小坂鉱山煙害地に造成された 50 年生ニセアカシア林の生育実態

田村浩喜¹⁾・金子智紀¹⁾・蒔田明史²⁾

1) 秋田県農林水産技術センター 森林技術センター For. Tech. Center, Akita Pref. Agric., For. and Fish. Res. Center,

2) 秋田県立大学生物資源科学部 Fac. of Bioresource Sci., Akita Pref. Univ.

摘要: 小坂鉱山の煙害地に造成されたニセアカシア林について, 92 か所の林分調査資料を解析し, 施工後 50 年を経た段階での緑化の成否を明らかにするとともに, 林分の形成過程を推測した。調査区の幹密度は 759.8 ± 249.6 本/ha, 平均樹高は 13.9 ± 3.7 m であった。ほとんどの調査区で森林が形成され, 平均断面積合計は 24.8 ± 7.0 m²/ha と 40 年生ミズナラ林に相当することから, 緑化の第一目的は達成できていると評価された。しかし, 遷移については在来種の優占度が低いことから, 遅滞している林分が多いことが確認された。これには, かつて植生が煙害により広範囲で衰退したことが原因で, 在来種の種子散布がほとんど行われてこなかったことが重要な要因と考えられた。一方林分の形成過程は, ニセアカシアは定着後の急速な初期成長により比較的早く成林状態に達するものの, 20 年生以降の林分では倒木等による幹密度の減少が根萌芽による幹の加入により補われ, 群落構造に大きな変化がないと推察された。今後の造成地の管理は, 老齢に向かうニセアカシア群落の維持機構を解明することが不可欠であると考えられた。

キーワード: ニセアカシア, 緑化, 煙害, 小坂鉱山, 林分構造

TAMURA, Hiroki, KANEKO, Tomonori and MAKITA, Akifumi: **Structure of 50 year old black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) populations planted in a heavily smoke polluted area around Kosaka Mine, Akita Prefecture, northern Japan**

Abstract: The structure and the growth pattern of a black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) population planted in a heavily smoke polluted area were demonstrated from the analysis of 92 study plots around Kosaka Mine, Akita Prefecture, northern Japan. Mean stem density and population heights were 759.8 ± 249.6 stems/ha and 13.9 ± 3.7 m, respectively. Most of the plantation area was forested and the mean BA of the plots was 24.8 ± 7.0 m²/ha, which was nearly equivalent to the 40-year-old oak forests. Based on these results, the original purpose of the revegetation work was deemed successful. However, the succession from black locust stands to natural vegetation was delayed in many stands. Frequency and dominance of indigenous species, like *Quercus crispula*, seemed to be mainly determined by the initial conditions. Seed dispersal of indigenous species may be poor, because the natural vegetation had been deteriorated by heavy smoke pollution in the wide range. Black locust matured quickly, after a period of rapid establishment. After 20 years, the community structure had changed little, because the recruitment of new stems sprouted from the root sucker compensated for a decrease in the stem density of fallen trees. Further understanding of the maintenance mechanisms of old black locust communities are indispensable for the management of these types of revegetated forests.

Key words: Black locust, Revegetation, Smoke pollution, Kosaka Mine, Stand structure

1. はじめに

山腹緑化工は, 崩壊地や山地火災跡地などの荒廃地に対して積極的に植物を導入し, 防災目的上必要な森林機能の早期回復を促すことを目的としている³⁾。このため, 導入される植物種は主に早期緑化に対する適性によって選定されており, 施工方法についての検討は進んでいるものの, 定着後の植生管理については積極的には検討されてこなかった。また, 緑化の基本思想には先駆植物の導入後は植生遷移によって森林を復元させようとする考えがあるものの, 遷移の速度を具体的に予測した例は少なく, 施工後の植生遷移とタイム

スケールについての詳しい情報が必要とされている¹⁰⁾。

そこで本研究は, 荒廃地の緑化に用いられてきたニセアカシア (*Robinia pseudoacacia* L.) を対象として, 緑化工施工から約 50 年を経た群落の生育実態を明らかにしようとするものである。ニセアカシアは, 北米南東部原産の帰化植物で, 日本には 1873 年に持ち込まれ, 戦後の国土復興に際して盛んに緑化に利用されてきた。しかし, 現在では山腹, 溪畔, 河原, 海岸, 放棄耕作地など様々な立地へ侵入し, その管理が課題になっている¹⁸⁾。

秋田県北東部の小坂鉱山周辺では, 長年の小坂鉱山の煙害により林地が荒廃した。19 世紀後半から操業されていた小

坂鉾山は、1900年代から1944年にかけて精錬鉾量が著しく増大し、この時期に煙害も最も拡大した。最盛期の大正中期には国有林だけで49,762 haに及ぶ被害が発生したとされている²⁵⁾。そこで秋田県は、荒廃地の森林化を試みるために、1949年から1956年にかけて、ニセアカシアを主体とした水源林造成事業を行った¹⁾。

造成から約50年が経過した現在、造成地では植生の回復が認められているが、一方でニセアカシアの傾斜木や倒木の発生も確認されている。ニセアカシアは、原産地の北米南東部ではユリノキ (*Liriodendron tulipifera* L.) や northern red oak (*Quercus rubra* L.), black oak (*Q. velutina* Lam.), red maple (*Acer rubrum* L.) などと混交し^{4,5,7)}、発生後10~20年には成長が衰え、カミキリ的一种 (*Megacyllene robiniae* Forster) の被害によって枯死することも多く、ユリノキなどの寿命の長い樹種に置き換わることが報告されている⁵⁾。しかし、小坂近辺では、ニセアカシア林内には在来の高木性樹種はさほど認められず、遷移の進行は必ずしも順調ではないと思われた。

そこで、本研究では著しい煙害によって裸地化した土地へ導入され、約50年を経たニセアカシア群落の生育実態について、1) ニセアカシア植栽後の森林化の進行状況と施工後50年を経た段階での緑化の成否を明らかにし、2) 成林したニセアカシア群落から在来種への遷移が進行しているかどうかを確認することを目的とする。そして、これらの結果を基にして、ニセアカシア植栽地での植生管理のあり方について考察してみたい。

2. 調査地および調査方法

2.1 調査地

小坂町は秋田県の北東に位置し、町のほぼ中心に小坂鉾山がある(北緯40度20分、東経140度45分)。小坂町町史編さん委員会¹²⁾によると、小坂鉾山は1861年に発見され、銀を主体として採掘されていた。1900年には自熔精錬法が開発され、銅鉾採掘に主力が転換された。1907年の生産額は887万円で、当時国内の主要鉾山であった栃木県足尾銅山や愛媛県別子銅山のほぼ2倍の規模であった。煙害問題はここから発生し、森林や農作物に被害を与えていたとされている¹²⁾。戦後精錬鉾量が6分の1に減少するとともに、1953年から精錬法が変化し、森林の回復が認められるようになった²⁵⁾。

調査地域は、1949年から1956年にかけて、煙害による荒廃地に水源林造成事業が行われた民有林である。標高は220~470 mで、調査地域は精錬所の煙突から1.5~7.7 kmの範囲にあり、その多くが半径4 km以内に位置している(図-1)。この地域の本来の植生は、大部分がコナラ・クリ林および禾本草原であり、標高400 mをこえるとミズナラ林が分布している⁶⁾。十和田火山の火砕流堆積物が台地状に広大な平坦地形をなし、中新世のデイサイトや石英斑岩がその中で突起した山体を形成している^{2,15)}。台地や山地緩斜面では黒ボク土壌が出現し、山地上部から台地肩部には乾性褐色森林

図-1 調査地域

□は煙害の発生源となった鉾山煙突の位置を示す。網掛けは造成事業対象地、白丸は詳細調査地、黒丸は広域調査地を示す。

Fig. 1 Study area.

□ shows the position of the chimney which caused a heavily smoke pollution. Meshed area, circles and dots show the revegetation area, minute study plots and wide range study plots, respectively.

土壌、山地中腹から下部にかけて褐色森林土壌が出現する²⁾。秋田地方気象台によると、小坂に隣接する鹿角(標高123 m)の平均気温は9.3℃、降水量は1,318 mm、1月における最大積雪深は46 cmである。

2.2 造成時の概況

造成事業では、煙害による荒廃地約1,300 haにニセアカシア、スギ、アカマツなどが植栽された¹⁾。造成時の植生は著しく衰退しており(写真)、煙源から北東方向に約1 kmの地点では、オオイタドリ、ススキ、クマイザサ、キツネヤナギ、ツルウメドキ等の微小の群落が散在するに過ぎなかったと報告されている¹⁹⁾。また北方に6 km以上離れた国有林では、山腹上部尾根筋はチシマザサ、クマイザサなどが密生し、コナラ、ミズナラが散生し、沢沿いはミズキ、ミズナラ、イタヤカエデ、カツラ、トチノキ等が混生していたとされている²²⁾。当時の事業担当者によると、造成地では50 cm程度のニセアカシアの苗木が3,000本/haの密度で植栽されたとのことである。

写真 小坂町一渡地区における煙害の状況（1950 年頃撮影，秋田県鹿角地域振興局提供）

Photo The vegetation in the smoke polluted area around Hitowatari, Kosaka.

(It was taken around 1950, by Kazuno regional affairs department, Akita prefectural government.)

2.3 方 法

2.3.1 造成地の概況

ニセアカシア造成地の概況を明らかにするために，水源林造成事業の対象地で秋田県森林土木課が 1997 年および 1998 年に行った林分調査の資料（未公表）を解析した（以降，この調査を広域調査と呼ぶ）。調査の対象面積は計 803 ha，調査区数は 143 である。本報告では，このうちスギ林やアカマツ林を除いた広葉樹林 81 調査区を解析に用いた。この林分調査では，それぞれ 0.05 ha の方形区で直径 10 cm 以上の立木を対象に種名，直径，樹高が調べられている。ただし，樹種については，ニセアカシアとナラ類以外が「ザツ」としてまとめて記載されたところが 35 調査区あった。各調査区の林齢は森林簿によった。

調査資料については，ニセアカシアの優占度を調査区ごとに求めるために，幹密度，胸高断面積合計を集計した。

次に，調査区全体においてニセアカシアと在来種の生育を比較するために，樹種別に出現調査区数，幹密度，断面積合計，平均樹高，平均直径を求めた。この際，平均樹高と平均直径は，81 調査区で計測された全本数の平均とした。

2.3.2 ニセアカシア優占林分の形成過程

ニセアカシア林の形成過程を明らかにするために，胸高断面積合計の 3 分の 2 以上をニセアカシアが占めた林分をニセアカシア優占林分とし，幹密度，樹高，胸高断面積合計と林齢との関係を解析した。該当する調査区は，広域調査区のうち 55 調査区であった。林業上主要な樹種については，地域ごとに作成された林分材積表から林齢ごとの成長を比較することができるが，ニセアカシアについては作成されていない。そこで，秋田地方育成天然林資源予測表作成報告書²⁰からこの地域での天然林の主要樹種であるミズナラの林分材積表を参考にして，ニセアカシア林の形成過程と比較した。

2.3.3 詳細調査区の種組成と林分構造

種組成や林分構造をより詳細に明らかにするために，ニセアカシアの優占度が異なる地点に，新たに 11 か所の調査区を設定した。林分調査は，1998 年と 1999 年に行ったが，1 か所（一渡調査区）のみ 2005 年に行った。調査区には 25 ×

20 m の方形区を設定し，直径 4 cm 以上の立木を対象に種名を記録し，直径，樹高を測定するとともに，ニセアカシアの樹勢を判定した。樹勢判定は，樹木全体をみた樹勢の印象を評価し，A：健全なもの，B：大枝や幹の損傷がかなり目立つなど自然樹型の崩壊がかなり進んでいるもの，C：大枝や幹の損傷が著しく自然樹型がほぼ崩壊して生育状態が劣悪で回復の見込みが少ないもの，D：枯死したもの，と 4 つに区分した。A は樹木医学における衰退度判定票の衰退度区分⁹⁾のⅠとⅡ，B はⅢ，C はⅣに対応する。

3. 結 果

3.1 造成地の概況

広域調査での林齢を図-2 に示した。林齢は 20～47 年生の範囲であり，40 年生をこえた林分が 64 林分あった。いずれの調査区も造成が開始されてから 40～50 年経過しているが，若い林分は，生育不良などのために後に植え替えされたものと考えられる。

調査区ごとの胸高断面積合計を図-3 に示した。調査区の胸高断面積合計は 9.0～44.0 m²/ha の範囲であった。ニセアカシアのみが出現した調査区は 8 か所，逆に，ニセアカシアは全くみられず，在来広葉樹だけの調査区が 6 か所あり，残りの 67 か所は，ニセアカシアに在来広葉樹が混じっていた。ニセアカシアの優占度を図-4 に示した。本数による優占度が 70% をこえた調査区が 61 か所あった。また胸高断面積合計では，優占度が 70% をこえた調査区が 66 か所あった。

ニセアカシアの優占度と煙突からの距離との関係を図-5 に示した。ニセアカシアの優占度が高い調査区は 4 km 以内の調査区に集中しており，逆に 6 km 以上離れた調査区では，ニセアカシアの優占度は低かった。

広域調査区で出現した樹種の生育状況を表-1 に示した。樹種全体の幹密度は 759.8 ± 249.6 本/ha，胸高断面積合計は 24.8 ± 7.0 m²/ha，平均樹高は 13.9 ± 3.7 m，平均胸高直径は 19.1 ± 7.1 cm であった（いずれも平均値 ± 標準偏差を示す）。山腹緑化にニセアカシアを植栽し約 30 年が経過した静岡市

図-2 調査地の林齢分布

Fig. 2 Age distribution of study plots.

図-3 調査地ごとの全樹種の断面積合計

*プロットはニセアカシアの断面積合計が大きい順に並べた。

Fig. 3 Basal area of all species in each plot.

*Plots number was ranked according to basal area of *R. pseudoacacia*.

図-4 ニセアカシアの優占度

Fig. 4 Dominance of *R. pseudoacacia* in study plots.

図-5 ニセアカシア優占度と煙突からの距離との関係

Fig. 5 Relationship between dominance of *R. pseudoacacia* in BA and distance from the mine chimney.

表-1 広域調査区で出現した樹種

Table 1 Abundance of tree species in wide range study plots.

Species	Frequency (plots)	Stem density (ha ⁻¹)	Basal area (m ² ha ⁻¹)	Height (m)	DBH (cm)
<i>Robinia pseudoacacia</i>	75	460.7 ± 279.6	16.564 ± 9.933	14.7 ± 3.7	20.0 ± 7.6
<i>Quercus</i> spp.	68	215.1 ± 271.1	5.849 ± 7.385	13.0 ± 3.6	17.7 ± 5.9
<i>Magnolia obovata</i>	9	12.6 ± 66.4	0.271 ± 1.079	12.9 ± 2.4	15.9 ± 4.7
<i>Tilia japonica</i>	3	3.5 ± 23.0	0.090 ± 0.610	10.4 ± 2.4	17.0 ± 6.5
<i>Betula</i> spp.	3	1.2 ± 7.3	0.028 ± 0.146	10.6 ± 4.4	16.4 ± 4.8
<i>Alnus</i> spp.	2	3.2 ± 23.0	0.074 ± 0.559	12.9 ± 2.3	16.6 ± 4.3
<i>Acer mono</i>	2	1.5 ± 9.8	0.090 ± 0.773	11.8 ± 3.9	24.7 ± 12.9
<i>Kalopanax pictus</i>	2	0.5 ± 3.1	0.021 ± 0.146	12.5 ± 3.5	23.0 ± 5.0
<i>Prunus</i> spp.	1	1.0 ± 8.8	0.032 ± 0.284	9.5 ± 0.9	19.0 ± 7.0
<i>Magnolia praecocissima</i>	1	0.2 ± 2.2	0.013 ± 0.117	12.0 ± 0.0	26.0 ± 0.0
<i>Aesculus turbinata</i>	1	0.2 ± 2.2	0.006 ± 0.056	14.0 ± 0.0	18.0 ± 0.0
<i>Salix</i> spp.	1	0.2 ± 2.2	0.006 ± 0.056	13.0 ± 0.0	18.0 ± 0.0
<i>Acanthopanax sciadophylloides</i>	1	0.2 ± 2.2	0.003 ± 0.025	6.0 ± 0.0	12.0 ± 0.0
Subtotal for infrequent species*	36	59.5 ± 108.7	1.727 ± 3.360	11.8 ± 3.2	18.0 ± 6.9
All species	81	759.8 ± 249.6	24.776 ± 6.958	13.9 ± 3.7	19.1 ± 7.1

*ニセアカシアとナラ類以外の樹種をまとめて記録した調査地を分けて集計した。値は平均値 ± 標準偏差を示す。

*Refers to species other than *R. pseudoacacia* and *Quercus* spp. Values are means ± SD.

田代桑の木崩れでは、胸高断面積合計が28.2~51.9 m²/haという報告があり³⁾、本調査区のほうがやや小さな値を示した。

ニセアカシア以外の樹種の出現頻度をみると、81か所の調査区中、ナラ類(*Quercus* spp.)が68か所と多かったが、

他の樹種は非常に少なく、ホオノキ(*Magnolia obovata* Thunb.)が9か所、シナノキ(*Tilia japonica* (Miq.) Simonkai)とカバノキ類(*Betula* spp.)が3か所、ハンノキ類(*Alnus* spp.)、イタヤカエデ(*Acer mono* Maxim. var. *mar-moratum* (Nichols.) Hara f. *dissectum* (Wesmael) Rehder),

ハリギリ (*Kalopanax pictus* (Thunb.) Nakai) は2か所, サクラ類 (*Prunus* spp.), コブシ (*Magnolia praecoccissima* Koidz.), トチノキ (*Aesculus turbinata* Blume), ヤナギ類 (*Salix* spp.), コシアブラ (*Acanthopanax sciadophylloides* Franch. et Savat.) が1か所であった (表-1)。

幹密度は, ニセアカシアが 460.7 ± 279.6 本/ha で最も多く, ナラ類が 215.1 ± 271.1 本/ha であり, この2つで全体の89%を占めていた (表-1)。また, 胸高断面積合計でも, ニセアカシアが 16.6 ± 9.9 m²/ha, ナラ類が 5.8 ± 7.4 m²/ha と多く, その他はいずれも1 m²/ha 未満と非常に少なかった (表-1)。一方, 平均樹高はニセアカシアが 14.7 ± 3.7 m と最も高かったが, ほとんどの樹種が10 mをこえており, ニセアカシアと大きな差はなかった (表-1)。平均直径は, ニセアカシアが 20.0 ± 7.6 cm, ナラ類は 17.7 ± 5.9 cm であった。イタヤカエデやハリギリなどは24 cm 前後であった。ほとんどの樹種が16~20 cm の範囲に含まれていた (表-1)。

3.2 ニセアカシア優占林分の形成過程

幹密度と林齢の関係を図-6 a に示した。いずれの林齢においても, ニセアカシアの密度は320~1,060 本/ha に分布した。曲線で示したミズナラ林の幹密度が林齢とともに徐々に

減少しているのに対し, ニセアカシア林では20年生以降林齢に伴う顕著な幹密度の変化が認められなかった。

樹高と林齢の関係を図-6 b に示した。ニセアカシア林の樹高は, 11.8~19.3 m に分布した。ミズナラ林の樹高曲線が林齢とともに増加しているのに対し, ニセアカシア林には20数年生以降はあまり増加している傾向が見られなかった。

胸高断面積合計と林齢の関係を図-6 c に示した。ニセアカシアの胸高断面積合計は, 7.9~38.6 m²/ha に分布した。50年近くの林分には, 胸高断面積合計が30 m²/ha をこえる林分が存在する一方, 15 m²/ha を下回る林分もあり, 調査区による違いが大きかった。

3.3 詳細調査区の状況

3.3.1 種組成

詳細な調査を行った11林分について, 樹種ごとの幹密度と胸高断面積合計を表-2 に示した。出現した樹種は18種であった。ナラ類の樹種にはミズナラ (*Q. crispula* Blume) とコナラ (*Q. serrata* Thunb. ex Murray), サクラ類にはオオヤマザクラ (*P. sargentii* Rehder) とウワミズザクラ (*P. grayana* Maxim.) がみられた。また, 広域調査では記録されていなかった樹種に, ヤマボウシ (*Benthamidia japonica* (Sieb. et Zucc.) Hara), ヤマゲワ (*Morus australis* Poir.), クリ (*Castanea crenata* Sieb. et Zucc.), キハダ (*Phellodendron amurense* Rupr.), ヤマナラシ (*Populus sieboldii* Miq.), ハウチワカエデ (*A. japonicum* Thunb.), コハウチワカエデ (*A. sieboldianum* Miq.), ニワトコ (*Sambucus racemosa* L. subsp. *sieboldiana* (Miq.) Hara), ノリウツギ (*Hydrangea paniculata* Sieb. et Zucc.) が確認された。調査区あたりの出現種数は1~11種であり, ニセアカシアの優占度が低い調査区のほうが出現種数は多い傾向があった。

3.3.2 林分構造

ニセアカシアの直径階分布を図-7 に示した。ニセアカシアは, 多くの調査区で直径階12~40 cm まで広く分布していた。また20 cm 以下の直径階では, ほとんどの調査区で直径階が小さくなるにつれて本数が少なくなった。このような傾向は, ニセアカシアの優占度に関わらず, どの調査区にも共通していた。

ニセアカシアの樹勢区分に注目すると, 健全木の比率は31~67%であった。樹勢に異常が認められたものや回復の見込みが少ないものは直径階20 cm 以下に多かったが (一渡, 二渡, 向, 藤原, 姥淵, 相内④, 相内③など), 40 cm 前後の直径階にも存在していた (矢柄平, 一渡, 藤原, 姥淵, 相内④)。小さい直径階に立枯れがみられた調査地もあった (向, 藤原) (図-7)。

4. 考 察

小坂鉦山の煙害による荒廃山地へのニセアカシア植栽に関しては, 当初活着不良や, 定着後に煙害によって枯死したり, 発育不全が認められたりしたことが記録されている¹⁹⁾。また, 今回の広域調査区で, 林齢20年程度の林分が認められたように, 後年になってから再植栽された場所もあると思

図-6 ニセアカシア優占林分の構造と林齢との関係
実線はミズナラの地位級1を示し, 破線は地位級2を示し, 点線は地位級3を示す。
* ニセアカシアの値を示す。

Fig. 6 Relationship between stand structure and age in *R. pseudoacacia* dominance plots.
Solid, broken and dotted lines show the site class 1st, 2nd and 3rd, respectively for *Q. crispula*.
* Refers to *R. pseudoacacia*.

表-2 詳細調査プロットの種組成

Table 2 Species composition of trees at minute study plots.

Species	Yagaratai		Hitowatari		Futawatari		Mukai		Fujiwara		Ubabuti	
	Density (ha ⁻¹)	BA (m ² ha ⁻¹)	Density (ha ⁻¹)	BA (m ² ha ⁻¹)	Density (ha ⁻¹)	BA (m ² ha ⁻¹)	Density (ha ⁻¹)	BA (m ² ha ⁻¹)	Density (ha ⁻¹)	BA (m ² ha ⁻¹)	Density (ha ⁻¹)	BA (m ² ha ⁻¹)
<i>Robinia pseudoacacia</i>	540	41.27	820	32.28	780	33.64	500	20.66	780	36.57	540	19.85
<i>Populus sieboldii</i>												
<i>Quercus crispula</i>							60	0.81	200	3.43	80	1.58
<i>Quercus serrata</i>					20	0.16			300	4.38	120	6.76
<i>Castanea crenata</i>												
<i>Morus australis</i>							220	0.98				
<i>Magnolia obovata</i>							80	1.18				
<i>Magnolia praecoccissima</i>					20	0.40					20	0.06
<i>Hydrangea paniculata</i>												
<i>Prunus grayana</i>												
<i>Prunus sargentii</i>												
<i>Phellodendron amurense</i>												
<i>Acer sieboldianum</i>												
<i>Acer japonicum</i>												
<i>Acer mono</i>												
<i>Tilia japonica</i>												
<i>Benthamidia japonica</i>					20	0.40						
<i>Sambucus racemosa</i>			120	0.40					20	0.06		
unknown							100	1.19	20	1.06		
Total	540	41.27	940	32.68	840	34.60	960	24.82	1,320	45.50	760	28.68

表-2 (続き)

Table 2 (continued)

Species	Ainai④		Ainai③		Nagasawa		Ainai①		Ainai②	
	Density (ha ⁻¹)	BA (m ² ha ⁻¹)	Density (ha ⁻¹)	BA (m ² ha ⁻¹)	Density (ha ⁻¹)	BA (m ² ha ⁻¹)	Density (ha ⁻¹)	BA (m ² ha ⁻¹)	Density (ha ⁻¹)	BA (m ² ha ⁻¹)
<i>Robinia pseudoacacia</i>	380	24.09	420	16.32	400	13.47	380	16.52		
<i>Populus sieboldii</i>					20	0.61				
<i>Quercus crispula</i>	520	10.79	120	4.97	240	6.20	1,760	38.22	760	19.54
<i>Quercus serrata</i>	120	3.37	120	5.32					340	15.44
<i>Castanea crenata</i>							60	1.61		
<i>Morus australis</i>					20	0.09	60	0.42		
<i>Magnolia obovata</i>					240	8.46				
<i>Magnolia praecoccissima</i>										
<i>Hydrangea paniculata</i>					20	0.08			40	0.11
<i>Prunus grayana</i>			120	2.22					120	0.58
<i>Prunus sargentii</i>					280	6.99				
<i>Phellodendron amurense</i>					40	2.27				
<i>Acer sieboldianum</i>			20	1.28					80	0.40
<i>Acer japonicum</i>			20	1.21	60	0.35				
<i>Acer mono</i>			80	1.80	120	1.12			20	2.97
<i>Tilia japonica</i>									20	0.09
<i>Benthamidia japonica</i>										
<i>Sambucus racemosa</i>										
unknown					20	0.13				
Total	1,020	38.25	900	33.12	1,460	39.75	2,260	56.77	1,380	39.12

われる。残念ながら植栽後のニセアカシア林の形成過程についての詳しい記録は残されていないが、成林にいたるまでには紆余曲折があったものと思われる。

しかしながら、緑化工施工後約 50 年を経た段階では成林状態を呈しており、広域調査区の胸高断面積合計の平均 ($24.8 \pm 7.0 \text{ m}^2/\text{ha}$) はミズナラ 40 年生林分の地位級 3 の $23.9 \text{ m}^2/\text{ha}^{20)}$ と同等であった。このことは、森林を形成し斜面崩壊等の防災上の危険を避けるという山腹緑化の第一の目的は達成できていると評価することができるであろう。

ニセアカシア林の形成過程については、異なる林齢の調査区を比較することにより、その特性を推測できる。樹高については、20 数年生の調査区でも 12 m 以上あり、この値はこの地域の代表種であるミズナラ林の値を大きく越えていた (図-6 b)。植栽したニセアカシアについては、6 年生で 5~

8 m、12 年生で 9~13 m との報告もあり¹¹⁾、当初 10 年程度の樹高成長が非常に大きいことが知られている。

一方、幹密度については、当初 3,000 本/ha 植栽されたニセアカシアは、20 数年生の調査区では 1,000 本/ha 以下となり、それ以降はあまり変化が認められなかった (図-6 a)。直径階分布に注目してみると、ニセアカシアの幹は直径階 12~40 cm 程度に広く分布して明確なピークを持たず、小さなサイズに樹勢が衰えた幹が多数存在していた (図-7)。こうしたニセアカシア林の直径階分布については、足尾鉾山周辺に造成された林分の構造を調べた谷本・金子²³⁾も同様の結果を報告している。

ニセアカシアは、有性生殖の他に根萌芽によって栄養繁殖を行うことが知られている⁵⁾。根萌芽は、毎年恒常的に発生する性質があり¹³⁾、定着後に群落を拡大する要因と考えられ

図-7 樹勢区分ごとのニセアカシアの胸高直径階分布
 * ニセアカシアの断面積割合が大きい順に並べた。
 相内②は、ニセアカシアが生育していないので除いた。
 Fig. 7 DBH class distribution of *R. pseudoacacia* in each vigor class.
 * Plots were ranked according to basal area ratio of *R. pseudoacacia*.
 Ainaï② was excluded because *R. pseudoacacia* do not exist.

ている^{17,21)}。今回の調査区では直径の小さな幹がみられたが、これは植栽したものではなく後に新規加入したものである可能性が高い。

胸高断面積合計については、斜面上部のように成長が悪く風倒被害を受けやすい場所と、下部のように生育条件がよい場所によって、大きな差がみられたと考えられる。斜面上部に位置する一渡や二渡と、平坦地に位置する矢柄平では健全木の本数が異なり(図-7)、台風などによる風害を受けやすい地形条件によって胸高断面積合計に大きな差が生じたと予測される。

このようにニセアカシアは、定着後は急速な初期成長により比較的早く成林状態に達し、その後は倒木等による幹密度の減少が根萌芽による新規加入により補われ、群落構造に大きな変化が生じないのではないかと推察された。

遷移の進行状況を知るために、種組成に注目してみた。ニセアカシアは、大多数の調査区で優占しており(図-3、図-4)、特に鉦山煙突に近い調査区で優占度が高かった(図-5)。このことから考えて、導入したニセアカシアによる森林形成は進んだものの、全体的にみれば在来種の活発な侵入は認められないと結論づけることができる。

植栽当時の小坂の状況について当時の事業担当者によると、卓越風である西風によって最も煙害が激しかった鉦山の東側2,3 kmに位置する二渡、一渡、藤原調査区では、段丘斜面に崩壊地が発生し、段丘面はササに覆われていたとい

う。また、鉦山の西側や北側2,3 kmの地区は無立木地であり採草地となっていたという。一方、南東側4 kmの長沢地区や、北側6 km程度の相内地区では、直径5~10 cm程度の在来広葉樹林が存在し、それらを伐採してからニセアカシアを植栽したか所や、坪刈り状に除去して在来種の林床にニセアカシアを植栽したか所があったという。

また、十和田営林署経営課^{24,26)}によれば、煙害が激しかった区域(煙突から1~5 km程度)でも地形的には樹木が生育できた部分があり、そこでは梢が枯れ成長が萎縮するものがあったものの、ナラ類が優勢で、イタヤカエデ、ミズキ、ホオノキが混交していた。一方、最も煙害が激しかった区域では、局所的に点在していたナラ類などの多くは枝葉が枯れ、林地はササ、ススキに覆われ、一部は荒廃地や崩壊地に移行していたという。

これから考えてみると、植栽時におけるニセアカシア以外の樹種の混在具合は、場所により著しく異なっていた可能性が高い。広域調査区で出現したナラ類などの在来種は、密度や胸高断面積合計では小さかったものの、樹高や胸高直径がニセアカシアと同様の値を示しており(表-1)、林冠層を形成していた。ナラ類とニセアカシアの成長速度を考えると、これらは植栽したニセアカシアと同時に成長したナラ類の萌芽や、既に林冠を形成していたものであろう。すなわち、植栽時に在来種が生育していた場所では、それらの成長により在来種の混合割合が高いが、植栽時に在来種が衰退していた場所ではニセアカシアの優占度が高く、在来種の侵入があまり認められなかったと考えられる。

煙突からの距離とニセアカシアの優占度との関係(図-5)もこのことを示唆しており、当初から在来種が著しく衰退していたと考えられる煙突に近い調査区では、現在でも在来種の優占度は低い。このように鉦山周辺などでは、緑化の最終目標である在来種への遷移が現状ではなかなか進行しないものと考えられる。

ニセアカシアが自然植生へ遷移することに視点をあてた研究はこれまでにいくつか報告されている。韓国では 1960 年代の大規模な森林造成にニセアカシアが使われたが、林床にコナラ属の幼木が存在し、人為的な攪乱がなければ、やがてコナラ属の林分に更新していくと考えられている¹⁴⁾。崎尾²¹⁾は、渓流域に分布しているニセアカシア林にはすでに中下層木として自然植生が侵入している状況から、補助的な施業による自然植生への転換を検討している。渓流域で遷移が進行する要因について前川・大手¹⁶⁾は、種子散布を行う鳥獣類の生息環境として利用度が高いこと、斜面上部からの重力散布や渓流からの水散布が頻繁なことなどをあげている。

しかしながら、本調査地のように広範囲にわたって植生が衰退し、周囲に自然植生が乏しい場所に植栽されたニセアカシア林では、散布される在来種の種子は少なく、自然状態での遷移の進行はあまり期待できないと考えられる。ニセアカシアは高齢になると倒木の危険性が増すことが指摘されている^{16, 23)}。そこで、今後林分の安定を図るためには植栽等の手段によって在来種の導入を図るか、またはニセアカシア林を安定した状態で保つための管理が必要であると考えられる。

在来種の導入方法は、ニセアカシアの林床に植栽するのが最も効率的と思われる。ニセアカシアを皆伐すると発生した萌芽の成長が旺盛なため⁸⁾、植栽木と萌芽の競争を回避する必要があるからである。対象とするニセアカシア林は、樹高成長に大きな変化が見られなくなる 20 年生以上の林分がよいのではないかと考えられる。ニセアカシア林を安定した状態で保つ方法として、台切りなどによる倒木の防止が提案されており²³⁾、小坂に特徴的な段丘斜面において効果的な方法と考えられる。ニセアカシアの倒木などによる斜面崩壊などの危険性が予測される場合には、このような対策が早急に必要とされるであろう。

一方、斜面崩壊等の危険性がない地域では当面は現状のまま推移させることは可能であろう。ただし、このような広大なニセアカシア老齢林の管理については、今後予想される林分の衰退に迅速に対応するためにも、老齢木の衰退過程や根萌芽の発生機構、さらには発生した根萌芽由来の幹の動態などニセアカシア群落の維持機構の解明が必要不可欠であろう。

謝 辞

本研究には秋田県立大学生物資源科学部の小林一三教授、星崎和彦助教からご指導をいただいた。(有) 梓環境の本間廣喜氏、県由利地域振興局の金沢正和氏には調査に尽力いただいた。県 OB の伊藤次男氏には造成当時の情報を、県水と緑推進課の堀野正夫氏には写真の提供をいただいた。本研究は県森林整備課の委託研究の一環として行った。多大なご便宜をいただいた小坂町、鹿角森林組合、県森林整備課ならびに森林技術センターの関係各位に厚くお礼申し上げる。

引用文献

- 1) 秋田県 (1975) 秋田県林業史下巻, 秋田県, 585 pp.
- 2) 秋田県 (1998) 土地分類基本調査十和田湖・八甲田山, 秋

- 田県農政部農村振興課, 56 pp.
- 3) 秋山怜子・松下一樹・天田高白 (2002) 崩壊地における山腹緑化工施工後の植生回復状況, 日本緑化学会誌, 27: 605-609.
- 4) Beck, D.E. and Hooper, R.M. (1986) Development of a southern Appalachian hardwood stand after clearcutting. Southern Journal of Applied Forestry, 10: 168-172.
- 5) Boring, L.R. and Swank, W.T. (1984) The role of black locust (*Robinia pseudoacacia*) in forest succession. Journal of Ecology, 72: 749-766.
- 6) 文化庁 (1973) 植生図・主要動植物地図 5. 秋田県, 国土地理協会, 33 pp.
- 7) Elliott K.J., Boring, L.R., Swank, W.T., Haines, B.R. (1997) Successional changes in plant species diversity and composition after clearcutting a Southern Appalachian watershed. Forest Ecology and Management, 92: 67-85.
- 8) 舟山良雄・小坂淳一 (1952) ニセアカシア萌芽林の調査成績 (薪炭林の林相改良樹種としての考察), 林業技術, 124: 14-22.
- 9) 堀大才 (1999) 樹木医完全マニュアル, 牧野出版, 204 pp.
- 10) 小橋澄治 (2001) 荒廃地と緑化, 日本緑化学会誌, 26: 248-251.
- 11) 鯉淵隆 (1939) 小坂鉦山煙害地域におけるニセアカシア造林の立地的観察, 日本林学会春季大会講演集, 128-137.
- 12) 小坂町町史編さん委員会 (1975) 小坂町史, 秋田県鹿角郡小坂町, 644 pp.
- 13) 玉泉幸一郎・飯島康夫・矢幡久 (1991) 海岸クロマツ林内に生育するニセアカシアの根萌芽の分布とその形態的特徴, 九州大学演習林報告, 64: 13-28.
- 14) Lee, C.-S., Cho, H.-J. and Yi, H. (2004) Stand dynamics of introduced black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) plantation under different disturbance regimes in Korea. Forest Ecology and Management, 189: 281-293.
- 15) 町田洋・新井房夫 (2003) 新編火山灰アトラス 日本列島とその周辺, 東京大学出版会, 336 pp.
- 16) 前河正昭・大手桂二 (1994) ニセアカシア砂防林の林相転換 I) 群落調査による遷移診断と植生遷移系列の推定, 日本林学会関西支部論文集, 3: 205-208.
- 17) 前河正昭・中越信和 (1996) 長野県牛伏川の砂防植栽区とその周辺における植生動態, 日本林学会論文集, 107: 441-444.
- 18) 前河正昭 (2002) ハリエンジュ, 日本生態学会編, 外来種ハンドブック, 地人書館, pp. 204.
- 19) 宮崎紳・沖永哲一・原田実 (1954) 小坂鉦山の煙害地におけるニセアカシアの施肥植栽試験, 林業試験場研究報告, 74: 177-186.
- 20) 日本林業技術協会 (1990) 秋田地方育成天然林資源予測表作成報告書, 日本林業技術協会, 136 pp.
- 21) 崎尾均 (2002) ニセアカシア (*Robinia pseudoacacia* L.) は溪畔域から除去可能か?, 日本林学会誌, 85: 355-358.
- 22) 佐々木信行・伊藤幸雄 (1953) 小坂鉦山煙害地の崩壊について, 日本林学会東北支部会誌, 3: 139-142.
- 23) 谷本丈夫・金子範子 (2004) 栃木県足尾町民有林内に造成されたニセアカシア林の現状と今後の施業方針の検討, 日本緑化学会誌, 30: 151-156.
- 24) 十和田営林署経営課 (1957) 小坂経営区内の特殊現象と治山, 蒼林, 96: 70-94.
- 25) 十和田営林署経営課 (1958 a) 小坂経営区内の特殊現象と治山, 蒼林, 97: 99-113.
- 26) 十和田営林署経営課 (1958 b) 小坂経営区内の特殊現象と治山, 蒼林, 98: 82-101.

(2006. 12. 3 受理)