

短 報

ヒノキ人工林の群状間伐における下層植生の回復に効果的な伐採群の大きさ¹

渡邊 仁志

Effective gap size of group-thinning to undergrowth recovery in planted Japanese cypress
(*Chamaecyparis obtusa*) forests¹

Hitoshi Watanabe

伐採面積が下層植生の回復に及ぼす影響を検討するため、岐阜県南部の3地域でサイズの異なる群状間伐(面積各 6.7 m², 12.2m², 23.0m²)を行ったヒノキ人工林において、間伐後6年目の下層植生の状態を評価した。伐採面積が最も小さい調査地1では、相対散乱光強度は小さく植生回復が認められなかった。一方、伐採面積が中庸の調査地2ではミヤコザサとスズタケが、伐採面積が最大の調査地3ではシロモジなどが増加した。調査地1に対して調査地2と調査地3は、また間伐直後の植被率の高さ、伐採群内であること、ササが存在することによって、伐採6年後の植被率が高くなった。このことから、光条件が十分に改善される大きさになるよう群状間伐の面積を確保すれば、下層植生が回復する可能性があることと、林床にササ類が存在する場合には、下層植生の回復・維持が図られやすいことが示唆された。

キーワード：群状間伐、植生回復、伐採群の面積、光環境、表土流亡

I はじめに

ヒノキ(*Chamaecyparis obtusa*)一斉人工林には、間伐の遅延にともなって下層植生が衰退し、表土流亡が発生しやすくなる(三浦 2000)という森林管理上の問題がある。下層植生の存在は表土流亡の抑止に有効であるが、下層植生が一度衰退した林分では、間伐によりそれらが回復しない事例(中村 1992; 深田ら 2006; 横井ら 2008)が報告されている。ここで、定性間伐の伐採率を高くした間伐(以下、強度間伐という)や、林分の一部を小集団または列状に伐採し、明るい箇所を部分的につくり出す間伐(以下、前者を群状間伐、後者を列状間伐という)などによって、林内をより明るくするような方法を採用すれば、下層植生が回復しない原因のひとつである、間伐率の低さやそれにもなう林内照度の不足(中村 1992; 横井ら 2008)を解決できる可能性がある。さまざまな間伐方法が、下層植生の動態を通じて表土流亡に及ぼす効果を適切に評価できれば、水土保持機能の向上を目的とした森林整備の手法を決めるの一助となるだろう。

これまでに、下層植生の回復に対する列状間伐の効果(村本 2005; 宮崎 2013; 渡邊 2020)や効果的な伐採

幅が検討(宮崎 2013; 渡邊 2020)されている。群状間伐においても、手法の有効性(渡邊ら 2025)は報告されているが、効果的な伐採面積や、林分内で群状間伐を行った箇所とそれ以外の箇所における効果の差については不明な点が多い。

本研究では、伐採面積を変えて群状間伐を行ったヒノキ人工林において、間伐が光環境と下層植生に及ぼす影響を検討するため、伐採6年後の状況を調査した。また、下層植生の種類によって、光環境に対する反応が異なっていることが観察されたため、この点もあわせて評価した。

II 方 法

1. 調査地の概要と間伐方法

調査地は、岐阜県東濃地方の中津川市付知(北緯 35° 40′ 34.21″, 東経 137° 26′ 25.30″), 恵那市東野(北緯 35° 25′ 52.13″, 東経 137° 28′ 33.25″), 中津川市加子母(北緯 35° 43′ 41.56″, 東経 137° 23′ 19.57″)の3林分に設定した(表-1)。どの林分も下層植生が衰退したヒノキ一斉人工林であった。このうち、調査地1(中津川市付知)は標高 980m, 平均傾斜 40°の西向き平衡斜面中部にあり、土壌の母材は濃飛流紋岩

¹ 本研究の一部は、第 61 回日本生態学会でポスター発表した。

表-1. 調査地の概要

調査地	場所	標高 (m)	年降水量 ¹ (mm)	平均気温 ¹ (℃)	斜面傾斜 (°)	傾斜 方位	斜面 位置	林齢 ² (年)
調査地1	中津川市付知町	980	2,482.5	9.0	40	西	中部	34
調査地2	恵那市東野	580	2,205.9	11.5	25	南	下部	34
調査地3	中津川市加子母	1090	2,607.2	8.4	36	西	中部	33

¹国土交通省国土数値情報ダウンロードサイト(2022)による、平年値(1991～2020年)。

²調査開始時の林齢。

表-2. 調査地の林分と間伐の概要

調査地	調査地 面積 (m ²)	伐採群 面積 (m ²)	間伐率 (%)		立木密度 (本 ha ⁻¹)		樹高 ² (m)			胸高直径 ² (cm)		
			本数	断面積 ¹	間伐前	間伐後	間伐前	間伐後	再調査 ³	間伐前	間伐後	再調査 ³
調査地1	307	6.7	16.0	11.4	1,661	1,400	16.1	16.2	17.8	20.9	21.5	23.0
調査地2	321	12.2	23.0	16.7	1,903	1,466	17.7	17.9	20.1	18.8	19.6	21.4
調査地3	427	23.0	43.9	45.3	1,334	749	18.2	18.3	19.4	23.9	23.6	25.6

¹ 胸高断面積合計, ² 平均値, ³ 再調査時(2011年または2012年)。

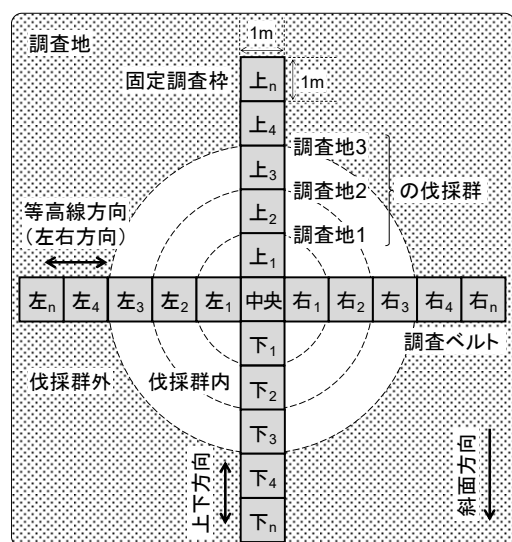


図-1. 調査地および固定調査枠の模式図

伐採群の形状は円形で近似した。固定調査枠は各調査地の地形や形状にあわせて個数を調整している。

表-3. 各調査地で解析に供した調査枠数

調査地	伐採群内						伐採群外				
	中央	上	下	左	右	計	上	下	左	右	計
調査地1	1	1	1	1	1	(5)	8	3	6	8	(25)
調査地2	1	2	2	1	2	(8)	5	4	3	4	(16)
調査地3	1	3	3	3	2	(12)	6	7	4	5	(22)

類(溶結凝灰岩)、土壌型は適潤性褐色森林土(偏乾亜型)であった。調査地2(恵那市東野)は標高580m、平均傾斜25°の南向き平衡斜面下部にあり、土壌の母材は花崗閃緑岩、土壌型は適潤性黒色森林土であった。また、調査地3(中津川市加子母)は標高1090m、平均傾斜36°の西向き平衡斜面中部にあり、土壌の母材は

濃飛流紋岩類(溶結凝灰岩)、土壌型は適潤性褐色森林土であった。

調査地1では2006年秋に、調査地2と調査地3では2005年秋に間伐を行った。間伐時に、点状伐採に加え群状伐採(数本の立木をまとめて伐採すること)によって、比較的小さなギャップ(伐採群;面積各6.7m², 12.2m², 23.0m²)を林冠に設けた(表-2)。各調査地の間伐率は、本数率で各16.0%, 23.0%, 43.9%, 断面積率で各11.4%, 16.7%, 45.3%であった(表-2)。

2. 調査方法

伐採群の中心で直交する最長25mの調査ベルトを斜面上下方向、等高線(左右)方向に配置した(長さは、調査地の地形や形状にあわせて調整した)。ベルト上に連続して小方形区(1m×1m)を設置し、不整地と倒木、伐根や岩により面積が確保できなかった場所を除いて固定調査枠とした。このうち、伐採群の内側(林冠ギャップの内)の固定調査枠を伐採群内、外側(同外)の固定調査枠を伐採群外に区分した(図-1)。伐採群内に含まれる固定調査枠は、伐採群の面積に応じて個数が決まり、調査区1では5個、調査区2では9個、調査区3では13個であった。

間伐直前の2005年秋(調査地1では2006年秋)には下層植生を、間伐後6年目の2011年(調査地1では2012年)の9月または10月には、光条件と下層植生を調査した。このうち光条件は、画角180°の魚眼レンズ(ニコンFC-E8)を装着したデジタルカメラ(ニコンCOOLPIX 995)を用いて、地上高1.8mにおい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。

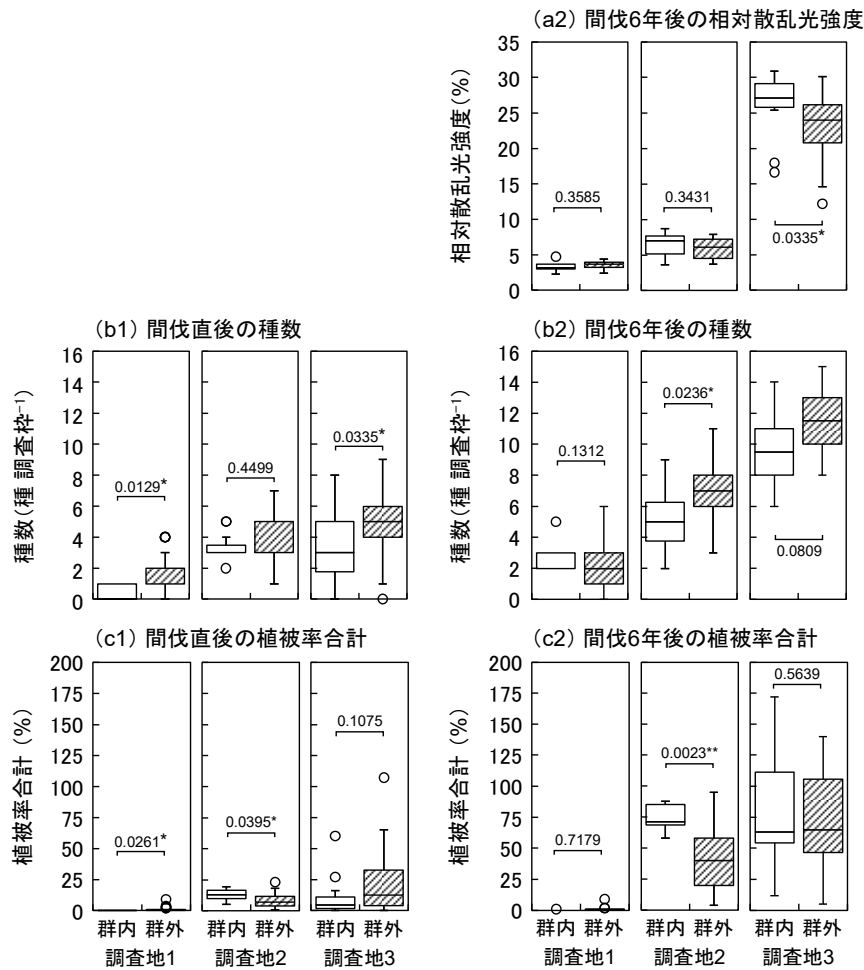


図-2. 間伐直後の下層植生の出現種数 (b1), 植被率合計 (c1), および間伐 6 年後の相対散乱光強度 (a2), 下層植生の出現種数 (b2), 植被率合計 (c2) 箱ひげ図で示す。箱中の横線は中央値, 箱は四分位範囲, ひげの両端は箱の長さの 1.5 倍内にある最大値および最小値, ひげの外側の○は外れ値を示す。図中の数字は同一調査地内の伐採群内と伐採群間における Mann-Whitney の U 検定の有意確率, 数字の右肩の*は有意差 (*: $p < 0.05$, **: $p < 0.01$) を示す。

撮影時のレンズフレアに起因して林冠内に光の漏れが発生した写真と、画角内に樹高 2m 以上の低木が映り込んで開空率が明らかに低下している写真は、相対散乱光強度を計算しなかった。また、下層植生の動態は、各調査枠において草本層（地上高 $\leq 0.6\text{m}$ ）および低木層（ $0.6\text{m} < \text{地上高} \leq 2.0\text{m}$ ）の両層の植被率と、出現した維管束植物の種、出現種ごとの植被率を記録した。草本層の植被率と低木層の植被率を合計した値を植被率合計とした。以降の解析には、光条件と下層植生のデータセットが揃った固定調査枠のみを使用した（表-3）。

間伐 6 年後の植被率合計を応答変数、調査地、伐採群の内外、ササの有無（以上、カテゴリ変数）、間伐直後の植被率合計、間伐 6 年後の相対散乱光強度（以上、量的変数）を説明変数とし、確率分布を正規分布（リンク関数：identity）とした場合の一般化線形モデル（GLM）を構築し、すべての説明変数を投入したモデルからステップワイズ法により変数を取捨し、AIC（赤池情報量基準）が最小になるモデルを選択した。

Ⅲ 結果

間伐直後の下層植生の種数（図-2b1）は、伐採群外の方が多（調査区 1 と調査区 3；Mann-Whitney の U 検定, $p < 0.05$ ）か、または多い傾向がみられた（調査区 2）。同時期の植被率合計（図-2c1）は、調査地 3 の伐採群外（平均 23.1%）を除いて、どの調査地も低率（0.3 ~ 13.0%）であった。間伐 6 年後における調査地 1 と調査地 2 の相対散乱光強度（図-2a2）は 3.4 ~ 6.5% であり、どちらの調査地も伐採群の内外で差がみられなかった。一方、調査地 3 では、伐採群内の相対散乱光強度の平均値が 26.2%、伐採群外の平均値が 23.0%で、他の調査地より高く、また伐採群内の方が高かった（Mann-Whitney の U 検定, $p < 0.05$ ）。

間伐 6 年後の下層植生の種数（図-2b2）は、調査地 1 で 2 ~ 3 種、調査地 2 で 5 ~ 7 種、調査地 3 で 10 ~ 11 種だった。このうち、調査地 2 では伐採群外の方が伐採群内より種数が多く（Mann-Whitney の U 検定, $p < 0.05$ ）、

表-4. 間伐 6 年後の主な出現種とその植被率

(a) 調査地1

種 名	生活型	植被率 (%)		出現頻度 (%)
		平均	(最小 - 最大)	
ヒメシダ属sp. <i>Thelypteris</i> sp.	シダ	0.3	(0 - 2.0)	23.3
コシアブラ <i>Chengiopanax sciadophylloides</i>	落葉高木	0.2	(0 - 1.0)	36.7
ヒノキ <i>Chamaecyparis obtusa</i>	常緑高木	0.2	(0 - 0.5)	30.0
ほか 20種 (計23種)				

(b) 調査地2

種 名	生活型	植被率 (%)		出現頻度 (%)
		平均	(最小 - 最大)	
ミヤコザサ <i>Sasa nipponica</i>	ササ	40.3	(0 - 85.0)	90.3
スズタケ <i>Sasa borealis</i>	ササ	3.2	(0 - 55.0)	22.6
ヒサカキ <i>Eurya japonica</i> var. <i>japonica</i>	常緑小高木	2.9	(0 - 13.0)	74.2
ヤブムラサキ <i>Callicarpa mollis</i>	落葉低木	1.1	(0 - 28.0)	19.4
イワガラミ <i>Hydrangea hydrangeoides</i>	落葉藤本	1.0	(0 - 4.0)	67.7
ヒメシダ属sp. <i>Thelypteris</i> sp.	シダ	0.6	(0 - 4.0)	41.9
ベニシダ <i>Dryopteris erythrosora</i>	シダ	0.5	(0 - 5.0)	22.6
ヒノキ <i>Chamaecyparis obtusa</i>	常緑高木	0.5	(0 - 1.0)	80.6
トウゲシバ <i>Huperzia serrata</i>	シダ	0.4	(0 - 3.0)	35.5
モミジイチゴ <i>Rubus palmatus</i> var. <i>coptophyllus</i>	落葉低木	0.3	(0 - 2.0)	35.5
ほか 27種 (計37種)				

(c) 調査地3

種 名	生活型	植被率 (%)		出現頻度 (%)
		平均	(最小 - 最大)	
コアジサイ <i>Hydrangea hirta</i>	落葉低木	31.3	(0 - 95.0)	93.1
シロモジ <i>Lindera triloba</i>	落葉低木	14.4	(0 - 76.0)	41.4
タガネソウ <i>Carex siderosticta</i>	多年生草本	4.6	(0 - 25.0)	82.8
ヒメシダ属sp. <i>Thelypteris</i> sp.	シダ	4.2	(0 - 28.0)	58.6
チデミザサ <i>Oplismenus undulatifolius</i>	多年生草本	1.8	(0 - 18.0)	55.2
モミジイチゴ <i>Rubus palmatus</i> var. <i>coptophyllus</i>	落葉低木	1.6	(0 - 8.0)	79.3
エゴノキ <i>Styrax japonicus</i>	落葉小高木	1.2	(0 - 20.0)	20.7
リョウブ <i>Clethra barbinervis</i>	落葉小高木	1.1	(0 - 5.0)	62.1
チゴユリ <i>Disporum smilacinum</i>	多年生草本	0.8	(0 - 6.0)	62.1
ノブドウ <i>Ampelopsis glandulosa</i> var. <i>heterophylla</i>	落葉藤本	0.5	(0 - 4.0)	41.4
モミジハグマ <i>Ainsliaea acerifolia</i> var. <i>acerifolia</i>	多年生草本	0.4	(0 - 4.0)	34.5
バイカツツジ <i>Rhododendron semibarbatum</i>	落葉低木	0.4	(0 - 4.0)	20.7
ヤマホトトギス <i>Tricyrtis macropoda</i>	多年生草本	0.3	(0 - 1.0)	44.8
イワガラミ <i>Hydrangea hydrangeoides</i>	落葉藤本	0.3	(0 - 3.0)	34.5
クマイチゴ <i>Rubus crataegifolius</i>	落葉低木	0.3	(0 - 2.0)	27.6
ヒノキ <i>Chamaecyparis obtusa</i>	常緑高木	0.2	(0 - 1.0)	34.5
ほか 36種 (計52種)				

植被率+は0.5%に換算。出現頻度=(その種が出現した調査枠数/全調査枠数)×100。出現頻度≥20%の種について、平均植被率が高い順に降順で掲載。

調査地 3 でも種数が多い傾向がみられた。同時期の植被率合計 (図-2c2) は、調査地 1 では伐採群の内外とも低率 (それぞれ、平均 0.6%, 1.0%) であり、反対に、調査地 3 の伐採群の内外は高率で同等 (それぞれ、平均 81.1%, 70.7%) であった。また、調査地 2 (それぞれ、平均 74.1%, 39.3%) では、伐採群内の方が伐採群外より高率であった (Mann-Whitney の U 検定, $p < 0.01$)。

主要出現種の平均植被率と出現頻度を示す。調査地 1 (表-4a) では、ヒメシダ属 sp. (*Thelypteris* sp.) やコシアブラ (*Chengiopanax sciadophylloides*) の出現頻度が高かったが、平均植被率はいずれの種も低率であった。

調査地 2 (表-4b) では、ササ類 (ミヤコザサ *Sasa nipponica*, スズタケ *Sasa borealis*) やヒサカキ (*Eurya japonica* var. *japonica*) が多かった。調査地 3 (表-4c) では、コアジサイ (*Hydrangea hirta*) やシロモジ (*Lindera triloba*) など落葉低木の平均植被率が高かった。

間伐 6 年後の植被率合計の寄与する要因を GLM により推定した結果 (表-5), 説明変数には調査地, 伐採群の内外, ササの有無, および間伐直後の植被率合計が選択され (AIC=879.9), 調査地 1 に対する調査地 2 と調査地 3, および間伐直後の植被率, 伐採群内であること, ササが存在することがそれぞれ正の効果をもっていた。

表-5. 間伐 6 年後の植被率合計に及ぼす各説明変数の影響

説明変数		全ての変数を投入したモデル		AIC 最小モデル	
		パラメータ推定値	標準誤差	パラメータ推定値	標準誤差
切片		-2.4345	5.2699	-2.6453	4.4649
調査地 (基準: 1)	2	10.5949	10.2748	10.4531	10.0494
	3	55.2107 **	17.8248	53.9544 ***	6.8521
伐採群内外 (基準: 外)	内	16.1646 **	6.0371	16.0445 **	5.7964
ササの有無 (基準: なし)	あり	35.4288 **	10.6238	35.4617 **	10.5556
間伐直後の植被率合計		0.9257 ***	0.1805	0.9212 ***	0.1698
相対散乱光強度		-0.0660	0.8637		
AIC			881.9		879.9

間伐6年後の植被率合計を応答変数、調査地、伐採群内外、ササの有無、間伐直後の植被率合計、相対散乱光強度を説明変数とし、確率分布を正規分布(リンク関数:identity)とした場合の一般化線形モデル(GLM)の結果。*: $p < 0.01$, ***: $p < 0.001$ を示す。

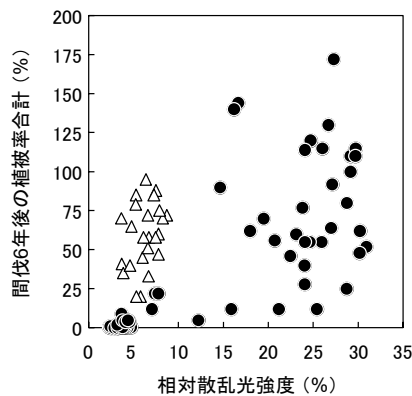


図-3. 間伐 6 年後の相対散乱光強度と植被率合計の関係
△はササ類が出現する調査枠、●はそれ以外の調査枠を示す。

間伐 6 年後の相対散乱光強度と植被率合計の関係を、ササ類が出現する調査枠とそれ以外の調査枠に分けてプロットすると、ササ類がある調査枠では、相対散乱光強度が低い場合にも植被率合計が高い傾向がみられた(図-3)。

IV 考 察

1. 伐採群の大きさが植被率に及ぼす影響

本研究では、群状間伐の伐採群の面積を変えた調査地を設置し、そのことが下層植生の回復に及ぼす影響を検証した。伐採群の面積を最小 (6.7m²) に設定した調査地 1 では、相対散乱光強度が低く (図-2a2)、種数、植被率合計ともに、間伐直後、間伐 6 年後の両時期で値が低かった (図-2b1, 2b2, 2c1, 2c2)。広葉樹の生育持続に必要な相対照度は、15~20%以上 (小池 1988) といわれている。ヒノキの枝伸長量は、5 年間で 2m 程度 (三村ら 2019) と推測されているため、伐採群の林冠ギャップは、側方からの枝の伸長によって間伐後 2~3 年間

で閉鎖したと考えられる。調査地 1 では、間伐後の早い時期から、広葉樹の成長に必要な光条件の基準を下回っていたことが示唆されることから、下層植生の発達に対する間伐効果はほとんどなかったと推測される。

調査地 1 に対し、調査地 2 (伐採群の面積: 12.2m²) と調査地 3 (同: 23.0m²) は、間伐 6 年後の植被率合計に対する正の効果を持ち (表-5)、間伐 6 年後の植被率が高かった (図-2a2)。このうち、調査地 2 の伐採群の内外を比較すると、伐採群外の間伐 6 年後の植被率合計は、伐採群内に比べ低率に留まっていた (図-2c2)。間伐 6 年後の相対散乱光強度は伐採群の内外でほぼ同等であった (図-2a2) が、伐採群外では、ギャップ閉鎖の影響を受けはじめた時期が伐採群内に比べ早く、そのことが下層植生の動態に影響した可能性がある。

これに対して、調査地 3 では落葉低木が多く (表-4)、間伐 6 年後の植被率合計には、伐採群の内外の値に差がみられなかった (図-2c2)。これは、間伐 6 年後の相対散乱光強度が伐採群の内外とも十分に高く (図-2a2)、どちらも広葉樹の生育持続に必要な光条件を満たしていたためであると推測される。下層植生が衰退したヒノキ人工林の伐採群を 20m² 程度確保した調査地において、本調査と同様に光環境の向上と下層植生の発達が確認されている (渡邊ら 2025)。これらの調査結果から考えると、群状間伐によって 20m² 程度以上の伐採面積を確保し、林内全体の光環境を十分に改善すれば、伐採群の周辺も含めて下層植生が回復する可能性がある。

2. 植被率に及ぼすササ類の影響

調査区 2 の伐採群内では、間伐 6 年後の相対散乱光強度が低く (図-2a2)、広葉樹の成長条件 (小池 1988) を満たしていなかったにも関わらず、植被率合計は調査地 3 と同等程度に高かった (図-2c2)。これにはササ類の

存在が影響していると考えられる。ミヤコザサとスズタケは調査地2にのみ出現し(表-4)、ササ類の存在は、間伐6年後の植被率合計に対して正の効果を持っていた(表-5)。また、ササ類が存在する調査地は、それ以外の調査地に比べて、低い相対散乱光強度下でも植被率合計が高い傾向が認められた(図-3)。ササ類は地下茎によって水や同化産物を同個体内で転流できるため、林冠下で光量が低下しても高い植被率が維持される(齋藤ら2000)。したがって、光条件がやや悪化したヒノキ林下にもササ類が存在する(渡邊ら2018)場合があり、間伐をきっかけにその植被率が回復する可能性がある。

加えて、ササ類は植被率合計が高く、葉層や堆積リターが地表面を重層的に被覆する特徴から、表土流亡が発生しにくい下層植生タイプである(渡邊・井川原2015; 渡邊ら2018)。このことから、ヒノキ林下におけるササ類の存在は、間伐周期が長くなった場合や伐採群の面積が確保できない場合にも、下層植生の回復や維持に有効であり、その結果、表土流亡の抑止効果の持続に貢献していると推測される。

謝 辞

林分の各所有者には、調査地の設定にご理解とご協力いただいた。岐阜県森林研究所の職員には、現地調査にあたりご協力いただいた。岐阜県森林研究所の茂木靖和、宇敷京介の両氏には、考察に関連する有益なご助言をいただいた。ここに深く感謝する。

引 用 文 献

- 深田英久・渡辺直史・梶原幹弘・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
- Ishida, M. (2004) Automatic thresholding for digital hemispherical photography. Can J For Res 34 : 2208-2216
- 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
- 国土交通省国土数値情報ダウンロードサイト(2022) 国土数値情報(平年値メッシュデータ第3.0版); [2024.3.19参照]. https://nlftp.mlit.go.jp/ksj/gml/datalist/KsjTmplt-G02-v3_0.html
- 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
- 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
- 村本康治・野上寛五郎・高木正博(2005) ヒノキ壮齢林の下層植生におよぼす列状間伐の影響, 間伐5年後の種組成. 九森研 58 : 59-62
- 中村松三(1992) 雲仙山塊におけるヒノキ林の林分閉鎖と林床植生. 日林東北支誌 44 : 93-94
- 西條好迪(1989) ササ生地の植生管理に関する生態学的研究, (2) 中部日本におけるササ属植物数種の分布. 岐大農研報 54 : 251-264
- 齋藤智之・清和研二・西脇亜也・菅野洋・赤坂臣智(2000) ブナ天然林におけるギャップ周辺の光環境とチマキザサの分布. 日林誌 82 : 342-348
- 渡邊仁志・千村知博・堤隆博・三村晴彦(2020) 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. 日林誌 102 : 341-345
- 渡邊仁志・井川原弘一(2015) ササに覆われたヒノキ林床における表土移動量. 日緑工誌 41 : 315-318
- 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(2025) 群状および強度間伐後のヒノキ人工林における下層植生の中期的な応答. 岐阜県森林研研報 54 : 9-16
- 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 38 : 17-22