

短 報 (Short communication)

北海道の針広混交林における択伐後の更新補助作業の効果

伊東 宏樹^{1)*}、倉本 恵生²⁾、石橋 聡¹⁾、山寄 孝一³⁾、谷村 亮⁴⁾

要旨

択伐後の更新補助作業として小面積樹冠下地がきおよび人工根返しを実施した北海道の針広混交林において、作業実施後 10 年目における稚樹の更新状況を統計モデリングにより検証した。更新可能と判断された稚樹が存在する確率におよぼす両者の効果は正、すなわち更新可能稚樹の存在確率を高くすると推測された。シカ柵は 90% 程度の確率で下層植生の植生高を高くする効果を持つと推定されたが、これを経由した間接効果を含めても、総合的にはシカ防護柵は更新可能稚樹の存在確率を高くすると推定された。また、ウダイカンバは、小面積樹冠下地がき・人工根返しのいずれによっても定着が促進されることが示唆された。

キーワード：地がき、根返し、下層植生、ササ、シカ防護柵、統計モデリング

はじめに

北海道の針広混交林においては択伐施業が広く実施されてきた(渡邊 2003, 石橋 2015)。しかし、択伐跡でササが繁茂し(阿部ら 2013)、更新がうまくいかなかった例が多いことが指摘されている(倉本ら 2011, 2012, 石橋 2015)。択伐後の更新の確実性を高めるためには、ササを取り除く地表処理が効果的であるとされ、具体的な手法としては地がき(「地はぎ」、「かき起こし」などともいう)がよく用いられる。地がきは、重機を使用して表土をはぎ取り、ササの根茎などを取り除くというもので、更新の成功率が比較的高いとされる(伊藤ら 2018)。ただし、大面積の無立木地における地がきでは、カンバ類(ダケカンバ・シラカンバ・ウダイカンバ、なかでもとくにダケカンバ)のみが優占する 경우가多く、更新樹種の種多様度が低くなり、天然林がもつべき多様性保全機能が低下するといった問題が指摘されている(梅木 2003, 伊藤ら 2018)。

択伐後に確実な更新を図りつつ、カンバ類の優占を避けるような更新補助作業として、倉本ら(2011, 2012)は、小面積樹冠下地がきおよび人工根返しという 2 種類の地表処理の試験を実施した。後者の人工根返しとは、人工的に伐根を転倒させ、風倒による根返りと同様の微地形(マウンドおよびピット)を造成するという処理である(倉本ら 2011, 2012)。施工後 2 年目の段階で、これら 2 種の処理区における実生数(全樹種)は無処理の林床面よりも多かった。更新樹種ではウダイカンバが大部分を占めていたが、ダケカンバの優占は回避された。さらに、

試験実施後 5 年目および 10 年目の状況については、山寄ら(2021)が、(1)小面積樹冠下地がきでは、大面積の地がきと比較して、より多様な樹種の更新が可能であること、(2)人工根返しの場合、マウンド上ではササの影響が少なくなり、稚樹の成長への影響が軽減されることを報告している。ただ、更新樹種の多様性の予測においては、個々の樹種が処理にどのように反応するか検討する必要があるが、この報告ではそこまでの解析はおこなわなかった。

本報告では、先の報告では扱わなかった各樹種の個々の反応も含めて、小面積樹冠下地がきと人工根返しの 2 種の更新補助作業が更新可能稚樹の在・不在に対しどのような効果を持つかを、シカによる効果とともに、統計モデリングを用いて検討した。

試験地および試験方法

試験地

試験は、朝日天然林施業試験地(北海道士別市、上川北部森林管理署 2069 林班と小班)で実施した。この試験地は、北方天然林を対象とした持続可能な森林経営のための森林管理システム開発を目的としたもので、面積は 27.33ha、標高は 410 ~ 550m の範囲にあり、南西向き斜面に設定されている(高橋ら 2010, 倉本ら 2011, 2012)。林相は、トドマツ・エゾマツ・ミズナラ・ウダイカンバ・イタヤカエデ等からなる針広混交林である(高橋ら 2010, 倉本ら 2011)。試験地内に設定された 1ha 調査区(100m×100m)の 2 つにおいて、2008 年 9 月から 10 月にかけて択伐(材積択伐率 17%)が実施された(倉本ら 2012)。林床にはお

原稿受付：令和 3 年 9 月 17 日 原稿受理：令和 4 年 1 月 21 日

1) 森林総合研究所 北海道支所

2) 森林総合研究所 森林植生研究領域

3) 北海道森林管理局

4) 北海道森林管理局 森林技術・支援センター

* 森林総合研究所 北海道支所 〒062-8516 北海道札幌市豊平区羊ヶ丘 7

おむねクマイザサ(以下、「ササ」という)が優占していた。

試験内容

択伐後の更新補助作業として、小面積樹冠下地がきと、人工根返しの2種類の処理を2009年8月に実施した。具体的には前者については、択伐後のギャップから周囲の樹冠下にかけて、幅5m長さ8~10mの範囲を対象として地表面をかき起こしてササの根茎を除去するという処理を実施した。後者については、伐根を重機で横転させ、風倒による根返りと同様の状態とする処理を実施した(倉本ら2011, 2012)。両者について、それぞれ10カ所の処理区を設定した。前者の処理の処理区を「地がき区」、後者のものを「根返し区」とする。なお、根返し区のうち1カ所は、自然に根返りした箇所を利用した。地がき区では、各処理区に4~5箇所の小区画を設定し、小区画中に1m×1mの方形区を2~9個設置した。地がき区の方形区の数全体は151個であった(Table 1)。根返し区では、各処理区に6~16個の1m×1mの方形区を設置した。根返し区の方形区の数全体は78個であった(Table 1)。

また、更新補助作業を実施した箇所との対照として、更新補助作業施工地周辺の無処理の伐根周囲の7カ所に「伐根区」を、林床面3カ所に「林床区」をそれぞれ設定し、各区内に1m×1mの方形区を4~9個設置した。伐根区と林床区に設置した方形区の数全体でそれぞれ29個および20個であった(Table 1)。さらに、エゾシカ(以下、「シカ」という)による更新への影響を評価するため、樹脂製ネットを使用したシカ防護柵(以下、「シカ柵」という)を2010年に設置した。地がき区のうち75方形区、伐根区のうち6方形区がシカ柵内の方形区となる(Table 1)。

測定

2019年8月に各方形区において、下層植生および高木性樹種の稚樹について調査をおこなった。各方形区内の下層植生について、ササの稈数を計数するとともに、ササ以外も含めた被度を目視で測定し、平均群落高をスチールメジャーで測定した。各方形区内に存在した高木性樹種の稚樹(樹高5cm以上)について、樹種を判別し、樹高を測定した。2019年に生存していた稚樹のうち、樹高が、生育していた方形区の下層植生の平均群落高よりも高く、なおかつ50cm以上あったものを本研究におい

て便宜的に更新可能稚樹とした。山寄ら(2021)とは異なり、樹種の耐陰性による重みづけはおこなわなかった。

統計解析

各方形区について、樹種ごとに更新可能稚樹の有無を取りまとめ、この有無を説明する統計モデルを作成した(List S1)。更新可能稚樹の存在確率に影響を及ぼす要因として、各処理の影響と下層植生、シカ柵の有無を取り入れた。

方形区*i*における樹種*s*の有無 $Y_{i,s}$ (なし=0, あり=1)が、存在確率 $\omega_{i,s}$ をパラメータとするベルヌーイ分布にしたがうとして、統計モデルを構築した。処理区のタイプ*t*(*t*=1: 地がき区, *t*=2: 根返し区, *t*=3: 伐根区, *t*=4: 林床区)ごとに個別の存在確率を設定し、これに説明変数の効果および変量効果が加わるモデルとした。また、20カ所の処理区の別により変量効果が加わるとし(伐根区および林床区は近隣の地がき区または根返し区に含めた)、地がき区においては各処理区内に設定した小区画をもうひとつの変量効果として追加した。各処理区について樹種による変量効果も追加した。

$$Y_{i,s} \sim \text{Bernoulli}(\omega_{i,s})$$

$$\text{logit}(\omega_{i,s}) = \beta_{0t[i]} + \beta_{0H}\mu_i + \beta_{0F}x_i + \varepsilon_{0Pp[i]} + \varepsilon_{0Qp,q[i]} + \varepsilon_{0Ss,t[i]}$$

$$\varepsilon_{0P} \sim \text{Normal}(0, \sigma_{0P}^2)$$

$$\varepsilon_{0Q} \sim \text{Normal}(0, \sigma_{0Q}^2)$$

$$\varepsilon_{0S} \sim \text{Normal}(0, \sigma_{0S}^2)$$

ここで、 $\beta_{0t[i]}$ は、方形区*i*での処理*t*[*i*]における切片であり、 β_{0H} および β_{0F} はそれぞれ、下層植生平均群落高の期待値 μ_i およびシカ柵の有無 x_i (なし=0, あり=1)についての係数である。また、 $\varepsilon_{0Pp[i]}$ は処理区による変量効果であり、*p*[*i*]は方形区*i*が属する処理区である。同様に、 $\varepsilon_{0Qp,q[i]}$ は地がき処理区内*p*の小区画*q*による変量効果であり、*p,q*[*i*]は方形区*i*が属する小区画である。さらに、 $\varepsilon_{0Ss,t[i]}$ は、樹種*s*の処理*t*[*i*]における、切片についての変量効果である。このほか、 σ_{0P} は処理区変量効果の、 σ_{0Q} は処理区内小区画変量効果の、 σ_{0S} は樹種変量効果の標準偏差である。切片および係数 β_{0t} , β_{0H} , β_{0F} の事前分布は正規分布 $\text{Normal}(0, 10^2)$ とした。変量効果の標準偏差 σ_{0P} , σ_{0Q} , σ_{0S} の事前分布は、半正規分布 $\text{HalfNormal}(0, 5^2)$ とした。

各方形区の下層植生量の評価のため、方形区*i*の平均群落高 H_i (m)について、処理ごとの差を評価する下位モデルを構築した。まず、 H_i は、0以上の値をとる切断正規分布 $\text{Normal}(\mu_i, \sigma_H^2) \text{ T}[0, \infty]$ に従うとした。さらに、林床区・伐根区・地がき区・根返し区の各処理ごとに別々の平均群落高の切片(β_{Ht})を設定し、これにシカ柵の効果(β_{HF})および処理区による変量効果(ε_{HP})、処理区内小区画による変量効果(ε_{HQ} , 地がき区のみ)が加わって μ_i となるモデルとした。シカ柵が更新可能稚樹の存在確率に及ぼ

Table 1. 各処理区の概要

処理区	区画数	方形区数
地がき区	10	151
(うちシカ柵)	(10)	(75)
根返し区	10	78
伐根区	7	29
(うちシカ柵)	(3)	(6)
林床区	3	20
合計	30	278
(うちシカ柵)	(13)	(81)

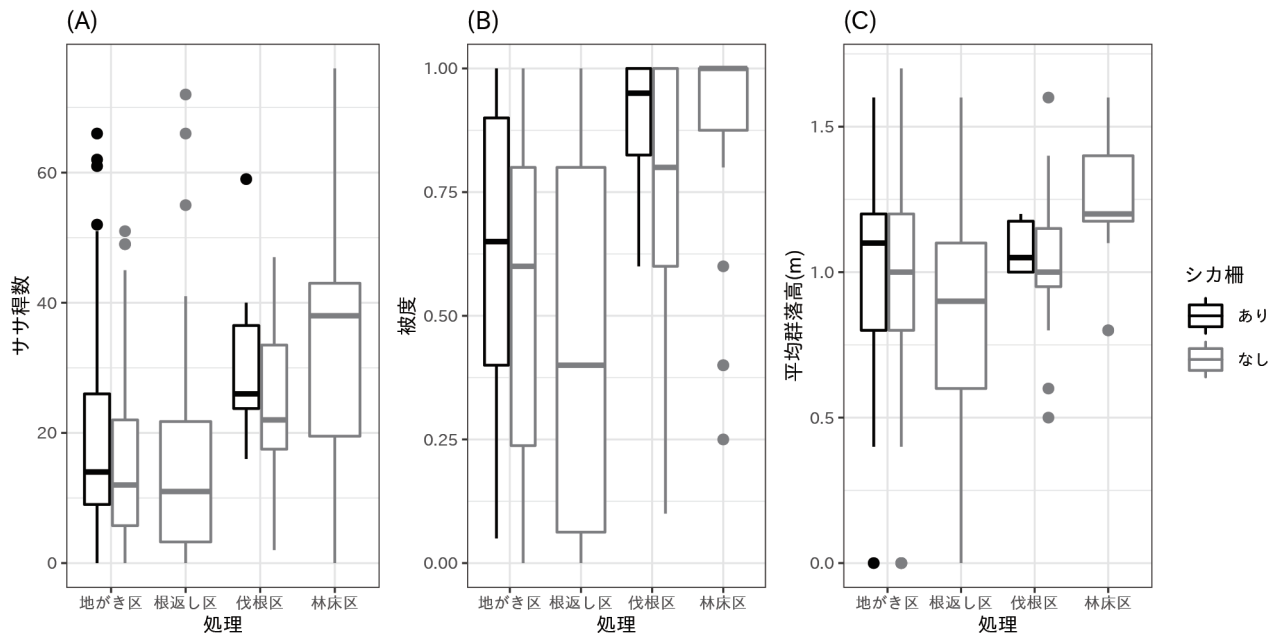


Fig.1. 各処理区の下層植生における方形区ごとの (A) ササ稈数、(B) 被度、(C) 平均群落高

箱の中央の線は中央値、上端は第3四分位数、下端は第1四分位数をそれぞれ示す。また、縦線の上端は外れ値を除いた最大値、下端は最小値を、点は外れ値をそれぞれ示す。なお、外れ値は、第3あるいは第1四分位数を基準として、第3四分位数と第1四分位数との差（箱の長さ）の1.5倍の範囲外にある値とした。

す総合的な効果は、直接効果 (β_{OF}) と、下層植生を経由した間接効果 ($\beta_{OH} \times \beta_{HF}$) との和となる。変量効果の標準偏差の事前分布は、更新可能稚樹のモデルと同様に設定した。

以上の2つの統計モデルを統合した形で、Stan 2.24.1 (Carpenter et al. 2017) のモデルとして実装し (List S1)、マルコフ連鎖モンテカルロ法によりパラメータおよび導出量をベイズ推定した。それぞれのモデルについて、4つのマルコフ連鎖を設定し、その長さはそれぞれ4000として、そのうち後半の2000のみを使用して、事後分布を推定した。

結果と考察

各処理区（地がき区と伐根区はシカ柵の有無それぞれで）のササ稈数、下層植生の被度、平均群落高をFig.1に示す。林床区では、ササの稈数がもっとも多く、また下層植生の被度、平均群落高ももっとも大きかった。これらの値は共通して、以下、伐根区、地がき区、根返し区の順だった。伐根区と地がき区で、シカ柵の効果のみをみると、シカ柵がある方が、ササ稈数、下層植生の被度、平均群落高のいずれの値もシカがない方形区よりも大きくなっていた。

確認された稚樹のうち、更新可能稚樹と判定された稚樹は13種243本だった。内訳は、ウダイカンバがもっとも多く合計で132本、ついでキハダ（30本）、ダケカンバ（22本）、バッコヤナギ（14本）、イタヤカエデ（12本）の順だった（Table 2）。更新可能稚樹の存在する方形区の数をもてもおおむね同様の傾向だった。もっとも多かつ

Table 2. 各処理区における樹種別の更新可能稚樹数（上段）および更新可能稚樹が存在する方形区数（下段括弧内）

樹種	地がき区 シカ柵 なし	地がき区 シカ柵 あり	根返し区 シカ柵 なし	伐根区 シカ柵 なし	伐根区 シカ柵 あり	合計
	なし	あり	なし	なし	あり	
方形区数	76	75	78	23	6	258
ウダイカンバ	32 (16)	70 (30)	29 (15)	0 (0)	1 (1)	132 (62)
キハダ	10 (8)	15 (14)	2 (2)	1 (1)	2 (2)	30 (27)
ダケカンバ	6 (5)	12 (9)	4 (4)	0 (0)	0 (0)	22 (18)
バッコヤナギ	0 (0)	3 (2)	11 (7)	0 (0)	0 (0)	14 (9)
イタヤカエデ	1 (1)	11 (10)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	12 (11)
ホオノキ	4 (3)	3 (3)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	7 (6)
ケヤマハンノキ	2 (2)	3 (2)	1 (1)	0 (0)	0 (0)	6 (5)
シナノキ	1 (1)	1 (1)	4 (1)	0 (0)	0 (0)	6 (3)
ミヤマザクラ	2 (2)	2 (1)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	4 (3)
トドマツ	0 (0)	0 (0)	3 (3)	0 (0)	0 (0)	3 (3)
ミズキ	1 (1)	1 (1)	1 (1)	0 (0)	0 (0)	3 (3)
ヤチダモ	0 (0)	1 (1)	2 (2)	0 (0)	0 (0)	3 (3)
ミズナラ	0 (0)	0 (0)	1 (1)	0 (0)	0 (0)	1 (1)
更新可能稚樹数 合計	59	122	58	1	3	243
更新可能稚樹の 存在する方形区 数合計	(28)	(46)	(24)	(1)	(3)	(154)

林床区では更新可能稚樹は確認できなかった。

た樹種はウダイカンバだったが、これまでの大面積の地がきではダケカンバのみが優占した例が多かった(梅木 2003) ことと比べると傾向は異なると考えられた。カンバ類以外の樹種も本数の3分の1以上を占めており、これらの理由としては、大面積の地がきと比較して林内の照度が抑制されること(山寄ら 2021)、根返し区や伐根区では前生稚樹が存在すること(倉本ら 2012)、母樹に近いこと(山寄ら 2021)といったことが考えられる。なお、ウダイカンバをはじめとする稚樹の多くは施工翌年または2年目に当年生実生として発生したものである(倉本ら 2012)。

各処理区での稚樹の樹高分布を Fig.2 に示す。処理区別の更新可能稚樹の密度は、地がき区(シカ柵あり)で 1.63 本/m²、同(シカ柵なし)で 0.78 本/m²、根返し区で 0.74 本/m²、伐根区(シカ柵あり)で 0.50 本/m²、同(シカ柵なし)で 0.04 本/m² だった。林床区では更新可能稚樹が確認できなかった。

ベイズ推定した、各処理区の更新稚樹の存在確率のロジット値は、地がき区(β_{01})で -3.31 ± 1.35 (事後平均 $\pm$ 事後標準偏差、以下同じ) だった (Table S1)。この事後平均の値は、確率スケールでは $0.035 (= \text{logit}^{-1}(-3.31))$ であることに相当する。すなわち、下層植生とシカ柵がない場合には、全体として更新稚樹が存在する確率の期待値は 3.5% となる。このほか、更新稚樹の存在確率のロジット値は、根返し区(β_{02})で -3.28 ± 1.28 、伐根区(β_{03})では -7.20 ± 3.12 、林床区(β_{04})では -13.37 ± 5.64 だった。林床区

については、2.5% 分位点の値が事前分布に近い値となっていたが、これは林床区の更新稚樹数の観測値が 0 であったためである。

更新稚樹の存在確率のロジット値における地がき区と林床区との差($\beta_{01} - \beta_{04}$)は平均で 10.06 ± 5.58 、根返し区と林床区との差($\beta_{02} - \beta_{04}$)は同じく 10.09 ± 5.60 であった (Table S1)。95% 信用区間の範囲で常に正值であり、地がきおよび根返しにより、林床区(無施業)よりも更新稚樹の存在確率が高くなることが示唆された。一方、地がき区と伐根区との差($\beta_{01} - \beta_{03}$)は平均で 3.89 ± 2.96 、根返し区と伐根区との差($\beta_{02} - \beta_{03}$)は 3.92 ± 3.02 であった (Table S1)。両者とも 5% 分位点の値は正であり、95% 以上の確率で伐根区よりも存在確率が高まることが示唆された。

また、更新稚樹の存在確率への下層植生の効果(β_{0H})は -1.55 ± 1.24 と推定された (Table S1)。90% 分位点の値は -0.04 であったので、およそ 90% の確率で負の効果を持つと推測された。これについては、更新可能稚樹の定義に、下層植生の平均群落高よりも高い樹高を持つことを含めているので、負の効果があっても当然ともいえる。

更新稚樹の存在確率へのシカ柵の直接効果(β_{0F})は 1.19 ± 0.35 と推定された (Table S1)。シカ柵の直接効果を含めると、更新稚樹の存在確率の期待値は地がき区において $0.11 (= \text{logit}^{-1}(-3.31 + 1.19))$ となる。シカ柵の直接効果の 95% 信用区間は $0.53 \sim 1.90$ と、この区間で常に正值であり、シカ柵により直接的には更新稚樹の存在確率が高くなることが示唆された。

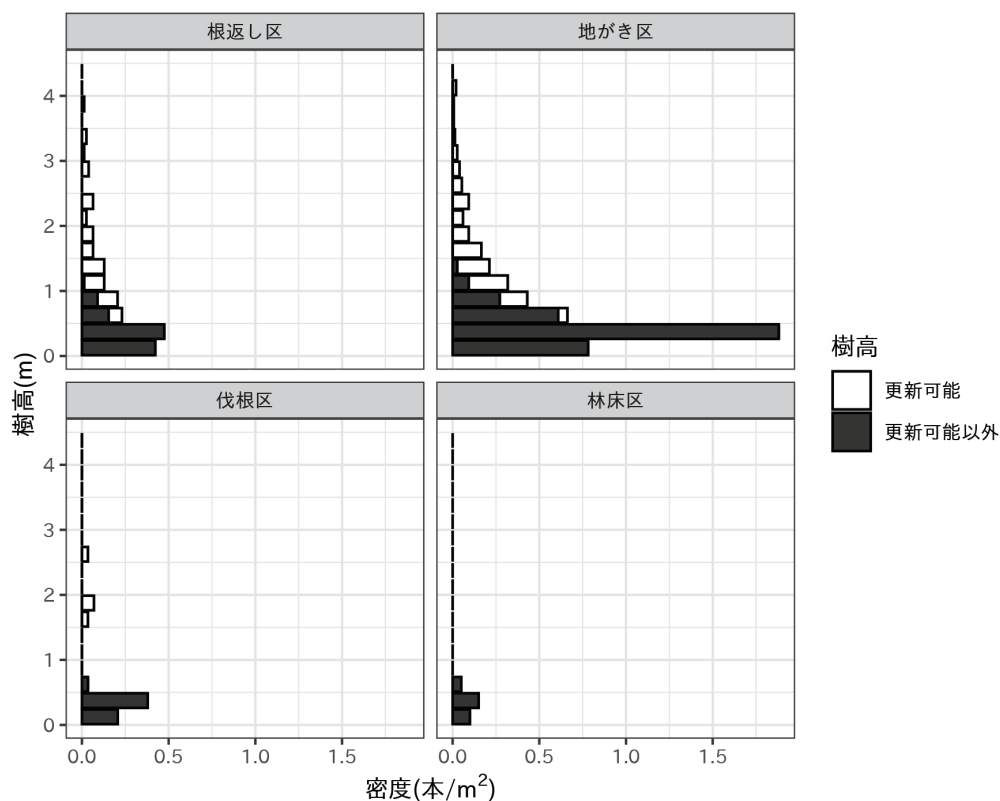


Fig.2. 各処理区の樹高階別稚樹密度

樹種ごとの変量効果を各処理区についてみる。95% 信用区間の範囲で正または負のみの値をとると推定されたものを挙げると、地がき区で、トドマツの変量効果の事後平均が -2.32 ± 1.34 と小さかった (Table S2)。また、ミズナラの値も -2.32 ± 1.40 で、トドマツと同様であった (Table S2)。これは、両種とも地がき区では確認されなかったためであるが、全体で確認された数もトドマツは3本、ミズナラは1本のみであり、確率的な変動による不確実性が高いと考える必要がある。一方、ウダイカンバとダケカンバではそれぞれ、 3.10 ± 0.62 および 1.42 ± 0.64 と大きかった。このほかキハダが 2.00 ± 0.63 だった。以上の3種は、地がき区において更新可能稚樹が存在する可能性が高くなると推定された。根返し区においては、ウダイカンバが 2.57 ± 0.64 、バッコヤナギが 1.54 ± 0.69 であり、更新可能稚樹が存在する可能性が高くなると推定された (Table S3)。伐根区においては、キハダが 5.82 ± 3.04 と大きく、更新可能稚樹が存在する可能性が高くなると推定された (Table S4)。ただし、その本数は3本であり、伐根区内での相対的な本数としては多いものの、本数自体としてみると、地がき区と比較すると少ない (Table 2)。林床区には更新稚樹が存在しなかったため、各樹種の変量効果はほぼ事前分布のままであり、樹種間に実質的な差はなかった (Table S5)。

下層植生への各処理の効果を見ると、平均群落高の期待値 (シカ柵がない場合の値) は、地がき区 (β_{H1}) で $0.91 \pm 0.07\text{m}$ 、根返し区 (β_{H2}) で $0.93 \pm 0.07\text{m}$ 、伐根区 (β_{H3}) で $0.95 \pm 0.09\text{m}$ 、林床区 (β_{H4}) で $1.17 \pm 0.12\text{m}$ だった (Table S1)。地がき区と林床区 ($\beta_{H1} - \beta_{H4}$) との差は $-0.26 \pm 0.11\text{m}$ であり、地がき区の方が林床区よりも下層植生の発達を抑えられたことが示唆された。根返し区と林床区との差 ($\beta_{H2} - \beta_{H4}$) は $-0.25 \pm 0.13\text{m}$ であったが、95% 分位点の値は -0.02 と負であり、95% 以上の確率で負の効果を持つと推定された。一方、地がき区と伐根区との差 ($\beta_{H1} - \beta_{H3}$) は $-0.04 \pm 0.08\text{m}$ 、根返し区と伐根区との差 ($\beta_{H2} - \beta_{H3}$) は $-0.02 \pm 0.10\text{m}$ であり、明確な差はなかった。

また、シカ柵の効果 (β_{HF}) は平均で 0.09 ± 0.06 であったが、10% 分位点の値は 0.01 であり、およそ 90% の確率でシカ柵が植生高を上げる効果を持っていると推定された。ただし、下層植生を経由したシカ柵の間接効果 ($\beta_{OH} \times \beta_{HF}$) は明瞭ではなく、総合効果 ($\beta_{OF} + \beta_{OH} \times \beta_{HF}$) においてもシカ柵の効果は 95% 信用区間の範囲で常に正值となった。すなわち、下層植生を増加させる効果を加味しても、シカ柵は更新稚樹の存在確率を高めることが示唆された。

無施業の林床区では更新可能稚樹が確認されなかったのに対し、地がき区・根返し区・伐根区では更新可能稚樹が確認され、とくに地がき区において更新可能稚樹が多かった。

ウダイカンバおよびダケカンバのカバノキ属 2 種についてみると、ダケカンバは地がき区においてのみ、更新可能稚樹の存在確率が高かった一方、ウダイカンバは、

地がき区・根返し区のいずれにおいても更新可能稚樹の存在確率が高くなっており、こうした更新補助作業が定着を促進したと考えられる。

また、伐根の周囲には、それ以外の地表面よりも前生稚樹が多い場合がある (倉本ら 2012)。トドマツやイタヤカエデなど耐陰性の高い樹種が多いようであれば、地がきや根返しの際にこうした稚樹を残すように作業を行うと、より多様な樹種の更新に寄与できる可能性も考えられる。

今回の試験では評価できていないが、根返しによりできたマウンド上でシカとササの影響がともに抑制されるならば、人工根返しがさらに効果的な更新補助作業といえる可能性もある。今後の課題としては、択伐における疎開面の大きさと更新可能稚樹の数および樹種との関係や周囲の母樹による影響をさらに検討する必要があると考えられる。

謝 辞

現地調査にあたっては、森林総合研究所の飯田滋生・関剛・津山幾太郎・中西敦史の各氏、北海道森林管理局森林技術・支援センターの橋口稜世氏にご協力いただいた。また、森林総合研究所の辰巳晋一氏には参考文献をご教示いただいた。ここにお礼申し上げる。

引用文献

- 阿部 真・倉本 恵生・飯田 滋生・佐々木 尚三・石橋 聡・高橋 正義・酒井 佳美・鷹尾 元・山口 岳広・正木 隆 (2013) 北海道の針広混交林の択伐施業による林床植生の初期反応—種の多様性は損なわれるか—. 日林誌, 95, 101–108.
- Carpenter, B., Gelman, A., Hoffman, M. D., Lee, D., Goodrich, B., Betancourt, M., Brubaker, M., Guo, J., Li, P. and Riddell A. (2017) Stan: A probabilistic programming language. J. Stat. Softw., 76, 1.
- 石橋 聡 (2015) 北海道中部の北方針広混交林における択伐施業による林分構造と成長の 57 年間の変化. 森林計画誌 48:75–91.
- 伊藤 江利子・橋本 徹・相澤 州平・石橋 聡 (2018) 北海道における地がき更新補助作業と今後の課題. 森林立地, 60, 71–82.
- 倉本 恵生・飯田 滋生・真庭 利明・藤岡 裕之・横山 誠二 (2011) 択伐天然林の更新補助作業の検討—小面積樹冠下地がきと人工根返し処理の翌年の更新状況—. 日林北支論, 59, 27–30.
- 倉本 恵生・飯田 滋生・横山 誠二・友田 敦・真庭 利明・藤岡 裕之 (2012) 択伐天然林の新たな更新補助作業法の検証—2 つの改良型更新補助作業法の施工後 2 年目の更新状況—. 北森研, 60, 63–66.
- 高橋 正義・石橋 聡・倉本 恵生・佐々木 尚三・飯田 滋生 (2010) 朝日天然林施業試験地における成長

経過—伐採木の年輪解析—. 日林北支論, 58, 111–113.
 梅木 清 (2003) 北海道における天然林再生の試み—かき
 起こし施業の成果と課題—. 日林誌, 85, 246–251.
 渡邊 定元 (2003) 天然林施業技術の評価と課題. 日林誌,
 85, 273–281.
 山崎 孝一・谷村 亮・山本 茂 (2021) 天然林択伐施業
 後の天然更新補助作業. 北方林業, 72, 50–55.

補足電子資料

以下はオンライン版のみの掲載となります。

<https://www.ffpri.affrc.go.jp/pubs/bulletin/462/index.html>

Table S1. 変量効果以外のパラメータの事後分布の要約

Table S2. 地がき区における樹種変量効果の事後分布の要約

Table S3. 根返し区における樹種変量効果の事後分布の要約

Table S4. 伐根区における樹種変量効果の事後分布の要約

Table S5. 林床区における樹種変量効果の事後分布の要約

List S1. Stan により記述した統計モデル

Effects of operations to promote regeneration after selection cutting in a mixed forest in Hokkaido

Hiroki ITÔ^{1)*}, Shigeo KURAMOTO²⁾, Satoshi ISHIBASHI¹⁾,
Koichi YAMAZAKI³⁾ and Ryo TANIMURA⁴⁾

Abstract

The regeneration status of saplings was examined using statistical modeling in a mixed forest in Hokkaido, ten years after small-area scarification under the crown and artificial uprooting were conducted to facilitate regeneration following selection cutting. It was inferred that the effects of both operations on the presence of regenerated saplings were positive; namely, they made the presence probability higher. In addition, a deer-proof fence was considered to have increased the height of the understory vegetation with a probability of 90%. The total effect of the deer-proof fence on the presence of saplings was generally considered to be positive, even when the indirect effect of the fence via understory vegetation was considered. It was suggested that both of the operations, small-area scarification under the crown and artificial uprooting, promoted the establishment of *Betula maximowicziana*.

Key words : scarification, uprooting, understory vegetation, dwarf bamboo, deer-proof fence, statistical modeling

Received 17 September 2021, Accepted 21 January 2022

1) Hokkaido Research Center, Forestry and Forest Products Research Institute (FFPRI)

2) Department of Forest Vegetation, FFPRI

3) Hokkaido Regional Forest Office

4) Forestry Technology Development and Support Center, Hokkaido Regional Forest Office

* Hokkaido Research Center, FFPRI, 7 Hitsujigaoka, Toyohira, Sapporo, Hokkaido, 062-8516 JAPAN; E-mail: hiroki@affrc.go.jp

