論　文（Original article）

トドマツ人工林伐採後の地がき施業によるカンバ等の更新への効果

伊東 宏樹[1)*]、中西 敦史[1)]、津山 幾太郎[1)]、関 剛[1)]、
倉本 惠生[2)]、飯田 滋生[3)]、石橋 聰[1)]

要旨

トドマツ人工林の主伐後に地がきによってカンバ類など高木性樹種の天然更新を図る際に、稚樹密度に影響を及ぼす要因を特定することを目的として、北海道内 5 カ所に試験地を設定した。そして、地がきの有無、競合する植生の群落高、またカンバ類については周囲の成木からの距離と稚樹密度との関係を解析した。その結果、(1) 地がきは稚樹密度に正の影響を及ぼし、(2) 植生の群落高は稚樹密度に負の影響を及ぼし、(3) 地がきは植生の群落高に負の影響を及ぼしていた。また、(4) カンバ類の稚樹密度は、カンバ類成木からの距離が遠くなるほど低くなっていた。しかし、カンバ類の稚樹密度は既往の研究例と比較すると低く、今回の地がき試験地におけるカンバ類による天然更新の可能性は高いとはいえなかった。その理由として、散布種子密度が低かった可能性が考えられた。

キーワード：カンバ類、散布種子密度、地がき、天然更新、稚樹密度

1. はじめに

北海道においてはトドマツ人工林が主伐期を迎えており、伐採後の更新がひとつの課題となっている（倉本ら 2018, 伊藤ら 2018）。しかし、トドマツの材価や植栽のコストの問題により、トドマツの再造林が困難な地域もある。そのような場所での低コストの更新方法として、重機を使用した「地がき」によってカンバ類（シラカンバ、ウダイカンバ、ダケカンバ）の天然更新を促すという方法が考えられている（倉本ら 2018, 伊藤ら 2018）。なお、ここでいう「地がき」とは、ササ類を地下部から除去する地表処理である（伊藤ら 2018）。この手法は、「かき起こし」や「地はぎ」などとも呼ばれるが（伊藤ら 2018）、本稿ではすべて「地がき」と呼ぶこととする。トドマツ人工林が主に位置する低標高地においても林床にササ類が密生する林分が見られ（倉本ら 2018）、このような場所ではササ類を除去することが天然更新のためには必要となる。

地がきの具体的な作業内容は時代とともに変化してきている。最近では 油圧ショベルをベースマシンとして、バケット、グラップル、グラップルレーキ、グラップルでつかんで使うレーキ板などが使用され、なかでもバケットとグラップルを使用する例が多い（倉本ら 2018）。こうした使用機材の変化により表層土壌除去深度は浅くなり、また表土を保残する工法も実施されるなど、地がきによる土壌への影響は緩和される方向にある（伊藤ら 2018）。一方で、特に表土保残型の地がきでは埋土種子由来のキク科・バラ科の草本・低木発生量が多くなるなど、発生した稚樹と草本類との競争が激しくなる可能性も指摘されている（伊藤ら 2018）。

北海道内における地がきによる更新の成功率はおおむね高いと報告されている（三好 1978, 1996）。たとえば、三好（1978）では、地がき実施後 4 ～ 6 年で、ダケカンバの更新稚樹密度が 16 万本 /ha ～ 123 万本 / ha となっている。また、三好（1996）は、かき起こしによる成林率は高く、調査地の 86% 以上としている。ただし、従来の地がきは、ササ原などの無立木地やダケカンバ林で実施された例が多く（青柳 1983, 梅木 2003）、更新後もダケカンバが優占する森林となる場合が多いとされる（三好 1996, 梅木 2003）。その一方、トドマツ人工林が主に分布する低標高地での地がきの事例は少ない（伊藤ら 2018）。低標高地ではエゾアザミをはじめとするキク科の大型草本が地がき後に侵入し、木本の稚樹の成長を抑制するおそれがある（伊藤ら 2018）。また、トドマツ人工林内で実施する場合には、周囲に母樹となるようなカンバ成木が少なく、飛散種子の密度が十分に得られないという可能性もありうる。つまり、冒頭に述べたような、トドマツ人工林の主伐跡地に地がきを実施してカンバ類の天然更新を促すという施業が、従来の地がきと同様に良好な結果をもたらすかどうかについては十分な知見があるとはいえない。

本研究では、北海道内のトドマツ伐採後の地がき実

原稿受付：平成 30 年 11 月 28 日　原稿受理：令和元年 7 月 10 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) 森林総合研究所 九州支所
* 森林総合研究所 北海道支所　〒 062-8516 札幌市豊平区羊ケ丘 7

施林分 5 カ所において、地がきの有無と、地がき後に再生する競合植生とが稚樹密度に及ぼす効果を検討した。とくに、既往の研究で地がきにより豊富に更新するとされるカンバ類について、以上の要因に加えさらにカンバ類成木からの距離が稚樹密度に及ぼす効果を検討した。そのうえで、地がき後 2 年目の時点での、対象とした林分におけるカンバ類による天然更新の状況を評価した。

2. 調査地および調査方法

2.1 調査地

本研究では、トドマツ人工林伐採後に地がき処理を実施した林分 5 カ所で調査を実施した。うち 3 カ所は、トドマツ人工林伐採後に重機による筋状の地ごしらえを実施したのちに、トドマツ苗を植栽した林分である。このような地ごしらえを実施した後の地表の状態は地がきと同様であるとみなすことが可能である。以下では、このような筋状の地がきまたは地ごしらえを「筋状地がき」と呼ぶこととする。各調査地の概要を Table 1 に示す。

2.2 調査方法

2.2.1 試験地の設定

幾寅試験地

幾寅試験地は、上川南部森林管理署 3 林班ろ小班（空知郡南富良野町）に位置する（Table 1）。北北東向きの斜面であり、試験地の大きさは 40×185m である。全体で 6 つのブロックに分かれており、斜面上から、残し区（地がき処理を実施しなかったブロック）・筋状地がき区（筋状地がきを実施した部分と無処理の部分とが縞状に配置されたブロック）・全面地がき区（全面で地がきを実施したブロック）の 2 繰り返しとなっている（Fig. 1a）。林床にはクマイザサが優占していた（橋本ら 2016）。伐採前の毎木調査では、全体の幹密度（胸高周囲長 15cm 以上）は 890 本/ha、うちトドマツが 462 本/ha、カンバ類が 20 本/ha であった。全体の胸高断面積合計は 37.1m^2/ha、うちトドマツが 25.2m^2/ha、カンバ類は 0.8m^2/ha だった。その他の樹種ではシナノキが多かった。

2015 年 7 月に上木の伐採と地表処理を実施し、その後、稚樹の更新状況を調査するための方形区を設定した。残し区と全面地がき区は 10×10m の大きさに分割し、それぞれの中央付近に 2m×2m の方形区を設置した（各区に 12 個）。残し区においては地がき処理は実施しなかったが、トドマツ上木の伐採にともなう地表撹乱の影響は受けた。 全面地がき区においては、大型機械を用いて地がき処理を実施した。具体的な作業としては、グラップルアタッチメントを付けた油圧ショベルにレーキブレードをつかませて、表層土壌をかき寄せた。その後、ササの地下茎や樹木の根などを除去し、表土だけを戻した（橋本ら 2016）。筋状地がき区は 5×10m の大きさに分割し、それぞれの中央付近に 2m×2m の方形区を設定した（各区に 32 個）。筋状地がき区では、5m 幅で地がきを実施した。

設定した方形区の数は合計して 112 個である（Fig. 1a; 以下、地がき処理を実施しなかった区に設定した方形区を「無処理方形区」、実施した区に設定した方形区を「地がき方形区」とする。それぞれの数は、無処理方形区 48 個、地がき方形区 64 個である）。地がき後 2 年目の状況を Photo 1 に示す。

恵庭試験地

恵庭試験地は、石狩森林管理署 5181 林班ろ・り小班（恵庭市）に位置する（Table 1）。ほぼ平坦であり、A（大きさ 50m×90m）、B（同 30m×90m）、C（同およそ 50m×60m だが長方形にはなっていない）の 3 つの伐区に分かれている（倉本ら 2018; Fig. 1b）。この後の統計解析ではこの伐区をブロックとして扱った。伐採前の林床はほぼ全面がクマイザサに覆われていた（倉本ら 2018）。3 つの伐区を合わせた伐採前の全体の幹密度は 691 本/ha、うちトドマツが 152 本/ha、エゾマツが 99 本/ha、カンバ類は 20 本/ha であった。全体の胸高断

Table 1. 各試験地の概要

試験地名	所在地	管轄署および林班	緯度 (°N)	経度 (°E)	標高 (m)	傾斜方位	傾斜角 (°)	伐採時の林齢 (年)	施業の種類	施業実施年	稚樹調査の面積 (m^2)
幾寅	空知郡南富良野町	上川南部森林管理署 3林班ろ小班	43.1843	142.6003	480–510	北北東	12	63	地がき	2015	448
恵庭	恵庭市	石狩森林管理署 5181林班ろ・り小班	42.8359	141.4819	170–175	ほぼ平坦	ほぼ平坦	75, 79*	地がき	2016	328
歌登	枝幸郡枝幸町	宗谷森林管理署 3164林班ち小班	44.7930	142.5274	110	南東	15	81	地ごしらえ	2013	88
下川	上川郡下川町	上川北部森林管理署 238林班と小班	44.3299	142.7827	300	北西	25	74	地ごしらえ	2014	88
留萌	留萌市	留萌南部森林管理署 113林班い小班	43.8362	141.7921	270	東	12	56	地ごしらえ	2014	88

* ろ小班が75年、り小班が79年。

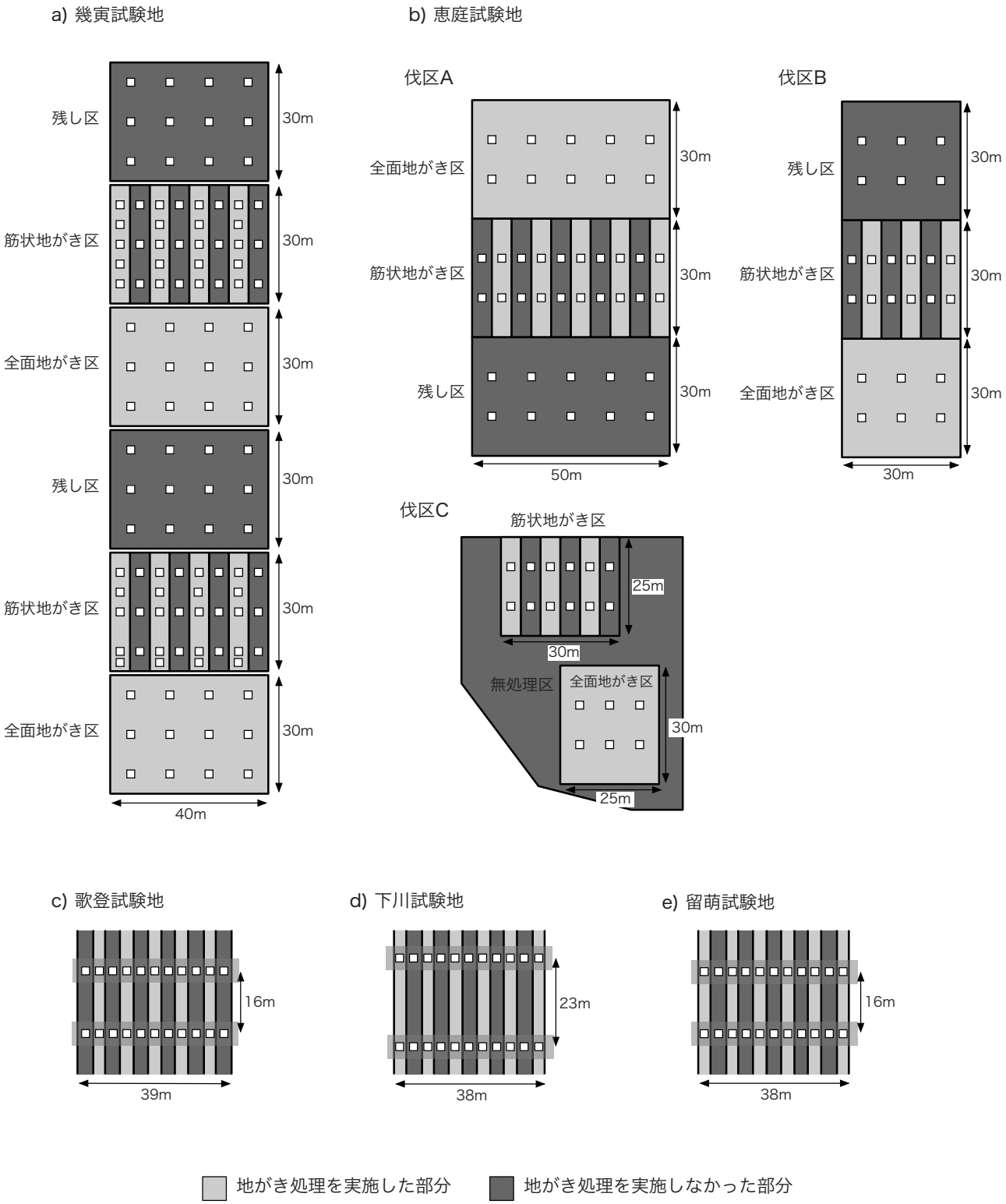

Fig. 1. 各試験地の模式図。
薄い灰色の領域は地がきを実施した部分、濃い灰色の領域は無処理の部分を示す。また、中の正方形は、植生および稚樹調査のための方形区を示す。

面積合計は 40.7m^2/ha、うちトドマツが 13.6m^2/ha、エゾマツが 9.74m^2/ha、カンバ類は 0.90m^2/ha だった。その他の樹種では、ミズナラが多かった。

各伐区には、トドマツが植栽されていたが、2016 年 7 月から 8 月にかけて伐採され、その後、全面地がき区および筋状地がき区で地表処理が行なわれた（倉本ら 2018）。A 区および B 区では、油圧ショベルに取り付けたグラップルバケットを用いて、「押し出し」ある

Photo 1. 幾寅試験地の地がき後2年目の状況（2017年7月）

Photo 2. 恵庭試験地の地がき後2年目の状況（2018年7月）

いは「引き寄せ」操作により地表処理を行なった。C区では、油圧ショベルに取り付けたグラップルを用いて地表処理を行なった（倉本ら 2018）。

稚樹の更新状況を調査するため、2018 年に 82 個の方形区（2m×2m）を設定した（Fig. 1b; 無処理方形区 38 個、地がき方形区 44 個）。地がき後 2 年目の状況を Photo 2 に示す。

歌登・下川・留萌試験地

歌登（宗谷森林管理署 3164 林班ち小班、枝幸郡枝幸町）・下川（上川北部森林管理署 238 林班と小班、上川郡下川町）・留萌（留萌南部森林管理署 113 林班い小班、留萌市）の 3 試験地（Table 1, Fig. 1c, d, e）は、重機による地ごしらえを行なった後にトドマツ苗を植栽した林分である。各試験地に、植栽列の方向と直交するようにラインを 2 本設定し、各ライン上において、2m×2m の大きさの方形区を筋状地がき部分と残し部分のそれぞれに設定した。各試験地とも原則として、筋状地がき幅は 3m、残し幅は 4m であった。歌登では、各ラインに筋状地がき部分が 5 個、残し部分が 6 個、下川および留萌では、各ラインに筋状地がき部分が 6 個、残し部分が 5 個であった。したがって、いずれの試験地でも方形区の数は合計 22 個となった。これら 3 試験地については、筋状地がきを実施した部分を地がき方形区として、残し部分を無処理方形区として扱った。なお、地ごしらえ試験地では、植栽が行なわれているため、通常は下刈りが実施されるが、ラインから両側 3m の範囲では下刈りを実施していない。

2.2.2 植生・更新状況・周囲のカンバ・種子散布の調査

方形区の座標と小方形区の設定

周囲のカンバ類成木と各方形区との距離を計算するため（後述）、GPS による位置測定、UAV による撮影、またはこれらを組み合わせたうえで、方形区間の相対的な位置関係も利用して、各試験地について、設定した方形区の平面直角座標系（12 系）における座標を計算した。これには、GIS ソフトウェアである QGIS 2.18（QGIS Development Team 2017）を使用した。

各試験地に設定された 2m×2m の方形区を 1m×1m の小方形区に 4 分割し、それぞれの小方形区で植生と稚樹の調査を行なった。調査は、各試験地とも施業から 2 年後の 6 ～ 7 月に行なった。具体的には以下のとおりである。幾寅 : 2017 年 6 月 28 日、7 月 3 ～ 4 日、恵庭 : 2018 年 7 月 10 ～ 11 日、歌登 : 2015 年 6 月 10 日、22 日、下川 : 2016 年 6 月 8 ～ 9 日、21 日、留萌 : 2016 年 6 月 10 日、20 日。

植生

ササの回復状況や、低木・草本などの状態を把握するため、各方形区において、植生の群落高および被度、優占種とその被度を測定した。群落高は折尺またはコンベックスで、被度は目視により測定した。

稚樹

エゾイチゴなどの低木を除く木本種を対象として、方形区内に発生が見られた稚樹の樹種と個体数を記録した。ただし、ヤナギ類およびカンバ類は、数が多く初期サイズが小さいことが想定されたため、当年生実生を除く、高さ 5cm 以上の個体を対象とした。それ以外は、当年生を含むすべての個体を対象とした。また、30cm 以上の個体については、高さを測定した。また、下川・留萌試験地においては、カンバ類の稚樹に樹種の識別が困難なものが多かったため、カバノキ属の種はまとめて「カンバ類」とし、他の 3 試験地もそれにそろえた。「カンバ類」とまとめた種は、実際にはほとんどがシラカンバ・ウダイカンバ・ダケカンバの 3 種と考えられる。このうちシラカンバとダケカンバについては、ダケカンバの方がより寒冷・高標高域に分布し、これには芽の休眠特性との関連が指摘されている（Tabata 1966）。またダケカンバは、シラカンバより乾

燥回避に優れていること（田畑・原 2015）、前年のうちに翌年の成長の準備をおこなう「固定成長」的な成長特性を持つこと（小池ら 2010）も指摘されている。このほか、ウダイカンバは他の 2 種よりも埋土種子となる能力が高い（佐々木ら 1990, Osumi and Sakurai 1997）。このように、これらカンバ 3 種は種特性に差はあるものの、地がき後に優占する先駆種という点では共通であると考えられる（伊藤ら 2018）。

周辺のカンバ類の毎木調査

各試験地において、母樹となりうるカンバ類の成木の数と位置を把握するため、伐区の周囲にあるカンバ類の成木を探索した。探索する範囲は便宜的に 25m とした。ただし、下川試験地では地形上の理由で全周の調査が不可能であり、斜面下方は 15m までの探索とし、斜面上方では探索を行わなかった。ここで、カンバ類成木とは便宜的に胸高直径 20cm 以上の幹とした。また、カンバ類稚樹について樹種の区別をしないこととしたため、それに合わせ以下の解析でも原則として種の区別はせず「カンバ類」としてまとめた。発見した幹については、胸高周囲長を金属製巻き尺で測定し、その値を円周率で除して胸高直径を求めた。さらに、幹の位置を GPS により測定した。この調査は以下の期日に行なった。幾寅 : 2015 年 7 月 8 日、恵庭 : 2018 年 5 月 30 日、歌登 : 2015 年 6 月 23 日、下川 : 2016 年 7 月 8 日、9 月 7 日、留萌 : 2016 年 7 月 6 〜 7 日、9 月 5 日。

この結果を用いて、各試験地における周辺のカンバ類成木の幹密度を求めた。また、測定した幹の座標（WGS84）を、QGIS 2.18 を使用して平面直角座標系（12 系）における座標に変換した。変換した座標の値を利用して、各方形区から最短のカンバ類成木までの距離を求めた。

カンバ類の種子散布量の調査

幾寅試験地では、2016 年 8 月 25 日から 10 月 19 日まで、また 2017 年 8 月 28 日から 10 月 25 日まで、開口面積 0.5m^2 の種子トラップを設置し、各年におけるカンバ類の種子散布状況を調査した。種子トラップの数は 18 個で、試験地内にほぼ一様に設置した。なお、2015 年にも種子トラップを設置したが、台風による被害のため種子を回収することができなかった。

恵庭試験地でも、2016 年 8 月 26 日から 10 月 27 日まで、また 2017 年 9 月 1 日から 10 月 25 日まで、同じ型の種子トラップを設置し、カンバ類の種子散布状況を調査した。種子トラップの数は 18 個で、試験地の伐区 A および B にそれぞれ 9 個ずつ、各伐区内でほぼ一様に設置した。

なお、計数の際には充実種子のみを選別することは行なわなかったので、しいな・未熟種子・虫害種子などの不健全種子が含まれている可能性もある。

2.3 統計解析

各小方形区における稚樹数（全樹種を含めた稚樹数およびカンバ類のみの稚樹数）に影響を及ぼした要因を評価するため、ベイズ統計モデルを構築し、マルコフ連鎖モンテカルロ（MCMC）法により、モデルのパラメーターを推定した。推定には、統計モデリングソフトウェアである Stan 2.17.1（Stan Development Team 2017）を使用した。

モデル 1

カンバ類を含むすべての樹種の稚樹数に対して、地がき処理の有無および植生群落高がどの程度の影響を及ぼしているかを評価するため、以下の統計モデルによる解析を行なった。

$$
\begin{aligned}
&N \sim \mathrm{Poisson}(\lambda)\\
&\log(\lambda) = \beta + \beta_{\mathrm{T}} T + \beta_{\mathrm{H}} H + \varepsilon_{\mathrm{S}} + \varepsilon_{\mathrm{B}} + \varepsilon_{\mathrm{Q}}\\
&\varepsilon_{\mathrm{S}} \sim \mathrm{Normal}(0, \sigma_{\mathrm{S}})\\
&\varepsilon_{\mathrm{B}} \sim \mathrm{Normal}(0, \sigma_{\mathrm{B}})\\
&\varepsilon_{\mathrm{Q}} \sim \mathrm{Normal}(0, \sigma_{\mathrm{Q}})
\end{aligned}
$$

ここで、Poisson はポアソン分布、Normal は正規分布であり、N は各小方形区で観測された稚樹数、λ は稚樹数の期待値、T は地がき処理の有無（0/1）、H は植生群落高（m）、β は切片、β_{T}、β_{H} はそれぞれ T と H の係数である。なお、植生群落高と被度とは強い相関があったため、ここでは群落高のみを説明変数に用いた。また、ε_{S} は試験地によるランダム効果、ε_{B} は試験地内のラインあるいはブロックによるランダム効果、ε_{Q} は、各ライン・ブロック内の方形区ごとのランダム効果である。パラメーター σ_{S}、σ_{B}、σ_{Q} は、それぞれ対応するランダム効果あるいは残差の標準偏差である。簡略化のため、個別の試験地・ブロック・方形区などを示す添字は省略しているが、ランダム効果 ε_{B} は ε_{S} に、ε_{Q} は ε_{B} にそれぞれネストするような構造としている。切片および係数の事前分布は、各要素とも無情報事前分布 $\beta \sim \mathrm{Normal}(0, 100^2)$ とした。 各標準偏差の事前分布は弱情報事前分布 $\sigma \sim \mathrm{HalfNormal}(0, 10^2)$ とした（ここで HalfNormal は半正規分布）。 なお、Stan により記述したモデルは List S1 である。

モデル 2

次に、カンバ類のみの稚樹数に対して、地がき処理の有無および植生群落高、カンバ類成木からの距離がどの程度の影響を及ぼしているかを評価するための解析を行なった。カンバ類の稚樹が確認されなかった小方形区が多かったことから、この解析ではゼロ過剰ポアソンモデルを使用した。ゼロ過剰ポアソンモデルは、通常のポアソン分布よりもゼロが多く含まれるデータについて、過剰なゼロが別の確率分布に従って生成さ

れると仮定してモデル化するものである（松浦 2016）。具体的には以下のようなモデルとした。

$$N \sim \mathrm{Poisson}(z\,\lambda)$$
$$z \sim \mathrm{Bernoulli}(\omega)$$
$$\log(\lambda) = \beta + \beta_{\mathrm{T}}\,T + \beta_{\mathrm{H}}\,H + \beta_{\mathrm{D}}\,D + \varepsilon_{\mathrm{S}} + \varepsilon_{\mathrm{B}} + \varepsilon_{\mathrm{Q}}$$
$$\mathrm{logit}(\omega) = \beta_{\omega} + \beta_{\omega\mathrm{D}}\,D$$

ここで、N は各小方形区で観測されたカンバ類稚樹数、λ はカンバ類稚樹数の期待値である。z はカンバ類稚樹が存在しうるかを示すパラメーターであり、2 値（0/1）をとる。z=0 は、たとえば生育不適地であるとか、種子が散布されていないなどの理由でそもそも存在しえないことを示し、常に N=0 となる。これが過剰なゼロをモデル化した部分である。一方、z=1 は、カンバ類稚樹が少なくとも潜在的には存在しうることを示す。この場合も、期待値 λ のポアソン分布により確率的に N=0 となる場合がある。Bernoulli はベルヌーイ分布であり、ω は 0 から 1 の間の値をとる実数で、z=1 となる確率、すなわちカンバ類稚樹が存在しうる確率である。D はカンバ類成木からの距離（100m を 1 単位とする）である。また、ロジット変換した ω について β_{ω} が切片、$\beta_{\omega\mathrm{D}}$ が D の係数となるような線形の関係を定義した。その他の変数およびパラメーターはモデル 1 と同じである。Stan により記述したモデルは List S2 である。

モデル中の各パラメーターは、MCMC 法により推定した。モデル 1 では長さ 2000 のマルコフ連鎖を生成し、後半の 1000 個をサンプルとして使用した。モデル 2 では長さ 3000 のマルコフ連鎖を生成し、後半の 2000 について 1 つおきにサンプルとして使用した。モデル 1、2 とも、それぞれ 4 本のマルコフ連鎖を生成したので、ともにサンプルの大きさは 4000 である。

3. 結果

各試験地周囲のカンバ類成木の密度を Table 2 に示す。カンバ類成木密度は、7.9 ～ 40.0 本/ha の範囲であった。また、幾寅試験地と恵庭試験地のカンバ類の種子散布の状況を Fig. 2 に示す。幾寅試験地では 2017 年に 282±188 粒/m^2（平均±標準偏差）のシラカンバ種子が、恵庭試験地では 2016 年に 196 ± 180 粒/m^2（平均±標準偏差）のシラカンバ種子がそれぞれ散布されていた。

各試験地における植生の被度と群落高、優占種を Table 3 に示す。植生の群落高は幾寅（Photo 1）、歌登、下川の 3 カ所で比較的高く、恵庭（Photo 2）、留萌で比較的低いという傾向があった。また、いずれの試験地においても、地がき方形区で被度および群落高の平均がより小さかった。幾寅試験地では、地がき実施翌年にはオニルリソウが繁茂していたが、2 年目以降ではエゾイチゴやクマイザサ、ヨツバヒヨドリが目立つようになった（Table 3）。斜面位置との関係では、とくに顕著な違いは認められなかった。恵庭試験地では実

Table 2. 各試験地周囲のカンバ類成木密度（本 /ha）

試験地名	シラカンバ	ダケカンバ
幾寅	26.9	0.7
恵庭	13.0	0.0
歌登	20.0	0.8
下川	1.6	6.3
留萌	0.0	40.0

ウダイカンバは観察されなかった。

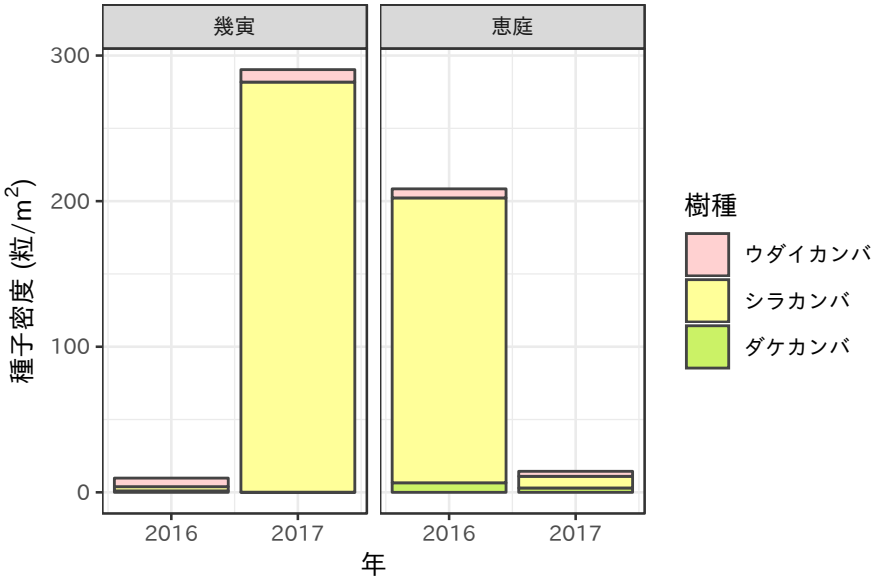

Fig. 2. 幾寅試験地と恵庭試験地の散布種子密度

Table 3. 各試験地の植生の被度と群落高、優占種

試験地	処理	被度		群落高 (m)		優占種
		平均	標準偏差	平均	標準偏差	
幾寅	無処理	0.92	0.18	0.78	0.20	エゾイチゴ
	地がき	0.86	0.15	0.68	0.17	エゾイチゴ
恵庭	無処理	0.90	0.09	0.43	0.12	クマイザサ
	地がき	0.56	0.26	0.28	0.13	ヒカゲスゲ
歌登	無処理	0.84	0.12	0.86	0.26	クマイザサ
	地がき	0.76	0.17	0.58	0.16	エゾイチゴ
下川	無処理	0.87	0.15	0.77	0.38	クマイザサ・チシマアザミ
	地がき	0.57	0.19	0.41	0.14	エゾイチゴ
留萌	無処理	0.23	0.15	0.24	0.09	オクヤマザサ
	地がき	0.09	0.07	0.15	0.07	オクヤマザサ

施翌年には競合植生はあまり目立たず、2 年目には地がき方形区ではヒカゲスゲ・ヒゴクサなどのスゲ類が、無処理方形区ではクマイザサが目立った（Table 3）。なお、橋本・藤木（2014）によれば、これらのうちオニルリソウはニホンジカの不嗜好性植物、それ以外のエゾイチゴ・クマイザサ・ヨツバヒヨドリ・ヒカゲスゲ・ヒゴクサはいずれも採食植物に挙げられている。恵庭試験地では、スゲ類などにシカによるものと思われる食痕が認められた。

地がき実施後 2 年目の各調査地における、処理の有無ごとの主要樹種の稚樹密度を Fig. 3 に示す。また、各試験地における各樹種の稚樹数を Appendix Table 1 に掲載する。留萌試験地を除くと、全樹種でもカンバ類のみでも、地がき処理をおこなった方形区で稚樹密度がより高い傾向があった。処理の有無をプールした、すべての樹種を含めた稚樹密度とカンバ類のみの稚樹密度、また高さ 30cm 以上に限ったそれぞれの稚樹密度を Table 4 に示す。もっとも稚樹密度の高かった留萌試験地では、樹種別にみるとトドマツの稚樹密度がもっとも高く、18.1 本/m^2 であった。次に稚樹密度が高かった下川試験地では、キハダの稚樹密度がもっとも高く、6.2 本/m^2、歌登試験地ではトドマツの稚樹密度がもっとも高く、9.5 本/m^2 だった。幾寅試験地と恵庭試験地では、カンバ類の比率が相対的に高かった。

ベイズ統計モデルの MCMC 計算は、モデル 1、2 とも、Gelman-Rubin 統計量（Rhat; Gelman and Rubin 1992,

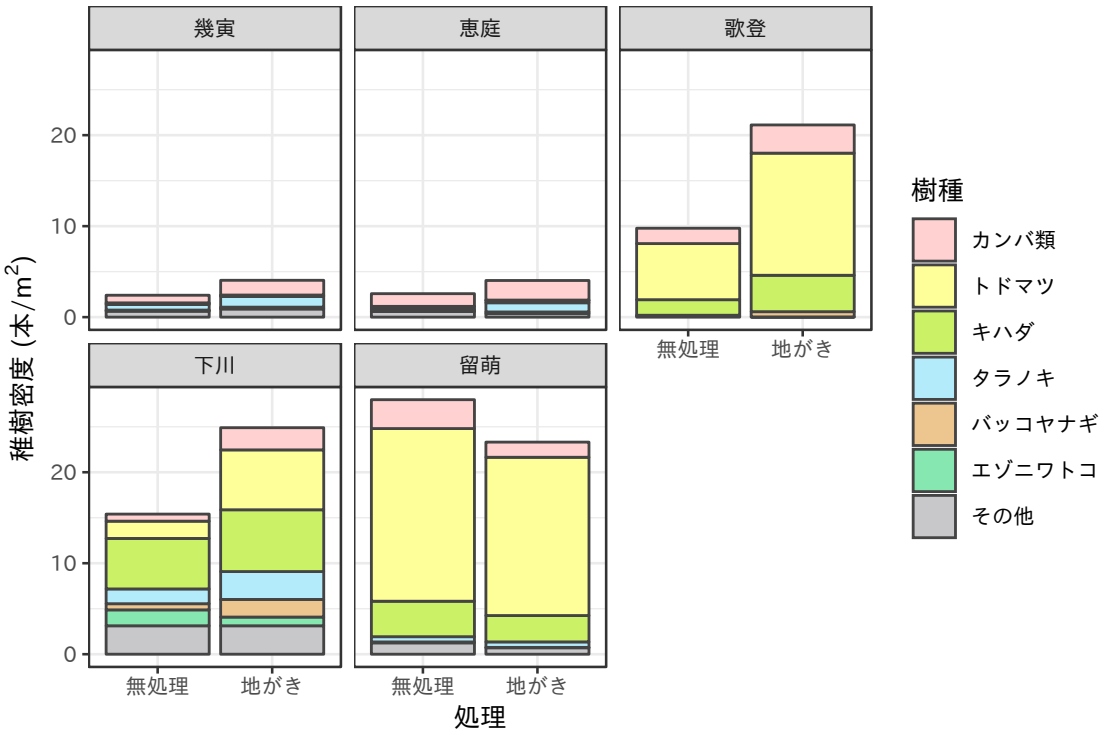

Fig. 3. 各試験地における、地がき処理の有無と更新 2 年目の主要樹種の稚樹密度との関係

Table 4. 各試験地の稚樹密度（本/m²、上段はすべての樹種、下段括弧内はカンバ類のみ）

試験地	測定対象全体の稚樹密度	高さ30cm以上の稚樹密度
幾寅	3.2	0.52
	(1.2)	(0.35)
恵庭	3.4	0.06
	(1.8)	(0.02)
歌登	14.9	0.59
	(2.3)	(0.22)
下川	20.6	0.92
	(1.7)	(0.00)
留萌	25.4	0.03
	(2.4)	(0.01)

Brooks and Gelman 1998）の値が全てのパラメーターについて 1.1 よりも小さく、マルコフ連鎖は定常分布に収束したと考えられた。ベイズ統計モデルのモデル 1 により推定された主要なパラメーターの事後分布の要約統計量の値を Table 5 に、モデル 2 については Table 6 にそれぞれ示す。

全樹種の稚樹密度を対象としたモデル 1 の結果についてみると、地がきによる稚樹密度の効果 β_T の 95% 信用区間は 0.07 ～ 0.51 であり（Table 5）、地がきは稚樹密度を増加させる効果を持っていると考えられた。事後平均値は 0.29 であったが、この値は、地がきを施すことにより稚樹密度がおよそ 1.3 倍（=exp（0.29））となることに相当する。また、植生群落高（m）による稚樹密度の効果 β_H の 95% 信用区間は -1.04 ～ -0.01 であり、植生群落高が高くなると稚樹密度が減少するという関係があると考えられた。事後平均値は -0.53 であったが、この値は、群落高が 1m 高くなると、稚樹数が 0.59 倍（=exp（-0.53））となることに相当する。

カンバ類のみを対象としたモデル 2 の結果についてみると、β_T の 95% 信用区間は 0.02 ～ 0.67、事後平均値は 0.34 であり（Table 6）、地がきはカンバ類稚樹密度を増加させる効果を持っていると考えられた。植生群落高と方形区（2m×2m）ごとのカンバ類稚樹密度との関係を Fig. 4 に示す。β_H の 95% 信用区間は -2.05 ～ -0.54 で（Table 6）、植生群落高が高くなるとカンバ類稚樹密度が減少するという関係があると考えられた。事後平均値は -1.29 であり、これは群落高が 1m 高くなると、カンバ類稚樹密度が 0.28 倍（=exp（-1.29））に減少することを示す。もっとも近いカンバ類成木からの距離（100m を単位）による稚樹密度への効果 β_D の 95% 信用区間は -4.85 ～ -1.00 であり（Table 6）、カンバ類成木から離れるとカンバ類稚樹密度が減少する傾向があることを示した。もっとも近いカンバ類成木（DBH 20cm 以上）までの距離と方形区ごとのカンバ類稚樹密度との関係を Fig. 5 に示す。事後平均値は -2.86 であったが、これはカンバ類成木から 10m 離れると、稚樹密度が 25% 減少する（0.75=exp（-2.86×0.1））という値である。カンバ類成木からの距離がカンバ類稚樹の潜在的な存在に及ぼす効果 β_{oD} の 95% 信用区間は -2.42 ～ 3.70、事後平均値は 0.54 であり（Table 6）、成木からの距離はカンバ類稚樹の在不在自体に大きな効果を及ぼしているとは認められなかった。

4. 考察

今回の結果では、カンバ類の稚樹密度（樹高 5cm 以上）は 1.2 ～ 2.4 本/m²（Table 4、Fig. 3）、すなわち 1.2 ～ 2.4 万本/ha であった。既往の研究例では、地がき実施後 4 ～ 6 年程度でのカンバ類稚樹密度は 5 万本/ha から 100 万本/ha 以上であり（三好 1978, 松田・滝川 1985, 原田ら 2008）、これらと比較すると、今回の結果では密度が低かったと考えられる。具体的な樹種についてみると、幾寅・恵庭・歌登ではシラカンバが多かった（Appendix Table 1）。下川・留萌については周囲の成木の状況（Table 2）からみて、ダケカンバが多かったと考えられる。

統計モデリングの結果からは、全樹種についてみて

Table 5. モデル 1 の主要なパラメーターの事後分布の要約統計量

パラメーター	説明	平均	標準偏差	分位点					Rhat
				2.5%	25%	50%	75%	97.5%	
β	切片	2.17	0.92	0.41	1.73	2.16	2.61	3.95	1.00
β_T	処理の係数	0.29	0.11	0.07	0.22	0.29	0.36	0.51	1.00
β_H	植生高の係数	-0.53	0.26	-1.04	-0.70	-0.53	-0.36	-0.01	1.00
σ_S	試験地のランダム効果の標準偏差	1.65	1.06	0.66	1.01	1.35	1.93	4.51	1.00
σ_B	ブロック/ベルトのランダム効果の標準偏差	0.29	0.09	0.15	0.23	0.28	0.34	0.49	1.03
σ_Q	方形区のランダム効果の標準偏差	0.65	0.04	0.58	0.63	0.65	0.68	0.73	1.01

Table 6. モデル 2 の主要なパラメーターの事後分布の要約統計量

パラメーター	説明	平均	標準偏差	分位点					Rhat
				2.5%	25%	50%	75%	97.5%	
β	カンバ類稚樹数の切片	1.45	0.52	0.54	1.14	1.42	1.73	2.50	1.00
β_T	カンバ類稚樹数に対する処理の係数	0.34	0.17	0.02	0.23	0.34	0.45	0.67	1.00
β_H	カンバ類稚樹数に対す植生高の係数	-1.29	0.39	-2.05	-1.56	-1.30	-1.03	-0.54	1.00
β_D	カンバ類稚樹数に対すカンバ成木までの距離の係数	-2.86	1.01	-4.85	-3.56	-2.83	-2.18	-1.00	1.00
β_ω	カンバ類稚樹の在不在の切片	1.73	0.40	0.99	1.45	1.70	1.99	2.56	1.00
$\beta_{\omega D}$	カンバ類稚樹の在不在に対するカンバ成木までの距離の係数	0.54	1.52	-2.42	-0.49	0.54	1.48	3.70	1.00
σ_S	試験地のランダム効果の標準偏差	0.50	0.51	0.02	0.18	0.37	0.63	1.78	1.00
σ_B	ブロック/ベルトのランダム効果の標準偏差	0.57	0.15	0.32	0.47	0.56	0.66	0.92	1.00
σ_Q	方形区のランダム効果の標準偏差	0.87	0.06	0.75	0.83	0.87	0.92	1.00	1.01

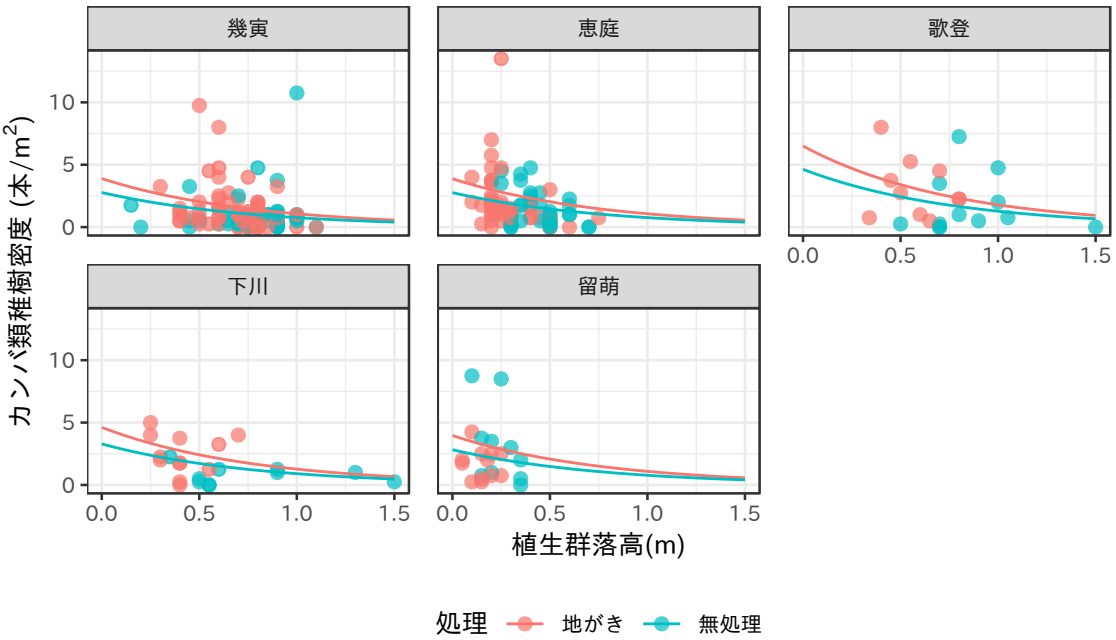

Fig. 4. 植生群落高とカンバ類稚樹密度との関係。
赤の点は地がき方形区の実測値を、青緑の点は無処理方形区の実測値をそれぞれ示す。また、曲線は、ベイズ統計モデル（モデル 2）で推定されたパラメーターの事後平均値を用いて、地がき方形区（赤）および無処理方形区（青緑）についての、もっとも近いカンバ類成木までの距離を 10m としたときのカンバ類稚樹密度の期待値との関係を示したものである。

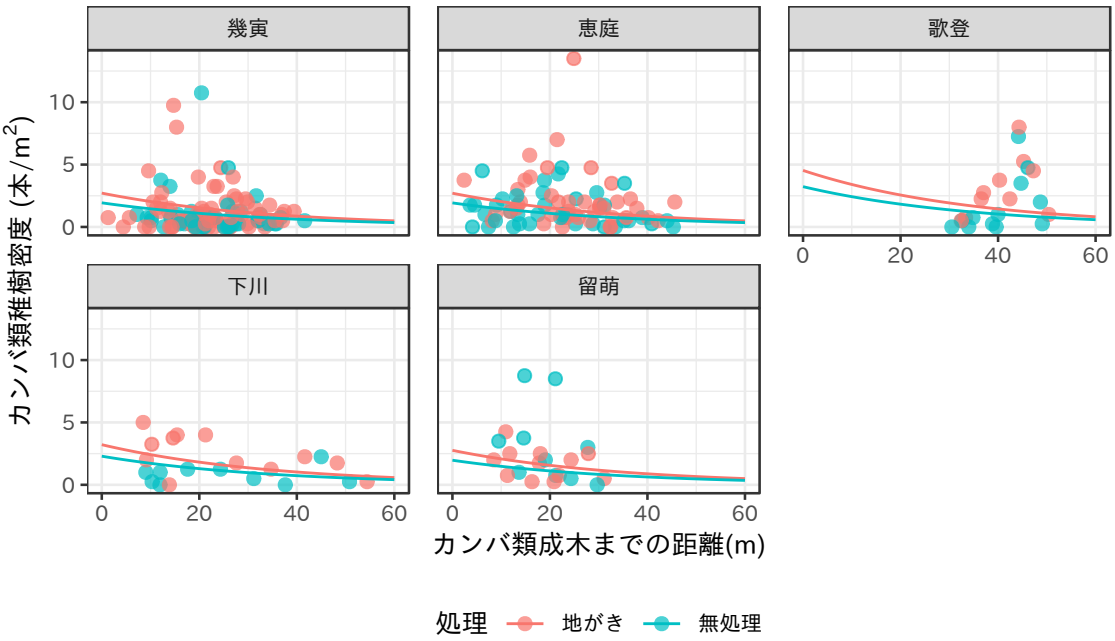

Fig. 5. もっとも近いカンバ類成木からの距離とカンバ類稚樹密度との関係。
赤の点は地がき方形区の実測値を、青緑の点は無処理方形区の実測値をそれぞれ示す。また、曲線は、ベイズ統計モデル（モデル 2）で推定されたパラメーターの事後平均値を用いて、地がき方形区（赤）および無処理方形区（青緑）についての、植生群落高を 0.5m としたときの、もっとも近いカンバ類成木までの距離とカンバ類稚樹密度との関係を示したものである。

も、カンバ類に限ってみても、地がきにより稚樹密度が高くなること、また植生群落高が高いところで稚樹密度が低くなる傾向があることが示された（Table 5, 6）。植生群落高による稚樹密度への負の影響は、全樹種について評価した場合よりもカンバ類において大きいと考えられ、カンバ類が、競合する植生の影響を強く受けることが示唆された。競合植生は地がきにより抑制されたと考えられ（Table 3, Fig. 4）、この効果を通じてさらに地がきがカンバ類の稚樹密度の増加に貢献した可能性が考えられる。ただし、植生とカンバ類稚樹密度との関係にはばらつきが大きく、期待値としては競合植生の発達によりカンバ類稚樹密度は下がるといえても、不確実性は大きいと考えられる（Fig. 4 および Table 6 の β_H の信用区間）。

今回の試験におけるカンバ類の稚樹が過去の研究例と比較して少ない理由としては、散布種子の量によっても制限されたという可能性も考えられる。今ら（2013）が、北海道において、広葉樹林に隣接するトドマツ林内で広葉樹の散布種子密度を研究した例では、シラカンバの散布種子密度は母樹の近傍で数百～数千粒/m^2 であり、母樹から 50m 程度離れると、十～数百/m^2 程度であった。母樹から遠くなると、稚樹の発生数が減少することはありうると考えられる。一方、小山・矢島（1989）では、カンバ類など広葉樹の稚樹の分布について、母樹からの距離と明瞭な関係は認められなかったと述べている。小山・矢島（1989）は、地がき後 7 ～ 8 年目の結果であり、今回の 2 年目の結果ではまだ初期の種子散布量の影響が相対的に大きく残っているという可能性が考えられる。ただし、Fig. 5 や、β_D の信用区間をみてもわかるように、期待値としては成木からの距離が離れるとカンバ類稚樹密度は下がるといえても、不確実性は大きいと考えられる。

幾寅試験地および恵庭試験地で 2 年間に観察されたカンバ類の散布種子密度は、調査期間中の高かった年でも 200 ～ 300 粒/m^2 程度であった（Fig. 2）。なお、幾寅試験地における 2015 年の密度は台風被害のため不明ではあるが、トラップ内に残存していたカンバ類種子の密度は 104 粒/m^2 であった。既往の研究例では、カンバ類の散布種子密度は数千～数万粒/m^2 という例が多い（松田・滝川 1985, 北原ら 1986, 1988, Osumi and Sakurai 1997）。これらの結果と比較すると、幾寅・恵庭の両試験地におけるカンバ類の散布種子密度は低かったと考えられる。

競合植生と種子散布量の影響の相対的な大小関係をみるため、幾寅試験地の近隣の、同じ年に地がきを実施したが競合植生が発達していない林分で 2018 年に補助的な調査を実施した（伊東宏樹 未発表）。地がきの際、はぎとった表土を戻さなかったこの林分では、競合植生は発達していなかったにもかかわらず、地がき 3 年後の、樹高 5cm 以上のカンバ類の密度は 0.5 本/m^2 で、やはり少なかった。発芽率や初期生残率が同様であったとするならば、幾寅試験地では競合植生の影響

よりも、種子散布量が少なかったためにカンバ類稚樹密度が低かった可能性が高いことになる。

結論として、トドマツ人工林の主伐後に地がきを実施することは、カンバ類をはじめとする木本種の稚樹密度を増加させる効果があると考えられる。地がきはまた、競合植生の抑制を通じても稚樹密度を増加させる効果があると考えられる。ただし、カンバ類の散布種子密度が低い場合には、地がきをしてもカンバ類の十分な稚樹密度が得られない可能性がある。その対策としては、母樹となりうるカンバ類の成木が近隣に十分にあることを確認し、それらを残すようにすることが必要となろう。既往の研究例から類推すると、30 〜 70 本/ha 以上の密度があることが望ましい（伊藤ら 2018）。そのような成木が少ない場合や、また種子生産の年変動（豊凶）のために散布種子量が少ない場合には、地がき後に播種をおこなうなどして、確実な更新を図ることも検討すべきであろう。また、地がき後に競合植生が発達するような場所でも、更新が阻害されるおそれがあると考えられる。そのようになった場合には、競合植生の刈り払いなどにより、稚樹を確実に成長させるといった更新補助作業が必要になる場合もあろう。このように、想定される不確実性に対処することを施業前に想定して、順応的管理を前提とした天然更新の計画を立てることが必要であると考えられる。

謝　辞

本研究にあたり、北海道森林管理局ならびに森林技術・支援センター、宗谷森林管理署、留萌南部森林管理署、上川北部森林管理署、上川南部森林管理署、石狩森林管理署には、国有林の使用許可や現地調査などにおいて協力をいただいた。また、森林総合研究所北海道支所職員の方々には現地調査への協力や研究全般への助言などをいただいた。とくに、橋本徹・伊藤江利子の両博士には、草稿を読んでいただき、貴重なご意見をいただいた。ここにお礼申し上げる。

本研究は、（国研）森林研究・整備機構森林総合研究所交付金プロジェクト（課題番号 201420）の成果である。

引用文献

青柳　正英（1983）道有林の「かき起こし」の実態. 北方林業, 35, 49-53.

Brooks, S.P. and Gelman, A. (1998) General Methods for Monitoring Convergence of Iterative Simulations. J. Comput. Graph. Stat., 7, 434-455.

Gelman, A. and Rubin, D.B. (1992) Inference from iterative simulation using multiple sequences. Stat. Sci., 7, 457-472.

原田　茜・吉田　俊也・Victor Reco de Dios・野口　麻穂子・河原　輝彦（2008）北海道のササ掻き起こし地における施工後 6 〜 8 年の高木性樹種の動態. 日林誌, 90, 397-403.

橋本　佳延・藤木　大介（2014）日本におけるニホンジカの採食植物・不嗜好性植物リスト. 人と自然, 25, 133-160.

橋本　徹・相澤　州平・伊藤　江利子（2016）グラップルレーキによる地掻き後の土壌断面形態. 北方森林研究, 64, 53-56.

伊藤　江利子・橋本　徹・相澤　州平・石橋　聰（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.

北原　曜・真島　征夫・清水　晃（1986）林道切取法面における木本侵入の初期過程（I）―裸地法面におけるカンバ類侵入阻害要因―. 日林誌, 68, 171-179.

北原　曜・真島　征夫・清水　晃（1988）林道切取法面における木本侵入の初期過程（II）―法面造成後 2 〜 4 年目の結果―. 日林誌, 70, 273-277.

小池　孝良・龍田　慎平・渡辺　誠・齋藤　秀之・北尾光俊（2010）北海道産ダケカンバとシラカンバの成長特性. 日林北支論, 58, 23-24.

今　博計・明石　信廣・南野　一博・倉本　惠生・飯田滋生（2013）北海道中央部の広葉樹林に隣接するトドマツ人工林での種子散布. 日生態会誌, 63, 211-218.

小山　浩正・矢島　崇（1989）かき起こし地における侵入樹木の分布様式と階層構造の推移. 日林北支論, 37, 55-57.

倉本　惠生・伊東　宏樹・関　剛・津山　幾太郎・石橋聰（2018）トドマツ人工林主伐後の重機による地表処理における処理幅と作業方向による作業効率と植生除去効果の違い. 森利誌, 33, 5-13.

松田　彊・滝川　貞夫（1985）ササ地の天然更新補助作業に関する実証的研究. 北大農演報, 42, 909-940.

松浦　健太郎（2016）Stan と R でベイズ統計モデリング. 共立出版, 264pp.

三好　英勝（1978）天然林かき起こし作業による稚樹の発生と成長. 北方林業, 30, 39-42.

三好　英勝（1996）道有林におけるかき起こし作業の成果. 北方林業, 48, 105-108.

Osumi, K. and Sakurai, S. (1997) Seedling emergence of *Betula maximowicziana* following human disturbance and the role of buried viable seeds. For. Ecol. Manag., 93, 235-243.

QGIS Development Team (2017) QGIS geographic information system. Open source geospatial foundation project. http://www.qgis.org（2018 年 8 月 24 日確認）

佐々木　忠兵衛・渡邊　定元・倉橋　昭夫（1990）北海道産カンバ類 3 種のとりまき及び埋土種子の発芽特性. 北海道の林木育種, 33(1), 29-32.

Stan Development Team (2017) Stan modeling language user's guide and reference manual. http://mc-stan.org（2018 年 8

月 24 日確認）
田畑　あずさ・原　登志彦（2015）異なる土壌水分条件下でのカバノキ属ダケカンバとシラカンバの個体生長と水分生理特性. 低温科学, 73, 115-123.
Tabata, H. (1966) A contribution to the biology of Japanese birches. Mem. Coll. Sci. Univ. Kyoto Ser. B, 32, 239-271.
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.

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/452/index.html

List S1. モデル 1 のパラメーター推定をおこなう Stan プログラム
List S2. モデル 2 のパラメーター推定をおこなう Stan プログラム

付録
Appendix Table 1. 各試験地における、地がきの有無ごとの出現稚樹の樹種と数

試験地		幾寅			恵庭			歌登			下川			留萌			合計
処理		無処理	地がき	合計	無処理	地がき	合計	無処理	地がき	合計	無処理	地がき	合計	無処理	地がき	合計	
調査面積 (m^2)		224	224	448	152	176	328	48	40	88	40	48	88	40	48	88	1040
和名	学名																
シラカンバ	*Betula platyphylla* Sukaczev var. *japonica* (Miq.) H.Hara	168	332	500	203	368	571	81	124	205	-	-	-	-	-	-	1276
ウダイカンバ	*Betula maximowicziana* Regel	17	28	45	9	11	20	0	0	0	-	-	-	-	-	-	65
ダケカンバ	*Betula ermanii* Cham.	3	3	6	0	0	0	0	0	0	-	-	-	-	-	-	6
カバノキ属*合計	*Betula* spp.	188	363	551	212	379	591	81	124	205	31	117	148	127	80	207	1702
トドマツ	*Abies sachalinensis* (F.Schmidt) Mast.	14	13	27	5	11	16	296	537	833	76	316	392	759	835	1594	2862
キハダ	*Phellodendron amurense* Rupr.	26	24	50	43	41	84	82	160	242	222	326	548	156	139	295	1219
タラノキ	*Aralia elata* (Miq.) Seem.	137	261	398	33	178	211	0	0	0	65	147	212	23	29	52	873
ヤチダモ	*Fraxinus mandshurica* Rupr.	93	99	192	5	0	5	0	0	0	29	17	46	0	0	0	243
バッコヤナギ	*Salix caprea* L.	8	27	35	1	32	33	5	23	28	27	93	120	4	0	4	220
エゾニワトコ	*Sambucus racemosa* L. subsp. *kamtschatica* (E.L.Wolf) Hultén	20	18	38	1	0	1	0	0	0	70	46	116	0	2	2	157
イタヤカエデ‡	*Acer pictum* Thunb.	3	4	7	7	4	11	1	0	1	14	37	51	0	2	2	59
ミズナラ	*Quercus crispula* Blume	4	2	6	18	19	37	0	0	0	4	7	11	1	0	1	55
ヤマグワ	*Morus australis* Poir.	12	28	40	6	2	8	0	0	0	0	1	1	5	0	5	54
オノエヤナギ	*Salix udensis* Trautv. et	13	31	44	0	4	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	48
ホオノキ	*Magnolia obovata* Thunb.	4	5	9	0	2	2	0	0	0	2	1	3	20	14	34	48
キタコブシ	*Magnolia kobus* DC. var. *borealis* Sarg.	1	4	5	8	7	15	0	0	0	3	15	18	0	1	1	39
アオダモ	*Fraxinus lanuginosa* Koidz. f. *serrata* (Nakai) Murata	0	0	0	9	0	9	0	0	0	11	17	28	0	0	0	37
オオカメノキ	*Viburnum furcatum* Blume ex Maxim.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	22	6	28	4	2	6	34
ハリギリ	*Kalopanax septemlobus* (Thunb.) Koidz.	2	3	5	0	1	1	2	0	2	0	2	2	12	5	17	27
ミヤマザクラ	*Cerasus maximowiczii* (Rupr.) Kom.	0	0	0	15	9	24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	24
コシアブラ	*Chengiopanax sciadophylloides* (Franch. et Sav.) C.B.Shang et J.Y.Huang	0	0	0	3	0	3	0	0	0	2	5	7	5	8	13	23
ハルニレ	*Ulmus davidiana* Planch. var. *japonica* (Rehder) Nakai	6	11	17	0	0	0	0	0	0	0	6	6	0	0	0	23
シナノキ	*Tilia japonica* (Miq.) Simonk.	1	2	3	1	1	2	0	0	0	5	9	14	0	0	0	19
エゾマツ	*Picea jezoensis* (Siebold et Zucc.) Carrière	0	0	0	0	16	16	0	1	1	0	0	0	0	0	0	17
カラマツ	*Larix kaempferi* (Lamb.) Carrière	2	8	10	0	1	1	0	0	0	0	4	4	0	0	0	15
トネリコ属‡	*Fraxinus* sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	6	11	2	0	2	13
イヌエンジュ	*Maackia amurensis* Rupr. et Maxim.	0	0	0	10	1	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11
カツラ	*Cercidiphyllum japonicum* Siebold et Zucc. ex Hoffm. et Schult.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	4	11	0	0	0	11
ミズキ	*Cornus controversa* Hemsl. ex Prain	0	2	2	2	0	2	0	0	0	0	5	5	0	2	2	11
オオヤマザクラ	*Cerasus sargentii* (Rehder) H.Ohba	0	0	0	10	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10
ナナカマド	*Sorbus commixta* Hedl.	2	0	2	0	0	0	2	0	2	3	0	3	1	0	1	8
ハナヒリノキ	*Eubotryoides grayana* (Maxim.) H.Hara var. *grayana*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	7	0	0	0	7
ツリバナ	*Euonymus oxyphyllus* Miq. var. *oxyphyllus*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	2	6	0	0	0	6
オヒョウ	*Ulmus laciniata* (Trautv.) Mayr	3	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
ヒロハノツリバナ	*Euonymus macropterus* Rupr.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	3
不明	Unidentified	0	0	0	1	0	1	0	0	0	2	0	2	0	0	0	3
アズキナシ	*Aria alnifolia* (Siebold et Zucc.) Decne.	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	2
ケヤマハンノキ	*Alnus hirsuta* (Spach) Turcz. ex Rupr. var. *hirsuta*	0	0	0	1	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
ミネカエデ	*Acer tschonoskii* Maxim.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2	0	0	0	2
不明（ウコギ科）	Unidentified (Araliaceae)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2	0	0	0	2
オニグルミ	*Juglans mandshurica* Maxim. var. *sachalinensis* (Komatsu) Kitam.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1
シウリザクラ	*Padus ssiori* (F.Schmidt) C.K.Schneid.	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
ノリウツギ	*Hydrangea paniculata* Siebold	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1
ハウチワカエデ	*Acer japonicum* Thunb.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1
ヤナギ属‡	*Salix* sp.	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
合計		727	1270	1997	604	1088	1692	550	969	1519	616	1195	1811	1119	1119	2238	9244

＊下川および留萌では、シラカンバ・ウダイカンバ・ダケカンバの3種について種まで同定せず、カバノキ属として一括した。
† エゾイタヤやアカイタヤを含む、種としての「イタヤカエデ」である。
‡ 属までの同定しかできなかったもの。別に掲載されている種である可能性もある（例:「トネリコ属」はヤチダモやアオダモの可能性もある）。

Effects of soil scarification on regeneration of saplings of birches and other species after clear-cutting of *Abies sachalinensis* plantations

Hiroki ITÔ [1)]*, Atsushi NAKANISHI [1)], Ikutaro TSUYAMA [1)], Takeshi SEKI [1)], Shigeo KURAMOTO [2)], Shigeo IIDA [3)] and Satoshi ISHIBASHI [1)]

Abstract

The aim of the present study was to determine which factors affect the natural regeneration of tree species such as birch *Betula* spp. after clear-cutting *Abies sachalinensis* plantations in Hokkaido, Japan. To achieve this, the relationships between sapling density and the factors such as the presence/absence of scarification, the height of the undergrowth, and, in the case of birch saplings, the distance from adult birch trees were analyzed at five study sites. Sapling density was positively correlated with scarification and negatively correlated with undergrowth height, and scarification suppressed the height of the undergrowth. In addition, the density of birch saplings was negatively correlated with the distance from the adult trees. However, the density of birch saplings at the study sites was lower than has previously been recorded in preceding studies, indicating that the natural regeneration of this species may not be successful. This will have been due to a lower density of dispersed seeds.

Key words: birch, dispersed seed density, scarification, natural regeneration, saplings

Received 28 November 2018, Accepted 10 July 2019
1) Hokkaido Research Center, Forestry and Forest Products Research Institute (FFPRI)
2) Department of Forest Vegetation, FFPRI
3) Kyushu Research Center, FFPRI
* Hokkaido Research Center, FFPRI, 7 Hitsujigaoka, Toyohira, Sapporo, Hokkaido, 062-8516 JAPAN; e-mail: hiroki@ffpri.affrc.go.jp