人工林における外来種植栽の現状と課題 —針葉樹を中心に—

長池 卓男^{*,1}

人工林における針葉樹外来種植栽についての現状や課題をまとめた。自生種よりも成長の良い外来種や、市場で優位的な販売性を持っている外来種などが植栽されており、気候変動に適応できる種として外来種が選択されていることもある。一方、植栽地以外への定着・拡散が確認され、地域の植生や生物相、水文や養分循環などに負の影響を及ぼしている例もある。外来種を植栽した後に侵略性が顕在化した際、その対策にはコストが非常にかかっている。外来種を導入する可否を判定するツールが開発されているが、侵略性の評価に加え、土壌や水文への影響、食植者耐性などを含めた評価が必要とされる。また、外来種は、それ自体に対する考え方やノベル・エコシステムの中での位置づけに議論が起こっている。外来種であるコウヨウザンの日本での植栽が開始されているが、原産地の中国では更新の失敗と生産性低下が課題とされており、それは根などからの他感物質が原因の一つであるとされる。人工林にどのような樹種を植栽するかは木材生産機能のみならず公益的機能に少なからず影響するため、様々な機能の面から事前の検討と影響の予測が必要であろう。

キーワード：逸出、気候変動、コウヨウザン、早生樹、ノベル・エコシステム

Takuo Nagaike^{*,1} (2021) A Review of the Current Status and Perspectives of Exotic Conifer Plantations. J Jpn For Soc 103: 297-310 Exotic conifer tree species that exhibit more rapid growth and greater timber value than native tree species tend to be selectively grown in plantations. These exotic species are also expected better adapted to climate change. However, some exotic planted species invade neighboring stands, affecting hydrological and nutrient uptake processes among natural tree species. Countermeasures to prevent exotic tree invasion can be costly; therefore, methods for assessing the impacts of introducing exotic tree species are needed. Such methods should evaluate the effects of the water and soil use of exotic tree species, as well as their invasiveness, resilience, and resistance to herbivory. Exotic species have also been studied from the perspective of novel ecosystems. The regeneration and yield of the exotic tree *Cunninghamia lanceolata*, which has been selected for industrial plantations in Japan, have declined in its country of origin (China) due to allelochemical production. Since tree species in plantations vary in terms of both timber production and social benefits, the effects of these species should be carefully assessed prior to their selection for large-scale planting.

Key words: climate change, *Cunninghamia lanceolata*, fast growing tree species, invasion, novel ecosystems

I. はじめに

植栽から伐採までの長期間に及ぶ人工林管理において、どのような場所にどのような種を植栽するかは、その後の定着や成長、そしてその植栽地がもたらす機能や生態系サービスを大きく左右する (West 2014; Lindenmayer *et al.* 2015; Uhde *et al.* 2017)。木材や紙パルプの森林からの供給は天然林から人工林へと推移しつつあり (West 2014; Freer-Smith *et al.* 2019)、増大するそれらの需要に応えるために外来種 (導入 [意図的・非意図的を問わず人為的に、過去あるいは現在の自然分布域外へ移動させること。導入の時期は問わない。] によりその自然分布域 [その生物が本来有する能力で移動できる範囲により定まる地域] の外に生育又は生息する生物種 [分類学的に異なる集団とされる、亜種、変種を含む]; 環境省 2019) や早生種が世界的に植栽されている (Gonçalves *et al.* 2014; Keenan *et al.* 2015; Pryde *et al.* 2015, 表-1)。2020 年時点で、世界の森林の 7% (約 2 億 8,400 万 ha) が人工林であり (うち 45% が生産目的のために集約的に管理されている人工林)、集約的管理人工林の 44% に外来種が植栽されている (FAO 2020)。南米では人工林の 97% に *Tectona* (チーク

属), *Eucalyptus* (ユーカリ属), マツ属などの外来種が植栽されている (Pretzsch *et al.* 2017)。ニュージーランドやチリは *Pinus radiata* (北米原産, ラジアータマツ (注 1)) による人工林が木材産業を支え (松本 2016; McFadden and Dirzo 2018)、また、*Pseudotsuga menziesii* (北米原産, ベイマツ) は、ヨーロッパにおける経済的に最も重要な外来種の一つとされている (Lozanova *et al.* 2019)。

日本においても、林業における外来種植栽は明治時代から実施されてきた (肥後 1961; 加藤 1969)。明治時代においては、日本の気候に適しない外来種が植栽されたため、その失敗から導入に対する批判が高まり、必ずしも成功とは言えなかった (肥後 1961)。また、日本には優良樹種が多いので外来種導入の必要性自体などが議論されていた (加藤 1969)。1960 年代の議論においても、「スギ、ヒノキなどのように世界的に見ても優れた造林樹種があり、また、環境によってはアカマツ、カラマツ、トドマツ、エゾマツなどが使われるので、自国に適切な造林樹種がないため、熱心に外国樹種の導入を行っている諸国とは事情が違う」こと (加藤 1969) が指摘され、「あえて外国樹種を導入して在来樹種と代替させる必要はないはずである」(村井 1969) と総括されている。藤森 (2006) は、1950～

*連絡先著者 (Corresponding author) E-mail: nagaike-zty@pref.yamanashi.lg.jp <https://orcid.org/0000-0002-7630-5201>

¹ 山梨県森林総合研究所 〒400-0502 山梨県南巨摩郡富士川町最勝寺 2290-1 (Yamanashi Forest Research Institute, 2290-1 Saisyoji, Fujikawa, Minami-Koma, Yamanashi 400-0502, Japan)
(2020 年 12 月 19 日受付; 2021 年 7 月 4 日受理)

©2021 一般社団法人日本森林学会: この著作はクリエイティブ・コモンズのライセンス CC BY-NC-ND (引用を表示し、改変せず、非営利目的に限定) の条件の元で再配布・二次利用が可能なオープンアクセスです。 <https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/deed.ja>

表－1. 主な外来種植栽人工林の国

植栽国	内容	文献
ヨーロッパ	・ベイマツはヨーロッパで2番目に多く植栽されている外来種で、高い生産性と良質な材質、乾燥への抵抗性・復元性があるため、気候変動への適応的な種としても注目。 ・ニセアカシアは1601年に導入され、現在は2300万haに分布。	Silva-Pando and Pino-Pérez 2016; Hintsteiner <i>et al.</i> 2018; Lozanova <i>et al.</i> 2019; Nicolescu <i>et al.</i> 2018
ポルトガル	・ <i>Eucalyptus globulus</i> が1850年代に導入され、現在は森林面積の26% (98万ha) をその人工林が占める。	Fernandes <i>et al.</i> 2016; Águas <i>et al.</i> 2017
スペイン	・ <i>Eucalyptus globulus</i> が64万ha植栽。	Viera <i>et al.</i> 2016
イギリス	・1920年代にシトカトウヒが導入され、針葉樹林の52% (82万ha) をその人工林が占める。ニホンカラマツなども植栽。 ・外来種植栽人工林が絵画や文学などに用いられることで、文化的に受容されてきた。 ・森林率の増加は主に外来種植栽人工林によりもたらされてきた。	Peterken 2001; 日本林業経営者協会編 2010; Ennos <i>et al.</i> 2019
フランス	・ベイマツが1999年で33万ha植栽。	日本林業経営者協会編 2010
ノルウェー	・シトカトウヒが1870年代に導入後、5万ha植栽。	Nygaard and Øyen 2017
スウェーデン	・コントルタマツが1970年代から植栽され、52万ha植栽。	Jacobson and Hannerz 2020
合衆国	・1800年代半ばに導入されたユーカリ属などによるバイオエネルギーのための短伐期林は2400万ha。	Vance <i>et al.</i> 2014
アルゼンチン	・最近30年で人工林は5倍の118万haに増加し、亜熱帯林の多くがテータマツ人工林に転換。 ・ <i>Pinus ponderosa</i> (ボンデローサマツ、北米原産) は1970年代から植栽され、7万haを占める。	Trentini <i>et al.</i> 2017; Araujo and Austin 2020
チリ	・ラジアータマツが1881年に砂丘の安定化のために導入。1973年には16万haだったが、政府補助金によって1975年頃から面積が増加し、2009年には150万haとなった。 ・天然林の多くはラジアータマツ人工林によって縮小、分断化された。 ・木材生産量の78%はラジアータマツとユーカリ属の人工林から生産。	Niklitschek 2007; Zamorano-Elgueta <i>et al.</i> 2015; Álvarez <i>et al.</i> 2013; Helilmayr <i>et al.</i> 2016; McFadden and Dirzo 2018
ニュージーランド	・ラジアータマツは2007年で179万ha植栽され、人工林面積の89%、木材生産量の9割を占める。 ・ベイマツも11万ha植栽されている。	日本林業経営者協会編 2010; Simberloff <i>et al.</i> 2010; Heinrichs <i>et al.</i> 2018
中国	・ユーカリ属が1890年代に導入。1950年代から広く人工林として植栽され、2010年には368万ha植栽。	Wu <i>et al.</i> 2015

1960年代のマツ属、ユーカリ属、*Acacia* (アカシア属) の導入樹種林分が消失していった主な理由として、概して病虫害にやられやすく、日本の気象条件に合わなかったことをあげている。

2016年5月の「森林・林業基本計画」では、「多様で健全な森林への誘導」として「再生利用が困難な荒廃農地の森林としての活用」をあげており、荒廃農地での早生樹種等の実証的な植栽等に取り組むとした。一方、2019年12月に公表された「林業イノベーション現場実装推進プログラム」においては、「成長の良い樹種・品種の活用により、林業の時間軸を変え、早く育てて収穫できる林業を実現」するために、「成長の良い早生樹・エリートツリーの活用による保育期間・作業の削減」、「エリートツリー、早生樹等の優良品種の選抜・増産」および「エリートツリー、早生樹等の造林実証」を2025年から普及する工程を描いている。したがって、早生樹等の扱いについては荒廃農地での実証的な植栽から日本の林業の時間軸を変えるための植栽にここ数年で移り変わっている。

林野庁による「早生樹利用による森林整備手法検討調査委託事業」での調査対象樹種は、センダン、コウヨウザン (*Cunninghamia lanceolata*)、チャンチンモドキ、ヤナギ類であり、いずれの種も「成長が速い」ことが選定理由とされている (林野庁 2018)。この4種のうち、コウヨウザンは中国原産の外来種である。

このように日本においても、特に伐期を短縮させるために成長の早い樹種を植栽することが進められており、そのための外来種植栽も念頭におかれている (林野庁 2020a)。生物を人間が移動させることは、自然状態で生物の分布移動を妨げている障壁を容易に突破させ (Hulme 2009)、これは人新世の大きな特徴となっている (Kumschick *et al.*

2015)。木材生産を目的とした外来種植栽は、多くの国で経済的な利益をもたらしているが (Gonçalves *et al.* 2014)、在来種の植栽と比較して生態的および経済的リスクが大きいこともある (Dodet and Collet 2012)。外来樹種の植栽は、植栽木が成長して種子を散布することなどにより、植栽樹種が人工林から逸脱して周辺の天然林や草原に定着し、在来の生態系に悪影響を及ぼす場合に最も問題になり、また、在来の近縁種との交雑により遺伝子攪乱を起こす場合がある (森林総合研究所 2020)。

外来種をすべて排除するのではなくリスクを正しく評価することで、有益なものは上手に利用する必要がある (藤井 2008; 赤坂・五箇 2012)。日本においても外来種を植栽した人工林を造成することが進められようとしているが、すでに国内で植栽されているカラマツ類など国内外来種・外来種や、外来種植栽人工林が造成されている国や地域での現状や課題を明らかにすることで、日本で考えるべき点を明らかにすることができると考える。そこで本稿では、主に針葉樹を対象に、木材生産を目的とした外来種植栽人工林における現状と課題についてまとめた。まず、林業として外来種植栽による利点をまとめた。ついで、外来種を植栽することによって懸念される点をまとめ、外来種植栽についての考え方や考慮すべき点を記した。また、日本で植栽が進められようとしているコウヨウザンについてこれまでの知見をまとめた。

なお、外来種に関する論文に対して、「外来種は悪いという仮説を押しつける狭量で近視眼的な姿勢」や「外来種は悪者という前提から出発し、その見立てに合うテーマしか取り上げない」 (ピアス 2016)、「こじつけを産み出すばかりかその論法がこじつけである侵入種の脅威を取り上げた科学論文」 (トムソン 2017)、仮説確証型の情報処理傾

向に基づく選択的認知（真坂 2013）による論文が多いという指摘もある。本稿で引用した文献での考察や主張が、どのような背景をもって述べられているかまで洞察することはできていない。本稿の読者が、外来種が必要以上に「悪さをしている」と読めた場合、その責は本稿の著者にある。

II. 林業的利点

1. 植栽種の成長

自生種ではなく外来種を人工林に植栽する理由を、表-2にまとめた。林業としての収穫を早くするために自生種よりも成長の良い外来種や、市場で優位的な販売性を持っている外来種などが選択的に植栽されている。また、気候変動に適応できる種として外来種が選択されていることもある。

同じ種を自生地と自生地以外に植栽した際の成長は、後者の方が良好である例が示されている。例えば、*Pinus taeda*（北米原産、テダマツ）によるノースカロライナ（自生地）とブラジル（自生地外）での植栽実験では、ブラジルで良く成長していた（Albaugh *et al.* 2018）。自生地以外で成長が良好であることは、自生地では成長を阻害する草食動物や病原菌が存在していることなどによる（Keane and Crawley 2002；Dickie *et al.* 2014a；Wingfield *et al.* 2015；Liebhold *et al.* 2017；Ashton and Kelty 2018）。しかし、草食動物や病原菌が外来種に対して次第に適応し、結果的には自生地外でも生産性が低下する可能性も推測されている（Wingfield *et al.* 2010；Paine *et al.* 2011；Branco *et al.* 2015）。

劣化地における生態的な森林復元プロジェクトにおいては、自生樹種が優先されているが、復元後の森林による経済性も求められているため（Brancalion *et al.* 2020）、自生種の更新や成長を阻害せず、森林機能の回復を早めるのなら、早生の外来種による森林復元も潜在的代替策とされる（Lamb *et al.* 2005）。

2. 成長や材質を確保・改善するための研究

自生樹種人工林と同様に外来樹種人工林においても、成長に及ぼす要因解析（イタリアでのベイマツ、Corona *et al.* 1998）や成長モデルの改善（チリやニュージーランドでのラジアータマツ、Watt and Trincado 2019）など、成長促進や材質・収量向上に向けた研究が実施されている。ラジアータマツは、材質の改善のための育種が1950年代から世界中で進められた結果、現在多くの国で植栽されている（Burdon *et al.* 2017）。

また、遺伝解析により原産地を推定することで、原産地の気候を基にした生育適地の気候ニッチモデルを改善し、将来的な気候変動下でも木材生産機能を確保することも目

指されている（ヨーロッパのベイマツ、van Loo *et al.* 2019）。このように、林業としての経済収益性を考慮した技術開発は、自生種と外来種の区別なく実施されている。

北海道での「国内由来の外来種（我が国に自然分布域を有している〔在来種〕が、その自然分布域を越えて国内の他地域に導入された生物種。環境省 2019）」であるカラマツと *Larix gmelinii* var. *japonica*（グイマツ：千島系、サハリン系）の人工交配によるグイマツ F1 雑種の育種なども実施されている（石塚 2017；石塚ら 2019）。

III. 自然環境等へ懸念される点

本稿では、外来樹種人工林の課題として、植栽種自体が及ぼす影響を中心とする。外来種導入によって付随する課題（例えば、外来植栽種の病害虫も一緒に導入されてしまうこと、Paine *et al.* 2011；Franić *et al.* 2019）もある。スギ赤枯病・溝腐病は、明治時代にラクウショウ（*Taxodium distichum*）やイトスギ属（*Cupressus*）などが合衆国から導入された際に苗木について日本に持ち込まれたものと推測されている（鈴木 2004a）。本稿では紙幅も限られているため、植栽した樹種の逸出とそれに伴う影響、その要因として考えられていること、および植栽された人工林での機能面への影響に主に焦点をあてる。

1. 植栽した樹種の逸出とそれに伴う影響

1) 逸出の実態

植栽された樹種が必ずしも広範囲で生態系や経済活動に影響を及ぼすわけではなく、新たな生育地で広域に分布するようになるには、輸送（意図的・非意図的にかかわらず人間によって散布体が地理的な障壁を越え分布域の外に持ち出される）、導入（侵入先に輸送された散布体が人間の管理下から逸出する）、定着（導入された場所において人間の管理下でない環境で生存・繁殖し、自律的に個体群を維持する）、拡散（自律的な個体群が導入された場所から十分に離れた場所に分散し、新しい環境においても自律的な個体群を形成する）の侵入段階を経る必要がある（赤坂・五箇 2012）。定着や拡散の段階にまで到達せず、また将来的にも到達しないのであれば大きな問題になることは少ないと思われる。しかしながら、自然保護区周辺のように、場所によっては導入段階でも問題となる場合もある。

多くの外来種で植栽地以外への逸出が確認されている。侵略的外来種の世界的リストのうち、62%が園芸、13%が林業、10%が食料、7%がアグロフォレストリーで用いられている種である（Richardson and Rejmánek 2011）。ヨーロッパの侵略的外来高木種 73 種のうち 28 種は林業に用いられ

表-2. 人工林に外来種を植栽する理由

- ・自生種は成長が悪い木材生産に向かず、自生種より早く成長する外来種があるため。
- ・自生種では、種子の採取や貯蔵の方法、発芽に関する情報、苗木の生産方法、森林としての管理方法などがよくわかっていないものの、主要な外来植栽種は良く研究されており、このような情報が把握されているため。
- ・自生種の採種が難しく、遺伝的に改良された外来種は種子の入手が容易なため。
- ・新規の植林が求められている草地や低木林、劣化地でも、良く定着する外来種が多いため。
- ・市場がマツ属やユーカリ属のような知名度の高い種を好んでいるため。
- ・自生種が病害虫の影響を受けやすく、採算性がないため。
- ・気候変動による将来の生理的ストレスや攪乱に対し、森林としての抵抗性を高めるため。
- ・多数の自生種ごとによる造林技術体系を単純化し、作業生産性を高めるため。

Richardson 1998；Dickie *et al.* 2014a；Bauhus *et al.* 2014；Ashton and Kelty 2018 を改変。

る樹種である (Rejmánek and Richardson 2013)。マツ科 232 種のうち 60 種が、ヒノキ科 142 種のうち 26 種が植栽地から逸出しており、林業で用いられるマツ科やヒノキ科の種は、観賞用や他の目的で導入される種よりも逸出確率が高い (Essl *et al.* 2010)。特に、南アフリカ、ニュージーランド、オーストラリアは、外来種植栽人工林の面積が広く、逸出が古くから記録されている (Dodet and Collet 2012)。

マツ属とユーカリ属は世界の木材産業で最も重要な二つの属であるが、逸出に関しても良く研究されている (Calviño-Cancela and van Etten 2018)。マツ科の中では、林業に用いられる種は用いられない種よりも野生化・定着化しやすく (Essl *et al.* 2010; Howell and McAlpine 2016)、世界の多くの地域で逸出しているのはペイマツ、ついでラジアータマツとされる (Essl *et al.* 2010)。ペイマツは、アルゼンチン、オーストラリア、ブルガリア、チリ、ドイツ、イギリス、ニュージーランドなどで定着や拡散が確認されている (Richardson and Rejmánek 2004)。ラジアータマツは、ニュージーランドでは隣接する森林保護区に定着・拡散し (Sullivan *et al.* 2006)、南アフリカではテードマツ (北米原産)、*Pinus patula* (メキシコ原産)、*Pinus elliottii* (北米原産) を含め、295 万 ha に定着・拡散している (Simberloff *et al.* 2010)。*Pinus contorta* (北米原産、コントルタマツ) は、ニュージーランドでは樹木限界よりも 200 m 上の高山植生に定着 (Essl *et al.* 2011; Tomiolo *et al.* 2016)、スウェーデンでは植栽林分から 15 m 以内に天然更新の 78% が分布し、最も遠くに更新した距離は 120 m (Jacobson and Hannarz 2020)、チリでは浸食コントロールのために導入されたが森林とステップ草原への定着 (Langdon *et al.* 2010; Franzese *et al.* 2017) などが報告されている。

一方で、ヨーロッパでは外来針葉樹が侵略性 (侵入先での分布拡大や生態系への影響の程度、赤坂・五箇 2012) を示していないこと (Carrillo-Gavilán and Vilà 2010) や、ニュージーランドでも多くの外来針葉樹で逸出は少ない (Howell 2019) という評価もある。

海外に植栽された日本の樹木も、逸出している例が報告されている。ワシントン州に植栽されたシラビソやアカマツは枯死し定着しなかったが、1895 年にマサチューセッツ州に植栽されたクロマツは成長し、1930 年代までに 3 代目まで世代が更新している (Mortenson and Mack 2006)。1840~1860 年代にヨーロッパに導入されたスギ、カラマツは自然化 (野生で自律的に個体群を維持する外来種) しているが、ヒノキは自然化しておらず、ニュージーランドでのカラマツ、アカマツは、種子源からの近くのみで短期間生存している (Howell 2019)。大西洋のアゾレス諸島に植栽されているスギの逸出も記録されている (Richardson and Rejmánek 2004)。

2) 逸出の影響

外来種植栽人工林からの逸出が、地域の植生や生物相、水文や養分循環などの生態プロセスに負の影響を及ぼしている例も多い (Richardson 1998; Paritsis and Aizen 2008; Bremer and Farley 2010; Simberloff *et al.* 2010; Ennos *et al.* 2019)。チリでは人工林からの拡散により形成されたラジ

アータマツのパッチと自生種によるパッチにおける自生種の播種試験では、定着した自生種数は自生種によるパッチで多いことが示されている (Becerra and Montenegro 2013)。

イベリア半島北部でラジアータマツ老齡人工林の皆伐によって自生種による植生回復を試みたが、外来種であるハリエンジュが更新した (Alday *et al.* 2017)。アルゼンチンではコントルタマツやペイマツの人工林を皆伐して自然植生回復を期待したものの外来種が特に湿潤地では繁茂した (Torres *et al.* 2018)。ニュージーランドでのコントルタマツの定着は外生菌根菌相の変化をもたらし、定着個体を除去しても自生植生が戻りづらくなっている (Dickie *et al.* 2014b)。この 3 編の論文について、自生種人工林でも同じ結果が示されるかは不明である。

逸出した外来種の負の影響をふまえて、植栽を避けることが奨励されている例もある。ノルウェーでも *Picea sitchensis* (北米原産、シトカトウヒ) 人工林の種子による稚樹は放棄草地への年 0.8~4.4 m 拡大しており (最大 996 m)、自然保護区の 20 m 以内では植栽しないことが推奨されている (Nygaard and Øyen 2017)。また逸出した後に自生地以外で他の植物に及ぼす影響は、自生地での影響よりも大きい場合もある。コントルタマツが逸出することでは、自生地 (合衆国) よりも自生地以外 (アルゼンチン、チリ) で下層植物種数の減少や種組成の変化が大きい (Taylor *et al.* 2016)。*Pinus elliotti* は自生地 (合衆国) よりも自生地以外 (ブラジル) で逸出して高密度に更新することでリター供給が多く、下層自生種の生育が抑制される (Brewer *et al.* 2018)。

北海道には自生しないカラマツも、林業樹種として重要な位置を占めており (志賀ら 2015)、天然更新施業も期待されている (中川 2014)。カラマツは北海道の外来種リスト「北海道ブルーリスト 2010」(北海道 2010) によりカテゴリ B (導入され、定着しているが、影響が報告あるいは懸念されていない) で国内外来種に選定されているが、施業上必要な場合は植栽して問題ないとされる (森林総合研究所 2020)。一方で、自然公園に人工林から拡散しており、自生するカンバ類やヤナギ類の加入、生存、成長に負の影響を与えている (Akasaka and Tsuyuzaki 2009)。導入されたカラマツで、カラマツヤツバキクイムシ、ニホンカラマツヒラタハバチ、エゾヤチネズミなどの発生や被害に関連した生態系への影響も無視できないだろう。また、北海道のスギは、「北海道ブルーリスト 2010」では、カテゴリ A3 (定着しており、生態系等への影響が報告または懸念されている外来種) で国内外来種として記載されている (北海道 2010)。生態系や農林水産業への影響は不明であるものの、花粉症の原因植物として懸念されている。

外来種植栽からの侵入により、生態のプロセスが変化する例も報告されている。チリで *Nothofagus glauca* 林に定着したラジアータマツは、その優占度に比較して蒸散量が大きく (White *et al.* 2020)、南アフリカでは、人工林から逸出した種 (アカシア属、ユーカリ属、マツ属) は土壤水分を減少させ、山火事頻度を増加させている (van Wilgen *et al.* 2001; Dodet and Collet 2012)。また、外来種植栽人工

林から草地への定着は草地での山火事頻度を低下させるが、より強度の火事を誘発する可能性がある (Mandle *et al.* 2011) など、地域の自然攪乱プロセスが変化する例もみられている。

2. 逸出の要因

Pyšek *et al.* (2020) は、侵入を説明する要因として、種の形質 (成長戦略、繁殖力など)、場所の特徴 (温度や攪乱など)、関連するイベント (散布体圧や侵入後経過時間など) とそれらの相互作用で説明している。植栽から保育、収穫までの人工林施業の特質と導入から定着・拡散に関連して、この要因別に解説する。

1) 種の特質

侵略性のある種が持つ主な特性は、容易な定着、早い成長、高い次世代形成力、攪乱からの早い回復力とされる (Rejmánek and Richardson 1996; Dodet and Collet 2012; Ashton and Kelty 2018; Jelbert *et al.* 2019)。林業における外来樹木植栽で逸出が多い理由としては、前述のように成長が早い外来種を植栽することがまず挙げられる (表-1, Richardson 1998; Lamarque *et al.* 2011)。外来種のマツ属は多くの国で植栽されているが、逸出しやすいマツ属の形質としては、種子重が軽い、結実到達年数が短い、結実間隔が短いことがあげられている (Richardson 1998)。例えば、ラジアータマツは5年で繁殖可能であり (Calviño-Cancela and van Etten 2018)、繁殖開始齢の早さはその後の侵入可能性に大きく影響する (Deus *et al.* 2019)。外来種を植栽することは意図的導入 (外来種を人為によって自然分布域外に意図的に移動または放出すること。環境省 2019) に相当し、意図的導入ではその生物を利用するための繁殖の良い個体を人為的に選択していることが多く、このことが侵略性をより高めている可能性がある (Águas *et al.* 2017; 江川 2019)。このように、種の生活史説明はその管理や導入の判断にあたって重要である。

一方、多くの植栽候補種の中から導入する種を決める要因としては、木材資源としての有用性が決定的であるため、種の形質よりも導入地での気候との適合性の方が侵入可能性に影響するのかもしれない (McGregor *et al.* 2012a)。

また、これらの種の形質と侵略性の関係が当てはまらない例も示されている。マツ属では種子重の小さい種ほど野ネズミ類に捕食されやすいため、種子重が軽いほど侵入性が高いという関係はみられないこと (Moyano *et al.* 2019)、自然化した外来木本種と自然化しない外来木本種の耐陰性に違いはないこと (Feng and van Kleunen 2014) などが明らかにされている。Nunez-Mir *et al.* (2019) は、合衆国での外来木本種で侵略性のある63種の形質を侵略性のない794種と比較したところ、侵略性のある種は、ツル性が多く高木種は少ないこと、栄養繁殖種と長距離種子散布種 (水、鳥、哺乳類) で多いことを明らかにしている。種の形質に加えて、気候、土地利用前歴、保育管理 (Brockerhoff *et al.* 2013; 真坂 2013) などを含めた様々な条件や、侵入の成功を説明する様々な要因 (例えば、攪乱、ニッチの空白、天敵解放、資源利用可能性の変動、散布体圧など) (Lamarque *et al.* 2011) のほか、他感物質 (Batish

et al. 2008; Zhang and Fu 2009; Zhang *et al.* 2010; Yang *et al.* 2016) などの組み合わせが侵入の段階の進行に影響しているのだろう。例えば、フランスでも草原への侵入速度や草原での個体群成長率は外来種 *Pinus nigra* の方が自生種 *Pinus sylvestris* (ヨーロッパアカマツ) より早く (Boulant *et al.* 2009)、それらは競争環境 (Xiao *et al.* 2016) や天敵 (食植者) (Keane and Crawley 2002) からの回避によることが示唆されている。

2) 場所の特徴

定着の成功は、侵入する種の特性だけではなく侵入される場所の影響も受ける (赤坂 2010)。特に人工林での施業は、伐採による頻繁で強度な林冠攪乱や、外来種の散布コリドーともなりうる路網、路網による分断化と交通量の多さにより、外来種の侵入性を高める特徴を合わせもつ (Harrison *et al.* 2002; Dodet and Collet 2012; Becerra and Simonetti 2013; Águas *et al.* 2017)。

3) 関連するイベント (散布体圧と侵入後経過時間)

散布体圧 (Propagule pressure) とは一度の機会に持ち込まれた個体・散布体の数やその機会の回数で示され (赤坂・五箇 2012)、散布体圧仮説とは大量に繰り返し持ち込まれるほど定着に成功し侵略性も高いという、外来種に関する一般性の高い仮説である (Simberloff 2009; 赤坂 2010)。種特性にかかわらず散布体圧が大きくなればなるほど定着する確率が高まると予想され、種特性よりも散布体圧の方が侵入成功をうまく説明できる例もある (下野 2018)。実際、外来種の植栽面積が外来種の特性よりもその自然化に重要な要因となっている研究も多く (Pyšek *et al.* 2009; Essl *et al.* 2010; McGregor *et al.* 2012a; Procheş *et al.* 2012; Howell 2019)、ヨーロッパで外来樹木の侵入が多いことは、17世紀から続く高い導入圧や大面積植栽を反映しているとされる (Wagner *et al.* 2017)。

侵入後経過時間 (Residence time) は、侵入先に持ち込まれてからの期間で (赤坂・五箇 2012)、逸出する確率や逸出した後に自律的な個体群を形成する確率に正の影響を与えている (Pyšek *et al.* 2015; 赤坂・五箇 2012)。特に林業では、気象や土壌の幅広い傾度を持つ広大な面積に、複数回植栽されるのが一般的であり (Richardson *et al.* 2004)、長寿命の樹木を植栽し育成することによる産業であるため、散布体圧と侵入後経過時間は密接に関連する (Simberloff *et al.* 2010; Stanturf *et al.* 2013; Nuñez *et al.* 2017)。このように、種の生物学的な特性や他の社会経済的な要因とも複雑に関連している (赤坂・五箇 2012)。

3. 植栽された人工林での機能面への影響

外来種人工林での機能面への影響の中で、土壤水分と下層植生に焦点をあてて解説する。

1) 土壤水分への影響

一般的に、樹木の高い成長速度は蒸散量の多さに関連しており、ブラジルのユーカリ属 (Ferraz *et al.* 2013, 2019) やニュージーランドでのラジアータマツ (Richardson *et al.* 2004; Dodet and Collet 2012) は、土壤水分に強い負のインパクトを及ぼしている。一方で、ユーカリ属では樹冠遮断量の低いことが蒸散量の多さを相殺するため、土壤水分

へのインパクトが緩和されている (Salemi *et al.* 2013 ; Vance *et al.* 2014) など、その評価には議論が続いている。

2) 外来種植栽人工林内での下層植生への影響

真坂 (2013) や Piwczynski *et al.* (2016) が指摘しているように、外来種植栽の結果による影響なのか、植栽樹種によらず人工林化による影響なのか、また土壌などの環境条件による影響なのかに留意すべき点はあるが、外来種植栽人工林での下層植生とその影響に関する研究は多い。

チリのラジアータマツ人工林では、自然林と比較して自生種数は多いが、その種組成は自然林とは異なっていた (Heinrichs *et al.* 2018)。同じくチリで、ラジアータマツやベイマツの人工林と *Nothofagus dombeyi* 天然林における出現種の種構成を比較すると、下層植生の両森林タイプ間の類似度は、甲虫や鳥類のそれよりも低く、他の生物群よりも影響を受けやすい (Paritsis and Aizen 2008)。オーストラリアでは、ユーカリ属の自然林をラジアータマツ人工林に転換したことで、疎だった林冠が閉鎖して密となり下層植生の種組成が変化している (Meers *et al.* 2010)。なお、この3編の論文は、外来種植栽人工林と自生種植栽人工林での比較はしていない。

また、外来種植栽人工林と自生種植栽人工林の比較では、自生種植栽人工林で外来種植栽人工林よりも下層植物種数の多いことが多く (Bremer and Farley 2010)、それは自生種植栽の方が外来種植栽よりも、地域の生態プロセスを維持し、下層自生種のハビタットを供給することによる (Davis *et al.* 2012)。スペインの地衣類にとって、自生種の *Pinus pinaster* (カイガンショウ) は *Eucalyptus globulus* よりも好適なハビタットである (Calviño-Cancela *et al.* 2020)。

一方、コントルタマツは、もともとの植栽地から広がって多くの南半球の国で定着しているが、50種以上の自生種が亜高木層を形成しており、自生種の更新を妨げてはいない (Howell and McAlpine 2016)。このように、人工林に植栽された外来種が定着した結果、自生種のハビタットを形成している場合もみられる。

IV. 外来種植栽を導入するにあたり考慮すべき点

1. 外来種に対する考え方、ノベル・エコシステム

1) 外来種に対する考え方

外来種自体をどのように考えるかについては、広範な人間活動や気候変動の影響を踏まえて盛んに議論されている。植物種の自然分布は、気候と土壌によってほぼ規定されるが、外来種の考え方はその分布域の国境によって示される (Ashton and Kelty 2018)。トムソン (2017) は、外来種にまつわる五つの神話として、「外来種による侵入が生物多様性を損ない、生態系の機能を失わせる」、「外来種は私たちに多額の損失を与える」、「悪いのはいつも外来種」、「外来種はわたしたちを狙って野をうろついている」、「外来種は悪者、在来種はいい者」をあげている。外来種は侵略性のある種にもなりうるが、すべての外来種に侵略性があるわけではなく (Ashton and Kelty 2018)、外来種によるリスクを否定する論文も1990年代以降増加している (Ricciardi and Ryan 2018)。Ashton and Kelty (2018) は、ユー

カリ属を植栽することによる問題は、半乾燥地での過度の水分利用、土壌養分レベルの低下、野生生物のハビタットとして好適ではないとされるが、これらはユーカリ属であることや外来種であることによりもたらされるのではなく、水分や養分をよく利用し、密な根を持ち、高い生産性を持つ種であればもたらされる事象であると指摘している。これらの事象は自生種を植栽しても起こりうるため、集約的な人工林管理自体で起こることと外来種を植栽することにより生じることを分けて議論すべきであろう。ブラジルに植栽されたユーカリ属が自生種の天然更新や成長に及ぼす負の影響は、外来種であるユーカリ属が植栽されたという影響よりも、伐採や搬出のシステムや landscape 構造、土壌、気候などの方が大きく影響している (Brancalion *et al.* 2020)。さらに、人工林に生育・生息する生物は、植栽種が外来種であるかよりも林分構造に影響されるという指摘もある (Oxbrough *et al.* 2012 ; Hanzelka and Reif 2016 ; McFadden and Dirzo 2018)。

外来種のインパクトを定義することは、外来種による生物多様性や生態系の変化へのより深い理解を促進し、異なった分野の研究者間や政策決定者、市民、メディアなどで効果的な議論を深めることにもつながる (Jeschke *et al.* 2014 ; Ricciardi *et al.* 2017)。日本で人工林に外来種を植栽するにあたっては、外来種であることやその影響についての広範な議論が必要であろう。

2) ノベル・エコシステム

人為による土地改変や人為影響によりもたらされる気候変動により、地球の大半は人為による影響をすでに受け、今後も進行することが想定されている。人為的土地利用の改変や外来種の導入、気候変動によって過去にみられていない種の組み合わせによる生態系 (ノベル・エコシステム、Hobbs *et al.* 2006 ; Lindenmayer *et al.* 2015) を考える視点が提唱されている。

耕作放棄地は、自生種と外来種の植栽や逸出により混交したノベル・エコシステムになりやすい (Campagnaro *et al.* 2018 ; Sitzia *et al.* 2018)。ヨーロッパの耕作放棄地では、樹木の更新が進まずシダ類やイネ科草本が覆うことが多いため、自生二次林復元のために早生で山火事に耐性がある外来種を植栽することがある (Ashton and Kelty 2018)。例えば、チェコ (Zeidler *et al.* 2018) やフランス (Boiffin *et al.* 2017) でのベイマツ)。イベリア半島北部では、1950年代、耕作放棄地に早生で回帰の短い人工林造成として主にラジアータマツが植栽された (Alday *et al.* 2017) が、最近の材価低下で人工林の収益性が悪化したため放棄されている林分も多い (Onaindia *et al.* 2013)。このように管理放棄された外来種植栽人工林からの逸出とその影響も課題となっている。

林業において、人工林をノベル・エコシステムとしてどのように考えるか (Murcia *et al.* 2014 ; Lindenmayer *et al.* 2015 ; Lugo 2015) は、日本ではほとんど議論されておらず、気候変動や人工林の配置、森林機能区分等からも議論する必要がある。

2. アセスメント

持続可能な森林管理の主な目的には、経済的生産性を維持しながら植栽種の生態的リスクを下げることも含まれる (Calviño-Cancela and van Etten 2018)。外来種を導入するには、林業的な大規模植栽の前に、脆弱な生態系への侵入とそれによる改変、病害虫の発生、自生近縁種との交配など、生態的なリスク評価が必要である (Dodet and Collet 2012; Felton *et al.* 2013; Branco *et al.* 2015; Quinn *et al.* 2015; Nunez-Mir *et al.* 2019)。植栽種が定着した後に侵略性が判明しその対策をとるには、労力的・経済的なコストが非常に高まっている。例えば、ニュージーランドの高山帯では、定着・拡散したコントルタマツやラジアータマツを多額の費用 (約 7 億 7 千万円/年) をかけて除去しており (Ministry for Primary Industries 2014, 2021)、南アフリカでは外来種の植栽を促進する一方で、これらを除去する資金を政府が支出している (Bennett and Kruger 2013)。

外来種の潜在的な侵略性とインパクトを植栽前に評価するために、外来種の導入の可否を判定するツールが開発されている (Pheloung *et al.* 1999; Bindewald *et al.* 2020)。

しかし、このような評価ツールも、改善が必要とされている (Flory *et al.* 2012; McGregor *et al.* 2012b)。Bindewald *et al.* (2020) は、ドイツにおけるベイマツなど外来高木種 4 種について、六つのアセスメントツールを適用して評価したところ、評価に用いる基準の重みや分類が異なること、定量的な侵入データが不足していることなどにより、ツールごとのリスク評価結果には大きな違いが生じていることを示した。多くの侵略植物リスクアセスメントは原産地の気候との適合性が主で、今後のツールの開発には他の環境属性や散布体圧も加えて評価することが必要とされる (Essl *et al.* 2011; Hulme 2012)。さらに、現状では侵入リスクが低いと予測されている種が、気候変動や育種等の遺伝的改良による新しい遺伝型でも、低リスクが維持されるかは保証されていない (Quinn *et al.* 2015)。よって、種特性の解明とともに、ツールの改善が必要とされている。

樹木の侵略性は、長寿命であること、複雑な長期動態を考慮する必要があること、長寿命シードバンクや長距離分散なども考える必要があることから、不明な点が多い (Flory *et al.* 2012; Nunez-Mir *et al.* 2019)。樹木の侵入はゆっくり進行することが多く、急速な拡大には時間がかかることがある (van Wilgen and Richardson 2014; Calviño-Cancela and van Etten 2018)。実際、南アフリカ、オーストラリア、ニュージーランドでは、園芸や小規模林業からの侵入は当初は大規模に発生しなかったが、人工林の大規模化の 20~30 年後に定着・拡散が顕著になった (Simberloff *et al.* 2010)。侵入への一般的な関心は、コントロールが困難となり対策コストがかかる段階になってから向けられてきた (Wangen and Webster 2006) ため、導入段階の初期から空中写真・衛星画像・現地調査などによるモニタリングが必要であり (McGregor *et al.* 2012b; Dodet and Collet 2012; Nuñez *et al.* 2017)、さらには種の分散特性に応じた調査方法開発 (Kotze *et al.* 2019) など必要である。

このように侵略性を評価した上で植栽を判断すること

が、逸出を防ぐ最初の防衛線で最も経済性が高い手段とされる (Gordon *et al.* 2011; Dodet and Collet 2012; Vance *et al.* 2014; Ashton and Kelty 2018)。それでも外来種を植栽する必要がある際には、種子生産しない (例えばクローン)、または少ない個体が推奨されている (Dodet and Collet 2012)。

また、外来種植栽による予期せぬ侵略性の発現を含め、他の意図しない負の環境、経済、健康インパクトは無視されるべきではなく、林業者、行政、環境グループ等での同意を得る努力が必要である (Quinn *et al.* 2015)。日本での 1950 年代にも「外国樹種導入の現状はようやくして明治以来導入試植されたものの成績が判明しつつあるという段階」とまとめられている (草下 1958)。このような点も踏まえて、外来種の導入には、上記のようなアセスメントツールの使用や改善に加えて、野生化の実態調査や播種実験によってリスクを最小限にすること (Deus *et al.* 2019; Ennos *et al.* 2019)、新たな導入種は 1 回帰または安全性や優位性がテストされるまでは注意深く用いられるべきであること (Ashton and Kelty 2018; Ennos *et al.* 2019) が必要とされる。さらに、マツ属やアカシア属をモデル種として研究が進んでいるが、研究されていない種の方が多く (Dodet and Collet 2012)、様々な条件下での外来種管理に有効な情報を常に提示できるほど進んでいない (赤坂ら 2014)。どのような種が導入できるかのアセスメントは、侵略性についての評価に加え、土壌や水分への影響、食植者耐性などを含めた評価の上で判断することが必要であろう。

3. 気候変動

イギリスでは、気候変動下でも森林の生産性を維持し、より多様で回復力のある森林を造成するために、現在広く植栽されているものの気候変動により病害虫等の影響が懸念されている外来種 (シトカトウヒ) 人工林を他の外来種人工林に転換する必要性が議論されている (Ray *et al.* 2015; Ennos *et al.* 2019)。補助的移住 (assisted migration) とは、気候変動に適応するために種の分布移動を予め人為的に補助することであり、もともとは気候変動による分布域の縮小や消失により絶滅が危惧される生物の保全策として実施されてきた (McLachlan *et al.* 2007)。ラジアータマツは、原産国では生育地が限られた絶滅の危機に瀕していた種であるが、林業者のおかげで地球上にはほかにも生育できる場所がたくさんあることを発見し世界的な外来植物になったとされる (トマス 2018)。最近では林業での植栽種も特に収益性を維持するためにこの議論に含まれている (Aubin *et al.* 2011; Pedlar *et al.* 2012; Boiffin *et al.* 2017)。例えば、ヨーロッパにおけるベイマツは、自生種よりも夏季の乾燥への耐性が高いことから林業での気候変動適応上の重要な種とされている (Hintsteiner *et al.* 2018)。アイスランドやデンマークで、*Abies lasiocarpa* (北米原産、ミヤマババルサム) をクリスマスツリーとして生産するために原産地別の死亡率等を算出する (Skulason *et al.* 2018) など、外来種が植栽されている人工林においても、どの原産地からの導入されたのかは、気候変動適応の面から重要な意味がもたれている (Hintsteiner *et al.* 2018)。

一方、ベイマツの気候変動による生育適地の分布予測を

原産地（合衆国）と導入地（ヨーロッパ）で実施したところ、導入地での気候への反応が自生地と異なっていたため予測できなかったことから、補助的移住に用いる種は適切に選ばれる必要がある（Boiffin *et al.* 2017）。気候変動への適応策として、外来種が自生種より高い能力を持つかは種や状況によるため（Ennos *et al.* 2019）、林業における補助的移住として自生種を外来種に転換して導入することは、自生種の異なった遺伝型で適応するよりも十分な検討が必要とされる（Sgró *et al.* 2011；Hagerman and Pelai 2018）。

4. 侵入管理

1) 施業による管理

林業は、外来種を植栽することでその侵入をもたらしている場合もあるが、施業を工夫することによってその対策もできる（Sitzia *et al.* 2016）。例えば、逸出を防ぐために、植栽地をまとめる、林分の境界長を短くする、早期の林冠閉鎖により安定的な植生を維持する、火入れ・下刈り・除草剤などで管理する（Dodet and Collet 2012）、などがこれに含まれる。オーストラリアで定着・拡散したラジアータマツをコントロールするために、除去、環状剥皮、薬剤散布が実施されている（Williams and Wardle 2007）。しかし、侵入した樹木を除去することが、自生植生へ大きなインパクトとなることや他の非自生種のハビタットとなることも懸念されている（Sapsford *et al.* 2020）。

2) 林齢による管理

外来種を人工林に植栽する主目的は、前述のように早い成長による収穫までの期間の短縮にあることが多い（表-2）。収穫のための伐採が繁殖開始よりも前なのか否かも散布体圧に影響する（Pyšek *et al.* 2009；Águas *et al.* 2017）。一方、管理放棄や伐期延長は侵入リスクを高め（Fernandes *et al.* 2016；Calviño-Cancela and van Etten 2018）、収益性には負の影響を及ぼす（Calviño-Cancela *et al.* 2012）。

生物種のハビタットとしての外来種植栽人工林は、短伐期であるために耐陰性種が定着する時間が不十分だが、伐採回帰年を長くすることによる林分の成熟と林冠閉鎖は下層植生で自生種が増加する（ニュージーランドやチリのラジアータマツ、Allen *et al.* 1995；Brockhoff *et al.* 2003；Heinrichs *et al.* 2018、アルゼンチンのテーダマツ、Trentini *et al.* 2017）。このように伐期の延長は、植栽種の繁殖開始とその後の逸出リスクを増加させるとともに生物のハビタットを供給するキーとなるため、その人工林が果たす機能のトレードオフを考える上での重要な視点を提供する。

V. コウヨウザン

外来種であるコウヨウザンは日本での産業的な植栽が開始されている。コウヨウザンは、主に中国で1,700万ha植栽され、中国の人工林の24%、世界の人工林の6%を占めている（FAO 2015）。中国での主要林業樹種であることから、安徽省での林分密度管理図作成（Tang *et al.* 2016）、25年伐期での保育間伐様式（Cheng *et al.* 2017）、湖南省での地位指数モデル作成（Zhu *et al.* 2019）などの育林研究に加え、斜面位置によるアーバスキュラー菌根相の群集解析（Xu *et al.* 2020）、林分密度と土壤微生物群集の解析

（Wang *et al.* 2019）など、人工林における生態的研究も実施されている。また、実生の耐陰性は弱く全天下で最適な成長を示すこと（Liu *et al.* 2018）、湖南省では直径成長のピークが4月と8月の年2回にあること（Huang *et al.* 2019）、気候変動による天然分布と生産性の適地は北方へシフトすること（Lu *et al.* 2015, Li *et al.* 2020）、成長は土壤窒素によって規定されていること（Tong *et al.* 2020）などが明らかにされている。

一方、中国でのコウヨウザンは、更新の失敗と生産性低下が課題とされている（Bi *et al.* 2007；Chen *et al.* 2014）。更新に関しては、根から滲出するフェノール類や環状ジペプチドによる他感物質が土壤微生物相を変化させ（Kong *et al.* 2008；Xia *et al.* 2016）、コウヨウザンの発芽（Huang *et al.* 2000）および天然更新や植栽後の成長（Zhang 1993；Chen *et al.* 2014）を抑制すること、コウヨウザンの厚いリターがコウヨウザン実生の発生や生存を抑制すること（Liu *et al.* 2017）、などが明らかにされている。また、2代目以降の人工林で収量の減少があり、収穫や火入れによる土壌養分減少や物理的劣化、葉の分解や養分循環の遅さ、土壌生物の減少などが原因とされている（Bi *et al.* 2007）。このような収量減の要因としても、葉よりも根から多く生産される他感物質の環状ペプチドやリン脂質脂肪酸（Chen and Wang 2013；Chen *et al.* 2014）が根と土壤微生物に影響すること（Xia *et al.* 2015；Wu *et al.* 2017）が報告されている。2代目人工林は1代目人工林よりも根が大きく、土壌から養分や水分をより利用すること（Tian *et al.* 2011）、1代目から3代目になるにつれ土壤微生物、特に群集多様性と代謝活動の低下によってマイクロ生態系の不均衡を悪化させること（Wu *et al.* 2017）も報告されている。実際に他感物質として作用していることを完璧に証明した研究は少なく（藤井 1990）、また、日本ではその影響に関する実証的な報告はほとんどないが、コウヨウザンでは根などからの他感物質が原因の一つとされている。

これらを改善するために、自生広葉樹の *Michelia macclurei* との混植（Xia *et al.* 2016, 2019）や、コウヨウザン単純林から針広混交林への誘導（Liu *et al.* 2018）も提案されている。磯田・山口（2019）によれば、中国では萌芽は最初の2年ほどは勢よく成長するものの、年数が経つと成長が著しく低下するために、萌芽更新は行われていない。また、土地生産性を維持するためには現在の20～25年伐期を30年以上にすること、2代目までとすることも提案されている（Selvaraj *et al.* 2017）。早生樹林業を考えた上では、2代目以降も1代目と同様の同じ成長が期待できるかは重要な視点であるが（Gonçalves *et al.* 2014）、コウヨウザンの中国での成長の低下等が日本でも同じように発現するのかは現時点では不明である。広く知見を集積した上で本格的な導入の是非や植栽可能地を検討する必要がある。

Feng and van Kleunen（2014）によれば、アジアから100年以上前にヨーロッパに導入された木本種について、ニワウルシは25カ国・地域で自然化しているのに対し、コウヨウザンは自然化しておらず、「非自然化」の樹種に分類

されている。

林野庁 (2018, 2019) では、それぞれ 18 件および 19 件のコウヨウザンに関する資料や文献について、林分構造、成長、生育適地、造林特性、種子形質、材質、遺伝的特性、萌芽能力などが要約されている。また、林野庁 (2018, 2019) では、既存植栽地や実証的植栽地における、成長や食害、植栽コスト等をまとめている。近藤ら (2020) は、適地ではスギの約 2 倍の林分材積を示すことを明らかにし、生産目標に応じた多幹性の管理について触れている。このように、日本でのコウヨウザンに関する研究は、成長や活着、苗木造成に関する知見を集積してきた。一方、周辺環境や林内環境にコウヨウザンが及ぼす影響については、表土移動量についてコウヨウザン人工林での急傾斜地でも物質移動レートの絶対量は低いこと (渡邊ら 2018)、林内ではコウヨウザンの実生更新はほとんどみられず、林外の日当たりの良い場所で芽生えがみられるがその後大きくなるのはあまり多くないこと (森林総合研究所林木育種センター 2021) と報告されているが、これら以外 (例えば、下層植生や土壌水分などの変化) については現時点では明らかにされていない。また、日本でのコウヨウザンはニホンノウサギやニホンジカによる食害が多く報告され (林野庁 2020a, b; 鶴川ら 2020)、被害の発生が想定される場所ではその防除が必要となっている。1950 年代の外国樹種導入にあたっては、「他国からの導入には気候風土の相違或いは諸被害に対する抵抗性、とくに新 (た) な病虫害の発生危険等特殊な因素が宿命的に伴うことは当然予想せねばならないことであり、今後の導入対策にはこの種特殊因素を充分考慮に入れて樹てられなければならないことは云うまでもない」と指摘されていた (大和田 1957)。現在においても、コウヨウザンを植栽した場合の活着や成長 (近藤 2017; 近藤ら 2020; 林野庁 2020a; 森林総合研究所林木育種センター 2021) のみならず、防除コストを含めた収益性を考えた上で、導入および大規模な展開の是非が検討されるべきだろう。

VI. お わ り に

外来種については、生物多様性国家戦略 2012~2020 による日本の生物多様性の危機の中で「第 3 の危機 (人間により持ち込まれたものによる危機)」としてあげられている。2004 年公布の「特定外来生物による生態系等に係る被害の防止に関する法律」や、2015 年に公表された「外来種被害防止行動計画」においては、「意図的に導入される外来種を適正に管理するには、外来種被害予防三原則 (入れない、捨てない、拡げない) を守り、特に生物多様性保全上重要な地域への侵入を防止することが必要」とされている。

このような外来種に対しての視点は、明治期や 1960 年代に日本で外来種植栽を検討していた時代にはなかったものである。その当時は、植栽候補種の発芽や成長などを試験したのみで、逸出や様々な生態系機能・生態系サービスに及ぼす影響についての視点はほとんどない。1930 年代の南アフリカにおいても、収益性の高い外来種であるアカ

シア属やユーカリ属を導入するにあたっては新しい科学イノベーションであるとされた一方、それらの侵略性や水分要求性の高さとその影響を巡って導入の是非に大きな議論があったことが記録されている (Bennett and Kruger 2013)。

人工林を造成・管理することは、在来種植栽か外来種植栽かに関わらず、活着や成長などの木材生産に関しての成否が問われ、さらには拡大造林期を中心に議論となった土地利用などを含めた生態的に少なからず影響する。それは、定着や成長の最適化にとどまらず、負の影響が生じるのであればその最小化、もしくは代替案の検討のための検討が求められる。林業的な有用樹は、天然林の分布域や立地以外にも植栽され、林業としての経済活動に貢献してきた。一方で、自然分布域以外に植栽されたことで、病害に罹患されやすいことも指摘されている (例えば、ヒノキ漏脂病、鈴木 2004a)。カラマツ先枯病は、本来郷土樹種でないカラマツが北海道・東北に導入植栽されて流行病化したもので、導入樹種の流行病蔓延の典型的な一例である (鈴木 2004b)。このように自然分布域以外に植栽されても病虫害や気候、立地の適合性が悪いために植栽を断念する場合もあれば、自然分布域以外でも活着や成長が良好であることにより、林業的な成功を収めている種もある。外来種植栽人工林における集約的な木材生産は経済的利益を生み、これが天然林への伐採圧力を低下させている (Gonçalves *et al.* 2014)。一方で、外来種植栽を選択することは、これまで見てきたように輸送・導入から定着・拡散、そして群集や生態系を改変することで生態系機能・生態系サービスに負のインパクトを生じることもあり (McGregor *et al.* 2012b)、生態系サービス間のトレードオフが存在する (Essi *et al.* 2010; Baral *et al.* 2016; Benra *et al.* 2019; Ngorima and Shackleton 2019)。

外来種植栽による各生態系サービス間でシナジーが生じている例 (例えば、木材生産と炭素蓄積) もあるが、地域や社会状況によってその評価は異なる (Castro-Díez *et al.* 2019)。人工林の植栽種の選択は、経営判断や将来的な投資判断でもあるため、経済的収益性にほとんどの焦点があてられている (Uhde *et al.* 2017; 餅田 2019)。林業においても生態系サービスを最大化することは、経済的かつ生態的価値を高め、大きな投資効果につながる (Montesinos 2019)。人工林において、木材生産という機能を発揮するために外来種を植栽することについては、森林生態系の一部を構成する人工林生態系の管理や人工林の発揮すべき機能についての視点や (長池 2000; 伊藤 2018; Nagaike 2020)、どのようなタイプの人工林が社会的、経済的、生態的に受け入れられるのか (Lindenmayer *et al.* 2015) を踏まえた上で、議論されるべきであろう (Dickie *et al.* 2014a; Liebhold *et al.* 2017)。さらに、「外来種に対する意識の持ち様は自然科学の範疇を超えた認知心理特性が絡む社会問題」という指摘もある (真坂 2013)。外来樹種の植栽を検討する場合は、その樹種の生態的、遺伝的特徴を踏まえ、周辺環境に悪影響を及ぼすことがないか、よく確認することが重要である (森林総合研究所 2020)。

「林地の肥培も、林木の育種も、外国樹種の導入も、個々の技術の検討やその進歩だけで早期育成林業が確立すると

は考えていない。これらの技術が、地域の気候風土や地域経済に適合して、林業の生産的活動を担う人々に、総合的に根をおろしてゆくのでなければ、具体化は困難であろう」(森林資源総合対策協議会 1958) という半世紀前の指摘と、その後半世紀の科学的知見の集積やそれに伴う新たな政策を踏まえた上で、積極的な外来種植栽の前に、どのような樹種を植栽することでこれからの日本の林業を考えてゆくのかを議論する必要がある。そのためには様々な影響を総合的に考慮した上で導入の判断材料を提供する研究が必要である。

森林・林業基本法で「林業については、森林の有する多面的機能の発揮に重要な役割を果たしていることにかんがみ」と記述されているように、森林施業を通じて多面的機能を発揮することを日本の森林政策は指向している(柿澤 2018)。本格化している人工林の主伐とその後の再造林の中で、どのような植栽樹種を選択するかは、木材生産機能のみならず公益的機能に少なからず影響する。特に、これまで植栽経験がない、または少ない外来種を大規模に植栽する場合、木材生産機能のみならず、様々な面からの事前の検討と影響の予測が必要であろう。

注 記

(注1) 米倉・梶田(2007-)において、和名が掲載されている種については、その和名を記した。

謝 辞

文献の収集や整理にあたり、荒川史子、飯島勇人、末木 文、長谷川喬平、林 敦子の各氏にご協力いただいた。また、編集委員および2名の査読者からは丁寧かつ有益な多数のご意見を頂戴した。記してお礼申し上げます。

引用文献

- Águas A, Larcombe MJ, Matias H, Deus E, Potts BM, Rego FC, Silva JS (2017) Understanding the naturalization of *Eucalyptus globulus* in Portugal: a comparison with Australian plantations. *Eur J For Res* 136: 433-446
- 赤坂宗光 (2010) 外来生物の侵略性に関わる形質の解明に向けて. *日生態会誌* 60: 207-215
- 赤坂宗光・斎藤達也・大澤剛士・黒川俊二・水口亜樹・下野嘉子・西田智子 (2014) 日本国内における外来植物を扱う研究の現状と求められる課題. *雑草研究* 59: 81-92
- 赤坂宗光・五箇公一 (2012) 外来種のマネジメント—侵略的種による影響の予防と抑制. (エコシステムマネジメント. 森 章編著, 共立出版). 98-123
- Akasaka M, Tsuyuzaki S (2009) Comparisons of recruitment, survival and growth in invasive and native saplings on a volcano. *Plant Ecol* 202: 235-245
- Albaugh TJ, Fox TR, Maier CA, Campoe OC, Rubilar RA, Cook RL, Raymond JE, Alvares CA, Stape JL (2018) A common garden experiment examining light use efficiency and heat sum to explain growth differences in native and exotic *Pinus taeda*. *For Ecol Manage* 425: 35-44
- Alday JG, Etxeberria E, Ametzaga I (2017) Conversion of *Pinus radiata* plantations to native forest after harvest operations: a north Iberian Peninsula case study. *Eur J For Res* 136: 801-810
- Allen RB, Platt KH, Coker REJ (1995) Understorey species composition patterns in a *Pinus radiata* plantation on the central north island volcanic plateau, New Zealand. *NZ J For Sci* 25: 301-317
- Álvarez J, Allen HL, Albaugh TJ, Stape JL, Bullock BP, Song C (2013) Factors influencing the growth of radiata pine plantations in Chile. *Forestry* 86: 13-26
- Araujo PI, Austin AT (2020) Exotic pine forestation shifts carbon accumulation to litter detritus and wood along a broad precipitation gradient in Patagonia, Argentina. *For Ecol Manage* 460: 117902
- Ashton MS, Kelty MJ (2018) The practice of silviculture. Wiley
- Aubin I, Garbe CM, Colombo S, Drever CR, McKenney DW, Messier C, Pedlar J, Saner MA, Venier L, Wellstead AM, Winder R, Witten E, Ste-Marie C (2011) Why we disagree about assisted migration: Ethical implications of a key debate regarding the future of Canada's forests. *For Chron* 87: 755-765
- Baral H, Guariguata MR, Keenan RJ (2016) A proposed framework for assessing ecosystem goods and services from planted forests. *Ecosys Serv* 22: 260-268
- Batish DR, Singh HP, Kohli RK, Kaur S (2008) *Eucalyptus* essential oil as a natural pesticide *For Ecol Manage* 256: 2166-2174
- Bauhus J, Puettmann KJ, Kühne C (2014) Close-to-nature forest management in Europe. In *Managing Forests as Complex Adaptive Systems*. Messier C, Puettmann KL, Coates KD (eds) Routledge, 187-213
- Becerra PI, Montenegro G (2013) The widely invasive tree *Pinus radiata* facilitates regeneration of native woody species in a semi-arid ecosystem. *App Veg Sci* 16: 173-183
- Becerra PI, Simonetti JA (2013) Patterns of exotic species richness of different taxonomic groups in a fragmented landscape of central Chile. *Bosque* 34: 45-51
- Bennett BM, Kruger FJ (2013) Ecology, forestry and the debate over exotic trees in South Africa. *J Hist Geog* 42: 100-109
- Benra F, Nahuelhual L, Gaglio M, Gissi E, Aguayo M, Jullian C, Bonn A (2019) Ecosystem services tradeoffs arising from non-native tree plantation expansion in southern Chile. *Lands Urban Plan* 190: 103589
- Bi J, Blanco JA, Seely B, Kimmins JP, Welham C (2007) Yield decline in Chinese-fir plantations: A simulation investigation with implications for model complexity. *Can J For Res* 37: 1615-1630
- Bindewald A, Michiels H-G, Bauhus J (2020) Risk is in the eye of the assessor: comparing risk assessments of four non-native tree species in Germany. *Forestry* 93: 519-534
- Boiffin J, Badeau V, Bréda N (2017) Species distribution models may misdirect assisted migration: insights from the introduction of Douglas-fir to Europe. *Ecol Appl* 27: 446-457
- Boulant N, Garnier A, Curt T, Lepart J (2009) Disentangling the effects of land use, shrub cover and climate in the invasion speed of native and introduced pines in grasslands. *Div Dis* 15: 1047-1059
- Brancalion PHS, Amazonas NT, Chazdon RL, van Melis J, Mendes AF, Rodrigues RR, Silva CC, Sorrini TB, Holl KD (2020) Exotic eucalyptus: from demonized trees to allies of tropical forest restoration. *J Appl Ecol* 57: 55-66
- Branco M, Brouckhoff EG, Castagneryol B, Orazio C, Jactel H (2015) Host range expansion of native insects to exotic trees increases with area of introduction and the presence of congeneric native trees. *J Appl Ecol* 52: 69-77
- Bremer LL, Farley KA (2010) Does plantation forestry restore biodiversity or create green deserts? A synthesis of the effects of land-use transitions on plant species richness. *Biodiv Cons* 19: 3893-3915
- Brewer JS, Souza FM, Callaway RM, Durigan G (2018) Impact of invasive slash pine (*Pinus elliottii*) on groundcover vegetation at home and abroad. *Biol Invasions* 20: 2807-2820
- Brouckhoff EG, Jactel H, Parrotta JA, Ferraz SFB (2013) Role of eucalypt and other planted forests in biodiversity conservation and the provision of biodiversity-related ecosystem services. *For Ecol Manage* 301: 43-50
- Burdon RD, Libby WJ, Brown AG (2017) Domestication of radiata pine. Springer
- Calviño-Cancela M, Rubido-Bará M, van Etten EJB (2012) Do eucalypt plantations provide habitat for native forest biodiversity? *For Ecol Manage* 270: 153-162
- Calviño-Cancela M, van Etten EJB (2018) Invasive potential of *Eucalyptus globulus* and *Pinus radiata* into native eucalypt forests in Western Australia. *For Ecol Manage* 424: 246-258
- Calviño-Cancela M, Newmann M, de Silanes MEL (2020) Contrasting patterns of lichen abundance and diversity in *Eucalyptus globulus* and *Pinus pinaster* plantations with tree age. *For Ecol Manage* 462: 117994
- Campagnaro T, Brundu G, Sitzia I (2018) Five major invasive alien tree species in European Union forest habitat types of the alpine and continental biogeographical regions. *J Nature Cons* 43: 227-238
- Carrillo-Gavilán MA, Vilà M (2010) Little evidence of invasion by alien conifers in Europe. *Div Dis* 16: 203-213

- Castro-Diez P, Vaz AS, Silva JS, van Loo M, Alonso Á, Aponte C, Bayón Á, Bellingham PJ, Chiufo MC, DiManno N, Julian K, Kandert S, La Porta N, Marchante H, Maule HG, Mayfield MM, Metcalfe D, Monteverdi MC, Núñez MA, Ostertag R, Parker IM, Peltzer DA, Potgieter LJ, Raymundo M, Rayome D, Reisman-Berman O, Richardson DM, Roos RE, Saldaña A, Shackleton RT, Torres A, Trudgen M, Urban J, Vicente JR, Vilà M, Ylioja T, Zenni RD, Godoy O (2019) Global effects of non-native tree species on multiple ecosystem services. *Biol Rev* 94: 1477–1501
- Chen LC, Wang SL (2013) Allelopathic behavior of Chinese fir from plantations of different ages. *Forestry* 86: 225–230
- Chen LC, Wang SL, Wang P, Kong CH (2014) Autoinhibition and soil allelochemical (cyclic dipeptide) levels in replanted Chinese fir (*Cunninghamia lanceolata*) plantations. *Plant Soil* 374: 793–801
- Cheng X, Yu M, Wang GG (2017) Effects of thinning on soil organic carbon fractions and soil properties in *Cunninghamia lanceolata* stands in eastern China. *Forests* 8: 198
- Corona P, Scotti R, Tarchiani N (1998) Relationship between environmental factors and site index in Douglas-fir plantations in central Italy. *For Ecol Manage* 110: 195–207
- Davis AS, Jacobs DF, Dumroese RK (2012) Challenging a paradigm: toward integrating indigenous species into tropical plantation forestry. In *Forest Landscape Restoration*. Stanturf J, Lamb D, Madsen P (eds) Springer, 293–308
- Deus E, Silva JS, Larcombe MJ, Catry FX, Queirós L, dos Santos P, Matias H, Águas A, Rego FC (2019) Investigating the invasiveness of *Eucalyptus globulus* in Portugal: site-scale drivers, reproductive capacity and dispersal potential. *Biol Invasions* 21: 2027–2044
- Dickie IA, Bennett BM, Burrows LE, Nuñez MA, Peltzer DA, Porte A, Richardson DM, Rejmánek M, Rundel PW, van Wilgen BW (2014a) Conflicting values: ecosystem services and invasive tree management. *Biol Invasions* 16: 705–719
- Dickie IA, St John MG, Yeates GW, Morse CW, Bonner KI, Orwin K, Peltzer DA (2014b) Belowground legacies of *Pinus contorta* invasion and removal results in multiple mechanisms of invasional meltdown. *AoB Plants* 6: plu056
- Dodet M, Collet C (2012) When should exotic forest plantation tree species be considered as an invasive threat and how should we treat them? *Biol Invasions* 14: 1765–1778
- 江川知花 (2019) リスクとベネフィットを合わせもつ外来植物の戦略的管理. *日生態誌* 69: 29–35
- Ennos R, Cottrell J, Hall J, O'Brien D (2019) Is the introduction of novel exotic forest tree species a rational response to rapid environmental change? -A British perspective. *For Ecol Manage* 432: 718–728
- Essl F, Mang T, Dullinger S, Moser D, Hulme PE (2010) Selection for commercial forestry determines global patterns of alien conifer invasions. *Div Dis* 16: 911–921
- Essl F, Mang T, Dullinger S, Moser D, Hulme PE (2011) Macroecological drivers of alien conifer naturalizations worldwide. *Ecography* 34: 1076–1084
- FAO (2015) Global forest resources assessment 2015. <http://www.fao.org/3/a-i4808e.pdf> (2020年10月3日確認)
- FAO (2020) Global forest resources assessment 2020. <http://www.fao.org/3/ca9825en/CA9825EN.pdf> (2020年10月3日確認)
- Felton A, Boberg J, Björkman C, Widenfalk O (2013) Identifying and mapping the ecological risks of using introduced tree species in Sweden's production forestry. *For Ecol Manage* 307: 165–177
- Feng Y, van Kleunen M (2014) Responses to shading of naturalized and non-naturalized exotic woody species. *Ann Bot* 114: 981–989
- Fernandes P, Antunes C, Pinho P, Máguas C, Correia O (2016) Natural regeneration of *Pinus pinaster* and *Eucalyptus globulus* from plantation into adjacent natural habitats. *For Ecol Manage* 378: 91–102
- Ferraz SFB, de Paula Lima W, Rodrigues CB (2013) Managing forest plantation landscapes for water conservation. *For Ecol Manage* 301: 58–66
- Ferraz SFB, Rodrigues CB, Garcia LG, Alvares CA, Lima WP (2019) Effects of *Eucalyptus* plantations on streamflow in Brazil: Moving beyond the water use debate. *For Ecol Manage* 453: 117571
- Flory SL, Lorentz KA, Gordon DR, Sollenberger LE (2012) Experimental approaches for evaluating the invasion risk of biofuel crops. *Env Res Lett* 7: 045904
- Franić I, Prospero S, Hartmann M, Allan E, Auger-Rozenberg M-A, Grunwald NJ, Kenis M, Roques A, Schneider S, Snieszko R, Williams W, Eschen R (2019) Are traded forest tree seeds a potential source of non-native pests? *Ecol Appl* 29: e01971
- Franzese J, Urrutia J, Garcia RA, Taylor K, Pauchard A (2017) Pine invasion impacts on plant diversity in Patagonia: invader size and invaded habitat matter. *Biol Invasions* 19: 1015–1027
- Freer-Smith P, Muys B, Bozzano M, Drössler L, Farrelly N, Jactel H, Korhonen J, Minotta G, Nijnik M, Orazio C (2019) Plantation forests in Europe: challenges and opportunities. *From Science to Policy* 9. European Forest Institute. <https://doi.org/10.36333/fs09>
- 藤井義晴 (1990) 植物のアレロパシー. *化学と生物* 28: 471–478
- 藤井義晴 (2008) 外来植物のリスクを評価し、その蔓延を防止する. (外来生物のリスク管理と有効利用. 日本農学会編, 養賢堂). 19–59
- 藤森隆郎 (2006) 森林生態学. 全国林業改良普及協会
- Gonçalves JLM, Silva LD, Behling M, Alvares CA (2014) Management of industrial forest plantations. In *The Management of Industrial Forest Plantations*. Borges JG, Diaz-Balteiro L, McDill ME, Rodriguez LCE (eds) 91–119, Springer
- Gordon DR, Tancig KJ, Onderdonk DA, Gantz CA (2011) Assessing the invasive potential of biofuel species proposed for Florida and the United States using the Australian Weed Risk Assessment. *Biomass Bioene* 35: 74–79
- Hagerman SM, Pelai R (2018) Responding to climate change in forest management: two decades of recommendations. *Front Ecol Environ* 16: 579–287
- Hanzelka J, Reif J (2016) Effects of vegetation structure on the diversity of breeding bird communities in forest stands of non-native black pine (*Pinus nigra* L.) and black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) in the Czech Republic. *For Ecol Manage* 379: 102–113
- Harrison S, Hohn C, Ratay S (2002) Distribution of exotic plants along roads in a peninsula nature reserve. *Biol Invasions* 4: 425–430
- Heinrichs S, Pauchard A, Schall P (2018) Native plant diversity and composition across a *Pinus radiata* D. Don plantation landscape in South-Central-Chile-The impact of plantation age, logging roads and alien species. *Forests* 9: 567
- Helimayr R, Echeverría C, Fuentes R, Lambin EF (2016) A plantation-dominated forest transition in Chile. *Appl Geogr* 75: 71–82
- 肥後芳尚 (1961) 明治時代における外国樹種の導入について. *鹿大農学術報告* 10: 42–67
- Hintsteiner WJ, van Loo M, Neophytou C, Schueler S, Hasenauer H (2018) The geographic origin of old-Douglas-fir stands growing in central Europe. *Eur J For Res* 137: 447–461
- Hobbs RJ, Arico S, Aronson J, Baron JS, Bridgewater P, Cramer VA, Epstein PR, Ewel JJ, Klink CA, Lugo AE, Norton D, Ojima D, Richardson DM, Sanderson EW, Valladares F, Vilà M, Zamora R, Zobel M (2006) Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Glob Ecol Biogeogr* 15: 1–7
- 北海道 (2010) 北海道外来種リスト—北海道ブルーリスト 2010—. <http://www.pref.hokkaido.lg.jp/ks/skn/grp/01/blulist2010.pdf> (2021年3月27日確認)
- Howell CJ (2019) Naturalized status of exotic conifers in New Zealand. *NZ J Bot* 57: 227–237
- Howell CJ, McAlpine KG (2016) Native plant species richness in non-native *Pinus contorta* forest. *NZ J Ecol* 40: 131–136
- Huang Y, Deng X, Zhao Z, Xiang W, Yan W, Ouyang S, Lei P (2019) Monthly radial growth model of Chinese fir (*Cunninghamia lanceolata* (Lamb.) Hook.), and the relationships between radial increment and climate factors. *Forests* 10: 757
- Huang Z, Liao L, Wang S, Cao G (2000) Allelopathy of phenolics from decomposing stump-roots in replant Chinese fir woodland. *J Chem Ecol* 26: 2211–2219
- Hulme PE (2009) Trade, transport and trouble: managing invasive species pathways in an era of globalization. *J Appl Ecol* 46: 10–18
- Hulme PE (2012) Weed risk assessment: a way forward or a waste of time? *J Appl Ecol* 49: 10–19
- 石塚 航 (2017) 北海道内のグイマツの遺伝資源情報. *北海道林試報告* 54: 23–29
- 石塚 航・成田あゆ・今 博計・佐藤弘和・黒丸 亮・来田和人 (2019) カラマツ類の苗木の成長動態と次代検定に向けた評価. *北海道林試報告* 56: 1–13
- 磯田圭哉・山口秀太郎 (2019) 海外林木育種事情調査 中国コウヨウザン事情. *林木育種情報* 29: 6–7 <https://www.ffpri.affrc.go.jp/ftbc/business/issue/documents/29-6.pdf> (2021年3月27日確認)
- 伊藤 哲 (2018) 保持林業と複層林施業. (保持林業. 柿澤宏昭・山浦悠一・栗山浩一編, 築地書館). 208–248

- Jacobson S, Hannerz M (2020) Natural regeneration of lodgepole pine in boreal Sweden. *Biol Inv* 22: 2461–2471
- Jelbert K, Buss D, McDonald J, Townley S, Franco M, Stott I, Jones O, Salguero-Gómez R, Buckley Y, Knight T, Silk M, Sargent F, Rolph S, Wilson P, Hodgson D (2019) Demographic amplification is a predictor of invasiveness among plants. *Nat Commun* 10: 5602
- Jeschke JM, Bacher S, Blackburn TM, Dick JTA, Essl F, Evans T, Gaertner M, Hulme PE, Kuhn I, Mrugala A, Pergl J, Pyšek P, Rabitsch W, Ricciardi A, Richardson DM, Sendek A, Vira M, Winter M, Kumschick S (2014) Defining the impact of non-native species. *Conserv Biol* 28: 1188–1194
- 柿澤宏昭 (2018) 日本の森林管理政策の展開—その内実と限界—. 日本林業調査会
- 環境省 (2019) 日本の外来種対策用語集. <https://www.env.go.jp/nature/intro/llaw/yougo.html> (2019年7月21日確認)
- 加藤善忠 (1969) 外国樹種のその後—導入の経緯とその見通し—I 概説. 林業技術 No.326: 6–8
- Keane RM, Crawley MJ (2002) Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. *Trends Ecol Evol* 17: 164–170
- Keenan RJ, Reams GA, Achard F, de Freitas JV, Grainger A, Lindquist E (2015) Dynamics of global forest area: Results from the FAO Global Forest Resources Assessment 2015. *For Ecol Manage* 352: 9–20
- 近藤禎二 (2017) コウヨウザン研究の現状. 森林遺伝育種 6: 143–147
- 近藤禎二・山田浩雄・大塚次郎・磯田圭哉・山口秀太郎・生方正俊 (2020) わが国におけるコウヨウザンの成長. 森林遺伝育種 9: 1–11
- Kong CH, Chen LC, Xu XH, Wang P, Wang SL (2008) Allelochemicals and activities in a replanted Chinese fir (*Cunninghamia lanceolata* (Lamb.) Hook) tree ecosystem. *J Agric Food Chem* 56: 11734–11739
- Kotze JDF, Beukes HB, Seifert T (2019) Essential environmental variables to include in a stratified sampling design for a national-level invasive alien tree survey. *iForest* 12: 418–426
- Kumschick S, Gaertner M, Vilà M, Essl F, Jeschke JM, Pyšek P, Ricciardi A, Bacher S, Blackburn TM, Dick JTA, Evans T, Hulme PE, Kühn I, Mrugala A, Pergl J, Rabitsch W, Richardson DM, Sendek A, Winter M (2015) Ecological impacts of alien species: quantification, scope, caveats, and recommendations. *BioScience* 65: 55–63
- 草下正夫 (1958) 外来樹種導入に関する技術的問題. 林業技術 No. 200: 13–14
- Lamarque LJ, Delzon S, Lortie CJ (2011) Tree invasions: a comparative test of the dominant hypotheses and functional traits. *Biol Invasions* 13: 1969–1989
- Lamb D, Erskine PD, Parrotta JA (2005) Restoration of degraded tropical forest landscapes. *Science* 310: 1628–1632
- Langdon B, Pauchard A, Aguayo M (2010) *Pinus contorta* invasion in the Chilean Patagonia: local patterns in a global context. *Biol Invasions* 12: 3961–3971
- Li Y, Li M, Li C, Liu Z (2020) Optimized Maxent model predictions of climate change impacts on the suitable distribution of *Cunninghamia lanceolata* in China. *Forests* 11: 302
- Liebold AM, Brouckhoff EG, Kalisz S, Nuñez MA, Wardle DA, Wingfield MJ (2017) Biological invasions in forest ecosystems. *Biol Invasions* 19: 3437–3458
- Lindenmayer D, Messier C, Paquette A, Hobbs RJ (2015) Managing tree plantations as novel socioecological systems: Australian and North American perspectives. *Can J For Res* 45: 1427–1433
- Liu B, Daryanto S, Wang L, Li Y, Liu Q, Zhao C, Wang Z (2017) Excessive accumulation of Chinese fir litter inhibits its own seedling emergence and early growth—A greenhouse perspective. *Forests* 8: 341
- Liu B, Liu Q, Daryanto S, Guo S, Huang Z, Wang Z, Wang L, Ma X (2018) Responses of Chinese fir and *Schima superba* seedlings to light gradients: implications for the restoration of mixed broadleaf-conifer forests from Chinese fir monocultures. *For Ecol Manage* 419–420: 51–57
- Lozanova L, Zhiyanski M, Vangelova E, Doncheva S, Marinov MP, Lazarova S (2019) Dynamics and vertical distribution of roots in European beech forests and Douglas-fir plantations in Bulgaria. *Forests* 10: 1123
- Lu Y, Coops NC, Wang T, Wang G (2015) A process-based approach to estimate Chinese fir (*Cunninghamia lanceolata*) distribution and productivity in southern China under climate change. *Forests* 6: 360–379
- Lugo AE (2015) Forestry in the Anthropocene. *Science* 349: 771
- Mandle L, Bufford JL, Schmidt IB, Daehler CC (2011) Woody exotic plant invasions and fire: reciprocal impacts and consequences for native ecosystems. *Biol Invasions* 13: 1815–1827
- 真坂一彦 (2013) 外来種 *Robinia pseudoacacia* を取りまく言説とその科学的根拠. 日林誌 95: 332–341
- 松本法生 (2016) ニュージーランド林業俯瞰～現状と課題～. 森林技術 No. 887: 8–11
- McFadden TN, Dirzo R (2018) Opening the silvicultural toolbox: A new framework for conserving biodiversity in Chilean timber plantations. *For Ecol Manage* 425: 75–84
- McGregor KF, Watt MS, Hulme PE, Duncan RP (2012a) What determines pine naturalization: species traits, climate suitability or forestry use? *Div Dis* 18: 1013–1023
- McGregor KF, Watt MS, Hulme PE, Duncan RP (2012b) How robust is the Australian weed risk assessment protocol? A test using pine invasions in the northern and southern hemispheres. *Biol Invasions* 14: 987–998
- McLachlan JS, Hellmann JJ, Schwartz MW (2007) A framework for debate of assisted migration in an era of climate change. *Cons Biol* 21: 297–302
- Meers TL, Kasel S, Bell TL, Enright NJ (2010) Conversion of native forest to exotic *Pinus radiata* plantation: response of understorey plant composition using a plant functional trait approach. *For Ecol Manage* 259: 399–409
- Ministry for Primary Industries (2014) New Zealand wilding conifer management strategy 2015–2030. <https://www.wildingconifers.org.nz/assets/Uploads/2014-new-zealand-wilding-conifer-management-strategy-3.pdf> (2019年7月21日確認)
- Ministry for Primary Industries (2021) Wilding conifer control in NZ. <https://www.mpi.govt.nz/biosecurity/long-term-biosecurity-management-programmes/wilding-conifers/> (2021年4月11日確認)
- 餅田治之 (2019) 世界における森林所有と森林経営. (諸外国の森林投資と林業経営. 森林投資研究会編, 海青社). 29–55
- Montesinos D (2019) Forest ecological intensification. *Trends Plant Sci* 24: 484–486
- Mortenson SG, Mack RN (2006) The fate of alien conifers in long-term plantings in the USA. *Div Dis* 12: 456–466
- Moyano J, Chiuffo MC, Nuñez MA, Rodríguez-Cabal MA (2019) Seed predation does not explain pine invasion success. *Oecologia* 189: 981–991
- 村井三郎 (1969) 外国樹種のその後—導入の経緯とその見通し—. 林業技術 No. 327: 8–15
- Murcia C, Aronson J, Katten GH, Moreno-Mateos D, Dixon K, Simberloff D (2014) A critique of the ‘novel ecosystem’ concept. *Trends Ecol Evol* 29: 548–553
- 中川昌彦 (2014) 過去に報告された道内のカラマツ天然更新地の現状. 北海道林試研報 51: 13–30
- Ngorima A, Shackleton CM (2019) Livelihood benefits and costs from an invasive alien tree (*Acacia dealbata*) to rural communities in the Eastern Cape, South Africa. *J Env Manage* 229: 158–165
- Nicolescu VN, Hernea C, Bakti B, Keserü Z, Antal B, Rédei K (2018) Black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) as a multi-purpose tree species in Hungary and Romania: a review. *J Forestry Res* 29: 1449–1463
- Niklitschek ME (2007) Trade liberalization and land use changes: Explaining the expansion of afforested land in Chile. *For Sci* 53: 385–394
- 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
- Nagaike T (2020) The role of biodiversity concerns in regional and nationwide forest management plans of Japan -Do forest plans promote conservation? *For Pol Econ* 118: 102250
- 日本林業経営者協会編 (2010) 世界の林業. 日本林業調査会
- Nuñez MA, Chiuffo MC, Torres A, Paul T, Dimarco RD, Raal P, Policelli N, Moyano J, García RA, van Wilgen BW, Pauchard A, Richardson DM (2017) Ecology and management of invasive Pinaceae around the world: progress and challenges. *Biol Invasions* 19: 3099–3120
- Nunez-Mir GC, Guo Q, Rejmánek M, Iannone III VB, Fei S (2019) Predicting invasiveness of exotic woody species using a traits-based framework. *Ecology* 100: e02797
- Nygaard PH, Øyen BH (2017) Spread of the introduced Sitka spruce (*Picea sitchensis*) in coastal Norway. *Forests* 8: 24
- Onaindia M, Ametzaga-Arregi I, Sebastián MS, Mitxelena A, Rodríguez-Loinaz G, Peña L, Alday JG (2013) Can understorey native woodland plant species regenerate under exotic pine plantations using natural succession? *For Ecol Manage* 308: 136–144
- 大和田理 (1957) 外国樹種の導入. 林業技術 No. 182: 21–24
- Oxbrough A, French V, Irwin S, Kelly TC, Smiddy P, O'Halloran J (2012) Can mixed species stands enhance arthropod diversity in plantation forests? *For Ecol Manage* 270: 11–18
- Paine TD, Steinbauer MJ, Lawson SA (2011) Native and exotic pests of

- Eucalyptus*: A worldwide perspective. *Ann Rev Entomol* 56: 181–201
- Paritsis J, Aizen MA (2008) Effects of exotic conifer plantations on the biodiversity of understory plants, epigeal beetles and birds in *Nothofagus dombeyi* forests. *For Ecol Manage* 255: 1575–1583
- Pedlar JH, McKenney DW, Aubin I, Beardmore T, Beaulieu J, Iverson L, O'Neill GA, Winder RS, Ste-Marie C (2012) Placing forestry in the assisted migration debate. *BioScience* 62: 835–842
- Peterken GF (2001) Ecological effects of introduced tree species in Britain. *For Ecol Manage* 141: 31–42
- Pheloung PC, Williams PA, Halloy SR (1999) A weed risk assessment model for use as a biosecurity tool evaluating plant introductions. *J Env Manage* 57: 239–251
- ピアス・フレッド (2016) 外来種は本当に悪者か？ 草思社
- Piwczyński M, Puchalka R, Ulrich W (2016) Influence of tree plantations on the phylogenetic structure of understorey plant communities. *For Ecol Manage* 376: 231–237
- Pretzsch H, Knoke T, Paul C, Bauhus J, Forrester DI (2017) Perspectives for future research on mixed-species systems. In *Mixed-Species Forests*. Pretzsch H, Forrester DI, Bauhus J (eds), Springer, 579–606
- Procheş S, Wilson JR, Richardson DM, Rejmánek M (2012) Native and naturalized range size in *Pinus*: relative importance of biogeography, introduction effort and species traits. *Global Ecol Biogeogr* 21: 513–523
- Pryde EC, Holland GJ, Watson S, Turton SM, Nimmo DG (2015) Conservation of tropical forest tree species in a native timber plantation landscape. *For Ecol Manage* 339: 96–104
- Pyšek P, Křivánek M, Jarošík V (2009) Planting intensity, residence time, and species traits determine invasion success of alien woody species. *Ecology* 90: 2734–2744
- Pyšek P, Manceur A, Alba C, McGregor K, Pergl J, Štajerová K, Chytrý M, Danihelka J, Kartesz J, Klimešová J, Lučanová M, Moravcová L, Nishino M, Sádlo J, Suda J, Tichý L, Kühn I (2015) Naturalization of central European plants in North America: species traits, habitats, propagule pressure, residence time. *Ecology* 96: 762–774
- Pyšek P, Bacher S, Kühn I, Novoa A, Catford JA, Hulme PE, Pergl J, Richardson DM, Wilson JR, Blackburn TM (2020) Macroecological Framework for Invasive Aliens (MAFIA) : disentangling large-scale context dependence in biological invasions. *NeoBiota* 62: 407–461
- Quinn LD, Gordon DR, Glaser A, Lieurance D, Flory LS (2015) Bioenergy feedbacks at low risk for invasion in the USA: a "White List" approach. *Bioenerg Res* 8: 471–481
- Ray D, Bathgate S, Moseley D, Taylor P, Nicoll B, Pizzirani S, Gardiner B (2015) Comparing the provision of ecosystem services in plantation forests under alternative climate change adaptation management options in Wales. *Reg Environ Change* 15: 1501–1513
- Rejmánek M, Richardson DM (1996) What attribute make some plant species more invasive? *Ecology* 77: 1655–1661
- Rejmánek M, Richardson DM (2013) Trees and shrubs as invasive alien species-2013 update of the global database. *Div Dis* 19: 1093–1094
- Ricciardi A, Blackburn TM, Carlton JT, Dick JTA, Hulme PE, Lacarella JC, Jeschke JM, Liebhold AM, Lockwood JL, MacIsaac HJ, Pyšek P, Richardson DM, Ruiz GM, Simberloff D, Sutherland WJ, Wardle DA, Aldridge DC (2017) Invasion science: a horizon scan of emerging challenges and opportunities. *Trends Ecol Evol* 32: 464–474
- Ricciardi A, Ryan R (2018) The exponential growth of invasive species denialism. *Biol Invasions* 20: 549–553
- Richardson DM (1998) Forestry trees as invasive aliens. *Conserv Biol* 12: 18–26
- Richardson DM, Rejmánek M (2004) Conifers as invasive aliens: a global survey and predictive framework. *Div Dis* 10: 321–331
- Richardson DM, Rejmánek M (2011) Trees and shrubs as invasive alien species-a global review. *Div Dis* 17: 788–809
- Richardson DM, Rouget M, Rejmánek M (2004) Using natural experiments in the study of alien tree invasions: opportunities and limitations. In *Experimental Approaches to Conservation Biology*. Gordon MS, Bartol SM (eds) Univ California Press, 180–201
- 林野庁 (2018) 平成 29 年度早生樹利用による森林整備手法検討調査委託事業報告書. https://www.rinya.maff.go.jp/j/seibi/sinrin_seibi/29_souseiju.html (2019 年 12 月 1 日確認)
- 林野庁 (2019) 平成 30 年度早生樹利用による森林整備手法検討調査委託事業報告書. https://www.rinya.maff.go.jp/j/seibi/sinrin_seibi/30souseiju.html (2019 年 12 月 1 日確認)
- 林野庁 (2020a) 早生樹利用による森林整備手法ガイドライン. https://www.rinya.maff.go.jp/j/seibi/sinrin_seibi/attach/pdf/houkoku-1.pdf (2020 年 5 月 1 日確認)
- 林野庁 (2020b) 平成 31 年度早生樹利用による森林整備手法検討調査委託事業報告書. https://www.rinya.maff.go.jp/j/seibi/sinrin_seibi/31_souseiju.html (2020 年 11 月 1 日確認)
- Salemi LF, Groppo JD, Trevisan R, Moraes JM, Barros Ferraz SF, Villani JP, Duarte-Neto PJ, Martinelli LA (2013) Land-use in the Atlantic rainforest region: consequences for the hydrology of small catchments. *J Hydrol* 499: 100–109
- Sapsford SJ, Brandt AJ, Davis KT, Peralta G, Dickie IA, Gibson II RD, Green JL, Hulme PE, Nuñez MA, Orwin KH, Pauchard A, Wardle DA, Peltzer DA (2020) Towards a framework for understanding the context dependence of impacts of non-native tree species. *Funct Ecol* 34: 944–955
- Selvaraj S, Duraisamy V, Huang Z, Guo F, Ma X (2017) Influence of long-term successive rotations and stand age of Chinese fir (*Cunninghamia lanceolata*) plantations on soil properties. *Geoderma* 306: 127–134
- Sgró CM, Lowe AJ, Hoffmann AA (2011) Building evolutionary resilience for conserving biodiversity under climate change. *Evol Appl* 4: 326–337
- 志賀和人・志賀 薫・早船真智 (2015) 北海道カラマツ人工林の主伐・再造林問題—人工林経営の資金循環と資源保続—. *林業経済* 68: 1–18
- Silva-Pando FJ, Pino-Pérez R (2016) Introduction of *Eucalyptus* into Europe Australian. *Forestry* 79: 283–291
- Simberloff D (2009) The role of propagule pressure in biological invasions. *Ann Rev Ecol Evol Syst* 40: 81–102
- Simberloff D, Nuñez MA, Ledgard NJ, Pauchard A, Richardson DM, Sarasola M, van Wilgen BW, Zalba SM, Zenni RD, Bustamante R, Pena E, Ziller SR (2010) Spread and impact of introduced conifers in South America: Lessons from other southern hemisphere regions. *Austral Ecol* 35: 489–504
- 下野嘉子 (2018) 農作物に混入する雑草の種子. (雑草学入門. 宮浦理恵・松嶋賢一・下野嘉子編. 講談社). 35–49
- 森林資源総合対策協議会編 (1958) 早期育成林業. 産業図書
- 森林総合研究所 (2020) 生物多様性に配慮した森林管理テキスト北海道版. https://www.ffpri.affrc.go.jp/research/4strategy/18biodiversity/documents/text_hkd200301.pdf (2021 年 3 月 27 日確認)
- 森林総合研究所林木育種センター (2021) コウヨウザンの特性と増殖マニュアル. http://www.ffpri.affrc.go.jp/documents/koyozan_manual_1.pdf (2021 年 4 月 4 日確認)
- Sitzia T, Campagnaro T, Kowarik I, Trentanovi G (2016) Using forest management to control invasive alien species: helping implement the new European regulation on invasive alien species. *Biol Invasions* 18: 1–7
- Sitzia T, Campagnaro T, Kotze DJ, Nardi S, Ertani A (2018) The invasion of abandoned fields by a major alien tree filters understory plant traits in novel forest ecosystems. *Sci Rep* 8: 8410
- Skulason B, Hansen OK, Nielsen UB (2018) Provenance variation in phenology and frost tolerance in subalpine fir (*Abies lasiocarpa*) planted in Denmark and Iceland. *Forests* 9: 17
- Stanturf JA, Vance ED, Fox TR, Kirst M (2013) *Eucalyptus* beyond its native range: environmental issues in exotic bioenergy plantations. *Int J For Res* 2013: 463030
- Sullivan JJ, Williams PA, Timmins SM (2006) Effects of *Pinus radiata* plantations on environmental weed invasion into adjacent native forest reserves. *Doc research and development series* 239 Dep. Cons. NZ
- 鈴木和夫 (2004a) 複合病害. (森林保護学, 鈴木和夫編著, 朝倉書店). 186–192
- 鈴木和夫 (2004b) 世界, アジア, 日本の主要病害. (森林保護学, 鈴木和夫編著, 朝倉書店). 166–173
- Tang X, Pérez-Cruzado C, Vor T, Fehrmann L, Álvarez-González JG, Kleinn C (2016) Development of stand density management diagrams for Chinese fir plantations. *Forestry* 89: 36–45
- Taylor KT, Maxwell BD, Pauchard A, Nuñez MA, Rew LJ (2016) Native versus non-native invasions: similarities and differences in the biodiversity impacts of *Pinus contorta* in introduced and native ranges. *Div Dis* 22: 578–588
- Tian D, Xiang W, Chen X, Yan W, Fang X, Kang W, Dan X, Peng C, Peng Y (2011) A long-term evaluation of biomass production in forest and second rotations of Chinese fir plantations at the same site. *Forestry* 84: 411–418
- Tomio S, Harch MA, Duncan RP, Hulme PE (2016) Influence of climate and regeneration microsites on *Pinus contorta* invasion into an alpine ecosystem in New Zealand. *AIMS Env Sci* 3: 525–540
- トムソン・ケン (2017) 外来種のウソ・ホントを科学する. 築地書館

- トマス・クリス・D (2018) なぜわれわれは外来生物を受け入れる必要があるか. 原書房
- Tong R, Zhou B, Jiang L, Ge X, Cao Y (2020) The growth of Chinese fir is limited by nitrogen: Evidence from N:P ratio, N or P variability and NuRE based on a regional investigation. *For Ecol Manage* 460: 117905
- Torres A, Alarcón PAE, Rodríguez-Cabal MA, Nuñez MA (2018) Secondary invasions hinder the recovery of native communities after the removal of nonnative pines along a precipitation gradient in Patagonia. *Forests* 9: 394
- Trentini CP, Campanello PI, Villagra M, Ritter L, Ares A, Goldstein G (2017) Thinning of loblolly pine plantations in Subtropical Argentina: Impact on microclimate and understory vegetation. *For Ecol Manage* 384: 236–247
- 鶴川 信・藤澤義武・大塚次郎・近藤禎二・生方正俊 (2020) ニホンノウサギによる被害とその防除がコウヨウザン1年生苗の生残および成長に与える影響. *日林誌* 102: 317–323
- Uhde B, Heinrichs S, Stiehl CR, Ammer C, Müller-Using B, Knoke T (2017) Bringing ecosystem services into forest planning - Can we optimize the composition of Chilean forests based on expert knowledge? *For Ecol Manage* 404: 126–140
- Vance ED, Loehle C, Wigley TB, Weatherford P (2014) Scientific basis for sustainable management of *Eucalyptus* and *Populus* as short-rotation woody crops in the U.S. *Forests* 5: 901–918
- van Loo M, Lazic D, Chakraborty D, Hasenauer H, Schüler S (2019) North American Douglas-fir (*P. menziesii*) in Europe: establishment and reproduction within new geographic space without consequences for its genetic diversity. *Biol Invasions* 21: 3249–3267
- van Wilgen BW, Richardson DM, Le Maitre DC, Marais C, Magadla D (2001) The economic consequences of alien plant invasions: Examples of impacts and approaches to sustainable management in South Africa. *Environ Dev Sust* 3: 145–168
- van Wilgen BW, Richardson DM (2014) Challenges and trade-offs in the management of invasive alien tree. *Biol Invasions* 16: 721–734
- Viera M, Fernandez FR, Soalleiro RR (2016) Nutritional prescriptions for *Eucalyptus* plantations: lessons learned from Spain. *Forests* 7: 84
- Wagner V, Chytrý M, Jiménez-Alfaro B, Pergl J, Hennekens S, Biurrun I, Knollová I, Berg C, Vassilev K, Rodwell JS, Škvorec Ž, Jandt U, Ewald J, Jansen F, Tsiripidis I, Botta-Dukát Z, Casella L, Attorre F, Rašomavičius V, Čuštěrevská R, Schaminée HJ, Brunet J, Lenoir J, Svenning JC, Kački Z, Petrášová-Šibíková M, Šilc U, García-Mijangos I, Campos JA, Fernández-González F, Wohlgemuth T, Onyshchenko V, Pyšek P (2017) Alien plant invasions in European woodlands. *Div Dis* 23: 969–981
- Wang C, Xue L, Dong Y, Hou L, Wei Y, Jiao R (2019) Responses of soil microbial community structure to stand densities of Chinese fir plantations. *J For Res* 24: 162–167
- Wangen SR, Webster CR (2006) Potential for multiple lag phases during biotic invasions: reconstructing an invasion of the exotic tree *Acer platanoides*. *J Appl Ecol* 43: 258–268
- 渡邊靖崇・鈴木保志・涌嶋 智・坂田 勉・東 敏生 (2018) コウヨウザン人工林における表土移動量. *日林誌* 100: 178–181
- Watt MS, Trincado G (2019) Development of a generic model describing modules of elasticity of *Pinus radiata* in Chile and New Zealand. *For Ecol Manage* 453: 117583
- West PW (2014) Growing plantation forests. Second edition, Springer
- White DA, Silberstein RP, Balocchi-Contreras F, Quiroga JJ, de Arellano PR (2020) Contribution of advanced regeneration of *Pinus radiata* D. Don. to transpiration by a fragment of native forest in central Chile is out of proportion with the contribution to sapwood area. *Forests* 11: 187
- Wingfield MJ, Slippers B, Wingfield BD (2010) novel associations between pathogens, insects and tree species threaten world forests. *NZ J For Sci* 40: S95–S103.
- Wingfield MJ, Brockerhoff EG, Wingfield BD, Slippers B (2015) Planted forest health: the need for a global strategy. *Science* 349: 832–836
- Williams MC, Wardle GM (2007) *Pinus radiata* invasion in Australia: identifying key knowledge gaps and research directions. *Austral Ecol* 32: 721–739
- Wu J, Fan H, Liu W, Huang G, Tang J, Zeng R, Huang J, Liu Z (2015) Should exotic *Eucalyptus* be planted in subtropical China: Insights from understory plant diversity in two contrasting *Eucalyptus* chronosequences. *Environ Manage* 56: 1244–1251
- Wu Z, Li J, Zheng J, Liu J, Liu S, Lin W, Wu C (2017) Soil microbial community structure and catabolic activity are significantly degenerated in successive rotations of Chinese fir plantations. *Scientific Rep* 7: 6691
- Xia Z-C, Kong C-H, Chen L-C, Wang S-L (2015) Allelochemical-mediated soil microbial community in long-term monospecific Chinese fir forest plantations. *Appl Soil Ecol* 96: 52–59
- Xia Z-C, Kong C-H, Chen L-C, Wang P, Wand S-L (2016) A broadleaf species enhances an autotoxic conifers growth through belowground chemical interactions. *Ecology* 97: 2283–2292.
- Xia Z, Yu L, He Y, Korpelainen H, Li C (2019) Broadleaf trees mediate chemically the growth of Chinese fir through root exudates. *Biol Fert Soils* 55: 737–749
- Xiao S, Callaway RM, Graebner R, Hierro JL, Montesinos D (2016) Modeling the relative importance of ecological factors in exotic invasion: the origin of competitors matters, but disturbance in the non-native range tips the balance. *Ecol Model* 335: 39–47
- Xu Y, Wang X, Cleary M, Wang P, Lu N, Sun Y, Rönnerberg J (2020) Slope position rather than thinning intensity affects arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) community in Chinese fir plantations. *Forests* 11: 273
- Yang L, Chen Y, Huang Y, Wang J, Wen M (2016) Mixed allelopathic effect of *eucalyptus* leaf litter and understorey fern in south China. *J Trop For Sci* 28: 436–445
- Zamorano-Elgueta C, Rey Benayas JM, Cayuela L, Hantson S, Armenteras D (2015) Native forest replacement by exotic plantations in southern Chile (1985–2011) and partial compensation by national regeneration. *For Ecol Manage* 345: 10–20
- Zeidler A, Borůvka V, Schönfelder O (2018) Comparison of wood quality of Douglas fir and spruce from afforested agricultural land and permanent forest land in the Czech Republic. *Forests* 9: 13
- Zhang Q (1993) Potential role of allelopathy in the soil and the decomposing root of Chinese-fir replant woodland. *Plant Soil* 151: 205–210
- Zhang C, Fu S (2009) Allelopathic effects of *eucalyptus* and the establishment of mixed stands of *eucalyptus* and native species. *For Ecol Manage* 258: 1391–1396
- Zhang D, Zhang J, Yang W, Wu F (2010) Potential allelopathic effect of *Eucalyptus grandis* across a range of plantation ages. *Ecol Res* 25: 13–23
- Zhu G, Hu S, Chhir S, Zheng X, He P (2019) Modeling site index of Chinese fir plantations using a random effects model across regional site types in Hunan province, China. *For Ecol Manage* 446: 143–150
- 米倉浩司・梶田 忠 (2007–) 植物和名—学名インデックス YList. <http://ylist.info> (2021 年 4 月 6 日確認).