

里山林の施業効果のモニタリング（第1報）

2012年度～2016年度

江口則和

要 旨

里山林における森林整備（除間伐やナラ枯れ被害木伐採）が、林内環境や林床構成種にどのような影響を与えるのかを明らかにするとともに、健全で持続的な里山管理手法を開発することを目的とした。あいち森と緑づくり税を活用した里山林の森林整備事業を実施した26箇所で実態調査を行った結果、ナラ枯れにより生じるギャップだけでは林床植生に与える影響が小さいため、林床の種多様性を高めるには、除間伐まで実施することが必要ということが分かった。また、小牧市及び豊田市のナラ枯れ被害地（被害木はコナラ）において、森林整備の効果を2年間モニタリングした結果、林床の種多様性を高め、さらに更新木としてコナラ実生を育てるためには、枯死木の伐採のみでは不十分で、除間伐による光環境の改善が必要だということが示唆された。以上の結果から、健全で持続的な里山管理を実施するためには、除間伐の実施による光環境の改善がポイントになることが判明した。

I はじめに

里山林は、かつて農村の薪炭肥料の供給源として、10年～30年程度の短い周期の皆伐萌芽更新、下刈、落葉掻きなどの植生攪乱を伴う施業によって維持管理されていた（松本 2010）。しかしながら、化石燃料の利用が普及しはじめた1950年代以降、利用や管理がされずに放置される里山林が増えてきた（黒田 2010）。その結果、人が立ち入れないほどのヤブが生じたり（黒田 2010）、里山林内の樹木が大径化したり（黒田 2010、松本 2010、大住 2010）といった状況が生じた。1980～90年代以降に問題が顕在化してきたナラ枯れも、里山林の放置に伴うミズナラやコナラの大径化が原因と言われている（Kagaya et al. 2010、小林・上田 2005、大住 2008、黒田 2010）

放置された里山林では、外見上は落葉広葉樹から成っているが、林内は暗く、植物相は非常に単純化しており、里山が有する本来の機能はほとんど発揮されていないと言われる（白井・熊川 2005）。そのため本県では、あいち森と緑づくり税を活用

した里山林の森林整備事業（あいち森と緑づくり事業）が行われている。このような森林整備によって、林内環境がどのように変化するのか、また林床構成種の単純化が回避されるかどうか、さらに更新期待木の生理的な機能が促進されるかどうか、明らかにする必要がある。

そこで本研究では、里山林における森林整備（除間伐やナラ枯れ被害木の伐採）が林内環境や林床構成種に与える影響を明らかにするとともに、健全で持続的な里山管理手法を明らかにすることを目的とした。

II 方法

1. 実態調査

（1）森林整備に伴う植生の変化

里山林植生の実態を明らかにするため、里山林整備事業施業地（以下、事業地）26か所（図-1、表-1）で、立地環境及び植生の調査を行った。整備に伴う環境変化について、光環境の指標となる開空率を調べた。植生調査については、更新木

が存在する林床の植被率と被度を調べ、種多様性の指標となる Shannon-Wiener の多様度指数(H')を算出した。

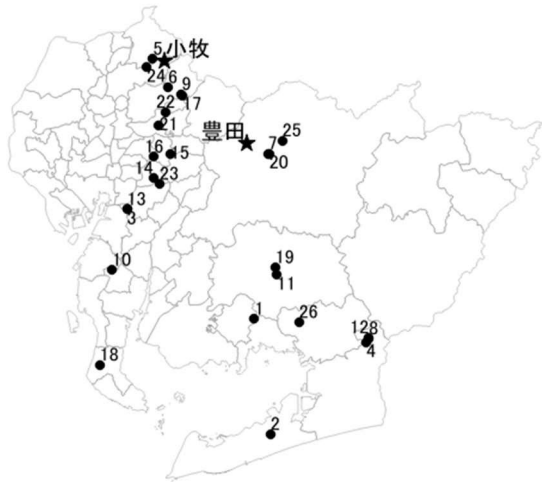


図-1 調査箇所

整備の効果は、一般化線形混合モデル (GLMM) を作成し、赤池情報量基準 (AIC) によるモデル選択で統計解析を行うことで評価した。応答変数は「開空度」、「植被率」、「被度」とし、分布はガンマ分布 (リンク関数は \log) を仮定した。説明変数について、固定効果は「整備後の年数」、ランダム効果は「事業地」とした。解析には統計解析ソフト R (R project 2014 version 3.1.0) 及びパッケージ lme4 (version 1.17) を用いた。

(2) 森林病虫獣害に伴う植生の変化

ナラ枯れ被害地の実態を明らかにするため、上述の事業地で被害有無の違いを整備前の状態で評価した。調査内容は 1(1) と同様とした。

整備の効果は、一般化線形モデル (GLM) を作成し、AIC によるモデル選択で統計解析を行うことで評価した。説明変数の固定効果を「被害の有無」とし、

表-1 調査地詳細

No	整備年	事業地	傾斜°	方位	標高m	堆積様式	局所地形	土壌型	ナラ枯れ
1	2009	幸田町大草	26	西南西	385	残積	山頂緩斜面	B _C	無
2	2009	田原市加治町	25	南東	110	崩積	山腹上昇斜面	B _C	無
3	2010	名古屋市緑区	12	北北東	40	残積	山頂緩斜面	B _C	有
4	2010	豊橋市石巻小野田	20	北西	70	匍行	山腹上昇斜面	B _{D(d)}	無
5	2011	犬山市向田	26	北西	140	崩積	山脚堆積面	B _B	有
6	2011	春日井市東神明町	23.5	東北東	80	残積	山腹上昇斜面	B _C	有
7	2011	豊田市富田町	32	南	110	残積	山頂急斜面	B _B	有
8	2011	豊橋市石巻小野田	27	南西	75	匍行	山腹上昇斜面	B _{D(d)}	無
9	2012	春日井市高蔵寺町	27	南西	80	残積	山頂急斜面	B _C	無
10	2012	岡久比町草木	18	西	40	残積	山頂緩斜面	B _C	無
11	2012	岡崎市茅原次町	45	南西	80	匍行	山腹上昇斜面	B _{D(d)}	無
12	2012	豊橋市石巻小野田	26	南西	75	残積	山頂緩斜面	B _C	無
13	2013	名古屋市緑区	15	西北西	20	残積	山頂緩斜面	B _C	有
14	2013	名古屋市天白区	15	西北西	55	残積	山脚堆積面	B _{D(d)}	有
15	2013	名古屋市名東区	21	北西	75	残積	山頂緩斜面	B _C	有
16	2013	名古屋市千種区	21	南西	70	匍行	山腹上昇斜面	B _{D(d)}	有
17	2013	春日井市高蔵寺町	22	南	65	匍行	山腹上昇斜面	B _{D(d)}	有
18	2013	美浜町奥田	28	南	20	残積	山頂急斜面	B _{D(d)}	無
19	2013	岡崎市秦梨町	40	南	83	残積	山頂急斜面	B _B	無
20	2013	豊田市富田町	28	南東	110	残積	山頂急斜面	B _{D(d)}	有
21	2014	名古屋市守山区	8	南東	73	残積	山脚堆積面	B _D	有
22	2014	名古屋市守山区	22	東南東	82	崩積	山頂緩斜面	B _C	有
23	2014	名古屋市天白区	15	北西	77	匍行	山腹平衡斜面	B _C	有
24	2014	小牧市池之内	24	南	79	匍行	山腹上昇斜面	B _{D(d)}	無
25	2014	豊田市下川口	30	北東	145	崩積	山頂急斜面	B _C	有
26	2014	豊川市赤坂	28	北東	86	匍行	山腹上昇斜面	B _{D(d)}	無
小牧	2012	小牧市大山	21	南西	250	匍行	山腹平坦斜面	B _{D(d)}	有
豊田	2012	豊田市西中山町	18	西南西	165	残積	山頂緩斜面	B _B	有

その他は 1(1)と同様とした。

2. 植生等動態調査

(1) 立地環境モニタリング

小牧市大山、豊田市西中山町の県有林内ナラ枯れ被害地（被害木はコナラ）において、2012年に調査地を設けた。調査地の場所及び立地は図-1及び表-1のとおり。各調査地に、手を入れない処理（以下、放置区）、枯死木のみを伐採する処理（以下、伐採区）、大径木も含めた本数率 50%の除間伐+枯死木伐採区を行って今後のナラ枯れ発生も予防する処理（以下、防除区）の3種類の処理区を設置した。各処理の範囲は、中心をコナラ枯死木とする半径 20m の円状とした。処理区内にそれぞれに 1×1 m のプロットを 10 か所ずつ設置し、2013年から毎年7~8月の曇天時に開空率を、晴天時正午に林床の光合成有効放射束密度を光量子計（MQ-100, Apogee, US）で、表層 5cm の土壌体積含水率を土壌水分計（DM-18、竹村電機製作所、東京）で調べた。光合成有効放射束密度と土壌体積含水率は各プロット 3 回ずつ調べ、3 回の平均値をそのプロットの値とした。

整備の効果は、GLMM を作成し、AIC によるモデル選択で統計解析を行うことで評価した。応答変数は「光合成有効放射束密度」、「土壌体積含水率」とし、分布はガンマ分布（リンク関数は log）を仮定した。説明変数の固定効果を「処理方法（対照区、伐採区、防除区）」とし、ランダム効果は「調査地（小牧、藤岡）」及び「経過年数（2013 年、2014 年）」とした。その他は 1(1)と同様とした。

(2) 植生動態モニタリング

毎年 8 月に上述の処理区で林床（~1.2m）の植被率と被度を調べ、 H' を算出した。

コナラのナラ枯れ被害地では、コナラ種子が大量に存在するため、コナラ実生が更新木として期

待できる。そこでコナラ実生に着目し、整備方法の違いによるコナラ実生の生理的な活性の違いを調べた。調査地は、コナラ実生が大量に発生している 2(1)の小牧調査地の各処理区内とした。

2013 年 8 月に、当年生コナラ実生をサンプリングし、光合成能力を評価するための指標である葉内の窒素(N)量（光合成速度と高い相関：Hirose and Werger 1987, Hikosaka et al. 1999）及びクロロフィル(Chl)量（集光能力の指標：寺島 2003）、また各器官の重量を調べた。まずサンプリングした試料を、葉、幹、根に分けた。幹と根については、長さとし地際直径を計測したのちに、105°C で 48 時間乾燥させて乾燥重量を調べた。葉については、試料のうち 100mm² を DMSO (dimethyl sulfoxide) 2ml の中に入れた。2 日間 65°C の恒温機内で色素を抽出したのち、上澄み液をディスポセルにとり、波長 648nm と 665nm での吸光度（それぞれ L648、L665）を紫外可視近赤外分光光度計(V-570、日本分光、東京)で測定した。Chl 量は、以下の Barnes et al. (1992)の式から求めた。

$$\text{Chl.a } (\mu\text{M}) = 14.85 \text{ L665} - 5.14 \text{ L648}$$

$$\text{Chl.b } (\mu\text{M}) = 25.48 \text{ L648} - 7.36 \text{ L665}$$

得られた値から、全 Chl 量 (Chl.a+b) および弱光の集光能力を示す Chl a/b 比 (Hikosaka and Terashima 1995) を算出した。また、Chl 測定に使わなかった葉試料は、葉面積を測定したのちに、60°C で 48 時間乾燥させ、乾燥重量を計量して LMA (leaf mass per area = 葉乾燥重量/葉面積) を測定した。LMA と稚樹 1 個体あたりの葉面積から、稚樹 1 個体あたりの葉乾燥重量を算出した。また、葉乾燥試料を用いて、CN コーダー (MT-700HCN、ヤナコ機器開発研究所、京都) により葉内の N 量を測定した。N 量と Chl 量の値から、Chl/N 比を算出した。

稚樹 1 個体あたりの葉乾燥重量、幹乾燥重量、根乾燥重量から、全乾燥重量 (=葉+幹+根の乾燥重量)と、Root/Shoot 比 (=根乾燥重量/(葉乾燥重量+幹乾燥重量))を算出した。

2014 年 8 月～9 月に、コナラ当年生実生の光合成速度を光合成蒸散測定装置 (LCA-4, ADC, UK) により測定した。光合成測定時の気温、大気中 CO₂ 濃度、光合成有効放射束密度等の環境条件は、自然状態のままとしたところ、平均気温は 31.3℃、平均大気中 CO₂ 濃度は 491.6μmol mol⁻¹(=ppm)、平均光合成有効放射束密度は放置区で 22.4μmol m⁻²s⁻¹、伐採区で 79.3μmol m⁻²s⁻¹、防除区で 99.9μmol m⁻²s⁻¹だった。

光合成測定後に試料をサンプリングし、P-V 曲線法(丸山、森川 1983)によって実生の乾燥耐性を評価した。まず、サンプリングした試料を、水切りしたのちに1晩暗室に置いて飽水させた。飽水後、葉の生重量を計測し、その後直ちにプレッシャーチャンバー (Model-600, PMS, US)を用いて水ポテンシャルを計測した。計測した葉は、実験台の上に一定時間放置したのち、再び葉の生重量と水ポテンシャルを計測した。この作業を繰り返して得られた計測値から、P-V 曲線を作成した。作成した P-V 曲線により、乾燥耐性の指標となる「原形質分離を起こすときの水ポテンシャル」、「飽水時の浸透ポテンシャル」、「原形質分離を起こすときの相対含水率」を算出した。

整備の効果について、*H'*に関しては GLMM を、また *H'*以外の各種生理指標に関しては GLM を作成し、AIC によるモデル選択で統計解析を行うことで評価した。*H'*の分布はガンマ分布(リンク関数は log)を仮定した。各種生理指標について、光合成速度の分布は正規分布を、その他の分布はガンマ分布(リンク関数は log)を仮定した。その他は2(1)と同様とした。

III 結果

1. 実態調査

表-2 実態調査に関する統計結果

	整備前に対する係数の変化		
	整備1年目	整備2年目	整備3年目
開空度	0.16	0.14	0.25
植被率	0.11	1.63	0.70
<i>H'</i>	0.17	1.47	0.60

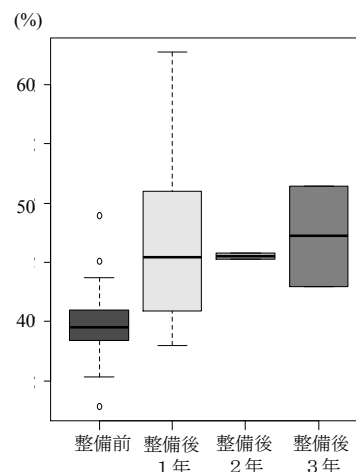


図-2 実態調査地での開空度 n=26。

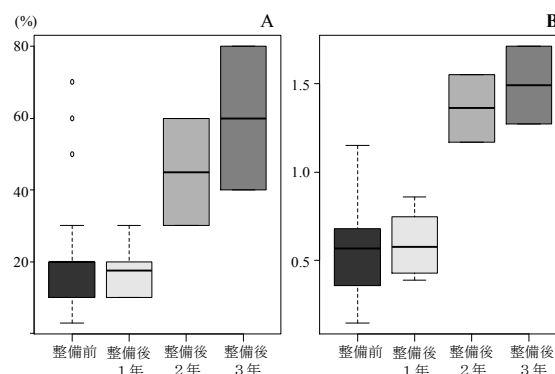


図-3 実態調査地における植生

A : 林床の植被率、B : 林床の多様度指数(*H'*)。n=26。

(1) 森林整備に伴う植生の変化

事業地における開空率について、整備を行うことで開空率が増加し、その増加は数年間持続した(図-2、表-2)。

事業地における植生調査の結果を図-3 に示す。林床の植被率について、整備後 1 年目では顕著な変化は認められなかったものの、2 年目以降著し

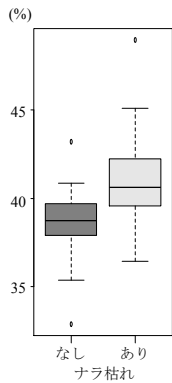


図-4 実態調査地におけるナラ枯れ有無による開空度違い n=26。

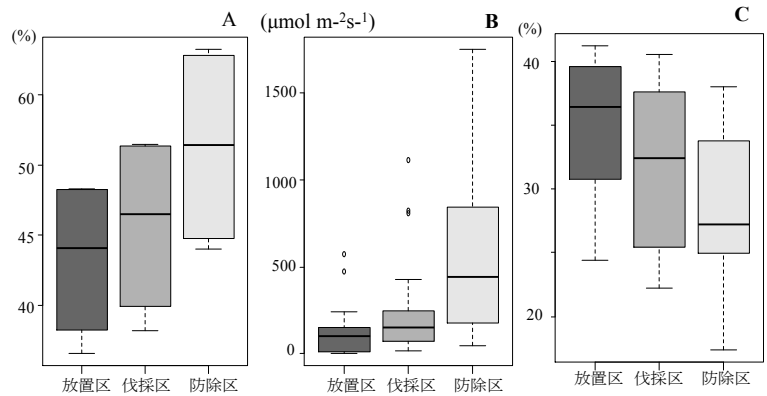


図-6 植生等動態調査地における立地環境

A:開空度(n=6)、B:光合成有効放射束密度(n=60)、C:土壌体積含水率(n=60)

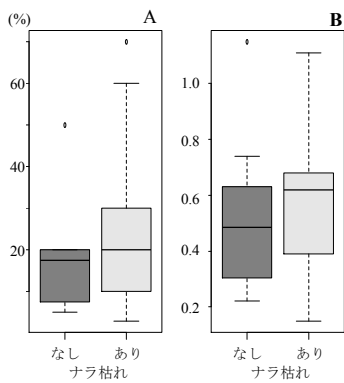


図-5 実態調査地におけるナラ枯れ有無による林床植生の違い。

A: 植被率、B: 多様度指数。n=26。

表-3 実態調査地におけるナラ枯れ有無による違いの統計結果

—は効果が認められなかったものを示す。

ナラ枯れ未被害区に対する被害区の係数の変化	
開空度	0.06
植被率	-
H'	-

く増加した(図-3A、表-2)。H'についても植被率と同様の变化であった(図-3B、表-2)。

(2) 森林病虫獣害に伴う植生の変化

ナラ枯れの有無による開空率の違いについて、ナラ枯れにより開空率が増加し林床の光量は増加することが示された(図-4、表-3)。

ナラ枯れの有無による植生の違いを図-5に示す。林床の植被率にはナラ枯れの有無による顕著

表-4 植生等動態調査地における森林整備の効果に関する統計結果

—は効果が認められなかったものを示す。

	放置区に対する係数の変化	
	伐採区	防除区
開空度	0.05	0.17
光量子束密度	0.61	1.67
土壌堆積含水率	-0.12	-0.22
植被率	-0.41	1.04
H'	-0.01	0.51
全Chl量	0.09	0.13
Chl a/b比	-	-
葉内N量	0.39	0.32
Chl/N	-0.30	-0.19
全乾燥重量	-0.19	0.50
Root/Shoot比	-0.11	0.33
光合成速度	1.15	2.48
飽水時の浸透ポテンシャル	-	-
原形質分離を起こす時の水ポテンシャル	-	-
原形質分離を起こす時の相対含水率	-	-

な違いは認められなかった(図-5A、表-3)。H'についても植被率と同様に顕著な違いは認められなかった(図-5B、表-3)。

2. 植生等動態調査

(1) 立地環境モニタリング

森林整備に伴う立地環境の違いを図-6に示す。開空度及び光量子束密度は放置区<伐採区<防除区の順だった(図-6AB、表-4)。特に光量子束密度について、放置区と伐採区では共に値が小さかったが、防除区では値が大きくバラつきが目立

った（図-6B）。土壌体積含水率は、放置区>伐採区>防除区の順だった（図-6C、表-4）。

(2) 植生動態モニタリング

林床に発生した木本種について、どの処理区にもソヨゴやタカノツメなど高木性の優占種は存在したが、放置区<伐採区<防除区の順に陽性の樹木が多くなった（表-5）。林床の植被率については、両者ともに放置区と防除区で差は小さかったものの、防除区で顕著に高くなった（図-7A、表-4）。H⁺も植被率と同様の傾向を示した（図-7B、表-4）。

表-5 植生等動態調査地における林床の優占木本種樹種の後ろに記した記号について、(低)は低木種を、(小)は小高木種を、(高)は高木種であることを示す。

処理区	光特性	優占木本種
放置区	陽性	—
	中庸	イヌツゲ(小), ソヨゴ(高)
	陰性	タカノツメ(高), ヒサカキ(小)
伐採区	陽性	ヤマウルシ(高)
	中庸	イヌツゲ(小)
	陰性	タカノツメ(高), ヒサカキ(小)
防除区	陽性	コナラ(高), ヤマウルシ(高), ヤマツツジ(低)
	中庸	ソヨゴ(高)
	陰性	タカノツメ(高), ヒサカキ(小)

森林整備の効果と、コナラ実生の生理指標との関係を図-8に示す。まず全Chl量は放置区<伐採区<防除区の順で大きくなったが（図-8A、表-4）、Chl a/b比は処理区による違いは認められなかった（図-8B、表-4）。葉内N量は放置区に比べて伐採区、防除区で顕著に高くなり（図-8C、表-4）、Chl/N比は対照区に比べて伐採区、防除区で顕著に小さくなった（図-8D、表-4）。

コナラ実生のバイオマスの結果を図-9に示す。全乾燥重量は、放置区と伐採区では大きな違いは

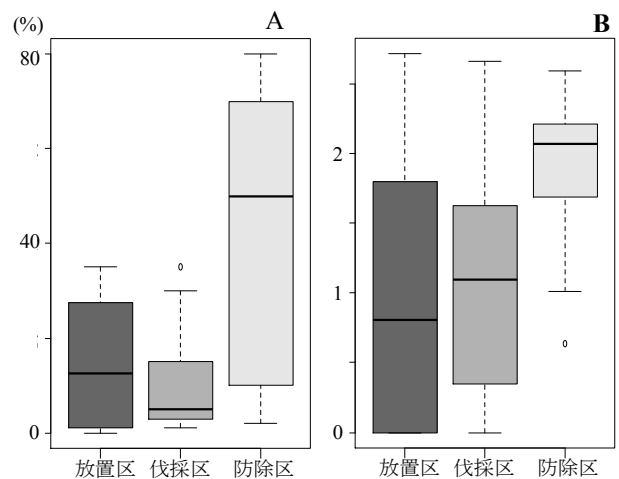


図-7 植生等動態調査地における林床植生 A: 植被率、B: 多様度指数。n=60。

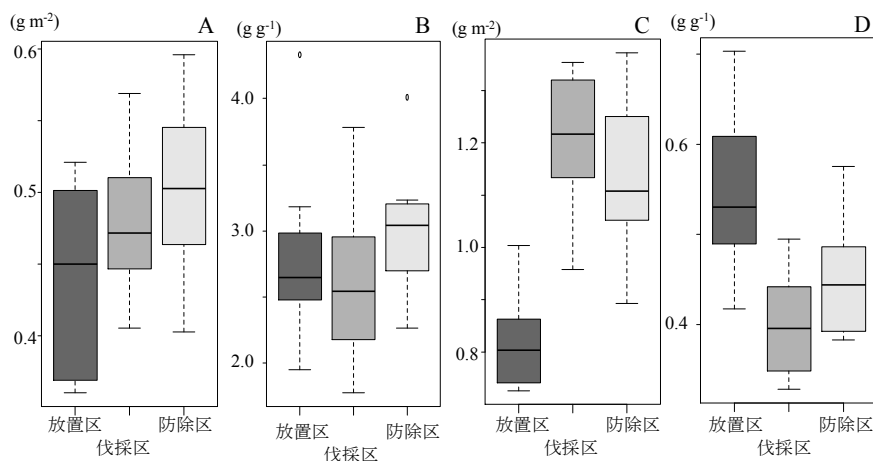


図-8 森林整備とコナラ実生の生理指標との関係 A: 全Chl量、B: Chl a/b比、C: 葉内N量、D: Chl/N比。n=30。

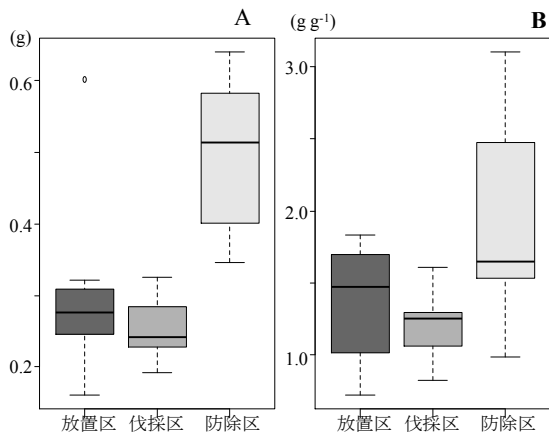


図-9 森林整備とコナラ実生のバイオマスとの関係

A : 全乾燥重量、B : Root/Shoot 比。n=30。

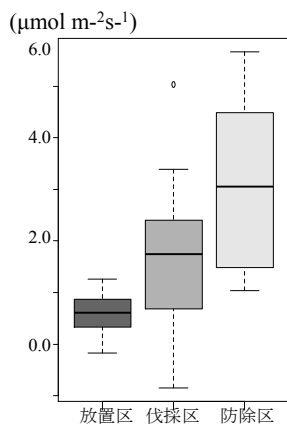


図-10 森林整備とコナラ実生の光合成速度との関係 n=30。

なかったものの、防除区で著しく高くなった (図-9A、表-4)。Root/Shoot 比も同様の傾向が認められた (図-9B、表-4)。

コナラ実生の光合成速度は、放置区<伐採区<防除区の順であった (図-10、表-4)。

コナラ実生の耐乾性指標について、原形質分離を起こすときの水ポテンシャル、飽水時の浸透ポテンシャル、原形質分離を起こすときの相対含水率のいずれも、処理区間での違いは認められなかった (表-4,6)。

表-6 森林整備とコナラ実生の耐乾性指標との関係

値は平均値±標準偏差。n=12。

耐乾性評価のパラメータ	処理区		
	放置区	除去区	防除区
飽水時の浸透ポテンシャル(MPa)	-1.62 ± 0.27	-1.74 ± 0.31	-1.67 ± 0.24
原形質分離を起こす時の水ポテンシャル(MPa)	-1.71 ± 0.24	-1.64 ± 0.25	-1.89 ± 0.29
原形質分離を起こす時の相対含水率	0.82 ± 0.06	0.79 ± 0.07	0.82 ± 0.04

IV 考察

1. 里山整備の効果

里山林の放置が深刻な社会問題となっているが (深町 2004)、本県で行われている「森と緑づくり事業」等による枯損木伐採や除間伐が、どのように里山林の機能回復に影響を与えているかどうかを考えていきたい。

そこでまず、現在の状態のまま放置したとするとどうなるか、という点で考察する。本研究では、ナラ枯れ等による枯損がない (ギャップが生じていない) 里山林と、ナラ枯れによってコナラ大径木の枯損が生じた (ギャップの発生した) 里山林の2タイプで調査を行ったため、これら2タイプの里山林を放置した場合を考えてみる。まず、ギャップの生じていない里山林を放置した場合について。整備をしなくても林冠の開空度は35~40%前後あったものの (図-2)、植被率が低く (図-3A)、多様性指数も低かった (図-3B)。つまり、この条件では、林床において限られた植物種のみしか生息できない、ということが示された。植物相の種多様性が低いことから、動物相の種多様性も同様に低いことも予想され、すなわち生物相の貧弱な状態 (松本 2010) であることが考えられる。この状態から、かつて里山林が持っていた豊かな状態に戻る可能性は低いだろう。次に、コナラ大径木の枯損でギャップが生じた里山林を放置した場合について。開空度は40%前後と、ギャップの生じていない里山林よりわずかに光環境は改善し

ていたが(図-4)、林床の植被率や多様度指数は、ギャップの生じていない里山林とほとんど変わらなかった(図-5)。このことは、枯死木をそのまま放置しても、植生が回復するための光量は林床まで届かないということを示している。ところで Matsuda(1989)は、コナラ林ではコナラの実生更新が期待でき、藤原ら(2006)は、コナラ林でのナラ枯れ跡地ではコナラ稚樹の成長が期待できるのではないかと述べた。しかしながら、本研究から、ナラ枯れ跡地でも整備をしなければ林床に十分な光が届かず(図-2,4,6)、コナラ実生も十分に光合成することができないという点が判明した(図-10)。つまり、被害木を放置したままでは被害地でのコナラの実生更新は困難だということが考えられた。

では次に、森林整備を行った場合に里山林はどうなるかを考えてみる。森林整備の種類はいくつかあるが、本研究ではナラ枯れ跡地で一般的に行われている枯死木のみを伐採する整備(「枯損木伐採」)と、あいち森と緑づくり事業等で実施している枯損木の伐採と除間伐を行う整備(「枯損木伐採+除間伐」)の2タイプを対象とする。まず、「枯死木伐採」について。光環境は、枯死木をそのまま放置する場合よりもわずかに改善された(図-6AB)。林床の植生は、陽性の植物種が認められるようになったが(表-5)、植被率や多様度指数は、放置する処理と比べてほとんど違いが認められなかった(図-7)。以上の点から、枯死木を伐採するだけの整備では、林床植生に与える影響は小さいことが示唆された。次に「枯損木伐採+除間伐」について。土壌が乾燥しやすくなるものの(図-6C)、光環境は著しく改善され(図-2,6AB)、この光環境の改善は数年間継続することが分かった(図-2)。林床の植生は、植被率や多様度指数も高く(図-3,7)、コナラをはじめとした陽性の更新木も数多く認められた(表-5)。すなわち、除

間伐によって生物相の貧弱な状態(松本 2010)から脱却できる可能性が考えられた。放置されている広葉樹二次林を新たな森林に誘導するのに除間伐は有効だと言われているが(横井、小谷 2002)、里山林を健全な状態に戻すのにも除間伐は有効だということが示唆された。

2. コナラ実生による更新手法の検討

里山林を若返らせ健全に管理していくためには伐採が重要であるが(黒田ら 2010)、伐採にも管理にも経済的な困難さがつきまとう(大住 2008)。将来にわたって継続的に里山を管理していくためには、経済的価値を生むような樹種で里山を若返らせることが必要であると考えられる。ここでコナラは、シイタケ原木としてだけでなく(横井、小谷 2002)、現在は薪ストーブの普及拡大から燃料として利用価値も高い。これらと、本県の里山林内にはコナラ種子が数多く存在する点から、コナラは本県での里山林での更新木として期待できると考えられる。しかしながら、里山林の高齢化のために、これまで一般的だった萌芽更新を行うことは難しく(大住 2010)、実生更新といった新たな更新手法を開発することが求められる(黒田ら 2010)。

コナラの実生更新を実施するためには、コナラ実生の生理的な能力を明らかにすることが必要である。本研究により、弱光の集光能力の指標である Chl a/b 比が暗い環境でも変化しなかったこと(図-8B)から、暗環境には適応できない種であることが分かった。また、集光機能と炭素固定機能のどちらが活性しているかを示す全 Chl 量、葉内 N 量、Chl/N 比の結果から(図-8A,C,D)(Chl と N の量や割合を比較したときに、Chl の割合が大きいと集光機能が、N の割合が大きいと炭素固定機能がより高くなっていることを示す)、コナラ実生はわずかの光環境の改善(枯死木伐採)で炭素固定機能を重視するようになることが分かった。

すなわち、コナラ実生は一定の光量がないことには生残し得ないが、一定の光量があれば著しく成長し得ることが示唆された。

では、一定の光量とはどれくらいのものなのか。本研究の結果、里山整備として除間伐まで行った場合にコナラ実生が林床での優占種の1つとなることが分かった(表-5)。また、除間伐まで行った「防除区」で、光がもっとも当たる時間帯の光合成速度はマイナスにならないことが分かった(図-10)。これらの点から、林床のコナラ実生が必要な光量とは、本数率で50%程度の除間伐により得られる光量ということが考えられた。

里山林で除間伐を行った際に生じる環境変化として、光環境の改善だけでなく、土壌の乾燥があげられる(図-6C)。本研究から、コナラ実生の耐乾性は低く、乾燥に弱いことが示された(表-6)。しかしながら、土壌含水率の低下が顕著だった防除区でどうしてコナラ実生はバイオマスを高めることができたのか(図-9A)。一般的に、乾燥に対する強さは、耐乾性と、乾燥回避性で評価できる(玉泉 2004)。本研究のコナラ実生の場合、防除区では根の割合を増加させることが示された(図-9)。すなわち、コナラにとっては根の働きが重要で、水の吸収能力を高めて乾燥を回避する性質を持っている可能性が示唆された。しかしながら、根による養水分の吸収と、それに伴う実生の成長・生残は、根の量だけで決まるものではない。共生する菌根菌の働きも重要であり(Nakashima et al. 投稿中)、コナラにも数多くの外生菌根菌があることが知られている(Matsuda et al 2013)。コナラ実生の環境適応能力を評価するためにも、今後は共生する菌根菌についても明らかにする必要があると考えられた。

3. 今後の課題とまとめ

本研究から、種多様性を高め更新木を育てるなど里山林を健全な状態にするには、枯死木を伐採

するだけでは不十分で、除間伐を実施して林内の光環境をよくすることが必要だということが示唆された。

しかしながら、森林整備の効果がどのくらいの期間持続するのかは不明である。また、今回生理特性を調べたコナラ実生は当年生実生を対象としたため、貯蔵養分の影響がなくなる2年目以降にどのような反応をとるのかは分かっていない。今後は、本調査を継続することで、今回得られた成果の信憑性を評価することが必要である。

引用文献

- Barnes JD, Balaguer L, Manrique E, Elvira S, Davison AW (1992) A reappraisal of DMSO for the extraction and determination of chlorophylls a and b in lichens and higher plants. *Environmental and Experimental Botany* 32: 85-100.
- 藤原智史・中山知子・飛知和孝・林田光祐(2006) 豊作後ギャップが形成されたコナラ林の実生の生残と成長. *東北森林科学会誌* 11: 85-89
- 深町加津枝(2004) 里山とは—その構造と地域性—*森林科学* 42: 4-9
- 玉泉幸一郎(2004) 水ストレスと光合成. *In* 小池孝良 編. *樹木生理生態学*. pp.58-66, 朝倉書店, 東京
- Hikosaka K, Sudoh S, Hirose T (1999) Light acquisition and use by individuals competing in a dense stand of an annual herb, *Xanthium canadense*. *Oecologia* 118: 388-396
- Hikosaka K, Terashima I (1995) A model of the acclimation of photosynthesis in the leaves of C₃ plants to sun and shade with respect to nitrogen use. *Plant Cell Environ.* 18: 605-618.
- Hirose T, Werger MJA (1989) Nitrogen use efficiency in instantaneous and daily

- photosynthesis of leaves in the canopy of a *Solidago altissima* stand. *Physiologia Plantarum* 70: 215-222
- Kagaya SE, Saito S, Fukawa K, Okada M, Nozaki A, Tsuda Y. (2010) Genetic structure of oak wilt vector beetle *Platypus quercivorus*: inferences toward the process of damaged area expansion. *BMC Ecology* 10: 21
- 小林正秀・上田明良(2005) カシノナガキクイムシとその共生菌が関与するブナ科樹木の萎凋枯死—被害発生要因の解明を目指して—日林誌 87: 435-450
- 黒田慶子 (2010) 里山は放置してはいけない. *In* 黒田慶子 編. 里山に入る前に考えること. pp1-2, 森林総合研究所関西支所, 京都
- 丸山温・森川靖(1983) 葉の水分特性の測定—P-V 曲線法—. 日林誌 65: 23-28
- Matsuda K (1989) Survival and growth of Konara oak (*Quercus serrata* Thunb.) seedling in an abandoned coppice forest. *Ecol. Res.* 4: 309-321
- Matsuda Y, Takano Y, Shimada H, Yamanaka T, Ito S (2013) Distribution of ectomycorrhizal fungi in a *Chamaecyparis obtusa* stand at different distances from a mature *Quercus serrata* tree. *Mycoscience* 54: 260-264
- 松本和馬(2010) 里山林の生物多様性. *In* 黒田慶子 編. 里山に入る前に考えること. pp17-19, 森林総合研究所関西支所, 京都
- 大住克弘(2008) 変容する里山林—ナラ枯れの舞台—. *In* 黒田慶子 編. ナラ枯れと里山の健康. pp89-107, 全国林業改良普及協会, 東京
- 大住克弘(2010) 里山林の生態. *In* 黒田慶子 編. 里山に入る前に考えること. pp20-24, 森林総合研究所関西支所, 京都
- 白井一則・熊川忠芳(2005) 都市近郊林に関する研究. 愛知県森林セ報 42: 24-31
- 寺島一郎(2003) 葉の光合成：葉の内部の光環境と CO₂ 環境. *In* 村岡祐由、可知直樹 編. 光と水と植物のかたち 植物生理生態学入門. pp.85-118, 文一総合出版, 東京
- 横井秀一・小谷二郎(2002) 森林生態学が支える広葉樹林作業. 森林科学 36:25-30