

日本における希少樹種の現状と保全

Status and conservation strategies of rare tree species in Japan.

金指 あや子^{1*}・吉丸 博志²

Ayako KANAZASHI^{1*} and Hiroshi YOSHIMARU²

¹ 独立行政法人 森林総合研究所北海道支所

² 独立行政法人 森林総合研究所多摩森林科学園

¹ Hokkaido Research Center, Forestry and Forest Products Research Institute

² Tama Forest Science Garden, Forestry and Forest Products Research Institute

摘 要

日本における希少樹種は、森林伐採や土地開発など人為的要因により衰退し、絶滅が危惧されている。希少樹種の自生地の多くは分断され、小集団化が進んだ集団では遺伝的多様性が減少し、分断化に伴って遺伝子流動の大きさや方向性は変化する。小集団化は、花粉制限や近交弱勢による種子生産の低下をもたらす、更新不良を引き起こす大きな要因となっている。さらに、更新する場所の環境の劣化や競合種の侵入は、希少樹種の生育や更新を妨げる。このような現状に対して、保全単位の設定は遺伝的かく乱を防ぎ、種苗の移動について適切な範囲を示す。保全単位内においては集団間の遺伝子流動を保障し、健全な更新が保障されるような保全対策が必要である。近年のDNAマーカーを用いた遺伝解析は希少樹種の保全研究に大きく貢献する。

キーワード：希少樹種, 更新不良, 小集団化, 保全対策

Key words: rare tree species, poor regeneration, population declines, conservation strategy

1. はじめに：希少樹種とは

日本は、亜熱帯から亜寒帯までの多様な気候帯にわたって南北に長く連なる島々で構成される国であり、多くの生物の生息・生育地となる森林の面積割合が高い。さらに、標高差の大きな複雑な地形であるため多様な環境が存在することに加え、ヨーロッパなどに比べて氷河期の影響が少なかったため、氷河期の寒冷期や温暖期などの気候変動の中でも生き残ることができた遺存種が多いと言われている。このため、日本に生息・生育する野生動植物の数は国土面積の割に多く、固有な希少種の割合も高いという特徴がある。

日本列島に生育する主な希少樹種として、針葉樹では、秩父・八ヶ岳地域と南アルプス北東部にのみ分布する本州産のトウヒ類、例えば、ヤツガタケトウヒ *Picea koyamae* (マツ科)、ヒメバラモミ *Picea maximowiczii* (マツ科) などや、屋久島と種子島にのみ分布するヤクタネゴヨウ *Pinus armandii* var. *amamiana* (マツ科)、紀伊半島中南部と高知県東部に局所的に分布するトガサワラ *Pseudotsuga japonica* (マツ科) などがある。いずれも日本固有の遺存種である。人工林に多く植栽されているため資源的に豊

富であり、一見、希少樹種にはみえないスギ *Cryptomeria japonica* (スギ科) やヒノキ *Chamaecyparis obtusa* (ヒノキ科) であっても、現在では、天然林はごく限られた地域に遺存的にしか残っていない。局所的にみれば絶滅の危険の高い天然林は多く、貴重な希少樹種ととらえることもできる。

広葉樹の希少樹種としては、まず、小笠原諸島に分布するムニンノボタン *Melastoma tetramerum* (ノボタン科)、ムニンツツジ *Rhododendron boninense* (ツツジ科)、オガサワラグワ *Morus boninensis* (クワ科) などを挙げることができよう。海洋島である小笠原諸島では、独自の進化を遂げた小笠原固有の希少種が数多く分布している。また、伊勢湾をとりまく東海丘陵に固有に分布する東海丘陵要素植物の中にも、シデコブシ *Magnolia stellata* (モクレン科)、ハナノキ *Acer pycnanthum* (ムクロジ科)、ヒトツバタゴ *Chionanthus retusus* (モクセイ科) など、さまざまな希少樹種がある。

さらに、ある地域には比較的広く分布するが、そこから離れた場所に隔離分布をもつような希少樹種もある。上高地を代表する植物として有名なケシヨウヤナギ *Salix arbutifolia* (ヤナギ科) は、バイカル湖の東部から東シベリアと極東にかけて広く分布し、

受付：2013年5月17日、受理：2013年7月26日

* 〒062-8516 札幌市豊平区羊ヶ丘7, e-mail: ayakoka@ffpri.affrc.go.jp

世界的にみれば広域に分布する普通種である。しかし、日本では北海道と長野県にのみ隔離分布があり、特に、本州では上高地と松本盆地にのみ分布する希少樹種といえる。一方、1972年になって群馬県湯舂曾川で初めて発見されたユビソヤナギ *Salix hukaoana* (ヤナギ科) のように、現在もなお新たな自生地が発見されている希少樹種もある^{1), 2)}。

2. 絶滅危惧樹木種と危険性の要因

2012年にまとめられた環境省の第4次レッドリスト³⁾には、維管束植物では1,779種が絶滅危惧種に挙げられている。種の総数に対する絶滅危惧種の割合は、2000年の23.8%、2007年の24.1%から、2012年には25.4%と、見直し作業のたびに増加し、4種に1種が絶滅の危機にさらされているという深刻な現状が明らかにされている³⁾。2000年に刊行された環境庁レッドデータブック植物I⁴⁾には、種ごとに危険性の要因がメッシュ数とともに示されている(図1)。これを見ると、維管束植物が絶滅危惧に追い込まれている要因のほとんどは人為的なものであることがわかる。木本植物では「森林伐採」が最大の要因であり、土地の造成・道路工事・河川や湿地等の開発など各種の「開発行為」がそれに続く。

また、近年では里地・里山や草地において古くから人間の働きかけとともに育まれた多様な生物相が、人間の生活様式の変化による生育環境の改変に伴って失われていくケースも目立つ。さらに、海外から国内に持ち込まれたいわゆる移入種が野生化し、国内種の生存を脅かしている現状も大きな問題となっている^{5) - 7)}。

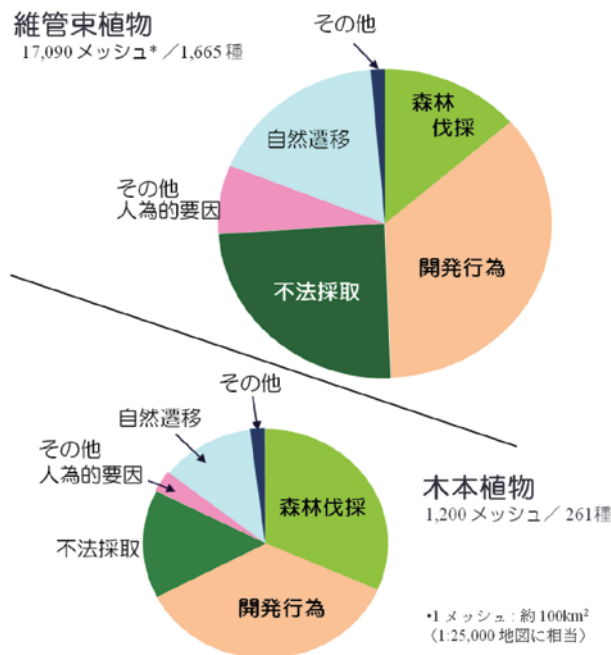


図1 絶滅危惧植物の危険性の主要因。環境庁レッドデータブック植物I⁴⁾に示された種ごとの危険性の主要因を集約。

限られた地域にまれに分布する希少樹種は、広域に分布する普通種と比べ、絶滅の危険性は高い。しかし、氷河期遺存種のように、地史的レベルの長い年月を絶滅せずに生き延び、現在にその姿をとどめているものも多い。しかし、上述のとおり、維管束植物の4種に1種が絶滅の危機にある現在、多くの希少樹種も人為的な影響によって急速にその生存が脅かされている。

3. 希少樹種の現状と保全

生物多様性基本法(2008年制定)では、「生物多様性」とは「様々な生態系が存在すること並びに生物の種間及び種内に様々な差異が存在すること」と定義されている。同じ種でも個体によって遺伝的に異なるわけで、遺伝的な多様性も含め、さまざまに異なる多様性を保全する重要性が指摘されているのである。

希少樹種を持続的に保全するためには、その集団が世代を越えて持続的に維持される必要がある。多くの生物種で、近親交配は適応性を低めることが知られているが、これは遺伝的多様性の低下と密接に関連する。近親交配は、希少樹種のように集団が小さくなり、遺伝的多様性が低下するほど起こりやすくなるため、希少樹種を保全し、健全な次世代集団を形成するためには、遺伝的多様性を保全することが重要な課題である。

そのような希少樹種の保全研究には、近年の分子遺伝学的手法を用いた解析は欠かすことができない。ここでは、次ページ図2に示す希少樹種を対象とした保全研究の成果から、これまでに明らかにされた希少樹種の現状と保全対策について概観してみたい。

3.1 分類上の位置づけ

希少樹種の中には系統分類学的な種の位置づけが不明確なものがあり、このような種にとっては、保全すべき対象である種それ自身を明確にすることがまず重要となる。

本州亜高山帯に分布するトウヒ類の分類では、球果の大きさの違いから、ヤツガタケトウヒにはヒメマツハダが、ヒメバラモミにはアズサバラモミが、それぞれ変種であるとする見解があり、系統分類学的位置づけが必ずしも明確にはされていなかった。Katsukiら⁸⁾は、遺伝的変異と形態的形質を合わせて検討したところ、2つの変種はそれぞれ親種の個体変異であり、野生植物の分類群として区別する必要はないことを明らかにした。

北海道日高山脈の西南端に位置するアポイ岳にのみ分布するアポイカンバ *Betula apoiensis* (カバノキ科) は、低木タイプのヒメカンバ類の一種であるが、従来、系統分類学上の位置づけが不明であった。Nagamitsuら⁹⁾は、核DNAの塩基配列を用いてそ

これらの分子系統関係を解析し、アポイカンバは、日本におけるもう一つのヒメカンバ類であるヤチカンバ *Betula ovalifolia* と高木性のダケカンバ *B. ermanii* との雑種に起源することを明らかにした。ダケカンバとヤチカンバとの交雑は、後氷期に始まった気候の温暖化にともなって、ヤチカンバの生育地にダケカンバが分布を拡大して生じたと考えられる。Nagamitsu ら⁹⁾は、アポイカンバは湿地性のヤチカンバと高山性のダケカンバに由来する遺伝子の組み合わせによって、アポイ岳の特殊な環境に適応した独立種に分化した可能性があるとして指摘している。

3.2 生育地や個体群のモニタリング

希少樹種の現生個体の生育状況や分布の現状を明らかにすることは、効果的な保全策を決めるための基本情報として重要である。

屋久島と種子島にのみ分布するヤクタネゴヨウは、特に、屋久島では傾斜が30°以上の急峻な尾根筋や基岩上に自生しているため、分布や個体数の把

握は非常に困難であった。マツ材線虫病の被害が屋久島でも進み、ヤクタネゴヨウへの被害の進行も懸念される中、1999年より地元の有志が中心となり、精力的な自生地調査が行われた。その結果、屋久島ではおよそ2,000個体、種子島には約300個体が生育していることが明らかにされた¹⁰⁾。

また、1972年に群馬県利根川上流域の支流・湯檜曾川で発見されたユビソヤナギは、近年まで、自生地として湯檜曾川の他には宮城県の鳴瀬川源流部、江合川流域軍沢川、岩手県和賀川流域の3地点が知られるのみであった。しかし、2003年、福島県只見川流域で大規模自生地が発見された後、集中的な自生地調査が進められた結果、新たな分布地が次々と発見され、東北地方の脊梁山脈直下から日本海側にかけての多雪地域の山地河川において、点々と分布していることが明らかにされた^{1), 2)}。ユビソヤナギは、第1次環境庁レッドデータブックでは「絶滅危惧IB類」に指定されていた。しかし、一

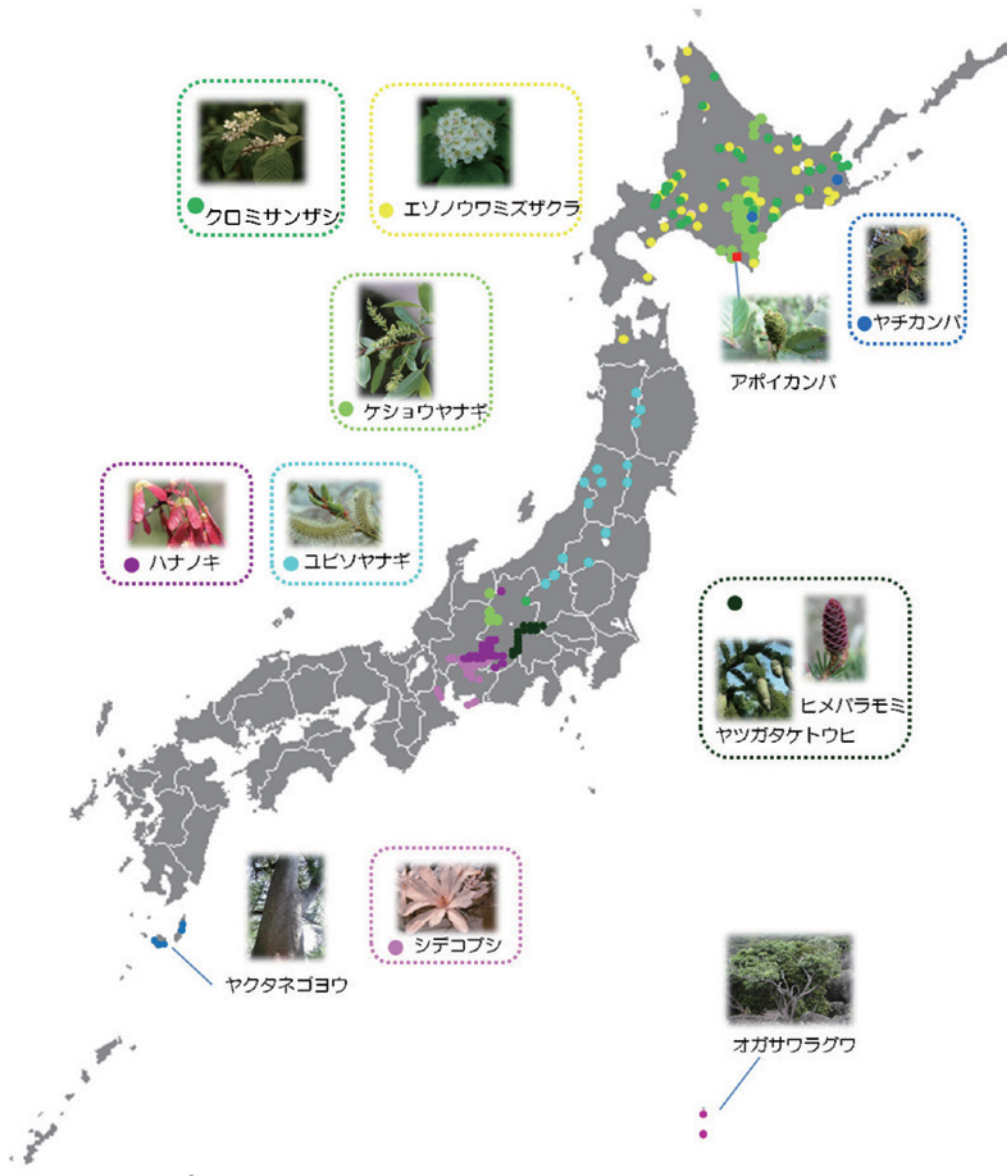


図2 本稿で対象とする主な希少樹種とその分布。

連の調査の進展によって、当初の推定をはるかに上回り、只見川水系だけでも2,500本に近い現存本数が確認された¹¹⁾。その結果、第2次レッドリスト(2007年)以降は「絶滅危惧Ⅱ類」にランクが下がった。新たな分布地の発見は、地域におけるユビソヤナギへの理解を進め、地元住民により保全への取り組みが始められるなどの波及効果をもたらしている。

一方、北海道と青森県にのみ分布するエゾノウワミズザクラ *Padus racemosa* (バラ科) は、環境省版レッドリストや北海道版レッドデータブックにも絶滅危惧種や希少種として取り上げられていない。しかし、この種の分布情報は、しばしば同所的に生える絶滅危惧Ⅱ類のクロミサンザシ *Crataegus chlorosarca* (バラ科) と比べても圧倒的に少ないのが現状である。エゾノウワミズザクラは萌芽や伏条枝による栄養繁殖を盛んに行い、富良野東大演習林では、そのクローンの大きさの最大長は68mに及ぶことが知られている¹²⁾。このため、みかけの個体数が過大評価されているおそれがあることを河原¹³⁾は指摘している。今後、詳細な調査を行う必要のある希少樹種は決して少なくないと考えられる。

3.3 小集団化にともなう遺伝的多様性の減少

集団の分断や孤立化によって小集団化が進むと、遺伝的多様性も低下する恐れがある。ほとんどすべての希少樹種の集団は、分断・孤立化が進んでいるため、希少樹種の保全にあたっては、集団の遺伝的多様性の保持には特に留意する必要がある。

ヤツガタケトウヒとヒメバラモミは南アルプスと八ヶ岳の2つの地域に分布するが、八ヶ岳地域の集団は、いずれの樹種でも集団の分断・孤立化が進んでいる。各集団のアイソザイム変異および核DNAのSSR遺伝子型変異を調べた結果、両樹種ともに八ヶ岳の集団では、南アルプスの集団と比べて遺伝的多様性が低いことが認められた^{8), 14)}。

八ヶ岳地域には、母樹サイズに達するヤツガタケトウヒが130個体以上生育する「カラマツ沢集団」がある。1967年に学術参考保護林に指定され、現在は林木遺伝資源林として保存されている。1966～1967年、このカラマツ沢集団からヤツガタケトウヒの穂木が採取され、接ぎ木苗が養成された。この苗木は長野県内の2カ所に現地外保全林として植栽され、現在、順調に生育している。

しかし、Katsukiら^{8), 14)}による遺伝解析によって、カラマツ沢の集団は遺伝的多様性が非常に低く、ヤツガタケトウヒ全体の遺伝変異のごく一部を保有しているにすぎないことが明らかにされた。この結果を受け、南アルプスなど他の地域の集団の重要性が認識され、新たな保全林の指定など、ヤツガタケトウヒ保全への取り組みは、国有林や山梨県によって積極的に進められつつある¹⁵⁾。

一方、シデコブシは岐阜県東濃・中濃地域、愛知

県尾張・三河・渥美地域、三重県北勢地域に分布し、特に愛知県渥美地域、三重県北勢地域には隔離分布集団がある。核および葉緑体DNAのSSR変異を調べた結果、分布の中心にある集団では遺伝的多様性が高く、逆に、小さな集団や、他の集団からやや離れた集団では、遺伝的多様性が低くなる傾向が認められた¹⁶⁾。分布の中心で多様性が高いのは、局所集団間の遺伝的な交流が保たれているためであり、また、小集団や隔離集団の遺伝的変異が低下するのは、集団サイズが減少し近隣の集団が失われた結果、集団間で遺伝子流動が起こりにくくなっているためと考えられる^{16), 17)}。

同様の現象は、河川の河床にパッチ状に分布するユビソヤナギでも認められている。ユビソヤナギが生育する5つの河川流域において、分断状態の異なる80の局所集団についてSSR8遺伝子座の変異を解析した結果から、遺伝的多様性は下流ほど高くなるが、小集団や隔離した集団では遺伝的多様性が低くなる傾向が認められた^{18), 19)}。局所集団の分布パターンに応じて、花粉や種子の移動距離や移動の方向性などが変化すると考えられる。

3.4 集団の分断化に伴う遺伝子流動の変化と遺伝的分化

このように集団の配置は遺伝子流動を変化させ、集団の遺伝的多様性や集団間の遺伝的分化に大きな影響を与える。

上述のユビソヤナギの遺伝解析の結果から、原生的環境の残った集団では明瞭な遺伝構造(遺伝的に不均一な空間分布構造)がみられたが、これは、パッチ間での遺伝子流動の程度があまり大きくないためと考えられた。これに対して、孤立した生育地のパッチ間では、より遠距離に花粉や種子が散布され、局所集団の配置によって遺伝的多様性や遺伝構造が変化することが示された。また、遺伝的多様性は下流ほど蓄積する傾向が認められたが、これは川の流れに沿って遺伝子流動が起こっているためと考えられた。しかし、護岸工事やダム建設等によって隔離されたユビソヤナギの集団には頻度の低い稀な遺伝子がしばしば存在しているため、ユビソヤナギの遺伝的多様性を保全するためには、隔離集団が分布する支流を含めた流域全体を保全する必要があることを、Kikuchiら¹⁸⁾は指摘している。

一方、Setsukoら¹⁷⁾は、シデコブシ集団を対象に、花粉と種子の両者に遺伝する核DNAと母性遺伝をするため種子の移動のみが反映される葉緑体DNAの遺伝変異を解析し、種子と花粉による遺伝子流動をそれぞれ検討した。その結果、シデコブシのメタ集団内の8つの局所集団間の遺伝的に分化している程度は、核DNAでは葉緑体DNAの半分以下であり、種子による遺伝子流動以上に、花粉による遺伝子流動が集団間の遺伝的分化を低下させていることを示した。また、現在の花粉および種子の散

布範囲を推定すると、ほとんどの花粉は集団内で流動しているが、集団外からの花粉流動も低頻度で生じていた。しかし、シデコブシの花粉流動は最大420 m、平均25 mで、集団間の距離に強く制限されていた。また、集団内の遺伝的変異が半径500 m以内の周辺集団数が多いときに最も高くなることから、シデコブシを保全するためには集団間の距離を500 m以上離さないこと、つまり、500 m以上の分断を起こすような自生地の破壊は避けるべきであると提言している¹⁷⁾。

3.5 遺伝子かく乱と保全単位の設定

一方、希少樹種の集団の中には、しばしば飛び離れた地域に分布しているものがある。何世代もの間他集団との遺伝子交流が行われない集団は固有の遺伝的多様性を持ち、その地域に適応していると考えられる。このような遺伝的に異なる集団間で人為的に遺伝子交流が行われると、集団がそれぞれ保有する固有の遺伝的多様性を変化させ、遺伝子かく乱を起こすおそれがある。これを防ぐため、希少種の保全研究では、「保全単位」を設定することがしばしば行われる。保全対象として一括して管理することが可能な集団をグループ分けし、より効果的な保全を行うことを目指すものであり、遺伝子の空間分布(遺伝構造)や集団間で遺伝的に異なる程度(遺伝的分化)を基本に推定される。

Taniら²⁰⁾は、小笠原諸島に分布するオガサワラグワについて、残存する全成木を対象にしてSSR遺伝子マーカーを用いて遺伝構造を解析し、弟島に1つ、父島に2つ、母島に3つの計6つの保全単位を設定した。このうち、弟島と父島の各1つ、母島の2つの計4つの保全単位は本来の自然集団であるが、他の2つの保全単位は、遺伝的に異なる集団が混生していることから植栽集団であると考えられた^{20), 21)}。

オガサワラグワは、かつては小笠原諸島の湿性高木林の代表的樹種であったと考えられているが、現在は弟島、父島、母島の限られた地域にのみ生育しており、残存個体数は植栽も含め170本以下と推測されている²¹⁾さらに、父島や母島では近縁種であるシマグワとの交雑が頻繁に起こり、遺伝的に純粋な個体の生成に大きな障害となっている。このようなオガサワラグワを保全するためには、人工的に増殖した純粋種を自生地に植栽導入することも必要であるといわれている。そのような植栽に際し、保全単位は、種苗の入手先や移動可能な地域を示す重要な根拠となる。

保全単位の設定は、東海丘陵要素植物であるハナノキについても行われている。Saekiら²²⁾は、長野県下伊那地方、岐阜県東海地方および愛知県北部に分布するハナノキ集団について、6つの保全単位を提唱している^{22), 23)}。ハナノキは、愛知県の県木に指定され、紅葉の美しさなどからしばしば街路樹

などの緑化樹として植栽されている。しかし、現在、ハナノキ種苗の由来について考慮されることはほとんどない²⁴⁾。自生地近くに遺伝的構成の異なる地域に由来する個体が多く植栽されると、自生個体との間で自然交配が起こることは十分に想定される。保全単位の設定は、街路樹など緑化用樹木種苗についても、種苗の移動可能範囲を示す重要な役割を果たし、今後の活用が期待される。

3.6 小集団化による花粉制限と近交弱勢

集団の分断、孤立化による小集団化や個体密度の低下は、他個体との花粉の交流機会を減少させる。これは遺伝的多様性を低下させる要因となるが、より直接的に影響を及ぼすのは、種子生産量の減少である。さらに、両性花をもつ樹木種にとっては、自家受粉率が高まることから、種子生産の極端な低下を引き起こすこととなる。

ヤクタネゴヨウは孤立化した個体が多く、個体密度が大きく低下している。このような自生地で採取した種子の多くはシイナ(種皮だけ発達するが胚は形成されず中身が空のもの)である。自然交配種子の結実率(充実種子数/胚珠数)は10%以下、特に、10 m以内に同種個体が生育していない個体では5%程度と低かった。一方、人工交配を行った場合は結実率は増加し、多くが30%以上となった²⁵⁾。マツ類では、自家受粉によって、シイナの形成は顕著に増えることが知られている。このため、ヤクタネゴヨウの自生地では、他個体との花粉交流が制限され、自家受粉の割合が高まっていると考えられる。このような状況下では、たとえヤクタネゴヨウから充実した種子を得ることができても、その多くは自殖種子である確率が高く、次世代の適応度の低下を招くおそれがある。

アポイカンバでも同様に自殖と花粉制限による種子生産の低下が認められている。アポイカンバは、アポイ岳山頂から西に延びる稜線と南の尾根に生育しているが、現在、生育地周辺部では実生更新はほとんど観察されない。このような自生地では、自然受粉の結実率は10%程度に過ぎないが、人工交配を行うと結実率は60%を越えるまで増加した²⁶⁾。

シデコブシについて、岐阜県土岐市の大集団と小集団を対象に近交弱勢を検証した結果からは、小集団は大集団と比べて近親交配の割合が高く、胚生存率は10%程度減少することが示されている^{27), 28)}。

このように、個体密度の低下や集団の小集団化・分断化などによって他個体との花粉の交流機会が少なくなり、さらに自殖や近親交配によって健全な種子生産が低下する事例は、他にも多くの希少樹種で認められており、次世代更新を阻害する主要な要因の1つとなっている。

3.7 希少樹種の生育や更新を妨げるさまざまな問題

人為的に移入された近縁種と自然状態で交雑が起こり、純粋種が失われる危険に直面している希少樹

種もある。

上述のとおり、オガサワラグワの残存個体数は極めて少ない上、養蚕のために戦前から移入されていた近縁のシマグワは、現在、父島や母島では広く野性化している。シマグワはオガサワラグワと容易に種間交雑することから、自然雑種の形成を通して純粋なオガサワラグワの消滅が心配されている²⁹⁾。両親種とその雑種の識別が可能な遺伝マーカーを用いて成木個体の雑種性について解析した結果、雑種の混入率は、母島で5%、父島で9%であった³⁰⁾。現在のところ、成木個体の中に雑種が紛れている可能性は深刻ではなかった。

Taniら³⁰⁾は、遺伝マーカーによる種の識別と実生の葉の形態の違いとの関係を検討した結果、オガサワラグワの苗は1年経っても欠刻が生じることなく、すべての葉がハート型のままである一方、雑種の葉にはオガサワラグワには見られない激しい欠刻が出現することを明らかにした³⁰⁾。これにより、自然交配したオガサワラグワの実生集団から、葉の形態を見るだけで、現地でも直接、雑種を容易に取り除くことが可能となった。しかし、野生化したシマグワを完全に除去するのは不可能な状況であり、純粋種の持続的な確保は非常に困難であることになりはしない²⁹⁾。

他にも、人為的に導入されたニセアカシアが野生化し、ケショウヤナギの自生地に侵入したり³¹⁾、自生地の乾燥化により、ヤチカンバの自生地にはオオイトドリが³²⁾、エゾノウミズザクラの自生地には、ササ類、オオハンゴウソウ・セイタカアワダチソウなど外来の高茎草本が侵入するなど¹³⁾、いずれも、移入種や自生地の環境悪化に伴う競合種の侵入が、希少樹種の存続に深刻な影響を与えている。

更新サイトにおける環境の悪化も更新不良を引き起こす大きな要因である。自生地周辺での造林木や移入樹種の成長、周辺林分の管理放棄による林分の

うっ閉など、更新サイトの環境悪化によって、成木の周囲や自生地内に実生や若い稚樹が観察されない事例は、さまざまな樹種で報告されている^{15), 21), 33), 34)}。また、氾濫原を更新サイトとする河畔林構成種にとっては、河川の護岸工事は更新サイトを直接消失させる原因となっている³⁵⁾。さらに、農地転用などの土地開発による乾燥化で生育環境が悪化する事例は、湿地性の希少樹種で指摘されている¹³⁾。また、個体数の限られた希少樹種がさらに病虫害や野生動物による食害によって致命的な打撃を受ける場合も決して少なくない。亜高山帯に遺存的に分布するトウヒ類は、シカの分布拡大に伴って成木や実生・稚樹が食害を受けている¹⁵⁾。また、マツ材線虫病による被害³⁶⁾や、移入され野生化したヤギによる食害²¹⁾など、地域の個体群の存続を脅かすに至る場合もある。

4. 絶滅への悪循環

これまでの保全研究の結果から、現在、希少樹種の多くが、長期的には自然遷移の影響を受けているものの、現在の希少樹種の生育地や次世代の実生が更新するサイトがさらに縮小したり、更新不良や生育不良をもたらすさまざまな要因によって衰退していることが認められた。その現状をまとめると、絶滅に向かう悪循環の中にある希少樹種の姿が見えてくる(図3)。

すなわち、さまざまな開発によって自生地が縮小し、現生個体数が減少する。次に、親木となる現生個体数が減少すると、受粉条件が悪化して種子生産が低下し、近親交配によって生存率や繁殖能力の低い子孫が生まれる。また、遺伝的多様性が低下する。実生や稚樹の定着に特有の生育環境が必要な場合は、森林管理放棄などによって更新サイトが減少する。さらに、競合種の侵入による衰退や病虫害

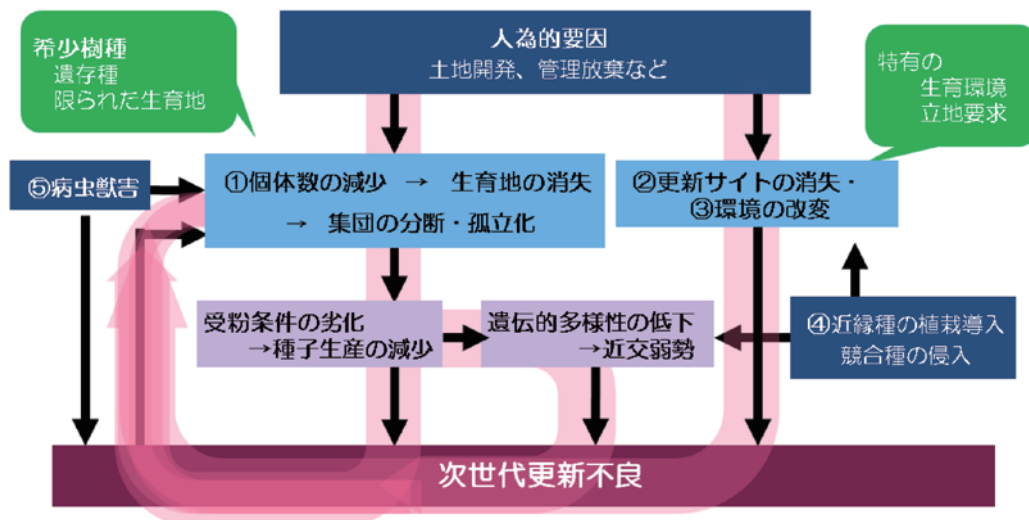


図3 絶滅への悪循環。

による被害も加わり、生育不良をもたらす。このようにして、絶滅に向かう悪循環が始まるといえる。

希少樹種を保全するためには、それぞれの地域集団における衰退要因を明らかにし、絶滅に向かう悪循環の流れを断ち切る必要がある。遺伝的多様性が保全されるような集団の大きさや配置、さらには遺伝子交流の程度などを明らかにし、健全な次世代の形成を保障するとともに、それぞれの樹種の衰退要因や生活史特性などに応じて総合的な対策をとることが求められている。

ここで紹介したように、現在、希少樹種保全研究のさまざまな場面において、分子生態学的解析は欠かせない手段となっている。

謝 辞

本稿は、環境省地球環境保全等試験研究「帰化生物の影響排除による小笠原森林生態系の復元研究(H12-16)」、「屋久島森林生態系における固有樹種と遺伝子多様性の保全に関する研究(H13-17)」、「絶滅が危惧される希少樹種の生息域内保全に関する基礎的研究(H14-16)」および「人為的要因によって小集団化した希少樹木集団の保全管理技術に関する研究(H17-19)」の成果を中心に記した。これらの課題の推進にあたっては、多くの方のご協力をいただいた。深く感謝いたします。

引用文献

- 1) 大橋広好・菊地 賢・指村奈穂子・藤原陸夫(2007) ユビソヤナギの分布. 植物研究雑誌, 82, 242-244.
- 2) 菊地 賢・鈴木和次郎(2010)本州東部日本海側における絶滅危惧種ユビソヤナギ(*Salix hukaoana*)の分布・生育状況. 保全生態学研究, 15, 89-99.
- 3) 環境省自然環境局(2012)第4次レッドリスト, 植物I(維管束植物).
(http://www.biodic.go.jp/rdb/rl2012/redList2012_ikansoku.csv)
- 4) 環境庁自然保護局野生生物課(2000)改訂・日本の絶滅のおそれのある野生生物8植物I(維管束植物).
- 5) 鷺谷いずみ(1998)侵入植物が生物多様性に及ぼす脅威. 遺伝, 52, 18-22.
- 6) 鷺谷いずみ(2000)外来植物の管理. 保全生態学研究, 51, 81-185.
- 7) 松浦啓一(2000)移入種による生物多様性の攪乱. 生物科学, 56, 66-68.
- 8) Katsuki, T., T. Sugaya, K. Kitamura, T. Takeuchi, M. Katsuta and H. Yoshimaru (2004) Geographic distribution and genetic variation of a vulnerable conifer species, *Picea koyamae* (Pinaceae). *Acta Phytotax. Geobot*, 55, 19-28.
- 9) Nagamitsu, T., T. Kawahara and A. Kanazashi (2006) Endemic dwarf birch, *Betula apoiensis* (Betulaceae), is a hybrid that originated from *B. ermanii* and *B. ovalifolia*. *Plant Species Biology*, 21, 19-29.
- 10) 手塚賢至(2006)絶滅危惧種ヤクタネゴヨウの保全活動-民・官・学協働の取り組み. 林木の育種, 220, 13-15.
- 11) 鈴木和次郎・菊地 賢(2006)只見川水系における絶滅危惧種ユビソヤナギの分布と河畔林の組成・構造. 保全生態学研究, 11, 85-93.
- 12) 小野涼子・小川 瞳・後藤 晋(2008)北海道中部の平沢湿地林におけるエゾノウワミズザクラのジェネット構造. 北方林業, 60, 73-76.
- 13) 河原孝行(2011)エゾノウワミズザクラ. 森林総合研究所(編), 希少樹種の現状と保全-保全のための課題と対策, 22-23. 森林総合研究所.
- 14) Katsuki, T., K. Shimada and H. Yoshimaru (2011) Process to extinction and genetic structure of a threatened Japanese conifer species, *Picea koyamae*. *Journal of Forest Research*, 16, 292-301.
- 15) 勝木俊雄・逢沢峰昭・杉田久志・吉丸博志(2008)本州・四国・九州におけるトウヒ属樹木 *Picea* spp. の分布の現状と保全. 生物科学, 59, 149-156.
- 16) Ueno, S., S. Setsuko, T. Kawahara and H. Yoshimaru (2005) Genetic diversity and differentiation of the endangered Japanese endemic tree *Magnolia stellata* using nuclear and chloroplast microsatellite markers. *Conservation Genetics*, 6, 563-574.
- 17) Setsuko, S., K. Ishida, S. Ueno, Y. Tsumura and N. Tomaru (2007) Population differentiation and gene flow within a metapopulation of a threatened tree, *Magnolia stellata* (Magnoliaceae). *American Journal of Botany*, 94, 128-136.
- 18) Kikuchi, S., W. Suzuki and N. Sashimura (2011) Gene flow in an endangered willow *Salix hukaoana* (Salicaceae) in natural and fragmented riparian landscapes. *Conservation Genetics*, 12, 79-89.
- 19) Kikuchi, S., W. Suzuki, N. Ban, A. Kanazashi and H. Yoshimaru (2005) Characterization of eight polymorphic microsatellites in endangered willow *Salix hukaoana*. *Molecular Ecology Notes*, 5, 869-870.
- 20) Tani, N., H. Yoshimaru, T. Kawahara, H. Hoshi, F. Nobushima and T. Yasui (2006) Determination of the genetic structure of remnant *Morus boninensis* Koidz. trees to establish a conservation program on the Bonin Islands, Japan. *BMC Ecology*, 6, 14.
- 21) 谷 尚樹(2003)日本の絶滅危惧樹木シリーズ(6)オガサワラグワ. 林木の育種, 206, 29-33.
- 22) Saeki, I. and N. Murakami (2009) Chloroplast DNA phylogeography of the endangered Japanese red maple (*Acer pycnanthum*): the spatial configuration of wetlands shapes genetic diversity. *Diversity and Dis-*

- tributions*, 15, 917-927.
- 23) 佐伯いく代(2011)希少樹種ハナノキを対象とした保全単位の設定. 林木の育種, 238, 3-8.
- 24) 金指あや子(2005)レッドリストの生き物たち 24 ハナノキ. 林業技術, 737, 34-35.
- 25) 金指あや子・中島 清・河原孝行(1998)ヤクタネゴヨウの遺伝資源保全研究. 林木の育種, 188, 24-28.
- 26) Nagamitsu, T., T. Kawahara and A. Kanazashi (2005) Pollen-limited production of viable seeds in an endemic dwarf birch *Betula apoensis* and incomplete reproductive barriers to a sympatric congener *B. ermanii*. *Biological Conservation*, 129, 91-99.
- 27) Hirayama, K., K. Ishida and N. Tomaru (2005) Effects of pollen shortage and self-pollination on seed production of an endangered tree, *Magnolia stellata*. *Annals of Botany*, 95, 1009-1015.
- 28) Hirayama, K., K. Ishida, S. Setsuko and N. Tomaru (2006) Reduced seed production, inbreeding, and pollen shortage in a small population of a threatened tree, *Magnolia stellata*. *Biological Conservation*, 136, 315-323.
- 29) 吉丸博志(2003)レッドリストの生き物たち(8)オガサワラグワ. 林業技術, 737, 39.
- 30) Tani, N., T. Kawahara, H. Yoshimaru and Y. Hoshi (2003) Development of SCAR markers distinguishing pure seedlings of the endangered species *Morus boninensis* from *M. boninensis* x *M. acidosa* hybrids for conservation in Bonin (Ogasawara) Islands. *Conservation Genetics*, 4, 605-612.
- 31) 前河正昭(2002)ハリエンジュ—かつての救国樹種が山・川・農地に逸出, 厄介者に. 日本生態学会(編), 外来種ハンドブック, 202, 地人書館.
- 32) 永光輝義(2009)日本の絶滅危惧樹木シリーズ(28)ヤチカンバ. 林木の育種, 230, 52-53.
- 33) 金谷整一(2010)ヤクタネゴヨウの衰退と保全. 森林科学, 60, 34-37.
- 34) Suzuki, W. and A. Kanazashi (2011) Tree composition and stand structure in the habitats of a rare tree species, *Acer pycnanthum*, with special reference to the human impact. 森林総合研究所研究報告, 10, 73-84.
- 35) Suzuki, W. and S. Kikuchi (2008) Ecology and conservation of an endangered willow, *Salix hukaoana*. In: H. Sakio and T. Tamura, eds., *Ecology of Riparian Forests in Japan: Disturbance, Life History, and Regeneration*. 281-297, Springer.
- 36) 金谷整一(2010)ヤクタネゴヨウの衰退と保全. 森林科学, 60, 34-37.



金指 あや子

Ayako KANAZASHI

森林総合研究所北海道支所森林育成研究グループ主任研究員。これまで、希少樹種ヤクタネゴヨウとハナノキの保全に関わる研究を進めてきた。森林総合研究所で進められてきた希少樹種保全研究の成果をとりまとめ、ホームページで公開している。(http://www.ffpri.affrc.go.jp/labs/raretree/index.html) 現在は、ハナノキ自生地への近縁外来種アメリカハナノキによる侵入に関する研究を行っている。



吉丸 博志

Hiroshi YOSHIMARU

森林総合研究所多摩森林科学園長。樹木の地理的分化や繁殖構造について遺伝マーカーを用いた研究を行ってきた。希少樹種については、シデコブシ、ヤツガタケトウヒ、ヒメバラモミの遺伝的多様性や地域的分化、オガサワラグワのシマグワとの雑種識別や純粋なオガサワラグワ生存個体の分布調査や保全などの研究を進めてきた。