

第 3 章

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

石田弘明・服部保

要 点

- ・兵庫県南東部と大阪府北西部の暖温帯において、(1)シカの採食を全くあるいはほとんど受けていない夏緑二次林（以下、無被害林）と(2)シカの採食を強く受けている夏緑二次林（以下、被害林）の植生調査を行い、その結果を両者の間で比較した。
- ・第2低木層（高さ約2 m）と草本層の植被率はシカの過採食によって大きく低下することが明らかになった。
- ・シカの強い採食圧は落葉植物の種多様性に大きな負の影響を与えることがわかった。
- ・低木層と草本層の種組成は森林タイプ間で大きく異なっており、多くの種が無被害林の識別種として区分された。しかし、被害林の識別種は両階層ともにシキミだけであった。このことから、シカの過採食は暖温帯夏緑二次林の種組成を著しく単純化させると考えられた。

key words : 種組成 植被率 草本層 低木層 落葉植物

3-1. はじめに

ブナ科の夏緑広葉樹が優占する夏緑二次林は兵庫県の里山林を代表する森林タイプの一つであり、兵庫県では暖温帯を中心とする広い範囲に分布している。しかし、燃料革命以降、夏緑二次林の大半は放置状態に置かれており、薪炭林・農用林としての管理は行われていない。放置されている暖温帯の夏緑二次林では常緑植物の増加による種組成の変化や種多様性の低下といった問題が発生している（辻・星野 1992; 服部ほか 1995; Iida and Nakashizuka 1995; 山崎ほか 2000; 松村ほか 2007）。その上、近年ではニホンジカ *Cervus nippon* (以下、シカ) による食害も多くの地域で認められるようになってきた (Fujiki *et al.* 2010)。

シカが森林生態系に与える影響についてはこれまでに多くの研究が行われており、例えば、林分構造・個体群構造の変化（星野ほか 1987; Takatsuki & Gorai 1994; Yokoyama & Shibata 1998; Akashi & Nakashizuka 1999; Yokoyama *et al.* 2001; Nomiya *et al.* 2003; 前迫 2004; 藤木ほか 2006; 大橋ほか 2007; Fujiki *et al.* 2010; 服部ほか 2010b）、種組成・種多様性の変化（蒲谷 1988; Takatsuki 1980, 1982; 大橋ほか 2007; 田村 2007; Suzuki *et al.* 2008; 服部ほか 2010a）、希少種の減少（田村ほか 2005）、外来種の増加

(Maesako *et al.* 2007) などが報告されている。しかし、暖温帯夏緑二次林におけるシカ食害の実態を調査した例は階層構造の変化に注目した(Fujiki *et al.* 2010) 以外には全くみられない。このため、暖温帯夏緑二次林の種多様性に与えるシカの影響についてはよくわかっていない。シカの生息域に分布する暖温帯夏緑二次林を適切かつ効果的に保全するためにはこのような影響の把握が不可欠である。

筆者らは、暖温帯夏緑二次林の種多様性に対するシカの影響を明らかにするために、兵庫県南東部と大阪府北西部の暖温帯において、(1)シカの採食を全くあるいはほとんど受けていない夏緑二次林と(2)シカの採食を強く受けている夏緑二次林の植生調査を行った。本研究では、この調査結果をもとに、両森林タイプの階層構造、種多様性、種組成の相違を明らかにし、シカの過採食による種多様性の変化の特徴について検討することを主な目的とした。なお、本報告は既発表論文(石田ほか 2010) に新たな知見を盛り込む形で調査結果をとりまとめたものである。

3-2. 調査地域の概要

調査地は兵庫県と大阪府の県境部を流れる猪名川の上流域に位置している(図 3-1)。海拔の範囲は 140~440 m である。気象庁の気象観測データ(1979 年から 2000 年までの平均値、<http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/index.php>、2009 年 3 月 15 日確認)によると、調査地の最寄りの気象観測所である「能勢」(海拔 235 m) の年平均気温は 13.2 °C、最寒月の月平均気温は 2.2 °C、年降水量は 1408.0 mm である。調査地域は年間を通して降水量の少ない瀬戸内海式気候の影響下にあり、気候的には暖温帯に属している。主な地質は、泥質岩(頁岩、粘板岩、泥岩)、砂岩、チャートを主体とする超丹波帯である(兵庫県 1996)。気候的極相は照葉樹林であるが、現存する森林の大半はコナラ *Quercus serrata* やクヌギ *Quercus acutissima*、アベマキ *Quercus variabilis* の優占する夏緑二次林である。このような二次林の中には現在も薪炭林として利用されている林分がわずかに含まれているが(服部ほか 2005)、大部分の林分は服部(2005)のいう里山放置林であり、樹木の伐採や下刈り、落ち葉かきなどは行われていない。本地域は森林群落に対するシカの採食圧が非常に小さい地域であるとされている(藤木 2012)。しかし、兵庫県と大阪府の県境部には局所的にシカの生息密度(以下、シカ密度)が非常に高い場所があり、このような場所に分布する森林群落ではシカによる強度の食害が認められる。兵庫県では 1999 年にシカの糞塊密度調査が県内 119 メッシュ(メッシュ面積: 20 km²) で実施されている。これらのメッシュの一つが調査地域内で最もシカ密度が高いと考えられる場所を含んでいる。この調査結果(野生動物保護管理事務所 2000)をもとに当該メッシュにおけるシカ密度を計算したところ 11.4 頭/km² という値が得られた。この密度は、シカの適正密度と言われている 3~5 頭/km² (自然環境研究センター 2000) を大きく上回っている。

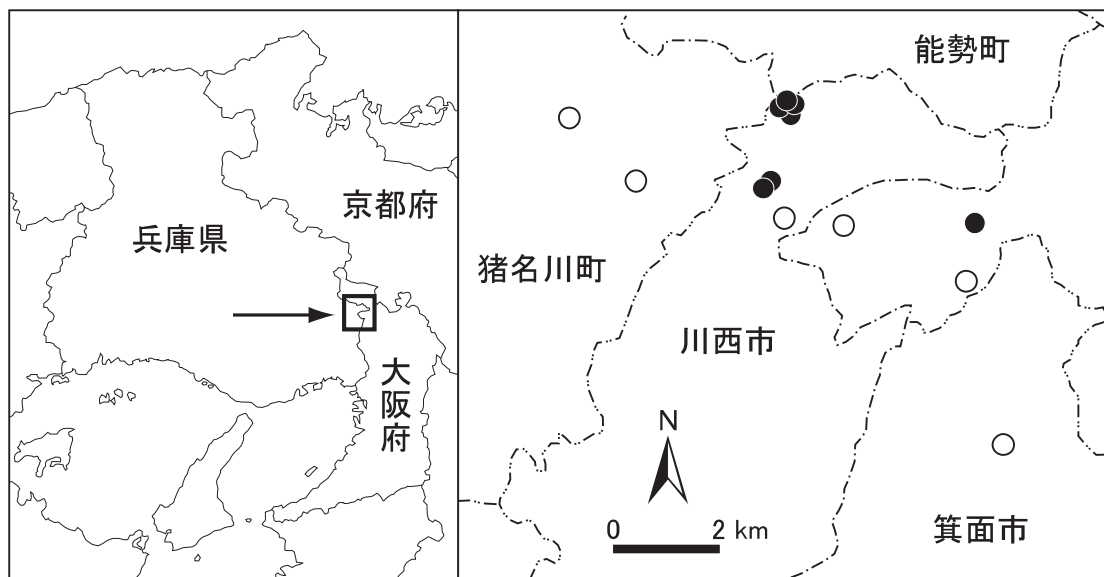


図 3-1 調査地の位置

○：無被害林、●：被害林。

3-3. 方法

植生調査

本研究では、(1)シカの採食を全くあるいはほとんど受けていない夏緑二次林（以下、無被害林）と(2)シカの採食を強く受けている夏緑二次林（以下、被害林）の両者を調査対象とし、次の二つの条件を備えている林分を被害林とした：(1)林内にシカの糞塊や通り道がみられること、(2)林床に生育する多くの植物の枝葉にシカの採食痕がみられること。ただし、尾根部や谷底部、崖地に分布する林分や、何らかの利用・管理（樹木の伐採、下刈り、落ち葉かきなど）が行われている林分、林冠層にギャップが存在する林分、および林縁部に位置する林分は調査対象から除外した。調査林分の優占種はコナラ、クヌギ、アベマキである。調査地の地質は超丹波帯で、海拔の平均値は無被害林が 261.1 m、被害林が 240.8 m、傾斜角度の平均値は無被害林が 29.9°、被害林が 34.4°である。これらの変数の森林タイプ間の差について検定を行ったところ、いずれについても有意性は認められなかった ($P > 0.05$; Mann-Whitney の U 検定)。

無被害林と被害林に 100 m² (10 m×10 m) の調査区を複数設置し、各調査区の植生調査を行った。調査実施年は無被害林が 1994～2004 年、被害林が 2006～2008 年で、調査区数は無被害林が 19 区、被害林が 31 区である。植生調査ではまず林分の階層を区分し、そのあとに各階層の高さと植被率(%)を記録した。階層の区分は目視によって行い、葉群の分布を区分の目安とした。階層は高木層（林冠層）、亜高木層、第 1 低木層、第 2 低木層、草本層の 5 層、または亜高木層を欠く 4 層とした。次に、階層ごとに全維管束植物の出現種のリストを作成し、各出現種の被度(%)を記録した。被度の最小値は 0.01%とした。

データ解析

階層構造、種多様性、種組成に対するシカの影響を明らかにするため、以下の方法で解析を行った。まず、各階層の高さと植被率を森林タイプ間で比較した。第 1 低木層以上の階層（以下、上層）に出現した常緑植物の積算被度（以下、常緑植物積算被度）と第 2 低木層以下の階層（以下、下層）に出現したササ類の積算被度（以下、ササ類積算被度）についても比較を行った。積算被度とは各階層の被度を合計した値である。着生植物は常緑植物積算被度の対象から除外した。各変数の森林タイプ間の差を検定するために Mann-Whitney の U 検定を行った。

種多様性（種の豊かさ species richness）を森林タイプ間で比較するために、全層、上層、下層、第 2 低木層、草本層のそれぞれについて各調査林分の出現種数を算出した。この際の対象は全種、落葉植物、常緑植物とした。第 2 低木層と草本層については生活形別の出現種数も算出した。生活形は宮脇ほか(1994)に基づいて次の 9 類型に区分した：落葉高木、落葉低木、落葉草本、落葉藤本、常緑高木、常緑低木、常緑草本、常緑藤本、常緑着生。出現種数の森林タイプ間の差を検定するために Mann-Whitney の U 検定を行った。

森林タイプ間の種組成の相違を明らかにするために、第 2 低木層と草本層のそれぞれについて、各出現種の出現頻度(%)と被度を森林タイプ間で比較し、1 つ以上の変数に有意な差が認められた種を各森林タイプの識別種として区分した。この解析では、全調査林分における出現頻度が 10%以上の種を対象とした。出現頻度の差については Fisher の正確確率検定を行い、被度の差については Mann-Whitney の U 検定を行った。なお、本研究では、出現頻度は有意に高いが被度は有意に低いという種や出現頻度は有意に低いが被度は有意に高いという種は全くみられなかった。

無被害林と被害林は地理的に近い場所にあり、また気候条件・立地条件の差も非常に小さいことから、本研究ではこれらの条件の影響に関する検討は行わなかった。

種の学名は、顕花植物については大井・北川(1992)に、シダ植物については岩槻(1992)に従った。また、統計解析には SPSS 13.0J（エス・ピー・エス・エス株式会社）を使用した。

3-4. 結果

階層構造

各階層の高さと植被率を森林タイプ間で比較したところ、第 2 低木層と草本層では、高さ、植被率ともに被害林の方が無被害林よりも有意に低かった（表 3-1）。無被害林の平均植被率に対する被害林の平均植被率の比率を算出したところ、第 2 低木層と草本層の比率はそれぞれ 22.2%、10.9%であった。しかし、その他の階層については有意な差は認められなかった。また、常緑植物積算被度とササ類積算被度についても有意な差は認められなかった。なお、被害林では上木（上層を構成する樹木）に対するシカの樹皮はぎも認められたが、いずれの個体も枯死するまでには至っていなかった。

表 3-1 階層構造の比較

数値は平均値±標準偏差。Pは有意確率（Mann-Whitney の U 検定）。a：亜高木層がみられた調査林分だけを対象とした。b：上層（第 1 低木層以上）における常緑植物の積算被度。c：下層（第 2 低木層以下）におけるササ類の積算被度。*： $P < 0.05$ 、**： $P < 0.01$ 、***： $P < 0.001$ 、N. S.： $P \geq 0.05$ 。

	無被害林 n=19	被害林 n=31	P
高さ (m)			
高木層	15.6±2.7	15.4±2.2	N. S.
亜高木層 ^a	9.8±1.9	10.4±1.1	N. S.
第1低木層	6.4±1.3	6.9±1.0	N. S.
第2低木層	2.2±0.4	2.0±0.0	***
草本層	0.5±0.1	0.3±0.1	***
植被率 (%)			
高木層	78.5±6.5	78.7±18.0	N. S.
亜高木層 ^a	18.4±10.0	31.6±21.5	N. S.
第1低木層	41.6±12.1	36.6±20.1	N. S.
第2低木層	35.6±17.6	7.9±5.6	***
草本層	14.7±10.0	1.6±2.1	***
常緑植物積算被度 (%) ^b	11.6±12.2	13.3±17.3	N. S.
ササ類積算被度 (%) ^c	1.6±3.5	0.1±0.3	N. S.

種多様性

各森林タイプの出現種数の平均値±標準偏差を表 3-2 に示す。全種と落葉植物の出現種数はいずれの階層についても被害林の方が無被害林よりも有意に少なかった。常緑植物の出現種数も同様の傾向を示したが、上層と第 2 低木層では有意な差は認められなかった。無被害林の平均出現種数に対する被害林の平均出現種数の比率（以下、種数比）を算出した結果、最も低い値は第 2 低木層の落葉植物種数(24.7%)であった。上層と下層の種数比を比較すると、いずれの分類群も下層の方が上層よりも低い値を示した。

生活形別の出現種数を森林タイプ間で比較した結果、落葉高木、落葉低木、落葉藤本、常緑低木の出現種数は第 2 低木層、草本層ともに被害林の方が無被害林よりも有意に少なかった（表 3-3）。また、これらの種数比は第 2 低木層の方が草本層よりも低かった。草本層における落葉草本と常緑草本の出現種数は被害林の方が無被害林よりも有意に少なく、その種数比は他の生活形よりも低かった。

表 3-2 階層別出現種数の比較

数値は平均値±標準偏差。Pは有意確率 (Mann-Whitney のU検定)。a : 第1低木層以上。b : 第2低木層以下。c : 無被害林の平均出現種数に対する被害林の平均出現種数の比率 (%)。*: $P < 0.05$ 、**: $P < 0.01$ 、***: $P < 0.001$ 、N. S. : $P \geq 0.05$ 。

	無被害林	被害林	P	種数比 ^c
全層				
全種	51.4±11.1	25.2±5.3	***	49.0
落葉植物	40.4±9.3	18.8±4.3	***	46.5
常緑植物	10.9±5.4	6.4±2.4	***	58.7
上層 ^a				
全種	12.5±2.8	9.8±2.9	**	78.4
落葉植物	10.8±2.5	8.1±2.3	***	75.0
常緑植物	1.6±1.3	1.8±1.4	N. S.	113.0
下層 ^b				
全種	47.4±10.9	20.4±5.4	***	43.0
落葉植物	36.6±9.3	14.4±4.2	***	39.3
常緑植物	10.7±5.2	6.0±2.4	***	56.1
第2低木層				
全種	17.9±6.1	5.8±2.0	***	32.4
落葉植物	14.6±4.5	3.6±2.0	***	24.7
常緑植物	3.4±2.3	2.3±1.3	N. S.	67.7
草本層				
全種	36.8±9.8	17.8±5.4	***	48.4
落葉植物	27.9±8.7	12.4±4.0	***	44.4
常緑植物	8.8±3.8	5.4±2.3	***	61.4

表 3-3 第 2 低木層と草本層における生活形別出現種数の比較

数値は平均値±標準偏差。Pは有意確率 (Mann-Whitney の U 検定)。a: 無被害林の平均出現種数に対する被害林の平均出現種数の比率 (%)。*: $P < 0.05$ 、**: $P < 0.01$ 、***: $P < 0.001$ 、N. S.: $P \geq 0.05$ 。

	無被害林	被害林	P	種数比 ^a
第2低木層				
落葉高木	4.4±2.3	0.6±0.7	***	13.6
落葉低木	7.7±2.4	2.7±1.6	***	35.1
落葉草本	0.2±0.5	0.0±0.0	*	—
落葉藤本	2.3±1.3	0.3±0.6	***	13.0
常緑高木	1.4±1.3	1.1±1.0	N. S.	78.6
常緑低木	1.9±1.1	1.1±0.7	**	57.9
常緑草本	0.0±0.0	0.0±0.0	N. S.	—
常緑藤本	0.0±0.0	0.0±0.0	N. S.	—
常緑着生	0.0±0.0	0.0±0.0	N. S.	—
草本層				
落葉高木	5.3±2.3	2.5±1.8	***	47.2
落葉低木	7.2±2.1	3.4±1.9	***	47.2
落葉草本	10.0±6.8	3.0±2.1	***	30.0
落葉藤本	5.5±2.0	3.5±1.1	***	63.6
常緑高木	1.1±0.8	1.6±1.0	N. S.	145.5
常緑低木	2.9±2.0	1.8±0.9	*	62.1
常緑草本	4.4±1.8	1.4±1.4	***	31.8
常緑藤本	0.2±0.4	0.3±0.5	N. S.	150.0
常緑着生	0.2±0.4	0.3±0.5	N. S.	150.0

種組成

無被害林と被害林の種組成を比較した結果、第 2 低木層では無被害林と被害林の識別種としてそれぞれ 25 種 (カキノキ *Diospyros kaki*、ヤマウルシ *Rhus trichocarpa*、ヤマハゼ *Rhus sylvestris*、ネジキ *Lyonia ovalifolia* var. *elliptica* など) と 1 種 (シキミ *Illicium religiosum*) が区分され (表 3-4)、草本層ではそれぞれ 37 種 (コナラ、カキノキ、エゴノキ *Styrax japonica*、ヤマウルシなど) と 1 種 (シキミ) が区分された (表 3-5)。無被害林の識別種のうち両階層に共通する種はカキノキ、ヤマウルシ、ウワミズザクラ *Prunus grayana* など 13 種であった。

表 3-4 第 2 低木層の種組成の比較

†は平均被度が 0.01%未満であることを示している。Pは有意確率（出現頻度：Fisher の正確確率検定、被度：Mann-Whitney の U 検定）。a：シカの不着好性植物と報告されている種。b：草木層における無被害林または被害林の識別種と共通する種。*： $P < 0.05$ 、**： $P < 0.01$ 、***： $P < 0.001$ 、N. S.： $P \geq 0.05$ 。

和名	学名	生活形	出現頻度 (%)		P	平均被度 (%)		P
			無被害林	被害林		無被害林	被害林	
無被害林の識別種								
カキノキ ^b	<i>Diospyros kaki</i>	落葉高木	52.6	6.5	***	0.55	0.06	***
ヤマウルシ ^{a・b}	<i>Rhus trichocarpa</i>	落葉高木	42.1	0.0	***	0.28	0.00	***
ヤマハゼ	<i>Rhus sylvestris</i>	落葉高木	36.8	3.2	**	0.23	+	**
ネジキ ^a	<i>Lyonia ovalifolia</i> var. <i>elliptica</i>	落葉高木	26.3	9.7	N. S.	0.53	0.04	*
リョウブ	<i>Clethra barbinervis</i>	落葉高木	26.3	6.5	N. S.	0.49	0.04	*
カスミザクラ	<i>Prunus verecunda</i>	落葉高木	31.6	3.2	**	0.28	0.03	**
マルバアオダモ	<i>Fraxinus sieboldiana</i>	落葉高木	31.6	3.2	**	0.19	0.03	**
ウワミズザクラ ^b	<i>Prunus grayana</i>	落葉高木	26.3	0.0	**	0.18	0.00	**
クリ	<i>Castanea crenata</i>	落葉高木	26.3	0.0	**	0.20	0.00	**
モチツツジ	<i>Rhododendron macrosepalum</i>	落葉低木	94.7	61.3	**	7.45	1.79	***
コバノガマズミ ^b	<i>Viburnum erosum</i>	落葉低木	89.5	35.5	***	4.58	0.25	***
カマツカ ^{a・b}	<i>Pourthiaea villosa</i> var. <i>laevis</i>	落葉低木	57.9	25.8	*	1.03	0.19	**
ヤマウグイスカグラ	<i>Lonicera gracilipes</i>	落葉低木	68.4	12.9	***	1.24	0.10	***
クロモジ ^b	<i>Lindera umbellata</i>	落葉低木	63.2	0.0	***	1.76	0.00	***
ヤマコウバシ ^b	<i>Lindera glauca</i>	落葉低木	42.1	9.7	*	1.43	0.07	**
ヤマツツジ ^b	<i>Rhododendron kaempferi</i>	落葉低木	57.9	0.0	***	1.97	0.00	***
スノキ	<i>Vaccinium smallii</i> var. <i>glabrum</i>	落葉低木	47.4	3.2	***	0.46	+	***
コマユミ ^b	<i>Euonymus alatus</i> f. <i>ciliato-dentatus</i>	落葉低木	36.8	3.2	**	0.44	0.03	**
ウツギ	<i>Deutzia crenata</i>	落葉低木	26.3	0.0	**	1.13	0.00	**
ミツバアケビ ^b	<i>Akebia trifoliata</i>	落葉藤本	57.9	9.7	**	0.31	0.02	***
フジ	<i>Wisteria floribunda</i>	落葉藤本	52.6	9.7	**	1.42	+	***
サルトリイバラ ^{a・b}	<i>Smilax china</i>	落葉藤本	36.8	3.2	**	0.23	+	**
アラカシ ^b	<i>Quercus glauca</i>	常緑高木	68.4	29.0	**	3.26	0.18	***
ヒサカキ ^a	<i>Eurya japonica</i>	常緑低木	78.9	45.2	*	2.96	1.26	**
イヌツゲ ^b	<i>Ilex crenata</i>	常緑低木	31.6	0.0	**	0.47	0.00	**
被害林の識別種								
シキミ ^{a・b}	<i>Illicium religiosum</i>	常緑高木	0.0	32.3	**	0.00	0.50	**
その他の種								
ダンコウバイ	<i>Lindera obtusiloba</i>	落葉高木	21.1	9.7	N. S.	0.32	0.07	N. S.
エゴノキ	<i>Styrax japonica</i>	落葉高木	15.8	6.5	N. S.	0.16	0.10	N. S.
ヤブムラサキ	<i>Callicarpa mollis</i>	落葉低木	31.6	54.8	N. S.	1.05	1.14	N. S.
ムラサキシキブ	<i>Callicarpa japonica</i>	落葉低木	31.6	19.4	N. S.	0.28	0.18	N. S.
ツクバネウツギ	<i>Abelia spathulata</i>	落葉低木	26.3	12.9	N. S.	1.11	0.13	N. S.
コバノミツバツツジ	<i>Rhododendron reticulatum</i>	落葉低木	0.0	19.4	N. S.	0.00	0.37	N. S.
ヒイラギ	<i>Osmanthus heterophyllus</i>	常緑高木	15.8	38.7	N. S.	0.06	0.17	N. S.
ナワシログミ	<i>Elaeagnus pungens</i>	常緑低木	36.8	38.7	N. S.	0.46	0.68	N. S.
アセビ ^a	<i>Pieris japonica</i>	常緑低木	5.3	16.1	N. S.	0.11	0.31	N. S.

(総出現回数が4回以下の種は省略した)

表 3-5 草本層の種組成の比較

+は平均被度が0.01%未満であることを示している。Pは有意確率（出現頻度：Fisherの正確確率検定、被度：Mann-WhitneyのU検定）。a：シカの嗜好性植物と報告されている種。b：第2低木層における無被害林または被害林の識別種と共通する種。*： $P < 0.05$ 、**： $P < 0.01$ 、***： $P < 0.001$ 、N.S.： $P \geq 0.05$

和名	学名	生活形	出現頻度 (%)			平均被度 (%)			
			無被害林	被害林	P	無被害林	被害林	P	
無被害林の識別種									
コナラ	<i>Quercus serrata</i>	落葉高木	68.4	58.1	N.S.	0.06	+	*	
カキノキ ^b	<i>Diospyros kaki</i>	落葉高木	52.6	16.1	*	0.04	+	**	
エゴノキ	<i>Styrax japonica</i>	落葉高木	47.4	12.9	*	0.06	+	**	
ヤマウルシ ^{a, b}	<i>Rhus trichocarpa</i>	落葉高木	52.6	6.5	***	0.05	+	***	
ウワミズザクラ ^b	<i>Prunus grayana</i>	落葉高木	36.8	0.0	***	+	0.00	**	
イロハモミジ	<i>Acer palmatum</i>	落葉高木	26.3	0.0	**	0.06	0.00	**	
コウヤボウキ	<i>Pertya scandens</i>	落葉低木	94.7	45.2	**	3.48	0.03	***	
コバノガマズミ ^b	<i>Viburnum erosum</i>	落葉低木	78.9	45.2	*	0.52	+	***	
ヤマコウバシ ^b	<i>Lindera glauca</i>	落葉低木	68.4	32.3	*	0.08	+	**	
クロモジ ^b	<i>Lindera umbellata</i>	落葉低木	57.9	22.6	*	0.21	+	**	
カマツカ ^{a, b}	<i>Pourthiaea villosa</i> var. <i>laevis</i>	落葉低木	47.4	16.1	*	0.06	+	**	
ヤマツツジ ^b	<i>Rhododendron kaempferi</i>	落葉低木	52.6	0.0	***	1.01	0.00	***	
コマユミ ^b	<i>Euonymus alatus</i> f. <i>ciliato-dentatus</i>	落葉低木	36.8	3.2	**	0.04	+	**	
クサイチゴ	<i>Rubus hirsutus</i>	落葉低木	26.3	0.0	**	0.01	0.00	**	
コチヂミザサ	<i>Oplismenus undulatifolius</i> var. <i>japonicus</i>	落葉草本	84.2	12.9	***	0.70	+	***	
ノガリヤス	<i>Calamagrostis arundinacea</i> var. <i>brachytricha</i>	落葉草本	89.5	9.7	***	0.26	+	***	
オニドコロ	<i>Dioscorea tokoro</i>	落葉草本	42.1	16.1	N.S.	0.03	+	*	
シハイスミレ	<i>Viola violacea</i>	落葉草本	42.1	9.7	*	0.02	+	**	
イタドリ	<i>Polygonum cuspidatum</i>	落葉草本	36.8	9.7	*	0.07	+	**	
イナカギク	<i>Aster ageratoides</i> var. <i>semiamplexicaulis</i>	落葉草本	31.6	3.2	**	0.02	+	**	
オオカモメヅル	<i>Tylophora aristolochioides</i>	落葉草本	31.6	0.0	**	0.01	0.00	**	
シラヤマギク	<i>Aster scaber</i>	落葉草本	31.6	0.0	**	0.03	0.00	**	
ヒカゲスゲ	<i>Carex floribunda</i>	落葉草本	31.6	0.0	**	0.04	0.00	**	
ゼンマイ	<i>Osmunda japonica</i>	落葉草本	26.3	0.0	**	0.19	0.00	**	
サルトリイバラ ^{a, b}	<i>Smilax china</i>	落葉藤本	89.5	83.9	N.S.	0.41	0.02	***	
ミツバアケビ ^b	<i>Akebia trifoliata</i>	落葉藤本	68.4	74.2	N.S.	0.08	0.01	*	
ヘクソカズラ	<i>Paederia scandens</i> var. <i>mairei</i>	落葉藤本	84.2	19.4	***	0.17	+	***	
ツタ	<i>Parthenocissus tricuspidata</i>	落葉藤本	36.8	9.7	*	0.05	+	*	
ミヤコイバラ	<i>Rosa paniculigera</i>	落葉藤本	31.6	0.0	**	0.04	0.00	**	
スイカズラ	<i>Lonicera japonica</i>	落葉藤本	26.3	0.0	**	0.02	0.00	**	
アラカシ ^b	<i>Quercus glauca</i>	常緑高木	63.2	41.9	N.S.	0.22	0.03	*	
イヌツゲ ^b	<i>Ilex crenata</i>	常緑低木	52.6	9.7	**	0.11	+	***	
ヤブコウジ	<i>Ardisia japonica</i>	常緑低木	47.4	3.2	***	0.21	+	***	
シシガシラ	<i>Blechnum niponicum</i>	常緑草本	84.2	19.4	***	1.11	+	***	
シュンラン	<i>Cymbidium goeringii</i>	常緑草本	68.4	12.9	***	0.09	+	***	
ナガバジャノヒゲ	<i>Ophiopogon obwii</i>	常緑草本	63.2	12.9	***	0.16	+	***	
クマワラビ	<i>Dryopteris lacera</i>	常緑草本	31.6	3.2	**	0.66	+	**	
被害林の識別種									
シキミ ^{a, b}	<i>Illicium religiosum</i>	常緑高木	0.0	51.6	***	0.00	0.11	***	
その他の種									
ダンコウバイ	<i>Lindera obtusiloba</i>	落葉高木	42.1	32.3	N.S.	0.15	+	N.S.	
マルバアオダモ	<i>Fraxinus sieboldiana</i>	落葉高木	26.3	16.1	N.S.	0.03	+	N.S.	
リョウブ	<i>Clethra barbinervis</i>	落葉高木	26.3	16.1	N.S.	0.05	+	N.S.	
ウリカエデ	<i>Acer crataegifolium</i>	落葉高木	21.1	16.1	N.S.	+	+	N.S.	
カスミザクラ	<i>Prunus verecunda</i>	落葉高木	21.1	12.9	N.S.	0.02	+	N.S.	
ヤマハゼ	<i>Rhus sylvestris</i>	落葉高木	21.1	6.5	N.S.	+	+	N.S.	
アベマキ	<i>Quercus variabilis</i>	落葉高木	0.0	16.1	N.S.	0.00	+	N.S.	
モチツツジ	<i>Rhododendron macrosepalum</i>	落葉低木	47.4	45.2	N.S.	0.13	+	N.S.	
ヤブムラサキ	<i>Callicarpa mollis</i>	落葉低木	26.3	38.7	N.S.	0.04	0.05	N.S.	
ツクバネウツギ	<i>Abelia spathulata</i>	落葉低木	5.3	29.0	N.S.	+	+	N.S.	

ムラサキシキブ	<i>Callicarpa japonica</i>	落葉低木	15.8	16.1	N.S.	0.016	+	N.S.
ヤマウグイスカグラ	<i>Lonicera gracilipes</i>	落葉低木	21.1	6.5	N.S.	0.07	+	N.S.
ニシノホンモンヅスゲ	<i>Carex stenostachys</i>	落葉草本	73.7	83.9	N.S.	1.88	1.10	N.S.
タチツボスミレ	<i>Viola grypoceras</i>	落葉草本	21.1	29.0	N.S.	+	+	N.S.
カニクサ ^a	<i>Lygodium japonicum</i>	落葉草本	26.3	19.4	N.S.	+	+	N.S.
センニンソウ	<i>Clematis terniflora</i>	落葉草本	10.5	12.9	N.S.	+	+	N.S.
ナガバタチツボスミレ	<i>Viola ovato-oblonga</i>	落葉草本	21.1	6.5	N.S.	+	+	N.S.
ナキリスゲ ^a	<i>Carex lenta</i>	落葉草本	10.5	12.9	N.S.	0.01	+	N.S.
ノササゲ	<i>Dumasia truncata</i>	落葉草本	10.5	12.9	N.S.	0.01	+	N.S.
ツユクサ	<i>Commelina communis</i>	落葉草本	10.5	12.9	N.S.	+	+	N.S.
ヒメヨツバムグラ	<i>Galium gracilens</i>	落葉草本	0.0	16.1	N.S.	0.00	+	N.S.
フジ	<i>Wisteria floribunda</i>	落葉藤本	63.2	67.7	N.S.	0.71	0.12	N.S.
アオツヅラフジ ^a	<i>Cocculus orbiculatus</i>	落葉藤本	31.6	51.6	N.S.	0.01	+	N.S.
アマヅル	<i>Vitis saccharifera</i>	落葉藤本	36.8	25.8	N.S.	0.01	+	N.S.
ノブドウ	<i>Ampelopsis brevipedunculata</i>	落葉藤本	26.3	6.5	N.S.	0.04	+	N.S.
ヒイラギ	<i>Osmanthus heterophyllus</i>	常緑高木	5.3	29.0	N.S.	+	0.01	N.S.
ヤブツバキ ^a	<i>Camellia japonica</i>	常緑高木	10.5	12.9	N.S.	+	0.01	N.S.
カヤ	<i>Torreya nucifera</i>	常緑高木	10.5	9.7	N.S.	+	+	N.S.
ナワシログミ	<i>Elaeagnus pungens</i>	常緑低木	47.4	58.1	N.S.	0.05	0.04	N.S.
ヒサカキ ^a	<i>Eurya japonica</i>	常緑低木	42.1	51.6	N.S.	0.16	0.02	N.S.
ネザサ	<i>Pleioblastus chino</i> var. <i>viridis</i>	常緑低木	21.1	29.0	N.S.	0.17	0.09	N.S.
ソヨゴ ^a	<i>Ilex pedunculosa</i>	常緑低木	10.5	25.8	N.S.	+	+	N.S.
ベニシダ ^a	<i>Dryopteris erythrosora</i>	常緑草本	52.6	41.9	N.S.	0.15	0.02	N.S.
トラノオシダ	<i>Asplenium incisum</i>	常緑草本	36.8	19.4	N.S.	0.02	+	N.S.
テイカカズラ	<i>Trachelospermum asiaticum</i> var. <i>intermedium</i>	常緑藤本	10.5	25.8	N.S.	0.05	+	N.S.
ノキシノブ	<i>Lepisorus thunbergianus</i>	常緑着生	21.1	25.8	N.S.	+	+	N.S.

(総出現回数が4回以下の種は省略した)

3-5. 考察

階層構造

階層構造を無被害林と被害林の間で比較した結果、伐採後の経過年数を指標する「高木層の高さ」や下層の光環境を指標する「上層の植被率・常緑植物積算被度」は森林タイプ間で有意に異なっていなかった(表 3-1)。また、前述したように調査地の気候条件・立地条件についても森林タイプ間の有意な差は認められなかった。しかし、第 2 低木層と草本層の植被率は被害林の方が無被害林よりも有意に低かった(表 3-1)。森林群落の下層の植被率はシカの強い採食圧によって大きく低下することがよく知られている(Yokoyama & Shibata 1998; 齊藤ほか 2005; 横田 2006; 大橋ほか 2007; Suzuki *et al.* 2008; Fujiki *et al.* 2010) ことから、このような植被率の差の主な原因はシカの過採食であると考えられる。

今回の調査ではシカの樹皮はぎによる上木の枯死は認められなかった。しかし、シカの高密度生息地域ではこのような被害の発生が報告されている(星野ほか 1987; Akashi & Nakashizuka 1999; 藤木ほか 2006; 梶 2006)。本調査地域においても、シカ密度がさらに増加すれば樹皮はぎに起因する上木の枯死率が高くなり、その結果として上層の植被率が低下する可能性がある。

種多様性

全層と下層の全出現種数は森林タイプ間で大きく異なっており、被害林の方が無被害林よりも有意に少なかった(表 3-2)。植被率の解析結果から、このような種多様性の相違は

シカの過採食に起因していると考えられる。また、下層の種数比は落葉植物、常緑植物ともに低く 56.1%以下であった（表 3-2）ことから、調査地域ではシカの強い採食圧は落葉植物と常緑植物のいずれの種多様性にも大きな負の影響を与えられられる。森林群落の種多様性がシカの強い採食圧によって低下することは Rooney & Waller (2003)や Suzuki *et al.* (2008)、服部ほか(2010a, 2010b)によっても報告されている。しかし、東京都奥多摩地域の冷温帯林と亜高山帯林を調査した大橋ほか(2007)によれば、ササ型林床を持たない森林群落の全層の全出現種数はシカの採食圧の増大に伴って減少したが、林床にスズタケ *Sasamorpha borealis* が優占する森林群落の全層の全出現種数はほとんど変化しなかったという。大橋ほか(2007)は後者の群落で出現種数に変化が認められなかった原因として次の 2 点を挙げている：(1)シカの採食によるスズタケの優占度の低下が新たな種の加入をもたらしたこと、(2)このような新規加入による種数の増加がシカの採食による種数の減少を打ち消してしまったこと。調査地域の無被害林のササ類積算被度は非常に低かった（表 3-1）ことから、今回の調査結果は大橋ほか(2007)の調査結果と整合していると考えられる。なお、ササ型林床を持つ暖温帯夏緑二次林ではシカの採食による種多様性の大きな変化は起こらないと考えられるが、この検証は今後の研究課題としたい。

第 2 低木層と草本層の生活形別出現種数をみると、低木種と草本種の種多様性は落葉植物、常緑植物ともにシカの強い採食圧によって低下する傾向にあることがわかる（表 3-3）。また、落葉植物の場合には他の生活形についても同様の傾向が認められる（表 3-3）。これらのことから、調査地域では落葉植物の種多様性は生活形の違いに関わらずシカの過採食による負の影響を受けると考えられる。

落葉植物の種数比は第 2 低木層の方が草本層よりも低かった（表 3-2）。また、落葉高木、落葉低木、落葉藤本の種数比もこれと同様の傾向を示した（表 3-3）。さらに、第 2 低木層では 22 種の落葉植物が無被害林の識別種として区分されたが（表 3-4）、草本層ではこのうちの 11 種(50.0%)しか無被害林の識別種として区分されなかった（表 3-5）。これらのことは、調査地域では第 2 低木層の落葉植物の種多様性は草本層のそれよりもシカの過採食による負の影響を受けやすいことを示している。被害林の草本層でみられた落葉高木・落葉低木の多くは実生であり、その高さは 10 cm 以下、被度は 0.01%以下であった（表 3-5）。また、被害林の草本層でみられた落葉藤本も大半は実生やシュートが地面を這っている個体であった。実生や地這性藤本は樹高・草丈が低いためにシカの採食を免れやすいと考えられるが、第 2 低木層を構成する植物はシカの採食から物理的に逃れることがほとんどできないため、シカの採食に起因する枯死や樹高・草丈の低下によって第 2 低木層から消失しやすいと考えられる。階層間の種数比の差はこのような状況を大きく反映しているといえよう。

上層の落葉植物種数は被害林の方が無被害林よりも有意に少なかった（表 3-2）。種数比は比較的高いが、このような出現種数の相違もシカの強い採食圧によってもたらされた可能性がある。つまり、下層は上層に対する種の供給源とみなすことができるので、上層の

落葉植物種数の減少はシカの採食による下層の落葉植物種数の減少を反映した結果であると考えられる。被害林の第 2 低木層における平均落葉高木種数と平均落葉藤本種数はそれぞれ 0.6 種と 0.3 種である（表 3-3）ことから、下層に対するシカの採食圧が低下しない場合、被害林の上層の種多様性は今後さらに低下すると推察される。

種組成

森林群落の種組成はシカの採食によって大きく変化することが蒲谷（1988）、Takatsuki（1980, 1982）、大橋ほか(2007)、田村(2007)、服部ほか(2010a, 2010b)などによって報告されている。本研究の結果をみると、第 2 低木層と草本層の種組成は森林タイプ間で大きく異なっており、多くの種が無被害林の識別種として区分された（表 3-4、表 3-5）。しかし、被害林の識別種は両階層ともにシキミだけであった（表 3-4、表 3-5）。これらのことから、調査地域ではシカの過採食は暖温帯夏緑二次林の下層の種組成を著しく単純化させると考えられる。

被害林の識別種であるシキミはシカの不嗜好性植物とされている（蒲谷 1988; 高槻 1989）。シカの不嗜好性植物はシカの採食圧の増大に伴って増加すると報告されているが（Takatsuki 1980, 1982; 高槻 1989; Suzuki *et al.* 2008）、このことは本調査地域にも当てはまると考えられる。シキミが被害林で増加したのは、シカの強い採食圧によって下層の植被率が低下し林床の光条件が好転したからであろう。

既往研究ではシキミ以外にも様々な種がシカの不嗜好性植物とされている（蒲谷 1988; 高槻 1989; 前迫 2002）。これらの情報に基づいて出現種が不嗜好性植物であるか否かを調べたところ、無被害林の識別種の中には 5 種の不嗜好性植物（ヤマウルシ、ネジキ、カマツカ *Pourthiaea villosa* var. *laevis*）、サルトリイバラ *Smilax china*、ヒサカキ *Eurya japonica*）が含まれていた（表 3-4、表 3-5）。これらの種は被害林ではシカの強い採食を受けている可能性がある。植物に対するシカの嗜好性は生息場所における餌資源の質と量によって変化し、嗜好性植物の量が非常に少ない場合には、不嗜好性植物であってもシカの食害を被ることがあるという（Takahashi & Kaji 2001; 前迫 2002）。被害林の下層の植被率は非常に低いことから、被害林もこのような状況にあるのかもしれない。シカの高密度生息地域ではシキミがシカの食害を被っていると報告されている（前迫 2002; 齊藤ほか 2005）。シキミは本調査地域ではシカの採食を最も受けにくい種の一つであると考えられるが、シカの採食圧が今後さらに増大した場合にはシキミであってもシカの食害を被る可能性がある。

暖温帯夏緑二次林の保全

本研究の結果、調査地域では暖温帯夏緑二次林の下層の落葉植物種数がシカの過採食によって 60%以上減少することが示唆された（表 3-2）。被害林の草本層に生育する落葉高木・落葉低木の多くは実生であったが、これらの実生がシカの採食下で成長し定着することは

ほとんど不可能であると考えられる。実生の母樹が被害林の内部または周辺部に数多く生育していれば母樹からの種子供給によって下層に生育する実生の種多様性はほぼ一定に保たれる可能性があるが、低木種については母樹もシカの食害を被っている、あるいは今後それを被る可能性が高いので、被害林へ供給される低木種の種子量は年々少なくなり、また、種子の種多様性も低下していくと推察される。従って、シカの採食圧が低下しない場合、被害林の下層の落葉植物種数は時間の経過に伴ってさらに減少すると考えられる。また、前述したように下層の種多様性の低下は上層の種多様性の低下を引き起こす可能性が高いことから、上層の落葉植物種数も将来的には大きく減少すると考えられる。その上、シカの採食圧がさらに強くなると、シカの樹皮はぎによる上層の落葉植物種数の減少や他地域で報告されているようなシカによる実生の食害 (Takatsuki & Gorai 1994; 田村 2008) も発生する可能性がある。

今回調査対象とした被害林の一部は国崎クリーンセンター (兵庫県川西市国崎字小路 13 番地) の敷地内に分布している。この敷地内に広がる夏緑二次林のほとんどすべてはシカの食害を被っている。国崎クリーンセンターは 2006 年からほぼ毎年、敷地内の各種森林群落を対象に植生調査 (調査区の面積は 100 m²) を実施し、これらの群落の種多様性の経年変化をモニタリングしている。この調査結果 (未発表資料) をみると、夏緑二次林の全層の平均全出現種数は 2006 年が 27.3 種 (n=10)、2008 年が 22.7 種 (n=15)、2009 年が 17.3 種 (n=15)、2010 年が 16.4 種 (n=13)、2011 年が 16.8 種 (n=11) となっており、夏緑二次林の種多様性がわずか 6 年間で約 40% 低下したことがわかる。このことは、夏緑二次林の種多様性がシカの過採食によって急激に低下することを示している。また、2008 年以降の平均全出現種数は今回調査対象とした被害林の平均全出現種数 (25.2 種) を下回っていることから、上述の仮説、すなわち「シカの採食圧が低下しない場合、被害林の下層の落葉植物種数は時間の経過に伴ってさらに減少する」は妥当である可能性が高いと考えられる。無被害林の平均全出現種数 (51.4 種) に対する 2010 年の平均全出現種数 (16.4 種) の比率を算出したところ、31.9% という値が得られた。このことから、調査地域では暖温帯夏緑二次林の全出現種数はシカの過採食によって約 70% 減少するといえよう。

調査地域はシカ密度が特別に高い地域ではない。兵庫県内の暖温帯には調査地域と同程度あるいはより高いシカ密度を持つ地域が数多く存在する (野生動物保護管理事務所 2000)。よって、前述のような暖温帯夏緑二次林の種多様性の低下は兵庫県内の多くの地域で発生している、あるいは今後発生する可能性が高いと考えられる。暖温帯夏緑二次林の構成種の多くは落葉植物であることから、シカの採食による落葉植物種数の減少は暖温帯夏緑二次林の保全にとって極めて深刻な問題であるといえる。

放置されている暖温帯夏緑二次林では常緑植物が増加傾向にあるので、落葉植物の種多様性を保全するためには常緑植物の伐採・刈り取りを行うことが不可欠である (服部ほか 1995; 山崎ほか 2000; 山瀬ほか 2005; 松村ほか 2007)。しかし、本研究の結果から、シカの高密度生息地域に分布する暖温帯夏緑二次林の種多様性を保全する場合には常緑植物

の伐採・刈り取りだけでは不十分であり、シカの個体数管理や防鹿柵の設置といったシカ対策をあわせて行うことが必要であるといえる。

謝辞

本研究の一部は、日本学術振興会平成 21 年度科学研究費補助金（若手研究 B 課題番号 21780025）の助成により実施しました。

引用文献

- Akashi N, Nakashizuka T (1999) Effect of bark-stripping by Sika deer (*Cervus nippon*) on population dynamics of a mixed forest in Japan. *Forest Ecology and Management* 113: 75-82.
- 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, 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.
- 服部保 (2005) 里山の現状と里山管理の方向. 植物の自然誌プラント 101: 5-10.
- 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・南山典子・松村俊和 (2005) 猪名川上流域の池田炭と里山林の歴史. 植生学会誌 22: 41-51.
- 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.
- 星野義延・治田則男・丸山直樹 (1987) ニホンジカ・ツキノワグマが大台ヶ原山のトウヒ林に及ぼす影響. 「中西哲博士追悼植物生態・分類論文集」, pp.367-377. 神戸群落生態研究会, 神戸.
- 兵庫県 (1996) 兵庫の地質. 財団法人兵庫県建設技術センター, 神戸市.
- Iida S, Nakashizuka T (1995) Forest fragmentation and its effect on species diversity in sub-urban coppice forests in Japan. *Forest Ecology and Management* 73: 197-210.
- 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(編)(1992) 日本の野生植物 シダ. 平凡社, 東京, 311pp.
- 蒲谷肇(1988) 東京大学千葉演習林荒檜沢における常緑広葉樹林の下層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(2006) エゾシカの個体数変動と管理.「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. 40-64. 文一総合出版, 東京.
- 前迫ゆり(2002) 春日山原始林と草食獣ニホンジカの共存を探る. 植生学会誌19: 61-67.
- 前迫ゆり(2004) 春日山原始林の特定植物群落(コジイ林)における17年間の群落構造. 奈良佐保短期大学研究紀要 11: 37-43.
- 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.
- 松村俊和・服部 保・橋本佳延・伴 邦教(2007) 北摂地域の萌芽林における常緑植物の植被率と種多様性・種組成との関係. 植生学会誌 24: 41-52.
- 宮脇 昭・奥田重俊・望月睦夫(1994) 改訂新版 日本植生便覧. 至文堂, 東京, 850pp.
- Nomiya H, Suzuki W, Kanazashi T, Shibata M, Tanaka H, Nakashizuka T (2003) The response of forest floor vegetation and tree regeneration on deer exclusion and disturbance in a riparian deciduous forest, central Japan. *Plant Ecology* 164: 263-276.
- 大橋春香・星野義延・大野啓一(2007) 東京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.
- 大井次三郎・北川政夫(1992) 新日本植物誌 顕花篇. 至文堂, 東京, 1716pp.
- Rooney TP, Waller DM (2003) Direct and indirect effects of white-tailed deer in forest ecosystems. *Forest Ecology and Management* 181: 165-176.
- 齊藤哲・永松大・佐藤保・小南陽亮(2005) ニホンジカが高密度で生息する地域における人工林内の広葉樹類の混交状態. 九州森林研究 58: 166-168.
- 自然環境研究センター(編)(2000) 特定鳥獣保護管理計画技術マニュアル(ニホンジカ編). (財)自然環境研究センター, 東京.
- 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.
- Takahashi H, Kaji K (2001) Fallen leaves and unpalatable plants as alternative foods for sika deer under food limitation. *Ecological Research* 16: 257-262.
- Takatsuki S (1980) Ecological studies on effect of Sika deer (*Cervus nippon*) on vegetation, II. The vegetation of Akune Island, Kagoshima Prefecture, with special

- reference to grazing and browsing effect of Sika deer. *Ecological Review* 19: 123-144.
- Takatsuki S (1982) Ecological studies on effect of Sika deer (*Cervus nippon*) on vegetation, III. The vegetation of Iyo-kashima Island, southwestern Shikoku, with reference to grazing effect of Sika deer. *Ecological Review* 20:15-29.
- 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.
- Takatsuki S, Gorai T (1994) Effect of Sika deer on the regeneration of a *Fagus crenata* forest on Kinkazan Island, northern Japan. *Ecological Research* 9: 115-120.
- 田村淳 (2007) ニホンジカの採食圧を受けてきた冷温帯自然林における採食圧排除後 10 年間の下層植生の変化. 森林立地 49: 103-110.
- 田村淳 (2008) ニホンジカによるスズタケ退行地において植生保護柵が高木性樹木の更新に及ぼす効果—植生保護柵設置後 7 年目の結果から—. 日本森林学会誌 90: 158-165.
- 田村淳・入野彰夫・山根正伸・勝山輝男 (2005) 丹沢山地における植生保護柵による希少植物のシカ採食からの保護効果. 保全生態学研究 10: 11-17.
- 辻誠治・星野義延 (1992) コナラ二次林の林床管理が種組成と土壌に及ぼす影響. 日本生態学会誌 42:125-136.
- 山瀬敬太郎・服部保・三上幸三・田中 明 (2005) 兵庫方式による里山林の植生管理がその後の種多様性と種組成に及ぼす効果. ランドスケープ研究 68: 655-658.
- 山崎寛・青木京子・服部保・武田義明 (2000) 里山の植生管理による種多様性の増加. ランドスケープ研究 63: 481-484.
- 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.
- 横田岳人 (2006) 林床からササが消える稚樹が消える. 「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.105-123. 文一総合出版, 東京.
- Yokoyama S, Maeji I, Ueda T, Ando M, Shibata E (2001) Impact of bark stripping by sika deer, *Cervus nippon*, on subalpine coniferous in central Japan. *Forest Ecology and Management* 140: 93-99.
- Yokoyama S, Shibata E (1998) The effect of sika-deer browsing on the biomass and morphology of a dwarf bamboo, *Sasa nipponica*, in Mt. Ohdaigahara, central Japan. *Forest Ecology and Management* 103: 49-56.