

里山放置林における林内植生構造の変化と 自生ツツジ類の動態

Succession of Shrub-layer Vegetation and Situation of Wild Rhododendron in the Abandoned Satoyama Coppice Forest

上原 三知* 重松 敏則** 藤井 義久*** 岩本辰一郎****

Misato UEHARA Toshinori SHIGEMATSU Yoshihisa FUJII
Shinichiro IWAMOTO

Abstract : This paper analyzed forest structure include wild Rhododendrons in comparison to a managed forest's stand at 25 years ago and an uncared forest's stand during 50 years in the secondary forest floor of Hyogo prefecture in Japan. As a result of the analysis, the number of the plant in a management forest's stand were 42 species, and 20 of 29 species of trees were deciduous broad-leaved trees including *Rhododendron reticulatum* which does not have a flower. In addition, there were 13 species of herb at forest floor. On the other hand, there were a small number of the plant with 23 species in a uncared forest's stand, and 8 of 20 species of trees were deciduous broad-leaved trees without wild Rhododendrons. And uncared forest also had only 3 species of herb at forest floor. Hence this paper implies that the dominant trees and an evergreen broad-leaved tree of forest floor in the early successional stage had a conservation effect for biological diversity of deciduous trees and herbs in spite of past 25 years uncared.

Keywords: years of abandonment, satoyama, *Rhododendron reticulatum*, plant succession, biodiversity, effect of conservation management

キーワード: 管理放棄年数, 里山・里山, コパノミツバツツジ, 植物遷移, 生物多様性, 保全管理の効果

1. 研究の背景

春の山野を彩る各種の自生ツツジ類は、我国の風土景観上、欠かかせない季節の風物詩の一つであり、その多くは、いずれも下刈り、放牧等の人為条件下で生存してきた¹⁾。よって薪炭林や農用林としての管理が放棄された里山の二次林内では、植物遷移に伴う常緑広葉樹の密生化や林冠の閉鎖による林内光環境の低下を主な原因とし、ツツジ等の好陽性の野生花木類や春植物の多くが失われていく状況にある。このような中で、急激な都市化に伴い高まった里山等の身近な自然の保健休養および生態的保全機能の重要性に注目した重松・高橋らの1980年代における二次林の生物多様性の保全管理によるレクリエーション利用に関する研究^{1), 2)}をはじめ、複数の研究が継続されている^{3), 4)}。これらの研究により、植物遷移が進む里山放置林内の自生ツツジの開花を維持するための林内光環境や、立地環境等の環境条件がある程度解明され、その具体的な管理のモデルも提示されている。

しかしながら、既に薪炭林利用が放棄されて50年近くが経過した現状では、植物遷移に伴う影響や、保全効果の継続性を時系列的に分析する必要がある。植物遷移の観点からは、温帯性アカマツ林におけるアラカシや、冷温帯性アカマツ林でのミズナラを次期遷移ステージの優占種と推察する加藤ら⁵⁾の研究や、コパノミツバツツジなどの二次林生種の分布傾向が歴史的な収奪の程度や、孤立化（放置）からの経過時間の違いに関連すると指摘した石田ら⁶⁾などの成果がある。

保全効果の継続性については、最長3年目までの追跡調査による、里山林の照葉低木類および、ササ類の伐採が植物種数の維持・回復に有効であるとする山崎ら⁷⁾の報告がある。また、1990年代の植生管理後、11年間における常緑広葉樹、夏緑広葉樹の積算被度の推移に基づく常緑性の遷移後期種が増加した里山林の種多様性や落葉広葉樹の高木の維持に常緑広葉樹の高頻度な刈り取り

が有効とする山瀬⁸⁾の報告などがある。しかしながら、このような保全管理の効果を省力化の観点からより長い時間経過の下で検証した事例はほとんどみられない。

また、利用・管理の放棄による生物の多様性の低下が懸念される里山林の面積が6万～9万ha（国土の2割程度）⁹⁾にも及ぶことを考えれば、一度実施された保全管理効果がどの程度継続するのか、あるいは同様の環境条件下で、管理されなかった林分がどのような林分環境へと植物遷移するのかを明らかにする必要がある。

このような観点から、本論では、1950年代から管理が放棄され、その後、国の用地取得により、かつての里山に人の手が加わらない状態で公園化された兵庫県三木市のグリーンピア三木の里山林を対象とした。そこで1983年に林床における自生ツツジの着花を改善する目的で自生ツツジ以外の低木の除去と、高木の択伐が実施された重松ら²⁾の調査区を追跡調査し、同様の条件下にありながら植生管理が実施されなかった林分の植生構造と比較分析を行った。

2. 研究方法

(1) 調査対象林分の設定

図-1は、調査対象地であるグリーンピア三木の位置と、1983年に設置された重松ら²⁾の調査区（明区、暗区）、ならびに2007年に新たに設定した対照区の位置を示したものである。

グリーンピア三木は、阪神地域の都市住民の保養施設として、薪炭林および農用林の役割を失い、管理放棄されていた347haのアカマツ林、クヌギ・コナラ林、ならびに谷津田が買収され、1980年に開設されたものである。植生帯は常緑広葉樹林帯であるヤブツバキクラス域に属する（図-1）¹⁰⁾。

調査対象エリアは、1983年3月までに管理放棄されて25年～

*信州大学農学部森林科学科緑地環境文化学講座 **九州大学大学院芸術工学研究院環境計画部門

九州大学ベンチャー・ビジネス・ラボラトリー *(有)岩本商店

30 年が経過したコナラ林内で、まず自生ツツジ以外の林床植物の選択的な刈り取りのみに止めた暗区と、さらに上層木の択伐管理¹¹⁾を実施し、林内光環境を改善した実験区の内、自生ツツジが十分に着花するように、高木層の 1/2 の強択伐が実施された明区について、その後 25 年が経過した 2007 年 8 月に植生構造の調査を行った¹²⁾。

また、2007 年 8 月に上記の調査区と連続する谷津田跡に隣接した南西斜面という同一地形条件で、一帯に 1969 年および 1983 年にコバノミツバツツジ等の自生ツツジの群生が確認されており、国が土地取得してから全く管理されていない林分に調査区を新たに設定し、管理が放棄され約 50 年が経過したコナラ二次林における対照区として調査を行うこととした(図-1)¹³⁾。

(2) 林内光環境と自生ツツジの個体の有無、花芽率との関連性

設定した調査区において、25 年前の調査データと比較できるよう、樹冠構成木として、10m×10m の範囲において森林の高木層を構成する高木を対象に樹高、胸高直径の測定を行った。また残存する自生ツツジの上部における林内と全天区の照度を 11:00、12:00、13:00 をはさむ 12 分間のデータとして LI-COR 社製の光子計 LI-190 Quantum Sensor で計測し、その平均値から、それぞれの調査区における林内相対光子束密度を算出した¹⁴⁾。「相対照度」と「相対光子束密度」には強い相関があるものの一般的に「相対照度」の方が高い値を示す傾向にある¹⁵⁾。

また、自生ツツジの花芽率については、花芽分化が終了する 8 月末～9 月上旬に、各調査区における自生ツツジの上方の枝について、枝先から 50cm 内における花芽と葉芽の数をそれぞれ 5 個体ずつ観察記録し、その平均値を各区の花芽率として算出した。

(3) 層別刈り取りによる植生構造の比較

25 年前に自生ツツジ以外の低木の除去のみが実施された暗区と、同様の林床管理に加え、高木の択伐による林内光環境の改善がなされた明区および、約 50 年の間、無管理であった対照区について、設定した 10m×10m の中心部にさらに、それぞれ 5m×5m の方形区を設置し、樹冠構成木を除く総ての下層植物について、層別刈り取り法により、それぞれの現存量を 50cm 毎の高さ階層別に秤量測定した。25 年前のデータと比較するために、秤量は、同様に種毎におこない、生体重で表し、50cm 高さ階層毎の個体数も記録した¹⁶⁾。

3. 結果

(1) 対象林分の設定とその概要

図-1(右)に本研究の対象となる調査区の詳細な設定場所を示す。1983 年に自生ツツジ以外の低木類の選択的な刈り取りと、林内光環境の改善のための高木層の択伐が実施されたエリアの中から、林内相対照度を約 40% 近くまで改善した明区の場所の特定を行った(図-1、写真-1)¹¹⁾。また、明区と同一斜面に設定していた暗区にも同様に調査区を設定した。暗区は、高木層は無択伐だったが自生ツツジ以外の選択的な刈り取りが行われていたために、別途に択伐や林床管理が全くなされていない無管理の対照区を設定し、新たに方形区を設置した(図-1、写真-1 左)¹³⁾。

表-1、2 は、25 年前に設置された明区、暗区と新たに設置した対照区の林分調査の結果を示したものである。25 年前に林床の管理と高木の択伐が実施された明区では、樹林高が 11.1m から 16.5m へ、高木の平均胸高直径が 13.3cm から 38.5cm へと増加し、逆に高木の密度は 7.1 本/a から 3 本/a へと減少していた。

一方、対照区と処理区(明区、暗区)には 23 年前(1983 年)の時点で樹林高に差があった可能性があるものの 50 年以上も無管理の対照区だけでなく明区と初期条件が同じであった暗区でも、

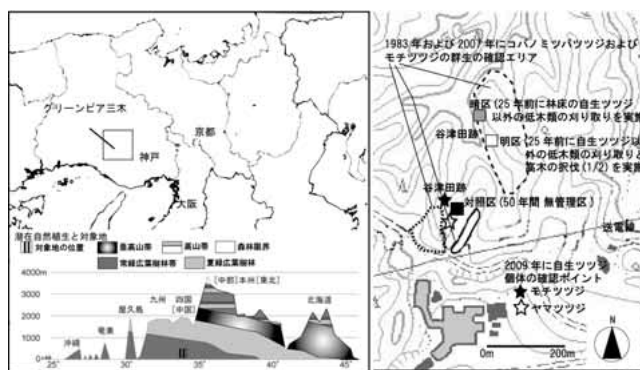


図-1 対象地の概要と各調査区的环境条件の同一性

* 潜在自然植生図は、Numata, M., Miyawaki, A. and Ito, S., 1972 を 1 部改変、背景とした地形図は国土地理院発行¹⁰⁾



左：対照区(50 年近く管理放棄)、中：暗区(25 年前に林床管理のみ実施)、右：明区(25 年前に林床管理と高木層の択伐を実施)

写真-1 対照区および暗区と明区の林分状況(2007 年撮影)

表-2 明区(2007)と暗区(2007)および対照区(2007)の植生構造

| 植被率/優占種 | 高木層 | 亜高木層 | 低木層(1) | 低木層(2) | 草本層 |
|-----------|-----|----------|-----------|---------|--------|
| 明区(2007) | 65% | 20% | 40% | 25% | 30% |
| 優占種 | コナラ | ハネミヌエンジュ | コバノミツバツツジ | ムラサキシキブ | ジャノヒゲ |
| 暗区(2007) | 80% | 35% | 70% | 0% | 5% |
| 優占種 | コナラ | コナラ | ヤブツバキ | | ナキリスゲ |
| 対照区(2007) | 85% | 80% | 20% | 5% | 2% |
| 優占種 | コナラ | ヤブツバキ | ネズミモチ | サカキ | テイカカズラ |

表-1 調査区の林分条件

| | 樹種 | 林令 | 樹高 | 胸高直径 | 立木密度 | 海拔 | 傾斜度 | 傾斜方位 | 年平均気温 | 年降水量 |
|-----------|-----|------|----------|----------|--------|------|-----|------|-------|--------|
| 明区(1983) | コナラ | 25yr | 11.1m | 13.3cm | 7.1本/a | 150m | 22° | SW | 14.4℃ | 1370mm |
| 明区(2007) | コナラ | 50 | 16.5±2.1 | 38.5±4.5 | 3 | 150 | 22 | SW | 15.5 | 903 |
| 暗区(2007) | コナラ | 50 | 19.4±1.1 | 24.2±1.5 | 5 | 150 | 23 | SW | 同上 | 同上 |
| 対照区(2007) | コナラ | 50 | 21.1±1.5 | 26.6±6.2 | 5 | 140 | 25 | SW | 同上 | 同上 |

* 図中の主は標準誤差

明区と比べて樹林高と立木密度が高い結果となり、逆に胸高直径が細い立木が多い結果となった(表-1)。

また、それぞれの植生構造を比較すると 1983 年に林内に残存する自生ツツジの着花改善のために、高木・亜高木の 1/2 の択伐と、林床管理が実施された明区では、高木層の植被率が 65% と少ないものの、コバノミツバツツジやムラサキシキブが優占する低木層の植被率が 40%、25% と高い状態であった(表-2、写真-1 右)。

一方、明区と同一斜面にあり、自生ツツジ以外の低木類の刈り取り管理のみが 25 年前に実施された暗区と無管理の対照区では、落葉広葉樹であるコナラが優占する高木層に次いで、常緑広葉樹であるヤブツバキが優占する第一低木層や亜高木層の植被率が高く、林内が暗い状態であった(表-2、写真-1 左・中)。また対照区では、亜高木層に優占する株立ち状のヤブツバキの年輪解析からも、概ね最後に林床が伐採されてから約 50 年が経過して

いることが確認できた（表－3）。

以上のように明区の林内ではコバノミツバツツジを含む低木層と草本層の植被率が暗区や対照区に比べて高い状態にあるのに対して、暗区と対照区では第一低木層あるいは高木層、亜高木層の植被率が高く、逆に下層の低木層、草本層の植被率が低い植生構造になっていることが明らかになった。

（2）林内光環境と自生ツツジの個体の有無、花芽率との関連性

表－4は、1983年に計測された明区と暗区の林内における相対照度、自生ツツジの着花状況と、2007年に計測した同一林分（明区、暗区）と、対照区における同様の調査結果を比較したものである。光環境の測定は、25年前と同様に残存するコバノミツバツツジの上端部における測定値と、全天区における測定値から相対光量子束密度を求めたものである¹⁰⁾。

1983年当時の花芽率は、各個体の最上部の枝先から花数と花を着けていない新芽の数を合計で100以上計測し、花芽の頻度を百分率で表したものである。2007年も各個体の最短部における枝先における花芽と葉芽の数を対象に、それぞれ複数個体の50cm内における値を計測し、その花芽の出現頻度の平均値（百分率）で表した。コバノミツバツツジおよびモチツツジの花芽分化が8月中旬までには完了していることから、8月末から9月上旬にその花芽率の調査を行い、翌年2008年4月に実際の着花状況の確認を行い計測した値が妥当であると判断した。

表－4から、同一調査区でデータを取得できた明区では1983年に林内相対照度が約40%になるまで高木層が択伐され、花芽率が80%を超える条件が保全されたにも関わらず、25年後の2007年では相対光量子束密度が11.1%（±1.72）、花芽率が35.5%（±20.82）まで低下していた。

コバノミツバツツジはモチツツジおよび、ヤマツツジに比べると花の大きさが小さく、開花期の景観を演出するためには全体としてほぼ70%程度以上の着花率が必要であり、そのための林内相対照度は少なくとも30%以上必要とされる²⁾。以上を考慮すると、25年前の管理により林内相対照度が改善された林分であっても、その後の高木層の枝張りの発達と植物遷移による林内光量子束密度の低下により、十分な着花が期待できない林内環境に戻っていることが明らかになった。

一方、25年前に自生ツツジ以外の低木類の除伐管理のみが実施された暗区と50年近く無管理の対照区では、林内光量子束密度がそれぞれ、9.1%（±1.17）と4.8%（±0.38）にまで低下しており、低木層の上部においても自生ツツジの着花が期待できない状態になっていた。特に対照区のコードラート内では、コバノミツバツツジ、モチツツジは皆無であり、常緑樹の密生化が進み、落葉樹が生育できない光条件にまで植物遷移が進んでいた（表－4）。

1983年に自生ツツジ以外の選択的な刈取りのみがなされ、高木層は択伐されなかった暗区（明区と同一斜面に1983年に設置）では、コバノミツバツツジの個体がわずかに確認できたが、相対光量子密度が9.1%（±1.17）にまで低下していたために、上端部の枝においてもわずかに1.1（±0.01）%の花芽率しか得られなかった。

同様の立地条件下で約50年間も管理放棄された対照区周辺の林分では、草本層における2株程度のヤマツツジ以外の好陽性の自生ツツジは全く確認できなかったことから、かつて周期的な伐採更新により林内に生存していた里山の自生ツツジ類は少なくとも管理放棄から約50年ではほぼ林内から消失すると推察された。

（3）層別刈り取り調査による植生構造の比較

表－5は、明区、暗区、対照区における自生ツツジの出現個体数、生体重の比較結果を示したものである。その結果から、明区は、暗区、対照区と比べてコバノミツバツツジとモチツツジの出現個体数、生体重だけでなく、落葉木本類の出現数、生体重、草本植物の生体重が高い結果となった。一方、3区の常緑木本類の出現数については、植物遷移が進んでいるためかそれほど差がなく、逆に、その生体重は対照区が他の2区よりも多い結果となった。

図－2（1983年）と図－3、4、5（2007年）は、調査地における林内の植生構造について層別刈り取り法（5m×5m）による調査結果を比較したものである。図－3、4、5の集計結果は、25年前のデータと比較するために図中の凡例パターンを統一し、紙面の制限上、明区（2007年）と対照区（2007年）のより詳細なデータの集計結果を、種組成別の現存量として表－6、7に示す。

25年前の林床構造を見ると、既に1983年時点で管理放棄後25年が経過していたにも関わらず、コバノミツバツツジの生体重が全体の現存量の中で比較的に高い割合を占めており、当時の二次林林床における主要な構成種であったことがわかる（図－2）。

しかしながら、1983年の時点でも、下刈り管理が長年にわたり放棄された結果として、低木層におけるアラカン、ヒサカキなどの常緑広葉樹が高い割合にあった（図－2）。

上記の低木層における自生ツツジ類以外の常緑樹及び落葉樹の除伐、ならびに高木層の強択伐による林内光環境の改善（林内の相対林内照度40%）により、コバノミツバツツジが十分に着花できる条件が整えられた明区の25年後の林床構造を示したものが図－3である。25年前の林床構造と比べると選択的に刈り残されたコバノミツバツツジの生体重が全体に占める比重が非常に高くなっていた。また、既に25年前に低木層に優占しつつあった常緑性広葉樹を全て除去したことで、その後、25年を経過した現在の林床でもヤマフジやその他の落葉木本の割合が高いことも当時の保全管理効果を示すものといえる（図－3）。

実際にその詳細を見ると、5m×5mの方形区内の出現種数は42種となり、その内の木本類29種中20種が落葉木本類という結果になった（表－6）。また、林床における草本植物も13種

表－3 対照区(無管理区)の亜高木層に優占するヤブツバキ（株立）6個体の年輪

| | 地上30cmの 幹周囲長 | 地上30cmの 幹直径 | 地際の年 輪 |
|------|-----------------|----------------|-----------|
| 平均値 | 19.5(cm) | 6.25(cm) | 50.8(年) |
| 標準誤差 | ±1.3 | ±0.4 | ±0.3 |

表－4 立木密度、林内光環境の変化と自生ツツジの有無及び花芽率との関係性

| | 立木密度 | 林内相対照度(1983年) 林内相対光量子束密度 (2007年) | コバノミツバ ツツジ花芽率 | モチツツジ 花芽率 |
|-----------|---------|--|------------------|--------------|
| 明区 1983年 | 400 /ha | 38.8% | 83.20% | 42.9% |
| | 311 | 43.1 | 80 | 46.1 |
| 暗区 1983年 | 747 | 14.9 | 27.9 | 2.1 |
| | 747 | 13.5 | 15.9 | 0 |
| 明区 2007年 | 300 | 11.1 ±1.72 | 35.5 ±20.82 | 0 ±0.00 |
| 暗区 2007年 | 500 | 9.1 ±1.17 | 1.1 ±0.01 | — |
| 対照区 2007年 | 500 | 4.8 ±0.38 | — | — |

※図中の±は標準誤差を示し、1983年のデータは明区と対照区をそれぞれ2画区ずつ調査して得られたものである³⁾、2007年の相対光量子密度は、全天区と林内における12分間の光量子積算量を1分間単位で集計した全天区との相対値の平均値と標準誤差で示す。

表－5 明区（2007）と暗区（2007）および対照区（2007）における自生ツツジの出現個体数、生体重の比較結果

| | コバノミツバツツジ | | モチツツジ | | 落葉木本 | | 常緑木本 | | 草本植物 | | 全出現 個体数 | 全出現 種体数 | 全生 体重 |
|-----|---------------------------------|------------------------------|-----------|------|-------------------------------|-------|----------|--------|----------|-----|------------------------|-----------------------|-----------------------|
| | 出現個体数 (個体/25m ²) | 生体重 (g/25m ²) | 出現 個体数 | 生体重 | 出現種数 (種/25m ²) | 生体重 | 出現 種数 | 生体重 | 出現 種数 | 生体重 | (個体/25m ²) | (種/25m ²) | (g/25m ²) |
| 明区 | 59 | 31703 | 22 | 4481 | 20 | 70508 | 9 | 8512 | 13 | 151 | 537 | 42 | 79173 |
| 暗区 | 9 | 7928 | 0 | 0 | 11 | 14049 | 9 | 132839 | 4 | 2 | 276 | 22 | 146895 |
| 対照区 | 0 | 0 | 0 | 0 | 8 | 3446 | 12 | 220164 | 3 | 11 | 256 | 23 | 223622 |

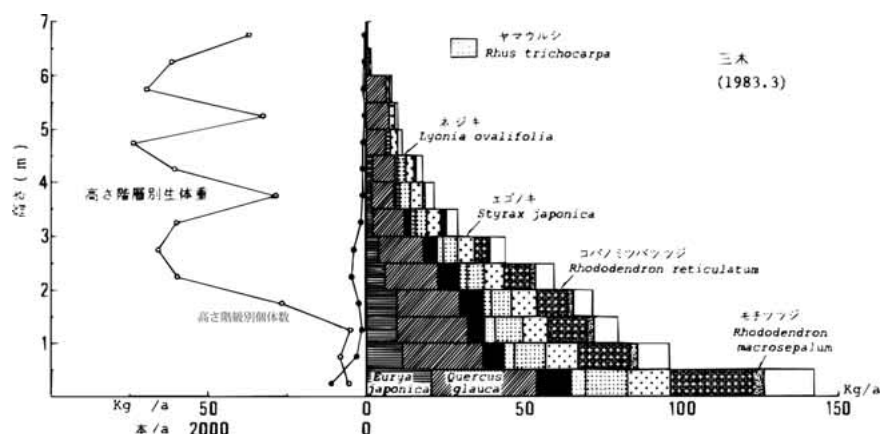


図-2 25年前の明区（林床管理前 放棄後25年が経過した状態）における林床構造（1983年）²⁾

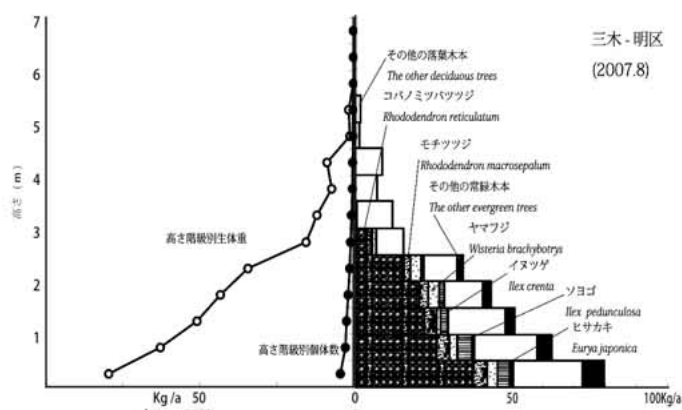


図-3 25年前に林内照度の改善が行われた明区（管理区）の林床構造（2007年）

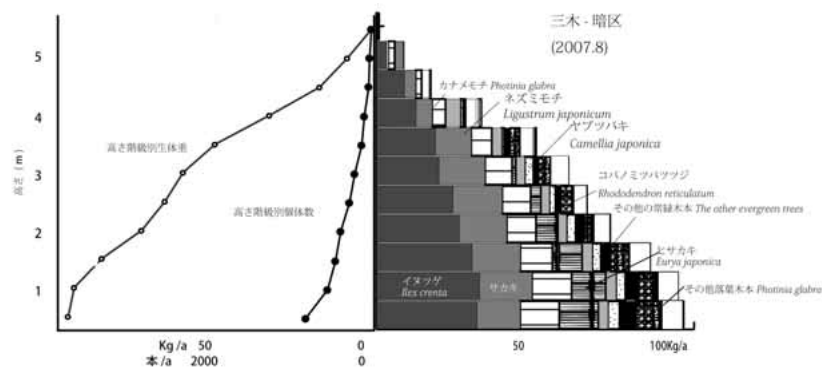


図-4 25年前に自生ツツジ類以外の低木の選択的刈取りが実施された暗区（管理区）の林床構造（2007年）

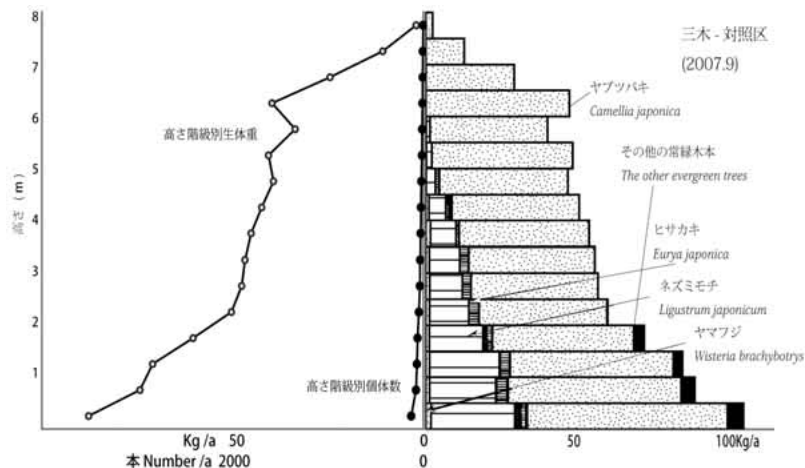


図-5 50年以上にわたり管理放棄された対照区（無管理区）の林床構造（2007年）

表－6 25 年前に林内照度の改善が行われた明区の林床における種組成と現存量（2007 年）

| 樹種 | 0～ 0.5m | 0.5～ 1.0 | 0.5～ 1.0 | 1.0～ 1.5 | 1.5～ 2.0 | 2.0～ 2.5 | 2.5～ 3.0 | 3.0～ 3.5 | 3.5～ 4.0 | 4.0～ 4.5 | 4.5～ 5.0 | 5.0～ 5.5 | 総生体重 (g/25m ² ・%) | 出現頻度 (個体数・%) |
|--|------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|---------------------------------|-----------------|
| 落葉木本 Deciduous woody plants | | | | | | | | | | | | | | |
| ＊コバノミツバツツジ <i>Rhododendron reticulatur</i> | 9382.7 | 6486.5 | 25.9 | 5511.2 | 5107.0 | 3897.7 | 1208.9 | 83.1 | | | | | 31703.0 (40.0) | 59 (11.0) |
| ハネミスイエンジュ <i>Maackia floribunda</i> | 2629.3 | 2228.0 | 8.9 | 1972.5 | 1378.5 | 1567.5 | 1322.8 | 2309.3 | 1468.2 | 1960.8 | 286.8 | 386.6 | 17519.2 (22.1) | 4 (0.7) |
| ＊モチツツジ <i>Rhododendron macrosepalum</i> | 1131.4 | 1030.7 | 4.1 | 974.6 | 739.8 | 492.5 | 108.3 | | | | | | 4481.4 (5.7) | 22 (4.1) |
| ＊ヤマフジ <i>Wister brachybotrys</i> | 813.9 | 610.0 | 2.4 | 309.7 | 850.7 | 862.3 | 337.2 | 34.6 | | | | | 3820.8 (4.8) | 34 (6.3) |
| イヌザンショウ <i>Zanthoxylum schinifolium</i> | 412.7 | 436.2 | 1.7 | 404.9 | 423.9 | 527.4 | 520.1 | 392.8 | 288.0 | 179.0 | | | 3586.7 (4.5) | 3 (0.6) |
| ムラサキシキブ <i>Callicarpa japonica</i> | 575.2 | 406.9 | 1.6 | 610.6 | 441.4 | 28.4 | | | | | | | 2064.1 (2.6) | 8 (1.5) |
| マルバアオダモ <i>Fraxinus sieboldiana</i> | 474.1 | 417.3 | 1.7 | 426.3 | 359.9 | 222.1 | 81.8 | 78.6 | | | | | 2061.8 (2.6) | 14 (2.6) |
| ミヤマガズミ <i>Viburnum wrightii</i> | 337.4 | 297.0 | 1.2 | 251.9 | 178.4 | 115.5 | 137.0 | 61.8 | 3.1 | | | | 1383.3 (1.7) | 8 (1.5) |
| ミツバアケビ <i>Akebia trifolia</i> | 231.7 | 234.5 | 0.9 | 183.2 | 266.1 | 150.4 | 114.1 | | | | | | 1180.9 (1.5) | 51 (9.5) |
| コックハネウツギ <i>Abelia serrata</i> | 321.8 | 282.5 | 1.1 | 319.8 | 17.8 | | | | | | | | 943.0 (1.2) | 12 (2.2) |
| コバノガズミ <i>Viburnum erosum</i> | 157.4 | 448.3 | 1.8 | 201.3 | 17.0 | | | | | | | | 825.8 (1.0) | 11 (2.0) |
| カマツカ <i>Pourthlaea villosa var. laevis</i> | 202.6 | 148.3 | 0.6 | 109.8 | | | | | | | | | 461.3 (0.6) | 12 (2.2) |
| コナラ <i>Quercus serrata</i> | 97.2 | 73.1 | 0.3 | 40.3 | 13.3 | | | | | | | | 224.2 (0.3) | 19 (3.5) |
| コマユミ <i>Euonymus alatus</i> | 60.1 | 44.4 | 0.2 | 6.7 | | | | | | | | | 111.4 (0.1) | 3 (0.6) |
| スノキ <i>Vaccinium smallii var. glabrum</i> | 35.0 | 26.5 | 0.1 | 26.6 | | | | | | | | | 88.2 (0.1) | 1 (0.2) |
| ハンショウツル <i>Clematis japonica</i> | 16.5 | 5.6 | 0.0 | 2.8 | 2.0 | | | | | | | | 26.9 (0.0) | 1 (0.2) |
| ウツギ <i>Deutzia crenata</i> | 11.0 | 4.0 | | | | | | | | | | | 15.0 (0.0) | 1 (0.2) |
| テリハノイバラ <i>Rose wichuraiana</i> | 6.9 | | | | | | | | | | | | 6.9 (0.0) | 7 (1.3) |
| ＊ヤマウルシ <i>Rhus trichocarpa</i> | 2.8 | | | | | | | | | | | | 2.8 (0.0) | 1 (0.2) |
| アブラチャン <i>Lindera praecox</i> | 1.3 | | | | | | | | | | | | 1.3 (0.0) | 1 (0.2) |
| 常緑木本 Evergreen woody plants | | | | | | | | | | | | | | |
| ＊イヌツゲ <i>Ilex crenata</i> | 1001.6 | 1157.8 | 4.6 | 553.8 | 404.3 | 239.5 | 21.3 | | | | | | 3382.9 (4.3) | 69 (12.8) |
| アカマツ <i>Pinus densiflora</i> | 423.1 | 316.4 | 1.3 | 292.3 | 275.2 | 468.9 | | | | | | | 1777.2 (2.2) | 1 (0.2) |
| アセビ <i>Pieris japonica</i> | 331.9 | 313.6 | 1.3 | 268.0 | 230.7 | | | | | | | | 1145.5 (1.4) | 6 (1.1) |
| カナメモチ <i>Photinia glabra</i> | 498.8 | 301.4 | 1.2 | | | | | | | | | | 801.4 (1.0) | 41 (7.6) |
| ヤブツバキ <i>Camellia japonica</i> | 79.1 | 206.3 | 0.8 | 182.3 | 107.3 | 11.9 | | | | | | | 587.7 (0.7) | 2 (0.4) |
| ＊ヒサカキ <i>Eurya japonica</i> | 156.9 | 157.6 | 0.6 | 69.3 | | | | | | | | | 384.4 (0.5) | 10 (1.9) |
| ＊ソコゴ <i>Ilex pedunculosa</i> | 161.6 | 64.0 | 0.3 | | | | | | | | | | 225.9 (0.3) | 24 (4.5) |
| ヒイラギ <i>Osmanthus heterophyllus</i> | 195.6 | | | | | | | | | | | | 195.6 (0.2) | 3 (0.6) |
| ヤブコウジ <i>Ardisia japonica</i> | 12.2 | | | | | | | | | | | | 12.2 (0.0) | 10 (1.9) |
| その他草本植物 The other herbaceous p. | | | | | | | | | | | | | | |
| ジャノヒゲ <i>Ophiopogon japonica</i> | 46.1 | | | | | | | | | | | | 46.1 (0.1) | 13 (2.4) |
| カヤツリグサ sp. <i>Cyperus</i> sp. | 40.3 | | | | | | | | | | | | 40.3 (0.1) | 20 (3.7) |
| ナキリスゲ <i>Carex lenta</i> | 22.4 | | | | | | | | | | | | 22.4 (0.0) | 21 (3.9) |
| ササユリ <i>Lilium japonica</i> | 10.6 | | | | | | | | | | | | 10.6 (0.0) | 5 (0.9) |
| ミカエリソウ <i>Leucosceptum stellipilum</i> | 10.2 | | | | | | | | | | | | 10.2 (0.0) | 16 (3.0) |
| カモメズル sp. <i>Cynanchum</i> sp. | 3.0 | 1.9 | 0.0 | 3.2 | | | | | | | | | 8.1 (0.0) | 1 (0.2) |
| カヤツリグサ <i>Cyperus microiria</i> | 6.3 | | | | | | | | | | | | 6.3 (0.0) | 10 (1.9) |
| トキワカモメヅル <i>Tylophora japonica</i> | 1.9 | | | | | | | | | | | | 1.9 (0.0) | 2 (0.4) |
| ヤマノイモ <i>Dioscorea japonica</i> | 0.8 | 1.1 | | | | | | | | | | | 1.9 (0.0) | 2 (0.4) |
| ヤブラン <i>Liriope platyphylla</i> | 1.6 | | | | | | | | | | | | 1.6 (0.0) | 2 (0.4) |
| スミレ sp. <i>Viola</i> sp. | 1.0 | | | | | | | | | | | | 1.0 (0.0) | 4 (0.7) |
| オニドコロ <i>Dioscorea tokoro</i> | 1.0 | | | | | | | | | | | | 1.0 (0.0) | 2 (0.4) |
| チヂミザサ <i>Opismenus undulatifolius</i> | 0.3 | | | | | | | | | | | | 0.3 (0.0) | 1 (0.2) |
| 合計値 | 19907.3 | 15699.9 | 62.8 | 12721.1 | 10813.3 | 8584.1 | 3851.5 | 2960.2 | 1759.3 | 2139.8 | 286.8 | 386.6 | 79172.7 (100) | 537 (100) |
| ＊25年前の優占種 dominant species of 25yr ago | | | | | | | | | | | | | | |

表－7 50 年以上にわたり管理放棄された対照区の林床における種組成と現存量（2007 年）

| 樹種 | 0～ 0.5m | 0.5～ 1.0 | 1.0～ 1.5 | 1.5～ 2.0 | 2.0～ 2.5 | 2.5～ 3.0 | 3.0～ 3.5 | 3.5～ 4.0 | 4.0～ 4.5 | 4.5～ 5.0 | 5.0～ 5.5 | 5.5～ 6.0 | 6.0～ 6.5 | 6.5～ 7.0 | 7.0～ 7.5 | 7.5～ 8.0 | 総生体重 (g/25m ² ・%) | 出現頻度 (個体数・%) |
|---|------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|---------------------------------|-----------------|
| 落葉木本 Deciduous woody plants | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| ＊ヤマフジ <i>Wister brachybotrys</i> | 454.5 | 331.6 | 319.1 | 302.9 | 319.1 | 337.2 | 303.9 | 412.1 | 276 | 39.5 | 41.5 | 39.6 | | | | | 3177 (1.42) | 7 (2.7) |
| ヤブムラサキ <i>Callicarpa mollis</i> | 48.2 | 38.3 | 21.2 | 3.2 | | | | | | | | | | | | | 110.9 (0.05) | 5 (2.0) |
| ミツバアケビ <i>Akebia trifolia</i> | 14 | 6.8 | 7.1 | 9 | 12.2 | 5.8 | 3.6 | 4.9 | 12.2 | 17.5 | 9.7 | | | | | | 102.8 (0.05) | 4 (1.6) |
| コマユミ <i>Euonymus alatus</i> | 11.9 | 7.6 | 6.6 | 3.7 | | | | | | | | | | | | | 29.8 (0.01) | 2 (0.8) |
| コックハネウツギ <i>Abelia serrata</i> | 15 | | | | | | | | | | | | | | | | 15 (0.01) | 11 (4.3) |
| ツルウメモドキ <i>Celastrus orbiculatus</i> | 5.3 | 2.1 | | | | | | | | | | | | | | | 7.4 (0.00) | 3 (1.2) |
| フジ <i>Wisteria floribunda</i> | 0.6 | 2.3 | | | | | | | | | | | | | | | 2.9 (0.00) | 1 (0.4) |
| コウヤボウキ <i>Pertya scandens</i> | 0.6 | | | | | | | | | | | | | | | | 0.6 (0.00) | 1 (0.4) |
| 常緑木本 Evergreen woody plants | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| ヤブツバキ <i>Camellia japonica</i> | 17280.3 | 14943.8 | 14096.8 | 12206.6 | 11011.3 | 10949.4 | 10888 | 11212.4 | 10967.5 | 11105.1 | 12159.6 | 10119.1 | 12395 | 7637.2 | 3322.9 | 590.7 | 170885.7 (76.42) | 24 (9.4) |
| エズミモチ <i>Ligustrum japonicum</i> | 7223 | 5708.5 | 6036 | 4632.6 | 3398.1 | 2826.5 | 2626.5 | 2194.6 | 1454.6 | 791.4 | 475.4 | 341.3 | | | | | 37708.5 (16.86) | 40 (15.6) |
| ＊ヒサカキ <i>Eurya japonica</i> | 883.5 | 930.5 | 810.9 | 794 | 887.6 | 744.6 | 774.5 | 271.1 | 528.3 | 317.4 | | | | | | | 6942.4 (3.10) | 10 (3.9) |
| ヒイラギ <i>Osmanthus heterophyllus</i> | 734.8 | 641 | 505.5 | 854.5 | 85.2 | | | | | | | | | | | | 2821 (1.26) | 9 (3.5) |
| アオキ <i>Aucuba japonica</i> | 345.8 | 242 | 174.4 | 37.4 | | | | | | | | | | | | | 799.6 (0.36) | 23 (9.0) |
| アセビ <i>Pieris japonica</i> | 175.7 | 282.2 | 102.7 | | | | | | | | | | | | | | 560.6 (0.25) | 2 (0.8) |
| ＊イヌツゲ <i>Ilex crenata</i> | 95.8 | 71.3 | 78.4 | | | | | | | | | | | | | | 245.5 (0.11) | 14 (5.5) |
| ダイカスズラ <i>Trachelospermum asiaticum</i> | 32.9 | 9.4 | 13.1 | 11.7 | 8 | 9.8 | 13 | 11.5 | 1.8 | | | | | | | | 111.2 (0.05) | 56 (21.9) |
| シキミ <i>Illicium religiosum</i> | 70.7 | | | | | | | | | | | | | | | | 70.7 (0.03) | 2 (0.8) |
| ヤブコウジ <i>Ardisia japonica</i> | 10 | | | | | | | | | | | | | | | | 10 (0.00) | 13 (5.1) |
| ヤマツツジ <i>Rhododendron kaempferi</i> | 8.4 | | | | | | | | | | | | | | | | 8.4 (0.00) | 12 (4.7) |
| ウラジロガシ <i>Quercus salicina</i> | 0.6 | | | | | | | | | | | | | | | | 0.6 (0.00) | 1 (0.4) |
| その他草本植物 The other herbaceous p. | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| スゲ sp <i>Carex</i> sp. | 5.6 | | | | | | | | | | | | | | | | 5.6 (0.00) | 7 (2.7) |
| ナキリスゲ <i>Carex lenta</i> | 2.8 | | | | | | | | | | | | | | | | 2.8 (0.00) | 2 (0.8) |
| ラン sp. <i>Liriope</i> sp. | 2.5 | | | | | | | | | | | | | | | | 2.5 (0.00) | 7 (2.7) |
| 合計 | 27422.5 | 23217.4 | 22171.8 | 18855.6 | 15721.5 | 14873.3 | 14609.5 | 14106.6 | 13240.4 | 12270.9 | 12686.2 | 10500 | 12395 | 7637.2 | 3322.9 | 590.7 | 223821.5 (100) | 256 (100) |
| ＊25年前の優占種 dominant species of 25yr ago | | | | | | | | | | | | | | | | | | |

と 25 年にわたり管理放棄された二次林としては非常に多くの種が確認できた。

また、25 年前に自生ツツジ以外の低木類の除去のみが実施された暗区では、刈り残されたコバノミツバツツジを中心とする落葉木本類が残存しているものの、その生体重の比重が明区に比べると少ないだけでなく、イヌツゲ、サカキという特定の常緑性木本が生体重に占める比重が非常に高いことがわかる（図－4）。

さらに、暗区では 25 年前に競合しつつあった林床の常緑性木本類の除伐による落葉性木本の保全が図られた状態で、その後、25 年間にわたり放置されたために、林床において落葉性木本類と常緑性木本類の双方が確認され、明区や、50 年間放棄された対照区と比べて高さ階層別の出現個体数が多いことが特徴的である。

一方、約 50 年間近く管理放棄されていた対照区の林床構造を

みると、25年前にはまだ普通に自生が確認できたコバノミツバツツジ、モチツツジ、ネジキ、エゴノキ等の落葉性木本を中心とする花木類が全く確認できず、ヤマフジを除いてほとんどが常緑性木本類が優占する林床へと変化していた(図-5)。

実際に対照区の結果を詳細にみると、5m×5mの方形区内で、明区では42種確認された出現種数が23種へと半減し、木本植物20種中8種しか落葉性木本が出現せず、草本類についてもわずか3種しか確認できない結果となった(表-7)。

また、明区(図-3)と対照区(図-5)における種別の生体重量の比重を比較しても、明区ではコバノミツバツツジ(40%)、イヌエンジュ(22.1%)、モチツツジ(5.7%)、ヤマフジ(4.8%)など春の景観を多様にする落葉性の花木類が複数種優占しているのに対して、50年近く放棄された対照区では、ヤブツバキ(76.4%)、ネズモチ(16.9%)と季節的な景観変化が乏しい常緑広葉樹の2種で全生体重量の9割を占める結果となった(表-6, 7)。

以上からも、かつての明るい環境に適応していた自生ツツジ以外の選択的な刈り取りや、高木の択伐による林内光環境の改善は、25年後の林床構造にも落葉広葉樹の種の多様性を維持するという点で保全効果をもたらしており、逆に管理が放棄された場合は、約50年で少数の常緑広葉樹が優占繁茂する多様性の低い林分へと植物遷移することが確認できた。

4. 考察

本論の分析により、以下の傾向が示された。

1) 25年前に林床の管理と高木の択伐が実施された明区では、樹林高が11.1mから16.5mへ、高木の平均胸高直径が13.3cmから38.5cmへと成長し、高木の密度は7.1本/aから3本/aへと減少していた。管理は行われていないので、自然淘汰によるものと考えられる。一方、林床管理のみの暗区や50年以上にわたり放置された対照区では、樹林高および高木の立木密度が明区よりも高く、逆に胸高直径が細い立木が多い状態であった。

2) 明区では高木層の択伐管理により1983年に林内相対照度40%、コバノミツバツツジの花芽率が80%を超える林床条件が整えられていたが、25年後の2007年には相対光量子束密度が11.1% (±1.72)、同種の花芽率が35.5% (±20.82)まで低下していた。

一方、高木層の択伐が実施されなかった暗区や、50年以上も無管理の対照区では、全天区との相対光量子束密度がそれぞれ、9.1% (±1.17)、4.8% (±0.38)と比べて暗い林内となっており、コバノミツバツツジなどの本地区の代表的な自生ツツジの着花がほぼ期待できない状況にまで植物遷移が進んでいた。さらに対照区では、コバノミツバツツジと半落葉性のモチツツジの個体自体が全く確認できなかった。

3) 明区における出現種数は42種となり、その中の木本類29種中20種が落葉広葉樹であった。また、林床の草本植物も13種が確認できたのに対して、対照区では出現種数が23種へと半減し、木本植物20種中8種しか落葉性木本が出現せず、草本類についてもわずか3種しか確認できない結果となった。

以上のことから、25年前に実施された自生ツツジ類の保全と着花の改善を目的とした選択的な刈り取りと、高木層の択伐による森林管理は、ツツジ類などの落葉性木本植物および草本植物の種の保全に対しては一定の効果を維持しているものの、その後の林内照度(光量子密度)の低下により、自生ツツジの着花に向けた光条件の改善が再度必要であることが明らかになった。

また、50年近く放置された対照区では、当地域の里山で、かつては一般的に自生していたコバノミツバツツジなどの落葉性の自生花木類が全く確認できず、林床の構成種も、ヤブツバキ、ネ

ズミモチを中心とする少数の常緑広葉樹が優占する、種多様性が低く、暗い林分へと植物遷移が進んでいることが明らかとなった。

上記の結果により、既往研究で里山特有の植物種の維持に有効とされる常緑低木類の刈り取り^{7), 8)}や、刈り取りに加えた高木の択伐を低頻度(1回のみ)で実施し、長期間にわたり放置した場合には、択伐を合わせて実施した林分の方が、25年後には落葉樹や自生ツツジ類の出現数(残存数)が多くなる結果となった。しかし、高木の択伐を合わせて実施した場合でも、25年間が経過すると、再び自生ツツジの十分な着花が期待できない暗い林内環境へとともってしまうことも確認できた。

里山が放棄されて25年後の1983年当時と、さらに25年が経過した現在では、その後の常緑広葉樹林化による植物遷移の度合いが異なるために、管理放棄後50年を経過した林分に対する現時点の保全効果は1980年代に比べると低いと考えられる。このことを言い換えれば、かつての里山における自生ツツジに代表される花木類などの好陽性植物は長い期間に渡る周期的な林床管理や高木の伐採により継続に明るい生育環境を確保していたことを示すものと考えられる。

謝辞: 本研究の実施に際しては、グリーンピア三木の総支配人 鹿野幸次氏に御協力と御便宜をいただいた。また現地調査に際しては、神戸芸術工科大学デザイン学部 環境・建築デザイン学科の森泰明君、加藤慧君にご協力をいただいた。ここに記し、深く謝意を表します。

補注及び引用文献

- 1) 重松敏則・高橋理喜男・鈴木尚(1985): 二次林林床における光条件の改良が野生ツツジ類の着花に及ぼす影響: 造園雑誌48(5), 151-156
- 2) 重松敏則(1988): レクリエーションを目的とした二次林の改良とその林床管理に関する生態学的研究: 大阪府立大学紀要 農学・生物学第40巻
- 3) 森本淳子・吉田博宣(1999): コバノミツバツツジのシュートレベルにおける着花数決定のメカニズムと推移行列を利用した開花数の予測: 日本林学会誌81(3), 203-209
- 4) 古賀陽子・若木優子・小林達明・長谷川秀三(2003): 房総半島に自生するミツバツツジ2種の生育適地: ランドスケープ研究66(3), 231-237
- 5) 加藤順・林十六(2006): 日本におけるアカマツ群落の種組成と温度環境: 長野県植物研究誌39, 51-62
- 6) 石田弘明・戸井可名子・武田義明・服部保(2002): 大阪府千里丘陵一帯に残存する孤立二次林の樹林面積と種多様性、種組成の関係: 植生学会誌19(2), 83-94
- 7) 山崎寛・青木京子・服部保・武田義明(2000): 里山の植生管理による種多様性の増加: ランドスケープ研究63(5), 481-484
- 8) 山瀬敬太郎(2008): 常緑広葉植物量が里山管理11年後の群落構造に及ぼす影響: ランドスケープ研究71(5), 535-538
- 9) 武内和彦・鷺谷いつみ・恒川篤史編(2001): 里山の環境学: 東京大学出版会, p45
- 10) Makoto Numata, Akira Miyawaki and Syouzo Ito (1972): Natural and semi-natural vegetation in Japan. Blumea, 20
- 11) 高木層はコナラのみ、亜高木層はコナラとハゼノキで構成されており、択伐対象種はコナラ及びハゼノキとした。択伐率は高木層と亜高木層を含め中間区が1/3、明区が1/2として行った。
- 12) 対照区、施業区(明区、暗区)の反復については、同一の条件の斜面がそれほど広く存在しないこと、コドラートを1×1mではなく、5×5mと大きくしたこと、ならびに、層別刈り取り調査という精度の高い調査を実施したこと、時間的、労務的な制約により、調査区の設定が困難であった。今後の課題としたい。
- 13) 共同執筆者の重松は1969年当時、「グリーンピア三木」が整備される前に、事前調査としての整備予定地域全域にわたる植生調査に参加したが、ほぼ全域で尾根部はアカマツ林、中腹以下の斜面部はコナラ林が立地していた。いずれの林地にもコバノミツバツツジが咲いていたのを目撃している。昭和22年(1947年)修正測量の2万5千分の1の旧版地図においても、対照区と、処理区(明区、暗区)とはともに、水田に隣接した荒地という同様の初期条件であったことが確認できる。
- また、2009年1月の追加調査において、対照区を設定した林分は樹高25cm程度のヤマツツジの2個体を確認し、対照区の下谷津田跡(畦)にも、樹高3m程度のモチツツジの個体を確認できた。対照区上部の尾根部の遊歩道沿いにはコバノミツバツツジ、モチツツジが現在でも確認できる上に、その中腹部、斜面底部の谷津田跡にも自生ツツジの個体が確認できたこと、対照区と同一斜面地(中腹)でも、送電線の設置により樹冠が開けた林分では、1983年、現在ともにコバノミツバツツジ、モチツツジの個体とその着花が確認できること、以上の点から対照区にも、処理区の林分と同様にかつては自生ツツジが多く存在していたと考えられる。
- 14) 対照区では林内に調査の主対象となる低木層におけるコバノミツバツツジなどの自生花木類が存在しなかったために、ヤブツバキ、ヒサカキなどの低木層の上層部における光量子量を計測して、林内相対光量子量密度を算出した。
- 15) Muraoka H., Hirota H., Matsumoto J., Nishimura S., Tang Y., Koizumi H. and Washitani I. (2001) On the convertibility of different light availability indices, relative illuminance and relative photon flux density. Functional Ecology 15: 798-803
- 16) 現存量は、1983年時のデータと比較するために調査区に生育する植物体の全ての生体重量を種別、ならびに、50cmの高さ階層別に秤量したものである。