

3. シカの採食圧の異なる東西丹沢における林分構造と林床植生の差異

田村 淳¹⁾・勝山輝男²⁾

Comparison of the Stand Structure and Forest Floor Species Composition between Eastern and Western Tanzawa Mountains Differing in Sika Deer Browsing Levels

Atsushi Tamura & Teruo Katsuyama

要 約

シカの密度が数十頭/km²レベルの東丹沢モニタリングエリア(東 MA)と数頭/km²レベルの西丹沢モニタリングエリア(西 MA)において、様々な森林タイプで林分構造や樹木の組成、林床植生の種組成・植被率・種の多様性、スズダケの植被率・桿高、稚樹の密度・樹高を調べた。林分構造は東 MA のスギ人工林において下層にオオバアサガラをはじめとする多様な樹種が進入していたのに対し、西 MA のスギ人工林では植栽木以外の樹種はほとんどなかった。林床植生の種組成は、東 MA 全体でシカの不嗜好性植物や耐性植物が多く出現していた。林床植生の植被率は、ブナ林では西 MA で高く、スギ人工林では東 MA で高かった。これには、ブナ林の場合はスズダケの存在、スギ人工林の場合は不嗜好性植物の生育が影響していると考えられた。種密度は、ブナ林、シオジ林、スギ人工林では東 MA で高く、他では有意な差異はなかった。これらのことから、東 MA はシカの影響を強く受けて減少する種がある一方で、不嗜好性植物など増加している種もあって、種密度などの種多様性が低下しているわけではないと結論した。一方、西 MA はシカの密度が低く、シカの採食影響を東 MA ほど受けている傾向はなかったが、一部にシカの採食影響を受けている森林タイプもあった。現状では不嗜好性植物が東 MA ほど多く進入していないことから、シカの影響を受けはじめて間もない可能性がある。今後も様々な森林タイプで林分構造および林床植生に着目してシカの影響を把握することが重要である。

(1) 目的

シカの強い採食圧は林分構造や種組成に影響を及ぼすことがアメリカ (Roony, 2001) やイギリス (Fuller & Gill, 2001), ニュージーランド (Husheer *et al.*, 2003) など知られている。日本でも北は北海道から南は九州屋久島までシカの影響による自然植生の変化が報告されている。例えば、北海道ではニレ属樹木の樹皮はぎやササの衰退 (梶, 2003), 宮城県の金華山島ではブナやモミの更新阻害 (Takatsuki & Gorai, 1994; Takatsuki & Hirabuki, 1998), 栃木県日光では種組成の変化 (長谷川, 2000) や樹木の更新阻害 (Nomiya *et al.*, 2003), 奈良県大台ヶ原ではウラジロモミの更新阻害 (Akashi & Nakashizuka, 1999) やスズダケの衰退 (日野ほか, 2003), 宮崎県霧島山系や鹿児島県屋久島では希少植物の減少 (南谷, 2005; 矢原, 2006) が報告されている。

丹沢山地においても前回の丹沢大山総合調査によって、丹沢大山国定公園の特別保護地区でシカによる自然植生への影響が顕著であることがわかった (丹沢大山自然環境総合調査団, 1997)。具体的には希少植物の減少 (神奈川県レッドデータ生物調査団, 1995 以下県 RDB1995; 勝山ほか, 1997) やスズダケの退行 (古林・山根, 1997; 矢ヶ崎ほか, 1997), 稚樹の減少 (星ほか, 1997) が報告された。一方でシカの栄養状態も悪化しており、その状態が続くと植生の単純化はさらに増して高標高域の草地化と貧栄養によるシカの餓死個体が続出されると報告された (古林ほか, 1997)。

これらの結果を受けて、神奈川県は 1997 年から丹沢大山国定公園特別保護地区を中心に植生保護柵や樹皮食

い防護ネットを設置してきた。その後の調査によって、植生保護柵内ではイッポンワラビやノビネチドリ、クガイソウといった絶滅種も再発見され、県 RDB1995 の絶滅危惧種でありシカが減少要因のクルマユリやハルナユキザサ、オオモミジガサなども確認されている (田村ほか, 2005; 田村, 2005)。また、後継樹やスズダケも柵内で成長していることが明らかになっている (田村・山根, 2002; 田村, 未発表)。こうした点で植生保護柵の効果が実証されつつある。

これまでの丹沢のシカによる植物への影響は、植生保護柵内外の比較で把握されてきた。しかしながら、植生保護柵を使った研究は利点がある一方で、生息密度を操作できないという欠点がある (Fuller & Gill, 2001; Roony & Waller, 2003; Watkinson *et al.*, 2001; Watkinson & Ormerod, 2001)。すなわち、シカを簡単に排除できるが、シカの密度の変化による植物の反応を調べることはできないという問題点である。

また、丹沢でのシカによる植物への影響は丹沢山地東部の冷温帯自然林を中心に研究されてきた (田村・入野, 2001; 田村・山根, 2002; 田村ほか, 2005)。暖温帯やシカの影響が少ないと報告されている丹沢山地西部については、自然環境保全センターによるシカ保護管理事業での植生モニタリング調査 (田村ほか, 2005) がある程度で、いまだ情報が少ないのが実情である。丹沢山地においてシカによる森林および林床植生への影響を把握するには、シカの密度が異なる地域で林分構造や種組成、ササの形態などを比較する必要がある。そうすることで、丹沢におけるシカと植物の相互作用の理解が進むことを期待できる。

そこで、本論ではシカの密度が異なる丹沢山地の東部と西部において、冷温帯から暖温帯までのさまざまな森林で林分構造や種組成などを比較することで、丹沢山地におけるシカによる森林と林床植生への影響を明らかにすることを目的とした。また、これらの結果をもとに植物からみた丹沢山地東部と西部の地域特性を検討した。

1) 神奈川県自然環境保全センター 2) 神奈川県立生命の星・地球博物館

(2) 調査地と調査方法

A. 調査地

丹沢山地は暖温帯から冷温帯の植生で構成されており、東西で若干の違いは見受けられるものの、同様な相観を呈す植生をもつ。すなわち、標高 800m を越す冷温帯では斜面はブナ林、溪流沿いはシオジ林やフサザクラ林などから構成されている。暖温帯ではスギ・ヒノキ人工林や、モミ林、シデ林などの自然林・二次林から構成されている。しかしながら、シカ密度は異なり、東丹沢ではシカの密度が高く、西丹沢では低い傾向がある。

調査地はシカの密度が異なる 2 つの流域を対象とした。シカの密度が高い流域として東丹沢の清川村中津川布川流域（東丹沢モニタリングエリア、以下、東 MA）、シカ密度が低い流域として西丹沢の山北町世附川大又沢流域（西丹沢モニタリングエリア、以下、西 MA）を選んだ（図 1）。シカの密度は、2004 年時点において東 MA では 12.9 ~ 23.1 頭 / km²、西 MA では 1.5 ~ 2.9 頭 / km² だった（永田ほか, 2006; 丹沢けものみちネットワーク, 2006）。

各流域において、可能な限り発達段階の異なる様々な森林タイプに調査区を設置した。設置にあたり、面積 0.05ha 以上のまとまった林分を選んだ。その結果、裸地（崩壊地や河原）、ヤシャブシやフサザクラなどの二次林、ブナやシオジ、モミなどの自然林、スギ人工林、ヒノキ人工林、アカマツ人工林を調査区とした。調査区では 10m × 50m の方形枠を設置した。方形枠数は東 MA、西 MA ともに 21 調査区である（表 1）。なお、本論では、スギ、ヒノキ、アカマツなど植栽により成立した森林を人工林とし、天然林、天然生林（二次林）を含めて自然林と定義した。

これらの調査区の温量指数は東 MA では 63.3 ~ 108.8°C 月、西 MA では 65.1 ~ 108.9°C 月となり（表 1）、東西ではほぼ同様の範囲にある。温量指数は、東西 MA の各流域最高点の丹沢山と孤釣山に設置されている気象観測装

置（神奈川県自然環境保全センター設置）の 2004 年度の気温データから、気温減率を 0.6°C / 100m として算出した。一般的な気温減率 0.6°C / 100m を採用したのは、その値が丹沢山地でも適合することが越地・中嶋（1997）により確認されていることによる。温量指数に基づく植生帯区分は、東 MA では冷温帯が 5 箇所、中間温帯が 7 箇所、暖温帯が 9 箇所、西 MA では冷温帯は 3 箇所、中間温帯は 2 箇所、それ以外の 16 箇所は暖温帯である（表 1）。なお、温量指数 85°C 月以下は冷温帯、85°C 月以上で寒さの指数が -10°C 月以上は暖温帯とし、85°C 月以上で寒さの指数が -10°C 月未満の場合は中間温帯とした。

B. 調査方法

各調査地で 1.5m 以上の樹木を毎木調査した。測定項目は、樹種、直径である。なお、裸地では 1.5m 以上の樹木がなかったため、毎木調査しなかった。

各調査地の内部に 5m 間隔で 2m × 2m の調査枠を 20 個設置して林床植生調査枠とした。この枠では高さ 1.0m 未満の植物を対象として、枠内の植被率（%）、出現した植物種とその被度を 6 段階（+：植被率 1% 以下、1：同 1~10%、2：同 10~25%、3：同 25~50%、4：同 50~75%、5：同 75~100%）で記録した。スズダケに関しては、東西 MA の冷温帯自然林各 1 箇所毎に林床植生調査枠ごとに最大桿高とその葉の長さを測定した。

調査は 2004 年 7 月から 2006 年 6 月までの期間に実施し、林床植生の調査は夏から秋にかけて実施した。

C. 解析方法

a. 毎木調査

得られたデータから胸高断面積合計を算出して、その値が最も高い樹種をその調査区の優占種とした。この優占種を調査区の森林タイプの呼称に用いた。また、林冠木の



図 1. 東西 MA の位置図

表 1. 調査地の概況

(東MA)												
No.	調査地 略号	植生 (優占種)	標高(m)	W. I. (°C月)	C. I. (°C月)	気候帯	緯度(N)			経度(E)		
							度	分	秒	度	分	秒
M		ブナ	1335	66.3	-25.2	冷温帯	35	28	57	139	10	26
N2		イヌシデ	1233	71.1	-22.8	冷温帯	35	26	57	139	11	8.5
D		シオジ	1220	71.9	-22.4	冷温帯	35	28	46	139	10	24
N4		裸地 (崩壊地)	1197	72.7	-22	冷温帯	35	27	13	139	11	24
N6		ブナ	1188	73.5	-21.6	冷温帯	35	27	20	139	11	30
T6		スギ	766	93.5	-11.6	中間温帯	35	26	51	139	11	46
K5		アカマツ	753	94.4	-11.3	中間温帯	35	27	30	139	12	11
K1		モミ	738	95.3	-11	中間温帯	35	27	39	139	12	27
OS6		ヒノキ	724	96.2	-10.7	中間温帯	35	27	25	139	12	10
OH1		モミ	724	96.2	-10.7	中間温帯	35	28	1.8	139	12	25
K6		ヒノキ	714	96.2	-10.7	中間温帯	35	27	30	139	12	13
T5		フサザクラ	680	98	-10.1	中間温帯	35	26	47	139	11	59
OH4		ケヤキ	668	98.9	-9.8	暖温帯	35	28	11	139	12	36
T4		クマシデ	661	98.9	-9.8	暖温帯	35	26	50	139	12	1.2
OS3		クマシデ	671	98.9	-9.8	暖温帯	35	27	22	139	11	67
OS2		ヒノキ	654	99.8	-9.5	暖温帯	35	27	21	139	12	12
OS1		スギ	609	101.6	-8.9	暖温帯	35	27	19	139	12	18
T3		スギ	595	102.5	-8.6	暖温帯	35	27	5.3	139	12	19
T2		フサザクラ	590	103.4	-8.3	暖温帯	35	27	6.8	139	12	19
T1		スギ	580	103.4	-8.3	暖温帯	35	27	16	139	12	18
OH8		スギ	490	108.8	-6.5	暖温帯	35	28	1.9	139	12	45

(西MA)												
No.	調査地 略号	植生 (優占種)	標高(m)	W. I. (°C月)	C. I. (°C月)	気候帯	緯度(N)			経度(E)		
							度	分	秒	度	分	秒
KO1		ブナ	1350	65.07	-24.4	冷温帯	35	27	38	138	58	58
ID1		ウラジロモミ	1008	81.07	-16.4	冷温帯	35	27	18	138	59	32
ID2		シオジ	960	83.47	-15.2	冷温帯	35	27	11	138	59	31
ID3		シオジ	892	86.67	-13.6	中間温帯	35	27	12	138	59	50
OM18		スギ (壮)	751	94.47	-10.6	中間温帯	35	26	60	139	0	14
OM17		ヒノキ (若)	606	101.67	-8.2	暖温帯	35	26	58	139	0	44
OM12		スギ (壮)	604	102.57	-7.9	暖温帯	35	26	31	139	0	56
OM10		ヒノキ (壮)	588	102.57	-7.9	暖温帯	35	26	30	139	1	0.9
OM13		ヤシヤブシ	580	103.47	-7.6	暖温帯	35	26	43	139	0	55
OM11		イヌシデ	575	103.47	-7.6	暖温帯	35	26	30	139	0	58
OM8		ヒノキ (若)	542	105.27	-7	暖温帯	35	25	54	139	0	59
OM14		アカマツ	546	105.27	-7	暖温帯	35	26	11	139	1	14
OM16		裸地 (河原)	534	106.17	-6.7	暖温帯	35	26	9.7	139	1	13
OM5		裸地 (河原)	515	107.07	-6.4	暖温帯	35	26	7.3	139	1	13
OM4		草地 (河原)	515	107.07	-6.4	暖温帯	35	26	7.3	139	1	12
OM9		ヒノキ (壮)	510	107.07	-6.4	暖温帯	35	25	55	139	1	12
OM6		ケヤキ	504	107.97	-6.1	暖温帯	35	25	49	139	1	0
OM7		ケヤキ	482	108.87	-5.8	暖温帯	35	25	48	139	0	60
OM3		ケヤキ	482	108.87	-5.8	暖温帯	35	25	42	139	0	56
OM2		ヤシヤブシ	471	108.87	-5.8	暖温帯	35	25	43	139	0	55
OM1		コゴメヤナギ	471	108.87	-5.8	暖温帯	35	25	44	139	0	56

W. I. : 温量指数, C. I. : 寒さの指数

最大胸高直径と密度との関係から、森林の発達段階を4区分した。発達段階は藤森 (2006) にしたがって、「林分初期段階」「若齢段階」「成熟段階」「老齢段階」とした。本論では便宜的に「林分初期段階」は林冠が閉鎖するまでの段階、「若齢段階」は最大胸高直径が35cm未満で成立本数が1000本/haを越える段階、「成熟段階」は最大胸高直径が35cm以上75cm未満の段階、「老齢段階」は最大胸高直径が65cm以上の段階とした。なお、本論の人工林の発達段階は林業の齢級と同一ではない。調査区ごとに植栽木(スギ、ヒノキ、アカマツ)、高木種、低木種、枯死木に4区分して、胸高直径階分布図を作成した。本調査の高木種とは佐竹ら (1989a; b) で大高木や高木、中高木、小高木と記載されている種と定義し、低木種は同じく佐竹ら (1989a; b) の低木、小低木と記載されている種とした。

b. 林床植生調査

東西 MA42 調査区を類型化するために、草本層で出現

頻度20%以上の種を対象に、その頻度を変数としてクラスター分析を行った。その結果をもとに常在度表を作成した。

東西 MA での森林タイプごとの林分構造および種組成などの比較は、クラスターの距離が近く、かつ発達段階が近い林分間で実施することにした。

東西 MA の種組成の類似した森林タイプ間の比較において、各タイプの出現種が東西 MA のどちらかに偏って出現したかを統計的検定により抽出した。検定は出現頻度が6以上の種ではカイ二乗検定を使用し、5以下の種についてはフィッシャーの正確確率検定を用いた。

各調査区におけるシカの採食影響の程度を把握するために、出現種に占める不嗜好性植物種(以下、不嗜好性種)の比率と、シカに採食されても再生できる植物種(以下、耐性種)の比率を算出した。不嗜好種と耐性種は、これまでの報告(田村ほか, 2005)や観察をもとに抽出した(表2)。

各調査区における出現種の希少性を把握するために、『神奈川県植物誌2001』を用いて種の分布地点数が10以下をA, 11以上30未満をB, 31以上50未満をC, 51以

表 2. 丹沢におけるシカの不着好性種と耐性種

不着好性種			耐性種		
種名	科名	生活形	種名	科名	生活形
オオバアサガラ	エゴノキ	T	ミヤマタニソバ	タデ	A
オオバイケイソウ	ユリ	P	ミズ	イラクサ	A
マルバダケブキ	キク	P	ヤマミズ	イラクサ	A
デンナンショウ類	サトイモ	P	アシボソ	イネ	A
フタリシズカ	センリョウ	P	ハナタデ	タデ	A
ナツトウダイ	トウダイグサ	P	ササガヤ	イネ	A
ハダカホオズキ	ナス	P	イヌタデ	タデ	A
ナガバヤブマオ	イラクサ	P	オオウシノケグサ	イネ	P
シソ類	シソ	P	オオチドメ	イネ	P
エゴマ類	シソ	P	カゼクサ	イネ	P
マツカゼソウ	ミカン	P	コヌカグサ	イネ	P
ヒトリシズカ	センリョウ	P	コブナグサ	イネ	P
アセビ	ツツジ	S	タチネズミガヤ	イネ	P
ミツマタ	ジンチョウゲ	S	タニソバ	イネ	P
ミヤマシキミ	ミカン	S	チヂミザサ	イネ	P
			トボシガラ	イネ	P
			ナガハグサ	イネ	P
			ヌカボ	イネ	P
			ネズミガヤ	イネ	P
			ヒメノガリヤス	イネ	P
			ヘビイチゴ	イネ	P
			ヤマカモジグサ	イネ	P
			ミヤマチドメ	セリ	P

T:高木, S:灌木, P:多年生草本, A:一年生草本

上 100 未満を D, 101 以上を E とした。

調査区ごとに平均植被率を算出した。さらに各調査区の植物種多様性の尺度として、種密度と Shannon-Wiener の H' 、そして Pielou の J' を用いた。種密度は、林床植生調査枠の平均出現種数として算出した。Shannon-Wiener の H' と Pielou の J' は各調査区における植物種の相対出現頻度から算出した。

(3) 結果

A. 林分構造

a. 胸高断面積合計による優占種の抽出

東西 MA の自然林の調査区で高さ 1.5m 以上の樹木があった調査区において胸高断面積合計から優占種を選んだところ、東 MA ではブナ、シオジ、イヌシデ、モミ、フサザクラ、クマシデが優占種としてあげられた (表 1, 3)。この優占種を各調査区の森林タイプの呼称に用いると、内訳はブナ林が 2 箇所、シオジ林が 1 箇所、イヌシデ林が 1 箇所、モミ林が 2 箇所、フサザクラ林が 2 箇所、クマシデ林が 2 箇所である。西 MA ではブナ、ウラジロモミ、シオジ、ケヤキ、コゴメヤナギ、ヤシヤブシ、イヌシデが優占種としてあげられた (表 1, 3)。内訳はブナ林 1 箇所、ウラジロモミ林 1 箇所、シオジ林 2 箇所、ケヤキ林 3 箇所、コゴメヤナギ林 1 箇所、ヤシヤブシ林 2 箇所、イヌシデ林 1 箇所である。人工林は、東 MA でスギ林 5 箇所、ヒノキ林 3 箇所、アカマツ林 1 箇所とケヤキ林 1 箇所、西 MA ではスギ林 2 箇所、ヒノキ林 4 箇所、アカマツ林 1 箇所であった。

自然林のなかで胸高断面積合計が最も大きかったのは西 MA ではウラジロモミ林で 3.54m²/0.05ha、東 MA ではシオジ林で 3.02m²/0.05ha であった。東 MA のクマシデ林やフサザクラ林、西 MA のイヌシデ林やヤシヤブシ林は、東西のブナ林やシオジ林と比較して胸高断面積合計値は低かった (表 3)。

b. 発達段階の区分

東西 MA の自然林と人工林ともに、最大胸高直径が大きいほど、林冠木の本数が少なくなる傾向があった (図 2)。東西 MA の森林タイプ間で比較するとブナ林、シオジ林、スギ人工林ともに西 MA よりも東 MA で最大胸高直径は大きかった。

これらより、毎木調査の対象としなかった裸地を自然林に含めて発達段階を 4 区分すると、東 MA では自然林 11 箇所のうち初期段階が 1 箇所、若齢段階が 5 箇所、成熟段階が 2 箇所、老齢段階が 3 箇所だった。人工林では 10 箇所のうち若齢段階が 4 箇所、成熟段階が 4 箇所、老齢段階が 2 箇所であった。自然林の初期段階は崩壊地 1 箇所が該当し、若齢段階ではフサザクラ林 2 箇所、クマシデ林 2 箇所、イヌシデ林 1 箇所が該当した。成熟段階以上は、モミ林、ブナ林、シオジ林で占められていた。人工林の若齢段階はヒノキ林 3 箇所とアカマツ林 1 箇所が該当し、成熟段階はスギ林 3 箇所、ケヤキ林 1 箇所、老齢段階はスギ林 2 箇所が該当した。

西 MA では、自然林 14 箇所のうち初期段階が 3 箇所、若齢段階が 3 箇所、成熟段階が 5 箇所、老齢段階が 3 箇所だった。人工林では 7 箇所のうち若齢段階が 3 箇所、成熟段階が 4 箇所であった。その内訳は、自然林の若齢段階はヤシヤブシ林 2 箇所とイヌシデ林で、成熟段階はケヤキ林 3 箇所、コゴメヤナギ林 1 箇所、ブナ林 1 箇所であった。老齢段階はシオジ林 2 箇所とウラジロモミ林 1 箇所であった。

c. 直径階分布

東西 MA ともに自然林では、発達段階によらず全体として小径木階ほど密度が高く、大径木階ほど密度が低い逆 J 字型の分布を示した (図 3)。高木種に着目すると、東西 MA の自然林では森林タイプによらず老齢段階で高木種が小径階から大径階まで存在する幅広い分布を示し、若齢段階で高木種が小径階のみに存在する幅の狭い分布を示した。低木種も含めた小径木階の密度は東西 MA ともに、発達段階で異なることはなく、調査区によってばらついた。枯死木の密度も調査区によって異なり、老齢段階ほど枯死木が多いということではなかった。

人工林では、東 MA の老齢段階のスギ林では各直径階における植栽木の密度が低く、一様型の分布を示した (図 3)。東西 MA ともに成熟および若齢段階のスギ林とヒノキ林の植栽木は、ある直径階で密度が高い山型の分布を示した。東西 MA の差異は、東 MA の成熟段階のスギ林では植栽木と同じ直径階かそれ以下の直径階に高木種や低木種が存在したのに対し、西 MA の成熟段階のスギ林では植栽木のみが存在であったことである (図 3)。

東 MA のケヤキ人工林では植栽木のケヤキが 10cm 階から 50cm 階までに低密度で存在した。

d. 樹木の種組成

東 MA ではスギ、ヒノキ、アカマツの植栽木を含めて 71 種の樹木が出現し、西 MA では植栽木を含めて 80 種が出現した (表 3)。東西 MA ともに自然林では発達段階によらず、ほとんどの林分で 10 ~ 20 種が出現した。東 MA の優占種以外の高木種としては、アラゲアオダモ、シナノキ、イタヤカエデ、オオモミジ、オオバアサガラなどが出現した。低木種ではアブラチャンが出現頻度、胸高断面積合計値ともに高く、ウツギ、キブシがそれについて出現頻度が高かった。藤本ではサルナシの出現頻度が高く、ナツツタ、ツルアジサイ、ツルウメモドキなどが出現した。西 MA の優占種以外の高木種としては、イタヤカエデ、フサザクラ、モミ、オオモミジなどで胸高断面積合計値が高かった (表

3). 低木種では東 MA と同様にアブラチャンが出現頻度、胸高断面積合計値ともに高かった。他にはイヌガヤ、ウツギ、ニシキウツギなどが出現した。藤本ではフジで出現頻度、胸高断面積合計値ともに高かった。他にはサルナシ、ツルアジサイ、テイカカズラ、イワガラミなどが出現した。

人工林では、西 MA では森林タイプによらず植栽木以外の樹種は出現しなかったが、東 MA の成熟段階と老齢段階のスギ林では、植栽木以外で 3 ~ 17 種と様々な樹種が出現していた (表 3)。東 MA では植栽木以外の樹種としてオオバアサガラの出現頻度が高かったが、この樹種は西 MA では出現しなかった。

B. 林床植生

a. 種組成

林床植物の総種数は東 MA で 332 種、西 MA で 383 種であり、合計すると 496 種 (同定不可能な種を除くと 480 種) であった。これらのうち勝山ほか (2006) の『神奈川県 RDB2006』による希少種は、西 MA でラン科のエゾスズラン (絶滅危惧 I A 類) とベニシスラン (絶滅危惧 I B 類)、イネ科のキダチノズミガヤ (絶滅危惧 I B 類) の 3 種が出現したが、東 MA では出現しなかった。一方外来種は東 MA で 10 種、西 MA で 14 種が出現した (表 4)。これらのうち出現頻度が高かったのは、東 MA ではハルジオン、ヒメジョオン、シソで、西 MA ではヒメジョオン、ハルジオン、ヒメムカシヨモギだった。

各調査区の出現植物種をもとにクラスター分析したところ、42 調査区は結合距離が 35 付近で冷温帯と暖温帯という植生帯で大きく 2 群に類別された (図 4)。冷温帯の群は結合距離 15 付近で東 MA と西 MA の小群に細区分され、森林タイプよりも東西という地域でまとまった。暖温帯の群

は結合距離 15 付近で 5 つの小群に細区分された (図 4)。第 1 は東西 MA 両方の調査区から構成され、老齢段階のモミ林やスギ林、成熟段階のケヤキ林やヒノキ林などからなる小群である。第 2 は東 MA のみの調査区から構成され、成熟したケヤキ林やスギ林、若齢段階のクマシデ林、フサザクラ林が該当した小群である。第 3 は東西 MA の崩壊地、河原など遷移初期相からなる小群である。第 4 は西 MA の若齢段階のイヌシデ林とヤシヤブシ林、林分初期段階のヤシヤブシ林、成熟段階のアカマツ林といった発達途上の調査区からなる小群である。第 5 は東 MA の若齢段階のアカマツ林とヒノキ林、成熟段階のスギ林から構成された小群である。

小群を単位として出現種の常在度表を作成した結果、冷温帯の群は、シナノキ、シオジ、サワグルミ、ヒコサンヒメシヤラ、タンナサワフタギなどの種群が出現することで暖温帯と区分され、暖温帯の群はヤマグリ、オニドコロ、ヘクソカズラ、サルトリイバラ、ヒメジョオンなどの種群が出現することで冷温帯と区分された。冷温帯の群では、東 MA の小群はミヤマタニタデ、サラサドウダン、タテヤマギク、ミヤマタニソバ、アオホオズキなどの種群が出現することで西 MA と区分され、西 MA の小群はオクノカンスゲ、イワギボウシ、ツクバネソウ、カンスゲ、ジュウモンジシダなどの種群が出現することで東 MA と区分された (表 5)。暖温帯の群における各小群の特徴的な種群は次のとおりである。第 1 の小群はジャノヒゲ、ウワミズザクラ、アズマネザサで、第 2 の小群はヤマホトトギス、トウゴクサバノオ、アキノキリンソウ、コマユミ、第 3 の小群はフジアザミとフシグロセンノウ、第 4 の小群はヤマヌカボ、ヤマズズメノヒエなど、第 5 の小群はエノキグサ、コウブリナなどであった。

図 4 において林床植生の種組成が類似した東西 MA の

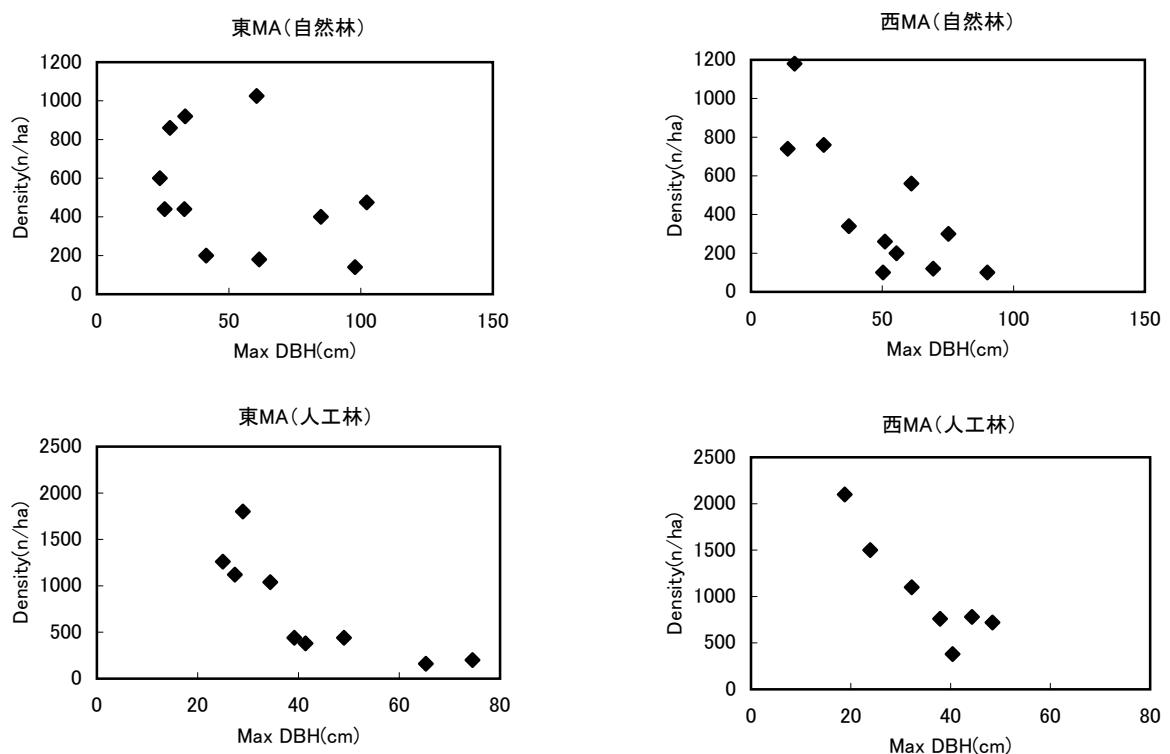
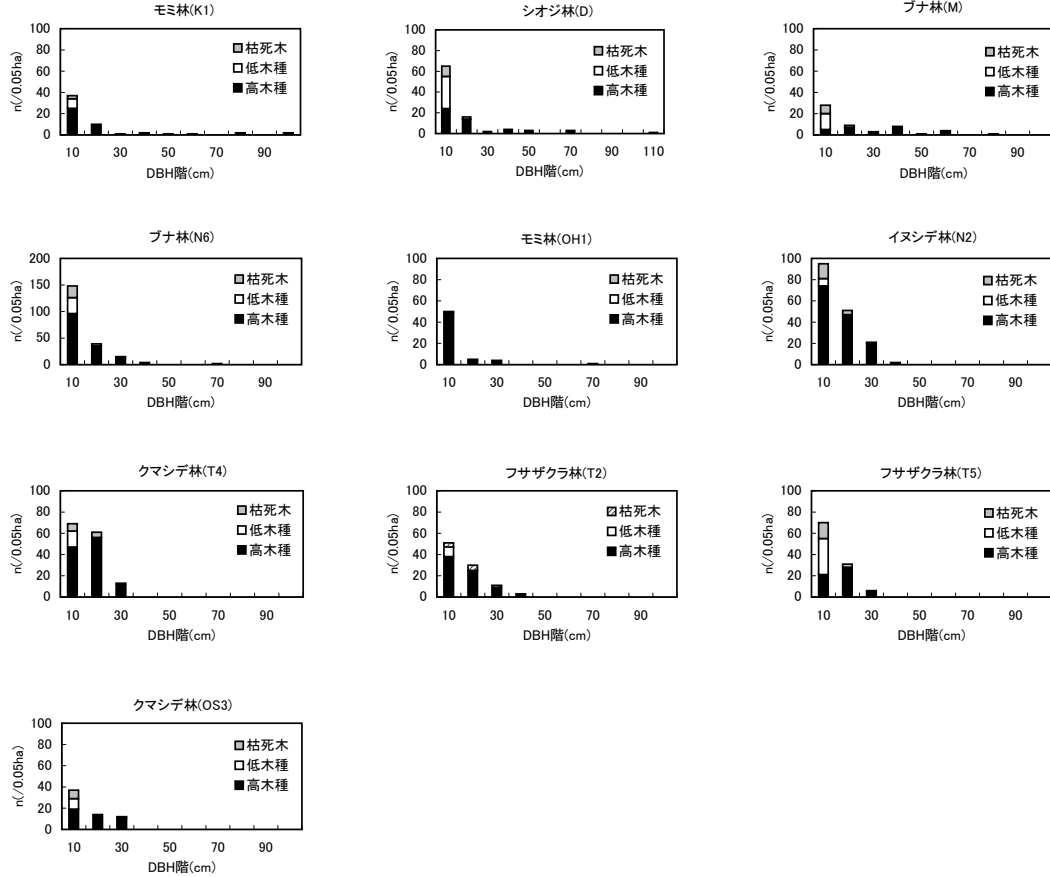


図 2. 東西 MA の自然林および人工林における最大胸高直径と林冠木の密度との関係

東 MA



西 MA

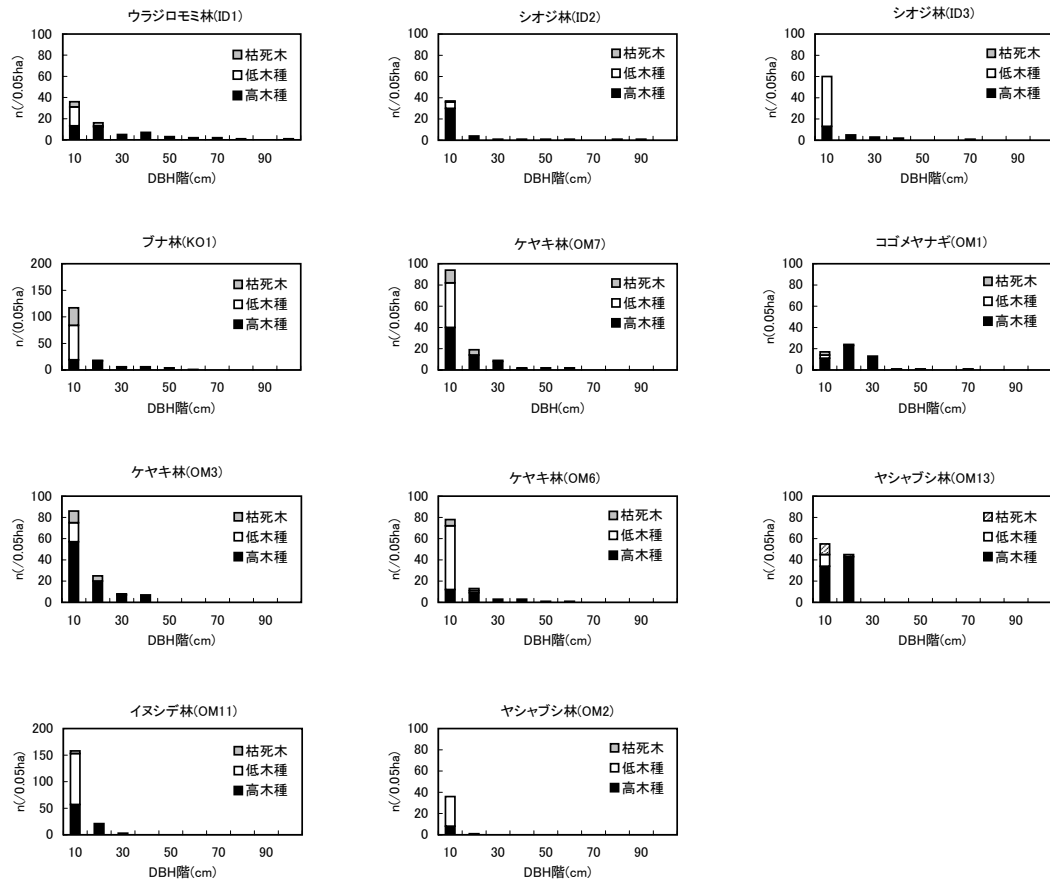
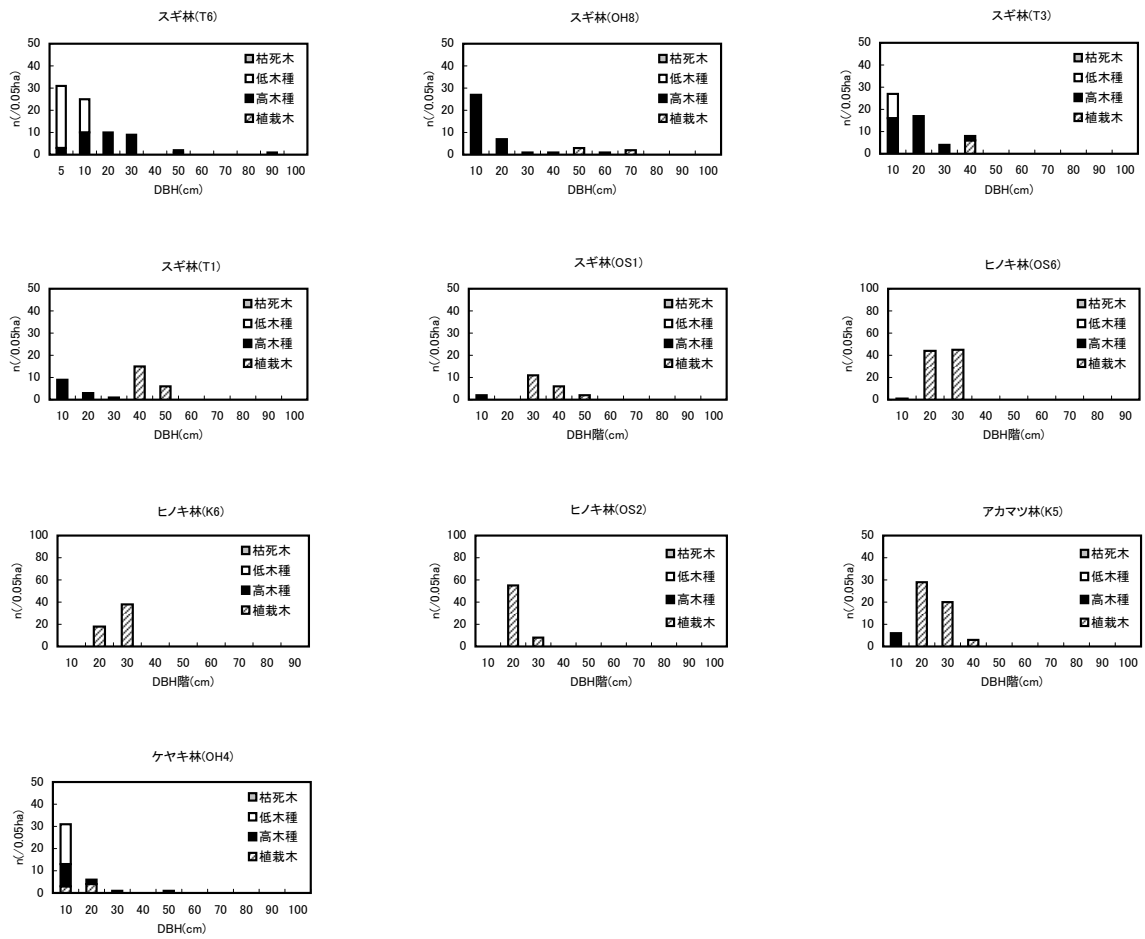


図 3. 東西 MA における各調査区の胸高直径階分布 (A. 自然林)

東 MA



西 MA

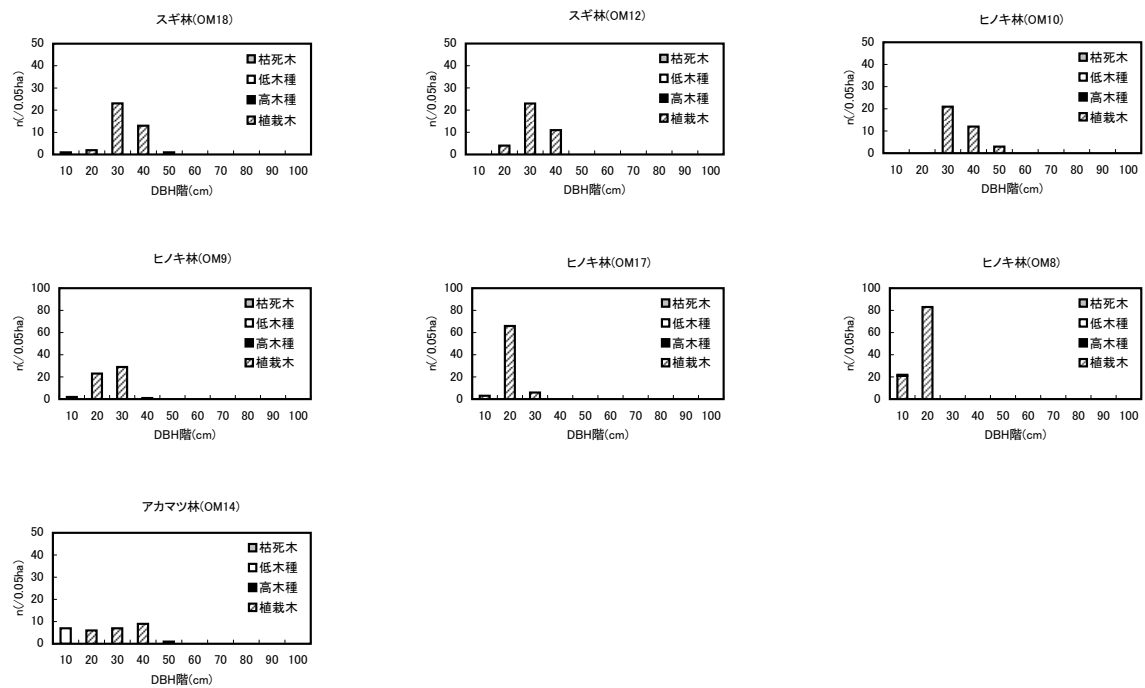


図 3. 東西 MA における各調査区の胸高直径階分布 (B. 人工林)

表 4. 東西 MA で出現した外来種

学名	種名	科	出現した調査区数	
			東MA	西MA
<i>Erigeron philadelphicus</i>	ハルジオン	キク	6	6
<i>Stenactis annuus</i>	ヒメジョオン	キク	4	7
<i>Perilla frutescens</i> var. <i>crispa</i>	シソ	シソ	4	2
<i>Erigeron canadensis</i>	ヒメムカシヨモギ	キク		5
<i>Conyza sumatrensis</i>	オオアレチノギク	キク	2	2
<i>Agrostis gigantea</i>	コヌカグサ	イネ	3	
<i>Robinia pseudoacacia</i>	ハリエンジュ	マメ		3
<i>Andropogon virginicus</i>	メリケンカルカヤ	イネ		3
<i>Perilla frutescens</i> var. <i>frutescens</i>	エゴマ	シソ	1	1
<i>Taraxacum officinale</i>	セイヨウタンポポ	キク		2
<i>Oenothera biennis</i>	メマツヨイグサ	アカバナ		2
<i>Bidens frondosa</i>	アメリカセンダングサ	キク	1	
<i>Festuca arundinacea</i>	オニウシノケグサ	イネ		1
<i>Veronica arvensis</i>	タチイヌノフグリ	ゴマノハグサ		1
<i>Erechtites hieracifolius</i>	ダンドボロギク	キク		1
<i>Gnaphalium pensylvanicum</i>	チチコグサモドキ	キク	1	
<i>Poa pratensis</i> var. <i>pratensis</i>	ナガハグサ	イネ	1	
<i>Crassocephalum crepidioides</i>	ベニバナボロギク	キク		1
<i>Edgeworthia chrysantha</i>	ミツマタ	ジンチョウゲ	1	
	出現種数		10	14

表 5. 林床植生のクラスター分析により区分された小群の常在度表

種名	冷温帯西	冷温帯東	暖温帯1	暖温帯2	暖温帯3	暖温帯4	暖温帯5
オクノカンスゲ	III						
イワギボウシ	III						
ツクバネソウ	III						
カンスゲ	III					II	
ジュウモンジシダ	III						
エゾスズラン	II						
イワオモダカ	II						
ハウチワカエデ	II						
ハコネシケチシダ	II						
ヒナウチワカエデ	II						
ミヤマシダ	II						
ユキザサ	II						
シラキ	II						
ヤマウルシ	II						
ヤブニンジン	II						
ミヤマタニタデ		IV					
サラサドウダン		III					
タテヤマギク		III					
ミヤマタニソバ		III					
ワチガイソウ		II					
アオホオズキ		II					
フクオウソウ		II					
ジャノヒゲ			III				
ウワミズザクラ			II				
ヒトツバテンナンショウ			I				
ヌリワラビ			I				
スダジイ			I				
アキグミ			I				
アズマネザサ			II				
ヤマホトトギス				III			
トウゴクサバナオ				III			
アキノキリンソウ				II			
コマユミ (ニシキギ)				II			
フジアザミ					V		
フジグロセンノウ					III		
ヤマスカボ						III	
ニワウルシ						II	
ヌカボシソウ						II	
ヤマズズメノヒエ						II	
ヤマハギ						II	
キツネガヤ						II	
コモチマンネングサ						II	
シモツケ						II	
レモンエゴマ						II	
エノキ							II
エノキグサ							II
コウゾリナ							II
タチノブ							II
以下、432種							

表 6. 東西 MA の森林タイプ間で比較した調査区一覧

	東MA	西MA
ブナ林	N6, M	ID1, K01
シオジ林	D	ID2, ID3
ケヤキ-モミ林	K1, OH1	OM3, OM6, OM7
スギ林 (成熟段階)	T1, T3	OM12, OM18
ヒノキ林 (成熟段階)	OS6	OM8, OM9, OM17

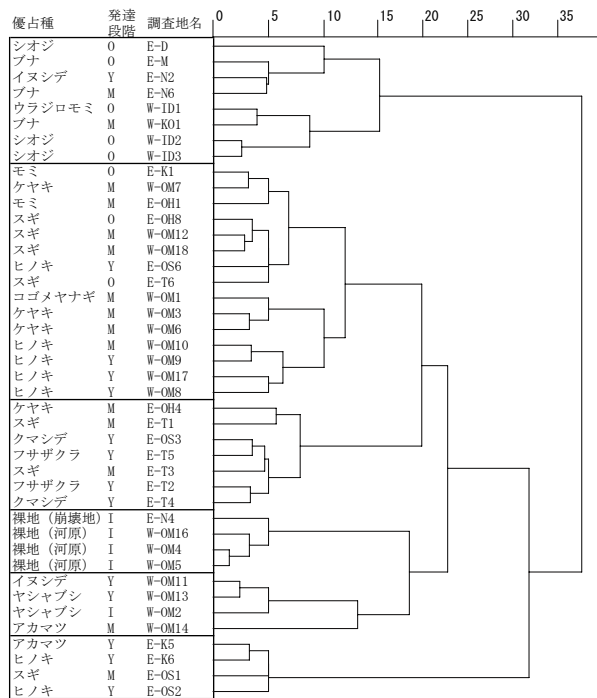


図 4. クラスタ分析による各調査区の林床植生の類似度

森林タイプ間 (表 6), すなわちブナ林, シオジ林, モミ-ケヤキ林, スギ林 (成熟段階), ヒノキ林 (若齢段階) で, 植物種が東西 MA のどちらかに偏って出現したかを解析した結果, 総計で 158 種が抽出された (表 7). ブナ林では東 MA に偏って出現した種がクワガタソウ, ミヤマチドメなど 37 種, 西 MA に偏って出現した種はスズダケ, ツルマサキなど 19 種あった (表 7). シオジ林では東 MA に偏って出現した種がオオバアサガラ, ミヤマチドメ, ミズ, ミヤマタニソバなど 26 種, 西 MA に偏って出現した種はヤマミズ, オクノカンスゲ, ミヤマカンスゲ, スズダケ, ツルシロカネソウなど 27 種あった. モミ-ケヤキ林では東 MA に偏った種としてチヂミザサなど 30 種が, 西 MA に偏った種としてミツバアケビ, スズダケ, コカンスゲなど 41 種が該当した. スギ林 (成熟段階) では東 MA に偏った種としてマツカゼソウ, ミヤマチドメ, オオバアサガラ, アシボソなど 34 種が, 西 MA に偏った種としてヤマミズなど 20 種があげられた. ヒノキ林 (若齢段階) で東 MA に偏った種にはチヂミザサ, ヤマムグラ, マツカゼソウなど 11 種があり, 西 MA に偏った種にはヤマミズ, テイカカズラ, ムカゴイラクサなど 18 種があった.

調査区単位で不嗜好性種の占める比率をみると, 全体として東 MA は西 MA よりも不嗜好性種の比率が高かった. すなわち, 東 MA では不嗜好性種の比率が 9.9 ~ 37.6% (平均 20.3%) であったのに対し, 西 MA では 2.3 ~ 27.4% (平均 10.3%) であった. 東西 MA の森林タイプ間で比較してもブナ林やシオジ林, スギ林 (成熟段階), ヒノキ人工林 (若齢段階) とともに東 MA で不嗜好性種の比率が高い傾向を示し (図 5), これらのうち有意に高かったのはシオジ林, スギ林 (成熟段階) だった (フィッシャーの正確確率検定, $p < 0.05$).

耐性種の比率に関しても全体として東 MA で高い傾向を

示し, 森林タイプ間の比較において東 MA で有意に高かったのはブナ林, シオジ林とスギ林 (成熟段階) であった (図 6; カイ二乗検定, $p < 0.05$).

東西 MA で出現した 496 種のうち同定できた 480 種について希少性を 5 区分したところ, 県内の分布地点数が 10 以下の希少性 A に区分されたのは, エゾスズランとオクノカンスゲ, ヤマブドウ, ハシリドコロの 4 種 (全体の 0.8%) であった. エゾスズランとオクノカンスゲは西 MA にのみ, ヤマブドウとハシリドコロは東 MA にのみ本調査で出現した. なお, ハシリドコロは過去に東 MA を含む丹沢山地東部と小仏山地でのみ記録のある種である (神奈川県植物誌調査会編, 2001). 他の 3 種は東西 MA のどちらかでも記録が周辺地域で記録されている種である (神奈川県植物誌調査会編, 2001). 希少性 B, C, D, E それぞれに区分された種数 (比率) は, 41 種 (8.5%), 50 種 (10.4%), 93 種 (19.4%), 292 種 (60.8%) であり, 希少性の高い A と B の合計は全体の 9.3% のみであった. なお東西 MA で希少性の比率には差異はなかった (カイ二乗検定, $p > 0.05$).

希少性の 5 区分を東西 MA の各調査区における相対出現頻度として算出したところ, 希少性 A と B を合計した比率は東西 MA とともにシオジ林やブナ林など冷温帯自然林で高く, とくにブナ林よりもシオジ林で希少性の高い種の出現頻度の比率が高かった (図 7). また, 東西 MA とともにスギ, ヒノキ, アカマツなどの人工林で低い傾向が認められた.

希少性 A と B を合計した比率について東西 MA の森林タイプ間で比較すると, ブナ林では西 MA で高く, シオジ林では東 MA で高い傾向を示したが, いずれも有意な差ではなかった. 他の林分も同様に東西 MA で差異はなかった (カイ二乗検定, $p > 0.05$).

b. 植被率

東 MA 全体と西 MA 全体で林床の植被率を比較すると, 西 MA の平均植被率は 29.5%, 東 MA は 23.9% であり, 西 MA で高い傾向があったが有意な差ではなかった (二標本 t 検定, $p > 0.05$).

東西 MA で種組成が類似した森林タイプ間で植被率を比較すると, ブナ林, ヒノキ林 (若齢段階) では西 MA で植被率が有意に高く, スギ林 (成熟段階) では東 MA で植被率が高かった (図 8). とくにブナ林では西 MA で 71.6%, 東 MA で 21.3% と東西で 50% の差があった.

林分の発達段階と林床植被率との関係を見ると, 東西ともに自然林では林分初期段階を除いて若齢段階から老齢段階までの植被率は西 MA で高かった (図 9). 一方人工林では自然林と異なって若齢段階から老齢段階まで東 MA で植被率が高かった (図 9). 東 MA の自然林では林分初期段階では植被率が 64% と高いが, 弱齢段階, 成熟段階, 老齢段階では植被率が 10.2~20.9% と低かった.

c. 種の多様性

全体として東 MA と西 MA で, 総種数, 種密度, H' , J' に差異は認められなかった.

調査区あたりの総種数は, 東西 MA とともにヒノキ林 (若齢段階) で高く, 冷温帯の自然林で低い値を示した (表 8). 総種数が多かったのは, 東 MA のヒノキ林 (若齢段階) で 107 種, フサザクラ林で 103 種, クマシデ林で 102

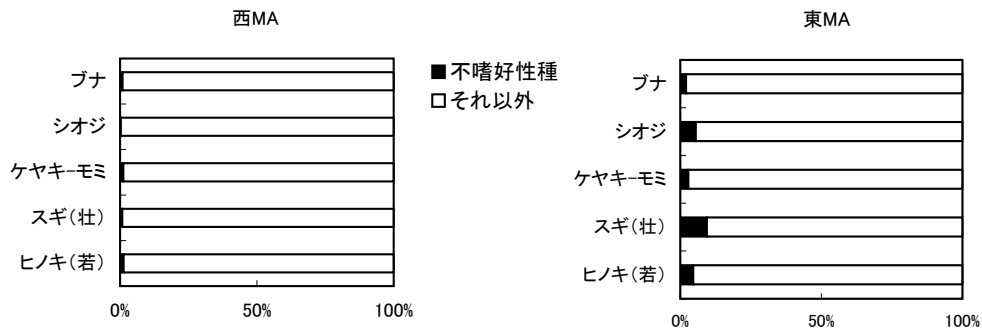


図 5. 林床植生の種組成が類似した東西 MA の森林タイプ間におけるシカの不嗜好性種の比率

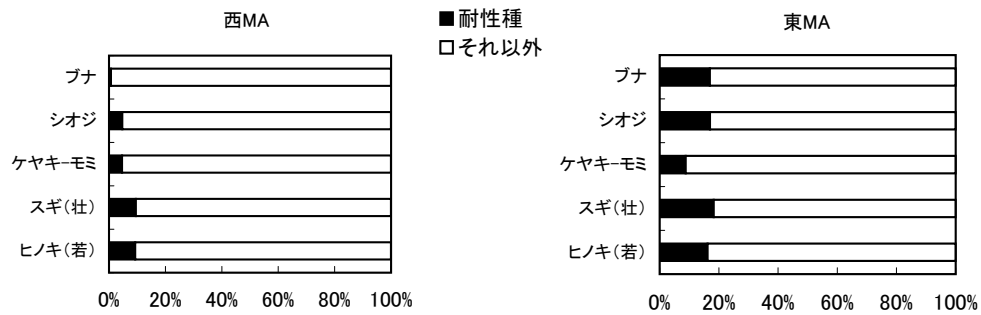


図 6. 林床植生の種組成が類似した東西 MA の森林タイプ間におけるシカの耐性種の比率

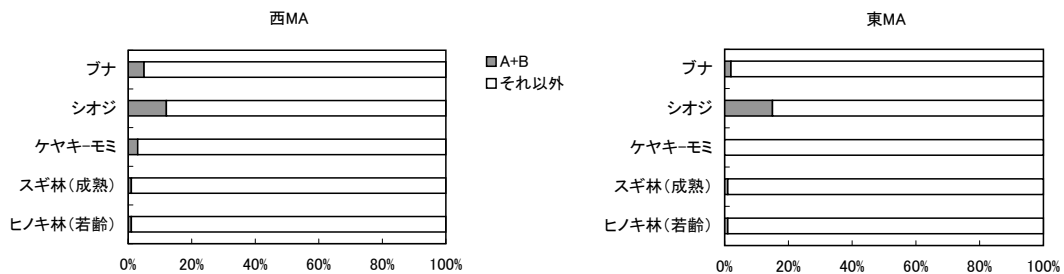


図 7. 林床植生の種組成が類似した東西 MA の森林タイプ間における希少性の高い種の比率

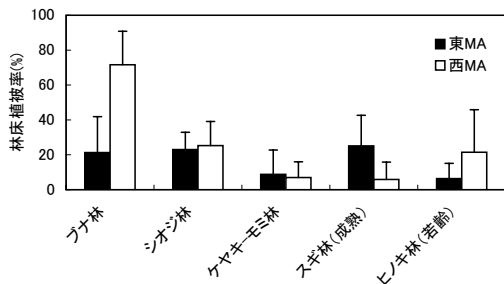


図 8. 林床植生の種組成が類似した東西 MA の森林タイプ間における林床植被率

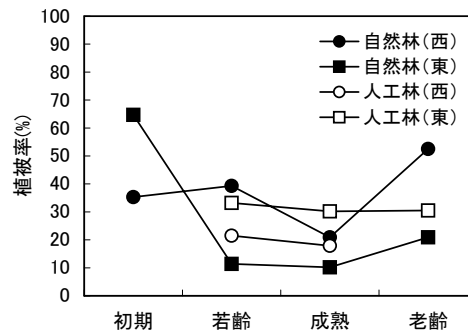


図 9. 東西 MA の自然林および人工林の発達段階による林床植被率の変化

表 7. 東西 MA のどちらかに偏って出現した種の一覧

種名	区分	ブナ		シオジ		モミ-ケヤキ		スギ (成熟)		ヒノキ (若齢)	
		E	W	E	W	E	W	E	W	E	W
マツカゼソウ	不嗜好							IV		II	I
オオバアサガラ	不嗜好	I		V				III			
フタリシズカ	不嗜好							II			
ヒトリシズカ	不嗜好										
ミヤマチドメ	耐性	IV		V		I	1.7	IV	+		
ヤマミズ	耐性	I	+	II	IV			II	IV	III	V
ミズ	耐性	IV		V	I			I			
ミヤマタニソバ	耐性	III		IV							
ハナタデ	耐性			IV				I	+		
アシボソ	イネ	III		III				III			
ヤマカモジグサ	イネ	III									
チデミザサ	イネ					III	I	III		V	II
カゼクサ	イネ								I		
カニツリグサ	イネ										
キツネガヤ	イネ										
コブナグサ	イネ										
ササガヤ	イネ										
トボシガラ	イネ						I				
ミゾイチゴツナギ	イネ										
オオウシノケグサ	イネ							II			
ホソエノアザミ		IV		II							
コカンスゲ	スゲ		II				II				
オクノカンスゲ	スゲ				III						
ミヤマカンスゲ	スゲ				III						
クワガタソウ		V	+	V	II		II	III	I		
イヌトウバナ	IV										
バライチゴ	III										
スズダケ	III	V			III		II				II
モミジイチゴ	III	I				II	I			I	IV
ヤマムグラ	I					II		I		IV	II
タニタデ	II			IV	I			II	+		
ミツバコンロンソウ				V	II			II			
アオダモ	V	II	V	I							
シナノキ	II	+	V	I							
ミヤマイボタ	II	I	II	+							
テンニンソウ								V	I		
ツルマサキ	I	III									II
ミツバアケビ				I	I	III					
オニドコロ						I					III
イワガラミ									I		III
テイカカズラ				II				+	II	+	IV
ムカゴイラクサ						II		IV		+	IV
ツルシロカネソウ			III	V							
イヌシデ		IV	II	I	II	I	III		I	II	
スギ		II						III			
サワハコベ			IV	II				II	+		
以下151種											
合計種数		37	19	26	27	30	41	34	20	11	18

ローマ数字は常在度, +は出現頻度1回の時に用いた.

表 8. 東西 MA の各調査区における林床植生の種多様性

(東MA)						(西MA)									
No.	調査地略号	森林タイプ	発達段階	総種数	種密度 (n/4m2)	H'	J'	No.	調査地略号	森林タイプ	発達段階	総種数	種密度 (n/4m2)	H'	J'
1	K1	モミ林	老齢	39	7.65	1.44	0.91	1	ID1	ウラジロモミ林	老齢	37	6.10	1.38	0.88
2	K5	アカマツ林	若齢	89	21.65	1.74	0.89	2	ID2	シオジ林	老齢	52	13.80	1.54	0.90
3	K6	ヒノキ林	若齢	89	19.65	1.75	0.90	3	ID3	シオジ林	老齢	74	17.50	1.65	0.88
4	N2	イヌシデ林	若齢	49	11.28	1.50	0.89	4	KO1	ブナ林	成熟	40	8.80	1.38	0.86
5	N4	裸地 (崩壊地)	初期	61	13.31	1.61	0.90	5	OM1	コゴメヤナギ林	成熟	98	20.70	1.77	0.89
6	N6	ブナ林	成熟	74	16.65	1.72	0.92	6	OM2	ヤシヤブシ林	若齢	94	19.30	1.81	0.92
7	OH1	モミ林	成熟	78	16.15	1.73	0.92	7	OM3	ケヤキ林	成熟	93	16.30	1.77	0.90
8	OH4	ケヤキ林	成熟	55	13.20	1.55	0.89	8	OM4	裸地 (河原)	初期	66	12.90	1.62	0.89
9	OH8	スギ林	老齢	71	18.20	1.71	0.92	9	OM5	裸地 (河原)	初期	55	8.90	1.54	0.89
10	OS1	スギ林	成熟	53	13.17	1.53	0.89	10	OM6	ケヤキ林	成熟	67	11.80	1.62	0.89
11	OS2	ヒノキ林	若齢	107	25.50	1.81	0.89	11	OM7	ケヤキ林	成熟	77	11.10	1.74	0.92
12	OS3	クマシデ林	若齢	102	16.65	1.82	0.91	12	OM8	ヒノキ林	若齢	114	25.70	1.91	0.93
13	OS6	ヒノキ林	若齢	79	12.95	1.69	0.89	13	OM9	ヒノキ林	若齢	97	16.20	1.78	0.89
14	T1	スギ林	成熟	76	18.25	1.66	0.88	14	OM10	ヒノキ林	成熟	88	15.20	1.72	0.88
15	T2	フサザクラ林	若齢	78	13.25	1.72	0.91	15	OM11	イヌシデ林	若齢	100	20.90	1.79	0.89
16	T3	スギ林	成熟	69	15.35	1.65	0.90	16	OM12	スギ林	成熟	59	7.70	1.61	0.91
17	T4	クマシデ林	若齢	95	14.35	1.80	0.91	17	OM13	ヤシヤブシ林	若齢	77	14.80	1.63	0.86
18	T5	フサザクラ林	若齢	103	20.65	1.83	0.91	18	OM14	アカマツ	成熟	126	38.40	1.91	0.91
19	T6	スギ林	老齢	67	12.40	1.65	0.90	19	OM16	裸地 (河原)	初期	69	13.20	1.65	0.90
20	M	ブナ林	老齢	76	20.65	1.68	0.89	20	OM17	ヒノキ林	若齢	105	18.60	1.83	0.91
21	D	シオジ林	老齢	69	24.65	1.66	0.90	21	OM18	スギ林	成熟	61	10.20	1.61	0.90

種、西 MA ではアカマツ林で 126 種、ヒノキ林（若齢段階）で 114 種、同じくヒノキ林（若齢段階）で 105 種だった。総種数が少なかったのは、東 MA でモミ林 39 種、イヌシデ林 49 種、スギ林 53 種、西 MA でウラジロモミ林 37 種、ブナ林 40 種、シオジ林 52 種だった。

調査区の種密度 ($n / 4m^2$) は、東 MA で多い順にヒノキ林（若齢段階）25.5、シオジ林 24.7、アカマツ林 21.7、西 MA でアカマツ林 38.4、ヒノキ林（若齢段階）25.7、イヌシデ林 20.9 種となり、総種数同様にアカマツ林やヒノキ林（若齢段階）といった人工林で高かった（表 8）。一方、種密度が低かったのは東 MA でモミ林 7.7、イヌシデ林 11.3、スギ林 12.4、西 MA でウラジロモミ林 6.1、スギ林（成熟段階）7.7、ブナ林 8.8 となり、モミやウラジロモミなど針葉樹自然林で低い値を示した。

東西 MA の森林タイプ間で比較すると、ブナ林とシオジ林、スギ林（成熟段階）は東 MA で種密度が有意に高く（二標本 t 検定、 $p < 0.001$ ）、ヒノキ林（若齢段階）では西 MA で種密度が有意に高かった（図 10；二標本 t 検定、 $p < 0.01$ ）。

Shannon-Wiener の多様度指数 (H') は、東 MA では自然林、二次林、人工林という区分による傾向は見出せなかったが、西 MA ではヒノキ林（若齢段階）などの人工林で高く、シオジ林、ブナ林、ウラジロモミ林などの自然林で低かった（表 8）。一方、均等度を示す指数である Pielou の J' も、同様の傾向を示した（表 8）。

d. 東西 MA のブナ林およびウラジロモミ林下のスズダケと稚樹

東 MA のブナ林 (M) と西 MA のウラジロモミ林 (ID1) 下に生育するスズダケについて植被率、桿高を比較したところ、両方とも東 MA は西 MA を下回っていた（二標本 t 検定、 $p < 0.05$; 図 11）。

5cm 以上の稚樹は東 MA で 12 種あったが、オオバアサガラを除いて平均高はいずれも 10cm 未満だった（表 9）。西 MA では 5cm 以上の樹種が出現しなかったが、5cm 未満の樹種は 13 種あった。

植生保護柵を設置して 7 年経過した東 MA のブナ林（林床ササ型、面積 80m²）では、24 種の稚樹が出現し、密度 ($n / 4m^2$) もシナノキ、アラゲアオダモ、ウリハダカエデ、ブナの順に高く、それぞれ 6.0 本、3.0 本、2.9 本、2.6 本あった（表 9）。平均樹高はリョウブ、ミズキ、オオバアサガラの順に高く、それぞれ 51.8cm、46.0cm、44.3cm であった（表 9）。なおブナは平均 10.2cm で最大でも 26.0cm であった。

(4) 考察

A. 東西 MA の森林と林床植生に及ぼすシカの影響

シカの密度が数十頭 / km² レベルの東 MA と数頭 / km² レベルの西 MA において、様々な森林タイプで林分構造や樹木の組成、林床植生の種組成・植被率・種の多様性、スズダケの植被率・桿高、稚樹の密度・樹高を調べたところ、主に 5 つの違いが認められた。これらの差異は、シカの影響によるものと、人間の管理によるもの、流域特性によるものなどと考えられた。

東西 MA の第 1 の差異は、スギ人工林の林分構造であった。とくに東 MA ではオオバアサガラをはじめとする多様な樹種が植栽木の下層を占めていたのに対し（図 3）、西 MA では高木種や低木種を含め他の樹種がほとんどなかった（図 3、表 3）。この違いは、東 MA は県有林、西 MA は国有林という土地所有形態が異なることから、東西 MA の人工林の管理の違い、すなわち、間伐や枝打ちの頻度と強度を示していると考えられるが、自然撓乱の可能性も否定できない。一般に間伐する際は進入広葉樹を除去するため、広葉樹が生育しにくい。また、ヒノキ人工林の場合では、40 年生くらいまでは間伐しても林冠が再開鎖して下層植生は侵入できない（清野、1990）。そのため、本調査では東西 MA の若齢段階のヒノキ林では低木種がみられなかったと考えられる。また、林齢 100 年生の発達したヒノキ人工林でも下層に広葉樹がほとんどない事例がある（鈴木ほか、2005）。これらのことから、東 MA のスギ人工林では強めの間伐が行われたか、冠雪害などの自然撓乱によって光環境が好転した可能性がある。実際に、1986 年には県北部を中心に冠雪害があり、東 MA の札掛地区では冠雪害の被害を受けた人工林に下木植栽して複層林に仕立てた人工林が存在している。

東 MA のスギ人工林で下層を占めていたオオバアサガラは、東 MA のシオジ林やフサザクラ林、クマシデ林でも下

表 9. 東 MA のブナ林の柵内外で出現した樹木稚樹の樹高（面積 80m²）

No.	種名	植生保護柵内			柵外			検定
		n	Ave. H(cm)	Max. H(cm)	n	Ave. H(cm)	Max. H(cm)	
1	シナノキ	119	21.5	156.0	5	5.8	7.0	***
2	アラゲアオダモ	60	19.5	79.0	4		6.0	
3	ウリハダカエデ	57	26.5	113.0	1		6.0	
4	ブナ	51	10.2	26.0	24	7.3	14.5	***
5	イヌシデ	37	25.1	90.0	17	5.9	9.0	***
6	ミヤマザクラ	27	26.6	66.0	2		6.0	
7	コミネカエデ	24	36.1	77.0				
8	サワシバ	21	26.2	55.5	2		6.0	
9	オオモミジ	16	18.1	71.0				
10	リョウブ	16	51.8	145.0				
11	オオバアサガラ	12	44.3	105.0	10	19.5	67.0	*
12	ウラジロモミ	8	11.3	21.0				
13	ミズキ	6	46.0	78.0				
14	ヤマボウシ	5	25.1	54.0				
15	イタヤカエデ	3		11.0	1		6.5	
16	ホオノキ	3		62.0				
17	ミズメ	3		36.0	1		6.0	
18	アカシデ	1		26.0				
19	アズキナシ	1		62.0				
20	キハダ	1		24.0				
21	クマシデ	1		22.0				
22	コシアブラ	1		7.0				
23	ヒコサンヒメジャラ	1		35.0	2		9.0	
24	ホソエカエデ	1		17.0	1		9.0	

***: $p < 0.001$, *: $p < 0.05$

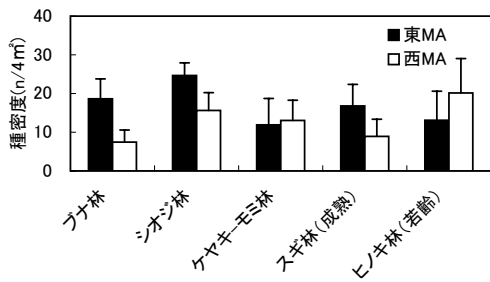


図 10. 林床植生の種組成が類似した東西 MA の森林タイプ間における種密度

層を占めていた (表 3). オオバアサガラはシカに樹皮食いされることがあるものの、不嗜好性種である。そのため、スギ人工林やその他広葉樹林でオオバアサガラが進入・生育しているのは、オオバアサガラが選択的にシカに残されてきたことと、オオバアサガラが光環境の好条件下で成長が早い特性があること (石井ほか, 2005) による。

東西 MA の第 2 の差異は、林床植生の種組成であった。例えば、東 MA のブナ林ではミヤマチドメ、ミズ、ミヤマタニソバ、アシボソ、ヤマカモジグサなど小型の多年生草本や一年生草本、叢生するイネ科草本が出現したのに対し、西 MA ではこれらの種はヤマミズのみでの出現で、スズダケやコカンスゲ、ツルマサキの出現頻度が東 MA と比較して高かった (表 7)。これらの種はいずれも東西 MA の流域に分布することが知られている (神奈川県植物誌調査会, 2001) ことから、同じ森林タイプで出現頻度に差が生じたのはシカの採食影響によると思われる。実際に、丹沢でミヤマチドメやミズなどの小型草本はシカの影響下で増加する種である (田村・山根, 2002)。また、アシボソとヤマカモジグサはイネ科草本であり、一般にイネ科草本はシカの採食に対して適応力がある (高槻, 1989)。一方でスズダケはシカの採食に弱く (古林・山根, 1997; 矢ヶ崎ほか, 1997)、コカンスゲは常緑性で冬季にシカに採食されやすいと考えられる。そのため、東 MA のブナ林はシカの採食影響によりシカに耐性のある種に置き換わっているといえる。

東西 MA の種組成の差異は、ブナ林だけでなく他の森林タイプでも認められ、不嗜好性種の比率や耐性種の比率にも表れていた (図 5, 6)。すなわち、東 MA のシオジ林やスギ林 (成熟段階) では不嗜好性種の比率が西 MA よりも高かった。これらの林分ではオオバアサガラやマツカゼソウ、フタリシズカといった不嗜好性種が東 MA に偏って多く出現していた (表 7)。また、不嗜好性種の比率と同様に、東 MA のブナ林やシオジ林、スギ林ではミズやミヤマタニソバなどの耐性種の比率が高かった (表 7)。このことは、シカの採食影響を受けて不嗜好性種や耐性種が進入・増加したことを示している。シカの過度の採食圧でワラビなどの不嗜好性種や小型の草本とイネ科草本が増加することは、イギリスで Kirby (2001)、アメリカで Rooney & Waller (2003)、ニュージーランドで Husheer *et al.* (2003) が報告しており、一般的な傾向なのであろう。小型草本やイネ科草本がシカに採食されても増加できるのは、生育型が影響している

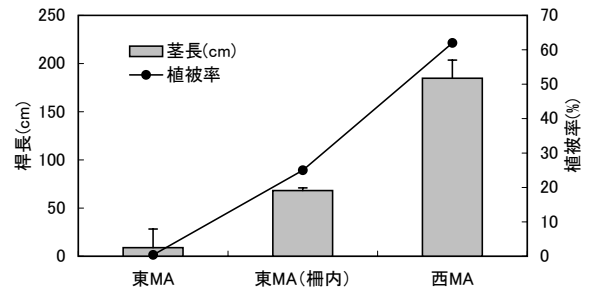


図 11. 東西 MA の冷温帯自然林におけるスズダケの植被率と桿長

考えられる。すなわち、地際部から分岐する形態や叢生する形態は、直立した茎をもつ高茎多年生草本と比較してシカに採食されても植物体の一部が残存するため、そこで開花・結実に至ることが可能だからである。

東西 MA の第 3 の差異は、林床植生の植被率であった。とくにブナ林における林床植被率が東 MA で低く、西 MA で高かった (図 8)。この差異は、ブナ林でスズダケが西 MA に偏って多く出現したこと (表 7)、スズダケの桿高、植被率も西 MA で高かったこと (図 11) から、スズダケの状態の違いを反映した結果であろう。東 MA のブナ林のスズダケは 1960 年代において高さ 1.5m 程度で密生していた (宮脇ほか, 1964) が、その後 1980 年代からシカの採食圧によりスズダケが退行した (羽山ほか, 1994; 古林・山根, 1997)。こうしたことから、東 MA のブナ林のスズダケは退行した状態が続いている。

東西 MA の第 4 の差異は、林床植生の種多様性であった。ブナ林とシオジ林、スギ林 (成熟段階) では東 MA で種密度が高かった (図 10)。ブナ林の場合は、スズダケが退行したことで林内の光環境が好転して、樹木実生や草本類が多く出現するようになった (表 7) ことが東 MA で種密度が高くなった要因であろう。また、ブナ林やシオジ林、スギ林では、東 MA で不嗜好性種や耐性種が多く出現したことから、これらの種がシカの採食に弱い種から置換したことも東 MA で種密度が高かった要因と考えられる。

シカの影響下で種多様性が減少する場合 (Roony & Waller, 2003) と変化しない場合 (Kirby & Thomas, 2000; Morecroft *et al.*, 2001; Nomiya *et al.*, 2003) が報告されており、必ずしもシカの影響で種多様性が低下するわけではない。Takatsuki (1999) のようにシカの影響で種多様性が高まることもあり、本論の東 MA も同様な状況であろう。ただし、シカの影響によって、クルマユリなど高茎草本の地域からの絶滅は生物多様性の保全上、問題である。そのため、シカの採食に弱い種を特定して、その保護対策をとることが重要である。神奈川県が前回総合調査の結果を受けて、国立公園特別保護地区に植生保護柵を設置してきたことは、その後のモニタリング結果 (田村・入野, 2001; 田村ほか, 2005) からして有効だったと判断できる。

東西 MA の第 5 の差異は、スズダケと稚樹の状態であった。東 MA の自然林のスズダケは桿長 9.0cm で植被率も 1% 未満だったのに対し、西 MA の自然林のスズダケは桿

長 185.0cm, 植被率 62.0%と, 東 MA を大きく上回っていた (図 11). しかし, 高さ 5cm 以上の稚樹は東 MA で多く生育していたのに対し, 西 MA ではなかった. 一般にササが繁茂していると稚樹はその下で成長できないことが知られている (Nakashizuka & Numata, 1982). このことから, 東 MA で稚樹が多くあり西 MA で稚樹が無かったのは, 東 MA ではスズダケが退行したことで光環境が好転して稚樹が定着しやすくなったのに対し, 西 MA ではスズダケが繁茂していることで林床が暗いため稚樹が定着できないことを示していると考えられる. しかしながら, 東 MA ではオオバアサガラを除いて 10cm を越える樹種はなく, 7 年経過した植生保護柵内では 24 樹種が最大で 156cm に生育していたこと (表 9) は, 柵外では稚樹が定着しやすいものの, シカの採食により成長できないことを示している.

以上のことから, 東 MA はシカの影響を強く受けて減少する種がある一方で, 不嗜好性種など増加している種もあって, 種密度などの種多様性は低下していなかった. しかし, シカの影響は調査区および森林タイプによって異なり, 流域全体で同じように影響しているわけではなかった. 一方, 西 MA はシカの密度が低く, 現状ではシカの採食影響を東 MA ほど受けている傾向はなかったが, 東 MA と同様に調査区および森林タイプによってその影響の程度は異なった. しかしながら, シオジ林やケヤキ林のように成熟段階の森林でも林床植被率が低い調査区があったことから, シカの採食影響を確実に受けていることは否定できない. 現状では, 不嗜好性種が東 MA ほど多く進入していないことから, シカの影響を受けはじめて間もないのかもしれない. そのため, 今後も様々な森林タイプで林分構造および林床植生に着目してシカの影響を把握していくことが重要である.

B. 植物からみた東西 MA の地域特性

東 MA と西 MA は同様の森林タイプから構成されており, 人工林の比率は大きく変わらないものの, 冷温帯自然林は西 MA に多く残っている (丹沢大山総合調査情報整備調査チーム, 2006). 西 MA はシカの密度が低いため, 冷温帯自然林のスズダケも西 MA で良好な状態で存在している (図 10). また, 西 MA のシオジ林は不嗜好性種も少なく, オクノカンスゲやミヤマカンスゲなど, 東 MA のシオジ林では見られない大型スゲ類も生育している. こうしたことから, 西 MA の冷温帯自然林は, 東 MA と比較して良好な状態が保たれているといえる. 一方東 MA の冷温帯自然林は, 西 MA よりも直径の太いブナやシオジが存在し, 林床植被率は西 MA と同程度で種密度は西 MA よりも多かったが, 不嗜好性種や耐性種の比率が高かった. こうしたことから, 東 MA の冷温帯自然林は高木から低木までの状態は良いものの, 林床植生の種組成がシカの影響に強い種に置き換わっていることが問題である. 暖温帯部については, 東 MA は冷温帯自然林と同様にシカの不嗜好性種や耐性種に置き換わり, 種多様性が低下しているわけではなかった. 一方西 MA の暖温帯部では成熟段階の森林でも林床植被率が少ない場合が多く, 自然林, 人工林ともに西 MA の冷温帯自然林ほど良好な状態とはいえなかった. こうしたことから, 東西 MA 内の森林タイプにもそれぞれ個性があり, 必ずしもシカの採食圧を同程度受けているわけではないと考えられた. これには, 構成種の生活史特性によるところが大きく関与していると思われる. そこで, 今後はシカの影

響を受けやすい種の生活史特性を把握し, 定期的にモニタリングすることが不可欠である.

謝 辞

本研究の実施にあたり, 多くの方にお世話になった. とくに維管束植物グループの調査員である中西のりこ, 中山博子, 長澤展子, 三樹和博, 村上美奈子, 金井和子, 佐々木あや子, 山本幸子, 梅木俊子, 久江信雄, 武智憲治, 田中徳久, 山本絢子, 高橋秀男, 木場英久, 支倉千賀子, 石田祐子, 杉谷祥志, 高橋孝三, 岡 利雄, 本田由美の各氏と, ボランティア登録されて本調査を手伝っていただいた方々には現地調査で協力していただいた. ここに厚くお礼申し上げる.

文 献

- Akashi, N. & T. Nakashizuka, 1999. Effects of bark-stripping by Sika deer (*Cervus nippon*) on population dynamics of a mixed forest in Japan. *Forest Ecology and Management*, 113: 75-82.
- 藤森隆郎, 2006. 森林生態学. 持続可能な管理の基礎. 480pp. 全国林業改良普及協会, 東京.
- Fuller, R. J. & R. M. A Gill, 2001. Ecological impacts of increasing numbers of deer in British woodland. *Forestry*, 74: 193-199.
- 古林賢恒・山根正伸, 1997. 丹沢山地長尾根での森林伐採後のニホンジカとスズダケの変動. *野生生物保護*, 2: 195-204.
- 古林賢恒・山根正伸・羽山伸一・羽太博樹・岩岡理樹・白石利郎・皆川康雄・佐々木美弥子・永田幸志・三谷奈保・ヤコブ・ボルコフスキー・牧野佐絵子・藤上史子・牛沢理, 1997. ニホンジカの生態と保全生物学的研究. (財)神奈川県公園協会・丹沢大山自然環境総合調査団企画委員会編, 丹沢大山自然環境総合調査報告書, pp.319-421. 神奈川県環境部, 横浜.
- 長谷川順一, 2000. ニホンジカの食害による日光白根山の植生の変化. *植物地理・分類*, 48: 47-57.
- 羽山伸一・古林賢恒・三谷奈保・山根正伸, 1994. 丹沢山地におけるササの退行とニホンジカの状況. *WWF Japan Science Report*, 2 (1): 21-47.
- 日野輝明・古澤仁美・伊藤宏樹・上田明良・高畑義啓・伊藤雅道, 2003. 大台ヶ原における生物間相互作用にもとづく森林生態系管理. *保全生態学研究*, 8: 145-158.
- 星 直斗・山本詠子・吉川菊葉・川村美岐・持田幸良・遠山三樹夫, 1997. 丹沢山地の自然林. (財)神奈川県公園協会・丹沢大山自然環境総合調査団企画委員会編, 丹沢大山自然環境総合調査報告書, pp.175-257. 神奈川県環境部, 横浜.
- Husheer, S. H., D. A. Coomes & A. W. Robertson, 2003. Long term influences of introduced deer on the composition and structure of New Zealand Nothofagus forests. *Forest Ecology and Management*, 181: 99-117.
- 石井祥子・浅見 徹・上田敦子・河原輝彦・菅原 泉, 2005. 人工造林地における 4 年生オオバアサガラの成長特性. *日本森林学会大会講演要旨集*, (116): CD-ROM.

- 神奈川県レッドデータ生物調査団, 1995. 神奈川県レッドデータ生物調査報告書 1995. 257pp. 神奈川県立生命の星・地球博物館, 神奈川.
- 神奈川県植物誌調査会編, 2001. 神奈川県植物誌 2001. 1580pp. 神奈川県立生命の星・地球博物館, 神奈川.
- 梶 光一, 2003. エゾシカと被害: 共生のあり方を探る. 森林科学, 39: 28-34.
- 勝山輝男・高橋秀男・城川四郎・秋山 守・田中徳久, 1997. 植物相とその特色 I 種子植物・シダ植物. (財)神奈川県公園協会・丹沢大山自然環境総合調査団企画委員会編, 丹沢大山自然環境総合調査報告書, pp.543-558. 神奈川県環境部, 横浜.
- 勝山輝男・田中徳久・木場英久・神奈川県植物誌調査会, 2006. 維管束植物. 高桑正敏・勝山輝男・木場英久編, 神奈川県レッドデータ生物調査報告書 2006, pp.37-130. 神奈川県立生命の星・地球博物館, 小田原.
- Kirby, K. J., 2001. The impacts of deer on the ground flora of British broadleaved woodland. *Forestry*, 74: 219-229.
- Kirby, K. J. & R. C. Thomas, 2000. Changes in the ground flora in Wytham Woods, southern England from 1974 to 1991 - implications for nature conservation - . *J. Veg. Sci.*, 11: 871-880.
- 清野嘉之, 1990. ヒノキ人工林における下層植物群落の動態と制御に関する研究. 森林総研研報, (359): 14-122.
- 越地 正・中嶋伸行, 1997. 丹沢山地の 2, 3 の地点における気象の特徴. (2) 神奈川県森林研究所研究報告, (23): 17-67.
- 南谷忠志 (2005) 南九州の新分類群の植物とその保全. 分類 5 (2): 67-84.
- 宮脇 昭・大場達之・村瀬信義, 1964. 丹沢山隗の植生. (財)国立公園協会編, 丹沢大山学術調査報告書, pp.54-102. 神奈川県, 横浜.
- Morecroft, M. D., M. E. Taylor, S. A. Ellwood & S. A. Quinn, 2001. Impact of deer herbivory on ground vegetation at Wytham Woods, central England. *Forestry*, 74: 251-257.
- 永田幸志・小林俊元・山根正伸・田村 淳・瀧井暁子, 2006. 2004 年度ニホンジカ (*Cervus nippon*) 保護管理に関する調査報告. 神奈川県自然環境保全センター報告, (3): 28-36.
- Nakashizuka, T. & M. Numata, 1982. Regeneration process of climax beech forests I. Structure of a beech forest with the undergrowth of sasa. *Jap. J. Ecol.*, 32: 57-67.
- Nomiya, H., W. Suzuki, T. Kanazashi, M. Shibata, H. Tanaka & T. Nakashizuka, 2003. The response of forest floor vegetation and tree regeneration to deer exclusion and disturbance in a riparian deciduous forest, central Japan. *Plant Ecology*, 164: 263-276.
- Rooney, T. P., 2001. Deer impacts on forest ecosystems: North American perspective. *Forestry*, 74: 201-208.
- Roony, T. P. & D. M. Waller, 2003. Direct and indirect effects of white-tailed deer in forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*, 181: 165-176.
- 佐竹義輔・原 寛・亙理俊次・富成忠夫, 1989a. 日本の野生植物木本 I . 321pp. + 304pl. 平凡社, 東京.
- 佐竹義輔・原 寛・亙理俊次・富成忠夫, 1989b. 日本の野生植物木本 II . 305pp. + 288pl. 平凡社, 東京.
- 鈴木和次郎・須崎智広・奥村忠允・池田 伸, 2005. 高齢化に伴うヒノキ人工林の発達様式. 日本森林学会誌, 87: 27-35.
- 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.
- 高槻成紀, 2000. シカが及ぼす生態的影響. 生物科学, 52: 29-36.
- Takatsuki, S., 1999. Considering biodiversity - on ungulate herbivory and diversity of plant communities-. *Mammal Study*, 39: 65-74.
- Takatsuki, S. & T. Gorai, 1994. Effects of sika deer on the regeneration of a *Fagus crenata* forest on Kinkazan Island, northern Japan. *Ecological Research*, 9: 115-120.
- Takatsuki, S. & Y. Hirabuki, 1998. Effects of Sika deer browsing on the structure and regeneration of the *Abies firma* forest on Kinkazan Island, Northern Japan. *J. Sustainable Forestry*, 6: 203-221.
- 田村 淳, 2005. 丹沢山地でのシカによる植生への影響と植生回復対策. 日本生態学会関東地区会報, (54): 21-24.
- 田村 淳・入野彰夫, 2001. 丹沢山地の特別保護地区に設置された植生保護フェンス内の植生 - 2000 年の調査結果 - . 神奈川県自然環境保全センター研究報告, 28: 19-27.
- 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.
- 田村 淳・永田幸志・小林俊元・山根正伸・栗林弘樹・瀧井暁子, 2005. 2003 年度神奈川県ニホンジカ保護管理事業に関する植生調査結果とモニタリング指標の考案. 神奈川県自然環境保全センター報告, (2): 11-20.
- 田村 淳・山根正伸, 2002. 丹沢山地ブナ帯のニホンジカ生息地におけるフェンス設置後 5 年間の林床植生の変化. 神奈川県自然環境保全センター研究報告, (29): 1-6.
- 丹沢けものみちネットワーク, 2006. 丹沢山地札掛地区におけるニホンジカ (*Cervus nippon*) 生息密度調査結果. 神奈川県自然環境保全センター報告, (3): 25-27.
- 丹沢大山自然環境総合調査団, 1997. 調査のまとめと自然環境保全のための提言. (財)神奈川県公園協会・丹沢大山自然環境総合調査団企画委員会編, 丹沢大山自然環境総合調査報告書, pp.1-11. 神奈川県環境部, 横浜.
- 丹沢大山総合調査 情報整備調査チーム, 2006. アトラス丹沢第二集. 50pp. 丹沢大山総合調査実行委員会, 横浜.
- Watkinson, A. R., A. E. Riding & N. R. Cowie, 2001. A community and population perspective of the possible role of grazing in determining the ground flora of ancient woodlands. *Forestry*, 74: 231-239.
- Watkinson, A. R. & S. J. Ormerod, 2001. Grasslands, grazing and biodiversity: editors' introduction. *Journal of Applied Ecology*, 38: 233.
- 矢ヶ崎朋樹・菊池美弥・原田修平・星 直斗・持田幸良・遠山三樹夫, 1997. 丹沢山地の稜線部におけるササ群落の現状. (財)神奈川県公園協会・丹沢大山自然環

境総合調査団企画委員会編, 丹沢大山自然環境総合調査報告書, pp.258-267. 神奈川県環境部, 横浜.
矢原徹一, 2006. シカの増加と野生植物の絶滅リスク. 湯本貴和・松田裕之編, 世界遺産をシカが喰う シカと森

の生態学, pp.168-187. 文一総合出版, 東京.
山根正伸, 1999. 丹沢山地におけるニホンジカ個体群の栄養生態学的研究. 神奈川県森林研究所研究報告, (26): 1-50.