

総説 (Review)

植物の多様性の観点から人工林施業を考える －日本型「近自然施業」の可能性－

五十嵐 哲也^{1)*}、牧野 俊一²⁾、田中 浩¹⁾、正木 隆¹⁾

要旨

現在は人工林にも多様な生物の生息場所としての機能が期待されている。そこで、施業によって人工林で多様な生物、特に植物の多様性を保全する可能性について既往の文献情報に基づいて検討した。人工林の特徴として第一に、通常の伐期では天然林のような垂直構造を持つ老齢林には到達しないこと、第二に、皆伐という攪乱の強度が空間的に均質で、かつ生物由来遺物が乏しいこと、第三に単一樹種の植栽のため林床の光環境や養分条件が均質なことが挙げられる。人工林の林分構造を複雑化して天然林性の植物の種多様性を増やすために、欧米の天然林で行われている近自然林業を日本での施業に援用するとすれば、第一に、伐期を延長すること、第二に、天然林のギャップ更新を模倣して人工的にギャップを形成することや帯状伐採を行うこと、第三に、人工林の収穫時に立木の一部や枯死木を林内に残すこと、などが有効と考えられる。一方で、日本の人工林で伐期を長期化することには風害などのリスクがあり、立木の一部や枯死木を林内に残す施業には虫害の発生するリスクがあることには留意しなければならない。また単に伐期を延長するだけでは種多様性が高まらなかった事例があること、適切なギャップ面積や伐採幅の指針がないこと、人工林の立木の一部を保全してもその種構成が単純であるため効果が限定的である可能性があること、など「日本型近自然施業」の確立に向けて解決すべき課題はまだ多い。

キーワード：人工林, 近自然林業, 攪乱, 長伐期化, 異齡林, 立木保持

1. はじめに

森林生態系において植物種の多様性を維持することは、森林が提供する生態系サービスを維持する上で極めて重要である。人類は森林をはじめとする生態系から資源や、環境調節、そして文化的な面に至る様々な生態系サービスを受けとっている (Millennium Ecosystem Assessment 2005)。多くの生態系サービスに対して生物多様性の減少はマイナスの影響を及ぼすので (Balvanera et al. 2006)、森林における生物多様性の保全は人類の生活の質を維持するために不可欠である。中でも植物の種多様性は、全ての生物群の多様性を支える基盤である (Scherber et al. 2010)。植物は陸域生態系におけるほぼ唯一の生産者であり、日射のエネルギーを固定し、生態系を貫くエネルギーの流れの起点となる。森林においては植物の種多様性は日射エネルギーを固定する効率を上昇させ (Hiura 2001; Ishii and Asano 2010)、動物の利用する餌資源の種類を増やし、複雑な垂直構造によって多様なハビタットを生み出し、動物種の多様性を高める (Tews et al. 2004; 武田 1994)。

現在、世界の森林面積は減少し続けているが、その中であって人工林の面積は増加している (FAO 2010)。世界における 2000 年代の森林の消失速度は年間約 1300 万 ha であり、1990 年代の年間約 1600 万 ha に比

べて鈍化してはいるが、依然として高いペースで推移している。この消失面積には年間約 400 万 ha の原生林 (FAO の定義では、「人間の手が目に見える形では加わっておらず、生態系が著しく乱されていない、在来樹種が植生する森林」) の消失を含んでいる (FAO 2010)。その一方で、人工林 (FAO の定義では、「主に植栽あるいは播種によって成立した樹木によって構成された森林」) の面積は 2005 年以降、年間約 500 万 ha のペースで増加しており、2010 年には全森林面積の 7% に達している (FAO 2010)。この結果、アジアでは 2000 年代には森林面積が増加に転じており (FAO 2010)、今後、陸上生態系において人工林が占める割合は次第に大きくなるとみられる (Yamaura et al. 2012)。日本においては、主に第二次世界大戦後の拡大造林によって人工林面積は大幅に増加し、現在約 1030 万ヘクタール、森林面積の 42% にまで達している (Forestry Agency 2012)。

現在、日本では原生林に分類される森林はほとんど存在せず、天然林の多くは攪乱後に天然更新によって成立した主に広葉樹からなる二次林 (人為攪乱後に成立した天然生林も含む) である。本論では二次林と原生林を合わせて単に天然林と呼称し、天然林を主なハビタットとする植物を天然林性植物と定義する。その対極にあるのは、荒廃地や耕作放棄地などを主なハビ

原稿受付：平成 25 年 9 月 10 日 原稿受理：平成 26 年 3 月 31 日

1) 森林総合研究所森林植生研究領域

2) 森林総合研究所北海道支所

* 森林総合研究所森林植生研究領域 〒305-8687 茨城県つくば市松の里 1

タットとする種である。後者の中にも天然林に分布する種がみられるが、長期にわたって天然林内に成育し林冠を構成することのある樹種についてのみ本論では天然林性植物と定義し、その他の種は非天然林性として扱うこととした (Appendix Table 1)。

また、日本の人工林の多くは草地、あるいは天然林の皆伐後に単一の針葉樹を植栽した一斉林である。本論ではこのような針葉樹一斉林を、単に人工林と呼称する。前述の通り、日本では、戦後の拡大造林によって人工林の面積が大きく増加し、地域によっては人工林がランドスケープの大部分を優占する土地利用タイプ (マトリックス) (Lindenmayer et al. 2002; Yamaura et al. 2009) となっており、天然林の面積の減少や断片化を招いている (Yamaura et al. 2012)。天然林の面積の減少や森林の断片化はランドスケープレベルでの植物の種数の減少をもたらす (Albuquerque and Rueda 2010)、林分レベルでも天然林性植物の種数を減少させる (長池 2002; Nagaike 2012; Rodríguez-Loinaz et al. 2012)。さらに鳥類などの動物のハビタットを減らし、種多様性を減少させる (Lindenmayer et al. 2002; Yamaura et al. 2009)。このような天然林の断片化に伴う悪影響を緩和するために、これまでは残された天然林の面積の維持、増大や連結性の確保を中心とした対策が提案されてきた (長池 2002; 山浦 2007)。しかし、最近ではマトリックス (Lindenmayer et al. 2002; Yamaura et al. 2009) である人工林そのものに広葉樹のハビタットとしての機能を持たせることがランドスケープレベルでの天然林性植物の種多様性の保全に有効であることが認識されつつある (Brockerhoff et al. 2008; Lindenmayer and Franklin 2002; 山浦 2007)。

植物種の多様性だけではなく、それも含む生物多様性全体の保全に配慮した持続可能な林業として、自然撓乱体制の再現をベースに複雑な林冠構造を作りハビタットとしての多様性を高める施業方法が、北アメリカの天然林施業においては「生態系管理 (ecosystem management)」、ヨーロッパの人工林施業においては「近自然林業 (close-to-nature forestry)」として発達しつつある (Crow and Perera, 2004; O'Hara 2001; O'Hara 2002; 森 2007; 森 2010)。これらのような自然撓乱を模倣した施業のコンセプトを日本の人工林施業に適用して、いわば日本型の近自然林業というべき施業体系 (以下、近自然施業と仮称する) を構築し、人工林における天然林性植物の種多様性を高めることは、生物多様性を高める上で有用であると考えられる。

そこで本稿では、既往の文献をもとに人工林での天然林性植物の定着 (本論では、種子が発芽し実生が生存・成長して稚樹となることと定義する) を阻害する要因について整理し、人工林における天然林性植物の種多様性を増す手段として、人工林における近自然施業の可能性について生態学的観点から検討を行った。

なお、近自然林業の可能性については、ランドスケープレベルでの林分配置のコントロールや、持続可能な利用のための生産計画、実行する事業体の経営状況などの社会科学的な観点も重要だが、本論ではそこまでは踏み込まないこととする。

2. 近自然施業の対象となる人工林

植栽直後の幼齢人工林では、非天然林性の陽樹や、外来種、草本種が優占し (Moore and Allen 1999; 長池 2000; 佐倉・鈴木 1988; 佐倉・沼田 1980)、短期間に繁殖をおこなって多くの種が土壤中に埋土種子集団を形成する (酒井ら 2006)。その後、下層植生が極めて乏しい若齢期を経て、壮齢期 (40 年生前後より以降) に至ると樹高成長の停滞に伴う樹冠葉量の減少や間伐、自己間引きなどによって林床の光環境がやや好転し、非天然林性植物の埋土種子や周辺林分から散布された天然林性植物の種子に由来する下層植生が再生する場合もある (Igarashi and Kiyono 2008; 清野 1990)。

日本の人工林は戦後の拡大造林によって大幅に面積を増やしたため、現在の林齢のモードは 50 年生前後となっている。近自然施業の可能性を検討する対象は、現時点で多くの面積を占める林齢 50 年生前後の壮齢人工林の林分と考えるのが妥当であろう。壮齢人工林は通常は閉鎖した林冠を持つが、上述のとおり林床植生の回復が見られることもあり、広葉樹の更新の鍵となる天然林性の前生稚樹もある程度蓄積されている場合がある (清野 1990)。このような、前生稚樹の蓄積が見られる人工林においては、施業によって林冠の閉鎖を破ることで、天然林性植物を定着・成長させ、生育域を広げる、天然林パッチ間の連結性を高めるなど、ランドスケープレベルの生物多様性を高める効果が期待できる (Wiegand et al. 2005)。現在は長く続く林業の低迷によって人工林を管理するための費用や労働力が不足していることに加え、全国的にシカの密度が増加しているため皆伐と再造林によって人工林を今後も経済林として維持していくことが困難な状況にある (島田・野々田 2009)。経済林としてではなく、生物多様性などの公益的機能を発揮するための森林としての価値を与える手段の 1 つとしても、人工林を対象とした近自然施業を確立することは重要である。

3. 人工林への植物の定着を阻害する要因

3.1 種子散布制限

壮齢以降の人工林でも林床植生中に、埋土種子集団を形成しないタイプの樹木種を欠く場合、その一因として種子散布制限 (seed dispersal limitation) が考えられる。間伐や自己間引きによって人工林内の光環境が植物の定着に好適な条件に変化したとしても、種子が林内に散布されない限りは天然林性植物が定着することはない。実際、スギ人工林では、広葉樹天然林から距

離が遠くなると天然林性植物の稚樹の出現頻度も種数も減少する (Gonzales and Nakashizuka 2010)、残存する常緑広葉樹林に近い場所ほど広葉樹の稚樹数が多い (Nagashima et al. 2009) などの報告があり、天然林から遠い人工林では散布制限が生じて種数の減少や種組成の変化が生じている可能性は高い。

風散布種子の散布距離は樹高、種子の落下速度、風速に依存し、種子散布密度は、種子の生産量によって増減するが、距離とともに負の指数関数的に減少することが知られている (Tanaka and Kominami 2002)。周食型散布の種子が鳥によって運ばれる場合は、距離依存の減少が明確に見られない散布曲線を描くが、その散布密度は高くない (Masaki et al. 1994, Tanaka and Kominami 2002)。種子散布距離の実測例でも、カラスザンショウ種子の鳥による散布距離は樹冠の中心から約 30 m (デルミーら 1989)、コナラ (重力散布)、アラカシ (重力散布)、キブシ (鳥・動物散布)、イヌシデ (風散布)、エゴノキ (重力散布) の母樹からの散布距離は数十メートル程度 (戸島 2004)、ブナ (重力散布) の散布距離は樹冠の縁から 5 m 程度 (前田 1988) であった。

また、重力散布後の齧歯類による二次散布の研究例としては、マテバシイ堅果の人工林への散布距離は最大 34.5 m (平田ら 2007)、コナラ堅果の伐開地への最大散布距離は 45.1 m (Takahashi et al. 2006)、クヌギとコナラの堅果の散布距離は平均 22 m (Iida 1996)、コナラ堅果をギャップ内に置いた例では平均 2 m から 3 m (Iida 2006)、トチノキの堅果の平均散布距離は 12.2 m から 44.7 m (Hoshizaki and Suzuki 1999) などの報告がある。

また、人工林内に発生した稚樹から間接的に散布距離を推定した例としては、スギ人工林内の前生稚樹は隣接広葉樹林から 20-30 m までの林縁部に多く (Yamagawa et al. 2007)、スギ人工林に侵入した高木性広葉樹の数は 50 m 以上離れると急激に減少する (小山・山内 2011)、スギ人工林の下層の高木性広葉樹稚樹の組成は天然林からの距離が 10 m から 100 m の間で大きく変化している (Gonzales and Nakashizuka 2010) などの報告が見られる。ただし、稚樹の分布は人工林の林縁から内部にかけての林床の光環境の減少傾向とも相関があるため、稚樹の分布に基づく散布距離の推定値は過小評価の可能性もある (Utsugi et al. 2006)。また、埋土種子密度も、スギ・ヒノキ人工林では広葉樹林からの距離の増加とともに減少し、30 m でほとんどゼロになる (西澤ら 2009) との報告がある。

以上より、隣接天然林からの距離が 30 ~ 50 m 以上の場所では、天然林性植物の実生の定着の可能性は極めて低いと見積もられる。そのため、人工林内のギャップや伐採跡に短期間に種子散布によって天然林性植物を定着させるためには、少なくともおよそ 50 m 以

内に種子源となる広葉樹林が確保されている必要があると言える。実際、広葉樹林に隣接した壮齢人工林の下層では多様な天然林性樹種の稚樹が定着しているとの報告がある (Wulf and Heinken 2008; Igarashi and Kiyono 2008)。現在では衛星画像や GIS の発達によって、隣接する広葉樹林からの距離や、一定距離内の広葉樹面積などのランドスケープ変数に基づいて種子散布制限の緩い林分を抽出することは容易になっている (小田ら 2010)。

しかし一方で、種子が低密度ではあるがより遠い距離まで散布されている事例も報告されている。突風や暴風 (Soons and Bullock 2008)、風速の差によるベルヌーイ効果などの空気力学的な現象 (Horn et al. 2001) によって、また、大型哺乳類による被食散布 (Koike et al. 2011) などによって、その散布距離は数 km から数十 km に達する場合もある。このような長距離散布 (long-distance dispersal) は、ランドスケープレベルでの植物の個体群構造の形成に重要であるとされる (Cain et al. 2000, Marco et al. 2011) が、低頻度かつ少数のため不確実性が高いと考えられ、分子生物学の手法をはじめとする新たな種子散布距離の推定方法 (Nathan et al. 2003) でも、その貢献度の評価は依然困難である。また、このような長距離散布が特に顕著なのはマツやカンバ、カツラなどの風散布種であるが、これらの種の多くは耐陰性が低く、林内での定着が困難であり、貢献度は低いと考えられる。

以上は空間的な観点からの種子散布制限についての議論だが、時間的な観点からの種子散布制限も認められる。それに影響する主要な因子として、森林の前歴がある。人工林成立以前の林分の状況は、埋土種子や前生稚樹の量と組成を左右する。たとえば九州のスギ人工林 (30 ~ 67 年生) では、前歴が牧草地の林分では前歴が薪炭林の林分に比べて下層植生に天然林性植物が少なく、間伐を行ってもその状況に改善はみられなかった (Ito et al. 2004)。このように森林の前歴が時間的な種子散布制限をもたらす場合がある。また、林冠の閉鎖が長く続いた若齢林や間伐遅れ人工林では林床全体が均一に暗くなるため、下層植生が極めて乏しく、稚樹が見られない場合も少なくない (深田ら 2006; 清野 1990)。これは人工林の光環境が発芽・定着制限をもたらしている、と位置づけることができる。

3.2 人工林の攪乱体制

人工林では、一般に単一樹種による植林のため、樹冠の均質性が強く、複数樹種からなる天然林に比べて林床の光環境や養分条件が均質になる (Ishii et al. 2004; Kelly 2006; Piotta 2008)。こういった静的な面だけではなく、動的な面でも人工林は天然林と大きく異った性質を与えられている。すなわち、天然林と比べて人工林では施業による攪乱頻度が高く、回転時間が短いた

め、林分構造が十分に発達する時間がないと考えられる。標準伐期で施業をおこなうと、同一地点で30～60年間隔で皆伐という大規模な攪乱とその後の再生が繰り返されることになる。これに対して、日本の天然林の平均的な回転時間は100年以上である(西村・真鍋 2006; Tanaka and Nakashizuka 1997)。また、北海道北部の亜寒帯針葉樹天然林では、回転時間はさらに長い200年と推定されている(米・笹 1996)。京都府芦生のスギ天然林の例を見ても、スギ個体の自然攪乱による死亡率(0.08%)はブナやミズナラなどの落葉広葉樹の死亡率(0.3%)に比べて著しく低く(山中ら 1997)、温帯での天然スギ個体群の回転時間は広葉樹よりもさらに長いと考えられる。このように天然林と比べて攪乱頻度が高く、回転時間が短いことにより、人工林はより未熟で単純な林分構造に留まることになる。また、さまざまな自然攪乱には一般的に面積と頻度が負の相関を示すパターンが認められる(Spies and Turner 1999)が、人工林における皆伐は比較的大面積かつ高頻度であり、この法則性からやや逸脱する(伊藤 2011)。

このような攪乱体制の自然変動幅からの逸脱は、生態系に以下に示すような変質をもたらす。大面積皆伐は、大規模風倒や山火事などの大規模かつ稀な自然攪乱に匹敵する強度の攪乱であり、しかもこれらの自然攪乱よりも生物由来遺物(biological legacy)が乏しくなる傾向がある。生物由来遺物とは、攪乱後に林内に残った種子や地下茎、稚樹などの生物や、倒木や枯死木などの生物由来の構造、そして土壌成分の水平分布や下層植生の分布などの生物由来のパターンなどを総称するもの(Franklin 1990; Mitchell et al. 2002)で、その量や組成の多様性は攪乱後の更新の多様性を生む(Turner et al. 1998)。さらに人工林には天然林と比べて粗大木質リター(Coarse Woody Debris)や根返りに起因する地表の起伏であるピットやマウンドが少ないために林

床の水分条件や養分条件が均質になり、下層植生の単純さを生み出している(Ramovs and Roberts 2003)。また、自然攪乱では場所によって攪乱強度にばらつきがあり、様々な強度の攪乱跡が攪乱モザイク構造を作る(Turner et al. 1998)のに対して、皆伐では攪乱強度は林分全体ではほぼ一定であり、残された生物由来遺物は均一で単純な構造となる(Turner et al. 1998)。このような生物由来遺物の均質性は皆伐から数十年を経ても残存することが知られており(森 2010; Ramovs and Roberts 2003)、皆伐後に造成された現在の日本の人工林の多くを占める壮齢人工林にも、依然としてその影響が残存していると考えられる。このように人工林では、単一樹種の植栽に加えて、天然林に比較して短い回転時間や、生物由来遺物(biological legacy)の不足、攪乱モザイクの欠如などの要因が複合して林分構造が均質化され、多様な天然林性植物の定着が妨げられていると考えられる(Table 1)。

4. 人工林への近自然施業の適用

前節で概観したように、人工林では種子の散布や新規加入が制限されるとともに、天然林とは異なる攪乱体制によって林分構造が単純化され、それが人工林への天然林性植物の定着を妨げる主要な要因の一つと考えられる。そこで、人工林に天然林性植物を定着させるためには、人工林の構造を天然林に近づけて、天然林性植物が定着できる林内環境を作る必要がある(Table 2)。そのためには、人工林の攪乱体制を自然攪乱に近づけることが有効と考えられる。人工林においては、間伐、主伐、植栽、下刈り、除伐などの人為活動が自然攪乱に代わって人工林の動態・構造を決定している(田中 2003)ので、これらの作業のやり方や組み合わせを工夫することが現実的な手段となる。

人工林は、天然林に比べて単純であるとは言え、森林としての立体構造をある程度は備えており、森林を

Table 1. 人工林と天然林の相違点

	林冠構成種	林分構造	生物由来遺物	回転時間
壮齢人工林	単一種	均質 間伐にともなう単木サイズのギャップが主体	少ない 種構成が単純	標準伐期の場合 30-60 年
成熟した天然林	多種	不均質 多様なサイズのギャップからなる攪乱モザイク	豊富 種構成が多様	100 年以上

ハビタットする生物の生息場所としての価値は農耕地や草地に比べれば高い (Brockerhoff et al 2008)。そのため、すでに成立している人工林の立体構造を利用しつつ、自然撓乱を模倣した施業を行うことで、より天然林に近い複雑な立体構造を持つ林分に導き、人工林の林内環境を天然林に近づけることが可能であると考えられる。現在までに、混植 (Brockerhoff et al. 2008; Hartley 2002; 長池 2000)、長伐期化 (Brockerhoff et al. 2008; Hartley 2002; 長池 2000; Nagaike 2012)、強度間伐や択伐 (Brockerhoff et al. 2008; Hartley 2002; Nagaike 2012) による異齡林化、立木保持施業 (variable tree retention) (Hartley 2002; 長池 2000; Nagaike 2012) などが提案されている。ここでは、すでに成立している壮齡人工林に適用可能な方法として、長伐期施業、異齡林施業、および立木保持施業について検討する。

4.1 長伐期施業

伐期を延長することで、立木のサイズが増して林分構造と林内環境が複雑化し、ハビタットの複雑化によって定着する広葉樹の種数も増えて天然林に近い種組成と構造を持つ林分となると考えられる。日本のスギ人工林の例では 20 年生から 40 年生、88 年生と林齡が増すにつれて葉群配置が複雑になり、林床の直達光が増加していたとする報告が見られる (Mizunaga and Fujii 2013)。ニュージーランドでは、外来樹種であるラジアータマツ人工林でも 6 年生から 67 年生まで林齡が増すにつれて在来の天然林性の低木種が増加しており (Ogden et al. 1997)、30 年生以降の林分は自生種のハビタットとなり得ると報告されている。

また、日本の例では、北海道のトドマツ人工林の 65 年生林分の下層植生では天然林性の草本植物の種数が天然林よりも多くなっていたという例も報告されている (八坂 1998)。また、九州のスギ人工林では 40 年生の林分では下層の木本種数は天然林より少ないが、60

年以上を経た林分では天然林と同等の種数となっていた (Ito et al 2003)。カラマツ人工林でも 15 年生林分や 40 年生林分よりも 60 年生林分で木本種や動物散布種が増えていた (Nagaike et al. 2003)。このような先行研究から推測して、人工林に 60 年以上の長い伐期を設定することで、人工林の下層に天然林性植物を定着させることは可能であると考えられる。

しかし、人工林の下層に定着した天然林性木本種が成長して中層を構成するに至るまでの時間には不明な点が多い。たとえば、冷温帯のカラマツ人工林の樹高 2 メートル以上の中層の樹木の種組成は林齡が 70 年を越えても天然林との類似度を増さない (Nagaike et al. 2010) との報告がある。暖温帯上部の林齡 200 年のヒノキ人工林ではようやく中層以下に広葉樹の著しい侵入が見られた事例からも (鈴木ら 2005)、中層に多様な樹木が進入するには、長伐期施業で想定している林齡よりも長い時間がかかる可能性がある。

長伐期化に伴って気象害や病害のリスクが増大することにも注意が必要である。九州南部では 40 年以下の間隔で大規模風倒をもたらす秒速 50m 以上の強風が発生する (齊藤・小南 2004)。また、長伐期化によって、根株腐朽病、あるいは根株心腐病と呼ばれる木材腐朽菌による心材腐朽の罹病率が上昇する可能性がある (Ohsawa et al. 1996)。また、この病害は緩傾斜地などの滞水しやすい地形で激害が発生することが知られており (Ohsawa et al. 1996)、長伐期施業の導入に当たっては、このような地形要因についても配慮する必要がある。

なお、最近日本では、ドイツで行われている将来木施業が日本の実状にあわせて改良されて普及しつつある (全国森林組合連合会 2012)。日本での将来木施業は長伐期施業の一種であり、少数の将来木をあらかじめ選定し、将来木の成長を阻害する木のみを間伐し、それ以外は無間伐で放置するため、将来木とそれ以外

Table 2. 天然林性植物の多様性を増す可能性のある施業技術とその問題点

	長伐期化	異齡林	立木保持
期待される効果	垂直構造の複雑化 長距離散布による前生稚樹の蓄積	水平構造、 齡構造の複雑化	生物由来遺物の増加
問題点	風害リスクの増加	適切な伐採面積が不明	単純な組成 虫害リスクの増加

の木の優劣は大きくなり、不均一な林分構造をもたらす(藤森 2013)。そのため、天然林性植物の定着を促す可能性もあるが、導入から間もないこともあり、現時点ではその観点からの検証例はみられない。

4.2 異齡林施業

欧米の天然林施業では、林分全体に均一に皆伐や間伐を行う代わりに、より小面積の群状の伐採を行って人工的にギャップを形成することで、林分構造と林内環境を複雑化し、多様な樹種の定着を促進する施業が、異齡林施業(uneven-aged forest management)として19世紀末から行われている(Hansen et al. 1991)。1990年代頃からは自然撓乱を模倣し、生物多様性を高めるという観点からこのような施業がより積極的に行われるようになってきている(O'Hara 2002)。ここでは、異齡林施業のコンセプトを人工林に適用することで人工林内への天然林性植物の定着を促す可能性について検討する。

ギャップ内に定着する種の組成には、ギャップの大きさが影響する。ドイツのヨーロッパナ天然林では、ギャップサイズが大きいほど(116～1410 m²)、下層植生の組成に極相種ではなくジェネラリストが多く含まれるようになる(Naaf and Wulf 2007)。天然林と同様に人工林においても、ギャップサイズによって種数や種組成の変化パターンに違いがあると考えられる。したがって、異齡林施業のコンセプトを人工林に適用するに当たっては、ギャップサイズの設定が重要になる。

人工林に形成したギャップ内に天然林性植物を定着させるには、天然林のギャップサイズを模倣するのが適切であると考えられる。日本の天然林における一般的な自然撓乱は風倒であることから(中静・山本 1989)、人工林にギャップを作るとすれば、風倒によって生じるギャップのサイズを目安にするのが適当であると考えられる。日本の天然林における風倒ギャップの面積は暖温帯広葉樹林では30～90 m²程度(西村・真鍋 2006)、冷温帯広葉樹林では50 m²～200 m²程度(Abe et al. 1995; Tanaka et al. 1998)である。

異齡林施業を人工林に応用した例はまだ少ないが、中国の暖温帯の *Pinus tabulaeformis* 人工林(約45年生)では、26-150 m²の人工ギャップで極相種を含む天然林性の樹木が定着し、その効果はギャップ形成から20年を経ても残存していた(Wang and Liu 2011)。また、日本の冷温帯のスギ人工林(22～49年生)の林床では、50 m²以上の林冠ギャップでは天然林性の高木種が定着していた(小谷・高田 1999)。これらの事例から、適切な面積のギャップを作ることによって人工林内に天然林性植物を定着させることは可能と推定されるが、気候帯や植栽樹種、林齢による効果の違いや過去の履歴、周辺の天然林との距離など景観的な要因の影響などはまだ明らかではなく、今後の検証が必要である。

通常の人工林施業で行われる単木単位の間伐も、林冠に隙間を生じさせる点で人工的なギャップを作る行為といえる。間伐は下層の木本種の成長を促して林分構造を複雑化することが知られており(Davis and Puettmann 2009)、一般に間伐強度が高いほどその効果は高く、長く持続する。現在では間伐の効果が持続する過程をモデルによって予測する試みもなされている(Mizunaga 2000)。ただし、単木単位の間伐では林冠の閉鎖は速い。例えば75年生ヒノキ林において本数間伐率50%もの強度間伐を行ってから14年経過した林分では、低木層の木本種数は増加していたが、個体密度は林冠の閉鎖のためにすでに減少しはじめていた(城田ら 2012)。また、23年生スギ人工林で本数間伐率70%の強度間伐を行った例でも、林床における開空度は低木層の発達に伴って数年で低下し、一度の強度間伐だけでは、発芽はしたものの定着まで至る天然林性の木本種稚樹の個体数はわずかであった(野宮ら 2010)。従って単木単位の間伐では壮齡期までの人工林に定着した植物の成長を促すには長期に渡って間伐を繰り返す必要がある(島田・野々田 2010)と考えられる。また、通常の単木単位の間伐では間伐強度は林分全体で均一に行われるため、構造の複雑化には限界がある。

帯状の伐採もギャップの模倣といえる。これらは、1列～3列の伐採幅の列状間伐から樹高幅程度の帯状皆伐までさまざまな伐採幅で行われるが、ギャップサイズと同様に伐採幅によって下層植生の種組成が変化する。約65年生時に幅13-14 mの帯状伐採を行って通常の植栽を行った九州のスギ・ヒノキ人工林において、25～28年を経過した帯状伐採区は通常の皆伐から20年経過した林分と比較して、出現種に占める天然林性植物の割合が高かった(Ito et al. 2006)。また、やはり九州の21年生ヒノキ人工林では、10 m幅の帯状伐採から15ヶ月後には木本種の種数の増加が見られたが、この例では伐採からの経過時間が短いいためか、出現種は埋土種子由来の非天然林性の種にほぼ限られ、天然林性の木本種は見られなかった(作田ら 2009)。北海道で幅3.6 m(1伐4残)～7.2 m(3伐2残)の列状間伐から8～11年経過した39年生林分トマツ人工林の例でも天然林性の高木種が数多く更新している(今ら 2007)。ただし、兵庫県の40年生スギ人工林に18 m幅の伐採を行ってから15年経過した例では、帯状伐採後に出現した木本植物は非天然林性の種に限られていた(谷口 2006)。この原因としては、伐採幅が広すぎた可能性と、種子源となる天然林が近傍に存在しなかった可能性が考えられる。兵庫県は80%を越える極めて高い人工林率を持つ地域であり、後者の可能性は高い。

以上のように、伐採によって林冠を疎開させることは、天然林性植物の種多様性を高める上である程度は有効といえるが、その効果は方法や事例によって様々

である。その理由は、ギャップの面積だけではなく地形や斜面方位、周辺の林分の樹高や組成などの影響も大きいと考えられる。現状ではこのような複雑な条件を加味して適切なギャップ面積や伐採幅についての指針を提示できる段階には至っていない。

4.3 立木保持施業

立木保持施業は天然林施業において、伐採後の林分に一部の生立木や枯死木を残す施業 (variable tree retention) 方法であり、その主な目的は、残した立木や枯死木が生物種の避難場所として働くこと、林分構造を複雑化すること、ランドスケープレベルでの林分間の連結性を増すことなどである (Franklin et al. 1997; 森 2007)。立木を残存することで皆伐によってハビタットを失う種の個体数の減少や個体群そのものの消失を防ぐことができるが、とくに鳥類や菌類の種多様性維持に顕著な効果がある (Rosenvald and Lohmus 2008)。

残存させる立木の割合はさまざまであるが 10% と 20% の間に閾値があり、それより低いレベルでは生物多様性維持の効果は皆伐と変わらないため (Craig and Macdonald 2009)、例えばアメリカで 1994 年に制定された The Northwest Forest Plan では、少なくとも 15% 以上の立木を残存するように規定されている (USDA and BLM 1994)。人工林においても立木保持施業を収穫の一方法として取り入れ、大径の立木、立ち枯れ木、倒木などを林内に残すことで林分構造の複雑さと生物由来遺物の多様性を増し、ハビタットの多様性を向上させることが可能であると思われる (Hartley 2002)。

しかし、立木保持施業を人工林に適用した場合は、残存木や枯死木の種構成が単純であるため、昆虫や菌類などのような宿主特異性を持つ生物群のハビタットとしての機能は充分でない可能性もある (Yamashita et al. 2010)。さらに、立ち枯れ木や倒木から虫害が広がる可能性もあるため (小野里ら 2009)、立木保持施業の適用に当たっては虫害のリスクについての情報の蓄積が必要と思われる。

5. 日本型近自然施業の可能性

以上、海外の近自然林業のコンセプトに基づいて自然攪乱を模倣し、人工林の林分構造を複雑化することに焦点を当てた施業法として、長伐期施業、異齡林施業、そして立木保持施業についてそれぞれの特徴と予想される問題点について述べてきた。これら 3 つの手段は、互いに排他的ではなく、必要に応じて組み合わせて施業することもできる。たとえば、伐期を長期化しつつ、主伐までに天然林のギャップ面積を模倣した孔状伐採をおこなって部分的な更新をおこない (異齡林化)、その過程で自然枯死木が生じても支障木として伐採せずに残す (立木保持)、といった複合的な施業がありうる。

ただし、これらの手法をどのように組み合わせれば実効ある施業となるかは、対象とする人工林の状況によって変化する。たとえば、樹高成長のまだ旺盛な 30 ~ 40 年生程度の人工林は、通常の間伐をおこなっても林冠の再閉鎖が早いと予想されるため、将来の木材生産への支障が生じない範囲での強度間伐や帯状伐採が有効かもしれない。また、間伐が遅れ気味で枝下高が高くなり形状比の値も大きい林分であれば、主伐時の収穫対象となりうる木を慎重に選び、弱度の間伐を繰り返しつつ自然枯死木を保持する施業が現実的かもしれない。一方で、この 3 通りの手法をどのように駆使しても、周辺に種子源がなく、種子散布制限のために、天然林性植物の侵入・定着に対して目立った効果がみられない場合もありうるだろう。このような場合、コストの制限がなければ人工ギャップに天然林性の木本種の苗を植栽するのがもっとも確実であるが、ほとんどの施業地でこれは現実的ではないかもしれない。長伐期化によって、長距離散布による前生稚樹群の蓄積が進むかどうかモニタリングをおこないつつ、施業法を判断するのが妥当と考える。もちろん、ササによる更新阻害やシカによる食害などのために天然更新が難しいケースでは、なおのことモニタリングが欠かせない。

以上のように、人工林で天然林性植物の種多様性を高める場合にはさまざまなケースが想定され、施業方法の選択肢も多岐にわたる。現状の最大の問題は、これらの施業を実際に人工林に適用した例がまだ少ないことにある (例えば Ito et al. 2006)。現段階では、適切な施業方法を選択するための材料やデータが不足している。たとえば立地や、気候、植栽樹種や林齢、林分のランドスケープレベルでの配置などの様々な条件が施業後の天然林性植物の定着の可否を左右するし、元々の植栽木に対する病虫害、気象害などのリスクにも不明な点がある。実証試験が不十分なまま安易に施業を行えば長期にわたって育んできた人工林の経済的価値を無に帰する危険性も否定出来ない。人工林で天然林性植物の種多様性、ひいては生物多様性を保全するための日本型近自然施業の有効性およびリスクの検証と技術体系の確立は、喫緊の課題であると考えられる。

引用文献

- Abe S., Masaki T., Nakashizuka T. (1995) Factors influencing sapling composition in canopy gaps of a temperate deciduous forest. *Plant Ecology*, 120, 21-31.
- Albuquerque F. S., Rueda M (2010) Forest loss and fragmentation effects on woody plant species richness in Great Britain. *For Ecol Manage*, 260, 472-479.
- Balvanera P., Pfisterer A. B., Buchmann N., He J., Nakashizuka T., Raffaelli D., Schmid B. (2006)

- Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology letters*, 9, 1146-1156.
- Brockerhoff E. G., Jactel H, Parrotta J, Quine C. P., Sayer J (2008) Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity?. *Biodivers Conserv*, 17, 925-951.
- Cain M. L., Milligan B. G., Strand A. E. (2000) Long-Distance Seed Dispersal in Plant Populations. *Am J Bot*, 87, 1217-1227.
- Craig A., Macdonald S. E. (2009) Threshold effects of variable retention harvesting on understory plant communities in the boreal mixed wood forest. *For Ecol Manage*, 258, 2619-2627.
- Crow, T. R., Perera, A. H. (2004) Emulating natural landscape disturbance in forest management – an introduction. *Landscape Ecology*, 19, 231-233.
- Davis L. R. and Puettmann K. J. (2009) Initial Response of Understory Vegetation to Three Alternative Thinning Treatments. *J Sustain Forest*, 28, 904-934.
- デルミー・アハマッド・須崎民雄・矢幡久・玉泉幸一郎 (1989) カラスザンショウの種子の散布距離と埋土種子量との関係. *日林論*, 100, 323-324.
- FAO (2010) “*Global forest resources assessment 2010 key findings*”. Forestry Department Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Forestry Agency (2012). Status of forest resources. Forestry Agency, Ministry of Agriculture, Forestry and Fisheries, Tokyo
http://www.rinya.maff.go.jp/j/keikaku/genkyou/h24/pdf/soukatsu_zenkoku_h24.pdf. (in Japanese)
- Franklin J. F. (1990) Biological Legacies: A Critical Management Concept from Mount St. Helens. *Transactions of the North American Wildlife and Natural Resources Conference*, 25, 216-219.
- Franklin J. F., Berg D. R., Thornburgh D. A. and Tappeiner J. C. (1997) Alternative silvicultural approaches to timber harvesting: variable retention harvest systems. In: Kohm K. A., Franklin J. F. (Eds.) “*Creating a Forestry for the 21st Century: The Science of Ecosystem Management*”. Island Press, 111-139.
- 深田英久・渡辺直史・梶原規弘・塚本次郎 (2006) 土壌保全からみたヒノキ人工林の下層植生の動態と植生管理への応用. *日林誌*, 88, 231-239.
- 藤森隆郎 (編) (2013) 将来木施業と径級管理—その方法と効果. 全国林業改良普及協会.
- Gonzales R. S. and Nakashizuka T (2010) Broad-leaf species composition in *Cryptomeria japonica* plantations with respect to distance from natural forest. *For Ecol Manage*, 259, 2133-2140.
- Hansen A. J., Spies T. A., Swanson F. J. and Ohmann J. L. (1991) Conserving Biodiversity in Managed Forests. *BioScience*, 41, 382-392.
- Hartley M. J. (2002) Rationale and methods for conserving biodiversity in plantation forests. *For Ecol Manage*, 155, 81-95.
- 平田令子・高松希望・中村麻美・瀧上未来・畑 邦彦・曾根晃一 (2007) アカネズミによるスギ人工林へのマテバシイの堅果の二次散布. *日林誌*, 89, 113-120.
- Hiura T. (2001) Stochasticity of species assemblage of canopy trees and understorey plants in a temperate secondary forest created by major disturbances. *Ecol Res*, 16, 887-893.
- Horn H., Nathan R. and Kaplan S. R. (2001) Long - distance dispersal of tree seeds by wind. *Ecol Res*, 16, 877-885.
- Hoshizaki K. and Suzuki W. (1999) Evaluation of Secondary Dispersal in a Large-Seeded Tree *Aesculus turbinata* : A Test of Directed Dispersal. *Plant Ecology*, 144, 167-176.
- Igarashi T. and Kiyono Y. (2008) The potential of hinoki (*Chamaecyparis obtusa* [Sieb et Zucc] Endlicher) plantation forests for the restoration of the original plant community in Japan. *For Ecol Manage*, 255, 183-192.
- Iida S. (1996) Quantitative analysis of acorn transportation by rodents using magnetic locator. *Vegetatio*, 124, 39-43.
- Iida S. (2006) Dispersal patterns of *Quercus serrata* acorns by wood mice in and around canopy gaps in a temperate forest. *For Ecol Manage*, 227, 71-78.
- Ishii H. and Asano S. (2010) The role of crown architecture, leaf phenology and photosynthetic activity in promoting complementary use of light among coexisting species in temperate forests. *Ecol Res*, 25, 715-722.
- Ishii H. T., Tanabe S. and Hiura T. (2004) Exploring the relationships among canopy structure, stand productivity, and biodiversity of temperate forest ecosystems. *Forest Sci*, 50, 342-355.
- 伊藤 哲 (2011) 森林の成立と攪乱体制. 日本生態学会編, “森林生態学”. 共立出版株式会社, 38-54.
- Ito S., Ishigami S., Mizoue N. and Buckley G. P. (2006) Maintaining plant species composition and diversity of understory vegetation under strip-clearcutting forestry in conifer plantations in Kyushu, southern Japan. *For Ecol Manage*, 231, 234-241.
- Ito S., Nakagawa K., Buckley G. P. and Nogaqmi K. (2003) Species richness in Sugi (*Cryptomeria japonica* D Don) plantations in southeastern Kyushu, Japan: the

- effects of stand type and age on understorey trees and shrubs. *J. For. Res.*, 8, 49-57.
- Ito S., Nakayama R. and Buckley G. P. (2004) Effects of previous land-use on plant species diversity in semi-natural and plantation forests in a warm-temperate region in southeastern Kyushu, Japan. *For Ecol and Manage*, 196, 213-225.
- Kelty M. J. (2006) The role of species mixtures in plantation forestry. *For Ecol Manage*, 233, 195-204.
- 小谷二郎・高田兼太 (1999) スギ人工林の林床での広葉樹の侵入および優占様式. 石川県林試研報, 30, 1-10.
- 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. 森林総研研報, 359, 1-122.
- Koike S., Masaki T., Nemoto Y., Kozakai C., Yamazaki K., Kasai S., Nakajima A. and Kaji K. (2011) Estimate of the seed shadow created by the Asiatic black bear *Ursus thibetanus* and its characteristics as a seed disperser in Japanese cool-temperate forest. *Oikos*, 120, 280-290.
- 今 博計・渡辺一郎・八坂通泰 (2007) トドマツ人工林における間伐が広葉樹の天然下種更新に及ぼす影響. 日林誌, 89, 395-400.
- 小山泰弘・山内仁人 (2011) 針広混交林造成に向けた更新技術の開発. 長野県林業総合センター研究報告, 25, 29-44.
- Lindenmayer D. B., Cunningham R. B., Donnelly C. F., Nix H and Lindenmayer B. D. (2002) Effects of forest fragmentation on bird assemblages in a novel landscape context. *Ecol. Monogr.*, 72, 1-18.
- Lindenmayer B. L. and Franklin J. F. (2002) Conserving forest biodiversity. A comprehensive multiscaled approach, Island Press.
- 前田禎三 (1988) ブナの更新特性と天然更新技術に関する研究. 宇都宮大学農学部学術報告特輯, 46, 1-79.
- Marco D., Montemurro M. and Cannas S. (2011) Comparing short and long-distance dispersal: modelling and field case studies. *Ecography*, 34, 671-682.
- Masaki T., Kominami Y. and Nakashizuka T. (1994) Spatial and seasonal patterns of seed dissemination of *Cornus controversa* in a temperate forest. *Ecology*, 75, 1903-1910.
- Mitchell R. J., Franklin J. F., Palik B. J., Kirkman L. K., Smith L. L., Engstrom R. T. and Hunter Jr M. L. (2002) Natural Disturbance-Based Silviculture for Restoration and Maintenance of Biological Diversity. National Commission on Science for Sustainable Forestry, Washington, D. C.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005) Ecosystems and Human Well-being: Synthesis Washington D. C., Island Press.
- Mizunaga H. (2000) Prediction of PPFD variance at forest floor in a thinned Japanese cypress plantation. *For Ecol Manage*, 126, 309-319
- Mizunaga H. and Fujii K. (2013) Is Foliage Within Crowns of *Cryptomeria japonica* More Heterogeneous and Clumpy With Age? *J Sustain Forest*, 32, 266-285
- Moore S. E. and Allen E. L. (1999) Plantation forestry. In: Hunter, M. L. Jr (ed) "*Maintaining biodiversity in forest ecosystems*". Cambridge University Press, 400-433.
- 森 章 (2007) 生態系を重視した森林管理 —カナダ・ブリティッシュコロンビア州における自然攪乱研究の果たす役割—. 保全生態学研究, 12, 45-59.
- 森 章 (2010) 攪乱生態学が繙く森林生態系の非平衡性. 日本生態学会誌, 60, 19-39.
- Naaf T. and Wulf M. (2007) Effects of gap size, light and herbivory on the herb layer vegetation in European beech forest gaps. *For Ecol Manage*, 244, 141-149.
- 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, 407-416.
- 長池卓男 (2002) 森林管理が植物種多様性に及ぼす影響. 日本生態学会誌, 52, 35-54.
- Nagaike T., Hayashi A., Abe M. and Arai N. (2003) Differences in plant species diversity in *Larix kaempferi* plantations of different ages in central Japan. *For Ecol Manage*, 183, 177-193.
- Nagaike T., Hayashi A. and Kubo M. (2010) Diversity of naturally regenerating tree species in the overstorey layer of *Larix kaempferi* plantations and abandoned broadleaf coppice stands in central Japan. *Forestry*, 83, 285-291.
- Nagaike T. (2012) Review of plant species diversity in managed forests in Japan. International Scholarly Research Network ISRN Forestry, 2012 (629523), 1-7.
- Nagashima K., Yoshida S. and Hosaka T. (2009) Patterns and factors in early-stage vegetation recovery at abandoned plantation clearcut sites in Oita, Japan: possible indicators for evaluating vegetation status. *J. For. Res.*, 14, 135-146.
- 中静 透・山本進一 (1989) 自然攪乱と森林群集の安定性. 日本生態学会誌, 37, 19-30.
- 西村尚之・真鍋 徹 (2006) 森林動態パラメータから森の動きを捉える. 種生物学会編, "森林の生態学—長期大規模研究からみえるもの—". 文一総合出版, 182-201.
- 西澤敦彦・戸田浩人・石川信吾・生原喜久雄 (2009) 多摩地域の針葉樹人工林内における広葉樹埋土種子

- ～広葉樹林からの距離による埋土種子への影響～
東京都農林総合研究センター年報, 2008, 2-3.
- Nathan R., Perry G., Cronin J. T., Strand A. E. and Cain M. L. (2003) Methods for estimating long-distance dispersal. *Oikos*, 103, 261-273.
- 小田三保・三樹陽一郎・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.
- 野宮治人・和田誠二・寺田雄一郎 (2010) スギ人工林における強度間伐後の開空度と林床植生の変化. *九州森林研究*, 63, 75-77.
- O'Hara K. L. (2001) The silviculture of transformation - a commentary. *For Ecol Manage*, 151, 81-86.
- O'Hara K. L. (2002) The historical development of uneven-aged silviculture in North America. *Forestry*, 75(4), 339-346.
- Ogden J., Braggins J., Stretton K. and Anderson S. (1997) Plant species richness under *Pinus radiata* stands on the central North Island volcanic plateau, New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology*, 21, 17-29.
- Ohsawa M., Kuroda Y., Tsuneda M. and Katsuya K. (1996) Stem-rot damage and the progress of causal fungi in old-aged Japanese larch trees at the foot of Mt. Fuji. *J. For. Res.* 1: 107-110
- 小野里光・浅野浩之・金沢好一 (2009) ヒノキ巻枯らし間伐林における森林害虫の発生. *群馬林試研報*, 14, 10-19
- Piotto D. (2008) A meta-analysis comparing tree growth in monocultures and mixed plantations. *For Ecol Manage*, 255, 781-786.
- Ramovs B. V. and Rovers M. R. (2003) Understory vegetation and environment responses to tillage, forest harvesting, and conifer plantation development. *Ecol. Appl.*, 13, 1682-1700.
- Rodríguez-Loinaz G., Amezcaga I. and Onaindia M. (2012) Does forest fragmentation affect the same way all growth-forms?. *J. Environ. Manage.*, 94, 125-131.
- Rosenvald R. and Lohmus A. (2008) For what, when, and where is green-tree retention better than clear-cutting? A review of the biodiversity aspects. *For Ecol Manage*, 255, 1-15.
- 齊藤 哲・小南陽亮 (2004) 西南日本における強風の再現周期の広域的特徴. *日林誌*, 86, 105-111.
- 酒井 敦・酒井 武・倉本恵生・佐藤重穂 (2006) 四国の中標高域における天然林とこれに隣接する針葉樹人工林の埋土種子組成. *森林立地*, 48, 85-90.
- 作田耕太郎・谷口 奨・井上昭夫・溝上展也 (2009) ヒノキ人工林における帯状伐採が林床の微気象と樹木種の多様性に与える影響. *日林誌*, 91, 86-93.
- 佐倉詔夫・沼田 真 (1980) スギ幼齢造林地の群落とその遷移 (I) 伐採後 5 年間の下刈区と放置区の経過. *日林誌*, 62, 371-380.
- 佐倉詔夫・鈴木 保 (1988) 14 年生スギ人工林における木本群落の構造. *日林関東支論*, 40, 41-44.
- Scherber C., Eisenhauer N., Weisser W. W. and Schmid B. (2010) Bottom-up effects of plant diversity on multitrophic interactions in a biodiversity experiment. *Nature*, 468, 553-556.
- 島田博匡・野々田稔郎 (2009) 針葉樹人工林における強度間伐後の広葉樹侵入に及ぼすシカ採食の影響. *日林誌*, 91, 46-50.
- 島田博匡・野々田稔郎 (2010) 暖温帯域における広葉樹林化の可能性. *森林科学*, 59, 13-16
- 城田徹央・伊藤有季・丸山一樹・岡野哲郎 (2012) 強度間伐に対する壮齡ヒノキ人工林の林分構造の中期的応答. *信州大学農学部 AFC 報告*, 10, 17-26.
- Soons M. and Bullock J. M. (2008) Non-random seed abscission, long-distance wind dispersal and plant migration rates. *J. Ecol.*, 96, 581-590.
- Spies T. and Turner M. (1999) Dynamic Forest Mosaics. In: Hunter, M. L. Jr (ed) "*Maintaining biodiversity in forest ecosystems*". Cambridge University Press, 95-160.
- 鈴木和次郎・須崎智広・奥村忠充・池田 伸 (2005) 高齢級化に伴うヒノキ人工林の発達様式. *日林誌*, 87, 27-35.
- Takahashi K., Sato K. and Washitani I. (2006) The role of the wood mouse in *Quercus serrata* acorn dispersal in abandoned cut-over land. *For Ecol Manage*, 229, 120-127.
- 武田博清 (1994) 生態系生態学における群集研究 ―森林生態系の提供する「食物―住み場所」テンプレート―. *森林科学*, 10, 35-39.
- Tanaka H. and Nakashizuka T. (1997) Fifteen years of canopy dynamics analyzed by aerial photographs in a temperate deciduous forest, Japan. *Ecology*, 78, 612-620.
- Tanaka H., Shibata M. and Nakashizuka T. (1998) Evaluation of the role of wind dispersal in tree population dynamics by using a mechanistic approach. *J Sustain Forest*, 6 (1/2), 155-174.
- Tanaka H. and Kominami Y. (2002) Seed dispersal. *Ecol. Stud.*, 158, 109-126.
- 田中 浩 (2003) 森林のモニタリング. 井上ら編 "森林の百科". 朝倉書店, 494-501.
- 谷口真吾 (2006) 帯状複層林における下木の成長と林床植生の多様性―下木植生から 15 年生時の状況―. 兵庫県立農林水産技術総合センター研究報告 森

- 林林業編, 53, 10-16.
- Tews J., Brose U., Grimm V., Tielbörger K., Wichmann M. C., Schwager M. and Jeltsch F. (2004) Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *J. Biol.*, 31, 79-92.
- 戸島久和 (2004) 都市近郊分断林における遷移と動態. 横浜国立大学博士論文.
- Turner M. G., Baker W. L., Peterson C. J. and Peer R. K. (1998) Factors Influencing Succession: Lessons from Large, Infrequent Natural Disturbances. *Ecosystems*, 1, 511-523.
- USDA (U. S. Department of Agriculture) Forest Service, BLM (Bureau of Land Management) (1994) Record of Decision for amendments to Forest Service and Bureau of Land Management planning documents within the range of the Northern Spotted Owl. USDA Forest Service and BLM.
- Utsugi E., Kanno H., Ueno N., Tomita M., Saitoh T., Kimura M., Kanou K. and Seiwa K. (2006) Hardwood recruitment into conifer plantations in Japan: Effects of thinning and distance from neighboring hardwood forests. *For Ecol Manage*, 237, 15-28.
- Wiegand T., Revilla E. and Moloney K. A. (2005) Effects of habitat loss and fragmentation on population dynamics. *Conserv Biol*, 19, 108-121.
- Wang G. and Liu F. (2011) The influence of gap creation on the regeneration of *Pinus tabuliformis* planted forest and its role in the near-natural cultivation strategy for planted forest management. *For Ecol Manage* 262, 413-423
- Wulf M. and Heinken T. (2008) Colonization of Recent Coniferous versus Deciduous Forest Stands by Vascular Plants at the Local Scale. *Appl Veg Sci.*, 11, 307-316.
- Yamagawa H., Ito S. and Nakao T. (2007) Edge effects from a natural evergreen broadleaved forest patch on advanced regeneration and natural forest recovery after clear-cutting of a sugi (*Cryptomeria japonica*) plantation. *Japanese Journal of Forest Environment*, 49, 111-122.
- 山中典和・高谷加寿子・川那辺三郎 (1997) アシウスギ - ブナ混交林における樹木の枯死形態と枯死要因. *日林誌*, 79, 14-21.
- 山浦悠一 (2007) 広葉樹林の分断化が鳥類に及ぼす影響の緩和 - 人工林マトリックス管理の提案 -. *日林誌*, 89, 416-430.
- Yamashita S., Hattori T. and Abe H. (2010) Host preference and species richness of wood-inhabiting aphyllporaceous fungi in a cool temperate area of Japan. *Mycologia*, 102, 11-19.
- Yamaura Y., Ikeno S., Sano M., Okabe K. and Ozaki K. (2009) Bird responses to broad-leaved forest patch area in a plantation landscape across seasons. *Biol Cons*, 142, 2155-2165.
- Yamaura Y., Oka H., Taki H., Ozaki K. and Tanaka H. (2012) Sustainable management of planted landscapes: lessons from Japan. *Biodivers Conserv*, 21, 3107-3129.
- 八坂通泰 (1998) 人工林の間伐と下層植生の多様性. *光珠内季報*, 112, 5-8.
- 米 康充・笹賀一郎 (1996) 北海道北部天然林における更新様式: 数十年, 数十 ha スケールでの解析. *北大農演報*, 53 (2), 297-330.
- 全国森林組合連合会 (2012) 森林施業プランナーテキスト基礎編. 森林施業プランナー協会, 192 pp.

Appendix Table 1. 本総説で引用した国内の文献のうち樹種のタイプ分けが行われていた 15 文献、および筆者らの観察に基づき天然林での出現頻度の情報を参考に、天然林を主な生育地とする（天然林の大小ギャップで普通に更新する）「天然林性種」と大規模な撓乱地等を主な生育地とする「非天然林性種」に区分をおこなった。どちらにも類型可能な種については「中間型」としたが、本総説においては、潜在的に天然林を生育地とする樹種と判断し「天然林性種」に含めて論述をおこなった。

種名	総合判定	生活型	種子散布型	落葉・常緑	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)	(9)	(10)	(11)	(12)	(13)	(14)	(15)
アカマツ	非天然林性	高木	風	常緑					Pioneer	ギャップ		UY	pioneer	幼齡林	幼齡林	伐採帯			pioneer pioneer
アカメガシワ	非天然林性	高木	周食型	落葉															
イイギリ	非天然林性	高木	周食型	落葉															
エノキ	非天然林性	高木	周食型	落葉													偏向		
オニグルミ	非天然林性	高木	重木	落葉															
カラスザンシヨウ	非天然林性	高木	周食型	落葉															
クサギ	非天然林性	亜高木	周食型	落葉															
シラカンバ	非天然林性	高木	風	落葉															
ヌルデ	非天然林性	亜高木	周食型	落葉								UY	pioneer	幼齡林	幼齡林	伐採帯			pioneer
ネムノキ	非天然林性	高木	重木	落葉															
ハゼノキ	非天然林性	高木	周食型	落葉															
バッコヤナギ	非天然林性	高木	周食型	落葉															
ハルニシ	非天然林性	高木	風	落葉															
フサザクラ	非天然林性	高木	風	落葉															
ムクノキ	非天然林性	高木	周食型	常緑															
モチノキ	非天然林性	高木	周食型	常緑															
ヤブニツケイ	非天然林性	亜高木	周食型	落葉															
ヤマウルシ	非天然林性	高木	周食型	落葉															
ヤマグル	非天然林性	高木	周食型	落葉															
ヤマハゼ	非天然林性	高木	周食型	落葉															
ヤマハンノキ	非天然林性	高木	風	落葉															
アカシデ	中間型	高木	風	落葉															
アサダ	中間型	高木	風	落葉															
アズキナシ	中間型	高木	周食型	落葉															
アラカシ	中間型	高木	重木	常緑								BY	evergreen						
イヌシデ	中間型	高木	風	落葉															
ウラジロノキ	中間型	高木	周食型	落葉								UM							
ウリハダカエデ	中間型	高木	風	落葉								G							
エゴノキ	中間型	高木	周食型	落葉															
カキノキ	中間型	高木	周食型	落葉															
カスミザクラ	中間型	高木	周食型	落葉															
カツラ	中間型	高木	重木	落葉															
カラマツ	中間型	高木	風	落葉								UM							
キハダ	中間型	高木	周食型	落葉								UY	evergreen						
クスノキ	中間型	高木	周食型	常緑															
クスギ	中間型	高木	重木	落葉															
クリ	中間型	高木	周食型	落葉															
コシアブラ	中間型	高木	重木	落葉								UY							
コナラ	中間型	高木	周食型	落葉								B0							
コブシ	中間型	高木	重木	落葉								U0							
ハクウンボク	中間型	高木	周食型	落葉															
ヒメコマツ	中間型	高木	風	常緑								UY							
ヒメシャラ	中間型	高木	重木	落葉								G							
ホオノキ	中間型	高木	重木	落葉															

Appendix Table 1. (続き)

種名	総合判定	生活型	種子散布型	落葉・常緑	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)	(9)	(10)	(11)	(12)	(13)	(14)	(15)
マンサク	中間型	亜高木	重力	落葉	Small gap					ギャップ	間伐区	UV						L	
ミズキ	中間型	亜高木	周食型	落葉	Large gap	Intol						G	deciduous				通常	E	
ミズメ	中間型	高木	風	落葉	Large gap							G						E	
アオダモ	天然林性	高木	風	落葉	Small gap	Tol						G						L	
アラゲアオダモ	天然林性	高木	周食型	落葉	Closed	Tol						B0						L	
アワブキ	天然林性	高木	周食型	落葉	Closed	Tol						B0						L	
イヌヤカエデ	天然林性	高木	周食型	落葉	Closed		Canopy		Old	ギャップ	無間伐区				幼齡林			L	
イヌブナ	天然林性	高木	重力	常緑	Closed													L	
イロハカエデ	天然林性	高木	風	落葉	Closed		Canopy					G							
ウラシロガシ	天然林性	高木	重力	常緑						林内									
ウミズサクラ	天然林性	高木	周食型	落葉	Tol					ギャップ		B0	deciduous					L	
カナクノキ	天然林性	高木	周食型	落葉															
カマツカ	天然林性	亜高木	周食型	落葉															
クマシデ	天然林性	亜高木	風	常緑															
クマバイ	天然林性	高木	周食型	常緑						林内		U0	evergreen					L	
ケヤキ	天然林性	高木	風	落葉		Tol						G						E	
コハウチワカエデ	天然林性	高木	風	落葉						林内		B0						L	
コメナカエデ	天然林性	高木	風	落葉		Tol												L	
サウシバ	天然林性	高木	風	落葉	Large gap	Tol	Canopy			林内	間伐区	G	evergreen					L	
シロダモ	天然林性	高木	周食型	常緑						林内			evergreen					L	
タブノキ	天然林性	高木	周食型	常緑						林内								L	
ツリバナ	天然林性	高木	周食型	落葉						林内	間伐区								
ナナカマド	天然林性	高木	周食型	落葉								G						L	
ハナウチワカエデ	天然林性	高木	風	落葉	Large gap	Tol		Late			無間伐区	B0						L	
ハリギリ	天然林性	高木	周食型	常緑								U0						L	
ヒサカキ	天然林性	高木	周食型	常緑								G						L	
ヒトツバカエデ	天然林性	高木	風	落葉															
ヒナウチワカエデ	天然林性	高木	風	落葉	Closed							G						L	
フナ	天然林性	高木	重力	落葉														L	
マユミ	天然林性	高木	周食型	落葉														L	
マルバアオダモ	天然林性	高木	風	落葉			Canopy			林内	無間伐区	BY						L	
ミズナラ	天然林性	高木	重力	落葉	Large gap													L	
ミツバカエデ	天然林性	高木	風	落葉														L	
ヤマザクラ	天然林性	高木	周食型	落葉		Tol				ギャップ	無間伐区					林内		L	
ヤマモミジ	天然林性	高木	風	落葉	Small gap	Tol		Late		ギャップ		G				林内		L	
リョウブ	天然林性	亜高木	風	落葉															

(1) Abe et al. 1995 (closed, small gap, or large gap), (2) Gonzales & Nakashizuka 2010 (shade tol, intol), (3) Hiura 2001 (Canopy tree or not), (4) Igarashi & Kiyono 2008 (Early succession, Late succession), (5) Ito et al. 2003 (Old, pioneer, disturbed), (6) 小谷・高田 1999 (林内、ギャップ), (7) 今ら 2007 (無間伐区、間伐区), (8) Nagaike et al. 2003 (Bias or Unique to Young, Mid, or Old), (9) Nagashima et al 2009 (evergreen, deciduous, pioneer), (10) 佐倉・鈴木 1988 (幼齡人工林の優占種か否か), (11) 佐倉・沼田 1980 (幼齡人工林の優占種か否か), (12) 島田・野々田 2010 (林内、伐採帯), (13) 戸島 2004 (通常遷移種、偏向遷移種), (14) Utsugi et al. 2006 (Early, Late), (15) Yamagawa et al. 2007 (pioneer or not)

Alternative management system for the restoration of biodiversity in plantation forest of Japan

Tetsuya IGARASHI^{1)*}, Shun'ichi MAKINO²⁾, Hiroshi TANAKA¹⁾ and Takashi MASAKI¹⁾

Abstract

Recently, coniferous plantations have been increasing in size around the world, and are expected to provide habitats for diverse organisms. From this perspective, we investigated the possibility that Japanese plantation forests could maintain or even enhance biodiversity (mainly of plants) through improved or alternative management systems. The biodiversity characteristics of plantation forests can be summarized as follows: (1) normal plantation rotations are too short to create the complex vertical structure found in natural old-growth forests; (2) clearcutting, which is the starting point for even-aged plantations, leaves a smaller biological legacy than natural disturbances; and (3) the distributions of light and soil nutrients are more homogeneous than in natural stands. To improve these characteristics, “close to nature” forestry is increasingly being used to manage natural forests in western countries, and could also be effective for Japan's plantation forests. Specifically, (1) extending the rotation period allows a vertically complex stand structure to develop and a seedling bank of late-successional tree species to accumulate; (2) retention of both living and dead trees after harvesting generates a biological legacy and provides habitats for diverse organisms; and (3) artificial gaps created by thinning or strip cutting contribute to the diversity of understory plants. There are some concerns, however. Longer rotations would increase vulnerability to external factors (e. g., wind damage), and retention of dead trees increases the risk of insect damage. Furthermore, extended rotations have not always increased biodiversity, and retention of trees during harvesting of a monoculture plantation was not necessarily effective. It is also noteworthy that there are no reliable criteria for the optimal size of artificial gaps to enhance plant diversity. Many challenges must therefore be overcome before we can establish a form of close-to-nature forestry suitable for Japanese plantation forests.

Key words : plantation, introduction of broad-leaf trees, mixed forest, disturbance, long rotation, uneven-aged forest

Received 10 September 2013, Accepted 31 March 2014

1) Department of Forest Vegetation, Forestry and Forest Products Research Institute (FFPRI)

2) Hokkaido Research Center, FFPRI

* Department of Forest Vegetation, FFPRI, Matsunosato 1, Tsukuba, Ibaraki 305-8687, Japan; e-mail: igatetsu@ffpri.affrc.go.jp