

インドネシア熱帯林保護区に対する
外来侵入植物の影響の研究

Study of effects of invasive alian plants in reserved tropical
forests, Indonesia

工藤 芳文

大学院理工学研究科 博士後期課程

生命環境科学専攻

2014年 9月

目次

要 旨.....	5
Summary.....	9
第1章 序文.....	13
1-1 侵入種の定義とその影響.....	15
1-2 ジャワ島における侵入種の危険性.....	17
第2章 西ジャワ州国立公園内道路沿いの侵入種分布.....	19
2-1 はじめに.....	19
2-2 調査地.....	21
2-3 方法.....	23
2-3-1 トランセクト調査.....	23
2-3-2 侵入種.....	24
2-3-3 分析.....	24
2-4 結果.....	25
2-4-1 出現種.....	25
2-4-2 各種の頻度.....	28
2-4-3 侵入種の分布.....	28
2-4-4 林冠被度と優占度の相関関係.....	29
2-4-5 セグメント間の類似性.....	30
2-4-6 種数と標高.....	31
2-4-7 国立公園境界からの距離.....	32
2-5 議 論.....	32

2-5-1 種について	33
2-5-2 被度と頻度の分布	34
2-5-3 DCA による種組成の解析.....	35
2-5-4 道沿いの侵入種分布	37
2-5-5 種の特徴と在来種へのリスクについて.....	39
2-6 結論.....	43
第3章 西ジャワと西スマトラ州の侵入種の比較	44
3-1 はじめに	44
3-2 調査地.....	45
3-3 方法.....	46
3-3-1 侵入種調査.....	47
3-3-2 分析	47
3-4 結果.....	47
3-4-1 出現種	47
3-4-2 各種の頻度.....	49
3-4-3 侵入種の分布.....	50
3-4-4 DCA 分析.....	50
3-4-5 種数と標高	51
3-5 議論.....	52
3-5-1 出現種	52
3-5-2 頻度.....	54
3-5-3 平均被度.....	55
3-5-4 DCA.....	56
第4章 西ジャワ州の国立公園への木本侵入種の拡散状態	59
4-1 はじめに	59

4-2 調査地	60
4-2 方法	61
4-2-1 研究材料.....	61
4-2-2 調査方法.....	63
4-2-3 分析.....	64
4-3 結果.....	65
4-3-1 種の個体数と DBH	65
4-3-2 トレイル別の分布状態	65
4-3-3 各トレイルの重要度 IV.....	68
4-4 議論.....	68
4-4-1 主要トレイル (P) について	68
4-4-2 側線 (WP・CP・HP) について	69
4-4-3 分布要因について	70
4-4-4 種ごとの特徴.....	70
第5章 総合討論.....	72
謝辞	75
引用文献.....	76

要 旨

第 1 章：序文

生物多様性の保全は世界的な問題であるが、世界でもトップレベルの生物多様性をもつインドネシアでは森林が急速に減少し生物多様性も減っている中で、残された保護区の保全が重要な課題になっている。その保護区を脅かす問題の一つに、外来植物の侵入がある。外来侵入種の影響については、限定的であるとする論文、大きな脅威とする論文等種々の議論があるが、今までの研究成果をまとめた。そして研究対象とした西ジャワ州と西スマトラ州の保護区の調査地の現状についてのべ、研究すべき課題を示した。

第 2 章 西ジャワ州国立公園内道路沿いの侵入種分布

西ジャワ州のハリムン・サラク山国立公園(HSNP)とゲデ・パンゲランゴ山国立公園(GPNP)の熱帯山地林での成果をまとめた。それぞれ 3 つの地区で、総延長 25.2 km トレイルに沿って、侵入種の被度、頻度を測定した。全体で 31 種が発見され、HSNP では 13.75 km に 19 種、GPNP では 11.45 km に 29 種存在した。500m 当たりでは HSNP で 10.7 種、GPNP では 8.6 種があった。総種数は多いが 500m 当たりの種数が少ない GPNP では、公園内の地区によって植物園・プランテーションなど異なる種子供給源が存在するために、地区間で侵入種の組成が異なった結果、総種数が増加したと考えた。ほとんどの侵入種は頻度、被度ともに乏しかったが、*Austroepatorium*

inulifolium と *Clidemia hirta* 等は高い頻度があり、自生植生に対して負の影響を与えていると考えられた。ただしそれらは草本なので将来的には減少する可能性があるが、林冠木になり動物によって遠くまで種子が散布される *Maesopsis eminii* が今後天然林に悪影響を与える可能性が最も高いと考えた。外来種の分布は、標高と保護区の境界からの距離の影響を主に受け、低地で境界に近いほど外来侵入種が多い傾向があり、外部から内部に向かって侵入途上にあることが明らかになった。

第3章 西ジャワと西スマトラにおける侵入種の分布

第2章のジャワ島の調査地と、スマトラ島西スマトラ州のパダン市ガド山付近の熱帯低地保護林の比較を行った。延 9.75km の調査トレイルで合計 19 種を発見したが、その内の 18 種はジャワの調査地と共通する種であった。長さ 500m 当たりの種数 8.9 種は、ジャワ島の調査地全体の平均値 8.6 種と大差なかった。ただし侵入種は低地ほど多くなるので、比較的low地に設定したスマトラの調査区では種数が多くなるはずであり、古くから人間活動が盛んなジャワ島よりスマトラではまだ侵入種が少ないことを示しているだろう。またこの調査地では *C. hirta*、*Clibadium surinamense*、*Mikania cordata*、*Coffea robusta* 等が自生植物に対して悪影響を与えると懸念された。

第4章 西ジャワ国立公園内部への移入木本植物の侵入状態

草本性侵入種は、草本なので著しくは大きくなり、陽地生なので森林の発達に

つれて消滅しやすいから自然林への影響は限定的だが、木本の場合には大きな影響を与える危険性がある。そこで西ジャワにみられた3種の低木～高木性樹種の *Maesopsis eminii*, *Calliandra calothyrsus*, *Bellucia pentamera* について、HSNPで攪乱を受けてこれら3種が侵入しているコリドー地域の延13.3kmに沿って侵入状況を調べた。高木性の植林樹種で動物が種子を運ぶ *M. eminii* はすでにコリドー全体に散在しており、自然林にもっとも影響する可能性が高かった。薪や飼料として村人に使われ伐採されても萌芽能力が高く *C. calothyrsus* は農村近くに集中分布を示した。*C. calothyrsus* 群落は密生し自生種の再生を阻みやすいが、種子機械散布のため遠距離には分散しにくく、公園全体への影響は限られる。最近侵入したと考えられる *B. pentamera* の分布地は限られていたが、増加傾向にあるようだ。これらの分布要因を分布様式、散布様式、地理的条件から考察した。

第5章 総合討議

総合考察では侵入種の種組成、種数を規定する主な要因を論じた。GPNPでは地域によって侵入種の組成が異なり、それは種子供給源の差に由来すると考えられたが、そのことはまだ侵入種がこの地域で飽和状態には達しておらず、現在分布を拡大している途上にあるためと考えられた。保護区境界付近ほど侵入種が多いことも、外部から侵入している過程にあることを示している。また保護区境界付近ほど侵入種が多いことは、侵入種の分布拡大には保護区の面積のみならずその形状も影響すると考えられ、保護区の周長が短くなるように保護区を設定すべきことを示唆している。また、

今回の調査地において自生植生に重大な影響を与える種について挙げ、その特徴から予想される影響について評価した。さらにそれらの種に対する今後の対策及び侵入種の侵入を抑える対策について議論し、外来侵入種のほとんどは、わずかな影響しか及ぼさないが、一部上記にあげたような種が場所によっては非常に強く優占するので、これらの種については場合によっては択伐や除草などの対策を行う必要があると考えた。

Summary

Chapter 1 : Introduction.

The tropical rain forests in Indonesia with highest biodiversity in the world is decreasing, and conservation of remained reserve areas becomes more important issue.

One of the issues in the reserve areas is the increase of invasive alien species (IAS).

Thus this thesis reported the situation of IAS in West Java and West Sumatra, and evaluated their effect. The previous studies of effects of IAS were summarized and, the situation of studied sites was described. Then I raised a subject that need to approach.

The aims of this thesis are to assess whether there is any difference in the distribution IAS among sites and to identify the reasons if such differences exist, and to consider the suitable way of manage IAS in reserved areas.

Chapter 2: Distribution of IAS in National Parks of West Java.

In Halimun Salak National Park (HSNP) and Gede Pangrango National Park (GPNP), frequency and coverage of IAS was studied along six trails of 25.2km in total length.

IAS of 31 species were found in total, 19 along 13.75km trails of HSNP and 29 along 11.45km trails of GPNP. In average at every 500m length, the species number was 10.7 and 8.6 along HSNP and GPNP, respectively. GPNP had more species in total but less in 500m length. It might be caused by more diversified seed sources such as botanical

carden, plantation in GPNP. Although, most ISA had low frequency and coverage, those of *Austroeupatorium inulifolium* and *Clidemia hirta* were high. They seemed to influence negative effect to native vegetation. Though they are herbs and will decrease in future, some IAS becomes canopy trees and seeds with high ability of animal dispersal. It is *Maesopsis eminii* that has most possibility to affect the natural forest in future. IAS tended decrease with elevation of the site and distance from boundary of conservation area. They seemed to be advancing to the inner part of conservation area from outside.

Chapter 3: Distributoin of IAS in West Java and West Sumatra.

Distribution of IAS along 9.75km trails in tropical reserved rain forest area near Gadut Mountain in Padang city in West Sumatra and compared with the results in West Java. IAS of 19 species were found in West Sumatra, and 18 species were common to those in West Java. The species number of IAS at each 500m was 8.9 spp, similar with that in West Java (8.6). The study sites in West Sumatra was lower elevation than in West Java. Because IAS tended to increase on lower elevation, they should be more in West Sumatra IAS, however they were not so. It indicates that Java Island with higher human population and longer history of human activity had more IAS. In this study sites, *C. hirta*, *Clibadium surinamense*, *Mikania cordata* and *Coffea robusta* were the most

adversely affected species to native vegetation.

In Chapter 4: Invasion of woody IAS into national park of West Java.

IAS of herb cannot grow into canopy layer, and will decrease with development of forest. However, *M. eminii*, *Calliandra calothyrsus*, *Bellucia pentamera* were shrub or tall tree. Therefore, these species have possibility of growing in natural forest. The distribution of them was studied along paths in length of 13.3km in corridor area of HSNP. *M. eminii*, a tall tree with animal dispersed fruit, have already spread all over the area. This species can influence most strongly to natural forest. *C. calothyrsus*, a shrub used as firewood with autochory dispersed seeds, concentrated near village. *B. pentamera*, a small tree with edible fruits, was found in limited sites. This species seemed to be introduced recently and showed increasing tendency. The factors determining these distributions were discussed from spatial pattern, dispersal type, and environment.

Chapter 5: General discussion.

Main factors determining composition and diversity of IAS were discussed. They tended to be more near boundary of conservation area. It suggests that length of circumference of conservation area should be considered as well as the size at the designation of conservation area. Then, we mention about the most influential IAS for

native vegetation and assess about future influence. Moreover, we consider about countermeasures and preventing invasion of IAS. Most IAS have small influence but a few dominate exclusively and eliminate native plants. Therefore, weeding or selective cutting of these a few species may be necessary for conservation native vegetation.

第1章 序文

東南アジアは多くの固有種が集中し、かつ大規模な生息地の損失が進行している地域であるが近年の大規模な森林消失により 706 種もの維管束植物が危機に瀕している(Myers et al. 2000)。これらの地域の群集の損失は、固有種が高いため、種の絶滅になりやすい。とくにインドネシアの 29 375 種の 維管束植物のうち 59.6%がほかのどこにもない固有種である (Sodhi 2004)。またインドネシアの保有する総合森林面積は 2010 年時点で 94,432,000ha にも達し世界第 8 位を誇る (FRA 2010 - Country Report, Indonesia)。17,000 もの諸島を持ち、そこに存在する生物多様性は世界的にも高く、貴重な遺伝子資源が蓄積されており、森林保護における重要度は高い。(Hardjanti and Zainal 2003)

ところが現状ではその貴重な森林も消失の危機に瀕している。衛星画像を用いた全世界の熱帯林面積の 1990~1997 年変容 (Achard et al. 2002) によると熱帯地域全体 (南アメリカ・アフリカ・東南アジア) では年間森林消失面積が 58 万 ha にも上り、年間森林劣化面積においては 23 万 ha にもなった。東南アジアに限定した場合でも、消失面積は 25 万 ha 劣化面積は 11 万 ha にも上り、熱帯林のある三大陸の中でも東南アジアが最も劣化消失面積が多い (Achard et al. 2002)。この東南アジアのホットスポットの中でも、インドネシア領のスマトラ カリマンタンで特に森林面積消失率が高いことが明らかになった。そしてその地域の内包する生物多様性は世界的にも高く貴重な遺伝子資源が蓄積されてお

り、森林保護における重要度は高い。

このインドネシアの森林面積を大きく焼失させた主な原因は、プランテーションの拡大と森林火災である。FAO（国連食糧・農業機関）によると1980年代から1990年代の急激な高度経済成長が起こりプランテーション産業による輸出が急増した。特にパーム油の輸出は15倍に増えておりそれに伴いパームヤシ(*Elaeis guineensis*)の農園面積は1960年から1997にかけて10万ヘクタールから250万ヘクタールにも拡大した。この農園の拡大は大規模な森林面積の減少を引き起こした(FWI/GFW 2002)。そしてさらに1997から1998年にはエルニーニョの南方の気候変動(The El Niño Southern Oscillation ENSO)と人為的要因によって大規模な森林火災が引き起こされた。この火災により480万ヘクタールが焼失した。

これらの経済的要因と異常環境による条件によって1990年代は異例の大規模な森林の消失が記録された。この結果インドネシアの森林の消失面積はブラジルに次ぐ第2位となった。そのためインドネシアの残存した森林地帯は以前の生態系を残す貴重な保護区域となり、今日重要な課題となった。特にジャワ島(とバリ島)は森林面積が国土の20%とインドネシア国内で最も少なく残存する国立公園の多様性保全はより重要となる。

この残存した森林保全区域の管理として重視すべき問題の一つは、侵入種の侵入定着を防ぐことである。なぜなら、伐採跡地などの攪乱された環境は先駆種的な特徴を持つ種が多い侵入種にとって理想的な環境になり侵入のリスクが高くなるからである(Ewel 1986;

Hobbs 1989,1991; Rejmfiněk 1989). Global Invasion Species Database によると東南アジアの中では外来侵入植物が 78 種ともっとも多い (Peh 2010)。インドネシアは最も侵入種における脅威にさらされている。

異なる地域、大陸から人為的に侵入し、その地域に定着した生物を一般的に外来種、または移入種、帰化種、侵入種、外来生物などと呼ぶ。これらを示す統一された世界的な定義は確立されていないが、国際自然保護連合 (IUCN) の定義では、侵入種とは「人為によって、自然分布範囲外の地域又は生態系に持ち込まれた種、亜種 又はそれ以下の分類群」とされ、侵入種とは「自然又は原生自然生態系に定着した移入種」とされる (IUCN 2000)。なおインドネシアのように広大な国では、国内の自生地から非自生地へ運ばれることもある。国境を越すか越さないかの違いは生態学的にはほとんど意味がないので、国内での移植されたものも侵入種と考えられるが、本研究ではそのような植物は対象としなかった。

1-1 侵入種の定義とその影響

ここで取り扱う“侵入種”というのは外来種でありその中の人間の干渉なしで自ら世代交代をし、個体数を増やすことができる種と定義される。彼らの子孫たちはしばしば大量の子孫を生産し長い距離に散布され、広範囲にわたり広がる可能性を持っている (Pyšek et al. 2004)。

そのため侵入種の群生し生息場所で優占することにより在来種は圧迫を受けその地域の在来植生を変化させ生物多様性及び遺伝的多様性を劣化させる可能性を持つ。主な影響とし

て、在来種の置き換え（Displacement of native species）、生態系の改変（Ecosystem modification）、雑種形成（Hybridization）、環境の攪乱（Environmental disturbance）、経済的損失（Economic loss）などがある（Peh 2010）。

在来種の置き換えは在来種の生息域に侵入し優占することにより在来種の多様性を低下させてしまうことで、生物相の衰退が起こる。特に特殊な競争能を持つ侵入種が侵入した場合、元あった在来植生と競争関係を形成しついには取り除いてしまう（Osunkoya et al. 2005; Pandit et al. 2006）。例として窒素固定能を持つ *Acacia auriculiformis* と *A. cincinnata* はブルネイの貧栄養のヒース林で優占し、在来パイオニア植物を排除した。

生態系の改変は侵入した侵入種自体が生態系を変容させその間接的に在来植生の多様性の低下を招いてしまう。例として *Lantana camara* はインドネシアのパンガンダランで草原の在来植生を淘汰させ生息場所としている野生のバッファローの生息を脅かしている。

インドネシア ゲデパンゲランゴ国立公園では *Passiflora edulis* がブランケット状に在来植生を覆い植物の多様性を減少させている（Iskandar 2006）。最もよく知られる侵入種の一つである *Clidemia hirta* は森林ギャップ植生で在来植生を排除し、林冠木の正常な森林再生の過程を改変させる（Peters 2001）。

雑種形成は在来の近縁種と雑種を形成し特に希少種の絶滅を招いてしまう可能性がある。独立した生物群集が接触するとき遺伝学的な雑種形成が生じる。島の多い東南アジアでは特に個体群の少ない固有種が多いため、雑種の形成による絶滅の危険が多い。希少種は遺

伝的多様性に弱く、交雑に耐性が弱いものが多いためである。

環境の攪乱は入種そのものが人間の環境に侵入することで、特に人間活動地域、都市部に生息するようになった侵入種は、その環境を有害な形に攪乱してしまう。経済的損失も引き起こされる例が存在する。いくつか維管束植物を例にすると、熱帯地域のあらゆる場所に生息する *Lantana camara* はアレロパシーにより経済的価値のある植物パームヤシ、ココナツ、コーヒーなどの収穫生産量と生育能力を減少させた(Day et al. 2003)。このように侵入種の侵入は他方面において予想を超えた影響を及ぼすことが多い。そのため一般的に侵入種は駆除の対象になることが多い。

1-2 ジャワ島における侵入種の危険性

特に熱帯の植物は他の生物と特異的な相互関係を持つ種が多いため、少数種の絶滅が多数種の絶滅や衰退に関係する可能性もある。インドネシアの分断化された森林保護区の健全な種多様性、遺伝的多様性を保つためには侵入種の侵入の予防は重要な課題といえる。インドネシアは近年経済成長が著しく、貿易など海外との接触が侵入種の移入を増加させ残存森林面積も縮小していく恐れがある。その中で森林面積が最も少なく、インドネシアの50%もの人口が集中するジャワ島は侵入種の導入圧が特に高いと思われる。

中でも経済の中心に位置するジャカルタから近く分断化の進んだ西ジャワ国立公園の侵入種リスクは特に高い。よってこの地域で侵入種の国立公園内への侵入状態を把握ことは重要であり、侵入種の分布調査は早急に行われるべきである。にもかかわらず、こういった

分断化された森林地帯の外来植物、侵入植物の分布状況は未だ把握されていないのが現状である。そこで本研究では、侵入種の国立公園内への侵入状態を把握するため、侵入種の導入圧が高いと思われるジャワの市街地に近く分断化された国立公園で調査を実行した。

第2章 西ジャワ州国立公園内道路沿いの侵入種分布

2-1 はじめに

Gurevitch and Padilla (2004)はIUCNの世界規模のレッドリストを分析し侵入種が危機に瀕した自生種の衰退の主要因ではなくと報告しているが、いくつかの侵入植物が生息地で優占し生態系を改変することにより在来植生の多様度を低下させているという(Richardson 1998, Lowe et al. 2000, Yoshida and Oka 2004, Asner et al. 2008)。これらの植物は自然の生態系の特性、状態、形態を大規模な範囲で改変することから、特に“Transformers”と呼ばれている(Richardson et al. 2000, Pyšek et al. 2004)。

侵略的外来種は東南アジアの熱帯地域における生物多様性を脅かしていると言われてい
る(Pallewatta et al. 2003, FAO 2005, Peh 2010)が、侵入種の影響はサイト間で異なること
が知られている。Corlett (2010)は、大陸の半島に位置する香港での調査を行ったところ、
実際多くの侵入種が確認されてはいても、閉鎖林冠下にまで侵入するものはわずかだった。
しかし一方海洋島の森林地帯に関して調査では明らかに侵入種に対する脆弱性が示された。

Whitmore (1991)は熱帯林に侵入種の影響は少ないとしているが、Caesariantika et al.
(2011)は *Acacia nilotica* が西ジャワ州のバルラン (Baluran) 国立公園に侵入し自生植生
に大きく影響していることを発見した。

西ジャワはジャカルタに隣接し、ジャワ島の中でも最も人口密度が高い場所である。こ
こではオランダ領の時代、2つの国立公園が設立された。ボゴール植物園(85 ha、1817年

設立)とチボダス植物園(125 ha、1862 年設立)である。ここからいくつかの侵入種が分散されていた記録がある。代表的なもので *Cecropia peltata* はボゴール植物園が供給源となり周辺への分散が確認された(Sheil and Padmanaba 2011)。この地域は其上、ゲデパンゲランゴ国立公園 (GPNP)、グヌンハリムン国立公園 (HSNP) の2つの国立公園が付近に存在している。GPNP はインドネシアで指定年が最も古い国立公園で、多くの観光客が訪れている場所である。HSNP はのちに制定され GPNP よりも観光客は少ない。

多くの研究者は、侵入植物が国立公園森林内部よりも利用可能な光環境が豊富な連絡路の道沿いに多く存在すると述べている (Spellerberg 1998, Parendes and Jones 2000, Trombulak and Frissell 2000)。そのため森林内部の連絡路よりも境界付近の連絡路においてより多くの侵入種が発見されるであろうとの予測を立てた。

Caesariantika (2011) らによる *A. nilotica* がバルラン国立公園の植生を変えたことを報告したレポートにおいての調査では、インドネシアの国立公園で外来種の分布を調べたところ、GPNP と HSNP には未だ Transformer は存在していないとしている。しかし侵入種は増加しつつあり、今後これらの公園の生物多様性に強い影響を与える Transformer となりうる種が存在するかを調べるのが、今後の対策を考えるために有益であると考え、調査を行った (Kudo et al. 2014)。まず上記で述べたとおりインドネシアの中で最も侵入種の接触頻度の高いと思われる西ジャワ州において分断された国立公園内の侵入種の分布調査を行った。この調査の目的は 1) GPNP と HSNP の侵入種の分布の違いを明らかにし、環

境条件からその要因を解明する。2) 各連絡路の侵入種の分布パターンを比較し、その要因を明らかにすることである。

そして Backer と Bakhuizen (1963)によると現在 4092 種の維管束植物と、386 種の移入種がジャワ島に存在している。しかし彼らの調査から半世紀がたち現状は大きく変化していると考えられる。よって、この研究のもう一つの狙いは、国立公園で生物多様性を悪化させ、より大きな危険をもたらす侵入種としての特性を強める植物の特徴を考慮し、それらの種を見つけることである。

2-2 調査地

Fig.1 に調査地の西ジャワ州のハリムン・サラク山国立公園(HSNP)とゲデ・パンゲランゴ山国立公園(GPNP)を示す。調査は 2010 年、2011 年に行った。ハリムン山、サラク山、ゲデ山そしてゲデパンゲランゴ山の標高はそれぞれ 1929m、2211m、2598mそして 3019m である。ほとんどの調査は van Steenis (1972)によって定義された丘陵帯において行われた。そしてどちらの公園の自然林もブナ科、*Altingia excelsa* と *Schima wallichii* が優占している(Yamada 1975, 1976, 1977; Mirmanto and Simbolon 1998; Suzuki et al. 1998)。基岩はどちらも火山性堆積物(Whitten et al. 1996)である。

HSNP は 1992 年にハリムン山国立公園として指定され、2003 年に保護区がサラク山地域まで拡大されハリムン・サラク山国立公園となった(Galudra et al. 2005)。範囲は 106°15' から 106°40'E そして 6°35' から 6°55'S、面積は 113,357 ha を覆っている。標高は 500

から 1800mの範囲である。年間降水量は 4000–6000 mm である(Endangered Species Team, GHSNPMP-JICA 2009)。植生帯は 500m から 1000mは低地熱帯林、1000mから 1500mは低山帯、1500mから 1929mまで山地帯が存在する。

HSNP の 3 区域で調査を行った。この国立公園はジャワで最も大面積の火山性堆積物土壌の攪乱の受けていない低山帯熱帯林地帯である (Jean & Bernd 1988)。土壌は赤褐色～褐色ラトソルとアンドソル(Djuwansah 1997)でありサラク山付近は特にランドソルをおお含む。HSNP は多くの山からなる複雑な地形を形成する。チカニキはハリムン山域に位置する場所で未舗装の車両通行可能な連絡路が存在する(106°32'–106°34'E, 6°44'–6°46'S)。

森林地帯の境界から始め、国立公園のゲートを通り公園内部の茶のプランテーション地帯までの国立公園を横断する連絡路を調査した。チサロアはサラク山とハリムン山間のコリドー（回廊）に位置する場所でトレイル(106°35'–106°37'E, 6°44'–6°46'S)は2つに分かれて調査された。一つ目は茶のプランテーションに続くもの、もう一つが耕作地帯に続くものである。

チダフはサラク山域に入り、そのトレイル(106°42'–106°43'E, 6°43'–6°45'S)はサラク山火口に向かう歩行者用のハイキングコースである

GPNP はインドネシアで最も古い国立公園であり、1980 年に国立公園に指定された (Abdulhadi et al. 1998)。ゲデ山パンゲランゴ山という 2つの山頂を持つ典型的な成層火山でありこの公園は急こう配の隔離された火山地帯である。ここは境界付近に多くの観光施

設と植物園が設置されている。GPNP は 106°51' から 107°02'E そして 6°41' から 6°51'S までの範囲に位置しており、公園面積は 21,975 ha、標高は 700 から 3019 m にも及ぶ。年間降水量は 3000mm から 4200mm で日較差は 18 から 26°C である。土壌は肥沃かつ湿潤で沖積性の堆積物から成り、アンドソルとラトソルを含む。移行帯は 2400m までが低山帯と丘陵帯でありラサマラ (*Altingia excelsa*) と *Schima wallichii* (イジュ) が優占する。2400 m 以上は亜高山帯で低木種からなる森林が存在する。ここでも 3 調査区域を設置した。チボダスはゲデ山パンゲランゴ山の北側斜面に位置し公園境界から 2000m 地点までのハイキングコースを調査地とした (106°58'–107°01'E, 6°44'–6°46'S)。ボドゴールは西側斜面に位置し、境界付近は耕作地帯が広がり、周辺は比較的居住区からは遠い場所である。調査トレイルは国立公園境界から調査可能な内部まで (106°50'–106°53'E, 6°46'–6°47'S) である。サラビンタナはゲデ・パンゲランゴ山南側斜面にあり耕作地帯と観光施設に面している。トレイルは公園入口から滝までとした (106°57'–106°59'E, 6°49'–6°51'S)。

2-3 方法

2-3-1 トランセクト調査

トレイルは 50m ごとに分割し、GPS で各々のセグメントの座標を測定した (Magellan)。各セグメントで侵入種をトレイル沿い両サイド 5m の範囲で探索し、種別の被度を測定した。侵入種被度は 0 から 5 (0, 被度 0%; 1, 0<被度 ≤ 20%; 2, 20<被度 ≤ 40%; 3, 40<被度 ≤ 60%; 4, 60<被度 ≤ 80%; 5, 80<被度 ≤ 100%) の階級に分けスコアとして処理した。侵入種と在来

種を合わせて林冠が上空を覆う率を林冠被度として、0 から 10 (10%毎に 1 ポイント上がる)のスコアで測定し、そのセグメントの光環境の指標とした。さらにそのギャップの尺度としてトレイルの道幅を測定した(1 セグメントの中の 25-m 地点)

2-3-2 侵入種

調査対象の定義として侵入種は海外から侵入し定着しインドネシアで人の手が介さずとも繁殖可能な種とする (ただし利用目的などから人為的に現在でも植林されている種も多くある)。イネ科とカヤツリグサ科は対象から除外した。種分類が種レベルまで同定するのが困難なためである。*Austroeuatorium inulifolium* (Asteraceae; syn. *Austroeuatorium inulifolium*) には、*Chromolaena odorata* が含まれている可能性がある。どちらも同じ形状であり同じ生息地であり、判別が難しい。散布様式としては風散布、水散布、重力散布、自動散布、動物散布 (哺乳類または鳥類)、そして栄養生殖の 6 様式に区分した。調査地域の大部分は国立公園の境界から内側とした。その外は耕作地帯 (畑、茶畑、水田等) であるため、比較対象になるような侵入種の群落が存在しなかった。そのためこの調査ではほぼ国立公園内だけを対象として調査を行った。

2-3-3 分析

各トレイルさらにすべて総合したトレイルから侵入種の頻度を計算する。これはすべてのセグメントのうちその種が発見されたセグメントのパーセンテージで表現する。これは

各トレイルの各種すべての平均被度をその種の被度（1～5 までのスコアを設定）の合計からその種が発見されたセグメント数の積を計算することで平均被度を算出した。平均被度とは各種の被度（1～5）の平均値と考えてよい。そしてその数値はその場所での優占度を測定する。またすべてのセグメント個別の分析は複雑であるため、分析のため隣接する 10 セグメントを統合し 500m ずつ情報に統合した。なお端数は切り捨てた。その 500m セグメントの種組成を分析するため DCA (detrended correspondence analysis; Hill and Gauch 1980)を行った。さらに DCA で得られたスコアと各 500m セグメント環境要因(平均標高、道幅、林冠被度、公園境界からの距離)との相関を GLM (generalized linear model) を使用しテストした。公園境界からの距離は連絡路または山道入口からその 10 セグメントまでの直線距離として座標により計算した。誤差分布としては、ガウス分布(正規分布)を仮定した時の AIC 値がガンマ分布、ポアソン分布のそれより少なかったため、ガウス分布を使用した。これらの分析は R statistical software package (ver. 2.15.00)を使用し実行された。

2-4 結果

2-4-1 出現種

Table.1 に発見した侵入種を示す。合計 31 種が発見され、9 種がキク科 (Asteraceae)、6 種がナス科 (Solanaceae)、3 種がクマツヅラ科 (Verbenaceae)、2 種がアカネ科 (Rubiaceae) とノボタン科 (Melastomataceae)、そして 1 種のみがクサスギカズラ科 (Asparagaceae)、

マメ科 (Solanaceae)、シソ科 (Lamiaceae)、アオイ科 (Malvaceae)、クズウコン科 (Marantaceae)、カタバミ科 (Oxalidaceae)、トケイソウ科 (Passifloraceae)、コショウ科 (Piperaceae)、クロウメモドキ科 (Rhamnaceae) である。キク科が最も多く全種のうち 29%にも上った。次いでナス科が 19%であった。植物形による分類では草本 (Herb) がもっとも多く 18 種で全体の 58%にもなり、低木・小型低木 (Shrub・Small shrub) が次に多く 9 種で全体の 29%だった。3 種のみが高木 (Tree)、1 種のみがつる性木本 (Liana) の侵入種だった。なお草本の中で *Austroeupatorium inulifolium* と *Wedelia trilobata* は半つる性草本である。風散布 (Wind) は 10 種、動物 (Animal)、または鳥散布種 (Bird) を含む動物散布は 11 種、重力散布 (Gravity) は 6 種、3 種が栄養生殖 (vegetative)、2 種が自動散布 (Autochory) であった。風散布が最も多く全種の 32%、続いて動物・鳥散布が 22%、重力散布が 19%で侵入種の散布様式の大部分を占めた。

31 種の導入の歴史は定かではない。しかし、オランダ領の時代にその多くがインドネシアに渡来したと思われる。西ジャワにおける Herbarium Bogoriense のいくつかの種の最初の記録を次に記す。*Piper aduncum* 1893 年ジャカルタ、*C. calothyrsus* 1941 年西ジャワの Bondowoso、*Bellucia pentamera* 1917 年ボゴール植物園、*C. hirta* 1893 年ボゴール植物園、*M. eminii* 1922 年ジャカルタ、*C. aurantiacum* 1910 年ジャワ、*Brugmansia candida* (*B. aurea* と *B. versicolor* の交配種) 1914 年ジャワ、そして *B. suaveolens* は 1893 年ジャワである。チボダス植物園に隣接しており、いくつかの種は GPNP で発見されている (*Eupatorium*

sordidum, *C. aurantiacum*, *Podachaenium eminens*, *Brugmansia versicolor*)。

Table .2 では各調査トレイルの長さ、標高、発見種数について記述している。HSNP では 19 種が発見され、チサロアでは 18 種、チカニキでは 17 種、そしてチダフでは 13 種発見された。一方 GPNP では総合で 29 種が発見され、チボダスでは 16 種、ボドゴールで 16 種、そしてサラビンタナで 18 種が発見された。道沿い 500m ごとの平均発見種数に換算するとチカニキにて 21.5 種、チサロアにて 12.7 種、そしてチダフで 7.3 種となった。GPNP ではチボダスで 6.7 種、ボドゴールで 10.1 種、サラビンタナで 9.3 種となった。HSNP の発見種数は GPNP の発見種数を下回るものの、500m 平均種数で比較した場合、HSNP でより高い平均発見種数を示した。このことから GPNP よりも HSNP においてより類似した侵入種の種組成であるうかがえる。

HSNP では 12 種 *Wedelia trilobata*, *Calliandra calothyrsus*, *Eupatorium inulifolium*, *Clidemia hirta*, *Clibadium surinamense* , *Mikania cordata*, *Lantana camara* , *Sida rhombifolia*, *Ageratum conizoides* , *Piper aduncum*, *Oxalis barrelieri*, *Erechtites valerianifolia* が 3 地域で共通して発見され、GPNP は 6 種、*Eupatorium inulifolium*, *Eupatorium riparium*, *Clidemia hirta*, *Sida rhombifolia*, *Erechtites valerianifolia* , *Solanum torvum* が共通発見種だった。またすべての地域で発見された種は *E. inulifolium*, *C. hirta*, *S. rhombifolia*, *E. valerianifolia* だけだった。

2-4-2 各種の頻度

Table.3 はすべてのトレイルと総合した地域における各種の頻度を表している。すべての総合したトレイルを見てみると、*Clidemia hirta* が最も高い頻度を示している。次いで *A. inulifolium* (ただし *C. odorata* が若干混在している可能性がある) が高い頻度を記録した。GPNP において、*Eupatorium riparium* (60.2%) と *Brugmansia suaveolens* (45.4%) がもっとも高い頻度を記録した。また頻度はトレイル間において大きな差異を見せた。チカニキ、チダフ、チサロアでは *C. hirta* が圧倒的に高い値を示した (>80%)。チボダスにおいては、*E. riparium* と *B. suaveolens* が高頻度で、ボドゴールにおいては、*C. hirta* がほとんどすべてのセグメントで発見され、*Maesopsis eminii* と *A. inulifolium* が 70%以上の頻度を示した。サラビンタナでは *C. hirta*、*E. riparium*, と *B. suaveolens* が 60%以上の頻度でありそれ以外は 40%以下であった。

2-4-3 侵入種の分布

Fig.2 および 3, は各トレイルのセグメントの座標を示した地図である。セグメントの点の大きさが 1-10 のスコアで林冠の被度を表示している。各トレイルの平均的林冠被度は HSNP ではチカニキが 5.01、チサロアが 2.94、チダフが 3トレイル内で最も高く 6.575 であり (Fig.2)、すなわち開空度の低いトレイルであった。GPNP においての平均林冠被度はチボダスにおいて 8.11、ボドゴールにおいて 7.67、サラビンタナにおいては 8.26 ほど最も高く、開空度が低かった (Fig.3)。

Fig.4-5 に表したのが各国立公園の代表的なトレイルの特徴的な侵入種の分布の例である。ここでのセグメントのプロットのサイズは 0-5 段階でその侵入種の発見されたセグメント内の被度の大きさを表す。上記に示した侵入種は広範囲にわたって種を分布させる広域分布種と特定のセグメントに強く集中してコロニーを形成する集中分布種に分かれた。チカニキにおいては *Clidemia hirta* がほぼ全域にわたって分布しているのに対し、平均被度が高かった *Wedelia trilobata*、*Calliandra calothyrsus* はトレイル両端の森林境界に集中して分布していた。GPNP のチボダスにおいては *Eupatorium inulifolium*、*Eupatorium sordidum* が広く分布し、*C.hirta* が集中して分布していた。トレイルによってばらつきがあるものの、基本的にギャップや森林境界に近い多くの種が分布し、閉鎖林冠下（ここでいう林冠の被度が高いセグメント）では特定の種しか存在していないという傾向が見て取れる。特に Fig. 4 の *W. montana*、*C. calothyrsus* の分布が顕著でチカニキの森林境界両端に高い被度で優占していた。

2-4-4 林冠被度と優占度の相関関係

Table 4 は全トレイルを総合した全ての 50mセグメントにおける各侵入種の被度と林冠の被度との関係を表す。相関係数を検定し、その回帰係数 (slope)、決定係数 (R^2)、信頼区間は 95%における有意確率 (P-value) を求めた。有意な正の相関を示した種が *M. eminii*($p<0.05$)のみで、有意な負の相関を示す耐陰性の乏しい種は次の 17 種となり、*Stachytarpheta jamaicensis*, *A. inulifolium*, *Sida rhombifolia*, *W. montana*, *Ageratum conyzoides*,

Stachytarpheta indica, *Lantana camara*, *Mikania cordata*, *Hyptis rhomboidea*, *Bellucia pentamera*, *Clibadium surinamense*, *C. calothyrsus*, *Oxalis barrelieri*, *C. hirta*, *Erechtites valerianifolia*, *B. suaveolens*, そして *Solanum torvum* であった。残りの 13 種の相関は見られなかった。最も高い相関を示したのが *Stachytarpheta jamaicensis* ($R^2=0.32$) と *Eupatorium inulifolium* ($R^2=0.32$) であり比較的高い決定係数を持っていた。しかし全体的に高い相関を示さなかった。

2-4-5 セグメント間の類似性

侵入種の種組成をセグメント間で比較するために DCA を行った。ただし、50m長のセグメントではデータ数が多すぎるので 10 セグメントを合わせて 500mの長さのセグメントでの各種の合計被度を種組成として、DCA 解析を行った結果が Fig.6 である。使用したスコアは DCA1 と DCA2 で、それぞれの固有値は 0.593 と 0.257 であった。HSNP は GPNP よりも種数は少ない。そしてスコアのばらつきに注目した場合、HSNP は $-1.206 < \text{DCA1} < 0.221$ 、 $-0.575 < \text{DCA2} < 0.62$ 、それに対し GPNP は $-1.571 < \text{DCA1} < 2.447$ 、 $-1.591 < \text{DCA2} < 1.155$ となり、HSNP は GPNP のトレイルより狭い範囲に分布していた。HSNP 内でチカニキ、チサロア、チダフは西、中央、東端に位置しており、チカニキとチサロアは最も類似している。ボドゴールは GPNP の中で地理的に HSNP に最も近いが、DCA1 値でも HSNP の値に最も近く、HSNP と似た種組成を持つことを示している。GPNP ではチボダス、サラビンタナ、ボドゴールの 3 カ所が DCA1 の値において重なりがない。これの示すところは種組成が大きく異なっているということである。チボダスは最も大きな DCA 1 値を持つが、他のトレ

イルでは発見されない種が 6 種あった(Table 3)。サラビンタナは *Coffea robusta*、*Cinchona pubescens*、*Dracaena fragrans* の 3 つの独自種が発見された。*C. robusta* そして *C. pubescens* はコーヒーやキニーネというプランテーション用樹木であり、単子葉類の *D fragrans* はプランテーションの境界や生け垣によく植えられる種である。HSNP に独自種はなかった。

500mセグメント間の種組成の相違を最も反映した指数である DCA1 が持つ意味を考えるために、道幅、林冠の被度、標高、国立公園境界からの距離という 4 つの環境要因を説明変数、DCA1 を目的変数とする GLM 解析を行った。DCA1 はすべての環境要因と有意な相関関係を示した ($p < 0.05$)。しかしもっとも顕著な相関を示したのは標高で($p=2e-16$)、続いて被度で($p=1.48e-05$)となった。Fig. 7 に標高と DCA1 の値の関係を示す。境界からの距離 ($p=0.000512$)、道幅($p=0.002704$) と続いた。DCA2 を目的変数とすると、は標高($p=0.00013$)と道幅($p=0.0349$)が有意な相関関係を示した。

2-4-6 種数と標高

種組成の分析で DCA1 の値と標高に高い相関関係があったことから、次に 500mセグメント当りの種数と標高との関係を解析した。Fig. 7 は x 軸に種数、y 軸に標高を示す。トレイルごとに連続しているセグメントを折れ線で結んでいる。相関関係を検定したところ、その相関は有意な負の相関を示した($R^2=0.4177$, $p=2.27e-07$)。しかしそれは R^2 において DCA1 と標高との関係よりも低い値となった。それぞれのトレイルにおいては標高とともに減少傾向を示すが、いずれのトレイルでも低標高付近では同様に 12 種から 17 種もの高い種

数が発見された。これは 500m セグメントが独立して分布してはおらず、トレイルに沿って連続しているためであると考えられる。国立公園は山地に位置しているため、低地のセグメントはすなわち公園境界に近い傾向にある。これらは標高と境界からの距離に有意な相関をしてしたことからもうかがえる ($R^2=0.311$, $p=1.44e-05$)。また HSNP、GPNP を比較してみると、この傾向は GPNP で顕著で HSNP においては不明瞭だった。

2-4-7 国立公園境界からの距離

次に、各 500m セグメントの種数と、平均標高、道幅、林冠の被度、そして境界からの距離との関係について GLM を用いて調べた。標高($p=3.60e-05$)と境界からの距離($p=0.000247$)と種数は負の相関を示し、道幅とは正の相関を示した($p=0.000247$)。そして林冠の被度の場合、相関は見られなかった。Fig.9 と Fig.10 の散布図はそれぞれの y 軸に各 500m セグメント当りの種数と平均被度、そして x 軸に国立公園からのセグメントまでの距離を表している。Fig.9 の種数との相関関係は有意な負の相関を示し($R^2=0.52$, $p<0.05$)、Fig. 10 の侵入種の被度との関係の場合も同じく、有意な負の相関があった($R^2=0.47$, $p<0.05$)。これは多種の侵入種が境界付近に大量に生息していることを示す。

2-5 議 論

熱帯の植物園は、非在来植物の帰化と定着にある程度の役割を果たしていることがある (Dawson et al. 2008)。外国からの種の侵入のほとんどは、インドネシアのオランダの植民

地時代以降行われてきたと思われる。1862年のオランダ統治中、ボゴールとチボダスに植物園が試験圃場として設立され、外来植物が東南アジア諸島に導入された(Roemantyo et al. 1988)。そして園内で植えられた植物の一部は園外に分散した。

2-5-1 種について

調査で記録された科のうち、キク科 (Asteraceae) が侵入種数の 29%を占めもっとも種が豊富だった。次いでナス科 (Solanaceae) が 19%、クマツヅラ科 (Verbenaceae) が 10%だった。キク科は全世界の侵入種のうち 2553 種が登録されており、ほとんどの散布様式が風散布の形態をとる。実際今回の調査で登録されたキク科の 9 種のうち 8 種が風散布である。そしていくつかの種は被度において 2 位から 3 位を占めている (*A. inulifolium*、*E. riparium*、*C. surinamense*、*Ageratum conyzoides*)。また平均被度上位 7 位までのうち 4 種がそれであった。侵入種が多い道脇や林縁付近は風が林内より吹きやすく風散布に適しており、道沿いなどのギャップ環境で繁殖体の分布を広げる一因になっただろう。

今回の発見された侵入種の 60%近くが草本だった。草本侵入種はほとんどがギャップ環境のみを生息域とするため、既存の森林内部にまで分布を広げる危険は少ないだろう。ただし、草本の場合国立公園森林内部にまで浸透することは稀だが森林内に攪乱が起きギャップが形成した場合、急速にギャップを優占し在来種の遷移を妨げる恐れがある。

2-5-2 被度と頻度の分布

今回の記録されたほとんどの侵入種は頻度、被度ともに乏しい。しかしいくつかの種は高い被度と頻度を持ち、在来植生の状態を悪化させる可能性がある。*Austroeupatorium inulifolium* と *C. hirta* は最も高い頻度と優占度を記録した。*A. inulifolium*(*C. odorata* も含む)は開けた場所に生育する植物高の高い草本であり、入植先ですばやく農業地帯、休憩中の野原、空き地や道端に侵入しコロニーを形成する(Hsu et al. 2006)。スリランカとスマトラにおいても山地で強く優占している(Pethiyagoda and Nanayakkara 2011)。Hejda et al. 2009 によると侵入種による在来植生の多様性、均等度の低下度は、侵入種の被度とそして植物高によっても影響されるという。この種は植物高が 2-3m 以上にもなるといわれ、今調査で発見された侵入種の中で最も下層在来植生に影響を与える種と考えられる。*C. hirta* はオセアニア、東南アジア、そしてインド半島の様々な生態系で非常に侵略的な性質を持つ草本侵入種である。本種は比較的耐陰性のある小型の低木種で、マレーシアのパソなどの自然林のギャップにも分布するようになった(DeWalt et al. 2004)。この種の散布型は被食型の鳥散布であり、散布距離が広範囲である。さらには人間による輸送を介さずとも可能であるため非常に広範囲にわたっての分布が可能となったのだろう。

そしてもう一つ、頻度は高くはなく中度の優占度であるが、*Maesopsis eminii* も注目すべき種である。この種は強光下、湿潤な環境で高い成長量を示す(Binggeli & Hamilton 1993)そしてこの種は記録された種の中で唯一の林冠木となりえる種である。このことは森林地帯においても生育が可能であること示す。そのため *M. eminii* は林冠層で優占しそれが在来

植生を脅かす危険性をもつことになる。*M. eminii*は現在ボドゴールや GPNP の自然林で頻繁にみられる種となっている。

2-5-3 DCA による種組成の解析

500mセグメントごとの侵入種組成を DCA で解析した結果は、同じトレイル内のほうがトレイル間よりも類似性が高い事を示した。またトレイル間の関係では GPNP に属する 3 トレイル の値が HSNP のそれより広範囲に分布していることを示した。特に DCA1 において GPNP の値が分布している範囲が広いが、DCA1 は標高との相関が高いため (Fig.7) これは GPNP の標高範囲(753-2040m)が HSNP の標高範囲(700-1439m)より広いことも関係しているだろう。GPNP 中でもボドゴールの DCA1 の値が HSNP の値に近いことも、ボドゴールの標高が 753m~1000mの範囲で、HSNP トレイルの範囲とほぼ同等の標高であることが関係しているだろう。種の分布における最も重要な要因は標高であり、その垂直分布の推移によって侵入種の種数が決定されるという報告がある (Pauchard 2004 & Alaback 2004)。チリ中心部保護地域において道沿いの侵入種の侵入パターンにおいて標高、土地利用、そしてランドスケープを含む関係性を調査した結果、外来種の多様性と高度が有意な相関を示していたことを発見した。通常、高度は植物の分布に影響し高標高においては種数が減少する。Van Steenis (1965)は在来種の種数と導入された植物はジャワにおいては低標高でより多様であると述べている。導入された外来種は多くの場合低標高地域で定着する能力が必要であり、そこから高標高へ在来植生の侵入を介して適応していく。それ

は標高における侵入種種数の独立は在来種よりも重要であることを指し示す。

また、この DCA 分布において隣接したボドゴールと HSNP の 4 地域に関して DCA2 に注目してみると DCA2 スコアの増加に沿って西から東にトレイルの分布が並んでいる。これらのトレイルは同じボドゴール～ジャカルタ間そして南ジャワを結ぶの国道に隣接しており、かつ西から東への類似した種の組成の勾配が見られる。これが示すところは中央都市から侵入種が拡散してきているということを示唆している。

一方、GPNP に関して注目してみると、3 トレイルは山頂を中心としてチボダスが北、ボドゴールが西、そしてサラビンタナが南に位置し、それらは大きな種組成の相違がみられた。結果として GPNP(29 spp. 11.45km)が HSNP(19 spp 13.75km)よりも高い発見種数を示し、500m平均発見種数については低い値をとった。これらの違いは土地利用の歴史の相違によるものと推定できる。

チボダストレイルには 6 種の独自種が存在し、DCA2 において最も高い分散を示していた。一つの考えうる理由として、隣接するチボダス植物園の存在があげられる。上記に示した通り、植物園は外来植物の分布定着に重要な役割を担う(Dawson et al. 2008)。チボダスの低標高セグメントでは 1365mの高標高にかかわらず多種の侵入種が発見されたため、種数-標高関係の相関を弱めた(Fig. 8)ことにも関係するだろう。つまり、チボダス植物園から拡散した侵入種はチボダスセグメントにおいて種数を増加させたと考える。Zuhri & Mutaqien (2013)はチボダス植物園から GPNP の内部へ外来植物が拡散したと述べてお

り、さらにここでの独自種 (*Eupatorium sordidum*, *C. aurantiacum*, *Calathea lietzei*, *Brugmansia versicolor*) はチボダス植物園においての栽培植物リストに登録されている (Roemantyo et al. 1988)。結果、標高のセグメント数の少ないチボダスで高標高により見込まれる種数よりも多くの発見種数を示し、それにより種数-標高の相関係数が低下したのだろう (Fig. 8)。

GPNP 南のサラビンタナでは 3 種の独自種が存在していた (*C. robusta*, *Cinchona pubescens*, *Dracaena fragrans*) これらの種は農業園芸種であり、*C. robusta* はコーヒー、*Cinchona pubescens* はキニーネの原材料、*Dracaena fragrans* は生け垣などに使われる園芸品種である。西ジャワを主産地としてインドネシアは 20 世紀前半におけるもっとも大きなキニーネの産出国だったが、第二次世界大戦の間に大量に合成された後、そのほとんどのプランテーションは放置されてきた (Goss 2013)。このことから発見されたこれらの 3 種は、放棄プランテーションから逸出したと考えるのが妥当だろう。すなわち本研究では標高が侵入種の組成の最も重要な決定要因の一つだったが、要因はそれのみではなく農作地帯の園芸品種や植物園などの人為的要因も関係していると考えられる。

2-5-4 道沿いの侵入種分布

GLM 分析によると、侵入種の種数と被度は国立公園の境界からの距離によって減少する傾向にあった。森林地帯境界に近いほど侵入種の量は増加し侵入種の優占する面積が増加ということを示し、生物多様性へのリスクが高まるということが予期される。Fig.8 におい

て GPNP と比較すると HSNP のそれぞれのトレイルにおいてが標高による減少が顕著ではなかった。これは標高による種数の変化も影響していたが、境界からの距離の要因が混合していたためであると推測する。なぜなら GPNP トレイルはすべて森林境界から山頂に向かってトランセクトは森林内部へ伸び内部で終わっている。標高と境界からの距離は一致して増加していく。それに対してチダフ以外は HSNP のトレイルは高標高付近に茶畑が存在し、森林境界から森林境界までのトランセクトとなっていたことにより、境界からの距離と標高の推移が一定にならず、標高と種数の関係は複雑になっていたと推測される。

標高に次いで重要な要因は国立公園境界からの距離であるといえる。なぜならもし侵入の歴史が浅く、全域に分布が広がっていない場合、侵入種は公園外部に近い境界付近で種が多くなる。さらに侵入種は一般的に開けた環境を好み、開けた環境つまり境界外部と隣接する林縁付近は森林内部よりも適した環境といえる(Parendes and Jones 2000)。また、林冠の開けた生息地である道脇に加え、公園の境界を取り巻く林縁部分はより開けた場所となっている。そのためそこでの侵入種の発生率は高くなることが予想される。保全地域の境界部分は外来種による侵入への感受性が強いといえる。

保護区の境界付近ほど侵入種の影響を受けやすいならば、保護区の形状によって侵入種の入りやすさは変わってくるだろう。2つの保護区が同じ面積の時、細長い形状の保護区がより侵入種が多いということが知られている。Diamond (1975) と Woodroffe と Ginsberg (1998)は円形の周長の短い保護区を設計し、その保護区では自生種の絶滅を減ら

し、侵入外来種の侵入が減少したことを示した。

標高と境界からの距離以外にも、侵入種以外にも含めた全種の被度(林冠の被度)と道幅も侵入種数に影響を与えていた。4つの環境要因と種数との GLM 解析によると、道幅の広い場所、そして林冠の被度が低い場所で多くの侵入種が発見された。広い道幅のトレイルでは侵入種は多くなることから国立公園においては広い道幅の開発は避けるべきであるということが示唆される。このように侵入種の分布は多くの要因の影響下にあるだろう。すべての要因を特定するのは非常に難しい。なぜなら植物の分布には非常に多くの不確定な要因が影響を与えているからである。実際今研究の標高と境界からの距離による効果はトレイル間で混合されていた(なぜなら国立公園が山地を中心としていたため標高に伴い境界からの距離が増加した)。今後の研究では上記の2つの要因に加え、より多角的な観点からの要因、例えば地形学的、歴史、土地利用などの要因を視野に入れた研究も必要である。

2-5-5 種の特徴と在来種へのリスクについて

一部の侵入種は、彼らの侵入した場所において生態系を大きく改変し、“Transformer”と呼ばれる(Richardson et al. 2000, Pyšek et al. 2004)。これらの種は、西ジャワの Baluran 国立公園における *A. nilotica* (Caesariantika et al. 2011)、ガラパゴス諸島における *Cinchona pubescens*(Jäger et al. 2013)のように、しばしば自然保護区において大きな問題となる。しかしすべての侵入種をコントロールすることは非常に難しく、ほとんどの侵入種はこの研究で示したとおり被度と頻度はそれほど高くない。すなわちすべての侵入種を根絶する必要

はないと言える。よって “Transformer” になりえる侵入種の特徴をみきわめ、危険性のある種を評価する必要がある。

まず散布様式は侵入種にとってもっとも重要な要因となる。なぜなら新しい生息地へ速やかに分散する必要があるからである。熱帯において動物散布は主要な様式である (Whitmore 1984)。そして動物散布は今回調査した種の最も多くでみられた (11 spp)。さらにこの国立公園は多くの動物(ギボン、サル、イノシシなど)や鳥類などの生息場所でもあり、彼らによって数 km、またはそれ以上の距離を散布することがある。この様式の種は、ほとんどの侵入種がそのままでは侵入できない森林内部のギャップにさえも動物を介して散布することができる。それはタンザニアの保護区 (Cordeiro et al. 2004) と調査地における *M. eminii* の侵入でも明らかである。つづいて多い散布様式は風散布である (10 spp)。これらの 8 種はキク科の草本である。Whitmore (1984) の述べる通り、風散布は木本種においてはマイナーである。風による繁殖体の散布距離は種によって異なる。大型の果実を結実させるフタバガキ科はその散布距離は 100m 以下である。しかしキク科においては長距離に散布される。前世紀の破壊的噴火後のカラカタウ諸島における 21 種の風散布種は 19 km 離れた隣接した島からの散布を果たした (Partomihardjo 1995)。それが風散布種のキク科が容易に公園内に侵入し、組成において優占していた理由であると思われる。木本種における風散布 *C. pubescens* のみが非常に小さい風散布種子を作る。ガラパゴスでの Transformer の役割を果たしている理由の一つであろう。

自動散布と重力散布による散布距離は、動物散布や風散布よりも短いことが多い(Seidler and Plotkin 2006)。本研究で出現した6種の重力散布種は、灌木または草本であるが優占種とはなっていなかった。2種の自動散布のうち *Oxalis barrelieri* は道脇の優占はしていないマイナーな草本であり、もう一つは *Calliandra calothyrsus* である。この種は薪炭材や牛の飼料として有用なため村落に頻繁に植林される。在来種の実生がまばらな時強い萌芽能力と高密度の実生を形成する。そのため攪乱された森林の再生において非常に好ましくないが一方その散布距離の短さによって、自然林の侵入は遅れているようだ。これらの散布様式の植物は Transformer になりえない。*W. trilobata* は道沿いに分布する草本であり、まれに種子散布するものほとんどが栄養生殖である。それは限られたセグメントで高密度の被度を示し、やはり散布能力に乏しいため危険性の少ない種としている。

侵入種がいったん定着した場合、その生活型は後の分布拡大において、そして Transformer か否かを決定するために重要な要素である。より大きな植物体は自然植生に大きな影響を与え、得に木本種は長年にわたって生存し巨大になる。またいくつかのつる性植物は木本種より植物高が高くなる。草本植物の最大植物高が数メートルにとどまる草本植物より、木本植物やつる性植物は大きな影響を与える可能性がある。*M. eminii* が樹高が最も高くなり(最大 DBH は HSNP にて 148 cm。 Kudo & Suzuki 未公開データ)、*Cinchona pubescens* が3位、*B. pentamera* *C. calothyrsus* がそれに続く、最後の2種は西ジャワにおいて林冠木になりえなかった。*M. eminii* は東アフリカから木材として導入されタンザニアの保護区に侵

入したという記録がある(Binggeli and Hamilton 1993, Viisteensaari et al. 2000, Cordeiro et al. 2004)。 *M. eminii* は本研究を行った国立公園の自然林における優占種の一つである *Schima wallichii* に類似した性質を持ち、競争関係にある可能性がある。今後この種に最も周囲を払うべきであらう。 *Cinchona pubescens* はガラパゴスにおける Transformer である(Jäger et al. 2013)。大西世界大戦の戦後、西ジャワには多くの果樹園にこの種が残存し侵入種となった。しかし林冠層に到達し優占するのは調査地域では稀であった。ガラパゴスは本調査トレイルよりも乾燥しており樹高が低かった。これらの差異がガラパゴスと西ジャワでの侵入の成否を分けたのであろう。つる性の生活型は *Passiflora suberosa*、 *M. cordata* の2種だった。これらは Table 1 の通り草本であるがツル状の成長をする。彼らもしばしば他の植物を被覆し枯れさせるが、攪乱地域や開けた場所に生息が限定されるため自然林への侵入はまれである。いくつかの種は開けた環境で高い被度を記録した。 *A. inulifolium* (*C. odorata* を含む) は、開けた場所で生育する植物高の高い侵入種でありスリランカでの侵略的外来種でもある(Pethiyagoda & Nanayakkara 2011)。これらの非耐陰性の草本の優占は数十年のタイムスケールのみである。もしも開けたギャップが保護され数十年もすればその種の侵入は衰退するだろう。 *Clidemia hirta* のみは比較的耐陰性が強い木本種で(DeWalt et al. 2004)自然林のギャップに侵入している。マレーシアのパソ(Peters 2001)とシンガポール(Teo et al. 2003)においてその記録がある。この種はジャワとカリマンタンにおける自然林の林床で見られる。

2-6 結論

HSNPのトレイルはどれも似通った種構成であったが一方GPNPは幅広い変動が確認された。これは調査した標高の範囲の違いと、種子供給源の違いによる影響が考えられる。HSNPのトレイルとGPNP西部はボゴールとジャカルタの種子供給源に影響を受けている可能性がある。GPNP北部はチボダス植物園の影響を強く受けており、GPNP南部についてはCoffeeや*Cinchona*などの農業用園芸種の分散によって影響を受けていた。これらの侵入種は現在も分布を拡大している状態にあるといえる。また今回の調査結果から侵入種の分布は高度、公園境界からの距離によって決定されていることを示した。侵入種の侵入を予防するためにはこれらの要因も考慮に入れる必要があるだろう。自然林に非常に強く悪影響を与えるTransformerは現在のところ見出されていないが、*M. eminii*は将来なりうる可能性を持つ。なぜならこれらの地域において最も大きな林冠木を形成し、そして動物によって自然林の広い範囲に種子が散布されるためである。

第3章 西ジャワと西スマトラ州の侵入種の比較

3-1 はじめに

インドネシアは合計面積は 1,919,440km²にも達し、多くの希少性の高い生物が存在する多数の島からなる国である。第2章ではインドネシア内でも圧倒的に人口密度が高く分断化が進み、移入種の導入圧が高いと思われるジャワ島西ジャワ州での分布調査を実施した。しかし他の島では条件が異なり、異なった状況にあると考えられる。そこで、ジャワ島の結果と比較するために他の島でも調査を行うこととして、対象としてスマトラ島を選んだ。ジャワ島は島面積 126,700 km²であり、首都のジャカルタが存在する経済的な中心部となっている。一方その北西に位置するスマトラ島は 473,600 km²の細長い島であり、ブキットバリサン脊梁山脈に沿って大面積の森林地帯が集合して存在する。森林面積に注目すると、インドネシアの全森林面積 920,000 km²のうちジャワ島では 18,600 km²、スマトラ島は 126,000 km²である。このようにスマトラの森林面積は、ジャワのそれと 100,000 km²以上もの差があり、インドネシアの国内全森林面積のうち、10%以上を占める。人口については、ジャワでは 1 億 2,400 万人、スマトラは 4,100 万人が在住している。これはジャワがインドネシア全人口 2 億 3,764 万人のうち約 50%もの国民が在住していることになる (Santoso 2003)。ジャワ島では、非常に人口密度が高く貿易などの海外からの接触も多く人間や物資の流通も頻繁であり、そして保護区は点在し小面積分断化が顕著であると推測さ

れる。よってジャワ島は、人間の介在により導入される外来種と森林とが接触する可能性が高い状態が維持されている。さらに分断化による林縁面積と伐採による二次林面積の増加により、先駆種的特徴の強い侵入種にとって定着が成功しやすい環境が多く存在するだろう。一方スマトラ島の人口密度は圧倒的に低く、人間による外来種の導入は比較的抑えられ、森林地帯が脊梁山脈に集中し比較的分断化されていないことで林縁面積の割合は低く侵入種の生息可能域は少ないことが推定される。これらのことから侵入種の導入圧においてスマトラ島はジャワに比べて低いと予想される。スマトラ島とジャワ島の間で人口や外来種導入圧の違いによって、どのように保護区への侵入種の影響が異なるかを研究目的とした。

3-2 調査地

本調査はスマトラの中でも西岸にある西スマトラ州のパダン市周辺で調査を実施した (Fig. 11)。海岸付近に位置するパダン市の年間降水量は 4200mm、山麓に位置する調査区域は 5000mmになると言われている。100mm以下の月がない熱帯多雨林気候である。標高 200m以下ではすでに開発が進み原生林は残っていないが、それに続く低山地帯では巨大高木が存在する。ブナ科のカシ・シイが主な優占種となっている (Yoneda 2000)。年平均気温は 27°Cである。主要な母岩は安山岩と石灰岩であり、表土は比較的若い典型的な *Dystropepts* と分類される。調査は 2011 年の 9 月から 11 月の間に実施した。

調査トレイルはクリンチスブラ国立公園の森林地帯の延長となるガド山付近の保全林であるピナンピナン、アンダラス大学の演習林 HPPB、保護区タフラエリアの3つである(Fig. 11)。ピナンピナンは3地域の中でも最も原生林に近い状態が保たれている。一次林が存在するガド山の麓、固有種のラフレッシュアの保護地域でもある。高木が多く存在しているが、林縁付近では果実のプランテーションが隣接している。

HPPB (アンダラス大学演習林) はアンダラス大学が設けた演習林である。ところどころにドリアンなどの果実のプランテーション及び放棄されたプランテーション跡がギャップとして内部に点在しているため平均的に林縁付近の環境に類似しており、光条件も明るい。ルートも複数の分岐があり複雑である。選択した道はほとんどが車の通行することのできない歩行者用の山道である。

タフラは住宅街、村から離れた場所にあり導入圧が低い場所である。入口を持ち2つのルートを対象とし、一つは高い標高から谷部へ向かってのルートでもう一つは川に沿ったルートである調査を行った。

3-3 方法

西ジャワの調査と同じくトレイルは50mごとに分割し、GPSで各々のセグメントの座標を測定した(Magellan)。各セグメントで侵入種がトレイル沿い両サイド5mの範囲で探索し、記録された。各侵入種について被度を測定した。被度は1から5(1, 0-20%の被度; 2, 21-40%; 3, 41-60%; 4, 61-80%; 5, 81-100%)の階級に分けスコアとして処理した。そして

林冠が上空を覆う率は1から10(10%毎に1ポイント上がる)のスコアで測定した。さらにそのギャップの尺度としてトレイルの道幅を測定した(1セグメントの中の25-m地点)。

3-3-1 侵入種調査

国立公園森林地帯内の道沿いのみを対象とし、Table 5に対象とした19種の侵入種をリストした。第2章と同じく、イネ科とカヤツリグサ科は除外し、*Austroeupatorium inulifolium* (*Asteraceae*; syn. *Eupatorium inulifolium*) には *Chromolaena odorata* が含まれている可能性がある。そして同様に6つの散布様式を定義した。風散布、水散布、重力散布、自動散布、動物散布(哺乳類または鳥類)、そして栄養生殖である。

3-3-2 分析

西ジャワの比較のため第2章と全く同様の解析を行った。

3-4 結果

3-4-1 出現種

Table 5に発見した種を示すが、合計19種で、7種がキク科、3種がクマツヅラ科、2種がノボタン科であり、マメ科、シソ科、カタバミ科、トケイソウ科、コショウ科、アカネ科ナス科ではそれぞれ1種記録された。キク科がジャワ島と同様最も多く出現種の36%にもほり、続いてクマツヅラ科が出現種の15%であった。対してナス科はジャワでは6種発

見され全種の 19%だったもののスマトラにおいては 1 種、*Solanum torvum* のみとなり 5%にとどまった。11 種が草本、6 種が低木、1 種が高木、1 種がつる性の侵入種だった。

散布型については、同一種が 1 つ以上の散布形式を持つ場合重複を許して集計すると、動物散布が 5 種、風散布は 5 種、重力散布は 5 種、鳥散布種は 4 種、栄養生殖が 2 種、自動散布が 2 種であった。スマトラにおいても風散布、動物、重力散布がジャワアに比べ各 5 種と少ないものの最も多く、それぞれの散布型が全発見種数の 26%で見られ、ついで鳥散布が 21%であり、栄養生殖と自動散布はそれぞれ 10%にとどまった。

西ジャワで見られずスマトラのみで発見した種は、キク科の *Spilanthus acmella* だけで、それ以外は西ジャワでの調査で記録された種である。*S. acmella* は乾燥または湿潤な場所、狭い溝や河原の近く、牧草地に分布し、標高 3100m まで分布する動物付着散布種子を持つ植物である (Soerjani 1987)。今回の調査では 1 トレイルでのみ発見された。

各トレイルの種数を Table 6 に示す。ピナンピナンでは 12 種発見され、HPPB とタフラではそれぞれ 16 種発見された。3 地域すべてで発見された種は *C. hirta*, *C. surinamense*, *M. corodata*, *C. robusta*, *A. inulifolium*, *A. conizoides*、*P. aduncum*, *S. indica* *L. camara*, *S. jamaicensis*、*E. valerianifolia*, *H. rhomboidea*, *S. torvum* で、ジャワでも一般的にみられる種である。ハリムンサラク国立公園 (HSNP)、ゲデパンゲランゴ国立公園 (GPNP) と比較した場合、総発見種数は HSNP の 19 種と同様であった。道沿い 500m 当たりの種数はピナンピナンで 8.9 種、HPPB にて 9.9 種、そしてタフラで 6.3 種となり、パダン全

体では 8.9 種であった。Table 2 に示した HSNP の 10.7 種、GPNP の 8.9 種と比較してもそれほど大差のある数値ではない。種の変動も少なく HSNP と類似した種構成といえる。

3-4-2 各種の頻度

Table 7 はすべてのトレイルにおける各種の頻度を表している。全トレイルに換算した被度で見た場合、*Clidemia hirta* が 50% 以上もの最も高い頻度を示していた。次いで *Clibadium surinamense* が高い頻度を記録した。各トレイルではピナンピナンで *C. robusta* (95.2%) と *Clidemia hirta* (85.7%) が圧倒的に高い値を示し、他種は 20% 以下という低かった。このトレイルは出現種数が 3 地域の中で最も低いが上記の 2 種の優占により平均頻度は 20.6% であった。HPPB においては *Clibadium surinamense* (63.4%) と *Clidemia hirta* (55.2%) が、半数以上のセグメントで記録された。*Clibadium surinamense* はこの HPPB で最も高い頻度を示した種である。またそれ以外の種でも比較的頻度は高く、平均頻度は 24.6% にもなった。そしてタフラでは頻度はそれほど高くないものの、ピナンピナンと同じく *Clidemia hirta* と *C. robusta* が同比率 (40%) の高い頻度を示した。またこのトレイルは最も平均頻度が低く、16.3% だった。

西ジャワと比較した場合を示したのが Fig.12 である。前章で示したとおり、西ジャワでは *Eupatorium riparium* と *C. hirta* が突出して最も高い頻度を示していたのに対して、西スマトラでは *C. hirta* と *Clibadium surinamense* は最も高い値だった。さらにジャワに比べスマトラの各種の侵入種頻度は全体的に低く、すべて侵入種の頻度において 60% を下回

っていた。50%以上を示したのは *C. hirta* のみでジャワのように突出して高い種は見られなかった。

3-4-3 侵入種の分布

各トレールのセグメントごとの全種の林冠の被度を Fig. 13 に示す。Fig.14-16 には各トレールのセグメントごとの主要な侵入種の被度である。上記に示した侵入種は広範囲にわたって種を分布させる広域分布種と、特定のセグメントに強い被度で集中してコロニーを形成する集中分布種に分かれた。ピナンピナンにおいては *C. hirta* と *C. robusta* がほぼ全域にわたって分布しているのに対し、平均被度が高かった *M. corodata* は両端の森林境界に集中して分布していた。HPPB においては *C. surinamense* *C. hirta* が広く分布し、*M. corodata* と *C. robusta* が集中して分布していた。*C. robusta* は Fig.13 と比較すると林冠被度の高い場所つまり閉鎖林冠下でよく発見され、*M. corodata* は林冠被度の低い場所、つまりギャップが形成されているセグメントで多く見られた。タフラにおいては *M. corodata* と *C. robusta* が集中して分布していた。*C. robusta* は林冠被度の高い森林地帯の中心部にも分布し、*M. corodata* はギャップや森林境界に分布していた。

3-4-4 DCA 分析

500m ごとのセグメント間の侵入種組成の類似度を比較するため DCA を用いた。

Fig.17 は西ジャワも含めた各トレイル 500m セグメントごとの DCA1 と DCA2 の散布図で

ある。DCA1 と DCA2 の固有値はそれぞれ 0.573 と 0.313 となった。HSNP、GPNP、そしてパダン保護区としてみた場合、おおよそ 3 つのクラスターに分かれていた。全体的には DCA1 に沿って分布しているが、西スマトラは散布図の左上にクラスターを形成し、西ジャワと比較して DCA2 軸に沿ってその分布を形成する。西スマトラのうち最も西ジャワに類似したトレイルはタフラだった。また西ジャワで今回の西スマトラに類似しているトレイルは HSNP のチダフと GPNP のボドゴールだった。

これらに対しても 500m セグメントで変動の大きい DCA1 と、次の環境要因との相関関係について GLM を用いて検査した。道幅、林冠の被度、標高、そして国立公園境界からの距離である。DCA1 は道幅以外の 3 つの環境要因で有意な相関関係を示した。しかし最も顕著な相関を示したのは標高で ($R^2 = 0.501$, $p = 3.446E-12$; Fig. 18)、続いて被度で ($p = 4.120E-05$) となった。

一方西スマトラのトレイルのみで同様の相関を調べたところ、すべてに有意な相関は現れなかった。DCA2 においては標高 ($p = 4.063E-06$) と被度 ($p = 0.057$) で有意な相関関係を示した。ただし西スマトラのみの計算ではすべてにおいて有意ではなかった。

3-4-5 種数と標高

ジャワも含めた DCA1 のスコアと標高に相関関係があった (Fig. 18)。次に前章と同じく種数と 500m セグメントの平均標高との関係について解析した (Fig. 19)。その相関はジャワを含めデータとスマトラのみのデータ両方でわずかに有意な負の相関を示した (ジャワ・ス

マトラ $R^2=0.111$, $p=0.004$: スマトラのみ $R^2= 0.245$, $p= 0.017$)ものの、しかしやはり R^2 において標高との相関よりも低い値をとった。各 500mセグメントの種数と、平均標高、道幅、林冠の被度、そして境界からの距離との関係を GLM によって調べた。標高($p= 0.017$)と境界からの距離($p= 0.005$)は種数において負の相関を示し、道幅において正の相関を見せた。そして林冠の被度の場合相関は見られなかった。ただしスマトラみの場合すべてにおいて相関は見られなかった。Figure 20 は境界からの距離と種数の関係を示し ($R^2= 0.305$, $p<0.05$)、Figure 21 には境界からの距離と侵入種の被度との関係を示す($R^2= 0.12$, $p<0.05$)。侵入種の被度と環境要因との間の関係を分析すると、種数の時と同じ結果になった。

3-5 議論

3-5-1 出現種

スマトラにおける侵入種の散布様式は動物散布が 5 種、風散布は 5 種、重力散布は 5 種、鳥散布種は 4 種であり、ジャワと同様にこれらの種が侵入種の大部分を占めていた。風散布は 5 種すべてがキク科である。侵入種に多いキク科は多くの種が風散布を用いることで知られる。また侵入種におけるキク科の種数の割合も多い。これは風散布道沿いやギャップなどの開けた風通しの良い攪乱された環境への侵入に適しているからであるためであると考えられる。

スマトラで発見された種は *C. hirta*, *C. surinamense*, *M. corodata*, *C. robusta*, *A.*

inulifolium, *A. conizoides*, *P. aduncum*, *S. indica* *L. camara*, *S. jamaicensis*, *E. valerianifolia*, *H. rhomboidea*, *S. torvum* であり、ジャワの調査でも一般的にみられる種である。これらの種が一旦、どちらかの島に導入されてから他方の島に分布を拡大したのか、それぞれ別に国外から導入されたのかは明らかではないが、すでにそれぞれの島で長い滞在時間が経過し十分広がっているようだ。

各トレイルの 500m 当りの発見種数についてはパダン全体では 8.9 種であり、ジャワの HSNP の 10.7 種、GPNP の 8.9 種と比較し数値としてスマトラとジャワでの種数にはっきりとした差はなかった。しかしながら、今回スマトラでの調査地は 400~800m とジャワの 700~1500m と比べ標高が低い。一般的に種数は標高と負の相関関係があり (Pauchard and Alaback 2004)、低標高になれば植物種数は増加する。それを考慮すると、低標高にもかかわらずジャワと同程度の種数しかないスマトラは全体としては侵入種数がジャワに比べて少ないといえるだろう。つまりまだジャワほど多くの侵入種が持ち込まれておらず、侵入種の平均種数が抑えられていると考えられる。これは西ジャワにおけるボゴールなどの人口密度の高い都市に近い HSNP や GPNP に比べ西スマトラのパダンの調査地はパダン市街から離れ人口密度も低い場所に位置しているためであることが理由としてあげられる。今回 HPPB は 500m セグメントの発見種数が 9.9 種と最も高い値を示した。HPPB はアンダラス大学と隣接し、さらに演習林内にはドリアン畑やその跡地がギャップとして残存している。他のトレイルより人間活動域に最も近く、さらに林縁環境に近い状態が維持されて

いるため、多くの侵入種の生息域となりえる環境が多いことに起因していると思われる。

人間居住区からは遠いものの養鶏場とドリアン、カカオ、などのプランテーションと隣接するピナンピナンは 8.9 種、クリンチスブラ国立公園内部に位置し人の往来も少ないタフラは反対に最も低い 6.3 種/500m だった。

3-5-2 頻度

西ジャワにおいて *C.hirta* と *A. inulifolium* は高い優占度と最も大きな頻度を示したのに対し *C. hirta* と *C. surinamense* が西スマトラでは高い頻度を示した。これらの種はもともと広く分布している種といえる。以上の種は広域分布種であり、在来種の多様性を衰退させる可能性のある注意すべき種であると思われる。ただし、トレイル間で頻度の違いが大きく、何らかの要因が生息地を分けていると考えられる。*C. robusta* はピナンピナンでのみ突出して非常に高い頻度を示し、*M. corodata* はピナンピナンとタフラではほとんど見られないものの HPPB で頻度 50% 以上になった。これに関しては、ギャップや森林境界による環境の変動が強く影響していると思われる。ジャワにおいて *A. inulifolium*、*C. surinamense* は生息環境、形態、散布様式が類似している。森林ギャップや開拓地帯を好み植物高も 1~3m (Hsu et al. 2006, Tseng et al. 2008)、そのため生態的地位が類似しており競争関係にある可能性がある。しかし *A. inulifolium* と *C. surinamense* の 2 種はスマトラにおいても同所に存在している場所も少なくない。一つの要因として標高が考えられる。台湾での記録によると *C. surinamense* が *A. inulifolium* よりも低標高で現れると記さ

れている (Hsu et al. 2006, Tseng et al. 2008)。今回の分布調査では最も頻度が高かった HPPB はトレイルの中で 299~553m と最も低い標高にあった。しかし今回の調査では生息地が重複して分布している。この 2 種の分布を分ける要因の解明には、詳細な環境調査が必要と思われる。

3-5-3 平均被度

各種の被度の分布を求めた結果、*M. cordata* と *C. robusta* はその値が高く、存在したセグメントでの被度が非常に高い種であることを示した。上記で頻度に関してこの 2 種で述べたとおり、頻度において地域間の変動が大きく、トレイル内でも集中して分布する特性を持つ。これはこれらの種が特定の環境下で爆発的に繁栄し優占することで、他の在来種を排除している可能性があることを示している。そしてその分布はギャップや森縁境界などに集中しているようだ。

M. cordata は湿潤かつギャップ環境を好む種でインドネシアのプランテーションや牧草地で繁茂しているところが見られる (Pacific Island Ecosystems at Risk <http://www.hear.org/pier/threats.htm>)。林冠の被度とこの種の相関を検定したところ、わずかではあるが林冠の被度と *M. cordata* の被度の間に有意な負の相関があった ($Y = -0.10X + 1.15$, $R^2 = 0.094$, $p < 0.05$)。すなわち林冠の開空度が高いほど、*M. cordata* の被度が増す傾向がある。ギャップ (林冠被度が低い場所) の点する環境 HPPB においてこの種の頻度、平均被度がともに高かったのも、この特性が要因の一つになっているだろう。実

際 HPPB の古い伐採跡地のギャップには *M. cordata* がマント群落を形成し、跡地のほとんどを占拠していた。結果的に在来種の生育を妨げ、更新を難しくしている。

C. robusta は、森林内において群生しているのがたびたび観察された。この種に関して林冠の被度との相関を調べたところ、有意に正の相関を示した ($Y=0.13X-0.34$, $R^2=0.103$, $p<0.05$)。つまり陽性植物が多い侵入種の中で比較的耐陰性を持つ種であるということが言える。そのため、閉鎖林冠下でも生育可能で実生が生存可能である。これらのことから林床を優占し在来種の実生スペースを圧迫する可能性がある。そのためこの種についても注意が必要であるといえる。

3-5-4 DCA

DCA によって道沿いの 500m セグメント間の類似した侵入種組成を明らかにし、類似度を比較したところ、HSNP、GPNP、そしてパダン保護区としてみた場合おおよそ3つのクラスターに分かれていた (Fig.17)。各地域による種組成の差が顕著にあることが判明した。

Fig.17 の散布図から、パダンの種組成は GPNP (白抜きマーク) よりも HSNP (黒のマーク) とより類似した種組成もっていることが判明した。また西ジャワ州、西スマトラ州として比較すると縦軸 DCA2 の数値に沿って並んでいる。また西ジャワを含む全 500m セグメントでは標高と DCA1 との間に有意な最も強い負の相関を示したが、西スマトラ州のみの DCA1 の場合すべての環境要因で相関は見られなかった。これは各トレイルでの標高が類似する西スマトラでは標高で相関は見られず他の要因も影響を及ぼしていることを示

す。これに関してはスマトラの 3 トレイルはほとんど標高に差がなく（最大標高と最低標高の差は 229～799 で 570m 対してジャワでの高低差は 1287m）低地林に属していたためであると考えられる。さらに周辺には前回のチボダスに存在した植物園のような外来侵入植物の種子供給源となるような施設はない。このことにより事も関係している可能性がある。園移入可能性の違いや歴史的要因に関係している可能性がある。

ジャワとスマトラの 500m セグメントデータから主要な侵入種 11 種に関して、合計被度と標高との関係を示す (Fig.22)。種によって垂直分布に顕著な違いがある。*E. riparium*、*E. sordidum*、*B. suaveolens* は 1500m 以上で顕著に高い分布を示し、*E. inulifolium*、*C. surinamense*、*C. hirta* は 1500m 以降の幅広い範囲で高い被度を示し、他の種は 1000m 付近で多く存在した。今回、*E. inulifolium*、*C. surinamense*、*C. hirta* が高い頻度を示したのは広い範囲の標高に対応していたことも理由の一つであると考えられる。

500m ごとの侵入種の数、被度と境界からの距離との関係は、西ジャワに関しては強い負の相関を示したものの、西スマトラにおいて種数・総合被度平均と境界からの距離に有意な相関は見られなかった。この原因として考えられることとして、サンプル数に乏しい、境界からの最大距離が短い、特に HPPB では森林内でギャップが点在していたということが考えられる。

本章では西ジャワと西スマトラの植生において比較してきた。ほとんどの種において頻度、被度、類似度に関して環境要因として林冠の被度、道幅、標高きたがはっきりとした相関関係を説明できなかった。種の構成の違いは説明できないことを示している。これに関して移入可能性の違いや歴史的要因が推測できるがはっきりした事実は検証されていない。今後は歴史的要因も考慮に入れて侵入種の分布動態を考慮することが必要になるかもしれない。

第4章 西ジャワ州の国立公園への木本侵入種の拡散状態

4-1 はじめに

第2章、第3章では草本、木本等すべての生活形の移入種を研究対象としてきた。しかし生態系への影響を考えると、巨大になり長寿な樹木の方が小さく短命な草本等より大きな影響を与えやすい。また草本性侵入種の大部分は、*C. hirta*のような例外はあるが、明るい裸地に近い立地を好み、閉鎖林冠が成立している自然度の高い場所にはほとんど侵入しないが、高木になる侵入種の場合には林内に生育することも可能である。そこで保護区への影響を考える場合には、特に木本性侵入種に注目する必要があるだろう。

また第2章で示した西ジャワの調査は、国立公園内の車も通行可能な道やハイキングトレイルだったが、これらの道は言わばギャップ環境であり、林縁付近と似通った環境であった国立公園内の侵入種を把握し、ギャップや道沿いにおいて強く優占していることは把握できたものの、林床よって閉鎖林冠下、森林内部にまで侵入種が侵入し影響を与えているかどうかはこれらの調査では明らかにできていない。もし森林内部にまで分布を拡大している侵入種があるとするなら、これからの原生林に重大な影響を与える可能性がある。そこで山道沿いであるがほぼ閉鎖林冠下を通っている地域で、木本侵入種の調査を行った。ハリムンサラク国立公園 (HSNP) のコリドー地域を対象としたが、国立公園に編入される以前は人間に利用されて様々な影響を受けてきている。侵入種の導入もその一つであり、この地域での森林内部への侵入種の浸透状況を調べ、その状態を評価することを目的とし

た調査である。

4-2 調査地

調査地は2章で紹介した西ジャワ州のハリムンサラク山国立公園(HSNP)のハリムン山とサラク山をつなぐハリムン-サラクコリドー地域で行った(Fig.23)。HSNPは保護区から1992年にハリムン山国立公園に指定され、2003年にサラク山地域まで拡大されることにより、ハリムン・サラク山国立公園となった(Galudra et al. 2005)。その際ハリムン山～サラク山間の生物の遺伝子流動の健全化を目的として指定されたのがハリムン-サラクコリドー地域である。これ等のエリアの合併に伴いハリムン山国立公園は40,000haから113,357haのハリムンサラク国立公園となり、今の保護区となった。コリドーエリアの範囲は106°15'から106°40'Eそして6°35'から6°55'Sで、面積は4,195haである。コリドー地域は断片化した動植物のコミュニティー回復に重要な役割を果たす一方で、外来侵入種の散布体の導入の危険も高い場所でもあると言える。森林地帯の4分の1が一次林、あとのほとんどが二次林である。また国立公園保護区であっても耕作地帯や茶のプランテーションエリア、農村も含まれていることも、この場所の特徴である。これは2003年の保護区延長の際に、暫定的に土地利用を認めているためである。これらの人間活動地域と隣接している場所であるといえる。

調査は2012年9月から11月に行った。調査の標高範囲は800から1200mの範囲である。年間降水量は4000-5000mmである(Endangered Species Team, GHSNPMP-JICA 2009)。

より具体的には、東西に続くコリドーの主山稜上に主要トレイル P を設置し、長さ 50m 幅 10m のセグメントを合計 150 個取った(Fig.24)。トレイル東端はサラク山の麓とコリドー地域東端境界をスタート地点として開始した。スタート地点周囲はコリドー北側の森林境界であり、外側はほとんど茶のプランテーションに利用されている。民家はほとんどない。そこから出来る限り山嶺に沿うように西へトレイルを延長した。トレイル西端は本コリドー地域の西端、ハリムン山城の麓に当たる場所で中断した。ここは森林境界ではなくそのまま連続してハリムン山城につながっている。このトレイルがコリドーの中心を通る最も長いトレイルである。南北に続く 3 つのトレイルは西からトレイル WP で 36、トレイル CP で 32、トレイル HP で 48、合計 266 セグメントで調査した(Fig.24)。これらの 3 トレイルはは主要トレイル P からスタートし、南の人間居住地帯へ続く山道に沿って設けられた。トレイルの終点はいずれも森林境界で、村に続いていた。これらの 4 トレイルはコリドー地域ほぼ全域を網羅しており、距離で合計 13.3km、面積で 13.3ha に相当する。全体で標高は最低 847m、最高 1181mであった。

4-2 方法

4-2-1 研究材料

対象とする種は森林内で頻繁に発見されるつぎの侵入木本種 3 種である。これらは林内環境でも生存、更新が可能である可能性があり、在来植生に影響を与えている恐れがある。

さらに現地住民によれば森林内部に侵入し林冠を形成、または群生しているという目撃例

も多い種である。

Maesopsis eminii (Rhamnaceae) 現地名はカユ・アフリカと呼ばれ、その名のとおり原産地は西アフリカである。導入年代はインドネシア科学院 (LIPI) の標本庫の標本によると 1922 年から記録がある。インドネシアでの主な用途として葉を飼料、燃料として、そして材木として利用している。高木種であり非常に成長が早い。樹高が 40m にもなり二次林の林冠を覆う種である。散布型は動物、鳥散布であり 3 cm ほどの核果を付け中心に大きな種子をつける。主にサルや鳥類による被食型動物散布を行う。この種は侵略的な性質を持っており、中央アフリカのタンザニアの北東部の残存する森林の調査を例にすると、自生していなかった *Maesopsis* が 20 世紀初期に植林された後に分布を自然林に広げ、その生態系は改変され在来植生の更新が妨げられ、固有種の生息を脅かしているという (Binggeli & Hamilton 1993)。

Bellucia pentamera (Melastomataceae) の現地名はハレンドン・ブサル。中央アメリカ原産で導入年代は少なくとも 1917 年からインドネシアに存在し、主に商業で流通はしていないが食用になる果実をつける。幹生花で 4 cm ほどの甘い果実をつける。中には微小な種子を大量に含む。これをサルなどにより被食型動物散布を行う。高木で 12m ほどになる。林縁付近に見られることが多い。論文による資料はインドネシアでも少ないが林縁付近で一般的にみられる種である。国立公園内にも群生して発見されるため侵略的な侵入種としての可能性を持つ恐れがある。

Calliandra calothyrsus (Fabaceae) は現地名カリアンドラ。中央アメリカ原産で、用途は幅広く燃料、紙、家畜の飼料、そして鑑賞用でありインドネシア人にも認知度の高い植物でもある。生活形は低木または灌木であり散布型は機械的散布である。莢果を結実させ、果皮が乾燥し完熟すると鞘がさける裂開果である。この衝撃により機械散布を行う。ただし散布距離は長くて 5m ほどでほぼ重力散布に近いと言える。しかし幅広い生息環境に対応し、強い侵略的な侵入種としてインドネシアでも有名である。*C. calothyrsus* は 1936 年にグアテマラからジャワ島へコーヒーの木の日蔭の木用のために輸入されたが、現在に至るまで主に上記のような用途に使用され生息範囲を広げ、現在ではインドネシア全域に広がり、侵略的な侵入種として知られている (National Research Council 1983)。この調査地付近では専ら薪炭材または家畜の飼料として使われ、調査地付近に現地住民によって植林または伐採をしている場所が点在する。

4-2-2 調査方法

3 種の侵入種に関して幅十メートルの道沿いに分布調査をおこなった。ベルトトランセクトは東から西の尾根沿いに 1 本、北から南に 3 本を設けた。トランセクトを 50m 置きに分割され、GPS で位置情報を記録した。各プロットではトレイルにそって幅 10m の範囲内すなわち 10×50m の範囲内で高さ 1.3m 以上の *M. eminii*、*B. pentamera*、*C. calothyrsus* 3 種に関して直径を記録し、また 50m 巻尺を用いてプロット内での座標を記録した。各プロットに光環境の尺度として 2 章・3 章と同様に林冠の被度を 10% ごとに評価し 1-10 のスコ

アに換算した。そしてそのプロット内での最大樹高を目視で、最大樹木の DBH を巻尺で侵入種に限らず記録した。

4-2-3 分析

得られたデータから各種の頻度と平均優占度を計算する。頻度は全プロット分の各侵入種の発見されたプロット数を割った値として計算する、また、平均優占度はその侵入種が発見されたプロットのみ平均胸高断面積 BA の平均値である。また主要トレイルにおいては分布集中度指数の 1 つである森下の I δ 指数 (Morisita 1959) を計算し、各種の侵入種の分布様式を比較した。I δ 指数は次の式で定義される

$$I\delta = q \sum_{j=1}^q x_j (x_j - 1) / \sum_{j=1}^q x_j (\sum_{j=1}^q x_j - 1)$$

となり、プロットを分割し求めた I $\delta > 1$ のとき分布様式は集中分布、I $\delta = 1$ のとき分布様式はポアソン分布に従う機会分布、I $\delta < 1$ のとき分布様式は一様分布を示す。

また 3 つの侵入種の優占度を定量的に比較するため重要度 IV (Importance Value) を求めた。重要度は IV = 相対 BA (%) + 相対頻度 (%) + 相対個体数 (%) で定義される。

さらに、環境要因から分布パターンを解析するため GLM を用い森林境界からの距離、高度、プロット内の最大樹高と最大 DBH、林冠の被度から個体数、胸高断面積との相関を求めた。

4-3 結果

4-3-1 種の個体数とDBH

全トレイル合計 13.3ha の中で最も多かったのは *C.calothyrsus* の合計 4700 個体で、次いで *M. eminii* が合計 282 個体、*B.pentamera* が最も少なく 67 個体にとどまった (Table 8)。

BA が最も高かったのは *M. eminii* で 21.44m² 次いで、*C.calothyrsus* の 7.88m² だった。

また DBH は *M. eminii* が平均 21.4 cm、最大 144.8cm であり、他の 2 種よりずっと大きかった。

頻度すなわちその種が発見されたセグメント：全セグメントの比率は *C.calothyrsus*

が最も多く 40.9%、続いて *M. eminii* が 36.0% ものセグメントで発見され、*B.pentamera*

は 8.2% のみで発見された。各侵入種の DBH の頻度分布を示したのが Fig.25 である。こ

の表が示すとおり、*C.calothyrsus* と *B.pentamera* は DBH5cm 付近にピークがあり典型的

な L 字分布を示している。一方、*M. eminii* は DBH5cm 付近で個体数が少なく 15cm 付近

にピークを持ち最大 145cm まで存在している。これらが意味していることは *C.calothyrsus*、

B.pentamera は実生が非常に大量に存在し、対して *M. eminii* の実生は少なく成木、大木

が多く存在する状態にあるということである。

4-3-2 トレイル別の分布状態

Table.9 に示したのが、各ベルトにおける 500m² ごとに分割し集計した出現個体数と胸

高断面積 (BA) である。まず 500 m²ごとの発見個体数に注目すると南側の農村部へと続く 3 トレイルで *C. calothyrsus* の平均個体数が 25~50 個体と他の 2 種と比べ非常に高い値を示した。南北トレイルにおいて *C. calothyrsus* 多くの個体数が発見されたことを示す。一方平均 BA については *C. calothyrsus* が 100~300 cm³/500m であったのに対し、主要トレイル P と WP の *M. eminii* は 912.8 cm³/500m、220.9 cm³/500m とトレイルの中で他の 2 種よりも高い値を示した。トレイル WP 及び主要トレイルで *M. eminii* の生育が最も顕著である。

各トレイルの分布の特徴

Fig.26 と 27. に示すのが各トレイルにおける 3 種の個体数とその位置関係である。主要トレイル P はコリドー東端の茶のプランテーション地帯から始め、コリドー西端のハリムン山域までのセグメント番号を横軸に、各セグメントの発見個体数を縦軸に表している。このトレイルでは、*C. calothyrsus* の 1 セグメントにおける最大個体数は、第 6 セグメントにおける 69 種だった。また第 1~13、第 85~91 セグメントに 2 つのピークが存在した。*M. eminii* については最大個体数は第 45 セグメントの 13 個体と *C. calothyrsus* に比べ低く、目立ったピークは見られなかった。この分布が表す通り、*C. calothyrsus* がプランテーション付近の東端と中間地点の連絡路が通る付近に集合して発見された。また、*M. eminii* について注目してみると、個体数は少ないものの全域にわたって散在していた。一方

B.pentamera は 1 セグメントに 2 個体発見されたただけだった。

主要トレイル P において個体数の多い *C. calothyrsus* と *M. eminii* の分布様式を比較するため I δ -valu (Morisita, 1959) を求めた (Fig. 28)。これに示すとおり、プロットサイズを分割していく毎に *C. calothyrsus* の I δ 指数は 1 を上回り、強い集中分布を示していた。一方 *M. eminii* は *C. calothyrsus* に比べ 1 に近い値を持ち、ランダム分布に近かった。

一方北の主山稜からコリドー南側の農村地帯に続く南北トレイル WP・CP・HP の分布をしめしたのが Fig.33 である。なお主山稜の北側は茶畑が近くにあるので調査対象としなかった。これらのトレイルでは東西トレイルに比べて、*C. calothyrsus* が高い分布を見せた。この 3 つの南北トレイルに関しては *C. calothyrsus* は多かったものの、他種のサンプルが少なく統計的に信頼できる比較ができないため、I δ -valu を用いた分布様式の比較は行わなかった。

WP では *C. calothyrsus* が中央にピークを持ち、19 番目のセグメントでは 450 個体もの大量の個体が記録された。でここは現地住民が *C. calothyrsus* を植林し燃料として薪を採っている場所であり、伐採と実生・萌芽の成長が著しい場所でもある。*B.pentamera* は 2 個体のみ発見されセグメント当り最大 1 であった。*M. eminii* は第 12, 第 13 セグメントで最大 13 個体記録した。

CP において *C. calothyrsus* は第 3~8、第 28~31 セグメントとトレイル両端にピークを持ちとり、最大が第 29 セグメントの 143 個体だった。*M. eminii* は 6 個体のみで最大が 3

個体で、*B.pentamera* はこのトレイルが一番発見個体数が多いものの 49 個体にとどまり最大は 16 だった。

HP では *C. calothyrsus* がトレイル中央にピークを持ち、合計では 1124 個体発見され最も多く、第 29 セグメントにおいて 143 個体の最大種数を示した。ここでは *M. eminii* は 1 個体のみ発見され、*B.pentamera* は 14 個体で最大個体数は第 42 において 8 個体だった。

4-3-3 各トレイルの重要度 IV

トレイルごとに最も優占している侵入種を推定するため重要度 IV (Importance Value) を求めた (Table 10)。これは頻度(%)、相対胸高面積(%)、相対個体数(%)の加算によって求められた。主要トレイル P においては *M. eminii* が 3 種の中で最も高く、南北トレイルでは *C. calothyrsus* が高いという結果になった。これらのトレイルにおいてはプロット数が十分でないため種による散布様式の違いは見られなかった。

4-4 議論

重要度 IV によって主要トレイル P では *M. eminii* がより強く浸透しており、南北トレイルの WP・CP・HP では *C. calothyrsus* が重要な位置を占めていることは明らかである。

4-4-1 主要トレイル(P)について

主要トレイルでは他の 3 つに比べ *M. eminii* の個体数が多く、そして高い BA があった。

かつ *M. eminii* は比較的ランダム分布であり、*C. calothyrsus* は集中分布に近い。このトレイル山の峰に沿って設置された中心部に位置する場所であり *M. eminii* がコリドー地域において植林から森林内部にまで分布を広げ、林冠木を形成する状態にあることが分かった。*M. eminii* は用材として導入され種であるので住民の択伐の対象であり、森林内部においてもしばしば違法伐採の痕跡が見つかる。人間よる伐採が少ないこともコリドー中心部で *M. eminii* が多い要因の一つと思われる。また、コリドー地域は *M. eminii* が並木のように等間隔に植林されている場所もあり、もともと *M. eminii* は木材を目的として植林されていた可能性がある。これもエリアの中心部でこの種が卓越している要因の一つではないかと思われる。いずれにしろ *M. eminii* の大径木が多く主要な優占種の1つとなっていることは明確である。

4-4-2 側線(WP・CP・HP)について

主要トレイルに比べ *C. calothyrsus* が大量の個体数と BA を持っていた。3つのトレイルはコリドーを山道に沿って調査が行われたため、付近の住民の通行が考えられる場所でもある。コリドーの農村部側の森林地帯境界では *C. calothyrsus* が植林され、定期的に植林や伐採が行われている。*C. calothyrsus* の人為拡散による導入圧は非常に高い状態にあると考えられる。したがって侵入強度が高い状態を維持していると考えられる。

4-4-3 分布要因について

環境要因に関して住宅地までの距離、高度、林冠木の最大 DBH、最大樹高、そして林冠の被度との相関を検定したが、*C. calothyrsus* の住宅地までの距離の組み合わせでわずかな相関を示したのみで、個体数との明瞭な相関は見られなかった。これは二次林ではエッジ効果は森林内深くまで林縁部と同じ植生がみられる (Williams-Linera 1990)。保護地域に指定された年代が 2003 年と新しく、農村部とプランテーションにはさまり、密着した位置関係にあるため侵入の機会が高い。さらに前述したとおり *C. calothyrsus* では現在も利用されているため、その影響を受けていると思われる。これらの事柄によりこれらの環境要因で不明瞭だったと推定される。

4-4-4 種ごとの特徴

Maesopsis eminii

Maesopsis eminii は大木が多く存在するが稚樹はわずかであり、主要トレイルにそってランダム分布に近いという結果であった。この種は幅広く分布しており、すでに内部に定着しているといえる。*Maesopsis* は非常に成長が速く、林冠木にまで成長し、自生種を被陰させる可能性がある。森林内において生育可能かつ林冠木まで成長する侵入種は稀である。さらにこの種は被食型動物散布種であり、人為的な要因なくとも長距離の散布が可能であり分布速度が高いといえる。

Calliandra calothyrsus

Calliandra calothyrsus は親木近くに大量の実生を有し、集中して分布する。この種は重力または機械散布であるが、この散布様式の散布距離は短く (Seidler and Plotkin 2006) 拡散には時間を要する。しかし現地住民から現在も飼料や薪として利用されているため常に人為的に供給されている状態にある。侵入した場合高密度の実生により林床の生息域が優占される。

Bellucia pentamera

本種は今回の調査において発見された個体は少なかったものの調査地外の林縁に群生している場所を目にする。この種は古くからインドネシア国内で確認されているにもかかわらず論文資料に乏しい。現地住民によると最近保護区林縁に入り込んで分布を拡大させているという証言もある。被食型動物散布であり散布距離は高く繁殖能力が強いことが予想され、今後の動態を調査していく必要がある。

第5章 総合討論

この調査によって種特異的形質と、環境要因の観点から侵入種分類群の分布要因を明らかにした。

侵入種の種組成をおもに規定している要因は標高であった。標高に伴う気候の推移が顕著に表れていた。種数と総合被度平均に関して注目した場合、標高の影響もあるが境界からの距離も影響していた。前述したとおりこれは林縁環境において多くの侵入種が導入され定着するからである。

在来植生の保全目的の観点から述べるならば、在来種の生息域を占拠される危険性と直接的に関係する侵入種被度に注目すべきであらう。なぜなら在来植生の多様性を減少させる大きな要因となるのが侵入種の被度であるからである。侵入種の被度は境界からの距離が近いほど増加することが分かったが、同じ面積の保護区でも形状によって周囲長は異なる。今後の森林保護区の指定には森林面積とその保護区の形状も今後重要視するべきであらう。

スマトラとジャワの発見種数比較については、低標高のトレイル間で比較した場合、ジャワの発見種数が若干高い。人間の利用の歴史が長い、ジャワ島により多くの侵入種がみられることを示しているのであろう。ジャワとスマトラの種構成の変動には標高も影響しているが、それだけではすべてを説明することはできなかった。その他の要因として考えられるのは、島ごとの森林面積や人口の移入可能性の違い、そして森林周辺の土地利用が

考えられる。ジャワ島はインドネシア全人口の 50%もの人間が居住しており、西ジャワ州の国立公園では首都も近く、ボゴールなどの市街地も隣接するまた森林地帯の分断化も著しい。このようなランドスケープの違いが導入圧の差をもたらし、発見種数に影響しているのではないかと考えられる。今後は歴史的、地理的な要因に関しても考慮する必要がある。

道沿いの生息場所においては草本植物が多様に大量に優占していたが、内部にまで侵入する草本はほとんど見られなかった。一方ハリムンサラク国立公園のコリドー地域森林内では木本侵入種が顕著に浸透していた。林冠に達している種もありほぼ確実に在来種個体の更新に影響を及ぼしている。今回の調査では *Maesopsis eminii* と *Calliandra calothyrsus* であったが、このような侵入木本種は特に注意が必要である。これらの侵入種が森林内部で優占するようになれば、在来植生に大きく影響する可能性がある。

以上の研究結果により、既に特定の侵入種は国立公園内に侵入・優占しており、生態系に影響を与えている可能性は高い。しかしこれらの侵入種にどう駆除するべきかは難しい。

広い範囲の公園で侵入種のすべてを完全に根絶することは不可能である。そして侵入種も被度も頻度もわずかな種がほとんどで重篤な被害を与える種はほとんどいない。しかしその中で今研究が示すような被度または頻度が圧倒的に優占する一部の侵略的侵入種が存在する。このような種に対して優先的に対応することが最も効果的であろう。今研究で紹介した優占侵入種に対して保護区内の道脇やギャップにおいて目立って群生している場所で

は定期的な刈り取りや、森林保護区であっても特定の侵入種には択伐を許可することも案

として必要なのではないかと考える。

謝辞

本研究をご指導、そしてインドネシアでの研究の機会を与えていただいた鈴木英治教授に厚く御礼を申し上げます。また、鹿児島大学理学部の相場慎一郎准教授、富山清升准教授には論文の作成に当たり貴重なご助言とご指導をいただき、誠に大きな助けとなりました。これらの皆様にもお礼申し上げます。2009年から2012年に4回各2カ月の現地調査は、鹿児島大学の「熱帯域における生物資源の多様性保全のための国際教育プログラム」として、日本学術振興会の「若手研究者インターナショナル・トレーニング・プログラム (ITP)」によって行うことができました。またインドネシアにおける調査には RISTEK から調査許可を頂きました。ジャワ島においては LIPI (インドネシア科学院) の故 Dr. Herwint Simbolon とその LIPI スタッフの方々には標本や計画の相談に大いにご助力いただきました。並びにハリムンサラク国立公園、ゲデパンゲランゴ国立公園における各調査地のレンジャーの皆様には現地調査に協力いただきました。これらの方々にも厚く御礼申し上げます。スマトラ島においてはアンダラス大学の Dr. Erizal Mukhtar にはパダンでの調査に全面的にご協力いただき、大学の学生にも調査協力いただきました。皆様に感謝いたします。

引用文献

- Abdulhadi R, Srijanto A, Kartawinata K. 1998. Composition, structure, and changes in a montane rain forest at the Cibodas biosphere reserve, West Java, Indonesia. In: Dallmeier F, Comiskey JA (eds). Forest biodiversity research, monitoring and modeling: conceptual background and Old World case studies. The Parthenon Publishing Group, New York 601-609.
- Achard F, Eva H, Stibig H, Mayaux P, Gallego J, Richards T, Malingreau J. 2002. Determination of Deforestation Rates of the World's Humid Tropical Forests. *Science(AAAS)* 297: 999-1002.
- Asner GP, Hughes RF, Vitousek PM, Knapp DE, Kennedy-Bowdoin T, Boardman J, Martin RE, Eastwood M, Green RO. 2008. Invasive plants transform the three-dimensional structure of rain forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105:4519–4523.
- Binggeli P, Hamilton AC. 1993. Biological invasion by *Maesopsis eminii* in the East Usambara Forests, Tanzania. *Opera Botanica* 121: 229-235.
- Caesariantika E, Kondo T, Nakagoshi N. 2012. Impact of *Acacia nilotica* (L.) Willd. ex Del invasion on plant species diversity in the Bekol Savanna, Baluran National Park, East Java, Indonesia. *Tropics* 20: 45-53.

- Cordeiro NJ, Patrick DAG, Munisi B, Gupta V. 2004. Role of dispersal in the invasion of an exotic tree in an East African submontane forest. *Journal of Tropical Ecology*, 20:449-457.
- Corlet R. 2010. Invasive aliens on tropical East Asian islands. *Biodivers Conserv* 19:411–423.
- Dawson W, Mndolwa AS, Burslem DFRP, Hulme PE. 2008. Assessing the risks of plant invasions arising from collections in tropical botanical gardens. *Biodiversity and Conservation* 17: 1979-1995.
- Day M, Wiley C, Playford J, Zalucki M. 2003. *Lantana: current management, status, and future prospects*. Australian Centre for International Agricultural Research, Canberra
- DeWalt SJ, Denslow JS, Ickes K. 2004. Natural-enemy release facilitates habitat expansion of the invasive tropical shrub *Clidemia hirta*. *Ecology* 85: 471-483.
- Djuwansah M. 1997. The soil of the Gunung Halimun National Park. In Simbolon H, Yoneda M, Sugarjito J. (eds). *Research and Conservation of Biodiversity in Indonesia vol. II*. LIPI, PHPH & JICA, Bogor. 105-116.
- Endangered Species Team, GHSNPMP-JICA. 2009. *Ecological study, Halimun-Salak Corridor, Mount Halimun-Salak National Park*. Halimun-Salak National Park, Bogor.

- FAO. 2010. Global Forest Resources Assessment, 2010: Country Report, Indonesia. FAO, Rome.
- Galudra G, Sirait M, Ramdhaniaty N, Soenarto F, Nurzaman B. 2005. History of land-use policies and designation of Mount Halimun-Salak National Park. *Jurnal Manajemen Hutan Tropika* 11: 1-13.
- Goss A. 2013. Building the world's supply of quinine: Dutch colonialism and the origins of a global pharmaceutical industry. *Endeavour* 31:8-18.
- Gurevitch J, Padilla DK. 2004. Are invasive species a major cause of extinctions? *TRENDS in Ecology and Evolution* 19:470-474.
- Hardjanti F, Zainal I 2003. Invasive Alien Species in Indonesian national parks:*Acacia nilotica* in Baluran National Park and *Cervus timorensis* in Wasur National Park. In: Pallewatta, N., Reaser JK, Gutierrez AT. (ed.), *Invasive Alien Species in South-Southeast Asia: National Reports & Directory of Resources*, 30-33. Global Invasive Species Programme, Cape Town, South Africa.
- Hejda M, Pysek P, Jarosík V. 2009. Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. *Journal of Ecology* 97:393–403.
- Hill MO, Gauch HG. 1980. Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. *Vegetatio* 42: 47-58.

Hsu T, Peng C, Wang C. 2006. *Austroeupatorium inulifolium* (Kunth) King & Robinson (Asteraceae), a Newly Naturalized Plant in Taiwan. *Taiwania*, 51: 41-45.

Institute of Pacific Islands Forestry. Pacific Island Ecosystems at Risk. <http://www.hear.org/pier/>.

Iskandar S. 2006. The efforts to against the forest invasive species in indonesia; a review. Presented to The Workshop on Development of a Strategy for The Asia-Pacific Forest Invasive Species Network.

Jäger H, Alencastro MJ, Kaupenjohann M, Kowarik I. 2013. Ecosystem changes in Galápagos highlands by the invasive tree *Cinchona pubescens*. *Plant Soil* DOI 10.1007/s11104-013-1719-8.

Kudo Y, Mutaqien Z, Simbolon H, Suzuki E. (in press). Spread of invasive plants along trails in two national parks in West Java, Indonesia. *Tropics*.

Lowe S, Browne M, Boudjelas S, De Poorter M. 2000. 100 of the world's worst invasive alien species: a selection from the Global Invasive Species Database. Invasive Species Specialist Group of the International Union for the Conservation of Nature, Auckland.

Mirmanto E, Simbolon H. 1998. Vegetation analysis of Citorek forest, Gunung Halimun National Park. In: Simbolon H, Yoneda M, Sugardjito, J (ed) Research and

- conservation of biodiversity in Indonesia. Vol. 4. LIPI-JICA-PHPA, Bogor. 41-59.
- Myers N, Mittermeier R, Mittermeier C, da Fonseca DAB G, Kent J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403 : 583-588.
- Nishimura S, Yoneda T, Fujii S, Mukhtar E, Abe H, Kanzaki M. 2006. Factors influencing the floristic composition of a hill forest in West Sumatra. *TROPICS* 15 :165-176.
- NRC (National Research Council). 1983. *Calliandra*: a versatile small tree for the humid tropics. Washington, DC: National Academy Press.
- Official site of Gede Pangrango National Park
- <http://www.oocities.org/gedepangrango/gpnfact.htm>.
- Osunkoya O, Othman F, Kahar R. 2005. Growth and competition between seedlings of an invasive plantation tree, *Acacia mangium*, and those of a native Borneo heath-forest species, *Melastoma beccarianum*. *Ecol Res* 20:205–214.
- Pandit M, Tan H, Bisht M. 2006. Polyploidy in invasive plant species of Singapore. *Bot J Linn Soc* 151:395–403.
- Partomihardjo T. 1995. Studies on the ecological succession of plants and their associated insects on the Krakatau Islands, Indonesia. PhD thesis, Kagoshima University.

- Pauchard A, Alaback P. 2004. Influence of elevation, land use and landscape context on patterns of alien plant invasions along roadside in protected areas of south-central Chile. *Conservation Biology*, 18:238-248.
- Peh K. 2010. Invasive species in Southeast Asia: the knowledge so far. *Biodivers Conserv* 19:1083–1099.
- Peters HA. 2001. *Clidemia hirta* invasion at the Pasoh Forest Reserve: an unexpected plant invasion in an undisturbed tropical forest. *Biotropica* 33: 60-68.
- Pethiyagoda RS, Nanayakkara S 2011. Invasion by *Austroeupeatorium inulifolium* (Asteraceae) arrests succession following tea cultivation in the highlands of Sri Lanka. *Ceylon Journal of Science (Bio. Sci.)* 40: 175-181.
- Pyšek P, Richardson D, Rejmánek M, Webster GL, Williamson M, Kirschner J. 2004. Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. *Taxon* 53: 131-143.
- Richardson DM. 1998. Forestry trees as invasive aliens. *Conservation Biology* 12:18-26.
- Richardson DM, Pyšek P, Rejmánek M, Barbour MG, Panetta FD, West CJ 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions* 6:93-107.

- Roemantyo, Astuti IP, Somaatmadja G, Imamuddin H, Soewilo LP, Mardi D. (ed) 1988. An Alphabetical List on Plant Species Cultivated in the Cibodas Mountain Garden. Botanic Gardens Indonesia, LIPI, Bogor.
- Santoso H. 2003. Forest Area Rationalization in Indonesia: A Study on the Forest Resource Condition and Policy Reform. World Agroforestry Centre (ICRAF).
- Seidler TG, Plotkin JB. 2006. Seed dispersal and spatial pattern in tropical trees. PLOS Biology 4: 2132-2137.
- Smith CW. 1992. Distribution, status, phenology, rate of spread, and management of *Clidemia* in Hawaii. In: Stone CP, Smith CW, Tunison JT. (ed.), Alien Plant Invasions in Native Ecosystems of Hawai'i: Management and Research, 241–253.
- Sodhi NS, Koh LP L, Brook BW, Ng PKL. 2004. Southeast Asian biodiversity: an impending disaster. TRENDS in Ecology and Evolution 19 654-660.
- Soerjani M, Kostermans A, Tjitrosoepomo G, 1987 Weed of Rice in Indonesia. Balai pusutaka, Jakarta. 716pp.
- Spear D, Foxcroft L, Bezuidenhout H, McGeoch M. 2013. Human population density explains alien species richness in protected areas. Biological Conservation 159 :137–147.
- Suzuki E, Yoneda M, Simbolon H, Fanani Z, Nishimura T, Kimura M. 1998.

- Monitoring of vegetational change in permanent plots on Gn. Halimun National Park.
- In: Simbolon H, Yoneda M, Sugardjito J (ed) Research and conservation of biodiversity in Indonesia. Vol. 4. LIPI-JICA-PHPA, Bogor. 60-81.
- Teo DHL, Tan HTW, Corlett RT, Wong CM, Lum SKY. 2003. Continental rain forest fragments in Singapore resist invasion by exotic plants. *Journal of Biogeography* 30 :305-310.
- Thiollay J, Meyburg B. 1988. Forest Fragmentation and the Conservation of Raptors: A Survey on the Island of Java. *Biological Conservation* 44 :229-250
- Tseng H. Wang C, Peng C.2008. *Clibadium surinamense* L. (Asteraceae): A Newly Naturalized Plant in Taiwan. *Taiwania* 53: 103-106.
- van Steenis CGGJ. 1972. The Mountain flora of Java. E. J., Brill, Leiden.
- van Steenis CGGJ. 1965. Concise plant-geography of Java. In: Backer CA, Bakhuizen van den Brink Jr. RC. *Flora of Java* 2:1-72. N. V. P. Noordhoff, Groningen, The Netherlands.
- Viisteensaari J, Johansson S, Kaarakka V, Luukkanen O. 2000. Is the alien tree species *Maesopsis eminii* Engl. (Rhamnaceae) a threat to tropical forest conservation in the East Usambaras, Tanzania? *Environmental Conservation* 27:76-81.
- Whitten T, Soeriaatmadja RE, Ariff SA. 1996. The Ecology of Java and Bali. Periphus

Editions, Hong Kong.

Whitmore TC. 1984. Tropical Rain Forest of the Far East. (2nd ed.). Clarendon Press, Oxford.

Wiharto M, Mochtar F. 2012. Tree species diversity of various vegetation types at the alliance level in submontane forest of Mount Salak, Bogor, West Java. *Journal of Developments in Sustainable Agriculture* 7: 55-64.

Williams-Linera G. 1990. Vegetation structure and environmental conditions of forest edges in Panama. *Journal of Ecology* 78: 356–373.

Yamada I. 1975. Forest ecological studies of the montane forest of Mt. Pangrango, West Java. I. Stratification and floristic composition of the montane rain forest near Cibodas. *South East Asian Studies* 13: 402-425.

Yamada I. 1976. Forest ecological studies of the montane forest of Mt. Pangrango, West Java. II. Stratification and floristic composition of the forest vegetation of the higher part of Mt. Pangrango. *South East Asian Studies* 13: 513-534.

Yamada I. 1977. Forest ecological studies of the montane forest of Mt. Pangrango, West Java. IV. Floristic composition along the altitude. *South East Asian Studies* 15: 226-254.

Yoneda T. 2000. Vegetational Structure of the Minangkabau's Village, West Sumatra,

Indonesia : A case of Sipisang Village JCAS 連携研究調査報告 3:49-83.

Yoshida K, Oka S. 2004. Invasion of *Leucaena leucocephala* and its effects on the native plant community in the Ogasawara (Bonin) Islands. Weed Technology 18: 1371-1375.

Zuhri M, Mutaqien Z 2013. The Spread of non-native plant species collection of Cibodas Botanical Garden into Mt. Gede Pangrango National Park. Journal of Tropical Life Science 3:74-82.

Table.1 Origin, Life form, dispersal type of studied invasive plants

Family	Species	Origin	Type	Disperser
Asparagaceae	<i>Dracaena fragrans</i>	Africa	Shrub	Vegetative
Asteraceae	<i>Ageratum conizoides</i>	South America	Herb	Wind
Asteraceae	<i>Clibadium surinamense</i>	Tropical America	Herb	Wind
Asteraceae	<i>Erechtites valerianifolia</i>	Mexico, Brazil	Herb	Wind
Asteraceae	<i>Eupatorium inulifolium</i>	Central America	Herb	Wind
Asteraceae	<i>Eupatorium riparium</i>	Mexico and West Indies	Herb	Wind, Water
Asteraceae	<i>Eupatorium sordidum</i>	Mexico	Herb	Wind
Asteraceae	<i>Mikania corodata</i>	Central America	Herb	Wind
Asteraceae	<i>Podachaenium eminens</i>	Central America	Herb	Wind
Asteraceae	<i>Wedelia montana</i>	Central America	Herb	Gravity, vegetative
Marantaceae	<i>Calathea lietzei</i>	Tropical America	Herb	Vegetative
Oxalidaceae	<i>Oxalis barrelieri</i>	South America	Herb	autochory
Solanaceae	<i>Brugmansia suaveolens</i>	Tropical and Subtropi.America	Herb	Gravity, water
Solanaceae	<i>Brugmansia versicolor</i>	Western part of South America	Herb	Gravity, water
Solanaceae	<i>Solanum involucreatum</i>	India	Herb	Bird
Solanaceae	<i>Solanum torvum</i>	West India	Herb	Bird
Solanaceae	<i>Solanum verbasifolium</i>	Uruguay and SE Brazil	Herb	Bird
Verbenaceae	<i>Stachytarpheta indica</i>	America	Herb	Gravity
Verbenaceae	<i>Stachytarpheta jamaicensis</i>	Central America	Herb	Gravity
Pasifloraseae	<i>Passiflora suberosa</i>	South America	liana	Animal
Lamiaceae	<i>Hyptis rhomboidea</i>	Mexico	small shrub	Gravity
Malvaceae	<i>Sida rhombifolia</i>	India	small shrub	Animal
Melastomataceae	<i>Clidemia hirta</i>	America	small shrub	Bird
Verbenaceae	<i>Lantana camara</i>	Central America	small shrub	Animal, Bird
Fabaceae	<i>Calliandra calothyrsus</i>	Central America	Shrub	autochory
Piperaceae	<i>Piper aduncum</i>	Central America	Shrub	Animal, Bird
Rubiaceae	<i>Coffea robusta</i>	Western and Sub Saharan Africa	Shrub	Animal
Solanaceae	<i>Cestrum aurantiacum</i>	Central America	Shrub	Wind
Melastomataceae	<i>Bellucia pentamera</i>	Central America	tree	Animal
Rhamnaceae	<i>Maesopsis eminii</i>	Tropical Africa	tree	Animal, Bird
Rubiaceae	<i>Cinchona pubescens</i>	Costa Rica	tree	Wind

Table 2 Length, altitude range, mean canopy height, total species number of studied invasive plants, and species number per 500m at each study site.

	Site	Length of studied path (km)	Lowest elevation (m)	Highest elevation (m)	Mean height (m)	Total Species No.	Species number/500m
Halimun	Cisarua	2.90	700	1092	990	18	12.7
Halimun	Cikaniki	6.75	1000	1148	1070	17	12.5
Halimun	Cidahu	4.00	1100	1439	1340	13	7.3
	subtotal	13.75	700	1439		19	10.7
Gede	Cibodas	4.55	1365	2040	1690	16	6.7
Gede	Bodogol	3.85	753	1019	850	16	10.1
Gede	Selabintana	3.05	1087	1420	1290	18	9.3
	subtotal	11.45	753	2000		29	8.6
	total	25.1				31	

Table .3. Frequency(%) of invasive plants at each study site

Spp	Cikaniki	Cisarua	Cidahu	Cibodas	Bodogol	Selabintana	all sites
<i>Clidemia hirta</i>	100	81	93.8	12.1	98.7	83.6	78.7
<i>Eupatorium inulifolium</i>	100	96.6	82.5	39.6	71.4	34.4	73.5
<i>Eupatorium riparium</i>	39.7	0	25	93.4	5.2	80.3	42.2
<i>Clibadium surinamense</i>	6.6	84.5	72.5	0	25.6	13.1	28.7
<i>Ageratum conizoides</i>	63.7	36.2	8.8	0	23.4	13.1	27.3
<i>Calliandra calothyrsus</i>	31.9	55.2	30	1.1	40.3	0	26.1
<i>Stachytarpheta jamaicensis</i>	28.9	77.6	0	0	0	0	26.1
<i>Micania corodata</i>	45.9	25.9	6.3	0	50.6	11.5	25.5
<i>Stachytarpheta indica</i>	0	75.9	0	0	1.7	0	23.5
<i>Brugmansia suaveolens</i>	0	0	0	68.1	0	68.9	20.7
<i>Wedelia montana</i>	33.3	72.4	1.3	0	16.9	0	20.1
<i>Piper aduncum</i>	9.6	19	8.8	0	45.5	27.9	16.5
<i>Maesopsis eminii</i>	0	12.1	0	0	71.4	1.6	12.5
<i>Sida rhombifolia</i>	61.5	58.6	2.5	1.1	26	6.6	12.2
<i>Erechtites valerianifolia</i>	25.2	8.6	3.8	2.2	5.2	8.2	10.6
<i>Eupatorium sordidum</i>	0	0	0	58.2	0	0	10.6
<i>Oxalis barrelieri</i>	12.6	19	1.3	0	16.9	0	8.4
<i>Lantana camara</i>	4.4	41.4	2.5	0	10.4	1.6	8.2
<i>Passiflora suberosa</i>	0	0	0	38.5	0	3.3	7.4
<i>Hyptis rhomboidea</i>	24.4	1.7	0	0	0	0	6.8
<i>Cinchona pubescens</i>	0	0	0	0	0	52.5	6.4
<i>Solanum torvum</i>	5.2	15.5	0	1.1	6.5	1.6	4.6
<i>Solanum verbasifolium</i>	0	0	0	12.1	0	13.1	3.8
<i>Cestrum aurantiacum</i>	0	0	0	18.7	0	0	3.4
<i>Bellucia pentamera</i>	0.7	17.2	0	0	0	0	2.2
<i>Solanum involucratum</i>	0	0	0	9.9	0	0	1.8
<i>Dracaena fragrans</i>	0	0	0	0	0	8.2	1.0
<i>Calathea lietzei</i>	0	0	0	3.3	0	0	0.6
<i>Coffea robusta</i>	0	0	0	0	0	3.3	0.4
<i>Podachaenium eminens</i>	0	0	0	2.2	0	0	0.4
<i>Brugmansia versicolor</i>	0	0	0	1.1	0	0	0.2

Table 4. Correlation between Cover degree of invasive species and canopy cover degree.

Species	slope	R2	P-value	Correlation
<i>Stachytarpheta jamaicensis</i>	-0.14	0.32	2E-43	+
<i>Eupatorium inulifolium</i>	-0.23	0.31	3E-42	+
<i>Sida rhombifolia</i>	-0.10	0.20	1E-25	+
<i>Wedelia biflora</i>	-0.18	0.19	5E-25	+
<i>Ageratum conyzoides</i>	-0.09	0.18	7E-23	+
<i>Stachytarpheta indica</i>	-0.09	0.15	7E-19	+
<i>Lantana camara</i>	-0.05	0.11	8E-15	+
<i>Micania corodata</i>	-0.07	0.10	1E-12	+
<i>Hyptis rhomboidea</i>	-0.03	0.07	1E-09	+
<i>Bellucia pentamera</i>	-0.02	0.06	6E-08	+
<i>Clibadium surinamense</i>	-0.07	0.06	7E-08	+
<i>Calliandra calothyrsus</i>	-0.10	0.05	1E-07	+
<i>Oxalis barrelieri</i>	-0.02	0.05	9E-07	+
<i>Clidemia hirta</i>	-0.08	0.04	4E-06	+
<i>Erechtites valerianifolia</i>	-0.02	0.02	3E-04	+
<i>Brugmansia suaveolens</i>	-0.15	0.05	4E-04	+
<i>Solanum torvum</i>	-0.01	0.02	4E-04	+
<i>Maesopsis eminii</i>	0.06	0.06	3E-08	+
<i>Piper aduncum</i>	-0.09	0.00	0.24	-
<i>Eupatorium Sordidum</i>	0.06	0.01	0.07	-
<i>Eupatorium riparium</i>	0.01	0.00	0.74	-
<i>Galathea lietzei</i>	0.00	0.00	1.00	-
<i>Cestrum aurantiacum</i>	0.02	0.00	0.26	-
<i>Solanum involucreatum</i>	0.01	0.00	0.40	-
<i>Solanum verbasifolium</i>	0.00	0.00	0.91	-
<i>Passiflora subrosa</i>	0.04	0.01	0.07	-
<i>Podachaenium eminens</i>	0.00	0.00	0.26	-
<i>Brugmansia versicolor</i>	0.00	0.00	0.60	-
<i>Dracaena fragrans</i>	1.02	0.03	0.18	-
<i>Cinchona calisaya</i>	0.05	0.00	0.85	-
<i>Coffea robusta</i>	1.28	89 0.02	0.28	-

Table 5. Origin, Life form and dispersal type of studied invasive plants in Sumatra

Family	Species	Origin	Type	Disperser
Asteraceae	<i>Ageratum conizoides</i>	South America	Herb	Wind
Asteraceae	<i>Clibadium surinamense</i>	Tropical America	Herb	Wind
Asteraceae	<i>Erechtites valerianifolia</i>	Mexico, Brazil	Herb	Wind
Asteraceae	<i>Eupatorium inulifolium</i>	Central America	Herb	Wind
Asteraceae	<i>Mikania corodata</i>	Central America	Herb	Wind
Asteraceae	<i>Spilanthes acmella</i>	Africa, South America	Herb	Gravity, Root division
Asteraceae	<i>Wedelia montana</i>	Central America	Herb	Gravity, Root division
Fabaceae	<i>Calliandra calothyrsus</i>	Central America	Shrub	autochory
Lamiaceae	<i>Hyptis rhomboidea</i>	Mexico	small shrub	Gravity
Melastomataceae	<i>Bellucia pentamera</i>	Central America	tree	Animal
Melastomataceae	<i>Clidemia hirta</i>	America	small shrub	Bird
Oxalidaceae	<i>Oxalis barrelieri</i>	South America	Herb	autochory
Pasifloraseae	<i>Passiflora foetida</i>	South America	liana	Animal
Piperaceae	<i>Piper aduncum</i>	Central America	Shrub	Animal, Bird
Rubiaceae	<i>Coffea robusta</i>	Western, Sub Saharan Africa	Shrub	Animal
Solanaceae	<i>Solanum torvum</i>	West India	Herb	Bird
Verbenaceae	<i>Lantana camara</i>	Central America	small shrub	Animal, Bird
Verbenaceae	<i>Stachytarpheta indica</i>	America	Herb	Gravity
Verbenaceae	<i>Stachytarpheta jamaicensis</i>	Central America	Herb	Gravity

Table.6 Total species number and species number per 500m in each study sites in Sumatra.

Site	Length of studied path (km)	Lowest elevation (m)	Highest elevation (m)	Mean height (m)	Total Species No.	Species number/500m
Pinangpinang	1.05	505	651	591.0588	12	8.9
HPPB	6.7	229	553	356.2102	16	9.9
Tahura	2	467	799	658.4031	16	6.3
subtotal	9.75	229	799	443	19	8.9

Table 7. Frequency(%) of invasive plants at each study site in Sumatra

Frequency (%)	Pinangpinang	HPPB	Tahura	total(%)
<i>Clidemia hirta</i>	85.7	55.2	40.0	55.4
<i>Clibadium surinamense</i>	4.8	63.4	12.5	46.7
<i>Micania corodata</i>	19.0	50.7	5.0	37.9
<i>Coffea robusta</i>	95.2	23.9	40.0	34.9
<i>Eupatorium inulifolium</i>	4.8	38.1	37.5	34.4
<i>Ageratum conizoides</i>	4.8	32.8	15.0	26.2
<i>Piper aduncum</i>	4.8	29.9	10.0	23.1
<i>Stachytarpheta indica</i>	4.8	29.9	5.0	22.1
<i>Bellucia pentanera</i>	0	25.4	0	17.4
<i>Lantana camara</i>	9.5	10.4	30.0	14.4
<i>Stachytarpheta jamaicensis</i>	4.8	8.2	27.5	11.8
<i>Erechtites valerianifolia</i>	0	12.7	2.5	9.2
<i>Hyptis rhomboidea</i>	4.8	7.5	5.0	6.7
<i>Solanum torvum</i>	4.8	4.5	2.5	4.1
<i>Calliandra calothyrsus</i>	0	0	17.5	3.6
<i>Oxalis barrelieri</i>	0	0	7.5	1.5
<i>Wedelia montana</i>	0	0.7	0	0.5
<i>Spilanthes acmella</i>	0	0	2.5	0.5

Table 8. Number, Mean DBH, max DBG and Basal area in all segments (13.3ha).

Species	N	Mean DBH (cm)	Max DBH (cm)	BA (m ²)	Frequency (%)
<i>Bellucia pentamera</i>	67	2.4	17.9	0.09	8.27
<i>Calliandra calothyrsus</i>	4700	2.9	32.3	7.88	40.98
<i>Maesopsis eminii</i>	282	24.4	144.8	21.44	36.09

Table 9. Numbers and Mean BA per 500m² in each trail.

	Species	N (/500m ²)	Mean BA (/500m ²)
CP	<i>B. pentamera</i>	1.5	43.9
	<i>C. calothyrsus</i>	35.1	117.4
	<i>M. eminii</i>	0.2	102.59
HP	<i>B. pentamera</i>	0.3	457.7
	<i>C. calothyrsus</i>	25.7	227.5
	<i>M. eminii</i>	0	98.60
WP	<i>B. pentamera</i>	0.1	149.2
	<i>C. calothyrsus</i>	46.8	298.7
	<i>M. eminii</i>	1.5	912.81
P	<i>B. pentamera</i>	0	30.2
	<i>C. calothyrsus</i>	4.4	105.7
	<i>M. eminii</i>	1.5	220.94

Table.10.Importance Value of three species in each trail

Line	spp	Importance value IV
P	<i>B. pentamera</i>	0.9
	<i>C. calothyrsus</i>	100.4
	<i>M. eminii</i>	168.1
WP	<i>B. pentamera</i>	5.7
	<i>C. calothyrsus</i>	226.1
	<i>M. eminii</i>	79.3
CP	<i>B. pentamera</i>	43.2
	<i>C. calothyrsus</i>	258.2
	<i>M. eminii</i>	17.4
HP	<i>B. pentamera</i>	17.9
	<i>C. calothyrsus</i>	273.3
	<i>M. eminii</i>	2.5

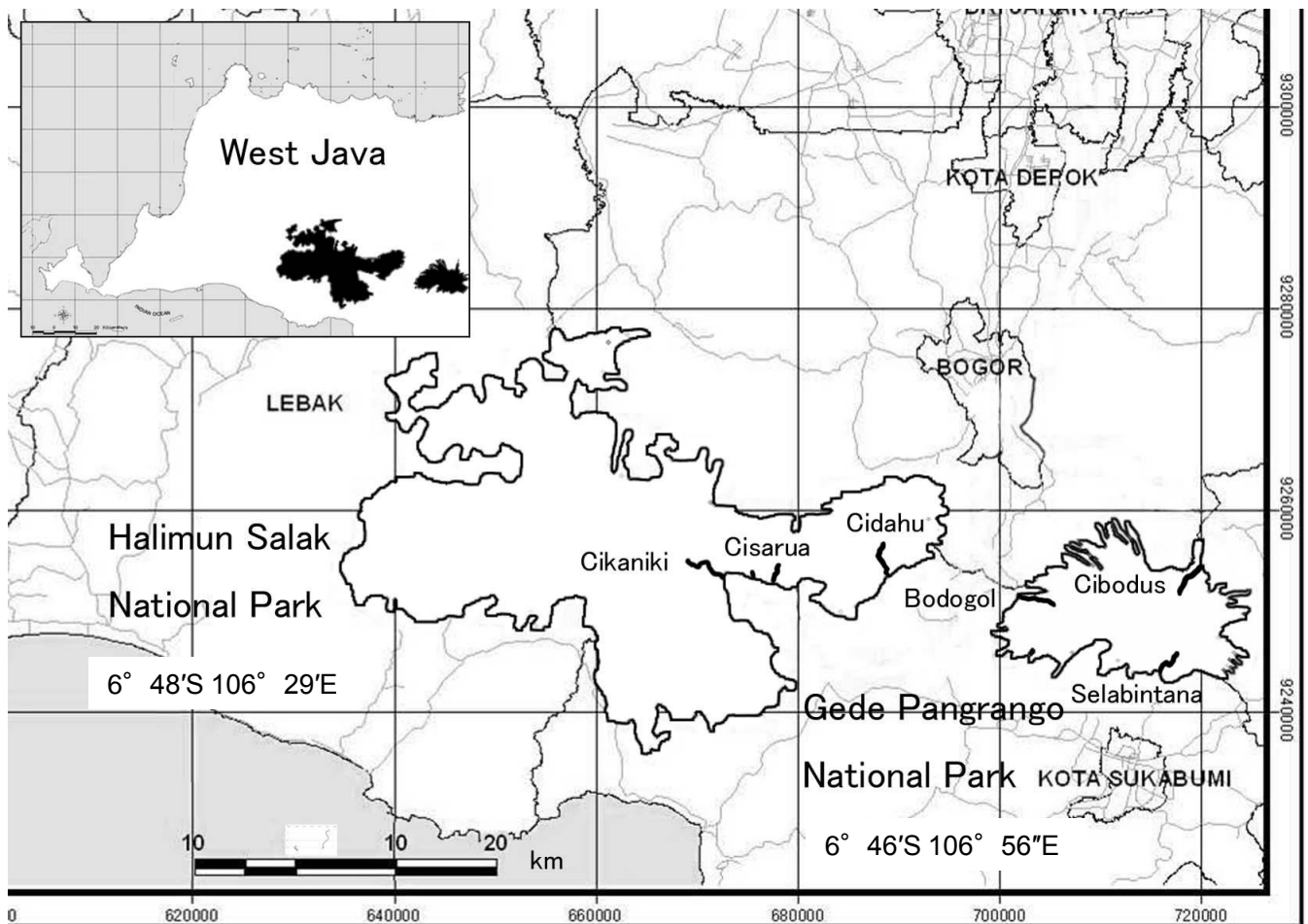


Fig. 1 Gunung Halimun-Salak National Park and Gunung Gede Pangrango National Park. Lines spreading from border of the parks to inside shows the studied trails.

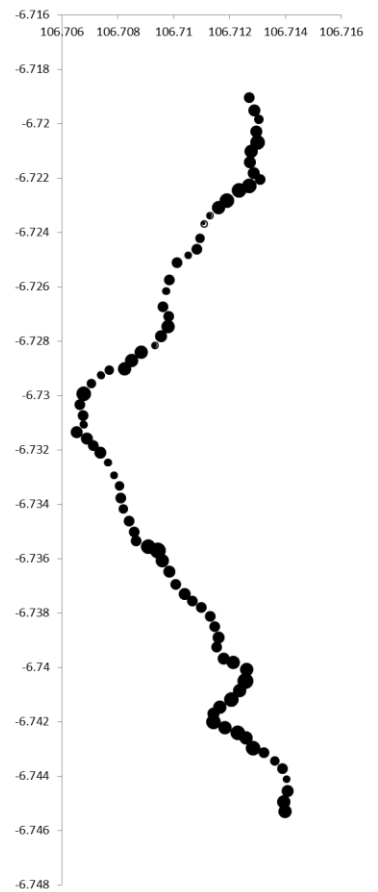
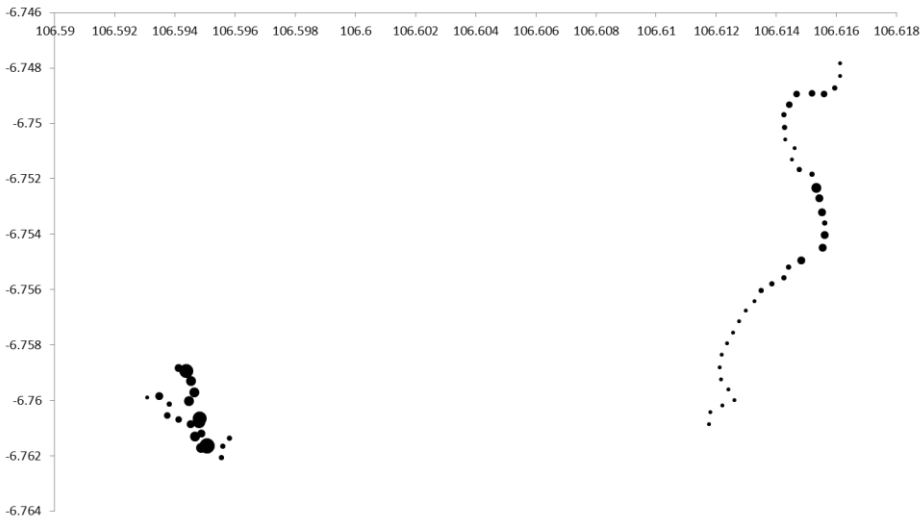
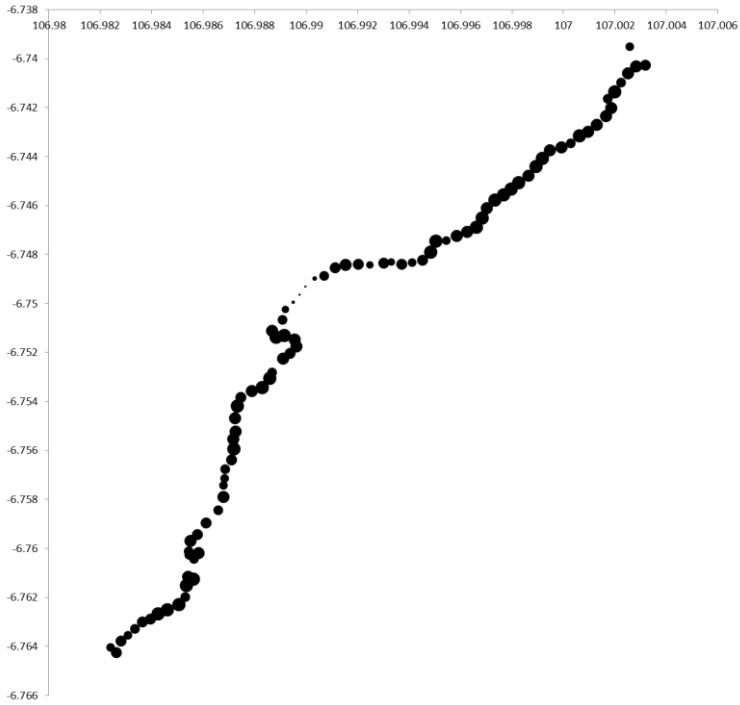
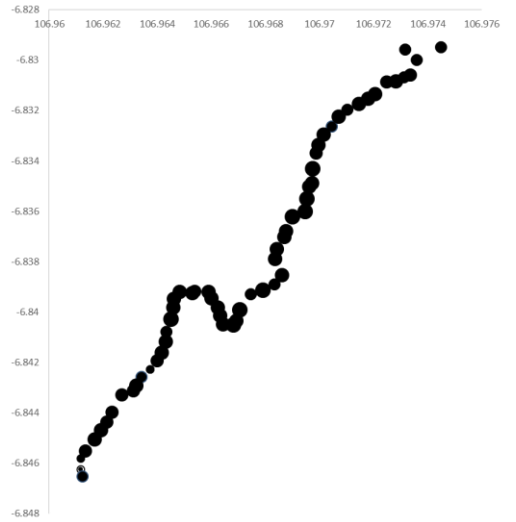


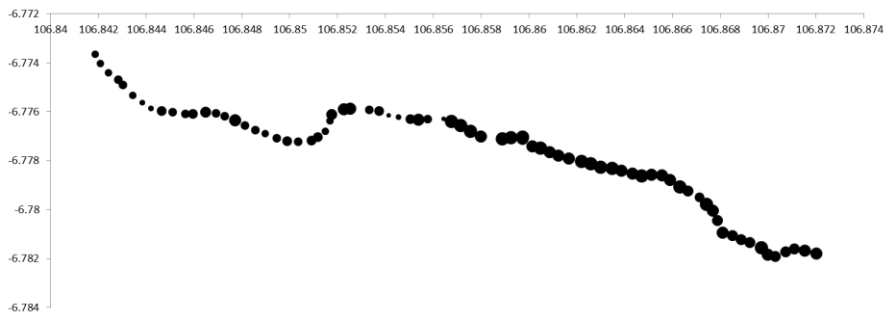
Fig. 2. Site map and canopy cover degree in each segment in HSNP. The Point size indicates canopy cover degree (1-10).



Cibodas



Selabintana

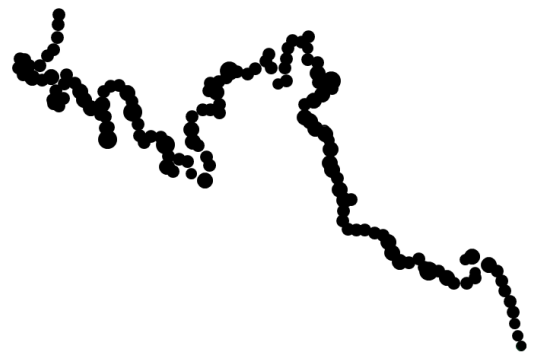


Bodogol

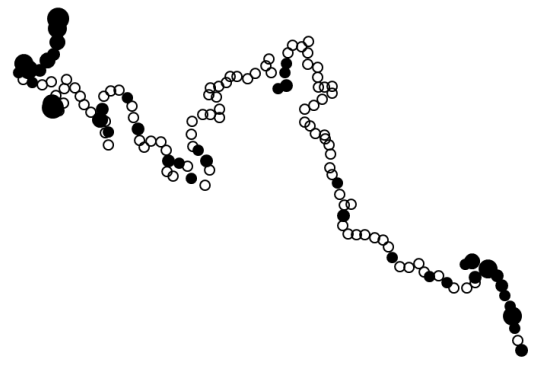
Fig. 3. Site map and canopy cover degree in each segment in HSNP. The Point size indicates canopy cover degree (1-10).

106.535 106.54 106.545 106.55 106.555 106.56 106.565

Clidemia hirta



Wedelia montana



- Point
- cover2
- cover3
- cover4
- cover5

Calliandra calothyrsus

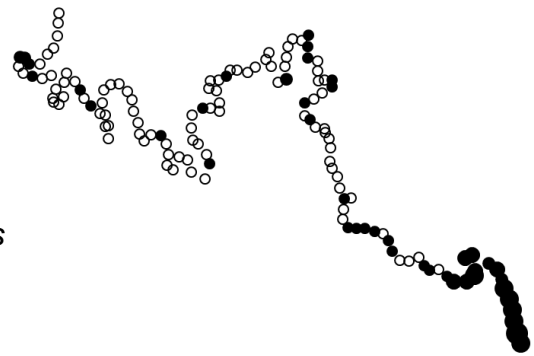
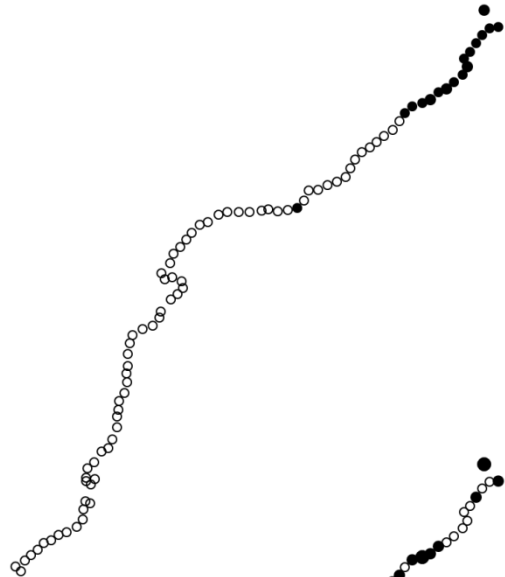
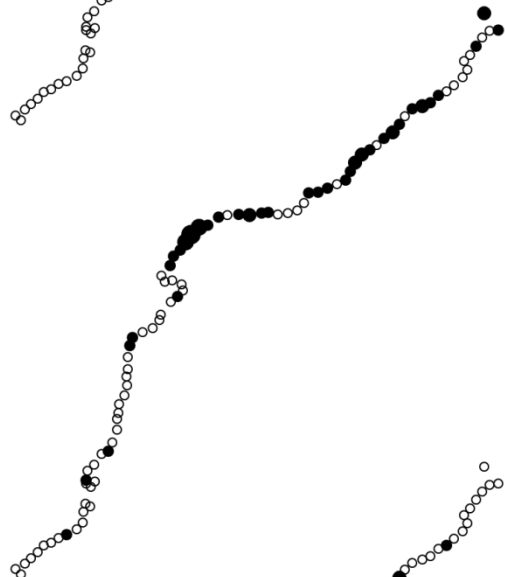


Fig.4. Distribution of major invasive plants in Cikaniki study site in Halimun-Salak national park

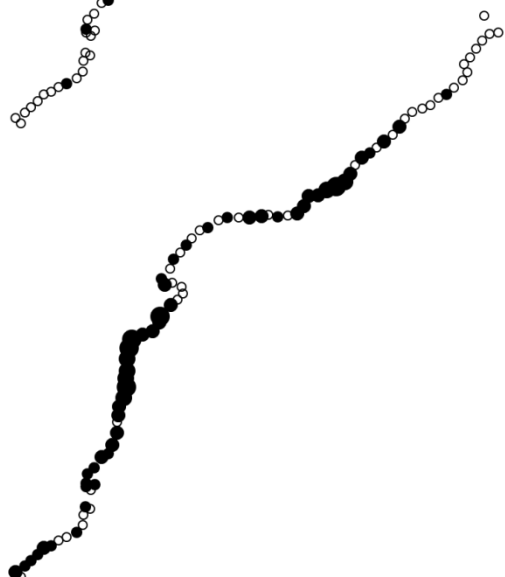
Clidemia hirta



Eupatorium inulifolium



Eupatorium sordidum



- Point
- cover1
- cover2
- cover3
- cover4
- cover5

Fig.5. Distribution of major invasive plants in Cibodas study site in Gede-Pangrango national park

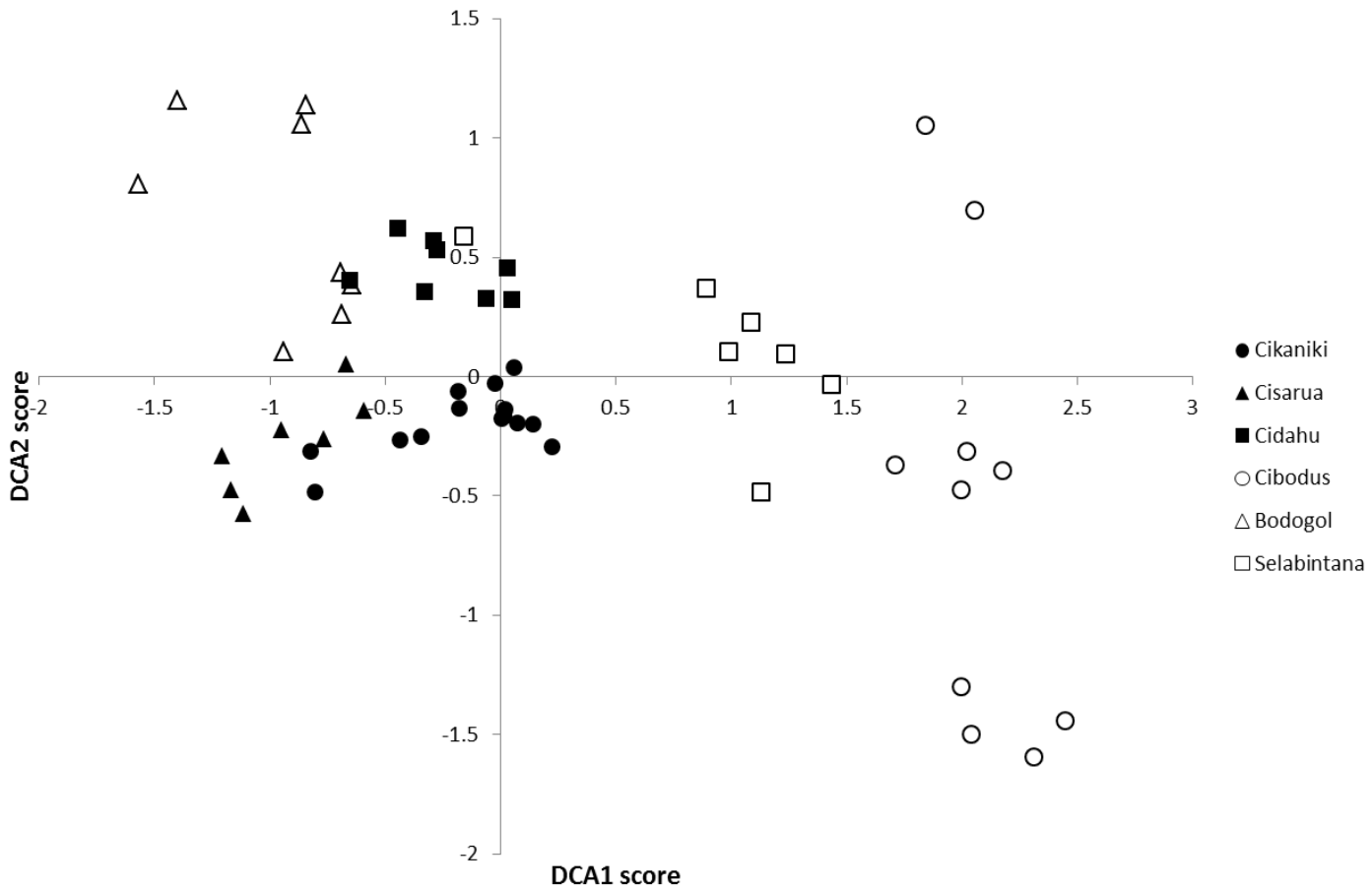


Fig. 6. Detrended Correspondence Analysis of species composition in segments of 500m length.

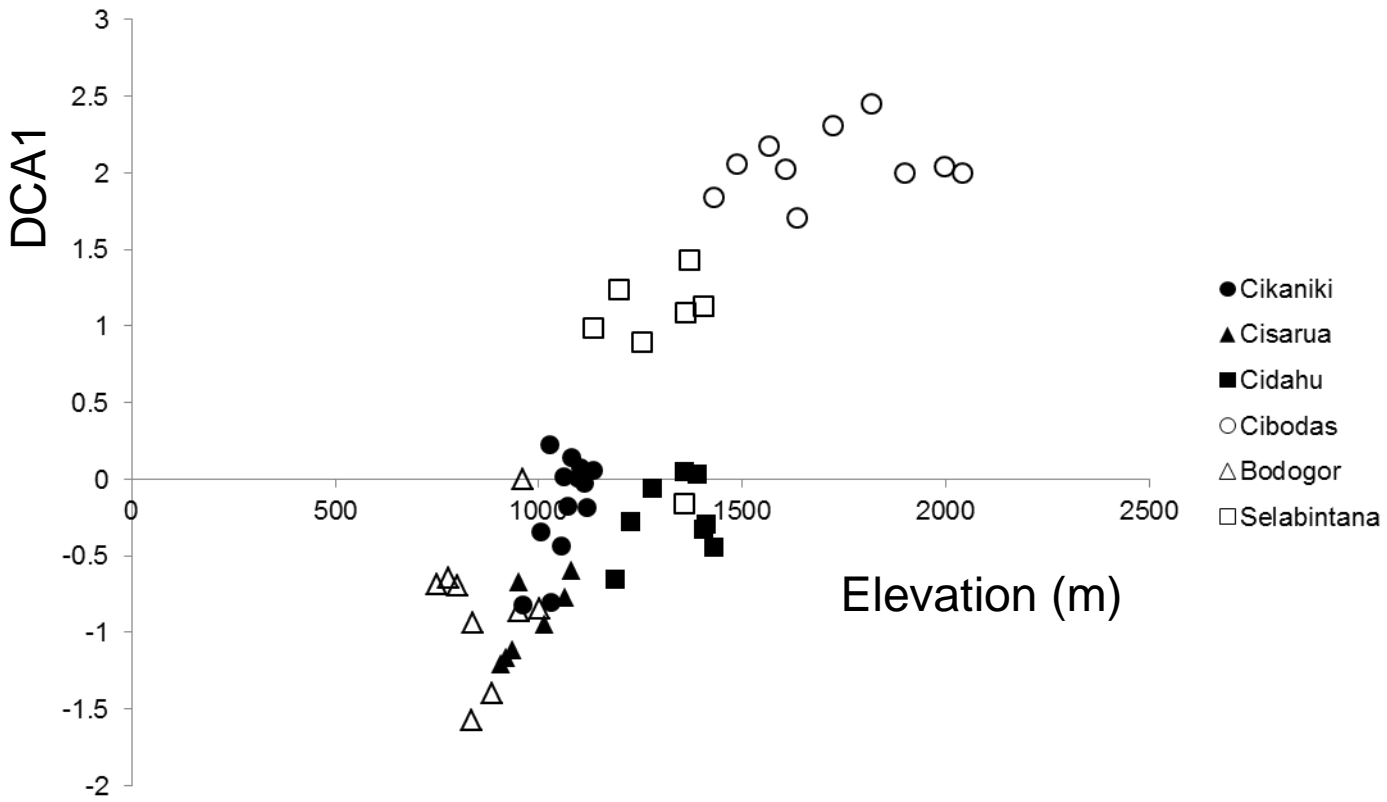


Fig.7. Relationship between altitude and DCA1 value in 500m-segment

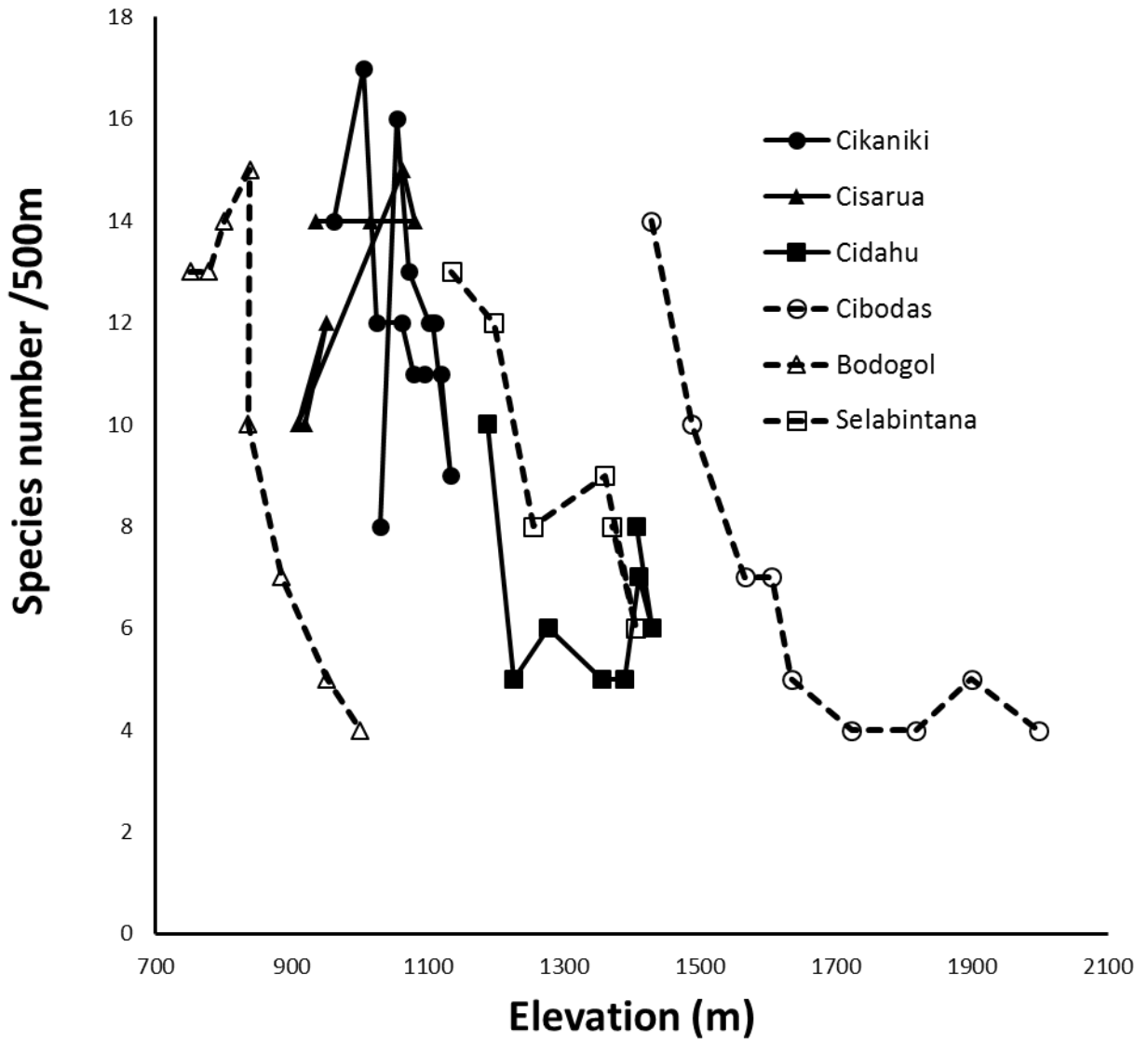


Fig.8 Relationship between number of invasion species and elevation in sequential 500m-segment connected by lines.

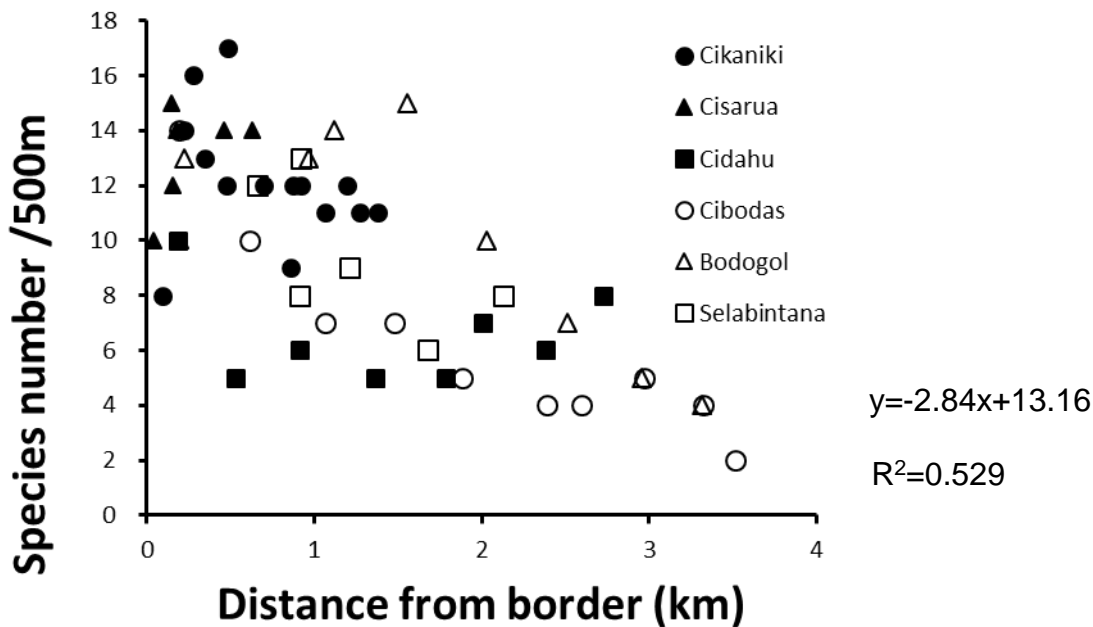


Fig.9. Relationship between number of invasion species and distance from border in 500m-segment.

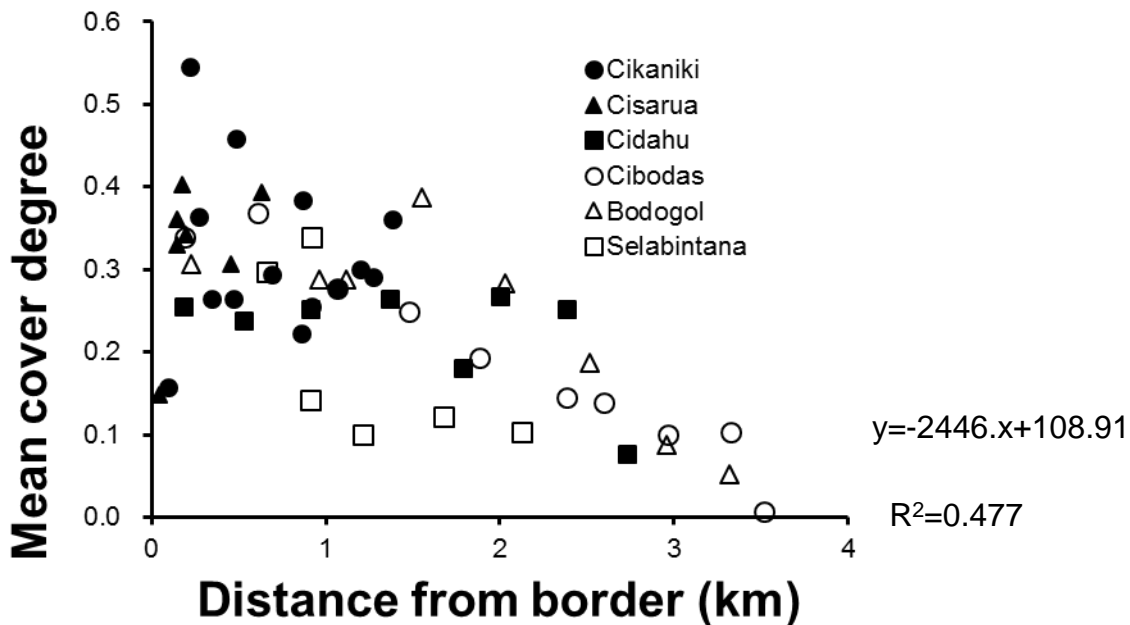


Fig.10. Relationship between cover degree of invasion species and distance from border in 500m-segment.

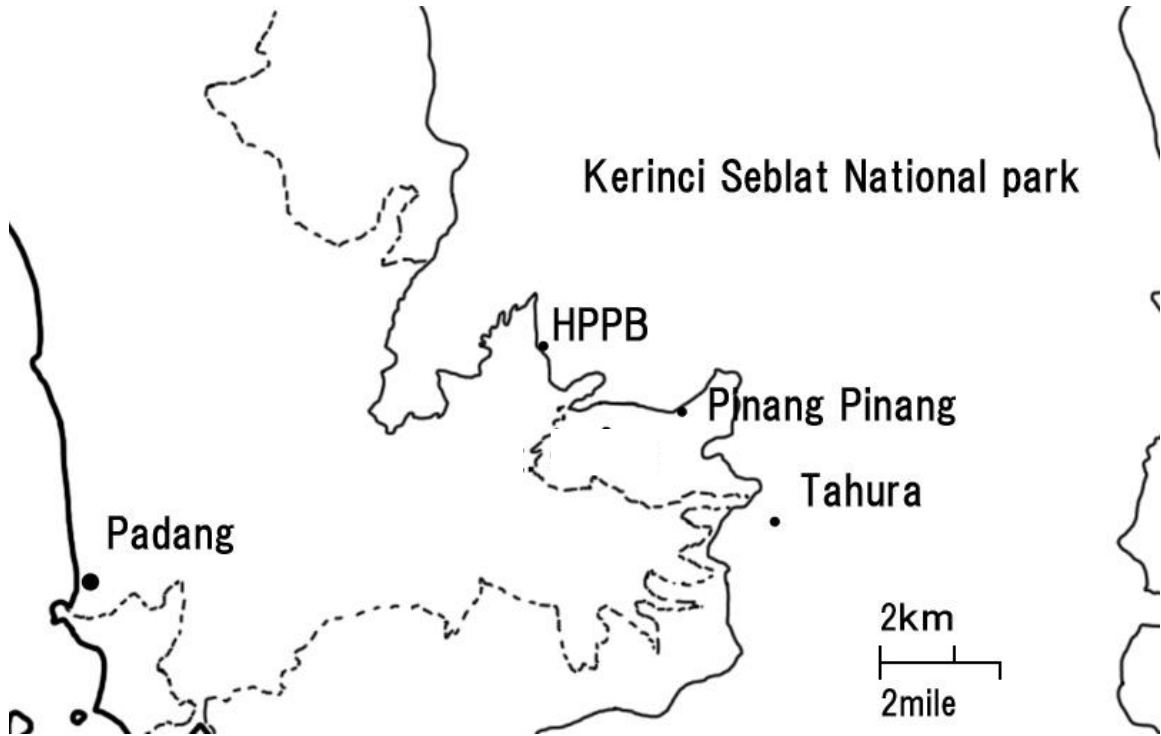
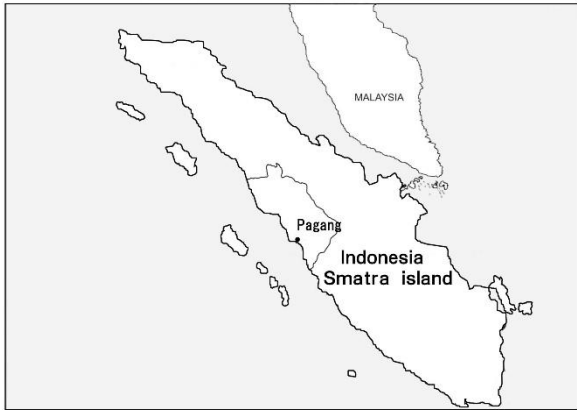


Fig. 11. Study Site Map of Padang in Sumatra Island

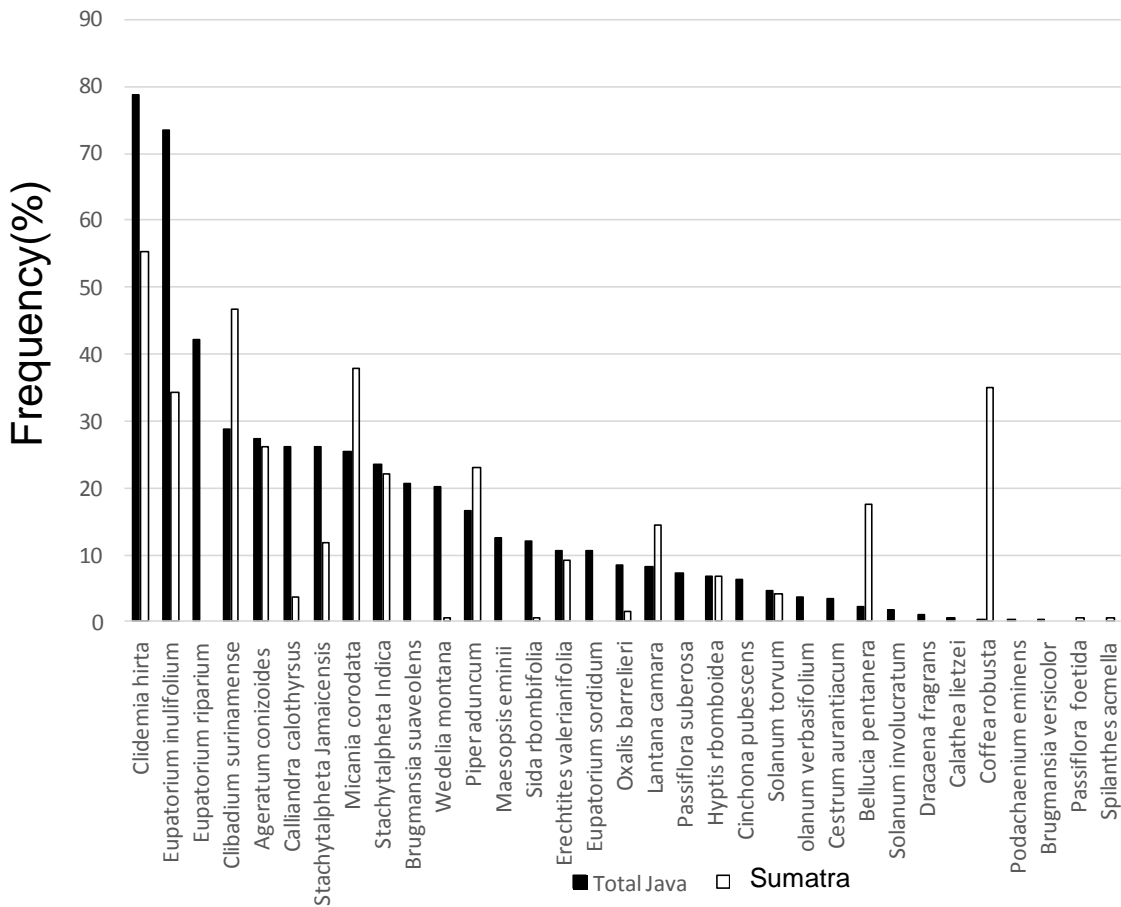
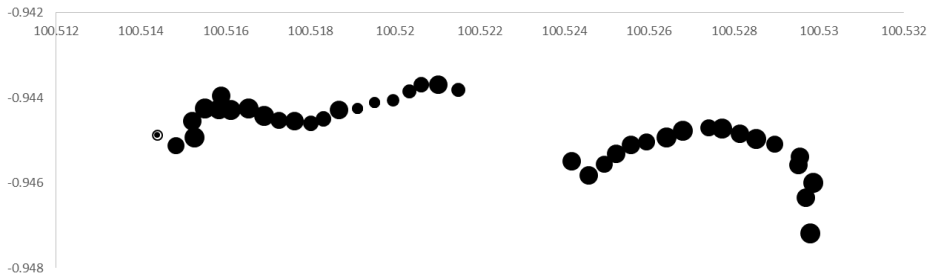
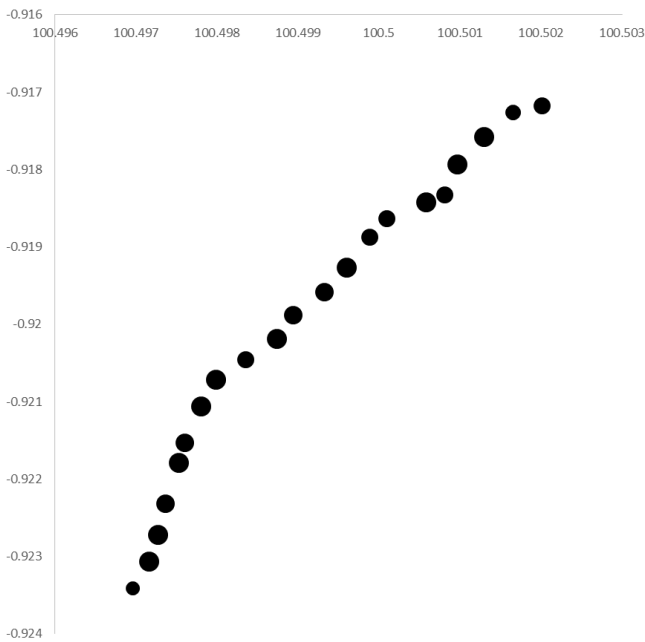


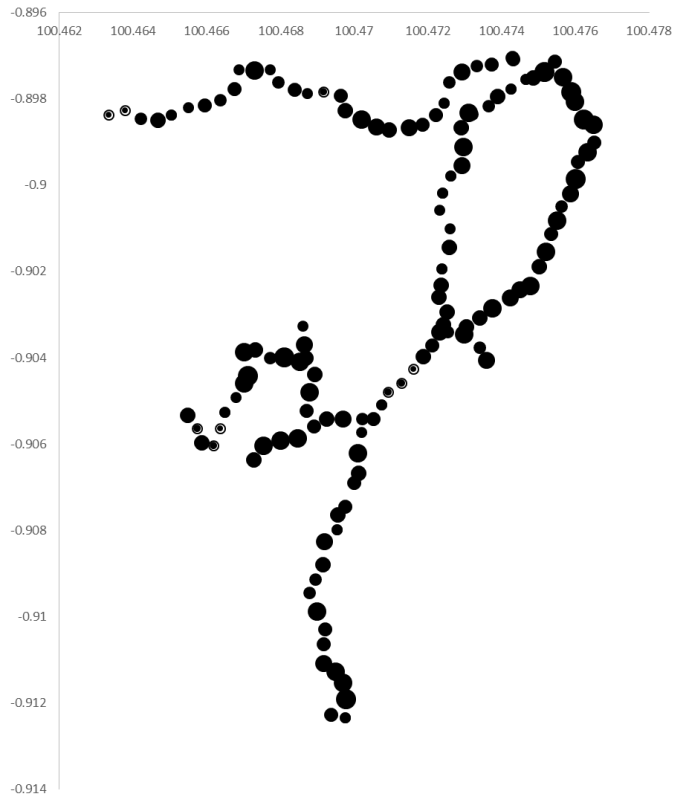
Fig.12. Invasive plants frequency in West Java and West Sumatra



C.Tahura



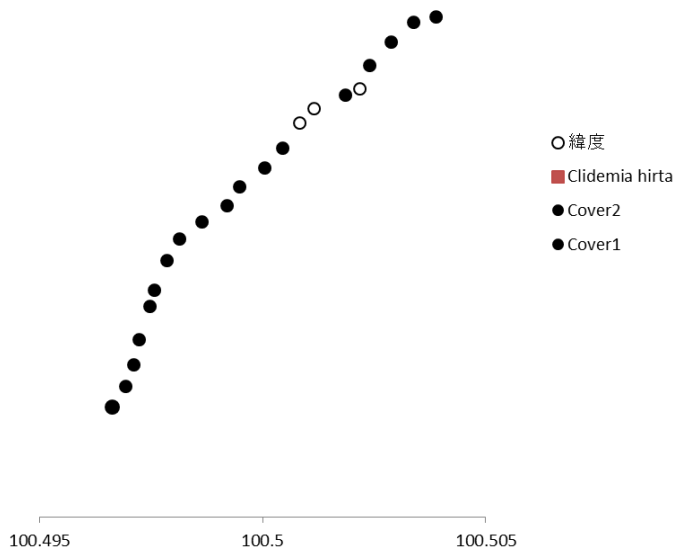
A.PinangPinang



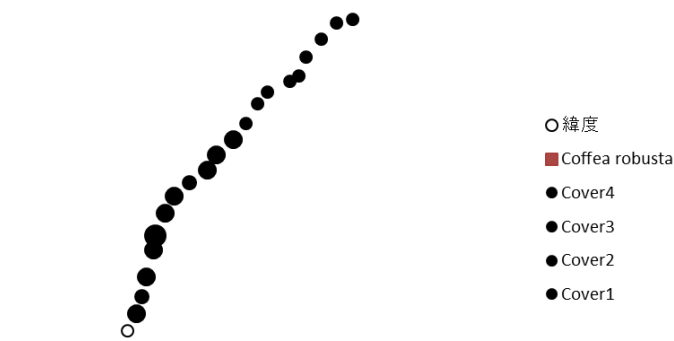
B.HPPB

○緯度 ● canopy1 ● canopy2 ● canopy3 ● canopy4 ● canopy5
 ● canopy6 ● canopy7 ● canopy8 ● canopy9 ● canopy10

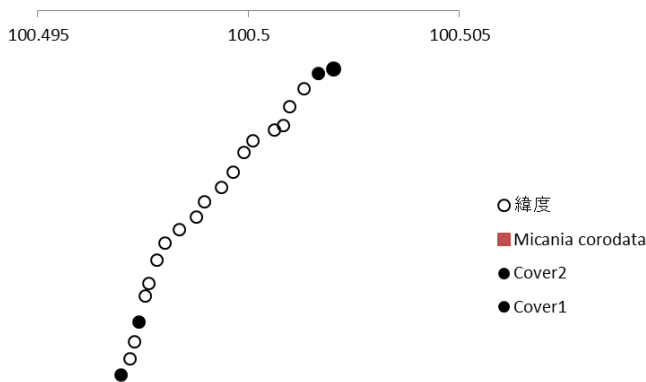
Fig.13 . Site map and canopy cover degree in each segment. The circle size indicates canopy cover degree (1-10).



A. Clidemia hirta

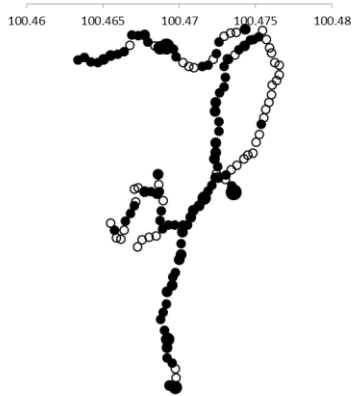


B. Coffea robusta

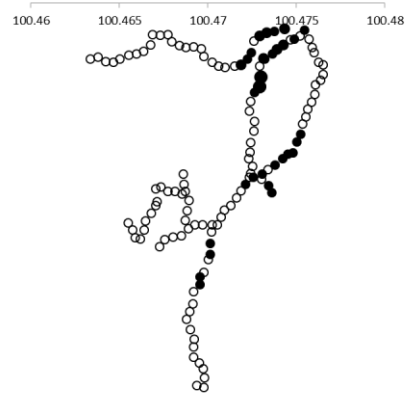


C. Mikania cordata

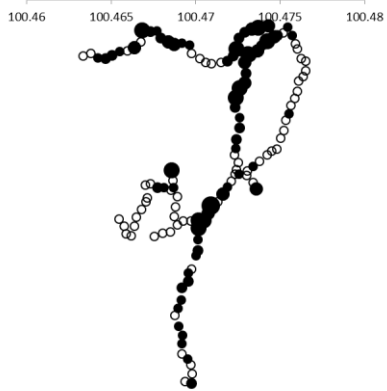
Fig.14 . Distribution of major invasive species in Pinang pinang site. Point size express intensity of coverage (1-5).



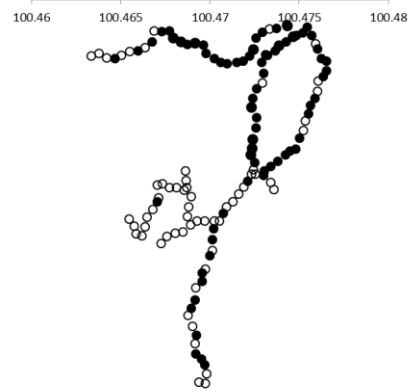
A. *Clibadium surinamense*



B. *Coffea robusta*



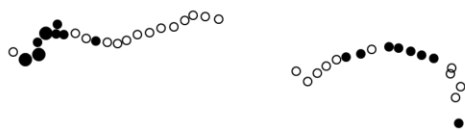
C. *Mikania cordata*



D. *Clidemia hirta*

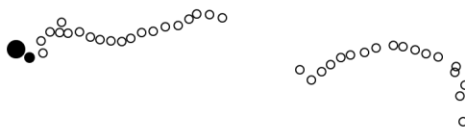
Fig.15 . Distribution of major invasive species in HPPB site. Point size express intensity of coverage (1-5).

100.51 100.515 100.52 100.525 100.53 100.535



Coffea robusta

100.51 100.515 100.52 100.525 100.53 100.535



Mikania cordata

100.51 100.515 100.52 100.525 100.53 100.535



Austroeupatorium inulifolium

Fig.16 . Distribution of major invasive species in Thura site. Point size express intensity of coverage (1-5).

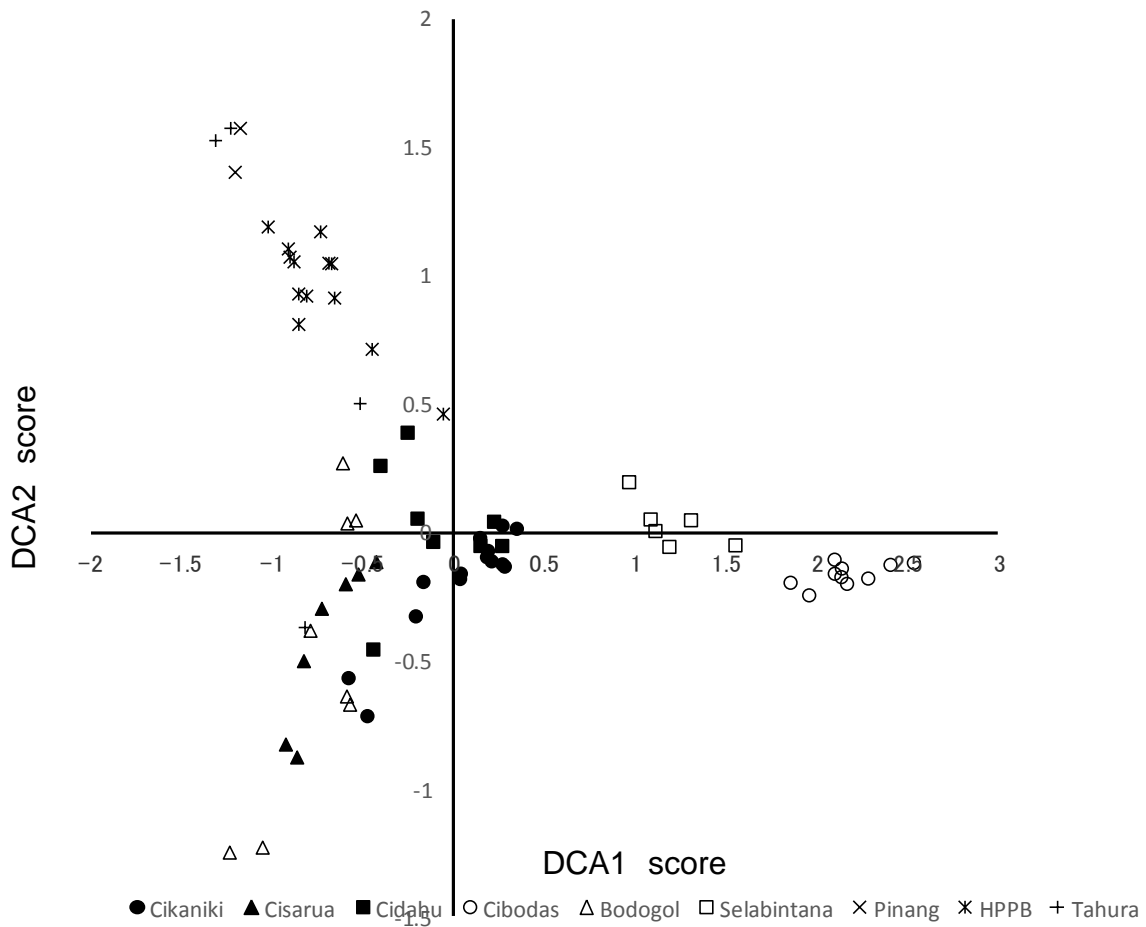


Fig.17. Detrended Correspondence Analysis of species composition in large segments of 500m length in West Java and West Sumatra.

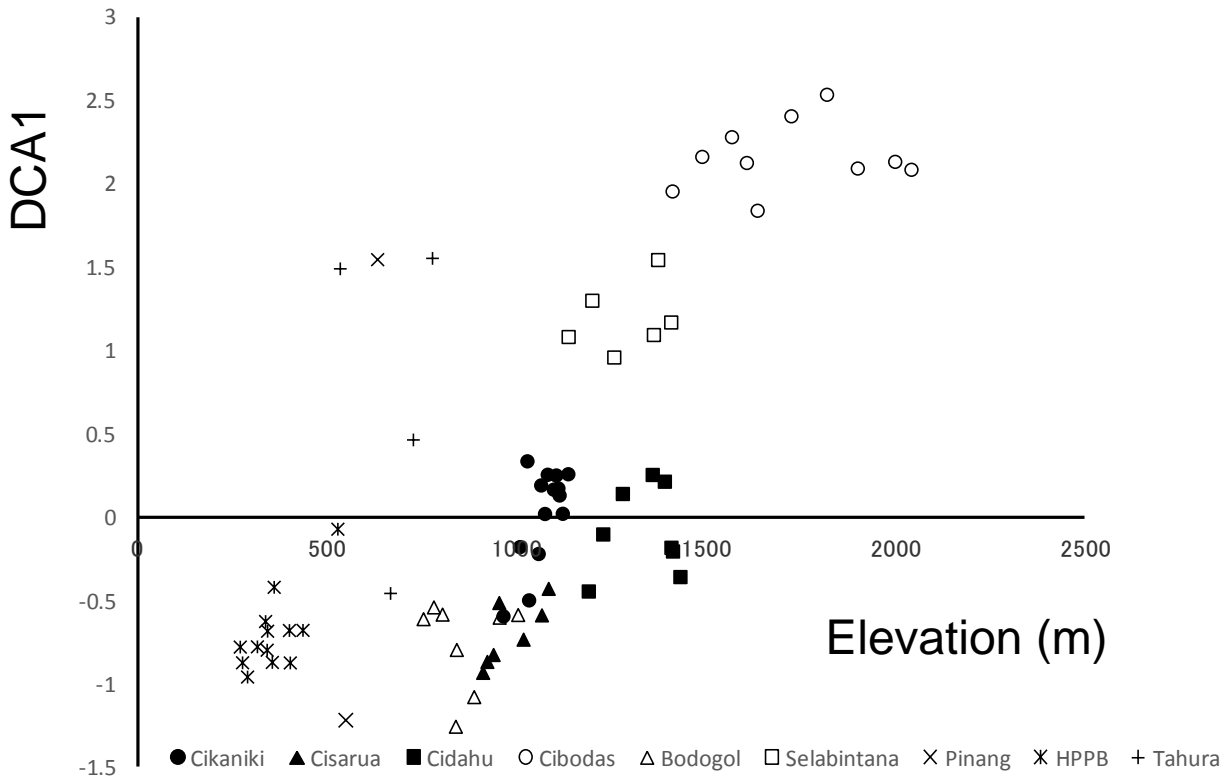


Fig.18. Relationship between elevation and DCA1 value in 500m-segment in West Java and West Sumatra.

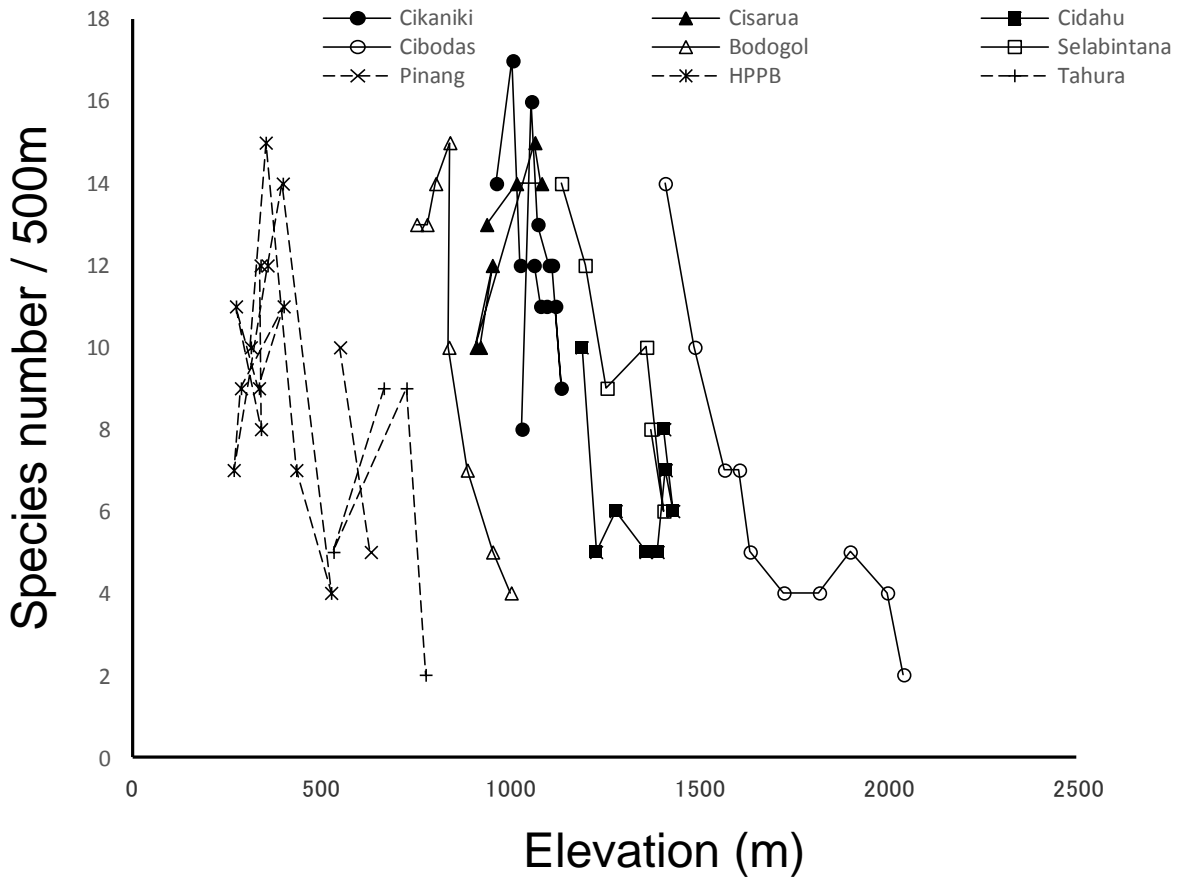


Fig. 19. Relationship between elevation and number of invasion species in sequential 500m-segment connected by lines in West Java and West Sumatra.

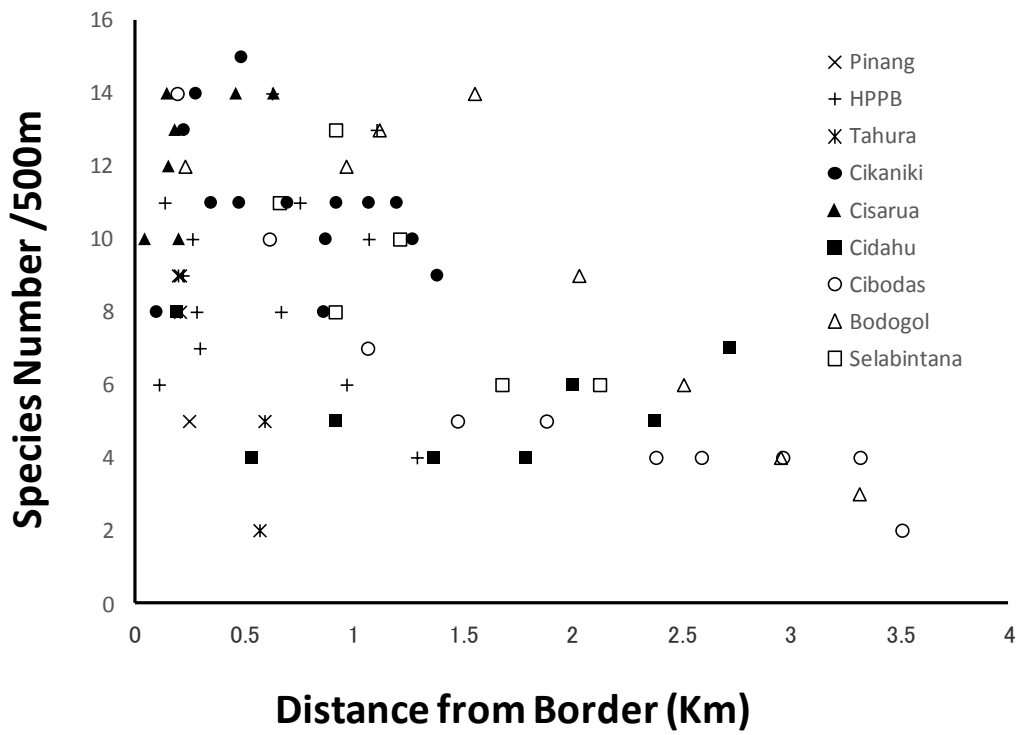


Fig.20. Relationship between number of invasion species and distance from border in 500m-segment.

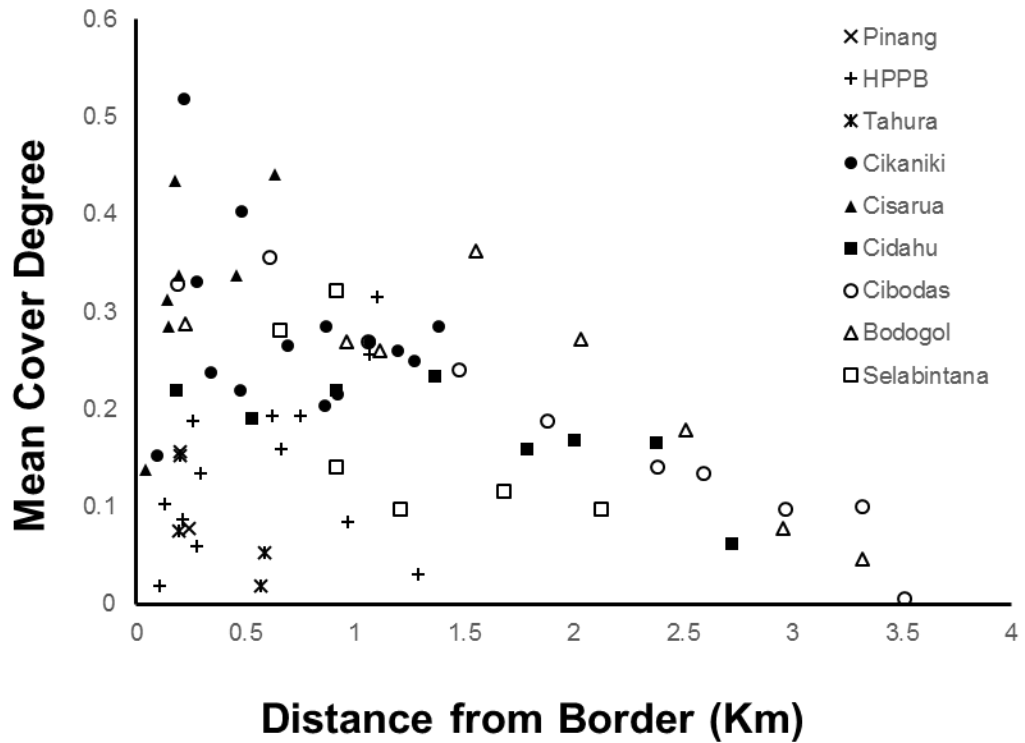


Fig.21. Relationship between Cover degree of invasion species and distance from border in 500m-segment.

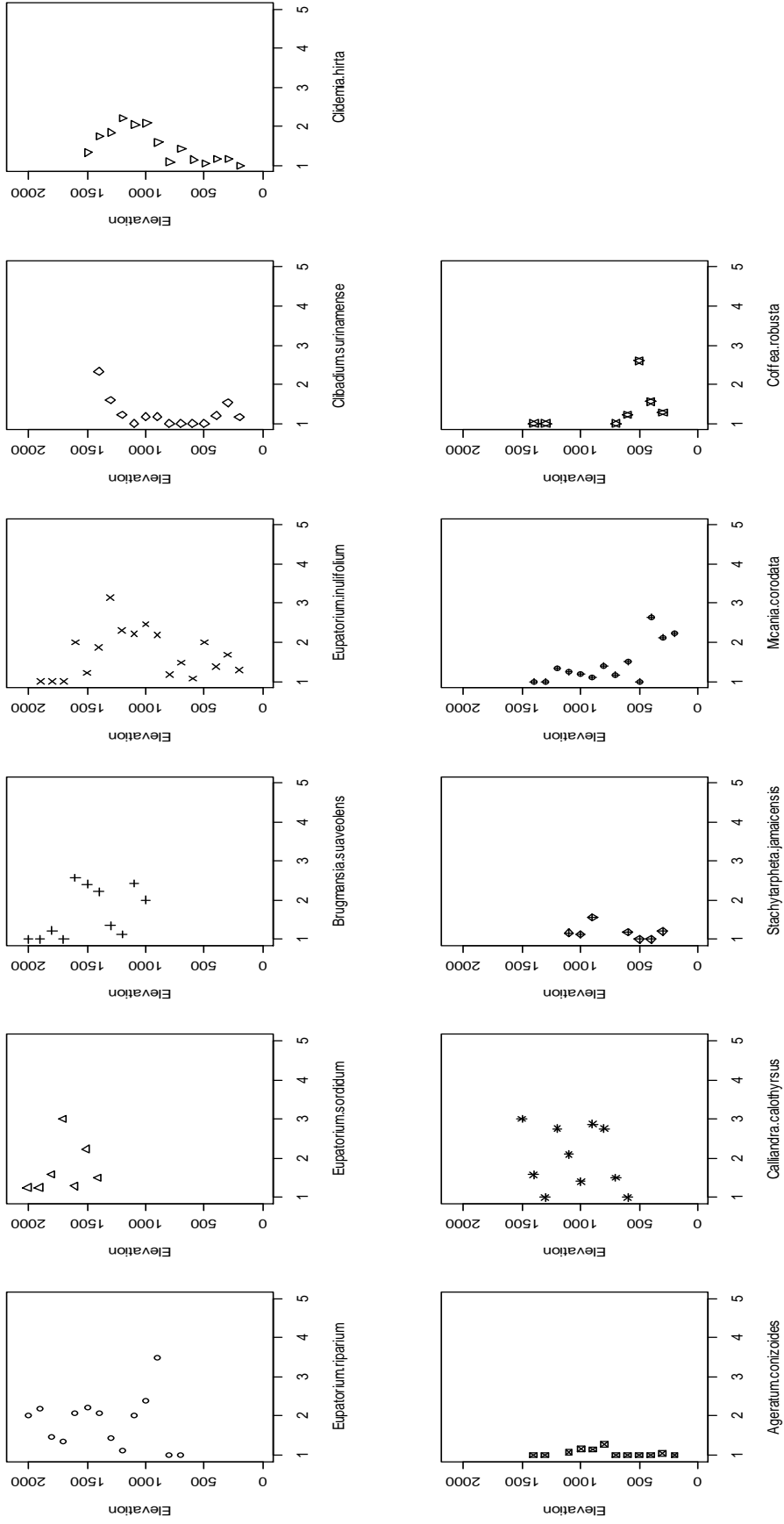


Fig.22. Relationship between elevation(m) and coverage of major invasive in Java and Sumatra.

Halimun Salak National Park

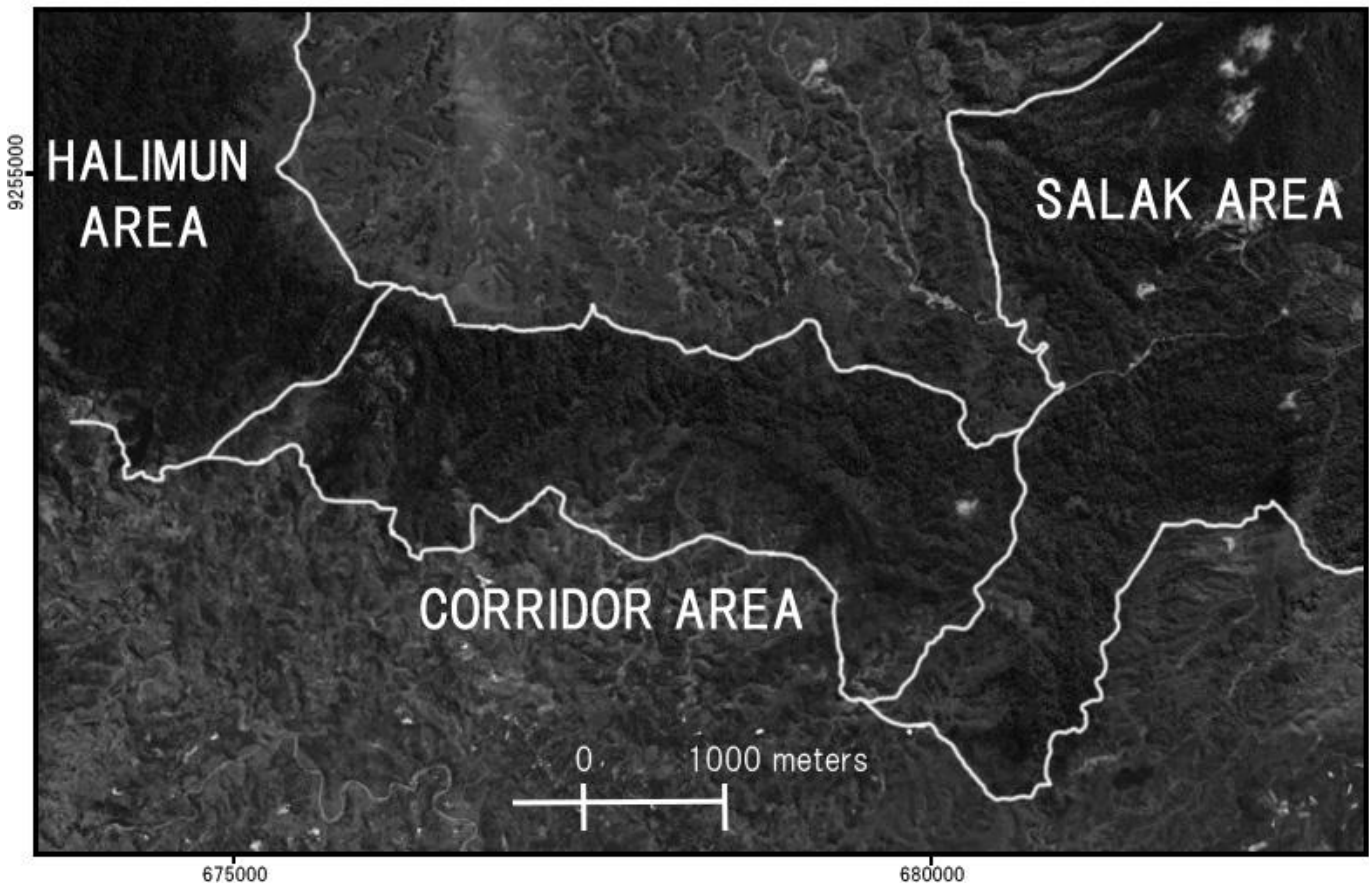
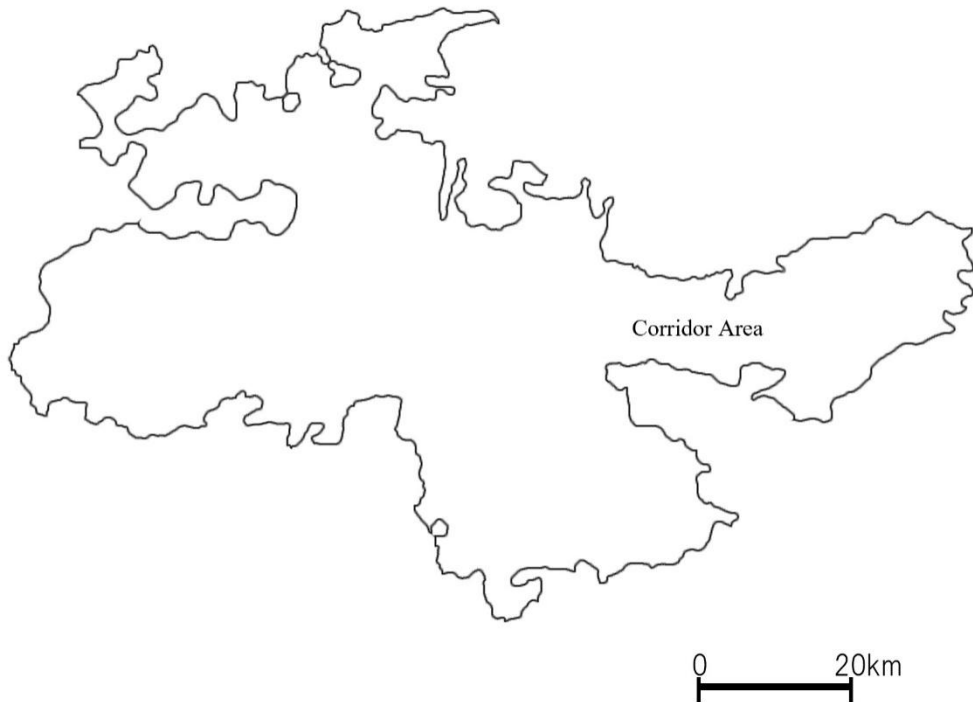


Fig.23. Corridor area in Halimun Salak National Park (From Endangered Species Team, GHSNPMP-JICA. 2009.)

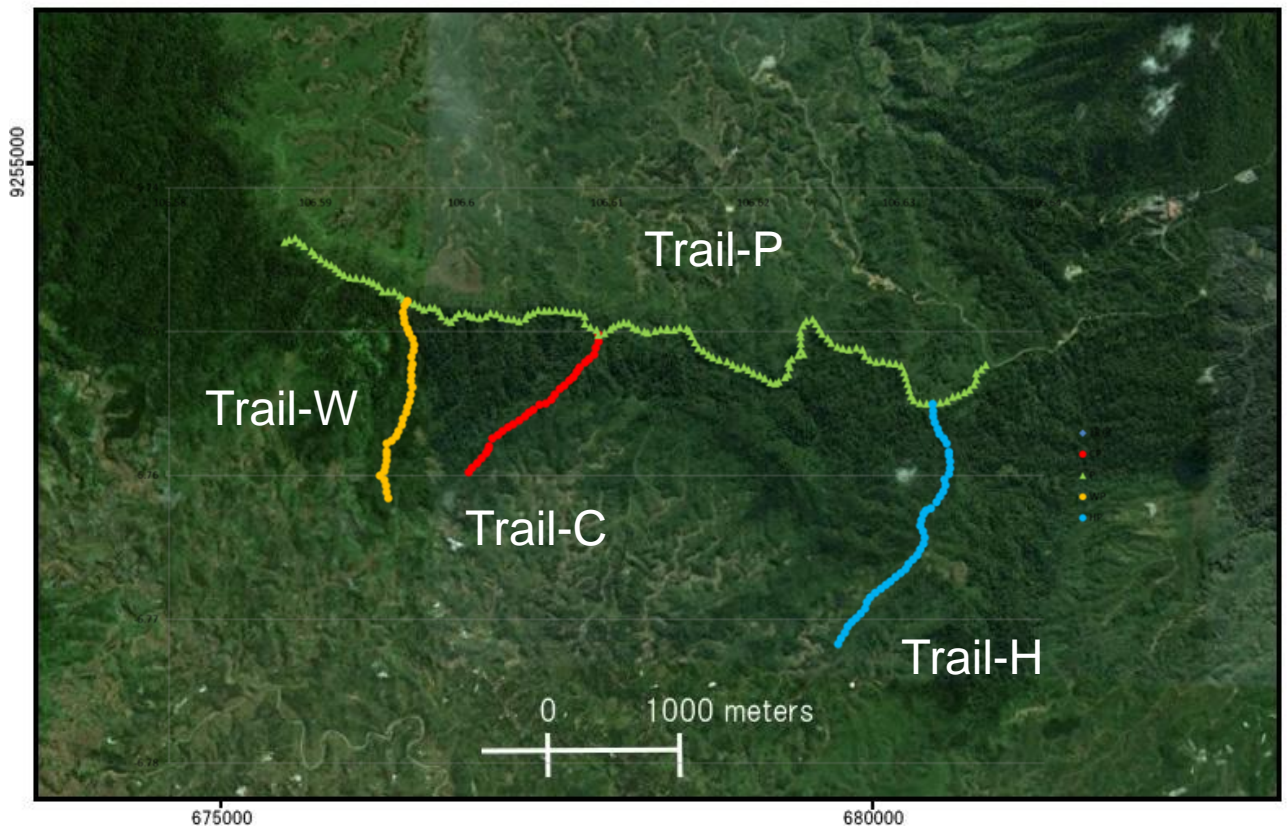


Fig.24. Four study trails in corridor area .

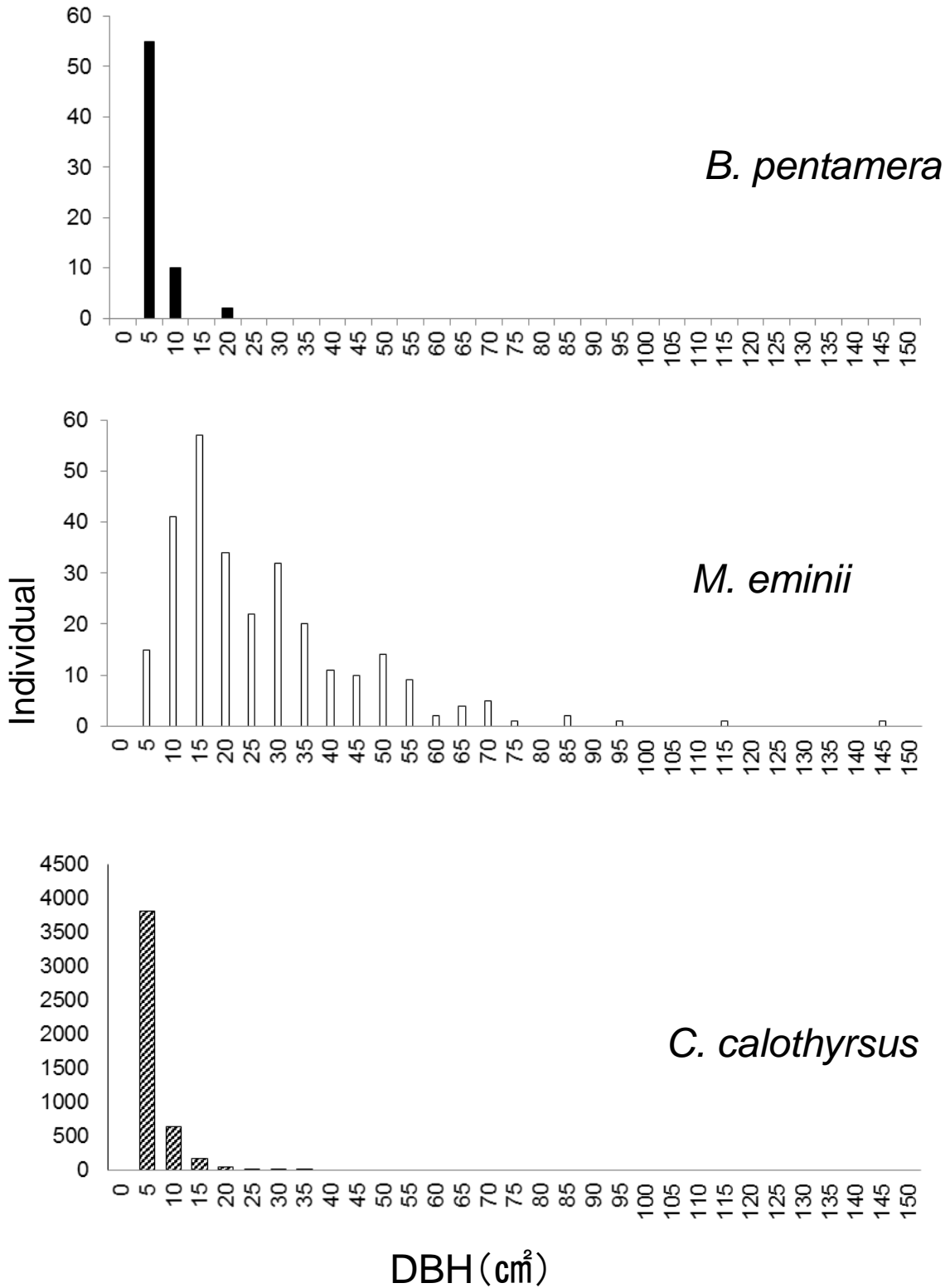


Fig.25. Frequency of DBH in all segments (13.3ha)

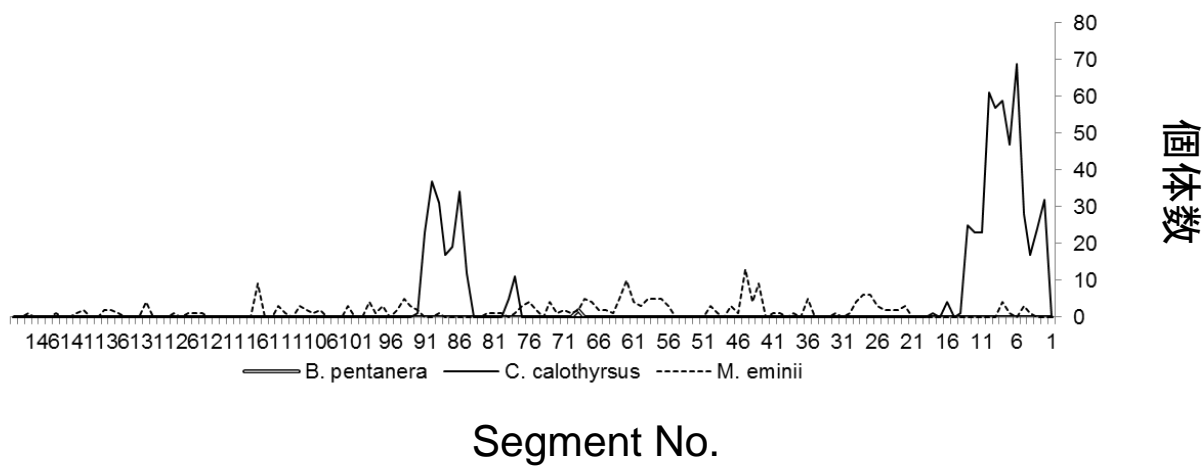
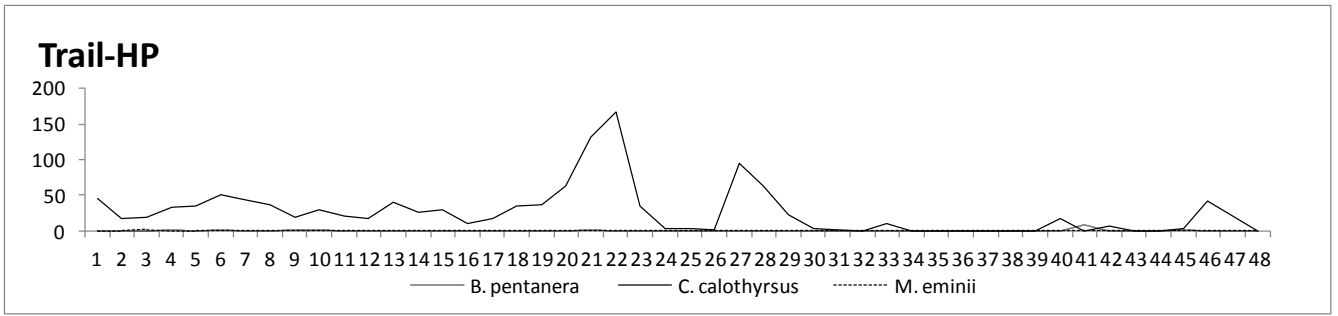
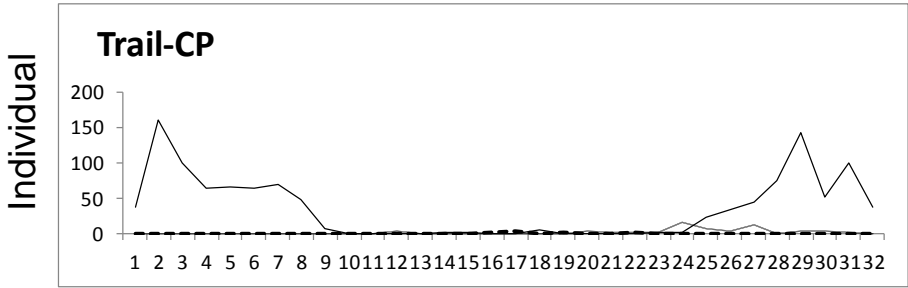
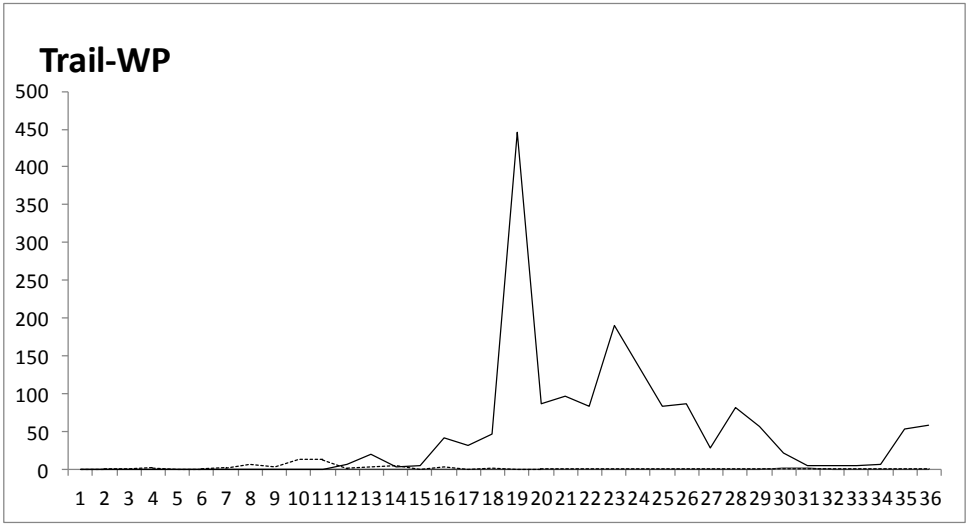


Fig.26. Distribution of three invasive species Main Trail - P



Segment No.

Fig.27. Distribution of each invasive species in trail WP,CP,HP.

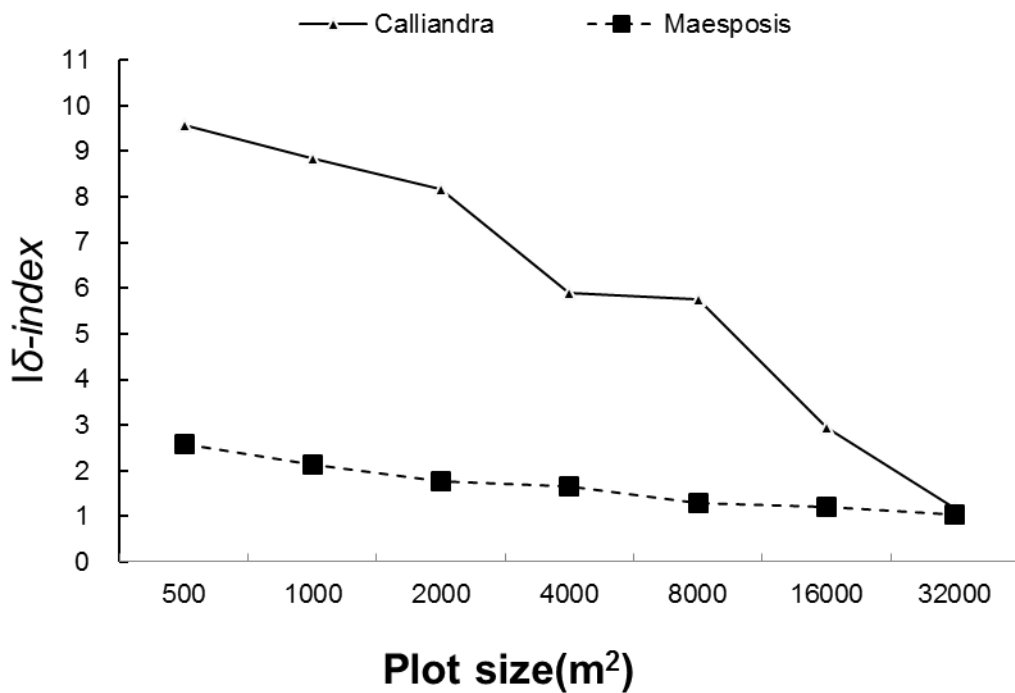


Fig.28. Relationship between Iδ index and plot size about *C. calothyrsus* and *M. eminii*.