

短報 Short Report

外来木本ナンキンハゼの逸出とその制限要因

奥川裕子¹・中坪孝之²

Naturalization and its Limiting Factor for the Alien Tree *Sapium sebiferum*

Hiroko OKUGAWA¹ and Takayuki NAKATSUBO²

要旨：ナンキンハゼは中国原産の鳥散布型木本で、日本各地に広く植栽されているが、逸出個体による生態系への影響が懸念されている。本種を管理する上での基礎データとして、広島大学東広島キャンパスにおいて、逸出プロセスとその制限要因について調査を行った。調査地内の成木から約 50m 離れた林分において、多数の実生が確認された。枝についた種子は 2 月から 3 月にかけて急激に減少し、この間、鳥による摂食が観察された。圃場での播種実験の結果、種子の発芽率が高いが、発芽時期は遅く、落葉樹の葉の展開が完了しつつある 5 月下旬になってようやく発芽が確認された。ポット植えの実生を光環境の異なる林分に置いて成長を比較したところ、鬱閉した林床ではほとんど成長できないことが明らかになった。以上の結果から、ナンキンハゼは、実生の光要求性が高いにもかかわらず発芽時期が遅いため、落葉樹が優占する森林への侵入が制限されていることが示唆された。

キーワード：外来種、種子発芽、鳥散布、ナンキンハゼ、光環境

Abstract: *Sapium sebiferum*, a bird-dispersed tree native to China, has become widely naturalized in Japan and is likely to pose a threat to indigenous ecosystems. To provide a scientific basis for the management of this species, we examined the process and limiting factor(s) of naturalization of this species at the Higashi-Hiroshima Campus of Hiroshima University, Hiroshima Prefecture. Numerous seedlings were observed in forest stands located about 50m from mature trees. During February – March, birds actively consumed the seeds. Seeds sown in an experimental field showed a high percentage of germination, but did not germinate until late May when leaf expansion of native deciduous trees had almost completed. In a field experiment in which potted seedlings were placed on forest floors under different light conditions, growth of the seedlings was suppressed severely under a closed canopy. These data suggest that the invasion of *S. sebiferum* to forests that are dominated by deciduous trees is restricted by the slow germination and high light requirements of the seedlings.

Keywords: alien species, bird dispersal, germination, light condition, *Sapium sebiferum*.

I. はじめに

日本では明治以降、緑化や植栽の為に多くの外来植物を人為的に導入してきたが、その中に新しい環境下で逸出・定着を遂げ野生化し、生態系に悪影響を及ぼす種が出現している(日本生態学会, 2002)。このため、在来種や埋土種子を用いた緑化植栽についての研究がなされつつあるが、種子や苗木の供給等に問題があり、現在のところ外来植物を全く用いないで緑化や植栽を行うことは困難である。また、すでに多くの外来種が植栽されている状況においては、それらの逸出、分布

拡大を防ぎ、生態系へのインパクトを最小限に抑えるような管理手法の確立が急務である。

ナンキンハゼ *Sapium sebiferum* (L.) Roxb. は、中国の中南部原産のトウダイグサ科の落葉高木で、鳥散布型の蠟を多く含む種子を多産し、初期成長が著しく早いことから、蠟の採取や用材・燃料としての利用を目的に多くの国々で栽培されている。日本では、温暖な地方でも美しく紅葉することから、主として並木や公園樹として植栽されてきた(橘, 2007)。しかし、南東アメリカ沿岸部では、草地を中心にナンキンハゼの

1 京都大学大学院地球環境学舎：Graduate School of Global Environmental Studies, Kyoto University

2 広島大学大学院生物圏科学研究科：Graduate School of Biosphere Science, Hiroshima University

逸出、分布拡大が進行しており、他の植物を駆逐して群落を形成する侵略的外来種として大きな問題となっている (Bruce et al. 1995, 1997; Cameron et al., 2000; Jones and McLeod, 1989)。これに対し、日本では、逸出・定着の報告は各地にあるが (佐竹ほか, 1989; 国土交通省, 1993-2005), 奈良県春日山 (Maesako, 2003) などを除き、生態系に対する顕著な影響は報告されていない。このため、村中ほか (2005) の「特定外来生物に指定すべき優先度の高い種」のリストの中では、ナンキンハゼは最低ランクに位置づけられている。これらのことから、日本においては、ナンキンハゼの定着や分布拡大を制限する何らかの要因が存在することが考えられる。このような要因を明らかにすることは、生態系へのインパクトを最小限にするようなナンキンハゼの管理の上で重要である。

そこで本研究では、二次林に隣接した場所にナンキンハゼが植栽され、逸出も確認されている広島県東広島市の広島大学東広島キャンパスを調査地としてナンキンハゼの逸出状況を明らかにするとともに、野外観察と実験により定着の制限要因について検討した。

II. 調査地と方法

1. 調査地

広島大学東広島キャンパス (132° 71' E, 34° 39' N) は、広島県中部の東広島市に位置している。キャンパスの周辺はかつてはアカマツを主体とした二次林であったが、松枯れが進行した結果、現在ではアラカシやクロキ、コナラ、タカノツメなど広葉樹が目立つ状況となっている。東広島市の平均気温 (1979-2000 年) は 13.2°C、年降水量は約 1,500mm である。

東広島キャンパスは、1982 年～1995 年にかけて徐々に整備が進められてきたが、現在も約 250ha 敷地の中に、二次林、ため池、溪流など多様な環境を含んでおり、それらを「自然区」「半自然区」「管理区」の 3 つに区分してゾーニング管理が行われている (広島大学, 2007, 図 1)。建物周辺は人工植栽地であり、植栽の管理や芝の手入れ、害虫駆除を施す「管理区」として扱われている。一方、まとまった二次林は「自然区」として保護されている。その間にバッファゾーンとして溪流やため池周辺の湿地や草地、アカマツ主体の孤立二次林を含む「半自然区」が設けられており、頻度は低い下草刈り等の管理がなされている。ナンキンハゼは、管理区内に樹高 3~9m の 37 個体が植栽されている (図 2a)。

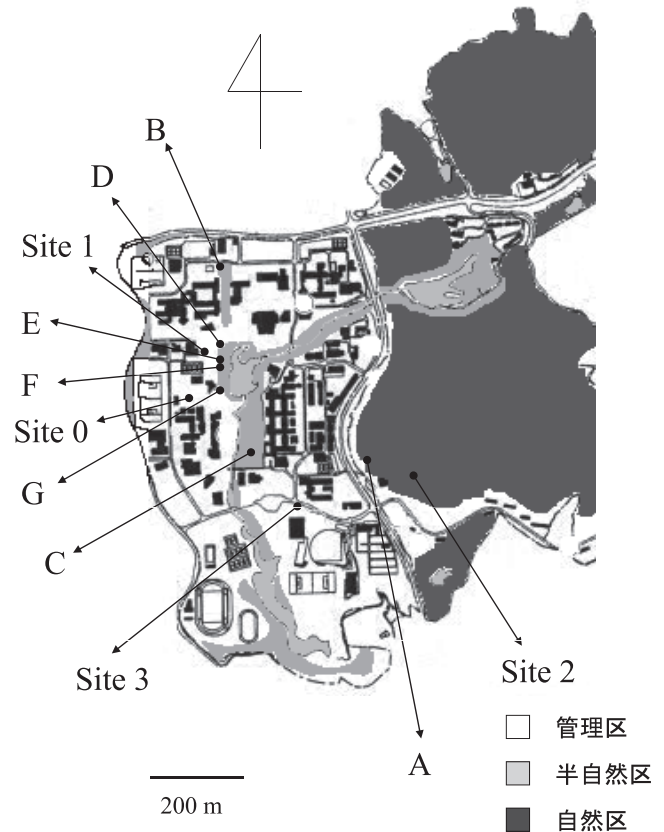


図 1 広島大学東広島キャンパス内の調査地

注：逸出状況の調査を行った 7 地点 (A~G) およびポット植え実生を設置した 3 林分 (Site 1, 2, 3) と圃場 (Site 0)。

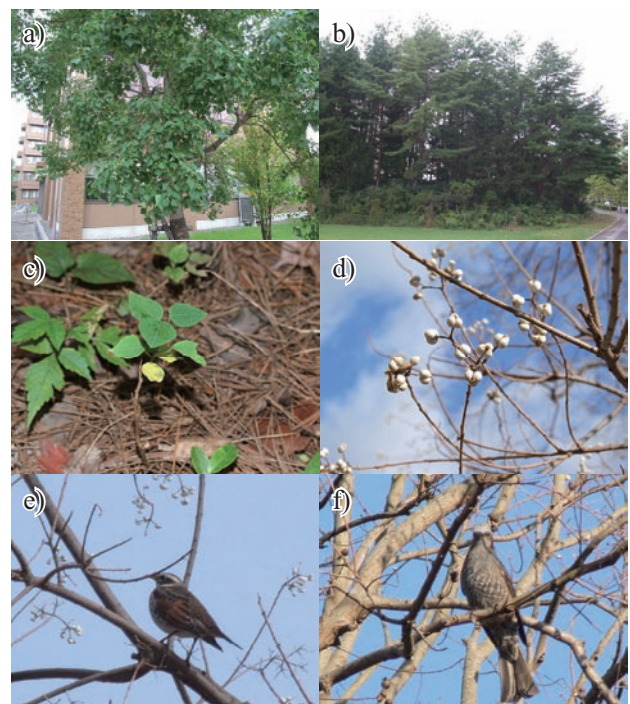


図 2 広島大学東広島キャンパス内に生育するナンキンハゼとその種子散布者

注：a) 管理区に植栽されたナンキンハゼ成木, b) 実生・稚樹が多数確認された孤立林分 B, c) 林分 B の林床に生育するナンキンハゼ実生, d) 1 月中旬の枝についた実, e) ツグミ, f) ヒヨドリ。

2. 逸出状況の調査

キャンパス内に逸出したナンキンハゼの実生・稚樹の分布状況を調査するために、自然区の林縁の1地点(A)と半自然区の孤立林内の6地点(B~G)に10m×10mのコドラートを設け(図1)、実生・稚樹の個体数、最も近い成木からの直線距離、林冠開空度を調査した。林冠開空度は、魚眼レンズ(フィッシュアイコンバータ FC-E8, Nikon, Japan)を装着したデジタルカメラ(Coolpix950, Nikon, Japan)を用い、2007年10月に各コドラート内の4ヶ所において高さ1m地点で撮影した全天写真から、コンピュータソフト HemiView (Delta-T, UK)を用いて算出した。

より小さなスケールでの実生・稚樹の分布を調べるため、ナンキンハゼの実生が多数確認されたB地点(図2b, c)でさらに詳細な調査を行った。B地点は30m×20m程度のアカマツを主体とする孤立二次林で、北方向に車道、東方向に芝生(管理区)と種子供給源になりうる成木が位置していた。2007年5月に10m×10mのコドラートを1m×1mのサブコドラートに細分化し、各サブコドラート内の実生・稚樹の位置、根際直径と樹高を測定した。また、8月中旬の曇天日に、各サブコドラート内において、光量子計(LI-250 Light Meter, Li-Cor, USA)を用いて相対光量子密度(%)を求めた。測定は曇天下の夕方に各サブコドラート内の4点で3回ずつ行い、その平均値を光環境の指標とした。

3. 種子散布

種子散布者およびその頻度を調べるため、枝についた種子数の経時変化を調査した。ナンキンハゼ種子がまだ枝に多くついている1月中旬に(図2d)、管理区内に植栽されている成木3本から100~300個の種子をつけている4本の枝を選出し、3月中旬まで2日ごとにその枝についた種子の数をカウントした。また、同期間中にキャンパス内でナンキンハゼ種子を摂食している鳥を確認できた場合は、随時その種類を記録した。

4. 発芽時期

ナンキンハゼの発芽時期・発芽率を調べるために、東広島キャンパス内の圃場(オープンサイト)で播種実験を行った。実験には2007年2月末に大学構内の植栽樹から採取した40個の種子を用い、半数には鳥による被食を考慮して蠟質の仮種皮に傷をつけた。3月下旬にキズあり、キズなしそれぞれ20個の種子を深さ約4cm、間隔約10cmで播種し、8月中旬まで毎

日観察して発芽数をカウントした。この間、地表面が完全に草で被われぬように適度に刈り入れを行い、随時灌水を行った。

上記の播種実験の期間中に、管理区に植栽されているナンキンハゼの成木下で発芽した当年生の実生が観察された。そこで、より自然な条件下における発芽時期を調べる目的で、発芽が多数認められたナンキンハゼ成木の直下に約2m×4mの方形区を設け、3日ごとに発芽した実生数をカウントした。観察は2007年6月初旬から発芽数が安定した8月中旬までの期間行った。

5. 成長と光条件

実生の成長における光要求性を調査するために、ポット植えた実生を光環境の異なる林内に置き、その後の成長を記録した。2007年2月下旬にキャンパス内の成木から採取した種子を広島大学総合科学部温室内で発芽させたのち、赤玉土3:腐葉土1の混合土を入れた直径14cmのプラスチックポットに移植した。

2007年6月下旬に、自然区と半自然区内の二次林3地点(Site 1, 2, 3)と圃場(Site 0)の計4地点に、1地点あたり6ポットを設置した。Site 1は低木層にネジキ、シャシャンボ、ヒサカキ等を含む林冠が比較的開けたアカマツ林、Site 2はソヨゴが優占しアオハダ等の落葉樹が混生する鬱閉した二次林、Site 3はアカマツとコナラが混生し林床にササが密生する二次林である。それぞれのポット植えた実生について、一週間ごとに樹高と展葉数を記録した。また、調査期間中、一ヶ月ごとに各サイトにおいて圃場を100%としたときの相対光量子密度(%)を計測した。調査は9月末までの約3ヶ月間行い、7月中旬には1回、 $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 、 NaH_2PO_4 、KClの水溶液を1ポットあたり0.13gN、0.03gP、0.05gKとなるように施肥した。

実験終了後、すべての植物体をサンプリングし、地上部を葉・葉柄・幹に切り分け、地下部は土を水中で洗い流した後に80℃で2日間乾燥させ、乾燥重量を測定した。

Ⅲ. 結果

1. 逸出状況

調査を行った7地点は、10月の林冠開空度が12.8~31.8%、最も近い成木からの距離が50~300mの範囲にあった。このうち、成木からの距離が約50m、林冠開空度が20%以上の2地点A, Bにおいて、それぞれ、82, 57個体のナンキンハゼの実生、稚樹が確認された。一方、他の5地点では10m×10mのコドラ

ト内に0~1個体しか確認できなかった(表1)。

B地点で行った小スケールでの分布調査では、ナンキンハゼの実生・稚樹は、コドラートの北部および東部に多く見られるという傾向が認められた(図3)。B地点の北は車道、東は芝生とナンキンハゼ成木が位置しているため、実生・稚樹は林縁部に多いことが考えられる。そこで林縁から2mまでとそれ以外のサブコ

表1 広島大学東広島キャンパス内の7つの林分の林冠開空度、最も近いナンキンハゼ成木からの距離およびナンキンハゼの実生・稚樹の数

	林冠開空度 ^{a)} (%)	成木からの距離(m)	実生・稚樹の数(個) ^{b)}
A	31.8	50	82
B	22.6	50	57
C	19.4	50	0
D	12.8	150	0
E	16.5	200	0
F	18.7	300	1
G	16.2	300	1

a) 10月の測定値

b) 10m×10mのコドラート内の個体数

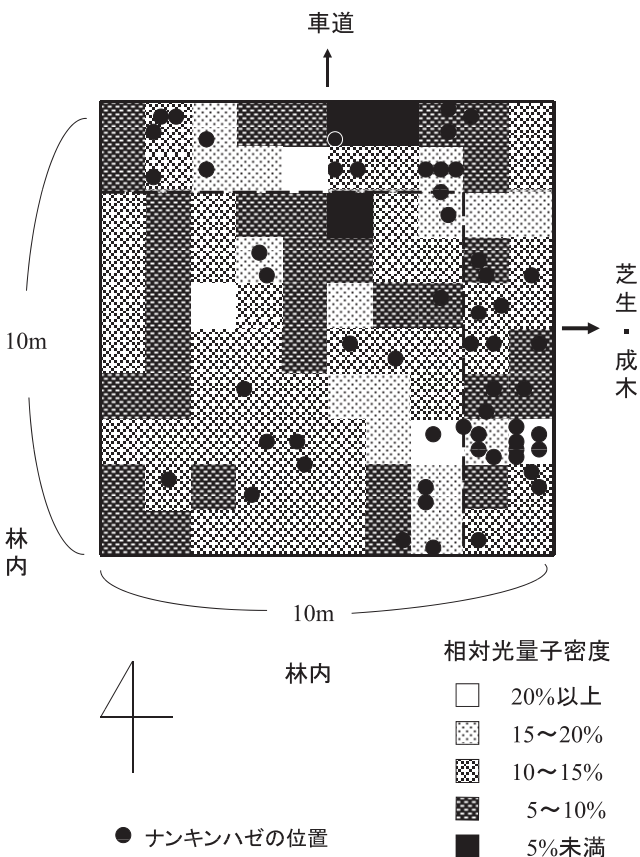


図3 広島大学東広島キャンパス内の孤立林分Bの林床におけるナンキンハゼの実生・稚樹の分布

注: 破線の外側を林縁部とした。

ドラートに分けて、ナンキンハゼがある区画の割合を検定したところ、林縁部に有意に多いという結果が得られた(χ^2 検定, $P < 0.01$)。なお、ナンキンハゼと同じ鳥散布型木本であるアカメガシワ *Mallotus japonicus* についても同様の分布傾向が認められた(データは示していない)。B地点における相対光量子密度の平均値は11.1%であったが、5%未満から20%以上のサブコドラートまでであった。サブコドラートを、相対光量子密度によって5段階に分類し、ナンキンハゼの分布と比較したところ、相対光量子密度が15%以上の区画ではナンキンハゼのある区画の割合が50%を上回っていたが、相対光量子密度が5%未満の3区画のうち1区画においても1個体の実生が観察された。ナンキンハゼのある区画の割合が相対光量子密度の段階によって差があるかを検定したところ、有意な差は見出せなかった(χ^2 検定, $P > 0.05$)。また、ナンキンハゼの根際直径、樹高と相対光量子密度との間にも有意な相関は認められなかった。

2. 種子散布

調査を開始した1月20日の時点での調査枝についた種子数は、それぞれ126, 130, 145, 281個であったが、2月末までに8~40%にまで減少し(図4)、3月22日には枝に残る種子は無かった。この期間に、スズメ *Passer montanus*、ツグミ *Turdus naumanni* (図2e)、ヒヨドリ *Hypsipetes amaurotis* (図2f) が種子を採食するのが観察されたが、スズメに関しては種子を飲み込むことはなかった。

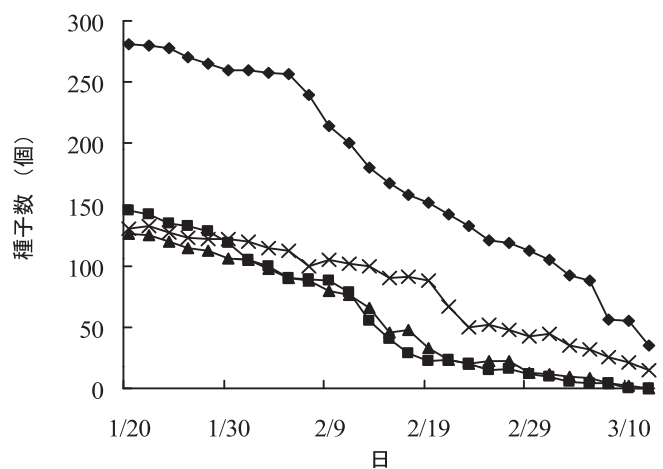


図4 枝についたナンキンハゼの種子数の経時変化

注: 2008年1月中旬に植栽されている成木3本から4本の枝を選出し、2日ごとに枝についている種子の数をカウントした。異なるシンボルはそれぞれの枝を示す。

3. 発芽

圃場での播種実験では、3月下旬に播種を行ったが、仮種皮のキズの有無にかかわらず最初に発芽が確認されたのは5月下旬になってからであった(図5)。その後、キズをつけた種子は急激に発芽数が増加したが、キズをつけなかったものでは発芽数の増加はゆるやかで、調査終了時における最終発芽率も、キズあり種子90%に対してキズなし種子は55%と有意に発芽率が低かった(χ^2 検定, $P < 0.05$)。なお、実験を行った2007年の4, 5, 6月における平均気温はそれぞれ11.4, 16.9, 21.3°Cで、同月の1979~2000年の同月の平均値(11.7, 16.5, 20.8°C)と同程度であった。

植栽されているナンキンハゼの成木下での発芽数の調査では、調査を始めた6月初旬の時点で69個体の実生が確認されていたが、その後も発芽数は増加し、7月下旬には2m×4mの方形区内に111個体の実生が確認された(図6)。調査は8月の中旬まで続けたが、発芽数の増加は7月の下旬以降は見られなかった。

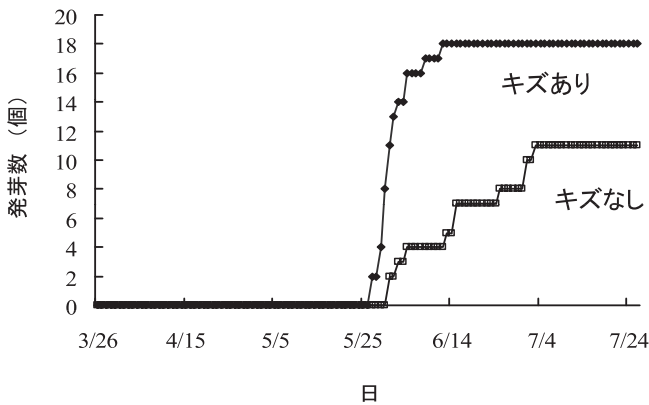


図5 圃場におけるナンキンハゼの発芽

注：2007年3月下旬に、仮種皮に傷をつけた種子とつけない種子をそれぞれ20個ずつ播種した。

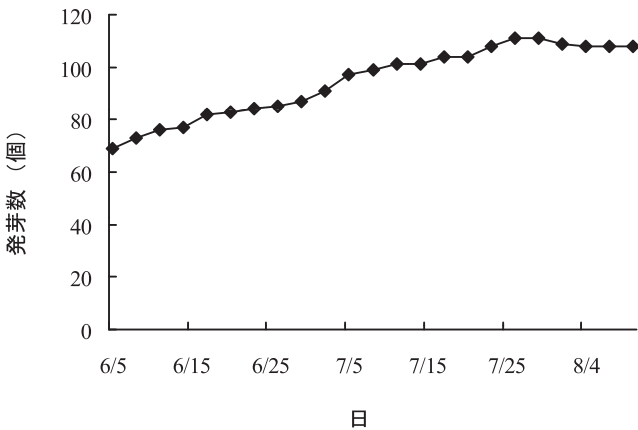


図6 自然条件におけるナンキンハゼの発芽過程

注：2007年6月初旬にナンキンハゼ成木の直下に約2m×4mの方形区を設け、3日ごとに発芽した実生数をカウントした。

4. 成長と光条件

ポット植え実生を設置した3林分(Site 1, 2, 3)の光環境は季節的な変化が見られたが、圃場(Site 0)を100%としたときの相対光量子密度は、林冠の開けたアカマツ林であるSite 1が10%以上であったのに対し、Site 2とSite 3で5%以下と、サイト間で大きな差が認められた(図7)。

樹高、展葉数は、ポットを設置した6月末には差が無かったが、展葉数は7月下旬、樹高は8月下旬ごろから差が開きはじめ、Site 0, Site 1とSite 2, Site 3の間で有意な差が認められた(FisherのPLSD, $P < 0.05$, 図8a, b)。また、9月末の時点での地上部の乾燥重量もSite 0, Site 1とSite 2, Site 3の間で有意な差が認められ、根についてはSite 1とSite 2, Site 3の間でも有意な差が認められた(FisherのPLSD $P < 0.05$, 表2)。総重量で見た場合、Site 1の乾燥重量はSite 0の65%に達していたが、Site 2, Site 3は、それぞれ約8%, 3%と著しく少なかった。

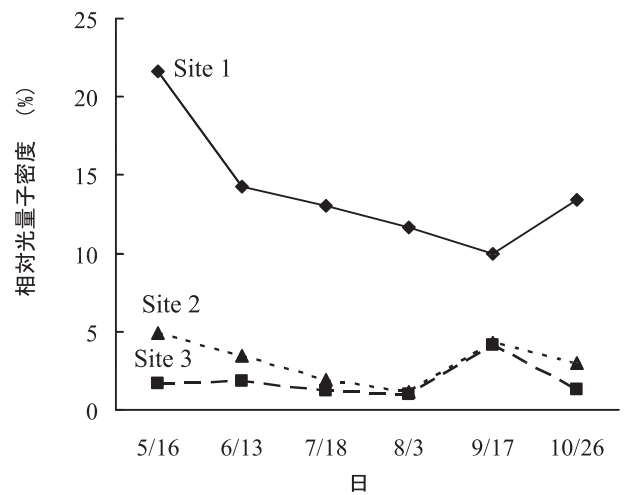


図7 ポット植え実生を設置した3林分(Site 1, 2, 3)の林床における光条件の季節的变化

注：各値は圃場(Site 0)の光量子密度を100%としたときの相対光量子密度。

表2 光環境の異なる4サイトに置かれたナンキンハゼ一年生実生の落葉前における乾燥重量

	ポットあたり乾燥重量 (g)				
	茎	葉	葉柄	根	総量
Site0	0.78(0.14) ^a	1.02(0.17) ^a	0.08(0.02) ^a	1.57(0.32) ^a	3.46(0.64) ^a
Site1	0.55(0.10) ^a	0.79(0.17) ^a	0.11(0.02) ^a	0.80(0.15) ^b	2.25(0.44) ^b
Site2	0.07(0.003) ^b	0.11(0.01) ^b	0.01(0.0008) ^b	0.07(0.001) ^c	0.26(0.04) ^c
Site3	0.03(0.008) ^b	0.05(0.02) ^b	0.004(0.003) ^b	0.04(0.01) ^c	0.12(0.01) ^c

注：2007年6月にポット植えした実生を各サイトに設置し、9月末に回収した。各値は6個体の平均値(標準誤差)を示す。一年生実生の落葉前における乾燥重量を示す。同じアルファベットの添え字は有意差の無いものを示す(FisherのPLSD, $P > 0.05$)。

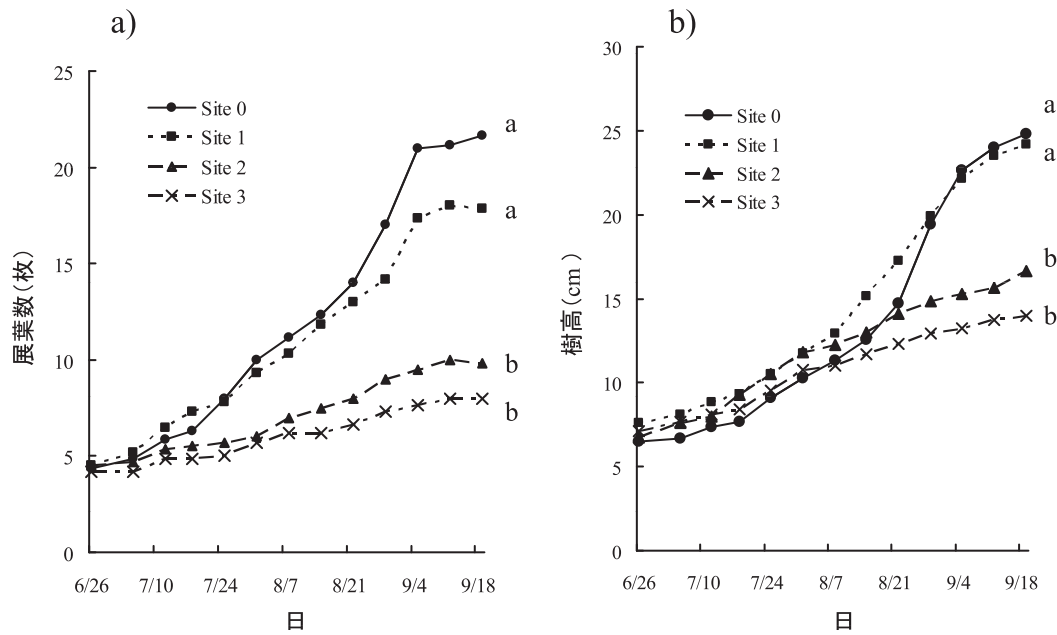


図8 ポット植え実生を設置した3林分 (Site 1, 2, 3) および圃場 (Site 0) におけるポット植え実生の成長

注: a) 展葉数, b) 樹高。各値は6ポットの平均値。異なるアルファベットの添え字は9月18日の時点で有意差があることを示す (FisherのPLSD, $P < 0.05$)。

IV. 考察

果実食の動物による種子散布の距離は、散布者のタイプにより大きく異なることが知られている (Jordano et al., 2007)。唐沢 (1978) は、東京および千葉県都市化地域において果実食鳥による種子散布を調査した結果、散布距離が300m以内の短距離散布であったことを報告している。また石田ら (2008) は、都市域の孤立化した夏緑二次林において緑化・園芸樹木の逸出状況を調査し、鳥被食散布型種の逸出個体のほとんどが、植栽地から200m以内に分布していることを報告している。本研究では、最も近い成木から300m離れた2林分にも1個体ずつナンキンハゼが確認されたが、複数のナンキンハゼの実生・稚樹が確認された場所は成木から50mに位置する2地点のみであり、ナンキンハゼの散布距離が比較的短いことが示唆された (表1)。しかし、ナンキンハゼの成木から50mの近距離であったC地点では、実生や稚樹を確認できなかったため、ナンキンハゼの野外分布には成木からの距離以外の要因が関わっていると推測される。

B地点で行った調査では、ナンキンハゼの実生の分布は林縁部、特に北側のナンキンハゼの成木に面した方向で有意に多くなっていた。この傾向は、ナンキンハゼと同じ鳥散布型木本であるアカメガシワについても同様に得られていることから、散布者である鳥の行動に由来している可能性が考えられる。唐沢 (1978) は、都市における果実食鳥の食性と種子散布を調査し、

糞が果実木に近い休止場所に集中的に散布されることを示唆している。

日本に植栽されたナンキンハゼの種子を採食する鳥類としては、シジュウカラ *Parus major*、スズメなどの小型種からヒヨドリ、ムクドリ *Sturnus cineraceus* などの中型種、ハシブトガラス *Corvus macrorhynchos*、キジバト *Streptopelia orientalis* などの大型種までが知られている (福居・上田, 1999)。本調査地では、スズメ・ヒヨドリ・ツグミが種子を採食するのが観察されたが、このうちスズメに関しては種子を飲み込むことはなかった。したがって、ヒヨドリやツグミなどの中型鳥が種子散布に関わっているものと推測される。散布時期に関しては、Nakanishi (1991) が、晩秋ではなく、冬季の1~3月に最も多く散布されることを報告している。本調査地においても、2月を中心に種子が消費されることが観察された。

鳥散布種子では、被食・排出されることにより種子の発芽率が促進される場合、逆に抑制される場合、ほとんど影響を受けない場合が知られている (菊沢, 1995)。本研究の播種実験では、仮種皮にキズをつけることにより発芽率は有意に高まったが、キズをつけないものでも55%の発芽率が認められた。したがって、ナンキンハゼについては鳥による摂食は発芽の必須条件でないと考えられる。既存の研究で報告されているナンキンハゼの発芽率は、6%から65%までと大きな幅があり (松野ほか, 1984; Cameron et al. 2000;

Bruce et al. 1997) 顕著な地理的差異があることが知られている (Cameron et al. 2000)。本調査地のナンキンハゼの発芽率はこれまでの報告の中では高い方にはいる。

このように比較的高い発芽率を示すにもかかわらず、3月下旬に播種した種子は5月下旬になるまで発芽しなかった。また、植栽木の下では、6月以降に新たに発芽してくる個体が観察され、野外でも初夏にナンキンハゼの発芽が起こることが確認された。この時期は、西日本の低地で落葉広葉樹の展葉がほぼ完了する期間にあたり、本調査地においても Site 1 では5月から6月にかけて急速な相対光量子密度の低下が認められた (図7)。したがって、ナンキンハゼの種子が落葉広葉樹を含む二次林に散布された場合、発芽する頃には林床はかなり暗くなっていると予想される。

ポット実験の結果では、ナンキンハゼの実生の成長が光条件によって著しく影響を受けることが明らかになった。この結果はB地点で光環境と実生・稚樹の分布やサイズの間に相関が見られなかったという結果と矛盾するように見えるが、これはB地点の林床の相対光量子密度が平均11%と比較的明るかったこと、分布の中心が直達光の影響を受けやすい林縁部であったこと、現在の分布が過去の光環境の影響を受けていた等の理由が考えられる。これに対し、ポット実験の結果は当年生実生に対する光環境の影響をより直接的に反映していると考えることができ、相対光量子密度5%以下の暗い林床で乾燥重量が裸地の1/10にも満たないという結果は、鬱閉した林床ではナンキンハゼの成長がきわめて困難であることを示している。ナンキンハゼ実生の耐陰性については、高い耐陰性をもつという報告 (Jones and McLeod, 1989) と、光要求性が高いことを示唆する報告 (Maesako et al., 2003) があるが、本研究の結果は後者と一致していた。このことから、森林の中でナンキンハゼが定着できる場所としては、伐採や松枯れなどによりできたギャップや、林縁などかなり限られていることが予測される。ナンキンハゼの森林への侵入については、奈良県の春日山における例が知られているが、この場合もナンキンハゼはギャップに定着することが報告されている (Shimoda et al., 1994; Maesako et al., 2003)。なお、春日山の森林は、シカの採食圧を強く受けており、その結果として、ナンキンハゼやナギをはじめとするシカに採食されない樹種が優占することが知られている (Shimoda et al., 1994; Maesako et al., 2003)。

以上をまとめると、植栽されたナンキンハゼの種子は、鳥によって冬季に採食・散布されるが、落葉広葉

樹の展葉が完了する初夏まで発芽せず、また実生の光要求性が高いために、落葉広葉樹を含む森林内への定着は、非常に困難であると考えられる。ナンキンハゼが、南東アメリカ沿岸部のプレーリーでは侵略的外来種として大きな問題となっている (Bruce et al. 1995, 1997) のに対し、日本でそれほど問題が顕在化していないのは、優占する植生およびそのフェノロジーによって説明できるであろう。しかし、日本でも森林以外では、ナンキンハゼの侵入拡大が起こる可能性は十分考えられる。実際に、河川敷におけるナンキンハゼの確認数は近年増加傾向にある (国土交通省, 1993-2005)。その他、のり面、空き地、刈り取り頻度の低い草地、春日山のように草食動物の採食圧が作用している場所などは、ナンキンハゼの定着が可能な場所として注意する必要がある。ナンキンハゼは並木や公園樹としてきわめて広範に植栽されているため、現時点では種子供給源をなくすことは困難である。種子散布の距離は比較的短いと考えられるため、当面は、上記のような定着の可能性が高い場所の近く (300m 以内) への植栽を避け、逸出した個体を発見した場合には早めに除去するなどの管理を行うことが、分布拡大を抑制する有効な手段として考えられる。

【謝辞】

本研究にあたり、大阪産業大学人間環境学研究科の前迫ゆり博士からは、奈良県春日山のナンキンハゼに関して貴重な情報をいただいた。また、広島大学財務室施設企画グループの水戸芳郎氏からは、東広島キャンパス内に植栽されているナンキンハゼに関する情報をいただいた。記してお礼申し上げる。

【文献】

- 石田弘明・戸井可名子・武田義明・服部 保 (2008) : 都市域の孤立化した夏緑二次林における緑化・園芸樹木の逸出状況とその特徴. 保全生態学研究, 13, 1-16.
- 唐沢孝一 (1978) : 都市における果実食鳥の食性と種子散布に関する研究. 鳥, 27, 1-20.
- 菊沢喜八郎 (1995) : 『植物の繁殖生態学』蒼樹書房.
- 国土交通省 (1993-2005) : 河川水辺の植生調査. 国土交通省河川局河川環境課.
- 佐竹義輔・原 寛・亘理俊次・富成忠夫 (編). (1989) 『日本の野生植物 木本 I』平凡社.
- 橘 隆一 (2007) : ナンキンハゼ (*Sapium sebiferum* Roxb.). 日本緑化工学会誌, 32, 521.
- 広島大学 (2007) : 『環境報告書 2007』広島大学.
- 福居信幸・上田恵介 (1999) : 鳥によるナンキンハゼ *Sapium*

- sebiferum* の種子散布. 日本鳥学会誌, 47, 121-124.
- 日本生態学会 (2002): 『外来種ハンドブック』 地人書館.
- 松野 正・大沢貫寿・豊原秀和・西山喜一 (1984): 油脂植物の調査ならびに数種の種子特性に関する研究. 東京農業大学農学集報, 29(3), 160-173.
- 村中孝司・石井 潤・宮脇成生・鷺谷いづみ (2005): 特定外来生物に指定すべき外来植物種とその優先度に関する保全生態学的視点からの検討. 保全生態学研究, 10, 19-33.
- Bruce, K. A., Cameron, G. N. and Harcombe, P. A. (1995): Initiation of a new woodland type on the Texas Coastal Prairie by the Chinese tallow tree (*Sapium sebiferum* (L.) Roxb.). *Bulletin of the Torrey Botanical Club*, 112, 215-225.
- Bruce, K. A., Cameron, G. N. Harcombe, P. A. and Jubinsky, G. (1997): Introduction, impact on native habitats, and management of a woody invader, the Chinese tallow tree, *Sapium sebiferum*(L.)Roxb. *Natural Areas Journal*, 17, 255-260.
- Cameron, G. N., Glumac, E. G. and Eshelman, B. D. (2000): Germination and dormancy in seeds of *Sapium sebiferum* (Chinese tallow tree). *Journal of Coastal Research*, 16, 391-395.
- Jones, R. H. and McLeod, K. W. (1989): Shade tolerance in seedlings of Chinese tallow tree, American sycamore, and cherrybark oak. *Bulletin of the Torrey Botanical Club*, 116, 371-377.
- Jordano, P., Garcia, C., Godoy, J. A. and Garcia-Castaño J. L. (2007): Differential contribution of frugivores to complex seed dispersal patterns. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104, 3278-3282.
- Maesako, Y., Nanami, S. and Kanzaki, M. (2003): Invasion and spreading of two alien species, *Podocarpus nagi* and *Sapium sebiferum*, in a warm-temperate evergreen forest of Kasugayama, a World Heritage of Ancient Nara. *International Symposium Global Environment and Forest Management, KYOUSEI Science Center for Life and Nature, Nara*, 1-9.
- Nakanishi, H. (1991): Annual, monthly and daily variations of avian seed dispersal in an urban area. *Hikobia*, 11, 73-83.
- Shimoda, K., Kimura, K., Kanzaki, M. and Yoda, K. (1994): The regeneration of pioneer tree species under browsing pressure of Sika deer in an evergreen oak forest. *Ecological Research*, 9, 85-92.

(2009年8月31日受付)

(2009年10月26日受理)