

平成18年度 林野庁委託調査

天然力を活かした更新技術による 森林整備に関する調査

(平成18年度調査報告書)

平成19年3月

林野庁整備課

目 次

調査の実施について	1
調査報告書	3
はじめに	3
Ⅰ. 造林適地の広域ゾーニングについて (野堀嘉裕)	
－東北地方における造林限界標高の抽出－	4
Ⅱ. 立地条件と更新樹種の関係において (龍原哲)	
－新潟県五頭山周辺における二次林の事例－	19
Ⅲ. 人工林伐採跡地の森林再生とその規定要因 (伊藤 哲)	
－九州地方における再造林放棄地の調査事例から－	39
調査報告書ダイジェスト版	55

天然力を活かした更新技術による森林整備

に関する調査の実施について

(調査委員会事務局)

我が国は国土の三分の二を森林が占める世界でも有数な森林国で、古来より森林とその生産物である木材等を生活の一部として取り入れた「木の文化」を培ってきた。特に近年では戦後営々と積み重ねられてきた造林活動により、人工林を国土の四分の一以上までに広げ森林資源の量的拡大を果たした。しかしながら木材価格の低迷や森林所有者の不在村化等により、適切な整備が期待しがたい森林が多く見受けられるようになるとともに、その一方では従来からの国土保全・水源かん養等に加え地球温暖化防止の観点からも適切な森林整備の推進に対する期待が高まっている。

このような状況の中で、戦後に造成された「団塊世代」人工林を核とした我が国森林資源の着実な代替わりを図って多様で豊かな森林資源を次世代に引き継ぐことが重要な課題となっている。この場合、単一樹種で構成された単層林を再度単層林に仕立てる人工更新に頼るだけではなく、天然更新も活用しながら、多様な樹種から構成され高度な多面的機能を有する森林へ誘導していくことが重要である。

本件調査は、林野庁の委託により平成 18 年度から 3 カ年計画で実施し、全国各地域における様々な育成条件下における天然更新の状況等について調査・分析し、天然更新の可能性の判定法について検討を行うことにより、天然更新を活用した森林整備のより効率的・効果的な推進に資そうとするものである。調査に当っては調査委員会を設置(資料 1 参照)して、委員会において調査方針・調査計画・調査取りまとめ等を検討し(資料 2 参照)、これに基づいて具体的な調査の実施と報告書のとりまとめを行った。初年度の 18 年度にあつては、「はじめに」にあるとおり、東北地方の造林適地の広域ゾーニング、立地条件と更新樹種の関係についての新潟県下における調査、九州地方における人工林伐採跡地の森林再生とその規定要因の 3 点についての事例調査と報告がなされた。来年度以降も、具体的な事例に基づく天然更新の状況等についての調査・分析を引き続き実施し、最終年度において、天然更新の可能性の判定法について統一的に分析・検討を行い取りまとめがなされることとなっている。

資料 1

天然力を活かした更新技術による森林整備に関する調査委員会名簿

調査委員会委員長	野堀 嘉裕	山形大学農学部生物環境学科	教授
調査委員会委員	龍原 哲	東京大学大学院農学生命科学研究科	助教授
調査委員会委員	伊藤 哲	宮崎大学農学部生物環境科学科	助教授

資料2

天然力を活かした更新技術による森林整備に関する調査委員会の開催

第一回委員会

日時 平成18年10月3日(火) 15時

場所 (財)国際緑化推進センター研修室

- 議題 (1) 「天然力を活かした更新技術による森林整備に関する調査」の概要について
(2) 調査の手法・手順・分担等の検討
(3) 平成18年度調査・取り纏め計画の検討

第二回委員会

日時 平成19年1月16日(火) 15時

場所 (財)国際緑化推進センター研修室

- 議題 (1) 調査結果の中間報告
(2) 報告書取り纏め方針

天然力を活かした更新技術による森林整備に関する調査

2006年度報告

はじめに

日本で林業が不振となって久しいが、平成3年(1991年)長崎地方に上陸し日本各地を襲った19号台風の大被害を契機に、特に九州地方では再造林の放棄が目立つようになってきた。林業経営者の長年の努力により構築されてきた人工林は木材生産機能ばかりでなく多様な機能を持っている。再造林が放棄された林地では表土の侵食や崩壊が進むことが懸念され、森林法の第一条(目的)に掲げる「国土の保全に資すること」が損なわれる恐れがあると同時に、木材生産としての機能を十分に発揮することが出来ない土地利用が増大してしまう懸念がある。このような事態は極力避けなければならない。

本調査では、民有林において特に針葉樹人工林において天然更新に必要な要因の分析を行うとともに、仮に再造林が放棄された場合においては天然更新を活用した後継樹の導入の可能性を探ろうとするものである。

そのために、造林の限界、潜在的な危険地域、森林管理の経過、天然更新樹種の特徴、伐採作業時の問題等について多面的に調査を行い考察することとした。

第Ⅰ章では、主に東北地方を中心としてGIS分析を活用しながら造林適地の広域ゾーニングについて検討することとした。

第Ⅱ章では、新潟県五頭山周辺を対象地とし、GISを利用して林地の立地条件から二次林の更新状況を予測する手法について検討することとした。

第Ⅲ章では、九州地方の再造林放棄地における森林再生の規定要因の解析に基づいて、人工林伐採後の森林再生における天然力活用の可能性を検討することとした。

本調査の結果が森林の有効活用の促進に繋がると同時に森林の荒廃が事前に予防されるようになることを強く望むものである。

I. 造林適地の広域ゾーニングについて（野堀嘉裕） — 東北地方における造林限界標高の抽出 —

1. はじめに

東北地方は冷温帯の落葉広葉樹林帯に属しているが、古くからスギ等の針葉樹による拡大造林が進められており、生産材は貴重な森林資源として活用されている。造林の歴史と同時に適地の判定や林業経営上の地位についても古くから研究がなされている。本調査では過去の研究事例に関する分析から始めることとし、人工林化が困難で結果的にブナ林が優占する下限の標高を明らかにすることとした。また、限界標高より上部または下部における典型的な人工林の実態を示すことで、天然力活用の可能性を検討することとした。

2. 既往文献調査

はじめに、東北地方における造林樹種及び天然更新樹種を特定すること考慮してキーワードを「人工林」 or 「天然更新」として検索した。対象となる文献は日本林学会東北支部会誌およびその前身である大会発表論文集であり、50年分全データの表題の検索を行った。なお、表題で両者からテーマに関連のあるものも抽出している。

表－I－1 日本林学会東北支部会誌書誌事項検索結果

著者	表題	誌名	巻	ページ	年
川口利次・小野茂夫（林業試験場山形試験地）	雪崩地への階段造林及び天然更新の経過－釜淵森林理水試験地2号沢の例－	日本林学会東北支部大会発表論文集	35	230-231	1983
森麻須夫・斎藤勝郎（林業試験場東北支場）	ヒバ林あとスギ人工林内のヒバ前生稚幼樹	日本林学会東北支部大会発表論文集	38	121-122	1986
勝又敏彦（宮城県林業試験場）	宮城県におけるヒノキ人工林の生長（Ⅱ）－壮齡林に混交する天然性アカマツとの生長比較－	日本林学会東北支部大会発表論文集	38	129-130	1986
糸屋吉彦（森林総合研究所東北支所）	ヒバ老齡人工林の林内環境と幼稚樹の動態	日本林学会東北支部大会発表論文集	40	128-129	1988
安藤 貴（岩手大学農学部）	ケヤキ人工林における天然生の稚樹	日本林学会東北支部大会発表論文集	40	132-133	1988
石川 実・安藤貴（岩手大学農学部）	ケヤキ人工林の間伐にともなう前生稚樹の被害と稚樹の発生	日本林学会東北支部大会発表論文集	41	139-140	1989
長池卓男・橋本良二（岩手大学農学部）	コナラ林におけるコナラ実生稚樹の発生と消失	日本林学会東北支部大会発表論文集	42	115-117	1990
清和研二	カラマツ人工林における強度間伐の有効性	日本林学会東北支部大会発表論文集	46	87-88	1994

検索結果は合計8件であり、1980年代以降の文献だけが検索された。これ以前に該当する文献が存在しないのは、その要請がなかったことが主な原因と考えられる。人工林植栽樹種としてはスギ、ヒバ、カラマツ、ケヤキ、コナラが検索された。天然更新樹種としてはヒバ、アカマツ、コナラが検索された。天然更新の有効性を活用しようとする考えの論

文は存在するが、広葉樹の天然更新を後継樹として活用しようとする考え極めて少ないことがわかった。なお、再造林放棄に関する論文は1件も検索されなかった。

次に、日本全国の文献を対象とした森林総合研究所のデータベース「FOLIS」を対処として検索を行った。所収データは1980～2004年までであり、キーワードは「人工林」and「天然更新」として検索を行った。

表-I-2 FOLISによる検索結果

著者名	表題	誌名	巻(号)	ページ	発表年
北原清・赤坂義朝・青木伝吉	ヒノキ人工林の天然更新について	長野営林局技術開発研究会技術集録	昭和54年	115-120	1980
橋本啓・林・長谷川・本永・川上・新	トドマツ人工林における天然更新について	帯広営林支局業務研究発表集	昭和55年	33-36	1981
小森					
原田丈夫・徳繁・八田・山崎	ヒノキ人工林の天然更新施業の実験-非皆伐,二段林施業-	長野営林局業務研究発表集	昭和55年	110-122	1981
堀江勝司	ヒノキ人工林における天然更新	大阪営林局林業技術研究発表集録	昭和55年	213-218	1981
早坂賢一	トドマツ人工林の主・間伐と天然更新 [I]	林業技術研究発表大会論文集/北海道林業普及協会	昭和57年度	92-93	1983
金澤博文・高崎広・岸本淳三・中元慧	豪湿雪地帯での間伐とトドマツ人工林の天然更新について	北海道営林局業務研究発表集録	昭和59年度	57-61	1985
藤井博司	人工林内の広葉樹天然更新について	林業技術研究発表大会論文集/北海道林業普及協会	昭和59年度	48-49	1985
伊藤哲明	カラマツ人工林の天然更新について	林業技術研究発表大会論文集/北海道林業普及協会	昭和60年度	92-93	1986
岩崎誠	トドマツ人工林の天然更新について	林業技術研究発表大会論文集/北海道林業普及協会	昭和60年度	86-87	1986
増地孝幸	カラマツ人工林におけるトドマツの天然更新について	林業技術研究発表大会論文集/北海道林業普及協会	昭和60年度	80-81	1986
田村修一・渋谷正人	トドマツ人工林の主伐と更新について	林業技術研究発表大会論文集/北海道林業普及協会	昭和60年度	94-95	1986
安田薫・宮本稔・増田定磁・渡辺進久末勝	トドマツ人工林の天然下種更新について	林業技術研究発表大会論文集/北海道林業普及協会	昭和61年度	92-93	1987
工藤森生	トドマツ人工林における天然下種更新について	林業技術研究発表大会論文集/北海道林業普及協会	昭和61年度	90-91	1987
水井憲雄・菊沢喜一郎・浅井達弘・清和研二	トドマツ人工林における落下種子数の12年間の推移	日本林学会大会発表論文集	98	365-366	1987
蜂屋欣二	森林を育てる(17)-広葉樹林を育てる(その2)-	現代林業	253	64-69	1987
安藤貴	ケヤキ人工林における天然生の稚樹	日本林学会東北支部会誌	40	132-133	1988
吉田繁喜	非皆伐施業法(ヒノキ人工林における天然更新)	大阪営林局業務研究発表集録	昭和62年度	23-27	1988
吉田繁喜	非皆伐施業法(ヒノキ人工林における天然更新)	日本林学会関西支部大会講演集	39	67-70	1988
赤井龍男	自然法則と経済法則のはざままでとまどう育林技術からみて	林業経済	476	25-30	1988
長田昌幸・仲井宗孝	ヒノキ人工林における天然更新について	名古屋営林支局業務研究発表集	昭和62年度	107-110	1988
陶山佳久・中村徹	アカマツ人工林におけるアカマツ当年生実生の個体群動態	日本林学会誌	70(12)	510-517	1988
北澤新	北海道大学苫小牧地方演習林カラマツ人工林風害跡地の広葉樹の更新について	日本林学会北海道支部講演集	36	69-71	1988
雁田邦康・吉田力・堀部敏	トドマツ人工林から天然林への誘導	林業技術研究発表大会論文集/北海道林業普及協会	昭和63年度	110-111	1989
窪薫	トドマツ人工林の天然下種更新	林業技術研究発表大会論文	昭和63年度	118-119	1989

	試験	集/北海道林業普及協会			
高橋徹	高齢級人工林内における天然更新の可能性について	林業技術研究発表大会論文集/北海道林業普及協会	昭和 63 年度	100-101	1989
山口正光・館克二・玉手義信	アカエゾマツ人工林における天然稚幼樹の活用について	帯広営林支局業務研究発表集	昭和 63 年度	48-55	1989
秋元則行・藤田康孝・大野喬	これぞ天然力ー人工林に侵入したヒバの施業を考えるー	青森営林局業務研究発表集	41	1-7	1989
中原朝一・高島松次郎	高齢人工林における天然更新について	北海道営林局業務研究発表集録	昭和 63 年度	28-31	1989
鈴木重幸・栗原智彦・田口正雄	カラマツの天然更新について	帯広営林支局業務研究発表集	昭和 63 年度	56-60	1989
横井秀一・山口清・清水匡	広葉樹林施業試験	岐阜県寒冷地林業試験場業務報告	平成元年度	4-7	1990
山口清・横井秀一	集約施業技術等導入実験事業	岐阜県寒冷地林業試験場業務報告	平成元年度	14-20	1990
多田秀夫・岡田靖志・渋谷昭雄	トドマツ人工林の択伐施業	旭川営林支局業務研究発表集録	36	19-22	1990
尾山真一・菅顯一	公益的機能の高い人工林の天然林への誘導について	国有林野事業に関する技術開発研究考案発表集/高知営林局	平成 2 年度	41-45	1991
林友和	ケヤキ人工林を複層林へ誘導する施業方法について	熊本営林支局業務研究発表集録	22	24-26	1991
坂田政広・石川哲弥	トドマツ高齢人工林における天然更新について (第 2 報)	函館営林支局業務研究発表集	38	1-5	1993
新田峰貴・山本勝則・山崎薫	人工林に発生した後継林分の取り扱いについて (第 1 報)	林業技術研究発表大会論文集/北海道林業普及協会	平成 4 年度	110-111	1993
神田克明・阿部与市・坂本一広	トドマツ人工林から天然林への誘導 (II)	林業技術研究発表大会論文集/北海道林業普及協会	平成 4 年度	94-95	1993
成田稔之	トドマツ人工林の天然下種更新試験 (第 II 報)	林業技術研究発表大会論文集/北海道林業普及協会	平成 4 年度	116-117	1993
青木伸夫	トドマツ人工林における天然更新	帯広営林支局業務研究発表集	平成 4 年度	52-57	1993
赤間隆	高齢級人工林における二代目更新の事例報告	林業技術研究発表大会論文集/北海道林業普及協会	平成 4 年度	98-99	1993
東藤正明・児玉望	イチイガシの人工林を複層林へ誘導する施業技術体系の確立	熊本営林支局業務研究発表集録	24	57-63	1993
安藤貴	特集 林業技術問題 (VIII) - 20 ケヤキ林の多様な施業技術 -	林業経済	564	1-9	1995
澤田欣巳	人工林施業試験地の現況と既往人工林の施業方法について	北見営林支局業務研究発表集録	41	16-21	1996
松浦博史・八木田忠信・五十嵐学	人工林内の広葉樹天然更新について (第 2 報)	林業技術研究発表大会論文集/北海道林業普及協会	平成 8 年度	100-102	1997
長野了・岸本英昌・小田中敏之	エゾマツ高齢人工林の複層林施業について (第 2 報)	北海道営林支局業務研究発表集録	平成 8 年度	19-27	1997
中村彰男・後藤新喜	ヒノキ人工林における天然更新 (非皆伐施業法)	大阪営林支局業務研究発表集録	平成 9 年度	63-70	1998
柿本一宏・山本輝雄	ヒノキ人工林天然更新施業についての一考察	長野林業技術交流発表集	11 年度	17-23	2000
白坂香鶴子・谷本丈夫	明治神宮境内林における造成 80 年後の林分構造	日本林学会大会学術講演集	112	582	2001
小山泰弘・岡田充弘・古川仁	ブナを主体とした広葉樹人工林の初期管理技術の開発ー冷温帯地域における広葉樹林施業技術の確立ー	長野県林業総合センター研究報告	16	1-22	2002
松崎誠司・河原輝彦	ヒノキ人工林におけるギャップ周辺の光環境とヒノキ天然生稚樹の動態	日本林学会大会学術講演集	113	31	2002
松崎誠司・武内俊一・河原輝彦	ヒノキ人工林のギャップにおけるヒノキ天然生稚樹の分布について	日本林学会関東支部大会発表論文集	53	111-112	2002
石川実・豊田信行・中岡圭一	愛媛県久万町ヒノキ人工林における天然更新 IIー更新木の成長解析ー	日本林学会大会学術講演集	113	546	2002
豊田信行・石川実・中岡圭一	愛媛県久万町ヒノキ人工林における天然更新 IIIー稚樹の定着と立地条件ー	日本林学会大会学術講演集	113	547	2002

遠藤寛子・植木達 人・村松剛志・長 島源一・三村晴 彦・井戸田祐子	ヒノキ人工林における育成天然 林施業の更新状況—木曾森林管 理署上松事業区小川入国有林を 事例に—	中部森林研究	51	79-82	2003
松崎誠司・河原輝 彦	ヒノキ人工林内のギャップにお けるヒノキ天然生稚樹の成長過 程について	日本林学会関東支部大会発 表論文集	54	115-116	2003
杉田久志・猪内次 郎・百目木忠之・ 田口春孝・岩根好 伸・大石康彦・昆 健児	天然更新によるカラマツ人工林 の広葉樹林への誘導—小岩井農 場山林における事例—	東北森林科学会誌	8(1)	1-9	2003
豊田信行・石川 実・中岡圭一	愛媛県玉川町ヒノキ人工林にお ける天然更新	日本林学会大会学術講演集	114	481	2003
石橋整司・齋藤俊 浩・大村和也・澤 田晴雄	スギ・ヒノキ人工林伐採直後の 更新状況	日本林学会関東支部大会発 表論文集	55	53-56.	2004
前田真二	人工林伐採後の更新について— 森林資源モニタリング調査によ る考察—	森林計画研究会会報	414	19-26	2004

人工林植栽樹種としてトドマツとヒノキ、が多くこれに次いでスギ、ヒバ、カラマツが目立つ。これらの樹種の特徴をみると、森林所有者である北海道や営林局が組織的に研究に取り組んでいた経過が推察できる。天然更新樹種は多様で東北地方の例と異なり広葉樹の活用の事例も多いが、民有林に関する文献は少ないことがわかった。なお、再造林放棄に関する論文はここでも1件も検索されなかったが、これらの文献は次年度以降の調査において参考になる点が多いと考えられる。

3. 造林限界の標高について

図— I — 1 に示すように、東北地方を代表する植生がブナ林であることはごく一般的に知られているが、ブナ林の分布と標高の関連について調べた研究例は菊池（1985）を含めても意外と少ない。日本での標高に伴う気温の減率は標高 100m 当り約 0.6℃で、水平方向では北進距離 100km 当り 0.5℃といわれており、この気温減率との関係で植物の水平分布と垂直分布が論じられている。北進 100 k m の気温遞減を標高差に換算すると 80m となる。ブナ林分布域を植生図で概観すると、気温減率に伴ってその分布標高帯が下降しているようであるが、太平洋側や日本海側のブナ林については説明しきれない部分がある。また、植生タイプの緯度と標高の関係では照葉樹林帯と落葉紅葉樹林帯の境界は示されているものの、落葉広葉樹林の中でブナ林とナラ林の境界は示されていない。そこで、ここでは図— I — 1 に示したブナ林の下限標高についての垂直分布の考えを拡張し、GIS を活用してブナ林成育の限界を 3 次元的に把握することとした。対象とした山地は図— I — 2 に示すように狩場山地、渡島地方、横津地方、白神山地、十和田湖周辺、和賀山塊、青松葉山、朝日山地、船形山、桧枝岐周辺、妙高山周辺、両白山地、飯豊山地の 13 箇所である。各地域は 1/25000 地形図 4 枚の範囲であり、いずれもブナ林が分布している地域である。これらの範囲の数値地図と GIS 植生図をもとにして標高 100 階級の植生タイプを分類し、

ブナ林の占める面積比が50%以上となる標高域を抽出した。これらのデータから標高を目的変数、緯度と経度を説明変数として3者の関係を重回帰分析で調べた(佐久間他, 2002)。

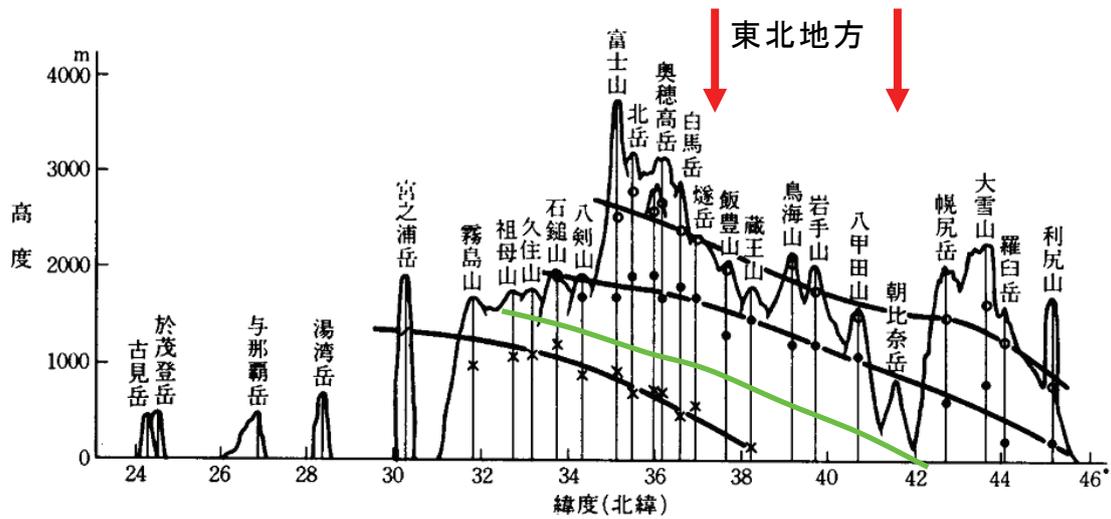


図-I-1 日本の森林植生タイプの緯度と標高の関係
 注：菊池多賀夫（1985）日本の生物（堀越増興・青木淳一編）から引用。
 ○は亜高山針葉樹林と高山低木林帯との境界。
 ●は落葉紅葉樹林帯と亜高山帯または北方針葉樹林帯の境界。
 ×は照葉樹林帯と落葉紅葉樹林帯の境界。
 緑色の線はブナ林の下限を推定した線で筆者が加筆したものである。

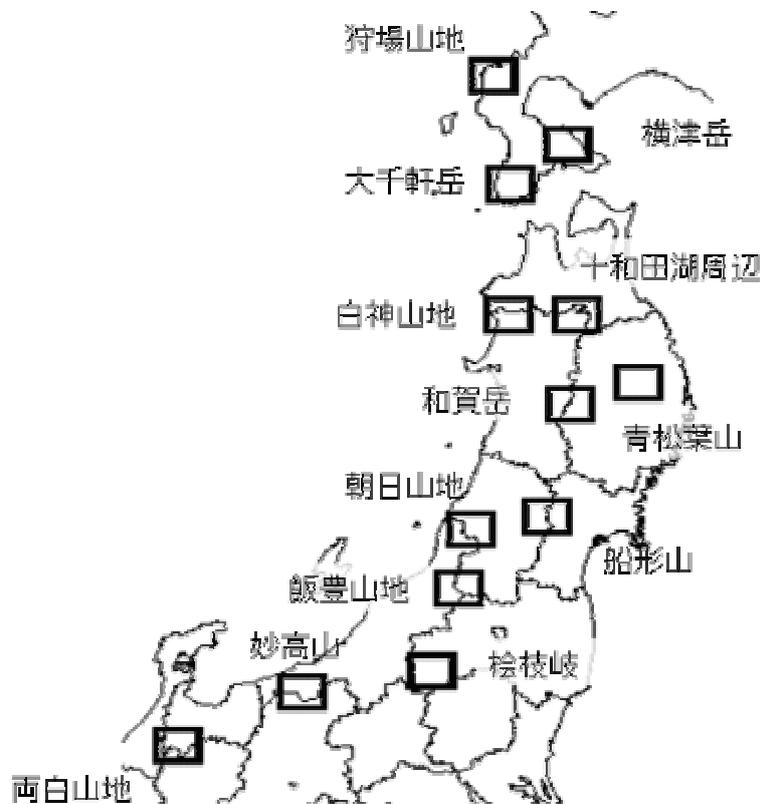


図-I-2 GISを利用してブナ林の占める面積比と標高の関係を分析した対象地

分析結果をみると、チシマザサーブナ群団の占有面積が 50%以上となる標高域は下式で与えられる。

$$H_{\text{High}} = 4924.0 + 22.1E - 174.6N \quad (r^2=0.9328, \quad P < 0.01\%)$$

$$H_{\text{Low}} = -9935.2 + 134.2E - 207.6N \quad (r^2=0.6791, \quad P < 0.01\%)$$

ただし、 H_{High} = 上限域の標高

H_{Low} = 下限域の標高

E = 経度 (東経)

N = 緯度 (北緯)

すなわち、緯度と経度がわかれば分布限界域の標高が 3次元面として求められることがわかる。青色の上部横線は分布の上限面が南東方向から北西方向に下降して地表面 (標高 0m) と接する位置を示しており、緑色の上部横線は同じく下限面である。青色で縦方向の右側の線は上限面と下限面が空中で交差する位置を投影したものである。この線は緯度方向に北上するにつれて約 0.088 度の傾きで水面方向に下降しており、経度方向では緯度線から東方に約 11.09 度の傾きがある。上限面が地表に接する線は宗谷海峡に直交する位置にあり、下限面が地表に接する線はオホーツク海沿岸の雄武と小樽、渡島半島狩場山地を結ぶ線上にある。上限面と下限面が空中で交差する線は本州東北部の東部沿岸約 120km 地点の上空にある。

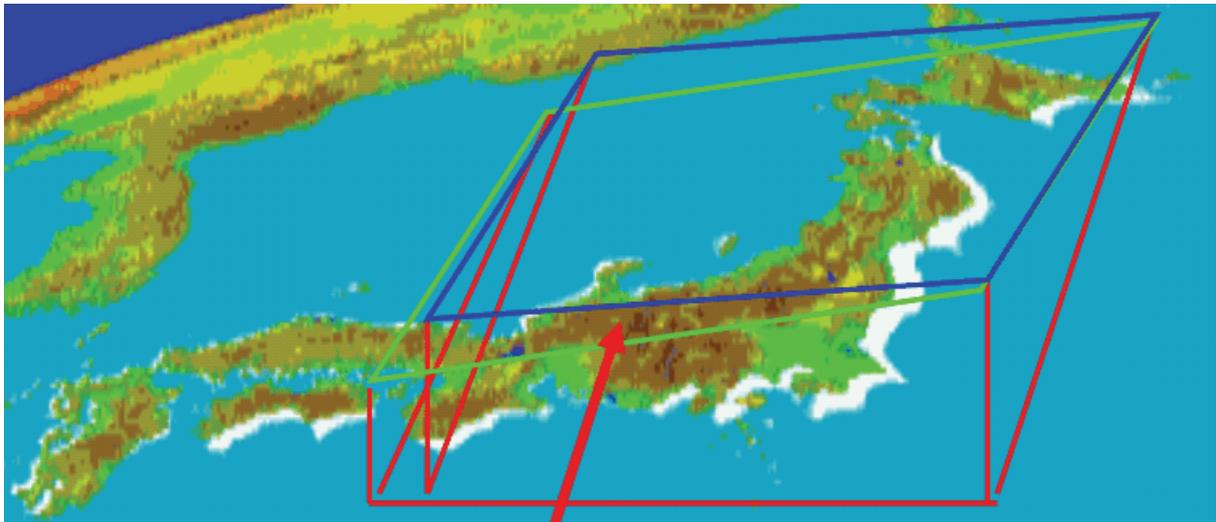


図-I-3 ブナ林の占める面積比が 50%を超える範囲の模式図
注：青色は上限面，緑色は下限面である。

図-I-3 より、青色より上の領域は亜高山帯の針葉樹林が優占する範囲であり、植生自然度の高い自然林で構成されているので、本調査の対象からは除外される範囲である。青色より下で緑色より上の領域は計算上植生自然度の高いブナ林が優占する範囲であるが、

本調査対象となる森林が含まれている可能性がある。緑色より下の領域はナラ類が優占する範囲であるが、植生自然度の高い自然林、中庸の二次林または植生自然度の低い人工林が混在している。本調査対象となる森林が多く含まれていると考えられる。

表－I－3 ブナ林成育の下限標高の推定値

対象山地	東経	北緯	実測値	推定値
狩場	140.13	42.58	10	31
渡島	140.09	41.58	120	233
横津	140.88	41.92	370	268
白神山地	140.06	40.42	480	470
十和田湖周辺	140.88	40.42	680	580
和賀山塊	140.75	39.58	570	737
青松葉山	141.5	39.75	1195	802
朝日山地	139.88	38.42	610	861
船形山	140.63	38.42	800	961
桧枝岐周辺	139.38	37.08	890	1072
妙高山周辺	138.13	36.92	1430	937
両白山地	136.88	36.25	830	909
飯豊山地	139.63	37.92	-	931
富士山	138.75	35.33	-	1351
南アルプス・北岳	138.25	35.67	-	1213
紀伊半島・大峰山	135.83	34.25	-	1183
中国山地・大山	133.5	35.33	-	646
四国・石鎚山	133.25	33.83	-	924
九州・久住山	131.33	33.17	-	803

注：実測値の「-」はブナ林の占有面積が50%を超えない調査地を意味する。

表－I－3に日本各地のブナ林成育の下限標高の推定値を示す。実測地と推定値の差はそれぞれの山地の生態学的特徴と考えられるが、これらの結果から造林限界の標高の目安を読み取ることができる。現実の造林地がこの境界標高より上部に位置する場合には、後述するように潜在的な危険性が指摘できる。今永ら（1979）は山形県内での針葉樹人工林化が困難な標高について約500mと指摘しているが、本調査でもほぼ同様の限界標高の値が得られた。

なお、GIS植生図において日本の森林を代表する森林群落で標高階級100mの範囲内で50%以上を占める植生タイプの森林を抽出したところ、チシマザサ・ブナ群団以外のタイプをみつけだすことができなかった。このことは、ブナ林以外で上記の手法を用いて限界域を抽出することは困難ということである。

次に、ここで示されたブナ林成育の下限標高について考察してみよう。

4. ブナ林成育下限面より対象地の標高が高い場合

図-I-4は宮脇（1978）による日本植生誌便覧をもと自然植生、現存植生と潜在植生の関係を図示したものである。現存植生の多くは本来その土地に生育していた自然植生が人間活動の影響によって置き換えられた代償植生（二次林など）であり、人間活動の影響が排除されると潜在自然植生へと遷移していくことが示されている。前述のブナ林の生育下限付近は人為的影響を受けた代償植生である場合が多く、人間の活動の結果としてこの下限面が構築されたものであるが、人間活動の影響がなくなれば潜在自然植生へと変化していくことに関してはこの面より上部で顕著となることが予想される。

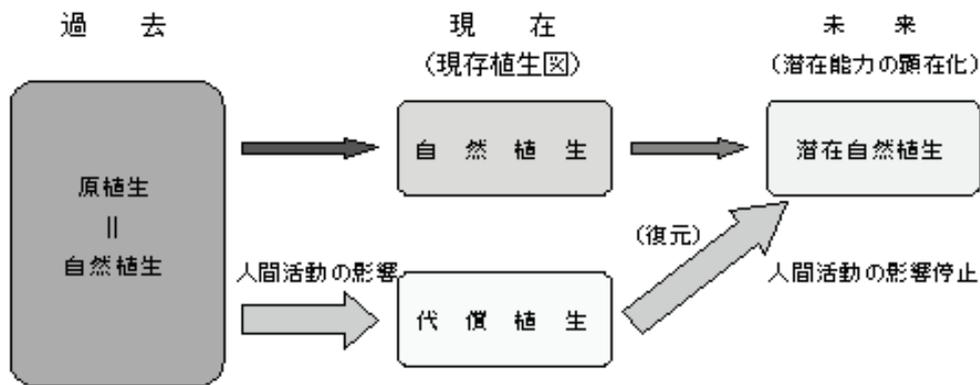


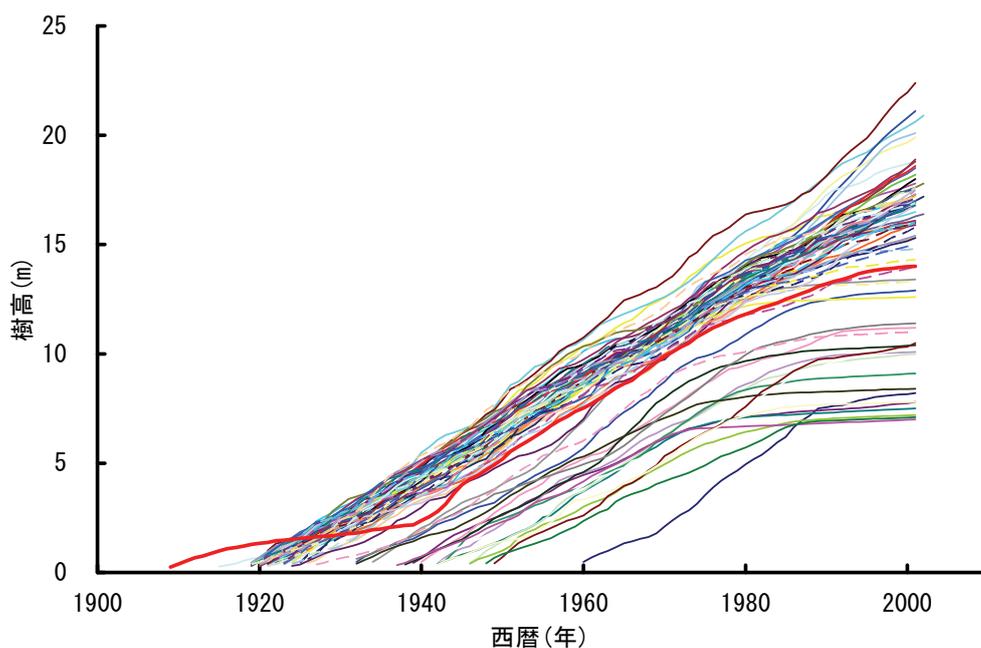
図-I-4 自然植生、現存植生と潜在植生の関係
注：日本植生誌便覧（宮脇，1978）をもとに作成した。

図-I-4における森林の遷移を基にして、表-I-4では針葉樹の植栽樹種がその土地において潜在植生と認められるか否かについて判断する材料をまとめたものである。この表を説明すると同時に既存の造林地の評価について考察してみよう。

表-I-4 林分の現状に応じた対応策

植栽樹種の状態	現存植生の状態	林分の評価	対応策
植栽された針葉樹が成林している場合(A)	問わない	植栽された樹種により代償植生としての人工林が成立している(C)	当面は植栽された針葉樹林を育成する
植栽された針葉樹の成林が見込めない場合(B)	潜在植生に近い種組成の代償植生(二次林)が成立している場合	植栽された樹種により人工林が成立していないが、現在の代償植生(二次林)から潜在植生へ移行する可能性が高い(D)	推移に任せる
	潜在植生に近い種組成の代償植生(二次林)が成立していない場合	植栽された樹種により人工林が成立しておらず、現在の代償植生から潜在植生へ移行する可能性が低い(E)	人為的に潜在植生を導入する

ブナ林成育下限面より対象地の標高が高い場所で人為的に植栽された森林の場合は表の(B)を想定すべきであり、原則的には潜在植生への復元を念頭に置くべきである。図一I—5は山形大学附属上名川演習林で下限面より標高の高い場所に植栽されたヒノキ林(北緯38度33分、東経139度53分、標高750m)について樹幹解析により樹高の成長を分析したものである。この場所のブナ林成育下限の標高を推定したところ834mとなった。この森林はブナ林成育限界下限の標高より僅かに低いが、潜在植生のブナが復活して二次林化しており、植栽されたヒノキはブナの上長成長に保護されながらやっと成長している状態であるので、現実的にはブナ林成育下限以上にあるとみなせる。当初に植栽されたヒノキの残存率は1%以下であり、植栽された樹種により人工林が成立していないが、現在の代償植生(二次林)から潜在植生へ移行する可能性が高い(D)のケースに相当するものである。このような場合は、天然力を活かしブナ更新木の推移に任せる対応が適切といえる。仮に、植栽された樹種により人工林が成立しておらず、現在の代償植生から潜在植生へ移行する可能性が低い(E)のケースの場合は人為的に潜在植生を導入する必要がある。



図一I—5 ヒノキ植栽木およびブナ天然更新木の樹高成長経過
注：細い線はブナの樹高成長を、赤の太線はヒノキの樹高成長を意味している。

5. ブナ林成育下限面より対象地の標高が低い場合

ブナ林成育下限面より対象地の標高が低い場所は主にナラ類が優占する範囲であるが、植生自然度の高い自然林、中庸の二次林または植生自然度の低い人工林が混在しているので、表一I—4中のAのケースが多いと考えられる。

図-I-6は山形県鶴岡市内（北緯38度41分、東経139度43分、標高430m）でブナ成育下限面より対象地の標高が低いスギ人工林の例をForest Window（Nobori, 2000）で示したものである。ブナ林成育下限の標高の推定値は784mであり、対象地の標高は明らかにこれより低いことがわかる。スギが植栽された後に除間伐等の手入れ作業は一切行われていない造林地である。そのためスギ人工林内に侵入した広葉樹が樹冠の隙間を縫うように成長しているが、植栽されたスギは成立しており代償植生となっていることがわかる。このような森林では天然力を活用した後継樹の確保と育成が可能と考えられる。

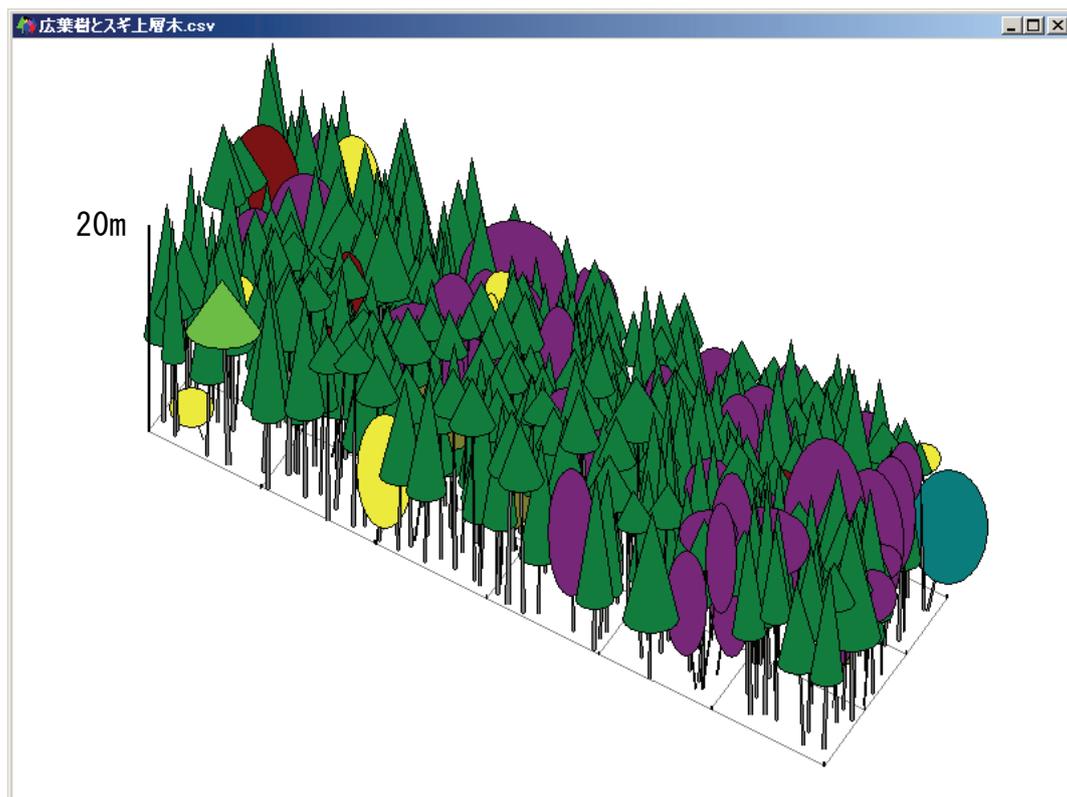
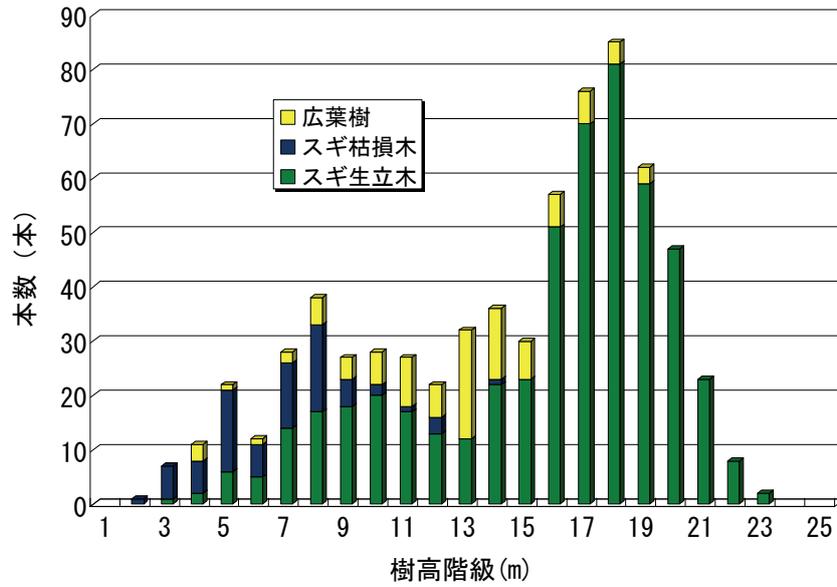


図-I-6 下限面より対象地の標高が低い場合のスギ人工林の例

注：プロットサイズは30×60m、メッシュは10mである。

図-I-7に樹高階別本数分布を示す。この図から、林冠構造が2層になっており、上層を構成する樹木の樹高が16m以上となっているので、16mを境界として階層区分を行った。上層木にはスギ造林木が多く、侵入広葉樹は下層に多いことがわかる。

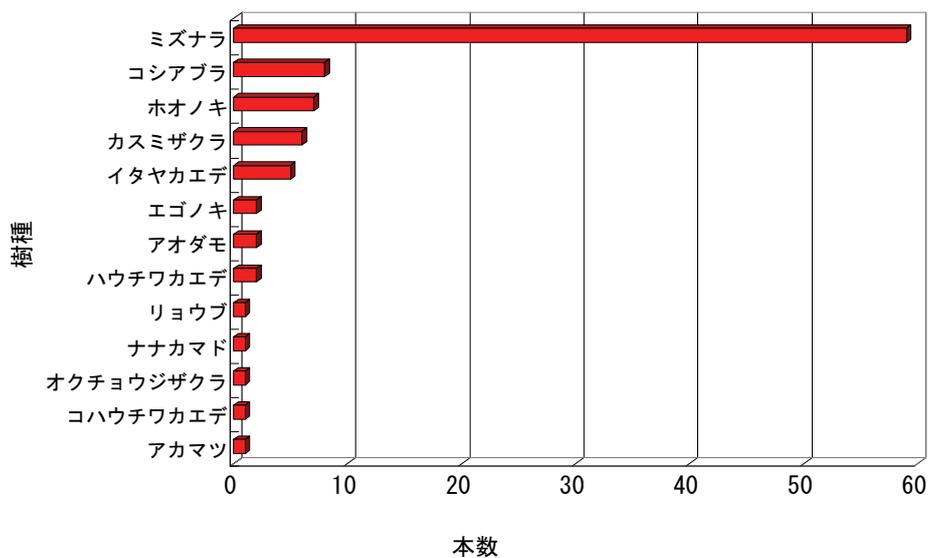
この人工林について現時点での林分概況と本数（材積）比を求めたのが表-5である。手入れ作業が全く行われていないにもかかわらず蓄積が900 m³/haを超える実態が明らかになった。ここで示したスギ人工林の例ばかりでなく、東北地方では植栽後に手入れが放棄された人工林は、代償植生として評価できる反面、既に混交林となっている場合が多いと考えられる。このような人工林では天然更新樹種の把握、また天然更新樹種の成長経過の把握が必要である。



図－I－7 樹高階別本数分布

表－I－5 林分概況と侵入広葉樹の比率

樹種	本数 (本/ha)	(%)	幹材積 (m ³ /ha)	(%)
スギ上層木	1916.7	(50.7)	916.1	(84.1)
スギ下層木	922.2	(24.4)	85.0	(7.8)
スギ枯損木	411.1	(10.9)	16.0	(1.5)
広葉樹	533.3	(14.1)	72.1	(6.6)
合計	3783.3	(100.0)	1089.2	(100.0)



図－I－8 侵入広葉樹の樹種別本数分布

同林内に天然更新で侵入してきた広葉樹は図-I-8のとおりである。このうち将来的に上層林冠を構成しうる樹種はミズナラ、コシアブラ、ホオノキ他大半を占めているが、現時点で高い材価が見込まれる樹種はそれほど多くないことがわかる。樹種毎の材価を将来予測することは困難であるので、ここでは多様性保持の観点で全ての広葉樹の育成を念頭に置くことにして、森林構造のシミュレーションを試みてみよう。



図-I-9 樹高16m以上のスギ造林木を伐採したシミュレーション図

図-I-9に樹高16m以上の上層木だけを収穫伐採した後のこの森林の状態を Forest Window を用いてシミュレーションした様子を示す。

この図をみると、樹高15m以下のスギと広葉樹のみが抽出されているが、上層木を収穫した跡であっても、収穫作業が適切に行われれば優良な混交林に誘導できる可能性があることがわかる。東北地方でブナ成育下限より低い標高に植栽されたスギ人工林の場合はこのようなケースが少なからず存在すると考えられる。なお、このような事例は再生林の放棄を奨励するわけではないことは言うまでもない。

6. 山形県における潜在的な再生林放棄地の面積

一方、山形県においてGISによる植生図の土地利用分析を行ったところ、伐採跡地群落として抽出される箇所は図-I-10のように分布していることがわかった。この図から、最上地区では標高200mに分布のピークがあり高標高になるにしたがって面積が減少して

いることがわかる。庄内地区と置賜地区では標高 500~600m 付近にピークを持つ分布を示しているが、村山地区では標高 800m に分布のピークがある。伐採跡地群落は空中写真で判読される伐採跡地であり、多くの場合再生林がなされていると考えられる。前述のブナ林分布下限の標高を山形県内の山地に当てはめると 600~800m 程度であることを考慮すると、限界標高より上部にも多くの伐採跡地群落があり、特に庄内と村山地区で多いことが明らかとなった。限界標高以上に存在する伐採跡地では植栽樹種が代償植生とみなせる場合は少ないと考えられるので、表-I-4 中の B のケースに相当し、潜在植生である天然更新樹種が存在する場合とそうでない場合を想定して今後の取り扱いを考慮する必要があるといえる。

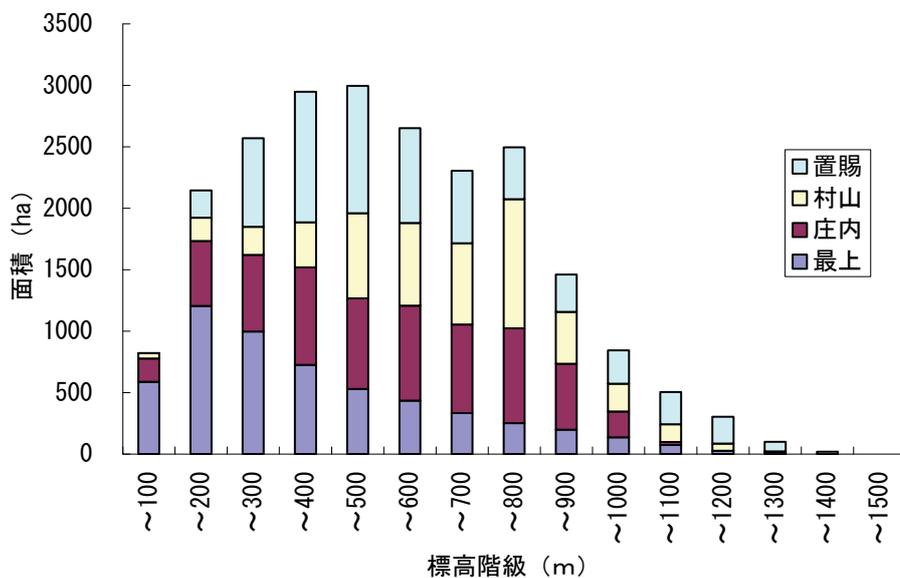


図-I-10 山形県内の標高階別の伐採跡地面積

7. おわりに

東北地方における 2007 年度の調査では、造林限界の標高の抽出とその上下での人工林の実態の把握、また更新樹種の把握を行ってきた。その結果、東北地方ではブナ林成育限界の標高を把握したうえで、あらかじめ造林適地の判定を行っておくと同時に、対象となる造林樹種が代償植生と認められるか否か評価することによって取り扱いを示唆することが出来ることがわかった。一方、限界標高以上に植栽された造林地は再生林放棄地となりうる可能性があることも指摘できた。今後はこのような箇所における実態調査結果に基づく分析が必要となろう。

引用及び参考文献

- 原 正利編著 (1996) ブナ林の自然史. 平凡社. P43, 218.
- 今永正明, 北村昌美, 保坂良悦 (1979) 豪雪地帯森林の取り扱いに関する総合的研究—スギ人工林の育林・施業技術—月山周辺におけるスギ人工林の成林成果. 山形大学紀要・農学 Y-4-30 : 121-140.
- 環境庁自然保護局編 (1998) 自然環境情報 GIS—現存植生ベクトルデータ—. C D—R O M版, 環境庁生物多様性センター, 山梨.
- 菊池多賀夫 (1985) 日本の生物 (堀越増興・青木淳一編)、岩波書店. P95.
- 正木 隆ほか (2003) 特集 「天然林施業に貢献する生態学」東北地方のブナ林天然更新施業地の現状 二つの事例と生態プロセス. 日本林学会誌 85 (3). P259-264.
- 宮脇 昭他編 (1978) 日本植生誌便覧, 至文堂, 東京
- 宮脇 昭編著 (1987) 日本植生誌東北編, 至文堂, 東京
- 宮脇 昭編 (1996) 日本植生誌総索引, 至文堂, 東京
- 三浦直美 (1980) 山形県のヒノキ林の実態と造林の可能性について. 山形県立林業試験場研究報告, 11 : 49-53.
- 村井 宏他編著 (1991) ブナ林の自然環境と保全. ソフトサイエンス社. P87-91.
- 中静 透 (1984) ブナ極相林の再生過程 V. 全再生過程におけるブナの個体群動態. 日本生態学会誌 34. P 411-491.
- 中静 透・齋藤 宗勝他 (2003) 白神山地における異なった構造をもつブナ林の動態モニタリング. 東北森林科学会誌 8(2). P67-74.
- Nobori, Y. (2000) Forest Window, Japan society of Forest planning Press, 100pp.
- 佐久間陽之・野堀嘉裕・高橋教夫 (2002) チシマザサーブナ群団分布の地理的特徴. G I S—理論と応用, 10(1), 1-7.
- 山中 二男 (1983) 日本の森林植生. 築地書館.
- 依田 恭二 (1974) 森林の生態学. 築地書館. P56-57.

Ⅱ．立地条件と更新樹種の関係について（龍原哲） －新潟県五頭山周辺における二次林の事例－

1. はじめに

樹種の分布に最も重要なものは気温や降水量という気候要因であり、気候要因によって森林帯が決定される（吉良，2001）。しかし、地形や地質は森林帯を左右するほどの大きな影響は与えないが、局地的には樹種の分布に影響を与えている（山中，1979）。例えば水分環境によって樹種の好適性が異なるため、同じ森林帯であっても狭い範囲で見れば微地形等によって森林の種組成は異なる。同じ気候条件の山地であっても標高や傾斜方位、地形などで違ってくる土地的環境が樹種分布をよく表していることも普通である（吉良，1982）。角江・龍原（2005）はこのような関係を利用し、新潟県上川村滝首湿原周辺の二次林を対象にブナ、ミズナラ、コナラ3種の種組成の予測を試みた。

本章では日本海側落葉広葉樹林帯において天然林を伐採して成立した二次林を対象とし、天然更新してから50年程度経過した後どのような二次林が成立するかを林地の立地条件から予測する手法を検討する。林地の立地条件としてGISで簡単にモデル化できる地形および地形から算出される水文環境や光環境を用いた。現地調査したデータに基づき、これらの立地条件から主要樹種の種組成を推定する式を求めた。その結果から、GISを用いて立地条件に対応した二次林の更新状況を予測した。対象地は新潟県阿賀野市（旧笹神村）と阿賀町（旧三川村）にまたがる五頭山周辺における二次林とした。

2. 対象地と使用データ

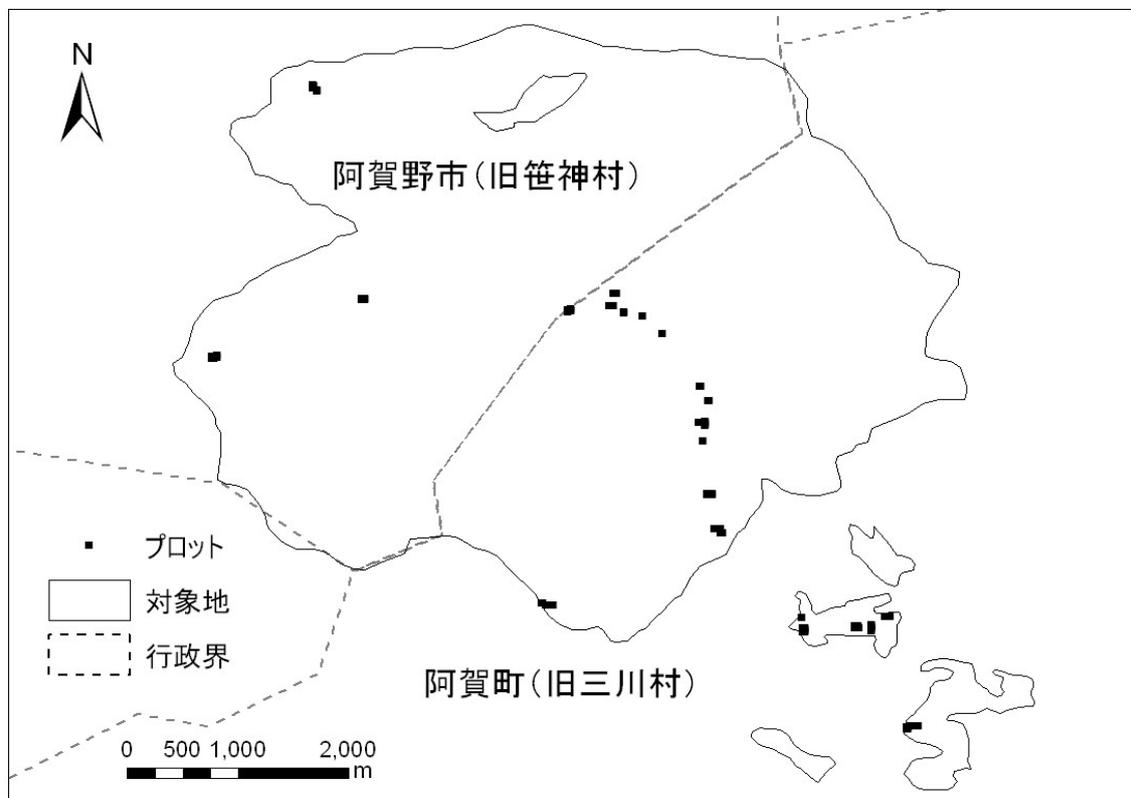
1) 対象地の概況

本調査の対象地は図-1に示されるように新潟県内にある五頭山周辺広葉樹二次林とした。五頭山の山頂は北緯 $37^{\circ} 48' 3''$ 、東経 $139^{\circ} 20' 44''$ で、標高は912mである。五頭山の裾野から山頂までの全体を覆うように対象地を設定した。対象地の境界には山頂の標高973mの菱ヶ岳がある。そのため、対象地の標高域は約150mから約970mとなった。

気象庁（2006）の気象統計情報によると、対象地に近い津川（標高100m）の1979年から2000年までの年平均気温は 11.6°C 、年降水量は2293mm、最大積雪深は111cmである。

関東森林管理局の第2次地域管理経営計画書（下越森林計画区）によると五頭山周辺は全域が五頭連峰県立自然公園に指定されている。その中でも五頭山は森林と人との共生林（自然維持タイプ）と、森林と人との共生林（森林空間利用タイプ）に区分されている。自然維持タイプに区分されている領域では現在、伐採等を行われておらず、植生は原則として自然の推移に委ねられている。五頭自然休養林として指定されている領域はハイキン

グなどの入込み者が多く、保健文化機能を発揮させるために森林利用空間タイプに区分され、管理経営が行われている。



図－Ⅱ－１ 対象地およびプロットの位置

高木層の林冠を形成する主な樹種はブナ (*Fagus crenata* Blume), ミズナラ (*Quercus crispula* Blume), コナラ (*Quercus serrata* Thunb.), ホオノキ (*Magnolia obovata* Thunb.) スギ (*Cryptomeria japonica* D. Don), アカマツ (*Pinus densiflora*), クリ (*Castanea crenata* Sieb. et Zucc.) などである。それ以外にもトチノキ (*Aesculus turbinata* Blume), カスミザクラ (*Prunus verecunda* Koehne) などが見られた。亜高木・低木層には、イタヤカエデ (*Acer mono* Maxim), ハウチワカエデ (*Acer japonicum* Thunb.), コハウチワカエデ (*Acer sieboldianum* Miq.), ヤマモミジ (*Acer amoenum* Carr. var. *matsumurae* Ogata) 等のカエデ類が見られた。

2) 使用データ

デジタルデータとして国土地理院の 1/25000 地形図の等高線をデジタル化したものとメッシュ気候値 2000 (統計期間 1971 年～2000 年) (気象庁, 2002) を用いた。国有林地データとして下越森林計画区第 3 次国有林野施業実施計画図と森林調査簿を参考とした。民

有林地データとして、新潟県所有の森林簿を参考とした。解析に用いた GIS ソフトウェアは米国 ESRI 社製 ArcGIS9.1 (ESRI, 2005) である。

3. 方法

1) 現地調査

対象地に 10m×10m (100 m²) のプロットを DGPS (Trimble 社 PathfinderProXR) とデジタルコンパスを接続したレーザー距離計 (Laser Technology 社 IMPULSE 200LR 及び MapStar II) を用いて 100 箇所設置した。GIS で解析する際に空間解像度 10m のラスター型数値標高モデル (DEM) とプロットとを一致させるために、DGPS を用いて座標を記録しながらプロットを設置した。プロットの設置位置は図-Ⅱ-1 に示されている。

設置したプロット内で胸高直径 5cm 以上の立木について樹種名・胸高直径を記録する毎木調査を行った。ナラの枯死木が存在するプロットでは、上中層木の枯死木はナラ枯れによる枯死と考えて被圧による枯死と区別した。ナラ枯れによる枯死木は立木と同様に取り扱った。さらにプロット中心部から斜面傾斜角、斜面方位角を計測した。斜面傾斜角はクリノメータ、斜面方位角はコンパスを用いて計測した。

また、これらとは別に、高木層が成立しない急傾斜地を対象として 16 プロット設置し、DGPS で座標を計測し、最寄りの位置から斜面傾斜角と斜面方位角を計測した。

2) 混交割合の算出

高木群落の解析においては、幹を円とみなして胸高断面積を算出し、プロット面積に対する割合を被度と考えることができる (奥富・伊藤, 1967)。そこで、各プロットにおけるそれぞれの樹種の断面積を樹種ごとに合計し、各樹種の断面積混交割合 (以下、断面積割合という) を求めた。

3) 温量指数および地形と分布との関係

(1) 温量指数

森林帯を気候で区分する方法のひとつに暖かさの指数と寒さの指数 (吉良, 1948) を利用する方法がある。暖かさの指数は気温 5°C を基準として、各月の平均気温から 5°C を引いたものを合計したものである。寒さの指数は 5°C から各月の平均気温を引いたものを合計し負の符号をつけたものである。 t_i を各月の月平均気温とすると、暖かさの指数 WI と寒さの指数 CI はそれぞれ、次のように表される。

$$WI = \sum_i^{12} (t_i - 5) \quad (\text{ただし, } t_i > 5 \text{ となる月のみ}) \quad (1)$$

$$CI = -\sum_i^{12} (5 - t_i) \quad (\text{ただし, } t_i < 5 \text{ となる月のみ}) \quad (2)$$

メッシュ気候値 2000 の 1971 年から 2000 年までの平均気温を用いて暖かさの指数と寒さの指数を求め、スプライン関数で近似して空間解像度 10m のラスター・データを作成した。GIS 上で、プロット位置と温量指数のレイヤを重ね合わせ、各プロットにおける温量指数の値を取得した。さらに、暖かさの指数と各樹種の断面積割合との関係を調べた。

(2) 地形

急傾斜地や強風が吹きつける林地では高木層によって林冠が閉鎖されないところがでてくる。そのため、高木層によって林冠が閉鎖していない林分と林冠が閉鎖している林分に設置したプロットを比較し、斜面の傾斜と方位が高木層による林冠閉鎖に与えている影響を調べる。

4) 数値標高モデルおよび主題図の作成

データ取得における誤差がなければ、DEM は空間解像度が小さいほど正確になる。しかし、現実にはデータ自体も誤差を持っている。Zhou and Liu (2004) は DEM の斜面傾斜角と斜面方位角の誤差を DEM 作成アルゴリズムによる誤差とデータ取得における誤差とによって表し、仮想的な二つの立体面（楕円面、ガウス関数を合成した面）について斜面傾斜角や斜面方位の誤差を最も小さくする空間解像度が存在することを示した。そして、アルゴリズムによる誤差がない場合、斜面傾斜角を最小にする解像度はデータによる誤差に応じて 8 m から 14m 程度になることを示した。そこで、本研究では DEM の空間解像度を 10m×10m とした。Arc GIS workstation の topogrid コマンドを用い、等高線データと山頂の標高データからラスター型 DEM を作成した。

分析に用いる因子は標高、斜面傾斜角、曲率 (curvature)、陰影起伏 (shaded relief)、集水域積算 (flow accumulation)、水湿指数 (wetness index) である。このうち水湿指数は後で述べるように斜面傾斜角と集水域積算から求められるので、曲率、水湿指数、斜面傾斜角と集水域積算との組み合わせを水文環境因子とした。また、陰影起伏を光環境因子とした。標高は DEM から読み取り、それ以外の因子もすべて DEM から作成した。

曲率は斜面の凹凸具合をあらわす指標である。凸面に対し正の値、凹面に対し負の値となり、平面ならば 0 になる。

陰影起伏は仮想的な光源の位置を設定し、各セルの照度を相対的に示した因子である。光が当たる程度を斜面の方位角、傾斜角及び周囲の山地との位置関係に応じて 0 から 255 までの相対的な数値として算出する。本調査では次の式 (ESRI, 2005) によって計算する。

$$\text{陰影起伏} = 255 (\cos(S) \sin(s) \cos(a-A) + \sin(S) \cos(s)) \quad (3)$$

S, 光源の高度角 (水平からの角度); A, 光源の方位角 (北からの角度); s, セルの斜面傾斜角; a, セルの斜面方位角

光源の方位及び高度は Iverson et al. (1997) が林分生産力や種組成を推定するため用い

た方位角 202°，高度角 45° を採用した。

集水域積算は各セルに集積する流入量を合計したもので，あるセルに流入するセル数の合計を示す (Jenson and Domingue, 1988)。あるセルの水がその周囲の最も低いセルへ移動しながら次第に集積していくことを仮定して求められる。

水湿指数は集水域積算と同様に斜面上の水文環境を示す (Beven and Moore, 1993)。しかし，集水域積算があるセルに対する流入量を算出するのに対し，水湿指数は式 (4) のようにセルにおける表流水の流速と関係ある斜面傾斜角も考慮して計算する。

$$\text{水湿指数} = \ln(FA / \tan \beta) \quad (4)$$

FA, 集水域積算; β , 斜面傾斜角

なお，集水域積算，斜面傾斜角とも最小値が 0 となり，この時に対数が計算できないため，集水域積算にはもとの値に 1 を，斜面傾斜角にはもとの値に 0.1 を加えた上で対数を求めた。

5) 推定式の作成

GIS 上でプロット位置と各環境因子のレイヤを重ね合わせ，各プロットにおける環境因子の値を取得した。プロットにおける各樹種の断面積割合を目的変数，各環境因子を説明変数として重回帰式を求めた。変数の選択は変数増減法により行った。また，推定精度の算出のため 100 プロットをプロット設定順に並べ，奇数番となった 50 プロットと偶数番となった 50 プロットに 2 分割し，それぞれの群のデータに対しても重回帰式を求めた。

6) 推定および精度の算出

前節で求めた推定式を用いて各樹種の混交率を推定した。ただし，推定値が負になるものは 0 とし，100% を超える値は 100% とした。森林簿で広葉樹天然林となっている小班に推定式を適用して各樹種の分布を推定した。また，推定精度は 2 分割したデータのうち推定式作成に用いなかったデータに推定式を適用することにより求めた。すなわち，奇数群の推定式から偶数群の各樹種の断面積割合を推定して実測値と比較し，偶数群の推定式からも奇数群の各樹種の断面積割合を推定して実測値と比較した。平均誤差は誤差の絶対値の平均により算出した。

4. 結果

1) 現地調査の結果

現地調査を行った結果，高木の林冠が閉鎖しているプロットに出現した樹種は表—II—1 のようになった。表—I—1 では各樹種の平均断面積割合と 100 プロット中出現したプロットの数を示す。

表－Ⅱ－１ 各樹種の出現状況

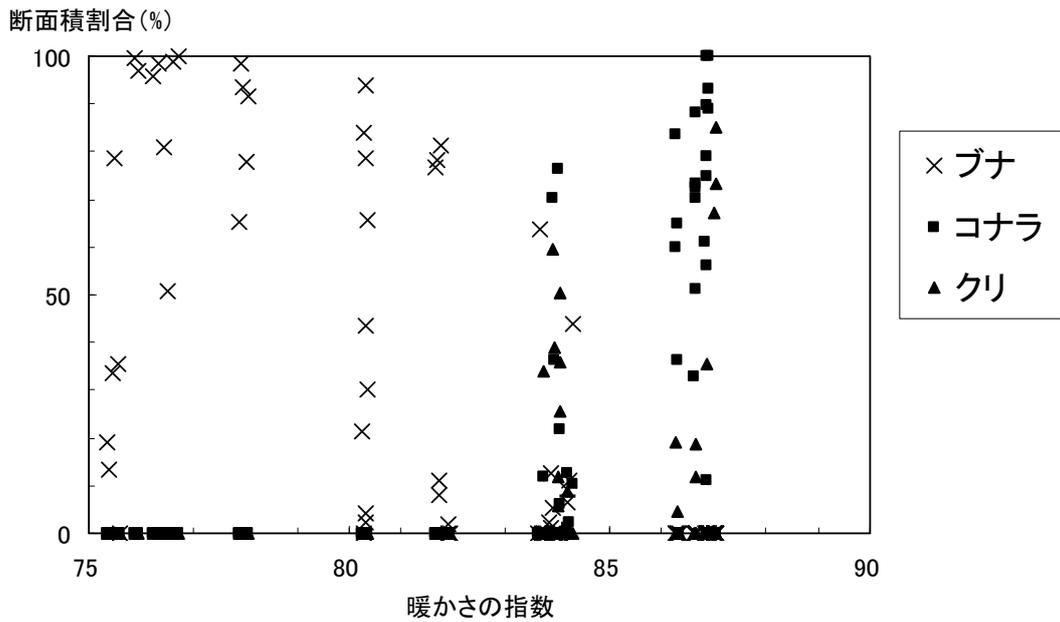
樹種	断面積混交割合 (%)	出現プロット数
ブナ	26.57	49
ミズナラ	17.60	49
コナラ	16.35	30
ホオノキ	10.61	31
スギ	5.92	13
クリ	5.86	17
アカマツ	2.42	7
ヤマモミジ	2.30	36
ウワミズザクラ	1.46	13
イタヤカエデ	1.36	7
トチノキ	0.78	2
ハウチワカエデ	0.66	16

2) 温量指数および地形と分布との関係

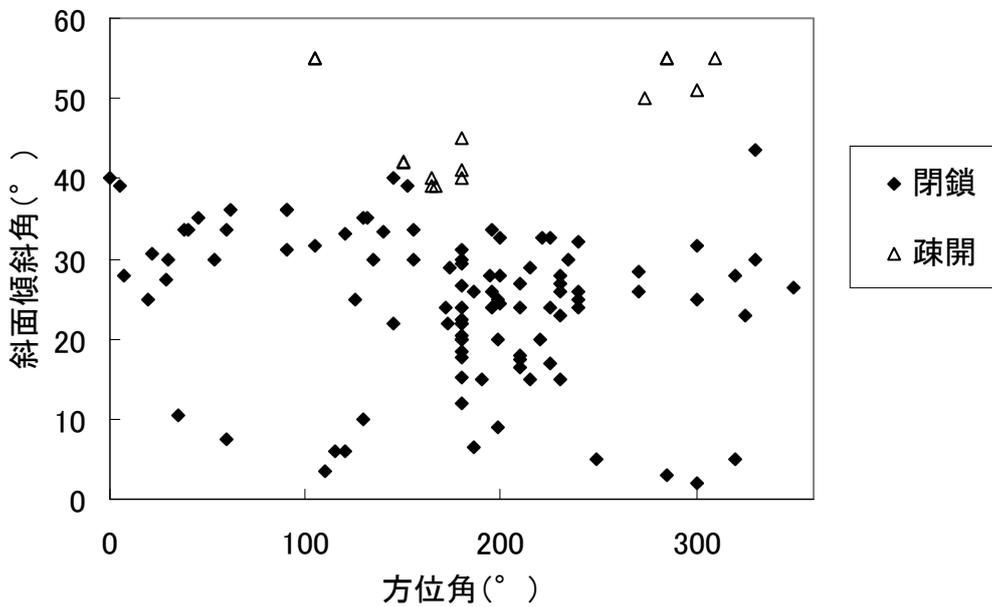
吉良による森林帯の分類では暖かさの指数 180 から 85 が暖温帯、85 から 45 が冷温帯とされている。ただし、暖かさの指数が 85 以上の暖温帯であっても寒さの指数が -10°C を下回ると常緑広葉樹が生育できず、コナラ、クリ、シデ類が優占する落葉広葉樹林が成立する。対象地における暖かさの指数は図－Ⅱ－5 のように分布し、対象地のうち高標高域が冷温帯、低標高域が暖温帯に分かれる。暖温帯に分類された領域においても寒さの指数が -10°C を下回っているため、落葉広葉樹林帯となる。

暖かさの指数とブナ、コナラ、クリの断面積割合の関係は図－Ⅱ－2 のようになった。この図によるとブナは暖かさの指数が 85 以下では出現せず、逆にコナラとクリは暖かさの指数 83 以下の部分には出現しないことがわかる。そこで、暖かさの指数を用いて調査対象地を 2 つの領域に区分し、コナラとクリは暖かさの指数が 83 以上の領域にのみ出現するとし、暖かさの指数が 83 以上の領域にあるプロットのみから重回帰式を作成した。

また、高木層により林冠が閉鎖しているプロットと閉鎖していないプロットの斜面の方位角と傾斜角に関する分布は図－3 のようになった。ただし、方位角は北を 0 とした時計回りの角度を示している。林冠が閉鎖していない林分は傾斜角が 40 度以上になるところに見られ、林冠が閉鎖している林分は 43.5 度以下にみられた。この地域で冬に北西方向から強い風が吹きつけるが、方位角と林冠との関係は明確には見られなかった。以上のことから、高木の林冠が閉鎖する条件を傾斜角 40 度より大きい林地とし、以下の解析では傾斜角 40 度以下の林地を対象とした。



図－Ⅱ－２ 暖かさの指数と断面積割合との関係

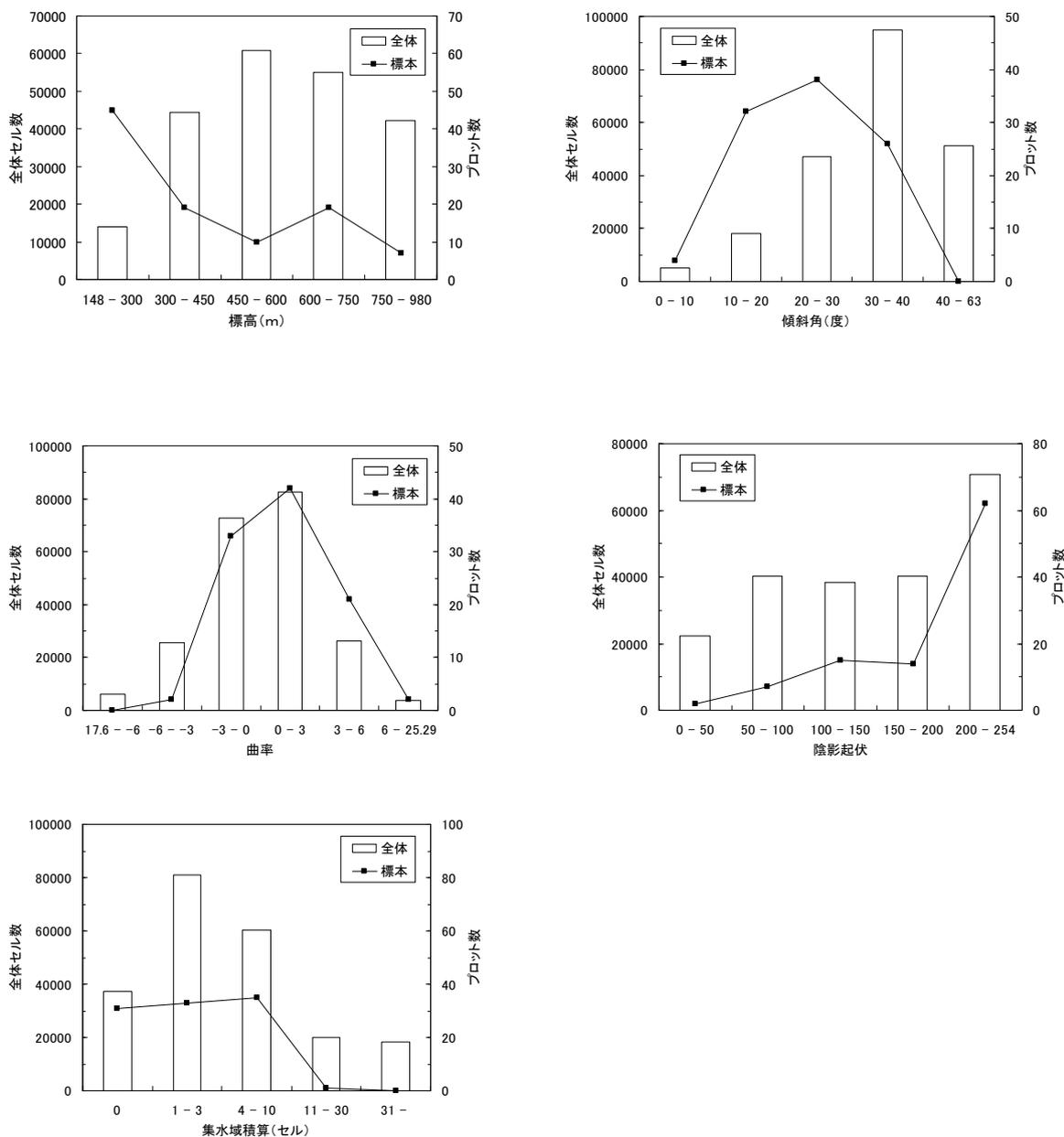


図－Ⅱ－３ 斜面の方位・傾斜と上木林冠閉鎖との関係

3) 環境因子の頻度分布

標高，斜面傾斜角，曲率，陰影起伏，集水域積算（図－Ⅱ－6～10）について，対象地全域のセル数の頻度分布と標本として設置した各プロットにおけるセル値の頻度分布を求

めると図－Ⅱ－４のようになった。頻度の少ない階級に関しては標本が採れなかった階級があるが、いずれの因子に関しても母集団から満遍なく標本を採ることができたといえる。



図－Ⅱ－４ 環境因子における対象地と標本の度数分布

4) 推定モデル

各樹種の断面積割合の推定式は次のとおり求められた。

$$\text{ブナ割合} = 0.12161 \times \text{標高} - 0.0864 \times \text{陰影起伏} - 3.50 \quad (5)$$

$$\text{ミズナラ割合} = 2.280 \times \text{曲率} - 0.000229 \times \text{標高}^2 + 0.21076 \times \text{標高} - 21.32 \quad (6)$$

$$\text{コナラ割合} = -0.18479 \times \text{標高} + 69.40 \quad (7)$$

$$\text{クリ割合} = -1.538 \times \text{傾斜角} + 47.66 \quad (8)$$

$$\text{ホオノキ割合} = 2.640 \times \text{集水域積算} + 0.507 \times \text{傾斜角} - 11.63 \quad (9)$$

各式における重相関係数および環境因子の偏相関係数は表-Ⅱ-2のようになった。ブナは標高との間に正の相関が、陰影起伏との間に負の相関が見られた。ミズナラは標高との相関が見られなかったが、2次の項を加えることにより、重相関係数が0.458に向上した。曲率とは正の相関が見られた。コナラは標高と負の相関が見られたが、他の環境因子は採用されなかった。ホオノキは斜面傾斜角、集水域積算と正の相関が見られた。クリは斜面傾斜角と負の相関が見られたが、他の環境因子は採用されなかった。コナラは5%水準で有意な相関が示され、他の4樹種は1%水準で有意な相関が示された。また、環境因子間の相関係数は表-Ⅱ-3のようになった。推定式で選択された環境因子間の相関係数は絶対値で最大0.340となっており、これらの因子間に相関は認められなかった。

表-Ⅱ-2 全プロットデータを用いて重回帰分析した場合の相関係数

樹種	標高	斜面傾斜角	曲率	陰影起伏	集水域積算	Wetness 指数	重相関係数
ブナ	0.719**			-0.184			0.763**
ミズナラ	0.052		0.255				0.458**
コナラ	-0.313*						0.313*
ホオノキ		0.201*			0.363**		0.389**
クリ		-0.646**					0.646**

注：*，5%有意；**1%有意

表-Ⅱ-3 環境因子間の相関係数

	標高	斜面傾斜角	曲率	陰影起伏	集水域積算	Wetness 指数
標高	1					
斜面傾斜角	-0.109	1				
曲率	0.426	-0.098	1			
陰影起伏	-0.340	-0.254	-0.172	1		
集水域積算	-0.552	-0.112	-0.571	0.231	1	
Wetness 指数	-0.555	-0.060	-0.679	0.264	0.948	1

奇数群のデータから求めた推定式は次のとおりである。

$$\text{ブナ割合} = 0.14017 \times \text{標高} - 0.0894 \times \text{陰影起伏} - 5.68 \quad (10)$$

$$\text{ミズナラ割合} = 0.1938 \times \text{標高} - 0.00020997 \times \text{標高}^2 - 17.03 \quad (11)$$

$$\text{コナラ割合} = -1.4351 \times \text{曲率}^2 + 33.70 \quad (12)$$

$$\text{ホオノキ割合} = 3.4138 \times \text{集水域積算} + 0.6563 \times \text{斜面傾斜角} - 18.28 \quad (13)$$

$$\text{クリ割合} = -1.5783 \times \text{斜面傾斜角} + 49.60 \quad (14)$$

また、偶数群のデータから求めた推定式は次のとおりである。

$$\text{ブナ割合} = 0.10428 \times \text{標高} - 0.0914 \times \text{陰影起伏} - 0.29 \quad (15)$$

$$\text{ミズナラ割合} = 5.1223 \times \text{曲率} - 0.00024340 \times \text{標高}^2 + 0.22433 \times \text{標高} - 25.19 \quad (16)$$

$$\text{コナラ割合} = 17.453 \times \text{Wetness 指数} + 16.54 \quad (17)$$

$$\text{ホオノキ割合} = 2.0438 \times \text{集水域積算} + 2.96 \quad (18)$$

$$\text{クリ割合} = -1.5881 \times \text{斜面傾斜角} - 0.0629 \times \text{陰影起伏} + 60.90 \quad (19)$$

表－Ⅱ－４ 奇数群データを用いて重回帰分析を行った場合の相関係数

樹種	標高	斜面傾斜角	曲率	陰影起伏	集水域積算	Wetness 指数	重相関係数
ブナ	0.762**			-0.189			0.795**
ミズナラ	0.379						0.389*
コナラ			-0.305				0.305
ホオノキ		0.273			0.426**		0.460**
クリ		-0.604**					0.604**

注：*，5%有意；**1%有意

表－Ⅱ－５ 偶数群データを用いて重回帰分析を行った場合の相関係数

樹種	標高	斜面傾斜角	曲率	陰影起伏	集水域積算	Wetness 指数	重相関係数
ブナ	0.690**			-0.207			0.750**
ミズナラ	0.378		0.333				0.555**
コナラ						0.423*	0.423*
ホオノキ					0.304*		0.304*
クリ		-0.737**		-0.252			0.604**

注：*，5%有意；**1%有意

5) 推定結果と精度

式(5)～(9)を用いて各樹種の断面積割合を推定した結果は図－Ⅱ－11～15のようになった。図－Ⅱ－3の結果から、斜面傾斜角が40度を越える林地は上木が閉鎖しない可能性が高いので、斜面傾斜角40度までの林地を推定の対象とした。また、推定式から求められた推定値と実測値との誤差は表－Ⅱ－6のとおりとなった。奇数群の推定式(10)～(14)から偶数群の断面積割合を推定した場合と偶数群の推定式(15)～(19)から奇数群の断面積割合を推定した場合を比べると、いずれの樹種についても平均誤差はほぼ同じであった。そして、平均誤差率は偶数群ミズナラの平均誤差が20%(0.2)を若干越えたが、それ以外については平均誤差が20%(0.2)以内であった。

表－Ⅱ－6 平均誤差

樹種	奇数群の推定式から偶数群の割合を推定した場合 (%)	奇数群の推定式から偶数群の割合を推定した場合 (%)
	ブナ	18.6
ミズナラ	19.3	20.6
コナラ	17.1	18.2
ホオノキ	14.2	13.8
クリ	6.9	4.7

5. 考察

1) 推定モデルについて

断面積割合と標高との偏相関はブナが正の傾向を示し、コナラが負の傾向を示した。しかし、ミズナラの場合には標高との相関が見られなかったが、重回帰式において標高の二次の項の係数が負、一次の項の係数が正となり、断面積割合が極大となる標高の存在が示された。小林・高田（1985）によると、新潟県魚沼地方の広葉樹の分布様態は高海拔ほどブナの優占度が高く、海拔高が低くなるに従いブナに変わってミズナラの構成率が高くなり、海拔高が 400m 以下ではミズナラが優占種となり、その下部には替わってコナラが出現する。また「天然林の生態」研究グループ（1972）や小島（1975）も他の地域において同様の結果を得た。本調査の結果はブナ、ミズナラ、コナラ 3 樹種の標高による分布の違いと一致している。

断面積割合と水文環境因子との相関は、ミズナラが曲率と正の傾向を示し、ホオノキが集水域積算と正の傾向を示した。ミズナラの混交割合が凸地形になるほど多くなる傾向をしており、ミズナラ天然林が乾性土壌に多い（大政，1951）という特性と一致しているといえる。逆に、ホオノキの混交割合は湿度が高いほど多くなる傾向を示しており、ホオノキが適潤から弱湿性を好むという特性と一致しているといえる。

断面積割合と光環境要因との相関は、ブナにおいてのみ陰影起伏との間で負の傾向が見られた。日射量が多い場所は土壌が乾燥すると考えられるので、ブナの混交割合が比較的湿潤のところが多くなる傾向をしており、ブナ天然林は適潤から弱湿性土壌に多い（大政，1951）ことと一致しているといえる。

2) 推定結果について

データを 2 つの群にわけ、一方のデータ群から求めた推定式を他方のデータ群に提供した結果、平均誤差は各樹種ともほぼ 20% 以内に収まった。しかし、ブナ、ミズナラ、コナラの主要 3 樹種に関しては、平均誤差が約 20% であった。また、全ての重回帰式は重相関

係数が 1% または 5% 水準で有意であったが、重相関係数が 0.7 以上の高い値となったのはブナのみであり、ミズナラ、コナラ、ホオノキは重相関係数が 0.5 となった。ただし、コナラの場合には暖かさの指数が 83 以上の領域にあるプロットのデータのみから回帰式を作成しており、全プロットのデータから回帰式を作成した場合に比べて低下した。二次林のおおまかな種構成を予測することが可能となったが、改善の余地はあるといえる。

本調査では GIS を利用して解析したため、DEM および DEM から算出される環境因子しか用いていない。しかしそれ以外にも、広葉樹二次林の種組成には択伐状況などの人為的かく乱や風倒などの自然かく乱、地質、土壌型、最大積雪深などの他の環境因子も影響を与えているものと思われる。現在の森林が成立前の土地利用形態も重要な因子である (Ito et al., 2004)。土壌型や最大積雪深などの因子は本調査で利用した環境因子とも関連しているが、デジタル化が困難で簡単には利用できない因子も多い。これらの情報が利用可能になった場合には、種構成の推定精度が向上するかもしれない。

縮尺 1,000 分の 1 以下の地形図の水平位置精度は図上距離で標準偏差 0.7mm 以内が標準となっている (建設省, 1996) ため、今回 DEM の元データとして使用した国土地理院の 2,500 分の 1 地形図も標準偏差 1.75m 以内の誤差をもっていることになる。そして、等高線を DEM にする際のアルゴリズムによる誤差も存在している。そのため、DEM によってより正確な微地形を表現するためには、さらに詳細で正確な標高データが必要である。

6. おわりに

本章では日本海側多雪地域にある五頭山周辺二次林を対象として、天然更新後 50 年程度経過した後のおおまかな種組成を予測した。ただし、斜面傾斜角 40 度を越える急傾斜地は高木の林冠が閉鎖しない可能性があるため、別途取り扱いが必要である。二次林内でプロットを設置し、種組成を調査した。他方、GIS を用いて DEM を作成し、DEM から環境因子の主題図を作成した。断面積割合を目的変数、環境因子を説明変数として、重回帰分析を行って二次林の種組成の推定式を作成した。推定式より各樹種の分布を推定し、推定図を作成した。またその推定精度の検証を行った。

推定式の説明変数には DEM から簡単に推定可能な環境要因として水文環境や光環境を用いた。標高やこれらの環境因子と各樹種の断面積割合との関係に関して、従来の知見と一致する結果を得ることができた。また、2つのデータ群に対して推定式を求め、他の群に推定式を適用した結果、同様な推定誤差が得られ、本章で示した手法を適用した場合の誤差が示された。

7. 引用文献

Beven, K. J., Moore, I. D., eds. (1993) Terrain analysis and distributed modelling in hydrology. *Advances in hydrological processes*, John Wiley and Sons, Chichester,

UK.

ESRI (2005) ArcGIS 9.1. Environmental Systems Research Institute, Inc, Redlands, CA, USA.

Ito, S., Nakayama, R. and Buckley, G. P. (2004) Effects of previous land-use on plant species diversity in semi-natural and plantation forests in a warm-temperate region in southwestern Kyushu. *Forest Ecology Management* 196: 213-225.

Iverson, L. R., Dale, M. E., Scot, C. T., Prasad, A. (1997) A GIS-derived integrated moisture index to predict forest composition and productivity of Ohio forest (U.S.A.). *Landscape Ecology* 12: 331-348.

Jenson S. K., Domingue, J. O. (1988) Extracting Topographic Structure from Digital Elevation Data for Geographic Information System Analysis. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 54: 1593-1600.

角江俊一郎・龍原 哲 (2005) 滝首湿原周辺広葉樹二次林における樹種分布の推定. *GIS -理論と応用* 13(2): 51-61.

気象庁 (2006) <http://www.data.kishou.go.jp/etrn/index.html>.

気象庁 (2002) メッシュ気候値 2000. CD-ROM, 気象業務支援センター, 東京.

建設省建設大臣官房技術調査室監修 (1996) 建設省公共測量作業規定. 357pp, 日本測量協会, 東京.

吉良龍夫 (1948) 温量指数による垂直的な気候帯のわかちかたについて - 日本の高冷地の合理的利用のために -. *寒地農学* 2(2): 143-173.

吉良竜夫 (1982) ヒトと森林 森林の環境調節機能: 275-280, 共立出版株式会社.

吉良竜夫 (2001) 森林の環境・森林と環境 地球環境問題へのアプローチ: 301-313, 新思索社.

小島忠三郎 (1975) 主要樹種の天然分布と気候要因との関係についての数量化理論による解析 - 東北地方における数樹種について -. *林業試験場報告* 271: 1-26.

小林正吾・高田和彦 (1985) 新潟県魚沼地方における広葉樹二次林の林相改良施業に関する研究 (2) - 低海拔帯のミズナラ二次林分の林分構造 -. *新潟大学農学部演習林研究報告* 18: 33-43.

「天然林の生態」研究グループ (1972) 京都大学芦生演習林における天然生林の植生について. *京都大学農学部演習林報告* 43: 33-52.

奥富清・伊藤秀三 (1964) 植生の調査法 分析的測定. 『生態学実習書』: 51-68, 朝倉書店, 東京.

大政正隆 (1951) ブナ林土壌の研究. *林野土壌調査報告* 1: 1-243.

林業科学技術振興所 (1985) 有用広葉樹の知識: 育てかたと使いかた. 514pp, 林業科学技術振興所, 東京.

山中二男 (1979) 日本の森林植生. 223pp, 築地書館, 東京.

Zhou, Q., Liu, X. (2004) analysis of errors of derived slope and aspect related to DEM data properties. Computers & Geoscience 30: 369-378.

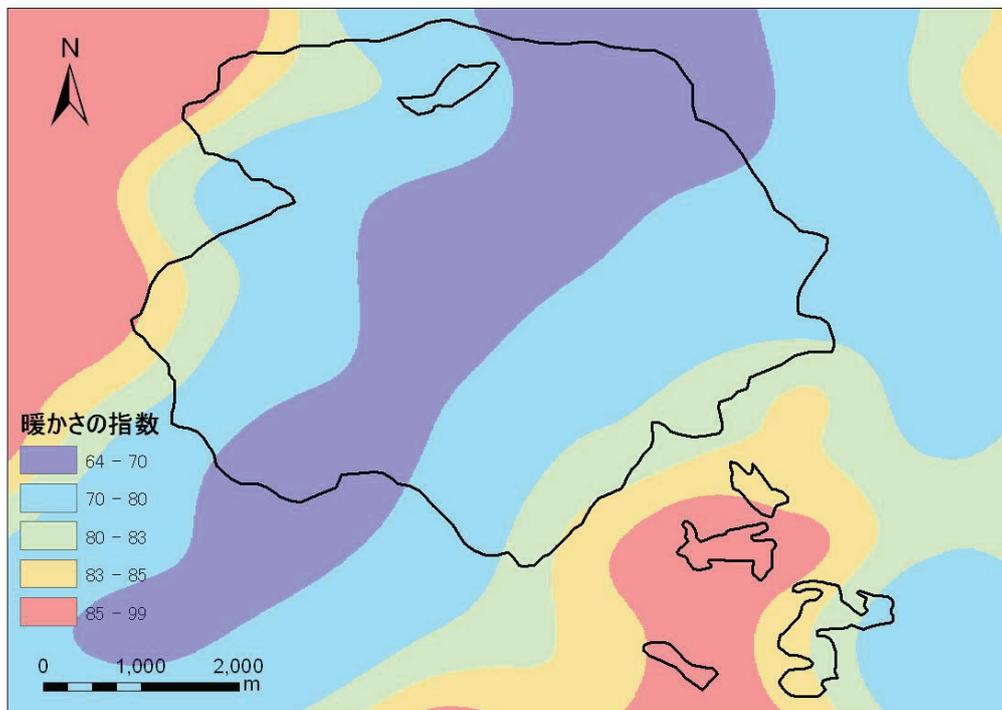


図 - II - 5 暖かさの指数の分布

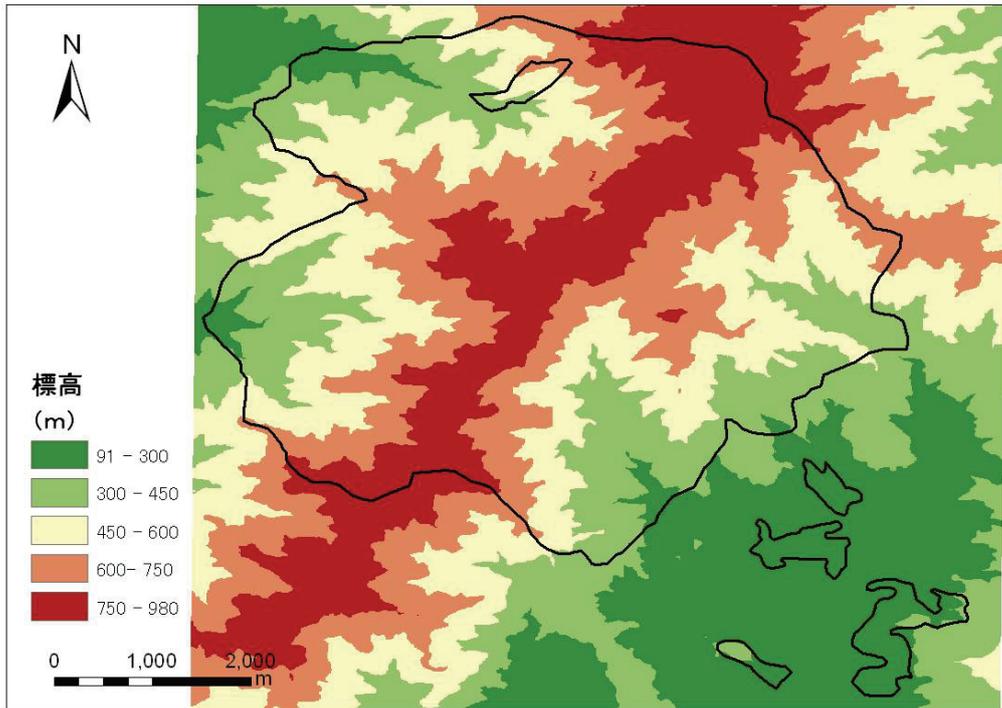


図 - II - 6 標高の分布

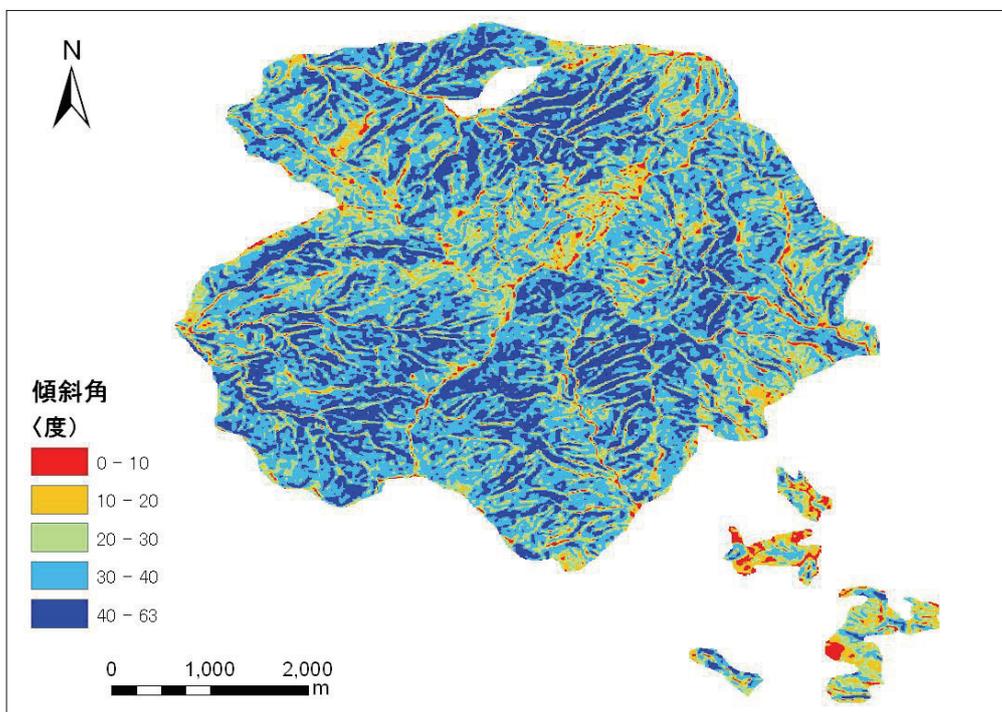
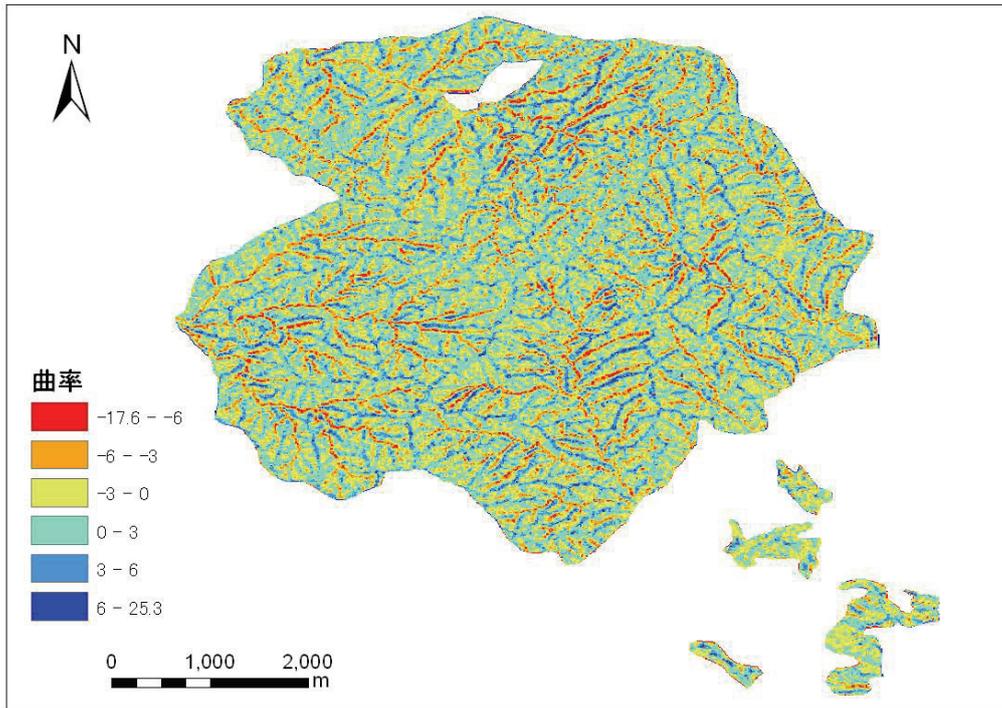
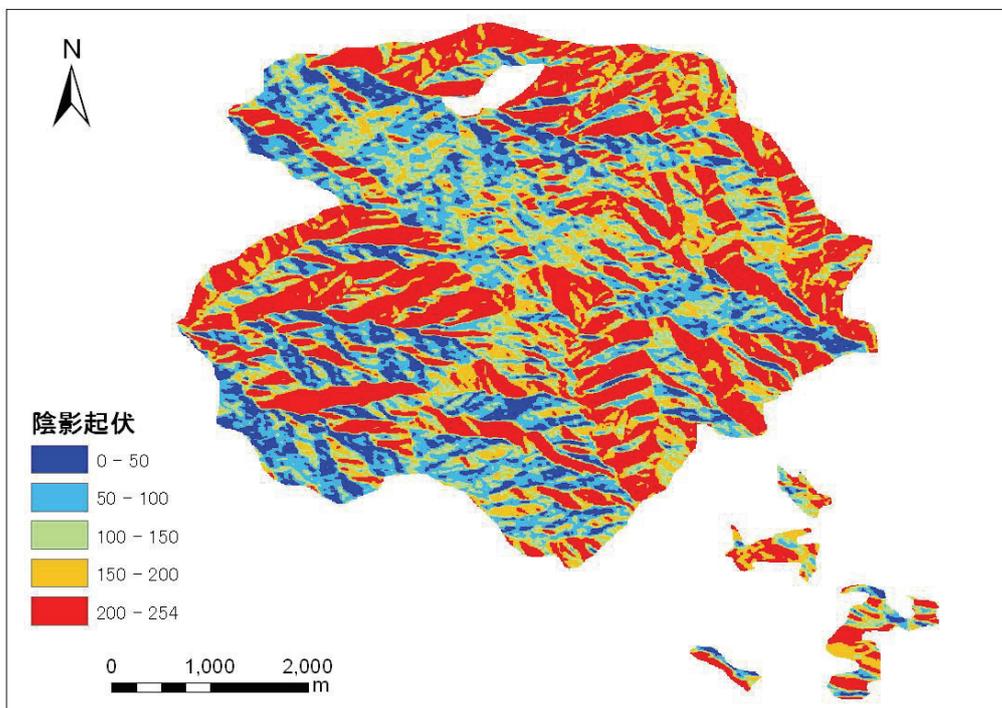


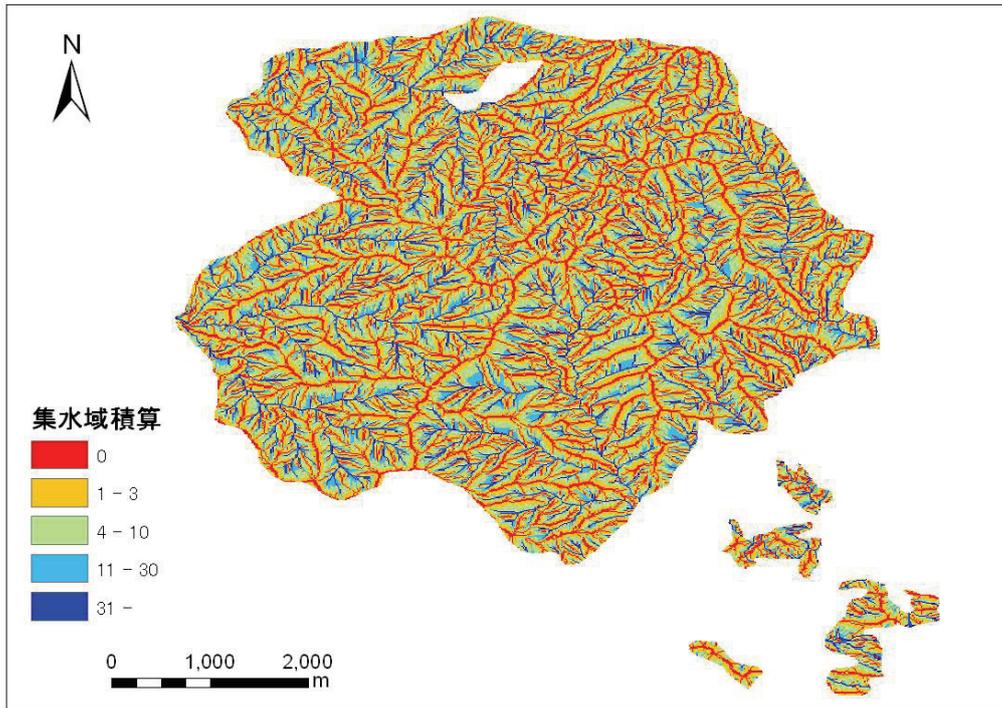
図 - II - 7 傾斜角の分布



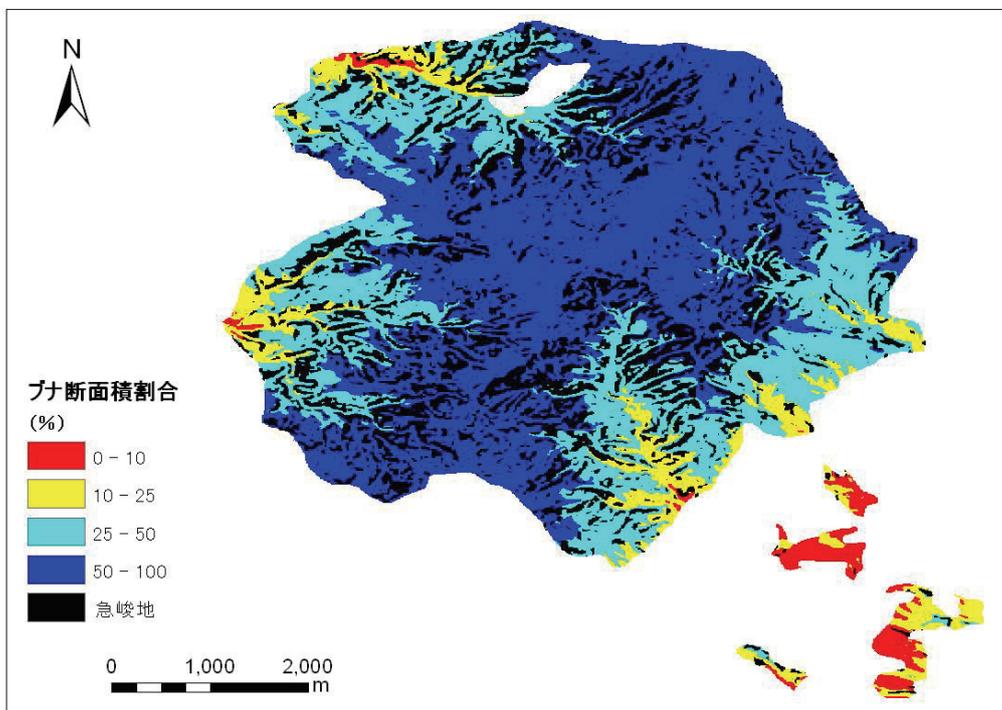
図－Ⅱ－８ 曲率の分布



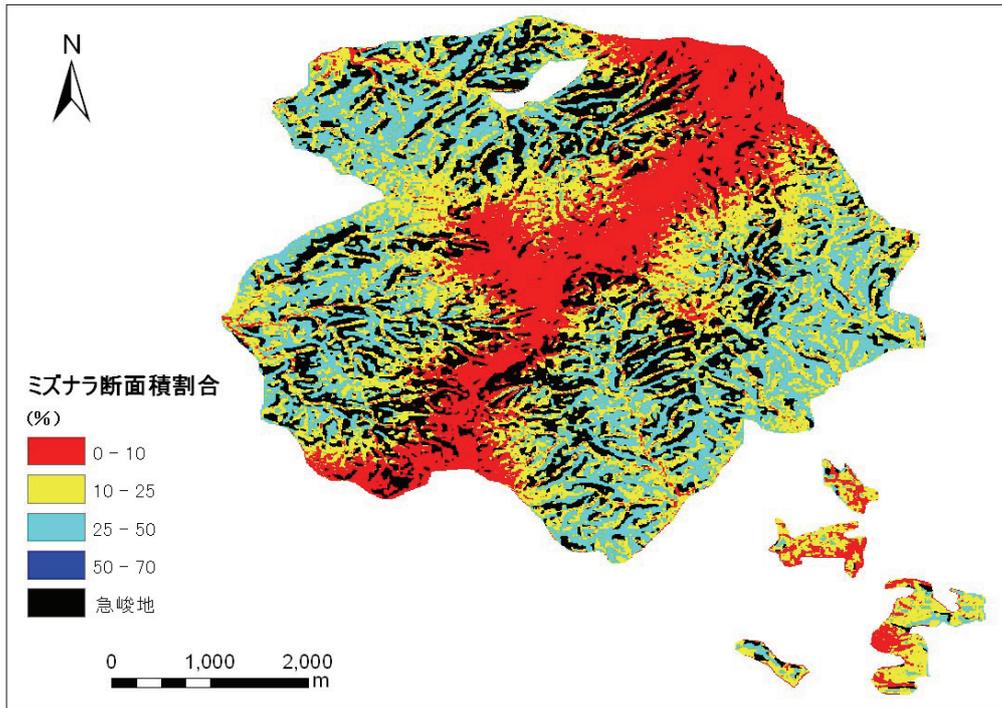
図－Ⅱ－９ 陰影起伏の分布



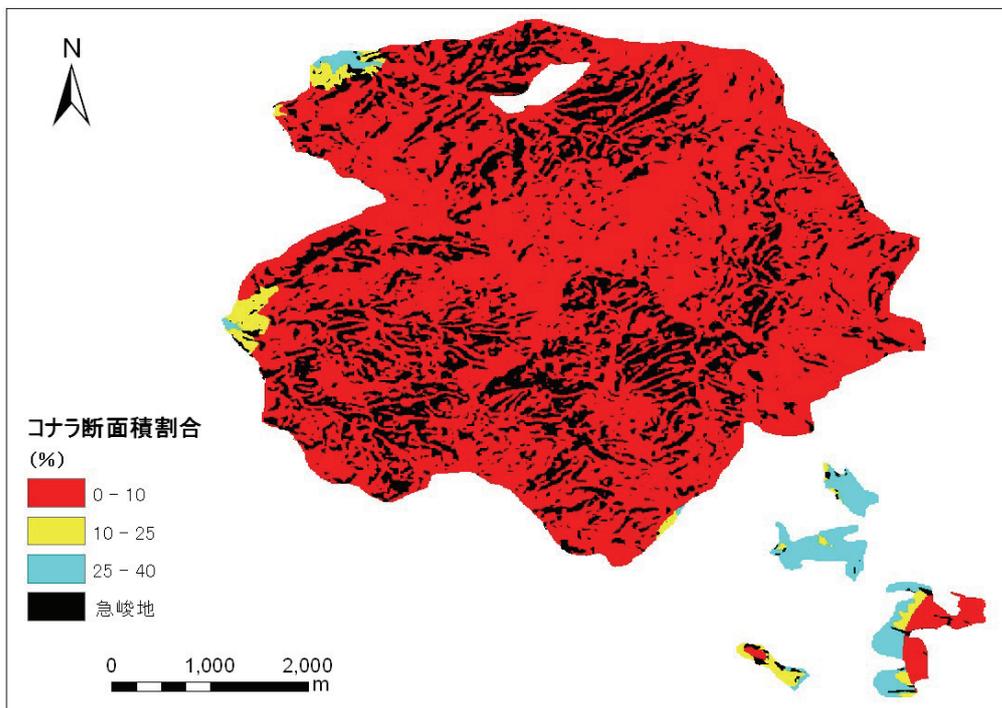
図－Ⅱ－10 集水域積算の分布



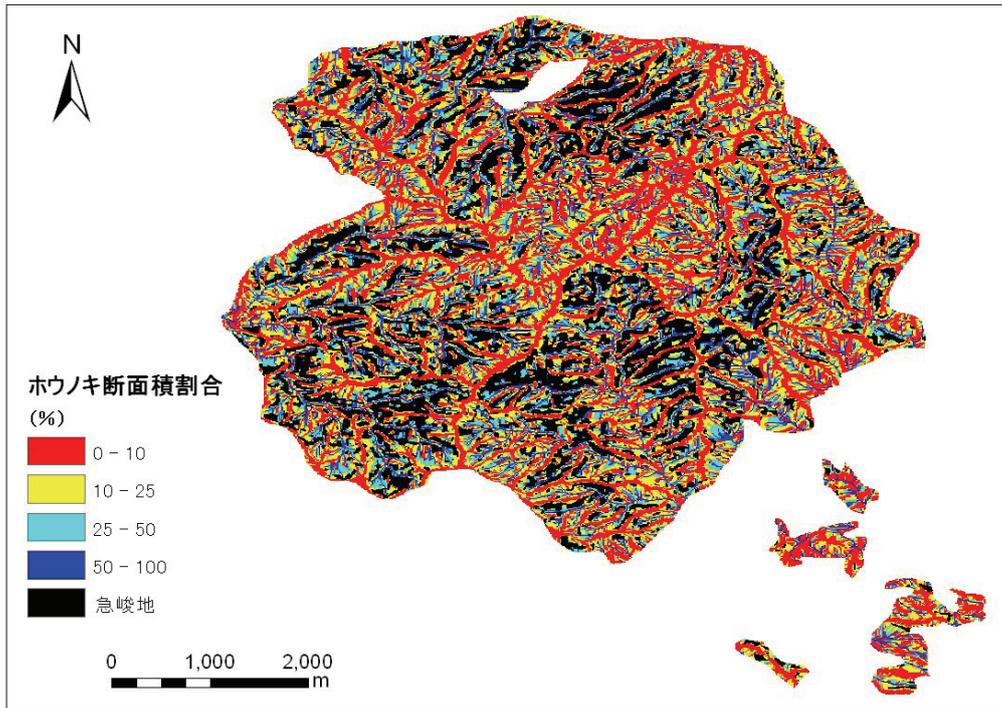
図－Ⅱ－11 ブナ断面積割合推定図



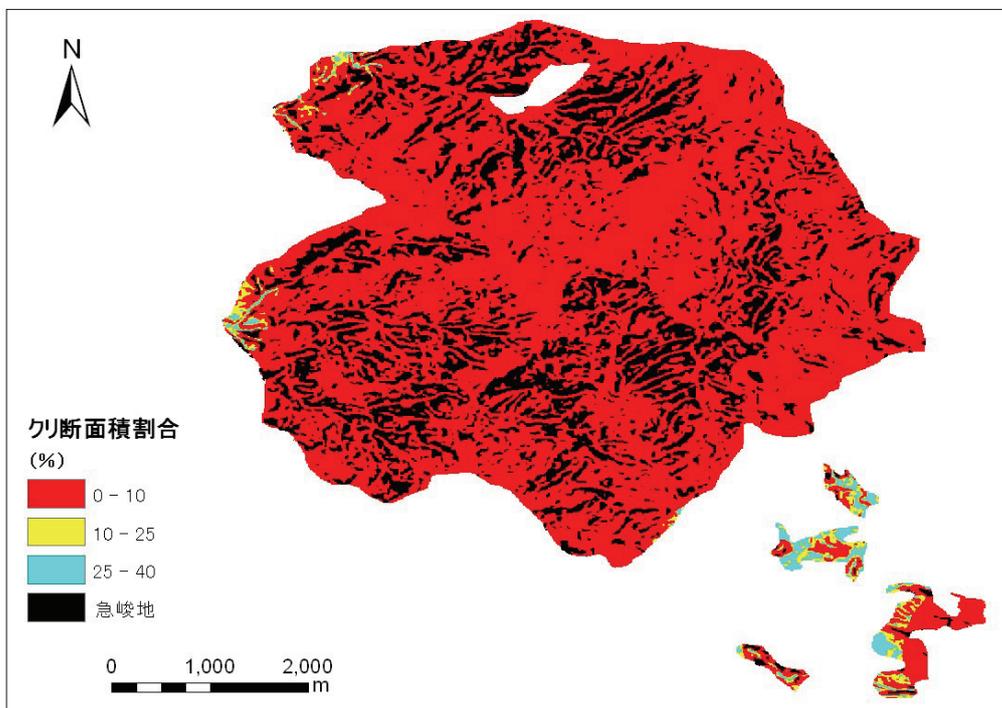
図－Ⅱ－12 ミズナラ断面積割合推定図



図－Ⅱ－13 コナラ断面積割合推定図



図一Ⅱ—14 ホウノキ断面積割合推定図



図一Ⅱ—15 クリ断面積割合推定図

Ⅲ. 人工林伐採跡地の森林再生とその規定要因（伊藤 哲） －九州地方における再造林放棄地の調査事例から－

1. はじめに

わが国の森林面積の約40%を占める人工林は戦後の一斉造林によるものが多く、九州・四国などの西日本を中心に徐々に伐採可能な時期を迎えている。しかし近年、外材との厳しい競争、採算性の悪化、林業従事者の高齢化や減少、台風災害およびシカの食害といった林業経営の悪化から、人工林伐採後に再造林を行わない林地（再造林放棄地）が増加しており（堺 2000; 2003）、とくに九州地方ではその増加が著しい。再造林放棄地は、地利および地位的に優良な人工林において発生する傾向があり、木材生産の場としての優良人工林の減少が懸念されている。さらに、森林再生が極端に遅れるようなケースでは、森林資源の減少のみならず、水源涵養機能、土砂流出防止機能、および二酸化炭素固定など森林の公益的機能の低下も懸念されている（堺 2000; 2003）。

再造林放棄地の今後の取り扱いや対策を立てる上では、その基礎情報として再造林放棄地の現状や森林再生メカニズムの解明が求められる（吉田 2003）。すなわち再造林放棄地問題は、本調査の目的とする「天然力を活かした更新技術による森林整備」が望まれる典型的かつ緊急な課題のひとつとして位置づけられる。しかしながら、これまでの再造林放棄地に対する研究は、放棄の実態とその要因を社会科学的側面からアプローチした研究（興梠 2000; 堺 2000）や放棄地の発生傾向に関するもの（栗生ら 2002; 野田・林 2003）が多く、再造林放棄地の植生回復状態の現状を天然力活用の面から明らかにした報告は少ない。そこで本調査では、再造林放棄地の森林再生メカニズムに対する基礎的知見を提供することを目的として、再造林放棄地の事例調査と森林再生の規定要因の解析（平成16－20年度先端技術を活用した農林水産研究高度化事業「九州地域の再造林放棄地の水土保全機能評価と植生再生手法の開発（代表：九州大学・吉田茂二郎）」）の中間結果を基に、再造林放棄地の森林再生における天然力活用の可能性を検討した。なお、本報告書作成にあたり、研究成果の使用をご快諾いただいた代表研究者の吉田茂二郎氏ならびに当該の小課題を担当した山川博美氏に対し、深く感謝の意を表す。

2. 既往の研究と本調査の視点

一般に、人工林に限らず伐採後の森林再生や樹木の更新には、地形、種子散布、母樹の近接、種子散布者の存在、土壌環境、微気象および他樹種との競争などの多くの要因が影響している（Coates 2000）。再生環境に関わる他の要因として、土地利用履歴（たとえば、China & Helmer 2003）や伐出路の開設（たとえば Pinard et al. 2000）などの人為的要

因や周辺林分との隣接 (Euskirchen et al. 2001) が森林伐採後の森林再生に大きく影響することが報告されている。また、再生環境に加えて実際の更新を担う材料 (再生材料) に関しては、前生樹由来である生残稚樹や萌芽再生材料、埋土種子や移入種子由来の新規発生実生の役割が報告されており (たとえば、Bormann and Likens 1979)。これらの再生材料の中でも、森林性木本種の早期定着・再生については前生樹由来の再生材料の重要性が報告されている (たとえば、肥後 1994; Smale et al. 2001)。

再造林放棄地の森林再生に関しては、北部九州において、標高と伐採からの経過時間が森林の再生に影響することが報告されている (吉田 2003; 長島 2004)。また、前生樹由来の萌芽再生個体の重要性 (島田 2003; 酒井 2004)、および下層植生が欠落した林分での再生には実生の重要性 (小谷 2005) が報告されている。このように、再造林放棄地の森林再生の事例は報告されつつあるが、各種再生材料の森林再生に対する貢献度は定量的に把握されていない。また再生材料と再生時の物理的環境の相対的な重要度や、これらに及ぼす人為的な影響の評価は行われておらず、天然力活用の面での技術的指針を提示するにはいたっていない。

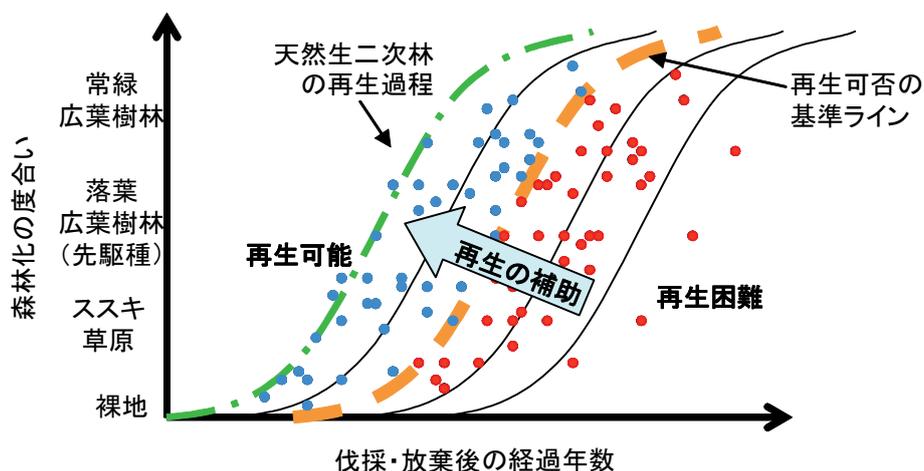
これらの背景をふまえて、本調査では、1) 地形などの自然的立地環境、2) 過去の土地利用や伐採前の森林構造ならびに伐採方法、3) 各種再生材料の相対的な重要性、の3点に着目した分析を行った。

3. 人工林伐採後の森林の再生度合いの捉え方

森林伐採後の二次遷移では、初期に遷移初期種の頻度および被度が増加し、その後、遷移後期種へと優占種が交代する (たとえば Ash and Barkham 1976)。本調査の対象域である暖温帯 (照葉樹林域) の二次遷移においては、攪乱直後の遷移初期には主に落葉性の先駆樹種が優占し、その後、常緑広葉樹林群落へ遷移が進行する (宮脇 1981)。したがって、人工林伐採後の森林再生問題においても、このような遷移系列を考慮した再生度合いの評価が必要である。これまで、森林再生の度合いは林分構造、種多様性および生態系プロセスなどの視点からさまざまに評価されており (たとえば、Ruiz-Jaen and Aide 2005)、国内でも遷移度による評価 (たとえば、沼田 1961; 佐倉・沼田 1980) や下層植生に着目した遷移段階の評価 (たとえば、小野ら 1999) が試行されている。一方、積極的な森林再生への応用面では、再生目標となる林型の設定によって再生度合いの評価は異なるなど、検討すべき課題も残されている (鎌田 2004)。

これらを考慮して、ここで再造林放棄地の森林再生の度合いを評価する際の基本的な考え方を提示する (図-III-1)。伐採・放棄後の時間の経過に従って、林地の森林化 (再生) の度合いは次第に上昇する。しかし、同じ経過年数でも林地の様々な条件によって森林化の度合いが異なると考えられる。すなわち、様々な森林化のプロセスのラインを想定する

ことができる。おそらく天然林を伐採した後の二次林の遷移は、放棄地の最速再生のラインに相当するであろう。したがって、実際に我々が観察できる任意の放棄地は、これらの様々なプロセスのいずれかにそって森林化していると理解できる。このように、森林再生の「可否」は、本来連続的に捉えられ、これに対して我々は、どこかに再生の可否を判断する基準（閾値となる再生プロセス）を設定することができる。



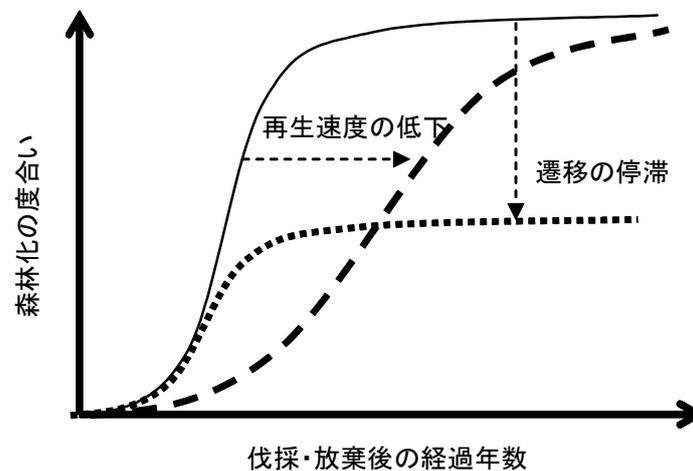
図－Ⅲ－１ 再造林放棄地の森林再生とその評価の概念

注：図中の曲線は様々な再生プロセスを示し、
点は任意の時点で観察される個々の林地を概念的
に示す。

ここで注意すべきことは、縦軸の「森林化の度合い」は、再生する森林に（あるいはその林地に）対してどのような機能を期待するかによって、異なる評価基準が設定されうるということである。たとえば、二酸化炭素の固定・蓄積などの働きを期待するのであれば、森林化の度合いはバイオマスという比較的単純な量的指標で評価できるであろう。一方、自然林再生による様々な機能の発揮を期待するのであれば、バイオマスの蓄積のみならず、再生林構成樹種の樹種特性（先駆種・極相種、林冠構成種）および構成割合が本来の自然林にどの程度近いかが重要な評価項目となろう。また、木材生産という本来の林業的視点から有用樹種の成立・成林を期待するのであれば、ターゲットとなる有用樹種を具体的に想定した上で、経営的な視点から成林度合いを評価する必要がある。すなわち、再造林放棄地の問題に限らず、天然力を活用した更新技術の検討およびその適用の議論は、対象林地に対してどのような機能を期待するかという更新目的の議論と完全に切り離すことは不可能である。目標林型の伴わない更新議論はナンセンスであるとも言えるであろう。

なお、図－Ⅲ－１に示したモードは様々な地点の情報を基に分析する上でのラフな枠組みを示したものであり、現実の遷移の進行はさらに複雑である。たとえば、図－Ⅲ－２に模

式的に示すように、仮に森林再生の初期条件が同じであったとしても、土壌など立地環境の改変度合いや周囲の林分状況などによって再生速度が著しく遅れる場合や、阻害要因の影響を受けて遷移の進行が途中で妨げられるような場合もある。したがって、実際の個々の林分の取り扱いを判断する際には、それぞれのケースにおける再生プロセスの違いも考慮する必要が生じると思われる。



図－Ⅲ－２ 遷移阻害要因等による森林再生のプロセスの違い

本調査の目的のひとつは、異なる森林再生プロセス（言い換えれば、伐採後のある時点で望まれる森林が再生しているか否か）を規定している要因を、自然のおよび人為的な面から明らかにすることである。前述のように、森林再生のプロセスの違いを生じる要因には、大きく分けて1)物理的な環境要因と2)生物的な要因の二つがある。それぞれの具体的な例としては、物理的な環境要因として、気候・気象、地形、地質、土壌などの要因が挙げられる。生物的な要因としては、再生材料となりうる前生樹や埋土種子、外部からの移入種子に関わる種子源（母樹）、種子散布者、再生阻害要因となりうる捕食者やササ類などの非森林型植生などが挙げられよう。さらに人工林の場合はこれらの物理的・生物的要因が人為活動によって改変を受ける。その改変も、人工林伐採時に改変されるものや伐採前の人工林の状態に依存するもの、さらには人工林化以前の人為干渉に起源を遡るべきものまでである。以下、このような視点に立った調査解析結果の概要を述べる。

4. 大面積伐採地における森林再生の不均一性とその規定要因

(1) 目的

大面積皆伐後に再生林が放棄された人工林においては、伐採跡地内でも森林の再生度合いはしばしば不均一である。そこで、このような森林再生度合いの不均一性に与える森林の管理履歴や立地環境の影響を、GIS ソフトウェアを用いて解析した（Yamagawa et al. 2006）。

(2) 方法

調査地は、宮崎県美里町西郷区の標高 100~500m、平均傾斜 28° の北斜面に位置する大面積皆伐地 (約 70ha) である。年平均気温は 15.1°C、年降水量は 2600mm であり、自然植生はブナ科およびクスノキ科が優占する常緑広葉樹林帯である (宮脇 1981)。元々この林地は、1960 年代まで斜面上部を採草地として利用され、斜面下部を薪炭林として利用されてきた場所であり、その後、徐々にスギ人工林に土地利用が転換された。調査地の一部は、スギ人工林へ転換が行なわれず、天然更新によって常緑および落葉の広葉樹二次林が成立していた。1996~1997 年にかけて、調査地の大部分で高密度の伐出路の開設を伴う皆伐が行なわれた。調査時点では伐採跡地に再生林が行われておらず、天然更新によって植生が部分的に回復しつつあった。

遷移初期段階での森林の再生状態を評価するために、調査時点での林分状況を次の 2 タイプに区分した: 1) 森林が再生している“再生林分”(常緑広葉樹群落)、2) 森林が再生していない“未再生林分”(先駆種群落および裸地)。この区分は、潜在植生である常緑広葉樹林への移行度合いという視点から森林の再生度合い (図-III-1 の縦軸) を大きく 2 段階に評価する考え方である。2001 年 4 月に撮影されたカラー空中写真から GIS ソフトウェア (TNTmips) の機能を用いてオルソ画像を作成し、作成したオルソ画像から GIS の教師付分類機能を用いて、森林が再生しているピクセル (再生林分) と森林が再生していないピクセル (未再生林分) に分類した。また、画像解析による森林再生状態の分類の有効性を検証するために、画像解析によって再生・未再生林分に分類された計 22 地点の現地植生調査を行い、現地調査によって得られた植生の TWINSpan による分類結果と比較した。

森林再生に関与すると想定される因子 (表-III-1 参照) は、以下の方法でデータセットを作成した。地形の指標として、斜面傾斜と斜面の横断形および縦断形の凹凸度を解析に用いた。これらの地形因子は、国土地理院発行の 1/25000 地図画像を用いて GIS の機能を用いて算出した。凹凸度は、正の値が凸度、負の値が凹度を表す。横断形の凹凸度は集水地形および散水地形を意味しており、伐採後の地表の安定性に関係している。縦断形の凹凸度は土壌の堆積様式に対応する (竹下 1964) とされている。

林分状況および人為攪乱に関わる因子として、過去 (スギ人工林化の前) の土地利用、伐採直前の林分状態、伐採直後の路網および保残林分からの距離を航空写真により判読しデータ化した。過去 (スギ人工林化の前) の土地利用は、1947 年 3 月に撮影された空中写真を用いて、採草地と薪炭林に分類した。伐採直前の林分状態は、伐採直前の 1994 年 5 月に撮影された空中写真を用いて常緑広葉樹群落とスギ人工林に分類した。さらに、スギ人工林については、1961 年からおよそ 5 年間隔で撮影されている空中写真を用いて植栽年を判読し、若齢スギ人工林 (約 30 年) と壮齢スギ人工林 (約 40 年以上) に分類した。それぞれの立木密度は、若齢スギ人工林で 2492 ± 153 本/ha、壮齢スギ人工林で 1133 ± 52 本/ha であり、若齢および壮齢スギ人工林の間での間伐履歴の差を反映していると考えられ

た。伐出路は、伐採直後の1999年5月に撮影された空中写真を用いて判読を行った。周囲林分からの距離は伐採直後の1999年に撮影された空中写真から判読した。

地形や土地利用履歴等の森林再生度合いに対する影響は、ロジスティック回帰分析(GLM)を用いて解析した。この解析は、二値化された森林の再生状態(再生林分:1、未再生林分:0)を目的変数とし、これに対する上記の説明変数(地形および林分状況、過去の土地利用履歴など)の効果を検出するものである。

(3) 結果と考察

画像解析による植生分類の結果、伐採を受けた全6072ピクセル中3567ピクセル(59%)が再生林分に分類され、2505ピクセル(41%)が未再生林分に分類された(図-III-3)。また、現地調査の結果、高木層と低木層を合わせて60種の本木種が確認され、そのうち18種が先駆種であった。TWINSpanによる植生タイプの分類と画像解析による森林の再生状態の分類を比較した結果、画像解析による植生分類の正答率は85%以上と算出された。またこれらの分類は、常緑樹種および落葉性先駆樹種の比率と対応しており、分類の妥当性が示された。

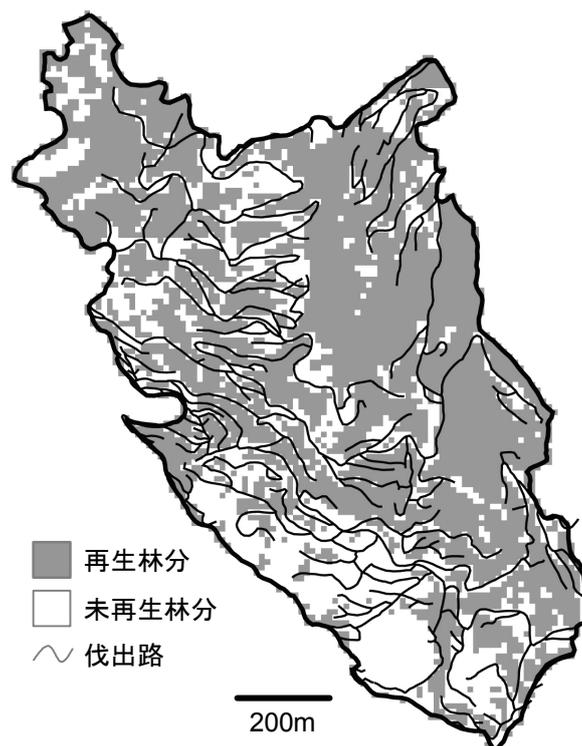


図-III-3 調査地の森林再生状況と伐出路の分布
(Yamagawa et al. 2006 より一部改変)

表－Ⅲ－1 森林再生の度合いに対する各種要因の影響のまとめ

(Yamagawa et al. 2006 より作成)

説明変数の種類	要因ごとの効果		効果の強さ
	+	-	
伐出路*	伐出路以外	伐出路跡地	強い
伐採直前の林分状態*	照葉樹二次林	スギ人工林	
伐採直前のスギ林の林齢*	壮齢林	若齢林	↑
人工林化以前の土地利用*	薪炭林	採草地	
斜面の傾斜	急傾斜	緩傾斜	↓
斜面の凹凸	凸斜面	凹斜面	
林縁からの距離*	(強い影響は検出されず)		弱い

* は森林施業などによって人為的に可変されるものを示す。

＋：森林が再生しやすい要因，－：森林が再生しにくい要因。

今回の解析で、人為的な森林施業の影響が地形などの自然的な立地環境よりも再生林放棄地の森林再生に強く影響を及ぼしていることが明らかとなった。ロジスティック回帰分析の結果を要因の効果の強いものから整理して表－Ⅲ－1に示す。

解析に用いた要因のなかで、伐出路は森林再生の最も強い負の効果が高く（未再生の確率が高く）、森林施業の中でも森林再生に対して最も強い影響を与えていた。これは、伐出路開設や土砂流出に伴う埋土種子の消失に加えて、重機による土壌の踏み固め（Pinard et al. 2000）や表層土壌の移動による表面侵食（Talamo and Caziani 2003）によって再生環境が大きく改変されたためと考えられる。この調査地では伐出路の密度が 281m/ha と非常に高かったため、これが調査地全体に占める未再生林分の比率を高くする要因のひとつとなっていた。九州地方では伐出時に重機や林内作業車が使われるケースが多く、再生林が放棄される場所では、本調査地以外でも素材生産の効率のみを重視して非常に高い密度の路網や極端に路幅の広い伐出路が開設されるケースが見られる。このような伐出方法は、伐採後の森林再生にとって非常に大きな負荷となる可能性が高い。

次に影響の大きかった伐採直前の林分状態では人工林で負の効果が高く、人工林の中では若齢スギ人工林が壮齢スギ人工林より強い負の効果を示していた。この違いには人工林の下層に成立する前生樹の多寡が関与していると思われる。暖温帯域のスギ人工林下層における常緑広葉樹林型の樹木の成立は、林齢に強く依存する（Ito et al. 2003）。また、30～40年の人工林の下層植生では常緑樹種の量に大きな変異があり（Ito et al. 2003）、これは間伐が遅れた林分における下層植生の量と質の低下（清野 1990）を反映していると推察される。したがって、本調査の若齢スギ人工林では、林冠木密度が高く前生樹の密度が低いことが、伐採後の常緑広葉樹の再生に遅れをもたらしたと考えられる。

スギ人工林以前の土地利用では、旧薪炭林と比較して旧採草地で伐採後の森林の再生が遅いことが示された。この効果もまた、伐採以前の前生樹の量に左右されている可能性が高い。過去の暖温帯人工林での調査によれば、ほぼ同齢の針葉樹人工林であっても、以前

に採草地として利用されていた場所では旧薪炭林の場所に比べて下層の森林性の木本種が極めて少ない (Ito et al. 2004)。したがって、過去の採草地利用の影響は人工林化された後も長期にわたって残り、前生樹の欠落を通して伐採後の再生に遅れを生じる要因となりうる。

一方、隣接する保残林分からの距離は他の変数と比較して影響度合いが低かった。これにはいくつかの理由が考えられる。Ito et al. (2003) は、暖温帯のスギ人工林内では隣接天然林からの林縁効果あまり検出されないとしている。したがって、本調査地でも、伐採前の前生樹の成立に対する隣接天然林の効果が小さかったことが理由のひとつと考えられる。また、常緑樹種の多くが重力散布あるいは被食散布型の種子を持つため、伐採地への種子散布の効果の及ぶ範囲が狭く、今回の解析スケールでは効果が検出できなかった可能性もある。いずれにせよ今回の結果は、暖温帯における大面積伐採後の更新において、保残林分からの種子散布に過度の期待を持つことの危険性を示している。

地形要因は上記の人為に関連した要因よりも全体的に効果が弱かった。その中で、急斜面および凸型斜面では、緩斜面および凹斜面よりも森林が早期に再生する確率が高いことが示された。その理由の一つとしては、微地形の違いによる土壌の水分状態や土壌の安定性のような物理的な立地環境の違いの直接的な影響を与えたことが考えられる。しかし、スギ人工林の下層植生では、尾根地形で谷型地形や下部斜面に比べて重力散布型、被食散布型の常緑広葉樹の被度が高いという報告 (中川ら 1998) がある。また、地表面の攪乱の頻度が高い谷部に落葉性の遷移前期種が偏って分布する傾向 (Sakai and Ohsawa 1994) もあることから、地形による森林再生の違いは、物理的な環境に加えて、これらの前生樹の分布を反映している可能性がある。

以上の結果より、再造林放棄地の森林再生には伐採以前や伐採時の人為的な要因が大きな影響を与えること、および、前生樹が伐採後の更新に重要な役割を果たしていることが示唆された。これらの結果は、今後の森林施業や伐採時期 (林齢)・伐採方法によって、森林の再生速度をある程度は制御できる可能性を示すと同時に、暖温帯における天然下種更新の難しさを示唆しているといえる。

5. 伐採実験による各種再生材料の貢献度の評価

(1) 目的

前項で示唆された前生樹由来の更新個体が森林再生に果たす役割の重要性を検証することを目的とし、目標とする森林再生のレベルを可変的に設定(1: 木本種で地表面を被覆(先駆種優占群落)、2: 単純な種組成の照葉樹林 (二次林)、3: 多様な種組成の照葉樹林 (極相林)) して、伐採後の更新個体の起源 (生残、萌芽再生および実生) の貢献度について解析を行った (Yamagawa and Ito 2006)。

(2) 方法

調査地は宮崎大学田野演習林の80年生ヒノキ林伐採跡地(標高100~150m、西斜面の平均傾斜40°、年平均気温16.5℃)である。潜在自然植生はブナ科およびクスノキ科が優占する常緑広葉樹林帯である(宮脇1981)。調査地は50年生スギ人工林、91年生天然生林、90年生ヒノキ人工林、および1年伐採が早い伐区に囲まれている。調査地は、2004年4月に伐採前に下刈り作業を行った後、チェーンソーによる伐採と地引き集材を行なった。

調査地内に50m×30mのプロットを設置し、2003年10月に伐採前の下層植生について、胸高直径(DBH)1cm以上の木本種(前生樹)の種名、樹高、DBH、樹木位置を記録した。また、埋土種子の組成を調査するために、伐採直後の2004年5月にプロット内にランダムに40cm×40cmの方形区を20箇所設置し、3cmの深さで土壌を採取して2004年5月~11月まで発芽させ、発芽した個体の種名および個体数を記録した。

伐採後の更新個体については、伐採直後の2004年5月に樹高3cm以上の生残していた個体について種名、樹高および樹木位置を記録した。さらに、成長期が終わった2004年11月に、調査地内に成立する樹高3cm以上の全個体について種名、および樹高を記録し、伐採前(2003年10月)および伐採直後(2004年5月)の調査結果と比較して、前生樹が伐採後に再萌芽した個体と新規に発生した実生個体を特定した。

このような調査に基づいて、本研究では再生材料および更新個体の起源のタイプは次のように区分した(図-III-4)。すなわち、伐採前から存在した再生材料を1)“下層植生”および2)“埋土種子”の2タイプに分類した。伐採後の更新個体については、その起源別に1)伐採を受けなかった“生残個体”、2)伐採後に萌芽した“萌芽再生個体”、および3)新規に発生した“実生個体”の3タイプに分類した。なお、実生個体については、伐採前から存在する埋土種子に由来するものと、伐採後11月の調査までに散布された種子に由来するものの両方を含んでいると考えられる。

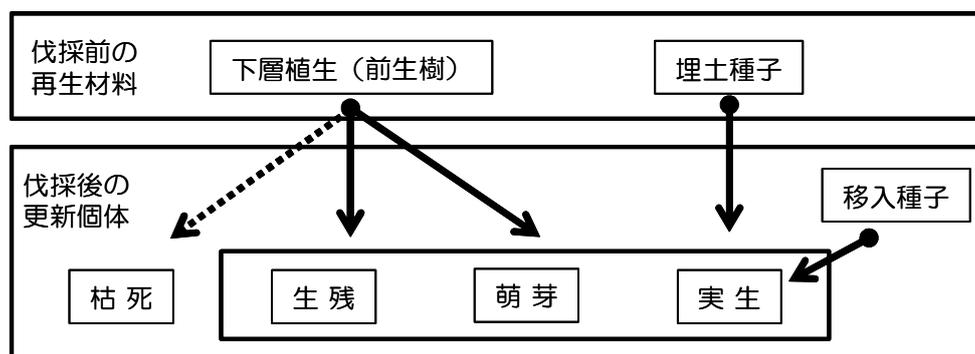


図-III-4 本調査で用いた樹木個体および種子の区分

それぞれの再生材料がどの再生レベルに貢献しているかを量および質の両面から評価するために、伐採前に存在した再生材料(下層植生および埋土種子)と伐採後の再生個体の

起源（生残、萌芽再生および実生）について個体数および種組成（樹種タイプおよび主要構成種）の比較を行った。樹種タイプは、生育環境および生活形に着目して、図鑑の記載（たとえば、奥田 1997）を参考に6タイプ（1：先駆種タイプ、2：雑木林型低木種タイプ、3：雑木林型高木種タイプ、4：照葉樹林型低木種タイプ、5：照葉樹林型高木種タイプ、6：その他）に分類した。なお、その他には生育環境が不明であるもの、および亜熱帯型の種を含んでいる。

また、伐採前の下層植生、埋土種子、およびそれぞれの更新個体について、全種および樹種タイプ別に出現種の多様度を比較するために Shannon-Wienwer の多様度指数 (H') を計算した。

（3）結果と考察

伐採前の下層植生には58種（6333本/ha）が出現した。その樹種タイプ構成の内訳をみると、照葉樹林型高木・低木種が全体の92%を占めており、当該地域の代表的な極相種であるイスノキなどを含む照葉樹林型の種組成であった。したがって、針葉樹人工林としてはかなり発達したものであると考えられる。一方、埋土種子は、10種（プロット面積に換算して14531個/0.15ha）が確認されたが、照葉樹林型高木種が欠落しており（図-III-5）、この結果はこれまでの暖温帯での報告（たとえば、Sakai et al. 2005）と一致しており、照葉樹林型の種組成を再生する材料としては不十分であると考えられた。

伐採後の更新個体は、生残個体が3913本/ha（44種）、萌芽再生個体が3673本/ha（44種）、実生個体が40213本/ha（73種）であり、実生個体は全個体数の84%を占めた（図-III-6）。生残個体の内訳は照葉樹林型低木種が全体の71%を占めていたが、萌芽再生個体では伐採前の下層植生と同じ照葉樹林型の種組成が維持されていた（図-III-5）。萌芽再生個体の種多様度 ($H'=2.73$) に占める照葉樹林型高木種の要素は1.30であり、伐採前の下層植生とほぼ（1.27）と同等に維持されていた。また、伐採された前生樹の約60%が萌芽再生していることおり、これらを総合的に考えると、発達した下層植生の前生樹は伐採後の照葉樹林型林分の再生に大きく寄与するといえるであろう。

一方、実生では先駆種が全個体数の64%を占めており、アカメガシワ、カラスザンショウ、およびイヌビワの3種で全体の約5割を占めていた。実生として発生した照葉樹林型高木種の総個体数（273本/0.15ha）は、前生樹由来の個体（368本/0.15ha）の74%に匹敵する量であったが、その8割がシイ類、クスノキおよびタブノキで占められていた（図-III-5）。そのため、実生全体の種多様度は（2.79）とある程度高かったものの、照葉樹林型高木種の貢献度は萌芽再生個体（1.30）や生残個体（0.74）と比較して著しく低かった（0.21）。

照葉樹林型高木種の実生の大部分を占めていたものシイ類、クスノキおよびタブノキのうち、シイ類は種子散布時期（11月）および発芽時期（5-7月）を考慮すると埋土種子由来であると考えられ、今回の埋土種子のサンプリングでは把握できなかった可能性がある。

クスノキも暖温帯の埋土種子として報告が多いことから、おそらく埋土種子由来のものを含むと考えられる。タブノキは結実が7-8月で結実後は短期間に落下し、すぐに発芽することから移入種子由来と考えることができる。今回、この2種が多く観察された要因としては、伐採前のヒノキ人工林の林冠および隣接する広葉樹林で、伐採前後に大量の結実があったためと推察される。いずれにしても、実生として発生する照葉樹林型常緑高木は個体数としては前生樹由来の個体に匹敵するものの、多様度が低い結果であった。

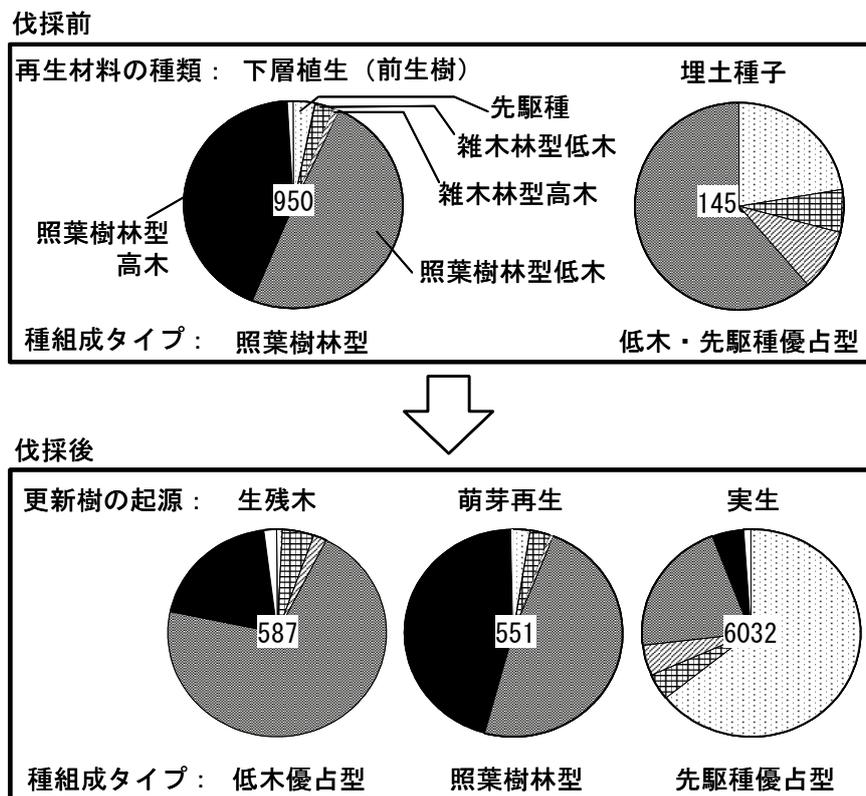


図-III-5 伐採前の前生樹・埋土種子および伐採後の更新個体の内訳
注：図中心の数値は個体数（/0.15ha）を示す。（Yamagawa & Ito 2006 より作成）

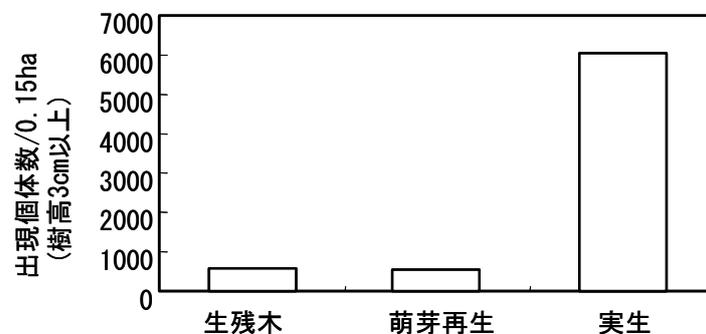


図-III-6 伐採後の更新個体数
（Yamagawa & Ito 2006 より作成）

これらの結果から、更新個体の起源（生残、萌芽再生および実生）別に森林の早期再生への直接的な貢献度を整理すると以下のようなになる（表－Ⅲ－２）。

(i) 地表を木本種で覆うことができれば再生したとみなす場合（再生レベル 1）

いずれの起源の再生材料も森林再生へ貢献する。特に埋土種子由来の実生は本数密度が高く地表を早急に覆うことから、この再生レベルにおいては森林再生に有効であると考えられる。

(ii) 単純な種組成の常緑広葉樹林を再生目標とする場合（再生レベル 2）

薪炭伐採が繰り返されたシイ-カシ萌芽林のような単純な種組成の常緑広葉樹林を目標とする場合は、移入種子由来の実生、生残個体および萌芽再生個体の貢献度が高い。移入種子由来の実生については、主に被食散布型種子を持つ照葉樹林型高木種の発生がありうることから、近隣に有効な母樹があり伐採と結実・散布とのタイミングが合えば、この再生レベルにおいてはある程度貢献すると考えられる。しかし、埋土種子は先駆種や低木種が多いため、この再生レベルにおける貢献度は低いであろう。

(iii) 多様な種組成の照葉樹林を再生目標とする場合（再生レベル 3）

この再生レベルでは、生残個体および萌芽再生個体の貢献が最も期待できるであろう。ただしこれは、伐採前の下層植生に照葉樹林型の種組成を持つ多様な前生樹集団が確保されていることが前提である。実生個体は樹種構成が単純であり、多様な照葉樹林型の種組成を早期に再生するには不十分であり、有効な母樹や種子生産の豊凶などの確実性から見ても、短期的な森林の再生において種子による更新に過度に期待をすることは危険であろう。

表－Ⅲ－２ 更新個体の起源別にみた暖温帯の森林再生への貢献度
(Yamagawa & Ito 2006 より作成)

目標とする再生レベル	実生発生個体		前生樹由来	
	埋土種子 由来	移入種子 由来	生残 個体	萌芽 再生
レベル 1 : 木本種が地表を覆う	+++	+++	++	++
レベル 2 : 単純な種組成の常緑広葉樹林	+	+	++	+++
レベル 3 : 多様な種組成の照葉樹林	-	+	+++	+++

+++ : 貢献度大、++ : 貢献度中、+ : 貢献度小、- : 貢献が期待できない

6. おわりに

本調査では、森林伐採後の初期の更新状況調査から、森林再生の可否を左右する要因の

分析を行った。しかし、短期的に見た更新作業は森林構造の誘導という長期間を要する作業の一部であり、天然力を活用した更新技術についても、本来はもう少し長い時間スケールで評価する必要がある。この点を踏まえて、再造林放棄地の森林再生における天然力の活用の可能性と今後の課題を以下に述べる。

人工林伐採後の短期的な更新に天然力を活用する上で、埋土種子集団の保持は最低限必要な条件であるといえる。伐出路の開設は物理的な環境の改変だけでなく、埋土種子を排除するという点でも大きな問題となろう。また、過去に大規模な採草地利用が行われた場所でも、前生樹のみならず埋土種子も貧弱である可能性があるため注意が必要である。

人工林伐採後の移入種子による常緑広葉樹の天然下種更新については、短期間での更新完了はあまり望めないのではないかと考えられる。この理由のひとつは暖温帯の主要な林冠構成種の中で風散布型の種子を持つものが冷温帯に比較して少ないことである。また、天然下種更新を行う上での一般的な問題として、有効な種子源や種子の豊凶による制約がある。そもそも大面積の人工林が形成されている場合は、周囲に種子源を確保すること自体が難しいであろう。また、仮に伐採地が天然生林に隣接していたとしても、それが伐採を繰り返されてきた萌芽林の場合は種組成が単純化していることが多く、必ずしも多様な種子源として機能するわけではない。さらに、ブナ林の天然下種更新の実例にみるように、種子の豊作と攪乱（伐採）のタイミングが合わない場合は更新が成功しない可能性が極めて高い。このように、広葉樹の天然下種更新自体が非常に不確実な要素を含んでおり、加えて上記のような暖温帯主要樹種の種子散布特性を考えると、周りに広葉樹林があるという程度の条件で天然下種更新に期待することは危険である。少なくとも早期の更新完了は多くのケースで困難ではないかと思われる。

これに対して、前生樹として更新材料が伐採前から確保されている場合は、天然下種更新よりもはるかに確実性が高いといえるであろう。多くの極相種の稚樹を含む発達した下層植生は、長い期間かけて形成されるものである。現在、様々な場面で間伐等で光環境を改善することによる下層樹木の繁茂が期待されているが、通常の間伐は下層の刈払いを伴うことが多く、また光環境の改善に反応する樹種には攪乱依存的なものが多いため、間伐事態は短期的には逆の効果も生じうる。また、間伐の光環境の改善は種子の散布・発芽・定着という生物学的なプロセスを保証するものであり、光環境の改善だけで短期的に下層の前生樹（とくに重力散布型の常緑樹）を確保できるわけではない。したがって、間伐により前生樹を人為的にコントロールするとしても、原則的に長期を要すると考えた方がよいであろう。この点に関しても、今後基礎的な情報収集が必要である。

今後は、これらの知見の検証し、確実性の高いものとするために、前生樹の量の異なる林分間での更新状況の比較や、前生樹を効率的に利用する伐採方法の検討、種子散布や前生樹の成立に関わる隣接天然林の効果とその範囲、伐出路の土壌環境等の調査を行う必要がある。また、全国的に森林に被害をもたらしつつあるシカや、暖温帯で拡大しつつある

ササ・タケ類は、天然更新の大きな阻害要因となりうるため、早急にその影響評価と対策の検討が必要であろう。同時に、森林の更新動態という長期現象を対象にする以上、長期観測の継続が極めて重要である。

今回の調査により、少なくとも暖温帯では、前生樹の存在が伐採後の森林再生をかなり確実性の高いものにすることが示唆された。しかし、あくまで可能性の評価であり、これ自体が「天然力を応用する場所の選定基準」となることには問題がある。少なくとも、現在豊富な前生樹が確保されている林分は、不成績造林地を除けば人工林としては高い公益機能が発揮できるように適切に施業されてきたところである。また、木材生産の面からも確実に間伐等が実施されてきた（実施可能であった）林分であることが多い。したがって、前生樹の有無を「天然力」応用の判定基準として安易に適用すると、人工林の中でも地利・地位に優る林地（すなわち針葉樹人工林としても持続的に経営できる可能性の高い林地）が選択されてしまう可能性があり、運用には十分注意が必要である。

前生樹等により伐採後初期の更新に成功した林地は、その後は一般的な二次林の遷移に従うと考えてよいであろう。常緑広葉樹の二次林（特に萌芽林）では、萌芽再生した個体が時間の経過に伴い葉密度の高い林冠を形成し、構造が単純化するケースしばしば観察される。このような林分は林床の光環境が悪化し、一旦定着した下層も欠落することが多く、生物多様性保全や表土保全の面での問題も指摘される。これは間伐の遅れた針葉樹人工林と同じ問題であり、また管理放棄された里山で現在起きている問題でもある。つまり、天然力を活用して一旦更新に成功したとしても、いわゆる“広葉樹林”に期待する公益的機能が必ずしも発揮されわけではない。したがって、本来は更新後の育林を含めた長期的な施業の中で、天然力の活用を位置づけ、適用していくことが重要である。

引用及び参考文献

- 粟生裕美子・光田 靖・村上拓彦・吉田茂二郎・今田盛生（2002）GIS を用いた再造林放棄地の立地条件の解明．九州森林研究 55:38-41
- Ash JE, Barkham JP (1976) Changes and variability in the field layer of a coppiced woodland in Norfolk, England. *Journal of Ecology* 64:697-712
- Bormann FH, Likens GE (1979) *Pattern and process in a forested ecosystem.* Springer-Verlag, New York
- Chinea JD, Helmer EH (2003) Diversity and composition of tropical secondary forests recovering from large-scale clearing: results from the 1990 inventory in Puerto Rico. *Forest Ecology and Management* 180:227-240
- Coates KD (2000) Conifer seedling response to northern temperate forest gap. *Forest Ecology and Management* 127:249-269

- Euskirchen ES, Chen J, Bi R (2001) Effect of edges on plant communities in a managed landscape in northern Wisconsin. *Forest Ecology and Management* 148:93-98
- 肥後睦輝 (1994) 風害跡地二次林を構成する樹種の再生様式 -前生樹割合, 成長速度, 閉鎖林冠部での稚樹密度にもとづいて-. *日本林学会誌* 76:531-539
- 伊藤 哲 (1996) 樹木の萌芽の生理的機能の解明による適正な森林動態制御に関する研究. *宮崎大学農学部演習林報告* 13:1-76
- Ito S, Nakagawa M, Buckley GP, Nogami K (2003) Species richness in sugi (*Cryptomeria japonica* D. DON) plantations in southeastern Kyushu, Japan: the effects of stand type and age on understory tree and shrubs. *Journal of Forest Research* 8:49-57
- Ito S, Nakayama R, Buckley GP (2004) Effect of previous land-use on plant species diversity in semi-natural and plantation forest in a warm-temperate region in southeastern Kyushu, Japan. *Forest Ecology and Management* 196:213-225
- 鎌田磨人 (2004) 戦略的な自然林再生 -研究と施策と事業と人の関連-. *日本緑化工学会誌* 30:394-395
- 清野嘉之 (1990) ヒノキ人工林における下層植物群落の動態と制御に関する研究. *森林総合研究所研究報告* 359:1-122
- 小谷二郎 (2005) スギ人工林の伐採跡地の更新に対する埋土種子由来の樹木群集の役割. *日本森林学会大会発表データベース* 116:490
- 興梠克久 (2000) 伐採と再造林, 造林放棄の実態. (スギの新戦略Ⅱ. 遠藤日雄編, 307pp, 日本林業調査会, 東京) 58-59
- 宮脇 昭 (1981) *日本植生誌*. 至文堂, 東京
- 長島啓子・吉田茂二郎・村上拓彦・保坂武宣 (2004) 再造林放棄地における植生回復と立地条件. *九州森林研究* 57:189-191
- 中川正勝・伊藤哲・野上寛五郎 (1998) スギ人工林の地形と森林配置が低木層の組成に及ぼす影響. *日本林学会九州支部研究論文集* 51:63-64
- 野田 巖・林 雅秀 (2003) 再造林放棄林分の発生要因に関する解析(I)-森林の所有規模、立地条件に着目した考察-. *九州森林研究* 56:36-41
- 沼田 真 (1961) 生態遷移における問題点 -とくに二次遷移と遷移診断について-. *生物科学* 13:146-152
- 奥田重俊 (1997) *日本野生植物館*. 小学館, 東京
- 小野 裕・楊 喜田・北澤秋司 (1999) 地震荒廃地における森林群落の成立過程に関する研究(Ⅱ) 遷移初期における木本群落の発達特性. *日本緑化工学会誌* 24:192-200
- Pinard MA, Barker MG, Tay J (2000) Soil disturbance and post-logging forest recovery on bulldozer paths in Sabah, Malaysia. *Forest Ecological Management* 130:213-225
- Ruiz-Jaen MC, Aide TM (2005) Restoration success: How is it being measured?

Restoration Ecology 13:569-577

Sakai A, Sato S, Sakai T, Kuramoto S, Tabuchi R (2005) A soil seed bank in a mature conifer plantation and establishment of seedlings after clear-cutting in southwest Japan. *Journal of Forest Research* 10:295-304

Sakai A, Ohsawa M (1994) Topographical pattern of the forest vegetation on a river basin in a warm-temperate hilly region, central Japan. *Ecological Research* 9:269-280

堺 正紘 (2000) 再造林放棄問題の広がり -立木代ゼロに呻吟するスギ林業・望まれる森林資源管理の社会化-. *山林* 1390:27-33

堺 正紘 (2003) 再造林放棄と森林資源管理問題. (森林資源管理の社会化. 堺 正紘編, 358pp, 九州大学出版会, 福岡) 18-25

佐倉詔夫・沼田 真 (1980) スギ幼齢造林地の群落とその遷移(1). 伐採後5年間の下刈区と放置区の経過. *日本林学会誌* 62:371-380

島田博匡 (2003) 三重県尾鷲ヒノキ林業地域における皆伐跡再造林放棄地の植生更新状況. *日本林学会学術講演要旨集* 114:483

Smale MC, Whaley PT, Smale PN (2001) Ecological restoration of native forest at Aratiatia, North Island, New Zealand. *Restoration Ecology* 9:28-37

竹下敬司 (1964) 山地の地形形成とその林業的意義. *福岡県林業試験場時報* 17:1-109

Tálamo A, Caziani SM (2003) Variation in woody vegetation among sites with different disturbance histories in the Argentine Chaco. *For Ecol Manage* 184:79-92

吉田茂二郎 (2003) 再造林放棄地の立地条件と植生回復状況. (森林資源管理の社会化. 堺 正紘編, 358pp, 九州大学出版会, 福岡) 45-61

天然力を活かした更新技術による森林整備に関する調査

2006年度報告ダイジェスト版

平成3年、長崎地方に上陸し日本各地を襲った19号台風の大被害を契機に、特に九州地方では再造林の放棄が目立つようになってきた。本調査では日本各地に存在する針葉樹人工林において天然更新を活用した後継樹の導入の可能性を探るため、Ⅰ：造林の限界、潜在的な危険地域、天然更新樹種の特徴の把握、Ⅱ：二次林の更新状況を予測するためのGISの活用法、Ⅲ：九州地方の再造林放棄地における天然力活用の可能性等を検討することとした。

Ⅰ. 造林適地の広域ゾーニングについて —東北地方における造林限界標高の抽出—

はじめに、東北地方において人工林化が困難で結果的にブナ林が優占する下限の標高を明らかにすることとした。東日本各地のブナ林を有する山地で緯度、経度を説明変数、標高を目的変数として重回帰分析を行った。その結果、ブナ林が50%を占める下限域の標高を抽出することが出来ることがわかった。再造林が放棄されようとする人工林がこの限界面より高標高に存在するケースは現実には多くないと考えられるが、仮に潜在植生が成立している場合は表-1のDのケースを想定して天然力を活用し潜在植生の推移に任せる対応策が適だと考えられる。潜在植生が成立していない場合はEのケースに相当し、天然力の活用が困難となることも考えられるので人為的に潜在植生の導入を図る必要を考慮する必要がある。

表-1 林分の現状に応じた対応策

植栽樹種の状態	現存植生の状態	林分の評価	対応策
植栽された針葉樹が成林している場合(A)	問わない	植栽された樹種により代償植生としての人工林が成立している(C)	当面は植栽された針葉樹林を育成する
植栽された針葉樹の成林が見込めない場合(B)	潜在植生に近い種組成の代償植生(二次林)が成立している場合	植栽された樹種により人工林が成立していないが、現在の代償植生(二次林)から潜在植生へ移行する可能性が高い(D)	推移に任せる
	潜在植生に近い種組成の代償植生(二次林)が成立していない場合	植栽された樹種により人工林が成立しておらず、現在の代償植生から潜在植生へ移行する可能性が低い(E)	人為的に潜在植生を導入する

ブナ林が50%を占める下限の標高より対象地の標高が低い場所は主にナラ類が優占する範囲であるが、植生自然度の高い自然林、中庸の二次林または植生自然度の低い人工林が混在しているので、表-1中のAのケースが多いと考えられる。植栽後に放棄されたスギ人工林の場合、侵入した広葉樹が樹冠の隙間を縫うように成長しているが、植栽されたスギは成立しており代償植生となっているケースが多いと考えられるので、このような森林では天然更新樹種の把握、また天然更新樹種の成長経過の把握を行ったうえで、天然力を活用した後継樹の確保と育成が可能と考えられる。

一方、山形県においてGISによる植生図の土地利用分析を行ったところ、伐採跡地群落として抽出される箇所は標高階級0~1000mに至る広範囲に存在していることがわかった。調査の性格上もちろんこの中には既に再造林がなされた直後の森林が多く含まれているが、前述のブナ林

分布下限標高より高標高の場所にも多くの伐採跡地群落が存在することもわかった。このような場所で再造林が放棄された場合には潜在植生の有無により天然力の活用が可能な場合とそうでない場合があると考えられる。今後はこのような箇所における実態調査結果に基づく分析が必要と考えられる。

II. 立地条件と更新樹種の関係について—新潟県五頭山周辺における二次林の事例—

樹種の分布に最も重要なものは気温や降水量という気候要因であり、気候要因によって森林帯が決定される。しかし、地形や地質は森林帯を左右するほどの大きな影響は与えないが、局地的には樹種の分布に影響を与えている。例えば水分環境によって樹種の好適性が異なるため、同じ森林帯であっても狭い範囲で見れば微地形等によって森林の種組成は異なる。同じ気候条件の山地であっても標高や傾斜方位、地形などで違ってくる土地的環境が樹種分布をよく表していることも普通である。そこで、本章では日本海側落葉広葉樹林帯において天然林を伐採して成立した二次林を対象とし、天然更新してから50年程度経過した後どのような二次林が成立するかを林地の立地条件から予測する手法を検討した。

対象地は新潟県阿賀野市（旧笹神村）と阿賀町（旧三川村）にまたがる五頭山周辺における二次林とした。高木層の林冠を形成する主な樹種はブナ、ミズナラ、コナラ、ホオノキ、クリである。地理情報システム（GIS）による解析を行うためのデジタルデータとして、国土地理院の1/25000地形図の等高線をデジタル化したものと気象庁のメッシュ気候値2000（統計期間1971年～2000年）を用いた。

林地の立地条件としてGISで簡単にモデル化できる地形および地形から算出される水文環境や光環境を表す因子、メッシュ気候値2000から推定した暖かさの指数を用いた。対象地の二次林内で10m×10m（100㎡）のプロットを100箇所設置し、プロット内の胸高直径5cm以上の立木を対象として毎木調査を行った。毎木調査の結果から断面積混交割合を求めた。他方、GISを用いて等高線から標高値データを作成した。標高値データは林内に設置したプロットと一致するように10m×10mの幅で作成した。この標高値データから環境因子（斜面傾斜角、曲率、陰影起伏、集水域積算、水湿指数）の主題図を作成した。GIS上でプロット位置と各環境因子の主題図を重ね合わせ、各プロットにおける環境因子の値を取得した。広葉樹主要5樹種の断面積混交割合と環境因子との関係を分析し、立地条件から主要樹種の断面積混交割合を推定するための式を求めた。GISを用いて立地条件に対応した二次林の主要更新樹種の断面積割合の分布を推定し、推定図を作成した。また推定精度の算出のため100プロットをプロット設定順に並べ、奇数番となった50プロットと偶数番となった50プロットに2分割し、それぞれの群のデータに対して式を求め、もう一方の群に適用することにより推定精度の検証を行った。その結果、断面積混交割合の平均誤差はほぼ0.2以内となり、いずれの場合には同様な推定誤差が得られた。

標高や水文環境や光環境を表す環境因子と各樹種の断面積混交割合との関係に関して、従来の知見と一致する結果を得ることができた。日本海側多雪地域にある対象地に関して、林地の立地条件から更新後のおおまかな種組成を予測することができた。ただし、斜面傾斜角40度を越える急傾斜地は高木の林冠が閉鎖しない可能性があるため、別途取り扱いが必要である。

III. 人工林伐採跡地の森林再生とその規定要因

—九州地方における再造林放棄地の調査事例から—

九州地方の再造林放棄地における調査結果に基づいて、天然力活用の可能性を検討することとした。一般に、森林伐採後の植生回復や樹木の更新には、地形・土壌環境・種子散布など多くの要因が関与しており、これらの要因は森林施業などによって人為的な改変を受ける。また、伐採

後の森林の再生度合いは、期待する森林の機能に応じて評価されるべきである。そこで、1) 地形などの自然的立地環境、2) 過去の土地利用や伐採方法などの人為要因、3) 各種再生材料の相対的な重要性、の3点に着目して森林再生状況の分析を行い、レベルの異なる複数の再生目標を設定して、伐採跡地の森林再生における天然力活用の可能性を評価した。

まず、宮崎県の大面積皆伐跡地において森林の再生状況とその要因を解析した。その結果、森林再生には地形などの自然条件よりも伐採以前や伐採時の人為的な要因が大きな影響を与えており、特に伐出路の開設の影響が大きいことが示された。また、照葉樹林の種組成を早期に再生させる上では、伐採前の前生樹の役割が重要であることが示唆された。これらの結果は、今後の森林施業や伐採時期（林齢）・伐採方法によって、森林の再生速度をある程度制御できる可能性を示していたが、同時に、暖温帯における天然下種更新の難しさも示唆するものであった。

表-2 森林再生の度合いに対する各種要因の影響のまとめ

説明変数の種類	要因ごとの効果		
	+	-	効果の強さ
伐出路*	伐出路以外	伐出路跡地	強い
伐採直前の林分状態*	照葉樹二次林	スギ人工林	
伐採直前のスギ林の林齢*	壮齢林	若齢林	↑
人工林化以前の土地利用*	薪炭林	採草地	
斜面の傾斜	急傾斜	緩傾斜	↓
斜面の凹凸	凸斜面	凹斜面	
林縁からの距離*	(強い影響は検出されず)		弱い

* は森林施業などによって人為的に可変されるものを示す。

＋：森林が再生しやすい要因，－：森林が再生しにくい要因。

さらに、宮崎市南部の80年生ヒノキ林の伐採実験林分において、伐採前の森林構造調査と伐採後の森林再生の追跡調査を行い、更新個体の起源別にその貢献度を解析した。その結果、木本種が地表面を覆う程度を再生目標とする場合には、埋土種子が大きな役割を果たすことが示された。しかし、照葉樹林に近い樹種組成の早期回復を目標とする場合には、伐採前の下層に照葉樹林の前生樹集団を確保する必要であり、そのためには長期的な森林整備が必要であることが示唆された。伐採後の種子散布による天然更新も認められたが、種子散布能力の高い樹種のみならず種組成が単純化する危険性が示された。また、種子の結実・散布に関わる不確定な要素が多いため、とくに暖温帯では天然下種更新は困難な場合が多いと予想された。今後は様々なケースを調査し、長期的な再生予測のための資料を蓄積して、これらの知見を検証する必要がある。

表-3 更新個体の起源別にみた暖温帯の森林再生への貢献度

目標とする再生レベル	実生発生個体		前生樹由来	
	埋土種子 由来	移入種子 由来	生残 個体	萌芽 再生
レベル1：木本種が地表を覆う	+++	+++	++	++
レベル2：単純な種組成の常緑広葉樹林	+	+	++	+++
レベル3：多様な種組成の照葉樹林	-	+	+++	+++

+++：貢献度大、++：貢献度中、+：貢献度小、-：貢献が期待できない