列状間伐がヒノキ人工林の植生回復と表土流亡の抑止に及ぼす長期的影響*

渡 邊 仁 志^{**1}・千 村 知 博^{2,3}・堤 隆 博^{2,4}・三 村 晴 彦^{2,3}

列状間伐が下層植生の動態と表土流亡の抑止に及ぼす長期的な影響を明らかにする目的で、ヒノキ人工林を点状および列状(1伐2残, 2伐4残, 3伐6残)に伐採し、下層植生と地表面の状態を比較した。間伐後、短期的には伐列の光条件が向上し植被率が増加した。しかし、間伐後12年目の相対散乱光強度は3伐列のみが高く、その他の調査区では数年の間に低下した。3伐列は他の調査区より植被率やリター被覆率が高く、表土流亡の間接指標である土壌侵食危険度指数が低かった。また、土壌侵食危険度指数は、植被率やリター被覆率が高い調査枠で低い傾向がみられた。伐採幅に起因する光条件の違いによって、下層植生が維持されリターの移動が抑制されたため、3伐列では、両者による地表面の被覆により表土流亡が低減したと推測される。キーワード: 地表面被覆, 土壌侵食危険度指数, 光条件, ヒノキ人工林, 列状間伐

Hitoshi Watanabe,^{**1} Tomohiro Chimura,^{2,3} Takahiro Tsutsumi,^{2,4} Haruhiko Mimura^{2,3} (2020) Long-term Effects of Line-thinning on Restoration of Undergrowth and Deterrence of Surface Soil Erosion in a Planted Japanese Cypress (*Chamaecyparis obtusa*) Forest. * J Jpn For Soc 102: 341–345 To clarify the responses of undergrowth and surface soil erosion deterrence to line-thinning in a planted Japanese cypress (*Chamaecyparis obtusa*) stand, we set one scattered-thinning plot (ST) and three types of line-thinning plot, with one cutting row (1CR) and two remaining rows, two cutting rows (2CR) and four remaining rows, and three cutting rows (3CR) and six remaining rows. We also compared the condition of the undergrowth and the forest floor among the plots. The light conditions and vegetation cover increased in the short term after thinning in all plots. In contrast, the relative light scattering intensity decreased in ST, 1CR, and 2CR over several years, but remained high in 3CR at 12 years after thinning. The ratio of vegetation and litter cover was higher in 3CR than in the other plots. The soil erosion susceptibility index, which is an indicator of the relative risk of surface soil erosion, was lower only in 3CR, and tended to be lower with a higher ratio of vegetation and litter cover. We suspect that in 3CR, because of the improvement in light condition caused by the greater row width, restoration of the undergrowth constrained the movement of litter, which decreased surface soil erosion.

Key words: forest floor coverage, Japanese cypress (*Chamaecyparis obtusa*) stand, light condition, line-thinning, soil erosion susceptibility index

I. は じ め に

国土保全や水源涵養などの生態系サービスを持続的に発揮させるためには、森林の適正な管理が重要である。しかし、ヒノキ(*Chamaecyparis obtusa*)人工林では、間伐等の手入れがされないまま過密になると、下層植生が衰退し、表土流亡(堆積リターおよび表層土壌の流出)が発生しやすくなる(赤井 1977; 井上ら 1987; 三浦 2000; 渡邊ら 2016)。表土流亡は、木材生産林の林地保全や持続的な林業経営の支障になるほか、環境保全林における広葉樹の更新・定着を妨げる要因になることから、早急に解決しなければならない課題である。

表土流亡の抑止には、堆積リターや下層植生による地表面の被覆が有効である(三浦 2000; Miura *et al.* 2015; 渡邊ら 2016)。しかし、ヒノキ人工林におけるリターの被覆効果は、他樹種の林分と比べて小さい(三浦 2000; 渡邊ら 2016)。一方、下層植生の動態については、間伐との関係性が深い。間伐には、林分密度管理のほかに、林内を明

るくして下層植生を回復させ、表土の保護と雨滴衝撃による土壌の流出抑制を図るという目的がある(竹内 1998)。間伐が林床の光環境と下層植生の動態に与える影響を扱った研究(例えば、富士本 2009; 深田ら 2006; 野口ら 2009; 渡邊ら 2011; 宮崎ら 2011; 宮崎 2013)は多くあり、間伐による下層植生の植被率や種数の増加が報告されている。その一方で、林木の保育や保安林整備を目的とした間伐・本数調整伐が採用している方法(伐採率が30%程度の点状間伐)では、林床の光条件の改善が不十分で、下層植生が一度衰退した林床においては、植生回復の効果がみられなかった事例(深田ら 2006; 横井ら 2008)もある。

林内の光環境をより積極的に向上させる手法として列状間伐が考えられる。しかし、列状間伐後の下層植生の動態(富士本 2009; 宮崎ら 2011)や表土流亡(岡本・渡邊 2018; 溝口ら 2018)を扱った報告の多くは調査期間が数年間程度で、長期間にわたり下層植生への影響を評価した事例(宮崎 2013)は限られている。また、列状間伐の

*本研究の一部は第8回中部森林学会大会で発表した。

**連絡先著者 (Corresponding author) E-mail: watanabe-hitoshi@rd.pref.gifu.jp

¹ 岐阜県森林研究所 〒501-3714 岐阜県美濃市曾代 1128-1 (Gifu Prefectural Research Institute for Forests, 1128-1 Sodai, Mino, Gifu 501-3714, Japan)

² 林野庁中部森林管理局森林技術・支援センター 〒509-2202 岐阜県下呂市森 876-1 (Forestry Technology Development and Support Center, Chubu Regional Forest Office, Forestry Agency, 876-1 Mori, Gero, Gifu 509-2202, Japan)

³ 現所属: 林野庁中部森林管理局木曽森林管理署南木曽支署 〒399-5301 長野県木曽郡南木曽町読書 3650-2 (Current affiliation: Nagiso Branch Office, Kiso District Forest Office, Chubu Regional Forest Office, Forestry Agency, 3650-2 Yomikaki, Nagiso, Nagano 399-5301, Japan)

⁴ 現所属: 林野庁中部森林管理局岐阜森林管理署小坂森林事務所 〒509-3106 岐阜県下呂市小坂町大島 1643-2 (Current affiliation: Osaka Forest Office, Gifu District Forest Office, Chubu Regional Forest Office, Forestry Agency, 1643-2 Oshima, Osaka, Gero, Gifu 509-3106, Japan) (2020年3月20日受付; 2020年9月28日受理)

伐採幅に着目して、植生回復や表土流亡への影響を比較した事例（宮崎ら 2011；宮崎 2013）は少ない。そのため、生態系サービス機能の向上を目的とした森林整備を実施するにあたり、間伐事業を設計するためのスケジュール（事業の実施間隔）や伐採幅（林冠を疎開する程度）などの判断材料が不足しているといえる。

本研究では、19年生ヒノキ人工林を点状および伐採幅を1伐2残、2伐4残、3伐6残に変えて列状に伐採し、伐採後12年後の林内の光環境、下層植生、地表面の状態を調査した。本報告は、その結果をもとに列状間伐が下層植生の動態や表土流亡の抑制に及ぼす長期的な影響について考察した。

II. 方 法

1. 調査地

調査は岐阜森林管理署・七宗国有林（加茂郡七宗町、北緯 35°35′28.92″，東経 137°08′31.46″）のヒノキ一斉人工林で行った。調査地は傾斜 28 度の西向き平衡斜面の中部にあり、標高約 550 m，土壌の母材はチャート，土壌型は適潤性褐色森林土～適潤性褐色森林土（偏乾亜型）である。気象の平年値（1981～2010 年）は、平均気温 11.6℃，年降水量 2,085.8 mm であった（国土交通省国土政策局国土情報課 2020）。調査地では 1988 年に 53 年生のヒノキ単層人工林を皆伐後，1989 年 3 月に密度 3,800 本 ha⁻¹ でヒノキが植栽され，植栽当年から 1994 年まで年 1 回の下刈りと 2001 年に 1 回の除伐，2003 年と 2007 年に各 1 回の枝打ちが行われた。

2. 調査と解析

調査地内に定性間伐を行う点状間伐区（面積 600 m²）と 3 種類の列状間伐区（総面積 5,400 m²）を隣接して設置し，2007 年 5 月（19 年生時）に初回間伐を行った。このうち列状間伐区では，植栽列（1 列約 2 m 幅）を等高線に対し直角方向（ほぼ東西方向）に伐採して，伐列 2 m（1 列），残列 4 m（2 列）の 1 伐 2 残区（面積 900 m²），伐列 4 m（2 列），残列 8 m（4 列）の 2 伐 4 残区（面積 1,800 m²），伐列 6 m（3 列），残列 12 m（6 列）の 3 伐 6 残区（面積 2,700 m²）を設定した（図-1）。列状間伐区には，南側から伐列，残列の順で各列を 3 本ずつ含むようにした。すべ

ての調査区の本数間伐率は 33% で，列状間伐区の残列では追加伐採を行っていない。伐採木は玉伐りし，人力で調査地外に搬出した。また，調査地の周囲では点状間伐区と同様の間伐を行った。2018 年（30 年生時）の林分は，平均胸高直径 17.3 cm，平均樹高 17.4 m，立木密度 2,980 本 ha⁻¹ であった（3 伐 6 残区の残列 2 カ所のデータをプールして集計）。

列状間伐区の伐列のうち最も南側の伐列と点状間伐区に 1 カ所ずつ設置された固定調査枠（2 m×1 m）において，間伐後 1 年目から 2016 年までの 10 年間，年 1 回 8～11 月に下層植生の全植被率，本木種の最大植生高が調査されていた。ただし，この記録には調査枠にくり返しがなかったことや，点状間伐区には治山用緑化種子が播種されていた（富士本 2009）ことから，本稿では時系列変化の参考データとして扱う。

2018 年 8 月（伐採後 12 年目）に，点状間伐区では，後述する全天空写真に列状間伐区の伐列が映り込まない位置に，また列状間伐区では，その調査区の設定より広い伐列から離して設置できるよう，最も南側に位置する伐列，残列に各 8 カ所の調査枠（枠の大きさは後述）を新設し，林床の光環境，林床被覆，地表面の状態を調査した。調査枠は林床の障害物を避け，調査区内の上下方向にはほぼ均等に配置し，かつ 1 カ所は既存の固定調査枠に内包されるようにした。調査枠は，このように他の調査区の影響を受けづらい場所に設置した。しかし，各調査区的面積が十分でないため，結果には他の調査区の影響が及んでいる可能性がある。

調査項目のうち，光環境については，画角 180°魚眼レンズ（ニコン FC-E8）を装着したデジタルカメラ（ニコン COOLPIX 990）を設置して全天空写真を撮影し，Ishida（2004）の方法により近傍の裸地に対する相対散乱光強度（SOC モデル）を計算した。また，林床被覆は下層植生の植被率とリターの被覆率を評価した。このうち，下層植生については，1 m×1 m の調査枠で，出現した維管束植物ごとの植生高，植被率を記録した。出現した本木種の中で最大の植生高を，その調査枠の植生高とした。また，リターと地表面の状態については，植生調査枠の中央に配置した 0.5 m×0.5 m の調査枠で，リターの被覆率，細根の露出面積（細根が雨水により洗い出されて地表に露出した部分の面積），土柱（礫や球果の周囲の土壌が侵食されて形成された土の柱）の個数，段差（小枝や地表に露出した根の斜面下方部の土壌が侵食されて形成された階段状の部分）面積（段差の延長×高さ）（塚本ら 1998；梶原ら 1999）を測定した。表土流亡の危険性を予測するため，地表面調査データから次式（1）により土壌侵食危険度指数（梶原ら 1999；渡邊ら 2018）を算出し，調査区ごとに算術平均した。

$$I_{ei} = (R_i/R_{\max} + P_i/P_{\max} + C_i/C_{\max}) \cdot 100 \quad (1)$$

ここで， I_{ei} ，調査枠 i の土壌侵食危険度指数； R_i ，調査枠 i の細根露出面積率； $R_{\max}$ ，細根露出面積率の最大値（調査データの最大値で本調査地では 45%，以下同じ）； P_i ，調査枠 i の土柱個数； $P_{\max}$ ，土柱個数の最大値（33 個）； C_i ，

図-1. 調査地の概要および調査区の配置

調査枠 i の段差面積; $C_{\max}$, 段差面積の最大値 (225 m^2)。この指数は、全調査枠中におけるその調査枠の表土流亡の程度を 0~300 の間で示す相対的な指標であって、表土流亡の痕跡が顕著な箇所ほど大きな値を取る。

調査区間の植被率、植生高、種数、リターの被覆率、土壤侵食危険度指数、相対散乱光強度の差の有無を Steel-Dwass の方法により多重比較した。

III. 結 果

図-2 に間伐後 10 年間の下層植生の動態を示す。3 伐区以外の植被率は、伐採後 2 年目に一時的な上昇がみられた可能性があるものの、低い水準で推移した (図-2(a))。また、最大植生高は、調査期間を通して横ばいか、やや高くなる傾向を示した (図-2(b))。

伐採後 12 年目の植被率は、3 伐列では 64.7% と高く ($p < 0.05$)、その他の調査区では 0.3~15.4% と低率であった (図-3(a))。また、植生高や種数は、同一の調査区内でもばらついたが、点状間伐区を基準にすると、3 伐列、2 伐列、および 4 残列の値が相対的に大きかった (いずれも $p < 0.05$; 図-3(b), 3(c))。調査区全体の出現種は 42 種類だった。平均植被率の上位は、シキミ (*Illicium anisatum*)、ヒサカキ (*Eurya japonica*)、サカキ (*Cleyera japonica*) などの常緑低木やコアジサイ (*Hydrangea hirta*)、ヒメシダ属 sp. (*Thelypteris* sp.) であった (表-1)。

リターの被覆率 (図-3(d)) は、3 伐列の値が高く、6 残列以外の調査区とは有意差がみられた ($p < 0.05$)。また、ばらつきが大きく統計的には有意ではなかったが、伐列の中でも 1 伐列や 2 伐列では値が小さかった (図-3(d))。

土壤侵食危険度指数は、最小 0~最大 218.2 の値を取っ

た。3 伐列の土壤侵食危険度指数は非常に低く、他の調査区との間に有意差が認められた ($p < 0.05$; 図-3(e))。その反面、伐列でも 1 伐列や 2 伐列には値が高いため外れ値になるような調査枠があり、残列と比較すると高い箇所が多かった (図-3(e))。

各調査区の相対散乱光強度は 3.4~12.6% で、3 伐列のみが高く、3 伐列とその他の調査区との間に有意差が認められた ($p < 0.05$; 図-3(f))。

下層植生の植被率と土壤侵食危険度指数 (図-4(a)), お

図-2. 間伐後 10 年間の下層植生の植被率(a)および最大植生高(b)の経年変化

列状間伐区の各伐列と点状間伐区に固定調査枠を設置。調査枠は各条件 1 カ所。空欄は欠測。

図-3. 間伐後 12 年目の下層植生の植被率(a), 植生高(b), 出現種数(c), およびリターの被覆率(d), 土壤侵食危険度指数(e), 相対散乱光強度(f)

調査枠は各条件 8 カ所。箱ひげ図で示す。箱中の横線は中央値、箱は四分位範囲、ひげの両端は箱の長さの 1.5 倍内にある最大値および最小値、ひげの外側の○は外れ値を示す。異なるアルファベットは Steel-Dwass 検定による有意差 ($p < 0.05$) を示す。

表-1. 下層植生の優占種の調査区ごとの植被率

種名	平均 植被率	常在度	調査区ごとの植被率（％）							
			点状 間伐	列状間伐（残列）			列状間伐（伐列）			
				2 残列	4 残列	6 残列	1 伐列	2 伐列	3 伐列	
シキミ	<i>Illicium anisatum</i>	5.5	16.1	—	0.4	—	0.1	1.6	0.9	35.3
ヒサカキ	<i>Eurya japonica</i>	4.4	57.1	0.1	0.6	3.8	0.2	1.8	10.0	14.3
サカキ	<i>Cleyera japonica</i>	2.6	10.7	—	—	2.7	13.8	—	0.1	1.8
ヒメシダ属 sp.	<i>Thelypteris</i> sp.	2.2	17.9	—	0.3	—	—	0.1	0.5	14.1
コアジサイ	<i>Hydrangea hirta</i>	1.0	25.0	—	0.1	0.6	1.1	0.3	3.1	1.9
ムラサキシキブ	<i>Callicarpa japonica</i>	0.3	28.6	—	0.1	0.3	0.1	0.1	0.4	1.1
スミレ属 spp.	<i>Viola</i> spp.	0.3	48.2	0.1	0.3	0.4	0.1	0.5	0.3	0.2
ヒノキ	<i>Chamaecyparis obtusa</i>	0.1	19.6	—	0.1	0.1	—	—	0.4	0.3
ホトトギス属 spp.	<i>Tricyrtis</i> spp.	0.1	19.6	0.1	—	0.1	—	0.1	0.2	0.3
ソヨゴ	<i>Ilex pedunculosa</i>	0.1	10.7	—	0.1	0.1	0.2	0.1	—	—

常在度 = (その種が出現した調査枠数/56 調査枠) × 100。全 42 種中、常在度 ≥ 10% の種について、平均植被率が高い種から降順で記載。「—」は記録なし。

図-4. 下層植生の植被率と土壌侵食危険度指数(a)およびリターの被覆率と土壌侵食危険度指数(b)の関係

すべての条件の調査区のデータをプールして解析した。ρ は Spearman の順位相関係数 (いずれも $p < 0.001$) を示す。

およびリターの被覆率と土壌侵食危険度指数 (図-4(b)) には、負の相関 (Spearman の順位相関、それぞれ $\rho = -0.48$, $\rho = -0.64$, いずれも $p < 0.001$) が認められた。したがって、すべての調査枠をプールして考えれば、土壌侵食危険度指数は、植被率やリター被覆率が高い状態において小さかった。

IV. 考 察

1. 列状間伐が林床の光環境と植生回復に及ぼす影響

本調査地における間伐前後の全天空写真から開空率を算出した報告 (富士本 2009) によれば、間伐前には 5.4% であった開空率が、間伐直後の点状間伐区と列状伐採区の伐列では 6.9~19.5% まで上昇し (表-2)、すべての伐列で林冠が疎開したことが報告されている。したがって、列状間伐による林床の光条件の改善に伴って、どの調査区でも下層植生が一時的に回復した (図-2) 可能性がある。

表-2. 間伐前後の調査区ごとの開空度

調査区	間伐前	間伐後	
		伐列	残列
点状間伐		6.9	
列状 1 伐 2 残	5.4	10.2	[5.8]
列状 2 伐 4 残		15.1	[7.6]
列状 3 伐 6 残		19.5	[4.2]

富士本 (2009) に基づく。定性間伐区の間伐後の値は伐列の欄に示す。裸数字は間伐直後、[] 内は間伐 1 年後の値を示す。

しかし、伐採後 12 年目の調査時において、植被率や最大植生高の値が大きく種数が多かったのは、3 伐列のみであった (図-3(a)~(c))。また、構成種は、主に耐陰性の高い木本の低木や小高木であった (表-1)。本数間伐率が 25% または 50% の点状間伐を行ったヒノキ人工林で下層植生の動態を調査した事例 (野口ら 2009) では、いずれの調査区でも植生の種数や植被率の増加が認められたものの、50% 区と比較すると 25% 区では種組成や植生構造の変化が相対的に小さかったこと、間伐後 5 年目以降は林冠再閉鎖の影響により植被率が低下しはじめたことが報告されている。一方、2 伐 2 残~4 伐 4 残の異なる列幅 (本数間伐率はいずれも 50%) で列状間伐を行ったヒノキ人工林では、間伐 5 年後の下層植生の植被率が 90% 以上であり、ヤマウルシ (*Rhus trichocarpa*) やキイチゴ属 (*Rubus* spp.) など先駆樹種の優占度が高かった (宮崎ら 2011)。また、林床被覆率 (植被率とリター被覆率の和) は、間伐後 7 年目にも引き続き 100% に近い値を示していた (宮崎 2013)。この報告では、林分の樹高 (平均 14.1 m) や密度 ($1,400 \text{ 本 ha}^{-1}$) が低かったことに加え、本研究の本数間伐率 (33%) より高かったことが、本研究における下層植生の発達程度との相違をもたらしたと推測される。

本調査地ではヒノキの枝伸長量が 5 年間で 2 m 程度であった (三村ら 2019) と推測されていることから、伐列の両側から枝が伸長することにより、林冠ギャップは 1 伐列 (2 m) では 3 年程度、2 伐列 (4 m) では 10 年程度で再閉鎖したと考えられる。実際にも間伐後 12 年目の伐列は、3 伐列以外では林冠ギャップが確認できなかった。林冠の再閉鎖により、3 伐列以外の相対散乱光強度はいずれの調査区も低い値であって (図-3(f))、広葉樹の生育の持続に必要な 15~20% 以上の光条件 (小池 1988) が整っていなかったと考えられる。これらのことから、調査林分で

は、列状間伐による光条件の変化により下層植生は一度は回復した可能性があるものの、長期的にみると、3 伐列以外では間伐効果が持続しなかったと考えられる。これには伐採幅の違いによる光条件の差が影響したと推測される。

2. 列状間伐が表土流亡の抑止に及ぼす影響

表土流亡の相対的な指標である土壌侵食危険度指数は、3 伐列でのみ非常に低かった半面、伐列の中でも 1 伐列や 2 伐列にはそれが高い箇所が認められた (図-3(e))。土壌侵食危険度指数は、下層植生の植被率やリター被覆率が高い調査枠ほど低くなる傾向が認められた (図-4)。このことから、3 伐列は他の条件の調査区と比較して、表土流亡が発生しにくかったと考えられる。下層植生や堆積リターによる地表面被覆が表土流亡の抑止に有効であることは、これまでの研究 (三浦 2000; Miura *et al.* 2015; 渡邊ら 2016; 渡邊ら 2018) でも報告されている。しかし、傾斜地のヒノキ人工林においては、落葉自体の斜面下部への移動 (井上ら 1987) や土壌への混入 (酒井ら 1987) が発生しやすいことから、リター被覆率が高く維持されるのは困難である (三浦 2000; 渡邊ら 2016) といわれている。にもかかわらず、伐列の中でも 3 伐列のリター被覆率だけが非常に高かった (図-3(d)) のは、下層植生が維持されたことによって、林床に供給されたリターの移動が抑止されたからである可能性が高い。その結果、3 伐列では、下層植生とリターによる地表面の重層的な被覆効果によって、表土流亡が発生しにくかったと推測される。その一方、1 伐列や 2 伐列では、下層植生の回復が不十分であったために、表土流亡が発生しやすい状態が続いていると考えられた。つまり、表土流亡が抑止された状態が保たれていたのは、本研究の条件の中では 3 伐 6 残の伐列だけであった。これらのことから、長期的には、列状間伐の伐採幅に起因する光条件の違いにより、下層植生が維持されリターの移動が抑制される期間に違いが生じ、表土流亡の抑止効果に影響したと推測される。

下層植生が衰退したヒノキ一斉人工林で、列状間伐によって長期間にわたって下層植生の回復や林床被覆の維持を図り、表土流亡を抑止するためには、従来の間伐率の議論 (深田ら 2006; 野口ら 2009; 渡邊ら 2011) と同様に、下層植生の生育が可能な林内の光条件がどれだけの期間維持できるかが重要であるといえる。したがって、列状間伐においては、伐採幅の設計によって土壌保全効果の持続期間を制御できる可能性がある。しかしながら、間伐率に上限がある中で伐採幅を広く取れば、残列を広くすることになり、残列での植生回復が見込めなくなるという問題点もある。その反対に伐採幅を狭くした場合には、林冠が再閉鎖する前、数年以内に次の間伐を実施しなければならない。今後、光条件の変化やそれに伴う下層植生の動態の検証に加え、現実的に設計・実施可能な間伐の実施間隔なども考慮に入れた実証的な研究を増やし、それに基づく間伐指針の再検討が必要だと考えられる。

謝 辞

本研究は中部森林管理局と岐阜県の連携に基づいて、中部森林管理局森林技術・支援センターと岐阜県森林研究所が共同で実施した。現地調査にあたっては、両所属の歴代の職員にご協力いただいた。岐阜県森林研究所の茂木靖和主任専門研究員には、草稿に対してご助言をいただいた。また、査読者と編集者からは本稿に対する貴重なご指摘やご提案をいただいた。各位に対しここに深く謝意を表する。

引用文献

- 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
- 富士本亜弥 (2009) ヒノキ単層林の下層植生回復試験について. 平成 20 年度中部森林技術交流発表集: 53-56
- 深田英久・渡辺直史・梶原規弘・塚本次郎 (2006) 土壌保全からみたヒノキ人工林の下層植生の動態と植生管理への応用. 日林誌 88: 231-239
- 井上輝一郎・岩川雄幸・吉田桂子 (1987) ヒノキ単純林における落葉および土砂の移動. 林試研報 343: 243-254
- Ishida M (2004) Automatic thresholding for digital hemispherical photography. Can J For Res 34: 2208-2216
- 梶原規弘・塚本次郎・入田慎太郎 (1999) ヒノキ人工林における下層植生のタイプと土壌侵食危険度との関係. 日林誌 81: 42-50
- 小池孝良 (1988) 落葉広葉樹の生存に必要な明るさとその生長に伴う変化. 林木の育種 148: 19-23
- 国土交通省国土政策局国土情報 (2020) 国土数値情報 (オンライン), <http://nlftp.mlit.go.jp/ksj/> (参照: 2019-1-14)
- 三村晴彦・堤 隆博・渡邊仁志 (2019) 列状間伐がヒノキの成長に与える影響について, 樹幹解析による成長量の評価. 中森研 67: 23-24
- 三浦 寛 (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
- Miura S, Ugawa S, Yoshinaga S, Yamada T, Hirai K (2015) Floor cover percentage determines splash erosion in forests. Soil Sci Soc Am J 79: 1782-1791
- 宮崎潤二・山上健次・馬場 彰 (2011) 異なる伐採幅の列状間伐が下層植生に及ぼす影響. 九森研 64: 63-65
- 宮崎潤二 (2013) 異なる伐採幅の列状間伐が下層植生に及ぼす影響 II. 下層植生の繁茂と移動土砂量. 九森研 66: 42-45
- 溝口拓朗・伊藤 哲・山岸 極・平田令子 (2018) 間伐方法の違いが表土流出に及ぼす短期的影響. 森林立地 60: 23-29
- 野口麻穂子・酒井 敦・奥田史郎・稲垣善之・深田英久 (2009) 四国地方のヒノキ人工林における間伐後 6 年間の林床植生変化. 森林立地 51: 127-136
- 岡本卓也・渡邊仁志 (2018) 壮齢ヒノキ人工林における列状間伐後 2 年間の保残帯と伐採帯の表土移動量の違い. 岐阜県森林研研報 47: 27-32
- 酒井正治・井上輝一郎・岩川雄幸 (1987) 粗大有機物の土壌への混入量 (Ⅲ), 斜面位置の違いによるヒノキ葉混入量. 日林論 98: 193-196
- 竹内郁雄 (1998) 間伐の目的と効果. (森林技術ハンドブック. 須崎幸男ら編, 社団法人全国林業改良普及協会). 860-862
- 塚本次郎・梶原規弘・入田慎太郎 (1998) ヒノキ人工林における表土流亡危険度の予測, 土壌侵食強度の簡易評価における地表面観察の有効性の検討. 日林誌 80: 205-213
- 渡邊仁志・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
- 渡邊仁志・井川原弘一・横井秀一 (2018) 表土流亡の抑止効果に着目したヒノキ人工林の下層植生分類へのササ型の追加とその序列化. 森林立地 60: 55-61
- 渡邊仁志・横井秀一・井川原弘一 (2011) 下層植生が衰退したヒノキ人工林における間伐後 5 年間の下層植生の種組成と植被率の変化. 岐阜県森林研研報 40: 1-14
- 横井秀一・井川原弘一・渡邊仁志 (2008) 間伐後 3~5 年が経過したヒノキ人工林の下層植生. 岐阜県森林研研報 37: 17-22