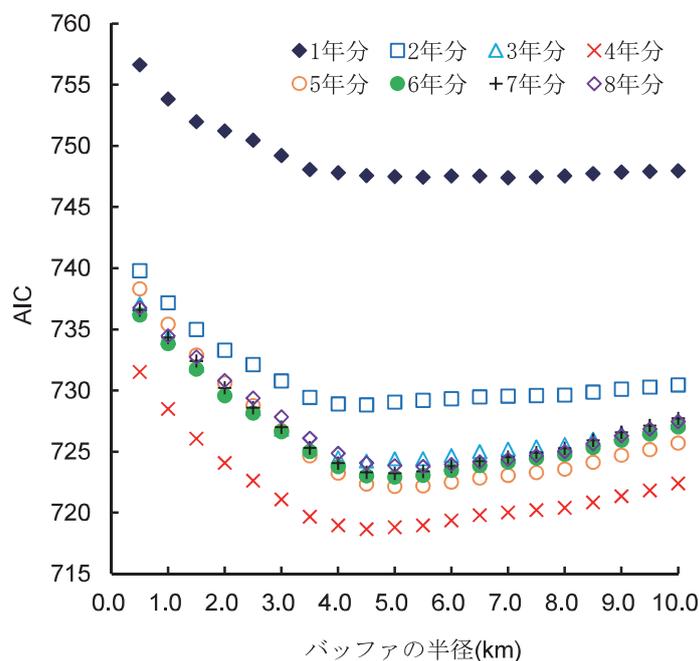


図 6-3 時空間スケールの組み合わせ毎に SDR を説明するモデルから得られた AIC

各ポイントは、それぞれの時空間スケールにおいて、全ての変数を組み合わせたモデルの中で最も小さな AIC が得られた値を示している。

### SDR に影響する要因

最も適合度の高い時間的・空間的スケール（林分からの半径が 4.5km、累積年数 4 年分）において、上位 5 位までのモデルと NULL モデルのパラメータおよび統計値を表 6-2 に示す。選択された上位 5 位すべてのモデルにおいて、目撃効率と林分タイプが含まれたほか、モデルによっては、樹冠の高さや傾斜、斜面方位の各変数も含まれた。ベストモデルには、目撃効率と林分タイプ、樹冠の高さ、傾斜の 4 変数が含まれた。ベストモデルの AIC は、2 番目および 3 番目のモデルの AIC とは大きな違いはなかったものの、4 番目以降のモデルよりは低い値となった ( $\Delta AIC \geq 2.0$ )。また、ベストモデルの AUC は 0.773 であり、有効な予測ができていたことが示された (Swets 1988)。

表 6-2 SDR を説明する最も適切な時空間スケール（周辺 4.5km 以内の過去 4 年間）における上位 5 位のモデルおよび目撃効率のみのモデル、並び Null モデルの統計量

順位	モデルに含まれる変数	AIC	$\Delta$ AIC	AUC
1	目撃効率、林分タイプ、樹冠の高さ、傾斜	718.6	0.0	0.773
2	目撃効率、林分タイプ、斜面方位、樹冠の高さ、傾斜	719.5	0.9	0.782
3	目撃効率、林分タイプ、斜面方位、樹冠の高さ	720.2	1.5	0.776
4	目撃効率、林分タイプ、斜面方位、傾斜	723.1	4.5	0.776
5	目撃効率、林分タイプ、斜面方位	723.1	4.5	0.771
16	目撃効率	748.5	55.7	0.718
Null		804.3	85.6	

ベストモデルの分散分析の結果、すべての変数について、SDR に対する有意な効果が認められた ( $P < 0.05$ , 表 6-3)。ベストモデルに含まれたすべての変数のうち、目撃効率は SDR に対して最も高い効果がみられた ( $\chi^2 = 60.63$ )。さらに、目撃効率のみを用いた単変量の累積ロジットモデルでも、AUC は高かった (AUC=0.718) (表 6-2)。一方、林分タイプは、上位 5 位すべてのモデルに含まれたものの、目撃効率に比べて SDR への効果は低かった ( $\chi^2 = 30.79$ )。

表 6-3 SDR を説明するベストモデル（目撃効率、林分タイプ、樹冠の高さ、傾斜の 4 変数を含むモデル）の各パラメータの推定値 ( $\pm$ SE) と分散分析結果

パラメータ	最尤推定			分散分析		
	推定値		$P$	自由度	Wald $\chi^2$	$P$
切片	SDR $\leq$ ND	1.56 $\pm$	0.52	0.003		
	SDR $\leq$ D0	3.75 $\pm$	0.56	<0.001		
	SDR $\leq$ D1	5.09 $\pm$	0.60	<0.001		
	SDR $\leq$ D2	6.44 $\pm$	0.64	<0.001		
	SDR $\leq$ D3	8.18 $\pm$	0.75	<0.001		
目撃効率		-1.13 $\pm$	0.14	<0.001	1	60.63 <0.001
林分タイプ	アカマツ林	-0.35 $\pm$	0.30	0.245	4	30.79 <0.001
	コナラ林	-0.10 $\pm$	0.24	0.688		
	クリーミズナラ林	-1.64 $\pm$	0.36	<0.001		
	ブナ林	2.15 $\pm$	0.50	<0.001		
樹冠の高さ	高 (>20 m)	-0.46 $\pm$	0.01	0.085	2	9.06 0.011
	中 (10-20m)	-0.65 $\pm$	0.27	0.005		
傾斜		-0.03 $\pm$	0.23	0.005	1	7.75 0.005

### 目撃効率と SDR との関係

ベストモデルにおける目撃効率と SDR の関係を図 6-4 に示す。目撃効率と SDR との間には、強い負の相関が認められた ( $\chi^2 = 60.63$ ,  $P < 0.001$ )。SDR ごとに関係をみると、あるランク以下の林分の累積発生確率が 50%となる目撃効率の値は 0.0 (SDR $\leq$ ND)、2.0 (SDR $\leq$ D0)、3.2 (SDR $\leq$ D1)、4.4 (SDR $\leq$ D2)、5.9 (SDR $\leq$ D3)となった (林分タイプ「コナラ林」、林冠の高さ

「中」、傾斜「23.6(平均傾斜)」の場合。

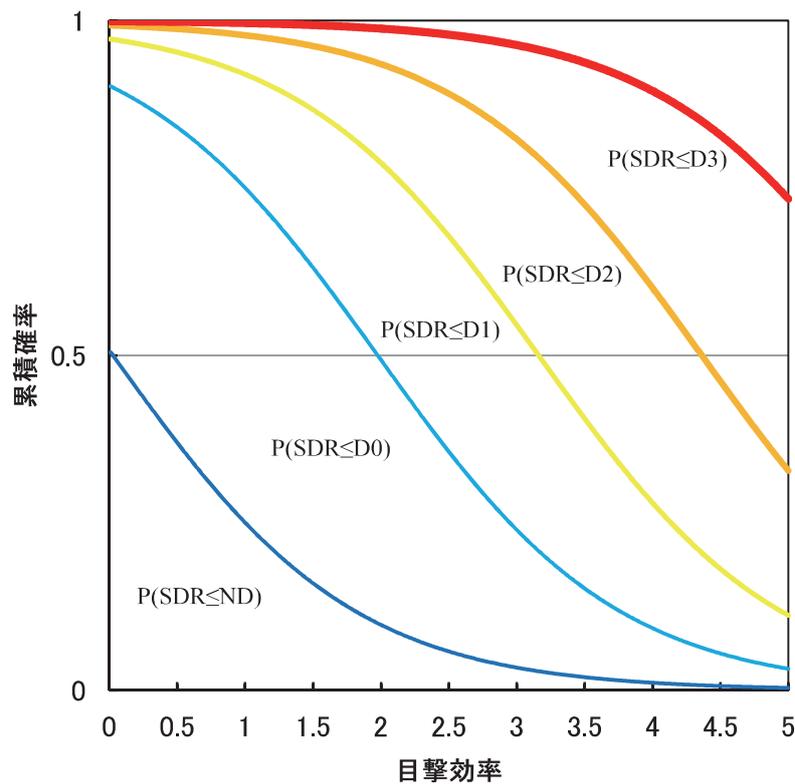


図 6-4 目撃効率と SDR の累積確率との関係

曲線はモデル選択により選ばれたベストモデル（目撃効率、林分タイプ、樹冠の高さ、傾斜の 4 変数を含むモデル）を用いて描画。目撃効率は、林分から半径 4.5km 以内の過去 4 年分の平均値を示す。この図で、立地環境は、林分タイプが「コナラ林」、樹冠の高さが「中」、傾斜が「23.6」とした。また、図中の  $P(\text{SDR} \leq j)$  は、ND からある SDR ( $j = \text{ND}, \text{D0}, \text{D1}, \text{D2}, \text{D3}$ ) までの累積確率を示す。

また、0.5 刻みで区切った目撃効率を境とした林分の間で、SDR の構成割合について対比検定を行った結果、いずれの目撃効率の境界においても、衰退程度の構成割合に有意な差が認められた（表 6-4）。特に、2.0 未満の林分と 2.0 以上の林分との間で、その割合には最も顕著な差が認められた（対比検定： $\chi^2=50.56, P<0.001$ ）。

表 6-4 目撃効率の違いによる SDR の構成比率の対比検定結果

対比(目撃効率)	自由度	Wald $\chi^2$	P
$\geq 0.5$ vs. $< 0.5$	1	15.41	$< 0.001$
$\geq 1.0$ vs. $< 1.0$	1	37.94	$< 0.001$
$\geq 1.5$ vs. $< 1.5$	1	47.16	$< 0.001$
$\geq 2.0$ vs. $< 2.0$	1	50.56	$< 0.001$
$\geq 2.5$ vs. $< 2.5$	1	44.21	$< 0.001$
$\geq 3.0$ vs. $< 3.0$	1	33.01	$< 0.001$

## 6-6. 考察

### 下層植生へのシカ密度の履歴効果と周辺効果

ある林分における下層植生の現存量は、林分の周辺に生息するシカによる採食圧に加え、過去から現在にわたって蓄積されたシカの採食圧を反映しているものと考えられる。このため、目撃効率と SDR を用いて、シカの生息密度と下層植生変化の関係を高い精度で把握するためには、時空間スケールに応じた目撃効率の影響の違いを明らかにしたうえで、関係性の解析を行う必要がある。

本研究での解析の結果、空間スケールに関しては、林分から半径 4.5km 以内での目撃効率が、SDR と最も関係性が高いことが明らかとなった (図 6-3)。この結果は、ある林分におけるシカの採食の影響は林分からある程度離れた場所を含むシカの生息状況を考慮することでよりよく評価できるということを示している。今回得られた値は、シカの行動特性からも比較的現実的な値といえる。シカの行動様式は、年間の行動圏サイズが 1km<sup>2</sup> 未満の定住型 (Borkowski and Furubayashi 1998; Miyashita *et al.* 2008) や季節に応じて 10km 程度移動する季節移動型などが確認されており (Yabe and Takatsuki 2009)、主に積雪に応じて行動様式が異なると報告されている (Igota *et al.* 2004; Yabe and Takatsuki 2009)。本調査地域においては、冬季に生息が困難になると考えられる積雪 50cm 以上となる地域は (Takatsuki 1992)、積雪が多い年には約 48% を占めることとなる。このことから、広域スケールでみると本調査地域には定住型と季節移動型の行動特性をもったシカが混在していると考えられる。したがって、本解析結果は、シカの行動特性からも妥当であり、本調査地域においては、半径 4.5km 以内のシカを目撃効率を考慮することで、より高い精度でシカの生息密度と林床植生変化の関係を把握できるものと我々は考える。

一方、時間スケールに関して、過去を目撃効率を考慮せず、当年の目撃効率のみを用いたモデルは、他の累積年数を用いたモデルより適合度が低い結果となった (図 6-3)。この結果は、現存の下層植生の被度がシカによる現在の採食に加え、過去からの累積的な採食の影響を受けているために、現在のシカの生息密度だけではその影響を十分に評価できないということを示唆している。モデルの適合度は、目撃効率の累積年数が多いほど高くなるという傾向は認められず、過去 4 年分を目撃効率の平均値を用いたモデルで最も高い結果となった。過去 4 年分のモデルが過去 5 年以上のモデルより適合度が高くなった理由としては、SDR の低いカテゴリーにおいて、過去 4 年分を目撃効率が他の累積年に比べて低かったためであった。SDR の最も低い ND と D0 の違いがシカによる食痕の有無であるため、SDR の低いカテゴリーは痕跡が残る比較的短時間のシカ密度に応答して決まる。それゆえ、ある一定期間以上の目撃効率の平均値を用いると、低いランクの SDR の予測精度が低下するものと推測される。以上のことから、本調査地域において、下層植生の衰退が進んだ地域から進んでいない地域も含め、広域的により高い精度でシカの生息密度と下層植生変化の関係性を把握するためには、おおよそ 4 年という比較的短期間の目撃効率の平均値を用いることが適切といえる。

### 目撃効率と SDR を用いたモニタリングの有効性

通常、地域の中には様々なタイプの森林植生がモザイク状に混在しているうえ、同一植生タイプでも個々の林分が成立している立地は多様である。したがって、地域スケールでシカによる森林植生変化を統一的な指標を用いて評価する場合、評価基準となる指標には、植生タイプや立地の違いによって評価が左右されない頑健性が求められる。

本研究において、林分タイプや林冠の高さなど林床の光環境に影響する立地環境要因とシカの生息密度指標である目撃効率を用いて、各要因の SDR への影響評価を行ったところ、目撃効率は他の要因と比べてより大きな効果が認められた (表 6-3)。さらに、目撃効率のみを用いた単回帰モデルにおいても、AUC が 0.718 であり (表 6-2)、有効な予測精度であったことが示された (Swets 1988)。これらのことから、林分間の SDR の変異は、立地環境要因の変異に関わらず、目撃効率によって強く説明されるといえる。このことは、林冠が閉鎖した落葉広葉樹林が対象であれば、植生タイプや斜面方位が異なる林分を含んでいても、SDR によってシカの影響評価を統一的に行えることを示している。したがって、本調査地域のように落葉広葉樹林が卓越する森林植生地域では、地域スケールでのシカの密度変化とそれに伴う森林植生変化を把握するうえで、目撃効率と SDR を用いたモニタリングは有効な手段であると考えられる。

### 森林生態系保全を目的とした個体数管理への応用

森林生態系保全を目的にシカの密度管理を行っていくには、シカの密度指標と森林生態系変化の指標との間で、管理に応用可能な関係性を把握できることが望ましい。本研究で特定された最適な目撃効率の時空間スケールを用いて、SDR と目撃効率の関係性を解析した結果、管理に応用可能ないくつかの関係性が把握できた。

まず、累積ロジットモデルを用いた解析結果より、SDR と目撃効率との間には強い負の相関が認められた (図 6-4)。また、このモデルから、目撃効率に応じた SDR の林分構成割合の変化を示すことができた。一般に、シカの影響による森林生態系変化の多くは下層植生の衰退と直接的、間接的に関係して進んでいくものと考えられる (藤木 2012a; Rooney and Waller 2003)。したがって、SDR の構成割合の変化が把握できれば、森林生態系保全の観点から許容できる目撃効率の値を明示することができる。管理にあたっては、SDR の林分構成割合をもとに目標とする目撃効率を設定することで、目撃効率を基準とした森林生態系保全のためのシカの密度調整を行うことが可能であろう。ただし、これらの関係性は、森林下層植生の衰退過程と回復過程では変化する可能性があることから (Côté *et al.* 2004; Scheffer *et al.* 2001)、目撃効率と SDR のモニタリングとそれらの解析による関係性の把握が必要であろう。

目撃効率を 0.5 から 1.0 刻み区切ったいずれの目撃効率を境にしても、密度クラス間で SDR の林分構成割合に差が認められた (表 6-4)。このことは、どのようなシカ密度においても、シカの密度調整を行うことは、森林下層植生衰退の防止に対して効果的であることを示唆している。特に、目撃効率が 2.0 以下の林分とそれ以上の林分との間には、SDR の構成割合に最も顕著な差が認められた。このことは、目撃効率と SDR との間には、ある目撃効率を境に

SDR の累積比率が急激に変化するという非線形の関係があるという説を支持するものである (May 1977; Augustine *et al.* 1998; Weisberg *et al.* 2006)。非線形の関係性を解明するには、連続した密度条件下で植物の反応を調べることが重要であるとされている (Hester *et al.* 2000; Suzuki *et al.* 2008)。本研究では、“natural experiment”において約 250 通りの密度条件下で植物の反応を調べたことから、閾値をもつ関係性が認められたものと考えられる。このような閾値を特定することは、森林生態系保全を目的にシカの生息密度管理を発展させていくうえで、重要な知見を与えてくれる (Hester *et al.* 2000)。今回の結果では、その値は、目撃効率が 2.0 前後であった。このことは、本調査地域では目撃効率が 2.0 前後の林分において、密度調整による下層植生の衰退防止の効果が特に高いことを示している。限られた予算の中で、対策を進める場合は、このような閾値に着目した密度管理も有効であろう。

## 6-7. 結論

本研究から、落葉広葉樹林の閉鎖林分における SDR は、林床の光環境に影響を及ぼす立地環境要因に関わらず、目撃効率によって強く説明されることが明らかとなった。また、SDR に影響を及ぼす目撃効率の適切な空間的・時間的スケールを特定することにより、より高い精度で、シカの生息密度と下層植生変化の関係を把握できることが示された。さらに、目撃効率と SDR との関係性から、目撃効率を基準として、密度調整による下層植生の衰退防止の効果が特に高い林分を抽出できた。

以上のことから、森林生態系保全を目的としたシカの密度管理を進める場合、目撃効率と SDR を地域スケールで観測し、目撃効率と SDR の解析結果に基づいて、目撃効率を基準としたシカの密度管理を進めることは簡便で有効な管理手法であると結論付けられる。SDR は目視により、容易に短時間で評価できるため、調査のための特別な労力や能力は必要とされない。さらに、目撃効率は、狩猟者の協力さえ得られれば、調査のための特別なモニタリングを行わずにデータ収集ができるため、事業主体である都道府県にとって予算的・労力的な負担はほとんどかからない。このようなデータ収集体制は、事業主体の予算・労力規模の時間変化の影響を受けずに済むことから、長期継続モニタリングを安定的に行っていくうえで非常に頑健といえる。このような意味においても、目撃効率と SDR のモニタリングに基づいたシカの管理手法を構築することは効果的といえよう。

## 謝辞

本研究の一部は、平成 22 年度～23 年度林野庁「野生鳥獣による森林生態系への被害対策技術開発事業」と環境省の環境研究総合推進費 (D-1003) により実施されました。ここにお礼申し上げます。

## 引用文献

- Augustine DJ, Frelich LE, Jordan PA (1998) Evidence for two alternate stable states in an ungulate grazing system. *Ecological Applications* 8: 1260-1269.
- Borkowski J, Furubayashi K (1998) Home range size and habitat use in radio-collared female sika deer at high altitudes in the Tanzawa Mountains, Japan. *Annales Zoologici Fennici* 35: 181-186.
- Burnham KP, Anderson DR (2002) Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach, 2nd edn. Springer, New York
- Côté SD, Rooney TP, Tremblay JP, Dussault C, Waller DM (2004) Ecological impacts of deer overabundance. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35: 113-147.
- Ericsson G, Wallin K (1999) Hunter observations as an index of moose *Alces alces* population parameters. *Wildlife Biology* 5: 177-185.
- 藤木大介 (2012a) ニホンジカによる森林生態系被害の広域評価手法マニュアル. 「兵庫県におけるニホンジカによる森林生態系被害の把握と保全技術」. 兵庫県ワイルドライフモノグラフ 4号, pp.2-16. 兵庫県森林動物研究センター.
- 藤木大介 (2012b) 兵庫県本州部の落葉広葉樹林におけるニホンジカによる下層植生の衰退状況—2006年から2010年にかけての変化. 「兵庫県におけるニホンジカによる森林生態系被害の把握と保全技術」. 兵庫県ワイルドライフモノグラフ 4号, pp.17-31. 兵庫県森林動物研究センター.
- 藤木大介・鮫島弘光・坂田宏志 (2007) 兵庫県における大・中型野生動物の生息状況と人との軋轢の現状. 兵庫県立人と自然の博物館 自然環境モノグラフ 3号, 三田, 88pp.
- Hanley JA, McNeil BJ (1982) The meaning and use of the area under a receiver operating characteristic (ROC) curve. *Radiology* 143: 29-36.
- Hester AJ, Edenius L, Buttenschon RM, Kuiters AT (2000) Interactions between forests and herbivores: the role of controlled grazing experiments. *Forestry* 73: 381-391.
- Husheer SW, Coomes DA, Robertson AW (2003) Long-term influences of introduced deer on the composition and structure of New Zealand *Nothofagus* forests. *Forest Ecology and Management* 181: 99-117.
- Igota H, Sakuragi M, Uno H, Kaji K, Kaneko M, Akamatsu R, Maekawa K (2004) Seasonal migration patterns of female sika deer in eastern Hokkaido, Japan. *Ecological Research* 19, 169-178
- Kishimoto Y, Fujiki D, Sakata H (2010) Management approach using simple indices of deer density and status of understory vegetation for conserving deciduous hardwood forests on a regional scale. *Journal of Forest Research* 15: 265-273.
- May RM (1977) Thresholds and breakpoints in ecosystems with a multiplicity of stable states. *Nature* 269: 471-477.

- Miyashita T, Suzuki M, Ando D, Fujita G, Ochiai K, Asada M (2008) Forest edge creates small-scale variation in reproductive rate of sika deer. *Population Ecology* 50: 111-120.
- Rooney TP, Waller DM (2003) Direct and indirect effects of white-tailed deer in forest ecosystem. *Forest Ecology and Management* 181: 165-176.
- Sakata H, Hamasaki S, Mitsuhashi H (2009) The management of sika deer populations in Hyogo prefecture, Japan. In: Sika Deer: Biology and Management of Native and Introduced Populations, McClough DR, Takatsuki S, Kaji K eds., pp.437-452. Springer, Tokyo.
- Scheffer M, Carpenter SR, Foley JA, Folke C, Walker B (2001) Catastrophic shifts in ecosystem. *Nature* 413: 591-596.
- Solberg EJ, Sæther BE (1999) Hunter observations of moose *Alces alces* as a management tool. *Wildlife Biology* 5: 107-117.
- Swets JA (1988) Measuring the accuracy of diagnostic systems. *Science* 240: 1285-1293.
- Suzuki M, Miyashita T, Kabaya H, Ochiai K, Asada M, Tange T (2008) Deer density affects ground-layer vegetation differently in conifer plantations and hardwood forests on Boso Peninsula, Japan. *Ecological Research* 23: 151-158.
- Takatsuki S (1992) Foot morphology and distribution of Sika deer in relation to snow depth in Japan. *Ecological Research* 7: 19-23.
- Uno H, Kaji K, Saitoh T, Matsuda H, Hirakawa H, Yamamura K, Tamada K (2006) Evaluation of relative density indices for sika deer in eastern Hokkaido, Japan. *Ecological Research* 21: 624-632.
- Wardle DA, Bardgett RD, Klironomos JN, Setälä H, van der Putten WH, Wall DH (2004) Ecological linkages between aboveground and belowground biota. *Science* 304: 1629-1633.
- Weisberg PJ, Bonavia F, Bugmann H (2006) Modeling the interacting effects of browsing and shading on mountain forest tree regeneration (*Picea abies*). *Ecological Modelling* 185: 213-230.
- Yabe T, Takatsuki S (2009) Migratory and sedentary behavior patterns of sika deer in Honshu and Kyusyu, Japan. In: Sika Deer: Biology and Management of Native and Introduced Populations, McClough DR, Takatsuki S, Kaji K eds., pp .273-283. Springer, Tokyo.

## Box

### 兵庫県における森林生態系保全のためのシカ管理目標値の設定

シカによる森林生態系への影響が顕著な地域において、シカを対象とした特定鳥獣保護管理計画（以下、管理計画）を策定する場合、森林生態系保全のためのシカの明確な管理目標値を設定する必要がある。これは、イノシシやニホンザルなどの他の獣種には見られない、本種特有の目標設定である。しかし、2011年度3月末現在でシカについての特定計画を策定している35地域のうち、森林生態系被害の指標とシカの密度（指標）の関係解析に基づいて具体的なシカの管理目標値を設定しているのは、わずか2地域のみである。

兵庫県では2010年に策定された第3期シカ保護管理計画（第2次変更）以降、森林生態系被害を表す下層植生衰退度（SDR）と（藤木 2012a,b）シカの日撃効率との関係解析に基づき（岸本ほか 2012）、以下のような関係図から、森林生態系保全を目的としたシカの個体数管理目標値を設定している。

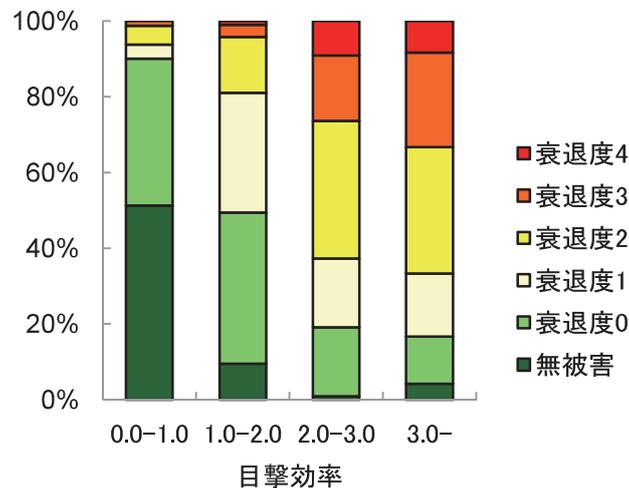


図 6-5 シカの日撃効率と下層植生衰退度との関係

目撃効率は下層植生の衰退程度を最もよく説明していた半径 4.5km 以内の過去 4 年分の平均値

特定計画には、岸本ほか(2012)による関係解析に用いたモデルから得られた予測値ではなく、実測データをもとにした単純な積み上げ棒グラフを記載している。これは、森林下層植生の衰退程度が立地環境の違いに関わらず、目撃効率に強く影響されているという科学的な根拠があることと、社会的な合意を得るための材料として、図のわかりやすさを重視したためである。この関係図に基づき、兵庫県では、森林の下層植生を防止することを目的に、目撃効率を「1.0」以下にすることを目標値として定め、シカの密度調整を進めている。管理目標値を「1.0」としているのは、目撃効率が「1.0」以下の地域では、50%以上の林分で高木性の稚幼樹が消失し、急～並傾斜地では10%以上の林分で強度の土壌流出が発生する「衰退度 2」以上の林分の割合が 6.3%であるのに対して、目撃効率が「1.0」以上の地域では、その割合が 18.9%以上と大幅に増加するためである。