

## E-051 森林-土壌相互作用系の回復と熱帯林生態系の再生に関する研究

## (6) 熱帯林生態系の再生/回復モデルの構築と森林管理に関する研究

国立大学法人・鹿児島大学

理学部 地球環境科学科 鈴木 英治

理学部 生命化学科 阿部 美紀子

教育学部 理科専修(現在 琉球大学理学部) 久保田 康弘

&lt;研究協力者&gt;

インドネシア インドネシア科学院生物学研究センター

Herwint Simbolon,

Joeni Setijo Rahajoe

インドネシア ハサヌディン大学

Ngakan Putu Oka

インドネシア 林業公社

Tamrin

鹿児島大学 理学部地球環境科学科 プロジェクト研究員 渡辺名月

鹿児島大学 理工学研究科 博士前期課程 Desy Ekawati, Ruliyana Susanti, 平澤健

平岡環境科学研究所 本郷順子

平成17~19年度合計予算額 24,450千円

(うち、平成19年度予算額 6,833千円)

※上記の合計予算額には、間接経費 5,643千円を含む

[要旨] (1) 先駆種18種54個体、極相種28種85個体の稚樹の根系を調べたところ、極相種は主根が発達して地中深く伸び、先駆種は浅く根が広がっていた。先駆種主体の再生は、火災まで至らなくてもエルニーニョなどの乾燥害を受けやすいと考えられる。

(2) 落葉落枝量は重度被害区ほど少なかったが、K1、LD1、HD1区でそれぞれ10.08、9.12、7.02 ton ha<sup>-1</sup>となった。重度被害区は無被害区と比較して約1割の現存量だが、落葉落枝量は7割あり、火災被害林で生産力の再生が活発であることを示唆した。落葉の分解速度は、先駆種の葉が分解しやすいが同じ種の葉であれば、無被害区の分解が速かった。

(3) 個別の種の再生過程：マメ科低木で極相林性の*Fordia splendidissima*が、火災被害区でよく再生し根粒菌の宿主となっていた。再生能力の強さの要因は、深根性で火災時にも根が生き残りやすく、萌芽性が強く、再生から数年で結実し種子からの繁殖も早期に可能になるためであろう。19種775個体を切り取り、萌芽再生を半年間追跡した。萌芽能力が高い種が数種あり、それらは火災後もよく再生しており萌芽能力の重要性が示唆された。フタバガキ科では唯一*Cotylelobium melanoxyton*の萌芽率が高く、フタバガキ科に共生する菌根菌の宿主となっていた。埋土種子は、各区で20cm×20cm×5cm×20個の土を採取して発芽個体を調べた。全体で3300個体52種出現し、樹木は22種合計1120本発芽したが、そのほとんどが先駆種であり、極相種は2種7個体だけであった。実生を含むラタンの種数 (ha<sup>-1</sup>) および密度は (ha<sup>-1</sup>)、23種・3321本 (K1)、16種・88本 (LD2)、8種・24本 (HD2) であった。近くに残存林があるので動物による種子散布が活発で比較的早く多様性が回復したと考えられた。

埋土種子を持つ先駆種、萌芽しやすい一部の極相種、母樹が火災に強い種が森林の再生に最初に貢献し、残りの種は近くの残存林から種子が供給された後に再生する。再生が速く微生物とも共生する樹種の存在が微生物の多様性保全に重要であると考えられた。

[キーワード] 萌芽再生、*Cotylelobium*、ラタン、*Fordia*、根系

## 1. はじめに

本サブテーマでは他のサブテーマと関連付けながら、全体的に植物群集－土壤－微生物群集が相互に作用しあいながら「熱帯林生態系全体が再生する過程を明らかにすることを目的としている。すなわちサブテーマ（1）では植物群集全体の再生過程を扱っているが、サブテーマ（2）から（5）では土壤と土壤中の微生物をそれぞれ独立的に扱っている。本サブテーマではそれらの研究を結びつけるような課題を扱うこととした。

まず、植物と土壤・微生物との相互作用を考えるとときに、根系が重要であることは容易に想像がつく。しかし植物の地上部と比較して地下部の研究ははるかに少ない<sup>1,2)</sup>。そこで本サブテーマの一つの目的として再生過程に伴って出現する植物の根系の調査を行うことにした。具体的には先駆種、極相種でどのように根系が異なるかを明らかにしようとした。

第2に、植物が土壤と土壤微生物に影響を及ぼす原因となるものに、そこに棲む微生物群集の主要栄養源である落葉落枝がある。樹木の生長量よりも落葉落枝の給量の変化の方が微生物には微生物の成長に直接影響しているかもしれない。そこで落葉落枝の供給量を被害度の異なる森林で測定し、落葉落枝量の再生状況を調べた。またそれらがどのように分解されていくかも重要な問題であるので、リターバックを使った分解量の測定も行うこととした。

第3に、サブテーマ（1）でも植物の再生を研究しているが、ここでは森林再生にともなう群集全体としての変化を主に対象としている。なぜA種が最初に出現し、B種は遅れるのかといった詳細な再生過程を考えるとときには、全体だけでなく、それを構成する個々の種や属に注目した研究も必要となる。またそれが、森林再生の方策を考える上でも重要な基礎となる。そこで、いくつかの代表的な植物群の再生過程を詳しく調べることにした。

一つには、サブテーマ（3）で扱っている根粒菌と共生するマメ科植物についてその植物生態学的側面を明らかにする必要があるので、火災跡地に多い<sup>3)</sup>*Fordia splendidissima*の研究を実施した。また、現地を観察すると、火災跡地では焼け残った根系から萌芽再生したと思われる個体が特定の種群に多く見られることが分かってきた。上記の*F. splendidissima*もその1種であったが、フタバガキ科であっても*Cotylelobium melanoxyton*では明らかに萌芽更新している状況が見られた。従来熱帯多雨林地帯で萌芽更新するフタバガキ科の報告はほとんどない。ボルネオ島の熱帯林ではフタバガキ科が優占した森林の再生が最終的な目標になるので1種とはいえ、萌芽再生するフタバガキ科は注目される。もちろん*C. melanoxyton*1種が優占するフタバガキ林は本来の多種のフタバガキ科が優占する森林とは大きく異なるが、サブテーマ（3）で述べられているように、フタバガキ科樹木がよく成長するためには菌根菌の存在が必須であり、本種の存在が火災後の菌根菌の生存を助けひいては他のフタバガキ科の侵入を促進する可能性も考えられる。このように萌芽更新がいくつかの種で見られたが、種子からの再生も重要な経路と考えられるので、その種子供給源の一つである埋土種子についても調査を行った。熱帯林の多様性は樹木だけによってもた

らされるのではなく、着生植物やツル植物の貢献も大きい。それらの中で、熱帯林で多様に分化し種数も多く有用植物でもあるツル性ヤシ科植物ラタン<sup>4)</sup>がどのように再生しているかも調べた。それらのデータやサブテーマ (1) で得たデータをあわせて再生過程について考察した。

## 2. 研究目的

### (1) 先駆種・極相種の根系の比較

樹木の地上部と地下部の構造を稚樹で調べ、種間または先駆種・極相種といったグループ間でその発達過程における違いの有無を明らかにする。そして、違いがあった場合には、樹木の火災後の再生過程への影響を考察する。

### (2) 落葉落枝生産量・分解量の測定

落葉落枝生産量が、火災被害度が異なる森林によってどのように異なるかを明らかにする。また、落下した落葉の分解速度の森林間の違い、種による違いを明らかにする。

### (3) 種別の再生過程の研究

森林の再生過程をより詳細に明らかにするために、根粒菌と共生する *F. splendidissima* の生存・更新戦略、*Cotylelobium* などで見られる火災後の萌芽による再生、埋土種子からの再生、ツル植物ラタンの再生過程を調べ、再生過程のメカニズムを考察する。

## 3. 研究方法

### (1) 先駆種・極相種の根系の比較

2006年2月に、46種139個体の樹木稚樹全体を根から丁寧に掘り取り、根の深さ・主根・側根・茎長・最下枝または最下葉までの茎長・葉群の長径と短径を測り、サンプルを日本に持ち帰った後、葉・枝・茎・主根・側根の乾燥重量と葉面積を測った。2006年8月には、先駆性樹種と極相性樹種を同一属内に持つトウダイグサ科の *Macaranga* について同様の調査を行った。

### (2) 落葉落枝生産量・分解量の測定

落葉落枝量の測定、落葉の分解速度の測定

HD、LD1、K1区にそれぞれ20個のリタートラップを設置した。各トラップは1m<sup>2</sup>の面積を持つ。2005年10月10日から落葉落枝を捕捉し始め、同年11月10日から1ヶ月ごとに回収を始め、2007年12月まで続けた。回収したサンプルはボゴールに運び、小枝(直径<2cm)・枝(直径>2cm)・葉・花・その他に分け、乾燥重量を測った。葉は代表的樹種について種別に分けた。

落葉の分解速度を測るために2006年2月26日に以下の樹種(表6-1)の葉を定量後、網のバックに詰めをHD、LD1、K1区の林床に設置した。1年間の間5回に分けてバックを回収し、中に入れた落葉の乾重を測定した。

そのデータから、以下の式によって分解率(k)を推定した<sup>5)</sup>。

$$W(t) = W_0 e^{-kt},$$

なお、 $W_0$  は初期重量、 $t$  は時間、 $W(t)$  は時間  $t$  における重量である。

表 6-1 種別のリターバック数

種名	バック数	種名	バック数
<i>Macaranga gigantea</i> (先駆種)	75	<i>Shorea laevis</i> (極相種)	75
<i>Vernonia arborea</i> (先駆種)	45	<i>Madhuca kingiana</i> (極相種)	45
<i>Mallotus paniculatus</i> (先駆種)	45	混合	60

### (3) 種別の再生過程の研究

#### 1) *Fordia splendidissima*の再生過程

2005年9月26日～10月13日に、LD2とK2区内にそれぞれ50m×50mの区を設置し、そこに存在するすべての*F. splendidissima*に番号札を付け、樹高、樹冠直径、葉群の深さ、最大葉長、位置（座標）、もしあれば高さ10cmと130cmの直径を記録した。2006年2月27～3月9日、2006年8月10日～8月29日、2007年2月27日～3月11日に生存個体の樹高を再測し、新規個体に前回と同様な測定を行った。またHD1、LD2、K2区周辺で、根や茎が健全な個体（幹長約20cm）を合計165個体選び根ごと掘り取り、根粒数、根、茎、葉各部の長さや乾重を測った。区内は5m区画に分けたが、その各点で魚眼レンズによって林冠を撮影し、照度、林冠の開空度をGLA (version2.0)によって計算した。根の構造と萌芽の深さを調べるために、LD2、HD2、K2区の周辺で、5m×60mのベルトトランセクトを3個設置し、トランセクト内の個体の樹高と直径を測定した後に根を掘り起こし、萌芽の有無を確認した。

#### 2) 萌芽再生実験

樹木は一般に幼木ほど萌芽しやすいので、基部直径1cm前後の個体を選び、萌芽再生試験を行った。また、火災跡地では火災の熱で地表近くの根が死滅しても地下から萌芽した個体が見られたので、地表面、地下10cm、地下20cmで幹または根を切ることにした。2006年5月と8月に19種755本に処置し、その場所にプラスチックの番号札を残して、2-5ヵ月後の萌芽の数と伸長量を測った。切り取った幹と根は長さ10cmに切りそろえ、温室内で珪砂質の土壤に植えて湿度をほぼ100%に保ち、萌芽の成長を野外と同様に2007年1月まで調べた。

また、再生状況を明らかにするために、*Cotylelobium melanoxyton*、*Schima wallichii*について、HD1、HD2、K1区で樹高1.3m以上の個体に番号をつけ、直径、高さ、位置、萌芽か否かを記録した。

#### 3) 埋土種子実験

2006年3月にK1、LD1、HD1区からそれぞれ20cm×20cm×深さ10cmの土を20個採集して、ボゴールに持ち帰り、外から種子が入らないようにネットを張った温室の中でトレイの上に3月14日に広げて、6月まで発芽個体を調べた。

#### 4) ラタンの再生過程

2006年2月（K1・LD2）および2006年8月（HD2）、調査区内の実生を含むすべてのラタンに番号札を付け、茎高、茎長、位置、繁殖器官の有無を記録した。茎長20cm以上については、種レベルまで同定可能であった。茎長1cm未満は実生と定義した。証拠標本は、鹿児島大学およびインドネシア・ボゴール標本館に保管した。さらに、上記の毎木調査中、K1の半分の面積（100m×50m）およびLD2の全面積において、高さが約3m未満の正常なラタンの新葉の葉柄基部に色付針金を巻きつけた。2006年8月から2007年8月までの期間、半年毎に茎伸長量を測定し、枯死数をカウントした。新規加入については、番号札を取り付け、上記の毎木調査と同様に測定を行った。茎伸長量

は、色付針金の位置（過去の新葉）から、半年後の新葉の葉柄基部までの長さとした。茎伸長量を測定した後、新葉の葉柄基部に異なる色の針金を結びつけた。

#### 4. 結果・考察

##### (1) 先駆種・極相種の根系の比較

表6-2に示すように、先駆種から18種54個体、極相種から28種85個体について地上部・地下部の構造を比較した。茎の長さは20-30cm前後の個体を選んだので、平均茎長は先駆種と極相種に有意差がなかった(t検定)。しかし主根長と側根長は先駆種と極相種に有意な差があり(t検定、 $p < 0.01$ )、先駆種は極相種よりも主根が短く側根が長いといえる。その結果、図6-7に示した主根長/茎長比も先駆種が極相種より小さな値を示すことになった。

表6-2 根の掘取調査結果

	先駆種	極相種
種数	18	28
標本数	54	85
茎長±SD(cm)	26.5±17.2	28.6±15.1
主根長±SD(cm)	13.3±7.6	22.1±11.8
側根長±SD(cm)	19.9±11.2	11.7±9.0

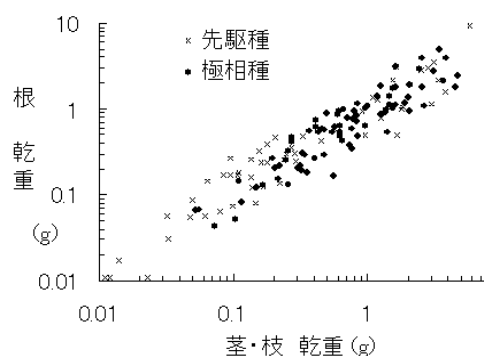


図6-1 茎・枝乾重と根乾重の関係

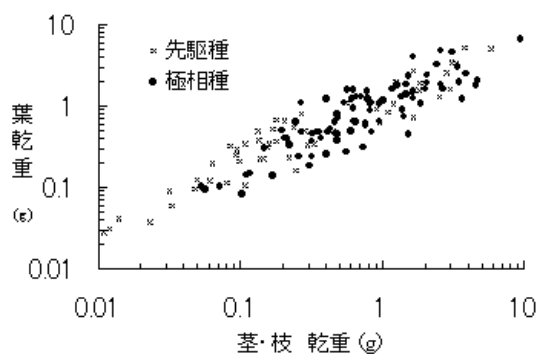


図6-2 茎・枝乾重と根乾重の関係

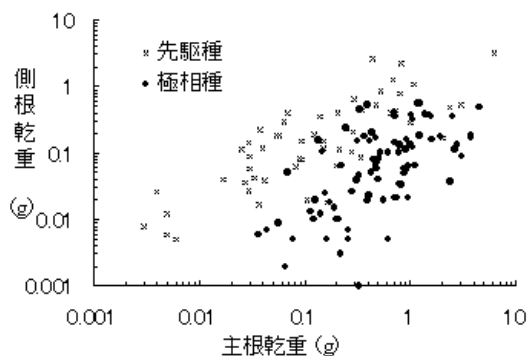


図6-3 茎・枝乾重と根乾重の関係

乾重で比較してみると、茎・枝重-根重（図6-1）、茎・枝重-葉重（図6-2）には、先駆種と極相種に明瞭な違いは見られず、同じ回帰直線上にある。一方、根を主根と側根に分けると、先駆種は極相種と比較して、小さな主根重でも大きな側根重を持つ傾向が見られた（図6-3）。

パナマの熱帯林で高木と低木各4種で樹高2-3mの根を調べたところ、低木種の根が浅いことが報告されている<sup>6)</sup>。本研究では、先駆種と極相種の間で稚樹段階における根の構造を比較したが、得られた結果は両者の生存戦略の違いを示していると考えられる。つまり、先駆種は水平に根を張り、土壌

表層近くの水分や養分を吸収するのに適している。一方極相種は、まず地中深く根を垂直に伸ばし、将来大きくなる地上部を支えることに備えているように見える。一次遷移における先駆種は、乾燥や貧栄養に耐える性質が重要であるが、ここでは二次遷移が起きており、サブテーマ(2)の研究結果では火災被害地と無被害地で養分の違いはないか、かえって被害地のほうが多い傾向があった。そのような場所では、浅く根を張って表面近くに多い養分をより早く吸収し、他の植物との競争に勝つ戦略を先駆種はとっているのであろう。結果的に厳しい環境に適しているはずの先駆種でありながら、エルニーニョによる乾燥が原因で枯死しやすい現象が東カリマンタンの*Macaranga*では観察されている<sup>7)</sup>。ここで調査したのは高さ1m未満の稚樹ばかりであったが、浅根の傾向は成熟段階になっても残っているのかも知れない。将来も、大規模森林火災は起こらなくても、エルニーニョによる乾燥は数年に一度程度生じると予測される。その際、浅い根を持った先駆種主体の再生林が乾燥による被害を受ける可能性がある。

上の調査は、できるだけ多くの種で比較して、先駆種と極相種の根系の違いを明らかにしようとした。それによって全般的な両タイプの特徴が明らかになったと思われるが、さまざまな系統の種を含んでいるので、たまたま系統の違いを反映した結果が出ている可能性もある。そこで先駆種と極相種を含む属の中で、先駆性樹種と極相性樹種を比較することにした。そのような属は少ないが本地域の再生林で優占している*Macaranga*属は、先駆種ばかりではなく、極相林の低木となる種も含む。

*M. gigantea*を34個体(茎長11cmから187cm)、*M. trichocarpa*を38個体(19.5cmから196.5cm)、*M. lowii* var. *lowii*を26個体(20.5cmから177cm)、*M. lowii* var. *kostermansii*を30個体(14.5cmから171cm)、合計128個体を採取した。表6-1に各相対成長関係の回帰式の傾き、切片、相関係数を示した。主根-側根(x-y、以下同じ)の相対成長関係は、いずれの種でも有意な相関があった。傾きは種間で有意な差はなかったが、切片は先駆性樹種である*M. gigantea*と*M. trichocarpa*のグループと極相性樹種である*M. lowii* var. *lowii*と*M. lowii* var. *kostermansii*のグループの間に有意な差が見られた。すなわち、先駆性樹種である*M. gigantea*が最も多く側根へ資源配分しており、続いて同じく先駆性樹種である*M. trichocarpa*が側根へ多く配分していた。一方、極相性樹種である*M. lowii* var. *lowii*と*M. lowii* var. *kostermansii*は先駆性樹種に比べ主根への配分が高かった。また、*M. gigantea*と*M. trichocarpa*の間にも有意な差があった。

茎長-直根長の相対成長関係は*M. gigantea*と*M. lowii* var. *kostermansii*では有意な相関が見られたが、*M. trichocarpa*と*M. lowii* var. *lowii*では有意な相関が見られなかった。そこで、茎長の増加に伴う直根長と茎長の比率の変化を示したところ、いずれの種間でも有意な相関があった。これより直根長は極相性樹種で長い傾向が見られた。

茎長-最長側根長では、*M. lowii* var. *kostermansii*を除く3種の傾きに有意な差はなかった。また、*M. lowii* var. *lowii*と*M. lowii* var. *kostermansii*の傾きにも有意な差はなかった。そのなかで*M. gigantea*がもっとも長い最長側根長をもつ傾向があったが、切片に有意な差はなかった。

全地上乾重-全根乾重では、*M. lowii* var. *lowii*を除く3種は傾きに有意な差がなかった。そのなかで*M. trichocarpa*がもっとも地上部へ配分しており、*M. lowii* var. *kostermansii*がもっとも根へ配分していた(表6-3)。*M. trichocarpa*と*M. lowii* var. *kostermansii*の間には有意な差が見られた。*M. gigantea*はその中間であり、両種との間には有意な差がなかった。*M. lowii* var. *lowii*は他の3種とは傾きが異なり、個体サイズが小さいときは根へ多く配分する傾向が見られた。

地上部では、葉への配分が先駆性樹種で高い傾向があった。しかし、傾き、切片ともに種間に有意な差はなかった。また、茎長－樹冠面積の相対成長関係は *M. lowii* var. *kostermansii* を除く3種の傾きに有意な差はなく、*M. lowii* var. *lowii* と *M. lowii* var. *kostermansii* の傾きにも有意な差がなかった。先駆性樹種の方が茎長の伸長につれて広くなる傾向があった。しかし先駆性樹種と *M. lowii* var. *lowii* の切片の差は有意でなかった。

表6-3 相対成長式の傾き、切片、相関係数

x-y		傾き	切片	相関係数 R <sup>2</sup>
主根乾重 - 側根乾重	<i>M. gigantea</i>	0.925 (a)	0.441 (A)	0.887*
	<i>M. trichocarpa</i>	1.044 (a)	0.249 (B)	0.860*
	<i>M. lowii</i> var. <i>lowii</i>	0.993 (a)	-0.541 (C)	0.513*
	<i>M. lowii</i> var. <i>kostermansii</i>	1.091 (a)	-0.522 (C)	0.837*
茎長 - 直根長	<i>M. gigantea</i>	0.557	0.051	0.193*
	<i>M. trichocarpa</i>	0.296	0.389	0.067
	<i>M. lowii</i> var. <i>lowii</i>	0.377	0.688	0.118
	<i>M. lowii</i> var. <i>kostermansii</i>	0.610	0.291	0.431*
茎長 - 最長側根長	<i>M. gigantea</i>	0.723 (a)	0.563 (A)	0.474*
	<i>M. trichocarpa</i>	0.569 (a)	0.721 (A)	0.395*
	<i>M. lowii</i> var. <i>lowii</i>	0.878 (a, b)	0.0535 (A)	0.615*
	<i>M. lowii</i> var. <i>kostermansii</i>	1.096 (b)	-0.357	0.805*
全地上乾重 - 全根乾重	<i>M. gigantea</i>	0.928 (a)	-0.445 (A, B)	0.964*
	<i>M. trichocarpa</i>	0.962 (a)	-0.541 (A)	0.938*
	<i>M. lowii</i> var. <i>lowii</i>	0.786 (b)	-0.196	0.910*
	<i>M. lowii</i> var. <i>kostermansii</i>	0.944 (a)	0.385 (B)	0.945*
地上非同化部乾重 - 葉乾重	<i>M. gigantea</i>	0.808 (a)	-0.00442 (A)	0.911*
	<i>M. trichocarpa</i>	0.751 (a)	-0.00809 (A)	0.854*
	<i>M. lowii</i> var. <i>lowii</i>	0.783 (a)	-0.159 (A)	0.867*
	<i>M. lowii</i> var. <i>kostermansii</i>	0.847 (a)	-0.117 (A)	0.917*
茎長 - 樹冠面積	<i>M. gigantea</i>	1.433 (a)	0.793 (A)	0.788*
	<i>M. trichocarpa</i>	1.404 (a)	0.710 (A)	0.753*
	<i>M. lowii</i> var. <i>lowii</i>	1.152 (a, b)	0.995 (A)	0.760*
	<i>M. lowii</i> var. <i>kostermansii</i>	1.059 (b)	1.110	0.832*

傾きに有意な差がない場合同じ記号(小文字)。切片に有意な差がない場合同じ記号(大文字)相関係数R<sup>2</sup>；\*はP<0.01で有意。

結論として、46種の先駆種、極相種間で見出された根系の特徴は、*Macaranga*属内の先駆種極相種間でも同じように見出された。

## (2) 落葉落枝生産量・分解量の測定

### 1) 落葉落枝量

表6-4に落葉落枝の年生産量を示す。K1、LD1、HD1の順に落葉落枝量が減少するが、LD1はK1の9割、HD1は7割であった。一元配置分散分析を行うと、調査区間に有意な差があった(P=0.0027)。

葉の占める割合は全体の6~7割であったが、重度被害区ほど葉の割合が多かった。ただしその種組成には相違があり、K1区では*Shorea laevis*の葉が多く、LD1、HD1区では*M. gigantea*の葉が多かった。

表6-4 落葉落枝の年生産量 (ton ha<sup>-1</sup> y<sup>-1</sup>) とその標準偏差

調査区	K1	%	LD 1	%	HD1	%
葉	6.53±0.99	64.8	6.14±1.57	67.3	5.3±2.39	75.4
細枝 (<2cm)	1.38±0.81	13.7	1.09±0.45	12.0	0.64±0.35	9.1
太枝 (>2cm)	0.89±1.00	8.8	0.81±1.10	8.9	0.35±0.36	5.0
繁殖器官	0.25±0.27	2.5	0.19±0.29	2.1	0.16±0.31	2.3
その他	1.03±0.47	10.2	0.88±0.57	9.7	0.57±0.26	8.2
合計	10.08±2.55	100.0	9.12±2.55	100.0	7.02±3.06	100.0

図6-4には、各区の落葉落枝量合計の季節変動を示す。熱帯であり明瞭な季節変動は認められないが、LD1とK1では2006年11月に多く、HD1では2006年9月が最多であった。

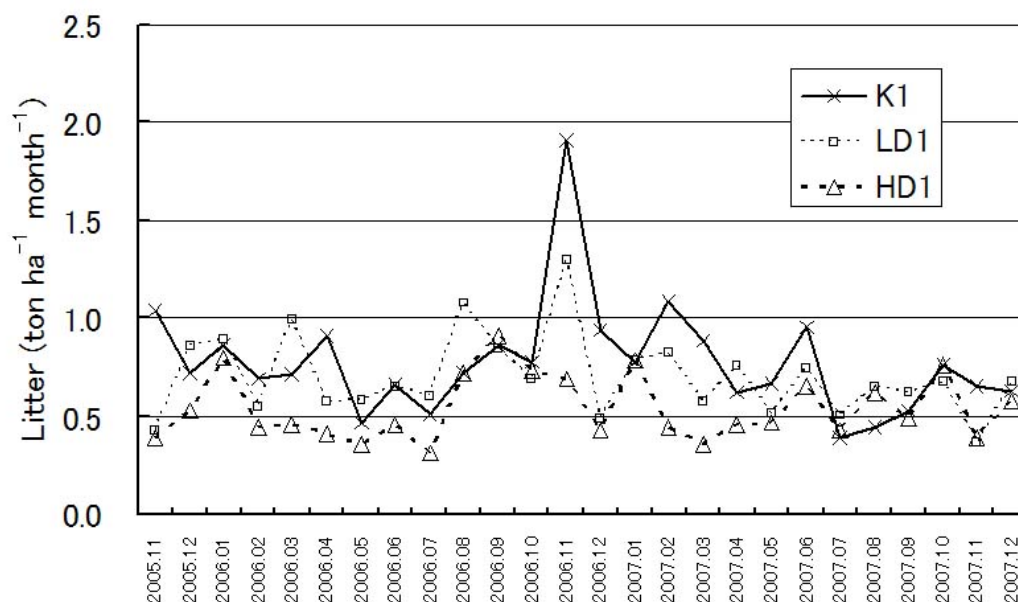


図6-4 3調査地の月別落葉落枝量

落葉を主な種について種レベルまで区別したところ、HD1区では*Macaranga gigantea*が最も多く*Vernonia arborea*がそれに次いだ。LD1区では*M. gigantea*が一番多かったが、*Shorea laevis*の葉がそれに次いだ。K1区では*Shorea laevis*が多かった。

## 2) 落葉の分解速度

林床に放置したリターバッグを1年間に5回定期的に回収することによって推定した葉の分解速度を図6-5に示す。図の左3列が先駆種、次の2種が極相種、右端のデータは多種の混合である。明らかに極相種よりも先駆種の葉の分解速度が速く、中でも*Mallotus paniculatus* (アカメガンワ属)がもっとも速かった。調査区間で比較すると、有意な差ではないが、LD1で最も速く分解が進み、次いでK1、最後にHD1となった。



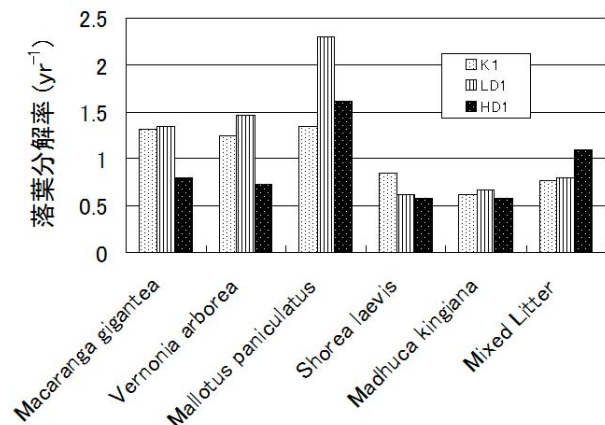


図6-5 落葉の分解速度

### (3) 種別の再生過程の研究

#### 1) *Fordia splendidissima*の再生過程

LD2とK2区内の*F. splendidissima*の2年間の個体群動態と伸長量を表6-5に、2005年9月の樹高頻度分布を図6-6に示す。火災無被害林のK2区と比べて、火災被害地のLD2区では、*F. splendidissima*の個体密度が1.3から1.6倍多く、幹の伸長量も約2倍多かった。ただし、LD2では樹高25cm未満のクラスが多かった。最高樹高はK2区で7mであるのに対し、LD2区でもすでに5mに達していた。これらは火災以後に地上部の成長を開始した個体と考えられた。なお、LD2の優占種である*Macaranga gigantea*や*Vernonia arborea*には樹高は10m以上が普通で15mを越すものがあった。*F. splendidissima*はそれらの林冠層からは離れた下層に存在する。

図6-7には稚樹を掘り取って主根の長さを測り、茎の長さとの比を求めて、他種と比較したものを示す。これで見ると“(1)先駆種・極相種の根系の比較“で述べたように極相種は先駆種よりも長い根を持つ傾向があるが、*F. splendidissima*はそれらの極相種と比較しても長い主根を持つ傾向があった。

また、*F. splendidissima*は2本以上が萌芽しているように見えることがしばしば観察されたので、根を掘り出して根系の繋がりを調べた。その結果を図6-8に示す。掘り取った個体のうち、LD2区では68%の個体が萌芽由来であり、一方、K2区では93%が種子由来（他と根系の繋がりが無く、単独で存在する個体）であった。火災後の再生は、根系または生き残った茎からの萌芽に由来することが知られている。*F. splendidissima*は火災時でも地面下の根系と茎は生存し、その後、萌芽を生産することで火災被害地での急速な再生を可能にしているのだろう。

また、種子繁殖について述べると、2006年8月に、LD2区で143個体、K2区で23個体が花序を付けていた。K2区では樹高235cm以上の個体で花序を確認できたが、LD2区では樹高75cmの萌芽由来の個体から開花していた。また、1個体当たりの花序数でも、樹高約4mの個体については、K2と比べてLD2で2倍から3倍高かった(図6-7)。LD2区の光環境はK2区と比べて見た目が明るく、開けた場所で*F. splendidissima*は花序生産率が高いと思われる。これらのことから、*F. splendidissima*は、火災後に萌芽生産と同時に種子生産をおこなうことで、旺盛に繁殖していることが示唆される。

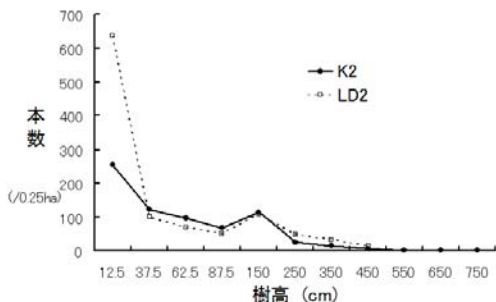


図6-6 *F. splendidissima*の樹高分布

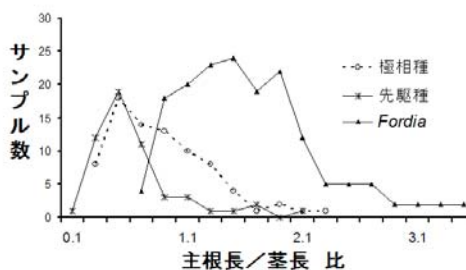


図6-7 主根長：茎長比の頻度分布

表6-5 LD2区とK1区における *F. splendidissima*の個体群動態調査結果

	LD2				K2			
	05年 9月	06年 2月	06年 8月	07年 2月	05年 9月	06年 2月	06年 8月	07年 2月
個体数	1012	988	1092	1018	624	675	725	738
最大樹高 (cm)	465	465	475	475	700	700	780	780
伸長量±SD (cm)	—	3.3±3 .6	6.3±10 .7	6.9±9 .2	—	1.5±2 .3	2.7±5 .2	3.6±7 .2
加入数	—	72	200	102	—	67	29	36
枯死数	—	152	110	114	—	38	27	42

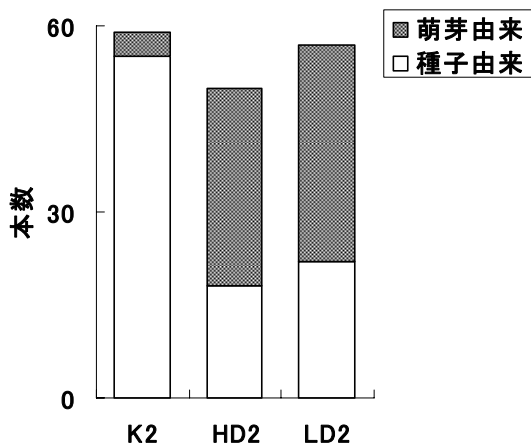


図6-8 *Fordia splendidissima*の各調査区における萌芽由来、種子由来の基本数

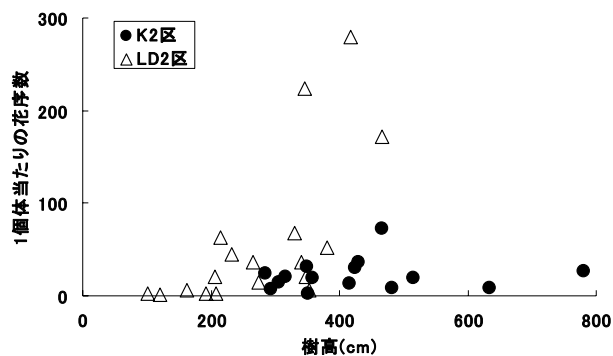


図6-9 *Fordia splendidissima*のK2, LD2区における開花個体の個体あたり花序数と樹高の関係

2) 萌芽再生実験

再生実験は19種775個体で行ったが、表6-6に、主な12樹種の野外における萌芽発生率(1)、と切り取った茎や根を挿し木した萌芽率(2)、およびそれらの平均萌芽率を示す。フタバガキ科では、極相林最優占種の *Shorea laevis*は8%しか萌芽せず、*Dipterocarpus confertus*も23%の萌芽率しかなかった。しかし、*Cotylelobium melanoxyton*だけは同じフタバガキ科でありながら87%の個体が萌芽した。マメ科の低木である *F. splendidissima*は90%の萌芽率を示し、地下10cm、20cmで切った個体でも、37本中43%、13本中46%の個体が萌芽した。火災時の高温は地下10cm程度しか到達しないことがサブテーマ(2)の実験で示されており、それ以深下で生き残った根系から十分

再生できることが裏付けられている。

二次林樹種では*Litsea firma*は82%、*Schima wallichii*は74%が萌芽した。なお*S. wallichii*は株あたりの萌芽数が多かった。*Macaranga*属には極相性の種と先駆性の種があるが、先駆種は4～5割ほどが萌芽し、極相種の*M. lowii*のほうが萌芽しやすかった。表に示していない極相種は2-3割、先駆性樹種は8-9割が萌芽した。

表6-6 萌芽再生実験の結果。萌芽率1：幹を根元まで切り取られた株からの野外での萌芽率。N1：萌芽率1の実験数。萌芽率2：切り取った幹基部や根上部を圃場で挿木したときの萌芽率。N2：萌芽率2の実験数。萌芽率0：萌芽率1と2のNで加重した平均。D：切り取られた株の平均直径(cm)

性質	科	種	萌芽率	萌芽率1	N1	萌芽率2	N2	D
先駆	Mela	<i>Clidemia hirta</i>	0.94	0.88	17	1.00	16	1
極相	Legu	<i>Fordia splendidissima</i>	0.90	0.94	48	0.87	82	1
極相	Dipt	<i>Cotylelobium melanoxyton</i>	0.87	0.88	146	0.87	148	1.4
二次林	Laur	<i>Litsea firma</i>	0.82	1.00	11	0.64	11	3.7
二次林	Thea	<i>Schima wallichii</i>	0.74	0.5	18	0.95	20	1.5
極相	Euph	<i>Macaranga lowii</i>	0.69	0.48	50	0.85	65	0.7
先駆	Euph	<i>Macaranga motleyana</i>	0.57	0.49	37	0.79	14	1.3
先駆	Euph	<i>Macaranga hypoleuca</i>	0.52	0.38	13	0.75	8	1.4
先駆	Euph	<i>Macaranga trichocarpa</i>	0.42	0.19	27	0.64	28	0.7
極相	Meli	<i>Aglaia forbesii</i>	0.33	0.33	21	0.33	40	1.5
極相	Dipt	<i>Dipterocarps confertus</i>	0.23	0.25	36	0.22	69	1.6
極相	Dipt	<i>Shorea laevis</i>	0.08	0.01	70	0.13	104	1.4

このような萌芽率の違いがどのように森林再生に影響しているかを考察するために、重度火災被害跡区HD1とHD2の主な種の本数と胸高断面積合計（BA）を表6-7に示す。火災跡地では先駆種である*Macaranga gigantea*と*Vernonia arborea*の本数が多いのは当然であるが、二次林的な種である*Litsea firma*がわずかな差ながら*M. gigantea*を抑えてもっとも本数が多かった。火災跡地や二次林によく見られる*Schima wallichii*も多かった。ただここで注目されるのはフタバガキ科の*Cotylelobium melanoxyton*である。無被害林ではそう多くはない本種が、重度被害区では本数で5番目に多い種になる。

表6-7 重度被害区 (HD1+HD2) における樹木の本数(N)と胸高断面積合計(BA)

種名の前の記号 P=先駆種 S=二次林種 C=極相種

本数の上位10種	No	BA	<i>Cotlenobium</i> 以外の フタバガキ科	No	BA
	/2ha	m <sup>2</sup> /2ha		/2ha	m <sup>2</sup> /2ha
S <i>Litsea firma</i>	603	3.80	C <i>Dipterocarpus confertus</i>	2	0.10
P <i>Macaranga gigantea</i>	595	4.76	C <i>Shorea laevis</i>	2	0.21
P <i>Vernonia arborea</i>	168	1.32	C <i>Shorea leprosula</i>	1	0.01
S <i>Schima wallichii</i>	101	1.38	C <i>Shorea ovalis</i>	4	0.25
C <i>Cotylelobium melanoxyton</i>	42	0.19	C <i>Shorea rugosa</i>	1	0.00
P <i>Dillenia eximia</i>	38	0.15	C <i>Shorea smithiana</i>	2	0.01
P <i>Acacia mangium</i>	38	1.08	C <i>Vatica umbonata</i>	2	0.01
C <i>Syzygium cf.</i> <i>barringtonioides</i>	38	0.47	Other species	625	8.62
P <i>Macaranga trichocarpa</i>	36	0.09	Total	2334	22.77
P <i>Mallotus paniculatus</i>	36	0.32			

*C. melanoxyton*以外のフタバガキ科は、7種もあるのだが1~4個体しか存在しなかった。それらは火災の影響が弱かった凹地沿いによやく生き残ったような個体がほとんどであった。

表6-7では、直径4.78cm以上の個体しか調べていないので、最近侵入しつつある個体の状況が分かりにくい。そこで樹高1.3m以上の全個体を対象としてサイズを測るとともに、2本以上が同じ場所から出ていて萌芽起源と推測されるか、単幹で種子起源と推測されるかを*C. melanoxyton*と*S. wallichii*で調べたものが表6-8である。火災の被害区で見出された*C. melanoxyton*の茎の80%多幹状態で発見され、大部分が萌芽起源と考えられたのに対して、無被害区では本数は被害区よりも多いにもかかわらず、多幹はわずか5%にすぎなかった。同じように火災跡地で萌芽再生することで知られている*S. wallichii*を調べてみたが、被害区でも8%しか多幹になっておらず、大部分が単幹で種子起源と考えられた。無被害区では本数がもともと少ないこともあり、多幹の*S. wallichii*は発見できなかった。

なお、調査対象にしていないが*Macaranga*と*Vernonia*の大部分は単幹で存在して種子起源と考えられ、*Litsea firma*は直径4.78cm以上の個体しか調べていないが多幹が多かった。

表6-8 H&gt;1.3m個体の本数(/ha)と多幹率(2本以上で萌芽本数/全本数)

種名	森林タイプ	大径木D≥4.8cm	小径木D<4.8cm	多幹率(%)
<i>Cotylelobium melanoxyton</i>	被害区 (HD)	25	253	80
	無被害区 (K1)	21	562	5
<i>Schima wallichii</i>	被害区 (HD)	52	275	8
	無被害区 (K1)	2	1	0

### 3) 埋土種子

全体で3300個体52種が発芽したが、K1、LD1、HD1区で数はそれぞれ、464/m<sup>2</sup>、1,550/m<sup>2</sup>、2,111/m<sup>2</sup>であった。種数ではそれぞれ、14種、32種、35種が発芽した。個体数、種数とも無被害区で最も

少なかった。それらは4種がシダ、7種がイネ科もしくはカヤツリグサ科、18種が広葉草本、1種が低木種、22種が樹木種であった。表6-9に、樹木22種合計1120本の発芽数を示す。22種のなかで2種 (*Pternandra caerulea*, *Ardisia* sp.) 7個体(0.6%)だけが極相林内にしばしば出現する低木種で、その他はすべて先駆種であった。もっとも多いのが *Macaranga trichocarpa* で *Melastoma malabathricum*, *Ficus grossularoides* がそれに次ぎ、3種で全体の88%を占めた。*Macaranga* は5種で521個体が出現したが、そのうちの96%を *M. trichocarpa* が占めた。現在この種の個体数は被害区で少ない。ただし先駆種でもキク科の *Vernonia arborea* は3個体しか出現しなかった。*V. arborea* の種子は短命で埋土種子として待機することができないようだが、風散布といってもフタバガキ科の果実よりも遙かに遠距離散布が可能なパラシュート型の果実を膨大な数散布することによって火災跡地に侵入するのであろう。

区間で比較すると、明らかに火災の被害を受けた区のほうが埋土種子数は多い。無被害区でも多種が結実しているのだが、その大部分が散布後まもなくに発芽するか、死亡してしまうのであろう。

表6-9 各調査区に出現した埋土種子数 樹木だけ種名を示す。

数字の前に”極”とある種は極相林種、その他樹木は先駆種

	科	種名	K1	LD1	HD1
1	Compositae	<i>Blumea sonchifolia?</i>			1
2	Compositae	<i>Vernonia arborea</i>		1	2
3	Euphorbiaceae	<i>Glochidion rubrum</i>		1	
4	Euphorbiaceae	<i>Macaranga gigantea</i>			6
5	Euphorbiaceae	<i>Macaranga hypoleuca</i>	10	1	1
6	Euphorbiaceae	<i>Macaranga pearsonii</i>	2		
7	Euphorbiaceae	<i>Macaranga trichocarpa</i>	12	241	245
8	Euphorbiaceae	<i>Macaranga bancana</i> (= <i>M. triloba</i> )		2	1
9	Euphorbiaceae	<i>Homalanthus populneus</i>		4	4
10	Leguminosae	<i>Acacia mangium</i>			4
11	Melastomataceae	<i>Melastoma malabathricum</i>	13	147	151
極12	Melastomataceae	<i>Pternandra caerulea</i>		1	5
13	Moraceae	<i>Ficus alba</i>		9	6
14	Moraceae	<i>Ficus grossularoides</i>	10	80	83
15	Moraceae	<i>Ficus uncinata</i>		5	
極16	Myrsinaceae	<i>Ardisia</i> sp.		1	
17	Myrsinaceae	<i>Maesa ramentacea</i>	1	21	1
18	Myrtaceae	<i>Rhodammia cinerea</i>		1	
19	Piperaceae	<i>Piper aduncum</i>		2	
20	Rutaceae	<i>Melicope</i> (= <i>Evodia</i> ) cf. <i>alba</i>		10	5
21	Ulmaceae	<i>Trema orientalis</i>		3	18
22	Verbenaceae	<i>Callicarpa havillandi</i>		1	
		シダ類	21	27	110
		イネ科、カヤツリグサ科		5	19
		その他の草本	10	202	527
		未同定個体	292	476	499
		合計	371	1241	1688

## 4) ラタンの再生過程

## ① 種組成、密度、茎高さ

最初の毎木時における茎長20cm以上のラタンの種数は、K1で20種（+1変種）、LD2で13種、HD2で1種であり（表6-10）、これらの種数は最後の毎木時まで変化がなかった。全23種のうち、1種は3つの調査区、10種はK1のみ、3種はLD2のみで確認された。茎長20cm未満のラタンを、葉の形質だけで区別した場合の推定種数は、K1で23種、LD2で16種、HD2で8種であった（図6-10）。つまり、火災跡地では以下に述べるように個体数の回復は遅いが、種数の点ではK1の種数の3分の1から3分の2程度の種数が、回復していることになる。

茎の本数で最も優占した種（茎長 $\geq 20$ cm）は、K1で*Calamus flabellatus* Becc. および*Calamus marginatus* (Bl.) Mart.、LD2で*Korthalsia debilis* Bl. および*Ceratolobus concolor* Bl.、HD2で*Plectocomiopsis geminiflora* (Griff.) Becc. であった。火災跡地で優占した種は残存林にも存在したが、一方で残存林の優占種は、火災跡地では見られなかった。K1において、*Korthalsia echinometra* Becc. および*P. geminiflora*の成熟茎を含む株は、森林内の林冠ギャップにのみ存在した。茎密度と株密度 ( $\text{ha}^{-1}$ ) は、残存林と比べると、火災跡地で非常に少なかった（表6-11）。最初の毎木時における、実生を含むすべての茎数および株数は、K1（3321本・2155株）、LD2（89本・67株）、HD2（24本・19株）であった。1株あたりの茎数は、K1（1.54） $>$  LD2（1.33） $>$  HD2（1.26）の順で多かった。調査期間中の成熟茎（花序もしくは果序をつけた茎）の積算数は、K1（29本）、LD2（2本）、HD2（0本）であった。最初の毎木時における、茎高の頻度分布は、茎高が高いほど、頻度が低くなった（図6-11）。

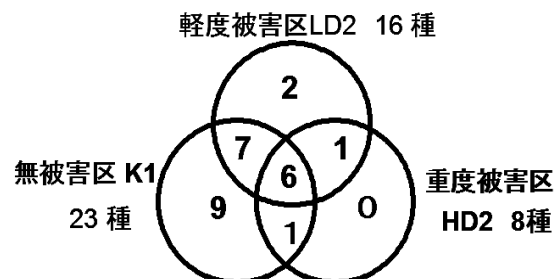


図6-10 3つの調査区における茎長20cm未満を含むラタン種数。1区だけの出現種、2区共通、3区共通の種を区別した。

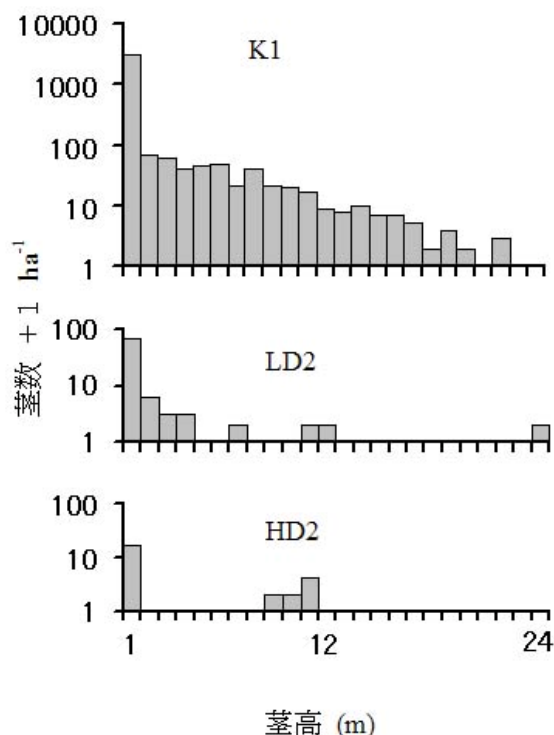


図6-11 調査区内の茎高の頻度分布

K1では林床から高さ20mを超える林冠まで、ラタンが垂直方向に連続的に分布した。LD2では、*Calamus manan* Miq. の1本の茎だけが*M. gigantea*の林冠に到達し、残りの茎はすべて高さ10m未満であった。HD2では、*P. geminiflora*の1株を除き、すべての茎は1m未満であった。

### ② 加入数と枯死数

6ヶ月間の平均加入数は、K1（105本）、LD2（26本）、HD2（9本）であった（図6-12）。すべての調査区において、加入した茎のうち実生由来の占める割合は、萌芽由来と比べて高かった（図6-13）。各時期の毎木調査において、LD2およびHD2の加入数は枯死数を常に上回った。6ヶ月間の平均枯死数は、K1（182本）、LD2（8本）、HD2（1本）であった（図6-12）。K1の枯死数が比較的高くなったが、それは枝などの落下物や倒木の下敷きになったことが原因である。

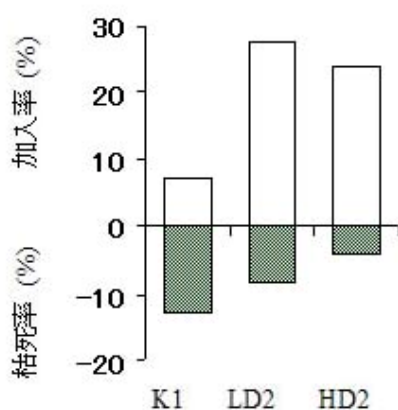


図6-12 6ヶ月の平均加入率と枯死率

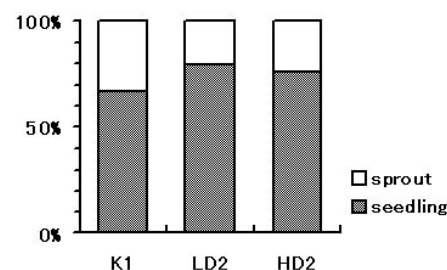


図6-13 種子と萌芽による相対的加入率

### ③ 茎伸長量

各調査区の優占種について、K1およびLD2で測定した6ヶ月間の平均茎伸長量を図6-14に示す。なお、優占種とは*C. flabellatus* (K1)、*C. marginatus* (K1)、*Ce. concolor* (LD2)、*K. debilis* (LD2)、*P. geminiflora* (HD2)の5種である。*P. geminiflora*は、そのほとんどがK1で測定されたが、それらすべての茎は林内の大きな林冠ギャップに分布していた。6ヶ月間の平均茎伸長量と初期茎長の間には、有意な正相関( $P < 0.05$ )があったが、*P. geminiflora* ( $r^2 = 0.18$ )および*K. debilis* ( $r^2 = 0.40$ )の相関係数は、他の種( $r^2 = 0.69-0.78$ )と比べて低かった。残存林の調査区の優占種は、6ヶ月間の最大茎伸長量は1.5mであったのに対し、火災跡地の優占種の場合は2m以上もあった。これは、火災跡地のラタンの成長は速いことを示している。HD2の優占種である*P. geminiflora*は、特に成長が速く、数センチの茎が6ヶ月間で10倍以上も伸長した。

表6-10 調査区における各種の相対茎数（茎長 $\geq 20$ cm）。太字は各調査区における優占種を示す。

	K1 (残存林)	LD2 (火災 跡地)	HD2 (火災 跡地)
<i>Calamus. caesius</i> Bl.	-	6.3	-
<i>C. flabellatus</i> Becc.	<b>15.1</b>	-	-
<i>C. javensis</i> Bl.	0.4	-	-
<i>C. laevigatus</i> Mart. var. <i>laevigatus</i>	1.6	6.3	-
<i>C. laevigatus</i> var. <i>mucronatus</i> (Becc.) J. Dransf.	0.6	-	-
<i>C. marginatus</i> (Bl.) Mart.	<b>14.4</b>	3.1	-
<i>C. nigricans</i> Van. Valk.	5.4	3.1	-
<i>C. ornatus</i> Bl. var. <i>ornatus</i>	5.1	3.1	-
<i>C. pseudoulur</i> Becc.	4.0	6.3	-
<i>C. manan</i> Miq.	-	3.1	-
<i>Ceratolobus concolor</i> Bl.	5.0	<b>21.9</b>	-
<i>Daemonorops dydimophylla</i> Becc.	1.9	-	-
<i>D. elongata</i> Bl.	3.1	-	-
<i>D. hystrix</i> (Griff.) Mart. var. <i>hystrix</i>	8.1	-	-
<i>D. korthalsii</i> Bl.	0.7	-	-
<i>D. sabut</i> Becc.	8.6	-	-
<i>D. spl</i>	-	9.4	-
<i>Korthalsia debilis</i> Bl.	6.0	<b>25.0</b>	-
<i>K. echinometra</i> Becc.	9.1	3.1	-
<i>K. ferox</i> Becc.	0.1	6.3	-
<i>K. furtadoana</i> J. Dransf.	1.9	-	-
<i>K. spl</i>	0.1	-	-
<i>Plectocomiopsis geminiflora</i> (Griff.) Becc.	8.4	3.1	<b>100.0</b>
<i>P. mira</i> J. Dransf.	0.4	-	-

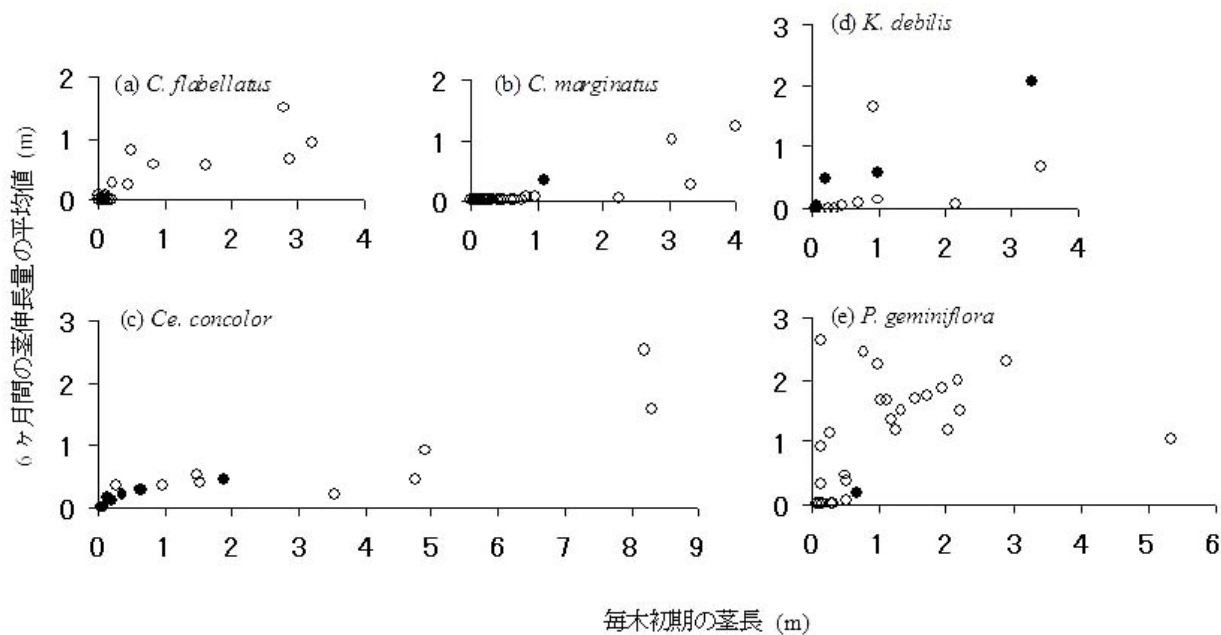


図6-14 ラタン優占5種の初期茎長と伸張量の関係 ●K1 ○LD2



## ④ 森林火災後のラタンの個体群発達

本調査地の火災跡地では、ラタンが入植し定着を始めたばかりで、群集は発達の初期段階であると思われる。実生を含む茎密度は、残存林 (3321本 ha<sup>-1</sup>)と比べると、火災跡地で非常に小さかった (LD2で89本 ha<sup>-1</sup>、HD2で24本)。茎長20cm以上について、ボルネオ島内の他の地域の混合フタバギキ林の密度 (600-1000 本 ha<sup>-1</sup>、Watanabe & Suzuki<sup>8)</sup>)と比較すると、残存林の茎密度 (801本 ha<sup>-1</sup>)はそれと同程度であったのに対し、火災跡地の茎密度 (LD2で32本、HD2で6本)は非常に小さい。本調査地から約10-15Km離れた場所に位置するSungai Wainでは、森林火災が1回生じた火災跡地での樹木密度 (≥ 10 cm dbh)は、火災から5-15年の間に、火災以前のレベルにまで回復した<sup>9)</sup>。本調査区においては、火災から9年後の樹木密度 (≥ 4.8 cm)は、火災以前の値 (残存林の値を100%とした場合)に対し、LD2で86%、HD2で78%まで回復していた。火災跡地におけるラタン茎密度の回復は、樹木茎密度の回復と比べて遅かった。しかし、調査期間中、加入数は枯死数を常に上回っていたことから、ラタンの茎密度は徐々に回復すると思われる。

本研究の結果とは対照的に、ブラジル・アマゾンでは、森林火災後に細かいツル植物が劇的に増加する<sup>10) 11) 12) 13)</sup>。アマゾンで火災後にもっとも優占するツル植物は、先駆種であり<sup>10) 11) 13)</sup>、それらは森林の遷移を抑制する<sup>11)</sup>。一方で、ラタンは種子を1-3個含む比較的大きな果実を生産し、果実食者によって分散される<sup>14)</sup>。ラタンは大まかに言うと極相種であり、種子を多数含み動物や風に散布される小型の果実を生産する典型的なパイオニア種ではない。ラタンは、葉の先端もしくは茎についている鞭のような登攀装置を、周囲に引っ掛けてよじ登る<sup>15)</sup>。分枝も肥大成長もしないので、ラタンは樹冠を長期間占領することはない。したがってラタンは、アマゾンのツル植物のように、火災跡地などのかく乱地に侵入し森林遷移を遅らせるような侵略植物ではない。我々は別の研究で、ラタンと樹木の種多様性の間に、有意な相関を発見している<sup>8)</sup>。森林火災後のラタン群集の回復は、樹木の回復に随伴するのかもしれない。

残存林と火災跡地で、優占種に違いが見られた。K1 (残存林)の優占種である*C. flabellatus*は、火災跡地には存在しなかった。一方で、K1では優占していないけれども、火災跡地のLD2およびHD2で優占していた種もあった。本研究の結果から、火災跡地への入植速度が種によってなぜ異なるのかは、説明できない。火災跡地に優占していた2種のラタン、*P. geminiflora*および*K. debilis*は、一回開花枯死型で、成熟するためには光ギャップを必要とする<sup>16)</sup>。これら2種は、残存林で優占した種と比べ、茎伸長量が大きく、成長が速かった。一方、残存林の優占種は多回開花枯死型である。ラタンの成長と繁殖特性は、火災跡地での入植速度と関係があるのかもしれない。

表6-11 調査区におけるラタンの茎数と株数 (ha<sup>-1</sup>)

	K1 (残存林)	LD2 (火災跡地)	HD2 (火災跡地)
茎の全数	3321	89	24
茎長 ≥ 20cmの茎数	801	32	6
茎長 ≤ 1cm (実生) の茎数	728	14	17
株の全数	2155	67	19
茎長 ≥ 20cm の株数	444	32	1
調査期間中の繁殖茎の積算数	29	2	0

## 5) 再生過程のまとめ

以上のデータを元にして、熱帯林に出現する種群をグループ分けし、それぞれの再生特性をまとめたものが、表6-12である。

*Macaranga*などの先駆種の多くは極相林内に樹木としてはほとんど存在しない。しかし、種子寿命が長い種が多く<sup>17)</sup>、*Vernonia arborea*など例外もあるが本実験でもよく埋土種子として発生した。これらの樹種は火災などによって森林が失われるとまず埋土種子から発芽再生してくることになる。明るいとこでの成長が速いこともあり、優占種となる。

インドから南西日本まで分布するツバキ科の*Schima wallichii*は、インドネシア熱帯の火災跡地や焼畑跡地などの二次林に多いが<sup>18)19)</sup>、本調査地域でも再生林によく出現した。この種は萌芽能力も高かったが、本調査地の火災跡地では萌芽した個体よりも種子起源と考えられる単幹の個体が多かった。その理由としては二次林に多い種なので火災前の原生林には少数の大径木が存在しても小径木の本数が限られている。つまり、萌芽更新が可能であるがその元になる樹木の本数が火災前に少ない。さらに大径木は厚い樹皮が火災によく耐えるのか火災の痕を幹に残しながら生き残っていることが多かった。それらの大径木を母樹として頻繁に開花結実し風散布の種子から広がった幼木が被害林に多かった。このように母樹が生き残るというのも一つの更新様式と考えられる。

典型的な先駆種は大きくて薄い葉を持つが、比較的小さく厚い葉を持ち極相林内によく出現する種でありながら再生林でもよく見られる樹種がいくつか存在する。*F. splendidissima*、*Litsea firma*そしてフタバガキ科の*Cotylelobium melanoxydon*などであるが、これらは、残った根系からの高い萌芽能力を持っていることが分かった。成長速度が先駆種の*Macaranga*などと比較すると劣るのでそれらの林冠層の下に位置することになるが、本来が陰樹の性質を持つ樹種であるから着実に成長を続けており、短命の先駆種が消えた後には優占度を増すだろう。また、これらの種に微生物と共生する種が含まれることは注目に値する。根粒菌が共生する *F. splendidissima*、菌根菌と共生する*Cotylelobium melanoxydon*の存在は、それらの微生物群集の回復にとって重要な役割を果たしている可能性がある。

表6-12 熱帯雨林に出現する種群を持つ更新特性

種群	先駆種 <i>Macaranga</i> など	<i>Schima wallichii</i>	一部の極相種 <i>Cotylelobium</i> , <i>Litsea</i> <i>Fordia</i> , <i>Syzygium</i> sp.	大部分の極相種 ラタン
極相林内での存在状態	なし	少数の大径木 (耐火性が強い?)	多数の小径木	多数の小径木、大径木
火災後の再生	埋土種子	生残母樹とその種子	地下部からの萌芽と 萌芽からの新種子	外から種子供給がない 限り再生しない

フタバガキ林1haあたりの樹木種数は約300種であるが、上記のように萌芽する種数の割合は1割程度であり、残りの9割は萌芽更新能力を持っておらず、それらの幹は火災や乾燥で枯死しやすく、根系は火災時にも地下10cm以下では生存したはずであるが萌芽する性質を持たず、種子が短命な樹木群である。これらの種が、再生してくるためには種子の供給が一つ重要な課題となる。本調査地域では近くに焼け残った森林があるので、大きな種子供給源となってきた。そのような環境においては、サブテーマ (1) で推測したように200年程度でかなり元の森林に近い種組成を持った森林が再生してくる可能性がある。しかし、そのような母樹になる森林を持たない地域では、はるかに長

い年月が多様性に富んだ森林再生には必要となるだろう。

## 5. 本研究により得られた成果

### (1) 科学的意義

先駆種の稚樹は極相種と比較して、広く浅い根を持つことが分かった。このことは先駆種が乾燥に弱いことを示唆しており、大火災が再び起こらなくてもエルニーニョによる乾燥で、再生途上の森林が将来も被害を受ける懸念があることを示した。

熱帯雨林では萌芽更新する種類が少なく、森林再生においても重要視されてこなかった。しかし、本研究で何種かの極相種が萌芽更新能力に優れることが明らかになった。それらの中にはマメ科で根粒菌と共生する *Fordia splendissima*、フタバガキ科で菌根菌と共生する *Cotylelobium melanoxyton* があり、地中微生物の再生にも貢献している可能性が示された。

また、小面積でも多様性の高い残存林の存在が種多様性の回復には重要であることが示された。

### (2) 地球環境政策への貢献

火災後の森林再生において、萌芽によって再生する種がかなりあることを見出したことは、今後の森林再生を考える上で重要な知見である。特に1種とはいえ火災跡地に再生しやすいフタバガキ科があるということは、その種が菌根菌の繁殖を助け、ひいてはフタバガキ科の再生を容易にすることも考えられ、政策的にフタバガキ科の森林再生を考えるときの一つの好材料を提供することが出来た。

## 6. 引用文献

- (1) Becker, P., N. Sharbini, & Yahya, R. (1999) Root architecture and root:shoot allocation of shrubs and saplings in two lowland tropical forests: implications for life-form composition. *Biotropica* 31, 93-101.
- (2) Turner, I. M. (2001) "The Ecology of Trees in the Tropical Rain Forest". 298pp Cambridge Univ. Press.
- (3) Cleary, D. F. R. & Priadjati, A. (2005) Vegetation responses to burning in a rain forest in Borneo. *Plant Ecology* 177 (2), 145-163
- (4) Watanabe, N.M. & Suzuki, E. (2007) Ontogenetic development in architecture and biomass allocation of 13 rattan species in Indonesia. *Journal of Plant Research* 120 : 551-561.
- (5) Olson J. S. (1963) Energy Storage and the Balance of Producers and Decomposers in Ecological Systems. *Ecology* 44, 322-331
- (6) Becker, P., and A. Castillo. (1990) Root architecture of shrubs and saplings in the understory of a tropical moist forest in lowland Panama. *Biotropica* 22, 242-249
- (7) Toma, T., P. Matius, Hastania, Y. Kiyono, R. Watanabe, Y. Okimori. Dynamics of burned lowland dipterocarp forest stands in Bukit Soeharto, East Kalimantan. In "Rainforest ecosystems of East Kalimantan. El Nino, Drought, fire and human impacts." Guhardja, et al. (eds) Springer-Verlag 107-119(2000) "
- (8) Watanabe N. M. & Suzuki E. (2008). Species diversity, abundance, and vertical size

- structure of rattans in Borneo and Java. *Biodiversity and Conservation* 17, 523-538.
- (9) Slik J. W. F., Verburg R. W. & Kessler P. J. A. (2002) Effects of fire and selective logging on the tree species composition of lowland dipterocarp forest in East Kalimantan, Indonesia. *Biodiversity and Conservation* 11, 85-98.
- (10) Cochrane M. A. & Schulze M. D. (1999) Fire as a recurrent event in tropical forests of the eastern Amazon: Effects on forest structure, biomass, and species composition. *Biotropica* 31, 2-16
- (11) Pinard M. A., Lutz F. E. & Licona J. C. (1999) Tree mortality and vine proliferation following a wildfire in a subhumid tropical forest in eastern Bolivia. *Forest Ecology and Management* 116, 247-252
- (12) Gerwing J. J. (2001) Testing liana cutting and controlled burning as silvicultural treatments for a logged forest in the eastern Amazon. *Journal of Applied Ecology* 38, 1264-1276.
- (13) Gerwing J. (2002) Degradation of forests through logging and fire in the eastern Brazilian Amazon. *J. Forest Ecology and Management* 157, 131-141.
- (14) Dransfield J. (1992) Forest Research Institute Malaysia, Kuala Lumpur Morphological considerations, the structure of rattans. In *A guide to the cultivation of rattan* (eds. Mohd, W. R. W., Dransfield, J. & Manokaran, N.) pp. 11-26.
- (15) Putz F. E. (1990). Growth habits and trellis requirements of climbing palms (*Calamus* spp.) in North-eastern Queensland. *Australian Journal of Botany* 38, 603-608.
- (16) Dransfield J. (1979) *A manual of the rattans of the Malay Peninsula*. 270pp. Forest Department Malaysia, Kuala Lumpur.
- (17) Kanzaki, K., Son Kheong YAP, K. Kimura, Y. Okauchi, T. Yamakura. (1997) Survival and Germination of Buried Seeds of Non-Dipterocarp Species in a Tropical Rain Forest at Pasoh, West Malaysia. *Tropics* 7, 9-20.
- (18) Kubota, Y., Katsuda, K., Kikuzawa, K (2005) Secondary succession and effects of clear-logging on diversity in the subtropical forests on Okinawa Island, southern Japan. *Biodiversity and Conservation* 14, 879-901.
- (19) Fukushima M, Kanzaki M., Hara M., Ohkubo T., Preechapanya P., Choocharoen C. (2008) Secondary forest succession after the cessation of swidden cultivation in the montane forest area in Northern Thailand. *Forest Ecology and Management* 255, 1994-2006.

## 7. 国際共同研究等の状況

鹿児島大学理学部とRCB-LIPとの間で学術交流協定を2006年2月に締結し、Herwint Simbolon氏らインドネシア科学院生物学研究センター(RCB-LIPI)の研究者との共同研究である。この3年間に4名の研究者をLIPIから招聘したほか、現在も国費留学生が1名在学している。また平成20年度からは5年計画で、RCB-LIPIパートナー機関のひとつとして、日本学術振興会若手研究者 International Training programを進めており、若手を中心として国際共同研究を毎年行っている。他にAndalas大学、ハサヌディン大学とも継続的に共同研究を進めている。

## 8. 研究成果の発表状況

## (1) 誌上発表

<論文 (査読あり)>

1) Watanabe, N. M., E. Suzuki, and H. Simbolon (2008) Reestablishment of climbing palms, rattans after forest fire in East Kalimantan. *Tropics* 17 (in Press).

<その他誌上発表 (査読なし)>

なし

## (2) 口頭発表 (学会)

- 1) Ekawati, D., H. Simbolon, 渡辺名月・鈴木英治 (2006) Why *Fordia splendidissima* (Fabaceae) is commonly found in fire-damaged and undamaged forests in Kalimantan? 第16回日本熱帯生態学会大会
- 2) 鈴木英治・渡辺名月・タムリン (2007) 森林火災後の熱帯雨林再生における萌芽の役割, 第118回日本森林学会講演要旨K06
- 3) 渡辺名月・鈴木英治 (2007) 東カリマンタンの森林火災跡地におけるツル性ヤシ科植物ラタンの群集回復, 日本熱帯生態学会 (高知大学)
- 4) Ekawati, D., E. Suzuki, Natsuki M. Watanabe, H. Simbolon. (2008) Ecology of *Fordia splendidissima* (Fabaceae) in damaged and undamaged forest. 第55回日本生態学会P1-262
- 5) 平澤建, 鈴木英治, H. Simbolon (2008) *Macaranga*および*Mallotus*の先駆種 - 極相種間に見られる地上 - 地下部の相対成長関係の違い 第55回日本生態学会P2-085

## (3) 出願特許

なし

## (4) シンポジウム、セミナーの開催 (主催のもの)

Seminar Rehabilitation process of tropical forest ecosystem through interaction between plants and soil Monday, 20 August 2007 (平成19年8月20日、Research Center for Biology-LIPI, Bogor, Indonesia 観客80名)

環境省 地球環境研究総合推進費 森林-土壌相互作用系の回復と熱帯林生態系の再生に関する研究 成果発表会 (平成19年12月3日~4日、鹿児島大学理学部 大会議室 観客50名)

## (5) マスコミ等への公表・報道等

- 1) 南日本新聞 (平成17年6月3日)

南 日 本 新 聞 2005年(平成17年)6月3日 金曜日

**鹿大・鈴木教授のチームに900万円**

環境省が熱帯林再生へ研究費

鹿大・東大、国立環境研究所、森林総合研究所の研究者計十一人とチームを組んだ。

今後、インドネシアで樹木が消滅した年代別に一畝規模の調査区十カ所を設置、土壌性質の分析や植栽に適した樹木を調査するなどして再生法の確立を目指す。また現地の森林管理に対する政策提言を行う。

同推進費の申請は全国で百十七件あり、鈴木教授の研究など二十件が採択された。鈴木教授は熱帯林再生は、豊富な生態系の維持にも重要だ。研究成果で、熱帯林の減少が少しでも食い止められれば」と話している。



鈴木英治教授

## (6) その他 (本研究による受賞等があれば記載してください。)

なし