

生息環境ごとの絶滅危惧状況：

1997-2025 年の環境省レッドリストと面積変化から

Extinction risk status by habitat type:

Insights from Japan's Red Lists (1997–2025) and changes in habitat area

富高まほろ^{1*}・五十里翔吾^{2,3}・關岳陽^{1,4}・井上太貴^{1,5}・河合純¹・山本裕加^{1,6}・宮本和¹・芳澤あやか^{1,7}・金子冬美¹・久保田康裕^{2,3}・田中健太¹

Mahoro Tomitaka^{1*}, Shogo Ikari^{2,3}, Takeharu Seki^{1,4}, Taiki Inoue⁵, Jun Kawai¹, Yuka Yamamoto⁶, Nodoka Miyamoto¹, Ayaka Yoshizawa⁷, Fuyumi Kaneko¹, Yasuhiro Kubota^{2,3}, and Tanaka Kenta¹

¹筑波大学山岳科学センター菅平高原実験所、²琉球大学理学部、³株式会社シンク・ネイチャー、⁴住友林業株式会社、⁵サンリット・シードリングス株式会社、⁶日本エヌ・ユー・エス株式会社、⁷長野県植物研究会

¹Sugadaira Research Station, Mountain Science Center, University of Tsukuba, ²University of the Ryukyus, ³ Think Nature Inc., ⁴ Sumitomo Forestry CO., LTD., ⁵ Sunlit Seedlings Ltd., ⁶ Japan NUS CO., LTD., ⁷ The Botanical Society of Nagano

*富高まほろ

〒386-2204 長野県上田市菅平高原 1278-294

1278-294 Sugadaira-kogen, Ueda, Nagano 386-2204, Japan

e-mail: tomitaka.mahoro.cz@gmail.com

0268-74-2002

利益相反：本論文に関して開示すべき利益相反関連事項はない

要旨

生物多様性の保全に向けた空間計画の実効性を高める上で、生息環境の種類ごとの絶滅危惧状況を明らかにすることが重要である。本研究は、維管束植物の1997年・2007年・2020年・2025年の環境省レッドリストを用いて、日本全国の生息環境ごとの(1)絶滅危惧種数、(2)高絶滅危惧ランク種の割合、(3)面積あたりの絶滅危惧種数(絶滅危惧種の密度)、(4)絶滅危惧種の密度の時間的変遷(増加率)を求めることを試みた。絶滅危惧種の生息環境を凶鑑等によって調べ、「草原」「湿地」「海浜」「岩石地」「農地」「道路」「森林」「林縁」「水生」に分類した。生息環境ごとの絶滅危惧種数は森林が最も多く、次いで湿地・岩石地・草原・林縁・海浜の順に続いた。一方で生息環境ごとの単位面積あたりの絶滅危惧種密度は、岩石地・海浜・湿地・草原・道路・森林的環境・農地の順に大きかった。1970年代後半から2021年にかけての単位面積あたりの絶滅危惧種数の増加率は岩石地で最も高く森林的環境の約2.7倍であり、次いで草原・海浜の順で続いた。以上の結果から、単位面積あたりの絶滅危惧種密度や生息地面積の減少速度を踏まえると、非森林性の生息環境においては「絶滅の負債」が蓄積している可能性が高く、保全の緊急性が特に大きいことが示唆された。草原・湿原においては自然遷移による森林化、海浜においては工事・開発、岩石地(特に高山地域)においては気候変動などの危機に直面しており、今後の土地利用政策ではこれらの生息地の喪失を可能な限り避けることが求められる。

キーワード

希少種、生息地タイプ、絶滅危惧種、絶滅リスク、保全優先度

Abstract

Clarifying extinction risks across habitat types is essential for enhancing the effectiveness of spatial planning for biodiversity conservation. This study analysed vascular plant species listed in the Japanese Ministry of the Environment Red Lists of 1997, 2007, 2020, and 2025. For each habitat type, we examined (1) the number of threatened species, (2) the proportion of species in higher red list categories, (3) the density of endangered species per area, and (4) temporal changes in endangered species density. Habitats were classified into nine categories based on the flora and botanical books: grasslands, wetlands, coastal areas, rocky areas, farmlands, roadsides, forests, forest edges, and aquatic environments. The total number of endangered species was highest in forests, followed by wetlands, rocky areas, grasslands, forest edges, and coastal areas. In contrast, endangered species density per area was highest

in rocky areas, followed by coastal areas, wetlands, grasslands, roadsides, forest environments, and farmlands. From the late 1970s to 2021, the increase rate of endangered species density was highest in rocky areas, approximately 2.7 times that of forests, followed by grasslands and coastal areas. These results suggest that, considering the density of endangered species per unit area and the rate of habitat area decline, it is highly likely that an “extinction debt” is accumulating in non-forest habitats, suggesting a particularly urgent need for conservation. Grasslands and wetlands face threats such as natural succession leading to forestation, coastal areas face threats from construction and development, and rocky habitats (especially in alpine regions) face threats such as climate change. Future land use policies must strive to avoid the loss of these habitats as much as possible.

Keywords

conservation priority, extinction risk, endangered species, habitat type, rare species

はじめに

現在、地球上で生物多様性の損失が大きな問題となっており、世界中で解決に向けた議論や実践が続けられている(Rockstorm et al., 2009, Cardinale et al., 2012)。生物多様性条約第 15 回締約国会議 (COP15) で採択された昆明・モンリオール生物多様性枠組 (CBD-COP15 2022) では 2030 年までに世界の陸・海の 30% を生物多様性の保護区とする 30by30 が盛り込まれた。限られたコストの中で保護区拡大による生物多様性保全の実効性を高めるには、保全上の優先地域を空間的に把握することが重要である。国スケールで生息環境の種類ごとに種の絶滅危惧状況を把握することは、こうした空間計画に不可欠な基礎的情報となる。

日本全国の絶滅危惧種の状況は環境省がレッドリストとして公表し、現在に至るまで改訂が続けられている。環境庁(当時)は、1991 年に脊椎動物と無脊椎動物のみを対象として初版レッドデータブックを公表した。維管束植物については、1997 年の第 2 次レッドリスト(環境庁 1997)以降に毎回含まれた。2007 年の第 3 次レッドリスト(環境省 2007)、2012 年の第 4 次レッドリストが公表され、2020 年まで改訂が続けられた(環境省 2020)。2025 年に「環境省第 5 次レッドリスト」が公表された(環境省 2025a)。環境省のレッドリストでは、IUCN(国際自然保護連合)によって発表されているレッドリストカテゴリー(ランク)の考え方(IUCN 2001)をもとに、絶滅のおそれの程度に応じてランク分けして評価されている。レッドリストカテゴリー(ランク)は、絶滅：EX(日本ではすでに絶滅したと考えられる種)、野生絶滅：EW(飼育・栽培下、あるいは自然分布域の明らかに外側で野生化した状態でのみ存続している種)、絶滅危惧 I A 類：CR (深刻な絶滅の危機に瀕している種)、絶滅危惧 I B 類：EN (絶滅の危機に瀕している種)、絶滅危惧 II 類：VU (絶滅の危険が増大している種)、準絶滅危惧：NT (存続基盤が脆弱な種) 情報不足：DD (カテゴリーを判定するための情報が不足している種)、絶滅のおそれのある地域個体群：LP (孤立した地域個体群で、絶滅のおそれが高いもの) に分けられている(環境省 2025b)。

こうしたレッドリスト指定種のトレンドを分析することで、生息環境ごとの絶滅危惧種の置かれている状況を理解することができる。しかし、実際には生息環境ごとに残されている面積や絶滅危惧種の消失リスクが異なるため、種数の比較だけでは特定の生息環境の重要性を正確に評価することは難しい(藤井 1999)。そのため、これまで面積あたりの絶滅危惧種数(兼子ほか 2009)、ホットスポット解析(渡邊ほか 2014)、分布データによる絶滅リスク評価(井村 2008)などの様々な手法で、生息環境の重要性評価が試みられてきた。藤井(1999)は、近畿地方・神奈川県・愛知県のレッドリストを対象に、高危険度率(「絶滅」、「絶滅?」もしくは「絶滅寸前」と判定された種数の合計がレッドリストの掲載種数に占める割合)を生息環境別に算出し、水湿地環境と草地環境は維管束植物の絶

滅の危険性が特に高い場所であることを明らかにした。兼子ほか(2009)は、中国地方の各生息環境のレッドリスト記載植物種数を各生息環境の面積で割ることで絶滅危惧種の密度を求め、絶滅危惧種数の密度は草地で最も高いことを報告した。渡邊ほか(2014)は、環境省レッドリストの絶滅危惧植物を対象に減少要因や生息環境の種類ごとに保全効果の高いエリアを抽出したところ、火山性の地形が様々な減少要因・生息環境に対する共通のホットスポットであることを報告し、火山性地形に半自然草原が多く分布し、そこが開発と管理放棄の両方の脅威にさらされているからではないかと考察している。井村(2008)は、草地性チョウ類について全国都道府県のレッドリストに掲載された絶滅危惧のチョウを対象に、各県の絶滅危惧ランクを各県の面積で加重平均した絶滅リスク指数が、分布範囲が狭い種、草原性の種、単食性の種で高いことを示した。

現在指定されている絶滅危惧種が個体数を減らしてきた主要な要因の一つとして、生息環境面積の減少が挙げられる。生物多様性国家戦略(環境省 2023)では、生物多様性が直面する四つの危機として、開発など人間活動による危機(第1の危機)、自然に対する働きかけの縮小による危機(第2の危機)、人間により持ち込まれたものによる危機(第3の危機)、地球環境の変化による危機(第4の危機)として挙げている。第3次環境省レッドリスト掲載種の減少要因として最も多く挙げられたのは自然遷移であり、次いで捕獲・採集等、森林伐採、道路工事、土地造成と続いていた(環境省 2013)。このうち特に、道路工事や土地造成、森林伐採の一部(第1の危機)や、自然遷移(第2の危機)は、生息環境の面積減少を通して生物多様性や絶滅危惧リスクに大きな影響を与える。しかし、生息環境ごとに絶滅危惧種が置かれている状況を生息環境面積の変化を考慮して全国規模で定量的に評価した例はほとんどない。

維管束植物は、様々な分類群の中でも生息地情報が充実している。また、一次生産者として他の生物と相互作用し、生態系の基盤を支える分類群であることから、特定の生息環境における植物の絶滅危惧状況は生態系全体の危機状況を反映すると考えられる。以上の理由から、本研究は維管束植物を対象とし、絶滅危惧状況の網羅的分析を行った。レッドデータブック及び図鑑情報をもとに1997年(環境庁1997)・2007年(環境省2007)・2020年(環境省2020)・2025年(環境省2025a)の環境省レッドリスト(維管束植物)に掲載されている種の生息環境を調べ、先行研究(兼子ほか2009; 渡邊ほか2014)が扱った生息環境に林縁や道路、水生を加えた9種類(「草原」「湿地」「海浜」「岩石地」「農地」「道路」「森林」「林縁」「水生」)の生息環境に分類した。まず、各レッドリストについてこれらの生息環境ごとの絶滅危惧種数および絶滅危惧ランクが高い(EX, EW, CR, EN)種の割合を集計した。次に、第5次レッドリスト(環境省2025a)に掲載されている種について、生息環境ごとの面積あたりの絶滅危惧種数(絶滅危惧種の密度)、絶滅危惧種の密度の時間的変遷(増加率)を求めた。これらの指標に基づいて、絶滅危惧種を保全する上で特に緊急度の高い生息環境を考察した。

方 法

生息環境の分類

1997年(環境庁 1997)・2007年(環境省 2007)・2020年(環境省 2020)・2025年(環境省 2025a)の環境省レッドリスト(維管束植物)に掲載されている種について、下記の図鑑等を調べて生息環境を表すキーワード(表1)を抽出し、生息環境を「草原」「湿地」「海浜」「岩石地」「農地」「道路」「森林」「林縁」「水生」の9つに分類した。図鑑等として、「レッドデータブック 2014(環境省 2015)」、「改訂レッドリスト 付属説明資料 植物 I(維管束植物).(環境省 2010)」、「改訂新版 日本の野生植物(大橋ほか 2015, 2016a, b, 2017a, b)」のいずれかを用いた。これらの図鑑に記載がなかった種は「日本の野生植物(佐竹ほか 1981, 1982a, b, 1989a, b; 岩槻 1999)」を用いた。これらのいずれにも生息環境キーワードが記載されていない種については、生息環境を「不明」とした。生息環境を表す語句のうち、「山地」「丘陵地」「暖地」の語句や地名など、具体的な生息環境を絞り込むには不十分な語句しか記述されていなかった種についても生息環境を「不明」とした。

まず、これらの9つの生息環境ごとに絶滅危惧種の種数を集計した。一つの種が複数の生息環境にまたがって生息する場合、それら全ての生息環境に重複して計数した。例えば、「草原または低木林の林内や林縁」という記述では、草原は「草原」の、林内は「森林」の、林縁は「林縁」のキーワードであるため(表1)、3つの生息環境に1種ずつ計数した。「高地」「高山」の多くは岩石地環境であると考えられるため(兼子ほか 2009)、生息環境を示すその他のキーワードがない場合には「岩石地」に含め、その他のより明確なキーワードがある場合にはそのキーワードを優先した。例えば、「高山の湿地」という記述の場合、「湿地」のみに計数した。また、面積当たりの絶滅危惧種密度を計算する際に「森林」と「林縁」の面積を切り分けることが難しいため、高木が優先する「森林」「林縁」を「森林的環境」としてまとめた集計も行った。

次に、第5次レッドリスト(環境省 2025a)に掲載されている種について、重複を許さずにそれぞれの生息環境のみに依存している種と、複数環境にまたがって生息している種のそれぞれについて集計した。ただし、草原と湿地、森林と林縁については連続的に環境が変化するため、それぞれ「草原湿地のみ」、「森林的環境のみ」に生息する種についても集計した。例えば、草原と湿地の両方のみに生息する場合は「草原湿地のみ」に含め、「草原のみ」や「湿地のみ」には含めていない。ただし、草原と湿地と林内の3つに生息する場合などは「複数環境」に集計した。

表1 生息環境区分ごとのキーワード。ただし、「高地」・「高山」はその他の情報がない場合のみ岩石地とした。

| 生息環境区分 | キーワード |
|--------|---|
| 草原 | 草地, 草原, 原野, 野原, 高原, 山野, 草本帯, 平野, 氾濫原, 低木群落, 低木林内, 荒地, 陽地, 日当たりのよい, 向陽, 開けた, 明るい, 乾燥地 |
| 湿地 | 湿地, 湿原, 河川, 河岸, 川岸, 川原, 河岸, 地沼(沼), 池, ため池, 泥炭地, 川沿い, 湿潤, 沢, 湿った, 谷間, 流れの縁(淵), 溪流沿い, 水際, 水辺, 川沿岸, 河口, マングローブ |
| 海浜 | 海浜, 海岸, 砂地, 砂浜, 沿海地, 海側地域, ラグーン, サンゴ, 珊瑚礁, 海に近い |
| 岩石地 | 岩石地, 岩壁, 岩場, 岩上, 露岩, 崖, 岩地, 礫, 岸壁, 風衝地, 風穴, 砂質地, 崩壊地, 稜線, 岩盤, 岩の裂け目, 岩の上, 裸地, (高山), (高地) |
| 農地 | 農地, 水田, 畑, 畔, あぜ, 石垣, 耕作地 |
| 道路 | 道路, 路傍, 道端 |
| 森林 | 森林, 樹林, 林下, 林内, 林床, 樹幹, 山中, 深山, 林中, 竹林, 樹木, 樹上, 樹陰, 日陰, 日照が遮られる, 茂み, 落ち葉の間, 陰地, 高木, 山林, 自然林, 天然林, 人工林, 二次林, 山地の林, 老木上, 暖温林, 木の枝 |
| 林縁 | 林縁, 木陰, 疎林, 林の縁 |
| 水生 | 水生, 水中, 水草, 抽水, 沈水, 海底, 塩田, 海中, 潮下帯 |

各生息環境面積の時間的変遷と絶滅危惧種密度

生息環境ごとに土地利用細分メッシュデータ（国土交通省）および植生図（環境省 2025c）に基づき、両者が利用できる最も古い 1970 年代後半と最も新しい 2021 年の各生息地の面積について収集した。また、100 年前の面積の参考値として、氷見山(1995)・国土地理院(2000)に基づき、1900 年(湿原のみ 2000 年)の土地利用割合を計算した。面積計算の詳細な方法は【付録】に記述した。

2020 レッドリスト掲載種の各生息環境あたりの種数を、1900 年、1970 年代後半、2020 年の時点における対応する生息環境の面積で割って絶滅危惧種密度を求めた。ただし、「森林」と「林縁」についてはそれらの累計である「森林的環境」に該当する絶滅危惧種数を森林面積で割ることで密度を求めた。絶滅危惧種密度の推定は陸域植生に限定し、「水生」は除外した。

結 果

生息環境ごとの絶滅危惧種数

1997 年・2007 年・2020 年・2025 年の維管束植物レッドリストにはそれぞれ、1900 種・2018 種・2163 種・2222 種(累計 2414 種)が記載されていた。このうち、それぞれ 1462 種・1611 種・1748 種・1766 種の生息環境が判別できた。また、第 5 次レッドリスト(環境省 2025a)の掲載種数計 2222 種のうち、生息環境が判別できた 1766 種の約 70% は特定の生息環境のみに依存しており、約 30% は複数環境にまたがって生息していた(図 1(a))。生息環境が判別できた種のうち約 25% は草原のみ・湿地のみ・草原湿地のみに依存しており、約 27% が森林のみ・林縁のみ・森林的環境のみに依存していた(図 1(a))。複数の生息環境にまたがる種について重複を許して集計したところ、第 5 次レッドリスト(環境省 2025a)に掲載されている絶滅危惧種数の多い生息環境の順序は森林、湿地、岩石地、草原、林縁、海浜、農地、水生、道路の順だった(表 2、図 1(b))。

第 5 次レッドリスト(環境省 2025a)のうち、重複を許して分類した生息環境ごとの絶滅危惧種ランクが特に高い(EX,EW,CR,EN)種の割合は、道路(54%)、森林(53%)、岩石地(52%)、林縁(45%)、草原(43%)、湿地(42%)、農地(42%)、海浜(40%)、水生(39%)だった。ただし、道路については対象となる種が 13 種のみである(図 2)。

また、過去のレッドリストにおける絶滅危惧種数の多い生息環境の順序は、1997 年版では多い順に森林、岩石地、湿地、草原、海浜、林縁、農地、水生、道路だった(表 2)。2007 年版では岩石地と湿地の順序が入れ替わり、2020 年版以降では林縁が海浜をぐくわずかに上回った(表 2)。

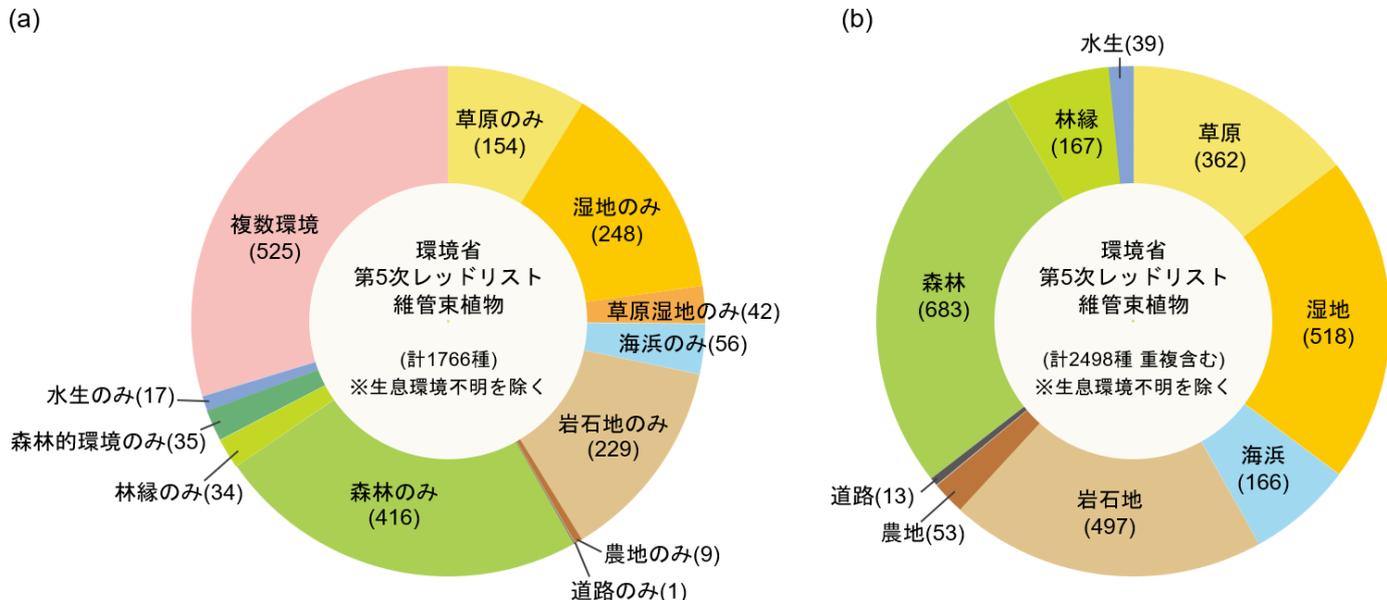


図1 第5次レッドリスト(環境省 2025a)に掲載された維管束植物のうち、生息地が判明した種の生息環境。(a)はそれぞれの生息環境のみに生息する種、または複数環境に生息する種を重複なく集計したもの、(b)は複数の生息環境にまたがる種について重複を許して集計したものである。

表2 各レッドリストに記載された生息環境区分ごとの絶滅危惧種数(複数生息環境にまたがって生息する種は重複して集計)

| 生息環境区分 | 1997年 | 2007年 | 2020年 | 2025年 |
|----------|-------|-------|-------|-------|
| 草原 | 288 | 319 | 354 | 362 |
| 湿地 | 437 | 488 | 513 | 518 |
| 海浜 | 125 | 147 | 160 | 166 |
| 岩石地 | 439 | 460 | 490 | 497 |
| 農地 | 46 | 52 | 53 | 53 |
| 道路 | 6 | 10 | 12 | 13 |
| 森林 | 544 | 612 | 681 | 683 |
| 林縁 | 118 | 134 | 163 | 167 |
| 森林的環境* | 610 | 687 | 773 | 778 |
| 水生 | 30 | 40 | 39 | 39 |
| 不明 | 437 | 407 | 415 | 456 |
| 総計 | 2470 | 2669 | 2880 | 2954 |
| 総計(重複除く) | 1900 | 2018 | 2163 | 2222 |

*森林的環境は「森林」「林縁」の累計(重複を除く)を示す。

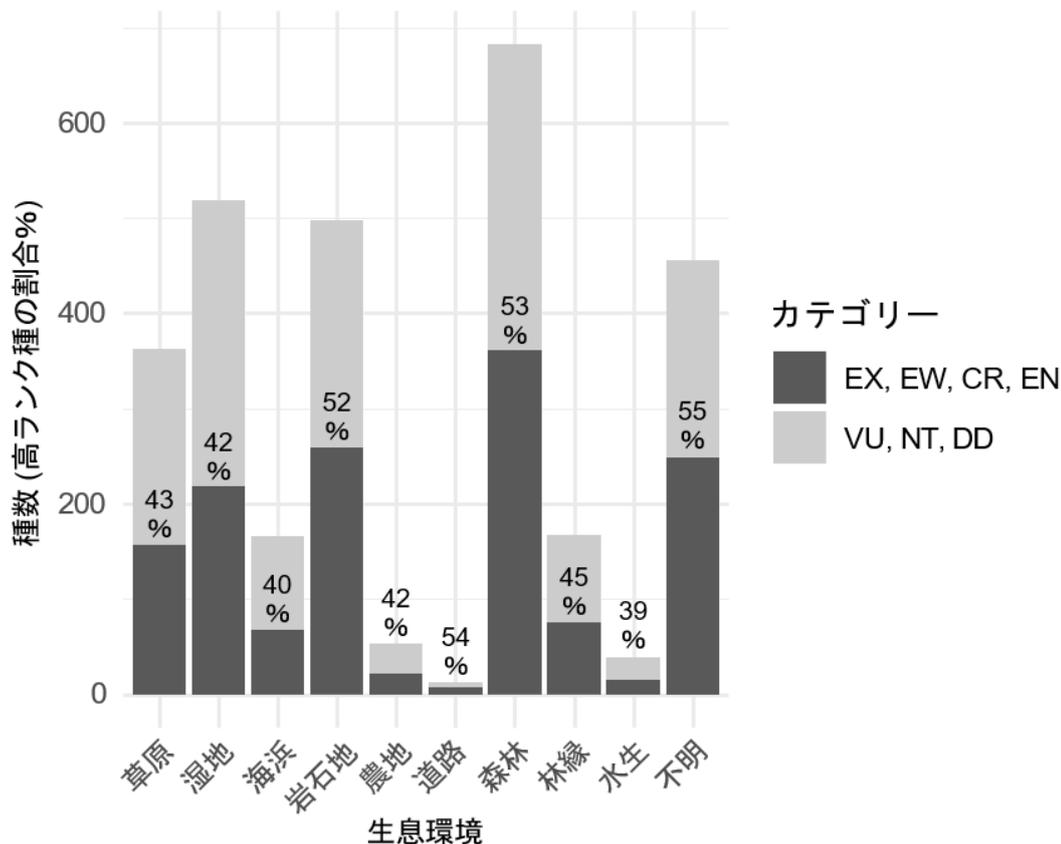


図2 第5次レッドリスト(環境省 2025a)におけるレッドリストカテゴリーが高ランクの種(EX, EW, CR, EN)が占める割合。棒グラフの上にある数値が生息環境ごとの全種数のうち高ランクの種が占める割合(%)を示している。

生息環境ごとの絶滅危惧種密度とその時間的変遷

生息環境ごとの2025年レッドリストに掲載されている絶滅危惧種数を対応する生息環境面積で割った絶滅危惧種密度は、2021年の生息環境面積に基づくと、岩石地、海浜、湿地、草原、道路、森林的環境、農地の順に大きかった(表3)。森林的環境の絶滅危惧種密度は、1900年ー2021年の生息環境面積に基づいたときに、約0.3種/1万haでほぼ一定だった。一方で、1900年ー2021年に湿地・草原の面積はそれぞれ91%、79%減少し、1970年代後半ー2021年にかけて岩石地・海浜・湿地・草原の面積はそれぞれ61%、36%、10%、43%減少したことから、これらの生息環境面積に基づく絶滅危惧種密度はこれらの生息環境では大きく増加した(ただし、いずれも絶滅危惧種数は2025年レッドリストのものである)。1900年時点の生息環境面積に基づくと、湿地・草原で絶滅危惧種密度が大きかった(表3)。ただし、1900年時点の岩石地、海浜、道路の面積の情報は得られなかったため算出できていない。1900年ー2021年にかけての絶滅危惧種密度の増加率は、湿地、草原で特に大きく、農地、森林的環境が続いた。1970年代後半時点の面積に基づいた場合には岩石地・海浜・湿地が突出しており、次いで草原の密度が大きかった。2021年時点の面積に基づいた場合には岩石地・海浜・湿地が突出しており、次いで草原の密

度が大きかった。1970年代後半ー2021年にかけての絶滅危惧種密度の増加率は、岩石地・草原・海浜・農地・湿地・森林的環境・道路の順に大きかった。

表3 生息環境ごとの単位面積あたりの絶滅危惧種数(第5次レッドリスト(環境省 2025a)掲載種数)

| 生息環境区分 | 1900年 面積 (万 ha) | 1970年 代後半 面積 (万 ha) | 2021年 面積 (万 ha) | 絶滅危惧 種数 /1万 ha (1900年) | 絶滅危惧 種数 /1万 ha (1970年 代後半) | 絶滅危惧 種数 /1万 ha (2021年) | 増加率 (1900ー 2021) | 増加率 (1970年 代後半ー 2021) |
|-----------------|-----------------------|------------------------------|-----------------------|---------------------------------|--|---------------------------------|------------------------|--------------------------------|
| 草原 (人工草原以外)* | 418 | 157 | 89 | 0.9 | 2.3 | 4.0 | 4.67 | 1.76 |
| 岩石地 | — | 15 | 5.9 | — | 32.3 | 84.0 | — | 2.60 |
| 湿地 | 211*** | 20 | 18 | 2.5 | 26.5 | 29.5 | 12.03 | 1.11 |
| 海浜 | — | 4.4 | 2.8 | — | 38.1 | 59.6 | — | 1.56 |
| 農地 | 622 | 666 | 479 | 0.1 | 0.1 | 0.1 | 1.30 | 1.39 |
| 道路 | — | 6.8 | 17 | — | 1.9 | 0.8 | — | 0.41 |
| 森林的環境** | 2435 | 2300 | 2367 | 0.3 | 0.3 | 0.3 | 1.03 | 0.97 |

*草原の絶滅危惧種数は「草原」の数、面積は人工草原を除いた草原面積を示す。**森林的環境の絶滅危惧種数は「森林」「林縁」の累計を示す。***1900年時点の土地利用面積は氷見山(1995)に基づくが、湿地面積は国土地理院(2000)を用いた。

考 察

1997年(環境庁 1997)・2007年(環境省 2007)・2020年(環境省 2020)・2025年(環境省 2025a)の環境省レッドリストに掲載されている維管束植物計2414種の生息環境を明らかにし、全国規模で絶滅危惧種の生息環境を整理することができた(表2)。生息地を喪失することによる絶滅リスクは、その種が複数の生息環境にまたがって生息することができるか、特定の生息地だけに依存しているかによっても大きく異なる。例えば、森林と草原の両方に生息することが可能な種は、たとえ草原面積が減少しても残された森林で生息することが可能である。本研究の結果、第5次レッドリスト(環境省 2025a)に掲載されている種の約70%はいずれかの生息環境のみに依存していることが明らかになった(図1(a))。特に、草原や湿地に生息している種の約半数は他の環境への適応性を持たず草原や湿地環境に依存しており、生息地面積の減少に脆弱である。

重複を許した絶滅危惧種数を生息環境間で比較すると、国土の大部分を占める森林で最も多く(2025年版で683種)、湿地が2番目に多く(2025年版で518種)、岩石地が3番目に続いた(2025年版で497種)。近畿地方・神奈川県・愛知県のレッドデータブックを対象とした藤井(1999)では、岩石地に生息する種の高危険度率(「絶滅」、「絶滅?」もしくは「絶滅寸前」と判定された種数の合計がレッドリストの掲載種数に占める割合)は低いと報告していたが、これらの地域には岩石地の生息地が集中している高山域が少ないことに起因するかもしれない。岩石地の

絶滅危惧リスクは地域差があるものの(兼子ほか 2009)、全国を対象とすると岩石地は多くの絶滅危惧種が生息する環境であることが明らかになった。また、森林や岩石地では特にレッドリストカテゴリーが高ランクの種が多かった。ただし、生息環境ごとに調査努力量が必ずしも等しくないため、絶滅危惧種の実態把握の進捗速度が一定ではないことを前提として解釈する必要がある(渡邊ほか 2014)。特に、森林や岩石地は他の生息環境に比べて絶滅危惧種調査のアクセスや発見率の点で大きな困難が伴うため、絶滅危惧状況の把握が調査努力量によって敏感に変動することが指摘されている(渡邊ほか 2014)。

単位面積当たりの絶滅危惧種密度に着目した場合、残存面積が小さい岩石地、海浜、湿地、草原の方が、大面積が残存している森林や農地などと比較して同面積を喪失した場合の絶滅危惧リスクが高いことが示された(表3)。岩石地・海浜・湿地・草原の生育環境における単位面積当たりの絶滅危惧種数は、最も単位面積あたり絶滅危惧種数が少ない森林と比べてそれぞれ倍、280倍・198倍・98倍・13倍となっている。この結果は、中国地方を対象に同様の分析を行った兼子ほか(2009)が示した地域規模での生息環境の重要度と同様の傾向が全国規模にも一般化できること、2025年時点では面積減少による絶滅リスクがさらに高まっていることを示した。

単位面積当たりの絶滅危惧種密度の増加率は1900年ー2021年にかけて湿地、草原で大きく、1970年代後半ー2021年にかけて草原・岩石地・海浜で大きかった。環境省(2015)は、維管束植物の絶滅を引き起こす主要な要因は自然遷移だと指摘していた。自然遷移による絶滅危機の多くは人為攪乱によって維持されてきた半自然草原や里山などの二次的自然によって構成される草原・湿地・林縁等の環境で起きている(大窪 2002; 矢原・川窪 2002; 高橋 2009)。特に半自然草原は多くの希少な草地・湿地性植物が生息しているにもかかわらず、管理放棄による野焼きや草刈りなどの人為的な攪乱の減少の影響が著しい(大窪 2002; 矢原・川窪 2002; 高橋 2009; Ushimaru et al., 2018; Uchida and Ushimaru, 2014)。本研究の結果、生息地面積は草原・湿地で減少傾向にある一方で、森林では微増傾向にあることが示された(表3)。これは、草原や湿地の一部が植生遷移によって森林化していること(Ushimaru et al., 2018)、もしくはこれらの生息地に植林が行われたことを反映している可能性がある。特に、湿地の面積は1900年から1970年にかけて急減し、1970年から2021年にかけては減少率が下げ止まっているように見える。しかし、現在も湿原はササや樹木の侵入(Orishikida et al., 2025)、開発の脅威にさらされ続けており、これ以上の面積減少を食い止めるために引き続き注意が必要である。また、海浜においては直近数十年で埋め立て・護岸工事・防波堤建設・後背地の開発やマツ林造成・海岸浸食などが進み、多くの海浜環境が改変や消失したことが背景にあると考えられる(由良 2014; 澤田 2014; 中田ほか 2017)。一方で、岩石地はもともと国土に占める面積が小さいが、高山の岩石地では地球温暖化による20世紀後半からの気温上昇の影響や(名取 2008)、近年急増しているシカによる食害による影響(長池ほか 2012)が特に問題視されている。

本研究で分析に用いた生息地面積の集計値は、異なる情報ソース(土地利用図および植生図)間で大きく異なる場合があり、特に草地面積においては約60%もの違いがあった(付録表1)。本研究では、数値の信頼性を高めるために値を平均するというアプローチをとっているものの、本研究で提示した数値に不可避的な誤差が存在することに留意すべきである。こうした誤差の要因

の一つには、用いたデータセット間の空間解像度の違いが挙げられる。実際、湿地においては1970年代後半のデータで、狭い生息地が見落とされるシステムの誤差の存在が明らかになった。また、本研究では用いなかった、国土の利用区分別面積（国土交通省）の統計値に基づけば草地面積は31万haであり、この値は土地利用図に基づく値の46%、植生図に基づく値の28%程度である。この集計は都道府県の統計値に基づいており、空間的情報との照合が行われていないことから、こうした開きがあるものと考えられる。このように、生息地面積を日本スケールで把握するという課題においては、基盤となるデータの精度や集計上の仕様の違いに起因する非一貫性が存在し、この問題は、面積が狭い非森林性の生息地において顕著である。こうした状況を改善する上では、広域的な人工衛星画像と機械学習を組み合わせ、高解像度での生息地分布の評価が有望であると考えられる。実際、近年そのような試みが存在し、国スケールでの土地利用の詳細な把握は急速に進んでいる（e.g., Hirayama et al., 2022）。しかし現状では、人工草地と自然・半自然草地が区別されない、土地利用図上の湿地区分が植生上の湿地植生とは対応しないなど、生息地の空間分布を捉える上で情報不足である点も存在する。こうした情報ニーズをリモートセンシングなど隣接領域の研究者・実装者に広く伝えることにより、生物多様性保全上の情報戦略を向上させることが、実務上重要な課題であると考えられる。

本研究の分析により、絶滅危惧種の密度および、密度の時間的な増加速度という観点からは、絶滅危惧を保全する上で岩石地・海浜・湿地・草原が特に優先度が高い生息環境であることが明らかになった。一方でこうした非森林性の環境は、再生可能エネルギーのための土地開発など、今後新たな開発圧にさらされるリスクがある（石濱ら 2024）。今後の土地利用政策は、こうした非森林性の生息地の喪失はできる限り避けなければならない。多くの場合、絶滅は生息地の喪失から時間的な遅れを伴って生じるため、近年の生息地面積の急減や断片化による影響は、現在は絶滅していない種も、将来的な絶滅のリスク、すなわち「絶滅の負債」を潜在的に抱えている可能性がある（Tilman et al., 1994, Kuussaari et al., 2009）。急激な面積減少が起きている草原・湿地・海浜では特に絶滅の負債が蓄積している恐れがあり、将来にかけてさらに急速に絶滅が進行する懸念がある。

今後の課題として、各生息環境において生息する全植物種のうち絶滅危惧種がどの程度を占めているかを把握することができれば様々な生息環境の状況をより理解できるだろう。また、開発・汚染・管理放棄による自然遷移などの生息地面積が減少する背景要因は生息環境や地域ごとに異なる（渡邊ほか 2014）。そのため、全国スケールの絶滅危惧状況と合わせて地域ごとに発行されているレッドリストの情報や、生息地の空間分布情報をもとに、生息環境ごとの絶滅リスクをより詳細なスケールで検討することで、生物多様性保全に向けた政策の実行力がより高まることが期待される。

謝 辞

本研究は、環境省・(独)環境再生保全機構の環境研究総合推進費(JPMEERF20234005)により実施した。

引用文献

- Cardinale BJ, Duffy JE, Gonzalez A, Hooper DU, Perrings C, Venail P, Narwani A, Mace GM, Tilman D, Wardle DA, Kinzig AP, Daily GC, Loreau M, Grace JB, Larigauderie A, Srivastava DS, Naeem S (2012) Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486(7401), 59–67.
<https://doi.org/10.1038/nature11148>
- CBD-COP15 (2022) Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework, United Nations Biodiversity Conference of the Parties (COP15) to the UN Convention on Biological Diversity (CBD), Montreal, Canada.
- 藤井 伸二 (1999) 絶滅危惧植物の生息環境に関する考察. 保全生態学研究, 4(1), 57-69.
https://doi.org/10.18960/hozen.4.1_57
- 氷見山 幸夫 (1995) 1.1 近代化と国土利用の変化 (pp.2-3). アトラス –日本列島の環境変化.(西川 治監修, 氷見山 幸夫他編), 朝倉書店, 東京
- Hirayama S, Tadano T, Ohki M, Mizukami Y, Nishida Nasahara K, Imamura K, Hiarde N, Ohgushi F, Dotsu M, Yamanokuchi T (2022) Generation of High-Resolution Land Use and Land Cover Maps in JAPAN Version 21.11. *Journal of The Remote Sensing Society of Japan*, Vol. 42 No. 3, 199-216.
<https://doi.org/10.11440/rssj.42.199>
- 石濱 史子, Kim JY, 西廣 淳 (2024) 太陽光発電施設の立地と生態系・生物多様性への累積的影響. 日本生態学会誌, 74(1), 51-59. https://doi.org/10.18960/seitai.74.1_51
- 井村 治 (2008) レッドリスト分析による草地性チョウ類保全のための評価. 日本草地学会誌, 54(1), 45-56.
<https://doi.org/10.14941/grass.54.45>
- IUCN (2001) IUCN Red List Categories and Criteria (version 3.1). IUCN, Gland,
<https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/RL-2001-001.pdf>, 2024年7月30日確認
- 岩槻 邦男 (1999) 日本の野生植物 シダ. 平凡社, 東京
- 兼子 伸吾, 太田 陽子, 白川 勝信, 井上 雅仁, 堤 道生, 渡邊 園子, 佐久間 智子, 高橋 佳孝 (2009) 中国 5 県の RDB を用いた絶滅危惧植物における生息環境の重要性評価の試み. 保全生態学研究, 14(1), 119-123.
https://doi.org/10.18960/hozen.14.1_119
- 国土交通省 土地利用細分メッシュデータ. <https://nlftp.mlit.go.jp/ksj/gml/datalist/KsjTmplt-L03-b-2021.html>
2025年2月5日確認
- 国土地理院 (2000) 日本全国の湿地面積変化の調査結果.
<https://www.gsi.go.jp/kankyochiri/shicchimenseki2.html> 2025年2月5日確認
- Kuussaari M, Bommarco R, Heikkinen RK, Helm A, Krauss J, Lindborg R, Öckinger E, Pärtel M, Pino J, Rodà F, Stefanescu C, Teder T, Zobel M, Steffan-Dewenter I (2009) Extinction debt: A challenge for biodiversity conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 24(10), 564–571. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.04.011>
- 環境省 (2007) 環境省レッドリスト 2007. https://ikilog.biodic.go.jp/rdbdata/files/redlist/redlist_sy21.csv 2024

年 7 月 30 日確認

環境省 (2010) 改訂レッドリスト 付属説明資料 植物 I (維管束植物).

https://ikilog.biodic.go.jp/rdbdata/files/explanatory_pdf/21plant1.pdf 2024 年 7 月 30 日確認

環境省(2013) 中央環境審議会自然環境部会 (第 19 回) 資料 2 - 2 (1) 代表的な減少要因(環境省第 3 次レッドリストの点検). https://www.env.go.jp/council/content/i_09/900433048.pdf 2024 年 7 月 30 日確認

環境省 (2015) レッドデータブック 2014 -日本の絶滅のおそれのある野生生物- 8 植物 I (維管束植物). 株式会社ぎょうせい, 東京

環境省 (2020) 環境省レッドリスト 2020.

https://ikilog.biodic.go.jp/rdbdata/files/redlist2020/redlist2020_ikansoku.csv 2024 年 7 月 30 日確認

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ップ~.

<https://www.env.go.jp/content/000124381.pdf>

環境省 (2025a) 環境省レッドリスト 2025.

https://ikilog.biodic.go.jp/rdbdata/files/redlist2025/redlist2025_ikansoku.csv 2025 年 4 月 2 日確認

環境省 (2025b) 第 5 次レッドデータブック : 絶滅の恐れのある日本の野生生物.

<https://www.env.go.jp/nature/kisho/5th-rl-2025-book/06-5threddatabook-vascularplant01.pdf> 2025 年 4 月 7 日確認

環境省(2025c) 自然環境保全基礎調査 植生調査(植生自然度調査)

https://www.biodic.go.jp/kiso/vg/vg_kiso.html

環境庁 (1997) 環境庁レッドリスト 1997. https://ikilog.biodic.go.jp/rdbdata/files/redlist1997-2000/redlist1997-2000_ikansoku.csv 2024 年 7 月 30 日確認

中田 康隆, 松島 肇, 平吹 喜彦, 永松 大, 岡 浩平, 日置 佳之 (2017) 海岸砂丘生態系の保全・再生・利用, グリーン・インフラストラクチャーの可能性~ 研究集会の報告~. 景観生態学, 22(2), 53-60.

<https://doi.org/10.5738/jale.22.53>

長池 卓男, 西川 浩己, 飯島 勇人, 北原 正彦, 杉田 幹夫, 中野 隆志, 土橋 宏司, 亀井 忠文, 横川 昌史, 井鷲 裕司, 中村 健一, 会田 秀樹, 竹田 謙一 (2012) 南アルプスにおけるニホンジカによる高山植物への影響と保護対策および個体数管理に関する研究. 山梨県総合理工学研究機構研究報告書, 7-11.

名取 俊樹. (2008). 南アルプス北岳のキタダケソウの生育に及ぼす地球温暖化の影響. 日本生態学会誌, 58(3), 183-189. https://doi.org/10.18960/seitai.58.3_183

大橋 広好・他 (編) (2015) 改訂新版 日本の野生植物 第 1 巻. 平凡社, 東京

大橋 広好・他 (編) (2016a) 改訂新版 日本の野生植物 第 2 巻. 平凡社, 東京

大橋 広好・他 (編) (2016b) 改訂新版 日本の野生植物 第 3 巻. 平凡社, 東京

大橋 広好・他 (編) (2017a) 改訂新版 日本の野生植物 第 4 巻. 平凡社, 東京

大橋 広好・他 (編) (2017b) 改訂新版 日本の野生植物 第 5 巻. 平凡社, 東京

大窪 久美子 (2002). 日本の半自然草地における生物多様性研究の現状. 日本草地学会誌, 48(3), 268-276.

https://doi.org/10.14941/grass.48.268_1

Orishikida Y, Iwachido Y, Yoshitake Y, Goto A, Makishima D, Hikosaka K, Sasaki, T (2025) Changes in subalpine moorland plant community diversity and trait composition in response to woody plant encroachment. *Plant Ecology*, 1-9. <https://doi.org/10.1007/s11258-025-01516-y>

Rockström J, Steffen W, Noone K, Persson Å, Chapin FSI, Lambin E, Lenton TM, Scheffer M, Folke C, Schellnhuber HJ, Nykvist B, de Wit CA, Hughes T, van der Leeuw S, Rodhe H, Sörlin S, Snyder PK, Costanza R, Svedin U, Falkenmark M, Karlberg L, Corell RW, Fabry VJ, Hansen J, Walker B, Liverman D, Richardson K, Crutzen P, Foley J (2009) Planetary boundaries: exploring the safe operating space for

- humanity. *Ecology and society*, 14(2). <https://doi.org/10.5751/ES-03180-140232>
- 佐竹 義輔・他（編）（1981）日本の野生植物 草本III 合弁花類. 平凡社, 東京
- 佐竹 義輔・他（編）（1982a）日本の野生植物 草本 I 単子葉類. 平凡社, 東京
- 佐竹 義輔・他（編）（1982b）日本の野生植物 草本II 離弁花類. 平凡社, 東京
- 佐竹 義輔・他（編）（1989a）日本の野生植物 木本 I. 平凡社, 東京
- 佐竹 義輔・他（編）（1989b）日本の野生植物 木本 II. 平凡社, 東京
- 生物多様性センター（2025）統一凡例（植生区分・大区分一覧表）. <http://gis.biodic.go.jp/webgis/sc-016.html>
2025年7月4日確認
- 澤田 佳宏（2014）海浜植物のレッドリスト記載状況と保全上の課題. *景観生態学*, 19(1), 25-34.
<https://doi.org/10.5738/jale.19.25>
- 高橋 佳孝（2009）多様な担い手による阿蘇草原の維持・再生の取り組み. *景観生態学*, 14:5-14.
<https://doi.org/10.5738/jale.14.5>
- Tilman D, May RM, Lehman CL, Nowak MA (1994) Habitat destruction and the extinction debt. *Nature*, 371:65–66. <https://doi.org/10.1038/371065a0>
- Uchida K, Ushimaru A (2014) Biodiversity declines due to abandonment and intensification of agricultural lands: patterns and mechanisms. *Ecological Monographs*, 84(4), 637-658. <https://doi.org/10.1890/13-2170.1>
- Ushimaru A, Uchida K, Suka T (2018) Grassland Biodiversity in Japan: Threats, Management and Conservation, in: *Grasslands of the World* (pp. 211-232). CRC Press.
- 渡邊 絵里子, 斎藤 昌幸, 林 直樹, 松田 裕之（2014）日本のレッドデータブックに掲載された維管束植物種の絶滅リスクに基づく生物多様性ホットスポット解析. *保全生態学研究*, 19(1), 53-66.
https://doi.org/10.18960/hozen.19.1_53
- 矢原 徹一, 川窪 伸光（2002）保全と復元の生物学：野生生物を救う科学的思考, 種生物学会編, 文一総合出版, 東京
- 由良 浩（2014）砂丘植生を取り巻く危機的状況とその要因. *景観生態学*, 19(1), 5-14.
<https://doi.org/10.5738/jale.19.5>

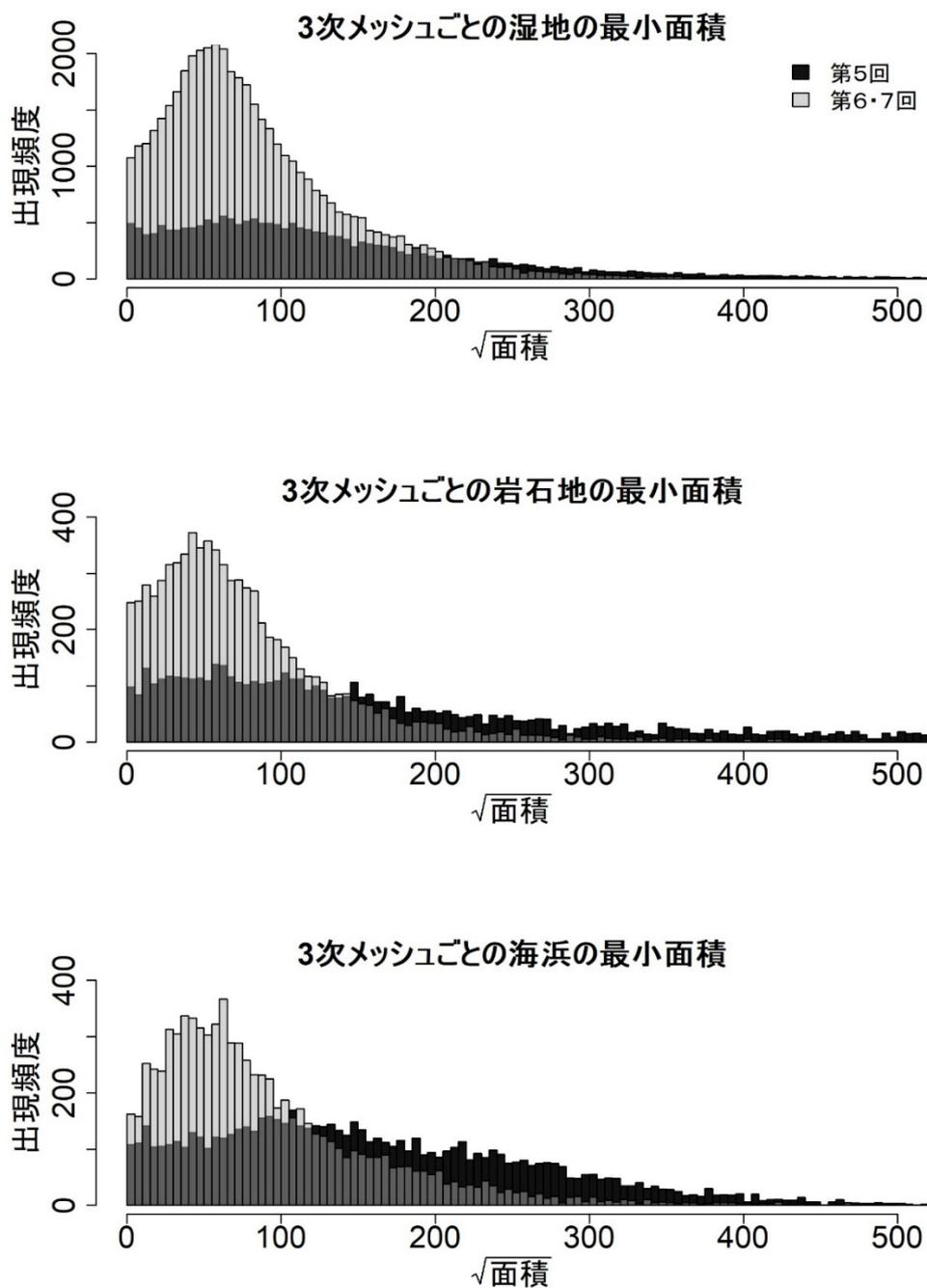
付 録

1) 植生図に基づく生息環境面積

環境省第5回、第6・7回植生図ポリゴンを用いて、それぞれの植生凡例ごとの存在面積を計算した。次に、植生凡例の紹介文および優占種に基づき、植生凡例を生息環境に紐づけるテーブルを作成し、それぞれの時点での生息環境の分布量を算出した。ただし、第6・7回植生図は1998年から2024年にかけて行われたため、調査年がポリゴンごとに異なる。この点を補正するため、実際には3次メッシュごとに調査年およびその時点での生息地面積を算出し、第5回時点の値との変化量を計算した。第5回植生図は1970年代後半から80年代初頭にかけて作成されたが、地点ごとの調査年の情報が得られなかったため、調査は1980年に行われたものとみなし、年あたりの変化率を求めた。この変化率を元に、3次メッシュごとに2021年時点での生息環境面積を外挿した。このプロセスによって得られた3次メッシュごとの生息環境面積の分布量を足し合わせることで、第5回植生図時点（これを1970年代後半の生息地面積とみなした）、および2021年時点での生息環境面積をそれぞれ算出した。植生凡例と生息環境区分の対応は、草原性植物の絶滅危惧状況_植生図生息環境対応表.xlsxに示した。植生凡例に基づく生息環境区分の判定は、以下のとおり行った。群落の説明文(生物多様性センター 2025)に草原性種が優占することや岩石地であることなどの記載があった場合を除き、群落名に用いられている種のいずれかに概ね最大樹高が5mを超す樹木が含まれていた場合には森林的環境とした。ただし、ハイマツ群落は低木であるものの、林床が暗い純林になることが多いため「ハイマツ群落」は森林的環境とした。その他の生息環境区分については、主に群落の説明文(生物多様性センター 2025)に基づいて分類した。参考として、群落名に用いられている植物について図鑑「改訂新版 日本の野生植物(大橋ほか 2015, 2016a, b, 2017a, b)」に記載されている生息環境情報がどの生息環境のキーワード(表1)に該当するかを確認した。海浜植生の計算においては、植生凡例上で自然裸地として扱われている砂浜は、植生が疎であることから、生息地面積の算定からは除いた。ただし、「道路」に相当する植生区分は、第5回と第6・7の植生図間で1対1の対応が取れなかったため、計算しなかった。また、本研究では草原性植物の絶滅危惧状況_植生図生息環境対応表.xlsxに示す通り生息環境を分類したが、実際には生息環境そのものが連続的である場合など、分類基準の設定に応じて植生凡例に基づく生息環境区分を用いた面積計算は変動する可能性がある点に注意が必要である。

上記の分析に加え、湿地、岩石地、海浜面積の算出においては、以下の追加処理を行っている。第5回植生図(5万分の1)に比べ、第6・7回植生図(2万5千分の1)ではより細かい空間解像度が用いられている。そのために、狭い面積に分断化された生息地(すなわち湿地、岩石地、海浜)では、解像度の差に起因する生息地面積の見かけ上の増加が

生じていることが考えられる。これを確認するため、3次メッシュごとに、これらの生息地のうち補足された最も小さい面積を算出し、ヒストグラムに示した（付録図1）。その結果、湿地において、第5回植生図では面積が40000 m²以下の判定数が第6・7回に比べて少なく、岩石地と海浜では10000 m²以下の判定数が少ないことが分かった。このことから、植生図間で、面積が増加しており、かつ変化量が湿地では40000 m²以下、岩石地と海浜では10000 m²以下であるものについては、第5回においても第6・7回と同じ面積が存在したと判断し、値を補正した。



付録図1. 3次メッシュごとの各生息地の最小面積の分布

2) 土地利用図に基づく生息地面積

土地利用細分メッシュデータ（国土交通省）より、1976年と2021年のデータを用いて、生息地面積の計算を行った。このデータの解像度は100mメッシュである。ただし、岩石地、湿地、海浜植生については対応する区分が存在しないため、算出をしなかった。森林的環境は、土地利用図上での「森林」の面積とした。農地は、「水田」および「その他の畑」の和とした。道路は、「幹線道路」の面積とした。草原面積のみ、部分的に植生図のデータを組み合わせた処理を行った。具体的には、土地利用図上で「荒地」あるいは「その他の用地」である100mメッシュのうち、そのメッシュ内の中心点を占める植生の、植生図上の区分が、造成地、宅地、自然裸地、岩石地、湿地のいずれでもないメッシュを草原と判定し、その面積を求めた。このような処理をしたのは、「荒地」には自然草地および一部の二次草地が含まれる一方で自然裸地や岩石地および湿地も含まれ、「その他の用地」には、スキー場や軍事演習場に由来する草原性の生息地が含まれている一方、宅地・造成地も含まれるからである。

付録表1に、2通りの計算方法を用いて算出した生息地面積と、それらの平均値を記した。それぞれの時点での平均値を、本文中の生息地面積として利用した。

付録表1. 植生図および土地利用図に基づく生息地面積（単位：万 ha）

| 生息環境区分 | 1970年代後半 | 1970年代後半 | 1970年代後半 | 2021年 | 2021年 | 2021年 |
|----------------|----------|----------|----------|---------|---------|---------|
| | 植生図 | 土地利用図 | 平均値 | 植生図 | 土地利用図 | 平均値 |
| 草原 (人工草原以外) | 169.57 | 144.59 | 157.08 | 111.42 | 67.44 | 89.43 |
| 岩石地 | 15.38 | — | 15.38 | 5.92 | — | 5.92 |
| 湿地 | 19.54 | — | 19.54 | 17.54 | — | 17.54 |
| 海浜 | 4.35 | — | 4.35 | 2.78 | — | 2.78 |
| 農地 | 695.49 | 636.28 | 665.89 | 435.35 | 522.35 | 478.85 |
| 道路 | — | 6.78 | 6.78 | — | 16.63 | 16.63 |
| 森林的環境 | 2330.55 | 2268.80 | 2299.67 | 2402.77 | 2331.71 | 2367.24 |

付録データ

草原性植物の絶滅危惧状況_植生図生息地対応表.xlsx

https://anchor200.github.io/japan_grassland_endangered/草原性植物の絶滅危惧状況_植生図生息地対応表_17.xlsx