

博士論文

異なる遷移段階を構成する多樹種の混植による
自然配植が形成する群落構造と林内光環境

Stand Structure and Light Environment Established by

Planting Different Seral Stage Seedlings: the Natural Planting Method

京都府立大学大学院 生命環境科学研究科 環境科学専攻

寫田 知帆

SHIMADA Chiho

2017年12月

目次

第 1 章 序論	1
1.1 森林再生の必要性	1
1.2 森林再生技術の歴史と課題	2
1.3 自然配植とは	3
1.3.1 植栽樹種の選定	4
1.3.2 苗木の配置	8
1.4 研究目的	13
1.5 論文構成	14
第 2 章 自然配植が形成する初期群落の生育状況及び他の植栽パターンとの違い ...	23
2.1 自然配植が形成する初期群落の生育状況	23
2.1.1 方法	23
2.1.2 結果	26
2.1.3 考察	28
2.2 自然配植と他の植栽パターンとの生育状況の違い	43
2.2.1 方法	43
2.2.2 結果と考察	46
第 3 章 施工後 20～25 年で自然配植と播種工が形成する群落構造と林内光環境の 違い	62
3.1 研究対象地	62
3.1.1 自然配植が導入された法面	63
3.1.2 播種工が導入された法面	64
3.2 群落構造の把握	68
3.2.1 現地調査データを使用した把握	68
3.2.2 地上型レーザスキャナを使用した把握	73
3.3 林床植生と光環境	97
3.3.1 全天空写真による検証	97
3.3.2 光量子センサーによる検証	100
3.3.3 地上型レーザスキャナによる光環境の推定	106

第 4 章 総合考察	134
4.1 研究の成果と今後の課題	134
4.1.1 自然配植の導入後最大 5 年経過した群落	134
4.1.2 自然配植の導入後最大 25 年経過した群落	135
4.1.3 自然配植の有効性	137
4.2 自然配植の現場への適用	138
引用文献	142
要旨	151
Abstract	155
出版リスト	159
謝辞	160
付録	

第 1 章 序論

1.1 森林再生の必要性

伐採や開発行為，自然災害などによって生じた裸地における森林再生は，地球温暖化の防止，生物多様性や景観の保全，防災等に大きく貢献すると考えられる（千葉，2015；FAO，2011；Miles and Kapos，2008）。森林再生を実施する「場」は日本国内では大きく 2 種類に分けることができる。1 つ目は森林が欠失した，あるいは植生が失われた山地斜面であり，2 つ目が人工的に造成された法面や緑地等である（柴田，2007）。山地斜面では，我が国の森林面積の約 4 割である 1,029 万 ha を占める人工林（林野庁，2016）の中には管理が行き届かない人工林も多くあり，森林の公益的機能（木材生産や防災など）の低下が懸念されている（清野，1990；小田ら，2010）。さらに，社会全体の防災意識の高まりによって（林野庁，2016），人工林の管理方法を見直す傾向にある（光田ら，2013）。これらの動向を受けて，人工林の針広混交林への誘導や広葉樹林化といった動きが高まっている（平田ら，2010；新山ら，2010；田内，2010）。ニホンジカの採食圧や種子供給源の喪失によって森林へ回復するポテンシャルが低い場所では，裸地斜面から回復せず災害が発生する危険性が高くなる恐れがあることから，根系ネットワークによって山を治める機能を有する樹種を中心に植栽する必要がある（長島ら，2011；森林総合研究所，2012）。このことは，マツ枯れ，ナラ枯れの集団枯死が発生した場所においても同様のことが言え，集団枯死により生じた裸地斜面ではニホンジカの採食行動による裸地の拡大や少数の不嗜好性植物から成る群落が形成されるため，公益的機能の低下が全国的に危惧されている（小泉，2014；田村，2008）。また，観光地等において修景性が求められる場所や，レッドデータブックに記載されるような希少な植物が失われようとしている場所では，植栽事業を行うことに高い優位性がある（太幡，2007；高田，私信）。以上のことから，日本全国のいたるところでこれから森林再生を目的として樹木を植栽する必要がでてくると考えられる。

人工斜面である法面においても，その土地本来の群落を再生し，景観的にも生態的にも周辺の自然と調和する法面緑化の必要性が説かれている。そのような群落を再生させるために，生態学的観点を重視した質の高い緑化が求められている（柴田，2007）。

また，森林再生は世界規模でも求められており，海外では上記の山地斜面と人工造成地に加え，木収穫や農地開発を主たる目的として伐採が進むアマゾンや東南アジア

(林野庁, 2016)などの熱帯地域においては、山地と呼ぶほど急峻ではないところも、森林再生を実施する「場」として挙げられ、これらの地域では現地の人々の暮らしの保全を念頭に置きながら、広大な森林が果たしてきたCO₂吸収源等の機能回復を期待する声がある(林野庁, 2016)。

1.2 森林再生技術の歴史と課題

森林再生の手段としては植物の種を蒔く(以下、播種)もしくは植栽するという方法があり、もちろん両者を組み合わせる場合もある。

緑化工において播種が一般的に用いられるようになったのは1950年代後半から始まった高度経済成長の頃である。開発に伴い出現した大量の法面を急速に緑化することを目的に、発芽率が高く均質な種子が大量に得られる外来草本類を用いた緑化工法が開発された(小橋, 1992; 斎藤, 2010; 柴田, 2007)。しかし、外来草本類の利用は、様々な点で地域生態系の攪乱要因として問題がある。例えば、地域生態系に近縁の在来種が生育する場合は、在来種の遺伝的攪乱を招く可能性があることや、導入した植物が数年後に衰退すると、法面の風化・浸食が発生することが懸念されている(松江, 2010)。1980年代には外来草本類を用いた緑化に代わる方法として、マメ科植物を中心とした樹林化の機運が高まったが、使用される植物は依然外来のものであり、1990年代にようやく在来種を使用し始めた(斎藤, 2010; 柴田, 2007)。そして近年ようやく景観的にも生態的にも周辺の自然と調和する法面緑化の必要性が説かれ、生態学的観点を重視した質の高い緑化が求められている(柴田, 2007)。この質の高い緑化あるいは森林再生とは、種の多様性や群落構造が多様な森林育成を目指すことで、我が国の天然林で認められてきた高い公益的機能(防災や景観、希少種保全等)を有する森林を形成することを目的としている。

しかし、法面緑化に樹林化が導入され始めてから現在までの約30年間で多くの現場で導入されている播種工は、1種類から数種類の木本種子を混ぜ合わせて吹き付ける工法であり、高い実生成立期待本数で吹き付けられた種子はランダムかつ一様に分布する。このような分布は、人工林や広葉樹林化における山地斜面への苗木の植栽においても同様であり、苗木の分布はランダムあるいは規則的でいずれも一様性の高い空間分布となることが多い(Corbin and Holl, 2012; 宮脇ら, 1993; 中川ら, 2011; 高田, 1999)。そのため、同時期に発芽した種子や植栽された苗木は同時に成長し、一斉

林を形成しやすい（Corbin and Holl, 2012； 寫田ら, 2015； 高田, 1999）（図 1-1）。一斉林は生物多様性も低いことから、森林としての健全性を欠き、気象害や病虫害等を発生させやすいことが言われている（平田ら, 2006； 鈴木, 2007）。このように、種子や苗木がランダムであれ規則的であれ、樹木集団が一様に分布し、一斉林が形成される場合、数十年といった短期間では、多様な植物で構成され、かつ、階層構造が発達した群落の再生は難しいという指摘がある（高田, 1999）。

このような観点に基づき、本研究では「自然配植」と呼ばれる森林再生技術について研究した。自然配植とは、施工地の立地環境に適した遷移段階の異なる多種多様な樹木を混植（Mixed-Species Plantation）することで、目標林型（防災林・生物多様性保全林・景観保全林・木材生産林等）に沿い、階層構造の発達した群落を短期間で再生することを目指す森林再生技術である（寫田ら, 2014； 高田, 1999）。各樹種の成長の仕方や特性、さらには樹種ごとの組み合わせが考慮されるため、植栽時には苗木の分布には疎密がつき（寫田ら, 2014）、その空間分布はランダムかつ集中的な分布となる（高田, 1999）。自然配植では、成長速度が速く樹冠を発達させるまでの期間が短い先駆種（田内, 2010）がまず優占する。やがて、被陰の役割を担ってきた先駆性高木が衰退すると、遷移中・後期種が優占し始めることで、最終的には、主に遷移中・後期種で構成される階層構造の発達した森林が形成されることを想定している。さらに、自然配植は植栽後、一部のツル伐りを除き、原則として手を加えないことから、自然配植は自然界の植生の発達・遷移を省力的に短期間で再現することを目指す森林再生技術として期待されている。次節に自然配植の詳細な説明を行う。

1.3 自然配植とは

自然配植の考え方を端的に述べると、「人（≒地域や社会）の願い」である目標林型と「場の許し」である立地環境判定のもと、「何のために」、「どこに」、「何を」、「どのようにして」植栽するかを判断するものである。自然配植と似た手法として、“Applied Nucleation”と呼ばれる、植生遷移を模倣して森林再生を促進する手法がある（Corbin and Holl, 2012； Zahawi *et al.*, 2013）。この手法は、集中して植栽された苗木のかたまりをパッチ状に配置し、各パッチの再生をまず図り、将来的には各パッチがつながることで対象範囲全体の森林再生を実現するという手法である。この手法と本研究で対象とした自然配植が異なる点は、目標とする森林を確実に再生させるために、自然配

植の方が樹種特性の異なる多種多様な樹種をより多く導入していることである。

本節では自然配植の考え方を「植栽樹種の選定」と「苗木の配置」の2つに大きく分け、以下に詳細に説明する。

1.3.1 植栽樹種の選定

天然林は様々な樹種から構成される階層構造が発達した森林を形成し(大金, 1981), 植生遷移を経ることで成立する。天然林を目指し, 極相林を形成する後期種のみを植栽する森林再生技術も存在するが, 植生遷移が考慮されていないために, 階層構造は発達せずに一斉林となりやすく, 1.3.1.3 で記載している弱光条件下で生育する樹種は, 十分な被陰を得られないことで葉焼けや乾燥により枯死する可能性も高い(松本, 2001; 高田, 1999)。一斉林は生物多様性も低く, 森林としての健全性を欠き, 気象害や病虫害等を発生させやすい(平田ら, 2006; 鈴木, 2007)。一方, 天然林は一斉林に比べ森林としての健全性が高く生物多様性も豊かであるため(大住, 2007), 森林再生を図る場所が将来的には天然林の構造を形成することが望ましい。以上のことから, 森林再生を図る場合は, 遷移段階の異なる樹種を導入し, 植栽した苗木の成長を想定した段階的な計画が必要である。自然配植は目標林型に基づき, 植生遷移を想定してその場所の立地環境に適した植栽樹種を選定しており, この節では植栽樹種を選定するときに考慮している「目標林型」, 「立地環境」, 「樹種特性」, 「地域性苗木」について詳しく説明する。

1.3.1.1 目標林型

田内(2010)は目標林型があつてこそ導入する樹種が決まると述べており, 目標林型としては例えば生物多様性保全林や景観保全林, 防災林, 木材生産林などが挙げられる。目標林型の設定にあたっては, 地域や社会が必要とする森林であることを前提とする。そして, 設定された目標林型に基づき, 地域生態系を考慮し, その場所に適した樹種を選定することが重要である。

1.3.1.2 立地環境

自然界ではその場所の立地環境に適った植物が生育している(只木, 2004)。自然配植ではこのことを踏まえ, 立地環境に基づいて植栽樹種と植栽位置を決めている。実

際に、京都市や三重県大台町では立地環境に基づいた森林ゾーニングを行い、施業の方針を決定し、植栽計画も立てている。ここでは、京都市（2013）と高田（私信）が提示した自然配植において立地環境の判断項目となる主な 10 項目について列記する。実際の植栽計画では下記の 10 項目の組み合わせに基づきその場所の立地環境を判定し、その場所に適した樹種を選定する。

- ①表層地質…基盤となる岩の種類（泥岩，チャート，花崗岩など）
- ②地形区分…斜面の凹凸
- ③堆積区分…残積土，崩積土，匍行土（残積土上のわずかな崩積成分の堆積が見られる場合，残積土と合わせて残積性基盤，崩積成分の堆積に厚みがある場合は崩積土と合わせて崩積性基盤と呼ぶ），運積土（テフラなどの風積土と，水積土にさらに区分される）
- ④表層土粒径…粘土（0.002 mm 以下），シルト（0.002～0.02 mm），砂（0.02～2.0 mm），礫等（2.0 mm 以上）の 4 種類の粒径区分
- ⑤斜面傾斜…平坦，緩斜面（0～20°），中斜面（20～30°），急斜面（30° 以上）
- ⑥岩盤の風化状況…風化の連続性，節理の有無，受け盤か流れ盤か，破碎帯であるか，など
- ⑦水みちの有無と所在
- ⑧土壌型…土壌微生物相の発達プロセスのタイプ化により，4 つの型（合成型，浄菌型，発酵型，腐敗型）に分類されたもの
- ⑨起伏量…山麓と山頂部の標高差
- ⑩斜面方位…受光量に影響

1.3.1.3 樹種特性

樹木は種ごとに異なる特性を有する。その特性とは，1.3.1.2 で記載した立地環境への適性はもちろんのことながら，その他に以下の①～⑦の項目が挙げられる（高田，私信）。植栽樹種を選定する際は，目標林型を定め，立地環境の判断を行った上で，各樹種が適する立地環境と以下の特性を踏まえて選定する。

- ①出現遷移型…植生遷移の中のどの段階に出現するのか（先駆性，中期性，後期性）

- ②出現林分型…低木，亜高木，高木の分類に加え，林縁性なのか林内性なのか
- ③成長戦略…自形性，他形性
- ④根系…浅根型，深根型の分類に加え，岩盤節理に貫入するのかもしれないのかなど
- ⑤菌根のタイプ…アーバスキュラ菌根と外生菌根のどちらを形成するのか
- ⑥光利用特性…直射光や散乱光の利用強度
- ⑦水分要求度…乾燥に強いのか，水分の要求度が高いのかなど

①出現遷移型，②出現林分型

自然配植では，植生遷移を人工的に誘導するため，樹種の遷移段階に重きを置いている。福永（2010）は，早期の自然回復が見込めない法面は植生の回復に長い年月を要することから，施工当初から先駆種と中・後期種を導入し，それら遷移段階の異なる植物によって構成される群落を初期の緑化目標とすることが望ましいと指摘している。自然配植では，植生遷移を再現し，階層構造が発達した森林を形成するために，その場所に適した先駆種と中・後期種を施工当初から植栽する（図 1-2a）。植生遷移の中でも初期段階に出現する先駆種は成長が早く，樹冠を発達させるまでの期間が短いことから（田内，2010），植栽地においていち早く樹冠を占有する（図 1-2b）（初期目標群落）。このため，裸地を樹冠によって速やかに被覆することから，景観の保全に有効であると考えられる（北原・櫻井，2001）。また，先駆種は地中深くに根を張る樹種が多いため（加茂，2001），土壌流亡を防ぐにも有効である。ただし，この場合の「先駆種」は崩積性基盤に成立する樹種である。一方，中・後期種は，先駆種が樹冠を占有することで被陰され，成長が促進されることが期待される（図 1-2c）。植栽地の緑量を増やす目的で植栽された先駆性の低木は，やがて被陰されて枯死し，次に先駆性の高木が老衰化すると，被陰によく耐える中・後期種が優占すると想定される（最終目標群落）。このように，遷移段階の異なる樹木を導入することで，植生遷移を模倣し，階層構造が発達した森林を形成することを目指す（図 1-2d）。

③成長戦略，④根系

各樹種はそれぞれ特有の成長戦略を有している。成長のための養分をどこに集中させるかによって樹形は変化し，過去の Raunkier（1934）による研究では，頂芽優勢を維持し，主軸の成長ベクトルが直上である樹種の性質を *fastigate* な樹形（図 1-3 青

矢印)、森林内の余剰空間を有効利用でき、光が射し込む方向に優先的に養分を供給することのできる主軸の屈曲性の高い樹種の性質を **geotropic** な樹形としている (図 1-3 赤矢印)。自然配植では、前者を「自形性」、後者を「他形性」と呼ぶ。つまり、「他形性」とは、光環境などの周囲の環境に合わせて柔軟に対応できる能力を示す。また、根系の成長特性も重要であり、根系分布が表層土壌にある浅根型と深土まで達する深根型に大別される (苅住, 1979)。自然配植ではこの他に、岩盤節理への貫入の有無や、滞水層や巨礫の存在を感知して根系の展開方向を変化させる能力を有するかどうかにも注意する。

⑤ 菌根のタイプ

植栽を行う際に菌根菌を活用して、樹木の活着や成長を促進する技術は既に実用化されている (森林総合研究所, 2012)。菌根の形成によって、宿主植物は菌根菌による養分吸収が増大して成長が促進される (鈴木, 2001)。また、菌糸には細根を病原菌から守るはたらきがあるため (奈良, 1998)、細根を菌糸がより早く覆うことで、そのはたらきが強化されると考えられる。菌根菌は外生菌根とアーバスキュラ菌根の 2 種類に大別され (奈良, 1998)、植物によって形成する菌根が異なるため、自然配植では同じ種類の菌根を形成する樹種は近くに植えることで、早期の菌根ネットワークの発達を促す工夫をしている。

⑥ 光要求度

植物によって光の利用方法は異なる (小池, 1993)。自然配植ではある場所が受ける光を強光、中光、弱光、暗光の 4 区分に分け、各分類の光を利用できる特性を持つ樹種を選定する。

- ・ 強光…直射光で、受光角度が高いことによる強い光を長時間受ける場所
- ・ 中光…直射光で、受光角度が低いことによる強くない光を長時間受ける場所
直射光で、受光角度が高いことによる強い光を短時間受ける場所
- ・ 弱光…直射光で、受光角度が低いことによる強くない光を短時間受ける場所
散乱光による弱い光を長時間受ける立地
- ・ 暗光…植物が生育できない光条件にある立地

⑦水分要求度

水分要求度の低い樹種は乾燥を受けやすい場所に生育し、水分要求度の高い樹種は凹型地形ないし水辺に特異的に生育する。

植栽計画を立てる際は、目標林型を定め、立地環境の判断を行った上で、以上の項目及び事柄に留意して樹種の選定を行い、植栽位置を定める。しかし、立地環境の判断や樹種の選定は経験則に基づいて実施されており、上記の7項目に関する樹種ごとの情報は学術的には体系化されていない。

1.3.1.4 地域性苗木の使用

これまで緑化の現場で多用されてきた外来草本類は、植栽地から逸出して地域の侵略種になり、在来の植物を駆逐するなど、地域生態系の遺伝的攪乱を招く問題が生じている（津村・陶山，2015；松江，2010）。遺伝情報は進化の長い歴史の過程で獲得されてきたかけがえのない価値であり、遺伝子攪乱はそれらの価値を消失させるものである。また、植物の不適切な利用による景観被害は、地域の自然に根差した地域文化への影響が懸念されることから、緑化植物の扱い方については十分な配慮が求められ（日本緑化工学会，2002）、地域由来の木本植物による森林再生の動きが高まっている。

自然配植では、地域生態系の構成要素である木本植物の自生地において多数の個体から種子を採取して育成された苗木（以下、地域性苗木）を原則として用いており、遺伝的攪乱の防止や、植栽地への苗木の活着が促進されることを期待している。自然配植では苗木の活着を促すために、主にポット苗を用いているが、入手困難な場合は、樹種を変更するか、山引き苗に変更している。しかし、山引き苗は植栽後の活着にやや難があり、採取にあたっては、地域の生態系構成種を保全するよう、十分に配慮されなくてはならない（日本緑化工学会，2002）。

1.3.2 苗木の配置

自然配植では、1.3.1「植栽樹種の選定」に基づいて選定された苗木は、施工地全体に一様に植栽されるわけではなく、立地環境や将来の成長・樹冠の発達、成長特性の異なる樹種同士の組み合わせなどを踏まえ、ランダムでかつ集中分布となるよう配置す

る (1.3.2.1) (寫田ら, 2015)。また, 苗木を植栽する際には同種の苗木を数本 (基本的に 3 本) 寄せて植栽する「巢植え」を行っている。そこで, 本節では「ランダム集中分布」と自然配植における「巢植え」について詳細に記述する。また, 近年ますますその影響が懸念されるニホンジカの採食に対する自然配植の防鹿対策である「パッチディフェンス」についても本節で記述する。

1.3.2.1 ランダム集中分布

空間分布は, 規則性とランダム性の軸と一様性と集中性の軸の 2 軸によって表現される (図 1-4)。規則的かつ一様な分布の代表例としては植栽当初の人工林が挙げられ, その主な植栽方法には方形植えや三角植えがある (図 1-4a)。これらの標準的な植栽密度は, スギで 2500~3000 本/ha, ヒノキで 4000 本/ha であり, 植栽方法がパターン化されていることから植え付けだけでなく, その後の下刈りや除伐などの保護管理をも容易かつ効率的にする (河原, 2001)。また, ランダムかつ一様な例 (図 1-4b) としては, 緑化の際の種子の吹き付けが挙げられ, 面としての生育が期待される (寫田ら, 2015)。一様な空間分布のもと同時期に発芽した種子や植栽された苗木は同時に成長することから, 一斉林を形成しやすい (Corbin and Holl, 2012; 寫田ら, 2015; 高田, 1999)。一斉林は生物多様性も低いことから, 森林としての健全性を欠き, 気象害や病虫害等を発生させやすいことが言われている (平田ら, 2006; 鈴木, 2007)。さらに, 一斉林は人工的な印象を与えやすいという報告もある (高田, 1999)。

一方, 天然林では, 優占種となる成木個体群はランダムかつ一様な分布をする傾向があるが, その稚樹・幼木の個体群は, ブナにも見られるように集中的な分布をしていることが多い (Akashi, 1997; 石橋ら, 1989; 高田, 1999; Tomita *et al.*, 2002; 小山ら, 2007)。稚樹・幼木の個体群は, 成長期の競争や生育環境等によって多くの個体が淘汰され, これに従って集中的な分布は失われ, 成木の個体群になるにつれてランダムでかつ一様な空間分布となる (石橋ら, 1989; 高田, 1999)。一方, 林分全体の樹木の分布様式に着目した北元 (1973) は, 上層木がランダム分布を, 下層木の緩やかな集団が集中分布を示すランダムかつ集中的な分布様式の組み合わせを認めている。自然配植ではこの自然界のランダムかつ集中的な分布 (以下, ランダム集中分布) を再現するために, 苗木の植栽位置がランダム集中分布となるように設計を行う (図 1-4d)。このような空間分布のもと植栽された苗木が成長すると景観的に自然性が高

くなるばかりでなく、成長速度が樹種によって異なることで、多様な林内光環境が形成され、多様な種の生育が可能になると考えられる。

また、ランダム集中分布にすると、図 1-4d に見られるギャップが生じるため、周辺の森林由来の木本類の侵入が促進されると考えられる。種子は鳥や風などによって母樹の周辺ばかりでなく、広範囲に種子が運ばれるため、木本の侵入に大きな役割を果たしている（星子，1999；櫻井，2001）。また、吉田（2000）は法面に造成された低木林は鳥類や小動物の生育環境として利用されていることを示唆し、動物が植生遷移の進行に大きく寄与していることを指摘している。自然配植では、各遷移段階の低木も植栽しているため、鳥類や小動物による散布も期待される。意図的に設けたギャップや植栽木を利用して、周辺の森林由来の様々な樹種が侵入することにより、施工地の種の多様性が高まるとともに、植栽後長年かけて種子散布が繰り返されることによって、階層構造の発達にもつながることが期待される。

1.3.2.2 巢植え

自然配植では、植栽の際に同種の苗木を数本（多くの場合 3 本）寄せて植える「巢植え」（図 1-5）を行っている。巢植えは江戸時代から我が国で用いられてきた苗木の植栽方法であり、1960 年頃積極的に行われていたが、現在ではほとんど行われていない。巢植えを行うことで、苗木同士の競争の段階的な誘発や、早期の菌根ネットワークの発達による成長の促進、風衝・雪害の緩和、保険効果などを期待している。

苗木同士の競争については次のことを想定している。樹冠部での競争は隣接した個体との関係が中心であるため（加茂，2001）、苗木が上伸成長し、同種の樹冠が相互に接するようになると、初期段階の競争が巢植えされている同種間で行われると想定される。競争の結果、3 本中 1 本ないし 2 本が生き残り優勢木となることが期待されるが、特に他形性（1.3.1.3）の高い広葉樹では 3 本とも生き残っている場合があることが観察によって知られている（高田，未発表）。初期段階以降の競争では、樹冠が近い位置にある優勢木同士で行われると想定され、このような競争を他樹種間も含めて繰り返すことによって、より早く樹木の成長が促進され、最終目標群落を早期に形成することを期待している。最終的には、競争の結果、例えば 10 × 10 m 程度の植栽地なら、高木は 1 から多くても数本のみが成木となると考えられる。つまり、健全な一部の成木を育てるために施工の計画段階から苗木の枯死が発生することを前提に植栽

している。

菌根とは、高等植物の根と菌類との共生によって形成される根の構造で、水分や養分の吸収や土壌微生物に対する抵抗性を増大させる役割を果たす。一般に菌根の形成によって、宿主植物は菌根菌による養分吸収が増大して成長が促進される（鈴木，2001）。また、菌糸には細根を病原菌から守るはたらきがあるため（奈良，1998）、細根を菌糸がより早く覆うことで、そのはたらきが強化されると考えられる。

風衝・雪害の緩和については、同種が近くにあることで、苗木が互いに守り合い、被害を軽減することを期待している。風衝や雪害、その他の理由で単植えされた数本の苗木のうち一部が枯死した場合においても、同種が近くに植栽されていることで、保険効果も期待できる。

単植えは全ての樹種に対して行うわけではなく、単植えをしなくても十分に成長が見込める樹種（主に強光下でよく育ち、活着が速いとされている先駆種）や、施工地の初期の緑量を増やす目的で植栽する樹木は単植えを行う必要がないため、1本だけ単植するか2本単植えする。一方、3本以上植栽するケースとして、ある場所においてのある樹種の確実な定着を担保する目的で3本以上を単植えする場合がある。

なお、単植えの効果については、本研究において検証を行っていない。

以上のことを踏まえ、実際の設計では、目標林型を念頭に置きながら、立地環境を判断した上で、将来の樹冠の発達を予測しながら高木性樹種からまず配置していく。そして、ランダム集中分布となるように亜高木性樹種や低木性樹種を配置していく。配置の際は樹種特性を念頭に、樹種同士の組み合わせを考慮する必要がある。このように苗木を配置していくことで、将来的には目標林型に沿い、階層構造の発達した森林を短期間で形成できると考えられる。

1.3.2.3 防鹿対策

植物に対する動物による過度の採食は、森林の更新の妨げになるなど、森林再生を図る上で十分に考慮すべき事柄の一つである（Akashi, 1997）。その中でもニホンジカによる採食は大変深刻で、個体数の増加にともなうニホンジカによる採食が森林の更新を阻害しているところが全国的に広がりを見せている。苗木植栽においてもニホンジカによる採食の影響が懸念され、もはや防鹿対策無しで森林再生を図るのは不可

能な状況となっている（渡邊ら，2012）。この対策として，現在我が国では，防鹿柵によるゾーンディフェンスやマンディフェンス等の獣害対策が多くとられている（野生動物保護管理事務所，2014）。

ゾーンディフェンスで用いている防鹿柵は，スギやヒノキ等の人工林植栽地に対して主に用いられていることから施工実績も多く，造林地を囲むように設置する。しかし，鉄製フェンスによる防鹿柵は資材自体の耐久性はあるが，重量があり，運搬に労力がかかる（宮川森林組合，2009；野生動物保護管理事務所，2014）。また，資材の耐用年数を待たずして，自然災害により破損するケースや，わずかな施工の不備によりニホンジカに突破されるケースが多い（高田，私信）。さらに，大面積に設置するため，ネットと地面の間に隙間が1箇所でも生じるとそこからニホンジカが侵入するリスクが高まることが予想される。従って，ゾーンディフェンス型の防鹿柵を設置する際には，詳細な微地形までも検討する必要があると考えられる。また，大面積をニホンジカから完全に遮断する機能が十分にあっても，防鹿柵内部ではネズミやウサギが繁殖しやすく，捕食者であるキツネが侵入できないといった事態も起こりやすく，生態系としての機能は損なわれる可能性がある（高田，私信）。そのため，防鹿柵内部で何を守るのかという目標の下に，使用する防鹿柵のタイプの検討が十分に行われるべきである。

マンディフェンスと呼ばれる防鹿柵は，苗木を一本ずつネット等で囲むように設置する。土木工事後の緑化に使用されやすく，苗木が植栽されている地点である点単位で防護するため，ゾーンディフェンスのように，地形を考慮する必要がなく，設置が容易であるといった利点がある（宮川森林組合，2009；野生動物保護管理事務所，2014）。しかし，各苗木にネット等を設置するため，時間と労力がかかり，コストが高く，梢端がらせん状に変形するルーピング等が懸念されるといった問題点がある（宮川森林組合，2009；野生動物保護管理事務所，2014）。

以上のように，ゾーンディフェンスとマンディフェンスには利点と欠点がそれぞれ存在する。そこで，近年自然配植ではニホンジカによる採食が深刻な施工地においてパッチディフェンスと呼ばれる獣害対策を用いている（図 1-6）。この対策で用いている防鹿柵は，植栽地によって設置数は異なるが，斜面に対してパッチ状に高さ 2 m，面積 4 × 4 m から上限 10 × 10 m 程度の大きさのものを設置し，その中に植栽を行う。「島」とも位置付けることができる各パッチ内で樹林が形成されると，その後は樹

冠の拡大に伴いそれぞれの島が結合し、将来的には施工地全体が樹冠で被覆されることを想定している。法面ではもちろんのこと、山地でも適用可能であり、汎用性が高いことが利点として挙げられる。また、檻状に狭い空間を囲うため、ニホンジカが心理的に侵入しにくいといった利点を持っている。ただし、急傾斜の斜面では、ネットの網目径を小さくし過ぎると、リターが通過できず、土壌表層からリターが失われやすいという課題がある。

防鹿柵を撤去するのは 10 年後を目安としており、この頃には防鹿柵を外しても、苗木が被害を受ける可能性の低い高さまで成長していると想定される。ただし、十分に成長していない場合や、皮はぎなどの被害にあう可能性が高ければ、撤去を行うべきではないと考えられる。

1.4 研究目的

自然配植は森林再生技術として法面緑化や予防治山、生物多様性・景観保全、木材生産を目的に全国各地で導入されている実績がある（例：京都府、三重県、岐阜県等）。しかし、自然配植が階層構造の発達した群落や施工当初の目標に沿った森林を再生するかどうかの可否や、再生するとすればその時期、さらには種子や苗木の空間分布が一様の場合と比較して形成される群落に違いはあるのかなど多くのことが科学的に評価されていない。これらを明らかにし、世界規模でそれぞれの地域・社会のニーズに即した森林を再生する技術の必要性が高まりを見せている中、森林再生技術としての自然配植の有効性を検討することは、不可欠であると考えられる。そこで本研究では、森林再生を目的に自然配植によって緑化が図られてから数年から最大 25 年経過した法面を対象に、自然配植に関する下記の 2 つのテーマについて研究を行った。

- I. 自然配植が形成する初期群落の生育状況及び他の植栽パターンとの違い
- II. 施工後 20～25 年で自然配植と播種工が形成する群落構造と光環境の違い

1 つ目の研究テーマでは、自然配植が形成する初期群落を対象に 2 つの研究目的を定めた。まず、自然配植が導入されてから約 5 年経過した法面において、施工時に定めた初期目標群落へ確実に移行しているかを明らかにすることを 1 つ目の研究目的とした。次に、自然配植と他の植栽パターンを比較するために、自然配植区・規則分布

区・ランダム分布区（苗木の密度 2 種類）・無処理区の計 5 種類の試験地を設け、施工から 1 年後の初期状態を比較することを 2 つ目の研究目的とした。

2 つ目の研究テーマでは、自然配植と播種工がそれぞれ導入された隣接する法面を対象に、施工後約 20 年から 25 年の間で継続的な調査を実施し、比較研究を行った。森林再生では目標とする森林を確実に再生することはもちろんのことながら、持続可能な森林を将来にわたり維持する必要がある、このとき稚樹の存在は非常に重要である（正木ら, 2012）。林床植生に影響する因子は数多くあるが、加藤・小見山（1999）はその中でも光環境が大きく影響する因子の 1 つであると述べている。さらに、林床植生は光環境の影響を受け（Machado and Reich, 1999）、林床に出現する種が光環境によって異なるという報告もある（Canham *et al.*, 1994）。そこで、本研究では各法面の林床植生を含む群落構造の違いの他に、林内光環境の違いを明らかにし、相互の関連性を検証することを目的とした。

1.5 論文構成

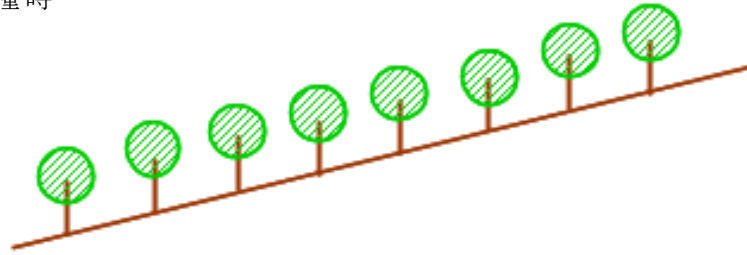
本研究の流れを図 1-7 に示す。第 2 章では、1.4 で示した目的 I を達成するために自然配植が導入されてから最大 5 年経過した法面（岩井川ダム, 奈良県）において、施工時に定めた初期目標群落を形成しているかどうかを、生存率や樹高成長、樹冠面積から検証した（2.1）。この他に、自然配植と他の植栽パターン（規則分布・ランダム分布（苗木の密度 2 種類）・無処理）が導入された法面において（朝原山, 京都府）、施工から 1 年後の活着状況や年枝成長、樹勢に樹種間及び植栽パターン間に違いがあるかどうかを検証した（2.2）。

第 3 章では、目的 II を達成するために自然配植と播種工がそれぞれ導入されてから約 20 年から 25 年にかけて継続調査を実施し、群落構造の比較をまず行った（3.2）。各法面に導入された木本植物の分布様式や樹高階別本数分布、樹冠投影図から検証した。このとき、地上型レーザスキャナから得られた点群データから群落構造の推定も行い、その結果もあわせて報告した。3.3 では、各法面の林床植生と林内光環境の違いをまず明確にした。本研究では 2 種類の方法で林内光環境を把握した。1 つ目は全天空写真であり（3.3.1）、全天空写真から光環境を推定するとともに、推定方法の課題についても言及した。この課題を踏まえて、2 つ目の方法である光量子センサーを使用して林内光環境を把握した（3.3.2）。そして、得られた結果と 3.2 で明らかとなった各

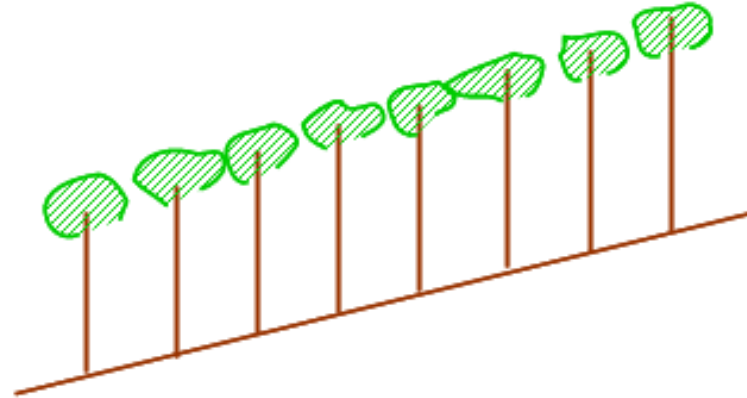
法面の群落構造も踏まえ、林床植生と林内光環境の相互関係について考察した。また、林内光環境の推定は地上型レーザスキャナから得られた点群データからも行い(3.3.3)、実測値である光量子センサーの値と比較した結果もあわせて報告する。

最後に、第4章の総合考察では、本研究で明らかになったことから森林再生技術としての自然配植の有効性を評価し、今後の展望や発展性について記述した。

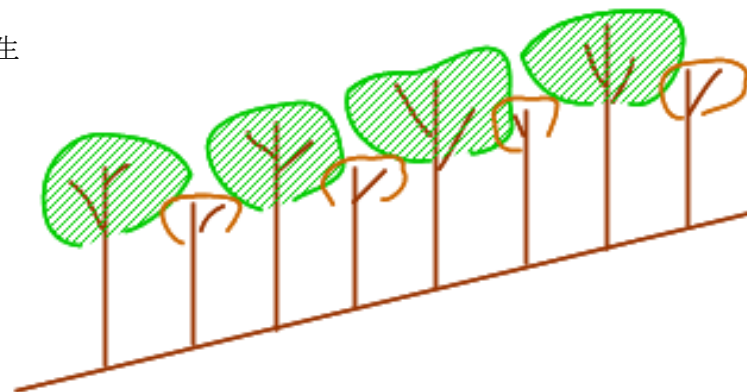
a) 植栽時・播種時



b) 同時に成長



c) 枯死木の発生



d) 一斉林へと成長

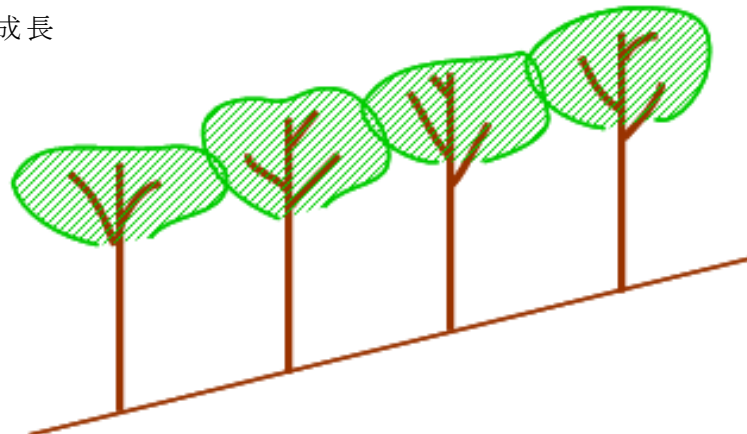
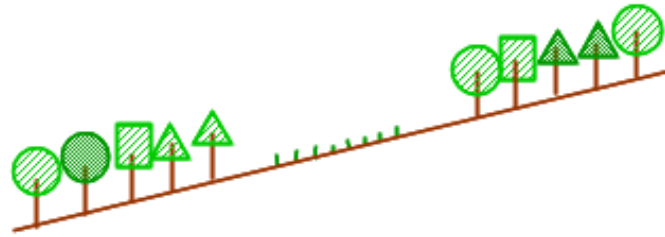
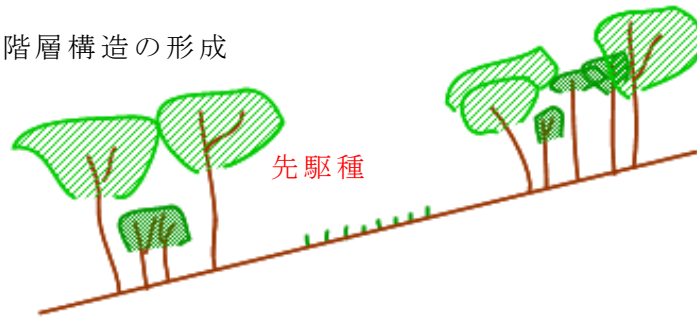


図 1-1 一斉林の形成過程

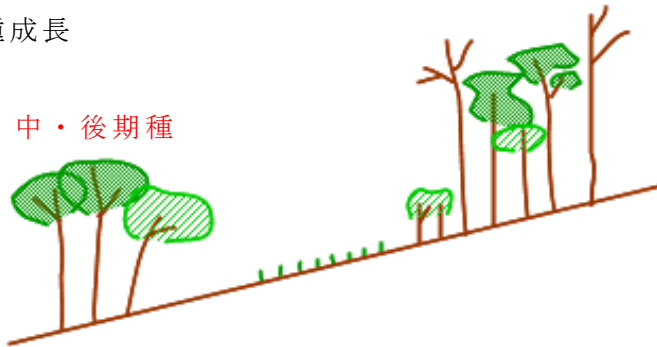
a) 植栽時



b) 先駆種優占，階層構造の形成



c) 遷移中・後期種成長



d) 後期種優占

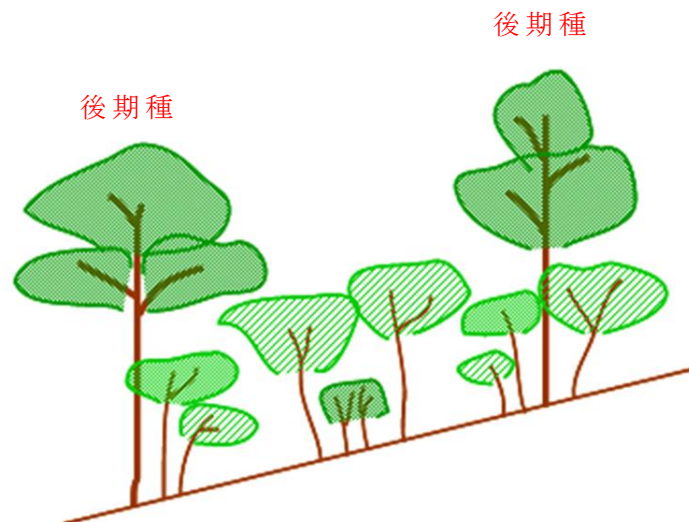


図 1-2 自然配植の植生遷移

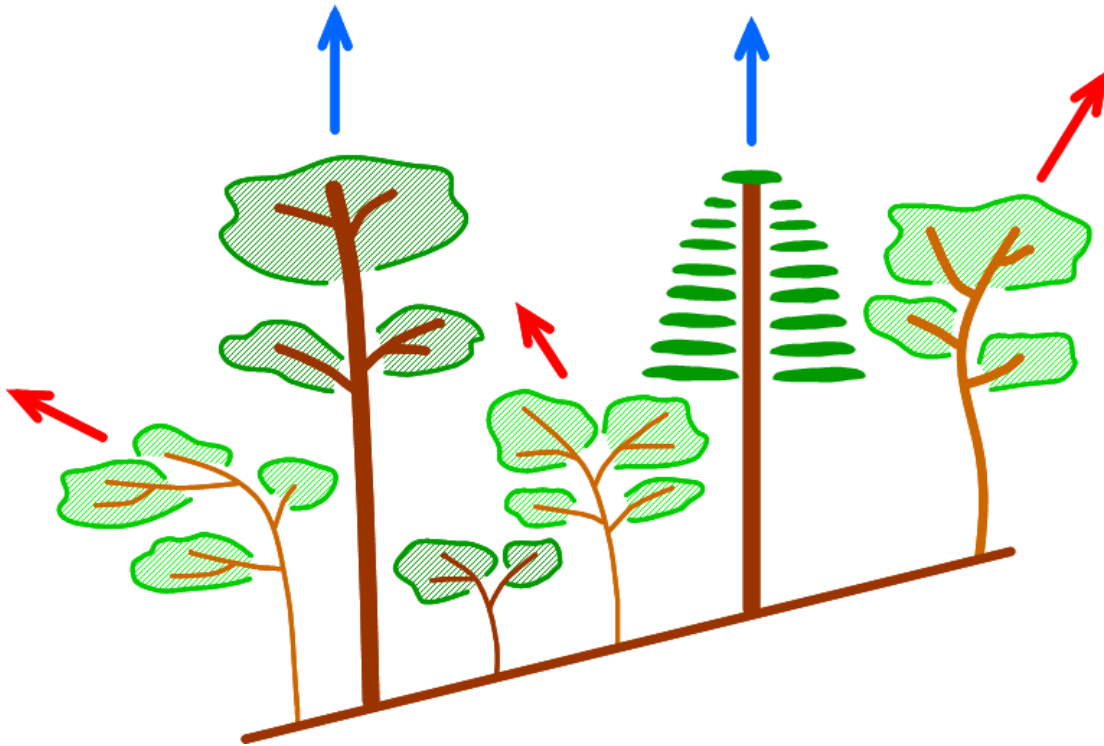
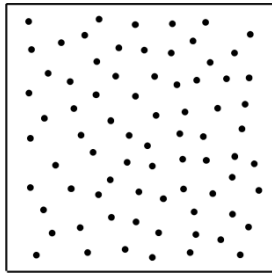


図 1-3 自形性樹木（青矢印）と他形性樹木（赤矢印）（矢印は成長の方向）

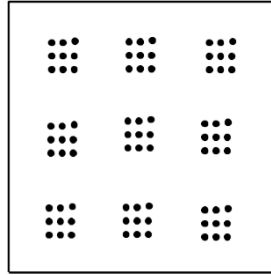
a) 規則／一様



b) ランダム／一様



c) 規則／集中



d) ランダム／集中

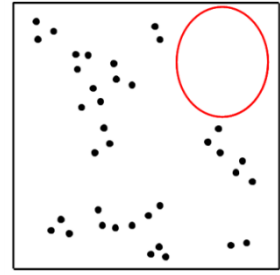


図 1-4 分布様式 (赤丸はギャップ)



図 1-5 巣植えの一例（赤丸内が巣植え箇所）



図 1-6 パッチディフェンスの設置例

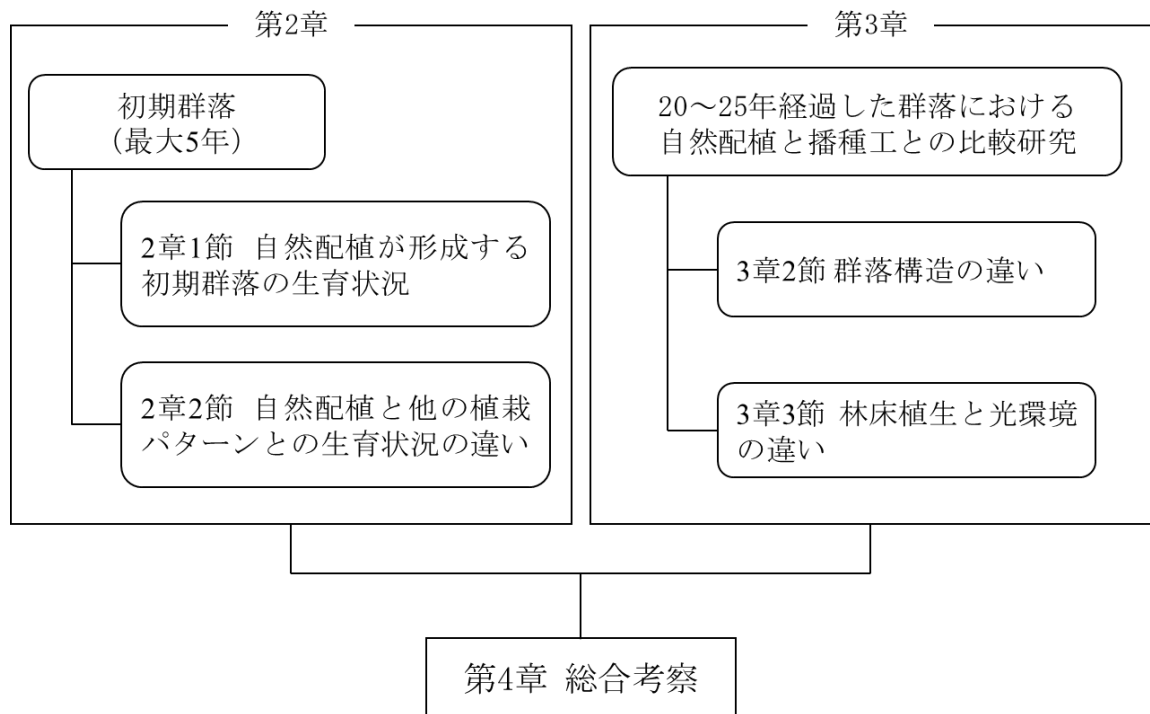


図 1-7 研究の流れ

第2章 自然配植が形成する初期群落の生育状況及び他の植栽パターンとの違い

2.1 自然配植が形成する初期群落の生育状況

本節では、自然配植が導入されてから3～5年経過した法面において、施工時に定めた通り、先駆種が優占する初期目標群落へ移行しているか、また階層構造が発達しつつあるかを明らかにすることを目的とし、その検証を行った。

2.1.1 方法

2.1.1.1 研究対象地

研究対象地は1割8分勾配の岩井川ダム道路法面である（図2-1-1）。岩井川ダム道路法面は奈良市中心部から東に約3kmの位置にあり、法面を東西に横切るように県道80号線が通っているため交通量は多く、人目に多く触れる場所である。また、岩井川ダムの堤体は古都保存地区に含まれ、岩井川ダムから北へ約2kmの位置には我が国数々の照葉樹林である世界遺産春日山原生林があり、環境省により特定群落に指定されている（吉岡，2009）。気象庁（2013）によると1981年から2010年の年平均気温は14.9℃、年平均降水量1,316.0mmである。研究対象地では自然配植による森林再生がなされる以前には、開発行為によって生じた裸地部分の緑化を目指し、シナダレスズメガヤ等の外来草本種及びマメ科を中心とした木本種子の播種工が行われた。しかし草本群落は形成されたものの、草本群落による被陰やニホンジカの食害により、木本群落は形成されなかった。岩井川ダム道路法面の森林再生は、周辺の自然植生や景観を保護する意味で、大変重要な位置を占めていると考えられたことから、ニホンジカの食害を防ぎ、その土地本来の植物群落の再生を目指す自然配植を導入するに至った。植栽が行われたのは埋め立て法面である採石場跡法面、切土法面と盛土法面であり、法面はすべて南向きであるため、植栽初期の強光条件を緩和し苗木の枯死を防ぐ目的で、苗木の南面に高さ50cm程度の小型遮光柵が設置されている。また、強光条件に対する他の対策として先駆性高木の遮光側に遷移中・後期種の配置を行っている。

2.1.1.2 現地調査

本研究では3種類の法面のうち、植栽からの経過年数が最大5年と最も長く、過去

のモニタリングデータが存在する採石場跡法面を調査対象地とした（図 2-1-1）。採石場跡法面は、採石場として利用された後、外部から持ち込んだ建設廃材、不燃ゴミ、廃土等から構成される建設残土を埋めた埋め立て法面である。そのため、土壌改良材として汚泥コンポストを用いたが生育基盤層となる表土は薄く、一度、播種工による緑化が試みられたものの、樹林には移行せずススキ群落や外来草本群落が形成されていた（吉岡，2009）。そこで、世界遺産春日山原生林のバッファゾーンである施工地の裸地部分の森林を再生し地域生態系を復元するために、生態系保全機能をもつ群落育成を緑化目的とし、同時に景観的な要素も加味して苗木を選定した。2006 年から 2007 年に自然配植によって植栽が行われ、2011 年調査時で 4～5 年経過している。

初期目標群落としてヤシャブシ（*Alnus firma* Siebold et Zucc.）を始めとする先駆種による林冠の被覆を目指し、ウワミズザクラ（*Prunus grayana* Maxim.）やエドヒガン（*Prunus pendula* Maxim. f. *ascendens* (Makino) Ohwi）、ヤマザクラ（*Prunus jamasakura* Siebold ex Koidz.）から成るサクラ林を経て、最終目標群落はシラカシやアラカシを始めとする常緑樹林と定めた。サクラ林を維持するか、それとも手を加えず常緑樹林へと遷移を進めるかは将来の地域住民の判断に委ねる計画である。一方、景観的な要素が重要な箇所はケヤキ林と定めた。

採石場跡法面の面積は約 4.5 ha であり、総パッチ（5 × 5 m～6 × 8 m 程度の防鹿柵で囲まれた植栽地）数は 248 パッチである（図 2-1-2）。植栽された樹種はイロハモミジ（*Acer palmatum* Thunb.）、エドヒガン、ケヤキ（*Zelkova serrata* (Thunb.) Makino）、ハゼノキ（*Rhus succedanea* L.）、モチノキ（*Ilex integra* Thunb.）、モミ（*Abies firma* Siebold et Zucc.）、ヤマザクラ、ヤマハゼ（*Rhus sylvestris* Siebold et Zucc.）、ヤブツバキ（*Camellia japonica* L.）、等 57 種、植栽本数は 7,233 本で、その内先駆種は 2,506 本、遷移中・後期種は 4,727 本であった。パッチあたりの平均植栽本数は約 30 本である。全パッチを対象に過去に 2 回モニタリング調査が行われており、植栽直後の 2007 年では植栽木の生残について、植栽 2～3 年後の 2009 年では植栽木の生残、樹高について調査が行われ（表 2-1-1）、本研究では、248 パッチの中からランダムに 20 パッチ抽出し、2011 年 10 月に第 3 回目のモニタリング調査を行った。2011 年の現地調査では、植栽木の他に侵入種も含むパッチ内の全ての木本植物を対象に、過去のモニタリング調査の調査項目である植栽木の生残、樹高（m）に加え、立木位置、胸高直径（cm）、地際直径（cm）、根元を起点とした四方向の樹冠幅（m）についても調査を行った。また、植栽

木の枯死や侵入種の有無, 株立ちになっている場合はその幹の本数も記録した。なお, 調査を行ったパッチ内に植栽された樹種は 57 種中 43 種, 植栽本数は 646 本で, その内先駆種は 275 本, 遷移中・後期種は 371 本であった。植栽時の苗は全て 3~4 年生の樹高 0.3~1.0 m のポット苗が用いられた。表 2-1-2 に遷移段階・生活形別に分類した調査対象木 43 種を示す。なお, 遷移段階・生活形の区分は森の生態と花修景(高田, 1998) 及び日本植生誌(宮脇, 1984) を参考に分類した。

2.1.1.3 解析

(1) 活着状況

本研究では植栽木の活着状況や経年変化を把握するために生残率を調べた。植栽直後の 2007 年と植栽 2~3 年後の 2009 年の調査データと 2011 年の現地調査データを合わせて, 各樹種の生残率を算出すると共に, 植栽木を先駆種と遷移中・後期種に分けて生残率の推移を比較した。なお, 過去のモニタリングで枯死していたと判断され, 2011 年調査時で生残が確認された植栽木は, 過去のデータにおいても生残とした。

(2) 先駆種の優占度と階層構造の発達状況

本研究では先駆種の優占具合と, 階層構造ができつつあるかどうかを把握するために, 平均樹高の推移, 樹高階別本数分布, 樹冠面積を把握し, 樹冠投影図を作成した。樹冠面積割合の把握と樹冠投影図の作成は侵入種も含めて行ったが, 平均樹高の推移と樹高階別本数分布は 2009 年のモニタリングデータに侵入種が含まれておらず, 比較ができないため侵入種は除外して求めた。

(2)-a 平均樹高

2009 年のモニタリングデータと 2011 年の現地調査データを用いて, 樹種ごと及び遷移段階別の樹高成長に違いがあるかを把握することを目的とした。樹高の平均値を用いるため, 高木と低木を分けて扱う必要があると考え, 植栽木を先駆性高木, 先駆性低木, 中・後期性高木, 中・後期性低木の 4 つに分類し, それぞれの平均樹高を求め, 推移を比較した。

(2)-b 樹高階別本数分布

遷移段階別に植栽木の樹高階別本数分布を求めることで、各遷移段階の分布の推移に差があるかを把握することを目的とした。2009年のモニタリングデータと2011年の現地調査データを用いて遷移段階別（先駆種、中期種、後期種）に0.5 mの樹高階に振り分け、各樹高階の本数を求め、遷移段階別に比較した。

(2)-c 樹冠面積割合及び樹冠投影図

遷移段階別に植栽木の樹冠面積割合を求めることで、それぞれに差があるかを把握することを目的とした。2011年の現地調査で得た樹冠幅データを用いて各パッチにおいて先駆種、中期種、後期種の遷移段階別に樹冠面積割合を算出した。そして、全パッチのデータをもとに各遷移段階の樹冠面積割合の平均値を求め比較した。

樹冠の展開の仕方や先駆種の優占具合を検討するために、樹冠投影図を作成した。調査パッチの縦横の長さを入力し、立木位置 (m)、胸高直径 (cm)、樹冠幅 (m) を入力した CSV ファイルを総合グラフィックソフト花子 ver.1.0.1.21 (ジャストシステム社製) による樹冠投影図作成マクロ (臼田, 2010) (臼田, <http://t-usuda-macro.blog.sonet.ne.jp/2010-03-24-01>) に読み込むことで、自動的に樹冠を描画した。パッチ内の個体を平均樹高より高いものと低いものに分け、さらに平均樹高より高いものは先駆種と非先駆種に分けて投影図を作成した。そして、各パッチにおいて、平均樹高より高い先駆種、非先駆種、平均樹高より低い木本のそれぞれの樹冠面積割合を算出した。

2.1.2 結果

2.1.2.1 活着状況

表 2-1-2 より、先駆種のうち 2011 年の生残率が最も高かったのはウツギ (*Deutzia crenata* Siebold et Zucc.) の 100.0%で、次いでタニウツギ (*Weigela hortensis* (Sieb. et Zucc.) K. Koch.), エノキ (*Celtis sinensis* Pers. var. *japonica* (Planch.) Nakai), ヤマハゼ, ヤシヤブシの順に高く、生残率が 0.0%のカラスザンショウ (*Zanthoxylum ailanthoides* Siebold et Zucc.), ナワシログミ (*Elaeagnus pungens* Thunb.), ヒメウツギ (*Deutzia gracilis* Siebold et Zucc.) を除いて最も低かったのはヤマハンノキ (*Alnus hirsuta* Turcz. var. *sibirica* (Fischer) C.K. Schn.) の 14.3%であった。遷移中・後期種のうち生残率が最も高かったのはムクノキ (*Aphananthe aspera* (Thunb.) Planch.), ヤマコウバシ (*Lindera glauca* (Siebold et Zucc.) Blume), ガマズミ (*Viburnum dilatatum*

Thunb.), イチイガシ (*Quercus gilva* Blume), ケヤキの 100.0%であった。生残率が 0.0% のザイフリボク (*Amelanchier asiatica* (Siebold et Zucc.) Endl. ex Walp.), ツクバネガシ (*Quercus sessilifolia* Blume) を除いて最も低かったのはコバノガマズミ (*Viburnum erosum* Thunb.) の 29.2%であった。遷移段階別に関わらず生残率の高い上位 10 種を見ると, イロハモミジ, イヌシデ (*Carpinus tschonoskii* Maxim.) 及び先に挙げた遷移中・後期種 5 種の合計 7 種が大半を占め, 中・後期種の生残率が高い傾向が見られた。調査対象木全ての平均生残率の経年変化を見ると, 2007 年, 2009 年, 2011 年の順に 86.9%, 82.2%, 66.1%であった。先駆種と遷移中・後期種に分けると, 2007 年, 2009 年, 2011 年の順に先駆種が 84.8%, 79.9%, 60.8%, 中・後期種が 89.0%, 84.4%, 71.3%であった (図 2-1-3)。先駆種も遷移中・後期種も 2007 年から 2011 年にかけて生残率は徐々に低下していることが分かった。

一方で, 調査を行った 20 パッチ中 9 パッチ内には侵入種の活着がみられ, イタチハギ (*Amorpha fruticosa* L.) 等のマメ科の木本が 4 本, ナンキンハゼ (*Triadica sebifera* (L.) Small) が 12 本, ナワシログミが 2 本, カラスザンショウが 1 本, 計 19 本の侵入種が確認され, 数個のパッチに集中する傾向が見られた。

2.1.2.2 先駆種の優占度と階層構造の発達状況

(1) 平均樹高

植栽後 2~3 年経過した 2009 年調査時の先駆性高木, 先駆性低木, 中・後期性高木, 中・後期性低木の区分で平均樹高が最も高かった樹種はそれぞれヤシャブシ 4.4 m, ナワシログミ 3.3 m, イヌシデ 3.1 m, ガマズミ 2.1 m であり (表 2-1-2), 各区分の平均樹高はそれぞれ 2.7 m, 1.9 m, 2.3 m, 1.7 m であった (表 2-1-3, 図 2-1-4)。4~5 年経過した 2011 年調査時に平均樹高が最も高かった樹種はそれぞれヤシャブシ 5.6 m, ウツギ 3.0 m, ムクノキ 4.2 m, ガマズミ 2.4 m であり, 各区分の平均樹高はそれぞれ 3.8 m, 2.7 m, 2.9 m, 2.0 m であった。2009 年から 2011 年にかけて平均樹高の増加量は先駆性高木が最も大きく, 次いで先駆性低木が大きく, 2011 年調査時点での平均樹高は先駆性高木が最も高く, 次いで中・後期性高木が高かった。また, 2009 年と 2011 年の両年において, 各遷移段階の高木と低木の樹高には明確な差が見られた。

(2) 樹高階別本数分布

2009年と2011年調査時の樹高階別本数分布を図2-1-5に示す。植栽後3～4年経過した2009年調査時の先駆種は1.5mと3.0mをピークとする二山型の分布を示していた。また、中期種は1.5～3.5mに同程度分布し、後期種は1.5mをピークとする凸型の分布を示した(図2-1-5a)。それに対して植栽後4～5年経過した2011年調査時の先駆種は4.0mにピークがあり、2009年調査時に比べて全体的に樹高階の高い方への移行が伺え、中期種は3.0mと4.5mをピークとする二山型の分布を示し、後期種は主に1.5～3.0mに分布していた(図2-1-5b)。

(3) 樹冠面積割合及び樹冠投影図

植栽後4～5年経過した2011年調査時における20パッチの遷移段階別に分類した樹冠面積割合の平均値は、先駆種、中期種、後期種の順に59.0%、36.1%、4.9%であり、先駆種が各パッチの樹冠面積の5割を越えていた。

図2-1-6の樹冠投影図は代表的なパッチを示したものである。パッチは全体的に樹冠で覆われ、その中でもセンダン(*Melia azedarach* L. var. *subtripinnata* Miq.)やヤシヤブシなどのパッチの平均樹高より高い先駆種が樹冠面積割合の46.2%と5割近くを占めていた(図2-1-6③, 表2-1-4)。平均樹高より低い先駆種も含めると、先駆種の樹冠面積割合は50.4%と5割を越えていた。平均樹高より高い非先駆種の樹冠面積割合は40.2%であった。平均樹高より低い木本の大部分は平均樹高より高い木本と比較し、樹冠面積が小さく、樹冠面積割合は13.6%であった(図2-1-6②)

2.1.3 考察

2.1.3.1 活着状況

樹種ごとの生残率では、イチイガシ、ケヤキやイロハモミジを始めとする遷移中・後期種に分類した樹種が上位を占める傾向が見られた。一方で、先駆種ではヤマハンノキの生残率が14.3%と著しく低く、先駆種の生残率を低下させた要因であると考えられる。ヤマハンノキは単植えにより7箇所、計21本が植栽されており、7つの単植えのかたまりのうち4つ全てが3本とも枯れていた。ヤマハンノキは過度の乾燥により枯死が生じる場合があることから(島田・藤原, 2001)、南向き斜面と強光条件下にある対象地の立地環境がヤマハンノキに適合していなかったと考えられる。さらに、乾燥により樹勢が衰えたヤマハンノキにカミキリムシ類による虫害が生じ、枯死に至

った可能性もある。実際に樹勢の衰えたヤマハンノキがカミキリムシ類の被害に遭うケースも報告されている（小島・渡辺，1960）。今回カミキリムシ類による虫害を明確に確認していないが，ヤマハンノキの樹高が2009年から2011年にかけて変化がなく成長が抑制されていること，虫害を受けた樹木の成長が阻害されるとの報告があること（土木研究所，2011）などからも，虫害の影響が示唆される。

一方，一般的に成長が速いと考えられているイヌシデ，ケヤキ，ヤシャブシ，ヤマザクラなどは，生残率が調査対象とした樹種の中でも極めて高く，成長が旺盛で，ヤマハンノキとは対照的であった。これは単植えにより上伸成長が促進されたためと考えられる。しかし，センダンのように成長は良いものの生残率が低い樹種も見られた。図2-1-6の樹冠投影図に記載されているセンダンも植栽当初は3本に単植えされていたが，現在は1本にまで数を減らしている。これは単植えにより上伸成長が促進されただけでなく，成長する過程で生育空間をめぐっての競争が生じた可能性も示唆される。

以上より，樹種ごとに生残や成長の傾向は異なるものの，樹冠投影図を見ても先駆種がパッチの大部分を被覆していることから，先駆種による遷移中・後期種への被陰の効果が期待できる。そのため，対象地が南向き斜面と強光条件下にあるにも関わらず，イチイガシやケヤキなど最終緑化目標群落を形成する遷移中・後期種の多くが生残していると考えられる。

2007年と2009年の過去2回と2011年の計3回行われたモニタリング調査の結果，生残率は徐々に低下しており，2011年調査の際は先駆種が60.8%，遷移中・後期種が71.3%で，両者の平均は66.1%であった。石丸ら（2001）が滋賀県田上山において広葉樹緑化試験を行った際の5年経過後の生残率は樹種によって異なるものの，平均的に67.5%であった。また，池田ら（2000）が神奈川県宮ヶ瀬ダム法面においてポット苗を利用して広葉樹植栽を行った際の施工後4～5年の生残率は概ね50%であった。さらに関口（2009）が茨城県の採石場跡法面において2004年に植栽を行った法面小段では，ヤマハンノキやヤシャブシ等が植栽後5年目で70%以上の生残率であった。本研究と施工地や施工方法が異なるため，一概には比較できないが，小段に比べて斜面部は樹林化が困難であるという実情も踏まえると（大竹ら，2007；採石技術指導基準編集委員会，2004），採石場跡法面における生残率の経過は決して悪くないと考えられる。

2.1.3.2 先駆種の優占度と階層構造の発達状況

2009年調査時から2011年調査時にかけての樹高成長を樹種ごとに見るとヤシャブシやヤマハゼを含む先駆性高木が最も良く、次いでヤマザクラなどの中・後期性高木の成長が良かった。吉田・古田(2004)は本研究対象地と同様に植栽後の初期段階におけるヤシャブシ、ヤマハゼやヤマザクラ等の樹高成長が良いことを指摘している。2009年と2011年調査時の樹高階別本数分布を比較すると、2009年調査時の先駆種と2011年調査時の中期種は二山型の分布を示しており、2009年調査時に比べて全体的に樹高階の高い方へ移行していた。それに対して、後期種は2009年と2011年とも下層に分布していた。つまり、植栽後2~3年しか経過していない2009年には既に上層には先駆性高木、下層には先駆性低木と遷移中・後期種から成る階層構造が形成されていたと考えられる。市原ら(2000)は、長野県大村市の切土法面において在来木本類を用いて植生基材吹付工を行った結果、施工約4年後で先駆種が林冠を占有し、階層構造が発達した森林が形成されることを指摘している。採石場跡法面はそれ以前の植栽後2~3年で階層構造が形成されており、植栽後4~5年には樹高階の高い方への分布の広がりが確認され、自然配植によって早期に階層構造が形成される可能性が示された(図2-1-7)。

平均樹高の推移や樹高階別本数分布同様、遷移段階別の樹冠面積割合でも各遷移段階に明確な差が見られ、先駆種が各パッチにおいて樹冠面積の5割以上を占めていた。樹冠投影図でもセンダンやヤシャブシなどの先駆種が5割近くとパッチの大部分を占めていた。また、平均樹高より低い木本は、平均樹高の推移と樹高階別本数分布から遷移後期種を中心としていることや、先駆種に比べ顕著に低い樹冠面積割合を示していることが分かった。これらのことから、当初の想定通り先駆種が優占しつつあり、初期目標群落へ確実に移行していると考えられる。また、今後植生遷移の進行によって下層に控えている後期種が成長し、最終目標群落を形成すると予想される。

順調に最終緑化目標群落を形成しつつあるかどうかを検討し、各樹種の植栽に適した立地環境や単植えの影響を始めとする自然配植の個々の特徴を証明するためにも、定期的なモニタリングを継続し、コントロール区を設け他の技術との比較を行うことが必要であると考えられる。

この節の結論は次の通りである。2006~2007年に岩井川ダム道路法面にて森林再生を図ることを目的に、先駆種、遷移中・後期種の混植(通称「自然配植」)がなされた。

自然配植では、先駆種が優占する初期目標群落が形成された後、遷移中・後期種が優占する最終目標群落へと移行することを想定しており、本研究では前者の群落を形成しているか及び階層構造が発達しつつあるかについて確認した。その結果、生残率は年を経るごとに減少傾向にあり、植栽から4～5年後の2011年調査時には66.1%であった。また、平均樹高の推移、樹高階別本数分布、樹冠面積割合、樹冠投影図から、各遷移段階の高木と低木の違いがあり、主に先駆種と成長の良い中期種が高木層を構成し林冠を覆っていることが分かった。また、後期種は低木層に分布していた。以上のことから、対象地が初期目標群落を形成し、階層構造が発達していることが示され、今後、植生遷移の進行によって下層に控えている後期種が成長し、最終目標群落を形成すると予想される。

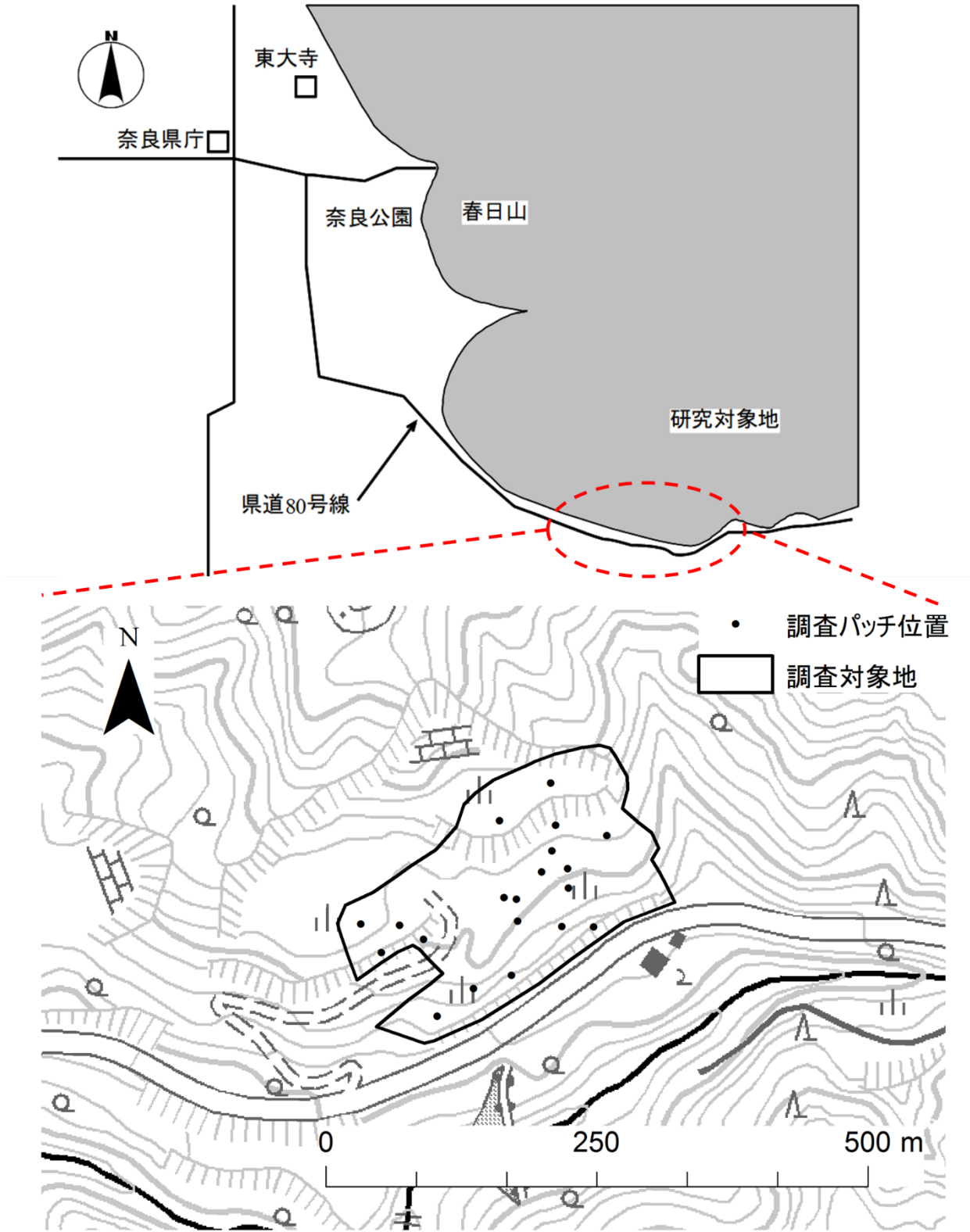


図 2-1-1 研究対象地

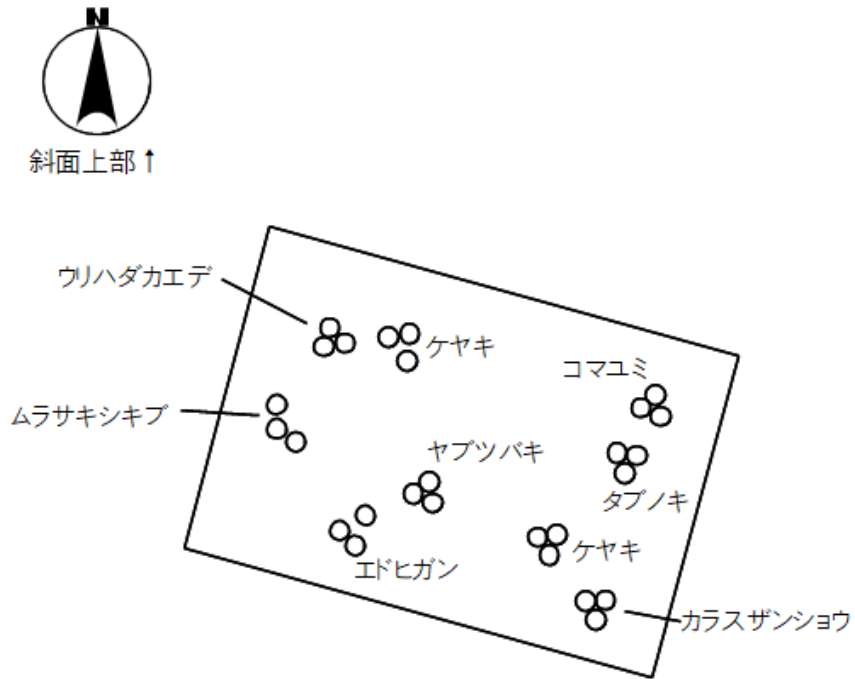


図 2-1-2 配植図の一例（樹種の遷移段階，生活形は表 2-1-2 を参照）

表 2-1-1 調査年及び調査項目

調査年	調査項目
2007 年	・ 植栽木の生残
2009 年	・ 植栽木の生残と樹高
2011 年	・ 植栽木の生残 ・ 植栽木及び侵入種の樹高，立木位置， 胸高直径，地際直径，樹冠幅

表 2-1-2 遷移段階・生活形別に分類した植栽木

遷移段階・ 生活形	樹種	植栽 本数	生残率(%) (2011年)	平均樹高(m) (2009年)	平均樹高(m) (2011年)
先駆性高木	ウリハダカエデ	21	61.9	2.8	3.4
	ウワミズザクラ	18	61.1	2.2	2.4
	エドヒガン	28	71.4	1.8	4.0
	エノキ	18	88.9	2.4	3.1
	カラスザンショウ	10	0.0	2.1	-
	センダン	9	22.2	2.9	5.3
	ハゼノキ	27	63.0	2.1	3.4
	ヤシャブシ	24	79.2	4.4	5.6
	ヤマハゼ	42	81.0	2.5	3.0
	ヤマハンノキ	21	14.3	4.3	4.3
先駆性低木	ウツギ	3	100.0	2.5	3.0
	タニウツギ	24	95.8	2.6	3.0
	ツクバネウツギ	3	66.7	1.5	2.5
	ナワシログミ	3	0.0	3.3	-
	ヒメウツギ	3	0.0	1.6	-
	ムラサキシキブ	21	66.7	1.3	1.6
中期性高木	アラカシ	6	50.0	2.2	2.8
	イヌシデ	12	83.3	3.1	4.1
	イロハモミジ	33	87.9	2.6	2.8
	ウリカエデ	14	50.0	2.0	2.2
	エゴノキ	18	66.7	1.7	2.6
	ケヤキ	36	94.4	2.1	2.7
	コナラ	12	75.0	2.3	2.7
	ザイフリボク	3	0.0	-	-
	タムシバ	9	33.3	1.7	2.4
	ダンコウバイ	3	33.3	-	0.9
	ムクノキ	9	100.0	3.0	4.2
	ヤマコウバシ	9	100.0	2.4	2.4
	ヤマザクラ	48	75.0	2.8	3.9
中期性低木	ガマズミ	6	100.0	2.1	2.4
	コバノガマズミ	24	29.2	1.9	1.9
後期性高木	アカシデ	6	50.0	1.4	1.8
	イチイガシ	3	100.0	3.0	3.0
	カゴノキ	9	77.8	2.7	2.8
	シラカシ	9	66.7	1.7	1.9
	タブノキ	9	66.7	1.1	1.1
	ツクバネガシ	3	0.0	-	-
	モチノキ	15	80.0	2.0	2.6
	モッコク	6	83.3	1.5	1.5
	モミ	27	70.4	1.4	2.5
	ヤブツバキ	27	63.0	1.9	1.9
後期性低木	コマユミ	9	66.7	1.1	1.1
	シキミ	6	50.0	0.8	1.2

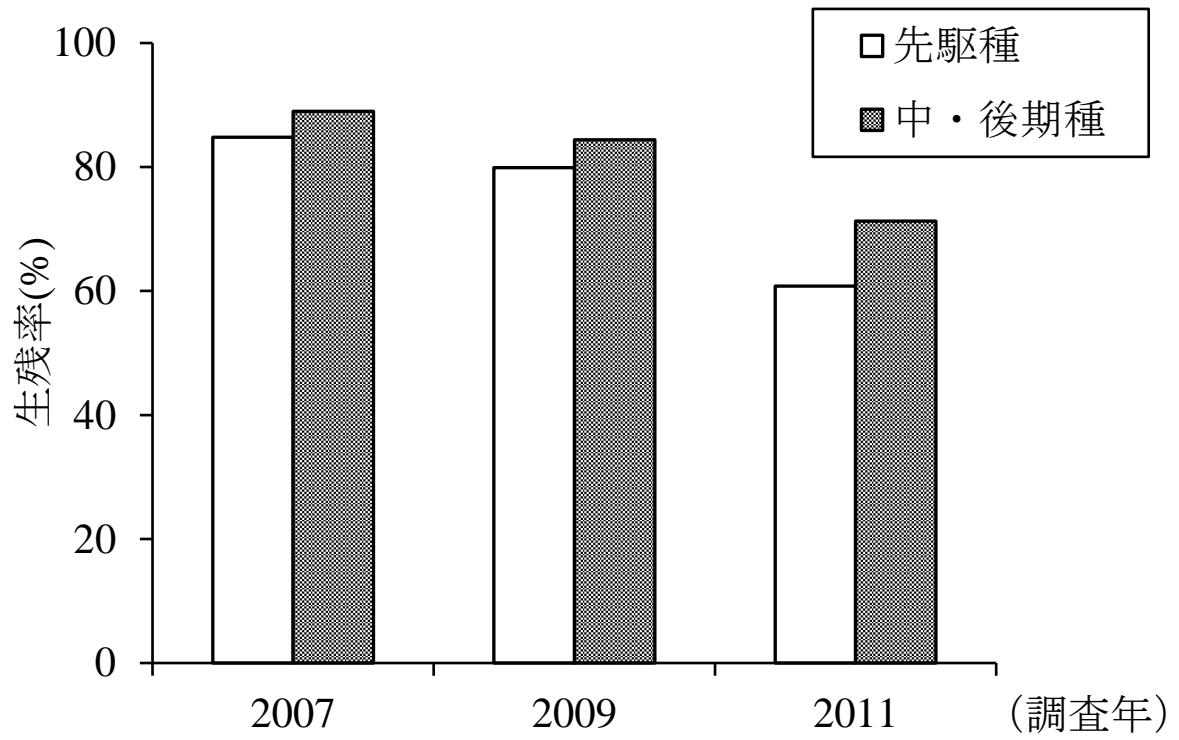


図 2-1-3 調査年ごとの生残率

表 2-1-3 2009 年と 2011 年の平均樹高と標準偏差

遷移段階・生活形	平均樹高±標準偏差(m)	
	2009	2011
先駆性高木	2.7±1.2	3.8±1.4
先駆性低木	1.9±0.6	2.7±0.8
中・後期性高木	2.3±1.0	2.9±1.1
中・後期性低木	1.7±0.8	2.0±0.6

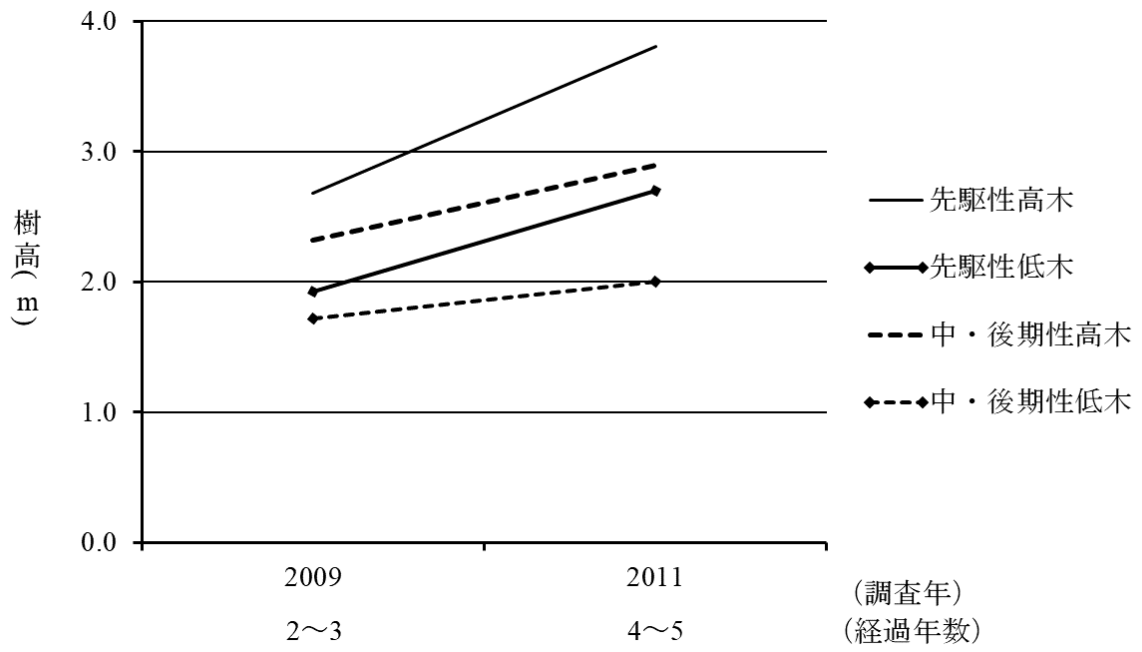
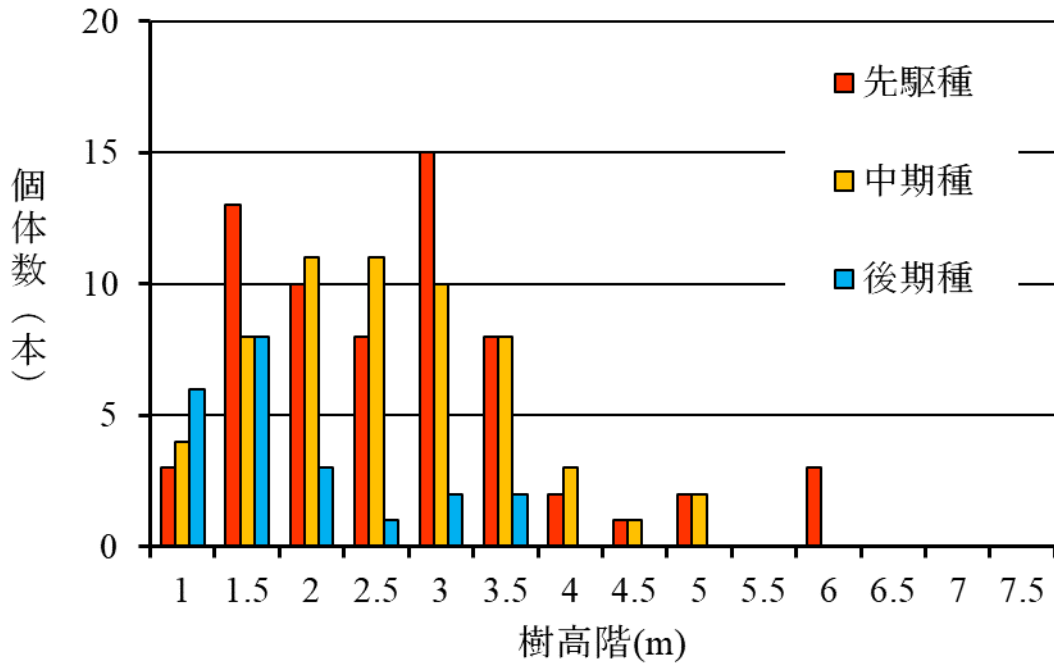


図 2-1-4 平均樹高の推移

(a) 2009 年



(b) 2011 年

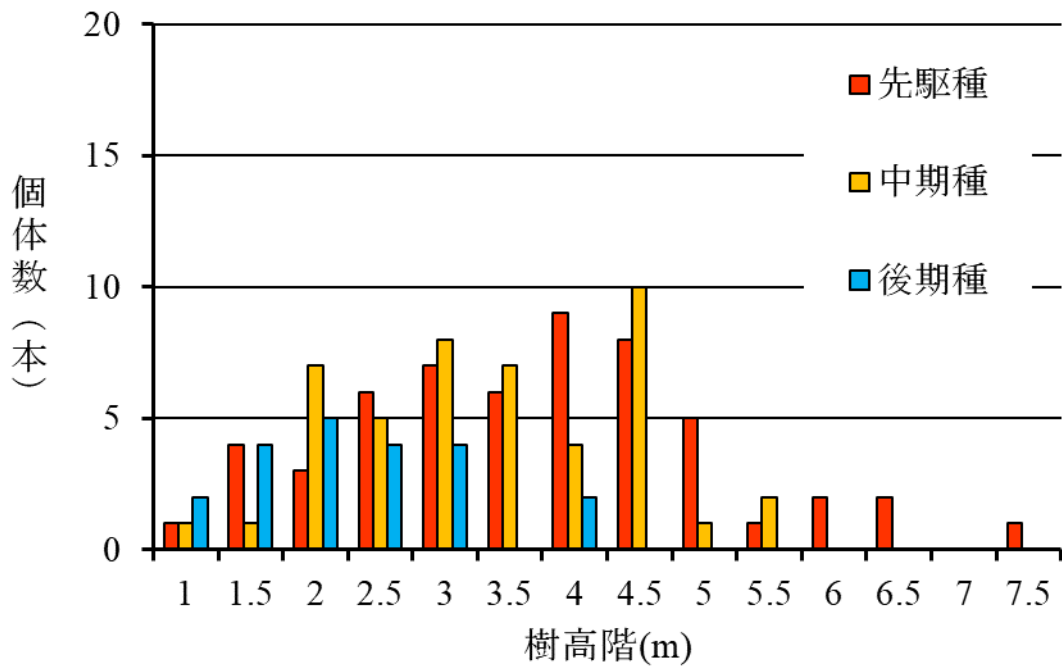
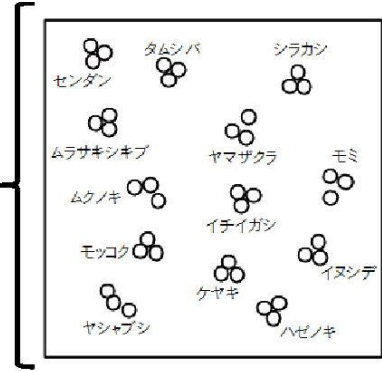
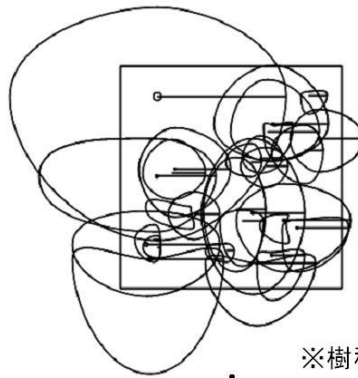
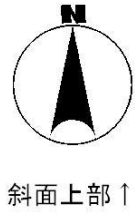


図 2-1-5 2009 年と 2011 年の樹高階別本数分布



※樹種の遷移段階、生活形は表-2 参照

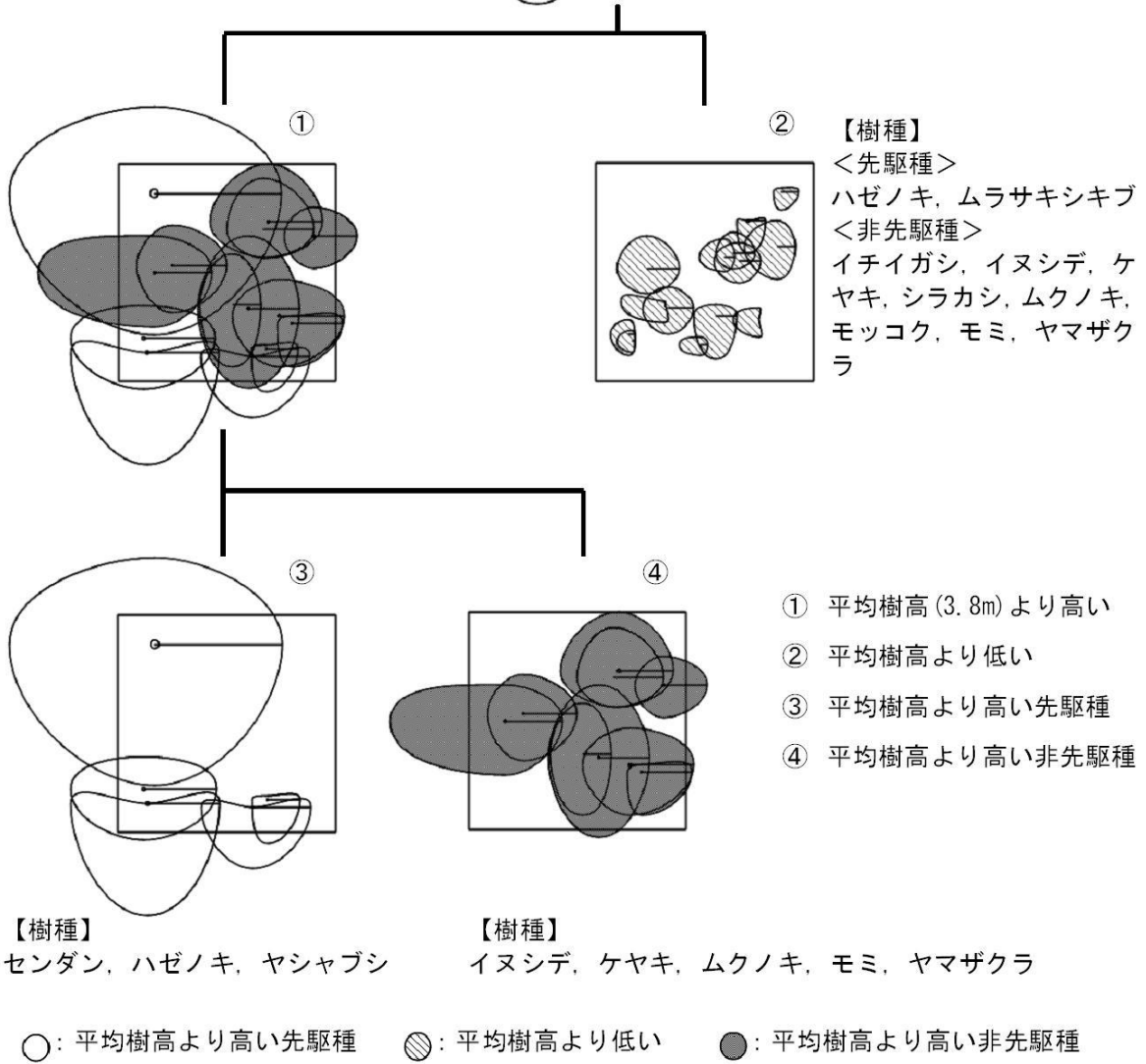


図 2-1-6 2006 年に植栽された樹木の 2011 年調査時の樹冠投影図

表 2-1-4 樹冠投影図の樹冠面積

樹冠投影図における分類	樹冠面積の平均値		樹冠面積 割合(%)
	±標準偏差(m ²)		
平均樹高より高い先駆種 (③)	13.9 ±	13.8	46.2
平均樹高より高い非先駆種 (④)	5.4 ±	2.5	40.2
平均樹高より低い木本 (②)	1.1 ±	1.0	13.6



図 2-1-7 調査対象パッチの 1 つの状況（植栽後 5 年，2011 年 9 月）

2.2 自然配植と他の植栽パターンとの生育状況の違い

第1章において、森林再生を図る上での自然配植の有用性について述べてきたが、このことを検証するためには他の植栽パターンとの比較研究が課題であった。そこで、本研究において自然配植と他の複数の植栽パターンを比較するための試験地を設置し、1年間の経過を観察したので、その結果を本節にて報告する。

2.2.1 方法

2.2.1.1 研究対象地

研究対象地は、京都市右京区に位置する、近畿中国森林管理局管轄の朝原山国有林内、朝原山の山麓部分に造成された法面である（図 2-2-1）。本法面は 2012 年 7 月の豪雨により山腹崩壊が発生し、土砂が人家ならびに市道に流出した現場であり、自然復旧が見込めず、降雨等の影響による崩壊の拡大の恐れがあったため、2014 年に治山工事により造成されたものである（近畿中国森林管理局，2014）。朝原山は京都嵯峨野の風致地区内にある景勝地であることから、山腹崩壊後の景観修復は、崩壊以前の森林に近づけ、周辺景観との違和感を少なくすることもあわせて企図された。

しかし、治山工事終了後 2 年を経過した段階では、ニホンジカの食害もあり、森林形成がまったく期待されない状況にあった（図 2-2-2）。以前より自然配植の有効性を検討する上で他の植栽パターンとの比較が課題であったことから、森林再生の必要性の高い朝原山国有林を近畿中国森林管理局と京都府立大学との協定に基づき、フィールドとして提供いただき、試験区を設置するに至った。そこで本研究では、目標林型を景観保全と定め、当該地の立地環境に応じた樹種特性をもつ地域性苗木を用いて森林再生を図るとともに、複数の植栽パターンによる比較研究を実施した。

2.2.1.2 試験区の設置

2016 年 1 月、法面の下部にあたる傾斜が 20° に満たない緩斜面において試験区を設置した（図 2-2-1）。 $4 \times 4 \text{ m}$ の防鹿柵を 10 基設置し、自然配植区（同種苗木を 2 または 3 本を単植えし、ランダムかつ集中的な配植）・規則植栽区（苗木 1 本ずつを等間隔列状に植栽する規則かつ一様な配植）・ランダム植栽区（苗木 1 本ずつをランダムに植栽するランダムかつ一様な配植を 2 通りの植栽密度で実施）・何も植栽しない無処理区の計 5 種類の処理をそれぞれ防鹿柵 2 つずつに対して行った（図 2-2-3）。な

お、植栽密度は自然配植区・規則植栽区が 1 本/m²、ランダム植栽区が 1 本/m²及び 5 本/m²で植栽を行った。これにより、ランダム植栽区の高密度区のみ植栽本数は計 160 本となり、他の植栽区は植栽パターンごとに 32 本植栽し、合計の植栽本数は 256 本であった。

当該地は礫質土で構成されており、東向きに開放している斜面であることから、水分が抜けやすい上に、乾燥が想定された。そのため、保水性を確保するための細粒質土の導入を前提に、礫質が基盤の立地環境を考慮し、植栽する樹種は地域生態系の構成種であるイヌシデ (*Carpinus tschonoskii* Maxim.)、イロハモミジ、タニウツギ、ツクバネガシ、ナナカマド (*Sorbus commixta* Hedl.)、ムラサキシキブ (*Callicarpa japonica* Thunb.)、モミ、ヤマハンノキの計 8 樹種を選定した。各樹種の本数や規格、出現遷移型、出現林分型を表 2-2-1 に、実際の配植図を図 2-2-4 に、経過年数ごとの成長予測図を図 2-2-5 に示す。自然配植区における設計の手順としては、1.3.2 に記載の通り、まず将来の主要構成種となる高木性樹種から配置した。ここでは、ツクバネガシとモミがそれに該当するため、それぞれを別々の防鹿柵に配置した。これら高木性樹種の植栽密度は、将来の樹冠の発達を想定すれば成木到達時には近接すぎるとも言えるが、途中段階での枯死のリスクも考慮し、ツクバネガシは南側の防鹿柵に 2 箇所配置した。そして、他の高木性樹種の一つであるヤマハンノキを最初の約 20 年間被陰効果を担ってもらうために、もっとも日射が強いと思われる南側に配置した。残りの高木性樹種として位置付けているイヌシデとイロハモミジに関しては、イヌシデは様々な立地環境へ幅広く適応できることから、モミへの被陰効果も期待してモミの南側に配置した。イロハモミジは他形性 (1.3.1) が強く、将来的に樹形が斜面下方向に傾くと予測し、両方の防鹿柵において斜面下側に配置した。亜高木性樹種のナナカマドは修景性を期待して導入しており、将来的には高木性樹種との樹冠の連続性を考慮し、それぞれの防鹿柵においてツクバネガシとモミのそばに配置している。最後に、低木性樹種であるタニウツギとムラサキシキブも修景性を考慮して導入しており、モミとツクバネガシやその他亜高木性樹種の足元を彩る目的で配置している。他の植栽パターンに関しては、機械的に苗木を配置した。

2016 年 3 月に実施した試験区設置の際には、礫質土で構成される地盤が法面造成の際に転圧され硬くなっていたことから、まず鍬で植穴を確保した (図 2-2-6a)。その上で防鹿柵を設置し (図 2-2-6b)、細粒質土を補うために客土を加えながら苗木の植栽を

行った（図 2-2-6c）。なお、防鹿柵は「イノシッシ」（近江屋ロープ社製）と呼ばれる，ニホンジカの噛み切り破断の恐れのない溶接金網を使用した。また，景観上の親和性を考慮し，ブラウン塗装品を選択した。

2.2.1.3 現地調査と解析

初期値として，植栽時である 2016 年 1 月に苗木の高さを測定した。そして，植栽から約 1 年後の 2017 年 4 月から 5 月にかけて，次の項目を調査した：樹高，1 年間の年枝成長，樹勢（強・良・中・やや弱・弱・枯死の 6 区分）（表 2-2-2），萌芽の有無とその長さ。年枝成長は，主軸が枯れている場合や，主軸がほぼ成長していないことで計測が困難な場合は，主軸の代わりに最も主軸と近い位置にある側枝を計測した。樹勢は京都市が独自に定めた樹勢判定基準であり（京都市，2015），京都市が自然配植を導入している事業地のモニタリングにおいて使用していることから，本研究でも同じ基準に依拠した。なお，調査の事前実施した踏査により，無処理区では植生が成立していなかったことから，植栽 1 年後のモニタリング調査と以下の解析は無処理区を除いた 4 つの植栽パターン区を対象に行った。

取得したデータをもとに，植栽から 1 年後の枯死の有無や樹高成長，年枝成長，樹勢に樹種間及び植栽パターン間に違いがあるかどうかを検証した。また，本研究では自然配植区がランダムかつ集中分布を，ランダム植栽区がランダム分布を，規則植栽区が規則分布となるように植栽しており，想定通りの分布を示しているかどうかを，式(1)で表される Ripley の K 関数（Ripley, 1977）を変換した式(2)で表される L 関数（Besag and Diggle, 1977）を用いて検証した。

$$K(t) = n^{-2}|A|\sum\sum_{i\neq j}w_{ij}^{-1}I_t(u_{ij}) \quad (1)$$

$$L(t) = [K(t)/\pi]^{1/2} - t \quad (2)$$

ただし， n ：調査プロット内の全個体数， $|A|$ ：調査プロットの面積， t ：任意の距離， u_{ij} ：プロット内における個体 i から個体 j までの距離， $I_t(u_{ij})$ ： $u_{ij} \leq t$ のとき 1， $u_{ij} > t$ のとき 0， w_{ij} ：edge 補正の係数である。

L 関数はある個体 i に着目し，調査プロット内の全ての他個体との組み合わせについて個体間距離 u_{ij} を測定し，そのうち任意の距離 t 以下の組み合わせ数をカウントする。これらの操作を全ての個体に対して行うことで， $L(t)$ が算出される。また，分布の統計的有意性を判定するため「種の分布はランダム分布である」という帰無仮説の

もと、モンテカルロシミュレーションの反復試行により信頼区間が決定される。同試行を 1,000 回繰り返した際の各距離の 95%信頼区間を求め、算出された値をつなぐことで信頼区間の曲線が求まる (Besag and Diggle, 1977)。つまり、 $L(t)=0$ または信頼区間内なら距離 t における空間分布のパターンがランダムに分布していることを示し、 $L(t)>0$ かつ信頼区外なら集中分布、 $L(t)<0$ かつ信頼区間外なら規則分布であることを示す。

2.2.2 結果と考察

L 関数を用いた分布特性の解析の結果を図 2-2-7 に示す。縦軸は $L(t)$ の値を、横軸は距離 t である。点線は 95%の信頼区間であり、実線が点線の内側を通っている場合はランダム分布を、上側を通っている場合は集中分布を、下側を通っている場合は規則分布であることを示す。つまり、点線の外側を通っている場合は帰無仮説「種の分布はランダム分布である」が棄却されたことになる。このことから、自然配植区では、北側の防鹿柵が距離に関らず集中分布を、南側の防鹿柵は距離が長くなるにつれて集中性が失われ、ランダム分布であることが示された (図 2-2-7d)。このことは、近距離では巢植えによる苗木の集中性を反映していると言える。一方で、規則植栽区は両防鹿柵において距離が長くなるにつれて規則分布からランダム分布へと変化した (図 2-2-7c)。この傾向は、ランダム植栽区の南側の防鹿柵において、低密度区と高密度区の両方でも見られた (図 2-2-7a, b)。そして、ランダム植栽区の北側の防鹿柵は、密度に関らずランダム分布を示した (図 2-2-7a, b)。以上のことから、2.2.1.3 において想定した通り、自然配植区はランダムかつ集中分布を示していた。規則植栽区は距離が近いほど規則分布を示し、ランダム植栽区は全体的な傾向として、ランダム分布を示していた。そのため、自然配植区は疎密のついた分布を、ランダム植栽区と規則植栽区は一様性の高い分布を示していると言える。以上のことから、 L 関数から各植栽パターンの違いが統計的にも明らかとなり、2.2.1.3 で想定した各植栽パターンの分布様式を追証する結果となり、適切に試験区を設置できたと言える。

植栽後 1 年間で枯死した個体が全てのプロットを通して計 7 個体確認された (表 2-2-3)。植栽後 1 年の枯死の要因としては、立地環境に不適合であったことや苗木の植え付け方法による活着不良の場合と、活着したもののその後の獣害や虫害、乾燥によって枯死する場合の 2 つに大別される。この中でも苗木の植え付け時の不備による枯

死の発生が最も多いことが、これまで多くの事業地で自然配植を導入してきた京都市によって報告されている（京都市，未発表）。本試験地で枯死した苗木のうち，タニウツギ 1 個体はウサギの食害の影響を受け，ヤマハンノキは虫害によって枯死していた。枯死した個体が 256 個体中 7 個体であったこと，さらに樹種間の偏りがなかったことから，残り 5 個体の枯死は樹種が試験地の立地環境に適合していなかったことが要因ではなく，苗木の植え方等に起因する人為的要因が影響している可能性が高い。また，枯死した個体はランダム植栽区（高密度）に偏りがあるように見受けられるが（表 2-2-3），個体数が少ないため，植栽パターンの影響を検証するためには継続的なモニタリングが必要である。一方で，本研究対象地は 2.2.1.2 に記載の通り，礫質土で構成されていることから，細粒質土の客土が足りず，保水性を確保できなかった（有光，2001）ことによる枯死の可能性もある。

1 年間の平均樹高成長を求めた結果，規則植栽区におけるツクバネガシとムラサキシキブの成長が目立ったものの，全体的にどの樹種も植栽パターン間で顕著な差はなかった（図 2-2-8）。しかし，8 樹種の間で成長の大きさに差があり，ヤマハンノキが最も旺盛な成長を示した（図 2-2-8）。この傾向は年枝成長においても確認された（表 2-2-4）。ヤマハンノキは先駆種としていち早く成長し，植栽地の被陰木とする計画であることから，期待通りの経過を辿っていると言える。一方で，タニウツギやイヌシデは平均樹高が低下していた（図 2-2-8）。これには主軸の先端が枯れることで，個体全体の樹高が低下したことの影響が考えられる。実際に，基本的に主軸を計測する年枝成長も，特にタニウツギは主軸の先端の枯れが目立っていたことから，32 個体中 14 個体について側枝の年枝成長を計測した。タニウツギと同じように，モミも側枝の年枝成長を 31 個体中 9 個体と多く測った樹種の一つである。しかし，モミは主軸の先端の枯れではなく，主軸がほぼ成長しておらず，主軸の計測が困難であったことから側枝を計測した。

樹勢を見ると，「中：活着した状態とまではいえないが，今後生育が旺盛となる可能性がある状態」に分類された苗木が最も多かった（表 2-2-5）。旺盛な成長を示したヤマハンノキは「中」に分類された個体が最も多かったものの，8 樹種の中で最も多く「強：植栽後活着がいち早く進み，きわめて樹勢の旺盛な状態」の個体が確認された（表 2-2-5）。このように，樹種ごとに樹勢の傾向が異なっていた。将来の主要構成種となるツクバネガシとモミは「やや弱」に最も多く，その他の樹種は，タニウツギの

「やや弱」を除き、「中」が最も多く確認された（表 2-2-5）。

他に特筆すべき現象として、ムラサキシキブが 32 個体中 7 個体、ナナカマドが 33 個体中 6 個体において萌芽枝を出していたことである。萌芽枝は株が弱体化しているときに出す場合が多く見受けられるが（櫻井，2001），樹勢との関連を見た結果，ナナカマドの「弱」1 個体を除き，すべて「中」あるいは「良」で樹勢との関連は確認されなかった。しかしながら，今後萌芽枝が植栽時の主軸と入れ代わり，主軸となる可能性は大いに有り得ることから，樹種または個体レベルで成長の仕方を議論する上で，継続調査ではこの萌芽枝の動向にも注目する必要がある。

以上のことから，現段階では植栽パターンによる枯死の発生や成長，樹勢の違いは見受けられなかったが，樹種ごとの違いは確認された。今後，時間が経過するにつれて樹種特性の違いや植栽パターンの影響が出てくることが予測される。例えば，高密度ランダム植栽区の方が他の密度の低い植栽パターン区よりも早い段階で防鹿柵内が植栽木で被覆されると予想される。そのため，高密度ランダム植栽区以外の区では地温が上がりやすく，さらに乾燥を受けやすいことが想定され，植栽木の成長や生存に影響する可能性がある。これらのことから，今後も引き続き継続的な調査が望ましい。

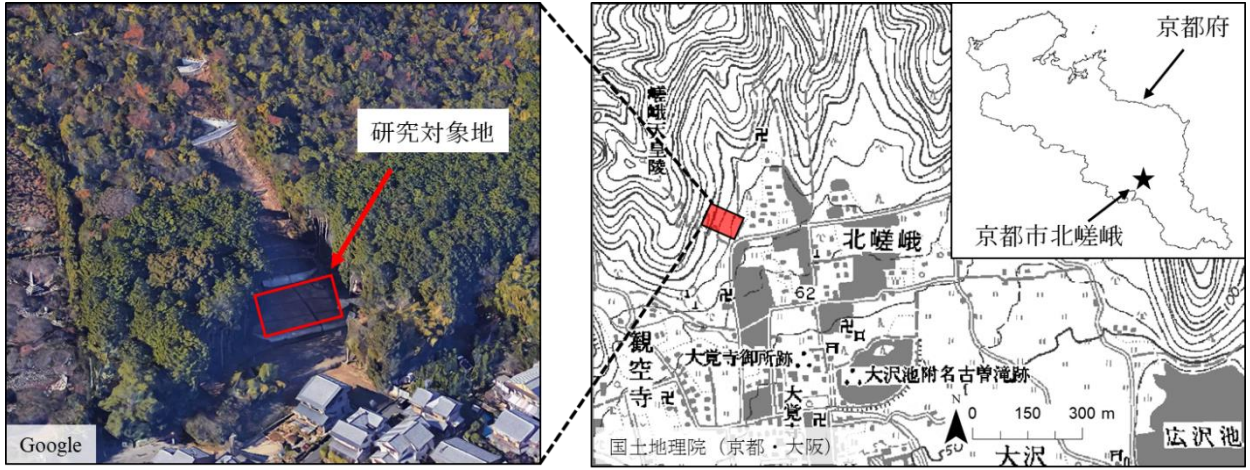


图 2-2-1 研究对象地



図 2-2-2 試験区設置前の研究対象地の様子（2015年11月）

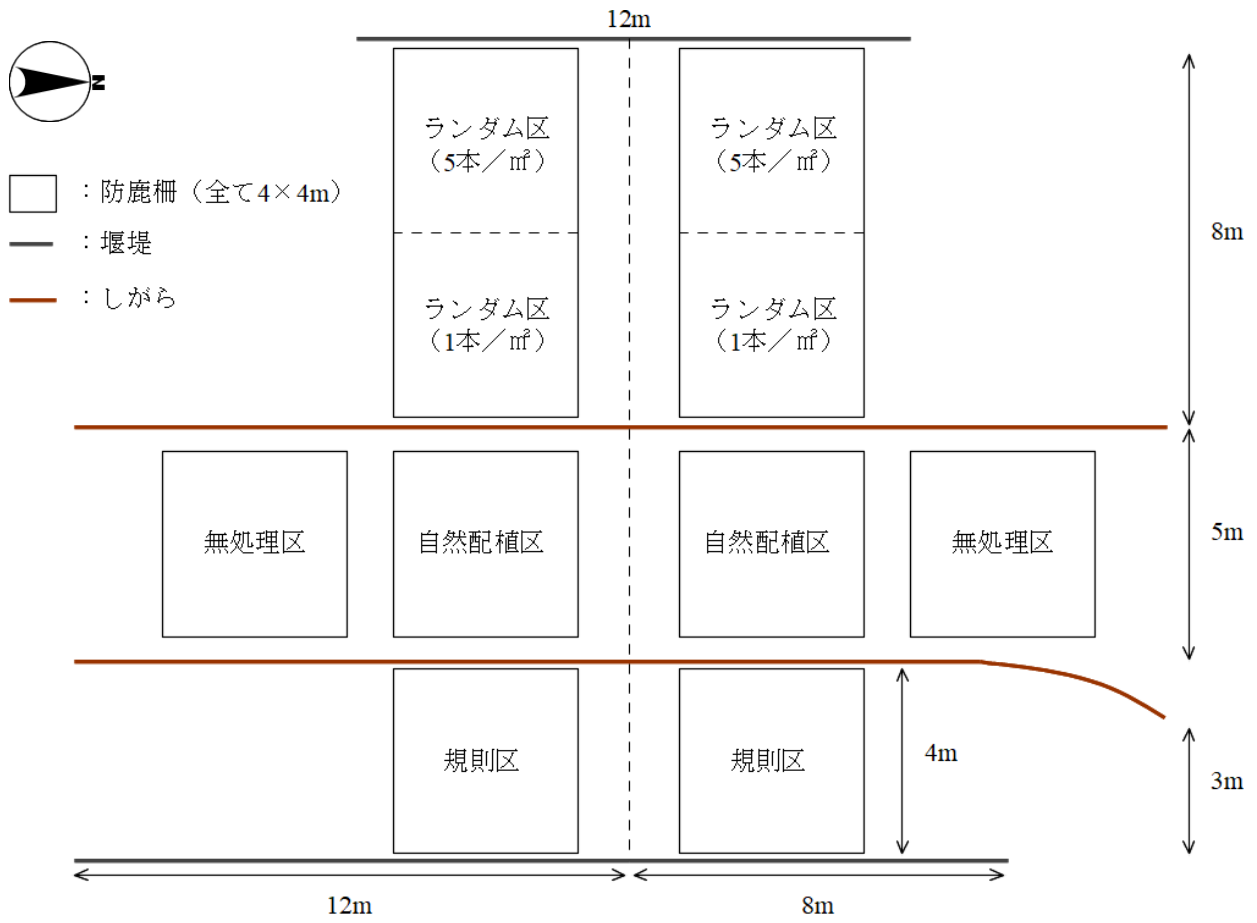


図 2-2-3 各処理区の位置

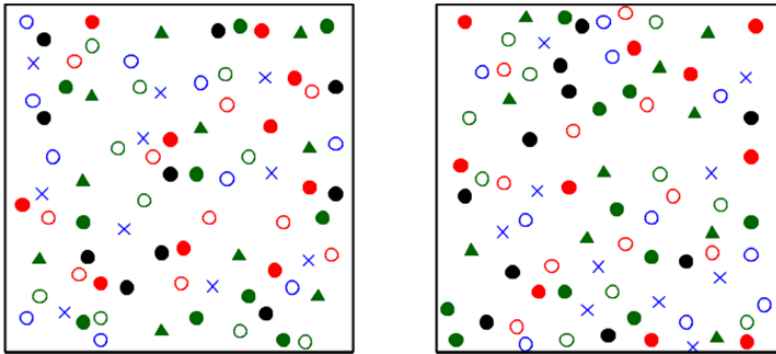
表 2-2-1 植栽樹種の樹種特性

樹種	植栽本数	出現遷移型	出現林分型
イヌシデ	31	中	林・高
イロハモミジ	34	中	縁・高
タニウツギ	32	先	外・低
ツクバネガシ	33	後	林・高
ナナカマド	33	先	林・亜高
ムラサキシキブ	32	先	林・低
モミ	31	後	林・高
ヤマハンノキ	30	先	林・高

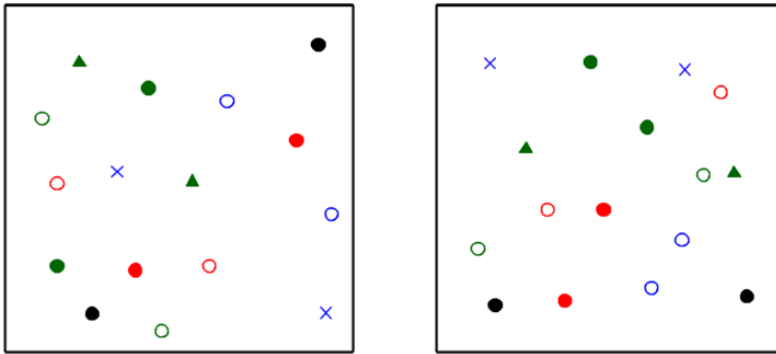
先：先駆種，中：中期種，後：後期種

林：林内，縁：林縁，高：高木，亜高：亜高木，低：低木

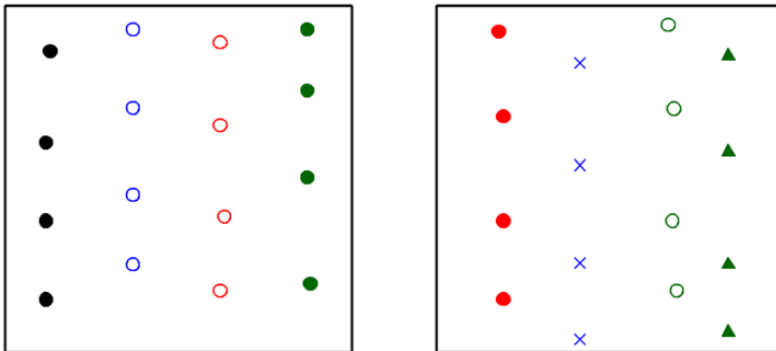
(1) ランダム植栽区 (高密度)



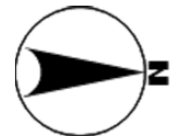
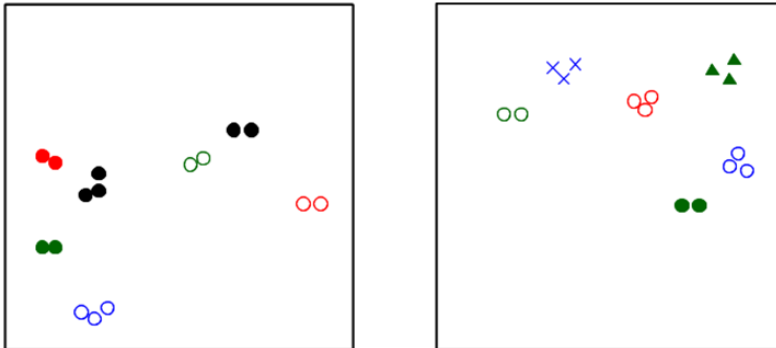
(2) ランダム植栽区 (低密度)



(3) 規則植栽区



(4) 自然配植区



- ツクバネガシ
- ▲ モミ
- ヤマハンノキ
- ナナカマド
- イロハモミジ
- × イヌシデ
- タニウツギ
- ムラサキシキブ

図 2-2-4 配植図 (左: 南側, 右: 北側)

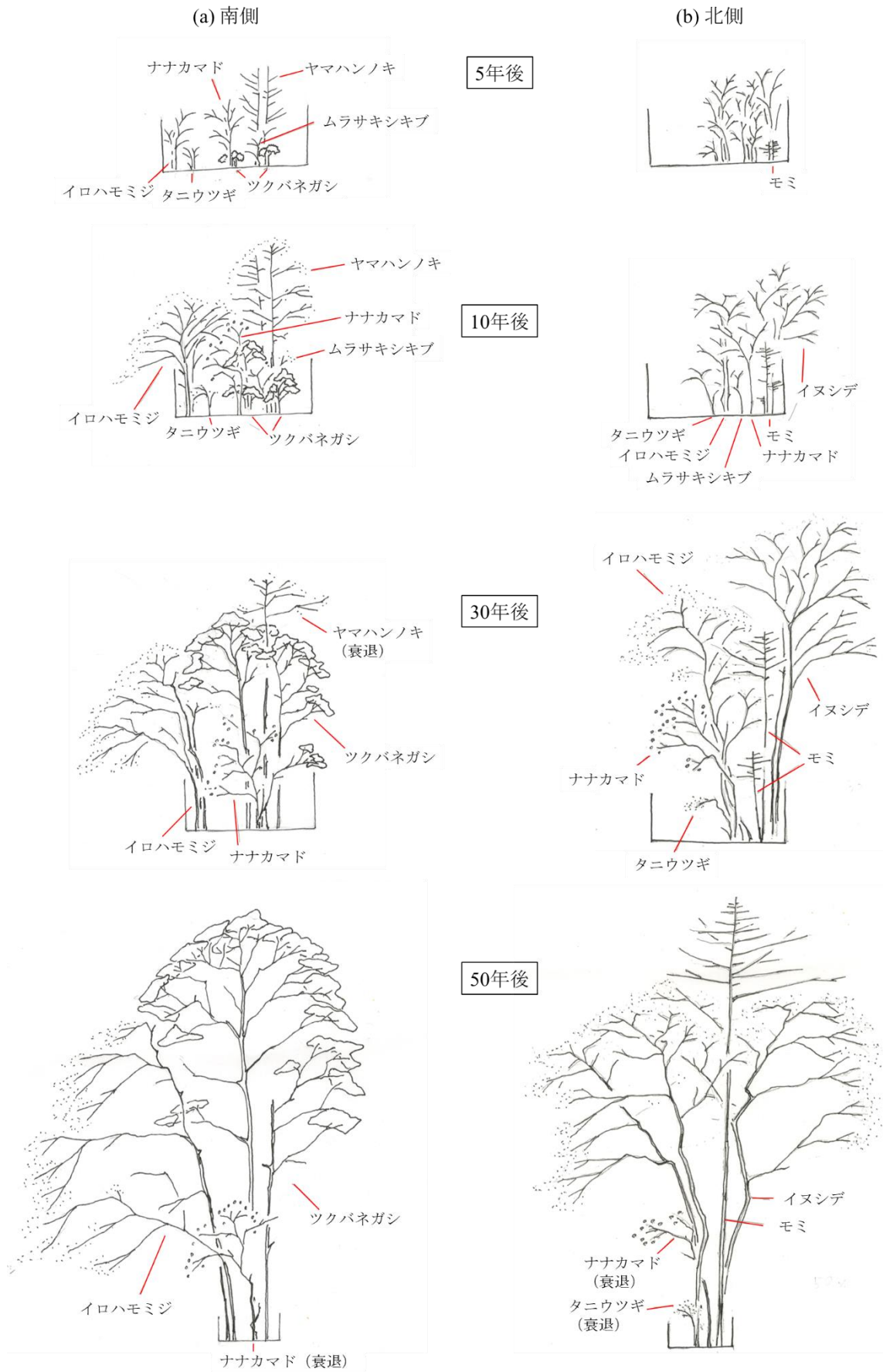


図 2-2-5 経過年数ごとの成長予測

(a) 植穴の確保



(b) 防鹿柵の設置



(c) 苗木の植栽

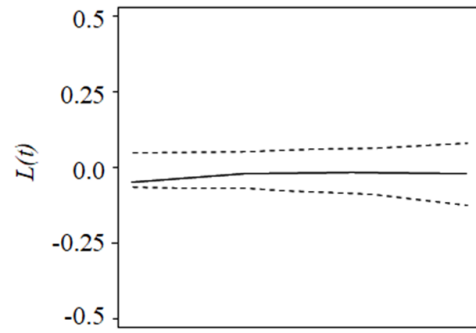
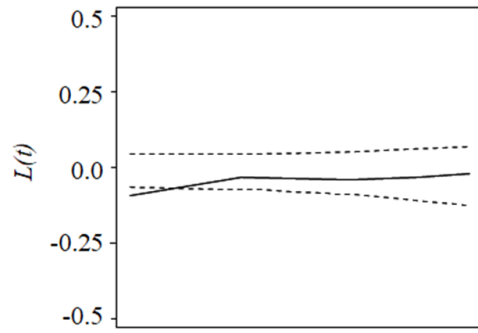


図 2-2-6 試験区設置の様子 (2016年3月)

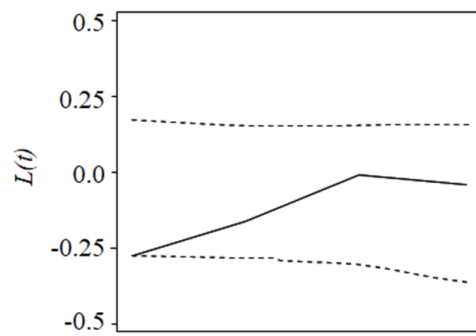
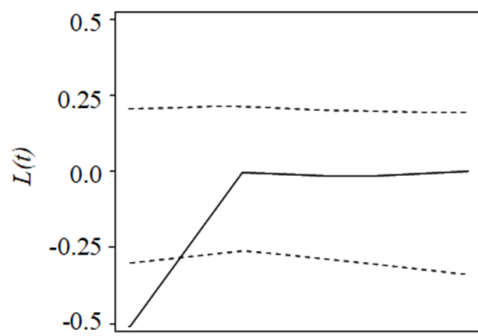
表 2-2-2 樹勢判定基準，京都市（2015）

項目	判定基準
強	植栽後活着がいち早く進み，さわめて樹勢の旺盛な状態
良	植栽後新たな根系が出て，活着し，さらに上伸成長に進む可能性が高いと判定できる状態
中	活着した状態とまではいえないが，今後生育が旺盛となる可能性がある状態
やや弱	樹勢は落ちている状態ではあるが，回復する可能性はある
弱	枯死する可能性が高い状態
枯死	少なくとも地上部が枯れ，かつ萌芽がみられない状態

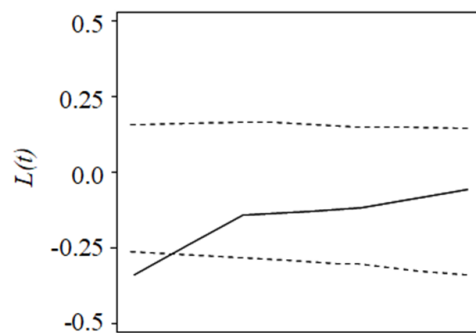
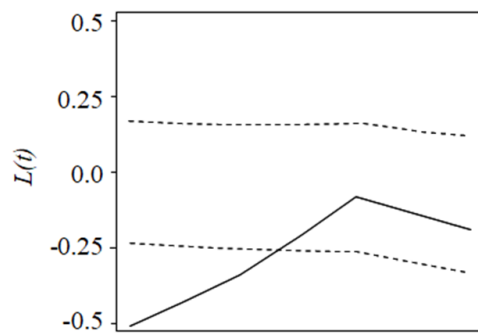
(a) ランダム植栽区 (高密度)



(b) ランダム植栽区 (低密度)



(c) 規則植栽区



(d) 自然配植区

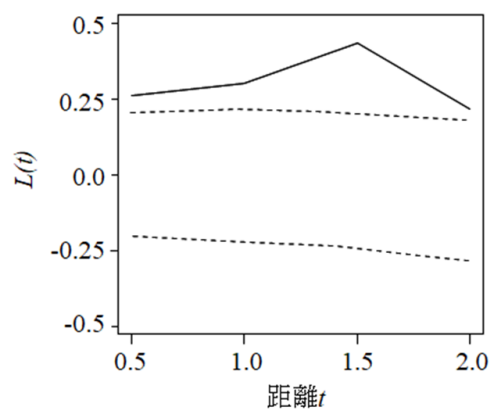
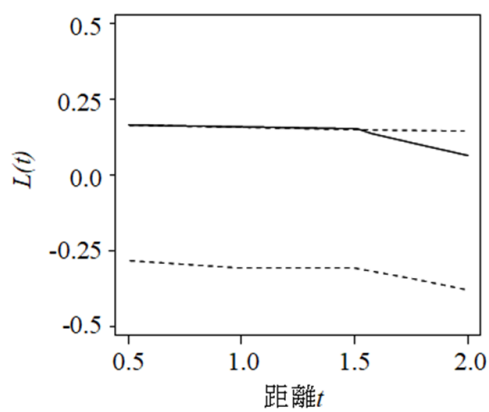


図 2-2-7 L 関数を用いた植栽苗木の分布特性解析の結果 (左: 南側, 右: 北側)

表 2-2-3 樹種ごとの枯死個体数

樹種	枯死個体数	植栽パターン
イヌシデ	1	ランダム (高)
イロハモミジ	0	-
タニウツギ	2	ランダム (高)
ツクバネガシ	0	-
ナナカマド	1	自然配植
ムラサキシキブ	0	-
モミ	2	ランダム (高)
ヤマハンノキ	1	規則
計	7	

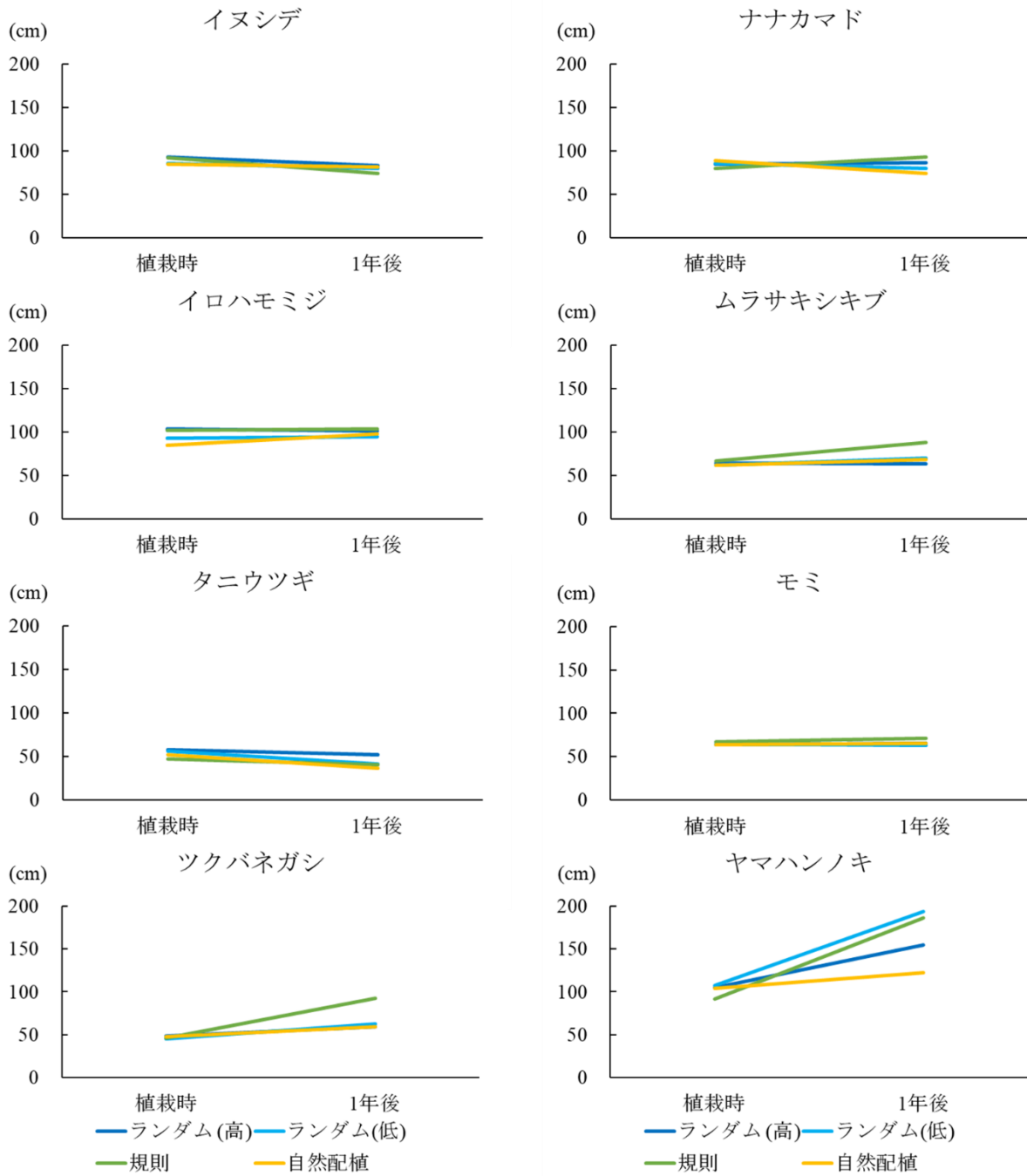


図 2-2-8 1年間の樹種ごとの平均樹高成長

表 2-2-4 樹種と植栽パターンごとの平均年枝成長

樹種	植栽パターンごとの平均年枝成長 (cm)			
	ランダム (高)	ランダム (低)	規則	自然配植
ナナカマド	8.4	20.2	27.4	11.5
タニウツギ	18.4	17.1	14.7	9.8
イヌシデ	7.6	7.9	3.4	5.3
イロハモミジ	11.2	19.1	16.7	5.7
ツクバネガシ	16.4	16.0	29.5	17.7
ムラサキシキブ	28.3	25.2	76.4	30.6
モミ	4.4	4.3	3.3	3.0
ヤマハンノキ	59.6	112.3	110.7	66.5

表 2-2-5 樹種ごとの樹勢

樹種	*樹勢ごとの個体数				
	弱	やや弱	中	良	強
ツクバネガシ	3	18	7	4	0
モミ	0	17	11	1	0
ヤマハンノキ	0	3	14	7	5
ナナカマド	2	11	17	2	0
タニウツギ	5	10	9	4	1
イヌシデ	0	11	17	2	0
イロハモミジ	1	4	16	12	0
ムラサキシキブ	0	1	15	15	1

*樹勢は表 2-2-2 を参照

第3章 施工後20～25年で自然配植と播種工が形成する群落構造と林内光環境の違い

3.1 研究対象地

研究対象地は、標高約1,300 mに位置する1割8分勾配の岐阜県高山市あかんだな駐車場道路法面である(図3-1-1)。高山市の1981年から2010年の年平均気温は11.0℃、年平均降水量は1,699.5 mmであり(気象庁, 2013)、当該地は寒冷多雪地である。

あかんだな駐車場は、安房峠道路事業の一環として1997年に開通した安房トンネルの岐阜県側の入り口に位置する。安房トンネルは北アルプスを横断するように岐阜県と長野県を結んでおり、急峻な地形と火山地帯特有の脆弱な地質に阻まれ、工事は安房峠道路事業の中で最も難航を極めた(中部建設協会, 1999)。奥飛騨温泉郷の一つである平湯温泉街の存在により、昔から人の往来は年中あったが、事業の一環としてあかんだな駐車場が造成されてからは、北アルプス登山の玄関口として利用され始め、周辺にキャンプ場やスキー場が相次いで誕生したことにより、夏には登山や避暑、秋には紅葉、冬にはウィンタースポーツと、人の往来が絶えることはない。そのため、あかんだな駐車場の森林再生は修景性において重要な役割を担っている。一方で、安房峠道路事業区間の全域が中部山岳国立公園に含まれるため、開発によって生じた裸地を速やかに周辺に広がる森林と調和する群落に再生することが求められた。そのため、森林再生を行う上で従来の工法とは別に、新たに生態学的な観点が必要とされ、地域由来の植物を立地環境や遷移段階を考慮しながら植栽することで、植生遷移を短期間で実現することを目指す自然配植を事業区間の全域に導入するに至った。そのため、あかんだな駐車場にも自然配植が適用された。

開発前の研究対象地周辺には、人為的な影響がほとんど認められない原生林として、ウラジロモミを主とし、サワラ、イチイ、カツラ、ブナ、ダケカンバなどから成る針広混交林と、薪炭林としてミズナラが優占する落葉広葉樹二次林の2通りの森林が成立していた(中部建設協会, 1999)。これらの森林は開発が及ばなかった箇所においては現在も残存している。宮脇(1985)によると、潜在自然植生はチシマザサーブナ群団である。

あかんだな駐車場には森林再生を図る目的で播種工も導入され、自然配植が導入された法面に隣接する法面に導入された。両法面とも周辺植生が同じで、南西向き斜面、さらには斜面勾配も1割8分勾配と条件が一致していたことから(図3-1-1)、比較研

究が可能であると判断し、研究対象地とした。以下にそれぞれの施工方法について詳しく述べる。

3.1.1 自然配植が導入された法面

自然配植が導入された法面（以下、自然配植法面）の基盤は礫破碎であるトンネルズリ土（掘削土）と礫を多く含む深層土の現場発生土で構成されている。トンネルズリ土や深層土は外気に触れることで酸化が進んでいる表層土に比べ未酸化のため、植物の生育には向かないと言われている。また、使用された現場発生土は深層土であったため、植物の生育基盤として有効土層厚を確保することは難しかった（中部建設協会，1999）。そのため、当該地より約 10 km 西にある山から採取した適潤性褐色森林土の B 層から細粒土を 30 cm 導入した。

表土の流亡を最低限度に抑え、かつ地域の草本群落を再生させるために、植栽を行う前に種子を水とともに吹き付ける工法である水吹きが行われた。当該地周辺の山地より手摘みによって採取された地域性の草本種子を、クリーピングレッドフェスクとケンタッキー31の牧草種と共に混播することで、初めの1～2年は初期成長の速い牧草種が優占し、その後初期成長は遅い地域性の草本群落に徐々に置き換わるという計画であった。そのため、クリーピングレッドフェスクとケンタッキー31の牧草種はそれぞれ実生成立期待本数 200 本と、当時の定量の 10 分の 1 の低量混播が行われた。

事業区間全体で導入された樹種は計 28 種で、本研究でプロットを設置した法面では、景観保全林という目標林型のもと、初期目標群落をシラカンバやダケカンバなどの落葉樹主体の群落、最終目標群落をイチイ、ウラジロモミ、シラカンバなどの高木が優占する針広混交林と定め（中部建設協会，1999）、イチイ (*Taxus cuspidate* Sieb. et Zucc), シラカンバ (*Betula platyphylla* Sukatchev var. *japonica* (Miq.) Hara), ダケカンバ (*Betula ermanii* Cham), タニウツギ, ナナカマド, ミズナラ (*Quercus crispula* Blume) の 6 種が 1991 年と 1992 年の 8 月から 10 月にかけて植栽された。植栽された苗木は全て地域性苗木で、高さ 1.0～1.5 m のものを用いた。なお、全樹種に対して 3 本以上寄せて植栽する巢植え (1.3.2.2) (以下、3 本の組み合わせ単位を巢植え単位と呼ぶ) が適用された (図 3-1-2a)。植栽は 100 m² あたり巢植え単位がイチイは 2, シラカンバとダケカンバの合計が 8, タニウツギは 8, ナナカマドは 4, ミズナラは 4 となるように行った (図 3-1-2b)。しかし、イチイは苗木の確保が困難であり、タニウツギは苗木

の大きさが不均一であったため、巢植えは一部にのみ適用された。

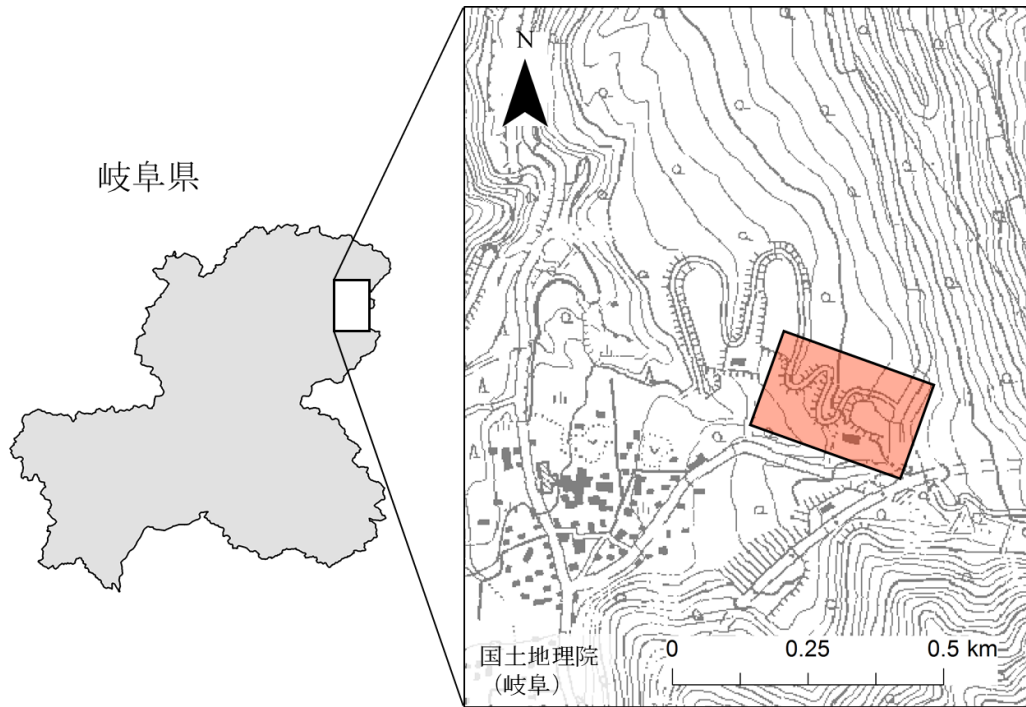
2012年、この法面に10×10mのプロットを3つ、20×10mのプロットを1つ設置し、調査を実施した(3.2, 3.3)(図3-1-3a, b)。2016年の調査(3.2, 3.3)では2012年時の調査とほぼ同じ位置に再度プロットを設置した。このとき、20×10mのプロットを10×10mに分割し、10×10mのプロット5つにおいて調査を実施した(図3-1-3a, c)。

3.1.2 播種工が導入された法面

播種工が導入された法面(以下、播種工法面)には、礫混じり細粒土の表層土で盛土が行われ、転圧後SF緑化工法が適用された。SF緑化工法は、周辺の森林から採取した土壌と有機堆肥などに水を混合して泥状化し、その中に種子と団粒剤(凝集剤)を攪拌混合し吹き付ける工法である。吹き付け時にノズル部分で団粒反応が起こること、自然界と同じ団粒構造の表土を再現し、樹林化を図ることを目指す(全国SF緑化工法協会, 2013)。当該地にはヤマハンノキの実生成立期待本数を200本/m²とし、それ以外にイタチハギ、カヤ(*Torreya nucifera* (L.) Siebold et Zucc.)、メドハギ(*Lespedeza juncea* (L.f.) Pers. var. *subsessilis* Miq.)、オーチャードグラス(*Dactylis glomerata* L.)、チモシー(*Phleum pratense* L.)、ヨモギ(*Artemisia princeps* Pamp.)を吹き付けた播種工が1990年5月以降に行われた。

播種工法面には、2012年と2016年の両年とも10×10mのプロットを4つ設け、内部で調査を実施した(図3-1-3a)。

(a) 広域図

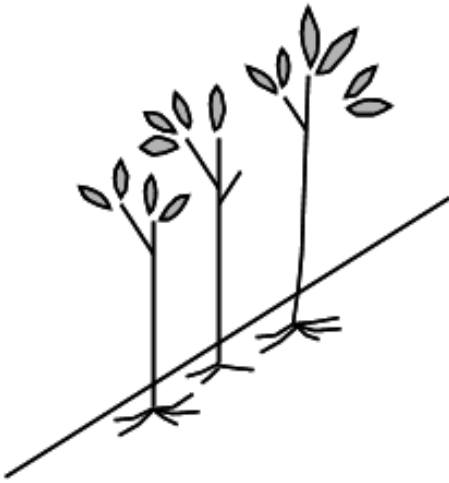


(b) 拡大図 (aの赤四角を拡大)



図 3-1-1 研究対象地

(a) 植栽断面



(b) 配植の一例

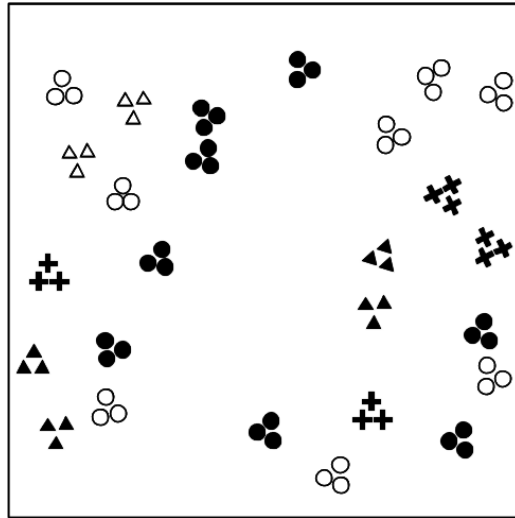
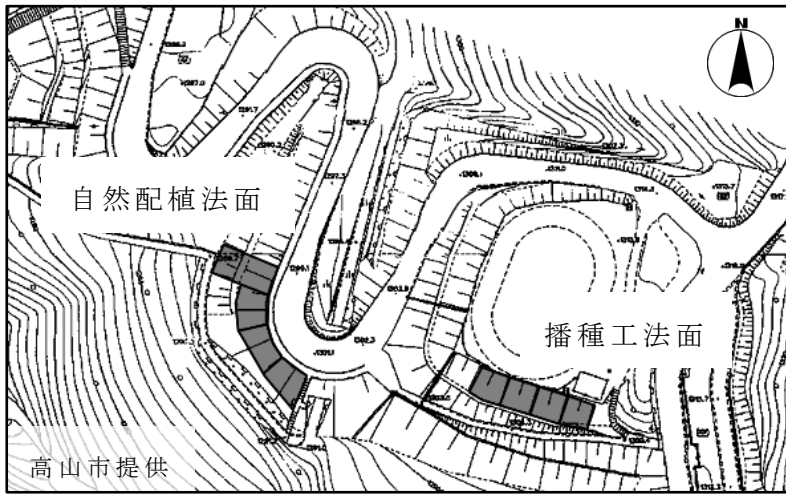
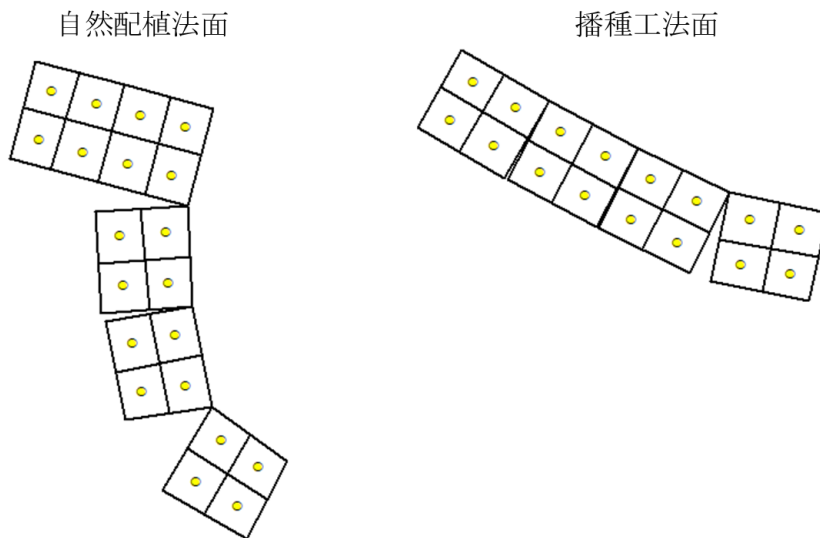


図 3-1-2 (a) 植栽断面配植と(b) 配植の一例 (△：イチイ, ●：シラカンバ・ダケカンバ, ○：タニウツギ, ▲：ナナカマド, ×：ミズナラ)

(a) プロットの設置位置



(b) 2012年調査時（黒線は5 × 5 m 分割線，黄色丸は撮影点（3.3.1））



(c) 2016年調査時（黒線は5 × 5 m 分割線，黄色丸はrPPFDの測点（3.3.2））

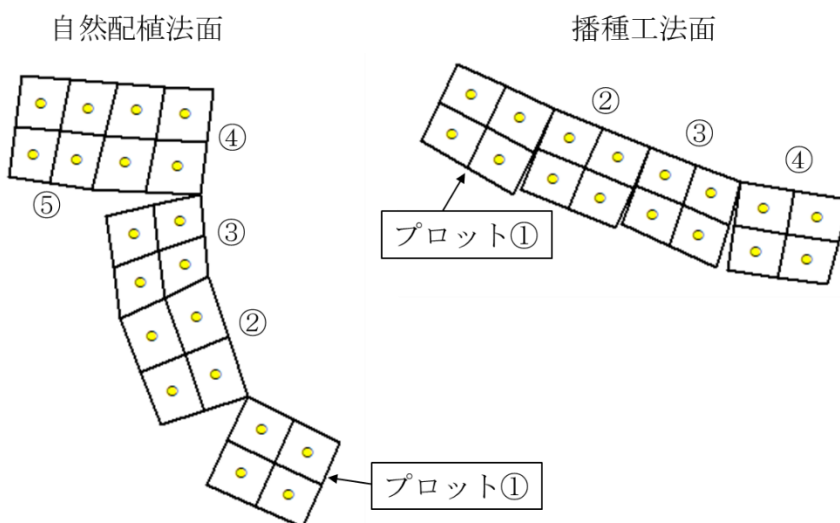


図 3-1-3 各調査年のプロット

3.2 群落構造の把握

本節では、自然配植と播種工がそれぞれ導入された隣接した法面において、導入された森林再生技術の違いが約 20 年から 25 年でもたらず林床植生を含む群落構造の違いを 3.2.1 で明らかにした。そして、3.2.2 では、正確な森林情報を取得し、現地調査を効率化する方法として近年注目されている地上型レーザスキャナから得た点群データにより、群落構造の把握ができるかどうかを検証した。

3.2.1 現地調査データを使用した把握

3.2.1.1 方法

(1) 現地調査

自然配植法面に設置された 10 × 10 m のプロット 3 つ、20 × 10 m のプロット 1 つ、播種工法面に設置された 10 × 10 m のプロット 4 つ（図 3-1-3b）において、毎木調査と林床植生調査を行った。毎木調査では樹高 0.5 m 以上の個体を対象に立木位置を求め、樹高 (m)、胸高直径 (cm)、根元を起点とした八方向の樹冠幅 (m) を測定した。なお、根元がプロット外の個体でも樹冠がプロット内にあれば調査対象とした。林床植生調査では樹高 0.5 m 未満の木本実生の種数と個体数及び林床の被度 (%) を記録した。立木位置の測定は 2012 年 9 月に行い、その他の調査は 2013 年の 6 月から 8 月にかけて行った。

(2) 解析

本研究では、導入された森林再生技術が異なる 2 つの法面の群落構造の違いを明らかにするために、分布様式及び樹高階別本数分布を求め、樹冠投影図を作成した。また、実生の種数と個体数及び林床の被度 (%) の有意差の有無を t 検定により求めた。

(2)-a 分布様式

分布様式は 2.2 においても使用した L 関数から求めた。このとき、自然配植法面では植栽された個体（以下、植栽木）を特定するのが困難であったため、イチイとタニウツギは全木を、また巣植えが確認された高さを境界とし、ナナカマドの樹高 2.0 m 以上の個体、シラカンバ、ダケカンバ、ミズナラの樹高 5.0 m 以上の個体を植栽木と定義した。分布様式は、約 20 年後の巣植えの変化を把握するために、植栽木かつ巣植

えが確認された樹種（シラカンバ，ダケカンバ，ナナカマド，ミズナラ）について求めた。また播種工法面では，吹き付けられた植物の分布様式を把握するために，導入された植物のうち，樹高 5.0m 以上の個体を導入種として分布様式を求めた。なお，これらの個体のうち，根元がプロット外でも樹冠がプロット内にあるものも解析対象とし， L 関数に入力する各プロットサイズを変更することで分布様式を求めた。

(2)-b 樹高階別本数分布

調査対象木を遷移段階別（先駆種，遷移中期種，遷移後期種）に 0.5m の樹高階に振り分け，各樹高階の本数を求め，自然配植法面と播種工法面の傾向を比較した。なお，遷移段階別の分類は森の生態と花修景（高田，1998）及び日本植生誌（宮脇，1984）を参考にした。

(2)-c 樹冠投影図

立木位置（m），胸高直径（cm），樹冠幅（m）を入力した CSV ファイルを総合グラフィックソフト花子 ver.1.0.1.21（ジャストシステム社製）による樹冠投影図作成マクロ（臼田，2010）（臼田，<http://t-usuda-macro.blog.so-net.ne.jp/2010-03-24-01>）に読み込むことで，自動的に樹冠を描画した。現地調査から，高さ 2.5 m を低木層の上部として，調査対象木を樹高 2.5 m 未満と 2.5 m 以上の 2 種類に分類し，それぞれについて樹冠投影図を作成した。

作成した樹冠投影図を Esri 社製の ArcGIS（地理情報システム）に読み込み，各調査対象木の樹冠面積を求めた。そして，プロット面積に対する樹冠面積割合を 4 つの樹高階（樹高 2.5 m 未満，2.5 m 以上 5.0 m 未満，5.0 m 以上 10.0 m 未満，10.0 m 以上）ごとに算出した。樹高階の区分は，本研究では高さ 2.5 m 未満を低木層，分布様式を求める際の境界を 5.0 m，10.0 m 以上を高木層としたことに基づく。さらに，作成した計 4 種類の樹冠投影図をもとに，プロット面積に対する各樹冠投影図の被覆率を算出した。

(2)-d 類似度

調査対象木と林床植生の関係性を把握するために，両法面の調査対象木と実生の類似度を算出した。類似度の算出にあたっては，森下の $C\lambda$ 指数を使用した。 $C\lambda$ 指数は

サンプル地点やそのサイズの影響を受けないとされる類似性尺度の一種であり、ある 2 地点においてランダムに m 個体を抽出したとき、 m 個体が同一種に属する確率を用いている。地点 A 及び地点 B における種 i の個体数をそれぞれ n_{iA} , n_{iB} とした場合、 $C\lambda$ は次式で表される (小林, 1995)。

$$C\lambda = \frac{2 \sum_i n_{iA} \cdot n_{iB}}{(\lambda_A + \lambda_B) N_A N_B}$$

ただし、 $N_A = \sum_i n_{iA}$, $N_B = \sum_i n_{iB}$ であり、

$$\lambda_A = \frac{\sum_i n_{iA}(n_{iA} - 1)}{N_A(N_A - 1)}, \quad \lambda_B = \frac{\sum_i n_{iB}(n_{iB} - 1)}{N_B(N_B - 1)}$$

この指数では 2 地点間にまったく類似性が見られない場合は $C\lambda = 0$ となり、 $C\lambda$ の値が 1 に近づくほど 2 地点間の類似度が高くなっていき、2 地点が完全に一致する場合は $C\lambda \geq 1$ となる (小林, 1995)。

3.2.1.2 結果

自然配植法面の調査対象木の本数は合計 436 本で、このうち植栽樹種が 340 本 (植栽木は 294 本)、侵入樹種が 16 種、96 本であった (表 3-2-1a)。植栽樹種 6 種は全て生残していた。播種工法面の調査対象木の本数は合計 185 本で、このうち播種された樹種が 99 本、侵入樹種が 16 種、86 本であった (表 3-2-1b)。また、ヤマハンノキ以外の導入種は消失していた。

(1) 分布様式

分布様式を求めた個体 (樹高 5.0 m 以上のシラカンバ, ダケカンバ, ミズナラ及び樹高 2.0 m 以上のナナカマド) の立木位置を図 3-2-1a に示す。図 3-2-1a に示された個体の分布様式を L 関数で求めた結果を図 3-2-2a に示す。縦軸は $L(t)$ の値を、横軸は距離 t である。点線は 95% の信頼区間であり、実践が点線の内側を通っている場合はランダム分布を、上側を通っている場合は集中分布を、下側を通っている場合は規則分布であることを示す。このことから、自然配植法面では、全てのプロットにおいて距離 t が短いほど集中分布を、長くなるとランダム分布を示していた。一方播種工法面では、プロット 3 は距離 t が短いと規則分布を、長いとランダム分布を示し、それ以外のプロットは点線の中を実線が通っているため距離 t に関わらずランダム分布を示

していた。立木位置図を見ても、自然配植法面（図 3-2-1a）は個体が局所的にかたまっている箇所が目立つのに対し、播種工法面（図 3-2-1b）は全体的にランダムに分布している傾向がある。

(2) 樹高階別本数分布

両法面の樹高階別本数分布（図 3-2-3）を比較すると、自然配植法面は遷移段階ごとに分布の違いが見られ、先駆種は二山分布を、遷移中期種は L 字型の分布を、遷移後期種は 2.5 m 未満の低木層に一山分布を示した。それに対し、播種工法面の先駆種は弱い二山分布を示し、遷移中期種、遷移後期種は 10 本前後の本数で 2.5 m 未満の低木層に一山分布を示した。10.0 m 以上の高木層を優占していたのは、自然配植法面ではシラカンバ、ダケカンバ、ミズナラで、播種工法面ではヤマハンノキであった。

(3) 樹冠投影図

樹高 2.5 m 以上の個体を対象に作成した樹冠投影図を見ると、両法面とも樹冠により被覆されており（図 3-2-4）、被覆率は自然配植法面で 93.8%、播種工法面で 95.5% であった。播種工法面では確認されなかった林冠ギャップが自然配植法面で確認された（図 3-2-4a、プロット 4）。樹高 2.5 m 未満の個体を対象に作成した樹冠投影図を見ると、自然配植法面では個体が密に分布している（図 3-2-4a）が、播種工法面では個体がまばらに分布していた（図 3-2-4b）。被覆率は前者が 70.3%、後者が 21.1%と両法面に違いが見られた。

プロット面積に対する樹冠面積割合を 4 つの樹高階（樹高 2.5 m 未満、2.5 m 以上 5.0 m 未満、5.0 m 以上 10.0 m 未満、10.0 m 以上）ごとに算出した結果を図 3-2-5 に示す。4 つの樹高階の中で最も高い値を示したのは、自然配植法面では 2.5 m 未満の割合である 70.0%、播種工法面では 10.0 m 以上の割合である 89.2%で、両法面で逆の傾向を示していた。また、播種工法面の 10.0 m 以上の個体は 70 個体中ダケカンバ 1 個体を除いてすべてヤマハンノキで構成されていた。これらの傾向をもとに、それぞれの法面の群落構造を概念図として図 3-2-5 の右側に示す。この概念図は、樹高 2.5 m 未満に大きな違いが見られた樹冠投影図の結果とも対応する。なお、図 3-2-5 の個体数の合計が調査対象木の本数より少ないのは、プロット面積に対する樹冠面積を計算する作業の中で、根元がプロット外にある個体が除外されてしまったことによる。

(4) 林床植生の比較

実生調査の結果，自然配植法面では 25 種類の実生が 1,606 個体 (3.2 個体/m²)，播種工法面では 10 種類の実生が 30 個体 (0.1 個体/m²) 確認され，*t* 検定から個体数，種数ともに有意差が確認された ($P<0.01$) (表 3-2-2)。両法面の共通種として，シナノキやトチノキの他に，ヤマモミジやハウチワカエデなどのカエデ属の実生が見られた。自然配植法面には植栽樹種以外の周辺の森林由来の実生が多く確認され，将来の主要構成種であるウラジロモミの実生が確認されたが，播種工法面では確認されなかった。実生の個体数と種数は有意に自然配植法面の方が多かったが，林床の被度の平均値は自然配植法面が 23.6%，播種工法面が 71.3%と，後者の方が有意に高かった ($P<0.01$)。

また，Cλ 指数の結果から，調査対象木と実生の類似度は自然配植法面が 0.8 と高かったのに対し，播種工法面は 0.1 と低かった。

3.2.1.3 考察

樹高階別本数分布より，自然配植法面は播種工法面に比べ階層構造が発達していた。階層構造の違いは図 3-2-5 からも確認することができ，播種工法面では高木層に樹冠面積割合が集中していたのに対し，自然配植法面では低木層の樹冠面積割合が最も高かった。2.5 m 未満の個体を対象に作成した樹冠投影図においても同様の傾向を示し，自然配植法面は樹冠が密に分布する一方，播種工法面は疎に分布し，両者の被覆率には 3 倍以上の差があった。自然配植法面の分布様式を見ると，距離 *t* が長くなるにつれ集中分布からランダム分布を示していたことから，施工後約 20 年経過しても単植えが維持されていることが明らかとなった。以上のことから，自然配植法面では単植えが適用された先駆種，遷移中期種の植栽木が高木層，亜高木層に，それ以外の遷移後期種の植栽木や侵入木が低木層に分布するという，植栽木を中心とした階層構造が形成されていた (図 3-2-6a)。一方，播種工法面ではヤマハンノキ以外の導入種は消失しており，5.0 m 以上のランダムに分布していた個体は主にヤマハンノキであった。つまり，播種工法面は低木層を欠き，ヤマハンノキの一斉林が形成されていたと言える (図 3-2-6b)。

侵入木の種数及び本数は両法面において大きな差はなかったが (表 3-2-1)，実生の個体数と種数は自然配植法面の方が有意に多かった (表 3-2-2)。自然配植法面は生育

基盤として B 層を導入し、播種工法面は表層土を盛土として使用したものの、転圧後に吹き付けが行われているため、両法面ともに埋土種子が発芽した可能性は極めて低い。つまり、侵入樹種は周辺の森林由来であると考えられる。調査対象木と実生の類似度は自然配植法面で高かったことから、植栽樹種と侵入樹種から多くの種子が供給されていると言える。先にも述べた通り侵入樹種は周辺の森林由来と考えられることから、実生に関しても周辺植生の影響を受けていると考えられる。実際に、当該地における周辺の森林の 1.2 m 以上の樹木と、自然配植法面との実生・稚樹に類似性があることが榊原ら（2015）によって報告されている。一方、播種工法面では林床の被度が高く、類似度が低かった。この理由として、林床にはフキやイタドリなどの草本類が優占していたことから、草本類が実生の発芽に影響していることが示唆された。この結果は、異なる森林再生技術の導入によって形成された群落構造の違いが、植物の侵入及び実生の発生に影響していることを示している。Guariguata *et al.* (1995) は、階層構造の発達する森林は直達光成分・散乱光成分の変動係数が有意に大きいことを示し、さらに長池（2000）は林床に到達する光の量的・質的な変動の大きいことは、耐陰性レベルの異なる種を共存させうる可能性が高いことを述べている。つまり、本研究対象地では群落構造の違いが異なる光環境を形成し、林床植生に影響していると考えられることから、光環境の把握が今後の課題である。また、種子の供給元を明らかにするために、周辺植生の調査も課題として挙げられる。以上のことから、導入する樹種の組み合わせ、さらには森林再生技術の違いが林床を含む群落構造に与える影響の大きさが示された。

3.2.2 地上型レーザスキャナを使用した把握

本節では、3.2.1 において毎木調査から把握した群落構造を、地上型レーザスキャナから取得した点群データを用いて推定を試みた。森林再生技術導入後のモニタリング調査は、植生の回復状況の把握や導入された技術の有効性を検討する上で非常に重要な意味を持つ。その際の調査項目として、3.2.1 においても実施したように、木本植物では各立木の樹高や直径などが代表的な項目として挙げられる。しかし、現地調査は人手と時間を要する上に、人為的な誤差や踏圧等による植生の損傷は避けられない。そこで、これらの課題を解決する方法として、地上型レーザスキャナ（以下、地上型 LS）による測量が有効であると考えられる。地上型 LS とは、機器から照射されたレ

ーザパルスのうち、物体から反射されたレーザパルスを取得する計測機器であり、これにより対象範囲の3次元座標データ（点群データ）を得ることができる。この技術により、植生を破壊することなく、現地調査を効率化できることが期待されている（加藤ら, 2014）。これまで地上型LSから取得した点群データを使用して立木本数や樹高、直径などを推定した研究例は多くある（Hopkinson *et al.*, 2004；加藤ら, 2014；Király and Brolly, 2007；Tansey *et al.*, 2009；戸田ら, 2009；Watt and Donoghue, 2005）が、これらの研究は立木密度が低い森林を中心に行われており、3,000本/haを超える高密度な森林における研究例はない。そのため、群落構造を把握する上で必要な情報である樹高や直径の推定の前に、立木密度が高い森林の点群データから正確に立木本数を推定できるかどうかや、推定に最適なセルサイズも明らかになっていない。そこで、本研究では約20年前に異なる2つの森林再生技術の導入によって、現在立木密度の高い広葉樹の階層構造が発達した森林と一斉林がそれぞれ形成している法面において、地上型LSによる測量と立木本数の抽出を行い、実際の立木本数と比較することで、本研究で採用した抽出方法の有効性を検討することを目的とした。

3.2.2.1 方法と結果

(1) 現地調査

自然配植が導入され、現在階層構造が発達した森林が形成されている法面（以下、自然配植法面）と播種工が導入され、現在一斉林が形成されている法面（以下、播種工法面）に設置されているプロットにおいて下記の調査を実施した。プロットは2016年調査時のものを使用し（図3-1-3c）、本項における解析では、自然配植法面は5つあるプロットのうち、プロット1, 2, 3, 4を対象に行った。

2016年の7月から8月にかけて、プロットごとに高さ0.5m以上のすべての木本植物を対象に樹高(m)を測定し、種名を記録した。樹高は斜面に対して垂直方向に、2.0m以上の個体はVertex4 (Haglof社)を用いて測定し、2.0m未満の個体は赤白ポール(0.2m刻み)を使用した。そして、現地調査から判断した各階層(草本層: 0.0m以上2.0m未満, 低木層: 2.0m以上5.0m未満, 亜高木層: 5.0m以上10.0m未満, 高木層: 10.0m以上)に調査対象木を分類した。なお、この作業はそれぞれの法面においてプロットごとに行った。

また、草本類の影響を検証するために、各プロットを2.5 × 2.5mの小プロットに

分割し、各プロット内に生育する高さ 1.8 m 以下の草本類の種ごとの被度 (%) と最大高 (cm) を記録した。なお、草本層の高さは同年 7 月に行った踏査から判断した。そして、各プロット (10 × 10 m) の草本層の平均被度 (%) を把握するために、小プロット (2.5 × 2.5 m) 内の合計被度 (上限 100%) を求め、各プロットの平均被度を算出した。各プロットの最大高 (cm) は、プロット内の最大値を使用した。このとき実施した草本類の調査は、3.3.2 で実施した林床植生の調査の一環として行ったものである。

毎木調査の結果、自然配植法面には 507 個体 (1.14 本/m²)、播種工法面には 149 個体 (0.45 本/m²) の木本植物が観測された (表 3-2-3)。自然配植法面は播種工法面より低木層が発達していたが、その中でもプロット 3 の 2.0 m 未満の個体数が同法面における他のプロットよりも少なかった (表 3-2-3a)。また、播種工法面と比較して高木層の平均樹高も低く、多くの樹種で構成されていた (表 3-2-3a)。それに比べ、播種工法面の 10.0 m 以上の個体はすべてヤマハンノキで構成されていた (表 3-2-3b)。これらのことから、自然配植法面の方が播種工法面と比べて様々な樹種で構成された階層構造が発達しているという、2013 年調査時の結果を報告した 3.2.1 「現地調査データを使用した把握」 (嶋田ら, 2015) と同様の群落構造が維持されていた。

草本層における草本植物の被度や最大高は自然配植法面と比較して播種工法面の方が高く、プロットの 70% 以上が草本植物に被覆されていた (表 3-2-4)。

(2) 地上型 LS を用いた立木本数の推定

使用した地上型 LS は FOCUS^{3D} X 330 (FARO 社製) である (表 3-2-5)。2016 年 8 月、両法面のプロット設置範囲を外周するように自然配植法面では 32 か所、播種工法面では 16 か所の測点から地上型 LS によるプロット内の測量を実施した (図 3-2-7, 図 3-2-8)。使用した地上型 LS は森林内計測で一般的に使用されている機器であり、数メートル間隔という高密度で計測を実施していることから、適正な点群データを取得したと考えられる。実際の測量と取得された大量の点群データの合成 (研究対象範囲外の点や重複した点の処理) は外部へ委託し、本研究では合成後の点群データを使用した。使用した点数は自然配植法面が 69,493,315 点、播種工法面が 83,236,337 点である。図 3-2-9 は各法面の点群データに RGB を割り当てた図である。

点群データから立木を抽出するまでの手順を図 3-2-10 に示す。本研究では、プロッ

トのポリゴン(シェイプファイル形式)を作成する処理のみ GIS ソフトウェア Arc GIS 10.4 (ESRI 社)で行い, それ以外の処理は LiDAR (Light Detection And Ranging) データの解析用フリーソフトウェア Fusion/LDV (Robert, 2017)で行った。

まず, 地表面のメッシュデータである DTM (Digital Terrain Model) を作成するために, GroundFilter コマンドでセルサイズ 0.5 m の中の最低標高値を抽出し, GridSurfaceCreate コマンドで 5 × 5 のウィンドウサイズでフィルタリング処理をした上で, セルサイズ 0.5 m の DTM を作成した(図 3-2-10, 処理(1)~(2))。なお, セルサイズとフィルタリングのサイズは, 複数パターンで試行を行った中から最も地表面を忠実に再現しているサイズを選択した。次に, プロットのポリゴンを作成し, 点群データを PolyClipData コマンドでプロットごとに分割した(図 3-2-10, 処理(3))。これにより, プロットごとに立木を抽出することが可能となり, これ以降の処理はすべてプロットごとに行った。立木の抽出にあたっては, DensityMetrics コマンドを使用した(図 3-2-10, 処理(4))。このコマンドは, セルを底面に点群を高さごとに分割することで立方体(以下, ボクセル)を作成し, 各ボクセル中の点の数を csv ファイルとして出力するというものである。なお, セルサイズと高さは任意の値をとる。本研究では, 1つのセルに立木が 1本存在し, 根元から梢端は幹を介して鉛直方向に連続していると仮定し, 同様にボクセル内の点群も地表面(DTM)から鉛直方向に連続して存在しているものと仮定した。そのため, 幹に曲がりを含んだ個体や, 株立ちしている個体も地表面から鉛直方向に連続したボクセルに含まれるものと仮定した。また, セルの境界に存在する樹木は別々の個体として抽出される。このような仮定のもと, 地表面(DTM)から鉛直方向に連続して点群が含まれるボクセルの最大 Z 値, つまり点群が含まれないボクセルの下限高を梢端として推定し, 1個体として計上した。csv ファイルから立木を抽出し, 本数を算出するまでの作業は表計算ソフト Excel (Microsoft Co., Ltd.) を使用した。抽出した立木は(1)「現地調査」と同様に, 4種類の階層(草本層: 0.0 m 以上 2.0 m 未満, 低木層: 2.0 m 以上 5.0 m 未満, 亜高木層: 5.0 m 以上 10.0 m 未満, 高木層: 10.0 m 以上)に分類した。使用したセルサイズについては, 本研究では 1セルにつき立木が 1本あると仮定し, 次のセルサイズで抽出を試みた。セルサイズ 1.0 m の立木密度は 1.0 本/m², セルサイズ 1.5 m は 0.44 本/m²であり, 3.2.2.1(1)の結果から, 自然配植法面の立木密度は 1.14 本/m², 播種工法面は 0.45 本/m²であったことから, 自然配植法面はセルサイズ 1.0 m, 播種工法面は 1.5 m と設定した。

3.2.1 より、自然配植法面の植栽木はランダム集中分布を示していたが、調査対象木は法面全体に分布していると仮定し、1セルにつき立木が1本あるという仮定で両法面とも解析を行った。ボクセルの高さについては、正方形ボクセルとなる1.0 mに加え、ボクセルの高さが広いことによる別個体の樹冠や側枝の張り出しに起因する誤抽出の影響を軽減させるため、高さ0.5 mでも抽出を行った。本来ならば播種工法面において正方形ボクセルとなる高さ1.5 mで抽出を行うべきであるが、1.5 mの倍数が4つの樹高階の区分と一致しないことから、最も値に近い1.0 mを使用した。以上のことから、処理(4)~(5)は計4回(ボクセルのサイズが自然配植法面では $1.0 \times 1.0 \times 1.0$ mと $1.0 \times 1.0 \times 0.5$ m、播種工法面では $1.5 \times 1.5 \times 1.0$ mと $1.5 \times 1.5 \times 0.5$ m)行った。

4種類の階層ごとに算出した実際の立木本数と点群から抽出した推定立木本数の本数を比較すると、自然配植法面と播種工法面の双方において、ボクセルの高さが1.0 mより0.5 mの方が本数差は少なかった(図3-2-11)。ボクセルの高さが0.5 mの場合に抽出された立木のうち、実際の立木本数との間で本数差が最も大きかった階層は、複層法面では草本層、播種工法面では亜高木層であった(図3-2-11)。

階層ごとにプロット間で実際の立木本数と推定立木本数を比較した結果、自然配植法面では草本層において実際の立木本数が推定立木本数を上回る過少抽出の傾向が強かった(図3-2-12a)。その中でもプロット3の過少抽出の程度が小さかった。それ以外の階層では推定立木本数が実際の立木本数を上回る過剰抽出であった。一方、播種工法面ではどの階層においても過剰抽出の傾向が確認された(図3-2-12b)。

3.2.2.2 考察

実際の立木本数と推定立木本数との本数差は、ボクセルの高さが0.5 mの方が1.0 mと比較して小さかった。特に自然配植法面では本数差が10本にとどまった。しかし、階層ごとの本数差は大きく、草本層でその本数差が161本と最も大きい。草本層が過少抽出で、その他の階層が過剰抽出であったことから、本来草本層の立木として抽出されるべきものが他の階層において立木として抽出されたと考えられる。その理由として、立木密度と樹種の影響が考えられる。草本層の過少抽出はプロット3において最も少なく、実際の立木本数も他のプロットと比較して少なかった(表3-2-3a)。さらに、現地調査から草本層を多く占めていたのは積雪の影響で斜上していたタニウツギ

であったことから（表 3-2-3a）、立木密度が高いところでは低木層との枝葉や樹冠の重なりが立木の抽出を困難にしたと考えられる。実際に、既往の地上型 LS を用いた研究において、樹冠の重なりにより隣接する 2 個体が 1 個体として抽出されたという報告がある（戸田ら，2009）。このように、階層によって立木密度が異なることから、今後は階層ごとにセルサイズを変更し、抽出を行うことで抽出精度を向上させることができると考えられる。

枝葉や樹冠の影響は他の階層においても考えられる。両法面の間で、低木層と亜高木層、高木層の実際の立木本数に大差はないが、過剰抽出の傾向は自然配植法面の高木層において顕著であった。ここで、両法面の種数を見ると、低木層と亜高木層は両法面の間で大きな差はないが、高木層では播種工法面がヤマハンノキのみで構成されており、樹高も自然配植法面より高い。このことから、自然配植法面は草本層から高木層にかけて枝葉や樹冠の重なりにより立木でないものが立木として抽出された可能性が示唆された。一方、播種工法面では亜高木層と高木層の間の空間により、過剰抽出の傾向は自然配植法面より軽減されたと考えられる。

播種工法面における全階層の過剰抽出の理由としては、枝葉や樹冠の重なりに加え、草本類の影響が考えられる。各プロットの草本類の被度と最大高は自然配植法面よりも高く、プロットの 70%以上が草本類で被覆されていたことから（表 3-2-4）、草本類が木本類として抽出されたことや、草本類と木本類の枝葉や樹冠の重なりによって、草本層以上の階層での過剰抽出が生じた可能性が示唆された。その他の可能性として、播種工法面には枯死木が見受けられたことから、枯死木が抽出された可能性がある。

ここまで主に枝葉や樹冠の影響について言及してきたが、本研究の仮定である 1 セルにつき立木が 1 本存在していることや、梢端が地表から鉛直方向にあるということについては本研究では検証できておらず、今後の課題として挙げられる。そのためには、実際の立木位置と梢端として抽出された点の位置関係の確認や、階層によって異なる立木密度と見合うようにセルサイズを変更するなどの解析が必要である。一方で、葉や幹を分類する技術の開発によって、樹冠の重なりが軽減されるだけでなく、幹を追跡することが可能となり、本研究で実施した立木本数の推定方法の精度は向上すると予測され、本研究対象地のような高密度の森林における立木本数の推定に有効であると考えられる。

表 3-2-1 毎木調査結果

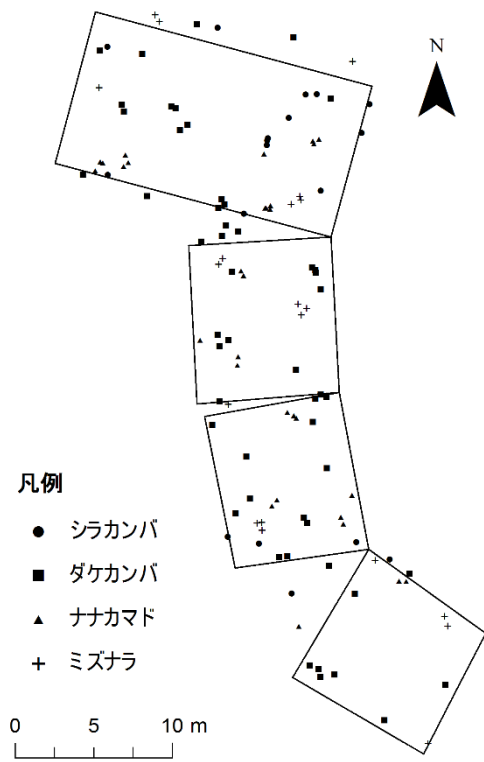
(a) 自然配植法面（個体数の（）内は植栽木の本数を示す）

遷移段階	樹種	個体数	樹高		胸高直径			
			MAX(m)	min(m)	MAX(cm)	min(cm)		
植栽樹種	先駆種							
	シラカンバ	<i>Betula platyphylla</i> Sukatchev var. <i>japonica</i> (Miq.) Hara	21 (18)	16.5	2.3	20.7	1.7	
	ダケカンバ	<i>Betula ermanii</i> Cham	55 (52)	14.2	2.5	18.2	3.4	
	タニウツギ	<i>Weigela hortensis</i> (Sieb. et Zucc.) K. Koch	144	2.8	0.5	3.8	0	
	ナナカマド	<i>Sorbus commixta</i> Hedl.	41 (30)	8	0.5	6.6	0	
遷移中期種	ミズナラ	<i>Quercus crispula</i> Blume	49 (20)	12.1	0.6	17.5	0	
遷移後期種	イチイ	<i>Taxus cuspidate</i> Sieb. et Zucc	30	2.5	1	4.6	0	
先駆種	ウリハダカエデ	<i>Acer rufinerve</i> Siebold et Zucc.	18	1.5	0.6	0.7	0	
	ウワミズザクラ	<i>Prunus grayana</i> Maxim.	1	0.8	0.8	0	0	
	カワヤナギ	<i>Salix gilgiana</i> Seemen	1	8.4	8.4	14.6	14.6	
	バッコヤナギ	<i>Salix hultenii</i> Flod.	1	4.3	4.3	2.2	2.2	
	モミジイチゴ	<i>Rubus palmatus</i> Thunb. var. <i>coptophyllus</i> (A.Gray) Kuntze ex Koidz.	2	1	1	0	0	
	ヤマグワ	<i>Morus australis</i> Poir.	1	1.2	1.2	0	0	
侵入樹種	ウリカエデ	<i>Acer crataegifolium</i> Siebold et Zucc.	1	0.8	0.8	0	0	
	エンコウカエデ	<i>Acer mono</i> Maxim. var. <i>marmoratum</i> (G.Nicholson) H.Hara f. <i>dissectum</i> (Wesm.)	1	0.8	0.8	0	0	
	サワグルミ	<i>Pterocarya rhoifolia</i> Siebold et Zucc.	3	1.6	0.5	1.2	0	
	遷移中期種	サワシバ	<i>Carpinus cordata</i> Blume	5	3.2	0.5	2.3	0
		フジキ	<i>Cladrastis platycarpa</i> (Maxim.) Makino	15	6.2	0.5	4.9	0
		ミズキ	<i>Swida controversa</i> (Hemsl. ex Prain) Soják	7	10.6	0.8	11.6	0
		ミヤマザクラ	<i>Prunus maximowiczii</i> Rupr.	1	0.9	0.9	0	0
	遷移後期種	シナノキ	<i>Tilia japonica</i> (Miq.) Simonk.	10	1.8	0.5	1.3	0
	トチノキ	<i>Aesculus turbinata</i> Blume	21	4.2	0.4	3.6	0	
	ヤマモミジ	<i>Acer amoenum</i> Carrière var. <i>matsumurae</i> (Koidz.) K.Ogata	8	1.1	0.4	0	0	
	計		436					

(b) 播種工法面（個体数の（）内は導入種の本数を示す）

遷移段階	樹種	樹種	個体数	樹高		胸高直径		
				MAX(m)	min(m)	MAX(cm)	min(cm)	
導入樹種	先駆種	ヤマハンノキ	<i>Alnus hirsuta</i> Turcz. var. <i>sibirica</i> (Fischer) C.K.Schn	99 (83)	19.7	0.5	28	0
	先駆種	ウリハダカエデ	<i>Acer rufinerve</i> Siebold et Zucc.	9	5.4	1.2	4.5	0
		ウワミズザクラ	<i>Prunus grayana</i> Maxim.	1	0.4	0.4	0	0
		カラマツ	<i>Larix kaempferi</i> (Lamb.) Carrière	9	5.6	0.7	20.1	0
		ダケカンバ	<i>Betula ermanii</i> Cham	10	16.3	1.3	11.5	0.4
		タニウツギ	<i>Weigela hortensis</i> (Sieb. et Zucc.) K. Koch	2	1.7	0.8	0.9	0
		バッコヤナギ	<i>Salix hultenii</i> Flod.	1	2.9	2.9	2	2
		ヤマハゼ	<i>Rhus sylvestris</i> Siebold et Zucc.	6	5.5	1.4	5.3	0.4
侵入樹種	先駆種	アオダモ	<i>Fraxinus lanuginosa</i> Koidz. f. <i>serrata</i> (Nakai) Murata	3	2.3	1.3	1.3	0.3
		イタヤカエデ	<i>Acer pictum</i> Thunb.	6	2.7	0.8	1.8	0
	遷移中期種	ハリギリ	<i>Kalopanax pictus</i> (Thunb.) Nakai	2	2.2	1.2	1.8	0
		ミズキ	<i>Swida controversa</i> (Hemsl. ex Prain) Soják	2	4	2.1	5.2	1.1
		ミズナラ	<i>Quercus crispula</i> Blume	5	2.3	1.1	1.8	0
	遷移後期種	ウラジロモミ	<i>Abies homolepis</i> Siebold et Zucc.	13	3.2	1	5.3	0
		シナノキ	<i>Tilia japonica</i> (Miq.) Simonk.	10	2.6	1	2	0
		トチノキ	<i>Aesculus turbinata</i> Blume	4	4.2	0.8	4.5	0
ヤマモミジ		<i>Acer amoenum</i> Carrière var. <i>matsumurae</i> (Koidz.) K.Ogata	3	1.6	0.9	0.8	0	
計			185					

(a) 自然配植法面



(b) 播種工法面

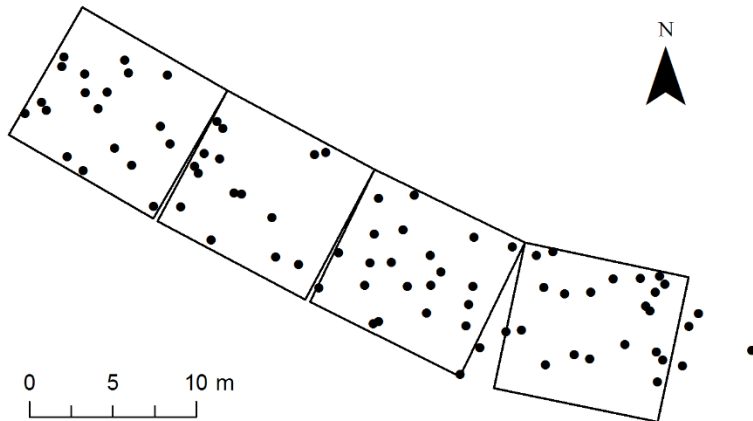
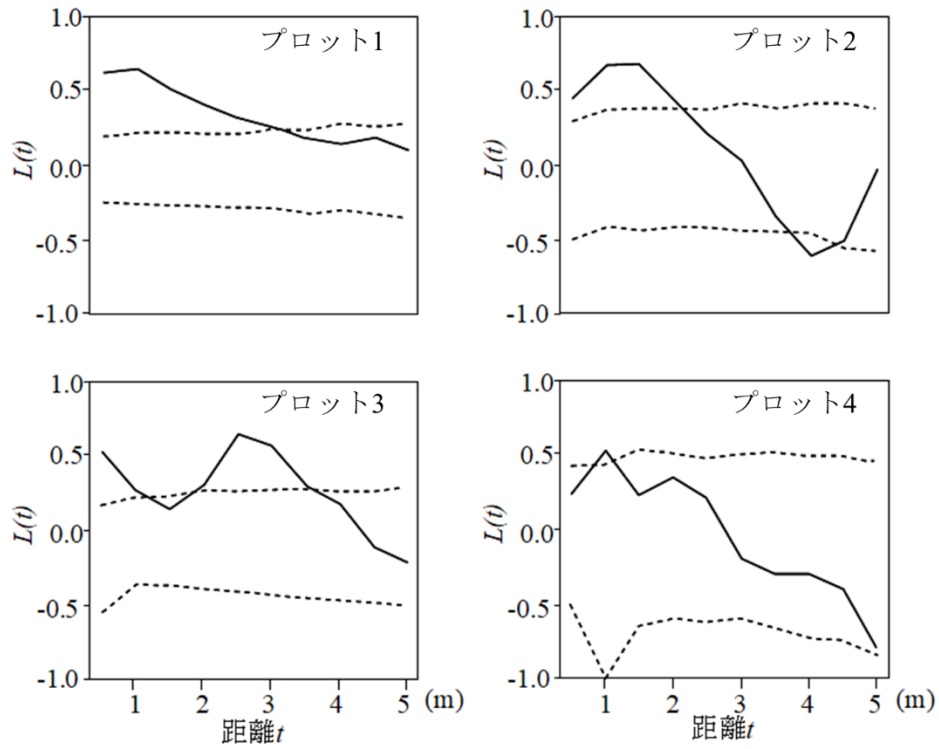
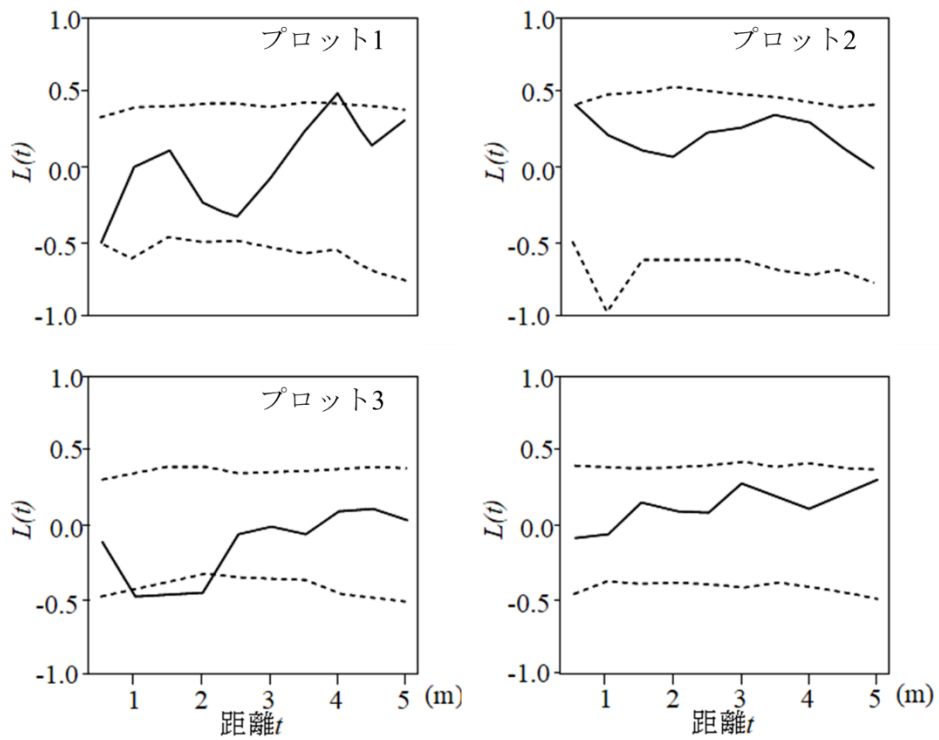


図 3-2-1 各法面の立木位置図

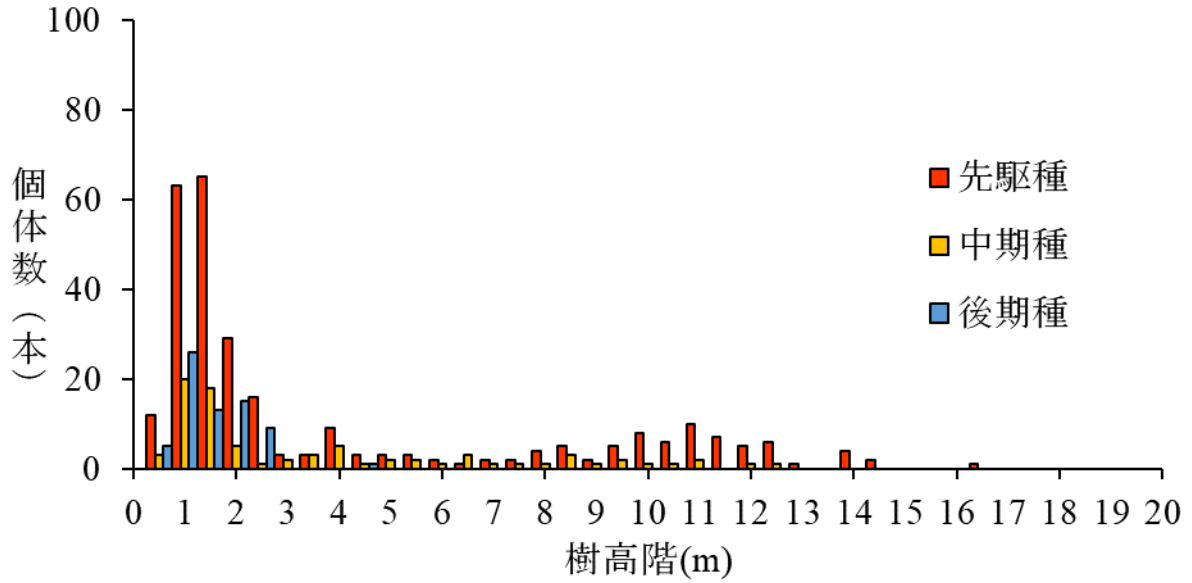
(a) 自然配植法面



(b) 播種工法面

図 3-2-2 プロットごとの L 関数を用いた植栽木の分布特性解析の結果

(a) 自然配植法面



(b) 播種工法面

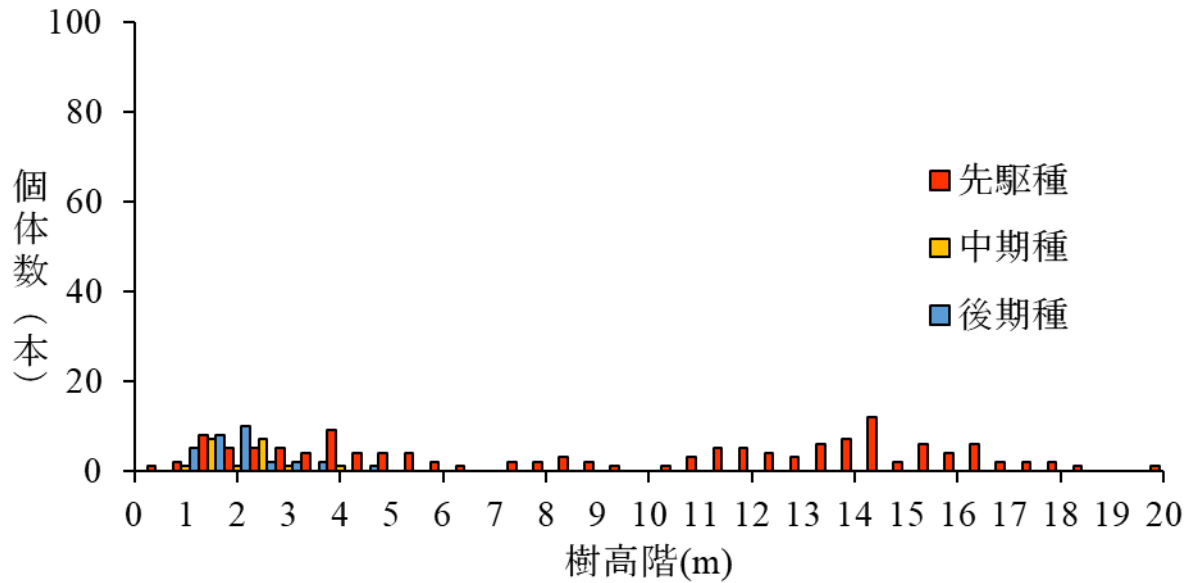


図 3-2-3 樹高階別本数分布

(a) 自然配植法面

(b) 播種工法面

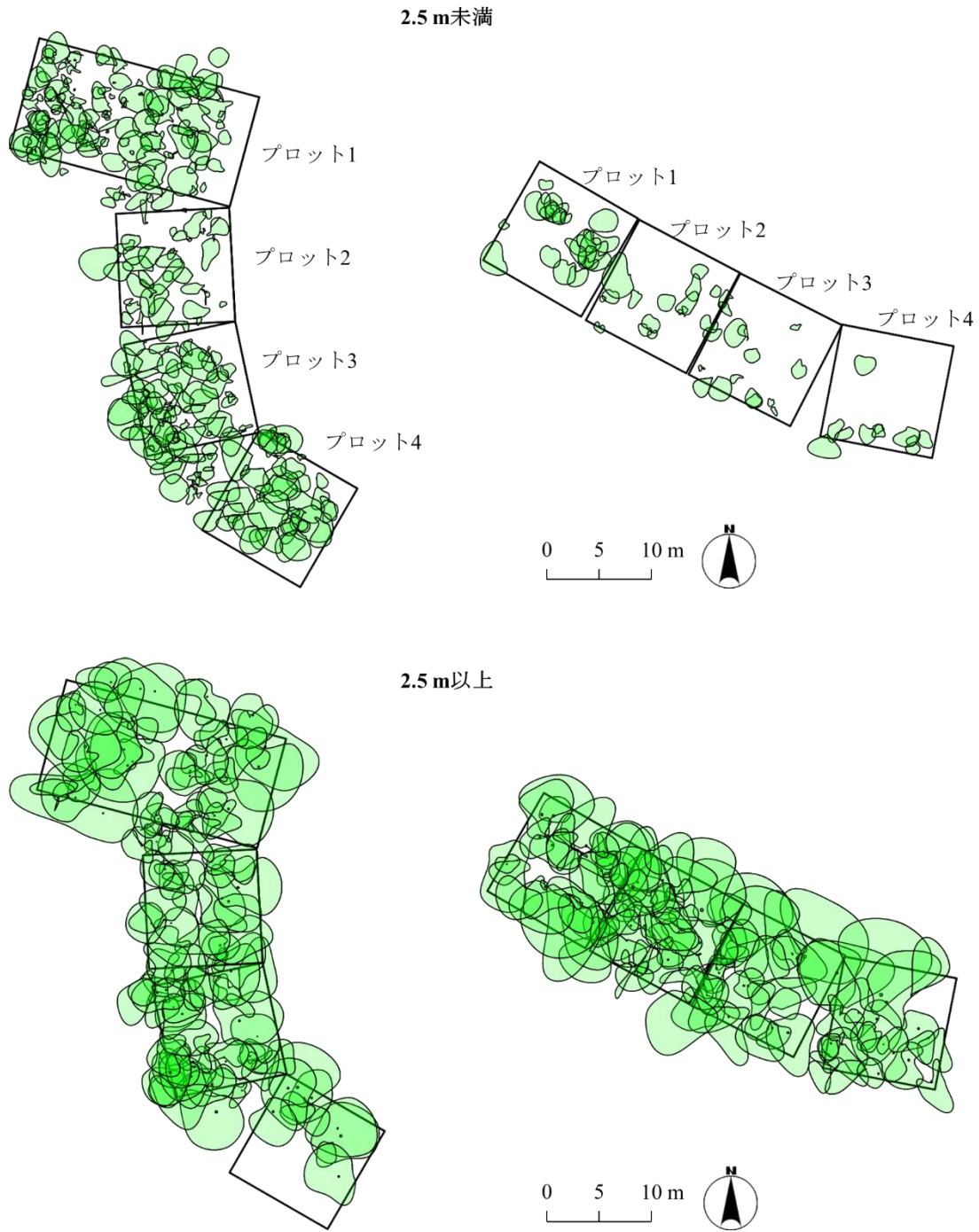
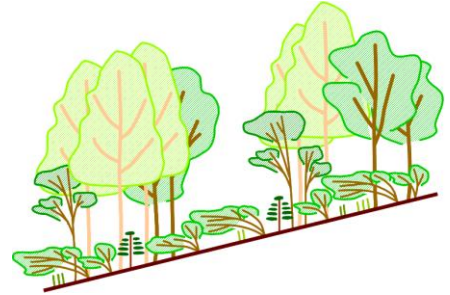
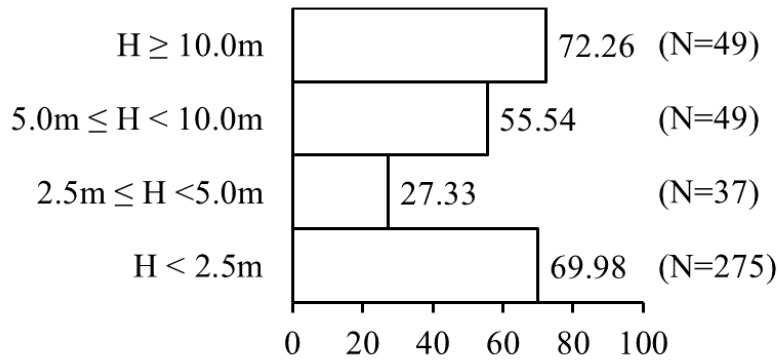


図 3-2-4 樹高 2.5 m 未満 (上) 及び 2.5 m 以上 (下) の樹冠投影図

(a) 自然配植法面



(b) 播種工法面

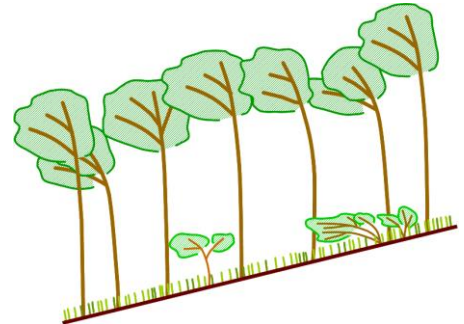
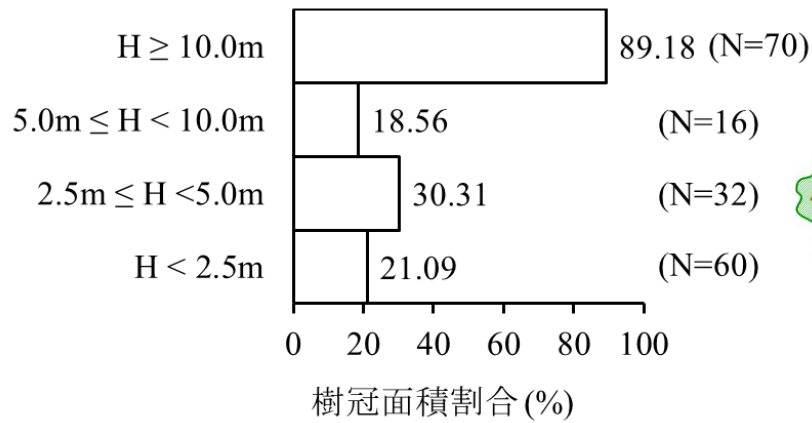


図 3-2-5 樹高階ごとのプロット面積に対する樹冠面積割合 (1. 数値は割合, N は個体数を示す, 2. 概念図は樹冠投影図 (ギャップの有無) や林床の被度も反映して描画した)

表 3-2-2 実生の種名とその個体数（●：植栽樹種との共通種，○：侵入樹種との共通種）

樹種	個体数		
	自然配植法面	播種工法面	
イタヤカエデ	61	3	○
イチイ	12 ●	0	
ウラジロモミ	12	0	
ウリカエデ	11 ○	0	
ウリハダカエデ	65 ○	0	
カツラ	2	0	
キイチゴ属	23	5	
コハウチワカエデ	2	0	
サクラ属	23	0	
サワシバ	108 ○	0	
シナノキ	108 ○	4	○
シラカンバ	2 ●	0	
ダケカンバ	25 ●	0	
タニウツギ	369 ●	3	○
トチノキ	7 ○	1	○
ナナカマド	111 ●	0	
ノブドウ属	30	0	
ハウチワカエデ	25	5	
フジキ	236 ○	1	
ブナ	2	0	
ホオノキ	1	0	
マユミ	0	1	
ミズキ	27 ○	0	
ミズナラ	314 ●	6	○
ヤマウルシ	1	0	
ヤマモミジ	29 ○	1	○
計	1,606	30	

(a) 自然配植法面



(b) 播種工法面

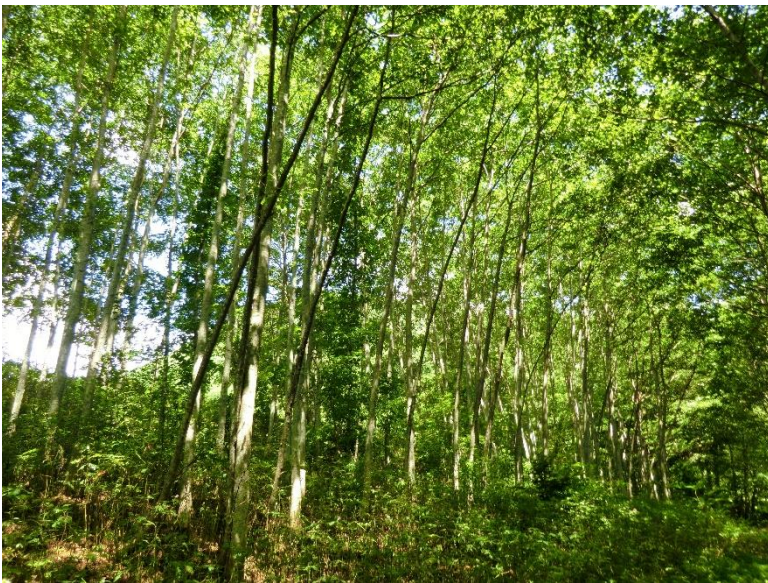


図 3-2-6 自然配植法面と播種工法面の林内の写真（2012年9月）

表 3-2-3 2016 年に実施した毎木調査結果

(a) 自然配植法面

プロット	0.0 ≤ H < 2.0			2.0 ≤ H < 5.0			5.0 ≤ H < 10.0			10.0 ≤ H		
	種数	個体数	平均樹高 ± 標準偏差(m)	種数	個体数	平均樹高 ± 標準偏差(m)	種数	個体数	平均樹高 ± 標準偏差(m)	種数	個体数	平均樹高 ± 標準偏差(m)
1	10	78 (36)	1.2 ± 0.4	4	12	2.9 ± 0.9	2	2	7.7 ± 0.9	7	10	13.4 ± 2.8
2	11	93 (27)	1 ± 0.4	5	16	2.9 ± 1	3	6	7.5 ± 1.8	7	12	13.9 ± 1.8
3	12	39 (18)	1 ± 0.5	2	9	3.2 ± 1	3	4	8.9 ± 1.5	10	19	12.9 ± 1.3
4	15	69 (22)	1.1 ± 0.4	3	14	3.3 ± 1.1	2	2	8.2 ± 0	5	15	14.3 ± 2.2

()内の数字はタニウツギの個体数

(b) 播種工法面

プロット	0.0 ≤ H < 2.0			2.0 ≤ H < 5.0			5.0 ≤ H < 10.0			10.0 ≤ H		
	種数	個体数	平均樹高 ± 標準偏差(m)	種数	個体数	平均樹高 ± 標準偏差(m)	種数	個体数	平均樹高 ± 標準偏差(m)	種数	個体数	平均樹高 ± 標準偏差(m)
1	2	3	1.6 ± 0.2	7	10	3.1 ± 0.8	2	2	8.8 ± 0.8	1	20	17 ± 3.2
2	5	7	1.4 ± 0.3	6	10	3.5 ± 1.2	1	1	5.5	1	11	18.1 ± 2.1
3	5	6	1.2 ± 0.3	8	14	2.8 ± 0.7	2	3	7.7 ± 1.9	1	16	16.9 ± 3.0
4	4	6	1.1 ± 0.3	8	17	3.2 ± 0.9	3	5	7.2 ± 1.7	1	18	17 ± 2.1

表 3-2-4 草本類の植被率と最大高

	階層構造が発達した法面		一斉林法面	
	平均被度(%)	最大高(cm)	平均被度(%)	最大高(cm)
プロット 1	21.50	166	86.47	180
プロット 2	20.28	154	81.84	180
プロット 3	32.47	156	75.50	180
プロット 4	32.59	162	85.48	180

表 3-2-5 FOCUS^{3D} X 330 の諸元

計測範囲 (m)	0.6 -330
垂直視野角	300°
水平視野角	360°
計測精度 (mm)	±2
レーザークラス	クラス 1
レーザー波長 (nm)	1,550
ビーム幅 (mrad)	0.19

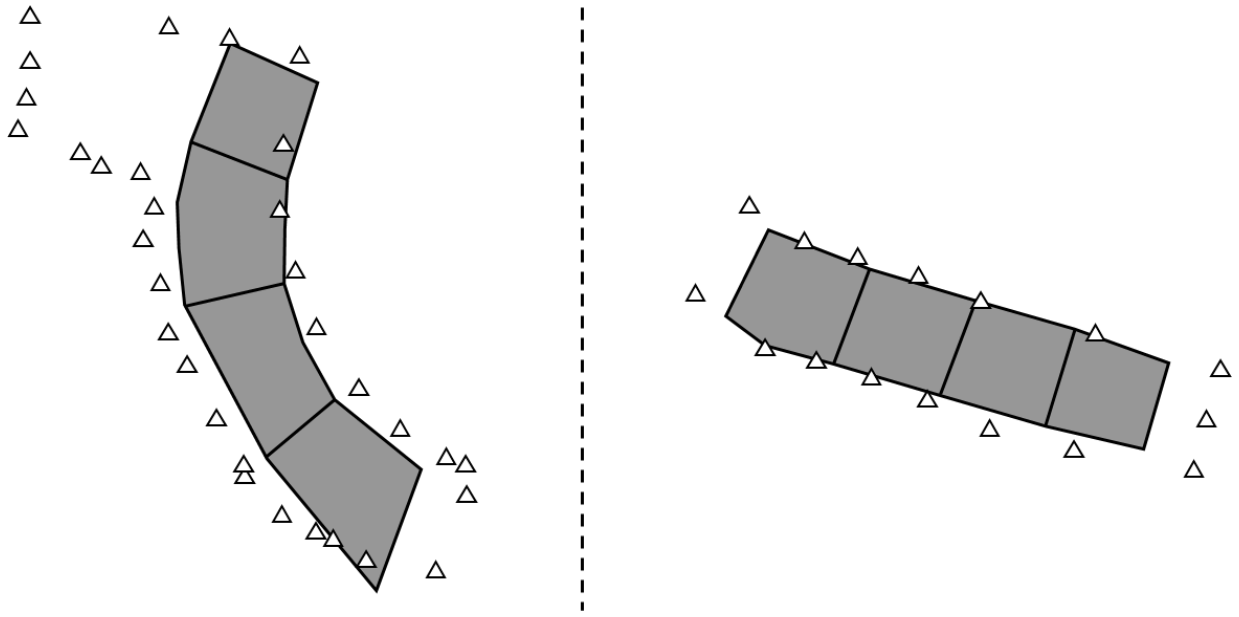


図 3-2-7 地上型 LS 設置位置 (△ : 設置地点)



図 3-2-8 地上型 LS による森林計測の様子（中央付近に映っている機械がスキャナ）

(a) 自然配植法面



(b) 播種工法面

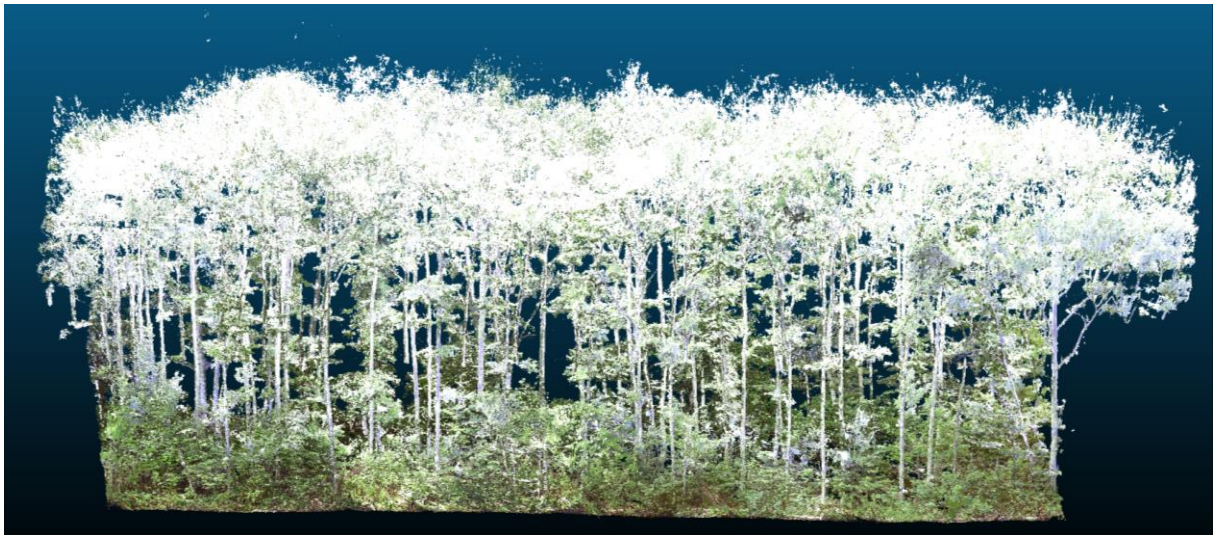


図 3-2-9 各法面において取得した点群データに RGB を割り当てた図

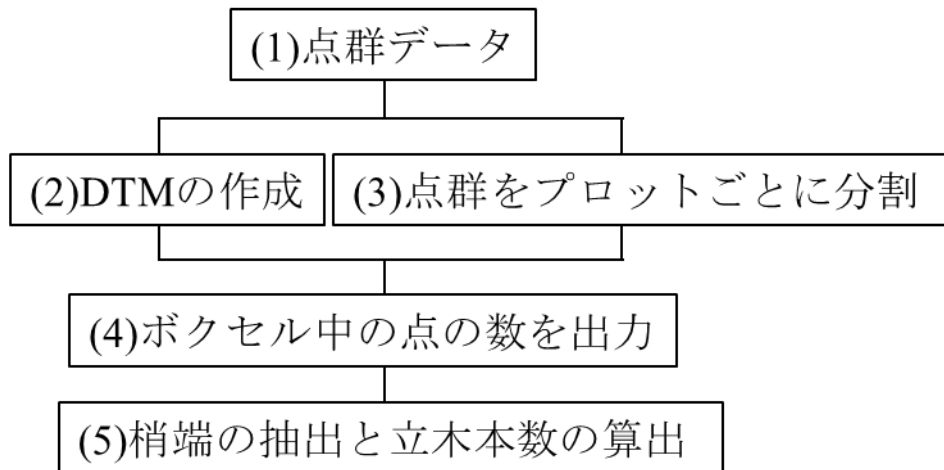


図 3-2-10 点群データから立木を抽出する手順

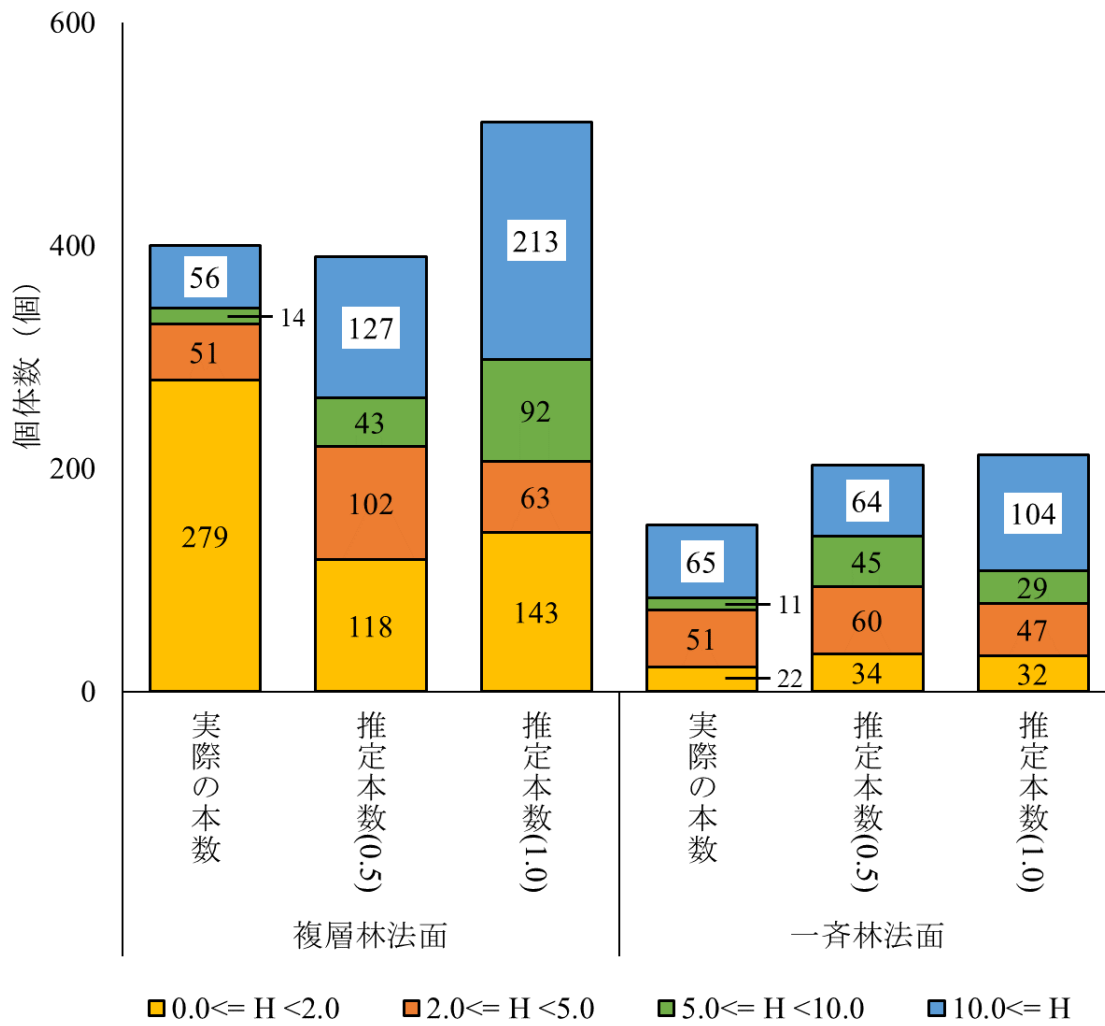
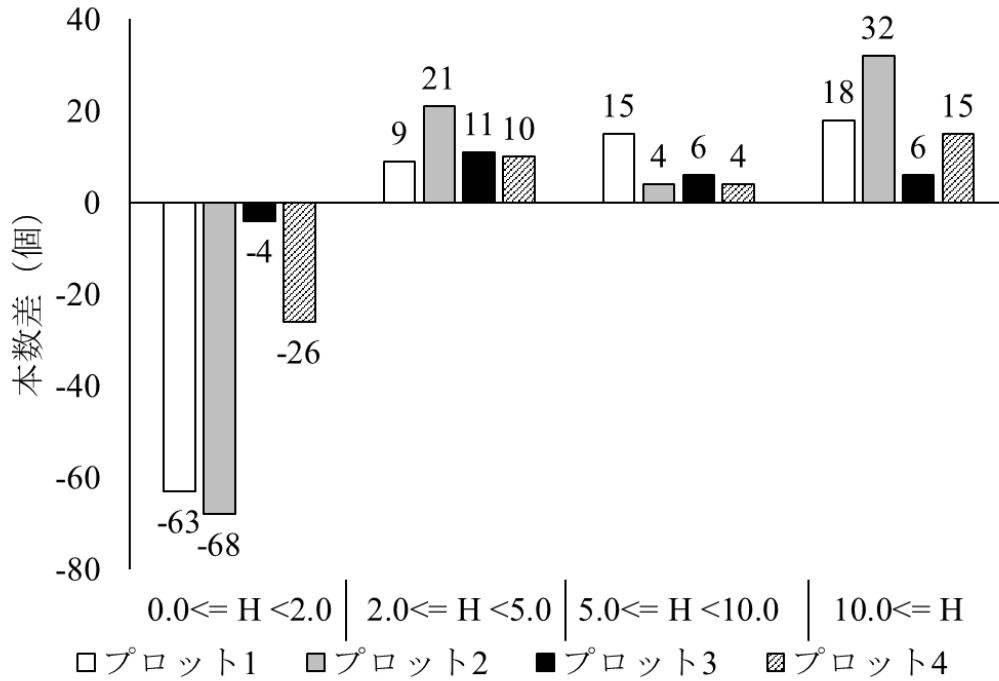


図 3-2-11 実際の立木本数と推定立木本数の比較

(a) 自然配植法面



(b) 播種工法面

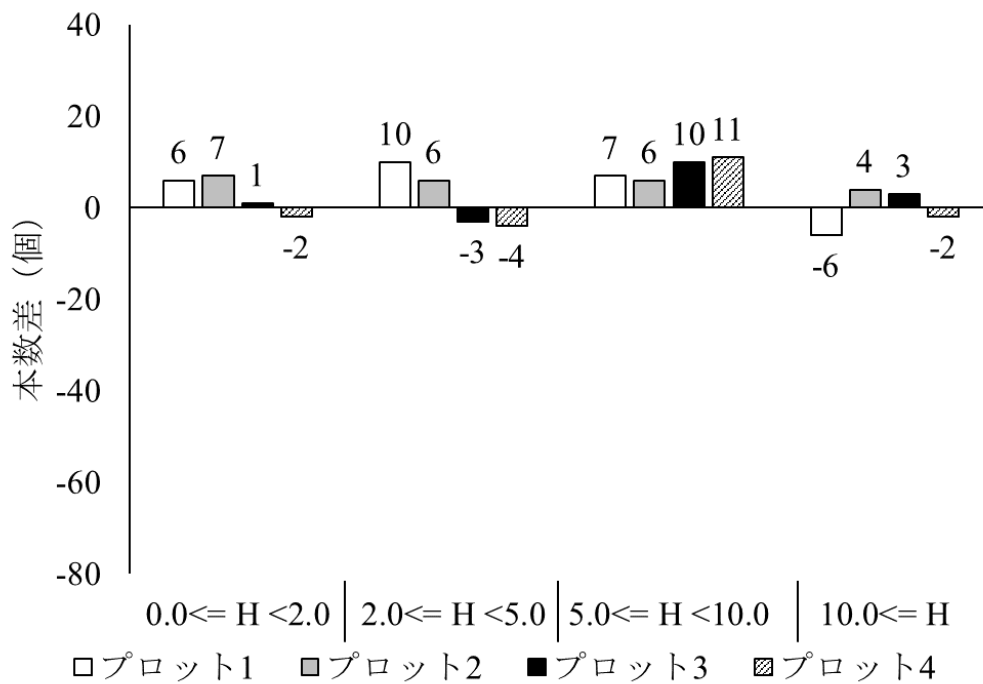


図 3-2-12 実際の立木本数と推定立木本数の本数差

3.3 林床植生と光環境

前節(3.2)において、群落構造が異なることが明らかとなった2つの法面における光環境の把握が課題として挙げられたため、本節では、林内光環境の違いを明らかにし、林床植生と林内光環境の関連性について検証する。

中川ら(2009)によると、1つの種が優占する森林の方が、多くの種で構成される森林よりも光の透過量が大きい。さらに、高木層の優占種の光の透過量が大きければ、下層植生の成長が促進されるという報告もある(Messier *et al.*, 1998)。これに加え、明るい光環境下では草本類が優占するということも明らかになっている(菊沢ら, 1980; 水井ら, 1979)。これらの報告から、一斉林が形成され、林床には草本類が優占する播種工法面(3.2)(嶋田ら, 2015)の方が自然配植法面と比較して、少なくとも下層植生の上部付近の光環境が明るいことが予想される。しかし、自然配植が導入された施工地で光環境の調査はこれまで実施されることがない。そこで、本研究対象地において全天空写真による光環境の把握をまず行い、同時期に調査を実施した林床植生との関連性を検証した。

3.3.1 全天空写真による検証

3.3.1.1 方法

3.2.1「現地調査データを使用した把握」と同一のプロットである10 × 10 mのプロットを5 × 5 mの小プロットに分割し(自然配植法面:計20小プロット, 播種工法面:計16小プロット)(図3-1-3b), 各小プロットの中心において草本層の上部の高さである0.5 mと低木層の上部である2.5 mで全天空写真(カメラ:D3200, Nikon社製, 魚眼レンズ:10 mm F2.8 EXDC FISHEYE HSM, SIGMA社製)を撮影した。撮影は毎木調査と林床植生調査を実施した年(3.2)と同年の2013年7月の曇天日に実施した。シャッタースピードは自動, 露光は±0.0で撮影を行った(図3-3-1)。36地点の撮影地点から計72枚の全天空写真を撮影した。このうち, 1地点から撮影した2枚の写真のピントがずれていたため, 解析から除外した。

両法面の光環境の違いを明らかにし, 林床植生との関連性を検証するために, 全天空写真解析フリーソフトCanopon 2(竹中, 2009)を使用して開空度(%)を各写真から算出した。そして, 得られた開空度から, ブートストラップ法によるリサンプリングを1,000回繰り返したときの平均値と95%の信頼区間をフリーソフトウェアのR

ver.3.3.2 を使用して、各法面の高さごとに求めた。この際、籠ら(2013)と鷲見ら(2015)に従い、比較する項目間の信頼区間が重ならなければ、有意な差があると判断した。そして、法面ごとに(1) 2.5 m と 0.5 m の開空度、(2) 各小プロットの開空度と稚樹の個体数ならびに種数についてスピアマンの相関係数を算出した。なお、解析に使用した林床植生のデータ(各小プロットの稚樹の個体数ならびに種数)は毎木調査と同時に取得したもの(3.2.1)である。

3.3.1.2 結果

ブートストラップ法から求めた平均値は 2.5 m と 0.5 m でそれぞれ自然配植法面では 11.2% と 7.7%、播種工法面では 19.0% と 18.0% であった(図 3-3-2, 表 3-3-1)。両法面の信頼区間に重なりがなかったことから(図 3-3-2, 表 3-3-1)、両方の高さにおいて自然配植法面の平均値が播種工法面より有意に低いと言えらる。さらに、自然配植法面においては、2.5 m と 0.5 m の信頼区間に重なりがなかったことから、0.5 m の平均値が有意に低かったと言え、さらに同高さは他と比べて最も小さい平均値とばらつきをみせた(図 3-3-2, 表 3-3-1)。一方で、播種工法面には 2.5 m と 0.5 m の信頼区間に重なりが確認されたことから、2 つの高さ間に有意差がないと判断された(図 3-3-2, 表 3-3-1)。撮影地点ごとの 2.5 m と 0.5 m の開空度から算出された相関係数は、自然配植法面では 0.21 ($P=0.37$) であったのに対し、播種工法面では 0.85 ($P<0.01$) であった(図 3-3-3)。なお、図 3-3-3 における自然配植法面の高さ 2.5 m の高い値は林冠ギャップによるものである。

図 3-3-4 は各小プロットの開空度と稚樹の個体数ならびに種数との関係を示すものである。開空度と稚樹の個体数ならびに種数との間に有意な相関は確認されなかった。両方の測定高(2.5 m と 0.5 m)において、自然配植法面の方が播種工法面より開空度は低かったが、個体数と種数ともに自然配植法面の方が多く、小プロット間のばらつきも大きかった。

3.3.1.3 考察

3.2 から、播種工法面は稚樹の密度が低く、草本類の被度が高い林床植生が形成されており、自然配植法面では逆の傾向にあることが明らかとなっている(鴛田ら, 2015)。

本節から、播種工法面の開空度は自然配植法面より有意に高いことが示され、この

差には両法面の群落構造の違いが影響していると推察できる。

播種工法面では、ブートストラップ法の結果から 2.5 m と 0.5 m の平均値に有意差はなく、さらに 2.5 m と 0.5 m の開空度に有意な相関が確認されたことから、2つの測定高の光環境が類似していると言え、これは播種工法面が一斉林であること (3.2) (寫田ら, 2015) が影響していると考えられる。Messier *et al.* (1998) は上層の優占種の光の透過量が多ければ下層植生の発達を促し、結果的に林床が暗くなると述べている。さらに、草本類を含む下層植生が林床を暗くし、これにより稚樹の発生が妨げられたという報告がある (中川ら, 2009; 水井ら, 1979; 島野ら, 2001)。そのため、播種工法面では高木層から透過された光によって草本類が優占し林床が暗くなることで、稚樹の発生を妨げた可能性がある。しかし、本研究対象地における稚樹に対する草本類の影響を明らかにするためには、林床の高さ (0.0 m) を含む光環境の追加調査が必要であると考えられる。

自然配植法面では階層構造が発達した森林が形成されていることから (3.2) (寫田ら, 2015)、樹冠の重なりにより光が減衰され、開空度が低かったと考えられる。これは、高さ 0.5 m の開空度が最も小さいばらつきを見せ、高さ 2.5 m の開空度よりも有意に低かったことから推察できる。実際に、高さ 2.5 m 未満 (低木層) の調査対象木がプロットに占める樹冠面積割合が約 70%であったことから、樹冠の影響で高さ 0.5 m に届く光が減衰したと考えられる。林冠ギャップにおける開空度からも低木層の影響をうかがうことができ、高さ 2.5 m では 31.8%であった開空度が高さ 0.5 m では 5.9%にまで低下している。このように、樹冠の重複が確認される光環境下では草本類の被度は低く、稚樹の発生を促進した可能性がある。島野ら (2001) は光環境と林床植生の関係を調べ、樹冠の重なりにより減衰された光が林床に届いた地点ほど稚樹の個体数と種数が多かったことを報告している。このため、自然配植法面においても林床の高さ (0.0 m) を含む光環境の追加調査を行い、林床に届いた光と稚樹の関係を確認する必要がある。

一方で、自然配植法面において開空度と稚樹の個体数ならびに種数に相関関係は確認されなかった。このことは、小プロット間の稚樹の個体数ならびに種数にばらつきがあることを示唆し、実際に図 3-3-4 からそのことがうかがえる。また、林床植生のばらつきは、階層構造が発達した森林である自然配植法面の林内光環境が多様である可能性を示す。Baldocchi and Collineau (1994) と Guariguata *et al.* (1995) は階層

構造が発達した森林内の光環境は多様であると述べ、長池（2000）は林床に到達する光の量的・質的な変動の大きいことは、耐陰性レベルの異なる種を共存させうる可能性が高いと報告している。しかしながら、ここまでの結果からは両法面の光環境が多様であるかどうかまでは言及できない。

以上のことから、両法面において林床の光環境だけでなく、鉛直方向の多点に加え、光の変動を把握するために日変化も追加調査する必要がある。このとき、生産や発芽、成長、生存等に大きな影響を与える光合成に関わる光環境である光量子束密度（以下、PPFD）（Larcher, 1980）の計測が望ましい。また、PPFDによって林床植生が変化するという報告もあることから（Ishida, 2000; 加藤・小見山, 1999, Messier *et al.*, 1998）、本研究対象地における今後の追加調査ではPPFDの計測が求められる。PPFDを計測する際、全天空写真から推定する方法や、光量子センサーを使用して実測値を計測する方法がある。しかし、PPFDを全天空写真から推定する難しさが報告されており、特にその傾向は樹冠の重複している場所で強い（Ishida, 2000; Ishida, 2004; Kunizaki, 2002; Machado and Reich, 1999）。そのため、正確な値を取得するためには光量子センサーの使用が望ましい。

以上に述べた方法で追加調査を実施することにより、自然配植法面における階層構造が発達した森林と播種工法面における一斉林の林内光環境の多様性を明らかにし、林床植生に及ぼす影響を検証できると考えられる。追加調査を実施した方法と結果について次節で述べる。

3.3.2 光量子センサーによる検証

前項（3.3.1）から、自然配植法面における階層構造が発達した森林と播種工法面における一斉林の林内光環境の多様性を明らかにし、林床植生に及ぼす影響を検証するためには、林床の高さ（0.0 m）の光環境だけでなく、鉛直方向の多点と日変化を把握することが課題として挙げられた（Shimada *et al.*, 2017a）。また、測定にはPPFDを正確に計測できる光量子センサーを使用することが望ましいとされた。そこで、本節の研究では光量子センサーを使用して鉛直方向の多点と日変化を測定し、両法面の林内光環境の違いを明らかにするとともに、光環境の林床植生への影響を検証した。

3.3.2.1 方法

(1) 林床植生の把握

光環境の追加調査を実施するにあたり、林床植生の調査を2016年8月に再度実施した。10 × 10 mのプロットを5.0 × 5.0 mに分割し（図3-1-3c）、小プロットごとに草本層の高さと定めた1.8 m未満に対し次の3点を記録した。

- a) 木本類と草本類の両者を含む全体被度
- b) 草本種ごとの被度
- c) 稚樹の種ごとの個体数

両法面の林床植生を比較するために、得られたデータをもとに、全体被度・各小プロットにおける草本類の被度・稚樹の個体数の3点について法面間で t 検定を実施した。また、稚樹と草本の種ごとの被度をもとにクラスター分析（ウォード法，ユークリッド距離）を行い、各プロットを植生群に分類した。

(2) 光環境の把握

全天空写真の撮影と同様、5 × 5 m（図3-1-3c）の小プロットの中点において光量子センサー（LI-190R, Li-Cor社製）を用いてPPFDの測定を行った。小プロットは(1)の林床植生の把握で使用したものと同一である。1.0 m間隔に伸びる合計10 mのカーボンポール（竹谷商事社製）の先端に光量子センサーを取り付け、0.0 mから10.0 mまでの1.0 mごとにPPFDの瞬間値を測定した（図3-3-5）。測定値はすべてデータロガー（LI-1500G, Li-Cor社製）に記録した。相対光量子束密度（以下、rPPFD）を求めるために、光量子センサー1つをオープンスペースに設置し、10秒ごとの平均値を自動的にデータロガーに記録した。なお、測定は2016年7月の曇天日に実施した。

両法面の林内光環境の違いを把握するために、測定高ごとにrPPFDの平均値と標準偏差を算出し、高さごとに両法面の間で t 検定を行った。また、各法面において0.0 mから10.0 mの間でSteel-Dwassの多重比較を行った。さらに、草本層に与える光環境の影響を把握するために、2016年の調査で草本層の高さとして判断した1.8 mの直上である高さ2.0 mに着目し、2.0 mのrPPFDに対する3.0 m以上のrPPFDの比を3.0 mから10.0 mの各高さで算出し、草本層の上部の光環境のばらつきを求めた。

次に、光環境の日変化を把握するために、光量子センサーを播種工法面の典型的な

地点に1つ、自然配植法面に2つ（林冠ギャップ下に一つ、階層構造が発達している地点に1つ）設置した（図 3-3-6）。測定高はすべて 1.0 m とし、2016 年 8 月 3 日から 5 日にかけての連続 3 日間設置した。天候は 3 日間通して曇り時々晴れであった。日出時刻である 5:00 から日没時刻である 19:00 まで測定を行い、10 秒ごとの平均値をデータロガーに記録した。使用した光量子センサーとデータロガーは高さ間の比較で使ったものと同じである。測定地点ごとの 3 日間の日変化を把握するために、取得したデータを 15 分ごとの平均値に整理し、比較を行った。

(3) 林床植生と光環境の対応

(1)と(2)で求めた各植生群と光環境との関連性を調べるために、高さ 0.0 m, 1.0 m, 2.0 m の rPPFD と各植生群を対応させた。対応にあたっては、5.0 × 5.0 m の各小プロットに割り当てられた植生群と、同じ小プロット内で測定した rPPFD とを対応させた。この 3 種類の高さを選定した理由として、高さ 0.0 m は林床の高さであること、高さ 2.0 m は草本層の直上のため草本層に影響を及ぼしていると考えられたこと、高さ 1.0 m は草本層の中間の高さであることが挙げられる。

3.3.2.2 結果

(1) 林床植生の把握

林床植生の調査（付録 1,2）から、稚樹の個体数密度は自然配植法面で 2.29 個/m²（35 種, 1,145 個）、播種工法面で 0.07 個/m²（11 種, 39 個）となり、自然配植法面の方が有意に多かった（ $P < 0.01$ ）。箱ひげ図からも両法面の稚樹の個体数の違いを確認することができる（図 3-3-7a）。草本層の全体被度にも両法面の間に有意差が確認され（ $P < 0.01$ ）、自然配植法面の平均全体被度は 72.2%であったのに対し播種工法面は 93.0%であった。この有意差は各小プロットに対する草本類の被度にもあり（ $P < 0.01$ ）、自然配植法面では草本類の平均被度が 27.9%（計 64 種）であったのに対し、播種工法面は 87.0%（計 51 種）であった（図 3-3-7b）。これらのことから、法面間の平均全体被度の差と比べ、草本類の被度には大きな差があることが確認された。さらに、播種工法面では平均全体被度と草本類の被度の差は小さかった。

クラスター分析の結果から、自然配植法面は 5 つの植生群に分類され（図 3-3-8a）、合計被度割合の高い優占種をもとにそれぞれ A をヌスビトハギ優占群、B をフキ優占

群，C をフジキ優占群，D をイタドリ優占群，E を様々な種で構成される多種群とした（図 3-3-9a）。播種工法面は 4 つの植生群に分類され（図 3-3-8b），優占種をもとにそれぞれ A をイタドリ優占群，B をキンミズヒキ優占群，C をツリフネソウ優占群，D を多種群とした（図 3-3-9b）。各小プロットの位置と植生群を対応させると，自然配植法面では B フキ優占群の分布に，播種工法面では A イタドリ優占群，B キンミズヒキ優占群の分布に偏りが確認された（図 3-3-10）。

(2) 光環境の把握

自然配植法面では 20 地点，播種工法面では 16 地点で rPPFD の測定が行われ，その結果から，0.0，9.0，10.0 m の 3 種類の高さにおいてのみ両法面の間で有意差が確認された（ $P < 0.01$ ）（表 3-3-2）。この結果は一部の高さを除いて両法面の光環境が類似していることを示す。一方，自然配植法面の rPPFD の最小値と最大値はそれぞれ 0.008 と 1.000 であったのに対し，播種工法面は 0.002 と 0.217 と，自然配植法面の方が最小値と最大値の差が大きい。また，各測定高の平均と標準偏差から，自然配植法面の方が鉛直方向と水平方向にばらつきが確認されるのに対し，播種工法面では全体的に一様性が高いことが確認できる（表 3-3-2，図 3-3-11）。この傾向は多重比較の結果でも確認することができる。播種工法面では 5.0 m 以上の各測定高の間で有意差はなかったのに対し，自然配植法面では確認された（表 3-3-3）。さらに，2.0 m の rPPFD に対する 3.0 m 以上の各測定高の rPPFD の結果を示した箱ひげ図をみると，自然配植法面の方が播種工法面と比較してばらつきが大きく，播種工法面はばらつきが小さいことが分かった（図 3-3-12）。

各測定日の地点ごとの日変化を示した箱ひげ図から，3 日間通して播種工法面が最も小さい日変化を示し，自然配植法面の林冠ギャップ下が最も大きい日変化を示した（図 3-3-13）。自然配植法面の階層構造が発達した地点は中間のばらつきを示し，8 月 4 日においてのみ林冠ギャップ下との差が小さかった（図 3-3-13）。

(3) 林床植生と光環境の対応

各植生群と高さ 0.0 m，1.0 m，2.0 m の rPPFD を対応させた結果，どの植生群も rPPFD がばらついており（図 3-3-14），各植生群と rPPFD の間に関係性は確認できなかった。また，各植生群間の rPPFD にも傾向の違いは見られなかった。しかし，高さ 0.0 m に

において播種工法面はどの植生群も一様に低い値を示しているのに対し、自然配植法面は播種工法面より明るく、ばらつきがあった。

3.3.2.3 考察

前項(3.3.1)同様、2016年に実施した林床植生調査においても、播種工法面における草本類の被度は自然配植法面と比較して有意に高かった。播種工法面の草本層の全体被度と草本類の被度との差が小さかったことから、播種工法面における草本類の優占度が高いと言えた。さらに、稚樹の個体数は播種工法面の方が有意に少なかった。播種工法面の林床(0.0 m)のrPPFDが有意に低かったことから(表3-3-2)、水井ら(1979)や島野ら(2001)、中川ら(2009)の報告と同様に、草本類の優占が稚樹の発生を妨げたと考えられる。一方で、自然配植法面において草本類の被度が低かったにも関わらず草本層の全体被度が高かった理由として、草本層における木本類の下層枝や1.8 mに満たない個体の影響が考えられる。林床(0.0 m)のrPPFDが有意に播種工法面より高かったことから、島野ら(2002)の報告と同様、草本層から高木層までをも含む樹冠の重なるの影響によって減衰した光の変動の大きさが草本類の優占を抑え、稚樹の発生を促進したと考えられる。

草本層に影響すると考えられる草本層の直上の高さである2.0 mのrPPFDは両法面で有意差は確認されなかった。また、クラスター分析でグループ分けされた一部の植生群の分布に偏りは見られたものの、高さ2.0 mのrPPFDとの間に明確な関係はなかった。そのため、高さ2.0 mの光環境が草本層に影響したと結論付けることはできない。さらに、高さ0.0, 9.0, 10.0 mを除いて他の高さのrPPFDに両法面の間で有意な差はなかった(表3-3-2)。これらの結果は、複数の高さを除いて両法面の光環境が類似していることを示唆する。しかし、2.0 mのrPPFDに対する3.0 m以上のrPPFD比を算出した結果、自然配植法面では測定高が高くなるにつれて比が大きくなるのに対し、播種工法面では測定高に関わらず一定の比を示した(図3-3-12)。この傾向は測定高ごとのrPPFDの標準偏差からも確認することができ、自然配植法面は測定高が高くなるにつれて標準偏差は大きくなるのに対し、播種工法面では測定高が高くなっても一定の大きさを示した(図3-3-11)。これらに加え、測定高の間で実施した多重比較の結果から、播種工法面は5.0 m以上の高さのrPPFDは類似していたのに対し、自然配植法面では測定高が高くなるにつれて測定高の間に有意差が示された(表3-3-3)。こ

これらの結果から、自然配植によって形成された階層構造が発達した森林内の光環境は鉛直方向と水平方向に多様であり、播種工によって形成された一斉林内では一様な光環境であると言える。高さ 2.0 m における rPPFD に両法面で有意差がなかったのにも関わらず、他の高さを計測することで両法面の光環境の多様性に差が認められたのは大変興味深く、この多様性の違いが両法面の林床植生に違いをもたらした可能性は高い。

自然配植法面の光環境の多様性は晴れの日により高くなると予想される。Chazdon (1988) と Chazdon *et al.* (1991) は一日の中で刻一刻と変化する sunflecks (以下、こもれ日) が林床植生に与える影響の大きさについて説いている。本研究において「晴れ」の天候下で日変化を測定した結果、日変化の大きさは小さい順に播種工法面、階層構造が発達した地点 (自然配植法面)、林冠ギャップ下 (自然配植法面) であり、この順番は計測を実施した全 3 日間同じであった。本研究で各法面につき 1 あるいは 2 地点ずつしか計測できていないものの、自然配植法面の 2 地点が異なる日変化を示したことから、階層構造が発達した森林である自然配植法面の方が一斉林である播種工法面より日変化が大きいことが予想され、これはつまりこもれ日の変化量も大きい可能性を示す。このことから、曇天日の瞬間値には有意差がなかった両法面の高さ 1.0 m (日変化の測定高) の rPPFD も、日変化には違いがある可能性が高い。両法面に有意差がなかった高さ 2.0 m においても、高さ 1.0 m 同様日変化には違いがあると考えられ、この日変化、即ちこもれ日の変化量の違いが両法面の林床植生の違いに影響したと可能性がある。そのため、本研究で対応関係が確認されなかった林床植生の各植生群と高さ 1.0 m と 2.0 m の日変化には関係性がある可能性がある。高さ 0.0 m については、特に草本類が優占している播種工法面では、草本類の被覆下にあたる高さ 0.0 m は日変化が極めて小さいことが予想され、植生群との間で関係性が確認される可能性は低いことが予測される。以上に述べた、光環境の日変化が林床植生に与える影響を明らかにするためには、今後、日変化を多点で測る必要がある。

一方で、光環境の季節変化も林床植生に影響する要因の一つとして考えられる。落葉広葉樹の開葉期と落葉期は樹種によって異なり (加藤ら, 1999; Kikuzawa, 1983), この違いが林床の光環境に大きく影響する (Anderson, 1964; Baldocchi *et al.*, 1984)。そのため、種組成と群落構造が法面で異なる本研究対象地において、光環境の季節変化の違いが林床植生に違いをもたらした要因の一つとして考えられる。このことから、

今後、光環境の季節変動を把握することも林床植生への光の影響を明らかにする上で必要だと考えられる。

3.3.3 地上型レーザスキャナによる光環境の推定

詳細な森林情報を正確に把握する手段として、地上型レーザスキャナに期待が寄せられているのは 3.2 でも述べた通りであるが、本節では点群データから林内光環境の推定が可能かどうかを検証した。点群データを使用して樹高や直径などの項目に加え、林内光環境も把握することができれば、将来的には現場の状況により即した施業方針の打ち立てにつながる可能性がある。具体的には、本研究の成果 (3.3.2) を含む、既往の研究で明らかとなっている、群落構造と光環境と林床植生の関係性に関する情報と、点群データから推定した光環境とを照らし合わせることで、点群データを取得済みの森林では、例えば、下層植生の発達を促すための高木の間伐の必要性や、苗木の補植の是非などが評価でき、目標とする森林へと誘導するための施業方針の提案や決定につながると考えられる。

3.3.3.1 方法

本研究の手順を図 3-3-15 に示す。林内光環境の実測値としては、3.3.2 で取得した、5 × 5 m の小プロットの中点において高さ 0.0 m から 10.0 m までの 1.0 m ごとに計測した rPPFD を使用した。

推定値を算出するにあたり使用した点群データは、3.2.2 で使用したものと同一である。また、同節内で使用した GIS 解析ソフト及び LiDAR データの解析用フリーソフトウェア Fusion/LDV は本節においても使用した。処理(1)ならびに処理(2)で使用または作成したデータは 3.2.2 に記載したものと同一であるため、本節では処理(1)と処理(2)に関しては割愛する。まず処理(3)では、GIS ソフトウェアを使用して実測値を測定した各測点から小プロットを網羅できる面積である半径 2.5 m の円形バッファを発生させ、シェイプファイルとして出力した (図 3-3-15)。次に、LiDAR データの解析用フリーソフトウェア Fusion/LDV を使用して、PolyClip コマンドで円形バッファを底辺として、点群データを円筒状にくり抜いた (図 3-3-15, 処理(4))。そして、Fusion/LDV の DensityMetrics コマンドを使用して、各円筒を高さ 1.0 m ごとに分割し、分割された円筒内の点の数を csv ファイルとして出力した (図 3-3-15, 処理(5))。この処理で出

力された 1.0 m ごとの円筒内の点の数と、円筒の底面の高さの rPPFD の実測値とを対応させた（例えば、高さ 5.0 から 6.0 m の円筒ならばその地点の高さ 5.0 m の rPPFD と対応）（図 3-3-15, 処理(6)）。底面の高さを使用した理由としては、実測値は測定高より上の林内の状態に影響を受けていると考えたためである。これに加え、点の数の積算値（ある高さ以上の点の数の積算値。例えば、高さ 5.0 m ならば 5.0 m から 11.0 m までのボクセルに含まれる点の数の積算値を使用。）と rPPFD も対応させた。そして、1.0 m ごとの円筒内の点の数と点の数の積算値のうち、rPPFD との対応関係が明確に確認される方を推定値とし、実測値との関係性を検証するために単回帰分析を行った。このとき、推定値である点の数を独立変数、実測値である rPPFD を従属変数とした。なお、本研究では各プロットの右下の小プロットをプロットの代表として抽出して単回帰分析を行った。階層構造が発達した森林が形成されている自然配植法面では、階層構造の発達による枝葉や樹冠の影響により、単回帰分析の結果、場所によっては相関関係が確認されないことが予測され、一斉林が形成されている播種工法面では、どのプロットにおいても相関関係が確認されることが予測された。

3.3.3.2 結果と考察

1.0 m ごとの円筒内の点の数と点の数の積算値を比較した結果、1.0 m ごとの円筒内の点の数の方が積算値と比較して細かい変動が確認された（図 3-3-16）。これに加え、積算値は法面の種類に関らずすべてのプロットが右下がりの類似した傾向を示したため（図 3-3-16a）、1.0 m ごとの円筒内の点の数で rPPFD と対応させた。積算値が同じ傾向を示した理由として、ある高さ以上の点の数がすべて積算されてしまうことで、地点間や測定高ごとの点の数の違いを反映できなかったことが考えられる。

測定高ごとの実測値（rPPFD）と推定値（点の数）の関係を求めた結果を図 3-3-17 に示す。rPPFD が高いことは明るいことを示し、また、点の数が少ないことも明るいことを示すことから、図 3-3-17 における第 2 軸「点の数」の 0 を上とした。単回帰分析の結果から、自然配植法面ではプロット 2 と 4 のみが他の 3 つのプロットと比較して相関係数 R と決定係数 R^2 が高く、有意な相関が確認された ($P < 0.01$)（表 3-3-4）。これら 2 つのプロットでは測定高間の rPPFD の変動が小さく、点の数の変動と類似していた（図 3-3-17a）。ここで、円形バッファを底辺として、点群データを円筒状にくり抜いた図を見ると、実測値の測点である小プロットの midpoint から 1.0 m 間隔に色分けした

赤白ポールの頂点（11.0 m）は、プロット 2 と 4 の両方ともに樹冠下に位置していた（図 3-3-18）。このことは、rPPFD を測定した最高地点である 10.0 m も樹冠下にあることを示す。そのため、プロット 2 と 4 は樹冠下であることの影響を受け、測定高間の rPPFD と点の数の両者の変動が小さく、それにより両者の間で相関関係が認められたと考えられる。一方で、プロット 1, 3, 5 は赤白ポールの頂点付近は樹冠を突き抜け、樹冠より上部に位置していた（図 3-3-18）。実際に、頂点付近の 10.0 m の rPPFD は大きく、0.0 m との間で大きな落差があった（図 3-3-17a）。しかし、rPPFD の測点は開放された環境であっても、樹冠の梢端を突き抜けていないことや（図 3-3-18a, プロット 3 と 5）、樹冠と樹冠の間の凹部を突き抜けていたことで（図 3-3-18a, プロット 1）、頂点周辺、つまり円筒内には点が存在し、測定高間の点の数の変動は小さくなったと考えられる（図 3-3-17a）。この理由に加え、特にプロット 1 で見られるように、点の数は樹冠や枝葉の重なり具合を十分に表しきれていないことも、rPPFD の変動と点の数の変動が異なる傾向を示した理由として挙げられる。そのため、プロット 1, 3, 5 は両者に相関関係が見られなかったと推察される。ゆえに、これらのプロットでは、階層構造が発達した森林では相関関係が確認されないという 3.3.3.1 で想定した通りの結果となった。また、プロット 2 と 4 では rPPFD と点の数の間に有意な相関が確認されたものの、相関係数が 1.0 とまではいかなかった。以上のことから、樹冠や枝葉による光の減衰を点の数では十分に反映できていないことを示し、階層構造が発達した森林における点の数を使用した光環境を推定する難しさがうかがえた。

一方、播種工法面はすべてのプロットにおいて相関係数 R が 0.80 以上、決定係数 R^2 が 0.60 以上あり、有意な相関が確認された（ $P < 0.01$ ）（表 3-3-4）。すべてのプロットにおいて測定高間の rPPFD の変動は小さく、点の数の変動と類似していた（図 3-3-17b）。また、図 3-3-18 から、すべてのプロットにおいて赤白ポールの頂点は林冠より下部に位置していた。これらことから、播種工法面で rPPFD と点の数との間で有意な高い相関が確認されたのは、一斉林の高木層を優占しているヤマハンノキの樹冠より下では、rPPFD も点の数も一様であることが影響していると考えられる。しかしながら、自然配植法面と同様、rPPFD と点の数の相関係数は 1.0 とまではいかず、光環境を推定するまでには至らなかった。さらに、高木層を占める林冠を含めた rPPFD と点の数の関係については、rPPFD を計測していないため、本研究では言及できない。しかし、3.3.3.1 の方法に記載の想定通り、どのプロットにおいても有意な相関が確認さ

れたことから、一斉林では点群データから光環境を予測することは階層構造が発達した森林よりも容易であると考えられる。今後は、点群データから rPPFD を推定するにあたり、本研究のように純粋に点の数から求める方法でよいのかどうかの検証や、本研究とは異なる方法であるスキャナからのレーザの透過率で光環境を推定する試みなどが課題として挙げられる。

本研究から点の数を使用して林内光環境を推定する難しさは特に階層構造が発達した森林を形成している自然配植法面で浮き彫りとなった。しかし、点群データを使用して林内光環境の推定を実測値と比較しながら試みた例はこれまでなく、新規性の高いものであると言える。今後、より高い精度で林内光環境に加え群落構造を点群データから推定することができれば、本項の冒頭でも述べたように、既往の光環境と林床植生に関する情報と照らし合わせることで、施業方法の意思決定に寄与しうると考えられる。つまり、施業方法が模索されている森林において点群データを取得さえできれば、目標林型に応じた施業方法の提案にまで将来的にはつながる可能性を秘めている。



図 3-3-1 全天空写真の撮影

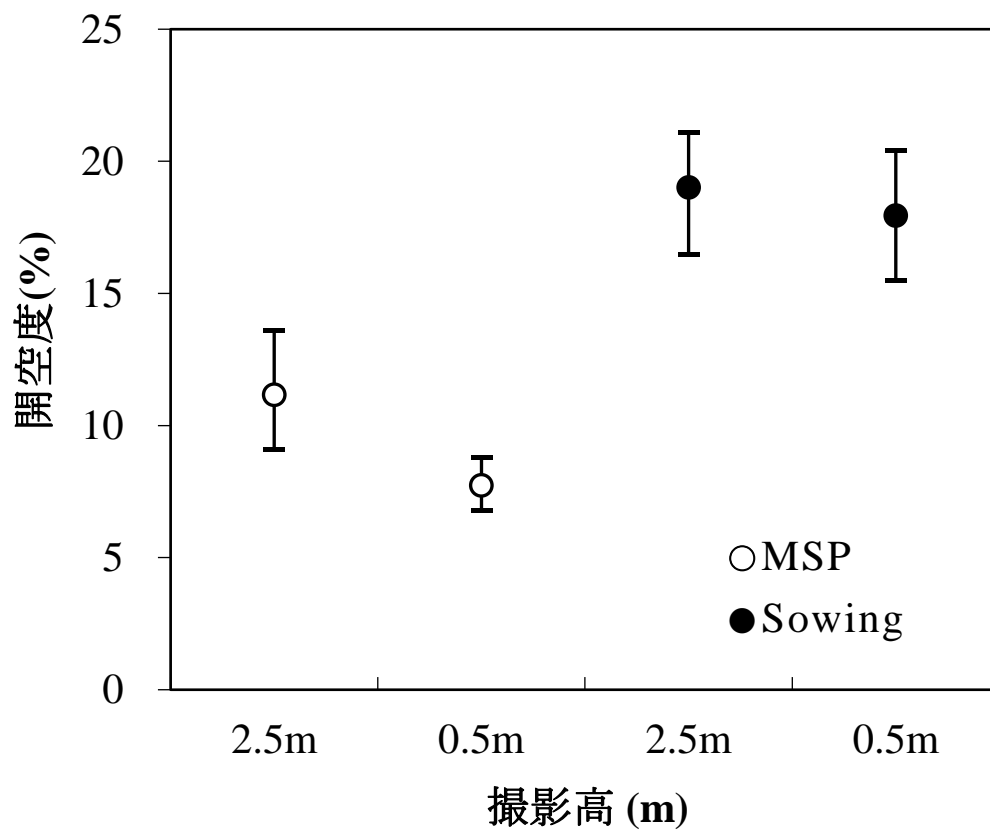


図 3-3-2 ブートストラップ法から算出した開空度の平均値と 95%信頼区間 (MSP : 自然配植法面, Sowing : 播種工法面)

表 3-3-1 各法面の開空度の平均値

開空度 (%)				
	MSP slope		Sowing slope	
2.5 m	11.2	(9.1-13.6)	19	(16.5-21.1)
0.5 m	7.7	(6.8- 8.8)	18	(15.5-20.4)

MSP : 自然配植, Sowing : 播種工 () 内の数値は 95% の信頼区間を示す

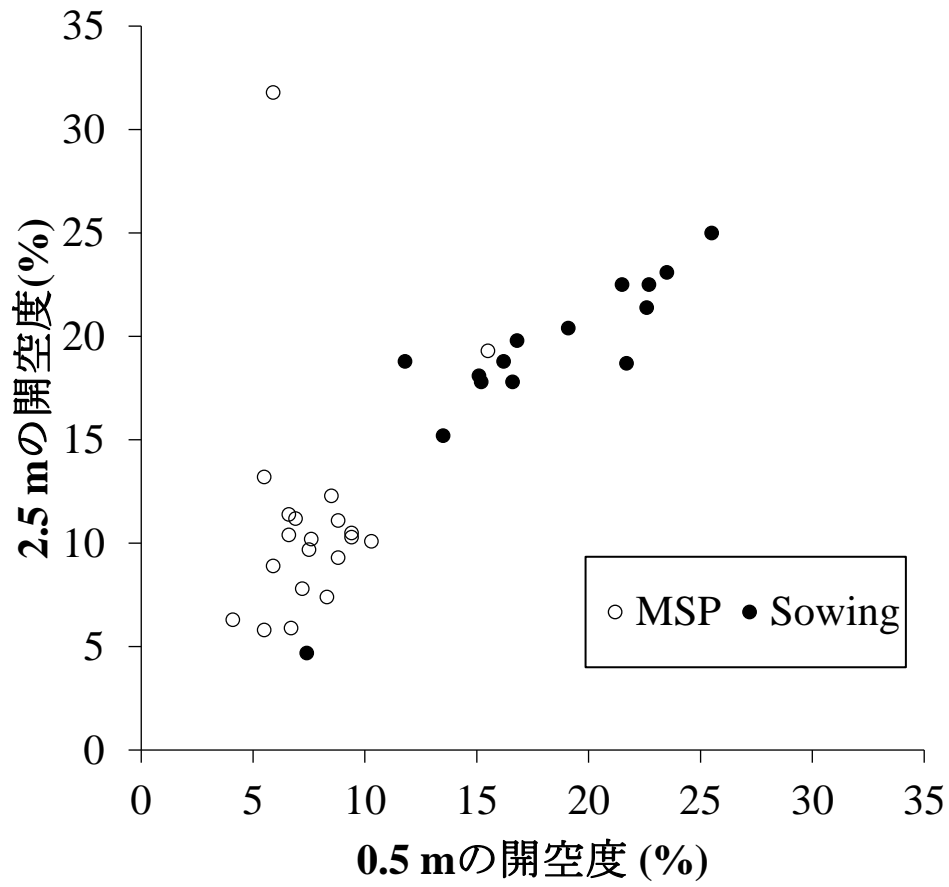


図 3-3-3 各撮影地点の開空度 (MSP: 自然配植法面, Sowing: 播種工法面)

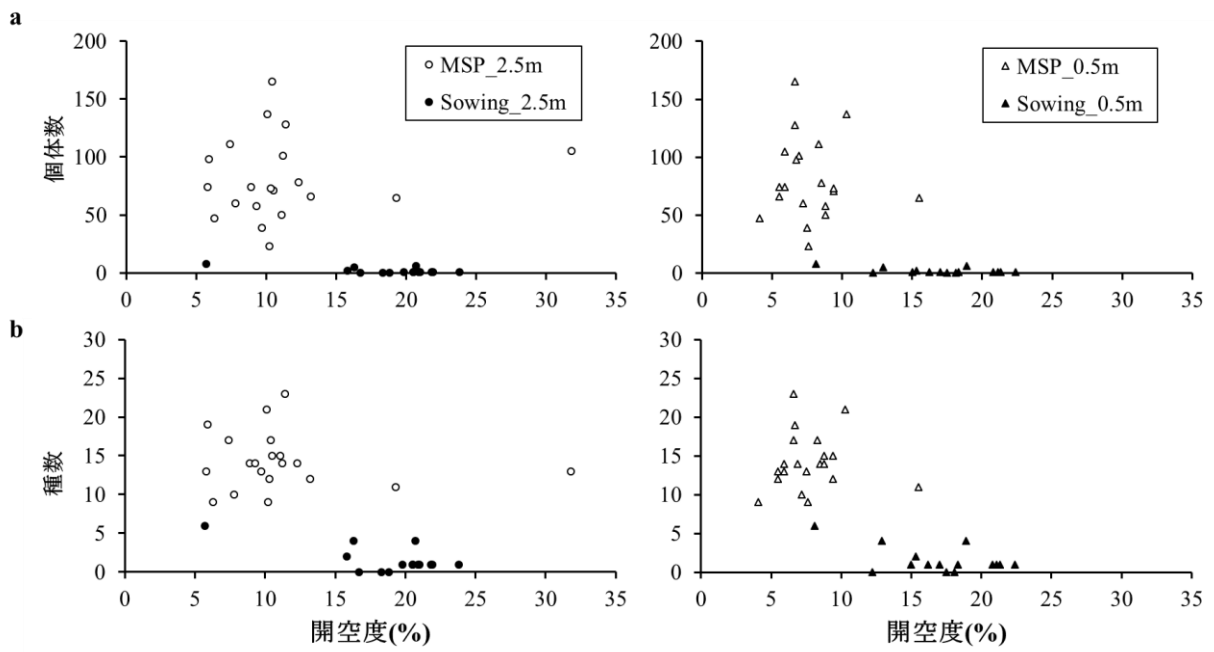


図 3-3-4 各小プロットの開空度と a：稚樹の個体数，b：稚樹の種数との関係（MSP：自然配植法面，Sowing：播種工法面）

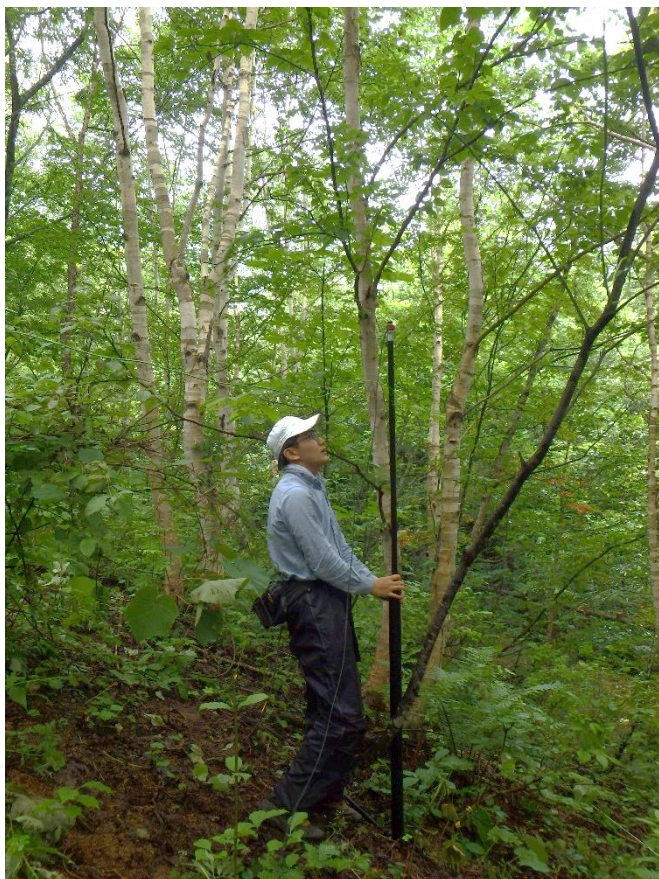
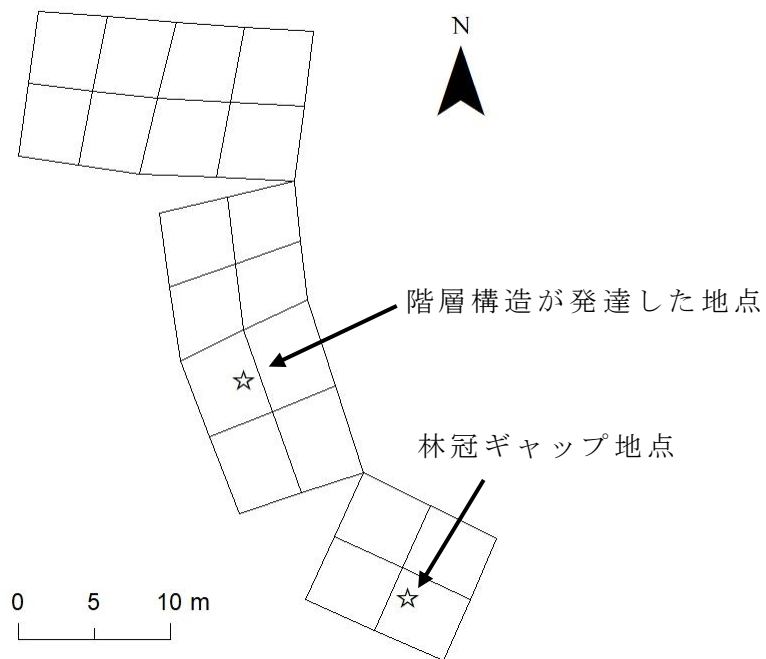


図 3-3-5 光量子センサーを使用した光環境調査

(a) 自然配植法面



(b) 播種工法面

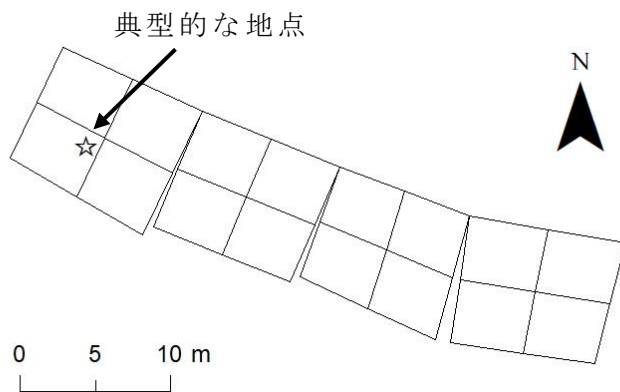


図 3-3-6 日変化の計測地点

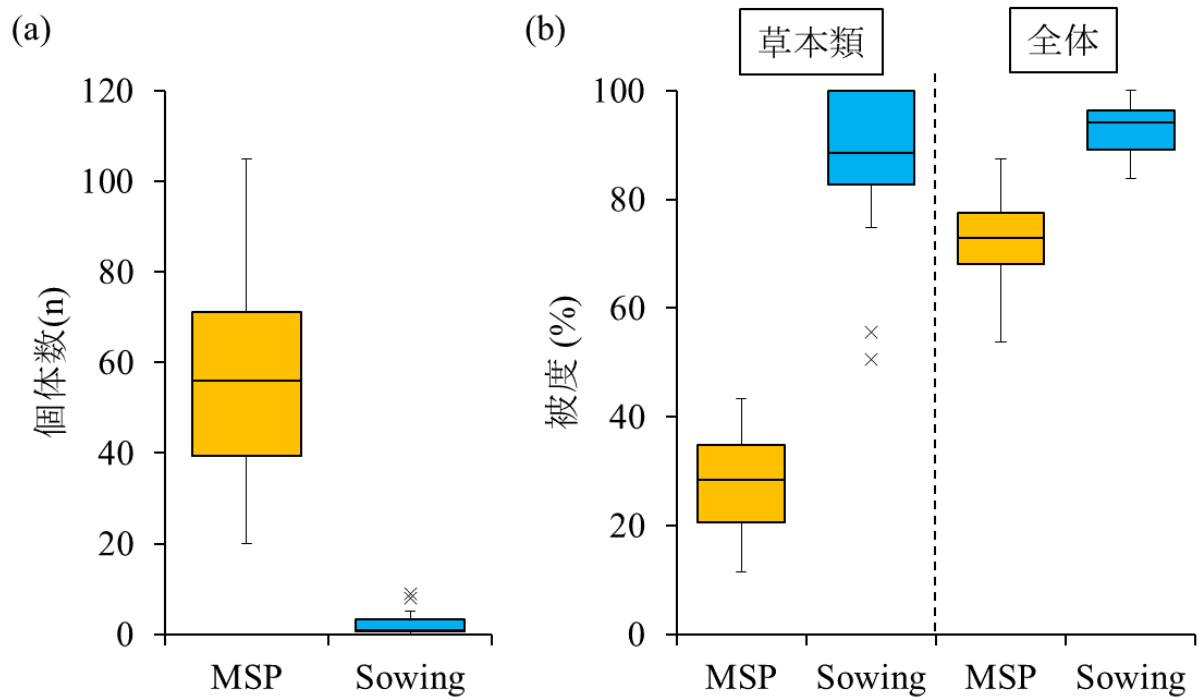
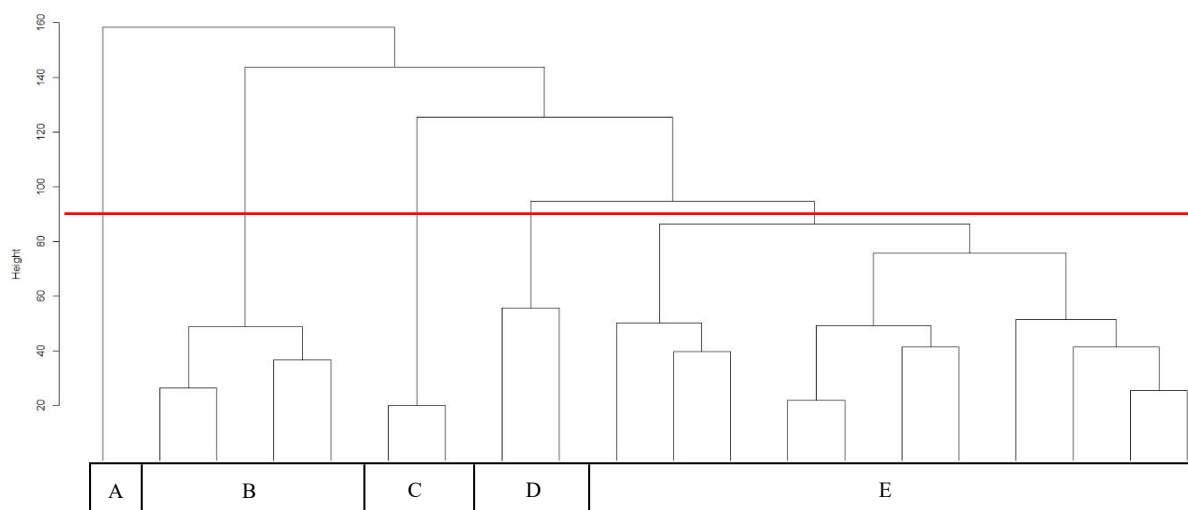


図 3-3-7 (a)稚樹の個体数, (b)被度を示した箱ひげ図 (MSP: 自然配植, Sowing: 播種工)

(a) 自然配植法面



(b) 播種工法面

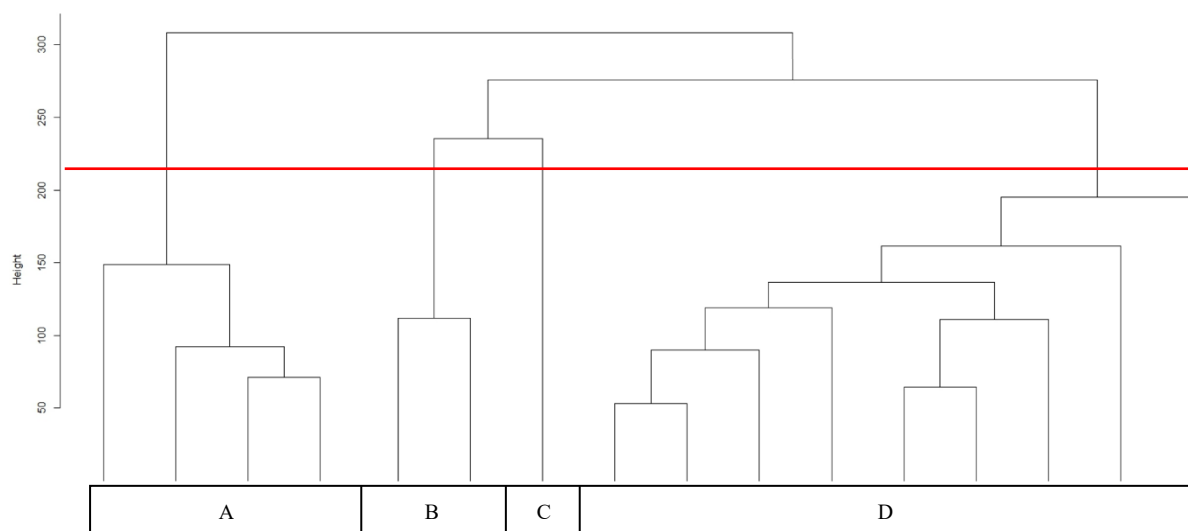
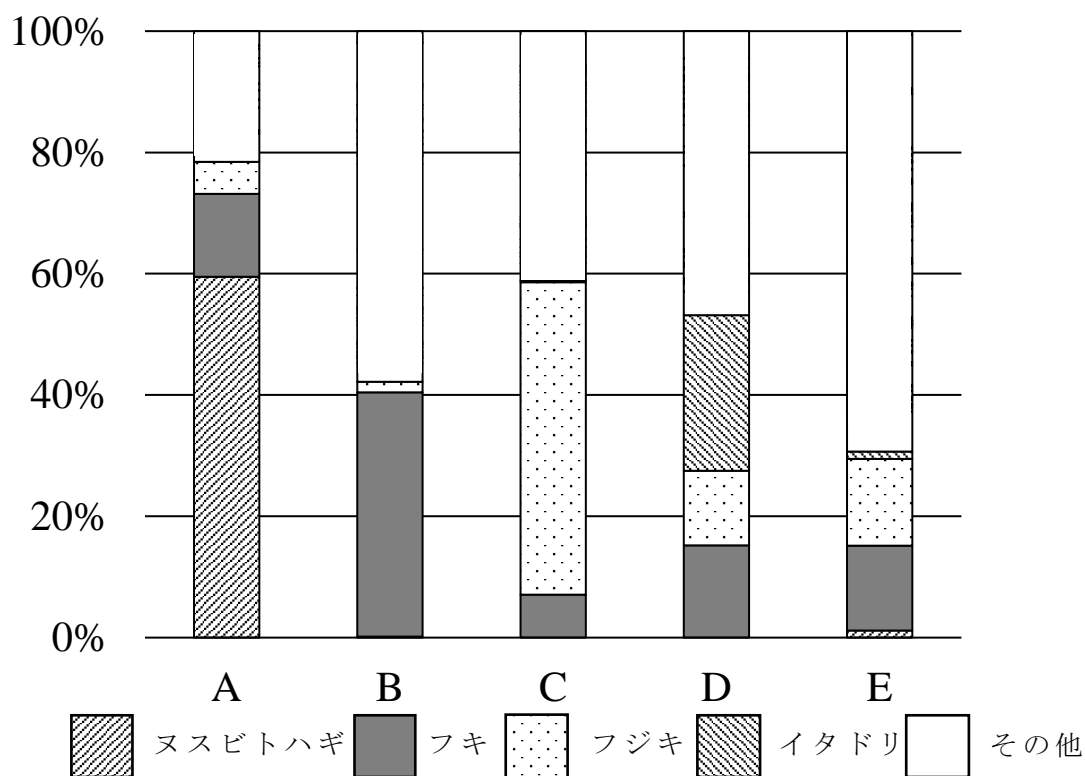


図 3-3-8 稚樹と草本の種ごとの被度に基づいたクラスター分析の結果（ローマ字は植生群）

(a) 自然配植法面



(b) 播種工法面

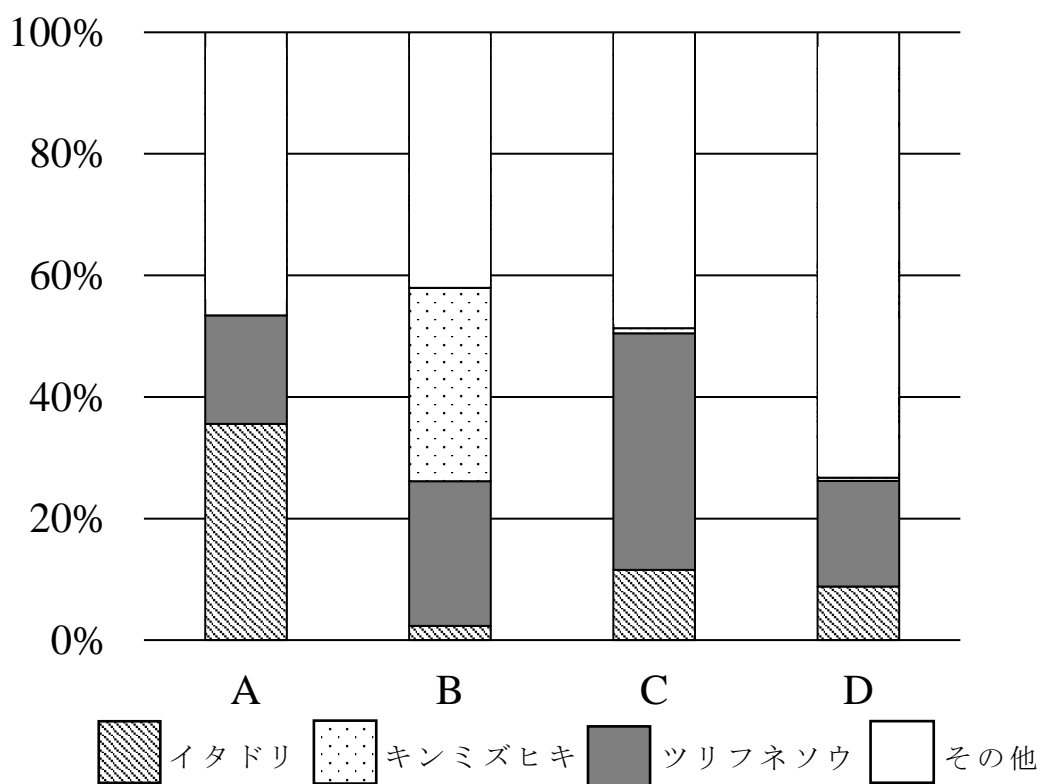
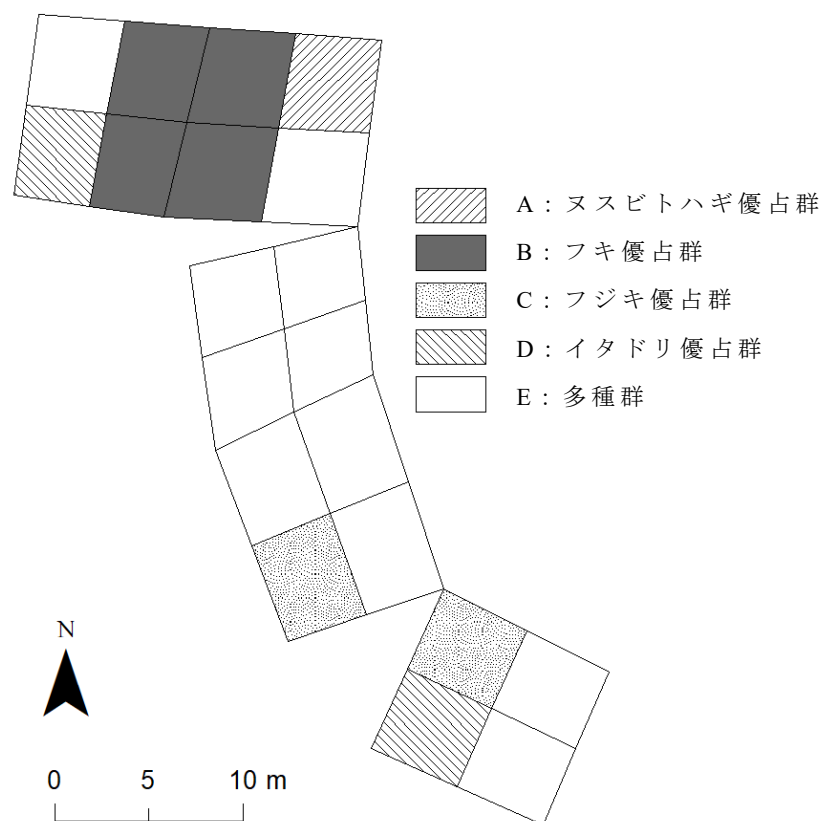


図 3-3-9 自然配植法面と播種工法面における各植生群の合計被度割合の違い

(a) 自然配植法面



(b) 播種工法面

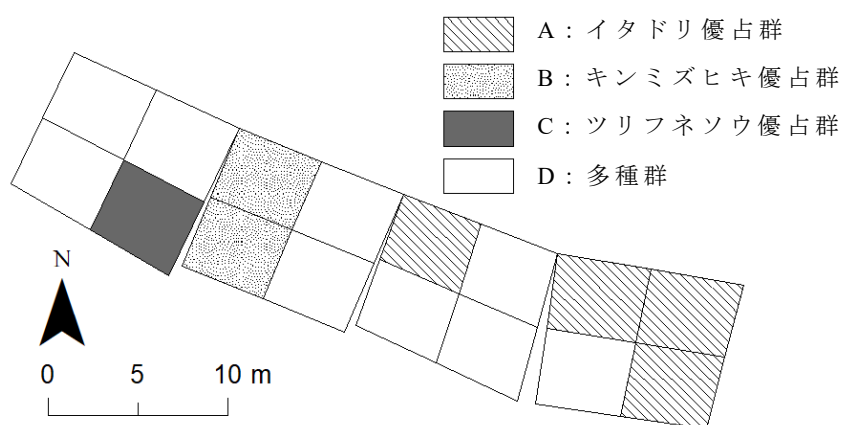


図 3-3-10 各林床植生調査プロットに対応する植生群

表 3-3-2 各測定高の rPPFD の平均値と標準偏差

測定高 (m)	平均値 ± 標準偏差				<i>P</i> value
	MSP slope		Sowing slope		
0	0.027	0.011	0.006	0.003	<i>P</i> < 0.01
1	0.060	0.023	0.045	0.023	0.075
2	0.070	0.032	0.064	0.032	0.610
3	0.079	0.032	0.077	0.025	0.804
4	0.077	0.032	0.088	0.031	0.308
5	0.099	0.053	0.101	0.021	0.897
6	0.110	0.078	0.112	0.023	0.922
7	0.147	0.108	0.114	0.033	0.220
8	0.182	0.152	0.129	0.018	0.144
9	0.362	0.260	0.130	0.034	<i>P</i> < 0.01
10	0.560	0.338	0.137	0.030	<i>P</i> < 0.01

P は *t* 検定の結果を示す, MSP : 自然配植, Sowing : 播種工

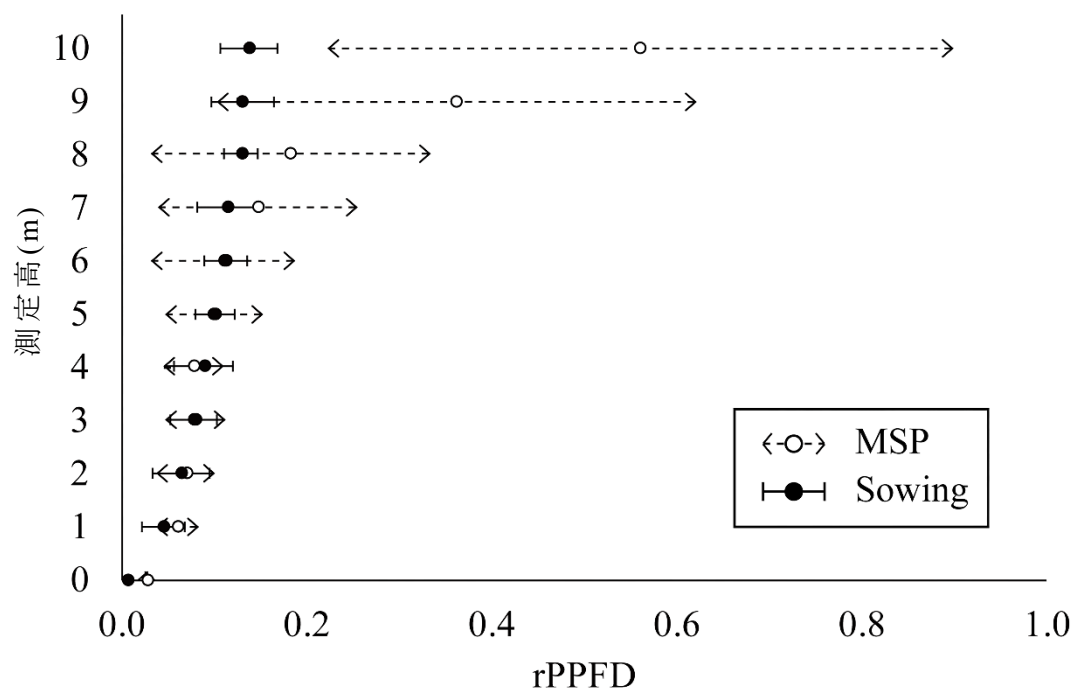


図 3-3-11 各測定高の rPPFD の平均値と標準偏差 (MSP: 自然配植, Sowing: 播種工)

表 3-3-3 測定高間の多重比較の結果

(a) 自然配植法面

測定高(m)	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1	**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2	**		-	-	-	-	-	-	-	-	-
3	**			-	-	-	-	-	-	-	-
4	**				-	-	-	-	-	-	-
5	**					-	-	-	-	-	-
6	**						-	-	-	-	-
7	**	**						-	-	-	-
8	**	**	*		*				-	-	-
9	**	**	**	**	**	**	*			-	-
10	**	**	**	**	**	**	**	**	*		-

(b) 播種工法面

測定高(m)	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1	**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2	**		-	-	-	-	-	-	-	-	-
3	**			-	-	-	-	-	-	-	-
4	**	*			-	-	-	-	-	-	-
5	**	**	*			-	-	-	-	-	-
6	**	**	**	*			-	-	-	-	-
7	**	**	*	*				-	-	-	-
8	**	**	**	**	**	*			-	-	-
9	**	**	**	**	*					-	-
10	**	**	**	**	**	*					-

** : $P < 0.01$, * : $P < 0.05$

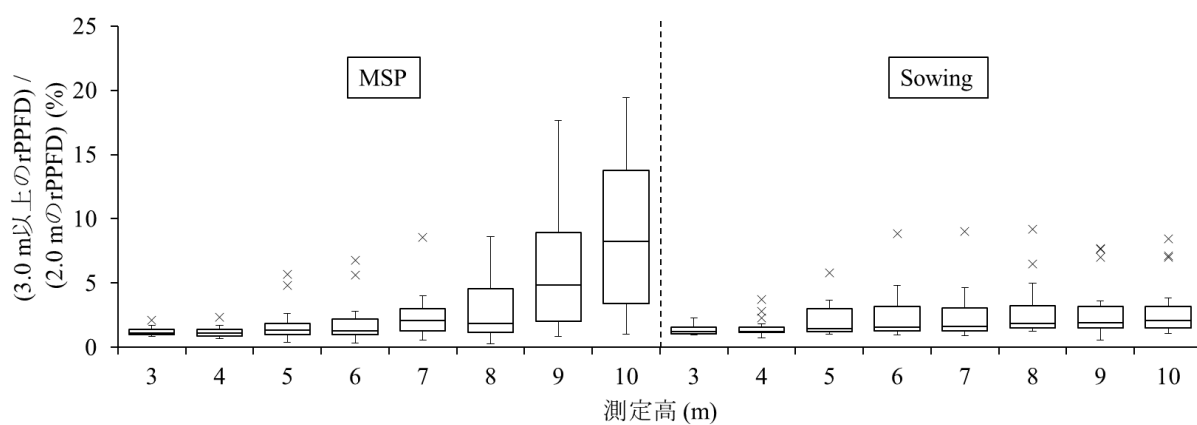


図 3-3-12 3.0 m 以上の各測定高の rPPFD に対する 2.0 m の rPPFD の割合を示した箱ひげ図 (MSP : 自然配植, Sowing : 播種工)

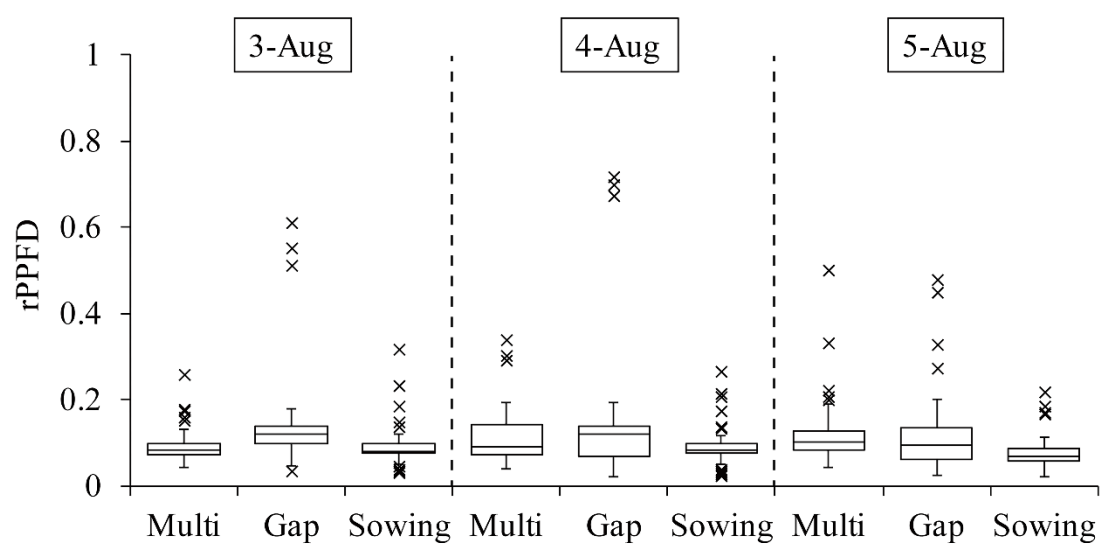
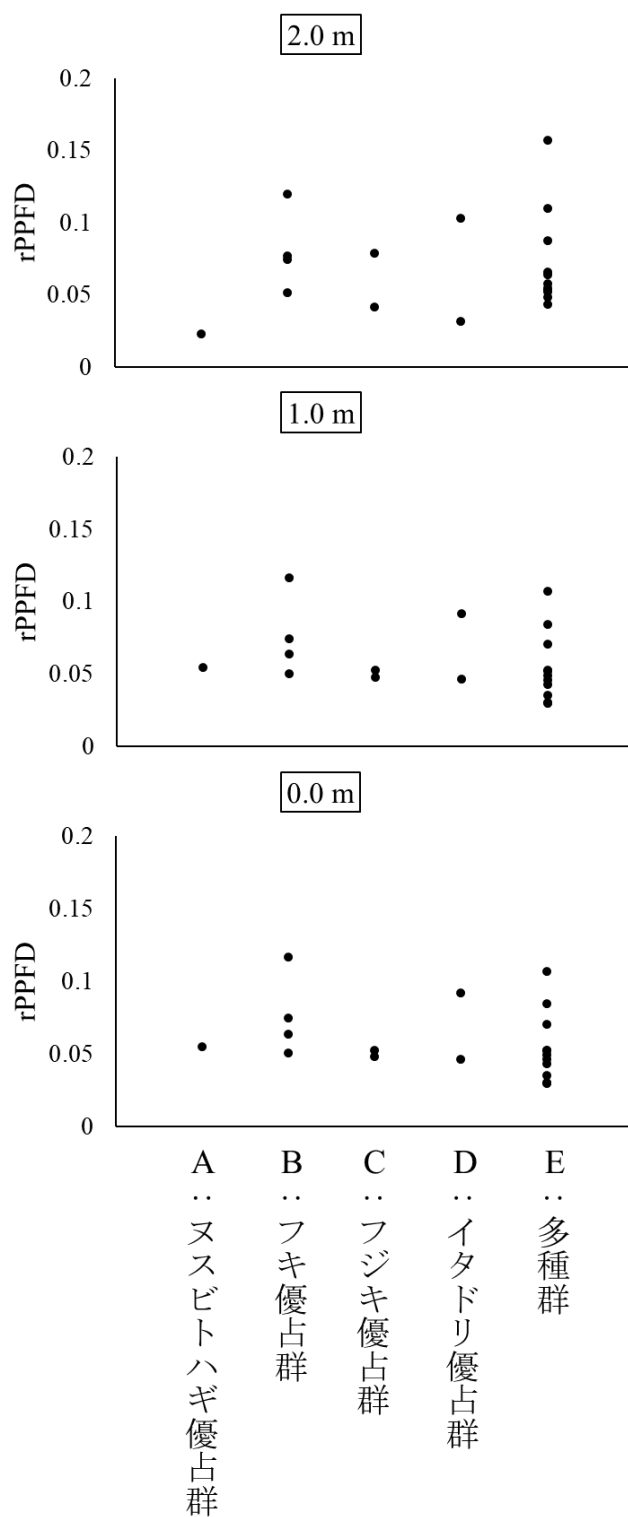


図 3-3-13 rPPFD の日変化を示した箱ひげ図 (Multi: 階層構造が発達した地点, Gap: 林冠ギャップ下, Sowing: 播種工法面)

(a) 自然配植法面



(b) 播種工法面

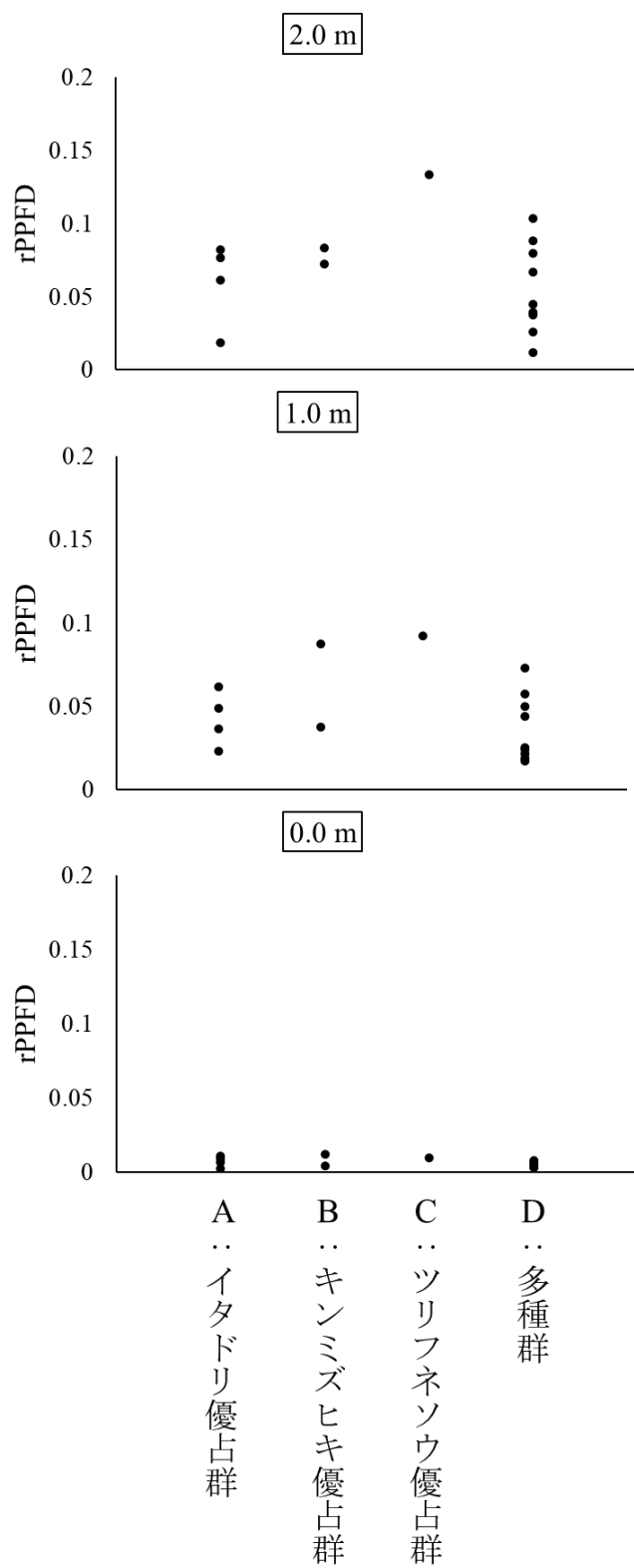


図 3-3-14 測定高ごとの rPPFD と植生群の関係

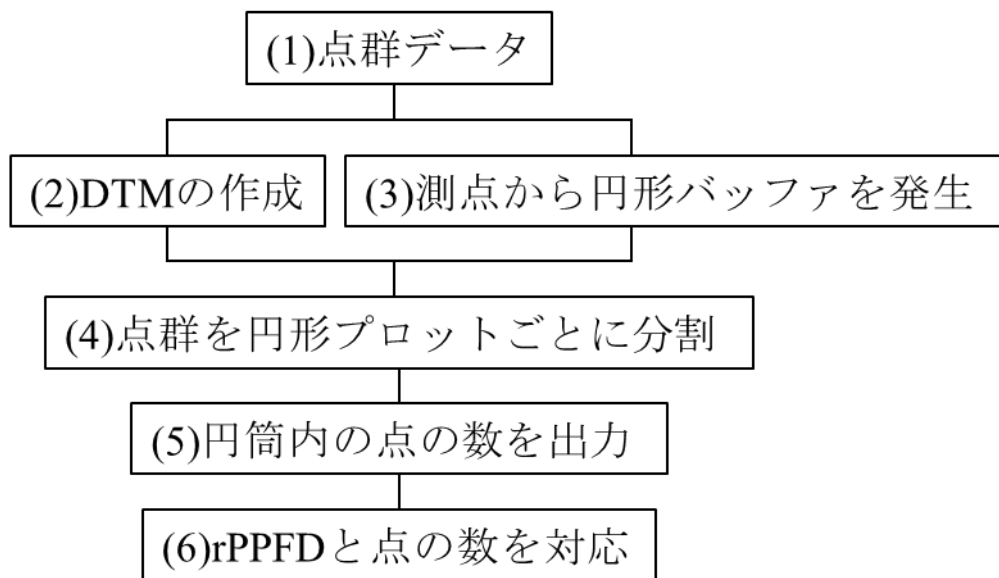
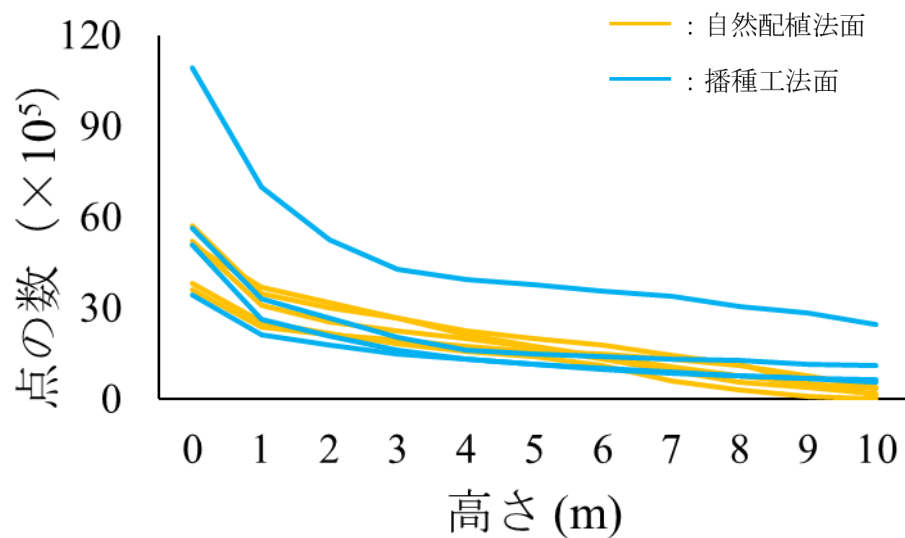


図 3-3-15 点群データから林内光環境を推定する手順

(a) 高さごとの点の数の積算値



(b) 高さごとの点の数

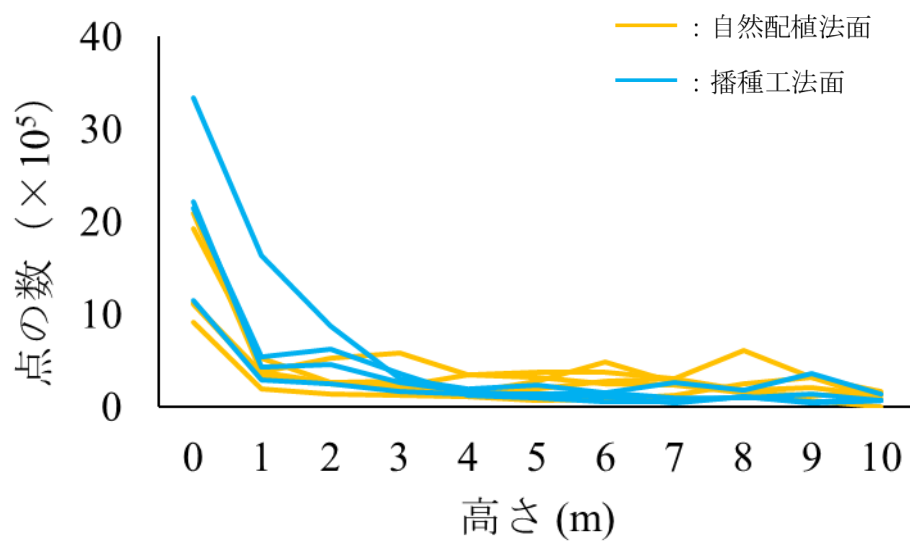
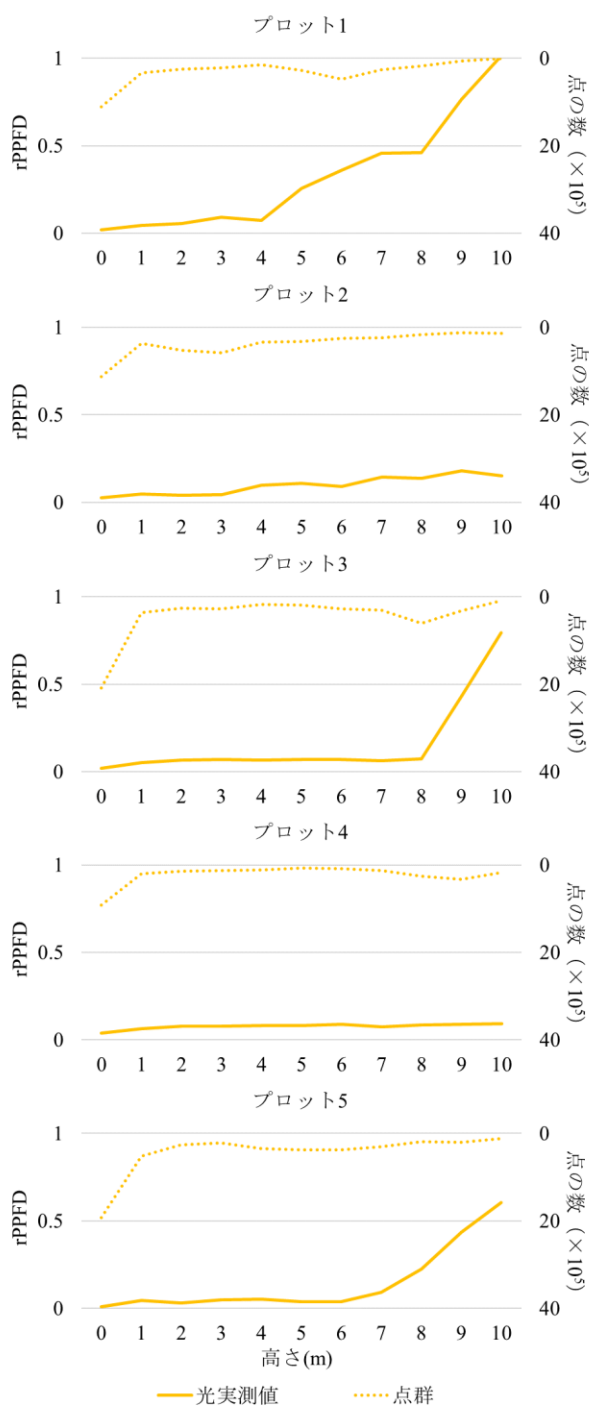


図 3-3-16 高さごとの点の数の積算値と点の数の比較

(a) 自然配植法面



(b) 播種工法面

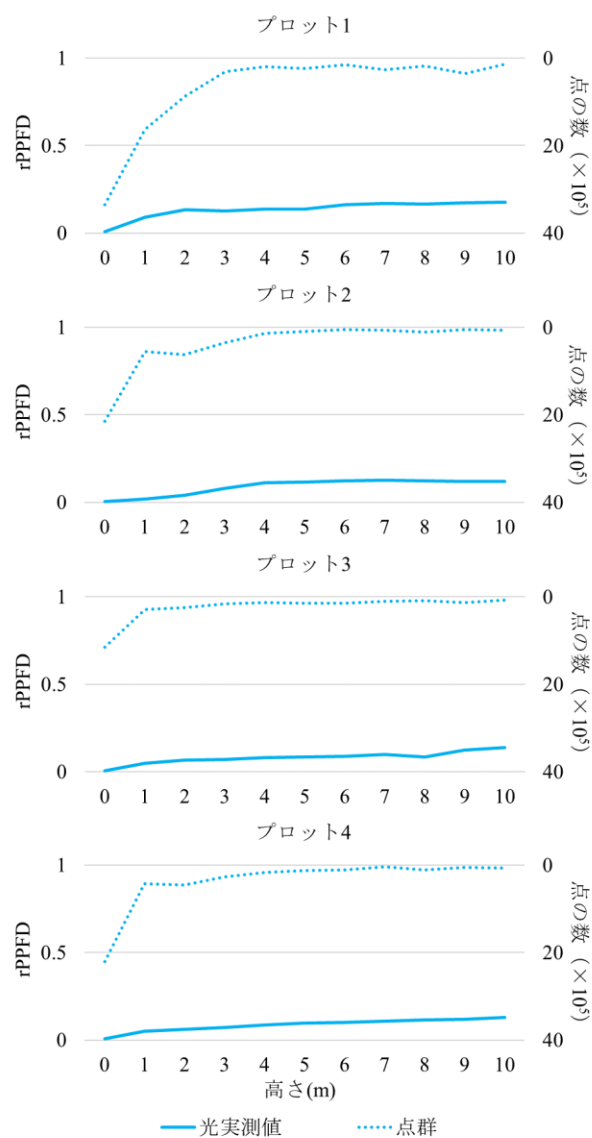


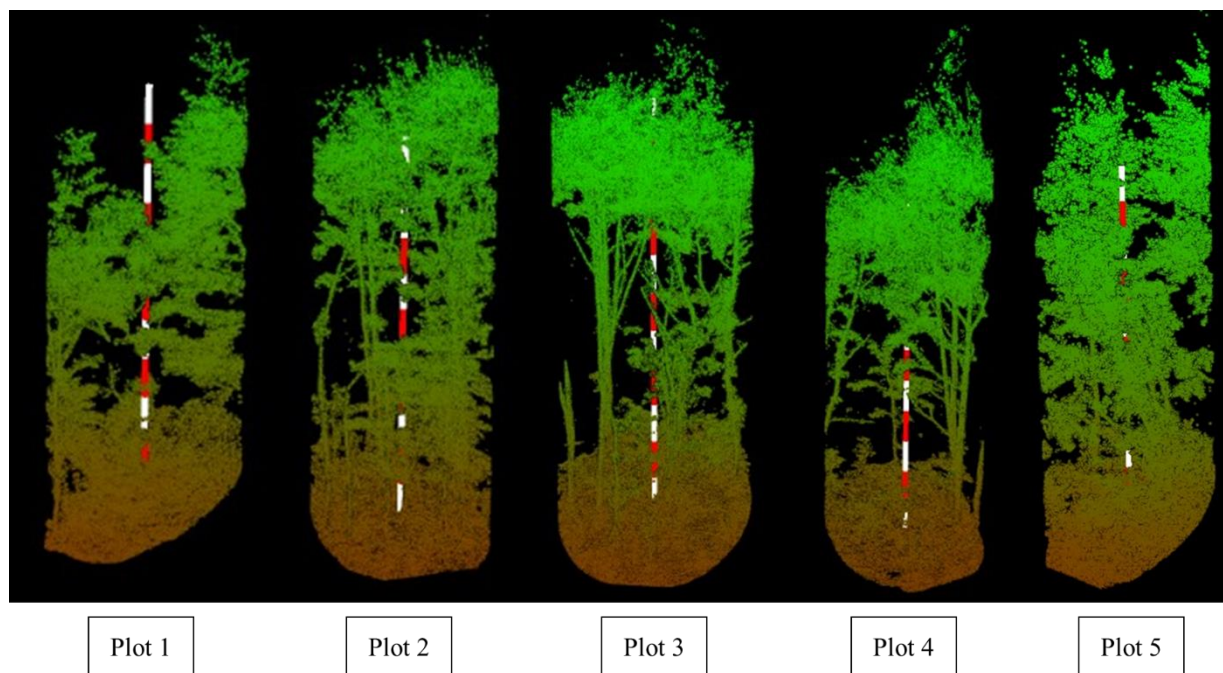
図 3-3-17 高さごとの rPPFD と点の数を対応させたグラフ

表 3-3-4 単回帰分析の結果

	plot no.	相関係数 R	決定係数 R^2	P 値
MSP	1	0.52	0.27	0.10
	2	0.81	0.65	<0.01
	3	0.29	0.08	0.39
	4	0.78	0.61	<0.01
	5	0.38	0.14	0.25
Sowing	1	0.94	0.89	<0.01
	2	0.83	0.69	<0.01
	3	0.81	0.66	<0.01
	4	0.86	0.73	<0.01

MSP: 自然配植, Sowing: 播種工

(a) 自然配植法面



(b) 播種工法面

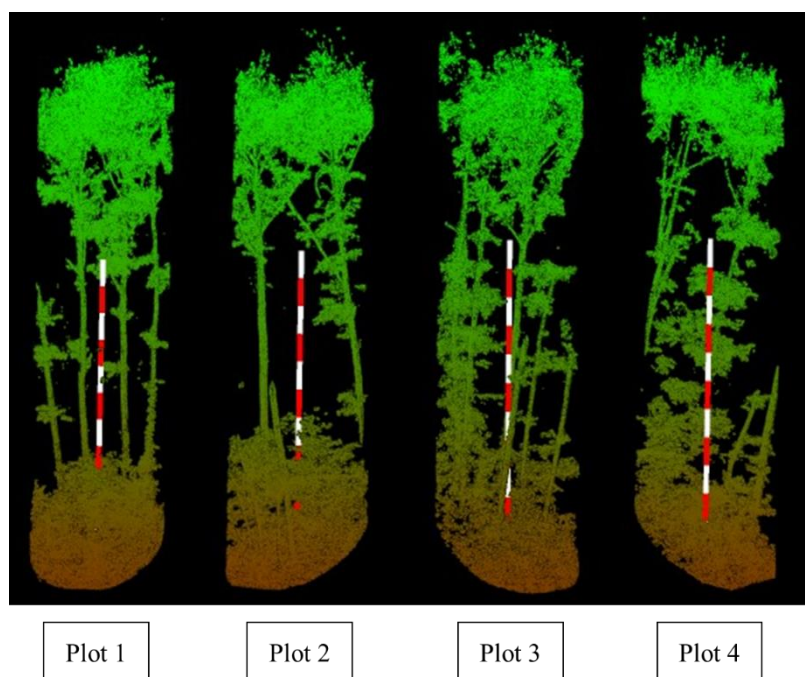


図 3-3-18 半径 2.5 m の円形バッファ内の点群 (左からプロット 1)

第4章 総合考察

4.1 研究の成果と今後の課題

世界規模でそれぞれの地域・社会のニーズに即した森林を再生する技術の必要性が高まりを見せている社会的状況の中、本研究では「自然配植」と呼ばれ、目標林型に沿った階層構造の発達した群落を短期間で再現することを目指す森林再生技術について、従来検討されてこなかった科学的評価を行った。本節では自然配植が導入されてからの経過年数に応じて、それぞれの群落の階層構造や光環境について考察を行い、4.1.3で森林再生技術としての自然配植の有効性について考察した。

4.1.1 自然配植の導入後最大5年経過した群落

第2章の奈良市岩井川ダム道路法面の初期群落における研究から、自然配植を導入することで植栽4,5年後には計画通りに先駆種が林冠を占め、遷移中・後期種が下層に控えるといった階層構造が形成されることが分かった(2.1)(寫田ら, 2014)。そのため、同じ第2章で取り上げた、自然配植以外に規則一様やランダム一様といった他の植栽パターンを2016年に設置した試験区(京都市朝原山)においても、植栽木の成長によって、数年後には群落構造の観点から他の植栽パターンとの比較研究を実施することが可能になると考えられる。試験区における本研究の調査から、植栽1年後の時点で樹高成長や年枝成長、樹勢に樹種ごとの違いが確認された(2.2)。これら年枝成長や樹勢の情報を継続的なモニタリング調査によって蓄積することは、植栽地に導入した各樹種の立地環境への適合の程度の評価に将来的にはつながると考えられる。一般的なモニタリングの調査項目である生残の確認や樹高の測定だけでは、その場所における樹木の動態(≒ふるまい)を十分に把握できないことから、樹種の選定の妥当性を評価する上では不十分だと考えられる。また、株が弱体化しているときに出すことが多い萌芽枝(櫻井, 2001)の有無やその成長の程度の記録は、樹木の動態を測る指標の一つになるだけでなく、主軸の交代が起これば長い目で見ると林分の動態にも係わってくることから、あわせて記録することが望ましい。目標林型に沿った森林を再生する技術の確立が求められている社会の現状を踏まえると、自然配植の汎用性を高めるために、上記に述べたような情報を多くの樹種で蓄積し、各樹種に適合する立地環境や成長の仕方などを体系化することは急務であると言える。

4.1.2 自然配植の導入後最大 25 年経過した群落

初期目標群落は自然配植が導入されてから調査時で約 25 年経過した高山市あかんだな駐車場道路法面においても維持されていた (3.2) (寫田ら, 2015)。自然配植が導入された自然配植法面では, 高木層にシラカンバ, ダケカンバ, ミズナラ, 亜高木層にナナカマド, 低木層にイチイ, ナナカマドといった植栽木を中心とした階層構造が発達した森林が形成されていた。イチイとタニウツギ以外の樹種は巢植えされており, 本研究から植栽から約 20 年経過しても植栽された同種の個体が集中的に分布していることと, 植栽木が疎密のついた分布様式を示したことが明らかとなった (3.2) (寫田ら, 2015)。以上により, 目標林型が景観保全林と定められている自然配植法面では, 様々な樹種で構成されており, 特に花期や紅葉期には美しい景観が形成されると考えられることから, 目標林型を達成していると言える。一方で, 播種工が導入された播種工法面では, ヤマハンノキ以外に導入された 6 種類の植物は消失し, ランダムかつ一様に分布するヤマハンノキが高木層に優占する一斉林が形成されていることが明らかとなった (3.2) (寫田ら, 2015)。さらに本研究では, これらの結果を踏まえ, 自然配植によって形成された階層構造が発達した森林と播種工によって形成された一斉林における林内光環境の多様性を明らかにし, 林床植生に及ぼす影響を検証するために, 林内光環境 (rPPFD) の調査を実施した (3.3)。その結果, 階層構造が発達した森林の方が一斉林より鉛直方向と水平方向の林内光環境の多様性が高く, 一斉林は一様性が高いことが明らかになった (Shimada *et al.*, 2017b)。そして, 一斉林では草本類の優占が稚樹の発生を妨げていること, 階層構造が発達した森林では一斉林と比較して有意に稚樹の個体数が多かったことが分かった (Shimada *et al.*, 2017b)。両法面の草本層に明確な違いがあったため, 草本層に影響を及ぼすと考えられる草本層 (1.8 m) の直上である高さ 2.0 m の rPPFD に違いがあることが想定されたが, 両法面の平均値には階層構造が発達した森林と一斉林の間で有意差はなく, 両法面の草本層に違いが生じた理由や現在の草本層が維持されている理由まで言及することはできなかった。また, 両法面の間で高さ 2.0 m の rPPFD に有意差がなかったことから, 1 つの種が優占する森林の方が多くの種で構成される森林よりも光の透過量が大きいという中川ら (2009) の報告とは異なる結果となった。

ここで, Chazdon (1988) と Chazdon *et al.* (1991) は一日の中で刻一刻と変化する

sunflecks (以下, こもれ日) が林床植生に与える影響の大きさについて指摘しており, 曇天日の瞬間値の rPPFD だけでは両法面の草本層に違いが生じた理由や現在の草本層が維持されている理由を十分に説明できなかつたと考えられる。実際に, 「晴れ」の天候下における rPPFD の日変化の計測から, 疎密のついた分布様式のもと多くの樹種によって階層構造が形成されている森林の方が, 一様に分布するヤマハンノキで形成されている一斉林より日変化が大きいことが示唆された。日変化の大きさはこもれ日の変化量と言い換えることができ, 両法面のこもれ日の変化量の違いが草本層の成立ならびに維持に影響していると考えられる。そのため, 明るい光環境下で草本類が優占する (菊沢ら, 1980; 水井ら, 1979) だけでなく, 変化量の小さい安定した透過光の供給があれば, 草本類が優占する可能性がある。このことを明らかにするためには, 本研究対象地において日変化を多点で測る必要がある。光の変化量には上述した日変化以外に, 季節変動も挙げられる。落葉広葉樹の開葉期と落葉期は樹種によって異なり (加藤ら, 1999; Kikuzawa, 1983), この違いが林床の光環境に大きく影響する (Anderson, 1964; Baldocchi *et al.*, 1984)。自然配植法面は多くの樹種で階層構造が形成されていることから, 開葉にともなう林床の被覆は場所によってむらができ, 林床へ届く光の変動量は法面全体で大きいことが予測される。一方, 播種工法面はヤマハンノキが優占していることから, 林床は一度に一様に被覆され, 自然配植法面と比較すると林床へ届く光の変動量が小さいことが予測される。このことから, 今後季節変動を把握することも, 草本層への光の影響を明らかにする上で必要だと考えられる。

草本層に違いを与える他の要因としては土壌水分や表層土粒径が挙げられる。しかし, 本研究対象地に近接する法面で, 自然配植と播種工が隣接して導入された連続斜面 (図 4-1) において, 自然配植が導入された箇所では階層構造が発達した森林が形成され稚樹も多く確認されたのに対し, 播種工が導入された箇所では一斉林が形成され草本類が優占しているという, 本研究対象地と同じような現象が観察された。この場所は連続斜面であることから, 土壌水分や表層土粒径, さらには斜面方位の条件も全く同じである。それにも係わらず, 本研究対象地と群落構造や草本層が同じ状況であったということは, 本研究対象地の草本層の成立や維持に影響しているのは光環境であると推察できる。また, 自然配植法面では草本類によって林床が優占された経験がないことが過去の定期的な観察から知られており, 上述のように光の変化量が草本層に影響している可能性が高いことは大変興味深い。しかし, 成立過程を実証的に辿る

のは物理的に不可能であるため、例えば、本研究で京都市朝原山に設置した試験区において、植栽木の成長、つまりは群落の発達に伴う林床植生の動態を観察することで、群落構造が林床植生に及ぼす影響を解明できると考えられる。

4.1.3 自然配植の有効性

奈良市岩井川ダム道路法面の初期群落における研究から、自然配植を導入することで、植栽4、5年後には植栽木を中心とした階層構造が形成されることが明らかとなった。さらに、高山市あかんだな駐車場道路法面における自然配植と播種工が導入されてから約20年から25年にかけての継続調査から、施工後約25年で自然配植は初期目標群落である植栽木を中心とした階層構造が発達した森林が維持されており、播種工とはまったく異なる群落構造や林床植生、林内光環境が形成されることが明らかとなった。持続的な森林を維持する上で稚樹の果たす役割は大きく（正木ら、2012）、この点においては、播種工より有意に多くの稚樹が確認された自然配植の優位性が高いと言える。また、播種工法面では気象害や病虫害を発生させやすいと言われている一斉林（平田ら、2006；鈴木、2007）が形成されていることから、これらの原因で高木層を占めるヤマハンノキが消失した場合、その後の群落の動態が懸念される。そのため、播種工法面では今後の動態を注視する必要がある。また、初期目標群落を形成している自然配植法面においても、森林再生技術としての自然配植の有効性をさらに検証するためには、最終目標群落を形成するまでの継続的なモニタリングが必要であるが、本研究で経過年数の異なる複数の段階（植栽後数年だけでなく、最大25年）で成果を示せた意義は大きい。

以上のことから、自然配植を導入することで、植栽数年後には階層構造が発達した森林が形成され、多様な林内光環境の中で多くの稚樹が生育する環境を創出することができる。そのため、目標林型を形成し、階層構造が発達した、次世代の森林を担う稚樹が多く存在する森林の再生を目指す場合には、自然配植は有効な森林再生技術であると言える。

4.2 自然配植の現場への適用

目標林型を形成し、次世代の森林を担う稚樹が多く存在する、階層構造が発達した森林の再生を目指す場合の森林再生技術として、森林再生初期段階における自然配植の有効性が本研究から示された。目標林型に沿った森林再生技術の需要は、今後、国内においてますます高まることが予想される。その主たる理由として、管理不足人工林やニホンジカの採食圧によって裸地が形成あるいは拡大している場所における土砂災害の危険性が挙げられ、実際に社会が森林に求める役割として最も大きいのが防災である（林野庁，2016）。防災以外にも生物多様性や景観の保全，木材生産も目標林型として挙げられるが，どの目標を掲げるにしても，経済面や労働力，その地域の実情などの理由で森林再生あるいは森林育成を必要とするすべての場所において手当を施すのは難しいのが現状である。

自然配植の現場への適用に際しては、医療救護で言うところのトリアージのように、工事に優先順位をつける必要があり、その優先順位に基づいて工事を実施すべきだと考える。なお、トリアージとは、災害時に傷病の緊急性・重症度に応じ、傷病者を4区分に分類し、救護の優先順位を定めるものである。しかし、トリアージのような共通概念は森林管理の分野では存在せず、その優先順位を定める根拠も議論されていないのが現状である。このとき、裸地斜面において森林再生を行う優先順位は、当面放置できるかできないかの点で2つに大別できると考えられる。まず、当面放置しておいてもよいところは、自然に回復するポテンシャルがある、再生への時間的な制約がない、社会的な要求がないことなどが挙げられる。次に、放置できない場所としては、土砂災害の危険性がある、景観上や希少種保全上森林再生が求められる、木材生産（この場合多様な有用性樹種の選択を含む）が見込める、などの場所である。そして、後者の放置できない場所は、時間的な制約もかかってくることから、何かしらの処置を優先的に施す必要があると考える。

森林に上述の優先順位をつけ、自然配植の考え方にに基づき、施業を実施している自治体がある。まず、京都市では京都市三山森林景観保全再生ガイドライン（2013）を定め、立地環境と森林の現況に基づいて、適地性の高い森林目標像の選択肢を定めるとともに、防災性、景観性、生物多様性についての5段階の重要性区分を行っている。そして、この重要性に配慮して森林整備の優先順位を定めようとしている。実際の整備にあたっては、裸地斜面を空中写真から抽出し、放置できない場所に該当する裸地

斜面を選定し、自然配植の考え方に基づいて森林再生を実施している。このとき、放置できない、つまり緊急性を要するという根拠になるのが、山腹崩壊が発生した際の斜面下部や下流で生活している人々への影響度や、裸地が続くことによる観光都市としての景観への影響である。しかし、優先順位を付けたとしても、森林境界が不明あるいは細分化しているなどの社会的な状況によって工事が実施できず、本当に緊急性を要する場所で工事が行われていないという事例もある。

森林に優先順位をつけている別の事例として、三重県大台町は町有林全域を対象に施業の優先順位を設定している。ここで言う優先順位とは森林ゾーニングと同義であり、大台町が森林ゾーニングを実施する上で根拠としたのが自然配植における「立地環境」である。具体的には、大台町全域を対象に地質、斜面傾斜、地形、表層土粒径、堆積様式（1.3.1）の5つの項目について、それぞれの区分図を作成した。そして、それぞれの区分図を重ね合わせた立地環境区分図を作成し、スギやヒノキの適地性が高いと考えられる自然立地や虫害の程度の指標、路網の幅員などに応じて、町有林を長伐期施業適地、短伐期施業適地、短伐期施業可能地、林相転換候補地の4つに区分した（長島，2013；土田，2013）。林相転換候補地は長伐期、短伐期係わらずスギやヒノキの施業が不適と判定された場所であり、これらの場所を皆伐し、木材生産や生物多様性保全を目標林型として広葉樹を植栽する取り組みが開始されている。

大台町で広葉樹を植栽するときに導入している森林再生技術は自然配植であり、植栽されている樹種は用材目的のものから薬用目的のものまで多岐にわたる。このように、自然配植は利用目的に応じて多様な樹種の選択、さらには育成を可能とする森林再生技術であり、樹種によって最適伐期が異なることから、複数回にわたり同じ施業地の中で材を収穫することが可能であると考えられる。収穫が複数回にわたるということは、その都度収入が得られるということになる。このことは、これまでのスギやヒノキに代表される、限られた樹種の中で行う林業とは異なる林業の可能性を示すものである。また、立地環境が地域で異なるということは、生産できる樹種も地域によって異なると言え、立地環境に基づいて、つまり自然配植の考え方に基づいて、その地域の立地環境に適し、地域性や風土を反映した樹種の材を生産することは、地域性を生かすことにつながると考えられる。

このように、自然配植の考え方は既に一部の自治体に導入され、実際の施業計画に使用されている。また、森林再生技術として国内では上記の京都市や大台町以外に国

内各地で、海外ではミャンマーでの導入実績がある。自然配植の汎用性をさらに高め、より多くの現場で導入されるためには、4.1.1で述べたように、各樹種の特長や、植栽する際の望ましい立地環境や留意点などの情報を蓄積し、体系化することが必要であると考えられる。また、森林管理の優先順位を定める際の根拠となりうる立地環境評価は、現在のところ、地形、表層土粒径、堆積様式の3項目については地形図を判読し、手作業で分類するという経験則に基づいている。そのため、今後広範囲の評価を実施していくにあたっては、レーザプロファイラ技術の活用、応用により、自動的に分類する技術が必要となってくると考えられる。

本論文の中でいくらか述べているように、これから世界規模で森林の消失や劣化に伴う生物多様性の低下や災害の危険性の増加、さらに地球温暖化の深刻化がますます懸念され、各地で公益的機能の高い森林の再生が必要とされる時代を迎えることが予想される。その中で、継続的なモニタリングや、光環境の追加調査などの課題は残るものの、森林再生技術としての自然配植の可能性や果たすことのできる役割の大きさを本論文で示すことができた。

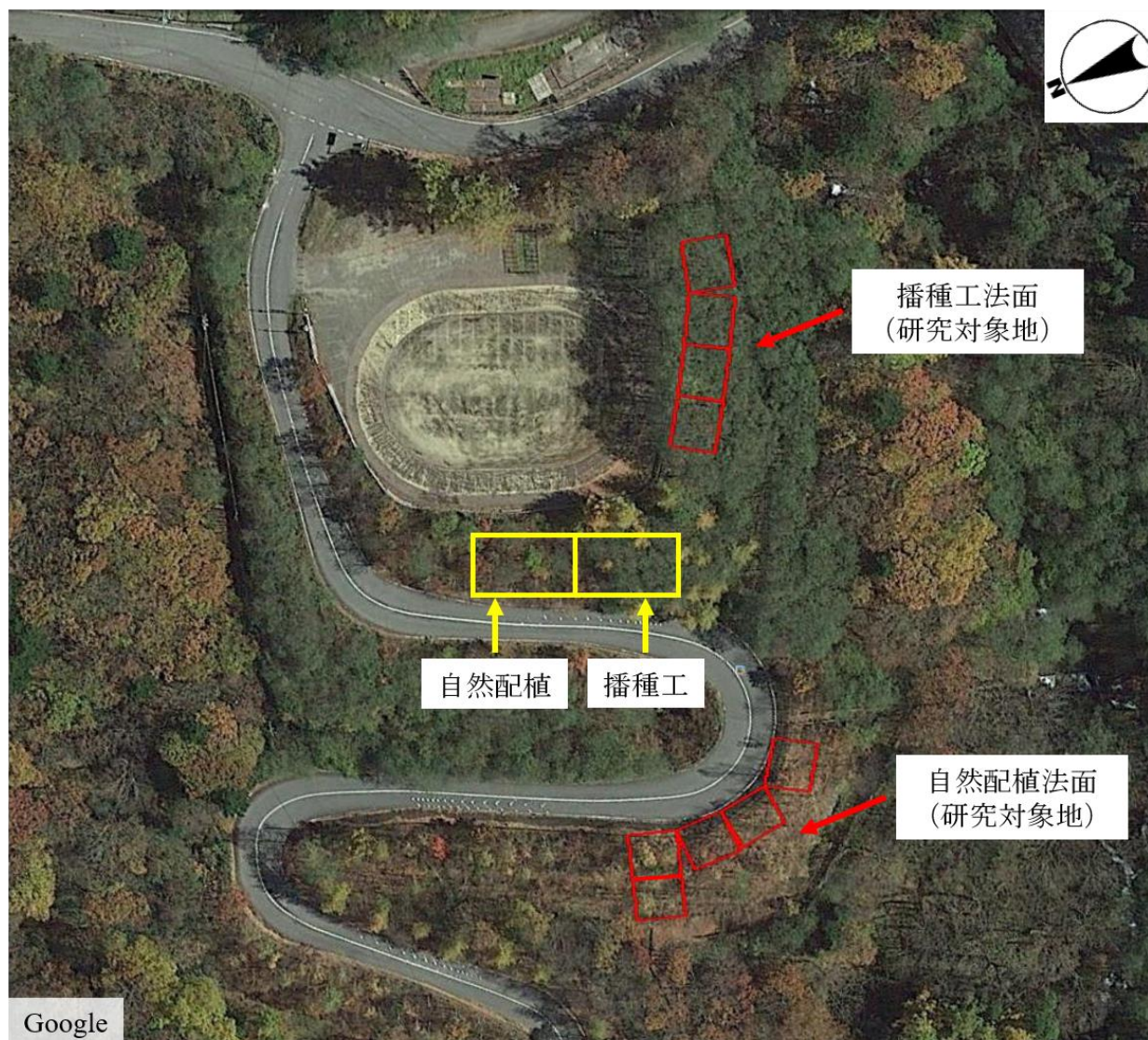


図 4-1 自然配植と播種工がそれぞれ導入された連続斜面

引用文献

- Akashi, N. (1997) Dispersion pattern and mortality of seeds and seedlings of *Fagus crenata* Blume in a cool temperate forest in western Japan. *Ecol. Res.* 12 : 159-165
- Anderson, M. C. (1964) Studies of the woodland light climate. II. Seasonal variation in the light climate. *J. Ecol.* 52 : 643-663.
- 有光一登 (2001) 保水能. (森林・林業百科事典, 925pp, 日本林業技術協会, 丸善株式会社, 東京). 425.
- Baldocchi, D., Hutchison, B., Matt, D. and McMillen, R. (1984) Seasonal variations in the radiation regime within an oak-hickory forest. *Agric. Forest Meteorol.* 33 : 177-191.
- Baldocchi, D., and Collineau, S. (1994) The physical nature of solar radiation in heterogeneous canopies: spatial and temporal attributes. 448pp, Academic Press, San Diego.
- Besag, J. E. and Diggle, P. J. (1977) Simple Monte Carlo Tests for spatial pattern. *Journal of Applied Statistics* 26 (3) : 327-333.
- Chazdon, R. L. (1988) Sun flecks and their importance to forest understory plants. *Ad. Ecol. Res.* 18 : 1-63.
- Chazdon, R. L. and Pearcy, R. W. (1991) The importance of sunflecks for forest understory plants. *Bio. Science* 41 : 760-766.
- Corbin, J. D., and Holl, K. D. (2012) Applied nucleation as a forest restoration strategy. *Forest Ecol. Manag.* 265 : 37-46.
- 福永健司 (2010) 生物多様性保全に配慮した緑化技術－法面自然回復緑化の考え方－. *日緑工誌* 36 (2) : 274-280.
- Canham, C. D., Finzi, A. C., Pacala, S. W. and Burbank, D. H. (1994) Causes and consequences of resource heterogeneity in forests: interspecific variation in light transmission by canopy trees. *Can. J. For. Res.* 24 : 337-349.
- 千葉幸弘 (2015) 地球温暖化問題における森林の機能と今後の問題. *表面科学* 36 (5) : 263-264.
- 中部建設協会 (1999) 安房峠道路工事誌 : 一般国道 158 号中部縦貫自動車道安房トン

- ネル. 1203pp, 建設省中部地方建設局高山国道工事事務所, 高山市.
- 独立行政法人土木研究所寒地土木研究所地域景観ユニット (2011) 北海道の道路緑化に関する技術資料 (案), 158pp.
- 独立行政法人森林総合研究所 (2012) 広葉樹林化ハンドブック 2012-人工林を広葉樹林へと誘導するために-. 48pp, 独立行政法人森林総合研究所四国支所, 高知.
- Guariguata, M. R., Rheingnas, R., and Montagnini, F. (1995) Early woody invasion under tree plantations in Costa Rica : Implications for forest restoration. *Rest. Ecol.* 3 : 252-260.
- FAO (2011) Assessing forest degradation: Towards the development of globally applicable guidelines. 109pp, Food and Agriculture Organization, Rome.
- 平田令子・畑邦彦・曾根晃一 (2006) 果実食性鳥類による針葉樹人工林への種子散布. *日林誌* 86 (6) : 515-524.
- 平田泰雅・岡田恭一・木村光男・谷山徹・坪田幸徳・豊田伸行・小田三保・三樹陽一郎 (2010) ランドスケープレベルにおける広葉樹林化適地判定技術の開発. *森林技術* 816 : 24-28.
- 星子 隆 (1999) 高速道路のり面における木本植物の侵入と種子散布様式に関する研究. *日緑工誌* 25 (2) : 102-114.
- Hopkinson, C., Chasmer, L., Young-Pow, C. and Treitz, P. (2004) Assessing forest metrics with a ground-based scanning Lidar. *C. J. For. Res.* 34 (3) : 573-583.
- 市原 悟・久瀬敏明・吉田 寛・宮地洋一・堀江保夫 (2000) 自然景観と公園的要素に配慮したオフィスパーク大村造成工事における法面緑化事例 (II) -施工約 4 年目までの植生推移-. *日緑工誌* 25 (4) : 495-498.
- 池田 桂・二見肇彦・鈴木隆浩 (2000) 治水ダム工事用道路法面への厚層基材吹付工による木本類導入事例経過報告. *日緑工誌* 25 (4) : 517-520.
- 石橋整司・柴野伸策・高橋康夫 (1989) 天然林における樹木の分布様式. *日林誌* 71 (12) : 503-510.
- Ishida, M. (2000) Effects of light condition on distribution and shoot extension in regenerated trees of the main species in Japanese temperate forests. *Journal of the Toyama Forestry and Forest Products Research Center* 13 : 1-96.
- Ishida, M. (2004) Automatic thresholding for digital hemispherical photography. *Can.*

- J. For. Res. 34 : 2208-2216.
- 石丸香苗・大澤直哉・武田博清（2001）田上山砂防植栽地における広葉樹緑化試験について．日緑工誌 27（1）：283-285.
- 籠 洋・横川昌史・藤澤貴弘・野間直彦（2013）犬上川河辺林におけるタケの伐採が地表性甲虫（オサムシ科）の種多様性と群集構造に与える影響．昆虫 16 : 87-96.
- 加藤正吾・小見山 章（1999）ブナ林の上層木がもたらす散乱環境と下層木の分布．日本生態学会誌 49 : 1-10.
- 加藤正吾・山本美香・小見山章（1999）落葉広葉樹林の上層と下層での葉フェノロジー，1997年の荘川村六厩における解析．森林立地 10 : 19-44.
- 加茂皓一（2001）競争．（森林・林業百科事典，1236pp，日本林業技術協会，丸善株式会社，東京）．201.
- 加茂皓一（2001）先駆種．（森林・林業百科事典，1236pp，日本林業技術協会，丸善株式会社，東京）．593-594.
- 苅住昇（1979）樹木根系図説．1121pp，誠文堂新光社，東京．
- 加藤 顕・安藤祐樹・吉田俊也・梶原康司・本多嘉明・小林達明（2014）簡易型地上レーザーを用いた毎木調査法．日緑工誌 40（1）：136-141.
- 河原輝彦（2001）植え付け．（森林・林業百科事典，1236pp，日本林業技術協会，丸善株式会社，東京）．58-59.
- 菊沢喜八郎・福地稔・水谷栄一・浅井達弘（1980）トドマツ人工林の天然下種更新（Ⅱ）－林内更新のための施業方針－．北海道林業試験場報告 18 : 11-23.
- Kikuzawa, K. (1983) Leaf survival of woody plants in deciduous broad-leaved forests, 1. Tall trees. Can. J. Bot. 61 : 2133-2139.
- 近畿中国森林管理局（2014）治山事業（国有林）事前評価実施地区一覧表，31pp.
- Király, G. and Brolly, G. (2007) Tree height estimation methods for terrestrial laser scanning in a forest reserve. IAPRS 36 (3/W52) : 211-215.
- 気象庁（2013）気象統計情報，過去の気象データ検索．（<http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/index.php>）
- 北原 曜・櫻井尚武（2001）緑化植物．（森林・林業百科事典，1236pp，日本林業技術協会，丸善株式会社，東京）．1055.
- 北元敏夫（1973）植物生態学の問題点－空間分布の研究から－．個体群生態学会会報

24 : 26-34.

清野嘉之 (1990) ヒノキ人工林における下層植物群落の動態と制御に関する研究. 森林総合研究所研究報告 359 : 1-122.

小橋澄治 (1992) 第 1 章総論, 第 1 節環境緑化学の理念. (環境緑化学, 188pp, 小橋澄治・村井宏・亀山 章, 朝倉書店, 東京). 1-3.

小林四郎 (1995) 生物群集の分類, 生物群集の多変量解析. 194pp, 小林四郎編著, 蒼樹書房, 東京.

小池孝良 (1993) 第 11 章, 光合成特性からみた落葉広葉樹林. (生態学からみた北海道, 400pp, 東 正剛・阿部 永・辻井達一編, 北海道大学出版会, 北海道). 160-168.

小泉 透 (2014) はじめに. (林業被害軽減のためのシカ個体数管理技術の開発, 25pp, 独立行政法人森林総合研究所, つくば) 1.

小島圭三・渡辺弘之 (1960) 高知におけるハンノキカミキリの生態について. 日林誌 42 (10) : 359-362.

小山浩正・今博計・紀藤典夫 (2007) ブナ林内におけるブナ稚樹の空間分布と他樹種の樹冠との関係. 植生学会誌 24 : 113-121

Kunizaki, T. (2002) Estimation of relative photon flux density within stands of conifer / deciduous broad-leaved mixtures. *Bulletin of the Iwate University Forests* 33 : 1-10.

京都市 (2013) 京都市三山森林景観保全・再生ガイドライン. 78pp.

京都市 (2015) 平成 27 年度四季彩りの森施業地モニタリング調査報告書. 52pp.

Machado, J. L. and Reich, P. B. (1999) Evaluation of several measures of canopy openness as predictors of photosynthetic photon flux density in deeply shaded conifer-dominated forest understory. *Can. J. For. Res.* 29 : 1438-1444.

Larcher, W. (1980) *Physiological plant ecology*. 328pp, Springer Verlag, Berlin.

松江正彦 (2010) 道路土工指針の改定と生物多様性. 日緑工誌 35 (3) : 413-416.

松本陽介 (2001) ストレス. (森林・林業百科事典, 1236pp, 日本林業技術協会, 丸善株式会社, 東京). 539.

正木 隆・佐藤 保・杉田久志・田中信行・八木橋 勉・小川みふゆ・田内裕之・田中 浩 (2012) 広葉樹の天然更新完了基準に関する一考察—苗場山ブナ天然更新試験地のデータから—. 日林誌 94 : 17-23.

- Messier, C., Sylvain, P. and Yves, B. (1998) Effects of overstory and understory vegetation on the understory light environment in mixed boreal forests. *J. Veg. Sci.* 9: 511-520.
- Miles, L. and Kapos, V. (2008) Reducing greenhouse gas emissions from deforestation and forest degradation: Global land-use implications. *Science* 320: 1454-1455.
- 光田 靖・伊藤 哲・家原敏郎 (2013) モントリオール・プロセスの枠組みに対応した広域スケールにおける森林の再配置手法の検討. *景観生態学* 18 (2): 123-137.
- 宮川森林組合(2009)新規防鹿柵検討・実証報告書ー新たな緑化とシカへの対応. 31pp.
- 宮脇 昭 (1984) 日本植生誌近畿, 596pp, 至文堂, 東京.
- 宮脇 昭 (1985) 日本植生誌中部. 596pp, 至文堂, 東京.
- 宮脇 昭・藤原一繪・小沢正明 (1993) ふるさとの木によるふるさとの森づくりー潜在自然植生による森林生態系の再生法ー(宮脇方式による環境保全林創造). *横浜国大環境研紀要* 19 (1): 73-107.
- 水井憲雄・菊沢喜八郎・浅井達弘 (1979) トドマツ人工林の天然下種更新 (I)ー4年間の稚苗消長についてー. *北海道林業試験場報告* 17: 13-22.
- 長池卓男 (2000) 人工林生態系における植物種多様性. *日林誌* 82 (4): 407-416.
- 長島啓子・大本健司・吉田茂二郎 (2011) 九州地方における再造林放棄地の植生回復パターンとその要因: 再造林放棄地の管理にむけて. *日林誌* 93: 294-302.
- 長島啓子 (2013) 三重県大台町における人工林の立地環境評価に基づく森林管理. *森林科学* 68: 35-38pp.
- 中川昌彦・大野泰之・山田健四・長坂 有・八坂通泰 (2009) 森林の多面的機能に係わる土壌・生物要因の林相間比較 (2). *北海道林業試験場研究報告* 46: 137-144.
- 中川昌彦・蓮井 聡・石濱宣夫・大野泰之・八坂通泰 (2011) 広葉樹 9 種がパッチワーク状混植された林分の植栽後 30 年間の成績. *日林誌* 93: 163-170.
- 奈良一秀 (1998) 第 2 章ブナ林の共生菌とその役割, 第 5 節さまざまな菌根菌. (ブナ林をはぐくむ菌類, 229pp, 金子繁・佐橋憲生, 文一総合出版, 東京). 77-150.
- 日本緑化工学会 (2002) 「生物多様性保全のための緑化植物の取り扱い方に関する提言」. 1-25.
- 新山 馨, 小川みふゆ, 九島宏道, 高橋和規, 佐藤 保, 酒井 武, 田内裕之 (2010) 人工林の広葉樹林化に向けた広葉樹の更新に関する文献の収集と評価. *日林誌* 92: 292-296.

- 小田三保・三木陽一郎・平田泰雅（2010）広葉樹林化に適した森林を GIS で抽出する．
森林科学 59：9-12.
- 大金永治（1981）日本の択伐．270pp，日本林業調査会，東京．
- 大住克博（2007）生態系管理．（主張する森林施業論－22世紀を展望する森林管理－，
395pp，森林施業研究会編，株式会社日本林業調査会，東京）．49-61.
- 大竹照光・大塚尚寛・斎藤 貢・阿部洋祐（2007）森林表土を利用した露天採掘跡残
壁の植生基盤造成に関する基礎的研究．Journal of MMIJ 123：329-335.
- Raunkier, C. (1934) The life forms of plants and plant geography. Oxford Clarendon Press.
- Ripley, B. D. (1977) Modelling spatial patterns. Journal of Royal Statistical Society 39
(2)：172-212.
- 林野庁（2016）平成28年版森林・林業白書．302pp，全国林業改良普及協会．東京．
- Robert JC. Getting started with FUSION. (<http://forsys.cfr.washington.edu/fusion.html>)
- 採石技術指導基準編集委員会（2004）詳解採石技術指導基準．ぎょうせい．297pp.
- 齋藤与司二（2010）自然回復緑化事例に基づく検査方法の提案．日緑工誌 35（3）：42
1-425.
- 榊原奈々・長島啓子・寫田知帆・高田研一・田中和博（2015）自然配植技術による植
栽後約20年経過した法面の林分構造－周辺自然林との類似性－．日緑工誌 41
(1)：109-114.
- 櫻井尚武（2001）萌芽性．（森林・林業百科事典，909pp，日本林業技術協会，丸善株
式会社，東京）．425.
- 櫻井尚武（2001）種子散布．（森林・林業百科事典，1236pp，日本林業技術協会，丸善
株式会社，東京）．425.
- 関口秀一（2009）郷土樹種による採石跡地の早期緑化技術，茨城県林業技術センター．
45：1-2.
- 柴田昌三（2007）第IV部ランドスケープの材料と設計・施工・管理，第9節緑化技術．
（環境デザイン学－ランドスケープの保全と創造－，212pp，森本幸裕・白幡洋三
郎，朝倉書店，東京）．123-135.
- 寫田知帆・長島啓子・高田研一・田中和博（2014）先駆種，遷移中・後期種の混植に
よる法面緑化の初期の生育状況．日緑工誌 39（3）：422-428.
- 寫田知帆・長島啓子・榊原奈々・高田研一・田中和博（2015）播種工と自然配植技術

- による植栽工が 20 年間で形成する群落構造の違い. 日緑工誌 40 (4) : 547-554.
- Shimada, C., Nagashima, K., Takada, K. and Tanaka, K. (2017a) The differences of the light environment established in 20 years between the monolayered sowing slope and the multilayered mixed-species plantation slope. J. For. Plann. 22 : 15-21.
- Shimada, C., Nagashima, K., Takada, K. and Tanaka, K. (2017b) Differences in the light environment at different heights between monolayered sowing slope and multilayered mixed-species plantation slope. J. Biodivers. Manage. Forestry 6(2) : DOI : 10.4172/2327-4417.1000182.
- 島田直明・藤原一繪 (2001) 原町市東ヶ丘公園予定地の植生, 横浜国大環境研紀要 27 : 57-89.
- 島野光司・池田 正・和田美貴代 (2001) 異なる森林下における林床での光環境と樹木の実生分布との関係. 自然教育園報告 33 : 127-152.
- 鈴木和次郎 (2007) 第 1 章持続可能な森林経営・管理の基礎理論, 第 4 節林分施業. (主張する森林施業論－22 世紀を展望する森林管理－, 395pp, 森林施業研究会, 株式会社日本林業調査会, 東京). 88-100.
- 鈴木和夫 (2001) 菌根. (森林・林業百科事典, 1236pp, 日本林業技術協会, 丸善株式会社, 東京). 210-211.
- 太幡 英亮 (2007) 科学的または物語的な植栽の意味論－建築・都市空間の植栽研究を対象に－. 日本環境共生学会 2007 年度学術大会発表論文集 : 93-97.
- 只木良也 (2004) 森の文化史. 263pp, 株式会社講談社, 東京.
- 高田研一 (1998) 植物を活かすために. (ランドスケープデザイン Vol. 1 森の生態と花修景, 197pp, 京都造形芸術大学編, 角川書店, 東京). 2-79.
- 高田研一 (1999) 自然配植緑化の基本的な考え方. 京都芸術短期大学 [瓜生] 22, 127-139.
- 竹中明夫 (2009) 竹中明夫のページ, 全天写真解析プログラム CanopOn2 (<http://takenaka-akio.org/etc/canopon2/>)
- 田村 淳 (2008) ニホンジカによるスズタケ退行地において植生保護柵が高木性樹木の更新に及ぼす効果－植生保護柵設置後 7 年目の結果から－. 日林誌 90 (3) : 158-165.
- 田内裕之 (2010a) 人工林を広葉樹林にする－誘導する意義とその可能性－. 森林科学

59 : 2.

田内裕之 (2010b) 広葉樹林化の目標林型と更新基準. 森林科学 59 : 22-25.

Tansey, K., Selmes, N., Anstee, A., Tate, N. J. and Denniss, A. (2009) Estimating tree and stand variables in a Corsican Pine Woodland from terrestrial laser scanner Dat. Int. J. Remote. Sens. 30 (13) : 5195-5209.

戸田健太郎・中村彰宏・大藪崇司・前中久行 (2009) 地上型レーザスキャナを用いた 3次元環境計測における樹高の推定・日緑工誌 35 (1) : 39-74.

Tomita, M., Hirabuki, Y. and Seiwa, K. (2002) Post-dispersal changes in the spatial distribution of *Fagus crenata* seeds. Ecology, 83 (6) : 1560-1565.

土田遼太 (2013) GIS を用いた立地環境解析に基づく人工林の森林ゾーニングー三重県大台町の市町村森林整備計画の策定にむけてー. 136pp, 平成 24 年度京都府立大学大学院修士論文, 京都.

津村義彦・陶山佳久 (2015) 地図でわかる樹木の種苗移動ガイドライン. 176pp, 文一総合出版.

白田隆行 (2010) usuda マクロ, 樹冠投影図 3. (<http://t-usuda-macro.blog.so-net.ne.jp/2010-03-24-01>)

野生動物保護管理事務所 (2014) 野生鳥獣による森林生態系への被害対策技術開発事業報告書. 42pp.

吉田 寛 (2000) 厚層基材吹付施工後の植生遷移に関する研究. 日緑工誌 25 (4) : 305-310.

吉田 寛・古田智昭 (2004) 切土法面における厚層基材吹付工 (斜面樹林化工法) による木本植物群落の造成事例. 日緑工誌 29 (4) : 482-494.

吉岡和輝 (2009) 岩井川ダム法面の樹林再生に関する研究. 43pp, 平成 21 年度奈良教育大学卒業論文, 奈良.

鷺見勇貴・逢沢峰昭・久保田耕平・渋谷園実・大久保達弘 (2015) 宇都宮大学船生演習林のオサムシ科甲虫群集の多様性. 宇大演報 51 : 1-8.

渡邊 修, 彦坂 遼, 草野寛子, 竹田謙一 (2012) 仙丈ヶ岳におけるシカ防除柵設置による高山植生の回復効果. 信州大学農学部紀要 48 (1-2) : 17-27.

Watt, P. J. and Donoghue, D. N. M. (2005) Measuring forest structure with terrestrial laser scanning. Int. J. Remote. Sens. 26 (7) : 1437-1446.

Zahawi, R. A., Holl, K. D., Coli, R. J. and Reid, J. L. (2013) Testing applied nucleation as a strategy to facilitate tropical forest recovery. *J. Appl. Ecol.* 50 : 88-96.

全国 SF 緑化協会 (2013) 全国 SF 緑化工法協会, SF 緑化システム. (<http://www.sf-green.com/>)

要旨

伐採や開発行為，自然災害などによって生じた裸地は，地球温暖化の防止，生物多様性や景観の保全，防災等の観点から，長期にわたって放置することができない。そのため，このような裸地において森林を早期に再生する技術の確立が求められる。本研究では，施工地の立地環境に適した異なる遷移段階を構成する多樹種の苗木を混植する森林再生技術（以下，自然配植）によって形成される群落構造と林内光環境を把握し，自然配植の有効性を明らかにした。

第1章 序論

本章では，森林再生の必要性について第1節で述べ，これまでの森林再生技術の歴史と課題について第2節に記述した。第3節では，本研究で対象とした自然配植について説明した。自然配植は，植栽後基本的に手を加えずに，目標林型（防災林，生物多様性保全林等）に向けて，自然界の植生の発達・遷移を短期間で再現し，階層構造の発達した森林の再生を目指す。自然配植では各樹種の特長や樹種ごとの組み合わせを考慮するため，植栽時の苗木の分布には疎密がつき，その空間分布はランダムかつ集中的な分布となる。しかし，自然配植によって階層構造が発達した群落が形成されるのか，目標に沿った森林が再生するのか，さらには種子や苗木の空間分布が一様であるこれまでの植栽方法と比較して，形成される群落や林内の光環境に違いはあるのかなど，科学的に評価されていないことが多い。これらの点を明らかにし，早期に自然植生に近い群落を再生する目的で実施された自然配植の有効性を検討することは，世界規模で各地域・社会のニーズに即した森林を再生する技術の必要性が高まりを見せる中，不可欠であると言える。第4節ではこれらの背景を受けて，森林再生を目的に自然配植による緑化を施して数年から最大25年経過した法面を対象に，本研究の目的である，Ⅰ．自然配植が形成する初期群落の生育状況及び他の植栽パターン（規則分布の植栽，ランダム分布の植栽）との違い，Ⅱ．施工後20～25年で自然配植と播種工が形成する群落構造と林内光環境の違いの解明について述べ，第5節で本論文の構成を示した。なお，播種とは種子や土壌等を混合し吹き付ける工法である。

第2章 自然配植が形成する初期群落の生育状況及び他の植栽パターンとの違い

本章の第1節では、自然配植が導入されてから3～5年経過した法面において、施工時に定めた通り、先駆種が優占する初期目標群落へ移行しているか、また階層構造が発達しつつあるかの検証を行った。その結果、自然配植を導入することで植栽4、5年後には計画通りに先駆種が林冠を占め、遷移中・後期種が下層に控えるといった階層構造が形成されることが分かり、初期目標群落を形成していることが明らかとなった。

第2節では、自然配植と他の植栽パターンを比較するために、自然配植区・規則分布区・ランダム分布区（苗木の密度2種類）・無処理区の計5種類の試験地を設け、施工から1年後の初期状態を比較した。その結果、植栽から1年で樹種ごとの枯死の発生や成長、樹勢の違いは見受けられたが、植栽パターンごとの違いは確認されなかった。今後、時間の経過に伴い、樹種特性の違いや植栽パターンの違いによる影響が更に出てくることが予測された。また、自然配植の汎用性を高めるためにも、継続的なモニタリングによって、樹種に関する情報を蓄積することの重要性も示した。

第3章 施工後20～25年で自然配植と播種工が形成する群落構造と林内光環境の違い

本章では、自然配植と播種工がそれぞれ導入された隣接する法面を対象に、林床植生を含む群落構造の違いを明らかにするために、施工後20～25年の間で継続的な調査を実施した。その結果、自然配植が導入された法面（以下、自然配植法面）では、高木層にシラカンバ、ダケカンバ、ミズナラ、亜高木層にナナカマド、低木層にイチイ、ナナカマドといった植栽木を中心とした階層構造が発達しており、初期目標群落を達成していた。また、植栽木が疎密のついた分布様式を示したことが明らかとなり、林床には、播種工が導入された法面（以下、播種工法面）の約40倍と、有意に多くの稚樹が確認された。一方で、播種工法面では、ヤマハンノキ以外に導入された6種類の植物は消失し、ランダムかつ一様に分布するヤマハンノキが高木層に優占する一斉林が形成されていることが明らかとなった。林床は草本類で被覆されており、稚樹はわずかに確認されたのみであった。

本章ではさらに、自然配植によって階層構造が発達した森林と播種工によって形成された一斉林における林内の光環境が林床植生に及ぼす影響を検証するために、光環

境の調査を全天空写真と光量子センサーを用いて実施した。その結果、階層構造の発達した森林における光環境は、鉛直方向と水平方向の多様性が高く、一斉林における光環境はいずれの方向も一様であることが明らかになった。そして、一斉林では光環境の一様性が草本類の優占を招き、草本類の被覆による地表面の暗さが稚樹の発生を妨げたと考えられ、階層構造が発達した森林では多様な光環境が稚樹の生育を可能にしたことが示唆された。

第4章 総合考察

本章の第1節では、本研究の成果と課題について考察した。自然配植を導入することで、植栽4、5年後には植栽木を中心とした階層構造が形成されることが明らかとなった。さらに、自然配植と播種工の比較研究から、施工後約25年で自然配植は初期目標群落である植栽木を中心とした階層構造が発達した森林が維持されており、播種工とは大きく異なる群落構造や林床植生、光環境が形成されることが明らかとなった。持続的な森林を維持する上で稚樹の果たす役割は大きく、この点においては、播種工より有意に多くの稚樹が確認された自然配植の優位性が高いと言える。また、播種工法面では気象害や病虫害に対する抵抗性が低いと言われている一斉林が形成されていることから、これらの原因で高木層を占めるヤマハンノキが消失した場合、その後の群落の衰退が懸念される。そのため、播種工法面では常にその群落の動態を注視する必要がある。また、初期目標群落を形成している自然配植法面においても、自然配植の有効性をさらに検証するためには、最終目標群落を形成するまでの継続的なモニタリングが必要だが、本研究で複数の段階（植栽後数年だけでなく、最大25年）で成果を示せた意義は大きい。以上のことから、自然配植を導入することで、植栽数年後には階層構造が発達した森林が形成され、多様な光環境の中で多くの稚樹が生育する環境を創出することができると言える。そのため、目標林型を形成し、階層構造が発達した、次世代の森林を担う稚樹が多く存在する森林の再生を目指す場合は、自然配植は有効な森林再生技術であると言える。

第2節では、自然配植を森林再生技術として現場へ適用するための技術的ならびに社会的な課題について考察し、汎用性を高めるために各樹種の特長や、植栽する際の望ましい立地環境や留意点などの情報を蓄積し、体系化する必要性について論じた。

今後、森林の消失や劣化に伴う生物多様性の低下や災害の増加、さらに地球温暖化がますます懸念され、各地で公益的機能の高い森林の再生が必要とされる時代を迎えることが予想される。そのような中、目標とする森林を植栽後に基本的に手を加えることなく確実に再生し、持続可能な森林を育成する上で、自然配植が有効であることを本論文で示すことができた。

Abstract

Reforestation of areas that have been deforested by cutting, development activities and disasters is expected to fulfill several roles, such as mitigating global warming, preserving the ecosystem and landscape, and preventing disasters. Therefore, a reforestation technique that contributes to the roles mentioned above is needed. Considering this circumstance, we worked to understand the stand structure and light environment established by a reforestation technique in which different seral stage seedlings suitable to the site condition are planted, the so-called “natural planting” method, and considered the effectiveness of the method.

Chapter 1 Introduction

In this chapter, the necessity of reforestation is described in section 1, the history and issues of reforestation techniques are detailed in section 2, and an explanation of the natural planting method, the planting of different seral stage seedlings suitable to the reforestation site, is provided in section 3. The natural planting technique aims to establish a target forest type (to prevent disasters, preserve the ecosystem, etc.) with a multilayer stand structure by promoting the succession of vegetation in a short time period. It is also a method without additional treatments such as weeding after plantation. The distribution of seedlings in this method is neither random nor uniform, because when combinations of seedlings based on species characteristics are considered, individuals of some species are clumped together whereas individuals of other species are dispersed. However, many questions pertaining to the natural planting method have not been evaluated: Does the method really establish a target-type multilayered forest? Is there a difference in stand structure and light environment compared to the ordinary plantation technique in which seeds or seedlings are distributed uniformly? Because a reforestation technique that conforms to the needs of society is demanded globally, evaluating the effectiveness of the natural planting method is very important. Therefore, as described in section 4, the two objectives of this study, which were evaluated at slopes where the natural planting method was introduced for reforestation from a few to 25 years ago, are 1) to assess the primary stage of the plant community established by the natural planting method and the differences between it and other planting patterns

(uniform and random) and 2) to determine the differences compared with seed sowing of stand structure and light environment established in 20 to 25 years by natural planting. The seed sowing method is a technique that blows a mixture of seed, soil, and water.

Chapter 2 Primary stage of plant community established by the natural planting method and differences between other planting patterns

As mentioned in section 1, we investigated a slope where the natural planting method had been introduced 3 to 5 years ago and confirmed whether the initial target vegetation, in which pioneer species are dominant, and a vertical forest structure had developed. As a result, we found that the natural planting method resulted in the establishment of an initial target vegetation, in which pioneer species were dominant and late successional species were at the understory, in 4 to 5 years.

As described in section 2, to compare the natural planting method with other planting patterns, we established five types of research plots, a natural planting method plot, systematic plot, random plot (two density types), and non-treated plot, and compared the condition in each plot 1 year after plantation. There were differences in death, growth, and condition by species, but there were no differences between the planting patterns. It was predicted that differences by planting pattern would become clearer with the passage of time. To expand the versatility of the natural planting method, it is important to continue monitoring and consider the behavior of each species.

Chapter 3 Differences of stand structure and light environment established in 20 to 25 years between the natural planting method and the seed sowing method

To understand the differences in stand structure, including the forest floor, between two adjacent slopes where natural planting and seed sowing had been introduced 25 years ago, we conducted a continuing survey during the period from 20 to 25 years after treatment. On the slope where the natural planting method was introduced (hereafter called the natural planting slope), multilayered forest composed of planted species that were the target initial vegetation had been established. The characteristics of this slope were a tree layer composed of *Betula platyphylla* Sukatchev var. *japonica* (Miq.) Hara, *Betula ermanii* Cham, and

Quercus crispula Blume, a subtree layer composed by *Sorbus commixta* Hedl., and shrub layer composed by *Taxus cuspidata* Sieb. et Zucc., and *Weigela hortensis* (Sieb. et Zucc.) K. Koch. Furthermore, the planted trees showed neither a random nor uniform distribution, and 40 times the number of saplings were found on the natural planting slope compared to the slope where seed sowing was introduced (hereafter called the sowing slope). At the sowing slope, *Alnus hirsuta* Turcz. var. *sibirica* (Fischer) C.K. Schn. was the only species surviving among the seven species introduced, and there was a monolayered forest composed by *Alnus hirsute* at the tree layer with a random distribution. The forest floor of this slope was covered by herbaceous species, and only few saplings were found.

To verify the effect on the light environment of the forest floor vegetation at each slope, we measured the light environment using hemispherical photographs and a light sensor. The multilayered natural planting slope showed a wide variation of light environment in both the vertical and horizontal directions, whereas the monolayered sowing slope showed a uniform light environment. Moreover, at the sowing slope, the uniform light environment brought a dominance of herbaceous species, which made the forest floor dark and hindered sapling establishment, whereas the varied light environment at the multilayered slope supported the presence of saplings.

Chapter 4 General discussion

In section 1, we discussed the overall issues based on all of the results obtained by this study. From the primary stage research, we found that a multilayered stand structure composed mainly by the planted trees can be established in 4 to 5 years by introducing the natural planting method. Furthermore, by comparing the natural planting slope with the sowing slope, we found that the natural planting method had established a multilayered forest composed mainly by the planted trees and that the initial target vegetation was still maintained 25 years after plantation. In addition to the stand structure, the forest floor vegetation and light environment were very different compared to the sowing slope. Because saplings play an important role in maintaining a sustainable forest, it is conceivable that the natural planting method is a superior method: significantly more saplings were found at the natural planting slope. This study was significant because it examined replanted forest not

only for a few years from plantation but until 25 years after plantation. From the results of the study, it is apparent that the natural planting method can establish a multilayered forest in a few years and that the forest will have a light environment with high variability and many saplings. Therefore, the natural planting method is an effective reforestation technique for establishing a target forest type with a multilayered stand structure and abundant saplings. The dynamics of the forest after a meteorological disaster or an insect pest infestation could be greatly diminished at the monolayered sowing slope, which is more vulnerable to such environmental circumstances. Therefore, we need to continue to monitor the dynamics of the sowing slope. We also have to continue monitoring the natural planting slope until the forest reaches its final target vegetation to verify the effectiveness of the natural planting method through a more extended period of time.

In section 2, we considered the technical and social issues involved with applying the natural planting method at reforestation sites. It was determined that we need to collect and systemize information on the characteristics of tree species, a suitable site condition, and factors to consider when planting.

In the future, the decline of biodiversity, increase in the frequency and severity of disaster, and global warming caused by deforestation and forest degradation will become more serious. Therefore, it can be predicted that reforestation that fulfills public interest will be highly demanded. Under such circumstances, this study showed that the natural planting method can be an effective method for establishing a sustainable target forest type with basically no treatment after plantation.

出版リスト

本研究の内容は、以下の通り発表を行った。

1. 嶋田知帆・長島啓子・高田研一・田中和博（2014）先駆種，遷移中・後期種の混植による法面緑化の初期の生育状況．日緑工誌 39（3）：422-428.
2. 嶋田知帆・長島啓子・榊原奈々・高田研一・田中和博（2015）播種工と自然配植技術による植栽工が20年間で形成する群落構造の違い．日緑工誌 40（4）：547-554.
3. Shimada, C., Nagashima, K., Takada, K. and Tanaka, K. (2017a) The differences of the light environment established in 20 years between the monolayered sowing slope and the multilayered mixed-species plantation slope. J. For. Plann. 22 : 15-21.
4. Shimada, C., Nagashima, K., Takada, K. and Tanaka, K. (2017b) Differences in the light environment at different heights between monolayered sowing slope and multilayered mixed-species plantation slope. J. Biodivers. Manage. Forestry 6(2) : DOI : 10.4172/2327-4417.1000182.

謝辞

本研究で対象とした「自然配植」と呼ばれる森林再生技術と引き合わせ、森林計画学研究室に配属されてからここに至るまで、研究の面だけでなく私生活においても親身になって寄り添って下さり、ご指導ご鞭撻頂いた京都府立大学大学院生命環境科学研究科 長島啓子准教授に心より感謝の意を表します。研究を進めるにあたり、精緻なご意見を下さり、いつも温かく見守って下さった同研究科 田中和博教授に深く感謝申し上げます。

自然とは何かを全く知らなかった私に、知識を授けて下さり、自然に対する観察眼を養って頂いた NPO 法人森林再生支援センター 高田研一氏に深く敬意と感謝の意を表します。

京都府立大学大学院生命環境科学研究科 池田武文教授ならびに高原光教授に深く御礼申し上げます。高原教授は私が高校3年生の時に参加した演習林セミナーで京都府立大学生命環境学部森林科学科を受験するきっかけを下さいました。あの時の後押しがなければ、今の私はありません。今に至るまで多くの場面で助けて頂きました。今一度、心より感謝申し上げます。同研究科 福井亘准教授には事あるごとにご相談に乗って頂きました。時には情けない姿もお見せしましたが、いつも支えて下さり、ありがとうございました。

森林計画学研究室の同期である、梅澤崇氏、木南雪彦氏、中家葵氏、西村陽平氏と学部生の頃から交流のあったランドスケープ学研究室を昨年度卒業した瀬古祥子氏にこの場を借りて感謝の意を表します。皆と同じ時間を切磋琢磨しながら過ごせて、本当に刺激的で楽しい日々でした。また、直属の先輩である土田遼太氏と吉井優氏に深く御礼申し上げます。お二人の背中はとても大きく、研究に対する姿勢や先輩としてあるべき姿を教えて頂きました。そして、これまで森林計画学研究室で共に時間を過ごした全ての後輩に深く御礼申し上げます。一人一人に大切な思い出があり、皆と過ごす中で私も成長させて頂きました。

最後に、博士後期課程に進学することを快諾し、ここに至るまで支えて下さった家族に心より感謝申し上げます。

付録1 あかんだな駐車場において2016年に実施した林床調査結果（稚樹）

種名	自然配植法面			播種工法面		
	個体数 割合(%)	個体数	最大高 (cm)	個体数 割合(%)	個体数	最大高 (cm)
イタヤカエデ	2.4	27	88			
イチイ	0.5	5	52			
イヌガヤ	0.1	1	9			
ウラジロモミ	2	22	15	5.2	2	140
ウリハダカエデ	6.3	72	108	5.2	2	91
ウワミズザクラ	0.6	6	77	5.2	2	55
エンコウカエデ	3.3	37	93	7.7	3	60
カジノキ	0.1	1	82			
カラコギカエデ	0.3	3	18			
コハウチワカエデ	0.7	7	43			
コマユミ	0.1	1	10			
コミネカエデ	0.2	2	16			
サルナシ	0.2	2	16			
サワグルミ	1.8	20	75			
サワシバ	10.4	119	108			
シナノキ	7.2	82	56	15.4	6	165
シラキ				7.7	3	20
スイカズラ科	0.1	1	17			
スギ	0.2	2	21			
タニウツギ	0.4	4	15			
ツリバナ	0.3	3	103	20.6	8	62
トチノキ	1.1	12	102	7.7	3	74
ナナカマド	3.3	37	50			
ハウチワカエデ	1.1	12	75	10.3	4	80
ハルニレ	0.2	2	40			
ヒメコウゾ	0.2	2	24			
フジキ	21.7	248	97	2.6	1	28
ブナ	0.2	2	72			
ミズキ	0.1	1	55			
ミズナラ	32.7	374	55	12.9	5	110
ミネカエデ	0.2	2	18			
ミヤマザクラ	0.6	6	16			
ミヤママタタビ	0.4	4	59			
ヤブサンザシ	0.5	5	53			
ヤマウルシ	0.2	2	9			
ヤマモミジ	1.7	19	80			
計	100	1145		100	39	

付録2 あかんだな駐車場において2016年に実施した林床調査結果(草本)

種名	自然配植法面		播種工法面	
	合計被度 割合(%)	最大高 (cm)	合計被度 割合(%)	最大高 (cm)
アキカラマツ	0.2	23		
アマニュウ	0.1	60		
アレチノギシギシ			6.1	172
イケマ			0.2	80
イタドリ	5.4	180	15.6	180
イトスゲ	0.4	18		
イヌトオバナ	0.4	59	0.1	21
イヌワラビ	0.2	23		
イネ科	0.1	10		
イノデ	1	40	2.1	90
イワアカバナ	0.1	35	0.1	113
イワウチワ	0.7	11		
ウド			0.4	180
ウバユリ	0.1	23	0.8	162
ウマノアシガタ	1.4	74	0.1	104
オオイトスゲ	0.5	12	0.2	3
オオタチツボスミレ	0.1	22	0.9	23
オオチドメ			0.1	42
オオツメクサ			0.1	3.5
オオニガナ	0.8	62	0.1	3
オオバコ	0.8	18	0.6	27
オオバノトンボソウ	0.1	29		
オオハンゴンソウ	1.9	123	0.8	180
オトコエシ	0.4	102		
カメバイラクサ	0.1	31	7	135
カラマツソウ	0.2	110		
ガンクビソウ			0.1	9
カンスゲ			0.1	20
キク科	0.5	18		
キッコウハグマ	0.1	3		
キツリフネソウ			0.2	54
キンミズヒキ	0.1	20	4.8	119
クガイソウ	0.2	67	0.3	94

付録2 あかんだな駐車場において2016年に実施した林床調査結果(草本) つづき

種名	自然配植法面		播種工法面	
	合計被度 割合(%)	最大高 (cm)	合計被度 割合(%)	最大高 (cm)
クサボタン	1.8	75		
クリーピングレッドフ ェスク	3.5	18		
ゲンノショウコ	1.1	25	0.2	30
コアカソ	0.5	58		
コカンスゲ	0.1	8	2.1	50
コナスビ	0.1	5	0.1	13
ゴマナ	6.7	162	0.8	180
サイゴクイノデ	4.8	79		
サラシナショウマ			0.1	88
サワアザミ			2.9	180
シソ科	0.1	12	0.1	26
スギナ	0.1	20	0.4	25
スゲ			0.1	6
ススキ	0.6	118		
スマレ科			0.1	12
ソバナ			0.1	60
タニギキョウ			1.1	5
チヂミザサ	0.1	12		
ツボスマレ	0.1	6		
ツリフネソウ	0.8	70	20.9	127
ツルアジサイ	0.7	23		
ヌスビトハギ	6.1	107		
ハルジオン	0.5	68	0.3	142
ヒトツバヨモギ	3.7	147	6.3	173
ヒメジオン	0.7	78	0.3	152
ヒヨドリバナ	0.1	13	0.4	98
フキ	27.6	58	11.4	54
フモトスマレ			0.1	2
フユノハナワラビ	0.3	12		
ホワイトクローバー	1.8	15		
マルバチャルメルソウ	0.2	8		
ミゾソバ			0.1	11
ミヤマシケシダ	1.9	37		

付録2 あかんだな駐車場において2016年に実施した林床調査結果(草本) つづき

種名	自然配植法面		播種工法面	
	合計被度 割合(%)	最大高 (cm)	合計被度 割合(%)	最大高 (cm)
ミヤマスマイレ	0.1	5	0.6	14
ミヤマタニタデ	0.1	4		
ミヤマトオバナ	0.1	8	4.7	24
ミヤマヨメナ	0.1	18		
ヤエムグラ	0.8	18	2.9	32
ヤグルマソウ	0.2	53		
ヤブジラミ	0.9	69	0.4	103
ヤブスゲ	0.2	23		
ヤブマメ	9.8	86	0.1	56
ヤマニガナ	0.1	82		
ユキクラヌカボ	0.2	15		
ヨシ			0.2	125
ヨツバヒヨドリ	0.5	116	0.4	134
ヨツバムグラ			0.1	10
ヨモギ	9.4	137	4.5	180
レッドクローバー	0.5	33		
計	100		100	