

小笠原諸島父島の乾性低木林における 41 年間の 個体群動態（予報）

清水 善和（駒澤大学 総合教育研究部）

要 約

小笠原諸島父島の中央山東平にある乾性低木林に永久方形区（30 m×30 m）を設置し、10 年ごとに同様の毎木調査を行って、41 年間の森林の組成、構造の変化を追跡調査した。方形区に出現した種は、樹木 45 種、草本 25 種で、高い固有種率（樹木の 72.3%）、希少種（絶滅危惧種）の多さ、外来種の少なさなどの特徴がみられた。41 年間に多くの種で個体数が減少し、残存個体の樹冠が大きくなる傾向が見られた。希少種の世代交代が進んでおらず、絶滅が危惧される。その原因としては、返還後の気候の乾燥化による生育環境の悪化が主と考えられるが、ノヤギ、クマネズミ、グリーンアノール、プラナリアなどの外来動物による悪影響も関与している可能性がある。

I. はじめに

小笠原諸島父島の中央山東平を分布の中心とする乾性低木林は、多くの固有種を含む種多様性の高い森林であり、また、絶滅危惧種に指定されている希少種が集中して分布する保全上貴重な場所でもある（清水・田端、1979；清水、2008）。筆者は 1976 年より乾性低木林の分布、成立環境、種多様性の維持・更新機構などの解明に取り組んできた。その一環として、1976 年に中央山東平の一角に永久方形区（30 m×30 m）を設置し、調査区内の全出現個体を対象とした個体群動態のモニタリング調査を開始した。

永久方形区では 10 年ごとに同一の毎木調査を行って組成・構造の変化を見ることとし、1986 年（2 回目）、1997 年（3 回目）、2007 年（4 回目）の調査を実施した。過去の調査結果は清水（1999；2009）に発表した。本稿ではこれらに 2017 年 8 月に行われた 41 年目（5 回目）の調査結果を加えて、永久方形区における乾性低木林の 41 年間の個体群動態を俯瞰する。

Ⅱ．調査地と調査方法

1. 調査地

調査地は、南北に走る父島の脊梁山地の東側に位置する山地緩斜面（中央山東平）にある。永久方形区は約 5 度の傾きで東に向けて傾斜しており、上方ほど土壌が薄くて樹高が低く、下方ほど土壌が厚く樹高が高くなる傾向がある。ただし、方形区の範囲内で上下の環境条件にさほど大きな差はなく、方形区内で樹種や個体密度に大きな偏りは見られない。調査地一帯は返還直後より国有林の中央山東平学術参考保護林に指定され、2003 年からはアカガシラカラスバトのサンクチュアリにも含まれて厳重な保護がなされているため、この 41 年間は調査・研究による立ち入りを除いては、直接の人為の影響は受けていない。なお、2007 年には森林生態系保護地域のコア地域に、2011 年には世界自然遺産地域にも編入されている。

2. 調査方法

下記の手順で永久方形区（30 m×30 m）の毎木調査を実施した。

- ①小区画の設定：永久方形区を一辺 5 m の小区画（5 m×5 m：36 区画）に区分し、これを調査単位とした。小区画の 4 隅に目印の支柱を立てて、毎回小区画を復元できるようにした。
- ②木本調査：森林を樹高により 5 つの階層に分け（第Ⅰ層：4 m 以上、第Ⅱ層：2-4 m、第Ⅲ層：0.7-2 m、第Ⅳ層：0.2-0.7 m、第Ⅴ層：0.2 m 未満）、小区画ごとに全個体の種名、出現階層（最も高い幹の属する階層）、階層別幹本数を記録した。樹高 2m 以上の幹については樹高 1.2m における幹の直径（胸高直径、DBH）を測定した（1976 年、2007 年、2017 年のみ）。第Ⅰ～Ⅲ層の個体については小区画ごとの詳細な林木配置図を作成し、特定個体を継続して追跡できるようにした。
- ③下層植生調査：樹木の稚樹（第Ⅳ層）と実生（第Ⅴ層）については、小区画単位で出現する種ごとの個体数をカウントした。また、草本・ツル・着生・寄生植物については、小区画単位で出現する全種の種名を記録した（1986 年は欠測）。
- ④樹冠投影図：永久方形区全体の樹冠投影図を作成した（1976 年、2007 年、2017 年のみ）。
なお、1986 年と 1997 年の間は 11 年間となったが、以下の解析ではとくに数字の補正はしていない。

Ⅲ. 調査結果

1. 組成と構造

表 1 に永久方形区設定時（1976 年）の樹木の組成を示す。方形区に出現した全個体数は、38 種、23987 個体であった。このうち、第Ⅰ～Ⅲ層を親木・若木、第Ⅳ・Ⅴ層を稚樹・実

表 1 調査開始時（1976 年）の樹木の階層別個体数と胸高断面積

RD：「環境省レッドデータ 2015」記載のランクを示す。

種名	分布	RD	階層					胸高断面積 (cm ²)
			I	II	III	IV	V	
アツバシロテツ	固有	EN		2	1			2.0
オオバシロテツ	固有			5		1		5.0
シロテツ	固有			28	83	5	51	29.0
アカギ	外来						1	
シマムラサキ	固有	CR		3	9	62	102	3.0
コヤブニッケイ	固有					1	1	
ノヤシ	固有	VU		2	3	3		2.0
シマイスノキ	固有		109	90	44	393	639	7456.9
シマホルトノキ	固有		5	9	10	19	49	139.2
ムニンゴシュユ	固有	VU	14	3			12	1232.0
オオトキワイヌビワ	固有	VU		1	3	9	6	1.0
オガサワラクチナシ	固有	VU	2	19	10	1	1	30.0
オガサワラモクレイシ	固有	VU	3		1	6	18	143.9
テリハハマボウ	固有		7	15	11	3	9	508.1
ムニンイヌツゲ	固有	VU	32	9	14	29	226	1574.0
シマムロ	固有	VU	1					43.0
ムニンネズミモチ	固有		10	77	231	1589	1756	139.2
ムニンイヌグス	固有		3	34	165	138	78	86.1
コブガシ	固有				1			
シマタイミンタチバナ	固有	VU	41	3	3	4	18	1884.5
キンショクダモ	固有			5	30	3	14	5.0
シマモクセイ	広域					1	7	
タチテンノウメ	広域				1		8	1.0
タコノキ	固有		37	16	53	70	3	1938.5
オオミトベラ	固有	EN		5	15	36	84	5.0
シマカナメモチ	広域	NT			2		6	
リュウキュウマツ	外来		2	5	7	16	79	54.5
アカテツ	広域		83	37	45	123	13416	4269.3
オガサワラボチョウジ	固有	VU	14	2	1		3	942.2
シマシャリンバイ	広域		13	31	31	325	716	272.9
ヒメフトモモ	固有	VU	53	69	83	318	580	1952.0
チチジマクロキ	固有	EN		7	60	10	3	11.0
ムニンヒメツバキ	固有		80	17	22	18	430	8873.9
ナガバキプシ	固有	EN		1	4	4		1.0
シマギョクシンカ	固有	VU		1	4	63		1.0
ムニンシャシャンボ	固有	VU	1	1	5		1	13.8
トキワガマズミ	固有	EN				1		
ムニンアオガンピ	固有	NT	7	5	39	84	325	133.8
合計			517	502	991	3335	18642	31753.8

生とすると、親木・若木は 34 種、2010 個体、稚樹・実生は 35 種、21977 個体である。林冠（第Ⅰ層）を構成する樹木ではシマイスノキが最も多く、アカテツ、ムニンヒメツバキ、ヒメフトモモなどが優占種群を構成する。亜高木・低木（第Ⅱ、Ⅲ層）ではムニンネズミモチとムニンイヌグスが多い。また、実生（第Ⅴ層）ではアカテツが圧倒的に多かった。

樹木 38 種のうち 31 種（81.6%）が固有種であり、筆者が乾性低木林の随伴種とよぶ希少種（シマムラサキ、オオミトベラ、チチジマクロキ、ナガバキブシ、ムニンイヌツゲ、ムニンゴシュユ、オガサワラモクレイシなど）の大半が含まれる（清水、2008）。とくに、シマタイミンタチバナ、ムニンイヌツゲ、ムニンゴシュユ、チチジマクロキは他所と比べて個体密度が高い。環境省の「レッドリスト 2015 植物Ⅰ（維管束植物）」（環境省ホームページ：env.go.jp/press/files/jp/28075.pdf）に記載の絶滅危惧種が 20 種（52.6%）もあり、これほど一カ所に集中している場所は他にない。また、外来種の侵入の著しい有人島の父島にあって、方形区内の外来種の少なさも特筆に値する。外来種 2 種のうち、アカギは実生が 1 個体あっただけであり、実質的には戦前に小笠原に導入されたリュウキュウマツが唯一の外来種である。1976 年時点では、リュウキュウマツはまさに侵入しつつある段階であった（清水、1999）。

1976 年における林冠を構成する樹木の樹高は概ね 6～8m（アカテツがやや突出する）で、全体として低木林の相観を呈する。樹冠投影図（図 2 参照）ではシマイスノキ（全面積の 21.0% を占有）、ムニンヒメツバキ（同 20.2%）、アカテツ（同 13.8%）の 3 種が飛び抜けて多く、とくにムニンヒメツバキには巨大な樹冠をもつ個体がある。これら以外の種の樹冠は小さいものが多く、樹冠どうしの間に隙間が見られるので、方形区内に散在する大きめの林冠ギャップも含めて、林冠の空き面積の合計は 18.7% と大きかった。

林床の草本、ツル植物、着生・寄生植物としては 20 種が出現した（表 2）。ムニンナキリスゲ、ムニンクロガヤ、フサシダは全域にわたって林床に出現し、トキワサルトリイバラ、オオシラタマカズラ、ムニンハナガサノキの 3 種のツル植物も高い頻度で見られた。20 種のうち 13 種（65%）が固有種であり、5 種（25%）が「環境省レッドリスト 2015」記載の絶滅危惧種に指定されている。また、外来の草本類がまったく見られないのもこの方形区の特徴である。

2. 41 年間の変化

図 1 に 41 年間の階層ごとの個体数の変化と階層間の移動をまとめた。また、表 3 に第Ⅰ～Ⅲ層に出現した種ごとの個体数の変化と 41 年間の増減の割合を示す。以下に、各調査の間の時期を第 1 期から第 4 期に分けてそれぞれの特徴を記す。なお、41 年間で追跡調査さ

表 2 草本・ツル・着生・寄生植物の出現頻度の推移

数字は出現した小区画数（全 36 区画）を表す。

RD：「環境省レッドデータ 2015」記載のランクを示す。

種名	分布	RD	1976 年	1986 年	1997 年	2007 年	2017 年
ムニンナキリスゲ	固有		34	欠測	36	36	30
ムニンクロガヤ	広域		34		34	35	9
フサシダ	広域		33		34	34	30
トキワサルトリイバラ	広域		33		29	27	19
オオシラタマカズラ	固有		32		25	28	25
ムニンハナガサノキ	固有		30		30	30	32
ヒゲスゲ	広域		28		4	14	3
ヒラアンペライ	広域		10		10	10	1
キキョウラン	広域		8		12	6	2
マツバラン	広域	NT	7		10	4	3
ホソバクリハラン	固有	NT	5		7	4	1
アサヒエビネ	固有	VU	3		2	2	2
タマシダ	広域		1		5	4	1
エダウチチジミザサ	広域		1				
オキナワテイカカズラ	広域		1				
ムニンエダウチホングウシダ	固有	VU	1				1
ヒバゴケ	広域				3		1
ハマホラシノブ	広域				1	1	
トウロウソウ	外来					6	
ウエマツソウ	広域	VU				4	
シマツレサギ	固有	EN					23
シマオオタニワタリ（着生）	広域		+		+		
ヒメシシラン（着生）	広域		+		+	+	
ムニンボウラン（着生）	固有	EN	+		+		
ヒノキバヤドリギ（寄生）	広域		+		+	+	+

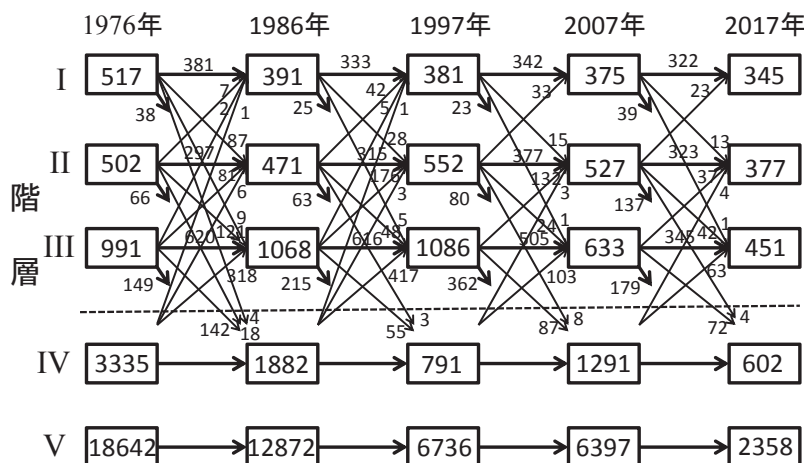


図 1 階層別の総個体数と階層間の移動個体数の推移

表 3 第Ⅰ～Ⅲ層の個体数の推移と 41 年後の割合

種名	RD	1976	1986	1997	2007	2017	増減 (2017/ 1976)
シマモクセイ		0	0	1	1	2	1.00<
シマシャリンバイ		75	77	136	134	94	1.25
シマムロ	VU	1	1	1	1	1	1.00
タチテンノウメ		1	1	1	1	1	1.00
シマカナメモチ	NT	2	1	2	2	2	1.00
ムニンシャシャンボ	VU	7	7	7	7	7	1.00
ムニンヒメツバキ		119	109	122	115	112	0.94
ヒメフトモモ	VU	205	175	215	204	178	0.87
シマイスノキ		243	233	264	239	203	0.84
オオバシロテツ		5	5	4	5	4	0.80
ノヤシ	VU	5	5	3	4	4	0.80
タコノキ		106	70	83	84	73	0.69
ムニンアオガンピ	NT	51	118	141	85	35	0.69
アツバシロテツ	EN	3	3	3	3	2	0.67
ムニンイヌグス		202	182	198	154	127	0.63
ムニンゴシュユ	VU	17	15	12	10	10	0.59
ムニンイヌツゲ	VU	55	45	41	37	30	0.55
シマホルトノキ		24	15	17	16	13	0.54
キンショクダモ		35	32	29	26	18	0.51
チチジマクロキ	EN	67	65	57	41	34	0.51
オガサワラボチヨウジ	VU	17	13	11	9	8	0.47
シマタイミンタチバナ	VU	47	39	33	30	22	0.47
テリハハマボウ		33	20	20	19	15	0.45
オガサワラクチナシ	VU	31	29	20	17	13	0.42
アカテツ		165	128	86	81	58	0.35
シロテツ		111	98	88	67	38	0.34
オオトキワイヌビワ	VU	4	3	2	1	1	0.25
ムニンネズミモチ		318	383	344	112	64	0.20
リュウキュウマツ		14	36	29	19	2	0.14
オオミトベラ	EN	20	6	4	4	2	0.10
シマムラサキ	CR	12	5	2	1	0	0.00
オガサワラモクレイシ	VU	4	2	3	2	0	0.00
コブガシ		1	0	0		0	0.00
ナガバキブシ	EN	5	5	2	1	0	0.00
シマギョクシンカ	VU	5	4	8	3	0	0.00
合計		2016	1930	1989	1535	1173	0.58

れた個体（第Ⅰ～Ⅲ層に出現）の総数は 2849 個体に上った。

- ①第 1 期（1976～1986 年）：1983 年 11 月の大型台風の被害による高木・亜高木層の樹冠の幹折れ・先枯れが顕著で、階層が下方にシフトした個体が多く見られた。とくに、シマイスノキでは第Ⅰ層 109 個体のうち、44 個体（40.4%）が第Ⅱ層以下に樹高を減じた。1980～83 年に父島で猛威を振るった松枯れ病により、方形区周辺のリュウキュウマツ親木が大量に枯死した。1980 年夏の干ばつで第Ⅴ層のアカテツの実生は半減し、ムニン

ネズミモチの実生も 4 分の 1 に減った。一方、シマイスノキが 1984 年に成り年となり、翌年大量発生したシマイスノキの実生が一時は林床を埋め尽くす現象が起きた。

②第 2 期（1986 ～ 1997 年）：第 1 期に台風で損傷した樹冠が少しずつ回復する傾向が見られた。乾性低木林の随伴種となる希少種は第 1 期から減少しつつあったが、第 2 期でもその流れは変わらず、オオミトベラとシマムラサキは当初の 5 分の 1 以下に激減した。アカテツは 1984 年、1993 年にオオシラホシアシブトクチバ（蛾）の大発生による食害を受け、すべての階層で個体数が大幅に減少した。第 1 期に方形区に侵入しつつあったリュウキュウマツは、林冠に達するものが増える一方、新たな実生、稚樹はほとんど見られなくなった。

③第 3 期（1997 ～ 2007 年）：多くの種で個体数の減少傾向が続いた。とくに亜高木性樹種のムニンネズミモチは、原因不明ながら第 I ～ III 層の個体数が 3 分の 1 に激減した。また、当初は比較的個体数の多かった低木性樹種のシロテツやチチジマクロキも減少が加速して個体数が当初の 60% になった。一方、第 V 層ではヒメフトモモの実生が大量に芽生えて他種の減少分を補い、シマイスノキ、ムニンイヌグス、ヒメフトモモでは実生から稚樹に育ったものがあつたため、第 IV 層の個体数が増加した。2006 年の台風後にパイオニア種のアコウザンショウの実生が大量に発生し、一時的に第 V 層の個体数を増加させた。親木に成長したリュウキュウマツの樹冠が林冠から突出するようになった。

④第 4 期（2007 ～ 2017 年）：各階層で個体数の大幅な減少が見られた。アカテツの第 I ～ III 層の個体数は 1976 年の 35% にまで減少した。低木性樹種の希少種であるシマムラサキ、ナガバキブシ、ムニンシャシャンボはついに方形区から消失した。他の随伴種のムニンゴシュユ、ムニンイヌツゲ、オガサワラクチナシ、シマタイミンタチバナなども減少傾向は止まらず、当初の 40 ～ 60% にまで個体数が減少した。2016 年の干ばつの影響のためか、第 IV、V 層の稚樹、実生の個体数が大幅に減少したことも第 4 期の特徴である。また、草本でも以前は大きな株が目立ったムニンクロガヤの衰退が著しく、林床のムニンナキリスゲの生育もごくわずかとなった（表 2）。2012 年に調査地を含む中央山東平一帯のノヤギ排除柵が完成し、ノヤギの影響が完全になつたので、今回はノヤギ排除の効果が期待されたが、低木、稚樹、実生、草本層の回復傾向は認められなかつた。ただし、今回初めてシマツレサギの芽生えが多数見られたのはノヤギ排除の効果かもしれない。林冠から突出する樹冠をもっていたリュウキュウマツは松枯れ病のためかほとんどが枯死し、リュウキュウマツは方形区からほぼ消失した。

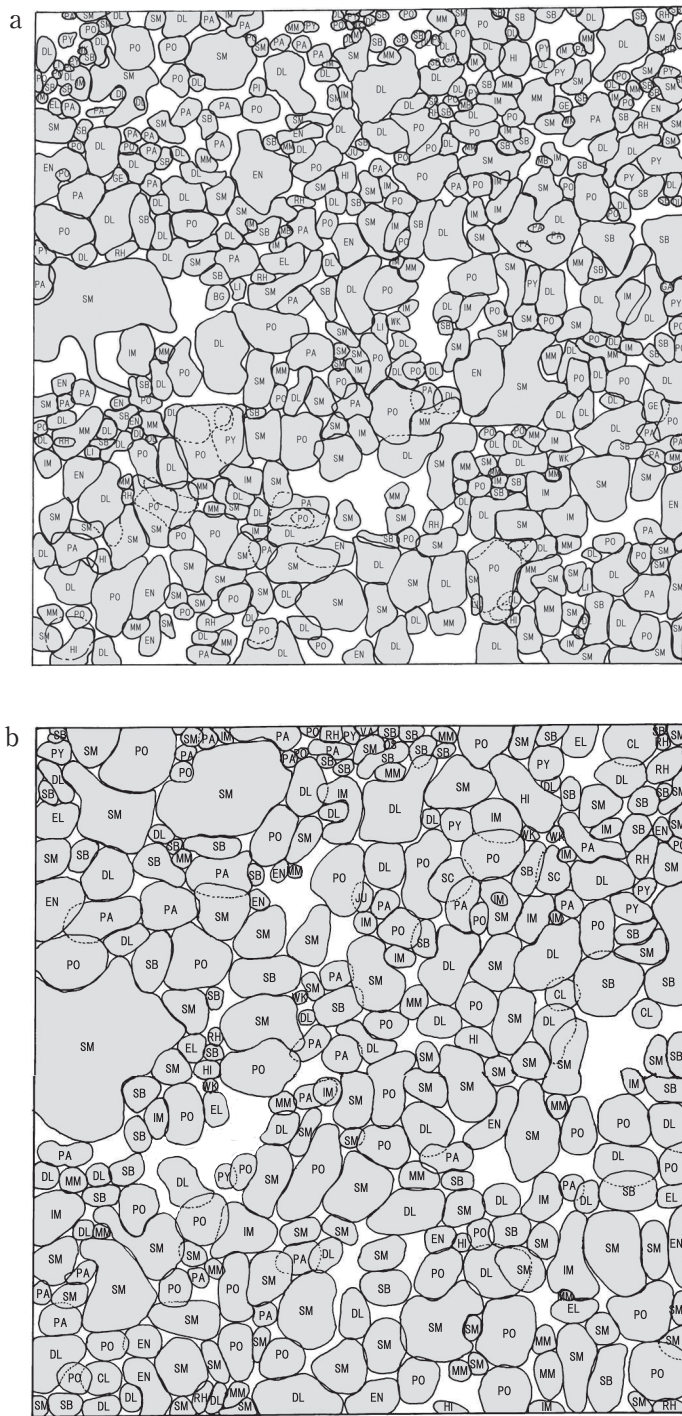


図 2 樹冠投影図

a: 1976 年; b: 2017 年

図中の種の略号は表4を参照のこと。

3. 樹冠投影図と林冠ギャップ

図 2 に 1976 年と 2017 年の樹冠投影図を示す。また、表 4 には林冠を構成する樹種ごとの個体数、占有面積、個体当たり面積を示す。1976 年には大きな樹冠の間に小さな樹冠がひしめき合っていたが、2017 年には小さな樹冠が減って、個々の樹冠の面積が平均化してきたように読み取れる。実際に、林冠を構成する個体の数は 474 個体から 276 個体 (58.2%) にまで減少し、1 個体当たりの樹冠面積は 1.74 倍に増加した。林冠優占樹種では 1976 年にシマイスノキ、アカテツ、ムニンヒメツバキが勢力を 3 分していたのに対して、2017 年はアカテツとムニンヒメツバキは占有面積を増やす一方、シマイスノキは占有面積を半分に減らした。

1976 年には比較的大きな林冠の隙間（林冠ギャップ）が 5, 6 か所に分散して見られ、その面積は全体の 18.7%（樹冠どうしの隙間面積も含む）であった。2017 年には以前の

表 4 林冠構成種の個体数と樹冠面積の推移

樹冠が方形区の縁で切れる個体は 0.5 個体としてカウントした。

種 名	略号	1976 年				2017 年			
		個体数	面積 (m ²)	面積割合 (%)	個体当たり面積 (m ²)	個体数	面積 (m ²)	面積割合 (%)	個体当たり面積 (m ²)
ノヤシ	CL	0				3.5	8.4	0.9	2.4
シマイスノキ	DL	100.5	188.6	21.0	1.9	35.5	101.0	11.2	2.8
シマホルトノキ	EL	2.5	2.6	0.3	1.0	4.5	10.7	1.2	2.4
ムニンゴシュユ	EN	13.5	37.4	4.2	2.8	8	22.8	2.5	2.8
オガサワラクチナシ	GA	2	0.5	0.1	0.2	0			
オガサワラモクレイシ	GE	3	2.8	0.3	0.9	0			
モンテンボク	HI	7	8.3	0.9	1.2	4.5	9.7	1.1	2.2
ムニンイヌツゲ	IM	34.5	34.8	3.9	1.0	16.5	35.1	3.9	2.1
シマムロ	JU	1	0.7	0.1	0.7	1	0.7	0.1	0.7
ムニンネズミモチ	LI	7.5	2.1	0.2	0.3	1	0.3	0.0	0.3
ムニンイヌグス	MB	3	0.5	0.1	0.2	0			
シマタイミンタチバナ	MM	35	33.9	3.8	1.0	16	15.1	1.7	0.9
タチテンノウメ	OS	0				1	0.3	0.0	0.3
タコノキ	PA	38.5	47.4	5.3	1.2	24	44.2	4.9	1.8
リュウキュウマツ	PI	1	0.2	0.0	0.2	0			
アカテツ	PO	74.5	124.6	13.8	1.7	38	151.2	16.8	4.0
オガサワラボチョウジ	PY	12	13.3	1.5	1.1	6.5	9.0	1.0	1.4
シマシャリンバイ	RH	12	6.9	0.8	0.6	6	7.0	0.8	1.2
ヒメフトモモ	SB	45	41.5	4.6	0.9	37.5	75.9	8.4	2.0
チチジマクロキ	SC	0				2	4.3	0.5	2.2
ムニンヒメツバキ	SM	75.5	182.2	20.2	2.4	66	279.4	31.0	4.2
ムニンシャシャンボ	VA	0.5	0.5	0.1	0.9	0.5	0.7	0.1	1.3
ムニンアオガンピ	WK	5.5	2.6	0.3	0.5	4	1.3	0.1	0.3
空白（ギャップ）			168.5	18.7			122.8	13.6	
合計		474	900.0	100.0	1.9	276	900.0	100.0	3.3

ギャップが樹冠で覆われ、新たな場所にギャップが生じており、その面積は全体の 13.6% (樹冠どうしの隙間面積も含む) であった。親木が枯死してできた隙間が林冠ギャップとなり、成長してきた稚樹がそこを埋めることで更新 (世代交代) が行なわれるこうした現象は、典型的なギャップ更新といえることができる。

2つの樹冠投影図を比べると、41年間で個々の樹冠が大きくなり、樹冠どうしの間の隙間が詰まってきたように見える。そのため、林床が以前より暗くなり、ヒゲスゲやムニンクロガヤなどの陽生の草本類の衰退を招いたと推定される。チチジマクロキやシロテツなどの低木性樹種についても、高木の樹冠の被陰により衰退したと思われる個体が目についた。こうした変化は、1983年の台風被害以来、林冠を大きく破壊するような攪乱現象が起きなかったためであると考えられる。

IV. 考察

本調査の目的は、亜熱帯域の森林において、特定種が優占せず、種多様性の高い状態がどうやって維持されているのか、とくに多くの絶滅危惧種を含む希少種がどのように更新しているのかを解明することであった。41年間のモニタリングの結果は、予想に反して、高木性、低木性を問わず、多くの樹種が個体数を減らし、組成、構造の両面で森林の単純化が進んだことを示した。1983年の台風による大規模な攪乱現象はギャップ更新のチャンスであったにもかかわらず、希少種の世代交代にはつながらなかった。多くの希少種では、当初から一貫して林床の稚樹、実生が少ない傾向が見られた (清水, 1982a; 2017) ので、このまま親木が枯死していけば早晩希少種は消滅することが予想される。中央山東平での希少種の消滅は、小笠原全体からの絶滅につながる。森林を構成する樹木の寿命を考えると、更新は数百年に1回でも成功すればよいという考え方も成り立つが、永久方形区での41年間の推移をみると、多くの希少種はそれだけの余裕を持っていないように思われる。

筆者は、乾性低木林はもともと島が500 m以上の標高をもつ時代に、雲霧帯と結びついて進化してきた植生であると考えている (清水, 2008)。ただし、乾性低木林の多くの樹種が耐乾性を備えた硬葉樹的な形態をもつことから、雲霧帯といっても常に湿性というわけではなく、1年のうちで乾燥と湿潤の時期が微妙にバランスした状態が本来の生育環境であったと推定する。吉田ら (2002) も、中央山東平の乾性低木林は年間を通してみれば必ずしも乾燥環境とは言えないが、梅雨明け後の夏期の極端な乾燥がその成立に大きく影響していると述べている。しかし、現在の父島の標高 (最高峰 326 m) では雲霧の発生頻度も下がり、そうしたバランスが崩れて全体に乾燥が厳しくなっているために、多くの構成種 (とくに希少種) にとっては本来の好適な生育環境 (とくに発芽・定着に必要な湿性環

境）が得られなくなっているのではないか。筆者は、これが乾性低木林に多くの固有の絶滅危惧種が集中して存在する根本的な理由であると考えている（清水、2008）。

本調査期間中（1986 年～2016 年）に父島気象観測所で計測された降水量の年変化（気象庁ホームページ：data.jma.go.jp/gmd/risk/obsdl/index.php）と同観測所で戦前の 37 年間（1907 年～1943 年）に計測された降水量の年変化（Maejima & Oka, 1980）とを比較すると、返還後の気候の特徴が浮かび上がる。まず、戦前の平均年降水量は 1609 mm であり、年降水量が 1000 mm を切る年は皆無であった。また、温暖月（5-10 月）の乾燥についても、降水量が 500 mm を切るような干ばつの年はなかった。一方、調査期間中の年降水量の平均は 1269.5 mm であり、戦前と比べて年降水量が 20% 近くも減少している。また、年降水量が 1000 mm を下回る年が 4 回もあった。さらに、5-10 月の降水量が 500mm を下回る干ばつの年が 1980 年、1990 年、2016 年と 3 回発生した。総じて最近の 40 年間の降水量は、1900 年代前半と比べて、年ごとの変動が大きく、かつ全体に乾燥に傾いているように受け取れる。吉田ら（2006）も、返還後は戦前と比べて年平均気温が上昇し年降水量が減少したため、水収支における水不足の傾向がみられ、とくに夏期の乾燥の度合いが強まり、乾燥期間も長期化したことを指摘している。また、最近 40 年間の気温の変化においても、年平均気温（とくに最高気温）が上昇する傾向が認められる。ただし、こうした気候の変化と地球温暖化との関係についてはよくわかっていない。

希少種の稚樹、実生が少ない理由としては、種子生産が良好でない可能性と実生の発芽・定着がうまくいっていない可能性が挙げられる。父島では訪花性昆虫相（固有ハナバチ類など）が壊滅状態となり、外来種のセイヨウミツバチがかりうじて受粉を助けている現状がある（加藤、1992；Abe、2006；辻村ほか、2015）。加藤（1994）はその原因を固有ハナバチ類がセイヨウミツバチとの資源をめぐる競争に敗れたことに求め、一方、Abe *et al.*（2008a）は 1960 年代に父島に侵入したグリーンアノールによる捕食が固有ハナバチ類衰退の主要原因であるとしている。渡邊ら（2009）もオガサワラボチョウジの実生・稚樹がほとんど見られず結果率（果実数／開花数）が 0.2 ～ 11.3% と低いのは、有効な送粉者（口吻の長い蛾類）の減少が原因ではないかと推測している。しかし、父島の送粉昆虫類がいつ頃から衰退したのかについて正確な記録はなく、それと連動して植物の種子生産量が変化したかどうかについても定量的な研究はない。グリーンアノールが中央山東平に分布を広げたのは 1980 年代前半と推定されているが（宮下、1991）、それ以前の 1977 ～ 1980 年に筆者が行なったフェノロジー調査（Shimizu, 1983）では、多くの種で種子生産が低調（結果率が低い）であるとの印象をもった。また、訪花性昆虫が今もよく残っている兄島（2013 年にグリーンアノールの侵入が確認されたが訪花性昆虫の衰退には至っていない）

においても、筆者が植生調査を行った 1991 年時点で、種子生産量は父島とそれほど変わらないように見えた。Abe *et al.* (2008b) はナガバキブシの結果率の低さを指摘し、人工授粉をしても向上しないことから、環境面での制約を理由として推定している。チチジマクロキやシマカナメモチ、ムニンノボタン（現地植栽個体）などでは多数の実をつける個体も散見されるので一概には言えないが、筆者は、現在の生育環境が厳しすぎて、結実に回す十分な物質生産ができていない可能性もあると考えている。

次に、実生の発芽・定着に関しては、返還後の全般的な乾燥化傾向、とくに強い干ばつが実生の定着を妨げていることが上げられる。実際に 1980 年、1990 年の干ばつの際に実生数が大きく減少したことが記録されている（Shimizu, 1985；清水, 1999）。1980 年の干ばつでは希少種のウチダシクロキやコバノトベラの親木（低木）の枯死も観察された（清水, 1982b）。また、中央山東平に植栽されたムニンノボタンも、通常年には実生のほとんどが枯れてしまい定着できないが、たまたま台風が続いて湿性な環境が維持された年には少数ながら定着するものが出る（下園, 2008）。多くの希少種にとっては、通常年においても夏期の乾燥した環境が実生の発芽・定着を困難にするほど厳しいものになっているといえる。

実生の定着を妨げるものとして、クマネズミによる種子や実生の食害の可能性も指摘されている（渡辺ほか, 2003；後藤ほか, 2016）。実際に多くの種で食痕や枝落とし、剥皮の事例が記録されているので、一定の影響があることは間違いないだろう。しかし、被害が顕著なのは人為的に播種や植栽がなされた場合や海岸や草地などで代替の食糧が乏しい場合などが多いように見え、中央山東平のように比較的食糧が豊かと思われる場所でネズミの食害の影響がどれほどあるのかはよくわからない。筆者が中央山東平の別の場所（本調査地の近所）で行った調査（約 20 年間にわたる実生の動態調査）では、林床の実生がネズミに食べられて個体数が大きく影響を受けているようには見えなかった（清水, 2007）。

さらに、実生、稚樹や親木（低木種）の減少の原因をノヤギの食害に求める考えもある。Abe *et al.* (2008b) は中央山東平でのナガバキブシの個体群調査から、ノヤギの食害が大きな脅威であると結論している。確かに過去に方形区の近くでもノヤギが目撃され、食痕も確認されているので、ある程度の食害はあったといえる。しかし、ノヤギの背の届かない高木性の希少種も同様に衰退していることは、ノヤギでは説明できない。また、中央山東平では 2012 年（5 年前）にノヤギ排除柵が完成し、調査地一帯からノヤギが完全に排除された。今回（2017 年）の調査で低木や林床植生が以前より回復していればノヤギ排除の効果があったといえるが、そのような変化（とくに希少種の稚樹、実生の増加）は見られなかった。

次に、方形区内の多くの樹種において高木性、低木性を問わず親木が次々と枯死している理由について考えてみる。シマイスノキやムニンヒメツバキに見られた台風によるダメージ（先枯れ、幹折れ）、アカテツに見られた蛾の大発生による食害の影響などはわかりやすい事例だが、原因がよくわからないものも多い。稚樹、実生と同じように親木においても気候の乾燥傾向が樹勢を弱めている可能性が高いが、その他にも、腐朽菌による被害や土壌動物相の崩壊などの影響が考えられる。

近年、乾性低木林において根腐れを起こして立ち枯れる個体が多く見られるようになり、島田ら（2013）は、菌類（シマサルノコシカケ）による南根腐病がこの立ち枯れの原因であるとした。この種は宿主範囲の広い多犯性の菌で、小笠原では 26 科 33 種の植物で発生が確認された（島田ら、2013）。実際に方形区内で枯死した樹木を見ると根本が腐朽したものが多く見えるので、枯死の直接の原因として南根腐病が関与した可能性は高い。一方、生態系の分解者としての土壌動物相の衰退により、生態系の物質循環がうまく回らなくなっている可能性もある。

1990 年前後に父島に侵入したと考えられる外来種ニューギニアヤリガタリクウズムシにより陸産貝類が捕食されて、父島の陸産貝類は壊滅状態になったとされる（杉浦、2009）。さらに、最近、外来種オガサワリクヒモムシがワラジムシやヨコエビなどの土壌節足動物を捕食して、父島と母島の広い範囲で土壌動物が激減していることが指摘されている（Shinobe *et al.*, 2017）。ただし、中央山東平での最近の土壌動物相の調査データはない。

そもそも、小笠原のなかでも中央山東平の調査地付近になぜ多くの希少種が残っているのでしょうか。根本的な理由として、この地域が父島列島の中でも最も標高が高く、その分、雲霧帯的な環境が最後まで残っていることが挙げられる。梅雨時には父島の山地部分がすっぽりと雲に覆われることも多い。乾性低木林の分布する山地緩斜面や尾根筋は、中央山東平から父島の周辺部、兄島、弟島へと徐々に標高が下がり、それにつれて雲霧的な環境が失われる傾向にある（浅海、1970）。2 万年前の最終氷期最盛期に海面が現在よりも 120 m ほど低下していた時代には、父島列島は一続きの大きな島となり、乾性低木林の分布は今より連続的で勢いもよかったと推定される（清水、2008）。中央山東平は標高が最も高いが故にその状態が最後まで残っている場所といえる。

また、調査地周辺の地形をつぶさに見ると、南方の初寝山へと突き出した半島状の尾根と北方の傘山および夜明山から連なる尾根とはさまれた大きな凹地状の谷筋の上流部に中央山東平の緩斜面があり、調査地はちょうど海から吹き上げる風が通り抜ける風衝地に当たっている。41 年前に見られた多様な希少種が混生する状態は、台風などによる度重なる攪乱により、林内が常に明るい状態に保たれてきたせいで維持されてきたのではないだ

ろうか。また、その大本となる多様性の高い種組成は、戦前のより湿性で好適な生育環境が保たれていた時代に形成されたと考えると納得がいく。

中央山東平一帯は戦前には武田牧場と呼ばれ、小笠原の開拓初期に牧場があったとされている（延島、2017）。戦前にどれほど人為が加わったかは定かでないが、中央山東平は村落からは比較的遠いことと農地には不向きな乾性立地のため徹底的な開発からは免れてきたと考えられる。ただし、現在の中央山東平には戦前の人為に由来すると思われる二次林（リュウキュウマツ・ヒメツバキ二次林）がかなり混在していることから、調査地の森林が戦前に人為の影響を全く受けなかったとは言い切れない（清水、2017）。薪炭材の抜き切りなど適度な人為的攪乱の継続で種多様性が保たれた可能性もないとはいえない。

筆者は乾性低木林（広義）をシマイスノキ型（狭義の乾性低木林）とシマシャリンバイ型に分け、前者は島の乾燥化とともに後者のタイプに移行していくと推定している（清水、2008）。その過程でまず、乾性低木林（狭義）の随伴種とされる希少種が脱落していき、全体の多様性が減少すると同時に、シマシャリンバイなど乾燥に強い種の比重が高まっていく。さらに乾燥化が進むとシマイスノキ自身も生育できなくなり、シマシャリンバイ型に移行する。父島の周辺部や父島より標高が低い兄島では中央山東平よりも乾燥化が先行しており、兄島の希少種の状態（父島より種数も個体数も少ない）はまさに永久方形区で現在進行している現象の先を示しているように見える（清水、1991）。さらに、母島列島ではシマイスノキ自身がほとんど消滅しかかっており、筆者のいう母島型乾性低木林はさらに兄島の先の状態を示しているといえる（清水、1994）。

乾性低木林およびそこに生育する希少種の保全を考える際には、個々の希少種をどう維持するかということにとどまらず、こうした長期的な傾向も視野に入れる必要があるだろう。

謝辞

今回の調査に当たり、首都大学東京の客員研究員の受入教員となり父島研究室の使用手続きの労を取っていただいた首都大学東京の可知直毅教授、現地調査を手伝ってくれた大槻涼氏、および現地でお世話になった小笠原総合事務所国有林課、森林生態系保全センター、日本森林技術協会の関係者の皆様に感謝申し上げます。なお、本研究は平成 29 年度駒澤大学特別研究助成（個人研究）を得て行われた。

文 献

Abe T (2006) Threatened pollination systems in native flora of the Ogasawara (Bonin) Islands. *Annals of Botany* 98: 317-334.

- Abe T, Makino S & Okochi I (2008a) Why have endemic pollinators declined on the Ogasawara Islands? *Biodiversity Conservation* 17: 1465-1473.
- Abe T, Wada K & Nakagoshi N (2008b) Extinction threats of a narrowly endemic shrub, *Stachyurus macrocarpus* (Stachyuraceae) in the Ogasawara Islands. *Plant Ecology* 198: 169-183.
- 浅海重夫 (1970) 地形・地質. 津山尚・浅海重夫 (編著) 『小笠原の自然』 廣川書店, 91-108.
- 後藤雅文・熊本舞子・大畑良平・福寿兼央・島田律子 (2016) 小笠原の植物に対するクマネズミの食害状況. 小笠原研究年報 39: 73-83.
- 加藤真 (1992) 小笠原における植物と送粉昆虫のパートナーシップ. *WWFJ Science Report* 1(1): 51-61.
- 加藤真 (1994) 植物をめぐるパートナーシップの成立と崩壊. 科学 64: 633-640.
- Maejima I & Oka S (1980) Climate records of the Ogasawara (Bonin) Islands. *Ogasawara Research* 3: 1-42.
- 宮下和喜 (1991) グリーンアノールの分布拡大とオガサワラトカゲの生息状況. 『第 2 次小笠原諸島自然環境現況調査報告書』 東京都立大学, 182-184.
- 延島冬生 (2017) 消える地名か 武田牧場. 小笠原研究年報 40: 1-12.
- 島田律子・向哲嗣・小野剛・大林隆司・佐藤豊三・佐橋憲生・秋庭光輝・太田祐子・升屋勇人・服部力 (2013) 父島・母島における南根腐病の発生状況および宿主植物. 小笠原研究年報 36: 71-77.
- 清水善和・田端英雄 (1979) 植物から見た小笠原. 小笠原研究年報 3: 32-44.
- 清水善和 (1982a) 小笠原の山地型自然林における主要樹木 75 種の親木・稚樹・実生の出現状況. 小笠原研究年報 6: 42-52.
- 清水善和 (1982b) 1980 年夏の干ばつが父島の植生に与えた影響について. 『小笠原諸島自然環境県境調査報告書 (3)』 東京都, 31-37.
- Shimizu Y (1983) Phenological studies of the subtropical broad-leaved evergreen forests at Chichijima Island in the Bonin Islands. *Japanese Journal of Ecology* 33: 135-147.
- Shimizu Y (1985) Juvenile height growth in the subtropical evergreen broad-leaved forest at Chichijima in the Bonin Islands. *Memoirs of the Faculty of Science, Kyoto University, Series of Biology* 10: 63-72.
- 清水善和 (1991) 小笠原諸島兄島の植生—乾性低木林の分布・組成・構造. 駒沢地理 27: 77-130.
- 清水善和 (1994) 小笠原諸島母島列島属島の植生—乾性低木林の分布・組成・構造を中心

- に. 駒沢地理 30: 17-68.
- 清水善和 (1999) 小笠原諸島父島における乾性低木林の 21 年間の個体群動態. 保全生態学研究 4: 175-197.
- 清水善和 (2007) 小笠原諸島父島のマツ・ヒメツバキ二次林における攪乱 (松枯れと台風被害) をはさむ 26 年間の植生変化. 地域学研究 20: 1-35.
- 清水善和 (2008) 小笠原の「乾性低木林」とは何か. 小笠原研究年報 31: 1-17.
- 清水善和 (2009) 小笠原諸島父島の乾性低木林における 31 年間の個体群動態. 地域学研究 22: 69-93.
- 清水善和 (2017) 小笠原諸島父島における植生の連続的变化と植物の可塑性—中央山東平のベルトトランセクト調査. 地域学研究 30: 15-51.
- 下園文雄 (2008) 小笠原の絶滅危惧種回復の試み〜ムニンノボタン. 樹木・環境ネットワーク協会 (編) 『グリーンセイバー・マスター』 研成社, 110-113.
- Shinobe S, Uchida S, Mori H, Okochi I & Chiba S (2017) Declining soil crustacean in a world heritage site caused by land nemertean. *Scientific Reports* 7: 12400 DOI: 10.1038/s41598-017-12653-4
- 杉浦真治 (2009) 侵略的外来生物・ニューギニアヤリガタリクウズムシの生態と固有陸産貝類への影響. 地球環境 14: 25-32.
- 辻村美鶴・清水晃・荻部治紀・大林隆司・村上哲明・加藤英寿 (2015) 外来種による小笠原在来植物の送粉系攪乱. 小笠原研究 42: 23-64.
- 渡邊謙太・加藤英寿・若林三千男 (2003) 小笠原諸島の在来植物に対するクマネズミの食害状況調査. 小笠原研究年報 26: 13-31.
- 渡邊謙太・加藤英寿・菅原敬 (2009) 小笠原諸島固有種オガサワラボチョウジの保全について. 小笠原研究年報 32: 11-26.
- 吉田圭一郎・飯島慈裕・岩下広和・岡秀一 (2002) 水文気候条件からみた小笠原諸島父島における乾性低木林の立地環境. 地学雑誌 111: 711-725.
- 吉田圭一郎・岩下広和・飯島慈裕・岡秀一 (2006) 小笠原諸島父島における 20 世紀の水文気候環境の変化. 地理学評論 79: 516-526.