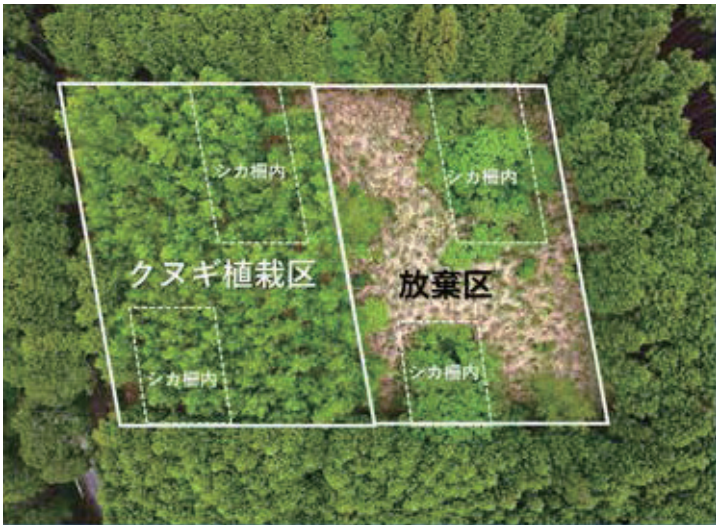
ISSN 1883-8219

兵庫県
森林動物研究センター

# 兵庫県における ニホンジカによる森林生態系被害の把握と保全技術 III

## Assessments and technologies for conservation of forest ecosystem under overabundance of sika deer in Hyogo Prefecture: part III

兵庫県森林動物研究センター 研究部　編集



兵庫県森林動物研究センター
兵庫 ワイルドライフモノグラフ 16 号
2024 年 3 月

Wildlife Management Research Center, Hyogo
Wildlife Monograph of Hyogo, No.16

# はじめに

兵庫県森林動物研究センター は、ワイルドライフマネジメントに係わる研究成果を、野生動物の保全と管理に関わる業務を行っている行政担当者や実務者、技術者、研究者などへ実務に有益な知見を提供することを目的として、平成 20 年度から「兵庫ワイルドライフモノグラフ」を刊行してまいりました。今回、第 16 号として「特集 : 兵庫県におけるニホンジカ（以下、シカ）による森林生態系被害の把握と保全技術Ⅲ」6 編を収録しました。

林野庁は国土保全や水源涵養などに果たす森林の公益的機能について、2000 年の経済的評価額は年間当たり約 7,499 百億円と試算し、このうち、上位 3 位を水源涵養機能（約 2,712 百億円）、土砂流出防止機能（約 2,826 百億円）、土砂崩壊防止機能（約 844 百億円）が占めていると報告しています [1)]。シカが高密度に生息し、特に急傾斜地で立木密度の低い地点では土壌侵食が進むため（第 2 章）、これらの森林生態系の機能への負の影響が危惧されます。

シカが生態系に与える影響について、本モノグラフ第 3 章では 20 年余りの長期研究に基づいて、シカによる嗜好性植物の選択的採食がチョウ類群集の多様性の低下と不嗜好性樹木（シンジュ）の分布拡大、シンジュを餌とするシンジュキノカワガの大発生をもたらせたことが紹介されています。本論文は、シカが生態系に甚大な影響を与えていることを示唆しています。

また、戦後に植林された針葉樹人工林が伐期を迎え、木材利用と再造林、そして一部の針葉樹人工林は広葉樹林への樹種転換が国の方針とされていますが、その最大の阻害要因となるのがシカの高い採食圧です。このような背景をもとに、第 6 章では、全国に先駆けて実施されたシカ生息下における針葉樹人工林の広葉樹林への樹種転換の試験についての長期研究が紹介されています。このような試験地が全国に広がることを願っています。

森林総合研究所の飯島氏の寄稿論文（第 1 章）は、現在の兵庫県のシカの有効集団サイズが有史以来、最大の水準にあることを示唆し、衝撃的な内容でした。シカの歴史的な個体数変動の主要因は人為的な捕獲にあるので、今後も継続的な人間による個体数調整が必要との強いメッセージをいただきました。そして、シカによる生態系への負の影響についての経済的評価をもとに、抜本的なシカ対策が必要との思いを新たにしました。シカの慢性的過採食のもとで生態系を保全するうえで、人と自然の博物館による希少植物保全のための生息域外保全の取り組み（第 4 章）やシカ不嗜好性植物ミツマタによる土壌侵食防止効果の評価（第 5 章）は、生物多様性の保全と生態系機能の維持のために必須の取り組みであると思います。

当センターでは、引き続き、持続的なシカの個体数管理を通じて、農林業被害の低減と生態系保全にむけた試験研究と実践に取り組んでいきますので、ご支援のほどどうぞよろしくお願いいたします。

[1)] 林野庁 HP: https://www.biodic.go.jp/biodiversity/activity/policy/valuation/pu_d11.html

兵庫県森林動物研究センター所長　　梶　光一

兵庫ワイルドライフモノグラフ 16 号　2024 年 3 月

# 特集：兵庫県におけるニホンジカによる森林生態系被害の把握と保全技術Ⅲ

## 目次

第 1 章：兵庫県におけるニホンジカの歴史的な個体群動態の推定・・・・・・・・・・・・・1
飯島勇人

第 2 章：兵庫県川西市における高密度化した
ニホンジカの生息状況と土壌侵食被害状況の評価・・・・・・・・・・・・・・・・・12
高木 俊

第 3 章：兵庫県但馬地域のニホンジカ食害地におけるチョウ類群集の多様性の低下と
シンジュキノカワガの発生・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・24
近藤伸一

第 4 章：人と自然の博物館における希少植物保全のための
生息域外保全の取り組み・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・50
石田弘明・黒田有寿茂・中濱直之・一町裕子

第 5 章：シカ不嗜好性植物ミツマタ（*Edgeworthia chrysantha*）の
土壌侵食防止効果・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・59
藤堂千景

第 6 章：シカ生息下の針葉樹人工林跡地における広葉樹林化試験
―小面積皆伐１３年後の更新状況の評価―・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・71
藤木大介

兵庫ワイルドライフモノグラフ 16 - 1: 1–11 2024
特集：「兵庫県におけるニホンジカによる森林生態系被害の把握と保全技術Ⅲ」

# 第 1 章

# 兵庫県におけるニホンジカの歴史的な個体群動態の推定

**飯島 勇人**
**（国研）森林総合研究所**

要　点

- 兵庫県におけるニホンジカの歴史的な個体群動態を、集団遺伝学的手法を用いて推定した。
- 兵庫県のニホンジカの動態は、過去 10 万年前から 2000 年までは比較的安定しており、それ以降増加した。明治時代に入り急速に減少したが、その後速やかに回復した。現在の有効集団サイズは、歴史上最大の水準にあった。
- ニホンジカの増減は、人間の捕獲圧と関係していたことが示唆された一方、気候変動やオオカミの絶滅とは明確な関係が認められなかった。
- 本研究の結果は、ニホンジカによる影響を許容可能な水準で今後も管理するためには、人間による継続的な個体数調整が必要であることを示唆する。

**Keywords: ニホンジカ、有効集団サイズ、捕獲圧**

## Estimation of historical demography of sika deer in Hyogo Prefecture, Japan

Hayato Iijima
Forestry and Forest Products Research Institute

Abstract: I estimated the historical demography of sika deer (*Cervus nippon*) in Hyogo Prefecture, Japan. The effective population size (Ne) of sika deer in Hyogo Prefecture was relatively stable from 100,000 to 2,000 years ago and increased from 2,000 to 1,000 years ago. Ne sharply decreased 150 years ago but rapidly recovered. Ne in 2020 was the highest during the last 100,000 years. The change in Ne is related to hunting pressure by humans but not to climate change or the extinction of the Japanese wolf (*Canis lupus hodophilax*). These results indicate the necessity of population management by humans aimed at reducing the environmental impact of deer.
**Keywords: sika deer, effective population size, hunting pressure**

受付日：2024 年 1 月 4 日、受理日：2024 年 2 月 1 日
責任著者：飯島 勇人 ✉hayatoi@affrc.go.jp
〒305-8687 茨城県つくば市松の里 1　国立研究開発法人　森林研究・整備機構　森林総合研究所

## １．はじめに

現在から過去数十年の間で、ニホンジカ（*Cervus nippon*）による天然林や半自然草原における植生の改変や消失（Akashi and Nakashizuka 1999; Harada et al. 2020; Otsu et al. 2023）、農林業被害（Iijima and Oka 2023）、ニホンジカに寄生するマダニの増加（Iijima et al. 2022; Suzuki et al. 2022）など、様々な影響が報告されている。人間にとって不都合なこれらの影響を低減させるため、ニホンジカの個体数を削減する個体数管理が日本各地で行われている。しかし、ニホンジカは大陸から 30-50 万年前に日本列島に到達した在来種である（Nagata 2009）ため、現在の影響の深刻さや管理の必要性については過去数十年という短い時間スケールではなく歴史的な観点から評価する必要がある。

観察データが存在しない過去について、個体群動態を推定することは困難である。しかし、近年の集団遺伝学研究の進展により、現在得られる生物種のサンプルから、その種の有効集団サイズ（繁殖に寄与した個体数）の動態を推定する手法が開発された。有効集団サイズは実際の個体数とよく相関すること（Dudgeon and Ovenden 2015）から、ある生物種の歴史的な有効集団サイズの動態は個体群動態を反映していると考えられる。有効集団サイズの動態の推定は、近年の次世代シーケンサーの普及によって大量の塩基配列を読むことが容易になったこと、有効集団サイズを推定するための統計的手法が計算機の性能向上により実装可能となったことから、近年様々な生物種で試みられるようになっている（Mbole-Kariuki et al. 2014; Yamaura et al. 2019）。

そこで本章では、兵庫県におけるニホンジカの有効集団サイズの動態を推定し、現在の有効集団サイズが歴史上どのような値として位置付けられるのかを明らかにする。また、推定された有効集団サイズの動態に影響していた要因について考察し、今後の兵庫県におけるニホンジカ管理の方向性について議論する。なお、本稿の内容は、Iijima et al.（2023）の内容を、兵庫県に限定し、日本語で平易に解説したものである。

## ２．方法

### ニホンジカサンプルの収集

兵庫県のニホンジカについては、2020 年に兵庫県内で有害駆除により捕獲されたニホンジカ 96 個体の肉片を用いた。本研究に用いたニホンジカの捕獲地点は、兵庫県内で地理的に偏らないように選定した（図 1）。 また、雌雄についても偏らないように選定した。

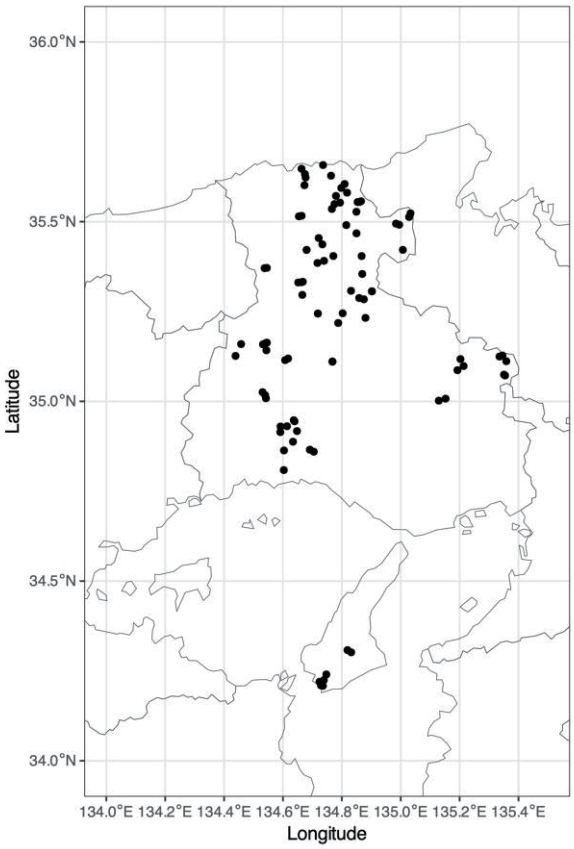



図 1. 本研究で用いたニホンジカの採集地点（黒丸が採集地点）。

**塩基配列の解読と SNP の特定**

得られたサンプルから DNA を抽出し、ddRAD-seq 法により塩基配列を解読した。得られた塩基については、151 塩基目をトリムし、塩基クオリティの低い塩基を dDocent によって除去した。得られた塩基配列を、アカシカ（*Cervus elaphus hippelaphus*）の全塩基配列（CerEla1.0; Bana et al. 2018）に bwa（ver. 0.7.17; Li and Durbin 2009）を用いてマッピングした。性染色体と反復配列領域にマップされたリードを除外した（Bedtools ver. 2.27.1）。その後、一塩基多型（SNP、塩基配列における一塩基のみの変異で、かつその変異が集団内で 1%以上の頻度で見られる場合）を Stacks（ver. 2.53; Catchen et al., 2013）により特定した。

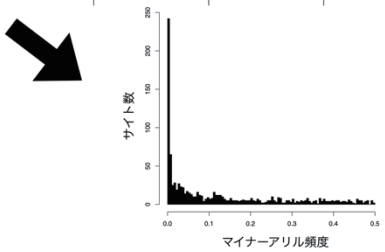
**有効集団サイズの推定**

有効集団サイズの推定法には様々な種類があり（Nadachowska-Brzyska et al. 2022）、推定可能な世代範囲などが異なっている。本研究では、100 世代前より過去の有効集団サイズについてはソフトウェア Stairway plot2（Liu and Fu 2020）を、現世代から 100 世代前までの有効集団サイズについてはソフトウェア GONE（Santiago et al. 2020）で推定した。

Stairway plot2 による有効集団サイズの推定は、coalescent（コアレセント、合祖）理論に基づいている。コアレセント理論については山道・印南（2009）に詳しい解説があるの

で、ここでは概要のみ説明する。コアレセント理論は、現在の世代でみられる特定の箇所における塩基の多型がある共通の塩基に戻るまでの時間を推論しようとする。現在の t 世代の特定の箇所における塩基は、一世代前の t-1 世代（つまり親）から受け継いだものである。t 世代の塩基は t-1 世代の父と母という 2 個体のいずれから受け継ぐものであるので、t 世代の個体が t-1 世代由来の同じ塩基を遺伝する確率は t-1 世代の個体数のみに依存する。ただし、世代間で塩基が遺伝する際、突然変異によって親世代とは異なる塩基が子に遺伝することがある。以上を踏まえると、ある共通の塩基から現在の世代で見られる塩基の変異（突然変異の数）の期待値は、世代ごとの個体数と突然変異率で算出できる（Watterson 1975）。本研究では、塩基かつ世代ごとの突然変異率を一定と仮定し（$8.8\times10^{-9}$; Chen et al. 2019）、採集したニホンジカで見られた SNP の変異を最もよく説明できるような有効集団サイズを推定した（図 2）。

| | サイト1 | サイト2 | サイト3 | サイト4 | サイト5 | サイト6 | … | サイトM |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 個体1 | GG | AA | CC | AA | TT | CC | | AC |
| 個体2 | AA | AA | CC | AG | TT | TT | | AC |
| 個体3 | AG | AA | CC | AA | TT | TT | | AA |
| 個体4 | GG | AA | CC | AA | TT | CC | | CC |
| 個体5 | GG | AA | TC | AA | TT | CC | | AC |
| メジャーアリル | G | - | C | A | - | C | | A (C) |
| マイナーアリル | A | - | T | G | - | T | | C (A) |
| マイナーアリル頻度 | 0.3 | 0 | 0.1 | 0.1 | 0 | 0.4 | | 0.5 |




このヒストグラムを最もよく説明できるように、有効集団サイズの動態を推定

図 2. SNP におけるアリル（対立遺伝子）の多型の概念図

一方、GONE による有効集団サイズの推定においては、連鎖不平衡の情報を用いる。連鎖不平衡とは、染色体上で SNP が存在する領域の遺伝子型が独立でない状態（例えば SNP が存在する任意の 2 つの領域の遺伝子型の組み合わせが同じ）を指す。染色体は、父親由来と母親由来の染色体が対になっているが、主に繁殖（減数分裂）時に 1 対の染色体は分離する。分離した父親由来と母親由来の染色体は、通常であればどちらかが次世代に遺伝する。しかし、減数分裂時に染色体がねじれて、1 対の染色体の一部の遺伝子がお互いに入れ替る「組み換え」が生じることがある（図 3）。組み換えは一定の確率で生じるが、組み替えが起こると 1 本の染色体上にあった連鎖不平衡は別々の染色体に分割されてしまうため、連鎖不平衡は減少する（図 3）。そのため、有効集団サイズが大きければ、ある特定の個体の染色体が占める割合は低いことと組み換えにより、連鎖不平衡は小さいと考えられる。ところ

が、有効集団サイズが小さい場合は、集団が保有する染色体の種類が少なくなり、偶然により特定の個体由来の染色体の個体群に占める割合が高くなることがある（遺伝的浮動）。さらに、染色体上の位置が遠い領域同士の連鎖不平衡は組み換えによって解消されやすいため（図 3）、染色体上の位置が遠い領域同士の連鎖不平衡の存在は、近年の有効集団サイズの指標となる。以上の理由から、組み換え率を一定と仮定すれば、SNP 間の連鎖不平衡の度合いを見ることにより有効集団サイズの変動を推論することができる。

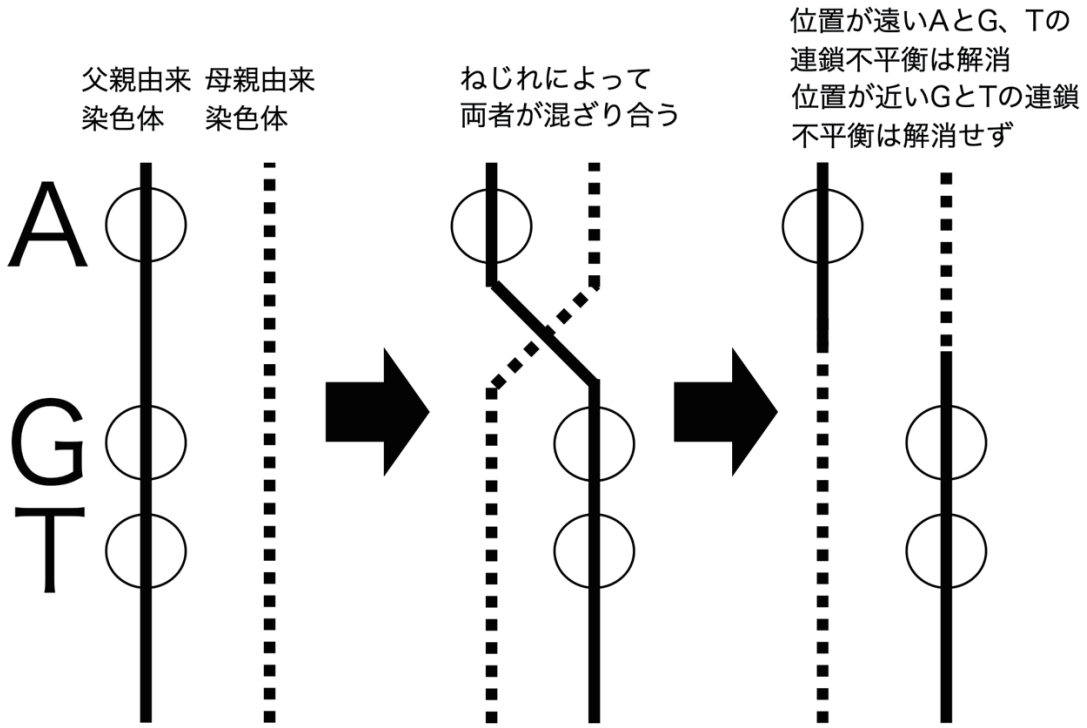



図 3. 組み換えによる連鎖不平衡の解消の概念図

これらの有効集団サイズの推定法で推定されるのは、対象生物の世代時間単位である。対象生物の世代時間を用いることで、世代時間を年に変換することが可能である。ニホンジカの世代時間については、4 年という報告（Goodman et al. 1999）がある。また、Uno and Kaji（2006）のデータに生命表解析を適用すると、世代時間は 9 年となる。本研究ではこれらの世代時間に加え、世代時間の推定の不確実性を考慮するため、世代時間を 13 年と仮定した場合の結果も示す。

**気象条件**

有効集団サイズの動態に影響する要因として、過去の気象条件を収集した。兵庫県の過去の気象条件は、R の pastclim パッケージ（Leonardi et al. 2023）を用いて収集した。気象条件として、温度と降水量を収集した。

## ３．結果と考察

兵庫県のニホンジカの有効集団サイズは、仮定する世代時間によって傾向が明確でない場合もあるが、10 万年前から増加と減少を繰り返し、現在（図の左端）の有効集団サイズは過去最大となっていた（図 4)。世代時間を 4 年とした場合、10 万年前から 9 万年前にかけて微増し、2000 年前から 1000 年前にかけて増加し、150 年前から 100 年前にかけて急減し、その後急速に回復していた。

上記の有効集団サイズの動態に影響した要因の一つとして、人間による捕獲圧の変化が考えられる。150 年前から 100 年前にかけてのニホンジカの減少は、明治時代以降の度重なる戦争により肉や毛皮の需要が高まったことによる乱獲に起因する可能性が考えられる。また、その後の個体数の急速な回復は、1948 年から 1994 年まで 50 年近く続いたメスジカ禁猟という保護政策によると考えられる。過去 2000 年から 1000 年にかけての個体数増加は、縄文時代（～過去 3000 年）まではニホンジカが人間の主要な食糧であった（Bleed and Matsui 2010）が、弥生時代（過去 300 年～1700 年）にかけて稲作が広がり（Jinam et al. 2021）捕獲圧が低下したことによる可能性が考えられる。また、過去 2000 年から 1000 年にかけて、京都周辺では火災撹乱が起きていた可能性が示唆されており（Sasaki and Takahara 2011)、火災後に発生する草原がニホンジカに潤沢な餌資源を提供したことも個体数増加に寄与している可能性が考えられる。

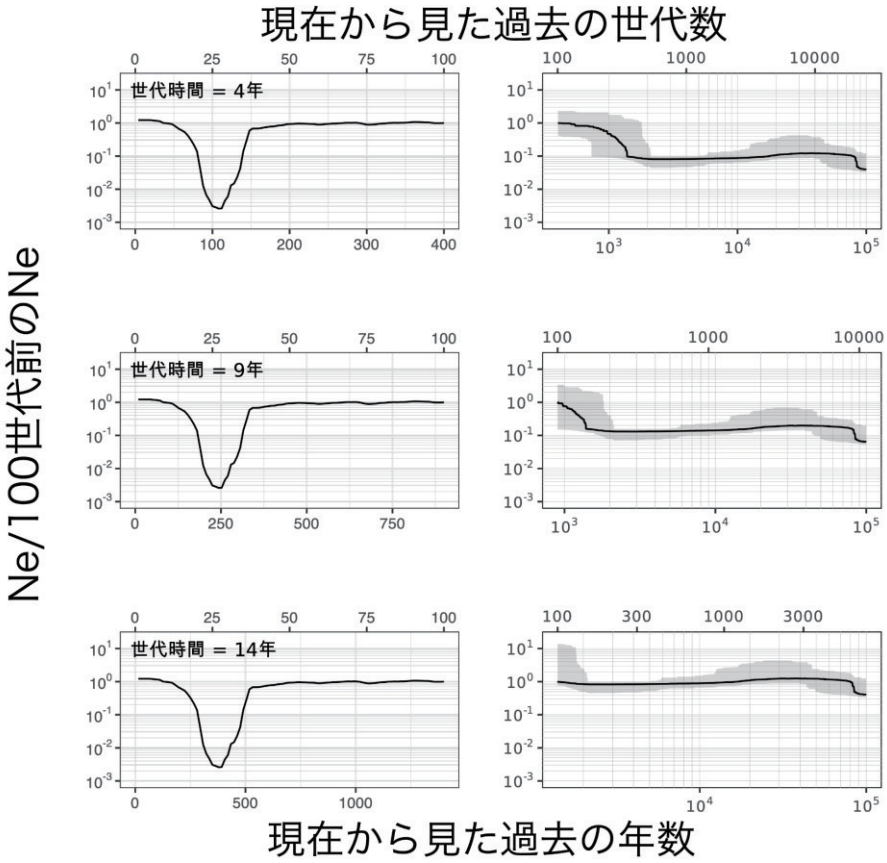



図 4. 推定された有効集団サイズ（Ne）の動態。灰色の帯は 95%信用区間を表す。

一方、温度や降水量などの気候変動は、兵庫県のニホンジカの動態との関係が明確でなかった。過去 20000 年以降、兵庫県の気温は上昇を続け、過去 5000 年の時点で現在とほぼ同等かもしくはやや高い水準に達した（図 5）。このような急激な温暖化と同時期に降水量の変動は大きくなったが概ね上昇し、近年は減少傾向にあった（図 5）。このような急激な気候変動が生じていた時期に、ニホンジカの有効集団サイズには大きな変動が見られなかった（図 4）ため、兵庫県においてニホンジカの個体群動態に気候変動が与える影響は大きくなかった可能性が考えられた。

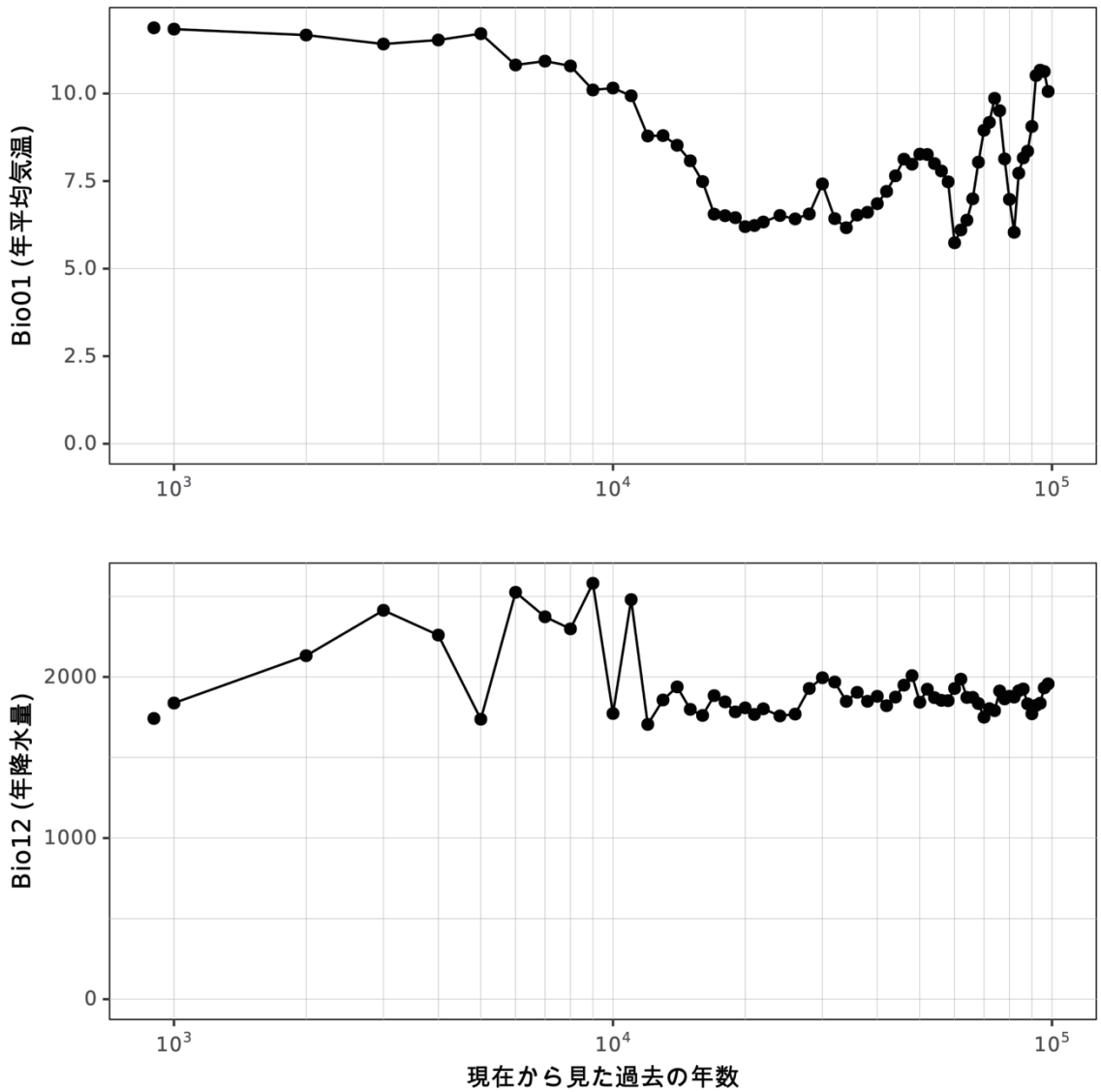



図 5. pastclim パッケージで得られた兵庫県の過去の年平均気温と降水量。
図の左端は現在の値を示す。

日本にかつて生息していたオオカミ（*Canis lupus*）は、1900 年初頭に絶滅したと考えられる（Knight 1997）。兵庫県のニホンジカはオオカミの絶滅（150 年前）以降に急減していること（図 4）、過去 1300 年から 400 年前の有効集団サイズは現在よりも小さいがそれに近い水準であったことから、オオカミの捕食はニホンジカの個体数を減少させるほどの影響はなかったと考えられる。アメリカ合衆国のイエローストーン国立公園に再導入されたオオカミがエルクに与える影響を検討した研究においても、エルクの個体群動態にオオカミの捕食圧が与えた影響は小さかったことが指摘されており（Vucetich et al. 2005）、オオカミがニホンジカの個体群動態に与える影響は大きくなかったことが確認された。

## ４．今後の展望

本章では、兵庫県におけるニホンジカの歴史的な個体群動態を紹介した。この結果から、ニホンジカの個体数とニホンジカによる影響を許容可能な水準で管理するためには、気候変動や人間以外の捕食者による捕食圧は期待できないことが明らかになった。兵庫県は先進的にメスジカ狩猟を解禁し、これまでも積極的に個体数管理を推進してきたが（兵庫県 2022）、歴史的な観点で見た場合には現状の有効集団サイズは非常に大きい水準であるため、ニホンジカによる影響を低減するためには更なる捕獲圧が必要と考えられる。ただし、本研究の結果を解釈する上での課題を 2 点指摘しておきたい。

1 点目は、塩基配列の復元において、ニホンジカではなくアカシカの塩基配列を参照している点である。アカシカは系統的にニホンジカに最も近縁であること（Gilbert et al. 2005）、ニホンジカと交雑可能であること（Bartos et al. 1981）、ニホンジカについては研究当時良質なレファレンスゲノムが存在しなかったことの 2 点から、アカシカの全ゲノムを用いた。しかし、ニホンジカの全ゲノムが利用できるのであれば、それを用いて再度解析を行う必要がある。中国で採取されたニホンジカの全ゲノムは存在する（Xing et al. 2023）が、現在著者らの研究グループは日本で採取されたニホンジカの全ゲノムの解読作業を行なっており、これによって得られるレファレンスゲノムに基づいて再度有効集団サイズを推定する必要があるだろう。

2 点目は、世代単位で推定された結果を年に変換する世代時間には、不確実性が含まれることである。世代時間の推定方法には複数の手法がある（Cooke et al. 2018）が、兵庫県のニホンジカ個体群を対象に世代時間を検討した研究はこれまで行われていない。世代時間が異なれば有効集団サイズが増減する時期も変動しうるため、有効集団サイズの動態に影響した要因に関する本研究の考察は不正確な可能性がある。ただし、有効集団サイズの相対的な大小関係に世代時間は影響しないため、現在の有効集団サイズが過去最大であるという結果は頑健だと考えられる。

いずれにせよ、ゲノム情報を活用することで、これまでに得られなかった情報を得ることが可能になる。ニホンジカをはじめとした様々な生物や気候、人間の歴史と相互の関わりを明らかにすることは、今後の生態系の動態やその管理のあり方を考える上で有用と考えられる。著者ら

の研究グループは、兵庫県以外のニホンジカや、ニホンジカが摂食する植物のサンプルの収集を進めており、ニホンジカが植物の歴史的な動態に与えた影響の解明を進めていきたいと考えている。もしも共同研究に興味を持った方がおられたら、ご連絡いただければ幸いである。

## 謝辞

兵庫県のニホンジカのサンプル収集は、兵庫県立大学の栗山武夫准教授にご協力いただいた。また、兵庫県立大学の藤木大介准教授は、本稿を執筆する機会を与えてくださった。深く感謝したい。本研究は、科研費課題（21H02247）の援助を受けて実施された。

## 引用文献

Akashi N, Nakashizuka T (1999) Effects of bark-stripping by Sika deer (*Cervus nippon*) on population dynamics of a mixed forest in Japan. Forest Ecology and Management, 113: 75–82

Bana NÁ, Nyiri A, Nagy J, Frank K, Nagy T, Stéger V, Schiller M, Lakatos P, Sugár L, Horn P, Barta P, Orosz L (2018) The red deer *Cervus elaphus* genome CerEla1.0: sequencing, annotating, genes, and chromosomes. Molecular Genetics and Genomics, 293: 665–684

Bartos L, HyANEK, Zirovnicky J (1981) Hybridization between red deer and sika deer. Zoologischer Anzeiger, 207: 271–287

Bleed P, Matsui A (2010) Why didn't agriculture develop in Japan? A consideration of Jomon ecological style, niche construction, and the origins of domestication. Journal of Archaeological Method and Theory, 17: 356–370

Catchen J, Hohenlohe PA, Bassham S, Amores A, CreskoWA (2013) Stacks: an analysis tool set for population genomics. Molecular Ecology, 22: 3123–3140

Chen L, Qiu Q, Jiang YU, Wang K, Lin Z, Li Z, Bibi F et al. (2019) Large-scale ruminant genome sequencing provides insights into their evolution and distinct traits. Science, 364: eaav6202

Cooke RSC, Gilbert TC, Riordan P, Mallon D (2018) Improving generation length estimates for the IUCN Red List. PLOS ONE, 13: e0191770

Dudgeon CL and Ovenden JR (2015) The relationship between abundance and genetic effective population size in elasmobranchs: An example from the globally threatened zebra shark *Stegostoma fasciatum* within its protected range. Conservation Genetics, 16: 1443–1454

Gilbert C, Ropiquet A, Hassanin A (2005) Mitochondrial and nuclear phylogenies of Cervidae (Mammalia, Ruminantia): systematics, morphology, and biogeography.

Molecular Phylogenetics and Evolution, 40: 101–117

Goodman SJ, Barton NH, Swanson G, Abernethy K, Pemberton JM (1999) Introgression through rare hybridization: A genetic study of a hybrid zone between red and sika deer (genus Cervus) in Argyll, Scotland. Genetics, 152: 355–371

Harada K, Ann JAM, Suzuki M (2020) Legacy effects of sika deer overpopulation on ground vegetation and soil physical properties. Forest Ecology and Management, 474: 118346

兵庫県（2022）第 3 期ニホンジカ管理計画.
https://web.pref.hyogo.lg.jp/nk27/documents/1_1sikakanrikeikaku.pdf

Iijima H, Nagata J, Izuno A, Uchiyama K, Akashi N, Fujiki D, Kuriyama T (2023) Current sika deer effective population size is near to reaching its historically highest level in the Japanese archipelago by release from hunting rather than climate change and top predator extinction. Holocene, 33: 718–727

Iijima H, Oka T (2023) Fences are more effective than repellents in reducing deer browsing on planted two conifer species but their effectiveness is reduced by higher deer density, deeper snow, and steeper slope. Forest Ecology and Management, 546: 121328

Iijima H, Watari Y, Furukawa T, Okabe K (2022) Importance of host abundance and microhabitat in tick abundance. Journal of Medical Entomology, 59: 2110–2119

Jinam TA, Kawai Y, Saitou N (2021) Modern human DNA analyses with special reference to the inner dual-structure model of Yaponesian. Anthropological Science, 129: 3–11

Knight J (1997) On the extinction of the Japanese wolf. Asian Folklore Studies, 56: 129–159

Leonardi M, Hallett EY, Beyer R, Krapp M, Manica A (2023) pastclim 1.2: an R package to easily access and use paleoclimatic reconstructions. Ecography, 2023: e06481

Li H, Durbin R (2009) Fast and accurate short read alignment with Burrows–Wheeler transform. Bioinformatics, 25:1754–1760

Liu X, Fu YX (2020) Stairway Plot 2: demographic history inference with folded SNP frequency spectra. Genome Biology, 21: 1–9

Mbole-Kariuki MN, Sonstegard T, Orth A, Thumbi SM, Bronsvoort BM de C, Kiara H, Toye P, Conradie I, Jennings A, Coetzer K, Woolhouse MEJ, Hanotte O, Tapio M (2014) Genome-wide analysis reveals the ancient and recent admixture history of East African Shorthorn Zebu from Western Kenya. Heredity, 113: 297–305

Nadachowska-Brzyska K, Konczal M, Babik W (2022) Navigating the temporal continuum of effective population size. Methods in Ecology and Evolution,13: 22–41

Nagata J (2009) Two genetically distinct lineages of the Japanese sika deer based on mitochondrial control regions. In: McCullough et al. (eds) Sika Deer-Biology and

Management of Native and Introduced Populations-. Tokyo: Springer, pp.27–42

Otsu C, Iijima H, Nagaike T, Hoshino Y (2023) Responses to changes in precipitation of plant species vary by functional groups on understories of temperate forests in central Japan. Forest Ecology and Management, 529: 120716

Santiago E, Novo I, Pardiñas AF, Saura M, Wang J, Caballero A (2020) Recent demographic history inferred by high-resolution analysis of linkage disequilibrium. Molecular Biology and Evolution, 37: 3642–3653

Sasaki N, Takahara H (2011) Late Holocene human impact on the vegetation around Mizorogaike Pond in northern Kyoto Basin, Japan: a comparison of pollen and charcoal records with archaeological and historical data. Journal of Archaeological Science, 38: 1199–1208

Suzuki K, Doi K, Morishima K, Yamagawa K, Mori T, Watari Y, Okabe K (2022) Preliminary research on the relationship between tick and deer abundance on 5 Tsushima Islands, western Japan. Journal of Acarological Society of Japan, 31: 67–73

Uno H, Kaji K (2006) Survival and cause-specific mortality rates of female sika deer in eastern Hokkaido, Japan. Ecological Research, 21: 215–220

Vucetich JA, Smith DW, Stahler DR (2005) Influence of harvest, climate and wolf predation on Yellowstone elk, 1961-2004. Oikos, 111: 259–270

Watterson GA (1975) On the number of segregating sites in genetical models without recombination. Theoretical Population Biology, 7: 256–276

Xing X, Ai C, Wang T, Li Y, Liu H, Hu P, Wang G et al. (2023) The first high-quality reference genome of sika deer provides insights for high-tannin adaptation. Genomics Proteomics Bioinformatics, 21: 203–215

山道 真人, 印南 秀樹 (2009) 集団内変異データが語る過去: 解析手法と理論的背景 (その 1). 日本生態学会誌, 59: 339–349

Yamaura Y, Narita A, Kusumoto Y, Nagano AJ, Tezuka A, Okamoto T, Takahara H et al. (2019) Genomic reconstruction of 100 000-year grassland history in a forested country: Population dynamics of specialist forbs. Biology Letters, 15: 20180577

兵庫ワイルドライフモノグラフ 16 - 2: 12—23 2024
特集「兵庫県におけるニホンジカによる森林生態系被害の把握と保全技術Ⅲ」

# 第 2 章

# 兵庫県川西市における高密度化した ニホンジカの生息状況と土壌侵食被害状況の評価

高木 俊
兵庫県森林動物研究センター
兵庫県立大学自然・環境科学研究所

要　点

- 兵庫県川西市国崎地区においてニホンジカの生息状況調査と土壌侵食被害状況の調査を行った。
- 自動撮影カメラに基づく分析から、50 頭/km² に達する高い密度でシカが生息していると推定された。
- 昼行性の活動パターンが示され、捕獲からの逃避場所として利用されている可能性が示唆された。
- 土壌侵食は主に急傾斜地で立木密度の低い地点で、被害が大きかった

Keywords: 生息密度推定、里山管理、自動撮影カメラ

## Assessments of sika deer density and the effects on soil erosion in Kawanishi, Hyogo, Japan

Shun Takagi

[1] Wildlife Management Research Center, Hyogo
[2] Institute of Natural and Environmental Sciences, University of Hyogo

Abstract: The density of sika deer (*Cervus nippon*) and the effects of overabundant deer on soil erosion were assessed in the city of Kawanishi in Hyogo Prefecture, Japan. The density of deer was estimated based on camera-trap data, revealing a very high density of deer (over 50 individuals/km$^2$) at the study site. Diurnal activity patterns were observed, indicating that deer use the site as a place to escape from hunters. Heavy soil erosion was observed at the site, which has steep slopes and low tree density.

Keywords: density estimation, satoyama forest management, camera trpping

受付日：2024 年 1 月 15 日、受理日：2024 年 2 月 6 日
責任著者：高木 俊 ✉takagi@wmi-hyogo.jp
〒669-3842 兵庫県丹波市青垣町沢野 940　兵庫県森林動物研究センター

## １．はじめに

兵庫県ではニホンジカ（*Cervus nippon*、以下シカ）による農林業被害、生態系被害防止のため特定鳥獣管理計画に基づく管理を行っている（兵庫県 2022）。2010 年度以降の捕獲強化の結果、増加傾向にあった全県的な個体数は、頭打ちからゆるやかな減少傾向にあると評価されている（高木 2019）。しかしながら、特に捕獲が不十分な地域では、増加傾向が続いており、高密度化に伴う農林業被害や生態系被害の深刻化が懸念される。兵庫県におけるシカの捕獲は、個人目的による猟期の狩猟および市町の被害防止計画に基づく有害鳥獣捕獲がほとんどであり、農林業被害の報告が少なく、狩猟者がアクセスしにくい山間部では、捕獲圧が不足している可能性がある。市町による有害鳥獣捕獲が不十分な山間部におけるシカの生息数低減のための対策として、一部地域では県事業である指定管理鳥獣捕獲等事業による捕獲が実施されるが（兵庫県 2022）、市町村や場合によっては都府県などの行政界をまたいで生息地が広がっている場合などでは、広域での個体数低減の達成が困難なこともある。

兵庫県南東部に位置する兵庫県川西市は、大阪府能勢町、豊能町と接する北部がシカの生息地となっている。過去にこの地域で実施された落葉広葉樹林における植生調査から、シカによる下層植生の採食によって、植物の種多様性が大きな負の影響を受けていることが確認されている（石田・服部 2012）。川西市におけるシカの捕獲数は増加傾向にあるが、市の鳥獣被害防止計画（川西市 2020）に記載の 2021～2023 年度の目標捕獲数の年間 103 頭に対して、有害鳥獣捕獲の実績は年間 60 頭程度で推移しており（図 1）、捕獲圧が不足している可能性がある。川西市北部のシカの生息地は 3 方向を大阪府と接しており、市単独の対策による生息密度低減が困難な地域でもあるが、府県で連携した広域捕獲などの対策は実施されていない。大阪府の隣接地域は府内でも最もシカの生息密度が高い地域である（大阪府立環境農林水産総合研究所 2020）ため、川西市内の府県境域の山間部においても高密度化が懸念されるが、府県境域における詳細なシカの生息状況は不明である。

そこで、川西市内北部の府県境域におけるシカの生息状況把握のため、国崎地区の落葉広葉樹林内にて自動撮影カメラを用いた密度推定を実施した。また、調査地は急傾斜地であり、シカの採食により下層植生が衰退し、立木密度が低下した場合に、土壌侵食のリスクが大きいことが予想される（内田ほか 2012）。そこで、土壌侵食被害状況の評価（藤木 2017）も併せて行った。

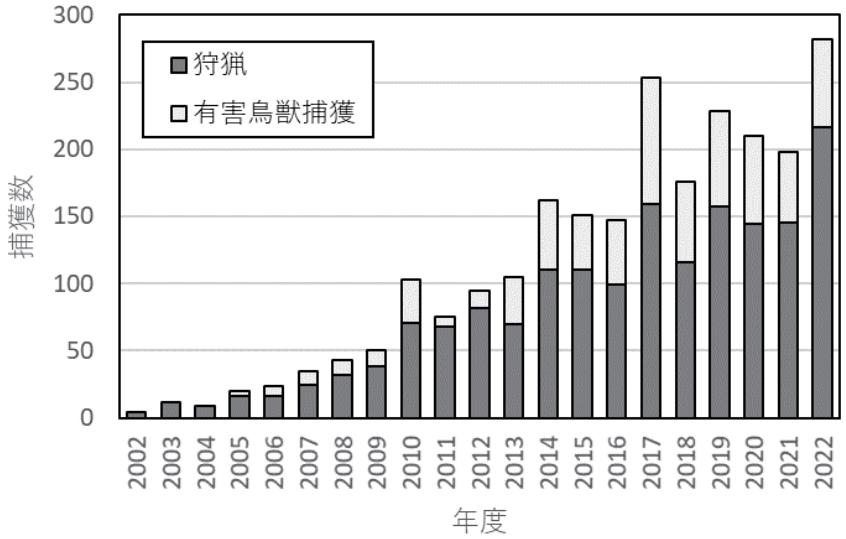



図 1. 川西市におけるシカの捕獲状況。狩猟については約 5km の狩猟メッシュ単位で集計された捕獲数を、当該メッシュにおける川西市内の森林面積をもとに按分した値の集計値。

## ２．方法

**調査地**

調査は川西市北部に位置する国崎クリーンセンター内の森林にて実施した（図 2、135.421 E, 34.931 N、標高 213 m、0.247 km²）。エドヒガンの個体群があり、川西市の生物多様性戦略においても重要な生態系として指定されている（川西市 2015）ほか、周辺に広がる薪炭林は「猪名川上流域の里山」として兵庫県版レッドリスト 2011 において、貴重性が高い A ランクに指定されている（兵庫県 2011）。かつて薪炭林として利用されてきたコナラ、アベマキ、クヌギの二次林が主体（86.3%）であり、斜面下部に一部ヒノキの植林地（10.8%）が存在する。尾根を除いて 30 度以上の急傾斜地が大部分を占める（猪名川上流広域ごみ処理施設組合 2012）。森林に隣接する国崎クリーンセンターの建物や道路周辺の法面や駐車場の周辺部はススキやシバなどの草本類が生育する。敷地の境界部に柵等の構造物はなく、動物は調査範囲外との出入りが可能である。調査地の周囲 1km の範囲は、ゴルフ場に囲まれた森林が大半を占め、南側には知明湖および県立一庫公園が位置する。調査地の森林内にはシカによる生態系への影響軽減のため、高さ約 2m の金網製の植生保護柵が設置されている（図 2 実線）。このうち、2014 年 1 月に設置された北側の柵（面積 0.03 km²）においては、2014 年の台風の影響で柵の破損が生じ、復旧までの間にシカの進入が生じていた。調査を行った 2019 年の時点でもシカの生息が認められたが、調査時には明らかにシカが出入りできるような柵の破損は認められなかったため、調査期間中での柵内外でのシカの移動はないものと考えられる。柵内では、調査期間中の自動撮影カメラの撮影状況から、同一の親子とみられる 2 頭の群れのみが確認されており、確認個体数を面積で除した柵内の生息密度は 2 頭/0.03 km² = 66.67 頭/km² と考えられる。

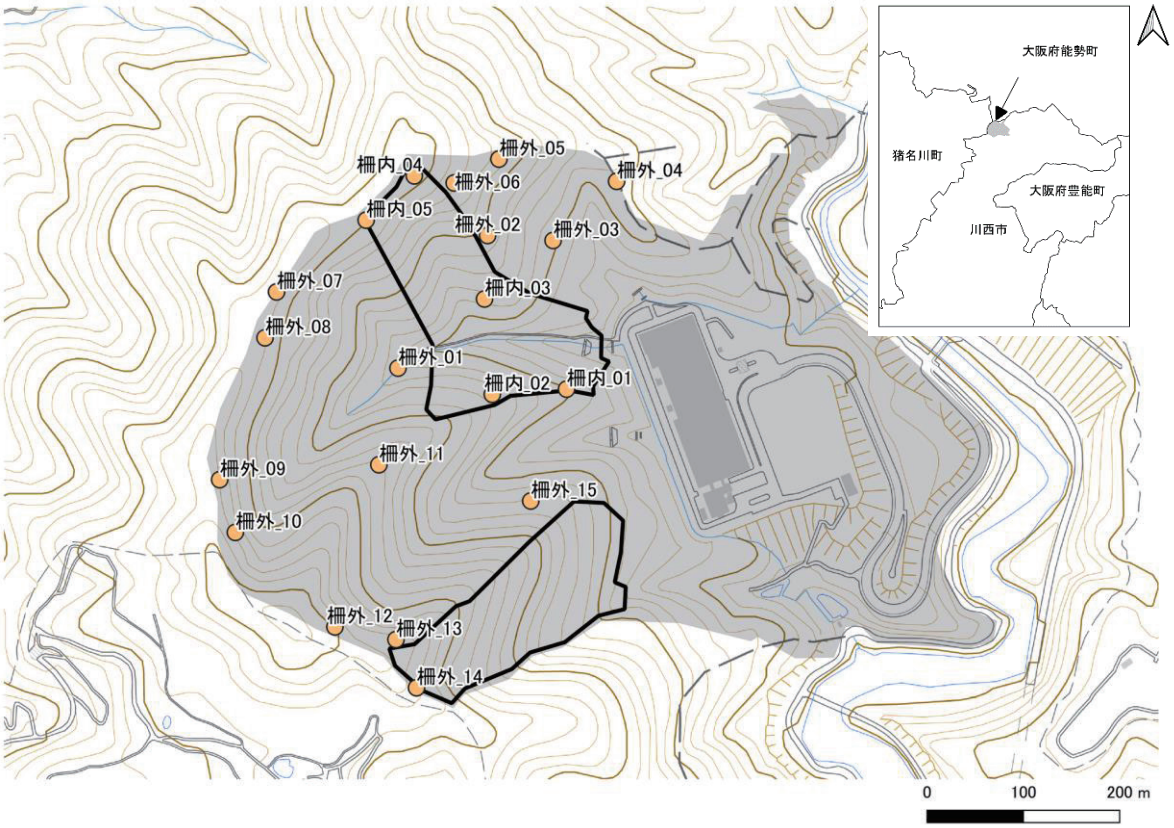



図 2.　調査地および自動撮影カメラの設置位置。網掛け部が国崎クリーンセンターの敷地範囲で、建物西側の森林内で調査を実施。実線で示した植生保護柵（2 か所）のうち、北側の柵の内側ではシカの生息が確認された。

**自動撮影カメラによる調査**

シカの生息状況の把握のため、自動撮影カメラによる調査を実施した。カメラの設置場所は、地形から判断した踏査可能ルート沿いで、GIS 上でランダムに設定し、柵内（5 地点）および柵外（15 地点）でカメラを設置した（図 2）。カメラの設置は 2019 年 6 月 21 日もしくは 6 月 26 日に行い、柵内に設置した 5 台は 2019 年 10 月 11 日に撤去した。柵外の 15 台のカメラについては、2020 年 6 月まで継続して調査した。自動撮影カメラは、Bushnell Trophy Cam HD Aggressor (Model 119876C)を用いた。設置の際には、カメラの前方 1.40 m が頂点、3.05 m が底辺となるような一辺 1.91 m の正三角形（以下、有効撮影範囲）がカメラの検知範囲に入るように設定した。動画の撮影時間は 10 秒に設定し、動画間の間隔は 0.6 秒に設定した。

調査地におけるシカの活動状況を評価するため、2019 年 6 月から 2020 年 6 月までの柵外のカメラのデータを対象に、年月ごとの撮影状況を比較した。各月 15 台のカメラから得られたデータを対象としているが、電池切れや SD カードの容量オーバーにより、実際に稼働していたカメラ数は 13 から 15 台までばらつきがある。カメラの設置・点検日については、データから除外した。カメラごとの画角の違いを考慮するため、設置時に撮影した有効撮影範囲を基準に、シカの後脚が正三角形の有効撮影範囲内に侵入したと判断された動画のみを撮影頻度の集計対象とした。

同一個体や群れの重複撮影の影響を避けるため、30 分以上の撮影間隔があいたものを独立の撮影イベントとして扱った。年月ごとの各カメラの独立撮影イベント数を目的変数、年月を説明変数、オフセット項に log（有効稼働日数×100 日）、カメラ地点をランダム効果とした一般化線形混合モデルにより、100 日あたりの撮影頻度（Relative Abundance Index: RAI）を推定した。撮影イベント数は負の二項分布に従うと仮定し、リンク関数には対数リンクを用いた。推定結果を元に、カメラ地点間の効果を除いた平均的な RAI の推定値および 95%信頼区間を、年月ごとに算出した。また、シカがどのような時間帯に調査地の森林を利用しているかを評価するために、季節ごとに時間帯ごとの撮影頻度のパターンを推定した（Rowcliffe et al. 2014）。季節は日長を基準に 4 区分とし、夏至を含む 5 月から 7 月、秋分を含む 8 月から 10 月、冬至を含む 11 月から 1 月、春分を含む 2 月から 4 月に分類した。解析に用いるデータの処理は R 4.2.2 で行い（以降の解析も同様）、撮影頻度の一般化線形混合モデルには lme4 パッケージおよび ggeffects パッケージ、一日の活動時間パターンの推定には activity パッケージを用いた。

柵内および柵外での生息密度推定は、2019 年 6 月～2019 年 10 月のシカの撮影データを用いて行った。柵内については、確認個体数を面積で除した生息密度と比較することで、自動撮影カメラによる推定の精度を検証することを目的として、推定を行った。生息密度の推定は、自動撮影カメラの動画記録を用いて、カメラ前の特定の範囲内における動物の撮影頻度と滞在時間の関係から生息密度を推定する、REST モデル（Nakashima et al. 2018）に基づいた。設置時に撮影した正三角形の有効撮影範囲内に進入した動物は、100%の確率で撮影できていると仮定した。調査期間内における、有効撮影範囲内に両後脚が進入した回数（進入頻度）および、進入イベントごとの有効撮影範囲内における滞在時間（両脚とも範囲内に進入した時間を起点とし、両脚ともが範囲外に退出するまでの時間）を、撮影された動画から抽出した。REST モデルは動物の個体識別を前提としない方法であるため、同一個体の複数回の進入や同一動画における複数頭の侵入については、別イベントとして扱う。滞在が連続する複数の動画にまたがるものについては、動画の撮影終了時点で撮影された動物の位置と次の動画の撮影開始時の位置の関係から同一個体と推測されるものに対して、複数動画の滞在時間を合算して計測した。ただし、総滞在時間 20 秒を超えるものについては、打ち切り観測として扱った。退出のタイミングが動画で撮影できていないもの（撮影終了後の再観測前にカメラの検知範囲外に移動したもの）については、撮影終了時までの滞在時間を記録するとともに、滞在時間を打ち切り観測として扱った。進入のタイミングが動画で撮影できなかったものや、撮影中に警戒行動やカメラ前からの逃避行動を示した場合は、正常な滞在時間を観測できていない可能性があるため、滞在時間の解析からは除外した。

REST モデルにおいて生息密度 D と進入頻度の期待値 E(Y)、滞在時間の期待値 E(T)の関係は次の式で表される。

$$D = E(Y) \cdot E(T) / (\alpha s H)$$

ここで $\alpha$ は活動時間割合、s は有効撮影範囲、H は調査期間にあたる。活動時間割合は、時間帯ごとの撮影頻度のパターンから推定した（Rowcliffe et al. 2014）。撮影頻度が最大となる時刻では全ての個体が活動していると仮定して、一日の平均活動時間割合を算出した。柵内においては、確認された個体が 2 頭のみと考えられ、活動時間のピークを特定するのが困難だったため、

柵外の撮影頻度から推定した活動時間割合を柵内の個体の推定にも当てはめた。活動時間割合の推定には activity パッケージを用いた。進入イベントごとの滞在時間は、打ち切り観測のある対数正規分布に従うと仮定し、カメラごとの進入頻度は、負の二項分布に従うと仮定した。密度および滞在時間（の平均及び標準偏差）は柵内外で異なるものとした。柵内外の生息密度および滞在時間の各パラメータについて、マルコフ連鎖モンテカルロ法（MCMC）による事後分布の推定を行った。MCMC の計算は JAGS 4.3.0 で行い、3 つの並列鎖でそれぞれ 20,000 回の計算を実行し、初期値の影響を除くために最初の 10,000 回分の計算を切り捨てた（burn-in）後、あとの 10,000 回分の計算から、時間相関の影響を除くために 500 サンプルを抽出し（thinning）、事後分布の推定を行った。パラメータの事前分布は漠然事前分布とし、事後分布の収束判定は R-hat（Brooks and Gelman 1998）により行い、十分に収束（R-hat<1.1）していると判断された。

### 土壌侵食被害状況の評価

土壌侵食被害状況の評価は 2019 年 8 月にカメラ設置地点のうち柵内_04、柵内_05 を除く 18 地点で実施した。藤木（2017）により、シカの食害を受けた落葉広葉樹林において、土壌侵食の強度が立木密度および斜面傾斜角度により予測可能であることが明らかになっている。藤木(2017)の立木密度に基づく土壌侵食リスク評価を参考に、立木密度（高さ 130cm 以上）、土壌侵食面積割合、斜度を計測した。立木密度は各カメラ設置地点の周辺（約 10m の範囲）で、4 箇所の観測点を設け、観測点の半径 2m 内に生育する高さ 130cm 以上の立木数として測定した。土壌が侵食されている地表面積割合を目視により、4 段階（１：10%以下、２：10－25%、３：25－50%、４：50%以上）で評価した。斜度は勾配計（ブルースラント回転式、シンワ株式会社）により測定した。

## ３．結果

### シカの生息状況

柵外おける月ごとのカメラの稼働状況およびシカの撮影状況は表 1 の結果となった。100 日あたりの撮影頻度は 2019 年 9 月がピーク（RAI 推定値 ＝ 32.4、95%信頼区間 17.4–60.1）になり、2019 年 12 月から 2020 年 3 月にかけて減少し、その後 2020 年 6 月まで RAI 推定値 ＝5 程度で推移した（図 3）。動画あたりの撮影頭数は 11～3 月にかけて高く（平均 1.5 頭以上）、12 月にピーク（最大 13 頭、平均 2.0 頭）を示した。

表 1.　自動撮影カメラにおける柵外のシカの撮影状況

| 調査年月 | 有効稼働のべ日数 | 独立撮影イベント数 | RAI 推定値 | RAI 95%信頼区間 | 動画あたり最大撮影頭数 | 動画あたり平均撮影頭数 |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 2019-06 | 102 | 5 | 3.8 | 1.2 - 11.4 | 2 | 1.1 |
| 2019-07 | 403 | 110 | 23.2 | 12.4 - 43.4 | 2 | 1.1 |
| 2019-08 | 375 | 104 | 24.2 | 13.0 - 45.0 | 4 | 1.1 |
| 2019-09 | 373 | 172 | 32.4 | 17.4 - 60.1 | 3 | 1.2 |
| 2019-10 | 390 | 98 | 18.1 | 9.8 - 33.4 | 6 | 1.2 |
| 2019-11 | 394 | 151 | 21.8 | 11.8 - 40.1 | 5 | 1.6 |
| 2019-12 | 376 | 112 | 16.0 | 8.5 - 30.2 | 13 | 2.0 |
| 2020-01 | 402 | 116 | 13.4 | 7.2 - 25.1 | 7 | 1.9 |
| 2020-02 | 373 | 67 | 11.4 | 6.0 - 21.9 | 9 | 1.8 |
| 2020-03 | 434 | 31 | 5.0 | 2.5 - 10.1 | 6 | 1.8 |
| 2020-04 | 406 | 28 | 5.0 | 2.4 - 10.2 | 3 | 1.2 |
| 2020-05 | 427 | 33 | 5.8 | 2.9 - 11.7 | 2 | 1.0 |
| 2020-06 | 143 | 10 | 4.5 | 1.8 - 11.1 | 2 | 1.2 |

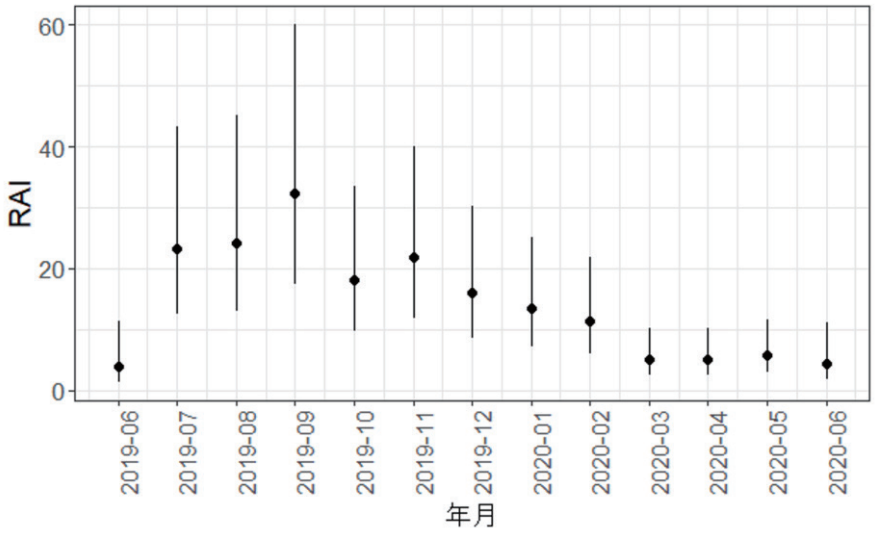



図 3.　年月ごとの 100 日あたりのシカ撮影頻度（RAI）。
一般化線形混合モデルによる RAI の予測値および 95%信頼区間を示す。

日周活動は、季節を通じて午前（8 時～9 時）と午後（15 時～16 時）にピークが見られた。日長の長い 5～7 月も日長の短い 11～1 月でもピークとなる時間帯に大きな差はなかった。夜間に比べて、昼の活動量が大きく、11 月～4 月では夜の活動性が著しく低かった（図 4）。

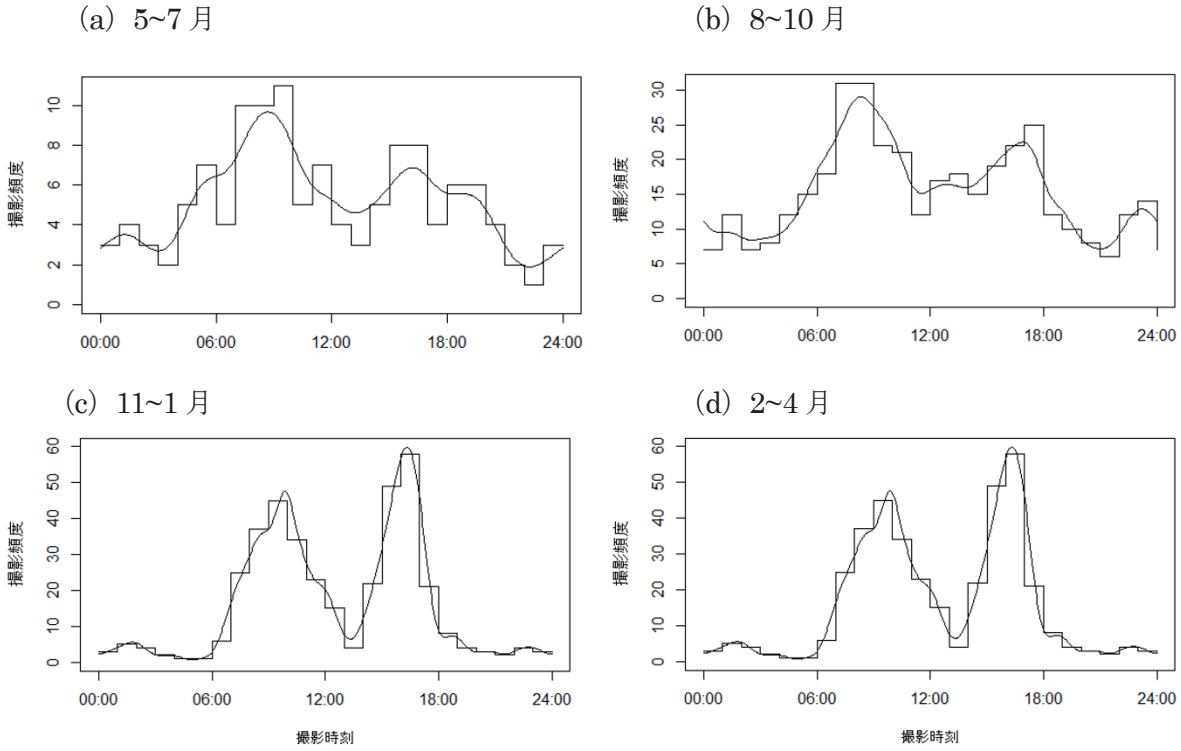



図 4.　季節ごとの活動時間のパターン。時間帯ごとの撮影頻度を示す。

生息密度の推定結果を表 2 に示した。活動時間割合は 0.52 であった。柵外の生息密度は 62.19 頭/km²、柵内は 53.75 頭/km²（いずれも中央値）で柵内外の生息密度に大きな違いは見られなかった。柵内外で滞在時間の推定値には大きな違いは見られなかった。柵内の生息密度の推定値は、確認個体数を面積で除した柵内の生息密度である 66.7 頭/km² に比べて、中央値はわずかに低かったが、95%信用区間の範囲内であった。頭数に換算すると 0.03km² の柵内に中央値で 1.61 頭、95%信用区間で 1.01–2.96 頭が生息すると推定された。

表 2.　滞在時間および生息密度の推定結果。各パラメータの事後分布を示す。

| パラメータ | | 中央値 | 95%信用区間 |
|---|---|---|---|
| 滞在時間（秒） | 柵内 | 11.52 | 8.51 - 17.1 |
| | 柵外 | 11.20 | 9.38 - 13.65 |
| 生息密度（頭/km$^2$） | 柵内 | 53.75 | 33.53 - 98.69 |
| | 柵外 | 62.19 | 38.91 - 101.56 |

**土壌侵食被害状況**

土壌の侵食状況は地点によって異なり、１～４の各段階が見られた（表 3）。土壌侵食割合は、立木密度、斜度それぞれと関係性が見られ、立木密度が少ないほど、斜度が急なほど土壌侵食の程度も大きかった（図 5）。

表 3.　地点ごとの土壌侵食レベルおよび斜度、立木密度

| 調査地点 | 土壌侵食レベル | 斜度（°） | 立木密度（本数/ha） |
|---|---|---|---|
| 柵外_01 | 4 | 36 | 1989 |
| 柵外_02 | 2 | 31 | 8356 |
| 柵外_03 | 3 | 26 | 1393 |
| 柵外_04 | 4 | 36 | 2188 |
| 柵外_05 | 4 | 32 | 2387 |
| 柵外_06 | 2 | 39 | 7759 |
| 柵外_07 | 2 | 16 | 3382 |
| 柵外_08 | 2 | 21 | 2586 |
| 柵外_09 | 3 | 27 | 995 |
| 柵外_10 | 4 | 38 | 1989 |
| 柵外_11 | 4 | 38 | 1790 |
| 柵外_12 | 4 | 35 | 1592 |
| 柵外_13 | 4 | 44 | 2188 |
| 柵外_14 | 1 | 24 | 7560 |
| 柵外_15 | 1 | 32 | 6764 |
| 柵内_01 | 2 | 23 | 597 |
| 柵内_02 | 3 | 28 | 2387 |
| 柵内_03 | 3 | 31 | 1393 |

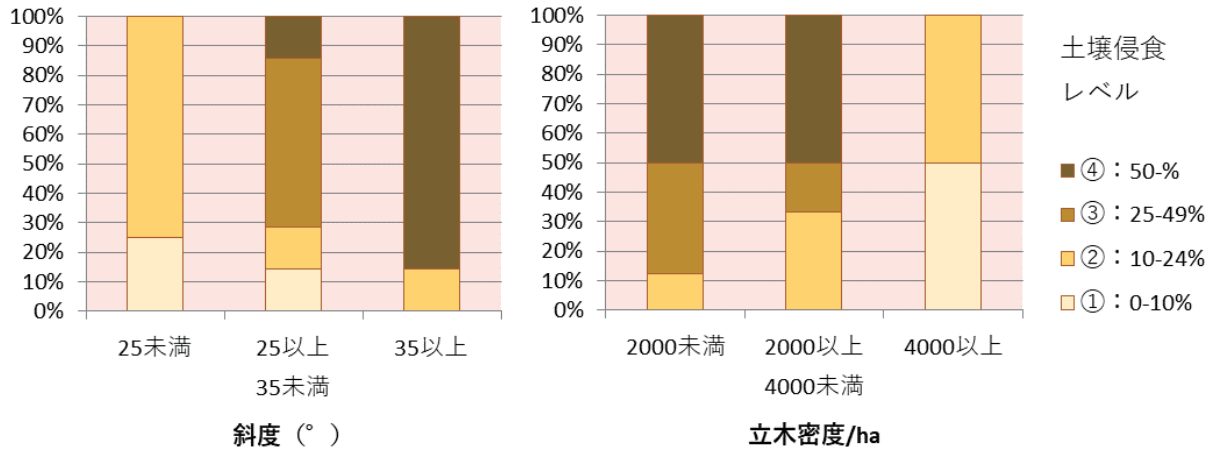



図 5.　土壌侵食レベルと斜度（左）、立木密度（右）の関係性

## 4．考察

### シカの生息状況把握

調査地では、シカが 50 頭/km² を超える極めて高い密度で生息していることが確認された。かつて薪炭林として利用され、兵庫県版レッドリストや川西市の生物多様性戦略において保全対象

となっている里山景観が残る地域であるが、府県境部に位置し、比較的捕獲圧が低いことが高密度化の要因と考えられる。森林内の撮影状況（図 2）は、7 月～11 月にかけて RAI が高かったが、12 月以降はゆるやかに低下した。一方、動画あたりの撮影頭数は 10 月～3 月にかけて高く、4 月以降に低下した。RAI は森林内の群れの密度が高いほど高い値を示し、動画あたりの撮影頭数は群れの規模が大きいほど大きい値を示すと考えられる。12 月から翌年 2 月にかけての RAI の低下は、動画あたりの平均撮影頭数の増加とあわせて考えると、冬期に大きい群れサイズでシカが行動することによる、独立な撮影回数の低下を反映したものと考えられる。4 月以降は平均撮影頭数が低下し、RAI も低い水準が維持されていることから、この時期の調査地における生息密度は、相対的に低かったと考えられる。周囲の捕獲や移動に関する詳細な情報がないため、4 月から 6 月にかけて低い密度が維持された原因は不明だが、春季の展葉に伴う餌資源の分布変化により利用環境が変化したこと、出産期に伴いメスの行動が変化したこと、猟期終了に伴い周辺での捕獲活動が行われなくなったことでシカが調査地外に移動したことなどが考えられる。なお、出猟カレンダー調査に基づく 2019 年度の狩猟メッシュ単位での捕獲頭数は、調査地を含むメッシュで 156 頭（森林 1km$^2$ あたりに換算して 12.4 頭/km$^2$）報告されているが、調査地はゴルフ場や公園と隣接しており、局所的な狩猟圧は低かった可能性がある。

シカの日周活動は日の出、日没の前後である薄明薄暮の時間帯にピークをもつことが他地域では報告されている（Ikeda et al. 2016）。当調査地では午前と午後にピークが見られたが、それぞれ日の出後、日没前の時間帯であり、昼行性に偏った活動パターンと言える。シカは日中の捕獲活動に応じて、昼夜で行動圏を変化させること（Kamei et al. 2010）や夜行性の傾向が強まることが知られている（Ikeda et al. 2019）。当調査地では猟期（11 月から 3 月）にかけては昼行性の傾向が強まっていること、10 頭を超える群れサイズの集団が見られていることから、捕獲の影響を受けにくい場所として利用されている可能性が示唆された。

自動撮影カメラによる推定は、REST モデルによる推定値と確認個体数を面積で除した生息密度との間で大きな乖離はなく、生息状況把握に有効であると考えられた。ただし、柵内でのカメラ台数が 5 台と少なかったことから、推定結果の信用区間は大きかった。カメラの台数が少ないため誤差の範囲内と解釈できるが、中央値が若干過小推定になった原因としては、活動時間の同調性が低く活動時間割合が過大評価になった可能性や、三角形の有効撮影範囲の一部がセンサーの検知範囲外に含まれたことで検知確率が 100%以下となった可能性も考えられる。

**土壌侵食状況**

シカが高い密度で生息している地域では、下層植生が衰退し、土壌侵食被害が発生する（内田ほか 2012）。特に急傾斜地では土壌侵食リスクが高いと予想されており、不嗜好性植物の植栽などによる対策が必要となる（藤木 2017）。シカが高密度で生息する本調査地では、30 度以上の急傾斜地が大部分を占めており、急傾斜地を中心に土壌侵食被害も大きかった（図 5）。ただし、比較的立木密度の高い地点においては土壌侵食の程度も小さかったため（図 5）、これらの地点においては残存する立木の保存が土壌侵食の進行を防ぐ上で有効と言える。

### 管理への提言

調査地は高密度に生息するシカの採食により土壌侵食が発生しており、里山林保全の観点からシカ対策が急務である。現行の狩猟や鳥獣被害防止計画に基づく農林業被害防止目的の捕獲では、狩猟者がアクセスしやすい環境や被害発生農地周辺での捕獲が主になるが、土壌侵食被害の防止の観点からは急傾斜地の森林における、密度低減を目的とした捕獲の推進が必要となる。特に、調査地のように府県境部に生息するシカ対策においては、周辺自治体と連携した広域的な対策が必要である。捕獲手法としては、冬季の日中の活動性が高かったことから、公園など人の利用がある場所を除いて、銃猟による捕獲が一つの選択肢となる。銃猟が困難な場所においては、夜間に森林外に出没するルートを特定し、集中利用場所における罠での捕獲が選択肢となる。特に、冬季には大きな群れサイズが観察されていることから、この時期に大型の囲い罠により群れごと捕獲することができれば、効率的に密度を低減できることが期待される。

一度下層植生が衰退した林分において、捕獲による低密度化を達成したとしても下層植生の回復には長い年月を要する（藤木・高木 2019）。そのため、シカの密度低減による下層植生の回復を待つまでの間に、できる限りシカの影響を軽減する取り組みが必要となる。シカの影響を排除する上で植生保護柵の設置は有効な方法の一つだが、森林内に設置された柵は、台風による倒木等の影響でしばしば破損が発生し、シカの侵入を防ぎきれないケースもある（藤堂・藤木 2017）。柵の規模が大きい場合、シカが柵内で生息し続けることで柵の補修後も植生への影響が続くこととなる。侵入したシカは捕獲等で排除するとともに、設置後の見回りや柵の補修の継続が必要である。当調査地では 2 箇所ある排除柵のうち、北側の柵内では 2 頭のシカが侵入していたが、その後柵内で 1 頭が捕獲され、2024 年時点ではシカの痕跡は確認されていない（国崎クリーンセンター啓発施設森脇氏私信）。南側の柵内ではシカの侵入は確認されておらず、効果的に機能していると考えられる。

現在、当調査地では既存の柵に加えて、小規模な植生保護柵（パッチディフェンス）による、植生の再生への取り組みも行われている。柵の機能の維持には、点検・補修が不可欠であり（藤堂・藤木 2017）、継続的な見回りに加えて、柵周囲の枯損木の排除など破損を未然に防ぐ対応が必要となる。また、柵外においても不嗜好性植物であるミツマタの植栽により、土壌侵食を防ぐ取り組みを行っており、高密度にシカが生息する条件下でも可能な里山林の保全策が検討されている。

## 謝辞

本調査に当たり、猪名川上流広域ごみ処理施設組合には調査許可を頂いた。国崎クリーンセンター啓発施設の森脇由佳氏には調査の受け入れ、兵庫県立大学大学院環境人間学研究科の喩靖霖氏には自動撮影カメラの点検において協力頂いた。本研究の一部は環境省・（独）環境再生保全機構の環境研究総合推進費（JPMEERF20174004「異質環境下におけるシカ・イノシシの個体数推定モデルと持続可能な管理システムの開発）」および科学研究費助成事業（17K12843「野生動物による生態系改変の Ecological memory の定量評価と応答予測」）で実施した。

## 引用文献

Brooks SP, Gelman A (1998) General methods for monitoring convergence of iterative simulations. Journal of Computational and Graphical Statistics, 7: 434–455

藤木 大介 (2017) 落葉広葉樹林における適正な立木密度管理のための土壌侵食リスク早見表. 兵庫ワイルドライフモノグラフ, 9: 110–117

藤木 大介, 高木 俊 (2019) 兵庫県におけるニホンジカの科学的モニタリングに基づく順応的管理の評価と展望. 兵庫ワイルドライフモノグラフ, 11: 14–29

兵庫県 (2011) 兵庫県版レッドデータブック 2011（地形・地質・自然環境・生態系）.

兵庫県 (2022) 第 3 期ニホンジカ管理計画. 兵庫県, 神戸

Ikeda T, Uchida K, Matsuura Y, Takahashi H, Yoshida T, Kaji K, Koizumi I (2016) Seasonal and diel activity patterns of eight sympatric mammals in northern Japan revealed by an intensive camera-trap survey. PLoS ONE, 11(10): e0163602.

Ikeda T, Takahashi H, Igota H, Matsuura Y, Azumaya M, Yoshida T, Kaji K (2019) Effects of culling intensity on diel and seasonal activity patterns of sika deer (*Cervus nippon*). Scientific Reports, 9: 17205 (2019)

猪名川上流広域ごみ処理施設組合 (2012) 国崎クリーンセンター里山林整備構想・計画.

石田 弘明, 服部 保 (2012) ニホンジカの過採食が暖温帯夏緑二次林の種多様性に与える影響. 兵庫ワイルドライフモノグラフ, 4: 32–47

Kamei T, Takeda K, Izumiyama D, Ohshima K (2010) The effect of hunting on the behavior and habitat utilization of sika deer (*Cervus nippon*). Mammal Study, 35(4): 235 – 241

川西市 (2015) 生物多様性ふるさと川西戦略.

川西市 (2020) 川西市鳥獣被害防止計画.

Nakashima Y, Fukasawa K, Samejima H (2018) Estimating animal density without individual recognition using information derivable exclusively from camera traps. Journal of Applied Ecology, 55: 735–744

大阪府立環境農林水産総合研究所 (2020) 令和元年度シカ生息状況調査報告書.

Rowcliffe JM, Kays R, Kranstauber B, Carbone C, Jansen PA (2014), Quantifying levels of animal activity using camera trap data. Methods in Ecology and Evolution, 5: 1170–1179. https://doi.org/10.1111/2041-210X.12278

高木 俊 (2019) 兵庫県におけるニホンジカ個体群動態の推定と地域別の動向. 兵庫ワイルドライフモノグラフ, 11: 30–57

藤堂 千景, 藤木 大介 (2017) 植生保護柵としてのネット柵、金網柵の成績評価. 兵庫ワイルドライフモノグラフ, 9: 90–99

内田 圭, 藤木 大介, 岸本 康誉 (2012) 兵庫県本州部の落葉広葉樹林におけるニホンジカによる土壌侵食被害の現状. 兵庫ワイルドライフモノグラフ, 4: 69–90

兵庫ワイルドライフモノグラフ 16 - 3: 24-49 2024
特集「兵庫県におけるニホンジカによる森林生態系被害の把握と保全技術Ⅲ」

# 第 3 章

# 兵庫県但馬地域のニホンジカ食害地における チョウ類群集の多様性の低下とシンジュキノカワガの発生

近藤 伸一
日本チョウ類保全協会

要　点

・2001 年から 2023 年の期間に兵庫県但馬地域で、トランセクト法によるチョウ類群集の調査を実施した。
・シカの食害の影響が現れていない 2001～2003 年の調査結果と、シカの食害が進んだ 2014 年～2023 年の調査結果を比較すると後者では個体数、種類数、貴重種が減少しており、顕著なチョウ類群集の衰退が確認できた。
・兵庫県朝来市周辺はシカの不嗜好性樹木であるシンジュが分布を拡大させている。
・2023 年に朝来市周辺でシンジュを食餌植物とするシンジュキノカワガが大発生した。中国南部原産のガで、分布の状況を調査した。

*Keywords*:　下層植生衰退、チョウ類群集、多様性、シンジュ、シンジュキノカワガ

## Decline in butterfly diversity due to sika deer in the Tajima area and an outbreak of *Eligma narcissus* in Asago and the surrounding area

Shinichi Kondo
Japan Butterfly Conservation Society

Abstract: I investigated butterfly fauna using transect counts from 2001 to 2023 in the Tajima area. A comparison of data from 2001 to 2003, when sika deer were not present, with data from 2014 to 2023, when sika deer were present and caused serious damage to natural vegetation, revealed a remarkable decline in butterfly diversity in the latter period.

Recently, the distribution of the tree *Ailanthus altissima*, which is unpalatable to deer, has been expanding in Asago and the surrounding area. In 2023, an outbreak of *E. narcissus*, a moth that is native to Southern China and feeds on the leaves of *A. altissima*, occurred in the area. I investigated the distribution of this moth.

**Keywords: *Ailanthus altissima*, butterfly fauna, diversity, *Eligma narcissus*, understory vegetation**

受付日：2023 年 12 月 28 日、受理日：2024 年 1 月 30 日
責任著者：近藤　伸一　✉ s-kondo60@kzh.biglobe.ne.jp

## １．はじめに

兵庫県但馬地域では高密度化したシカの影響で 2000 年代後半から自然林の下層植生衰退が急拡大したことが観測されている（藤木 2012）。これまでに、このような自然林の衰退により、鳥類群集の変化（関・藤木 2017）や土壌侵食の発生（内田ほか 2012）、外来木本群落の拡大（石田 2017）などが報告されている。チョウ類群集に関しては、近藤（2017）において、シカによる植生衰退の影響により１）兵庫県内におけるウスバシロチョウの生息地が半減したこと、２）豊岡市においてギフチョウの生息地が消滅寸前であること、３）ウスイロヒョウモンモドキが県内唯一の生息地において絶滅寸前に陥っていることなどを報告した。また、自然植生が衰退する以前（2001 年～2003 年）と衰退後（2009 年～2014 年）に但馬地域の各地で実施したチョウ類のトランセクト調査を比較した結果、衰退以前と比べて衰退後はチョウ類群集は種数、個体数ともに減少しており、特に自然度の高い環境に生息する種が激減していることも報告した（近藤 2017）。

一方、シカの採食圧の高い場所では、シカの好む植物が著しく減少する反面、シカの不嗜好性植物は増加することが報告されている（石田 2017）。中国原産の外来植物であるシンジュは、ニガキ科ニガキ属の落葉高木で、成長が早く、やせ地でもよく育ち、大気汚染にも強いため、緑化木として各地の街路や公園などに植栽されている。またシンジュサンから絹糸をとるための食樹としても植栽された。その結果、現在では逸出したものが各地に広く野生化している。シンジュはシカの不嗜好性（藤木 2017）の先駆性樹木で、成長が速く、伐採跡地では在来のアカメガシワ､ヌルデ、タラノキ、カラスザンショウなどの先駆性樹木に代わってシンジュが増加している（石田 2017）。シカの生息密度が高い朝来市、養父市内を流下する円山川とその支流の河川敷に広く分布し、次々と新たなシンジュの群落が形成され、拡大の一途である。道路敷地も同様で、切土法面、路側に連続的に分布を広げ、側溝に根が侵入して水路を破壊する例も見られる。鉄道敷地、農地周辺、工事跡地や未利用空地への分布拡大も著しい。

シンジュを食餌植物としている昆虫として、シンジュキノカワガ（鱗翅目コブガ科シンジュ亜科のガ）が存在する。シンジュキノカワガの原産地は中国南部であり、中国の南部で羽化した成虫が、雨期の前線北上に伴って北に移動し、その一部が日本まで飛来して一時的に発生することで知られている（宮田 1986）。そのシンジュキノカワガが 2023 年秋に南但馬地域で広域かつ高密度で発生した。兵庫県内の過去の採集例は 1949 年から 2016 年にかけて 19 例であるが断片的な記録であり（安達 2010、石川 2017、池田・阪上 2016、久保 2016、小西 2009、高橋 2016、高島 2001）、面的な広がりを把握した記録はない。

本報告では、近藤（2017）で実施したトランセクト調査以降の、但馬地域におけるチョウ類群集の動向も含めて、本地域におけるチョウ類群集の長期的な多様性の変化を把握するために、2022 年と 2023 年に豊岡市、養父市、香美町の森林等で追加調査したので、その結果を報告する。また、2023 年秋に南但馬地域で発生したシンジュキノカワガの発生地点の広がりの状況についての調査結果も報告する。

## ２．調査方法

### シカの食害で植生が衰退した地域のチョウ類群集調査

調査地域は、①養父市妙見山周辺（以下、妙見山）、②豊岡市日高町三川山周辺（以下、三川山）、③香美町村岡区熊波（以下、熊波）、④養父市森（以下、森）の４地区である。このうち①～③の地区は 2000 年代前半は植生にシカの影響がなかった（図 1 左：無被害～衰退度 0）が、2000 年代後半以降、急激にシカが高密度化し、自然林の下層植生が衰退・消失（図 1 右：衰退度 2～4）した。一方、④の森は調査開始以前の 2006 年時点で植生は衰退（衰退度 2）しており、現在に至るまでその状態が継続している。

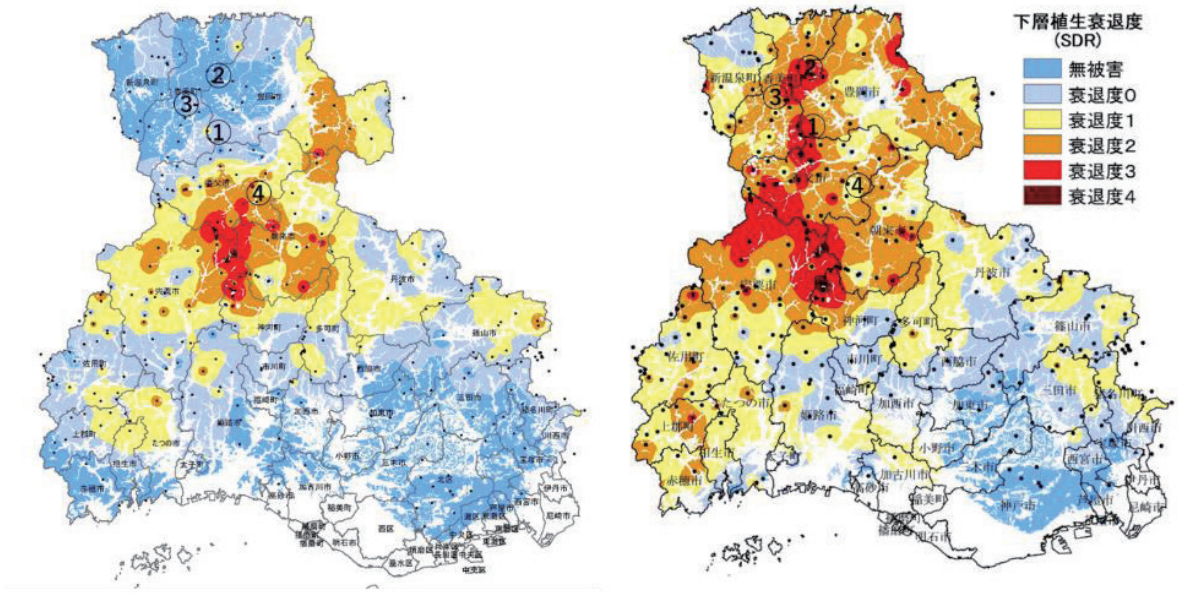



図 1.　兵庫県内におけるニホンジカの影響による落葉広葉樹林の下層植生衰退状況（左：2006 年、右：2022 年）。丸数字は調査地区：①妙見山、②三川山、③熊波、④森藤木（2012）と兵庫県（2023）から転載、一部改変。

妙見山、三川山、熊波の３地区を対象に、シカの食害の影響前の 2001～2003 年に、チョウ類のトランセクト調査を行った。各地区において固定ルート（850m～2000m）を設定し、チョウ類の活動する 4 月から 10 月にかけて各月の上旬（1～10 日）中旬（11～20 日）下旬（21～31 日）の 3 回、10 時～14 時の間にルート上を時速 2km 程度で歩き、前、左右、上 5m の範囲内で確認できたチョウの種類数、個体数をカウントした。

その後、シカの密度の増加と採食による下層植生の衰退が進み、植生が衰退した 2014 年～2023 年に同一場所、同方法で調査を実施して、調査結果を比較することで、シカの食害がチョウ類群集に及ぼす影響を明らかにした。

【妙見山】

妙見山周辺の 3 箇所（石原、加瀬尾、妙見）で調査を実施した。

石原は山麓部の渓流沿いの林道で標高 220～240m、延長 900m（付表 1)。加瀬尾は妙見山中腹のスギ林に囲まれ過疎が進んだ山村の道路と農地内の歩道で標高 420～520m、延長 1000m、妙見は尾根の登山道、集落跡からスギの人工林を経て、明るい自然林と人工林の境界尾根部に位置する登山道で標高 540～740m、延長 1300m である。

2001 年は 4 月下旬から 10 月下旬にかけて各 19 回調査した。2014 年は 4 月下旬から 10 月下旬にかけて各 19 回調査した（近藤　2015, 2017)。2022 年は 4 月（下旬)、5 月（上旬、中旬、下旬)、6 月（上旬、中旬)、7 月（下旬）の各 7 回調査した。

【三川山】

2002 年に三川山周辺の 2 箇所（稲葉、NTT 林道）で調査し、2022 年に再調査した。

稲葉は山麓部の渓流沿いの林道で標高 430～550m、延長 1400m。NTT 林道はブナ林に囲まれた尾根部で、標高 790～910m、延長 1200m である

稲葉では 2002 年 4 月上旬から 9 月下旬にかけて 11 回調査した。内訳は 4 月（上旬、中旬、下旬)、5 月（下旬)、6 月（上旬)、7 月（上旬、下旬)、8 月（中旬)、9 月（下旬)、10 月（上旬、中旬)。2022 年は 4 月中旬から 9 月下旬にかけて 8 回調査した。内訳は 4 月（中旬、下旬)、5 月（下旬)、6 月（上旬)、7 月（上旬、下旬)、8 月（中旬)、9 月（下旬)。

NTT 林道では 2002 年 4 月中旬から 9 月下旬にかけて 10 回調査した。内訳は 4 月（中旬、下旬)、5 月（下旬)、6 月（上旬)、7 月（上旬、下旬)、8 月（中旬)、9 月（下旬)、10 月（上旬、中旬)。2022 年は 7 月（下旬)、8 月（中旬)、9 月（下旬）の 3 回であった。

【熊波】

2003 年と 2023 年に同一ルートで同一時期（4 月中旬～10 月上旬）に各 15 回の調査を実施した。

熊波川左岸沿いの標高 270～290m、延長 2000m の林道、一部歩道のルートで、北側は自然林、南側は河川で調査ルートと並行して巾 10～20m の耕作地跡が点在し、その一部は現在 50 年生のスギの人工林になっている。道路、河川に面した山腹は切り立った崖が多く、シャクナゲなど多種の低木が花をつけていた。2023 年の時点でも急斜面の山腹の植物はシカの影響を受けていなかった。

【森】

2009 年、2018 年、2023 年の 3 箇年、同一ルートで同一時期（4 月上旬～10 月下旬）に各 21 回の調査を実施した。標高 180～250m、延長 850m である。

調査コースはスギ、ヒノキの人工林内の林道で、林道に接した斜面や谷間に広葉樹の二次林が点在する。二次林の主要な植生はミツマタ、オオバアサガラ、シロダモであったが、2018 年にはシンジュ、ゴマギの幼木が侵入した。

### 南但馬地域におけるシンジュキノカワガの分布調査

調査は 2023 年 9 月 16 日から 11 月 30 日にかけて延べ 39 回実施した。調査場所は朝来市、養父市、豊岡市、丹波市、宍粟市（公文川流域）、神河町、市川町、福崎町（市川流域）、京都府福知山市南西部の各地域内とした。調査の方法は、目視により葉が無いか、または食痕のあるシンジュについて、幼虫、繭の存在で分布の有無を判断した。

## ３．結果と考察

### 養父市妙見山周辺のチョウ類群集の変化

表 1.　養父市八鹿町妙見山周辺におけるチョウ類群集調査の概要

| 妙見山 | 石原 | | | 加瀬尾 | | | 妙見 | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 標高 | 標高 220～240m | | | 標高 420～520m | | | 標高 540～740m | | |
| 距離 | 調査距離　900m | | | 1000m | | | 1300m | | |
| | 調査日数 | 種数 | 個体数 | 調査日数 | 種数 | 個体数 | 調査日数 | 種数 | 個体数 |
| 2001 | 19 | 48 | 901 | 19 | 50 | 840 | 19 | 42 | 350 |
| （2022 比較） | (7) | (32) | (352) | (7) | (32) | (282) | (7) | (25) | (130) |
| 2014 | 19 | 18 | 159 | 19 | 17 | 107 | 19 | 14 | 55 |
| （2022 比較） | (7) | (12) | (83) | (7) | (12) | (60) | (7) | (8) | (32) |
| 2022 | 7 | 7 | 46 | 7 | 10 | 78 | 7 | 3 | 5 |

※2001 年と 2014 年の下段は、2022 年と同一時期・同一回数の調査結果を括弧内に示した。

#### 石原

2001 年および 2014 年の調査と 2022 年の調査結果を比較するため、2001 年と 2014 年は上段に全 19 回の結果、下段は 2022 年と同一時期・同一回数（7 回）の調査結果を括弧内に記載した。（表 1）

種数は 2001 年 32 種、2014 年 12 種、2022 年が 7 種に減少した（図 2）。確認した種のうち兵庫県版レッドリスト 2022 の掲載種（A,B,C ランク及び要注目種を以下、貴重種と呼ぶ）は 2001 年 5 種、2014 年 0 種、2022 年 0 種（付表 2）であった。個体数は 2001 年 352 個体、2014 年 83 個体、2022 年はさらに減少して 46 個体に減少した（図 3）。

調査地は、2000 年代後半からシカの食害により林床、道路周辺の裸地化が進み、2014 年には地面を覆っていた草本類やネザサが衰退し、シカの準不嗜好性種（藤木 2017）のシャガの群落が一時的に現れた。2022 年は裸地化が更に進行、シャガの群落は消滅し、より嗜好性の低いシロダモ、ナニワズの幼木が目立つようになった。林道は廃道となり倒木、山腹崩壊が多発しており、2014 年には確認できなかったヤマビルが調査中に多く見られた。

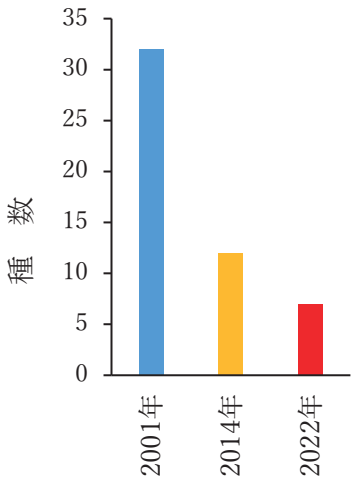



図 2.　石原地区の種数の変化

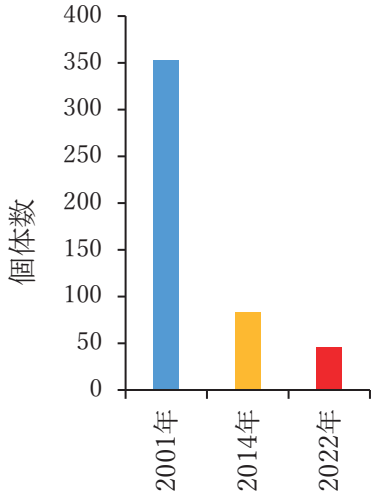



図 3.　石原地区の個体数の変化

**加瀬尾**

2001 年と 2014 年は 2022 年の調査と同一時期に行った各 7 回の調査結果で比較した。

種数は、2001 年は 32 種、2014 年は 12 種、2022 年は 10 種に減少した（図 4)。貴重種は、2001 年は 7 種であったのが、2014 年は 1 種、2022 年は 2 種に減少した（付表 2)。個体数は、2001 年は 282 個体、2014 年は 60 個体に減少、2022 年は 78 個体とやや増加した（図 5)。

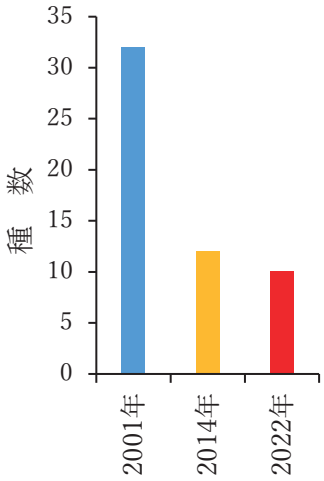



図 4.　加瀬尾地区の種数の変化

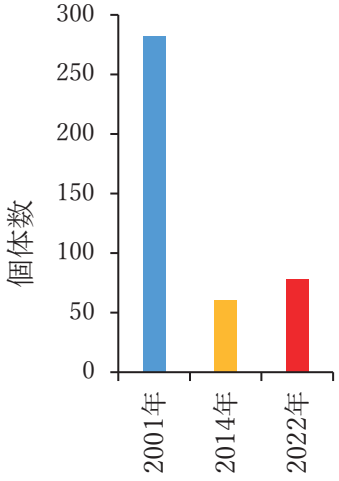



図 5.　加瀬尾地区の個体数の変化

2001 年は数件の農家が農地を管理、集落周辺は草刈りが行き届き、果樹園が造成され、初夏にはウスバシロチョウ（貴重種）が多数（93 個体）確認できた。オオウラギンスジヒョウモン、ウラギンヒョウモンなどの草原性のチョウ類の生息密度は県内でも有数の地区であっ

た。しかし、2014 年には環境が一変、林床はシカの不嗜好性植物のイワヒメワラビが占有し、農地跡や草原はダンドボロギクの群落に覆われ、吸蜜植物であった多種の草本性植物は消滅した。果樹園はシカ侵入防止の電気柵で囲まれていたが、シカの侵入跡が多数あり、草刈りは行われていたが、ススキ以外の草本植物は衰退していた。

2022 年はススキ群落が更に生育面積を拡大し、農地を埋め尽くしていたダンドボロギクの群落が、背丈の高いススキ群落に換わり、夏以降の歩道はススキで歩行困難な状況になった。ウスバシロチョウは 2014 年 4 個体、2022 年 4 個体と絶滅寸前の状況となり、オオウラギンスジヒョウモン、ウラギンヒョウモンなどの草原性のチョウは確認できなくなった。

**妙見**

2001 年と 2014 年は 2022 年と同一時期に行った各 7 回の調査結果で比較した。種数は、2001 年は 25 種であったのが、2014 年は 8 種、2022 年は 3 種に減少した（図 6)。貴重種は、2001 年 3 種であったのが、2014 年は 0 種、2022 年は 0 種であった（付表 2)。個体数は、2001 年は 130 個体であったのが、2014 年は 32 個体、2022 年は 5 個体に減少した（図 7)。

2014 年はすでにシカの食害の影響は顕著で、集落跡地の自然植生はほぼ消滅し、裸地化が進み、逸出した不嗜好性植物のジキタリス、クリンソウが群落を形成していた。スギ林内も低木層、草本層の植物は見られず、裸地化が進行、自然林の区域もササ類は消滅、低木層、草本層の植物はほとんどが消滅していた。観察された 32 個体のうち半数以上の 18 個体が集落跡地の裸地に吸水に来ていたテングチョウである。2001 年に多数確認したギフチョウは 2014 年には確認できず、食餌植物であるサンインカンアオイの群落は裸地となり、当地区から絶滅したと推定した。2022 年は更に荒廃が進行しており、チョウ類はほとんど確認できなくなった。

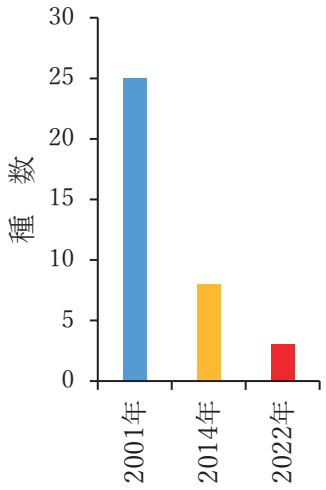



図 6.　妙見地区の種数の変化

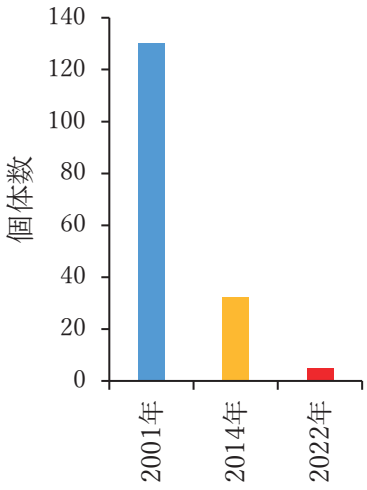



図 7.　妙見地区の個体数の変化

## 豊岡市日高町三川山周辺のチョウ類群集の変化

表 2.　豊岡市日高町三川山周辺におけるチョウ類群集調査の概要

| 三川山 | 稲葉 | | | NTT 林道 | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | 調査日数 | 種数 | 個体数 | 調査日数 | 種数 | 個体数 |
| 2002 | 11 | 39 | 261 | 10 | 35 | 228 |
| (2022 比較) | (8) | (36) | (193) | (3) | (18) | (104) |
| 2022 | 8 | 14 | 31 | 3 | 4 | 4 |

※2002 年の下段は、2022 年と同一時期・同一回数の調査結果を括弧内に示した。

### 稲葉

2002 年と 2022 年の調査結果を比較するため、2002 年は上段に全 11 回の結果、下段は 2022 年と同一時期の 8 回の調査結果を括弧内に示した（表 2）。

種数は、2002 年は 36 種であったのが、2022 年は 14 種に減少した（図 8）。貴重種は、2002 年は 8 種確認されたが、2022 年は確認できなかった（付表 2）。個体数は、2002 年は 193 個体であったのが、2022 年は 31 個体に減少した（図 9）。

2002 年当時は県内有数の多様な動植物が分布した区域で、当時西日本の各地で絶滅や減少が著しいギフチョウ、スギタニルリシジミを多数確認することができた。しかし、2022 年には林床の下草がほぼ消滅、裸地化が進み、草本層は消滅、サンインカンアオイの群落も消滅した。ギフチョウ、スギタニルリシジミなどの貴重種は確認できなくなった。スギタニルリシジミはトチノキの花が幼虫の食餌植物であるためシカの食害の影響は少ないと予想していたが、2022 年に成虫は確認できなかった。

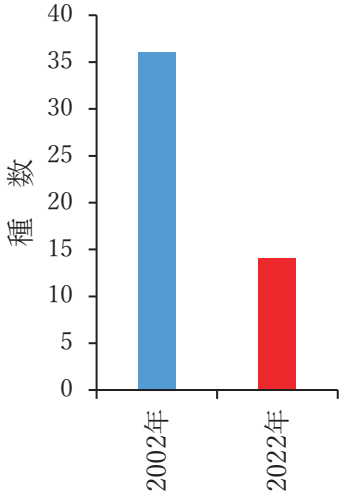



図 8.　稲葉地区の種数の変化

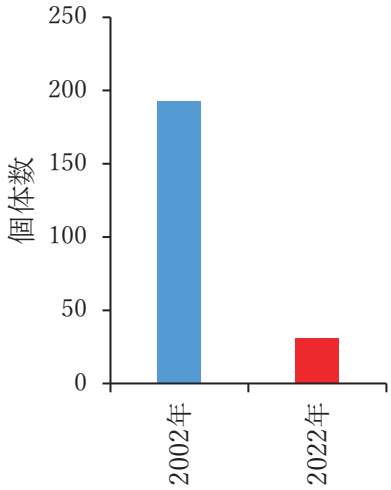



図 9.　稲葉地区の個体数の変化

### NTT 林道

2002 年と 2022 年を比較するため、2002 年は上段に 10 回の結果、下段は 2022 年と同一時期の 3 回の調査結果を括弧内に示した（表 2）。

種数は、2002 年は 18 種であったのが、2022 年は 4 種に減少した（図 10）。貴重種は、2002 年 4 種であったのが、2022 年は確認できなかった（付表 2）。個体数は、2002 年は 104 個体であったのが、2022 年は 4 個体に減少した（図 11）。

2002 年時点では、ブナ林の林床をササ類が覆い、多様な広葉樹の稚樹、幼木、低木も生育していた。幼虫がササ類を食餌植物とするヒメキマダラヒカゲ、ササに寄生するアブラムシを餌とするゴイシシジミなど特徴あるチョウ類（貴重種）が確認できた。わずか 3 回の調査結果でも 104 個体が確認できた多様なチョウ類の生息地であった。しかし、2022 年にはブナ林の林床が完全に裸地化し、サンインカンアオイの群生地も消滅し、チョウ類は激減した。シカの不嗜好性樹木であるエゾユズリハ、テツカエデが群落の形成を始めている。

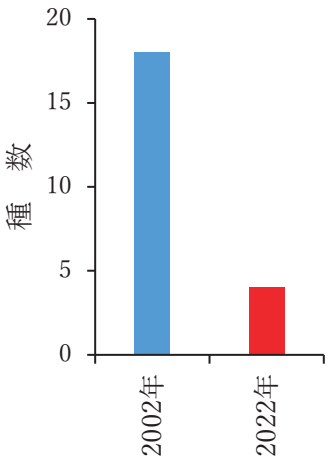



図 10.　NTT 林道の種数の変化

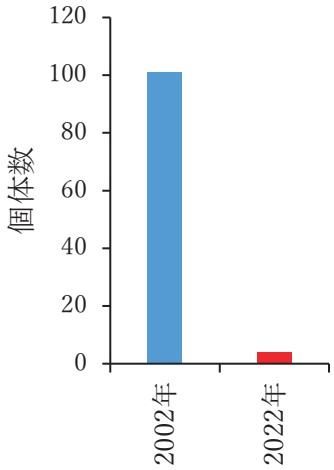



図 11.　NTT 林道の個体数の変化

### 香美町村岡区熊波のチョウ類群集の変化

2003 年と 2023 年を対象に、同一時期に行った各 15 回の調査結果で両年を比較した（表 3）。

表 3.　香美町村岡区熊波におけるチョウ類群集調査の概要

| 調査年 | 調査日数 | 種数 | 個体数 |
|---|---|---|---|
| 2003 | 15 | 50 | 655 |
| 2023 | 15 | 30 | 324 |

種数は、2003 年は 50 種であったのが、2023 年は 30 種に減少した（図 12）。貴重種は、2003 年 11 種であったのが、2023 年は 3 種に減少した（付表 2）。個体数は、2003 年は 655 個体であったのが、2023 年は 324 個体に減少した（図 13）。

植生の劣化状態は妙見山、三川山と比較すると、裸地化した区域は少なく、急斜面の山腹部分におけるシカの食害の影響は他の地域と比べると少ないが、平地の区域は早春に花をつけるイチリンソウ、ニリンソウ、キクザキイチゲなどの生育範囲が減少、耕作地跡は背丈が高いススキが占有し、その隙間をチカラシバが覆いつくし、調査ルートの両側はダンドボロギク、ベニバナボロギクなどの不嗜好性植物が優勢になった。裸地化の進んだスギの林床は、ジュウモンジシダ、リョウメンシダ、イワヒメワラビの 3 種のシダが群落を形成しつつあった。

トチの花を食餌植物とするスギタニルリシジミが確認できなくなり、ノリウツギの花に吸蜜に来ていた無数のサカハチチョウも激減した。7 種確認できたセセリチョウ科が 1 種になり、2003 年は確認できなかったムラサキシジミ、ツマグロヒョウモン、クロコノマチョウなど暖地性のチョウが 2023 年には確認できたのも特徴的である。

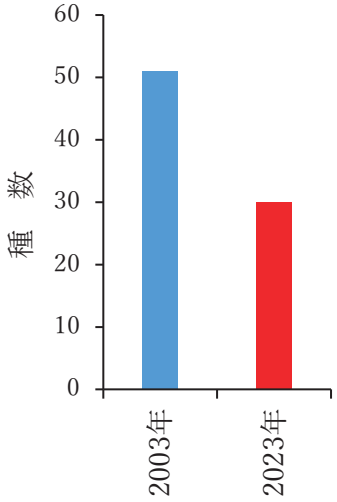



図 12.　熊波地区の種数の変化

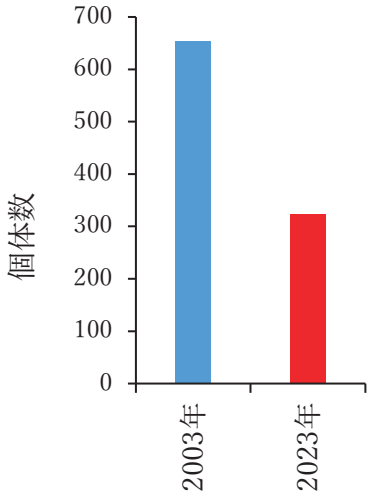



図 13.　熊波地区の個体数の変化

**養父市森におけるチョウ類群集の変化**

2009 年、2018 年、2023 年に同一ルートで各 21 回調査を実施した結果を比較した（表 5）。

表 5.　養父市森におけるチョウ類群集調査の概要

| 調査年 | 調査日数 | 種数 | 個体数 |
|---|---|---|---|
| 2009 | 21 | 17 | 129 |
| 2018 | 21 | 24 | 150 |
| 2023 | 21 | 15 | 116 |

種数は、2009 年は 17 種、2018 年は 24 種であったのが、2023 年は 15 種に減少した（図 14）。貴重種は、2009 年 0 種、2018 年 2 種、2023 年 2 種が確認された（付表 2）。個体数は、2009 年は 129 個体、2018 年は 150 個体と増加したが、2023 年は 116 個体に減少した（図

15)。

調査を開始した 2009 年頃は養父市のシカの個体数が最大期であったと推定される時期である（兵庫県 2023)。この時点で既に、草本層は衰退し、林道の周辺や法面はシカの不嗜好性植物、特にイワヒメワラビ、オオバノイノモトソウ、マツカゼソウ、ダンドボロギクとゴマギ、シンジュ、ミツマタ、オオバアサガラの幼木が 90%以上を占有していた。

2018 年はシカの個体数が最大の時期から半減した時期で、チョウの種数、個体数ともに一時的に増加した。貴重種のサカハチチョウが 21 個体確認できた。2009 年に見られなかったナラガシワの幼木やムラサキケマンの花が復活するなど明らかに回復の兆しが見られたが、2023 年にはサカハチチョウは 1 個体に減少した。ナラガシワの幼木は消滅、ムラサキケマンも少数の株が見られた程度で、年間を通じて花をつける草本植物は極端に少なくなった。不嗜好性植物の分布に変化が現れ、オオバノイノモトソウの群落が衰退して、イワヒメワラビとマツカゼソウに置き換わった。ゴマギ、オオバアサガラの幼木の密度が高くなり、オオバアサガラはシカによる樹皮の剥皮害が目立った。

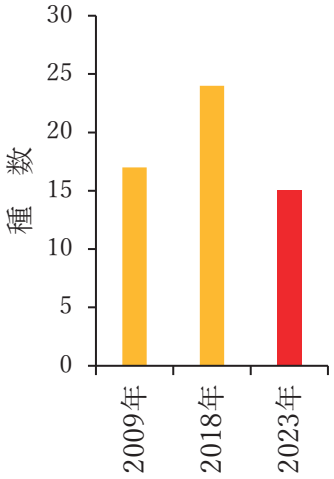



図 14.　森地区の種数の変化

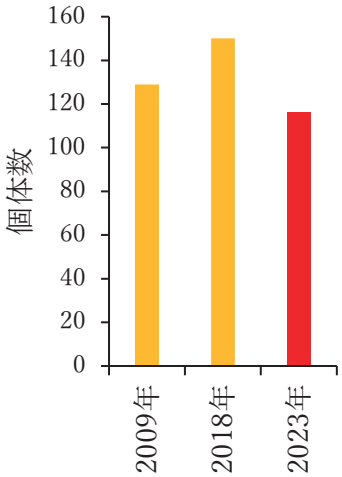



図 15.　森地区の個体数の変化

**シカの食害がチョウ類群集に及ぼした影響（調査結果のまとめ）**

シカの影響前後のデータを収集できた 3 地区（妙見山、三川山、熊波）全体を比較集計してみると、個体数は食害のなかった時期の 28%に減少、種数は 46%に減少した（表 4)。標高が高い場所の減少が著しく、標高 540～740mの妙見と標高 790～910mの NTT 林道では壊滅的と言っていいほど種数、個体数が減少した。

貴重種の減少も著しく、ギフチョウ、オナガアゲハ、スジボソヤマキチョウ、ゴイシシジミ、スギタニルリシジミ、クモガタヒョウモン、ヒメキマダラヒカゲ、コキマダラセセリ、ダイミョウセセリ、ヘリグロチャバネセセリ、ホソバセセリの 11 種が確認できなくなった。

シカの食害で、チョウ類の幼虫の食餌植物、成虫の吸蜜植物が消滅したことが、個体数や種数の減少の最大の要因と考えられるが、ゴイシシジミのようにササに寄生するアブラムシ

がいなくなったケースもある。スギタニルリシジミの個体数の減少についてはシカの食害との因果関係が不明である。

石原、加瀬尾は 2001 年の調査から 2014 年の調査時まで、石原の林道は利用されており、加瀬尾の農地、果樹園は草刈りが行われていたが、チョウ類群集は衰退した。（表 1、図 2、3、4、5）。シカの食害の激しい地域では、草刈り等の維持管理不足と、チョウ類群集の衰退との関連は確認できなかった。

熊波は農地が放棄されて、農地跡はススキとチガヤに覆われており、チョウ類群集の変動についてシカの採食以外の要素が加わっている可能性もある。また新たに暖地性のチョウが加わったことは温暖化の影響が考えられる。

表 4.　但馬地域 3 地区におけるシカの食害前後におけるチョウ類群集の比較集計

| 調査場所 | 妙見山・三川山・熊波 集計 | |
|---|---|---|
| シカの食害による下層植生の状態 | 無被害～衰退度0 | 衰退度２～４ |
| 調査年度 | 2001～2003 | 2022～2023 |
| 総延長m | 67200m | |
| 標高m | 220～910m | |
| 調査回数 | 47 | 47 |
| 確認個体総数 | 1716 | 488 |
| 相対生息密度　発見個体数/1000m | 25.5 | 7.3 |
| 発見種類数（集計72種） | 71 | 33 |
| 兵庫県版レッドリスト2022　記載種 | 15 | 4 |

**朝来市周辺におけるシンジュキノカワガの大発生**

2023 年 9 月 16 日に朝来市内の森林でシンジュの木を丸坊主にしているシンジュキノカワガの幼虫を確認した。シンジュの林は葉がすべて食べられ、無数の幼虫が枝葉、幹に群がっていた。分布調査の結果、南但馬周辺では朝来市を中心に 124 箇所の発生地を確認した。朝来市、養父市の円山川、及びその支流が分布の中心で、北は養父市宿南、南は朝来市多々良木、西は朝来市神子畑、東は京都府福知山市夜久野町から兵庫県境に沿って福知山市を南下し、氷上町、春日町まで発生していることを確認した（表 6、図 16）。 NPO 法人こどもとむしの会の調査では 2023 年の秋に西播磨を中心に県南部から淡路にかけて広い範囲で確認されている。兵庫県内の採集例は 1949 年から 2016 年にかけて 19 件記録されているが、いずれも限られた地点で、今回のような広域の発生記録はない。

南但馬地域では近年、シカの食害の影響で植生が衰退した結果、不嗜好性樹木であるシンジュの分布拡大が顕著となっている。特に 2010 年頃からシンジュの幼木が河川敷、道路沿線に沿って網の目状に分布拡大した結果、円山川支流の多々良木川、神子畑川、八木川下流、八鹿町宿南付近の河川敷は 10 年生未満の若いシンジュ林が連続的に広く分布している。今回

のシンジュキノカワガの大発生の背景には、このような食餌植物の分布拡大が存在するものと推測される。

シンジュキノカワガは日本では越冬できないので（宮田 1986）、6～8 月に飛来してきた個体群が産卵して、8 月～9 月に第 2 代が羽化、10～11 月に第 3 代が更に個体数を増加させ、連続的に分布している円山川、円山川支流のシンジュ群落に広く分散して、今回の大発生に繋がったものと推定できる。また近年の温暖化の影響で日本での越冬個体が現れた結果、個体数の増加につながった可能性も否定できない。

表 6.　地域別確認数（兵庫県南部を除く）

| 市 | 旧町名 | 個所数 | 合計 |
|---|---|---|---|
| 豊岡市 | 日高町 | 1 | 1 |
| 朝来市 | 朝来町 | 53 | 82 |
| | 山東町 | 14 | |
| | 和田山町 | 15 | |
| 養父市 | 養父町 | 13 | 15 |
| | 八鹿町 | 1 | |
| | 大屋町 | 1 | |
| 丹波市 | 春日町 | 1 | 2 |
| | 氷上町 | 1 | |
| 兵庫県　計 | | | 100 |
| 京都府福知山市 | 夜久野町 | 14 | 24 |
| | 福知山市 | 10 | |
| 合計 | | | 124 |

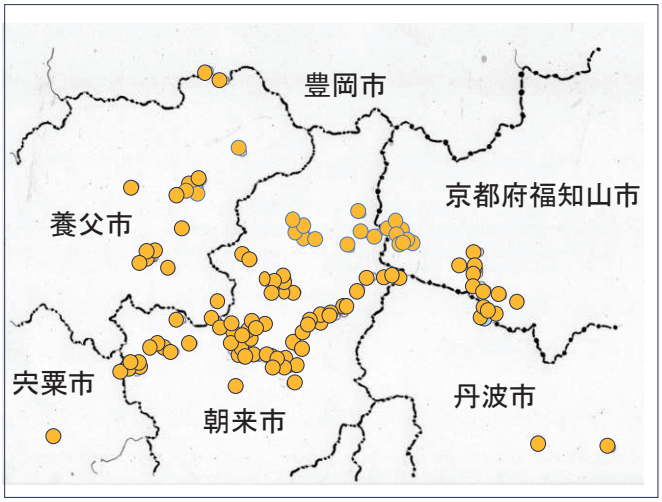



図 16.　シンジュキノカワガの分布確認地点（2023 年 9～11 月）

## おわりに

高密度になったシカの採食による下層植生の衰退は、南但馬から県内全域に拡大している。今回の調査でも明らかなように、下層植生の衰退はチョウ類群集に極めて深刻な影響を及ぼしている。妙見山や三川山周辺では、標高が高くなるほど下層植生の衰退の状況は深刻で、チョウ類の生息できない環境になっている。また養父市森のように一旦下層植生が衰退すれば、一時的にシカの個体数が抑制され、チョウ類群集に回復の兆候が現れた場所でも、容易に回復することのないことが判明した。

シカの不嗜好性樹木であるシンジュの分布拡大は農林業や道路管理に悪影響を及ぼす可能性が高い。早期の対策が望まれる。2023 年の南但馬～京都府福知山市のように短期間で広域的に拡大するシンジュキノカワガはシンジュにとって注目すべき天敵である。シンジュキノ

カワガは日本では冬を越せないとされているが、県内の同一場所で少数の個体が 2 年連続して発生した事例があり、今回のような県内一円で広域に発生した事例はないものの、近年の温暖化、今回の広域かつ大規模な発生は越冬個体が現れ、2024 年に繋がる可能性を秘めている。今後注目したい。

参考までに、本調査を実施した各地区のシカの食害前後の植生の変化、観察されたチョウ類、シンジュ群落の成立状況とシンジュキノカワガの分布状況に関する一連の写真を章末に掲載した（写真 1～57）。

## 謝辞

ニホンジカの分布等に関してご教示いただいた藤木大介氏、田口　彰氏　浅田真理子氏、シンジュキノカワガの生態、分布等に関する情報をご教示いただいた谷角素彦氏、八木　剛氏、植田義輔氏、久保弘幸氏、高橋弘樹氏、三村寛子氏、井嶋幸司氏、波多野哲哉氏、文献翻訳等でご教示いただいた正井俊郎氏に対しここにお礼申し上げます

## 引用文献

安達 誠文（2010）伊丹市昆陽池で発生したシンジュキノカワガ．きべりはむし, 32（2）： 7-8

藤木 大介 （2012） 兵庫県本州部の落葉広葉樹林におけるニホンジカによる下層植生の衰退状況: 2006 年から 2010 年にかけての変化．兵庫ワイルドライフモノグラフ, 4: 17-31

藤木 大介 （2017） 兵庫県におけるニホンジカの嗜好性植物・不嗜好性植物リスト．兵庫ワイルドライフモノグラフ, 9: 118-133

兵庫県 （2023） 第３期ニホンジカ管理計画 令和 5 年度事業実施計画 資料編.

石田 弘明（2017）シカによる外来木本群落の成立と分布拡大．兵庫ワイルドライフモノグラフ， 9: 29-44

石川 佳史（2017）兵庫県西宮市でシンジュキノカワガの幼虫を採集・羽化の観察．きべりはむし, 39（2）：7-8

池田 大, 阪上 洸多（2016）播磨地方西部におけるシンジュキノカワガの記録．きべりはむし, 38（2）：49

近藤 伸一（2013） シカ被害森林のチョウ類相（兵庫県のチョウ類トランセクト調査 5）．きべりはむし, 35（2）：5-13

近藤 伸一（2015） ニホンジカの食害がチョウ類群集に及ぼした影響（2001 年と 2014 年のチョウ類トランセクト調査比較）．きべりはむし, 37（2）：14-23

近藤 伸一（2017）兵庫県におけるニホンジカによる自然植生衰退がチョウ類群集に及ぼした影響．兵庫ワイルドモノグラフ, 9: 63-89

近藤 伸一（2018）ニホンジカの個体数減少に伴うチョウ類群集の改善（シカの食害地におけ

る 2009 年と 2018 年のチョウ類トランセクト調査比較）. きべりはむし, 41（1）：1-4
久保 弘幸（2016）兵庫県市川町でシンジュキノカワガを採集. きべりはむし, 38（2）: 50
小西 堯生（2009）神戸市須磨区でシンジュキノカワガを採集. きべりはむし, 32（1）: 63
宮田 彬（1986）日本の昆虫 4 シンジュキノカワガ. 文一総合出版
関 伸一, 藤木 大介 （2017） ニホンジカの採食による森林の下層植生衰退と鳥類群集との関係を広域で評価する. 兵庫ワイルドライフモノグラフ, 9: 45-62
高橋 照男（2016）二年連続して兵庫県市川町でシンジュキノカワガを観察・採集. きべりはむし, 39（1）：22-23
高島 昭（2001）兵庫県のキノカワガ亜科・リンガ亜科・サラサリンガ亜科 （兵庫県産蛾類分布資料・23）. きべりはむし, 29（2）：40-49
内田 圭, 藤木 大介, 岸本 康誉 （2012） 兵庫県本州部の落葉広葉樹林におけるニホンジカによる土壌侵食被害の現状. 兵庫ワイルドライフモノグラフ, 4: 69-90

付表 1. 兵庫県但馬地域におけるチョウ類トランセクト調査集計表

| | 場所 | 標高 m | 調査年 | 期間 | 延長 m ⓐ | 回数 ⓑ | 総延長 m ⓒ=ⓐ×ⓑ | 種数 | 個体数 ⓓ | 個体密度 ⓓ×100/ⓒ | 周辺環境 | 調査コースの状況 | シカの食害 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | 養父市八鹿町石原 | 220～240 | 2001 | 4. 28～7. 28 | 900 | 7 | 6, 300 | 32 | 352 | 55. 9 | 渓流沿い人工林 | 林道 | 無 |
| | | | 2014 | 4. 24～7. 27 | | 7 | | 12 | 83 | 13. 2 | | | 自然植生衰退 |
| | | | 2022 | 4. 22～7. 31 | | 7 | | 7 | 46 | 7. 3 | | | 自然植生衰退 |
| 2 | 養父市八鹿町加瀬尾 | 420～520 | 2001 | 4. 28～7. 28 | 1, 000 | 7 | 7, 000 | 32 | 282 | 40. 3 | 森林内の孤立山村 | 農道・歩道 | 無 |
| | | | 2014 | 4. 24～7. 27 | | 7 | | 12 | 60 | 8. 6 | | | 自然植生衰退 |
| | | | 2022 | 4. 22～7. 31 | | 7 | | 10 | 78 | 11. 1 | | | 自然植生衰退 |
| 3 | 養父市八鹿町妙見 | 540～740 | 2001 | 4. 28～7. 28 | 1, 300 | 7 | 9, 100 | 25 | 130 | 14. 3 | 尾根部人工林と二次林 | 歩道 | 無 |
| | | | 2014 | 4. 24～7. 27 | | 7 | | 8 | 32 | 3. 5 | | | 自然植生衰退 |
| | | | 2022 | 4. 22～7. 31 | | 7 | | 3 | 5 | 0. 5 | | | 自然植生衰退 |
| 4 | 豊岡市日高町稲葉 | 430～550 | 2002 | 4. 13～9. 21 | 1, 400 | 8 | 15, 400 | 36 | 193 | 12. 5 | 渓流沿いの二次林 | 林道 | 無 |
| | | | 2022 | 4. 19～9. 24 | | 8 | | 14 | 31 | 2. 0 | | | 自然植生衰退 |
| 5 | 豊岡市日高町三川 | 790～910 | 2002 | 7. 27～9. 21 | 1, 200 | 3 | 3, 600 | 18 | 104 | 28. 9 | ブナ帯の森林 | 林道・遊歩道 | 無 |
| | | | 2022 | 7. 19～9. 24 | | 3 | | 4 | 4 | 1. 1 | | | 下層植生消滅 |
| 6 | 香美町村岡区熊波 | 270～290 | 2003 | 4. 15～10. 4 | 2, 000 | 15 | 30, 000 | 50 | 655 | 21. 8 | 渓流沿農地森林 | 農道・歩道 | 無 |
| | | | 2023 | 4. 13～10. 2 | | 15 | | 30 | 324 | 10. 8 | | | 自然植生衰退 |
| 7 | 養父市森 | 180～250 | 2009 | 4. 3～10. 23 | 850 | 21 | 17, 850 | 17 | 129 | 7. 22 | 渓流沿い人工林と二次林 | 林道 | 自然植生衰退 |
| | | | 2018 | 4. 2～10. 21 | | | | 24 | 150 | 8. 4 | | | やや回復の兆し |
| | | | 2023 | 4. 2～10. 23 | | | | 15 | 116 | 6. 5 | | | 不嗜好性植物 |

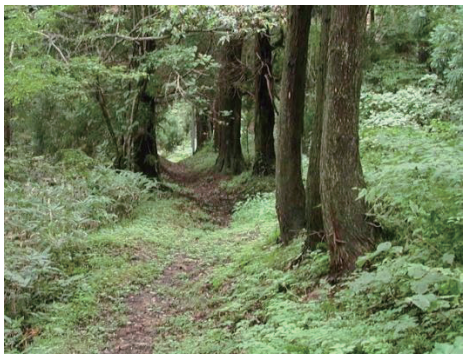
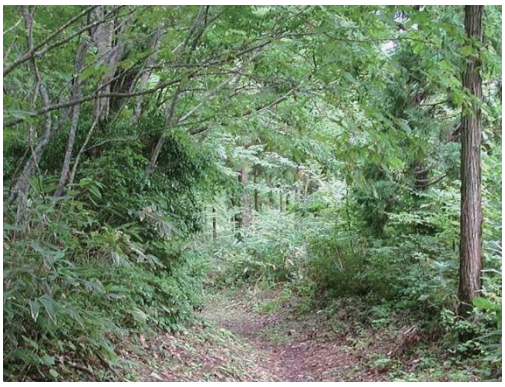
# 付表 2.　兵庫県但馬地域で確認したチョウ類一覧

| 区分 | 調査場所 | ①養父市八鹿町石原 | | | ②養父市八鹿町加瀬尾 | | | ③養父市八鹿町妙見 | | | ④豊岡市日高町稲葉 | | ⑤豊岡市日高町三川 | | ⑥美方郡香美町熊波 | | ⑦養父市森 | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 延長 | m | 900 | | | 1000 | | | 1300 | | | 1400 | | 1200 | | 2000 | | 850 | | |
| 標高 | m | 220～240 | | | 420～520 | | | 540～740 | | | 430～550 | | 790～910 | | 270～290 | | 180～250 | | |
| 環境 | | 河川沿いの林道 | | | 森林内孤立山村 | | | 尾根部・集落跡、登山道 | | | 渓流沿いの林道 | | ブナ林内林道 | | 渓流沿いの農道 | | 渓流沿いの林道 | | |
| 調査年度 | | 2001 | 2014 | 2022 | 2001 | 2014 | 2022 | 2001 | 2014 | 2022 | 2002 | 2022 | 2002 | 2022 | 2003 | 2023 | 2009 | 2018 | 2023 |
| シカの食害の有無 | | 無 | 植生衰退 | 植生衰退 | 無 | 植生衰退 | 植生衰退 | 無 | 植生衰退 | 植生衰退 | 無 | 植生衰退 | 無 | 植生衰退 | 無 | 植生衰退 | 植生衰退 | 植生衰退 | 植生衰退 |
| 調査回数 | | 7 | 7 | 7 | 7 | 7 | 7 | 7 | 7 | 7 | 8 | 8 | 3 | 3 | 15 | 15 | 21 | 21 | 21 |
| 生息密度　（個体数/1000m） | | 55.8 | 13.2 | 7.3 | 40.3 | 8.6 | 11.1 | 14.3 | 3.5 | 0.3 | 17.2 | 2.8 | 28.9 | 1.1 | 21.8 | 10.8 | 7.2 | 8.4 | 6.5 |
| 種類数（集計72種） | | 32 | 12 | 7 | 32 | 12 | 10 | 25 | 8 | 3 | 36 | 14 | 18 | 4 | 50 | 30 | 17 | 24 | 15 |
| 個体数　（集計2598個体） | | 352 | 83 | 46 | 282 | 60 | 78 | 130 | 32 | 5 | 193 | 31 | 104 | 4 | 655 | 324 | 129 | 150 | 116 |
| 種名 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| ｳｽﾊﾞｼﾛﾁｮｳ | *Parnassius citrinarius citrinarius* | ◎ | | | ◎ | ◎ | ◎ | | | | ◎ | | | | ◎ | ◎ | | | |
| ｵﾅｶﾞｱｹﾞﾊ | *Papilio macilentus macilentus* | ◎ | | | ◎ | | | ◎ | | | ◎ | | | | ◎ | | | ◎ | |
| ｷﾞﾌﾁｮｳ | *Luehdorfia japonica Leech* | | | | | | | ◎ | | | ◎ | | | | | | | | |
| ｸﾓｶﾞﾀﾋｮｳﾓﾝ | *Nephargynnis anadyomene ella* | | | | | | | ◎ | | | | | | | | | | | |
| ｺﾞｲｼｼﾞﾐ | *Taraka hamada hamada* | | | | | | | | | | | | ◎ | | ◎ | | | | |
| ｺｷﾏﾀﾞﾗｾｾﾘ | *Ochlodes venatus venatus* | | | | | | | | | | | | | | ◎ | | | | |
| ｻｶﾊﾈﾁｮｳ | *Araschnia burejana burejana* | ◎ | | | ◎ | | | | | | ◎ | | ◎ | | ◎ | ◎ | | ◎ | ◎ |
| ｽｷﾞﾀﾆﾙﾘｼｼﾞﾐ | *Celastrina sugitanii sugitanii* | | | | ◎ | | | | | | ◎ | | | | ◎ | | | | |
| ｽｼﾞﾎﾞｿﾔﾏｷﾁｮｳ | *Gonepteryx aspasia niphonica* | | | | | | | | | | | | | | ◎ | | | | |
| ﾀﾞｲﾐｮｳｾｾﾘ | *Daimio tethys tethys* | ◎ | | | ◎ | | | | | | ◎ | | | | ◎ | | | | |
| ﾂﾏｸﾞﾛｷﾁｮｳ | *Eurema laeta betheseba* | | | | ◎ | | ◎ | | | | | | | | | | | | |
| ﾋﾒｷﾏﾀﾞﾗｾｾﾘ | *Ochlodes ochraceus* | ◎ | | | ◎ | | | ◎ | | | | | | | ◎ | ◎ | | | ◎ |
| ﾋﾒｷﾏﾀﾞﾗﾋｶｹﾞ | *Zophoessa callipteris* | | | | | | | | | | ◎ | | ◎ | | ◎ | | | | |
| ﾍﾘｸﾞﾛﾁｬﾊﾞﾈｾｾﾘ | *Thymelicus sylvaticus sylvaticus* | | | | | | | | | | | | | | ◎ | | | | |
| ﾎｿﾊﾞｾｾﾘ | *Isoteinon lamprospilus* | | | | | | | | | | ◎ | | ◎ | | | | | | |
| ｱｲﾉﾐﾄﾞﾘｼｼﾞﾐ | *Chrysozephyrus brillantinus* | | | | | | | | | | ○ | | | | | | | | |
| ｱｵｽｼﾞｱｹﾞﾊ | *Graphium sarpedon nipponum* | ○ | | | | | | | | | | | | | | | ○ | ○ | |
| ｱｵﾊﾞｾｾﾘ | *Choaspes benjaminii japonicus* | ○ | | | | | | | | | ○ | | | | | | | | |
| ｱｶｼｼﾞﾐ | *Japonica lutea lutea* | | | | | | ○ | | | | | ○ | | | | | | | |
| ｱｶﾀﾃﾊ | *Vanessa indica indica* | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ |
| ｱｹﾞﾊﾁｮｳ | *Papilio xuthus Linnaeus* | ○ | | | | | | | | | | | | | ○ | | | | |
| ｱｻｷﾞﾏﾀﾞﾗ | *Parantica sita niphonica* | | | | | | | ○ | ○ | | | | ○ | | ○ | | | ○ | |
| ｱｻﾏｲﾁﾓﾝｼﾞ | *Limenitis glorifica Fruhstorfer* | | | | | | | | | | | | | | ○ | | | | |
| ｲﾝｶﾞｹﾁｮｳ | *Cyrestis thyodamas mabella* | | | | ○ | | | | | | | | | | ○ | | | ○ | |
| ｲﾁﾓﾝｼﾞｾｾﾘ | *Parnara guttata guttata* | | ○ | | ○ | | | | | | | | | | ○ | | | | |
| ｲﾁﾓﾝｼﾞﾁｮｳ | *Limenitis camilla japonica* | ○ | | | ○ | | | ○ | | | ○ | ○ | | | | ○ | | | ○ |
| ｳﾗｷﾞﾝｼｼﾞﾐ | *Curetis acuta paracuta* | ○ | | | | | | | | | ○ | ○ | | | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ |
| ｳﾗｷﾞﾝﾋｮｳﾓﾝ | *Fabriciana adippe pallescens* | | | | ○ | | | ○ | | | ○ | | ○ | | | ○ | | | |
| ｳﾗﾅﾐｼｼﾞﾐ | *Lampides boeticus* | | | | | | | | | | | ○ | ○ | | | | | | |
| ｵｵｳﾗｷﾞﾝｽｼﾞﾋｮｳﾓﾝ | *Argyronome ruslana* | | | | ○ | | | ○ | | | | | ○ | | ○ | ○ | | | |
| ｵｵﾐﾄﾞﾘｼｼﾞﾐ | *Favonius orientalis* | | | | | | | ○ | | | | | | | | | | | |
| ｶﾗｽｱｹﾞﾊ | *Papilio dehaanii dehaanii* | ○ | | | | | | ○ | | | | | | | ○ | ○ | ○ | ○ | |
| ｷｱｹﾞﾊ | *Papilio machaon hippocrates* | ○ | | | | | | | | | ○ | | ○ | | ○ | | | | |
| ｷﾀｷﾁｮｳ | *Eurema mandarina mandarina* | ○ | ○ | | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | | ○ | ○ | ○ | | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ |
| ｷﾀﾃﾊ | *Polygonia c-aureum c-aureum* | ○ | | | | | | | | | | | | | ○ | | | | |
| ｷﾏﾀﾞﾗｾｾﾘ | *Potanthus flavus flavus* | ○ | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| ｸﾛｱｹﾞﾊ | *Papilio protenor demetrius* | ○ | | ○ | | ○ | | | ○ | | ○ | | | | | ○ | ○ | ○ | ○ |
| ｸﾛｺﾉﾏﾁｮｳ | *Melanitis phedima oitensis* | ○ | | | | | | | | | | | | | | ○ | | | |
| ｸﾛﾋｶｹﾞ | *Lethe diana diana* | | | | ○ | | | ○ | | | ○ | | | | ○ | ○ | | | |
| ｺｼﾞｬﾉﾒ | *Mycalesis francisca perdiccas* | | | | | | ○ | | | | | | | | | | | ○ | |
| ｺﾁｬﾊﾞﾈｾｾﾘ | *Thoressa varia* | ○ | | | | | | ○ | | | ○ | | ○ | | ○ | | | ○ | |
| ｺﾂﾊﾞﾒ | *Callophrys ferrea ferrea* | | | | ○ | | | | | | ○ | | | | ○ | | | | |
| ｺﾞﾏﾀﾞﾗﾁｮｳ | *Hestina persimilis japonica* | | | | | | | | | | | | | | ○ | | | ○ | |
| ｺﾐｽｼﾞ | *Neptis sappho intermedia* | ○ | ○ | ○ | ○ | | | | | | ○ | ○ | | | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ |
| ｺﾑﾗｻｷ | *Apatura metis substituta* | | | | | | | | | | ○ | | | | ○ | | | | |
| ｻﾄｷﾏﾀﾞﾗﾋｶｹﾞ | *Neope goschkevitschii* | ○ | ○ | | | ○ | | | | | | | | | | | | | ○ |
| ｽｼﾞｸﾞﾛｼﾛﾁｮｳ | *Pieris melete Ménétriès* | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | | ○ | | ○ | ○ | ○ | ○ | | ○ | ○ | ○ | ○ | |
| ｽﾐﾅｶﾞｼ | *Dichorragia nesimachus nesiotes* | | | | | | | | | | ○ | | | | ○ | | | | |
| ｳﾊﾞﾒｼｼﾞﾐ | *Everes argiades argiades* | ○ | | | | | | | | | | | | | ○ | | | | |
| ﾂﾏｷﾁｮｳ | *Anthocharis scolymus scolymus* | ○ | ○ | | ○ | | | | | | ○ | | | | ○ | ○ | ○ | ○ | |
| ﾂﾏｸﾞﾛﾋｮｳﾓﾝ | *Argyreus hyperbius hyperbius* | | | | | | | ○ | | | | | | ○ | | ○ | | | |
| ﾃﾝｸﾞﾁｮｳ | *Libythea lepita celtoides* | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | | | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ |
| ﾄﾗﾌｼｼﾞﾐ | *Rapala arata* | | | | ○ | | | | | | ○ | ○ | | | ○ | | ○ | | |
| ﾋｵﾄﾞｼﾁｮｳ | *Nymphalis xanthomelas japonica* | | | | ○ | ○ | | ○ | | | ○ | | | | ○ | | | ○ | |
| ﾋｶｹﾞﾁｮｳ | *Lethe sicelis* | ○ | | | | | | | | | | | | | | | | ○ | |
| ﾋﾒｱｶﾀﾃﾊ | *Vanessa cardui* | | | | ○ | | | ○ | | | | | ○ | | ○ | ○ | | | |
| ﾋﾒｳﾗﾅﾐｼﾞｬﾉﾒ | *Ypthima argus argus* | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | | | | ○ | ○ | ○ | | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ |
| ﾋﾒｼﾞｬﾉﾒ | *Mycalesis gotama fulginia* | | | | | | | | | | | | | | ○ | ○ | ○ | | |
| ﾍﾞﾆｼｼﾞﾐ | *Lycaena phlaeas chinensis* | ○ | ○ | | ○ | ○ | | ○ | | | ○ | | ○ | | ○ | ○ | ○ | | ○ |
| ﾐｽﾞｲﾛｵﾅｶﾞｼｼﾞﾐ | *Antigius attilia attilia* | ○ | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| ﾐｽｼﾞﾁｮｳ | *Neptis philyra philyra* | | | | | | | | | | | | | | ○ | ○ | | | |
| ﾐﾄﾞﾘﾋｮｳﾓﾝ | *Argynnis paphia tsushimana* | | | | | ○ | | ○ | ○ | | ○ | ○ | ○ | | ○ | ○ | ○ | ○ | |
| ﾐﾔｶﾗｽｱｹﾞﾊ | *Papilio maackii Ménétriès* | ○ | | | ○ | | | ○ | ○ | | | | | ○ | ○ | ○ | | | |
| ﾐﾔﾏｾｾﾘ | *Erynnis montana montana* | | | | ○ | | | ○ | | | ○ | | | | ○ | | | | |
| ﾑﾗｻｷｼｼﾞﾐ | *Arhopala japonica* | | | | | | | | | | | | | | | ○ | | | |
| ﾓﾝｷｱｹﾞﾊ | *Papilio helenus nicconicolens* | | | | | | | | | | | | | | ○ | | | ○ | |
| ﾓﾝｷﾁｮｳ | *Colias erate poliographa* | | | | ○ | | ○ | | | | ○ | | | | ○ | | | | |
| ﾓﾝｼﾛﾁｮｳ | *Pieris rapae crucivora* | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | | ○ | ○ | | | ○ | ○ | | | |
| ﾔﾏｷﾏﾀﾞﾗﾋｶｹﾞ | *Neope niphonica niphonic* | | | | ○ | | | ○ | | | | | ○ | | ○ | | | | |
| ﾔﾏﾄｼｼﾞﾐ | *Zizeeria maha argia* | | | | ○ | | | | | | | | | | | ○ | ○ | ○ | ○ |
| ﾙﾘｼｼﾞﾐ | *Celastrina argiolus ladonides* | ○ | ○ | | ○ | | | | | | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ |
| ﾙﾘﾀﾃﾊ | *Kaniska canace nojaponicum* | | | | | | | | | | ○ | | | | ○ | ○ | | ○ | |

◎と○印は、出現種を表し、このうち◎印は、兵庫県レッドデータブック記載種を表す

| | | | |
|---|---|---|---|
| 写真1 | 養父市八鹿町石原①-1　2001 年 9 月 8 月<br>シカの食害前の多様な植生<br> | 写真2 | 養父市八鹿町石原①-2　2014 年 9 月 22 日<br>シカの食害で裸地化が進む<br> |
| 写真3 | 養父市八鹿町石原①-3　2022 年 6 月 17 日<br>ﾏﾂｶｾﾞｿｳなどシカの不嗜好性植物が繁茂<br> | 写真4 | 養父市八鹿町石原②-1　　2001 年 9 月 8 日<br>シカの食害前<br> |
| 写真5 | 養父市八鹿町石原②-2　2014 年 7 月 1 日<br>植生衰退<br> | 写真6 | 養父市八鹿町石原②-3　2022 年 6 月 17 日<br>ｲﾜﾋﾒﾜﾗﾋﾞなどの不嗜好性植物が広がった<br> |

| | | | |
|---|---|---|---|
| 写真7 | 養父市八鹿町加瀬尾①-1　2001年10月6日<br>放棄農地は多様な植生<br> | 写真8 | 養父市八鹿町加瀬尾①-2　2014年9月7日<br>農地を不嗜好性植物（ﾀﾞﾝﾄﾞﾎﾞﾛｷﾞｸ）覆う<br> |
| 写真9 | 養父市八鹿町加瀬尾①-3 2022年7月31日<br>ススキに変わる<br> | 写真10 | 養父市八鹿町加瀬尾②-1 2001年9月16日<br>果樹園の下草の植物は多様だった<br> |
| 写真11 | 養父市八鹿町加瀬尾②-2 2014年7月14日<br>下層植生から双子葉植物が消滅<br> | 写真12 | 養父市八鹿町加瀬尾②-3 2022年7月31日<br>下層植生から双子葉植物が消滅<br> |

| | | | |
|---|---|---|---|
| 写真 13 | 養父市八鹿町妙見①-1　シカの食害前<br>2001 年 9 月 8 日<br>  | 写真 14 | 養父市八鹿町妙見①-2　下層植生衰退<br>2014 年 5 月 13 日<br> |
| 写真 15 | 養父市八鹿町妙見①-3　更に衰退<br>2022 年 7 月 31 日<br> | 写真 16 | 養父市八鹿町妙見②-1　　多様な植生<br>2001 年 9 月 8 日<br>  |
| 写真 17 | 養父市八鹿町妙見②-2　　植生衰退<br>2014 年 6 月 24 日<br> | 写真 18 | 養父市八鹿町妙見②-3　植生衰退<br>2022 年 7 月 31 日<br> |

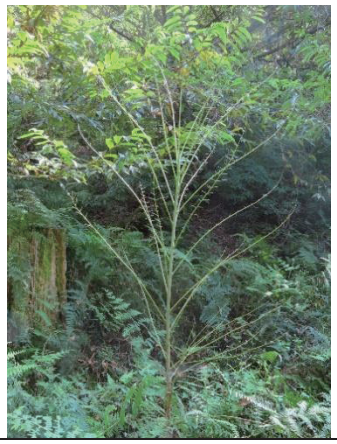
| | | | |
|---|---|---|---|
| 写真19 | 豊岡市日高町稲葉①-1　路側にササ類<br>2002 年 4 月 13 日<br> | 写真20 | 豊岡市日高町稲葉①-2　路側裸地化<br>2022 年 4 月 28 日<br> |
| 写真21 | 豊岡市日高町稲葉②-1　林床はササ類<br>2002 年 4 月 13 日<br> | 写真22 | 豊岡市日高町稲葉②-2　林床は裸地に<br>2022 年 4 月 19 日<br> |
| 写真23 | 豊岡市日高町稲葉③-1　林床に幼木<br>2002 年 4 月 13 日<br> | 写真24 | 豊岡市日高町稲葉③-2　幼木は見られない<br>2022 年 4 月 19 日<br> |

| | | | |
|---|---|---|---|
| 写真 25 | 豊岡市日高町三川山ブナ林の林床<br>2022 年 12 月 12 日<br> | | |
| 写真 26 | 三川山　不嗜好性のテツカエデ群落形成<br>2022 年 8 月 26 日<br> | 写真 27 | 三川山 不嗜好性のエゾユズリハ群落形成<br>2022 年 8 月 26 日<br> |
| 写真 28 | 香美町村岡区小城　三川山麓の集落跡<br>ジキタリス群落　2022 年 8 月 26 日<br> | 写真 29 | 養父市八鹿町妙見　妙見集落跡<br>クリンソウ群落　2022 年 7 月 31 日<br> |

| | | | |
|---|---|---|---|
| 写真30 | 香美町村岡区熊波　起点付近　渓流沿いの農地　2003年4月15日<br> | 写真31 | 香美町村岡区熊波　起点付近　放棄農地となりススキ、チカラシバ群落となる<br>2023年9月24日<br> |
| 写真32 | 香美町村岡区熊波　スギ林の林床は、シダ類が優勢　2010年10月10日<br> | 写真33 | 香美町村岡区熊波　スギ林の林床植物衰退<br>2023年10月2日<br> |
| 写真34 | 養父市森　コースの植生は大多数がシカの不嗜好性植物<br>2009年8月17日<br> | 写真35 | 養父市森　ナラガシワ稚樹、ムラサキケマンなど植生に改善の兆候が見られた<br>2018年8月3日<br> |

| | | | |
|---|---|---|---|
| 写真 36 | 養父市森　一時回復を始めたナラガシワ幼木所消滅、植生は大多数がシカの不嗜好性<br>2023 年 7 月 11 日<br> | 写真 37 | オナガアゲハ<br> |
| 写真 38 | ギフチョウ<br> | 写真 39 | スジボソヤマキチョウ<br> |
| 写真 40 | ゴイシシジミ<br> | 写真 41 | スギタニルリシジミ<br> |

| | | | |
|---|---|---|---|
| 写真42 | ヒメキマダラヒカゲ<br> | 写真43 | サカハチチョウ<br> |
| 写真44 | ホソバセセリ<br> | 写真45 | ダイミョウセセリ<br> |
| 写真46 | 円山川河川敷に侵入してきたシンジュ林<br>養父市八鹿町宿南　2023 年 6 月 29 日<br> | 写真47 | 植林地に侵入したシンジュ　朝来市多々良木<br>2023 年 11 月 8 日<br> |

| | | | |
|---|---|---|---|
| 写真 48 | シンジュの群生林　朝来市多々良木<br>2023 年 7 月 24 日<br> | 写真 49 | 葉を落とした左のシンジュ林<br>2023 年 9 月 14 日<br> |
| 写真 50 | シンジュキノカワガの被害を受けたシンジュ<br>朝来市川上 2023 年 9 月 17 日<br>  | 写真 51 | シンジュキノカワガ幼虫　朝来市川上<br>2022 年 9 月 16 日<br> |
| 写真 52 | シンジュキノカワガ繭　朝来市立脇<br>2023 年 9 月 23 日<br> | 写真 53 | シンジュキノカワガ蛹　朝来市立脇<br>2023 年 9 月 23 日<br> |

| | | | |
|---|---|---|---|
| 写真54 | シンジュキノカワガ　繭づくりの幼虫<br>繭、成虫<br>2023 年 11 月 4 日　朝来市山東町<br> | 写真55 | 羽化直後の成虫　後翅が伸びきっていない<br>2023 年 9 月 9 日　朝来市立脇<br> |
| 写真56 | シンジュキノカワガ成虫　養父市建屋<br>2023 年 11 月 9 日<br> | 写真57 | シンジュキノカワガ成虫<br> |

兵庫ワイルドライフモノグラフ 16 - 4: 50―58 2024
特集「兵庫県におけるニホンジカによる森林生態系被害の把握と保全技術Ⅲ」

# 第 4 章

# 人と自然の博物館における希少植物保全のための生息域外保全の取り組み

石田弘明[1,2*]・黒田有寿茂[1,2]・中濱直之[1,2]・一町裕子[1]
[1]兵庫県立人と自然の博物館
[2]兵庫県立大学自然・環境科学研究所

要　点
・野生植物に対するニホンジカの食害が全国各地で深刻化している。
・野生植物を保全するためには、生息域内保全の取り組みと生息域外保全の取り組みを同時並行で進めていく必要がある。
・兵庫県立人と自然の博物館は開館時（1992 年）から現在まで、野生植物の生息域外保全のための事業（ジーンバンク事業）を継続実施してきた。
・ジーンバンク事業では、「希少植物に対するニホンジカの食害」への対応として、食害を被っている、または被る恐れがある希少植物の種子・胞子の収集、種子の冷蔵保存、種子・胞子の播種による希少植物の栽培・育成を積極的に進めている。

Key words: 希少植物、ジーンバンク事業、生息域外保全、ニホンジカ、人と自然の博物館

## Ex situ conservation of rare plants by the Museum of Nature and Human Activities, Hyogo

Hiroaki Ishida[1,2*], Asumo Kuroda[1,2], Naoyuki Nakahama[1,2], Yuko Ichimachi[1]
[1] Museum of Nature and Human Activities, Hyogo
[2] Institute of Natural and Environmental Sciences, University of Hyogo

Abstract: Damage to wild plants caused by sika deer foraging is an increasingly serious problem in many parts of Japan. To conserve wild plants, both in situ and ex situ conservation efforts must be pursued simultaneously. The Museum of Nature and Human Activities, Hyogo has implemented the Gene Bank Project aimed at ex situ conservation of wild plants since the museum opened in 1992. As a response to damage caused by sika deer foraging on rare plants, the Gene Bank Project is actively collecting seeds and spores from rare plants that have been affected in order to preserve the seeds in cold storage as well as cultivate the plants.
Keywords: ex situ conservation, Gene Bank Project, Museum of Nature and Human Activities, Hyogo, rare plant, sika deer

受付日：2023 年 11 月 24 日、受理日：2023 年 12 月 26 日
*責任著者：石田 弘明 ✉ishida@hitohaku.jp
〒669-1546 兵庫県三田市弥生が丘 6　人と自然の博物館

## １．はじめに

野生植物に対するニホンジカ（以下、シカ）の食害が全国各地で深刻化している（Ohashi et al. 2014）。高槻（2006）や湯本・松田（2006）によると、シカの高密度生息地域では多くの野生植物が減少しつつあり、このことが生物多様性保全上の大きな問題になっている。

野生植物の減少や地域的な絶滅を防ぐためにはシカの適切な個体群管理が必要であるが、その実施は必ずしも容易ではない。次善の策として防鹿柵（シカの食害を防止するための柵）を設置するという対策が各地で実施されているが、数も面積も十分ではないのが現状である。

野生植物を保全するためには、上述のような生息域内保全の取り組みだけでなく、生息域外にある安全な施設で野生植物を保護・育成・増殖し、そのことによって野生植物の絶滅を回避するといった生息域外保全の取り組みを同時並行で進めていく必要がある。兵庫県立人と自然の博物館（以下、ひとはく）では開館時（1992 年）から現在まで、野生植物の生息域外保全のための事業、すなわちジーンバンク事業を継続実施してきた。本稿ではジーンバンク事業の概要と近年の実施結果、特にシカの食害を被っている、または被る恐れがある希少植物の保全に向けた取り組みの内容を紹介したい。なお、本報告は既発表の報告である黒田（2023）の一部に加筆したものである。ジーンバンク事業の詳細については黒田（2023）を参照されたい。

## ２．ジーンバンク事業の目的

ジーンバンクは直訳すると遺伝子銀行であり、特に農林水産業の分野で有用な遺伝子資源（生物の個体、種子や胞子、受精卵や精子など）を収集・保存することを指す。ひとはくでは、こうした取り組みだけでなく、野生植物の保全に資する取り組みを広くジーンバンク事業に位置づけ、様々な活動を行っている。本事業の目的は、野生植物の系統保存、増殖、緊急避難、自生地の保全・復元・再生、新たな生育環境の創出などを行うことであり、そのための施設・設備として①植物を栽培・育成するためのジーンファームと②種子を生きたままの状態で冷蔵保存するための冷蔵室がある。ジーンファームは本事業の中核施設で、ガス温室、冷室、ガラス室、ミスト室、網室、遮光ハウス、圃場、里山見本園から構成されている（図 1）。

図 1.　ジーンファームの施設配置図（橋本ほか 2021）

## 3．個体の栽培・育成

ジーンバンク事業における中心的な活動は、野生植物の生息域外保全を目的とした個体の栽培・育成である（図 2A）。ジーンファームでは、2021 年の時点で 102 科 416 種の野生植物を栽培・育成しており、うち兵庫県産は 81 科 254 種となっている。

栽培・育成の具体的な目的は、地域系統および遺伝子資源の保存を念頭においた「系統保存」、開発・改修工事などによる消失を避けるための「緊急避難」、自然撹乱を含む不測のリスクに備えた「危険回避」、現地での個体群・植物群落の復元・再生・創出に向けた「増殖」などである。緊急避難の対象となる個体は、主として開発予定地で実施される環境アセスメントの際に生じるものであり、関係する自治体や調査を行った企業からの依頼を受け対応している。このような例として、ヤチスギラン、ナガボノワレモコウ、フウラン、ホウライカズラ、ミズトンボ、アサダ、ヒオウギ、エビネ、クモノスシダ、オオハナウド、ユキグニミツバツツジ、オグラコウホネ、カ

ザグルマ、カシワバハグマなどがあげられる。

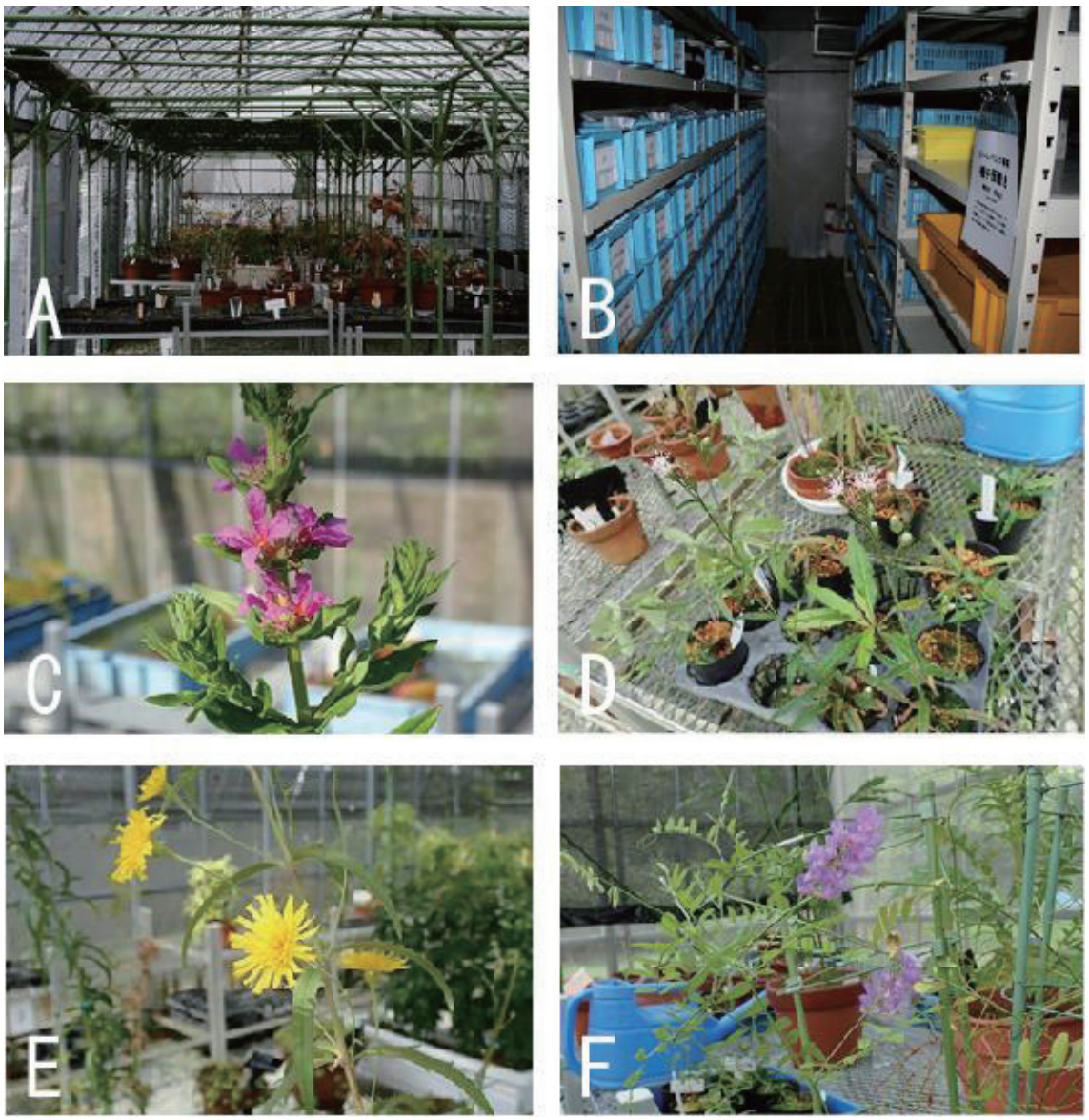



図 2.　遮光ハウスにおける栽培状況（A）、冷蔵室における種子保存の状況（B）、エゾミソハギの開花個体（C）、ネコヤマヒゴタイの開花個体（D）、ヤナギタンポポの開花個体（E）、ツルフジバカマの開花個体（F）。

一方、個体群・植物群落の復元・再生・創出を図った事例については、「加古川におけるフジバカマ個体群の復元・再生」「キーナの森における個体群・植物群落の再生・創出」「福島県棚倉町におけるエドヒガン個体群およびミツバツツジ個体群の創出」「大阪ガス姫路製造所における植物群落の創出」「兵庫県立尼崎の森中央緑地における植物群落の創出」「エスペック株式会社の社屋屋上緑地における植物群落の創出」などがあげられる。

上述のような取り組みの中には外部の公的機関や民間企業からの委託により実施したものも数

多く含まれている。ひとはくはジーンバンク事業の一環として野生植物の栽培・育成に関する受託業務を積極的に実施している。表 1 は 2004 年度から 2023 年度までの実績をまとめたものである。

表 1.　野生植物の栽培・育成に関する受託業務の実績（2004 年度から 2023 年度まで）。橋本ほか（2021）の表を改変したもの。

| 年度 | 委託内容 | 委託元 |
|---|---|---|
| 2004-2009 | オグラコウホネ等管理委託 | 兵庫県丹波県民局 |
| 2006 | 武庫川ダム貴重植物の育成管理業務 | (財)ひょうご環境創造協会 |
| 2006-2017 | 尼崎の森中央緑地 地域性苗木栽培業務 | 兵庫県阪神南県民局（現県民センター） |
| 2007 | ひのそ島における種子及び埋土種子の発芽実験について | (株)建設技術研究所大阪本社 |
| 2007 | 貴重植物の冠水耐性実験並びにシダ類・ラン類の栽培業務 | (財)ひょうご環境創造協会 |
| 2007 | 黒井川オグラコウホネ保全対策検討業務 | アジア航測(株) |
| 2007 | 平成19年度みくまりダム環境調査・保全対策検討業務 | (株)東京建設コンサルタント兵庫事務所 |
| 2008 | ウチワゴケ栽培業務 | (株)綜合コンサルタント中国支店 |
| 2008 | 国道178号線道路緑化作業推進業務 | (株)長大 |
| 2008-2013 | シダ類・ラン類の栽培等業務 | (財)ひょうご環境創造協会 |
| 2009-2013 | 兵庫県域新名神高速道路における貴重種の保全業務 | 西日本高速道路(株) |
| 2010-2022 | ウンラン等栽培・管理業務 | 兵庫県立淡路景観園芸学校 |
| 2014-2016 | しあわせの森植栽用地域性苗の栽培 | 神戸市 |
| 2014-2016 | 猪名の笹原を構成していた植物種等の栽培委託 | 伊丹市 |
| 2014-2016 | 平成26年度淡路島太陽光発電事業地内の緑地用地域性苗栽培業務 | 一般財団法人日本気象協会 |
| 2014-2016 | シダ類等の栽培実験 | (公財)ひょうご環境創造協会 |
| 2010-2023 | Daigasグループ等における生 物多様性対応関連業務 | 大阪ガス（株） |
| 2015 | 兵庫県域新名神高速道路における貴重種の保全 | 西日本高速道路エンジニアリング関西(株) |
| 2015-2016 | ミツマタ栽培記録等作成業務 | (株)里と水辺研究所 |
| 2016-2017 | あいな里山公園地域性苗の育成業務 | (公財)ひょうご環境創造協会 |
| 2016-2020 | 棚倉町里山プロジェクト事業業務 | 棚倉町役場 |
| 2018-2020 | 六甲最高峰トイレ再整備に伴う生物多様性保全に資する育苗支援業務 | 神戸市建設局公園部森林整備事務所 |
| 2019-2020 | 六甲北部の畦畔を再現した屋上緑化による共同研究 | エスペック(株) |
| 2022-2023 | 山桜の苗づくり事業業務 | 三田市 |
| 2022 | 地域性種苗緑化の推進にかかる共同研究 | エスペックミック(株) |

## ４．種子の冷蔵保存

ジーンバンク事業では、野生植物の系統保存の一環として、種子を生きたままの状態で冷蔵保存するという取り組みを実施している。具体的には、入手できた種子を自然乾燥させた後、アルミパックへ抜気封入し、約 5℃に保たれた冷蔵室にストックしている（図 2B)。

日常の管理作業に多くの労力を要し、敷地面積上、種数の限られる個体の栽培・育成に対し、種子保存の維持管理コストは比較的低く、省スペースで多種類を扱うことができる。また、保存した種子は栽培個体が死亡した際のバックアップとして機能する役割も持っている。各種について個体の栽培・育成と種子保存の両方を行うのが理想的であり、重要種についてはこれを基本としているが、絶滅危惧の状況や費用対効果を考慮し、どちらか一方のみ実施という種もある。

## ５．希少植物保全のための近年の取り組み

ひとはくは県内の関係施設や地域で調査・保全活動をされている方々との連携を深めながらジーンバンク事業を開館時から現在まで継続実施しているが、2018 年度以降は、兵庫県各地で深刻化している「希少植物に対するシカの食害」への対応を積極的に進めている。具体的には、シカの高密度生息地域である兵庫県北部で野生植物の調査・保全活動をされている方々から、シカの食害を被っている、または被る恐れがある希少植物の種子または胞子を送っていただき、これらをジーンファーム内で播種することによって希少植物の栽培・育成を行っている。また、種子については生きたままの状態で冷蔵保存している。

2018 年度から 2023 年度までの期間に実施した上記活動の概要を表 2 に示す。この期間に種子または胞子が得られた希少植物の種数は 47 種（うち 1 種はシダ植物のイッポンワラビ）であった。兵庫県版レッドデータブック 2020（植物・植物群落）（https://www.kankyo.pref.hyogo.lg.jp/jp/environment/leg_240/leg_289/leg_8361, 2023 年 12 月 13 日参照）をみると、これらの種はいずれもランク種に指定されており、28 種が A ランク、13 種が B ランク、6 種が C ランクであった。

得られた胞子はすべて播種した。一方、種子が得られた 46 種のうち、42 種については種子の冷蔵保存と播種を実施し、1 種については種子の冷蔵保存だけを行った。残りの 3 種については種子数が非常に少なかったので、より多くの種子を確保できるよう、すべての種子を播種して個体を栽培・育成し、その結実後に種子を採取することにした。なお、ネコヤマヒゴタイについては、絶滅リスクの分散を図るために、種子保存事業を進めている環境省の新宿御苑に一部の種子を送付した。

種子・胞子を播種した種のうち、アオホオズキ、アカモノ、アゼテンツキ、イソスミレ、イワキンバイ、ウスゲオニシモツケ、エゾミソハギ、エゾリンドウ、オオシラヒゲソウ、オオダイトウヒレン、オオバショウマ、カセンソウ、カタクリ、キセワタ、キュウシュウコゴメグサ、サクラスミレ、タジマタムラソウなど 38 種については発芽が確認された。他の 8 種が発芽しなかった理由は不明である。播種後の環境条件（温度、土壌、光など）が種子の発芽に必要な条件と合致していなかった可能性が考えられるが、この点の検証は今後の研究課題としたい。

発芽した種のうち、アオホオズキ、アゼテンツキ、イソスミレ、イワキンバイ、エゾミソハギ（図 2C）、オオバショウマ、カセンソウ、キセワタ、サクラスミレ、タジマタムラソウ、ツルタチツボスミレ、ネコヤマヒゴタイ（図 2D）、ノダイオウ、ハマベノギク、ヒメヒゴタイ、ホソバイヌタデ、ホソバシロスミレ、ミヤマカラマツ、ヤナギタンポポ（図 2E）など 25 種については

開花・結実も確認された。そこで、これらの種については、結実個体から種子を採取し、その冷蔵保存と播種を実施することにした。

発芽後の開花はウスゲオニシモツケ、エゾリンドウ、オオシラヒゲソウ、ツルフジバカマ（図2F）、ナンゴククガイソウ、ヨツバハギでも確認されたが、充実種子（胚乳が充実している種子）は得られなかった。一方、アカモノ、オオダイトウヒレン、カタクリ、キュウシュウコゴメグサ、ビッチュウフウロ、ミヤコアザミについては結実個体だけでなく開花個体も得られなかった。以上の種については、播種後の時間経過の中で開花または結実（充実種子の生産）に必要な養分を十分に得られなかった可能性が高いと考えられる。よって、開花・結実に至る種は今後の時間経過と共に増加していくと予想される。

以上のように、ジーンバンク事業の一環で取り扱った希少植物の中には個体の栽培・育成に成功した種がある一方で種子保存の段階にとどまっている種も存在する。このことは希少植物の生息域外保全が必ずしも容易ではないことを示している。しかし、シカの食害が今後速やかに収束することは想定できないので、希少植物の生息域外保全の重要性は今後ますます高まっていくと考えられる。ジーンバンク事業のさらなる推進が必要であるといえよう。

表 2.　兵庫県北部に分布する希少植物の保全に向けた取り組みの実績（2018 年度から 2023 年度まで）。

| 希少植物 | ランク[a] | 入手年[b] | 種子保存[c] | 播種年[d] | 発芽年[e] | 開花年[f] | 結実年[g] | 個体数[h] |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| アオホオズキ | A | 2021 | ○ | 2021 | 2023 | 2023 | 2023 | 34 |
| アカモノ | A | 2022 | ○ | 2022 | 2022 | | | 25 |
| アゼテンツキ | A | 2019，2021 | ○ | 2019 | 2020 | 2020 | 2020 | 60 |
| イソスミレ | A | 2019，2021 | ○ | 2019 | 2020 | 2021 | 2021 | 10 |
| イッポンワラビ | A | 2019 | | 2019 | | | | 0 |
| イワキンバイ | B | 2019 | ○ | 2019 | 2019 | 2021 | 2021 | 28 |
| ウスゲオニシモツケ | B | 2020，2021 | ○ | 2021 | 2021 | 2023 | | 16 |
| エゾミソハギ | A | 2019 | ○ | 2020 | 2020 | 2020 | 2020 | 18 |
| エゾリンドウ | A | 2019，2021 | ○ | 2020 | 2020 | 2021 | | 29 |
| オウギカズラ | B | 2020 | ○ | 2020 | | | | 0 |
| オオシラヒゲソウ | B | 2021 | | 2021 | 2022 | 2023 | | 7 |
| オオダイトウヒレン | A | 2023 | | 2023 | 2023 | | | 2 |
| オオバショウマ | C | 2021 | ○ | 2022 | 2022 | 2023 | 2023 | 15 |
| オオハナウド | B | 2020 | ○ | | | | | 0 |
| カセンソウ | B | 2018，2019 | ○ | 2018 | 2019 | 2020 | 2022 | 10 |
| カタクリ | C | 2020 | ○ | 2020 | 2021 | | | 6 |
| キクアザミ | A | 2019 | ○ | 2019 | | | | 0 |
| キセワタ | A | 2019 | ○ | 2019 | 2020 | 2020 | 2020 | 2 |
| キュウシュウコゴメグサ | A | 2022 | ○ | 2022 | 2023 | | | 0 |
| クサレダマ | B | 2019，2021 | ○ | 2019 | | | | 0 |
| サクラスミレ | B | 2021 | ○ | 2021 | 2022 | 2022 | 2022 | 6 |
| タケシマラン | A | 2019 | ○ | 2019 | | | | 0 |
| タジマタムラソウ | C | 2018 | ○ | 2019 | 2019 | 2020 | 2022 | 9 |
| ツルタチツボスミレ | A | 2021 | | 2021 | 2021 | 2023 | 2023 | 5 |
| ツルフジバカマ | A | 2019 | ○ | 2020 | 2020 | 2021 | | 2 |
| ナンゴククガイソウ | B | 2020 | ○ | 2021 | 2021 | 2021 | | 16 |
| ネコヤマヒゴタイ | A | 2018 | ○ | 2018 | 2019 | 2020 | 2020 | 20 |
| ノダイオウ | C | 2018 | ○ | 2018 | 2019 | 2020 | 2020 | 12 |
| ハマベノギク | C | 2019 | ○ | 2020 | 2020 | 2021 | 2021 | 15 |
| ビッチュウフウロ | A | 2022 | ○ | 2022 | 2023 | | | 6 |
| ヒメカンガレイ | A | 2018 | ○ | 2018 | 2019 | 2019 | 2019 | 11 |
| ヒメヒゴタイ | A | 2019 | ○ | 2020 | 2020 | 2021 | 2021 | 24 |
| ヒメヘビイチゴ | A | 2019，2020 | ○ | 2019 | 2019 | 2020 | 2020 | 7 |
| ホクチアザミ | B | 2022 | ○ | 2022 | | | | 0 |
| ホソバイヌタデ | A | 2018 | ○ | 2019 | 2019 | 2019 | 2,019 | 25 |
| ホソバシロスミレ | A | 2021 | ○ | 2021 | 2021 | 2023 | 2023 | 9 |
| マツカサススキ | B | 2018 | ○ | 2019 | 2019 | 2021 | 2021 | 7 |
| ミズアオイ | A | 2022 | ○ | 2023 | 2023 | 2023 | 2023 | 30 |
| ミヤコアザミ | A | 2021 | ○ | 2022 | 2022 | | | 21 |
| ミヤマイヌノハナヒゲ | A | 2022 | ○ | 2022 | 2023 | 2023 | 2023 | 13 |
| ミヤマカラマツ | B | 2020 | ○ | 2021 | 2021 | 2022 | 2022 | 21 |
| モリアザミ | B | 2021 | ○ | 2021 | | | | 0 |
| ヤチスゲ | A | 2022 | ○ | 2022 | 2023 | | | 1 |
| ヤナギタンポポ | A | 2018 | ○ | 2018 | 2018 | 2020 | 2020 | 9 |
| ヤマジノギク | C | 2019 | ○ | 2020 | 2020 | 2021 | 2021 | 11 |
| ヨツバハギ | A | 2019，2021 | ○ | 2019 | 2019 | 2023 | | 4 |
| ロッカクイ | A | 2019 | ○ | 2019 | | | | 0 |

[a]：兵庫県版レッドデータブック2020（植物・植物群落）でのランク、[b]：種子・胞子が得られた年、[c]：種子の冷蔵保存の有無（○は有を示す）、[d]：種子・胞子を播種した年、[e]：発芽が初めて確認された年、[f]：開花が初めて確認された年、[g]：結実が初めて確認された年、[h]：2023年12月時点での栽培・育成個体数。

## 謝辞

近年のジーンバンク事業の推進にあたり、菅村定昌氏、鈴木孝典氏、松岡成久氏、藤木大介氏には兵庫県北部に分布する希少植物の種子・胞子を数多くご提供いただきました。皆様に厚く御礼申し上げます。

## 引用文献

橋本 佳延, 石田 弘明, 黒田有寿茂, 藤井 俊夫, 中濱 直之 （2021） ジーンファームを活用した生物多様性を育む環境づくり（改訂版）. 兵庫県立人と自然の博物館, 三田.

黒田有寿茂 （2023） 人と自然の博物館におけるジーンバンク活動の推進：地域野生植物の保全に向けて. 博物館研究, 58:15-18

Ohashi H, Yoshikawa M, Oono K., Tanaka N, Hatase Y, Murakami Y（2014） The Impact of Sika Deer on Vegetation in Japan: Setting Management Priorities on a National Scale. Environmental Management, 54: 631-640

高槻 成紀 （2006） シカの生態誌. 東京大学出版会, 東京.

湯本 貴和, 松田 裕之（編）（2006） 世界遺産をシカが喰らう シカと森の生態学. 文一総合出版, 東京.

兵庫ワイルドライフモノグラフ 16 - 5: 59–70 2024
特集「兵庫県におけるニホンジカによる森林生態系被害の把握と保全技術Ⅲ」

# 第 5 章

# シカ不嗜好性植物ミツマタ（*Edgeworthia chrysantha*）の土壌侵食防止効果

藤堂 千景
兵庫県立農林水産技術総合センター森林林業技術センター

要　点

- ニホンジカの生息数が多い針葉樹人工林では、シカの採食による林床植生の衰退やシカの踏み荒らしによる土壌侵食の事例が報告されている。本研究は、シカ不嗜好性植物であり、高い耐陰性をもち針葉樹人工林内の下層に面的に繁茂するミツマタについて土壌侵食防止効果を明らかにすること目的とした。
- ミツマタの繁茂するスギ人工林においてミツマタ除去前と除去後の年間物質移動量を土砂受け箱法で測定した。その結果、ミツマタ除去後の年間物質移動量が増加した。すなわちミツマタが土壌侵食を防ぐことを明らかにした。
- ミツマタが土壌侵食防止効果を発揮する理由は、ミツマタが林床のリターの移動を抑え、林床被覆率を高く保つことと、その樹冠が表層土壌への雨滴衝撃を小さくするためである。
- 高い耐陰性をもち針葉樹人工林の林床に生え、面的に繁茂し、樹高が低く抑えられるミツマタは、林床の土壌侵食を抑えるために導入する植物として有力である。

**Keywords: 表面侵食、スギ、雨滴侵食、土砂移動量、低木層**

## Soil erosion-prevention effects of *Edgeworthia chrysantha*, a plant that is unpalatable to sika deer

Chikage Todo
Hyogo Prefectural Technology Center for Agriculture, Forestry, and Fisheries.

Abstract: In coniferous plantation forests with a high population of sika deer (*Cervus nippon*), reduced forest floor vegetation due to deer foraging as well as soil surface erosion due to deer trampling have been reported. We investigated the soil erosion-prevention effects of *Edgeworthia chrysantha*, a shade-tolerant plant that thrives in the understory of *Cryptomeria japonica* forests and is unpalatable to sika deer. Annual sediment transport was measured before and after the removal of *E. chrysantha* in a *C. japonica*

受付日：2023 年 12 月 25 日、受理日：2024 年 1 月 18 日
*責任著者：藤堂　千景 ✉chikage_toudou@pref.hyogo.lg.jp
〒671-2512 兵庫県宍粟市山崎町五十波 430　兵庫県立農林水産技術総合センター森林林業技術センター

forest where *E. chrysantha* was abundant. It was found that the annual sediment transport increased after removal of *E. chrysantha*, suggesting that *E. chrysantha* might prevent soil erosion. This was likely because the *E. chrysantha* canopy reduced the impact of raindrops on the surface soil, which decreased litter movement on the forest floor, thereby maintaining higher soil coverage. Introduction of *E. chrysantha* may be useful for managing soil erosion on the forest floor.
**Keywords: *Cryptomeria japonica* forest, sediment movement, splash erosion, surface erosion, understory**

## １．はじめに

日本には用材目的で植林されたスギ *Cryptomeria japonica* やヒノキ *Chamaecyparis obtusa* の針葉樹人工林が多く存在する。これらの針葉樹人工林では間伐などの手入れが不足することで林冠がうっ閉し、林床が暗くなることが指摘されている。林床が暗くなることによる弊害としては、照度不足により林床植生が貧弱になり、地表面が雨滴や地表流により侵食されて、森林土壌が森林外に流出すること（以下、土壌侵食）が挙げられる（赤井 1977）。土壌侵食は、樹冠よりも林床植生の植被率が大きく寄与すること（Miura et al. 2002）や、林床を被覆するリター等も大きく関与すること（村井・岩崎 1975、三浦 2000）が明らかになっている。土壌侵食はヒノキ人工林で顕著だが（赤井 1977、Miura et al. 2003）、一部のスギ人工林でも健全な森林の年間の土砂流出量（川口 1951）以上の流出があることがわかっている（兵庫県 2010）。

針葉樹人工林において土壌侵食を防止するには、間伐を行って林床を明るくして林床植生を回復させることが大事である。実際、スギ、ヒノキ人工林を間伐することで土壌侵食量が減少することは明らかになっており（山田・諫本 2001、中森ほか 2012）、その理由としては林床植生の回復が挙げられる（Miura et al. 2003）。また、林床に間伐木を使った筋工のような土壌保全施設を導入することで、土壌侵食を防止できることも明らかになっている（山瀬・田中 2003、山瀬ほか 2010）。

近年はニホンジカ *Cervus nippon*（以下、シカ）の個体数増加の影響が全国的に広がっている（揚妻 2013、梶 2013）。シカの採食圧が高い場所では、しばしば土壌侵食が大きくなり、土壌保全施設の土壌侵食量を減少させる効果も小さくなることが報告されている（兵庫県 2015、山瀬・藤木 2017）。シカの増加によって土壌侵食が増加する原因としては、シカの採食による林床植物の減少（若原ほか 2008）や、林床をシカが踏み荒らすことによる土砂流出量の増大（宮田ほか 2015、山田 2019）が挙げられる。シカによる土壌侵食の影響を低下させるためには、シカを排除するための植生保護柵を設置することが有効である（山瀬・藤木 2017）が、森林全域を植生保護柵で囲い込み、その効果を維持することは大変な労力が必要である（藤堂・藤木 2017、三枝・井上 2019）。

一方で、シカが存在する状態でシカの影響を最小限にするために、林床へシカが好んで採

食しないシカ不嗜好性植物を導入して、林床植物の繁茂を図り、土壌侵食量を抑える試みが考えられる。土壌侵食を防ぐ目的でのシカ不嗜好性植物の利用としては、イワヒメワラビ *Hypolepis punctata* を道路のり面などに導入する試み（服部・南山 2012、古澤・中村 2020）が挙げられる。イワヒメワラビは草丈が低く、土壌侵食防止効果が高いと考えられる（石田ほか 2008）。しかし、スギやヒノキの針葉樹人工林の林床は相対照度 20%未満のことが多く暗い（湊ほか 1989、清野 1990）ことから、針葉樹人工林の林床に導入するシカ不嗜好性植物の条件としてはある程度の耐陰性を持つことが重要である。イワヒメワラビは耐陰性が低く、明るいところを好む（石田ほか 2008）ため、針葉樹人工林の林床に導入することは困難である。ミツマタ *Edgeworthia chrysantha* は中国中南部・ヒマラヤ地方が原産のジンチョウゲ科ミツマタ属の夏緑性低木であり、藤木（2017）でシカ不嗜好性植物と報告されている。樹皮は和紙や紙幣の原料として用いられるため古くから日本で栽培されており（石田 1985）、本州～九州の各地で帰化している（大橋ほか 2017）。従来からミツマタは耐陰性が高い植物とされていて、石田（1985）によると遮光率 0%よりも 40-80%の生育がよいことが明らかになっている。このことは、スギやヒノキなどの針葉樹人工林内の林床において繁茂可能であることを示しており、実際、スギなどの人工林下においてミツマタの繁茂がしばしば確認されている。これらのことからミツマタはシカの採食の影響が大きい場所においても面的に繁茂し、土壌侵食防止効果を発揮する可能性がある。

この研究は、面的に繁茂するミツマタの土壌侵食防止効果を確認することを目的にしており、シカが多い場所での土壌侵食を防止するうえで、ミツマタの導入を視野に入れた検討を行う。

## ２．調査方法

調査地は、兵庫県宍粟市一宮町東河内の標高約 650m の北西斜面に位置するスギ人工林である。気候は暖温帯の瀬戸内海式気候である。調査地から約 6.7km 西に位置する一宮観測所（宍粟市一宮町東市場）のアメダスデータによると年間平均気温は 13.8℃、年間平均降水量は 1805.4mm である（気象庁 2023）。地質は流紋岩質～デイサイト質凝灰岩（国土交通省 2023b）、土壌は黒色土である（国土交通省 2023a）。

調査地（写真 1）の森林は高木層、低木層、草本層で構成されている。高木層を構成する樹種はスギのみであり、高木層の高さは約 15.0m、高木層の開空度は 17.8%であった。低木層はミツマタのみがおよそ 3,000-4,000 株/ha の密度で繁茂しており、低木層の高さは 1.8m、低木層植被率は 100%であった。草本層はミツマタ、ジュウモンジシダ、コツクバネウツギ、マツカゼソウが見られ、植被率は 10%程度であった。また、リター被覆率は 60%程度であった。調査地近辺ではシカの糞が確認でき、2015 年の 1 出猟人日当たりのシカの平均目撃頭数である SPUE は 2 以上-3 未満であった（兵庫県森林動物研究センター 2024）。

調査地の森林内に斜面方向（長辺）20m、水平方向（短辺）に 10m の調査区を 2 区設定

した。調査区の平均斜度は 42°である。これらの 2 区は長辺にて接している。調査区設置は 2015 年 8 月に行った。

ミツマタの土壌侵食防止効果を確認するには、ミツマタの植栽から調査を開始するよりもミツマタ繁茂地からミツマタを除去する方が、より短時間で結果が得られる。そこで、今回の調査は、ミツマタが自然に繁茂している箇所において、ミツマタを除去する前と除去した後での土壌侵食量の比較とし、2016 年 3 月に 2 区のうち片方に繁茂しているミツマタの地上部のみを除去した（除去区：写真 2 右）。除去した高さは地上高 0m とした。また、ミツマタの除去作業による地表面の攪乱を防ぐため、除去したミツマタはプロット外に丁寧に運び出した。伐採後の萌芽再生を防ぐために、ミツマタの切り株に除草剤（ラウンドアップ 2 倍希釈液）を塗布した。塗布した面は幹を切断した切り口であり、塗布した時期と回数は伐採直後に 1 度だけである。また、地上部を運び出す際にはミツマタの枝などが地面を引きずらないよう注意を払った。もう片方の調査区（ミツマタ区：写真 2 左）に関しては、除去を行っていない。

写真 1. 調査地全景

写真 2. ミツマタ除去後の調査区（左：ミツマタ区、右：除去区）

土壌侵食量の測定は土砂受け箱法（岩川ほか 1984）に準じて行った。土砂受け箱（写真3）は木製で、高さ 0.15m、幅（間口）0.25m、奥行き 0.2m の枠の背面に目合い 0.67mm メッシュの寒冷紗を取り付けた。

写真 3. 土砂受け箱

それぞれの区（ミツマタ区、除去区）の下端の短辺に土砂受け箱を 5 個設置した。土砂受け箱の設置は、調査区設置と同様に 2015 年 8 月 25 日に行った。設置時のミツマタについて、各区から代表的な個体を 6 本選び、樹高を測定したところ、ミツマタの平均樹高±標準偏差は、ミツマタ区で 1.8±0.13m、除去区で 1.8±0.21m で有意な差は見られなかった（Welch's T-test $P$= 0.75）。また、両区のミツマタの植被率はほぼ 100%であり、両区に差異はなかった。

土砂受け箱内の侵食土砂の回収は 1-4 か月おきに行い、ミツマタ除去前は調査区を設置した 2015 年 8 月 25 日から 2015 年 12 月 25 日までの 135 日間で計 4 回の回収、ミツマタ除去後は 2016 年 3 月 23 日から 2018 年 3 月 15 日までの 719 日間で計 12 回の回収である。なお、土砂受け箱は 2015 年 12 月 25 日に一旦撤去し、ミツマタを除去した 2016 年 3 月 23 日に再設置をしたため、この期間のデータは欠測している。

堆積物は持ち帰り、有機物（リター）、細土（2mm 未満）、礫（2mm 以上）の 3 種類に分別したのち、乾燥し、それぞれの乾燥重量を測定した。

土壌侵食量の評価は、年間物質移動量（$g \cdot m^{-1} \cdot year^{-1}$）と物質移動レート（$g \cdot m^{-1} \cdot mm^{-1}$）で行った（Miura et al. 2002、中森ほか 2012、渡邉ほか 2016、山瀬・藤木 2017）。年間物質移動量は、土砂受け箱内の堆積物を 1 年間に幅 1.0m を通過した物質の移動量として換算したものである。また、物質移動レートは、幅 1.0m を通過した物質の降水量 1mm あたりの移動量で、移動量を測定期間中の降水量（mm）で除した値である。今回は、試験期間をミツマタ除去前の期間とミツマタ除去後の期間の 2 つに分けて年間物質移動量を算出した。さらに、物質移動レートはミツマタ除去後の期間を除去後 1 年目と除去後 2 年目に分けて算出した。物質移動レートの検定は、Steel's multiple comparison test を使用し、ミツマタ除去前とミツマタ除去後（除去後 1 年目および 2 年目）を比較した。使用した

ソフトは R（version 4.3.2）で、使用パッケージは nparcomp である。物質移動レートの算出に必要な降水量は、調査地から約 6.7km 西に位置する一宮観測所（宍粟市一宮町東市場）のアメダスデータを使用した。降水量データには雨と雪のデータが含まれているが、積雪量がそれほど多くないことから、両者のデータは分けていない。

林床合計被覆率（林床植被率とリター被覆率の合計）は、写真撮影によって測定した。各調査区の土砂受け箱の直上の地表面に、1.0m×1.0m のコドラートを設置して写真を撮影した。写真の撮影時期はミツマタを除去して 4 か月が経過した 2016 年 8 月と除去後 1 年以上が経過した 2017 年 6 月に実施した。初ほか（2010）の方法に準じて、写真から林床植被率およびリター被覆率を求めた。

## ３．結果

### ミツマタの有無による年間物質移動量

ミツマタ区および除去区の年間物質移動量は図 1 のとおりである。ミツマタ除去前の年間物質移動量の全体量はミツマタ区（2082.1 g・$m^{-1}$・$year^{-1}$）と除去区（2193.6 g・$m^{-1}$・$year^{-1}$）で大きな差異がなかった。除去後の年間物質移動量の全体量をみると、ミツマタ区（1885.9 g・$m^{-1}$・$year^{-1}$）<除去区（3182.7 g・$m^{-1}$・$year^{-1}$）の傾向がみられ、除去区の方がおよそ 1.7 倍の年間物質移動量になった（図 1）。除去区におけるミツマタの有無によるリターと細土の年間移動量はわずかに変化した（リター : 246.4→325.9 g・$m^{-1}$・$year^{-1}$、細土 : 1842.0→1694.2 g・$m^{-1}$・$year^{-1}$）が、礫の年間移動量はミツマタ除去に伴い、約 11 倍の増加が見られた（105.2→1162.6 g・$m^{-1}$・$year^{-1}$）（図 1）。ミツマタを除去しないミツマタ区に関しては、試験期間を通じて年間物質移動量に大きな変化は見られなかった（リター : 336.3→288.8 g・$m^{-1}$・$year^{-1}$、細土 : 428.4→368.1 g・$m^{-1}$・$year^{-1}$、礫 : 1314.4→1229.0 g・$m^{-1}$・$year^{-1}$）（図 1）。

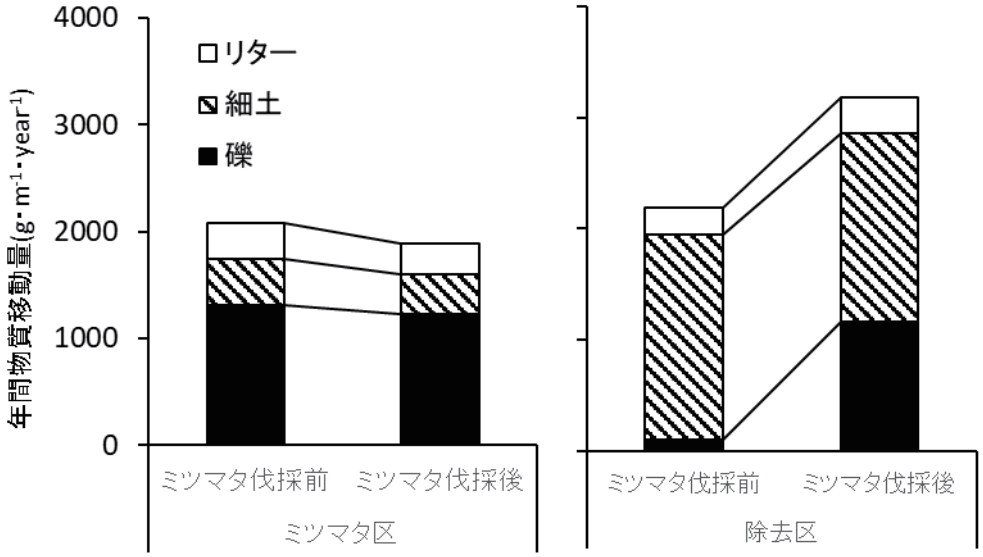



図 1. ミツマタの有無による年間物質移動量の変化

表 1. 除去前後におけるミツマタ区と除去区のリター、細土、礫の物質移動レート
*P*は、除去前と除去後の比較にて算出（Steel's multiple comparison test $^{**}P < 0.01$）

| 調査区 | | 除去前 (2015.8-12) (g・m$^{-1}$・mm$^{-1}$) | | 除去後 1 年目 (2016.3-2017.3) (g・m$^{-1}$・mm$^{-1}$) | | *P* | 除去後 2 年目 (2017.3-2018.3) (g・m$^{-1}$・mm$^{-1}$) | | *P* |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| ミツマタ区 | リター | 0.25 | ±0.14 | 0.16 | ±0.11 | 0.46 | 0.21 | ±0.11 | 0.90 |
| | 細土 | 0.33 | ±0.31 | 0.35 | ±0.35 | 0.90 | 0.10 | ±0.09 | 0.19 |
| | 礫 | 0.54 | ±0.29 | 0.53 | ±0.37 | 1.00 | 0.81 | ±0.85 | 0.98 |
| 除去区 | リター | 0.18 | ±0.09 | 0.23 | ±0.17 | 0.87 | 0.21 | ±0.12 | 0.90 |
| | 細土 | 1.06 | ±0.60 | 1.59 | ±0.86 | 0.80 | 0.43 | ±0.40 | 0.19 |
| | 礫 | 0.07 | ±0.04 | 0.38 | ±0.43 | 0.005** | 0.99 | ±0.88 | 0.001** |

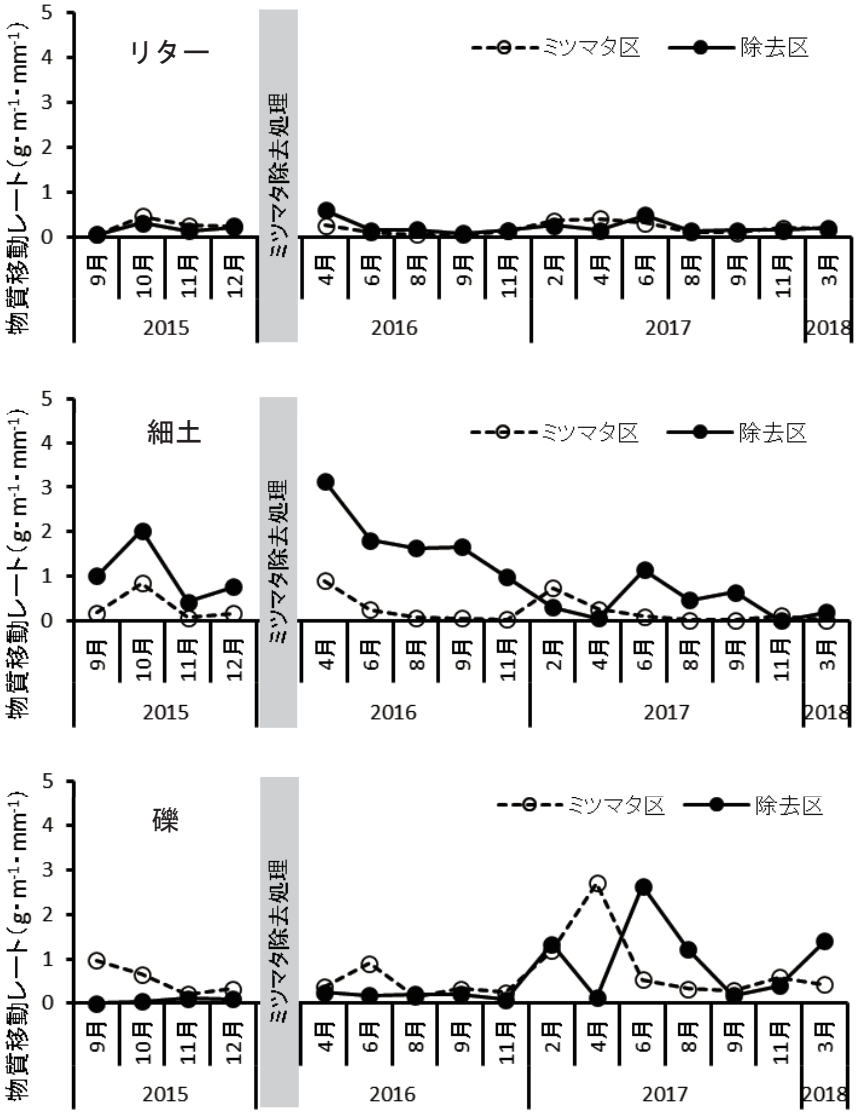



図 2. ミツマタ区、除去区別の回収期間ごとの物質移動レートの変化

**ミツマタの有無による物質移動レート**

ミツマタ区および除去区の物質移動レートは表 1 のとおりである。除去前と除去後 1 年目および除去後 2 年目において、除去区の礫の物質移動レートで約 5.4 倍（除去後 1 年目）および 14.1 倍（除去後 2 年目）の違いがあり、有意差が見られた（Steel 's multiple comparison test $P < 0.01$）。除去区のリターや細土の物質移動レートおよびミツマタ区のリター、細土、礫の物質移動レートにおいて、除去前と除去後で有意な差異は見られなかった（表 1）。

ミツマタ区および除去区の回収期間ごとの物質移動レートの変化は図 2 のとおりである。リターの物質移動レートの変化は、除去区においてミツマタ除去直後にミツマタ区の 2.3 倍に増加したが、それ以外の年間変化は小さかった（図 2 上）。細土の物質移動レートはミツマタ区と除去区で大きく異なり、ミツマタ除去後から除去区の細土の物質移動レートが増加し、ミツマタ区の 3.4 倍になった（図 2 中）。その後、除去区の細土物質移動レートは徐々に減少していくが、除去後 2 年目（2017 年）の 4 月から 8 月にかけて少し増加した（図 2 中）。一方、ミツマタ区の細土の物質移動レートは、季節により少しは増減するものの大きな変化は見られなかった（図 2 中）。礫の物質移動レート変化も両区で少し異なり、ミツマタ区が 2 月から 6 月にかけて増加する現象があったのに対し、除去区はミツマタ除去後 2 年目から大きく増加する傾向があった（図 2 下）。

**ミツマタの有無による林床の被覆率の変化**

低木層にミツマタが繁茂しているミツマタ区は 2016 年（ミツマタ除去後 4 か月）、2017 年（ミツマタ除去後 13 か月）とも、草本層植被率は低かった（2016 年：8.2%、2017 年：11.2%）。リター被覆率は 2016 年 74.4%、2017 年 72.2%と比較的高く、林床合計被覆率も 80%以上であった（表 2）。低木層のミツマタが無い除去区は、2016 年から 2017 年にかけて植被率は微増したが、リター被覆率は微減した。林床合計被覆率も微減しており 72.8%であった（表 2）。低木層の植被率は、2016 年、2017 年ともにミツマタ区 100%、除去区 0%であった。

表 2. ミツマタ区と除去区の林床合計被覆率

| 調査区 | 調査年 | 林床合計被覆率(%) | 草本層植被率(%) | リター被覆率(%) |
|---|---|---|---|---|
| ミツマタ区 | 2016 | 82.6 | 8.2 | 74.4 |
| | 2017 | 83.4 | 11.2 | 72.2 |
| 除去区 | 2016 | 77.8 | 14.6 | 63.2 |
| | 2017 | 72.8 | 17.0 | 55.8 |

## ４．考察

### ミツマタの土壌侵食防止効果

本調査の結果、針葉樹人工林の林床下に繁茂しているシカ不嗜好性植物のミツマタに土壌侵食防止効果があることが明らかになった（図１、表１）。土壌侵食を防ぐメカニズムとしては、ミツマタが低木層を形成することで林内の雨滴衝撃を減じたことが考えられる。一般に、地上高 4.8m 以上の樹冠から雨滴が落下すると降雨エネルギーが林外よりも増大するとされており（Miura et al. 2002）、高木層の樹冠から雨滴が落下すると林内の降雨エネルギーが大きくなること（塚本 1976）が報告されている。一方、地上高 2.0m の樹冠は、15.0m の樹冠に比べ 56%も降雨エネルギーを減じると試算されている（Miura et al.2002）。このことは、高木層よりも下層にミツマタのような低木層があることで、地面に雨滴が落下する衝撃を低下させ土壌侵食を防ぐことを示す。ミツマタは最大樹高が 2.0m 程度（大橋ほか 2017）であるため、針葉樹人工林の林床におけるミツマタの繁茂は高木層の樹冠から落下する雨滴の降雨エネルギーを低下させ、土壌侵食を抑制する効果があると考えられる。

今回の試験において、ミツマタを除去すると、除去直後にリターや細土の移動が起こり（図 2 上中）、次に礫の移動が生じていた（図 2 下）。この理由としては、ミツマタを除去することで、雨滴衝撃が大きくなり、雨滴により飛散しやすいリターや細土がまず侵食されたと考えられる。さらに強い雨滴衝撃が続くと、林内の礫を含む土壌が雨滴によって地面から剥離されて浮遊化し可動性が高くなる（三浦 2010）ことや不安定になった礫は雨滴またはそれ以外の刺激によって転落移動すること（岩川ほか 1987）から、礫の移動が起こることが示唆された（図 2 下）。したがって、林内の雨滴衝撃が高いまま放置するとやがて大きな礫の移動にもつながる可能性がある。

ミツマタ区では、草本層の植被率が除去区よりも低かった（表 2）にも関わらず、リターの被覆率が高かったため、林床合計被覆率は除去区よりも高く保たれていた（表 2）。一方、除去区ではミツマタの除去後にリターの被覆率は減少することで、林床合計被覆率も低下した（表 2）。このことは、低木層におけるミツマタの繁茂が、リター層を地表に保持するうえで一定の効果があることを示唆している。阿部ら（2005）は、ササなどの茎が物理的にリターの移動を妨げることを示唆しており、ミツマタの幹においても、リター層の保持に繋がっている可能性がある。土壌侵食強度は、林床合計被覆率との相関が強い（三浦 2000）ため、草本層植被率が低くてもリター被覆率を高く保つことができれば、林床合計被覆率が高くなり、土壌侵食量を減らす効果が高いと考える。

ミツマタ区においては、2017 年 4 月に礫の移動レートの増加が見られた（図 2 下）。これは、比較的大きな礫が 2 つ（250g、350g）が移動したために見られた現象である。ミツマタ区の物質移動レートに大きな変化が見られたのはこのときだけであり、ミツマタの伐採前の礫の移動レートと伐採後の礫の移動レートに有意な変化がないこと（表 1）や、年間物質移動量におけるミツマタ区の礫量が増加する傾向は見られなかったこと（図 1）からも偶然起こった現象だと思われる。

これらのことを踏まえると、耐陰性が高く針葉樹人工林の林床に生え、面的に繁茂し、樹高が低く抑えられるミツマタは、シカの採食圧が高く、草本層が消失してしまった針葉樹人工林において、林床の土壌侵食を抑えるために導入する植物として有力であろう。

### ミツマタ導入に向けたポイント

ミツマタは、スギ林に多く見られ、適潤性から弱湿性が適地とされる（苅住 2010）。したがって、斜面上部に多く見られるヒノキ林への導入は慎重になる必要がある。しかし、ヒノキ林の中でもスギ林との境のような比較的土壌水分が高い場所や土壌侵食量が多いスギ林（兵庫県 2010）などへのミツマタ導入は効果があると思われる。

ミツマタの導入方法としては、苗木の植栽が挙げられる。ミツマタ苗木の作成方法や苗畑での苗木成長などは石田（1985）などで明らかになっているが、山地での成長速度や土壌侵食を抑制するために必要な植栽本数などはまだ明らかになっていないため、今後の研究が必要である。

## 謝辞

本研究を進めるにあたり、兵庫県農林水産部治山課（旧豊かな森づくり課）および光都農林振興事務所、株式会社グリーン興産には、調査地設定等でお世話になりました。兵庫県立農林水産技術総合センター森林林業技術センターの中川勉氏、橋本忠義氏には、土砂回収と回収した土砂の処理で大変お世話になりました。この場をお借りして御礼申し上げます。

## 引用文献

阿部 俊夫, 坂本 知己, 田中 浩, 壁谷 直記, 延廣 竜彦, 萩野 裕章（2005）落葉広葉樹林の林床における冬期の落葉移動性．日林関東支論, 56: 247-248

揚妻 直樹（2013）シカの異常増殖を考える．生物化学, 65: 108-116

赤井 龍男（1977）ヒノキ林の地力減退問題とその考え方．林業技術 419: 7-11

藤木 大介（2017）兵庫県におけるニホンジカの嗜好性植物・不嗜好性植物リスト．「兵庫県におけるニホンジカによる森林生態系被害の把握と保全技術Ⅱ」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ 9 号, 118-133．兵庫県森林動物研究センター．

古澤 優佳, 中村 人史（2020）シカ不嗜好性植物イワヒメワラビの芽を使用した短期間・大量増殖方法．日緑工誌, 45: 442-446.

服部 保, 南山 典子（2012）不嗜好性植物の増殖と利用方法．兵庫ワイルドライフモノグラフ 4 号, pp.125-132．兵庫県森林動物研究センター．

兵庫県（2010）災害に強い森づくり事業検証報告書 2010.

兵庫県（2015）災害に強い森づくり事業検証報告書 2015.

兵庫県森林動物研究センター（2024）兵庫県野生動物管理データ集　シカ　一人日当たり銃

猟目撃効率　2015．https://wmi-hyogo.jp/sys/ym/data/map/sj01/sika/sj01m_sika_2015.png（2024 年 1 月 11 日参照）

石田 弘明, 服部 保, 小舘 誓治, 黒田有寿茂, 澤田 佳宏, 松村 俊和, 藤木 大介（2008）ニホンジカの強度採食下に発達するイワヒメワラビ群落の生態的特性とその緑化への応用．保全生態学研究, 13: 137-150

石田喜久雄（1985）ミツマタの転換畑への導入に関する作物学的研究．岡山県立農業試験場臨時報告, 74: 1-45

岩川 雄幸, 井上輝一郎, 酒井 正治 (1987) 山腹斜面のヒノキ林におけるリターおよび土砂の移動について（１）ー移動量と斜面位置ならびに降水条件との関係ー．第 38 回日本林学会関西支部大会講演集: 49-52

岩川 雄幸, 石塚 和裕, 井上輝一郎（1984）ヒノキ林の地表侵食・枝下高の違いが地上侵食に及ぼす影響．昭和 58 年度林誌四国支年報: 22-23

梶 光一（2013）我が国におけるニホンジカの増加と個体数管理．水利科学, 333: 2-11

苅住 昇（2010）ミツマタ．最新樹木根系図説（各論），784-785．誠文堂新光社，東京

川口 武雄（1951）山地土壌侵食の研究（第 1 報）従来の資料による統計的研究．林誌集報, 61: 1-37

気象庁（2023）一宮（兵庫県）平年値（年・月ごとの値）主な要素．https://www.data.jma.go.jp/stats/etrn/view/nml_amd_ym.php?prec_no=63&block_no=0615&year=&month=&day=&view=p1（2023 年 12 月 07 日参照）

清野 嘉之（1990）ヒノキ人工林における下層植物群落の動態と制御に関する研究．森林総研研報, 359: 1-122

国土交通省（2023a）5 万分の 1 都道府県土地分類基本調査（山崎）土壌図．国土数値情報ダウンロードサイト、https://nlftp.mlit.go.jp/kokjo/tochimizu/F3/data/S/2808S.jpg（2023 年 12 月 07 日参照）

国土交通省（2023b）5 万分の 1 都道府県土地分類基本調査（山崎）表層地質図．国土数値情報ダウンロードサイト、https://nlftp.mlit.go.jp/kokjo/tochimizu/F3/data/G/2808G.jpg（2023 年 12 月 07 日参照）

湊 克之, 神沼公三郎, 成田 雅美, 前田万寿郎, 塚本 光弘, 杉下 義幸, 山ノ内誠, 桝本 浩志, 倉岡 光博（1989）北海道大学和歌山地方演習林におけるスギ・ヒノキ複層林の施業実験 Ⅰ：林内照度と樹下植栽幼樹の生長．北海道大学農学部演習林研究報告, 46: 83-10

三浦 覚 (2000) 表層土壌における雨滴侵食保護の視点からみた林床被覆の定義とこれに基づく林床被覆率の実態評価．日林誌, 82: 132-140

三浦 覚（2010）林地の土壌侵食過程と林床被覆管理．水利科学, 316: 78-100

Miura S, Hirai K, Yamada T (2002) Transport Rates of Surface Materials on Steep Forested Slopes Induced by Raindrop Splash Erosion. Journal of Forest Research, 7: 201-211

Miura S, Yoshinaga S, Yamada T（2003）Protective effect of floor cover against soil erosion on steep slopes forested with *Chamaecyparis obtusa*（hinoki）and other species.

Journal of Forest Research 8: 27-35
宮田 亮司, 細川 暁由, 山田 守（2015）広島県三次市で実施した法面におけるニホンジカ被害防止工法の試験工事. 日緑工誌, 41: 199-202
村井 宏, 岩崎 勇作（1975）林地の水および土壌保全機能に関する研究（第 1 報）森林状態の差異が地表流下、浸透および侵食に及ぼす影響. 林試研報, 274: 23-84
中森由美子, 瀧井 忠人, 三浦 覚 (2012) 急傾斜ヒノキ人工林における伐採方法の違いによる細土、土砂、リター移動量の変化. 日林誌, 94: 120-126
大橋 広好, 門田 裕一, 木原 浩, 邑田 仁, 米倉浩司（2017）改訂新版日本の野生植物４. 平凡社, 東京.
三枝 道生, 井上 真吾 (2019) 防鹿柵の効果的な維持管理方法の検討. 水利科学, 63: 111-123
初 磊, 石川 芳治, 白木 克繁, 若原 妙子, 内山 佳美 (2010) 丹沢堂平地区のシカによる林床植生衰退地における林床合計被覆率と土壌侵食量の関係. 日林誌, 92: 261-268
藤堂 千景, 藤木 大介（2017）植生保護柵としてのネット柵、金網柵の成績評価.「兵庫県におけるニホンジカによる森林生態系被害の把握と保全技術Ⅱ」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ 9 号, pp.90-99. 兵庫県森林動物研究センター.
塚本 良則（1976）森林樹冠と雨滴侵蝕. 森林立地, 5: 5-9
若原 妙子, 石川 芳治, 白木 克繁, 戸田 浩人, 宮 貴大, 片岡 史子, 鈴木 雅一, 内山 佳美（2008）ブナ林の林床植生衰退地におけるリター堆積量と土壌侵食量の季節変化－丹沢山地堂平地区のシカによる影響－. 日林誌, 90: 378-385
渡邉 仁志, 井川原弘一, 茂木 靖和, 横井 秀一, 平井 敬三（2016）植栽樹種の違いが同一斜面のヒノキ、スギ、アカマツ人工林の表土移動に及ぼす影響. 日林誌, 98: 193-198
山田 守（2019）緑化斜面におけるシカ被害の現状と課題. 日緑工誌, 44: 470-474
山田 康裕, 諫本 信義（2001）間伐が下層植生および表層土壌の流出に与える影響. 日林九支研論文集, 54: 79-80
山瀬敬太郎, 藤木 大介（2017）ニホンジカ高密度地域の森林整備地に施工された土壌保全施設や植生保護柵の土壌侵食防止効果.「兵庫県におけるニホンジカによる森林生態系被害の把握と保全技術Ⅱ」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ 9 号, pp.100-109. 兵庫県森林動物研究センター.
山瀬敬太郎, 田中 義則（2003）ヒノキ人工林における間伐木を利用した丸太筋工の効果. 森林立地, 45: 89-92
山瀬敬太郎, 栃本 大介, 関岡 裕明, 藤堂 千景（2010）間伐木を利用した筋工による森林表土の流亡抑制. 日緑工誌, 36: 9-14

兵庫ワイルドライフモノグラフ 16 - 6: 71–89 2024
特集「兵庫県におけるニホンジカによる森林生態系被害の把握と保全技術Ⅲ」

# 第 6 章

# シカ生息下の針葉樹人工林跡地における広葉樹林化試験

## —小面積皆伐 13 年後の更新状況の評価—

藤木 大介
兵庫県立大学自然・環境科学研究所
兵庫県森林動物研究センター

要　点

- 暖温帯落葉広葉樹二次林域における間伐遅れヒノキ伐採跡地の森林の更新について、ニホンジカ（以下、シカ）の影響やクヌギ植栽の有無に応じた相違を明らかにするために防鹿柵を用いた野外操作実験を実施した。
- 実験開始 13 年後に各処理区において毎木調査を実施した。
- 植栽をせず放棄された処理区では、柵内においてアカメガシワやカラスザンショウ等の先駆性落葉高木林が成立した。
- シカの採食を受けた放棄・柵外区のうち、比較的シカの採食圧が低かった伐採跡地では、タラノキなどの先駆性落葉低木林が成立した一方、採食圧が高かった伐採跡地では樹木の更新は皆無であった。
- クヌギ植栽区では、柵内外ともにクヌギ林が成林した。
- 先駆性樹種はブナ科樹種に比べて、シカの採食耐性が低いことが示唆された。
- 人工林伐採跡地を放棄した場合の森林の更新は、先駆性樹種が主体になるため、比較的低いシカ密度でも容易に森林の更新が阻害される。

**Keywords: 更新阻害、種子散布型、先駆性樹種、伐採放棄、兵庫県**

## Field experiment to convert a coniferous plantation forest to a broad-leaved forest under sika deer herbivory: assessment of forest regeneration 13 years after clear-cutting

Daisuke Fujiki
Wildlife Management Research Center, Hyogo
Institute of Natural and Environmental Sciences, University of Hyogo

Abstract: A field experiment involving deer exclosures and planting of *Qercus acutissima* was conducted in order to reveal forest recovery patterns and factors following clear-cutting at overcrowded conifer plantation sites in a warm-temperate region in western Japan. A tree survey was conducted at each treatment site 13 years after clear-cutting.

受付日：2023 年 12 月 29 日、受理日：2024 年 2 月 5 日
責任著者：藤木　大介 ✉fujiki@wmi-hyogo.jp
〒669-3842 兵庫県丹波市青垣町沢野 940　兵庫県森林動物研究センター

The results showed that naturally regenerated stands dominated by pioneer deciduous tree species had been established inside the exclosures at the abandoned sites. Outside of the exclosures, the stands dominated by pioneer deciduous shrub species were established at some sites where deer foraging was relatively low, whereas no tree regeneration was observed at a site where foraging pressure was high. In the oak planting area, oak forests were established both inside and outside the exclosures. The results suggest that pioneer tree species are less tolerant of foraging by deer compared with Fagaceae species. Natural forest recovery following clear-cutting of a plantation might be inhibited by deer herbivory even at relatively low deer densities if pioneer tree species are the dominant species used in forest recovery efforts.
**Keywords: abandoned forests, Hyogo Prefecture, pioneer tree species, regeneration inhibition, seed dispersal type**

## １．はじめに

我が国では、戦後に造成された針葉樹人工林の多くが成熟し、伐期を迎えている（林野庁 2020）。このため、皆伐して木材利用し、その後再度植林すること（主伐再造林）が急務となっている。再造林は、持続可能な木材生産のために不可欠であるうえ、現在の偏った人工林の齢級構成を平準化するためにも求められている。しかし、林業経営的に再造林費用を捻出することは困難である場合が多く、主伐後に再造林されずに放棄される人工林面積が、全国各地で増加している（村上ほか 2011）。さらに主伐後に放棄された人工林跡地では、ニホンジカ（以下、シカ）の食害により森林の更新が阻害される林分が発生していることが報告されている（Sakai et al. 2006; 長島ほか 2011）。森林の更新が進まない林分では、土壌侵食が発生し、森林のもつ公益的機能が低下することが懸念される。また、国が策定した森林・林業基本計画では、経済性のない針葉樹人工林の一部を長期的には広葉樹林へと転換（広葉樹林化）する方針が示されている（林野庁 2021）。しかし、広葉樹林化の施業技術は十分に確立されていない。シカの食害下でも広葉樹林化を確実に進め、公益的機能を高度に発揮する広葉樹林を造成するためには、様々な施業条件下の林分を対象に、主伐後の広葉樹の更新過程を把握する必要がある。そのうえで、広葉樹林の更新を確実に担保できる管理手法が提案される必要がある。

我が国における針葉樹人工林伐採跡放棄地（以下、放棄地）の広葉樹林の更新に関する研究は、四国や九州などの南日本の暖温帯常緑広葉樹林域において精力的に研究が実施されてきた（齋藤ほか 2006; Sakai et al. 2006; Sakai et al. 2010; Yamagawa and Ito 2006; Yamagawa et al. 2006; Yamagawa et al. 2008; Nagashima et al. 2009; 大本ら 2010; 長島ら 2011; 野口・奥田 2013; 中森・栗生 2014）。これらの一連の研究の中で、放棄地において、周辺に存在する常緑広葉樹林と同様の組成の森林を比較的早期に成立させる条件として、伐採前の林分内に常緑ブナ科樹種の前生稚樹が存在していることが重要であることが指摘さ

れている（Sakai et al. 2006; Yamagawa and Ito 2006; Yamagawa et al. 2010; 野口・奥田 2012）。一方、北陸地方のコナラやミズナラなどの落葉ナラ類が主に優占する落葉広葉樹林域では、放棄地の森林の更新パタンやプロセスが暖温帯常緑広葉樹林域とは異なることが報告されている（Kodani 2006; 小谷 2009; 高橋ほか 2013）。この地域の人工林では広葉樹林が近接していても、暖温帯常緑広葉樹林域に比べて、伐採前の林分内にブナ科樹種の前生稚樹集団が形成され難いことが報告されている（Kodani 2006）。一方で、強度の間伐や冠雪害を受けた人工林では、鳥散布型の非ブナ科広葉樹の前生稚樹が豊富に存在していることが報告されている（Kodani 1999; Kodani 2006; Seiwa et al. 2012）。このため放棄地に広葉樹林を天然更新させるための材料としては、鳥散布型の非ブナ科広葉樹の前生樹種を事前に導入することが重要であると考えられる。以上のように、近年の研究の進展によって、放棄地の森林の更新パタンやプロセスは、周辺に存在する広葉樹林の組成や配置、その地域に特有の攪乱レジームなどによって異なることが明らかになってきた（Yamagawa et al. 2010）。

さらに近年、日本各地で高密化したシカが森林植生に深刻な負の影響を及ぼしている（Akashi and Nakashizuka 1999; Takatsuki 2009; Fujiki et al. 2010）。南日本の放棄地の研究でも、シカの影響によって放棄後の樹木の更新が阻害されている林分の存在が報告されている（Sakai et al. 2006; 長島ほか 2011）。しかし、放棄地の森林の更新に関するこれまでの知見は、主にシカの分布の有無による地域間の植生の比較に基づいた帰納的な報告に留まっており、放棄地における森林の更新に及ぼすシカの直接的な影響について、防鹿柵を用いた操作実験によって厳密に評価した研究は存在しない。また、既存の地域間の比較研究においてもシカの密度に関する情報が少ないため、放棄地に広葉樹林を更新させるうえで、どの程度の密度レベルで更新阻害が生じるのか、そこに生育または侵入する広葉樹の種類や組成の違いによって、更新阻害のリスクは変動するのかは不明な点が多い。シカの生息下で放棄地を適切に管理して、広葉樹林へと更新させていく技術を確立するためには、このような知見の蓄積が不可欠であろう。

西日本は暖温帯域に落葉広葉樹二次林が広く分布する一方、人工林率が高い地域が数多く存在する。これらの地域では人工林が間伐されずに放棄された結果、林床に前生稚樹が全く存在しない林分が数多く存在する。一方で、このような地域こそ、経済性のない針葉樹人工林を広葉樹林へと転換することで、森林の公益的機能を高めていくことが求められているが、これまでに放棄地の森林の更新に関する知見は得られていない。そこで本研究では、西日本の暖温帯落葉広葉樹二次林域を対象に、間伐が遅れた針葉樹人工林伐採放棄後の森林の更新について、シカの採食の影響や広葉樹植栽の有無に応じた相違を明らかにすることを目的に防鹿柵を用いた野外操作実験を実施した。野外操作試験では、人工林伐採直後に各種処理区を設置し、その 13 年後の各処理区の森林の更新状況を評価した。なお、本章は Fujiki & Sakata （2021）に新たなデータを追加して、内容を再構成したものである。

## ２．調査地域

調査地域は兵庫県丹波市青垣町である。調査地域は大半が暖温帯に属し、標高 1,000m以下の低い山が連なる中山間地域であり、森林率は 84.0%である。森林のうち、人工林が占める割合が 81.6%である。人工林の大半はスギまたはヒノキの一斉単相林である。残りの森林の大半は、アカマツが優占する二次林あるいはコナラやアベマキなどの落葉性ブナ科樹種が優占する落葉広葉樹二次林である。調査地域から北西に約 16km 離れたアメダス観測点（和田山）の記録によると、年平均気温 14.0℃、年平均降水量 1,628mm、年平均最深積雪量 29cm である （https://www.jma.go.jp/jma/index.html, 2023 年 12 月 28 日確認）。

調査地域に分布する大型草食獣はシカのみであり、カモシカは分布しない。調査地周辺で実施されたシカの糞塊密度調査の結果によると、調査を実施した 2004 年～2015 年の期間中の糞塊密度の平均値は 5.1±2.5 個/km である。この糞塊密度は、カメラトラップ調査に基づく REM 法或いは区画法で求められる生息密度に換算すると 2～6 頭/km² の生息密度に相当する（濱崎ほか 2007; 片平 2018）。なお、調査期間を通して、糞塊密度に大きな変化はなかった。また、調査地周辺の落葉広葉樹二次林におけるシカの影響による下層植生の衰退程度は軽度から中度（SDR で D１～D２）と推定されており、調査期間を通して変化はなかった（Fujiki et al. 2010; 藤木 2012; 藤木 2017）。

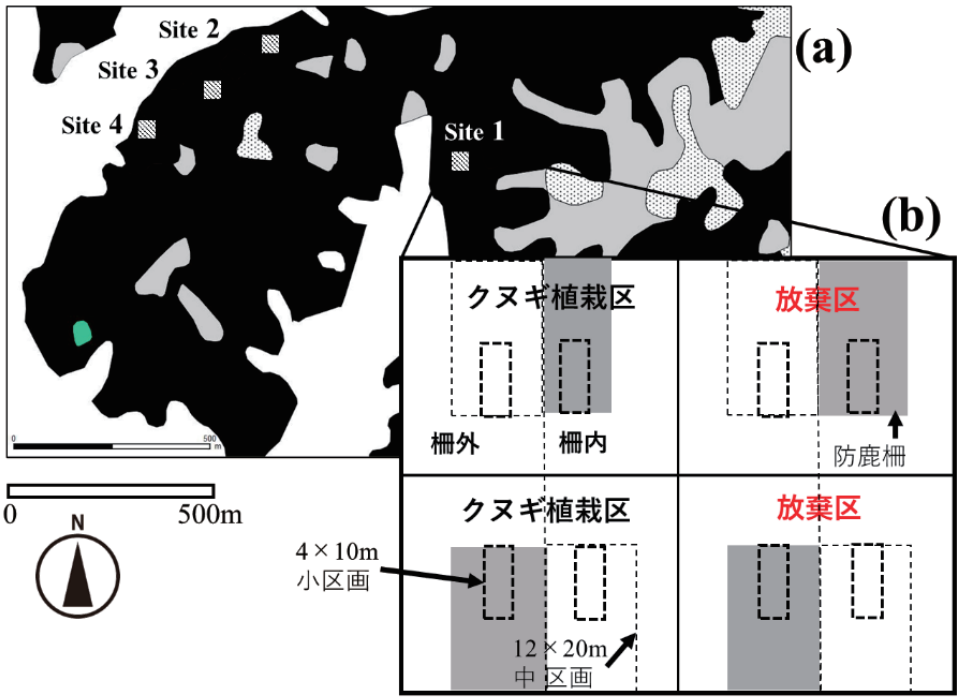



図 1. （a）調査地と周辺の植生状況（ 斜線部：試験を実施した伐採跡地、黒色部：針葉樹人工林、灰色部：落葉広葉樹二次林、ドット部：アカマツ二次林、白色部：農耕地と集落）
（b） 伐採跡地（0.48 ha）における野外操作試験の見取り図.
Fujiki & Sakata （2021）を改変。

調査の対象となった人工林伐採跡地は兵庫県森林動物研究センターの実験フィールドに存在する。実験フィールドは森林面積約 100ha、ヒノキまたはスギ人工林が約 80ha と大半を占めている。この中の約 30 年生の間伐遅れヒノキ人工林伐採跡地 4 林分（Site 1～4; 各面積 0.48ha）を調査対象とした（図 1）。伐採前のヒノキ人工林の立木密度は約 2,600～3,200 本/ha、平均樹高は約 14.3～15.5m、平均胸高直径は 18.9～20.9cm、収量比数は 0.94～0.95 である（写真 1）。伐採跡地は平地に面したピーク標高約 300～400mの低山の斜面下部に位置し、標高は約 160～230m、斜面方位は西から北で、斜面傾斜は 10～35°である。伐採地の周囲はいずれも同齢のヒノキ人工林に囲われており、各伐採地の外周の一端から広葉樹林までの最短距離は約 80～130m である。地質はジュラ紀の付加体からなる混在岩で、土壌タイプは褐色森林土である。

写真 1.　伐採前のヒノキ人工林の林内の景観
間伐遅れで林内は薄暗く、林床には植被がほとんど存在しなかった。

写真 2.　伐採直後（2005 年 3 月）の Site 3 の遠景

## ３．調査方法

伐採前のヒノキ人工林内の林床に生育している樹木の状況を把握するため、伐採直前の 2004 年 2 月（Site1 と Site 2）と 2005 年 2 月（Site 3 と Site4）に毎木調査を実施した。最初に各 Site を面積 40m×30m の大区画に 4 分割したうえで、各区画内に防鹿柵設置区（柵内）と非設置区（柵外）の 12m×20m 中区画をそれぞれ設けた（図 1）。そのうえで全ての 12m×20m 中区画（n=32）内に 4m×10m の小区画を 1 箇所設定し、小区画内に生育している樹高 10cm 以上の樹木を対象に、種名、樹高、胸高直径を記録した。ただし、ツル性木本植物とキイチゴ類については調査の対象から除外した。また、根株から複数の幹が出ている場合は、個々の幹を立木としてカウントした。

2004 年 3 月に Site1 と Site2 が、2005 年 3 月に Site3 と Site4 が伐採された（写真 2）。伐採後、伐採木や枝条を搬出したうえで、各中区画の柵内区の外周に金網製の防鹿柵（長さ 12m×20m、高さ 1.5m）が 1 基設置された。さらに、各 Site の大区画のうち 2 区画にはクヌギ苗木が植栽された。クヌギは苗高 30cm、50cm、150cm の 3 種類の苗木が用意され、2 m 間隔で苗高の種類が異なるように交互に植栽された。クヌギが植栽された 2 区画（以下、クヌギ植栽区）のうち、1 区画では植栽 1 年目から 4 年目まで年 1 回の下刈りが実施された。クヌギが植栽されなかった残りの 2 区画は、防鹿柵の設置を除いて人為的な処理は行わず放

棄された（以下、放棄区）。なお、伐採と植栽、防鹿柵の設置は、国の緊急雇用創出事業（中小企業特別枠）を利用して、兵庫県が実施した。

Site 毎のシカによる採食圧の違いを把握するため、伐採 2 年目の 11 月に植栽したクヌギの枝食害率調査を実施した。各 Site から 30 本のクヌギを対象に、シカが採食可能な地上高 1.4mまでの当年枝を 1 個体当たり 20 本程度観察し、シカの採食の有無を記録した。

伐採 13 年後の森林の更新状況を評価するため、2016 年 12 月（Site 1 と Site 2）または 2017 年 12 月（Site d 3 と Site 4）に、4m×10m の小区画において毎木調査が実施された。調査は伐採前と同様の手法で実施した。クヌギ植栽区では、小区画を含む 12m×20m 区画内のクヌギを対象に、樹高と胸高直径を測定した。なお、本研究においてクヌギ植栽区の毎木調査結果は下刈りを実施した区画のみを用いた。

## ４．解析方法

クヌギの当年枝の総数に占める採食された当年枝数の割合を、枝食害率（%）とした。枝食害率は Site 毎に算出した。また、Site 間の枝食害率の違いは、二項分布を仮定した一般化線形モデル（GLM）を用いて分析した。GLM では応答変数として、個体当たりの観察枝数と採食痕跡のあった枝数、説明変数としては Site の違いを用いた。

毎木調査において出現した樹種は、最大到達樹高、先駆性樹種または成熟した林において林冠構成種になり得る種（以下、林冠高木種）、常緑または落葉性の違いに応じて以下の 6 つの樹種群に区分した：落葉林冠高木種、常緑林冠高木種、落葉低木種、常緑低木種、先駆性落葉高木種、先駆性落葉低木種。さらに、種子の散布型に応じて以下の 3 つの樹種群に区分した：重力散布型、鳥散布型、風散布型。高木種と低木種の区分は、主に佐竹ほか（1989）の記載に従い、最大到達樹高が概ね 6m以上であるかを基準とした。先駆性樹種または林冠高木種であるかは、既往文献（宮脇 1984; 齋藤ら 2006; Yamagawa et al. 2007）を参考に判断した。散布型の区分に関しては既往文献（Kodani 2006; Yamagawa et al. 2007; Sakai et al. 2010）と種子の形状に基づいて判断した 。

毎木調査結果は、4 処理（クヌギ植栽・柵内、クヌギ植栽・柵外、放棄・柵内、放棄・柵外）毎に、種や種群毎に、種数・立木密度・胸高断面積合計・樹高階別本数分布を集計した。種群毎の胸高断面積合計の柵内外の違いは、負の二項分布を仮定した GLM を用いて分析した。GLM では、応答変数として胸高断面積合計を用い、説明変数としては防鹿柵の有無を用いた。データ単位は各処理区画（n=19）であり、内訳は以下の通りである：クヌギ植栽・柵内（n = 4）、クヌギ植栽・柵外（n = 4）、放棄・柵内（n = 5）、放棄・柵外（n = 6）。GLM における説明変数の効果については、Wald 統計量（z 値）に基づき 95% Wald 信頼区間 にゼロが含まれない場合（Pr（>|z|） <0.05）を有意とした。解析に当たっては、統計解析ソフト R と”MASS”パッケージを用いた。

## ５．結果

### 伐採前の林床植生の状況

ヒノキ人工林伐採前に林床に生育していた全樹木の 83.2%は樹高 50cm 未満であり、樹高 1m 以上の樹木は、666 本/ha と少なかった（表 1）。また、3m 以上の樹木は存在しなかった。生育する樹木の約 99%は低木種であり、そのうちの約 91%はチャノキとヒサカキが占めていた（付表１）。林冠高木種はブナ科 3 種（クリ、アベマキ、コナラ）が出現したが、その立木密度は 56 本/ha と極めて少なかったうえ（表１）、全ての個体が樹高 50cm 未満の稚樹であった。

表１． ヒノキ人工林伐採前の下層植生における樹種群別の樹高階別本数分布

| 区分 | 出現種数 | 樹高階別本数($ha^{-1}$) 0.1-0.4m | 0.5-0.9m | 1.0-1.9m | 2.0-2.9m | 合計 |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 樹種群 | | | | | | |
| 落葉林冠高木種 | 3 | 56 ( 0.9 ) | 0 ( 0.0 ) | 0 ( 0.0 ) | 0 ( 0.0 ) | 56 ( 0.7 ) |
| 常緑林冠高木種 | 0 | 0 ( 0.0 ) | 0 ( 0.0 ) | 0 ( 0.0 ) | 0 ( 0.0 ) | 0 ( 0.0 ) |
| 落葉低木種 | 6 | 204 ( 3.3 ) | 65 ( 11.0 ) | 28 ( 5.2 ) | 9 ( 7.0 ) | 306 ( 4.1 ) |
| 常緑低木種 | 7 | 5,944 ( 95.2 ) | 528 ( 89.0 ) | 509 ( 94.8 ) | 120 ( 93.0 ) | 7,101 ( 94.7 ) |
| 先駆性落葉高木種 | 1 | 9 ( 0.1 ) | 0 ( 0.0 ) | 0 ( 0.0 ) | 0 ( 0.0 ) | 9 ( 0.1 ) |
| 先駆性落葉低木種 | 2 | 28 ( 0.4 ) | 0 ( 0.0 ) | 0 ( 0.0 ) | 0 ( 0.0 ) | 28 ( 0.4 ) |
| 合計 | 19 | 6,241 ( 83.2 ) | 593 ( 7.9 ) | 537 ( 7.2 ) | 129 ( 1.7 ) | 7,500 ( 100.0 ) |

※括弧内の数値は、各階級の総本数に占める各種群の割合、または総本数に占める各階級の割合を百分率で示す。

### 伐採 2 年目秋のクヌギの枝食害率

伐採 2 年目秋のクヌギ苗木の枝食害率は、Site 1 （82.2%±14.3 SD）に対して、 Site 2～4（15.4～32.4%）は顕著に低かった（GLM, Pr（>|z|） >0.001; 表 2）。したがって、以降では、放棄・柵外区の結果は、Site 1 と Site 2～4 を分けて示した。

表 2. 伐採 2 年目 11 月時点におけるクヌギ植栽木の枝食害率（%）

| | 平均値 | 標準偏差 | |
|---|---|---|---|
| Site 1 | 82.2 | 14.3 | *** |
| Site 2 | 32.4 | 20.4 | |
| Site 3 | 23.9 | 16.1 | |
| Site 4 | 15.4 | 16.8 | |

***はSite間での食害率の差 Pr(>|z|)<0.001を示す.

### 伐採 13 年後の各処理区における森林の更新状況

伐採 13 年後の林分全体の胸高断面積合計は（表３）、放棄・柵内（21.90 $m^2$/ha）＞クヌギ植栽・柵内（14.11 $m^2$/ha）＞クヌギ植栽・柵外（11.59 $m^2$/ha）＞放棄・柵外（Site2-4: 7.27 $m^2$/ha）> 放棄・柵外（Site1: 0.00 $m^2$/ha）の順で小さくなった。

各林分の樹高階別本数分布をみると、樹高 6m 以上の立木密度はクヌギ植栽区では柵内外を通して 10m 以上にピークがあったのに対し（図 2 a, b）、放棄区の柵内と柵外ではそれぞ

れ樹高 9.0-9.9m、樹高 7.0～7.9m の階級にピークがあった（図 2 c, d）。

表 3.　ヒノキ人工林伐採 13 年後の各林分における樹種タイプ別の胸高断面積合計

| 樹種群 | 胸高断面積合計 ($m^2$/ha) | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | クヌギ植栽 | | | 放棄 | | | |
| | 柵内 | 柵外 | | 柵内 | 柵外 | | |
| | | | | | Site 1 | Site 2-4 | |
| クヌギ | 9.64 ( 68.31 ) | 11.59 ( 97.66 ) | | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 | 0.00 ( 0.00 ) | |
| 落葉林冠高木種† | 2.50 ( 17.71 ) | 0.01 ( 0.08 ) | | 2.47 ( 11.28 ) | 0.00 | 1.33 ( 18.35 ) | |
| 常緑林冠高木種 | 0.41 ( 2.88 ) | 0.00 ( 0.00 ) | | 0.04 ( 0.16 ) | 0.00 | 0.00 ( 0.01 ) | * |
| 落葉低木種 | 0.95 ( 6.71 ) | 0.27 ( 2.24 ) | | 0.65 ( 2.98 ) | 0.00 | 0.80 ( 11.04 ) | |
| 常緑低木種 | 0.02 ( 0.13 ) | 0.00 ( 0.04 ) | | 0.05 ( 0.22 ) | 0.00 | 0.00 ( 0.00 ) | * |
| 先駆性落葉高木種 | 0.58 ( 4.09 ) | 0.00 ( 0.00 ) | | 17.17 ( 78.40 ) | 0.00 | 1.56 ( 21.42 ) | *** |
| 先駆性落葉低木種 | 0.03 ( 0.19 ) | 0.00 ( 0.00 ) | | 1.52 ( 6.95 ) | 0.00 | 3.58 ( 49.21 ) | *** |
| Total | 14.11 ( 100.00 ) | 11.87 ( 100.00 ) | | 21.90 ( 100.00 ) | 0.00 | 7.27 ( 100.00 ) | |

†：　クヌギ以外の落葉林冠高木種を表す。
胸高断面積合計におけるカッコ内の数値は各処理区における樹種群の相対優占度を百分率で示す。
*, *** は柵内と柵外の数値間の有意差 Pr(>|z|)<0.05, or <0.001を示す.

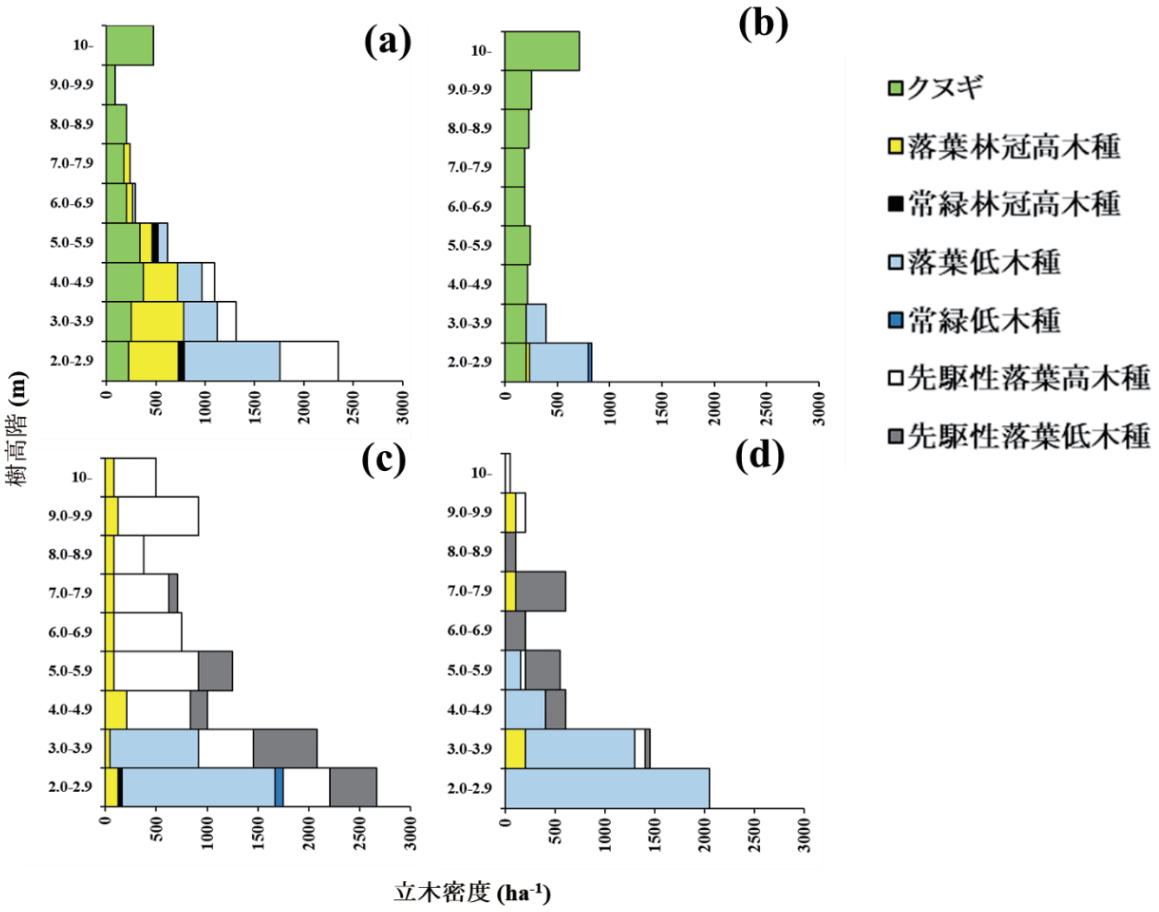



図 2. ヒノキ人工林伐採 13 年後の各林分における樹種群別の樹高階別本数分布. （a）クヌギ植栽・柵内、（b）クヌギ植栽・柵外、（c）放棄・柵内、　（d）放棄・柵外（Site 2-4）. Fujiki & Sakata （2021）を改変

各林分における樹種群別の胸高断面積合計ベースの相対優占度に着目すると、クヌギ植栽区では、柵内外を通してクヌギの優占度が顕著に高く（表 3：柵内＝68.3%, 柵外＝97.7%）、樹高 8m 以上の上層木の全てをクヌギが占めていた（図 2 a, b）。放棄区では、柵内では先駆性落葉高木種の優占度が 78.4%と顕著に高く、またその内訳の 95%をアカメガシワとカラスザンショウの 2 種が占めた（付表 1）。柵内では樹高 4m 以上の階級における立木密度も先駆性落葉高木種が最も多かった（図 2 c）。しかし、柵外（Site 2-4）では先駆性落葉高木種の優占度は低かった（表 3：21.4%）、柵外では代わりに先駆性落葉低木種の優占度が最も高く（表 3：49.2%）、またその内訳の 90%をタラノキが占めた（付表 1）。柵外（Site 2-4）では樹高 5m 以上の階における立木密度も先駆性落葉低木種が最も本数が多かった（図 2 d）。

### 各処理区における林冠高木種の散布型別の存在量の比較

放棄・柵内に出現したクヌギを除いた林冠高木種の胸高断面積合計は 2.51 m²/ha であった（表 4）。そのうち 84.6%が鳥散布型の樹種であった。全ての処理区を対象に、クヌギを除いた林冠高木種の胸高断面積合計を柵内外で比較したところ、鳥散布型では柵外で有意に少なかった一方、重力散布型ではそのような差は認められなかった（表 4）

表 4.　各処理区における散布型別のクヌギを除いた林冠高木種の胸高断面積合計（$ha^{-1}$）

| 散布型 | 胸高断面積合計 ($m^2$/ha) | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | クヌギ植栽 | | 放棄 | | |
| | 柵内 | 柵外 | 柵内 | 柵外 | |
| | | | | Site 1 | Site 2-4 |
| 重力 | 1.37 ( 47.1 ) | 0.00 ( 2.0 ) | 0.35 ( 14.0 ) | 0.00 | 0.67 ( 75.3 ) |
| 鳥 | 1.13 ( 38.9 ) | 0.01 ( 98.0 ) | 2.12 ( 84.6 ) | 0.00 | 0.22 ( 24.6 ) * |
| 風 | 0.41 ( 14.0 ) | 0.00 ( 0.0 ) | 0.04 ( 1.4 ) | 0.00 | 0.00 ( 0.1 ) * |
| 合計 | 2.90 ( 100.0 ) | 0.01 ( 100.0 ) | 2.51 ( 100.0 ) | 0.00 | 0.89 ( 100.0 ) |

※胸高断面積合計におけるカッコ内の数値は各処理区における樹種グループの相対優占度を百分率で示す。
*は柵内と柵外の数値間の有意差 Pr(>|z|)<0.05を示す.

## ６．考察

### シカの影響がない場合の伐採放棄後の森林の更新

本研究の結果から、暖温帯落葉広葉樹二次林域において、シカの影響のない状況下（柵内）で間伐遅れヒノキ人工林を伐採後放棄した場合、十数年程度でアカメガシワやカラスザンショウ等の先駆性落葉高木種を主体とした森林が成立することが示された（表 3、図 2 c、付表 1）。

同じ暖温帯でも、九州や四国などの常緑広葉樹林域の人工林伐採跡放棄地では、伐採後直ちに林冠高木種であるシイ類やカシ類などの常緑広葉樹を主体とした森林が成立する場合があることが報告されている（Sakai et al. 2006; 長島ら 2011; 野口・奥田 2012）。また、このような林分の特性として伐採前から人工林の林床にこれらの樹種の前生稚樹が豊富に存在

しており、この前生稚樹が伐採後に成長することで森林の更新が進んでいくことが明らかにされている（Yamagawa and Ito 2006; Yamagawa et al. 2008; Yamagawa 2010）。しかし、本研究の対象としたヒノキ人工林における伐採前の林床には、林冠高木種の前生稚樹がほとんど存在していなかった（表 1、付表 1）。その結果として、伐採後の主たる更新木は埋土種子から発芽した先駆性落葉高木種になったものと推測される。

調査林分において林冠高木種の前生稚樹が存在しなかった理由として、以下の 2 点が考えられる。ひとつは、本研究の調査対象となった伐採跡地の周囲はヒノキ人工林に取り囲まれており、林冠高木種の前生稚樹の種子供給源となる広葉樹林が近接していないことが挙げられる。九州や四国の常緑広葉樹二次林域においても、広葉樹林と近接していない人工林には林冠高木種の前生稚樹が少ない傾向があり（Yamagawa et al. 2007）、伐採放棄後は先駆性樹種が優占する植生が成立しやすいことが報告されている（長島ら 2011）。

もうひとつの理由として、本調査地域における周辺広葉樹林内の林冠高木種は、シイ類やカシ類などの常緑ブナ科樹種ではなく、コナラやアベマキなどの落葉ナラ類によって主に構成されていることが挙げられる （宮脇 1984）。これらの落葉ナラ類は、常緑ブナ科樹種に比べて耐陰性が低いために（Takenaka 1986）、針葉樹人工林下の林床で前生稚樹集団を形成し難いものと考えられる（西村ら 1991; Kodani 2006; 小谷 2009）。また、その傾向は間伐遅れヒノキ林のような林床の光環境が特に劣悪な環境では、一層顕著になるものと推測される（Utsugi et al. 2006）。

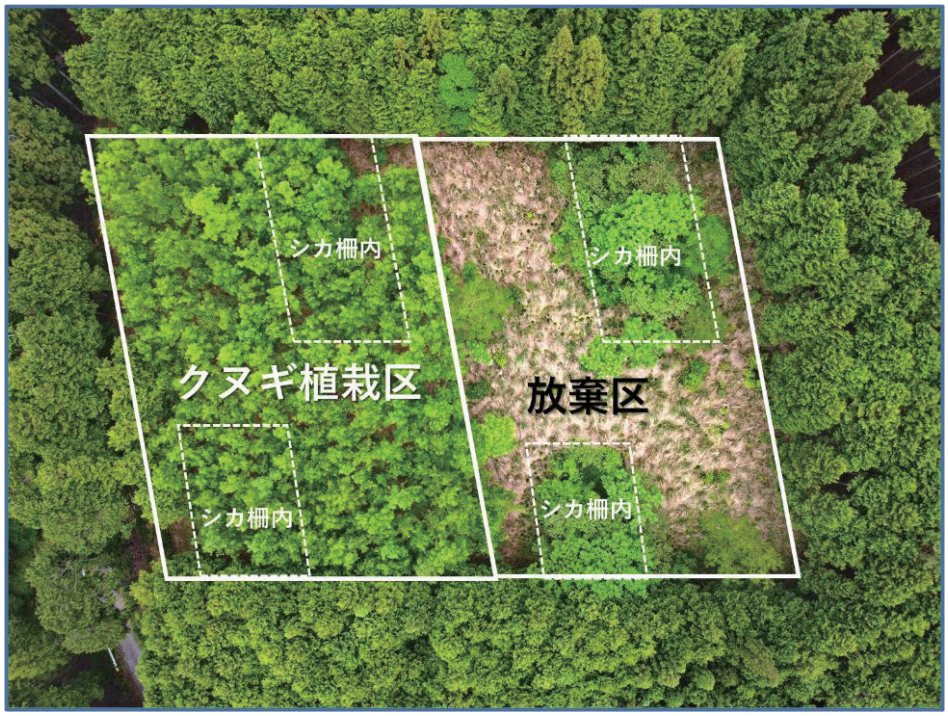



写真 3.　上空からみた伐採 16 年後の Site　1 における森林の更新状況
クヌギ植栽区では柵内外ともにクヌギが成林している。放棄区では柵内では先駆性高木林が成立している一方、柵外はススキ群落となっている。

**シカの影響がある場合の伐採放棄後の森林の更新**

シカの影響がある場合の伐採放棄後の森林の更新は、シカの影響の強さによって異なってくるものと思われる。このため、その影響力の強さに応じた議論が必要である。本研究の場合、調査地周辺のシカ密度は比較的低く、周辺の落葉広葉樹林の下層植生の衰退程度も軽度から中程度であった（Fujiki et al. 2010; 藤木 2012; 藤木 2017）。一方、調査地内に植栽したクヌギ苗木の植栽２年目秋のシカによる枝食害率は 15.4～82.2%と Site 間で大きな差があったものの（表 2）、伐採 13 年後の植栽したクヌギ苗木の成長はいずれの Site においても柵内外で大きな差が認められなかった（表 3、図 2 a, b、写真 3）。クヌギ苗木の成長に深刻なダメージを与えない程度のシカの採食圧であったと考えられる。

写真 4.　地上からみた伐採 16 年後の Site　1 における森林の更新状況

しかし、放棄区では、伐採 13 年後の柵内外の植生は大きく異なった。柵内ではアカメガシワとカラスザンショウを主体とした先駆性落葉高木種が優占する林分が成立したが（表 3、図 2c、付表 1）、クヌギ苗木の枝食害率が 82.2%に達した Site1 の柵外では、胸高以上の樹木の更新は全く認められなかった（表 3、写真 4）。クヌギの枝食害率が低かった Site 2-4 では、タラノキを主体とした先駆性落葉低木が優占する林分が成立した（表 3、図 2 d、付表 1、写真 5）。また、柵内で成立した林分と比較して、柵外では林冠の高さが低く、胸高断面積合計も柵内の約 1/3 に留まり森林構造の発達は悪かった（図 2 c,d、表 3、写真 6）。このように柵内外で種組成や森林構造の発達程度に違いが生じた主な理由は、シカの採食の影響の強さの違いによるものと考えられる。また、調査地域内でも Site1 と Site2-4 の間にはシカの利用頻度に大きな差があり、その結果として、Site 間で柵外の樹木の更新状況に大きな差が生じた。

Site2-4 は周囲を農耕地に囲まれた小山塊で、立地が急傾斜であるため、Site1 に比べてシカの利用頻度が低かった可能性がある。

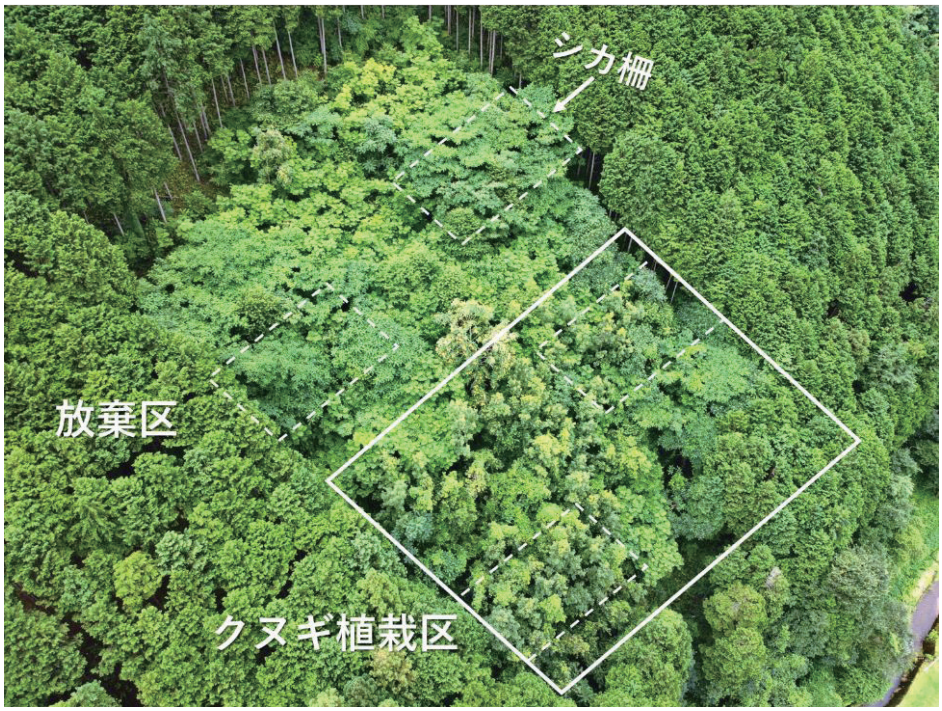



写真 5.　上空からみた伐採 16 年後の Site 3 における森林の更新状況

写真 6.　上空からみた伐採 16 年後の Site 3 の放棄区における柵内外の森林の更新状況

アカメガシワやカラスザンショウ、タラノキなどの先駆性樹種の稚樹は、他の樹種の稚樹よりもシカやニホンカモシカに集中的に食害される傾向があることが報告されている（Shimoda et al.1994; Sakai et al.2010）。さらに、重永ほか（2016）は、人工林伐採跡地において下刈が更新樹種に及ぼす影響を調査した結果、アカメガシワやカラスザンショウなどの先駆性樹種では下刈りによって個体の多くが枯死した一方、他の樹種ではその傾向が見られなかったことを報告している。一般に、植物の利用可能な資源量には制約がかかるため、樹体の成長速度と潜伏芽や二次代謝物質の生産量との間にはトレードオフ関係が生じると考えられている（Chapin 1980; Hansen et al. 1991）。先駆性落葉高木種は、樹体の成長により資源を投資するため、他の種群に比べて樹高成長が早い一方、萌芽再生能力や被食防御能力の面で劣っている可能性がある（Coley et al. 1985）。さらに今回の結果からは、先駆性樹種の中でも採食耐性に違いが存在し、先駆性落葉高木種は、先駆性落葉低木種よりもシカの採食に対して弱いことが示唆された。

以上のことから、暖温帯落葉広葉樹二次林域において人工林伐採跡放棄地がシカの影響下にある場合は、2〜6 頭/km$^2$ 程度の低いシカ密度でも先駆性落葉高木種の更新阻害が生じ、伐採後十数年経っても、タラノキなどの先駆性落葉低木種が主体の低木林にしか更新しない恐れがある。また、Site 1 のようにシカの採食圧が高い立地では、タラノキやヌルデなどの先駆性落葉低木種もシカの採食によって欠落し、森林の更新が完全に阻害される可能性もある。

**適切な人工林伐採跡放棄地の管理に向けた提言**

暖温帯落葉広葉樹二次林域のヒノキ人工林内では、周辺の落葉広葉樹二次林の優占種である落葉ブナ科樹種の前生稚樹集団の形成が困難なため（表 1）、伐採放棄後に落葉ブナ科樹種が優占する林分が成立する可能性は低いものと推測される。また、周辺の人工林率が高い場合や間伐不足の場合は、この傾向が一層顕著であるものと推測される。

このような前生稚樹に乏しい人工林伐採跡地における森林の更新は、多くの場合、埋土種子主体になることが報告されている（Sakai et al. 2005; Yamagawa et al. 2008; Sakai et al. 2010; 高橋ら 2013）。本研究の場合も伐採前から存在していたチャノキやヒサカキのような常緑低木種を除くと、伐採前には存在せず伐採後に出現した樹種が大半を占めた（付表 1）。また、これらの樹種の多くは埋土種子を形成する鳥散布型の種子であったことから、主たる更新材料は鳥散布型の埋土種子であったものと推測される。

放棄・柵内において出現した林冠高木種は 11 種であり、立木密度は 3,950 本/ha であった（付表 1）。また、その種数の半数以上、胸高断面積合計ではその約 8 割が鳥散布型の落葉広葉樹であった（表 4）。以上の事実は、本調査地のように、地域内の人工林率が 80%を超え、近接した広葉樹林から 80〜130m 離れているヒノキ人工林の伐採跡地においても、鳥散布型の林冠高木種を主体とした林分が成立する可能性がある。しかし、これがより広葉樹林から遠く離れた人工林においても当てはまるかは、さらなる調査が必要であろう。

強度間伐あるいは冠雪害を受けた人工林下には、鳥散布型の林冠高木種の前生稚樹集団が成立することが報告されている（Kodani 2006; Seiwa et al. 2012）。したがって、鳥散布型の

林冠高木種を主体とした林分を速やかに成立させるためには、伐採前に間伐を進め、これらの林冠高木種の前生稚樹集団を豊富にもつ林分を造成したうえで伐採を実施し、これらの前生稚樹集団を主体に森林の更新が進むように人為的に誘導する工程が必要となる （清和 2013）。経済性のない人工林跡地にブナ科ではなく鳥散布型主体の広葉樹林を造成することは、1）スギ・ヒノキの花粉排出源を削減し、2）ナラ枯れ被害の拡大を抑制したうえで、3）堅果の凶作時に野生動物の代替餌資源となる液果類を増加させる利点がある。今後の地域森林管理において目標林としての一つの選択肢になり得るであろう。

一方で、シカの影響が大きい場合は、上記のような手法による森林の更新は困難な場合が多いものと推測される。本研究において、クヌギを除く林冠高木種を対象に、散布型別に胸高断面積合計を柵内外で比較したところ、鳥散布型の樹種群では柵外で値が有意に小さかった一方、重力散布型であるブナ科樹種ではそのような傾向は認められなかった（表 4）。林冠高木種の中でも、ブナ科樹種は幹や枝に休眠芽が多く萌芽能力が高いため（横井・山口 1996; 梅木ら 1997）、鳥散布型樹種に比べてシカに対する採食耐性が高い可能性がある。この仮説は，Site 1 において植栽したクヌギが，植栽２年目にシカによる枝食害率が 82.2%に達したにも関わらず，柵外でも順調に成長し，高木まで成長したことからも支持される。したがって、非ブナ科樹種主体の森林の更新が進む林分において、シカの影響がある場合は、比較的低い密度でも防鹿柵の設置等の更新木を保護するための措置が必要であろう。また、防鹿柵の設置なしに広葉樹林へと誘導する場合は、鳥散布型の林冠高木種主体の更新は避け、ブナ科樹種やシカの嗜好性の低い樹種を植栽する方が更新阻害のリスクは低くなるだろう。

## 謝辞

調査に当たっては、後藤順子氏、遠藤絵美氏、後藤成子氏、鮫島弘光氏、鈴木牧氏、池内麻里氏、江藤公俊氏、藤木恭子氏など多くの方にご協力頂いた。また、坂田宏志氏には試験地の設計や設定に当たって、多大なる貢献を頂いた。

## 引用文献

Akashi N, Nakashizuka T （1999） Effects of bark-stripping by sika deer (*Cervus nippon*) on population dynamics of a mixed forest in Japan. Forest Ecology and Management, 113: 75-82

Chapin III FS （1980） The mineral nutrition of wild plants. Annual review of ecology and systematics, 11: 233-260

Coley PD, Bryant JP, Chapin FS （1985） Resource availability and plant antiherbivore defense. Science, 230: 895-899

藤木 大介 （2012） 兵庫県本州部の落葉広葉樹林におけるニホンジカによる下層植生の衰退状況: 2006 年から 2010 年にかけての変化. 兵庫ワイルドライフモノグラフ, 4: 17-31

藤木 大介 （2017） 兵庫県本州部の落葉広葉樹林におけるニホンジカの影響による下層植生衰退度の変動と捕獲の効果 （2010 年~ 2014 年）. 兵庫ワイルドライフモノグラフ, 9: 1-15

Fujiki D, Kishimoto Y, Sakata H （2010） Assessing decline in physical structure of deciduous hardwood forest stands under sika deer grazing using shrub-layer vegetation cover. Journal of Forest Research, 15: 140-144

Fujiki D, Sakata H （2021） Effect of sika deer on forest recovery after clear-cutting conifer plantations in warm temperate regions of western Japan: from a field experiment of deer exclosure and planting of *Quercus acutissima*. Journal of Forest Research, 26: 367-376

濱崎 伸一郎, 岸本 真弓, 坂田 宏志 （2007） ニホンジカの個体数管理にむけた密度指標（区画法, 糞塊密度および目撃効率） の評価. 哺乳類科学, 47: 65-71

Hansen A, Pate JS, Hansen AP （1991） Growth and reproductive performance of a seeder and a resprouter species of *Bossiaea* as a function of plant age after fire. Annals Botany, 67: 497-509

片平 篤行 （2018） カメラトラップ法と糞塊法を用いたニホンジカの生息密度推定.群馬県林業試験場研究報告, 22: 1-14

Kodani J （1999） Invasion pattern of nine deciduous broad-leaved species in a snow-damaged *Cryptomeria japonica* plantation. Japanese Journal of Forest Environment, 41: 1-6

Kodani J （2006） Species diversity of broad-leaved trees in *Cryptomeria japonica* plantations in relation to the distance from adjacent broad-leaved forests. Journal of Forest Research, 11: 267-274

小谷 二郎 （2009）. 多雪地帯のスギ人工林皆伐跡地において標高の違いが木本種の定着に与える影響. 森林立地, 51: 69-76

宮脇 昭 （1984） 日本植生誌（５） 近畿. 至文堂.

村上 拓彦, 吉田 茂二郎, 太田 徹志, 溝上 展也, 佐々木 重行, 桑野 泰光, 佐保 公隆, 清水 正俊, 宮崎 潤二, 福里 和朗, 小田 三保, 下園 寿秋 （2011） 九州本島における再造林放棄地の発生率とその空間分布. 日本森林学会誌, 93: 280-287

中森 由美子, 栗生 剛 （2014） 和歌山県南部の人工林伐採跡地に成立した林分の構造. 森林立地, 56: 97-106

西村 尚之, 白石 高子, 山本 進論, 千葉 喬三 （1991）都市近郊コナラ林の構造と動態（II）. 日本緑化工学会誌, 16: 31-36

長島 啓子, 大本 健司, 吉田 茂二郎 （2011） 九州地方における再造林放棄地の植生回復パターンとその要因. 日本森林学会誌, 93: 294-302

Nagashima K, Yoshida S, Hosaka T （2009） Patterns and factors in early-stage vegetation recovery at abandoned plantation clearcut sites in Oita, Japan: possible indicators for evaluating vegetation status. Journal of Forest Research, 14: 135-146

野口麻穂子, 奥田 史郎 （2012） 四国の暖温帯域のスギ人工林皆伐跡地における林分構造と種組成の変化. 日本森林学会誌, 94: 192-195

大本 健司, 長島 啓子, 吉田茂二郎, 保坂 武宣, 溝上 展也 （2010） 長期経過再造林放棄地における植生回復とその要因, 九州森林研究, 63: 46-49

林野庁 （2020） 令和元年度 森林・林業白書. 林野庁.

林野庁 （2021） 森林・林業基本計画. 林野庁.

齊藤 哲, 猪上 信義, 野田 亮, 山田 康裕, 佐保 公隆, 高宮 立身, 横尾 謙一郎, 小南 陽亮, 永松 大, 佐藤 保, 梶本 卓也 （2006） 九州における針葉樹人工林および皆伐後再造林未済地に定着した樹木の本数密度の予測. 日本森林学会誌, 88: 482-488

Sakai A, Hirayama T, Oshioka S, Hirata Y （2006） Effects of elevation and postharvest disturbance on the composition of vegetation established after the clear-cut harvest of conifer plantations in southern Shikoku, Japan. Journal of Forest Research, 11: 253-265

Sakai A, Sakai T, Kuramoto S, Sato S （2010） Soil seed banks in a mature Hinoki (*Chamaecyparis obtusa* Endl.) plantation and initial process of secondary succession after clearcutting in southwestern Japan. Journal of Forest Research, 15: 316-327

Sakai A, Sato S, Sakai T, Kuramoto S, Tabuchi R （2005） A soil seed bank in a mature conifer plantation and establishment of seedlings after clear-cutting in southwest Japan. Journal of Forest Research, 10: 295-304

Seiwa K, Eto Y, Hishita M, Masaka K （2012） Effects of thinning intensity on species diversity and timber production in a conifer (*Cryptomeria japonica*) plantation in Japan. Journal of Forest Research, 17: 468-478

清和 研二 （2013） スギ人工林における種多様性回復の階梯: 境界効果と間伐効果の組み合わせから効果的な施業方法を考える. 日本生態学会誌, 63: 251-260

重永 英年, 山川 博美, 野宮 治人 （2016） 人工林皆伐後 2 年目の林地における下刈り後の

アカメガシワの生残と成長. 九州森林研究, 69:41-45

Shimoda K, Kimura K, Kanzaki M, Yoda K （1994） The regeneration of pioneer tree species under browsing pressure of Sika deer in an evergreen oak forest. Ecological Research, 9: 85-92

高橋 由佳, 長谷川 幹夫, 図子 光太郎, 相浦 英春 （2013） 富山県のスギ人工林皆伐跡地における実生更新初期段階の稚樹の動態. 日本森林学会誌, 95: 182-188

Takatsuki S （2009） Effects of sika deer on vegetation in Japan: a review. Biological Conservation, 142: 1922-1929

Takenaka A （1986） Comparative ecophysiology of two representative *Quercus* species appearing in different stages of succession. Ecological research, 1: 129-140

梅木 清, 寺澤 和彦, 滝谷 美香 （1997） 広葉樹二次林における後生枝の動態. 日本林学会北海道支部論文集, 45: 7-9

Utsugi E, Kanno H, Ueno N, Tomita M, Saitoh T, Kimura M, Kanou K, Seiwa K （2006） Hardwood recruitment into conifer plantations in Japan: effects of thinning and distance from neighboring hardwood forests. Forest Ecology and Management, 237: 15-28

Yamagawa H, Ito S （2006） The role of different sources of tree regeneration in the initial stages of natural forest recovery after logging of conifer plantation in a warm-temperate region. Journal of Forest Research, 11: 455-460

Yamagawa H, Ito S, Mitsuda Y, Fukuzato K （2006） Effects of topography and management history on natural forest recovery in abandoned forest after clear-cutting in Miyazaki, Japan. Journal of Forest Research, 11: 99-106

Yamagawa H, Ito S, Nakao T （2007） Edge effects from a natural evergreen broadleaved forest patch on advanced regeneration and natural forest recovery after clear-cutting of a sugi (*Cryptomeria japonica*) plantation. Japanese Journal of Forest Environment, 49: 111-122

Yamagawa H, Ito S, Nakao T （2008） Early establishment of broadleaved trees after logging of *Cryptomeria japonica* and *Chamaecyparis obtusa* plantations with different understory treatments. Journal of Forest Research, 13: 372-379

Yamagawa H, Ito S, Nakao T （2010） Restoration of semi-natural forest after clearcutting of conifer plantations in Japan. Landscape and Ecological Engineering, 6: 109-117

横井 秀一, 山口 清 （1996） ミズナラの後生枝の発生起源と間伐がその発達に及ぼす影響. 日本林學會誌, 78: 169-174

付表 1.　ヒノキ人工林跡地における伐採前と伐採 13 年後の処理区別の木本種の立木密度（本/ha）と胸高断面積合計（m²/ha）

| 樹種名 | 種子散布型 | 伐採前 | 伐採13年後 | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | 立木密度 ($ha^{-1}$) | 立木密度 ($ha^{-1}$) | | | | 胸高断面積合計 ($m^2/ha$) | | | |
| | | | クヌギ植栽 | | 放棄 | | クヌギ植栽 | | 放棄 | |
| | | | 柵内 | 柵外 | 柵内 | 柵外 | 柵内 | 柵外 | 柵内 | 柵外 |
| 落葉林冠高木種 | | | | | | | | | | |
| クヌギ | 重力 | 0 | 2,363 | 2,625 | 200 | 42 | 9.64 ( 68.32 ) | 11.59 ( 97.64 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) |
| クリ | 重力 | 37 | 875 | 1,063 | 550 | 833 | 1.37 ( 9.68 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.27 ( 1.22 ) | 0.67 ( 13.82 ) |
| コナラ | 重力 | 9 | 250 | 188 | 150 | 0 | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.08 ( 0.38 ) | 0.00 ( 0.00 ) |
| アベマキ | 重力 | 9 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) |
| アオハダ | 鳥 | 0 | 250 | 500 | 200 | 0 | 0.03 ( 0.19 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) |
| イソノキ | 鳥 | 0 | 0 | 0 | 0 | 83 | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) |
| ウワミズザクラ | 鳥 | 0 | 375 | 0 | 600 | 0 | 0.23 ( 1.66 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.13 ( 0.57 ) | 0.00 ( 0.00 ) |
| エゴノキ | 鳥 | 0 | 2,063 | 563 | 200 | 0 | 0.57 ( 4.01 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.11 ( 0.52 ) | 0.00 ( 0.00 ) |
| カスミザクラ | 鳥 | 0 | 1,000 | 0 | 0 | 0 | 0.20 ( 1.39 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) |
| クマノミズキ | 鳥 | 0 | 438 | 125 | 0 | 333 | 0.08 ( 0.60 ) | 0.01 ( 0.08 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.22 ( 4.52 ) |
| ケケンポナシ | 鳥 | 0 | 0 | 0 | 400 | 0 | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 1.71 ( 7.82 ) | 0.00 ( 0.00 ) |
| コシアブラ | 鳥 | 0 | 125 | 0 | 0 | 0 | 0.02 ( 0.16 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) |
| タカノツメ | 鳥 | 0 | 250 | 0 | 0 | 0 | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) |
| ホオノキ | 鳥 | 0 | 0 | 0 | 100 | 0 | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.17 ( 0.76 ) | 0.00 ( 0.00 ) |
| ヤマザクラ | 鳥 | 0 | 0 | 0 | 50 | 0 | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.01 ) | 0.00 ( 0.00 ) |
| ケヤキ | 風 | 0 | 63 | 63 | 0 | 0 | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) |
| 小計 | | 56 | 8,050 | 5,125 | 2,450 | 1,292 | 12.14 ( 86.00 ) | 11.60 ( 97.72 ) | 2.47 ( 11.28 ) | 0.89 ( 18.34 ) |
| 常緑林冠高木種 | | | | | | | | | | |
| シラカシ | 重力 | 0 | 63 | 0 | 0 | 0 | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) |
| アカマツ | 風 | 0 | 125 | 0 | 0 | 0 | 0.39 ( 2.76 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) |
| スギ | 風 | 0 | 0 | 63 | 350 | 125 | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.01 ) |
| ヒノキ | 風 | 0 | 1,125 | 813 | 1,150 | 0 | 0.02 ( 0.12 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.04 ( 0.16 ) | 0.00 ( 0.00 ) |
| 小計 | | 0 | 1,313 | 875 | 1,500 | 125 | 0.41 ( 2.88 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.04 ( 0.16 ) | 0.00 ( 0.01 ) |
| 落葉低木種 | | | | | | | | | | |
| コガクウツギ | 重力 | 194 | 1,688 | 5,750 | 1,250 | 2,708 | 0.02 ( 0.14 ) | 0.00 ( 0.01 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) |
| リョウブ | 重力 | 0 | 0 | 0 | 0 | 667 | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) |
| キブシ | 鳥 | 0 | 625 | 188 | 100 | 0 | 0.02 ( 0.15 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.01 ) | 0.00 ( 0.00 ) |
| クロモジ | 鳥 | 65 | 3,813 | 6,563 | 5,050 | 8,833 | 0.42 ( 2.99 ) | 0.09 ( 0.75 ) | 0.20 ( 0.93 ) | 0.22 ( 4.55 ) |
| コバノガバズミ | 鳥 | 0 | 2,000 | 0 | 0 | 1,667 | 0.01 ( 0.04 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.02 ) |
| サンショウ | 鳥 | 0 | 625 | 875 | 0 | 375 | 0.02 ( 0.15 ) | 0.05 ( 0.40 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.04 ) |
| ヒメコウゾ | 鳥 | 0 | 1,938 | 0 | 650 | 0 | 0.33 ( 2.33 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.01 ( 0.04 ) | 0.00 ( 0.00 ) |
| ムラサキシキブ | 鳥 | 9 | 1,500 | 1,750 | 1,150 | 1,792 | 0.09 ( 0.61 ) | 0.02 ( 0.17 ) | 0.10 ( 0.45 ) | 0.01 ( 0.23 ) |
| ヤブムラサキ | 鳥 | 19 | 0 | 1,688 | 1,500 | 1,833 | 0.00 ( 0.00 ) | 0.01 ( 0.09 ) | 0.04 ( 0.18 ) | 0.04 ( 0.78 ) |
| カンサイスノキ | 鳥 | 9 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) |
| ウツギ | 風 | 0 | 0 | 1,188 | 0 | 0 | 0.00 ( 0.00 ) | 0.01 ( 0.08 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) |
| ウリカエデ | 風 | 0 | 0 | 0 | 100 | 0 | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) |
| タニウツギ | 風 | 0 | 313 | 4,250 | 1,600 | 1,750 | 0.04 ( 0.30 ) | 0.09 ( 0.73 ) | 0.30 ( 1.37 ) | 0.26 ( 5.41 ) |
| ツクバネウツギ | 風 | 0 | 0 | 500 | 0 | 0 | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) |
| ノリウツギ | 風 | 9 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) |
| 小計 | | 306 | 12,500 | 22,750 | 11,400 | 19,625 | 0.95 ( 6.71 ) | 0.27 ( 2.24 ) | 0.65 ( 2.98 ) | 0.53 ( 11.03 ) |
| 常緑低木種 | | | | | | | | | | |
| チャノキ | 重力 | 5,111 | 9,188 | 4,000 | 3,300 | 4,083 | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.04 ) | 0.00 ( 0.02 ) | 0.00 ( 0.00 ) |
| アオキ | 鳥 | 278 | 0 | 0 | 1,500 | 0 | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) |
| イヌツゲ | 鳥 | 56 | 0 | 875 | 200 | 250 | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) |
| ソヨゴ | 鳥 | 0 | 813 | 750 | 400 | 625 | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) |
| ナワシログミ | 鳥 | 28 | 188 | 188 | 0 | 0 | 0.00 ( 0.01 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) |
| ヒサカキ | 鳥 | 1,611 | 4,563 | 3,313 | 11,200 | 5,792 | 0.02 ( 0.13 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.04 ( 0.20 ) | 0.00 ( 0.00 ) |
| アセビ | 風 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) |
| 小計 | | 7,102 | 14,750 | 9,125 | 16,600 | 10,750 | 0.02 ( 0.13 ) | 0.00 ( 0.04 ) | 0.05 ( 0.22 ) | 0.00 ( 0.00 ) |
| 先駆性落葉高木種 | | | | | | | | | | |
| アカメガシワ | 鳥 | 0 | 500 | 0 | 5,400 | 875 | 0.03 ( 0.21 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 8.47 ( 38.69 ) | 0.00 ( 0.00 ) |
| カラスザンショウ | 鳥 | 0 | 250 | 0 | 1,400 | 83 | 0.03 ( 0.20 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 7.92 ( 36.16 ) | 0.00 ( 0.00 ) |
| ハゼノキ | 鳥 | 9 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) |
| キササゲ | 風 | 0 | 0 | 0 | 0 | 250 | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.57 ( 11.81 ) |
| ニワウルシ | 風 | 0 | 0 | 0 | 0 | 83 | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.47 ( 9.61 ) |
| ネムノキ | 風 | 0 | 2,625 | 0 | 700 | 0 | 0.52 ( 3.69 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.78 ( 3.55 ) | 0.00 ( 0.00 ) |
| 小計 | | 9 | 3,375 | 0 | 7,500 | 1,292 | 0.58 ( 4.09 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 17.17 ( 78.40 ) | 1.04 ( 21.41 ) |
| 先駆性落葉低木種 | | | | | | | | | | |
| クサギ | 鳥 | 0 | 188 | 1,563 | 50 | 2,333 | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.02 ) | 0.24 ( 5.01 ) |
| タラノキ | 鳥 | 0 | 438 | 0 | 2,250 | 1,208 | 0.03 ( 0.19 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 1.52 ( 6.93 ) | 2.14 ( 44.19 ) |
| ヌルデ | 鳥 | 0 | 0 | 0 | 50 | 0 | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) |
| ヤマウルシ | 鳥 | 9 | 0 | 0 | 0 | 167 | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) |
| モリイバラ | 鳥 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 0.00 ( 0.00 ) |
| 小計 | | 28 | 625 | 1,563 | 2,350 | 3,708 | 0.03 ( 0.19 ) | 0.00 ( 0.00 ) | 1.52 ( 6.95 ) | 2.39 ( 49.20 ) |
| 合計 | | 7,500 | 38,250 | 37,000 | 41,950 | 37,292 | 14.11 ( 100.00 ) | 11.87 ( 100.00 ) | 21.90 ( 100.00 ) | 4.85 ( 100.00 ) |

※胸高断面積合計におけるカッコ内の数値は各処理区における各樹種の相対優占度を百分率で示す。

# おわりに

ニホンジカによる森林生態系被害は、2000 年代になってその被害面積が急激に拡大したともに、森林生態系の不可逆的変化が危惧されるほど、その被害の深刻化が増してきています。今や日本の森林管理上の最も大きな課題の一つといっても過言ではないと思われます。その一方で、捕獲による生息密度低減や植生保全対策の取り組みについては、まだまだ不十分な対応しかできておらず、問題の解決は道半ばな状況にあります。

このような状況の中、森林動物研究センターでは、被害の全体像の把握や捕獲対策、植生保全対策について模索し、またこの問題が県民に広く周知されるよう努力してきました。今回のモノグラフは、2017 年 3 月に発刊した兵庫ワイルドライフモノグラフ 9 号「兵庫県におけるニホンジカによる森林生態系被害の把握と保全技術Ⅱ」の続編となります。前回のモノグラフの刊行後の新たな研究成果をできる限り盛り込むことで、この問題に対する当センターの現在の到達点を示すことを目的の一つとしました。

当研究センターは発足以来 17 年が経ちましたが、この期間、シカによる森林生態系被害のモニタリング手法を確立し、さらにはモニタリング体制を整備することができました。これによりシカの密度指標のモニタリング・データとの関係解析が可能となり、その結果、森林生態系保全を目的にシカの管理目標値を設定できるところまで管理体制が進展しました。また、シカが生息する環境下において人工林を広葉樹林へ転換する長期野外操作試験や希少植物の生息域外保全なども進めてきました。今後の大きな目標としましては、既に植生が衰退している地域における植生復元や植物多様性の保全、シカが高密度で生息している地域における森林の健全な更新、その道筋をつけることが挙げられます。

最後になりましたが、査読責任者の栗山武夫主任研究員をはじめ論文査読にご協力頂いた方、調査分析の基盤となったデータ取得にご協力頂いた全ての方々にお礼申し上げます。本モノグラフが兵庫県の県民の皆様、行政関係の皆様、或いは他府県の皆様の何かのお役に立つことができることを、執筆者一同、希望しております。

兵庫ワイルドライフモノグラフ　編集委員会

責任編集者　藤木　大介

兵庫ワイルドライフモノグラフ 16 号

**兵庫県におけるニホンジカによる**
**森林生態系被害の把握と保全技術Ⅲ**

2024 年 3 月 31 日　印刷
2024 年 3 月 31 日　発行

編集・発行　兵庫県森林動物研究センター
〒669-3842　兵庫県丹波市青垣町沢野 940
印刷　きくもとグラフィックス株式会社

# 兵庫県におけるニホンジカによる森林生態系被害の把握と保全技術Ⅲ

兵庫ワイルドライフモノグラフ 16 号 2024 年 3 月

## 目　次

第１章：兵庫県におけるニホンジカの歴史的な個体群動態の推定・・・・・・・・・・・・・1
飯島勇人

第２章：兵庫県川西市における高密度化した
ニホンジカの生息状況と土壌侵食被害状況の評価・・・・・・・・・・・・・・・・ 12
髙木　俊

第３章：兵庫県但馬地域のニホンジカ食害地におけるチョウ類群集の多様性の低下と
シンジュキノカワガの発生・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・24
近藤伸一

第４章：人と自然の博物館における希少植物保全のための
生息域外保全の取り組み・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・50
石田弘明・黒田有寿茂・中濱直之・一町裕子

第５章：シカ不嗜好性植物ミツマタ（*Edgeworthia chrysantha*）の
土壌侵食防止効果・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・59
藤堂千景

第６章：シカ生息下の針葉樹人工林跡地における広葉樹林化試験
―小面積皆伐１３年後の更新状況の評価―・・・・・・・・・・・・・・・・・・・71
藤木大介

兵庫県
森林動物研究センター
〒669-3842　丹波市青垣町沢野 940
TEL 0795-80-5500　FAX 0795-80-5506
940 Sawano, Aogaki, Tanba, Hyogo, Japan 669-3842

Wildlife Management Research Center, Hyogo
Wildlife Monograph of Hyogo, No.16

Assessments and technologies for conservation of forest ecosystem under overabundance of sika deer in Hyogo Prefecture: part III

05環Ⓟ1-001A4