

R-03-2024

MFRI Research Report

山梨県富士山科学研究所研究報告書

第55号

基盤研究

「放棄草原への草刈導入とシカ除去による植物と
チヨウの復元に関する野外実験」

令和5年度

山梨県富士山科学研究所

R-03-2024

MFRI Research Report

山梨県富士山科学研究所研究報告書

第 55 号

基盤研究

「放棄草原への草刈導入とシカ除去による植物と
チヨウの復元に関する野外実験」

令和 5 年度

山梨県富士山科学研究所

はじめに

富士山には、亜高山帯林や青木ヶ原樹海のような人の手があまり入っていないような自然から、昔から人手が入ってきた山麓の二次林や植林、草原など、様々な自然環境があります。富士山への来訪者数は、平成 25 年に世界遺産登録されて以来増加し続け、一時期新型コロナウイルス感染症の影響で落ち込んだものの、現在は回復傾向にあります。このような状況の中、富士山の自然の保全と利活用の両立はますます重要な課題になっています。

全国的には草原は著しく減少していますが、富士山には静岡県側も含め、かなりの面積の草原が残されています。草原には絶滅危惧の動植物が数多く生息することから、富士山の草原は山梨県だけでなく、日本の生物多様性を保全する上でも極めて重要な環境となっています。このような立地を生かして、当研究所の前身である環境科学研究所の時代から、多くの研究員が草原生態系に関する様々な生態学的研究を行い、研究成果を蓄積してきました。しかし、富士山でも管理が放棄されて失われつつある草原も多く、また近年のシカの増加によって草原生態系も影響を受けている可能性があります。このような中、富士山の草原の生物多様性の保全手法の開発は重要な研究課題です。

本研究では、数十年管理放棄されているにもかかわらず今もなお複数の絶滅危惧種が生き残っている放棄草原において、草刈りと防鹿柵を設置することにより、草原性の植物やチョウ類がどの程度回復するか調査したものです。本研究は、巧みな研究デザインを組むことによって、放棄草原における生態系を保全するためには、草刈りと防鹿柵が有効であることを明確に示しています。本報告が富士山の草原生態系の保全に寄与することを期待しています。

山梨県富士山科学研究所
所 長 藤 井 敏 嗣

目 次

はじめに

概要編

I 研究の概要

I-1 研究テーマおよび研究期間	1
I-2 研究体制	1
I-3 研究目的	1
I-4 研究成果の概要	1
I-5 研究成果の発表	2
I-5-1 誌上発表	2
I-5-2 口頭発表	2
I-6 謝辞	2

本編

II 研究成果報告

II-1 研究の背景と目的	3
II-2 調査地と方法	3
II-2-1 調査地	3
II-2-2 調査デザインと調査方法	4
II-2-3 統計解析	4
II-3 結果	5
II-3-1 草刈り・シカ柵設置前の状況	5
II-3-2 草刈り・シカ柵設置後の変化	6
II-4 考察	6
II-5 引用文献	7

概 要 編

I 研究の概要

I-1 研究テーマおよび研究期間

研究テーマ：

放棄草原への草刈導入とシカ除去による植物とチョウの復元に関する野外実験

研究期間

令和1年度 ～ 4年度（4年間）

I-2 研究体制

研究代表者：大脇 淳（研究部自然環境科、現：桜美林大学リベラルアーツ学群）

研究分担者：杉田幹夫（研究部自然環境科）

北原正彦（研究部自然環境科）

I-3 研究目的

草原は20世紀以降、その面積が著しく減少しているが、日本の生物多様性を保全する上で極めて重要な植生である。日本の半自然草原は、元々草刈り、放牧、火入れなどの管理によって維持されていたが、その生物多様性は管理放棄とニホンジカ（以下、シカ）の採食圧により衰退しつつある。しかし、管理放棄された草原（以下、放棄草原）で、草刈りなどの管理とシカを排除することによる、草原性生物の回復の程度についてはほとんどわかっていない。そこで本研究では、草刈りとシカの排除が草原の植物とチョウの多様性をどの程度高めることができるか検証することを目的として、シカの多い富士北麓の放棄草原において、草刈りとシカの排除を組み合わせた野外実験を実施した。

I-4 研究成果の概要

本研究では、山梨県富士河口湖町本栖の放棄草原に「草刈りのみ（草刈り区）」、「シカ柵のみ（シカ柵区）」、「草刈りとシカ柵の両方（草刈り・シカ柵区）」、「コントロール（どちらの処理もなし：コントロール区）」の4処理それぞれについて4つの繰り返しを設けて草刈りとシカ柵設置が植物とチョウの多様性に及ぼす影響を評価した。これらの処理を行う前に各区で植物とチョウを調査し、その後、これらの処理を加えて2年継続して調査し、2年間の草刈り、シカ柵設置の効果を検証した。

処理前は、開花した虫媒草原性植物頻度のみシカ柵区で有意に高かったが、全植物種数、草原性植物種数、チョウ種数は草刈り区、シカ柵区、草刈り・シカ柵区、コントロール区の間で有意差はなかった。草刈りとシカ柵を設置した翌年には、全植物種数では草刈りの弱い正の効果、開花した虫媒草原性植物頻度とチョウの種数ではシカ柵設置の正の効果が認められた。草原性植物種数については草刈りとシカ柵設置の効果は有意にならなかった。処理2年後になると、植物種数と草原性植物種数では草刈りの正の効果が認められた。植物種数を除く3つの応答変数では、シカ柵設置の正の効果が認められた。また、開花した虫媒草原性植物頻度については、草刈りとシカ柵設置の交互作用も認められ、シカ柵区では草刈りは開花量を増加させたが、非シカ柵区では草刈りは開花量を増加させなかった。

これらの結果は、放棄草原でシカ柵を設置し、草刈りを継続することで、草原性の植物や開花量、チョウの種数を増加させられることを示している。しかし、虫媒草原性植物の開花量やチョウの種数において、草刈り単独の効果は検出されなかった。このことは、草刈りしてもシカ柵を設置しないと虫媒草原性植物の開花量やチョウの種数を回復させることができないことを示している。したがって、放棄草原で草原性植物の開花量やチョウの多様性を増加・回復させるためには、シカ柵を設置した上でその中を草刈りする必要があることが明らかになった。

I-5 研究成果の発表

I-5-1 誌上発表

なし

I-5-2 口頭発表

- 1) 大脇淳, 北原正彦, 鷺田茜 (2020) 放棄草原内の異質性と植物・チョウ群集の関係. 第 67 回日本生態学会 (名古屋).
- 2) 大脇淳, 北原正彦, 鷺田茜 (2021) 草刈とシカ柵設置が放棄草原の植物とチョウの群集に及ぼす影響. 第 68 回日本生態学会 (岡山: オンライン).
- 3) 大脇淳, 北原正彦 (2022) 放棄草原での草刈と防鹿柵による植物とチョウの回復～2 年目の結果～. 第 69 回日本生態学会 (福岡: オンライン).

I-6 謝辞

私の在籍期間中に研究部自然環境研究科(現、研究部自然環境・共生研究科)の助手であった塚田安弘氏、松山美恵氏、鷺田茜氏、前田沙希氏、勝俣英里氏には、棘のある低木が生え藪漕ぎで大変な調査を手伝って頂いた。また、上記の助手の皆さまに加え、古屋賢一氏、中野隆志氏、矢野安曇氏、富士河口湖のシルバー人材の方々には秋に実施していた草刈りを手伝って頂いた。中野隆志氏には研究計画段階で非常に重要なアドバイスを頂いた。安田泰輔氏には、本調査地で調査を進める上での事務的な手続きについて教えて頂いた。渡辺林業土木には美しく頑丈なシカ柵を張って頂いた。これらの皆様に深く感謝申し上げる。本研究は山梨県林政部県有林課および山梨県環境・エネルギー部自然共生推進課の許可を受けた。

本 編

II 研究成果報告

II-1 研究の背景と目的

草原は豊かな生物多様性を育むだけでなく、食糧生産、水の供給や調整、炭素貯蔵、気候緩和といった様々な生態系サービスの供給源としても重要な植生であるが (Bardgett et al. 2021)、世界的に最も保全が進んでいない植生の一つである (Hoekstra et al. 2005)。日本でも特に 20 世紀以降、草原面積は著しく減少している。草原は明治時代には国土の約 30%、20 世紀前半には国土の 10%以上を占めていたが、現在では国土のわずか 1~2%程度に過ぎないと推定されている (小椋 2012)。今もなお残っている日本の草原にはそこに依存した様々な絶滅危惧種が生息しているため (Ohwaki 2018; Ushimaru et al. 2018)、草原の保全は急務である。

日本列島は基本的に森林が発達する気候であるため、草原の維持には何らかの攪乱や森林の成立を妨げる厳しい自然条件 (冬季の強風など) を必要としている (Ohwaki 2018)。自然攪乱が起こらないように土地改変された現在の日本には自然草原はほとんどなく、草原の大部分は草刈り、火入れ、放牧といったヒトの適度な攪乱によって維持されてきた半自然草原である (Ushimaru et al. 2018)。しかし、かつては牛馬の餌や茅などを採取する場として必要とされた草原は、現代ではその価値を失い、草原の多くは植林や開発によって消失した。また、残された草原の多くは、管理放棄または農業の集約化による管理強化によって質が悪化し、生物多様性が減少している (Koyanagi and Furukawa 2013; Uchida and Ushimaru 2014)。このような状況のなか、日本の草原性生物を保全するためには、今も管理が続いている草原を保全するだけでなく、管理放棄された草原で管理を復活させ、草原性生物がどの程度回復するか検証する必要がある。

草原の代表的な管理手法である草刈り、放牧、火入れのうち、草刈りは最も簡単に導入可能な管理手法である。一方で、近年は増加したシカの採食圧により草原の生物多様性が劣化していることが報告されている (Otsu et al. 2017; Nakahama et al. 2020)。そのため、シカの増加した地域では、放棄草原で草刈りしても、シカの採食圧により草刈りの正の効果が相殺される可能性がある。特に富士山麓は山梨県でも最もシカの密度が高い地域の一つであるため (山梨県 2017)、シカによる採食圧の効果も評価する必要がある。これまで、管理されている草原で草刈りまたはシカの採食圧の影響のみに注目した研究はあるが、放棄草原で草刈りとシカの排除の組合せが草原性の植物や昆虫にどの程度効果的か明らかにした研究は全くない。そこで、本研究は、シカの多い富士西麓の放棄草原において、草刈りとシカの排除を組み合わせた野外実験を行い、草刈りとシカの排除が草原の植物とチョウの多様性をどの程度高めることができるか検証することを目的とした。

II-2 調査地と方法

II-2-1 調査地

調査は、山梨県富士河口湖町の富士山西麓に位置する本栖草原で実施した。ここは標高約 980 m で冷温帯に位置し、元々は本栖集落が茅場として管理してきた草原である。本栖集落の住民への聞き取りによると、1950 年代には管理放棄されたようだが、航空写真を見ると 1975 年頃は 100 ha 以上の大きな草原が広がっていた。しかし、その後の植林や植生遷移により、現在では低木の混じる草原が合計 20 ha に満たない程度しか残っていない (Ohwaki et al. 2018)。低木は主にクロツバラとズミが侵入し、高さ 3 m ほどになっている。場所によっては低木が密に繁茂し、草原ではなく低木林のようにになっている。チョウに関しては、少なくとも 4 種の絶滅危惧種が既に局所絶滅していると考えられるが、2016 年の調査でも絶滅危惧チョウ類が確認されており、生物多様性を保全する上で貴重な草原である (Ohwaki 2019)。

II-2-2 調査デザインと調査方法

2018年の冬から2019年の春にかけて、本栖草原内の低木密度が低く、草原の状態を維持している場所を4ヶ所選び（4ブロック）、各ブロック内に25m四方のプロットを二つ設置した（図1a）。プロットは半分に分割し（12.5m×25m）、これをサブプロットとした。2019年の春から秋にかけて、まず草刈りとシカ柵設置の処理を行う前の状況を把握するために、各サブプロットで植物とチョウの調査を実施した（調査方法は次の段落を参照）。続いて、2019年の晩秋（10月末から11月上旬）にプロットの片方のサブプロットで草刈りを行い、2020年の3月までに各ブロックの片方のプロットに25m四方のシカ柵を設置した。これにより、草刈りとシカ柵の両方（草刈り・シカ柵区）、シカ柵のみ（シカ柵区）、草刈りのみ（草刈り区）、コントロール（コントロール区）の4処理をサブプロット単位で作った。これを4ブロックで作ったため、各処理はサブプロット単位で4つの繰り返しがあることになる。その後、2020年と2021年も2019年と同様の調査を行い、調査が終わった晩秋に毎年1回、草刈り区および草刈り・シカ柵区で草刈りを行った（草刈りは2019年、2020年、2021年の晩秋。また、初年度の草刈りは低木も全て除去した）。刈った草はレーキで集めてプロット外に運んだ。

植物とチョウの調査方法は以下の通りである。2019年の調査を開始する前までに、各サブプロット内に1m間隔で4つの1m×1mのコドラートを張るラインを3つ設置し（合計12個の1mコドラート）、このコドラート内で植物を記録した。ただし、隣のサブコドラートと接する2.5mはそれぞれバッファースペースとして調査を避けた（図1a）。コドラート内の存在に加えて、各1mコドラートは50cm四方のサブコドラートに4分割し、各植物種が観察されるサブコドラートの出現数も記録した。つまり、4つのサブコドラート全てからその植物種が生えていれば、そのコドラートでのその植物種の出現数は4、1つのサブコドラートだけから観察されれば出現数は1となる。さらに、各植物種はサブコドラート単位で開花状況も記録した。つぼみ、花、果実が観察されれば、その植物個体（ラメット）は開花したとみなした。植物は処理前の2019年、処理後の2020年と2021年に年2回、初夏（6月上～中旬）と晩夏（8月末～9月中旬）に調査した。なお、初夏の調査ではつぼみ、花、種子のいずれかを付けた繁殖しているラメットのみを記録し、晩夏の調査で繁殖の有無に関係なく全ての植物と繁殖状況を記録した。

チョウはサブコドラート単位で調査を実施した。6～9月に毎月一回、バッファースペースを除く各サブコドラート内をゆっくりまんべんなく歩きながら16分滞在し、観察されたチョウの種と個体数を記録した。チョウの調査も2019年～2021年の3年間実施した。

II-2-3 統計解析

植物はコドラート単位で、植物種数、草原性植物種数、開花した虫媒草原性植物種数、開花した虫媒草原性植物頻度（1～4のスコアも考慮して足した数値：例えば、コドラートに開花した虫媒植物Aが4サブコドラートで出現し、開花した虫媒植物Bが2サブコドラートで出現した場合、開花した虫媒草原性植物頻度は6。ただし、もし植物Aが両方の季節で開花した場合、大きい方の値を用いる）を算出した。チョウはサブプロット単位で、全季節を合計して観察された各年の種の数（種数）と個体数を算出した。

植物では、調査した3年の各年で、全植物種数、草原性植物種数、開花した虫媒草原性植物種数、開花した虫媒草原性植物頻度のそれぞれを応答変数、草刈りとシカ柵の有無およびその交互作用を説明変数、ブロックをランダム効果とし、ポアソン分布を仮定した一般化線形モデルを構築した。チョウでは、種数および個体数を応答変数、草刈りとシカ柵の有無およびその交互作用を説明変数、ブロックをランダム効果とし、ポアソン分布を仮定した一般化線形モデルを構築した。これらのモデルのうち、2019年のモデルは、草刈りやシカ柵を設置する前の植物やチョウの状況を明らかにすることが目的である。一方、2020年と2021年のモデルは、処理を実施して1年後および2年後の効果を検出する。統計処理はフリーの統計ソフトRで行い、一般化線形モデルの実施にはlme4パッケージを利用した。

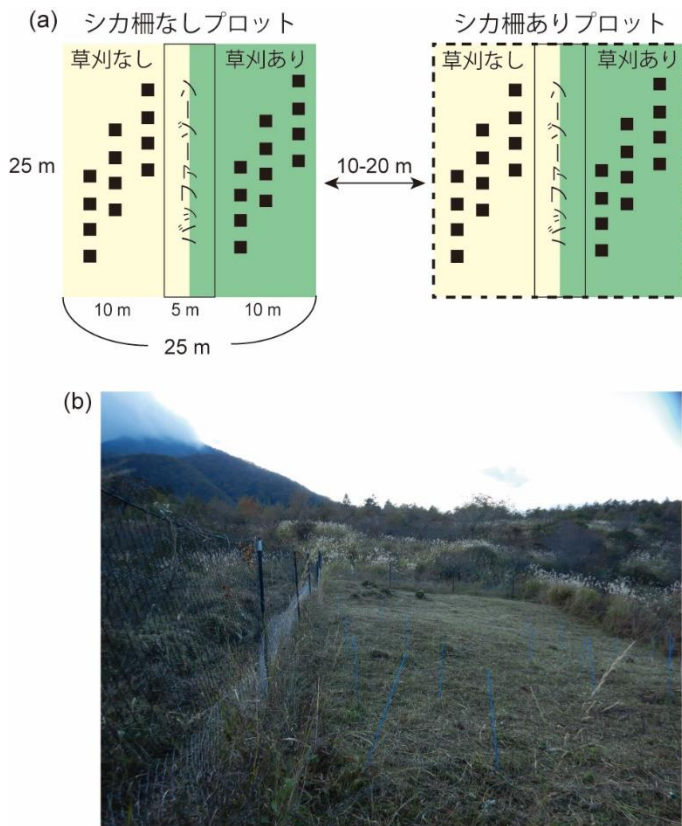


図1. 調査デザイン (a) と草刈り後の調査地の様子 (b). (a) 各プロットを半分に分割してサブプロットを作成し、各プロットのどちらかのサブプロットで草刈りを行い、片方のプロットにはシカ柵を設置した。サブプロットが接するプロットの中央 5 m 幅には完全に隣接することを避けるため調査を行わないバッファゾーンを設けた。(b) 写真の左と奥にはシカ柵が映り、右側は非草刈り区が見える。

II-3 結果

II-3-1 草刈り・シカ柵設置前の状況

処理前の 2019 年には、全植物種数 (図 2a)、草原性植物種数、開花した虫媒草原性植物種数 (図 2d)、開花した虫媒草原性植物頻度のいずれにおいても将来の草刈りの有無および草刈りとシカ柵設置の交互作用は有意でなかった。つまり、草刈り処理前の時点では、草刈り予定のコドラートと草刈り予定のないコドラートの間で種数や開花状況に差はなかった。一方、シカ柵については、全植物種数、草原性植物種数、開花した虫媒草原性植物種数では将来のシカ柵の有無で事前に有意差はなかったが (それぞれ $P = 0.081$ 、 $P = 0.312$ 、 $P = 0.073$)、開花した虫媒草原性植物頻度は将来シカ柵の内側にあるコドラートの方がシカ柵で囲われないコドラートより有意に高かった ($P = 0.022$)。

チョウの種数については、処理前には将来の草刈りやシカ柵の有無、その交互作用は有意でなかった（図2g）。

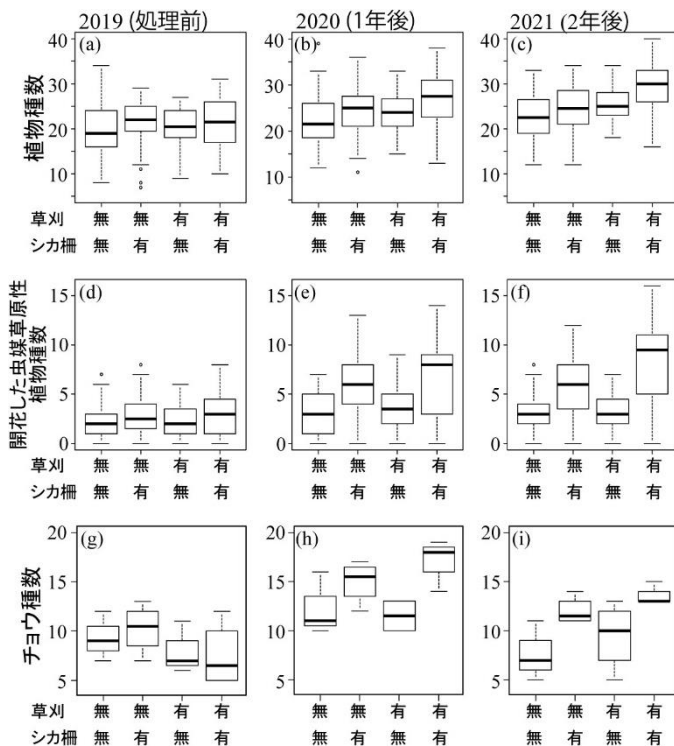


図 2. 草刈りおよびシカ柵設置による全植物種数 (a-c)、開花した虫媒草原性植物種数 (d-f)、チョウ種数 (g-i) の変化.

II-3-2 草刈り・シカ柵設置後の変化

全植物種数では草刈りとシカ柵の交互作用は両年ともに有意でなかったが、全植物種数は1年後には草刈りしたコードラートで有意に高くなり ($P = 0.047$)、2年後にはその傾向はさらに顕著になった ($P = 0.008$) (図2b, c)。草原性植物種数については、交互作用は両年ともに有意でなく、1年後にはどちらの処理も有意にならなかったが、2年後には草刈り、シカ柵設置処理ともに種数を有意に増加させた (草刈り: $P = 0.014$ 、シカ柵: $P = 0.026$)。一方、開花した虫媒草原性植物種数は、他と同様に交互作用は有意でなかったが、1年目からシカ柵設置の有意な正の効果が認められた (図2e, f) (両年ともに $P < 0.001$)。しかし、草刈りの効果は両年ともに有意ではなかった。開花した虫媒草原性植物頻度は、開花した虫媒草原性植物種数の結果と似ており、1年目からシカ柵設置により開花した植物頻度が有意に増加した (両年ともに $P < 0.001$)。ただし、2年目になると、草刈りとシカ柵設置の交互作用が有意になり、シカ柵が設置された条件で草刈りすると開花した植物頻度は増加したが、シカ柵がないと草刈りしても開花した植物頻度は増加しなかった。

チョウについては1年目、2年目ともにシカ柵の効果のみが検出され、シカ柵のあるサブプロットではチョウの種数が有意に高かった (1年目: $P = 0.020$ 、2年目: $P = 0.010$) (図2h, i)。

II-4 考察

本研究の結果、放棄草原における草刈りとシカ柵設置の顕著な効果が明らかになった。まず2年間連続して実施した秋の草刈りは全植物種数や草原性植物種数を増加させた。既存研究では、年1~2回の草刈りは草原の植物や昆虫の多様性を増加させるが、高頻度の草刈りは生物多様性を減少させることが報告されている (Uchida and Ushimaru 2014; Smith et al. 2018)。また、夏の草刈りは多くの草原性植物の種子生産を妨げるが、秋の草刈りはほとんどの植物の種子生産に影響しないと考えられている (Nakahama et al. 2016)。

したがって、一年に一回、秋に行う本研究の草刈り頻度や時期は草原性植物を保全する上で適切であったと考えられる。しかしながら、開花した虫媒草原性植物種数と開花した虫媒草原性植物頻度は、草刈りでは増加せず、シカ柵設置によって増加した。草刈りは植物種数を増加させるが、開花した株は草刈りではなくシカ柵設置によって増加するというこれらの結果は、草刈りは植物種数を増加させる効果があるものの、シカ柵がないと花はほとんどシカに食べられてしまい、植物の種子生産が妨げられていることを示している。また、開花した虫媒草原性植物頻度は、実験 2 年後には草刈りとシカ柵の交互作用が有意になり、シカ柵内で草刈りをすると不釣り合いに開花した虫媒草原性植物頻度が増加していた。このことは、単にシカ柵を設置するだけではなく、シカ柵内で草刈りをすることで、花の量をより増加させることができることを示している。

チョウの種数については、草刈りの効果はなかったが、シカ柵の設置により処理 1 年後から増加した。これは、チョウの成虫の重要な資源が花の蜜であるため、シカ柵内で花の量が増加したことによりチョウの種数が増加したものと考えられる。既に多くの研究が花の量とチョウの種数や個体数との正の相関を報告しているが (Kuussaari et al. 2007; Berg et al. 2013; Ohwaki et al. 2017)、本研究で観察されたシカ柵の設置によるチョウの増加は、シカ柵の設置による花の量の増加を通じて生じたと考えられる。長野県霧ヶ峰の草原では、シカ柵内と柵外で訪花昆虫であるチョウとマルハナバチを比較し、シカ柵内ではそれらの訪花昆虫が増加したことが報告されている (Nakahama et al. 2020)。したがって、シカの密度が高い地域では、シカ柵の設置は訪花昆虫の保全に大きな役割を果たすと考えられる。

現代では、草原は経済的な価値を失ってしまったため、管理放棄された草原も少なくない。植物によっては土壌の中で種子が何十年も生き続ける種があるが、草原性の植物は一般的に埋土種子として 40 年は持たないとされている (Bossuyt et al. 2006)。また、元々森林だった場所を伐採しても、古くから維持されてきた草原植生を維持することは不可能であることが指摘されている (Inoue et al. 2021)。これらのことに加え、草原は多くの絶滅危惧種を抱え、日本の生物多様性を保持する上で非常に重要な環境であることを考えると、遷移が進んで草原の状態を留めていない場所を元の草原に戻すのは難しいと考えられるが、比較的最近放棄された草原で再び草刈りなどの管理を復活させることで、少なくとも草原植生はある程度復活させることが可能と考えられる。シカの密度が高い地域ではシカを排除する必要があるが、シカの少ない地域では草刈りの復活だけでも草原性生物を保全する上でかなりの効果を期待できるであろう。一方、草原性チョウ類は分散力が低く、遠くから飛来することができないため (Thomas et al. 1992)、もしその地域から既に絶滅していたら、植生が回復してもチョウを復活させることは不可能であろう。まだ生存している近隣の地域からの再導入に関する研究を積み重ねる必要があるだろう。

富士山麓は日本国内でも草原が多く残され、貴重な草原性動植物が集中的に生息する地域の一つである (Ushimaru et al. 2018)。この地域にはシカが高密度に生息することと今回のシカ柵設置の効果を考慮すると、本地域で草原性生物を保全するためには、草原でのシカ柵設置を含めた保全管理が不可欠である。草刈り自体もかなりの労力を要する作業であるため、今後、富士山麓の草原の生物多様性を保全するためには、より省力的な保全管理手法や様々な管理手法の保全効果などを検討していく必要がある。また、近年の飼料価格の高騰などを考えると、畜産用飼料として在来の半自然草原のバイオマスを評価し、草原利用を経済活動と結びつける研究も不可欠であろう。

II-5 引用文献

- Bardgett RD, Bullock JM, Lavorel S, Manning P, Schaffner U, Ostle N, et al. (2021) Combatting global grassland degradation. *Nature Reviews Earth & Environment*, 2: 720–735.
- Berg A, Ahme K, Ockinger E, Svensson R, Wissman J (2013) Butterflies in seminatural pastures and power-line corridors

- effects of flower richness, management, and structural vegetation characteristics. *Insect Conservation and Diversity*, 6: 639–657.
- Bossuyt B, Butaye J, Honnay O (2006) Seed bank composition of open and overgrown calcareous grassland soils—a case study from Southern Belgium. *Journal of Environmental Management*, 79: 364–371.
- Hoekstra JM, Boucher TM, Ricketts TH, Roberts C (2005) Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecology Letters*, 8: 23–29.
- Inoue T, Yaida YA, Uehara Y, Katsuhara KR, Kawai J, Takashima K, Ushimaru A, Kenta T (2021) The effects of temporal continuities of grasslands on the diversity and species composition of plants. *Ecological Research*, 36: 24–31.
- Koyanagi TF, Furukawa T (2013) Nation-wide agrarian depopulation threatens seminatural grassland species in Japan: sub-national application of the Red List Index. *Biological Conservation*, 167: 1–8.
- Kuussaari M, Heliölä J, Luoto M, Pöyry J (2007) Determinants of local species richness of diurnal Lepidoptera in boreal agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 122: 366–376.
- Nakahama N, Uchida K, Koyama A, Iwasaki T, Ozeki M, Suka T (2020) Construction of deer fences restores the diversity of butterflies and bumblebees as well as flowering plants in semi-natural grassland. *Biodiversity and Conservation*, 29: 2201–2215.
- Nakahama N, Uchida K, Ushimaru A, Isagi Y (2016) Timing of mowing influences genetic diversity and reproductive success in endangered semi-natural grassland plants. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 29: 2201–2215.
- 小椋純一 (2012) 森と草原の歴史. 古今書院, 東京.
- Ohwaki A (2018) How should we view temperate semi-natural grasslands? Insights from butterflies in Japan. *Global Ecology and Conservation*, 16: e00482.
- Ohwaki A (2019) Entire-area spring burning versus abandonment in grasslands: butterfly responses associated with hibernating traits. *Journal of Insect Conservation*, 23: 857–871.
- Ohwaki A, Hayami S, Kitahara M & Yasuda T (2018) The role of linear mown fi rebreaks in conserving butterfly diversity: effects of adjacent vegetation and management. *Entomological Science*, 21: 112–123.
- Ohwaki A, Maeda S, Kitahara M, Nakano T (2017) Associations between canopy openness, butterfly resources, butterfly richness and abundance along forest trails in planted and natural forests. *European Journal of Entomology*, 114: 533–545.
- Otsu C, Iijima H, Nagaike T, Hoshino Y (2017) Evidence of extinction debt through the survival and colonization of each species in semi-natural grasslands. *Journal of Vegetation Science*, 28: 464–474.
- Smith AL, Barrett RL, Milner RNC (2018) Annual mowing maintains plant diversity in threatened temperate grasslands. *Applied Vegetation Science*, 21: 207–218.
- Thomas CD, Thomas JA, Warren MS (1992) Distributions of occupied and vacant butterfly habitats in fragmented landscapes. *Oecologia*, 92: 563–567.
- Uchida K, Ushimaru A (2014) Biodiversity declines due to abandonment and intensification of agricultural lands: patterns and mechanisms. *Ecological Monograph* 84: 637–658
- Ushimaru A, Uchida K, Suka T (2018) Grassland biodiversity in Japan: threats, management and conservation. In: Squires V, Dengler J, Feng H, Hua L (Eds), *Grassland Management: Problems and Prospects*. CRC Press, Boca Raton, US.
- 山梨県 (2017) 山梨県のニホンジカの密度調査.
 URL: <https://www.pref.yamanashi.jp/shinsouken/research/kankyo/deermonitoring.html>
 (2023年12月4日アクセス)

R-03-2024

令和 5 年度
山梨県富士山科学研究所研究報告書
第 55 号

MFRI Research Report

2024 年発行

編集・発行
山梨県富士山科学研究所

〒403-0005 山梨県富士吉田市上吉田剣丸尾 5597-1
電話：0555-72-6211
FAX：0555-72-6204
<https://www.mfri.pref.yamanashi.jp/>
