

ノヤギ駆除後の媒島の草地植生の地上部バイオマス — 土壌の化学特性— 環境要因との関係

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)
森田沙綾香 (農業環境技術研究所)
平館俊太郎 (農業環境技術研究所)
可知 直毅 (首都大学東京理工学研究科)

要 約

野生化ヤギ（ノヤギ）の駆除後、生態系機能の回復過程を評価するために、ノヤギ駆除から約10年経過した媒島の草地生態系において、植生のバイオマス、土壌の化学的特性、ノヤギの駆除前後のイベント（ノヤギ駆除前の植生の退行に伴う裸地化、ノヤギ駆除後の海鳥の営巣）との関係を間接効果も含めて明らかにした。植生の地上部バイオマス、土壌の化学的特性（全炭素量、全窒素量、有効態リン酸量、置換酸度）、ノヤギ駆除前（1991年）における裸地化の有無、海鳥の営巣の有無、という変数間の各関係とこの関係の相対的な強さを評価した。ノヤギ駆除前の植生の裸地化は、土壌の置換酸度の上昇を介して、植生の地上部バイオマスを減少させる可能性が示唆された。また、ノヤギ駆除後に海鳥の営巣に伴う土壌栄養塩量の増加は、海鳥の営巣と地形や現存植生の種構成との関係に依存することが示唆された。以上からノヤギ駆除後の生態系機能の回復の有無や程度は、複数の生物的、非生物的要因が直接的、間接的にによって影響を受けることが示唆された。

I. はじめに

野生化したヤギ（以下ノヤギ）による攪乱は、世界中の島嶼生態系において問題となっている (Loope *et al.*, 1988)。たとえば、ノヤギによる木本種の実生、草本種への採食や踏圧は、植生の後退、裸地化を引き起こす (Coblentz 1978; Hamann, 1993)。このようなノヤギによる生態系の機能の劣化を阻止し、回復させるために、多くの島嶼においてノヤギの駆除が実施されている (Campbell & Donlan, 2005)。しかしながら、ノヤギの駆除は必ずしも攪乱を受けた生態系の回復につながるわけではない。

ノヤギ駆除後に生態系の機能（植物の一次生産、栄養塩の収支や循環など）が回復する

かどうかは、ノヤギ駆除前後に起こったイベントに依存することが予想される。たとえば、ノヤギ駆除前において、裸地化した場所における表層土壌の流出は、より下層の土壌を露出させる。この下層の土壌の化学的特性（栄養塩量や pH など）は、元々の表層の土壌と異なることが多い（Hiradate *et al.*, 2007）。その結果、新たな出現した下層土壌における植物の一次生産や定着できる植物の種構成も変化する可能性がある。また、ノヤギなど外来哺乳動物の駆除は、海鳥の営巣の回復を引き起こす（Jones, 2010; Brodier *et al.*, 2011）。これは、ノヤギの踏圧によって阻害されていた海鳥の営巣が、ノヤギの駆除後、回復したためであると考えられる。海鳥の営巣は、海鳥の排泄物、卵、吐き戻し、死体を介して土壌に栄養塩を供給する（Anderson & Polis, 1999; Fukami *et al.*, 2006;）。一方で、海鳥の営巣は、その踏圧によって営巣地の植生や土壌を物理的に攪乱する（Roverts *et al.*, 2007; Grant-Hoffman *et al.*, 2010）

このような生態系の機能とノヤギ駆除前後のイベントとの関係には、一対一の直接的な関係だけでなく、間接的な効果を含む複雑な関係も含まれている可能性がある。たとえば、土壌流出が起こった場所では、特定の植物種が定着したとする。これらの植物種が優占する植生に特定の海鳥が営巣したとすると、植生を介して、土壌流出が海鳥の営巣に影響を及ぼすこととなる。

本報告では、ノヤギ駆除後の媒島の草地生態系において、植生のバイオマス、土壌の化学的特性、ノヤギの駆除前後のイベントの関係を明らかにした。この際、現存植生の種構成や地形の影響についても考慮した。

なお本報告は、Hata *et al.* (2014a) および Hata *et al.* (2014b) において発表された内容に基づいて一般向けにまとめたものである。原著論文、特に国際誌において本報告の内容を引用する場合は、これらの 2 報を引用していただきたい。

II. 調査地と方法

1. 調査地

調査は、聳島列島媒島で実施した。媒島の植生は、第二次世界大戦後に野生化したヤギによって徹底的に破壊された。媒島の森林植生では、ノヤギによる食害によって木本種の実生が消失し、森林の更新が阻害された（清水, 1993）。その結果、森林植生は草地植生に変化した。草地植生では、さらなるノヤギの食害と踏圧を受けた結果、裸地化した。このようなノヤギの夜植生の退行過程は、航空写真の判読による森林、草地の減少と裸地の増加とも矛盾しない（Hata *et al.*, 2007）。

1997 年から 1999 年にかけてノヤギの駆除事業が実施され、島内の全てのノヤギが駆除

された（自然環境研究センター、2002）。それ以降、裸地における草地植生の回復やウラジロエノキなどの在来の先駆樹種の定着が見られる（畑・可知、2009）。一方で、ギンネムなどの外来樹種の著しい侵入も見られる（Hata *et al.*, 2010）。島の植生の最も広い面積を占める草地植生には、主にコウライシバが優占する植生とスズメノヒエ属が優占する植生が存在する（畑・可知、2012）。

また、ノヤギ駆除後、海鳥の営巣の回復も見られる。現在、営巣が確認されているのは、カツオドリ、オナガミズナギドリ、クロアジアホウドリ、アナドリの4種である。

2. 現地調査

媒島の北西部を600個の25×25 mのグリッドに区切り、その中からランダムに86個を選択した。2010年7月に選択したグリッドの中心部で最も優占している植物種を記載後、0.3×0.3 mの範囲の植物の地上部を刈り取った。また、刈り取った跡において、リターや分解中の有機物を除外したうえで土壌を500 mL サンプリングした。

海鳥の営巣の有無を評価するために、上記の植物の地上部と土壌のサンプリング地点から半径5 m以内に海鳥、排泄物、巣のいずれかあるかどうかを調べた。この調査は2010年10月に実施した。

3. サンプルの秤量、化学分析

刈り取った植物の地上部は、60℃で72時間乾燥後、その重量を測定した。サンプリングした土壌中に含まれる全炭素量、全窒素量、有効態リン酸量、土壌の置換酸度を測定した。

4. ノヤギ駆除前の植生の退行の程度の評価

上記のサンプリング地点が、ノヤギ駆除前に植生の退行がしたかどうかを媒島の航空写真の判読から評価した。航空写真はノヤギ駆除前の撮影されたものの中で最も新しい1991年の航空写真（1：10000、環境省）を使用した。航空写真からサンプリング地点を含む25×25 mのグリッド内における4つの景観タイプ（森林、草地、裸地、その他（岩場、崖など））の面積を算出した。その中で最も面積が大きかったものを、サンプリング地点におけるノヤギ駆除前の景観タイプとした。

5. 地形の評価

サンプリング地点の地形は、地理情報システム（GIS）ソフト（Arc GIS 9.3 software, ESRI, Redlands, California）を用いて、尾根、斜面、谷の3つに区分した。この区分の評

価方法の詳細については、Hata *et al.* (2014a) と Hata *et al.* (2014b) を参照していただきたい。

6. 統計解析

最初に、植生の地上部バイオマス、土壌の化学的特性、ノヤギ駆除前の景観、駆除後の海鳥の営巣の有無における各々の一対一の関係を明らかにした。また、ノヤギ駆除前の景観、駆除後の海鳥の営巣の有無とノヤギ駆除後の植生の優占種、地形との関係も明らかにした。各対の関係の解析方法は表 1 のとおりである。解析には総計解析ソフト R ver. 3.0.1 を用いた (R Development Core Team, 2013)。

次に、間接的な関係を含めた全ての変数間の関係の相対的な強さを定量的に評価するためにパス解析を実施した。パス解析を行うために 3 つ以上のカテゴリー変数であるノヤギ駆除後の植生タイプ、地形のデータを二値変数に変換した (表 2)。ノヤギ駆除前の景観については、得られたデータが草地と裸地のみであった (つまり、森林およびその他の面積が最も大きい場所が存在しなかった) ため、得られたデータをそのまま使用した。パス解

表 1 各変数間の関係の解析方法

	C	N	P	E	L	S	V	T
植生の地上部バイオマス (A)	PC	PC	PC	PC	GLM	GLM		
土壌中の全炭素量 (C)					GLM	GLM		
土壌中の全窒素量 (N)					GLM	GLM		
土壌中の有効態リン酸量 (P)					GLM	GLM		
土壌の置換酸度 (E)					GLM	GLM		
1991 年の景観 (L)							F	F
2010 年の海鳥の営巣 (S)							F	F

T: 地形、PC: Pearson の相関、GLM: 一般化線形モデル、F: Fisher の正確確率検定

表 2 パス解析に用いた変数

変数	単位	範囲
植生の地上部バイオマス	g/0.09 m ²	0-3.4 × 10 ³⁸
土壌中の全炭素量	%	0-100
土壌中の全窒素量	%	0-100
土壌中の有効態リン酸量	mg/100 g	0-10,000
土壌の置換酸度	me/kg	0-3.4 × 10 ³⁸
1991 年の景観	二値 (裸地: 0、草地: 1)	0-1
2010 年の海鳥の営巣	二値 (営巣なし: 0、営巣あり: 1)	0-1
2010 年の植生の優占種	二値 (コウライシバ: 0、その他: 1)	0-1
地形	二値 (谷、斜面: 0、尾根: 1)	0-1

Hata *et al.* (2014a) より改訂

析は、各変数間を一方向もしくは双方向の矢印（パス）で結び、それぞれの影響の相対的な強さを定量的に評価する。本研究では、様々なパスの組み合わせのモデルを作成し、データに対して最も当てはまりが良いモデルを作成した。このモデルの作成過程に関する詳細は、Hata *et al.* (2014a) を参照していただきたい。

Ⅲ. 結果

植生の地上部バイオマスと土壤の全炭素量、全窒素量との間に正の相関がみられた（図 1a、b）。植生の地上部バイオマスと土壤の有効態リン酸量との間には有意な相関は見られなかった（図 1c）。植生の地上部バイオマスと土壤の置換酸度の間には有意な負の相関が見られた（図 1d）。

ノヤギ駆除前に裸地であった場所における植生の地上部バイオマス、土壤中の全炭素量、

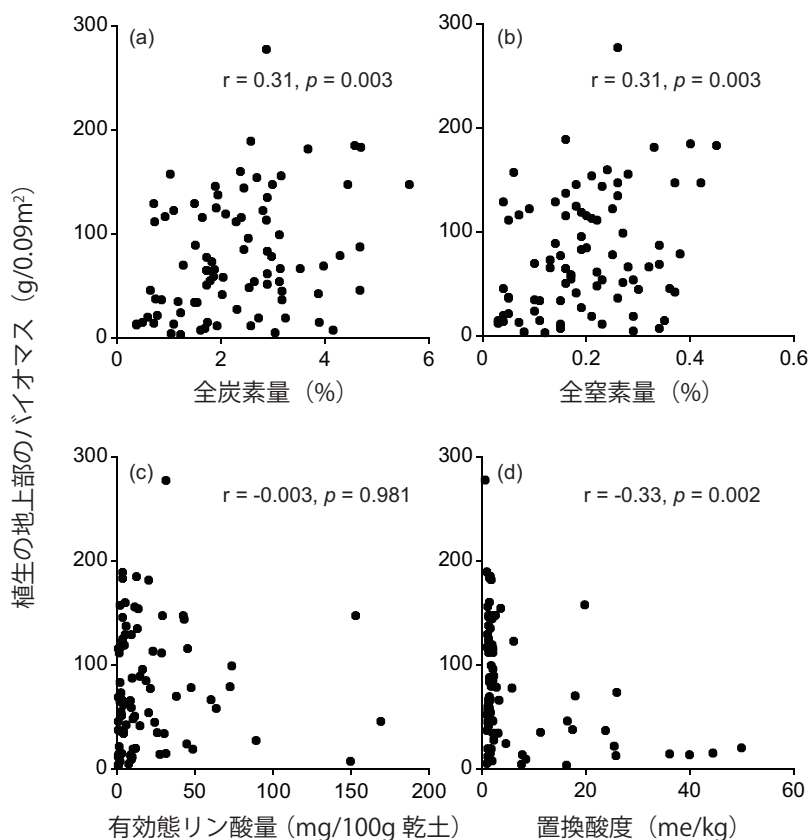


図 1 植生の地上部バイオマスと(a) 土壤中の全炭素量、(b) 全窒素量、(c) 有効態リン酸量、(d) 土壤の置換酸度との関係

Hata *et al.* (2014b) より改訂

全窒素量は、ノヤギ駆除前に草地であった場所における値よりも有意に低く、置換酸度は逆に高かった（表 3a）。ノヤギ駆除前の景観の違いによる土壌中の有効態リン酸量の違いは見られなかった。海鳥の営巣が見られた場所では、そうでない場所と比較して、土壌中の全炭素量、窒素量、有効態リン酸量が有意に高かった（表 3b）。一方で、海鳥の営巣の有無による植生の地上部バイオマス、土壌の置換酸度の違いは見られなかった。

ノヤギ駆除前の景観による現在の植生の優占種の違いは見られなかった。同様に、ノヤギ駆除前の景観と地形との間には関係が見られなかった。一方で、海鳥の営巣の有無と現在の植生の優占種の違い、地形との間に有意な関係が見られた。海鳥の営巣はコウライシバが優占する植生に偏っていた（Fisher の正確確率検定、 $p < 0.01$ ）。また、海鳥の営巣は、斜面や谷よりも尾根に偏っていた（Fisher の正確確率検定、 $p < 0.01$ ）。

図 2 は、パス解析の結果、最もデータに当てはまりが良かったモデルである。ノヤギ駆除前の景観は、置換酸度を介して植生の地上部バイオマスに間接的に影響した。これは、ノヤギ駆除前に裸地になった場所では、土壌の置換酸度が低く、置換酸度低い場所では植生の地上部バイオマスが小さいため、ノヤギ駆除前の裸地であった場所では地上部バイオマスが小さかった、ということを示唆する。ノヤギ駆除前の景観は、土壌中の全炭素量、全窒素量に影響したが、土壌中の全炭素量、全窒素量は植生の地上部バイオマスに影響しなかった。

海鳥の営巣の有無は、土壌の栄養塩量、特に土壌の有効態リン酸量に強く影響した。現在の優占種と地形は海鳥の営巣を介して間接的に土壌の栄養元素量に影響した。これは、コウライシバが優占する植生や尾根部において海鳥の営巣が偏っていたため、その場所で土壌中の栄養元素量が高かった、ということを示唆する。このような海鳥の営巣を介した間接的な影響だけでなく、地形は土壌中の有効態リン酸量に直接影響した。つまり、海鳥

表 3 (a) ノヤギ駆除前 (1991 年) の景観 (裸地、草地) と (b) 海鳥の営巣の有無における植生の地上部バイオマス、土壌の化学的的特性の比較

	(a) 1991 年の景観			(b) 海鳥の営巣		
	裸地	草地		営巣なし	営巣あり	
地上部バイオマス (g/0.09m ²)	45.6 ± 9.4	87.1 ± 7.1	***	73.5 ± 6.1	87.8 ± 16.4	n.s.
全炭素量 (%)	1.6 ± 0.3	2.5 ± 0.1	***	2.0 ± 0.1	3.1 ± 0.3	***
全窒素量 (%)	0.1 ± 0.02	0.2 ± 0.01	***	0.2 ± 0.01	0.3 ± 0.03	***
有効態リン酸量 (mg/100g 乾土)	13.8 ± 7.0	22.7 ± 4.0	n.s.	10.6 ± 1.7	51.6 ± 11.0	***
置換酸度 (me/kg)	14.4 ± 3.3	3.1 ± 0.7	***	5.6 ± 1.1	6.9 ± 2.9	n.s.

平均値 ± 標準誤差を示す。

*** : $p < 0.001$, n.s. : $p < 0.05$

Hata *et al.* (2014b) より改訂

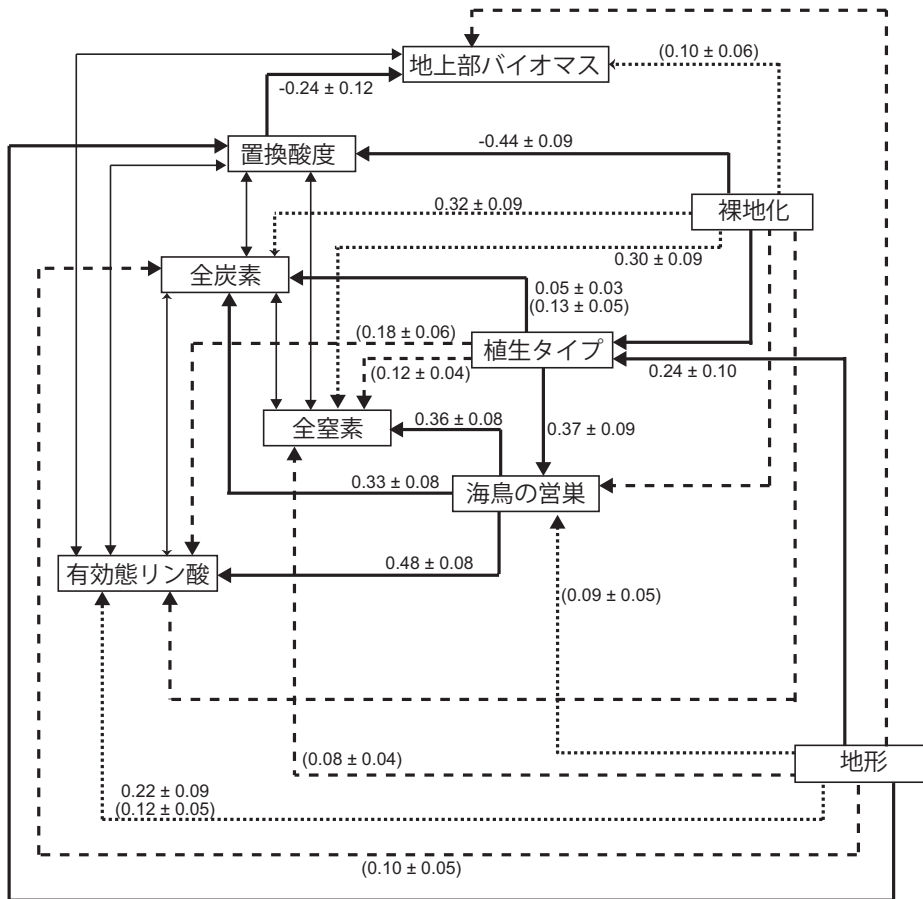


図2 パス解析の結果

図中の数値は、マルコフ連鎖モンテカルロシミュレーションから推定されたパラメーターのうち、その95%の信頼区間に0が含まれなかったパスの直接効果（間接効果）の平均値 ± 標準偏差である。実線は直接効果のみ、点線は間接効果のみ、破線は直接効果と間接効果の両方を含むパスを示す。双方向の矢印は相関関係を示す。
Hata *et al.* (2014a) より改訂

の営巣とは関係なく、尾根では、斜面や谷よりも土壌中の有効態リン酸量が高かった。

IV. 考察

本結果は、ノヤギ駆除後の草地生態系において、地上部バイオマス、土壌の化学的特性、ノヤギ駆除前後のイベントとの間には、間接効果を含めた複雑な相互作用が存在することを示した。これは、ノヤギ駆除後の生態系機能の回復の有無や程度は、複数の生物的、非生物的要因が直接的、間接的に影響を受けることを示唆する。

地上部バイオマス－土壌の置換酸度－ノヤギ駆除前の景観の関係（図2）から、ノヤギ

の攪乱による植生の退行とその後の土壌流出がノヤギ駆除後の植生の一次生産を制限するプロセスを説明できるかもしれない。裸地化に伴う表層土壌の流出は、下層土壌の露出を意味する。この下層土壌は、非常に強い酸性の土壌であることを報告されている (Morita *et al.*, 2010)。このような酸性土壌中に多く含まれるアルミニウムイオンによって植物の成長が阻害された結果 (Hiradate *et al.*, 2007)、植生の一次生産が制限されたのかもしれない。

ノヤギ駆除前の景観と土壌の栄養元素量との間に関係があった (表 3a) 一方で、土壌栄養元素量と植生の地上部バイオマスとの間に関係は見られなかった (図 1)。これは、裸地化と土壌流出の結果、土壌中の栄養元素量は減少するが、それは必ずしも一次生産の制限を引き起こすわけではない、ということを示唆する。

海鳥の営巣は、土壌中の栄養元素量、特に有効態リン酸量に強く影響した (表 3b、図 2)。これは、海鳥の営巣によって海鳥の排泄物、吐き戻し、卵、死体に含まれる栄養元素が土壌に供給された結果であると考えられる。一方で、海鳥の営巣と植生の地上部バイオマスとの間に関係は見られなかった (表 3b)。これは、前述のノヤギ駆除前の土壌流出と同様に、海鳥の営巣によって土壌の栄養元素量が増加するが、それは必ずしも一次生産の制限を引き起こすわけではない、ということを示唆する。この原因の 1 つとして、海鳥の営巣が植物の成長を阻害する効果が、栄養元素の付加による植物成長を促進する効果と相殺されたことが考えられる。この阻害効果については、海鳥の踏圧による物理的な攪乱 (Rovers *et al.*, 2007; Grant-Hoffman *et al.*, 2010) や、排泄物に含まれる毒性物質 (Ishida, 1996; Ellis *et al.*, 2006; Anderson *et al.*, 2008) が可能性として考えられる。

植生タイプや地形、海鳥の営巣、土壌の化学的特性の関係 (表 3b、図 2) は、海鳥の営巣の選好性を介して、環境要因が土壌の栄養元素量に影響することを示唆する。尾根において海鳥の営巣が偏っていたのは、本調査地で多くみられたカツオドリ類は、飛翔の際に風を受ける必要があるため、周囲よりも標高が高い尾根に営巣が偏ったと考えられる (Hoyo *et al.*, 1992)。

このような海鳥の営巣介した土壌栄養元素量への間接的な効果に加えて、地形による土壌栄養元素量への直接的な効果も検出された (図 2)。海鳥の営巣の有無に関係なく、尾根部で土壌の有効態リン酸量が高かったのは、その場所で過去に海鳥が営巣していたことが原因かもしれない。現在、媒鳥では、ノヤギが駆除されて以降海鳥の営巣の回復の途中段階であると考えられる。つまり、本来海鳥の営巣にとって好適な場所だが、まだ海鳥の営巣が起こっていない場所も存在する可能性がある。

本報告では、基本的には各変数間の相関関係に基づいてその因果関係について考察した。この因果関係については実験的なアプローチも含めて今後明らかにする必要があるだろう。

小笠原諸島では、父島を除く島においてノヤギの駆除が終了している。また父島でも継続的なノヤギの駆除が実施されている。勿論これらの駆除は、ノヤギによって攪乱された在来生態系を回復させるという目的を達成するための手段であり一過程である。しかしながら、ノヤギ駆除後の在来生態系の生態系の回復は、必ずしも起こるわけではない。この原因として、在来生物種の分散（植物の種子散布や動物の移入など）の欠如（Garcillán *et al.*, 2009; Bellingham *et al.*, 2010）や外来植物の侵入による在来植物の定着阻害（Stone *et al.*, 1992; Courchamp *et al.*, 2003; Hata *et al.*, 2010; Weller *et al.*, 2011）などが考えられてきた。これらの原因に加えて、ノヤギ駆除前後の生物的、非生物的環境の変化に伴って一次生産、物質の収支や循環といった生態系の機能に関わる特性の変化も生態系の回復の有無や程度に影響する原因の1つであることが示唆された。

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」、「外来生物駆除後の海洋島の生態系変化：環境不均質性を考慮した管理シナリオの提案」（ともに基盤研究A、代表者：可知直毅）および環境省環境研究総合推進費による「絶滅危惧植物の繁殖成功に配慮した域内保全手法の開発」（受託研究、森林総合研究所、代表者：川上和人）のサブテーマとして行った。本報告は、2014年に *Ecosystems* に掲載された Hata *et al.* (2014a) と *Pacific Conservation Biology* に掲載予定の Hata *et al.* (2014b) の内容の一部を引用及び改訂して用いた。

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および小笠原亜熱帯農業センター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

- Anderson WB & Polis GA (1999) Nutrient fluxes from water to land: seabirds affect plant nutrient status on Gulf of California islands. *Oecologia* 118: 324-332.
- Anderson WB, Wait DA & Stapp P (2008) Resources from another place and time: responses to pulses in a spatially subsidized system. *Ecology* 89: 660-670.
- Brodier S, Pisanu B, Villers A, Pettex E, Lioret M, Chapuis J-L & Bretagnolle V (2011) Responses of seabirds to the rabbit eradication on Ile Verte, sub-Antarctic Kerguelen Archipelago. *Animal Conservation* 14: 459-465.
- Campbell KJ & Donlan CJ (2005) A review of feral goat eradication on islands.

- Conservation Biology* 19: 1362-1374.
- Coblentz BE (1978) The effects of feral goats (*Capra hircus*) on island ecosystems *Biological Conservation* 13: 279-289.
- Courchamp F, Chapuis J-L & Pascal M (2003) Mammal invaders on islands: impact, control and control impact. *Biological Review* 78: 347-383.
- Ellis JC, Fariña JM & Jon Witman JD (2006) Nutrient transfer from sea to land: the case of gulls and cormorants in the Gulf of Maine. *Journal of Animal Ecology* 75: 565-574.
- Fukami T, Wardle DA, Bellingham PJ, Mulder CPH, Towns DR, Yeates GW, Bonner KI, Durrett MS, Grant-Hoffman MN & Williamson WM (2006) Above- and below-ground impacts of introduced predators in seabird-dominated island ecosystems. *Ecology Letters* 9: 1299-1307.
- Grant-Hoffman MN, Mulder CPH & Bellingham PJ (2010) Effects of invasive rats and burrowing seabirds on seeds and seedlings on New Zealand islands. *Oecologia* 162: 1005-1016.
- Hamann O (1993) On vegetation recovery, goats and giant tortoises on Pinta Island, Galápagos Ecuador. *Biological Conservation* 2: 138-151.
- 畑 憲治・可知直毅・市川三英 (2003) 小笠原諸島媒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. (2007) 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 (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.
- 畑 憲治・可知直毅 (2012) ヤギ駆除後の聳島列島媒島における草地植生の 9 年間の変化. 小笠原研究年報 35: 23-28.
- Hata K, Kohri M, Morita S, Hiradate S & Kachi N (2014a) Complex interrelationships among aboveground biomass, soil chemical properties, and events caused by feral goats and their eradication in a grassland ecosystem of an island. *Ecosystems* 17: 1082-1094
- Hata K, Kohri M, Morita S, Hiradate S & Kachi N (2014b) Fine-scale distribution of

- aboveground biomass of herbaceous vegetation and soil nutrients on an oceanic island after goat eradication are correlated with grazing damage and seabird nesting. *Pacific Conservation Biology* 20: 344-353.
- Hiradate S, Ma JF & Matsumoto H (2007) Strategies of plants to adapt to mineral stresses in problem soils. *Advances in Agronomy* 96: 65-132.
- Hoyo JD, Elliott A & Sargatel J (1992) Handbook of the Birds of the World Vol. 1: Ostrich to Ducks. Lynx Edicions, Barcelona.
- Ishida A (1996) Effects of the common cormorant, *Phalacrocorax carbo*, on evergreen forests in two nest sites at Lake Biwa, Japan. *Ecological Research* 112: 193-200.
- 自然環境研究センター (2001) 小笠原国立公園植生回復調査報告書. 東京都小笠原支庁, 100p.
- Jones HP (2010) Seabird islands take mere decades to recover following rat eradication. *Ecological Applications* 20: 2075-2080.
- Loope LL, Hamann O & Stone CP (1988) Comparative conservation biology of oceanic archipelagoes: Hawaii and the Galapagos. *BioScience* 38: 272-282.
- Morita S, Kato H, Iwasaki N, Kusumoto Y, Yoshida K & Hiradate S (2010) Unusually high levels of bio-available phosphate in the soils of Ogasawara Islands, Japan, Putative influence of seabirds. *Geoderma* 160: 155-164.
- R Development Core Team (2013) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Roverts CM, Duncan RP & Wilson KJ (2007) The effects of burrowing seabirds on forest regeneration, Rangatira Island, Chatham Islands, New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology* 31: 208-222.
- 清水善和 (1993) 小笠原諸島聳島列島の植生：モクタ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. 駒澤地理 29: 9-58.