

ヤギ駆除後の媒島の土壌で栽培した植物の成長に 影響する環境要因

高岡 愛 (首都大学東京都市教養学部)
畑 憲治 (首都大学東京理工学研究科)
郡 麻里 (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

野生化ヤギの影響により植生が後退した海洋島においては、ヤギ駆除後の植生回復に土壌特性が関係すると考えられる。そこで、小笠原諸島の媒島を対象とし、土壌特性に影響すると想定される4つの要因（海鳥営巣の有無、ヤギ駆除前の植生の状態、現存植生の優占種、地形）および土壌の全炭素、全窒素、有効態リン酸含量が、植物成長に与える影響を調べた。島内の85地点から採取した土壌を用いてギョウギシバを18日間ポット栽培し、収量を測定した。一般化線形モデルによる解析の結果、植物の成長は、海鳥営巣の有無あるいは土壌の全窒素含量と関係することが示された。

I. はじめに

多くの海洋島では、草食動物の食圧に対する耐性が低い植物が多いこと、肉食哺乳類が存在しないことなどの理由から、野生化したヤギ（ノヤギ）が植物を食害することにより生態系に負の影響を与えることが知られている（Hata *et al.*, 2007; Abe *et al.*, 2010; Bellingham *et al.*, 2010; Mason *et al.*, 2010）。鴛島列島の媒島では、ノヤギの個体数の増加に伴い森林更新の停止、森林面積の縮小、草地の裸地化、土壌流出といった植生の後退が起こった。その後、ノヤギの駆除により、その食圧、踏圧から開放された（Hata *et al.*, 2007）。しかし、植生回復は部分的にしか起こらず、植生回復が進まない場所、植生が後退した場所も存在した。媒島においては、ヤギ駆除後の1991年から2003年の間に、森林は減少し、裸地は裸地のまま植生が回復しない場所と草地に変化した場所が存在した（Hata *et al.*, 2007）。

先行研究では、野生化ヤギ駆除後の草本植生のバイオマスと土壌中の栄養元素量は、生物的・非生物的環境要因と関係していることがわかった（畑ほか、未発表）。しかし、こ

これらの因果関係については不明である。ノヤギの駆除が行われた海洋島において環境要因および土壌の化学的特性と現地の土壌を用いて栽培した植物の収量との関係を実験的に評価することにより因果関係を考察できると考えた。

植物の収量に影響を及ぼすと予想される環境要因として4つの要因（海鳥営巣の有無、ヤギ駆除前の植生の状態、現在の優占種、地形）を想定した。海鳥は、海で餌を採り、陸上で生活することで、卵、遺骸、排泄物、吐き戻しを介して、土壌に窒素やリンなどの栄養塩を付加する（Mulder *et al.*, 2011）。ヤギ駆除前の植生の状態は、土壌流出に伴う栄養塩の流出や植物の生育空間の減少に影響すると考えられる。現存植生の優占種は、土壌の肥沃度や土壌へのリターの供給の程度と関係する。地形は、前述の3つの環境要因である海鳥営巣の有無、ヤギ駆除前の植生、現在の優占種に影響すると考えられる。次に、土壌の化学的特性に注目した。ここでは土壌中の全炭素含有量、全窒素含有量、有効態リン酸含有量と植物成長との関係を明らかにした。

本研究では、4つの環境要因と土壌の化学的特性が植物成長に与える影響を、媒島の土壌を用いた栽培実験により実証することを目的とした。そのために、媒島の4つの環境要因および土壌の化学的特性が異なる土壌を用いた栽培実験を実施した。

II. 材料と方法

1. 調査地の概要

小笠原諸島聳島列島媒島（面積：約137 ha）を調査地とした。2004年から2012年の年平均雨量は924 mmであり、父島の1267mmと比較すると少ない。年平均気温は23.2℃であり、極値は最低が10.1℃、最高が34.0℃である（東京都小笠原支庁、2009）。

媒島は1945年に無人島化し、家畜だったヤギが野生化した。1991年における野生化ヤギ（ノヤギ）の頭数は501頭であった（東京都小笠原支庁、2000）。ノヤギは1997年から1999年に完全排除された。しかし、その後も土壌流出が継続し、海洋生物にも影響していることから、その対策として植生復元のための事業が行われている（東京都小笠原支庁、2009）。

また、ノヤギ駆除後のコウライシバ草地の増加と共に地上営巣性の大型海鳥（カツオドリ）の個体数の増加や地中営巣性の中型海鳥（オナガミズナギドリ）の存在も確認されている（東京都小笠原支庁、2009年）。

2. 現地調査

島の北西部の600×800 mの範囲を25×25 mのメッシュに分割し、その中からランダム

に選ばれた85地点を調査地点とした。各地点において2010年6月と2011年7月に土壌のサンプリングを行った。2010年に採取した土壌を用いて土壌中の全炭素、全窒素、有効態リン酸の含有量を測定した。2011年に採取した土壌を用いて栽培実験を行った。土壌は各地点のほぼ中心の植生の存在する箇所において、地上から約10 cmの深さから採取した。

2010年6月と10月に各地点の環境要因を測定した。測定項目は、海鳥営巢の有無、現在の優占種、地形である。海鳥営巢の有無は、メッシュの中心から5 mの範囲内における海鳥個体、糞、巢のいずれかの有無で判定した。現存植生の優占種は2010年6月におけるサンプリング地点の植生の優占種に基づきコウライシバ、スズメノヒエ属、その他のイネ科草本、イネ科以外の草本の4タイプに分類した。地形は、尾根、斜面、谷に分類した。また、ノヤギ駆除前の植生の状態も環境要因として加えた。ノヤギ駆除前の1991年に撮影された空中写真にもとづき、サンプリング地点を含むメッシュをコウライシバ草地、その他の草地、裸地のいずれかに分類した。

3. 土壌サンプル処理

2011年7月に採取した土壌を4 mmのふるいを通し、根、小石などを取り除いた。その後、通風乾燥機に入れ60℃で約2日間乾燥させた。

4. 栽培実験

上記の土壌を用いて2011年9～10月に小笠原亜熱帯農業センターの温室内で栽培実験を行った。実験にはギョウギシバ (*Cynodon dactylon*) を使用した。ギョウギシバは、イネ科の多年草である。全世界の熱帯から温帯に広く分布し、日本全土に見られるが、原産地はインド、マレーシア地域と考えられている。生育最適年平均温度は24℃で、乾燥に強いが適度な水分がある土地でよく生育する。主として海辺近くの日当りの良い道端や荒地に生える（堀田ほか、1993）。本種は小笠原群島の父島・母島で分布が報告されており（Kobayashi & Ono, 1987）、ノヤギ駆除前後の媒島でも確認されている（清水、1993; 山本ほか、2003）。

黒色ビニールポット（直径10.5×高さ8 cm）を処理した土壌サンプルで満たし、市販のギョウギシバの種子（タキイ種苗株式会社）を30粒ずつ播種した。灌水は1日1回行った。発芽し、草丈が1～2 cmまで成長した後、各ポットの個体数が4個体になるように間引きと移植を行った。4個体に間引いたポットについても移植の効果を考慮し、ピンセットで個体を引き抜き再度植えた。この処理を行った日（2011年9月23日）を実験開始日とし、18日間栽培した。栽培期間中に、埋土種子から発芽した他種の実生は取り除いた。2011年

10月10日に地上部と地下部に分けて刈り取りを行った。刈り取った植物は60℃の通風乾燥機内で72時間乾燥させた後、その重量を測定した。

5. 統計解析

統計計算には、統計計算ソフトウェアR version 2.13.2を用いて行った。解析には一般化線形モデル (Generalized Linear Model, GLM) を用いた。従属変数には85地点で採取した土壌で栽培したギョウギシバの成長量 (収量) を用いた。この従属変数の誤差分散はガンマ分布を仮定した。独立変数には土壌採取地点の環境要因として海鳥営巣の有無、1991年の植生、現在の優占種、地形の4要因を設定した。また、土壌の全炭素含量、全窒素含量、有効態リン酸含量を独立変数として設定した。本研究では、独立変数間の交互作用は考慮しなかった。全ての独立変数の組み合わせモデルに関して赤池の情報量基準 (Akaike's Information Criteria, AIC (Akaike, 1987)) の値を比較し、各モデルの当てはまりの程度を評価した。

Ⅲ. 結果

1. ギョウギシバ収量の頻度分布

ギョウギシバ収量には最小値 (0.004 g) と最大値 (0.075 g) の間に約17倍の差が見られた (図1)。平均値は0.027 g、中央値は0.023 gであった。標準偏差は0.015、尖度は3.29であった。

2. 環境要因とギョウギシバの収量との関係

海鳥営巣の有無 (S) のみを含むモデルのAICの値が最も小さかった (表1)。これは、

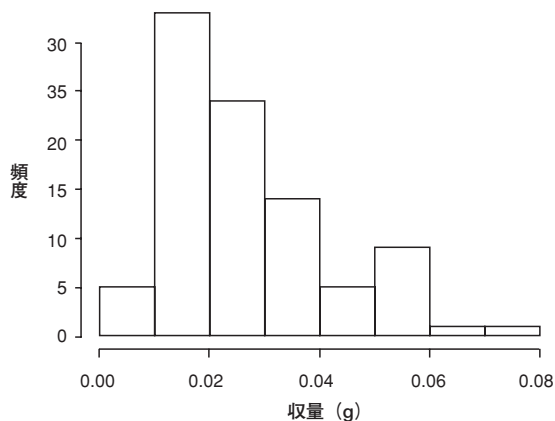


図1 媒島85地点から採取した土壌で栽培したギョウギシバ収量の頻度分布

**表1 85地点の土壌で栽培したギョウギシバ収量を従属変数とする
一般化線形モデル (GLM) の赤池の情報量基準 (AIC) の比較**
相対的に値が小さいモデルほど、モデルの当てはまりが良いことを意味する。
S：海鳥営巢の有無、V：1991年の植生、D：現在の優占種、T：地形

モデル	AIC	モデル	AIC
S	-503.0	V+T	-487.9
V	-486.1	D+T	-488.1
D	-487.0	S+V+D	-494.2
T	-491.1	S+V+T	-498.0
S+V	-499.9	S+D+T	-495.7
S+D	-497.3	V+D+T	-485.3
S+T	-501.0	S+V+D+T	-492.6
V+D	-484.1	帰無モデル	-489.5

**表2 85地点の土壌で栽培したギョウギシバ収量を従属変数とする
一般化線形モデル (GLM) の赤池の情報量基準 (AIC) の比較**
相対的に値が小さいモデルほど、モデルの当てはまりが良いことを意味する。
C：土壌全炭素含量、N：土壌全窒素含量、P：土壌有効体リン酸含量

モデル	AIC	モデル	AIC
C	-497.5	C+P	-495.5
N	-497.8	N+P	-495.8
P	-489.3	C+N+P	-493.8
C+N	-495.8	帰無モデル	-489.5

海鳥の営巢の有無を含むモデルが、他のモデルよりも相対的に当てはまりのよいモデルであったことを意味する。また、海鳥の営巢があった場所の土壌で栽培したギョウギシバの収量は、営巢がなかった場所の土壌で栽培したギョウギシバの収量に比べて高い傾向がみられた (図2A)。一方、他の要因については明確な傾向は見られなかった (図2B, C, D)。

3. 土壌の栄養元素量とギョウギシバの収量との関係

土壌の全炭素、全窒素、有効態リン酸の含量を独立変数とするGLMでは土壌全窒素含量 (N) が帰無モデルを含む他のモデルよりも当てはまりのよいモデルであった (表2)。土壌全炭素含量 (C) を含むモデルも比較的当てはまりがよかった。また、土壌全窒素含量とギョウギシバ収量の間には有為な相関が見られた ($r^2 = 0.33, p < 0.01$) (図3B)。土壌全炭素含量とギョウギシバ収量の間にも有為な相関が見られた ($r^2 = 0.34, p < 0.01$) (図3A)。一方、土壌有効態リン酸含量とギョウギシバ収量との相関は見られなかった ($r^2 = 0.13, p = 0.22$) (図3C)。

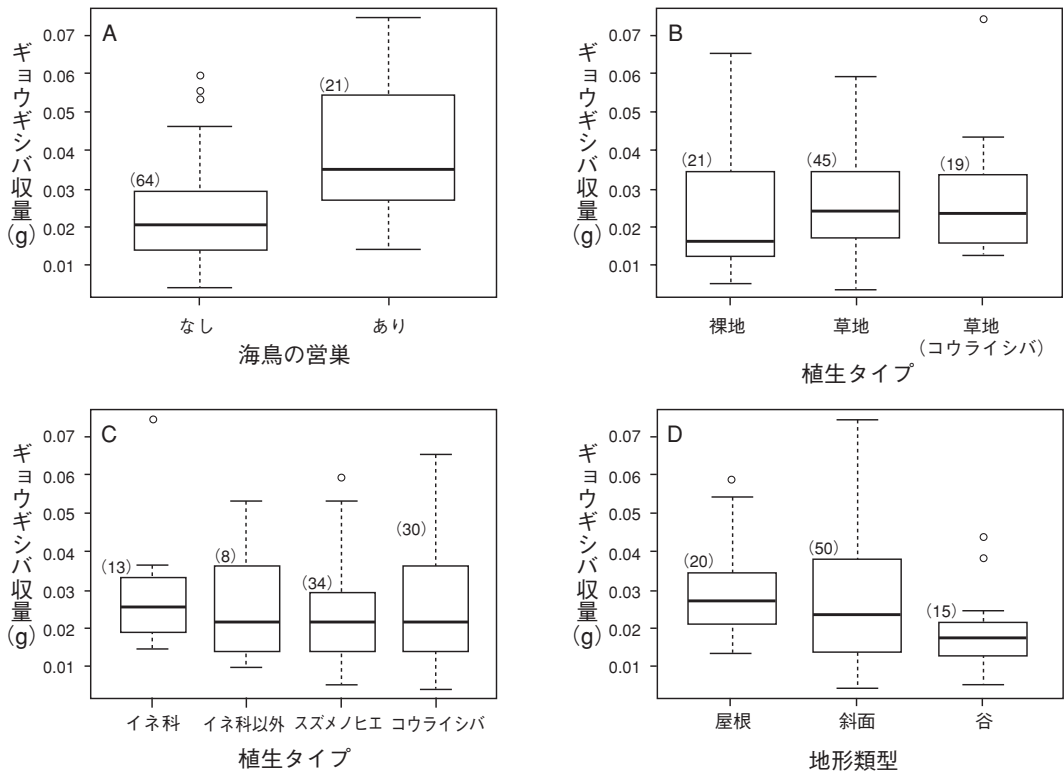


図2 4つの環境要因の類型別のギョウギシバ収量の箱ひげ図

A: 海鳥営巣の有無; B: ヤギ駆除前(1991年)の植生; C: 現在の優占種; D: 地形。()内の数字はサンプル数を示す。長方形の下辺は第1四分位数、上辺は第3四分位数、中央の線は中央値である。長方形の下辺の点線は、実際に存在するデータで「第1四分位数-1.5×四分範囲」より大きいデータであり、上辺の点線は、実際に存在するデータで「第3四分位数+1.5×四分範囲」より小さいデータである。白丸はこれらの外れ値である。

IV. 考察

ギョウギシバの収量のばらつきは、設定した環境要因の中では、海鳥営巣の有無の違いによって相対的に最も良く説明できた(表1)。海鳥の営巣は、植物の一次生産を土壤の富栄養化を通じて促進すると推測される(畑ほか、未発表)。海鳥は海で餌を採り、陸上で生活することで、卵、遺骸、排泄物、吐き戻しという形で窒素、リンなどの影響元素を生態系外から生態系内に持ち込む(Mulder *et al.*, 2011)。

ギョウギシバ収量と土壤全窒素含量との相関は見られたが(図3B)、有効態リン酸含量との相関はなかった(図3C)。この結果は、媒鳥では窒素が植物成長に対する制限要因と

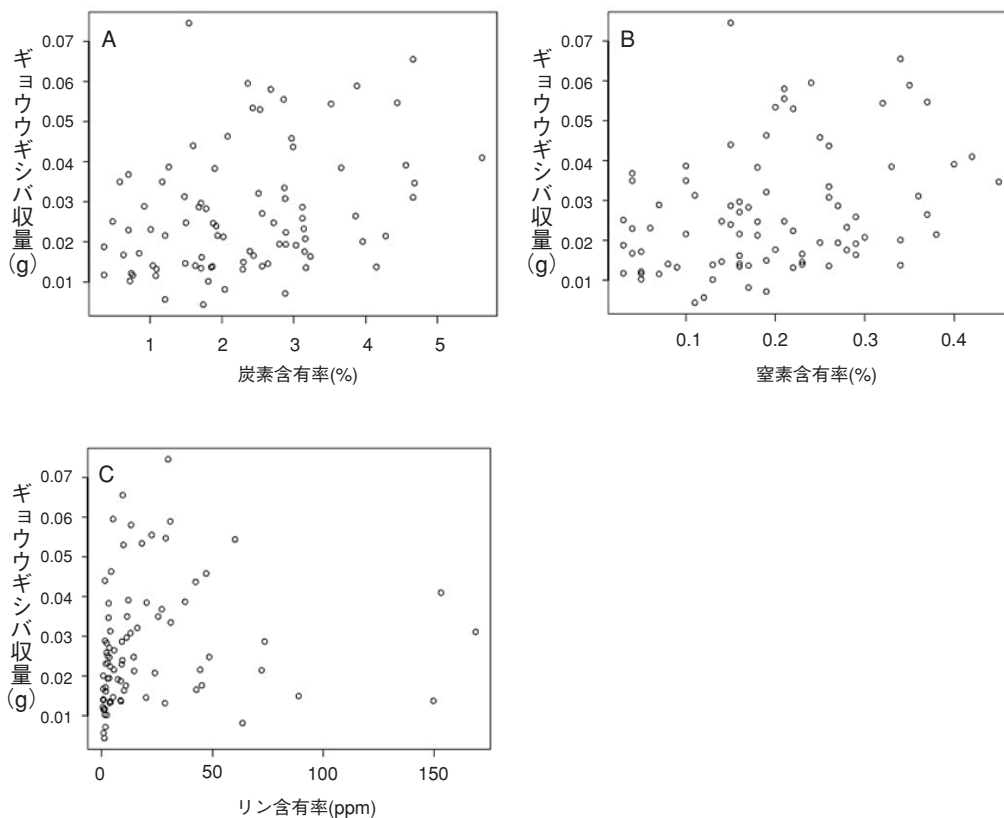


図3 土壌全炭素含有量 (A)、土壌全窒素含有量 (B)、土壌有効態リン酸含有量 (C) とギョウギシバ収量の関係

なっている可能性を示唆する。また、全炭素含量とギョウギシバ収量との間にも相関があった (図3A)。これは土壌の全炭素含量と全窒素含量との間に高い相関があるためと考えられる (畑ほか、未発表)。

植物成長と海鳥営巣の有無が関係すること、また、植物成長と土壌の全窒素含量が関係することが示された。しかしながら、海鳥の営巣は窒素のみでなく有効態リン酸含量とも関係する (畑ほか、未発表)。今後は、海鳥営巣地からの距離が異なる地点の土壌を用いた植物成長の差や栄養塩の添加実験、ギョウギシバ以外の植物を使った検証など、海鳥営巣の有無、窒素・リンの植物成長との関係に注目した更なる研究が必要である。

謝辞

本研究は、文部科学省科学研究補助金による「海洋島における外来生物の駆除が生態系の物質循環に与えるインパクト」(基盤研究A、代表者：可知直毅)の成果を含む。土壌

の全炭素含量、全窒素含量、有効態リン酸含量のデータは、農業環境技術研究所の平館俊太郎博士から提供を受けた。

本研究を進めるにあたり、亜熱帯農業センターの渋谷圭助所長、宗芳光研究員、農業環境技術研究所の平館俊太郎博士、森田沙綾香博士、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。以上の方々にここに深くお礼申し上げます。

文 献

- Abe T, Yasui T & Makino S (2010) Vegetation status on Nishi-jima Island (Ogasawara) before eradication of alien herbivore mammals: rapid expansion of an invasive alien tree, *Casuarina equisetifolia* (Casuarinaceae). *Journal of Forest Research* 16: 484-491.
- Bellingham PJ, Wisser 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.
- Kobayasi S & Ono M (1987) A revised list vascular plant indigenous and introduced to the Bonin (Ogasawara) and the volcano (kazan) islands. *Ogasawara Research* 13: 1-55.
- 小山鐵夫・星野清親 (1993) ギョウギシバ属. 堀田 満 (編) 「世界有用植物事典」平凡社, 352p.
- Hata K, Suzuki J & Kachi N (2007) Vegetation changes between 1978, 1991 and 2003 in the Nakoudojima island that had been disturbed by feral goats. *Ogasawara Research* 32: 1-8.
- Kolb GS, Young HS & Anderson WB (2011) *Effect of seabird on island consumers*. In: Seabird Islands (Ed. by Mulder *et al.*), 212-241.
- Manson NWH, Peltzer DA, Richardson SJ, Bellingham PJ & Allen RB (2010) Stand development moderates effects of ungulate exclusion on foliar traits in the forests of New Zealand. *Journal of Ecology* 98: 1422-1433.
- Mulder CPH, Jones HP, Kameda K, Palmborg C, Schmidt S, Ellis JC, Orrock JL, Wait DA, Wardle DA, Yang L, Young H, Croll DA & Vidal E (2011) *Impact of seabird on plant and soil properties*. In: Seabird Islands (Ed. by Mulder *et al.*), 135-176
- 清水義和 (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: 11-58.
- 東京都小笠原支庁 (2000) 平成11年度小笠原国立公園植生回復調査報告書. 東京都小笠原支庁, 89p.

高岡・畑・郡・可知：ヤギ駆除後の媒島の土壌で栽培した植物の成長に影響する環境要因

東京都小笠原支庁 (2009) 平成20年度小笠原国立公園鴛島列島植生回復調査報告書. 東京都小笠原支庁, 63-65.

山本保々・市河三英・加藤朗子・秋元秀友・安井隆弥・若林三千男・加藤英寿 (2002) ノヤギ排除直後における鴛島・媒島の植物相. *Ogasawara Research* 28: 30-48.