



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 II

Assessments and technologies for conservation of forest ecosystem under overabundance of sika deer in Hyogo Prefecture: part II

兵庫県森林動物研究センター 研究部 編集



兵庫県森林動物研究センター
兵庫 ワイルドライフモノグラフ 9号

はじめに

兵庫県森林動物研究センター（以下、研究センター）は、ワイルドライフマネジメントに係わる研究成果を広く市民の方々に知っていただくことを目的として、平成20年度から「兵庫ワイルドライフモノグラフ」を刊行してまいりました。これまですでに8号を発行しておりますが、今回、第9号として「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Ⅱ」を刊行いたします。

皆さまご存知のように、兵庫県のみならず日本各地において、増え過ぎたシカによる森林生態系および農業への被害は、もはや看過できないところまで広がっております。わたしたちワイルドライフマネジメントに従事している者にとって、シカによる被害を軽減させつつ、その保全を推進することは、最重要課題のひとつとなっております。

科学は一般に、広範に適用させることが可能な知識体系を構築することを目的にしてきましたが、シカによる森林生態系や農業への被害は地域差が大きいいため、まず兵庫県内における落葉広葉樹林の下層植生の衰退状況や土壌侵食被害などを正確に把握し、シカの過採食がどのような影響を与えているのかを調査してきました。それらの成果を踏まえて、鳥類群集やチョウ類群集などへの影響を広域で評価することが可能となりました。また被害実態を調査すると同時に、シカの個体数管理手法の開発や、森林の整備手法、土壌侵食リスク評価手法の開発に関する研究も積極的に進めてきました。

今回、「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Ⅱ」と題したモノグラフを刊行することができましたのも、これまでの10年にわたる着実なデータの積み重ねによるところが大きいと考えております。さらに本モノグラフは、こうした研究成果を集大成するだけでなく、兵庫県で得られた研究成果をより広域の地域に適用させるうえで、大きな役割を果たしました。すなわち兵庫県域スケールで被害をモニタリングするために開発してきた手法を、他の地方自治体においても導入できるマニュアルを作成したことによって、複数の隣接する地方自治体が統一的な調査を実施するようになりました。その結果、広域にわたってシカの影響を評価することが可能となり、広域管理に向けた基盤が整備されました。

最後になりましたが、「兵庫ワイルドライフモノグラフ」は、編集委員会が毎年設定するテーマに沿って執筆された論文等をモノグラフとして編集しております。詳細につきましては、投稿規定をご参照ください。みなさまのご投稿をお待ちしております。

兵庫県森林動物研究センター所長 梶 光一

目 次

1 章 兵庫県本州部の落葉広葉樹林におけるニホンジカの影響による 下層植生衰退度の変動と捕獲の効果 (2010 年～2014 年) 藤木大介	・・・ 1
Box : 下層植生 “再生” のためのシカの個体数管理について	・・・ 16
2 章 淡路島の広葉樹林におけるニホンジカによる植生の衰退について —2012 年と 2015 年の状況— 藤木大介	・・・ 17
3 章 シカによる外来木本群落の成立と分布拡大 石田弘明	・・・ 29
4 章 ニホンジカの採食による森林の下層植生衰退と鳥類群集との関係を広域で評価する 関伸一・藤木大介	・・・ 45
5 章 兵庫県におけるニホンジカによる自然植生衰退がチョウ類群集に及ぼした影響 近藤伸一	・・・ 63
6 章 植生保護柵としてのネット柵、金網柵の成績評価 藤堂千景・藤木大介	・・・ 90
7 章 ニホンジカ高密度地域の森林整備地に施工された土壌保全施設や 植生保護柵の土壌侵食防止効果 山瀬敬太郎・藤木大介	・・・ 100
8 章 落葉広葉樹林における適正な立木密度管理のための土壌侵食リスク早見表 藤木大介	・・・ 110
9 章 兵庫県におけるニホンジカの嗜好性植物・不嗜好性植物リスト 藤木大介	・・・ 118
Box : 特定不嗜好性種イワヒメワラビ群落の分布について	・・・ 134

第 1 章

兵庫県本州部の落葉広葉樹林におけるニホンジカの影響 による下層植生衰退度の変動と捕獲の効果 (2010 年～2014 年)

藤木大介¹

¹兵庫県森林動物研究センター

要 点

- ・兵庫県本州部を対象にニホンジカによる落葉広葉樹林の下層植生衰退状況の 2010 年から 2014 年にかけての変化を下層植生衰退度に基づいた広域多地点調査に基づいて推定した。
- ・その結果、県本州部全体としては、過去 8 年に渡って一貫して、下層植生の衰退の進行が止まらない状況が継続していることが明らかとなった。
- ・一方で、下層植生衰退の進行速度は、2010 年以降の 4 年間はそれ以前の 4 年間に比べて緩やかになっていることも示された。
- ・この期間における捕獲目標達成率は市町間で 8.7～262.6%と大きな変異があった。
- ・捕獲目標を達成した市町では、下層植生の衰退に歯止めがかかる傾向がある一方、達成できなかった市町では衰退の進行が止まらない傾向があった。
- ・下層植生の衰退防止のための今後の課題としては、捕獲が足りない市町における捕獲の推進と扇ノ山や六甲山へのシカの影響拡大防止が挙げられる。
- ・章末に附表として、県内各市区町における落葉広葉樹林の SDR 別分布面積とその変化の推計をまとめた。

key words: SDR、広域モニタリング、地理情報システム、空間補間処理

1-1. はじめに

兵庫県では 2000 年代になって、過密度化したニホンジカ *Cervus nippon*（以下、シカ）の影響により落葉広葉樹林の下層植生の衰退が報告されるようになった（藤木ほか 2006; 尾崎 2006）。このような広葉樹林の下層植生の衰退は、全国的には 1990 年代以前から報告されていたが、1990 年代以前の段階では一部の限定された地域（梶 1993; Takatsuki and Gorai 1994）における特殊な現象であり、全国的な森林管理上の問題として認識されてこなかった。しかし、その後の全国的なシカの分布拡大と密度増加に伴い、2000 年代以降、日本各地の森林生態系においてシカの影響による広葉樹林下層植生の衰退が深刻化するとともに、森林管理上の最も重要な問題の一つとして位置付けられるようになった（湯本・松田 2006）。

このような状況を受け、兵庫県では 2006 年に低木層の被度を被害指標（下層植生衰退度）に用いる広域モニタリング調査手法（藤木 2012a）を開発し、県本州部を対象に網羅的な広域多地点調査を実施した結果、県本州部の内陸中央部を中心にシカの影響によって下層植生がほとんど消失した落葉広葉樹林が広域的に存在していることを確認した（Fujiki *et al.* 2010）。さらに、2010 年に再調査を実施した結果、2006 年から 2010 年の 4 年間で落葉広葉樹林面積の約 4 割で下層植生の衰退が進行していることも明らかにされた（藤木ほか 2012b）。下層植生が半減以上した林分では土壌侵食の発生が確認され、その面積は下層植生の衰退の拡大に伴い急激に増加していることも確認されている（内田ほか 2012）。広域的な土壌侵食の発生は、水源涵養機能や水質浄化機能といった森林の持つ公益的機能の劣化を示唆しており、シカの影響が落葉広葉樹林の公益的機能の保全の観点からも見過ごせない森林管理上の問題になっていることを意味している。

兵庫県では 2007 年に策定した第 3 期シカ保護管理計画（兵庫県 2007）において、初めて落葉広葉樹林の下層植生衰退防止のためのシカの管理目標値を定めた。この管理目標値は、シカの密度指標と下層植生衰退の関係分析から、土壌侵食が発生しないレベルのシカ密度を管理目標値としている。具体的には、狩猟者が出猟一人日当たりのシカの平均目撃頭数（これを目撃効率という）が 1.0 未満の地域では、土壌侵食が発生するレベルの下層植生の衰退が生じていないことから、目撃効率 1.0 を管理目標値として定めた（岸本ほか 2012; 藤木ほか 2014）。さらに 2010 年の第 3 期シカ保護管理計画（第 2 次変更）（兵庫県 2010）において、階層ベイズモデルを用いたシカの個体数推定手法を採用したところ、県本州部におけるシカの推定生息頭数は中央値で約 14 万 4 千頭と従来の推定結果より大幅に引き上げられる結果となった。また、構築した階層ベイズモデルに基づいて捕獲シナリオ別のシカの生息頭数の将来予測を実施した結果、管理目標値である目撃効率 1.0 を達成するためには、シカの年間捕獲目標頭数を従来の 2 万頭から 3 万頭以上に上げないと達成困難であることが示された（藤木ほか 2014）。この将来予測結果に基づいて、2010 年度からシカの年間捕獲目標頭数を 3 万頭以上に大幅に引き上げ、捕獲強化を図っている。また、その後も毎年度、個体数推定モデルの見直しと更新を行いながら（坂田ほか 2012; 松本ほか 2014）、管理目標値を達成するための年間捕獲目標頭数を年度ごとに見直している。

本章では、県本州部における落葉広葉樹林の下層植生の衰退状況について 2010 年と 2014 年に実施されたモニタリング調査に基づき、2014 年時点の状況と、2010 年以降の 4 年間ににおける状況の推移について報告する。また、2010 年以降の捕獲強化が下層植生の衰退防止にどのような効果があったかについて、この期間における市町別のシカの捕獲目標達成率と下層植生衰退度の変化の関係を分析することで考察する。

1-2. 調査地域

調査地域は、兵庫県の本州部とその周辺部である。淡路地域については、常緑広葉樹林が卓越する地域であり、下層植生衰退度を用いた被害評価手法の不適地であるため、調査地域から外した。

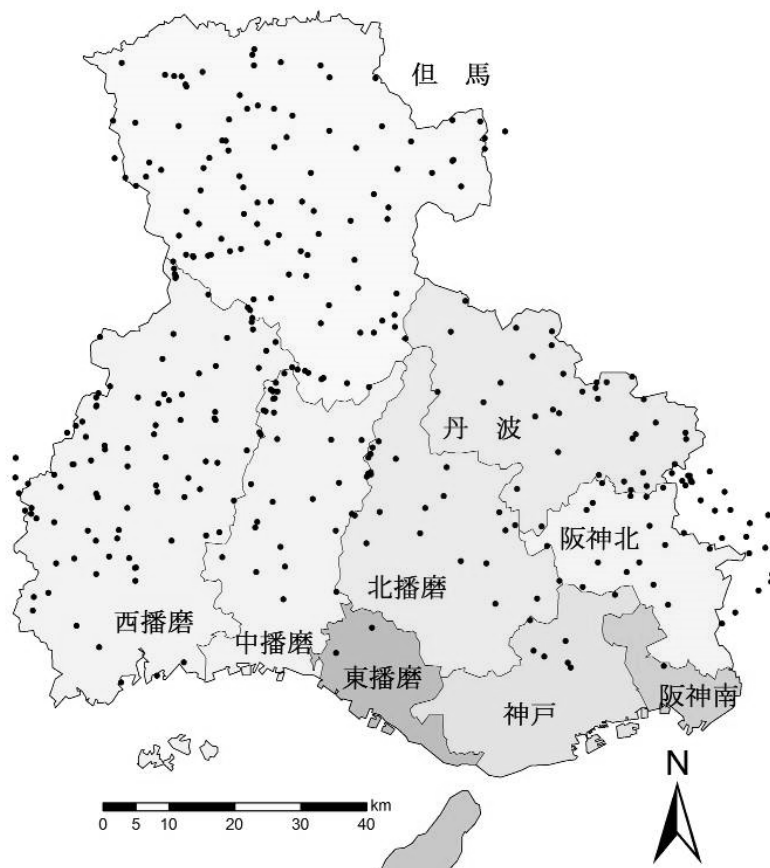


図 1-1 調査地点位置図

黒丸は調査地点を、行政界は地域（県民局）区分を示す

1-3. 調査方法

調査地域内の落葉広葉樹林を対象に、シカによる下層植生衰退度（Shrub-layer decline rank; SDR）を算出するための下層植生調査を広域多地点で行った。林分の選定に当たっては、下層の光条件や人為的攪乱の影響の程度をできるだけ揃えるため、以下の基準で林分の選定を行った。1) 林冠の高さが 10m 以上であること、2) 林冠が閉鎖していること、3) 伐採痕など人為的な攪乱痕跡がないこと、4) 林縁部からの光が入らない程度、林縁から離れていること。アセビ等の不嗜好性樹木が低木層に優占している林分も避けることにした。以上のような基準の下、345 地点が調査対象林分として選定された（図 1-1）。

調査は、2010 年と 2014 年の 2 回実施した。いずれの年も植物の着葉期間である 5 月下旬から 11 月上旬を調査期間とした。調査林分では、調査前に、20m 四方の調査区を設定し、ハンディ型 GPS（Garmin 社 GPSmap60CS）を用いて調査区の中央で位置を測位した。調査は予め準備したチェックシートを用いて行った（藤木 2012a 付表 1-1、附表 1-2 参照）。調査区内で SDR を判定するための以下の 3 点のデータを収集した。

- 1) 過去数年以内のシカの食痕の有無
- 2) 低木層における木本類の被度（ $\geq 50\%$, 49~25%, 24~10%, 9~1%, <1%）
- 3) 低木層におけるササ類の被度（ $\geq 50\%$, 49~25%, 24~10%, 9~1%, <1%）

1-4. 解析方法

下層植生衰退状況の把握

低木層の植被率と過去数年以内のシカの食痕の有無によって各調査林分のシカによる SDR を以下の 6 段階に区分した。

無被害：シカの食痕が全く確認されなかった林分。

衰退度 0：シカの採食を受けている林分のうち、低木層の植被率が 75.5 %以上の林分、

衰退度 1：植被率 75.5%未満 38 %以上の採食あり林分。

衰退度 2：植被率 38 %未満 18 %以上の採食あり林分。

衰退度 3：植被率 18 %未満 6 %以上の採食あり林分。

衰退度 4：植被率 6 %未満の採食あり林分。

低木層の植被率は、低木層における木本類とササの被度の合計値を用いた。合計値の算出にあたっては、それぞれの被度カテゴリー (≥50 %, 49-25%, 24-10%, 9-1%, <1%) の中央値を用いた。

兵庫県本州部の落葉広葉樹林のうち、非調査地点の SDR の値の推定 (以下、空間推定) に当たっては、地理情報システム (GIS) 上で IDW 法 (Fortin and Dale 2005) による空間内挿処理を行った。内挿にあたっては、各調査林分の SDR に 0~5 の整数値を割り当てたうえで、調査地域を 100m 四方の格子メッシュに区切り、それぞれのメッシュから半径 10km 以内の調査地点を対象に、距離の 2 乗の逆数で重みづけをした平均値を算出した。算出された値は小数点以下を四捨五入して整数値に戻すことで SDR に変換した。

以上の手法により、2010 年と 2014 年のそれぞれの調査時点における SDR 別の落葉広葉樹林の推定分布図 (以下、SDR の推定分布図) を作成した。さらに、GIS 上でこの 2 つのラスタ地図の SDR のランクの差分を演算することで、この 4 年間の SDR のランク変化を示すラスタ地図を作成した。

2014 年時の SDR の推定分布図の精度検証には、Leave-one-out 交差検定法 (Wackernagel 1995) を用いた。手順としては、まずデータ・セットから、任意の調査地点を一地点抜き出したうえで残りの調査地点を用いて空間内挿を行い、抜き出した地点の SDR を推定し、実測値とのランク差を確認した。次にこの作業を、調査地点のうち最外郭の 4 地点を除いた残り全地点で繰り返すことで精度を評価した。2010 年時の SDR の推定分布図の精度検証は藤木 (2012b) で報告済みのため実施しなかった。

以上の解析は、GIS ソフトウェア (ESRI 社 ArcGIS 10.2 Spatial Analysis Extension) を用いて行なった。解析や図の作成にあたっては、環境省の自然環境情報 GIS の現存植生図 (縮尺 1:50,000) を利用した。

捕獲効果の分析

兵庫県では 2010 年に策定した第 3 期シカ保護管理計画 (第 2 次変更) 以降、年度別の事業計画も策定しており、その中で市町毎に年間捕獲目標頭数を設定している。ある市町 (i) のシカの年間捕獲目標頭数 ($T_City (i)$) は、県本州部全体の年間捕獲目標頭数 (T_Total)

から配分されるが、その配分に当たっては市町間のシカの見撃効率と森林面積の違いに応じた以下のような重みづけ配分が取られている（兵庫県 2016）。

t 年における $T_{city}(i)$

$$= t \text{年における } T_{total} \times ((t-2 \text{年の市町 } i \text{ 見撃効率}(b)) \times (\text{市町 } i \text{ 森林面積}(c)) / \sum (b \times c))$$

以上のようにして算出された 2010 年度から 2013 年度の 4 年間の各市町の年間捕獲目標頭数の合計値に対するこの期間の実際のシカの捕獲数の割合（%）を兵庫県の鳥獣統計資料に基づいて算出することで、この期間における各市町の捕獲目標達成率とした。

捕獲効果の分析に当たっては、上記で算出した市町別の捕獲目標達成率とこの期間の SDR の平均ランク変化の関係を表す散布図を作成した。各市町の SDR の平均ランク変化の算出に当たっては、2010 年から 2014 年の期間の SDR のランク変化のラスタ地図から、市町毎に SDR のランク変化の落葉広葉樹林面積ベースでの平均値を GIS 上で求めた。なお、シカがほとんど生息していない市町では捕獲目標達成率と SDR の平均ランク変化の間に関係が認められない可能性が高いため、散布図の作成に当たっては、この期間の捕獲総数が 50 頭未満の市町は除外した。

1-5. 結果

下層植生衰退状況

Leave-one-out 交差検定法による精度検証の結果から、2014 年データにおける SDR の空間推定結果は大半の調査地点（88.2%）で実際の SDR と前後一ランク以内の誤差範囲に推定値が収まっていた（図 1-2）。カテゴリカル・データでは、隣り合ったクラスの閾値前後にある 2 点間には、実際にはほとんど差がないことを考えると、一ランクの誤差は十分許容範囲の誤差といえる。また、誤差平均（-0.04）は 0 にほぼ等しく、推定結果は、全体として過大にも過小にも偏っていなかった。

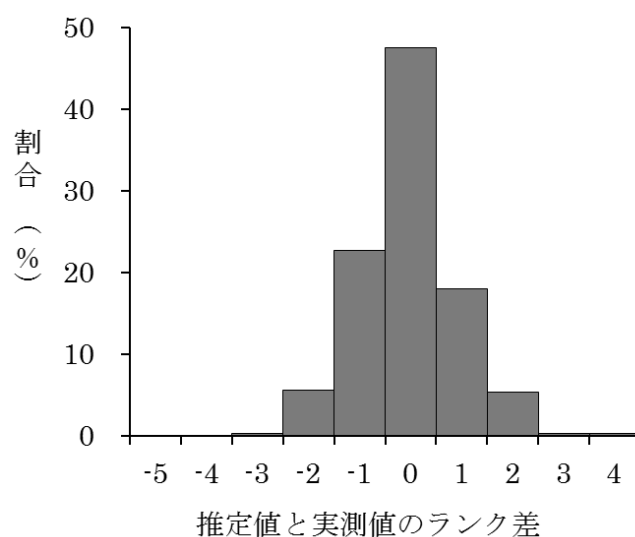


図 1-2 推定値と実測値の誤差の頻度分布

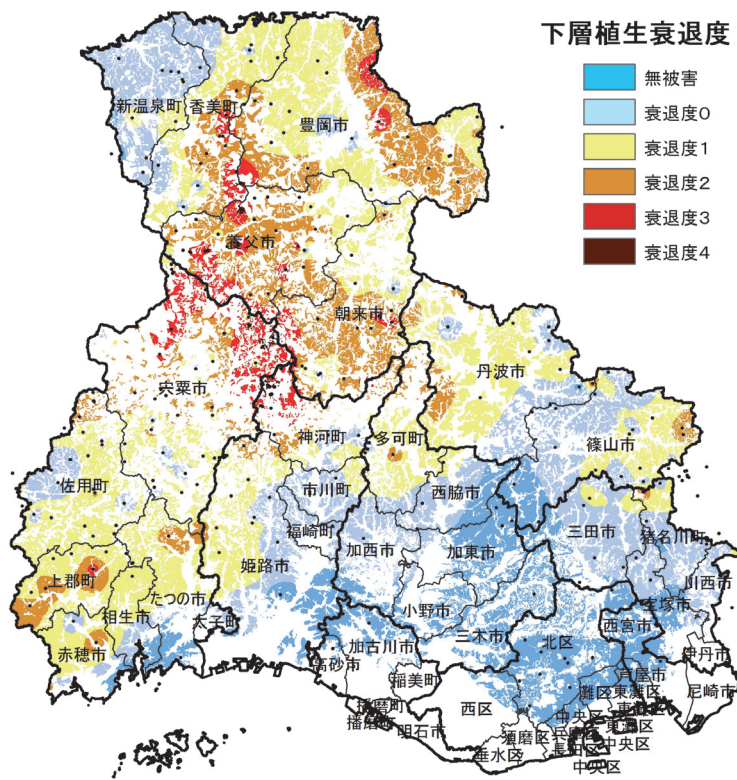


図 1-3 2014 年時点における SDR 別の落葉広葉樹林の推定分布

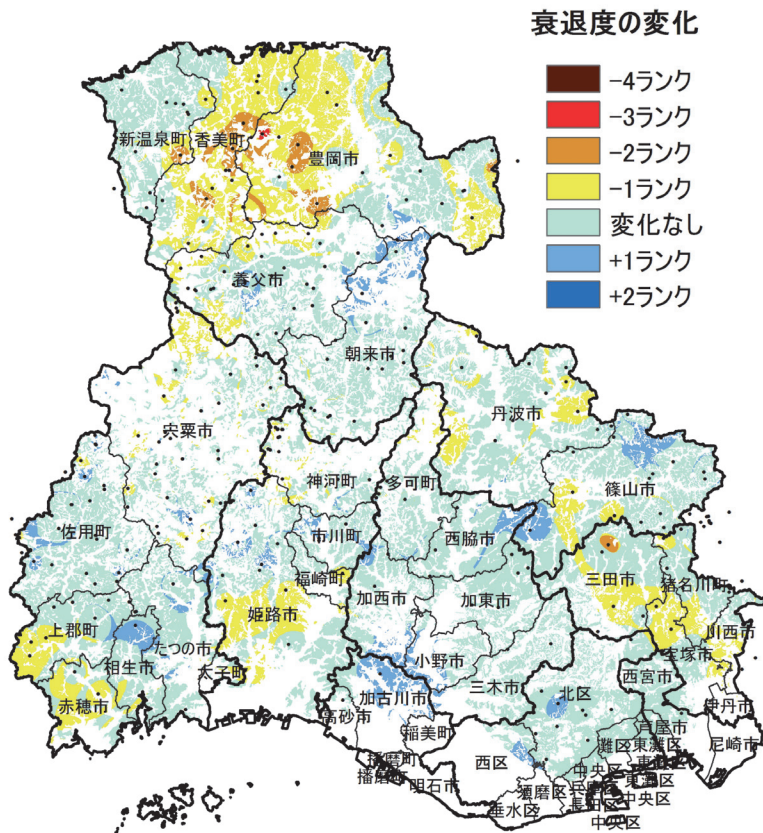


図 1-4 落葉広葉樹林域における過去 4 年間（2010 年～2014 年）の SDR のランク変化
 -がランクの悪化を、+がランクの改善を示す。

SDR の推定分布図 (図 1-3) から、2014 年時点における県本州部の落葉広葉樹林のシカによる衰退状況をみると、無被害の落葉広葉樹林が分布する地域は、県民局単位で区分すると東播磨・神戸・阪神南・北播磨東部地域にほぼ限定される。シカの影響が軽微な衰退度 0 のエリアが、阪神北・丹波南部・北播磨南西部・中播磨東部など上記地域の北側を取り囲むエリアと新温泉町に広がっている。これらのエリアから内陸地域へ向かうにつれ、より下層植生が衰退した落葉広葉樹林域へと変化していく地理的傾向があることが判る。下層植生の衰退の中心地域は、但馬中部から西播磨北部にかけてのエリアであり、このエリアでは衰退度 3 以上の下層植生がほとんど消失した落葉広葉樹林がまとまって存在することが推定された。

2010 年～2014 年の期間の SDR のランク変化の空間推定結果 (図 1-4) から、この 4 年間に下層植生の衰退が進行した落葉広葉樹林域は、県本州部全体で 807.0 km² (全落葉広葉樹林域の 23.0 %) にものぼった (表 1-1)。衰退度 1 以上の落葉広葉樹林面積は、2010 年の 1,570.5km² (全樹林域の 44.8 %) から、2014 年には約 1.2 倍 (1,902.8 km²、同 54.3 %) へと増加した (表 1-2)。また、衰退度 2 以上の樹林面積も、2010 年の 588.6km² (同 16.8 %) から、2014 年には約 1.3 倍 (744.9 km²、同 21.2 %) へと増加した。

この 4 年間で最も下層植生の衰退が進行した地域は、但馬地域 (落葉広葉樹林域の 40.2%で衰退が進行) であり、阪神北地域 (同 35.4 %)、中播磨地域 (同 25.0 %)、西播磨地域 (同 17.3%) がそれに続いた (表 1-1)。この 4 地域でこの 4 年間に下層植生が衰退した落葉広葉樹林面積は、県本州部全体における同面積の 90.1 % を占めていた。また、これらの地域の中でも、特に植生の衰退が著しかったのは、但馬地域内の豊岡市円山川以西から香美町にかけての山塊である (図 1-4)。これらの地域では SDR が 2 ランク以上悪化した樹林が少なからず存在していたうえ、SDR が 3 ランク悪化した樹林も確認された。

一方、この 4 年間で下層植生が回復した落葉広葉樹林面積は、全落葉広葉樹林域の 6.3 % に過ぎなかったうえ (表 1-1)、明瞭な回復傾向が認められた地域は存在しなかった (図 1-4)。

表 1-1 兵庫県本州部の落葉広葉樹林における 2010 年～2014 年間の SDR のランク変化の
県民局別推定面積 (km²)

県民局	ランク変化					
	-		0		+	
	面積	%	面積	%	面積	%
神戸	2.0	1.0	181.5	92.5	12.7	6.5
阪神南	0.0	0.1	49.7	99.9	0.0	0.0
阪神北	101.4	35.4	184.9	64.6	0.1	0.0
東播磨	0.0	0.0	16.7	39.4	25.7	60.6
北播磨	4.9	1.2	354.9	89.3	37.6	9.5
中播磨	78.5	25.0	216.5	69.0	18.9	6.0
西播磨	118.5	17.3	517.7	75.7	48.0	7.0
丹波	72.6	15.5	355.8	75.8	41.0	8.7
但馬	429.0	40.2	600.0	56.3	37.7	3.5
合計 (km ²)	807.0	23.0	2477.7	70.7	221.8	6.3

注) -がランクの悪化を+がランクの改善を示す。

表 1-2 兵庫県本州部における落葉広葉樹林の SDR 別の推定分布面積

年		無被害	衰退度0	衰退度1	衰退度2	衰退度3	衰退度4	合計
2010	km ²	805.4	1130.6	981.9	497.8	87.2	3.6	3506.5
	%	23.0	32.2	28.0	14.2	2.5	0.1	100.0
2014	km ²	701.6	902.1	1157.9	594.2	144.3	6.4	3506.5
	%	20.0	25.7	33.0	16.9	4.1	0.2	100.0
増減	km ²	-103.8	-228.5	176.0	96.4	57.0	2.8	0.0
	%	-3.0	-6.5	5.0	2.8	1.6	0.1	0.0

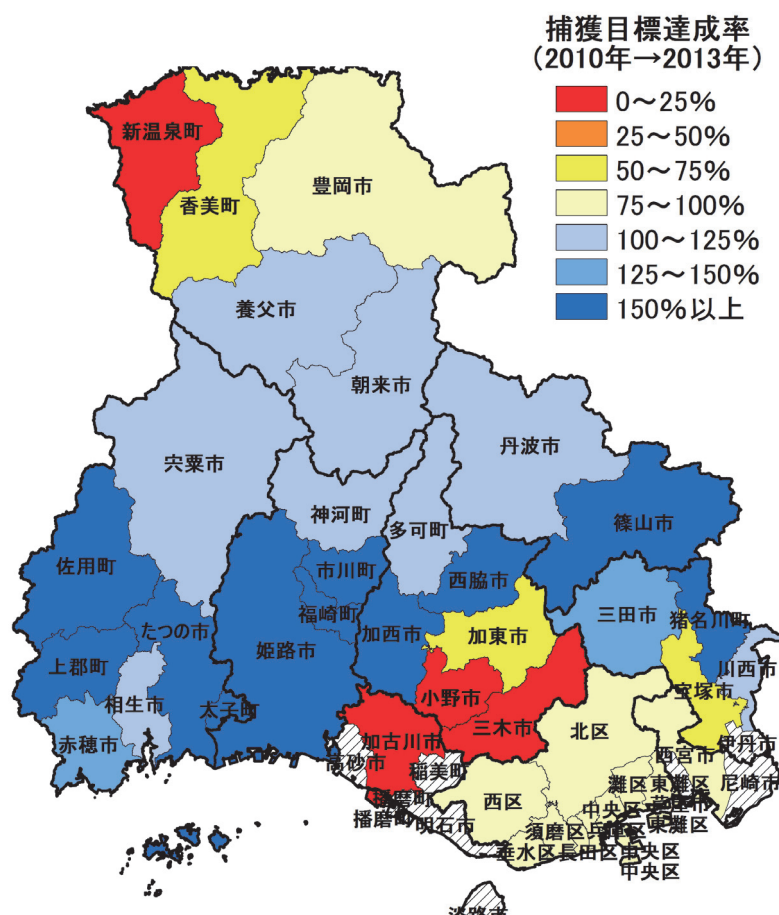


図 1-5 2010年～2013年の期間を通じた市町別の捕獲目標達成率

捕獲の実績と効果

2010年度から2013年度の期間を通しての市町毎の捕獲目標達成率を算出したところ、捕獲目標達成率は、市町間で8.7%～262.6%と極めて大きな変異があった。捕獲目標達成率の変異には地理的な傾向が認められ、調査地域の北西部（香美町と新温泉町）と南東部（神戸・阪神北南・東播磨・北播磨東南部）において達成率が100%未満の市町が多数を占めており、その他の市町では概ね100%以上を達成していた（図1-5）。各市町の捕獲目標達成率と2010年から2014年の期間のSDRの平均ランク変化の関係（図1-6）をみると、捕獲目標達成率

が 100 %に満たない市町では SDR の平均ランク変化は 5 市町 4 市町で負（悪化）の値を示した（ $\text{mean} \pm \text{S.D.} = -0.43 \pm 0.36$ ）。一方、捕獲目標達成率が 100 %以上の市町では SDR の平均ランク変化が 0 前後にプロットされる市町が多数みられた（ $\text{mean} \pm \text{S.D.} = -0.10 \pm 0.21$ ）。

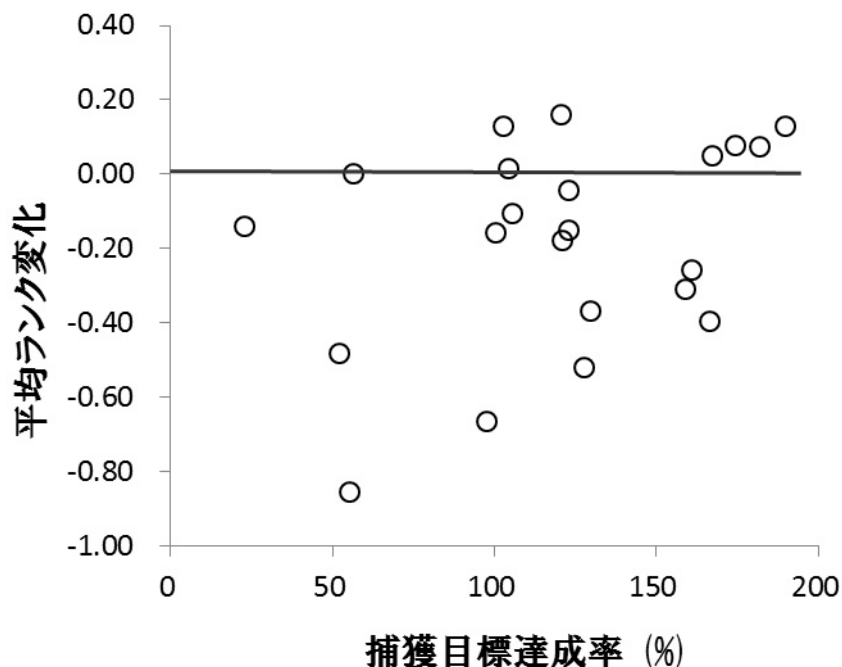


図 1-6 市町における捕獲目標達成率と SDR の平均ランク変化の関係

1-6. 考察

Leave-one-out 交差検定法による精度検証の結果から、2014 年データに基づいて作成した SDR の推定分布図は、シカによる下層植生の衰退状況の地理的変異を把握するうえで十分な精度をもっていることが示された（図 1-2）。また、その精度は過去 2 回（2006 年と 2010 年）の推定結果とほとんど変わらない結果であったことから（藤木 2012b）、過去に作成した推定分布図との比較を通して、SDR の分布の経年変化を議論することは十分可能だと考えられる。2010 年から 2014 年にかけての調査地域全体の傾向としては、SDR のランクが回復した地域がほとんど見られない一方、SDR のランクが悪化した地域が多数存在した（図 1-4）。このような傾向は 2006 年から 2010 年にかけての期間と同様であり（藤木 2012b）、過去 8 年に渡って一貫して、県本州部全体としては下層植生の衰退の進行が止まらない状況が継続していることが伺える。一方で、4 年間で SDR のランクが悪化した落葉広葉樹林面積を見てみると、2006 年から 2010 年の期間が 1433.5km²だったのに対し（藤木 2012b）、2010 年から 2014 年の期間では 807.0 km²と大きく減少していた。つまり、下層植生の衰退の進行速度は、2010 年以降の 4 年間はそれ以前の 4 年間に比べ緩やかになっているといえる。

兵庫県では階層ベイズモデルを用いたシカの個体数推定手法を導入した 2010 年以降、シカの年間捕獲目標をそれ以前の 1.5 倍以上に引き上げ捕獲強化を図ってきた。下層植生の衰退

の進行速度が 2010 年以降緩やかになった一因としては、この捕獲強化の取り組みの効果があるものと考えられる。捕獲目標達成率と SDR の平均ランク変化の関係をみると、捕獲目標達成率が 100 %未満の市町では SDR のランクが悪化する傾向があったのに対し、捕獲目標達成率 100 %以上の市町ではランク変化が 0 前後に収束する傾向が認められた (図 1-6)。さらに 2010 年から 2013 年の期間を通した市町毎の捕獲目標達成率をみると、約 7 割の市町でこの期間の捕獲目標達成率が 100%を超えていた (図 1-5)。以上のことは、県本州部において捕獲目標達成率 100%以上を達成した市町を中心に、2010 年以降、下層植生の衰退の進行に歯止めがかかるようになったことを示唆している。このような傾向が明瞭に認められたのは北播磨、中播磨、西播磨の 3 地域であった。これらの地域では大半の市町で捕獲目標達成率が 100 %以上であったうえ (図 1-5)、藤木 (2012b) と表 1-1 を参照すると 2010 年を境にした前後 4 年間で下層植生の衰退が進行した落葉広葉樹林面積が激減していた (北播磨 : 99.6→4.9km², 中播磨 : 139.1→78.5km², 西播磨 : 533.7→118.5km²)。

2010 年以降の 4 年間で最も下層植生の衰退が著しかったのは、但馬地域内の豊岡市円山川以西から香美町にかけての山塊であった (図 1-4)。この地域では近年、急激にシカ密度が増加しているにも関わらず (兵庫県 2016)、捕獲が十分実施されてないため (図 1-5)、下層植生の衰退の進行が止まらない状況となっている。特に豊岡市と香美町の市町界に位置する但馬妙見山—蘇武岳—三川山の山系では過去 8 年の間に、シカの影響がほぼ見られない段階から下層植生が完全に消失する段階までに至る植生の衰退がほぼ全域に渡って生じている (本モノグラフ表紙参照)。この山系は高標高域にブナ林に代表される日本海側冷温帯の天然植生が残存しているうえ、天然生の溪畔林植生には中部以北に分布の中心域をもつ希少な草本類が多数分布しており、兵庫県の中でも特に貴重な天然植生域となっている。この山系の中で代表的な希少植物群落である銚子ヶ谷のカキツバタ群落 (兵庫県版レッドデータブック : 植物群落 A ランク)、但馬妙見山のニシノヤマタイミンガサ群落 (同 : 維管束植物 A ランク)、三川山のカタクリ群落 (同 : 維管束植物 C ランク) についてはいずれも既にシカによる激しい食害による群落の著しい衰退が確認されている (兵庫県 2010; 香美町 2013; 藤木 未発表)。このままシカの食害を受け続ければ、近い将来、これらの希少植物群落は消失する恐れがある。

落葉広葉樹林における下層植生の衰退防止を図っていくうえで今後の課題としては、捕獲目標達成率が低い市町において捕獲を推進していく必要が挙げられよう。特に重要性の高い地域としては、シカの食害の影響がまだ軽微な冷温帯天然植生域が大面積存在する扇ノ山が含まれる新温泉町が挙げられる。新温泉町は近年、シカの生息密度が県内で最も増加してきている地域の一つであるうえ、扇ノ山ではここ数年、植生にシカの食痕が頻繁に見られるようになってきていることを考えると、捕獲対策の推進は急を要するといえる。また、2010 年以降、SDR が無被害から衰退度 0 へと転じた森林域が多い阪神北地域も注意を要する。阪神北地域では、北部の篠山方面から南部の六甲山系に向かって、シカの分布拡大が進んでおり、それに伴い SDR で無被害から衰退度 0 の変化が生じているものと推察される。最新の調査 (2016 年時点) では神戸市北区の道場町付近まで森林内にシカの食痕が広く確認できる状況になっている (藤木 未発表)。六甲山系へのシカの侵入を防止するためには、この地域におけるシ

カの動向を重点的にモニタリングし、状況に応じて必要な対策を講ずる必要があるだろう。

謝辞

本研究の一部は、平成 22 年度兵庫県立大学特別教育研究助成金と平成 22 年～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」の助成を受けて実施しました。また、野外調査に際しては、後藤順子氏、江藤公俊氏のご協力を賜りました。ここにお礼申し上げます。

引用文献

- Fortin M-J, Dale M (2005) *Spatial Analysis. A Guide for Ecologists*. Cambridge University Press, Cambridge, 365pp.
- 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.
- Fujiki D, Kishimoto Y, Sakata H (2010) Assessing decline in physical structure of deciduous hardwood forest stands under sika deer grazing using shrub-layer vegetation cover. *Journal of Forest Research* 15: 140-144.
- 藤木大介・岸本康誉・内田圭・坂田宏志 (2014) 兵庫県における森林生態系保全を目的としたニホンジカ対策: 広域モニタリング・データに基づいた状況把握と管理目標値の設定 (ニホンジカシリーズ). *水利科学* 57: 26-50.
- 藤木大介・鈴木牧・後藤成子・横山真弓・坂田宏志 (2006) ニホンジカ (*Cervus nippon*) の採食下にある旧薪炭林の樹木群集の構造について. *保全生態学研究* 11: 21-34.
- 兵庫県 (2007) 第 3 期シカ保護管理計画, 兵庫県.
- 兵庫県 (2010) 第 3 期シカ保護管理計画 (第 2 次変更), 兵庫県.
- 兵庫県 (2010) 兵庫の貴重な自然 兵庫県版レッドデータブック (植物・植物群落), 財団法人ひょうご環境創造協会, 神戸.
- 兵庫県 (2016) シカ管理計画 平成 28 年度事業実施計画. 兵庫県.
- 梶光一 (1993) シカが植生をかえる. 洞爺湖中島の例. 「生態学からみた北海道」, 東正剛・阿部永・辻井達一 (編), pp.242-249. 北海道大学図書刊行会, 札幌.
- 香美町 (2013) 銚子ヶ谷湿原カキツバタ群落現状調査報告書, 香美町, 香美.
- 岸本康誉・藤木大介・坂田宏志 (2012) 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. 「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」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ 4 号, pp.92-104 兵庫県森林動物研究センター.
- 松本崇・岸本康誉・太田海香・坂田宏志 (2014) ニホンジカの個体群動態の推定と将来予測 (兵庫県本州部 2012 年). 兵庫ワイルドライフレポート 2: 12-36.
- 坂田宏志・岸本康誉・関香菜子 (2012) ニホンジカの個体群動態の推定と将来予測 (兵庫県本州部 2011 年). 兵庫ワイルドライフレポート 1: 1-16.
- 尾崎真也 (2006) 兵庫県大河内町砥峰の天然林におけるニホンジカが及ぼす植生被害の実態. 森林応用研究 15: 41-46.
- Takatsuki S, Gorai T (1994) Effects of Sika deer on the regeneration of a *Fagus crenata* forest on Kinkazan Island, northern Japan. *Ecological Research* 9: 115-120
- 内田圭・岸本康誉・藤木大介 (2012) 兵庫県本州部におけるニホンジカによる落葉広葉樹林の土壌侵食被害の現状. 「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」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ 4 号, pp.69-90. 兵庫県森林動物研究センター.
- 湯本貴和・松田裕之 (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, 東京.
- Wackernagel H (1995) *Multivariate Geostatistics*. Springer-Verlag, Berlin

附表 1-1 2014 年時点における下層植生が衰退した落葉広葉樹林の市区町別推定面積 (km²)

県民局	市区町	無被害	衰退度0	衰退度1	衰退度2	衰退度3	衰退度4	合計
神戸	東灘区	9.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	9.6
	灘区	18.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	18.8
	中央区	6.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	6.7
	兵庫区	4.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	4.4
	長田区	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1
	須磨区	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4
	垂水区	no data	no data	no data	no data	no data	no data	no data
	西区	15.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	15.8
	北区	138.5	2.0	0.0	0.0	0.0	0.0	140.4
	小計	194.2	2.0	0.0	0.0	0.0	0.0	196.2
阪神南	尼崎市	no data	no data	no data	no data	no data	no data	no data
	西宮市	41.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	41.9
	芦屋市	7.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	7.8
	小計	49.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	49.7
阪神北	伊丹市	no data	no data	no data	no data	no data	no data	no data
	川西市	1.7	20.5	1.3	0.0	0.0	0.0	23.5
	宝塚市	28.7	31.5	0.0	0.0	0.0	0.0	60.2
	猪名川町	7.5	52.4	7.4	0.0	0.0	0.0	67.3
	三田市	26.3	103.2	5.8	0.0	0.0	0.0	135.4
	小計	64.3	207.6	14.5	0.0	0.0	0.0	286.4
東播磨	明石市	no data	no data	no data	no data	no data	no data	no data
	稲美町	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1
	加古川市	37.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	37.1
	高砂市	5.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	5.2
	小計	42.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	42.4
北播磨	三木市	70.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	70.0
	小野市	26.6	2.2	0.0	0.0	0.0	0.0	28.9
	加東市	73.2	6.3	0.0	0.0	0.0	0.0	79.6
	加西市	18.0	43.2	1.7	0.0	0.0	0.0	62.9
	西脇市	28.8	46.9	6.8	0.0	0.0	0.0	82.5
	多可町	0.0	8.6	54.5	10.6	0.0	0.0	73.6
	小計	216.7	107.2	63.0	10.6	0.0	0.0	397.4
		小計	216.7	107.2	63.0	10.6	0.0	0.0
中播磨	姫路市	52.1	58.8	79.9	10.6	0.0	0.0	201.4
	福崎町	0.0	19.0	0.0	0.0	0.0	0.0	19.0
	市川町	0.0	30.9	10.9	0.4	0.0	0.0	42.2
	神河町	0.0	10.3	13.6	14.9	10.6	1.9	51.3
	小計	52.1	119.0	104.4	26.0	10.6	1.9	313.9
西播磨	太子町	1.4	5.6	0.0	0.0	0.0	0.0	7.0
	相生市	10.5	13.5	43.8	0.0	0.0	0.0	67.8
	たつの市	19.2	4.8	68.2	12.9	0.0	0.0	105.2
	宍粟市	0.0	6.6	52.9	41.8	50.6	2.8	154.6
	赤穂市	6.0	12.2	49.8	7.5	0.0	0.0	75.5
	上郡町	0.0	0.5	64.4	44.9	1.8	0.0	111.6
	佐用町	0.0	38.2	115.9	8.4	0.1	0.0	162.5
	小計	37.1	81.3	395.0	115.6	52.4	2.8	684.3
丹波	篠山市	39.3	127.8	53.8	9.3	0.0	0.0	230.1
	丹波市	1.9	64.9	149.9	22.6	0.0	0.0	239.3
	小計	41.2	192.7	203.6	31.9	0.0	0.0	469.4
但馬	朝来市	0.0	2.9	48.2	89.6	12.5	0.0	153.2
	養父市	0.0	0.9	28.0	114.2	32.8	1.1	177.0
	豊岡市	0.0	11.0	184.4	160.3	23.9	0.5	380.0
	香美町	0.0	47.2	101.9	46.0	12.1	0.2	207.4
	新温泉町	4.0	130.2	14.8	0.0	0.0	0.0	149.1
	小計	4.0	192.2	377.3	410.1	81.3	1.8	1066.7
合計(km ²)		701.6	902.1	1157.9	594.2	144.3	6.4	3506.5
割合(%)		20.0	25.7	33.0	16.9	4.1	0.2	100.0

附表 1-2 各市区町における下層植生が衰退した落葉広葉樹林の
2010年～2014年にかけての増減 (km²)

県民局	市区町	無被害	衰退度0	衰退度1	衰退度2	衰退度3	衰退度4
神戸	東灘区	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	灘区	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	中央区	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	兵庫区	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	長田区	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	須磨区	0.4	-0.4	0.0	0.0	0.0	0.0
	垂水区	no data	no data	no data	no data	no data	no data
	西区	4.3	-4.3	0.0	0.0	0.0	0.0
	北区	6.0	-6.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	小計	10.8	-10.8	0.0	0.0	0.0	0.0
阪神南	尼崎市	no data	no data	no data	no data	no data	no data
	西宮市	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	芦屋市	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	小計	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
阪神北	伊丹市	no data	no data	no data	no data	no data	no data
	川西市	-9.6	9.4	0.2	0.0	0.0	0.0
	宝塚市	-28.9	28.9	0.0	0.0	0.0	0.0
	猪名川町	-13.0	8.8	4.2	0.0	0.0	0.0
	三田市	-44.0	38.2	5.8	0.0	0.0	0.0
	小計	-95.5	85.3	10.2	0.0	0.0	0.0
東播磨	明石市	no data	no data	no data	no data	no data	no data
	稲美町	0.1	-0.1	0.0	0.0	0.0	0.0
	加古川市	25.6	-25.6	0.0	0.0	0.0	0.0
	高砂市	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	小計	25.7	-25.7	0.0	0.0	0.0	0.0
北播磨	三木市	2.0	-2.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	小野市	9.1	-9.1	0.0	0.0	0.0	0.0
	加東市	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	加西市	7.3	-3.2	-4.1	0.0	0.0	0.0
	西脇市	13.0	-12.4	-0.6	0.0	0.0	0.0
	多可町	-0.2	1.1	-4.7	3.9	0.0	0.0
	小計	31.1	-25.6	-9.4	3.9	0.0	0.0
中播磨	姫路市	-31.3	1.4	33.2	-0.8	-2.5	0.0
	福崎町	-4.4	4.4	0.0	0.0	0.0	0.0
	市川町	-0.6	6.6	-6.0	0.0	0.0	0.0
	神河町	0.0	0.6	-3.6	1.4	0.0	1.5
	小計	-36.3	13.0	23.7	0.6	-2.5	1.5
西播磨	太子町	-2.8	2.8	0.0	0.0	0.0	0.0
	相生市	-1.8	-1.4	18.9	-15.8	0.0	0.0
	たつの市	0.9	-0.9	6.9	-6.7	-0.2	0.0
	宍粟市	0.0	-1.5	-0.5	-18.5	20.2	0.3
	赤穂市	-1.1	-29.6	23.1	7.5	0.0	0.0
	上郡町	0.0	-7.3	-19.8	27.2	0.0	0.0
	佐用町	0.0	9.6	-8.0	-1.1	-0.5	0.0
	小計	-4.7	-28.3	20.7	-7.4	19.5	0.3
丹波	篠山市	-4.0	17.6	-12.2	-1.3	-0.2	0.0
	丹波市	-2.2	-21.2	6.2	17.3	-0.1	0.0
	小計	-6.2	-3.6	-6.0	16.0	-0.2	0.0
但馬	朝来市	0.0	0.3	20.6	-22.2	1.2	0.0
	養父市	0.0	-1.2	-13.2	4.0	10.1	0.3
	豊岡市	-15.4	-122.7	57.2	63.7	16.8	0.5
	香美町	-4.1	-106.1	60.1	37.7	12.1	0.2
	新温泉町	-9.0	-3.2	12.1	0.0	0.0	0.0
	小計	-28.4	-233.0	136.8	83.3	40.3	1.0
合計(km ²)		-103.8	-228.5	176.0	96.4	57.0	2.8

附表 1-3 落葉広葉樹林における 2010 年～2014 年にかけての SDR のランク変化 (km²)

県民局	市区町	-3	-2	-1	0	1	2
神戸	東灘区	0.0	0.0	0.0	9.6	0.0	0.0
	灘区	0.0	0.0	0.0	18.8	0.0	0.0
	中央区	0.0	0.0	0.0	6.7	0.0	0.0
	兵庫区	0.0	0.0	0.0	4.4	0.0	0.0
	長田区	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0
	須磨区	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0
	垂水区	no data	no data	no data	no data	no data	no data
	西区	0.0	0.0	0.0	11.5	4.3	0.0
	北区	0.0	0.0	2.0	130.5	8.0	0.0
	小計	0.0	0.0	2.0	181.5	12.7	0.0
阪神南	尼崎市	no data	no data	no data	no data	no data	no data
	西宮市	0.0	0.0	0.0	41.9	0.0	0.0
	芦屋市	0.0	0.0	0.0	7.8	0.0	0.0
	小計	0.0	0.0	0.0	49.7	0.0	0.0
阪神北	伊丹市	no data	no data	no data	no data	no data	no data
	川西市	0.0	0.0	9.8	13.8	0.0	0.0
	宝塚市	0.0	0.0	28.9	31.3	0.0	0.0
	猪名川町	0.0	0.0	17.3	49.9	0.1	0.0
	三田市	0.0	4.4	41.0	90.0	0.0	0.0
	小計	0.0	4.4	97.0	184.9	0.1	0.0
東播磨	明石市	no data	no data	no data	no data	no data	no data
	稲美町	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0
	加古川市	0.0	0.0	0.0	11.5	25.6	0.0
	高砂市	0.0	0.0	0.0	5.2	0.0	0.0
	小計	0.0	0.0	0.0	16.7	25.7	0.0
北播磨	三木市	0.0	0.0	0.0	68.0	2.0	0.0
	小野市	0.0	0.0	0.0	19.7	9.1	0.0
	加東市	0.0	0.0	0.0	79.6	0.0	0.0
	加西市	0.0	0.0	0.6	50.3	12.0	0.0
	西脇市	0.0	0.0	0.0	69.0	13.5	0.0
	多可町	0.0	0.0	4.3	68.3	1.0	0.0
	小計	0.0	0.0	4.9	354.9	37.6	0.0
中播磨	姫路市	0.0	0.0	67.1	122.5	11.8	0.0
	福崎町	0.0	0.0	4.4	14.6	0.0	0.0
	市川町	0.0	0.0	0.6	35.6	6.1	0.0
	神河町	0.0	0.0	6.4	43.7	1.1	0.0
	小計	0.0	0.0	78.5	216.5	18.9	0.0
西播磨	太子町	0.0	0.0	2.8	4.2	0.0	0.0
	相生市	0.0	0.0	5.0	46.8	16.0	0.0
	たつの市	0.0	0.0	1.0	95.1	9.0	0.0
	宍粟市	0.0	0.0	30.4	118.7	5.2	0.3
	赤穂市	0.0	0.0	39.3	36.3	0.0	0.0
	上郡町	0.0	0.0	37.5	71.0	3.1	0.0
	佐用町	0.0	0.0	2.6	145.7	14.3	0.0
	小計	0.0	0.0	118.5	517.7	47.7	0.3
丹波	篠山市	0.0	0.0	28.1	162.6	39.3	0.0
	丹波市	0.0	0.0	44.5	193.1	1.7	0.0
	小計	0.0	0.0	72.6	355.8	41.0	0.0
但馬	朝来市	0.0	0.0	1.9	129.7	21.4	0.2
	養父市	0.0	1.2	35.4	129.0	11.4	0.0
	豊岡市	1.4	33.1	187.0	153.8	4.3	0.4
	香美町	0.1	25.3	126.2	55.8	0.0	0.0
	新温泉町	0.0	3.7	13.7	131.7	0.0	0.0
	小計	1.5	63.3	364.2	600.0	37.1	0.6
合計(km ²)		1.5	67.7	737.9	2477.7	220.8	1.0
割合(%)		0.0	1.9	21.0	70.7	6.3	0.0

Box

下層植生“再生”のためのシカの個体数管理について

森林の下層植生は、シカの採食圧の影響を受けて増減するものと考えられるため、シカの密度と下層植生の関係を明らかにしたうえで、下層植生の保全が可能となる生息密度にシカを誘導していく必要がある。一方で、下層植生の変化は、単にシカの採食圧のみによって決まるものではない。下層植生自身が過去の状態に依存して現在の状態へと変化してきたことを考えると、現在の下層植生の状態も、将来の下層植生の状態の重要な決定要素となる。

兵庫県では、シカの密度指標である目撃効率と下層植生衰退度の時系列変化のデータを県本州部全域で収集していることから、シカの密度と下層植生の過去の履歴の両方を考慮した下層植生変化の予測モデルを構築することが可能になってきている。最新の予測モデルを用いて、2014年を起点に捕獲シナリオ別に下層植生の将来予測を実施した結果、以下の2つの予測結果を得た。

【シナリオ①】2022年にシカの
平均目撃効率1.0を達成した場合

【シナリオ②】2026年にシカの
平均目撃効率0.5を達成した場合

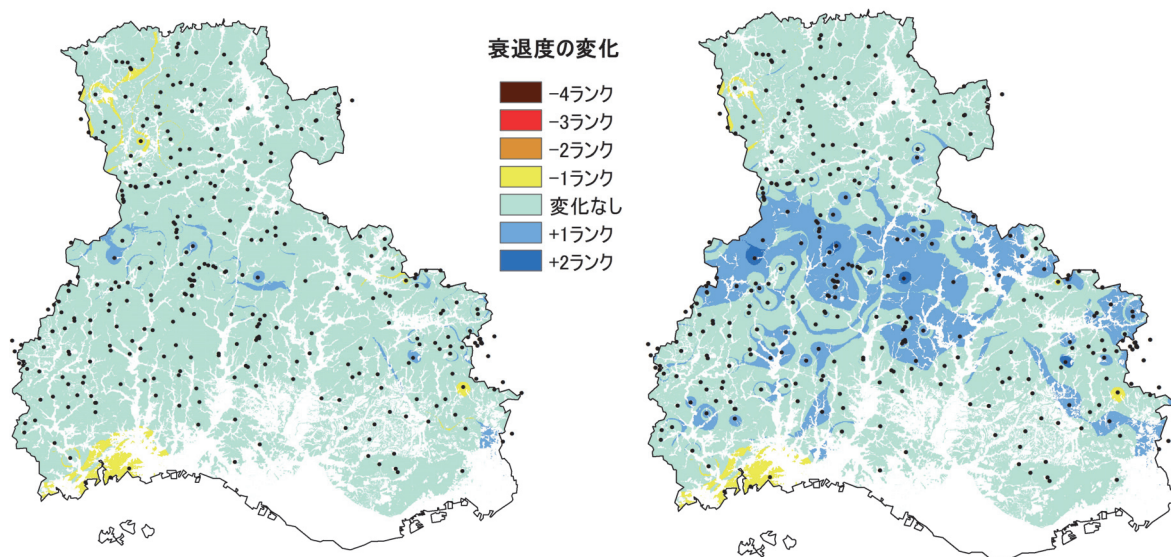


図 1-7 捕獲シナリオに基づいた下層植生衰退度のランク変化の将来予測

ランク変化は2014年時点からの変化を表し、+は回復を、-は衰退を表す。

将来予測結果に基づくと、【シナリオ①】を達成した場合、県本州部全域において下層植生の状態を2014年並みの状態で維持（つまり、衰退の防止が達成）できることとなる。一方、【シナリオ②】を達成した場合、下層植生衰退度で一ランク回復する森林域が県本州部の内陸中央部においてまとまった面積で創出されることとなる。

2017年度から始まる第2期シカ管理計画では、この将来予測結果に基づいて、シカの個体数管理の目標を定めることにしている。

第 2 章

淡路島の広葉樹林における ニホンジカによる植生の衰退について —2012 年と 2015 年の状況—

藤木大介¹

¹兵庫県森林動物研究センター

要 点

- ・淡路島における広葉樹林植生のニホンジカによる衰退状況をモニタリングするため、島内の 50 地点において、簡易植生調査を 2012 年と 2015 年の 2 回実施した。
- ・各調査地点の植生の衰退状況については、密度比数という指標を用いて評価し、地理情報システム上で密度比数データに空間内挿処理を施すことにより、各年における島内の密度比数の地理的分布を推定した。
- ・推定結果から、2012～2015 年の期間を通して、シカにより広葉樹林植生が衰退している地域は諭鶴羽山地内にほぼ限定されることが明らかになった。諭鶴羽山地では立木密度が半減以上している樹林域が多数存在していることが推定されたが、この期間を通して植生の衰退の顕著な進行は認められなかった。
- ・諭鶴羽山地では、現在のシカの生息個体数が今後も維持されるようであれば、長期的には緩やかに植生の衰退は進行していく可能性が十分に高い。
- ・章末に附表として、密度比数別広葉樹林面積とその変化の推計を市町毎まとめた。

key words: 密度比数、地理情報システム、空間補間処理、諭鶴羽山地、クリギング

2-1. はじめに

近年、全国的に過密度化したニホンジカ *Cervus nippon*（以下、シカ）の影響による広葉樹林植生の衰退が問題になっており、被害対策を検討するうえで、まずは被害の実態把握が急務となっている。シカの食害による広葉樹林植生の衰退は兵庫県でも 2000 年代に入ってから報告されるようになり（吉野ほか 2005; 藤木ほか 2006; 尾崎 2006; 服部ほか 2010; 藤木ほか 2011; 藤木ほか 2012b; 石田・服部 2012; 梅田ほか 2012）、2006 年からは県本州部全域を対象に被害の実態把握のための広域多地点調査が実施されている（Fujiki et al. 2010）。この調査では落葉広葉樹林のシカによる衰退程度を簡便評価する手法として低木層の被度を用いた指標（下層植生衰退度）を用いることが有効であることを明らかにしたうえで（藤木 2012a）、広域多地点で収集したデータを地理情報システム上に取り込み空間内挿処理を施すことで、落葉広葉樹林の下層植生衰退度別の地理的分布を定量評価した。また、2010 年に再

調査を、2014年に再々調査を実施することで8年間の被害の変化についても把握することができている（藤木 2012b; 藤木 2017）。

一方、淡路島については、南部の諭鶴羽山地にシカが高密度で分布しており（藤木ほか 2007）、山地内の広葉樹林がシカの影響を強く受けていることは以前から把握はされていたが（諭鶴羽山系総合プラン策定委員会・兵庫県淡路県民局 2005）、常緑広葉樹林が卓越して分布する淡路島では被害指標として下層植生衰退度を用いることが適切でなかったために、モニタリング体制の構築が本州部に比べて遅れた。ようやく2012年になって、立木密度を被害指標に用いることを念頭に、島内全域を対象にシカの影響を受けた広葉樹林の地理的分布状況把握のための調査が初めて実施された（藤木 2013）。その後の検討の中で、被害指標として密度比数を用いることが考案され（藤木 2015）、2015年に再調査が実施されることで、ようやくモニタリング体制が整ってきた状況といえる。

本章では、淡路島において2012年と2015年に収集したモニタリング・データに基づき、密度比数を被害指標に用いることで、淡路島全域における広葉樹林の衰退状況とその推移について地理情報システム上で推定した結果について報告する。

2-2. 調査地域

調査地域は、兵庫県の淡路島である。1981年～2010年の期間の気象庁の気象統計によると、北部の郡家および南東部の洲本市における年平均気温はそれぞれ15.9℃および15.5℃、年平均降水量はそれぞれ1093.1mm および1406.6mm となっている（気象庁ホームページ、<http://www.jma.go.jp/jma/index.html>、2017年3月1日確認）。気候帯および気候区としては、ほぼ全域が暖温帯に属するうえ、比較的雨の少ない瀬戸内式気候区に区分される。

淡路島における原植生は照葉樹林であると考えられるが、現在では大部分がウバメガシ萌芽林、シイ・カシ林、コナラやノグルミが優占する落葉広葉樹林などの二次林になっている。また、これらの二次林は放置状態に置かれているため、現在は遷移が進んでおり、大半が外観は落葉広葉樹林であっても林内では照葉樹が優占する林分となっている。

淡路島の地勢は、北部の北淡山地、中部の先山山地とそれを取りまく津名丘陵にまず分けられる（図 2-1）。さらに南部は、東部の諭鶴羽山地と西部の西淡山地に分けられる。このうち諭鶴羽山地ではシカの生息密度が高いことが確認されている（藤木ほか 2007）。兵庫県（2016）がベイズ推定を用いて実施した推定結果によると、島内のシカの個体数は2014年時点で中央値 6,543 頭（90%の信頼区間では4,576～10,596 頭）となっている。また、2011年から2014年の期間中、その個体数は横這い或いはやや減少傾向にあると推定されている。

2-3. 調査方法

調査は島内の広葉樹林を対象に、2012年と2015年のそれぞれの期間に実施した。調査林

分は、林内の光条件や人為的攪乱の影響の程度をできるだけ揃えるため、以下の基準で選定を行った。1) 林冠の高さが 5m以上であること、2) 林冠が閉鎖していること、3) 伐採痕など人為的な攪乱痕跡がないこと、4) 林縁部からの光が入らない程度、林縁から離れていること。このような基準の下、50 地点を調査対象林分として選定した (図 2-1)。

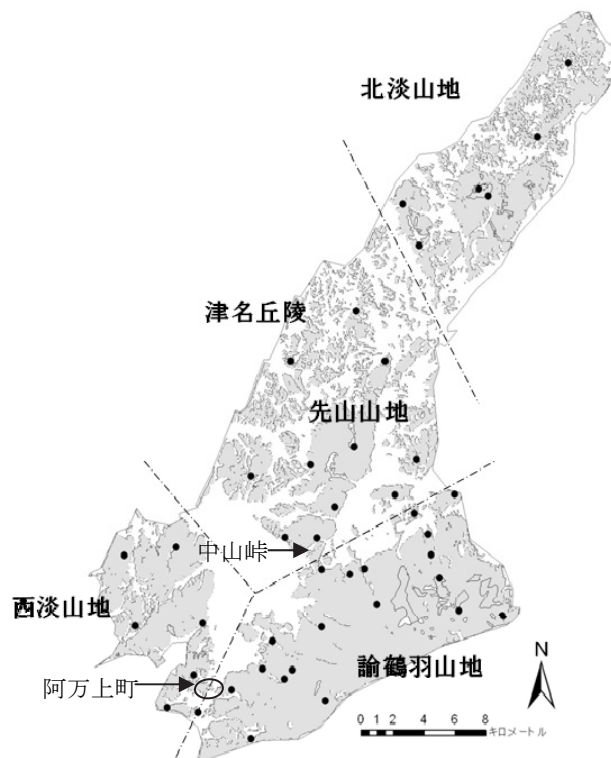


図 2-1 調査地点位置図

黒丸は調査地点を示す。破線は地勢の区分を表す。

各調査林分では、20m 四方の調査区を設定したうえで、密度比数を算出するために以下の三項目について調査した。

- 1) 林冠木平均樹高 (m)
- 2) 面積 50m² 当たりの胸高 (地上高 130cm) 以上の立木密度
- 3) シカの生息痕跡の有無

通常、1) と 2) については毎木調査を実施し、それに基づき算出するのが一般的であるが、調査の簡便化を図るため、以下のような簡易調査を実施した。1) については、調査区内に生育する林冠木のうち、平均的な高さの立木を 3 本選定し、その樹高をレーザー距離計ないしは検測桿を用いて測定した。2) については調査区内の 4 箇所において約 12.56m² (合計 50.24m²) の円形小プロットを設定し、その中に生育する胸高以上の立木本数をカウントし、記録した。円形小プロットの設定にあたっては、まず調査区の中央部において 10m のラインを巻尺で設定した。そのうえで、調査員は設定した 10m ラインの両端から左右直角に 2 m 離れた地点 (合計 4 地点) に立ち、それぞれの地点において調査員を軸としながら、長さ 2m の赤白ポールを地上高 1.3m で円を地面から水平に一回転させることで設定した (図 2-2)。

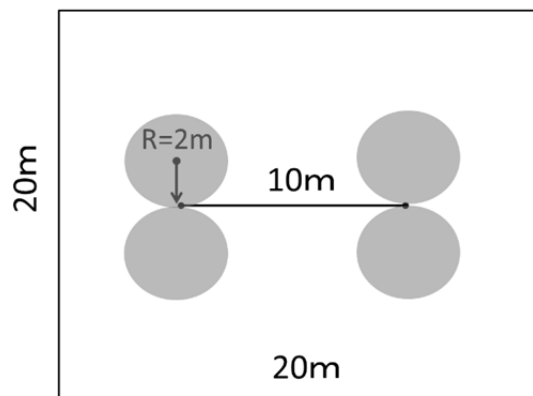


図 2-2 調査区におけるプロット設定の概要

外枠が 20m 四方の調査区を、内部の実線が 10m ラインを表す。

網掛けの円が半径 2m の円形小プロットの位置である。

この際、赤白ポールに触れた生立木の総数を、それぞれの円形小プロット内の立木本数とみなした。なお、ここでいう立木とは、地表面において根株が独立しているか否かを立木の単位とする。同一株であっても、地下部で幹が連結しており地表面では分離しているものは別立木として扱った。逆に、地表面では同一の根株をもち地上部で幹が分かれている株立ち状のものは同一立木として取り扱った。また、ツル性木本植物は立木に含めなかった。最後に 3) については調査区内において過去数年以内のシカの採食痕跡の有無を調査し、記録した。

その他の調査項目としては以下の 5 つを調査した。1) 面積 20m^2 当たりの維管束植物の出現種数、2) 地表におけるリターの被覆度 ($\geq 99\%$, $98\sim 75\%$, $74\sim 50\%$, $< 50\%$), 3) 土壌侵食率 (調査区内の面状侵食の地表面積割合: $\geq 50\%$, $49\sim 25\%$, $24\sim 10\%$, $< 10\%$)、4) 表面土壌硬度、5) 立地環境属性 (斜面方位, 斜面勾配など)。1) については 10m ライン (図 2-2) の左右両側 1m の範囲内に出現した維管束植物の種数をカウントした。2) と 3) については、調査区内を踏査し目視判定した。4) については、調査区内のランダム 5 地点で山中式土壌硬度計を用いて測定した値の平均値を用いた。

2-4. 解析方法

密度比数の算出

シカの影響による林分の衰退程度の指標としては密度比数を用いた。密度比数とはシカの影響がない状態における平均的な立木密度を 1.0 とした場合における調査林分の立木密度の比率である。ただし、シカの影響がない状態における平均的な立木密度は、林分成長に伴う自己間引きの影響によっても変動すると考えられるため (Yoda 1963; Mohler et al. 1978; Kikuzawa 1988; 井上・西園 2003; Tateno and Takeda 2003)、以下の手法により林分の成長段階を考慮したうえで密度比数の算出を行った。

まず、シカの採食痕跡がない林分のみデータ・セットを対象に、林冠木平均樹高と胸高以上の立木密度のデータを用いて、林冠木平均樹高一立木密度曲線（以下、基準樹高一密度曲線）を求めた。曲線の算出には、ポワソン分布を仮定した一般化線形モデルを用い、応答変数として胸高以上の立木密度、説明変数として林冠木平均樹高を用いた線形予測子を構築した。このようにして構築されたモデル式に基づき、各調査林分を対象に、その林冠木平均樹高に対応する基準樹高一密度曲線上の立木密度（基準立木密度）を得た。最後に、得られた基準立木密度に対して各調査林分における実際の立木密度の比をとることで、密度比数とした。なお、空間内挿処理をするに際しては、シカの採食痕跡がなかった林分の密度比数は、実際の密度比数の値に関わらず、全て 1.0 として扱った。

密度比数と他の指標との関係

密度比数とシカの生息密度指標、維管束植物の出現種数などの他の森林衰退指標との関連性を確認するために、Spearman の順位相関係数 ρ を用いた相関分析を実施した。シカの生息密度の指標としては、目撃効率を用いた。目撃効率とは、狩猟者から収集されるデータに基づくシカの相対密度指標である。兵庫県では、狩猟者に出猟日と出猟場所（約 5 km×4 km の狩猟メッシュ単位）、その日目撃したシカの頭数の報告を依頼している。各府県では猟期終了後、アンケート帳を回収し、メッシュ単位で出猟一人日当たりのシカの平均目撃頭数（目撃効率）を算出することで、メッシュ単位でのシカの相対密度の地理的変異を把握している。目撃効率は、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、広葉樹林の下層植生衰退との関係では、林分から半径 4.5 km の範囲内の目撃効率の過去 4 年の平均値が最も関連性が強いことが示されている（Kishimoto *et al.* 2010）。そこで本研究では、各調査林分から半径 4.5 km 範囲内にある狩猟メッシュを対象に、調査時点から過去 4 年分のシカ目撃効率の平均値を用いて、平均目撃効率（MSPUE）を算出した。なお、MSPUE を算出する際には、林分からの半径 4.5 km 内の各狩猟メッシュの森林面積比に応じて SPUE を加重平均した。

空間内挿とその精度検証

調査地域内の広葉樹林における密度比数の地理的変異の推定に当たっては、地理情報システム上でクリギング法 Kriging（Fortin and Dale 2005）による空間内挿処理を行った。

密度比数の地理的変異の空間推定結果の精度検証には、Leave-one-out 交差検定法（Wackernagel 1995）を用いた。手順としては、まずデータ・セットから、任意の調査地点を 1 地点抜き出したうえで残りの調査地点を用いて空間内挿を行い、抜き出した地点の密度比数を推定し、実測値との誤差を確認した。次にこの作業を、調査地点のうち最外郭の 4 地点を除いた残り全地点で繰り返すことで推定精度を評価した。

以上の解析は、地理情報システム・ソフトウェア（ESRI 社 ArcGIS 10.2 Spatial Analysis Extension）を用いて行なった。

2-5. 結果

2012年と2015年ともに、密度比数は、MSPUE、表面土壌硬度並びに土壌侵食率との間に負の相関 ($p<0.05$)、維管束植物の出現種数とリター被覆率との間に正の相関 ($p<0.05$) が認められた (表 2-1, 2-2)。

調査地域内の広葉樹林における密度比数の地理的変異を推定した結果、2012年と2015年ともに密度比数で 0.8 未満の広葉樹林が分布していたのは論鶴羽山地にほぼ限定されていた (図 2-3)。両年とも、論鶴羽山地内では密度比数で 0.6~0.4 の樹林域が最も卓越して分布していた。また、論鶴羽山地の中でも東部に向かうにつれ密度比数が低くなる傾向がみられ、最東部の柏原山周辺では密度比数が 0.4~0.2 と最も低い樹林域が分布していた。その他の山系 (北淡山地、津名丘陵、先山山地、西淡山地) については、基本的に密度比数が 0.8 以上の広葉樹林が分布しているものと推定された。

2012年と2015年の密度比数別の広葉樹林の推定分布図 (図 2-3) を比較すると、両者に大きな違いは認められなかった。密度比数クラス別に両年の広葉樹林面積を集計し比較した結果をみても、この両年間で密度比数クラス別の広葉樹林の面積割合に大きな変動は認められなかった (表 2-3)。

Leave-one-out 交差検定法による精度検証の結果、密度比数の空間推定結果は約半数の地点 (2012年データの 56.5%、2015年データの 53.3%) で±0.1の誤差範囲内に、約 3/4 の地点 (2012年データの 73.9%、2015年データの 73.3%) が±0.2の誤差範囲内に収まっていた (図 2-4)。誤差平均については 0 にほぼ等しかった (2012年 0.00; 2015年 -0.01)。

表 2-1 2012年データにおける密度比数と他の指標との相関関係

変数	<i>n</i>	ρ	<i>P</i>
シカ目撃効率	41	-0.241	0.129
維管束植物の出現種数	43	0.597	<0.001
リター被覆率	43	0.346	0.023
表面土壌硬度	43	-0.664	<0.001
土壌侵食率	43	-0.374	0.014

表 2-2 2015年データにおける密度比数と他の指標との相関関係

変数	<i>n</i>	ρ	<i>P</i>
シカ目撃効率	50	-0.478	<0.001
維管束植物の出現種数	43	0.607	<0.001
リター被覆率	50	0.401	0.004
表面土壌硬度	43	-0.659	<0.001
土壌侵食率	50	-0.429	0.002

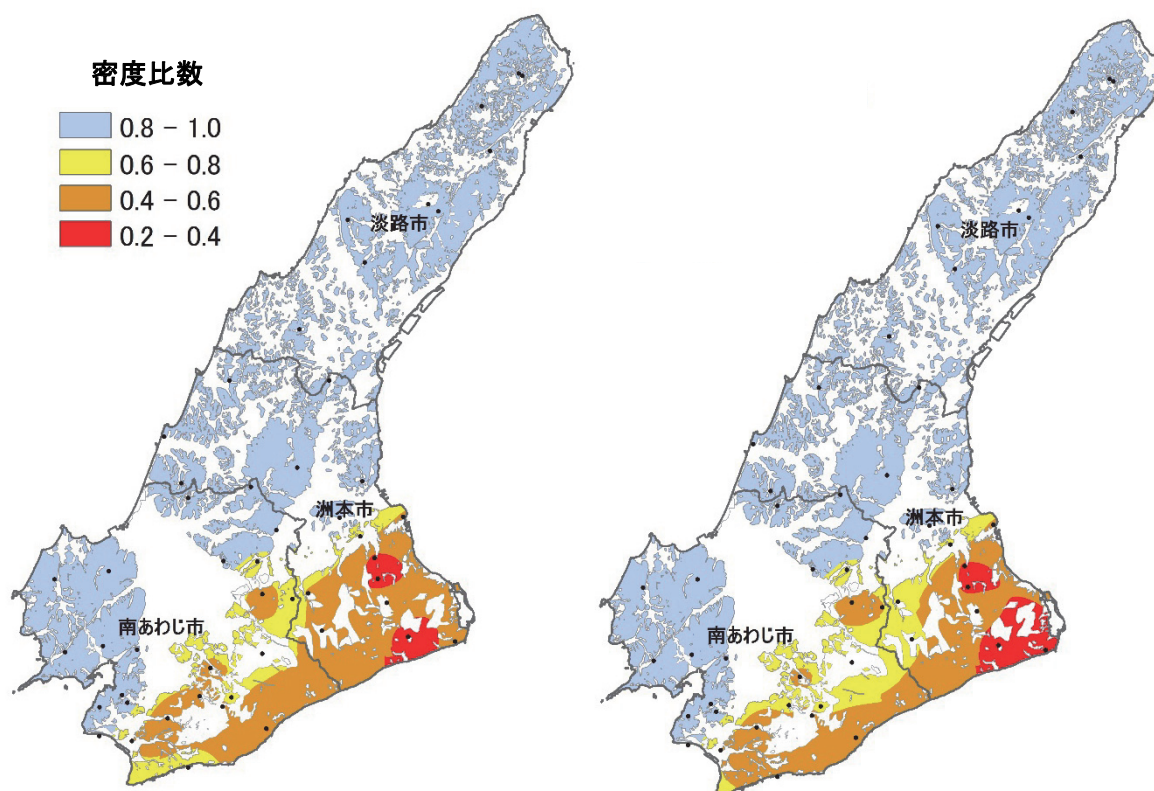


図 2-3 淡路島における密度比数別の広葉樹林の推定分布図
(左：2012 年度，右：2015 年度)

表 2-3 淡路島における広葉樹林の密度比数別の推定分布面積

年度		密度比数					合計
		1.0-0.8	0.8-0.6	0.6-0.4	0.4-0.2	0.2-0.0	
2012	km ²	194.5	22.0	75.7	11.9	0.0	304.1
	%	63.9	7.2	24.9	3.9	0.0	100.0
2015	km ²	196.8	35.2	59.1	13.1	0.0	304.1
	%	64.7	11.6	19.4	4.3	0.0	100.0
増減	km ²	2.3	13.1	-16.7	1.3	0.0	0.0
	%	0.8	4.3	-5.5	0.4	0.0	0.0

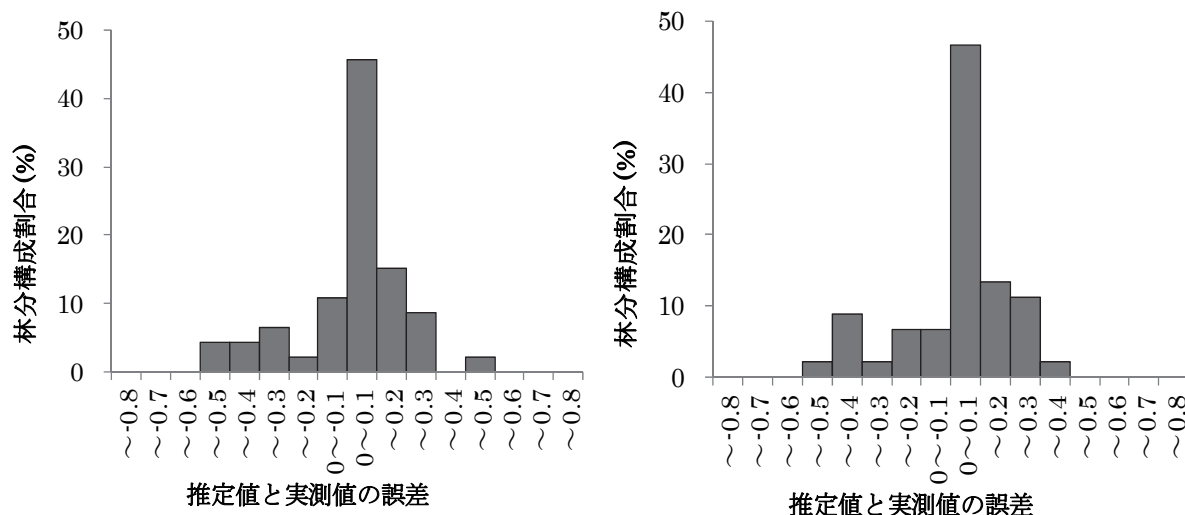


図 2-4 調査林分における密度比数の推定値と実測値の誤差の頻度分布
(左：2012 年の結果、右：2015 年の結果)

2-6. 考察

2012 年と 2015 年ともに、シカの生息密度指標である目撃効率が高い地点ほど、密度比数が低いという地理的相関が認められた (表 2-1, 2-2)。このことは、シカの採食による立木密度の減少を密度比数によって評価できていることを示唆している。また、維管束植物の出現種数の減少といったシカの直接的な採食の負の影響を示す指標との間の相関、リター層の被覆率の減少や表面土壌硬度の高まり、土壌侵食の激化などシカの採食による植生の衰退の進行に伴い発生する現象 (内田ほか 2012) との間の相関も認められた。これらのことは、密度比数が単にシカの採食による立木密度の減少程度を表しているだけではなく、シカの直接的、間接的な採食の影響によって生じる他の様々な森林構成要素の状態悪化をも反映していることを示唆している。このような結果は、密度比数がシカによる広葉樹林植生の全体的な衰退程度を示す指標として妥当であることを示している。

密度比数の空間内挿処理の精度検証を実施した結果、推定値と実測値の誤差は約半数の地点で ± 0.1 の誤差範囲内に、約 3/4 の地点で ± 0.2 の誤差範囲内に収まっていた (図 2-4)。空間推定結果では密度比数が 1.0~0.2 の範囲で大きく変動することが示されたことを考えると、推定結果は、ある一定の幅の誤差を含むもののシカの影響による広葉樹林植生の衰退状況の地理的変異の島内における大まかな傾向を表すことはできているものと考えられる。さらに、2012 年と 2015 年の両年間で誤差のばらつきに大きな相違はなかったうえ、誤差平均が両年ともほぼ 0 だったことは、推定精度は両年間で大きな相違はなかったうえ、両年とも推定結果は全体として過大にも過小にも偏っていなかったものと考えられる。

以上を踏まえたうえで密度比数の地理的変異の推定結果を解釈すると、島内の広葉樹林のうち、シカの強い影響を受けて植生が衰退しているのは、2012~2015 年の期間を通して論鶴羽山地にほぼ限定されるものと推測される (図 2-3)。ほぼ同一期間に兵庫県の本州部では広

葉樹林植生の衰退地域が大幅に拡大したに対し（藤木 2017）、淡路島ではシカの影響で衰退した広葉樹林の分布は諭鶴羽山地にほぼ限定され、他の山地には全く拡大していないといえる。この理由としては、島内の各山地が、農耕地等の平地によって分断され、孤立的に存在していることが大きいであろう。淡路島では少なくとも 1970 年代初頭から現在に至るまでシカの分布が諭鶴羽山地に限定されていることが確認できることから（朝日 1973; 兵庫県森林動物研究センターホームページ「兵庫県野生動物管理データ集—シカ」、<http://www.wmi-hyogo.jp/ym/sika.aspx>、2017 年 2 月 7 日確認）、地勢的な理由で他の山系へのシカの分布拡大が比較的起こりにくいものと思われる。一方で、先山山地のうち、諭鶴羽山地に近接している山域では、散発的にシカの目撃等が報告されることがある。例えば、諭鶴羽山地との最近接地である南あわじ市中条広田の中山峠（図 2-1）付近の国道 28 号線においては、シカが道路を横断して先山山地側に移動していることが地元住民によって頻繁に目撃されている（藤木 2013）。また、先山山地側の調査地点でもシカの影響が確認されているうえ、森林動物研究センターが実施している農会アンケートでもこの付近の先山山地側で散発的に、シカによる農業被害が発生していることが回答されている（藤木ほか 2007）。したがって、シカはこの経路伝いに諭鶴羽山地から先山山地側へ分布拡大するリスクは存在するものと推測できる。同様に西淡山地についても、南あわじ市阿万上町（図 2-1）付近においては、農耕地や住宅地を挟んで両山地は約 150m 程度しか離れていないことを考えると、この経路伝いに諭鶴羽山系から西淡山地側にシカが分布拡大するリスクはあるものと考えられ、注意を要する。

諭鶴羽山地内における密度比数の地理的変異も、2012 年～2015 年の期間を通してほとんど変化がなかったことから、淡路島全体を通してこの期間、シカの影響による広葉樹林植生の衰退は大きな変化がなかったものと推測できる。この理由については、諭鶴羽山地以外の山系にシカの分布拡大が生じなかったことに加えて、諭鶴羽山地内では既に 2012 年以前の段階でシカの影響を受けやすい下層木の多くが枯死してしまっており、現在はシカの影響を受けにくい上層木を中心とした広葉樹林植生へと変化してしまっているためと考えられる。しかし、諭鶴羽山地内のシカの個体数は近年も顕著に減少していないことから、今後もシカの生息密度が高い状況が続くようであれば、長期的には密度比数は緩やかに減少していく可能性は高い。

謝辞

本研究の一部は、平成 22 年度兵庫県立大学特別教育研究助成金と平成 22 年～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」の助成を受けて実施しました。ここに礼申し上げます。

引用文献

- 朝日 稔 (1973) 哺乳類の現状とその保護. (兵庫県自然保護協会 編) 兵庫県の自然の現状—自然保護対策の基本資料報告—, pp.75-87. 兵庫県生活部自然課, 神戸.
- Ericsson G, Wallin K (1999) Hunter observations as an index of moose *Alces alces* population parameters. *Wildl Biol* 5: 177-185.
- Fortin M-J, Dale M (2005) Spatial Analysis. A Guide for Ecologists. Cambridge University Press, Cambridge, 365pp.
- 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 (2013) 淡路島におけるニホンジカの影響を受けた広葉樹林の地理的分布域の推定. 兵庫ワイルドライフレポート 2:1-11.
- 藤木大介 (2015) シカによる森林植生衰退指標としての密度比数の有効性. 日本森林学会大会発表データベース 第126回日本森林学会大会, p.861. 日本森林学会.
- 藤木大介 (2017) 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衰退度の変動と捕獲の効果 (2010年~2014年). 「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II」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ 9号, pp.1-16. 兵庫県森林動物研究センター.
- Fujiki D, Kishimoto Y and Sakata H (2010) Assessing decline in physical structure of deciduous hardwood forest stands under sika deer grazing using shrub-layer vegetation cover. *Journal of Forest Research* 15: 140-144.
- 藤木大介・岸本康誉・坂田宏志 (2011) 兵庫県氷ノ山山系におけるニホンジカ (*Cervus nippon*) の動向と植生の状況. 保全生態学研究 16: 55-68.
- 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.
- 藤木大介・鈴木牧・後藤成子・横山真弓・坂田宏志 (2006) ニホンジカ (*Cervus nippon*) の採食下にある旧薪炭林の樹木群集の構造について. 保全生態学研究 11: 21-34.
- 服部保・黒田有寿茂・石田弘明・南山典子 (2010) 兵庫県たつの市鶏籠山の照葉半自然林におけるニホンジカの採食の影響. 人と自然 21:137-144.
- 兵庫県 (2016) シカ管理計画 平成28年度事業実施計画. 22pp, 兵庫県.
- 井上昭夫・西園朋広 (2003) 鳥取県の広葉樹林における最多密度曲線の推定. 広葉樹研究 10: 1-10.
- 石田弘明・服部保 (2012) ニホンジカの過採食が暖温帯夏緑二次林の種多様性に与える影響.

- 「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」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ 4号, pp.32-47. 兵庫県森林動物研究センター.
- Kikuzawa K (1988) . Intraspecific competition in a natural stand of *Betula ermanii*. *Ann Bot* 61: 727-734
- Kishimoto Y, Fujiki D, Sakata H (2010) Management approach using simple indices of deer density and status of understory vegetation for conserving deciduous hardwood forest on a regional scale. *Journal of Forest Research* 15: 265-273
- Mohler CL, Marks PL, Sprugel DG (1978) Stand structure and allometry of trees during self-thinning of pure stands. *Journal of Ecology* 66: 599-614.
- 尾崎真也 (2006) 兵庫県大河内町砥峰の天然林におけるニホンジカが及ぼす植生被害の実態. 森林応用研究 15: 41-46.
- Solberg EJ, Sæther BE (1999) Hunter observations of moose *Alces alces* as a management tool. *Wildl Biol* 5: 107-117.
- Takatsuki S, Gorai T (1994) Effects of Sika deer on the regeneration of a *Fagus crenata* forest on Kinkazan Island, northern Japan. *Ecological Research* 9: 115-120
- Tateno R, Takeda H (2003) Forest structure and tree species distribution in relation to topography - mediated heterogeneity of soil nitrogen and light at the forest floor. *Ecological Research* 18: 559-571.
- 梅田浩尚・藤木大介・岸本康誉・室山泰之 (2012) 兵庫県但馬地方のコナラ林とスギ人工林におけるニホンジカの生息密度勾配に伴う植物種数の変化パターン. 森林応用研究 21: 1-8.
- 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
- 内田圭・岸本康誉・藤木大介 (2012) 兵庫県本州部におけるニホンジカによる落葉広葉樹林の土壌侵食被害の現状. 「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」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ 4号, pp.69-90. 兵庫県森林動物研究センター.
- Yoda K (1963) Self-thinning in overcrowded pure stands under cultivated and natural conditions. *Journal of Biology Osaka City University* 14: 107-129.
- 吉野豊・前田雅量・山瀬敬太郎・上山泰代 (2005) 絶滅危惧種「サラサドウダン」の保全に関する研究 (I) - 県内自生地における生育実態. 兵庫県農業技術総合センター研究報告 (森林林業) 52: 1-6.
- 諭鶴羽山系総合プラン策定委員会・兵庫県淡路県民局 (2005) 諭鶴羽山系総合プラン.
- Wackernagel H (1995) *Multivariate Geostatistics*. Springer-Verlag, Berlin.

附表 2-1 2012 年時点の淡路島各市における広葉樹林の密度比数別推定面積 (km²)

市	面積	密度比数					合計
		1.0-0.8	0.8-0.6	0.6-0.4	0.4-0.2	0.2-0.0	
淡路市	km ²	82.1	0.0	0.0	0.0	0.0	82.1
	%	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0
洲本市	km ²	50.4	3.3	37.3	11.3	0.0	102.3
	%	49.2	3.3	36.4	11.1	0.0	100.0
南あわじ市	km ²	62.0	18.7	38.4	0.5	0.0	119.7
	%	51.8	15.6	32.1	0.5	0.0	100.0
合計	km ²	194.5	22.0	75.7	11.9	0.0	304.1
	%	63.9	7.2	24.9	3.9	0.0	100.0

附表 2-2 2015 年時点の淡路島各市における広葉樹林の密度比数別推定面積 (km²)

市	面積	密度比数					合計
		1.0-0.8	0.8-0.6	0.6-0.4	0.4-0.2	0.2-0.0	
淡路市	km ²	82.1	0.0	0.0	0.0	0.0	82.1
	%	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0
洲本市	km ²	50.8	11.1	27.4	13.1	0.0	102.3
	%	49.6	10.8	26.7	12.8	0.0	100.0
南あわじ市	km ²	63.9	24.1	31.7	0.0	0.0	119.7
	%	53.4	20.1	26.5	0.0	0.0	100.0
合計	km ²	196.8	35.2	59.1	13.1	0.0	304.1
	%	64.7	11.6	19.4	4.3	0.0	100.0

附表 2-3 淡路島各市における密度比数別広葉樹林面積の
2012 年から 2015 年にかけての増減 (km²)

市	面積	密度比数					合計
		1.0-0.8	0.8-0.6	0.6-0.4	0.4-0.2	0.2-0.0	
淡路市	km ²	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	%	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
洲本市	km ²	0.4	7.7	-9.9	1.8	0.0	0.0
	%	0.4	7.5	-9.7	1.8	0.0	0.0
南あわじ市	km ²	1.9	5.4	-6.8	-0.5	0.0	0.0
	%	1.6	4.5	-5.6	-0.5	0.0	0.0
合計	km ²	2.3	13.1	-16.7	1.3	0.0	0.0
	%	0.8	4.3	-5.5	0.4	0.0	0.0

第 3 章

シカによる外来木本群落の成立と分布拡大

石田弘明^{1, 2}

¹兵庫県森林動物研究センター, ²兵庫県立人と自然の博物館

要 点

- ・ナンキンハゼとニワウルシは中国原産の落葉高木である。近年、これらの種が植栽地から逸出し、各地で分布を拡大していることが認められるようになってきた。
- ・洲本市および朝来市の伐採跡地とその隣接地において各種の調査を行い、ナンキンハゼ群落とニワウルシ群落の成立に果たすシカの役割について検討した。
- ・ナンキンハゼとニワウルシの逸出個体はいずれも伐採跡地に分布していた。
- ・ナンキンハゼ群落とニワウルシ群落の主な成因は、1) 森林の皆伐によってまとまった面積の陽地が形成されたこと、2) 競合種の定着・成長がシカの採食によって阻害されたことであると考えられた。
- ・シカの個体数が近年全国各地で急激に増加しているという事実を考えると、両群落の分布地点数と分布面積は今後確実に増加していくと予想された。

Key words: 採食圧、ナンキンハゼ、ニワウルシ、不嗜好性植物、優占群落

3-1. はじめに

トウダイグサ科のナンキンハゼ *Sapium sebiferum* とニガキ科のニワウルシ *Ailanthus altissima* は、ともに中国原産の落葉高木である (佐竹ほか 1989; Kowarik and Säumel 2007)。いずれも日本では緑化木として各地の街路や公園などに植栽されている (椎名 1995; 清水 2003)。しかし近年、これらの種が植栽地から逸出し、各地で分布を拡大していることが認められるようになってきた (奥川・中坪 2009; 清水 2003)。村中ほか (2005) は国内河川での逸出状況を考慮し、両種を「特定外来生物に指定すべき維管束植物の候補」に挙げている。また、兵庫県 (2011) は「生物多様性に悪影響を及ぼす外来生物」の目録を作成し、ナンキンハゼを「警戒種」(生物多様性への影響が大きい、または今後影響が大きくなることが予測される種)、ニワウルシを「注意種」(生物多様性への影響がある種) に指定している。

Maesako *et al.*(2007)は奈良県春日山の照葉樹林を調査し、ナンキンハゼが林冠ギャップに数多く逸出していることや、ナンキンハゼの優占群落 (以下、ナンキンハゼ群落) が各所に分布していることを報告している。このような群落は他地域でもみられる。例えば、兵庫県洲本市の森林伐採跡地 (以下、伐採跡地) には比較的まとまった面積のナンキンハゼ群落が分布している。一方、兵庫県朝来市では複数の伐採跡地にニワウルシの優占群落 (以下、ニワウルシ群落) が成

立している。これらの伐採跡地の中にはほぼ全域がニワウルシ群落に覆われているものも存在する。これらの地域にはニホンジカ（以下、シカ）が数多く生息しているため、ナンキンハゼ群落とニワウルシ群落の成立にはシカの採食が強く関係している可能性が考えられる。

そこで本研究では、洲本市および朝来市の伐採跡地とその隣接地において各種の調査を行い、ナンキンハゼ群落とニワウルシ群落の成立に果たすシカの役割について検討することを目的とした。なお、本報告は2編の既発表論文（石田ほか 2012; 石田 2014）を統合・再編して作成したものである。

3-2. 調査地

洲本市の調査地

調査地は洲本市の三坂山（最高海拔302.7 m）に位置している。調査地の面積は約4 ha、海拔は90-240 mである。地質は砂岩・礫岩・泥岩などが互層を形成する和泉層群で、気候的には暖温帯に属し、年間を通じて降水量の少ない瀬戸内式気候の影響下にある。気象庁の電子閲覧室

（<http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/index.php>、2011年2月参照）に掲載されているデータ（1971-2000年の平均値）をもとに、調査地から最も近い気象観測所（洲本、海拔109.3 m）の気候条件を調べたところ、年平均気温は15.3 °C、暖かさの指数は123.0 °C・月、最寒月の月平均気温は5.0 °C、年降水量は1457.4 mmであった。

調査地の位置する淡路島南部は兵庫県内で最もシカの生息密度（以下、シカ密度）が高い地域の一つであるといわれている（兵庫県立人と自然の博物館自然・環境マネジメント研究部編 2007）。当地域では1996年と1999年にシカの生息状況に関する2種類の調査が実施されている（野生動物保護管理事務所 2000）。一つは糞塊密度調査、もう一つは区画法による生息密度調査である。糞塊密度調査はメッシュ単位（面積は20 km²）で行われており、このメッシュの一つが調査地を含んでいる。野生動物保護管理事務所（2000）はこれらの調査結果をもとに淡路島における糞塊密度と生息密度の関係を解析し、両者の関係が次の回帰式（ $R^2=0.405$ ）で表されることを報告している。

$$Y=14.551+0.101X$$

ここで、 Y は生息密度を、 X は糞塊密度をそれぞれ表す。

野生動物保護管理事務所（2000）によると、調査地のメッシュの糞塊密度は26.2個/km（1999年のデータ）である。そこで、この値を上記の回帰式に代入したところ、 $Y=17.2$ という結果が得られた。このことから、1999年時点における調査地のシカ密度は17.2頭/km²程度であると推定される。

調査は伐採跡地とこれに隣接するウバメガシ群落で行った。ウバメガシ群落は、かつて薪炭林として利用・管理されていた「ウバメガシの優占する萌芽林」で、調査開始時点（2010年）の群落高は10~15 mであった。伐採跡地はウバメガシ群落の皆伐によって形成されたものであるが、正確な伐採年は不明である。ただし、地元の自治体職員によれば、伐採は1990年代の後半に始まり、その後数年かけて徐々に行われた可能性が高いという。また、Google社のGoogle Earthに掲載されている2004年撮影の航空写真（2011年8月参照）をみると、2004年の時点ですで

に皆伐後数年が経過していることがわかる。従って、伐採の最終年を 2003 年と仮定すると、調査開始時点で皆伐後 7 年以上が経過していたことになる。現在、伐採跡地にはナンキンハゼ群落、コシダ群落（コシダの優占群落）、ウラジロ群落（ウラジロの優占群落）が広がっている。しかし、すべての場所がこれらの群落によって覆われているわけではなく、植物がほとんど生育していない裸地も各所に分布している。一方、調査地に面した道路のそばには街路樹として 4 個体のナンキンハゼが植栽されている。正確な植栽年は不明であるが、地元の自治体職員によれば、これらの個体は 1964 年以前に植栽された可能性が高いという。2010 年 10 月にこれらの樹高、胸高直径（以下、DBH）、結実状況を調査したところ、樹高は 12-19 m、DBH は 26-43 cm で、いずれの個体も樹冠全体に多数の果実をつけていた。

朝来市の調査地

調査地は朝来市の多々良木地区にある伐採跡地（2箇所）とその隣接地である。伐採跡地は夏緑二次林の伐採跡地（約 0.8 ha）とスギ人工林の伐採跡地（約 3.6 ha）に区分される。後者の形成時期は 2006 年であるが、前者のそれは不明である。どちらの伐採跡地にもニワウルシの優占群落は分布しているが、後者にはニワウルシの優占度が非常に低い群落（以下、ニワウルシの非優占群落）もまとまった面積で分布している。前者と後者の隣接地はそれぞれ夏緑二次林とスギ人工林に覆われている。2013 年時点の最大群落高は夏緑二次林が 22 m、スギ人工林が 25 m である。1976 年と 1996 年に撮影された航空写真を観察したところ、夏緑二次林伐採跡地とその隣接地にはほぼ同じ高さの夏緑二次林が分布していた。また、2013 年実施の調査の結果、夏緑二次林伐採跡地に残存する夏緑広葉樹の切り株の地際直径の最大値と隣接地の夏緑二次林を構成する夏緑広葉樹の地際直径の最大値はよく似ていた。これらのことから、伐採跡地と隣接地にはかつて同質の夏緑二次林が分布していたと考えられる。地元住民（2 名の高齢者）に対する聞き取り調査の結果、1) 隣接地の夏緑二次林では 1960 年代以降、地元住民による利用・管理はほとんど行われていないこと、2) 夏緑二次林伐採跡地にかつて存在した夏緑二次林も、最後の皆伐が行われるまでは同様の状況に置かれていたこと、3) 隣接地の夏緑二次林の林齢（2013 年時点）は 65 年程度であることがわかった。一方、スギ人工林伐採跡地にかつて存在したスギ人工林と隣接地のスギ人工林について、地元の行政機関と森林組合に対する聞き取り調査を行ったところ、1) 両者は同じ時期（1930 年代後半）に造林されたもので、隣接地のスギ人工林の林齢（2013 年時点）は 75 年程度であること、2) 両者の管理履歴はほとんど同じであること、3) 隣接地のスギ人工林では、伐採跡地が形成された年の数年前から間伐や下刈りなどの管理はほとんど行われていないことがわかった。これらのことから、伐採跡地と隣接地にはかつて同質のスギ人工林が分布していたと考えられる。

調査地の海拔は 150-265 m で、地質は中生代白亜紀に形成された生野層群である（兵庫県 1996）。調査地は気候的には暖温帯に属している。気象庁（<http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/>、2013 年 12 月 参照）の気象観測データ（1981-2010 年の平均値）によると、調査地から最も近い気象観測所（和田山、海拔 80 m）の年平均気温は 13.7 °C、最寒月の月平均気温は 2.5 °C、暖かさの指数は 109.8 °C・月、年降水量は 1537.9 mm

である。

調査地にはシカが生息しており、シカの糞塊やシカの採食を受けた植物が各所に分布している。前述したように兵庫県では1999年にシカの生息状況に関する2種類の調査（糞塊密度調査と生息密度調査）が実施されている（野生動物保護管理事務所 2000）。野生動物保護管理事務所（2000）はこの調査結果をもとに淡路島以外の兵庫県における糞塊密度と生息密度の関係を解析し、両者の関係が次の回帰式（ $R^2=0.827$ ）で表されることを報告している。

$$Y = -2.346 + 0.988X$$

ここで、 Y は生息密度を、 X は糞塊密度をそれぞれ表す。

調査地が位置するメッシュの糞塊密度は33.8個/kmと報告されているので（野生動物保護管理事務所 2000）、この値を上記の回帰式に代入したところ、 $Y=31.0$ という結果が得られた。このことから、1999年時点における調査地のシカの生息密度は31.0頭/km²程度であると推定される。

調査地に生育するニワウルシの中には結実個体が数多く含まれている。2013年10月に夏緑二次林伐採跡地のニワウルシ（樹高1.5 m以上）を対象に結実の有無を調べたところ、調査個体数（247個体）の16.2%にあたる40個体が結実していた。これらの結実個体の樹高とDBHの最小値はそれぞれ7.4 m、4.1 cmであった。DBHと結実の関係を調べるために、DBH（1.0-15.0 cm）を5 cm間隔で3つの階級に区分し階級別の結実率（総個体数に対する結実個体数の比率）を算出した。その結果、結実率は1.0 cm以上5.0 cm未満の階級が3.1%、5.0 cm以上10.0 cm未満の階級が19.8%、10.0 cm以上15.0 cm以下の階級が48.0%であった。なお、調査対象としたニワウルシは後述のA群落の調査区に出現したニワウルシと同一である。

調査地の周辺部、特に多々良木川の河川敷や路傍には逸出したニワウルシの結実個体が数多く分布している。一方、調査地から数百 m以上離れている路傍には、植栽に由来するニワウルシの結実個体が1個体分布している。2013年にこの個体のサイズを測定したところ、樹高とDBHはそれぞれ12.4 m、45.9 cmであった。調査地に生育するニワウルシの多くは、周辺部に生育する逸出個体または植栽個体から飛来した種子が発芽・定着したものであると考えられる。ただし、このような種子供給源、すなわち母樹を特定することは非常に困難であるので、本研究では調査地に生育する逸出個体からその母樹までの距離などを調べることはできなかった。

3-3. 調査方法

洲本市での調査

逸出したナンキンハゼの空間分布を把握するために、調査地に分布する樹高1 m以上のすべての逸出個体を対象に分布地の緯度・経度を記録した。緯度・経度の測定にはGPS（GARMIN GPSmap60CSx）を使用した。また、ナンキンハゼに対するシカの嗜好性の程度を調べるために、個体ごとにシカの採食の有無を記録した。

ナンキンハゼ群落とウバメガシ群落に25 m²（5 m×5 m）の調査区をそれぞれ23個、32個設置し、調査区ごとに毎木調査を行った。調査では、樹高1.3 m以上の全生立木を対象とし、各個体の樹高とDBHを測定した。萌芽個体の場合は萌芽幹を含むすべての幹について測定を行った。調査の際にはシカの食痕調査もあわせて実施し、個体ごとにシカの採食の有無を記録した。

以上の調査を 2010 年 5 月から 11 月にかけて行った。

朝来市での調査

夏緑二次林伐採跡地とその隣接地を隈なく踏査してニワウルシの分布地の緯度・経度を測定した。この調査では約 3.3 ha を踏査範囲とし、樹高 1.5 m 以上の個体を対象とした。緯度・経度の測定には GPS (GARMIN GPSmap60CSx) を使用した。また、ニワウルシに対するシカの嗜好性の程度を調べるために、個体ごとにシカの採食の有無を記録した。

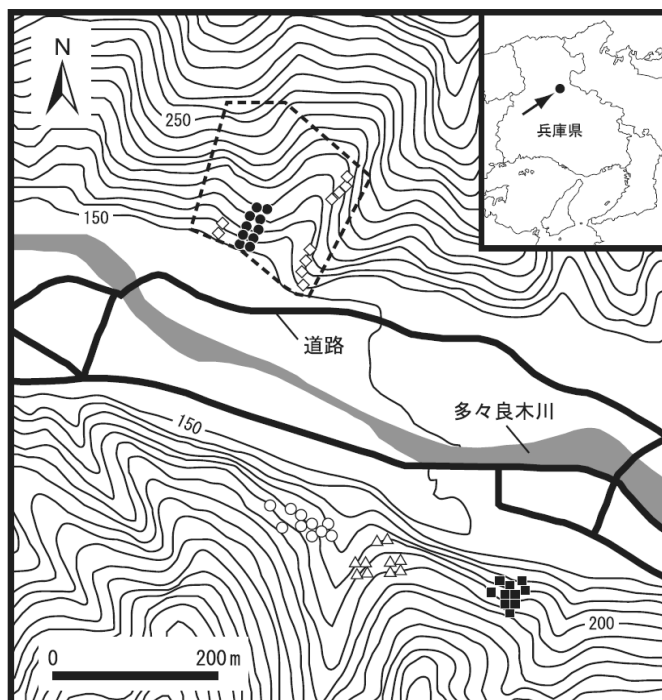


図 3-1. 朝来市の調査地に設置した調査区の位置

●: 夏緑二次林伐採跡地に分布するニワウルシの優占群落 (A 群落)、○: スギ人工林伐採跡地に分布するニワウルシの優占群落 (B 群落)、▲: スギ人工林伐採跡地に分布するニワウルシの非優占群落 (C 群落)、◇: 夏緑二次林伐採跡地の隣接地に分布する夏緑二次林 (D 群落)、■: スギ人工林伐採跡地の隣接地に分布するスギ人工林 (E 群落)。破線の範囲はニワウルシの空間分布を調べた場所で、図 3-3 の調査地と対応している。数値 (150、200、250) は海拔 (m) を示す。この図は植生学会誌から転載したものである (許可番号 1016)。

調査地に分布する 5 タイプの群落に 10 m×10 m の調査区をそれぞれ 10 個ずつ設置し、各調査区の植生について調査を行った (図 3-1)。調査対象とした群落は、1) 夏緑二次林伐採跡地に分布するニワウルシの優占群落 (以下、A 群落)、2) スギ人工林伐採跡地に分布するニワウルシの優占群落 (以下、B 群落)、3) スギ人工林伐採跡地に分布するニワウルシの非優占群落 (以下、C 群落)、4) 夏緑二次林伐採跡地の隣接地に分布する夏緑二次林 (以下、D 群落)、5) スギ人工林伐採跡地の隣接地に分布するスギ人工林 (以下、E 群落) である。調査では、まず樹高 1.5 m 以上の木本の種名・樹高・DBH を記録した。萌芽個体の場合は萌芽幹を含むすべての幹について測定を行った。ただし、ニワウルシはいずれも単幹個体 (非萌芽個体) であった。調査の際に

はシカの食痕調査もあわせて実施し、個体ごとにシカの採食の有無を記録した。

以上の野外調査を 2013 年 5 月から 10 月にかけて行った。

3-4. データ解析

洲本市の調査地で得られたデータ

樹高 1.3 m 以上の木本の種組成をナンキンハゼ群落とウバメガシ群落の間で比較した。この解析では、群落ごとに毎木調査データを集計し、各出現種の 1ha あたりの幹数（以下、NT）と胸高断面積合計（以下、TBA）を算出した。また、これらの数値をもとに各出現種の相対優占度（以下、RD）を求めた。

朝来市の調査地で得られたデータ

樹高 1.5 m 以上の木本の種組成を 5 群落間で比較した。この解析では、群落ごとに 10 調査区の毎木調査データを集計し、各出現種の NT (/ha) と TBA (/ha) を算出した。また、これらの数値をもとに各出現種の RD を求めた。

種の学名

種の学名は、ナンキンハゼについては佐竹ほか（1989）に、ナンキンハゼ以外の顕花植物については大井・北川（1992）に準拠した。

3-5. 結果

ナンキンハゼの空間分布とシカの採食

ナンキンハゼの逸出個体（樹高 1 m 以上）と植栽個体の空間分布を図 3-2 に示す。逸出個体の個体数は 1118 個体で、いずれも伐採跡地に分布していた。まとまった面積の優占群落が確認された場所は各植栽個体の分布地点から 100 m 以内に位置していた。逸出個体の分布地点から植栽個体の分布地点までの最短距離を算出したところ、その距離の最大値は 260 m で、72.7%の個体は最も近い植栽個体から 100 m 以内に分布していた。

ナンキンハゼに対するシカの採食の有無を調べた結果、いずれの個体についても採食は認められなかった。

ナンキンハゼ群落の種組成とシカの採食

毎木調査の結果、調査区内で合計 28 種の木本が確認された（表 3-1）。ナンキンハゼの最大樹高と最大 DBH はそれぞれ 7.2 m、6.5 cm であった。ナンキンハゼ群落だけに出現した木本はナンキンハゼ、クロバイ、カンコノキ、クスノキなど 9 種、ウバメガシ群落だけに出現した木本はネズミモチ、コナラ、マルバアオダモ、モチツツジなど 11 種、両方に出現した木本はウバメガシ、ヒサカキ、ヤブツバキなど 8 種であった。ナンキンハゼ群落ではナンキンハゼの NT が最も高く、その RD は 79.8%であった。また、ナンキンハゼの TBA は 1.49 m²/ha を示し、その RD は 71.2%であった。一方、ウバメガシ群落ではウバメガシの NT が最も高く、その RD は 42.6%

であった。

ナンキンハゼ群落の構成種のうち、シカの採食が認められた種はウバメガシとヒサカキの2種だけであった。ナンキンハゼ群落には17種の木本が生育していた。このうち、既往研究（高槻1989）でシカの不嗜好性植物と報告されている種は合計14種（82.4%）であった。

表 3-1. 木本（樹高 1.3 m 以上）の種組成

NT：幹数(/ha)、TBA：胸高断面積合計(m²/ha)。+は0.05未満であることを、下線はシカの採食が認められたことを示す。

群落タイプ	ナンキンハゼ群落		ウバメガシ群落		
	NT	TBA	NT	TBA	
ナンキンハゼ群落だけに出現した種					
ナンキンハゼ*	<i>Sapium sebiferum</i>	9269.6	1.5	・	・
クロバイ*	<i>Symplocos prunifolia</i>	87.0	0.1	・	・
カンコノキ*	<i>Glochidion obovatum</i>	52.2	+	・	・
クスノキ*	<i>Cinnamomum camphora</i>	34.8	+	・	・
コバノガマズミ	<i>Viburnum erosum</i>	34.8	+	・	・
シロダモ*	<i>Neolitsea sericea</i>	34.8	+	・	・
アカマツ*	<i>Pinus densiflora</i>	17.4	+	・	・
ヒノキ*	<i>Chamaecyparis obtusa</i>	17.4	+	・	・
マメガキ	<i>Diospyros lotus</i>	17.4	+	・	・
ウバメガシ群落だけに出現した種					
ネズミモチ*	<i>Ligustrum japonicum</i>	・	・	675.0	0.8
コナラ	<i>Quercus serrata</i>	・	・	262.5	10.6
マルバアオダモ	<i>Fraxinus sieboldiana</i>	・	・	112.5	0.1
モチツツジ	<i>Rhododendron macrosepalum</i>	・	・	75.0	+
ヤマザクラ	<i>Prunus jamasakura</i>	・	・	75.0	2.7
シャシャンボ*	<i>Vaccinium bracteatum</i>	・	・	50.0	0.1
カナメモチ	<i>Photinia glabra</i>	・	・	37.5	0.2
ヒメユズリハ	<i>Daphniphyllum teijsmannii</i>	・	・	12.5	0.5
ムラサキシキブ	<i>Callicarpa japonica</i>	・	・	12.5	+
ヤブニッケイ*	<i>Cinnamomum japonicum</i>	・	・	12.5	+
ヤブムラサキ	<i>Callicarpa mollis</i>	・	・	12.5	+
ナンキンハゼ群落とウバメガシ群落の両方に出現した種					
ウバメガシ	<i>Quercus phillyraeoides</i>	<u>17.4</u>	<u>±</u>	2025.0	25.4
ヒサカキ*	<i>Eurya japonica</i>	<u>1147.8</u>	<u>0.1</u>	462.5	0.3
ヤブツバキ*	<i>Camellia japonica</i>	104.3	+	312.5	0.8
ソヨゴ*	<i>Ilex pedunculosa</i>	347.8	0.1	187.5	2.8
ヤマモモ*	<i>Myrica rubra</i>	104.3	0.1	187.5	4.4
ネジキ*	<i>Lyonia ovalifolia</i> var. <i>elliptica</i>	34.8	+	112.5	0.1
サカキ*	<i>Cleyera japonica</i>	278.3	0.1	100.0	0.3
シキミ*	<i>Illicium religiosum</i>	17.4	+	25.0	+

*既往研究（高槻 1989）でシカの不嗜好性植物と報告されている種

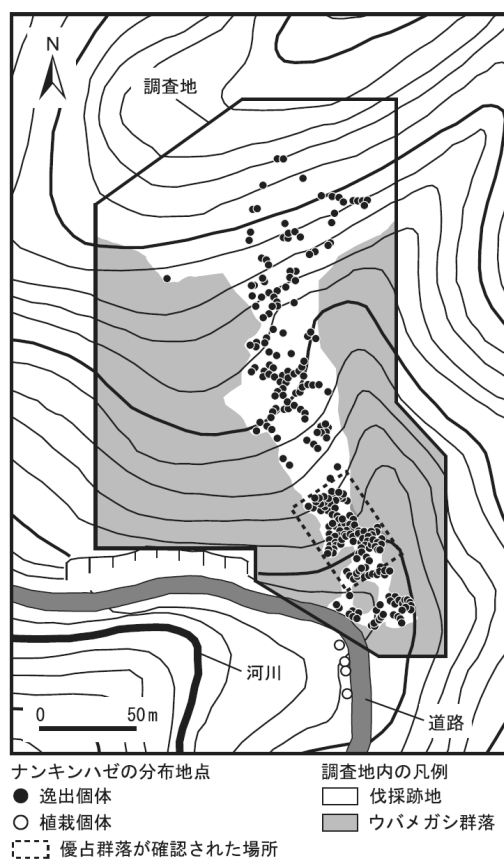


図 3-2. ナンキンハゼの空間分布

この図は植生学会誌から転載したものである（許可番号 1015）

ニワウルシの空間分布とシカの採食

夏緑二次林伐採跡地とその隣接地におけるニワウルシ（樹高 1.5 m 以上）の空間分布を図 3-3 に示す。確認個体数は 1646 個体で、いずれも伐採跡地に分布しており、夏緑二次林の林内ではまったくみられなかった。

ニワウルシに対するシカの採食の有無を調べた結果、いずれの個体についても採食は認められなかった。

ニワウルシ群落の種組成とシカの採食

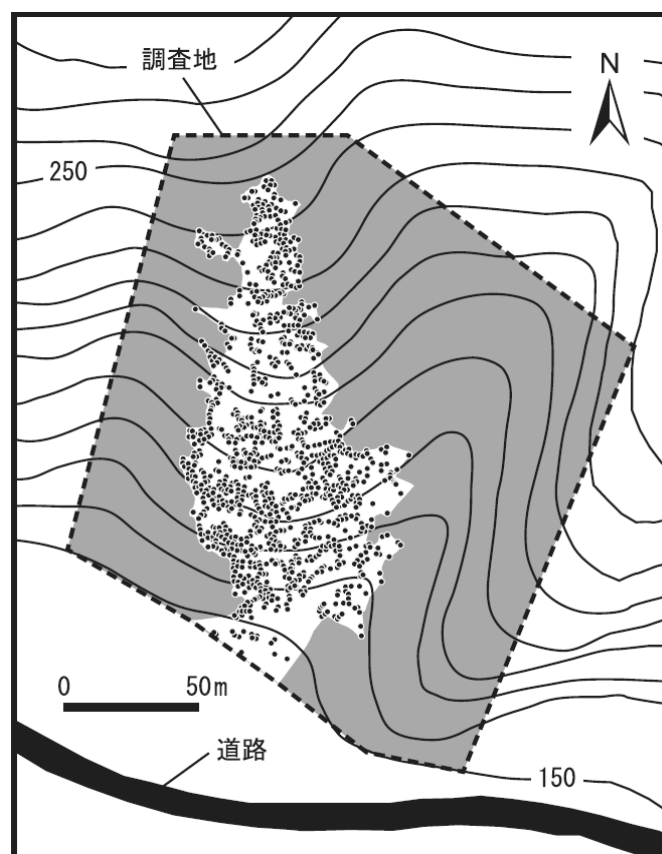
種組成を 5 群落間で比較した結果を表 3-2 に示す。総調査幹数は 1089 本で、このうちニワウルシの幹数は 386 本であった。D 群落と E 群落ではニワウルシはまったくみられなかった。ニワウルシの最大樹高と最大 DBH を群落別に調べた結果、A 群落ではそれぞれ 15.0 m、15.0 cm、B 群落ではそれぞれ 12.9 m、14.3 cm、C 群落ではそれぞれ 5.0 m、5.1 cm であった。ニワウルシの TBA は A 群落の 8.74 m²/ha が最も高く、この次に B 群落の 6.90 m²/ha、C 群落の 0.12 m²/ha が続いた。ニワウルシの NT も A 群落 (2470 本/ha)、B 群落 (1200 本/ha)、C 群落 (190 本/ha) の順に高かった。一方、ニワウルシとスギを除く全種の TBA は A 群落が 0.98 m²/ha、B 群落が 0.69 m²/ha、C 群落が 0.44 m²/ha といずれの群落も非常に低かった。

表 3-2. 木本（樹高 1.5 m 以上）の種組成

NT : 幹数(/ha)、TBA : 胸高断面面積合計(m²/ha)。+は 0.01 未満であることを、下線はシカの採食が認められたことを示す。

群落タイプ 海拔 (m)	A群落		B群落		C群落		D群落		E群落	
	150-190		175-210		185-215		155-205		175-220	
	NT	TBA	NT	TBA	NT	TBA	NT	TBA	NT	TBA
A群落だけに出現した種										
ナンキンハゼ*	<i>Sapium sebiferum</i>	20	0.11
B群落だけに出現した種										
クサギ*	<i>Clerodendron trichotomum</i>	.	.	200	0.39
ケヤキ	<i>Zelkova serrata</i>	.	.	10	0.03
アブラチャン	<i>Parabenzoin praecox</i>	.	.	10	+
C群落だけに出現した種										
クロモジ	<i>Lindera umbellata</i>	460	0.09	.	.	.
タラノキ*	<i>Aralia elata</i>	70	0.07	.	.	.
ヌルデ	<i>Rhus javanica</i>	20	0.05	.	.	.
アカマツ*	<i>Pinus densiflora</i>	40	0.03	.	.	.
イヌザンショウ	<i>Zanthoxylum schinifolium</i>	10	+	.	.	.
コバノガマズミ	<i>Viburnum erosum</i>	30	+	.	.	.
A群落, B群落, C群落だけに出現した種										
ニワウルシ	<i>Ailanthus altissima</i>	2470	8.74	1200	6.90	190	0.12	.	.	.
カラスザンショウ*	<i>Fagara ailanthoides</i>	10	0.39	10	0.22	50	0.13	.	.	.
D群落だけに出現した種										
コナラ	<i>Quercus serrata</i>	<u>460</u>	<u>17.22</u>	.
アベマキ	<i>Quercus variabilis</i>	180	7.80	.
シラカシ	<i>Quercus myrsinaefolia</i>	<u>330</u>	<u>4.43</u>	.
ホオノキ	<i>Magnolia obovata</i>	60	2.49	.
ヤマザクラ	<i>Prunus jamasakura</i>	100	0.99	.
ヒサカキ*	<i>Eurya japonica</i>	650	0.80	.
イタヤカエデ	<i>Acer mono</i>	110	0.60	.
カスミザクラ	<i>Prunus verecunda</i>	20	0.52	.
アラカシ	<i>Quercus glauca</i>	80	0.34	.
マルバアオダモ	<i>Fraxinus sieboldiana</i>	10	0.20	.
ヤブニッケイ*	<i>Cinnamomum japonicum</i>	20	0.15	.
イヌシデ	<i>Carpinus tschonoskii</i>	10	0.13	.
エゴノキ	<i>Styrax japonica</i>	<u>80</u>	<u>0.11</u>	.
カキノキ	<i>Diospyros kaki</i>	60	0.10	.
コハウチワカエデ	<i>Acer sieboldianum</i>	10	0.07	.
ネジキ*	<i>Lyonia ovalifolia</i> var. <i>elliptica</i>	20	0.07	.
イロハモミジ	<i>Acer palmatum</i>	10	0.02	.
シキミ*	<i>Illicium religiosum</i>	30	0.02	.
ヤマコウバシ	<i>Lindera glauca</i>	50	0.02	.
ダンコウバイ	<i>Lindera obtusiloba</i>	<u>10</u>	<u>0.01</u>	.
A群落, C群落, D群落だけに出現した種										
ソゴ*	<i>Ilex pedunculosa</i>	100	0.05	.	.	70	0.02	<u>140</u>	<u>0.85</u>	.
アセビ*	<i>Pieris japonica</i>	110	0.03	.	.	50	+	100	0.02	.
A群落, B群落, C群落, E群落だけに出現した種										
サンショウ*	<i>Zanthoxylum piperitum</i>	400	0.10	60	+	60	+	.	.	30 0.02
B群落とE群落だけに出現した種										
スギ*	<i>Cryptomeria japonica</i>	.	.	360	1.61	370 49.40
チャノキ	<i>Thea sinensis</i>	.	.	680	0.03	330 0.04
B群落, C群落, D群落だけに出現した種										
カマツカ	<i>Pourthiaea villosa</i> var. <i>laevis</i>	.	.	40	+	40	0.01	60	0.02	.
ムラサキシキブ	<i>Callicarpa japonica</i>	.	.	10	0.02	20	+	50	0.04	.
すべての群落に出現した種										
シロダモ*	<i>Neolitsea sericea</i>	180	0.29	10	+	70	0.04	30	0.04	60 0.02
A群落とB群落のいずれにも出現しなかった種										
ヤブツバキ*	<i>Camellia japonica</i>	10	0.06	50 0.01
ナワシログミ	<i>Elaeagnus pungens</i>	10	+	20	0.01	.
合計		3290	9.72	2590	9.20	1190	0.56	2710	37.12	840 49.48

*既往研究（高槻 1989）でシカの不着好性植物と報告されている種



調査地内の凡例
 □ 伐採跡地 ■ 夏緑二次林
 ● ニワウルシの分布地点

図 3-3. 夏緑二次林伐採跡地とその隣接地におけるニワウルシの空間分布

この図は植生学会誌から転載したものである（許可番号 1016）。

A 群落と B 群落の両方に出現した種はニワウルシ、カラスザンショウ、サンショウ、シロダモの 4 種であった。C 群落だけに出現した種はクロモジ、タラノキ、ヌルデ、アカマツなど 6 種で、D 群落だけに出現した種はコナラ、アベマキ、シラカシ、ホオノキ、ヤマザクラなど 20 種であった。

シカの採食が認められた種はコナラ、シラカシ、エゴノキ、ダンコウバイ、ソヨゴの 5 種で、いずれも樹皮はぎを被っていた。このような現象は D 群落だけでみられた。A 群落と B 群落ではシカの採食は認められなかった。A 群落と B 群落には合計 14 種の木本が生育していた。このうち、既往研究（高槻 1989）でシカの不嗜好性植物と報告されている種は合計 8 種（57.1%）であった。

3-6. 考察

ナンキンハゼ群落の成立とシカの関係

ナンキンハゼは伐採跡地に数多く逸出し数百 m² の優占群落を形成していたが、ウバメガシ群

落の内部ではまったくみられなかった (図 3-2)。このことは、ナンキンハゼは耐陰性が低く、うっ閉した林床ではほとんど成長できないことを示している。ナンキンハゼの耐陰性が低いことは椎名 (1995)、Shimoda *et al.*(1994)、Maesako *et al.*(2007)、奥川・中坪 (2009) によっても報告されている。また、奥川・中坪 (2009) は、ナンキンハゼが定着できる場所は伐採跡地やギャップなどの陽地に限られると考察している。これらのことから、ナンキンハゼが優占群落を形成するためにはまとまった面積の陽地が不可欠であるといえる。

奥川・中坪 (2009) は広島大学構内の二次林においてナンキンハゼの逸出状況を調査し、植栽地から 50 m 以内の場所にナンキンハゼが集中分布していることを報告している。本調査地では、ナンキンハゼの逸出個体は植栽個体から 260 m 離れた場所にも分布していたが、優占群落が広がっていた場所は植栽個体から 100 m 以内に限定されていた。また、逸出個体 (樹高 1 m 以上) の 72.7% は最も近い植栽個体から 100 m 以内に分布していた。これらのことから、ナンキンハゼ群落の成立の可否は種子供給源からの距離に大きく依存していると考えられる。

耐陰性の低いナンキンハゼが優占群落を形成するためには他の木本種よりも早く成長することが必要となる。しかし、ナンキンハゼの種子は発芽時期が遅く、落葉広葉樹の展葉が完了する初夏になってようやく発芽を開始することが知られている (奥川・中坪 2009)。このような性質は光をめぐる他種との競争において大きなマイナス要因となることから、ナンキンハゼが他種よりも早く成長するためには何らかの作用によって他種の成長が抑制される必要がある。調査地を含む一帯はシカ密度が非常に高いので、調査地ではシカの採食圧がこのような作用を及ぼしていると考えられる。

シカの採食圧の高い場所では、シカの好む植物が著しく減少する一方で、シカの不嗜好性植物が増加することが知られている (高槻 1989; Suzuki *et al.* 2008; 大橋ほか 2007; 服部ほか 2010b)。また、Maesako *et al.*(2007)によると、奈良県春日山ではナンキンハゼと競合関係にある木本種がシカの食害を被っており、その結果としてシカの採食を受けないナンキンハゼが定着し分布を拡大しているという。ナンキンハゼがシカの採食を受けないことは今回の調査結果と一致している。また、ナンキンハゼ群落の構成種の大半は既往研究 (高槻 1989) でシカの不嗜好性植物とされている種であった (表 3-1)。さらに、ナンキンハゼ群落ではウバメガシ群落の主要構成樹種であるウバメガシ、コナラ、ネズミモチ、マルバアオダモ、モチツツジ、ヤマザクラが欠落する傾向にあった (表 3-1)。ウバメガシとコナラは薪炭林の優占種であり、萌芽力が強く伐採されても容易に再生することが知られている (服部ほか 1995; 中川 2001; 澤田・武田 2001)。また、他の種も薪炭林によく出現する種であり (鈴木 2001; Ishida *et al.* 2005)、伐採に対する耐性は高いと考えられる。これらのことから、上述した 6 種の伐採跡地での欠落は伐採以外の要因、すなわちシカの採食によって引き起こされた可能性が高いと考えられる。実際、伐採跡地でみられたウバメガシはシカの食害を被っていた (表 3-1)。また、シカによるウバメガシ、ネズミモチ、コナラ、マルバアオダモ、モチツツジの食害は他地域でも認められている (石田ほか 2008、2010; 服部ほか 2010a)。一方、ナンキンハゼ群落では暖温帯の代表的な先駆性木本種であるアカメガシワ、タラノキ、カラスザンショウ、クサギ、ヌルデ、イヌザンショウ (大場・菅原 1980; 宮脇・奥田 1990) がほとんどみられなかった。しかし、淡路島のシカ低密度生息地域ではこれ

らの種が伐採跡地に出現し先駆性二次林（タラノキークサイチゴ群集 *Rubo hirsuti* - *Aralietum* Miyawaki *et al.* 1971）を形成していることが知られている（（社）兵庫県森と緑の公社・環境科学（株） 1996、2000）。このことから、本調査地ではシカの採食圧が上述の 6 種の定着と成長を阻害している可能性が高いと考えられる。これと同様の現象は奈良県春日山でも認められており、アカメガシワ、タラノキ、カラスザンショウ、サンショウがシカの採食を強く受けていることが報告されている（Shimoda *et al.* 1994）。以上の結果から、本調査地ではシカの採食圧がナンキンハゼ群落の成立に大きな役割を果たしたことが認められる。

以上のことをまとめると、今回調査対象としたナンキンハゼ群落の主な成因は、(1) ウバメガシ群落の皆伐によってまとまった面積の陽地が形成されたこと、(2) 伐採跡地の近傍（100 m 以内）に種子供給源があったこと、(3) ナンキンハゼの競合種の定着と成長がシカの採食によって阻害されたことであると結論づけられる。このことから、ナンキンハゼの植栽地に近く、かつシカの採食圧の高い伐採跡地では、逸出したナンキンハゼが優占群落を形成する可能性が極めて高いと考えられる。

ニワウルシ群落の成立とシカの関係

ニワウルシは伐採跡地に数多く逸出し、夏緑二次林伐採跡地とスギ人工林伐採跡地のそれぞれで 1,000 m² 以上の優占群落を形成していたが、その隣接地に分布する夏緑二次林とスギ人工林の林内では樹高 1.5 m 以上のニワウルシはまったくみられなかった（図 3-3、表 3-2）。これらの樹林では、伐採跡地の形成以降、樹木の伐採や下刈りなどの管理はほとんど行われていないので、林内でのニワウルシの不在は光不足に起因していると考えられる。したがって、ニワウルシが優占群落を形成するためにはまとまった面積の陽地が不可欠であるといえる。ニワウルシが伐採跡地などの陽地に好んで生育することは Feret (1985) や Kowarik (1995) によっても報告されている。

暖温帯の伐採跡地ではアカメガシワ、カラスザンショウ、タラノキ、ヌルデ、クサギといった在来の先駆性木本種が優占群落を形成することがよく知られている（大場・菅原 1980; 鈴木 1984; 宮脇・奥田 1990）。このような群落は兵庫県の代表的な群落タイプの一つであり、県内の全域に広く分布していることや、よく発達した群落では林冠層の高さが 15 m に達していることなどが報告されている（服部ほか 2012）。しかし、ニワウルシの優占する A 群落と B 群落にはこのような先駆性木本種はわずかしこ生育していなかった（表 3-2）。また、ニワウルシが優占していない C 群落の種組成をみると（表 3-2）、この群落には A 群落と B 群落よりも多くの先駆性木本種が生育していたが、いずれの種も優占度は非常に低かった。このことから、伐採跡地における先駆性木本種の優占度はニワウルシと無関係の要因によって強く規定されていると考えられる。上記の先駆性木本種は様々な立地環境に生育することができる（奥田 1997）と共に、長期的な埋土種子集団を形成することもできる（藤井 1997; 酒井ほか 2006; 田村・服部 2006、2007）ので、立地環境や種子散布に関わる要因が先駆性木本種の伐採跡地での定着・成長を制限している可能性は極めて低いと考えられる。一方、シカの生息密度が高い奈良県春日山の照葉樹林ではアカメガシワ、タラノキ、カラスザンショウなどの先駆性木本種がシカの採食を強く受けている

と報告されている (Shimoda *et al.* 1994)。調査地を含む一帯はシカの生息密度が非常に高いので、伐採跡地ではシカの強い採食圧が先駆性木本種の定着・成長を阻害していると考えられる。

A 群落ではコナラ、アベマキ、シラカシ、ホオノキ、ヤマザクラ、ヒサカキ、イタヤカエデ、カスミザクラ、アラカシといった D 群落の構成種が数多く欠落する傾向にあった (表 3-2)。コナラやアベマキ、アラカシは薪炭林の優占種であり、萌芽力が強く、伐採されても容易に再生することが知られている (服部ほか 1995; 中川 2001)。また、ヒサカキやホオノキ、ヤマザクラ、カスミザクラなども薪炭林によく出現する種であり (鈴木 2001)、伐採に対する耐性は高いと考えられる。これらのことから、このような種の A 群落での欠落は伐採以外の要因、すなわちシカの採食によって引き起こされた可能性が高いと考えられる。シカの採食圧が弱ければ、コナラやアベマキなどは皆伐後速やかに萌芽再生し、先駆性木本種と共に木本群落を形成していたと推察される。

調査対象とした伐採跡地では多くの種がシカの採食を被っていたが、ニワウルシについてはこのような傾向は認められなかった。このことはニワウルシがシカの不嗜好性植物であることを示している。草食動物に対する植物の防衛方法は物理的防衛と化学的防衛の 2 種類に大別される (高槻 1989)。ニワウルシは物理的防衛のためのトゲを備えていないので、シカに対して化学的防衛を行っているといえる。前述したように洲本市ではナンキンハゼと競合関係にある在来木本種の優占度がシカの採食によって減少し、その結果としてシカの採食を受けないナンキンハゼの優占度が増加しナンキンハゼ群落が成立したと考えられた。上述の先駆性木本種や D 群落構成種はニワウルシの競合種であると考えられるので、このようなメカニズムはニワウルシ群落にも当てはまるといえる。したがって、シカの採食はナンキンハゼ群落の成立だけでなくニワウルシ群落の成立にも大きな役割を果たしたと結論づけられる。

以上のことをまとめると、ニワウルシ群落の主な成因は、1) 夏緑二次林とスギ人工林の皆伐によってまとまった面積の陽地が形成されたこと、2) ニワウルシの競合種の定着・成長がシカの採食によって阻害されたことであるといえる。このことから、ニワウルシの種子が飛来しうる場所であつたシカの採食圧の強い伐採跡地では、逸出したニワウルシが優占群落を形成する可能性が高いと考えられる。ニワウルシの種子散布距離は 100 m を大きく上回る可能性が高いと報告されている (Landenberger *et al.* 2007) ので、ニワウルシの結実個体から 100 m 以内にある伐採跡地にはニワウルシ群落が成立しやすいと考えられる。

シカによる外来木本群落の分布拡大

調査地でみられるようなまとまった面積のナンキンハゼ群落およびニワウルシ群落は国内の他地域からはまだ報告されていない。この主な理由は、これまではシカの採食圧の強い伐採跡地が全国的に少なかったからであろう。しかし、シカの個体数が近年全国各地で急激に増加しているという事実 (常田 2006) を考えると、両群落の分布地点数と分布面積は今後確実に増加していくと予想される。

引用文献

- Feret PP (1985) *Ailanthus*: variation, cultivation, and frustration. *Journal of Arboriculture* 11: 361-368.
- 藤井俊夫 (1997) 孤立林における埋土種子相. 人と自然 8: 113-124.
- 服部保・赤松弘治・武田義明・小舘誓治・上甫木昭春・山崎寛 (1995) 里山の現状と里山管理. 人と自然 6: 1-31.
- 服部保・黒田有寿茂・石田弘明・南山典子 (2010a) 兵庫県たつの市鶏籠山の照葉半自然林におけるニホンジカの採食の影響. 人と自然 21: 137-144.
- 服部保・武田義明・澤田佳宏・矢倉資喜・赤松弘治・浅見佳世・石田弘明・石丸京子・黒田有寿茂・田村和也・橋本佳延・福井聡・松村俊和 (2012) 兵庫県の植物群落—森林ボランティア育成教本—. (社) 兵庫県緑化推進協会, 神戸.
- 服部保・栃本大介・南山典子・橋本佳延・藤木大介・石田弘明 (2010b) 宮崎県東諸県綾町川中の照葉原生林におけるニホンジカの採食の影響. 植生学会誌 27: 35-42.
- 兵庫県 (1996) 兵庫の地質. 財団法人兵庫県建設技術センター, 神戸.
- 兵庫県 (2011) 生物多様性に悪影響を及ぼす外来生物への対応. 兵庫県農政環境部環境創造局自然環境課, 兵庫.
- 兵庫県立人と自然の博物館自然・環境マネジメント研究部 (編) (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, 兵庫.
- 石田弘明 (2014) ニホンジカ高密度生息地域の森林伐採跡地に分布する外来木本ニワウルシ群落の種組成と構造. 植生学会誌 31:165-178.
- Ishida H, Hattori T, Hashimoto Y (2005) Comparison of species composition and richness among primeval, natural, and secondary lucidophyllous forests in southeastern Kyushu, Japan. *Vegetation Science* 22: 71-86.
- 石田弘明・服部保・小舘誓治・黒田有寿茂・澤田佳宏・松村俊和・藤木大介 (2008) ニホンジカの強度採食下に発達するイワヒメワラビ群落の生態的特性とその緑化への応用. 保全生態学研究 13: 137-150.
- 石田弘明・黒田有寿茂・橋本佳延・澤田佳宏・江間薫・服部保 (2010) ニホンジカが暖温帯夏緑二次林の種多様性と種組成に与える影響. 保全生態学研究 15: 219-229.
- 石田弘明・山名郁実・小舘誓治・服部保 (2012) 淡路島の森林伐採跡地に分布する外来木本ナンキンハゼ群落の生態的特性と成因. 植生学会誌 29: 1-13.
- Kowarik I (1995) Clonal growth in *Ailanthus altissima* on a natural site in West Virginia. *Journal of Vegetation Science* 6: 853-856.
- Kowarik I, Säumel I (2007) Biological flora of Central Europe: *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 8:207-237.
- Landenberger RE, Kota NL, McGraw JB (2007) Seed dispersal of the non-native invasive tree *Ailanthus altissima* into contrasting environments. *Plant Ecology* 192: 55-70.

- Maesako Y, Nanami S, Kanzaki M (2007) Spatial distribution of two invasive alien species, *Podocarpus nagi* and *Sapium sebiferum*, spreading in a warm-temperate evergreen forest of the Kasugayama Forest Reserve, Japan. *Vegetation Science* 24: 103-112.
- 宮脇昭・奥田重俊(編) (1990) 日本植物群落図説. 至文堂, 東京.
- 村中孝司・石井潤・宮脇成生・鷺谷いつみ (2005) 特定外来生物に指定すべき外来植物種とその優先度に関する保全生態学的視点からの検討. 保全生態学研究 10: 19-33.
- 中川重年 (2001) コナラ. 「現代雑木林事典」(全国雑木林会議 編), 88-89. 百水社有限会社, 東京.
- 大橋春香・星野義延・大野啓一 (2007) 東京都奥多摩地域におけるニホンジカ(*Cervus nippon*)の生息密度増加に伴う植物群落の種組成変化. 植生学会誌 24: 123-151.
- 大場達之・菅原久夫 (1980) ノイバラ群綱の分類. 神奈川県立博物館研究報告 (自然科学) 12: 15-34.
- 大井次三郎・北川政夫 (1992) 新日本植物誌 顕花篇. 至文堂, 東京.
- 奥田重俊(編著) (1997) 生育環境別日本野生植物館. 小学館, 東京.
- 奥川裕子・中坪孝之 (2009) 外来木本ナンキンハゼの逸出とその制限要因. 広島大学総合博物館研究報告 1: 63-70.
- 酒井敦・酒井武・倉本恵生・佐藤重穂 (2006) 四国の中標高域における天然林とこれに隣接する針葉樹人工林の埋土種子組成. 森林立地 48: 85-90.
- 佐竹義輔・大井次三郎・北村四郎・亘理俊次・富成忠夫(編) (1989) 日本の野生植物 木本 I. 平凡社, 東京.
- 澤田佳宏・武田義明 (2001) ウバメガシ. 「現代雑木林事典」(全国雑木林会議 編), pp.26-27. 百水社有限会社, 東京.
- 椎名豊勝 (1995) 改訂 3 版造園緑化材の知識. 財団法人経済調査会, 東京.
- 清水健美(編) (2003) 日本の帰化植物. 平凡社, 東京.
- Shimoda K, Kimura K, Kanzaki M, Yoda K (1994) The regeneration of pioneer tree species under browsing pressure of Sika deer in an evergreen oak forest. *Ecological Research* 9: 85-92.
- 鈴木伸一 (1984) 暖地生夏緑広葉樹二次林. 「日本植生誌近畿」(宮脇昭 編著), pp.244-251. 至文堂, 東京.
- 鈴木伸一 (2001) 日本におけるコナラ林の群落体系. 植生学会誌 18: 61-74.
- 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 the Boso Peninsula, Japan. *Ecological Research* 23: 151-158.
- (社) 兵庫県森と緑の公社・環境科学 (株) (1996) 里山林整備事業基本計画報告書 西淡町阿那賀. (社) 兵庫県森と緑の公社・環境科学 (株), 兵庫.
- (社) 兵庫県森と緑の公社・環境科学 (株) (2000) 里山林整備事業基本計画報告書 五色町鮎原三野畑. (社) 兵庫県森と緑の公社・環境科学 (株), 兵庫.

- 高槻成紀 (1989) 植物および群落に及ぼすシカの影響. 日本生態学会誌 39: 67-80.
- 田村和也・服部保 (2006) 対馬における照葉樹林の埋土種子相. 人と自然 16: 43-49.
- 田村和也・服部保 (2007) 鹿児島県栗野岳における照葉樹林の埋土種子相. 人と自然 17: 137-142.
- 常田邦彦 (2006) 自然公園におけるシカ問題 人とシカのかかわりの歴史を踏まえて. 「世界遺産をシカが喰う シカと森の生態学」(湯本貴和・松田裕之 編), pp.20-37. 文一総合出版, 東京.
- 野生動物保護管理事務所 (2000) 平成 11 年度兵庫県野生鹿生息動態調査業務報告書. (株)野生動物保護管理事務所, 兵庫.

第 4 章

ニホンジカの採食による森林の下層植生衰退と 鳥類群集との関係を広域で評価する

関伸一¹・藤木大介²

¹国立研究開発法人森林総合研究所、²兵庫県森林動物研究センター

要 点

- ・森林の鳥類群集は植生の階層構造の違いに影響されやすく、シカ類の採食による下層植生の衰退が森林生物群集におよぼす間接的な影響を評価するための対象として適している。このため、シカ類の高密度化と鳥類群集との関係が各地で研究されてきた。
- ・ニホンジカ（以下、シカとする）の採食による森林への影響が全国で拡大しつつある現在、適切なシカ個体数管理を行うための影響指標として鳥類を有効に利用するには、鳥類群集への影響を広域で評価する必要がある。
- ・兵庫県北西部での調査により、鳥類群集の相違と省力的な現地調査によって指標化したシカの採食による下層植生衰退度（SDR）との関連性が示された。SDR の高い地点では営巣や採餌で下層植生を利用する鳥類の減少が顕著で、SDR が高くなってから 5 年以上経過すると鳥類群集の違いが大きくなった。
- ・下層植生への依存度が高く、さえずりによる種同定が容易なウグイスでは、鳥類観察経験のない調査者による記録でも SDR が高い地点の出現率低下が確認された。

key words: 鳥類群集の非類似度、植生の階層構造、下層植生衰退度（SDR）、指標種、ウグイス

4-1. はじめに

森林環境のモニタリングにおいて鳥類はしばしば重要な指標生物となる。これは、森林の種類、空間構造、鳥類以外の生物群集、群集内の種間関係など様々な要因が鳥類群集の形成と密接に関わっていることに加えて、鳥類の多くは外部形態や鳴き声の野外での観察により種の同定が可能のためである（日野 2002）。例えばイギリスでは、森林や農地において鳥類の個体数変動指数をもとにした環境指標を設定し、地域の自然環境保全のための公的な指標の一つとして利用している（植田 2009）。日本でも、環境省が行う重要生態系監視地域モニタリング推進事業（モニタリングサイト 1000）においては鳥類が主要な調査対象の一つとなっている（植田ほか 2014）。

近年、増えすぎたシカ類の採食による森林環境の急激で広範な変化が北半球の各地で報告されている（*e.g.* Fuller and Gill 2001; Rooney and Waller 2003; Côté *et al.* 2004; Takatsuki 2009）。シカ類による森林への影響は、長期的には剥皮による高木の枯損や更新阻害による森林の衰退を起こすものの、短期的には下層植生の衰退によって植生の階層構

造の変化のみが先行して拡大し（柴田・日野 2009）、人為的な影響とは異なり森林の面積や配置、高木の樹種構成などは変化しない。森林の鳥類群集は植生の階層構造の異質性に影響されやすいため（MacArthur and MacArthur 1961; 日野 2002）、シカ類の採食による森林生物群集への間接的な影響を評価する指標としても適しており、シカ類の高密度化にともなう鳥類群集の変化が各地で研究されるようになった（reviewed in Fuller *et al.* 2005; Tymkiw *et al.* 2013）。

本章ではまず、シカ類の採食による森林環境の改変が鳥類におよぼす影響について北半球各地の研究を概説する。それをもとに、兵庫県北西部のニホンジカ *Cervus nippon*（以下、シカとする）の高密度化地域を例に、シカ採食による下層植生の衰退状況を多地点で省力的に評価し、下層植生の衰退度と鳥類群集を関連づける試みについて紹介する。また、鳥類群集への影響を簡易的に認識するための指標として、種同定が容易で下層植生への依存度が高いウグイス *Horornis diphone* のさえずり調査の有用性について検討し、森林の生物多様性保全のためのシカ個体群管理のあり方について展望する。

4-2. シカ類の高密度化が鳥類群集におよぼす影響

北米における研究

シカ類の採食による森林の鳥類群集への影響がいち早く研究されたのは北米東部に分布する温帯落葉広葉樹林域である。給餌により局所的にシカ類が高密度化した野生動物保護区では、保護区外にくらべて森林の下層植生が衰退するとともに下層や中層の植生を利用する鳥類種が減少し、シカ類の高密度化が鳥類群集にも間接的に影響することが最も初期に報告された（Casey and Hein 1983）。森林を複数の大規模な（ ≥ 13 ha）柵で囲って異なるシカ密度を設定した実験区では、10年後には下層や中層で営巣する鳥類種の一部がシカ密度の上昇にともなって減少し、シカ密度が3.7頭/km²から約7倍に増えると種数は3割、個体数は4割減少することが明らかにされた（deCalesta 1994）。ただし、下層植生に依存する鳥類は直接観察での発見効率が低い傾向があり、生息状況をより確実に把握するためには捕獲調査の方が有効である（Bibby *et al.* 2000）。そこで、小規模なシカ排除区（4 ha）での捕獲調査による研究も行われ、直接観察による結果と同様に、シカ排除後の下層植生の回復にともない下層や中層で採餌する渡り鳥の個体数増加が確かめられた（McShea and Rappole 2000）。一方で、小面積のシカ排除区や短期間のみの研究では、鳥類の種多様性への有意な影響が認められなかったり、個体数にも影響が認められなかった事例もあった（McShea and Rappole 2000; Bressette *et al.* 2012）。また、択伐とシカ密度の複合的な影響を調べた例では、シカ高密度化による鳥類群集への影響は限定的で、択伐の影響の方が強いとの報告もある（DeGraaf *et al.* 1991）。下層植生衰退の影響は個別の鳥類種によっても異なり、下層植生や地上で営巣、採餌するムシクイ類では行動圏内の下層植生の残存状況に応じて行動様式が変化するとの報告がある一方で（MacShea *et al.* 1995; Kreans *et al.* 2006; Teichman *et al.* 2013）、同じ様な環境で営巣や採餌するツグミ類には影響が認められなかった例がある（Kreans *et al.* 2006）。

北米東部の亜寒帯針葉樹林域では、温帯の事例と同様にシカ類の高密度化により下層植生に依存する鳥類種が減少したのに加えて、シカ高密度化により地域全体で環境の多様性が低下して地点ごとの鳥類群集の相違が縮小する傾向が示された (Cardinal *et al.* 2012b)。また、連続した森林を好む鳥類種は減少するが植生遷移初期の環境を好む種は増加したとの報告もある (Rae *et al.* 2014)。亜寒帯の伐採地の鳥類群集についての研究でも、シカ密度が低い方が植生被覆が増加して鳥類の個体数と種数が増加することが示されている (Cardinal *et al.* 2012a)。一方で、シカ採食への耐性が高い樹種が更新しやすい環境条件の伐採地ではシカ密度によらず下層植生を利用する鳥類種と高木の林冠を利用する種がともに増加することが明らかになり、更新樹種の特性を考慮した伐採地の配置によってシカ高密度化による鳥類への影響を緩和できる可能性が示唆された (Cardinal *et al.* 2012a)。

北米西岸の温帯域の島々でも多くの研究が行われてきた。この地域には、在来のシカ類が生息する島と、人為的に移入された島やそこから新たに分散した島、シカのいない島が混在し、シカ類による影響を明らかにするための自然の実験場としての条件が整っている。狩猟圧の減少や捕食者の絶滅により在来のシカ類が高密度化した島では鳥類の生息密度の低下と種構成の変化が認められ、数十年以上かけて下層植生に依存する鳥類種が減少することが示された (Martin *et al.* 2011; Martin *et al.* 2013)。一方、シカ類が移入された島でも、移入後の経過年数と植生への影響が大きい島ほど鳥類の種数と生息密度の減少幅が大きく、鳥類全体の生息密度は、シカ類のいない島に対しシカ移入から 20 年未満の島で 16-26%、50 年以上の島では 55-70%減少し、下層植生への依存度が高い種の減少はさらに顕著だった (Gaston *et al.* 2002; Allombert *et al.* 2005a)。同じ島々で、より一層長期的な影響を調べるためにさらに 20 年後に行われた追跡調査では、下層植生に依存する鳥類種の生息密度はシカ移入後 70 年以降になっても継続して減少し続けたのに対し、下層植生に依存しない種はシカ移入後 20~40 年の島では一時的に増加していた (Chollet *et al.* 2015)。シカ類の移入や高密度化による鳥類群集への影響は経過年数とともに変化し、下層植生に依存する鳥類種への負の影響は 70 年以上の長期間にわたって深刻化すると考えられる。また、シカ類が約 35 頭/km² と高密度化した 2 つの島では、継続的なシカ個体数管理により島全体のシカ密度をおよそ 80%減らした状態に維持して森林生態系の回復過程を調べる実験も行われ、10 年後には採餌や営巣で下層植生を利用する鳥類の種数と生息密度が上昇することが示された (Chollet *et al.* 2016)。ただし、将来的にシカ移入前と同じ鳥類群集へと回復するのか、仮に元の状態に回復するとすれば何年かかるのかは明らかではなく、さらなる研究が必要とされる。

欧州における研究

イギリスでもシカ類の採食による鳥類群集への間接的な影響の研究が多く行われているが (Fuller *et al.* 2005)、イギリスの低地では自然林の面積が小さく、多くは萌芽更新により管理された孤立林として農地の中に散在している (Rackham 1986)。そのため、萌芽林の小規模な伐採地に設定したシカ排除区による研究が各地で行われ、防鹿柵外では柵内にくらべ下層植生を利用する夏鳥などが減少することが示された (Gill and Fuller 2007;

Holt *et al.* 2011)。また、下層で採餌する鳥類種へのシカ高密度化の影響は季節により異なる場合があることや、シカ密度だけでなく萌芽林の樹高成長や樹冠の閉鎖度にも影響されることが報告された (Holt *et al.* 2014)。個別の鳥類種への影響についても研究が行われ、小型ツグミ類やムシクイ類では下層植生の衰退が行動や栄養状態にも影響すること (Holt *et al.* 2010, 2013)、伐採地の小規模な防鹿柵により萌芽更新を促すことで個体数を維持できる鳥類種もあること (Fuller 2001)、地上採餌するヤマシギ類では防鹿柵の効果は認められないことなどが示された (Holt and Fuller 2013)。

一方で、欧州における高木林での研究は多くない。イギリスの落葉広葉樹林では高密度化したシカ類の採食とともに樹冠の鬱閉が影響してイバラなどの下層植生の衰退したことが、下層植生に営巣する鳥類種の減少と関連していると推測された例がある (Perrins and Overall 2001)。アイルランドの落葉広葉樹林では、シカ類の影響が大きい場所で鳥類の種多様性が低く、ムシクイ類が少ない傾向が認められた (Graham *et al.* 2014)。しかし、フランスの落葉広葉樹林では、シカ類の高密度化による鳥類への影響は認められなかったとの報告もある (Baltzinger *et al.* 2016)。ノルウェーの亜寒帯地域の針広混交林では、給餌により高密度化したシカ類が下層植生を衰退させ、下層に営巣する鳥類種や昆虫食の鳥類種の生息密度が低下することが示された (Mathisen and Skarpe 2011)。

日本における研究

日本ではシカの採食による森林の下層植生の衰退が 1980 年代以降に各地で報告され、それにとまう鳥類群集への影響も 1990 年代後半から報告され始めた (Hino 2000)。シカ密度の高い紀伊半島の台高山地の針広混交林では、シカ密度の低い他地域の針広混交林にくらべて下層や中層で営巣する鳥類の種数が少なく、その生息密度も低いことが示された (Hino 2000)。台高山地の地域内でシカ密度の異なる場所を比較すると、シカ密度が高く下層植生が衰退した場所では下層や中層で営巣や採餌を行う鳥類種が減少するものの、立ち枯れ木が増加することで樹洞営巣種や樹皮下の節足動物を捕食する種は増加していた (Hino 2006)。また、台高・大峰山地の多地点で 30 年間の変化を調べた研究では、アオバト *Treron sieboldii*、ウグイス、エゾムシクイ *Phylloscopus borealoides* などの下層や中層を営巣や採餌に利用する鳥類種の減少が認められ、コマドリ *Larviora akahige* の減少がとりわけ顕著であった (日本野鳥の会奈良 2011; 日本野鳥の会奈良支部 2011; 川瀬 2012)。

北関東の奥日光地域の落葉広葉樹林でも、シカ密度の異なる林分では鳥類群集に違いがあり、シカ密度が高く下層と中層の立木本数の少ない林分では下層を利用する鳥類種が少なく、開放的な環境を好む種が多く認められた (奥田ほか 2012)。また、この地域も過去 30 年間に森林の下層で営巣や採餌する鳥類種や、それらの種に托卵するカッコウ類が減少し、樹洞や樹上で営巣する種、樹幹や空中で採餌する種が増える傾向が認められた (奥田ほか 2013)。

そのほか、九州 (関・坂梨 2012; 植田 2014)、近畿 (Seki *et al.* 2014)、中部 (西 2014)、南関東 (山口 2004)、北海道 (上原ほか 2015) で、シカの高密度化による鳥類群集の変

化や、森林の下層や中層を営巣や採餌に利用するコマドリ、コルリ *Larvivora cyane*、ウグイス、ヤブサメ *Urosphena squameiceps*、ソウシチョウ *Leiothrix lutea* などの減少や繁殖行動の変化が報告されている。

共通した傾向と今後の課題

この様に北半球各地の温帯から亜寒帯におよぶ様々な森林で高密度化したシカ類の採食による下層植生の衰退が報告され、採餌や営巣で森林の下層を利用する鳥類の種数や生息密度が低下する傾向が広く認められた。一方で、樹幹や林冠、林内の開けた空間を利用する鳥類種は増加する場合があります、また、鳥類全体の生息密度や種多様性への影響は一様ではなかった。影響のばらつきには、シカ類の生息密度、高密度化した地域の分布、高密度化してからの時間経過、シカ不嗜好性植物の生育状況、採餌や営巣における鳥類種個別の生態特性などが関係していると推測されている。

しかし、下層植生の衰退が鳥類群集に影響する具体的な機構については十分には解明されていない。下層植生を主な生息空間として利用する鳥類種の減少には採餌や営巣に適した環境の消失が関係していることは確からしいが、それ以外に、植生被覆の減少による捕食の危険の増大 (Martin and Joron 2003) や餌資源量の減少 (Allombert *et al.* 2005b; Cardinal *et al.* 2012a; Mathisen *et al.* 2012) なども影響すると推測されている。下層植生の衰退による鳥類群集への影響を理解するためには、これらの要因が地域や鳥類種によってそれぞれどの様に影響しているのかを明らかにする必要がある (Fuller *et al.* 2005, 2007)。

また、シカ高密度化と鳥類への間接的な影響に関するこれまでの研究の多くは、過去の記録がある地点におけるシカ高密度化前後の比較か、シカ高密度化が進行中の地域内で下層植生衰退状況の異なる近接地点間の比較により、鳥類群集の組成の変化を詳細に解明することを目的としていた。しかし、シカ高密度化による下層植生衰退はしばしば市町村よりも広い地域、県や地方、州あるいは国単位にまで拡大し (e.g. Côté *et al.* 2004; Takatsuki 2009)、鳥類を含む森林生物群集への影響も広域化していると考えられる。鳥類の種多様性や各鳥類種の個体群への広域での影響を評価し、シカ類の個体数管理計画にも反映するためには、鳥類への間接的な影響の地理的分布とその経時変化を広域で評価する研究も必要である。イギリスでは全国的な繁殖鳥類調査と主なシカ類の生息密度調査が毎年行われており、それにもとづいて小型ツグミ類やコガラ *Poecile montanus* などの広域的な減少傾向とシカ類の高密度化との関連が明らかにされた (Newson *et al.* 2012)。加えて、採餌や営巣で下層植生を利用する鳥類種が広域で減少したために全国的に鳥類群集が変化しつつあることも示された (Palmer *et al.* 2015)。北米では航空機センサスによるシカ密度の推定や、植生の一次生産力と捕食者の分布をもとにしたシカ類の現存量の推定が行われ、毎年行われる繁殖鳥類調査の結果と対応づけることで、シカ類の高密度化にともなう森林の下層や中層で採餌や営巣する渡り鳥の減少や、北米全体での森林性鳥類の個体数と種多様性の低下が明らかになった (Chollet and Martin 2013; Tymkiw *et al.* 2013)。

残念ながら、日本では欧米の繁殖鳥類調査に相当するデータはない。鳥類の繁殖分布調

査は 20 年周期でしか実施されておらず、シカ類による影響を即時的に把握するには調査頻度が不十分である（日本野鳥の会 2004）。環境省のモニタリングサイト 1000 事業では、鳥類調査が毎年行われている森林の調査地があり、ウグイスやコルリなど下層植生に依存する鳥類種の減少傾向が示唆されているが（植田ほか 2014）、鳥類群集の変化を広域で評価できる調査地点網とはなっていない。さらに、シカ類の密度を広域でモニタリングする体制も十分ではなく、全国的なシカの分布や下層植生の衰退については連携性のない状況報告があるに過ぎず（*e.g.* 自然環境研究センター 2004; 吉川ほか 2011）、多くの都道府県で行われている特定鳥獣保護管理計画に沿ったシカ密度のモニタリングは森林生物群集への影響と対応づけが可能な統一性のある指標とはなっていない（宇野ほか 2007）。そのため、仮に鳥類群集の変化が認められても、その要因をシカ高密度化の間接的な影響と特定することは困難である。シカの個体数管理によって鳥類をはじめとする森林生物群集を保全するためには、簡便に得られる少ない情報からでも広域で迅速にシカ高密度化の影響をモニタリングできる体制が必要とされている。

4-3. 兵庫県北西部地域における下層植生の衰退と鳥類群集の変化

関西地域では、シカの採食による下層植生への影響を省力的な現地調査によって把握するための指標として、落葉広葉樹林の下層植生衰退度 (Shrub-layer decline rank (SDR); Fujiki *et al.* 2010) が複数の府県で利用され、SDR の広域分布図も作成されている（藤木ほか 2014）。SDR は、シカの採食による下層植生衰退の度合いを、下層植生の被度に応じて衰退度の高い“D4”から衰退度の低い“D0”までの 5 ランクと、シカの影響のない“ND”の合計 6 ランクで評価する手法である（Fujiki *et al.* 2010）。また、兵庫県では SDR による 4 年周期の森林環境のモニタリングが行われており、シカ高密度化による植生への影響の分布を速やかにとらえる体制が整えられつつある（藤木 2012; 藤木 2017）。もし、SDR と鳥類群集の相違とを対応づけることができれば、鳥類群集の変化の要因としてシカの採食による下層植生の衰退の影響を SDR にもとづいて評価することが可能となる。

そこで、筆者らは SDR と鳥類群集との関係を明らかにするため、2012 年の 6 月に兵庫県北西部に位置する落葉広葉樹林の調査地点 42 ヶ所で SDR 調査と鳥類群集の定点調査を行なった（Seki *et al.* 2014）。鳥類の定点調査では各 4 回ずつ、1 回あたり 10 分間で半径 50m の範囲内に出現した種と個体数を記録した。調査地点はすべて氷ノ山東麓付近を中心とする半径 20km の地域で、標高 750m から 1500m の範囲に設定した。また、下層植生衰退後の時間経過の影響を検討するため、これらの調査地点は過去に SDR 調査が行われたことのある地点か、その近傍に設定し、2006～2007 年の SDR (Fujiki *et al.* 2010; 藤木ほか 2011 による) を過去の下層植生衰退状況として用いた。

鳥類調査では合計 36 種が記録された(表 4-1)。調査地点の SDR は 2006～2007 年と 2012 年のいずれの調査でも D0～D4 のいずれかに区分され、ND に区分される地点はなかった。各地点における 2 つの調査時期の SDR を比較すると、18 地点はランクが継続的に低く（いずれも D0～D1）、13 地点では継続的に高く（いずれも D3～D4）、残りは 11 地点では二段

階以上ランクが上昇した。SDR が 2 段階以上低下したり、衰退度が中程度の D2 前後で 1 段階以内の変化にとどまったりした調査地点はなかった。

表 4-1 鳥類調査で記録された種の出現地点数、SDR 履歴の異なる地点での平均生息密度、および出現率の高い SDR 履歴での指標値 (Seki *et al.* (2014) より許可を得て翻訳)。

種名†	出現地点数		生息密度 (n/ha±SD) §			指標値 (%)	
	鳥類調査で記録	調査外に生息確認‡	SDRが低い地点 (N=18)	SDRが上昇中の地点 (N=11)	SDRが高い地点 (N=13)		
ウグイス	<i>Horornis diphone</i>	23	10	2.05 ± 2.25	0.18 ± 1.08	0.06 ± 0.60	87.4 **
コルリ	<i>Larviora cyane</i>	19	1	1.32 ± 1.98	0.05 ± 0.58	—	87.0 **
ソウシチョウ	<i>Leiothrix lutea</i>	18	2	0.93 ± 2.70	0.08 ± 0.45	—	76.6 **
クロジ	<i>Emberiza variabilis</i>	11	6	0.57 ± 1.72	—	—	61.1 **
マミジロ	<i>Geokichla sibirica</i>	8	2	0.22 ± 0.95	—	—	44.4 **
カッコウ	<i>Cuculus canorus</i>	7	21	0.13 ± 0.61	—	—	38.9 **
メボソムシクイ	<i>Phylloscopus xanthodryas</i>	4	1	0.07 ± 0.42	—	—	22.2 -
ホトトギス	<i>Cuculus poliocephalus</i>	6	22	0.17 ± 0.96	0.05 ± 0.58	—	20.9
アカゲラ	<i>Dendrocopos major</i>	7	2	0.10 ± 0.58	0.03 ± 0.29	0.06 ± 0.60	16.0
ヒガラ	<i>Periparus ater</i>	37	3	1.15 ± 1.95	1.16 ± 2.27	0.63 ± 2.00	37.2
ジュウイチ	<i>Hierococcyx hyperythrus</i>	8	15	0.13 ± 0.69	0.16 ± 1.24	—	15.0
カケス	<i>Garrulus glandarius</i>	19	4	0.28 ± 0.94	0.18 ± 1.00	0.17 ± 0.82	20.1
シジュウカラ	<i>Parus minor</i>	38	2	1.05 ± 1.86	1.03 ± 1.66	0.75 ± 2.16	33.4
オオルリ	<i>Cyanoptila cyanomelana</i>	9	25	0.15 ± 0.90	0.05 ± 0.39	0.09 ± 0.65	10.4
ミノサザイ	<i>Troglodytes troglodytes</i>	19	11	0.50 ± 1.92	0.50 ± 1.78	0.43 ± 1.91	18.4
ツツドリ	<i>Cuculus optatus</i>	1	20	0.02 ± 0.23	—	—	5.6
ヒヨドリ	<i>Hypsipetes amaurotis</i>	26	6	0.20 ± 1.16	1.42 ± 2.32	0.98 ± 2.26	57.5 **
イカル	<i>Eophona personata</i>	13	8	0.18 ± 1.43	0.69 ± 2.72	0.03 ± 0.30	44.2 **
サンショウクイ	<i>Pericrocotus divaricatus</i>	4	3	0.02 ± 0.23	0.18 ± 1.16	—	25.1 *
クロツグミ	<i>Turdus cardis</i>	9	4	0.07 ± 0.54	0.40 ± 1.42	—	29.7 *
ゴジュウカラ	<i>Sitta europaea</i>	23	2	0.33 ± 1.27	0.90 ± 2.08	0.32 ± 1.73	29.8
アオバト	<i>Treron sieboldii</i>	5	24	0.02 ± 0.23	0.11 ± 0.65	—	12.2
ハシブトガラス	<i>Corvus macrorhynchos</i>	5	14	0.05 ± 0.50	0.08 ± 0.62	0.03 ± 0.30	9.6
アカショウビン	<i>Halcyon coromanda</i>	3	13	0.02 ± 0.23	0.05 ± 0.58	0.03 ± 0.30	5.3
アオゲラ	<i>Picus awokera</i>	27	4	0.25 ± 0.63	0.42 ± 0.89	0.29 ± 1.38	24.9
トラツグミ	<i>Zoothera aurea</i>	2	7	0.03 ± 0.46	0.03 ± 0.29	—	4.1
メジロ	<i>Zosterops japonicus</i>	14	0	0.02 ± 0.23	0.63 ± 2.34	0.58 ± 1.94	42.3 *
ヤマガラ	<i>Sittiparus varius</i>	19	2	0.13 ± 0.84	0.50 ± 1.56	0.72 ± 2.87	41.2 *
キビタキ	<i>Ficedula narcissina</i>	26	7	0.23 ± 1.05	0.50 ± 1.24	0.58 ± 1.25	42.7 *
キセキレイ	<i>Motacilla cinerea</i>	6	8	0.02 ± 0.23	0.05 ± 0.58	0.26 ± 1.33	22.9 -
カワラヒワ	<i>Chloris sinica</i>	8	1	0.02 ± 0.23	0.08 ± 0.62	0.26 ± 1.08	26.1 -
コゲラ	<i>Yungipicus kizuki</i>	31	1	0.38 ± 1.72	0.84 ± 1.67	0.72 ± 1.19	40.9 -
ホオジロ	<i>Emberiza cioides</i>	7	8	0.07 ± 0.54	—	0.20 ± 1.03	21.8
エナガ	<i>Aegithalos caudatus</i>	7	2	0.03 ± 0.46	0.34 ± 1.68	0.17 ± 1.29	15.5
キジバト	<i>Streptopelia orientalis</i>	1	8	—	—	0.03 ± 0.30	7.7
コガラ	<i>Poecile montanus</i>	17	3	0.23 ± 1.10	0.21 ± 0.89	0.23 ± 1.10	20.6
Total No/ha				11.13 ± 2.60	10.92 ± 2.39	7.59 ± 2.72	
Total Sp/site				12.53 ± 2.39	12.08 ± 1.44	9.45 ± 2.25	

** : P<0.01; * : P<0.05; - : P<0.1

† : 鳥類の学名はIOC World Bird List v6.4 (Gil and Donsker 2016) による

‡ : 4回各10分間の調査時間の前後や、調査地点から50m以遠でのみ観察された地点の数

§ : 各地点の生息密度は10分間あたりの平均出現個体数を調査範囲 (半径50m) の面積で除した値を用いた。

調査地点間の鳥類群集の非類似度 (Chao-Jaccard 指数; Chao *et al.* 2005) を非計量多次元尺度構成法 (NMDS) によって序列化して 2 次元に表示したのが図 4-1 である。非類似度は 0 から 1 の値を取り、1 に近い組ほど鳥類群集の組成が異なることを表す。42 地点

の組み合わせでは0.000から0.969まで値となった。SDRが継続的に低い調査地点同士と、継続的に高い地点同士とはそれぞれ鳥類群集の非類似度が小さく、図上では近傍に配置された。一方、SDRが継続的に低い地点と高い地点の間では鳥類群集の非類似度が大きく、それぞれのグループ間では図上で互いに重なりなく配置された。SDRが上昇した地点はグループ内でも鳥類群集の非類似度はばらつきが大きく、広い範囲に散布されて、SDRの低い地点と高い地点のいずれのグループとも重複して配置された。

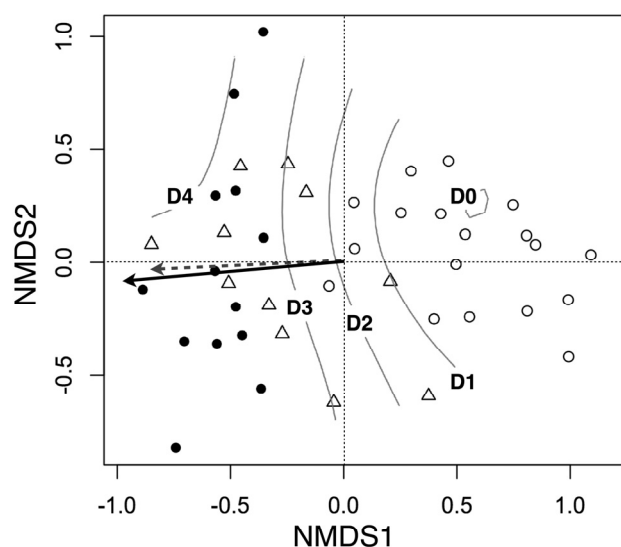


図 4-1. 鳥類群集の非類似度にもとづき非計量多次元尺度構成法 (NMDS) によって序列化された調査地点の分布。

各点は調査地点を示し、SDR 履歴によって異なる記号を用いた (○は SDR が継続的に低い地点、△は SDR が上昇した地点、●は SDR が継続的に高い地点)。等値線は仮想的な鳥類調査時点の SDR 傾度面を、実線の矢印は同じく鳥類調査時点の SDR ベクトルを、破線の矢印は過去の SDR のベクトルを表す。Seki *et al.* (2014) より許可を得て転載。

さらに、調査地点による鳥類群集の構造と SDR の関係を検討するために、森林タイプの影響を補正した偏正準対応分析 (partial canonical correspondence analysis; partial CCA) により調査地点を序列化して鳥類の種構成の違いを 2 次元に要約して示したのが図 4-2 である。鳥類調査時点と過去の SDR により第一軸と第二軸におけるばらつきの 11.6%が説明され、鳥類調査時点の SDR の効果は有意だったが ($F=3.2439$, $P=0.005$)、過去の SDR の効果はそれよりも限定的だった ($F=1.3949$, $P=0.056$)。

次に、SDR が継続的に低い地点、上昇した地点、継続的に高い地点のそれぞれの環境を特徴づける鳥類種の候補を抽出するために Dufrene and Legendre (1997) の方法により指標値を算出した (表 4-1)。SDR が継続的に低く下層植生が多い環境への指標性が高いのはウグイス、コルリ、ソウシチョウ、クロジ *Emberiza variabilis*、マミジロ *Geokichla sibirica*、カッコウ *Cuculus canorus* で、森林の下層植生を利用して営巣や採餌を行う鳥類

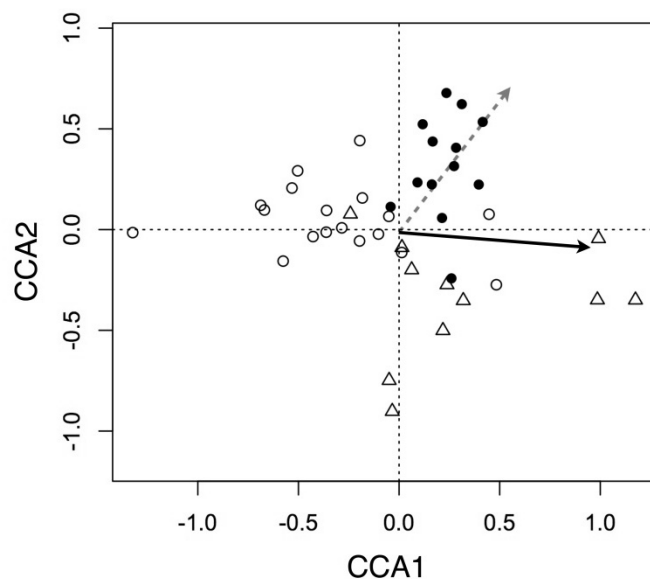


図 4-2. 鳥類群集と SDR の関係の偏正準対応分析 (partial CCA) の結果。

標高や気候区によって出現頻度に偏りが予想される鳥類種も含まれるが、シカの採食による鳥類群集への間接的な影響を広域で評価することが目的であり、調査地点はすべて氷ノ山東麓付近を中心とした半径 20km の範囲内に位置するため、分析では森林タイプをブナ林とそのほかの森林に区分して補正するだけに留めた。各点は調査地点を示し、SDR 履歴によって異なる記号を用いた (○は SDR が継続的に低い地点、△は SDR が上昇した地点、●は SDR が継続的に高い地点)。実線の矢印は鳥類調査時点の SDR ベクトルを、破線の矢印は過去の SDR のベクトルを表す。Seki *et al.* (2014) より許可を得て転載。

種と、それらに托卵する種であった。シカ採食の影響が高まり SDR が上昇した環境ではヒヨドリ *Hypsipetes amaurotis*、イカル *Eophona personata*、サンショウクイ *Pericrocotus divaricatus*、クロツグミ *Turdus cardis* などの指標値が有意で高く、下層植生が衰退して 5 年以上経過し SDR が継続的に高かった地点ではメジロ *Zosterops japonicus*、ヤマガラ *Sittiparus varius*、キビタキ *Ficedula narcissina* の指標値が高かった。下層植生の衰退した環境での指標値が高い鳥類種に共通する生態特性は明確ではなかったが、林冠や開けた林内空間で採餌する種、開けた林床を利用する種、果実や種子を餌とする種が含まれた。このような鳥類群集の変化の結果、鳥類の種数と生息密度は調査地点の SDR 履歴によって異なり (表 4-1, それぞれ $\chi^2 = 7.32, P < 0.03$; $\chi^2 = 8.94, P < 0.02$)、下層植生の衰退していない地点と衰退後 5 年以上経過した地点とでは有意な差があった (事後比較でいずれも $P < 0.01$)。

これらの結果から、調査地点間で観察された鳥類群集の違いの一部は SDR で指標化された下層植生の衰退状況によって説明できることが示された。SDR の高い地点では営巣や採餌で下層植生を利用する鳥類種の減少が顕著で、SDR が高くなってから 5 年以上経過する

と鳥類群集の違いが大きくなった。シカ高密度化地域における鳥類群集の変化の要因として、シカ採食による間接的な影響を評価するための指標としても、SDR は有効であると考えられた。

4-4. 下層植生衰退による鳥類群集への影響指標としての

ウグイスのさえずり調査の事例

繁殖期の鳥類群集の非類似度と SDR で指標化された下層植生の衰退状況には関連性があったが、広範な地域で多地点の鳥類調査を行うのには、SDR の調査にくらべて制約が大きい。鳥類調査では、鳥類種を識別できる調査者が、適切な季節、天候、時間帯を選んで各地点を複数回調査しなければならない。そのため、シカ高密度化の影響評価のみを目的とした鳥類調査を SDR 調査と同じ密度の調査網や同じ調査頻度で行うのは現実的ではない。本節では鳥類群集への影響をとらえる簡易指標として、ウグイスのさえずり調査の有用性を検討した。

ウグイスは低地から高山まで下層植生がよく茂った場所であれば全国に広く生息し、日本の 92% の地域で繁殖していると推定されている (日本野鳥の会 2004)。ウグイスはまた、SDR が継続的に低い森林への指標値がとりわけ高い種である (表 4-1, Seki *et al.* 2014)。さらに、ウグイスの特徴的なさえずりは広く知られており、聞き取りやすい音域で、繁殖期にはさえずりの頻度も高いことから、鳥類観察の経験がない調査者にも容易に識別できると考えられた。

そこで、まず、適切なウグイスのさえずり調査手法を検討するために、ウグイスの生息密度を表わす 4 つの指標を Seki *et al.* (2014) の鳥類調査の記録から抽出し、SDR 値との関係を示したのが図 4-3 である。図 4-3-a) では 4 回の調査中に各調査地点で記録されたさえずり個体数の最大値 (本章 4-3 節の方法を参照) と SDR との関係を示し、SDR 値が高い地点でさえずり個体数が少ない傾向があった。このウグイスの最大さえずり個体数の把握には、鳥類群集の定点調査と同じ調査労力を要するが、生息密度を最も反映しやすい指標である。図 4-3 b) ~ d) では鳥類を観察した経験のない調査者が SDR と同時に 1 回のみ調査することを想定し、ウグイスの個体数の記録や調査範囲 50 m の制限をしなかった場合の 3 つの密度指標を用いた。図 4-3 b) は初回の調査の 10 分間における調査範囲 50 m でのさえずりの有無、図 4-3 c) は初回調査 10 分間における定点調査の対象範囲外 (調査地点から 50 m 以遠) も含めた場合のさえずりの有無、図 4-3 d) は定点調査 4 回分の合計 40 分間 (SDR 調査中にずっとウグイスも記録する場合を想定) における調査範囲外も含めたさえずりの有無を生息密度の指標とし、SDR 値ごとに出現率で示した。いずれも SDR が D3 と D4 の地点では D0 から D2 の地点にくらべて出現率が低いが、調査範囲や調査時間の制約を緩和した図 4-3 c) や d) の想定では SDR の上昇に応じた出現率の漸次低下傾向は不明瞭になった。鳥類観察経験のない調査者による実際の調査では、調査者の負担と図 4-3 の傾向を考慮し、調査範囲は設定せず 10 分間の調査条件でウグイスのさえずり

の有無を記録し、SDR との関連性を検討することにした。

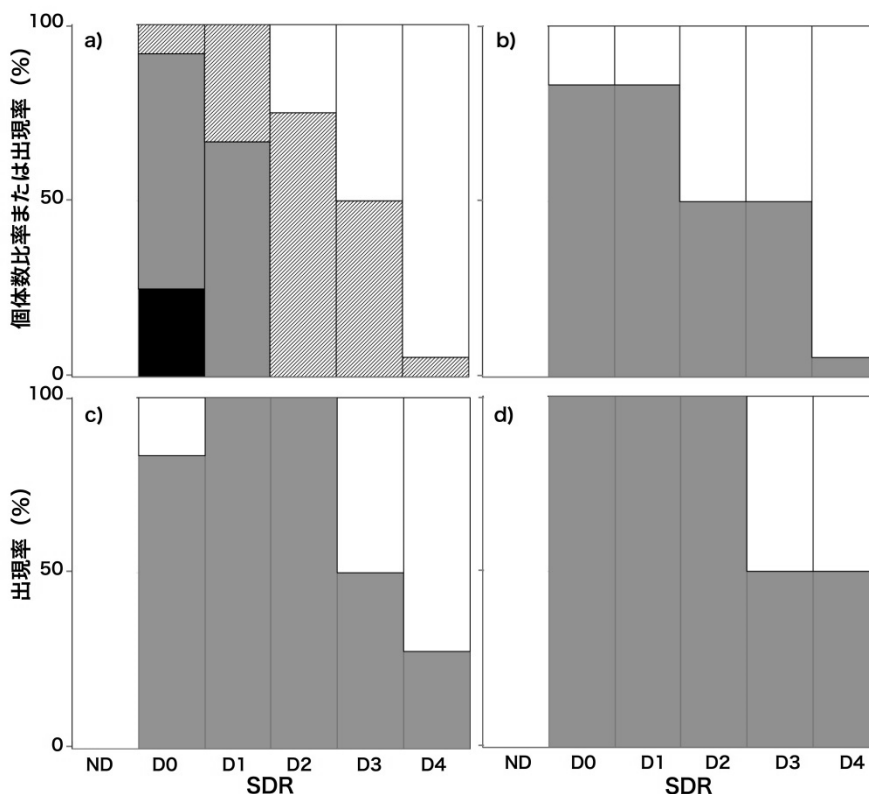


図 4-3. SDR とウグイスの生息密度指標の関係.

ウグイスの生息密度指標にはそれぞれ、a) 調査範囲 50m、10 分間の定点調査 4 回のうち 1 回あたりの最大さえずり個体数、b) 調査範囲 50m、10 分間の初回定点調査におけるさえずりの有無、c) 調査範囲無制限、10 分間の初回定点調査におけるさえずりの有無、d) 調査範囲無制限で 4 回の定点調査の合計 40 分間におけるさえずりの有無、を用いた。a) では■が 3 羽、■が 2 羽、斜線が 1 羽、□は記録なし、b) ~ d) では■が記録あり、□が記録なし、を示す。

ウグイスの調査は藤木 (2017) が用いた地点の内の 182 地点で、鳥類の繁殖期でさえずり活動が活発な 5 月から 7 月に行なった。鳥類観察経験のない調査者が、調査地点到着から 10 分間、SDR を調査しながら、観察範囲を定めずにウグイスのさえずりの有無を記録した。ウグイスのさえずりが記録された地点は 81 ヶ所で (図 4-4)、ウグイスの出現率は SDR 値が上昇するにつれて低下する傾向を示した (図 4-5, 多分相関係数 $r = 0.450$, $P < 0.001$)。しかし、図 4-5 の結果を、Seki *et al.* (2014) の記録から同じ調査条件を想定して抽出した図 3-c) とくらべると、いずれの SDR 値でも出現率が低かった。これは、鳥類観察経験のない調査者が SDR 調査の作業と同時にウグイスも記録するという調査条件によって、作業の物音で鳥の鳴き声が聞き取りにくかったり、調査者のさえずりへの注意が十分ではなかったり、調査の時間帯や天候の違いでさえずり活動にばらつきがあったり、

調査による攪乱で鳥の行動が変わったりしたことで、「攪乱の影響受けにくく、かつ、さえずりが聞き取りやすい中程度の距離で高頻度にさえずる個体」のみが記録され、結果として各調査地点周辺の生息密度を反映した指標となったのではないかと推測される。一方で、図 4-5 と図 4-3-c) との違いは、鳥類観察の経験が大きく異なる調査者では記録率に偏りが生じる可能性も示唆しており、経験が大きく異なる調査者による記録は混用すべきではない。

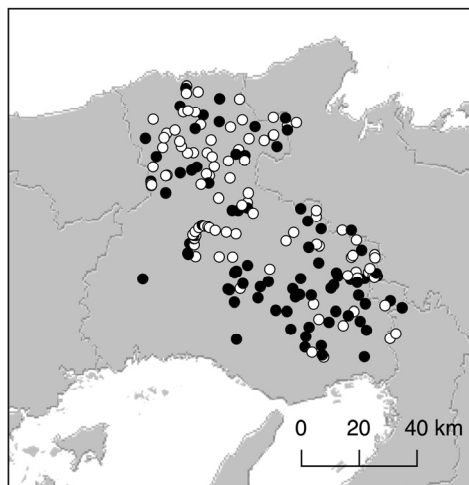


図 4-4. 2014 年の SDR 調査地点におけるウグイスの分布.

藤木 (2017) に示された調査地点のうち 182 ヶ所で、鳥類観察経験のない調査者が SDR を調査しながらウグイスのさえずりの有無を記録したデータをもとに描いた。●は調査地点到着後 10 分間にさえずりの記録あり、○は記録なし。

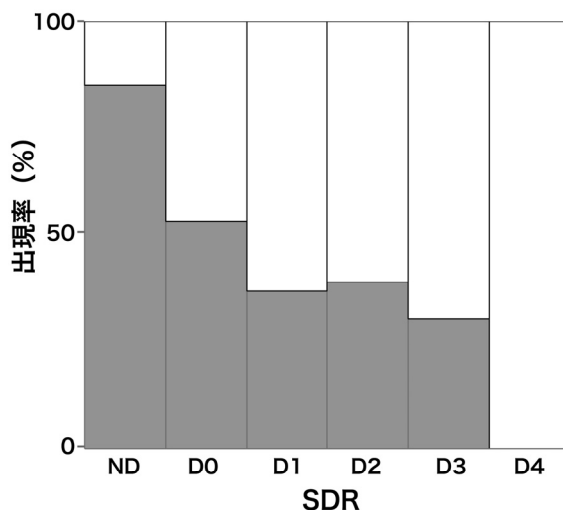


図 4-5. SDR とウグイスの出現率の関係.

出現率は、図 4-3c) と共通の 10 分間の調査におけるウグイスのさえずりの有無のデータにもとづく。

また、Seki *et al.* (2014) のデータからはウグイスが生息している可能性が高いと推測される SDR が D0~D2 の地点でも、本調査ではウグイスの出現率は 44%に留まり、単独の調査地点における記録の有無はウグイスの生息状況や鳥類群集の相違を必ずしも適切に反映していないと推測される。図 4-4 に示した地図上でウグイスが記録されない地点が連続していて、かつ、SDR 値が高い地域でのみ、下層植生衰退による鳥類群集への影響が示唆されると判断すべきである。シカ個体数管理における森林生態系への影響の指標として鳥類群集の相違を用いるのであれば、影響が示唆された地域では改めて鳥類調査を実施して影響を正確に把握する必要がある。また、重要野鳥生息地（日本野鳥の会 2010）など鳥類保全の必要性が高い地域でウグイスの出現率低下と SDR 値の上昇が認められた場合にも、鳥類群集への影響の調査を行うことが望まれる。

ウグイスのさえずり調査は、このようにシカ個体数管理への応用にあたっては一定の注意を要するが、特別な知識や経験を必要とせずシカ採食による森林生物群集への間接的な影響を簡易な調査方法で明示できる利点は大きい。ウグイスのさえずりの有無は、鳥類観察の経験がない調査者が下層植生衰退による鳥類群集への影響を認識するための簡便な初期指標として有効であると考えられた。また、シカ個体数管理にあたっては社会的合意形成の作業が不可欠である（横山・坂田 2007）。このような合意形成にあたって、シカ採食による森林生態系への影響を身近な問題として実感してもらうための教材としてもウグイスのさえずり調査は利用できる可能性がある。

4-5. おわりに

高密度化したシカの採食による下層植生の衰退は、低地の里山林から山地の森林まで日本全国に広がりつつある（Takatsuki 2009; 吉川ほか 2011）。今後、シカ個体数が抑制されたとしても、山地林の一部では植生の回復が困難か、回復までに長期間を要することが予想される（荒木・横山 2011; 田村 2013）。結果として下層植生に依存する鳥類種の個体数回復も容易には進まない可能性がある。様々な社会的要請によって決定される適正なシカ密度の議論とは別に、鳥類をはじめとする森林生物群集への回復困難な影響を防止するためのシカ個体数管理を速やかに実現する必要があるだろう。

関西地域を中心に広く用いられつつある SDR は、シカ採食による森林環境の改変が鳥類群集をはじめとする森林生物群集に対して間接的におよぼす影響を推定するためにも有効な指標であると考えられる。省力的に広範囲の情報を推定できる SDR は、影響を即時的に把握してシカ個体数管理に反映するための手法としても適している。今後は、SDR に加えてウグイスのさえずり調査のように鳥類への影響を簡易的に認識できる情報を利用するとともに、鳥類への影響が示唆された地域や鳥類の重要生息地などではより詳しい鳥類調査を実施することで、シカによる森林生物群集への間接的な影響もシカ個体数の管理計画に反映して行くことが望まれる。

謝辞

鳥類調査では佐藤重穂氏に、資料の収集では黒田治男氏と奥野俊博氏にご助力いただいた。この研究の一部は（研）森林総合研究所一般研究費およびJSPS 科研費 JP23580220 によって行なわれた。本稿の図表の一部は Elsevier 社の許可（3972360888468）のもとに Seki *et al.* (2014) より転載・翻訳した。ここにお礼申し上げる。

引用文献

- Allombert S, Gaston AJ, Martin J (2005a) A natural experiment on the impact of overabundant deer on songbird populations. *Biological Conservation* 126: 1-13.
- Allombert S, Stockton S, Martin J (2005b) A natural experiment on the impact of overabundant deer on forest invertebrates. *Conservation Biology* 19: 1917-1929.
- 荒木良太・横山典子 (2011) ニホンジカが森林生態系に与える影響. *森林科学* (61): 25-29.
- Baltzinger M, Mårell A, Archaux F, Pérot T, Leterme F, Deconchat M (2016) Overabundant ungulates in French Sologne? Increasing red deer and wild boar pressure may not threaten woodland birds in mature forest stands. *Basic and Applied Ecology* 17: 552-563.
- Bibby C, Burgess N, Hill D, Mustoe S (2000) Bird census techniques. Academic Press, London.
- Bressette JW, Beck H, Beauchamp VB (2012) Beyond the browse line: complex cascade effects mediated by white-tailed deer. *Oikos* 121: 1749-1760.
- Cardinal E, Martin J, Tremblay J, Côté SD (2012a) An experimental study of how variation in deer density affects vegetation and songbird assemblages of recently harvested boreal forests. *Canadian Journal of Zoology* 90: 704-713.
- Cardinal E, Martin J, Côté SD (2012b) Large herbivore effects on songbirds in boreal forests: lessons from deer introduction on Anticosti Island. *Ecoscience* 19: 38-47.
- Casey D, Hein D (1983) Effects of heavy browsing on a bird community in deciduous forest. *Journal of Wildlife Management* 47: 829-836.
- Chao A, Chazdon RL, Colwell RK, Shen T (2005) A new statistical approach for assessing similarity of species composition with incidence and abundance data. *Ecology Letters* 8: 148-159.
- Chollet S, Bergman C, Gaston AJ, Martin J (2015) Long-term consequences of invasive deer on songbird communities: Going from bad to worse? *Biological Invasions* 17: 777-790.
- Chollet S, Martin J (2013) Declining woodland birds in North America: should we blame Bambi?. *Diversity and Distributions* 19: 481-483.
- Chollet S, Padié S, Stockton S, Allombert S, Gaston AJ, Martin J (2016) Positive plant

- and bird diversity response to experimental deer population reduction after decades of uncontrolled browsing. *Diversity and Distributions* 22: 274-287.
- Côté SD, Rooney TP, Tremblay J, Dussault C, & Waller DM (2004) Ecological impacts of deer overabundance. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35: 113-147.
- deCalesta DS (1994) Effect of white-tailed deer on songbirds within managed forests in Pennsylvania. *Journal of Wildlife Management* 58: 711-718.
- DeGraaf RM, Healy WM, Brooks RT (1991) Effects of thinning and deer browsing on breeding birds in New England oak woodlands. *Forest Ecology and Management* 41: 179-191.
- Dufrene M, Legendre P (1997) Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67: 345-366.
- 藤木大介 (2012) 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. 兵庫ワイルドライフモノグラフ 4: 17-31.
- 藤木大介 (2017) 兵庫県本州部の落葉広葉樹林におけるニホンジカの影響による下層植生衰退度の変動と捕獲の効果 (2010年～2014年). 兵庫ワイルドライフモノグラフ 9: 1-16.
- Fujiki D, Kishimoto Y, Sakata H (2010) Assessing decline in physical structure of deciduous hardwood forest stands under sika deer grazing using shrub-layer vegetation cover. *Journal of Forest Research* 15: 140-144.
- 藤木大介・岸本康誉・坂田宏志 (2011) 兵庫県氷ノ山系におけるニホンジカ *Cervus nippon* の動向と植生の状況. 保全生態学研究 16: 55-67.
- 藤木大介・酒田真澄美・芝原淳 (2014) 関西4府県を対象としたニホンジカの影響による落葉広葉樹林の衰退状況の推定. 日本緑化工学会誌 39: 374-380.
- Fuller R (2001) Responses of woodland birds to increasing numbers of deer: a review of evidence and mechanisms. *Forestry* 74: 289-298.
- Fuller RJ, Gill RM (2001) Ecological impacts of increasing numbers of deer in British woodland. *Forestry* 74: 193-199.
- Fuller RJ, Noble DG, Smith KW, Vanhinsbergh D (2005) Recent declines in populations of woodland birds in Britain. *British Birds* 98: 116-143.
- Fuller R, Smith K, Grice P, Currie F, Quine C (2007) Habitat change and woodland birds in Britain: implications for management and future research. *Ibis* 149: 261-268.
- Gaston AJ, Martin J, Allombert S (2002) Songbird banding in Laskeek Bay, 1998-2001. *Laskeek Bay Research* 11: 28-39.
- Gill F, Donsker D (2016) IOC World Bird List (v 6.4). doi: 10.14344/IOC.ML.6.4.
- Gill R, Fuller RJ (2007) The effects of deer browsing on woodland structure and songbirds in lowland Britain. *Ibis* 149: 119-127.
- Graham CT, Wilson MW, Gittings T, Kelly TC, Irwin S, Sweeney OFM, O'Halloran J

- (2014) Factors affecting the bird diversity of planted and semi-natural oak forests in Ireland. *Bird Study* 61: 309-320.
- Hino T (2000) Bird community and vegetation structure in a forest with a high density of sika deer. *Japanese Journal of Ornithology* 48: 197-204.
- 日野輝明 (2002) 森林性鳥類群集の多様性. In: これからの鳥類学. 樋口広芳・山岸哲編, pp.224-249. 裳華房, 東京.
- Hino T (2006) The impact of herbivory by deer on forest bird communities in Japan. *Acta Zoologica Sinica* 52: 684-686.
- Holt CA, Fuller RJ (2013) An experimental assessment of the effect of deer on use of young coppiced woodland by Eurasian Woodcocks *Scolopax rusticola* in winter. *Wader Study Group Bulletin* 120: 124-127.
- Holt CA, Fuller RJ, Dolman PM (2010) Experimental evidence that deer browsing reduces habitat suitability for breeding Common Nightingales *Luscinia megarhynchos*. *Ibis* 152: 335-346.
- Holt CA, Fuller RJ, Dolman PM (2011) Breeding and post-breeding responses of woodland birds to modification of habitat structure by deer. *Biological Conservation* 144: 2151-2162.
- Holt CA, Fuller RJ, Dolman PM (2013) Deer reduce habitat quality for a woodland songbird: evidence from settlement patterns, demographic parameters, and body condition. *Auk* 130: 13-20.
- Holt CA, Fuller RJ, Dolman PM (2014) Exclusion of deer affects responses of birds to woodland regeneration in winter and summer. *Ibis* 156: 116-131.
- 川瀬浩 (2012) 奈良県コマドリ調査 3 カ年を終えて. いかる (139) : 1-3.
- Kearns LJ, Silverman ED, Hall KR (2006) Black-throated Blue Warbler and Veery abundance in relation to understory composition in northern Michigan forests. *Wilson Journal of Ornithology* 118: 461-470.
- MacArthur RH, MacArthur JW (1961) On bird species diversity. *Ecology* 42: 594-598.
- Martin TG, Arcese P, Scheerder N (2011) Browsing down our natural heritage: deer impacts on vegetation structure and songbird populations across an island archipelago. *Biological Conservation* 144: 459-469.
- Martin TG, Arcese P, Kuhnert PM, Gaston AJ, Martin J (2013) Prior information reduces uncertainty about the consequences of deer overabundance on forest birds. *Biological Conservation* 165: 10-17.
- Martin J, Joron M (2003) Nest predation in forest birds: influence of predator type and predator's habitat quality. *Oikos* 102: 641-653.
- Mathisen KM, Pedersen S, Nilsen EB, Skarpe C (2012) Contrasting responses of two passerine bird species to moose browsing. *European Journal of Wildlife Research* 58: 535-547.

- Mathisen KM, Skarpe C (2011) Cascading effects of moose (*Alces alces*) management on birds. *Ecological Research* 26: 563-574.
- McShea WJ, McDonald MV, Morton ES, Meier R, Rappole JH (1995) Long-term trends in habitat selection by Kentucky Warblers. *Auk* 112: 375-381.
- McShea WJ, Rappole JH (2000) Managing the abundance and diversity of breeding bird populations through manipulation of deer populations. *Conservation Biology* 14: 1161-1170.
- Newson SE, Johnston A, Renwick AR, Baillie SR, Fuller RJ (2012) Modelling large-scale relationships between changes in woodland deer and bird populations. *Journal of Applied Ecology* 49: 278-286.
- 日本野鳥の会 編 (2004) 種の多様性調査: 鳥類繁殖分布調査報告書. 環境省自然環境局生物多様性センター, 富士吉田.
- 日本野鳥の会 編 (2010) IBA 白書. 日本野鳥の会, 東京.
- 日本野鳥の会奈良 編 (2011) コマドリ緊急調査報告書. 日本野鳥の会奈良, 奈良.
- 日本野鳥の会奈良支部 編 (2011) コマドリ大峰山系等生息調査報告書. 奈良県, 奈良.
- 西教生 (2014) スズタケの衰退によるソウシチョウの個体数の減少. *Bird Research* 10: F27-F32.
- 奥田圭・關義和・小金澤正昭 (2012) 栃木県奥日光地域におけるニホンジカの高密度化による植生変化が鳥類群集に与える影響. 日本森林学会誌 94: 236-242.
- 奥田圭・關義和・小金澤正昭 (2013) 栃木県奥日光地域における繁殖期の鳥類群集の変遷: 特にニホンジカの高密度化と関連づけて. 保全生態学研究 18: 121-129.
- Palmer G, Stephens PA, Ward AI, Willis SG (2015) Nationwide trophic cascades: changes in avian community structure driven by ungulates. *Scientific Reports* 5: 15061.
- Perrins C, Overall R (2001) Effect of increasing numbers of deer on bird populations in Wytham Woods, central England. *Forestry* 74: 299-309.
- Rackham O (1986) The history of the countryside: the classic history of Britain's landscape, flora and fauna. JM Dent, London (奥敬一・伊東宏樹・佐久間大輔・篠沢健太・深町加津枝 監訳 (2012) イギリスのカントリーサイド: 人と自然の景観形成史. 昭和堂, 京都) .
- Rae LF, Whitaker DM, Warkentin IG (2014) Multiscale impacts of forest degradation through browsing by hyperabundant moose (*Alces alces*) on songbird assemblages. *Diversity and Distributions* 20: 382-395.
- Rooney TP, Waller DM (2003) Direct and indirect effects of white-tailed deer in forest ecosystems. *Forest Ecology and Management* 181: 165-176.
- Seki SI, Fujiki D, Sato S (2014) Assessing changes in bird communities along gradients of undergrowth deterioration in deer-browsed hardwood forests of western Japan. *Forest Ecology and Management* 320: 6-12.

- 関伸一・坂梨仁彦 (2012) 九州における繁殖期のコマドリ *Luscinia akahige* の分布. 九州森林研究 65: 39-43.
- 柴田叡弐・日野輝明 (2009) 大台ヶ原の自然誌: 森の中のシカをめぐる生物間相互作用. 東海大学出版会, 秦野.
- 自然環境研究センター 編 (2004) 種の多様性調査: 哺乳類分布調査報告書. 環境省自然環境局生物多様性センター, 富士吉田.
- Takatsuki S (2009) Effects of sika deer on vegetation in Japan: a review. *Biological Conservation* 142: 1922-1929.
- 田村淳 (2013) シカによりスズタケが退行したブナ林において植生保護柵の設置年の差異が林床植生の回復と樹木の更新に及ぼす影響. 日本森林学会誌 95: 8-14.
- Teichman KJ, E Nielsen S, Roland J (2013) Trophic cascades: linking ungulates to shrub-dependent birds and butterflies. *Journal of Animal Ecology* 82: 1288-1299.
- Tymkiw EL, Bowman JL, Shriver WG (2013) The effect of white-tailed deer density on breeding songbirds in Delaware. *Wildlife Society Bulletin* 37: 714-724.
- 植田睦之 (2009) 広域長期モニタリングにもとづく鳥類分布の時間的空間的变化. In: 鳥の自然史: 空間分布をめぐる, 樋口広芳・黒沢令子編, pp.173-188. 北海道大学出版, 札幌.
- 植田睦之 (2014) シカの影響が見えてきた: 藪の鳥が減っている大山沢, 椎葉サイト. モニタリングサイト 1000 陸生鳥類調査情報 (6): 4.
- 植田睦之・岩本富雄・中村豊・川崎慎二・今野怜・佐藤重穂・高美喜男・高嶋敦史・滝沢和彦・沼野正博・原田修・平野敏明・堀田昌伸・三上かつら・柳田和美・松井理生・荒木田義隆・才木道雄・雪本晋資 (2014) 全国規模の森林モニタリングが示す 5 年間の鳥類の変化. *Bird Research* 10: F3-F11.
- 上原裕世・梶光一・吉田剛司 (2015) エゾシカ (*Cervus nippon yezoensis*) の高密度化により林床植生の改変した森林景観におけるヤブサメ (*Urosphena squameiceps*) の繁殖適応. 景観生態学 20: 131-142.
- 宇野裕之・横山真弓・坂田宏志 (2007) ニホンジカ個体群の保全管理の現状と課題. 哺乳類科学 47: 25-38.
- 山口喜盛 (2004) 丹沢産シカの高密度が鳥類群集に与えている影響. 神奈川自然誌資料 25: 1-4.
- 横山真弓・坂田宏志 (2007) 兵庫県におけるシカ保護管理計画の現状と今後の展望. 哺乳類科学 47: 73-79.
- 吉川正人・田中徳久・大野啓一 (2011) ニホンジカによる日本の植生への影響: シカ影響アンケート調査 (2009-2010) 結果. 植生情報 15: 9-96.

第 5 章

兵庫県におけるニホンジカによる 自然植生衰退がチョウ類群集に及ぼした影響

近藤伸一¹

¹ 日本チョウ類保全協会

要 点

- ・本章では、筆者によるこれまでの調査結果を取りまとめることで、兵庫県内のチョウ類群集におけるニホンジカ（以下、シカ）の影響について、現在までに把握できている状況を概観した。
- ・但馬地域で、自然植生が衰退する以前と衰退後に実施したチョウ類のトランセクト調査結果を比較した。シカの食害で自然植生が衰退した地域のチョウ類群集は、種数、個体数が減少し、自然度の高い環境に生息する種が激減し、農耕地から都市部まで広く分布する種の割合が高くなるなどチョウ類群集相の多様性の低下が進んでいた。
- ・県内の広域に分布するチョウ類の中で、自然植生が衰退する以前の分布状況が明らかでないウスバシロチョウについて、現状調査を実施した。2001年時点で分布が確認されていた329箇所を再調査した結果、159箇所（48%）で絶滅していることが判明した。絶滅した箇所は、一部の箇所を除くと、落葉広葉樹林のシカによる下層植生の衰退が深刻な地域（藤木 2012）と合致し、シカによる自然植生の衰退がウスバシロチョウの絶滅に大きく関与していることが示唆された。
- ・豊岡市の市街地周辺の森林では1980年代までギフチョウの生息地が点在していたが、現在はシカの食害で林床の裸地化が進み、ほとんどの生息地で絶滅または絶滅が進行中である。その状況を調査した。
- ・養父市と香美町にまたがるハチ高原の高丸山に県内唯一のウスイロヒョウモンモドキの生息地がある。2012年頃からシカの食害の影響が現れ、絶滅寸前に追い込まれた。シカの食害とウスイロヒョウモンモドキの生息環境の現況について調査した。

Keyword: 自然植生の衰退、食害地のチョウ類群集、ウスバシロチョウ、ギフチョウ、ウスイロヒョウモンモドキ

5-1. はじめに

チョウ類群集の多様性、あるいはチョウ類各種の分布や個体数の年月を追っての変化の記載と評価は、その背景にある自然環境の状態や変化を検出したり、その保全について検討するうえで欠かせない要件のひとつと認識されるようになった（石井 1993）

チョウ類は昆虫の中では比較的大型で、種ごとに翅の斑紋が異なり、昼行性で、種数が比

較的多い。また、その生態もよく調べられていることから、生態系における指標生物として優れている。チョウ類は種類ごとに生息する環境が異なる。ギフチョウは落葉広葉樹林に生息域が限定されるが、モンシロチョウは多様な環境下で見られ市街地の中でも生息している。服部ほか (1997a,b) は、自然環境を自然性によって5つに区分した自然段階に基づいて、チョウ類の生息環境を大別し、自然性に応じた種毎の相対的位置をチョウ指数として定めた(表5-1)。

表 5-1 服部ほか (1997a, b) による自然段階に応じたチョウ類の生息環境の区分
(チョウ指数)

チョウ指数	5	4	3	2	1
生息環境の区分	原生段階	二次植生段階	農耕的段階	住宅地段階	都市段階
	自然植生に生息域が限定されるか、二次植生で広がっていてもその個体数がきわめて少ない種	自然植生から二次林、二次草原などの、二次植生の広がる山地や里山に広く分布する種	自然植生から二次林、二次草原などの、二次植生の広がる山地や里山に広く分布する種	5、4、3の領域および都市近郊の低密度住宅地域や大規模な都市公園まで分布する種	2の領域から都市部の最も都市化の進んだところまで分布する種

兵庫県内に現在生息している種、および過去に生息していたと考えられる種は120種、このうち但馬地域には107種の分布が確認されている(広畑、近藤 2007)。近畿地方全体では138種類であり、兵庫県は近畿各府県の中では一番多い種数を有しているとされる(森地ら 2012)。このように兵庫県はチョウ類群集の多様性が高い地域と考えられるが、近年、ニホンジカ(以下、シカ)の生息密度の増加に伴う植生の衰退によって、多様性の劣化が危惧されている。藤木(2012)は2006年と2010年に兵庫県内全域で広域多地点調査を実施し、シカによって下層植生が衰退した落葉広葉樹林の地理的分布状況を下層植生衰退度(Shrub-layer decline rank; SDR)に基づいて推定した。その結果、2006年時点において南但馬地域周辺において、下層植生がほとんど消失した落葉広葉樹林が広域的に分布していることが明らかになった。さらに、2010年までの4年間で下層植生の衰退が進行した落葉広葉樹林域は全体の4割に上り、西播磨の上郡町周辺、但馬地域における氷ノ山や妙見山周辺では植生の衰退が特に著しいことなどが明らかにされた。このような落葉広葉樹林の下層植生の大規模かつ急激な衰退はそれに依存する多くの生物群集にも負の影響を及ぼしていることが予想されるが、これらに関する調査は兵庫県内では一部の生物分類群を対象とした断片的な調査しか行われておらず、その全貌は把握できていないのが実態である。

兵庫県内においてシカによる植生の衰退がチョウ類群集へ及ぼした影響に関して筆者はこれまでに①但馬地域のシカの食害で自然植生が衰退した地域(以下、食害地)におけるチョウ類群集の多様性の低下(近藤 2012, 2013a, 2013b, 2015a)、②県内各地におけるウスバシロチョウの減少と絶滅(近藤・永幡 2016)、③豊岡市におけるギフチョウの絶滅例(近藤

2013b)、④ハチ高原におけるウスイロヒョウモンモドキの生息個体数の減少（近藤 2015b）などの調査結果を報告してきた。本章ではこれらの調査結果を取りまとめることで、兵庫県内のチョウ類群集におけるシカの影響について、現在までに把握できている状況について概観することを目的とした。

5-2. 但馬地域のシカ食害地におけるチョウ類群集の多様性の低下

但馬地域内の多様な環境を含む様々な区域でトランセクト法によるチョウ類群集の調査を実施した。調査を始めた 2001 年頃はシカの食害の影響が現れ始めた時期で、養父市、朝来市、豊岡市出石町の一部の区域で、自然植生の衰退が始まっていた。その後シカの食害の影響は但馬のほぼ全域に拡大した。2001 年から 2003 年にかけて、自然植生の衰退が認められない区域（以下、未被害地）9 箇所を調査を実施した。その後、2009 年と 2014 年に食害地 6 箇所を調査を実施した。未被害地と食害地のチョウ類群集を比較することで、シカの食害がチョウ類群集に及ぼした影響を明らかにした。

調査地の概要

・未被害地

2001 年～2003 年にかけて 9 箇所の未被害地（表 5-2 の①～⑨）で調査を実施した。いずれの調査地も調査時点ではシカの食害の影響は現れておらず、自然植生の衰退は認められなかった。各調査地の位置は図 5-1 に示した。いずれの調査地も 2006 年時点における SDR 別の落葉広葉樹林の推定分布では無被害～衰退度 0 の区域となっている。なお、食害地の調査箇所も含めこれ以降における個々の調査地の名称は表 5-2 における地区名にて記した。

・食害地

2009 年と 2014 年にかけて 6 箇所の食害地（表 5-2 の⑩～⑮）で調査を実施した。いずれの調査地もシカの食害の影響をうけて年数を経過しており、自然植生は著しく衰退し、広い範囲でシカの不嗜好性植物が優占していた。

各調査地の位置は図 5-2 に示した。2010 年時点における SDR 別の落葉広葉樹林の推定分布では衰退度 1～2 の区域（図 5-2）となる。なお、石原、加瀬尾、妙見の 3 箇所は、食害を受ける前（表 5-2 の①～③）と後（表 5-2 の⑬～⑮）の両方で調査を実施した。

調査の概要

原則として、各調査地において 4 月～10 月の間に月 3 回の頻度で調査を実施することにした（表 5-2）。ただし、坂本（④）のみは調査期間が 4～11 月、豊岡市日高町の 3 箇所（神鍋⑤、稲葉⑥、三川⑦）では月 2 回の頻度の調査となった。調査は可能な限り天候の良い日を選び実施した。10 時～14 時の時間帯に、各調査地において定められたコース（延長 850～1,400m）を約 20～40 分間で歩き、左右及び上部約 5m の範囲内で目撃したチョウ類の個体数を種ごとにカウントした。種の同定は目視でおこなった。

表 5-2 兵庫県但馬地域におけるチョウ類トランセクト調査の概要

	年	場所	地区名	写真 番号	標高 (m)	調査 延長 (m)	総調査 延長 (m)	調査期間	調査 回数	周辺環境	調査コース の状況	シカの 食害
①	2001	養父市八鹿町石原	石原	5-1 5-3	220～ 240	900	17,100	4.28～ 10.27	19	溪流沿い 人工林	林道	無
②	2001	養父市八鹿町加瀬尾	加瀬尾	5-5	420～ 520	1,000	19,000	4.28～ 10.27	19	森林内の 孤立山村	農道・歩道	無
③	2001	養父市八鹿町妙見	妙見	5-7 5-9	540～ 740	1,300	24,700	4.28～ 10.27	19	尾根部人 工林と2 次林	歩道	無
④	2001	養父市八鹿町坂本	坂本	5-11	30	1,200	27,600	4.6～ 11.28	23	河川敷 農地	歩道	無
⑤	2001	豊岡市日高町神鍋	神鍋	5-12	340～ 350	500	5,500	4.7～ 10.17	11	草原（ス キー場）	歩道	無
⑥	2002	豊岡市日高町稲葉	稲葉	5-13	430～ 550	1,400	15,400	4.7～ 10.17	11	溪流沿い の2次林	林道	無
⑦	2002	豊岡市日高町三川	三川	5-14	790～ 910	1,200	12,000	4.19～ 10.17	10	ブナ帯の 森林	林道・ 遊歩道	無
⑧	2003	香美町村岡区熊波（農地）	熊波畑	5-15	270～ 290	900	15,300	4.15～ 10.4	17	溪流沿い 農地	農道	無
⑨	2003	香美町村岡区熊波（山地）	熊波山	5-16	290～ 330	1,100	18,700	4.15～ 10.4	17	溪流沿い 森林	農道・歩道	無
未被害地計							155,300		146			
⑩	2009	養父市大屋町宮本	宮本	5-17 5-18	260～ 370	850	17,850	4.3～ 10.23	21	溪流沿い 人工林と 二次林	歩道	自然植生 衰退
⑪	2009	養父市森	森	5-19 5-20	180～ 250	850	17,850	4.3～ 10.23	21	溪流沿い 人工林と 二次林	林道	自然植生 衰退
⑫	2009	朝来市立脇	立脇	5-21 5-22	150～ 190	1,250	23,750	4.3～ 10.23	19	周辺部が 二次林、 人工林の 住宅地	歩道・	自然植生 衰退
⑬	2014	養父市八鹿町石原	石原	5-2 5-4	220～ 240	900	17,100	4.24～ 10.24	19	溪流沿い 人工林	林道	自然植生 衰退
⑭	2014	養父市八鹿町加瀬尾	加瀬尾	5-6	420～ 520	1,000	19,000	4.24～ 10.24	19	森林内の 孤立山村	農道・歩道	自然植生 衰退
⑮	2014	養父市八鹿町妙見	妙見	5-8 5-10	540～ 740	1,300	24,700	4.24～ 10.24	19	尾根部 人工林と 二次林	歩道・	自然植生 衰退
食害地計							120,250		118			
合計							275,550		264			

注) ①②③と⑬⑭⑮は同一場所

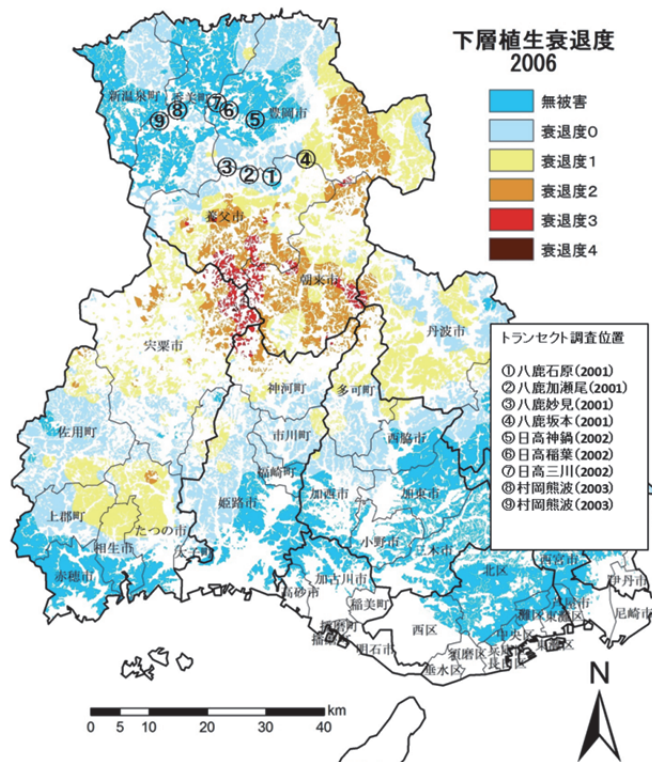


図 5-1 シカの食害による下層植生衰退度別の落葉樹林の推定分布 (2006 年) 及び 2001~2004 年のチョウ類トランセクト調査位置図

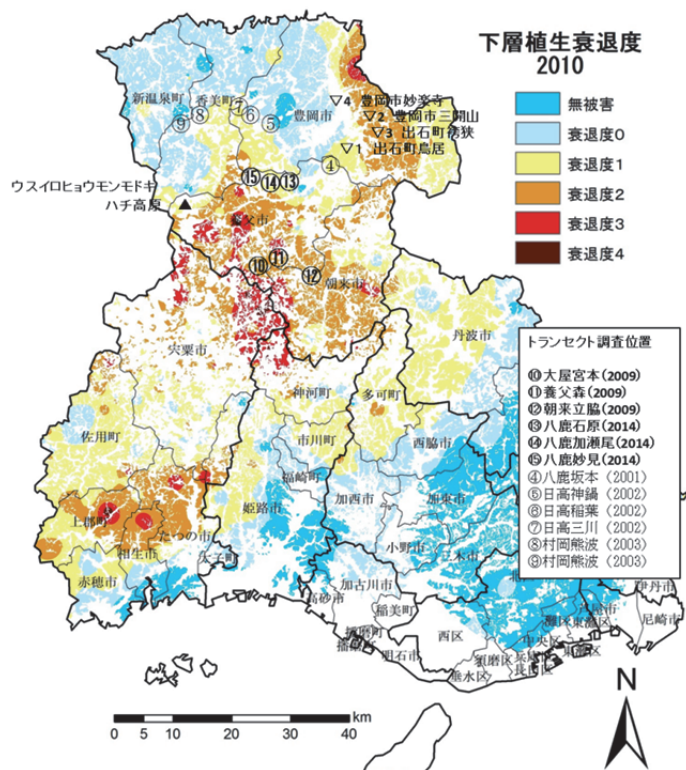


図 5-2 シカの食害による下層植生衰退度別の落葉樹林の推定分布 (2010 年) 及び 2009・2014 年チョウ類トランセクト調査・ギフチョウ調査・ウスイロヒョウモンモドキ調査位置図

食害地における種数の減少

調査結果の概要は章末の附表 5-3 に示した。調査結果から、調査期間を通じた種数は、未被害地の各調査地で 31～50 種、食害地の各調査地では 14～25 種であった（図 5-3）。また、未被害地全体（①～⑨）での種数は 76 種、食害地全体（⑩～⑮）での種数は 41 種であった（図 5-4）。いずれにおいても食害地は未被害地より種数が低い結果を示した。

食害を受ける前（2001 年）と後（2014 年）の両方で調査を実施した 3 調査地を対象に、食害前後の種数を比較すると、いずれの調査地においても種数は著しく減少していた（石原:48 種→18 種、加瀬尾:50 種→17 種、妙見:42 種→14 種）。3 調査地を合わせた総計でも 67 種から 29 種へと減少していた（図 5-5）。

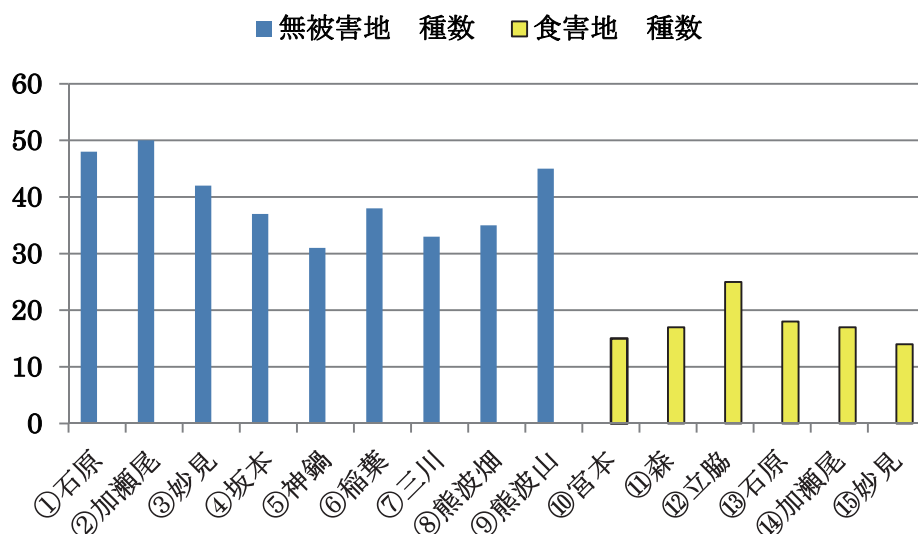


図 5-3 各調査地における種数

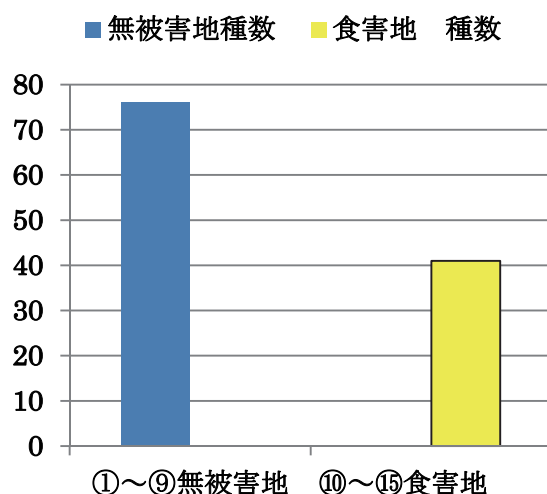


図 5-4 未被害地全体と食害地全体における種数の比較

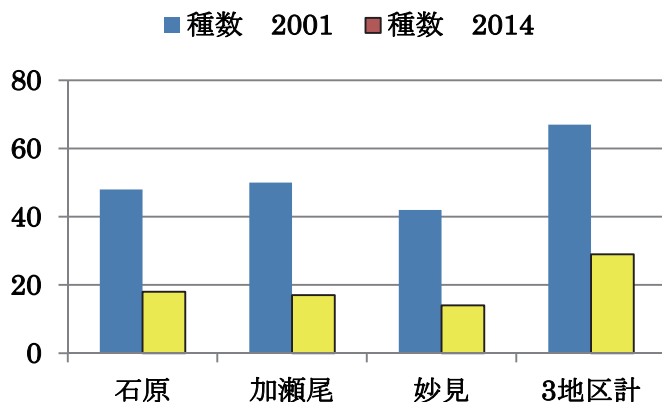


図 5-5 同一箇所での食害を受ける前（2001年）と後（2014年）における種数の比較

・食害地における個体数・生息密度の減少

一回の調査当たりの平均生息密度を未被害地と食害地で比較すると、未被害地の調査地（①～⑨）では 14.1～88.5 個体/km、食害地の調査地（⑩～⑮）では 2.2～21.4 個体/km であった（図 5-6）。立脇を除くと食害地における平均生息密度は未被害地に比べて全て低い値を示した。未被害地と食害地の全体を通しては、それぞれ 31.3 個体/km と 8.8 個体/km となり、食害地の方が低かった（図 5-7）。

食害前後の両方で調査を実施した前述の 3 調査地において、食害前後の平均生息密度を比較してみても、いずれの調査地も食害前後で平均生息密度は著しく減少していた（石原:53 個体→9 個体/km, 加瀬尾:44 個体→6 個体/km、妙見:14 個体→2 個体/km）。3 地区全体での平均生息密度も食害前後で 34 個体/km から 5 個体/km へと減少していた。（図 5-8）

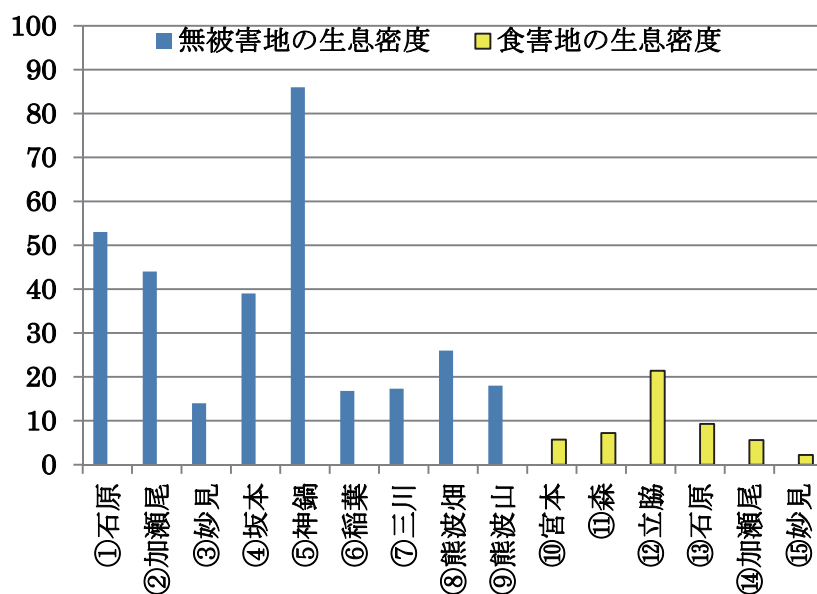


図 5-6 各調査地における生息密度（個体数/km）

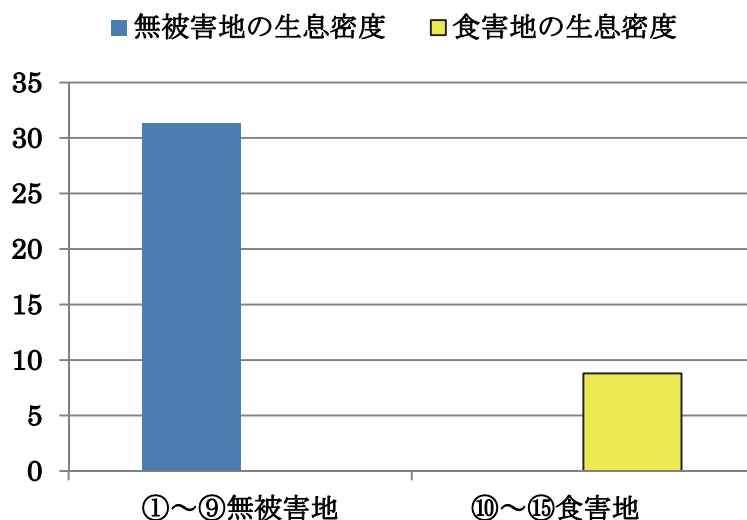


図 5-7 未被害地全体と食害地全体における平均生息密度（個体数/km）の比較

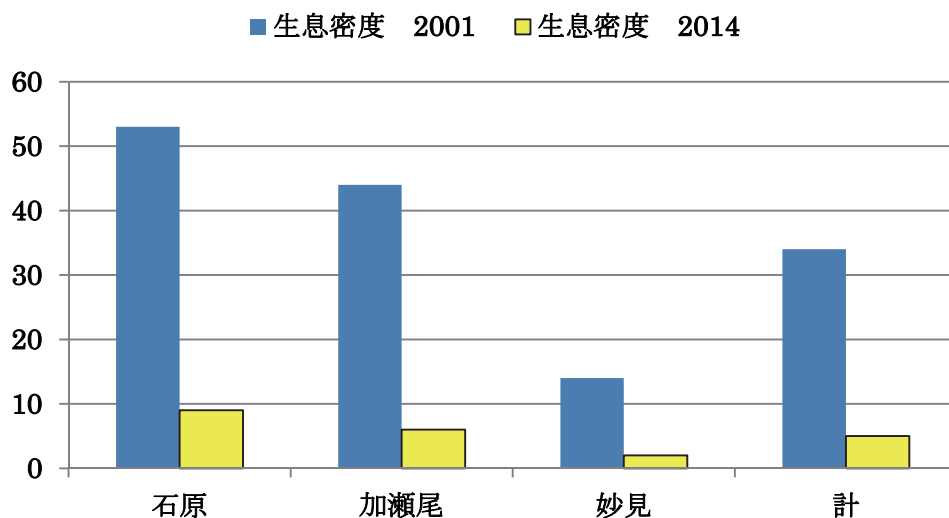


図 5-8 同一箇所では食害を受ける前（2001 年）と後（2014 年）における生息密度（個体数/km）の比較

・食害地におけるチョウ類群集構造の単純化

食害地では、植生の単純化が進んでいるため、個体数に占める特定種の割合が高くなる傾向が強かった。特にキタキチョウ（写真 5-23）、ヤマトシジミ（写真 5-24）、ヒメウラナミジヤノメ（写真 5-25）の 3 種の全体に占める個体数の割合が著しく高かった（図 5-9）。食害地では種構成が単純化していることを示している。

石原、加瀬尾、妙見で食害前後（2001 年→2014 年）を比較すると、いずれの調査地においても自然度の高い環境に分布するチョウ（チョウ指数 4~5）の生息密度の減少が著しかった（石原: 6.8 個体/km→0.2 個体/km、加瀬尾: 17.0 個体/km→1.1 個体/km、妙見: 5.2 個体/km→0.4 個体/km）。3 地区全体では 9.4 個体/km から 0.5 個体/km までに減少した。（図 5-10）

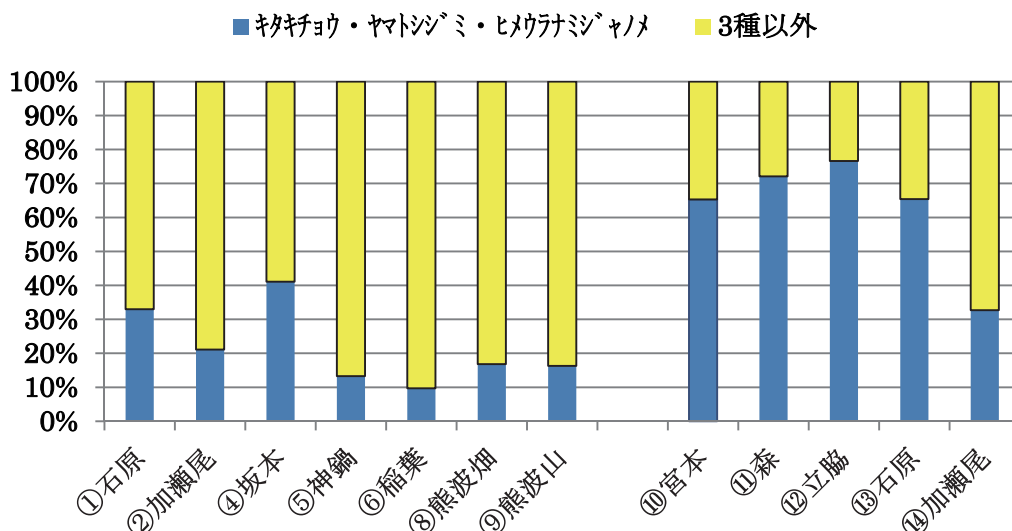


図 5-9 各調査地においてキタキチョウ、ヤマトシジミ、ヒメウラナミジャノメ 3種の個体数が占める割合

注 ①～⑨は未被害地の調査地を、⑩～⑭は食害地の調査地である。③⑬妙見と⑦三川は高標高地のためヤマトシジミとヒメウラナミジャノメの分布域ではないため除外した。

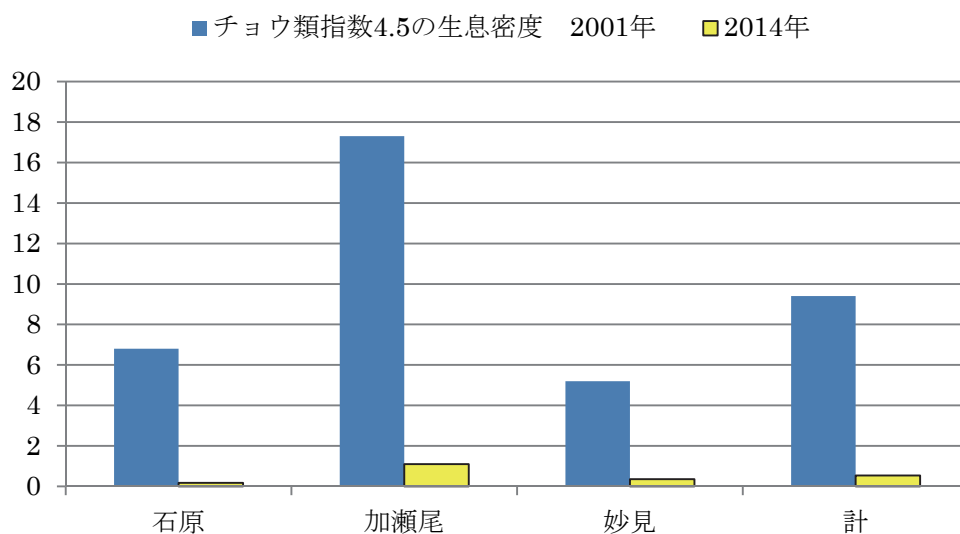


図 5-10 同一箇所での食害を受ける前（2001年）と後（2014年）における自然度の高い環境に分布するチョウ類（チョウ指数4、5）の生息密度（個体数/km）の比較

5-3. シカ食害の影響によるウスバシロチョウの減少と絶滅

ウスバシロチョウ (*Parnassius citrinarius citrinarius* 写真5-33) はアゲハチョウ科のチョウで、北海道南部から本州、四国にかけて分布し、兵庫県南部では千種川、揖保川の中～上流、夢前川、市川上流、北部では主に円山川左岸から鳥取県県境まで広く分布している。

河岸段丘や、支流との合流点付近に形成された日当たりのよい扇状地などに位置する集落や草地、畦畔、果樹園などでみられ、ムラサキケマンを主要な食草とし、成虫は年1回、5月上旬ごろに羽化し、地表近くの枯れ枝などに産卵して6月には見られなくなる。卵で越冬し、翌春食草の芽吹きに合わせて孵化し、一気に成長して4月～5月に蛹化する。成虫の発生時期が短期間であるが生息地における個体数は多いため、チョウ類の中では分布調査が最も進んでいる種である。

2000年頃までは、全国的に分布の拡大に関する数多くの報告があり兵庫県においても新たな生息地の採集記録が数多く現れ、生息密度を高めながら徐々に分布を広げていたと推測される（広畑・近藤 2007）。

2001年以前における兵庫県内の分布

兵庫県内では2001年までに29市町（旧市町）で380箇所が生息地が確認された（広畑・近藤 2007）。ほとんどの生息地では個体数は多く、少なくとも30個体程度は確認できた。

生息地の再調査

2013年～2016年の期間に兵庫県内におけるウスバシロチョウの分布の再調査を行った。成虫発生期（5月）に、過去に記録のあった329箇所と新たに生息を確認した30箇所、合計359箇所の生息確認調査をおこなった。調査は主に日本チョウ類保全協会会員の近藤伸一、永幡嘉之が分担して個体数を目視でカウントする方法で実施した。1箇所の調査に要した時間はおおむね10～30分であった。

但馬南部から播磨西部における分布の衰退

過去に生息が確認されている329箇所のうち、再調査時に成虫が確認できなかった地点（×）は159箇所、過去の調査地の48%に及んだ（図5-11、表5-4）。一方、20個体以上確認できた地点●は57箇所、過去の調査地の17%に過ぎなかった。

表5-4 確認個体数の区分と確認地点のまとめ

区分	図5-11の 4区分表 示の記号	過去の生息 地に対する 割合	新規発見 箇所	合計
未確認	×	159 (48%)		159
1個体確認	▲	9 (3%)	3	12
10個体前後	◆	104 (32%)	21	125
20個体以上	●	57 (17%)	6	63
合計		329 (100%)	30	359

※調査地の現況は（写真5-27～写真5-36）

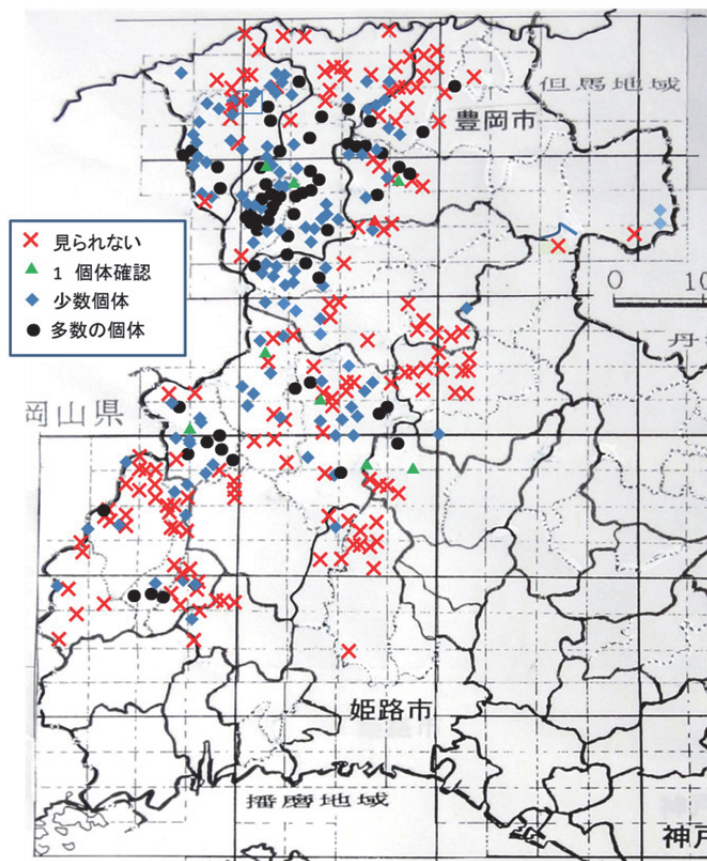


図5-11 ウスバシロチョウ2016年分布図

2010年時点における下層植生衰退度（SDR）別の落葉広葉樹林の推定分布図（図5-2）を見ると但馬南部から播磨西部にかけて衰退度が高い地域が存在するが、これらの地域ではウスバシロチョウの生息が確認できなくなった地点が集中的に分布している（図5-11）。これらの地域では、地表部の植物が発芽して十分に成長しないうちに繰り返し採食され、植生は衰退している。ウスバシロチョウの食草であるムラサキケマンもほとんど見られない。ムラサキケマンの発芽時期は他の植物より早いため、シカの採食の影響が大きい可能性もある。また植生の衰退に伴って地表部の乾燥化が進み、一年のほとんどを地表近くで過ごす本種に、大きな負の影響を及ぼしたものと推測される。

但馬北西海岸部における分布の衰退

再調査結果から、但馬海岸部（香美町、新温泉町）においてもウスバシロチョウの衰退が顕著であることが示されたが（図5-11）、2010年時のSDRの推定分布図ではこの地区は衰退度0とされている（図5-2）。当地区を担当した永幡嘉之によると、2014年の調査時点では、シカによる植生の顕著な衰退が見られなかったが、ウスバシロチョウは海岸に近い低地では姿を消していた。しかし2015年の調査時点ではシカによる植生の衰退は同地域でも顕著になってきており、ウスバシロチョウの減少はさらに進んでいた。このことはシカの影響によるウスバシロチョウの減少は、植生の顕著な衰退に先立って生じた可能性が考えられる。つまり、自然植生の顕著な衰退にまだ至らないシカ害の比較的初期の段階において、シカの

エサが十分でない早春に発芽するムラサキケマンはシカの選択的な食害によっていち早く減少したため、この地区におけるウスバシロチョウの密度も低下した可能性がある。このような理由で個体群が縮小して、分布の辺縁部から姿を消した過程が、調査から浮かび上がったのではないかと推測される。

5-4. ギフチョウの絶滅が進行中の豊岡市

ギフチョウ (*Luehdorfia japonica* Leech 写真 5-42) は日本固有のアゲハチョウ科のチョウで、東北の日本海側から山口県にかけて分布している。明るい落葉広葉樹林が生息地で、集落周辺のクリ園などでもみられる。ウマノスズクサ科カンアオイ属を食草とし、兵庫県内ではソメイヨシノの開花と同じ時期に羽化する。成虫の期間は短く 4 月中に産卵して死亡する。5 月には孵化した幼虫が見られるようになり、6 月に蛹化する。地表から 5 cm 以下の位置の低木、石の裏などで蛹化し、蛹で越冬する。

ギフチョウは兵庫県のチョウ類の中で最も調査された種のひとつで県南東部、丹波、但馬地域に分布し、旧市町単位で 46 市町、312 箇所が確認されている(広畑・近藤 2007)。しかしギフチョウの生息域は山林開発や植林、落葉広葉樹林のブッシュ化などで生息域は縮小し、絶滅が進んでいる。環境省のレッドリスト(環境省 2015)で絶滅危惧Ⅱ類に、兵庫県版レッドリスト(兵庫県 2012)でも B ランクに選定されている。

1980 年代における豊岡市周辺のギフチョウの生息状況

豊岡市の市街地周辺の山林や社寺林内にはサンインカンアオイ(以下、カンアオイ)が点在しており、1980 年代は旧豊岡市で 16 箇所、旧出石町で 5 箇所の生息地が確認されていた(広畑・近藤 2007)。1980 年代は個体数も多く、豊岡市内の愛好家の間で市街地での目撃がよく話題に上った。これらを裏付けるように筆者は 1989 年 4 月に豊岡市弥栄町の住宅街の鉢植えカンアオイで産卵を確認している。当時は県内で最も生息密度の高い地域であった。

豊岡市内における生息状況調査

毎年の生息状況について木下賢司を中心とする豊岡在住のチョウ類愛好家が、1980 年代から 2016 年まで継続調査をしている。調査の方法は成虫の発生期の 4 月～5 月に生息地を順次周り、成虫、卵、幼虫を目視確認などの方法で行っている。カンアオイの分布状況については筆者が 1988～1989 年にコドラート法で、2013～2014 年はカンアオイ群落の有無について調査した。以下の項では、カンアオイの調査を実施した豊岡市内の 4 箇所の生息地(図 5-2)における現況を紹介したうえで、市内全体の現況について概観した。

事例報告—いくつかの生息地における現況

・豊岡市出石町鳥居

2000 年代にギフチョウは絶滅したと考えられる。

二次林の谷筋にカンアオイが分布しており、1989年4月の調査では、10m×100mのコードラート内にカンアオイが65株（葉数267枚）あり、ギフチョウが22卵塊、計132卵を産卵していた。2013年の調査ではシカの食害が進行し、林床が裸地化してから数年経過した状況で（写真5-38）、この谷部で確認できたカンアオイは矮小化した2株（葉数4枚）だけであった。

・豊岡市三開山

2008年以降、ギフチョウの生息は確認できていない。

2005年以前は林床に高密度でカンアオイが分布し、ギフチョウが多数見られたが、2013年の調査時は、林床が裸地化し（写真5-39）、道路に接するブッシュにカンアオイが数株残る程度であった。

・豊岡市出石町袴狭

2010年以降、ギフチョウの生息が確認できていない。

当地も2005年以前は林床に高密度でカンアオイが分布し、ギフチョウが多数見られたが、2013年の調査時に林床は裸地化しており（写真5-40）、集落側に設置されたシカ柵内にカンアオイが10株程度残っていた。

・豊岡市妙楽寺

2015年2回、2016年2回、計4回の調査でギフチョウの雄成虫1匹を確認（写真5-42）したが、絶滅寸前と思われる。

1989年4月に調査を実施した際は、調査区（336㎡）で147株、378枚のカンアオイに、ギフチョウが67卵塊、計347卵を産卵しているのを確認した。2013年3月調査でシカの採食痕が見られ、林床のカンアオイは数株に減少していた。2016年4月には竹林の拡大と、食害による自然植生の衰退が更に進み（写真5-41）、矮小化したカンアオイを数株確認したが、生息環境は既に失われている。

生息地とシカの食害の状況

豊岡市の市街地周辺におけるギフチョウの生息地は、周囲を道路や河川、農地などに囲まれて島のように点在する二次林で、個々の生息地の面積は狭い。シカが侵入すると、食害により林の奥から林床の裸地化が始まり、林縁部に向かって進行する。林縁部の植生の衰退は軽微でも、ギフチョウが生息する林内の林床は裸地化している例が多い。食草の消滅、吸蜜植物の衰退、地表部の乾燥化は、一年のほとんどを地表近くで過ごす本種の生息に、悪影響を及ぼしたものと思われる。

1980年代は旧豊岡市で16箇所、旧出石町で5箇所あった生息地は、その後急速に個体数の減少が進み、2000年代には旧豊岡市で6箇所、旧出石町で3箇所に減少し、2014～2016年の調査では旧豊岡市3箇所しか確認できなかった。これらの3箇所のうち、上述した豊岡市妙楽寺では絶滅寸前であり、生息環境も劣化している。他の2箇所の生息地は2016年の調査時には食害は軽微で生息は確認されたが、生息域の面積は狭く、孤立しているため将来的に種が存続する可能性は少ない。

5-5. ウスイロヒョウモンモドキの絶滅の危機

ウスイロヒョウモンモドキ (*Melitaea protomeia Ménériès*) は中国山地に分布し、兵庫県が東限である。草原環境に生息し、幼虫の食草は兵庫県ではオミナエシである。6月下旬に羽化し、短期間に交尾、産卵を済ませ、成虫は7月中下旬には姿を消し、8月ごろ孵化した幼虫は秋から冬の休眠期を経て翌年の6月に蛹化する。1970年代までは中国山地の各地でみられたが、草刈りなど草原の管理が行われなくなり各地で絶滅し、現在の生息地は岡山、鳥取、兵庫県内の数地区となった。兵庫県では養父市と香美町の境界に位置するハチ高原の高丸山の狭い区域に唯一生息している(図5-2)。本種は、環境省のレッドリストで絶滅危惧I類に選定され(環境省 2015)、2016年には種の保存法の選定種(環境省ホームページ国内希少野生動植物一覧, <http://www.env.go.jp/nature/kisho/domestic/list.html>, 2017年2月2日確認)となり、日本で一番絶滅の可能性が高いチョウといえる。

県内唯一の生息地における生息個体数の減少

ハチ高原にあるウスイロヒョウモンモドキの生息地で2005年から毎年10回程度のトランセクト調査(延長=1064m, 幅10m)を実施している。調査の時期は成虫の発生期の6月下旬から7月にかけてである。図5-12は1回の調査で確認した成虫個体数の年次ごとの最大値を比較したものである。2011年までは継続的に40個体以上確認できたが、2012年から突然減少し、2014年から成虫が確認できなくなった。2014年はトランセクト外で少数確認できたが、2015年はトランセクト外でも見られなくなった。

■ 最大確認個体数

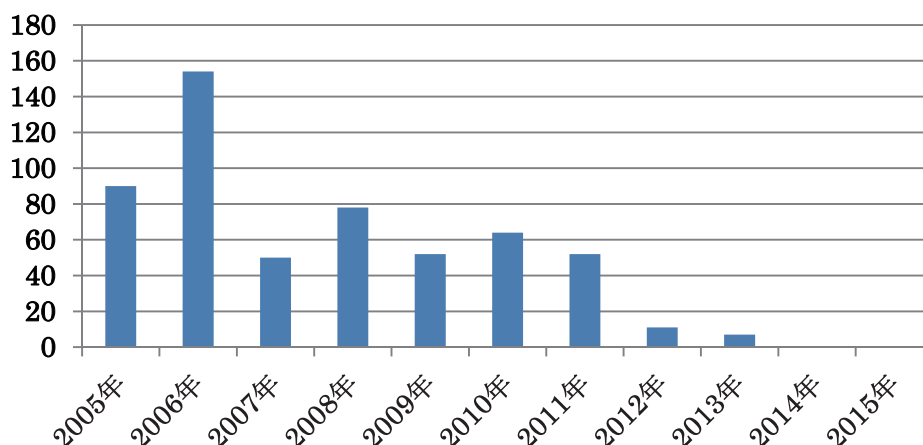


図5-12 ウスイロヒョウモンモドキ最大確認個体数の年次変動

- ・ 生息地内に設置したトランセクト内(延長=1064m 幅10m)で確認した最大個体数
- ・ 2005~2015年 84回実施
- ・ 調査者: 板野、奥村、岡嶋、刈田、久保、近藤、立岩、中村、三輪、山本
- ・ 2007年の最盛期は7月7~8日であったが、図は7月21日(発生終期)の記録

シカの食害の顕在化

2011 年ごろから生息地のススキ草原で吸蜜植物の花が減少し始めた。2012 年にはシカの足跡や糞かい、食害（写真 5-45）が見られるようになり、植物の花穂や頂芽を選択的に食べて（写真 5-46）、生息地には花がほとんど見られなくなった（写真 5-47, 5-48）。花の減少が進み、吸蜜植物が無くなるとウスイロヒョウモンモドキの個体数は一気に減少した（図 5-12）。

食草オミナエシの株数の減少

ウスイロヒョウモンモドキの生息個体数調査を実施しているトランセクト（延長 1,064m）は 36 区間に区切られているが、そのうちの約 1/2 にあたる 18 区間（延長合計 514m）において幅 2m のエリア（合計 1,028m²）内に見られるオミナエシの株数をカウントした。その結果、2005 年には 768 株（0.57 株/m²）、2014 年には 371 株（0.36 株/m²）を確認した（図 5-13）。2005 年と比較すると 2014 年の株数は 48%に減少しており、全く確認できなかった区間もあった。オミナエシの株は小さくなり、調査区間の吸蜜可能な花はノアザミ 1、ウツボグサ 1 のわずかに 2 株が確認できただけである。オミナエシの減少はシカの食害は一要因ではあるが、草刈りの回数と面積が縮小したことでススキが繁茂し、被圧された影響も大きいと思われた。

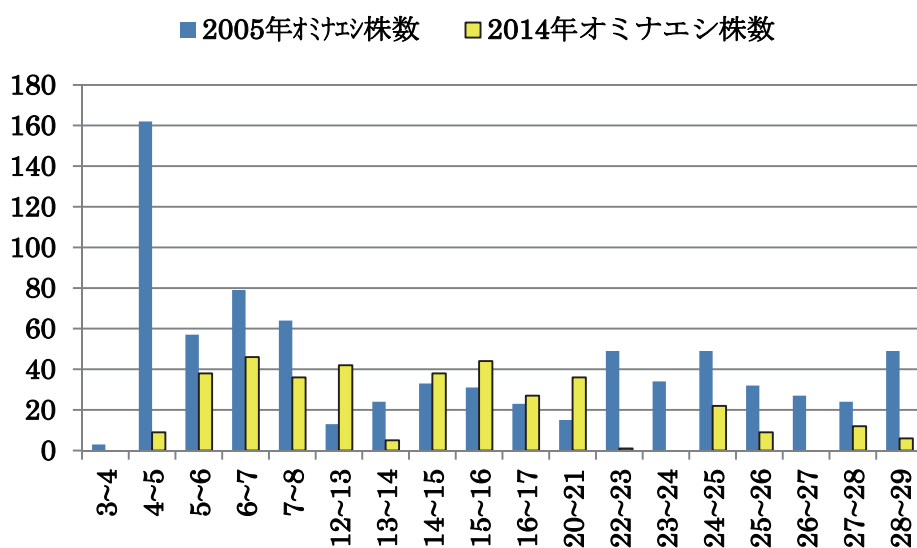


図 5-13 オミナエシの株数の経年変化（2005 年と 2014 年の比較）

注 横軸の数字は調査測点の位置（区間 ID）を表す。

成虫の吸蜜植物の減少

オミナエシを含む吸蜜植物の調査を 2015 年 7 月 2 日に実施した。調査地において 10m×10m の方形調査区を 10 箇所設置し、その中の吸蜜植物の株数また花茎数をカウントした。その結果、吸蜜可能な花は、ノアザミが 1 本確認できただけで、他の花は全く確認できなかった。オミナエシ、オカトラノオの株は一定数見られるが、花茎が切断されたものもあり、花は確認できなかった。以前と比べてフタリシズカ、ウリハダカエデ、ドクダミなどのシカの

不嗜好性植物が勢いを増してきており、草原の広い区域に分布していたオオバギボウシは矮小化して花茎は確認できなかった。(表 5-5)

表 5-5 生息地のオミナエシと吸蜜植物調査

調査区	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	計
オミナエシ	0	0	0	5(0)	3(0)	1(0)	3(0)	3(0)	8(0)	6(0)	29(0)
オカトラノオ	2(0)	0	7(0)	13(0)	25(0)	8(0)	7(0)	8(0)	29(0)	21(0)	120(0)
ノアザミ	13	28	10	13	1	6	40	11	5	2	129
ウツボグサ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

2015年7月調査 (調査者 近藤 永幡 松井)

- ・1調査区 10m×10m
- ・オミナエシ、オカトラノオはロゼットの数 (0内は花をつけた株)
- ・ノアザミは花茎数(花期は過ぎ花殻) 食害で花殻のない花茎もカウントした
- ・ウツボグサは花茎数
- ・草原一帯で植生の単純化が進み、ウスイロヒヨウモンモドキの主要な吸蜜植物であるオカトラノオやヤマブキショウマの花は確認できなかった。(写真 5-47~48)

5-6. おわりに


県内のシカの密度が高い地域では、チョウ類群集の種数、個体数が減少し、特定少数の種の割合が高くなるなどのチョウ類群集の多様性の低下が進んでいることが明らかになった。特に自然度の高い環境に生息する種(チョウ指数 4、5)にとっては、シカの食害が種の生存を脅かすほどの悪影響となっている。ウスイロヒヨウモンモドキやギフチョウのように生息地が限られる種だけでなく、ウスバシロチョウのように広域に分布している種も絶滅した区域が拡大していることが判明した。但馬妙見山の3地区(石原、加瀬尾、妙見)の食害前後(2001年と2014年)の比較調査で食害後に見られなくなったサカハチチョウ(写真 5-26)やヒメキマダラヒカゲ(写真 5-37)なども、各地で絶滅が進行している可能性が高い。シカの食害による自然植生の衰退は、県内のチョウ類群集に深刻な悪影響を及ぼしている。



謝辞

このたびの報告に際し相坂耕作、東 輝弥、岩村巖、植田義輔、奥村達夫、木下賢司、久保弘幸、佐藤邦夫、谷角素彦、立岩幸雄、田中重樹、永幡嘉之、中村康弘、広畑政巳、藤木大介、松尾秀行、兵庫ウスイロヒヨウモンモドキを守る会会員の各氏にご指導と貴重な情報をいただいた。お礼申し上げます。

引用文献

- 福田晴夫 (1972) 原色日本昆虫生態図鑑Ⅲ チョウ編. 保育社, 東京.
- 環境省 (2015) レッドデータブック 2014 5 昆虫類. ぎょうせい, 東京.
- 兵庫県 (1996) チョウによる自然度調査. 兵庫県環境政策課, 神戸.
- 兵庫県 (2012) 兵庫県版レッドリスト 2012(昆虫類). 兵庫県, 神戸.
- 石井実 (1993) チョウ類のトランセクト調査. 「日本産蝶類の滅亡と保護 第2集」(矢田脩・上田恭一郎編), pp99-101. 日本鱗翅学会.
- 広畑政巳・近藤伸一 (2007) 兵庫県の蝶. 自費出版.
- 近藤伸一 (1991) 兵庫県北部のギフチョウの生活. 昆虫と自然 26(4): 35-36.
- 近藤伸一 (2004) 河川敷のチョウ類の1年の生活. きべりはむし 31(2): 1-11.
- 近藤伸一 (2009) 但馬・妙見山のチョウ類1年の生活. きべりはむし 32(1): 30-43.
- 近藤伸一 (2012) ニホンジカが生物多様性に及ぼす影響 1. 兵庫の林業 262: 7-8.
- 近藤伸一 (2013a) シカ被害森林のチョウ類相. きべりはむし 35(2): 5-13.
- 近藤伸一 (2013b) シカがチョウ類に与える影響—兵庫県における状況—. チョウの舞う自然 17: 12-15.
- 近藤伸一 (2015a) ニホンジカの食害がチョウ類群集に及ぼした影響. きべりはむし 37(2): 14-23.
- 近藤伸一 (2015b) ウスイロヒョウモンモドキが消えた. ニホンジカの食害. 月刊むし 536: 13-20.
- 近藤伸一・永幡嘉之 (2016) シカ食害の影響によるウスバシロチョウの減少と絶滅. きべりはむし 38(1): 6-14.
- 森地重博・三上秀彦・南尊演・小野克己・伊藤ふくお・諏訪隆司・近藤伸一 (2012) 近畿地方の蝶類の生息状況. やどりが 234: 40-54.
- 森地重博・近藤伸一 (2016) 近畿地区におけるチョウ類の生息状況および近年のシカ食害の影響. 「日本産チョウ類の滅亡と保護 第7集」, (矢後勝也・平井規央・神保宇嗣編), pp55-62. 日本鱗翅学会.
- 服部保・矢倉資喜・武田義明・石田弘明 (1997a) 蝶類群集による自然性評価の一方法 人と自然 8: 41-52.
- 服部保・矢倉資喜・浅見佳世・武田義明・石田弘明 (1997b) 三田市フラワータウンにおける蝶類群集からみた植生の自然性評価 植生学会誌 14: 47-60.
- 藤木大介 (2012) 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 から 2010 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.

<p>写真 5 1</p>	<p>養父市八鹿町石原 調査コースの状況 2001年9月8日</p> 	<p>写真 5 2</p>	<p>(同左)養父市八鹿町石原 調査コースの状況 2014年9月22日</p> 
<p>写真 5 3</p>	<p>養父市八鹿町石原 ダム周辺の植生 2001年9月8日</p> 	<p>写真 5 4</p>	<p>(同左)養父市八鹿町石原 ダム周辺の植生 2014年7月1日</p> 
<p>写真 5 5</p>	<p>養父市八鹿町加瀬尾 集落内のクリ園 2001年10月6日</p> 	<p>写真 5 6</p>	<p>(同左)養父市八鹿町加瀬尾 2014年9月22日</p> 

<p>写真 5 7</p>	<p>養父市八鹿町妙見 調査コースの状況 2001年9月8日</p> 	<p>写真 5 8</p>	<p>(同左) 養父市八鹿町妙見 2014年5月13日</p> 
<p>写真 5 9</p>	<p>養父市八鹿町妙見 調査コースの状況 2001年9月8日</p> 	<p>写真 5 10</p>	<p>(同左) 養父市八鹿町妙見 2014年6月24日</p> 
<p>写真 5 11</p>	<p>養父市八鹿町坂本 調査コース起点付近 2001年8月3日</p> 	<p>写真 5 12</p>	<p>豊岡市日高町神鍋 調査コースの状況 2002年5月25日</p> 

<p>写真 5 13</p>	<p>豊岡市日高町稲葉 調査コースの状況 2002年10月5日</p> 	<p>写真 5 14</p>	<p>豊岡市日高町三川 調査コースの状況 2002年10月5日</p> 
<p>写真 5 15</p>	<p>香美町村岡区熊波(農地) 調査コースの状況 2003年5月3日</p> 	<p>写真 5 16</p>	<p>香美町村岡区熊波(山地) 調査コースの状況 2003年5月3日</p> 
<p>写真 5 17</p>	<p>養父市大屋町宮本 歩道までオオバアサガラ 幼木が侵入 2009年9月29日</p> 	<p>写真 5 18</p>	<p>養父市大屋町宮本 路側、路面をシカの不嗜好 性植物が占有 2009年9月29日</p> 

<p>写真 5 19</p>	<p>養父市森 路側の植物衰退 2009年8月8日</p> 	<p>写真 5 20</p>	<p>養父市森 路側、法面をシカの不嗜好性植物が占有 2009年8月8日</p> 
<p>写真 5 21</p>	<p>朝来市立脇 住宅地に隣接した山道コース 食害は軽微 2009年6月24日</p> 	<p>写真 5 22</p>	<p>朝来市立脇 住宅地内コース 2009年9月14日</p> 
<p>写真 5 23</p>	<p>キタキチョウ 食害地のチョウ類群集に占める割合が高い</p> 	<p>写真 5 24</p>	<p>ヤマトシジミ 食害地のチョウ類群集に占める割合が高い</p> 

<p>写真 5 25</p>	<p>ヒメウラナミジャノメ 食害地のチョウ類群集に占める割合が高い</p> 	<p>写真 5 26</p>	<p>サカハチチョウ 養父市八鹿町の調査では 2001年に多数確認、2014年には見られない</p> 
<p>写真 5 27</p>	<p>北但馬のウスバシロチョウ絶滅前の状況 シャクの花がどこでも見られた 豊岡市竹野町 2004年4月29日</p> 	<p>写真 5 28</p>	<p>北但馬のウスバシロチョウ絶滅地 植生は衰退しシャクの花は消えた 香美町香住区本見塚 2015年5月13日</p> 
<p>写真 5 29</p>	<p>南但馬のウスバシロチョウ絶滅地 2000年頃には下層植生が衰退し、シカの嗜好 性植物が優勢になった 養父市大屋町宮本 2002年4月4日</p> 	<p>写真 5 30</p>	<p>南但馬のウスバシロチョウ絶滅地 農地や集落を囲うようにシカ柵は設置されて いるが、ウスバシロチョウは見られない 養父市餅耕地 2015年5月30日</p> 

<p>写真 5 31</p>	<p>中播磨のウスバシロチョウ絶滅地 2000年代にはシカの食害が顕著となり、食害防止対策が始まった。 姫路市夢前町雪彦 2004年4月29日</p> 	<p>写真 5 32</p>	<p>中播磨のウスバシロチョウ絶滅地 2014年の調査時には植生の衰退はさらに進んでいた。 姫路市夢前町雪彦 2014年5月20日</p> 
<p>写真 5 33</p>	<p>西播磨のウスバシロチョウ 少数生存地 佐用町若洲 2015年5月11日</p> 	<p>写真 5 34</p>	<p>南但馬のウスバシロチョウ 少数生存地 朝来市和田山町藤和 2014年5月25日</p> 
<p>写真 5 35</p>	<p>西播磨のウスバシロチョウ生息地 宍粟市千種町西河内中野 2015年5月20日</p> 	<p>写真 5 36</p>	<p>北但馬のウスバシロチョウ生息地 豊岡市日高町頃垣 2014年5月13日</p> 

<p>写真 5 37</p>	<p>ヒメキマダラヒカゲ シカの食害地で確認できなくなった。ササに産卵中。 香美町村岡区日影 2009年10月11日</p> 	<p>写真 5 38</p>	<p>ギフチョウ絶滅山林 豊岡市出石町鳥居 林床は裸地化。2013年2月7日</p> 
<p>写真 5 39</p>	<p>ギフチョウ絶滅山林 豊岡市三開山 2013年3月13日</p> 	<p>写真 5 40</p>	<p>ギフチョウ絶滅山林 豊岡市出石町袴狭 2013年3月13日</p> 
<p>写真 5 41</p>	<p>ギフチョウ少数生息山林 豊岡市妙楽寺 2013年3月13日</p> 	<p>写真 5 42</p>	<p>ギフチョウ 豊岡市妙楽寺 2016年4月10日</p> 

<p>写 真 5 43</p>	<p>ウスイロヒヨウモンモドキの生息地 ハチ高原高丸山 2015年7月24日</p> 	<p>写 真 5 44</p>	<p>ウスイロヒヨウモンモドキ 現地で確認した最後の個体 2014年7月18日</p> 
<p>写 真 5 45</p>	<p>シカの食害 オミナエシのポット苗 2012年11月1日</p> 	<p>写 真 5 46</p>	<p>オミナエシの花穂を選択的に採食 2015年7月24日</p> 
<p>写 真 5 47</p>	<p>ウスイロヒヨウモンモドキ生息地の草原 2003年8月11日</p> 	<p>写 真 5 48</p>	<p>同左の同一場所 2015年8月19日 ススキ以外の植物が消滅</p> 

附表 5-3 兵庫県但馬地域におけるチョウ類のトランセクト調査の概要

調査地 番号	市町名	①	②	③	①~③ の 合計	④	⑤	⑥	⑦	⑧	⑨	⑩	⑪	⑫	⑬	⑭	⑮	⑬~⑮ の 合計	
		養父市			豊岡市			香美町			養父市		朝来市		養父市				
チョウ 指数	地区名	八鹿町			日高町			村岡区			関宮町		八鹿町			養父市			
	シカの食害	無被害																	
	調査回数	19	19	19		23	11	11	10	17	17	21	21	19	19	19	19		
	類数	48	50	42	67	37	31	38	33	35	45	15	17	25	18	17	14	29	
	生息密度 注1 (個体数/km)	52.7	44.2	14.2	34	38.8	88.6	16.8	17.3	26.1	18.7	5.7	7.2	21.4	9.3	5.6	2.2	5	
	個体数 計	901	840	350	2091	1070	487	258	207	399	350	101	129	509	159	107	55	321	
	調査地 番号	市町名	石原	加瀬 尾	妙見 3地区	坂本	神鍋	稲葉	三川	熊波 畑	熊波 山	関宮 町 宮本	朝来 市 森	立脇	石原	加瀬 尾	妙見 3地区	養父市	
	1	アオスジ ^{アケ} ハ	<i>Graphium sarpedon nipponum</i>	15		15	2						2						
1	アゲ ^ハ チョウ	<i>Papilio xuthus</i>	1		1	5	3			2	2		1						
1	ネキチヨウ	<i>Eurema mandarina mandarina</i>	140	72	27	239	85	41	24	8	56	34	32	204	13	5	3	21	
1	モンシロチョウ	<i>Pieris rapae crucivora</i>	33	49	29	111	236	18	2	2	51			9	3	4	10	17	
1	キマシジミ	<i>Zizeeria maha argia</i>	39	54	5	98	199					20	37	61			2	2	
1	イチモンジセセリ	<i>Parnara guttata guttata</i>	3	7	3	13	9	1		1	1			1	2			2	
2	ウテキ ^{ンシジミ}	<i>Caretis acuta paracuta</i>	20	13	1	34	5	2	5		12	1	2	6	1			1	
2	ウナミシジミ	<i>Lampides boeticus</i>	1	3		4	14	2		2				1					
2	キアゲハ	<i>Papilio machaon hippocrates</i>	2	3		5	3	3	1	2	3							4	
2	ゴマダラチョウ	<i>Hostina persimilis japonica</i>									1							0	
2	コムササキ	<i>Apatura metis substituta</i>							4		3							2	
2	ウバ ^{メシジミ}	<i>Everes argiades argiades</i>	30	7		37	16	46			1			18				0	
2	ヒメアガサハ	<i>Vanessa cardui</i>		11	3	14	7	35	1	1	3			1				1	
2	ペ ^{ニシジミ}	<i>Lycæna phlaeas chinensis</i>	24	51	25	100	78	65	2	3	7		3	13	6	4	1	11	
2	ムササキシジミ	<i>Arhopala japonica</i>				2													
2	モンキチョウ	<i>Colias erate potiographa</i>	1	35	1	37	43	115	2	5	2				2			0	
2	ルリシジミ	<i>Celastrina argiolus ladonides</i>	38	19	8	65	5	1	22	5	27	6	5	11	3			3	
3	アガサハ	<i>Vanessa indica indica</i>	6	10	5	21		1	5	2	11	2	1		1	1	1	3	
3	キアゲハ	<i>Polygona c-aureum c-aureum</i>	21	24		45	98	7	2	1	19			2					
3	ウバ ^{アゲハ}	<i>Papilio protenor demetrius</i>	4			4	1		3		1				1	1		2	
3	コムシジ	<i>Neptis sappho intermedia</i>	45	25	4	74	11	6	10	4	12	2	1		6			6	
3	スジ ^ウ ロシロチョウ	<i>Pieris melete</i>	86	59	66	211	16	10	13	60	47	2	2		1	1	7	9	
3	チャハネセセリ	<i>Polopidas mathias oberthuri</i>	3	1	1	5	4	3											
3	ウバ ^キ チョウ	<i>Anthocharis scolymus scolymus</i>	25	3		28	31		4		9		1	1	3			3	
3	ウバ ^ウ ロシロチョウ	<i>Argyreus hyperbius hyperbius</i>	1	2	3	6	1	3		2				10	1	12		13	
3	テン ^ウ チョウ	<i>Libythea lepita celtoides</i>	125	8	33	166	4		18	23	16	11	9		20	25	21	66	
3	ヒメウナミシジミ	<i>Ypthima argus argus</i>	118	51	7	176	156	24	1	1	11	12	24	125	91	30		121	
3	ヒメシ ^{ヤノメ}	<i>Mycælesis gotama fulginia</i>	3	4		7	2				0		2	2	4			4	
3	モンキアゲハ	<i>Papilio helenus nicconicolens</i>		1		1					1							0	
3	ルリアゲハ	<i>Kaniska canace nojaponicum</i>			1	1	1				0			2	1	1		2	
4 注3	アオハセセリ	<i>Choaspes benjaminii japonicus</i>	1			1			1										
4	アカシジミ	<i>Japonica lutea lutea</i>			1	1													
4	アサギ ^{マダラ}	<i>Parantica sita nipponica</i>	1	1	3	5				14							1	1	

(次ページへ続く)

4	アサマイチモンジ	<i>Limenitis gloriifica</i>										2							
4 注3	イナガケチョウ	<i>Cyrestis thodamas mabella</i>			1		1						6					5	
4	イチモンジチョウ	<i>Limenitis camilla japonica</i>	4	6	3	13					8	1							
4	ウラキ`ンヒョウモン	<i>Fabriciana adippe pallescens</i>		48	13	61			11		3	3					6	6	
4	オウリキ`ンスジ`ヒョウモン	<i>Argyrogonome ruslana</i>	5	95	11	111			4			12					1	1	2
4	オオチャバ`ネセセリ	<i>Polytremis pellucida pellucida</i>	5	3	3	11	5	2								1			
4	オオミドリシジミ	<i>Favonius orientalis</i>				1	1												
4	オナガアケハ	<i>Papilio macilentus macilentus</i>	10	5	4	19					2								5
4	カラスアゲ`ハ	<i>Papilio dehaanii dehaanii</i>	10			2	12	1				2	11						5
4	キマダラセセリ	<i>Potanthus flavus flavus</i>	5	4	1	10	4	2											
4	クモカクヒョウモン	<i>Nephargynnis anadyomene ella</i>				1	1												
4	クロノマチョウ	<i>Melanitis phedima oitensis</i>	2				2												
4	クロヒカゲ	<i>Lethe diana diana</i>	1	12	13	26					1	1							4
4 注3	コ`イシジミ	<i>Taraka hamada hamada</i>										5	1						
4	コシヤノメ	<i>Mycalopsis francisca perdiccas</i>		2		2						1							
4	コチャバ`ネセセリ	<i>Thoressa varia</i>	7	1	3	11					13	2	10	14					
4	コツバ`メ	<i>Callophrys ferrea ferrea</i>		1		1					1	1							1
4	サカハチチョウ	<i>Araschnia burejana burejana</i>	20	4	1	25					11	4	48	18					
4	サトキマダラヒカゲ	<i>Neope goschkevitschii</i>						5									2		
4	シヤノメ	<i>Minois dryas bipunctata</i>					6	2											
4	ミナガシ	<i>Dichorragia nesimachus nesiotis</i>	1			1					1		1	2					
4	ダイミョウセセリ	<i>Daimio tethys tethys</i>	5	9		14	3	1	1				1	3					
4	ツマク`ロキチョウ	<i>Eurema laeta betheseba</i>	3	2	1	6	1	53									1		1
4	トラフジシジミ	<i>Rapala arata</i>		1		1				1	1		1				2		
4	ヒト`シチョウ	<i>Nymphalis xanthomelas japonica</i>	1	2	7	10	6	1	3	2	1	1						6	6
4	ヒカゲ`チョウ	<i>Lethe sicilis</i>	1	3		4	1									3	2		2
4	ヒメキマダラセセリ	<i>Ochlodes ochraceus</i>	8	7	1	16													5
4 注3	ヒメキマダラヒカゲ	<i>Zophoessa callipteris</i>	1		31	32					2	22							1
4	ホリハ`セセリ	<i>Isoteinon lamprospilus lamprospilus</i>		1		1					1	1							
4	ミス`イロオナガシジミ	<i>Antigonus attila attila</i>	1			1													
4	ミト`リヒョウモン	<i>Argynnis paphia tsushimana</i>	12	14	10	36	3			1	6	3	9			1	1	3	8
4	ミヤカラスアゲ`ハ	<i>Papilio maackii</i>	2	8	4	14					1	7	36					2	2
4	ミヤマセセリ	<i>Erynnis montana montana</i>		1	3	4					1								1
4	ミス`グロヒョウモン	<i>Damora sagana liane</i>		1		1	1												
4 注3	ヤマキマダラヒカゲ	<i>Neope niponica niponic</i>		2	1	3						3	1	1					
5 注3	アイミドリシジミ	<i>Chrysozephyrus brilliantinus</i>			1	1					1								
5 注3	ウスバ`シロチョウ	<i>Parnassius citrinarius citrinarius</i>	3	93		96		22		8		12	5					4	4
5	キフチョウ	<i>Luehdorffia japonica</i>			8	8					17	5							
5 注3	スギタニルシジミ	<i>Celastrina sugitanii sugitanii</i>		1		1					56			14					
5 注3	シホ`ノヤマキチョウ	<i>Gonepteryx aspasia niponica</i>	8		1	9			1		6			3					
5	ミス`ジチョウ	<i>Neptis philyra philyra</i>												1					
5 注3	コキマダラセセリ	<i>Ochlodes venatus venatus</i>									1			1					
5 注3	ハリグ`ロチャバ`ネセセリ	<i>Thymelicus sylvaticus sylvaticus</i>												1					

注1 生息密度は調査地1000mあたりの個体数とし、生息密度=個体数合計/(調査回数×調査距離/1000)で積算した。
 注2 種名ゴシツクは食害地で確認できなかった種
 注3 服部ら(1997)に記載のない種の指数は、兵庫県(1996)などを参考にして分類した

第 6 章

植生保護柵としてのネット柵、金網柵の成績評価

藤堂千景¹・藤木大介²

¹兵庫県立農林水産技術総合センター、²兵庫県森林動物研究センター

要 点

- ・ニホンジカによる食害を回避するために設置した植生保護柵のうち、設置後4～5年で柵延長がほぼ同じであるステンレス入りポリエチレンネット柵（ネット柵）と亜鉛メッキ鉄線製金網柵（金網柵）の破損状況を調査したところ、ネット柵に比べ金網柵の破損率が約1/8も低いことがわかった。
- ・点検・補修が行われない場合、ネット柵は設置後1-3年でほぼ全ての柵に破損が見つかった。一方、金網柵は設置年数が5年以上になると破損率が急激に高まった。
- ・破損状況としては、ネット柵と金網柵ともに柵の有効高を損なう破損が最も多く、全体の約8～9割を占めていた。
- ・破損原因として、ネット柵では「不適な地形での無理な設置」と「ネット下部への落葉や土砂の堆積」が半数を占めた。金網柵では「倒木」、「不適な地形での無理な設置」、「支柱留め具の脱落」が約3/4を占めた。
- ・ネット柵と金網柵とも程度の差はあれ、点検・補修が不可欠である。両者とも破損原因を防ぐ工夫によって、破損率を減少させることが可能であると結論づけられた。

key words: 植生保護柵、材質、補修、支柱間距離、シカ食害

6-1. はじめに

兵庫県は阪神地域と淡路島北部を除くほぼ全ての地域においてニホンジカ *Cervus nippon*（以下、シカ）が生息しており、農林業被害だけでなく森林植生被害も深刻化している（兵庫県 2017）。シカの生息密度と農林業被害や森林植生被害には密接な関係があると考えられており、シカの密度指標である目撃効率が 1.0 以下の生息密度の地域では、農林業や森林植生への被害が軽微であることが明らかになっている（岸本ほか 2012; 藤木ほか 2014; 兵庫県 2017）。しかし、県内において目撃効率が 1.0 以下である地域は少なく、阪神地域および淡路地域の北部にほとんど限られているため（兵庫県 2017）、県内の大部分の地域で適切な森林管理を実施していくためには、シカによる食害に対して何らかの対策が必要である。

一方で、県内の森林資源は成熟期を迎えており、スギ・ヒノキ人工林のうち伐採して利用が可能とされる 46 年生（10 齢級）以上の森林は民有林面積の 60%以上を占めている（兵庫県 2016）。県行政としては、木材の利用推進を進め循環型林業の構築を目指しており、今後は伐採に伴って再生林を行う必要性が高まると考えられる。しかし、前述のとおり、県内で再生林を含めた林業活動を行うためにはシカによる食害を回避するための対策が必要である。

この対策にはいくつか考えられるが、面的に食害を回避させるならば植生保護柵の設置が選択肢のひとつとなる。

植生保護柵は、林業活動を目的とした設置だけに留まらない。兵庫県ではシカの食害によって落葉広葉樹林の林床植生の衰退が顕著であるため（藤木 2012a）、林床植生回復のために落葉広葉樹林内に植生保護柵を設置する森林環境税事業が行われており、植生保護柵の効果も明らかになっている（藤木 2012b）。また、災害復旧を目的とした治山事業による植栽木の保護や広葉樹林化を目的とした森林環境税事業による植栽木の保護にも植生保護柵は設置されており、様々な森林整備事業において活用されている。

植生保護柵には様々な材質のものが存在し、現在までに兵庫県内の森林整備事業で最も一般的に使用されてきたものはステンレス入りポリエチレンネット柵（ネット柵）と亜鉛メッキ鉄線製金網柵（金網柵）の 2 種類である。この 2 種類の柵について柵設置後に追跡調査を行った例としては大島ほか（2014）があるが、効果の有無についての報告に留まっており、2 種類の柵の破損程度の差異については調査していない。そこで本章では、県内の森林整備事業に使用されたこの 2 種類の植生保護柵について破損に関する調査を行ない、設置経過年数に応じた成績評価を実施した。そのうえで植生保護効果を高めるための課題を抽出するとともに、点検・補修を通して植生保護効果を高めるための方策についても議論した。

6-2. 方法

植生保護柵の仕様と破損状況の調査

県内の治山事業や森林環境税事業などの森林整備事業で設置されている植生保護柵の中から、ネット柵 66 箇所、金網柵 15 箇所について調査を行った。調査は、設置年、対象となる植生保護柵のネットの材質、ネットの網目サイズ（cm）、支柱の材質、支柱の間隔、地際におけるネットの折り返し幅（cm）、アンカーの材質、アンカーの間隔（cm）といった仕様を記録した。また、柵周囲を踏査し、柵の延長距離（m）破損箇所とその破損状況およびその原因を記録した。破損箇所とその破損状況およびその原因の調査は、2 支柱間の区間を調査単位とし、破損状況とその原因についてはそれぞれ表 6-1 と表 6-2 の項目に区分し記録した。破損状況において、柵の有効高不足の基準となる高さを 150cm 未満としたのは、吉田ほか（2012）に高さ 150cm 以上の植生保護柵を設置することで高いシカ侵入防止効果が得られるとの記述に従い設定した。個々の植生保護柵内の植生の状況は、表 6-3 に示した 4 つの区分にて記録した。また、柵が設置されている林地の森林所有者および事業を担当している農林水産振興事務所へ個々の植生保護柵の点検・補修の有無について聞き取り調査を実施し、年に 1 回以上の点検・補修が行われているものを点検・補修ありとした。

ネット柵における支柱間隔とネットのたるみの関係の調査

植生保護柵のうち、設置後の年数が比較的短く落ち葉や土砂の堆積や倒木、落石などの影響が少ないと思われた設置後 1-2 年が経過したネット柵 27 箇所について、支柱高（cm）、支柱間隔（m）とネットの最低高（cm）について調査した。支柱高、支柱間隔、ネットの最低

高は、支柱の傾斜や破損が見られない代表的な 5 区間（箇所）/柵において測定した。

表 6-1 柵の破損状況についての調査項目

破損状況の区分
ネットのたるみによる柵高低下(150cm未満)
支柱傾き(150cm未満)
支柱倒伏
地形等による柵の有効高不足(150cm未満)
ネット下開き
ネット穴開き
ネット下浮き

表 6-2 柵の破損原因についての調査項目

破損原因の区分
不適な地形での無理な設置
落葉や土砂の堆積
倒木
落石
落枝
シカの死体の絡まり
シカによるこじあけ
シカによる噛み切り
積雪
アンカー不足
支柱の留め具脱落
不明
その他

表 6-3 柵内の植生状況についての調査項目

柵内の植生の区分
シカによる食害無し
シカによる食痕はあるが植生に大きな影響なし
シカ不嗜好性植物以外の植生は衰退
シカ不嗜好性植物以外の植生は消失

分析

植生保護柵の仕様と破損状況についての調査は、設置年数 1-3 年、4-5 年、6-12 年の 3 区分に分けて分析を行った。設置年数 1-3 年の区分では、設置初期のネット柵における点検・補修の有無による破損状況の違いについて、設置年数 4-5 年の区分では、点検・補修がなされていないネット柵と金網柵の破損状況の違いについて、設置年数 6-12 年の区分では、設置年数が長期になった点検・補修がなされていない金網柵の破損状況について分析した。分析では以下の式（式 1、2、3）に基づいて、“シカ侵入率（%）”、“破損率（%）”及び“100m 辺りの破損箇所数”を算出した。

$$\text{シカ侵入率（\%）} = \text{シカによる食痕、シカの糞が見られた柵数} / \text{調査柵数} \times 100 \quad (\text{式 1})$$

$$\text{破損率（\%）} = \text{破損箇所が見られた柵数} / \text{調査柵数} \times 100 \quad (\text{式 2})$$

$$100\text{m あたりの破損箇所数} = \text{破損が確認された箇所数} / \text{柵の延長距離（m）} \times 100 \quad (\text{式 3})$$

ネット柵における支柱間隔とネットのたるみの関係性の調査は、支柱間隔が 3m の柵と 5m の柵の 2 区分で、以下の式 4 に基づいて”ネットのたるみ”を算出し、分析した。

$$\text{ネットのたるみ (cm)} = \text{支柱高 (cm)} - \text{ネットの最低高 (cm)} \quad (\text{式 4})$$

6-3. 結果

設置年数 1-3 年のネット柵における点検・補修の有無による破損状況の比較

調査を実施したネット柵の仕様は表 6-4 のとおりであった。調査実施箇所のうち、設置からの年数が 1-3 年（平均 1.9 年）の点検・補修が行われていないネット柵 34 箇所の破損状況を調査したところ、破損率は 100%であり、100m 当たりの破損箇所数は 6.1 箇所/100m であった（表 6-5）。また、シカの侵入率は 100%に達しており、90%以上の箇所で柵内ではシカ不嗜好性植物以外の植生が衰退もしくは消失していた（図 6-1）。次に、破損状況の集計結果を見たところ、ネットのたるみによる柵高低下が最も多く 2.9 箇所/100m（破損箇所全体の 47.3%）程度見られ、支柱傾きの 2.1 箇所/100m（同 35.2%）、ネット下開きの 1.0 箇所/100m（同 16.2%）と続いた（表 6-6）。

設置からの年数が 1-3 年で年に 1 度以上の点検・補修が行われているネット柵 10 箇所を調査したところ、破損率は 80%で、100m 当たりの破損箇所は 0.4 箇所であった（表 6-5）。シカの侵入率は 50%であったが、すべての箇所において、柵内の植生にシカによる大きな影響は認められなかった（図 6-1）。

表 6-4 調査を実施した植生保護柵の仕様

種別	ネットの素材	ネット目の大きさ	地面でのネットの折り返し平均幅(cm)	支柱		アンカー	
				素材	平均間隔(m)	平均間隔(cm)	素材
ネット柵	ポリエチレンネット (ステンレス入り)	10×10cm、 または15×15cm	0	L型アングル鋼	4.9	183.2	金属
金網柵	亜鉛メッキ鉄線製 金網	15×15cm	16.7	L型アングル鋼 または、C型支柱	3.1	108.1	金属

表 6-5 ネット柵、金網柵のシカ侵入率と破損率

種別	設置からの年数	点検・補修の有無	調査柵数	平均柵延長(m)	シカ侵入率(%)	破損率(%)	100m当たり破損箇所数
ネット柵	1-3年	有り	10	422.1	50.0	80.0	0.4
		無し	34	529.6	100.0	100.0	6.1
	4-5年	無し	22	116.4	86.4	100.0	12.0
金網柵	4-5年	無し	9	111.7	22.2	44.4	1.5
	6-12年	無し	6	410.3	50.0	100.0	11.4

表 6-6 設置 1-3 年のネット柵の点検・補修の有無における破損状況と 100m 当たりの破損箇所

ネット柵の破損状況	点検・補修あり		点検・補修なし	
	100m当たり 破損箇所数	(%)	100m当たり 破損箇所数	(%)
ネットのたるみによる柵高低下(150cm未満)	0.1	(21.7)	2.9	(47.3)
支柱傾き(150cm未満)	0.3	(65.2)	2.1	(35.2)
ネット下開き	0.04	(8.7)	1.0	(16.2)
ネット穴開き	0.02	(4.3)	0.1	(1.3)
合計	0.5	(100.0)	6.1	(100.0)

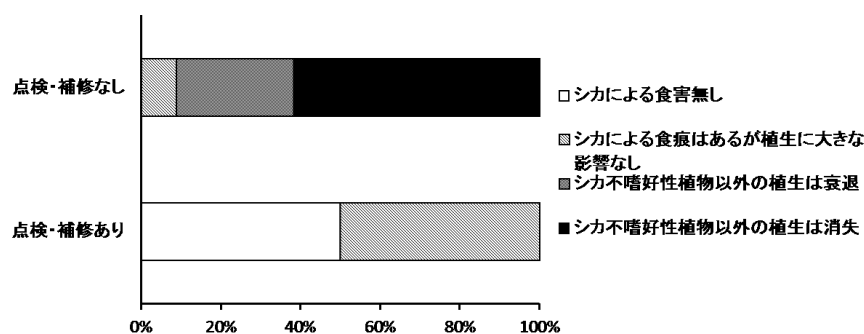


図 6-1 設置 1-3 年のネット柵における点検・補修の有無と柵内植生の状況

設置年数 4-5 年 (点検・補修なし) のネット柵と金網柵における破損状況の比較

調査を実施したネット柵と金網柵の仕様は表 6-4 のとおりであった。調査実施箇所のうち、設置からの年数および柵の延長距離がほぼ同様 (設置からの年数 4-5 年、平均延長: ネット柵 116.4m、金網柵 111.7m) であり、点検・補修が行われていないネット柵 22 箇所と金網柵 9 箇所について、両者の破損率を比較してみたところ、ネット柵はその 100.0%が破損していたのに対し、金網柵は 44.4%の柵で破損が見つかるにすぎなかった (表 6-5)。100m 当たりの破損箇所数もネット柵 12.0 箇所/100m に対して金網柵 1.5 箇所/100m であり、金網柵の方が約 1/8 も破損箇所が少ないことがわかった (表 6-5)。また、破損に伴うシカ侵入率も比較したところ、金網柵におけるシカ侵入率 (22.2%) はネット柵 (86.4%) の 1/4 にすぎなかった (表 6-5)。柵内の植生状況も、ネット柵は 59%が「不嗜好性植物以外は衰退」もしくは「不嗜好性植物以外は消失」している状況であったが、金網柵はそのほとんど (89%) において「シカによる食害無し」もしくは「シカによる食痕はあるが植生に大きな影響がない」状況であった (図 6-2)。

破損状況の集計結果を見たところ、ネット柵と金網柵において最も多い破損は、ネットのたるみによる柵高低下 (150cm 未満) であった (表 6-7: ネット柵における破損箇所数全体の 27.7%、金網柵における同 73.3%)。ネット柵の破損状況のなかで、柵の有効高 (150cm) を損なう破損 (ネットのたるみによる柵高低下、支柱傾き、支柱倒伏、地形等による柵の有効高 (150cm) 不足) は、9.4 箇所/100m (破損箇所数全体の 79%) であった。柵下部の破損 (ネットの下開き、穴開き、下浮き) は、2.5 箇所/100m (同 21%) であった。一方、金網柵の破損状況のうち柵の有効高を損なう破損は、1.4 箇所/100m (同 93%) であり、柵下部の破

損は、0.1 箇所/100m（同 7%）であった。柵の有効高を損なう破損が起こる確率は、ネット柵に比べて金網柵は約 1/7、柵下部の破損が起こる確率は、ネット柵に比べ金網柵は約 1/25 であった（表 6-7）。

ネット柵の破損原因のうち上位 2 つは、不適な地形での無理な設置（全体の 30.2%）、ネット下部への落葉や土砂の堆積（同 22.2%）であり、両方で破損原因の約半数を占めた（表 6-8）。金網柵の破損原因の上位 3 つは、倒木（同 26.7%）、支柱留め具の脱落（同 26.7%）、不適な地形での無理な設置（同 20.0%）であり、これら 3 つで破損原因の約 3/4 を占めた（表 6-8）。

設置年数 6-12 年（点検・補修なし）の金網柵の破損状況

設置からの経過年数が比較的長く（6-12 年）、点検・補修がおこなわれていない金網柵（6 箇所）の破損率は 100%であったうえ、シカ侵入率は 50.0%に達していた（表 6-5）。また、100m 当たりの破損箇所数は、11.4 箇所/100m であった（表 6-5）。設置年数 4-5 年の点検・補修がない金網柵と比較すると、破損率とシカの侵入率は 2 倍以上、100m 当たりの破損箇所数は 7.6 倍に達していた。

表 6-7 設置年数 4-5 年（点検・補修なし）のネット柵、金網柵における破損状況と 100m 当たりの破損箇所数

柵の破損状況	ネット柵		金網柵	
	100m 当たり 破損箇所数	(%)	100m 当たり 破損箇所数	(%)
ネットのたるみによる柵高低下(150cm未満)	3.3	(27.7)	1.1	(73.3)
支柱傾き(150cm未満)	3.2	(26.9)	0.0	(0.0)
支柱倒伏	1.5	(12.6)	0.0	(0.0)
地形等による柵の有効高不足(150cm未満)	1.4	(11.8)	0.3	(20.0)
ネット下開き	1.4	(11.8)	0.1	(6.7)
ネット穴開き	0.7	(5.9)	0.0	(0.0)
ネット下浮き	0.4	(3.4)	0.0	(0.0)
破損箇所合計	11.9	(100.0)	1.5	(100.0)

表 6-8 設置年数 4-5 年（点検・補修なし）のネット柵、金網柵における柵の破損原因

柵の破損原因(複数回答有)	ネット柵		金網柵	
	100m 当たり 破損箇所数	(%)	100m 当たり 破損箇所数	(%)
不適な地形での無理な設置	3.8	(30.2)	0.3	(20.0)
落葉や土砂の堆積	2.8	(22.2)	0.0	(0.0)
不明	1.4	(11.1)	0.0	(0.0)
倒木	1.1	(8.7)	0.4	(26.7)
シカによる噛み切り	0.7	(5.6)	0.0	(0.0)
落枝	0.5	(4.0)	0.1	(6.7)
落石	0.4	(3.2)	0.1	(6.7)
積雪	0.4	(3.2)	0.0	(0.0)
シカによるこじあけ	0.4	(3.2)	0.0	(0.0)
アンカー不足	0.2	(1.6)	0.0	(0.0)
シカの死体からまり	0.1	(0.8)	0.0	(0.0)
支柱の留め具脱落	0.0	(0.0)	0.4	(26.7)
その他	0.8	(6.3)	0.2	(13.3)
合計	12.6	(100.0)	1.5	(100.0)

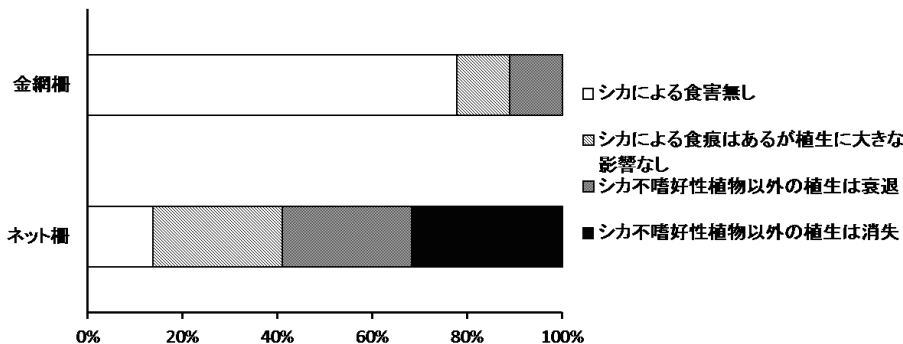


図 6-2 設置 4-5 年のネット柵、金網柵における柵内の植生の状況

ネット柵における支柱間隔とネットのたるみの関係

設置後 1-2 年が経過したネット柵の支柱間隔が 3m (4 箇所) と 5m (23 箇所) の 2 区分において、ネットのたるみを算出したところ、支柱間隔 3m では平均 10.0cm であったのに対し、支柱間隔 5m では平均 33.8cm とネットのたるみが有意に大きかった(図 6-3, u-test $p < 0.01$)。

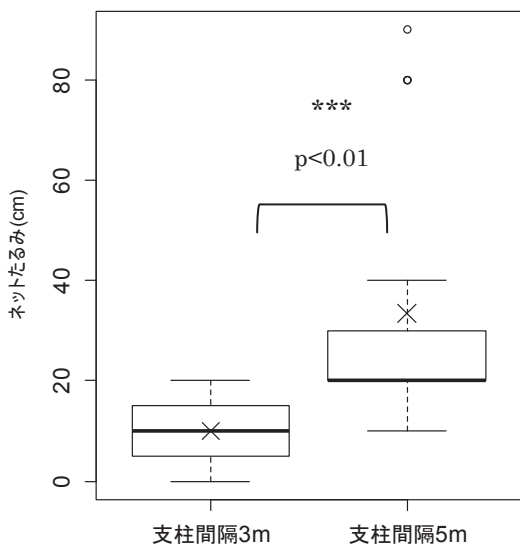


図 6-3 ネット柵における支柱間隔とネットたるみの関係

×は平均値、***は u-test にて有意差があったことを示す。

6-4. 考察

本調査から兵庫県の森林整備事業で一般的に設置されているネット柵と金網柵では、点検・補修がない場合は、設置年数 4-5 年と比較的短い期間でも植生防護効果に大きな差が生じていることが明らかとなった。調査結果から、設置年数が 4-5 年で柵延長距離がほぼ同じのネット柵と金網柵では、金網柵の破損箇所数が約 1/8 も少なかった(表 6-5)。また、その結果として柵内の植生において、ネット柵では約 6 割がシカの食害によりシカ不嗜好性以外の植生が衰退・消失しているのに対し、金網柵では食害による影響がほとんどが見られない

といった明瞭な差が認められることがわかった (図 6-2)。破損状況の調査から、金網柵はネット柵に比べて柵の有効高 (地上高 150cm) が損なわれる確率が約 1/7 であり、ネットに隙間や穴が生じる確率においては 1/25 程度に過ぎないことが明らかとなった (表 6-7)。このようにネット柵に比べて金網柵の破損率が低かった理由としては以下の 2 つが考えられる。ひとつは、金網自体に自立性があること並びに今回調査した金網柵はネット柵に比べて支柱間隔が狭かったため (表 6-4)、ネット柵に比べてネットがたるみにくく、結果として柵高低下しにくかったことである。2 つ目は、ネット柵と異なり、金網柵は地際でネットの折り返しがある仕様であったため (表 6-4)、ネットと地面との間に隙間ができにくく、且つネット自体が獣の歯ではかみ切れない素材であるため、結果としてネット下部における潜り込みや獣による噛み切りが起きにくかったことである。一方、ネット柵は設置からの年数が 1-3 年程度であっても点検・補修が無ければ破損率が 100 % に達し (表 6-5)、柵内へのシカの侵入を許すことで、90 % 以上の箇所においてシカ不嗜好性植物以外の植生が衰退・消失したことが明らかになった (図 6-1)。また、金網柵においても、点検・補修がされないまま設置年数が 6-12 年に達する場合は、破損率とシカ侵入率ともに設置年数 4-5 年と比較して 2 倍以上、100m 当たりの破損箇所数に至っては 7 倍以上と大幅に増加することが明らかとなった (表 6-5)。

以上の調査結果から、ネット柵と金網柵の間で程度の差はあるものの、長期的に植生保護効果を持続させるためには両者ともに定期的な点検・補修は不可欠であることが示唆された。特にネット柵で点検・補修をしない場合は柵設置 1-3 年でも破損率 100 % に達する一方、点検・補修をする場合は上述の設置年数で破損箇所数が点検・補修をしない場合に比べると 1/12 程度に留まることがわかった (表 6-5)。また、柵設置 1-3 年で点検・補修ありのネット柵内の植生は、シカの食痕が見られても植生に大きな影響を与えない箇所が全てを占めていた (図 6-1)。このことは、破損によって一時的に柵内にシカの侵入を許すことがあっても、年一回以上の点検・補修を行うことで、シカの継続的な侵入を防ぐことができれば、十分な植生保護効果が得られることを示唆している。以上のことから、年 1 回以上の点検・補修の徹底はネット柵を用いて植生の保護を図っていく上では必須といえるだろう。

設置年数 4-5 年の柵の調査から、ネット柵の破損状況としては、柵の有効高を損ねる破損が全体の約 8 割近くを占めていた (表 6-7)。また、柵の有効高が不足する最も多い状況としては、ネットのたるみ (柵の有効高不足の約 1/3) が挙げられた。この傾向は、設置年数 1-3 年 (点検・補修無し) の結果からも明らかであった (表 6-6)。これを防ぐためには、支柱間の距離を短くすることが有効であろう。本調査からネット柵においては支柱間隔が 3 m の場合に比べて 5 m の場合はネットのたるみが有意に大きくなることが示された (図 6-3)。現行の森林整備事業で施工されているネット柵の支柱間隔は 5 m である場合がほとんどである。上述の調査結果から考えると、支柱間隔 5 m のネット柵は設置後 2 年程度が経過することで、ネットのたるみが 30 cm 程度となることが懸念される。これは、支柱高が 180 cm の場合、ネットたるみだけでネットの最低高が 150 cm まで低下することとなり、それだけ柵内へのシカ侵入が起こる危険性が高くなることを意味する。一方で調査結果から、支柱間隔が 3 m 程度の場合は、設置後 2 年程度のネットのたるみは 10 cm 程度であることが示された (図 6-3)。したがって、支柱間隔が 3 m で支柱高 180 cm の場合であるならば、設置 2 年程度が経過す

る状況においてもネットの最低高が 170 cm 程度となり、150 cm 以上の有効高を保つことが可能となる。以上のことから、ネット柵を導入する場合は、支柱間距離をよく考慮して設置することが大事であろう。

設置後 4-5 年のネット柵の破損原因のうち最も多いものは、不適な地形での無理な設置であり、ネット柵破損原因の約 3 割を占めた (表 6-8)。不適な地形とは谷をまたぐような地形や、傾斜の変化点、露出した岩などが挙げられる。不適な地形を横断する形で柵を設置することで、柵下部の隙間 (ネットの下浮き) や地形による柵の有効高不足が生じやすくなり、柵内へのシカの侵入を招く結果となる。これを防ぐためには、柵の設置ルート上から不適な地形を外すなどの柵を張る上での工夫が必要である。また、ネット柵の破損原因としては、ネット下部への落葉や土砂の堆積 (破損原因の約 2 割) も高い割合で認められた。これもネットのたるみによる柵の有効高不足の原因になることから、このようなネットのたるみを防ぐような柵設置上の工夫も重要であるものと考えられる。

今回の調査では、前述したとおり金網柵であっても点検・補修が行われず年数が経過すると植生保護効果が低下することがわかった。植生保護効果を期待する期間が 5 年以上の長期に渡るようであれば、金網柵であっても点検・補修を行ない、破損箇所数を減少させることが必要であろう。本調査結果からは、金網柵の破損状況としては、柵の有効高を損ねる破損がほとんどを占めていた (表 6-7, 破損全体の 93.3%)。また、破損原因としては、倒木、不適な地形での無理な設置、支柱留め具の脱落の 3 つが破損原因全体の約 3/4 を占めていた (表 6-8)。これらの破損原因を防ぐ工夫をすることで金網柵の破損は大幅に減少させられる可能性がある。

本調査によって、点検・補修がない場合、経過年数に伴いネット柵や金網柵がどのような理由によって、どの程度破損するかについてはある程度明らかにすることができた。また、これらの結果に基づいて、保護効果を維持するためにはネット柵や金網柵の両者において、程度の差はあれ、点検・補修が必要不可欠であること、破損を防ぐためにはどのような工夫が必要であるかも示すことができた。しかし一方で、限られた予算・労力の中で効果的に柵の機能維持を図っていくための点検・補修の頻度、或いは地形的弱点という観点から重点的に点検・補修をするべき場所の抽出、効率的な補修方法については検討することができなかった。植生保護柵の機能維持を図っていくためには、今後は効果的な点検・補修の手法についても検討する必要があるだろう。植生保護柵の機能を維持する必要がある期間については、植栽木の更新を目的にする場合、森林の下層植生の保全を目的にする場合など防護対象となる植物に応じて異なることが考えられる。例えば、植生保護効果を期待する年数が比較的短期であるような場合は、仮に金網柵の点検・補修にかかる労力は小さくても森林整備の目的を達成するうえで十分な保護効果を得ることができる可能性が考えられる。以上のことを考えると、森林整備の目的別に植生保護柵の機能を維持する必要がある期間を明確にしたうえで、個々の整備における植生保護柵の点検・補修方法について今後検討していく必要があるだろう。

謝辞

兵庫県農政環境部豊かな森づくり課、林務課と治山課および関係農林振興事務所の森林整備ワーキンググループの皆様には調査地選定および調査協力等で大変お世話になりました。この場をお借りして御礼申し上げます。

引用文献

- 藤木大介 (2012a) 兵庫県本州部の落葉広葉樹林におけ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 (2012b) 野生動物育成林整備における植生保護柵の効果検証－柵内外における初期の植生変化－。「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」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ 4号, pp.133-140. 兵庫県森林動物研究センター.
- 藤木大介・岸本康誉・内田圭・坂田宏志 (2014) 兵庫県における森林生態系保全を目的としたニホンジカ対策: 広域モニタリング・データに基づいた状況把握と管理目標値の設定 (ニホンジカシリーズ). 水利科学 57: 26-50.
- 兵庫県 (2017) 第2期シカ管理計画. 兵庫県, 神戸, 8pp.
- 兵庫県 (2016) ひょうごみどり白書 2015. 兵庫県, 神戸, 130pp.
- 岸本康誉・藤木大介・坂田宏志 (2012) 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. 「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」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ 4号, pp.92-105. 兵庫県森林動物研究センター.
- 大島千和・滝口潤・佐藤尚弘・山田守・大澤学 (2014) 全国の治山事業地におけるシカ被害対策の実態と侵入防止柵の変状原因. 日本緑化工学会誌 39: 406-411.
- 吉田美代・高山耕二・石井大介・広瀬潤・木山孝茂・松元里志・片平清美・伊村嘉美・中西良孝・赤井克己 (2012) ネット柵設置による牧場採草地へのシカ侵入防止効果. 日本暖地畜産学会報 55: 27-31.

第 7 章

ニホンジカ高密度地域の森林整備地に施工された 土壌保全施設や植生保護柵の土壌侵食防止効果

山瀬敬太郎¹・藤木大介²

¹兵庫県立農林水産技術総合センター、²兵庫県森林動物研究センター

要 点

- ・兵庫県内のニホンジカの生息密度が高い地域において、間伐や皆伐などの伐採の実施や、筋工や丸太柵工などの土壌保全施設、あるいは植生保護柵の施工が、森林表土の侵食防止にどの程度の効果があるのかを調査した。
- ・伐採（特に皆伐）に伴い、表土侵食量が増加する場所がみられた。土壌保全施設や植生保護柵を施工した場所においても、ニホンジカの影響による表土侵食量の増加がみられ、その原因は、ニホンジカの採食による林床被覆の減少とともに、ニホンジカの歩行が表土侵食量の増加に直接的に影響している可能性が示唆された。
- ・ニホンジカの生息密度の高い地域では、土壌保全施設だけでは十分な保全効果が得られず、植生保護柵を併用し、ニホンジカの侵入を排除しなければならない場所があることがわかった。

key words : 間伐、皆伐、筋工、丸太柵工、植生保護柵、表土侵食

7-1. はじめに

スギ *Cryptomeria japonica* およびヒノキ *Chamaecyparis obtusa* の針葉樹人工林では、手入れ不足により樹冠がうっ閉し、下層植生の減少と林床の裸地化が各地でみられるようになっており、森林表土の侵食による地力低下や土砂崩壊が危惧されている（水垣 2008、渡邊ほか 2016）。広葉樹二次林においても、照葉樹林化が進行して下層植生が衰退した林地では、森林表土の侵食が観察されている（山瀬・田中 2007）。また、森林表土の侵食は、その中に含まれる埋土種子集団の流出を同時にもたらす（山瀬ほか 2009）ため、伐採跡地の植生回復（佐藤・酒井 2003）や森林動態（林 1977）に影響を与えるおそれがある。こうした森林が有する様々な機能維持に重要な役割を果たす森林表土の侵食を防ぐうえで、針葉樹人工林の間伐の際に発生する間伐木を利用した筋工が、表土侵食を防ぐ障害物として機能し（山瀬・田中 2003、山瀬ほか 2010）、土壌保全施設としての役割を果たすことがわかっている。

しかしながら近年、ニホンジカ *Cervus nippon*（以下、シカ）による採食の影響が全国各地に拡大しつつあり、こうした場所では林床植生が衰退し、表土侵食が山腹斜面で広範囲に進行している（若原ほか 2008）。兵庫県を含む関西 4 府県においても、シカの影響による落葉広葉樹林の林床植生の衰退状況が推定されており（藤木ほか 2014）、こうした衰退に伴い、兵庫県では南但馬地域（円山川流域）と西播磨地域（揖保川、千種川流域）を中心に、シカ

による表土侵食が発生した落葉広葉樹林が集中的に分布している（内田ほか 2012）。シカによる表土侵食発生地域で、侵食防止のための取り組みを調査した事例は、間伐による表土移動量は無間伐よりも少ないが、間伐後に地表面の植被率は増加していないこと（島田 2016）、リターや土砂の侵食は植生保護柵の設置によってある程度抑制されること（塚越ほか 2012）、木製筋工や土嚢工、リター捕捉ネット工などの土壌侵食対策工法は土壌侵食防止効果およびリター捕捉効果が認められること（石川ほか 2007）が報告されている。

そこで本研究では、兵庫県の災害に強い森づくりで実施している、シカの生息密度が高い地域での森林整備事業について、間伐や皆伐などの伐採と、筋工や丸太柵工などの土壌保全施設、植生保護柵の有無が、表土侵食の防止にどの程度の効果があるのかを把握するために、調査区を設け、土砂受け箱を用いて表土侵食量を測定した。

7-2. 調査地

調査地は、兵庫県豊岡市出石町小人城山（以下、豊岡調査地）の北西斜面に位置するヒノキ人工林、養父市大屋町大屋市場（養父調査地）の西斜面に位置するヒノキ人工林、宍粟市一宮町黒原（宍粟調査地）の南東斜面に位置するヒノキ人工林と、南あわじ市灘吉野（南あわじ調査地）の南斜面に位置するウバメガシ *Quercus phillyreoides* やヤブニッケイ *Cinnamomum yabunikkei* が優占する照葉二次林である。気候は、いずれの調査地とも暖温帯に位置し、豊岡と養父の 2 調査地は冬季降雪が多い日本海側気候地域、宍粟調査地は瀬戸内式気候に近い特性を持つ内陸気候地域、南あわじ調査地は冬が温暖で降水量が少ない瀬戸内式気候地域に属している（鈴木 1962）。地質は、豊岡調査地が流紋岩類、養父調査地が泥質岩、宍粟調査地が緑色岩類、南あわじ調査地が砂岩優勢砂岩泥岩互層で、土壌はいずれの調査地とも褐色森林土である。また斜面傾斜度は、豊岡調査地が 35~37°、養父調査地が 41~42°、宍粟調査地が 37~39°、南あわじ調査地が 28~33°である。いずれの調査地周辺でもシカの生息密度は高く、豊岡、養父、南あわじ調査地は 40 頭・km⁻² 以上、宍粟調査地は 10~20 頭・km⁻² と推定されている（兵庫県森林動物研究センター 2015）。これらの生息密度は、自然植生にあまり目立った影響がでない密度とされる 3~5 頭・km⁻²（環境省 2016）を大きく上回っているうえ、いずれもシカの採食による森林植生の衰退が顕著な山域であることが実際に確認されている（藤木 2017a,b）。

豊岡、養父、宍粟調査地においては、斜面方向および水平方向に 20 m の一辺を持つ 3 方形調査区（豊岡）または 4 方形調査区（養父、宍粟）をそれぞれ隣接するように設置した。このうち、豊岡調査地は、間伐（本数間伐率 45.5%）と間伐木を利用した筋工（写真 7-1（左））、さらに調査区全体を植生保護柵で囲い込んだ区（以下、間伐+筋工+柵区）、間伐と植生保護柵を実施した区（間伐+柵区）、間伐と筋工を実施した区（間伐+筋工区）の 3 区とした。間伐と筋工、植生保護柵は 2007 年 3 月に実施した。養父および宍粟調査地は、間伐（本数間伐率は順に 47.7%、32.7%）と、間伐木を利用した筋工、さらに植生保護柵を実施した区（以下、間伐+筋工+柵区）、間伐と筋工を実施した区（間伐+筋工区）、間伐のみを実施した区（間伐区）、間伐や筋工、植生保護柵を実施していない区（無処理区）の 4 区とした。間伐と

筋工、植生保護柵は、それぞれ 2009 年 3 月（養父）と 2015 年 3 月（宍粟）に実施した。また、南あわじ調査地は備長炭の原料採取を目的に皆伐した区域であり、皆伐と植生保護柵を実施した区（以下、皆伐+柵区）、皆伐と丸太を利用した柵工（写真 7-1（右））を実施した区（皆伐+丸太柵工区）、皆伐のみを実施した区（皆伐区）、皆伐や丸太柵工、植生保護柵を実施していない区（無処理区）の 4 区とした。皆伐は 2000 年 5 月から 2003 年 4 月の間（山瀬ほか 2014）、丸太柵工と植生保護柵は 2013 年 3 月に実施した。



写真 7-1 間伐木を利用した筋工（左）と丸太を利用した柵工（右）

7-3. 調査方法

表土侵食量の測定には、土砂受け箱法（岩川ほか 1984）を用いた。土砂受け箱は、高さ 15cm、幅（間口）25 cm、奥行き 20 cm の木製またはステンレス製枠で、背面に 30 メッシュ（目合い 0.67 mm）の寒冷紗を取り付けた仕様とした。前述の各調査区の下端に、約 2 m 間隔に土砂受け箱を 5 個設置した。侵食土砂の回収は 1~4 ヶ月おきとし、豊岡調査地が 2014 年 5 月 3 日から 2016 年 2 月 15 日の 644 日間、計 8 回、養父と宍粟調査地が 2015 年 7 月 27 日から 2016 年 10 月 4 日の 436 日間、計 9 回、南あわじ調査地が 2014 年 5 月 20 日から 2016 年 9 月 16 日までの 851 日間、計 12 回回収した。回収した内容物は、細土（2 mm 未満）、石礫（2 mm 以上）、リターに分けて、分画したサンプルの乾燥重量をそれぞれ測定した。

表土侵食量の評価には、年間物質移動量と物質移動レートを用いた（Miura et al. 2002、中森ほか 2012）。年間物質移動量は、測定期間中の直近約 1 年間の移動量（ $\text{g}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{year}^{-1}$ ）とし、豊岡試験地は 2015 年 2 月 19 日~2016 年 2 月 15 日（362 日間）、養父と宍粟調査地は 2015 年 10 月 2 日~2016 年 10 月 4 日（369 日間）、南あわじ調査地は 2015 年 9 月 22 日~2016 年 9 月 16 日（361 日間）までの合計値で示した。物質移動レート（ $\text{g}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{mm}^{-1}$ ）は降水量あたりの期間物質移動量で、回収期間内の物質移動量を降水量（mm）で除した値であり、全測定期間のデータを用いて、回収期間ごとの移動レートを算出した。降水量は、豊岡調査地から約 9.9 km 北北西方向に位置する豊岡特別地域気象観測所（豊岡市桜町）、養父調査地から約 0.6 km 西北西に位置する大屋観測所（養父市大屋町山路）、宍粟調査地から約 16.5 km 南南西に位置する一宮観測所（宍粟市一宮町東市場）、南あわじ調査地から約 8.6 km 西に位置する南淡観測所（南あわじ市阿万塩屋町）のデータをそれぞれ使用した。

林床合計被覆率（林床植被率とリター被覆率の合計）を測定するために、各調査区のプロット内の地表面の上に、1 m×1 m のコドラートを置いて写真を撮影した。豊岡調査地の撮影は 2015 年 9 月、養父、宍粟、南あわじ調査地は 2016 年 7 月に実施した。林床植被率およびリター被覆率を求める方法は、初ほか（2010）に準じた。

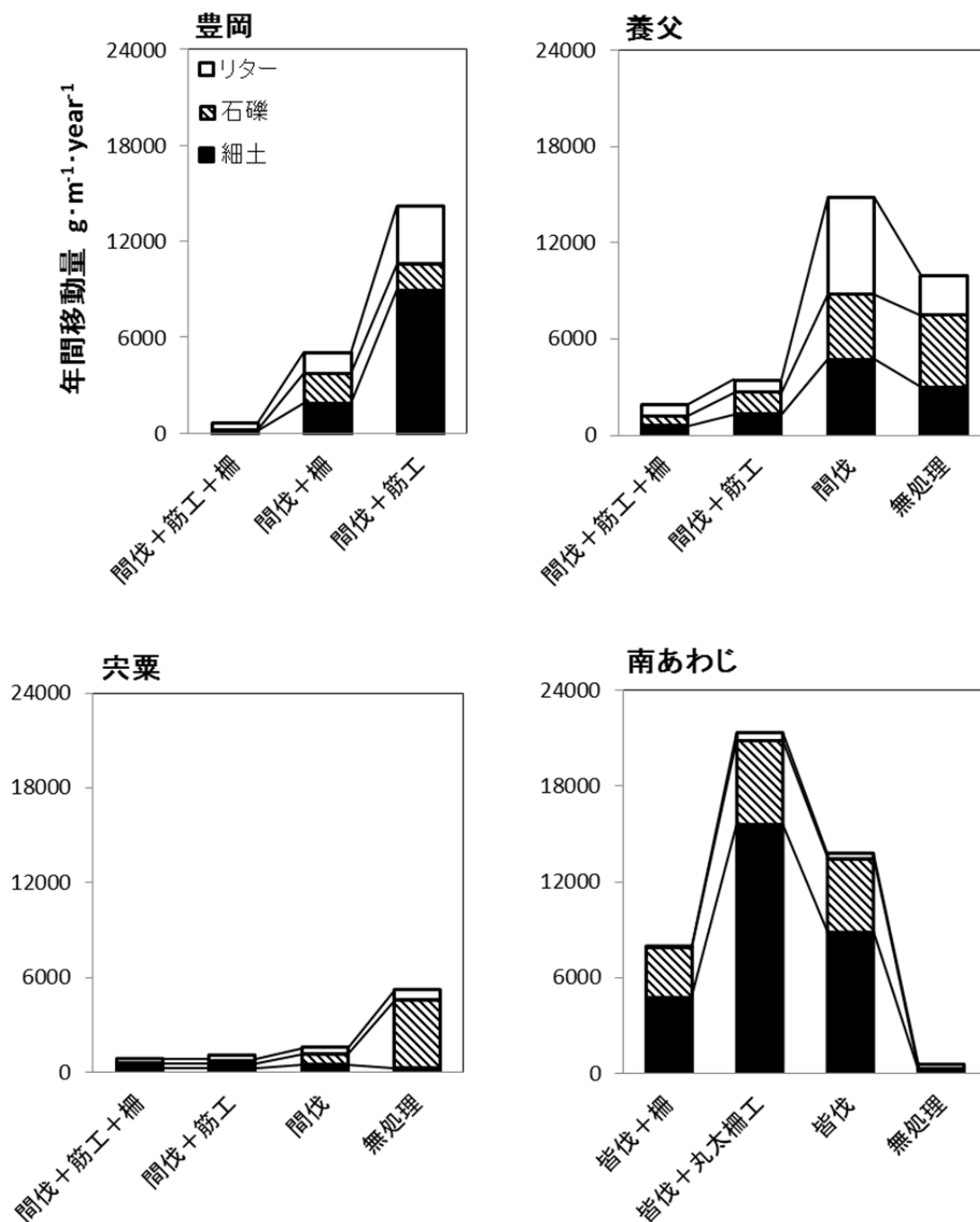


図 7-1 調査地ごとの年間物質移動量

表 7-1 調査区別の移動レートの比較

調査区	豊岡		養父		宍粟	
	細土	リター	細土	リター	細土	リター
間伐+筋工+柵	0.12±0.06	0.06±0.01 a	0.99±1.98	0.49±0.49	0.40±0.39	0.18±0.07 a
間伐+柵	1.75±2.13	1.07±1.42 b	—	—	—	—
間伐+筋工	3.38±7.44	0.66±0.52 ab	0.77±0.67	0.41±0.23	0.46±0.44	0.19±0.08 a
間伐	—	—	1.94±1.77	2.57±3.06	0.56±0.57	0.27±0.11 ab
無処理	—	—	1.59±1.06	1.14±1.38	0.24±0.20	0.37±0.15 b

調査区	南あわじ	
	細土	リター
皆伐+柵	5.71±3.22 a	0.13±0.11
皆伐+丸太柵工	14.12±4.90 b	0.29±0.32
皆伐	11.82±5.71 b	0.52±0.70
無処理	0.15±0.17 c	0.80±0.81

数値は平均±標準偏差、単位は $g \cdot m^{-1} \cdot mm^{-1}$ 。
異なるアルファベット間には有意差あり(Holmの多重比較、 $p < 0.05$)。

表 7-2 林床合計被覆率とその内訳 (林床植被率、リター被覆率)

調査区	豊岡		養父		宍粟	
	林床合計被覆率	植被	リター	林床合計被覆率	植被	リター
間伐+筋工+柵	9.0%	3.5%	5.5%	22.7	5.4	17.3
間伐+柵	6.9	2.0	4.9	—	—	—
間伐+筋工	12.5	4.6	7.9	23.5	8.7	14.8
間伐	—	—	—	31.9	10.4	21.5
無処理	—	—	—	32.4	2.8	29.6

調査区	南あわじ	
	林床合計被覆率	植被
皆伐+柵	77.0	39.8
皆伐+丸太柵工	26.6	13.2
皆伐	30.0	14.6
無処理	100.8	1.8

7-4. 結果

年間物質移動量

調査地ごとの年間物質移動量を図 7-1 に示す。豊岡調査地の年間物質移動量は、細土とリターでは、多い順に間伐+筋工区>間伐+柵区>間伐+筋工+柵区であり、石礫では間伐+柵区>間伐+筋工区>間伐+筋工+柵区の順であった。養父調査地の年間物質移動量は、細土、石礫、リターとも、間伐区>無処理区>間伐+筋工区>間伐+筋工+柵区の順であった。宍粟調査地における細土の年間移動量は、間伐区>無処理区>間伐+筋工区>間伐+筋工+柵区の順に多く、石礫とリターでは無処理区>間伐区>間伐+筋工区>間伐+筋工+柵区の順に多かった。また、南あわじ調査地における細土と石礫の年間移動量は、皆伐+丸太柵工区>皆伐区>皆伐+柵区>無処理区の順に多く、リターでは皆伐+丸太柵工区>皆伐区>無処理区>皆伐+柵区の順に多かった。

物質移動レート

豊岡調査地の石礫移動レートは、間伐+筋工+柵区（平均 $0.06 \text{ g}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{mm}^{-1}$ ）と間伐+柵区（ $1.07 \text{ g}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{mm}^{-1}$ ）の間で有意差がみられた（Holm の多重比較、 $p<0.05$ 、表 7-1）。細土とリターの移動レートは、3 調査区（間伐+筋工+柵区、間伐+柵区、間伐+筋工区）の間で有意差はみられなかった。

養父調査地は、細土、石礫、リターとも、4 調査区（間伐+筋工+柵区、間伐+筋工区、間伐、無処理）の間で有意差はみられなかった。

宍粟調査地の石礫移動レートは、間伐+筋工+柵区（平均 $0.11 \text{ g}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{mm}^{-1}$ ）、間伐+筋工区（ $0.20 \text{ g}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{mm}^{-1}$ ）、無処理区（ $2.77 \text{ g}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{mm}^{-1}$ ）の間で有意差がみられるとともに、間伐区（ $0.61 \text{ g}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{mm}^{-1}$ ）と無処理区の間でも有意差がみられた（Holm の多重比較、 $p<0.05$ 、表 7-1）。また、リター移動レートは、間伐+筋工+柵区（平均 $0.18 \text{ g}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{mm}^{-1}$ ）あるいは間伐+筋工区（ $0.19 \text{ g}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{mm}^{-1}$ ）、無処理区（ $0.37 \text{ g}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{mm}^{-1}$ ）の間で有意差がみられた（Holm の多重比較、 $p<0.05$ 、表 7-1）。

南あわじ調査地の細土移動レートは、皆伐+柵区（平均 $5.71 \text{ g}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{mm}^{-1}$ ）、皆伐+丸太柵工区（ $14.12 \text{ g}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{mm}^{-1}$ ）あるいは皆伐区（ $11.82 \text{ g}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{mm}^{-1}$ ）、無処理区（ $0.15 \text{ g}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{mm}^{-1}$ ）の間で有意差がみられた（Holm の多重比較、 $p<0.05$ 、表 7-1）。また、石礫移動レートは、皆伐+柵区（平均 $3.49 \text{ g}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{mm}^{-1}$ ）、皆伐+丸太柵工区（ $6.34 \text{ g}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{mm}^{-1}$ ）、無処理区（ $0.07 \text{ g}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{mm}^{-1}$ ）の間で有意差がみられるとともに、皆伐区（ $7.72 \text{ g}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{mm}^{-1}$ ）と無処理区の間でも有意差がみられた（Holm の多重比較、 $p<0.05$ 、表 7-1）。

林床合計被覆率

調査地ごとの林床合計被覆率とその内訳（林床植被率、リター被覆率）を表 7-2 に示す。無処理区のエ床合計被覆率は、養父と宍粟調査地（いずれもヒノキ人工林）がそれぞれ 32.4%、18.1%であったのに対し、南あわじ調査地（照葉二次林）は 100.8%であった。また、処理

区の林床合計被覆率は、豊岡調査地が 6.9-12.5 %、養父調査地が 22.7-31.9 %、宍粟調査地が 4.7-13.8 %、南あわじ調査地が 26.6-77.0 %であった。

7-5. 考察

シカによる表土侵食への影響

年間物質移動量は、一部の調査区および移動物質（細土、石礫、リターの別）を除いて、植生保護柵によってシカを排除した調査区の方が少ない傾向がみられた（図 7-1）。物質移動レートでは、宍粟調査地の石礫における間伐＋筋工＋柵区と間伐＋筋工区、あるいは南あわじ調査地の細土における皆伐＋柵区と皆伐区の間で有意差がみられ（表 7-1）、植生保護柵を実施した調査区でいずれも移動レートは少なかった。有意差がみられたこれら 2 調査地のうち、南あわじ調査地では林床合計被覆率が皆伐＋柵区で 77.0 %（林床植被率 39.8 %）、皆伐区で 30.0 %（同 14.6 %）と柵の内外で大きな差がみられた（表 7-2）。林地におけるシカが介在する土壤侵食は、シカの採食による林床植生の衰退と、それに起因する林床におけるリター堆積量の減少が林床合計被覆率の低下を招き、その結果、雨滴による表土侵食が進行することが全国各地から報告されている（例えば、若原ほか 2008、榎木・高橋 2016）。今回、南あわじ調査地における柵設置の有無による調査区間の表土侵食量の差は、シカの影響の有無に伴って林床合計被覆率の差が生じたことに起因しているものと推察される。一方、宍粟調査地では林床合計被覆率が間伐＋筋工＋柵区で 13.8 %（林床植被率 6.5 %）、間伐＋筋工区で 4.7 %（同 1.4 %）と、柵の有無が異なる調査区間で林床合計被覆率の差は小さかった（表 7-2）。それにも関わらず調査区間で物質移動レートに差がみられたことは、シカの採食の影響のみならず、シカの歩行による表土攪乱の有無も物質移動レートの違いに直接的に影響している可能性を示唆している。この考察を支持する報告として、長野県の山地帯において、越冬のため亜高山帯・高山帯より下りてきたシカによる踏み荒らしによって、侵食土砂量の増加をもたらしているとする事例（吉村ほか 2010）がみられる。

表土侵食防止のための土壤保全施設や植生保護柵の効果

皆伐に伴う表土侵食の発生は南あわじ調査地でみられ、細土および石礫移動レートにおける無処理区と皆伐された他の全ての処理区との間で有意差がみられた（表 7-1）。南あわじ調査地の皆伐された全ての処理区では、皆伐に伴い林床合計被覆率が無処理区に比べて大きく減少した（無処理区 100.8 %に対し、皆伐された処理区 77.0-26.6 %）（表 7-2）。調査結果から、これらの林床合計被覆率の減少は主にリター被覆率の減少によるものであった。皆伐された林分では、表土が直射日光にさらされることによって気温が上昇し、リターの分解が急速に進むようになる（河原 1985）。南あわじ調査地の皆伐された処理区では、皆伐によってリターの分解が進み、林床合計被覆率が減少することによって雨滴侵食が生じやすくなり、表土侵食量が無処理区に比べて大幅に増加したものと考えられる。一方で同じ皆伐された処理区でも、皆伐＋柵区では皆伐区に比べ細土の移動レートは有意に少なかった（表 7-1）。また、皆伐＋柵区では皆伐区や無処理区に比べて、林床植被率が著しく高かった（表 7-2）。こ

のことはシカの採食圧の影響がない場合は、皆伐後、林床植生の発達に伴い林床合計被覆率が高まることで表土侵食が抑制されることを示唆している。以上のことを考え合わせると、シカの生息密度の高い地域において皆伐された林地では、シカの採食圧の影響により林床植被率が高まらないまま、リターの分解によって林床合計被覆率が一方的に減少する結果、表土侵食が著しく増加するリスクがあるといえる。一方、植生保護柵の設置は林床植被率を高める効果があることから（例えば *Nomiya et al.* 2003）、土壌保全を図るうえで有効な取り組みであると考えられる。今回、南あわじ調査地の皆伐+丸太柵工区では皆伐区との間に移動レートに違いがみられず（表 7-1）、期待したような表土侵食防止効果は認められなかった。この理由としては、皆伐+丸太柵工区では、皆伐区と同様にシカの採食の影響で林床植生の発達が進まなかったことが考えられる。加えて、丸太柵と地表の間に隙間が空いた状態で施工されていたため、土砂が丸太柵工に捕捉されず、結果として十分な侵食防止効果が発揮されなかった可能性もある。シカの生息密度が高い地域の皆伐地における丸太柵工の表土侵食防止効果については、今後この施工上の問題を改善した上での再評価が必要である。

次に、間伐は皆伐と異なり、伐採時の地表攪乱が少なく、伐採後に表土が直射日光に晒されることが相対的に少ないためにリター分解が速くならないことから、リター被覆率の減少をほとんど生じさせない伐採手法といえる。一方で、間伐による光環境の改善に伴う林床植生の発達が期待できることから、林床合計被覆率を高めて表土侵食を抑制するうえで有効な施業手法であると考えられる。実際に急傾斜ヒノキ林での森林管理では、植生回復を促すことで林地の土壌保全が図られることが確認されている（中森ほか 2012）。さらに、兵庫県では、『災害に強い森づくり』の緊急防災林整備（兵庫県 2015）において、間伐実施時に間伐木を利用した筋工を実施することで（写真 7-1）、林床合計被覆率の向上と筋工による土砂移動防止効果の相乗効果によって、表面侵食防止効果がより高まることも確認されている。しかし、今回の調査結果において、シカの生息密度が高い宍粟調査地では、石礫の移動レートは間伐+筋工区よりも間伐+筋工+柵区の方が少ない傾向がみられた（表 7-1）。このことはシカの生息密度が高い地域では、間伐によって林内の光環境が好転してもシカの採食圧の影響により林床植生の増加が進まないため、筋工の効果がシカの影響がない地域と比較して十分に発揮されないことを示唆している。一方、同じく間伐木による筋工を実施した豊岡調査地の石礫移動レートは、間伐+柵区よりも間伐+筋工+柵区の方が少ない傾向がみられた（表 7-1）。豊岡調査地の間伐+筋工+柵区における年間物質移動量は $716.6 \text{ g} \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{year}^{-1}$ であった（図 7-1）。この値は、シカの影響がない地域での間伐+筋工区の年間物質移動量（ $403.2\text{-}5080.3 \text{ g} \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{year}^{-1}$ ）（山瀬ほか 2010）と同程度あるいはそれ以下である。以上の事実は、シカの生息密度が高い地域においても、柵を設置してシカを排除した場合は、シカの影響がない地域と同様に筋工が表土侵食防止に有効に作用することを示唆している。つまり、シカ生息密度の高い地域では、筋工や丸太柵工などの土壌保全施設あるいは植生保護柵のどちらか一方を設置するのではなく、両者を併用することによって十分な土壌保全効果が得られるといえよう。

謝辞

本調査を進めるにあたり、兵庫県立農林水産技術総合センター森林林業技術センターの中川勉氏、橋本忠義氏には、土砂回収とその処理で大変お世話になりました。ここに感謝するとともにお礼申し上げます。

引用文献

- 榎木勉・高橋一太（2016）ニホンジカの採食により下層植生が衰退した林地斜面における土壌の移動—九州大学宮崎演習林での事例—。九大演報 97: 1-6.
- 藤木大介・酒田真澄美・芝原淳・境米造・井上巖夫（2014）関西 4 府県を対象としたニホンジカの影響による落葉広葉樹林の衰退状況の推定。日緑工誌 39: 374-380.
- 藤木大介（2017a）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衰退度の変動と捕獲の効果（2010 年～2014 年）。「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Ⅱ」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ 9 号, pp.1-16. 兵庫県森林動物研究センター.
- 藤木大介（2017b）淡路島の広葉樹林におけるニホンジカによる植生の衰退について—2012 年と 2015 年の状況—.「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Ⅱ」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ 9 号, pp.17-28. 兵庫県森林動物研究センター.
- 初磊・石川芳治・白木克繁・若原妙子・内山佳美（2010）丹沢堂平地区のシカによる林床植生衰退地における林床合計被覆率と土壌侵食量との関係。日林誌 92: 261-268.
- 林一六（1977）埋土種子集団。沼田真編, 群落の遷移とその機構—植物生態学講座 4—, 朝倉書店, pp.193-203.
- 兵庫県（2015）緊急防災林整備、http://web.pref.hyogo.lg.jp/nk21/af15_000000009.html（2016 年 11 月 27 日参照）
- 兵庫県森林動物研究センター（2015）2014 年シカ生息状況。兵庫県野生動物管理データ集、http://www.wmi-hyogo.jp/ym/data/map/gc02/gc02_mitsudo_sika2014.png（2016 年 11 月 27 日参照）
- 石川芳治・白木克繁・戸田浩人・浅野敬尋・鈴木雅一・内山佳美（2007）V 堂平地区における緊急土壌侵食対策試験施工の土壌侵食軽減効果。丹沢大山総合調査学術報告書: 459-468.
- 岩川雄幸・石塚和裕・井上輝一郎（1984）ヒノキ林の地表侵食・枝下高の違いが地上侵食に及ぼす影響。昭和 58 年度林誌四国支年報: 22-23.
- 環境省（2016）特定鳥獣保護・管理計画作成のためのガイドライン（ニホンジカ編・平成 27 年度）。環境省自然環境局野生生物課鳥獣保護管理室, 84pp.
- 河原輝彦（1985）森林生態系における炭素の循環—リターフォール量とその分解速度を中心として—. 林試研報 334: 21-52.

- Miura, S, Hirai, K, Yamada, T (2002) Transport rates of surface materials on steep forested slopes induced by raindrop splash erosion. *Journal of Forest Research* 7: 201-211.
- 水垣滋 (2008) 人工林の土壌侵食に関する従来の研究. 「人工林荒廃と水・土砂流出の実態」, 恩田裕一編, pp.112-117. 岩波書店, 東京.
- 中森由美子・瀧井忠人・三浦覚 (2012) 急傾斜ヒノキ人工林における伐採方法の違いによる細土、土砂、リター移動量の変化. 日林誌 94: 120-126.
- Nomiya H, Suzuki W, Kanazashi T, Shibata M, Tanaka H, Nakashizuka T (2003) The response of forest floor vegetation and tree regeneration to deer exclusion and disturbance in a riparian deciduous forest, central Japan. *Plant Ecol* 164: 263-276.
- 佐藤重穂・酒井敦 (2003) 鳥類による種子散布が針葉樹人工林伐採跡地の植生回復に果たす役割. 森林応用研究 12: 23-28.
- 島田博匡 (2016) ニホンジカ高密度生息地域のヒノキ人工林における間伐後の表土移動に影響する要因. 日緑工誌 42: 204-207.
- 鈴木秀夫 (1962) 日本の気候区分. 地理学評論 35: 205-211.
- 塚越剛史・三好充和・鈴木祐紀・米道学・里見重成・阿達康眞・軽込勉・鈴木牧・山田利博 (2012) 伐採と防鹿柵の設置が広葉樹二次林のリター・土砂移動量に与える短期的影響. 演習林 (東大) 52: 307-317.
- 内田圭・藤木大介・岸本康誉 (2012) 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土壌侵食被害の現状. 「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」, 兵庫ワイルドモノグラフ 4号, pp.69-84. 兵庫県森林動物研究センター.
- 若原妙子・石川芳治・白木克繁・戸田浩人・宮貴大・片岡史子・鈴木雅一・内山佳美 (2008) ブナ林の林床植生衰退地におけるリター堆積量と土壌侵食量の季節変化—丹沢山地堂平地区のシカによる影響—. 日林誌 90: 378-385.
- 渡邊仁志・井川原弘一・茂木靖和・横井秀一・平井敬三 (2016) 植栽樹種の違いが同一斜面のヒノキ、スギ、アカマツ人工林の表土移動に及ぼす影響. 日林誌 98: 193-198.
- 山瀬敬太郎・田中義則 (2003) ヒノキ人工林における間伐木を利用した丸太筋工の効果. 森林立地 45: 89-92.
- 山瀬敬太郎・田中義則 (2007) アカマツ林・コナラ林における森林整備後の土砂移動量. 兵庫農技総研報 (森林林業編) 54: 14-18.
- 山瀬敬太郎・関岡裕明・栃本大介・藤堂千景 (2009) 森林の侵食土砂中に含まれる埋土種子量. 日緑工誌 35: 130-133.
- 山瀬敬太郎・栃本大介・関岡裕明・藤堂千景 (2010) 間伐木を利用した筋工による森林表土の流亡抑制. 日緑工誌 36: 9-14.
- 山瀬敬太郎・藤堂千景・柴原隆 (2014) ニホンジカ高密度生息域における森林伐採 10 年後の埋土種子相. 日緑工誌 40: 265-268.
- 吉村綾・小野裕・北原曜 (2010) 高山帯におけるシカの食害が土壌侵食に及ぼす影響. 日本森林学会大会発表データベース 121: 197.

第 8 章

落葉広葉樹林における適正な立木密度管理のための 土壌侵食リスク早見表

藤木大介¹

¹兵庫県森林動物研究センター

要 点

- ・シカの影響により下層植生が衰退し、立木密度が低くなった落葉広葉樹林では、土壌侵食被害が発生するケースが増加しており、森林のもつ公益的機能を維持するうえで問題となっている。
- ・そこで本章では、立木密度を基準とした土壌侵食の発生予測ができるモデルを構築し、林分の斜面傾斜角度別に立木密度に応じた土壌侵食リスクが簡易判定できる早見表を作成した。
- ・早見表を参照すれば、森林整備の対象となる林分の土壌侵食リスクと、土壌侵食防止のために誘導すべき立木密度の基準が、簡易判定できる。
- ・早見表は、土壌侵食防止を目的とした落葉広葉樹林の立木密度管理を実施していくうえでの簡便な手引きとなるだろう。

key words: 土壌侵食度、累積ロジットモデル、森林整備、ニホンジカ

8-1. はじめに

近年、兵庫県ではニホンジカ（以下、シカ）の影響による落葉広葉樹林の下層植生の衰退が広域スケールで進んでいる（藤木 2012b, 2017）。下層植生が衰退し、立木密度が低くなった林分では、土壌侵食被害が発生するケースが増加しており（内田ほか 2012）、森林のもつ公益的機能を維持するうえで問題となっている。土壌侵食が発生している林分では、シカの不嗜好性樹木を積極的に植栽するなどの方策を用いて土壌侵食の発生が抑止されるまで立木密度を高める必要がある。また、兵庫方式の里山林整備では、森林中下層の照葉樹の除伐等を実施することにより、植物多様性の高い林分へと誘導することを目的としているが（服部ほか 2010）、この際、過度の除伐等による立木密度の減少に留意する必要がある。

兵庫県では 2006 年以來、シカによる落葉広葉樹林の植生衰退を広域多地点でモニタリング調査しており、このモニタリング調査の中で様々な林分属性と土壌侵食に関するデータも収集している（藤木 2012a,b, 2017）。これらのデータを用いて内田（2012）は、落葉広葉樹林における土壌侵食の強度が下層植生衰退度（Shrub-layer decline rank; SDR）と斜面傾斜角度の 2 変数によって有効な精度で予測できることを示している。しかし、森林整備に際して施業管理の基準となるのは立木密度であることが一般的であること考えると、土壌侵食防止

を目的に森林整備を実施する場合は、SDRではなく立木密度を基準とした土壌侵食の発生予測ができるモデルを構築する方が望ましい。そこで本章では内田（2012）のモデルで説明変数として使われたSDRの代わりに立木密度を使用して土壌侵食の強度を説明する予測モデルを構築することで、林分の斜面傾斜角度別に立木密度に応じた土壌侵食リスクが簡易判定できる早見表を作成した。

8-2. 作成方法

データの収集

予測モデル作成の元となる野外調査データは、藤木（2017）が兵庫県本州部とその周辺部の落葉広葉樹林を対象に2014年に実施した簡易植生調査データ345地点のうち、林床におけるササの被度が25%未満の林分で、データ解析に必要なデータが収集されている265地点のデータを用いた。なお、データ解析に使用した調査項目の概要は以下のとおりである。

（1）立木密度

各調査林分において面積50m²における胸高（地上高130cm）以上の立木本数をカウントした。具体的には、まず20m四方の調査区を設定し、その中央部に10mのラインを巻尺で設定した。そのうえで、調査員は設定した10mラインの両端から左右直角方向に2m離れた地点（合計4地点）に立ち、それぞれの地点において長さ2mの赤白ポールを調査者が中心軸になる形で一回転させることで、半径2mの円を描き、ポールと接触した胸高以上の樹木の立木本数をカウントした（本モノグラフ第2章，図2-2参照，p20）。なお、立木とは地際で同一の根株をもつものを単位とした。また、ツル性木本植物はカウントに含めなかった。

（2）土壌侵食度

20m四方の調査区内を踏査し以下の基準において、土壌が侵食されている地表面積割合を目視にて4段階評価をした。

①10%以下，②10 - 25%，③ 25 - 50%，④50%以上

（3）立地環境

20m四方の調査区内における、平均斜面傾斜角度をクリノメーター（金属クリノメーター 松尾式，神山製作所）で測定した。

土壌侵食度の予測モデルの構築

応答変数として土壌侵食度を、説明変数として①立木密度と②斜面傾斜角度を用いたうえで、平行性を仮定しない累積ロジットモデルを構築した。以上の統計解析には、統計解析パッケージ R version 3.1.2 を用いた。

早見表の作成

構築した累積ロジットモデルの予測式に基づいて、立木密度が 0～12,000 本/ha までの範囲での土壤侵食度 (SE01 $\geq 10\%$; SE02 $\geq 25\%$; SE03 $\geq 50\%$) の発生確率を斜面傾斜角度別 (5～40° の範囲で 5° 刻み) に図化した (図 8-1～8-8)。また、作成した図に基づき ha 当たりの立木密度 500 本刻みでの斜面傾斜角度別の各土壤侵食度の発生確率(%)を早見表としてまとめた (表 8-1～8-8)。

8-3. 早見表の見方と活用方法

114～117 ページにおいて、斜面傾斜角度 5° ～40° までの範囲で 5° 刻みで、立木密度に応じた土壤侵食度の発生確率の変化を示した図 (図 8-1～8-8) と、ha 当たりの立木密度 500 本刻みでの斜面傾斜角度別の各土壤侵食度の発生確率の早見表 (表 8-1～8-8) を示した。

森林整備をするに当たって対象となる林分の土壤侵食リスクを判定する場合は、対象となる林分の斜面傾斜角度と最も近い図表を参照されたい。個々の早見表では、左端に 1ha 当たりの立木密度が、左から二列目以降に該当する立木密度における各土壤侵食度の発生確率 (%) が示されている。表に示した土壤侵食度は以下の 3 種類である。

SE $\geq 10\%$: 地表面の 10%以上の面積で土壤侵食が発生している林分

SE $\geq 25\%$: 地表面の 25%以上の面積で土壤侵食が発生している林分

SE $\geq 50\%$: 地表面の 50%以上の面積で土壤侵食が発生している林分

早見表には、参考までに立木密度を下層植生衰退度に換算した場合の大まかな目安も立木密度の項目内に示している。なお、ここでいう立木密度とは、根株が地表で別れている立木を単位としたものである。地上で幹が別れているものは同一立木として、地下部で根株が接合していても地表で幹が別れているものは異なる立木として扱っていることに注意されたい。

早見表では、SE $\geq 25\%$ の発生確率が 10%以上となる立木密度を薄い網掛けで、SE $\geq 50\%$ の発生確率が 10%以上となる立木密度を濃い網掛けで示している。

既存の研究によると健全な森林の場合、年間土砂流出量は $1\text{m}^3/\text{ha}$ 未満になることが示されているが (川口 1951; 兵庫県 2015)、SE $\geq 25\%$ の林分における年間土砂流出量は $1.2\text{m}^3/\text{ha}$ 以上になるものと試算され (藤木 未発表)、この基準を超えることとなる。したがって、仮に年間土砂流出量が $1\text{m}^3/\text{ha}$ 以上となる林分の発生確率を 10%未満に抑えることを立木密度管理上の目標と定めるならば、落葉広葉樹林における森林整備に際して除伐等の本数調整伐を実施する際は、薄い網掛けレベルの立木密度まで減少させないような管理計画にする必要がある。また、現状では既にシカの食害等により網掛けレベルの立木密度まで減少して、土壤侵食が発生している落葉広葉樹林が兵庫県内に数多く分布している (内田 2012)。このような落葉広葉樹林における土壤侵食防止を図っていくためには、植生保護柵を設置する、或いは不嗜好性樹木の植栽等を実施する等の措置をとることによって、網掛けが外れる立木密度レベルまで誘導する必要があるだろう。なお、SE $\geq 50\%$ の林分における年間土砂流出量は $9\text{m}^3/\text{ha}$ 以上になると試算されるが (藤木 未発表)、これは年間で厚さ 0.9mm 以上の表土が流出することを意味する。また、この値は耕地における土砂流出量に匹敵すると考えられる

(丸山 1970)。このような林分は森林のもつ土砂流出防止機能が著しく損なわれている状態といえ、上述したような立木密度管理による機能回復を特に優先的に実施していく必要がある。本早見表は、このような土壌侵食防止を目的とした落葉広葉樹林の立木密度管理を実施していくうえでの簡便な手引きとなるだろう。

引用文献

- 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 (2017) 兵庫県本州部の落葉広葉樹林におけるニホンジカの影響による下層植生衰退度の変動と捕獲の効果 (2010 年~2014 年). 「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Ⅱ」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ 9 号, pp.1-16. 兵庫県森林動物研究センター.
- 服部保・黒田有寿茂・南山典子 (2010) 里山放置林管理マニュアル. 兵庫県立人と自然の博物館, 三田.
- 兵庫県 (2015) 災害に強い森づくり事業検証報告書 2015. 兵庫県, 神戸.
- 川口武雄 (1951) 山地土壌侵食の研究 (第 1 報) 従来の資料による統計的研究. 林試集報 61: 1-37.
- 丸山岩三 (1970) 実践林業大学「森林水文」. 農林出版, 東京.
- 内田圭・岸本康誉・藤木大介 (2012) 兵庫県本州部におけるニホンジカによる落葉広葉樹林の土壌侵食被害の現状. 「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」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ 4 号, pp.69-90. 兵庫県森林動物研究センター.

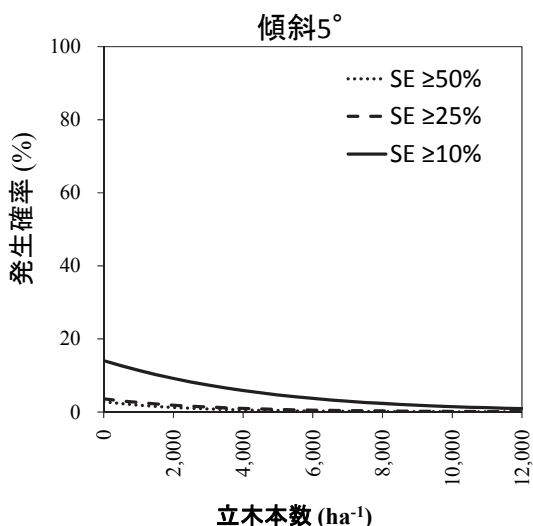


図 8-1 斜面傾斜角度 5° での
土壌侵食発生確率

表 8-1 斜面傾斜角度 5° での
立木密度別の土壌侵食発生確率

立木密度 (ha ⁻¹)	土壌侵食度別の発生確率(%)		
	SE ≥ 50%	SE ≥ 25%	SE ≥ 10%
0	2.8	3.5	14.1
500	2.3	3.0	12.7
1,000	1.9	2.6	11.4
1,500	1.5	2.2	10.2
2,000	1.2	1.8	9.2
2,500	1.0	1.6	8.2
3,000	0.8	1.3	7.3
3,500	0.7	1.1	6.6
4,000	0.5	1.0	5.9
4,500	0.4	0.8	5.2
5,000	0.3	0.7	4.7
5,500	0.3	0.6	4.2
6,000	0.2	0.5	3.7
6,500	0.2	0.4	3.3
7,000	0.2	0.4	2.9
7,500	0.1	0.3	2.6
8,000	0.1	0.3	2.3
8,500	0.1	0.2	2.1
9,000	0.1	0.2	1.8
9,500	0.1	0.2	1.6
10,000	0.0	0.1	1.4
10,500	0.0	0.1	1.3
11,000	0.0	0.1	1.1
11,500	0.0	0.1	1.0
12,000	0.0	0.1	0.9

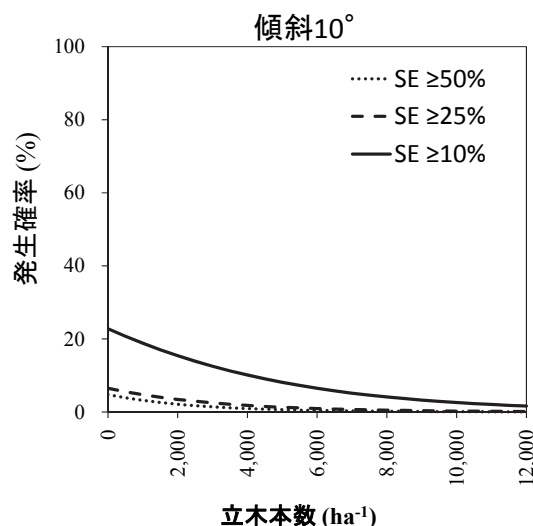


図 8-2 斜面傾斜角度 10° での
土壌侵食発生確率

表 8-2 斜面傾斜角度 10° での
立木密度別の土壌侵食発生確率

立木密度 (ha ⁻¹)	土壌侵食度別の発生確率(%)		
	SE ≥ 50%	SE ≥ 25%	SE ≥ 10%
0	4.7	6.5	22.8
500	3.9	5.5	20.7
1,000	3.2	4.7	18.8
1,500	2.6	4.0	17.0
2,000	2.1	3.4	15.4
2,500	1.7	2.9	13.9
3,000	1.4	2.5	12.5
3,500	1.1	2.1	11.2
4,000	0.9	1.8	10.1
4,500	0.7	1.5	9.0
5,000	0.6	1.3	8.1
5,500	0.5	1.1	7.2
6,000	0.4	0.9	6.5
6,500	0.3	0.8	5.8
7,000	0.3	0.7	5.2
7,500	0.2	0.6	4.6
8,000	0.2	0.5	4.1
8,500	0.1	0.4	3.6
9,000	0.1	0.3	3.2
9,500	0.1	0.3	2.9
10,000	0.1	0.2	2.6
10,500	0.1	0.2	2.3
11,000	0.0	0.2	2.0
11,500	0.0	0.1	1.8
12,000	0.0	0.1	1.6

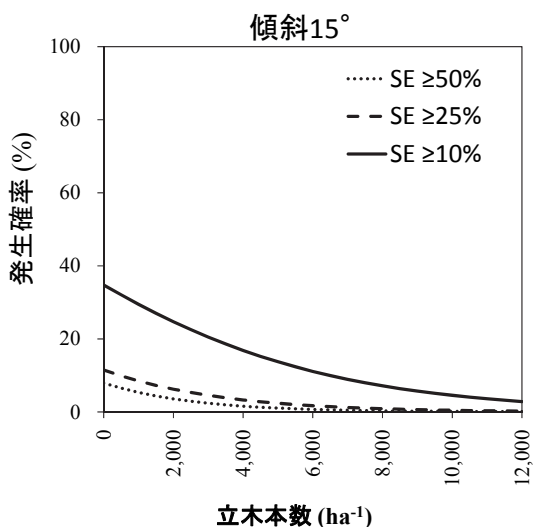


図 8-3 斜面傾斜角度 15° での
土壌侵食発生確率

表 8-3 斜面傾斜角度 15° での
立木密度別の土壌侵食発生確率

立木密度 (ha ⁻¹)	土壌侵食度別の発生確率(%)		
	SE ≥ 50%	SE ≥ 25%	SE ≥ 10%
0	7.9	11.5	34.7
500	6.5	9.9	32.0
1,000	5.3	8.5	29.5
1,500	4.4	7.3	27.0
2,000	3.6	6.2	24.7
2,500	2.9	5.3	22.5
3,000	2.4	4.5	20.5
3,500	1.9	3.9	18.6
4,000	1.6	3.3	16.8
4,500	1.3	2.8	15.2
5,000	1.0	2.4	13.7
5,500	0.8	2.0	12.4
6,000	0.7	1.7	11.1
6,500	0.6	1.5	10.0
7,000	0.4	1.2	8.9
7,500	0.4	1.0	8.0
8,000	0.3	0.9	7.2
8,500	0.2	0.7	6.4
9,000	0.2	0.6	5.7
9,500	0.2	0.5	5.1
10,000	0.1	0.5	4.5
10,500	0.1	0.4	4.0
11,000	0.1	0.3	3.6
11,500	0.1	0.3	3.2
12,000	0.1	0.2	2.8

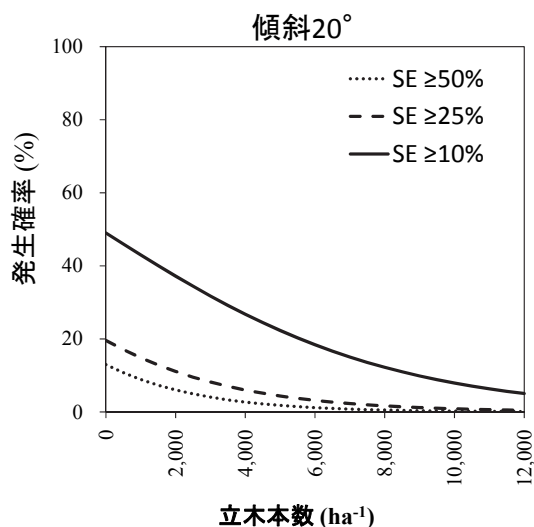


図 8-4 斜面傾斜角度 20° での
土壌侵食発生確率

表 8-4 斜面傾斜角度 20° での
立木密度別の土壌侵食発生確率

立木密度 (ha ⁻¹)	土壌侵食度別の発生確率(%)		
	SE ≥ 50%	SE ≥ 25%	SE ≥ 10%
0	12.9	19.6	49.0
500	10.7	17.1	46.0
1,000	8.9	14.8	43.0
1,500	7.3	12.8	40.1
2,000	6.0	11.1	37.2
2,500	4.9	9.5	34.4
3,000	4.0	8.2	31.7
3,500	3.3	7.0	29.2
4,000	2.7	6.0	26.8
4,500	2.2	5.1	24.5
5,000	1.8	4.4	22.3
5,500	1.4	3.7	20.3
6,000	1.2	3.2	18.4
6,500	1.0	2.7	16.6
7,000	0.8	2.3	15.0
7,500	0.6	1.9	13.6
8,000	0.5	1.6	12.2
8,500	0.4	1.4	11.0
9,000	0.3	1.2	9.8
9,500	0.3	1.0	8.8
10,000	0.2	0.8	7.9
10,500	0.2	0.7	7.1
11,000	0.1	0.6	6.3
11,500	0.1	0.5	5.6
12,000	0.1	0.4	5.0

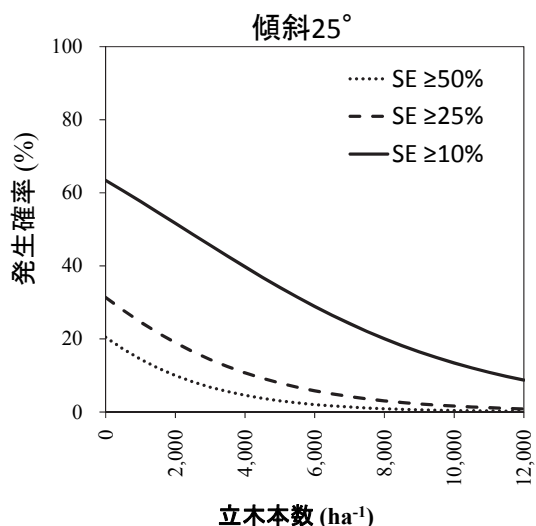


図 8-5 斜面傾斜角度 25° での
土壌侵食発生確率

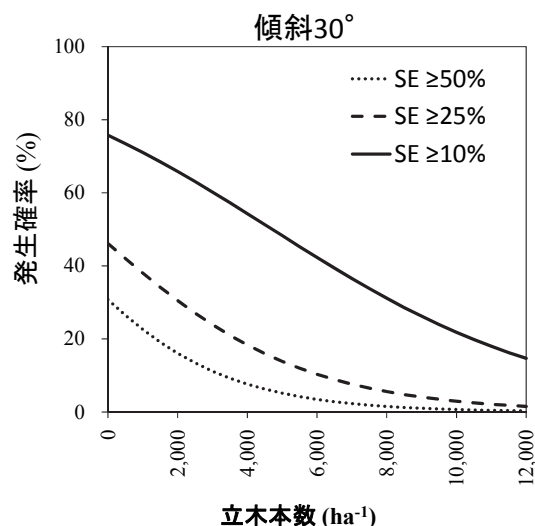


図 8-6 斜面傾斜角度 30° での
土壌侵食発生確率

表 8-5 斜面傾斜角度 25° での
立木密度別の土壌侵食発生確率

立木密度 (ha ⁻¹)	土壌侵食度別の発生確率(%)		
	SE ≥ 50%	SE ≥ 25%	SE ≥ 10%
0	20.4	31.3	63.4
500	17.2	27.8	60.5
1,000	14.4	24.6	57.6
1,500	12.0	21.6	54.7
2,000	10.0	18.9	51.6
2,500	8.2	16.5	48.6
3,000	6.8	14.3	45.6
3,500	5.6	12.4	42.6
4,000	4.6	10.7	39.7
4,500	3.7	9.2	36.9
5,000	3.0	7.9	34.1
5,500	2.5	6.8	31.4
6,000	2.0	5.8	28.9
6,500	1.6	4.9	26.5
7,000	1.3	4.2	24.2
7,500	1.1	3.6	22.0
8,000	0.9	3.0	20.0
8,500	0.7	2.6	18.2
9,000	0.6	2.2	16.4
9,500	0.5	1.9	14.9
10,000	0.4	1.6	13.4
10,500	0.3	1.3	12.0
11,000	0.3	1.1	10.8
11,500	0.2	1.0	9.7
12,000	0.2	0.8	8.7

表 8-6 斜面傾斜角度 30° での
立木密度別の土壌侵食発生確率

立木密度 (ha ⁻¹)	土壌侵食度別の発生確率(%)		
	SE ≥ 50%	SE ≥ 25%	SE ≥ 10%
0	30.7	46.1	75.7
500	26.4	42.0	73.5
1,000	22.6	38.0	71.0
1,500	19.1	34.1	68.5
2,000	16.1	30.5	65.8
2,500	13.4	27.1	63.1
3,000	11.2	23.9	60.2
3,500	9.2	21.0	57.3
4,000	7.6	18.3	54.3
4,500	6.3	16.0	51.3
5,000	5.1	13.9	48.3
5,500	4.2	12.0	45.3
6,000	3.4	10.3	42.3
6,500	2.8	8.9	39.4
7,000	2.3	7.6	36.5
7,500	1.9	6.5	33.8
8,000	1.5	5.6	31.1
8,500	1.2	4.7	28.6
9,000	1.0	4.0	26.2
9,500	0.8	3.4	23.9
10,000	0.7	2.9	21.8
10,500	0.5	2.5	19.8
11,000	0.4	2.1	18.0
11,500	0.4	1.8	16.3
12,000	0.3	1.5	14.7

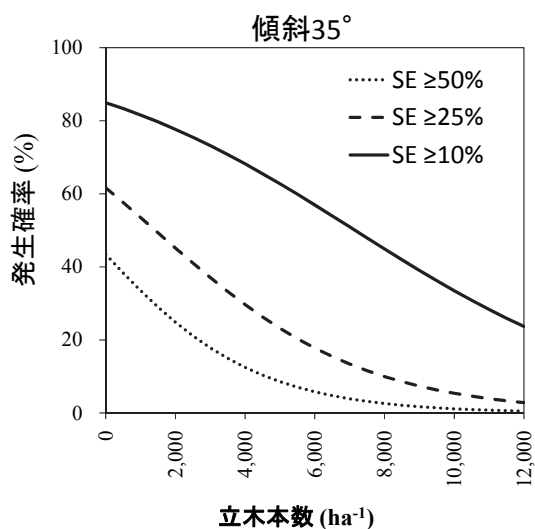


図 8-7 斜面傾斜角度 35° での
土壌侵食発生確率

表 8-7 斜面傾斜角度 35° での
立木密度別の土壌侵食発生確率

立木密度 (ha ⁻¹)	土壌侵食度別の発生確率(%)		
	SE ≥ 50%	SE ≥ 25%	SE ≥ 10%
0	43.4	61.6	84.9
500	38.3	57.6	83.3
1000	33.5	53.5	81.6
1500	29.0	49.3	79.7
2000	24.9	45.2	77.7
2500	21.1	41.1	75.5
3000	17.8	37.1	73.2
3500	15.0	33.3	70.7
4000	12.5	29.7	68.2
4500	10.4	26.3	65.5
5000	8.6	23.2	62.7
5500	7.0	20.3	59.9
6000	5.8	17.8	56.9
6500	4.7	15.4	53.9
7000	3.9	13.4	50.9
7500	3.2	11.6	47.9
8000	2.6	10.0	44.9
8500	2.1	8.6	41.9
9000	1.7	7.3	39.0
9500	1.4	6.3	36.2
10000	1.1	5.4	33.5
10500	0.9	4.6	30.8
11000	0.7	3.9	28.3
11500	0.6	3.3	25.9
12000	0.5	2.8	23.7

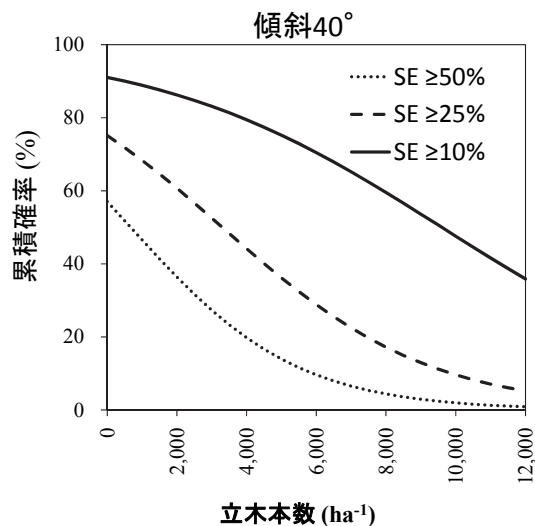


図 8-8 斜面傾斜角度 40° での
土壌侵食発生確率

表 8-8 斜面傾斜角度 40° での
立木密度別の土壌侵食発生確率

立木密度 (ha ⁻¹)	土壌侵食度別の発生確率(%)		
	SE ≥ 50%	SE ≥ 25%	SE ≥ 10%
0	57.0	75.1	91.0
500	51.8	71.8	90.0
1000	46.5	68.3	88.9
1500	41.4	64.6	87.6
2000	36.4	60.7	86.2
2500	31.7	56.7	84.7
3000	27.3	52.5	83.1
3500	23.3	48.3	81.4
4000	19.8	44.2	79.4
4500	16.6	40.1	77.4
5000	13.9	36.2	75.2
5500	11.6	32.4	72.9
6000	9.6	28.8	70.5
6500	7.9	25.5	67.9
7000	6.5	22.5	65.2
7500	5.3	19.7	62.4
8000	4.4	17.2	59.5
8500	3.6	14.9	56.6
9000	2.9	12.9	53.6
9500	2.4	11.2	50.6
10000	1.9	9.6	47.6
10500	1.6	8.3	44.6
11000	1.3	7.1	41.6
11500	1.0	6.0	38.7
12000	0.8	5.2	35.9

第 9 章

兵庫県におけるニホンジカの 嗜好性植物・不嗜好性植物リスト

藤木大介¹

¹兵庫県森林動物研究センター

要 点

- ・筆者のこれまでの野外調査の経験に基づき、兵庫県におけるニホンジカの嗜好性植物および不嗜好性植物に関するリストをリストした。
- ・今回、嗜好性植物に区分されたのは 8 科 11 種、不嗜好性植物に区分されたのは 64 科 118 種であった。
- ・シカの簡易な生息指標として活用しやすい嗜好性植物としては、イヌツゲ、アオキ、ナガバモミジイチゴ、リョウブ、イタドリの 5 種が考えられた。
- ・シカによる植生の改変度の強さの簡易な指標となる特定不嗜好性植物として、イワヒメワラビ、コバノイシカグマ、マツカゼソウ、ジャケツイバラ、ニワウルシ、レモンエゴマ、ハスノハカズラ、ナルトサワギクの 8 種が考えられた。
- ・章末に、特定不嗜好性植物 8 種の生態写真を参考資料として掲載した。

key words: 特定不嗜好性植物、植生改変、シカの生息指標、準不嗜好性植物、希少種

9-1. はじめに

近年、ニホンジカ（以下、シカ）の生息密度の増加に伴う植生の衰退が全国各地で発生している（湯本・松田 2006; 依光 2011; 前迫・高槻 2015）。植生の衰退は多くの場合、植被率や種密度の劇的な減少による植物群落の単純化という形で顕在化する（服部ほか 2010; 石田ほか 2010）。森林植生の場合、主にシカの採食可能エリアに存在する低木層や草本層が、シカの採食等によって減少または消失することで、森林下層植生の衰退が進むこととなる（藤木ほか 2006; Fujiki *et al.* 2010; 藤木ほか 2012）。

一方で、植物群集の中には、シカに嗜好されやすい種（嗜好性植物）から、ほとんど採食の対象にならない種（不嗜好性植物）までが混在しており（高槻, 1989; Takahashi and Kaji, 2001; Ando *et al.*, 2003; Tsujino and Yumoto, 2004; 辻野ほか, 2007）、全ての植物種が一律に減少していく訳ではない。多くの場合、シカの侵入の初期段階では、ごく一部の植物種を中心にシカの採食の影響が強く現れることとなる。また、シカの密度が増加し、植生の衰退が進むにつれ、多くの植物は植被率や出現率を減少させるが、一方で一部の植物種は逆に植被率や出現率を大幅に増加させることも多くの地域で認められている（二ノ宮・古林 2003; 前迫 2009; 阪口ほか 2012; 石田 2017）。一般に前者は嗜好性植物、後者は不嗜好性植物と呼ばれている。このような嗜好性植物と不嗜好性植物は、シカの侵入の

初期段階と植生の改変度の強さを簡便に判断する指標として活用できる可能性があることから、これまで様々な地域で植物種毎の嗜好性の相違に関する調査が実施されている（安樂 2012; 阪口ほか 2012）。一方で、これら植物種毎の嗜好性、不嗜好性を既存文献に基づき、全国規模で整理した報告に基づく、嗜好性植物や不嗜好性植物は地域性が存在し、同一種であっても地域によってシカの嗜好性が異なる場合も数多く存在することが明らかになっている（橋本・藤木 2014）。以上のことから、特定の地域において、嗜好性植物と不嗜好性植物を、シカの侵入の初期段階と植生の改変度の強さを簡便に判断する指標として活用する場合は、その地域に分布する植物種を対象に、地域の中で嗜好性に関する独自の調査を実施し、その地域内におけるシカの嗜好性植物および不嗜好性植物を特定する必要があるものと考えられる。

そこで本章では、兵庫県内において筆者の野外調査のこれまでの経験に基づいて、兵庫県におけるニホンジカの嗜好性植物および不嗜好性植物に関するリストを作成した。

9-2. 方法

兵庫県内に分布する維管束植物を、定量的なデータに基づいて嗜好性植物と不嗜好性植物に区分するだけの十分なデータの蓄積は現状では存在しない。そこで本報告では、兵庫県内で10年以上に渡って、シカの植生への影響を調査している筆者の経験に基づき、兵庫県内に分布する維管束植物を表 9-1 に示した定義で5つの嗜好性タイプに区分することとした。この際、区分の客観性を可能な限り担保するため、兵庫県内でシカの植生への影響を調査している4名の専門家（氏名等については謝辞に記載）に事前にリストを見て貰い、区分の妥当性についての意見を求め、リストに反映させた。なお、いずれの区分にも当てはまらない種（平均的な嗜好性の種）並びに情報不足で区分が判断できない種はリストから除外した。

一部の植物種は、兵庫県本州部と淡路島では嗜好性タイプが異なる場合があるように判断されたことから、そのような植物種に関しては、種名の後ろに括弧書きで該当する地域を提示した。また、分布が淡路島に限定される種、外来種、希少種、栽培種などに関しては分布特性の欄にその旨、注釈した。

表 9-1 本章におけるシカの嗜好性に基づいた維管束植物のタイプ区分

大区分	嗜好性タイプ	定義
嗜好性植物	嗜好性種	シカの生息密度が著しく低い段階から、他の種に先駆けて食べられる種 （シカの生息指標になりうる種）
不嗜好性植物	特定不嗜好性種	下記の不嗜好性種に該当する特性をもつ種のうち、シカの採食圧が低い地域ではほとんど見られない一方、採食圧の高い地域においては出現頻度が高く、かつ著しく繁茂する種 （シカの採食圧の強さの指標となる種）
	不嗜好性種	ほぼ全く採食されない種 或いは、成長阻害が生じるような採食が県内で確認されていない種
	準不嗜好性種	不嗜好性ではあるが、県内のシカ密度が高い地域や餌資源が乏しい地域では、成長が阻害されるレベルの食害を受けることもある種
	情報不足種	不嗜好性ではあるが、上記3タイプに区分するに十分な情報がない種

植物和名については文献によって異なる場合があったため、リストにおいては米倉・梶田(2003)が示す標準和名に統一した。また、リストにおける植物科名は新エングレー体系に従った。希少種に関しては、兵庫県版レッドリスト(兵庫県 2010)に選定されている種とし、そのランクをリストの分布特性の欄に括弧書きで記載した。リストに掲載した植物種は、生活型に応じて3タイプ(木本、草本、シダ植物)に区分し、生活型タイプ別に標準和名に従い五十音別で配列した。

9-3. 結果

作成された一覧表を表9-2~9-6に示す。今回、嗜好性植物或いは不嗜好性植物としてリストアップされた植物種は68科128種であった。内訳をみると、嗜好性植物に区分されたのが8科11種(表9-2)、不嗜好性植物に区分されたのが64科117種であった。不嗜好性植物のうち、特定不嗜好性種に区分されたのは7科8種(表9-3)、不嗜好性種に区分されたのが31科39種(表9-4)、準不嗜好性種に区分されたのが28科39種(表9-5)、情報不足種に区分されたのが、27科34種であった(表9-6)。

嗜好性植物において種数が多かった科の上位2科は、ミズキ科(3種)、キキョウ科(2種)であった。不嗜好性植物において種数が多かった科の上位5科は、キク科(13種)、シソ科(4種)、トウダイグサ科(4種)、イノモトソウ科(4種)、コバノイシカグマ科(4種)であった。

嗜好性植物において多かった生活型は、木本種(6種)、草本種(5種)の順であり、シダ植物は存在しなかった。不嗜好性植物において多かった生活型は、草本種(60種)、木本種(41種)、シダ植物(17種)の順であった。なお、嗜好性植物に希少種は存在しなかったが、不嗜好性植物には14種存在した。

表9-2 嗜好性種に区分された維管束植物種のリスト

種名	学名	科名	嗜好性タイプ	生活型	分布特性
イヌツゲ	<i>Ilex crenata</i> Thunb. var. <i>crenata</i>	モチノキ	嗜好性	木本	
アオキ	<i>Aucuba japonica</i> Thunb. var. <i>japonica</i>	ミズキ	嗜好性	木本	
ナガバモミジイチゴ	<i>Rubus palmatus</i> Thunb. var. <i>palmatus</i>	バラ	嗜好性	木本	
ハナイカダ	<i>Helwingia japonica</i> (Thunb.) F.Dietr.	ミズキ	嗜好性	木本	
ヒメアオキ	<i>Aucuba japonica</i> Thunb. var. <i>borealis</i> Miyabe et Kudo	ミズキ	嗜好性	木本	
リョウブ(樹皮)	<i>Clethra barbinervis</i> Siebold et Zucc.	リョウブ	嗜好性	木本	
イタドリ	<i>Fallopia japonica</i> (Houtt.) Ronse Decr. var. <i>japonica</i>	タデ	嗜好性	草本	
サンカヨウ	<i>Diphylleia grayi</i> F.Schmidt	メギ	嗜好性	草本	
モミジガサ	<i>Parasenecio delphinifolius</i> (Siebold et Zucc.) H.Koyama	キク	嗜好性	草本	
キキョウ	<i>Platycodon grandiflorus</i> (Jacq.) A.DC.	キキョウ	嗜好性	草本	
ツリガネニンジン	<i>Adenophora triphylla</i> (Thunb.) A.DC. var. <i>japonica</i> (Regel) H.Hara	キキョウ	嗜好性	草本	

表 9-3 特定不嗜好性種に区分された維管束植物種のリスト

種名	学名	科名	嗜好性タイプ	生活型	分布特性
ニワウルシ (シンジュ) (本州)	<i>Ailanthus altissima</i> (Mill.) Swingle	ニガキ	特定不嗜好性	木本	外来種
ジャケツイバラ	<i>Caesalpinia decapetala</i> (Roth) Alston var. <i>japonica</i> (Siebold et Zucc.) H. Ohashi	マメ	特定不嗜好性	木本	
ハスノハカズラ	<i>Stephania japonica</i> (Thunb.) Miers	ツツラフジ	特定不嗜好性	木本	淡路島
ナルトサワギク	<i>Senecio madagascariensis</i> Poir.	キク	特定不嗜好性	草本	淡路島、外来種
マツカゼソウ	<i>Boenninghausenia albiflora</i> (Hook.) Rehb. ex Meisn. var. <i>japonica</i> (Nakai ex Makino et Nemoto) Suzuki	ミカン	特定不嗜好性	草本	
レモンエゴマ	<i>Perilla citriodora</i> (Makino) Nakai	シソ	特定不嗜好性	草本	
イワヒメワラビ	<i>Hypolepis punctata</i> (Thunb.) Mett. ex Kuhn	コバノイシカグマ	特定不嗜好性	シダ	
コバノイシカグマ	<i>Dennstaedtia scabra</i> (Wall. ex Hook.) T. Moore	コバノイシカグマ	特定不嗜好性	シダ	

表 9-4 不嗜好性種に区分された維管束植物種のリスト

種名	学名	科名	嗜好性タイプ	生活型	分布特性
アセビ	<i>Pieris japonica</i> (Thunb.) D. Don ex G. Don subsp. <i>japonica</i>	ツツジ	不嗜好性	木本	
アブラギリ	<i>Vernicia cordata</i> (Thunb.) Aiy Shaw	トウダイグサ	不嗜好性	木本	
イケマ	<i>Cynanchum caudatum</i> (Miq.) Maxim.	ガガイモ	不嗜好性	木本	
イタチハギ	<i>Amorpha fruticosa</i> L.	マメ	不嗜好性	木本	
ウリハダカエデ (淡路島)	<i>Acer rufinerve</i> Siebold et Zucc.	カエデ	不嗜好性	木本	
オオバアサガラ	<i>Pterostyrax hispida</i> Siebold et Zucc.	エゴノキ	不嗜好性	木本	
カミヤツデ	<i>Tetrapanax papyrifera</i> (Hook.) K. Koch	ウコギ	不嗜好性	木本	栽培種
キンシバイ	<i>Hypericum patulum</i> Thunb.	オトギリソウ	不嗜好性	木本	栽培種
コガンビ	<i>Diplomorpha ganpi</i> (Siebold et Zucc.) Nakai	ジンチョウゲ	不嗜好性	木本	淡路島
ゴマキ	<i>Viburnum sieboldii</i> Miq.	スイカズラ	不嗜好性	木本	
シキミ	<i>Illicium anisatum</i> L.	シキミ	不嗜好性	木本	
ナンキンハゼ	<i>Triadica sebifera</i> (L.) Small	トウダイグサ	不嗜好性	木本	
ミツマタ	<i>Edgeworthia chrysantha</i> Lindl.	ジンチョウゲ	不嗜好性	木本	
リュウキュウマメガキ	<i>Diospyros japonica</i> Siebold et Zucc.	カキノキ	不嗜好性	木本	
アオジソ	<i>Perilla frutescens</i> (L.) Britton var. <i>crispata</i> (Benth.) W. Deane f. <i>viridis</i> (Makino) Makino	シソ	不嗜好性	草本	栽培種
イグサ	<i>Juncus decipiens</i> (Buchenau) Nakai	イグサ	不嗜好性	草本	
オモト	<i>Rohdea japonica</i> (Thunb.) Roth	ユリ	不嗜好性	草本	淡路島
クリソウ	<i>Primula japonica</i> A. Gray	サクラソウ	不嗜好性	草本	希少種(B)
サンヨウブシ	<i>Aconitum sanyoense</i> Nakai	キンボウゲ	不嗜好性	草本	希少種(B)
ジギタリス	<i>Digitalis purpurea</i> L.	ゴマノハグサ	不嗜好性	草本	園芸逸出
スイセン	<i>Narcissus tazetta</i> L.	ヒガンバナ	不嗜好性	草本	栽培種
タケニグサ	<i>Macleaya cordata</i> (Willd.) R. Br.	ケシ	不嗜好性	草本	
タンナトリカブト	<i>Aconitum japonicum</i> Thunb. subsp. <i>napiforme</i> (H. Lev. et Vaniot) Kadota	キンボウゲ	不嗜好性	草本	希少種(B)
チョウセンアサガオ	<i>Datura metel</i> L.	ナス	不嗜好性	草本	園芸逸出
ノチドメ	<i>Hydrocotyle maritima</i> Honda	セリ	不嗜好性	草本	
バイケイソウ	<i>Veratrum album</i> L. subsp. <i>oxysepalum</i> (Turcz.) Hulten	ユリ	不嗜好性	草本	希少種(B)
ハシリドコロ	<i>Scopolia japonica</i> Maxim.	ナス	不嗜好性	草本	
ハンカイソウ	<i>Ligularia japonica</i> DC.	キク	不嗜好性	草本	
ヒオウギ	<i>Iris domestica</i> (L.) Goldblatt et Mabb.	アヤメ	不嗜好性	草本	
フタリスズカ	<i>Chloranthus serratus</i> (Thunb.) Roem. et Schult.	センリョウ	不嗜好性	草本	
マムシグサ	<i>Arisaema japonicum</i> Blume	サトイモ	不嗜好性	草本	
ヤマアイ	<i>Mercurialis leiocarpa</i> Siebold et Zucc.	トウダイグサ	不嗜好性	草本	
ウラジロ	<i>Diplazium glaucum</i> (Houtt.) Nakai	ウラジロ	不嗜好性	シダ	
オオバノイノモトソウ	<i>Pteris cretica</i> L.	イノモトソウ	不嗜好性	シダ	
オニヒカゲワラビ	<i>Diplazium nipponicum</i> Tagawa	メシダ	不嗜好性	シダ	
クラマゴケ	<i>Selaginella remotifolia</i> Spring	イワヒバ	不嗜好性	シダ	
コシダ	<i>Dicranopteris linearis</i> (Burm. f.) Underw.	ウラジロ	不嗜好性	シダ	
ナチシダ	<i>Peris wallichiana</i> J. Agardh	イノモトソウ	不嗜好性	シダ	希少種(B)
ヒカゲノカズラ	<i>Lycopodium clavatum</i> L.	ヒカゲノカズラ	不嗜好性	シダ	

表 9-5 準不嗜好性種に区分された維管束植物種のリスト

種名	学名	科名	嗜好性タイプ	生活型	分布特性
アカマツ	<i>Pinus densiflora</i> Siebold et Zucc.	マツ	準不嗜好性	木本	
イズセンリョウ	<i>Maesa japonica</i> (Thunb.) Moritzi et Zoll.	ヤブコウジ	準不嗜好性	木本	淡路島
イヌガシ	<i>Neolitsea aciculata</i> (Blume) Koidz.	クスノキ	準不嗜好性	木本	淡路島
ウリハダカエデ(本州)	<i>Acer rufinerve</i> Siebold et Zucc.	カエデ	準不嗜好性	木本	
エゾユズリハ	<i>Daphniphyllum macropodium</i> Miq. subsp. <i>humile</i> (Maxim. ex Franch. et Sav.) Hurus.	ユズリハ	準不嗜好性	木本	
カマツカ	<i>Pourthiaea villosa</i> (Thunb.) Decne. var. <i>villosa</i>	バラ	準不嗜好性	木本	
クサギ	<i>Clerodendrum trichotomum</i> Thunb.	クマツヅラ	準不嗜好性	木本	
コガクウツギ	<i>Hydrangea luteovenosa</i> Koidz.	ユキノシタ	準不嗜好性	木本	
サンショウ	<i>Zanthoxylum piperitum</i> (L.) DC.	ミカン	準不嗜好性	木本	
シロダモ	<i>Neolitsea sericea</i> (Blume) Koidz.	クスノキ	準不嗜好性	木本	
シンジュ(ニワウルシ) (淡路島)	<i>Ailanthus altissima</i> (Mill.) Swingle	ニガキ	準不嗜好性	木本	外来種
スギ	<i>Cryptomeria japonica</i> (L.f.) D.Don	ヒノキ	準不嗜好性	木本	
ソヨゴ	<i>Ilex pedunculosa</i> Miq.	モチノキ	準不嗜好性	木本	
タンナサワフタギ	<i>Symplocos coreana</i> (H.Lev.) Ohwi	ハイノキ	準不嗜好性	木本	
チャノキ	<i>Camellia sinensis</i> (L.) Kuntze	ツバキ	準不嗜好性	木本	
ホンシャクナゲ	<i>Rhododendron japonheptamerum</i> Kitam. var. <i>hondoense</i> (Nakai) Kitam.	ツツジ	準不嗜好性	木本	
ナニワズ	<i>Daphne jezoensis</i> Maxim.	ジンチョウゲ	準不嗜好性	木本	
ナンテン	<i>Nandina domestica</i> Thunb.	メギ	準不嗜好性	木本	
イラクサ	<i>Urtica thunbergiana</i> Siebold et Zucc.	イラクサ	準不嗜好性	草本	
エビネ	<i>Calanthe discolor</i> Lindl.	ラン	準不嗜好性	草本	希少種(C)
オタカラコウ	<i>Ligularia fischeri</i> (Ledeb.) Turcz.	キク	準不嗜好性	草本	
オハラメアザミ	<i>Cirsium microspicatum</i> Nakai var. <i>kiotoense</i> Kitam.	キク	準不嗜好性	草本	
オニルリソウ	<i>Cynoglossum asperrimum</i> Nakai	ムラサキ	準不嗜好性	草本	
シロヨメナ	<i>Aster ageratoides</i> Turcz. var. <i>ageratoides</i>	キク	準不嗜好性	草本	
ススキ	<i>Miscanthus sinensis</i> Andersson	イネ	準不嗜好性	草本	
ダンドボロギク	<i>Erechtites hieracifolius</i> (L.) Raf. ex DC.	キク	準不嗜好性	草本	外来種
ナキリスゲ	<i>Carex lenta</i> D.Don var. <i>lenta</i>	カヤツリグサ	準不嗜好性	草本	
ナガバヤブマオ	<i>Boehmeria sieboldiana</i> Blume	イラクサ	準不嗜好性	草本	
ニシノホンモンジスゲ	<i>Carex stenostachys</i> Franch. et Sav. var. <i>stenostachys</i>	カヤツリグサ	準不嗜好性	草本	
ニシノヤマタイミンガサ	<i>Parasenecio yatabei</i> (Matsum. et Koidz.) H.Koyama var. <i>occidentalis</i> (F. Maek. ex Kitam.) H.Koyama	キク	準不嗜好性	草本	希少種(A)
ノコンギク	<i>Aster microcephalus</i> (Miq.) Franch. et Sav. var. <i>ovatus</i> (Franch. et Sav.) Soejima et Mot.Ito	キク	準不嗜好性	草本	
ベニバナボロギク	<i>Crassocephalum crepidioides</i> (Benth.) S.Moore	キク	準不嗜好性	草本	外来種
ヤマシャクヤク	<i>Paeonia japonica</i> (Makino) Miyabe et Takeda	ボタン	準不嗜好性	草本	
ヨウシュヤマゴボウ	<i>Phytolacca americana</i> L.	ヤマゴボウ	準不嗜好性	草本	外来種
オシダ	<i>Dryopteris crassirhizoma</i> Nakai	オシダ	準不嗜好性	シダ	
クサソテツ	<i>Matteuccia struthiopteris</i> (L.) Tod.	イワデンダ	準不嗜好性	シダ	
サカゲイノデ	<i>Polystichum retrosopaleaceum</i> (Kodama) Tagawa	オシダ	準不嗜好性	シダ	
ミヤマベニシダ	<i>Dryopteris monticola</i> (Makino) C.Chr.	オシダ	準不嗜好性	シダ	
ワラビ	<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn subsp. <i>japonicum</i> (Nakai) A. et D.Love	コバノイシカグマ	準不嗜好性	シダ	

表 9-6 情報不足種に区分された維管束植物種のリスト

種名	学名	科名	嗜好性タイプ	生活型	分布特性
イヌマキ	<i>Podocarpus macrophyllus</i> (Thunb.) Sweet f. <i>spontaneus</i> H.Ohba et S.Akiyama	マキ	情報不足	木本	淡路島
クロマツ	<i>Pinus thunbergii</i> Parl.	マツ	情報不足	木本	
サカキ	<i>Cleyera japonica</i> Thunb.	モッコク	情報不足	木本	
シナノガキ	<i>Diospyros japonica</i> Siebold et Zucc. f. <i>pseudolotus</i> Hatus.	カキノキ	情報不足	木本	
テツカエデ	<i>Acer nipponicum</i> H.Hara subsp. <i>nipponicum</i> var. <i>nipponicum</i>	ムクロジ	情報不足	木本	
ホウロクイチゴ	<i>Rubus sieboldii</i> Blume	バラ	情報不足	木本	
ヤブサンザシ	<i>Ribes fasciculatum</i> Siebold et Zucc.	ユキノシタ	情報不足	木本	
ヤマモモ	<i>Morella rubra</i> Lour.	ヤマモモ	情報不足	木本	
アケボノソウ	<i>Swertia bimaculata</i> (Siebold et Zucc.) Hook.f. et Thomson ex C.B.Clarke	リンドウ	情報不足	草本	
アンボソ	<i>Microstegium vimineum</i> (Trin.) A.Camus	イネ	情報不足	草本	
アメリカオニアザミ	<i>Cirsium vulgare</i> (Savi) Ten.	キク	情報不足	草本	
ウラシマソウ	<i>Arisaema thunbergii</i> Blume subsp. <i>urashima</i> (H.Hara) H.Obashi et J.Murata	サトイモ	情報不足	草本	
オオイワカガミ	<i>Schizocodon soldanelloides</i> Siebold et Zucc. var. <i>magnus</i> (Makino) H.Hara	イワウメ	情報不足	草本	
オカオグルマ	<i>Tephrosia integrifolia</i> (L.) Holub subsp. <i>kirilowii</i> (Turcz. ex DC.) B.Nord.	キク	情報不足	草本	

(次ページへ続く)

カリガネソウ	<i>Tripura divaricata</i> (Maxim.) P.D.Cantino	クマツヅラ	情報不足	草本	
カワミドリ	<i>Agastache rugosa</i> (Fisch. et C.A.Mey.) Kuntze	シソ	情報不足	草本	
キジョラン	<i>Marsdenia tomentosa</i> C.Morren et Decne.	ガガイモ	情報不足	草本	
キクガラクサ	<i>Ellisiophyllum pinnatum</i> (Wall.) Makino var. <i>reptans</i> (Maxim.) T.Yamaz.	ゴマノハグサ	情報不足	草本	希少種(B)
クマガイソウ	<i>Cypripedium japonicum</i> Thunb.	ラン	情報不足	草本	希少種(B)
クララ	<i>Sophora flavescens</i> Aiton	マメ	情報不足	草本	
サワギク	<i>Nemosencio nikoensis</i> (Miq.) B.Nord.	キク	情報不足	草本	
チカラシバ	<i>Pennisetum alopecuroides</i> (L.) Spreng.	イネ	情報不足	草本	
チョウジソウ	<i>Amsonia elliptica</i> (Thunb.) Roem. et Schult.	キョウチクトウ	情報不足	草本	希少種(A)
テンニンソウ	<i>Leucosceptrum japonicum</i> (Miq.) Kitam. et Murata	シソ	情報不足	草本	
ナツトウダイ	<i>Euphorbia sieboldiana</i> C.Morren et Decne.	トウダイグサ	情報不足	草本	
ヒトリシズカ	<i>Chloranthus quadrifolius</i> (A.Gray) H.Ohba et S.Akiyama	センリョウ	情報不足	草本	
フッキソウ	<i>Pachysandra terminalis</i> Siebold et Zucc.	ツゲ	情報不足	草本	希少種(B)
フランスギク	<i>Leucanthemum vulgare</i> Lam.	キク	情報不足	草本	園芸逸出
ベニバナヤマシャクヤク	<i>Paeonia obovata</i> Maxim.	ボタン	情報不足	草本	希少種(A)
マルミノヤマゴボウ	<i>Phytolacca japonica</i> Makino	ヤマゴボウ	情報不足	草本	
ムラサキセンブリ	<i>Swertia pseudochinensis</i> H.Hara	リンドウ	情報不足	草本	希少種(B)
オオバナハチジョウシダ	<i>Pteris terminalis</i> Wall. ex J.Agardh	イノモトソウ	情報不足	シダ	
タチシノブ	<i>Onychium japonicum</i> (Thunb.) Kunze	イノモトソウ	情報不足	シダ	
ヒメムカゴシダ	<i>Monachosorum arakii</i> Tagawa	コバノイシカグマ	情報不足	シダ	希少種(A)

9-4. 考察

シカの生息指標となる嗜好性種

シカの侵入の初期段階などでも食痕が高頻度で確認できる嗜好性種として 11 種がリストアップされたが(表 9-2)、このうち県内全域に分布し、山野でごく普通に見られる種としては、イヌツゲ、アオキ、ナガバモミジイチゴ、リョウブ、イタドリの 5 種が挙げられる。これら 5 種は、これまでシカの分布が確認されなかった地域でシカの侵入をいち早く確認するため指標として活用しやすい植物種といえる。これら 5 種のうち、イヌツゲ、リョウブは斜面中部から上部の比較的乾燥立地の森林内において、アオキは谷部などの比較的湿潤立地に成立している森林内などでよく出現することから、このような立地を調査する際の指標植物として利用しやすいものと考えられる。ナガバノモミジイチゴ、イタドリは、伐採跡地群落や林縁植生においてよく出現することから、このような環境を調査する際の指標植物として利用しやすいものと考えられる。これら 5 種のうち、シカの食痕は、リョウブのみが樹皮剥ぎ主体で、他は枝葉摂食痕が主体であった。これまでの観察から、枝葉摂食痕の場合は、ノウサギや昆虫の摂食痕との判別が困難な場合がある一方、リョウブの樹皮剥ぎについてはそのような誤同定の心配はほとんどないように思われる。リョウブは兵庫県内に広く分布する落葉広葉樹二次林内でもよく普通に見られる種であることも考え合わせると、シカの侵入をいち早く確認するため簡易指標として最も活用しやすい植物種であると考えられる。

不嗜好性から採食対象へ変化する植物

不嗜好性植物は一般にシカの採食の対象とならない植物を指すが、ある植物が不嗜好性植物であるかどうかは、地域や周辺の餌環境、シカの生息密度に依存して変化する場合があります。例えば、周辺にシカの採食の対象となる植物種がまだ豊富に存在している、或いはシカの生息密度が比較的低い段階において、不嗜好性植物と判断された植物種が、シカの生息密度の増加と周辺のシカの採食の対象となる植物種の消失に伴い、シカの採食を受け

るようになる事例が見受けられる（梶 1993; 前迫 2013）。本章では、このような植物種を準不嗜好性種という区分で取り扱った（表 9-5）。

準不嗜好性種の一つの典型的な例としては、ニシノヤマタイミンガサが挙げられる。ニシノヤマタイミンガサは兵庫県版レッドリストで A ランクに指定されている種であり、県内では丹波地域に自生地が一箇所のみ記録されている（兵庫県 2010）。しかし、2007 年に氷ノ山山系において、2010 年に但馬妙見山において、それぞれ数千～数万株に及ぶ大群落が発見された。発見時の自生地の状況は、シカの生息密度の急増によって下層植生がほぼ消失している段階であり、ニシノヤマタイミンガサのみがシカの採食を免れた結果、大群落へと成長したものと推測された。このように本来、希少種であるものが不嗜好性植物であるが故に、シカによる植生の退行に伴い、大群落を形成するに至った事例としては、県内ではクリンソウ、チョウジソウ、フッキソウなどが知られている。しかし、ニシノヤマタイミンガサの場合は、氷ノ山山系と但馬妙見山の自生地とも自生地発見の数年後から、群落が発見された後、シカの採食を激しく受けるようになり、現在では群落は著しく縮小してしまっている。

植生の改変度の強さの指標となる特定不嗜好性種

本章で特定不嗜好性種或いは不嗜好性種として区分された植物種（表 9-3、表 9-4）は、ほぼ全く採食されない種或いは、成長阻害が生じるような採食が県内で確認されていない種である。この中でも、特定不嗜好性植物に区分した 8 種は、シカが分布していない地域や生息密度が低い地域では野外で目にする機会が少ない一方、シカの生息密度が高い地域やシカによる植生の改変が進んでいる地域では、林縁や伐採地などで頻繁に大群落を形成している植物種である。このような植物種は、植生がシカの採食等の影響により強く改変されている指標植物として活用できるものと考えられる。

特定不嗜好性種が繁茂している状況とは、長期的なシカの採食の影響によって、本来の植物群落が発行し、特定不嗜好性種が優占する植物群落へと種構成が置き換わってしまった状況である。つまり、植物群落がシカの強い採食圧にさらされている状況証拠になりうる。また、兵庫県内で確認できる特定不嗜好性種の中には、谷部の湿潤地を除いて森林内で繁茂するような種がほぼ存在しない。したがって、林縁や伐採地において特定不嗜好性種が繁茂している地域では、森林内では下層植生が著しく衰退している状況になっている場合が多い。実際、兵庫県における最も代表的な特定不嗜好性種といえるイワヒメワラビに関して言えば、兵庫県本州部で落葉広葉樹林の下層植生が半減以上している地域において、群落の出現頻度が著しく高いことが確認されている（章末 Box 参照）。

特定不嗜好性種は林縁や伐採地のような開けた場所で繁茂していることから、道路上や遠方からでも視認が容易であり、そのような意味においても指標植物として利用しやすいといえる。一方で、指標としての利用にあたっては、特定不嗜好性種の繁茂が即ち、シカの生息密度の高さを反映している訳ではないことに注意する必要がある。なぜなら一度、特定不嗜好性種が繁茂してしまった場合、その後、シカ密度が減少しても、特定不嗜好性種が優占する植物群落への嗜好性植物の侵入はゆっくりとしか進まないように見受けられ

るからである。逆に、急激にシカ密度が増加しているような地域では、シカ密度が既に特定不嗜好性種が繁茂するレベルまで高まっているにも関わらず、嗜好性植物群落から特定不嗜好性種が優占する植物群落への変化が十分に進んでいない状況も見受けられる。つまり、特定不嗜好性種の繁茂は現在からある一定の過去の累積的なシカの採食圧の影響を反映している側面が強く、いま現在のシカの生息密度を必ずしも反映している訳ではないことに留意が必要である。

なお、特定不嗜好性種のうち、ハスノハカズラとナルトサワギクは県内では分布が淡路島にほぼ限定されている一方、他の 6 種については県内全域に広くみられるようである。

謝辞

リストの区分にあたっては、以下の 4 名の専門家にご意見を伺った。兵庫県立大学自然・環境科学研究所の石田弘明教授、兵庫県立人と自然の博物館の橋本佳延主任研究員、兵庫県農林水産技術総合センター森林・林業技術センターの山瀬敬太郎主席研究員、日本チョウ類保全協会の近藤伸一氏。ここにお礼申し上げます。

引用文献

- Ando M, Yokota HO, Shibata E (2003) Bark stripping preference of sika deer, *Cervus nippon*, in terms of bark chemical contents. *Forest Ecology and Management* 177: 323-331.
- 安樂行雄 (2012) シカの被害がわかる図鑑. (財) 日本森林林業振興会熊本支部, 161pp.
- 藤木大介 (2012) 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.
- Fujiki D, Kishimoto Y and Sakata H (2010) Assessing decline in physical structure of deciduous hardwood forest stands under sika deer grazing using shrub-layer vegetation cover. *Journal of Forest Research* 15: 140-144.
- 藤木大介・鈴木牧・後藤成子・横山真弓・坂田宏志 (2006) ニホンジカ (*Cervus nippon*) の採食下にある旧薪炭林の樹木群集の構造について. 保全生態学研究 11: 21-34.
- 橋本佳延・藤木大介 (2014) 日本におけるニホンジカの採食植物・不嗜好性植物リスト. 人と自然 25: 133-160.
- 服部保・栃本大介・南山典子・橋本佳延・藤木大介・石田弘明 (2010) 宮崎県東諸県郡綾町川中の照葉原生林におけるニホンジカの採食の影響. 植生学会誌 27: 35-42.
- 兵庫県 (2010) 兵庫県版レッドリスト 2010 (植物・植物群落). 兵庫県, 神戸.
- 石田弘明 (2017) シカによる外来木本群落の成立と分布拡大. 「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 II」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ 9 号,

- pp.29-44. 兵庫県森林動物研究センター.
- 石田弘明・黒田有寿茂・橋本佳延・澤田佳宏・江間薫・服部保 (2010) ニホンジカが暖温帯夏緑二次林の種多様性と種組成に与える影響. 保全生態学研究 15: 219-229.
- 岩槻邦男 (1999) 日本の野生植物—シダ. 平凡社, 東京.
- 蒲谷肇 (1988) 東京大学千葉演習林荒樫沢における常緑広葉樹林の下層植生の変化とニホンジカの食害による影響. 東大農学部演習林報告 78: 67-82.
- 梶光一 (1993) シカが植生をかえる. 洞爺湖中島の例. (東正剛・阿部永・辻井達一編) 生態学からみた北海道. 北海道大学図書刊行会, 札幌.
- 前迫ゆり (2009) 照葉樹林に拡大する外来樹木とシカの関係. 植生情報 13: 83-86.
- 前迫ゆり (2013) 世界遺産春日山原生林—照葉樹林とシカをめぐる生態と文化—. ナカニシヤ出版, 京都.
- 前迫ゆり・高槻成紀 (2015) シカの脅威と森の未来—シカ柵による植生保全の有効性と限界. 文一総合出版, 東京.
- 二ノ宮文絵・古林賢恒 (2003) ニホンジカの過採食下にある太平洋型ブナ林の空間的構造とオオバアサガラのギャップ更新. 野生生物保護 8: 63-77.
- 阪口翔太・藤木大介・井上みずき・山崎理正・福島慶太郎・高柳敦 (2012) 日本海側冷温帯性針広混交林におけるニホンジカの植物嗜好性. 森林研究 78: 71-80.
- Takahashi H, Kaji K (2001) Fallen leaves and unpalatable plants as alternative foods for sika deer under food limitation. *Ecological Research* 16: 257-262.
- 高槻成紀 (1989) 植物及び群落に及ぼすシカの影響. 日本生態学会誌 39: 67-80.
- 辻野 亮・松井 淳・丑丸敦史・瀬尾明弘・川瀬大樹・内橋尚妙・鈴木健司・高橋淳子・湯本貴和・竹門康弘 (2007) 深泥池湿原へのニホンジカの侵入と植生に対する採食圧. 保全生態学研究 12: 20-27.
- Tsujino R, Yumoto T (2004) Effects of sika deer on tree seedlings in a warm temperate forest on Yakushima Island, Japan. *Ecological Research* 19: 291-300.
- 米倉浩司・梶田忠 (2003-) 「BG Plants 和名—学名インデックス」(YList), <http://ylist.info> (2016年11月15日確認) .
- 依光良三 (2011) シカと日本の森林. 築地書店, 226pp.
- 湯本貴和・松田裕之 (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, 212pp.

参考資料—特定不嗜好性種 8 種の生態写真

イワヒメワラビ

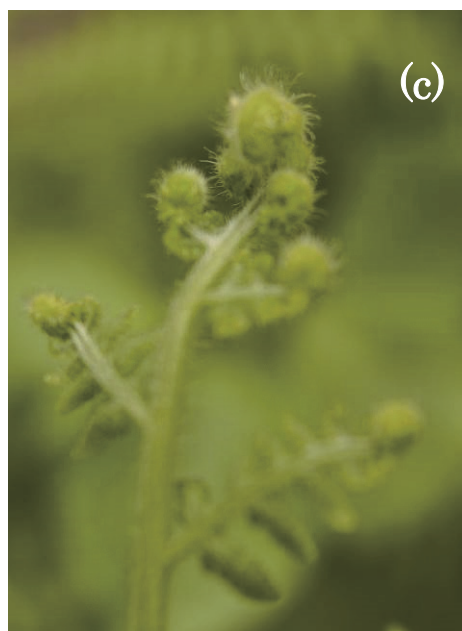


写真 9-1 (a) 群落全景。シカの採食圧が強い地域では、伐採跡地や林縁などの陽光地で群生地が頻繁に観察される。特定不嗜好性種の中でも最も広く繁茂するので指標性が高い種。
(b) 羽片の拡大。羽片や羽軸も含め全草に毛が密生しているのが特徴。間違いやすい種のワラビは無毛。(c) 羽片の先は、しばしば巻き上がり、猫の手に似た形態をとるのも特徴。

コバノイシカグマ



写真 9-2 (a) 群落全景。シカの採食圧の強い地域の伐採跡地や林縁などの半陽光地でよく群生している。イワヒメワラビとは、やや日当たりの悪い環境で生育することで棲み分けられているが、混生することも多い。(b) 羽片を光にかざすと、羽脈が白く抜けて浮き出るのが特徴。また羽片の先にコップ上のソーラスがつくのも特徴。

マツカゼソウ



写真 9-3

(a) 花が咲き始めた株全体の様子。谷筋の林道沿い、スギ林の林床などやや湿った半陰地で見られることが多い。葉を揉むと独特の香りがする。草丈は30～50cm ぐらい。花期は8～10月。

(b) 葉の拡大画像。葉は3回3出複葉で、小葉は楕円形。株全体の様子や葉の形態も含めて非常に特徴的なので、他種と間違えることはまずない。素人でも見分けることは容易。

ジャケツイバラ

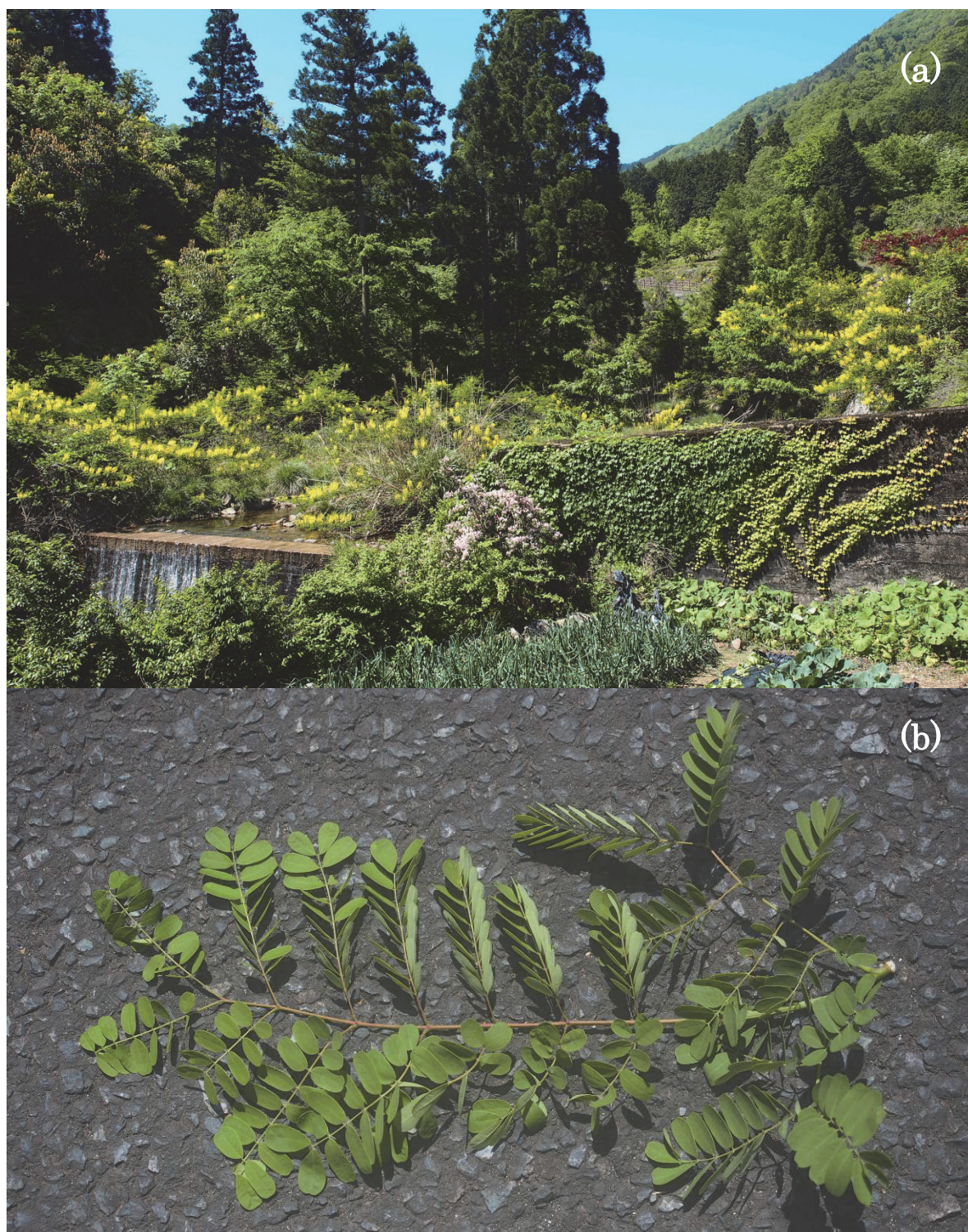


写真 9-4 (a) 砂防堰堤上部の河川敷で開花する群落の全景。マメ科のツル性木本で、伐採跡地などの陽光地で群生することが多いが、林縁などで小群生することもある。5月中旬頃、黄色の大きな花を多数咲かせる。開花時は遠目からも非常によく目立つ。葉や幹に鋭く大きなカギ状の棘が密生しているため、群落傍を通ると衣服などに引っかかって痛い思いをすることが多い。(b) 一枚の葉の様子。葉は二回羽状複葉で大きく、長さ50~100cmになる。

ニワウルシ (シンジュ)



写真 9-5 (a) 道路脇で生育する幼木。タラノキやアカメガシワなどの先駆性樹種が生える伐採跡地群落のうち他の樹種がシカの食害で消失してしまった場所で、本種の幼木だけが食べ残されて更新していることが多い(石田 2017)。成木は樹高 10~20m になる。但馬南部の風倒跡地では純林状に更新している場所もある。(b) 一枚の葉の様子。葉は奇数羽状複葉で大きく、長さ 40~100cm になる。小葉の基部にのみ突起状の鋸歯がある。カラスザンショウと間違えやすいが、カラスザンショウは葉軸、枝、幹に棘がある。ニワウルシに棘はない。

レモンエゴマ



写真 9-6 エゴマやシソによく似ているが、全草にレモンに似た芳香がする。草丈は 20~70cm ぐらい。茎に細毛が密に生えている。河原や山地の道端などのやや湿った半日陰地で見られることが多い。

ナルトサワギク



写真 9-7 淡路島の諭鶴羽山系内の伐採跡地や道路脇、林縁部などの陽光地でよく群生している。マダガスカル原産の帰化植物。国内では 1976 年に徳島県鳴門市で初めて確認されたので、この名が付いた。特定外来生物に指定されている。

ハスノハカズラ



写真 9-7 (a) 群落の全景。常緑のツル性木本植物であり、淡路島の諭鶴羽山系の伐採跡地や林縁部などの陽光地でよく群生している。県本州部では見かけることはない。(b) 葉の様子。“ハスノハ”の名の通り、葉は“蓮の葉”に似ている。特徴的な外見なので、他の植物と見間違えることはない。

Box

特定不嗜好性種イワヒメワラビ群落の分布について

イワヒメワラビ(写真 9-1)は、兵庫県内のシカによる植生への影響が大きい地域において、最もよく目につく不嗜好性植物である。伐採跡地や陽当たりのよい林縁部において大群落を形成することが多く、見渡す限り本種の純群落が形成されることも珍しくない。一方、県内でもシカがほとんど生息していない地域では、本種を見ることは稀であり、稀に見るがあっても小群落を見るだけである。

イワヒメワラビ群落の県内における分布特性を明らかにするため、2010 年に県本州部の 315 地点において、イワヒメワラビ群落の有無に関する調査を実施した。調査データを地理情報システム上で分析することにより、県内におけるイワヒメワラビ群落の分布確率を推定してみた(図 9-1)。

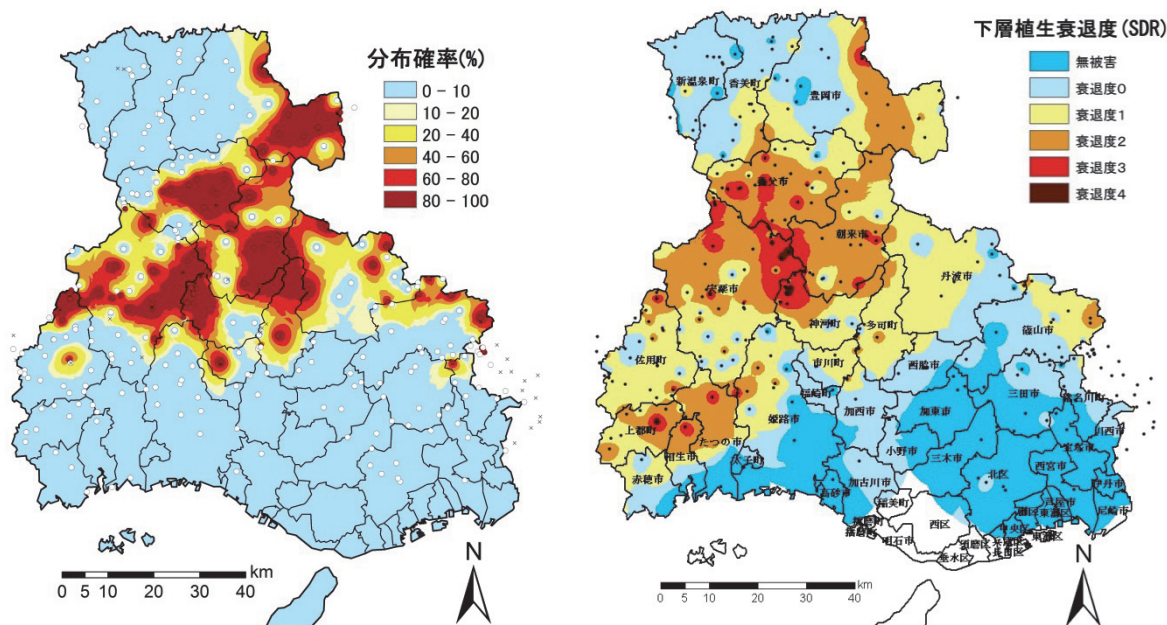


図 9-1 2010 年時点における兵庫県本州部におけるイワヒメワラビ群落の分布確率(左)と下層植生衰退度の空間分布(右)の推定結果

その結果、イワヒメワラビ群落は、下層植生衰退度で無被害や衰退度 0 の地域にはほとんど出現せず、衰退度 2 以上の地域に集中して分布していることが明らかとなった。このことは本種のような特定不嗜好性種の繁茂は、森林の下層植生の衰退と同様に、比較的長期に渡るシカの累積的な採食圧の影響による植生の改変の程度を表しているといえる。

イワヒメワラビの分布域は、西日本のみならず、中国南部から東南アジアまで及んでおり、旧世界の熱帯域に分布の中心域をもつシダ植物とされる(岩槻 1999)。そのような植物が、シカの影響とはいえ県内では本来の分布域から外れた冷温帯域のみならず、もはや亜寒帯に近い氷ノ山の山頂部まで進出している。この適応力の強さは、驚くべきことである。

おわりに

ニホンジカによる森林生態系被害は、2000年代になってその被害面積が急激に拡大したとともに、森林生態系の不可逆的変化が危惧されるほど、その被害の深刻化が増してきています。今や日本の森林管理上の最も大きな課題の一つといっても過言ではないと思われます。その一方で、被害の全体像の把握や被害対策の取り組みについては不十分な対応しかできていないのみならず、このような深刻な被害が発生していること自体が社会の中で未だ十分に認識されていない状況にあります。

このような状況の中、森林動物研究センターでは、被害の全体像の把握や被害対策について模索し、またこの問題が県民に広く周知されるよう努力してきました。今回のモノグラフは、2012年3月に発刊した兵庫ワイルドライフモノグラフ4号「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」の続編となります。前回のモノグラフの刊行後の新たな研究成果をできる限り盛り込むことで、この問題に対する当センターの現在の到達点を示すことを目的の一つとしました。

当研究センターは発足以来10年が経ちましたが、この期間、シカによる森林生態系被害のモニタリング手法を確立し、さらにはモニタリング体制を整備することができました。これによりシカの密度指標のモニタリング・データとの関係解析が可能となり、その結果、森林生態系保全を目的にシカの管理目標値を設定できるところまで保護管理の体制が進展しました。今後の大きな目標としましては、既に植生が衰退している地域を対象に、どのように植生の復元を図っていくか、その道筋をつけることが挙げられます。

最後になりましたが、本モノグラフが兵庫県の県民の皆様、行政関係の皆様、或いは他府県の皆様の何かのお役に立つことができることを、執筆者一同、希望しております。

責任編集者 藤木大介

兵庫県森林動物研究センター
兵庫県ワイルドライフモノグラフ 9号
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Ⅱ
2017年3月30日 印刷
2017年3月30日 発行
編集・発行 兵庫県森林動物研究センター
〒669-3842 兵庫県丹波市青垣町沢野 940
印刷 きくもとグラフィックス株式会社

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 II

兵庫県森林動物研究センター 兵庫ワイルドライフモノグラフ 9号



〒669-3842 丹波市青垣町沢野 940
TEL 0795-80-5500 FAX 0795-80-5506
940 Sawano, Aogaki, Tanba, Hyogo, Japan 669-3842

Wildlife Management Research Center, Hyogo
Wildlife Monograph of Hyogo, No.9

Assessments and technologies for conservation of forest ecosystem
under overabundance of sika deer in Hyogo Prefecture: part II

28 農 ① 1-008A4