

伐採後の成林化に関する研究

2009 年度～2011 年度

江口則和・小山亜理沙*

要 旨

皆伐後の未植栽地における成林化手法を確立するため、本県の未植栽地の実態と、本県で開発された使用済み海苔網を利用した低コストの防鹿柵（海苔網柵）の未植栽地への効果を検証した。その結果、未植栽地の実態について、植被率は高く、先駆種、遷移後期種を含めて高木性樹木も多数存在したが、経済的な価値のある有用広葉樹の優占度は小さかった。未植栽地における木本種の発生活長について、高木性樹木は多数発生し成長速度の大きいものもあったが、有用広葉樹は発生個体数が少なく成長速度も小さかった。海苔網柵の効果について、シカ害防除に一定の効果は認められたが、柵が乗り越えられた箇所も認められた。以上から、未植栽地では天然更新によって公益的機能回復の可能性はあるが、木材生産機能回復の可能性は低いといえた。そのため、木材生産機能を含めた森林に回復するためには、伐採後の植栽は不可欠であると考えられた。また、海苔網柵を用いて未植栽地のシカ害対策を行う場合は、切り株近くに柵を設置しないなどの乗り越え防止対策を行うことで防除効果が期待できると考えられた。

I はじめに

採算性の低迷等により皆伐後植栽されない林分（以下、未植栽地）が増加している（黒瀬, 2005・Nagashima et al., 2009・和田, 2008・Yamagawa et al., 2007）。未植栽地の増加は、将来の木材生産量の低下（Nagashima et al., 2009・吉田, 2002）や、水土保持や生物多様性保全といった公益的機能の低下（和田, 2008・Yamagawa・Ito, 2006・Yamagawa et al., 2007・吉田, 2002）で問題とされている。未植栽地における森林再生には天然更新技術を検討する必要があるが（黒瀬, 2005）、これまで人工林皆伐地は植栽することが通常であったため、皆伐跡地の天然更新については事例も少なく未解明な点も多い（Sakai et al., 2006）。

また、近年全国的にニホンジカ等（以下、シカ）

による森林被害が深刻化している。伐採跡地はシカの格好の餌場であり（荒木・横山, 2011）、シカの生息数が増加している地域では、食害対策を行わない限り植生回復は難しいことが報告されている（近藤, 2011・小山ら, 2011・吉田, 2002）。本県においても、シカの生息範囲は 1978 年調査に比べ大きく拡大しており（小林・熊川, 2002）、被害対策として使用済み海苔網を用いた低コストの防鹿柵（以下、海苔網柵）が開発された（小林・熊川, 2002）。海苔網柵は植栽地において一定の効果をあげ（小林・熊川, 2005・小林ら, 2010・宮崎ら, 2006）、その利用が普及しつつあるが、未植栽地における効果については不明である。

そこで本研究では、本県の未植栽地の実態や海苔網柵の未植栽地への効果を明らかにし、伐採後の成林化手法を確立することを目的とする。

Norikazu EGUCHI, Arisa KOYAMA*: Early recovery of forest functions at abandoned clear-cut sites

* 現新城設楽農林水産事務所

II 方法

1. 植生等の実態調査

(1) 既存の伐採跡地における植生調査

岡崎市、豊田市、東栄町、新城市の未植栽地 27 箇所に、100m² の調査区を設定した。調査地の位置、概要はそれぞれ図-1、表-1 のとおり。各調査地において、階層ごとに植被率と木本種の優占度(Braun-Blanquet の区分)を調査した。なお木本種は、調査時点で被度の高かった代表的木本



図-1 実態調査地位置図

種、経済的な価値のある有用広葉樹、将来にわたり持続的に林冠を構成して生態系機能を維持する高木性遷移後期種の3種類に、重複を含めて区分した。有用広葉樹とは、松田ら(2006)に記載された樹種のうち、市場で一般に流通されているものと定義したところ、コナラとヤマザクラが該当した。高木性遷移後期種とは、林(1969)に記載された樹種のうち、耐陰性が高く高木性のものと定義した。また、未植栽地近隣の非伐採林分においても同様の調査を行った。

(2) 既存の伐採跡地内の植生への病虫獣害調査

1 (1) の調査地において、シカ等による食害(以下、シカ害)の被害度を調査した。被害度は小林(2007)と同様の指標を用い、表-2 のとおり定義した。

2. 植生動態等モニタリング

愛知県森林・林業技術センター試験林(新城市)(以下、試験林)のヒノキ人工林内に、10×10m

表-1 実態調査地の概要

調査地	標高(m)	site No.	伐採前状況	伐採後年数(年)	母材	地形	堆積様式	傾斜(°)	方位	土壌型
岡崎市大高味町	270	1-1	ヒノキ10-70年生	3	花崗岩	平坦尾根	残積	16	南西	BC
		1-2		3	花崗岩	平坦尾根	残積	35	北東	BC
		1-3		3	花崗岩	平坦尾根	残積	17	南東	BC
岡崎市雨山町	325	2-1	ヒノキ10年生、広葉樹	9	花崗岩	平坦尾根	残積	15	北西	BC
		2-2	樹10-30年生	9	花崗岩	平坦尾根	残積	16	南東	BC
豊田市小原北町	500	3-1	ヒノキ10年生、マツ・	3	花崗岩	平坦尾根	残積	21	西北西	BC
		3-2	広葉樹10-60年生	3	花崗岩	平坦尾根	残積	12	北西	BC
		3-3		3	花崗岩	平坦尾根	残積	24	西南西	BC
豊田市芳友町	160	4-1	広葉樹10年生、タケ	4	花崗岩	山腹平衡斜面	匍行	21	北北東	BD(d)
		4-2	2-50年生	4	花崗岩	山腹平衡斜面	匍行	17	北	BD(d)
豊田市榊野町	290	5-1	広葉樹10-40年生	6	花崗岩	山腹凸型斜面	匍行	32	北	BD(d)
		5-2		6	花崗岩	山腹凸型斜面	匍行	28	北北東	BD(d)
豊田市上川口町	205	6-1	ヒノキ30年生	6	花崗岩	山脚侵食面	崩積	31	南	BD
		6-2		6	花崗岩	山脚侵食面	崩積	37	南南西	BD
		6-3		6	花崗岩	山脚侵食面	崩積	12	南南東	BD
東栄町三輪	280	7	スギ46-70年生	2	安山岩	山腹凸型斜面	崩積	45	西北西	BD
東栄町三輪	300	8	ヒノキ122年生	6	流紋岩	山腹凸型斜面	匍行	30	北西	BD(d)
東栄町中設楽	360	9	スギ33-71年生	7	安山岩	山脚堆積面	崩積	22	南南東	BD
新城市富永	150	10-1	ヒノキ42年生	2	閃緑岩	山腹平衡斜面	匍行	18	西	BD(d)
		10-2		2	閃緑岩	山腹平衡斜面	匍行	20	北西	BD(d)
新城市上平井	250	11-1	スギ68年生	4	花崗岩	山腹凸型斜面	匍行	37	南	BD(d)
		11-2		4	花崗岩	山腹凸型斜面	匍行	32	北北東	BD(d)
		11-3		4	花崗岩	山腹凸型斜面	匍行	38	南	BD(d)
新城市門谷	270	12-1	スギ50年生	4	流紋岩	山腹凸型斜面	匍行	42	南西	BD(d)
		12-2		4	流紋岩	山腹凸型斜面	匍行	28	東南東	BD(d)
		12-3		7	流紋岩	山腹凸型斜面	匍行	42	南西	BD(d)
新城市上吉田	450	13	ヒノキ78年生	7	結晶片岩	平坦尾根	残積	28	西	BC

表-2 被害度の定義

被害度	食害程度
0	食害なし
1	食害率 0-10%
2	食害率 10-25%
3	食害率 25-50%
4	食害率 50-75%
5	食害率 75-100%
6	死亡



図-2 モニタリング調査地(試験林)位置図

表-3 モニタリング調査地の概要

調査地	標高 (m)	プロット No.	伐採前状況	母材	地形	堆積様式	傾斜 (°)	方位	土壌型
新城市上吉田	420	1	ヒノキ49年生	結晶片岩	平坦尾根	残積	19	南西	BD(d)
	350	2	ヒノキ67年生	結晶片岩	平坦尾根	残積	8	北西	BD(d)

の調査区を2箇所設定した(プロット1、プロット2)。調査地の位置、概要はそれぞれ図-2、表-3のとおり。伐採前に階層ごとの植被率と木本種の優占度を調べた。調査した木本種は、代表的木本種、有用広葉樹、高木性遷移後期種に区分した。また、ヒノキ人工林内の前生樹の種数と個体数を調べ、Shannon-Wienerの多様度指数(H')を算出した。

伐採は2009年10月から2010年5月にかけて行った。伐採後、伐採跡地を半分(5×10m)に分け、海苔網柵で囲んだ柵区と、囲まない対照区を設けた。海苔網柵の設置方法は小林・熊川(2002)に従った。すなわち、高さ1.4mの支柱を2m間隔に設置し、柵の高さが1.2mになるように海苔網を支柱に取り付け、丸太で裾抑えをした。両処理区において、年一度、展葉がほぼ完了した時期に、階層ごとの植被率と優占度を調べた。調査した木本種は、代表的木本種、有用広葉樹、高木性遷移後期種に区分した。また、展葉期と落葉期の年二度、調査区域内の全木本種の種数、個体数、樹高(H)、地際直径(D)、シカ害の被害個体数率及び被害度を調べた。さらに、種数と個体数から H' を、樹高と地際直径から D^2H (≡樹幹体積)の相対成長速度(RGR: $\Delta \ln(D^2H) / \Delta t$, t は日数)

を算出した。

統計解析について、一般化線形混合モデルを作成し、各固定因子の効果を赤池情報量基準(AIC)によるモデル選択で評価した。 H' の説明変数については、伐採の有無と海苔網柵の有無を固定因子、プロットの違いを変量因子とした。 H' の統計解析用のデータは、各調査地で200個体をランダムに選んで H' を算出し(H_1')、それを2000回繰り返すことで作成した($\{H_1', H_2', \dots, H_{2000}'\}$)。RGR、シカ等による被害個体数率の説明変数については、海苔網柵の有無を固定因子、プロットの違いと樹種を変量因子とした。応答変数の分布は、 H' とRGRでは正規分布を、シカ等による被害個体数率では二項分布を仮定した。上記の解析には統計ソフトR(R 2.14.2、R Development Core Team、2012)を用いた。

3. 伐採後の成林化手法の検討

1~2の結果を踏まえ、伐採後の成林化手法を検討した。

III 結果

1. 植生等の実態調査

(1) 既存の伐採跡地における植生調査

表-4に各調査地の植被率及び優占度を示す。

表-4 実態調査地の植被率及び優占度

site No.	階層	樹高(m)	植被率(%)	代表的木本種(優占度)	有用広葉樹(優占度)	高木性遷移後期種(優占度)
1-1	上	1.5-	20	タラノキ(1)	-	-
	下	-1.5	80	ニガイチゴ(2)、ヤブムラサキ(2)、クサイチゴ(1)、コナラ(1)、シラカシ(1)	コナラ(1)	シラカシ(1)、アラカシ(1)
1-2	上	1.5-	30	キリ(1)、クサギ(1)、クロモジ(1)、シラカシ(1)、ニガイチゴ(1)、ヌルデ(1)、ヒサカキ(1)、ホオノキ(1)	-	シラカシ(1)
	下	-1.5	70	クサイチゴ(1)、クサギ(1)、クロモジ(1)、タラノキ(1)、ニガイチゴ(1)、ヌルデ(1)、フユイチゴ(1)、ヤブムラサキ(1)	コナラ(1)	アラカシ(1)、シラカシ(1)
1-3	上	1.5-	20	ソゴ(2)、アラカシ(1)、キリ(1)、ニガイチゴ(1)	-	アラカシ(1)
	下	-1.5	50	クサイチゴ(1)、コナラ(1)、シラカシ(1)、ニガイチゴ(1)、ヌルデ(1)	コナラ(1)	シラカシ(1)
2-1	上	1.5-	30	アベマキ(2)、アセビ(1)、ソゴ(1)	-	アラカシ(1)
	下	-1.5	90	ニガイチゴ(1)、フユイチゴ(1)、モチノキ(1)、ヤブムラサキ(1)	-	アラカシ(1)
2-2	上	1.5-	40	アカマツ(1)、アベマキ(1)、ソゴ(1)	コナラ(+)	アラカシ(1)
	下	-1.5	90	アセビ(2)、クロモジ(1)、ヒサカキ(1)	コナラ(+)	アラカシ(1)
3-1	上	1.5-	20	イヌブナ(1)、コナラ(1)	コナラ(1)、ヤマザクラ(+)	イヌブナ(1)
	下	-1.5	90	イヌブナ(1)、ソゴ(1)	コナラ(+)	イヌブナ(1)
3-2	上	1.3-	30	コナラ(2)、クリ(1)、コバノガマズミ(1)、ヤマザクラ(1)	コナラ(2)、ヤマザクラ(1)	-
	下	-1.3	90	タニウツギ(1)、マルバハギ(1)	-	イヌブナ(+)
3-3	上	1-	30	クリ(1)、コナラ(1)	コナラ(1)、ヤマザクラ(+)	-
	下	-1	90	アカマツ(1)、コシアブラ(1)、コナラ(1)	コナラ(1)	-
4-1	上	1.5-	40	ヤマウグイスカグラ(1)	コナラ(1)、ヤマザクラ(+)	イヌブナ(1)
	下	-1.5	80	クヌギ(1)、ナガバモミジイチゴ(1)、ムラサキシキブ(1)	ヤマザクラ(1)	アラカシ(+)
4-2	上	2-	40	クサギ(2)、ムラサキシキブ(1)	-	アラカシ(1)
	下	-2	90	クサイチゴ(2)、アカメガシワ(1)、クサギ(1)、ヤブムラサキ(1)、ヤマグワ(1)	-	-
5-1	上	1.5-	40	クリ(2)、アオハダ(1)、アラカシ(1)、タラノキ(1)、ヌルデ(1)、ホオノキ(1)、ムラサキシキブ(1)、ヤマウルシ(1)	-	アラカシ(1)
	下	-1.5	80	コアジサイ(1)、ニガイチゴ(1)、ヤブムラサキ(1)	ヤマザクラ(+)	アラカシ(1)、シラカシ(+)
5-2	上	1.5-	40	ヌルデ(1)、ホオノキ(1)、ムラサキシキブ(1)	-	-
	下	-1.5	90	クリ(1)、コアジサイ(1)、ニガイチゴ(1)、ヌルデ(1)、フユイチゴ(1)、ホオノキ(1)、ムラサキシキブ(1)	ヤマザクラ(+)	-
6-1	高木	2-	40	アラカシ(2)、コナラ(2)	コナラ(2)	アラカシ(2)
	亜高木	1-2	50	コナラ(2)、ヌルデ(2)	コナラ(1)	アラカシ(1)
	低木	0.5-1	50	アラカシ(1)、ソゴ(1)、ヌルデ(1)	-	アラカシ(1)
	草本	-0.5	30	エゴノキ(1)、ガマズミ(1)、シロモジ(1)、ヌルデ(1)	コナラ(1)	アラカシ(1)
6-2	高木	2-	30	アラカシ(2)、シロモジ(1)、ヌルデ(1)、ホオノキ(1)	コナラ(1)	アラカシ(1)
	亜高木	1-2	40	シロダモ(2)、アラカシ(1)、クリ(1)、コナラ(1)、ソゴ(1)、ヒサカキ(1)、リョウブ(1)	コナラ(1)	アラカシ(1)
	低木	0.5-1	40	ニガイチゴ(2)、アラカシ(1)、シロダモ(1)、シロモジ(1)	コナラ(1)	アラカシ(1)
	草本	-0.5	30	アラカシ(1)、シロモジ(1)、ニガイチゴ(1)、ヌルデ(1)	コナラ(1)	アラカシ(1)
6-3	高木	2-	30	ヌルデ(3)、フジ(1)	-	-
	亜高木	1-2	40	ウツギ(1)、コナラ(1)、カラスザンショウ(1)、キハギ(1)、シロモジ(1)、ニガイチゴ(1)	コナラ(1)	-
	低木	0.5-1	40	ミソバアケビ(2)、コナラ(1)、シロモジ(1)、フジ(1)	コナラ(1)	-
	草本	-0.5	30	コナラ(1)、ニガイチゴ(1)、フジ(1)	コナラ(1)	-
7	上	1.3-	40	クサギ(2)、エゴノキ(1)、カラスザンショウ(1)、ヤマウルシ(1)、ヤマグワ(1)	-	-
	下	-1.3	80	ヤマアジサイ(3)、コアカン(2)、ニガイチゴ(2)	-	-
8	上	1.3-	50	クサギ(3)、コアジサイ(1)、アラカシ(1)、ウツギ(1)	-	アラカシ(1)
	下	-1.3	80	チャノキ(1)、フユイチゴ(1)、アラカシ(1)、ニガイチゴ(1)	-	アラカシ(1)
9	上	1.3-	60	カラスザンショウ(3)、クサギ(2)、アブラチャン(1)	-	-
	下	-1.3	60	ヤマアジサイ(3)、フユイチゴ(1)、ウツギ(1)、ガマズミ(1)、マルバハギ(1)	-	-
10-1	上	1-	20	ツブラジイ(2)	-	ツブラジイ(2)
	下	-1	70	ツブラジイ(1)、アカメガシワ(1)、アラカシ(1)、サカキ(1)	-	ツブラジイ(1)、アラカシ(1)
10-2	上	1-	10	アラカシ(1)	-	アラカシ(1)
	下	-1	50	ツブラジイ(2)、アカメガシワ(1)、アラカシ(1)、カラスザンショウ(1)、タラノキ(1)、ヒサカキ(1)	コナラ(r)	ツブラジイ(2)、アラカシ(1)
11-1	上	1.5-	10	アラカシ(1)	-	アラカシ(1)
	下	-1.5	70	フユイチゴ(2)、クサイチゴ(1)、ハゼノキ(1)	-	アラカシ(1)
11-2	上	1-	10	カラスザンショウ(1)、クサギ(1)、ニガイチゴ(1)	-	-
	下	-1	80	ヤブムラサキ(1)、クサイチゴ(1)、ニガイチゴ(1)	-	アラカシ(+)
11-3	上	1-	10	カラスザンショウ(1)	-	-
	下	-1	90	アラカシ(1)、カラスザンショウ(1)、クサイチゴ(1)、クサギ(1)、フユイチゴ(1)	-	アラカシ(1)、シラカシ(r)
12-1	上	1-	10	ヒサカキ(1)、クサギ(1)	-	-
	下	-1	80	アカメガシワ(1)、ヤブムラサキ(1)、カラスザンショウ(1)、クサギ(1)	-	-
12-2	上	1-	10	アカマツ(1)、ニセアカシア(1)、ヌルデ(1)、ヒサカキ(1)	-	-
	下	-1	90	ヌルデ(2)、モチノキ(1)、クサギ(1)	-	アラカシ(1)、シラカシ(r)
12-3	高木	2.5-	20	カラスザンショウ(1)、クサギ(1)、ヌルデ(1)	ヤマザクラ(+)	-
	亜高木	1.5-2.5	50	クサギ(1)、アカマツ(1)、イヌザンショウ(1)、サンショウ(1)、ニセアカシア(1)、モチノキ(1)、ヤブムラサキ(1)	ヤマザクラ(1)	アラカシ(+)
	低木	0.5-1.5	50	クサギ(1)、ヌルデ(1)、イヌザンショウ(1)、コアジサイ(1)、ヤブムラサキ(1)	-	アラカシ(1)
13	上	1.3-	80	イヌザンショウ(1)、タラノキ(1)、ヌルデ(1)	-	-
	下	-1.3	90	アカメガシワ(4)、カナクギノキ(1)、ヒサカキ(1)	コナラ(1)	アラカシ(1)
				フユイチゴ(4)、ヒサカキ(1)、アカメガシワ(1)	コナラ(1)	-

代表的木本種については、被度上位2種を被度の順に並べた。ゴシックは近隣の非伐採林分でも確認された種を示す。

植被率はすべての調査地で40%以上であった。また、伐採後6～7年という短期間にも関わらず、調査地6-1、6-2、6-3、12-3ではすでに高木層～草本層にわたる階層構造が認められた。

未植栽地に優占する木本種は調査地によって異

なったが、未植栽地の多くで、アカメガシワ、アラカシ、カラスザンショウ、クサギ、ソゴ、ニガイチゴ、ヒサカキ、ヌルデなどが認められた。このうち、アラカシやヒサカキは近隣の非伐採林分でも確認された。一方、アカメガシワ、カラス

ザンショウ、クサギ、ソヨゴ、ニガイチゴは、近隣の非伐採林分で確認されなかった。調査地 27 箇所中 16 箇所、有用広葉樹のコナラやヤマザクラが認められた。しかしながら、優占度は 2 以下であった。高木性遷移後期種としては、イヌブナ、アラカシ、シラカシ、ツブラジイが認められた。特にアラカシは、調査地 27 箇所中 19 箇所、認められた。

(2) 既存の伐採跡地内の植生への病虫獣害調査
シカ害について被害度別の箇所数を図-3 に示す。シカ害が認められたのは、調査地 27 箇所中 17 箇所であった。しかしながら、食害が認められた箇所の被害度はすべて 1 であった。また、多くの箇所で被害が認められたものはニガイチゴ、ヤブムラサキ、タラノキであり、被害箇所数はそれぞれ 11 箇所、8 箇所、4 箇所であった。

2. 植生動態等モニタリング

表-5 モニタリング調査地における伐採前の植被率と優占度

プロット	階層	樹高(m)	植被率(%)	代表的木本種(優占度)	有用広葉樹(優占度)	高木性遷移後期種(優占度)
1	高木	10-	60	ヒノキ(4)、スギ(1)	-	-
	亜高木	1.5-10	10	ヒサカキ(1)、ヤブムラサキ(+)	-	-
	低木	0.3-1.5	70	ヒサカキ(3)、クロモジ(1)、ヤマウルシ(1)、イヌツゲ(1)	ヤマザクラ(+)	-
	草本	-0.3	50	ヒサカキ(1)、イヌツゲ(1)、ヤブムラサキ(1)、クロモジ(1)	-	ツブラジイ(r)
2	高木	10-	60	ヒノキ(4)	-	-
	亜高木	1.5-10	10	ヒサカキ(1)、ヤブムラサキ(1)、サカキ(+)、ハリギリ(r)	-	-
	低木	0.3-1.5	50	ヒサカキ(3)、アセビ(2)、ヤマウルシ(1)、クロモジ(1)	-	-
	草本	-0.3	60	アセビ(1)、サカキ(1)、ヒサカキ(1)、アオキ(1)、ミヤマシキミ(1)	コナラ(+)	ツブラジイ(r)

代表的木本種について、被度の上位4種を被度の順に並べた。

表-6 モニタリング調査地における伐採後2年目の植被率と優占度

プロット	処理	階層	樹高(m)	植被率(%)	代表的木本種(優占度)	有用広葉樹(優占度)	高木性遷移後期種(優占度)
1	対照区	上層	1-	15	ヒサカキ(1)、クサギ(1)、ヤマウルシ(1)、クロモジ(+)	-	-
		下層	-1	60	ヒサカキ(2)、フユイチゴ(1)、クロモジ(1)、アカメガシワ(1)	ヤマザクラ(+)	ツブラジイ(r)
	柵区	上層	1-	10	ヒサカキ(1)、アオハダ(1)、イヌツゲ(1)、ヤマウルシ(+)	-	-
		下層	-1	50	ヒサカキ(2)、アカメガシワ(1)、ニガイチゴ(1)、フユイチゴ(1)	ヤマザクラ(+)	ツブラジイ(r)
2	対照区	上層	1-	20	アカメガシワ(2)、ヤマウルシ(1)、ヒサカキ(1)、ヤブムラサキ(1)	-	-
		下層	-1	65	アカメガシワ(2)、ヒサカキ(2)、ヤマウルシ(1)、ニガイチゴ(1)	コナラ(r)	-
	柵区	上層	1-	10	カラスザンショウ(1)、アカメガシワ(1)、ヤマウルシ(1)、クロモジ(+)	-	-
		下層	-1	60	アカメガシワ(2)、ヒサカキ(1)、アセビ(1)、ニガイチゴ(1)	コナラ(r)	シラカシ(r)

代表的木本種について、被度の上位4種を被度の順に並べた。ゴシックのものは伐採前にも確認された種を示す。

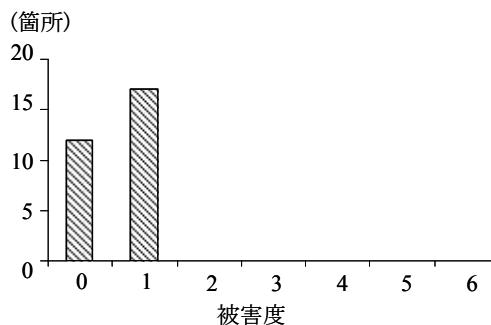


図-3 シカ害被害度別の実態調査地箇所数

表-5 にモニタリング調査地における伐採前の植被率及び優占度を、表-6 に伐採後2年目の植被率及び優占度を示す。植被率について、両プロットともに伐採前と伐採後で大きく変化することはなかった。代表的木本種について、両プロットともに伐採前はヒサカキの優占度が高かった。伐採後は、プロット1ではヒサカキなど伐採前から

表一七 伐採前後の多様度指数

プロット	処理	面積 (m ²)	木本 種数 (種)	木本 個体数 (個体)	H'
1	伐採前	100	32	846	2.69
	伐採2年目 (対照区)	50	34	943	3.19
	(柵区)	50	37	563	3.60
2	伐採前	100	38	947	2.62
	伐採2年目 (対照区)	50	44	1251	3.72
	(柵区)	50	40	1187	3.87

H' は多様度指数。モデル選択の結果について、H' は伐採による正の効果、海苔網柵設置による正の効果が認められた。

存在した樹種の優占度が高かった。プロット2では、伐採前にはなかったアカメガシワやカラスザンショウなどの先駆種も認められ、伐採前から存在したヒサカキなどとともにより群落を形成した。有用広葉樹について、伐採前後ともに、プロット1ではヤマザクラが、プロット2ではコナラが認められた。しかしながら、コナラ、ヤマザクラともに優占度は低く、密度はコナラ、ヤマザクラともに0~400 個体・ha⁻¹であった。高木性遷移後期種について、プロット1では伐採前後ともにツブラジイが、プロット2では伐採前にツブラジイ、

表一八 伐採後2年目の相対成長速度(RGR)

樹種名	プロット1		プロット2	
	対照区 ($\times 10^{-3} \text{ m}^3 \text{ day}^{-1}$)	柵区 ($\times 10^{-3} \text{ m}^3 \text{ day}^{-1}$)	対照区 ($\times 10^{-3} \text{ m}^3 \text{ day}^{-1}$)	柵区 ($\times 10^{-3} \text{ m}^3 \text{ day}^{-1}$)
(代表的木本種)				
アオハダ	2.84 ± 1.43	3.48 ± 0.58	13.04 ± 1.45	10.22 ± 1.33
アカメガシワ	18.08 ± 1.40	21.97 ± 1.26	19.61 ± 0.62	23.31 ± 0.70
アセビ	0.61 ± 0.61	-	5.40 ± 0.53	5.15 ± 0.39
イヌツゲ	5.21 ± 3.06	4.07 ± 1.35	4.71 ± 1.94	3.03 ± 3.03
カラスザンショウ	7.33 ± 3.66	13.63 ± 0.60	7.48 ± 0.94	11.36 ± 1.47
クサギ	9.97 ± 1.45	-	16.72 ± 1.02	15.30 ± 4.43
クロモジ	5.29 ± 0.74	9.59 ± 2.01	9.19 ± 2.33	8.01 ± 1.09
サカキ	-	-	8.69 ± 0.98	6.36 ± 0.01
ニガイチゴ	7.99 ± 1.34	11.27 ± 1.04	12.27 ± 0.92	12.58 ± 1.08
ハリギリ	-	-	2.27	-
ヒサカキ	5.03 ± 0.25	7.06 ± 0.39	6.15 ± 0.48	6.41 ± 0.38
フユイチゴ	3.16 ± 0.47	3.91 ± 0.88	0.00	2.07 ± 1.08
ミヤマキシミ	-	-	7.87 ± 5.83	-
ヤブムラサキ	0.00 ± 0.00	8.28 ± 3.28	13.89 ± 1.59	17.31 ± 1.79
ヤマウルシ	7.02 ± 0.96	9.63 ± 1.83	7.16 ± 0.54	4.87 ± 1.32
(有用広葉樹)				
コナラ	-	-	0.00	3.57 ± 0.16
ヤマザクラ	2.92 ± 0.67	6.71 ± 2.96	9.56	-
(高木性遷移後期種)				
シラカシ	-	-	-	1.27
ツブラジイ	9.82	9.24	-	-

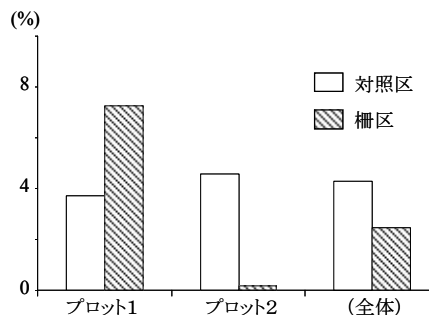
値は平均値±標準誤差。標準誤差がないものは調査地においてその種が1個体のみであったことを示す。モデル選択の結果について、海苔網柵設置による正の効果が認められた。n=3944。

伐採後にシラカシが認められた。しかしながら、ツブラジイ、シラカシともに優占度は低かった。

表一七に伐採前後及び海苔網柵の有無によるH' の変化を示す。プロット1、プロット2ともに、H' は伐採後に増加した。また、伐採後に海苔網柵を設置することによっても増加した。

表一八に伐採後2年目のRGRを示す。樹種による違いはあるものの、全般的にRGRは海苔網柵内のほうが高かった。海苔網柵によるRGRの増加が著しかったものは、プロット1ではアカメガシワ、カラスザンショウ、クロモジ、ヤブムラサキ、ヤマウルシ、プロット2ではアカメガシワ、カラスザンショウ、クサギであった。アカメガシワのRGRが他と比べて最も高かった。

図一四にシカ害の被害個体数率を示す。プロット1では海苔網柵を設置した箇所では被害率が高かった。一方プロット2では、海苔網柵を設置した箇所ではほとんど被害が認められなかった。全体としては、対照区の被害率は4.28%、海苔網柵区の被害率は2.46%であり、海苔網柵により被害率が低下することが認められた。表一九に被害度別の個体数率を示す。海苔網柵を設置していない箇所でシカ害により死亡する個体もあったが、被害を受けた多くの個体の被害度は1であった。なお、被害の多かった樹種は、被害個体数の多い順に、アカメガシワ、ニガイチゴ、ヤマグワ、カラスザ



図一四 シカ害の被害個体数率

プロット1について、対照区は全 943 個体、柵区は全 563 個体。プロット2について、対照区は全 1251 個体、柵区は全 1187 個体。モデル選択の結果について、海苔網柵設置による負の効果が認められた。n=3944。

表一9 シカ害被害度別の個体数率

プロット	処理	被害度(%)					
		1	2	3	4	5	6
1	対照区	2.65	0.21	0.32	0.21	0.32	0.11
	柵区	3.91	0.53	0.18	1.24	1.42	-
2	対照区	4.32	0.16	0.08	-	-	0.08
	柵区	0.17	-	-	-	-	-
(全体)	対照区	3.60	0.18	0.18	0.09	0.14	0.09
	柵区	1.37	0.17	0.06	0.40	0.46	-

ンショウ、ヤマウルシであった。

IV 考察

1. 植生等の実態調査

本県における未植栽地の実態について考察する。本研究で調査したすべての場所で、未植栽地の植被率は40%以上であった(表一4)。さらに伐採後短期間で森林の階層構造が認められた箇所もあった(表一4)。これらのことから、本県では皆伐後に放置したとしても、早期に植生が回復することが示唆された。

未植栽地の多くで認められ、さらに近隣の非伐採林分でも確認された樹種として、アラカシやヒサカキが挙げられた(表一4)。これらは耐陰性の高い種であることから(林, 1969・勝田ら, 1998)、伐採前から林内に存在した前生樹であったと考えられた。アラカシやヒサカキは伐採による急激な強光ストレスに適応した結果(小池・中静, 2004)、伐採後に旺盛に成長した可能性がある。逆に、未植栽地の多くで認められたが、近隣の非伐採林分では確認されなかった樹種に、アカメガシワ、カラスザンショウ、クサギ、ソヨゴ、ニガイチゴが挙げられた(表一4)。これらは耐陰性が低く(林, 1969・勝田ら, 1998)林床では生息しづらいこと、種子は被食散布されるものが多いことから(沼田ら, 1990)、他から運ばれてきた種子が埋土種子として林内に存在し、伐採による環境変化によって一斉に発芽、成長したと考えられた。

コナラ、ヤマザクラといった有用広葉樹が認められた未植栽地も多く存在した(表一4)。しかし

ながら、優占度は小さく、天然林施業を行えるほどの密度ではなかった(表一4)。この原因には、有用広葉樹の発芽特性、被陰耐性、初期成長力、他種との競争など複数の要因が可能性として挙げられるが、本調査地では近隣に母樹となりうる樹木が少なかったため、林床に木材生産が期待できるほどの大量の種子がなかったことが根本的な要因ではないかと考えられた。Yamagawa et al.

(2006)は、動物・重力散布の種子は、母樹の周辺でしか大量に散布されないと報告した。このことから、動物・重力散布であるコナラやヤマザクラなどの天然林施業は、針葉樹人工林の伐採跡地では難しいことが考えられた。

高木性遷移後期種としては、多くの未植栽地でイヌブナ、アラカシ、シラカシ、ツブラジイが認められた(表一4)。これらはすべて耐陰性の高い種であり(林, 1969・勝田ら, 1998)、多くは近隣の非伐採林分でも確認されたことから、伐採前から林内に存在した前生樹であったと考えられた。現時点では、アカメガシワ、カラスザンショウ等の埋土種子起源の先駆種が優占している箇所が多いが、将来林冠が閉鎖すると、これら先駆種の多くは耐陰性が低いために消失する可能性が高い。鈴木・竹内(2004)は本県の潜在植生を調査した結果、森林地域の約80%が常緑広葉樹林に分類されると報告した。このことから、本県の未植栽地ではいずれ前生樹起源のアラカシ、シラカシ、ツブラジイなどの常緑広葉樹が林冠を占めるようになると考えられた。

シカ害について、調査した箇所の半数以上で食害が認められた(図一2)。しかしながら、被害は小さく、近藤(2011)などが指摘するような更新被害は出ていなかった。三浦(1999)は、シカ密度が10~20頭/km²を超えると更新被害が起こると述べたが、本実態調査地での被害は未だ軽微であったことから、調査地近辺ではそこまでのシカ

密度ではないことが推察された。

2. 植生動態等モニタリング

モニタリング調査地における伐採後の植生変化について考察する。高木層のヒノキが伐採された後、低木層や草本層に存在したヒサカキを中心とする木本種は、ほとんどすべてが消失することなく残存した(表-5、表-6)。また、Sakai et al. (2005)、Yamagawa・Ito (2006)、吉田 (2002) の報告と同様、埋土種子として林内に存在していたと考えられるアカメガシワ、カラスザンショウ、クサギといった先駆種が、伐採による光環境の変化と地温上昇により(島田, 2006)、一斉に発芽・成長した(表-6)。前生樹の残存や先駆種の新規加入によって、伐採後も被植率は低下せず(表-6)、 H' の増加が生じた(表-7)と推察された。また、アカメガシワの成長速度が他の種と比べても著しく高いことから(表-8)、今後はアカメガシワが優占する状態になることが考えられた。

有用広葉樹であるコナラとヤマザクラについて、優占度が低く(表-6)、密度もとても小さかったため、試験林においてもコナラやヤマザクラの天然林施業は難しい状況であった。これらの種子は重力散布だけでなく、ノネズミ等のげっ歯目やカケス等の鳥類によって散布される(沼田ら, 1990・Sakai et al., 2006)。種子密度の高いのは、重力散布型とノネズミ散布型で母樹から 30m 以内(小山・山内, 2011・箕口, 1993)、鳥散布型でも母樹から 50m 以内(小山・山内, 2011)といわれる。本調査地の近くにはコナラやヤマザクラの母樹となりうる高木がいくつか存在したものの、50m 以内に限ると母樹が存在しなかったことから、本調査地内には十分な量の有用広葉樹の種子は存在しなかったと考えられた。このことが、コナラやヤマザクラの密度が小さかった原因であろう。また、発生した個体の成長速度も、他の種と比較して格段に大きいことはなかったため(表

-8)、現在発生している個体も、いずれ伐採跡地に優占する他の種によって被陰される可能性が高い。コナラやヤマザクラは耐陰性が高くないため(林, 1969・勝田ら, 1998)、被陰によって多くの個体が消失すると予測された。

高木性遷移後期種について、伐採前にはツブラジイが、伐採後にはシラカシとツブラジイが認められたが、それらの優占度はとても小さかった(表-5、表-6)。遷移後期種の少ない植生の場合、遷移が進行しない可能性もあるため(森下・安藤, 2002)、本調査地では最終的にどのような植生に発達するかは現時点では不明である。

海苔網柵の未植栽地への効果を考察する。対照区の被害率は 4.28%、海苔網柵区の被害率は 2.46%であったため、海苔網柵は未植栽地の食害防止に一定の効果があるといえた(図-4)。しかしながら、プロット 1 だけに注目すると、海苔網柵が食害防止効果を示したとはいえなかった(図-4)。プロット 1 の海苔網柵を確認したところ、海苔網に穴があいていたり、網の下を潜りぬけたりといった形跡がなかったことから、柵を乗り越えて内部に侵入した可能性がある。プロット 1 では海苔網柵の近辺に切株が多かったため、シカはそれを踏み台として内部に侵入したのだろう。本田(2007)も、防鹿柵の周囲に飛び込みを引き起こす構造物がある場合には、十分な防除効果を期待できないと指摘した。海苔網柵の高さ(1.2m)は、通常の防鹿柵の高さ(1.8m~)(津布久, 1992)と比べて低いため、海苔網柵は他の防鹿柵よりも乗り越えられやすい可能性がある。しかしながら、海苔網柵によってシカ害防除効果が認められたという報告も数多くあることから(小林・熊川, 2005・小林ら, 2010・宮崎ら, 2006)、地面からの高さを 1.2m に保つなど適切に施工すればシカ害防除効果を期待できると考えられる。つまり、海苔網柵を設置する場合、踏み台となる切株や倒

木の近くを避ける、もしくはそれらを撤去してから設置するといった対処が必須であると考えられた。

3. 伐採後の成林化手法の検討

未植栽地における各種機能（木材生産機能、公益的機能）の有無と、機能を回復させるための成林化手法を検討する。

まず、木材生産機能について考察する。本研究から、本県の未植栽地において、有用広葉樹が多数発生して天然林施業を行える可能性は極めて低いことが分かった。つまり、未植栽地では天然更新による木材生産機能の回復を期待することはできない。もし生産目的が耐陰性の高い樹種である場合には、伐採前から前生稚樹として林内に残すという方法もあるのだが（Yamagawa・Ito 2006）、コナラやヤマザクラは明るい環境を必要とする樹種であるため、伐採前から林内に前生稚樹として生育させることは難しい。田内（2010）は、前生稚樹を主体とした天然更新が難しいと判断したなら、補植を含む更新促進作業が必要だと述べた。また白井・熊川（2005）は、コナラを取り上げ、萌芽更新が期待できない場合には、実生更新は成長が芳しくないため植栽による更新が必要だと述べた。これらのことから、伐採後に木材生産機能を回復させるためには、天然更新に期待するのではなく、目的の樹種を植栽することが必要であると考えられた。

次に、公益的機能について考察する。

まず、水土保持機能に着目する。本県の未植栽地では、短期間のうちに多数の木本種が再生し未植栽地を覆うことが示された。大分県（吉田，2002）や静岡県（加藤・森，2005）でも同様の報告がされており、特に静岡県では、早期に回復した結果、土壌侵食や崩壊の発生が認められなかったと報告した（加藤・森，2005）。すなわち本県でも、未植栽地において水土保持機能が低下する

可能性は低いと考えられた。

次に、生物多様性保全等他の生態系機能に着目する。黒瀬（2005）は、未植栽地において森林の各種機能を高度に発揮するためには、高木性の樹木を早期に育成し森林の階層構造を再構築することが重要だと述べた。本県の多くの未植栽地では、先駆種、遷移後期種を含めて高木性樹木が多数認められたこと、本県森林の潜在的な自然植生の多くが常緑広葉樹であることから（鈴木・竹内，2004）、未植栽地でも高木性の樹木が林冠を占めるようになる箇所が多いと考えられた。また、未植栽地の植生は、伐採後短期間でも上層・下層構造を示したこと、中には高木層～草本層の階層構造が認められた箇所もあったことから、未植栽地でも森林の階層構造が再構築される可能性は高い。以上のことから、本県の未植栽地において、ササ等の被圧によって遷移が草地へ退行する状況（田内，2010）でなければ、各種生態系機能が失われる可能性は低いと考えられた。

未植栽地でのシカ害防除について検討する。本研究で調査した未植栽地では、シカ害は深刻な状況ではなかった。しかしながら、シカ個体数や分布範囲は全国各地で増加していること（小泉，2011）、シカ密度が低くても早期から被害対策を進めることが重要と指摘されていること（小山ら，2010）、本県でも場所によってはシカ害が深刻な場所もあること（小林・矢部，2010）から、未植栽地で森林再生を目指す場合、本県でも防鹿柵などの対策を講じる必要があるであろう。本研究から、海苔網柵は未植栽地におけるシカ害防除に一定の効果があるといえた。ただし、海苔網柵を設置する際には、切株などシカの踏み台となるものの近くに設置しない、倒木をあらかじめ除去しておく、といった柵乗り越え対策が必要だと考えられた。

最後に、本県における伐採跡地の成林化手法を

まとめる。伐採後の未植栽地では、天然更新によって公益的機能回復の可能性はあるものの、木材生産機能回復の可能性は低い。そのため、木材生産機能を含めた森林に回復するためには、伐採後に植栽することが必要である。また、シカ害対策に海苔網柵を用いる場合には、柵を乗り越えさせないような対処が必要である。本研究から、伐採後の成林化のためには以上の2点に注意すべきことが示唆された。

引用文献

- 荒木良太・横山典子（2011）ニホンジカが森林生態系に与える影響. 森林科学 61 : 25-29.
- 林弥栄（1969）有用樹木図説（林木編）. 472pp, 誠文堂新光社, 東京.
- 本田剛（2007）被害防止柵の効果を制限する要因—パス解析による因果推論—. 日林誌 89 : 126-130.
- 勝田 柁・森徳典・横山敏孝（1998）日本の樹木種子(広葉樹編). 410pp, 林木育種協会, 東京.
- 加藤徹・森充（2005）スギ・ヒノキ人工林を皆伐して長期間放置された未植林地の植生. 静岡県林技セ研報 33 : 23-28.
- 小林寛生・齊藤哲生・鈴木 祥仁（2010）針広混交林造成地モニタリング調査. 愛知県林セ報 47 : 18-26.
- 小林元男（2007）愛知県におけるクロバイの衰退. 中森研 55 : 37-40.
- 小林元男・熊川忠芳（2002）ニホンジカによる被害実態と防除法の確立. 愛知県林セ報 39 : 1-8.
- 小林元男・熊川忠芳（2005）ニホンジカによる樹木被害の生態的防除に関する研究. 愛知県林セ報 42 : 14-23.
- 小林元男・矢部隆（2010）残したい貴重な動植物. (愛知県史 別編 自然. 愛知県史編さん委員会編, 700pp, 愛知県, 愛知) 574-618.
- 小池孝良・中静透（2004）樹冠樹の共存機構. (樹木生理生態学. 小池孝良編, 264pp, 朝倉書店, 東京) 29-36.
- 小泉透（2011）拡大するシカの影響. 森林科学 61 : 2-3.
- 近藤晃（2011）スギ・ヒノキ人工林の抜き伐り地における広葉樹の更新—ニホンジカ等による採食の影響—. 中森研 59 : 5-7.
- 小山泰弘・岡田充弘・山内仁人（2010）ニホンジカの食害による森林被害の実態と防除技術の開発. 長野県林総セ研報 24 : 1-24.
- 小山泰弘・山内仁人（2011）針広混交林造成に向けた更新技術の開発. 長野県林総セ研報 25 : 29-44.
- 小山泰弘・山内仁人・岡田充弘（2011）下層植生が欠落した針広混交林での施業. 中森研 59 : 31-34.
- 黒瀬勝雄（2005）スギ・ヒノキ人工林を広葉樹林に更新する技術の研究. 岡山県林試研報 21 : 1-11.
- 松田敏明・池田敦・堀勇雄・橋本好文・小林元男（2006）愛知県有用広葉樹造林の手引き. 32pp, 太陽出版株式会社, 愛知.
- 箕口秀夫（1993）野ネズミによる種子散布の生態的特性. (動物と植物の利用しあう関係. 鷲谷いづみ・大串隆之編, 286pp, 平凡社, 東京) 236-253.
- 三浦慎吾（1999）野生動物の生態と農林業被害. 174pp, 全国林業改良普及協会, 東京.
- 宮崎聖士・山本勝洋・熊川忠芳（2006）有用広葉樹の森林造成に関する研究. 愛知県林セ報 43 : 11-18.
- 森下和路・安藤信（2002）京都市市街地北部森林のマツ枯れにともなう林相変化. 森林研究 74 : 35-45.

- Nagashima,K.,Yoshida,S.,Hosaka,T. (2009) Patterns and factors in early-stage vegetation recovery at abandoned plantation clearcut sites in Oita, Japan: possible indicators or evaluating vegetation status. *J.For.Res.*14 : 135-146.
- 沼田眞・浅野貞夫・桑原義晴・尼川大録・池原直樹・岩瀬徹・大内準・蔵内一二・里見信夫・篠崎秀次・菅原亀悦・豊原稔・広田伸七(1990) 日本山野草・樹木生態図鑑, 664pp, 全国農村教育協会, 東京.
- Sakai,A.,Sato,S.,Sakai,T.,Kuramoto,S.,Tabuchi,R. (2005) A soil seed bank in a mature conifer plantation and establishment of seedlings after clear-cutting in southwest Japan . *J.For.Res.*10 : 295.
- Sakai,A.,Hirayama,T.,Oshioka,S.,Hirata,Y. (2006) Effects of elevation and postharvest disturbance on the composition of vegetation establishment after the clear-cut harvest of conifer plantations in southern Shikoku, Japan. *J.For.Res.*11 : 253-265.
- 島田博匡 (2006) ヒノキ人工林の林床における強度間伐後2年間の木本種動態. 三重県林研研報 18 : 1-12.
- 白井一則・熊川忠芳 (2005) 都市近郊林に関する研究. 愛知県林セ報 42 : 24-31.
- 鈴木祥仁・竹内豊 (2004) 森林の持つ多面的機能の数量化手法の開発. 愛知県林セ報 41 : 15-28.
- 田内祐之 (2010) 広葉樹林化の目標林型と更新基準. 森林科学 59 : 22-25.
- 津布久隆 (1992) シカ・カモシカによる造林木被害の防除. 栃木県民の森管理事務所研報 4 : 1-16.
- 和田覚 (2008) スギ伐採跡地の森林更新技術に関する研究. 秋田県森技研報 18 : 1-14.
- Yamagawa,H.,Ito,S. (2006) The role of different sources of tree regeneration in the initial stages of natural forest recovery after logging of conifer plantation in a warm-temperate region. *J.For.Res.*11 : 455-460.
- Yamagawa,H.,Ito,S.,Mitsuda,Y.,Fukuzato,K. (2006) Effects of topography and management history on natural forest recovery in abandoned forest after clear-cutting in Miyazaki, Japan . *J.For.Res.*11 : 99-106.
- Yamagawa,H.,Ito,S.,Nakao,T. (2007) Edge effects from a natural evergreen broad-leaved forest patch on advanced regeneration and natural forest recovery after clear-cutting of a sugi (*Cryptomeria japonica*) plantation . *Jpn.J.For. Environ.*49 : 111-122.
- 吉田茂二郎 (2002) 「再造林放棄地」、「未造林地」それとも「天然更新」. 森林科学 36 : 84-85.