

# ヤギ駆除後の聳島列島煤島における 草地植生の9年間の変化

畑 憲 治 (首都大学東京理工学研究科)  
可 知 直 毅 (首都大学東京理工学研究科)

## 要 約

聳島列島煤島において、野生化ヤギ駆除後直後から9年間の草本植生の種構成の変化を記載した。2002年に植生調査を実施した50箇所の地点 (20 × 20 m) において、2011年7月に同様の調査を実施した。調査地点あたりの出現植物種数は、9年間で増加した一方で、全調査地点で出現した種数は変化しなかった。多くの植物種の出現頻度 (出現した調査地点数/50地点) は、9年間で増加する傾向にあった。この傾向は、特に木本種に強く、これは長期的な森林植生への遷移の可能性を示唆する。一方で、外来植物の出現頻度も増加する傾向にあり、これらの外来植物が、今後、在来植生の回復を阻害する可能性がある。

## I. はじめに

多くの海洋島では、外来動物であるヤギが野生化し、その固有植生を破壊している (Loope *et al.*, 1988)。固有植生の消失は、固有植物種の消失だけでなく、その場所を生息地とする固有動物種の消失など、固有生態系全体の衰退を意味する。野生化したヤギ (以下ノヤギ) によって破壊された植生を回復させるために、現在、多くの海洋島においてノヤギの駆除、抑制が実施されている (Campbell & Donlan, 2005)。

ノヤギを駆除・抑制によって、在来植生の回復が起こる場合もあれば、そうでない場合もある (Bellingham *et al.*, 2010; Cole *et al.*, in press)。植生の回復の可否やその程度は、過去のノヤギの攪乱の程度、地形、種子供給源からの距離など様々な要因に依存するため、空間的なばらつきが生じることが予想される。また、植生の回復には、ある程度長期的な時間が必要となる。つまり、ノヤギの駆除・抑制後の植生回復過程を明らかにするためには、ある一定以上の環境を含むような空間スケールにおいて、長期的な植生の変化を把握する必要がある。

本稿では、ノヤギ排除後の聳島列島煤島において、島内の環境の空間的不均一性を考慮して、植物の種組成に着目して植生の9年間の時間的変化を定量的に記載した。

## II. 調査地と方法

### 1. 調査地

現地調査は、聳島列島媒島で実施した。媒島では、1945年に無人島化した際に、家畜であったヤギが野生化した。その後、高密度で生育するノヤギの食害、踏圧によって、島の広範囲に渡って植生の破壊、裸地化、土壌の流出が引き起こされた（清水、1993）。1997年から1999年にノヤギは完全排除された後、部分的に植生の回復が確認されている（Hata *et al.*, 2007a）。

### 2. 方法

畑ら（2003）では、2002年に島全体をカバーするように94地点で20m × 20mの範囲で出現した植物種を記載した。この94地点のうち島の北西部の50地点において2011年7月に再調査を実施した。現地で同定できなかった種に関しては、サンプリングし、標本を作成し、同定した。

得られた2回の調査における出現種の在・不在データを用いて、全地点、各地点あたりの出現種数、各種の出現頻度（50地点あたりの出現した地点数）の時間的な変化を明らかにした。

## III. 結果

調査した50地点における総出現種数は、2002年では28科49種、2011年では24科47種と9年間で大きく変化しなかった。2011年に出現した種の全てが、2002年の媒島の植物相調査において記載された植物種のリスト（Yamamoto *et al.*, 2003）に含まれていた。

各調査地点における出現種数は、2002年では $7.22 \pm 1.68$ 種（平均値 ± 標準誤差）、2011年では $10.00 \pm 1.65$ 種と有意な増加が見られた（対応があるt-test、 $p < 0.001$ ）。各地点における出現科数も、2002年で $4.74 \pm 1.56$ 科から2011年で $5.98 \pm 1.52$ 科に有意な増加が見られた（対応があるt-test、 $p < 0.001$ ）。

2002年には、スズメノコビエが最も多くの調査地点で出現し、次いでツボクサ、カタバミ、ソナレシバ、シマスズメノヒエが多く出現した（表1）。2011年には、スズメノコビエが最も多くの調査地点で出現し、次いでシマスズメノヒエ、ツボクサ、コウライシバ、ホウキギクが多く出現した。

2002年における各種の出現頻度と2011年の出現頻度の関係を見ると、多くの種が $y = x$ の直線の左上にプロットされる傾向があった（図1）。これは、多くの種が2002年から2011年にかけて出現頻度が増加する傾向にあることを意味する。特に、木本種の多くには、

表1 2回の調査において出現した種の出現頻度（調査地点数/50地点）

tは本種、aは外来種（豊田（2003）に基づく）を示す。

+, n.s.: 出現頻度が高かった種（2回の調査のうち少なくとも1回で10地点以上で出現した種）におけるFisherの正確確率検定の結果、2回の調査において出現頻度が有意に増加（+）もしくは減少（-）したことを意味する。++++: p<0.001, +++: p<0.01, ++, -: p<0.05, -: p<0.1, n.s.: 有意差なし

種名	科名	2002年	2011年	種名	科名	2002年	2011年
タイワンイチビ	アオイ科			エダウチチジミササ	イネ科		
リュウゼツラン	リュウゼツラン科	a	1	カタバミ	カタバミ科	2	1
カコウアサミ	キク科	a	4	タコノキ	タコノキ科	30	18
イヌヒユ	ヒユ科	a	1	イネ科	イネ科	8	13
アカバナルリハコベ	サクラソウ科	a	1	シマズメノヒエ	シマズメノヒエ	t	n.s.
モクダチバナ	ヤブコウジ科	t	1	シマズメノコヒエ	イネ科	24	40
ホウキキク	キク科	a	33	シマカラシバ	イネ科	a	44
シロバナセンダングサ	キク科	a	16	オガサワラコミカンソウ	トウダイグサ科	13	10
オオバシマムラサキ	クマツヅラ科	t	8	スベリヒユ	スベリヒユ科	1	n.s.
チリハホク	オトギリソウ科	t	4	ヤダケ	イネ科	a	1
ツボクサ	セリ科	33	35	マツハラン	マツハラン科	1	
シマニシキソウ	トウダイグサ科	a	1	オガサワラハチジョウシダ	イノモトソウ科	3	2
オキナワミチシバ	イネ科	1	n.s.	シクリンバイ	バラ科	1	9
アレチノギク	キク科	a	1	キンギン	タデ科	3	15
カラクサナズナ	アブラナ科	a	2	イヌホウズキ	ナス科	2	++
キヨウキシバ	イネ科	a	2	ノグシ	キク科	9	7
クガシマクダ	カヤツリグサ科	a	5	フタシベネズミノオ	イネ科	9	9
オニクダ	カヤツリグサ科	a	1	ソナレシバ	イネ科	30	28
イガガヤツリ	カヤツリグサ科	a	2	オオマルハアサガオ	ヒルガオ科	3	1
タツノツメガヤ	イネ科	a	5	モモタマナ	シクシク科	3	4
タカサブロウ	キク科	3	11	ツルナ	ツルナ科	3	3
ウスベニガナ	キク科	1	++	ケボシダ	ヒメシダ科	1	
ムニンテンツキ	クワ科	t	25	ウラボシ	ニレ科	8	15
チチコダモトキ	カヤツリグサ科	a	6	コハナムラサキムカシヨモギ	キク科	t	n.s.
シマサクラ	アケボノ科	t	17	ハマアズキ	マメ科	a	1
ガンバイルガオ	カヤツリグサ科	t	10	ハマゴウ	クマツヅラ科	4	2
タイワンヒメクダ	マメ科	t	19	オニタビラコ	キク科	4	4
キンネム	ヤシ科	t	7	コウライシバ	イネ科	22	33
オガサワラビロウ	サクラソウ科	t	4	イヌヒエ属	イネ科	1	++
オオハマボシ	コハマジンチョウ科	t	1	キク科sp.	キク科	1	
コハマジンチョウ	キヨウチクトウ科	t	6	カヤツリグサ科sp.	カヤツリグサ科	3	5
ヤロード	ハナヤスリ科	a	4	イネ科sp.1	イネ科	2	
コヒロハハナヤスリ			1	イネ科sp.2	イネ科	2	1
				イネ科sp.3	イネ科		

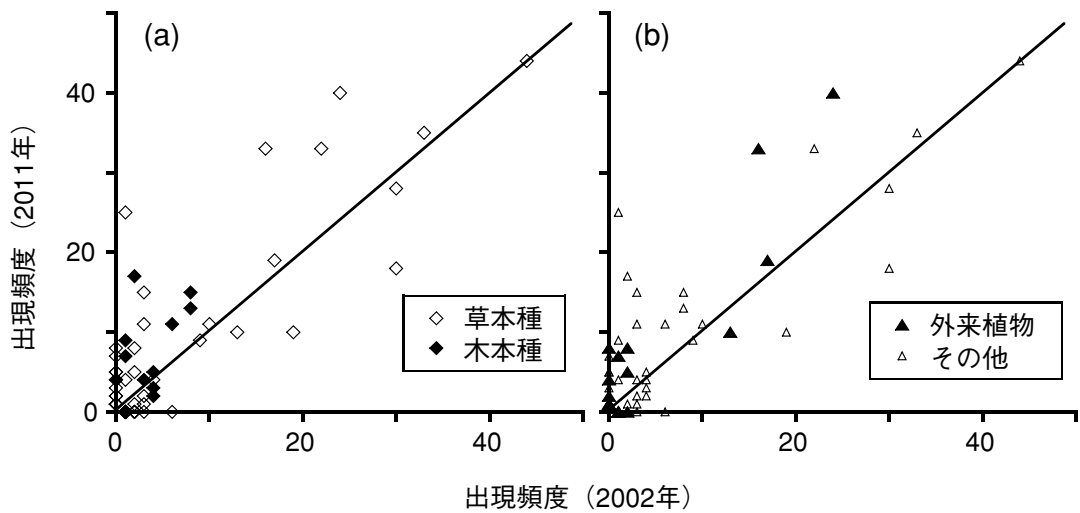


図1 2回の調査における各種の出現頻度（出現した地点数/50地点）の関係  
 図中の直線は $y=x$ の直線を示す。  
 (a) 木本種と草本種、(b) 外来種とそれ以外に分けて提示した。

出現頻度が増加する傾向があった（図1a）。また、一部の外来植物種にも出現頻度が増加する傾向があった（図1b）。

出現頻度が高い種（2回の調査のうち少なくとも1回の調査で10地点以上において出現した種）の中では、2002年から2011年にかけて、ウスベニニガナ、ギシギシ、コウライシバ、シマザクラ、シマスズメノヒエ、タカサブロウ、ホウキギクの出現頻度が有意に増加した（表1）。一方で、カタバミの出現頻度は減少、台湾ヒメクグの出現頻度は減少傾向にあった。ウラジロエノキ、ゲンバイヒルガオ、コバナムラサキムカシヨモギ、コハマジンチョウ、シマチカラシバ、スズメノコビエ、ソナレシバ、タコノキ、ツボクサの出現頻度は、9年間で変化しなかった。

調査した50地点の中で、2002年から2011年にかけて、新たに16種が確認された。これらの種は、2002年の媒島全域の植物相調査では、その存在が確認されている（Yamamoto *et al.*, 2003）。一方で、この9年間で19種が見られなくなった。

#### IV. 考察

ノヤギ駆除後の媒島の草本植生では、9年間で単位面積あたりの出現種数が増加した一方で、全体の種数は変化しなかった。これは、2002年当時の種のプールから遷移の進行に伴って植物種が新たな環境に定着した結果による可能性がある。2002年から2011年にかけて出現頻度が増加した種が多かったこともこの可能性と矛盾しない。

また、出現頻度の絶対値は小さいが、9年間で多くの木本種の出現頻度が増加する傾向にあった。著者らの観察によると、2011年の調査で記録された木本種の多くは、高さ1 mに満たない個体であった。この出現頻度の増加が今後も続くのであれば、長期的には森林植生の回復も期待される。

一方で、9年間で出現頻度が増加した外来植物は、今後の在来植生の回復の障害となるかもしれない。ノヤギによる攪乱とその駆除は、新たな環境への外来植物の侵入の機会を増加させた可能性がある。実際に、本稿でも出現頻度の増加が確認されたギンネムは、ノヤギ駆除後の媒島において、草本植生への著しい侵入が確認されている (Hata *et al.*, 2010)。一度侵入したギンネムは、純群落を形成し、その後の在来植物の定着を阻害する可能性がある (Hata *et al.*, 2007b)。ギンネムを含め、9年間で出現頻度が増加した外来植物の挙動については、今後も注意深く見守り、必要に応じて駆除などの対策を講じる必要があるだろう。

本稿では、現地における植生調査による出現種の記載と調査地点における出現種数、個々の植物種の出現頻度の変化を明らかにした。今後は、各調査地点間の種構成の違い ( $\beta$ 多様性) および調査地点間の種構成の違いと物理的な距離と種構成の関係を明らかにすることで、ノヤギ駆除後の植生回復に伴う種の分散が、植物群集の種構成に及ぼす影響を評価する必要がある。また、現在の種構成と、ノヤギ駆除前の植生の退行の程度、ノヤギ駆除直後の種構成との関係を明らかにすることで、ノヤギ駆除後の植生の回復過程に対する攪乱および初期定着種の影響を評価することが可能であろう。

## 謝辞

本研究を進めるにあたり、小笠原総合事務所国有林課、環境省自然保護局南関東地区自然保護事務所、東京都総務局小笠原支庁土木課自然公園係の皆様には様々な便宜を図っていただいた。本研究は、日本科学財団笹川科学研究助成から研究助成を受けて実施した。首都大学東京の高岡 愛氏には現地での調査を手伝っていただいた。以上の方々ここに深くお礼申し上げます。

## 文 献

- Bellingham PJ, Wiser SK, Wright AE, Cameron EK, & Forester LJ (2010) Disperser communities and legacies of goat grazing determine forest succession on the remote Three Kings Islands, New Zealand. *Biological Conservation* 143: 926-938.
- Campbell K & Donlan CJ (2005) Feral goat eradications on islands. *Conservation Biology* 19:

1362-1374.

Colel RJ, Littonl CM, Koontzl MJ, & Loh RK Vegetation Recovery 16 Years after Feral Pig Removal from a Wet Hawaiian Forest. *Biotropica* in press.

畑憲治・可知直毅・市河三英 (2003) 小笠原諸島煤島におけるノヤギ排除後の植生変化. 小笠原研究年報 26: 39-48.

Hata K, Suzuki J-I & Kachi N (2007a) Vegetation changes between 1978, 1991 and 2003 in the Nakoudojima island that had been disturbed by feral goats. *Ogasawara Research* 32: 1-8.

Hata K, Suzuki J-I & Kachi N (2007b) Effects of an alien shrub species, *Leucaena leucocephala*, on establishment of native mid-successional tree species after disturbance in the national park in the Chichijima island, a subtropical oceanic island. *Tropics* 16: 283-290.

Hata K, Suzuki J-I & Kachi N (2010) Fine-scale spatial distribution of seedling establishment of the invasive plant, *Leucaena leucocephala*, on an oceanic island after feral goat extermination. *Weed Research* 50: 472-480.

Loope LL, Hamman O & Stone CP (1988) Comparative conservation biology of oceanic archipelagoes. *BioScience* 38: 272-282.

清水善和 (1993) 小笠原諸島聳島列島の植生－モクダチバナ型低木林の生態と野生化ヤギの食害による森林の後退現象. 駒沢地理 29: 9-58.

豊田武司 (2003) 『小笠原植物図譜増補改訂版』アボック社, 522p.

Yamamoto H, Ichikawa S, Katoh S, Akimoto H, Yasui T, Wakabayashi M & Kato H (2003) The flora of Mukojima Isl. and Nakoudojima Isl. Just after the eradication of feral goats. *Ogasawara Research* 28: 29-48.