

1 小笠原諸島兄島における外来植物の侵入状況と非生物的・生物的な生育環境について
2 Status of invasive plant invasions and their abiotic and biotic habitats on Anijima, Ogasawara
3 Islands, Japan.

4 簡略表題(ランニングタイトル): 兄島における外来植物の侵入状況と生育環境

5

6 著者: 瀬戸 智大^{1,2,*}, 木村 純也², 小池 文人¹

7 Authors: Seto Tomohiro^{1,2,*}, Kimura jyunya² and Koike Fumito¹

8 所属:¹ 横浜国立大学大学院環境情報学府,² 一般社団法人 日本森林技術協会

9 所属英文:¹ Graduate School of Environment and Information Sciences, Yokohama National

10 University, ² Japan Forest Technology Association

11

12 *連絡著者: 瀬戸 智大

13 住所: 〒240-8501 神奈川県横浜市保土ヶ谷区常盤台 79-7 横浜国立大学環境情報学府

14 住所英文: Graduate School of Environment and Information Sciences, Yokohama National

15 University, 79-7, Tokiwadai, Hodogaya-ku, Yokohama 240-8501, Japan

16 e-mail: seto-tomohiro-rb@ynu.jp

17

18 要旨:外来種対策では情報や予算の不足から効率的・効果的な対応が求められる。分布拡
19 大中の種の未分布地域への定着個体の早期発見や既に定着した種の被害低減策の効率
20 化には、分布拡大が飽和しているかどうかの判断と潜在的な生息・生育適地を推定する種
21 分布モデルの活用が有効である。小笠原諸島の兄島では原生的な乾性低木林が広く残り
22 保全価値が高いため、大規模な外来植物対策が展開されている。本研究では、兄島で実
23 施された外来植物駆除で確認数の多かった 6 種(オオバナノセンダングサ、キバングロウ、
24 ギンネム、シチヘンゲ、トクサバモクマオウ、リュウキュウマツ)について侵入状況と非生物
25 的・生物的な生育環境の解析を行った。解析は兄島を約 10m 四方のメッシュで区分し、メッ
26 シュ内の各種の在不在を目的変数、環境を説明変数にして空間的自己相関を考慮した条
27 件付き自己回帰モデル(Intrinsic CAR モデル)と環境のみを考慮したロジスティック回帰モ
28 デルを作成した。Intrinsic CAR モデルとロジスティック回帰モデルを比較し、分布に対する
29 空間的自己相関の効果を定量化した。空間的自己相関の効果はモデルに投入された説明
30 変数では説明できない要因で分布が集中している場合に大きくなるが、その原因としては、
31 モデルに投入されなかった環境要因が存在する場合や、外来種が好適な環境の一部で分
32 布拡大し飽和に達していない場合が考えられる。本解析では両者を区別できないが、空間
33 的自己相関の効果が大きな種は分布拡大中であるリスクを否定できないため注意深くモニ
34 タリングし、情報不足であっても予防的見地からの駆除も想定される。解析の結果、風散布
35 の高木種であるトクサバモクマオウとリュウキュウマツは空間的自己相関の効果が小さく分布
36 が飽和に近い可能性が示唆された。空間的自己相関の効果が大きかった種はオオバナノ
37 センダングサ、ギンネム、シチヘンゲであった。オオバナノセンダングサとギンネムでは在来
38 林の存在が分布を阻害することが示唆され、在来林の保全はこれらの外来植物の拡散防止
39 の観点から重要であることが分かった。オオバナノセンダングサ、ギンネム、シチヘンゲは開
40 放的な非生物的・生物的な環境に出現する傾向がみられ、兄島に多い原生的な裸地や草

41 地が潜在的な分布域として考えられる。そのため、今後の拡大状況や侵入先の環境を把握
42 するなど注意深いモニタリングが必要である。

43 キーワード: 海洋島、外来植物駆除、乾性低木林、空間的自己相関、Intrinsic CAR モデル

44

45 Abstract : Effective and efficient responses are essential for alien species control, especially
46 given limited information and budgets. Early detection of species establishing themselves in
47 undisturbed areas during distribution expansion, as well as evaluating the efficiency of damage
48 reduction measures for already established species, can be achieved through species
49 distribution models. These models help determine whether distribution expansion has reached
50 saturation and estimate potential suitable habitats and growth areas. On Anijima Island in the
51 Ogasawara Islands, where native dry scrub forests of high conservation value remain
52 widespread, large-scale measures against alien plants are being developed. This study analyzed
53 the invasive status and abiotic and biotic growth environments of six alien plant species
54 frequently identified during control efforts on Anijima: *Bidens pilosa*, *Psidium littorale*,
55 *Leucaena leucocephala*, *Lantana camara*, *Casuarina equisetifolia*, and *Pinus luchuensis*.
56 Anijima was divided into approximately 10-meter square grids for the analysis. Two models
57 were developed: a conditional autoregressive (Intrinsic CAR) model, which accounts for spatial
58 autocorrelation, and a logistic regression model, which considers only environmental factors.
59 The presence or absence of each species in each grid was used as the dependent variable, while
60 environmental variables were used as explanatory variables. By comparing the Intrinsic CAR
61 and logistic regression models, the impact of spatial autocorrelation on species distribution was
62 quantified. A greater effect of spatial autocorrelation suggests the presence of key
63 environmental factors not included in the model or that alien species are expanding in suitable
64 environments but have not yet reached saturation. Although this analysis cannot distinguish
65 between these possibilities, species with strong spatial autocorrelation effects may pose a higher
66 risk of distribution expansion, necessitating careful monitoring and preventive control even in

67 the absence of detailed information. The analysis indicates that the wind-dispersed tall tree
68 species *Casuarina equisetifolia* and *Pinus luchuensis* may have distributions close to saturation,
69 with limited spatial autocorrelation effects. In contrast, species with the highest spatial
70 autocorrelation effects were *Bidens pilosa*, *Leucaena leucocephala*, and *Lantana camara*.
71 Native forests appear to inhibit the distribution of *Bidens pilosa* and *Leucaena leucocephala*,
72 underscoring the importance of conserving native forests to prevent the spread of these alien
73 plants. Additionally, the tendency of *Bidens pilosa*, *Leucaena leucocephala*, and *Lantana*
74 *camara* to thrive in open abiotic and biotic environments suggests that their potential
75 distribution areas may include native bare lands and grasslands common on Anijima. Careful
76 monitoring is essential to understand future distribution expansion and the characteristics of
77 infested environments.

78 **Keywords :** alien plant control, dry scrub forest, Intrinsic CAR model, oceanic island, spatial
79 autocorrelation

80

はじめに

外来種の駆除は、他の保全策と同様に効率的・効果的な対応が重要である。たとえば、種分布のモデル (species distribution model, SDM あるいはニッチモデル) で外来種の潜在的な生息・生育適地を推定し対象地を絞り込むことで、分布拡大中の種の未分布地域への定着個体の効率的な早期発見や、既に定着した種の被害低減策の効率化が期待できる (Wilson et al. 2018)。しかし我が国の外来生物対策は、分布の飽和の有無や SDM を体系的に取得する仕組みになっていないことが多い (環境省 2023)。外来種管理の現場では予算と情報が不足していることが多い。そのため、得られる限りの少ない情報で分布の飽和状況や潜在的な生息・生育適地を推定し、未飽和の種が将来もたらす被害拡大量である侵入の負債 (invasion debut) (Rouget et al. 2016) を見積もって対策すべき種の優先順位や対策の内容を決定することが重要である (Wilson et al. 2018)。

分布が飽和しているか拡大中であるのか判断するアプローチには、調査時点が異なる複数の分布データを比較して、対象地点の環境と共に前の時点での分布域からの距離を回帰モデルの説明変数に加え、環境による種分布モデルと同時に分散カーネルを推定するなかで、この距離が有意な変数であるかにより判断する方法がある (Fukasawa et al. 2010)。ただし、分布拡大初期において、現在とそれ以前の2つの時点の分布情報を利用できることは稀であることから、こうした方法が利用できる場面は限られる。そのため、一つの時点で実施された調査の結果を基に分布の飽和状況を判断する技術が求められている。これまで一時点での分布情報をもとにした方法としては、対象とする空間グリッドの近傍での同種の在・不在を環境と共にロジスティック回帰の説明変数に含めてモデルを推定し、近傍に存在する同種個体群の影響を解析するアプローチや (Osawa et al. 2019)、散布制限 (propagule deficit) が存在しないと仮定して作成した環境による種分布モデルと実際の分布との乖離を、スケールが異なる空間グリッドで集計して、種が分布していない好適地が集中して存在する地域を検出するアプローチ (Aung and Koike 2015) がある。いずれも論文に「空間的自己相関」の文言は用いられていないが、環境によらず同種が隣接して分布する現象

(Osawa et al. 2019)や、種が未分布である好適立地が集中する現象(Aung and Koike 2015)の検出は、空間的自己相関を用いて分布の飽和状況を判断していることになる(表 1)。

これまで地理的に分布していなかった地域に外来種が分布拡大してゆく過程では、地域の中でも生息／生育に好適な部分において、最初に野生化した地点を中心に同心円状に分布域が拡大してゆくことが多い(Skellam 1951)。このとき SDM を作成すると環境要因と空間自己相関の両方が同時に検出されると考えられる。しかし分布を決める特定の環境要因が同心円状に分布している場合も、同様の同心円状の分布が観察される。このとき当該の環境要因が SDM 構築時の説明変数の候補に含まれていれば重要な環境要因として正しく検出され、空間自己相関は検出されない。しかし当該の環境要因が SDM 構築時の説明変数の候補に含まれていなければ、同心円状の分布は空間自己相関として検出される。このように SDM において空間自己相関が検出される原因として、外来生物の分布拡大が継続中で飽和していない場合と、モデルに投入されなかった重要な環境要因が存在する場合(深澤ほか 2009)との両方がある。先行研究である、環境のみを説明変数とした SDM による方法と(Aung and Koike 2015)、種の分布を明示的に SDM の説明変数に入れる方法(Osawa et al. 2019)を含めて、空間自己相関をもとに外来種の分布拡大の飽和・未飽和を検討する場合には、生物的要因や非生物的要因、人的な要因を含めて、想定する限り多くの環境要因を考慮することが望ましい。なお Osawa et al. (2019)は空間をグリッドで表現したうえで、考慮すべき近傍の最適な範囲を探索し、その中で種が存在するグリッド数を種子供給量の代理変数として評価した詳細なモデルを採用している。本研究では対象種が複数あるが考慮すべき近傍の範囲は種によって異なると考えられ、また外来植物対策のデータでは種子源となる周辺個体全ての正確な分布情報が必ずしも得られていないことが多いため、多種に対して一律に適用でき、欠損値の近傍のデータも有効に利用可能な(深澤ほか 2009)Intrinsic CAR モデルを用いた。

本研究では小笠原諸島の世界自然遺産の価値の中核を構成する兄島を対象とし、外来植物

127 対策で得られた情報をもとに、Intrinsic CAR モデルによる外来種の SDM を作成した。潜在的な
128 生育・生息適地を推定するとともに、空間的自己相関を用いて分布の飽和状況を評価した。

129

130 方 法

131 調査地

132 調査地は、父島列島の兄島全域である(図 1)。兄島(北緯 27°7'17", 東経 142°12'51")は有人
133 島である父島の北に位置する、およそ 7.87km² の無人島である。小笠原諸島は日本本土からおよ
134 そ 1,000km 離れた太平洋上に位置する亜熱帯地域に属する海洋島で多くの固有種が生息・生育
135 している(環境省, 林野庁ほか 2018)。小笠原諸島における人間の定住は 19 世紀初頭からであ
136 ると言われているが、日本の領土となって以降、父島や母島を中心とした大きな島では官庁が主
137 体となり様々な樹種が導入され、植栽試験が実施された(谷本ほか 1995; 富山 1998, Shimizu
138 2003; Ohashi et al. 2024)。また、これら外来種の意図的な導入だけでなく、人間活動による非意図
139 的な導入の事例も確認されている(延島 2010; 日本森林技術協会 2022a)。一方で、小笠原諸
140 島は人間の定住歴が比較的浅いことから、人間活動に不適な場所などでは人為的な土地改変が
141 少なく、特に戦前から無人であった島には原生的な植生が残存する。小笠原諸島は生態系の固
142 有性と学術的価値が認められ、2011 年 6 月に世界自然遺産に登録されたが、固有生態系に対す
143 る外来種の影響が懸念されていたため(富山 1998)、小笠原諸島の世界自然遺産登録が決議さ
144 れた際には世界遺産委員会より「侵略的外来種対策を継続すること」という要請事項が示された
145 (環境省, 林野庁ほか 2018)。この状況を踏まえ、現在までに各行政機関が主体となり外来種対
146 策が進められており、外来植物(特に被度の高い木本種)を主な対象とした本格的な対策は 2009
147 年から実施されている。

図 1

148 小笠原諸島でも、これまでに外来植物の侵入環境を把握し分布拡大を予測する研究(清水
149 1988; Fukasawa et al. 2010; Osawa et al. 2016; Abe et al. 2020)や在来種との間の生育環境ニッチ
150 の重なり解析(三上・小池 2005; Corbin and D'Antonio 2010)が行われてきた。これまでの研究

151 の多くはアクセスが良い有人島(父島、母島)のものであるが、人為的な開発の少ない島では未だ
152 に原生自然が広く残存しており、これらの島々では父島や母島では分布拡大が終了した外来種
153 であっても分布拡大初期にある可能性がある。特に兄島はこれまで本格的な人間の定住がなされ
154 なかったため原生的な乾性低木林が残存するなど自然度の高い場所であり、島の大半は森林生
155 態系保護地域に指定されている(清水ほか 1991b)。そのため、これまで積極的に外来植物駆除
156 が進められてきた場所である(関東森林管理局 2021b)とともに、島の大半が国有林であり他島
157 に比べて過去の土地利用の履歴を追跡しやすい特徴がある。原生的な乾性低木林が残存する
158 一方で、北部は昭和初期の記録(東京営林局 1939; 新山ほか 2020; 加藤ほか 2023)には造
159 林地の存在が示されており、造林地ではトクサバモクマオウやリュウキュウマツ等の外来種が植栽
160 されたと考えられている(清水 1991a ; Ohashi et al. 2024)。

161

162 外来種分布データの取得と解析の対象種

163 外来種の分布は 2009 年度から 2022 年度までに兄島において実施された外来植物駆除(関東
164 森林管理局 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019, 2020, 2021a, 2022;
165 東京都小笠原支庁 2012, 2013, 2014, 2015, 2016; 日本森林技術協会 2019, 2020, 2021, 2022b,
166 2023)で取得した位置情報を使用した。兄島における外来植物駆除の対象となっている種では、
167 基本的に成木のみでなく稚樹や実生も含めた全個体の駆除が実施されている。ただし予算など
168 制約もあり兄島全体ではなく、保全対象の希少種が存在する地域を優先的に駆除対象地域とし、
169 その中で駆除作業がおこなわれている。

170 駆除対象種の位置情報は駆除作業の際に GPS 機器(Garmin eTrex 30, Garmin GPSMAP 62,
171 Garmin GPSMAP 64: 水平精度は±5m 程度)により取得し、種ごとに整理されている。兄島におけ
172 る外来植物駆除は面的な駆除を実施しており、作業者同士が視認できる幅(最大でおよそ 20m)
173 に広がり、駆除範囲内をくまなく踏査している。駆除作業時には GPS 機器により踏査の軌跡情報
174 を記録しており、駆除範囲内に踏査の抜けが生じないよう地図上で軌跡を確認しながら作業を進

175 めている。但し、希少動植物が近隣で確認され環境の大きな変化が望ましくない場合や上層木を
176 駆除することで下層に生育する別の外来植物が拡大する懸念がある場合は、駆除対象地内であ
177 っても特定の個体の駆除を見合わせ記録のみを行っている。本研究で解析に使用する駆除対象
178 種の位置情報には、駆除を実施した個体だけでなく駆除を見合わせた個体の位置情報も含めた。

179 外来植物駆除において兄島で確認された主な外来種は表 2 のとおりである。本研究では、兄
180 島における外来植物駆除において確認数の多かったオオバナノセンダングサ *Bidens pilosa* var.
181 *radiata* J.A.Schmidt、キバンジロウ *Psidium cattleianum* Sabine、ギンネム *Leucaena leucocephala*
182 *de Wit*、シチヘンゲ *Lantana camara* subsp. *aculeata* R.W.Sanders、トクサバモクマオウ *Casuarina*
183 *equisetifolia* L.、リュウキュウマツ *Pinus luchuensis* Mayr の 6 種を解析の対象とした(表 2)。この
184 中でキバンジロウとギンネム、シチヘンゲは IUCN による世界のワースト 100 外来種である
185 (https://www.iucngisd.org/gisd/100_worst.php, 2023 年 12 月 25 日確認)。

表 2

186 これら駆除対象となる外来種の位置情報は、地理情報システム QGIS Ver.3.22.11 (QGIS
187 Development Team)を用いて 10m メッシュ DEM(「基盤地図情報 ダウンロードサービス」
188 <https://fgd.gsi.go.jp/download/menu.php>, 2023 年 5 月 6 日確認)と同一位置、同サイズの方形区に
189 重ね合わせ、駆除対象種が存在するメッシュを「在」、現地を踏査したうえで駆除対象種が存在し
190 なかったメッシュを「不在」、外来植物対策の対象地域外であることなどにより踏査していないメッ
191 シュを「不明」と定義した。全島を対策の対象とした種と一部でのみ対策を行っている種とが存在
192 するため、調査メッシュ数は種によって異なる。

193

194 地形および生物的環境要因

195 地形要因には「傾斜」、「地形的水分量(Topographic Wetness Index)」、「尾根谷度(Topographic
196 Position Index)」、「年間日射量(MWh/m²)」、「地形開放度(周辺の水平線開放割合)」を用いた。

197 傾斜、地形的水分量、尾根谷度については SAGA GIS Ver.7.8.2 ([https://saga-](https://saga-gis.sourceforge.io/en/index.html)
198 [gis.sourceforge.io/en/index.html](https://saga-gis.sourceforge.io/en/index.html), 2024 年 12 月 7 日確認)、年間日射量については ArcGIS

Ver.10.2 (ESRI 社, Redlands, CA, USA)、地形開放度についてはみんなで GIS (http://www.minnagis.com/, 2024 年 12 月 7 日確認)を用いて、それぞれ 10m メッシュ DEM から計算した。なお、海岸付近は海水の飛沫がかかる特殊な非生物環境であるため、説明変数には「海岸からの距離(100m 未満(0)か以上(1)かの二値)」を加えることとした。さらに、母岩の特性も分布に影響を及ぼすと考え、「基質(砂(0)か岩(1)かの二値)」も説明変数に加えた。また、外来種の種特性により、生物学的な環境を説明変数に追加した。極相林の存在が下層の外来草本や外来低木の侵入を阻害するとの先行研究は多く(Gassó et al. 2008; Anderson et al. 2013; Aung and Koike 2015)、草本であるオオバナノセンダングサ、および低木や亜高木であるシチヘンゲとキバシロウは優占する高木層の群集タイプの影響を強く受ける可能性がある。そのため、これらの 3 種については「在来林の有無(兄島の植生判読の結果から在来林のデータを利用した二値、判読の手法は「植生の判読」の項に記載)」を説明変数に用いた。ただし、植生判読の際にトクサバモクマオウとリュウキュウマツについては外来林、シチヘンゲは草地・低木として区分していることから、トクサバモクマオウ、リュウキュウマツ、シチヘンゲの 3 種は同時に判読した在来林の有無を説明変数には加えないこととした。

動物付着性の種子散布様式のオオバナノセンダングサについては「人の通行(主要な上陸地点から半径 200m 以内と作業ルート沿い 10m 範囲に接するメッシュを示す二値)」も説明変数に加えた。人の通行に関するデータについて、上陸地点については実際に GPS 機器で記録したポイント位置を使用し、作業ルートについては兄島を縦断するグリーンアノール防除柵(A,B,C ライン)を歩行した際に GPS 機器で記録した線形データを使用した。基準の値を主要な上陸地点から半径 200m 以内、作業ルート沿い 10m 範囲とした理由は、調査のための準備や移動を行う範囲が上陸地点のおよそ半径 200m 以内であること、作業ルートとして頻繁に使用されるグリーンアノール防除柵では柵から両側 5m 幅以内に工事のための資材が置かれることが多いためである。

221

222 植生の判読
223 World View -2 により撮影された衛星画像(2020 年 5 月 6 日撮影, 解像度 0.5m, Digital Globe
224 社)をもとに解析の基礎情報となる植生の判読を行った。判読は、兄島全域を対象とし、QGIS 上
225 で 10m メッシュ DEM の方形区の中心に点を設け、点に重なる植生を「在来林」、「外来林」、「草
226 地・低木」、「裸地」の 4 つに区分した。判読に使用した衛星画像では、在来林を構成する種の区
227 分は困難なため判読の際は在来林として一括で定義した。また、兄島において林冠に達する高
228 木の外来植物はトクサバモクマオウとリュウキュウマツであり、これらは目視による判読が可能であ
229 ったため(日本森林技術協会 2023)、外来林として定義した。草地・低木では種の区分ができな
230 かったため、在来種とシチヘンゲなどの外来種が含まれている。

231 なお、判読に使用した衛星画像は幾何補正がなされていたものの、大きくズレが生じている箇所
232 が確認されたため、空中写真(国土地理院「地理院地図/GSI Maps」
233 <https://maps.gsi.go.jp/#17/27.116758/142.211977/&base=ort&ls=ort&disp=1&vs=c1g1j0h0k0l0u0t0z0r0s0m0f1&d=m>, 2023 年 11 月 11 日確認)を参考にし、特徴的な同一地点の平面距離が QGIS
234 上でおよそ 5m 未満になるよう都度、幾何補正しながら判読を進めた。

236
237 解析
238 外来種は種ごとに解析した。メッシュごとの在／不在(二項分布)を目的変数、環境要因を説明
239 変数とし、空間的自己相関の要因を考慮した条件付き自己回帰モデル(Intrinsic CAR モデル)に
240 よりベイズ推定を行った。空間的自己相関が及ぶ範囲は、対象メッシュを取り囲む 8 メッシュにつ
241 いて隣接関係にあるクイーン型とした。

242 空間的自己相関を考慮することでモデルの当てはまりがどれくらい異なるのかを把握するために、
243 空間的自己相関を考慮した Intrinsic CAR モデルと、空間的自己相関を考慮していないロジステ
244 ィック回帰モデルで渡辺-赤池情報量規準(Watanabe-Akaike Information Criterion: WAIC)を比較
245 した。なお、Intrinsic CAR モデル、ロジスティック回帰モデルともに空間的自己相関以外の環境に

246 関しては同一の説明変数を用いた。

247 また、現在の分布に対する空間的自己相関の影響を種間で比較するため、Intrinsic CAR モデ
248 ル(以後は「空間自己相関ありモデル」と呼ぶ)とロジスティック回帰モデル(以後は「空間自己相
249 関なしモデル」と呼ぶ)、目的変数の値を無作為に入れ替えることで環境との関係をランダム化し
250 空間的自己相関も考慮しない null モデル(以後は「帰無モデル」と呼ぶ)について、いずれもベ
251 ィズ推定を行った。

252 森田ほか(2023)は在不在データに対するロジスティック回帰モデルにおいて、帰無モデルの対
253 数尤度を基準として、変数を投入したモデルの対数尤度の効果を定量的に評価している。本研究
254 はこれに準じ、空間的自己相関を考慮することによる尤度変化率を求めた。今回の SDM がとりう
255 る対数尤度の下限は全く予測できていない帰無モデルのものであり、上限は仮に全てを完全に予
256 測できるモデルが存在した場合のもの(以下、「完全予測モデル」と記載)である。そのため、下限
257 と上限をそれぞれ 0 および 1 に対応させ、空間自己相関ありモデルと空間自己相関なしモデルの
258 予測力をその間に比例配置し、差を求めて尤度変化率 dLa とした。

259
$$dLa = (La/n - L0/n) / (Lm/n - L0/n) - (Lg/n - L0/n) / (Lm/n - L0/n)$$

260 ただし La は空間自己相関ありモデルの対数尤度、 Lg は空間自己相関なしモデルの対数尤度、
261 $L0$ は帰無モデルの対数尤度、 Lm は完全予測モデルの対数尤度 ($Lm=0$)、 n はデータ数である。

262 正規分布モデルにおいて対数尤度/ n は分散に相当するため、正規分布誤差を用いた場合に
263 dLa は当該要因で説明される分散の比率になる(森田ほか 2023)。尤度変化率が小さな種は空間
264 的自己相関の寄与が小さいため分布が飽和に近く、尤度変化が大きな種は空間的自己相関の
265 寄与が大きいと判断した。

266 定着リスクの高い地点と低い地点を二値化するため、解析に用いたそれぞれの種について空
267 間自己相関ありモデルによる解析で得られた値から環境による要因のみを用いて潜在的な
268 分布確率(事後平均)を算出した。分布拡大中の種では、分布拡大に起因する空間自己相

269 関と環境がともに種の分布に影響するため、空間自己相関ありモデルで空間自己相関と環
270 境を同時に評価した上で、空間自己相関を共変量と考えて環境要因のみを利用して分布確
271 率の予測を行った。

272 環境による外来種リスク地図作成における閾値の決定では、野外調査で得られた在不在
273 データをもとに ROC 曲線で決定することが多い (Bidinger et al. 2012; West et al. 2016)。し
274 かし本研究の不在データには、環境が不適の場合と分布拡大が未到達の場合の両方が含ま
275 れるため、環境によるリスク地図作成には使用できない。そこで分布到達が明らかな地点
276 である現在の在地点のみを使用し、各種の在地点における推定分布確率の頻度分布から閾
277 値を決定した。現在分布する地点は全て高リスク地であると仮定すると、推定分布確率の
278 最小値を閾値とすることになるが、最小値のような極値は外れ値の影響を受けやすく、ま
279 た最小値はデータ数の影響も受ける (Liu et al. 2018; Saigusa et al. 2024)。これを避けるため、
280 在地点における推定分布確率の頻度分布の下位 25%を閾値（第一四分位であり現在分布す
281 る地点の 75%が高リスク地に分布）とした。今回のリスク地図は相対的なリスクの大小を
282 示すものであり、絶対的なリスクの有無を示すものではない。

283 さらに、定着リスクの高い地点数と分布が確認された地点数の比率を計算し、この比を尤度変
284 化率とともに飽和の程度の尺度とした。また、空間自己相関ありモデルで算出された環境要因の
285 係数を用いて、潜在的な分布確率の空間分布を地図化した。ただし、分布拡大中の種において
286 空間的自己相関の要因を算入した地図を作成すると、単に現在の分布を表現するのみで潜在的
287 な分布を表示することができないため、空間的自己相関は算入しなかった。

288 なお、解析に用いた外来種と空間的自己相関の寄与度を比較するため、兄島における特徴的
289 な植生である在来林、裸地、草地・低木についても同様に解析を行った。草地・低木はシチヘン
290 ゲや外来草本の繁茂により一部で分布拡大しつつある可能性があるが、在来林については既に
291 分布が飽和した状態に相当すると考えられる。目的変数は衛星画像の判読結果、説明変数は外

292 来植物と同様とした。

293 解析には統計解析ソフト R Ver.4.2.3 (R Development Core Team) の CARBayes パッケージ (Lee

294 2013) の S.CARleroux 関数を使用し、種ごとにモデルが収束するまで MCMC 法によるサンプリン

295 グをおこなった。各説明変数の Geweke 統計量が 1.96 未満の場合に同一モデル内で収束値が

296 得られたものと判断した (Geweke 1992)。要因ごとに得られた事後分布の中央値を係数の推定値

297 とし、係数の 95%信用区間が 0 を含まない場合に、その要因が統計的に有意であると判断した。

298 MCMC 法によるサンプリング回数、焼き捨て回数及び間引きの程度は種やモデルごとに異なって

299 おり、詳細を付録 1 表 1 に示す。

300

301 結 果

302 植生の判読

303 植生の判読は合計 55,707 点でおこなった。このうち、在来林は約 55.4%にあたる 30,856 点で

304 あり、多くは島の中央部において確認された。外来林は約 22.7%にあたる 12,664 点が確認され、

305 多くは在来林の林縁部や島の外縁部に分布していた。草地・低木は最も割合が低く、約 3.4%に

306 あたる 1,904 点が確認された。そして裸地は約 18.5%にあたる 10,283 点が確認され、島の外縁部

307 や山頂付近の高標高域に分布していた (図 1 (c))。

308

309 空間的自己相関の寄与率

310 空間的自己相関の寄与率を表す尤度変化率を種間で比較すると (表 3)、トクサバモクマオウや

311 リュウキュウマツに比べてオオバナノセンダングサ、ギンネム、シチヘンゲの尤度変化率 (dLa) が

312 高く、相対的に空間的自己相関の寄与が大きかった。尤度変化率は在来林で 0.06、裸地は 0.19

313 とトクサバモクマオウやリュウキュウマツに近い値であったが、草地・低木は 0.36 とオオバナノセン

314 ダングサ、ギンネム、シチヘンゲに近い値であった (表 3)。なお、キバンジロウについては Geweke

315 統計量が 1.96 以上になる説明変数が存在したため、モデルは収束に至らなかったと判断した (表

316 3)。

表 3

317

318 外来植物の生育環境

319 空間自己相関ありモデルの解析結果を示す(表 4)。傾斜と日射量の変数について、有意であ
320 った外来植物では係数がすべて正の値であった。地形的水分量や尾根谷度、地形開放度では、
321 有意であった変数の係数の正負が種ごとに異なっていた。全体的に外来植物の各種と在来林で
322 は、有意であった変数の正負の傾向は異なっていた。

表 4

323 オオバナノセンダングサでは年間日射量、基質、人の通行の係数が有意な正の値、在来林の
324 有無の係数が有意な負の値であったことから(表 4)、陽当たりが良く人の利用や通行の多い砂地
325 に生育することが示唆された。ギンネムでは傾斜と地形的水分量、年間日射量の係数は有意な正
326 の値、地形開放度と在来林の有無の係数は有意な負の値であったことから(表 4)、在来林外の風
327 当たりが弱く、湿潤で急傾斜な陽当たりが良い場所に生育することが示唆された。シチヘンゲでは
328 傾斜、年間日射量、基質の係数が有意な正の値であったことから(表 4)、急傾斜で陽当たりの良
329 い場所や砂地に生育することが示唆された。トクサバモクマオウでは傾斜、尾根谷度、年間日射
330 量、地形開放度の係数が有意な正の値であったことから(表 4)、傾斜のある風の影響を受けやす
331 い尾根に生育することが示唆された。リュウキュウマツでは尾根谷度と地形開放度の係数は有意
332 な正の値、地形的水分量と海岸からの距離、基質の係数は有意な負の値であったことから(表 4)、
333 内陸部の風の影響を受けやすい岩尾根に生育することが示唆された。

334 在来林を予測するモデルは傾斜、地形的水分量、尾根谷度、年間日射量、地形開放度、海岸
335 からの距離の係数が有意な負の値であったことから(表 4)、在来林は内陸部の風当たりが弱く緩
336 傾斜の谷に成立しやすいことが示唆された。裸地を予測するモデルは傾斜と年間日射量、地形
337 開放度、海岸からの距離の係数は有意な正の値、地形的水分量と尾根谷度の係数は有意な負
338 の値であったことから(表 4)、海岸付近で陽当たりが良く風の影響を受けやすい急傾斜地に成立
339 しやすことが示唆された。草地・低木を予測するモデルは傾斜、尾根谷度、年間日射量、地形

340 開放度、基質の係数は有意な正の値、地形的水分量の係数は有意な負の値であったことから(表
341 4)、急傾斜で陽当たりが良く風当たりの強い乾燥した尾根や砂地に成立しやすいことが示唆され
342 た。

343

344 定着リスクが高い地点の空間分布

345 空間自己相関ありモデルで算出された環境要因の係数を用いて作成した潜在的な分布確率
346 の空間分布(表 5, 図 2)を確認すると、トクサバモクマオウやリュウキュウマツに比べて空間的自己
347 相関の影響が強いオオバナノセンダングサ、ギンネム、シチヘンゲについては調査範囲内で“定
348 着リスクが高いものの定着が確認されていない地点”が多く存在していた(表 5, 図 2)。なお尤度
349 変化率(dLa)と $\log(\text{生育地点数} / \text{高リスク地点数比})$ の相関係数は-0.976(データ数は 5 種)であ
350 った。

図 2

351

表 5

352 考 察

353 解析により環境のみでなく空間的自己相関を考慮した種分布モデルを得ることができた。潜在
354 的な生育・生息適地の推定のみが目的の場合においても、侵入初期に単純なニッチモデルを用
355 いると偶然定着した場所の環境を誤って生育・生息適地と判断してしまうが、空間的自己相関を
356 考慮するモデルを作成し、作成されたモデルから空間的自己相関を除いた環境要因のみで
357 分布予測地図を作成することでこの影響を緩和できる(Legendre and Legendre 1998; Kühn
358 2007; 深澤ほか 2009)。

359 Aung and Koike(2015)は、大きな地理空間スケールで拡大が飽和していても微細な空間スケ
360 ールでは未侵入のケースがあることを指摘している。本研究は 10m メッシュの空間解像度を用い
361 て解析をおこなった。生物の観点から見ると、鳥類によって摂食され糞で種子散布される高木種
362 や、風で種子散布される高木種では、種子散布距離や 1 世代の移住距離は 100m を超えるため
363 (Komuro and Koike 2005; Thomson et al 2011)、このような生態特性をもつ外来植物の解析には

364 10m メッシュは十分な空間解像度といえる。ただしクローンで拡大する植物は分布拡大が遅いた
365 め (Tomimatsu et al 2020)、10m 以内の空間スケールでも分布拡大がおきている可能性がある。人
366 間による外来種管理の観点からは、外来植物の駆除作業では、駆除対象木の見落としを防ぐた
367 めに、作業要員は最大でも約 10m 間隔で配置されている。このため、今回の研究で実施した空間
368 解像度が 10m の解析に用いるのに十分な精度で情報が収集されていると考える。また、重要な環
369 境データである DEM の解像度であるとともに、作業地点の位置情報の誤差からみても適切な空
370 間解像度である。

371 シチヘンゲ、トクサバモクマオウ、リュウキュウマツは地形的水分量が小さいか、あるいは尾根谷
372 度で尾根に出現、地形開放度が大きい、年間日射量が多い、など乾燥した立地に侵入する傾向
373 を持つ種であった。今回解析を行った裸地についても同様の傾向を示しており、裸地環境への外
374 来植物の侵入リスクが高い可能性がある。

375 トクサバモクマオウとリュウキュウマツについては、分布に対して非生物環境の影響が大きいと
376 考えられる在来林や裸地の分布モデルと空間的自己相関の寄与率が同程度であった。定着リス
377 クに対する種ごとの分布状況では、定着リスクが高い地点と同様に調査地内で広く分布が確認さ
378 れ (図 2)、また定着リスクが高い地点に対して不在地点の割合が約半数であったことから (表 5)、
379 後述するオオバナノセンダングサやギンネム、シチヘンゲに比べると兄島においては分布が飽和
380 に近いと考えられる。トクサバモクマオウとリュウキュウマツは兄島では戦前に北部において薪炭材
381 などとして利用するために植林が行われた (清水 1991a)。これらはいずれも高木種であり、樹高
382 が高いため種子散布距離が長い可能性がある (Thomson et al. 2011)。陸上の大きな空間スケー
383 ルでは風散布型種子をもつ外来植物の分布拡大速度が速いことが知られており (Gassó et al.
384 2008)、既往研究においても兄島でトクサバモクマオウやリュウキュウマツが急速に拡大する事例
385 が報告されている (Ohashi et al. 2024)。

386 一方で、オオバナノセンダングサ、ギンネム、シチヘンゲについて空間的自己相関の寄与が大

387 きかった(表 3)。分布拡大の有無について、空間的自己相関は分布拡大中であること以外に未
388 知の環境要因により生じうるが分布拡大途上である可能性を否定できない。定着リスクに対する種
389 ごとの分布状況においても定着リスクが高い地点に対して分布が限定的であり(図 2)、定着リスク
390 が高い地点に対して不在地点の割合が高いことから(表 5)、今後も分布が拡大する可能性がある
391 だろう。なお、小笠原諸島における外来植物の導入リスクの評価(Kato et al. 2006)では、未評価の
392 オオバナノセンダングサ以外はリスクが高い種である。このため兄島内の未調査地における分布
393 把握のための調査や未分布地域や分布境界付近での分布拡大のモニタリング、オオバナノセン
394 ダングサ、ギンネム、シチヘンゲが定着した場合の在来植生への影響をモニタリングするなど、更
395 なる情報収集が望まれる。

396 本研究では兄島における在来林(乾性低木林)は、オオバナノセンダングサとギンネムに対して
397 定着を阻害する環境要因になっている可能性が示唆された。地域の極相林が外来植物を阻害す
398 る現象は広く知られている(Koike 2001; 伊藤・藤原 2007; Tanaka and Koike 2011; Aung and
399 Koike 2015)。オオバナノセンダングサとギンネムは既往研究では耐陰性の低い種として報告され
400 ており(石嶺ほか 1986; 畑ほか 2006)、乾性低木林は世界自然遺産の学術的価値を構成する
401 だけでなく、その保全はこのような外来植物の侵入・拡大を防ぐためには在来林の保全は有効な
402 手段である。一方で、兄島には特徴的な原植生として原生裸地や原生草地などの非森林地域も
403 多く存在し(東京営林局 1939; 東京都建設局 1970)、オガサワラハンミョウやコヘラナレン、シマ
404 イガクサ、シマカモノハシなどの固有の希少種も生息・生育している(清水 1991; 富山 1998; 荻
405 部 2009)。オオバナノセンダングサ、ギンネム、シチヘンゲは開放的な環境に高い確率で出現す
406 る傾向がみられたことから、兄島に多い原生的な裸地や草地への今後の分布拡大の可能性を否
407 定できない。特に、固有の希少種が生息・生育しているにもかかわらず、現時点で外来植物の侵
408 入が確認されていない地点においては、外来植物の予防的な定着防止策を講じることが重要で
409 ある。こうした対策の検討にあたっては、本研究で得られた潜在的な分布確率の空間分布(図 5)

410 等の情報を活用し、外来植物の定着リスクの高い地点を優先的に抽出することで、対策がより効
411 果的なものになる可能性がある。

412 なお、本研究で用いた空間的自己相関では、分布拡大中でなく未知の環境要因によるものを
413 分布拡大中であると判断してしまうリスク(第1種の過誤)があるが、他方で決定的な根拠でないと
414 して分布拡大中であるものを分布拡大中でないと判断してしまうリスク(第2種の過誤)もあり、両者
415 のバランスを取る必要がある(Cohen 1982)。基礎科学的な研究では第1種の過誤を重視して第2
416 種の過誤を容認するが、迅速性が重視される外来生物管理の現場では第2種の過誤(分布拡大
417 中であるにもかかわらず分布拡大中でないと判断)は将来の膨大な被害をもたらすリスクがあるた
418 め受け入れることが難しい(Rouget et al. 2016)。そのため、スクリーニングとして空間的自己相関を
419 評価し、その効果が大きな種は分布拡大中であるリスクが大きいと注意深くモニタリングすると
420 もに、特に大きな被害が危惧される種では、情報不足であっても予防的見地からの駆除も検討さ
421 れ得る。

422 今回は兄島のみ外来種分布情報を利用したが、父島や母島なども環境は類似しており、他
423 島の情報も含めて解析できると考えられる。空間自己相関を含むSDMモデルでは、多くの島の
424 データを同時に利用することにより、分布拡大を始める侵入地点数(侵入イベントの繰り返し数)が
425 多くなるほど、環境要因と分布拡大による空間自己相関をうまく分離できる。また兄島などの無人
426 島では未侵入であるが、有人島の父島や母島では広範に分布拡大している外来種も少なくない
427 (瀬戸・小池 2025)。このような種の兄島や他の無人島でのリスク地図を侵入前に作成することもで
428 きる。小笠原諸島全体での外来種分布データの一元的収集・提供体制の構築が望まれる。

429

430 謝 辞

431 研究を進めるにあたり、外来植物駆除のデータを提供いただいた林野庁関東森林管理局、東
432 京都小笠原支庁の皆様、また、実際に外来植物駆除作業を実施されている皆様にこの場をお借

433 りして感謝申し上げます。

434

435

436 著者情報

437 ORCID ID

438 Tomohiro Seto <https://orcid.org/0009-0006-8118-7736>

439 Fumito Koike <https://orcid.org/0000-0002-6588-6485>

440

441

442 参考文献

- 443 Abe T, Tanaka N, Shimizu Y (2020) Outstanding performance of an invasive alien tree *Bischofia*
 444 *javanica* relative to native tree species and implications for management of insular primary
 445 forests. *PeerJ*, 8:e9573. <https://doi.org/10.7717/peerj.9573>
- 446 Alharthi ST, El-Sheikh MA, Alfarhan AA (2023) Biological change of western Saudi Arabia: Alien
 447 plants diversity and their relationship with edaphic variables. *Journal of King Saud University*
 448 – Science, 35:102496. <https://doi.org/10.1016/j.jksus.2022.102496>
- 449 Anderson DP, Turner MG, Pearson SM, Albright TP, Peet RK, Wieben A (2013) Predicting
 450 *Microstegium vimineum* invasion in natural plant communities of the southern Blue Ridge
 451 Mountains, USA. *Biological Invasions*, 15:1217-1230. [https://doi.org/10.1007/s10530-012-](https://doi.org/10.1007/s10530-012-0361-3)
 452 0361-3
- 453 Aung T, Koike F (2015) Identification of invasion status using a habitat invasibility assessment
 454 model: The case of *Prosopis* species in the dry zone of Myanmar. *Journal of Arid Environments*,
 455 120:87-94. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2015.04.016>
- 456 Bello-Rodríguez V, Cubas J, Fernández AB, Aguilar MJDA, González-Mancebo JM (2020)
 457 Expansion dynamics of introduced *Pinus halepensis* Miller plantations in an oceanic island (La
 458 Gomera, Canary Islands). *Forest Ecology and Management*, 474:118-128.
 459 <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118374>
- 460 Bidinger K, Lötters S, Rödder D, Veith M (2012) Species distribution models for the alien invasive
 461 Asian Harlequin ladybird (*Harmonia axyridis*). *Journal of Applied Entomology* 136:109–123.
 462 <https://doi.org/10.1111/j.1439-0418.2010.01598.x>
- 463 Blackburn TM, Pyšek P, Bacher S, Carlton JT, Duncan RP, Jarošík V, Wilson JRU, Richardson DM
 464 (2011) A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution*,
 465 26:333–339. [10.1016/j.tree.2011.03.023](https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.03.023)
- 466 Cohen P (1982) To be or not to be: Control and balancing of type I and type II errors. *Evaluation*
 467 *and Program Planning*, 5: 247-253. [https://doi.org/10.1016/0149-7189\(82\)90076-3](https://doi.org/10.1016/0149-7189(82)90076-3)

468 Corbin JD, D'Antonio CM (2010) Not novel, just better: Competition between native and non-native
 469 plants in California grasslands that share species traits. *Plant Ecology*, 209:71-81.
 470 <https://doi.org/10.1007/s11258-010-9722-0>

471 Day, Michael D, Wiley, Chris J, Playford J, Zalucki MP (2003) *Lantana Current Management Status*
 472 *and Future Prospects*. Australian Centre for International Agricultural Research, Canberra

473 Fensham RJ, Cowie ID (1998) Alien plant invasions on the Tiwi Islands. Extent, implications and
 474 priorities for control. *Biological Conservation*, 83:55–68. [https://doi.org/10.1016/S0006-](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(97)00043-8)
 475 [3207\(97\)00043-8](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(97)00043-8)

476 Filipe AF, Quaglietta L, Ferreira M, Magalhães MF, Beja P (2017) Geostatistical distribution
 477 modelling of two invasive crayfish across dendritic stream networks. *Biological Invasions*,
 478 19:2899-2912. <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1492-3>

479 深澤 圭太, 石濱 史子, 小熊 宏之, 武田 知己, 田中 信行, 竹中 明夫 (2009) 条件付自己
 480 回帰モデルによる空間自己相関を考慮した生物の分布データ解析. *日本生態学会誌*,
 481 59:171-186. https://doi.org/10.18960/seitai.59.2_171

482 Fukasawa K, Koike F, Tanaka N, Otsu K (2010) Predicting future invasion of an invasive alien tree
 483 in a Japanese oceanic island by process-based statistical models using recent distribution maps.
 484 *Ecological Research*, 24:965–975. <https://doi.org/10.1007/s11284-009-0595-4>

485 Gassó N, Sol D, Pino J, Dana ED, Lloret F, Sanz-Elorza M, Sobrino E, Vilà M (2009) Exploring
 486 species attributes and site characteristics to assess plant invasions in Spain. *Diversity and*
 487 *Distributions*, 15:50-58. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00501.x>

488 Geweke J (1992) Evaluating the accuracy of sampling-based approaches to the calculation of
 489 posterior moments. *Bayesian Statistics 4*, Oxford University Press, 169-193.
 490 <https://doi.org/10.21034/sr.148>

491 Harris S, Timmins SM (2009) Estimating the benefit of early control of all newly naturalized plants.
 492 *Science for Conservation*, 292:1–25.

493 畑 憲治, 可知 直毅, 市川 三英 (2006) ノヤギが排除された媒島における外来木本種ギンネム

494 の侵入過程, 小笠原研究年報, 29:7-17

495 石嶺 行男, 宮里 清松, 松本 重男 (1986) 琉球列島のサトウキビ畑における雑草の生理・生態

496 第6報 タチアワユキセンダングサの生育と種子生産に及ぼす窒素・遮光・土壌水分の影響.

497 雑草研究, 31:16-23. <https://doi.org/10.3719/weed.30.290>

498 伊藤 千恵, 藤原 一繪 (2007) 都市域森林群落における外来種トウネズミモチ *Ligustrum*

499 *lucidum* Ait.の分布と生態的特性 : 在来種ネズミモチ *Ligustrum japonicum* Thunb.と比較し

500 て. 保全生態学研究, 12:143-150. https://doi.org/10.18960/hozen.12.2_143

501 環境省, 林野庁, 文化庁, 東京都, 小笠原村 (2018) 世界自然遺産小笠原諸島管理計画.

502 https://ogasawara-info.jp/pdf/isan/kanrikeikaku_nihongo1803.pdf, 2023 年 5 月 6 日確認

503 環境省 (2023) 生物多様性国家戦略 2023-2030～ネイチャーポジティブ実現に向けたロードマ

504 ップ～. <https://www.env.go.jp/content/000124381.pdf>, 2024 年 7 月 4 日確認

505 関東森林管理局 (2009) 平成 21 年度 小笠原諸島固有森林生態系の修復事業に係る事前モニ

506 タリング事業 調査報告書. 林野庁 関東森林管理局, 前橋

507 関東森林管理局 (2010) 平成 22 年度 小笠原諸島固有森林生態系の修復事業に係る事前モニ

508 タリング事業 調査報告書. 林野庁 関東森林管理局, 前橋

509 関東森林管理局 (2010) 平成 21 年度 小笠原諸島固有森林生態系の修復に係る外来植物の駆

510 除及び分布調査事業 報告書. 林野庁 関東森林管理局, 前橋

511 関東森林管理局 (2011) 平成 22 年度 小笠原諸島固有森林生態系の修復に係る外来植物の駆

512 除及び駆除予定木調査事業 報告書. 林野庁 関東森林管理局, 前橋

513 関東森林管理局 (2012) 平成 23 年度 小笠原諸島固有森林生態系の修復に係るモニタリング・

514 外来植物駆除・駆除予定木調査等事業 報告書. 林野庁 関東森林管理局, 前橋

515 関東森林管理局 (2013) 平成 24 年度 小笠原諸島固有森林生態系の修復に係るモニタリング・

516 外来植物駆除・駆除予定木調査等事業(父島) 報告書. 林野庁 関東森林管理局, 前橋

- 517 関東森林管理局 (2014) 平成 25 年度 小笠原諸島固有森林生態系の修復に係るモニタリング・
518 外来植物駆除・駆除予定木調査等 報告書. 林野庁 関東森林管理局, 前橋
- 519 関東森林管理局 (2015) 平成 26 年度 小笠原諸島固有森林生態系の修復に係るモニタリング・
520 外来植物駆除・駆除予定木調査等事業 報告書. 林野庁 関東森林管理局, 前橋
- 521 関東森林管理局 (2016) 平成 27 年度 小笠原諸島固有森林生態系の修復に係るモニタリング・
522 外来植物駆除・駆除予定木調査等事業 報告書. 林野庁 関東森林管理局, 前橋
- 523 関東森林管理局 (2017) 平成 28 年度 小笠原諸島固有森林生態系保全・修復等業務 固有森
524 林生態系修復業務 報告書. 林野庁 関東森林管理局, 前橋
- 525 関東森林管理局 (2018) 平成 29 年度 小笠原諸島固有森林生態系保全・修復等業務 固有森
526 林生態系修復業務 報告書. 林野庁 関東森林管理局, 前橋
- 527 関東森林管理局 (2019) 平成 30 年度 小笠原諸島固有森林生態系保全・修復等業務 固有森
528 林生態系修復業務 報告書. 林野庁 関東森林管理局, 前橋
- 529 関東森林管理局 (2020) 平成 31 年度 小笠原諸島固有森林生態系保全・修復等業務 固有森
530 林生態系修復業務 報告書. 林野庁 関東森林管理局, 前橋
- 531 関東森林管理局 (2021a) 令和 2 年度 小笠原諸島固有森林生態系保全・修復等業務 固有森
532 林生態系修復業務 報告書. 林野庁 関東森林管理局, 前橋
- 533 関東森林管理局 (2021b) 令和 3 年度 小笠原諸島固有森林生態系保全・修復等事業 外来植
534 物駆除実施計画作成業務 報告書. 林野庁 関東森林管理局, 前橋
- 535 関東森林管理局 (2022) 令和 3 年度 小笠原諸島固有森林生態系保全・修復等業務 固有森林
536 生態系修復業務 報告書. 林野庁 関東森林管理局, 前橋
- 537 荻部 治紀 (2009) 小笠原諸島における外来種が固有昆虫類に及ぼす影響とその緩和への方
538 策. 地球環境, 14:33-38.
- 539 Kato H, Hata K, Yamamoto H, Yoshioka T (2006) Effectiveness of the weed risk assessment system

540 for the Bonin Islands. In: Koike F, Clout MN, Kawamichi M, Poorter MD, Iwatsuki K (ed),
 541 Assessment and Control of Biological Invasion Risks, 65-72. Shoukadoh Book Sellers, Kyoto,
 542 Japan and IUCN, Gland
 543 加藤 仁, 村尾 未奈, 加藤 英寿, 大橋 春香, 川上 和人, 柴田 銃江 (2023) 昭和初期の国
 544 有天然林調査報告書のデジタルアーカイブー「小笠原諸島調査区 森林植生調査書」のス
 545 キヤニングと現代語訳ー. 森林総合研究所研究報告, 21:351-356.
 546 https://doi.org/10.20756/ffpri.21.4_351
 547 Koike F (2001) Plant traits as predictors of woody species dominance in climax forest communities.
 548 Journal of Vegetation Science, 12:327-336. <https://doi.org/10.2307/3236846>
 549 Komuro T, Koike F (2005) Colonization by woody plants in fragmented habitats of a suburban
 550 landscape. Ecological Applications 15: 662-673. <https://doi.org/10.1890/03-5232>
 551 Kühn I (2007) Incorporating spatial autocorrelation may invert observed patterns. Diversity and
 552 Distributions, 13:66-69. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2006.00293.x>
 553 Lee D (2013) CARBayes: An R Package for Bayesian Spatial Modeling with Conditional
 554 Autoregressive Priors. Journal of Statistical Software, 55(13):1-24.
 555 <http://hdl.handle.net/10.18637/jss.v055.i13>
 556 Legendre P, Legendre L (1998) Numerical ecology. Elsevier, Amsterdam
 557 Liu C, White M, Newell G (2018) Detecting outliers in species distribution data. Journal of
 558 Biogeography, 45:164–176. <https://doi.org/10.1111/jbi.13122>
 559 三上 光一, 小池 文人 (2005) 亜熱帯海洋島における木本種のニッチ幅とニッチ重複. 植生学
 560 会誌, 22:25-40. <https://doi.org/10.15031/vegsci.22.25>
 561 Miller J, Franklin J, Aspinall R (2007) Incorporating spatial dependence in predictive vegetation
 562 models. Ecol Model, 202:225-242. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.12.012>
 563 森田 季恵, 赤坂 卓美, 外山 雅大 (2023) 農地景観における森林特性がフクロウの分布に与え
 564 る影響の寄与率. 保全生態学研究, 28 : 95-107. <https://doi.org/10.18960/hozen.2131>

565 日本森林技術協会 (2019) 平成 30 年度 世界遺産の森林生態系保全対策事業 森林生態系保
566 全のための技術開発・科学的知見の収集 小笠原諸島における在来樹木による森林の修
567 復手法の開発 調査報告書. 一般社団法人 日本森林技術協会, 東京

568 日本森林技術協会 (2020) 令和元年度 世界遺産の森林生態系保全対策事業 森林生態系保
569 全のための技術開発・科学的知見の収集 小笠原諸島における在来樹木による森林の修
570 復手法の開発 調査報告書. 一般社団法人 日本森林技術協会, 東京

571 日本森林技術協会 (2021) 令和 2 年度 世界遺産の森林生態系保全対策事業 森林生態系保
572 全のための技術開発・科学的知見の収集 小笠原諸島における在来樹木による森林の修
573 復手法の開発 調査報告書. 一般社団法人 日本森林技術協会, 東京

574 日本森林技術協会 (2022a) 小笠原諸島における人為的な生物導入・調査研究事業等の歴史.
575 https://www.jafta.or.jp/contents/_files/jigyoe_consulting/R4_oga_history.pdf. 2025 年 4 月 21
576 日確認

577 日本森林技術協会 (2022b) 令和 3 年度 世界遺産の森林生態系保全対策事業 森林生態系保
578 全のための技術開発・科学的知見の収集 小笠原諸島における在来樹木による森林の修
579 復手法の開発 調査報告書. 一般社団法人 日本森林技術協会, 東京

580 日本森林技術協会 (2023) 令和 4 年度 世界遺産の森林生態系保全対策事業 森林生態系保
581 全のための技術開発・科学的知見の収集 小笠原諸島における在来樹木による森林の修
582 復手法の開発 調査報告書. 一般社団法人 日本森林技術協会, 東京

583 新山 馨, 柴田 銃江, 黒川 紘子, 松井 哲哉, 大橋 春香, 佐藤 保 (2020) 昭和初期の国有
584 天然林調査報告書の発見. 森林総合研究所研究報告, 19:275-324.
585 https://doi.org/10.20756/ffpri.19.3_275

586 延島 冬生 (2010) 小笠原諸島に侵入している外来植物の現状. 植調, 44:5-15

587 Ohashi H, Kato H, Murao M, Kato H, Kawakami K, Kurokawa H, Oguro M, Kimura F, Niiyama K,
588 Matsui T, Shibata M (2024) Historic deforestation and non-native plant invasions determine

589 vegetation trajectories across an oceanic archipelago. *Applied Vegetation Science* 27:e12767.
590 <https://doi.org/10.1111/avsc.12767>

591 Osawa T, Hata K, Kachi N (2016) Eradication of feral goats enhances expansion of the invasive shrub
592 *Leucaena leucocephala* on Nakoudo-jima, an oceanic island. *Weed Research*, 56:168-178.
593 <https://doi.org/10.1111/wre.12198>

594 Osawa T, Akasaka M, Kachi N (2019) Facilitation of management plan development via spatial
595 classification of areas invaded by alien invasive plant. *Biological Invasions* 21, 2067–2080.
596 <https://doi.org/10.1007/s10530-019-01958-2>

597 Pyšek P, Richardson DM (2010) Invasive species, environmental change and management, and health.
598 *Annual Review of Environment and Resources*, 35:25–55. [https://doi.org/10.1146/annurev-](https://doi.org/10.1146/annurev-environ-033009-095548)
599 [environ-033009-095548](https://doi.org/10.1146/annurev-environ-033009-095548)

600 Rejmanek M, Pitcairn MJ (2002) When is eradication of exotic pest plants a realistic goal? In Vietch
601 CR, Clout MN eds. *Turning the Tide: The Eradication of Island Invasives* (pp.249-253). IUCN,
602 Gland

603 Richardson DM, Bond WJ (1991) Determinants of Plant Distribution: Evidence from Pine Invasions.
604 *The American Naturalist*, 137:639-668. <https://doi.org/10.1086/285186>

605 Rouget M., Robertson MP, Wilson JRU, Hui C, Essl F, Renteria JL, Richardson DM (2016) Invasion
606 debt – quantifying future biological invasions. *Diversity and Distributions*, 22: 445-456.
607 <https://doi.org/10.1111/ddi.12408>

608 Saigusa Y, Eguchi S, Komori O (2024) Robust minimum divergence estimation in a spatial Poisson
609 point process. *Ecological Informatics*, 81:102569.
610 <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2024.102569>

611 瀬戸智大・小池文人 (2025) UAV を活用した小笠原諸島における崖地や崩壊地に生育する希少
612 植物相および外来植物相の把握. *景観生態学*, 30:1-12. <https://doi.org/10.5738/jale.30.1>

613 Sharma A, Kaur A, Kohli RK, Singh HP, Batish DR (2023) *Bidens pilosa* (Asteraceae) invasion
614 reshapes the pattern of plant communities and edaphic properties across the north-western

615 Himalayan landscape. *Ecological Informatics*, 77:102281.
 616 <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2023.102281>

617 清水 善和 (1988) 小笠原諸島母島桑ノ木山の植生とアカギの侵入. *地域学研究*, 1:31-46.

618 清水 善和 (1991a) 小笠原諸島兄島の植生 -乾性低木林の分布・組成・構造-. *駒澤地理*,
 619 27:77-130

620 Shimizu Y (2003) The nature of Ogasawara and its conservation. *Global Environ Res* 7:3-14

621 Shimizu Y (2006) Population Dynamics of an Invasive Plant (*Psidium cattleianum*) after Two
 622 Continuous Disturbances in the Pinus-Schima Secondary Forest on Chichijima in the
 623 Ogasawara (Bonin) Islands. *Regional Views*, 19:1-15

624 清水 善和, 富山 清升, 安井 隆弥, 船越 眞樹, 伊藤 元己, 川窪 伸光, 本間 暁 (1991b)
 625 小笠原諸島父島列島の自然度評価. *地域学研究*, 4:69-86

626 Skellam JG (1951) Random dispersal in theoretical populations. *Biometrika*, 38: 196-218.
 627 [https://doi.org/10.1016/S0092-8240\(05\)80044-8](https://doi.org/10.1016/S0092-8240(05)80044-8)

628 Stephenson CM, MacKenzie ML, Edwards C, Travis JMJ (2006) Modelling establishment
 629 probabilities of an exotic plant, *Rhododendron ponticum*, invading a heterogeneous, woodland
 630 landscape using logistic regression with spatial autocorrelation. *Ecological Modelling*,
 631 193:747-758. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.09.007>

632 Tanaka R, Koike F (2011) Prediction of species composition of plant communities in a rural landscape
 633 based on species traits. *Ecological Research*, 26:27-36. [https://doi.org/10.1007/s11284-010-](https://doi.org/10.1007/s11284-010-0749-4)
 634 0749-4

635 谷本 丈夫, 豊田 武司, 渡辺 富夫, 飯田 滋生, 荻住 昇, 千葉 春美 (1995) 小笠原試験地
 636 の植生選移とフロラ. *森林総合研究所研究報告*, 369:1-61

637 Thomson FJ, Moles AT, Auld TD, Kingsford RT (2011) Seed dispersal distance is more strongly
 638 correlated with plant height than with seed mass. *Journal of Ecology*, 99: 1299-1307.
 639 <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2011.01867.x>

- 640 東京営林局 (1939) 小笠原諸島調査区 森林植生調査書. 東京営林局, 東京
- 641 東京都建設局 (1970) 続・小笠原諸島自然景観調査報告書. 東京都建設局, 東京
- 642 東京都小笠原支庁 (2012) 平成 23 年度 父島列島外来植物対策調査委託 報告書. 東京都小
643 笠原支庁, 小笠原
- 644 東京都小笠原支庁 (2013) 平成 24 年度 父島列島外来植物対策調査委託 報告書. 東京都小
645 笠原支庁, 小笠原
- 646 東京都小笠原支庁 (2014) 平成 25 年度 父島列島外来植物対策調査委託 報告書. 東京都小
647 笠原支庁, 小笠原
- 648 東京都小笠原支庁 (2015) 平成 26 年度 父島列島外来植物対策調査委託 報告書. 東京都小
649 笠原支庁, 小笠原
- 650 東京都小笠原支庁 (2016) 平成 27 年度 父島列島外来植物対策調査委託 報告書. 東京都小
651 笠原支庁, 小笠原
- 652 Tomimatsu H, Matsuo A, Kaneko Y, Kudo E, Taniguchi R, Saitoh T, Suyama Y, Makita A (2020)
653 Spatial genet dynamics of a dwarf bamboo: Clonal expansion into shaded forest understory
654 contributes to regeneration after an episodic die-off. *Plant Species Biology*, 35: 185-196.
655 <https://doi.org/10.1111/1442-1984.12272>
- 656 豊田 武司 (2003) 小笠原植物図譜 増補改訂版. アボック社, 鎌倉
- 657 豊田 武司 (2014) 小笠原諸島固有植物ガイド. ウズブレス, 南足柄
- 658 富山 清升 (1998) 小笠原諸島の移入動植物による島嶼生態系への影響. *日本生態学会誌*,
659 48:63-72. https://doi.org/10.18960/seitai.48.1_63
- 660 West AM, Kumar S, Brown CS, et al (2016) Field validation of an invasive species Maxent model.
661 *Ecological Informatics*, 36:126–134. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2016.11.001>
- 662 Wilson JRU, Faulkner KT, Rahlao SJ, Richardson DM, Zengeya TA, van Wilgen BW (2018)
663 Indicators for monitoring biological invasions at a national level. *Journal of Applied Ecology*,

664 55: 2612–2620. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13251>

665 矢加部 友, 岡 秀一 (2007) 小笠原諸島父島におけるリュウキュウマツ個体群の動態と生育環

666 境. 小笠原研究年報, 30:21-28

667 米倉 浩司・梶田 忠 (2003) BG Plants 和名－学名インデックス(YList). <http://ylist.info>, 2023 年

668 5 月 27 日確認

669

670

671 表 1. 外来生物の地理分布の空間的自己相関を利用した外来生物の分布拡大状況の検出方
672 法。いずれも環境による種の分布モデル (SDM) としてロジスティック関数を利用している。

論文	外 来 種 分 布 の 調 査	種の分布を調査 する範囲	分布拡大中である ことの確定的な判 断	特徴	統 計 手 法
Fukasawa et al. 2010	2 時 点	想定される最大の 種子散布距離を網羅する欠損 値のない空間的 にまとまった範囲	2 時点の調査に基 づく分布拡大情報 あり	分布拡大速度が明 示的であり将来の 分布拡大を予測で きる	最尤法
Aung and Koike 2015	1 時 点	種子散布距離を 想定しないが欠 損値のない空間 的にまとまった 範囲	分布モニタリング 調査等で判断	SDM (環境) の残差 の地理的偏在から 未分布地を検出	最尤法
Osawa et al. 2019	1 時 点	想定される主な 種子散布距離を 網羅する欠損値 のない空間的に まとまった範囲	分布モニタリング 調査等で判断。 SDM 残差の地理的 偏りがあれば未知 の環境要因の可能 性	SDM (非生物環境と 近隣種子源) で非生 物環境の適地と種 子供給の地図作成	最尤法
本研究	1 時 点	種子散布距離を 想定しないが空 間的にまとまっ た範囲で部分的 な欠損値を受容	分布モニタリング 調査等で判断	SDM (環境) だけで 説明できない外来 種の地理的偏在か ら今後の分布拡大 可能性を考える	ベイズ 推定

673

674

675

676 表 2. 兄島におけるこれまでの外来植物駆除で確認された主な外来植物種と確認メッシュ
677 数。解析を実施した種を太字で示す。種ごとの情報は、豊田 (2003, 2014), 延島 (2010)を参
678 考にした。確認メッシュ数は兄島を 10m メッシュ DEM と同サイズの方形区で分割し、各
679 外来植物種が確認されたメッシュ数を示している。種名のうち和名は豊田 (2014)、学名は
680 YList (米倉・梶田「BG Plants 和名-学名インデックス」(YList) <http://ylist.info> 最終確認
681 日 2023 年 5 月 27 日確認) にしたがった。

種 名	種子 散布 様式	階層	小笠原 への 導入年	小笠原 への 導入方法	小笠原への 導入目的	調査メッシュ数		
						在	不在	不明
トクサバモクマオウ <i>Casuarina equisetifolia</i> L.	風	高木	1905 年	人為	荒地復旧 (緑 化) や薪炭材	10,223	13,061	32,423
リュウキュウマツ <i>Pinus luchuensis</i> Mayr	風	高木	1899 年	人為	荒地復旧 (緑 化) や薪炭材	9,502	13,742	32,463
ギンネム <i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit	重力	亜高木	1879 年	人為	崩落防止用緑化 樹、戦時はトー チカの被覆	1,686	54,021	0
シチヘンゲ <i>Lantana camara</i> subsp. <i>aculeata</i> (L.) R.W.Sanders	鳥周食	低木	1879 年	人為	観賞用	1,646	10,391	43,670
オオバナノセンダングサ <i>Bidens pilosa</i> L., var. <i>radiata</i> Sch. Bip.	動物付着	草本	明 治 初 期 ?	非意図的	不明	675	12,707	42,325
キバンジロウ <i>Psidium cattleianum</i> Sabine	コウモリ、 鳥周食、 根萌芽	亜高木	1909 年	人為	果樹	305	25,657	29,745
ヤマグワ (シマグワ) <i>Morus australis</i> Poir.	コウモリ、 鳥周食	低木	1879 年	人為	観賞用	59	13,323	42,325
シンクリノイガ <i>Cenchrus echinatus</i> L.	動物付着	草本	戦後 米軍統治 時代	非意図的	不明	18	13,364	42,325
ガジュマル <i>Ficus microcarpa</i> L.f.	コウモリ、 鳥周食	高木	明治初期	人為	防風、防潮	11	13,371	42,325
パパイヤ <i>Carica papaya</i> L.	コウモリ、 鳥周食	高木	1830 年	人為	果樹	4	13,378	42,325

682

683

684 表 3. 外来植物ごとの、空間自己相関ありモデル (Intrinsic CAR モデル) と、空間自己相関
685 なしモデル (ロジスティック回帰モデル)、帰無モデルの WAIC と、空間的自己相関を考慮
686 することによる尤度変化率。キバンジロウについてはモデルが収束に至らなかった。

種 名	WAIC			尤度変化率 dLa
	空間自己相 関ありモデル	空間自己相関 なしモデル	帰無モデル	
オオバナノセンダングサ	2972.64	4333.18	5396.93	0.36
キバンジロウ	収束せず	収束せず	収束せず	—
ギンネム	6958.51	13409.10	15177.69	0.53
シチヘンゲ	6985.25	8943.15	9844.54	0.29
トクサバモクマオウ	33816.22	36026.90	37196.40	0.13
リュウキュウマツ	33188.77	35293.10	35939.75	0.13
在来林	85697.58	88681.86	97864.25	0.06
裸地	45720.75	50660.71	55315.99	0.19
草地・低木	12627.92	15975.57	16593.54	0.36

687

688

689 表 4. 空間自己相関ありモデル (Intrinsic CAR モデル) による外来植物種ごとの解析結果

690 説明変数のカッコ外の数値は係数の中央値、カッコ内の数値は左から 2.5%, 97.5%の値を

691 示す。係数の推定値の 95%信頼区間にゼロを含まない説明変数を太字で示す。灰色箇所は

692 解析に加えていない説明変数を指す。海岸からの距離、基質、在来林の有無は二値データ

693 であり、表中の海岸からの距離は「100m 未満」、基質は「砂」、在来林の有無は「有」の値

694 を記載した。モデルが収束に至らなかったキバンジロウについては記載を省略した。tau2 は

695 空間的自己相関に関係する隣接するメッシュとの相関が考慮されたランダム効果の分散を

696 示している。

	オオバナノ センダングサ	ギンネム	シチヘンゲ	トクサバ モクマオウ	リュウキュウ マツ	在来林	裸地	草地・低木
(Intercept)	-9.88 (-11.56, -8.19)	-13.24 (-14.49, -11.99)	-8.47 (-9.54, -7.47)	-6.03 (-6.45, -5.61)	-5.32 (-5.78, -4.87)	-3.48 (-3.70, -3.27)	-7.12 (-7.52, -6.72)	-13.11 (-14.2, -12.10)
傾斜	-0.01 (-0.02, 0.01)	0.03 (0.02, 0.04)	0.02 (0.01, 0.03)	0.01 (0.01, 0.02)	0.00 (-0.00, 0.01)	-0.02 (-0.03, -0.02)	0.01 (0.01, 0.01)	0.02 (0.01, 0.03)
地形的 水分量	-0.06 (-0.16, 0.03)	0.09 (0.04, 0.15)	-0.03 (-0.09, 0.04)	-0.01 (-0.03, 0.01)	-0.04 (-0.06, -0.02)	-0.02 (-0.03, -0.01)	-0.11 (-0.13, -0.08)	-0.05 (-0.11, -0.00)
尾根谷度	-0.02 (-0.03, 0.00)	0.01 (-0.01, 0.02)	-0.01 (-0.02, 0.00)	0.02 (0.01, 0.02)	0.01 (0.01, 0.02)	-0.00 (-0.01, -0.00)	-0.01 (-0.01, -0.01)	0.01 (0.00, 0.02)
年間 日射量	1.18 (0.19, 2.15)	1.29 (0.56, 1.99)	1.26 (0.67, 1.83)	0.48 (0.24, 0.72)	0.11 (-0.14, 0.37)	-0.15 (-0.27, -0.02)	0.50 (0.29, 0.72)	2.88 (2.30, 3.47)
地形 開放度	0.82 (-0.27, 1.90)	-0.97 (-1.86, -0.08)	0.11 (-0.56, 0.77)	0.82 (0.57, 1.06)	0.50 (0.25, 0.76)	-0.84 (-0.98, -0.70)	1.90 (1.64, 2.15)	0.92 (0.34, 1.49)
海岸から の距離	0.27 (-0.08, 0.63)	-0.16 (-0.43, 0.11)	-0.22 (-0.46, 0.03)	0.04 (-0.08, 0.17)	-0.49 (-0.66, -0.31)	-0.99 (-1.05, -0.92)	0.54 (0.43, 0.64)	0.08 (-0.16, 0.31)
基質	1.89 (1.01, 2.74)	0.15 (-0.39, 0.71)	0.88 (0.12, 1.62)	-0.52 (-1.34, 0.29)	-14.10 (-17.74, -8.49)	0.27 (-0.06, 0.59)	0.71 (-0.02, 1.46)	1.90 (0.89, 3.00)
在来林の 有無	-0.70 (-0.93, -0.49)	-0.15 (-0.30, -0.01)						
人の通行	0.54 (0.15, 0.92)							
(tau2)	3.22 (2.58, 4.02)	4.15 (3.66, 4.67)	1.74 (1.48, 2.06)	0.74 (0.67, 0.83)	0.82 (0.74, 0.91)	0.28 (0.25, 0.31)	1.78 (1.64, 1.92)	5.33 (4.69, 6.01)

697

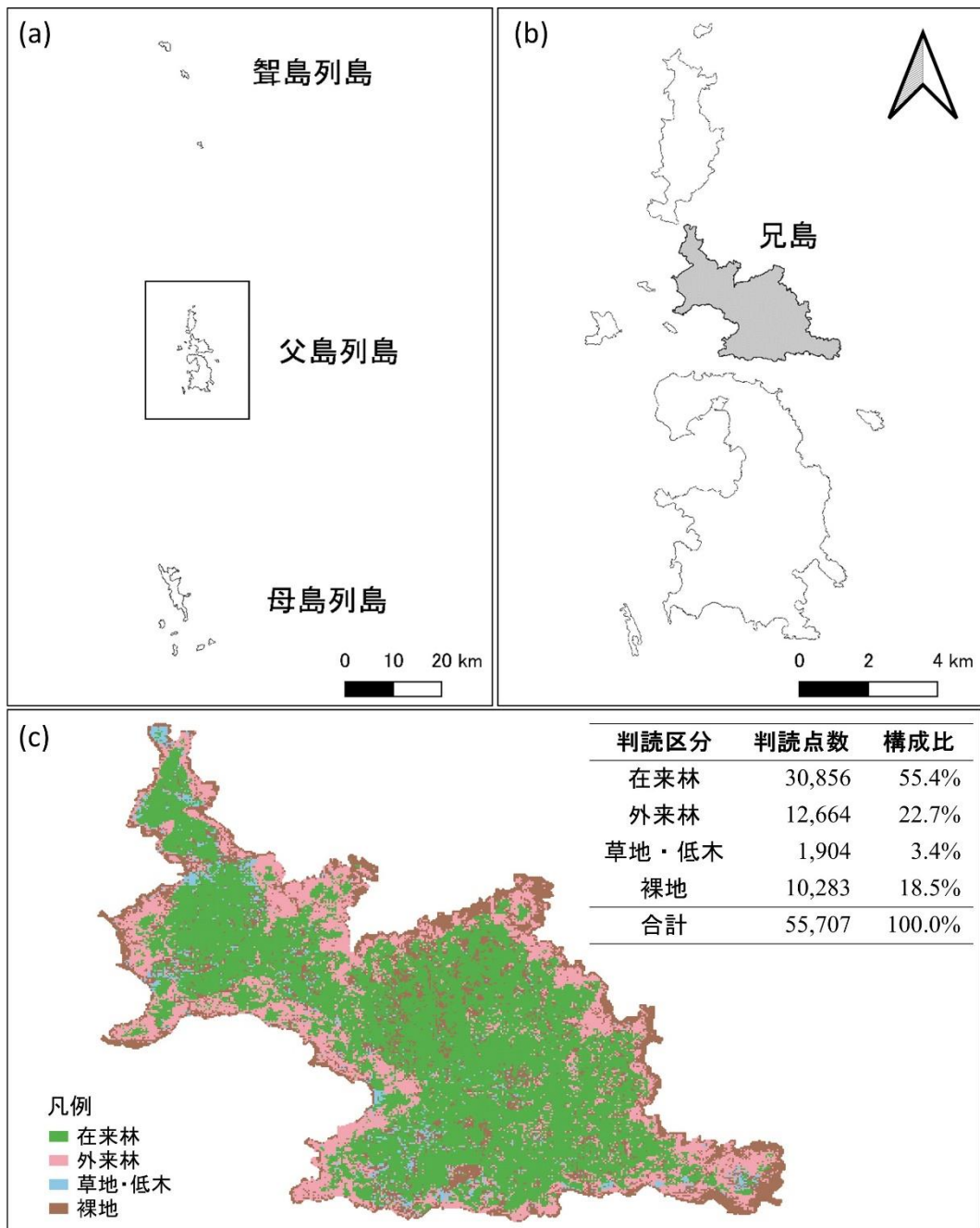
698

699 表 5. 空間自己相関ありモデル (Intrinsic CAR モデル) により算出された定着リスクに対す
700 る種ごとの分布状況。定着リスクは空間自己相関ありモデルによる解析で得られた値から
701 環境による要因のみを用いて算出した。在地点の下位 25%を閾値として閾値以上を「定着
702 リスク高」とした。「不在 / リスク高の割合」は定着リスクが高いメッシュのうち不在であ
703 った地点の割合を示す。モデルが収束に至らなかったキバンジロウについては記載を省略
704 した。

種 名	調査 メッシュ数	定着リスク高		定着リスク低		不在 / リスク 高の割合 (%)
		在	不在	在	不在	
オオバナノセンダングサ	13,382	507	3,204	168	9,503	86.34
ギンネム	55,707	1,265	24,948	421	29,073	95.17
シチヘンゲ	12,037	1,223	6,135	423	4,256	83.38
トクサバモクマオウ	23,284	7,653	6,997	2,570	6,064	47.76
リュウキュウマツ	23,244	7,103	8,084	2,399	5,658	53.23

705

706

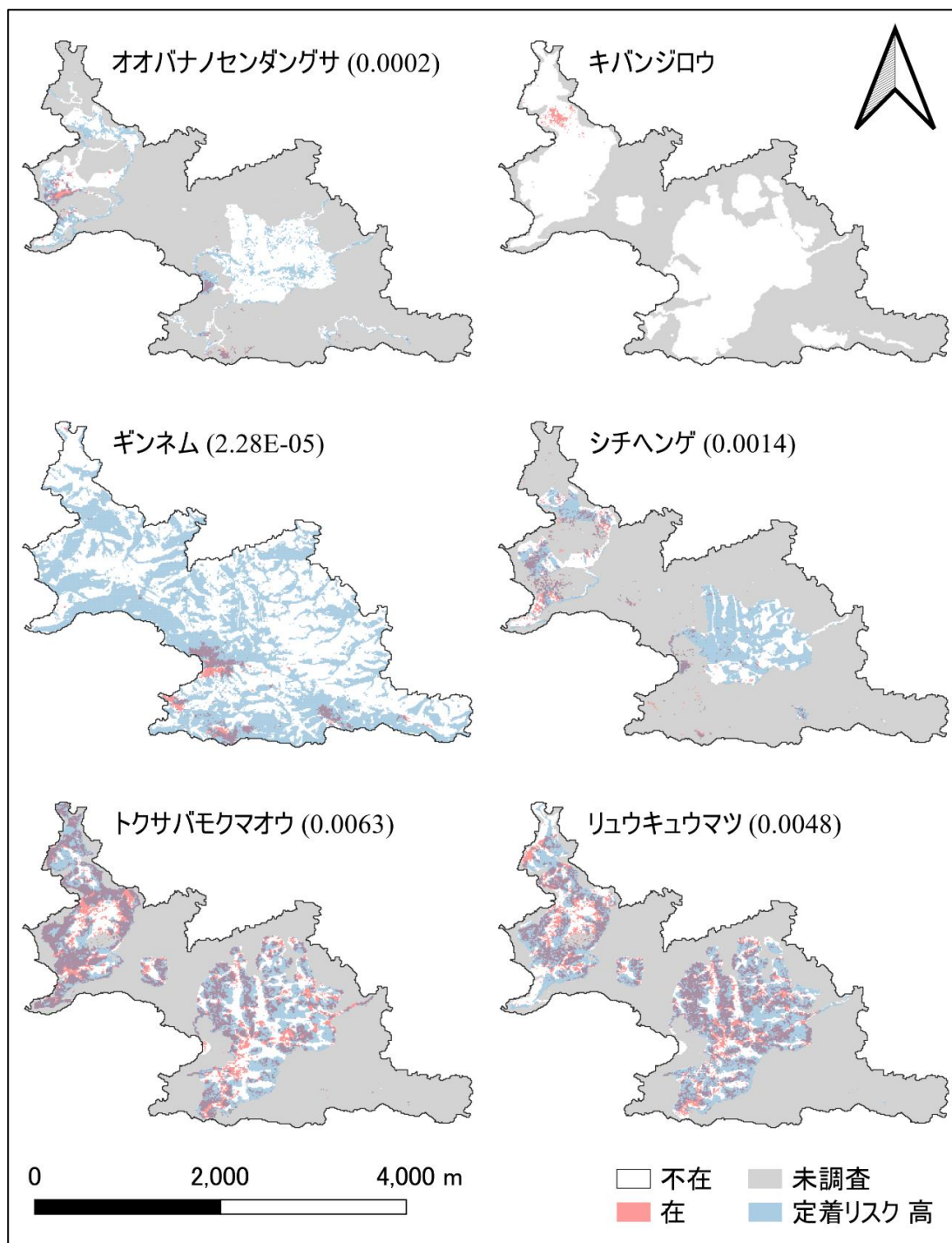


707

708 図1. 小笠原諸島における兄弟島の位置と植生判読の結果。(a) 小笠原諸島全体,(b)父島列島
 709 における兄弟島の位置,(c)兄弟島全域を4区分(在来林、外来林、草地・低木、裸地)で判読した。
 710 判読点数の合計は55,707点である。

711

712



713

714 図2. 潜在的な分布確率の空間分布を示すリスク地図。空間自己相関ありモデル (Intrinsic
 715 CAR モデル) による解析で得られた値から環境による要因のみを用いて図化している。定
 716 着リスクは在地点のうち算出された分布確率 (事後平均) の値の下位 25%を閾値 (図中種
 717 名右横の数値) として閾値以上を「定着リスク高」とした。キバンジロウはモデルが収束
 718 に至らなかったため分布状況のみ記載した。なお、外来植物駆除は小規模に実施された箇
 719 所も点在する。