

短 報

大阪府泉南地域で分布拡大している 国内外来種アオモジの初期成長特性

大阪府立環境農林水産総合研究所 上 森 真 広

森林総合研究所関西支所 奥 田 史 郎

大阪府立環境農林水産総合研究所 幸 田 良 介

Initial growth characteristics of native invasive tree *Litsea citriodora* range-expanding in the Sennan district, Osaka Prefecture, Japan. Masahiro Kamimori (*Research Institute of Environment, Agriculture and Fisheries, Osaka Prefecture*), Shiro Okuda (*Forestry and Forest Products Research Institute, Kansai Research Center*) and Ryosuke Koda (*Research Institute of Environment, Agriculture and Fisheries, Osaka Prefecture*)

要旨：国内外来種として大阪府泉南地域で分布拡大している先駆性樹種アオモジの初期成長特性を明らかにするため、伐採処理により人工的に攪乱地を形成し、アオモジと在来先駆性樹種の実生、稚樹の動態を比較した。伐採処理後に先駆性樹種の実生、稚樹が多数発生し、調査に必要な攪乱環境の形成は行えたと考えられた。調査地に発生した先駆性樹種はアオモジ、アカメガシワの2樹種が大部分を占めていた。アオモジの実生の個体数密度はアカメガシワよりも顕著に少なかったものの、実生、稚樹の成長量、死亡率はアカメガシワよりも優位で、稚樹では新規加入率、個体数密度についても優位であった。以上から、アオモジは、実生の定着の面では在来の代表的先駆性樹種であるアカメガシワに劣っているものの、その後の成長は圧倒的に優位であることが明らかとなった。今後アオモジは調査地の主要な構成種となり、在来先駆性樹種の生育に大きく影響するものと予想される。今後の生態系への影響を把握するためにも、継続的なモニタリングが求められる。

キーワード：アオモジ、先駆性、実生、稚樹、アカメガシワ

はじめに

アオモジ (*Litsea citriodora* (Sieb. Et Zucc.) Hatsushima) は、クスノキ科ハマビワ属の雌雄異株の落葉性小高木で、林縁や伐採跡、造成地などに生える先駆性樹種である (白佐ほか, 2005)。その分布域は、九州以南が中心となっており、九州以北では山口県、岡山県にわずかに分布が見られる程度で、近畿地方には自然分布していない (佐竹ほか, 1993)。一方で、アオモジは古くから、

花序が大きな雄木の切り枝は花卉として、また、レモンのような芳香をもつ果実は精油として利用され、各地で人工的に栽培されてきた (茂木ほか, 2000)。近年、近畿地方の各地において、花卉栽培を目的に持ち込まれたアオモジが野生化し、国内外来種として分布域を拡大していることが報告されている (中村, 2005)。

大阪府においても、アオモジの定着が生駒山系で1990年に初めて確認されたほか (森本, 1990)、泉南地方を中心に分布域が拡大していることが報

告されている(向井・高須, 1993)。外来種の侵入は、生物多様性・生態系機能の低下につながるため(Elton, 1958; Mack et al., 2000; Sala et al., 2000), その対策は重要な保全対策の一つとなっている(Mack et al., 2000; Courchamp et al., 2003)。それゆえ、国内外来種であるアオモジが、本来の分布域ではない大阪府の森林において、分布域を拡大させている要因を明らかにすることは、今後保全策を講じていく上で非常に重要である。とりわけ、アオモジの有する先駆性樹種としての特性を考えると、ギャップなどの攪乱地における初期成長動態を明らかにし、自然分布する在来先駆性樹種との競合関係を把握しておくことが必要であろう。

そこで、本研究では人工的に攪乱地を形成し、攪乱地に発生したアオモジと在来先駆性樹種の初期成長動態を比較した。また、攪乱地形成後2年間の実生、稚樹の経年変化から、今後のアオモジの消長について考察した。

調査地

調査は2011年～2013年にかけて、大阪府泉南地域の泉佐野市上之郷(34°21.5'N, 135°19.2'E, 標高50m～55m)の府有林で行った。本地域は、1990年頃からアオモジの分布拡大が報告されている地域であり(向井・高須, 1993), 攪乱のための伐採処理が行えるなど調査適地である。調査地からおよそ3 km北東に位置する大阪管区気象台熊取観測所(34°23.1'N, 135°21.0'E, 標高68m)における2011年～2013年までの年平均気温は15.7℃, 年間平均降水量は1,487.6mmとなっており、瀬戸内海式気候区に属する。調査地周辺にはコナラ、クロバイ、ヤマモモなどからなる広葉樹林が分布しているほか、モウソウチクから成る竹林も広がっている。

調査方法

2011年10月に、調査地内の森林に伐採処理区と対照区を、それぞれの面積が300m²となるように設定した(図1)。その後、伐採処理区において、シードソースとなりうる胸高直径5 cm以上のクロバイ、ソヨゴ、コナラ、ヤマザクラなどの広葉樹(伐採処理区: 10種66個体, 対照区: 7種74個体)のみを残し、それ以外の樹高300cm以上の木本を伐採した。なお、伐採処理区内には周辺竹林からのモウソウチクの侵入がみられたため、モウソウチクについては樹高を問わず皆伐し、調査区外に排除する処理を毎年秋に継続して行った。

各調査区における木本実生の消長を明らかにするために、実生調査を行った。なお、本研究では先行研究(De Steven et al., 1991; Tsujino & Yumoto, 2004)にならい、樹高30cm未満のものを実生、樹高30cm以上のものを稚樹とそれぞれ定義した。各調査区を10mごとの3メッシュにそれぞれ区切り、各メッシュ内の任意の場所に1 m × 1 mの実生調査用コドラートを2箇所ずつ設置した(合計12個)。伐採処理前の2011年10月に、各コドラート内に生育する木本実生にラベルをつけて個体識別し、種名と樹高を記録した。実生調査は、伐採処理後の2012年、2013年の秋にも継続的に行い、前年に調査した個体の生死、樹高、新規加入個体の種名と樹高を記録した。

伐採処理後の木本稚樹の消長を明らかにするために稚樹毎木調査を行った。伐採翌年の2012年の秋に、各調査区内に生育する樹高30cm～200cmの木本稚樹にラベルをつけて個体識別し、種名と樹高を調査した。調査は2013年の秋にも継続的に行い、前年に調査した個体の生死、樹高、新規加入個体の種名と樹高を記録した。

伐採処理前の各調査区の光環境の差異を把握するため、2011年9月に各実生調査用コドラート上

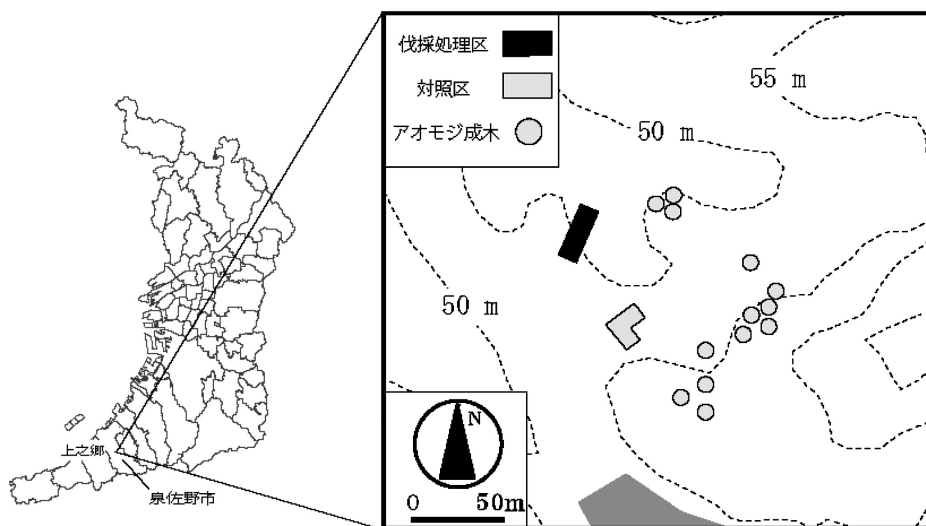


図1. 大阪府内での調査地の位置図と、伐採処理区、対照区、および調査地から半径100m以内に生育するアオモジ成木の位置図。

(合計12個)で、全天空写真を撮影した。全天空写真は魚眼レンズ(Nikon社製 Nikon Fisheye UR-E4)を装着したデジタルカメラ(Nikon社製 Nikon DIGITAL CAMERA D70)を用いて、各コドラートの中央付近で地上高約1mから撮影した。

解析方法

伐採処理後の先駆性樹種の動態を把握するために、樹種を「先駆性樹種」と「その他樹種」の二つの樹種タイプに類型化した。本研究では全50樹種のうち、文献情報(白佐ほか, 2005; 細木ほか, 2002; 酒井・佐藤, 2005; 中村ほか, 2008; 小畑・大貫, 2008; 糟谷ほか, 2012)で「先駆」という説明の有無を基にして、アオモジ、アカマツ、アカメガシワ、イヌザンショウ、キリ、クサギ、タラノキ、ヌルデ、ヒメコウゾ、ヤブニッケイ、ヤマウルシの11種を先駆性樹種とし、それ以外の39種をその他樹種とした。

先駆性樹種のうち、国内外来種であるアオモジと、在来種の中で圧倒的に優占していたアカメガシワの成長動態を比較するため、両種の個体数密度($/m^2$)、成長量(cm/年)、死亡率(/年)、新規加入率(/年)をそれぞれ算出した。アカメガシワは実生、稚樹ともに在来先駆性樹種の個体数の半数以上を占めており、他地域でも先駆性樹種の中で優占しやすいことから(小畑・大貫, 2008; 糟谷ほか, 2012)、アオモジとの比較種として適していると考えられる。なお、アオモジとアカメガシワは対照区には全く生育していなかったため、算出は伐採処理区のみで行った。実生の個体数密度は6コドラートの平均値として算出し、実生の成長量、死亡率、新規加入率は6コドラートのデータを合算して計算に用いた。稚樹については調査区のデータを合算して計算に用いた。また、コドラート内で樹高30cm以上に成長した個体は、実生から除外し、稚樹としてカウントした。死亡率と新規加入率はそれぞれ以下の式を用いて算出した(Sheil et al., 2000)。

$$m_i = 1 - \frac{S_i}{n_i}$$

$$r_i = \frac{R_i}{n_{i+1}}$$

ここで、 m_i 、 n_i 、 S_i 、 r_i 、 R_i はそれぞれ、 i 年から $i+1$ 年にかけての死亡率、 i 年の総個体数、 i 年から $i+1$ 年にかけての生存個体数、 i 年から $i+1$ 年にかけての新規加入率、 i 年から $i+1$ 年にかけての新規加入個体数を示す。

算出したアオモジとアカメガシワの各パラメータを年ごとにそれぞれ比較した。実生の個体数密度の比較にはWilcoxonの符号順位検定、実生と稚樹の成長量の比較にはWelchの t 検定、実生の死亡率と新規加入率の比較にはFisherの正確確率検定、稚樹の死亡率と新規加入率の比較には χ^2 検定をそれぞれ用いた。有意水準は $P=0.05$ とし、本研究の全ての統計解析にはR (3.1.1) を用いた。

撮影した全天空写真はコンピュータに読み込み、解析プログラム (CanopOn2 ver.2.03c, URL: <http://takenaka-akio.org/etc/canopon2/> 2015.5参照) を用いて開空度をそれぞれ測定した。その後、Welchの t 検定を用いて開空度を調査区間で比較した。

結果

実生動態

伐採処理区と対照区における各樹種の実生の個体数と種数の経年変化を表1に示す。伐採処理区における個体数と種数は、伐採処理翌年の2012年に大きく増加したのち、2013年には共に減少に転じていた。一方で、対照区における個体数と種数には、調査期間内で大きな増減はみられなかった。

樹種タイプごとの経年変化をみると、伐採処理区では2012年に、アカメガシワ、タラノキ、ヒメコウゾなどの先駆性樹種が顕著に増加したのち、2013年に減少に転じていた。一方で、その他樹種

は徐々に増加しており、特にクロバイが先駆性樹種であるアカメガシワと並んで大きく増加していた。対照区では先駆性樹種は全くみられなかった。

稚樹動態

伐採処理区と対照区における各樹種の稚樹の個体数と種数の経年変化を表2に示す。伐採処理区における個体数と種数は、2012年から2013年の間に大きく増加した。一方で、対照区における個体数と種数には、調査期間内で大きな増減はみられなかった。

樹種タイプごとの経年変化をみると、伐採処理区では2012年に先駆性樹種であるアオモジ、アカメガシワの個体数が高い値を示し、2013年にはそれら2種に加えてヌルデ、ヒメコウゾ、ヤブニッケイなどが増加した。中でも、アオモジの増加は著しく、伐採処理区において2013年の先駆性樹種の個体数の約60%、全稚樹の個体数の約47%を占めていた。一方、2013年のアカメガシワの個体数は、2012年よりも減少した。その他樹種の個体数は2012年から2013年の間で増加したものの、先駆性樹種ほど顕著ではなかった。対照区における個体数には先駆性樹種、その他樹種ともに調査期間内で大きな増減はみられなかった。

アオモジとアカメガシワの動態

伐採処理区におけるアオモジ、アカメガシワ実生の個体数密度、成長量、死亡率、新規加入率の経年変化を図2に示す。両種の個体数密度はよく似た増減パターンを示しており、伐採処理前の2011年にはほとんど存在せず、伐採処理後の2012年には実生が発生し、2013年に減少するという変動となっていた (図2-a)。ただし、アカメガシワの個体数密度は2012年 ($P=0.004$)、2013年 ($P=0.007$) とともにアオモジよりも有意に高かった。2012年から2013年にかけての成長量 (図2-b)、

表 1. 伐採処理区, 対照区の実生の個体数と種数の経年変化.

樹種	分類	伐採処理区 (本/6m ²)			対照区 (本/6m ²)		
		2011	2012	2013	2011	2012	2013
アオモジ	先駆		9	5			
アカマツ	先駆		2	2			
アカメガシワ	先駆	1	85	51			
イヌザンショウ	先駆		1				
キリ	先駆		6	1			
クサギ	先駆		1				
タラノキ	先駆		31	9			
ヌルデ	先駆		8	7			
ヒメコウゾ	先駆		47	16			
アケビ	その他				1		
アラカシ	その他				2	4	4
イヌビワ	その他		2	2			
エゴノキ	その他				1		
カナメモチ	その他					3	1
キハダ	その他	1					
クスノキ	その他		3	2		1	
クマヤナギ	その他		1	1			
クロバイ	その他		14	41	1	2	
コナラ	その他		1	1	10	5	3
サルトリイバラ	その他		1				
シロダモ	その他				1		
スギ	その他		2	1			
センダン	その他		1				
ツヅラフジ	その他		1	1			
ツルウメモドキ	その他		2	3		4	
ナンキンハゼ	その他		1	1			
ニガイチゴ	その他		2	2			
ネズミモチ	その他	2	2	1	1	1	1
ノイバラ	その他		1				
ノブドウ	その他		14	11			
ヒサカキ	その他	1	9	12	4		
ヒメユズリハ	その他						1
フジ	その他	5	6	5			
ホソバタブ	その他		3				
ミツバアケビ	その他		1	1	1	2	
ミミズバイ	その他		1	1			
ムクノキ	その他		2	3			
ヤブコウジ	その他					3	
ヤブムラサキ	その他		2	2			
ヤマザクラ	その他		1	1			
先駆合計		1	190	91	0	0	0
その他合計		9	73	92	22	25	10
計		10	263	183	22	25	10
種数		5	32	26	9	9	5

表 2. 伐採処理区, 対照区の稚樹の個体数と種数の経年変化.

樹種	分類	伐採処理区 (本/300m ²)		対照区 (本/300m ²)	
		2012	2013	2012	2013
アオモジ	先駆	42	177		
アカメガシワ	先駆	80	50		
キリ	先駆	1			
クサギ	先駆	2	2		
タラノキ	先駆	5	8		
ヌルデ	先駆		23		
ヒメコウゾ	先駆	13	22		
ヤブニッケイ	先駆	5	15	1	1
ヤマウルシ	先駆		1		
アラカシ	その他		1	1	1
イヌビワ	その他		1		
カゴノキ	その他		1		
カナメモチ	その他	5	4	4	4
クスノキ	その他		8		
クロキ	その他	1			
クロバイ	その他			4	3
コバンノキ	その他	1	8		
サカキ	その他	1	1	1	
サルトリイバラ	その他	1	4		
シャシャンボ	その他			1	1
ツルウメモドキ	その他		2		
ナンキンハゼ	その他		5		
ネジキ	その他			6	6
ネズミモチ	その他	7	11	3	3
ノブドウ	その他	1	3		
ハナヒリノキ	その他	1	1		
ヒサカキ	その他	7	7	4	4
ヒメユズリハ	その他			2	2
フジ	その他	9	3		
ホソバタブ	その他	2	2		
マキ	その他		2		
ミミズバイ	その他	5	7	1	1
ヤブムラサキ	その他		5		
先駆合計		148	298	1	1
その他合計		41	76	27	25
計		189	374	28	26
種数		19	27	11	10

死亡率 (図 2 - c) は樹種間で有意に異なっており, アオモジの方がアカメガシワより成長量が高く ($P < 0.001$), 死亡率が低かった ($P = 0.024$)。新規加入率 (図 2 - d) はよく似た変動を示しており, 2011年から2012年にかけてはアカメガシワ

の方がやや高いものの ($P = 0.045$) 両種ともに非常に高い値となっており, 2012年から2013年にかけては両樹種ともに減少して 0 となり有意差はみられなかった ($P = 1.00$)。

伐採処理区におけるアオモジ, アカメガシワ稚

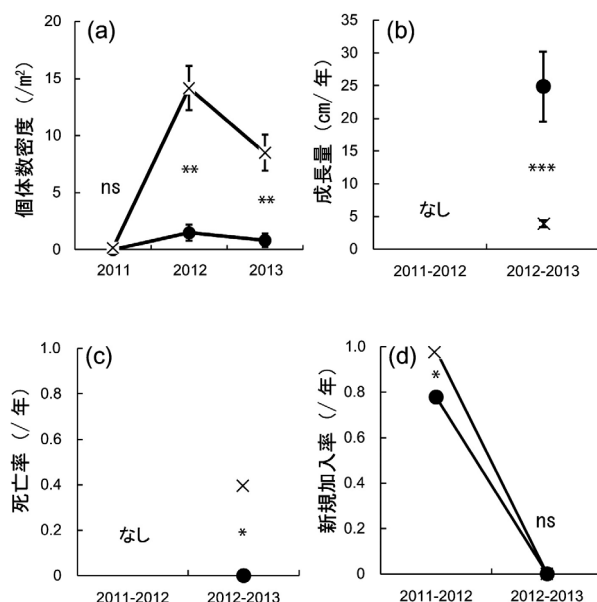


図 2. アオモジとアカメガシワの実生の (a) 個体数密度, (b) 成長量, (c) 死亡率, (d) 新規加入率. —●—はアオモジ, —×—はアカメガシワを示す. エラーバーは標準誤差を示す. *は $P < 0.05$, **は $P < 0.01$, ***は $P < 0.001$ で有意差があることを示す, nsは有意差がないことを示す ((a) はWilcoxonの符合順位検定, (b) はWelchの t 検定, (c, d) はFisherの正確確率検定). 2011年~2012年の成長量と死亡率は, 2011年の個体数が1個体以下であったため算出できなかった.

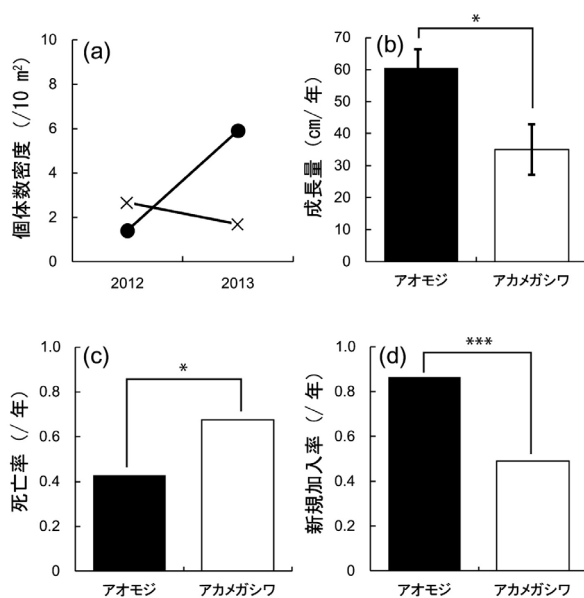


図 3. アオモジとアカメガシワの稚樹の (a) 個体数密度, (b) 成長量, (c) 死亡率, (d) 新規加入率. —●—はアオモジ, —×—はアカメガシワを示す. エラーバーは標準誤差を示す. *は $P < 0.05$, ***は $P < 0.001$ で有意差があることを示す ((b) はWelchの t 検定, (c, d) は χ^2 検定).

樹の個体数密度、成長量、死亡率、新規加入率を図3に示す。稚樹の個体数密度は、2012年にはアカメガシワがアオモジよりもやや高かったものの、2013年にはアオモジが逆転してアカメガシワよりも顕著に高くなった(図3-a)。2012年から2013年にかけての成長量(図3-b)、死亡率(図3-c)、新規加入率(図3-d)は樹種間で有意に異なっており、アオモジの方がアカメガシワよりも成長量($P=0.017$)、新規加入率($P<0.001$)が高く、死亡率が低かった($P=0.015$)。

開空度

伐採処理前の伐採処理区、対照区の開空度は、それぞれ $4.4\pm 0.5\%$ 、 $4.5\pm 0.4\%$ (平均値 $\pm$ 標準誤差)とほぼ同程度の値であり、調査区間で有意な差はみられなかった($P=0.83$)。

考察

本研究では、先駆性樹種の初期成長動態を調査するため、伐採処理により人工的に攪乱環境を形成した。伐採処理前の開空度はほぼ同じであり調査区間で有意な差がみられなかったことから、伐採処理区と対照区の光環境はほぼ同程度であったと考えられる。伐採処理の結果、先駆性樹種の個体数は、実生では増加のちに減少、稚樹では継続的な増加がみられた。その他樹種の実生個体数には減少がみられないことから、稚樹個体の増加、成長によって、伐採処理で形成されたギャップが被陰され、先駆性樹種の実生の定着、生残が困難になったものと考えられる。以上のことから、先駆性樹種の新規加入を促す効果は短期的ではあったものの、伐採処理によって調査に必要な攪乱環境の形成は行えたと言えるだろう。

本研究では、伐採処理前の稚樹植生を調査していないため、伐採処理後の稚樹動態、特に主な対

象としているアオモジとアカメガシワの動態を議論する際には、伐採処理前からの生育個体の有無を考慮しなければならない。伐採翌年の2012年に生育していたアオモジとアカメガシワの稚樹の平均樹高はそれぞれ38.8cm、44.2cmと低く、90cmを上回るような大きな個体は全くみられなかった。これらの平均樹高は2012年～2013年にかけての稚樹の年成長量(図3-b)とほぼ同等かやや低い値となっていることから、大半の稚樹個体が伐採処理後に新規加入したものであると推測される。伐採処理前の開空度がほぼ同等であった対照区でアオモジとアカメガシワの加入がみられなかったことも、この推測を支持する結果と言えよう。また、伐採処理の影響としては萌芽の発生も考えられるものの、伐採処理区の萌芽由来個体はその他樹種の3個体のみに限られており、アオモジとアカメガシワ萌芽は全くみられなかった。以上のことから、伐採処理区におけるアオモジとアカメガシワの稚樹動態は伐採処理に伴うものとして議論できると考えられる。

伐採処理区において、アオモジはアカメガシワよりも優位な初期成長特性を示した。成長量、死亡率は実生、稚樹ともにアオモジがアカメガシワよりも優位であり、稚樹では新規加入率、個体数密度についても優位であった。一方で、実生の新規加入率はアカメガシワの方がやや高く、実生の個体数密度もアカメガシワの方が高くなっていた。アオモジの種子の発芽率は10%程度と報告されているのに対し(中村, 2005)、アカメガシワの種子の発芽率は30%～80%と報告されている(山田, 2004)。これらの報告は、アオモジ実生の個体数密度や新規加入率の低さと矛盾しないものと言える。以上のように、アオモジは実生の定着の面では在来の代表的先駆性樹種であるアカメガシワに劣っているものの、その後の成長や生残は圧倒的に優位であることが明らかになった。稚樹の段階

でアオモジはアカメガシワを大きく上回って優占していることから、今後アオモジは調査地の主要な構成種となり、在来先駆性樹種の生育に大きく影響するものと予想される。本研究では代表的な在来先駆性樹種であるアカメガシワとしか比較できなかったものの、調査個体数を増やして他の在来先駆性樹種との比較を行うことが今後の課題であろう。

アオモジの初期成長能力が高い理由として、他の先駆性樹種よりも開葉が早く、成長期間が長いことが考えられる。本調査地で観察したところ、アオモジは3月中旬には開葉し、4月中旬には完全に展葉した個体が多くみられた。一方、アカメガシワは3月中旬ではほとんど開葉しておらず、4月中旬頃から開葉がみられ、アオモジよりも約1ヶ月程度遅かった。詳細な分析のためには、アオモジの開葉、落葉などのフェノロジーを調査する必要があるが、本来、九州以南に分布するという点からも開葉が早い可能性はあるだろう。また、アオモジの種子散布者は主に鳥類であるものの（白佐ほか、2005）、アリによる種子散布も報告されており（中西、1988）、二重散布となるため種子散布に有利であろうと指摘されている（白佐ほか、2005）。この散布様式が高い初期成長能力と関連するかどうかは今のところ不明であるものの、アオモジの分布拡大速度に影響している可能性が予想されるため、今後調査を進める必要性が考えられる。

アオモジのように、攪乱環境に侵入する外来種の本木としてナンキンハゼ、ニセアカシア、ギンネムなどが挙げられる。これらの外来種は耐陰性が低いと、その優占群落はいずれ耐陰性が高い高木種の優占する群落に置き換わると考えられている（石田ほか、2012；真坂・山田、2008；山村ほか、1999）。アオモジは対照区では全く発生しなかったことから、耐陰性が低く、閉鎖した林床

ではほとんど成長できないと考えられる。そのため、アオモジでも同様の植生変化が起こる可能性が高いと言えよう。実際、調査地ではクロバイなどの在来高木種の実生、稚樹が増加傾向を示している（表1、2）。しかし、それらは今のところアオモジと比べて個体数が非常に少ない。さらに、伐採処理後に発生したアオモジの最大樹高は、2013年秋時点で139cmに達しており、低木層を形成しつつある。そのため、アオモジ群落から耐陰性が高い高木種が優占する群落へと移行するには長い年数を要すると思われる。このような事態は、在来種群落の成立を阻害するため、生態系に様々な正の影響、負の影響を与える可能性がある。これらの影響を把握するためにも、アオモジの今後の消長について、引き続きモニタリングしていくことが必要であろう。

引用文献

- Courchamp, F., J. L. Chapuis & M. Pascal. 2003. Mammal invaders on islands: impact, control and control impact. *Biological Reviews*, 78: 347-383.
- De Steven, D., J. Kline & P. E. Matthiae. 1991. Long-term changes in a Wisconsin *Fagus-Acer* forest in relation to glaze storm disturbance. *Journal of Vegetation Science*, 2: 201-208.
- Elton, C. S. 1958. *The ecology of invasions by animals and plants*. 184pp. Chapman & Hall, London.
- 細木大輔・米村惣太郎・亀山 章. 2002. 森林表土を用いて緑化したのり面における初期の本木の生育. *日本緑化工学会誌*, 28 (1): 73-78.
- 石田弘明・山名郁実・小館誓治・服部 保. 2012. 淡路島の森林伐採跡地に分布する外来本木ナン

- キンハゼ群落の生態的特性と成因. 植生学会誌, 29: 1-13.
- 糟谷信彦・竹内さゆり・吉安 裕・中尾史郎. 2012. 京都府冠島におけるオオミズナギドリ影響下の森林の群落構造. 京都府立大学学術報告 生命環境学, 64: 1-7.
- Mack, R. N., D. Simberloff, W. M. Lonsdale, H. Evans, M. Clout & F. A. Bazzaz. 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications*, 10: 689-710.
- 真坂一彦・山田健四. 2008. ニセアカシア人工林における植物種多様性. 森林立地, 50 (2): 125-132.
- 茂木 透・高橋秀男・勝山輝男・石井英美・太田和夫・城川四郎・崎尾 均・中川重年・吉山 寛. 2000. 山溪ハンディ図鑑 3 樹に咲く花離弁花 1. 440pp. 山と溪谷社, 東京.
- 森本範正. 1990. アオモジ生駒山系に野生化. 植物分類・地理, 41 (4): 201-202.
- 向井みどり・高須英樹. 1993. 泉南地方に野生化するアオモジ. 植物分類・地理, 44 (1): 82-85.
- 中村彰宏. 2005. 緑化植物 ど・こ・ま・で・き・わ・め・る アオモジ (*Litsea cubeba* (Lour.) Pers.). 日本緑化工学会誌, 30 (4): 665.
- 中村 剛・向井殿陽平・谷口伸二. 2008. 森林表土を利用したのり面緑化の施工事例. 日本緑化工学会誌, 34 (1): 175-178.
- 中西弘樹. 1988. 日本の暖温帯に分布するアリ散布植物. 日本生態学会誌, 38: 169-176.
- 小畑秀弘・大貫真樹子. 2008. 表土シードバンクを吹付けに活用した施工事例 (VII); 大型草本群落中に成立した木本種について. 日本緑化工学会誌, 33 (4): 601-604.
- 酒井 敦・佐藤重穂. 2005. 先駆性樹木 7 種の開花結実フェノロジーと 5 年間の結実年変動. 森林応用研究, 14: 95-99.
- Sala, O. E., F. S. Chapin III, J. J. Armesto, E. Berlow, J. Bloomfield, R. Dirzo, E. Huber-Sanwald, L. F. Huenneke, R. B. Jackson, A. Kinzig, R. Leemans, D. M. Lodge, H. A. Mooney, M. Oesterheld, N. L. Poff, M. T. Sykes, B. H. Walker, M. Walker & D. H. Wall. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287: 1770-1774.
- 佐竹義輔・原 寛・亘埋俊次・富成忠夫. 1993. フィールド版日本の野生植物 木本. 41pp. 平凡社, 東京.
- Sheil, D., S. Jennings & P. Savill. 2000. Long-term permanent plot observations of vegetation dynamics in Budongo, a Ugandan rain forest. *Journal of Tropical Ecology*, 16: 765-800.
- 白佐達也・比嘉基紀・神野展光・薛 孝夫. 2005. 福岡県におけるアオモジの分布と繁殖生態. 九州森林研究, 58: 14-17.
- Tsujino, R. & T. Yumoto. 2004. Effects of sika deer on tree seedlings in a warm temperate forest on Yakushima Island, Japan. *Ecological Research*, 19: 291-300.
- 山田 守. 2004. 緑化植物 ど・こ・ま・で・き・わ・め・る アカメガシワ (*Mallotus japonicus* Muell. Arg.) とヌルデ (*Rhus javonica* L.). 日本緑化工学会誌, 30 (2): 433.
- 山村靖夫・藤田和美・須藤眞平・木村和喜夫・本間 暁・高橋壮直・石田 厚・中野隆志・船越眞樹・木村 允. 1999. 小笠原におけるギンネム林の更新. 保全生態学研究, 4: 152-166.