

博士論文

攪乱を受けた植生と人との関わりを通じた  
保全に関する研究  
—熊本県菊池市のクヌギ林を事例として—

小此木 宏明



博士論文

攪乱を受けた植生と人との関わりを通じた

保全に関する研究

—熊本県菊池市のクヌギ林を事例として—

東京大学大学院

新領域創成科学研究科

自然環境学専攻

小此木 宏明



## 目次

第 1 章 序論	5
1.1 生態系における攪乱	5
1.2 人と自然との関わりにおける攪乱	10
1.3 日本人の自然観と自然保護思想	16
1.4 本研究の目的	23
第 2 章 調査対象地	27
2.1 調査対象地の概要	27
2.2 調査対象地の森林植生	33
2.2.1 目的	33
2.2.2 調査地および調査方法	33
1) 調査地	33
2) 植生調査	35
3) データ解析	35
2.2.3 結果	36
2.2.4 考察	39
2.3 対象地域における土地利用の変化	40
2.3.1 目的	40
2.3.2 手法	40
2.3.3 結果	43
1) 土地利用の変化	43
2) 調査対象地の傾斜とクヌギ林の分布	48
2.3.4 考察	48

第 3 章 クヌギ林の林床植生とその成立要因	51
3.1 標高差によるクヌギ林林床植生の違い	51
3.1.1 目的	51
3.1.2 調査地および調査方法	51
3.1.3 結果	55
1) 調査地域における気温と気温遞減率	55
2) 林床植生と標高の関係	55
3.1.4 考察	61
3.2 土地利用履歴と季節によるクヌギ林の林床植生の違い	62
3.2.1 目的	62
3.2.2 調査地および調査方法	62
3.2.3 結果	64
1) 秋の林床植生	64
2) 春の林床植生	68
3) 土地利用履歴ごとの季節による林床植生の変化	71
3.2.4 考察	73
3.3 クヌギ林伐採前後の林床植生変化	76
3.3.1 目的	76
3.3.2 調査地および調査方法	76
3.3.3 結果	78
1) 伐採前後の環境変化と林床植生	78
2) 出現種の序列化	81
3.3.4 考察	84
3.4 クヌギ林の成長に伴う林床植生の変化	87
3.4.1 目的	87
3.4.2 調査地および調査方法	87
3.4.3 結果	89
3.4.4 考察	93
3.5 クヌギ林での豚放牧が林床植生に与える影響	94

3.5.1 目的	94
3.5.2 調査地および調査方法	95
3.5.3 結果	97
1) クヌギ萌芽の生育状況	97
2) 植物種組成と種の多様度	97
3) 林分の環境の違い	101
4) クラスタ解析および CCA による序列化	101
3.5.4 考察	104
<hr/> 第 4 章 総合考察	<hr/> 107
<hr/> 第 5 章 おわりに	<hr/> 115
<hr/> 引用文献	<hr/> 121
<hr/> 謝辞	<hr/> 133
<hr/> 附表	<hr/> 135





## 第1章 序論

### 1.1 生態系における攪乱

生態系における「攪乱」とは「物理的環境に起因した生態系・群集・個体群の構造を突然変化させる壊滅的な事象」(露崎, 2008)のことを示す。攪乱が与える影響は、攪乱の規模、頻度、強度により特徴づけることができる。もっとも大規模な攪乱は、火山の噴火や地すべりのように植物群落と土壤生態系の全体が失われるようなものである。こうした大規模な攪乱を受けた土地で生じる植物群落の発達過程を一次遷移といい、日本のような温暖湿潤な地域では、裸地—地衣・コケ類—一年生草本草原—多年生草本草原—陽性低木林—陽性高木林—陰性高木林の順に遷移し、陰性高木林の段階で安定した「極相」に達するとされる(只木, 2010)。日本における自然攪乱環境下の植生に関する生態学的な研究は数多くなされている。例えば、古くは伊豆大島の火山噴出物上の遷移を研究した Tezuka(1961)や、桜島の溶岩流上の遷移を研究した Tagawa(1964, 1965)があり、最近では 2000 年の三宅島噴火後の遷移に関する研究を行った Kamijo et al.(2002)などがある。これらの研究は、噴火年代の異なる火山堆積物上の植生や森林構造の比較にもとづいて、照葉樹林帯の一次遷移における種の交代のメカニズムを明らかにしている。すなわち、火山噴火による大規模な攪乱により植生や土壤が完全に消失した状態から 0 - 20 年で地衣・コケ群落、20 - 50 年でススキイタドリ群落などの草本群落、50 - 150 年でクロマツ林やマツ—ヤシブシ林となり、土壤の肥沃化が進む。その結果、150 - 300 年でタブノキ林となる。その後、種子供給源が周囲にある場合、400 - 600 年で極相林であるスタジイ林・スタジイ混交林となる(服部ら, 2012)。

一方、土壤生態系や埋土種子が存続できるような、小規模な攪乱により開始される二次遷移は、日本で裸地から始まる場合は、まず、第一次先駆種となるエノコログサ(*Setaria viridis* (L.) P.Beauv.)やブタクサ(*Ambrosia artemisiifolia* L.)が侵入し、土壤が安定することにより、第二次先駆種となるヒメジヨオン(*Erigeron annuus* (L.) Pers.)、オオアレチノギク(*Erigeron sumatrensis* Retz.)がその後に侵入(Hayashi & Numata, 1967)、陽性低木林、陽性高木林を経て、陰性高木の極相林へと遷移する。森林の伐採など高木の根株や低木層が維持された状態から開始される、より小規模な攪乱であれば、埋土種子や萌芽由来の高木林(二次林)などから極相林への遷移となる(林・沼田, 1968)。

このような古典的な遷移概念において、極相は気候にのみ影響を受けるとする単極相説(Clements, 1916)が当初唱えられたのに対し、気候だけではなく地形などの多様な要因によるとする多極相説(Tansley, 1954)、環境傾度に沿って連続的に変化するとする極相パターン説(Whittaker, 1953)などが提唱された。極相林でも、樹木の枯死によりギャップが生じるなどの変化は常に生じており、森林は多様な発達段階を示すパッチ(patch)のモザイクとしてとらえられる(重定, 2008)。このギャップのサイズが大きければ攪乱を受けた二次林とみなされることから、極相林と二次林の境界を厳密に定義することは困難である。森(2010)は「極相という画一的な定常状態や平衡点に達することはありえず、非平衡性を認識し、生態系を理解し、管理や復元に用いることが重要であるとの考えが今日では主流である」としている。松田(2008)は、「遷移は一方向に進むだけではなく、様々な自然攪乱によって後戻りをする」という表現をしている。森林の一部が攪乱を受け、例えば一部の樹木が倒れ、ギャップができ、そこに光が差すなど、環境が変わることは、新たな生物の生育・生息環境を作り上げることから、攪乱は生物多様性保全上も重要である(藤森, 2006)。

攪乱には大別して火山噴火、洪水、斜面崩壊、森林火災、津波などの自然現象により生じる自然攪乱と、伐採、草刈り、野焼き、踏みつけといった人為攪乱があり、それぞれその規模、頻度、強度も異なる(図 1-1)ことから、攪乱による植生への影響を把握するにはそれぞれに対する植物の応答を知る必要がある(露崎, 2008)。例えば、火山噴火の頻度は非常に低い規模や強度は非常に大きく、その後の一次遷移による植生の回復には時間がかかる一方、踏みつけは規模、強度は非常に小さいが頻度が非常に高く、もしあまりにも高頻度の場合、遷移が進まず裸地化する場合もある。このような攪乱の規模、頻度、強度に応じて植物はそれぞれ異なる生活史戦略により適応しており、それを説明しているのが C-S-R 戦略(Grime, 1977)である(図 1-2)。すなわち、1) ストレスが小さく攪乱が少ない生育場所に適応した競争戦略(C, competitor)、2) ストレスが強く攪乱の小さい生育場所に適応したストレス耐性戦略(S, stress-tolerant)、3) ストレスが小さく攪乱の大きい生育場所に適応した攪乱依存戦略(R, ruderal)をもつ植物がある。攪乱が生じることで攪乱依存戦略を持つ植物が増加し、それが遷移に伴い徐々に競争戦略を持つ種に入れ替わっていく、すなわち図 1-2 において、攪乱が生じると R の頂点に近い植物種が

増え、遷移とともに徐々に C-R, C へと優占種が交代する。結果として、このバランスの入れ替わりの際に生物多様性が高くなるものと考えられる。

また、中規模攪乱仮説(Connell, 1978)も生物多様性上の攪乱の重要性を示すものであると考えられる。攪乱の頻度が少ないもしくは、規模が小さい場合、少数の C 戦略種が優占し多様度は低くなる。逆に、攪乱の頻度が大きいもしくは、規模が大きい場合、R 種もしくは S 種が優占し、多様度は低くなる。攪乱が適度に生じている場所においては多様な種が共存し、最も生物多様性が高くなる(図 1-3)。自然攪乱という点において、自然災害の多い日本においては、極相の森林はほとんど存在せず、絶えず攪乱が生じ遷移を続けていたからこそ、種多様性を維持できてきたとも考えられる(四手井, 2006)。

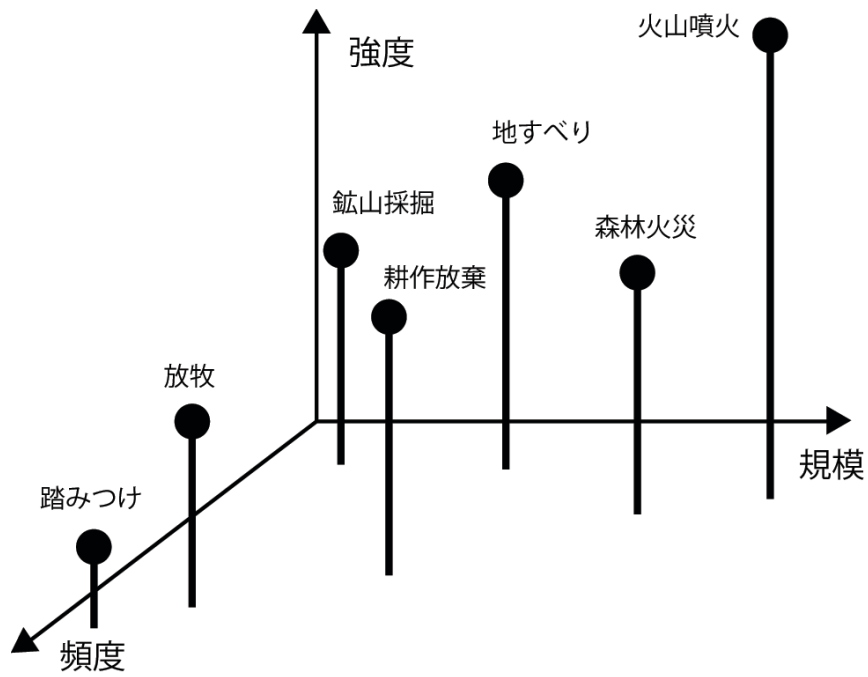


図 1-1 攪乱の規模・頻度・強度の関係 (露崎, 2008)

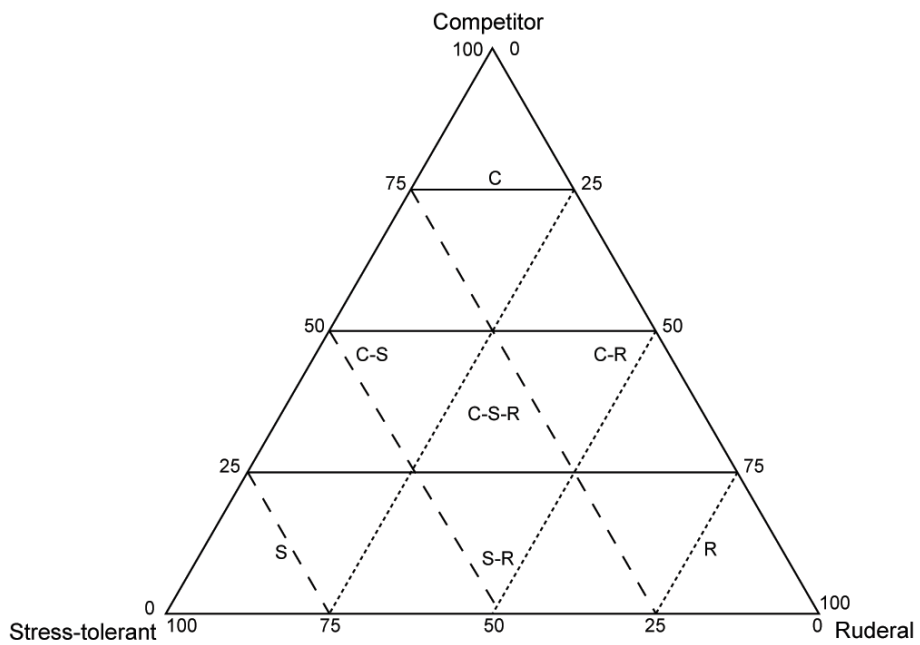


図 1-2 C-S-R 戦略の概念図 (Grime, 1977)

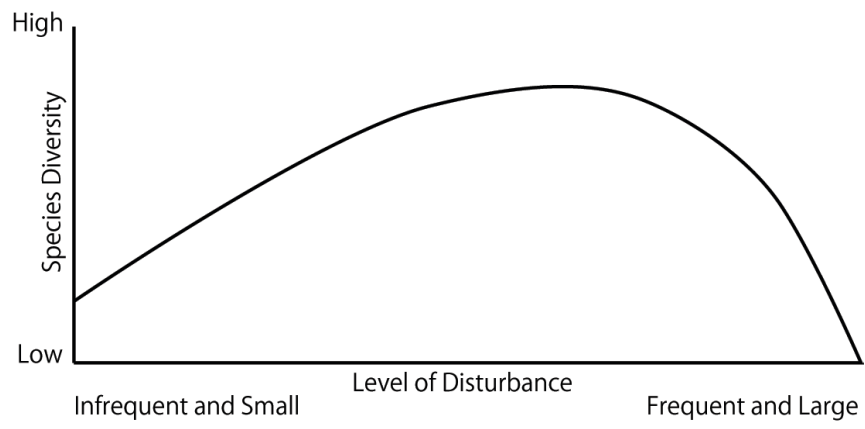


図 1-3 中規模攪乱仮説の概念図 (Connell, 1978)

## 1.2 人と自然との関わりにおける攪乱

前章で述べたような攪乱の中でも人為攪乱に依存する植物を含む生物多様性の高い生態系として、「里山」が注目されている。「里山」という言葉は古くから存在していたと考えられるが、現代において改めてその言葉を林学、生態学上の概念として使用したのは四手井綱英である(四手井, 1973, 1993, 2006; 武内, 2001)。四手井(2006)は「里山」という用語について、「農用林」という言葉が一般には理解しづらいため、農用林が示す、「農家の裏山で農家が直接暮らしに用いる木質材料や肥料生産に用いる山」を示すつもりだったとしている。そのため、四手井(1973, 1993, 2006)では「里山」の明確な定義はしておらず、漠然とした一般用語として利用することを否定していない。一方、「薪炭林」は炭や薪を生産、販売する林業の一部門の中に位置づけられる林であり農用林ではないため、里山と位置づけるべきではないとしており(四手井, 2006)、この点で「薪炭林」も「里山」に含めている重松(1990)、深町・佐久間(1998)、坂井(2000)、山本ら(2000a)、加藤・谷地(2003)など、近年の多くの既往研究における里山の定義とは異なっている。そもそも販売用の薪炭林と自家用の薪炭林を区別することは困難であり、また薪炭林の下草を肥料のために用いていた場合に薪炭生産と肥料のどちらが第1の目的であるかを明確にすることも困難と思われる。したがって本研究では、近年の研究による定義と同様、里山を農用林に限定することはせず、薪炭林も含め集落周辺に存在する農家が利用してきた森林すべてを「里山」と称することとする。この考え方にに基づき、農家の裏山の薪炭を採取する山、さらには農家自身が利用する木質材料として小面積植林したスギ(*Cryptomeria japonica* (L.f.) D.Don)などの針葉樹人工林、草地も里山に含める。

以上のように、本研究や近年の既往研究における里山には様々な群落が存在しているが、こうした里山には、全体としてまとまっている「一体性」、いろいろな要素がある「多様性」、そこにしかない「地域性」があり(深町, 2005)、さらに一つのエリアの中に伐採後の草地から成熟した森林に至る多様な植生が混在しており、時間軸の変化が空間三軸変化のパッチワークとして表現されている(江崎, 2012)ということができる。このような里山を国連大学高等研究所により実施された「日本の里山・里海評価(Japan *Satoyama Satoumi* Assessment: JSSA)」(国際連合大学, 2010)では、「社会生態学的生産ランドスケープ」と表現している(奥, 2013)。また、日本が議長国として開催した生物多様性条約第10回締約国会議(CBD COP10)において

提案された「SATOYAMA イニシアティブ」により、日本の里山を含む、自然と人間の相互作用で形成されてきた二次的自然の重要性が訴えられ(田中, 2009), そしてそれに応じて SATOYAMA イニシアティブ国際パートナーシップ(The International Partnership for the Satoyama Initiative; IPSI) が設立されている。

里山で行われてきた伐採, 植林, 火入れ, 下草刈りなどの多様な人為攪乱が植生に与える影響については多くの研究があり, 里山は多様な植生とともに絶滅危惧種の生育, 生息地という点でも重要な役割を果たしていることが広く認識されている(鷲谷・矢原, 1996). たとえば, コナラ(*Quercus serrata* Murray)などの薪炭林の低林作業(20年程度の短伐期皆伐)が続けられている里山の森林の植生に関する研究は多数あり(たとえば守山(1998)など), これらによれば, 暖温帯の関東地方で氷期遺存植物である冷温帯落葉広葉樹林を生育地とするカタクリ(*Erythronium japonicum* Decne)などの草本植物が里山コナラ林の林床に保全されてきたことなどが示されている。里山においては下草刈りや伐採による定期的管理により遷移が止まることが生物多様性の維持に貢献してきたが(山崎ら, 2000), 定期的管理が停止することで落葉広葉樹の二次林において遷移が進み, 例えば大分県(志賀ら, 1998)や多摩丘陵(藤村, 1994)において, 常緑樹が侵入した林分となる。里山には人為的な攪乱に依存する植物が多く生育しており, 刈り取りや火入れ, 伐採による攪乱が停止して遷移が進行すれば, そういった攪乱依存種が減少し, 常緑樹の侵入が進むことで, 地域固有の植物相や生物多様性の変化が危惧されている(深町, 2000 など)。

また, 牧草や屋根材の供給源である萱場として維持されてきたススキ(*Miscanthus sinensis* Andersson)草原などの草地においても, 定期的な刈り取りや火入れなどの人為攪乱が行われることにより, 絶滅危惧種を含む満鮮要素の草原性の種などが維持されてきた(Kawano et al., 2009; 須賀, 2012 など)。高度成長期以降は草地の多くは拡大造林や開発の対象となったため草地面積は全国的に低下し(小椋, 2006), 火入れを中止した結果, 遷移により樹林化が進みつつある(小串ら, 2005)。里山景観の構成要素の一つである採草地や放牧地は 1900~1940 年ころにかけ, 全国で 400 万 ha 近い面積があり, 国土の 10% 近くを占めていたが, 現在は統計書による差異はあるが, 34 万 ha から 43 万 ha の間であり, 国土面積の 1% にすぎない(小椋, 2006)。草地面積の減少は草原性植物の生育地の減少を意味してい

る。国内の維管束植物 7,000 種のうち 1,690 種が絶滅危惧種であり、そのうち 677 種が「草地」および「湿地」に生育する種で、草原性の種の生育は危機的状况にある(河野, 2009)。

また、人為的な攪乱のもとにある半自然草地では管理の手法、頻度によってススキ優占、ネザサ(*Pleioblastus argenteostriatus* (Regel) Nakai f. *glaber* (Makino) Murata)優占、シバ(*Zoysia japonica* Steud.)優占などの異なった優占種の草地となる(山本ら, 1997)。またそれぞれに構成種が異なっており、ススキ優占型ではアキノキリンソウ(*Solidago virgaurea* L. subsp. *asiatica* (Nakai ex H.Hara) Kitam. ex H.Hara), オケラ(*Atractylodes ovata* (Thunb.) DC.), オミナエシ(*Patrinia scabiosifolia* Fisch. ex Trevir.), シラヤマギク(*Aster scaber* Thunb.), ススキ, チガヤ(*Imperata cylindrica* (L.) Raeusch. var. *koenigii* (Retz.) Pilg.), ツリガネニンジン(*Adenophora triphylla* (Thunb.) A.DC. var. *japonica* (Regel) H.Hara), トダシバ(*Arundinella hirta* (Thunb.) Tanaka), ヒヨドリバナ(*Eupatorium makinoi* T.Kawahara et Yahara), ワラビ(*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn subsp. *japonicum* (Nakai) Á. et D.Löve)など、ネザサ優占、シバ優占型ではオオチドメ(*Hydrocotyle ramiflora* Maxim.), シバ, シバスゲ(*Carex nervata* Franch. et Sav.), スズメノヤリ(*Luzula capitata* (Miq.) Miq. ex Kom.), スズメノヒエ(*Paspalum thunbergii* Kunth ex Steud.), スミレ(*Viola mandshurica* W.Becker), チチコグサ(*Euchiton japonicus* (Thunb.) Anderb.), ツボクサ(*Centella asiatica* (L.) Urb.), ネコハギ(*Lespedeza pilosa* (Thunb.) Siebold et Zucc.)などが共通する形で出現する(前中, 2005)。このような半自然草地に生育する種の中には大規模草地の減少や里山の定期的な下草刈りなどの管理が停止されたことにより絶滅の危機に瀕している種も多い。山本ら(2002)は、阿蘇地域の半自然地域において、火入れの中止に伴い木本植物が増加しており、森林へ遷移しつつあることを示唆している。

また、前中(2005)は大面積の放牧地や採草地のみではなく、比較的小面積な里山の林床や農地の畦畔も人間の生活と結びつきながら維持されてきた半自然草地と表現している。例えば、キンラン(*Cephalanthera falcata* (Thunb.) Blume)は里山の典型的な群落であるクヌギーコナラ群落(*Quercetum acutissimo-serratae* Miyawaki et K Fujiwara 1968 (日本植生体系ウェブサービス, <http://www.jise.jp/db/index.html>))の標徴種であるが、管理低下に伴うアズマネザサ(*Pleioblastus chino*



(Franch. et Sav.) Makino)の繁茂などによる照度の低下により個体数が減少し、絶滅危惧種（環境省絶滅危惧Ⅱ類）に指定されている。このような種の保全のためには、アズマネザサなど林床の下草を刈り取り、林内の照度を高くする必要がある(寺井, 2007; 白川ら, 2014)。また、ワレモコウ(*Sanguisorba officinalis* L.)やオトギリソウ(*Hypericum erectum* Thunb.), リンドウ(*Gentiana scabra* Bunge var. *buergeri* (Miq.) Maxim. ex Franch. et Sav.)といった人為攪乱のある草地環境下で生育してきた種は、里山の二次林の林床にもしばしばみられ、それらも里山管理の停止に伴い消失する恐れがあると考えられる。こうした草原性の種の保全においても、里山の二次林が果たしてきた役割に注目すべきである。

これらの里山の植生に関する研究は、定期的な人為攪乱によってもたらされる定常状態である二次林の林床やススキ草原の植生に関するものがほとんどで、攪乱直後の状態である伐採後の二次遷移初期における出現種に関する調査はあまり多くない。スギ林伐採跡地における植生遷移については古くは関東地方の伐採後の植生についての報告(佐倉・沼田, 1980)などがあり、近年、スギ林の伐採跡地が再造林されずに放置され、帯状皆伐による広葉樹二次林への誘導が試みられたりする中で、人工林の履歴と伐採後の広葉樹の埋土種子による更新の関係などに注目が集まっている(清和, 2013)。例えば、宮崎県綾町においてもかつての照葉樹林の林相を残す保護樹帯からの天然下種で人工林伐採跡地に照葉樹を自然発生させ、照葉樹林の復元を図る取り組みを実施している(林野庁, <http://www.rinya.maff.go.jp/kyusyu/aya/purojyekuto.html>)。一方、草本植物を含む生物多様性保全と里山広葉樹林の伐採後の二次遷移の関係について論じた研究は、浜田・倉本(1994)のコナラ放棄林における実験的な調査の結果による埋土種子の重要性を論じたもの等があるがあまり多くない。

里山の森林は、管理という人為攪乱によりハビタットが変動しながらも安定している「変動安定」となっており(江崎, 2012)、その「中規模攪乱」の状態を保つ人為管理が里山の生物多様性の高さをもたらしていると考えられる。里山林の一つであるクヌギ-コナラ林に関して、信州大学教養部自然保護講座(1989)は「定期的な伐採による管理で極相に至ることがなく、遷移は半永久的に停止するので、妨害極相群落と言える」としている。一方、里山は人為攪乱により作られた生態系であることから人為生態系(man-made habitat)ともとらえられる。里山は人が介在する以

前の森，人が介在してからの気候，介在の程度，持ち込んだ動植物の種類等々の条件が多様であり，里山の生態系全体にあてはまる一律の共通項を見出すのは困難であるとも言われる(佐藤, 2005). しかし，四手井ら(2009)は「決して混沌としているわけではなく，人のもたらす攪乱のあり方に応じ，一定の秩序を持った存在でもある」としており，里山では単に植生にのみに着目するのではなく，それを支えてきた人と自然のかかわり合いの履歴やその構造にも目を向けることが，理解につながると考えられる(犬井, 2002).

里山の森林は農山村地域における生活様式の変化，森林利用の変化，過疎化，高齢化など様々な理由により利用されなくなり，管理放棄が進んでいる(山場・中越, 1996; 市川, 1986). この里山の放棄は新・生物多様性国家戦略(環境省, 2002)において，3つの生物多様性の危機の中の一つ，第2の危機「自然に対する働きかけの縮小による危機」として位置づけられ，第三次生物多様性国家戦略(環境省, 2007)，生物多様性国家戦略2010(環境省, 2010)，生物多様性国家戦略2012-2020(環境省, 2012)の中でも，4つの危機のうちの一つとして引き続き取り上げられている. この「自然に対する働きかけの縮小による危機」は，国連が行ったミレニアム生態系評価(Millennium Ecosystem Assessment; MA)の中の「生物多様性の脅威となる要因」には含まれておらず，日本独自の要素である(松田, 2008). このような里山の管理放棄にともなう生物多様性の低下，その対策としての里山管理に関しては，これまでも多くの研究がなされてきた(例えば，Iida & Nakashizuka, 1995; 服部, 1995; 小林ら, 1999; 山崎ら, 2000; 山本ら, 2000a; 山本, 2001; 白石・青木, 2007; 島田ら, 2008; 田中ら, 2010; 長野・田端, 2017 など).

これらの里山をどのように保全するかは，以前より課題となっており，吉良(2011)は里山の自然利用が途絶えた今，膨大な面積を占める里山景観をそっくり保存することができるとは思えないとした. また，薪炭の利用と結びついて成立してきた里山林は利用の継続が必須条件であり(四手井, 1993)，生物多様性維持のために残さなければならないものであるが，その遷移を止めるための人為の加え方の良策がないとも言われている(四手井ら, 2009). これまで里山は生産の場として機能していたために所有者によって維持管理されていたが，今後，公益的価値がいかに優れていても経済的利益なしに保全・管理を所有者に期待することはできない(重松, 1993). そのため，重松ら(1999)は，所有者，市民，行政のパートナーシップによる

里山の保全・管理をボランティアにより行うことを、イギリスにおける BTCV (British Trust for Conservation Volunteers: 英国環境保全ボランティアトラスト) を参照して提案している。しかし、広大な面積の里山の維持管理をボランティアに依存するのは限界があり、何らかの社会的、経済的システムの確立の必要性も指摘されている(犬井, 2002)。里山におけるボランティア活動はその60%が大都市近郊と都市周辺に位置している(環境省自然環境局, 2009)。一方で、里地里山の分布を示す里地里山メッシュの7割は大都市近郊と都市周辺を除いた地域、つまり農村部に位置しており(環境省自然環境局, 2009)、そういった農村部の里山では、ボランティアによる取り組みは行われにくいと考えられる。

理想的な里山のあり方として藤森(1997)は、様々なタイプの比較的小面積の森林が寄り集まった地域を「ランドスケープ生態系」とし、森林の多様な機能への社会・経済・文化的ニーズに対し、森林生態系に関する科学的知識をもって合意形成を図りながら、持続的森林管理をする「エコシステムマネジメント」の考え方を採用すべきとしている。つまり、里山の自然環境についての課題を扱うためには単に森林生態系に関する情報のみではなく、人為攪乱の要因となる、その地域における人と自然のかかわり合いなどの社会的、文化的情報も重要であるといえる。そのような文化的背景を踏まえて里山を保全する仕組みとして、既存の自然保護制度とは異なる観点からの新たな制度の導入が求められている。

### 1.3 日本人の自然観と自然保護思想

自然保護制度について検討する上で、自然観や自然保護思想を踏まえることが必要である。自然保護思想の現代における世界的な変化について吉田(2007)は IUCN (国際自然保護連合) の名称の変更を用いて説明している。IUCN は 1948 年に設立された IUPN (International Union for Protection of Nature) から 1956 年に IUCN (International Union for Conservation of Nature and Natural Resources) へと名称を変更している。ここには 2 つ重要な点がある。一つは、対象が「自然(Nature)」のみから「自然」を含む「自然資源(Natural Resources)」に変わったことである。これは単に美しい風景や貴重な生物の保護にとどまらず、森林資源などを有効活用するという意味を含めたものである(吉田, 2007)。もう一つは、「保護(Protection)」から「保全(Conservation)」に変わったことである。「保護」は自然を保存(Preservation)することを示しており、原始的な自然を人間の手から守ることを想定している(鬼頭, 1996; 吉田, 2007)のに対して、「保全」は人為を加えながら持続的利用をすることを前提として、その自然を維持することを意味する。ただし、「保全」もまた欧米的自然観に基づいた概念であり、人間を自然の上に立つものとみなして、人間が自然を資源として利用することを肯定したものであるとの意見もある(大政, 1973)。大政(1973)は、イザヤ・ベンダサンこと山本七平の著書、「日本人とユダヤ人」(山本七平, 1997 (原著は Isaiah(1970)))から、「自然保護といってもドイツ人なら「自然に美容整形の手術」を加える行き方であり、日本人なら「静かな山ふところに抱かれる」という、人間が自然に保護される行き方である」との文章を引用し、人間が自然を保護するのではなく、人間が自然に保護されているという日本古来の自然観を取り戻す必要性を唱えている。また、沼田(1994)は「人間が一段高い場所から自然をかわいがるのではなく「人間—自然系」を良い状態に保つことが重要である」と述べている。江崎(2012)は、これまでの西洋科学における Ecology が Human と Nature の対立構造の中で捉えられてきたのに対して、「人が自然の中にいる、人は生物群集の一員とみなすべきである」としている。以上のような日本の自然保護思想を踏まえて里山の保全を考えるには、「人と自然の関係性」を考えることが必須であるといえる。

日本において自然保護の意識が高まったのは、昭和 40 年代の高度経済成長期である。それは主に公害による自然破壊から自然環境を守ろうとするものであったが、

その対象は貴重とみなされた原生林または極相林に近い森林(四手井, 1993)などであった。かつての国立公園法や史蹟名勝天然記念物保存法などでは「優れた自然や傑出した風致景観の保護」しかできなかったため, 1972年に人間生活環境に近い身近な自然を対象を含めた自然環境保全法が制定されたが, 運用は限定的であった(武内・奥田, 2014)。また, 1974年に財団法人 日本自然保護協会が中心となり制定された「自然保護憲章」においても, その草案策定時は美しい景観の保護を重視していたが, 国民のより良い生活環境の保全確保を考えずにはいられなくなったとされる(大政, 1973)。そして, 国の政策レベルの取り組みとして本格的に身近な自然まで保護, 保全の対象としたのは1993年に制定された環境基本法に基づき, 1994年に策定された環境基本計画であった(武内・奥田, 2014)。環境基本計画では4つのキーワード「循環」, 「参加」, 「国際的取組」, 「共生」が示された。「共生」は, 「人間と自然の共生を確保する(harmonious coexistence with nature)」を表し, ここで原生的な自然景観や生態系の保護・保全のみではなく身近な二次的自然の重要性について改めて焦点が当てられたといえる。1995年には初めての生物多様性国家戦略(環境省, 1995)が制定され, ここでも二次的自然の保全の重要性に言及されている。

自然環境の保護, 保全を実行するために, 従来から日本には様々な保護地域制度がある。IUCNは保護地域とは「生物多様性および自然資源や関連した文化的資源の保護を目的として法的, また他の効果的手法によって管理される, 陸域もしくは海域」と定義しており(日本自然保護協会, 2013), 日本においてもこの定義に沿った様々な保護地域が存在する。代表的なものは1931年に制定された国立公園法(1957年に自然公園法に改正)による国立公園, 国定公園, 都道府県立自然公園である。しかし, 国立公園は当初は優れた景観を保護することを目的としており, 生物多様性や生態系の保護を目的としておらず, 自然公園法に生物多様性の保全について明記されたのは2010年である。このほか, 自然環境保全法(1972年)に基づく原生自然環境保全地域, 自然環境保全地域, 鳥獣の保護及び狩猟の適正化に関する法律(鳥獣保護法; 2002年)に基づく鳥獣保護区, 絶滅のおそれのある野生動植物の種の保存に関する法律(種の保存法; 1993年)に基づく生息地等保護区, 文化財保護法(1950年)に基づく天然保護区域, 国有林野の管理経営に関する法律(1951年)に基づく森林生態系保護地域などの保護林, そして条約レベルでは世界遺産条約(1992年批准)に基づく世界自然遺産, ラムサール条約(1980年批准)に基づくラムサール

条約登録湿地，ユネスコの「人間と生物圏計画」(Programme on Man and the Biosphere ; MAB 計画)にもとづく生物圏保存地域がある (図 1-4).

これらの保護地域の面積の合計は，日本の面積の 19.33 %を占めており (図 1-5, 表 1-1)，これは CBD COP10 において 2020 年までに達成することを目標に合意された愛知ターゲットの戦略目標 C，目標 11 の「陸域及び内陸水域の 17%を保護地域に指定し保全する」という基準を満たしている．しかし，それらのうち IUCN の保護地域管理カテゴリーに照らして厳正な保護及び適正な管理がなされていると考えられるものはわずか 3.57% (表 1-1) であり，加えて，必ずしも適当なカテゴリー下にはない保護地域，カテゴリーごとの管理がされていない保護地域が数多くあることから，それらについては今後検討が必要とされる (日本自然保護協会, 2013).

また，これらの日本の保護地域制度のうち国立・国定公園を見ると，その多くが高標高域にある自然度の高い地域を指定しており，低標高域に広がる自然度の低い身近な自然は対象となっていないことがわかる (図 1-6)．他の保護地域制度についても，特に人為攪乱が定期的にかかる里山の生態系などが保護地域として指定された例はほとんどなく，沼田(1998)は二次的自然環境を保護対象とする自然保護制度の必要性を訴えている．

このような状況は，2011 年の東日本大震災をきっかけに大きく変わりつつある．震災後，東北地方太平洋岸にあった陸中海岸国立公園が，種差海岸階上岳県立自然公園，南三陸金華山国定公園を編入し，三陸復興国立公園となった．この国立公園は復興に寄与する国立公園であり，人間を自然と対立するものにとらえるのではなく，人間も自然の一部であり，自然に順応する形で自然とともに生きていく姿を示すものである (武内・奥田, 2014; 渡辺, 2014) としている．鷲谷(2012)は，単にこれまでの公園をつなぐだけでなく地形的特徴や震災後の自然の動き，地域の社会的条件を踏まえ場所の編入をしていくことの必要性を指摘しており，三陸復興国立公園が二次的自然を人と自然の関わりを含めて保全する自然保護制度の一つの事例となる可能性が考えられる．

一方で IUCN 日本委員会は「市民が守る保護地域」として，民間保護地域の取り組みの重要性を訴えている (国際自然保護連合日本委員会, 2015)．民間保護地域とは市民や企業が保全活動を行っている場所を IUCN の保護地域の定義に照らして，認証するものであり，IUCN の「The Privatory Protected Areas Futures」事業にお

いて、「IUCN の保護地域の定義に合致し、民間のガバナンスに基づく地域」と定義されている(国際自然保護連合日本委員会, 2015)。こういった取り組みが広がることが、特に人為攪乱環境下の自然環境を保護・保全するためには重要であるが、そのためには、その自然環境がどのようなものであるのかという生態学的な側面のみならず、その自然環境が成り立っている社会的側面、すなわち人と自然の関わりも明らかにすることが求められている。

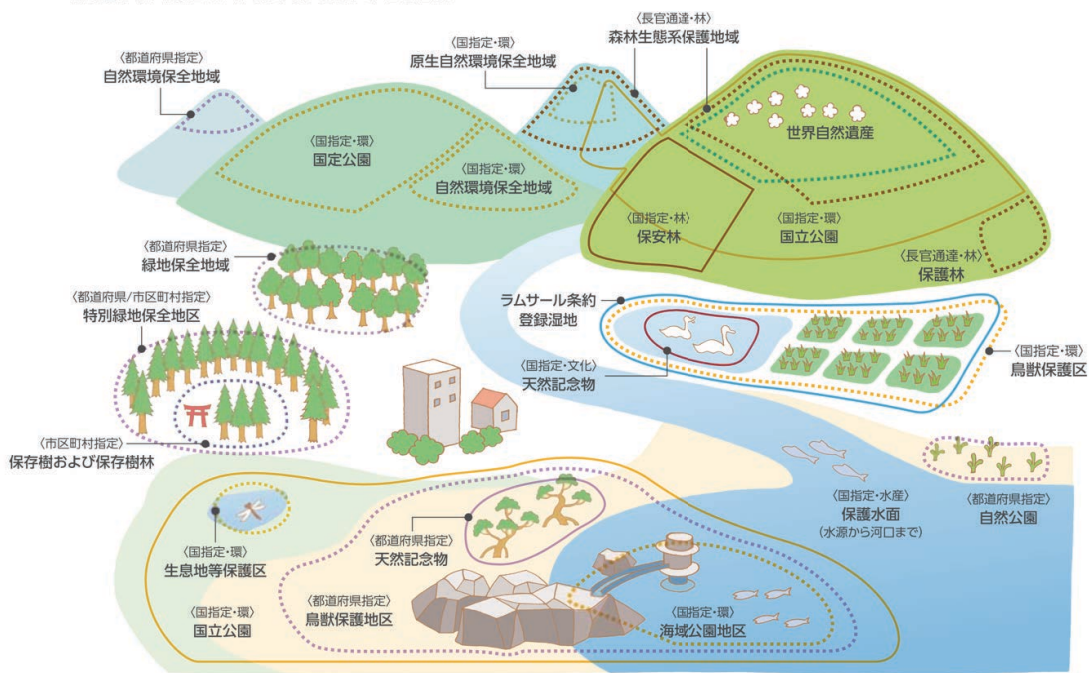


図 1-4 日本の保護地域の概念図(日本自然保護協会, 2013)

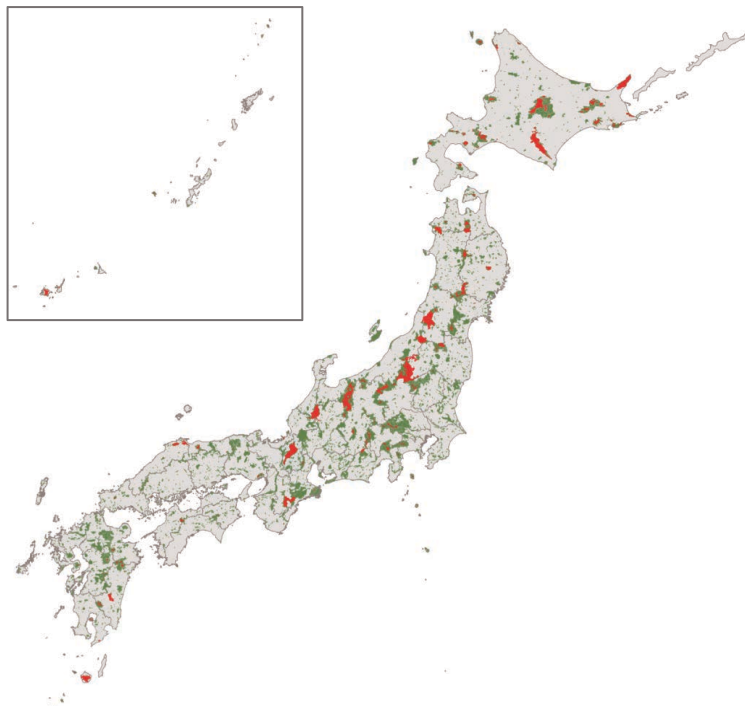


図 1-5 日本の保護地域の位置図(日本自然保護協会, 2013)

緑が表 1-1 に示すすべての保護地域，赤が厳正な保護及び適正な管理が求められる保護地域（表 1-1 の※の保護地域）を指す。



表 1-1 日本の保護地域の面積割合(日本自然保護協会, 2013)

No	種類	箇所数	陸域面積 (km <sup>2</sup> )	国土比率 (%)
1	自然公園	401	53,902.79	14.46
	国立公園	30	21,029.42	5.64
	※特保+1特		5,311.25	1.42
	国定公園	56	13,498.15	3.62
	※特保+1特		2,366.22	0.63
	都道府県立自然公園	315	19,375.21	5.20
2	自然環境保全地域	556	1,045.19	0.28
	※原生自然環境保全地域	5	56.52	0.02
	※自然環境保全地域	10	217.73	0.07
	都道府県自然環境保全地域	541	771.44	0.21
3	保護林制度	867	12,664.67	2.09
	保護林	843	7,564.67	2.03
	※森林生態系保護地域	29	4,924.67	1.32
	緑の回廊	24	5,100.00	1.37
4	鳥獣保護区	3,841	34,902.64	9.36
	国指定鳥獣保護区	82	4,656.82	1.25
	※特別保護地区	66	1,331.87	0.36
	都道府県指定鳥獣保護区	3,759	30,245.82	8.11
	※特別保護地区	552	1,584.35	0.42
5	※生息地等保護区	9	8.75	0.00
6	※天然保護区域	23	901.61	0.24
7	※世界自然遺産	4	828.14	0.22
8	※生物圏保存地域	5	1,262.85	0.34
9	※ラムサール条約登録湿地	46	1,256.50	0.34
	1～9までの※の単純合計	832	20,013.96	5.37
	1～9までの※の重複排除合計		13,320.07	3.57
	1～9までの単純合計	5,835	99,033.14	26.56
	1～9までの重複排除合計		72,057.40	19.33

データは2012年現在

※が厳正な保護及び適正な管理が求められる保護地域を指す。1 自然公園における

「特保」は「特別保護地区」, 「1特」は「第1種特別地域」を指す

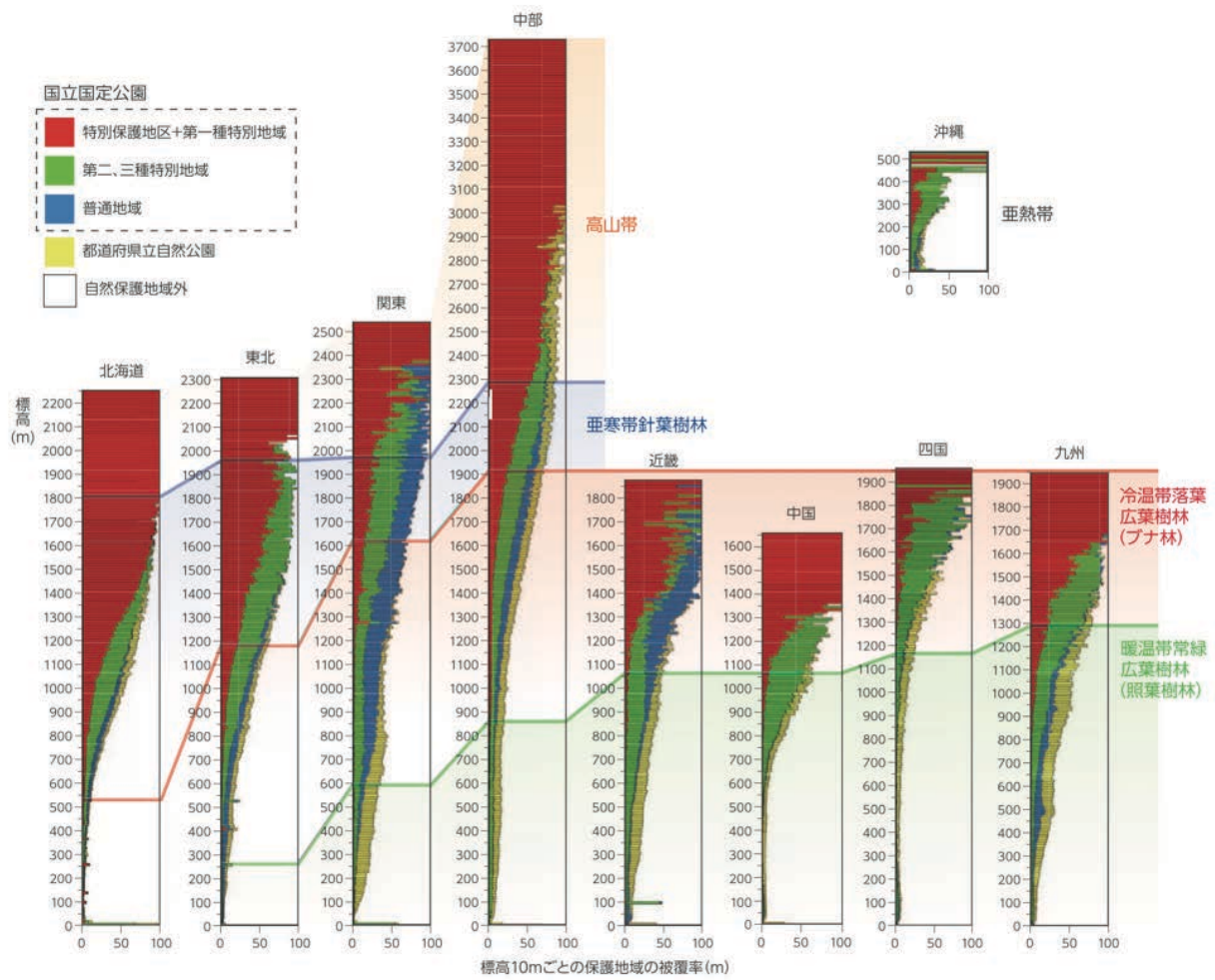


図 1-6 標高と保護地域の関係(日本自然保護協会, 2013)

## 1.4 本研究の目的

以上の背景を踏まえて、本研究では人と自然の関わりその中で成立してきた里山のクヌギ(*Quercus acutissima* Carruth.)林を対象として、その下層植生の生物多様性を保全するための手法を検討することとした。里山の二次林の生物多様性は、農家の定期的な管理の結果、長い間維持されてきたが(Hayashi, 1994; Kitazawa & Ohsawa, 2002; Kobayashi et al., 1997)、高度経済成長以降の里山管理の停止に伴う林床へのネザサの侵入、その結果としての林床植生の生物多様性の低下が危惧されている(Iida & Nakashizuka, 1995; 小林ら, 1999)。このため、いわゆる里山景観を構成する二次林の生物多様性の低下は、生物多様性国家戦略において、管理の低下に伴う「第2の危機」として取り上げられ、注目されるようになった(環境省, 2002, 2007, 2010, 2012)。生物多様性の危機は世界レベルで問題となっているが、この里山の維持管理の低下という第2の危機は、特に日本において特徴的な現象である。

日本の農山村地域において様々なタイプの森林や草地は木材、薪炭材、肥料、飼料など様々な目的で利用するために管理されてきた(市川, 1986)。農山村地域の景観はこれらの土地利用のモザイクとして成り立ち(Duelli, 1997; Forman, 1995)、結果として生物多様性や生態系サービスの維持に貢献してきた(鎌田・中越, 1990; 山本, 2001)。しかしながら、石油やガスの利用が飛躍的に拡大した1960年代のエネルギー革命や農山村の高齢化によりこれらの森林や草地は放棄されつつある(鎌田・中越, 1990)。さらに日本においては1950年代以降の拡大造林政策によりスギやヒノキ(*Chamaecyparis obtusa* (Siebold et Zucc.) Endl.)の植林が進み、森林の種組成が単純化し、生物多様性が低下している(Ito et al., 2004)。

本研究では、調査対象地域として熊本県菊池市を選定した。同地域は阿蘇山に近接し、過去には草地が広く存在していた。また、草地は大面積のものに限らず、耕作地周辺に広がる小面積のものも数多くあり、それらが飼料、肥料等の採取に利用されてきた。しかし、現在、その面積は大きく減少した。草地であった土地は、全国的にはスギ・ヒノキ等の針葉樹人工林に転換された例が多いが、本研究の調査地では、それまで里山として存在していたものと同様のクヌギ林に転換されたものが多い。そのことは、同地域のクヌギ林の林床に草原性の植物種がしばしばみられること(3章で詳述)と関係があると思われる。

また、クヌギやコナラにより構成される落葉広葉樹二次林は、薪炭材などとして定期的に伐採されてきた。これらの森林では伐採後、再度植林を行うのではなく、萌芽による更新が行われる。しかし、里山二次林はエネルギー革命以降全国的に管理放棄され、50年近く伐採されていない森林が多く存在する。その結果、常緑の低木、木本が侵入し、林内の光環境が大きく変化している(寺井, 2007)。さらに、定期的に伐採されていない40年生を超えた高齢のクヌギ、コナラは、萌芽再生能力が低下し、単純に伐採しても再度萌芽更新できないなどの問題も抱えている(韓・橋詰, 1991; 松浦ら, 2002)。こうした状況の中で、調査対象地を含む熊本県や大分県では、シイタケ生産にクヌギやコナラを利用するため、15年~20年周期での伐採を現在においても行っている点に特徴がある。

林床植生は「微地形」、「過去の土地利用」、「現在の管理」、それらに伴って生じる光環境、土壌水分などの様々な無機環境要因の影響の下に成立している。二次的自然における生物多様性の研究は、人為管理の面からのアプローチ(Kitazawa & Ohsawa, 2002; 加藤・谷地, 2003; 飯山ら, 2002)、微地形からのアプローチ(Okubo et al., 2005; 大久保ら, 2003; 松浦ら, 2004)などが数多くなされている。また、過去の土地利用との関係に関しては、Verheyen et al. (2003a, b)やBellemare et al. (2002)、Fraterrigo et al. (2006)において過去の林野利用が現在の林床植生に影響を与えているとされ、山本ら(2000a)やIto et al. (2004)は、過去の土地利用により林床植生に違いがあることから、土地利用履歴を考慮した管理が必要であるとしている。農山村地域における里山の歴史的変遷は、都市近郊の里山と比較し資料が少なく、詳細な変遷を把握することは難しいとされてきた(後藤ら, 2003)。しかし、農山村地域における里山の土地利用の変化は第二次世界大戦後に起こっている場合が多く(鎌田・中越, 1990; 後藤ら, 2003)、空中写真の利用、聞き取り調査などを通じてある程度明らかにできるものと期待される。また、その土地利用の変化が生じるには何らかの社会的、地理的要因があると考えられる。

これまで、クヌギコナラ群落の管理の放棄が生物多様性に及ぼす影響を調査した多くの研究があるが、そのほとんどが下草刈りや間伐の影響を扱ったものである。伐採後のクヌギの萌芽環境下における林床植物に関する研究はない。放棄された里山の保全のために、伐採などを含む様々な森林管理を通じて林床植生の多様性がどのように維持されるかを明らかにすることは重要である。また、里山の森林管理の

中で伐採は最も大きな人為攪乱であると考えられる。伐採後、林床の光環境の変化(深田・亀山, 2003)や土壌有機物の変化(高橋ら, 1991)に伴い、林床植生は大きく変化する。そのため、伐採前後の林床植生の組成について明らかにすることは重要であるが、ほとんどの研究が Nagashima et al. (2009), 山川ら (2009)など針葉樹人工林における研究であり、シイタケ生産に利用される様々な土地利用履歴のもとにあるクヌギコナラ林における、15年~20年周期での伐採による伐採前後の林床植生の変化に関する研究はない。また、日本のその他の農村と同様、調査対象地域でも高齢化は進行しており、そのために管理放棄される林分も増加しつつあると考えられる。里山の自然環境はそこに暮らす住民による管理の影響を受けていることが考えられることから、自然環境を把握するには、表裏一体である住民による管理の形態についても明らかにすることが重要である。

本研究の流れを図 1-7 に示した。本研究では、まず対象地域の現状を統計データ等により概観(2.1章)した後、対象地域における森林植生を類型化し、クヌギ林の生物多様性保全上の重要性を明らかにするとともに(2.2章)、対象地域の第二次世界大戦後の土地利用変化を空中写真により明らかにした(2.3章)。次に、調査対象地域のクヌギ林の林床植生について、標高(3.1章)の影響が小さいことを確認し、土地利用履歴(3.2章)が大きな影響を与えていることを明らかにした。次いで、伐採(3.3章)とクヌギ林の成長過程(3.4章)における植生変化を明らかにし、従来の里山管理が林床植生の多様性保全において果たしてきた役割を明らかにした。さらに、近年、里山管理の新たな試みとして行われている豚放牧が林床植生に与える影響を検証した(3.5章)。以上の結果をもとに、調査対象地域やその周辺地域に広がる、多様なクヌギ林による、地域の生物多様性保全、希少種保全、そして地域の自然資源の有効的な活用について考察した(第4章)。

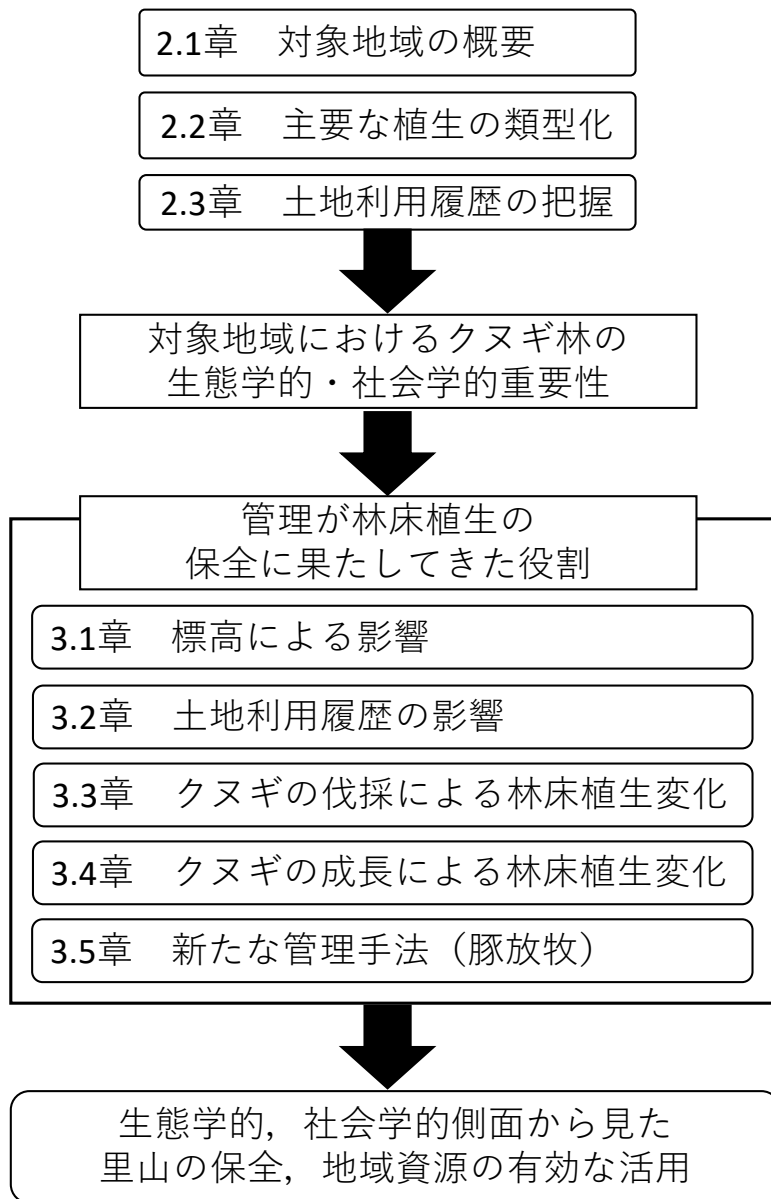


図 1-7 本研究の構成

## 第2章 調査対象地

### 2.1 調査対象地の概要

本研究の主たる調査地は熊本県菊池市(図 2-1, 図 2-2)の水源地区(N33° 00' 00", E130° 52' 22", 標高 130~780 m)である。菊池市は熊本県の北部に位置する。東部は阿蘇外輪山に接し、そこに端を発する一級河川 菊池川が菊池渓谷、調査地である水源地区を通り、菊池市内を流れ、有明海に注いでいる。平野部である南西部は熊本市に近い住宅地開発などの伴う人口増加が起こっている一方、山間部に位置する北東部は過疎化、高齢化が問題となっている(図 2-3)。

本研究では山間部に位置する水源地区を対象とした。もともと水源地区は 1956 年、周辺市町村との合併により菊池市が成立するまで、旧菊池郡水源村の一部であった。1889 年に成立した旧水源村域の面積は農林業センサスのデータによれば 1970 年時点で 77km<sup>2</sup>、その 81%は森林で占められていた。北東部には針葉樹人工林を中心とした国有林が広がり、西南部に行くに従い人口、農耕地とも増え、森林の多くは民有林となる。旧水源村内には原、四町分の二つの大字があり、原には佐野・鍋倉・原本村・細永・日生野・伊牟田・戸城・永山・伊野・木護・柏・杉生、四町分には下組・塚原・長六・岩下・平山の集落がある。これらの集落のうち佐野・鍋倉・原本村・細永・日生野・伊牟田・下組・塚原・長六・岩下・平山が菊池市立水源小学校校区を形成してきた(図 2-4)。校区には市より指名された地区長(旧校区長)、それぞれの集落に区長がおり、区長を中心とした各集落の自治会、区長を取りまとめる区長会という形での自治単位が作られている。なお、水源小学校は 2013 年に閉校となった。また、図 2-4 に記載されている大字原森林および大字四町分森林は住民が居住しておらず、固有の名称がないため、国勢調査において便宜的に「森林」とされているが、住民にかつてより利用されている森林であることから対象地域とした。

地理的な様相として、東から西へ菊池川、河原川が流れ、それら川や「原井手」を代表とする水路を中心に水田が存在し、「原筋(熊本県道 203 号日生野隈府線)」、「四町分筋(熊本県道 201 号二重峠菊池線)」と呼ばれる 2 本の主要道が走り、所々を南北につなぐ道があり、これら道路を中心に集居集落が存在する(図 2-5)。2010 年世界農林業センサス農村集落カードによれば、全ての字が特定農山村および農業振興地域であり、就業者人口の 35%が農業を営んでいる(2000 年国勢調査)。「限

界集落」にはなっていないものの、水源地区は菊池市の市街地に比べ高齢化が進んでいる（図 2-6）。

調査対象地域の年平均気温は 16.1°C、年間降水量は 1,884mm である（気象庁 <http://www.jma.go.jp/jma/index.html>：「菊池」N32° 56'42", E130° 46'54", 標高 83 m）。暖温帯に属し、潜在自然植生はヤブツバキクラス域(*Camellietea japonicae* Miyawaki et Ohba 1963)の常緑広葉樹林である（宮脇, 1981）。しかしながらこのような自然植生は稀であり、その多くは常緑萌芽二次林、落葉広葉樹二次林（クヌギ二次林、クヌギーコナラ群落など）のような代償植生、または耕作地、植林地となっている。

調査地域において、「雑木林は薪炭材として、草地は干し草の刈り取りのために利用されてきた」とされている（菊池市, 1986）。1960 年代以降、そのような雑木林や草地は日本全国において、高度経済成長下の社会、経済変化に伴い、放棄が進み、また拡大造林政策もあいまって、針葉樹人工林に置き換えられていった。しかし、本地域では、クヌギがシイタケ生産の原木として高度経済成長期以降も利用されてきたため、菊池市史（菊池市, 1982, 1986）において「雑木は、櫟以外は見向きもされないで」との記述がなされていることからわかるように、クヌギは重要な資源として扱われ、クヌギが草地や養蚕業の縮小に伴い放棄された桑畑、放棄された耕作地にも植林されてきた。現在においても、クヌギ林で年に 2 回ほどの下草刈り、15 年～20 年に 1 回の伐採がされるなど、定期的な利用、管理が行われている（図 2-7）。なお、2016 年の林野庁特用林産物生産統計調査では原木栽培による乾燥シイタケで大分県、宮崎県につぎ、全国 3 位、生シイタケで、静岡県、鹿児島県、群馬県につぎ、第 4 位の生産額を占めており、全国的にもシイタケ生産が盛んであることがわかる。

このようなクヌギ林は、自然植生がほとんど見られない対象地において、生物多様性保全上重要な存在である（熊本開発研究センター, 1976）。なお、熊本開発研究センター（1976）では、本群落をクヌギーコナラ群落としているが、同地域のクヌギ林の植生は宮脇（1967）に報告された関東地方のクヌギーコナラ群落と種組成や群落構造は類似するものの、ナガバモミジイチゴ(*Rubus palmatus* Thunb. var. *palmatus*)など特有の種も生育しており、新たな群落単位の設定が必要であると指摘している。



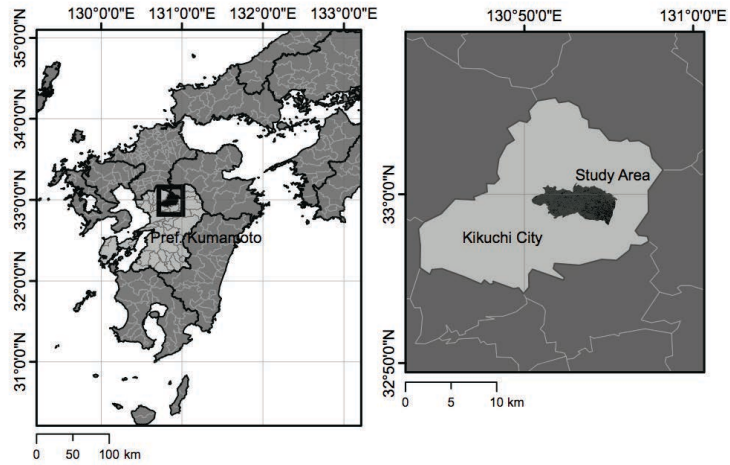


図 2-1 調査地の位置図（国土地理院の基盤地図情報を元に作成）

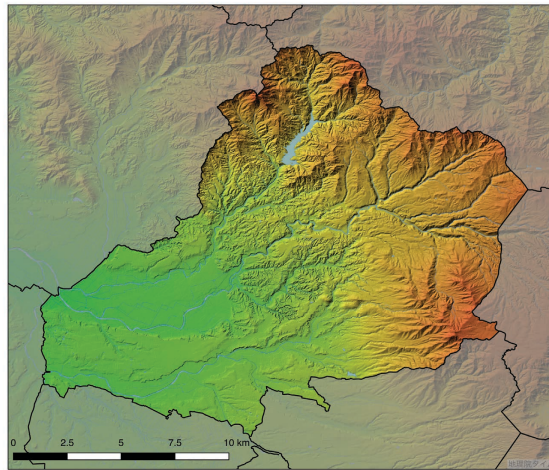


図 2-2 調査対象地域周辺の地形図（国土地理院の基盤地図情報を元に作成）

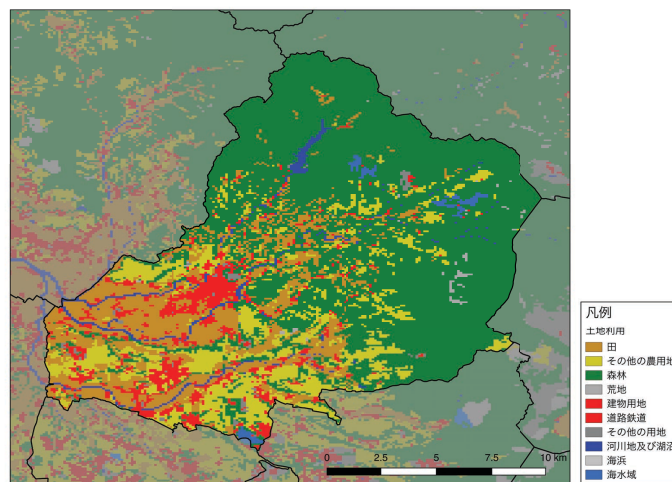


図 2-3 調査対象地域周辺の土地利用図（国土地理院の基盤地図情報および国土地理院の国土数値情報をもとに作成）

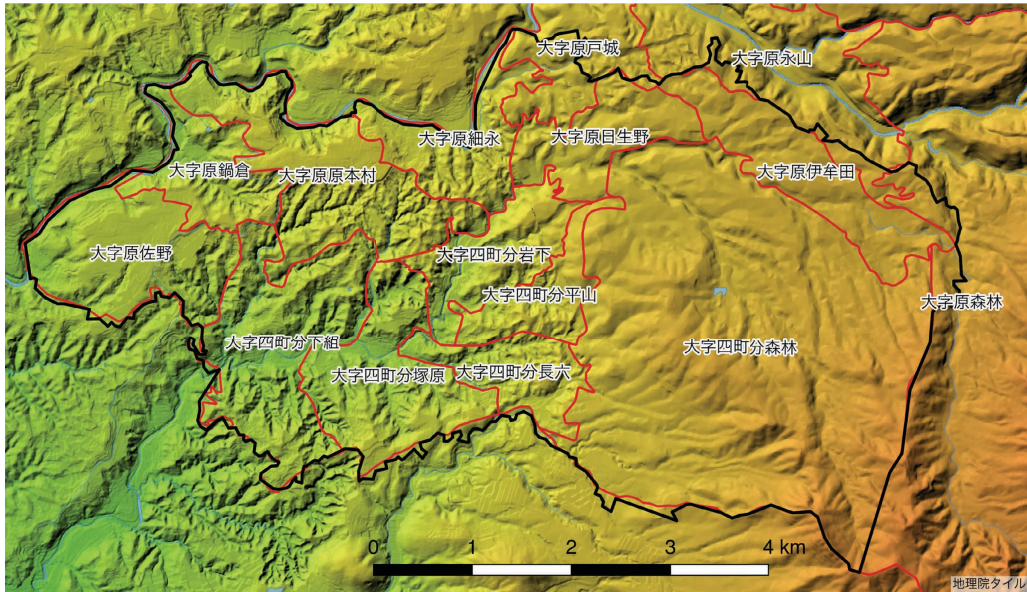


図 2-4 調査対象地の行政区画（字）（国土地理院の基盤地図情報および政府統計の総合窓口(e-Stat)の国勢調査をもとに作成）  
赤線が字の境界，黒線が調査範囲を示す。

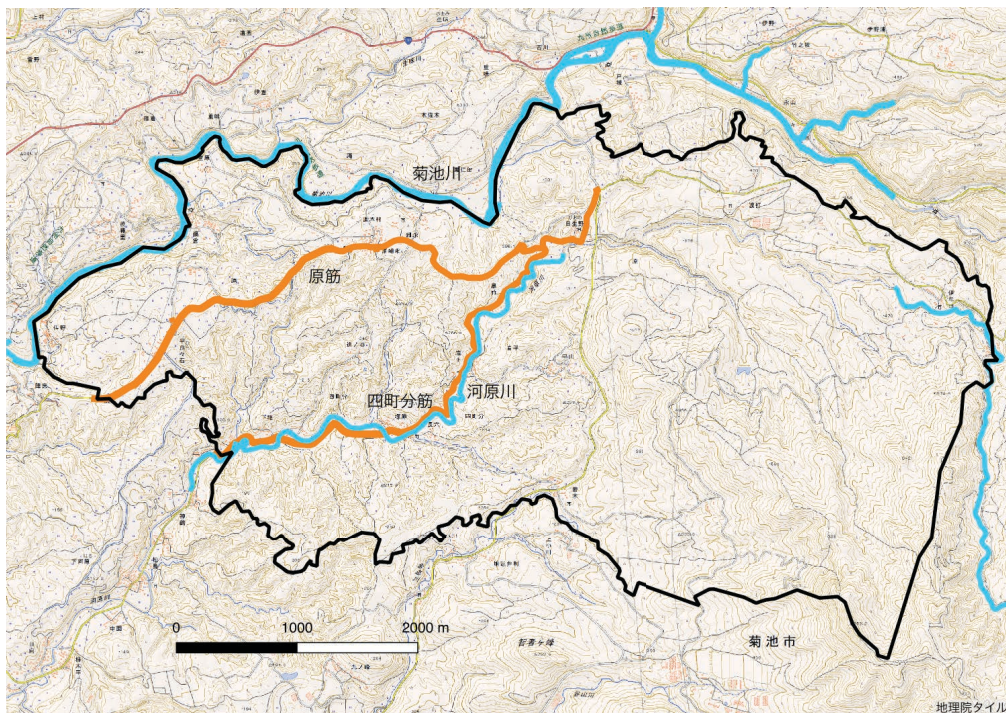


図 2-5 対象地域の河川および主要道路（国土地理院の基盤地図情報および地理院タイルをもとに作成）  
青が主要な河川（菊池川・河原川），オレンジが主要な道路（原筋・四町分筋）を指す。

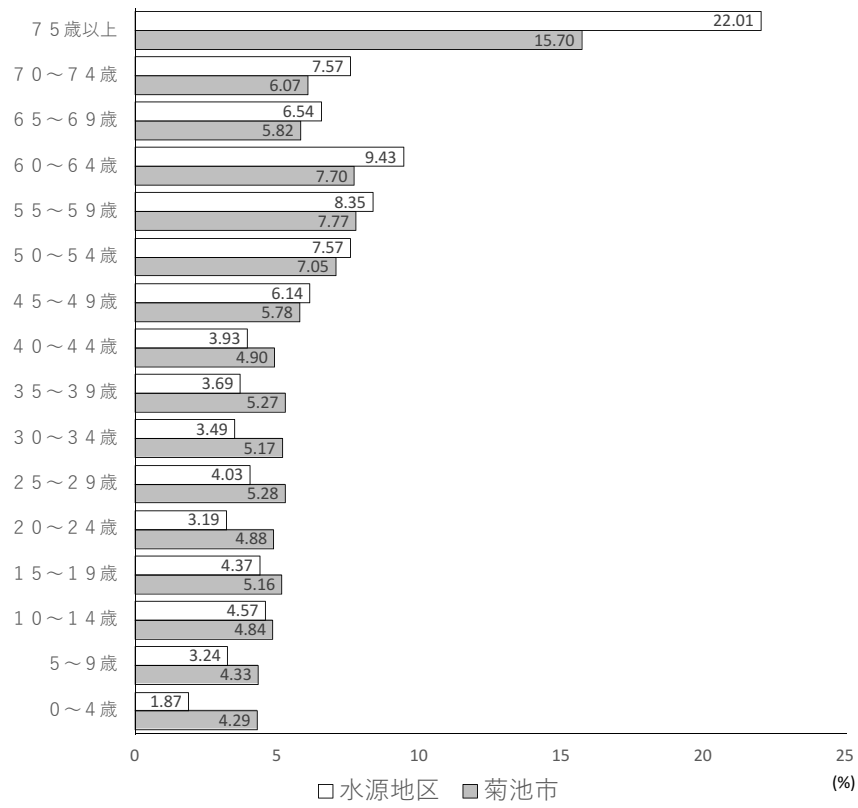


図 2-6 菊池市と水源地区の人口ピラミッド（政府統計の総合窓口(e-Stat)の国勢調査をもとに作成）



図 2-7 調査対象地のクヌギ林の利用サイクル

## 2.2 調査対象地の森林植生

### 2.2.1 目的

調査対象地域は暖温帯に属し、その潜在自然植生はヤブツバキクラス域の常緑広葉樹林である（宮脇, 1981）。しかし、実際にはそのような極相林はほとんど存在せず、その多くが常緑萌芽二次林、落葉広葉樹二次林のような代償植生、または植林地となっている。この地域に典型的な現存森林植生として熊本研究開発センター（1976）では、常緑広葉樹林（常緑萌芽二次林）、針葉樹人工林（スギ人工林）、そして落葉広葉樹林（クヌギ林）が挙げられている。本章では調査対象地域におけるこれらの植生タイプごとの林床植生の特徴を明らかにするとともに、クヌギ林が地域の生物多様性に果たしている役割とその保全の重要性を明らかにすることを目的とした。

### 2.2.2 調査地および調査方法

#### 1) 調査地

対象地域内のいずれも発達した常緑広葉樹林において5プロット、針葉樹人工林において18プロット、クヌギ林において25プロットを設置し、2009年5月～6月に植生調査を実施した(図 2-8)。調査プロットの位置を(図 2-9)に示した。

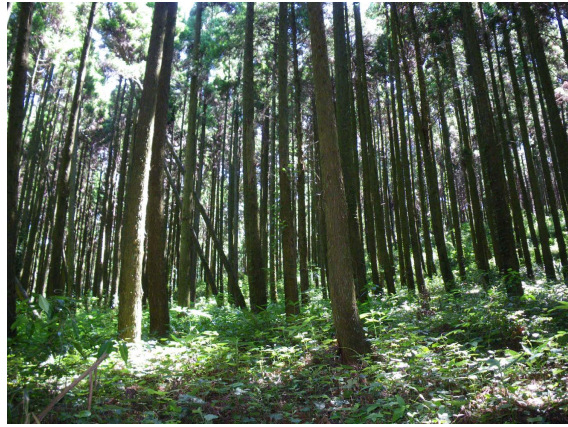


図 2-8 調査対象の森林タイプの写真（左上）常緑広葉樹林，（右上）針葉樹人工林，（左下）クヌギ林

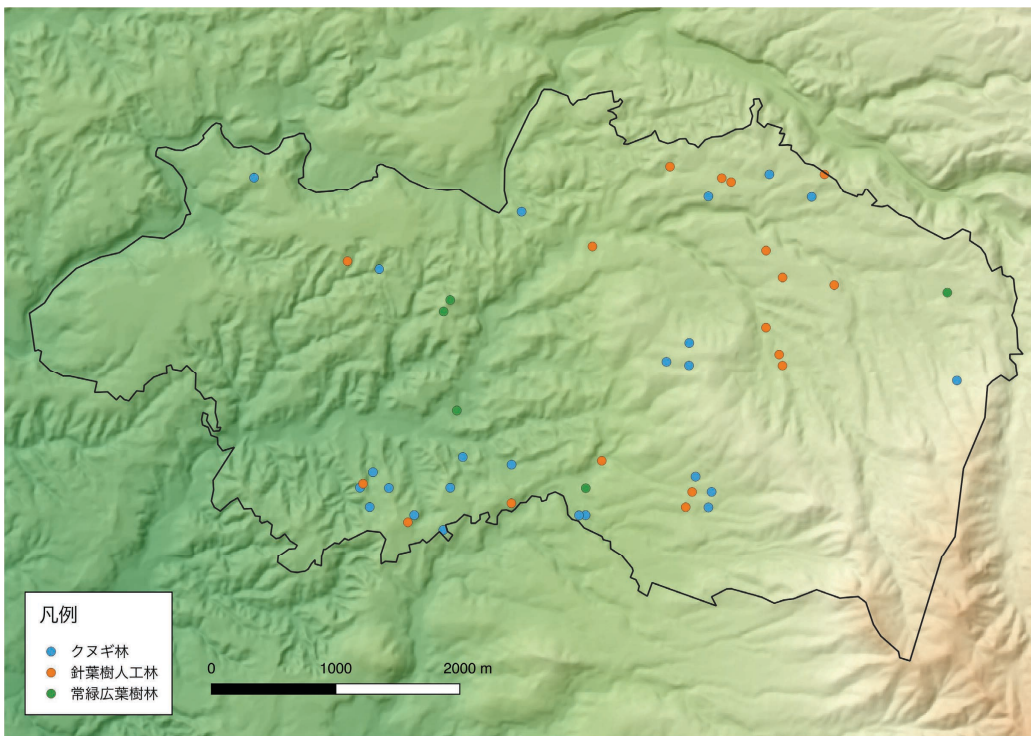


図 2-9 調査地点の位置図（国土地理院の基盤地図情報を元に作成）

## 2) 植生調査

各プロットにおいて隣接する土地利用の影響を避けるため、林縁から1~5mの距離を置いた。一般に草地植生では草丈よりも一辺が長い植生調査区を選定したほうがよいとされており、藤原(1997)ではその最小面積をススキ草地で25~100 m<sup>2</sup>、牧野や農耕地雑草群落において1~25 m<sup>2</sup>としている。本章で対象にした林床植生の自然高は1.3 m未満であることから、調査地ごとに5m×5mのコドラートを各1か所設置した。設置したコドラートで、すべての草本および高さ130cm未満の樹木の種名、最大自然高(cm)、被度(%)およびコドラートにおける植被率を記録した。高さ130cm以上の樹木については胸高直径、樹高を記録した。それぞれの調査プロットの位置情報はGPS(GPSMAP 60CSx, Garmin, U.S.A)により記録した。

## 3) データ解析

解析は、全コドラートの林床植生のデータにつき、以下の通り処理を実施した。まず、全ての出現種につき、常緑高木、常緑低木・つる植物、夏緑高木、夏緑低木・つる植物、多年生草本、一年生草本の生活型に、またクヌギ林に出現した種についてはそれぞれの種の主な(本来の)生育地に基づき、クヌギコナラ群落要素、畑地雑草群落要素、伐採跡地群落要素、林縁群落要素、その他林床植生の構成種という5つのカテゴリに分類した。これらの分類は、熊本研究開発センター(1976)、宮脇(1981)、林(1989)、畔上(1996)に基づき実施した。また、標準和名、学名は、「BG Plants 和名-学名インデックス」(YList) (<http://ylist.info>) (米倉・梶田, 2003)、群落体系は、「日本植生体系ウェブサービス」(<http://www.jise.jp/db/index.html>)を参照した。それぞれのコドラートにおける各出現種の最大自然高と被度を掛け合わせた値(乗算優占度)を占有空間の体積の近似値とし、その合計値を100とした各種の相対優占度(%)を算出した(佐倉・沼田, 1980など)。

この相対優占度のデータを用いて、クラスター解析(Euclidian, Ward's Method (Ward, 1963))による分類、DCA(Hill & Gauh, 1963)もしくはCCA(ter Braak, 1987)によるプロットおよび出現種の序列化を行った。これらの計算にはPC-ORD Ver.5およびVer.6(McCune & Mefford, 2011)を用いた。DCAにおいては長谷川(2006)や山中ら(2005)を参考にDCA軸の値と環境要因や多様度の相関関係をみる間接傾度分析を行った。

各プロットにおける多様度については上述の相対優占度を用いて、Shannon's  $H'$  (Shannon & Weaver, 1949) ;

$$H' = - \sum_{i=1}^n (p_i \ln p_i)$$

$p_i$ , 相対優占度  
 $n$ , 各コドラートに出現した種数

を算出し、評価した。各プロットにおける優占種の判定には優占種構成法 (Ohsawa, 1984) を用いた。

各データの統計解析については R (R Development Core Team, 2008) を用いた。

### 2.2.3 結果

全 48 プロットで 64 科 188 種が出現した (附表 1)。出現種の相対優占度を用いた全プロットの DCA の結果を図 2-10 に示した。常緑広葉樹林、針葉樹人工林、そしてクヌギ林という森林の林冠構成樹種に対応して、それぞれ異なった位置にまわって配置された。

以上の 3 つの森林タイプ (林冠構成樹種) の違いに対応して、下層植生の多様度は大きく異なった。森林タイプごとの Shannon's  $H'$  は、針葉樹人工林で 3.43 と最も高く、クヌギ林で 2.68 と最も低く、針葉樹人工林とクヌギ林の間に有意差があった (表 2-1)。しかし、クヌギ林における Shannon's  $H'$  は、標準誤差が 3.83 と針葉樹人工林の 2.22、常緑広葉樹林の 1.67 と比べ大きく、同じクヌギ林でも多様度に差があることが分かった。

針葉樹林ではコバノフユイチゴ (*Rubus pectinellus* Maxim.)、テイカカズラ (*Trachelospermum asiaticum* (Siebold et Zucc.) Nakai) などの常緑低木・つる植物、ヤマグワ (*Morus australis* Poir.)、クサギ (*Clerodendrum trichotomum* Thunb.) などの夏緑高木、クサイチゴ (*Rubus hirsutus* Thunb.)、イヌビワ (*Ficus erecta* Thunb. var. *erecta*) などの夏緑低木、チヂミザサ (*Oplismenus undulatifolius* (Ard.) Roem. et Schult.)、ヤブミョウガ (*Pollia japonica* Thunb.)、アマドコロ (*Polygonatum odoratum* (Mill.) Druce var. *pluriflorum* (Miq.) Ohwi) などの多年生草本を始め、多くの種が優占種として出現した。1 プロットあたりの平均出現種数は 24.2 種、平均優占種数は 6.7 種であった (表 2-1)。

常緑広葉樹林では多くの常緑広葉樹の実生、稚樹が出現し、サカキ (*Cleyera*



*japonica* Thunb.), シラカシ(*Quercus myrsinifolia* Blume), ウラジロガシ(*Quercus salicina* Blume)などが優占種として確認された。また、常緑低木・つる植物ではアオキ(*Aucuba japonica* Thunb. var. *japonica*) やテイカカズラが出現した。一方で、夏緑高木、低木・つる植物は1プロットあたりの出現種数が3.8種と常緑高木、低木・つる植物の14種と比較し少なく、1種も出現しないプロットもあった。同様に草本の出現も少なく、ジャノヒゲ(*Ophiopogon japonicus* (Thunb.) Ker Gawl.)がすべてのプロットで出現し、2プロットで優占種となったが、それ以外はヤブラン(*Liriope muscari* (Decne.) L.H.Bailey)が2プロットで出現、うち1プロットで優占種となりそれ以外に6種が出現したのみであった。1プロットあたりの平均出現種数は20.8種、平均優占種数は4.6種であった。

他方、クヌギ林では常緑高木は実生も含め、一切出現しなかった。常緑低木・つる植物として、ネザサがすべてのプロットで出現し、優占種となった。他に出現頻度が高かったのはスイカズラ(*Lonicera japonica* Thunb.), ミツバアケビ(*Akebia trifoliata* (Thunb.) Koidz.)などの夏緑低木・つる植物、ワラビ、ヌカボ(*Agrostis clavata* Trin. var. *nukabo* Ohwi)などの多年生草本、一年生草本のヤエムグラ(*Galium spurium* L. var. *echinospermon* (Wallr.) Desp.)であった。1プロットあたりの平均出現種数は22.9種、平均優占種数は3.84種であった。クヌギ林に出現した植物種には、草原性の種であるヒヨドリバナ、ワレモコウ、オカトラノオ(*Lysimachia clethroides* Duby), オカタツナミソウ(*Scutellaria brachyspica* Nakai et H.Hara)が見られた。また2プロットで主に西日本で見られるナガバモミジイチゴが出現した。

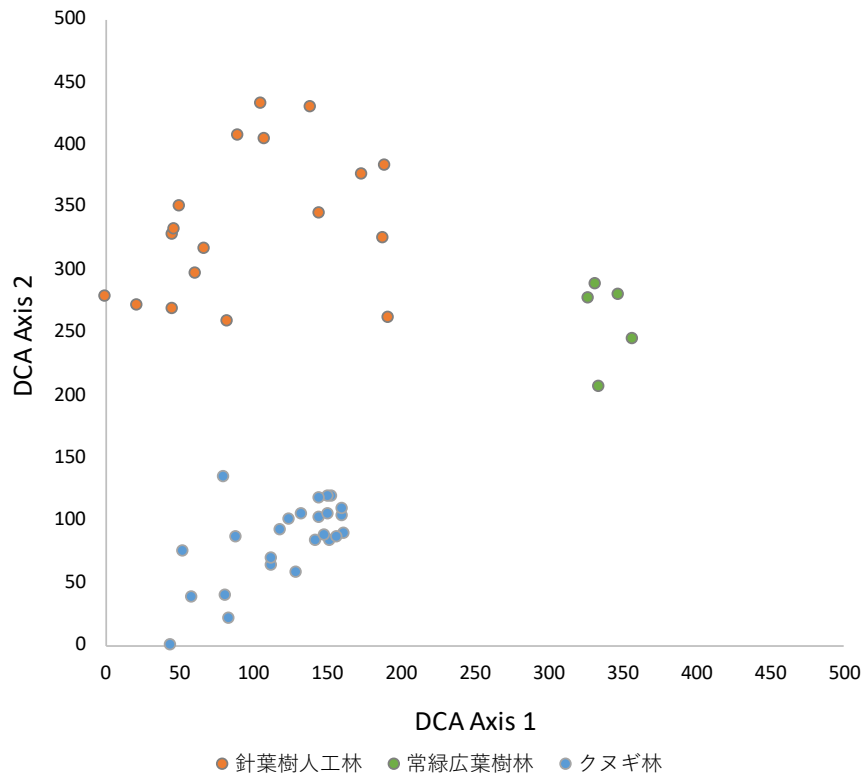


図 2-10 DCA の結果

表 2-1 各植生ごとの多様度指数

	針葉樹人工林		常緑広葉樹林		クヌギ林	
Shannon's $H'$	3.43	± 2.22 <sup>a</sup>	3.27	± 1.67 <sup>ab</sup>	2.68	± 3.83 <sup>b</sup>
優占種数	6.72	± 0.39 <sup>a</sup>	4.60	± 0.40 <sup>ab</sup>	3.84	± 0.91 <sup>b</sup>
出現種数	24.17	± 5.20	20.80	± 9.04	22.88	± 8.54

Groups were compared by analysis of variance (ANOVA) followed by Tukey's honest significant difference (HSD) test. Different letters indicate significant differences ( $p < 0.05$ ).

#### 2.2.4 考察

本調査地の潜在自然植生はヤブツバキクラス域の常緑広葉樹林である（宮脇，1981）。しかし，そのような森林はほとんどなく，多くが常緑萌芽二次林，落葉広葉樹二次林のような代償植生，または植林地となっている。本章の調査地である常緑広葉樹林のプロットでも，毎木調査データは示さなかったが，カゴノキ (*Litsea coreana* H.Lév.)，アラカシ (*Quercus glauca* Thunb.)，ヤブニッケイ (*Cinnamomum yabunikkei* H.Ohba)，タブノキ (*Machilus thunbergii* Siebold et Zucc.)，シラカシ，ヤブツバキ (*Camellia japonica* L.) が木本層に出現しており，宮脇(1981) が常緑広葉樹萌芽林群落として記載したタブノキ萌芽林 (Verjungte Walder von *Persea thunbergii*) およびアラカシ萌芽林 (Verjungte Walder von *Quercus glauca*) に類似していた。また，針葉樹人工林は特徴的な区分種の出現がみられず，スギ・ヒノキ植林 (*Cryptomeria japonica*, *Chamaecyparis obtus* - Forest) のなかでも典型的スギ群落 (Typische *Cryptomeria japonica* - Gesellschaft (宮脇, 1981)) であると考えられた。また，関東地方のクヌギーコナラ群落の種組成と異なる特徴を示すナガバモミジイチゴが2プロットで出現し，調査地域において特有のクヌギーコナラ群落(熊本開発研究センター, 1976)であることが確認された

本研究において主として対象とするクヌギ林は，多くのプロットでネザサの相対優占度が非常に高く，種数は常緑広葉樹林より多かったものの，Shannon's  $H'$  や優占種数の平均値はほかの森林タイプよりも低かった。このことは，管理放棄により多様性が低下した全国各地の落葉広葉樹二次林 (Iida & Nakashizuka, 1995; 小林ら, 1999) と同じ傾向といえる。しかし，クヌギ林の中でも Shannon's  $H'$  やネザサの相対優占度には差があり，相対優占度の低いプロットでは草原性の草本種が出現したプロットもあった。

クヌギ林のプロット間のこのような違いには環境要因や過去から現在に至る管理状況などが影響していることが考えられることから，それらの要因について検討した。

## 2.3 対象地域における土地利用の変化

### 2.3.1 目的

調査対象地域ではかつて、耕作地周辺に小規模な草地が点在、その奥には大規模な草地が広がり、草地において刈り取られた草が飼料や肥料として利用されてきた(小此木, 2008)。それらは住民の生業の変化などにより放棄もしくは他の植生へと転換された。中でも本調査対象地では、草地をクヌギ林に転換した場所が多く、クヌギはシイタケ栽培の原木などとして現在においても使用されている。このような対象地全体の土地利用の変化を把握することは、土地利用の変化をもたらした、調査対象地の社会的、地理的な要因を把握し、今後の移り変わりを予測するために重要である。また、土地利用履歴は林床の植生にも大きな影響を与えていることが考えられ(Verheyen et al., 2003a など)、これらの土地利用変化の特徴を把握することは、現在の土地利用における林床植生の成立要因を検討する上でも重要となる。過去の資料が少ない農山村地域において土地利用変化の把握をすることは困難であるとされるが、農山村地域における土地利用の変化は第二次世界大戦後に起こっている場合が多く(鎌田・中越, 1990; 後藤ら, 2003)、空中写真の利用、聞き取り調査などを通じてある程度明らかにできるものと期待される。

そこで本章では、調査対象地における第二次世界大戦後以降のおよそ 30 年おきの 3 時点の土地利用を明らかにし、その変化の実態とその要因を、特にクヌギ林に関して考察する。

### 2.3.2 手法

第二次世界大戦以降の土地利用変化について、表 2-2 に示す地形図を参考にしつつ、3 つの異なる時期に撮影された空中写真を元に、土地利用の変化を定量的に明らかにした。空中写真は、1947 年米軍撮影モノクロ空中写真、1976 年国土地理院撮影カラー空中写真、2005 年 NTT ネオメイト撮影航空写真を利用した。NTT ネオメイトの航空写真はオルソ幾何補正されたデータであるため、そのまま GIS 上に取り込み利用した。他の 2 時期の空中写真は、GIS 上で簡易オルソ化を行い、印画紙に印画されたものの実体視判読も併用しながら、土地利用の読み取りを行った。もっとも高精細に撮影がなされている 2005 年撮影の写真からベクターデータの土地利用図を作成し、それを基準として、他の 2 時点の土地利用図を、空中写真の判読

結果と地形図上の土地利用も参照しながら作成した。それぞれのデータを用いて、各時代の土地利用面積の集計、時代ごとの土地利用の変化の集計を行った。本調査地においては、クヌギ植林及びクヌギーコナラ群落が生業面からも地域を特徴付ける植生をなしており、落葉広葉樹林のほとんどはクヌギ林であることから、同じものとして扱った。また常緑広葉樹、落葉広葉樹や針葉樹などが混交し、判別が困難であった森林は、混交林として扱った。これに基づき、土地利用分類は落葉広葉樹林（クヌギ林）、針葉樹人工林、常緑広葉樹林、混交林、草地、竹林、耕作地、居住地等、水域の9区分とした。

また作成した各時期の土地利用図を1mメッシュのラスターデータに変換し、景観解析ソフト Fragstats (McGarigal et al., 2012)を用い、各土地利用によってまとまりとなっているパッチの数の変化について評価を行った。さらに、国土地理院が公開している基盤地図情報10mDEMを用い、傾斜と土地利用との関係を解析した。

データの作成、及び面積集計などの計算は ArcGIS Ver.10 (Esri inc., U.S.A), QGIS (QGIS Development Team, 2009.) および SAGA GIS (Conrad et al., 2015)により行った。

また、土地利用の確認のための現地調査、過去の土地利用履歴の確認のための聞き取り調査を2008年4月から2009年11月にかけて実施した。

表 2-2 第二次世界大戦後の土地利用を明らかにするために参考にした地形図

地図名	図名	作成年	発行
二万五千分の一旧版地形図	菊池	1973年	国土地理院
二万五千分の一旧版地形図	立門	1973年	国土地理院
二万五千分の一旧版地形図	鞍岳	1973年	国土地理院
二万五千分の一旧版地形図	八方ヶ岳	1973年	国土地理院
二万五千分の一地形図	菊池	2001年	国土地理院
二万五千分の一地形図	立門	2000年	国土地理院
二万五千分の一地形図	鞍岳	2000年	国土地理院
二万五千分の一地形図	八方ヶ岳	2001年	国土地理院

### 2.3.3 結果

#### 1) 土地利用の変化

1947年、1976年、2005年の各時期における土地利用図を図2-11、土地利用ごとの面積の変化を図2-12に示した。土地利用図をみると、1947年時点では対象地域の東側に大規模な草地と針葉樹人工林が広がっていたが、時代を経るごとに草地が減少し、1947年に調査対象地の28.8%を占めていたが2005年には3.3%に減少、針葉樹人工林が20.4%から36.6%に増加した。また、西側の耕作地や居住地が分布する地域において、クヌギ林が減少し、針葉樹人工林に置き換わった。クヌギ林は1947年の19.4%から1976年の17.1%に微減し、その後2005年には18.7%に微増した。逆に耕作地は1947年の20.4%から1976年の25.6%に増加し、2005年には22%に減少した。

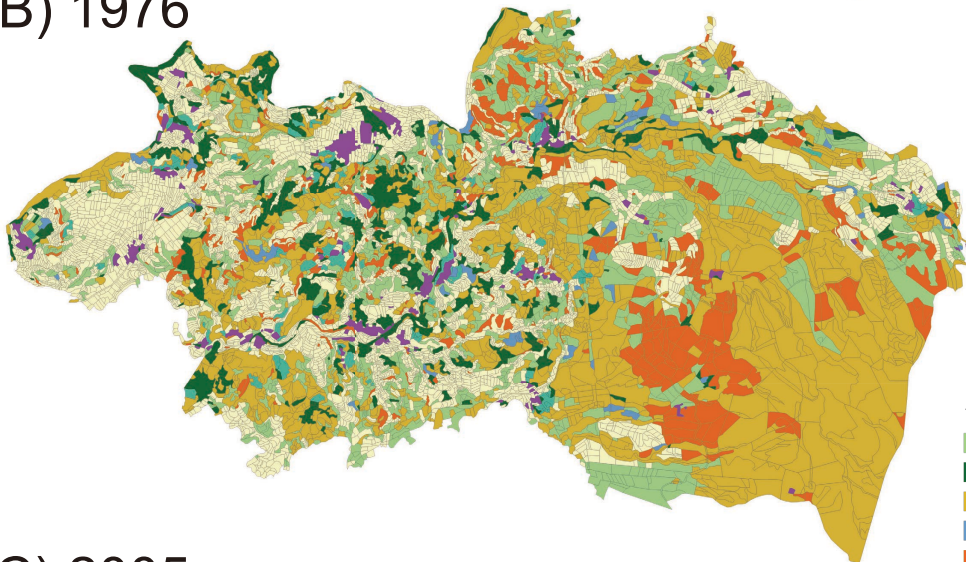
2つの年次間の土地利用変化のマトリックスを表2-3、表2-4に示した。1947年から1976年の間にさまざまな土地利用から針葉樹人工林への転換があった。クヌギ林から針葉樹人工林への転換もあり、拡大造林期には対象地域においても針葉樹人工林の造成が広く行われていたことがわかった。同じ期間に、草地からクヌギ林への転換は多くの場所でみられたものの、クヌギ林の総面積は減少していた。これに対して、1976年から2005年には、草地から針葉樹人工林への転換が一部ではみられたものの、クヌギ林への転換の方が針葉樹人工林への転換よりも多かった。

土地利用ごとの面積とパッチ数の関係を年代ごとに見ると、クヌギ林は総面積には大きな変化はないものの1947年から1976年にかけてパッチ数が増加した。一方、草地は面積が大きく減少しているもののパッチ数の減少はあまり大きくなかった。これらの結果は、クヌギ林や草地のパッチの分断・小面積化が進んだことを示唆している。それに対して、針葉樹林は1976年に面積の増加とともにパッチ数も増加した(図2-13)。

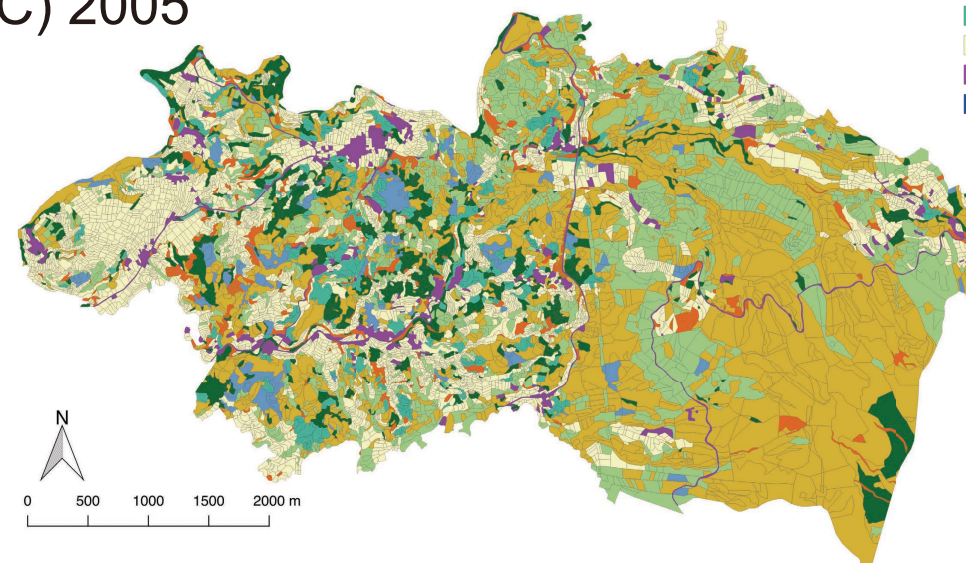
A) 1947



B) 1976



C) 2005



凡例

- 落葉広葉樹林
- 常緑広葉樹林
- 針葉樹人工林
- 混交林
- 草地
- 竹林
- 耕作地
- 居住地等
- 水域

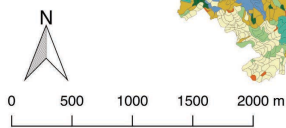


図 2-11 土地利用の変化 (A)1974 年, B)1976 年, C)2005 年)



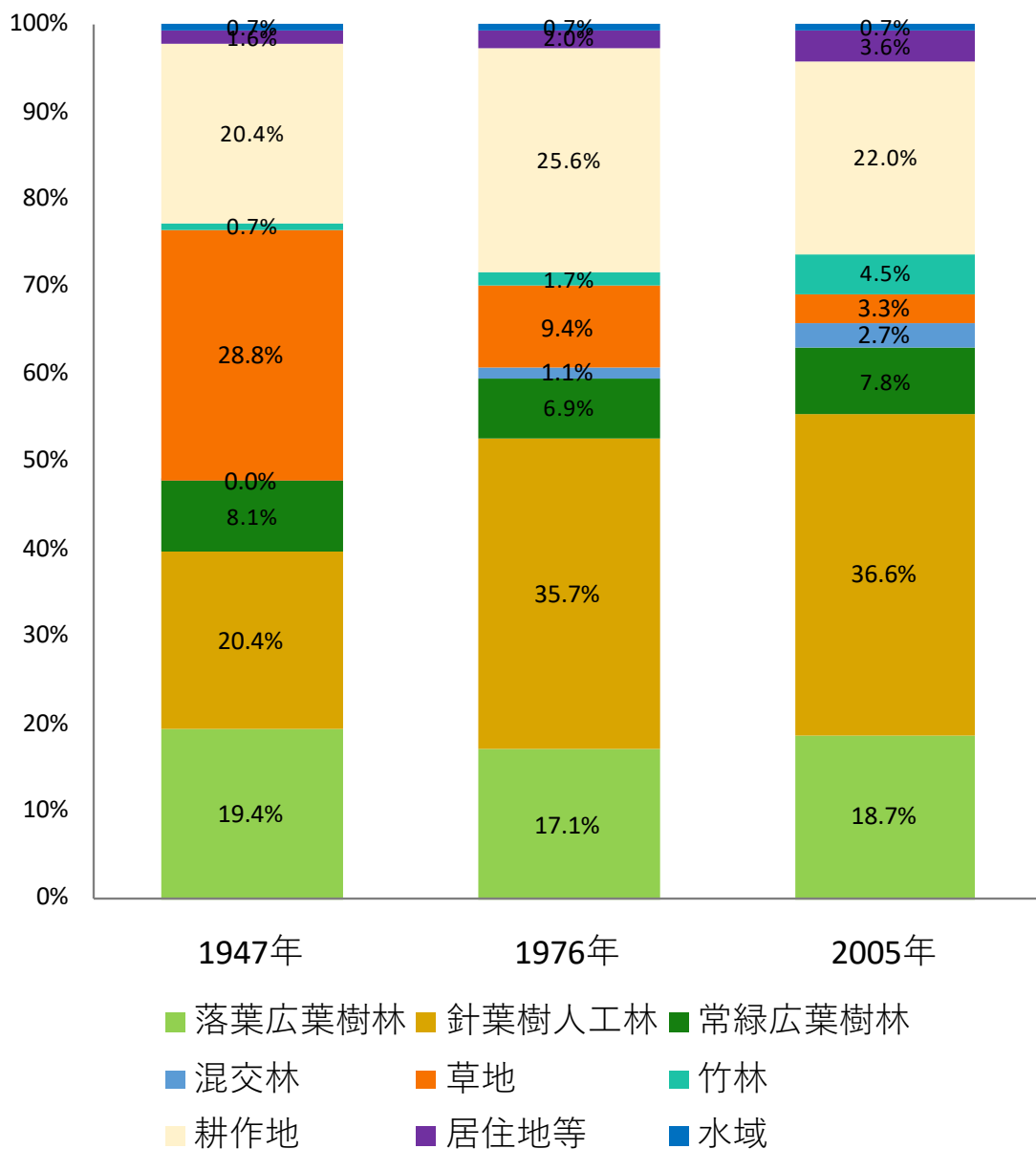


図 2-12 調査対象地域における各調査期ごとの土地利用の面積割合の変化

表 2-3 1947 年から 1976 年の土地利用変化率のマトリックス

		1976年の土地利用								
		落葉広葉樹林 (クヌギ林)	針葉樹 人工林	常緑 広葉樹林	混交林	草地	竹林	耕作地	居住地等	水域
1947年の土地利用	落葉広葉樹林 (クヌギ林)	0.357	0.346	0.106	0.025	0.047	0.031	0.085	0.003	0.000
	針葉樹人工林	0.031	0.807	0.006	0.005	0.065	0.002	0.083	0.001	0.000
	常緑広葉樹林	0.031	0.414	0.441	0.025	0.015	0.033	0.040	0.002	0.000
	混交林	0.000	1.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
	草地	0.287	0.293	0.031	0.008	0.231	0.003	0.145	0.002	0.000
	竹林	0.000	0.049	0.006	0.025	0.000	0.906	0.006	0.009	0.000
	耕作地	0.052	0.034	0.011	0.000	0.019	0.001	0.868	0.015	0.000
	居住地等	0.000	0.000	0.006	0.004	0.000	0.004	0.042	0.943	0.000
	水域	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.010	0.990

表 2-4 1976 年から 2005 年の土地利用変化率のマトリックス

		2005年の土地利用								
		落葉広葉樹林 (クヌギ林)	針葉樹 人工林	常緑 広葉樹林	混交林	草地	竹林	耕作地	居住地等	水域
1976年の土地利用	落葉広葉樹林 (クヌギ林)	0.696	0.079	0.078	0.017	0.033	0.043	0.040	0.014	0.000
	針葉樹人工林	0.020	0.852	0.047	0.037	0.010	0.022	0.004	0.007	0.000
	常緑広葉樹林	0.048	0.098	0.593	0.095	0.030	0.108	0.020	0.009	0.000
	混交林	0.063	0.354	0.081	0.282	0.008	0.182	0.000	0.030	0.000
	草地	0.400	0.294	0.027	0.014	0.137	0.025	0.083	0.021	0.000
	竹林	0.000	0.079	0.022	0.000	0.007	0.828	0.021	0.044	0.000
	耕作地	0.075	0.037	0.013	0.002	0.033	0.017	0.787	0.034	0.000
	居住地等	0.000	0.006	0.011	0.000	0.008	0.001	0.029	0.945	0.000
	水域	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	1.000

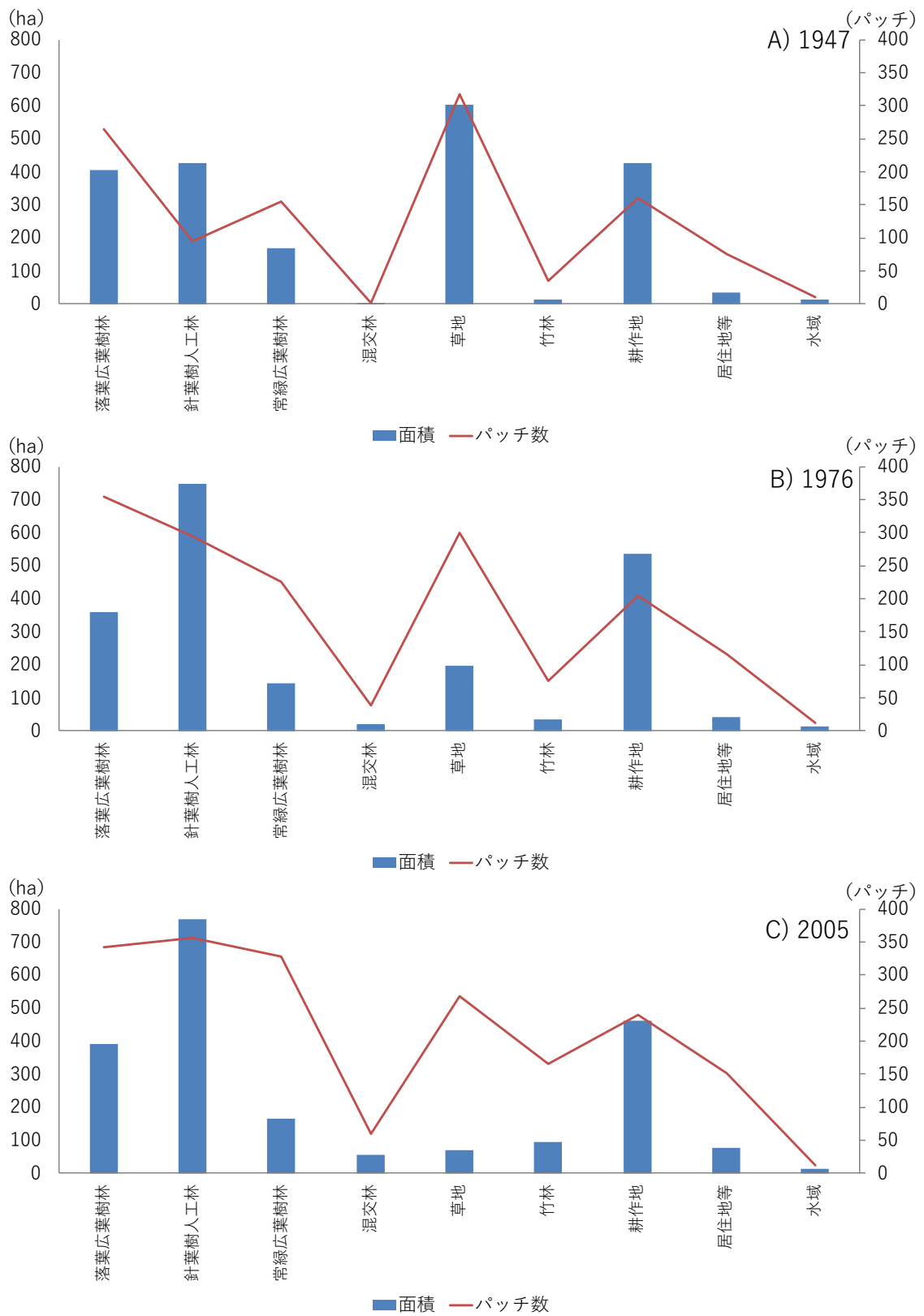


図 2-13 土地利用ごとの面積（棒グラフ）とパッチ数（折れ線グラフ）

(A)1974年, (B)1976年, (C)2005年)

## 2) 調査対象地の傾斜とクヌギ林の分布

図 2-14 および図 2-15 は 1947 年と 2005 年のクヌギ林における各林分の平均斜面傾斜角を示したものである。1947 年には集落に近く、耕作地などに隣接したいわゆる里山景観をなすクヌギ林が多く、その立地は水田横の傾斜地が多かったため、傾斜が急な林分が多かった。一方、2005 年にはクヌギ林の分布は、東側の 1947 年当時には草地であった比較的緩傾斜の場所に多くなった。

1947 年と 2005 年の傾斜クラスごとのパッチ数を比較した結果、いずれの時代も  $9.4 - 15.6^\circ$  が最も多かったが、1947 年にはより急傾斜の  $21.7 - 28.7^\circ$  に分布するパッチが 2005 年より多く、2005 年には  $0.2 - 15.6^\circ$  に分布するパッチが 1947 年よりも増加した（図 2-16）。聞き取り調査の結果、草地の利用の低下に伴い、より緩傾斜である、東部の丘陵地に、短期間で伐採を繰り返すクヌギを植林し、集落周辺の急傾斜地は伐採間隔の長い、スギ等の針葉樹を植栽したことがわかった。また、東部の丘陵地帯には道路が作られ、シイタケ栽培の原木として玉切したクヌギを搬出しやすくなったことも関係すると思われた（図 2-17）。

### 2.3.4 考察

以上の解析結果から、本研究の対象地域では、対象地域の西側には居住地と農地が多く分布し、その周囲に存在していた草地やクヌギ林の一部は、拡大造林期にスギ人工林に転換されたのに対して、東側の上流域には緩斜面に広大な草地が多く分布していたが、拡大造林期およびその後の一部がクヌギ林に転換されたことが明らかとなった。また、草地面積の割合は 1947 年の 28.8%から 2005 年には 3.3%に減少しており、この結果は、全国の草地面積が 1940 年ころから現在にかけ 10 分の 1 になったとする小椋(2006)のデータと一致した。このような特徴的な土地利用変化の結果、現在では調査対象地域には多くの小面積のクヌギ林が存在しており、それらは過去の土地利用が異なるものを含むことが明らかにされた。

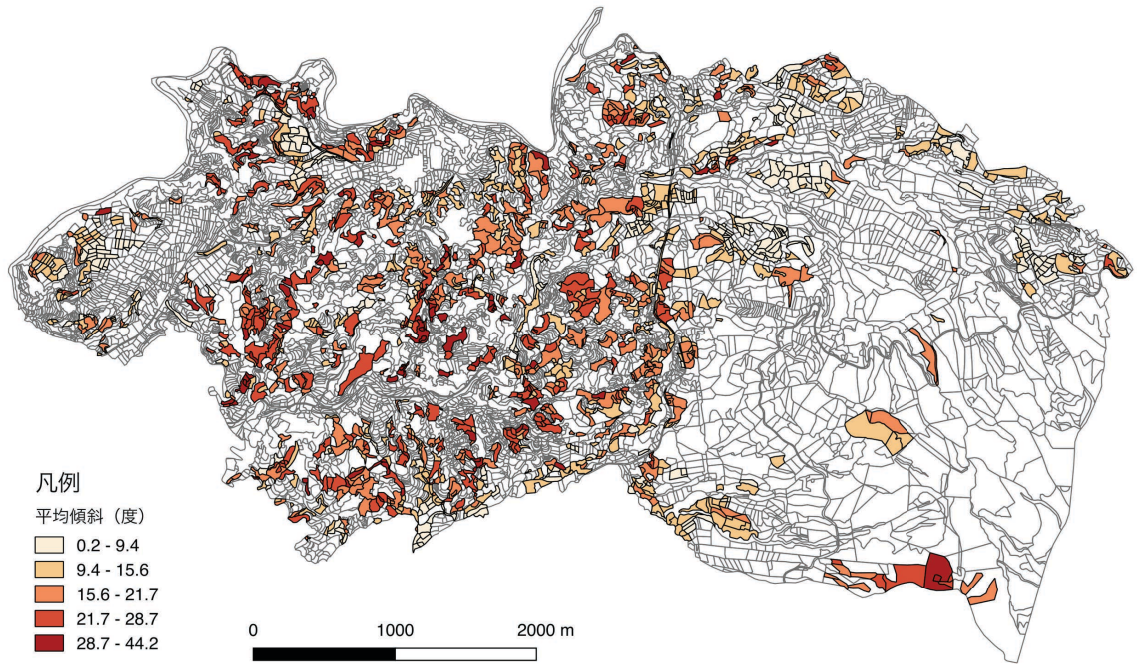


図 2-14 1947 年のクヌギ林とその平均傾斜角

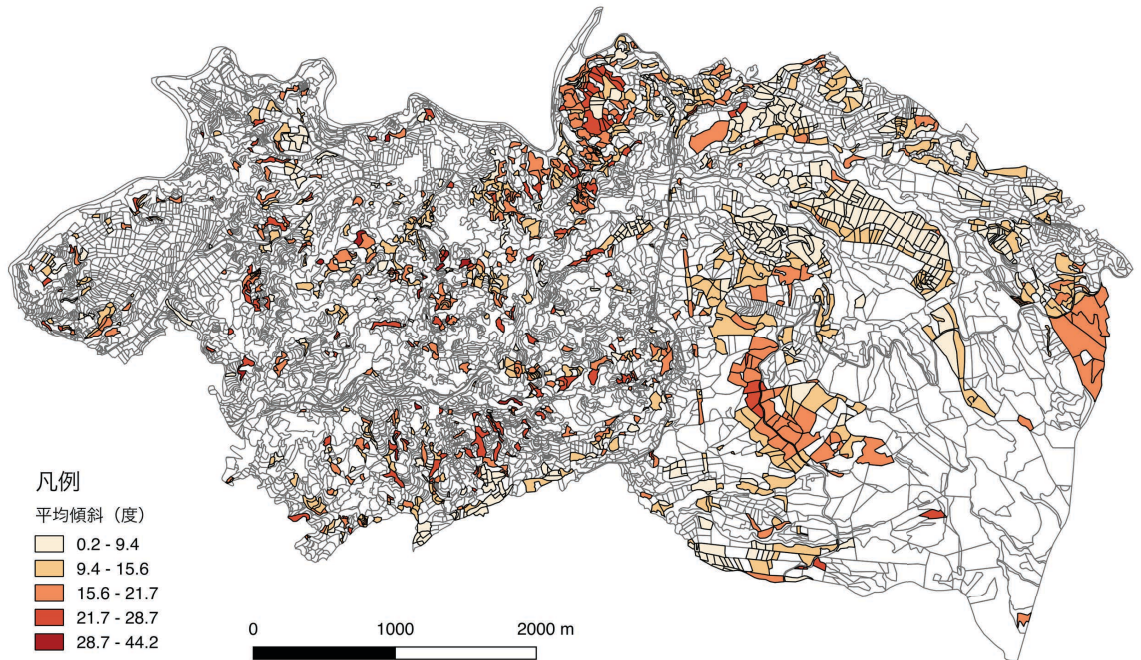


図 2-15 2005 年のクヌギ林とその平均傾斜角

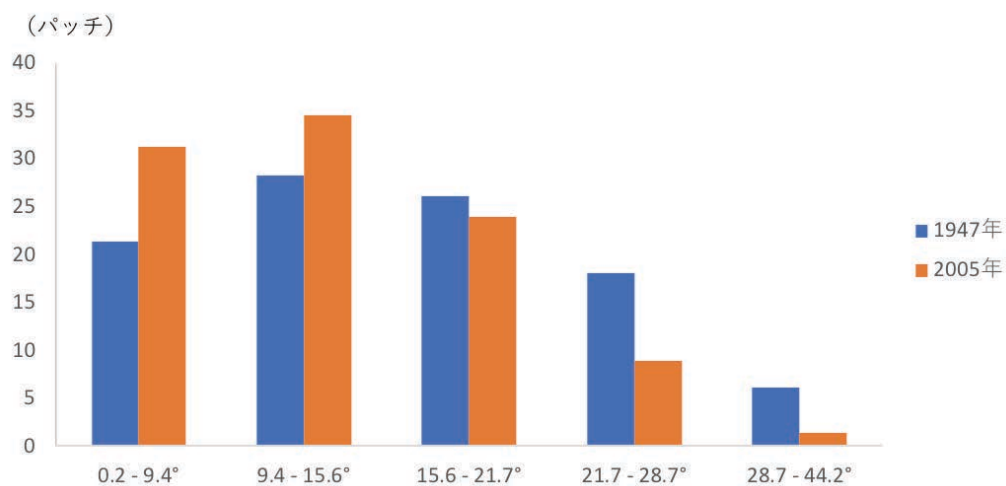


図 2-16 1947 年と 2005 年のクヌギ林の平均斜面傾斜角クラスごとのパッチ数  
(クラス分類は Jenks の自然分類による.)



図 2-17 (上) 耕作地周辺に残されたクヌギ林, (下) 大規模草地に植林されたクヌギ林 (伐採後の様子)

## 第3章 クヌギ林の林床植生とその成立要因

### 3.1 標高差によるクヌギ林林床植生の違い

#### 3.1.1 目的

第2章の結果から、本研究の調査対象地域においては、クヌギ林の林床に草原性の草本植物の生育が確認されたプロットがみられる一方、ネザサが優占し、多様度の低いプロットも数多くみられた。クヌギ林の林床植物の多様性を保全するためには、まず、林床植生と環境要因との関係を明らかにする必要がある。同地域は、標高が130～780m（調査プロットは標高149～530m）にわたり、最大650mの標高差がある。日本における気温逓減率が一般に0.5～0.6°C/100mである（長谷川, 1970）ことから、調査対象地の中で、3.2～3.9°Cの気温差があることが考えられる。この標高差がクヌギ林の林床植生の種組成に影響を与えているかどうかを明らかにするため、対象地内外の標高の異なる地点のクヌギ林において、気温およびクヌギ林の林床植生を調査した。

#### 3.1.2 調査地および調査方法

調査対象地域内の標高による気温の違いを明らかにするため、標高192m, 260m, 300m, 400mの地点に気象ロガー（おんどとり Jr. TR-52, T&D Corporation, 長野県）を設置し、計測を行った。計測期間は2009年4月23日～2010年4月25日、計測頻度は1時間毎である。また、気象庁の設置している益城（N32° 52'12", E130° 51'18", 標高193m）、菊池（N32° 56'42", E130° 46'54", 標高83 m）のアメダスの同期間の1時間毎のデータ（<http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/index.php>）を参考として用いた（表3-1）。1時から24時までの毎正時24回の観測値の平均を日平均気温とした。

林床植生については、調査対象地域に設置した植生調査プロットのうち、過去の土地利用履歴による影響を除くため、2.3章において明らかにされた土地利用履歴データを用いて、過去の土地利用に草地が含まれるクヌギ林17プロット（平均標高384.1m）を対象とした（図3-1）。標高の影響を明らかにするため、調査対象地域の周辺地域から、さらに高標高のクヌギ林として、菊池市龍門地区において7プロット（RY 01, RY 02, RY 04～RY 08：平均標高473.0m）、より低標高の上益城郡益城町の熊本空港に隣接するクヌギ林において6プロット（KMJ 01～KMJ 06：平均

標高 189.5m) を設置した。これらのプロットに関しても、同様の手法で、過去の土地利用履歴に草地が含まれることを確認した。

植生調査は、2009 年 10 月に 2.2 章と同様の方法で行った。環境要因として、コドラートの斜面方位と傾斜角、標高、開空度を記録した。開空度は曇天下で三脚に魚眼レンズ (4.5mm CIRCULAR FISHEYE, SIGMA, 東京) を付けた一眼レフカメラ (D300, Nikon, 東京) を取り付け、コドラート内で地上高 60cm から天頂を 3 枚撮影し、Lia32 (山本, 1993) を用いて開空度を算出し (図 3-2), 平均化した。土壌特性として、現地でコドラート内の 5 地点において含水率を TDR 土壌水分計 (Hydrosense, Campbell, Inc, U.S.A) を用いて測定し、その平均値をプロットの代表値とした。



表 3-1 気温計測地点

地点名	標高	設置地点
気象庁83m	83m	熊本県菊池市
気象庁193m	193m	熊本県上益城郡益城町
口ガ-192m	192m	熊本県菊池市
口ガ-260m	260m	熊本県菊池市
口ガ-300m	300m	熊本県菊池市
口ガ-400m	400m	熊本県菊池市



図 3-1 調査プロットと気温測定の位置図（国土地理院の基盤地図情報を元に作成）

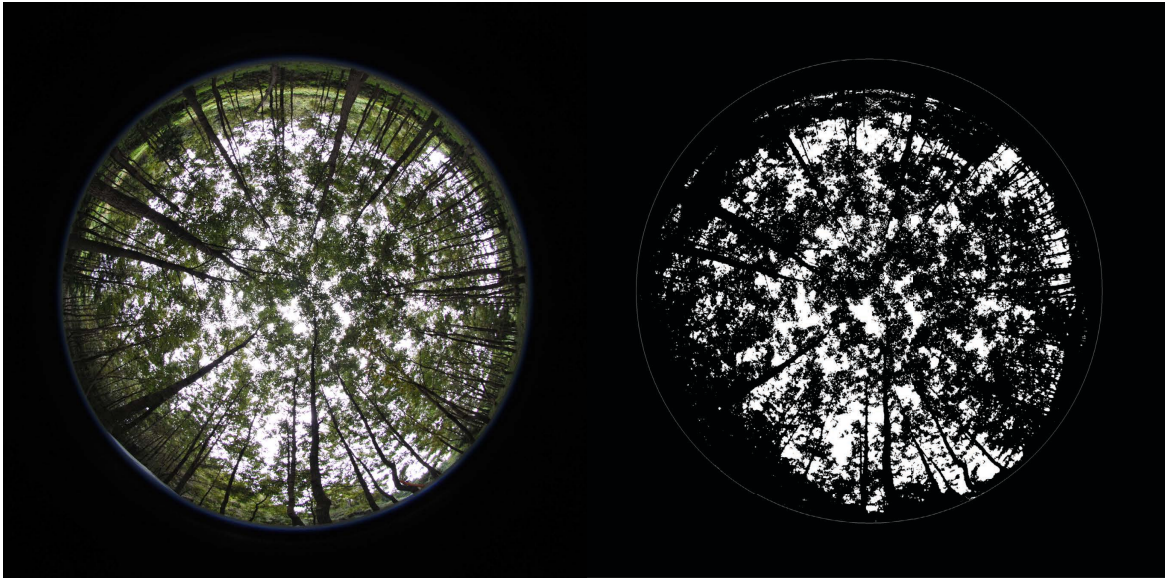


図 3-2 全天写真の例 (左) 撮影した写真, (右) Lia32 にて二値化した画像

### 3.1.3 結果

#### 1) 調査地域における気温と気温遞減率

調査地域における日平均気温の1年間の変動を図3-3に示す。1年間の平均気温の変動の傾向は全地点で共通であった。各標高間の1年間の日毎の気温差のうち、気温差が最も大きかった、標高83mの菊池市内に設置されている気象庁のアメダスと標高400mに設置したロガーの日平均気温差を図3-4に示す。4月から9月は気温差が1°Cから4°Cの間に位置し、10月以降は-1°Cから3°Cの間と平均気温差にばらつきが生じたが、平均で1.73°Cの気温差があった。図3-5に各測定地点の年間の平均気温と4月23日から9月22日(夏季)および、9月23日から4月22日(冬季)の平均気温と標高の関係を示す。この結果、本研究の対象地域を含む調査範囲の気温遞減率は夏季は0.66°C/100m、冬季は0.41°C/100m、年平均では0.55°C/100mであることが明らかとなった。

#### 2) 林床植生と標高の関係

植生調査の結果、30プロットで計105種が出現した(附表2)。相対優占度のデータをもとにクラスター解析を行った結果を図3-6に示す。類似度55%で分類したところ、3つのグループに分かれた。Group1ではFR-09以外、ネザサが1種優占となり、FR-09においてもネザサが相対優占度が76.69%、続く13.76%がクサイチゴであり、ネザサの優占度が非常に高いグループであった。龍門地区の1プロット、熊本空港の2プロットもこれらのグループに分類された。Group2はKMJ05、KMJ06以外はネザサが優占種となったが、それ以外にも多くの種が優占種として出現する多様度の高いグループとなった。Group3は4プロットでネザサが優占種として出現したが、一方で、ススキ、ワラビなどが優占種として高い相対優占度で出現した。水源地区、菊池市龍門地区、熊本空港といった地域ごとにグルーピングはなされなかった。また、低標高の熊本空港と、高標高の龍門地区が同じグループの中に混在し、グループごとの平均標高には有意差がなかった(表3-2)。他の環境要因に関しては、土壌水分のみGroup2とGroup3の間に有意差があった(表3-2)。上層木の平均DBHは、Group3において他のグループより小さい値となったが有意ではなく、開空度にも有意差はなかった(表3-2)。また、クラスターグループと多様度の関係を表3-3に示した。出現種数には有意差はなかったが、Shannon's  $H'$

と優占種数は Group 1 と Group 2 の間で有意差があった。

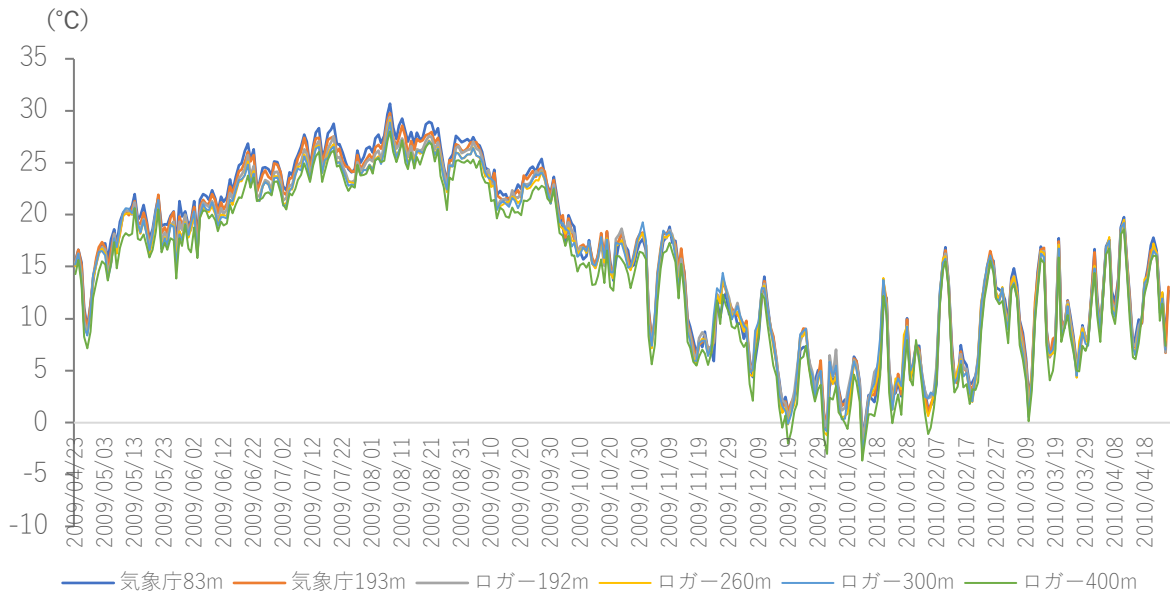


図 3-3 各標高の日平均気温

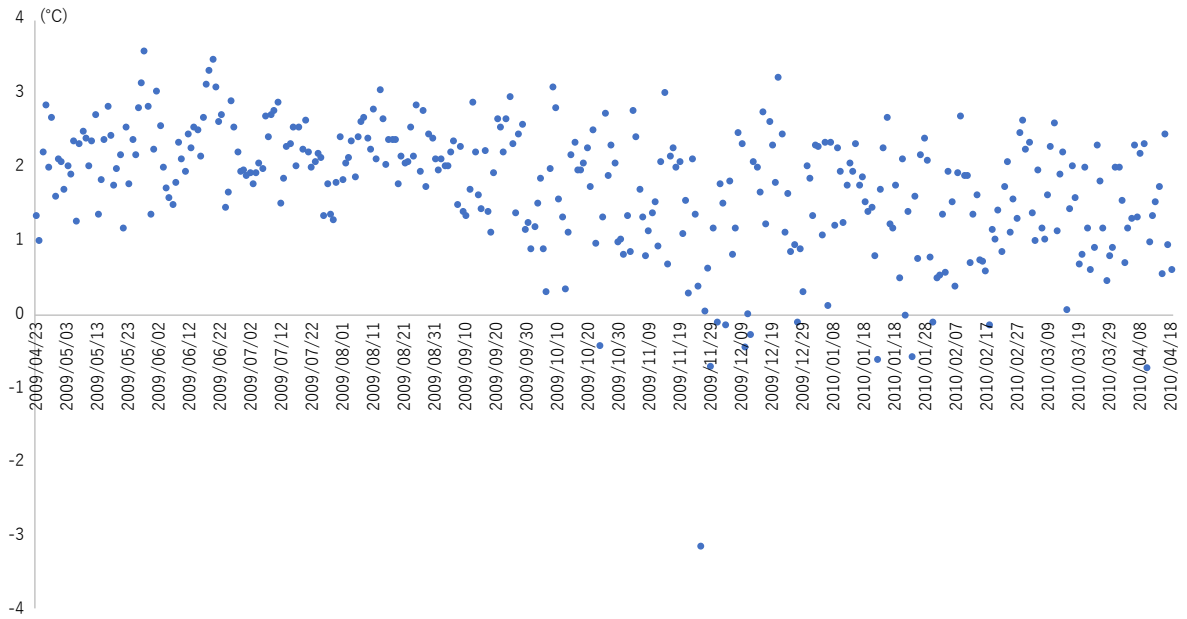


図 3-4 400m 地点と気象庁 83m の日平均気温の差

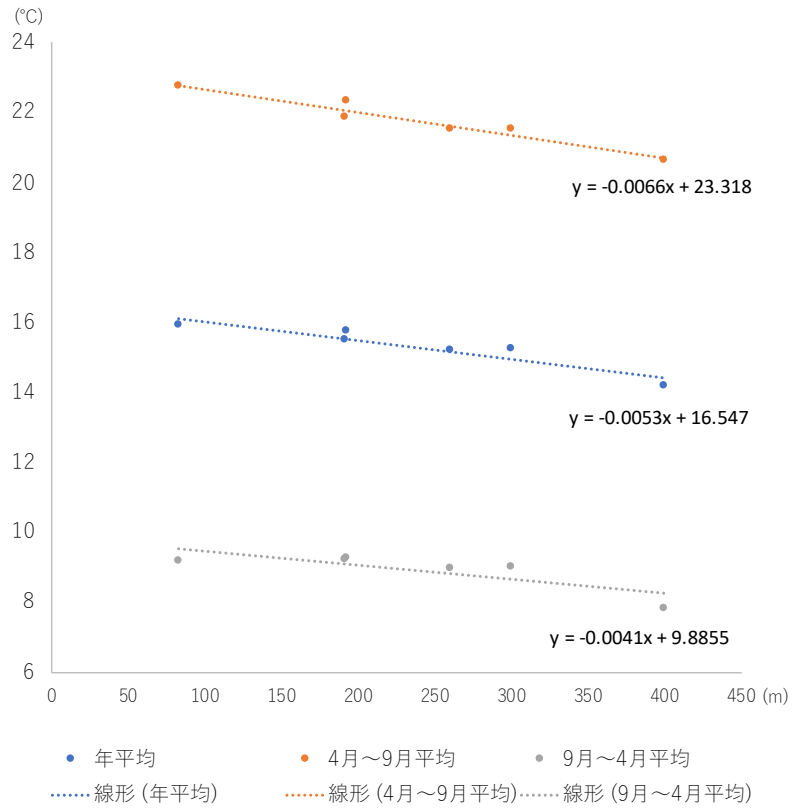


図 3-5 各気温計測地点の年間，夏季（4～9 月），冬季（9～4 月）の平均気温と  
気温通減率

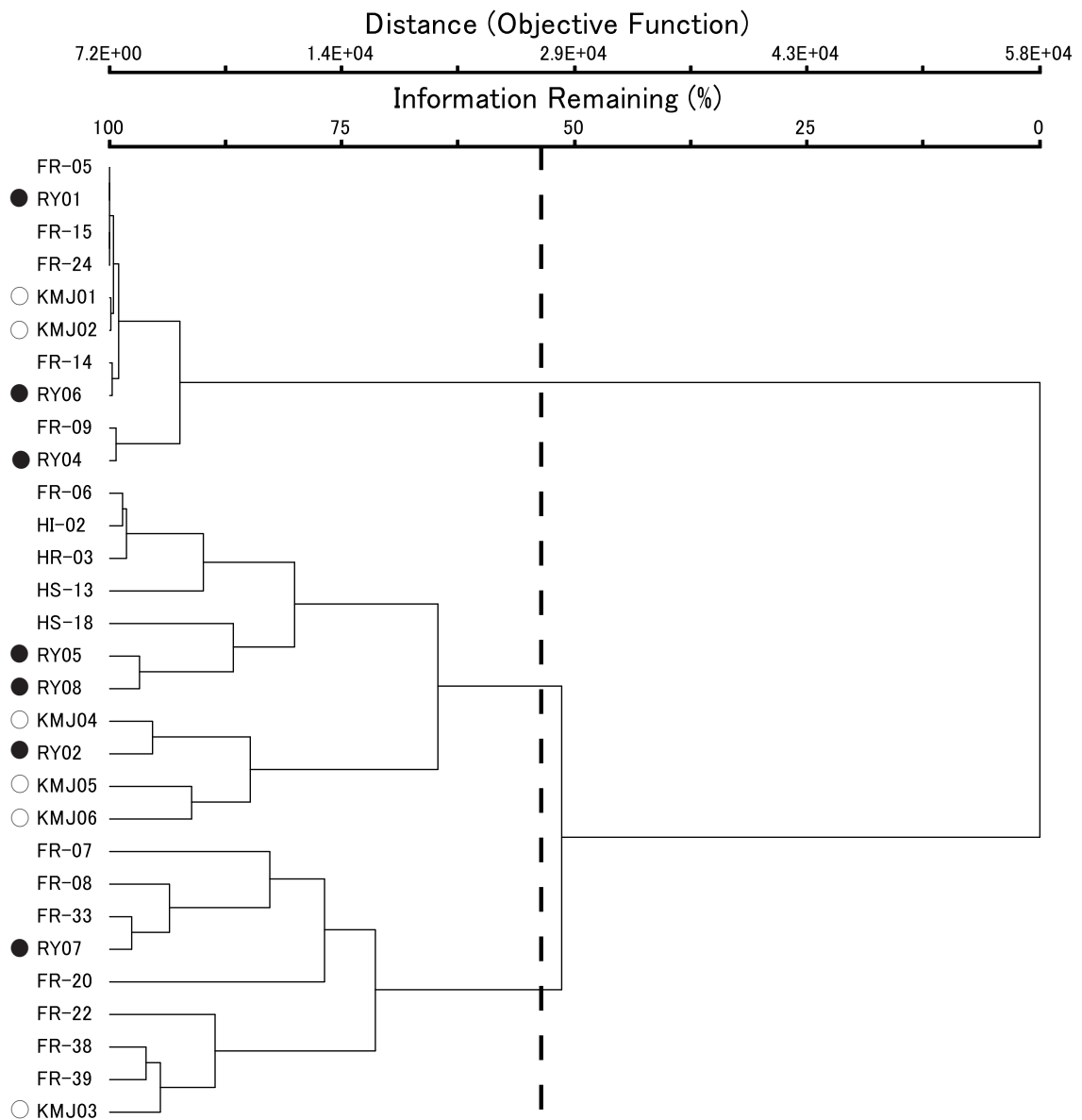


図 3-6 クラスター解析の結果

●は高標高の対照区，○は低標高の対照区を示す。

表 3-2 クラスターグループごとの環境要因

	Group 1		Group 2		Group 3	
標高(m)	383.40	± 130.41	324.82	± 118.06	378.11	± 87.67
開空度(%)	32.36	± 5.40	38.31	± 17.94	49.11	± 28.96
土壌水分(%)	15.60	± 2.75 <sup>ab</sup>	13.65	± 3.92 <sup>a</sup>	17.35	± 3.94 <sup>b</sup>
胸高直径(cm)	12.03	± 5.67	12.12	± 6.45	5.29	± 4.34

Groups were compared by analysis of variance (ANOVA) followed by Tukey's honest significant difference (HSD) test. Different letters indicate significant differences ( $p < 0.05$ ).

表 3-3 クラスターグループごとの多様度

	Group 1		Group 2		Group 3	
Shannon's $H'$	1.56	± 1.20 <sup>a</sup>	2.80	± 0.81 <sup>b</sup>	2.39	± 0.75 <sup>ab</sup>
優占種数	1.00	± 0.00 <sup>a</sup>	5.82	± 3.49 <sup>b</sup>	3.44	± 1.42 <sup>ab</sup>
出現種数	15.40	± 6.59	18.82	± 5.90	16.56	± 4.10

Groups were compared by analysis of variance (ANOVA) followed by Tukey's honest significant difference (HSD) test. Different letters indicate significant differences ( $p < 0.05$ ).



### 3.1.4 考察

調査対象地域における年平均気温をもとにした気温逓減率は  $0.53^{\circ}\text{C}/100\text{m}$  であった。これは国内における気温逓減率が一般に  $0.5\sim 0.6^{\circ}\text{C}/100\text{m}$  であること（長谷川, 1970）と一致した。しかし、夏季と冬季に分けて考えて場合、それぞれ、 $0.66^{\circ}\text{C}/100\text{m}$ ,  $0.41^{\circ}\text{C}/100\text{m}$  と一般的な値との間に差が生じた。この差は、春から夏にかけて気温逓減率が高く、秋から冬にかけて低くなった、佐藤・鈴木(2010)の結果と一致し、冬に気温逓減率が高くなった上治・山川(2014)の結果とは逆となった。しかし、いずれの既往研究とも、気温低減率と比湿が負の相関を示すとしており、本調査地域においては、夏に湿度が低く、冬に湿度が高いことが考えられた。また、標高 193m の気象庁設置のアメダスおよび、標高 300m に設置したロガーにおいて気温逓減率に比べ高めの気温を示した。前者は空港気象観測所のデータであり、周囲の人工物等の影響があった可能性、後者は唯一林冠の閉鎖した森林内に設置したロガーであり、樹木の影響で保温効果(齋藤, 2002)が生じていた可能性が考えられた。

標高および標高から生じる気温差は、林床植生には明らかな影響を与えていなかった。クラスター解析の結果、これらのグループ間では土壌水分のみ、Group 2 と Group 3 の間で有意差があったが、それ以外の環境要因では有意差がなかった。Group 3 では、平均胸高直径がやや小さく、開空度も有意ではなかったが高い値を示したプロットが多かったことから、Group 3 には若齢林が多く含まれると考えられた。Ochiai et al. (1994) において落葉広葉樹二次林に生じたギャップでは土壌表層からの蒸発散量より樹木からの蒸発散量が大きいことが挙げられており、開空度が大きい Group 3 においては蒸散量が小さいことで、土壌水分が多くなったと考えられる。また、ススキの優占度が Group 3 で高かったのは、明るい環境下でススキの成長がネザサよりも旺盛であること(小山・小川, 1993)によるものと考えられた。

ネザサの相対優占度の高い Group 1 では、複数種が優占種として出現する Group 2 に比較し、多様度が低い結果となった。このような違いは、標高差によるものではなく、土地利用履歴や森林の管理、クヌギの成長の程度が林床植生に影響を与えている可能性があると考えられた。

## 3.2 土地利用履歴と季節によるクヌギ林の林床植生の違い

### 3.2.1 目的

Verheyen et al. (2003a, b)や Bellemare et al. (2002), Fraterrigo et al. (2006)などでは過去の林野利用が現在の林床植生に影響を与えていると指摘している。そのため、対象とする森林、その林床植生の保全策を検討するためには、過去の土地利用とその結果によりもたらされた現在の植生の現状を把握する必要がある。日本の農山村地域における里山の土地利用の変化は第二次世界大戦後に起こっている場合が多いことから(鎌田・中越, 1990; 後藤ら, 2003), 調査対象地域におけるクヌギ林の1947年以降の土地利用の変遷が林床植生に与えている影響について明らかにした。また、土地利用履歴の違いによる林床植生の違いが、季節によって異なる傾向を示すかどうかを明らかにするため、春と秋に同じプロットにおいて調査を実施し、それぞれの結果を比較した。

### 3.2.2 調査地および調査方法

調査対象地域内のクヌギ林31プロットにおいて、2008年10月、2009年4月の2回、植生調査を実施した。

GPSにより記録した各プロットの位置をArcGIS Ver.10 (Esri, Inc, U.S.A) 上に表示し、2.2章で明らかにした土地利用履歴データおよび1986年の空中写真と重ねることで、各プロットの土地利用の履歴を明らかにした。今回の解析では、1) 耕作地起源 (CF,  $n = 5$ ), 1986年以前は耕作地だった林分: 2) 耕作地周辺の小規模林地および小規模草地起源 (MC,  $n = 8$ ), 1947年当時からパッチサイズ1ha未満の林地または草地だった林分: 3) 大規模草地起源 (LM,  $n = 18$ ), 1986年以前は刈り取りのための大規模な(1ha以上)草地として利用されていた林分の3つに分類した(図3-7, 図3-8)。

植生調査、環境要因の調査および解析は3.1章と同様である。また、2009年4月の調査では土壌サンプルを採取し、それぞれの測定機器の測定方法に基づきpH(pHメーター B-212, HORIBA, 京都府), 硝酸イオン濃度(硝酸イオンメーター B-342, HORIBA, 京都府)を測定した。

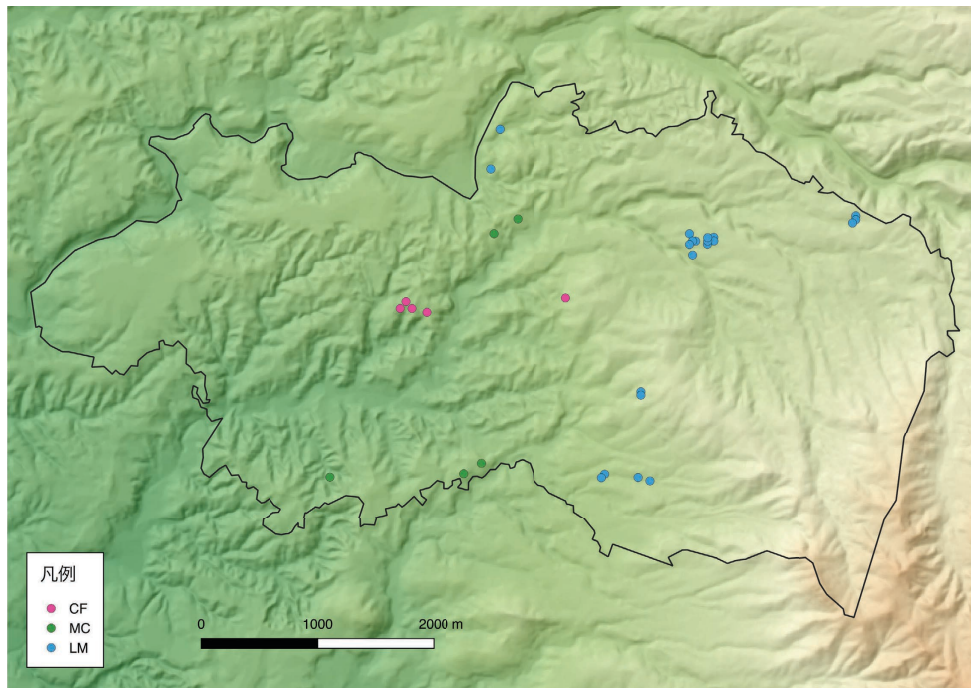


図 3-7 調査地点の位置図（国土地理院の基盤地図情報を元に作成）

1) 耕作地起源 (CF,  $n = 5$ ): 1986 年以前は耕作地だった林分, 2) 耕作地周辺の小規模林地および小規模草地起源 (MC,  $n = 8$ ): 1947 年当時から小規模な林地, 草地だった林分, 3) 大規模草地起源 (LM,  $n = 18$ ): 1986 年以前は刈り取りのための大規模な草地として利用されていた林分



図 3-8 (左) CF, (中) MC, (右) LM のクヌギ林

### 3.2.3 結果

#### 1) 秋の林床植生

2008年10月に行った植生調査の結果、54科125種が出現した(附表3-1)。LMのプロットでは草原性の種である、ツリガネニンジンが7プロットで、オトギリソウ、ロクオンソウ(*Vincetoxicum amplexicaule* Siebold et Zucc.)、ワレモコウが各1プロットで出現した。最も出現種数が多いプロットで43種が出現し、最も出現種数が少ないプロットで13種が出現した。最も多くのプロットで出現したのはチヂミザサで、31プロット中29プロットで出現し、ついで、ネザサ、ヘクソカズラ(*Paederia foetida* L.)が28プロットで出現した。このうち22プロットでネザサが優占種として出現した。

出現種の相対優占度をもとにしたクラスター解析の結果を図3-9に示した。類似度55%で分類したところ、4つのグループ(Group 1; ネザサを含む多種優占, Group 2; ネザサ1種優占, Group 3; ススキ優占, Group 4; ネザサを含まない多種優占)に分類された。Group 1ではネザサ以外に、ノイバラ(*Rosa multiflora* Thunb.)、ヘクソカズラ、スイカズラ、ススキ、ワラビ、チヂミザサなど多様な種が優占種となった。Group 2ではネザサの相対優占度が高く、それ以外の種の相対優占度が低かった。Group 3はススキの相対優占度が高い代わりにネザサが優占種とならず、ワラビ、ツリガネニンジン、ミツバツチグリ(*Potentilla freyniana* Bornm.)などがすべてのプロットで出現した。Group 4ではノイバラ、ススキ、チヂミザサ、ヤマノイモ(*Dioscorea japonica* Thunb.)、アカネ(*Rubia argyi* (H.Lév. et Vaniot) H.Hara ex Lauener et D.K.Ferguson)などが優占種として出現、それ以外にヘクソカズラ、ヒメスイバ(*Rumex acetosella* L. subsp. *pyrenaicus* (Pourret ex Lapeyr.) Akeroyd)などが6プロットで出現した。

DCAの結果に、クラスター解析のグループと土地利用履歴を重ねて図3-10に示した。MCのプロットはクラスター解析のGroup 4またはGroup 1, MCはGroup 1, 2, 4に属したプロットから構成された。LMはGroup 3のすべてのプロットとGroup 1, 2, 4のプロットの一部を含んでいた。これらの土地利用履歴のグループは、それぞれまとめてDCAのAxis 1上に並んで配置された。Axis 1, Axis 2と環境要因との相関関係を表3-4に示す。Axis 1, 2ともに優占種数、 $H'$ と正の相関があり、Axis 1と標高に負の相関、Axis 2と種数に正の相関があった。またAxis 1,

2ともにネザサの相対優占度と負の相関があった。

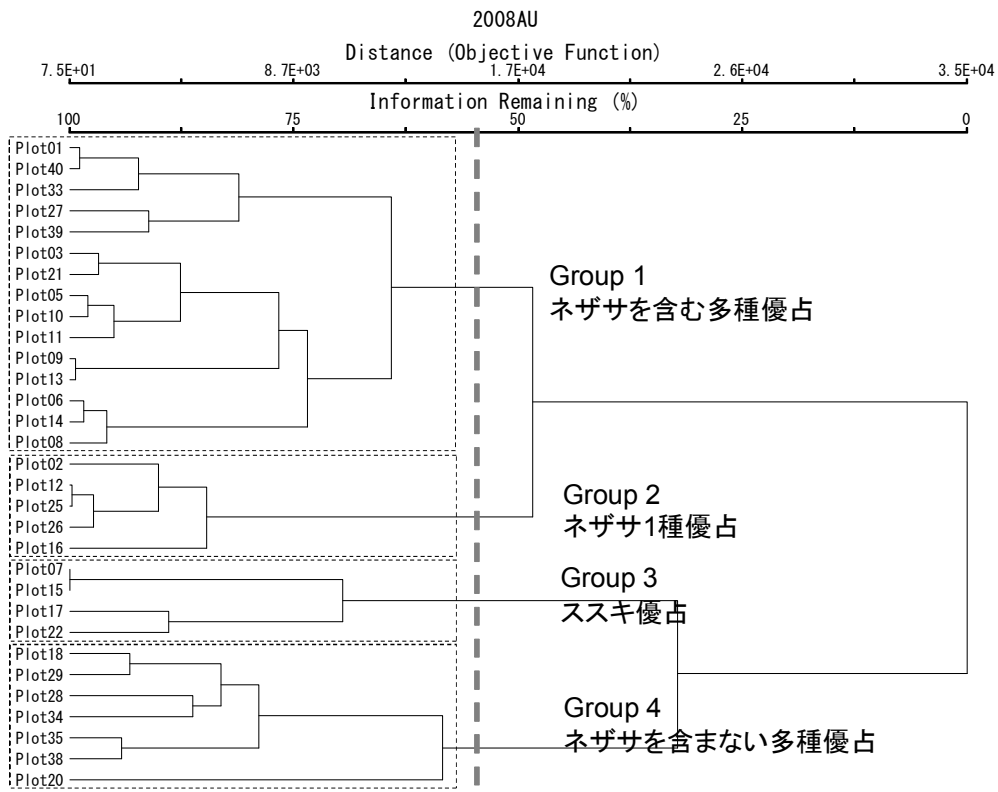


図 3-9 クヌギ林の秋の林床植生のクラスター解析の結果

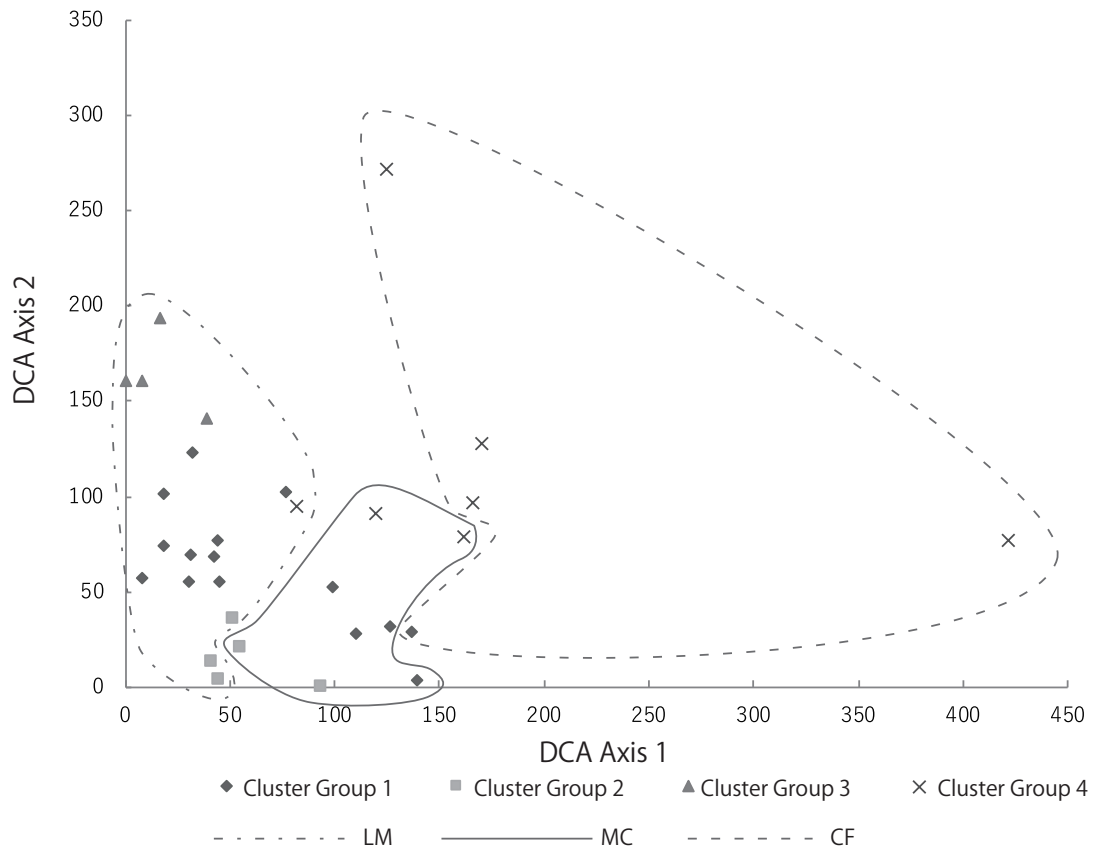


図 3-10 クヌギ林の秋の林床植生の DCA の結果

表 3-4 クヌギ林の秋の林床植生の DCA 軸と環境要因の相関

	Axis 1	Axis 2
標高	-0.6265 *	0.0650
開空度	-0.0510	-0.1256
土壌水分	-0.2012	0.0293
平均胸高直径	0.0690	0.0067
平均樹高	0.2808	-0.1247
樹木密度	0.2790	0.2712
Shannon's $H'$	0.3826 *	0.3665 *
優占種数	0.3745 *	0.4107 *
出現種数	0.1711	0.4805 *
ネザサの 相対優占度	-0.3658 *	-0.7212 *

\*;  $p < 0.05$

## 2) 春の林床植生

2009年4月の植生調査の結果、47科125種が出現した(附表3-2)。LMのプロットでは草原性の種である、ワレモコウが4プロットで、ヒヨドリバナ、ロクオンソウが1プロットで、MCのプロットではクヌギーコナラ群落の種であるキンランが3プロットで出現した。最も出現種数が多いプロットで38種が出現し、最も出現種数が少ないプロットで14種が出現した。最も多くのプロットで出現したのはミツバアケビで、31プロット中28プロットで出現した。ついで、ネザサ、スイカズラが27プロットで出現した。このうち24プロットでネザサが優占種として出現し、うち12プロットがネザサ1種優占となった。他には、ススキ、ワラビ、スイカズラなどが優占種として出現するプロットがあった。

本データをもとにしたクラスター解析の結果を図3-11に示す。類似度55%でグループに分類したところ、4つのグループ(Group 1; ネザサを含む多種優占, Group 2; ネザサ, ススキを含む多種優占, Group 3; ネザサを含まない多種優占, Group 4; ネザサ1種優占)に分類された。Group 1ではネザサ以外にスイカズラ、ワラビなど、2~4種が優占種となり、Group 2では、ネザサとススキの2種が必ず優占種となり、それにスイカズラやワラビが追加的に優占種となった。Group 3はヌカボ、ギシギシなどの多年生草本、一年生草本のヤエムグラが優占種として出現し、一方で、ネザサやススキなどの他のグループで優占種として出現する種の相対優占度が低いもしくは出現しないプロットもあった。Group 4はネザサ1種が優占種となり、その相対優占度も高く、出現種数が他のプロットに比較し少なかった。

DCAの結果をクラスター解析のグループと過去の土地利用履歴ごとに区分して図3-12に示した。CFのプロットはクラスター解析のGroup 3のみからなり、MCはGroup 1と3、LMは1, 2, 4のプロットから構成された。土地利用履歴ごとのグループは、DCAのAxis 1上に並んで配置された。Axis 1, 2と環境要因との相関関係を表3-5に示した。Axis 1と樹高、樹木密度、優占種数、土壌pH、種数、 $H'$ と正の相関、土壌水分、標高、林分面積、林分周囲長、開空度と負の相関があった。またAxis 1, 2とネザサの相対優占度には負の相関があった(表3-5)。



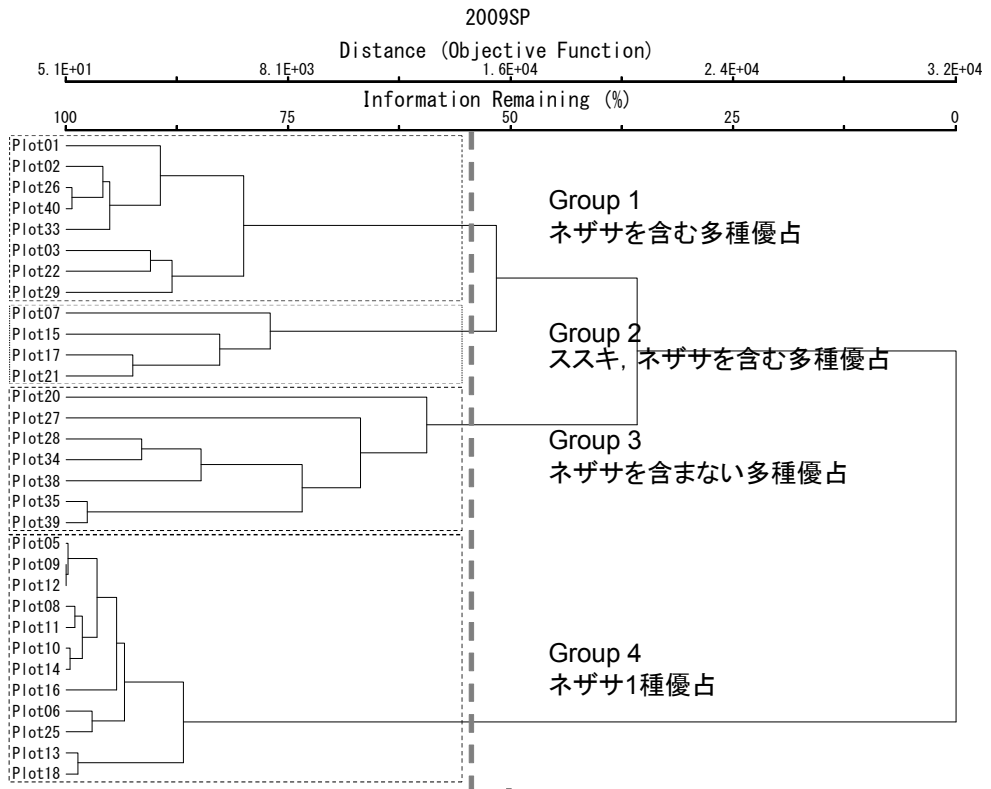


図 3-11 クヌギ林の春の林床植生のクラスター解析の結果

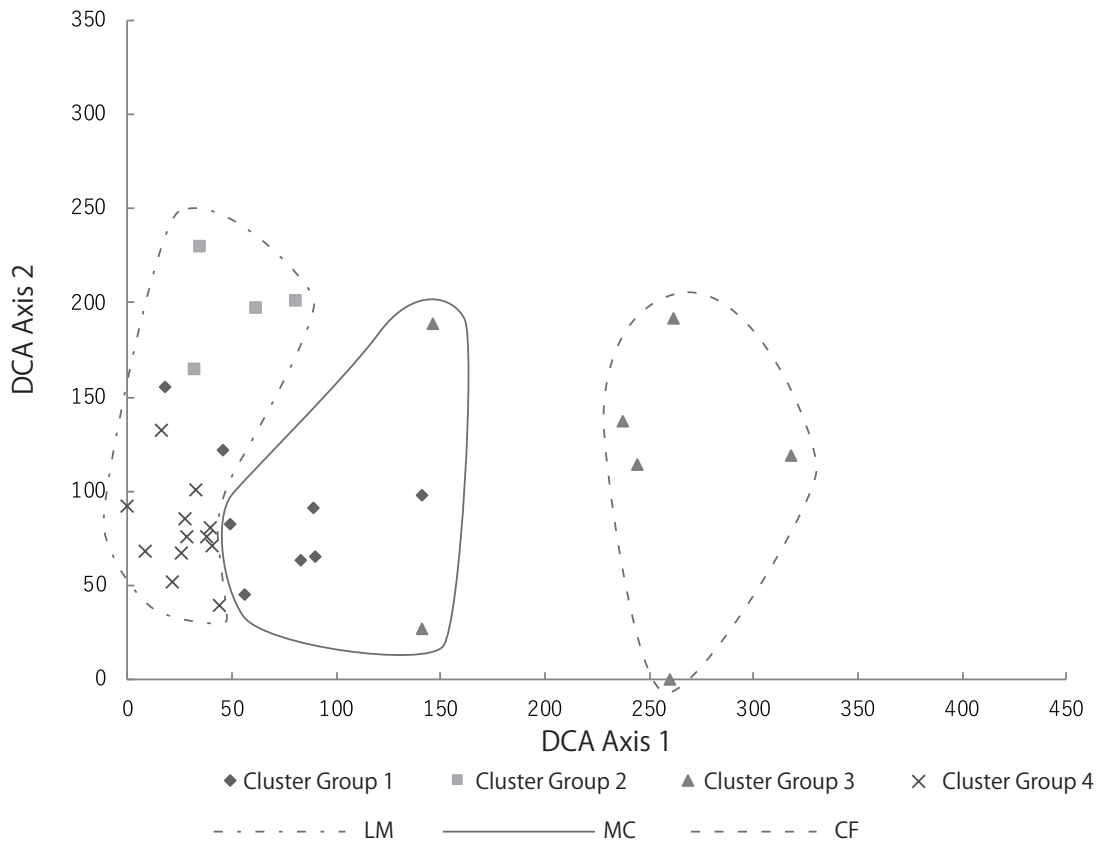


図 3-12 クヌギ林の春の林床植生の DCA の結果

表 3-5 クヌギ林の春の林床植生の DCA 軸と環境要因との相関

	Axis 1	Axis 2
標高	-0.7062	0.1180
開空度	-0.4492	-0.0069
土壌水分	-0.7560	0.0677
平均胸高直径	0.3011	-0.1597
平均樹高	0.5137	-0.3555
樹木密度	0.0431	-0.0396
硝酸イオン濃度	0.1918	0.0199
pH	0.5568	-0.1476
Shannon's $H'$	0.5902	0.2963
優占種数	0.5614	0.3217
出現種数	0.5843	0.0776
ネザサの 相対優占度	-0.7896	-0.4930

;  $p < 0.05$

### 3) 土地利用履歴ごとの季節による林床植生の変化

図 3-13 に季節ごとのクラスター解析の結果の関係を過去の土地利用履歴ごとに示す。CF では、秋も春もネザサ以外の複数種が優占種となるプロットが 5 プロット中 4 プロットを占めた。MC では、秋にネザサ 1 種の相対優占度の高かった、Plot 02, 26 で春にネザサ以外の種も優占種となったほか、それ以外のプロットは秋、春ともネザサが 1 種優占ではなく、複数種が優占した。一方 LM では、秋にネザサの相対優占度が高かったプロットでは春にもネザサの相対優占度が高い状態が維持された。また、秋にネザサを含む複数種が優占した 10 プロットのうち 8 プロットは春にネザサが 1 種優占となった。

次にクヌギーコナラ群落要素とススキ-ネザサ群集要素の土地利用履歴および季節ごとの平均相対優占度と平均出現頻度（表 3-6）を示す。秋の調査では LM において、クヌギーコナラ群落要素の相対優占度、出現頻度が有意に低く、一方で、ネザサ-ススキ群集 (*Arundinaria pygmaeae-Miscanthetum sinensis* Miyawaki et Itow 1974) 要素の相対優占度が有意に高い結果となった。また、春の調査においても LM と MC にはクヌギーコナラ群落要素の相対優占度と出現頻度、ネザサ-ススキ群集要素の出現頻度に有意差があった。

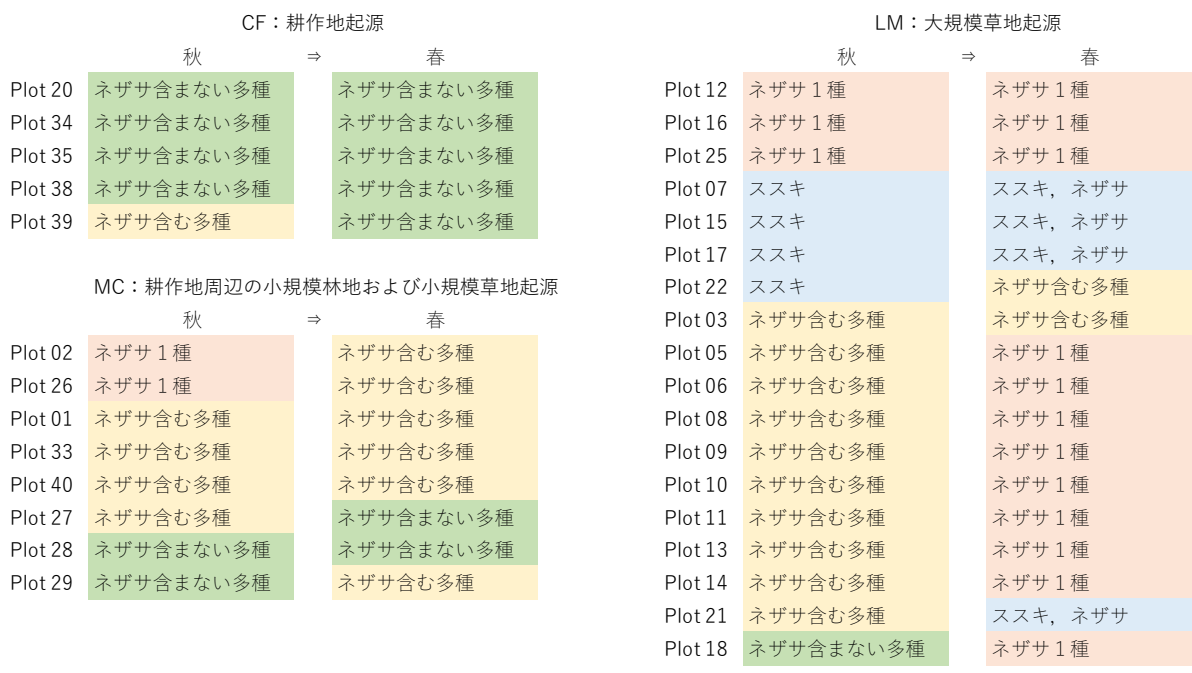


図 3-13 土地利用履歴とクラスターグループの季節による変化の関係

表 3-6 土地利用履歴ごとのクヌギーコナラ群落，ネザサーススキ群集の草本種の平均相対優占度（上）と出現頻度（下）

		CF		MC		LM	
秋調査	クヌギーコナラ群落	24.36 ±	6.86 <sup>a</sup>	14.22 ±	3.42 <sup>b</sup>	3.54 ±	1.75 <sup>ab</sup>
	ネザサーススキ群集	11.49 ±	4.04 <sup>a</sup>	12.75 ±	4.86 <sup>b</sup>	35.31 ±	9.94 <sup>ab</sup>
春調査	クヌギーコナラ群落	5.25 ±	1.34	8.81 ±	2.18 <sup>a</sup>	3.57 ±	1.80 <sup>a</sup>
	ネザサーススキ群集	5.66 ±	2.33	9.18 ±	3.50	21.50 ±	7.72

		CF		MC		LM	
秋調査	クヌギーコナラ群落	44.00 ±	6.78 <sup>a</sup>	38.75 ±	5.04 <sup>b</sup>	14.44 ±	3.50 <sup>ab</sup>
	ネザサーススキ群集	18.67 ±	3.89	22.00 ±	7.47	31.11 ±	5.78
春調査	クヌギーコナラ群落	26.20 ±	5.22	30.77 ±	4.11 <sup>a</sup>	15.39 ±	6.24 <sup>a</sup>
	ネザサーススキ群集	10.70 ±	3.40 <sup>a</sup>	20.83 ±	4.63	25.93 ±	5.10 <sup>a</sup>

秋調査クヌギーコナラ群落要素；アカネ，アマドコロ，カニクサ，ジャノヒゲ，シュンラン，チヂミザサ，ヒメウズ，ハウチャクソウ，オオハナワラビ  
 秋調査ススキーネザサ群集要素；アオスゲ，アキノキリンソウ，アブラススキ，オトギリソウ，サケバヒヨドリ，ススキ，タチツボスミレ，ツリガネニンジン，ノコンギク，マルバヌスビトハギ，ミツバツチグリ，ロクオンソウ，ワラビ，ワレモコウ  
 春調査クヌギーコナラ群落要素；アカネ，キンラン，ジャノヒゲ，タチツボスミレ，チヂミザサ，ヤブラン，アカネスミレ，アマドコロ，オオハナワラビ，ナルコユリ，ハウチャクソウ，キランソウ，ヒメウズ  
 春調査ネザサーススキ群集要素；アキノノゲン，アブラススキ，オカトラノオ，ガガイモ，キバナカワラマツバ，サケバヒヨドリ，ススキ，ツリガネニンジン，ノコンギク，ハイメドハギ，ヒヨドリバナ，ミツバツチグリ，ロクオンソウ，ワラビ，ワレモコウ

Groups were compared by analysis of variance (ANOVA) followed by Tukey's honest significant difference (HSD) test. Different letters indicate significant differences ( $p < 0.05$ ).

### 3.2.4 考察

クラスター解析の結果、秋調査、春調査において共通して、ネザサ1種が優占するグループ、ネザサを含む多種が優占するグループ、ネザサ以外の多種が優占するグループが区分された。秋調査のクラスター解析ではこれに加えてススキの優占するグループが、春のクラスター解析ではネザサ、ススキの2種が優占するグループが区分された。Plot 07, 15, 17 は春、秋とも共通してこのススキが優占するグループに分類された。これらのプロットでは、過去の土地利用履歴や現在の管理といった要因から、ススキの占める相対優占度が年間を通じて他のプロットよりも高いことが考えられるが、ススキが花期を迎え最も生長するのが8月から10月であり、秋の調査ではススキ1種が優占種となった。

DCA はいずれの調査でもクラスター解析のグループがそれぞれまとまった位置に配置された。また、過去の土地利用履歴によるグループは、DCAのAxis 1上に並んで配置された。つまり秋、春いずれの調査においても、過去の土地利用に応じてクヌギ林の林床植生に差異が生じていることが明らかにされた。また、春調査から、過去の土地利用がCFの場合はネザサの優占度が低く、MCの場合はネザサを含め多くの優占種が出現していた。一方、LMの場合は現在の管理の度合いなどに応じて、ネザサを含めた多種優占か、ネザサ1種優占になっているものと考えられる。

環境要因とDCAの結果との相関を見ると、どちらの調査においてもAxis 1と標高にやや強い負の相関があった。これは、3.1章で示されたように標高や気温の直接の影響ではなく、かつて大規模な草地であった林分LMが高標高域に集中しているためである。

秋の調査ではAxis 2が、春の調査ではAxis 1が、いずれもネザサの相対優占度と強い負の相関を示し、Shannon's  $H'$ 、優占種数とも正の相関があった。また、ネザサの相対優占度とShannon's  $H'$ 、優占種数、出現種数の間にも負の相関関係がみられた(表3-7)。この結果は既往研究(Iida & Nakashizuka, 1995; 小林ら, 1999)とも一致しており、また、ネザサはススキと異なり、暗い林内においても成長速度が変わらないこと(小山・小川, 1993)から、草地からクヌギ林に転換されたプロットでは、林冠の閉鎖に伴いススキが衰退し、ネザサの繁茂が広がったと考えられる。

かつて耕作地であったプロットではネザサの侵入が少ないため、多種が優占した。一方、かつて草地だったプロットはクヌギ林になる以前の群落型がネザサーススキ

群集であったと考えられ、林床植生の管理の状況や、クヌギの成長に伴う林冠の発達に応じて優占種が変化したと考えられる。

また、Axis 1 と土壤水分との間には強い負の相関があり、また土壤 pH は Axis 1 と正の相関を示した。土壤 pH はネザサに対して(東・小林, 2003)も、他の植物種に対して(Brunet, 1993)も影響することが知られている。このような pH の違いをもたらす地質的な要因は本調査地では考えにくいことから、過去の土地利用の違いによるものか、森林管理による(加藤・谷地, 2003; 辻・星野, 1992)ものか、検討の余地がある。

このように、ネザサやススキの優占度に大きく左右はされたが、例えば、オトギリソウ、ロクオンソウ、ワレモコウ、ツリガネニンジンといった、草地に出現する種が、LM のプロットに出現し、キンランなど里山に特徴的な種が MC に出現するなど、各土地利用履歴に対応した種の出現も確認できた。

表 3-7 ネザサの相対優占度と Shannon's  $H'$  , 出現種数, 優占種数の相関

	2008年秋	2009年春
Shannon's $H'$	-0.6635	-0.7780
優占種数	-0.5533	-0.3766
出現種数	-0.4973	-0.5108

\*\*,  $p < 0.001$ , \*,  $p < 0.005$

### 3.3 クヌギ林伐採前後の林床植生変化

#### 3.3.1 目的

皆伐は里山における森林管理の中で最も大きな攪乱をもたらす。伐採後、林床の照度の増加(深田・亀山, 2003)や土壌有機物の変化(高橋ら, 1991)により林床植生は大きく変化すると考えられる。調査対象地域では、クヌギ林はシイタケ栽培の原木として利用され、定期的に伐採、萌芽更新を繰り返し、今日まで維持されてきた。伐採前後の林床植生にどのような変化が生じるのか明らかにすることは、定期的なクヌギ林の伐採の重要性を検討する上で重要なことである。

従来、森林伐採後の出現種の変化についての研究の多くは、スギ人工林において行われているもので(Nagashima et al., 2009; 山川ら, 2009)、クヌギ林の伐採前後の植生変化を扱ったものは見当たらない。コナラクヌギ群落における萌芽更新に関しては、管理の低下に伴う萌芽能力の低下が危惧される中でシイタケ栽培の原木として効率的に材を得るため、伐採後の萌芽の消長などを明らかにした研究(嶋ら, 1989)があるが、その林床植生の多様性、植生変化については調べられていない。クヌギ林の伐採、萌芽更新による植生や生物多様性の変化を明らかにすることは、クヌギ林の林床植生の多様性を保全するために、伐採を含む定期的な管理が必要であるかを明らかにするために重要である。

そこで、本章では、クヌギ林の伐採、萌芽更新の前後の林床の種組成と環境を明らかにすることを目的とする。

#### 3.3.2 調査地および調査方法

調査対象は、2008年夏に下草刈り、2009年冬にクヌギ伐採、2009年夏に再び下草刈りが実施されたプロットとした(図 3-14)。この条件をみたす10プロットで植生調査を行った(図 3-15)。2.3章の結果に基づき、各プロットの土地利用履歴をもとにグルーピングした。1947年、1976年、2005年の土地利用をそれぞれ草地(G; Grassland)、耕作地(C; Cultivated)、クヌギ(Qa; *Q. acutissima* forest)の3種に区分した土地利用履歴に基づき、各プロットをG-G-Qa 1, G-Qa-Qa 2等と命名した。2008年10月(伐採前)に植生調査を行ったコドラートにおいて、2009年10月(伐採後)に再び植生調査を行った。調査および解析の方法は、これまでの章と同様である。



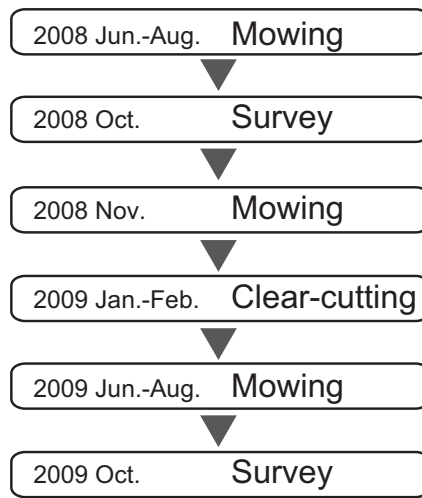


図 3-14 対象としたプロットの調査前後の管理状況

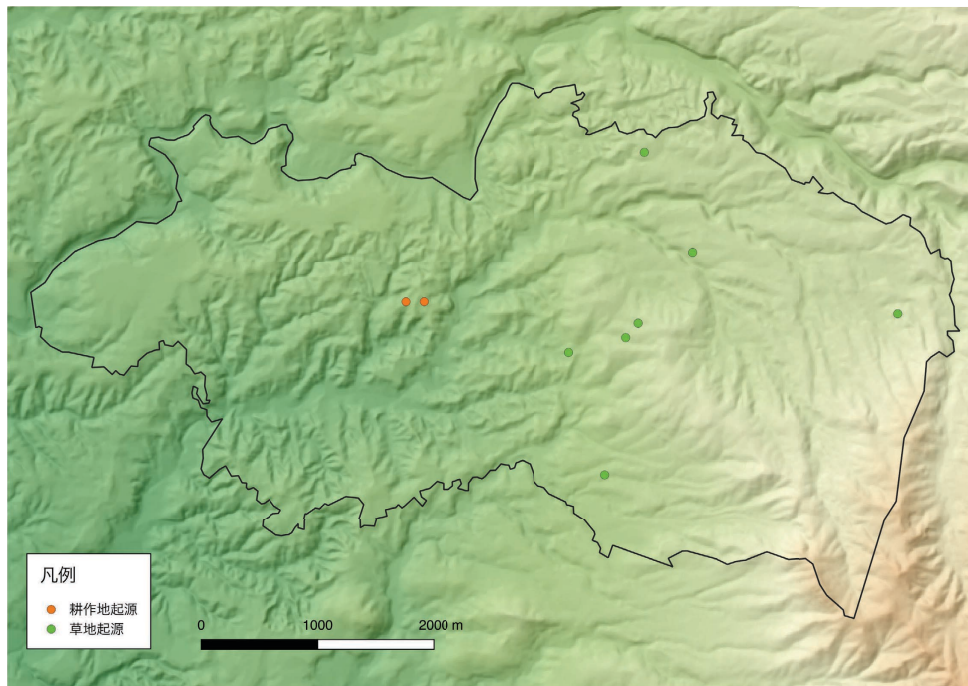


図 3-15 調査地点の位置図（国土地理院の基盤地図情報を元に作成）

### 3.3.3 結果

#### 1) 伐採前後の環境変化と林床植生

伐採前後の環境変化を図 3-16 に示した。クヌギが伐採されたため、開空度は平均 33% から 85% へと有意に増加し、土壌水分も平均 19% から 23% に有意に増加した。

表 3-8 に各土地利用履歴タイプにおける出現種を生活型、生息地ごとに分類した平均出現種数と多様度（種数、優占種数、Shannon's  $H'$ 、優占種第 1 位の種の相対優占度）を示した。1947 年時点で耕作地であったプロット (C-C-Qa と C-Qa-Qa) においては、耕作地の履歴を持たないプロットに比べて、伐採前の出現種数が 1 プロットあたり平均 34.5 種と高い値を示し、平均優占種数も 12.5 種と他より多かった。C-Qa-Qa ではネザサは優占種となったものの、相対優占度は低く、ススキは C-C-Qa, C-Qa-Qa のいずれにおいても出現しなかった。一方で、これらのプロットではノイバラ、ワラビ、チヂミザサ、ジャノヒゲとともに、多くの畑地雑草群落の種が出現し、その一部は優占種となった(附表 4-1)。

伐採後、これらのプロットでは平均出現種数は 25.5 種、優占種数は 6.5 種に減少した。ネザサはいずれのプロットにおいても出現しなかったが、イヌホオズキ (*Oplismenus undulatifolius* (Ard.) Roem. et Schult.)、ヨウシュヤマゴボウ (*Phytolacca americana* L.) などの外来種を含む畑地雑草群落の種は引き続き出現した(附表 4-2)。

1973 年までに草地からクヌギ林に転換された G-Qa-Qa の履歴を持つプロットでは、伐採前には平均 16.3 種が出現し、3 種が優占種であった。ネザサがすべてのプロットにおいて第 1 優占種となった。特に G-Qa-Qa 3 ではネザサが相対優占度 92% で 1 種優占となり、出現種数は 11 種のみで多様度が非常に低かった。これらのプロットでは、伐採後に平均出現種数は 17.8 種に増加し、ススキがすべてのプロットで、ネザサとワラビがそれぞれ 2 プロットで優占種となった。

1973 年までは草地で、それ以降にクヌギ林に転換された G-G-Qa プロットでは、伐採前に平均 14.5 種が出現し、1.5 種が優占種となった。ネザサは 4 プロット中 3 プロットで出現した。これらのプロットでは、伐採後、平均出現種数は 21 種に増加し、優占種数も 3 種に増加した。ススキはすべてのプロットで優占種となった。一方、ススキ以外には複数のプロットに共通して出現した種はみられなかった。

伐採前、C-Qa-Qa と C-C-Qa のプロットでは他のプロットよりも多年生草本の出現種数が有意に多かったが、他の生活型では土地利用履歴による有意差はみられなかった。畑地雑草群落と林縁をハビタットとする種は、C-Qa-Qa と C-C-Qa のプロットで他の土地利用履歴のプロットよりも有意に多かった。このように畑地雑草群落の種は、土地利用が耕作地からクヌギ林へと変化してからも数十年間、個体群が維持され続けていることが示唆された。種数や優占種数は C-Qa-Qa と C-C-Qa のプロットで有意に高く、Shannon's  $H'$  も高い傾向にあった。これは、耕作地起源のプロットでは、草地起源のプロットでみられるネザサのような高い優占度を示す種が存在しないためである。

伐採後には常緑低木の相対優占度は有意に低くなった。草地起源のプロットでは草原性の種が有意に多く出現し、その他のプロットでは畑地雑草群落の種が有意に多く出現した。多様度指数については伐採前後で有意差はみられなかった。

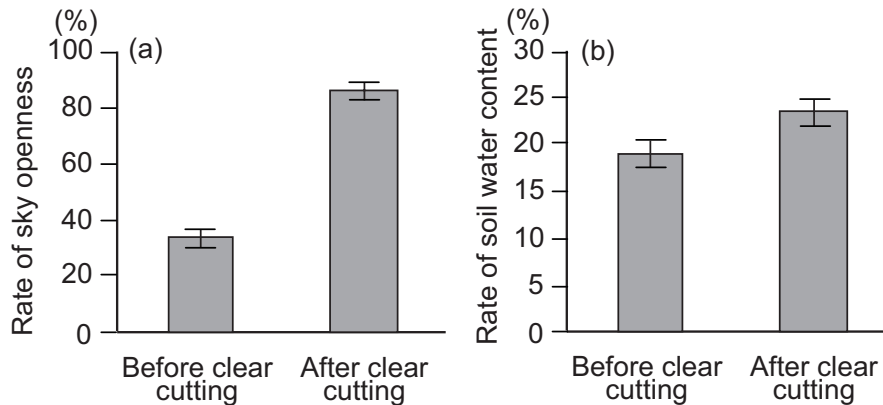


図 3-16 伐採前後の環境変化，(a)開空度，(b)土壌水分（エラーバーは標準誤差を示す。）

表 3-8 伐採前後のプロットにおいて過去の土地利用履歴ごとに出現種を生活型，ハビタットに応じ分類した 1 プロットあたりの平均出現種数と，伐採前後のプロットにおける過去の土地利用履歴ごとの多様度

	Before clear-cutting			After clear-cutting			
	G-G-Qa	G-Qa-Qa	C-Qa-Qa C-C-Qa	G-G-Qa	G-Qa-Qa	C-Qa-Qa C-C-Qa	
<b>Life form (Number of species)</b>							
Evergreen trees	0.25 ± 0.43	0.25 ± 0.43	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	
Evergreen shrubs and climbers	2.25 ± 1.30	2.25 ± 1.30	4.50 ± 0.50	1.50 ± 0.50	1.75 ± 0.43	1.50 ± 0.50	
Deciduous trees	1.00 ± 1.73	1.50 ± 1.50	2.50 ± 0.50	1.75 ± 1.30	2.50 ± 0.87	2.50 ± 0.50	
Deciduous shrubs and climbers	5.25 ± 1.48	5.50 ± 0.50	7.50 ± 0.50	4.00 ± 0.71	3.75 ± 0.43	4.00 ± 1.00	
Perennial forbs	5.50 ± 1.50 <sup>a</sup>	6.75 ± 2.05 <sup>b</sup>	19.00 ± 4.00 <sup>ab</sup>	11.25 ± 3.70	8.50 ± 1.50	12.50 ± 0.50	
Annual forbs	0.25 ± 0.43	0.00 ± 0.00	1.00 ± 1.00	2.50 ± 1.12 <sup>ab</sup>	1.25 ± 1.09 <sup>a</sup>	5.00 ± 1.00 <sup>b</sup>	
<b>Habitat (Number of species)</b>							
Grassland species	5.75 ± 1.79	7.50 ± 2.29	5.00 ± 0.00	8.50 ± 2.06 <sup>a</sup>	9.00 ± 2.12 <sup>b</sup>	3.50 ± 0.50 <sup>ab</sup>	
<i>Q. acutissimo-serratae</i> assoc. species	4.25 ± 0.83	5.25 ± 1.92	8.00 ± 2.00	4.25 ± 1.30	3.75 ± 0.83	6.00 ± 1.00	
Farmland weed species	1.00 ± 1.00 <sup>a</sup>	0.25 ± 0.43 <sup>b</sup>	8.50 ± 3.50 <sup>ab</sup>	3.25 ± 2.05 <sup>a</sup>	2.00 ± 1.23 <sup>b</sup>	8.00 ± 2.00 <sup>ab</sup>	
Felling site species	0.75 ± 1.30	0.50 ± 0.50	1.50 ± 0.50	2.25 ± 0.83	1.75 ± 0.83	3.00 ± 2.00	
Forest edge species	1.00 ± 0.00 <sup>a</sup>	1.50 ± 1.12 <sup>b</sup>	4.50 ± 0.50 <sup>ab</sup>	1.25 ± 1.09	0.50 ± 0.50	1.50 ± 0.50	
Forest interior species	1.75 ± 2.05 <sup>a</sup>	1.50 ± 2.06 <sup>b</sup>	7.00 ± 0.00 <sup>ab</sup>	1.50 ± 1.12	0.75 ± 0.83	3.50 ± 0.50	
Mean species richness per plot	14.50 ± 5.02 <sup>a</sup>	16.25 ± 4.76 <sup>b</sup>	34.50 ± 5.50 <sup>ab</sup>	21.00 ± 4.42	17.75 ± 1.48	25.50 ± 1.50	
Mean number of dominant species per plot	1.50 ± 0.87 <sup>a</sup>	3.00 ± 1.87 <sup>b</sup>	12.50 ± 4.50 <sup>ab</sup>	3.00 ± 1.87	2.25 ± 1.09	6.50 ± 2.50	
Shannon's H'	1.68 ± 1.23	2.11 ± 0.95	4.28 ± 0.31	2.16 ± 0.93	2.09 ± 0.61	3.37 ± 0.49	
Mean relative dominance of the first dominant species (%)	76.13 ± 18.39 <sup>a</sup>	57.96 ± 21.26 <sup>b</sup>	17.17 ± 2.34 <sup>ab</sup>	55.35 ± 20.25	53.72 ± 15.56	27.61 ± 7.82	

Groups were compared by analysis of variance (ANOVA) followed by Tukey's honest significant difference (HSD) test. Different letters indicate significant differences ( $p < 0.05$ ).

## 2) 出現種の序列化

図 3-17 は伐採前と後のそれぞれについて、相対優占度を用いたクラスター解析を行った結果である。伐採前の 10 プロットは、ネザサのみが優占種となる *Pleioblastus* Type, ネザサを含む複数種が優占する Mixed-*Pleioblastus* Type, ネザサ以外の複数種が優占する Multi-dominant Type の 3 グループに分類された。G-G-Qa の土地利用履歴を持つ G-G-Qa 1, 2, 3 は *Pleioblastus*Type に分類された。G-Qa-Qa 1, 2, 4 は Mixed-*Pleioblastus* Type に分類された。そして耕作地を起源とするプロットは Multi-dominant Type に分類された。

伐採後のプロットは、ススキが第 1 優占種である *Miscanthus* Type, 複数種が優占する Multi-dominant Type, ネザサとススキが多種とともに優占する *Pleioblastus-Miscanthus* Type の 3 グループに分類された。G-G-Qa 1, 3, G-Qa-Qa 1, 3, 4 は *Miscanthus*Type に分類された。耕作地起源のプロットと G-Qa-Qa 2 が Multi-dominant Type に分類された。そして、G-G-Qa 4 と G-Qa-Qa 2 が *Pleioblastus-Miscanthus* Type に分類された。

図 3-18 は、DCA により、少なくとも 1 回は優占種として出現した種（右）と伐採前後のすべてのプロット（左）を図示したものである。出現種をそのハビタットや所属する群集に対応させてみると、Axis 1 の左側にネザサーススキ群集要素とクヌギーコナラ群落要素の種が位置し、右側に林床性や林縁性、畑地雑草群落要素の種が位置するという傾向が見られた。Axis 2 は光環境を示しているように考えられ、耐陰性のある種が含まれるクヌギーコナラ群落要素の林床性の種が下方に位置し、草原性の種であるネザサーススキ群集要素が上方に位置した。アキノキリンソウ、サケバヒヨドリ (*Eupatorium laciniatum* Kitam.), マルバヌスビトハギ (*Desmodium podocarpum* DC subsp. *podocarpum*), ロクオンソウ, ワレモコウがススキの周囲に位置した。多くのコドラートが伐採後に Axis 2 の下方から上方へと移動した。

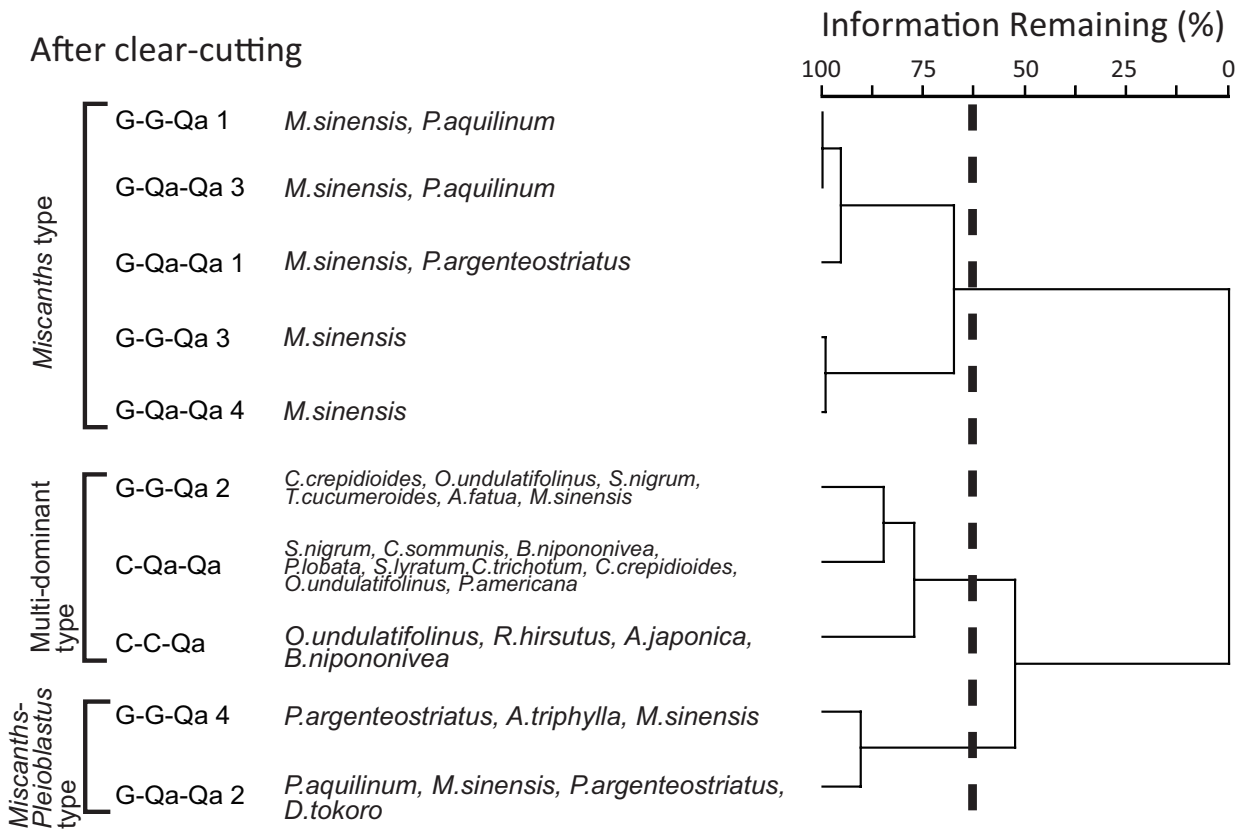
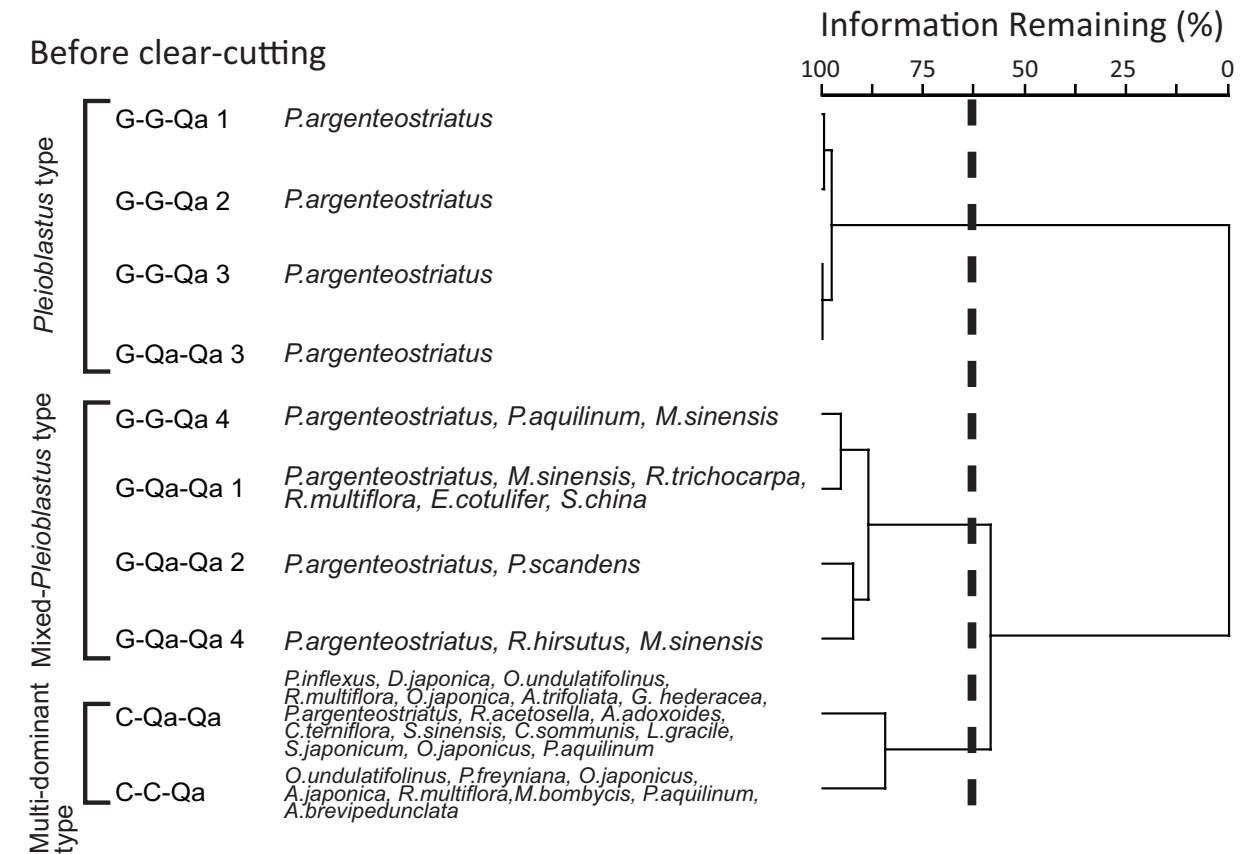


図 3-17 クラスター解析の結果 伐採前後ともに類似度 62.5%で 3 グループに分類された.種名は各グループにおいて優占種として出現した種名.

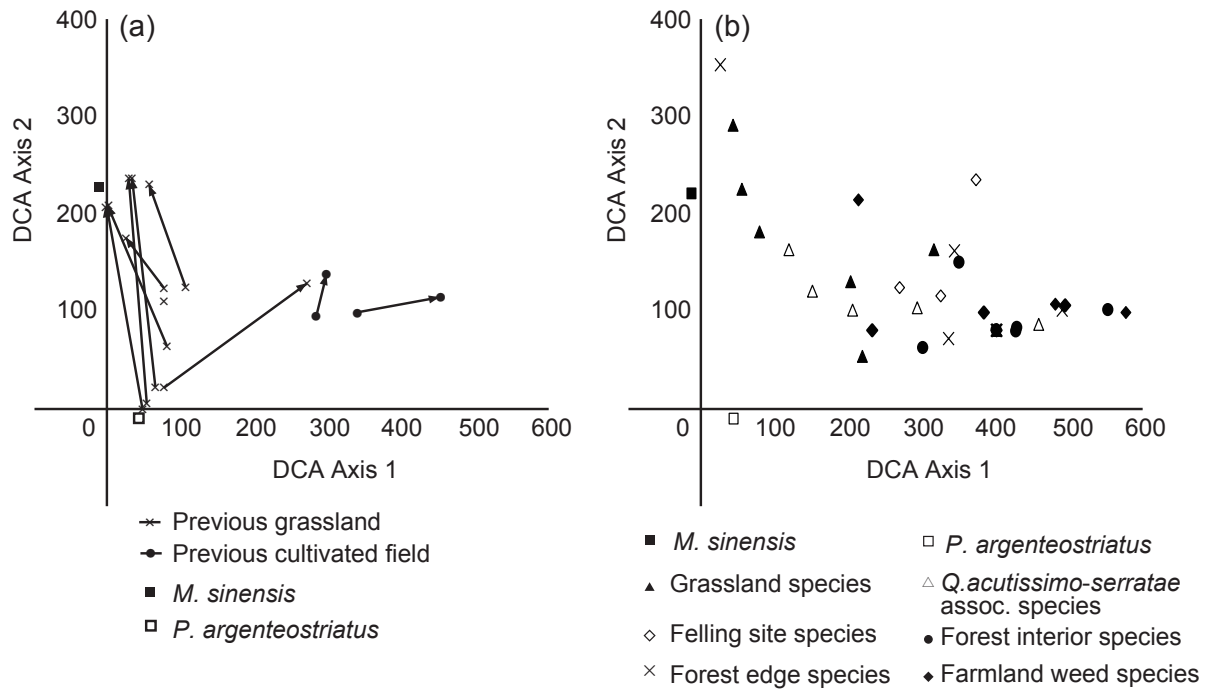


図 3-18 DCA の結果

(a)草地の履歴を持つプロット (●) と耕作地の履歴を持つプロット (×) の伐採前後の位置 (矢印で同一プロットを結んだ) ■：ネザサ, □：ススキ.

(b)1回以上優占種となった種の位置. マークは生活型を示す.

### 3.3.4 考察

伐採後、開空度が上昇し、これまでクヌギ林の林床であった場所の光や土壌条件が大きく変化した。森林の林床植生は照度や土壌水分の変化により種組成が変わり、草地のような状態となった。クヌギ人工林の森林伐採後の土壌水分は、地表面から0~10cm 深の土壌において、日光の影響により低下するという報告がある(浦川ら, 2005; 荒木ら, 2002)。しかし本研究ではクヌギ林の伐採後、土壌水分は有意に増加した。理由は明らかではないが、伐採後の直射日光による表面蒸発の影響を受けるのは、土壌の物理性にもよるが土壌のごく表層に限られると考えられる。伐採後には、クヌギによる吸水・蒸散量の低下、伐採時の踏圧による土壌の圧縮による保水力の増加、逆に林床植生の被度の増加により表層土壌が覆われたことによる蒸発量の低下など、さまざまな要因により含水率が上昇したことが考えられる。Ochiai et al. (1994) においても、落葉広葉樹二次林の小さなギャップのプロットは、5cm 深、15cm 深のいずれの深さにおいても広いギャップよりも乾燥しているという類似の結果が明らかとなっている。その理由としては土壌表面からの蒸発量より樹木からの蒸散量のほうが大きいことがあげられている。

伐採前、G-G-Qa のプロットではネザサが、G-Qa-Qa のプロットではネザサと他の数種が、高い相対優占度で出現した。ネザサの相対優占度は G-Qa-Qa 1 で 33% と最も低く、G-G-Qa 4 で 92% と最も高かった。これらのプロットは 1947 年時点の土地利用が草地であった。ネザサが優占するプロットの多様度は低く、これは、年 2 回程度の草刈りではネザサの優占度を低下させて種多様性を高めるためには不十分であることを示唆している。本調査地域では現在は刈り取られた草は肥料や飼料として用いられることはなく、その場に積まれるのみであり、これが地表への光を阻害し、新たな草本の出現を阻害しつつ、低照度下でも成長の早いネザサ(小山・小川, 1993)のみが繁茂する状況を作り出していると考えられる。

しかし、伐採後にはこれらのプロットでもネザサの相対優占度が低下し、ススキの相対優占度が上昇、草原性の種が優占種となった。これは直射日光下におけるススキの成長がネザサよりも旺盛であること(小山・小川, 1993)により説明できる。伐採後の林床の種組成は大きく変化した。耐陰性のムベ(*Stauntonia hexaphylla* (Thunb.) Decne.)、キツタ(*Hedera rhombea* (Miq.) Bean)やフウトウカズラ(*Piper kadsura* (Choisy) Ohwi)などの常緑つる植物は出現しなくなり、代わって一年生草



本の相対優占度が増加し、新たな出現種がみられた。さらに、ネザサーススキ群集の構成種であるアキノキリンソウ、ヒヨドリバナ、ツリガネニンジン、マルバヌスビトハギ、ワレモコウが伐採後に出現した。これらの種の出現は、伐採後のクヌギ林が、草原性の種の生育に適した環境となったこと、これらの草原性の草本種が、かつて草地だったクヌギ林において、埋土種子や地下茎からの再生等を通じて伐採の繰り返しにより個体群を維持できることを示唆している。本研究では埋土種子の発芽試験などは行っていないが、小柳ら(2011)では、茨城県において放棄され樹林地化したススキ草原の埋土種子に関する研究において、アキノキリンソウやミツバツチグリは長期シードバンクを形成し、刈り取りによりこれらが発芽し、ワレモコウは地下茎からの回復がなされているものとしており、本調査対象地でも同様の事象が生じているものと考えられる。

一方、耕作地起源のプロットでは、伐採前後とも畑地雑草群落の構成種が多く出現した。これらのプロットでは、ネザサもススキもあまり成長することはなく、これらの畑地雑草由来の草本が成長することができたと考えられる。また、耕作地であったために肥料成分が残留しており、土壌が肥沃である可能性が考えられる。伐採後の調査における開空度は C-Qa-Qa で 78.9%、C-C-Qa で 68.8%であったのに対し、草地由来の G-Qa-Qa、G-G-Qa では平均 88.1%であった。何れのプロットも伐採時期は同時期であることから、この開空度の差は、耕作地起源のクヌギ林、特に最近まで耕作地であったクヌギ林のほうが、草地起源のクヌギ林よりも伐採後のクヌギ萌芽の成長が早いことを示している。耕作地起源のクヌギ林では土壌の肥沃さによりクヌギの成長が良く、早期にうっぺいするために、ネザサやススキの成長が抑制されたことが考えられる。

本調査地域において、針葉樹人工林の伐採後に林床に典型的に出現するのはダンドボロギクーベニバナボロギク群集(*Crassocephalo crepidioidis-Erechtietum hieracifoliae* Miyawaki 1967)である(熊本開発研究センター, 1976)。ベニバナボロギク(*Crassocephalum crepidioides* (Benth.) S.Moore)が 4 プロットで出現、2 プロットで優占種となり、ダンドボロギク(*Erechtites hieraciifolius* (L.) Raf. ex DC.)も 1 プロットで出現した。また、針葉樹林の伐採跡地群落に随伴種として出現するチヂミザサやヘクソカズラもクヌギ伐採後の林分に出現した。つまり、クヌギ林伐採跡地は針葉樹人工林の伐採跡地群落とも類似していることが示された。

いずれの土地利用履歴においても 40 年近く前の植生が維持され続け、草地起源のプロットでは伐採により草原性の種が再度出現できることが示された。下草刈りのような定期的な管理はネザサやススキの成長や侵入を困難にする。伐採はそれ以上の攪乱であり、特に埋土種子として維持されてきた Ruderal な種が再び生育できる環境が作り上げられることが示唆された。

耕作地起源のプロットでは伐採後、高い多様度を示していたが、畑地雑草群落に出現する種は一般的に見られる種が多く、現在のところ保全の重要性は低い。しかしながら、草刈り、伐採などの管理が停止した場合、ネザサが侵入し多様度が低下すると考えられる。

一方、草地起源であるプロットでは、草原性の種が有意に多く出現した。草原性の植物の多くは草地面積の縮小により、全国的に絶滅の危機にある(Kawano et al., 2009)。本調査では伐採後に 20 種の草原性の種が出現した。RDB 掲載種はロクオンソウ 1 種であったが全国的にも少なくなりつつある草地に典型的に生育する種が定期的な管理を継続することで、クヌギ林内に維持できることが示唆された。草地起源のクヌギ林の定期的な下草刈りと伐採は、この地域における生物多様性維持の一翼を担っているクヌギーコナラ群落の林床植生の構成種とともに、過去この地域に広がっていたススキ草原の種の維持にも重要であると考えられた。

### 3.4 クヌギ林の成長に伴う林床植生の変化

#### 3.4.1 目的

前章では、クヌギ林の伐採により、その林分の土地利用履歴に対応した草本種が出現し、多様な林床植生が形成されることが明らかにされ、特に過去に草地であったクヌギ林には草原性の希少種を含む植物種が生育する可能性が示された。調査対象地域におけるクヌギ林は、シイタケ栽培の原木として15～20年を1サイクルとして伐採がなされている。この伐採の間にも林床植生の刈り払いなどの定期的な管理が年1～2回の頻度でなされており、小林ら(1999)などが指摘するような、クヌギ林などの里山で定期的な下草刈りの停止によるネザサの繁茂、その結果生じる林床植物の種多様性の低下などはあまり生じていないものと思われる。こういった定期的な管理がなされているクヌギ林においては、伐採後のクヌギの成長に伴い、林床の光環境が変化し、林床植生にも変化が生じると考えられる。そこで本章では、15～20年のサイクルの中で、林床植生がどのように変化するのか明らかにした。

#### 3.4.2 調査地および調査方法

過去の土地利用履歴による影響を排除するため、過去の土地利用履歴に耕作地や針葉樹人工林を含まず、過去に草地もしくはクヌギ林であったプロットのみを対象とした。クヌギが多様な成長段階にある66プロットにおいて2009年9月から10月にかけて調査を行った(図3-19)。植生調査、環境要因の調査および解析はこれまでの章と同様である。

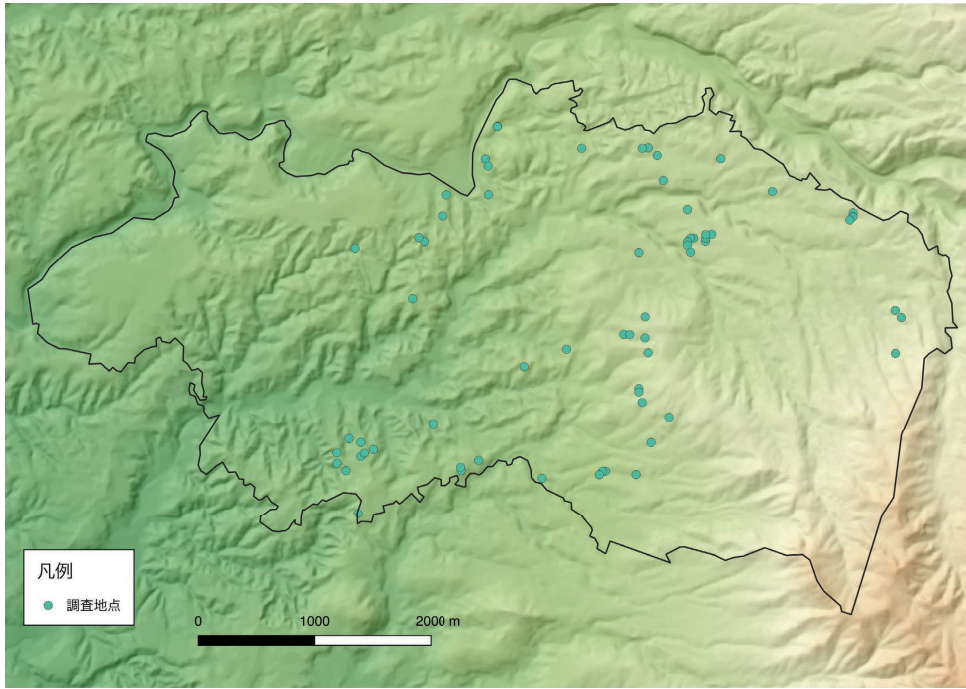


図 3-19 調査地点の位置図（国土地理院の基盤地図情報を元に作成）

### 3.4.3 結果

全プロットで 58 科 128 種が出現した(附表 5). これらの出現種の相対優占度を用いてクラスター解析を行った結果を図 3-20 に示した. 調査プロットは類似度 70% で 4 つのグループに分類された. Group 1 ではススキが全プロットで出現, 優占種となり, ワラビも全プロットで出現, 8 プロットで優占種となった. また, ヘクソカズラ, クサイチゴ, ミツバアケビ, ナガバモミジイチゴなどの夏緑低木が高頻度で出現した. Group 2 では Group 1 の出現種に加え, ネザサやノイバラが優占種として出現するプロットが多かった. Group 3 はネザサの相対優占度が非常に高く, すべてのプロットがネザサ 1 種優占となった. Group 4 は Group 3 と同様, ネザサがすべてのプロットで優占種となったが, それ以外のススキ, ワラビ, チヂミザサ, クサイチゴ, テイカカズラなどが多くのプロットで優占種となった.

DCA の結果を, クラスター解析のグループごとに示した結果を図 3-21 に示した. Group 2 は Axis 1 に沿って, Group 3, 4, 2, 1 の順に序列化されていることが分かった. また, 環境要因や多様度と DCA の序列の関係性を確認したところ, 開空度, 各プロットのクヌギの平均樹高, 平均胸高直径は Axis 1 と, また, Shannon's  $H'$  は Axis 2 と有意な相関があった(表 3-9).

クラスター解析および DCA の結果をもとに, クヌギの成長の順序と考えられる, Group 1, 2, 4, 3 の順にクラスター解析のグループごとのネザサーススキ群集要素, クヌギーコナラ群落要素の種およびネザサ, ススキの平均相対優占度と平均出現頻度を示す(表 3-10, 図 3-22). ネザサーススキ群集要素の種の相対優占度は, Group 1 のときに 20.85% と最も多く, クヌギの成長に伴い減少した. クヌギーコナラ群落の種の相対優占度は, Group 1 のときに 8.06% と少なく, Group 2 のときに 38.06% と最も多くなった. その後, Group 4, Group 3 と減少した. また, ネザサ, ススキの相対優占度はクヌギの成長に伴い, ネザサは徐々に増加し, ススキは徐々に減少した. 出現頻度でも同様に, ネザサーススキ群集要素の種は Group 1 の時に有意に高くなり, クヌギーコナラ群落は明確な有意差は Group 4 と 3 の間のみであったが, Group 1, 4 で低くなり, Group 2 で最も高くなった.

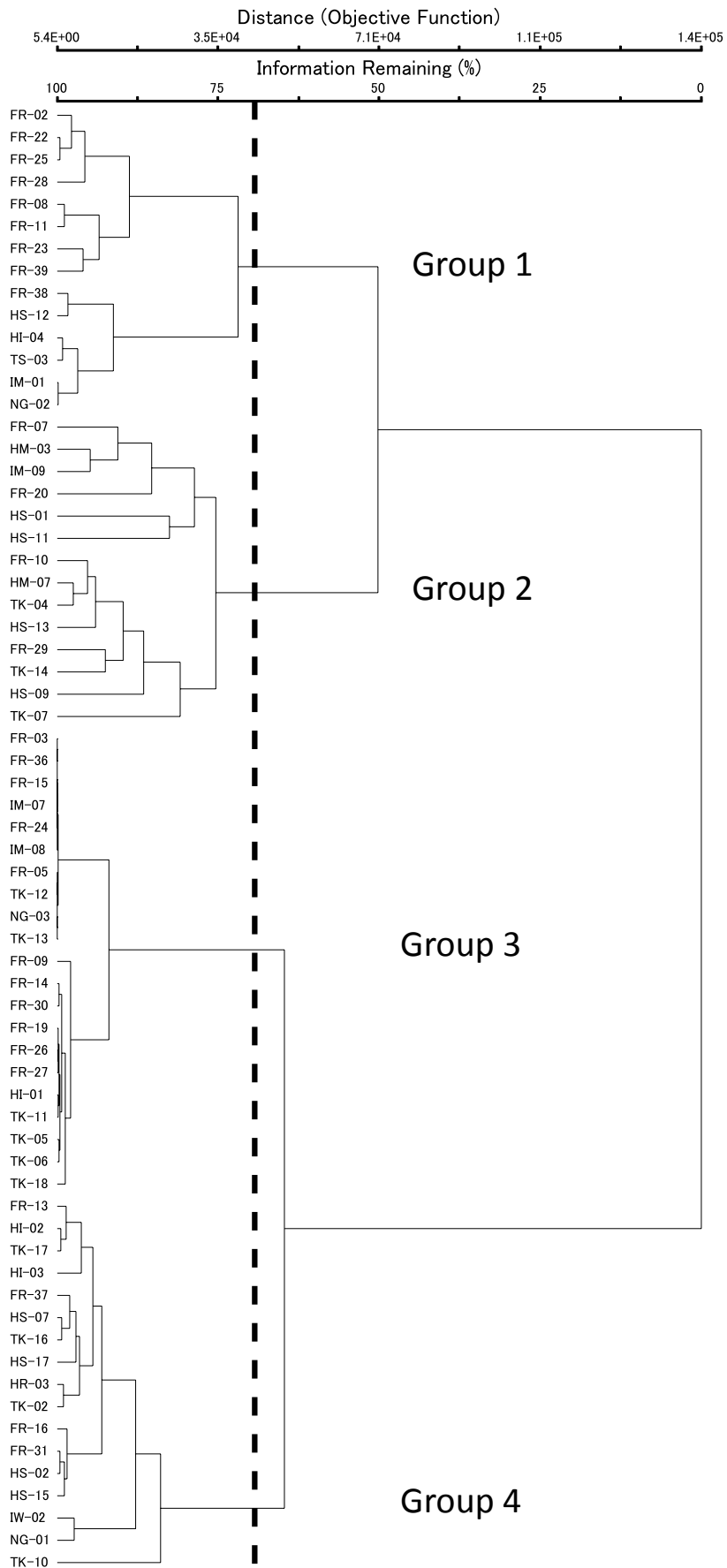


図 3-20 クラスター解析の結果

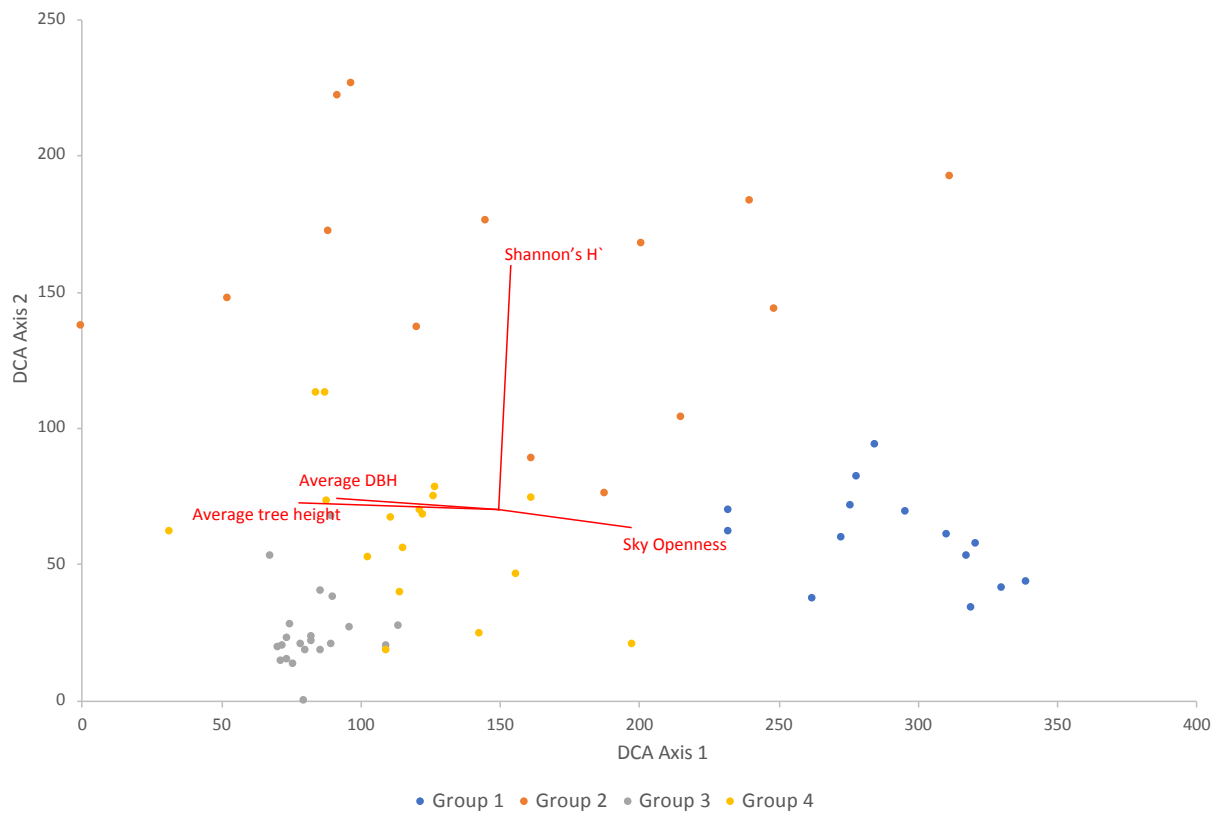


図 3-21 DCA の結果

クラスター解析によるグループごとに凡例を分け、環境要因、多様度との相関関係を赤線で示した。

表 3-9 DCA の Axis と環境、多様度の相関

Axis 1 - Sky Openness	0.5292
Axis 1 - Average tree height	-0.6494
Axis 1 - Average DBH	-0.5848
Axis 2 - Shannon's $H'$	-0.7211

\*:  $p < 0.001$

表 3-10 クラスタ解析のグループごとのネザサーススキ群集，クヌギーコナラ群落の出現種およびネザサ，ススキの平均相対優占度（上）と出現頻度（下）

	Group 1		Group 2		Group 4		Group 3	
ネザサーススキ群集	20.85 ±	6.25 <sup>ab</sup>	12.26 ±	6.79 <sup>c</sup>	4.50 ±	2.34 <sup>a</sup>	1.95 ±	1.14 <sup>bc</sup>
クヌギーコナラ群落	8.06 ±	3.24 <sup>ab</sup>	38.88 ±	8.94 <sup>acd</sup>	19.66 ±	5.36 <sup>bce</sup>	5.33 ±	2.27 <sup>de</sup>
ネザサ	7.59 ±	4.30 <sup>a</sup>	18.49 ±	5.81 <sup>a</sup>	54.65 ±	3.59 <sup>a</sup>	86.33 ±	2.98 <sup>a</sup>
ススキ	56.22 ±	8.88 <sup>abc</sup>	5.87 ±	2.87 <sup>a</sup>	7.50 ±	4.81 <sup>b</sup>	1.24 ±	1.45 <sup>c</sup>

	Group 1		Group 2		Group 3		Group 4	
ネザサーススキ群集	21.09 ±	4.40 <sup>abc</sup>	8.16 ±	2.42 <sup>a</sup>	8.40 ±	2.56 <sup>b</sup>	6.35 ±	2.06 <sup>c</sup>
クヌギーコナラ群落	21.92 ±	3.45	29.31 ±	4.00 <sup>a</sup>	27.99 ±	4.39 <sup>ab</sup>	20.36 ±	3.00 <sup>b</sup>

ネザサーススキ群集要素；アキノキリンソウ，オオアブラススキ，オカトラノオ，オトギリソウ，ガガイモ，サケバヒヨドリ，スマレ，タチツボスミレ，ツリガネニンジン，ノアザミ，ノコンギク，ヒヨドリジョウゴ，ヒヨドリバナ，マルバヌスビトハギ，マルバハギ，ミツバツチグリ，ロクオンソウ，ワラビ，ワレモコウ  
クヌギーコナラ群落要素；アカネ，アケビ，アマドコロ，イヌビワ，エビヅル，オオハナワラビ，カニクサ，キツタ，クサイチゴ，クヌギ，コナラ，コバノフユイチゴ，サルトリイバラ，ジャノヒゲ，スイカズラ，チヂミザサ，ツタ，ツルボ，テイカカズラ，ナガバモミジイチゴ，ナルコユリ，ナワシロイチゴ，ノイバラ，ノブドウ，フユイチゴ，ヘクソカズラ，ホウチャクソウ，ミツバアケビ，ヤブコウジ，ヤブラン

Groups were compared by analysis of variance (ANOVA) followed by Tukey's honest significant difference (HSD) test. Different letters indicate significant differences ( $p < 0.05$ )

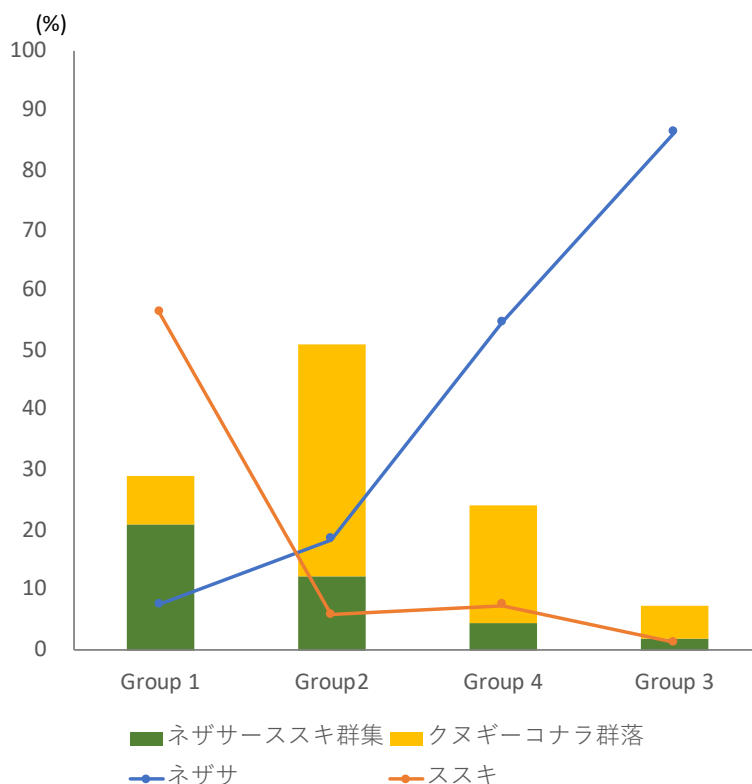


図 3-22 クラスタ解析のグループごとのネザサーススキ群集要素，クヌギーコナラ群落要素の種およびネザサ，ススキの平均相対優占度



#### 3.4.4 考察

DCA の Axis 1 と開空度，平均胸高直径，平均樹高の関係から，Axis 1 の数値が小さいほどクヌギ林が成長し，開空度が小さくなっていると考えられる．また，クラスター解析の Group 1, 2, 4, 3 の順に，クヌギ林の成長過程を表していると考えられた．Axis 2 は Shannon's  $H'$  と高い正の相関があり，クヌギ林の成長途上段階である Group 2 でもっとも多様度が高く，さらに成長した Group 3 の段階では多様度がもっとも低くなっていた．このことは，伐採後に出現した C-S-R 戦略でいう Ruderal 種がクヌギ林の成長とともに Competitor 種に入れ替わっていく過程で，その入れ替わり時に多様度がもっとも高くなることを反映していると考えられた．また，Group 1 のときにはネザサーススキ群集要素である草原性の種の相対優占度が最も高くなり，出現頻度も有意に高くなった．このときには，ツリガネニンジン，アキノキリンソウ，タチツボスミレ，ノアザミ，ワレモコウ，オカトラノオ，サケバヒヨドリ，ロクオンソウ，オトギリソウなどの草原性の種が出現し，Group 2 になると，これらの種の相対優占度，出現頻度は減少し，クヌギーコナラ群落要素の種が大きく増加した．

調査対象地域においては，Group 3 の段階に達したクヌギ林は伐採され，シイタケ栽培の原木として利用される．それにより，クヌギ林林床の植生は Group 1 に戻る．すなわち，この Axis 1 上の環境の変化が 15 年から 20 年のサイクルで繰り返し行われ，それに応じて多様度の変化が起きていると考えられた．

### 3.5 クヌギ林での豚放牧が林床植生に与える影響

#### 3.5.1 目的

前章までの結果により、調査対象地域のクヌギ林では、定期的な伐採により草原性の植物種が保全されうること、下草刈りなどの管理が生育途上のクヌギ林の林床植物の多様性を高く保っていることが示唆された。しかし、第1章で述べたように、全国の多くの地域では、このような里山管理の継続が困難となっている。都市近郊林では、林床植物の保全のためのボランティアによる下草刈りなども行われているが、農山村ではそのような都市住民による活動はあまり期待できず、管理放棄された里山の増加は生物多様性の「第2の危機」として大きな問題となっている。

近年、中山間地域における農業政策の中で、過疎化・高齢化により畜産、および林業が抱える問題を解決する手段として、林業と農業を融合させるアグロフォレストリーが重要視されている(及川, 2002; 杉本, 2002)。杉本(2002)は特に林業と畜産を融合させた形態を「林畜複合システム」と称しており、その有用性について述べている。このような形態をとる林内への放牧は九州では大分県、熊本県、宮崎県などで行われており、林内放牧が林床植生の保全に役立つ可能性が期待される。特に九州における林内への牛の放牧はかつて薪炭林であったり、現在でもシイタケ栽培の原木として利用されているクヌギ林でなされるケースが多く、それらに関する、土壌物理性(杉本ら, 2000)、放牧家畜の下刈機能(西脇ら, 2000)、地上部現存量と種数(西脇ら, 2002)、窒素濃度(高木・杉本, 2006)など、さまざまな面からの研究がなされている。クヌギ林内への牛の放牧による林床植生の変化は植物種による再生能力の差異、家畜の選択採食性、放牧強度などが影響していると考えられ(杉本ら, 1998)、ススキ型草地における放牧においても低い放牧強度であればススキが存続し、高い放牧強度であると短草型の草地に遷移するとされている(山本ら, 2000b)。これは牛が主に林床植物の地上部採食するためである。

一方、日本における養豚は、豚舎における集約的なものが多くを占めており、従来、豚の放牧はほとんど行われてこなかった。しかし、近年、食の安全などが唱えられるようになり、豚の放牧による飼育が各地で行われ始め、ブランドとして売り出されている。このような放牧豚に関しては、行動についての研究(丸山, 1997; 小原ら, 2008; 田中ら, 2009)、免疫性(田中・佐藤, 2008)など、獣医学関連の研究は多いが、その放牧する土地に関する研究はほとんどない。豚は元来、イノシシを家畜

化したものであり、それらが放牧されることにより、本来持つ習性である地面掘りなどの行動も行うことが明らかになっており(田中ら, 2009), これらに伴う、植生、土壌への影響も大いにあると考えられる。さらに豚の放牧による「林畜複合システム」の形態をとっている事例も存在しているが、豚の放牧に伴い、地面掘り等の行動、糞尿が林内の環境にどのような影響を与え、林床植生がどのように変化するかを調査した研究はない。

本研究の調査対象地域でも、新たな取り組みとしてクヌギ林内に豚を放牧を行っている農家があることから、クヌギ林内への豚放牧に伴う、林床植生、土壌の変化について明らかにした。

### 3.5.2 調査地および調査方法

クヌギ林内に豚の放牧を行っている林分について林床植物の調査を行った。放牧地として利用されていたのは調査対象地域内の標高が 370m~390mに位置している、およそ 61a のクヌギ林である。過去の土地利用は草地であり、1950 年代以降にクヌギが植林され、シイタケの原木、及び薪炭材として利用されてきた。最近では 2004 年に伐採され、萌芽更新が進んでいる林分である。この林分を 5 つに分けて、脱走防止のための電気柵、飼料と水を置くための豚舎をそれぞれに設置して、2008 年 2 月から 2009 年 2 月まで、1a あたり 1 頭の放牧密度で放牧が行われた。この放牧密度は荒廃草地での放牧による植生への影響を調査した内村ら(2005)における低密度区。前述の小原ら(2008)、田中ら(2014)と同様であり、豚の放牧を行う上で一般的な密度である。なお、2004 年の伐採以降、草刈は行われていない。

以上の豚放牧がおこなわれたクヌギ林の 3 つの柵内に、合計 6 プロット (Y 001~Y 006) を設置した。また、放牧が行われていないクヌギ林に、対照区として 4 プロット (対照 001~対照 004) を設置した (表 3-11, 図 3-23)。放牧区と対照区で、標高、傾斜方位、斜度、過去の土地利用履歴には大きな違いはない。植生調査は 2009 年 10 月に前章と同様の方法で行い、採取した土壌については、3.2 章と同様の手法で pH と硝酸イオン濃度を計測したことに加えて、CN アナライザー (FLASH EA1112, Thermo Scientific, USA) により C/N 比を測定した。

表 3-11 調査プロットの概要

Plot	標高(m)	リター厚(cm)	土壌水分(%)	平均樹高(m)	pH	C/N比	NO3-(ppm)
Y001	381	0.0	30.0	4.97	5.21	14.33	80.00
Y002	383	0.0	31.2	0.00	6.02	12.77	77.00
Y003	384	0.0	30.2	4.91	5.55	13.36	120.00
Y004	376	0.0	30.0	4.00	6.44	13.18	33.00
Y005	380	0.0	20.0	5.67	5.32	14.78	6.30
Y006	384	0.0	30.6	4.12	5.30	13.19	44.00
対照001	382	6.8	9.6	8.59	5.15	14.95	14.00
対照002	381	7.0	9.6	9.50	5.20	14.34	6.10
対照003	406	4.2	13.8	0.13	5.11	14.43	9.00
対照004	379	4.8	17.2	0.07	5.20	14.14	7.90

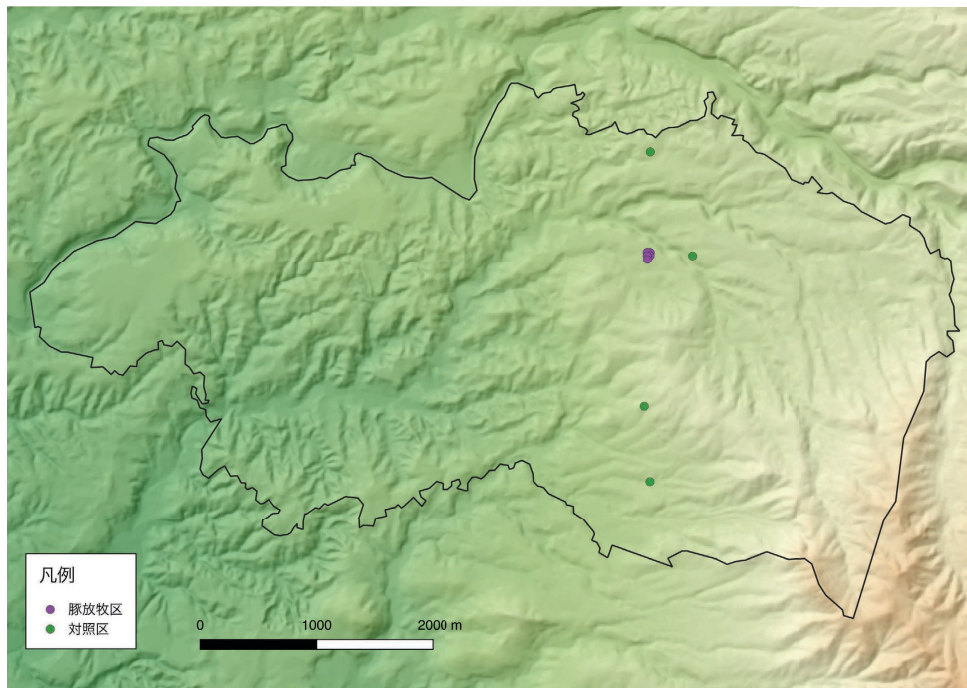


図 3-23 調査対象地の位置図（国土地理院の基盤地図情報を元に作成）

### 3.5.3 結果

#### 1) クヌギ萌芽の生育状況

豚放牧区では、豚による幹の採食、体の擦り付け等により、ほとんどのクヌギ個体の地上部が損傷していた。また地面の掘り返しにより根系も損傷していた（図 3-24）。

#### 2) 植物種組成と種の多様度

全 10 プロットあわせて 26 科 57 種が出現した（附表 6）。放牧区では 19 科 44 種が出現し、イヌタデ(*Persicaria longiseta* (Bruijn) Kitag.)、ワルナスビ(*Solanum carolinense* L.)などの畑地雑草群落に出現する種、不明種を含め、豚の飼料に混入していた可能性のあるイネ科草本が出現した。また夏緑高木層に先駆種であるヌルデ(*Rhus javanica* L. var. *chinensis* (Mill.) T. Yamaz.)、ヤマグワ、タラノキ(*Aralia elata* (Miq.) Seem.)が出現した。対照区では 13 科 22 種が出現し、全てのプロットでネザサ、ヘクソカズラ、ミツバアケビが出現し、その他もクヌギーコナラ群落を構成する典型的な種が出現した。

出現種の生活型(図 3-25)を見ると、放牧区では 1 年生草本が 13 種出現したが、対照区では 1 種も出現しなかった。一方、対照区ではつる性植物が 8 種多く出現し、放牧区では出現しなかった。それ以外の生活型の種はあまり違いがなかった。また放牧区では 3 プロットで優占種となったヨウシュヤマゴボウをはじめ、ダンドボロギク、ベニバナボロギク、オランダミミナグサ(*Cerastium glomeratum* Thuill.)などの多くの外来種が出現した。

種子散布型(図 3-26)の違いを見ると、放牧区ではオオアレチノギク、ススキ、ハハコグサ(*Pseudognaphalium affine* (D. Don) Anderb.)などの風散布種子、イヌタデ、ツユクサ(*Commelina communis* L.)、スイバ(*Rumex acetosa* L.)などの重力散布種子が多く見られた。対照区では動物散布種子の割合が多く、アケビ(*Akebia quinata* (Houtt.) Decne.)、ナワシロイチゴ(*Rubus parvifolius* L.)などが見られた。

次に種の多様度について見ると、Shannon's  $H'$ 、出現種数、優占種数とも放牧区のほうが高くなった(図 3-27)。優占種を見ると対照区では全てのプロットでネザサが優占し、それ以外にススキ、クサイチゴ、ワラビなどが出現したが平均優占種数が 2 種と少なかった。一方、放牧区では平均優占種数が 4.83 種と多く、多様な

種が優占種として出現した.



図 3-24 豚放牧を行ったクヌギ林分と根を掘り返されたクヌギ

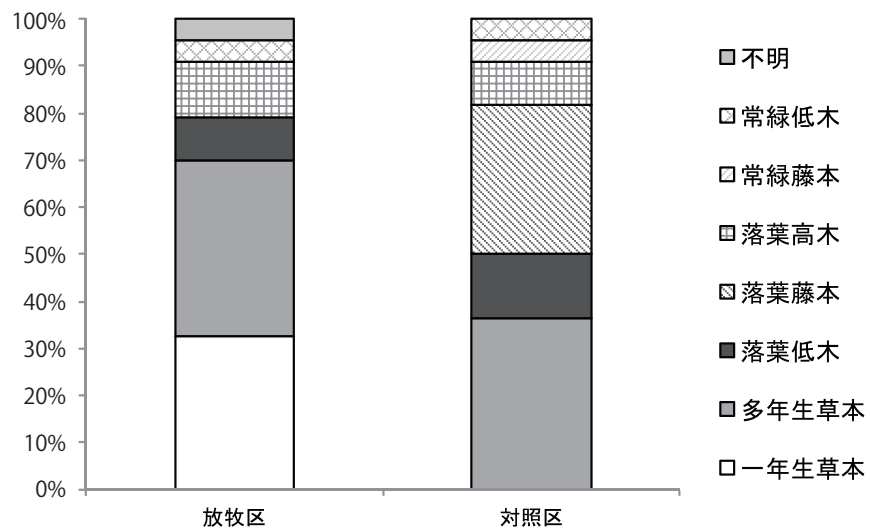


図 3-25 出現種の生活型の割合

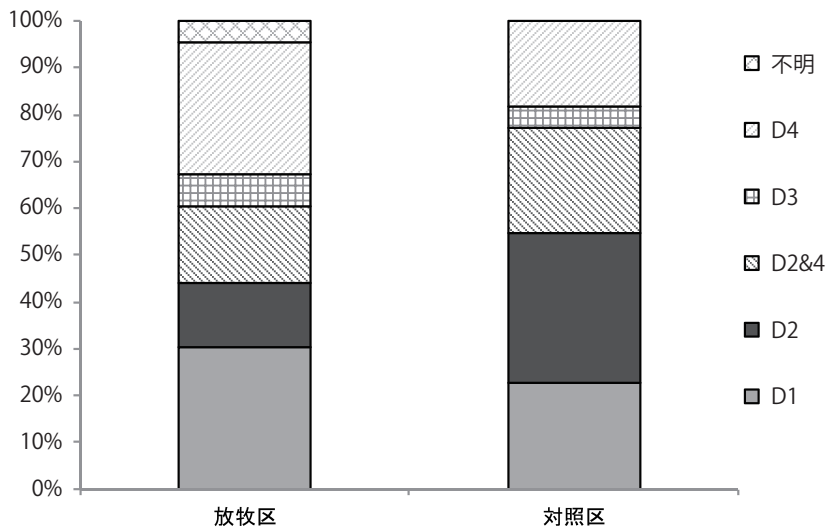


図 3-26 出現種の種子散布型

D1; 風散布種子, D2; 動物散布種子, D2&4; 動物および重力散布種子, D3; 自動散布種子, D4; 重力散布種子

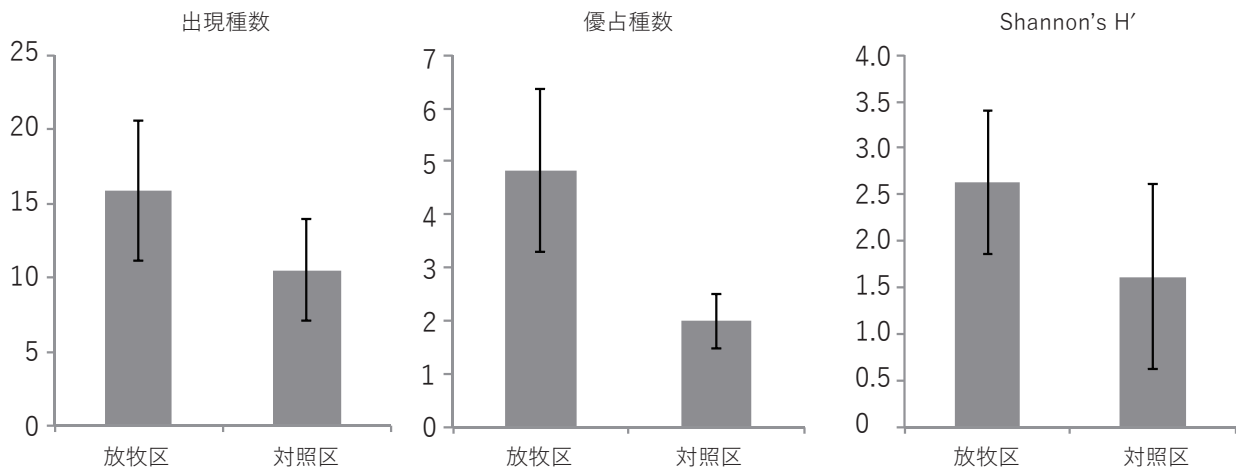


図 3-27 放牧区と対照区の多様度 (エラーバーは標準誤差を示す.)



### 3) 林分の環境の違い

放牧区ではリターがほとんど存在せず裸地化していた。土壤水分は放牧区において高く、仮比重も大きくなった（図 3-28）。また、pH や硝酸イオン濃度も対照区に比べ高い値を示し、C/N 比は対照区のほうが大きくなった。

### 4) クラスター解析および CCA による序列化

クラスター解析の結果、放牧区と対照区にグループ化され、放牧の影響により植物の種組成が変化したことが示された（図 3-29）。しかし、対照区ではプロット同士の類似度が 80% 以上あり、組成が類似していると考えられるのに対し、放牧区では類似度が低いプロットもあり、放牧後の植生には差異があることが示された。

クラスター解析の結果及び林分環境のうち、土壤環境の結果を元に CCA を行った結果を図 3-30 に示す。Axis 1 上でクラスターのグループ、つまり放牧区と対照区にわかれた。放牧区では硝酸イオン濃度、pH、土壤水分、仮比重が高く、C/N 比が低いことも示された。

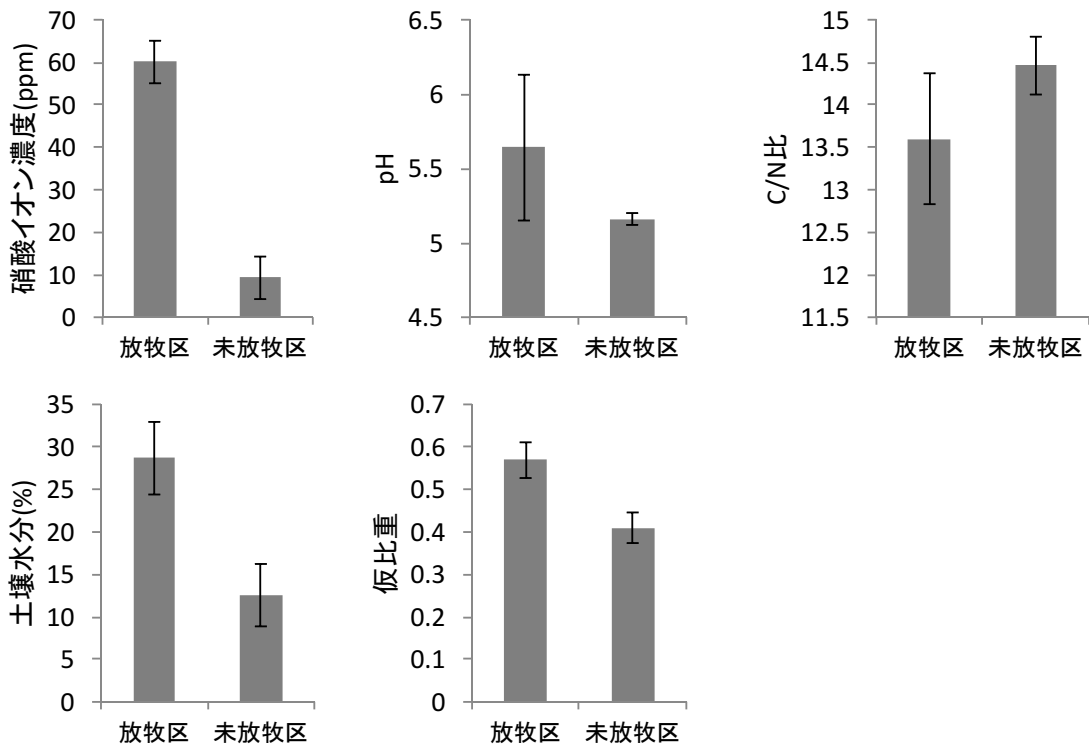


図 3-28 放牧区，対照区における環境の違い（エラーバーは標準誤差を示す。）

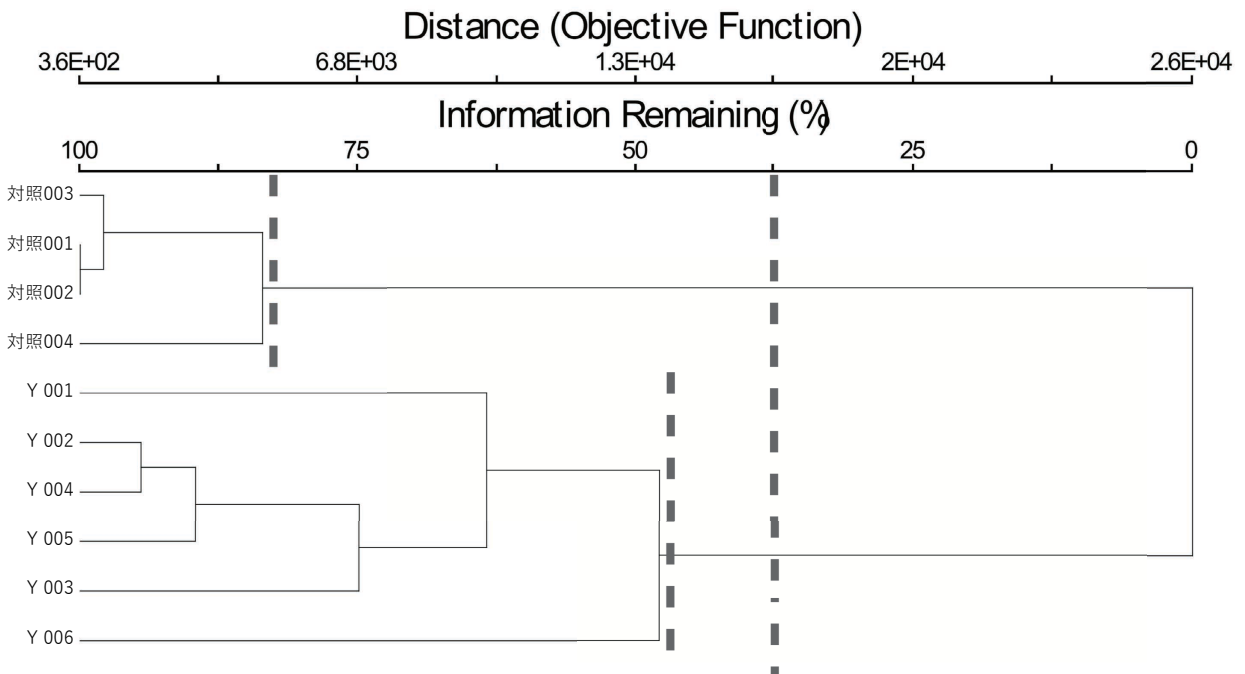


図 3-29 すべてのプロットのクラスター解析の結果

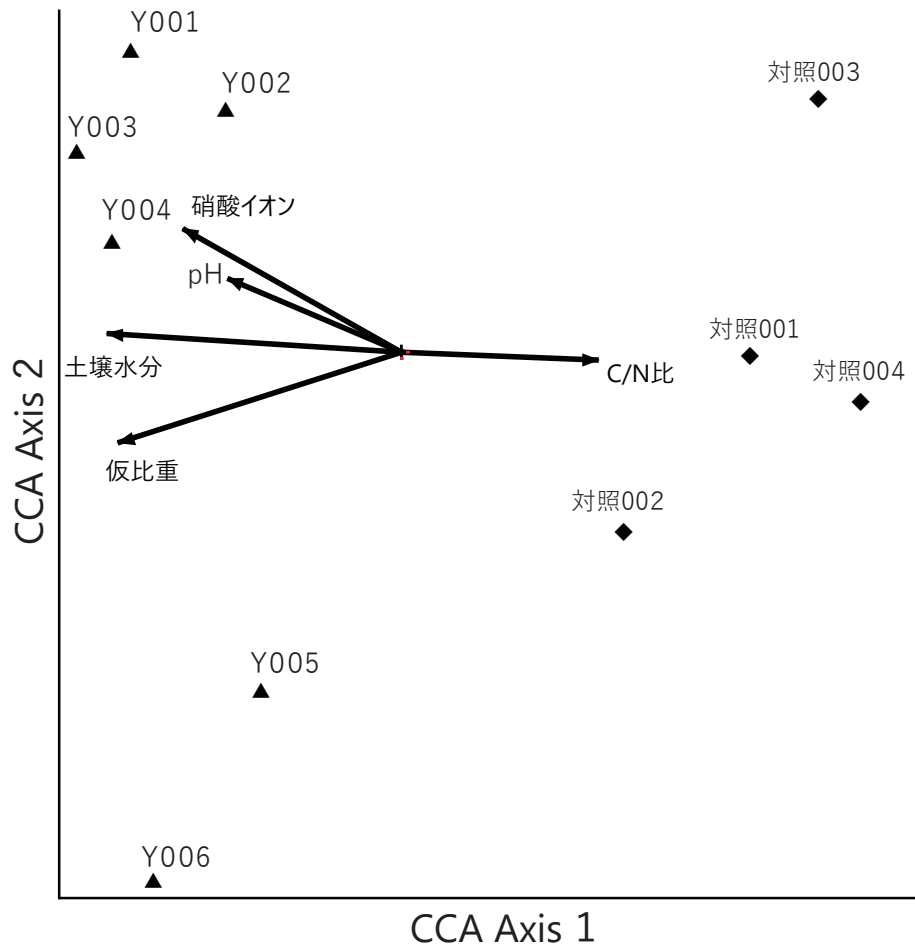


図 3-30 すべてのプロットおよび環境要因の CCA の結果

▲は放牧区, ◆は对照区を示す

#### 3.5.4 考察

放牧を行っていた林分ではクヌギの幹の採食, 体の擦り付けによる地上部の損傷, 地面の掘り返しによる根茎の損傷が大きく, 枯死している個体が多く見られ, クヌギを今後も利用する場合には豚の放牧は適さないものと考えられた. 牛の放牧の場合, 萌芽 2 年目までのクヌギ林では採食による被害があるため避けるべきであるとされている(藤田ら, 1990; 黒木・本田, 1989). 本研究の調査地では伐採後 3 年たってから放牧が行われたにもかかわらず, クヌギに大きな被害を与えた. したがって, 豚の放牧の場合, 何らかのクヌギ保護対策を行わない限り, 林畜複合システムとしては成り立たないと思われる. 実際に, 調査地では現在, クヌギの周囲にも電気柵を設置し, 豚がクヌギに触れることのないように対策を行っているということである.

牛放牧の場合は, クヌギ林内の牛放牧地と, 未放牧地の林床植生の違いとして, 採食後の植物種の再生力の差異, 牛による選択採食性, 林内環境の変化などの要因が関わっていることが知られている(杉本ら, 1998). また, 放牧地の植生を見た場合, 再生力の弱いススキの衰退, 牛の嗜好性の低いワラビの侵入, 繁茂があるとしている.

豚放牧を行った本調査地の林床植生について見ると, 調査地域においてクヌギーコナラ林, クヌギ植林地において標徴種(熊本開発研究センター, 1976), 優占種となるネザサ, ススキが対照区では出現, 優占種となったものの, 放牧区ではネザサが 2 プロット, ススキが 1 プロットで出現したのみで優占種にはならなかった. ネザサは特に, 下草刈りなどが行われず管理放棄が起こった場合に優占度が増加し, 多様度が低下する(長池, 2002)と考えられている. 放牧区では豚による採食, 掘り返しに伴い, ネザサがほとんど出現しなくなった. しかし, 豚は牛と同様に植物地上部の採食も行うが, 土壌内に残る根まで徹底的に掘り返してしまうため, 根からの植物の再生ができない. そのため, 放牧区では 1 年生草本が非常に多く出現した. また, ネザサが消失したことにより, 他の種の侵入が容易になり, 多年生草本の種数も対照区に比べ多くなったと考えられる. また, 放牧区では放牧された豚の糞尿により, 硝酸イオン濃度, pH の上昇, C/N 比の低下が見られ, 踏みつけに伴い, 土壌水分, 仮比重の上昇が見られた. 土壌の比重が高まるのは牛放牧の結果(杉本ら, 2000)とも類似している. しかしこれらは, 新たな植物の侵入にはあまり影響しなか

ったものと考えられる。

豚の放牧に伴い、対照区に比較し、放牧区では林床植生の多様度が増加した。しかし、種組成を見た場合、ヨウシュヤマゴボウ、ダンドボロギク、ベニバナボロギク、オランダミミナグサなどの外来種、イネ科の不明種など飼料に混ざっていた可能性のある種をはじめ、畑地雑草群落に出現するごく一般的な植物ばかりが出現した。一方、対照区では多様度は低いものの、ガガイモ(*Metaplexis japonica* (Thunb.) Makino)、ワレモコウといった草原性の種が出現した。放牧区では掘り返しに伴い、これらの種子の埋土種子が失われてしまった可能性も考えられる。またすでに多くの多年生草本が生育し、また木本層にも先駆種であるタラノキ、ヌルデなどが侵入していることから、これらの草原性の種が再び生育できる可能性は低いと考えられる。ただし、ミツバツチグリ、オトギリソウといった草地、山野に生育する種が1プロットのみではあるが出現した。

管理放棄が進みネザサが繁茂し多様度が大きく低下したクヌギ林において、下草刈りのために豚を放牧することは、人間が下草刈りを行う手間を考えた場合有効であると考えられる。しかし、これはあくまで、ネザサを除去するには有効であるが、その後侵入してくる種は畑地雑草群落の種、先駆的な木本種であり、かつてこの地域に生育していた草原性の種を復元させ植物種多様性を高めることは難しいと考えられた。また、伐採後3年前後の主幹の細いクヌギ林分で放牧を行うことはクヌギを枯死させてしまう可能性が高く、林畜複合システムとして、林産物を利用するには向かないが、現在行われている、クヌギの周囲にも電気柵を張り、クヌギを保護する方法でこれが解消できる可能性がある。少子高齢化が進み、下草刈りなどの管理ができなくなりつつある現在、この放牧手法は、森林を維持管理し、林産物を生産し続けるには一つの有効な手段となりえると考えられるが、本調査地域にかつてあった植物相を保全するという点では向かないと考えられた。



## 第4章 総合考察

撓乱を受けた後の植生遷移については、古くから多くの研究がある。たとえば、調査対象地域に近い桜島の火山噴火後の一次遷移については、約 600 年で極相林であるスダジイ林・スダジイ混交林に遷移したことがわかっている (Tagawa 1964, 1965, 服部ら, 2012)。松田ら (2005) は自然には回復力があり、自然の回復力を活かし、人為改変は必要最低限にとどめる (回復力活用の原則)、そしてそのためには生態系の回復を妨げている要因を科学的に見極めるべきとしており、特に自然撓乱を受けた環境では人為改変を極力行わないこと、生態系の回復を妨げる要因を明らかにし、それらに対する対応策を検討することが重要であるとされている。

しかし、里山のような二次的自然の場合は、上記のような撓乱からの「生態系の回復」をめざすことが保全につながるわけではない。遷移途中相の植生を維持するような定期的な人為撓乱が行われてきた里山では、人為撓乱が植物の多様性保全に寄与しており、小規模な撓乱と回復の繰り返しをいかに行うかが保全上の重要な要素となる (深町, 2000)。つまり、人為による撓乱をいかに与えていくかという視点が重要になる。そのためには撓乱が繰り返されながら生物多様性が維持されてきたメカニズムを科学的さらには社会学的に明らかにすることが重要であると考えられる。例えば、クヌギ林などの里山で定期的な草刈りが停止されるとネザサの繁茂が起こり、林床植物の種多様性が低下することが報告されている (小林ら, 1999)。しかし、農山村の人口減少と高齢化はその継続を困難にしており、その結果、管理放棄された森林が増加しており、里山の生物多様性は「第 2 の危機」と言われる状態にあるとされる (環境省, 2012)。

本研究における各章の結果を図 4-1 に示す。まず、2.1 章で調査対象地域およびその社会状況について概説した。次いで 2.2 章で、調査対象地域の主要な森林植生を明らかにした。その結果、調査対象地域の森林の林床植生は、林冠構成樹種により常緑広葉樹林、針葉樹人工林、落葉広葉樹林の 3 つのグループに分けられることが示された。植生調査の結果、常緑広葉樹林と針葉樹人工林の林床植生は、宮脇 (1981) に記載の常緑萌芽二次林および典型的スギ群落に類似していた。落葉広葉樹林は、そのほとんどはクヌギ林 (クヌギーコナラ群落) であり、保全すべき里山二次林として、クヌギ林が注目された。クヌギーコナラ群落に関しては、熊本開発研究センター (1976) で指摘された通り、関東地方のものに類似はするものの、ナ

ガバモミジイチゴが出現する点で、本調査地域周辺に特有の群落であることが示唆された。また、クヌギ林では多くのプロットでネザサの相対優占度が非常に高く、結果として林床植生の種多様度が低いことが確認された。しかし一方で、ネザサの相対優占度が低いプロットもあった。これには環境要因や過去の土地利用履歴、現在の管理状況に応じた林床植生の違いが生じているものと考えられた。

そこで2.3章では、調査対象地域における戦後の土地利用の変遷を明らかにした。戦後すぐの1947年には、草地の飼料や肥料としての価値が高く、草地が定期的な管理の下に存在していた。その草地の需要の低下、針葉樹の植林の需要の増加により、1976年には針葉樹人工林の面積が大きく増えていた。これは全国的な拡大造林期の土地利用の転換と軌を一にしている。ただし、この時期およびその後の2005年にかけて、当地域ではクヌギ林面積も増加していた。これはこの地域でクヌギがシイタケ生産のための原木として需要が高いためである。全国的に見れば、クヌギ・コナラなどの広葉樹薪炭林が拡大造林期に針葉樹人工林に転換された例が多く、そうでない場合も管理放棄が進んで常緑広葉樹への遷移が進んでいることが多い。これに対して調査対象地では、草地や耕作地からクヌギ林への転換が起きていたことが特徴的であり、現在でも下草刈りや定期的な伐採などの管理が継続されているクヌギ林が多い。その結果、過去から存在した耕作地周辺のいわゆる里山クヌギ林と大規模な草地に植林されたクヌギ林、さらに、もともと耕作地であった場所に植えられたクヌギ林など多様な土地利用履歴を持つクヌギ林が存在している。また特徴的なのが、1947年以前から耕作地周辺に存在していた、いわゆる里山景観を構成していたクヌギ林の面積が減少し、針葉樹人工林となった一方で、集落から遠い大規模草地にクヌギが植林されたという点である。シイタケ栽培の原木として用いられるクヌギは、100cm程度の長さに玉切りされ、林内から搬出される。調査対象地域の耕作地は、谷戸地形に水田が形成された「迫田」と言われる場所が多く、その両斜面は急傾斜で車でのアクセスが困難であることから、玉切りしたクヌギの搬出が困難であったことが推測される。薪炭材として用いられる場合はその場で炭に焼かれたり、より短い長さに玉切りされ、場合によってはその場で割って薪にされてから持ち出されたため、持ち出しは容易であったと考えられる。これに対して、かつて大規模草地であった場所は傾斜が緩やかであり、かつ道路も作られたことから、シイタケ原木としてのクヌギ材の搬出がしやすかったことが、大規模草地にクヌギ



林が増加した要因であると考えられる（図 4-2）。また、本調査対象地では、集落周辺の針葉樹人工林の中でも比較的アクセスしやすい場所は、ホダ場（コマ打ちをしたクヌギを安置し、シイタケ収穫を行う場所）として使用されており、最終生産物であるシイタケを毎日収穫しに行く必要のある場所として、集落の近くに針葉樹人工林が植林されたことも考えられる。これは地域の自然と人が常に関わりを持ち、必要に応じ地域の自然に手を加えてきた結果である。このように、本研究の調査対象地域では、シイタケ原木の需要という特徴的な人と自然の関わりの結果、様々な履歴、環境要因を持つクヌギ植林や、クヌギーコナラ群落の二次林が形成されたことが明らかにされた。

以上の調査対象地域のクヌギ林の特性を踏まえて、3.1 章および 3.2 章では、クヌギ林の林床植生に影響を与える要因として、標高と土地利用履歴の影響を明らかにした。まず 3.1 章では、無機環境要因の中で標高差により生じる気温差による植生への影響の有無を確認するため、標高と気温の関係についてアメダスデータと本研究で設置した気温ロガーのデータから明らかにした。その結果、標高 83m のアメダスと本調査において設置した標高 400m のロガーとの間では年平均で  $1.73^{\circ}\text{C}$  の気温差があり、長谷川(1970)で示されている国内における気温遞減率、 $0.5\sim 0.6^{\circ}\text{C}/100\text{m}$  と一致していた。しかし、この気温の範囲で調査対象地域とその周辺地域のクヌギ林で行った植生調査の結果から、標高による明確な林床植生の違いは見られず、気温による影響は他の環境要因よりも小さいことが示された。

次に 3.2 章において、土地利用履歴の影響を明らかにするために、秋と春の 2 時期に 3 つの異なる土地利用履歴を持つクヌギ林についてその林床植生を比較した。クラスター解析や DCA の結果、いずれの季節においても、耕作地を起源とするプロットは他のプロットとは植生が異なり、ネザサやススキの優占度が低いという結果となった。また、いわゆる里山景観をなす耕作地周辺の小規模林地および小規模草地起源のクヌギ林ではキンランなどを始めとする里山特有の種が出現する一方、大規模草地起源のプロットでは草原性の種の出現が見られた。このように、過去の土地利用履歴に応じ、出現種が大きく異なることが明らかとなった。これに加えて、クラスター解析ではネザサとススキの優占度に応じたグルーピングがなされ、特にこの 2 種の相対優占度によって林床植生が大きく左右されていること、ススキが優占するクヌギ林では草原性の植物が出現する場合があるのに対して、ネザサの優占

度が高いクヌギ林では林床植物の多様性が極めて低くなることが明らかとなった。

ネザサーススキ群集を構成する種およびワラビの出現傾向に関し、鈴木・阿部(1959)は、阿蘇地方のネザサーススキ草地を優占種の相対優占度に基づき第1群(ススキ)、第2群(ネザサ=ススキ)、第3群(ネザサ)、第4群(ネザサ=ワラビ)、第5群(ワラビ)の5つに分類した。そして初期段階である第1群から第2、3群と遷移が進行していくが、採草、放牧により、人為的極盛相として3者が存続するとしている。本研究地は林内ではあるが、阿蘇の草地と同様に、伐採という大きな攪乱により遷移が後退し、ネザサ優占からススキ優占の植生に変化し、それに伴い、草原性の種が多く出現できるようになったと考えられる。ただし、鈴木・阿部(1959)では、さらなる人為攪乱が生じた場合、第4群、第5群の状態になるとしているが、本研究では、ネザサとワラビが優占、もしくはワラビのみ優占というプロットはなく、ススキとワラビが優占するプロットが見られた。また、クヌギ林の萌芽更新の過程では、攪乱の度合いや伐採後のクヌギの成長速度により、ネザサとススキの優占度に差が生じることが考えられる。また、ススキ型草地における人為圧の違いが遷移方向に差を生じさせることも明らかとなっており(山本ら 1997)、各プロットにおける次の伐採までの草刈りなどの管理の形態、周囲の土地利用形態などが影響を及ぼすと考えられた。

3.3章では、クヌギの伐採に伴う林床植生の変化を明らかにした。伐採前、クヌギ林の林床は照度が低く、クヌギ林として成林後は、飼料や肥料として利用されなくなった林床植生の刈り取り頻度が低くなっていることから、低照度下でも成長の早いネザサ(小山・小川, 1993)の優占度が高く、多様度が低かった。しかし、クヌギの伐採による照度、土壌水分量の上昇、シイタケ栽培の原木として利用するための作業に伴う草刈り頻度や踏みつけの増加といった様々な人為圧が加わった結果、林床植生には大きな変化が生じた。その結果、クヌギ林であった際には出現しなかった草原性の種が出現できるようになった。伐採後のクヌギ林では、ネザサの相対優占度が減少し、ススキや Ruderal な種が出現し、草地的な環境となった。そこから、クヌギの萌芽更新に伴い、徐々に林冠が閉鎖し、林床が暗くなる。それに従い、Ruderal な種とともに、Competitor が出現する。この R と C の種が双方出現するこの段階で多様度が上昇することが示された。ただし、この段階での林床植生は、クヌギがある程度成長して草本による被圧がなくなっていることから、所有者の違

いによる草刈りの頻度の違いが大きく、出現種はプロットごとに大きくばらついた。そして、クヌギのさらなる成長に伴って、Rの種が消失し、ネザサやCの種のみとなり多様度が減少することが明らかにされた。このように、クヌギ林が15~20年周期で伐採されるという現在の管理形態が、本調査対象地のクヌギ林の林床植生を維持していると考えられた。また、本調査対象地におけるこのようなクヌギ林の利用形態の結果、特に大規模草地起源のプロットではクヌギ林内に草原性の植物種が残り、クヌギの伐採とともにそれらの種が再度出現することが示唆された。つまり、定期的な伐採という人と自然の関わりにより、かつて大規模な草地に生育していた植物を含む地域の自然の生物多様性が維持されていると考えられる。

本調査対象地域では、土地利用履歴の違いにより、林床植生に違いが生じていることが明らかにされている(3.2章)が、伐採後の植生についても同様の結果が得られた。里山クヌギ林ではクヌギーコナラ群落に特徴的な種が出現し、耕作地起源のクヌギ林では畑地雑草群落の種が出現した。そして、特に草地起源のクヌギ林では、伐採に伴い、草原性の種が出現することが明らかになった。これらの種の保全には、定期的な管理が必要であることが示された。種の多様度という観点では、耕作地起源のクヌギ林で伐採によりもっとも多様度が増加したが、畑地雑草群落に特徴的な種が増加したのみであり、保全上の重要性は低いと考えられた。また、草地起源のクヌギ林では、伐採直後、多様度は低下するが、クヌギの萌芽再生に伴い、林冠が覆われていく中で、多様度が一旦増加し、徐々に低下していくことが明らかとなった。すなわち、定期的な伐採を維持することは、このようなクヌギ林において草地起源の種や里山に特徴的な種を維持するために重要であることが明らかとなった(図4-3)。ただし、草原として維持されている場所が極めて少なくなった中で、草原から転換されたクヌギ林の林床に草原性種が永続的に保全されうるのかどうかについては、今後、さらに伐採のサイクルを繰り返す中で、草原性種のモニタリングを行い確認する必要があるだろう。

しかし、調査対象地域においても、過疎化・高齢化の影響により、管理放棄されるクヌギ林は増加している。こういったクヌギ林ではネザサが優占するようになり、その結果、林床植生の種多様性の低下を招いている。この状況に対処するための有効な手段として、林内放牧が注目されている。牛の放牧は、草刈などの林床管理の代替としての機能を果たし、多様性保全に役立つ場合があることが報告されている

(西脇ら, 2000 など). 調査対象地域では, クヌギ林での豚の放牧が試みられていることから, 3.5 章でその効果を検証した. しかし, 調査の結果, 豚の放牧はネザサの繁茂を防ぐという目的では有効であるが, クヌギも含むネザサ以外のすべての植生も破壊し, 外来種の侵入を招くことが明らかにされた. したがって, クヌギ林の維持管理においても, 林床植生の多様性保全という点においても, 豚放牧により管理を代替することは不適であると考えられた. これまで長期的に継続されてきた定期的なクヌギの伐採や草刈りという伝統的な里山としての利用による維持管理を継続していくためには, どのような手段が考えられるのか, 今後も検討を続けていく必要がある.

日本の自然環境はこれまで人と自然の関わりのもとで成り立ってきた. クヌギ-コナラ群落を始めとする里山は, 定期的な人為攪乱を絶えず受けてきてきた. この定期的な人為攪乱の方法は, 地域の文化により大きく異なると考えられる. 本研究で扱った熊本県菊池市では, シイタケの生産を行うためにクヌギが定期的に管理されてきた. 年に 2 回ほどの定期的な草刈りはかつては飼料や肥料として用いるため, 「刈り取り」を行っていたが, 現在はその必要はなくなったため, 「刈り払い」を行うのみで, 刈った草は林内にそのまま残されている. これは, 地表への光を阻害し, 新たな草本の出現を阻害しつつ, 低照度でも生育の早いネザサの成長を促す一要因になっているとも考えられる. こういった社会的, 文化的側面が地域の自然に影響を与えていることから, 里山の保全にあたっては自然科学分野の調査のみならず, 社会学的な調査, すなわち人と自然の関わりを明らかにすることが非常に重要である. そして, 過去から現在に至る人と自然の関わりを明らかにした上で, その情報を元に, 保全の手法を考えるべきであり, 地域ごとに異なる過去の人間とのかかわりあいの履歴, そして, 現在おかれている周辺環境を十分に理解することが重要である.

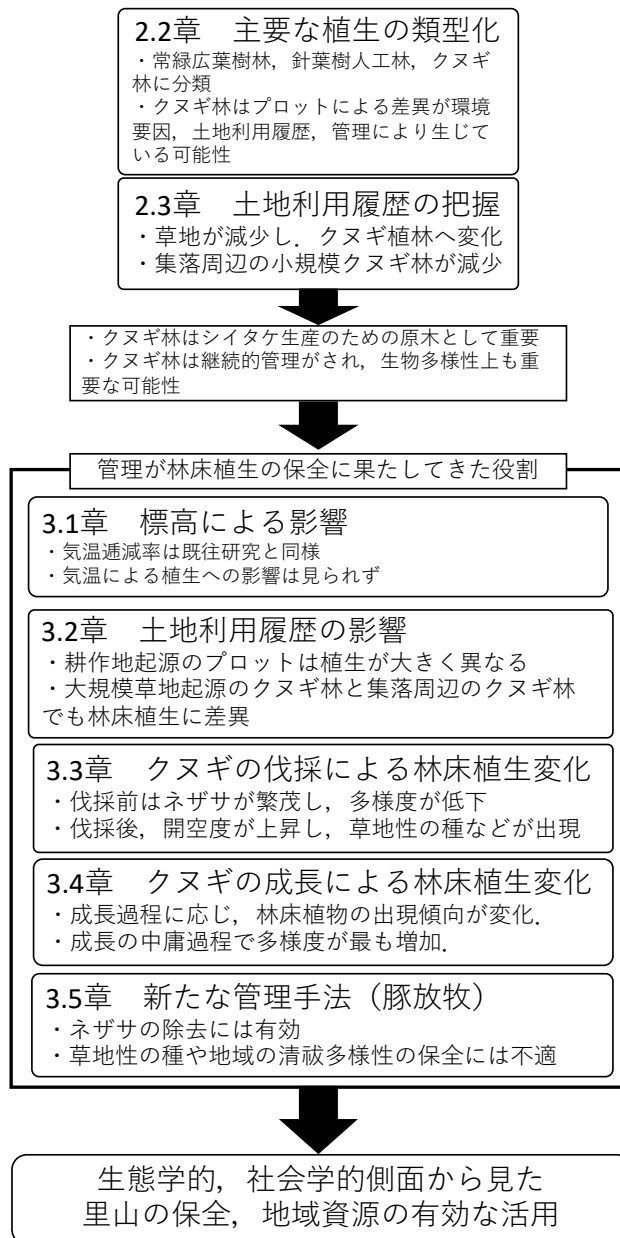


図 4-1 各章の結果概要



図 4-2 (左) 原木搬出のため大規模草地期限のクヌギ林に横付けされたトラック, (右) クヌギ林内に作られたホダ場

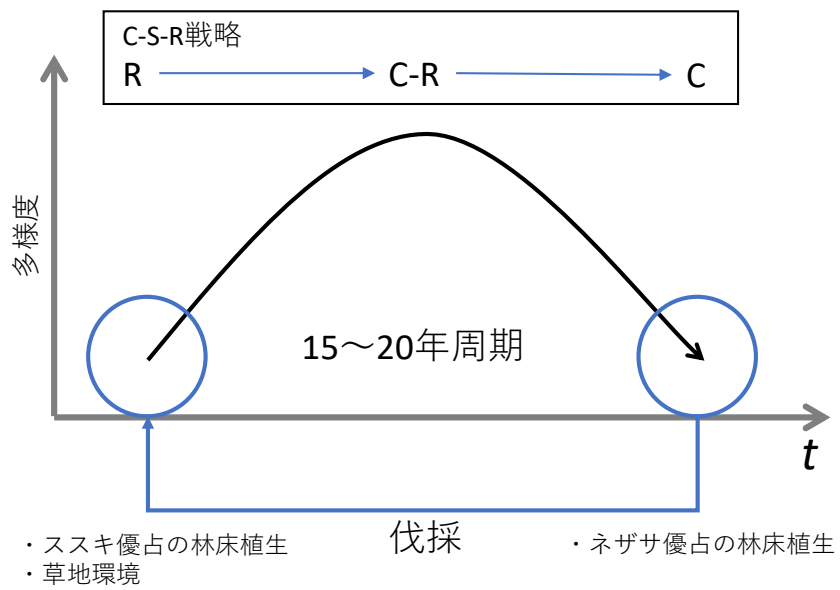


図 4-3 定期的な管理下にあるクヌギ林の多様度, 植生の変化

## 第5章 おわりに

調査対象地は図 2-11 で作成した土地利用図のように多様な植生のパッチがモザイク状に成立しており里山景観を成すことで、生物多様性、生態系サービスの維持に貢献していることが考えられる。本研究ではそのうち特にクヌギ林に注目して研究を行った。当地域を特徴づける大規模草地に植林されたクヌギ林は、針葉樹人工林のような植生の単一化をもたらしかねないとも考えられる。しかし、実際にはもともと公有地、集落有地であった草地が個人に払い下げられた際に、細かく分断され、多様な成長段階のクヌギ林がモザイク状に存在するようになった。図 5-1 の空中写真にみられるように、伐採後に玉切りしたクヌギを並べている林分（中央、細長い棒状のものが並んでいるプロット）から、様々な成長段階のクヌギ萌芽林が、モザイク状に分布していることがわかる。すなわち、クヌギ林のみでも江崎(2012)のいう時間軸の変化が空間三軸変化のパッチワークとして表現されている。また、明確なデータの収集ができなかったため定量的な考察はできなかったが、聞き取り調査や現地踏査の中で確認できたこととして、クヌギ林の伐採直後はクヌギの萌芽が草本に被陰されない程度に成長するまでは、下草刈りの頻度が多く、また、クヌギの伐採直前にもその準備として下草刈りの頻度が増える傾向があるようであった。また、それ以外の期間においても、道路などから見えるクヌギ林については、他人の目を気にして管理を頻繁にしているという話もあった。こういった管理頻度の違いが、特にクヌギの生育段階における、林床植生の多様性に見られるプロット間の差異をもたらしているのではないかと考えられる。将来的にこれらの森林が管理放棄された場合、各パッチの違いがなくなり、植生の単一化を招くことが危惧される。実際に調査対象地においても、管理がなされず放棄されネザサが非常に繁茂しているクヌギ林もみられた。

こうした状況を打開するため、1980年代から、「森林ボランティア」など外部から新たな人材を受け入れることにより伝統的な二次林の管理に準じた伐採や下草刈りなどの管理を継続するという方法が各地で実施されている(福田, 2002)。調査対象地域である水源地区においても過去数年に渡り、森林、農業のボランティアを国内外から受け入れてきた(特定非営利活動法人 NICE 日本国際ワークキャンプセンター, 2007 など)。しかし、これらの活動は多くの場合、一過性のイベントとなりがちであり、継続性に課題がある。また、地域住民にとっては、労働力の確保とい

うメリットよりも、募集、作業方法の教育や、作業への同行などの多くの負担というデメリットが大きく、何らインセンティブが得られない場合もある。こういった点は、都会に残された里山林を週末に市民が週末にボランティアで管理するといった都市近郊の里山ボランティアとは全く状況が異なるため、中山間地の里山保全には、そこにある程度定着し、地域住民とともに作業を進められる人材の確保が望ましい。近年では「地域おこし協力隊」のような、地域への将来的な定着を図る政策も始められつつある（総務省、[http://www.soumu.go.jp/main\\_sosiki/jichi\\_gyousei/c-gyousei/02gyousei08\\_03000066.html](http://www.soumu.go.jp/main_sosiki/jichi_gyousei/c-gyousei/02gyousei08_03000066.html)）。このような人材が中山間地域に入る際には、従来通りの地域の自然資源の管理方法にとられることはなく、地場産品の開発などの新たな取り組みも行うことが想定されている。これらの取り組みは地域社会に正の影響をあたえる可能性を秘める一方で、豚放牧の試みのように、かえって地域の生態系、生物多様性にこれまでとは異なる影響を与えてしまう場合もあり、新たな取り組みが生態系にどのような影響を与えるかについては、自然科学の面から確認をすることが必要であると考えられる。

そのような現状の中、2012年に日本では32年ぶりにユネスコの「人間と生物圏計画」(Programme on Man and the Biosphere; MAB計画)にもとづく生物圏保存地域(ユネスコエコパーク)に宮崎県綾町が登録されたことは、持続可能な社会を実現するための実効性のある制度(酒井・松田, 2016)の活用という意味で注目に値する。ユネスコエコパークへの登録は、綾町における伝統的な自然資源の管理と、新たに始められた自然資源活用の取り組みとがともに高く評価された結果、半世紀前から続けられてきた産官学民の協働による先進的な人と自然が共生する町づくりと、それにより守られてきた地域の自然環境と人と自然の関わりにより成し遂げられたものである。ユネスコエコパークの認定制度は、これまで続けられてきた自然資源を活用する社会的な仕組みを維持しつつ、自然環境を守ることのできる制度であり、里山を始めとする人為攪乱下の自然環境を保全するために有用な制度である。登録に際しては日本自然保護協会を始めとする外部からの協力も存在したが、実際の登録を行った主体は地元自治体である綾町とその住民である。このように、地域住民が主体的に考え、外部者は協力をするという形は登録後の継続性を担保する上でも望ましいと考えられる。

ただし、ユネスコエコパークは国際的な保護区の枠組みであり、どの地域でも容



易に認定される性質のものではない。エコパークとして認定されるためには、コアエリア、バッファゾーン、トランジションゾーンというゾーニングが必要であり、コア部分は日本の国内法で担保された保護地域であることが必須である。このような条件を満たさない中山間地の里山林を保全するためには、単に綾町の事例を模倣してユネスコエコパークへの登録を目指すことが有効とはいえない。日本国内における新たな保護地域制度として、地域の自然資源を活用した取り組みを支援し、自然環境を複合的に守ることのできるようなエコパークに類する保護地域制度を創設することが望まれる。たとえば、国際自然保護連合（IUCN）日本委員会は、民間保護地域の日本への導入の必要性を唱えている（国際自然保護連合日本委員会 2015）。すでに日本ではトラスト活動、NGO や企業による自然環境保全の活動が実施されており（国際自然保護連合日本委員会 2015）、農山村地域における地域住民の自然資源利用と資源管理を含めた形で、それらが国際自然保護連合（IUCN）の提唱する保護地域の基準に適合する民間保護地域となりうると考えられる。このような民間保護地域を指定する仕組みができ、それを担保する国内の法的枠組みが作られれば、地域の自然環境の保全を図り、そこからインセンティブを得られる仕組みとして有効なものとなる可能性がある。

そのためには、地域の住民がこれまであたりまえに続けてきた地域の自然の利用を科学的、社会的両方の側面から明らかにし、その重要性を住民自身が知ることが重要となってくる。人と自然の関わりを文化的な側面を明らかにする場合は、外部の人間が主体となって調査を行うのではなく、地域住民が主体的に考え、外部の人間はそれをサポートすることが重要である（富田、2017）。また自然環境の科学的側面を明らかにする際はその結果に、普遍性を求めるということよりも地域における特異性を見出す必要があるのではないだろうか。地域に特有なものを明らかにし、それと人と自然の関わりをつなぐことが地域の自然環境の保全のための基礎的な情報になると考えられる。その基礎的な情報に基づき、どのような人為攪乱を行うのか、もしくは行わないのかといったことを将来的な保全策として検討する必要がある。日本自然保護協会は 2000 年から「人と自然のふれあい調査」（以下、「ふれあい調査」）という事業を実施してきた（日本自然保護協会、2010）。例えば農山村地域における人と自然のつながりの内容がどのようなものであり、どれほどその地域の自然環境と関わりを持っており、そのかかわり合いがなくなった場合、自然環境は

どのように変化しうるか、また住民生活にはどのような影響があるかというデータを取得する一手法として「ふれあい調査」を開発したのである。特に里山などの自然環境下では地域住民が長年行ってきた生業に付随する活動は、結果としてそれが自然環境保全につながっていたとしても住民はそれに気づいていないことが多い。また、当たり前であった行動であり、時に社会の変化の中で気づかぬうちにその行動が行われなくなってしまうとそのこと自体気づかれないこともある。調査ふれあい調査は地域の政策決定にも活用することを想定してきた(日本自然保護協会, 2010)。地域の自然環境は地域住民により形作られてきた要素が大きく、将来的な保全を考えるにも地域住民が政策決定などの合意形成の場に積極的に関わるのが重要である。

しかし、自然環境保全のための合意形成を行う場合、ふれあい調査で得られるような社会的な情報とともに、自然科学的なデータも欠かすことはできないが、その両者をどのように扱うかについては課題がある(宮内, 2013)。すなわち、科学的知見に基づいて、社会的に正しいと思われる市民参加や合意形成と言った手法を行っても環境保全が実施できない場合も存在する。その理由について宮内(2013)は、科学の出した答えと社会が求める答えには違いがあるため、たとえ科学的な答えに基づいて順応的管理を行ったとしても社会が求めることを解決することはできないとしている。一方で市民参加や合意形成に基づいて一つの方向性を導き出すことも困難であり、その解決策の一つとして「順応的ガバナンス」を提案している。その中では、柔軟な試行錯誤をしつつ、多様な価値に基づいて複数のゴールを考え、多様な市民の考えもとに地域の中での再文脈化を図ることが重要である。

前述の宮崎県綾町では人と自然のかかわりを明らかにすると同時に植生などに関する情報も明らかにされており、この双方の情報を元にした形で、ユネスコエコパークという地域の保全の取り組みが開始され、また生物多様性地域戦略の策定も行われた。一方、本研究の対象地域である熊本県菊池市では、人と自然の関わりは地域の生業という点では明らかであるが、その地域の植生に関する情報などは調査も行われておらず、住民たちにとっては知る由もないことであった。例えば、本研究においても調査中にキンランが絶滅危惧種であるという事実を、調査協力をしてくれた方に話すと、驚きの反応をされ、確かに以前はもっと一面に咲いていたが最近は大いぶ減った、きれいだから今後も残していけるようにしたいという反応が返っ

てきた。このように、地域住民に地域の植生等に関する科学的な情報を明らかにし、伝えることは地域の自然環境の保全のきっかけとなる重要なことである。下村(2004)は自然との「かかわり」や「共生」といった双方向のかかわりが再び求められていると指摘しており、人と自然の関わりへの再認識の重要性は増している。つまり、里山など二次的な自然環境において人と自然の関わりを考えることは、社会的、文化的側面を明らかにし、そのような自然環境の保全のための手法につながるものと考えられる。

日本の生物多様性保全において重要なのは人々の生活と結びついた自然である。人々の生活と結びつきの少ない原生的な自然環境はすでに日本には少ないことと、そのような地域は図 1-5 に示した通り、すでに保護地域となっているからである(日本自然保護協会,2013)。特に農山村や農業環境の維持管理と結びついた生物多様性の保全には農林業の活性化による維持が必要としている(日本自然保護協会, 2008)。しかし、農山村地域における少子化、高齢化などを始めとした様々な問題から、農林業の活性化が難しい場合もある。そのため、単純な農林業の活性化だけではなく様々な方策を考えなければならない局面に来ている。生物多様性の維持とコミュニティの維持のどちらを取るのかという選択は環境保全における現場に存在する様々なズレの一つであると宮内(2017)は指摘している。このズレの間を埋めるためにも人と自然の関わり、地域に特有な植生に関する自然科学的な情報の双方を明らかにし、どちらの維持に対しても最適になるような方策を試行錯誤しながら検討していくということが、重要になってくると考えられる。



図 5-1 多様な成長段階にあるクヌギ林分

## 引用文献

- 荒木誠, 加藤正樹, 宮川清, 小林繁男, 有光一登 (2002) ヒノキ林における皆伐および間伐が表層土壌水分状態に及ぼす影響. 森林立地, **44**: 1-8.
- 畔上能力 (編) (1996) 山溪ハンディ図鑑 2 山に咲く花. 山と溪谷社.
- 東季実子, 小林達明 (2003) アズマネザサ (*Pleioblastus chino Makino*) の生育に及ぼす植生・土壌・地形の影響. 日本緑化工学会誌, **29**: 131-134.
- Bellemare J., Motzkin G., Foster DR., Forest H. (2002) Legacies of the agricultural past in the forested present: An assessment of historical land-use effects on rich mesic forests. *Journal of Biogeography*, **29**: 1401-1420.
- Brunet J. (1993) Environmental and historical factors limiting the distribution of rare forest grasses in south Sweden. *Forest Ecology and Management*, **61**: 263-275.
- Clements FE. (1916) *Plant succession: an analysis of the development of vegetation*. Carnegie Inst.
- Connell JH. (1978) Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. *Science*, **199**: 1302-1310.
- Conrad O., Bechtel B., Bock M., Dietrich H., Fischer E., Gerlitz L., Wehberg J., Wichmann V., Böhner J. (2015) System for Automated Geoscientific Analyses (SAGA) v. 2.1.4. Geoscientific. *Model Development*, **8**: 1991-2007.
- Duelli P. (1997) Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: An approach at two different scales. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **62**: 81-91.
- 江崎保男 (2012) 自然を捉えなおす: 競争とつながりの生態学. 中央公論新社.
- Forman RTT. (1995) *Land mosaics: the ecology of landscapes and regions*. Cambridge university press.
- Fraterrigo JM., Turner MG., Pearson SM. (2006) Interactions between past land use, life-history traits and understory spatial heterogeneity. *Landscape Ecology*, **21**: 777-790.
- 藤森隆郎 (1997) 新たな森林管理: エコシステムマネジメント. 森林科学, **21**: 45-49.
- 藤森隆郎 (2006) 森林生態学: 持続可能な管理の基礎. 全国林業改良普及協会.

- 藤村忠志 (1994) 多摩丘陵における農用林的利用衰退による二次林の植生変化. 造園雑誌, **57**: 211-216.
- 藤田和夫, 金塚秀夫, 多田文典 (1990) クヌギ林内草地を利用した放牧技術の確立. 九州農業研究, **52**: 159.
- 深田健二, 亀山章 (2003) 雑林木における上層木の伐採が林床草本の生育に及ぼす影響. ランドスケープ研究, **66**: 525-530.
- 深町加津枝, 佐久間大輔 (1998) 里山研究の系譜: 人と自然の接点を扱う計画論を模索する中で(<特集>里山と人・新たな関係の構築を目指して). ランドスケープ研究, **61**: 276-280.
- 深町加津枝 (2000) 3.1 農林業による植生管理の知恵・技術と植物群落の関係. (生態学からみた里山の自然と保護. 石井実, 日本自然保護協会 編. 講談社) pp.140-146.
- 深町加津枝 (2005) 農山村における土地利用とランドスケープの変化(<特集>自然と文化の融合に向けたランドスケープ・エコロジーの展望). ランドスケープ研究, **64**: 147-150.
- 福田健二 (2002) 森林の保全. (緑の環境設計 第 10 編 森林空間における緑の計画とデザイン. 渡辺達三ほか 編. NGT 出版) pp. 691-702.
- 後藤巖寛, 小笠原輝, 本郷哲郎, 池口仁, 武内和彦 (2003) 山梨県郡内地域における土地利用と生物資源利用の変遷. ランドスケープ研究, **66**: 569-572.
- Grime JP. (1977) Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *American Naturalist*, **111**: 1169-1194.
- 浜田拓, 倉本宣 (1994) 実生出現法によるコナラ林の埋土種子集団の研究及びその植生管理への応用. ランドスケープ研究, **58**: 76-82.
- 韓海栄, 橋詰隼人 (1991) コナラの萌芽更新に関する研究 (I): 壮齢木の伐根における萌芽の発生について. 広葉樹研究, **6**: 99-110.
- 長谷川元洋 (2006) 土壌動物群集の研究における座標付け手法の活用. *Edaphologia*, **80**, 35-64.
- 長谷川力 (1970) 本邦の山岳における気温の特性. 地球科学, **24**: 35-39.
- 服部保 (1995) 里山の現状と里山管理. 人と自然, **6**: 1-31.

- 服部保, 南山典子, 岩切康二, 栃本大介 (2012) 照葉樹林帯の植生一次遷移: 特に桜島の溶岩原について. 植生学会誌, **29**: 75-90.
- Hayashi I., Numata M. (1967) Ecology of pioneer secondary species of early stages in succession. *Botany Magazine* **22**: 11-22.
- 林一六, 沼田真 (1968) 植物群落の遷移に関する論理的考察. 雑草研究, **7**: 1-11.
- 林弥栄 (編) (1989) 山溪ハンディ図鑑 1 野に咲く花. 山と溪谷社.
- Hayashi I. (1994) Experimental community ecology in *Miscanthus sinensis* grassland-change of species composition according to mowing frequency. *Japanese Journal of Ecology*, **44**: 161-170.
- Hill MO., Gauch HG. (1980) Detrended correspondence analysis: An improved ordination technique. *Vegetatio*, **42**: 47-58.
- 市川治 (1986) 里山利用の存在形態. 農村研究, **62**: 58-71.
- Iida S., Nakashizuka T. (1995) Forest fragmentation and its effect on species diversity in sub-urban coppice forests in Japan. *Forest Ecology and Management*, **73**: 197-210.
- 飯山直樹, 鎌田磨人, 中川恵美子, 中越信和 (2002) 棚田畦畔の構造および草刈りの差異が植物群落に及ぼす影響. ランドスケープ研究, **65**: 579-584.
- 犬井正 (2002) 里山と人の履歴. 新思索社.
- Isaiah B (1970) 日本人とユダヤ人. 山本書店.
- Ito S., Nakayama R., Buckley GP. (2004) Effects of previous land-use on plant species diversity in semi-natural and plantation forests in a warm-temperate region in southeastern Kyushu, Japan. *Forest Ecology and Management*, **196**: 213-225.
- 鎌田磨人, 中越信和 (1990) 農村周辺の 1960 年代以降における二次植生の分布構造とその変遷. 日本生態学会誌, **40**: 137-150.
- Kamijo T., Kitayama K., Sugawara A., Urushimichi S., Sasai K. (2002) Primary succession of the warm-temperate broad-leaved forest on a volcanic island, Miyake-jima, Japan. *Folia Geobotanica*, **37**: 71-91.
- 環境省 (1995) 生物多様性国家戦略.
- 環境省 (2002) 新・生物多様性国家戦略.

- 環境省 (2007) 第三次生物多様性国家戦略.
- 環境省 (2010) 生物多様性国家戦略 2010.
- 環境省 (2012) 生物多様性国家戦略 2012–2020.
- 環境省自然環境局 (2009) 里地里山の現状と課題について.
- 加藤和弘, 谷地麻衣子 (2003) 里山林の植生管理と植物の種多様性および土壌の化学性の関係. *ランドスケープ研究*, **66**: 521–524.
- Kawano N., Kawano K., Ohsawa M. (2009) Floristic diversity and the richness of locally endangered plant species of semi-natural grasslands under different management practices, southern Kyushu, Japan. *Plant Ecology & Diversity*, **2**: 277–288.
- 河野円樹 (2009) 九州南部里地地域における草地の成立と草地生植物種の多様性保全. 東京大学大学院博士論文.
- 菊池市 (1982) 菊池市史〈上巻〉.
- 菊池市 (1986) 菊池市史〈下巻〉.
- 吉良竜夫 (2011) 日本の森林と文化：里山論への視点. 新樹社.
- Kitazawa T., Ohsawa M. (2002) Patterns of species diversity in rural herbaceous communities under different management regimes, Chiba, central Japan. *Biological Conservation*, **104**: 239–249.
- 鬼頭秀一 (1996) 自然保護を問いなおす：環境倫理とネットワーク. 東京：筑摩書房.
- Kobayashi T., Hori Y., Nomoto N. (1997) Effects of trampling and vegetation removal on species diversity and micro-environment under different shade conditions. *Journal of Vegetation Science*, **8**: 873–880.
- 小林剛, 斎藤篤, 堀良通 (1999) 下刈り後の年数が異なる二次林におけるアズマネザサが優占する下層植生の種多様性. *日本緑化工学会誌*, **24**: 201–207.
- 国際連合大学 (2010) 日本の里山・里海評価 里山・里海の生態系と人間の福利：日本の社会生態学的生産ランドスケープ 一概要版一.
- 国際自然保護連合日本委員会 (2015) 生物多様性保全の新たな潮流～民間保護地域の今とこれから～.
- 小山信明, 小川恭男 (1993) ネザサ(*Pleioblastus variegatus* Makino)の生育特性：1. 光合成と貯蔵窒素の利用. *日本草地学会誌*, **39**: 28–35.



- 小柳知代, 楠本良延, 山本勝利, 大久保悟, 北川淑子, 武内和彦. (2011) 管理放棄後樹林化したススキ型草地における埋土種子による草原生植物の回復可能性. 保全生態学研究, **16**, 85-97.
- 熊本開発研究センター (編) (1976) 熊本空港周辺植生調査報告書.
- 黒木重郎, 本田健二郎 (1989) クヌギ混牧林地における下草植生の変化. 日本森林学会誌九州支部論文集, **42**: 109-110.
- 前中久行 (2005) 半自然草原の生態学的価値. (生態学からみた里山の自然と保護. 石井実, 日本自然保護協会 編. 講談社) pp.13-18.
- 丸山淳一 (1997) 繁殖豚の放牧時における歩行距離の経時的変化. 日本家畜管理学会誌・応用動物行動学会誌, **33**: 6-7.
- 松田裕之, 矢原徹一, 竹門康弘, 波田善夫, 長谷川真理子, 日鷹一雅, ホーテス シュテファン, 角野康郎, 鎌田磨人, 神田房行, 加藤真, 國井秀伸, 向井宏, 村上興正, 中越信和, 中村太士, 中根周歩, 西廣美穂, 西廣淳, 佐藤利幸, 嶋田正和, 塩坂比奈子, 高村典子, 田村典子, 立川賢一, 椿宜高, 津田智, 鷺谷いづみ (2005) 自然再生事業指針. 保全生態学研究, **10**: 63-75.
- 松田裕之 (2008) なぜ生態系を守るのか? NTT 出版.
- 松浦光明, 小林達明, 有田ゆり子 (2002) 大径木化したコナラ二次林の萌芽更新規定要因. 日本緑化工学会誌, **28**: 115-120.
- 松浦光明, 東季実子, 小林達明 (2004) 狭山丘陵のコナラ二次林における伐採・下刈管理と草本層種組成の関係. 日本緑化工学会誌, **30**: 121-126.
- McCune B. and Mefford MJ. (2011) *PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 6*. MjM Software, Gleneden Beach.
- McGarigal K., Cushman S., Ene E. (2012) *FRAGSTATS v4: Spatial pattern analysis program for categorical and continuous maps*. the University of Massachusetts.
- 宮内泰介 (2013) なぜ環境保全はうまくいかないのか: 現場から考える「順応的ガバナンス」の可能性. 新泉社.
- 宮内泰介 (2017) どうすれば環境保全はうまくいくのか: 現場から考える「順応的ガバナンス」の進め方. 新泉社.
- 宮脇昭 (1967) 二次林 I クヌギーコナラ林. (原色現代科学辞典 3 植物. 宮脇昭編著. 学研) pp.95-99.

- 宮脇昭 (1981) 日本植生誌 九州. 至文堂.
- 森章 (2010) 攪乱生態学が繙く森林生態系の非平衡性. 日本生態学会誌, **60**: 19–39.
- 守山弘 (1998) 生物の生息地としての里山. ランドスケープ研究, **61**: 281–283.
- 長池卓男 (2002) 森林管理が植物種多様性に及ぼす影響. 日本生態学会誌, **52**: 35–54.
- 長野和明, 田端朗子 (2017) 里地里山の生物多様性保全の取組と展開. 農村計画学会誌, **35**, 465–468.
- Nagashima K., Yoshida S., Hosaka T. (2009) Patterns and factors in early-stage vegetation recovery at abandoned plantation clearcut sites in Oita, Japan: possible indicators for evaluating vegetation status. *Journal of Forest Research*, **14**: 135–146.
- 日本自然保護協会 (2008) 生態学からみた自然保護地域とその多様性保全. 講談社.
- 日本自然保護協会 (2010) 人と自然のふれあい調査はんどぶっく. 日本自然保護協会.
- 日本自然保護協会 (2013) 日本の保護地域アトラス. 日本自然保護協会.
- 西脇亜也, 隈本響, 杉本安寛 (2000) スギ・ヒノキ造林地での放牧による下刈り効果と植栽木の被害. 日本草地学会誌, **46**: 326–327.
- 西脇亜也, 杉本安寛, 岡崎泰明 (2002) 林内放牧地での放牧が植物地上部現存量と裸地率および種数密度に及ぼす影響. 日本草地学会誌, **48**: 164.
- 沼田真 (1994) 自然保護という思想. 岩波書店.
- 沼田真 (1998) 自然保護ハンドブック. 朝倉書店.
- Ochiai Y., Okuda S., Sato A. (1994) The influence of canopy gap size on soil water conditions in a deciduous broad-leaved secondary forest in Japan. *Journal of the Japanese Forestry Society*, **76**: 308–314.
- 小椋純一 (2006) 日本の草地面積の変遷. 京都精華大学紀要, **30**: 159–172.
- 小串重治, 鎌田磨人, 長谷川賢二 (2005) 徳島県東祖谷山村落合峠における利用・管理形態の変化とそれに伴う植生の変化. 徳島県立博物館研究報告, **15**: 1–20.
- 小原愛, 田中繁史, 佐藤衆介 (2008) 行動, 免疫性及び生産性からみた肥育豚の放牧飼育と舎飼飼育の比較. 日本家畜管理学会誌・応用動物行動学会誌, **44**: 96–97.
- 大政正隆 (1973) 自然保護と日本の森林. 農林出版.
- Ohsawa M. (1984) Differentiation of vegetation zones and species strategies in the subalpine region of Mt. Fuji. *Vegetatio*, **57**: 15–52.

- 及川棟雄 (2002) 混牧林,過去の歴史と問題点,将来の課題と展望について:なぜ今,混牧林なのか(混牧林の歴史と今後の展望). 日本草地学会誌, **48**: 451-453.
- 小此木宏明 (2008) 農山村における森林の変遷と住民の森林に対する意識構造—熊本県菊池市水源地区を事例として—. 東京大学大学院新領域創成科学研究科修士論文.
- 奥敬一 (2013) 里山林の生態系サービスを発表するための課題と農村計画の役割. 農村計画学会誌, **32**: 20-23.
- 大久保悟, 神山麻子, 北川淑子, 武内和彦 (2003) 多摩丘陵におけるコナラ二次林および林縁の草本層種構成と微地形との対応. ランドスケープ研究, **66**: 537-542.
- Okubo S., Kamiyama A., Kitagawa Y., Yamada S., Palijon A., Takeuchi K. (2005) Management and micro-scale landform determine the ground flora of secondary woodlands and their verges in the Tama Hills of Tokyo, Japan. *Biodiversity and Conservation*, **14**: 2137-2157.
- QGIS Development Team (2009) *QGIS Geographic Information System*. Open Source Geospatial Foundation. URL <http://qgis.osgeo.org>
- R Development Core Team (2008) *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, URL <http://www.R-project.org>.
- 坂井敏純 (2000) 里山林をめぐる森林・林業施策の動向. ランドスケープ研究, **63**: 342-343.
- 齋藤武史 (2002) 林内気温と開空度との関係の季節変化. 東北森林科学会誌, **7**: 65-68.
- 酒井暁子, 松田裕之 (2016) 特集 「持続可能社会を実現するための実効性のある制度としてのユネスコエコパークの可能性」 趣旨説明. 日本生態学会誌, **66**: 119-120.
- 佐倉詔夫, 沼田真 (1980) スギ幼齢造林地の群落とその遷移 (I): 伐採後 5 年間の下刈区と放置区の経過. 日本林學會誌, **62**: 371-380.
- 佐藤奈津美, 鈴木啓助 (2010) 乗鞍岳東斜面における気温遞減率の変動とその要因. 日本気象学会大会講演予講集, **98**: 448.
- 佐藤洋一郎 (2005) 里と森の危機 (クライシス): 暮らし多様化への提言. 朝日新聞社.

- 清和研二 (2013) スギ人工林における種多様性回復の階梯 —境界効果と間伐効果の組み合わせから効果的な施業方法を考える—. 日本生態学会, **63**: 251–260.
- Shannon CE., Weaver W. (1949) *The mathematical theory of communication*. University of Illinois Press.
- 信州大学教養部自然保護講座(編) (1989) 自然保護を考える. 共立出版.
- 四手井綱英 (1973) 森林の価値. 共立出版.
- 四手井綱英 (1993) 森に学ぶ エコロジーから自然保護へ. 海鳴社.
- 四手井綱英 (2006) 森林はモリやハヤシではない 私の森林論. ナカニシヤ出版.
- 四手井綱英, 四手井淑子, 有光一登, 岩坪五郎, 大住克博, 荻野和彦, 只木良也, 田淵隆一, 村尾行一, 渡辺弘之 (2009) 四手井綱英が語るこれからの日本の森林づくり. ナカニシヤ出版.
- 志賀壮史, 重松敏則, 朝廣和夫 (1998) 山間集落における農林地管理の変遷と景観変化に関する研究. ランドスケープ研究, **61**: 563–566.
- 重松敏則 (1990) 里山林の保全・管理に対する市民の参加意欲について. 農村計画学会誌, **9**: 6–22.
- 重松敏則 (1993) 市民による里山管理活動 (里山の自然をまもる. 石井実, 植田邦彦, 重松敏則 編. 築地書店) pp.144-162
- 重松敏則, 小森耕太, 朝廣和夫 (1999) 市民参加による里山・棚田保全活動の実績分析とコスト把握に関する事例研究. 農村計画学会誌, **18**: 73–78.
- 重定南奈子 (2008) 数理を通してみた攪乱と生物多様性. (攪乱と遷移の自然史: 「空き地」の植物生態学. 重定南奈子, 露崎史朗 編. 北海道大学出版会) pp.17-34
- 嶋一徹 (1989). コナラ二次林における伐採後 2 年間の萌芽の消長. 日本森林学会誌, **71**: 410–416.
- 島田和則, 勝木俊雄, 岩本宏二郎, 齊藤修 (2008) 東京都多摩地方南西部におけるコナラ・クヌギ二次林の群落構造および種数の管理形態による差異. 植生学会誌, **25**, 1-12.
- 下村彰男 (2004) 生活者にとっての森林環境—ふれあい活動と風景. (人と森の環境学. 井上真, 酒井秀夫, 下村彰男, 白石則彦, 鈴木雅一 編, 東京大学出版会) pp.31–56.
- 白石喜春, 青木賢人 (2007) 都市化に伴う里山の土地利用と植生分布変化—金沢市東

- 部郊外の丘陵地域を事例として. 人文学論叢, **9**: 81-94.
- 白川一代, 小此木宏明, 福田健二 (2014) 千葉県柏市こんぶくろ池周辺における希少草本類の生育環境特性と保全に関する研究の比較. 千葉県生物多様性センター研究報告, **7**: 14-27.
- 須賀丈 (2012) 日本列島の半自然草原 ひとが維持した氷期の遺産. (草地と日本人—日本列島草原 1万年の旅. 須賀丈, 丑丸敦史, 岡本透 編. 築地書館) pp19-98.
- 杉本安寛, 松久保俊明, 中西良孝, 萬田正治, 枚田邦宏 (1998) 宮崎県椎葉村におけるクヌギ林内放牧地の温度, 日射環境および植生の特徴. 日本家畜管理学会誌・応用動物行動学会誌, **34**: 29-36.
- 杉本安寛, 谷泉忠幸, 下川悦郎, 地頭菌隆 (2000) クヌギ林内放牧地の土壌物理性について: クヌギ林地および人工草地との比較. 日本草地学会誌, **46**: 208-209.
- 杉本安寛 (2002) 林畜複合システム: -宮崎県諸塚村の事例を中心に-. 日本草地学会誌, **47**: 644-651.
- 鈴木時夫, 阿部泰雄 (1959) 阿蘇および久住草原植生の組成群. 日本生態学会誌, **9**: 75-79.
- 只木良也 (2010) 新版 人と自然の文化史. NHK 出版.
- Tagawa H. (1964) A study of the volcanic vegetation in Sakurajima, south-west Japan. I. Dynamics of vegetation. *Memoirs of the Faculty of Science, Kyushu University, Series E (Biology)*, **3**: 165-228.
- Tagawa H. (1965) A study of the volcanic vegetation in Sakurajima, southwest Japan. II. Distributional pattern and succession. *Japanese Journal of Botany*, **19**: 127-148.
- 高木正博, 杉本安寛 (2006) 林内放牧が行われている山地小流域からの渓流水の窒素濃度. 日本草地学会誌, **51**: 369-373.
- 高橋正通, 佐藤俊, 的場節子 (1991) コナラ林, クヌギ林伐採後の萌芽成長にともなう堆積有機物の重量と窒素量の変動. 森林立地, **33**: 76-85.
- 武内和彦 (2001) 二次林としての里山. (里山の環境学. 武内和彦, 恒川篤史, 鷲谷いづみ 編. 東京大学出版会) pp.1-9
- 武内和彦, 奥田直久 (2014) 自然とともに生きる—自然共生社会とはなにか. (日本の自然環境政策: 自然共生社会をつくる. 武内和彦, 渡辺綱男 編. 東京大学出版

会) pp1-11.

Tansley AG. (1954) *Introduction to plant ecology*. George Allen and Unwin.

田中章 (2009) 里山のオーバーユースとアンダーユース問題を解決する“SATOYAMAバンキング”ー生物多様性バンキング・戦略的環境アセスメントと里山保全の融合. (環境自治体白書 2010 年版ー低炭素自治体への道標. 環境自治体会議, 環境自治体会議政策研究所 編. 生活社) pp.47-51.

田中宏明, 長谷川信美, 日高良一 (2008) 野草放牧地と舎飼いにおける肉用豚の行動比較. 日本家畜管理学会誌・応用動物行動学会誌, **44**: 98-99.

田中宏明, 日高良一, 長谷川信美 (2009) ススキ優占野草放牧地における初産繁殖雌豚ならびにその産子の行動と生産性について. 日本家畜管理学会誌・応用動物行動学会誌, **45**: 32.

田中一登, 滝澤伸, 梅田久男, 阿部鴻文, 齋藤雄一 (2010) 身近な森林としての里山林の活用とその管理方法に関する調査. 林業技術総合センター成果報告, **19**, 1-11.

田中繁史, 佐藤衆介 (2008) 行動, 免疫性及び生産性からみた肥育豚の放牧飼育と舎飼飼育の比較. 日本家畜管理学会誌・応用動物行動学会誌, **44**: 96-97.

Ter Braak CJF. (1987) Partial canonical correspondence analysis. In *Classification and related methods of data analysis: proceedings of the First Conference of the International Federation of Classification Societies*. Technical University of Aachen, pp.551-558.

寺井学 (2007) 40 年以上伐採されなかったコナラ二次林の林床植生の種多様性保全に関する事例的研究. ランドスケープ研究, **70**: 435-438.

Tezuka Y. (1961) Development of vegetation in relation to soil formation in the volcanic island of Oshima, Izu, Japan. *Japanese Journal of Botany*, **17**: 371-402.

特定非営利活動法人 NICE 日本国際ワークキャンプセンター (2007) 国際長期ボランティアによる水源の森づくり 2006 (国際中期ワークキャンプ 2006) 事業報告書.

富田涼都 (2017) どうすれば自然に対する多様な価値を環境保全に活かせるのか. (どうすれば環境保全はうまくいくのか 現場から考える「順応的ガバナンス」の進め方. 宮内泰介 編. 新泉社) pp.278-302.

辻誠治, 星野義延 (1992) コナラ二次林の林床管理の変化が種組成と土壤に及ぼす影響. 日本生態学会誌, **42**: 125-136.

- 露崎史朗 (2008) 攪乱と植物群集. (攪乱と遷移の自然史: 「空き地」の植物生態学. 重定南奈子, 露崎史朗 編. 北海道大学出版会) pp.3-15
- 内村利美 (2005) 飼育密度が豚の放牧肥育における産肉性と草地植生に及ぼす影響. 鹿児島大学農学部農場技術調査報告書, **13**: 16-17.
- 上治雄介, 山川陽祐 (2014) <技術報告> 筑波大学井川演習林における気温の空間分布特性. 筑波大学農林技術研究, **2**: 31-39.
- 浦川梨恵子, 戸田浩人, 生原喜久雄 (2005) 高齢化したスギ・ヒノキ人工林小流域の斜面下部伐採が土壌および溪流の水質に及ぼす影響. 日本森林学会誌, **87**: 471-478.
- Verheyen K., Guntenspergen GR., Biesbrouck B., Hermy M. (2003a) An integrated analysis of the effects of past land use on forest herb colonization at the landscape scale. *Journal of Ecology*, **91**: 731-742.
- Verheyen K., Honnay O., Motzkin G., Hermy M., Foster DR. (2003b) Response of forest plant species to land-use change: a life-history trait-based approach. *Journal of Ecology*, **91**: 563-577.
- Ward, JH. (1963) Hierarchical grouping to optimize an objective function. *Journal of American Statistical Association*, **58**: 236-244.
- 鷺谷いづみ, 矢原徹一 (1996) 保全生態学入門: 遺伝子から景観まで: 生物多様性を守るために. 文一総合出版.
- 鷺谷いづみ (2012) 震災後の自然とどうつきあうか. 岩波書店.
- 渡辺綱男 (2014) 自然景観を保護する一国立公園と自然保護. (日本の自然環境政策: 自然共生社会をつくる. 武内和彦, 渡辺綱男 編. 東京大学出版会) pp12-41.
- Whittaker RH. (1953) A Consideration of climax theory: the climax as a population and pattern. *Ecological Monographs*, **23**: 41-78.
- 山場淳史, 中越信和 (1996) 東広島市における山林の利用・管理とその社会経済的環境からみた村落類型. 地理科学, **51**: 91-108.
- 山川博美, 伊藤哲, 作田耕太郎, 溝上展也, 中尾登志雄 (2009) 針葉樹人工林の小面積皆伐による異齢林施業が下層植生の種多様性 およびその構造に及ぼす影響. 日本森林学会誌, **91**: 277-284.
- 山本一清 (2003) Lia32 <http://www.agr.nagoya-u.ac.jp/~shinkan/LIA32/index.html> (2008.4.10 参照)

- 山本七平 (1997) 日本人とユダヤ人. 文藝春秋.
- 山本勝利, 趙賢一, 大塚生美, 福留晴子, 加藤好武, 大久保悟 (2000a) 比企丘陵における里山林の構造と変化が林床植物に及ぼす影響. ランドスケープ研究, **63**: 765-770.
- 山本勝利 (2001) 里地におけるランドスケープ構造と植物相の変容に関する研究. 農業環境技術研究所報告, **20**: 1-105.
- 山本嘉人, 斎藤吉満, 桐田博充 (1997) 放牧によるススキ型草地の主要植物種の拡張積算優占度の変化率. 日本草地学会誌, **42**: 315-323.
- 山本嘉人, 小山信明, 進藤和政, 萩野耕司 (2000b) ネザサ (*Pleioblastus variegatus* Makino) の生育特性: 3. 放牧利用下のネザサ型草地における乾物生産量および粗蛋白質の季節的推移. 日本草地学会誌, **45**: 360-366.
- 山本嘉人, 進藤和政, 萩野耕司, 平野清, 中西雄二, 大滝典雄 (2002) 阿蘇地域の半自然草地における火入れ中止にともなう植生の変化. 日本草地学会誌, **48**: 416-420.
- 山中武彦, 浜崎健児, 嶺田拓也 (2005) 生物・社会調査のための統計解析入門: 調査・研究の現場から (その9) 一序列化する (対応分析, 除歪対応分析, 正準対応分析) 一. 農業土木学会誌, **73**: 329-324.
- 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**: 481-484.
- 米倉浩司, 梶田忠 (2003-) 「BG Plants 和名 - 学名インデックス」 (YList), <http://ylist.info>.
- 吉田正人 (2007) 自然保護 - その生態学と社会学. 地人書館.



## 謝辞

本研究を進めるにあたり、東京大学大学院新領域創成科学研究科の福田健二教授には様々なご指導、ご助言をいただきました。厚くお礼申し上げます。

審査委員をしていただきました、東京大学新領域創成科学研究科 自然環境学専攻 自然環境評価学分野 奈良一秀教授、同専攻 自然環境景観学分野 斎藤馨教授、同専攻 生物圏機能学分野 鈴木牧准教授、農学生命科学研究科 森林植物学研究室 松下範久准教授には多くのご指摘およびご助言をいただきました。心より感謝申し上げます。

第1章の保護地域に関する分析は私が公益財団法人日本自然保護協会勤務時の業務として関与した研究であり、同協会 田端貞寿前理事長 亀山章理事長、上司でありました同協会 朱宮丈晴氏を始め、職員の皆様、会員の皆様に多くのご協力、ご助言頂きました。また、筑波大学 吉田正人教授、東京情報大学 原慶太郎教授、青山学院大学 古橋大地教授に解析に関するご助言をいただきました。厚くお礼申し上げます。また、第5章にて言及しました、宮崎県綾町のユネスコエコパーク登録についても同協会勤務時に携わった業務であり、当時綾町職員であられました、河野耕三氏、てるはの森の会の相馬美佐子氏、下村ゆかり氏、宮崎文化本舗の石田達也理事長、綾町の郷田美紀子氏、小西俊一氏には綾町の取り組みについて非常に多くのことを教えていただきました。厚くお礼申し上げます。

本研究の全体に関わる熊本県菊池市における現地調査は当時 NPO 法人きらり水源村の事務局長であられた小林和彦氏をはじめ職員の皆様に地元の方との調整にご協力いただき、石山猛行氏、武藤計臣、武藤規尋氏、中村和幸氏はじめ水源林研グループのみなさま、同市水源地区のみなさま、同市龍門地区の村上正八氏には調査に多大なご協力をいただきました。現地調査においては松村愛美博士、元村真氏、武藤勝典氏にご協力をいただきました。また綾町の河野円樹博士には植物の同定に関してアドバイスをいただきました。厚くお礼申し上げます。

また自然環境評価学分野ならびに生物圏機能学分野の皆様には、公私共に多くのご助言、ご支援をいただきました。感謝申し上げます。

最後に妻の陽子には在学中より多くのアドバイスを貰い、本研究を進めることができました。妻、娘の卓莉、また私と妻の両親の支えなくして本研究をやり遂げることはできませんでした。深くお礼申し上げます。



# 附表

附表1

	プロット名		
種名	1	4	7
	2	5	8
	3	6	9

附表4-1

	プロット名
種名	1
	2

附表2

	プロット名	
種名	1	3
	2	4

附表4-2

	プロット名
種名	1

附表3-1

	プロット名		
種名	1	3	5
	2	4	6

附表5

	プロット名				
種名	1	3	5	7	9
	2	4	6	8	10

附表3-2

	プロット名		
種名	1	3	5
	2	4	6

附表6

	プロット名
種名	1



附表 1 (2) 対象地における植生の組成表 C: 被度(%), H: 最大自然高(cm), RD: 相対優占度, \*: 優占種

種名	CH-C01		CH-C02		CH-C03		FR-C01		FR-C02		FR-C03		FR-C04		FR-C05		FR-C06		FR-C07		HI-C01		HI-C02		HI-C03		
	C	H	C	H	C	H	C	H	C	H	C	H	C	H	C	H	C	H	C	H	C	H	C	H	C	H	RD
ウツギ	1	62	0.69																								
ユズリハ				1	15	0.25																					
アキツミ																											
ヤブムラサキ																											
コガクワソク																											
タンナキアワタギ																											
スイカズラ																											
ヘクソクソウ																											
ツタ																											
ノボリ																											
ミツバツバヒ																											
モミヅクサ																											
アケビ																											
ツタウルシ																											
クス																											
ツルワメトキ																											
多生草類本																											
ヤブミョウガ																											
トウダイ																											
チヂミソウ																											
オランダ																											
カラムシ																											
アマドコロ																											
タチツボスミレ																											
ムラサキニゴナ																											
ヒカゲイノコソウ																											
ジャコウガ																											
ヤブムラサキ																											
カキトシ																											
ヒメドリ																											
イタドリ																											
ナルコユリ																											
クラマコソ																											
クラマコソ																											
ミツバ																											
ミツバ																											
ノコギリ																											
ヨツバムグラ																											
ヨメナ																											
ゼリ																											
ヤブアザラシ																											
ヤブマキ																											
ホウキクソウ																											
ガンクビソウ																											
オランダ科 Sp.																											
アケネ																											
トウゲソウ																											
ウバユリ																											
ニガナ																											
アキノタムシクサ																											
ミヤマナミキ																											
オカトラノオ																											
シュラン																											
ヤマトワナ																											
キツネノボタ																											
ヘビイチゴ																											
ワラシマソウ																											
カニクサ																											
イラクサ																											
イネ科 Sp.																											
ヒヨドリバナ																											
ミツバハコグサ																											
ワレコ																											
ヤブヘビイチゴ																											
ミズキ																											
ヤブニンジン																											
ハエドクソウ																											















附表1 (7) 対象地における植生の組成表 C:被度(%), H:最大自然高(cm), RD:相対優占度, \*:優占種

種名	クヌギ林																																															
	HM-01			HM-03			HS-17			IM-07			IM-08			IM-10			IM-02			TK-01			TK-03			TK-04			TK-05			TK-07			TK-13			TK-14			TK-18			TK-19		
	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD
<b>常緑高木</b>																																																
シロダモ																																																
ヒノキ																																																
モザノキ																																																
ヒメユズリハ																																																
ヒサカキ																																																
ヤブニッケイ																																																
ササノカ																																																
カゴノキ																																																
タブノキ																																																
シラカシ																																																
ウラボシ																																																
ヤブツバキ																																																
アラカシ																																																
イチイガシ																																																
シユロ																																																
シイモ子																																																
マツハシイ																																																
ツクハネガシ																																																
イヌブナ																																																
ホソバタブ																																																
サングソク																																																
<b>常緑低木</b>																																																
コバノアユイナゴ																																																
アオキ																																																
ナツウロギ																																																
カラダチバナ																																																
サヤノキ																																																
イヌツゲ																																																
マンリヨウ																																																
イヌセンリョウ																																																
ネズミモチ																																																
フユエド																																																
ヤブコウジ																																																
テイカカズラ																																																
ムベ																																																
キツタ																																																
ツルマキ																																																
イタビカズラ																																																
サネカズラ																																																
<b>夏緑高木</b>																																																
クサギ																																																
ヤマグワ																																																
ヤマウルシ																																																
ハマクサギ																																																
カクキノキ																																																
タラノキ																																																
ヌルギ																																																
コシアブラ																																																
クサギ																																																
ヤマモミジ																																																
イヌエンジュ																																																
ケヤキ																																																
ネムノキ																																																
コナラ																																																
<b>夏緑低木</b>																																																
イヌビワ																																																
クサギ																																																
ハナイカダ																																																
ムラサキシソウ																																																
マルハハク																																																
イヌバ																																																
ナガバモミジイナゴ																																																
サンショウ																																																
サウロイナゴ																																																
イヌウメトド																																																
バイカアヤチ																																																
ヤマツツジ																																																













附表 2 (3) 標高の異なるクヌギ林の組成表 C : 被度(%), H : 最大自然高(cm), RD : 相対優占度, \* : 優占種

種名	Group2										Group3									
	HS-13	HS-18	RV05	RV08	KM104	RV02	KM105	KM106	FR-07	FR-08	FR-33	RV07	FR-20	FR-22	FR-38	FR-39	KM103			
	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD		
<b>落葉樹木</b>																				
アカシ	1	23	2.86																	
カエデ				1	7	3.48														
シラカシ				1	14	6.97 *														
<b>常緑樹木</b>																				
ネササ	10	30	37.36 *	10	25	19.72 *	20	22	31.07 *	40	26	30.60 *	1	34	16.92 *	5	32	8.89 *		
タイカササ	10	9	11.21 *				2	18	17.91 *	60	10	33.33 *	2	17	10.49 *					
キツタ				1	6	0.47	1	10	4.98 *	1	11	0.61	1	17	5.25 *	1	7	2.58		
コバノアユイチゴ							2	20	2.22											
ナウシログミ							1	5	0.28	1	9	2.78 *	1	11	4.06 *					
イズセンリョウ										1	19	1.06								
ヤブコウジ																				
センリョウ																				
ネズミヒナ																				
アユイチゴ	1	10	1.25							1	48	17.71 *								
ムベ																				
<b>落葉樹木</b>																				
クヌギ	1	10	1.25	1	12	0.85	2	27	1.59	2	35	3.89 *	1	7	2.16	2	13	9.59 *		
ヤマワウ	1	11	1.37	1	21	1.66	1	22	1.55	1	37	2.06								
ホムノキ	1	10	1.25	1	9	0.64	1	8	0.24	1	18	1.00								
クサキ	1	12	1.49				1	5	0.15											
ヤマウルシ				1	21	1.48				2	59	6.56 *	1	24	7.41 *	1	23	8.49 *		
カクキノキ																				
タラノキ																				
コナラ										1	16	0.89								
<b>落葉樹木</b>																				
スイカササ	1	9	1.12	1	20	1.58	2	18	2.54	1	17	0.50	1	12	5.97 *	1	27	2.58		
ヘクソカササ	1	10	1.25	1	8	0.63	2	7	0.99	3	13	1.15	1	7	3.48	3	13	2.17		
ミズバヤシ	1	9	1.12	1	10	0.79	1	6	0.42	1	12	0.67	2	7	4.32 *	1	4	1.48		
ノイバ	1	18	2.24	1	20	1.41	1	20	1.41	1	51	1.50	1	31	15.42 *	1	60	3.33 *		
クサキ	1	9	1.12	1	25	1.97	2	7	0.41	1	2	0.41	1	13	4.01 *					
サルトリアイバ	1	20	2.49	1	13	1.03	2	41	5.79 *	3	37	3.27	2	50	5.56 *	1	30	1.67		
カバハヒメジイチゴ				1	12	0.85	1	12	0.85	1	12	0.85	1	14	0.65	1	12	1.08		
アケビ	1	7	0.87	1	17	1.20	1	21	0.62	1	3	1.49	1	12	0.67	1	9	2.78 *		
マルバハギ	1	12	1.49	1	7	0.49	1	30	0.88	1	11	5.47 *	1	4	1.48					
エヒツル				1	27	1.91														
クズ	1	8	1.00	1	11	0.32	1	11	0.32	1	16	0.89	1	8	2.95 *	1	13	0.64		
ホトケシ				1	10	0.29	1	18	0.53	1	20	1.11	1	11	0.32	1	11	0.32		
サンシロ				1	18	0.53	1	18	0.53	1	22	1.22	2	12	8.86 *	1	10	0.47		
イヌビワ	1	12	0.95																	
コバノガマズミ	1	21	1.66							1	22	1.22	1	7	2.16	1	10	2.03		
ノアトウ																				
ヤマツツジ				1	15	0.44				1	7	2.16								
アカメカサフ																				
ムクゲ	1	190	23.66 *																	
ヤマアジサイ	1	15	1.87																	
ウメトドモ																				
ムラサキキキョ																				
<b>多年生草本</b>																				
ススキ	1	24	2.99	1	22	1.74	2	40	5.65 *	10	100	29.42 *	1	36	2.00	2	20	14.75 *		
チシミササ				1	7	0.55	30	6	12.71 *	25	27	19.86 *	2	18	2.00	1	5	0.25		
ワラビ				1	38	2.68 *							2	68	7.56 *	8	60	23.58 *		
ヒメトコロ										1	25	1.39	1	40	1.96	1	24	1.42		
オオトコロ	3	14	3.31							1	19	0.93	1	30	6.10 *	1	19	0.93		
ツリガネニンジン	1	7	0.55				5	32	4.71	1	10	0.56	2	71	6.97	1	7	1.42		
カラスウリ							1	3	0.09				2	24	2.36	1	4	0.81		
ノアザミ										1	11	5.47 *								
オオハナワラビ	3	6	1.42				3	58	13.72 *	2	54	7.63 *	1	2	0.74					
ササケ	1	12	0.95				1	12	0.95				1	19	0.93	1	19	0.93		
スガノイモ	1	26	2.05				1	9	0.64				2	22	1.26	1	33	0.95		
アサギ	1	12	0.95				1	22	0.85				1	5	1.54					
アキノキリンソウ													2	29	3.43	3	30	0.88		
カニクサ																				

附表2 (4) 標高の異なるクヌギ林の組成表 C : 被度(%), H : 最大自然高(cm), RD : 相対優占度, \* : 優占種

種名	HS-13			RV05			RV08			KM104			RV02			KM105			FR-07			FR-08			FR-33			RV07			FR-20			FR-22			FR-38			FR-39			KM103											
	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD												
クヌギ	1	5	0.39	2	5	0.29	1	25	12.44 *	1	10	3.69	1	5	0.23	1	11	0.54	1	15	3.05	1	12	0.71	1	7	1.47	1	13	1.34	1	11	1.14	1	32	0.31	2	14	0.64	1	6	0.75	1	49	1.12	1	18	0.41	1	6	1.26	1	40	0.92
スミレ	1	5	0.39							1	10	3.69				4	30	5.89																																				
ノコンギク	1	5	0.39				1	25	12.44 *	1	4	1.48																																										
オランダ	1	5	0.39				1	25	12.44 *	1	6	1.85																																										
タチツボスミレ	1	21	1.66	2	16	2.26	2	15	1.67	1	4	1.48																																										
マルバハスビトハギ	3	15	3.55							1	8	2.47	1	3	1.11																																							
ジャノヒゲ	3	15	3.55							1	8	2.47	1	3	1.11																																							
ヨモギ										1	8	2.47	1	3	1.11																																							
レンリンソウ										1	8	2.47	1	3	1.11																																							
アブラムシ										1	8	2.47	1	3	1.11																																							
イラクサ										1	8	2.47	1	3	1.11																																							
イラクサ										1	8	2.47	1	3	1.11																																							
オキザリア										1	8	2.47	1	3	1.11																																							
オキザリア										1	8	2.47	1	3	1.11																																							
オキザリア										1	8	2.47	1	3	1.11																																							
オキザリア										1	8	2.47	1	3	1.11																																							
オキザリア										1	8	2.47	1	3	1.11																																							
オキザリア										1	8	2.47	1	3	1.11																																							
オキザリア										1	8	2.47	1	3	1.11																																							
オキザリア										1	8	2.47	1	3	1.11																																							
オキザリア										1	8	2.47	1	3	1.11																																							
オキザリア										1	8	2.47	1	3	1.11																																							
オキザリア										1	8	2.47	1	3	1.11																																							
オキザリア										1	8	2.47	1	3	1.11																																							
オキザリア										1	8	2.47	1	3	1.11																																							
オキザリア										1	8	2.47	1	3	1.11																																							
オキザリア										1	8	2.47	1	3	1.11																																							
オキザリア										1	8	2.47	1	3	1.11																																							
オキザリア										1	8	2.47	1	3	1.11																																							
オキザリア										1	8	2.47	1	3	1.11																																							
オキザリア										1	8	2.47	1	3	1.11																																							
オキザリア										1	8	2.47	1	3	1.11																																							
オキザリア										1	8	2.47	1	3	1.11																																							
オキザリア										1	8	2.47	1	3	1.11																																							
オキザリア										1	8	2.47	1	3	1.11																																							
オキザリア										1	8	2.47	1	3	1.11																																							
オキザリア										1	8	2.47	1	3	1.11																																							
オキザリア										1	8	2.47	1	3	1.11																																							
オキザリア										1	8	2.47	1	3	1.11																																							
オキザリア										1	8	2.47	1	3	1.11																																							
オキザリア										1	8	2.47	1	3	1.11																																							
オキザリア										1	8	2.47	1	3	1.11																																							
オキザリア										1	8	2.47	1	3	1.11																																							
オキザリア										1	8	2.47	1	3	1.11																																							
オキザリア										1	8	2.47	1	3	1.11																																							
オキザリア										1	8	2.47	1	3	1.11																																							
オキザリア										1	8	2.47	1	3	1.11																																							
オキザリア										1	8	2.47	1	3	1.11																																							
オキザリア										1	8	2.47	1	3	1.11																																							
オキザリア										1	8	2.47	1	3	1.11																																							
オキザリア																																																						

附表3-1 (1) 2008年9月調査の組成表 C:被度(%), H:最大自然高(cm), RD:相対優占度, \*:優占種

種名	Group1						C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD
	Plot01	Plot04	Plot33	Plot27	Plot38	Plot03									
<b>常緑広木</b>															
<i>Ilex rotunda</i> Thunb.															
<i>Quercus salicina</i> Blume															
<i>Liriodendron chinense</i> H.Lév.															
<i>Ilex integra</i> Thunb.															
<b>常緑低木</b>															
<i>Phlebistatus argenteovirens</i> (Rege) Nakai f. <i>glaber</i> (Makino) Murata	40	35	33.45 *	90	30	36.10 *	80	15	24.67 *	100	60	35.04 *	50	30	24.29 *
<i>Camellia sinensis</i> (L.) Kuntze	1	20	0.48												
<i>Rubus pectinellus</i> Maxim.															
<i>Andisä crenata</i> Sims															
<i>Rubus buergeri</i> Miq.															
<i>Mussa japonica</i> (Thunb.) Moritzi et Zoll.															
<i>Ilex crenata</i> Thunb. var. <i>crenata</i>															
<i>Trachelospermum asiaticum</i> (Siebold et Zucc.) Nakai	5	15	1.79	20	5	2.06									
<i>Hedera rhombae</i> (Miq.) Beem															
<i>Stauntonia hexaphylla</i> (Thunb.) Decne.															
<b>夏緑高木</b>															
<i>Toxicodendron trichocarpum</i> (Miq.) Kuntze															
<i>Quercus acurissima</i> Caruch.															
<i>Morus australis</i> Poir.	1	20	0.48	5	20	1.34									
<i>Albizia jubrisse</i> Durazz.				5	30	2.01	5	30	3.08						
<i>Clatodendrum trichotomum</i> Thunb.															
<i>Ardisia elata</i> (Miq.) Beem.															
<i>Toxicodendron succedaneum</i> (L.) Kuntze															
<i>Fragaria longifolia</i> Koidz. f. <i>serotata</i> (Nakai) Murata															
<i>Rhus javanica</i> L. var. <i>chirensis</i> (Mill.) T.Yamaz.															
<i>Lindera erythrocarpa</i> Makino															
<i>Celtis sinensis</i> Pers.															
<i>Morus alba</i> L.															
<i>Sapindus mukousssi</i> Gaertn.															
<i>Carpinus ischaoskii</i> Maxim.															
<b>夏緑低木</b>															
<i>Rosa multiflora</i> Thunb.	5	50	5.97 *	10	40	5.35 *	5	40	4.11 *	5	70	2.04			
<i>Rubus palmatus</i> Thunb. var. <i>palinatus</i>															
<i>Ficus erecta</i> Thunb. var. <i>erecta</i>															
<i>Rhododendron keempleri</i> Planch. var. <i>laemplerii</i>															
<i>Hydrangea paniculata</i> Siebold															
<i>Rubus parvifolius</i> L.															
<i>Lonicera caerulea</i> Maxim.															
<i>Makinoa japonica</i> (L.) Muhl.Arg.															
<i>Indigofera pseudotinctoria</i> Matsum.															
<i>Eurythmus oxyphyllus</i> Miq. var. <i>oxyphyllus</i>															
<i>Elaeagnus umbellata</i> Thunb. var. <i>umbellata</i>															
<i>Viburnum dilatatum</i> Thunb.															
<i>Aphananthe aspera</i> (Thunb.) Planch.															
<i>Zanthoxylum schinifolium</i> Siebold et Zucc.															
<i>Pandera foetida</i> L.	1	20	0.48	10	20	2.67									
<i>Lonicera japonica</i> Thunb.	10	35	8.36 *	30	20	8.02 *	10	25	5.14 *	30	20	3.50	1	15	0.35
<i>Azalea trifoliata</i> (Thunb.) Koidz.				20	15	4.01 *	30	15	9.25 *				5	5	0.58
<i>Spatholobus suberectus</i> (Miq.) Kuntze				5	15	1.00	5	20	2.06				10	50	11.61 *
<i>Vitis ficifolia</i> Bunge	1	20	0.48	10	30	4.01 *							5	20	1.619
<i>Aralia quinata</i> (Houtt.) Decne.	1	20	0.48										10	20	3.239
<i>Pueraria lobata</i> (Willd.) Ohwi															
<i>Wisteria brachybotrys</i> Siebold et Zucc.															
<i>Toxicodendron orientale</i> Greene															
<b>多年生草本</b>															
<i>Miscanthus sinensis</i> Andersson				5	50	3.34 *							10	50	11.61 *
<i>Phlebotomum equinum</i> (L.) Kuhn subsp. <i>japonicum</i> (Nakai) A. et D.Löve				5	35	2.34							10	50	11.61 *
<i>Oplismenus undulatifolius</i> (Auct.) Roem. et Schult.				10	30	7.17 *							30	40	19.43 *
<i>Potentilla framyana</i> Benth.	5	20	2.39	10	20	2.67	30	30	5.26	60	70	24.53 *	10	50	3.34
<i>Discosora japonica</i> Thunb.				5	20	1.34	10	40	8.22 *	30	30	5.26	5	10	1.16
<i>Rubia atropurpurea</i> (H.Lév. et Vancot.) Hara ex Lautner et D.K. Ferguson	20	30	14.34 *	30	20	8.02 *	10	15	3.08	10	25	1.46			
<i>Glechoma hederacea</i> L. subsp. <i>arenalis</i> (A.Gray) H.Hara															
<i>Isodon nifidus</i> (Thunb.) Noido				5	20	1.34									
<i>Trichosanthes cucumeroides</i> (Sw.) Maxim. ex Franch. et Sav.				10	10	1.34									
<i>Fibbia japonica</i> (Houtt.) Roms. Dietr. var. <i>japonica</i>															
<i>Bryochium japonicum</i> (Pantl.) Underw.				5	30	2.01									
<i>Obolopogon japonicus</i> (Thunb.) Ker Gawl.				10	15	2.01									
<i>Hydotesmus podocarpum</i> (DC.) H. Ohabi & R.R. Mill subsp. <i>podocarpum</i>															
<i>Artemisia princeps</i> (Thunb.) Nakai ex H.Hara															
<i>Solidago virgaurea</i> L. subsp. <i>asiatica</i> (Nakai ex H.Hara) Kitam. ex H.Hara															
<i>Lophatherum gracile</i> Brongn.				20	50	5.84 *									







附表3-2 (1) 2009年4月調査の組成表 C:被度(%), H:最大自然高(cm), RD:相対優占度, \*:優占種

種名	Plot7			Plot15			Plot17			Plot22			Plot18			Plot29			Plot28			Plot34			Plot35			Plot38			Plot20			
	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD	
<b>常緑樹</b>																																		
クロハネモチ																																		
ウラボシ																																		
カゴノキ																																		
モリノキ																																		
ネツサ	50	15	4.77	30	20	7.62	10	20	1.44	10	10	0.93	30	20	8.75 *	50	30	17.10 *	5	10	0.53													
チャノキ																																		
コバノアユイチゴ																																		
マンリヨウ																																		
アユイチゴ																																		
イズセンリョウ																																		
イズツガ																																		
タイカカズラ	1	15	0.10																															
キツタ																																		
ムベ																																		
<b>夏緑樹</b>																																		
キマノヒゲ																																		
クヌギ	5	20	0.64	1	20	0.25	5	60	2.16																									
ヤマグル	1	15	0.10	1	40	0.51				5	20	0.93	5	30	2.19																			
ホノノキ																																		
クサギ																																		
タラノギ	1	10	0.06																															
ハゼノキ																																		
アオダモ																																		
スズク																																		
カナクキノキ																																		
エノキ																																		
マツ																																		
ムクロジ																																		
イヌシ																																		
<b>夏緑樹</b>																																		
ノイバラ	1	10	0.06	5	5	0.32				5	20	0.93	20	20	5.83 *	10	50	5.70 *	1	40	0.42													
ナガバヒメシイチゴ	1	10	0.06	5	20	1.27	1	30	0.28	1	40	0.58	1	40	0.58	5	35	2.00	1	15	0.16													
イヌビワ																																		
ヤマツツシ																																		
ノリウツギ																																		
ナツシロイチゴ																																		
ウスバヒメカナンボク																																		
アケボノシ																																		
コマツナギ																																		
ツリバナ																																		
アキグミ																																		
ガマズミ	10	10	0.64																															
ムクロジ																																		
イヌヤシ																																		
ヘクワガサ	10	15	0.95	30	12	4.57	10	20	1.44	1	20	0.19	1	30	0.44	10	20	2.28 *	30	10	3.16 *													
スイカズラ	10	30	1.91	5	5	0.32	30	20	4.31	20	30	5.56 *	10	20	2.92 *	10	15	1.71	20	20	4.21 *	1	40	0.51										
ミツハツケビ	10	10	0.64	10	10	0.64	10	15	1.08	30	40	11.13 *	20	15	4.37 *	5	15	0.86	10	15	1.58	5	40	2.54 *										
サトルイハ	10	30	1.91	1	30	0.38	20	40	7.42 *	20	40	7.42 *	1	30	0.44	5	25	1.63	5	35	1.88	5	35	1.88										
モミジ	20	60	7.64	1	20	0.25																												
アツバ																																		
アブトウ																																		
クズ																																		
ヤマツツシ																																		
<b>多年生草本</b>																																		
ススキ	80	130	66.20 *	80	60	60.95 *	50	100	35.95 *	50	60	27.82 *	30	40	17.49 *	10	40	4.56 *	20	40	8.42 *	5	60	3.80 *										
ワラビ	20	60	7.64	10	60	7.62	30	80	17.25 *	30	60	16.69 *	20	30	1.71	5	30	1.71	20	20	4.21 *	1	40	0.51										
チヂミヤク	10	20	1.27	5	10	0.63	10	20	0.63	10	20	1.85	20	30	8.75 *	10	25	2.85 *	10	10	1.05	5	25	1.32										
ミツハツケ	10	10	0.64	5	10	0.63	20	20	2.88	20	30	5.56 *	10	15	2.19	5	15	0.86	5	25	1.32	5	20	1.27										
アキノモ																																		
アケボ																																		
カキトク																																		
ヤマハハク																																		
カラスウリ																																		
イタドリ																																		
オオハナアザビ																																		
ジャノヒゲ	5	10	0.32	5	40	2.54				5	30	1.39	5	10	0.57	5	10	0.57	10	40	4.21 *	1	30	0.38										
ヤマハハク	10	5	0.32	5	40	1.85	5	40	1.85	5	40	1.85	5	60	4.37 *	20	50	11.40 *	10	10	0.63	5	10	0.63										
アキノモ																																		
ササユ																																		





附表3-2 (3) 2009年4月調査の組成表 C:被度(%), H:最大自然高(cm), RD:相対優占度, \*:優占種

種名	Group1										Group2										
	Plot01	Plot02	Plot26	Plot40	Plot03	Plot22	Plot29	Plot07	Plot15	Plot17	Plot01	Plot02	Plot26	Plot40	Plot03	Plot22	Plot29	Plot07	Plot15	Plot17	
<b>常緑高木</b>																					
<i>Quercus myrsinifolia</i> Blume				10 28 3.47																	
<i>Eurya japonica</i> Thunb. var. <i>japonica</i>																					
<b>落葉低木</b>																					
<i>Pleiobolus argenteoviridis</i> (Rage) Nakai f. <i>guber</i> (Makino) Murata	100 53 34.25 *	100 37 42.02 *	80 38 43.10 *	100 33 37.48 *	100 32 39.67 *	50 22 28.00 *	30 18 27.23 *	80 35 36.77 *	10 36 14.81 *	20 30 8.67 *											
<i>Elaeagnus parviflora</i> Thunb.											1 13 0.66										
<i>Rubus pectinellus</i> Maxim.																					
<i>Ardisia crenata</i> Sims																					
<i>Camellia sinensis</i> (L.) Kuntze				5 8 0.45	5 8 0.50															5 36 2.60	
<i>Trachelogeranium asiaticum</i> (Siebold et Zucc.) Nakai				5 10 0.57																5 12 0.87	
<i>Hedera rhombica</i> (Miq.) Bean																					
<b>夏緑高木</b>																					
<i>Quercus acutissima</i> Carruth.																					
<i>Morus australis</i> Poir.	5 9.5 0.54	1 18 0.26	1 29 0.33	1 37 0.46	1 13 0.33	5 16 4.03	5 30 2.79	5 37 2.43	1 15 0.62	5 45 3.25											
<i>Taxodioidium trichocarpum</i> (Miq.) Kuntze	5 16 0.91																			5 19 1.37	
<i>Cleodendrum bicoloratum</i> Thunb.																					
<i>Quercus serrata</i> Murray																					
<i>Ardisia elata</i> (Miq.) Steem.																					
<i>Cerasus jamasakura</i> (Siebold ex Koidz.) H. Ohba																					
<i>Morus alba</i> L.																					
<i>Taxodioidium succedaneum</i> (L.) Kuntze																					
<i>Taxodioidium trichocarpum</i> (Miq.) Kuntze																					
<i>Albizia julibrissis</i> Durazz.																					
<b>夏緑低木</b>																					
<i>Rosa multiflora</i> Thunb.	30 60 11.63 *	5 32 1.82	10 35 4.96	5 59 3.35	5 62 3.84	10 18 4.58	5 22 5.55	10 45 8.36 *	5 33 2.17											5 12 0.87	
<i>Rubus hirsutus</i> Thunb.	20 25 3.23	10 12 1.36	5 15 1.06	5 30 1.70	5 14 0.87	10 22 5.60	5 18 1.67													1 35 0.51	
<i>Rubus parvifolius</i> L.																					
<i>Rubus palmatus</i> Thunb. var. <i>palmatus</i>	5 28 0.90			5 25 1.42	1 14 0.17	5 15 1.91														5 80 5.25	
<i>Eriobotrya ovifolia</i> Miq. var. <i>ovifolia</i>	1 28 0.18			5 22 1.25	5 47 2.91															10 35 5.06	
<i>Lespedeza cyathobotrya</i> Miq.					5 36 2.23																
<i>Rhus erecta</i> Thunb. var. <i>erecta</i>																					
<i>Hydrangea paniculata</i> Siebold																					
<i>Rhododendron keampferi</i> Planch. var. <i>keampferi</i>																					
<i>Lonicera japonica</i> Thunb.	5 100 3.23	10 54 6.13 *	30 21 8.93 *	10 100 11.36 *	5 16 0.99	5 31 3.95	20 22 22.19 *	10 50 9.29 *	10 33 4.33	5 37 7.61	20 33 9.54 *										
<i>Abebia trifoliata</i> (Thunb.) Koidz.				5 11 1.25	5 24 1.70	5 15 1.70	5 9 1.15	5 6 1.51	5 23 1.51	5 10 2.06	10 31 4.48										
<i>Smilax china</i> L.				5 26 1.48	5 18 1.02	5 34 4.33	5 22 1.36	5 16 1.49	1 32 0.42											1 16 0.23	
<i>Paederia foetida</i> L.				5 9.5 0.54	5 21 1.49	5 9 0.51	5 6 0.76	1 7 0.35													
<i>Abebia quinata</i> (Houtt.) Decne.				5 10 0.57	5 22 1.56	10 15 1.70	30 12 9.16 *														5 10 2.06
<i>Paederia lobata</i> (Willd.) Ohwi																					
<i>Calcestris obtusata</i> Thunb. var. <i>obtusata</i>				1 27 0.31	5 31 2.20																5 32 2.97
<i>Vitis ficifolia</i> Bunge				5 27 1.53																	5 17 1.58
<i>Taxodioidium orientale</i> Greene				5 9 0.51	5 12 0.68																5 8 0.74
<i>Ampelopsis glandulosa</i> (Wall.) Momiy. var. <i>heterophylla</i> (Thunb.) Momiy.																					
<i>Wisteria brachybotrys</i> Siebold et Zucc.																					
<i>Clematis apifolia</i> DC. var. <i>apifolia</i>				5 7 0.50																	
<b>多年生草本</b>																					
<i>Micranthus sinensis</i> Andersson	10 130 8.40 *	5 44 2.50																			
<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn subsp. <i>japonicum</i> (Nakai) A. et D. Löve																					
<i>Agrostis ebmeta</i> Trin. var. <i>nukabe</i> Ohwi	5 56 1.81																				
<i>Rumex japonicus</i> Houtt.				5 78 5.53	5 48 2.73	5 31 3.95	5 62 3.84	5 20 1.86	5 32 2.10	20 38 31.26 *	20 96 16.18 *										5 20 1.44
<i>Lamium album</i> L. var. <i>barbatum</i> (Siebold et Zucc.) Franch. et Sw.				5 45 3.19	5 100 5.68																
<i>Adenophora triphylla</i> (Thunb.) A. DC. var. <i>japonica</i> (Regel) H. Hara																					
<i>Bromus catharticus</i> Vahl				21 5 1.19																	
<i>Polygonatum falcatum</i> A. Gray																					
<i>Aster microcephalus</i> (Miq.) Franch. et Sw. var. <i>onabus</i> (Franch. et Sw.) Siojima et Makino	10 30 4.25	5 50 2.84	2 13 0.37	5 7 0.40	10 11 2.80																
<i>Cardocrinum cordatum</i> (Thunb.) Makino	40 22 9.99 *			10 35 3.98																	5 22 1.59
<i>Potentilla freyniana</i> Bornm.				5 9 0.64	5 16 0.91	5 27 1.53	5 40 2.48	10 25 4.64	5 95 3.61												5 10 0.72
<i>Rubia engyi</i> (H. Lév. et Vanioto) H. Hara ex Lauener et D. K. Ferguson	5 50 1.62			5 11 0.78	5 38 2.69	1 14 0.16		5 12 3.03	5 8 0.74	5 16 1.16											5 16 1.16
<i>Polygonatum odoratum</i> (Mill.) DuRoi var. <i>maximowiczii</i> (Nakai) H. Hara				5 11 0.78				5 17 2.16	5 43 3.99												
<i>Arenaria indica</i> Willd. var. <i>maximowiczii</i> (Nakai) H. Hara	5 34 1.10	5 22 1.25						5 16 1.49	10 19 2.75												10 19 2.75
<i>Cissampelos japonica</i> Klam.								10 16 4.07	10 17 3.16												10 16 2.31
<i>Disporum sessile</i> D. Don ex Schult. et Schult.	5 50 1.62			1 19 0.22	5 30 1.70			1 50 0.66													
<i>Escobaria catalinae</i> (Thunb.) A. Camus				5 40 2.27				5 30 2.79													
<i>Scilla albicarpa</i> L.	50 50 16.16 *							5 8 2.02													
<i>Clematis preclita</i> Miq.																					
<i>Chamaecrista</i> L.				5 25 1.77																	
<i>Viola japonica</i> A. Gray var. <i>japonica</i>				5 25 1.42				1 15 0.28													
<i>Stellaria aquatica</i> (L.) Scop.				5 15 0.85				5 11 1.02													
<i>Arenaria japonica</i> Bl.																					
<i>Boehmeria nivea</i> (L.) Gauch. var. <i>concolor</i> Makino f. <i>nipponiense</i> (Koidz.) Kitam. ex H. Ohba	5 7 0.23	30 34 11.58 *		10 30 3.41				5 47 2.91													
<i>Isoetes dentatum</i> (Thunb.) T. S. Gentry subsp. <i>orientatum</i>	1 46 0.52			5 25 1.55				5 20 1.86													
<i>Metastichis japonica</i> (Thunb.) Makino																					
	5 49 1.98			5 53 3.01																	
	10 47 3.04																				



附表 4-1 (1) 伐採前の組成表 C: 被度(%), H: 最大自然高(cm), RD: 相对優占度, \*: 優占種

種名	Group2			Group3			Group4																				
	Plot21	Plot27	Plot28	Plot34	Plot38	Plot39	Plot45	Plot49	Plot12	Plot8	Plot11	Plot10	Plot14	Plot16													
	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD												
<b>常緑高木</b>																											
シラカシ							1	25	0.73																		
ヒサカキ																											
<b>落葉低木</b>																											
ネツサ	10	20	4.37	50	25	16.12 *	20	8	2.81																		
ナツハシロダマ	5	40	4.37				10	13	3.77				10	22	3.52												
コハシユヱイチゴ				1	15	0.44				5	12	0.81															
マンリョウ							5	5	0.73	5	14	1.86	5	6	0.62												
チャノキ	10	9	1.13	25	15	4.84	5	17	1.49	5	15	1.02	5	10	1.14												
テイカカズラ				5	10	0.88				5	15	1.55															
キツツ													5	3	0.41												
<b>夏緑高木</b>																											
クヌギ	5	37	4.04	5	16	1.40	1	12	0.35	5	13	0.88	5	19	1.96	5	53	5.66									
ヤマブキ				1	30	0.53	1	20	0.53	5	22	1.49				5	21	2.36									
ヤマウルシ				1	18	0.52	1	40	1.06	5	22	1.49															
クサギ	1	12	0.26													5	18	1.92									
コナラ				5	25	2.19																					
カラシキ																											
ヤマザクラ							1	19	0.55																		
マツウ																											
ハゼノキ	1	35	0.76																								
ヤマウルシ																											
ネムノキ										1	10	0.14															
<b>夏緑低木</b>																											
ノイバラ				1	31	0.39	5	29	2.54	5	30	4.35	5	40	2.72	10	23	3.68	5	15	1.55						
クサギ	5	21	2.29	10	21	2.71	5	12	1.05	5	29	3.85	5	40	2.72	10	23	3.68	5	15	1.55						
カワノイシゴ	5	19	2.08	5	19	1.23	5	12	1.05	20	7	3.72	20	25	6.79	10	29	4.64	5	15	1.55						
カハヅミシイチゴ	1	8	0.17				5	22	2.92	5	22	2.92							5	15	1.60						
ツリハシ				10	18	2.32				1	22	0.64							5	15	1.60						
マルハナキ	5	18	1.97							10	21	6.09	1	23	0.61				5	20	2.25						
イヌビロ							1	38	1.10																		
ノリウツギ																											
ヤマウルシ																											
スイカズラ	20	30	13.11 *	5	30	1.93	5	30	2.63	5	30	4.35	5	29	3.85	5	40	2.72	10	23	3.68	5	15	1.55			
ミツバアケビ	5	20	2.18	10	15	1.93	10	22	3.86	5	7	1.02	10	38	5.16	10	33	5.28	10	45	8.99	5	30	3.37			
サトルイバラ	5	23	2.51	10	28	3.61	10	25	4.39	5	12	1.74	5	8	1.06	5	12	0.81	5	20	2.27	10	20	3.99			
ヘノコサズラ	5	15	1.64				5	9	0.79	5	12	1.74	5	8	1.06	5	12	0.81	5	20	2.27	10	20	3.99			
アケビ				5	10	0.63	5	11	0.97	10	9	2.61	1	13	0.35	5	5	0.52	5	4	0.40	5	4	0.40			
クズ																											
ツルオモトキ	5	42	4.59							1	38	1.10							1	17	0.34	5	8	1.12			
エビツル																			1	24	0.48						
ツタウルシ																			10	45	8.99	10	34	9.25			
ノドウ																			5	12	1.35	5	11	1.18			
ヤマブキ				5	20	1.29				5	9	1.31							5	30	3.37	5	39	5.45			
ホトタンツル																			5	12	1.35	1	10	0.28			
<b>多年生草本</b>																											
ススキ	10	55	12.02 *	20	40	14.04 *	5	32	4.64				5	36	3.72	10	44	9.89	5	40	4.27	5	39	5.31	10	24	6.71
ワラビ	5	41	4.48	5	25	2.19	5	16	2.12	5	16	2.12	5	29	3.00	5	23	2.30	5	40	4.27	5	39	5.31	5	38	5.31
スサキ				5	37	3.25	5	26	3.77	40	11	11.68 *	10	15	3.10	5	31	3.10	5	31	3.10	5	27	3.04	5	37	5.17
キンギョ				5	100	8.78 *	5	100	14.50 *	5	78	10.35 *	30	100	40.74 *	5	18	1.80	5	30	3.37	5	30	3.37	1	20	0.56
オドリコソウ				100	40	50.14 *				5	29	1.97	5	36	2.88												
ツリハシ	6	18	2.36				5	40	3.51				5	21	2.39	5	18	1.80	10	21	4.72	10	29	6.20	5	5	0.68
イヌユキ										5	54	7.83	5	17	1.76	5	23	2.30	5	22	2.47	5	6	0.64	5	11	1.54
ナルコユリ	20	34	14.86 *	10	52	6.71	5	11	0.97	5	16	1.40	5	13	1.30	5	13	1.30	5	22	2.47	5	27	2.88	5	9	1.26
ノコンギク	5	13	1.42	5	23	1.48	5	16	1.40	5	8	1.16	5	13	1.30	5	13	1.30	5	22	2.47	5	27	2.88	5	10	1.26
ウラボシ	10	11	2.40	5	17	1.07	10	9	1.58	5	29	4.21	10	32	4.35	5	6	0.68	5	6	0.68	5	5	0.68	5	5	0.68
ミツバツチドリ				20	38	13.34 *																					
アカネ				10	26	3.26	5	15	1.32	5	15	2.18	5	4	0.41	5	4	0.41	5	8	0.90	5	8	0.90	5	5	0.68
アマドコロ	1	16	0.35	5	35	2.19	5	15	1.32	5	8	0.70	5	16	1.28	1	9	0.19	10	13	2.92	5	5	0.68	5	10	1.40
ヨモギ																			5	20	2.72	5	20	2.72	5	5	0.68
ホウチヤクソウ																			1	19	0.38	5	5	0.68	5	5	0.68
アブラハスギ																			1	9	0.31	5	5	0.68	5	5	0.68
セイヨウアザミ	5	14	1.53							5	13	1.73	5	20	1.36	5	20	1.36	5	20	1.36	5	20	1.36	5	20	1.36
コバノタンツル																			5	20	1.36	5	20	1.36	5	20	1.36
カタバミ	5	27	1.69	10	13	2.28	5	17	2.47	5	5	0.34	5	5	0.34	5	5	0.34	5	5	0.34	5	5	0.34	5	5	0.34
タチツボスミレ	5	6	0.36	5	13	1.14	5	11	1.60	5	11	1.60	5	12	0.81	5	12	0.81	5	12	0.81	5	12	0.81	5	12	0.81
ウツクシ	5	18	1.13																								
ヤマシロソウ	5	80	5.01																								
カラムシ																											
ニガナ																											
ガガイモ	5	8	0.87				5	26	2.28				10	18	4.78	5	12	0.81	5	12	0.81	5	12	0.81	5	12	0.81



附表 4 - 1 (3) 伐採前の組成表 C: 被度(%), H: 最大自然高 (cm), RD: 相対優占度, \*: 優占種

種名	Ground														
	Plot6			Plot25			Plot13			Plot8					
	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD			
<b>常緑高木</b>															
シラカシ				5	75	3.63				1	32	0.42			
ヒサカキ															
<b>落葉低木</b>															
ネツサ	90	26	49.84 *	80	72	54.16 *	30	20	49.79 *	80	50	55.99 *			
ナツツバキ															
コハナフエイチゴ				5	20	0.94									
マンリヨウ															
チャノキ															
テイカカズラ				5	32	1.50				20	5	1.32			
キツツ															
<b>夏緑高木</b>															
クヌギ	5	35	3.73				1	15	1.24				1	52	0.69
ヤマウルシ															
クサキ				5	25	1.18				5	16	1.06			
コナラ															
スラバキ				1	25	0.24									
ヤマザシラ				5	30	1.41									
マツウ															
ハゼノキ															
ヤマウルシ															
ネムノキ															
<b>夏緑低木</b>															
ノイバラ	5	21	2.24	20	70	13.16				10	32	4.24			
クサイチゴ				5	14	0.66									
ナツツバキ				5	18	0.85				10	52	6.89			
ナカハヒミシイチゴ				5	15	1.60									
ツリハチ				5	22	1.03	1	12	1.00						
マルバハギ				5	37	3.94									
イヌビロ															
イリウツギ				5	50	2.35									
ヤマウルシ															
スライカズラ	20	20	8.52	20	25	4.70	1	7	0.58						
ミツバアケビ	20	27	11.50	5	36	1.69	5	5	2.07	5	7	0.46			
サルトリイバラ				10	28	2.63	1	25	2.07	5	18	1.19			
ヘクソクズラ	5	10	1.06	10	26	2.44	1	3	0.25	5	17	1.13			
アケビ															
クヌ				5	30	1.41									
ツルウメトドモ															
エビツル															
ツタウルシ															
ノドウ															
ヤマアジ															
ホトタンツル															
<b>多年生草本</b>															
ススキ	5	30	3.19				5	30	12.45	10	42	5.56			
ワラビ	5	32	3.41				5	26	10.79	20	95	14.57			
スサキ	5	32	3.41	5	38	1.79	1	11	0.91	5	22	1.46			
キンギョソウ															
オドリコソウ															
ツリハチ							5	23	9.54	5	20	1.32			
イヌムギ															
ナルコユリ															
ノコンギク															
ウツクシ				5	31	1.46									
ミツバツチドリ							5	7	2.90						
アカネ							1	33	2.74						
アマドコロ										5	20	1.32			
ヨモギ										10	10	1.32			
オニツバキ										1	12	0.16			
ホウチャクソウ															
アブラハミ															
セイヨウアザミ										5	30	1.99			
コバノハダツル															
カタバミ							1	7	0.58						
タチツバキ				5	10	0.47	1	3	0.25	5	5	0.35			
ウツクシ															
マムシソウ															
カラマツ															
ニガナ															
カガイモ				5	40	1.88									

附表 4 - 1 (4) 伐採前の組成表 C : 被度(%), H : 最大自然高 (cm), RD : 相対優占度, \* : 優占種

種名	Plot05			Plot13			Plot18		
	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD
ワレモコウ									
ヒヨドリバナ							5	15	0.99
イガサ	5	22	2.34						
アカネミシレ							5	5	0.33
オオミソサ				5	8	0.38			
ジャノヒゲ	5	18	1.92	1	14	1.16			
キツネノボタン									
スサキ									
ヒメウス				1	8	0.66			
タツミンク									
ロクオンソウ									
マルバヌミレ									
ハナウド									
カンサゲ									
キンラン									
ケマルバヌミレ							1	4	0.05
ミツバ									
ノビル									
ササハヒヨドリ									
セントウソク									
ゼンマイ									
ニガサ									
シバサゲ									
ヤマハシカ									
フタトアサキ	5	16	1.70						
キブツシバリ									
イヌアワ									
ノリタシ									
ムラサキカハミ									
シオチ									
ハイメドリハキ									
ヤマノイモ									
ヘビイチゴ									
キバナカラマツバ				5	3	0.14			
キランソウ									
ツルニンジン							1	14	0.19
マツカゼソウ									
オカトラノオ									
カササゲ									
オオハナワラビ									
ノオトメ									
ミヤマヌミレ									
スゲ属 Sp.									
<b>一年生草本</b>									
ヤエムグラ									
ノニガサ	5	15	1.60	1	8	0.66			
ムラサキケマン									
オニヂビコ									
ハルジオン									
ヒナキキョウソク									
オオイヌノフグリ				1	4	0.33			
アキノノゲシ									
オオアレチノギク									
ハコベ									
カラスノエンドウ									
タマガキソウ									
オオアザミ									
カササゲ									

附表 4 - 1 (1) 伐採前の組成表 C: 被度(%), H: 最大自然高 (cm), RD: 相対優占度, \*: 優占種

採前種名	G-G-Qa 1		G-G-Qa 2		G-G-Qa 3		G-G-Qa 4		G-Qa-Qa 1		G-Qa-Qa 2		G-Qa-Qa 3		G-Qa-Qa 4		C-C-Qa									
	C	H	C	H	C	H	C	H	C	H	C	H	C	H	C	H	C	H								
<b>常緑高木</b>																										
<i>Daphniphyllum kishimami</i> Zoll. ex Kurz	1	16	0.50																							
<i>Litsea coreana</i> H.Lév.																										
<b>落葉低木</b>																										
<i>Pinobolus argentostriatus</i> (Regel) Nakai f. <i>globosus</i> (Makino) Murata	40	64	80.23 *	75	45	79.24 *	30	30	47.02 *	100	50	33.30 *	90	50	53.46 *	60	38	52.99 *	20	15	2.97 *					
<i>Lonicera japonica</i> Thunb.	5	13	2.04	1	27	0.63																				
<i>Fraxinus japonica</i> (Siebold et Zucc.) Nakai	1	8	0.25																							
<i>Cornus sinensis</i> (L.) Kuntze																										
<i>Rubus buergeri</i> Miq.																										
<i>Elaeagnus pungens</i> Thunb.																										
<i>Piper kadsura</i> (Choisy) Ohwi																										
<i>Mussa japonica</i> (Thunb.) Moritz et Zoll.																										
<i>Hedera rhombica</i> (Miq.) Bran																										
<i>Ardisia crenata</i> Sims																										
<i>Stauroneia heterophylla</i> (Thunb.) Decne.																										
<b>夏緑高木</b>																										
<i>Quercus acutissima</i> Carruth.																										
<i>Toxicodendron trichocarpum</i> (Miq.) Kuntze																										
<i>Morus australis</i> Poir.	1	50	1.57																							
<i>Lindera erythrocarpus</i> Makino	1	21	0.66																							
<i>Abutilon julibrissin</i> Durazz.																										
<i>Sapindus mukeressii</i> Gaertn.																										
<b>夏緑低木</b>																										
<i>Paeonia officinalis</i> L.	1	12	0.38	1	27	0.63	1	50	0.45																	
<i>Rosa multiflora</i> Thunb.	2	60	3.76	1	23	0.54																				
<i>Akebia trifoliata</i> (Thunb.) Koidz.	5	12	1.88	1	13	0.31																				
<i>Smilax china</i> L.																										
<i>Rubus hirsutus</i> Thunb.																										
<i>Akebia quinata</i> (Houtt.) Decne.																										
<i>Rubus parvifolius</i> L.																										
<i>Pueraria lobata</i> (Willd.) Ohwi																										
<i>Rubus palmatus</i> Thunb. var. <i>palmatus</i>																										
<i>Vitis ficifolia</i> Bunge																										
<i>Hydrangea paniculata</i> Siebold																										
<i>Toxicodendron orientale</i> Greene																										
<i>Clematis japonica</i> DC. var. <i>apollinea</i>																										
<i>Zanthoxylum piperitum</i> (L.) DC.																										
<i>Amelopsylon glandulosa</i> (Willd.) Momiy. var. <i>heterophylla</i> (Thunb.) Momiy.																										
<i>Ficus erecta</i> Thunb. var. <i>erecta</i>																										
<i>Lonicera coreana</i> Maxim.																										
<i>Parthenocissus tricuspidata</i> (Siebold et Zucc.) Planch.																										
<b>多年生草本</b>																										
<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn subsp. <i>japonicum</i> (Nakai) A. et D.Löve	1	32	1.00	2	43	2.02	1	72	0.64	5	70	18.29 *	5	10	0.59	2	65	3.02	10	20	1.98 *					
<i>Oplismenus undulatifolius</i> (Ard.) Horn. et Schult.																										
<i>Miscanthus sinensis</i> Andersson	1	52	1.63	1	70	1.64	3	71	11.13 *	30	80	16.05 *	5	40	2.38	1	60	1.02	3	10	0.70					
<i>Dioscorea batata</i> Makino	1	12	0.38	1	9	0.21	1	39	0.35																	
<i>Trichosanthes cucurbitoides</i> (Ser.) Maxim. ex Franch. et Siv.																										
<i>Dioscorea japonica</i> Thunb.																										
<i>Hydrocotyle pedunculata</i> (DC.) H.Ohashi & R.R.Mill. subsp. <i>pedunculata</i>																										
<i>Vallis spiralis</i> Miq.																										
<i>Adiantum dilatatum</i> Blume var. <i>japonica</i> Miq.																										
<i>Ophioglosson japonicum</i> (Thunb.) Kze. Oakes																										
<i>Polygonum persicaria</i> L. subsp. <i>zyrencaus</i> (Poulet ex Lapey.) Akeroyd																										
<i>Polygonum persicaria</i> f. <i>perfoliatum</i> Franch. et Siv.																										
<i>Dioscorea indica</i> Willd. var. <i>maximowiczii</i> (Nakai) Hiro	1	26	0.81																							
<i>Carex</i> sp.	1	7	0.22																							
<i>Adiantum triphyllum</i> (Thunb.) A.D.C. var. <i>japonicum</i> (Regel) Hiro																										
<i>Solidago albilisima</i> L.																										
<i>Asteraceae</i> sp.																										
<i>Singhaeria officinalis</i> L.																										
<i>Eleocharis acicularis</i> (Thunb.) A.Camus																										
<i>Hypochaeris erecta</i> Thunb.																										
<i>Vincetoxicum amplexicaule</i> Siebold et Zucc.																										
<i>Solidago virgaurea</i> L. subsp. <i>asiatica</i> (Nakai ex H.Hara) Kitam. ex H.Hara																										
<i>Campanula maxoniana</i> (Honda) Makino																										
<i>Metastelma japonica</i> (Thunb.) Makino																										
<i>Isodon inflexus</i> (Thunb.) Kudô																										
<i>Osmunda japonica</i> Thunb.																										
<i>Glechoma hederacea</i> L. subsp. <i>grandis</i> (A.Gray) H.Hara																										
<i>Lophatherum gracile</i> Brongn.																										
<i>Clematis terniflora</i> DC.																										
<i>Banana japonica</i> (Thunb.) Schult. et Schult.f.																										
<i>Sonchus oleraceus</i> (DC.) Makino																										
<i>Borrichium japonicum</i> (Pant.) Urdem.																										
<i>Rubus argyri</i> (H.Lév. et Vainot) Hiro ex Laumer et D.K.Fujisawa																										





附表 4 - 2 (1) 伐採後の組成表 C: 被度(%), H: 最大自然高(cm), RD: 相対優占度, \*: 優占種

伐採後	種名	G-G-Qa 1			G-G-Qa 2			G-G-Qa 3			G-Qa-Qa 1			G-Qa-Qa 2			G-Qa-Qa 3			G-Qa-Qa 4			C-Qa-Qa			C-C-Qa					
		C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD			
常緑広葉樹	<i>Phacelias argenteopetalus</i> (Regel) Nakai f. <i>glaberr</i> (Makino) Murata	10	25	2.20	4	21	3.86	30	33	6.88	50	30	43.37 *	5	15	15.09 *	5	20	0.99	1	5	0.06	1	3	0.12	1	21	0.77			
	<i>Lonicera japonica</i> Thunb.	5	11	2.53	1	15	0.69	1	21	0.15	1	18	0.41	1	6	1.21	1	18	0.18	1	7	0.29	1	7	0.29	1	34	1.25			
	<i>Fraxinus japonica</i> (Sieber) Nakai var. <i>intermedia</i> Nakai	1	16	0.14	1	15	0.69	1	7	0.32	1	18	0.41	1	15	3.02	1	50	0.99	2	65	5.36 *	2	20	1.65	1	17	0.63			
	<i>Albizia julibrissis</i> Durazz.																														
	<i>Cercis acuminata</i> Churuth.																														
	<i>Aralia elata</i> Sieber																														
	<i>Rhus sargentii</i> (Lindl.)																														
	<i>Rhus trichocarpa</i> Miq.																														
	<i>Passerina scorodoria</i> Merrill var. <i>major</i> Hata																														
	<i>Podocarpus nagi</i> (L.) Koidz.																														
夏緑広葉樹	<i>Albizia julibrissis</i> Durazz.	1	8	0.07	1	8	0.07	1	37	1.13	1	9	0.29	2	8	3.62	2	40	0.79	1	8	0.10	1	11	0.45	3	16	1.77			
	<i>Rhus sargentii</i> (Lindl.)	1	20	0.18	1	12	0.45	1	18	0.13	3	9	0.78	1	9	1.81	1	40	3.96	10	40	3.96	2	20	1.65	2	65	5.36 *			
	<i>Cercidiphyllum japonicum</i> Thunb.	3	31	0.82	2	20	1.84	1	18	0.13	3	9	0.78	1	9	1.81	1	10	2.01	1	21	0.25	2	65	5.36 *	8	80	23.62 *			
	<i>Zanthoxylum piperatum</i> DC.	1	12	0.11	1	15	0.69	1	42	0.29	1	10	0.29	1	10	2.01	1	10	2.01	1	10	2.01	1	10	2.01	1	10	2.01	1	10	2.01
	<i>Mallotus japonicus</i> Muell.-Arg.																														
	<i>Passerina lobata</i> Ohwi																														
	<i>Smilax china</i> Linn.																														
	<i>Rubus parvifolius</i> Linn.																														
	<i>Rubus parvifolius</i> Linn.																														
	<i>Rubus parvifolius</i> Linn.																														
<i>Rubus parvifolius</i> Linn.																															
多年生草本	<i>Miscanthus sinensis</i> Anders.	40	160	55.37 *	1	112	5.15 *	90	148	87.62 *	5	110	15.99 *	5	20	20.12 *	40	130	51.44 *	40	157	76.03 *	5	56	11.55 *	8	35	10.33 *			
	<i>Pennisetum aquaticum</i> Kun var. <i>latiusculum</i> Ueda	40	80	28.17 *	2	20	1.17	3	96	1.17	3	32	3.47	5	32	32.19 *	5	74	36.60 *	4	32	1.35	2	40	3.36 *	30	32	24.4 *			
	<i>Cyperus tenuiflorus</i> (Vahl) Nees et Schult. var. <i>undulatifolius</i>	8	105	7.40	2	61	5.61 *	1	18	0.13	1	40	0.92	1	9	1.01	1	40	0.92	1	32	1.32	1	32	1.32	8	18	5.31			
	<i>Chrysanthemum indicum</i> L.	1	43	0.38	1	45	2.07 *	10	60	17.35 *	1	7	1.41	1	7	1.41	1	16	0.16	1	16	0.16	6	8	0.58	5	12	2.47			
	<i>Chrysanthemum indicum</i> L.	1	4	0.04	2	24	2.21	1	4	0.18	1	3	0.02	1	15	3.02	1	73	0.72	1	6	0.07	30	32	11.62 *	1	15	0.62			
	<i>Viola japonica</i> A. Gray	2	34	0.60	1	17	0.15	1	37	0.26	1	19	0.44	1	4	0.80	1	73	0.72	1	6	0.07	30	32	11.62 *	1	15	0.62			
	<i>Dioscorea tenuifolia</i> Franch. et Sav.	5	13	0.57	15	11	7.59 *	1	24	0.17	1	19	0.44	1	4	0.80	1	73	0.72	1	6	0.07	30	32	11.62 *	1	15	0.62			
	<i>Trichosanthes cucumerifolia</i> Maxim.	1	35	0.31	1	35	0.31	3	15	0.31	1	24	0.17	1	30	6.04 *	1	30	6.04 *	1	30	6.04 *	7	9	0.76	1	9	0.37			
	<i>Dioscorea tokoro</i> Makino	4	14	0.49	1	15	0.45	1	15	0.15	4	22	2.54	3	30	6.04 *	1	30	6.04 *	3	30	6.04 *	7	9	0.76	1	9	0.37			
	<i>Stellaria vaginosa</i> Linn. var. <i>asiatica</i> Nakai	1	30	0.26	1	30	0.26	1	22	0.15	1	18	0.41	1	18	0.41	1	18	0.41	1	18	0.41	3	30	0.89	2	45	1.09			
<i>Stellaria vaginosa</i> Linn. var. <i>asiatica</i> Nakai	1	30	0.26	1	30	0.26	1	22	0.15	1	18	0.41	1	18	0.41	1	18	0.41	1	18	0.41	3	30	0.89	2	45	1.09				
一年生草本	<i>Achillea japonica</i> Nakai	1	30	0.26	1	30	0.26	1	22	0.15	1	18	0.41	1	18	0.41	1	18	0.41	1	18	0.41	3	30	0.89	2	45	1.09			
	<i>Achillea japonica</i> Nakai	1	30	0.26	1	30	0.26	1	22	0.15	1	18	0.41	1	18	0.41	1	18	0.41	1	18	0.41	3	30	0.89	2	45	1.09			
	<i>Achillea japonica</i> Nakai	1	30	0.26	1	30	0.26	1	22	0.15	1	18	0.41	1	18	0.41	1	18	0.41	1	18	0.41	3	30	0.89	2	45	1.09			
	<i>Achillea japonica</i> Nakai	1	30	0.26	1	30	0.26	1	22	0.15	1	18	0.41	1	18	0.41	1	18	0.41	1	18	0.41	3	30	0.89	2	45	1.09			
	<i>Achillea japonica</i> Nakai	1	30	0.26	1	30	0.26	1	22	0.15	1	18	0.41	1	18	0.41	1	18	0.41	1	18	0.41	3	30	0.89	2	45	1.09			
	<i>Achillea japonica</i> Nakai	1	30	0.26	1	30	0.26	1	22	0.15	1	18	0.41	1	18	0.41	1	18	0.41	1	18	0.41	3	30	0.89	2	45	1.09			
	<i>Achillea japonica</i> Nakai	1	30	0.26	1	30	0.26	1	22	0.15	1	18	0.41	1	18	0.41	1	18	0.41	1	18	0.41	3	30	0.89	2	45	1.09			
	<i>Achillea japonica</i> Nakai	1	30	0.26	1	30	0.26	1	22	0.15	1	18	0.41	1	18	0.41	1	18	0.41	1	18	0.41	3	30	0.89	2	45	1.09			
	<i>Achillea japonica</i> Nakai	1	30	0.26	1	30	0.26	1	22	0.15	1	18	0.41	1	18	0.41	1	18	0.41	1	18	0.41	3	30	0.89	2	45	1.09			
	<i>Achillea japonica</i> Nakai	1	30	0.26	1	30	0.26	1	22	0.15	1	18	0.41	1	18	0.41	1	18	0.41	1	18	0.41	3	30	0.89	2	45	1.09			
<i>Achillea japonica</i> Nakai	1	30	0.26	1	30	0.26	1	22	0.15	1	18	0.41	1	18	0.41	1	18	0.41	1	18	0.41	3	30	0.89	2	45	1.09				









附表5 (4) 多様な成長段階のクスギ林の組成表 C: 被度(%), H: 最大自然高(cm), RD: 相対優占度, \*: 優占種

種名	Group 1			Group 2			Group 3			Group 4			Group 5			Group 6			Group 7											
	IM-01	NG-02	FR-07	HM-03	IM-09	FR-20	HS-01	HS-11	FR-10	HM-07	TK-04	HS-13	FR-29	TK-14	HS-09	TK-07														
	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD						
ヤマノイモ	1	7	0.05				1	10	1.03				1	15	1.56	1	4	0.33				1	5	2.31						
セイタカアワダチソウ							1	4	0.41																					
トウチヤクソウ							1	43	4.45 *																					
ヤマハシカ										1	12	1.31																		
アカネ							1	3	0.31																					
カニクサ							1	9	0.93																					
ツリガネニンジン										1	10	0.59																		
アキノキリンソウ	1	65	0.45	1	78	1.97				2	29	3.43	1	61	1.52							1	17	1.77	1	10	6.33			
スゲ属 Sp.				1	18	0.45																								
ジャノヒゲ							1	11	1.14																					
セイヨウタンポポ																														
ヨモギ							1	10	1.03													1	18	1.88	1	35	2.89 *			
ノコンギク							10	6	6.20 *													1	12	1.25	3	7	1.74			
ギンネン																														
タヌキアシ	1	3	0.02																											
オキリスク							1	9	0.93																					
イラクサ																														
マルバスマミレ																														
ノアザミ							1	14	0.35																					
オオハジワラビ													1	2	0.22															
ササユ																														
メギブマオ																														
アブラン																														
カサネ																														
ワレモコウ																														
ウバユリ	1	22	0.15																											
アキノタムラソウ																														
サクラスマミレ																														
カキトネ																														
オシダ																														
クサコアザミ																														
アブミヨウブ																														
センニンソウ																														
ヒヨドリジョウゴ																														
ハエドクソウ																														
ナルコユリ																														
アブニンジン																														
カラムシ							1	13	1.34																					
イワカキ																														
ミツバツタドリ																														
ヒヨドリバナ																														
オカトラノオ																														
ツルギ																														
カタバミ							1	40	4.14 *																					
アマドコロ							1	5	0.52																					
ササバヒヨドリ																														
ヨメナ	1	110	0.76																											
メギサキ																														
オトメグサ																														
アレチスズシトハギ																														
ロウソク																														
アトスミレ																														
オトギリソウ																														
オオアブラナス																														
ヒカゲイノコ																														
スズシロソウ																														
<b>一年生草本</b>																														
ツルマメ	1	35	0.24																											
タンポポク																														
ツユクサ																														
アレチノギク																														
キツネノマゴ																														
ヒメイサギ																														
ヌカキ																														











附表5 (9) 多様な成長段階のクヌギ林の組成表 C:被度(%), H:最大自然高(cm), RD:相対優占度, \*:優占種

種名	Group 4																		
	FR-31			HS-02			HS-15			IW-02			NG-01			TK-10			
	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD	
<b>常緑高木</b>																			
ヒサカキ																			
カユノキ																			
シラカン																			
ヒメユズリハ																			
<b>常緑低木</b>																			
ネササ	70	26	66.54 *	30	25	61.88 *	70	64	63.64 *	70	110	68.83 *	65	52	51.53 *	5	100	40.39 *	
タイカガズラ	1	5	0.18	1	11	0.91				1	16	0.14							
キツタ				1	8	0.66													
ヤブコカシ																			
センリョウ																			
カワシログミ																			
チャノキ																			
イズセンリョウ																			
コバノアユイナゴ																			
カラタチハナ																			
アユイナゴ																			
イヌツゲ																			
サネカズラ							1	25	0.36	1	10	0.09	1	8	0.07				
ムベ																			
<b>夏緑高木</b>																			
ヤマグワ				1	12	0.99	2	72	2.05	1	100	0.89	1	23	0.35	1	18	0.27	
ネムノキ	1	80	2.93																
クヌギ																			
クサギ				1	10	0.83													
コナラ							1	20	0.18										
ヤマウルシ							1	19	0.17										
カエデ属Sp.							1	5	0.04										
ミズキ							1	47	0.67										
ニワトコ																			
タラノキ																			
カタケキノキ																			
コンズイ																			
<b>夏緑低木</b>																			
ヘクソカズラ	2	10	0.73	1	9	0.74	1	15	0.21	1	60	0.54	1	20	0.30	2	9	1.45	
クサヤナギ	5	35	6.40	1	6	0.50				1	27	0.24							
ミツハツケビ	1	7	0.26	1	7	0.58	3	14	0.60	2	52	1.48				1	7	0.57	
カガヒモジイナゴ																			
ノイハラ	2	27	1.97	1	54	4.46													
スイカズラ	2	20	1.46	1	42	3.47													
ナツシロイナゴ	1	11	0.40																
クズ	3	16	1.76	2	10	1.65	3	36	1.53	2	69	1.23				1	10	0.81	
サルトリイバラ							5	28	1.99	1	50	0.45				3	52	12.60	
班タンツル																1	9	0.73	
アケビ				1	8	0.66													
マルバハギ																			
ウメトドモ																			
カマツカ																			
サンショウ																			
ニガイヤナギ																			
アケボノソウ																			
イヌビワ																			
コバノガマズミ																			
ムクノキ																			
ヤマアザミ																			
ハナイカダ																			
ヤマアザミ																			
ツタ																			
ノブドウ				1	15	1.24				1	16	0.14							
ヤマアザミ				1	9	0.74													
エビノミ																			
<b>多年生草本</b>																			
ススキ	2	50	3.66	1	40	3.30	5	105	7.46	20	130	23.24 *	30	90	41.16 *				
ワラビ				1	44	3.63	2	60	1.70	1	64	0.57	2	63	1.92				
チヂミザサ				1	31	1.13	1	4	0.33	3	18	0.77	3	11	0.29	1	8	0.65	
マルバヌスビトハギ				1	85	3.11							1	94	1.43				
ホトトコ				1	21	1.73	1	21	0.30	1	32	0.29	1	71	1.08				
ヒメトコ				1	9	0.74	1	44	0.63	1	80	0.72				5	100	40.39 *	
カラスツル																			

附表5 (10) 多様な成長段階のクヌギ林の組成表 C: 被度(%), H: 最大自然高(cm), RD: 相对優占度, \*: 優占種

種名	Group 4																	
	FR-31			HS-02			HS-15			IW-02			NG-01			TKc-10		
	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD
ヤマノイモ																		
セイタカアワダチソウ																		
トウチヤクソウ																		
ヤマハコ																		
アカネ																		
カニクサ																		
ツリガネニンジン																		
アキノキリンソウ																		
スゲ属 Sp.																		
ジャノヒゲ																		
セイヨウタンポポ																		
ヨモギ																		
ノコンキク																		
ギンネン																		
タチツボスミレ																		
カキリスゲ																		
イラクサ																		
マルバスマシ																		
ノアザミ																		
オオハコワラビ																		
ササユ																		
メヤブマオ																		
ヤブラン																		
カガイモ																		
ワレモコウ																		
ウバユリ																		
アキノタムラソウ																		
サクラスミレ																		
カキトネ																		
オンダ																		
クサコアケ																		
アブミヨウ																		
センニンソウ																		
ヒヨドリジョウゴ																		
ハエドクソウ																		
ナルコユリ																		
ヤブニンジン																		
カラムシ																		
イカリヤク																		
ミツバツタドリ																		
ヒヨドリバナ																		
オカトラノオ																		
ツルギ																		
カタバミ																		
アマドコロ																		
サカハヒヨドリ																		
ヨメナ																		
メギササ																		
オトメグサ																		
アレチスズシトハギ																		
ロウソクソウ																		
アトスミレ																		
オトギリソウ																		
オオアブラハス																		
ヒカゲイノコ																		
スズシロソウ																		
<b>一年生草本</b>																		
ウルマ																		
タントテウキ																		
ツユクサ																		
アレチノギク																		
キツネノマゴ																		
ヒメイヌビエ																		
ヌカキ																		

附表6 (1) 豚放牧区と対照区の組成表 C:被度(%), H:最大自然高(cm), RD:相对優占度, \*:優占種

種名	放牧区												対照区																										
	Y1			Y2			Y3			Y4			Y5			Y6			P115			P80			P92			P114											
	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD	C	H	RD						
<b>常緑低木</b>																																							
ネササ																																							
フェイチャゴ	1	10	0.53	1	9	0.48	1	16	4.13	1	16	4.13	100	180	97.93 *	30	30	47.02 *	60	38	52.99 *	25	20	65.62 *															
<b>夏緑高木</b>																																							
ヤマグワ	2	70	2.27	5	52	13.76 *	2	38	6.48	2	31	16.02 *	5	77	6.67 *	2	38	3.97	1	26	0.60	1	24	3.15															
タラノキ	1	33	0.54	1	21	1.11	1	57	4.86	1	6	1.55	1	29	0.50	1	15	0.35	1	15	0.35	1	12	1.57															
ヌルデ	1	10	0.53	1	10	0.53	1	15	1.28	1	6	1.55	1	29	0.50	1	15	0.35	1	15	0.35	1	12	1.57															
ヤマウルシ																																							
クヌギ																																							
ネムノキ																																							
<b>夏緑低木</b>																																							
アカメカシワ																																							
クサイチゴ	5	48	3.90	5	25	6.61 *	2	77	13.14 *	2	34	17.57 *	1	52	0.90	2	16	0.84	13	62	18.73 *	1	4	0.52															
クサイチゴ																																							
クサイチゴ																																							
イヌビワ																																							
ノイバラ																																							
カウシロイチゴ																																							
ヘクソカズラ																																							
アケビ																																							
スイカズラ																																							
ミツバアケビ																																							
ツタ																																							
カルトリエイバラ																																							
エヒツル																																							
クズ																																							
<b>多年生草本</b>																																							
スライバ	20	190	61.71 *	4	64	13.54 *	4	64	13.54 *	1	77	19.90 *	9	162	25.27 *	1	17	0.20	5	70	18.29 *	2	65	3.02															
ウルナスビ	2	30	0.97	3	27	4.29 *	3	42	10.75 *	1	17	0.90 *	9	162	25.27 *	1	17	0.20	5	70	18.29 *	2	65	3.02															
ノアザミ	1	70	1.14	1	10	0.53	3	42	10.75 *	1	17	0.90 *	9	162	25.27 *	1	17	0.20	5	70	18.29 *	2	65	3.02															
ワラビ	3	40	1.95	3	40	1.95	3	42	10.75 *	1	17	0.90 *	9	162	25.27 *	1	17	0.20	5	70	18.29 *	2	65	3.02															
カラスクリ	5	5	0.41	2	5	0.53	2	5	0.53	4	4	4.13	5	5	0.43	2	5	0.12	2	5	0.12	4	11	5.77															
スミレ	1	5	0.08	1	8	0.42	1	2	0.17	1	6	1.55	5	5	0.43	1	6	0.07	1	10	0.52	2	13	0.60	1	12	1.57												
イネ科 sp.																																							
オニドリコ	1	90	1.46	1	10	0.53	1	10	0.53	1	5	1.29	1	10	0.17	1	10	0.17	1	10	0.52	1	6	0.14	1	13	1.71												
マルバヌスビトハギ																																							
オトギリソウ																																							
セイヨウタンポポ																																							
キンギン	1	30	0.49	1	18	0.95	1	18	0.95	1	5	1.29	3	13	0.68	3	13	0.68	3	71	11.13 *	10	72	16.73 *	1	32	4.20												
ススキ																																							
ミツバツネグサ																																							
チヂミザサ																																							
ヒメドリコ																																							
マルバヌスビ	1	5	0.08	1	1	0.05	1	5	0.08	1	5	1.29	3	13	0.68	3	13	0.68	3	71	11.13 *	10	72	16.73 *	1	32	4.20												
ヨモギ																																							
カガイモ																																							
ワレモコウ																																							
不明種 (飼料作物)																																							
<b>一年生草本</b>																																							
ヨウシュキヤゴゴウ	10	110	17.86 *	5	41	10.85 *	8	77	52.56 *	2	25	12.92 *	1	68	1.18	1	68	1.18	5	72	4.23	2	10	2.62															
ツクサ	10	40	6.50	10	32	16.93 *	3	22	5.63	2	25	12.92 *	2	25	12.92 *	2	28	0.97	8	40	3.76	8	40	3.76	2	10	2.62												
ヌカキ																																							
ノイヌビエ	1	40	0.65	1	80	4.23 *	1	120	6.35 *	1	45	11.63 *	1	63	1.09	1	63	1.09	1	40	0.47	1	40	0.47	1	24	3.15												
タントボロギク	2	65	6.88 *	2	65	6.88 *	2	20	3.41	1	45	11.63 *	4	160	11.09 *	4	160	11.09 *	5	48	2.82	5	48	2.82	1	108	14.17												
コメヒシバ	2	40	4.23 *	2	40	4.23 *	2	20	3.41	1	45	11.63 *	1	110	1.91	1	110	1.91	5	48	2.82	5	48	2.82	1	108	14.17												
ベニバナボロギク	1	96	5.08 *	1	96	5.08 *	1	96	5.08 *	1	8	2.07	1	110	1.91	1	110	1.91	5	48	2.82	5	48	2.82	1	108	14.17												
コメカヤツリ																																							
ノコギリ																																							
オオアレチノギク	1	30	1.59	1	30	1.59	1	30	1.59	1	8	2.07	1	110	1.91	1	110	1.91	5	48	2.82	5	48	2.82	1	108	14.17												
イヌタバ																																							
ハハコグサ																																							
オランダミミナグサ																																							
エノコログサ																																							



