

高標高域等の奥地森林における ニホンジカの影響評価 その2



山梨県森林総合研究所

目次

第1章	増加したニホンジカ	2
1.1	増加したニホンジカの影響	2
1.2	順応的管理	3
1.3	高標高域でのニホンジカの影響を把握する	4
第2章	ニホンジカの個体数を把握する	6
2.1	自動撮影カメラを使った個体数のモニタリング	6
2.2	亜高山帯でのニホンジカの出没量の把握	8
第3章	亜高山帯針葉樹林への影響	11
3.1	ニホンジカによる剥皮	11
3.2	前回調査の結果	12
3.3	数年での剥皮の変化	12
第4章	まとめ	16

第 1 章 増加したニホンジカ

1.1 増加したニホンジカの影響

ニホンジカの増加による影響が日本各地で問題になっています [1]。増加したニホンジカは、これまで生息が確認できていなかった地域にも分布域を広げています。環境省による生息分布調査によると、1987 年に比べて 2018 年には分布域が 2.7 倍に拡大しており、国土の 7 割に及ぶ地域で生息が確認されています [2]。

増加したニホンジカによる問題は色々なところで生じています [3]。私たちの生活に近いところでは、自動車や列車との衝突事故や、農作物を食べられたり農地を荒らされたりする農業被害などが挙げられます。林業ではせっかく植えた苗木が食べられたり、傷つけられたりする被害がでています。大きく育てた木も樹皮が剥かれてしまうことがあります。また、森林の植生にも大きな影響が出ています [1]。林床に生えている草本や低木を食べられて、生えている本数や種類が減少した場所が多く見られますし、木の樹皮が剥かれて樹勢が衰えたり枯れてしまう木も見られます。植生が衰退することで、土砂の流出の原因になることもあります [4]。

ニホンジカは元々平野に生息する動物で、平坦な場所や緩傾斜な場所を好んで利用すると言われていましたが、近年では 2000 m を超えるような標高が高い土地にも多く出没するようになりました (図 1.1)。高標高域でしか見られないような貴重な植物群落や、人の手のほとんど入っていない天然林に大きな影響が出ています。南アルプスでは 1990 年代から「お花畑」の衰退が報告されるようになり、開花量が昔と比べると格段に減少しています [4, 5]。また、シラビソやオオシラビソが優占する亜高山帯針葉樹林では、樹木の剥皮が目立つようになりました [6, 7, 8]。



図 1.1 亜高山帯針葉樹林に出没したニホンジカ

1.2 順応的管理

個体数が増加したニホンジカは、私たちの生活や自然生態系と多くの軋轢を生じさせており、この問題に対処する必要性が生じています。ニホンジカは自然増殖率が高く、そのままでは個体数が増えてしまうため、捕獲などを通して個体数を調整する必要があります。しかし個体数が多いからといって、ただ捕獲をすれば良い訳ではなく、野生動物の個体数管理を行う上では「順応的管理」という考えが不可欠です [9, 10]。

野生動物に関連する問題は、その根本的な原因や問題発生のメカニズムがよくわかっていないことが多くあります。例えば、ある地域で捕獲を強化して多くの個体を捕まえることができたとして、農林業被害や生態系への影響の低減にどの程度効果が現れるか、どの範囲にまで効果が及ぶか予測することは困難です。もしかしたら、個体数を減少させることにつながっていないかもしれません。そのため、不確実性を考慮した計画に基く管理が必要になります。科学的な仮説に基いた様々な試行錯誤を繰り返しながら、1つ1つその効果を検証した上で計画を見直し、より効果的な対策に改善を図っていくとともに、流動的に変化する状況にも対応できるようにすることが重要です。このような対策の実施と



図 1.2 順応的管理の概念図。野生動物の管理には、不確実性を考慮してモニタリングに基づく評価により随時計画を見直して修正していくことが必要となる。

評価、見直しによる改善を行うことを「順応的管理」、もしくは PDCA(Plan, Do, Check, Action) サイクルと言います (図 1.2)。

この順応的管理を行っていく上では、実施した対策の評価をきちんと行うことが重要です。行ったことの効果を検証できなければ、対策を改善していくことができません。そのため、効果をきちんと評価できるような計画的なモニタリングを実施していくことが大切です。しかし、野生動物の場合、個体数を把握することも実は難しい課題です [1]。見通しの効かない森林内では個体を数えることも難しく、人が近づくと逃げてしまうため、観察することもままなりません。現在、県全体の個体数の推定には、捕獲数や、狩猟の時にニホンジカを見かける頻度、糞が落ちている量など、個体数と関係のある複数の指標を 1 つの統計モデルに組み込んで統合的に個体数を推定する手法を用いています [11]。しかし数時間の登山が必要でアクセスの難しいような高標高地域では、これらの指標を十分に集めることは難しく、どれくらいのニホンジカが高山帯に出没しているか把握することも難しい問題です。また、ニホンジカの影響が軽減・排除されたからといって元の自然に戻ることも限りません [12]。一度変わってしまった植生などがどのように変化していくかということも経過を把握し、対応策に役立てていく必要があります。

1.3 高標高域でのニホンジカの影響を把握する

山梨県は、南アルプスや富士山、奥秩父山地、八ヶ岳といった高い山々に四方を囲まれており、亜高山帯針葉樹林が各地に存在しています。しかし、これらの 2000 m を超えるような高標高地域の奥地の森林の調査は、登山道を長いこと歩いて登る必要があることが

ほとんどで、調査地へたどり着くまでに時間がかかります。そのため、当研究所もこれまであまり十分な調査を行えていませんでした。そこで、2019年と2020年に奥秩父山地と八ヶ岳の亜高山帯針葉樹林でニホンジカの樹木の剥皮に関する調査を実施しました [13]。その結果、剥皮は両方の山で起こっており、特に奥秩父山地で剥皮された樹木の割合が多い傾向にあることがわかりました。では、ニホンジカはどれくらい高標高域に出没し、樹皮剥ぎの被害は今どのように進行しているのでしょうか。今回、調査地に設置した自動撮影カメラのデータを解析すると共に、前回調査した調査地の一部で、2023年と2024年に再び剥皮の程度について調査を行いました。3～5年のうちにどのような変化が起こっているのか報告します。

前回の2019年と2020年に行った調査結果は、「高標高地域等の奥地森林におけるニホンジカの影響評価」にまとめ、当研究所のHPで公開しています。

<https://www.pref.yamanashi.jp/documents/32859/210329deer.pdf> (2025年1月確認)

第2章 ニホンジカの個体数を把握する

2.1 自動撮影カメラを使った個体数のモニタリング

近年、野外で使える様々な種類の自動撮影カメラが販売されるようになり、野生動物の調査にもよく使われるようになりました（図 2.1） [14]。カメラの購入費用は必要になりますが、一度設置してしまえば電池がもつ間は自動で撮影してくれるので、人手をかけずに動物の観察を一定期間続けることができます。また、調査地を大きく攪乱することなく、動物への影響を極力かけずに継続した調査が可能になることも大きな利点です。高標高地域のような頻繁に調査に行くことが難しい場所でも継続した観察ができるため、そのような場所でニホンジカのモニタリングをする手法として適しています。

また、自動撮影カメラで撮影したデータを使って、動物の個体密度（一定範囲内にいる



図 2.1 自動撮影カメラ

個体数) を推定する手法もいくつか提案されています [15]。そのなかで、比較的手法がシンプルで、少ない仮定条件で推定できる手法がタイムラプス撮影を用いた手法です [16]。自動撮影カメラでは、赤外線などのセンサーで動物を感知して撮影する方法が一般的です。しかし、この方法でとられた写真から動物の密度を推定しようとする、センサーの感度の影響や、動物の移動速度の影響を考慮する必要があります [17]。一方でタイムラプスは、動物がいてもいなくても一定時間間隔で撮影を続ける手法です。センサーを用いないので、その不確実性がありません。また、撮影された個体数は動物の移動速度に影響されません。そのためシンプルなモデル構造で撮影個体数から個体密度を推定することができます。対象動物がランダムに独立した行動をしていると仮定できるのであれば、カメラ $i = 1, 2, \dots, M$ の撮影タイミング $j = 1, 2, \dots, J$ に写った個体数を n_{ij} とすると、個体密度の期待値 \hat{D} は下の式で表すことができます。

$$\hat{D} = \frac{1}{J} \frac{1}{M} \sum_{j=1}^J \sum_{i=1}^M \frac{n_{ij}}{a_{ij}}$$

実際には動物は行動にパターンがあったり、群れを作ったり縄張りを作ったりするので、ランダムで独立な行動をしている訳ではありません [18]。上の式で求めた \hat{D} をそのまま地域の個体密度の期待値として考えることは難しいのですが、カメラを設置した箇所の局

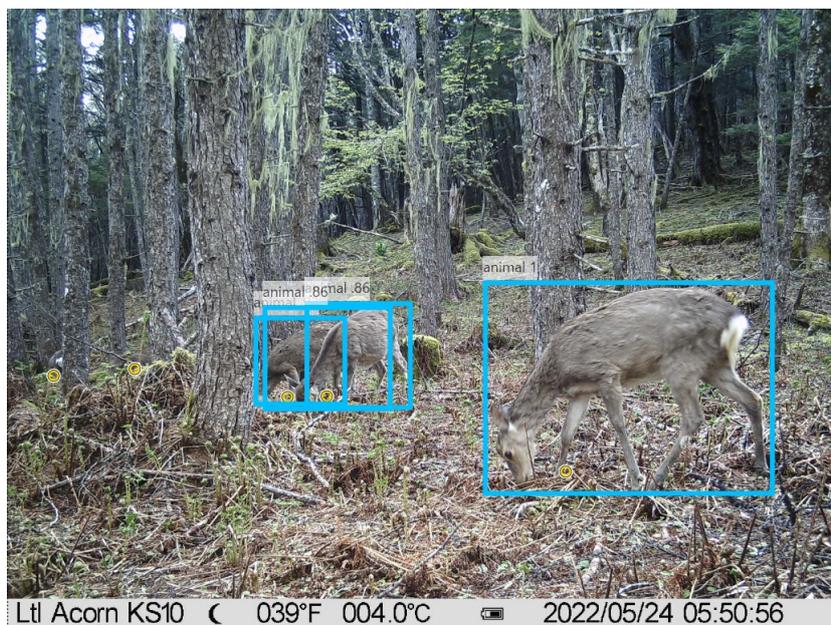


図 2.2 機械学習モデルにより撮影された動物の検出。検出した動物は位置が四角く示される。

所的な出没頻度の指標として考えることはできます。

また、この手法は動物がいてもいなくても一定の間隔で写真を撮り続けるため、大量に撮影された写真の中から動物の写った少数の写真を探す必要がありました。5分間隔で撮影していると、1つのカメラで1か月間で8千枚以上撮影され、動物が写っているのはそのうち十数枚です。全ての写真を人力で選別していくことは大変な労力がかかりました。しかし、近年、写真に写った動物を高い精度で見つけてくれる機械学習モデルが発表されています(図2.2)[19]。このモデルを使うことで、タイムラプスで大量に撮影した写真も比較的少ない労力で処理できるようになりました。

2.2 亜高山帯でのニホンジカの出没量の把握

今回、奥秩父山地と八ヶ岳の亜高山帯針葉樹林と、一部隣接するカラマツ人工林(瑞牆山の3箇所)において、ニホンジカの剥皮の影響を調査した場所にカメラを設置し、タイムラプス撮影を行い、その場所に出没するニホンジカの個体密度の推定を試みました。ただ、タイムラプス撮影は大量に写真を撮影するために電池の消耗も激しく、長期間継続した調査は難しいため、タイムラプスは1か月程度の撮影とし、他の期間は一般的なセンサーを用いた撮影方法で出没頻度を観察しました。

カメラは瑞牆山近くの八丁平周辺、大弛峠を通る林道川上牧丘線沿い、八ヶ岳の三ツ頭周辺に設置しました(図2.3)。2021年10月から2024年3月までのセンサーを用いた撮影

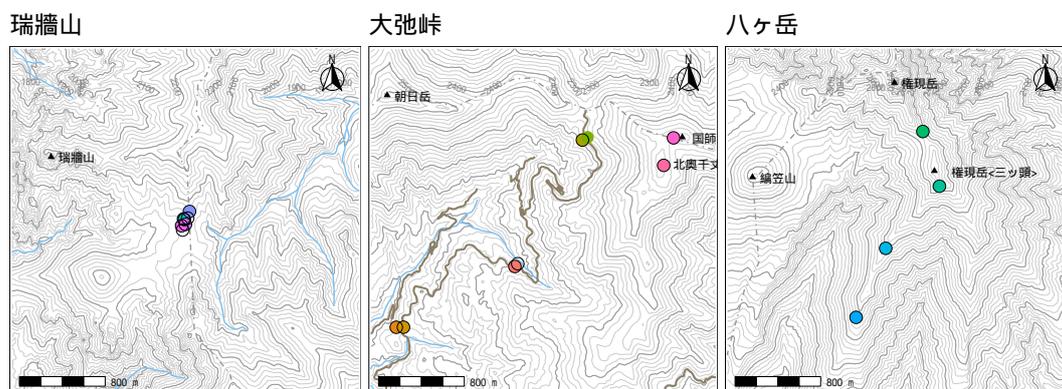


図 2.3 調査地の位置図。色のついた丸がカメラの設置場所。黒緑の丸が樹幹剥皮の調査地

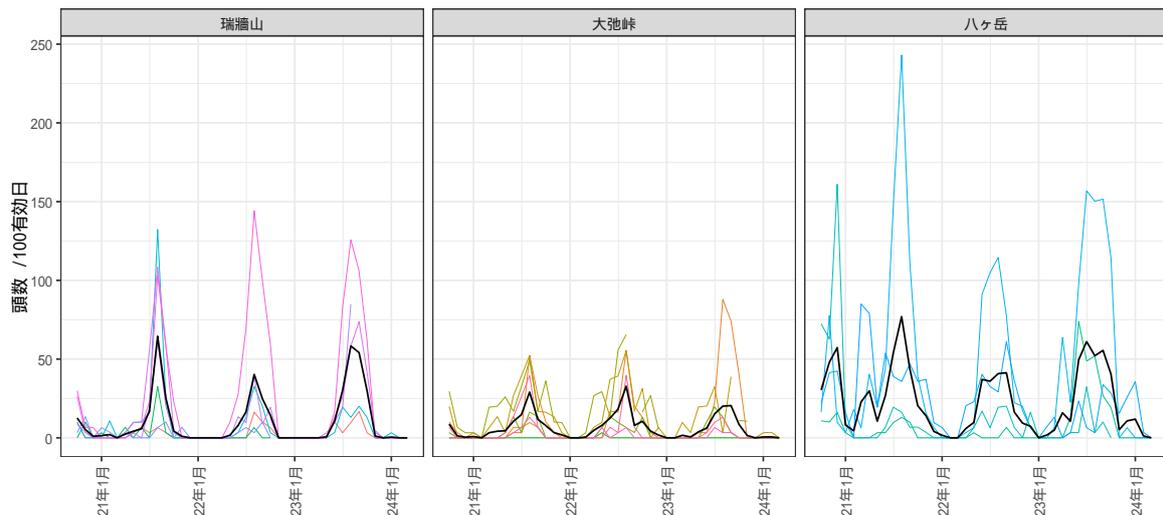


図 2.4 自動撮影カメラ（センサー検出）による奥秩父山地（瑞牆山、大弛峠）、八ヶ岳での亜高山帯針葉樹林でのニホンジカの 100 有効日あたりの撮影頻度の推移。有効日はカメラ稼働期間から休止時間を除いた実際に撮影可能だった期間。黒線が各地域での撮影頻度の平均を示し、色のついた線がカメラ毎の値を示す。

によるニホンジカの撮影頻度の推移を図 2.4 に示します。この図を見ると、どの場所でも季節によって動物の出没頻度に周期性があることがわかります。8 月に最も多く 1 月の厳冬期はほとんどニホンジカは撮影されませんでした。ニホンジカが季節的に利用する場所を変えて移動しており、亜高山帯針葉樹林は春に標高の低い地域から登ってきて夏場を過ごし、秋にまた標高の低い地域に移動していることを示唆しています [20]。特に奥秩父山地（瑞牆山、大弛峠）は、ニホンジカの出没が 8 月に集中する傾向があり、八ヶ岳では、やや早い時期（6、7 月）から出没が増えるようです。詳しいことはわかりませんが、周辺の土地の状況や、低標高地域との距離などの違いなどが影響しているのかもしれませんが、また、撮影した 3 年間では出没頻度に明確な減少や増加傾向は見られませんでした。

では、この撮影頻度は、その場所にどれくらいのニホンジカがいるときの頻度になるのでしょうか。2023 年に大弛峠と八ヶ岳、2024 年に瑞牆山と大弛峠で約 1 か月間センサー撮影に加えてタイムラプス撮影を併用して行い、その時の個体密度を推定しました（表 2.1）。その結果、10 月～11 月の調査地に出没したニホンジカの個体密度は 2.2～18.4頭/km² と推定することができました。同時に行ったセンサー撮影での撮影頻度は 1.41～15.62頭/100有効日 でした。センサー撮影による撮影頻度とタイムラプス撮影による推定個体密度は、おおまかには関係性があると考えられますが、センサーは設置場所や

表 2.1 タイムラプス撮影による推定個体密度

地域	年	期間	カメラ 設置数	センサー		タイムラプス	
				N^\dagger	撮影頻度 [‡]	N^\dagger	推定個体密度 [§]
瑞牆山	2024	10/16 ~ 11/19	5	7	4.84	5	11.2
大弛峠	2023	10/13 ~ 11/22	4	2	1.41	1	2.2
大弛峠	2024	9/25 ~ 11/13	7	27	9.52	12	10.1
八ヶ岳	2023	10/11 ~ 11/24	4	26	15.62	23	18.4

† 各撮影方法で期間中に撮影されたニホンジカの頭数

‡ 100 有効日あたりに換算した撮影頻度 (頭/100有効日)

§ 1 km² 当たりに換算した推定個体密度 (頭/km²)

角度などのちょっとした違いで検出力に違いが生じることや、動物の移動速度の影響を受けるので、常に両者は相関する訳ではありません。今回の結果でも、2024 年の瑞牆山と大弛峠はともにタイムラプスの推定個体密度が概ね 10 頭/km² でしたが、その時のセンサーによる撮影頻度は 4.84 日/100有効日 と 9.52 日/100有効日 で異なっていました。今回推定した個体密度は設置したカメラの数が少ないため地域個体群の生息密度として考えることは難しく、カメラを設置した調査地への出没量として捉えるべきですが、絶対量として推定できたことで、他の山域や時期に同じ方法で推定した結果と比較することが容易になります。

今回、タイムラプスで個体密度を推定した期間 (10~11 月) は、ニホンジカの出没頻度が比較的少ない期間です。図 2.4 のセンサーによる撮影頻度の結果を見ると、最も撮影が多い月で、瑞牆山 64.5 頭/100有効日 (2021 年 8 月)、大弛峠 32.8 頭/100有効日 (2022 年 8 月)、八ヶ岳 77.0 頭/100有効日 (2021 年 8 月) でした。今回個体密度を推定した期間の撮影頻度は、2.2~9.52 頭/100有効日 なので、最も出没頻度が多い 8 月には今回推定した密度よりもっと多くの個体が出没していると考えられます。

第3章 亜高山帯針葉樹林への影響

3.1 ニホンジカによる剥皮

2000 m を超える高標高域に出没するニホンジカは、近年になって急激に増加しました。その結果、様々な植物が強い採食圧を受けており、高山の植生に急激な変化が生じています [4]。亜高山帯針葉樹林は、上部は高山帯のハイマツ林、下部はブナに代表される温帯広葉樹林に接するような、高標高域に形成される森林で、シラビソ、オオシラビソ、コメツガ、トウヒなどの常緑の針葉樹林が優占しています [21]。標高が高く急峻な地形が多いため人手がほとんど入らず、自然な状態で維持されている場所が多くあり、その多くが国立公園や国定公園の自然保護区に指定されています。この亜高山帯針葉樹林においてもニホンジカの影響が現れています [6, 7, 8]。シラビソやオオシラビソなどのモミ属の樹種



図 3.1 ニホンジカにシラビソの樹皮を剥かれた跡。歯型が残っている。

を中心に、木の幹の樹皮がニホンジカによって剥がされてる被害が多く見られます（図 3.1）。ニホンジカの食性は幅広く、樹皮も採食物の 1 つです。

樹皮の直下には形成層があります。形成層は細胞分裂して幹を肥大成長させる重要な組織です。この形成層が傷つけられて損なわれてしまうと、その部分は肥大成長が出来なくなる場合があります。また、形成層の外側には光合成産物などを輸送する師部組織があり、剥皮されることで有機物などの転流が阻害されてしまいます。さらには、そこから腐朽が広がり幹の内部が腐る原因にもなります。そのため、樹皮を剥がされてしまうと樹木が生きていくのに大きな負荷が生じ、樹勢が衰えたり最悪の場合枯死に至ります。そのような樹幹剥皮が亜高山帯針葉樹林で多く見られるようになりました。

3.2 前回調査の結果

当研究所では、2019 年と 2020 年に奥秩父山地と八ヶ岳の亜高山帯針葉樹林でニホンジカの樹木の剥皮に関する調査を実施しました。（結果は当研究所 HP で公開。<https://www.pref.yamanashi.jp/documents/32859/210329deer.pdf>：2025 年 1 月確認）。その結果、いずれの山域でもオオシラビソやシラビソに剥皮が多く生じていることが分かりました。中でも奥秩父山地は富士山や南アルプスなど県内の他の山系と比較しても特に剥皮率が高い傾向にありました。第 2 章で多くのニホンジカが前回調査以降も調査地に出没していることを示しました。数年の短い期間に剥皮はどのくらい進行し、樹木の生残にどれくらい影響を及ぼしているのでしょうか。今回一部の調査地ですが、前回調査から 3～5 年しか経過していない中であらためて調査を実施しました。

3.3 数年での剥皮の変化

図 2.3 の調査地で剥皮の状況を再調査しました。その結果、前回調査時に剥皮されていなかった樹木の 10.2%が新たに剥皮されており、ほとんどの調査地で剥皮された樹木が増加していることがわかりました（図 3.2）。しかし、剥皮の進行の程度は調査地によって大きな差があり、年平均で 5.9%の樹木が新たに剥皮されている調査地もあれば、新たに剥

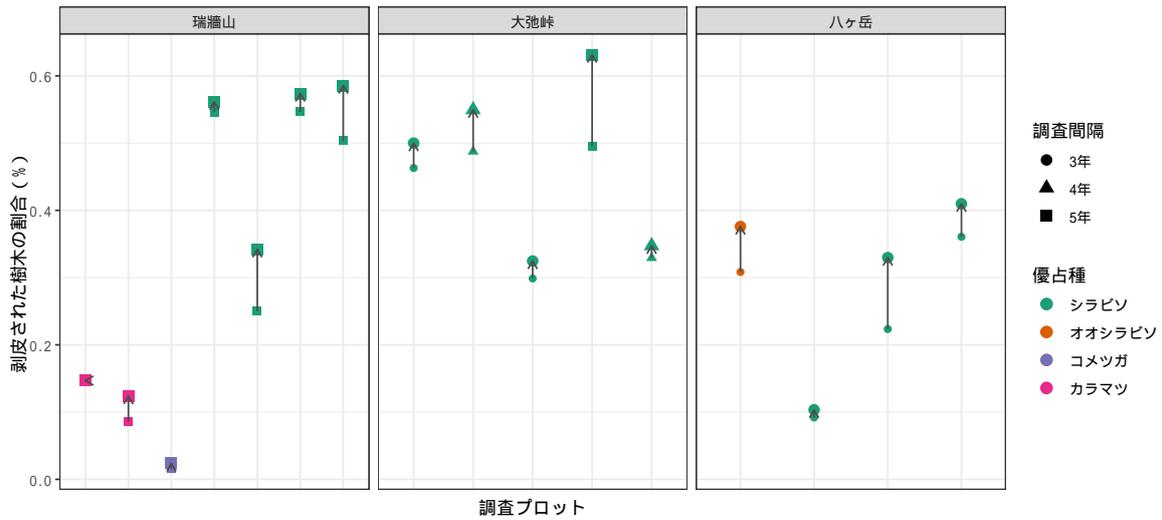


図 3.2 調査地毎の剥皮された樹木の増加状況。矢印の始点が前回調査、終点が今回調査時の剥皮率。剥皮された樹木の割合は前回調査時の生存木に対する剥皮された樹木の割合を表す。

剥皮された樹木はない調査地もありました。ニホンジカには剥皮する樹種に嗜好性があります [22, 23]。本調査地でも剥皮が激しい樹種とそうでない樹種がありました。シラビソ、オオシラビソ、ナナカマド、オガラバナの剥皮は前回調査時点でも多く生じており、これらの樹種は今回調査時にも剥皮された樹木が増加していました (図 3.3)。反対にカラマツやコメツガは剥皮されにくく、これらの樹種が優占する調査地は剥皮された樹木が少ない結果になっています (図 3.2 の瑞牆山の調査地)。

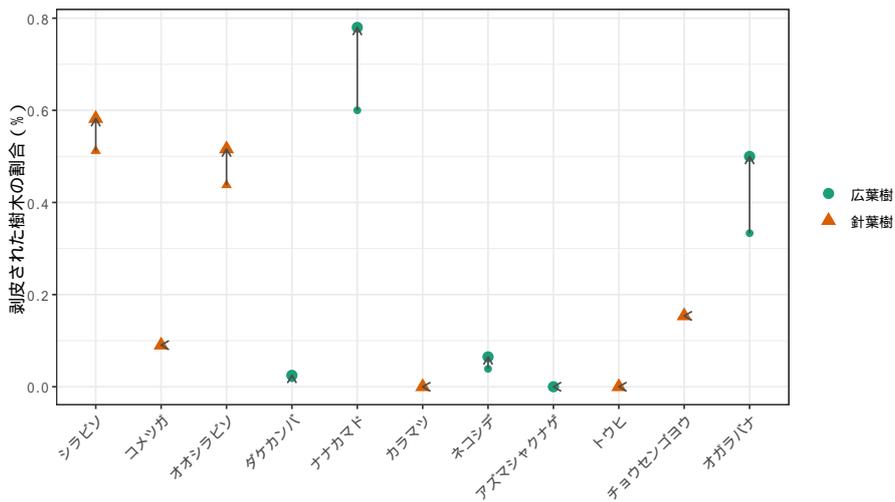


図 3.3 樹種毎の剥皮された樹木の増加状況。矢印の始点が前回調査、終点が今回調査時の剥皮率。左から出現数が多い樹種の順になっている。剥皮された樹木の割合は前回調査時の生存木に対する剥皮された樹木の割合を表す。

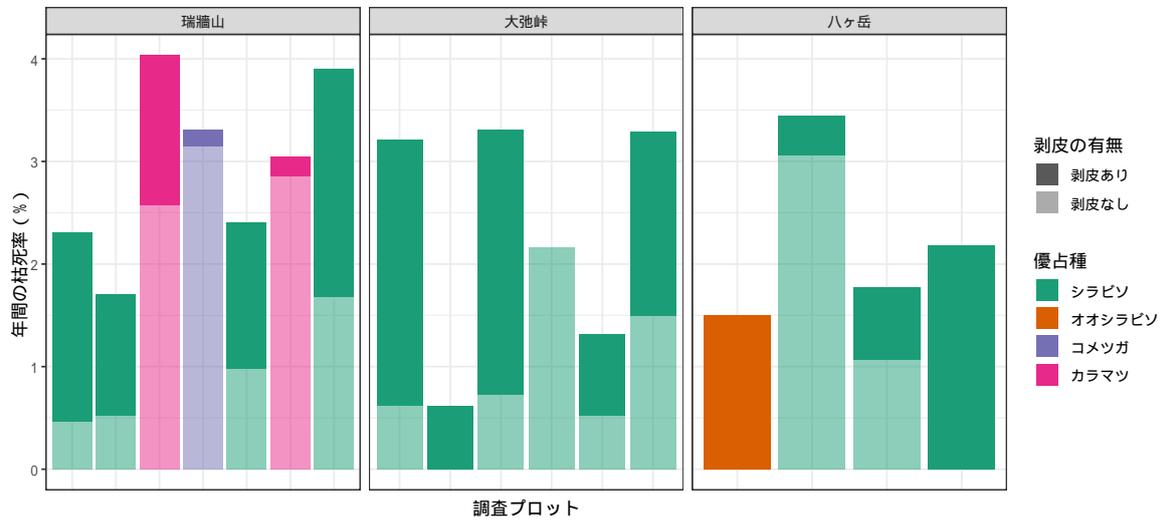


図 3.4 前回調査以降に枯死した樹木の割合の年平均値

表 3.1 枯死に対する各説明変数の影響を、一般化線形モデル（誤差分布：負の二項分布、リンク関数：ロジット）を用いて尤度比検定により評価した結果。説明変数には、樹種、剥皮、山域、およびそれらの交互作用を含めた。剥皮率は幹周囲を剥皮された部分の割合。

説明変数	自由度	χ^2	<i>P</i>
樹種	9	51.03	< 0.001
剥皮率	1	66.79	< 0.001
山域	2	191.13	< 0.001
樹種：剥皮率	6	12.10	0.06
樹種：山域	13	22.02	0.06
剥皮率：山域	2	1.64	0.44
樹種：剥皮率：山域	9	25.07	< 0.01

前回調査から 3～5 年の間に枯死した樹木も多く発生しており、前回調査時の生存木の 12.6%が枯死していました。1 年あたり平均 2.8%が枯れた計算になります。一方で成長して新規加入した樹木は 1.2%しかありませんでした。数年の内に生存木が 1 割強も減ってしまった計算になります。

コメツガやシラビソが優占する調査地では、剥皮された樹木で新たに枯死している割合が高い傾向にありました（図 3.4）。剥皮のなかった樹木の枯死率は 10.2%だったのに対して、剥皮があった樹木では 14.9%、さらに幹の周囲の 50%以上が剥皮された樹木では 28.3%と高くなっていました。統計解析した結果においても、幹周囲を剥皮された部分の割合が高いほど枯死しやすい傾向にあることがわかりました（表 3.1）。また、原因は明らかになっていませんが、剥皮以外の要因でカラマツやアズマシャクナゲ、オガラバナの枯死率が高くなっており、それによってカラマツやコメツガが優占する調査地でも高い枯死率になっていました（図 3.4 の瑞牆山の調査地）。

今回の調査により、亜高山帯針葉樹林では、剥皮が進行していることがわかりました。数年の内に多くの調査地で剥皮される樹木が増え、剥皮される量が多いほど枯死に至る割合が高くなっていました。3～5 年の内に剥皮された樹木の 15%が枯れており急激な変化が生じています。

第4章 まとめ

今回の調査により、標高域に出没するニホンジカの（局所的な）個体密度を、自動撮影カメラを用いて絶対量として評価することができました。絶対量で評価できたことで、他の場所との比較などができるようになったことが大きな利点です。

また、現在も亜高山帯針葉樹林では剥皮による樹木への影響が進行しており、数年でも大きな変化が見られたように、強い影響が生じていることが分かりました。ニホンジカは、季節移動しながら高標高域を夏場に集中して利用し、低標高域と行き来していると考えられますが [20]、低標高域で高い捕獲圧がかかっているにもかかわらず、高標高域に出没するニホンジカの抑制には至っておらず、植生への影響の低減には結びついていないようです。

しかし、高標高域での捕獲の強化は容易ではありません。今回の調査地も車を下りてから数時間山登りをする必要があります、たどり着くだけで大変な労力が必要になります。地形が急峻であることから、捕獲作業は危険を伴い、効率的な捕獲が難しいケースがほとんどです。また、亜高山帯は希少な動植物が生息する自然保護区に指定されていることが多く、捕獲を実施するには様々な配慮や調整が必要になります。

八代田 [24] は、対象地域ごとに捕獲者と捕獲方法について整理をし、奥山域では忍び猟やくくり罠を用いて、専門的捕獲技術者（認定事業者・公的機関職員等）による捕獲管理の実施が望ましいとしています。守るべき希少な植物などがある場合は、防護柵などによる保護も併用した対策も有効です [25]。また、人工林を伐採したあとの再造林地などはニホンジカの餌場にもなるため、防護柵で囲ってニホンジカが利用しないようにすることも対策の 1 つです。どこで、どのような対策を行っていくべきなのか、優先度を考えた上で、戦略的に効果的・効率的な対策を考える必要があります。可能な手段は限られてしまうかもしれませんが、モニタリングを継続しながら、科学的な仮説・立証に基く試行錯誤を重ね、その土地にあった有効な手段を探っていくことが重要です。

参考文献

- [1] 梶光一, 飯島勇人. 日本のシカ : 増えすぎた個体群の科学と管理. 東京大学出版会, 東京, 初版, 2017.
- [2] 環境省. 全国のニホンジカ及びイノシシの生息分布調査について, 2021.
- [3] 環境省. いま、獲らなければならない理由, 2021.
- [4] 鶴飼一博. 南アルプスにおけるニホンジカの影響とその対策. 森林科学, Vol. 61, pp. 21–24, 2011.
- [5] 南アルプス自然環境保全活用連携協議会. 南アルプスニホンジカ対策方針, 2017.
- [6] Shotaro Yokoyama, Ikuyo Maeji, Tsuyoshi Ueda, Masaki Ando, and Ei'ichi Shibata. Impact of bark stripping by sika deer, *Cervus nippon*, on subalpine coniferous forests in central Japan. *Forest Ecology and Management*, Vol. 140, No. 2-3, pp. 93–99, 2001.
- [7] Toru Takeuchi, Takuya Kobayashi, and Makoto Nashimoto. Altitudinal differences in bark stripping by sika deer in the subalpine coniferous forest of Mt. Fuji. *Forest Ecology and Management*, Vol. 261, No. 11, pp. 2089–2095, 2011.
- [8] Hayato Iijima and Takuo Nagaike. Susceptible conditions for debarking by deer in subalpine coniferous forests in central Japan. *Forest Ecosystems*, Vol. 2, No. 1, p. 33, 2015.
- [9] 環境省. 第二種特定鳥獣管理計画作成のためのガイドライン (ニホンジカ編) 改定版, 2021.
- [10] 揚妻直樹. 野生シカに対する順応的管理のための戦略的スキーム. 保全生態学研究, Vol. 17, No. 1, pp. 131–136, 2012.
- [11] 山梨県. 第3期山梨県第二種特定鳥獣 (ニホンジカ) 管理計画, 2022.
- [12] 田村淳. ニホンジカの採食により退行した丹沢山地冷温帯自然林における植生保護柵の設置年の差異が多年生草本の回復に及ぼす影響. 保全生態学研究, Vol. 15, No. 2, pp. 255–264, 2010.
- [13] 山梨県森林総合研究所. 高標高域等の奥地森林におけるニホンジカの影響評価, 2021.
- [14] Franck Trolliet, Marie-Claude Huynen, Cédric Vermeulen, and Alain Hambuckers. Use of camera traps for wildlife studies. A review. *Biotechnology, Agronomy, Society and Environment*, Vol. 18, No. 3, pp. 446–454, 2014.
- [15] Neil A. Gilbert, John D. J. Clare, Jennifer L. Stenglein, and Benjamin Zuckerberg. Abundance estimation of unmarked animals based on camera-trap data. *Conservation Biology*, Vol. 35, No. 1, pp. 88–100, 2021.
- [16] Anna K Moeller, Paul M Lukacs, and Jon S Horne. Three novel methods to estimate abundance of unmarked animals using remote cameras. *Ecosphere*, Vol. 9, No. 8, p. e02331, 2018.
- [17] A. Cole Burton, Eric Neilson, Dario Moreira, Andrew Ladle, Robin Steenweg, Jason T. Fisher, Erin Bayne, and Stan Boutin. Wildlife camera trapping: a review and recommendations for linking surveys to ecological processes. *Journal of Applied Ecology*, Vol. 52, No. 3, pp. 675–685, 2015.
- [18] Kohta Hayashi and Hayato Iijima. Density estimation of non-independent unmarked animals from camera traps. *Ecological Modelling*, Vol. 472, p. 110100, 2022.
- [19] Sara Beery, Dan Morris, and Siyu Yang. Efficient pipeline for camera trap image review. *arXiv preprint arXiv:1907.06772*, 2019.
- [20] Akiko Takii, Shigeyuki Izumiyama, and Makoto Taguchi. Partial migration and effects of climate on migratory movements of sika deer in Kirigamine Highland, central Japan. *Mammal Study*, Vol. 37, No. 4, pp. 331–340, 2012.
- [21] 蒔住昇. 亜高山帯針葉樹林の植生. 森林立地, Vol. 22, No. 2, pp. 22–30, 1980.
- [22] Kanoko Takarabe and Hayato Iijima. Contrasting effect of artificial grasslands on the intensity of deer browsing and debarking in forests. *Mammal Study*, Vol. 44, No. 3, pp. 173–181, 2019.
- [23] Kanoko Takarabe and Hayato Iijima. Abundant artificial grasslands around forests increase the deer impact on forest vegetation. *European Journal of Forest Research*, Vol. 139, No. 3, pp. 473–482, 2020.
- [24] 八代田千鶴. シカの捕獲体制の構築と課題. 森林科学, Vol. 79, pp. 6–9, 2017.
- [25] 長池卓男, 大津千晶, 飯島勇人. ニホンジカの影響を受けた山梨県楡形山の半自然草原における植生復元. 水利科学, Vol. 59, No. 6, pp. 109–120, 2016.

高標高域等の奥地森林における ニホンジカの影響評価 その2

発行 2025年1月

執筆者 山梨県森林総合研究所
林耕太

調査協力 長池卓男, 長谷川喬平, 深沢龍彦

連絡先 〒400-0502

山梨県南巨摩郡富士川町最勝寺 2290-1

電話 0556-22-8001(代表)

Fax 0556-22-8002

E-mail: shinsouken@pref.yamanashi.lg.jp

本調査は林業普及指導事業交付金を活用して実施しました。

