



総説

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

久保田 康裕^{1,3*}・楠本 聞太郎^{1,2}・藤沼 潤一¹・塩野 貴之¹

¹ 琉球大学理学部・² 琉球大学戦略的研究プロジェクトセンター・³ 琉球大学熱帯生物圏研究センター

Systematic conservation planning for biodiversity conservation: Basic concepts and outline of analysis procedure

Yasuhiro Kubota^{1,3*}, Buntarou Kusumoto^{1,2}, Junichi Fujinuma¹ and Takayuki Shiono¹

¹ Faculty of Science, University of the Ryukyus

² Center for Strategic Research Project, University of the Ryukyus

³ Tropical Biosphere Research Center, University of the Ryukyus

要旨：システム化保全計画の概念と理論に基づく生物多様性の空間情報の分析は、保全の利害関係者に様々な選択肢を提供し、保全政策の立案・実行における意思決定を支援する。本論では、日本の生物多様性保全研究を推進する一助として、システム化保全計画を概説した。保護区ネットワーク設計の基本概念は“CARの原則”である：包括性（comprehensiveness）、充足性（adequacy）、代表性（representativeness）。全ての地域を保護区にするのは不可能なので、現実の保全計画では、生物多様性のサンプル（抽出標本）を保護区として保全する。CARの原則は、母集団の生物多様性のパターンとプロセスを、抽出標本内で再現するための概念である。システム化保全計画では、生物分布データを利用して保全目標を定義し、保全に関わる社会経済的コスト（土地面積や保全に伴って生じる社会経済的負担）を考慮し、保全優先地域を順位付けする。この分析は、地域間（保全計画のユニット間）の生物多様性パターンの相補性の概念に基づいている。かけがえのなさ（代替不可能度、irreplaceability）は、保全目標の効率の達成における、ある場所や地域の重要度を表す指標概念である。保全優先地域を特定する場合、保全上の緊急性や必要性を組み込む必要があり、代替不可能度と脅威と脆弱性の概念を組み合わせるアプローチがある。これにより、各サイトは、プロアクティブな事前対策的保全地域とリアクティブな緊急性の高い保全地域に識別される。保全計画では、様々な保全目標を保全利益に照らして検討することが重要である。Zonationが実装している効用関数は、メタ個体群や種数—面積関係の概念に基づいて空間的な保全優先地域の順位付けを可能にしており、有望である。システム化保全計画の課題の一つは、生物多様性パターンを静的に仮定している点である。生物多様性を永続的に保全するため、マクロ生態学的パターンおよび種分化、分散、絶滅、種の集合プロセスを保護区ネットワーク内部で捕捉するスキームを検討すべきだろう。システム化保全計画は生物多様性条約の学術的基盤で、愛知ターゲット等の保全目標を達成する不可欠な分析枠組みである。今後、日本でも実務的な保全研究の展開が期待される。

キーワード：空間的な保全優先地域の分析、生物地理学、保護区ネットワーク、マクロ生態学、Zonation アルゴリズム

Abstract: Systematic conservation planning (SCP) provides a decision-support framework for biodiversity conservation for multi-stakeholder deliberation. The core concept for designing protected area (PA) networks is the CAR principle, which comprises Comprehensiveness, Adequacy, and Representativeness. This is the basis of conservation planning, involving the identification of potential biodiversity patterns within a PA network as sampled areas. Priority areas for implementing conservation targets are identified in a spatially explicit manner, based on site-selection algorithms using biodiversity features and socioeconomic

2016年12月2日受付、2017年8月21日受理

*e-mail: kubota.yasuhiro@gmail.com

cost layers. Site-selection algorithms have roots in the concept of complementarity, which is related to ecological/evolutionary distinctiveness and the spatial turnover of biodiversity features among sites. Complementarity is a conceptual attribute of site-selection algorithms used to explore the minimum-set problem. Irreplaceability constitutes an index of conservation priority, and it is informative to associate the irreplaceability score with threat/vulnerability levels among sites when using a reactive conservation approach. Spatial prioritization of the Zonation algorithm is a promising tool for defining conservation targets recursively, and enables us to prioritize ranking for minimizing biodiversity loss under socioeconomic constraints. The concept of persistence is an important one for the future development of SCP, which currently assumes static biodiversity patterns. Incorporating macroecological patterns and underlying processes into the CAR principle is critical for maintaining biogeographical potential in conservation planning.

Keywords: spatial prioritization, biogeography, protected areas network, macroecology, Zonation algorithms

はじめに

近年、生物多様性の保全政策や行動計画は、システム化保全計画（SCP: systematic conservation planning）の枠組みで議論されるようになった。この背景には、生物地理学や進化生態学において、生物の空間分布、系統、機能に関する情報が蓄積され、生物多様性に関する大規模データが利用可能になったこと、それを解析する統計数理学的手法が整ったことがある。システム化保全計画は、生物多様性データに加えて社会経済データを統合的に解析する枠組みを整え、意思決定を支援する科学として発展している。

しかし、日本の生態学者の間では、システム化保全計画はあまり認知されておらず（Kukkala and Moilanen 2013）、関連した研究も少ない（Makino et al. 2013 ; Nakajima et al. 2014）。従来の日本の生態学研究では、各々のフィールド研究者が、特定の種個体群、群集や生態系に焦点を当てて地道にデータを収集し、その解析結果に基づいて保全策を示唆するのが一般的で、実務的な保全政策の提案から一定の距離がある。研究者の姿勢と保全政策の乖離は、実際に運用される保全政策を脆弱にする恐れもある。例えば、国際環境 NGO のコンサベーション・インターナショナルは希少種保全の観点から、日本列島で保護する必要性が高い 232 ヶ所の地域を KBA（Key Biodiversity Area）として選び、その半数が既存の保護区の外にあることを指摘し、日本の保全政策の実効性に疑問を示唆した（<http://kba.conservation.or.jp/importance.html>、2017 年 7 月確認）。一方、日本で開催された第 10 回生物多様性条約締約国会議（COP10）では、2020 年までに有効な保護区を世界の陸域と陸水域の少なくとも 17% まで広げるという戦略目標が設定され、生物多様性保全に有効な保護区設定に向けた学際的かつ実務的な取り組みが、

日本の生態学者にも求められている。

システム化保全計画の特徴は、生物多様性の保全を社会経済的な制約も含めて検討する点にある。例えば、実際の保護区設置では土地利用に法的規制をかけるため、土地所有者やその土地で経済活動を行う人々との間で利害問題を発生させる。したがって「どこに、どのような保護区を配置するのか？」という問題を考える場合、保護区設置に伴う利害関係を調整し、かつ、その経済的コストを最小にする工夫が求められる（Naidoo et al. 2006 ; Moilanen and Arponen 2011）。従来の自然保護の論争は保護と開発の二項対立だったが、システム化保全計画では両者のトレードオフ関係を分析し、利害関係者に様々な選択肢を提供する。よって、システム化保全計画のアプローチは価値論争を最少化し、科学的根拠に基づいた合理的な意思決定を支援する。例えば、COP10 の戦略目標を達成するためには、多国間や国家レベルの保全政策と、地域レベルの保全戦略を一貫して実行する必要がある。様々な空間スケールで既存の保護区の生物多様性保全の実効力を評価し、保護区の新設や現状の保護区の再配置を検討する必要がある（Fuller et al. 2010）。

今後、日本でシステム化保全計画の研究を展開するためには、基本概念と分析枠組みを普及させることが、第一に重要な課題である。よって、本論では、日本の生物多様性の保全研究を推進する一助として、生物多様性保全研究の歴史から概説し、システム化保全計画の基本的な概念、核心的な分析手法（生物多様性の空間情報を用いた保全優先地域の分析等）について順を追って説明する。また、本論で解説する重要な項目に関する用語を一覧化した（Box 1）。

生物多様性の保全研究の歴史

生態学において、保護区の空間配置は古典的な応用問題である (Primack 1993)。この研究の概念的基盤は、MacArthur and Wilson (1967) による島の生物地理学の理論である。彼らの理論は、ある島の生物多様性 (種数) は、大陸からの種の入植率と、島における種の絶滅率のバランス (動的平衡) で説明した。さらに、Simberloff and Wilson (1969, 1970)、Simberloff (1976) の野外実験において、島の地理的な特徴 (大きな島、小さな島、大陸に近接した島、大陸から遠く離れた島か) に関係した種多様性の形成プロセスが実証された。その後、島という地理的条件は、保護区ネットワーク (個々の保護区ユニットの空間構造) のアナロジーになる。「数は少ないが面積の大きな保護区を設置すべきか?あるいは、面積の小さな保護区を多数設置すべきか?」いわゆる SLOSS 論争である (Diamond 1975, 1976; Simberloff and Abele 1976)。この論争自体に結論は出なかったが、1980 年代以降の種個体群スケールの保全生態学の発展に大きく貢献した (Soulé 1986)。つまり、群集生態学的な生物多様性保全の議論の行き詰まりが、群集を構成する個体群の保全研究に還元されることで、希少種や絶滅危惧種の保全計画が進展した。

還元論的に考えると、個々の種個体群の保全がうまく計れば、その総体である生物多様性の損失は回避されることになる。しかし、1990 年代以降、生物多様性の価値やその劣化が一般的にも懸念されるようになり (Takacs 1996; Bengtsson et al. 1997)、全体論的な保全計画が再び議論されるようになる (Turner et al. 2007)。また、保全計画の実行性 (feasibility) の観点から、保全の社会経済的負担も議論の対象になった。「限られたコストの下で、保全すべき生物多様性を最大化する保護区の最適配置とはどのようなものか?」という“ノアの箱舟問題”の登場である (Weitzman 1998)。これにともない、生物多様性に関する古典的な保護区設計の論争は、社会経済的な負担と保全効果のトレードオフ関係における最適化問題として、システム化保全計画の枠組みで再定義され、より実務的な研究として発展することになる (Margules and Sarkar 2007; Moilanen et al. 2009a; Ladle and Whittaker 2011)。

システム化保全計画の特徴と手順

システム化保全計画の基本的な特徴と手順は以下 6 つ

である (Margules and Pressey 2000; Pressey and Bottrill 2008)。1) 保全計画で対象にする生物多様性のサロゲート (代替指標) を定義し (詳細は次節参照)、種分布や生態系機能などについて空間明示的データを収集する、2) 明確で定量的な保全目標 (ターゲット) を検討する、3) 現状の保護区ネットワークが、保全目標をどの程度満たしているのかを検証する、4) 保全目標を達成するために必要な、保護区の配置計画 (保護区の新設や再配置) を空間明示的に分析する、5) 保全優先地域として特定された場所で、実際に適用する保全計画を検討する、6) 保護区ネットワークにおける生物多様性の永続的な維持を促進するために、長期的モニタリングや適応的管理と併せて、保護区の管理メカニズムを整える。さらに最近では以上 6 つの手順に先立ち、保全計画の実行可能性に関して、特に社会経済的制約や合意形成の観点から、以下の手順も要求されている (Knight et al. 2006; Pressey and Bottrill 2008)。1) 保全の対象地域、計画者、資金、実践方法を含めて保全計画の焦点を絞り、その負担を試算する。2) 保全計画に関係する利害関係者を特定する。3) 保護区設定など保全計画に関する社会、経済、政策的な側面を検討する。4) 利害関係者の視点で保全目標を検討し、保全計画の決定に関係する社会経済的データを収集する。

生物多様性サロゲート

様々な生物分類群の分布情報が蓄積されてきたとは言え、生物多様性の分布パターンに関する私たちの知見は未だ不十分である (Rocchini et al. 2011; Ladle and Hortal 2013)。よって、生物多様性の保全計画を検討する際、分布情報が比較的豊富な特定の分類群、保全上重要な分類群 (絶滅危惧種や象徴種など) の空間分布を指標にする (Lawler et al. 2003; Di Minin and Moilanen 2014)。このような分類群は、生物多様性のサロゲート (surrogate: 代替指標) と定義される (Caro and O'Doherty 1999)。

生物多様性の代替指標による分析は、保全優先地域の特定や、その結果に基づいた保護区ネットワークの設計に重要な役割を果たす (Lewandowski et al. 2010)。ここで注意すべきことは、サロゲート (代替指標) とする分類群は主観的に定義される点である (Andelman and Fagan 2000; Rondinini and Boitani 2006)。例えば、複数の分類群の種多様性パターン (維管束植物や脊椎動物) を比較し、分類群間の空間パターンが一致する場合、特定の分類群を生物多様性の代替指標として定義する有効性が支持さ

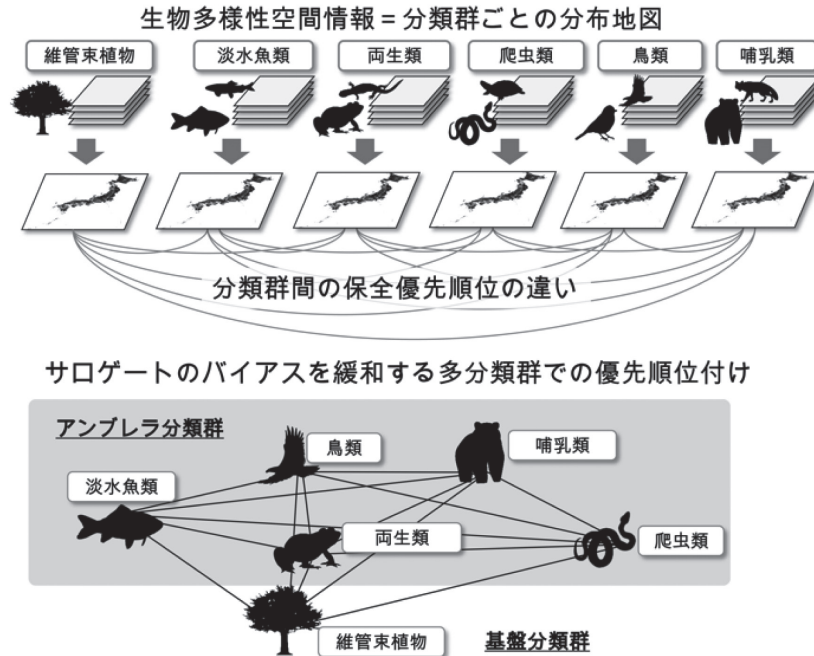


図1. 生物多様性の代替指標（サロゲート）。生物多様性の保全計画を検討する場合、あらゆる生物を分析対象にするのは困難である。しかし、分類群によって生物多様性パターンが異なるため、サロゲート分類群によってサイトの保全優先順位は異なることもある。このようなバイアスを緩和するために、多分類群を生物多様性の代替指標にするのが有効である。例えば、植物は生態系の基盤をなす分類群で、脊椎動物は食物網におけるアンブレラ的な分類群である。したがって、これらの複数の分類群における種多様性は、潜在的な生物多様性を、ある程度、代理的に反映すると仮定して分析を行う。

れるだろう。しかし、種多様性パターンは分類群によって異なり（Jenkins et al. 2013）、分類群特有の生物地理学のプロセス（分散、絶滅、進化的放散、種のソーティング）が指摘されている（Buckley and Jetz 2007；Economio et al. 2014；Kubota et al. 2017）。したがって、サロゲート分類群の選択やその分布データの完全性が、保全優先地域の分析のバイアスになる可能性がある。

生物多様性の代替指標のバイアスを緩和する手法として多分類群の分析アプローチがある（Rondinini and Boitani 2006；Franco et al. 2009；Smith-Patten and Patten 2015）。多分類群の種を生物多様性の代替指標することで、幅広い栄養段階ニッチ、生態系機能、資源的価値を分析に取り込むことができ、生物多様性のパターンとプロセス、およびそれに関係するサービスを保全計画に反映させることが可能である（図1）。

保全優先地域の特定（spatial conservation prioritization）に関する基本概念：CARの原則

生物多様性保全に有効な保護区の最適配置を提案する

ためには、1) 生物多様性の空間分布の理解、2) 生物多様性の空間分布と既存の保護区配置の整合性の評価、3) 様々な分類群の生物多様性を考慮した保全優先地域の特定、などの課題に一貫して取り組む必要がある。生物多様性の保全優先地域を特定し、保護区の配置を検討するために重要なCARの原則（comprehensiveness, adequacy, representativeness）がある。これは、システム化保全計画の基本概念である（図2）。全ての地域の自然を保全することは社会経済的に不可能である。よって、私たちが生物多様性を保全する場合、保護区（protected areas）を設定し、生物多様性のサンプル（抽出標本）を保全することになる。CARの原則は、母集団である生物多様性のパターンとプロセスを、抽出標本内で再現するための概念である。

充足性（adequacy）は、生態系・種個体群・群集の生存可能性や完全性の維持に関する概念である。充足性の概念は、保全目標の設定や目標達成度を定量化するための指標になる。ある保全目標の元で保全計画を構築する場合、保護区ネットワークで捕捉された潜在的な生物多様性パターンが将来的に維持される必要がある。

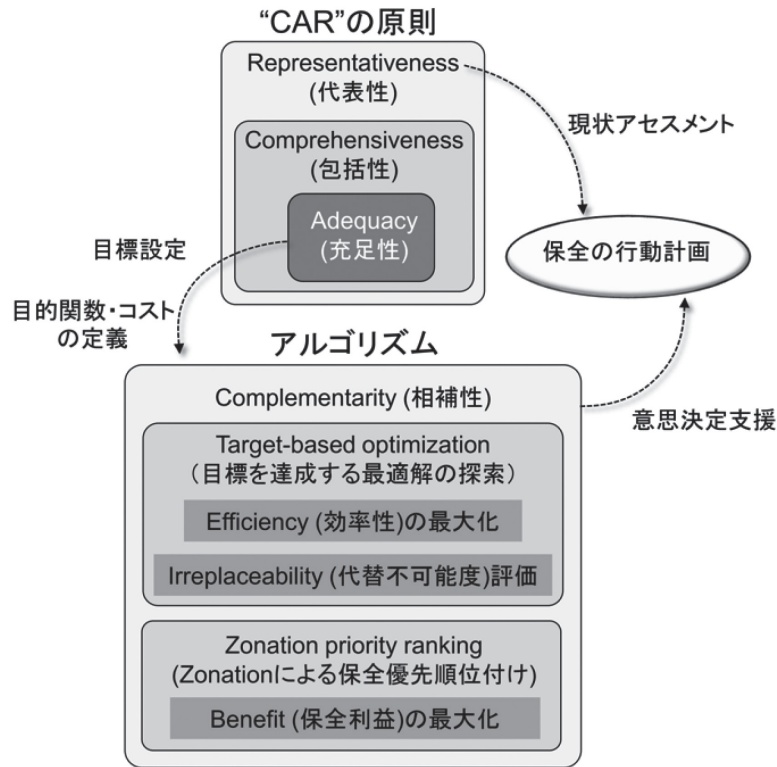


図2. システム化保全計画の基本概念図。

包括性 (comprehensiveness) は、充足性 (adequacy) を包含した概念である (図2)。保護区ネットワークにおいて、広域スケールの生物多様性パターンを捕捉することの重要性を強調する理想的な概念として提示された。例えば、様々な生物分類群の種組成・系統学的多様性・機能的多様性・構造的特徴の捕捉、種の生息地や群集集合プロセスの捕捉も含む。一方で、包括性の概念は、なるべく多くの種数を保全するという単純化された目標の概念としても流用されてきた (Kukkala and Moilanen 2013)。

代表性 (representativeness) は、長期にわたる保全目標を達成する上で必要とされる概念で、生物多様性のあらゆる側面 (固有性や包括性) を含む (Margules and Pressey 2000)。包括性の概念と類似しているが、それとは明確に区別されており、現状の保護区ネットワークを評価するための指標的な概念として用いられている (図2)。例えば、ギャップ分析では、あるサロゲート分類群のガンマ多様性 (すなわち種プールレベルの生物多様性) を代表性の指標と定義し、現状の保護区ネットワークが、どの程度、ガンマ多様性を捕捉しているのかを評価する (Rodrigues et al. 2004a, b) (Box 2 参照)。つまり、保全目標の達成度を測るための指標で、保全計画の評価や実効性のある保

全計画の立案において代表性の定義は重要な課題になる (Kukkala and Moilanen 2013)。

保全計画の社会経済的コストに関する概念

CAR の原則に基づいて保護区の配置を検討する場合、社会経済的コストが制約条件となる。よって、システム化保全計画は、保護区ネットワークの効率性を強化するための研究枠組みとして発展してきた (Watson et al. 2009)。効率性 (efficiency) の概念は、保全のために利用可能な土地面積やそれに関係した社会経済的コストの制約に由来する。本来、効率性は経済学の概念で、保全優先地域の順位付けを行う際の、保全上の費用対効果として定義できる。したがって、効率的な保護区配置策を特定するために、経済学で用いられる最適化分析が有望な解析手法として定着した。

保全の緊急性・必要性に関する概念

保全計画の背景となる要因は、生物多様性の消失や生態系の破壊などである。生物多様性保全の優先地域

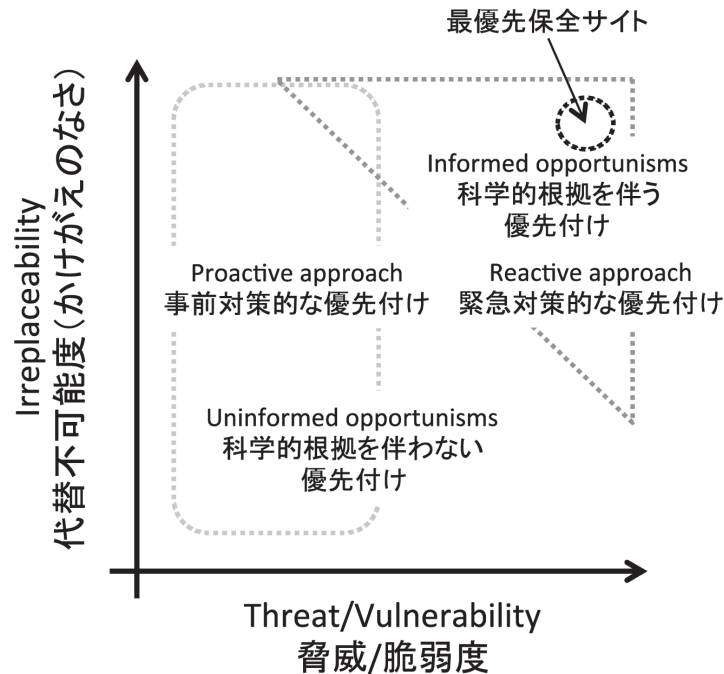


図3. “かけがえのなさ”を指標にした保全優先地域の特定。保護区ネットワークを検討する場合、緊急に保全策を適用すべき地域や、事前的保全策を適用すべき地域を特定することが重要である。この図は、かけがえのなさや脅威や脆弱性の概念を組み合わせたアプローチを示している（Brooks et al. 2006；Pressey and Bottrill 2008）。脅威の軸上での場合分けについては本文の説明を参照。

（priority area）の特定は、生物多様性を脅かすプロセスを緩和する保護区ネットワークを設計することが目的である。したがって、保全優先地域を分析する場合、場所や地域の保全上の緊急性や必要性を組み込む必要がある。それに関する概念が、脅威（threat）と脆弱性（vulnerability）である。

脅威の概念は、生物多様性消失の要因や種のレッドリスト情報などで定義される。そして、脅威レベルは、管理ユニット間での保全計画の相対的緊急度を評価するのに役立ち、保全優先地域の特定や順位付けにおける科学的基準を与える。脅威は、脆弱性の概念と密接に関係しているが、脆弱性は生物多様性の損失リスクによって定義される。例えば、人間社会のフットプリントなどが、生息地消失の脆弱性の指標として用いられる（Brooks et al. 2006）。

保護区ネットワークを検討する場合、社会経済的な制約とのバランスが重要である。また、保全政策は長期的な視点で遂行される必要があり、一連の行動計画、例えば、緊急に保全策を適用すべき地域はどこか、事前的保全策を適用すべき地域はどこか、などの順序やスケジュールが重要である（赤坂・森 2012）。したがって、より緊急

性の高い保全優先地域を特定する必要がある。このため、代替不可能度と脅威や脆弱性の概念を組み合わせるアプローチがある（Brooks et al. 2006；Pressey and Bottrill 2008）（図3）。横軸に脆弱性や脅威、縦軸に代替不可能度を取り、各場所のデータをグラフ上にプロットする。グラフの右側にプロットされた場所や地域は脆弱性や脅威が大きく、保全上差し迫った状況とみなされる。このような解析結果をもとに、保全優先度は、プロアクティブ（事前対策的な保全優先地域）とリアクティブ（事後対策的な保全優先地域）なタイプに区別される（Brooks et al. 2006）。あるいは、このグラフの右上にプロットされる場所は“保全科学的根拠に基づく便宜主義”（informed opportunisms）的な保全優先地域とも言われる（Pressey and Bottrill 2008）（図3）。優先地域の特定に関する議論の背景には、保護区が経済的価値の低い地域（Loucks et al. 2008）や、風致上の美しさなど（Joppa and Pfaff 2009）を理由に設置されてきた現実がある。つまり、“保全科学的根拠を伴わない便宜主義”（uninformed opportunisms）が問題として認識されているからである（Knight and Cowling 2007）。

なお、脅威（threat）と脆弱性（vulnerability）の概念と

は別にして、生物多様性保全の社会経済的な効用（利益）を保全優先地域の評価に組み込む視点もある（Arponen et al. 2005）。例えば、保全上の境遇は、生態系タイプや種によって異なるのが一般的で、さらに、経済的な有用性も異なる（Margules and Usher 1981）。したがって、生物多様性の属性、あるいは、種の有用性を重みづけ（species weighting）し、それらの情報も組み込むことで、各管理ユニットの保全優先度をより適切に評価できるだろう。

保全優先地域の特定と順位付けに関する概念

システム化保全計画では、生物分布データを利用して評価関数（保全目標）を定義し、社会経済的なコスト（多くの場合、土地面積）を考慮し、サイト選択アルゴリズムで保全優先地域を特定する。この分析アルゴリズムは、CARの原則を概念的な基盤にして発展してきた（図2）。

システム化保全計画における保全優先地域の特定は、場所間の生物多様性パターンの相補性（complementarity）に基づいている（Vane-Wright et al. 1991）。すなわち、保護区ネットワークの総面積の効率性の観点から、個々の保護区は、それぞれ異なる生物多様性の属性（例えば、種組成や固有性）を補完的に捕捉すべきで、保護区ネットワークとして全体の生物多様性をカバーする。相補性は、暗示的には群集生態学の種多様性研究に起因する概念である。ある地域のガンマ多様性は、各場所のアルファ多様性と場所間のベータ多様性に関係し、種プールレベルの生物多様性を表す。したがって、ガンマ多様性を保全目標に設定した場合、各場所の種組成（アルファ多様性）や場所間の種の入れ替わり（ベータ多様性）が考慮され、保全上の重要な地域が特定される（Smith and Theberge 1986）。

一方で、個々の場所や地域の属性（種数や固有種数、あるいは希少種数）を独立に評価して保全優先地域を特定するアプローチもある（Ferrier and Wintle 2009）。例えば、ホットスポット（Reid 1998）やKBA（Key Biodiversity Area）（Knight et al. 2007）である。この場合、保全上重要と特定された複数の管理ユニット（保護区）の生物多様性の特徴（種組成など）が類似することもあり、保護区ネットワークとしては非効率になる（Moilanen et al. 2009b）。これに対して、相補性の概念は群集集合パターンを考慮し、潜在的な生物多様性パターンを効率的に捕捉できるので、近年のシステム化保全計画の重要概念になっている。

相補性の概念が乱用されていることも指摘しておく。

例えば、特定のアルゴリズム（後述する MARXAN）を用いた保全優先地域の分析を“相補性分析”と一括りに呼称するのは、保全政策者や一般市民に誤解を与えるかもしれない。ある地域のガンマ多様性を保全目標にして保全優先地域を特定する場合、「最小の面積で全種を捕捉する」といった最小被覆問題（minimum set problem）で定式化されることが多い（Box 3 参照）。この分析では、それぞれの種の生息地をより少ないコスト（例えば面積）で確保することが目標となる。したがって、種個体群を持続的に保全するためのメタ個体群的な概念は考慮されない。最小被覆問題の分析で得られる最小面積の保護区ネットワークは、メタ個体群保全の観点からすると、種の絶滅リスクを最大化するオプションであることも認識しておくべきである（Cabeza and Moilanen 2003）。よって、相補性は、保全計画における包括性（潜在的な生物多様性の保全）と効率性（保護区面積の制約）を満たすためのアルゴリズムの特性と捉えるべきだろう（Wilson et al. 2009；Kukkala and Moilanen 2013）。

保全目標の効率的達成に関して、ある場所や地域の重要度を表す指標的な概念として、かけがえのなさ（代替不可能度、irreplaceability）がある（Pressey et al. 1993, 1994）。かけがえのなさは、1) 保全目標を達成する上での各管理ユニットの貢献度、2) あるサイトが失われた場合の保全目標に与える影響度などで定義されることが多い。したがって、かけがえのなさは、保全優先地域を特定するアルゴリズムの文脈で議論されてきた（図3）。Ferrier et al. (2000) は、全ての種を捕捉するために最節約な管理ユニットの組み合わせを考えている。つまり、ある場所を除いたときに、その場所に分布している種が含まれなくなるような場所の組み合わせの頻度に基づいて、各場所の代替不可能度を計算する。よって、その場所に固有な種が多いほど、そのサイトの代替不可能度は高くなる。Tsuji and Tsubaki (2004) は、各地の種数と希少種の分布に着目し、代替不可能度のアルゴリズムを提案している。しかし、これら代替不可能度の指標は計算負荷が大きく、大規模データでは計算するのが困難である。よって、代替不可能度を場所や地域の生態学的固有性で評価する試みもある。Le Saout et al. (2013) は、種の分布域に基づいた固有度スコアを定義し、各場所に分布している種の固有度スコアの総和によって代替不可能度を定義した。この場合、ある管理ユニットの面積が種の生息地面積に占める割合が大きいほど、その場所の代替不可能度は高くなる。実際、IUCNはこの指標を用いて世界自然遺産のかけがえのなさを評価している

(Bertzky et al. 2013)。なお、Le Saout et al. (2013) は、かけがえのなさ（代替不可能度）をギャップ分析において使用している（Box 2 も参照）。例えば、保護区になっていない場所（未保護区）を追加保護区にした場合に、各未保護区が保全目標の達成にどの程度貢献するのか、つまり、未保護区の代替不可能度を評価した。

かけがえのなさ（代替不可能度）は、最適化分析で得られた多数解で代用されることもある。例えば、頻繁に利用されているソフトウェア MARXAN は、最小被覆問題を焼きなまし法（simulated annealing）で分析する（Box 3 参照）。この場合、全種をカバーする最小被覆サイトの解は正確には求まらないので、試行の度に異なる準最適解が選ばれる（Gaston et al. 2001 ; Fischer and Church 2005 ; Moilanen 2008）。したがって、MARXAN では、最小被覆サイトとして選択された頻度を指標にして、各場所や地域のかけがえのなさを簡便的に仮定している。これは本来の、かけがえのなさの定義とは異なることに注意すべきだろう（Carwardine et al. 2007）。

保全目標の設定

システム化保全計画に基づいた政策立案や行動計画において、保全目標の設定（TBP: target-based planning）は不可欠である（Possingham et al. 2006）。また、現状の保護区ネットワークの実効性を評価したい場合、何らかの保全目標を定義することで、現状の保全政策の充足性や問題点が定量できる。例えば、ギャップ分析や保全優先地域の特定制では、生物多様性の代替指標を元に保全目標を設定し、現状の保護区から漏れている種や生息地タイプを特定する、あるいは、最小限必要な保護区の空間配置を分析する。

しかし、保全優先地域の分析において、保全目標を先験的かつ主観的に定義するアプローチには、問題点も指摘されている（Soulé and Sanayan 1998 ; Moilanen and Arponen 2011）。例えば、1) 保全目標に基づいた保全計画は充足性が十分でなく、柔軟性がない、2) 保全目標は専門家の考えが優先される（保全政策の策定や利害関係者の合意形成ための選択肢として提示される前に、保全目標自体にバイアスがある）、3) 保全目標は努力目標として認識される危険があり、そもそも達成されない可能性がある、4) 保全の必要性が認知されていない地域において、保全目標が機能しない可能性がある（プロアクティブな保全計画が弱点になる）、5) 説明責任の観点から保全目標はわかりやすく単純である必要があり、そのため、

複雑な要因（気候変動、進化生態学的プロセス）や社会経済的要因を十分に考慮できない、等である。実際、Arponen et al. (2005) は、保全目標のレベルと保全によって得られる利益の関係性を最大被覆アルゴリズム（Box 4 参照）で分析し、保全計画の経済的制約（保護区に指定できる土地面積の上限）によって、保全優先サイトの空間パターンが異なることを示している。

システム化保全計画が、意思決定を支援し保全政策を推進するための科学である以上、保全目標を定義して分析を行うことは妥当であり、以上のような批判に対して反論もなされている（Carwardine et al. 2009）。しかし、科学的な分析の過程では主観的な目標設定を避けて、生態学的基準、例えば、種の絶滅リスクを最小化する、あるいは生態系機能の保持などの基準で、保全計画の多様な選択肢を提供すべきであろう。例えば、Tear et al. (2005) は、保全の目標設定に関する 5 つの原則を挙げている。1) 明確な目標であること、2) 測定可能な目標であること、3) 科学的分析と実行可能性を分けること、4) 科学的手法に従うこと、5) 目標が変化することも想定すること。

これらの観点において、後述する Zonation による保全優先地域の順位付け（spatial prioritization）は有望である（Moilanen 2007 ; Lehtomäki and Moilanen 2013）。

空間的な保全優先地域の順位付け

Zonation は、保全優先地域を特定するための様々なアルゴリズムを実装したメタアルゴリズムである。この分析では、社会経済的コストを考慮し、生物多様性損失が最も少ない管理ユニットを逐次的に除いていく計算方法を採用している。これにより、最大被覆問題および保全利益の最大化問題（Box4）を分析できる（Moilanen 2007）。

最適化による保全優先地域の特定では、保全目標を満たす管理ユニットの組み合わせがバイナリー値（0/1）として出力されることが多い。このため、全ての管理ユニットの優先順位を詳細に定量できない弱点があった。一方、Zonation アルゴリズムは、保全上の重要度を相対的な連続値として得ることができ、保全計画を検討する上での情報量が多い（図 4）。つまり、Zonation による出力結果を分析することで、適切な保全目標を事後的に検討できる。なお、Zonation は保全目標ベースの分析オプションも内包しているので、最小被覆問題の分析を並行して行うことも可能である。

また、Zonation は、保全生態学や群集生態学の概念や

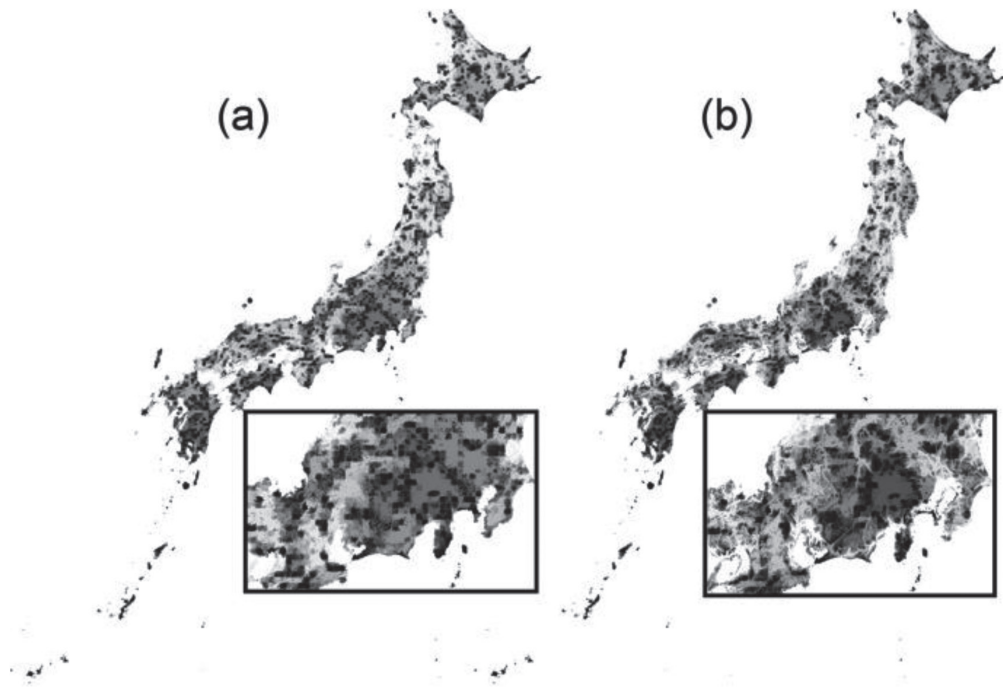


図4. Zonationによる保全優先地域の順位付け。この分析手法の詳細は、本文とBox5を参照。黒色のメッシュ(1 x 1 km)が、保全優先度の高い地域。(a)は社会経済的コストを考慮しない場合、(b)は社会経済的コストを考慮した場合の保全優先地域。社会経済的コストによって保全優先地域の空間パターンは大きく異なり、都市部などのメッシュが白色になっている。なお、この分析では、1 x 1 km メッシュの Human Influence Index (HII) が社会経済コストと定義され、これにより、社会経済活動が活発に行われているメッシュほど保全優先度が低く見積もられる。なお、HIIはサイトの人口や農地面積などの人為活動に関わる統計値を基に指標化されている (Sanderson et al. 2003)。

理論を、ある程度、反映している点も興味深い。Core Area Zonation (CAZ) は、種の分布範囲の損失（特に地理的希少種の分布域縮小）を最小化するように管理ユニットを逐次的に除くアルゴリズムである (Box 5 参照)。Additive Benefit Function (ABF) は、面積当たりの種数の消失に関係した保全利益 (Box 4) の損失を最小化するように管理ユニットを逐次的に除くアルゴリズムである (Box 5 参照)。すなわち、CAZ はメタ個体群の観点から種の分布域（広域的な個体群サイズ）をなるべく大きく保つこと、ABF は種数—面積関係の観点から、種の絶滅率をなるべく小さくし、保全利益を最大化する保護区配置を想定している。なお、このほかにも、ユーザーのニーズに応じて様々な利益関数が定義できる (Box 5)。

Zonation を活用して TBP アプローチの問題点を、実データの分析に基づいて指摘した研究がある。Di Minin and Moilanen (2012) は、生物多様性ホットスポットとして知られる南アフリカの種分布データ (253 種) を、TBP、CAZ、ABF で分析し、保全優先地域の空間パターンを比較した。この分析の保全目標はガンマ多様性を保全する

ことである。彼らは、CAZ や ABF に比べて、TBP では保全優先地域による各種の分布域を捕捉する割合が小さくなることを示している。なお、この要因として、彼らは種分布の空間的な入れ子構造 (nestedness) の影響を示唆している。

いずれにせよ、最適化による保全優先地域の分析それ自体が、保全目標を先験的かつ主観的に定義する必要がある点は、注意すべき性質である。さらに出力される解 (例えば最少の管理ユニットの組み合わせ) が、実際に扱うデータによっては保全の実効力を低める提案になるリスクも認識しておくべきだろう。Di Minin and Moilanen (2012) の結果は、Zonation アルゴリズムを用いて TBP アプローチの問題点を明示していると同時に、保全優先地域を順位付けする際にメタ個体群や種数—面積関係の概念を組込むことで、より適切な保全計画を提案できることを示唆している。

今後の課題

システム化保全計画が提唱されて既に30年以上が経過し、その過程で、基本的な概念や手順が構築されてきた (Pressey and Bottrill 2008 ; Watson et al. 2009)。しかし、保全優先地域の特定制や順位付けの分析において、生物多様性のマクロ生態学的パターンを静的なものと仮定している点は、大きな問題だろう。ガンマ多様性、アルファ多様性、ベータ多様性などの生物多様性パターンはプロセスの帰結で、本質的に動的である。したがって、保全計画におけるCARの原則（充足性、包括性、代表性）を考える場合、生物多様性パターンを生み出す“プロセスの捕捉”が決定的に重要である。保護区ネットワーク内に、潜在的な進化生態学的プロセスを保持することで、生物多様性の持続的な保全が可能になる。Newmark (1987) は北米の国立公園における哺乳類の地域的な絶滅パターンを分析した。その結果、限定的な地域を国立公園として保護区に指定しても、周辺地域の種プール（母集団）が劣化すれば、保護区内の隔離集団では移入率と絶滅率の動的平衡が保持されず、保護区内の種多様性が時間とともに劣化することを明らかにした。これは、SLOSS 論争における、島の生物多様性の平衡減衰として知られている (Brown 1971 ; Diamond 1972)。Newmark (1987) が示した衝撃的な結果は、静的な生物多様性パターンを仮定したシステム化保全計画でも起こりうる。つまり、プロセスベースの保全計画は、SLOSS 論争以来の未解決な課題である。

序論でも述べたように、システム化保全計画は意思決定を支援する科学であり、そのため、社会経済的情報を取り込む方向で発展している。一方で、システム化保全計画は生物多様性の保全が第一目的なのだから、社会経済的コストを考慮することによって保全が二次的目的になっては本末転倒である。例えば、進化生態学的に重要な地域が、社会経済コストの制約によって、保全優先地域として選択されないことも、原理的あるいはデータ的にはありうる。実際、保全優先地域の特定制や順位付けの分析では、生物多様性の空間パターンよりも、社会経済的コストの空間パターンが、優先度スコアを決定づける (Arponen et al. 2010)。したがって、システム化保全計画では、生物多様性の空間情報よりも、社会経済的コストデータを充実することが要求されている (Moilanen 私信)。しかし、基礎生態学に軸足を置いた研究者には、社会経済コストに関わる制約条件の元で保全優先地域を特定するアプローチは、懐疑的に見えるかもしれない。実際、

種の分布や場所の特異性に立脚したKBAアプローチ (Knight et al. 2007) の保全優先地域特定の提案は根強く (Jenkins et al. 2015 ; Jenkins and Van Houtan 2016)、社会経済コストに焦点を当てたシステム化保全計画の研究者との間で論争が生じている (Bode et al. 2008 ; Brown et al. 2015)。

筆者らも、システム化保全計画を基礎生態学の範疇で発展させる余地は、未だ十分に残されていると考えている。人間社会が行う生物多様性の保全は、本質的に主観的である。しかし、保全計画や保全政策の意思決定を支援する過程において、基礎科学の知見に基づいた客観的情報や、様々な条件を想定した多様な提案は不可欠である。

マクロ生態学的パターンには数多くの法則があるが (Gaston and Blackburn 2000)、これらを保全優先地域の特定制や順位付けの分析に反映した研究は十分でない。さらに、このようなパターンの背後にある種分化、移入（分散）、絶滅、種のソーティングなどの諸プロセスを、保護区ネットワーク内部で捕捉する保全計画を詳細に検討すべきだろう (Nicholson et al. 2006 ; Klein et al. 2009)。このようなプロセスベースの研究アプローチは、マクロ生態学とシステム化保全計画を調和させ、状況に応じた柔軟性のある保全計画の立案に貢献するはずだ。例えば、生物多様性の動的特性を考慮していない保全計画は、将来的な環境変化に対して脆弱かもしれない。気候変動に対して生物多様性パターンは変化するだろう。その場合、保全計画には適応力が要求される。生物多様性のホットスポットは“動く的”であり (Fuller et al. 2009)、それを保護区ネットワークで捕捉するには、種分布や種多様性分布の時系列データを蓄積することが重要である。あるいは、古生物情報などを活用して過去を遡る分析（遡及的分析）で、環境変動に適応した保全計画を検証することも有効である (Williams et al. 2013)。保全政策の適応可能性を強化するため、生物多様性のプロセスに関するデータやそれを活用した新規的な分析手法の開発が、今後の課題である。

日本におけるシステム化保全計画の展開

COP10で設定された愛知ターゲットでは、生物多様性保全の実効力を強化するための戦略計画を掲げている。愛知目標に基づいた国家戦略が策定され、地方自治体レベルの地域戦略の策定も行われている。Kusumoto et al. (2017) は、日本の各都道府県の地域戦略を分析し、その特徴を一覧化している。彼らによると地域戦略の多

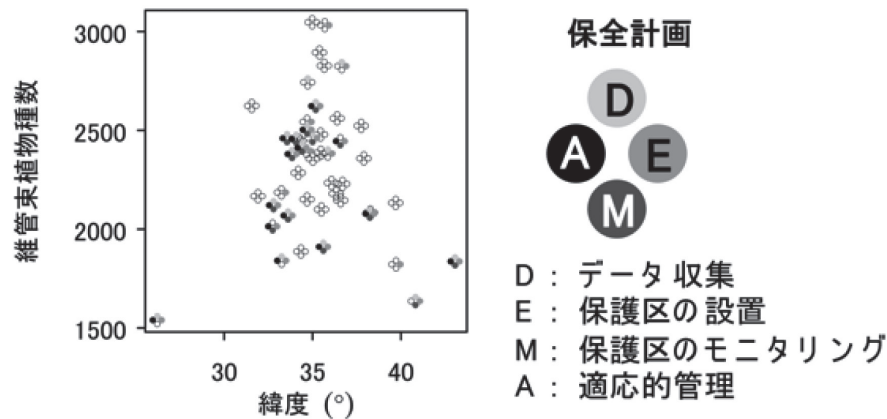


図5. 日本の都道府県の生物多様性地域戦略の現状評価。各自治体は、愛知ターゲットを達成するため生物多様性地域戦略やアクションプランを策定しつつある。そこで、都道府県の生物多様性地域戦略を収集し、その特徴を一覧化した。詳細は Kusumoto et al. (2017) を参照。散布図は、横軸に都道府県の緯度、縦軸に都道府県の生物多様性（維管束植物種数を代替指標）をとり、地域戦略の策定状況を示した。また、地域戦略の特徴として以下4点に着目した。i) 生物多様性情報を収集する（D: Data collection）、ii) 新たな保護区を設置する（E: Establishing protected areas）、iii) 保護区におけるモニタリングを実施する（M: Monitoring protected areas）、iv) 保護区の適応的な管理を模索する（A: Adaptive management of protected areas）。各都道府県がこれら4点を地域戦略に明示しているか否かを、散布図中の花びら状のシンボルで示した。例えば、これら4点が地域戦略に明文化されていた場合、4つの花びらは全て灰色または黒色表示される。

くが、「保護区の新規設置または見直し」を掲げ、効果的な保全計画のためには「生物多様性情報の収集」が課題であることを明示しており（図5）、科学的根拠に基づいた保護区配置策を見通せないことも示唆されている。保全計画の実効性は、保護区が潜在的な生物多様性をどの程度捕捉できているか、そして、保護区が脅威（例えば人為インパクト）をどの程度抑制しているか、これら二つの組み合わせで決定される。保護区ネットワークの実効力を強化し、愛知目標をはじめとする様々な保全目標を達成する上で、システム化保全計画は不可欠な枠組みである。自然保護問題では、経済開発と自然保全の2者択一を巡って、生態学者を含めて、立場の異なる人たちが平行線をたどる論争を繰り返してきたが、システム化保全計画は“価値観の論争”を科学的に解決する手立てを提供するだろう。

謝 辞

本研究は、日本学術振興会の頭脳循環を加速する戦略的国際研究ネットワーク推進プログラム「海洋生物多様性の進化生態学的形成プロセスと保全に関する国際共同研究」の援助を受け、環境省の環境研究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）

の一部として行った。本論文は、多くの方との議論が基になっている。特に、ヘルシンキ大学 C-BIG の Moilanen 教授と Lehtomäki 博士、および、クイーンズランド大学の Possingham 教授の研究チームの Di Marco 博士に感謝申し上げます。また、査読に関わった2名のレフェリーには、論文の論理構成から、用語の邦訳まで、丁寧かつ建設的な助言を頂き、感謝申し上げます。

引用文献

- 赤坂 宗光, 森 章 (2012) 自然保全区のマネジメントー設置の計画から管理のあり方まで. (森 章 編) エコシステムマネジメントー包括的な生態系の保全と管理へー, 73-95. 共立出版
- Andelman SJ, Fagan WF (2000) Umbrellas and flagships: efficient conservation surrogates or expensive mistakes? *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 97:5954-5959
- Araújo MB, Lobo JM, Moreno JC (2007) The Effectiveness of Iberian Protected Areas in Conserving Terrestrial Biodiversity. *Conservation Biology*, 21:1423-1432
- Arponen A, Heikkinen RK, Thomas CD, Moilanen A (2005) The value of biodiversity in reserve selection: representation, species weighting, and benefit functions. *Conservation Biology*, 19:2009-2014
- Arponen A, Cabeza MAR, Eklund J, Kujala H, Lehtomäki J (2010) Costs of integrating economics and conservation

- planning. *Conservation Biology*, 24:1198-1204
- Ball IR, Possingham HP, Watts M (2009) Marxan and relatives: Software for spatial conservation prioritisation. In: Moilanen A, Wilson KA, Possingham HP (ed), *Spatial conservation prioritisation: Quantitative methods and computational tools*, Chapter 14: Pages 185-195. Oxford University Press, Oxford, UK
- Begon M, Harper JL, Townsend CR (2006) *Ecology: From Individuals to Ecosystem*. Wiley-Blackwell, Hoboken (日本語訳書: 堀 道雄 監訳 (2013) *生態学—個体から生態系へ*. 京都大学学術出版会, 京都)
- Bengtsson J, Jones H, Setälä H (1997) The value of biodiversity. *Trends in Ecology and Evolution*, 12:334-336
- Bertzky B, Shi Y, Hughes A, Engels B, Ali MK, Badman T (2013) Terrestrial biodiversity and the World Heritage List: identifying broad gaps and potential candidate sites for inclusion in the natural World Heritage network. IUCN, Gland, Switzerland and UNEP-WCMC, Cambridge, UK
- Bombi P, Luiselli L, D'Amen M (2011) When the method for mapping species matters: defining priority areas for conservation of African freshwater turtles. *Diversity and Distributions*, 17:581-592
- Bode M, Wilson KA, Brooks TM, Turner WR, Mittermeier RA, McBride MF, Underwood EC, Possingham HP (2008) Cost-effective global conservation spending is robust to taxonomic group. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105:6498-6501
- Brooks TM, Mittermeier RA, da Fonseca GAB, Gerlach J, Hoffmann M, Lamoreux JF, Mittermeier CG, Pilgrim JD, Rodrigues ASL (2006) Global biodiversity conservation priorities. *Science*, 313:58-61
- Brown JH (1971) Mammals on mountaintops: nonequilibrium insular biogeography. *The American Naturalist*, 105:467-478
- Brown CJ, Bode M, Venter O, Barnes MD, McGowan J, Runge CA, Watson JEM, Possingham HP (2015) Effective conservation requires clear objectives and prioritizing actions, not places or species. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 112:E4342
- Buckley LB, Jetz W (2007) Linking global turnover of species and environments. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105:17836-17841
- Cabeza M, Moilanen A (2003) Site-selection algorithms and habitat loss. *Conservation Biology*, 17:1402-1413
- Caro TM, O'Doherty G (1999) On the use of surrogate species in conservation biology. *Conservation Biology*, 13:805-814
- Carwardine J, Klein CJ, Wilson KA, Pressey RL, Possingham HP (2009) Hitting the target and missing the point: target-based conservation planning in context. *Conservation Letters*, 2:4-11
- Carwardine J, Rochester WA, Richardson KS, Williams KJ, Pressey RL, Possingham HP (2007) Conservation planning with irreplaceability: does the method matter? *Biodiversity and Conservation*, 16:245-258
- Catullo G, Masi M, Falcucci A, Maiorano L, Rondinini C, Boitani L (2008) A gap analysis of Southeast Asian mammals based on habitat suitability models. *Biological Conservation*, 141:2730-2744
- Devictor V, Mouillot D, Meynard C, Jiguet F, Thuiller W, Mouquet N (2010) Spatial mismatch and congruence between taxonomic, phylogenetic and functional diversity: the need for integrative conservation strategies in a changing world. *Ecology Letters*, 13:1030-1040
- Di Minin E, Moilanen A (2012) Empirical evidence for reduced protection levels across biodiversity features from target-based conservation planning. *Biological Conservation*, 153:187-191
- Di Minin E, Moilanen A (2014) Improving the surrogacy effectiveness of charismatic megafauna with well-surveyed taxonomic groups and habitat types. *Journal of Applied Ecology*, 51:281-288
- Diamond JM (1972) Biogeographic kinetics: estimation of relaxation times for avifaunas of Southwest Pacific Islands. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 69:3199-3203
- Diamond JM (1975) The island dilemma: lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves. *Biological Conservation*, 7:129-146
- Diamond JM (1976) Island biogeography and conservation: strategy and limitations. *Science*, 193:1027-1029
- Economo EP, Klimov P, Eli Sarnat M, Guénard B, Weiser MD, Lecroq B, Knowles LL (2014) Global phylogenetic structure of the hyperdiverse ant genus *Pheidole* reveals the repeated evolution of macroecological patterns. *Proceedings of the Royal Society, Series B*, 282:20141416
- Ferrier S, Pressey RL, Barret TW (2000) A new predictor of the irreplaceability of areas for achieving conservation goals, its application to real-world planning, and a research agenda for further refinement. *Biological Conservation*, 93:303-325
- Ferrier S, Wintle BA (2009) Quantitative approaches to spatial conservation prioritization: Matching the solution to the need. In: Moilanen A, Wilson KA, Possingham HP (ed), *Spatial Conservation Prioritization: Quantitative Methods & Computational Tools*, 94-109. Oxford University Press, New York
- Fischer DT, Church RL (2005) The SITES reserve selection system: A critical review. *Environmental Modeling and Assessment*, 10:215-228
- Franco AMA, Anderson BJ, Roy DB, Gillings S, Fox R, Moilanen A, Thomas C (2009) Surrogacy and persistence in reserve selection: landscape prioritization for multiple taxa in Britain. *Journal of Applied Ecology*, 46:82-91
- Fuller RA, McDonald-Madden E, Wilson KA, Carwardine J, Grantham HS, Watson JEM, Klein CJ, Green DC, Possingham HP (2010) Replacing underperforming protected areas achieves better conservation outcomes. *Nature*, 466:365-367
- Fuller RA, Ladle RJ, Whittaker RJ, Possingham HP (2009)

- Planning for persistence in a changing world. In: Ladle RJ, Whittaker RJ (ed), *Conservation Biogeography*, 161-189. John Wiley & Sons, Ltd., Publication, Oxford
- Gaston KJ, Blackburn TM (2000) *Pattern and Process in Macroecology*. Blackwell Publishing, Berlin
- Gaston KJ, Rodrigues ASL, van Rensburg BJ, Koleff P, Chown SL (2001) Complementary representation and zones of ecological transition. *Ecology Letters*, 4:4-9
- Jenkins CN, Guénard B, Diamond SE, Weiser MD, Dunn RR (2013) Conservation implications of divergent global patterns of ant and vertebrate diversity. *Diversity and Distributions*, 19:1084-1092
- Jenkins CN, Van Houtan KS, Pimm SL, Sexton JO (2015) US protected lands mismatch biodiversity priorities. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 112:5081-5086
- Jenkins CN, Van Houtan KS (2016) Global and regional priorities for marine biodiversity protection. *Biological Conservation*, 204:333-339
- Joppa LN, Pfaff A (2009) High and far: biases in the location of protected areas. *PLoS ONE*, 4:e8273
- 角谷 拓, 赤坂 宗光, 竹中 明夫 (2014) 相補性解析による効率的な保全に寄与する地域の地図化. *景観生態学*, 19:111-119
- Klein C, Wilson K, Watts M, Stein J, Berry S, Carwardine J, Smith MS, Mackey B, Possingham H (2009) Incorporating ecological and evolutionary processes into continental-scale conservation planning. *Ecological Application*, 19:206-217
- Knight AT, Cowling RM (2007) Embracing opportunism in the selection of priority conservation areas. *Conservation Biology*, 21:1124-1126
- Knight AT, Smith RJ, Cowling RM, Desmet PG, Faith DP, Ferrier S, Gelderblom CM, Grantham H, Lombard AT, Maze K, Nel JL, Parrish JD, Pence GQK, Possingham HP, Reyers B, Rouget M, Roux D, Wilson KA (2007) Improving the key biodiversity areas approach for effective conservation planning. *BioScience*, 57:256-261
- Knight AT, Cowling RM, Campbell BM (2006) An operational model for implementing conservation action. *Conservation Biology*, 20:408-419
- Kubota Y, Kusumoto B, Shiono T, Tanaka T (2017) Phylogenetic properties of Tertiary relict flora in the East Asian continental islands: imprint of climatic niche conservatism and in situ diversification. *Ecography*, 39:1-12
- Kukkala AS, Moilanen A (2013) Core concepts of spatial prioritisation in systematic conservation planning. *Biological Review*, 88:443-464
- Kusumoto B, Shiono T, Konoshima M, Yoshimoto A, Tanaka T, Kubota Y (2017) How well are biodiversity drivers reflected in protected areas? A representativeness assessment of geohistorical gradients that shaped endemic flora in Japan. *Ecological Research* (in press)
- Ladle R, Hortal J (2013) Mapping species distributions: living with uncertainty. *Frontiers of Biogeography*, 5:8-9
- Ladle RJ, Whittaker RJ (2011) *Conservation Biogeography*. John Wiley & Sons, Ltd., Publication, Oxford
- Lamoreux JF, Lacher Jr TE (2010) Mammalian endemism, range size and conservation status in the southern temperate zone. *Diversity and Distributions*, 16:922-931
- Lawler JJ, White D, Sifneos JC, Master LL (2003) Rare species and the use of indicator groups for conservation planning. *Conservation Biology*, 17:875-882
- Lehtomäki J, Moilanen A (2013) Methods and workflow for spatial conservation prioritization using Zonation. *Environmental Modelling & Software*, 47:128-137
- Le Saout S, Hoffmann M, Shi Y, Hughes A, Bernard C, Brooks TM, Bertzky B, Butchart SHM, Stuart SN, Badman T, Rodrigues AS (2013) Protected areas and effective biodiversity conservation. *Science*, 342:803-805
- Lewandowski AS, Noss RF, Parsons DR (2010) The effectiveness of surrogate taxa for the representation of biodiversity. *Conservation Biology*, 24:1367-1377
- Loucks C, Ricketts TH, Naidoo R, Lamoreux J, Hoekstra J (2008) Explaining the global pattern of protected area coverage: relative importance of vertebrate biodiversity, human activities and agricultural suitability. *Journal of Biogeography*, 35:1337-1348
- MacArthur RH, Wilson EO (1967) *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton
- Maiorano L, Falcucci A, Boitani L (2006) Gap analysis of terrestrial vertebrates in Italy: Priorities for conservation planning in a human dominated landscape. *Biological Conservation*, 133:455-473
- Makino A, Klein CJ, Beger M, Jupiter SD, Possingham HP (2013) Incorporating conservation zone effectiveness for protecting biodiversity in marine planning. *PLoS ONE*, 8(11):e78986
- Margules C, Pressey R (2000) Systematic conservation planning. *Nature*, 405:243-253
- Margules C, Sarkar S (2007) *Systematic Conservation Planning*. Cambridge University Press, Cambridge, UK
- Margules C, Usher MB (1981) Criteria used in assessing wildlife conservation potential: A review. *Biological Conservation*, 21:79-109
- 松葉 史紗, 赤坂 宗光, 宮下 直 (2015) Marxanによる効率的な保全計画：その原理と適用事例. *保全生態学研究*, 20:35-47
- McDonnell M, Possingham HP, Ball IR, Cousins E (2002) Mathematical methods for spatially cohesive reserve design. *Environmental Modeling & Assessment*, 7:107-114
- Moilanen A (2007) Landscape Zonation, benefit functions and target-based planning: Unifying reserve selection strategies. *Biological Conservation*, 134:571-579
- Moilanen A (2008) Two paths to a suboptimal solution - once more about optimality in reserve selection. *Biological Conservation*, 141:1919-1923
- Moilanen A, Arponen A (2011) Setting conservation targets under budgetary constraints. *Biological Conservation*,

- 144:650-653
- Moilanen A, Wilson KA, Possingham HP (2009a) *Spatial Conservation Prioritization: Quantitative Methods & Computational Tools*. Oxford University Press, Oxford
- Moilanen A, Possingham HP, Polasky S (2009b) A mathematical classification of conservation prioritization problems. In: Moilanen A, Wilson KA, Possingham HP (ed), *Spatial Conservation Prioritization: Quantitative Methods & Computational Tools*, 28-42. Oxford University Press, New York
- Naidoo R, Balmford A, Ferraro PJ, Polasky S, Ricketts TH, Rouget M (2006) Integrating economic costs into conservation planning. *Trends in Ecology and Evolution*, 21:681-687
- Nakajima R, Yamakita T, Watanabe H, Fujikura K, Tanaka K, Yamamoto H, Shirayama Y (2014) Species richness and community structure of benthic macrofauna and megafauna in the deep-sea chemosynthetic ecosystems around the Japanese archipelago: an attempt to identify priority areas for conservation. *Diversity and Distributions*, 20:1160-1172
- Newmark WD (1987) A land-bridge island perspective on mammalian extinctions in western North American parks. *Nature*, 325:430-432
- Nicholson E, Westphal MI, Frank K, Rochester WA, Pressey RL, Lindenmayer DB, Possingham HP (2006) A new method for conservation planning for the persistence of multiple species. *Ecology Letters*, 9:1049-1060
- Nóbrega NC, De Marco Jr P (2011) Unprotecting the rare species: a niche-based gap analysis for odonates in a core Cerrado area. *Diversity and Distributions*, 17:491-505
- Possingham HP, Wilson KA, Andelman SJ, Vynne CH (2006) Protected areas: goals, limitations, and design. In: Groom MJ, Meffe GK, Carroll CR (ed), *Principles of Conservation Biology*, 507-549. Sinauer Associates Inc, Sunderland, MA
- Pressey RL, Bottrill MC (2008) Opportunism, threats and the evolution of systematic conservation planning. *Conservation Biology*, 22:1340-1345
- Pressey RL, Humphries CJ, Margules CR, VaneWright RI, Williams PH (1993) Beyond opportunism: key principles for systematic reserve selection. *Trends in Ecology and Evolution*, 8:124-128
- Pressey RL, Johnson IR, Wilson PD (1994) Shades of irreplaceability: towards a measure of the contribution of sites to a reservation goal. *Biodiversity Conservation*, 3:242-262
- Primack RB (1993) *Essentials of Conservation Biology*. Sinauer Associates, Inc.
- Reid WV (1998) Biodiversity hotspots. *Trends in Ecology and Evolution*, 13:275-280
- Rocchini D, Hortal J, Lengyel S, Lobo JM, Jiménez-Valverde A, Ricotta C, Bacaro G, Chiarucci A (2011) Accounting for uncertainty when mapping species distributions: The need for maps of ignorance. *Progress in Physical Geography*, 35:211-226
- Rodrigues ASL, Akçakaya HR, Andelman SJ, Bakarr MI, Boitani L, Brooks TM, Chanson JS, Fishpool LDC, Da Fonseca GAB, Gaston KJ, Hoffmann M, Marquet PA, Pilgrim JD, Pressey RL, Schipper J, Sechrest W, Stuart SN, Underhill LG, Waller RW, Watts MEJ, Yan X (2004a) Global gap analysis: priority regions for expanding the global protected-area network. *BioScience*, 54:1092-1100
- Rodrigues ASL, Andelman SJ, Bakarr MI, Boitani L, Brooks TM, Cowling RM, Fishpool LDC, da Fonseca GAB, Gaston KJ, Hoffmann M, Long JS, Marquet PA, Pilgrim JD, Pressey RL, Schipper J, Sechrest W, Stuart SN, Underhill LG, Waller RW, Watts MEJ, Yan X (2004b) Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature*, 428:640-643
- Rodrigues ASL, Brooks TM. (2007) Shortcuts for biodiversity conservation planning: the effectiveness of surrogates. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 38:713-737
- Rodrigues ASL, Gaston KJ (2001) How large do reserve networks need to be? *Ecology Letters*, 4:602-609
- Rondinini C, Boitani L (2006) Differences in the umbrella effects of African amphibians and mammals based on two estimators of the area of occupancy. *Conservation Biology*, 20:170-179
- Rondinini C, Wilson KA, Boitani L, Grantham H, Possingham HP (2006) Tradeoffs of different types of species occurrence data for use in systematic conservation planning. *Ecology Letters*, 9:1136-1145
- Sanderson EW, Jaiteh M, Levy MA, Redford KH, Wannebo AV, Woolmer G (2003) The human footprint and the last of the wild. *BioScience*, 52:891-904
- Simberloff DS (1976) Species turnover and equilibrium island biogeography. *Science*, 194:572-578
- Simberloff DS, Abele LG (1976) Island biogeography theory and conservation practice. *Science*, 191:285-286
- Simberloff DS, Wilson EO (1969) Experimental zoogeography of islands: the colonization of empty islands. *Ecology*, 50:278-296
- Simberloff DS, Wilson EO (1970) Experimental zoogeography of islands. A two - year record of colonization. *Ecology*, 51:934-937
- Smith PGR, Theberge JB (1986) A review of criteria for evaluating natural areas. *Environmental Management*, 10:715-734
- Smith-Patten BD, Patten MA (2015) Beyond surrogacy—A multi-taxon approach to conservation biogeography. *Biotropica*, 47:128-135
- Soulé ME (ed) (1986) *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts
- Soulé ME, Sanayan MA (1998) Conservation targets: Do they help? *Science*, 279:2060-2061
- Stewart RR, Possingham HP (2005) Efficiency, costs and trade-offs in marine reserve system design. *Environmental*

- Modeling and Assessment, 10:203-213
- Takacs D (1996) The Idea of Biodiversity: Philosophies of Paradise. Johns Hopkins Univ Press, Baltimore (日本語訳書: 岸 由二 編集 (2006) 生物多様性という名の革命. 日経BP社, 東京)
- Tear TH, Kareiva P, Angermeier PL, Comer P, Czech B, Kautz R, Landon L, Mehlman D, Murphy K, Ruckelshaus M, Scott JM, Wilhere G (2005) How much is enough? The recurrent problem of setting measurable objectives in conservation. *BioScience*, 55:835-849
- Tognelli MF, Ramirez de Arellano PI, Marquet PA (2008) How well do the existing and proposed reserve networks represent vertebrate species in Chile? *Diversity and Distributions*, 14:148-158
- Tsuji N, Tsubaki Y (2004) Three new algorithms to calculate the irreplaceability index for presence/absence data. *Biological Conservation*, 119:487-494
- Turner WR, Brandon K, Brooks TM, Costanza R, da Fonseca G, Portela R (2007) Global conservation of biodiversity and ecosystem services. *American Institute of Biological Science*, 57:868-873
- Vane-Wright RI, Humphries CJ, Williams PH (1991) What to protect? - Systematics and the agony of choice. *Biological Conservation*, 55:235-254
- Watson JEM, Grantham HS, Wilson KA, Possingham HP (2009) Systematic conservation planning: past, present and future. In: Ladle RJ, Whittaker RJ (ed), *Conservation Biogeography*, 136-160. John Wiley & Sons, Ltd., Publication, Oxford
- Weitzman ML (1998) The Noah's Ark problem. *Econometrica*, 66:1279-1298
- Williams P, Gibbons D, Margules C, Rebelo A, Humphries C, Pressey R (1996) A comparison of richness hotspots, rarity hotspots, and complementary areas for conserving diversity of British birds. *Conservation Biology*, 10:155-174
- Williams JW, Kharouba HM, Veloz S, Vellend M, McLachlan J, Liu Z, Otto-Bliesner B, He F (2013) The ice age ecologist: testing methods for reserve prioritization during the last global warming. *Global Ecology and Biogeography*, 22:289-301
- Wilson KA, Cabeza M, Klein CJ (2009) Fundamental concepts of spatial conservation prioritization. In: Moilanen A, Wilson KA, Possingham HP (ed), *Spatial Conservation Prioritization: Quantitative Methods & Computational Tools*, 16-27. Oxford University Press, New York

Box1 システム化保全計画の用語解説

Systematic conservation planning (システム化保全計画)

Systematic conservation planning は順序立てて、保全計画を評価、立案し、保全政策の意思決定を支援する枠組み (Margules and Pressey 2000 ; Margules and Sarkar 2007 ; Kukkala and Moilanen 2013)。訳語として、系統的保全計画、包括的保全計画などがあるかもしれない。しかし、systematic conservation planning は生物の系統情報 (phylogeny) を活用するので、系統的保全計画という邦訳は混乱を招く。また、包括的 (inclusive) という邦訳も適切でないだろう。カタカナ日本語は、直感的にわかりにくい面もあるが、先入観を与えない利点がある。したがって、本論ではシステム化保全計画と訳した。

KBA (Key Biodiversity Area : 生物多様性保全の鍵となる地域)

社会経済的制約とは独立して、生物多様性情報 (種数や固有種数、あるいは希少種数) で保全優先地域を特定する保全アプローチ (Knight et al. 2007)。システム化保全計画では、生物多様性保全と社会経済的コストのトレードオフ関係に焦点を当てるので、KBA アプローチの

研究者との論争がある (Jenkins et al. 2015 ; Brown et al. 2015)。

Protected area/ protected areas network (自然保護区、保護区ネットワーク)

本論では、自然景観の構成要素 (生態系、地形、地質など) やサービス (水源涵養機能、観賞価値など) の保持を主な目的として、人為的な開発行為が法的に規制された地域と定義した。その他の邦訳として、自然保全区がある (赤坂・森 2012)。日本の環境行政では、自然環境保全地域といった用語で、保護よりも保全が用いられている。一方、用語頻度では、“自然保全区”よりも“自然保護区”が一般的である。したがって、本論では、protected area は保護区と邦訳し、一方、非保護区で今後保護区にする地域も含めた、priority area は“保全”優先地域と邦訳した。

Comprehensiveness (包括性)

保護区ネットワークで保全されるべき多面的な生物多様性パターン、およびその維持に関わる生物的・非生物的要因をまとめた概念。例えば、種組成・系統学的多様性・機能的多様性・構造的特徴、種の生息地や群集集合

プロセス（ニッチなど）。包括性の概念は、なるべく多くの種数を保全するという単純化された概念としても用いられる。

Adequacy（充足性）

保護区ネットワークで保全される生態系・種個体群・群集の生存可能性や完全性の度合い。充足性の概念は、保全目標の設定や目標達成度を定量するための指標になる。充足性は、包括性に包含される概念。

Representativeness（代表性）

保全目標を達成する上で定義される概念。生物多様性のあらゆる側面（固有性や包括性）を含む。包括性の概念と類似しているが、それとは明確に区別され、保護区ネットワークの評価に関する概念である。

Complementarity（相補性）

個々の保護区が補完的に生物多様性の属性を保全する様で、包括的かつ効率的な保全優先地域ネットワークが持つ性質。保護区ネットワークとして、地域全体の生物多様性パターンを効率的に捕捉する。相補性は、保護区設定の社会経済的な効率性の観点から強調される。

Surrogate（生物多様性サロゲート、代替指標）

ある地域の生物多様性を代替的に表す指標。生態系の基盤分類群、分布情報が豊富な生物分類群、保全上重要な分類群（絶滅危惧種や象徴種など）が、一般的に用いられる。なお、生物種の分布情報が十分でない場合、生物分布を規定する地形等の環境要因、生息地タイプ、植生タイプなどをサロゲートにする場合もある（Rodrigues and Brooks 2007）。

Conservation target（保全目標）

保全政策や行動計画において設定される、保全計画の目標。あるいは、現状の保全計画の実効性や問題点を評価する場合にも定義される。保全目標は、先験的あるいは主観的に設定されることが多く、議論になることが少なくない（Moilanen and Arponen 2011）。

Minimum set problem（最小被覆問題）

生物多様性の保全目標を、最低限の社会経済的コスト（面積など）で達成可能なサイトの組み合わせを探索する問題。例えば、どのサイトを選べば、ある地域のガン

マ多様性（全種）を最小面積で保全可能か、といった問題である。この問題を扱う代表的なソフトウェアであるMARXANでは、確率的シミュレーションによって近似的な最適解を求める（Box 3）。このほか、問題の規模が比較的小さい場合には、最適化ソルバーを使って厳密な最適解を求めることができる。

Irreplaceability（かけがえのなさ、置換不能性、非代替性、代替不可能度）

保全優先地域を定義する指標の一つ。かけがえのなさは、保全目標を達成する上での各管理ユニットの貢献度、ある場所が失われた場合の保全目標に与える影響度などで定義されることが多い。Irreplaceabilityは様々な訳語が提案されているが、生態学の教科書「生態学—個体から生態系へ（Begon et al. 2006:堀 道雄 監訳 2013）」には、かけがえのなさを訳語が用いられている。これは直感的に理解しやすい訳語と考え、本総説ではirreplaceabilityをかけがえのなさとして訳した。

Spatial conservation prioritization（空間的な保全優先地域の順位付け）

空間的な生物多様性情報や社会経済的情報に基づいて、保全上の重要地域（priority area）を特定、あるいは順位付けする分析法。Spatial conservation prioritizationには主に2つの考え方（最適化による最小被覆問題と最大被覆問題のアプローチ）があり、それらに対応したソフトウェア（MARXANやZonation）がある。

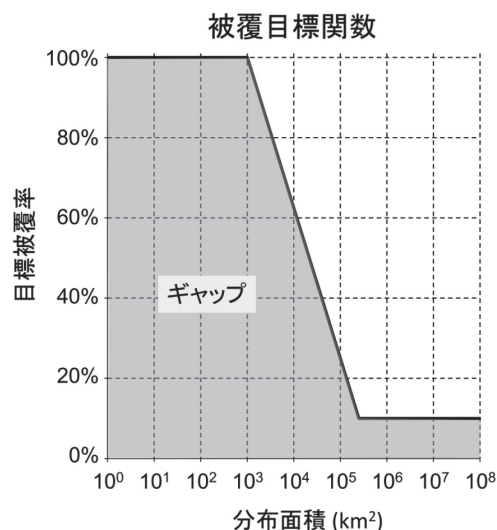
Zonation

空間的な保全優先地域の順位付けを行うメタアルゴリズムの名称（Moilanen 2007）、および、それを実行するソフトウェアの名称（Lehtomäki and Moilanen 2013）。ある社会経済的コスト（例えば保護区面積）の制約の元で、保全利益を最大化するサイトを探索する。保全生態学や群集生態学の概念や理論を反映し、様々な保全利益の関数が実装されている。Core Area Zonation（CAZ）は、メタ個体群の観点から種の分布域をなるべく広く保つこと、Additive Benefit Function（ABF）は種数—面積関係の観点から、種の絶滅率をなるべく小さくし、保全利益を最大化することを想定している。

Box2 ギャップ分析

ギャップ分析とは、現状の保護区ネットワークの代表性を評価するシステム化保全計画における第一段階の分析である。保護区ネットワーク内で、潜在的な生物多様性のパターンやその形成プロセスが、カバーできるか否かを分析する。実際には、生物多様性のサロゲート（何らかの分類群や生息地タイプを代替指標）にして、現状の保護区ネットワークから漏れている種や生息地タイプをギャップ種やギャップ生息地タイプと見なして評価する。例えば、保護区による種分布域の被覆を、より定量的に評価するために目標被覆率を設定する手法も提案されている（Rodrigues et al. 2004a, b）（Fig I）。保護区による種の分布域の被覆率が0%を完全ギャップ種と定義し、保護区による種の分布域の被覆率が目標に達しない種を部分ギャップ種と定義する。なお、この定義における完全ギャップ種や部分ギャップ種の閾値に生態学的な根拠があるわけではない。

生物多様性の代替指標（サロゲート；Box 1 参照）には、植物や脊椎動物が多いことがわかる。つまり、生態系の基礎種やアンブレラ種を含む分類群に焦点を当てて、生物多様性を代理的に評価する意図がある。また、ギャップ分析では、種の網羅性も重要で、これらの研究では、サロゲート分類群における十分な種数を分析に取り込んでいる。また、ギャップ分析に用いられる種のデータは、



Box 2 Fig. I. 種の分布面積に基づいたギャップ種の定義。

3 種類がある。1) 各分類群の専門家によって提供された種の分布域の地図、2) 標本や観察記録に基づいた種の分布ポイントデータ、3) 種の分布ポイントデータを分布モデルで分析して得られた分布予測地図。これらのデータには、それぞれに特有なバイアスがある。1 番目の種の分布域地図には、本当は分布していないのだが、分布していることになっているコミッションエラー（commission error）、2 番目の種の分布ポイントデータに

Box 2 Table I. 保全関連の国際的専門誌に掲載されたギャップ分析の研究の事例。

ギャップ分析の事例	分析の地域	生物多様性の代替指標	分布データのタイプ	分析種数	種の網羅度
Araújo et al. (2007)	イベリア半島	双子葉植物、単子葉植物、シダ、裸子植物、鳥類、哺乳類、両生類、爬虫類	観察によって得られた分布域地図	3007	イベリア半島に分布する植物種の 37%、脊椎動物の 100% を分析。
Maiorano et al. (2006)	イタリア	脊椎動物	分布モデルで予測された地図	462	イタリアに分布する脊椎動物の 92% を分析。
Williams et al. (1996)	イギリス	鳥類（留鳥）	観察によって得られた分布域地図	218	
Lamoreux and Lacher Jr (2010)	南半球温帯	哺乳類	観察によって得られた分布域地図	284	
Bombi et al. (2011)	アフリカ大陸	淡水性カメ	分布モデルで予測された分布域地図	21	
Tognelli et al. (2008)	チリ	脊椎動物（魚類、両生類、爬虫類、鳥類、哺乳類）	観察によって得られた分布域地図	653	
Devictor et al. (2010)	フランス	鳥類（留鳥で少なくとも 2 か所以上で確認されている種）	観察によって得られた分布域地図	229	
Nóbrega and De Marco Jr (2011)	ブラジル・セラー	トンボ	分布モデルで予測された分布域地図	52	セラーに分布するトンボの 10% 弱を分析。
Catullo et al. (2008)	東南アジア	哺乳類	分布モデルで予測された分布域地図	1077	東南アジアに分布する哺乳類全種を分析。

は、本当は分布しているのに、分布していないことになっている、オMISSIONエラー (omission error) が、それぞれ含まれている。3 番目の分布予測地図は、コミッション/オMISSIONエラーをほどよく緩和しているということで (Rondinini et al. 2006)、最近のギャップ分析ではよく利用されるデータである。しかし、これら3つのデータのバイアスは、地域や分類群によって全く異なる

ので、注意が必要である。どのデータを使うのが最善というコンセンサスはない。したがって、種の分布ポイントデータを用いたギャップ研究では、オMISSIONエラーが結果に与える影響が議論され、あるいは、分布域地図や予測分布域地図を用いた研究の場合には、コミッションエラーの影響が注意深く言及されている。

Box3 最小被覆問題による保全優先地域の特定

最小被覆問題では、ある地域の生物多様性を最低限のコストで保全できるようにサイトを選択する。なお、コストは、サイトの面積や社会経済的情報で評価される。例えば、ガンマ多様性 (全種) の保全が目標の場合、全ての種を最低 1 回は保全するようなサイトの組み合わせを求めることになる。最小コストを達成するサイトの組み合わせを求める式 (目的関数) は、以下のように表される。

$$\min \sum_{i=1}^{N_S} c_i x_i$$

ここで、 x_i はあるサイト i ($1, 2, \dots, N_S$) を選択するかどうか ($1/0$)、 c_i はサイト i の社会経済的成本である。

種ごとの保全目標 (T_j) は任意に定義でき、この目標を満たす最適解を求めるには、ある種 (j) がそのサイト (i) に分布するかどうか ($r_{ij} = 1/0$) に基づいて、以下のような制約条件を設定する ($\forall j$ は、“全ての j について”の意味)。

$$\sum_{i=1}^{N_S} x_i r_{ij} \geq T_j, \forall j$$

この制約条件をみたし、コストが最小となるサイトの組み合わせ (minimum set) を求める。なお、最小被覆問題によるサイト選択とは、あくまで数理的な意味での最適解で、この計算過程に進化生態学的なプロセスは考慮されていない。例えば、種のメタ個体群構造の保持などは含まれていない。また、最小被覆問題による保全優先地域の特定は、ターゲットとなる分類群の種数や局在分布する固有種の割合に影響されるため、最少セットに基づいた保全計画は不十分なことも指摘されている (Rodrigues and Gaston 2001)。

最小被覆問題を解くために、システム化保全計画法

(Box 1) の分野では MARXAN (Ball et al. 2009) が広く使われている。MARXAN では最小被覆問題の解を、確率的探索法によって近似的に求める。MARXAN はいくつかの探索法を実装しているが、焼きなまし法 (simulated annealing) が最も一般的である。焼きなまし法は、ランダムに発生させた初期解に対して、確率的な更新を繰り返し加えて大域的な最適解を探す。この時、局所的な極小値に探索がトラップされるのを防ぐために、一定確率で悪い解 (目的関数の最小化に寄与しない) を採用するのが特徴である。シミュレーションに依存した探索方法のため、試行の度に異なる解が得られる (解析を繰り返すことで、複数の次善解を得ることができる)。焼きなまし法を用いる最大のメリットは、大規模データでも比較的少ない計算時間で解を得られることである。求めた近似解は、問題の規模に対して比較的頑健であることが知られている。このほかのメリットとして、目的関数を柔軟に拡張できるという点が挙げられる。例えば、MARXAN には、保護区の断片化によるエッジ効果を最小化するために、断片化を罰則として目的関数に組み込む (BLM: boundary length modifier) オプションがある (McDonnell et al. 2002 ; Stewart and Possingham 2005)。

$$\min \left(\sum_{i=1}^M c_i x_i + BLM \left(\sum_{i=1}^M x_i l_i - \sum_{i=1}^M x_i \sum_{k=1}^M x_k b_{i,k} \right) \right)$$

以上の式の、 l_i はサイトの周囲長である。なお、選択したサイトが隣接していた場合、サイト間で共有する境界はエッジにはならない。よって、サイト i と k が共有する境界長 $b_{i,k}$ は、選択されたサイトの周囲長から引き算される。一方、焼きなまし法では、大域的最適性は保証されていない。つまり、得られた解が本当に最適かどうかは評価できないというデメリットがある。MARXAN の使用法の詳細は、角谷ほか (2014)、松葉ほか (2015) の総説や解説記事を参照。

Box4 最大被覆問題による保全サイトの特定

最大被覆問題によるサイト選択では、保護区ネットワークの設定にコストの上限 (B) を設定する。下式のように、ある種が分布するサイトを保護区として選択するコストの総和は、コストの上限 (B) より小さくなければならない。

$$\sum_{i=1}^{N_s} c_i x_i \leq B$$

この条件を満たす範囲で、以下の目的関数（サイトの組み合わせを求める式）のように、保全の効用（例えば、保全する種数）を最大化するようにサイト選択する。

$$\max \sum_{j=1}^J I_j \left(\sum_{i=1}^{N_s} x_i r_{i,j} \geq T_j \right)$$

ある地域の生物多様性、例えば、ガンマ多様性（全種）を保全する場合、種ごとの保全目標 T_j は1以上になる（最低1か所は保護する必要がある）。ここで、 I_j は指示関数で、条件（ $\sum_{i=1}^{N_s} x_i r_{i,j} \geq T_j$ ）が満たされる場合は1、それ以外は0をとる。 x_i はあるサイト i ($1, 2, \dots, N_s$) を選択するか否か ($1/0$)、 $r_{i,j}$ はサイト i に種 j が分布するか否か ($1/0$) を表す。

これにより、与えられたコスト上限の下で、保全目標（保全される種数 $T_j \geq 1$ ）を最大限達成できるようなサイトの組み合わせが特定される。最大被覆問題によるサイト選択は、経済的制約があり、かつ、土地の制約もあることを想定している。よって、最大被覆問題は最小被覆問題を包含している（最小被覆問題は、全ての目標値を満たすために最低限必要なコスト上限の下での最大被覆問題とみなせる）。

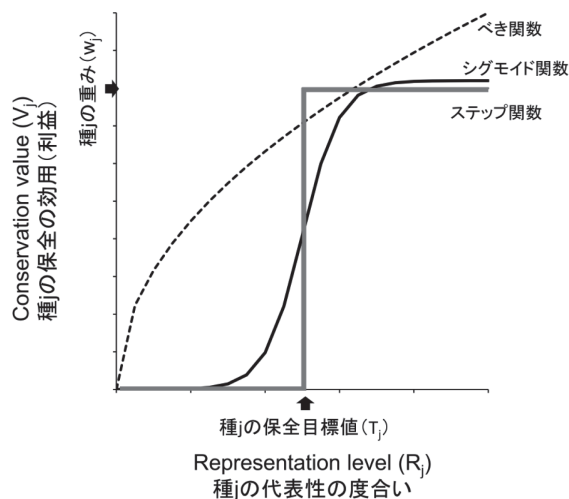
また、最大被覆問題の強みは、保全計画（保護区配置）の実効力強化を明示的に分析できる点にある。最大被覆問題は、ある土地面積や社会経済的コストの制約下での保全利益の最大化、すなわち効用最大化問題として一般化できる。例えば、Arponen et al. (2005) は、保全計画の利益 (V) は保護区ネットワーク (x) で捕捉される種数 ($R_j(x) = \sum_{i=1}^{N_s} x_i r_{i,j}$) と相関することを仮定し、それを（後述する）幾つかのタイプの増加関数 ($f_j[R_j(x)]$) で定義した。種の保全価値は、種の重みづけ w_j で対処し、効用最大化問題は以下のように定式化される (Moilanen et al. 2009b)。なお、サイト i を保護区として選択するコストの総和は、コストの上限 (B) より小さくなければならない。

$$\max \sum_{j=1}^J w_j f_j[R_j(x)]$$

ただし

$$\sum_{i=1}^{N_s} c_i x_i \leq B$$

保護区で捕捉される種数と保全上の利益の関係は、様々な利益関数が想定される (Fig. II)。例えば、保護区で種 j が捕捉されるか否かを問題にすると（最小被覆問題と同義の場合）、保全利益はステップ関数を仮定することになる (Fig. II の灰色線)。一方、種の存続可能個体群サイズを保全利益と考えると（つまり、種個体群を永続的に保全することを利益と考えた場合）、ある種の分布域をある程度捕捉したら、保全利益はやがて頭打ちになるだろう。この場合、 V_j と R_j の関係は、べき関数として定義できるだろう (Fig. II の破線)。一方、種の存続可能個体群サイズに明確な閾値がある場合（ある個体群サイズを下回ったら、絶滅リスクが跳ね上がる種の場合）、 V_j と R_j の関係は、シグモイド関数として定義すべきだろう (Fig. II の実線)。あるいは、種の経済的有用性の観点（例えば、林業や漁業などで収穫される種）の持続的利用可能性を保全利益と考えると、種の分布域を十分に捕捉する必要があるだろう。この場合も、 V_j と R_j の関係は、シグモイド関数として定義できる。Arponen et al. (2005) は、保護区による生物多様性の代表性のレベルを保全利益に置き換えて保全優先地域を特



Box 4 Fig. II. 保全の利益関数のパターン。

定する場合には、効用最大化が有力なアプローチになることを示している。また、どのような価値基準で種を重みづけするか、あるいは、利益関数の仮定によって保全

優先地域は異なることを示しており、保全計画の主観性の問題にも示唆を与えている。

Box 5 Zonationによる保全優先地域の特定

Zonation (Box 1 参照) は、生物多様性の空間分布情報 (例えば、種の分布域地図) を使って、各サイトの保全上の優先順位を計算する。始めに、全サイトを保護するという仮定を置き、あるサイト i を保護区から除いた場合の生物多様性の損失 δ_i を計算する。損失の最も小さいサイトを逐次的に除去していくことで、景観全体の優先順位付けが行われる。ここで、損失 δ_i は除去規則 (removal rule) に従って評価され、リムーバルカーブとして描画される (Fig. III の曲線)。代表的な除去規則は、Core Area Zonation (CAZ) と Additive Benefit Function (ABF) である。

CAZ では、残存サイトの中でのサイト i における種 j の分布面積の相対的割合 (q_{ij}) を考える。特定のサイトに分布する局在種 (地理的希少種) ほど、つまりサイト i に地理的希少種が分布するほど、 q_{ij} は大きな値をとる。 w_j は種 j の保全上の危急度、 c_i はサイト i の社会経済的コストである。

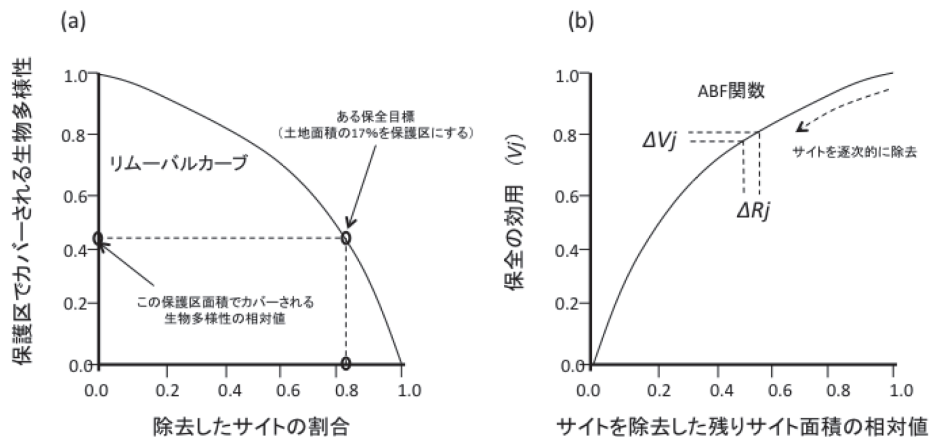
$$\delta_i = \max_j \frac{q_{i,j} w_j}{c_i}$$

ABF は、あるサイト i を逐次的に除去していく場合の単位面積あたりの生物多様性の損失 ($\sum_j \Delta V_j$) を考える (Fig. IIIb)。

$$\delta_i = \frac{1}{c_i} w_j \sum_j \Delta V_j = \frac{1}{c_i} w_j \sum_j [V_j(q_j) - V_j(q_j - i)]$$

サイト i を残した場合 ($V_j(q_j)$) とサイト i を除去した場合 ($V_j(q_j - i)$) の差分の総和を、多様性の損失 ($\sum_j [V_j(q_j) - V_j(q_j - i)]$) として計算する。ここで、 q_j は残存サイトに含まれる種 j の分布割合を示す。ABF は、種数-面積関係を暗示的に考慮している。

これらのアルゴリズムは思想的には、保全目標ベースの最小被覆問題のアルゴリズムや最大被覆問題による保全の効用最大化アルゴリズムを組み込んでいる。



Box 5 Fig. III. Zonation のリムーバルカーブ (a) と Additive benefit function (b)。