

外来種駆除の生物多様性保全効果：保全優先地域と脅威動態の関係

楠本 聞太郎^{1,2}・南木 大祐¹・久保田 康裕¹

(受付 2018 年 6 月 28 日；改訂 12 月 17 日；採択 12 月 18 日)

要 旨

限りある保全リソースで、生物多様性を効率的・効果的に保全するには、保全事業の有効性を十分に理解しておく必要がある。本研究では、沖縄島北部のマンガース駆除事業を例題として、フイリマンガース(*Herpestes auropunctatus*)による脅威と、陸生脊椎動物(254 種)の保全優先地域の空間的一致性を検証した。脊椎動物種(哺乳類 29 種、鳥類 155 種、爬虫類 47 種、両生類 23 種)の潜在分布地図を用いて、除去規則に基づく空間的優先順位付け分析を行い、分類群ごとの保全優先地域を明らかにした。捕獲罠によるマンガース捕獲情報(2000 年から 2009 年)に基づき、マンガースの分布確率の時空間動態を階層ベイズモデルによって推定した。当該地域の駆除事業は、各分類群の保全優先地域におけるマンガースの分布確率を低下させた。一方、保全優先地域とマンガースの分布確率の空間的一致性には、分類群間で違いが見られた。また、保全優先地域の一部では分布確率が上昇しており、駆除の継続が必要であることが明らかになった。今後は、生物多様性の空間情報を積極的に活用し、他の保全事業との相乗効果や経済的コンフリクトを考慮した上で、保全アクションの戦略的適用を検討していく必要がある。

キーワード：階層ベイズモデル、空間的保全優先順位付け、除去規則、マンガース(*Herpestes auropunctatus*)。

1. はじめに

生物多様性損失の防止は、地域から世界規模で取り組むべき重大な課題である(MEA, 2005; CBD, 2011)。投資可能な保全リソース(予算や空間)には限りがあるため、生物多様性保全では社会経済的な負担(コスト)に対する効率を考慮する必要がある(Weitzman, 1998)。制約条件下での保全効果の最大化問題に対処すべく、この 20 年でシステム化保全計画法が概念的・方法論的に急速に発展してきた(Margules and Sarkar, 2007; Kukkala and Moilanen, 2013; 久保田 他, 2017)。その中でも、“空間的保全優先順位付け”は、保全計画における保護区設置の空間デザインを構築する上での必須ツールになりつつある(Moilanen et al., 2009)。空間的保全優先順位付けは、生物多様性の空間情報を用いて、場所間の相補性を考慮しつつ保全優先地域を特定する(Moilanen et al., 2009)。一方で、たとえ保全優先地域内であっても、その中の生物多様性の存続可能性を脅かす様々な要因が存在するため(Cattarino et al., 2015)、そのような脅威を特定して除去・軽減をする保全努力も重要になる(Auerbach et al., 2015)。

¹ 琉球大学 理学部：〒903-0213 沖縄県中頭郡西原町字千原 1

² 沖縄県環境科学センター 環境科学部：〒901-2111 沖縄県浦添市字経塚 720 番地

侵略的外来種は生物多様性の存続にとって重大な脅威の一つである (Bellard et al., 2016). このため、外来種の駆除は、在来の種または潜在的な生物多様性の存続可能性を改善する有効手段である (Jones et al., 2016). しかし、外来種の駆除事業には膨大な費用と労力が伴うことが一般的なので (Moore et al., 2011)、駆除による生物多様性保全効果と他の保全活動との予算的なコンフリクトを考慮して、効果的かつ効率的な努力配分を検討する必要がある (Carwardine et al., 2012). 外来種駆除の生物多様性保全効果は、駆除によってどの程度生物多様性の存続性が改善されたかによって評価される (Carwardine et al., 2008). したがって、在来の生物多様性に対する脅威である外来種個体群の時空間動態と保全優先地域の空間的な一致性を分析することは、外来種駆除事業の保全効果を評価する有効な方法であり、緊急性に基づく保全意思決定に役立つ情報を提供できる (Dawson et al., 2015).

琉球列島は、日本列島とともに世界的な生物多様性ホットスポットの一つとして知られる (Mittermeier et al., 2011). 琉球列島の中でも、沖縄島北部(通称ヤンバル)の森林は多くの固有動植物が生息しており、保全上の重要地域となっている (Itô, 1997). 沖縄島では、1910 年に南部に移入されたファイリマングース (*Herpestes auropunctatus*; 以下、マングース) の分布範囲が拡大し、近年では北部地域の生物多様性保全の脅威となっている (Barun et al., 2011). この脅威を緩和あるいは除去するために、環境省と沖縄県では、2000 年から捕獲罟と捕殺罟によるマングース駆除事業を継続して行っている. 駆除努力量や捕獲(殺)量の時空間データが蓄積され、マングース個体群の動態解析が実施されているが、それらと保全優先地域の空間的一致性については検証されていない.

本研究では、沖縄島北部(ヤンバル)において、在来の陸生脊椎動物の保全優先地域と、マングースの駆除努力および駆除成果の空間的一致性を分析する. そのために、1) 陸生脊椎動物 (254 種) の空間分布データを用いて、分類群ごとの保全優先地域を、空間的保全優先順位付けアルゴリズムを使って解析する; 2) 捕獲情報から推定したマングース分布確率の時空間分布と、各分類群の保全優先地域の空間的一致性を解析する. それによって、過去のマングース駆除事業の実効性を生物多様性保全の観点から評価し、今後の課題を特定する.

2. データと方法

2.1 生物多様性空間分布データ

既存の生物分布情報(環境省 <http://www.biodic.go.jp/>) から、沖縄県に生息する陸生脊椎動物の出現情報を抽出した: 哺乳類 (29 種)、鳥類 (155 種)、爬虫類 (47 種)、両生類 (23 種). 種ごとの出現記録と環境要因(気候、地形、土壌)を用いて、Maxent ver. 3.3.3 (Phillips et al., 2006) による種分布モデルを行い、種ごとの日本国内での潜在分布地図を 1 km × 1 km 解像度で整備した (Kubota et al., 2015; Lehtomäki et al., 2019).

2.2 空間的保全優先順位付け

空間的保全優先順位付けには、ZONATION ソフトウェア (バージョン 4.0; Moilanen et al., 2014) を用いた. ZONATION のアルゴリズムでは、対象地域を、任意の大きさの保全ユニット (グリッドセル) に区分する. そして、生物種の分布情報(在不在情報や、分布確率、個体数など)を使って、各セルを保護しない場合の生物多様性の損失を計算する. 景観全体を保護するという状態から開始し、生物多様性損失が最も小さいサイトから逐次的に除去していくことで、対象地域内での保全優先度の順位付けが生成される. 生物分布情報に基づいて生物多様性損失を計算する関数は「除去規則」と呼ばれる. ZONATION にはいくつかの除去規則が実装されているが、代表的なものの一つは Core-Area Zonation (CAZ) である. CAZ では、セル i にお

ける生物多様性損失 δ_i は以下のように定義される (Moilanen, 2007)：

$$(2.1) \quad \delta_i = \max_j \frac{q_{ij} w_j}{c_i}$$

ここで、 q_{ij} は、種 j の残存分布範囲に対するサイト i の相対分布割合である。すなわち、サイト i に出現する種の中で、最も残存分布範囲の狭い種の値がサイトの代表値として選択される。このため、CAZ は希少種や局在種を重視したアルゴリズムと言われる。なお、サイトを保護するのに必要な社会経済コスト (c_i) や、種の保全上の重み (w_j) も明示的に組み込むことができる。

本研究では、沖縄県全域の $1\text{km} \times 1\text{km}$ グリッドセルの種分布情報 (Maxent の推定値) を用いて、分類群ごとの CAZ 分析を行った。優先順位付けにおける種の重み (w_j) は、Pouzols et al. (2014) に従い、環境省の 2012 年度版レッドリストに基づいて定義した (LC = 1; NT = 2; VU = 4; EN = 6; CR = 8; DD = 2)。保全コストは全サイトで共通と仮定した ($C_i = 1, \forall i$)。

人間の生活エリア (居住区、畑地等) が保全優先地域として選択されるのを避けるために、各サイトの生息地条件を CAZ 分析に組み込んだ。生息地条件の指標として、人口、交通網、土地利用の情報から、人為活動指数 (HII: Human Influence Index; Sanderson et al., 2003) を計算し、0~1 の範囲に正規化した (0 = 生息地が完全に改変されている；1 = 生息地が完全に残っている)。この生息地条件情報は、以下の手順で空間的優先順位付け分析に組み込まれる。種ごとのオリジナルの分布情報 O_{ij} を 0~1 に正規化する ($N_{ij} = O_{ij} / \sum_i O_{ij}$)。規準化した種の分布 N_{ij} を、サイト i の生息条件 H_i で重みづけする ($N_{ij}(\text{conditional}) = N_{ij} * H_i$)。この処理によって、より完全性の高い生息場所の保全優先度が高く評価されることになる。

これらの設定の元、沖縄県レベルで分類群ごとに CAZ 分析を行い、県内の保全優先順位を $1\text{km} \times 1\text{km}$ グリッドセルレベルで生成した。尚、本研究では、県内の保全優先順位が上位 17% (愛知目標に対応；CBD, 2011) のグリッドセルを保全優先地域と定義した。

2.3 マングースの分布確率の時空間情報

マングースの分布確率の時空間情報は、久保田・南木 (2011) の推定結果を用いた。解析の元データは、沖縄県及び環境省が 2000 年 10 月から 2009 年 3 月に行った、かご罠 (16506 地点) によるマングース捕獲情報である。一つのかご罠で捕獲できるマングースは一度につき一頭で、捕獲の有無は毎日確認される。久保田・南木 (2011) は、 $200\text{m} \times 200\text{m}$ メッシュレベルでのマングース分布確率動態を、パッチ占有モデル (Royle and Dorazio, 2008) の枠組みに基づき、潜在的な捕獲率を考慮した階層ベイズモデルで以下のように定式化した。各時点 t の罠 i における捕獲頭数 (Y_{it}) は、罠の稼働日数 J_{it} を試行回数とし、マングースの在/不在 (z_{it}) と捕獲率 p の積を成功確率とする二項分布に従うと仮定する。

$$(2.2) \quad Y_{it} \sim \text{Binomial}(J_{it}, z_{it}p)$$

マングースの在/不在 z_{it} は、分布確率 ψ_{it} を持つベルヌーイ分布に従うと仮定する。

$$(2.3) \quad z_{it} \sim \text{Bernoulli}(\psi_{it})$$

分布確率 ψ_{it} のロジットは、時点 t における移入率 (a_t) と、時点 $t-1$ から t への生存率 (b_t)、それぞれに対する場所 i の環境要因 $n(x_i^{(n)})$ の効果 (b_{nt}^1, b_{nt}^2)、空間自己相関項 (ρ_i) の線形結合で表される。

$$(2.4) \quad \text{logit}(\psi_{it}) = a_t + b_t z_{i,t-1} + \beta_t^{1(n)} x_i^{(n)} + \beta_t^{2(n)} x_i^{(n)} z_{i,t-1} + \rho_i$$

移入率と生存率に影響する環境要因として、各 200m メッシュ内の林道密度、森林面積、標高を考慮した。また、移入率と生存率に関わるパラメータは、前年度の値に依存してランダム

ウォークすると仮定する.

$$(2.5) \quad a_t \sim \text{Normal}(a_{t-1}, \sigma_a^2)$$

$$(2.6) \quad b_t \sim \text{Normal}(b_{t-1}, \sigma_b^2)$$

$$(2.7) \quad \beta_t^{1(n)} \sim \text{Normal}(\beta_{t-1}^{1(n)}, \sigma_{\beta 1n}^2)$$

$$(2.8) \quad \beta_t^{2(n)} \sim \text{Normal}(\beta_{t-1}^{2(n)}, \sigma_{\beta 2n}^2)$$

なお, 事業開始時点 ($t = 1$) については, これらのパラメータは, 平均 0, 標準偏差 1000 の正規分布に従うと仮定する (無情報事前分布). また, σ は分散パラメータであり, それぞれ平均 0.01, 標準偏差 100 のガンマ分布に従うと仮定する. 空間自己相関項 ρ_i は, 地点 i の近傍の分布確率が与えられた際の条件付き分布確率として与える (Latimer et al., 2006). パラメータの事後分布は, WinBUGS1.43 (Lunn et al., 2000) によるマルコフ連鎖モンテカルロ (MCMC) 法で推定した. 3 つの独立した MCMC 計算をそれぞれ 30000 ステップ行った. 20000 回までのステップはバーンインとして除き, 残りのステップを 10 ステップ間隔でサンプリングし, 合計 3000 個の事後分布推定値を得た. 前述の保全優先地域の分析結果と規格を統一するために, 推定分布確率は, 年毎に, $1 \text{ km} \times 1 \text{ km}$ メッシュレベルに集約 (平均化) した.

2.4 保全優先地域とマングース脅威の関係

CAZ 分析で特定した保全優先地域と, 各年の罝の積算稼働時間, 及びマングースの推定分布確率の関係をグラフ化し, 各分類群の保全優先地域と脅威及び駆除努力の空間的な一致性を調べた. さらに, 期間全体での生物多様性保全効果を明らかにするために, 期間初期 (2001 年) と最終年 (2009 年) のマングース推定分布確率の差をセルごとに計算した. そして, 推定分布確率の増減パターンの地理的分布, 及び分類群を統合した保全優先度との関係性を検証した. なお, 分類群統合の保全優先度は, 分類群ごとの CAZ 分析で求めた相対優先順位 (0~1 の連続値) の合計値として定義した.

3. 結果

保全優先地域の空間的な分布パターンは分類群によって違いが見られた (図 1): 両生類と爬虫類の保全優先地域は, 海岸から内陸にかけて散在していた; 鳥類では, ヤンバル全体が保全優先地域であった; 哺乳類では, ヤンバル南部と北西部に保全優先地域の大きなパッチがみられる. マングース捕獲努力量 (罝の積算稼働時間) には時空間的に偏りが見られた (図 2): 事業初期は南西部に努力量が集中していたが, 後期には南部から中央部を広くカバーするようになった. 捕獲情報に基づく推定分布確率は, 南側で高く, 北側で低かった (図 2). 分布確率は, 事業開始後緩やかに増加していたが, 2007 年以降には分布確率の顕著な低下が見られた.

罝の積算稼働時間は, 両生類, 爬虫類, 哺乳類では事業初期に保全優先地域外で長かった (図 3). 期間全体を通して, 両生類の保全優先地域内外でマングースの分布確率にほとんど差はなかった. 爬虫類では, マングースの分布確率は, 保全優先地域外でやや高かった. 哺乳類では, 保全優先地域内外でマングースの分布確率の差が大きく, 優先地域内で分布確率が低かった. 2009 年と 2000 年の分布確率を比較すると, ヤンバル中南部のほとんどの場所において, マングースの分布確率は低下した (図 4). 一方で, 開始時には分布確率の低かった場所では, わずかではあるが分布確率の上昇が見られた. そのような場所は, ほとんどが北部地域で, 保全優

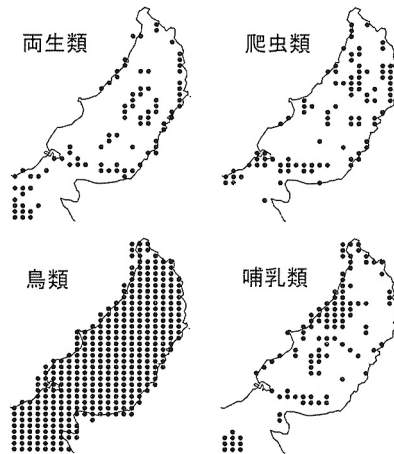


図 1. 分類群ごとの保全優先地域の分布。

先度が高い地域も含まれていた。

4. 考察

既存の統計数理手法を組み合わせ、実際上の問題を議論することは統計数理の社会還元という観点から見て重要である。本研究では、2つの既存手法(状態空間モデルによる外来種分布の時空間推定と、最適化アルゴリズムによる生物多様性保全重要地域を特定)によって、沖縄島北部のマングース分布の時空間動態と、陸生脊椎群集の保全優先地域との空間的一致性を検証し、保全実務的に重要かつ新規的な結果を提示した。具体的には、全ての分類群の保全優先地域内において、マングースの分布確率は平均的には低下しており、駆除事業が生物多様性の存続可能性の改善に貢献していることが示された。一方で、マングースの分布確率と保全優先地域との空間的一致性は分類群によって異なっており、これまでの駆除事業がもたらした保全効果には分類群間で格差があることも明らかになった。

本研究で取り上げた4つの脊椎動物群は、マングースとの相互作用(捕食や競争)によって、潜在的に存続可能性が脅かされる分類群である(Hays and Conant, 2007)。ヤンバル地域における先行研究で、既に各分類群への被害(食害)が報告されている(小倉 他, 2002)。一方で、種分布データの不足のため、分類群ごとの多様性パターンとマングースの分布の関係は、これまでに検証されてこなかった。本研究では、対象分類群の全種を網羅した種分布情報を用いて保全優先地域の空間分布を明らかにし、マングース駆除努力の各分類群に対する保全効果を明らかにした。2000年から2009年に実施された駆除事業では、開始時点で脅威に曝されていた保全優先地域(特に両生類と爬虫類)で効果的にマングースの分布確率を低下させた。鳥類にとっては、ヤンバル全域が県レベルでの保全優先地域であるため、マングースの駆除努力は、県レベルでの生物多様性保全にも効果的であったと言える。哺乳類の保全優先地域では、期間中のマングース分布確率は低かったが、期間終了時に僅かながら分布確率が上昇する場所もあった。この結果は、保全優先地域における将来的な脅威を示唆している。マングースの脅威を未然に防ぐためにも、生物多様性保全優先度マップに基づく駆除努力の最適空間配分が検討されるべきである。

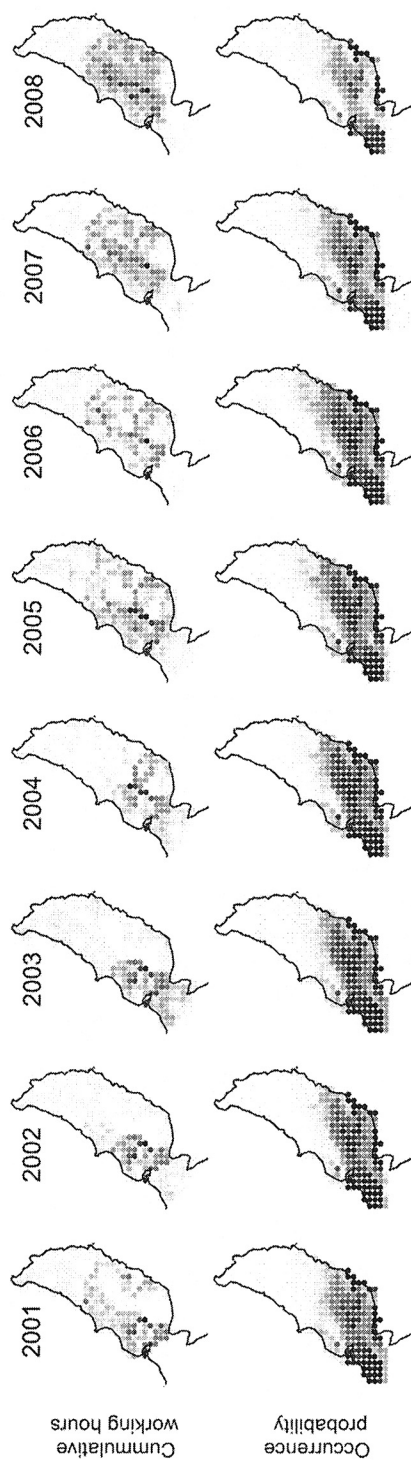


図 2. マングース島の積算稼働時間と推定分布確率の時空間パターン.

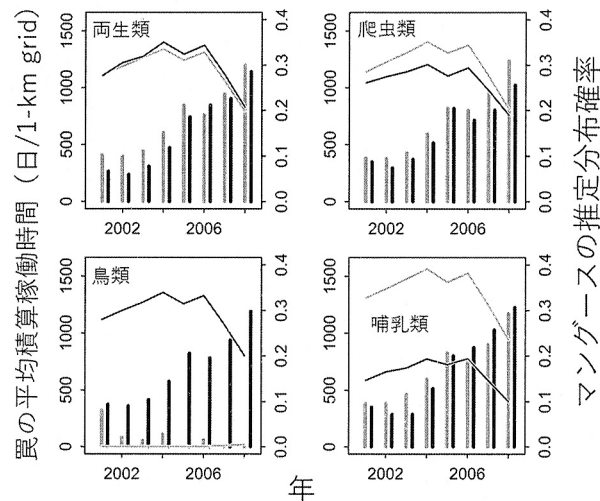


図 3. 保全優先地域内外における罌稼働時間(棒)とマングースの推定分布確率(折れ線).

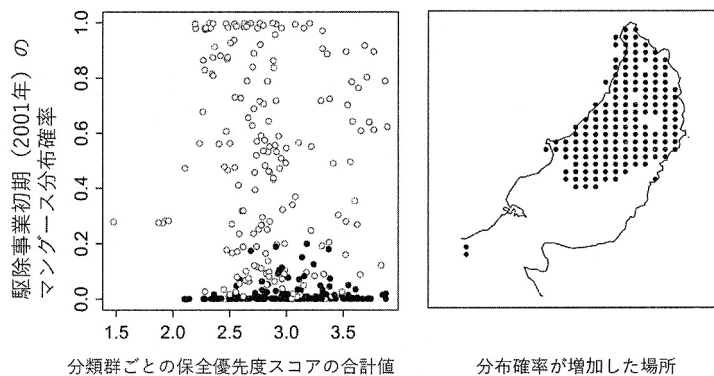


図 4. 保全優先度とマングース分布確率の関係。(左)駆除開始時点(2001年)に比べて分布確率が減少した場所を白, 増加した場所を黒で示した; (右)駆除開始時(2001年)と比べて, 分布確率が上昇した地域の分布.

現在の駆除事業の方針としては、ヤンバル地域を8つの管理区域に分け、各場所のマングース個体群密度に照らして保全アクション(捕獲や捕殺による低密度化、残存個体の探索、モニタリング)が決定される。マングース個体群の空間分布情報は、事業の実現可能性の評価や経済効率の向上に必須の情報をもたらす(Fukasawa et al., 2013)。一方で、駆除の究極目的は在来の生物多様性の存続可能性の改善なので、生物多様性の空間情報を積極的に取り入れることで、より効率的かつ有効な保全アクションの意思決定が可能になる(Dawson et al., 2015)。本研究で提示した生物多様性空間情報に基づく保全優先順位づけは、各管理ユニットにおけるアクションの緊急性評価に役立つだろう。一方、本研究の解析は、現状の生物分布データの空間解像度の制約により、1 km × 1 km レベルの生物多様性情報に基づいている。管理区域のサイズ(16.9~52.9 km²)を考慮すると、このように粗い空間解像度は管理区域内での保全アクション分析には不適かもしれない(Di Marco et al., 2017)。管理区域内での詳細な保全意思決定を支

援するためには、生物分布情報を拡充し、生物多様性地図の空間解像度を向上させる努力が必要である。

戦略的な保全事業の計画と実施には、明確かつ実現可能な数値目標が不可欠である (Shields et al., 2002)。沖縄島北部のマングース駆除事業では、「固有の生物相を有し、多くの希少種の生息地であるヤンバル地域の生態系を回復し、安定した状態で保全すること」を目的とし、2017 年度から 2026 年度までの 10 年間で、北部地域からマングースを完全排除することを目標としている。一般的には、対象面積が大きくなるほど、侵略種の個体群間の移動を完全に断ち切るのが困難になるため、完全排除の可能性は低くなる (Barun et al., 2011)。沖縄県では、2005 年から 2006 年にかけて、ヤンバル南部に島を横断するようにマングース防除柵を設置し、北部地域へのマングースの移入を制限している。実際に、マングースの分布確率は 2007 年付近から低下しており、移入制限と捕獲努力が相乗的にマングースの脅威を緩和したことを示している。一方で、北部地域での分布確率の微小な増加は、偶発的に起こるマングースの移入分散を完全に食い止めることの困難さを示唆している。そのような場所では、保全優先地域へのマングースの侵入を未然に防ぐための予防的措置 (例：モニタリングの強化、捕獲罠の重点配備など) が必要であろう。

国や県として保全に投資できるリソース (予算) は限られているので、他の潜在的な保全アクション (例：生物分布データの拡充；保護区設置、希少種の保全など) とのバランスも重要である (Cattarino et al., 2015)。既存研究において、保全アクション間の保全効果の相乗性と経済的なコンフリクト (例えば、外来種駆除への投資が、希少種の保全効果にどの程度貢献し、予算配分的に競合するか) を考慮することにより、全体の保全効率が大きく改善されることが知られている (Carwardine et al., 2012; Adams et al., 2014)。実際、沖縄県では、保護区による経済活動の規制強化 (Kusumoto et al., 2017) や、生態リスクに考慮した森林利用の実施 (Maeshiro et al., 2013; Kusumoto et al., 2016)、希少種の保全増殖事業 (環境省, 2015a; 2015b)、生物分布情報の拡充 (<http://www.biodiversity.okinawa/>) など、様々な保全タスクが掲げられている。これらの保全事業は国や県が協調分担しつつも、個別的に行われているのが現状である。今後は、生物多様性保全を大局的な目標として、様々な保全アクションのコストと保全による利益 (ベネフィット) を定量し、いつ、どこに、どのような保全アクションを適用するかについて、個別的な保全事業の優先順位付けを分析する必要がある。

5. 結論

空間的保全優先地域の順位付け分析と、外来種による脅威の空間明示的な個体群動態モデリングを組み合わせることで、過去のマングース駆除事業の保全効果を評価した。このような保全事業の有効性評価は、外来種の脅威下での潜在的な生物多様性保全において必須である。全体的には、2001 年から 2009 年までのマングース駆除事業は、保全優先地域におけるマングースの分布確率を低下させた。一部の保全優先地域には分布確率が上昇している場所も見られ、駆除事業の継続が必要であることが明らかになった。今後は、生物多様性の空間情報を積極的に活用し、他の保全事業との相乗効果や経済的コンフリクトを考慮した上で、保全アクションの効率のかつ効果的な適用方法を検討していく必要がある。

謝 辞

本研究は、日本学術振興会の科研費「汎用型離散最適化システムの構築による拡散移動を伴う森林生態系サービスの経済評価」(17H00806) の援助を受け、環境省の環境総合推進費のプロジェクト「生態学的ビッグデータを基盤とした生物多様性パターンの予測と自然公園の実効力

評価」(4-1501)及び「環境変動に対する生物多様性と生態系サービスの応答を考慮した国土の適応的保全計画」(4-1802)の一部として行った。本論文の執筆にあたり、環境省やんばる野生生物保護センターより、マングース駆除事業に関する有益な意見をいただきました。心より感謝申し上げます。

参 考 文 献

- Adams, V. M., Álvarez-Romero, J. G., Carwardine, J., Cattarino, L., Hermoso, V. et al. (2014). Planning across freshwater and terrestrial realms: Cobenefits and tradeoffs between conservation actions, *Conservation Letters*, **7**, 425-440.
- Auerbach, N. A., Wilson, K. A., Tulloch, A. I. T., Rhodes, J. R., Hanson, J. O. and Possingham, H. P. (2015). Effects of threat management interactions on conservation priorities, *Conservation Biology*, **29**, 1626-1635.
- Barun, A., Hanson, C., Campbell, K., Simberloff, D. and Towns, D. (2011). A review of small Indian mongoose management and eradications on islands, *Island Invasives: Eradication and Management* (eds. C. Veitch and M. Clout), 17-25, IUCN, Gland, Switzerland.
- Bellard, C., Genovesi, P. and Jeschke, J. M. (2016). Global patterns in threats to vertebrates by biological invasions, *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, **283**, 1823.
- Carwardine, J., Wilson, K. A., Ceballos, G., Ehrlich, P. R., Naidoo, R. et al. (2008). Cost-effective priorities for global mammal conservation, *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **105**, 11446-11450.
- Carwardine, J., O'Connor, T., Legge, S., Mackey, B., Possingham, H. P. and Martin, T. G. (2012). Prioritizing threat management for biodiversity conservation, *Conservation Letters*, **5**, 196-204.
- Cattarino, L., Hermoso, V., Carwardine, J., Kennard, M. J. and Linke, S. (2015). Multi-action planning for threat management: A novel approach for the spatial prioritization of conservation actions, *PloS one*, **10**, e0128027.
- Convention on Biological Diversity (2011). *Conference of the Parties Decision X/2: Strategic Plan for Biodiversity 2011-2020*, <http://www.cbd.int/decision/cop/?id=12268>.
- Dawson, J., Oppel, S., Cuthbert, R. J., Holmes, N., Bird, J. P. et al. (2015). Prioritizing islands for the eradication of invasive vertebrates in the United Kingdom overseas territories, *Conservation Biology*, **29**, 143-153.
- Di Marco, M., Watson, J. E., Possingham, H. P. and Venter, O. (2017). Limitations and trade-offs in the use of species distribution maps for protected area planning, *Journal of Applied Ecology*, **54**(2), 402-411.
- Fukasawa, K., Hashimoto, T., Tatara, M. and Abe, S. (2013). Reconstruction and prediction of invasive mongoose population dynamics from history of introduction and management: A Bayesian state-space modelling approach, *Journal of Applied Ecology*, **50**, 469-478.
- Hays, W. S. and Conant, S. (2007). Biology and impacts of Pacific Island invasive species. 1. A worldwide review of effects of the small Indian mongoose, *Herpestes javanicus* (Carnivora: Herpestidae), *Pacific Science*, **61**(1), 3-16.
- Itô, Y. (1997). Diversity of forest tree species in Yanbaru, the northern part of Okinawa Island, *Plant Ecology*, **133**, 125-133.
- Jones, H., Holmes, N., Butchart, S. et al. (2016). Invasive mammal eradication on islands results in substantial conservation gains, *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **113**, 4033-4038.
- 環境省 (2015a). ノグチゲラ保護増殖事業計画, 1-3.

- 環境省 (2015b). ヤンバルクイナ保護増殖事業計画, 1-4.
- 久保田康裕, 南木大祐 (2011). 階層ベイズ型の状態空間モデルを用いたマングース個体群の時空間動態の解析(沖縄県文化環境部自然保護課 編), 平成 22 年度沖縄島北部地域生態系保全事業(マングース対策事業)報告書, 45-52.
- Kubota, Y., Shiono, T. and Kusumoto, B. (2015). Role of climate and geohistorical factors in driving plant richness patterns and endemism on the east Asian continental islands, *Ecography*, **38**, 639-648.
- 久保田康裕, 楠本間太郎, 藤沼潤一, 塩野貴之 (2017). 生物多様性の保全科学: システム化保全計画の概念と手法の概要, 日本生態学会誌, **67**, 267-286.
- Kukkala, A. S. and Moilanen, A. (2013). Core concepts of spatial prioritisation in systematic conservation planning, *Biological Reviews*, **88**, 443-464.
- Kusumoto, B., Baba, A., Fujii, S., Fukasawa, H., Honda, M. et al. (2016). Dispersal process driving subtropical forest reassembly: Evidence from functional and phylogenetic analysis, *Ecological Research*, **31**, 645-654.
- Kusumoto, B., Shiono, T., Konoshima, M., Yoshimoto, A., Tanaka, T. and Kubota, Y. (2017). How well are biodiversity drivers reflected in protected areas? A representativeness assessment of the geohistorical gradients that shaped endemic flora in Japan, *Ecological Research*, **32**, 299-311.
- Latimer, A. M., Wu, S., Gelfand, A. E. and Silander, J. A. Jr. (2006). Building statistical models to analyze species distribution, *Ecological Applications*, **16**, 33-50.
- Lehtomäki, J., Kusumoto, B., Shiono, T., Tanaka, T., Kubota, Y. and Moilanen, A. (2019). Spatial conservation prioritization for the East Asian islands: A balanced representation of multitaxon biogeography in a protected area network, *Diversity and Distributions*, **25**, 414-429.
- Lunn, D. J., Thomas, A., Best, N. and Spiegelhalter, D. (2000). WinBUGS—A Bayesian modelling framework: Concepts, structure, and extensibility, *Statistics and Computing*, **10**, 325-337.
- Maeshiro, R., Kusumoto, B., Fujii, S., Shiono, T. and Kubota, Y. (2013). Using tree functional diversity to evaluate management impacts in a subtropical forest, *Ecosphere*, **4**, art70.
- Margules, C. and Sarkar, S. (2007). *Systematic Conservation Planning*, Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005). *Ecosystem and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*, World Resources Institute, Washington, DC.
- Mittermeier, R. A., Turner, W. R., Larsen, F. W., Brooks, T. M. and Gascon, C. (2011). Global biodiversity conservation: The critical role of hotspots, *Biodiversity Hotspots* (eds. F. E. Zachos and J. C. Habel), 3-22, Springer, Berlin, Heidelberg.
- Moilanen, A. (2007). Landscape zonation, benefit functions and target-based planning: Unifying reserve selection strategies, *Biological Conservation*, **134**, 571-579.
- Moilanen, A., Wilson, K. A. and Possingham, H. P. (2009). *Spatial Conservation Prioritization: Quantitative Methods & Computational Tools*, Oxford University Press, Oxford.
- Moilanen, A., Pouzols, F., Meller, L., Arponen, A., Lppanen, J. and Kujala, H. (2014). *Zonation-spatial Conservation Planning Methods and Software. Version 4. User Manual*, C-BIC, Helsinki.
- Moore, J. L., Runge, M. C., Webber, B. L. and Wilson, J. (2011). Contain or eradicate? Optimizing the management goal for Australian acacia invasions in the face of uncertainty, *Diversity and Distributions*, **17**, 1047-1059.
- 小倉剛, 佐々木健志, 当山昌直, 高原建二, 仲地学 他 (2002). 沖縄島北部に生息するジャワマングース (*Herpestes javanicus*) の食性と在来種への影響, 哺乳類科学, **42**, 53-62.
- Phillips, S. J., Anderson, R. P. and Schapire, R. E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions, *Ecological Modelling*, **190**, 231-259.
- Pouzols, F. M., Toivonen, T., Minin, E. D., Kukkala, A. S., Kullberg, P. et al. (2014). Global protected

- area expansion is compromised by projected land-use and parochialism, *Nature*, **516**, 383-386.
- Royle, J. A. and Dorazio, R. M. (2008). Hierarchical modeling and inference in ecology: The analysis of data from populations, metapopulations and communities, Elsevier, Burlington, USA.
- Sanderson, E. W., Jaiteh, M., Levy, M. A., Redford, K. H., Wannebo, A. V. and Woolmer, G. (2003). The human footprint and the last of the wild, *Bioscience*, **52**, 891-904.
- Shields, D. J., Šolar, S. V. and Martin, W. E. (2002). The role of values and objectives in communicating indicators of sustainability, *Ecological Indicators*, **2**, 149-160.
- Weitzman, M. L. (1998). The Noah's Ark problem, *Econometrica*, **66**, 1279-1298.

Effectiveness of Invasive Species Eradication Efforts on Biodiversity Conservation: Spatial Congruence between Conservation Priority Areas and Threat

Buntarou Kusumoto^{1,2}, Daisuke Nanki¹ and Yasuhiro Kubota¹

¹Faculty of Science, University of the Ryukyus

²Department of Environmental Science, Okinawa Prefecture Environment Science Center

To implement biodiversity conservation under limited resource, we should understand the effectiveness of action plans. In this study, we analyzed spatial congruence between distribution of invasive mongoose (*Herpestes auropunctatus*) as a major threat against biodiversity and conservation priority areas for native terrestrial vertebrate species (254 species) in the northern part of Okinawa island, Japan. Using potential species distribution maps (29, 155, 47, 23 species for mammals, birds, reptiles and amphibians, respectively) estimated at the 1 km grid-cell level, we created spatial conservation priority rankings and detected top 17% priority areas for each taxonomic group within Okinawa prefecture. In the spatial prioritization, we first assumed the perfectly protected state (i.e. 100% of land is protected), and then removed least important cell sequentially following a removal rule where cells include geographically rare species (narrow distribution range) receives higher conservation values. To evaluate the dynamics of mongoose population in space and time, we used catching data obtained by gage traps in the eradication program implemented by Okinawa prefecture and the Ministry of the Environment during 2000 to 2009. Using the catching data (number of mongoose per trapping days in each trap), spatiotemporal pattern of mongoose occurrence was modelled using a hierarchical Bayesian model that estimates survival and immigration rate of mongoose and their environmental dependencies and spatial autocorrelation. The eradication program in the region successfully reduced the occurrence of mongoose within conservation priority areas, whereas the spatial congruence between the priority areas and mongoose occurrence was different between the taxa. Some of the priority areas, which mostly located on the northern part of the region, showed slight increase in the occurrence of mongoose threat, indicating that continuous eradication effort is needed to prevent the mongoose threat. Our findings demonstrate that we should use explicitly spatial biodiversity information and develop strategic conservation plans that account for synergy and conflict between conservation actions and benefits.