関西自然保護機構会報 18(1)：57－65，1996

原　著

オオミズナギドリの影響下における照葉樹林の実生群集動態　Ⅱ

― タブノキとアカメガシワの実生の生残 ―

奈良佐保女学院短大　前　迫　ゆ　り

SEEDLING DYNAMICS IN A LUCIDOPHYLLOUS FOREST AFFECTED BY STREAKED SHEARWATERS *CALONECTRIS LEUCOMELAS* II. SEEDLING SURVIVAL OF *PERSEA THUNBERGII* AND *MALLOTUS JAPONICUS*

Yuri MAESAKO　*Nara-Saho-Jogakuin Junior College.*

はじめに

森林維持機構を解明する観点から，近年実生個体群の動態に関する研究が多数行われており，種子の散布形態，森林構造，光条件や温度条件などの環境要因，リター要因など様々な要因が実生の発芽，定着およびその後の生育に関与することが報告されている（Good & Good 1972；Tagawa, 1979；田川, 1979；広木・松原, 1982；Augspurger, 1984；Matsuda, 1985, 1989；Collins 1989；Yanes & Segovia 1993；Sato *et al.*, 1994；Shimoda *et al.*, 1994；Tanouchi *et al.*, 1994；山下, 1994；Shibata & Nakashizuka, 1995 など）。

また実生の動態に対する動物の関与は，もっぱら被食という観点から行われてきた（Linhart & Whelan 1980；Piggott 1983；Hytteborn *et al.*, 1987；Shimoda *et al.* 1994 など）。しかし鳥の営巣活動や歩行活動などによる林床攪乱が働く場合，実生がどのように定着し，森林維持に寄与するのか，あるいは著しい林床攪乱によって森林群落は崩壊するのかという点についての研究はほとんどみられない。

そこで，土中営巣性のオオミズナギドリが生息する京都府冠島の照葉樹林において，オオミズナギドリの踏みつけを除去するケージを林床に設置し，1992年６月から1994年６月までの期間に林床攪乱下における実生群集の動態を調査した。

第Ⅰ報（前迫, 1996）では実生の追跡調査を行い，実生群集の種組成やリター層の変動について述べたが，本報では冠島に成立する照葉樹林の優占種であるタブノキと，近年，生育域を拡大しているアカメガシワの実生の生残について報告する。

本研究をまとめるにあたり，京都大学生態学研究センター中静透教授には貴重なご教示と草稿を読み有意義なご指摘を頂いた。また現地調査に際しては，舞鶴市教育委員会，冠島生物調査研究会，奈良教育大学前田喜四雄教授，当時奈良教育大学学生橋本斉さん，和田智子さん，当時京都大学大学院生大島有子さん，辻明子さん，大阪市在住今西由紀さん，堺市在住名迫素代さんをはじめ多く

の方々のご協力を得た。各位に心より感謝の意を表する。

なお，本研究は1992年度と1993年度の関西自然保護機構研究助成を受けた。記してお礼申し上げる。

調査地の概要

調査地の概要および気象条件などについては前報（前迫，1983，1985，1995，1996）に詳しい。

調査地の冠島（35°41'N，135°26'E）は京都府舞鶴市成生岬から北北西9.3 kmの若狭湾上に位置する面積22.3 ha，最高地点の標高169.7 mの無人島で，オオミズナギドリが天然記念物に指定されているため，通常，上陸は禁止されている。2月下旬から11月上旬にかけて全島に生息するオオミズナギドリのコロニーは高密度で，推計24万羽である（吉田，1981）。

本調査地の気象データを，冠島から南西に約20 km離れたところに位置する舞鶴地方気象台の観測値で代表させる（表1）と，調査期間中の最暖月（8月）と最寒月（2月）の平均気温は24.0～26.6℃，3.0～4.8℃，降水量はそれぞれ11.5～25.1 cm，20.8～24.0 cmであった（京都地方気象台，1992－94）。

調査方法

実生の追跡調査においては，通常できるだけ頻繁に調査地に出かけ，継続的に観察することが望ましいが，上陸許可などの制限があったことや予定していた1992年秋季，1993年冬季および1994年春季の調査がいずれも気象条件により中止されたため，1992年6月から1994年6月の期間の渡島は計7回，調査日数は約20日であった。

調査方法については第Ⅰ報（前迫，1996）に詳しいので，以下に簡単に述べる。

オオミズナギドリの踏みつけ除去実験区の設定

オオミズナギドリの踏みつけを排除した場合の実生動態をみるため，22カ所にケージをかける「ケージプロット」とケージをかけない「コントロールプロット」をそれぞれ設定した。

ケージプロットにはプラスチック製ケージ（縦56cm，横36cm，高さ8cm，上部と側面に25mm四方と35 mm四方の穴が多数あいている市販の園芸用資材）を20カ所で，金網製ケージ（縦90cm，横90cm，高さ20cm）を2カ所で使用した。

タブノキおよびアカメガシワの実生の出現および消失状況を追跡調査するために，標高5 m～164mの範囲にケージプロットとコントロールプロット各22カ所を設定した。プロットの林冠木はタブノキ，スダジイ，アカメガシワあるいはモチノキなどで，2カ所の林冠ギャップにも設定した（各調査地の概要は第Ⅰ報に詳しい）。

第1回（1992年6月4－6日）の調査時に，ケージを設定するとともに，ケージプロットおよびコントロールプロットに出現していた実生に番号（針金にビニールをコーティングした幅約3 mmのテープに，油性ペンで番号を記入）をつけ，個体識別した。その後，出現する個体にはすべて番号をつけ，個体毎に生育および枯死の状況を記録した。

なお，タブノキは地下子葉型で，地上部には子葉が出ないので，上胚軸に初生葉がついている段階（展葉していない場合も含む）で「出現」を確認し（図1），アカメガシワは地上子葉型なので，子葉の段階（上胚軸が伸長する以前）で「出現」を確認した（図2）。

実生の出現数と生存率

ケージプロットとコントロールプロット各22カ

表1　調査地から南西約20kmに位置する舞鶴気象台の月平均気温と降水量.

Table 1 Mean monthly temperature and precipitation recorded at the Maizuru meteorological observatory (35°27′N, 135°19′E) 20 km SW from the study site.

	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec	Total
Mean temperature (℃)　月平均気温													
1992	4.9	3.9	7.7	12.7	15.4	19.8	24.8	26.6	22.3	16.1	10.8	7.2	14.4
1993	4.7	4.8	6.4	11.6	16.5	20.5	23.6	24.0	20.5	15.1	12.0	5.8	13.8
1994	3.8	3.0	5.3	13.6	18.5	20.8	27.5	28.7	22.9	17.8	12.2	6.7	15.1
Mean precipitation (cm)　降水量													
1992	13.5	15.3	21.9	14.6	12.2	16.7	16.9	11.5	9.0	17.5	13.7	10.7	173.1
1993	17.2	20.8	11.0	6.1	13.0	30.8	21.5	25.1	27.0	12.6	11.4	22.3	218.4
1994	19.2	24.0	6.9	7.2	12.5	11.9	4.9	8.6	30.0	9.5	12.6	16.1	163.2

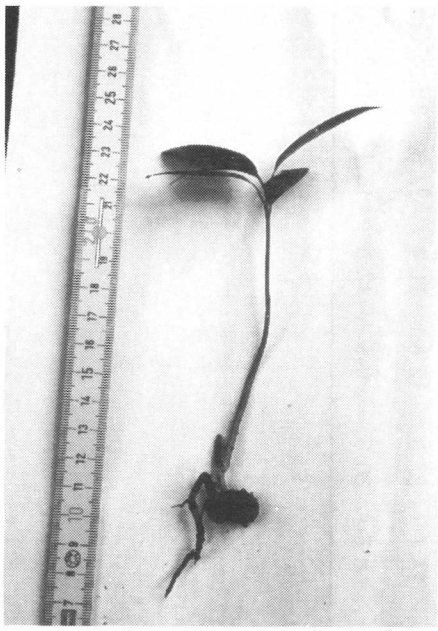


図1　タブノキの当年生実生(8月7日撮影).

Fig. 1 Current-year seedling of *Persea thunbergii* (7 Aug.).



図2　アカメガシワの当年生実生(6月5日撮影).

Fig. 2 Current-year seedling of *Mallotus japonicus* (5 Jun.).

所（総面積：各5.652m^2）に出現した実生個体数を調査月毎に累積し，1m^{2}あたりの値に換算したものを，各プロットの実生の出現数とした。

また，調査開始時の1992年6月に出現していたタブノキとアカメガシワの実生個体を対象に，2年間の生存率を調査月毎に算出した。

結　果

タブノキとアカメガシワの実生の出現

ケージプロットとコントロールプロット（総面積：各5.652m^2）それぞれに出現したタブノキとアカメガシワの出現個体数を合計し，調査月別に累積した（図3）。

まず，タブノキの実生の出現個体数は，1992年6月5日の調査開始時には，まだケージを設定していないため，ケージプロットでは18.8／m^2，コントロールプロットで19.5／m^{2}とほぼ同数であった（ただし，前年の発芽個体）。

その後，1993年8月19日には多数の実生が出現し，ケージプロットとコントロールプロットにおける累積個体数はそれぞれ46.2／m^2，33.4m^{2}となり，カーブは急激に上昇した。その後，実生個体の出現は見られず，翌年の1993年10月にケージプロットで若干出現した。

したがって2年の調査期間において，ケージプロットとコントロールプロットの累積個体数の上昇カーブをみると，両プロットで実生の出現は1年目の8月に集中しており，その後著しい実生の増加はみられなかった。

なお，タブノキの実生の出現には年変動があることが示唆されたが，調査期間が短いために，明確な変動を捉えることはできなかった。

各プロットに出現した累積個体数について，ウィルコクソン符号付順位検定を行った結果，有意な差（$p < 0.05$）が認められ，ケージを設定することによって出現数が増大することが明確にされた。

一方，アカメガシワの実生の出現個体数は，ケ

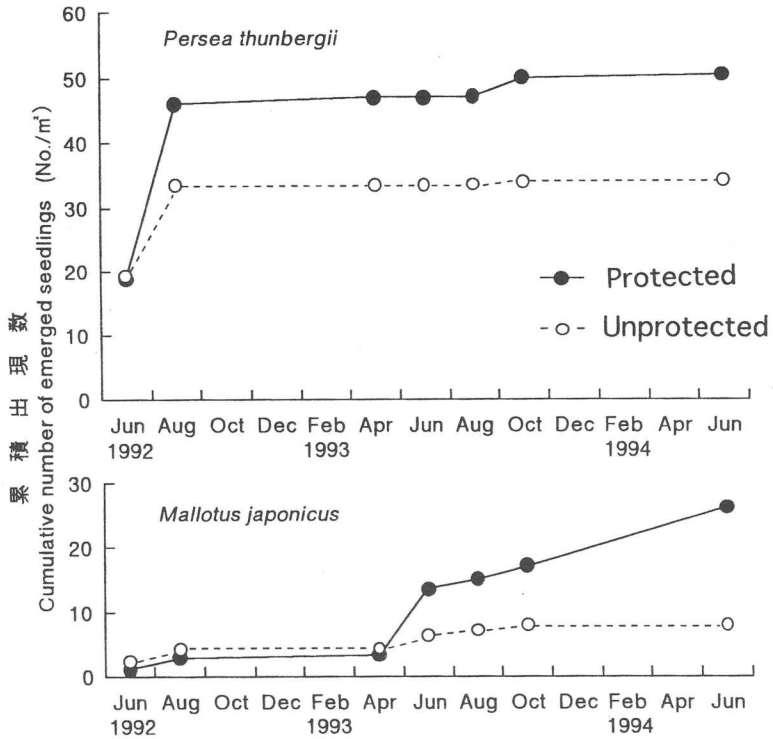


図3　タブノキとアカメガシワの実生の累積出現数.
それぞれの種でウィルコクソンの符号付き順位検定を行った結果，ケージプロットとコントロールプロットの出現数には有意な差が認められた($p<0.05$).

Fig. 3 Seasonal changes in cumulative number of seedlings of *Persea thunbergii* (upper) and *Mallotus japonicus* (lower) observed in protected (solid lines) and unprotected (broken lines) plots. The number of seedlings in protected plots is significantly different from that in unprotected plots (Wilcoxon signed rank test, $p<0.05$).

ージを設定していない1992年6月5日（調査開始時）にケージプロットで1.2／m^2，コントロールプロットで2.5／m^2（いずれも当年生実生）であった。

その後，ほとんど変化はみられなかったが，ケージプロットにおいて1993年6月4日に実生の出現がみられ，その後も累積個体数は漸増し，1994年6月に実生の出現はやや多くなる傾向がみられた。コントロールプロットでは，若干の出現が認められたものの著しい増加はみられなかった。

タブノキと同様，ケージプロットとコントロールプロットに出現した実生個体数について，ウィルコクソン符号付順位検定を行った結果，有意な差（$p<0.05$）が認められた。

タブノキとアカメガシワの実生の生存

1992年6月にケージを設定した際に出現していた，タブノキ（前年の発芽個体）とアカメガシワ（当年生）の実生の2年間の生存率の経過を図4に示した。なお，1992年6月における出現個体数はタブノキがケージプロットで18.8／m^2，コントロールプロットで19.5／m^2，アカメガシワがケージプロットで1.2／m^2，コントロールプロットで2.5／m^2である。

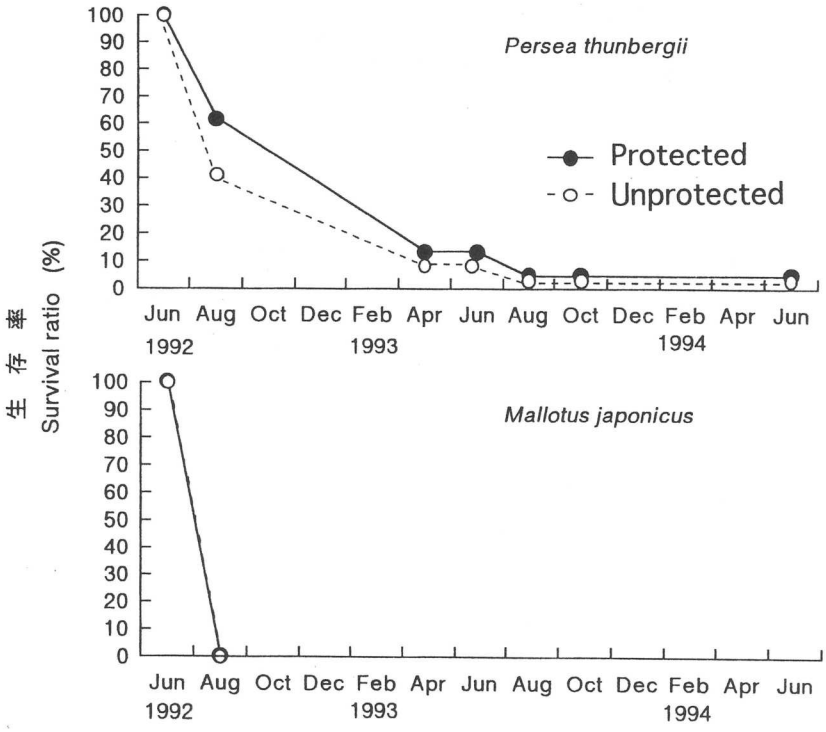


図 4　1992年６月に出現したタブノキとアカメガシワの実生の生存曲線．
タブノキについてウィルコクソンの符号付き順位検定を行った結果，ケージプロットとコントロールプロットの出現数には有意な差が認められた($p<0.05$)．

Fig. 4 Survivorship curves of one-year-old *Persea thunbergii* (upper) and *Mallotus japonicus* (lower) in protected an unprotected plots. The survival of *P. thunbergii* seedlings in protected plots is significantly different from that in unprotected plots (Wilcoxon signed rank test, $p<0.05$).

タブノキの生存率は調査を開始した同年８月と翌年４月に著しく低下し，１年経過後の1993年６月にはケージプロットで13.2%，コントロールプロットで8.2%に，２年経過後の1994年６月にはそれぞれ4.7%，2.7%になった。

ケージプロットとコントロールプロットの生存率について，ウィルコクソン符号付順位検定を行った結果，有意な差（$p<0.05$）が認められ，オオミズナギドリの踏みつけによりタブノキの生存率が低下することが明らかになった。

一方，アカメガシワでは調査を開始した1992年６月における出現個体数が，ケージプロットで1.2／m^2，コントロールプロットで2.5／m^2と少ないこともあり，同年８月にはケージ内外のプロットで，生存率は０%になった。

考　察

オオミズナギドリという生物的要因が作用する照葉樹林において，ケージを林床にかけたことによる実生の生残特性は，オオミズナギドリの森林への作用をより明確にし，今後の森林の方向性を

示唆すると考えられる。

タブノキとアカメガシワの実生の出現

タブノキの種子散布については4年毎に種子の豊作年があり，それ以外では全く落下しない（田川，1977，1979）こと，鹿児島県の照葉樹林ではタブノキが5月に開花，7－8月に落果のピークを迎え，毎年種子散布はするが，隔年変動がみられること（Sato *et al.*, 1994）などが報告されている。

また，その後の実生の出現について，タブノキの実生出現率が0／100m^2～292／100m^{2}と大きな隔年変動を示すこと（Tagawa, 1979）や，タブノキの定着実生数が0.08～0.67／m^{2}と低いこと，三宅島のコジイ林冠下におけるタブノキの実生出現数が8／100m^{2}であったこと(Hiroki and Ichino, 1993）などがそれぞれ報告されている。

冠島ではシードトラップを設置していないが，毎年8月にはタブノキの落果がみられ，1993年8月に実生の出現が集中した。したがって，調査期間は短いが，種子は休眠せずに発芽し，冠島においてもこれまでの報告と同様，実生の出現には隔年変動があると思われる。

また，タブノキの実生の出現数は，ケージをかけることによって有意な差が生じ，オオミズナギドリによる踏みつけが実生の出現の低下につながっていることが示された。

しかし，これまでの報告とタブノキの出現数を比較した場合，コントロールプロットにおいても実生の出現数は低い値とはいえないものであった。

これは，冠島が日本海側に位置しているが，暖流域にあるために，比較的温暖でタブノキの生育に適しており，シードソースとなる母樹が島嶼内に多数存在すること，階層構造が単純であるために林床が明るいことなどが，タブノキの実生の出現に寄与しているためではないかと思われる。しかしこれらの点についてはさらに長期的で，かつ広域的な調査によって検討する必要がある。

一方，アカメガシワでは年変動が少なく，毎年実生の供給がなされていることが示唆された。

奈良市の照葉樹林のギャップ下における6月から11月までのアカメガシワの出現数は102／100m^{2}であり（Shimoda, 1994），冠島ではコントロールプロットにおいてもこれを上回っている。Washitani & Takenaka（1987）はアカメガシワの発芽にとって，光要因よりも温度要因が第1要因として働いていることを指摘し，ギャップ下での発芽を説明している。冠島においてはリターの堆積が少ないことから，ギャップ下でない場合も，林床での温度変化が著しく，また階層構造が単純であるために，アカメガシワの発芽条件に適した温度および光条件を供えていると考えられる。

ケージの設置により，タブノキと同様，アカメガシワの出現数は有意に高く，林床攪乱下においてケージは実生の出現段階で十分な効果を示した。

タブノキとアカメガシワの実生の死亡率

タブノキの当年生実生は16カ月後には1／10，32カ月後には1／100に減少し，その死亡要因が乾燥，ついで光不足にあることなどが指摘されている（田川，1977，1979；Tagawa, 1979）。冠島で1992年6月に調査対象とした実生は前年8月に発芽したと思われる1年生実生であるが，生存曲線は8月に著しい下降を示している。またオオミズナギドリの林床攪乱による生存率は有意に低いことが検定によって確認された。

一方，ケージプロットおよびコントロールプロットにおける1992年6月のアカメガシワについては，同年8月にすべて枯死したことから，今後，各調査月の発芽個体について詳しく検討したいと考えている。しかし奈良市の照葉樹林でギャップ下でのアカメガシワの実生の死亡率は生長期

（6－11月）と休眠期（11－4月）で各3.3％（Shimoda, 1994）とされている。今回はギャップの下のプロットは2カ所だけなので，ケージ内での死亡率も高くなったのではないかと推察される。

以上のことから，アカメガシワの生存率を除いて，いずれの場合もケージ内とケージ外での値の差は有意であり，オオミズナギドリの林床攪乱が実生の出現および生存の段階で大きな影響をもたらしていることが示唆された。

今後，調査地点における群落属性と実生の生残に関与する要因解析を行い，実生の定着についてさらに詳細に検討したいと考えている。

引用文献

Augspurger, C. K. 1984. Light requirements of neotropical tree seedlings : A comparative study of growth and survival. J. Ecol., 72:777－795.

Collins, S. L. 1989. Habitat relationships and survivorship of tree seedlings in hemlock-hardwood forest. Can. J. Bot., 68: 790－797.

Good, N. F. & Good, R. E. 1972. Population dynamics of tree seedlings and saplings in a mature eastern hardwood forest. Bull. Torrey Bot. Club, 99: 172－178.

広木詔三・松原輝男. 1982. ブナ科植物の生態学的研究Ⅲ. 種子－実生期の比較生態学的研究. 日生態会誌, 32: 227－240.

Hiroki, S. & Ichino, K. 1993. Difference of invasion behavior between two climax species, *Castanopsis cuspidata* var. *sieboldii* and *Machilus thunbergii*, Miyakejima, Japan. Ecol. Res., 8: 167－172.

Hytteborn, H., Packham, R. & Verwijst, T.1987. Tree population dynamics, stand structure and species composition in the montane virgin forest of Vallibacken, northern Sweden. Vegetatio, 72: 3－19.

京都地方気象台(監修). 1992－94. 京都府気象年報. 35pp.～37pp. 日本気象協会京都支部, 京都.

Linhart, Y. B. & Whelan, R. J. 1980. Woodland regeneration in relation to grazing and fencing in Goed Gorswen, North Wales. Journal of Applied Ecology, 17: 827－840.

前迫ゆり. 1983. 冠島・蛇島の植生及び森林構造. 奈良植物研究, 6: 29－37.

————. 1985. オオミズナギドリの影響下における冠島のタブノキ林の群落構造. 日生態会誌, 35: 387－400.

————. 1995. 京都府冠島の照葉樹林における根上がり樹木. 関西自然保護機構会報, 17: 19－28.

————. 1996. オオミズナギドリの影響下における照葉樹林の実生群動態Ⅰ. リター変動と林床植生. 関西自然保護機構会報, 18: 45－53.

Matsuda, K.1985. Studies on the early phase of the regeneration of a Konara oak (*Quercus serrata* Thunb.) secondary forest. II. The establishment current-year seedlings on the forest floor. Jap. J. Ecol., 35: 145－152.

————. 1989. Survival and growth of Konara oak (*Quercus serrata* Thunb.) Seedlings in an abandoned coppice forest. Ecol. Res., 4: 309－321.

大場達之. 1971. 御蔵島の植生. 神奈川県立博物館研究報告, 1: 25－53.

Piggott, C. D. 1983. Regenaration of oak-birch woodland following exclusion of sheep. Journal of Ecology, 71: 629－646.

Sato, T., Tanouchi, H. and Takeshita, K. 1994.

Initial regenerative processes of *Distylium racemosum* and *Percea thunbergii* in an evergreen broad-leaved forest. J. Plant Res., 107: 331－337.

Shibata, M. & Nakashizuka, T. 1995. Seed and seedling demography of four cooccurring *Carpinus* species in a temperate deciduous forest. Ecology, 76: 1099－1108.

Shimoda, K., Kimura, K., Kanzaki, M. & Yoda, K. 1994. The regeneration of pioneer tree species under browsing pressure of Sika deer in an evergreen oak forest. Ecol. Res., 9: 85－92.

田川日出夫. 1977. 鹿児島県栗野岳のタブノキ林についての一考察. えびの高原野外生物実験室研究業績, 2: 31－36.

————. 1979. 照葉樹林の種子から成樹へ. 自然, 34: 38－44.

Tagawa, H. 1979. An investigation of Initial regeneration in an evergreen broadleaved forest. II. Seedfall, seedling production, survival and age distribution of seedlings. Bull. Yokohama Phytosoc. Soc. Japan, 16: 379－391.

Tanouchi, H., Sato, T. and Takeshita, K. 1994. Comparative studies on acorn and seedling dynamics of four *Quercus* species in an evergreen broad-leaved forest. J. Plant Res., 107: 153－159.

Washitani, I. & Takenaka, A. 1987. Gap-detection mechanism in the seed germination of *Mallotus japonicus* (Thunb.) Muell. Age., a common pioneer tree of secondary succession in temperate Japan. Ecol. Res., 2: 191－201.

山下寿之. 1994. 分布北限域のスダジイ林内における種子散布と実生および稚樹の分布. 日生態会誌, 44: 9－19.

Yanes, V. C. & Segovia, O. A. 1993. Patterns of seed longevity and germination in the tropical rainforest. Annu. Rev. Ecol. Syst., 24: 69－87.

吉田直敏. 1981. 日本の野生動物 9. 樹に登る海鳥－奇鳥オオミズナギドリ. 302pp. 汐文社, 東京.