

# 小笠原諸島父島の都道沿いにおける 外来草本植物の分布と人為的攪乱が 及ぼす影響

東京都立大学 都市環境科学研究科  
江口 碧  
日本大学 商学部,  
東京都立大学 理学研究科  
畑 憲治  
東京都立大学 都市環境科学研究科  
沼田 真也

## はじめに

海洋島の島嶼生態系は固有種が多く、独自性が高いため、多くの観光客にとって魅力的である。一方で、外来生物の侵入に対して非常に脆弱である (Leclerc *et al.* 2018; Pyšek *et al.* 2012)。そのため、島嶼生態系における人為的攪乱は外来植物の侵入や拡散のリスクをさらに高める (Gardener and Grenier 2011; González *et al.* 2008; Usher 1988)。特に道路の建設

や利用による環境の変化は外来種の定着を助けるだけでなく、外来種の移動の容易さによって拡散経路にもなりうる (Trombulak and Frissell 2000)。また、観光客の衣服や車両に付着した外来植物の種子は、移動の過程で島内に運ばれるため (Pickering and Mount 2010)、駐車場の建設等によって周辺環境が変化することも外来生物の侵入の機会を増やす原因となる (Jesson *et al.* 2000; Pickering *et al.* 2007)。そのため、道路が外来種の分布に与える影響は大きいと考えられる

が、特に海洋島における道路が外来植物の侵入や在来植生に与える影響については十分な研究が行われていないのが現状である (Arévalo *et al.* 2005)。

## 父島における外来植物侵入の現状と課題

父島（東京都小笠原村）は小笠原諸島で最大の島である。19世紀に入植者が居住し、1945年からはアメリカ合衆国に占領され、1968年に日本へ返還された。世界遺産登録以前、父

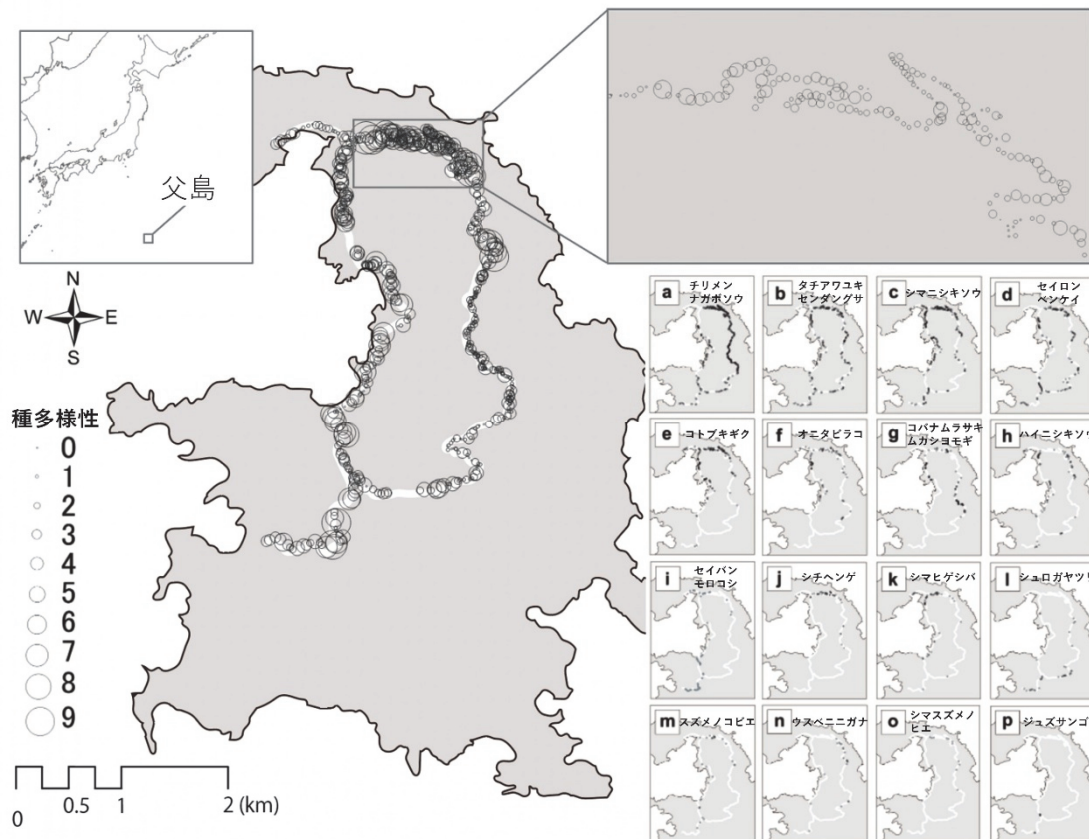


図-1 東京都道 240 号父島循環線（地図中白線）沿いの調査地点。左側は種多様性を示し、右側は出現した 16 種の外来草本植物の分布を示す。(Eguchi *et al.* 2024 を改変)

表-1 出現が確認された16種の外来草本植物の出現地点数と生活史特性 (Eguchi *et al.* 2024 を改変)

学名	和名	科名	出現 地点数	種子 散布	埋土種子	生育
<i>Stachytarpheta urticifolia</i> (Salisb.) Sims	チリメンナガボソウ	クマツヅラ科	399	風	不明	多年草
<i>Bidens pilosa</i> L.	タチアワユキセンダングサ	キク科	235	動物	あり	一年草
<i>Euphorbia pilulifera</i> L.	シマニシキソウ	トウダイグサ科	231	重力	あり	一年草
<i>Kalanchoe pinnata</i> (Lam.) Pers.	セイロンベンケイ	ベンケイソウ科	169	風	なし	多年草
<i>Tridax procumbens</i> (L.) L.	コトブキギク	キク科	145	風	不明	多年生
<i>Youngia japonica</i> (L.) DC.	オニタビラコ	キク科	93	風	あり	一年草または 多年草
<i>Vernonia cinerea</i> (L.) Less.	コバナムラサキムカシヨモギ	キク科	80	動物	あり	一年草または 多年草
<i>Euphorbia chamaesyce</i> L.	ハイニシキソウ	トウダイグサ科	75	重力	あり	一年草
<i>Sorghum halepense</i> (L.) Pers.	セイバンモロコシ	イネ科	56	風	あり	多年草
<i>Lantana camara</i> L.	シチヘンゲ	クマツヅラ科	52	動物	不明	多年草
<i>Chloris barbata</i> Sw.	シマヒゲシバ	イネ科	49	風	不明	一年草または 多年草
<i>Cyperus alternifolius</i> L.	シュロガヤツリ	カヤツリグサ科	37	水流	あり	多年草
<i>Paspalum orbiculare</i> G.Forst.	スズメノコビエ	イネ科	27	風	不明	多年草
<i>Emilia sonchifolia</i> (L.) DC. ex DC.	ウスベニニガナ	キク科	21	風	あり	一年草
<i>Paspalum dilatatum</i> Poir.	シマスズメノヒエ	イネ科	14	風	不明	多年草
<i>Rivina humilis</i> L.	ジュズサンゴ	ヤマゴボウ科	6	動物	なし	多年草

島への年間訪問者数はおおむね1万人から3万人で推移していたが、登録後の2011年以降は約3万人から4万人に増加した(川浪2016)。

観光活動を含む人間活動の増加は小笠原諸島の自然環境に対する懸念となっている(国土交通省2018)。草本植物に関しては、1992年に小笠原諸島で191種が確認され、そのうち100種が外来種であった(榎本1993)。父島では、これらのうち74種の外来種が確認されている。また、チガヤ(*Imperata cylindrica* var. *koenigii*)は1980年以降、在来の海岸植生に侵入し、優占群落を形成していることが報告されている(石田・轍2019)。

父島の道路は、島民の生活だけでなく観光活動にも利用されている。観光客はトレッキング等のために車を利用することが多く、こうした活動に伴って外来植物種が島内に拡散する可能性

がある。しかし、小笠原諸島における外来植物種に関する情報は、保護区内に生息する数種の侵略的本種種に限られており、道路沿いにおける外来草本種の分布は十分に把握されていない(川上2019)。

そこで本研究では、父島における外来草本植物の侵入が、人為的攪乱、特に自動車による分散とどのように関係しているかを明らかにすることを目的とした。

## 外来草本植物の分布調査方法

調査は東京都道240号父島循環線沿いで実施した(図-1)。3m×1mのプロットを約15m間隔で設置し、各プロット内で観察された外来草本種の種名を記録した。小笠原諸島では開花期がおおむね春から秋にかけてであることから(安部ら2004)、調査は

2017年9月に実施した。その後、観察された外来草本種について、種子散布様式や種子特性、生活史特性等、植物の形質に関する情報を整理した。

## 分布調査の結果

合計679地点で20種の外来草本植物を確認し、7科16種を同定した(表-1)。これら16種は25年前の父島での草本植物種調査(榎本1993)でも記録されており、侵入初期段階ではなく、すでに定着していることが示唆される。各プロットにおける外来種数は0~9種で、平均は約2.5種であった。最も多く確認されたのは、チリメンナガボソウ(*Stachytarpheta urticifolia*, 399地点)、タチアワユキセンダングサ(*Bidens pilosa*, 235地点)、シマニシキソウ(*Euphorbia pilulifera*, 231地点)であった。科ごとには、キク科が

表-2 一般化線形混合モデルの結果：a. 外来草本種の種多様性, b. 外来草本種の出現の有無と3つの説明変数との関係 (Eguchi *et al.* 2024 を改変)

\*\*\*p < 0.001; \*\*p < 0.01; \*p < 0.05; .p < 0.1, n.s. 有意ではない

a.

	cf.	SE	$\chi^2$	
駐車場からの距離	-0.00020	0.0001	2.15	n.s.
住宅地からの距離	0.00003	0.0001	0.30	n.s.
標高	-0.00170	0.0006	7.23	**

b.

和名	地点数	駐車場からの距離			住宅地からの距離			標高					
		cf.	SE	$\chi^2$	cf.	SE	$\chi^2$	cf.	SE	$\chi^2$			
チリメンナガボソウ	399	-0.0008	0.0005	3.27	.	-0.0001	0.0003	0.13	n.s.	0.0181	0.0030	36.20	***
タチアワユキセンダングサ	235	0.0001	0.0004	0.03	n.s.	0.0001	0.0002	0.32	n.s.	-0.0044	0.0020	4.89	*
シマニシキソウ	231	-0.0017	0.0006	7.60	**	-0.0004	0.0002	3.18	.	-0.0048	0.0023	4.15	*
セイロンベンケイ	169	0.0010	0.0005	4.81	*	0.0004	0.0003	1.72	n.s.	-0.0010	0.0025	0.16	n.s.
コトブキギク	145	-0.0023	0.0010	5.51	*	-0.0010	0.0002	19.25	***	-0.0006	0.0023	0.06	n.s.
オニタビラコ	93	0.0006	0.0006	1.26	n.s.	0.0008	0.0004	5.20	*	-0.0015	0.0030	0.27	n.s.
コバナムラサキムカシヨモギ	80	-0.0022	0.0012	3.14	.	0.0002	0.0003	0.57	n.s.	-0.0151	0.0037	16.56	***
ハイニシキソウ	75	-0.0016	0.0009	3.00	.	-0.0001	0.0003	0.21	n.s.	0.0007	0.0040	0.03	n.s.
セイバンモロコシ	56	-0.0005	0.0010	0.23	n.s.	0.0007	0.0003	5.34	*	-0.0254	0.0059	18.79	***
シチヘンゲ	52	-0.0030	0.0016	3.32	.	0.0024	0.0018	1.80	n.s.	-0.0204	0.0106	3.70	.
シマヒゲシバ	49	0.0019	0.0011	2.76	.	-0.0007	0.0002	7.43	**	-0.0173	0.0043	16.01	***
シュロガヤツリ	37	0.0015	0.0007	0.03	*	0.0019	0.0006	0.00	**	-0.0136	0.0053	6.43	*
スズメノコビエ	27	-0.0007	0.0011	0.33	n.s.	0.0001	0.0002	0.15	n.s.	-0.0060	0.0029	4.16	*
ウスベニニガナ	21	-0.0031	0.0015	4.04	*	0.0005	0.0006	0.68	n.s.	0.0116	0.0044	6.99	**
シマスズメノヒエ	14	-0.0025	0.0021	1.41	n.s.	-0.0004	0.0005	0.69	n.s.	0.0037	0.0040	0.87	n.s.
ジュズサンゴ	6	-0.0032	0.0050	0.40	n.s.	0.0054	0.0050	1.16	n.s.	0.0051	0.0250	0.04	n.s.

最も多く5種、次いでイネ科が4種であった。

種ごとに分布パターンや高頻度で出現する地域には差があった(図-1)。チリメンナガボソウ、タチアワユキセンダングサ、シマニシキソウ、セイロンベンケイ (*Kalanchoe pinnata*) は調査地域全体に分布していたが、系統や種子散布・休眠特性に共通点は見られなかった。また、同定された16種のうち7種(チリメンナガボソウ、タチアワユキセンダングサ、セ

イロンベンケイ、セイバンモロコシ (*Sorghum halepense*), シュロガヤツリ (*Cyperus alternifolius*), シマスズメノヒエ (*Paspalum dilatatum*), ジュズサンゴ (*Rivina humilis*) は、日本における侵入性外来種リストに含まれている(環境省 & 農林水産省 2015)。そのほか、シチヘンゲ (*Lantana camara*) は調査地域の北側斜面に分布し、ジュズサンゴは南側の低地河川沿いに集中していた。

## 種多様性に影響を与える要因

本研究では、道路沿いにおける外来植物の種多様性に対して、人為的攪乱の指標である「駐車場からの距離」、「住宅地からの距離」、環境指標である「標高」の3つの要因が与える影響について一般化線形混合モデルを用いて評価した。その結果、「駐車場及び住宅地からの距離」は種多様性(出現種数)に有意な影響を示さなかったもの

の、「標高」は種多様性に有意な負の影響を与えていた。そのため、父島における外来草本植物の種多様性の空間分布を説明する要因として標高が関与している可能性が示される(表-2a)。標高と種多様性との有意な相関は、既往研究でも指摘されている(Karki *et al.* 2023; Pauchard and Alaback 2004; Tassin and Rivière 2003)。標高は一般に高湿度、乾燥ストレス、低温ストレスといった環境要因と関連しており、これらの一部が標高上昇に伴う外来種の多様性低下の要因として議論されてきた(Alexander *et al.* 2011; Arévalo *et al.* 2005)。そのため、環境要因が父島における外来種の多様性の空間様式を部分的に説明している可能性があるが、実際にどのように影響しているかについてはさらなる検討が必要である。

一方、低標高域では一般的に農地利用や都市開発などの人為的攪乱が有意に影響するため(Pauchard *et al.* 2009)、標高は微気候だけでなく土地利用とも関連している可能性がある(Pauchard and Alaback 2004)。しかし本研究では、人為的攪乱の指標として用いた駐車場や住宅地からの距離と種多様性との間には有意な関係は認められず(表-2a)、人為的影響が対象種群における種多様性に単純には反映されないと考えられる。

## 分布に影響を与える要因

各種の在不在に対して、人為的攪乱要因と環境要因が外来種の出現に与え

る影響について、一般化線形混合モデルで評価した。その結果、各種の出現では駐車場からの距離が7種で負の影響を示していたことから、駐車場からの距離は外来種の在不在に対して影響する可能性が示唆される(表-2b)。既往研究では、交通量や攪乱強度の高い場所ほど道路沿いにおける外来植物の侵入が促進されることが報告されている(Lemke *et al.* 2021)。一般に、乗降に伴って種子が局所的に散布されやすい駐車場は、父島におけるこれら7種の外来草本植物にとっても分布経路上の重要なノードとなっている可能性がある。道路が外来植物の侵入や種子散布の回廊として機能することは広く知られているが(Lippe and Kowarik 2007; Vicente *et al.* 2014)、本研究の結果は、道路ネットワークにおける外来草本植物の分布を理解する上で、駐車場の位置を考慮することも重要であることを示唆している。

また、駐車場からの距離が負の影響を示した7種のうち3種において、住宅地からの距離がその出現に対して負の影響を与えていた(表-2b)。そのうち2種は駐車場と住宅地の両方からの距離で負の影響を受けていた。しかし、住宅地は港に近接しているため多くの外来種の侵入経路となり得るものの、より多くの種が住宅地よりも駐車場からの距離の影響を受けていた。このことから、父島における外来草本植物の分布については、住宅地からの距離よりも駐車場からの距離の方が有効な指標となる可能性がある。

さらに、本研究では駐車場や住宅地からの距離、標高によって有意な影響を受けた植物種に共通する形質は確認されなかった。したがって、本研究で扱わなかった植物の形質が分布に影響している可能性があり、植物形質と分布との関係についてさらなる研究が必要である。

## おわりに

高い固有性をもつ島嶼生態系を適正かつ持続的に利用していくために、外来草本植物の分布や定着について理解することは重要である。本研究では、対象とした16種のうち、7種については、駐車場が外来種拡散の主要な拠点として機能している可能性が示唆された。したがって、駐車場周辺での重点的な除草管理や島全体での洗車プロトコルの導入が、外来種の拡散抑制に有効であると考えられる。また、標高が道路沿いにおける外来草本植物の種多様性を説明する重要な要因であることが示されたものの、植物の生態や形質との間に明瞭な関係性は見られなかった。そのため、これらの外来草本植物の定着が駐車場のような拠点的な場所とどのように結びつくのかについては、さらなる研究が必要である。なお、本稿は2024年にWeed Biology and Managementに発表した原著論文(Eguchi *et al.* 2024)をもとにした解説である。

## 謝辞

本研究の実施にあたり、調査の許可をいただいた東京都小笠原支庁および環境省に感謝申し上げます。また、研究計画に関して貴重な助言をいただいた可知直毅博士、草本種の同定にご協力いただいた加藤英寿博士、現地調査を支援いただいた松永香織氏に心より感謝申し上げます。本研究は、東京都立大学小笠原フィールド研究施設を利用して実施されました。

## 引用文献

- 安部哲人ら 2004. 小笠原諸島の植物の開花期に関する観察資料. 森林総合研究所研究報告 3, 249-257
- Alexander JM *et al.* 2011. Assembly of nonnative floras along elevational gradients explained by directional ecological filtering. *Proc Natl Acad Sci U S A* 108, 656-661.
- Arévalo JR *et al.* 2005. Distribution of alien vs. native plant species in roadside communities along an altitudinal gradient in Tenerife and Gran Canaria (Canary Islands). *Perspect Plant Ecol Evol Syst* 7, 185-202.
- Eguchi A. *et al.* 2024. Distributions of exotic herbaceous species along a roadside on Chichijima, the Ogasawara Islands, and their relationship with human disturbance. *Weed Biology and Management* 24(3), 89-131.
- 榎本敬 1993. 小笠原諸島, 父島, 母島の雑草と帰化植物. 小笠原研究 16, 3-17.
- Gardener MR and Grenier C 2011. Linking Livelihoods and Conservation: Challenges Facing the Galápagos Islands. In G. Baldacchino & D. Niles (Eds.), *Island Futures: Conservation and Development Across the Asia-Pacific Region*. Springer Japan, pp.73-85
- González JA *et al.* 2008. Rethinking the Galapagos Islands as a complex social-ecological system: implications for conservation and management. *Ecol Soc* 13, 13.
- 石田弘明・轍慎太郎 2019. 小笠原諸島父島の海浜に分布する国内外来種チガヤの優占群落. 人と自然 30, 101-108.
- Jesson L *et al.* 2000. The importance of dispersal, disturbance, and competition for exotic plant invasions in Arthur's Pass National Park, New Zealand. *N Z J Bot* 38, 451-468.
- Karki D *et al.* 2023. Diversity and distribution of invasive alien plant species along elevation gradient in Makawanpur district, central Nepal. *J Ecol Environ* 47, 75-84
- 川上和人 2019. 小笠原諸島における攪乱の歴史と外来生物が鳥類に与える影響. 日本鳥学会誌 68, 237-262.
- 川浪朋恵 2016. 小笠原諸島における世界遺産登録前後の観光客の変容. 地理学評論 Series A 89, 118-135.
- 国土交通省 2018. 第92回小笠原諸島振興開発審議会 配布資料. [https://www.mlit.go.jp/policy/shingikai/kokudoseisaku12\\_sg\\_000116.html](https://www.mlit.go.jp/policy/shingikai/kokudoseisaku12_sg_000116.html)
- Leclerc C *et al.* 2018. Insular threat associations within taxa worldwide. *Sci Rep* 8, 6393.
- Lemke A *et al.* 2021. Interaction of traffic intensity and habitat features shape invasion dynamics of an invasive alien species (*Ambrosia artemisiifolia*) in a regional road network. *NeoBiota* 64, 155-175.
- Lippe M and Kowarik I 2007. Long-distance dispersal of plants by vehicles as a driver of plant invasions. *Conserv Biol* 21, 986-996.
- Pauchard A and Alaback PB 2004. Influence of elevation, land use, and landscape context on patterns of alien plant invasions along roadsides in protected areas of south-central Chile. *Conserv Biol* 18, 238-248.
- Pauchard A *et al.* 2009. Ain't no mountain high enough: plant invasions reaching new elevations. *Front Ecol Environ* 7, 479-486.
- Pickering CM *et al.* 2007. Indirect Impacts of Nature Based Tourism and Recreation: The Association Between Infrastructure and the Diversity of Exotic Plants in Kosciuszko National Park, Australia. *J Ecotourism* 6, 146-157.
- Pickering C and Mount A 2010. Do tourists disperse weed seed? A global review of unintentional human-mediated terrestrial seed dispersal on clothing, vehicles and horses. *J Sustain Tourism* 18, 239-256.
- Pyšek P 2012. A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: the interaction of impact measures, invading species' traits and environment. *Glob Change Biol* 18, 1725-1737.
- Tassin J and Rivière JN 2003. Species richness altitudinal gradient of invasive plants on Reunion Island (Mascareigne archipelago, Indian Ocean). *RevÉcol (La Terre Vie)* 58, 257-270.
- Trombulak SC and Frissell CA 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conserv Biol*, 14, 18-30.
- Usher MB 1988. Biological invasions of nature reserves: A search for generalisations. *Biol Conserv* 44, 119-135.
- Vicente JR *et al.* 2014. Environment and dispersal paths override life strategies and residence time in determining regional patterns of invasion by alien plants. *Perspect Plant Ecol Evol Syst* 16, 1-10.
- 環境省・農林水産省 2015. 生態系被害防止外来種リスト. <https://www.env.go.jp/nature/intro/2outline/iaslist.html>.