

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)。

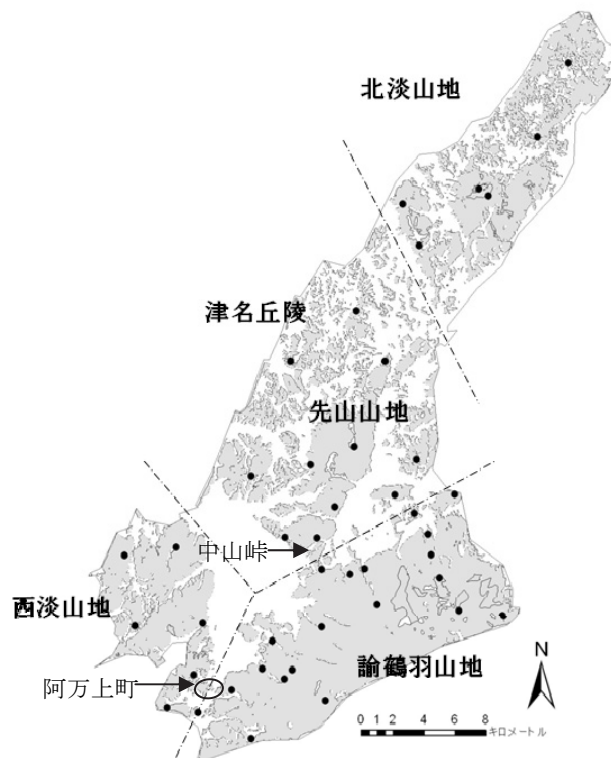


図 2-1 調査地点位置図

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)。

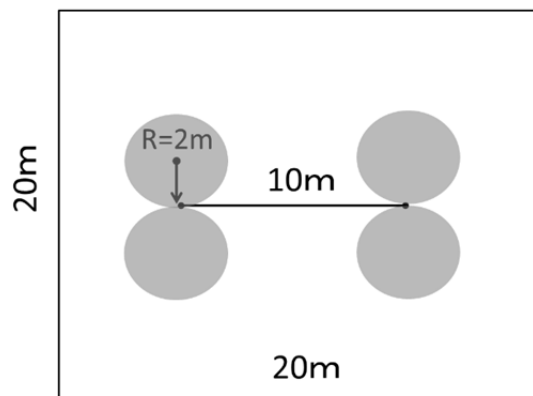


図 2-2 調査区におけるプロット設定の概要

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

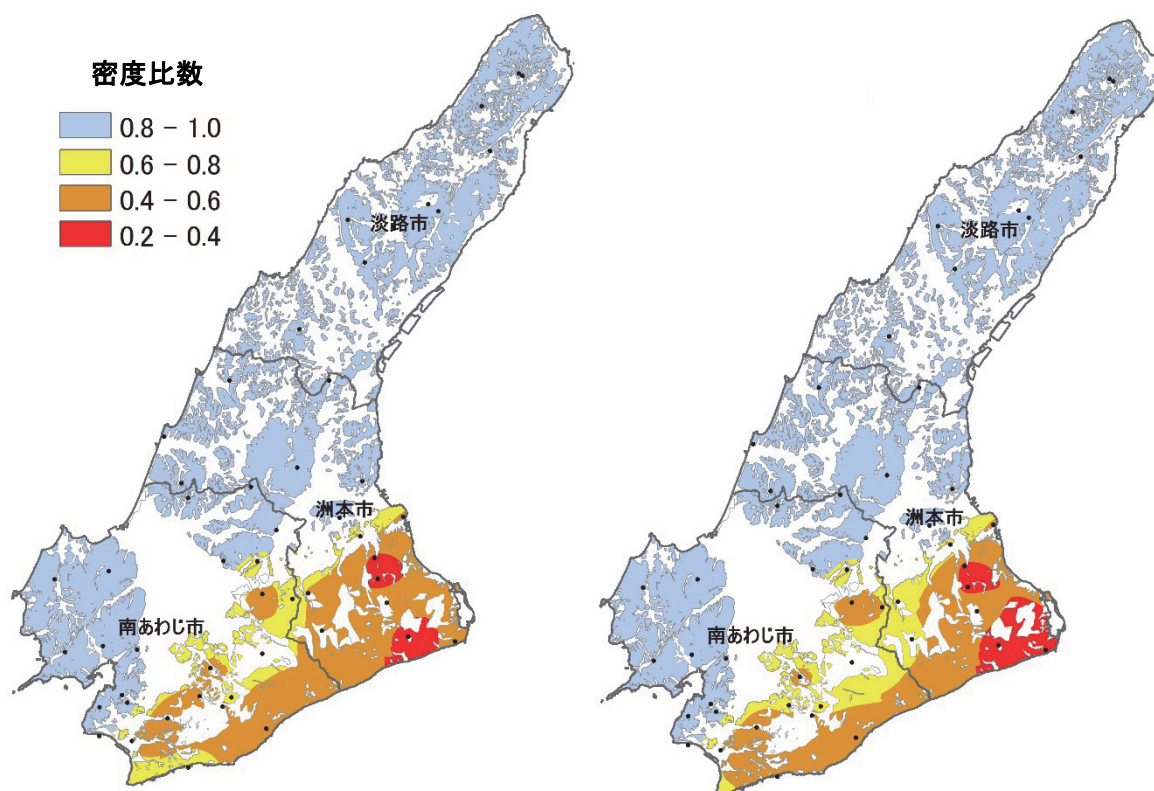


図 2-3 淡路島における密度比数別の広葉樹林の推定分布図
(左：2012 年度，右：2015 年度)

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

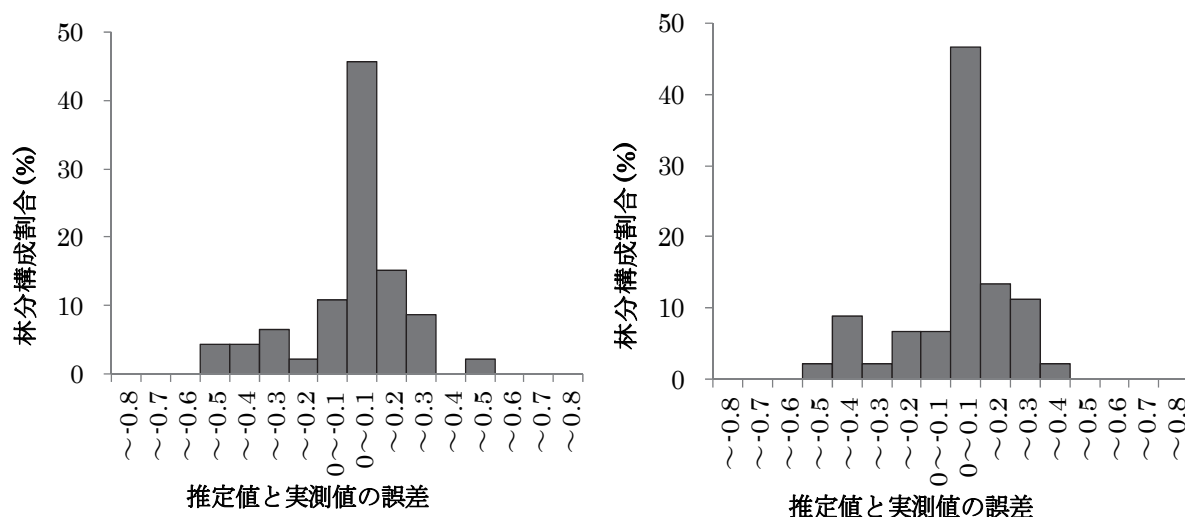


図 2-4 調査林分における密度比数の推定値と実測値の誤差の頻度分布
(左：2012 年の結果、右：2015 年の結果)

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