学位論文

森林の３次元構造リモートセンシングと生態系プロセスモデルの統合に関する研究

Integration of remote sensing of three-dimensional forest structure with a process-based ecosystem model

主査	沢田 治雄	教授
副査	大政 謙次	教授
副査	柴崎 亮介	教授
副査	清水 英範	教授
副査	竹内 渉	講師
副査	安岡 善文	国立環境研究所 理事

田口 仁

東京大学大学院 工学系研究科 社会基盤学専攻

2009 年 3 月

論文の内容の要旨

森林の 3 次元構造リモートセンシングと生態系プロセスモデルの統合に関する研究

Integration of remote sensing of three-dimensional forest structure
with a process-based ecosystem model

田口 仁

森林生態系を維持しながら，社会的ニーズを満たす持続可能な森林管理が必要とされる中で，森林の二酸化炭素吸収量や炭素貯蔵量の広域な将来予測のニーズが高まっている。その理由として，京都議定書第一約束期間における人工林の二酸化炭素吸収量の算定，温暖化の解明や予測に重要な炭素循環研究における不確実性の高い森林の炭素収支評価，森林管理における収穫量予測の世界的な要望が挙げられる。これらのニーズに応えるためには，まず森林を広域に把握してデータを取得し，予測モデルを利用して二酸化炭素吸収量や炭素貯蔵量の将来予測を行う必要がある。

森林は，成長により二酸化炭素吸収量が変化するため，成長段階の把握が必要である。また，将来予測には過去の炭素貯蔵量の把握が必要である。これらの把握に森林の 3 次元構造が有効である。森林の 3 次元構造は，樹高や胸高直径等の個々の樹木のサイズや，樹木のサイズから変換が容易な材積やバイオマスで示される。また，材積やバイオマスから炭素貯蔵量が容易に推定できる。樹木は，肥大成長や樹高成長という特徴があり，森林の 3 次元構造は成長段階を表現している。このような森林の 3 次元構造データを取得するには，森林を構成する単木レベルの調査が必要である。

現地調査による単木レベルの調査は可能だが，広域な調査は困難である。また，広域に整備された森林簿は精度不足が指摘されている。そのため，リモートセンシングによる広域な計測が期待されており，3 次元計測技術は単木レベルの森林の 3 次元構造データの抽出に有効である。

二酸化炭素吸収量や炭素貯蔵量の予測モデルは，従来から林分収穫表が利用されてきた。最近では，森林を生態系として扱うことが可能な生態系プロセスモデルが登場した。このモデルは，今後の気候変動に対応できるなど，将来性や柔軟性がある。さらに，森林管理へ向けた実用性が高いモデルが登場した。

以上の背景から，森林の広域な二酸化炭素吸収量や炭素貯蔵量の将来予測を行うために，リモートセンシングの 3 次元計測技術から森林の 3 次元構造データを抽出する手法を開発し，生態系プロセスモデルと統合する手法を開発した。

本研究の特徴と新規性は以下のようにまとめられる。

- 二酸化炭素吸収量や炭素貯蔵量の将来予測に森林の 3 次元構造の有効性に着目した。
- 地域スケール(数 km から数十 km)の空間スケールにおいて，広域な二酸化炭素吸収量や炭素貯蔵量の将来予測を行う手法を開発した。
- リモートセンシングデータとして，LiDAR データ，ALOS/PRISM データ，多時期の空中写真から，森林の 3 次元構造データを抽出する手法を新たに開発した。
- 森林の 3 次元構造データという，これまでには無いデータによる，生態系プロセスモデルとの新たな統合手法を開発した。

既存の生態系プロセスモデルを整理し，森林の 3 次元構造データとの統合に最適なモデルを検討した。リモートセンシングとの親和性が高く，森林管理への適用を視野に入れた Hybrid モデルの森林成長モデルの利用が最適であると結論付けた。

森林の 3 次元構造データと森林成長モデルの統合手法を検討した。林班ごとの平均的な単木レベルの森林の 3 次元構造データとして，幹バイオマスと立木密度に注目し，パラメータ調整を行い，モデルにより森林を再現した後に将来予測を行い，二酸化炭素吸収量や炭素貯蔵量を算定する方法とした。また，単木レベルで森林の 3 次元構造が抽出可能なデータとして，単木データと Digital Canopy Model(DCM)の 2 種類を挙げ，それぞれに統合手法を適用し，評価する必要があることを示した。

リモートセンシングによる単木レベルの森林の 3 次元構造データの抽出手法の開発へ向け，研究の方法論を検討した。

点群密度の高い LiDAR データからは，樹冠形状モデルに基づき単木抽出を行い，樹高の過小推定を軽減する。また，樹冠が閉鎖した林班において，抽出が困難な下層木を推定し，林班ごとに幹バイオマスと立木密度を抽出することにした。ALOS/PRISM データからは，DCM を作成して検証を行う。そして，ALOS/PRISM および LiDAR データから抽出される DCM からは，林班の平均樹高を推定し，既存の現地調査データを用いて樹高から幹バイオマスと立木密度への変換式を求め，各林班に変換式を適用して幹バイオマスと立木密度の両者を抽出することにした。多時期の空中写真からは，時系列に DCM を作成し，樹高変化の把握可能性を評価する。そして，時系列の樹高データは，森林成長モデルとの統合におけるパラメータ調整時に，過去の成長の評価へ用いることにした。

これらの研究の方法論を基に，森林成長モデルとの統合へ向けた，リモートセンシングによる森林の 3 次元構造データの抽出手法を開発した。

LiDAR データから，単木ごとに樹冠形状モデルのパラメータを推定する単木抽出手法を開発した。テストエリアでの適用結果から，樹高の二乗平均誤差は 1.37 m，樹高の過小推定は約 1 m 軽減できた。次に，樹冠閉鎖林班で下層木を推定する MNY 法を適用し，誤差率 9.1 %で幹バイオマスが推定可能なことを確認した。

ALOS/PRISM データによる DCM の作成と検証を行った。有理多項式係数と地上基準点による代数学的標定モデルによる標定を行い，イメージマッチングにより DSM および DCM を作成した。作成した DCM は二乗平均誤差で 5 m から 6 m の精度で作成可能なことを確認した。ALOS/PRISM および LiDAR データの DCM から，森林の 3 次元構造データの抽出を行った。DCM から林班単位で推定した樹高から，現地調査データを利用して樹高から幹バイオマスおよび立木密度への変換式を作成し，各林班で両者を推定した。テストエリアの評価では, 森林簿と比較して過大推定だったが, 正の相関となった。また, LiDAR データと ALOS/PRISM データ間の正の相関は強く, 妥当な精度で抽出可能なことを確認した。

多時期の空中写真に対し，地上基準点を用いてセルフ・キャリブレーション付きバンドル・ブロック調整法による標定を行い，イメージマッチングにより DSM および DCM を作成した。作成した DCM の二乗平均誤差は 3 m から 4 m だった。時系列に作成した DCM の観察から，樹高成長，伐採，倒木が把握できた。また，現地調査との比較により，林班内の集計によって平均樹高が推定可能なことを確認した。

抽出された森林の 3 次元構造データと森林成長モデルの統合手法を開発した。

統合に用いる森林成長モデルとして，3-PG モデルを採用した。このモデルでは，光合成有効放射吸収量(APAR)と林冠で取り込まれる炭素量との線形関係で総一次生産量(GPP)が求まり，最大光合成量子収率から生育環境や成長段階による制約を Modifier として掛け合わせて光合成量子収率を求める。GPP は純一次生産量(NPP)へ変換し，NPP は根，幹，葉へ分配する。また，サブモデルとして樹木本数を計算する。

単木データによる森林の 3 次元構造データと森林成長モデルの統合では，植栽年が明らかな林班において，幹バイオマスとして土壌肥沃度，樹木本数として間引きに関するパラメータを調整し，林班ごとに単木データから集計した森林の 3 次元構造データと一致させた後に将来予測を行い，二酸化炭素吸収量や炭素貯蔵量を推定する方法とした。DCM による森林の 3 次元構造データと森林成長モデルの統合では，植栽年が不明な林班において，幹バイオマスとして植栽年，樹木本数として間引きに関するパラメータを調整し，林班ごとに抽出した森林の 3 次元構造データと一致させた後に将来予測を行い，二酸化炭素吸収量や炭素貯蔵量を推定する方法とした。2 つの統合手法をそれぞれにテストエリアへ適用し，パラメータ調整後にシミュレートした各林班の成長過程は，多時期の空中写真による時系列の樹高データや林分収穫表と比較して，妥当な精度で予測可能なことを確認した。さらに，ストックチェンジ法により，炭素貯蔵量の変化から二酸化炭素吸収量を算定した。

森林成長モデルとの統合に用いる森林の 3 次元構造データの精度を考察し，将来予測の高精度化には時系列データが有効であり，幼齢林でのデータの誤差率の高さを考慮すると，若齢林以降のデータの利用が最適なことが示唆された。また，将来予測の幅を示すことが可能な確率的予測が必要である点を指摘した。今後，将来予測の精度を向上させるためには，土壌図の整備による土壌水分量や土壌肥沃度の推定や，樹種パラメータの設定に生態

学や林学との連携が必要なこと, 地形データ未整備地域における DEM 抽出手法の確立が重要であることが示唆された。

森林の二酸化炭素吸収量や炭素貯蔵量の将来予測が必要とされている分野への本手法の適用可能性を検討した。森林の 3 次元構造データの抽出手法は，国内では森林簿の精度向上，海外では撹乱による炭素放出量の定量化へ有効である点を指摘した。本手法による将来予測は，今後は樹木だけでなく，土壌や枯死を考慮した炭素収支計算の必要性や，広葉樹や天然林への適用が必要である点を指摘した。

本研究では，これまで困難だった森林の広域な成長段階や炭素貯蔵量のデータを，リモートセンシングの 3 次元計測技術から, 森林の 3 次元構造データとして抽出手法を確立し，森林成長モデルとの統合による二酸化炭素吸収量や炭素貯蔵量の将来予測を実現した。今後は，全球や大陸レベルの炭素循環研究との連携や，実際の森林管理への応用が必要である。さらに，成長段階は森林の多面的機能と密接に関係するため，森林生態系を維持する持続可能な森林管理手法へ発展させることを視野に入れた，長期的な展望が必要である。

目 次

第 1 章 はじめに 1
1.1 研究の背景 1
1.1.1 多面的機能を発揮する森林管理の必要性 1
1.1.2 地球温暖化問題と森林の二酸化炭素吸収機能への注目の集まり 2
1.1.3 森林における広域な二酸化炭素吸収量および炭素貯蔵量の予測の必要性 3
1.1.4 森林の 3 次元構造の抽出の必要性 5
1.1.5 リモートセンシングの 3 次元計測技術による森林の 3 次元構造抽出の必要性 ... 6
1.1.6 生態系プロセスモデルの必要性 8
1.2 研究の目的 10
1.3 関連する既往研究の整理と本研究の新規性 11
1.3.1 生態系プロセスモデルを用いた二酸化炭素吸収量および炭素貯蔵量の予測 11
1.3.2 リモートセンシングデータによる森林の 3 次元構造データの抽出 12
1.3.3 生態系プロセスモデルと統合するリモートセンシングデータ 13
1.4 本論文の構成 15
第 2 章 研究の方法論と流れ 16
2.1 生態系プロセスモデルに基づいた森林成長モデル 17
2.2 森林の 3 次元構造データと森林成長モデルとの統合手法 19
2.2.1 統合の考え方 19
2.2.2 統合に使用する森林の 3 次元構造データ 19
2.2.3 パラメータ調整と将来予測 20
2.2.4 統合手法のための研究の方法論 21
2.3 リモートセンシングによる森林の 3 次元構造データ抽出のための研究の方法論 23
2.3.1 点群密度の高い LiDAR データ 23
2.3.2 ALOS/PRISM データおよび点群密度の低い LiDAR データ 24
2.3.3 多時期空中写真 26
2.4 第 2 章のまとめ 28
第 3 章 テストエリアおよび使用データ 30
3.1 テストエリア 30
3.2 リモートセンシングデータ 33
3.2.1 空中写真 33
3.2.2 航空機 LiDAR データ 34
3.2.3 ALOS/PRISM データ 36
3.3 使用するリモートセンシングデータとテストエリアの位置関係 40

3.4 現地調査および既存データ 41
3.4.1 青森県七戸町周辺テストエリアの現地調査データ 41
3.4.2 林分収穫表 42
3.4.3 森林計画図と森林簿 42
第 4 章 リモートセンシングによる森林の 3 次元構造データの抽出 43
4.1 点群密度の高い LiDAR データによる森林の 3 次元構造データの抽出 44
4.1.1 はじめに 44
4.1.2 樹冠形状モデルに基づく単木抽出手法 44
4.1.3 MNY 法による下層木推定手法 47
4.1.4 単木抽出結果の検証と考察 48
4.1.5 MNY 法の適用結果の検証と考察 57
4.1.6 本節のまとめ 59
4.2 ALOS/PRISM データと点群密度の低い LiDAR データによる森林の 3 次元構造データの抽出 60
4.2.1 はじめに 60
4.2.2 ALOS/PRISM データによる DCM 抽出手法 60
4.2.3 ALOS/PRISM データの標定結果 63
4.2.4 LiDAR データによる DCM の作成手法 68
4.2.5 DCM の作成結果の比較および検証 69
4.2.6 ALOS/PRISM データによる DCM 作成結果の考察 75
4.2.7 DCM による森林の 3 次元構造データの抽出 78
4.2.8 本節のまとめ 85
4.3 多時期空中写真による森林の 3 次元構造データの時系列変化の把握可能性の評価 ..87
4.3.1 はじめに 87
4.3.2 DCM の作成手順と評価手法 87
4.3.3 DCM の作成結果と評価 89
4.3.4 誤差要因の検討 92
4.3.5 時系列 DCM の作成結果 93
4.3.6 考察 100
4.3.7 本節のまとめ 102
4.4 第 4 章のまとめ 104
第 5 章 森林成長モデルとの統合 108
5.1 森林成長モデル 3-PG 109
5.2 樹種パラメータの設定方法 117
5.3 点群密度の高い LiDAR データによる森林の 3 次元構造データとの統合 119
5.3.1 はじめに 119

5.3.2 統合手法 119
5.3.3 樹種パラメータ 121
5.3.4 パラメータ調整結果と考察 122
5.3.5 将来の予測結果と考察 129
5.3.6 本節のまとめ 133
5.4 ALOS/PRISM データおよび点群密度の低い LiDAR データによる森林の 3 次元構造データとの統合 135
5.4.1 はじめに 135
5.4.2 統合手法 136
5.4.3 樹種パラメータ 137
5.4.4 パラメータ調整結果と考察 140
5.4.5 将来の予測結果と考察 148
5.4.6 本節のまとめ 154
5.5 統合手法の考察 156
5.6 第 5 章のまとめ 161
第 6 章 考察 164
6.1 リモートセンシングによる森林の 3 次元構造データの抽出可能性 165
6.1.1 地形データ(DEM)の利用可能性 165
6.1.2 本手法の適用に必要なリモートセンシングデータの入手コスト 166
6.1.3 森林の 3 次元構造リモートセンシングの最適な観測頻度 167
6.1.4 森林の 3 次元構造リモートセンシングの今後の展望 168
6.2 各分野における本手法の適用可能性 170
6.2.1 国内の森林管理 170
6.2.2 京都議定書に関連する枠組み 172
6.2.3 炭素循環研究 177
6.2.4 森林の多面的機能の評価への可能性 178
6.3 第 6 章のまとめ 181
第 7 章 まとめと展望 183
7.1 結論 183
7.2 課題と展望 187
参考文献 189
研究発表記録 207
謝辞 208

図 目 次

図 1-1 森林の多面的機能の階層性。垂直方向の深さは森林生態系としての重さを示し，水平方向は直接的な社会のニーズを示す(藤森, 2003)。 2
図 1-2 (a)概念的な地上部バイオマス，生産量，他のコンポーネント(枯死，土壌など)の炭素ストックの時間変化。(b)年間の炭素収支量(＋は大気への放出を表す)。0 年における伐採の直後に植栽された場合の炭素の時間変化を表す。(Houghton, 2005) 5
図 2-1 森林成長モデルと森林の 3 次元構造データとの統合の枠組み 21
図 2-2 第 2 章で設定した研究の流れ 28
図 3-1 本研究のテストエリア 30
図 3-2 青森県七戸町周辺の(a)周辺の概略，(b)ALOS オルソ画像，(c)対象地詳細地形 31
図 3-3 岐阜県郡上市周辺の(a)周辺の概略，(b)ALOS オルソ画像，(c)対象地詳細地形 31
図 3-4 青森県七戸町周辺で取得した(a)LiDAR データ(DEM)と(b)DMC のカラー合成画像 34
図 3-5 岐阜県郡上市周辺の LiDAR データ(DEM) 35
図 3-6 ALOS/PRISM の観測の概念図(JAXA, 2008) 37
図 3-7 青森県七戸町周辺を撮影した ALOS/PRISM データ（2007 年 10 月 17 日撮影) 38
図 3-8 岐阜県郡上市周辺を撮影した ALOS/PRISM データ(2007 年 10 月 10 日撮影①) 38
図 3-9 岐阜県郡上市周辺を撮影した ALOS/PRISM データ（2007 年 10 月 10 日撮影②) 38
図 3-10 岐阜県郡上市周辺を撮影した ALOS/PRISM データ（2007 年 7 月 27 日撮影) 39
図 3-11 青森県七戸周辺における ALOS/PRISM データと LiDAR データの位置関係40
図 3-12 岐阜県郡上市周辺における ALOS/PRISM データ，LiDAR データ，空中写真の位置関係 40
図 4-1 Sheng et al.,(2001)の樹冠形状モデルに必要なパラメータ 44
図 4-2 樹冠を構成する LiDAR 点群の抽出手法の概念図 46
図 4-3 樹冠形状の推定に使用した LiDAR 点群と推定された樹冠曲面の例 50
図 4-4 単木抽出結果を DSM へ復元した結果 51
図 4-5 単木抽出結果の 3 次元表示例 52

図 4-6 樹高順に並べた実測樹木の単木抽出手法による抽出の有無。樹木は実測の樹高順にプロットした。 53
図 4-7 実測樹高と本手法によって推定された樹高による散布図 54
図 4-8 実測樹木位置と抽出樹木位置の違い（実測樹木位置－抽出樹木位置） 56
図 4-9 実測樹冠投影面積と抽出された樹冠投影面積による散布図 57
図 4-10 Zhang and Grün (2006)が開発したイメージマッチングのスキーム 62
図 4-11 青森県七戸町周辺のテストエリアにおける，ALOS/PRISM(2007 年 10 月 17 日撮影)から作成した DCM と LiDAR データから作成した DCM の比較 69
図 4-12 青森県七戸町周辺のテストエリアにおける，ALOS/PRISM データ(2007 年 10 月 17 日撮影)から作成した DCM と LiDAR データから作成した DCM による散布図 70
図 4-13 岐阜県郡上市周辺のテストエリアにおける，ALOS/PRISM データ(2007 年 10 月 10 日撮影)から作成した DCM と LiDAR データから作成した DCM による散布図。破線は回帰直線。 71
図 4-14 岐阜県郡上市周辺のテストエリアにおける，ALOS/PRISM データ(2007 年 10 月 10 日撮影)から作成した DCM と LiDAR データから作成した DCM。 72
図 4-15 岐阜県郡上市周辺のテストエリアにおける，2007 年 10 月 10 日撮影の ALOS/PRISM データから作成した DCM(左下)と LiDAR データから作成した DCM(右下)の拡大表示例。ALOS/PRISM データ(左)と DEM(右上)。 73
図 4-16 岐阜県郡上市周辺のテストエリアにおける，3 方向視の ALOS/PRISM データ(2007 年 7 月 27 日撮影)から作成した DCM と LiDAR データから作成した DCM 74
図 4-17 岐阜県郡上市周辺のテストエリアにおける，ALOS/PRISM データ(2007 年 7 月 27 日撮影)から作成した DCM と LiDAR データから作成した DCM による散布図 75
図 4-18 岐阜県のスギ人工林における上層樹高と各種林分因子(幹バイオマス，立木密度，林齢，DBH)との関係。データは林分収穫表(岐阜県林政部，1992a)による。 80
図 4-19 岐阜県のヒノキ人工林における上層樹高と各種林分因子(幹バイオマス，立木密度，林齢，DBH)との関係。データは岐阜県林政部(1992b)による。 80
図 4-20 岐阜県郡上市周辺のテストエリアにおける，林班ごとの ALOS/PRISM データと LiDAR データから推定した上層樹高による散布図 82
図 4-21 岐阜県郡上市周辺のテストエリアにおける，LiDAR データと ALOS/PRISM データによる上層樹高の推定結果。ALOS/PRISM データの被雲域はあらかじめ除外。 83

図 4-22 岐阜県郡上市周辺のテストエリアにおける，上層樹高から推定した幹バイオマスと森林簿の比較。LiDAR データから推定した上層樹高による幹バイオマスとの比較(左上)，ALOS/PRISM データから推定した上層樹高による幹バイオマスとの比較(右上)，ALOS と LiDAR の比較。破線は回帰式。 84
図 4-23 岐阜県郡上市周辺のテストエリアにおける 2004 年撮影空中写真 DCM と 2004 年春季～夏季取得の LiDAR DCM との散布図 91
図 4-24 青森県七戸町周辺のテストエリアにおける 2002 年撮影空中写真 DCM と 2004 年夏季取得の LiDAR DCM との散布図 92
図 4-25 岐阜県郡上市周辺のテストエリアにおける時系列 DCM 94
図 4-26 青森県七戸町周辺のテストエリアにおける時系列 DCM 95
図 4-27 岐阜県郡上市周辺のテストエリアにおける，成長が続いている林分のオルソフォトと DCM(上)，時系列グラフ(下)。C は表示範囲外の広葉樹林。DCM の凡例は図 4-25 と同じ。 97
図 4-28 青森県七戸町周辺のテストエリアにおける，成長が続いている林分のオルソフォトと DCM(上)，時系列グラフ(下)。DCM の凡例は図 4-25 と同じ。 98
図 4-29 岐阜県郡上市周辺のテストエリアにおける，谷沿いで樹高成長が早い林分のオルソフォト，DCM，DEM データ。DCM の凡例は図 4-25 と同じ。 99
図 4-30 岐阜県郡上市周辺のテストエリアにおいて，2002 年 1 月に発生した冠雪害による倒木域のオルソフォトと DCM(上)，C における DCM の時系列グラフ(下)。DCM の凡例は図 4-25 と同じ。 100
図 4-31 点群密度の高い LiDAR データを用いた森林の 3 次元構造データの抽出手法のフロー 104
図 4-32 ALOS/PRISM データによる森林の 3 次元構造データの抽出手法のフロー . 105
図 4-33 点群密度の低い LiDAR データによる森林の 3 次元構造データの抽出手法のフロー 106
図 4-34 多時期の空中写真を用いた時系列樹高データの作成のフロー 107
図 5-1 3-PG モデルの枠組み（Sands, 2004a) 110
図 5-2 3-PG モデルの詳細な構造と流れ(Sands, 2004c) 116
図 5-3 青森県七戸町周辺のテストエリア（三菱製紙株式会社所有スギ人工林） 119
図 5-4 青森県七戸町周辺のテストエリアにおける 3-PG モデルとの統合による将来予測の流れ 120
図 5-5 青森県七戸町周辺のテストエリアにおける，パラメータ調整後のシミュレーションによる幹バイオマスと LiDAR データから抽出した幹バイオマスの比較 ... 123
図 5-6 青森県七戸町周辺のテストエリアにおける，パラメータ調整後のシミュレーションによる立木密度と LiDAR データから抽出した立木密度の比較 124

図 5-7 青森県七戸町周辺のテストエリアにおける，パラメータ調整後のシミュレーションによる樹高と LiDAR データから抽出した樹高の比較 124
図 5-8 青森県七戸町周辺のテストエリアにおける，1961 年に植栽された林班における Fertility Ratio と幹バイオマスとの関係 125
図 5-9 青森県七戸町周辺のテストエリアにおけるにおける，時系列 DCM から推定した樹高とシミュレーションによる樹高との比較例 1 126
図 5-10 青森県七戸町周辺のテストエリアにおけるにおける，時系列 DCM から推定した樹高とシミュレーションによる樹高との比較例 2 126
図 5-11 青森県七戸町周辺のテストエリアにおける，撮影年別の各林班の DCM 平均値と 3-PG によりシミュレートした樹高の比較 128
図 5-12 青森県七戸町周辺のテストエリアにおける，スギの幹バイオマスのシミュレーション結果と林分収穫表との比較 130
図 5-13 青森県七戸町周辺のテストエリアにおける，スギの立木密度のシミュレーション結果と林分収穫表の比較 130
図 5-14 青森県七戸町周辺のテストエリアにおける，スギの樹高のシミュレーション結果と林分収穫表との比較 131
図 5-15 青森県七戸町周辺のテストエリアにおける，スギの胸高直径のシミュレーション結果と林分収穫表との比較 131
図 5-16 岐阜県郡上市周辺における，森林成長モデルとの統合を行うテストエリア 135
図 5-17 岐阜県郡上市周辺のテストエリアにおける 3-PG モデルとの統合による将来予測の流れ 136
図 5-18 岐阜県郡上市周辺のテストエリアにおける，パラメータ調整後のシミュレーションによる幹バイオマスと点群密度の低い LiDAR データから抽出した幹バイオマスの比較 141
図 5-19 岐阜県郡上市周辺のテストエリアにおける，パラメータ調整後のシミュレーションによる立木密度と点群密度の低い LiDAR データから抽出した立木密度の比較 142
図 5-20 岐阜県郡上市周辺のテストエリアにおける，パラメータ調整後のシミュレーションによる樹高と点群密度の低い LiDAR データから抽出した樹高の比較 143
図 5-21 岐阜県郡上市周辺のテストエリアのヒノキ林における，時系列 DCM から推定した樹高と点群密度の低い LiDAR データとの統合によりシミュレートされた樹高との比較例 1 144
図 5-22 岐阜県郡上市周辺のテストエリアのスギ林における，時系列 DCM から推定した樹高と点群密度の低い LiDAR データとの統合によりシミュレートされた樹高との比較例 2 144

図 5-23 岐阜県郡上市周辺のテストエリアのヒノキ林における，時系列 DCM から推定した樹高と点群密度の低い LiDAR データとの統合によりシミュレートされた樹高との比較例 3 145
図 5-24 岐阜県郡上市周辺のテストエリアのスギ林における，時系列 DCM から推定した樹高と点群密度の低い LiDAR データとの統合によりシミュレートされた樹高との比較例 4 145
図 5-25 岐阜県郡上市周辺のテストエリアにおける，撮影年別の各林班の DCM 平均値と点群密度の低い LiDAR データとの統合によりシミュレートした樹高の比較 147
図 5-26 岐阜県郡上市周辺のテストエリアにおける，点群密度の低い LiDAR データとの統合によるスギの幹バイオマスのシミュレーション結果と林分収穫表との比較。赤線は林分収穫表による各地位の平均的な成長曲線。 148
図 5-27 岐阜県郡上市周辺のテストエリアにおける，点群密度の低い LiDAR データとの統合によるスギの立木密度のシミュレーション結果と林分収穫表との比較。赤線は林分収穫表による各地位の平均的な成長曲線。 149
図 5-28 岐阜県郡上市周辺のテストエリアにおける，点群密度の低い LiDAR データとの統合によるスギの上層樹高のシミュレーション結果と林分収穫表との比較。赤線は林分収穫表による各地位の平均的な成長曲線。 149
図 5-29 岐阜県郡上市周辺のテストエリアにおける，点群密度の低い LiDAR データとの統合によるスギの胸高直径のシミュレーション結果と林分収穫表との比較。赤線は林分収穫表による各地位の平均的な成長曲線。 150
図 5-30 岐阜県郡上市周辺のテストエリアにおける，点群密度の低い LiDAR データとの統合によるヒノキの幹バイオマスのシミュレーション結果と林分収穫表との比較。赤線は林分収穫表による各地位の平均的な成長曲線。 150
図 5-31 岐阜県郡上市周辺のテストエリアにおける，点群密度の低い LiDAR データとの統合によるヒノキの立木密度のシミュレーション結果と林分収穫表との比較。赤線は林分収穫表による各地位の平均的な成長曲線。 151
図 5-32 岐阜県郡上市周辺のテストエリアにおける，点群密度の低い LiDAR データとの統合によるヒノキの上層樹高のシミュレーション結果と林分収穫表との比較。赤線は林分収穫表による各地位の平均的な成長曲線。 151
図 5-33 岐阜県郡上市周辺のテストエリアにおける，点群密度の低い LiDAR データとの統合によるヒノキの胸高直径のシミュレーション結果と林分収穫表との比較。赤線は林分収穫表による各地位の平均的な成長曲線。 152
図 5-34 点群密度の高い LiDAR データ（数キロメートルの空間スケール）との統合手法 162
図 5-35 ALOS/PRISM データおよび点群密度の低い LiDAR データ（数十キロメートルの空間スケール）との統合手法 163

図 6-1 林分収穫表(岐阜県林政部, 1992a, 1992b; 青森県農林水産部林政課, 1997)による 5 年ごとの樹高成長の割合 167
図 6-2 日本における森林バイオマスの炭素吸収量評価モデルの概要(天野, 2007 を一部改変) 174
図 6-3 植林 CDM で算出する純人為的吸収量の算定方法 175
図 6-4 林分の成長段階に伴う森林の多面的機能の変化(藤森, 2003 より) 179

表 目 次

表 1-1 二酸化炭素吸収量や炭素貯蔵量の広域な予測が必要とされている分野 4
表 2-1 既存の生態系プロセスモデルのまとめ 18
表 3-1 青森県七戸町の月ごとの気象データ(3 次メッシュ番号：60417087) 32
表 3-2 岐阜県郡上市の月ごとの気象データ(3 次メッシュ番号：53363795) 32
表 3-3 青森県七戸町周辺で使用した空中写真一覧 33
表 3-4 岐阜県郡上市周辺で使用した空中写真一覧 33
表 3-5 青森県七戸町周辺で使用した点群密度の高い LiDAR データの観測パラメータ 34
表 3-6 岐阜県郡上市周辺で使用した点群密度の低い LiDAR データの観測パラメータ (岐阜県, 2005) 35
表 3-7 ALOS/PRISM センサの諸元 36
表 3-8 ALOS/PRISM の観測モード 37
表 3-9 青森県七戸町周辺における現地調査プロットのまとめ 41
表 4-1 単木抽出手法で抽出された樹木本数および未抽出樹木本数 53
表 4-2 MNY 法の適用結果と現地調査，LiDAR データとの比較 58
表 4-3 青森県七戸町周辺の ALOS/PRISM データ(2007 年 10 月 17 日撮影)の直下視と後方視による標定結果 64
表 4-4 岐阜県郡上市周辺の ALOS/PRISM データ（2007 年 10 月 10 日撮影①）の後方視と直下視による標定結果 65
表 4-5 岐阜県郡上市周辺の ALOS/PRISM データ（2007 年 10 月 10 日撮影②）の後方視と直下視による標定結果 65
表 4-6 岐阜県郡上市周辺の ALOS/PRISM データ（2007 年 7 月 27 日撮影）3 方向視による標定結果 66
表 4-7 岐阜県郡上市周辺の ALOS/PRISM データ(2007 年 7 月 27 日撮影)の前方視と直下視による標定結果 66
表 4-8 岐阜県郡上市周辺の ALOS/PRISM データ(2007 年 7 月 27 日撮影)の後方視と直下視による標定結果 66
表 4-9 岐阜県郡上市周辺の ALOS/PRISM データ(2007 年 7 月 27 日撮影)の前方視と後方視による標定結果 67
表 4-10 青森県七戸町周辺のテストサイトにおける，平均実測樹高と LiDAR データから作成した DCM の比較結果。林班全体の平均値，高さが上位 50%から 10%までの DCM の平均と，実測樹高との比較。平均誤差は「実測-DCM」。（単位：m） 81

表 4-11 岐阜県郡上市周辺のテストエリアにおける空中三角測量の結果(残差，単位:m) 89
表 4-12 青森県七戸町周辺のテストエリアにおける空中三角測量の結果(残差，単位:m) 89
表 4-13 青森県七戸町周辺のテストサイトにおける，平均実測樹高と空中写真から作成した DCM の比較結果。林班全体の平均値，高さが上位 50%から 10%の DCM の画素値の平均と，実測樹高との比較。誤差は「実測-DCM」。（単位：m） 101
表 5-1 青森県七戸町周辺テストエリアで使用する 3-PG モデルのためのスギの樹種パラメータ 122
表 5-2 青森県七戸町周辺のテストエリアのスギ人工林における，ストックチェンジ法から算定したバイオマスおよび炭素増加量，二酸化炭素吸収量 132
表 5-3 岐阜県郡上市周辺テストエリアで使用する 3-PG モデルのためのスギの樹種パラメータ 139
表 5-4 岐阜県郡上市周辺テストエリアで使用する 3-PG モデルのためのヒノキの樹種パラメータ 140
表 5-5 岐阜県郡上市周辺のテストエリアのスギ人工林における，LiDAR データとの統合によるストックチェンジ法から算定したバイオマスおよび炭素増加量，二酸化炭素吸収量。 153
表 5-6 岐阜県郡上市周辺のテストエリアのヒノキ人工林における，LiDAR データとの統合によるストックチェンジ法から算定したバイオマスおよび炭素増加量，二酸化炭素吸収量。 153
表 5-7 岐阜県郡上市周辺のテストエリアのスギ人工林における，ALOS/PRISM データとの統合によるストックチェンジ法から算定したバイオマスおよび炭素増加量，二酸化炭素吸収量。 154
表 5-8 岐阜県郡上市周辺のテストエリアのヒノキ人工林における，ALOS/PRISM データとの統合によるストックチェンジ法から算定したバイオマスおよび炭素増加量，二酸化炭素吸収量。 154
表 6-1 空中写真，LiDAR データ，ALOS/PRISM データの入手コスト(2008 年 12 月現在)..... 166

第1章 はじめに

1.1 研究の背景

1.1.1 多面的機能を発揮する森林管理の必要性

生物は長い時間をかけて，それぞれの時代の環境に適用し，相互に作用しながら進化を遂げてきた。そして，生物はそれぞれの時代で形成された「生態系」の中で生き，生態系の一部として進化を続けてきた。全世界の陸域面積の 3 割を占める森林では，物質循環や生物間の相互作用が最も複雑な「森林生態系」が形成されている(只木, 1996)。そのため，陸域の多くの生物相にとって，森林は無くてはならない生存基盤となっている。

生存基盤としての森林は，従来から人間からの視点のみで語られることが多く，主に木材生産の側面から重要性が認識されてきた。これは，人類が森林内の樹木を収奪し，木材として活用することで文明が発展してきたからであり(ミシェル・ドヴェーズ, 1973)，日本でも同様である(コンラッド・タットマン, 1998)。しかし，近年になって，人口の増大や開発の進展による森林の消失や，それに伴う環境の悪化が顕在化し，人間を含む生物相の生存基盤が脅かされていることが明らかとなってきた。このような問題意識から，1992 年に環境と開発に関する国際連合会議(地球環境サミット)が開催され，「森林の生態系を維持し，その活力を利用して，人類の多様なニーズに永続的に対応できる」森林経営を目指すことが合意された(森林原則宣言)。その後は，森林を「生態系」として扱う考え方が急速に広まってきた(藤森, 2003)。

生存基盤である森林生態系を人類の視点から捉えてみると，多くの恩恵つまりサービス(高橋, 2005)を享受していると捉えられる。そのため，森林は多面的機能を有するとして，その機能の整理および類型化が行われてきた。日本学術会議(2001)は，森林の多面的機能を，生物多様性保全，地球環境保全，土砂災害防止機能および土壌保全機能，水源涵養機能，保健・レクリエーション機能，文化機能，物質生産機能の 8 つに類型化しており，いくつかの機能の貨幣価値への換算を試みた。

藤森(2003)は，森林の機能として，木材等の生産，水資源の保全，土壌保全，保健文化機能の向上，生物多様性保全を挙げた(図 1-1)。図 1-1 には炭素の吸収・貯蔵機能は含まれていないが，先に挙げた 5 つの機能を適切に発揮されれば，全体としては二酸化炭素吸収および炭素貯蔵機能は最大限に発揮されるとしている(藤森, 2003; Kauppi et al., 2001)。その根拠としては，森林を保全することで炭素貯蔵量は高い水準で維持されること，木材として活用することで炭素の貯留が維持されること，植林によって二酸化炭素の吸収速度が高い状態が維持されることが挙げられる。このように，森林を生態系として認識する考え方が広まり，森林が多面的な機能を有するという考え方が一般に広まりつつある。そのため，森林生態系を維持しつつ，永続的に森林の多面的機能が享受できるよう，持続可能な森林

管理を行う必要があり，結果的に二酸化炭素吸収量や炭素貯蔵量が最大となるような森林へ導く必要がある。

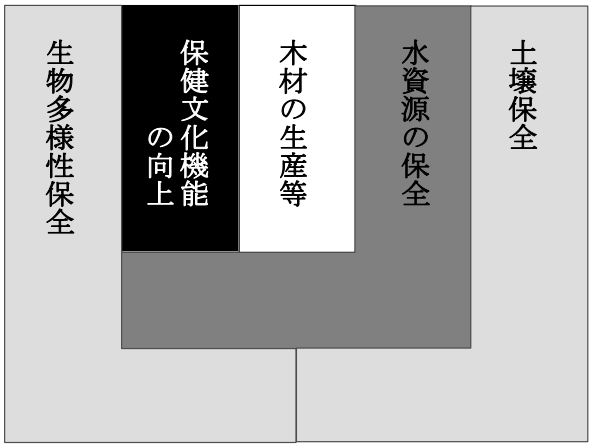


図 1-1 森林の多面的機能の階層性。垂直方向の深さは森林生態系としての重さを示し，水平方向は直接的な社会のニーズを示す(藤森, 2003)。

1.1.2 地球温暖化問題と森林の二酸化炭素吸収機能への注目の集まり

産業革命以降，人為起源による二酸化炭素をはじめとする温室効果ガスの濃度は増加を続けている。それに伴って気候変動が引き起こされ，異常気象がもたらされた可能性が高いことが 1988 年のハンセン博士の米国上院で証言され，1980 年代後半からこの問題が注目されるようになった(S・R・ワート, 2003)。そして，ハンセン博士の証言とほぼ同時期に，国連環境計画(UNEP)と世界気象機関(WMO)が気候変動に関する政府間パネル(IPCC)を設立した。IPCC では，世界の代表的な研究者によってシミュレーション結果や研究のレビューが行われ，地球温暖化に関する科学的知見の集約と評価が行われた。そして，第 4 次評価報告書(IPCC, 2007)では，近年の気候変化に関して，世界平均気温の上昇，雪氷の融解，海水面上昇等から，気候システムの温暖化には疑う余地がないと断定し，人為起源の温室効果ガスの増加によって，20 世紀半ば以降に世界平均気温の上昇の大部分がもたらされた可能性が高いと結論付けた。

気候変動への関心は高く，1992 年には 155 ヶ国の署名によって気候変動枠組条約が採択され(1994 年発効)，温室効果ガスの濃度を安定化することで温暖化を防止する国際的な取り組みを定める動きが始まった。そして，1997 年に気候変動枠組条約第 3 回締約国会議(COP 3)が京都で行われ，第一約束期間(2008 年～2012 年)における温室効果ガスの削減目標が先進国間で初めて約束された(京都議定書)。そして，森林等の吸収源による二酸化炭素吸収量が，削減量として限定的に算入されることになった(第 3 条 3 項，4 項)。これが，森林の二酸化炭素吸収機能が注目される契機となった(滑志田, 2007)。

COP 3 では具体的なルールは定められなかったが，2001 年の第 7 回締約国会議(COP 7)

での合意(マラケシュ合意)によって，森林吸収源における二酸化炭素吸収量を算定するルールが定められた。京都議定書第 3 条 3 項では，新規植林，再植林，森林減少の 3 つの活動で 1990 年以降実施された森林において，吸収量の増減が計上されることになった。第 3 条 4 項では，第 3 条 3 項以外の追加的人為的活動である森林経営，農用地管理，放牧地管理，植生回復の 4 つの活動で，1990 年以降実施されたものが吸収量として計上されることになった。また，森林吸収源による吸収量適用上限値が定められ，日本は削減量の 3.9 %まで含めることが可能となった。さらに，植林によって自国の森林吸収量(クレジット)として計上できるクリーン開発メカニズム(植林 CDM)が, マラケシュ合意で詳細な規則が合意された。

これを期に，日本国内では温室効果ガス削減に森林吸収源を活用し，京都議定書の数値目標の達成に活用することが政府の温暖化対策の前面に出てくることとなった。2002 年 3 月に，政府は新たな「地球温暖化対策推進大綱」(内閣府, 2002)を定め，農林水産省は「地球温暖化防止森林吸収源 10 ヵ年対策」(農林水産省, 2002)を公表した。また，民間でも植林 CDM のプロジェクトの計画を立てる動きが活発となった。

以上のような経緯があるため，国民の間にも森林の機能に対する国民の期待として，地球温暖化防止は広く認識されるようになった。平成 11 年と平成 15 年に内閣府によって「森林と生活に関する世論調査」行われた。森林の機能に対する期待として，「地球温暖化防止機能」という項目があり，地球温暖化防止機能は，森林の二酸化炭素吸収機能のことを指している。この地球温暖化防止機能は，9 項目中第 3 位(平成 11 年度)と第 2 位(平成 15 年度)という高いランクを維持している(滑志田, 2007)。

このように，近年では森林の多面的機能の中でも，特に二酸化炭素吸収および炭素貯蔵機能への注目が様々な面から集まっていることが伺える。

1.1.3 森林における広域な二酸化炭素吸収量および炭素貯蔵量の予測の必要性

森林の多面的機能の 1 つである木材生産の側面として，人工林において炭素貯蔵量の大部分を占める材積または幹バイオマスの現状を把握し，これらの将来予測を行うことは，施業や伐採計画を立案するために重要であり，森林の管理者にとって収穫予想を行う上絵で有益な情報となる。また, 1.1.1 で前述したように, 森林の多面的機能を発揮することで, 二酸化炭素吸収機能や炭素貯蔵機能が最大に保たれるという考えに基づく場合，現在の材積や幹バイオマスを評価し，将来の予測を行うことは，持続可能な森林管理の適切さを示す指標の一つとなる可能性がある。

京都議定書の第一約束期間では，前述したように森林吸収源として二酸化炭素吸収量の算定が国家単位で必要とされている。また，植林 CDM のプロジェクトでは，森林吸収量の予測により，二酸化炭素の認証排出削減量(クレジット)の推定量を報告する必要があるほか, 投資額と得られるクレジットとのコスト分析のために，植林された地域における二酸化炭素吸収量の予測が必要である。さらに，最近では自治体独自により，森林による二酸化炭素吸収量を認証する制度が創設されている(小林, 2008)。このように，管理が行われている

森林，つまり人工林では，二酸化炭素吸収量や炭素貯蔵量を広域に現状を把握し，将来の予測を行うことが各分野で必要とされている。

このような広域な把握と将来予測に必要な，空間的な詳細さを表す空間精度は，森林管理を行っている森林で二酸化炭素吸収量や炭素貯蔵量の将来予測が必要とされているため，森林管理を行う区画単位である林班単位にするべきである。

地球温暖化問題に関しては，1.1.2 で前述したように人為起源の温室効果ガスの増加によって，気候変動をもたらした可能性が高いと結論付けたが，地球システムは複雑であり，科学的に解明されていない部分も多い。そのため，温室効果ガスと温暖化の関係や，温暖化と気候変動の関係を解明する研究は続ける必要がある。特に，二酸化炭素と密接に関係する全球の炭素循環や炭素収支の解明，全球の炭素循環のモデリングを行うことが重要な研究課題の一つである。そのため，炭素貯蔵量が多く炭素の動態について不確実性が高い森林(Houghton, 2005; Ciais et al., 2000)において，広域に二酸化炭素吸収量や炭素貯蔵量の評価や炭素収支の空間分布が予測できれば，これらの研究に対して貢献できる。また，総一次生産量(Gross Primary Productivity, GPP)や純一次生産量(Net Primary Productivity, NPP)の予測が広域に高精度に可能となれば，全球を対象とした GPP や NPP の予測モデルの検証に活用できる可能性があり，このような検証データセットを整備するニーズは高まっている(Scurlock et al., 1999; Turner et al., 2005)。

これらの背景から，二酸化炭素吸収量や炭素貯蔵量の広域な将来予測が必要とされている。必要とされている分野を表 1-1 にまとめた。

表 1-1 二酸化炭素吸収量や炭素貯蔵量の広域な予測が必要とされている分野

分野	必要とされる情報	ユーザ	空間精度
1 森林管理	幹バイオマスおよび材積の評価	土地所有者，森林組合，自治体	林班単位
2 京都議定書	第1約束期間における管理された森林の二酸化炭素吸収量の評価	政府，自治体	林班単位
3 CDM植林プロジェクト	植林を行ったプロジェクト領域内の二酸化炭素吸収量の評価	プロジェクト参加者	林班単位
4 自治体の森林吸収源認証制度	管理された森林にける二酸化炭素吸収量の評価	土地所有者，自治体	林班単位
5 炭素循環研究	NPP，GPP，バイオマスおよび炭素貯蔵量	研究者	数百メートル四方以上

1.1.4 森林の 3 次元構造の抽出の必要性

森林における広域な二酸化炭素吸収量や炭素貯蔵量の将来予測を行うためには，広域に森林の状況を把握し，データを整備する必要がある。そして，把握するデータとして，森林の成長段階が必要である。成長段階の把握が必要な理由として，森林の成長による炭素収支の時間変化の概念図を図 1-2(a)(b)に示した。

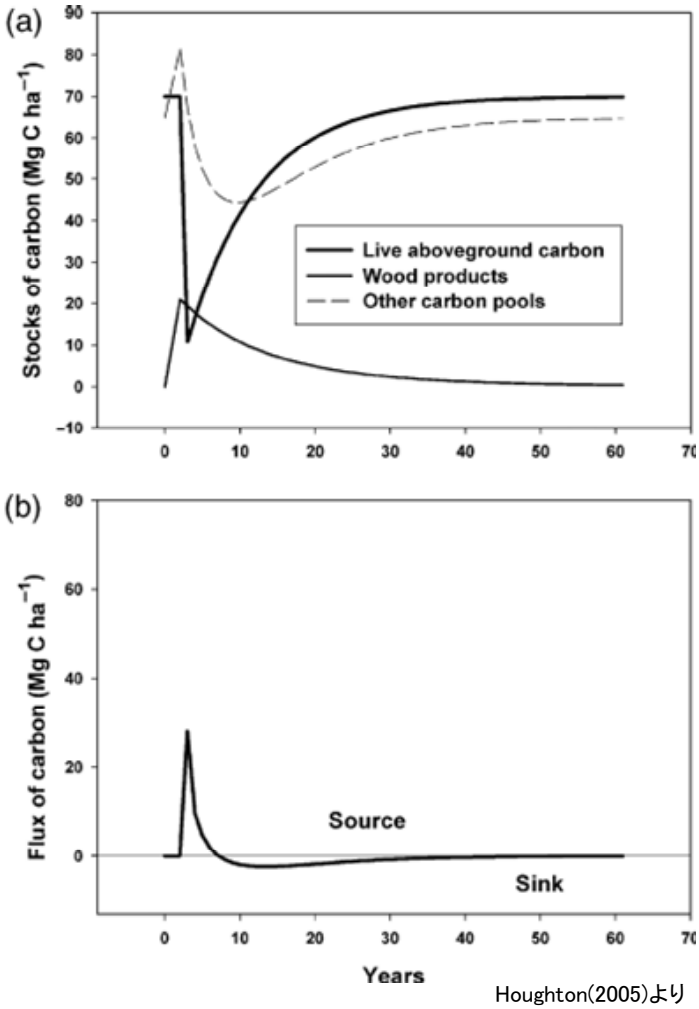


図 1-2 (a)概念的な地上部バイオマス，生産量，他のコンポーネント(枯死，土壌など)の炭素ストックの時間変化。(b)年間の炭素収支量(＋は大気への放出を表す)。0 年における伐採の直後に植栽された場合の炭素の時間変化を表す。(Houghton, 2005)

図 1-2(a)は炭素貯蔵量の変化，図 1-2(b)は炭素収支を時間変化で示したものである。(a)のグラフによると，0 年付近で伐採されており，森林の炭素貯蔵量(Live aboveground carbon)は減少するが，植栽後は増加傾向となる。しかし，林齢が高まるにつれて，個々の樹木の樹高成長の制限や，自然間引きによる樹木の枯死等が影響し，樹木の生産量(Wood

products)が減少し，炭素貯蔵量の増加が鈍くなる。一方，(b)の炭素収支のグラフでは，伐採直後は放出(Source)となるが，植栽後には貯蔵(Sink)となる。ただし，林齢が経過すると(a)で示したように生産量が低下するため，二酸化炭素吸収量は減少する。このように，森林の成長段階により二酸化炭素吸収量や炭素貯蔵量が異なることから，成長段階の把握が必要がある(Turner et al., 2004a)。

成長段階を客観的に把握する方法として，森林の 3 次元構造の情報が有効である。森林の 3 次元構造は，樹高や胸高直径などの樹木のサイズと，それらから変換式で求めることができる体積としての材積や，重量としてのバイオマスがある。また，個々の樹木の集合も森林の 3 次元構造である。

樹木は，肥大成長および樹高成長という重要な特徴がある。そのため，森林の 3 次元構造として示した樹木のサイズや，材積とバイオマスは成長段階を表現している。また，材積やバイオマスは炭素貯蔵量への変換が容易である。従って，森林の 3 次元構造は成長段階と炭素貯蔵量を把握するために必要な情報である。

つまり，二酸化炭素吸収量や炭素貯蔵量の広域な将来予測を行うためには，森林の 3 次元構造として，森林を構成する個々の樹木の樹高や胸高直径の樹木のサイズのデータを取得する必要がある。従って，単木レベルの調査が必要である。

1.1.5 リモートセンシングの 3 次元計測技術による森林の 3 次元構造抽出の必要性

単木レベルの調査を行う手段として，現地調査を行ってデータを収集する方法がある。従来から現地調査により単木の調査が行われており，樹高，胸高直径，樹木本数および立木密度等が調査されてきた。現地調査を行うことで高精度なデータが得られるが，網羅的かつ広域なデータ収集は困難である。また，国内では森林簿があり，炭素貯蔵量の推定ができるが，精度不足が指摘されている。そのため，網羅的かつ広域にデータを収集する手段が必要であり，航空機や人工衛星から地表付近を観測するリモートセンシング技術が期待されている。

従来から，リモートセンシングデータを用いて森林の 3 次元構造である材積やバイオマスの抽出が行われてきた(Lu, 2006)。代表的なアプローチは，光学センサの衛星画像から，各チャンネルの反射率，画素値，植生指数を用いて，回帰式によりバイオマスや材積等を推定する研究が多い(例えば Tomppo et al., 2002; Hame et al., 1997; 桂ら, 2008; Dong et al., 2003 など)。また，最近は高解像度衛星画像のテクスチャの利用事例も報告されている(Wang et al., 2007)。一方，能動的なリモートセンシングである合成開口レーダ(SAR)を使う事例も多く(Patenaude et al., 2005)，C バンド(例えば Harrell et al., 1997 など)や，L バンド(例えば Beaudoin et al., 1994; Austin et al., 2003 など)の後方散乱係数を用いて地上部バイオマスを推定する研究や，航空機 SAR を用いた研究も報告されている(Watanabe et al., 2006; Santos et al., 2002)。さらに，SAR Interferometry による樹高抽出や地上部バイオマスの推定可能性も明らかとなった(Lee et al., 2003; Balzter et al., 2007)。

しかし，これらの事例は単木レベルの抽出は行われていない。また，回帰式のアプローチの問題として，多くの現地調査が必要であり，現地調査から作成した回帰式を他の地域へ展開することは困難な点が挙げられる。さらに，下草を含めた森林の構造や葉量だけでなく，太陽高度角や地形の陰影の影響により，反射率，植生指数，後方散乱係数は大きく変動する問題がある。そのため，他の地域への適用性や汎用性が乏しいという問題がある(Lu, 2006)。また，SAR の場合は観測原理上，急峻な山地では抽出が困難な場合がある。

最近のリモートセンシング技術を俯瞰すると，リモートセンシングによる 3 次元計測技術が有効である。3 次元計測技術を用いることで，地物の表層高の推定が可能である。さらに，3 次元計測技術の一つであるレーザ測量技術により，地盤高モデル(Digital Elevation Model, 以下 DEM)が高精度かつ広域な整備が容易となりつつある。そのため，森林キャノピーの高さが以前と比較して，容易かつ高精度に抽出可能となった。また，3 次元計測技術は高さを直接的に計測するため，従来の回帰式のアプローチの問題の発生する可能性は低く，地形の影響を受けにくい点からも，3 次元計測技術の有用性は高い。

最近のリモートセンシングの 3 次元計測技術の動向から，森林の 3 次元構造を抽出に有効なデータは，1)航空機レーザ測量，2)高解像度衛星画像，3)空中写真がある。

能動的なリモートセンシングである 1)航空機レーザ測量(Light Detection and Ranging; 以下 LiDAR データ)は, GPS(全球測位システム)や IMU(慣性航法装置)によって航空機の姿勢や 3 次元地理座標が把握されている状態で，航空機に搭載されたセンサからレーザパルスを地表面へ向けて照射し，戻るまでの時間を計測することで，数十センチの精度で 3 次元座標および 3 次元形状を面的に取得可能である(斎藤, 2008)。LiDAR データには，ビーム幅が広い Large footprint とビーム幅が狭い Small footprint の 2 種類がある(Lefsky et al., 2002)。森林域では Small footprint LiDAR データを用いることで，地盤まで到達したパルスから地盤高が推定でき，樹冠表面で反射したパルスからは樹高や樹冠高が推定できることから，LiDAR データによる森林の 3 次元構造の抽出に注目が集まっており，多数の研究が行われてきた(Hyyppä et al., 2008; 平田, 2007)。

LiDAR データの場合は，点群密度によって抽出できる情報が異なっている。特に，点群密度が高い LiDAR データを用いることで，針葉樹林の場合は樹頂部の表層高は周囲より高い特徴に基づき, 単木の認識が容易である。従って, 点郡密度の高い LiDAR データからは, 森林の 3 次元構造として単木が抽出でき，さらに個々の樹木の樹高を抽出し，森林の 3 次元構造データを抽出できる可能性がある。

一方，点群密度の低い LiDAR データは，点群密度の高い LiDAR データのように単木抽出が可能な程度の空間解像度を有していないが，表層高モデル(Digital Surface Model, 以下 DSM)の作成は可能である。従って，DEM によって差分処理を行うことで，キャノピー高モデル(Digital Canopy Model, 以下 DCM)が作成できる。また，点群密度の高い LiDAR データよりも広域に計測されている可能性が高く, 比較的広域に DCM が作成できる。DCM は，樹高や樹冠高が含まれたデータである。特に樹高については，1.1.4 で前述したように

成長段階の推定に有効である。また，人工林のような一斉に植栽される森林では，成長段階によって森林の 3 次元構造は類似する傾向がある。従って，DCM から樹高が推定できれば，その林分の代表的な単木レベルの森林の 3 次元構造が抽出できる可能性がある。

衛星リモートセンシングによる画像データ(以下，衛星画像)は，従来は Landsat シリーズや SPOT シリーズ等の空間解像度が数十メートルだったが，1999 年に商用高解像度衛星 IKONOS が打ち上げられ，空間解像度が数メートルの 3)高解像度衛星画像が入手可能となった。また，最近はステレオ(2 方向)視やトリプレット(3 方向)視による撮影が可能な衛星プラットフォームである。そして，衛星の位置や姿勢の情報が高精度に把握されており，写真測量に必要な外部標定に関するパラメータが入手できる。そのため，デジタル写真測量を適用し，広域に DSM が作成でき，DEM を差し引くことで DCM が抽出できる可能性がある。特に，JAXA が打ち上げた Advanced Land Observation Satellite(ALOS)のセンサである PRISM(以下，ALOS/PRISM)は，2.5 m の空間解像度を有しており，2 方向視または 3 方向視の撮影によって 3 次元計測を行うことが可能なため，数メートル程度の空間解像度で DCM が作成できる可能性がある。そのため，航空機によるリモートセンシングデータと比較して，より広域に森林の 3 次元構造が抽出できる可能性がある。

代表的な航空機リモートセンシングである 3)空中写真は，写真測量の技術によって，複数枚で重複した写真間の対応点の同定と測定を手作業で行うことで，地物の 3 次元座標の計測が可能である(秋山, 2001；日本写真測量学会編, 1987)。国内では森林域は 50 年近く定期的に撮影されており，広域かつ膨大な空中写真の蓄積がある。そのため，広範囲にわたって過去から現在までの森林が撮影されている。そして，近年のデジタル写真測量の発展により，3 次元計測が高精度かつ半自動で行うことが可能となりつつあり，DSM および DCM の作成が容易となった。従って，これまでに蓄積されてきた空中写真を活用し，森林の 3 次元構造の時間変化が推定できる可能性がある。

このように，森林の 3 次元構造を広域に調査するためには，リモートセンシングが必要であり，特に 3 次元計測技術の有効であることから，リモートセンシングの 3 次元計測技術に基づいたデータから，森林の 3 次元構造データを抽出する手法の確立が必要である。

1.1.6 生態系プロセスモデルの必要性

森林域において，現在から将来の二酸化炭素吸収量や炭素貯蔵量を評価する方法は 2 つある。それは，1)材木成長論に基づくアプローチと，2)生態系プロセスモデルを用いるアプローチである。

1)材木成長論は，人工林において標準的な一定な施業法を採用した場合における，林分因子の値を時系列に表示した「林分収穫表」の作成が主たる目的である(南雲・箕輪, 1990)。林分収穫表は，林分因子の成長曲線を仮定することで，時系列の林分の成長経過が表現される。この方法に基づき，樹高，胸高直径，材積および幹バイオマスの変化と共に，将来の収穫量の予測が行われる。また，材積や幹バイオマスから拡大係数や地上部と地下部の

比が明らかであれば，樹木の持つ炭素貯蔵量を推定することが可能である。このような林分収穫表の活用は歴史が古く，国内の林学分野においては，1920 年代から用いられてきたアプローチであり，多くの収穫表が作成されてきた(早尾, 1961)。林分収穫表を作成するためには，多くの現地調査のデータが必要であるが，国内では既に多くの蓄積がある。そのため，国内外の森林管理でこの方法は広く利用されており，林分収穫表の信頼性は高い。

2)生態系プロセスモデル(Process-based ecosystem model)は，森林生態系における現象のプロセスや，炭素，水分，窒素などの物質循環のプロセスのモデルに基づいて数式が記述され，それに基づいてシミュレーションが行われる。また，気候条件や環境条件に基づいて，植生の成長や土壌水分等の予測を行うことが可能である(小松・橋本, 2002)。このようなモデルは，1990 年代になって多くのモデルが開発され，森林管理への応用を目指した実用性の高いモデルも登場している(Peng, 2000; Johnsen et al., 2001; Landsberg, 2003)。

林分収穫表によるアプローチは，樹高や胸高直径などの現地で調査したデータを用いることで容易に予測が行えるため，木材生産の機能の評価という一側面においては有効である。しかし，このアプローチはこれまでの現地調査のデータを基に作られるため，将来懸念されている気候変動や，それに伴う環境変化に対応できない可能性がある(小松・橋本, 2002; Landsberg, 2003)。また，1.1.1 で前述したような森林の多面的機能の観点からは，木材生産機能の評価しかできないため，森林の一側面の機能の評価にとどまる。

生態系プロセスモデルは，森林を生態系として扱うことため，樹木の二酸化炭素吸収量や炭素貯蔵量の予測だけではなく，森林を構成する要素の変化，物質循環，それらの相互関係を総合的にシミュレートすることが可能である。そのため，環境条件の変化や気候変動に応じた森林の二酸化炭素吸収量や炭素貯蔵量の予測を行うだけでなく，将来的には森林の多面的機能の評価に貢献できるポテンシャルがある。

生態系プロセスモデルを用いる場合は，森林を構成する要素間の相互関係や物質循環が解明されており，数式によってモデリングされている必要がある。また，一定の精度は得られるが，シミュレーションを行うために十分なデータが取得できない場合がある。それでも，新しい生態学的知見が得られれば，その知見をモデリングして取り込むことができ，将来的には高精度な予測が実現できる柔軟性がある。また，将来的に新しい計測または観測されたデータと統合することで，シミュレーションの精度が向上する可能性がある。このように，予測に対する柔軟性と将来的な高精度化が見込めるポテンシャルがあること，森林を生態系として扱うことなどから，生態系プロセスモデルを用いて二酸化炭素吸収量や炭素貯蔵量を予測するこ必要性は高い。

従って，リモートセンシングの 3 次元計測技術から森林の 3 次元構造データを広域に抽出し，生態系プロセスモデルと統合することができれば，森林の成長の段階を考慮した上で，現在から将来における二酸化炭素吸収量や炭素貯蔵量の予測が行える可能性がある。つまり，表 1-1 で示した分野に対して貢献できる可能性がある。

1.2 研究の目的

本研究では，リモートセンシングの 3 次元計測技術を用いて森林の 3 次元構造データの抽出を行い，生態系プロセスモデルと統合することで，森林における広域な二酸化炭素吸収量や炭素貯蔵量の予測を行う手法を確立することを目的とする。

具体的な目的は以下のとおりである。

1. 衛星および航空機の 3 次元計測が可能なリモートセンシングによって抽出される森林の 3 次元構造データと生態系プロセスモデルの統合手法の確立へ向けて，研究の流れと方法論を提示する(第 2 章)。

2. リモートセンシングデータ(航空機 LiDAR データ，ALOS/PRISM データ，空中写真)から森林の 3 次元構造データを抽出する手法の開発を行う(第 4 章)。

3. 人工林のテストエリアにおいて森林の 3 次元構造データと生態系プロセスモデルとの統合手法を開発し，テストエリアへ実際に適用し，統合手法の評価を行う(第 5 章)。

4. 広域な二酸化炭素吸収量や炭素貯蔵量の評価が必要とされている分野における，本手法の適用可能性や課題についての考察を行う(第 6 章)。

1.3 関連する既往研究の整理と本研究の新規性

本節では，関連する既往研究を概観し，本研究の位置付けと新規性を明確にする。本研究に関連する分野としては，「生態系プロセスモデルを用いた二酸化炭素吸収量および炭素貯蔵量の予測」，「リモートセンシングによる森林の 3 次元構造データの抽出」，「生態系プロセスモデルと統合するリモートセンシングデータ」の 3 つが挙げられる。

1.3.1 生態系プロセスモデルを用いた二酸化炭素吸収量および炭素貯蔵量の予測

生態系プロセスモデルを用いた広域な二酸化炭素吸収量や炭素貯蔵量の予測に関する研究としては，3 段階の空間スケールに分けて既往研究を整理することができる。

空間解像度が最も粗い事例としては，大陸から全球の空間スケールがある。このケースでは森林だけでなく，他の植生タイプも含まれる。1.1.4 で前述した生態系プロセスモデルや陸域モデルを用いて, GPP や NPP 等の予測を行う(例えば Raich et al., 1991; Prince and Goward, 1995; White et al., 2000; Ito and Oikawa, 2002; Nemani et al., 2003; Running et al., 2004 など)。GPP や NPP の予測には，衛星リモートセンシングデータが活用される場合があり，この点は 1.3.3 で後述する。このような研究の最終的な目標は，地球システムモデルとして将来の物質循環や気候変動予測を行うことである(伊藤ら, 2004)。ただし，空間スケールは空間解像度が粗く，植生は定常状態であると仮定するため，本研究で注目した成長段階の考慮は困難である。

一方，空間解像度が最も高い空間スケールとしては，単木からスタンドレベルにかけての空間スケールがある。この空間スケールを扱った研究としては，フラックスタワーによる観測データを用いる研究や，現地調査のデータを活用する研究が多数存在する。主に，生態系プロセスモデルの開発や，既存の生態系プロセスモデルによる計測結果の再現を行う研究が多い。このような事例では，モデルに必要なパラメータが詳細に観測されており，高精度な予測が可能である。しかし，このようなデータを広域かつ面的に入手することは困難であり，広域な展開は困難である。

本研究では，1.1.3 で述べたような広域な二酸化炭素吸収量や炭素貯蔵量の評価必要とされている分野を念頭に置き，大陸から全球レベルの空間スケールと，単木からスタンドレベルの空間スケールの中間にあたる「地域レベル」の空間スケールに注目する。この空間スケールにおいて，生態系プロセスモデルを用いて，広域な二酸化炭素吸収量および炭素貯蔵量の予測を行う手法の確立が狙いである。

地域レベルの空間スケールにおける研究事例は, Trickle et al.,(2001)が生態系プロセスモデルに必要な成育環境のデータを GIS データから作成し，特定樹種の成長予測の分布図を作成した。ただし，実際の森林の成長の段階に基づく予測ではなく，ポテンシャルの提示である。一方，Turner et al.,(2003)と Turner et al.,(2004b)は，Landsat TM から成長の段階として「Age class」を推定し，生態系プロセスモデルとの統合を行って広域な将来予測

を行った。ただし，この空間スケールにおいて，生態系プロセスモデルとの統合を行う事例は限られている。その理由は，森林の不均一性を表現可能なデータの入手が困難だからである(Landsberg, 2003)。従って，事例が少ない地域レベルの空間スケールを対象としている点で，本研究には新規性がある。

1.3.2 リモートセンシングデータによる森林の 3 次元構造データの抽出

本研究では，1.1.5 で前述したように，リモートセンシングの 3 次元計測技術により取得されたデータを基に，単木レベルの森林の 3 次元構造を抽出する。

LiDAR データは地表面付近の高精度な 3 次元計測が可能である。対地高度が比較的低く，点群密度が高い LiDAR データの場合は，前述したように単木抽出を行うことで，単木レベルの森林の 3 次元構造データが抽出可能である(Hyyppä et al., 2008, 平田, 2007)。しかし，点群密度が高い LiDAR データで単木抽出を行う場合，2.3.1 で後述するが，樹高の過小推定や下層の樹木が抽出できない問題がある。従って，生態系プロセスモデルとの統合を行うためには，これらの問題を解決する必要がある。そのため，樹高の過小推定と下層木の未抽出となる問題を解決する新たな手法を開発することを目指す。従って，点群密度の高い LiDAR データによる単木抽出の精度向上という観点からも，新規性の高い研究と位置付けられる。

一方，対地高度が高く点群密度が低い LiDAR データから作成される DCM は，点群密度の高い LiDAR データと比較して広域にデータが取得可能であり，樹高の分布が抽出できることが明らかとなっている(Hollaus et al., 2008)。1.1.5 で前述したように，樹高が抽出できれば，その林班の平均的な単木レベルの森林の 3 次元構造が推定できる可能性があるため，DCM から樹高が抽出できれば，単木レベルの森林の 3 次元構造データが抽出できる可能性がある。DCM から単木レベルの森林の 3 次元構造データの抽出を試みた事例はなく，新規性の高い研究と位置付けられる。

高解像度衛星画像からは，多方向視の画像を用いて写真測量の原理に基づき 3 次元計測を行い，森林域における DCM の作成可能性を評価する。3 次元計測技術によって衛星から DCM を作成した事例としては，牧ら(2007)が空間解像度 15 m の ASTER データから DEM を抽出し，樹高の推定可能性を検討した。また，Ice Cloud and land Elevation Satellite(ICESat)のレーザ高度計を用いて，樹高を推定した事例(Lefsky et al., 2005)がある。さらに，Shuttle Radar Topographic Mission(SRTM)の SAR から DSM および DCM を推定し，樹高分布を推定した事例がある(Kellndorfer et al., 2004; Walker et al., 2007)。しかし，高解像度衛星画像から 3 次元計測を行い，DCM の作成を行った事例はないため，森林域における高解像度衛星画像による森林の 3 次元構造データの抽出可能性が明らかにする点は新規性がある。また，今後打ち上げが予定されている高解像度衛星画像は，1 m 未満の空間解像度を有しており，複数の衛星による立体視による地図作成が目的の一つとなるため，複数のセンサまたは多方向視による森林域の撮影機会が増加する可能性が高い。

従って，高解像度衛星画像は，森林の 3 次元構造データの抽出へ活用できる可能性があり，本研究で得られる知見は有用である。

空中写真は，2.3.3 で既往研究について詳述するが，従来は立体視による写真判読から森林の 3 次元構造の推定が行われてきた。しかし，デジタル写真測量の技術を活用して DCM の抽出を試みる事例は少なく，さらに時系列で DCM の変化を抽出し，森林の 3 次元構造の時間変化を把握できる可能性は明らかでない。そのため，本研究で多時期の空中写真を用いて，森林の 3 次元構造の時間変化の把握可能性を明らかにすることは新規性が高く，蓄積されてきた空中写真の新たな用途を示すことができる可能性があるため，有用性が高い研究と位置付けられる。

本研究で注目したリモートセンシングデータは，点群密度の高い LiDAR データは詳細性，点群密度の低い LiDAR データと高解像度衛星画像は広域性，空中写真は時系列性という特徴を有している。これらの特徴を生かし，求められる目的や精度，空間スケールによる二酸化炭素吸収量や炭素貯蔵量の予測に向け，生態系プロセスモデルとの統合のために，単木レベルの森林の 3 次元構造データの抽出手法を開発する。このような観点からリモートセンシングデータを用いる研究はこれまでになく，新規性が高い研究と位置付けられる。

1.3.3 生態系プロセスモデルと統合するリモートセンシングデータ

生態系プロセスモデルと統合するデータとして，リモートセンシングデータを活用する研究は，1980 年代後半から見られるようになった。統合する方法論は複数提案されており，Plummer (2000)によって詳しくレビューされている。

使用するリモートセンシングデータに注目すると，NOAA/AVHRR のチャンネルから求められる植生指数(Normalized Differential Vegetation Index, NDVI)から，回帰式を基に FPAR(Fraction of Photosynthetically Active Radiation)へ変換し，インプットデータとする研究(例えば Field et al., 1995; Coops et al., 1998, 2001b など)がある。また，生態系プロセスモデルへのインプットパラメータとして用いられる葉面積指数(Leaf Area Index, LAI)に注目し，NOAA/AVHRR の NDVI から回帰式に基づいて LAI を推定し，統合する研究(例えば Liu et al., 1997; Running and Nemani, 1988; Matsushita and Tamura, 2002 など)や，MODIS による衛星画像のプロダクトである LAI を使用する研究(例えば Hazarika et al., 2005; Running et al., 2004 など)がある。このように，従来の研究は光学センサによる可視光と近赤外のチャンネルを用いて，FPAR や LAI のデータへ変換し，生態系プロセスモデルへのインプットデータとする事例が多かった。このような研究は，空間解像度が 1 km 程度の低解像度の衛星画像を用いており，空間スケールは大陸から全球レベルを対象としている。

地域レベルでの空間スケールを対象とする場合は，1.1.4 で前述したように成長段階を考慮する必要がある。そのため，1.3.1 で前述したように低解像度で行った方法をそのまま高解像度化し，空間スケールや空間精度に適した二酸化炭素吸収量および炭素貯蔵量の予測

を行うことは困難である。Turner et al.,(2004a)は，地域スケールを対象とするためには，生態系プロセスモデルとの統合のためには成長段階が分かるデータが重要であることを指摘している。そのため，Turner et al.,(2004b)は Landsat TM から林齢の推定を行い，生態系開発およびプロセスモデルとの統合を行った。

本研究では，従来の研究で用いられてきた各チャンネルの画素値から，LAI や FPAR，林齢を推定するアプローチは採用せず，森林の 3 次元構造を抽出し，生態系プロセスモデルと統合する手法を開発する。このような統合のアプローチは，航空機 SAR のデータから地上部バイオマスの推定を行い，生態系プロセスモデルと統合した研究(Kimball et al., 2000)や，最近ではデータの一部に LiDAR データを活用する事例(Patenaude et al., 2008)がある。ただし，このような研究はごく限られている。従って，これまでの生態系プロセスモデルとリモートセンシングの統合を行う研究にはないデータを用いていることからであるため，本研究の統合手法は新規性がある。

1.4 本論文の構成

本論文は本章を含めて全 7 章から構成される。その構成は，1.2 で示した研究の目的の流れに準拠している。

第 2 章では，研究の方法論と流れを示す。まず，生態系プロセスモデルをレビューし，本研究の目的に最適なモデルを検討する。そして，リモートセンシングデータから抽出された森林の 3 次元構造との統合手法の枠組みを示し，リモートセンシングから森林の 3 次元構造抽出を行うために必要な研究の方法論を示す。

第 3 章では，本研究で行う 2 箇所のテストエリアを示し，使用するデータを示す。

第 4 章では，リモートセンシングデータから森林の 3 次元構造データの抽出手法を開発する。点群密度の高い LiDAR データ，ALOS/PRISM データおよび点群密度の低い LiDAR データ，空中写真を用いる。

第 5 章では，2 つのテストエリアを対象に，研究の方法論と流れに基づき，生態系プロセスモデルとリモートセンシングデータから抽出した森林の 3 次元構造データとの統合手法を開発し，統合手法を評価する。

第 6 章では，二酸化炭素吸収量や炭素貯蔵量の必要とされている分野に対する，リモートセンシングデータによる森林の 3 次元構造データの抽出手法と，統合手法の適用可能性を考察し，本研究の意義，位置付け，限界点を明確にする。

第 7 章では，総括として全体のまとめを行うとともに，今後の課題および展開を述べる。

第2章 研究の方法論と流れ

本章では，本研究の目的として設定した，リモートセンシングデータから抽出される森林の 3 次元構造データと生態系プロセスモデルの統合手法の確立を目指し，既往の研究を調査および考察することで，最良の統合手法や，統合のために必要な森林の 3 次元構造データの抽出を行うための研究の方法論と流れを提示する。

はじめに，既存の生態系プロセスモデルを，空間スケール，重視している目的やパラメータ，モデルの構造に注目した上で，整理を行う。そして，本研究の目的と合致する，最適な生態系プロセスモデルを選定する(2.1)。

次に，リモートセンシングデータから抽出した森林の 3 次元構造データと，本研究が注目した生態系プロセスモデルとを統合するための基本的な枠組みを提示する(2.2)。

そして，生態系プロセスモデルとの統合のために注目した，LiDAR データ，ALOS/PRISM データ，空中写真の 3 つのリモートセンシングデータについて，関連する既存の研究を整理した上で，森林の 3 次元構造データを抽出するための研究の方法論をそれぞれ示す(2.3)。

最後に，本研究の流れをまとめる(2.4)。

2.1 生態系プロセスモデルに基づいた森林成長モデル

生態系プロセスモデルは，1980 年代後半から多種多様なモデルが提案されており，モデルが乱立した状態である(小松・橋本, 2002)。乱立の理由は，モデルによって取り扱う時間スケールおよび空間スケールが異なること，注目する物質循環の違いやモデルを利用する目的に違いがあるため，モデルの淘汰が進まないからである。また，時間スケールおよび空間スケールによって，重要となる過程が異なるため，一つのモデルでカバーできない場合があることが要因として挙げられる(小松・橋本, 2002)。

全球レベルの空間スケールでは，大気，陸域，海洋，そして人間社会の複雑な関連性や物質循環のシミュレーションを行う，「地球システムモデル」の構築が目標とされている(Foley et al., 1996; 伊藤ら, 2004)。そのコンポーネントの一部として陸域モデルがあり，陸域の植生における水や炭素等の物質循環を扱うモデルが開発されている。特に，二酸化炭素吸収や炭素貯蔵に重要な役割を果たす植物の光合成に関するモデルは，大気と陸域の相互作用モデル(Soil-vegetation-atmosphere-transfer, SVAT)に組み込まれた場合や, 独立したモデルがある(Arora, 2002)。SVAT のスキームのモデルでは，SiB2(Sellers et al., 1996)や BETHY(Knorr, 2000)等がある。一方，独立したモデルとしては，Biome-BGC (Running and Hunt, 1993)，HYBRID(Friend et al., 1997)，CASA(Potter et al., 1993), Sim-CYCLE (Ito and Oikawa, 2002)等がある。

全球レベルの空間スケールを対象としない場合は，植生タイプによって扱うモデルが異なる。森林における生態系プロセスモデルは，複数のレビュー論文が存在しており，代表的なモデルが俯瞰可能である。Landsberg and Goward(1997)は，モデルが扱う時間間隔とプロセスの複雑さ(パラメータの多さ)により, 8 つのモデルを整理した。小松・橋本(2002)は，時間スケールと空間スケールを基に，5 つのモデルを整理した。Johnsen et al.,(2001)は，モデルを利用する目的に注目し，研究のためのモデルと森林経営のためのモデルに類型化し，9 つのモデルを整理した。Landsberg(2003)は，モデルを利用するユーザーの属性や目的による類型化(forest industries, the broader public community and the academic and scientific communities)を行い, 9 つのモデルを整理した。このように, 様々な視点で森林域の生態系プロセスモデルのレビューが行われたことからも，各モデルはそれぞれに特徴を有し，強みが異なる。そのため，目的に応じて適切なモデルを選択する必要がある。

本研究では，人工林における二酸化炭素吸収量や炭素貯蔵量の将来予測を行うことを目的としており，1.1.4 で前述したように，成長の段階を考慮することの重要性に着目した。そこで，本研究では森林の成長に特化した生態系プロセスモデルである森林成長モデル(Johnsen et al., 2001; Landsberg, 2003)を採用することが適していると判断した。

さらに，森林成長モデルにも複数の種類が存在するため，本研究の目的に適したモデルを選択する必要がある。先に紹介した Johnsen et al.,(2001)は，モデルのアプローチによ

って 3 つのタイプがあることを示した。それは，1)詳細なプロセスを記述する複雑なモデル，2)詳細なプロセスを集約したモデル，3)経験的モデルを組み合わせた Hybrid モデルである。1)のアプローチは実用性を重視しておらず，研究に特化している。このようなモデルの予測精度は高いが，必要となるパラメータの数が多く，本研究の狙いである広域な展開は困難である。2)のアプローチは，パラメータが 1)より少ないという利点はあるが，集約されるために計測が容易ではないパラメータが多い。

3)の Hybrid モデルは，伝統的な材木成長論のアプローチと，生態系プロセスモデルとのギャップを埋めて連携する点が特徴である(Landsberg, 2003)。また，パラメータが 1)と 2)より少ない。シミュレーションのアウトプットは，従来のモデルと同様のバイオマスだけでなく，樹高や胸高直径，立木密度等の単木レベルでの予測が可能である。そのため，林分収穫表や既存の現地調査のデータを活用できるメリットがあり，リモートセンシングから抽出される森林の 3 次元構造データとの親和性が高い。そこで本研究では，Hybrid モデルの森林成長モデルの採用が最適であると判断した。

以上の既往のモデルの整理から，生態系プロセスモデルを類型化した表を表 2-1 に示す。本研究では，生態系プロセスモデルの中でも，特に森林成長モデルに注目し，その中で Hybrid モデルに分類される森林成長モデルを用いた統合手法を開発する。

表 2-1 既存の生態系プロセスモデルのまとめ

空間スケール	モデル	名称	
グローバル	大気～陸域 相互作用モデル (SVATスキーム)	**SiB2** (Sellers et al., 1996) **BETHY** (Knorr, 2000)	**ALEX** (Anderson et al., 2000) **BATS** (Dickinson et al., 1998)
	光合成関連機能が 独立したモデル (NPPモデル)	**Biome-BGC** (Running and Hunt, 1993) **HYBRID** (Friend et al., 1997) **CASA** (Potter et al., 1993) **PnET-DAY** (Aber et al., 1996)	**Sim-Cycle** (Ito and Oikawa, 2002) **TEM** (McGuire et al., 1992)
地域スケール以下	プロセスが複雑な 森林成長モデル	**BIOMASS** (McMurtie et al., 1990) **MAESTRO** (Wang et al., 1990) **TREGRO** (Weinstein and Yanai, 1994) **G'DAY** (Comins and McMutrie, 1993)	**CenW** (Kirschbaum, 1999) **FORCYTE** (Kimmins et al., 1990) **HYBRID** (Friend et al., 1997)
	プロセスを 簡略化した 森林成長モデル Hybridモデル	**PROMOD** (Sands, 2000) **PnET** (Aber, 1997)	**Forest-BGC** (Running and Gower, 1994) **Tree-BGC** (Korol et al., 1996) **3-PG** (Landsberd and Waring, 1997)

SVAT: Soil-vegetation-atmosphere-transfer
NPP : Net primary production

2.2 森林の 3 次元構造データと森林成長モデルとの統合手法

2.1 では，本研究で注目するべき生態系プロセスモデルとして，Hybrid モデルの森林成長モデルが最適であることを示した。本節では，リモートセンシングから抽出した森林の 3 次元構造と森林成長モデルの統合手法の枠組みを検討する。

2.2.1 統合の考え方

既往のリモートセンシングで生態系プロセスとの統合を行う研究では, 1.3.3 で前述したように，衛星画像から推定する FPAR や LAI と生態系プロセスモデルが統合されてきた。このようなアプローチは空間解像度が粗く，植生は定常状態(極相状態)であると仮定する。そのため，Spin-up を行う期間を設け，物質循環が定常状態になるまでシミュレーションを行ってから予測を行う方法を採用している(Thronton and Rosenbloom, 2005)。一方，本研究では成長段階を考慮することが特徴であるため，定常状態を仮定しない。

森林の 3 次元構造は，その場の周辺の環境(成育環境)に影響を受けて成長してきた結果が表現されたものと解釈できる。つまり，リモートセンシングから抽出される森林の 3 次元構造データは，過去からの成長の結果を表現した情報と位置付けられる。そして，森林の 3 次元構造から過去からの成長の過程を踏まえ，将来予測を行う方法が最適である。そこで本手法では，森林成長モデルによってリモートセンシングデータから抽出された森林の 3 次元構造データを再現するよう，森林成長モデルをシミュレートし，適切に森林の 3 次元構造を再現できたことを判断した後に，そのパラメータを用いて将来予測を行い，二酸化炭素吸収量や炭素貯蔵量を算定する方法とした。

二酸化炭素吸収量や炭素貯蔵量の算定のための空間精度は, 1.1.3 で森林管理の区画単位である林班単位での予測の必要性に注目したことから，林班単位で抽出された森林の 3 次元構造データと森林成長モデルを統合し，将来予測を行う手法を検討することにした。

2.2.2 統合に使用する森林の 3 次元構造データ

リモートセンシングの 3 次元計測技術から計測または取得されたデータから，森林成長モデルとの統合に必要な，単木レベルの森林の 3 次元構造データを抽出する。使用するリモートセンシングデータによって直接的に抽出する場合と, 間接的に抽出する場合がある。

点群密度の高い LiDAR データからは，単木抽出によって単木の樹高を抽出し，既存の現地調査のデータを用いてバイオマスへ変換する。また，林班単位で予測を行うため，林班内の樹木を集計し，平均的な樹木を推定する必要がある。林班内で集計されたデータとして, 単位面積あたりのバイオマスと, 単位面積あたりの樹木本数である立木密度がある。単位面積あたりのバイオマスは，立木密度を除することで林班内の単木の平均的なバイオマスが求められるため，単位面積あたりのバイオマスと立木密度に注目することにした。

一方，点群密度の低い LiDAR データや ALOS/PRISM からは，DCM の抽出を行う。DCM からは直接に単木は抽出できないが，1.1.4 で前述したように，樹高が推定できれば成長段階が推定できるため，樹高から林分の代表的な単木レベルの森林の 3 次元構造データが抽出できる可能性がある。そのため，林班単位での予測であることから，林班内の平均的な樹高を DCM から推定する。そして，既存の林分収穫表や現地調査のデータを用いて，樹高から単木レベルの森林の 3 次元構造データを抽出する。そして，点群密度の高い LiDAR データの場合と同様に, 林班ごとの単位面積あたりのバイオマスと立木密度を推定する。

なお，バイオマスは幹，根，葉の 3 つの部位に分けられるが，特に幹バイオマスに注目する。その理由は，葉や根と比較して全体のバイオマスに占める割合が高く，比較的安定的に値が増大することや，樹高から変換式で容易に推定できるからである。

2.2.3 パラメータ調整と将来予測

森林成長モデルのシミュレーションに必要なインプットデータである，気候データや土壌データ等の成育環境のデータや，植栽時期や植栽時の樹木本数などの初期条件の情報を与え，森林成長モデルによるシミュレーションを実行する。シミュレーションの実行のためには，樹種パラメータの設定が必要であるが，このようなパラメータの設定には，既存の文献や現地調査のデータや，林分収穫表などを活用する。

森林成長モデルによるシミュレーションは，2.2.2 で前述したように，リモートセンシングデータから抽出した単位面積あたりの幹バイオマスと立木密度に一致するようシミュレーションを実行し，これらのデータが時系列で得られている場合は，その時系列データと一致するようにシミュレーションを行う。しかし，樹種パラメータや生育環境に関するパラメータの不確実性により，森林成長モデルのシミュレーションの結果と，リモートセンシングデータから抽出されたバイオマスや立木密度に一致しない可能性がある。そのため，個々の林班においてパラメータの調整を行って一致させる必要がある。

パラメータの調整は, 不確実性の高い樹種パラメータや成育環境を表すパラメータ等の，シミュレーションの精度に影響するパラメータを中心に，従来は手動による試行錯誤で行われてきた。しかし，パラメータ調整の客観性を保持することや，広域にこの手法を展開する場合，多くの林班を手動で調整することは膨大な時間を要する。そのため，ルールを設定して自動化する必要がある。

以上の検討から，本研究で提案するリモートセンシングから抽出される森林の 3 次元構造データと森林成長モデルの統合の枠組みを図 2-1 に示した。

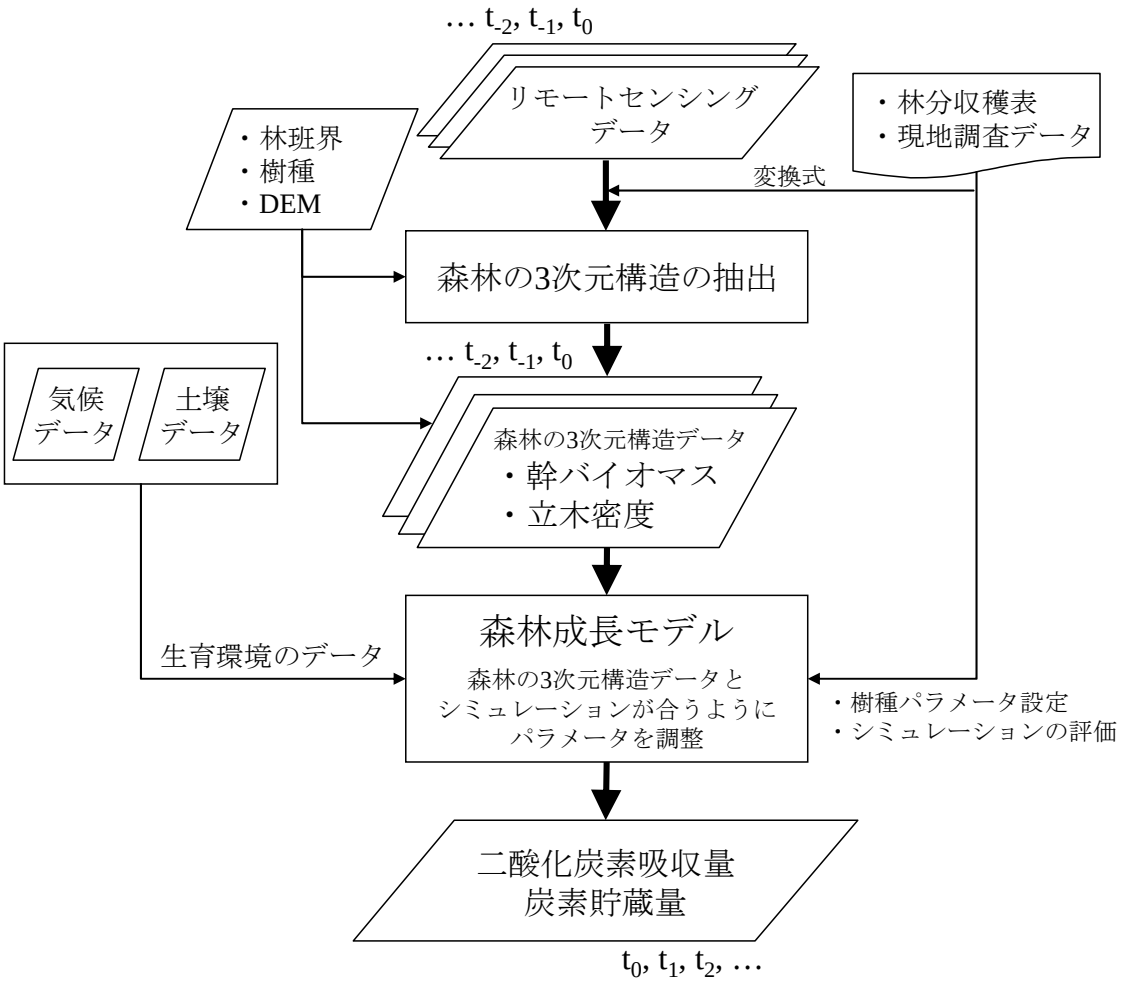


図 2-1 森林成長モデルと森林の 3 次元構造データとの統合の枠組み

2.2.4 統合手法のための研究の方法論

提示した枠組みに基づき，森林成長モデルとの統合手法を開発する場合，リモートセンシングデータから抽出される森林の 3 次元構造として，2 種類のタイプに分けることができ，それぞれに統合のアプローチがある。

一つ目のアプローチは，単木抽出された単木データとの統合である。その場合は，点群密度の高い LiDAR データを用いて抽出された単木データを，森林管理の区画単位である林班で集計した森林の 3 次元構造データと統合を行う。この統合では，約 10 キロメートル四方以下の空間スケールにおける，詳細な二酸化炭素吸収量や炭素貯蔵量の将来予測を行うケースで有効である。さらに，将来的には，航空デジタルカメラ，高解像度衛星画像，LiDAR データ等のセンサ技術の向上により，データの空間解像度が向上し，10 キロメートル四方以上の空間スケールで単木抽出が行える可能性を視野に入れた統合手法の開発，という位置付けも可能である。

二つ目のアプローチは，DCM との統合である。その場合は，ALOS/PRISM データや点

群密度の低い LiDAR データから DCM を作成し，それを基に森林管理の区画単位である林班ごとに森林の 3 次元構造データへ変換し，統合を行う。この統合では，約 10 キロメートル四方以上の広域における二酸化炭素吸収量や炭素貯蔵量の将来予測を行うケースで有効である。また，単木抽出を行えない程度の空間解像度のデータの入手であるため，入手のコストは一つ目のアプローチよりは低いと考えられる。そのため，低コストで広域に森林の 3 次元構造の抽出を行う場合における統合手法，という位置付けが可能である。

従って，提示した 2 種類の統合のアプローチに基づき，森林の 3 次元構造の抽出手法を開発し，本小節で示した統合の枠組みを基に森林成長モデルとの統合手法を開発し，テストエリアへ適用し，評価を行う必要がある。

2.3 リモートセンシングによる森林の 3 次元構造データ抽出のための研究の方法論

第 1 章において，リモートセンシングの 3 次元計測技術を用いた森林の 3 次元構造データの抽出の必要性について述べた。その中で，本研究が使用する LiDAR データ，ALOS/PRISM データ，空中写真について，森林成長モデルとの統合のための森林の 3 次元構造データの抽出に向けた，研究の方法論を示す。

2.3.1 点群密度の高い LiDAR データ

LiDAR データを用いて，材積や幹バイオマス，地上部バイオマスの推定を試みた研究は多数報告されている(Lu, 2006; Hyyppä, 2008)。既往の研究を大きく分けると，1)林分内の高さの統計量を基に推定する手法(例えば，Nasset, 1997; Nasset and Bjerknes, 2001; Nasset, 2002; Patenaude et al, 2004; Lim et al., 2003 など)，2)単木抽出を行い材積やバイオマスの推定を行う方法(例えば，Persson et al., 2002; Bortolot and Wyne, 2005; Popescu and Wynne., 2002 など)に分けられる。また，単木抽出では空中写真や航空機デジタル画像などの光学センサの画像データを組み合わせるアプローチもある(例えば Popescu and Wynne, 2004 など)。

幹バイオマスの推定を行う場合，上記の 2 つの方法には長所と短所がある。1)の方法は樹木の本数をカウントしないため，森林の 3 次元構造データの推定精度に限界がある。ただし, 単木抽出が行えない樹冠形状の樹種で構成された林分では, この方法は有効である。一方，2)の方法は単木が抽出可能な針葉樹林においては，この方法が有効である。本研究では，針葉樹人工林を対象としていることから，点群密度の高い LiDAR データから単木抽出を行い，幹バイオマスや立木密度を推定するアプローチを採用する。

従来の LiDAR データによる単木抽出の方法は，梢端部分で高い標高値をとり，樹冠の周辺部分で低い標高値をとる，というモデルに基づいた単木樹冠抽出である。点群データである LiDAR データを DSM へ変換し, DSM から DEM を差し引いて DCM を作成する。そして，局所最大値フィルターによって周囲より高い梢端を抽出し，領域分割処理によって単木樹冠が抽出される。この単木樹冠抽出は，Watershed 法による領域分割法の適用により，容易かつ良好に抽出できることが多数報告されており，樹冠に関するパラメータ(以下，樹冠パラメータ)である樹冠半径，樹冠長，樹冠表面積，樹冠投影面積を推定することが可能である(Persson et al., 2002; 米ら, 2002; Omasa et al., 2003; Brandtberg et al., 2003; 松英ら, 2006)。

一方で，先に挙げた樹冠パラメータを，針葉樹の樹冠を数式によって記述するモデル(樹冠形状モデル)が提案されており, 地上での実測データに適用されている(梶原, 1975; 竹下, 1985; 林, 高橋, 1997)。従って，LiDAR データに対しても，数式に基づく樹冠形状モデルは適用可能であり，単木ごとに樹冠パラメータを抽出できる可能性がある。

LiDAR データによる単木抽出の問題点として, 樹高の過小推定がある(Takahashi et al., 2005; Persson et al., 2002; Omasa et al., 2003; Magnussen and Boudewyn, 1998; Gaveau and Hill, 2003; 平田, 2007; Omasa et al., 2007)。この原因は，レーザの照射密度が低いために梢端をヒットしていないことや，梢端付近のサイズが小さく，反射するレーザのエネルギーが小さいため, パルスとして検知されないことが原因とされる(平田, 2007)。従って，過小推定された樹高をそのまま使用し，材積や幹バイオマスを推定する場合，過小評価される可能性が高い。

LiDAR データによる樹高の過小推定の解決方法として, 先に挙げた樹冠形状モデルが有効である。樹冠表面を構成する LiDAR 点群データから，樹冠形状モデルに基づき，最もフィットする樹冠パラメータを抽出することできれば，先に挙げた要因でパルスがヒットしていない梢端の位置を数式から推定できる可能性がある。従って，このアプローチで推定された樹頂点から樹高を推定することで，樹高の過小推定を軽減できる可能性がある。そこで, 樹冠形状モデルを使用して単木樹冠を抽出する際は, LiDAR 点群データは離散的に樹冠表面を表現しているデータであると仮定し，樹冠表面を構成する点群データを抽出した上で，最もフィットする樹冠パラメータを抽出する方法が最適と考えられ，樹冠形状モデルに基づく単木抽出手法の開発を行う。

ただし，単木抽出のみの結果から林班内の幹バイオマスや立木密度の推定を行うことには限界がある。その理由は，樹冠がうっ閉している場合に被圧された下層木の存在や，樹木間の近接性によって未抽出となる樹木が発生するからである。その結果，幹バイオマスと立木密度が過小推定される可能性があるため，未抽出の下層木を推定する補正を行う必要がある。

補正を行う方法として，分布関数を仮定し，上層木の分布から下層木を含めた林分全体の樹木を推定する方法が提案されている(Hozumi et al., 1968; Hozumi, 1971; Osawa et al., 2001; Osawa and Abaimov, 2001)。従って，樹冠が閉鎖した林分では，この手法の適用が最適である。既往の研究では，単木抽出までしか扱わない例が多く，下層木を考慮して林分の立木密度やバイオマスを推定するところまで一貫して行った研究は, Maltamo et al.,(2004)や米(2005)の研究があるが，事例は少ない。

そこで本研究では，点群密度が高く単木抽出が可能な LiDAR データから，樹冠形状モデルに基づいた単木抽出手法を新たに開発し，樹高推定の過小推定を克服する。さらに，下層木等の抽出されない樹木を推定する手法を適用し，林班単位の幹バイオマスや立木密度の過小推定を克服する手法を開発する。

2.3.2 ALOS/PRISM データおよび点群密度の低い LiDAR データ

点群密度の低い LiDAR データは，前述したように DCM が作成可能である。そこで本研究では，点群密度が低い LiDAR データを用いて，フィルタリング処理によって DCM の作成を行う。そして，DCM から林班の単木の平均樹高を抽出し，既存の現地調査のデ

ータを利用して，幹バイオマスや立木密度へ変換を行う方法とした。

ALOS/PRISM データからも，同様に DCM の作成と樹高の抽出を試みる。そのためには衛星写真測量の技術が必要である。これまで，SPOT 画像に衛星写真測量が適用された(Westin, 1990)のをはじめとして，IKONOS，QuickBird，SPOT-5, Orbview-3 等の空間解像度が数 m 以下の商用高解像度衛星画像による 3 次元計測が行われ, 数メートルの精度で標定が可能なことが報告された(Fraser et al., 2002; Noguchi et al., 2004; Tao et al., 2004; 山川, 2002)。一方，本研究で注目している ALOS/PRISM データは，前方視と後方視による基線比(B/H)はほぼ 1 であり, ALOS/PRISM データの空間解像度は 2.5 m であることから, 高さ方向で 3 m 程度の精度(津留ら, 2008)で 3 次元計測が行える可能性があり，DCM もその程度の精度で抽出できる可能性がある。

高解像度衛星画像を用いた衛星写真測量に基づく 3 次元計測方法は，最近では代数学的標定モデルを採用する事例が多い。この方法では，衛星の軌道，姿勢の情報，センサ情報が有理多項式の代数パラメータとして再構成されている。この代数学的標定モデルを採用することで，衛星の起動や姿勢，センサの情報を直接参照せずに，代数パラメータから 2 シーン以上の衛星画像による 3 次元計測が可能である。また，少ない地上基準点(Ground Control Point, GCP)で良好な標定結果を得ることが可能である。一方，従来から行われてきた厳密な標定モデルとして，空中写真による写真測量で行う共線条件式を基本とする標定方法がある。標定を行うためには，衛星の軌道および姿勢の情報(エフェメリスデータ)や，センサの情報が提供されている必要があり，GCP の数は代数学的モデルより多い。また，最近の代表的な商用高解像度衛星画像では，QuickBird はエフェメリスデータが公開されているが， IKONOS は非公開であるため, この方法の適用が困難である。そのため，汎用性を考慮して，本研究では代数学的モデルによる標定を行う。

代数学的モデルによる標定が行われた後は，空中写真の DSM の作成の際と同様に，イメージマッチングを行う。従来の衛星画像である SPOT や ASTER の場合は，解像度が 10 m 以上であったため, イメージマッチングから DEM として作成され，検証が行われた(San and Süzen, 2005; Giles and Franklin, 1996; Hirano et al., 2003)。また，高解像度衛星画像からも DEM を作成し, 検証が行われた(Buyuksalih et al., 2005; Toutin, 2004)。しかし，高解像度衛星画像の場合は地物の影響が出てくるため，DEM ではなく地盤高と地物の高さを合わせた DSM として扱うべきである。そのため，Poon et al.,(2005)は，IKONOS から DSM として作成し，精度検証を行った。また，イメージマッチングの手法の評価として DSM を作成して検証を行った研究(Zhang and Grün, 2006; Stolle, 2006)や，ALOS/PRISM データから DSM を作成して検証を行った事例が報告されている(Grün et al., 2007; 内田ら, 2008)。しかし，森林域において，DCM を作成して森林キャノピー高の抽出可能性の検討を行った事例は報告されていない。

そこで本研究では, ALOS/PRISM データを用いて, 代数学的モデルによる標定を行い，イメージマッチングによって DSM を作成し，DEM を差し引くことで DCM を作成する。

そして，LiDAR データから作成した DCM と比較することで，DCM の抽出可能性を評価する。そして，DCM から樹高を林班ごとに推定し，既存の現地調査のデータを利用して，幹バイオマスと立木密度を推定する手法を開発する。

2.3.3 多時期空中写真

空中写真は，従来から森林資源情報の取得を目指した研究が行われており，1960 年代から 70 年代にかけて，空中写真用の林分材積表が作成された(中島，1973; 渡辺，1993)。また，立体視を行って樹高や立木密度等の判読を試みた研究(土屋・長倉, 1999)や，生態学で重要なギャップの動態のモニタリング(Nakasizuka et al., 1995)，森林の動態をモニタリングした研究(Fujita et al., 2003; Itaya et al., 2004)等が報告されている。

空中写真は，地図作成等を目的に継続的に撮影されている。また，森林域の撮影では，撮影高度に依存するが一枚の写真で 500 m から 1 km 四方の広さで撮影されるため，膨大な枚数の空中写真が撮影されている。日本国内の森林域では，主に林野庁が撮影を行っており，1960 年代からほぼ 5 年おきに撮影している。つまり，森林域を撮影した大量の空中写真が過去から蓄積されている。

近年では，撮影された大量の空中写真から，カメラの位置や傾きなどの外部標定要素を一度に求めるバンドル・ブロック調整法が確立され(日本写真測量学会編, 1987)，標定後の空中写真間の対応点の同定と測定の作業を自動で行って 3 次元地理座標を求め，DSM を自動的に作成するイメージマッチング手法が確立された(Schenk, 2002; 布施, 2004)。従って，大量の空中写真からバンドル・ブロック調整による標定を行い，イメージマッチングによって DSM を作成することが可能であり，あらかじめ整備された DEM を用いて差し引くことで, DCM が作成できる可能性がある。つまり, 多時期の空中写真を入手して DCM を作成し，樹高を抽出することが可能となれば，森林の 3 次元構造データの時間変化が把握できる可能性がある。

時系列に空中写真を用いて，森林域で時系列に DCM の変化を把握できる可能性の検討を行った研究は，最近になって海外で報告されはじめている。Waser et al.,(2008)は，2 時期の DSM の変化の把握を行っており, St-Onge et al.,(2008)や Véga and St-Onge(2008)は，過去からの樹高成長の把握を行っている。しかし，国内に目を向けると，米(2005)が約 20 年間の森林の変化の把握したほかは，1960 年代から時系列に DCM を作成し，森林の 3 次元構造の変化をモニタリングした事例は見当たらない。従って，入手が可能な最も古い年代から空中写真のスキャニングを行ってデジタル化し，多時期の DCM を作成して DCM の時系列変化が把握可能なことを明らかにできれば, 2.2 で示したような森林成長モデルとの統合のための，時系列の森林の 3 次元構造データとして利用できる可能性が示されることになる。

そこで本研究では，空中写真を 1960 年代から入手し，スキャニングを行ってデジタル化した上で，デジタル写真測量により各撮影年で DCM を作成する。そして，撮影時期が

同一の LiDAR データから DCM を作成し，空中写真から作成した DCM との精度検証を行うことで，DCM の精度を評価する。そして，時系列の DCM を観察することで，樹高の成長などに代表される森林の 3 次元構造の時系列変化の把握可能性を明らかにする。また，DCM から実際の樹高へ変換するための方法を，現地調査のデータを基に検討する。

この研究の方法論により，森林の 3 次元構造の変化の把握可能性が明らかとなり，2.2 で示した統合手法に適用可能であることが示される。しかし，DCM のアプローチの場合は 10 km 四方の空間スケール以上のより広域な場合に有効であり，100 枚近くの大量の空中写真を入手する必要がある。さらに，林野庁が撮影した既存の空中写真はフィルムの状態で保存されているため，スキャニングしてデジタル化しなければならない。現状では，スキャニングに多大なコストと時間が必要という問題点があり，10 km 四方の空間スケール以上の広さで DCM を作成することは，多大なコストが必要である。そのため，本研究において時系列による森林の 3 次元構造の変化の把握可能性が明らかになるが，森林成長モデルとの統合は今後の課題となる。それでも，過去からの森林の 3 次元構造の時間変化が表現されたデータは，森林成長モデルによって過去からのシミュレーションが適切に再現できたかを評価するためのデータとして活用できる。つまり，森林成長モデルとの統合においてパラメータ調整を行った後に，過去からの森林の成長の適切さを評価するデータとして，空中写真による時系列の DCM は十分に活用できる。

2.4 第 2 章のまとめ

本章では，生態系プロセスモデルの中でも Hybrid モデルに基づいた森林成長モデルに着目し(2.1)，リモートセンシングから抽出した森林の 3 次元構造データとの統合を行うための枠組みを示し(2.2)，リモートセンシングから森林の 3 次元構造データの抽出を行うための研究の方法論を示した(2.3)。以上を研究の流れとして図 2-2 にまとめた。

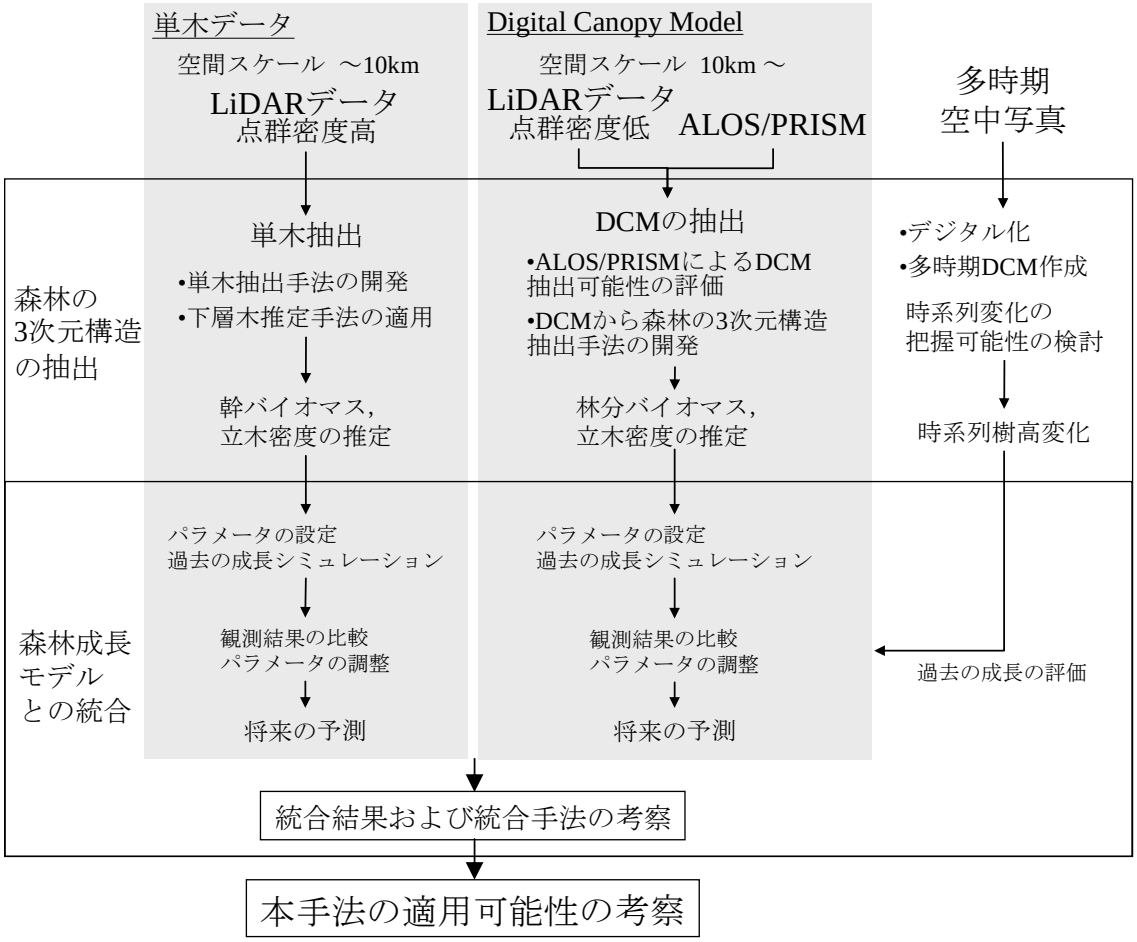


図 2-2 第 2 章で設定した研究の流れ

(1) リモートセンシングデータによる森林の 3 次元構造の抽出

空間スケールが 10 km 以下で二酸化炭素吸収量や炭素貯蔵量の予測を行うケースでは，森林の 3 次元構造データとして単木データに注目し，点群密度の高い LiDAR データから樹冠形状モデルに基づく単木抽出手法を開発し，下層木を推定する手法を適用することで，林班ごとに幹バイオマスおよび立木密度を推定する手法を開発する(2.3.1)。

空間スケールが 10 km 以上で二酸化炭素吸収量や炭素貯蔵量の評価を行うケースでは，森林の 3 次元構造データを DCM から抽出することに注目し， ALOS/PRISM データおよ

び点群密度の低い LiDAR データから作成した DCM を用いて林班ごとに樹高を推定し，幹バイオマスおよび立木密度へ変換する。ALOS/PRISM データは， LiDAR データとの検証により DCM の作成可能性を評価する。そして，抽出された DCM から樹高を推定し，既存の現地調査のデータに基づいて，林班ごとに幹バイオマスや立木密度を推定する手法の開発を行う(2.3.2)。

空中写真からは，多時期で DCM の作成を行う。LiDAR データとの比較により DCM の抽出可能性を検証し，多時期の DCM を作成して時系列で森林の 3 次元構造の把握可能性を評価する(2.3.3)。

(2) 森林成長モデルとの統合

リモートセンシングデータから抽出された森林の 3 次元構造データを用いて，森林成長モデルと統合する。統合手法は，林班で集計した幹バイオマスと立木密度を再現できるようにシミュレーションを行い，自動的にパラメータの調整を行う。また，多時期の空中写真から作成した時系列の樹高のデータを用いて，森林成長モデルによる過去からのシミュレーションの評価へ利用する。各林班で，抽出された森林の 3 次元構造データが再現できたことを確認した後に，将来のシミュレーションを実行して将来予測を行い，二酸化炭素吸収量や炭素貯蔵量の算定を行う(2.2)。

森林の 3 次元構造データとしては，1)空間スケールが 10 km 四方以下では単木抽出されたデータ，2) 空間スケールが 10 km 四方以上では DCM に注目する。研究の方法論として，上記 2 つのデータそれぞれに統合手法を開発し，実際にテストエリアへ適用して評価を行う。

(3) 本手法の適用可能性の考察

上記までの手法開発により，森林の 3 次元構造データと森林成長モデルの統合手法が開発される。それらを踏まえ，二酸化炭素吸収量や炭素貯蔵量の将来予測が必要とされている各分野に対する本手法の適用可能性の考察を行い，今後の課題や研究の方向性を明確にする必要がある。

本手法は，リモートセンシングによって森林の 3 次元構造データが抽出されることが前提となる。そのため，はじめに森林の 3 次元構造データの抽出手法の適用可能性を考察する必要がある。そして，第 1 章で示した広域な二酸化炭素吸収量や炭素貯蔵量の将来予測が必要とされている分野における，本研究が貢献できる部分や限界となる部分を示し，今後の課題を提示する。

第3章 テストエリアおよび使用データ

3.1 テストエリア

本研究のテストエリアは，青森県七戸町周辺および岐阜県郡上市周辺の 2 箇所とした。空間スケールが 10 km 以下で点群密度の高い LiDAR データによる単木データとの統合は，青森県七戸町周辺の三菱製紙株式会社が所有するスギ(Cryptomeria japonica D. Don)人工林で行う。空間スケールが 10 km 以上の ALOS/PRISM データや点群密度の低い LiDAR データの DCM との統合は，岐阜県郡上市周辺におけるスギとヒノキ(Chamaecyparis obtusa)の人工林で行う。図 3-1 にテストエリアの位置と中心の緯度経度を示した。

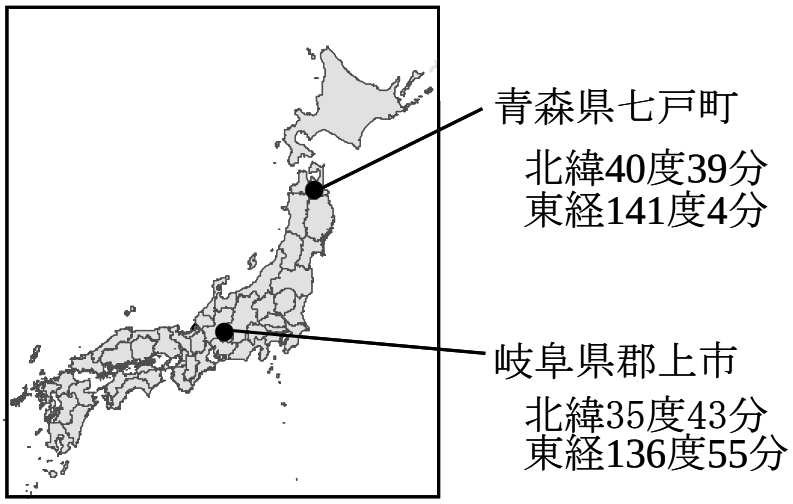
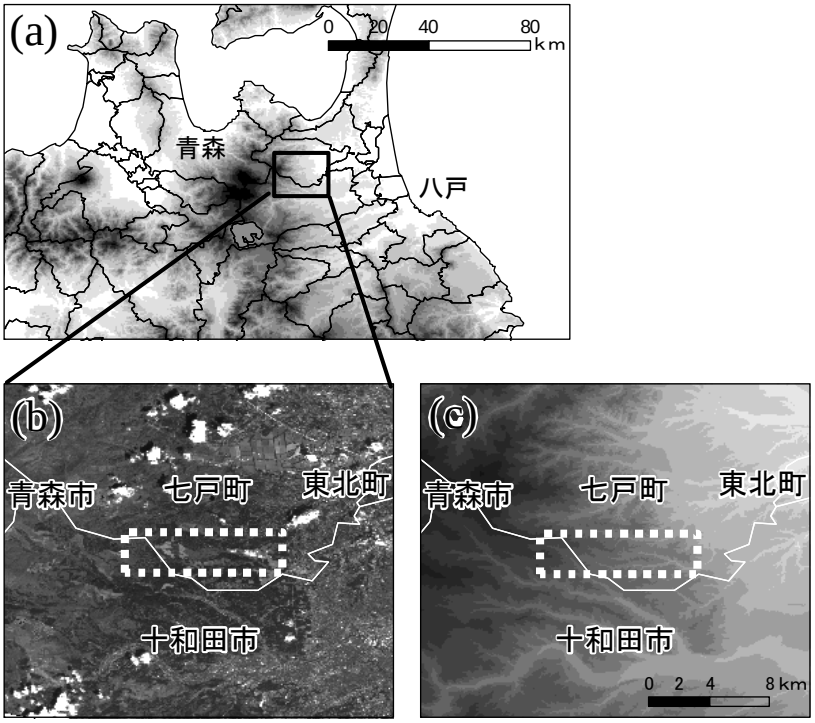


図 3-1 本研究のテストエリア

青森県七戸町は，青森県地形分類図(経済企画庁総合開発局, 1970)によると，八甲田火山地や十和田火山地などで構成される中央山地と太平洋沿岸との中間である三戸丘陵に位置し，地形は比較的緩やかな台地と山地の中間である。

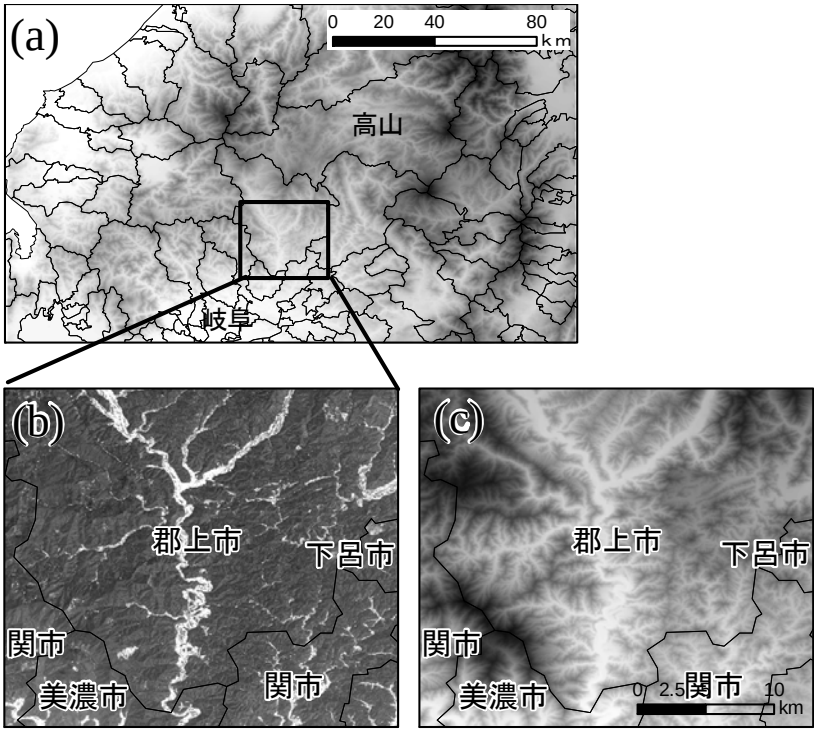
岐阜県郡上市は，岐阜県地形分類図(経済企画庁総合開発局, 1970)によると，岐阜県の中央部であり，長良川が南北に通っており，美濃丘陵および西美濃丘陵に位置する。また，地形は小起伏山地および中起伏山地である。

次に，2 つのテストエリアの概観を示す。図 3-2 には，青森県七戸町の周辺地形(a, c)と ALOS/PRISM のオルソ画像(b)を示した。白破線は，3.2.2 で示す LiDAR データの取得範囲である。図 3-3 には，岐阜県郡上市周辺の周辺地形(a, c)や SPOT5 のオルソ画像(b)をそれぞれ示した。



ALOS/PRISM 2007/7/14

図 3-2 青森県七戸町周辺の(a)周辺の概略，(b)ALOS オルソ画像，(c)対象地詳細地形



SPOT5 2006/8/5

図 3-3 岐阜県郡上市周辺の(a)周辺の概略，(b)ALOS オルソ画像，(c)対象地詳細地形

対象地の気象データを示す。表 3-1 には青森県七戸町の月ごとの気象データ，表 3-2 には岐阜県郡上市の月ごとの気象データを示した。なお，この気象データは気象庁の気候値メッシュ 2000 である。気候値メッシュ 2000 の値は，1970 年から 2000 年までの平年値であり，地域メッシュの 3 次メッシュごとに，値が内挿されて格納されたデータである(気象庁, 2002)。本研究では，森林成長モデルへのインプットにこの気象データを用いる。

表 3-1 青森県七戸町の月ごとの気象データ(3 次メッシュ番号:60417087)

月	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
最高気温 (℃)	-0.1	0.4	4.3	12.5	18.0	20.7	24.4	26.4	21.9	16.1	9.2	3.5
最低気温(℃)	-6.3	-7.0	-4.1	1.2	6.6	11.7	16.3	17.4	12.1	5.3	0.1	-3.7
月降水量 (mm $month^{-1}$)	113.4	113.7	101.4	97.5	110.2	123.2	143.0	216.6	234.8	130.6	146.1	104.9
日射量 (MJ m^{-2} day^{-1})	5.7	8.0	11.8	16.4	18.2	18.1	16.8	15.1	11.8	9.0	6.0	4.5

表 3-2 岐阜県郡上市の月ごとの気象データ(3 次メッシュ番号:53363795)

月	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
最高気温 (℃)	6.2	6.9	11.9	17.8	22.6	25.6	28.9	30.5	26.3	20.8	14.5	8.9
最低気温(℃)	-2.3	-2.6	0.4	5.1	10.2	15.7	19.7	21.0	16.6	10.3	4.7	-1.0
月降水量 (mm $month^{-1}$)	96.4	110.9	183.0	240.3	261.7	333.8	442.3	296.6	420.3	162.8	152.2	80.6
日射量 (MJ m^{-2} day^{-1})	7.8	10.3	13.7	16.5	18.0	16.6	16.6	16.6	12.6	10.6	7.9	6.9

3.2 リモートセンシングデータ

3.2.1 空中写真

本研究で使用する青森県七戸町周辺の空中写真を表 3-3，岐阜県郡上市周辺の空中写真を表 3-4 に示す。青森県七戸町周辺は 7 時期としたが，1960 年代の林野庁撮影の空中写真が存在しなかった。そのため，国土地理院が撮影した空中写真(1966 年)を利用することにした。一方，岐阜県郡上市周辺では 8 時期の空中写真を使用した。

表 3-3 青森県七戸町周辺で使用した空中写真一覧

撮影名	撮影年	高度 (m)	縮尺	カメラ	焦点距離 (mm)
T0-66-1X※	1966	3200	1/21000	Zeiss RMK	152.62
第1十和田	1977	4000	1/20000	RC-8	209.56
第2十和田	1983	4000	1/16000	RC-10	213.30
第3十和田	1988	3900	1/16000	RC-10	213.30
第4十和田	1993	4000	1/16000	RC-10	213.48
第5十和田	1997	3900	1/16000	RC-10	213.48
第6十和田	2002	3700	1/16000	RC-30	213.48

※1966年撮影は国土地理院撮影の空中写真を使用

表 3-4 岐阜県郡上市周辺で使用した空中写真一覧

撮影名	撮影年	高度 (m)	縮尺	カメラ	焦点距離 (mm)
第1長良川	1964	5500	1/23000	RC-8	209.90
第2長良川	1969	4800	1/20000	RC-8	209.56
第3長良川	1974	5100	1/20000	RC-8	209.56
第4長良川	1979	4300	1/16000	RC-10	213.27
第5長良川	1984	4200	1/16000	RC-10	213.27
第7長良川	1994	4400	1/16000	RC-30	213.27
第8長良川	1999	5200	1/21000	RC-30	213.27
第9長良川	2004	4000	1/16000	RC-30	213.27

3.2.2 航空機 LiDAR データ

(1) 青森県七戸町周辺

青森県七戸町周辺の航空機 LiDAR データは，三菱製紙株式会社の社有林をカバーするように取得が行われた。取得日は 2004 年 8 月 14，15 日である。LiDAR データの観測パラメータを表 3-5 に示した。このデータは点群密度が高く，単木の認識が可能である。また，LiDAR データと合わせて，航空機搭載型のデジタルカメラである Z/I イメージ社の Digital Matrix Camera(DMC)による撮影を行った。図 3-4(a)には LiDAR データから作成した DSM，(b)には DMC 画像を示した。LiDAR データは，大石・丸山(2006)によるフィルタリング処理を行い，空間解像度 1 m の DEM を作成した。

表 3-5 青森県七戸町周辺で使用した点群密度の高い LiDAR データの観測パラメータ

装置	ALS50 (Leica Geosystem)
飛行高度	1829 m
飛行速度	110 kt
パルスレート	46 kHz
スキャンレート	39 Hz
スキャニング角	±10 degree
ビーム幅	0.47 m
点群密度	11.1 点/m^2

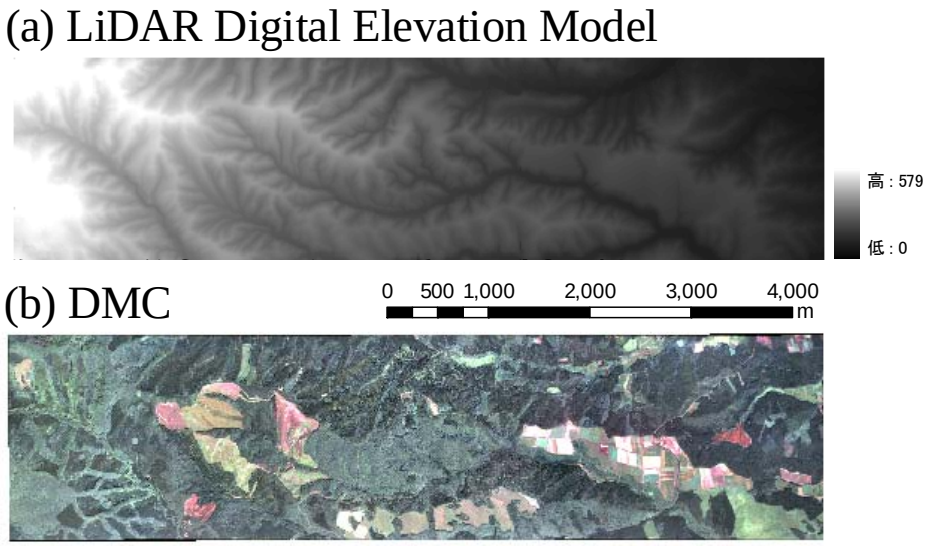


図 3-4 青森県七戸町周辺で取得した(a)LiDAR データ(DEM)と(b)DMC のカラー合成画像

(2) 岐阜県郡上市周辺

岐阜県郡上市周辺の LiDAR データは，岐阜県が詳細な標高データを取得するために全県で取得が行われたデータを使用した。取得は 2004 年前半にかけて行われた。取得のパラメータを表 3-6 に示す。このデータの点群密度は青森県七戸町周辺のデータと比べて低い。そのため，単木抽出を行うことは困難であるが，DCM の作成は可能である。

この LiDAR データを用いてフィルタリング処理が行われており，格子点 2 m 間隔の DEM データが作成されており，岐阜県が所有している。この DEM の精度検証は，渡辺ら(2005)によって行われ，県が定めた±1.7 m 以内となっており，十分な精度を有していることが示されている。LiDAR データから作成された DEM を図 3-5 に示した。

表 3-6 岐阜県郡上市周辺で使用した点群密度の低い LiDAR データの観測パラメータ(岐阜県, 2005)

装置	RAMS システム (EnerQuest)
飛行高度	2000 m
パルスレート	24 kHz or 15kHz
スキャニング角	±22 degree
点群密度	0.43 点/m^2

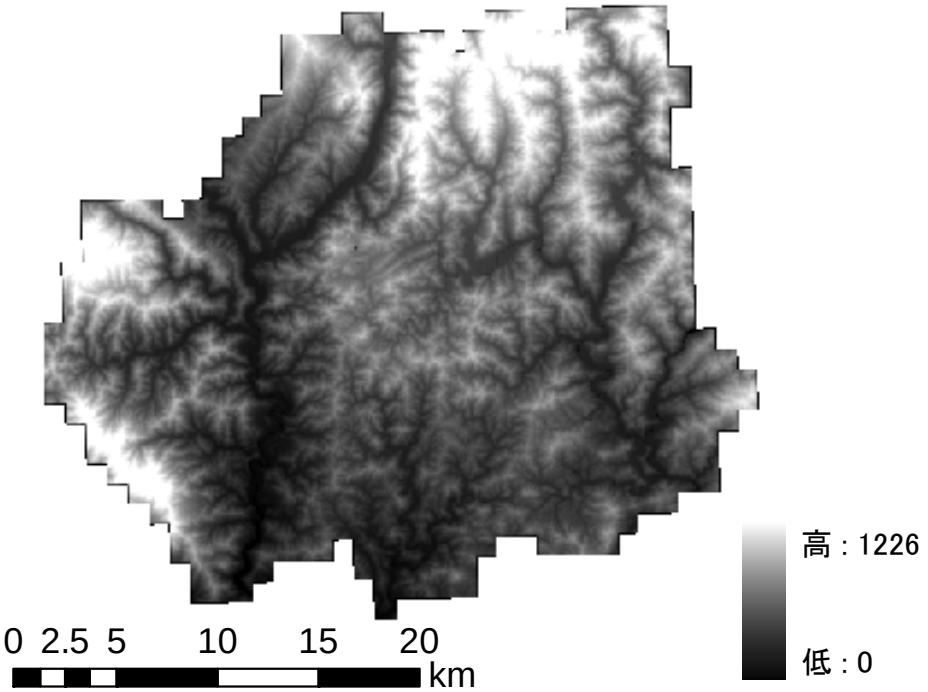


図 3-5 岐阜県郡上市周辺の LiDAR データ(DEM)

3.2.3 ALOS/PRISM データ

ALOS/PRISM データのスペックを表 3-7 に示す。ALOS/PRISM データはパンクロマティック画像であり，量子化ビット数は 8 ビットである。また，画像は JPEG 形式による不化逆に圧縮されており，画像の随所に JPEG 圧縮によるブロックノイズが発生している。ALOS/PRISM は，データ転送量を軽減するために JPEG 圧縮を行っており，圧縮モードは 1/4.5 の場合と 1/9 の場合があり，一般的には 1/4.5 である(JAXA, 2008)。

PRISM のセンサの直下視と前方視および後方視との角度は 23.8 度である。そのため，後方視と前方視との基線(B/H)比はほぼ 1 である。また，直下視と前方視または後方視との 2 方向視でステレオ視する場合，基線(B/H)比は約 0.45 となる。

表 3-7 ALOS/PRISM センサの諸元

バンド数	1 (パンクロマチック)
観測波長帯	0.52～0.77 μm
光学系	3式 (直下視，前方視，後方視)
直下視からの角度	前方視，後方視：±23.8度
ステレオ視B/H比	1.0 (前方視後方視間)
地上分解能	2.5m (直下視)
観測幅	70km (直下視のみ)/ 35km (3方向視モード)
信号対雑音比	>70
空間周波数伝達特性	>0.2
ディテクター数	28000/band (観測幅 70km) 14000/band (観測幅 35km)
ポインティング角	±1.5° (3方向視モード，クロストラック方向)
量子化ビット数	8ビット

PRISM のセンサは，複数の CCD ユニットで構成されている。直下視の CCD ユニットは 6 つ，後方視および前方視の CCD ユニットは 8 つである(JAXA, 2008)。図 3-6 に観測の概念図を示した。各 CCD ユニットには衛星の進行方向に直角の方向で，5000 画素が配列されており，隣の CCD ユニットは互いに一部がオーバーラップしている。そのため，合計で直下視が約 30000 画素，後方視および前方視が約 40000 画素となる。

観測モードは表 3-8 に示すように 9 つの組み合わせがある。3 方向視で取得の場合は，観測幅は 35 km である。その際は，3 つの CCD ユニットに相当する 14592 画素が電子的に切り出される。直下視が 70 km のモードでは，直下視は 6 つの CCD ユニットに相当する 29184 画素が電子的に切り出される

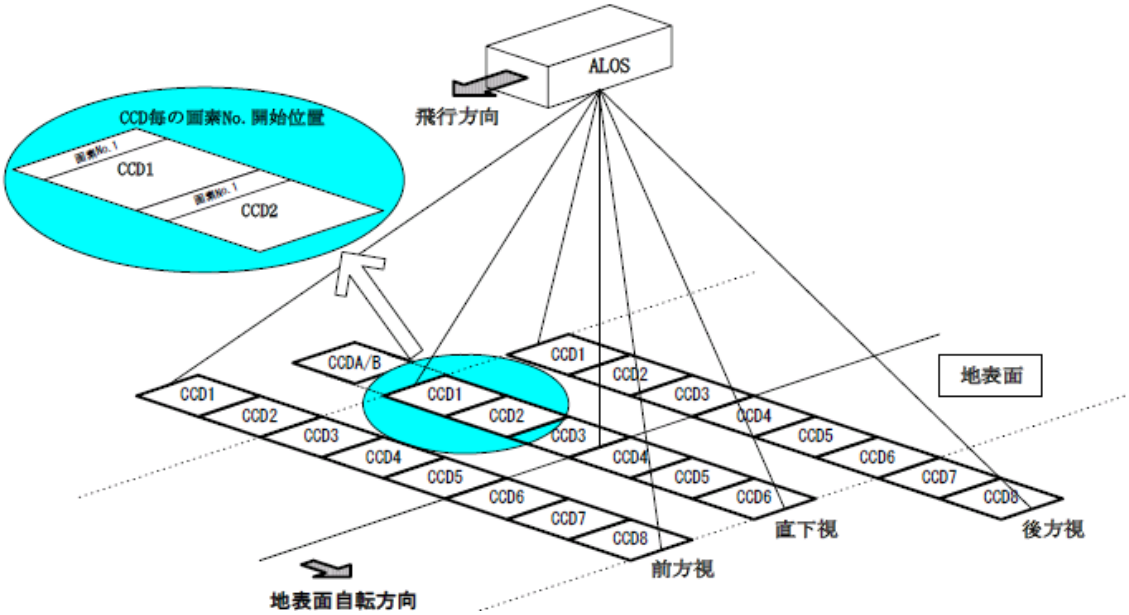


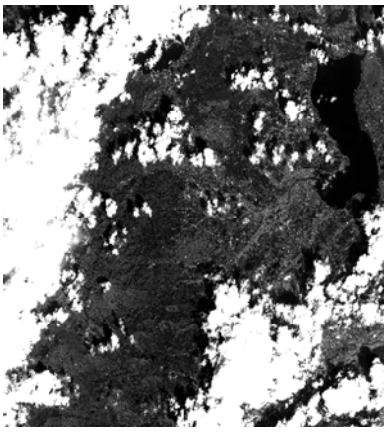
図 3-6 ALOS/PRISM の観測の概念図(JAXA, 2008)

表 3-8 ALOS/PRISM の観測モード

モード1	前方視, 直下視, 後方視 (観測幅35km)
モード2	直下視(70km) + 後方視(35km)
モード3	直下視(70km)
モード4	直下視(35km) + 前方視(35km)
モード5	直下視(35km) + 後方視(35km)
モード6	前方視(35km) + 後方視(35km)
モード7	直下視(35km)
モード8	前方視(35km)
モード9	後方視(35km)

ALOS/PRSM データは，Level 1B1 で代数学的標定モデルに必要な有理多項式係数格納された RPC ファイルが付与された形で入手できる。そのため，RPC 付きの Level 1B1 データを入手した。

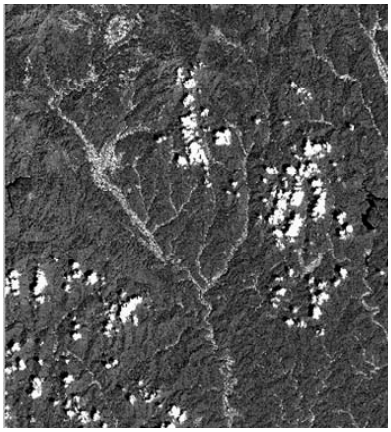
本研究で使用する，青森県七戸町周辺の ALOS/PRISM データを図 3-7，岐阜県郡上市周辺の ALOS/PRISM データを図 3-8，図 3-9，図 3-10 にそれぞれ示す。なお，図 3-8 と図 3-9 は同じパスで南北に隣接したデータであり，実際には連続して観測されている。



後方視画像

撮影日	2007年10月17日
シーンID	ALPSMW092042780 ALPSMB092042835
中心緯度 中心経度	40.763 141.138 (後方視)
観測モード	2
太陽仰角 太陽方位角	40度 166度

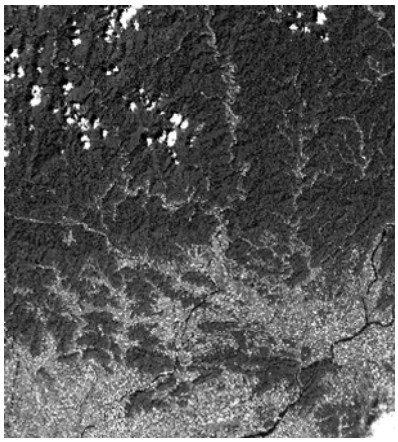
図 3-7 青森県七戸町周辺を撮影した ALOS/PRISM データ（2007 年 10 月 17 日撮影）



後方視画像

撮影日	2007年10月10日
シーンID	ALPSMW091022880 ALPSMB091022935
中心緯度 中心経度	35.822 136.972 (後方視)
観測モード	2
太陽仰角 太陽方位角	47度 162度

図 3-8 岐阜県郡上市周辺を撮影した ALOS/PRISM データ(2007 年 10 月 10 日撮影①)



後方視画像

撮影日	2007年10月10日
シーンID	ALPSMW091022885 ALPSMB091022940
中心緯度 中心経度	35.575 136.902 (後方視)
観測モード	2
太陽仰角 太陽方位角	47度 162度

図 3-9 岐阜県郡上市周辺を撮影した ALOS/PRISM データ（2007 年 10 月 10 日撮影②）

直下視画像

撮影日	2007年7月27日
シーンID	ALPSMF080082825 ALPSMN080082880 ALPSMB080082935
中心緯度 中心経度	35.730 136.741
観測モード	1
太陽仰角 太陽方位角	68度 132度

図 3-10 岐阜県郡上市周辺を撮影した ALOS/PRISM データ（2007 年 7 月 27 日撮影）

3.3 使用するリモートセンシングデータとテストエリアの位置関係

2つのテストエリアにおける各種データの位置関係を図 3-11 と図 3-12 に示した。図 3-11 の青森県七戸町周辺の空中写真の範囲は省略したが，LiDAR データと同じ範囲である。

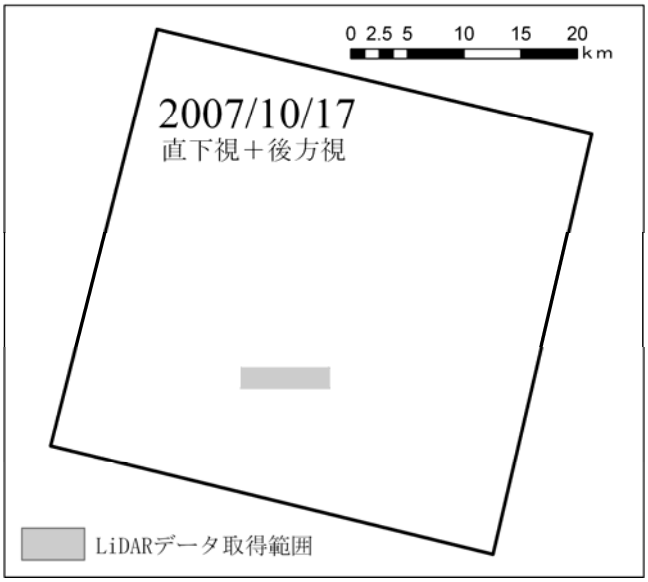


図 3-11 青森県七戸周辺における ALOS/PRISM データと LiDAR データの位置関係

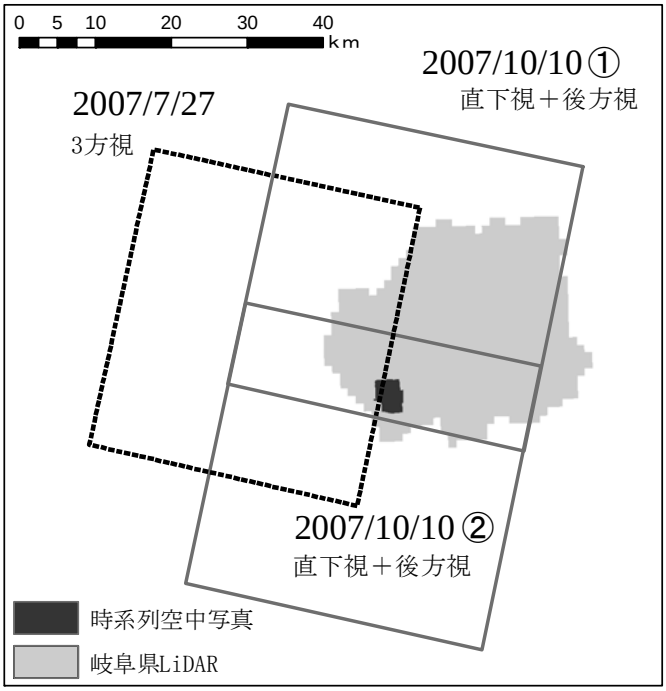


図 3-12 岐阜県郡上市周辺における ALOS/PRISM データ，LiDAR データ，空中写真の位置関係

3.4 現地調査および既存データ

3.4.1 青森県七戸町周辺テストエリアの現地調査データ

青森県七戸町周辺のテストエリアにおいて，4 つのスギ林班内のプロットにて現地調査を行った。調査を行ったエリアは，三菱製紙の社有林である。調査は 2004 年 8 月に実施した。各プロットは林縁を含まない場所で，40 m 四方となるように四隅の樹木を設定し，ビニルテープで囲むことで調査対象とする区画を設定した。そして，DGPS(GPS Path finder Pro/XP; Trimble 社製)を用いて基準点を設定し，レーザ測距儀(LaserAce300; MDL 社製)と反射板を用いて，区画内で胸高直径が 5 cm 以上の樹木の位置と樹高を合計 305 本取得した。

さらに，2004 年 8 月，2005 年 8 月，2006 年 9 月には，毎木調査を行った 305 本のうち 110 本の樹冠投影図を取得した。樹冠投影図は，各樹木の樹冠領域を 8 つの頂点で表現できるように地面から目視で判断して反射板を置き，基準点からレーザ測距儀を用いて樹冠領域を表現する頂点の座標を取得することで作成した。また，各プロットで下層植生の調査を行った。調査方法は，各プロット内に 1 m 四方の区画をプロットの四隅付近および中央付近の合計 5 箇所に設置し，区画内の下層植生の高さを計測し，被度を目視で判定し，それらを平均化することで各プロットの下層植生の高さおよび被度を求めた。

現地調査によって得られた対象とした 4 つの林分の状況を表 3-9 に示した。なお，Plot 4 については，樹冠投影図の取得は行っていない。

表 3-9 青森県七戸町周辺における現地調査プロットのまとめ

Plot	1	2	3	4
植栽年	1960	1955	1960	1987
平均樹高 [m] (標準偏差)	22.3 (2.3)	21.0 (3.0)	26.7 (1.4)	6.6 (1.4)
胸高直径 [cm] (標準偏差)	28.5 (4.8)	26.5 (5.8)	33.8 (3.5)	10.6 (3.0)
最終間伐年	1996	1997	2004	1993
下層植生高 [m]	0.2	0.6	0.6	1.3
下層植生被度	0.26	0.42	0.51	0.90

Plot 1，3 は 1960 年に植栽され，Plot 2 は 1955 年に植栽された。Plot 2 には，現地調査のデータの中にアカマツが含まれていたが，本数が少ないため，除外せずにそのまま使用した。Plot 1, 2 は 1996 年から 1997 年にかけて間伐を行ったが，LiDAR データの取得時点では樹冠が閉鎖している林分だった。一方，Plot 3 は 2004 年春季にかけて一部で間伐を行っており，樹冠は閉鎖されていなかった。Plot 1, 3 は同じ林齢であるが，樹高や胸高直径は Plot 3 の方が大きく，Plot 3 の立木密度は Plot 1, 2 と比較して半分であるが，Plot 3 の材積は Plot 1, 2 とほぼ同じだった。各プロットの下層植生は主にシダ植物が多く，

0.2 ～0.6 m の高さだった。

調査プロット付近の樹木の抜倒調査を行い，各部位のバイオマス(乾重量)を求めた。なるべく樹木のサイズが多様となるように, 胸高直径が 12 cm から 49 cm の樹木を 6 本切り倒し，幹，枝，葉，根の部位別にバイオマスを求めた。胸高直径 D と幹バイオマス w_{stem} への変換式を式(3-1)，葉バイオマス w_{leaf} への変換式を式(3-2)に示した。

$$w_{stem} = 0.098 * D^{2.35} \qquad \text{式(3-1)}$$

$$w_{leaf} = 0.0031 * D^{2.65} \qquad \text{式(3-2)}$$

なお，胸高直径 D の単位は cm，また，バイオマスの単位は kg である。胸高直径と幹バイオマスの変換式の決定係数(R^2)は 0.99, 葉バイオマスの変換式の決定係数も 0.99 だった。

次に，樹高 H と胸高直径 D との変換式を式(3-3)に示した。

$$D = 6.55 * e^{0.065*H} \qquad \text{式(3-3)}$$

樹高 H の単位は m である。サンプル数は 529 本である。胸高直径と樹高の変換式の決定係数は 0.91 だった。

3.4.2 林分収穫表

本研究の対象地である，青森県と岐阜県の民有林の林分収穫表(収穫予想表)を入手した(青森県農林水産部, 1997; 岐阜県林政部, 1992a; 岐阜県林政部, 1992b)。林分収穫表は，民有林については県ごとに作成が行われており(吉田, 2008; 吉田・松下, 1999; 白石, 1999)，林分収穫表の作成方法や表示方法は，岐阜県と青森県で大きく異なる。

岐阜県の林分収穫表は，個々の林分の現地調査のデータが掲載されており，林齢は 150 年までの収穫表が作成されている。一方，青森県の林分収穫表は現地調査のデータは掲載されておらず，林齢は 80 年までしか作成されていない。

3.4.3 森林計画図と森林簿

2 つのテストエリアにおいて，森林に関する地理情報として森林計画図を入手した。森林計画図は，地域森林計画の樹立に必要な基礎資料であり，林班界が含まれる。青森県七戸町周辺のテストエリアでは，三菱製紙株式会社の人工林における森林計画図を入手し，紙地図から林班界をデジタイズし，ポリゴンデータを作成した。また，岐阜県郡上市周辺のテストエリアでは，デジタル化された森林計画図の林班界のポリゴンデータを入手し，合わせて森林簿を入手した。森林簿は，地域森林計画の付属資料として，森林の位置，林種，樹種などの森林資源情報を取りまとめた台帳であり，都道府県が管理している。

第4章 リモートセンシングによる森林の 3 次元構造データの抽出

本章では，第 2 章で示した研究の方法論に基づき，森林の 3 次元構造データの抽出を行う。

4.1 では，点群密度の高い LiDAR データを用いて，単木レベルの森林の 3 次元構造データとして幹バイオマスと立木密度を林班ごとに抽出する手法を開発する。具体的には針葉樹のための単木抽出手法を新たに開発し，さらに下層木推定手法を適用して，林班単位の単木レベルの森林の 3 次元構造抽出手法を新たに開発する。

4.2 では，ALOS/PRISM データおよび点群密度の低い LiDAR データから，森林の 3 次元構造データの抽出を行う。ALOS/PRISM データから DCM を作成し，LiDAR データとの比較により，精度検証を行う。次に，既存の現地調査のデータを利用し，DCM から単木レベルの森林の 3 次元構造データとして幹バイオマスや立木密度を林班ごとに抽出する手法を開発する。

4.3 では，2 つのテストエリアにおいて，空中写真を用いて多時期の DCM を作成する。LiDAR データとの比較によって，森林域における DCM の精度検証を行う。次に，時系列に DCM を作成し，DCM の変化を観察することで，樹高の成長などの森林の変化の把握可能性を評価する。

最後に，4.4 では本章で得られた成果をまとめる。

4.1 点群密度の高い LiDAR データによる森林の 3 次元構造データの抽出

4.1.1 はじめに

本節では，2.3.1 で前述したように，LiDAR データから樹冠形状モデルに基づき単木を抽出し，さらに単木抽出手法で抽出困難な下層木を推定した上で，林班単位の幹バイオマスおよび立木密度を抽出する手法の開発を行う。

テストエリアは 3.1 で示した青森県七戸町周辺の三菱製紙社有林である。本節で使用する点群密度の高い LiDAR データの観測パラメータは，表 3-5 に示した。なお，テストエリアは定期的に間伐がなされており，適度に管理されたスギの人工林である。現地調査のデータは，3.4 で示したデータを用いる。

はじめに，樹冠形状モデルとそのモデルに基づく単木抽出手法について述べる。そして，下層木を推定して林分のバイオマスや立木密度を推定する MNY 法について述べ，テストエリアへの適用結果を示した上で検証と考察を行う。

4.1.2 樹冠形状モデルに基づく単木抽出手法

本研究では，樹冠形状として外側に膨らんだ円錐状の樹冠形状であると仮定した。つまり，樹冠はパラボラ形状で表現可能であると考えた。なお，樹冠は上部の陽樹冠と下部の陰樹冠に区分して表現される場合があるが，本研究では LiDAR データで抽出可能である陽樹冠のみで表現された樹冠を想定した。そして，樹冠がパラボラ形状であることを記述するモデルとして，Sheng et al.,(2001)が提案した樹冠形状モデルを用いた。

このモデルの樹冠パラメータは，図 4-1 に示したように樹頂点(Tree top) (Xt, Yt, Zt)，樹冠半径(Crown radius) (cr)，樹冠長(Crown height) (ch)，樹冠曲率(Crown curvature) (cc) である。なお，梢端は樹頂点と同義であり，これ以降は樹頂点とする。樹木の幹は樹頂点の水平座標で直立していると仮定した。樹冠曲率は，1 で円錐となり，1 より大きい場合は外側に膨らんだパラボラ形状となる。

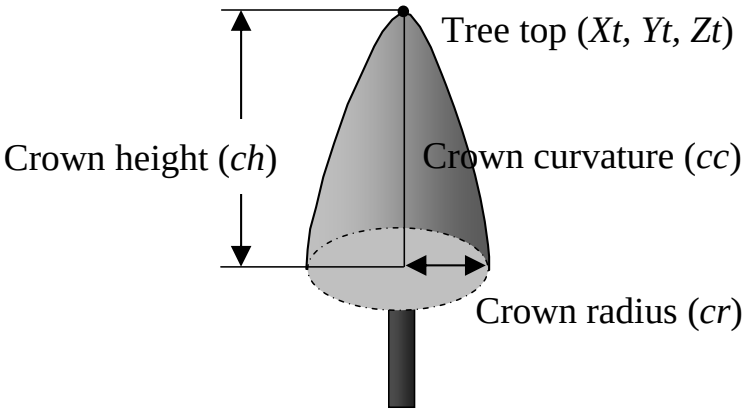


図 4-1 Sheng et al.,(2001)の樹冠形状モデルに必要なパラメータ

これらの樹冠パラメータが既知である場合，樹冠表面上の任意の点(X, Y, Z)は，式(4-1)

の条件を満たす。

$$\frac{(Z+ch-Zt)^{cc}}{ch^{cc}}+\frac{((X-Xt)^2+(Y-Yt)^2)^{cc/2}}{cr^{cc}}=1 \qquad \text{式(4-1)}$$

ただし，$Zt-ch \le Z \le Zt$ である。

この樹冠形状モデルは，3 次元地理座標を数式へ組み込んでいるため，LiDAR データとの親和性が高い。なお，従来の樹冠形状モデルは，樹冠半径と樹冠長の範囲における樹冠曲率に相当する曲線を関数で表現しているのみだったため，樹頂点や樹冠表面上の任意の点を，3 次元地理座標として考慮していなかった。

以下に単木樹冠抽出までの流れを示す。

(1) 樹冠を構成する点群の抽出

本研究で開発した手法では，LiDAR データから樹冠表面を構成している点群データを抽出し，その点群データの 3 次元座標と最もフィットする樹冠パラメータの推定を行う。従って，最適なパラメータを推定するためには，樹冠表面を構成する点群データが単木ごとに適切に抽出される必要がある。樹冠表面を構成する点群データを抽出するための基準とするため，はじめに樹頂点に最も近い点(以下，樹頂最近隣点, Nearest tree top pulse)を抽出することにした。樹頂最近隣点としたのは，LiDAR 点群データは離散的に樹冠を表現していることから，樹頂点を捉えているとは限らないためである。そこで，周囲の点群データと比較し，標高の最も高い点を樹頂最近隣点と判断し，樹頂点は樹頂最近隣点の標高以上になると仮定した。今回，林分の立木密度を考慮し，各点データから周囲 1 m の点群データを参照し，樹頂最近隣点の抽出を行った。

次に，推定した樹頂点から，外側へ向かうほど樹冠表面上の標高は低くなる特徴を利用し(図 4-2(a))，高さの変化を観察した上で，樹冠表面を構成する点群データを抽出した。まず，樹頂最近隣点から山登り法で推定される樹頂点(山登り法による樹頂点の設定方法は後述)から，外側の方向へ正方形の区画を設定した。そして，各区画で標高が最大となる点を抽出した。次に，設定された樹頂点から外側に向けて，各区画における抽出された点の標高値の変化を観察していき，標高が減少する場合はその樹冠を構成する点群として，樹冠パラメータの推定に用いるために抽出した(図 4-2(b))。ただし，標高の変化が減少から増加に転じた場合，隣接した樹木の樹冠に到達したと判断し，増加に転じた区画を含む外側の区画の点群データは抽出しないことにした。また，次の区画の点の標高が減少の場合でも，地盤高付近に落ち込んだ場合は，地面に到達したと判断し，その区画を含む外側の区画の点群データは抽出しないことにした。なお，各区画は 0.5 m 四方の正方形とした。また，図 4-2(b)では，1 方位のみが表現されているが，等角 16 方位ごとに樹頂点から外側へ向かうような正方形の区画を設定し，同様の方法に基づいて樹冠表面上の点群を抽出した。また，この方法に基づいて樹冠表面形状を構成する点群データを抽出した場合，樹頂点付近

では設定した正方形の領域が重なる場合があるため，同じ点データが重複して抽出される可能性がある。その場合，重複した点はマージし，1 つの点データとして扱った。

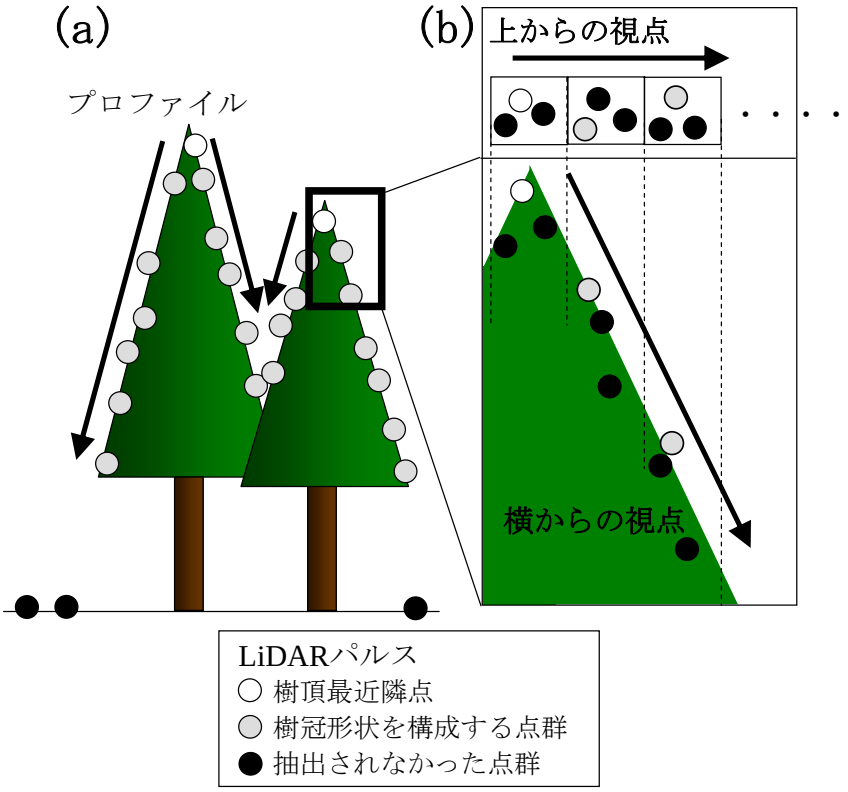


図 4-2 樹冠を構成する LiDAR 点群の抽出手法の概念図

(2) 樹冠パラメータの推定

抽出された樹冠表面を構成する点群データから，最もフィットする樹冠パラメータを推定する。推定方法として，今回は比較的単純な局所探索法である山登り法(Hill-climbing method)を採用した。この方法では，設定した探索範囲内で各樹冠パラメータを変化させ，最もフィットする樹冠パラメータの探索を行う(長尾, 2000)。最適な樹冠パラメータであるかを評価するために，方法は次の通りとした。まず，抽出された点群データの標高と，樹冠パラメータと式(4-1)から推定される点データの水平位置(X, Y)における標高の差を求める。そして，抽出された点群データの全てに対して高さの誤差を計算し，集計を行って平均誤差を求める。つまり，平均誤差が最も小さい樹冠パラメータの組み合わせが，抽出された点群データと最もフィットする樹冠パラメータであると判断した。

樹頂点は，水平方向(Xt,Yt)で樹頂最近隣点から 0.1 m ごとに 1 m 四方の範囲で値を変化させることにした。垂直方向(Zt)は，樹頂最近隣点の標高は必ず樹頂点の標高より低いことから，樹頂最近隣点の標高以上で 1.5 m 以内を範囲とし，0.1 m ごとに値を変化させることにした。樹冠曲率(cc)は，1 以上で外側に膨らんだパラボラの形状となり，2 を超えると

膨らみが極端となることから，1 以上 2 以下を範囲として 0.1 ごとに値を変化させることにした。さらに，設定した樹頂点と抽出された点群データから樹冠半径(cr)と樹冠長(ch)を求め，それらの値を基準として 0.5 m 以内の範囲で，0.1 m ごとに値を変化させることにした。

(3) 樹冠領域の決定と樹高推定

推定された各単木の樹冠パラメータから，樹冠領域を決定した。樹冠が伸張し，樹冠が隣接した場合は横方向への伸張が抑制されていると仮定し，樹冠は互いに重なり合わないとした。そのため，樹冠パラメータで樹冠を表現した際に，複数の樹冠が重なっている領域では，標高が最も高い樹冠領域を持つ樹木の樹冠が存在しているものとした。そして樹冠領域の決定後，各樹木の樹冠投影面積を推定した。

最後に，樹木の幹は推定された樹頂点の水平位置(Xt, Yt)で直立していると仮定したことから，樹頂点の標高(Zt)から樹頂点の水平位置(Xt, Yt)における DEM の標高値を差し引くことで，樹高を推定した。

4.1.3 MNY 法による下層木推定手法

本研究では，Hozumi et al.,(1968)，Hozumi(1971)が開発した MNY 法を適用し，樹冠が閉鎖した林分における被圧された下層木の推定を行うことにした。Osawa and Abaimov(2001)は，林分内のサイズの大きい樹木を計測し，MNY 法を適用した結果，林分全体の立木密度やバイオマスが良好に推定できたと報告している。この方法では，抽出した樹木をベータ関数に当てはめることで，林分全体の立木密度とバイオマスを推定することが可能である。ただし，林分は一様な同齢林であることが前提となる。なお，米(2005)も，従来の単木抽出手法である Watershed 法による領域分割法の単木抽出結果に対して MNY 法を適用し，下層木の推測を行った。

MNY 法では，林分の個体重の分布密度関数を $\phi(w)$ として，w を個体の材積または幹バイオマス，$w_{\max}$ を林分中の最大の個体材積または幹バイオマスとして，以下のような関数(式 4-2)を定義する。

$$
\begin{aligned}
Y(w) &= \int_{w}^{w_{\max}} w\phi(w)dw \\
N(w) &= \int_{w}^{w_{\max}} \phi(w)dw \\
M(w) &= Y(w)/N(w)
\end{aligned}
\qquad \text{式(4-2)}
$$

$Y(w)$ は w から $w_{\max}$ のサイズにおける林分全体の材積または幹バイオマス，$N(w)$ は w から $w_{\max}$ のサイズにおける林分の立木密度，$M(w)$ は平均の個体の材積または幹バイオマスである。w は，林分の最小個体サイズとなるが，今回は現地調査で最小の DBH を 5 cm としたので，5 cm を採用した。

ここで，w がベータ分布に従うと仮定した場合，以下の式に示す 2 つの関係式(式 4-3, 式 4-4)が導かれる(Hozumi, 1971; Osawa and Abaimov, 2001)。

$$M(w) = Aw + B \qquad \text{式(4-3)}$$

$$N(w)^{(1-A)/A} = \frac{C}{A^{(1-A)/A}}(A-1)w + \left(\frac{C}{A}\right)^{(1-A)/A} B \qquad \text{式(4-4)}$$

ただし，A, B, C はパラメータであり，各林分に異なる値を持つ。これらのパラメータは, まず式(4-3)から A を求め, 次に式(4-4)から B と C を求める(Osawa and Avaimov, 2001)。そして，ベータ分布の密度関数 $\phi(w)$ は以下の式(4-5)ようになる。

$$\phi(w) = C\left[(A-1)w + B\right]^{(2A-11-A)/(1-A)} \qquad \text{式(4-5)}$$

LiDAR データから 4.1.2 で前述した樹冠形状モデルに基づく単木抽出を行い，樹高から現地調査から求めた変換式(式 3-1)を用いて DBH を推定する。また，現地調査から求めたバイオマス変換式(式 3-2)を適用して，立木密度を乗ずることで林班ごとの幹バイオマスを推定する。その後，この MNY 法を適用し，幹バイオマスと立木密度の推定を行う。

4.1.4 単木抽出結果の検証と考察

単木抽出結果を検証する項目は，1)実測樹木の抽出率，2)樹高，3)樹木位置，4)樹冠投影面積の 4 項目とした。そして，LiDAR データから本手法による抽出結果と，現地調査による実測の樹木データで関連付けを行った。関連付けの方法は次の通りとした。まず，抽出された樹冠領域内に含まれる実測樹木を抽出した。そして，樹冠内に実測樹木が 1 本のみである場合は，その実測樹木に関連付けることにした。抽出された樹冠領域内に 2 本以上の実測樹木が含まれた場合は，水平距離の最も近い実測樹木を関連付けることにした。つまり，検証項目 1)実測樹木の抽出率は，関連付けられた実測樹木の抽出本数により求められる。一方，樹冠内で関連付けられなかった実測樹木は，樹冠内未抽出として本数をカウントし，樹冠領域外の実測樹木は樹冠外未抽出として本数をカウントした。また，実測樹木と関連付けられなかった抽出樹木は，過剰抽出として本数をカウントした。つまり，検証項目 2), 3), 4)は，関連付けられた樹木に対して，精度検証が行われることになる。

検証項目 2)樹高は，実測樹高と抽出樹高による 2 乗平均平方根誤差(Root mean square

error; RMSE)と相関係数を求めた。また，樹高の過小推定の軽減を評価するために，平均誤差(Average error; AE)を求めた。検証項目 3)樹木位置は，水平距離の平均誤差，x 軸および y 軸方向での平均誤差を求めた。検証項目 4)樹冠投影面積は，実測面積と推定面積による RMSE と平均誤差，相関係数を求めた。

2 乗平均平方根誤差と平均誤差は，以下の式(4-6)および式(4-7)によって計算される。

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^{n}(e_{L(i)} - e_{f(i)})^2}{n}} \qquad \text{式(4-6)}$$

$$A.E = \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}(e_{L(i)} - e_{f(i)}) \qquad \text{式(4-7)}$$

e_L と e_f は，それぞれ LiDAR データによる抽出結果と実測データを表しており，n は Plot 内で抽出された総本数を表す。

樹冠パラメータの抽出のために使用した点群データと，抽出された樹冠パラメータによる樹冠曲面を重ねたグラフの一例を図 4-3 に示した。横軸は樹木位置からの水平距離で，縦軸は高さとした。この図によると，抽出された点群と一致するように樹冠曲面が推定されていることがわかり，樹冠パラメータの抽出結果は良好だったことがわかる。次に，抽出結果から DSM として復元した結果を図 4-4 に示した。Plot 1, 2 は樹冠が閉鎖した林分であり，Plot 3 は樹冠が未閉鎖の林分であるが，図 4-4 の結果には樹冠が未閉鎖であることが良好に表現されていた。

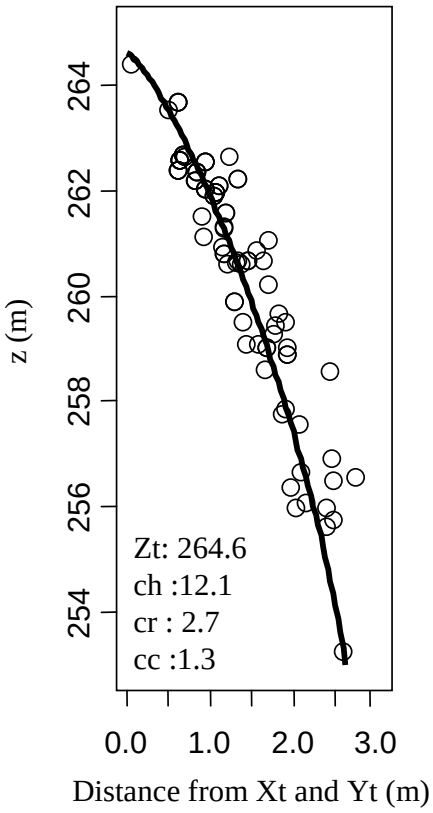


図 4-3 樹冠形状の推定に使用した LiDAR 点群と推定された樹冠曲面の例

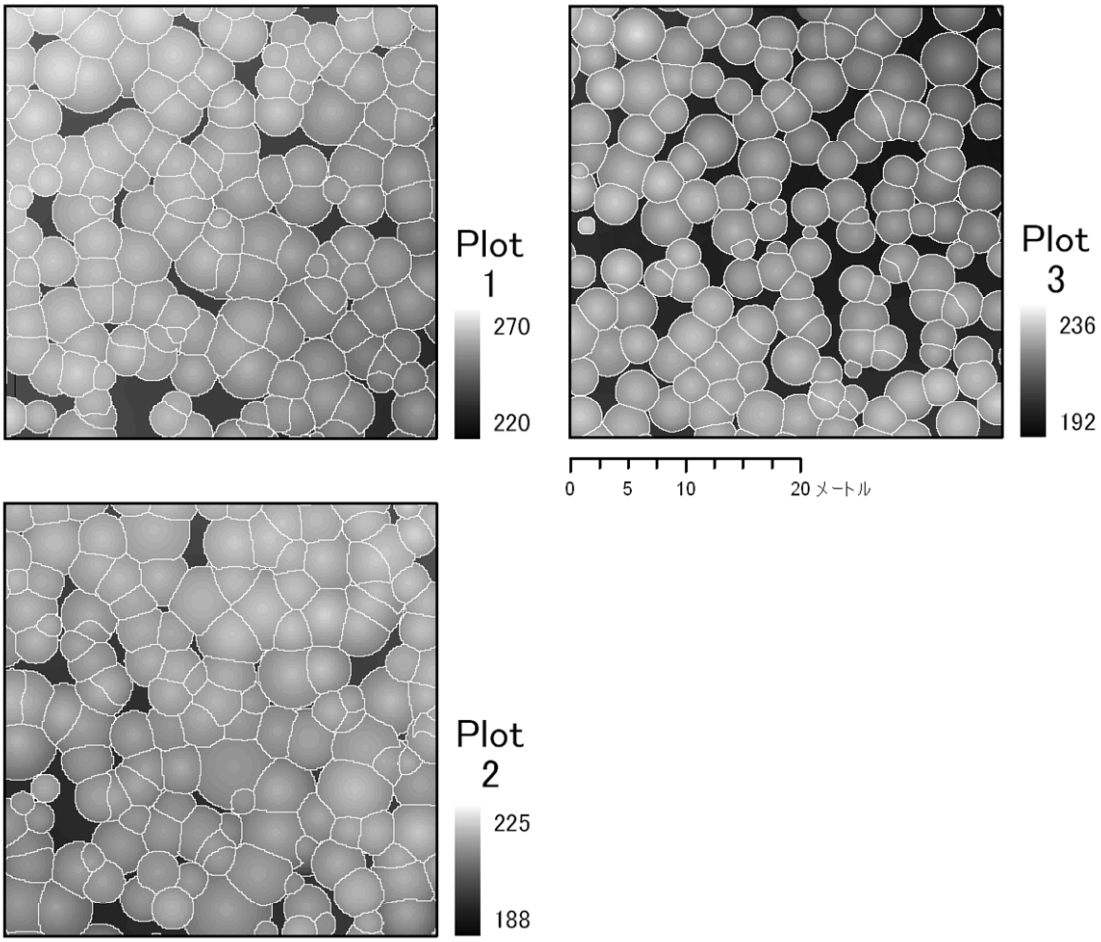


図 4-4 単木抽出結果を DSM へ復元した結果

次に，樹冠パラメータと数式を基に，テストエリアの林分の 3 次元表示を行った結果を図 4-5 に示した。吉田・木村(2001)は，森林景観の可視化手法として，樹木を「植える」方法を紹介しているが，LiDAR データを用い，DEM と本手法で注目した樹冠形状モデル基づいて樹冠抽出ができれば，「植える」方法による森林景観の可視化が可能となる。

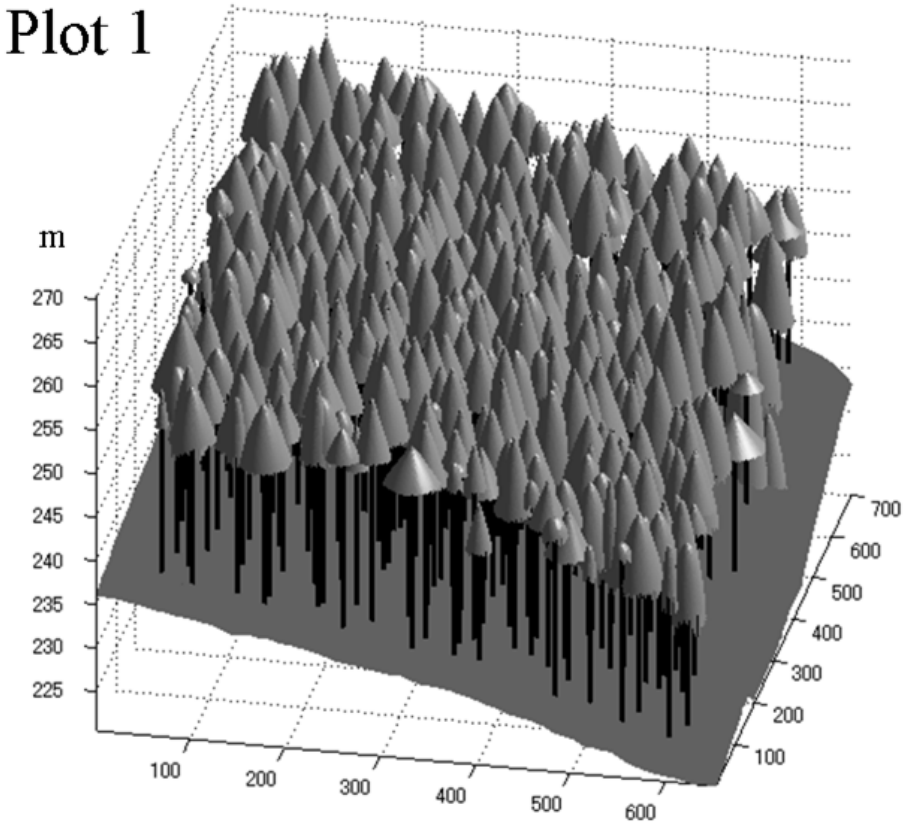


図 4–5 単木抽出結果の 3 次元表示例

(1) 実測樹木の抽出率

関連付けを行って得られた 1)実測樹木の抽出率を表 4-1 に示した。実測樹木の抽出率は，全体では 80%を上回った。樹冠の閉鎖していた Plot 1, 2 では，抽出率は 70 %から 80 %となっており，Plot 3 ではほとんどの樹木が抽出された。Plot 3 については，図 4-4 の抽出結果で分かるように，樹冠は未閉鎖であり立木密度も低いために単木樹冠の認識が容易なことから，ほとんどの実測樹木を抽出することができた。

未抽出樹木が発生した Plot 1, 2 では，樹冠外未抽出の本数よりも，樹冠内未抽出の本数が多いことが分かった(表 4-1)。樹冠内未抽出が発生する要因としては，被圧された樹木が抽出できなかったことが挙げられる(Persson et al., 2002; 米ら, 2002; 松英ら, 2006)。他の要因としては，上層木であっても樹木間の距離が近い場合，1 つの樹冠として抽出された可能性が挙げられる。図 4-6 には，Plot1, 2 の実測樹木の全てを樹高順にプロットし，抽出の有無を示した。この図によると，比較的樹高の低い位置に未抽出としてプロットされる樹木が多く，これらは被圧された樹木である。さらに図 4-6 には，樹高がプロット内で中位程度でも抽出されなかった樹木があり，これらは上層木でも同一樹冠と判断されて未抽出となった樹木の可能性が高い。

表 4-1 単木抽出手法で抽出された樹木本数および未抽出樹木本数

Plot		1	2	3	合計
正解		91 (83%)	86 (73%)	76 (99%)	253 (83%)
空振り		8 (7%)	18 (15%)	4 (5%)	30 (10%)
見逃し	樹冠内未抽出	14 (13%)	25 (21%)	1 (1%)	40 (13%)
	樹冠外未抽出	5 (4%)	7 (6%)	0 (0%)	12 (4%)
実際の樹木本数		110	118	77	305

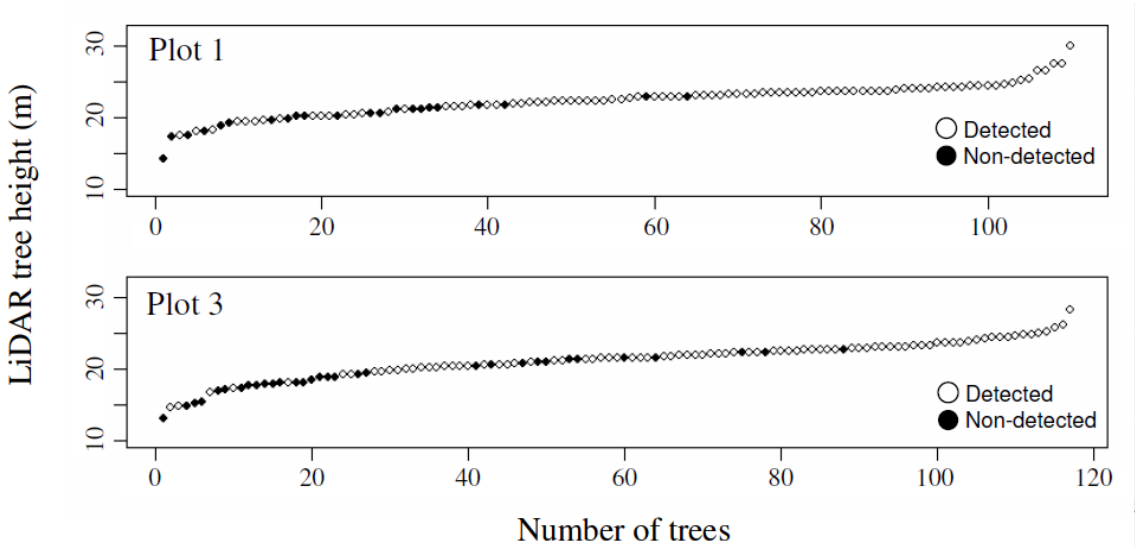


図 4-6 樹高順に並べた実測樹木の単木抽出手法による抽出の有無。樹木は実測の樹高順にプロットした。

樹木間の近接性によって上層木が抽出されなかった場合については，LiDAR データの点密度が向上することで，抽出できる可能性が高い。ヘリコプター搭載型 LiDAR データによるスギ林での抽出事例では，本研究と地形条件の近い緩斜面で，立木密度もほぼ同じ林分において，点密度が 1 平方メートルあたり約 15 点のデータを用いた結果，単木の抽出率が 90%を上回ったことを報告している(Takahashi et al., 2005)。

樹冠外未抽出が発生した原因は，被圧された下層木である可能性が高く，樹頂最近隣点を抽出する際に，良好に抽出できなかった可能性がある。一方，過剰抽出の原因は，実際の樹冠形状が複雑だった場合や，歪な形状だったために，複数の樹木として誤抽出された可能性が高い。

LiDAR データから抽出された各プロットの全樹木本数と，実測による樹木本数を比較すると，樹冠が閉鎖されていない Plot 3 では，LiDAR データで抽出した本数の方が 3 本多かったが，Plot 1, 2 では 10 本以上少なく，1 割程度の過小抽出となった。上層木で未抽出となった樹木と過剰抽出された樹木によって，上層木の抽出率の誤差は相殺される可能性が

あるが，被圧された下層木は未抽出が困難である。従って，LiDAR データから抽出した樹木本数から立木密度を推定し，幹バイオマスおよび材積を推定した場合，樹冠が閉鎖した林分内では，過小推定される可能性がある。つまり，林分全体での立木密度や幹バイオマスを推定するためには，LiDAR データからは抽出されなかった樹木の存在を考慮する必要がある。従って，下層木を考慮する手法の適用の必要性が示された。

(2) 樹高推定の検証

実測樹木と関連付けられた樹木について，LiDAR データによって推定された樹高と実測樹高を比較した散布図を図 4-7 に示した。散布図によると，ほぼ 1:1 のライン上にプロットされており，良好に推定できたことが分かる。なお，相関係数は 0.85 となっており，強い相関が確認できた。

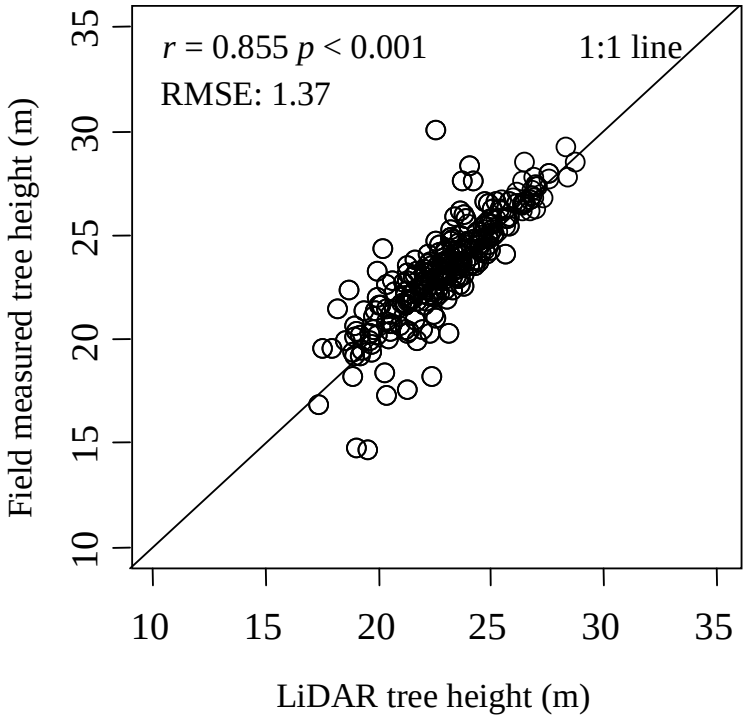


図 4-7 実測樹高と本手法によって推定された樹高による散布図

推定樹高と実測樹高との RMSE は，1.37 m だった。散布図から確認されるはずれ値の要因としては，関連付けのエラーの可能性が高い。樹冠内で水平距離が最短の樹木を関連付ける条件としているため，被圧された下層木と関連付けられた可能性がある。また，LiDAR データで作成した DEM に詳細な地形の起状が表現されず，精度が低下する可能性(平田，2007)があるが，対象としたプロットは地形の凹凸が少なかったため，影響は小さいと推測される。

推定樹高と実測樹高との平均誤差(AE)は-0.46 m だった。一方，樹頂最近隣点を用いた場

合の平均誤差は-1.41 m となっており，約 1 m の過小推定の軽減となった。平均誤差が-0.46 m という過小推定となった原因は，下草が影響したと判断できる。現地調査によると，下草の高さは各プロットで 0.2 m から 0.6 m の範囲となっており(表 3-9)，DEM が過高推定された可能性がある。そこで，現地調査で計測した樹木位置の根元の標高値を求め，DEM との RMSE および平均誤差(DEM-実測値)を求めた。その結果，RMSE は 0.37 m，平均誤差は 0.32 m だった。従って，DEM は過高推定される傾向があり，本手法の樹高推定結果の過小推定に影響した可能性が高い。

Maltamo et al.,(2004)は，本研究の点群密度に近い 1 平方メートルあたり約 10 点の航空機搭載型 LiDAR データを用いて，針葉樹であるマツとトウヒや，シラカバの樹高を計測した。その結果，林分の状況や地形条件が異なるために一概に比較はできないが，1 m 前後の過小推定を報告しており，今回得られた約 1 m の過小推定の軽減とほぼ一致する。従って，今回の過小推定の軽減は，概ね妥当だと判断できる。この過小推定の軽減の妥当性をさらに考察するためには，葉の量や傾きの影響についても検討が必要である。それでも，本研究で開発した手法は，従来から指摘されてきた樹高の過小推定(Takahashi et al., 2005; Persson et al., 2002; Omasa et al., 2003; Magnussen et al., 1998; Gaveau and Hill, 2003; 平田, 2007; Omasa et al., 2007; Maltamo et al., 2004; Patenaude et al., 2004)を軽減するアプローチの 1 つとして提案できる。

今回は現地調査の値を真としているが，現地調査の計測精度も考慮する必要がある。Hyypä et al.,(2001)によると，現地調査での実測樹高の精度については，1.8 m 程度と報告しているように，現地調査の樹高にも誤差が含まれる。樹高の抽出精度をさらに正確に評価するためには，LiDAR データの観測後に抜倒調査を行い，正確な樹高を計測する必要があり，今後の課題といえる。従って，現地調査で発生しうる誤差と現地調査と LiDAR データによる樹高計測の RMSE を考慮すると，本手法による樹高計測の精度は，既存の現地調査とほぼ同等程度と判断するのが妥当である。

(3) 樹木位置の精度検証

樹木位置の水平誤差をプロットした散布図を図 4-8 に示した。この図は，実測樹木位置からの相対的な位置関係を示したものである。実測樹木位置と推定樹木位置との水平距離の平均誤差は 0.62 m だった。なお，x 軸方向および y 軸方向の平均誤差(実測樹木位置－抽出樹木位置)は，それぞれ 0.08 m および-0.13 m だった。

従来から，傾斜地における樹木の傾きが指摘されており(Omasa et al., 2007)，樹木位置の誤差要因となりうる。しかし，テストエリアは急峻な傾斜地ではなく，調査の際も傾斜木が多い傾向は確認できなかった。また，各サイトで集計した平均誤差の絶対値は 0.1 m 前後であるため，樹木の傾きによる位置ずれの影響は小さい。誤差の要因としては，関連付けの際のエラーが含まれた可能性や，樹冠が仮定した樹冠モデルと比較して歪なことによる樹頂点の誤推定の可能性，実測時における誤差が含まれた可能性がある。

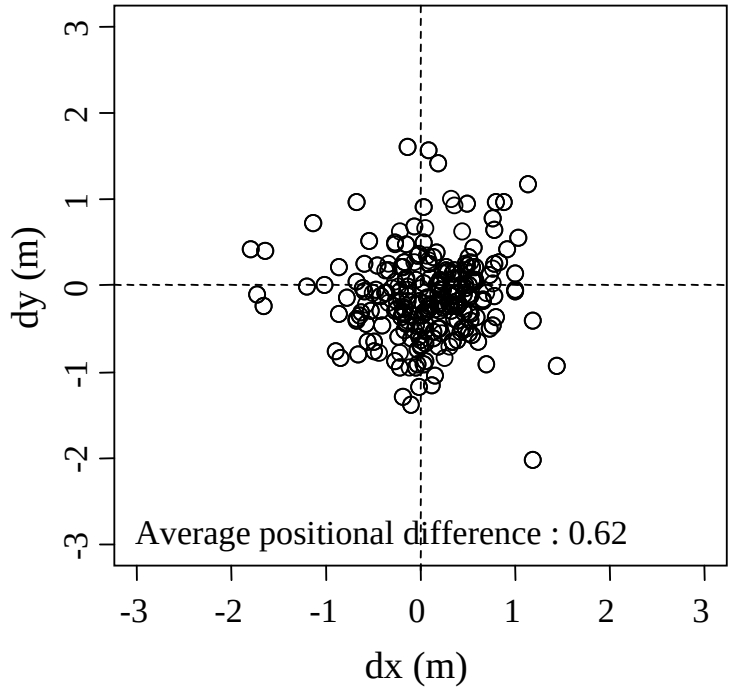


図 4-8 実測樹木位置と抽出樹木位置の違い（実測樹木位置－抽出樹木位置）

(4) 樹冠投影面積の精度検証

推定した樹冠投影面積と，実測による樹冠投影図を比較した散布図を図 4-9 に示した。なお，110 本の樹冠投影図を実測で取得したが，そのうち実測樹木として 95 本が抽出され，検証に使用された。この散布図によると，1:1 のライン付近にプロットされた樹木は多く，樹冠投影面積が良好に推定できた樹木は多かったが，実測の樹冠投影面積の方が大きい場合が確認された。相関係数は 0.45 となっており，RMSE は 7.12 m^2 だった。

推定した樹冠投影面積の過小推定の原因としては，LiDAR データによる樹冠抽出は樹冠が重ならないことを前提としていることが挙げられる。Persson et al.,(2002)は，樹冠直径によって樹冠抽出結果の検証を行った結果，過小推定となったことを報告しており，樹冠が重ならないことを前提としていることが原因の 1 つであると指摘した。本研究のテストエリアの調査結果からも，実際は枝の伸張によって隣接する樹冠領域に達している場合が確認でき，実測の樹冠投影図からも樹冠が重なっている箇所が一部で確認できた。

他の要因としては，関連付けの際のエラーが含まれた可能性がある。また，実測データの樹冠投影図の取得時期が，LiDAR データの取得時期から 1 年または 2 年経過している樹木が含まれているため，樹冠が伸張していた可能性がある。この他にも，過剰抽出された樹木よって，樹冠が分割されたことが面積の過小推定の原因として挙げられる。一方，樹冠投影図の作成方法では，各樹木に対し 8 つの頂点で樹冠を表現するように，地表面から目視で樹冠領域を設定しているため，各樹木の樹冠領域を十分に表現できなかった可能性がある。

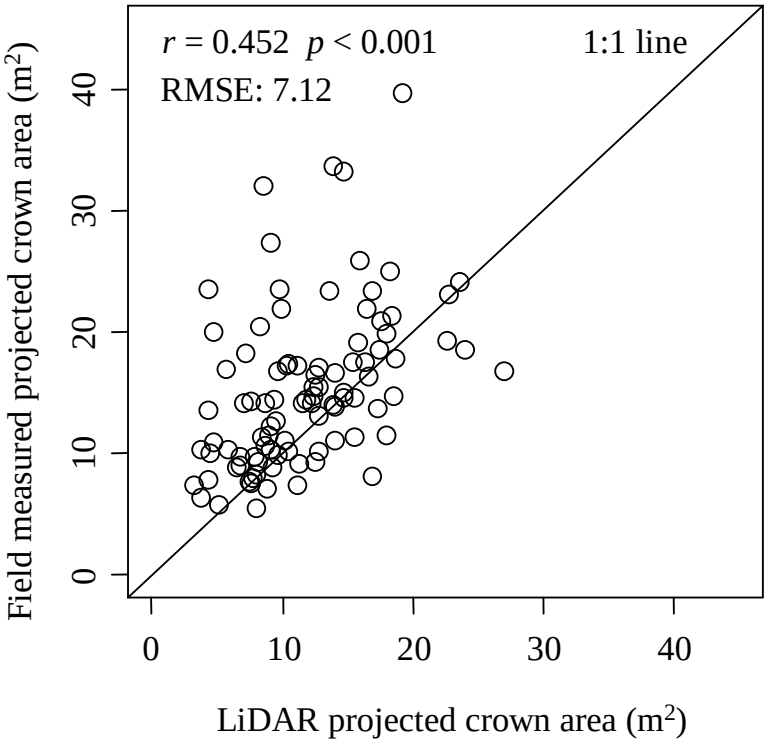


図 4-9 実測樹冠投影面積と抽出された樹冠投影面積による散布図

(5) 単木抽出手法の今後の課題

単木抽出手法の今後の課題としては，手法の改良と他の地域や樹種への適用可能性の検討が挙げられる。

手法の改良については，本手法では樹冠表面形状を構成する点群データを抽出し，その点群データを用いて最適な樹冠形状パラメータを推定したが，樹冠表面を構成する点群データの抽出手法は改善の余地がある。パラメータの推定方法は，今回は山登り法を適用したが，他の探索法の適用により，処理の高速化や樹冠パラメータの推定精度が向上できる可能性がある。また，樹冠パラメータの抽出により，樹冠体積や樹冠表面積などの樹冠量(梶原，1975)が推定可能である。樹冠量は葉量との相関関係があることから，樹冠量の推定精度の検証や葉量との相関関係を明らかにすることは今後の課題である。

他の地域への適用については，他のスギ人工林への適用や，ヒノキやマツ等の他の針葉樹種への適用可能性の検討が必要である。また，他の地域へ適用する際は，地形の傾斜度の影響を検討する必要がある。傾斜によって樹高の推定精度や抽出本数の精度に影響することが指摘されている。また，地形の傾斜度が与える樹冠パラメータの抽出精度への影響についても検討する必要がある。

4.1.5 MNY 法の適用結果の検証と考察

表 4-2 には，4 つのプロットにおいて MNY 法を適用した結果を示した。(1)は 3.4 で示した現地調査のデータを基とした結果である。(2)は LiDAR データの単木抽出結果のみから推

定した結果である。なお，樹冠が閉鎖していない林分である Plot 3 は，MNY 法を適用していない。

表 4-2 MNY 法の適用結果と現地調査，LiDAR データとの比較

	(1) 現地調査				(2) LiDAR			(3) MNY法		
Plot	植栽年	平均樹高 (m)	平均 DBH (cm)	立木密度 (本/ha)	幹バイオマス (t/ha)	平均樹高 (m)	立木密度 (本/ha)	幹バイオマス (t/ha)	立木密度 (本/ha)	幹バイオマス (t/ha)
1	1960	22.3	28.5	1088	239.1	22.7	897	182.7	1229	232.1
2	1955	21.0	26.5	1146	206.2	19.9	963	131.1	1190	162.0
3※	1960	25.7	33.8	530	187.7	24.9	528	175.3	----	----
4	1987	6.8	10.6	1965	30.4	6.5	1162	13.6	3943	28.8

※Plot 3は樹冠未閉鎖林分なため，下層木推定手法を適用せず。

Plot 3 は，MNY 法を適用していないが，LiDAR データによる単木抽出結果から推定した幹バイオマスや立木密度は現地調査の値とほぼ一致している。一方 Plot 1，2，4 は，単木抽出結果から直接にバイオマスおよび立木密度を推定した場合，共に過小推定となったが，MNY 法を用いることで過小推定が軽減されている。Plot 2 の立木密度はほぼ一致しているが，幹バイオマスの過小推定は十分に軽減されなかった。また，Plot 4 については，幹バイオマスは補正されていたものの，立木密度が現地調査の結果と比べてほぼ 2 倍となった。これは，樹高の分布が，MNY 法で仮定しているベータ型分布関数から大きくはずれたことが要因となった可能性が高い。これらの林分はアカマツが数本混ざっていたことを現地調査で確認しており，樹高分布が MNY 法で仮定しているベータ分布関数からはずれた可能性が高い。なお，4 つの林班での幹バイオマスの RMSE は 23.1，誤差率は 9.1 %だった。

本手法で採用した MNY 法は，一様な林分を仮定している。しかし，林班内でも様々な要因で一様でない可能性がある。そのため，MNY 法による結果に誤差が含まれる可能性は十分にある。この点は，MNY 法の限界点である。

林班内の幹バイオマスの推定精度は，Hyyppä(2001)は現地調査の材積の誤差率は 15 %から 20 %であると指摘しており，LiDAR データを使った単木抽出の方法の場合の誤差率は 10 %だったとしている。一方，空中写真判読によって材積を推定する空中写真材積表では，材積を推定するための変数(樹高，粗密度，立木本数等)が 1～3 種類の場合(材積表 I 型)，材積の誤差率は経験的に 20 % (渡辺, 1993)であると指摘している。また，林分密度管理図(林野庁, 1999)における材積の誤差率はほぼ 20 %となっている。従って，本手法の樹高の推定精度や立木密度の推定精度を考慮すると，本手法による幹バイオマスの推定の誤差率については 15 %程度は含まれる可能性があると考えるのが妥当である。現状では調査地点数は不十分であるため，更に調査地点を増やして検証作業を行い，精度を評価することが今後

の課題といえる。また，本手法は幹バイオマスの推定のみだが，葉量(葉バイオマス)の推定を行うことも課題として挙げられる。

4.1.6 本節のまとめ

本節では，点群密度の高い LiDAR データから森林の 3 次元構造データを抽出する手法の開発を行った。手法としては，数式によって樹冠を記述する樹冠形状モデルに基づき，単木樹冠抽出を行い，樹高を推定する手法を新たに開発した。具体的には，点群データから樹頂最近隣点と樹冠表面を構成する点群を抽出し，山登り法によって最もフィットする樹冠パラメータを抽出し，樹冠領域と樹高を単木ごとに推定する手法を開発した。さらに，MNY 法の適用によって，抽出された樹木の分布から，被圧された下層木を推定する手法を組み合わせ，林分の幹バイオマスと立木密度を推定する手法を開発した。

開発した手法を青森県七戸町の三菱製紙所有のスギ人工林へ適用した。その結果，樹高の精度検証では，推定樹高と実測樹高との RMSE は 1.37 m となった。また，平均誤差から，本手法は 1 m 程度の過小推定の軽減が確認された。樹冠投影面積の精度検証では，一部の樹木で樹冠領域が重ならないことを前提としているために，本手法は過小推定となる傾向が確認されたが，多くの樹木で樹冠投影面積は良好に推測できることが確認された。次に，単木抽出結果を用いて林班ごとに MNY 法を適用し，抽出された樹木から被圧された下層木を推定し，林班ごとの幹バイオマスと立木密度を推定した。そして現地調査のデータと比較した結果，各林班の幹バイオマスおよび立木密度の過小推定を軽減し，林班ごとで森林の 3 次元構造データが抽出可能であることが明らかとなった。

以上の結果と考察から，点群密度の高い LiDAR データを用いて，単木抽出手法と下層木推定手法を適用し，林班ごとに幹バイオマスと立木密度の推定を行う新たな手法が確立された。

今回は，点群密度の高い LiDAR データに着目した手法開発を行ったが，使用した樹冠形状モデルは，空中写真による樹冠形状抽出へ応用されている(Sheng et al., 2001)。従って，単木抽出における，樹冠形状モデルと MNY 法の利用は，汎用性の高いアプローチである。また，今後の空間解像度が数十センチ程度の高解像度衛星画像の整備や，航空機デジタルカメラによるデータの蓄積を考慮すると，本手法は将来性の高いアプローチといえる。

4.2 ALOS/PRISM データと点群密度の低い LiDAR データによる森林の 3 次元構造データの抽出

4.2.1 はじめに

本節では，2 つのテストエリアにおいて ALOS/PRISM データから DCM の作成を行う。さらに，岐阜県郡上市周辺のテストエリアでは，点群密度の低い LiDAR データを用いて，DCM の作成を行う。ALOS/PRISM データから作成した DCM は，LiDAR データから作成した DCM との比較を行うことで，DCM の抽出結果の検証を行う。次に，DCM を用いて，森林成長モデルとの統合に必要な，森林の 3 次元構造データの抽出として，幹バイオマスや立木密度の推定を行う。

4.2.2 ALOS/PRISM データによる DCM 抽出手法

ALOS/PRISM データによる DCM の作成のために，代数学的モデルによる標定を行う。そのためには，Ground Contorol Points (以下，GCP)やタイポイント(Tie Points; TP)の取得が必要となる。GCP と TP を取得して標定を行い，イメージマッチングを行って，DSM が作成される。作成された DSM から，事前に整備された DEM を差し引き，DCM が作成される。

次に，本研究で採用した標定モデルとイメージマッチング手法の説明を行う。

(1) 標定モデル

代数学的な標定モデルには, Rational Polynomial Coefficients(RPC)モデルと 3 次元アフィン投影モデルの 2 種類のモデルがある。

RPC モデルは，RPC モデル係数と有理多項式を用いて，画像座標と地上座標を直接変換できる。RPC モデルは 80 個のパラメータで構成され，ベンダーから提供される。ただし，RPC モデルのパラメータのみで 3 次元計測を行う場合，誤差が大きくなる問題がある。それは，衛星の起動やセンサの向きなどの外部標定要素の計測誤差が生じているからである(山川ら，2002)。そのため，地上基準点を用いて RPC の補正を行う方法が提案されている(Grodecki and Dial, 2003; Fraser and Hanley, 2003)。補正は，真の地上座標に対して座標系全体がシフトしているとみなすシフト補正や，センサ姿勢の時間変動の計測誤差を考慮するドリフト補正の 2 種類があり, a)シフト補正のみ, b)シフト補正とドリフト補正の併用，がある。シフト補正およびバイアス補正を行う場合の RPC モデルの基本式を式(4-8)と式(4-9)に示す。

$$x_{ij} + A_0 + x_{ij} A_1 = \frac{P_{i1}(X,Y,Z)_j}{P_{i2}(X,Y,Z)_j} \qquad \text{式(4-8)}$$

$$y_{ij} + B_0 + y_{ij} B_1 = \frac{P_{i3}(X,Y,Z)_j}{P_{i4}(X,Y,Z)_j} \qquad \text{式(4-9)}$$

ただし，

$$\begin{aligned}
&P_{i1}(X,Y,Z)_j = a_1 + a_2 Y + a_3 X + a_4 Z + a_5 XY + a_6 YZ + a_7 XZ + a_8 Y^2 \\
&+ a_9 X^2 + a_{10} Z^2 + a_{11} XYZ + a_{12} Y^3 + a_{13} YX^2 + a_{14} YZ^2 + a_{15} Y^2 X + a_{16} X^3 \\
&+ a_{17} XZ^3 + a_{18} Y^2 Z + a_{19} X^2 Z + a_{20} Z^3 \\
&P_{i2}(X,Y,Z)_j = b_1 + b_2 Y + \cdots + b_{20} Z^3 \\
&P_{i3}(X,Y,Z)_j = c_1 + c_2 Y + \cdots + c_{20} Z^3 \\
&P_{i4}(X,Y,Z)_j = d_1 + d_2 Y + \cdots + d_{20} Z^3
\end{aligned}$$

ここで x_{ij}， y_{ij} は画像 i のポイント j におけるスケールとオフセットで正規化された画像座標， X,Y,Z は同じく正規化された地上座標である。 A_0, B_0 はシフト項のパラメータ，A_1, B_1 はドリフト項のパラメータである。IKONOS データではシフト補正のみで十分だが，QuickBird ではシフト補正とドリフト補正が有効とされている(Fraser, 2004; Noguchi et al., 2004)。シフト補正は，理論的には GCP が最低で 1 点で標定が可能である。シフト補正とドリフト補正の併用の場合は最低で 3 点が必要である。

3 次元アフィン投影モデルは，RPC モデルが入手できない場合に有効であり，IKONOS データには適用可能なことが確認された(Fraser and Yamakawa, 2004)。従って，センサ情報や外部標定要素だけでなく，RPC ファイルをも必要とせずに，標定が可能である。ただし，3 次元アフィン投影モデルは，衛星の軌道等が低次の関数で表現できない場合や，非線形の摂動が発生している場合は，モデルの精度が低下する場合がある。

3 次元アフィン投影モデルは，RPC モデルの特別なケースとみなすことができる。RPC モデルに基づいて 3 次元アフィン投影モデルを定式化すると，以下の式(4-10)や式(4-11)のようになる(Fraser, 2004)。

$$x_{ij} = \frac{P_{i1}(X,Y,Z)_j}{P_{i2}(X,Y,Z)_j} \qquad \text{式(4-10)}$$

$$y_{ij} = \frac{P_{i3}(X,Y,Z)_j}{P_{i4}(X,Y,Z)_j} \qquad \text{式(4-11)}$$

ただし，

$$P_{i1}(X,Y,Z)_j = a_1 + a_2Y + a_3X + a_4Z$$
$$P_{i2}(X,Y,Z)_j = 1$$
$$P_{i3}(X,Y,Z)_j = c_1 + c_2Y + c_3X + c_4Z$$
$$P_{i4}(X,Y,Z)_j = 1$$

Fraser (2004)によると，画像座標と地上座標の正規化は必ずしも必要ではなく，UTM 座標系が有効であると述べている。なお, 標定を行うためには GCP は 6 点必要である。また, Noguchi et al., (2004) によると，8 点あれば十分であるとしている。

(2) イメージマッチング手法

GCP と TP を用いて標定を行い，高い精度の標定結果が得られたとしても，イメージマッチングの結果および品質が良好でない場合, 面的かつ連続的に高精度な DCM を抽出することは困難である。そのため，イメージマッチング手法は，衛星画像から広域に DCM を抽出するために重要なプロセスとなる。

イメージマッチングの方法は，エリアベースマッチング(Area-based matching)とフィーチャベースマッチング(Feature-based matching)に分けられる。高品質な DSM を作成するためには，上記 2 つのマッチング手法を組み合わせることや，マッチングパラメータをセルフチューニングし，適切な制約条件や検索範囲を設定することが重要である。今回の ALOS/PRISM データからの DSM の作成は，Zhang and Grün (2006)が行ったイメージマッチング方法を採用した。図 4-10 に DSM 作成までのスキームを示した。

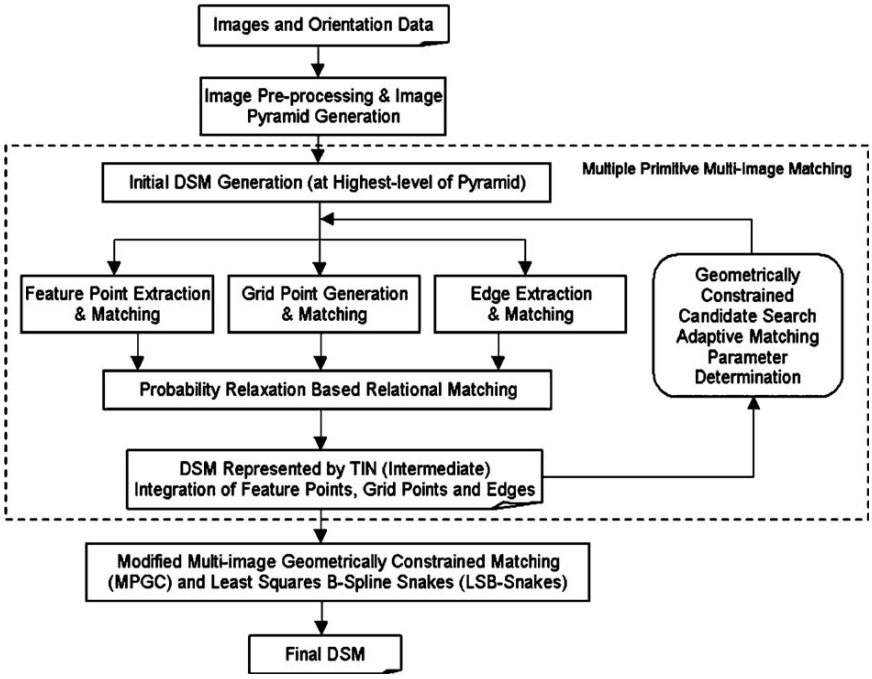


図 4-10 Zhang and Grün (2006)が開発したイメージマッチングのスキーム

このマッチングスキームは，1)前処理，2)Multiple primitive multi-image(MPM) matching, 3)マッチングの改良，という 3 つの部分で構成されている。1)前処理では，Wallis フィルターを使用し，雑音処理およびテクスチャが強調され，そして複数のレイヤーで構成された画像ピラミッドが作成される。2)MPM では，解像度が最も低い最上位のピラミッド画像から DSM を作成する。DSM は，上位のピラミッドで特徴点，グリッドポイント，エッジによるマッチングを行って作成され，下位のピラミッドへ移る。各ピラミッドで作成される DSM からは，ドロネー三角網が作成され，その三角網は下位のピラミッドのための制約条件やマッチングパラメータの改良へ活用される。また，ALOS/PRISM データのような 3 方向視の場合は，オクルージョンを考慮したマルチイメージマッチングを行う。

最終的なマッチングには，Modified Multi-photo Geometrically Constrained Matching (改良 MPGC 法)と呼ばれる方法を用いており，画像の幾何条件を制約として最小二乗マッチングを行い，マッチングの精度をサブピクセルに高める(Grün and Baltsavias, 1988)。エッジのマッチング手法は，B-Spline Snakes 法(Grün and Li, 1997)を用いている。

このマッチングスキームで最も注目すべき点は，グリッドポイントによるマッチングの際に，弛緩法による関連マッチング(Probability Relaxation Based Relational Matching)を行う点である。このマッチングでは，抽出されたエッジを使い，エッジの区分内はスムースに地形が変化するという制約条件を与える。そして，ある画素の対応候補点として，周囲に分布する画素を利用することで，周囲の画素の支援を得て，最も正しくマッチした点を判定する。森林域では，一般にテクスチャが貧弱であるため，面積相関法や特徴点のみを用いた従来のマッチング方法の場合は，良好にマッチングができない場合が多かった。しかし，この方法を用いることで各画素において対応点が決定可能となることから，森林域でも品質の高い DSM が作成可能であると考えられ，良好な DCM が作成できる可能性が高い。

4.2.3 ALOS/PRISM データの標定結果

標定のための GCP の取得は，青森県七戸町周辺では LiDAR データから作成された DEM とオルソ化された DMC 画像を用いることにした。一方，岐阜県郡上市付近では，岐阜県が整備した IKONOS 画像(デジタルオルソ画像; 解像度 1m)と，3.2.2 で示した LiDAR データから作成した DEM を用いることにした。GCP は各撮影シーンで，21 点を目視より取得した。また，タイポイントは 30 点を目視により取得した。

2 方向視で撮影された画像による標定は，後方視と直下視の組み合わせのみである。一方，3 方向視のデータの標定には，3 方向視，前方視と後方視，後方視と直下視，前方視と直下視の 4 通りの組み合わせが可能であるため，それぞれの組み合わせで標定を行うことにした。また，GCP は各シーンで 21 点取得したが，4.2.2 で示したように理論的には少ない数で標定が可能である。ただし，各 GCP の誤差を考慮するために，標定に使用する GCP の数は，シフト補正で 3 点(佐藤ら, 2008)，シフト補正＋ドリフト補正で 5 点(佐藤ら, 2008)，

3 次元アフィン投影モデルで 8 点(Noguchi et al., 2004)とした。残りの GCP は，チェックポイント(Check point, CP)として，RMSE による標定結果の評価に用いることにした。

(1) 青森県七戸町周辺の標定結果

青森県七戸町周辺を撮影した 2007 年 10 月 17 日の ALOS/PRISM データの標定結果を表 4-3 に示した。このデータは直下視と後方視の撮影モードである。シフト補正では，Y と Z の RMSE が 2 m を上回った。シフト補正＋ドリフト補正と 3 次元アフィン投影モデルでは，X と Y の RMSE が 2 m を下回った。Z の RMSE は，シフト補正が最も高かった。また，GCP の数を増やしても，RMSE の値が大幅に改善されることはなかった。

表 4-3 青森県七戸町周辺の ALOS/PRISM データ(2007 年 10 月 17 日撮影)の直下視と後方視による標定結果

2007年10月17日 青森県七戸町 (直下，後方)

標定方法	GCP数 (Check Point数)	Check Point RMSE (m) X	Y	Z
シフト補正	3 (18)	1.49	2.72	2.91
	21	1.46	2.63	2.53
シフト補正＋ドリフト補正	5 (16)	1.50	2.07	2.81
	21	1.45	1.98	2.49
3Dアフィン	8 (13)	1.88	1.99	2.54
	21	1.38	1.94	2.34

(2) 岐阜県郡上市周辺の標定結果

直下視と後方視の 2 方向視による撮影モードである，2007 年 10 月 10 日の標定結果を表 4-4 と表 4-5 に示した。

2007 年 10 月 10 日①(表 4-4)では，シフト補正は X，Y，Z の RMSE が 2 m を上回った。一方，シフト補正＋ドリフト補正および 3 次元アフィン投影モデルの RMSE は 2 m 前後となった。また，GCP の数を増加させることで RMSE の大幅な軽減は確認できなかった。

2007 年 10 月 10 日②(表 4-5)についても，同じパスで連続的に観測されたため，RMSE の傾向はほぼ同じとなった。シフト補正の Z の RMSE は 2.5 m 前後，ソフト補正＋ドリフト補正の Z の RMSE は 2 m 前後となった。これまでの評定結果と同様に，GCP の数の違いによって，RMSE の大幅な変化は確認できなかった。

表 4-4 岐阜県郡上市周辺の ALOS/PRISM データ（2007 年 10 月 10 日撮影①）の後方視と直下視による標定結果

2007年10月10日 岐阜県郡上市① (直下，後方)

標定方法	GCP数 (Check Point数)	Check Point RMSE (m) X	Y	Z
シフト補正	3 (18)	2.18	2.52	2.45
	21	1.96	2.32	2.21
シフト補正＋ドリフト補正	5 (16)	2.08	2.07	2.04
	21	1.86	1.83	1.73
3Dアフィン	8 (13)	1.74	2.03	2.23
	21	1.64	1.97	1.76

表 4-5 岐阜県郡上市周辺の ALOS/PRISM データ（2007 年 10 月 10 日撮影②）の後方視と直下視による標定結果

2007年10月10日 岐阜県郡上市② (直下，後方)

標定方法	GCP数 (Check Point数)	Check Point RMSE (m) X	Y	Z
シフト補正	3 (18)	2.32	2.10	2.68
	21	1.85	2.09	2.39
シフト補正＋ドリフト補正	5 (16)	1.82	1.39	2.03
	21	1.67	1.20	1.85
3Dアフィン	8 (13)	2.29	1.48	2.26
	21	1.96	1.23	1.91

岐阜県郡上市周辺の 3 方向視で撮影された ALOS/PRISM データ(2007 年 7 月 27 日撮影)の標定結果を表 4-6 から表 4-9 に示す。

3 方向視による標定結果(表 4-6)の RMSE は，シフト補正と比べ，シフト補正＋ドリフト補正や 3 次元アフィン投影モデルの方が低くなった。また，シフト補正＋ドリフト補正と 3 次元アフィン投影モデルとの RMSE に大差はなかった。Z の RMSE は，シフト補正のみでは 2.5 m 前後だったが，シフト補正＋ドリフト補正や 3D アフィン投影モデルは 1.7 m 前後だった。GCP の数は増加させても，大幅な RMSE の改善はみられなかった。

前方視と直下視による標定結果(表 4-7)では，3 方向視の場合と同様に，シフト補正よりもシフト補正＋ドリフト補正や 3 次元アフィン投影モデルの方が RMSE は低かった。また，シフト補正のみの Z の RMSE は 5 m 前後と大きく，シフト補正＋ドリフト補正および 3 次元アフィン投影モデルの Z の RMSE は 3 m から 4 m だった。

直下視と後方視の標定(表 4-8)でも，RMSE の違いの傾向は同様となったが，Z については直下視と前方視の Z より RMSE は低くなり，3 m から 3.5 m の範囲となった。

前方視と後方視による標定結果(表 4-9)では，RMSE の数値は 3 方向視とほぼ同じ値となった。また，標定方法の違いによる RMSE の傾向も，他の方向視との組み合わせと同様だった。GCP の数を増やすことによる RMSE の大幅な改善は見られなかった。

表 4-6 岐阜県郡上市周辺の ALOS/PRISM データ（2007 年 7 月 27 日撮影）3 方向視による標定結果

2007年7月27日 岐阜県郡上市 (前方，直下，後方)

標定方法	GCP数 (Check Point数)	Check Point RMSE (m) X	Y	Z
シフト補正	3 (18)	1.77	1.88	2.54
	21	1.64	1.75	2.42
シフト補正＋ドリフト補正	5 (16)	1.53	1.81	1.71
	21	1.33	1.66	1.68
3Dアフィン	8 (13)	1.74	1.82	1.77
	21	1.56	1.69	1.52

表 4-7 岐阜県郡上市周辺の ALOS/PRISM データ(2007 年 7 月 27 日撮影)の前方視と直下視による標定結果

2007年7月27日 岐阜県郡上市 (前方，直下)

標定方法	GCP数 (Check Point数)	Check Point RMSE (m) X	Y	Z
シフト補正	3 (18)	1.95	1.81	5.24
	21	1.79	1.78	4.79
シフト補正＋ドリフト補正	5 (16)	1.51	2.03	4.25
	21	1.36	1.73	3.51
3Dアフィン	8 (13)	1.67	1.81	3.45
	21	1.60	1.65	3.21

表 4-8 岐阜県郡上市周辺の ALOS/PRISM データ(2007 年 7 月 27 日撮影)の後方視と直下視による標定結果

2007年7月27日 岐阜県郡上市 (直下，後方)

標定方法	GCP数 (Check Point数)	Check Point RMSE (m) X	Y	Z
シフト補正	3 (18)	1.88	1.97	3.27
	21	1.76	1.75	3.17
シフト補正＋ドリフト補正	5 (16)	1.48	1.88	3.21
	21	1.42	1.72	3.06
3Dアフィン	8 (13)	1.76	1.99	3.41
	21	1.59	1.67	3.05

表 4-9 岐阜県郡上市周辺の ALOS/PRISM データ(2007 年 7 月 27 日撮影)の前方視と後方視による標定結果

2007年7月27日 岐阜県郡上市 (前方，後方)

標定方法	GCP数 (Check Point数)	Check Point RMSE (m) X	Y	Z
シフト補正	3 (18)	1.85	2.11	2.46
	21	1.67	1.96	2.42
シフト補正＋ドリフト補正	5 (16)	1.73	1.88	1.89
	21	1.52	1.82	1.69
3Dアフィン	8 (13)	1.98	2.12	1.71
	21	1.80	1.89	1.55

(3) 標定結果の考察

以上の標定結果から，代数学的な標定モデルの違いによる Z の RMSE の低さは，シフト補正＋ドリフト補正，3 次元アフィン投影モデル，シフト補正の順となった。ただし，場合によっては 3 次元アフィン投影モデルが最も RMSE が低い場合があった。それでも，各シーンで，標定モデル間の RMSE の違いはせいぜい 1 m 程度であり，ALOS/PRISM データの空間解像度が 2.5 m であることを考慮すると，大きな違いは生じていない。

今回，3 方向視のデータを用いて複数の組み合わせによる標定を行ったが，基線比がほぼ 1 である 3 方向視および前方視と後方視の標定において，Z の RMSE は最も低くなった(表 4-6，表 4-9)。一方，前方視と直下視の組み合わせでは，RMSE が比較的高い傾向があり，Z の RMSE は 5 m 近くに達する場合があった。GCP は同じであることを考慮すると，同一のセンサではあるが，センサ間に何らかの違いがある可能性や，前方視の RPC の精度が劣っている可能性がある。

次に，既往の ALOS/PRISM データの標定結果と比較を行うことにした。Grün et al.,(2007)は，スリーラインスキャナー(TLS)での厳密な標定モデルである Direct Georeferencing (DGR)と Piecewise Polynomial Model (PPM)による標定を，ALOS/PRISM データに対して適用している。その結果，X と Y の RMSE は 1 m から 2 m の範囲，Z の RMSE は 2 m から 3 m の範囲だったと報告している。佐藤ら(2008)は，RPC モデルについて，本研究と同様にシフト補正とドリフト補正を行っている。水平成分の RMSE は 2 m から 3 m，Z の RMSE は 2 m から 2.5 m だったと報告している。また，シフト補正とシフト補正＋ドリフト補正による違いは大差がなかったことを報告している。内田ら(2008)も，RPC モデルにシフト補正とドリフト補正を行い，水平成分の RMSE が 3 m から 4 m，Z の RMSE は 2 m から 3 m だったことを報告している。本研究は X と Y の成分を分離して RMSE を示したが，X と Y の水平成分のベクトルとする場合，RMSE は 2 m から 3 m となるが，これらの報告とほぼ一致している。また，前述の Grün et al.,(2007) の標定結果が X と Y で 1 m から 2 m となった理由は，厳密な標定モデルを採用したことが要因の可能性

が高い。一方，Z の RMSE については，既往の標定結果と本研究の標定結果はほぼ一致している。従って，本研究の標定結果は，既往の標定結果と比較しても妥当な結果が得られたと判断できる。

ただし，本研究における GCP の取得方法として，高解像度のリモートセンシングデータを活用したため，これらのデータの位置精度に依存する問題点がある。また，画像全体に均等に配置するように，GCP や Check Points を取得できていない。しかし，今回行った RMSE については，既往の報告や基線比から導き出される理論的精度とほぼ同じである。そのため，GCP として既存の高解像度のリモートセンシングデータを活用しても，リファレンスのデータ自身の位置精度に依存するが，妥当な標定結果が得ることは可能であると判断できる。しかし，代数学的標定モデルの標定結果を厳密に議論するためには，現地で実際に測量し，配置を考慮して GCP や CP を取得する必要があると考えられ，今後の課題といえる。それでも，将来的な高解像度衛星画像や LiDAR データ等の高解像度のリモートセンシングデータの蓄積を考慮すると，このようなデータから GCP を取得し，理論的な精度と同等な標定が可能であることが示されたことは，GCP の取得のコストを抑えて標定が可能なことを示唆するものであり，有用な結果が得られたと判断できる。

4.2.4 LiDAR データによる DCM の作成手法

点群密度の低い LiDAR データから DCM を作成する。使用するデータは，3.2.2(2)で示した岐阜県郡上市周辺のテストエリアの LiDAR データである。

LiDAR データは点群データであり，地面に到達して反射してきたパルスや樹冠内部で反射した点群等が混在している。これらの点群データから，樹冠表面で反射した点群と地面に到達した点群データを分離して抽出し，DSM や DEM の作成に使用される。このような目的で LiDAR パルスを分離抽出する方法は，フィルタリング処理と呼ばれる。フィルタリング処理には，手動処理と自動処理の 2 種類があり，一般的には組み合わせた方法が用いられることが多い(斉藤, 2008)。今回，DEM データは，3.2.2(2)で示した既に作成されたデータを用いることにした。そして DSM については，ほぼ自動で行う簡便な方法によって作成することにした。

DSM を作成するためのフィルタリング手法は次の通りとした。まず，メッシュを用意する。メッシュサイズは LiDAR データの点群密度によって経験的に設定される。そして，各メッシュにおいて，メッシュ内に含まれる点群データを抽出し，さらに標高が最大となる値を抽出し，その DSM のメッシュ値とする。ただし，電線等によって値の変化が大きい場合がある。そのようなは画素は，傾斜度画像を作成した上で目視による確認を行い，周囲の値を利用して埋めることにした。

4.2.5 DCM の作成結果の比較および検証

2 つのテストエリアにおいて ALOS/PRISM データを用いて，4.3.3 の標定結果を基に 4.3.2 で示したイメージマッチング手法による DSM を作成し，LiDAR データから作成した DEM で差し引くことで DCM を作成した。なお，今回は標定の RMSE が最も低くなったシフト補正＋ドリフト補正による標定結果を用いることにし，DCM の空間解像度は 5 m とした。

ALOS/PRISM データから作成した DCM は，LiDAR データが真であると仮定して比較検証を行った。なお。ALOS/PRISM データの撮影時期は 2007 年であるため，LiDAR データと数年程度の間が発生する。しかし，樹高の成長は数年程度では 1 m 程度の違いであることから，撮影時期の影響は無視できる程度に小さいと判断し，比較を行うことにした。

(1) 青森県七戸町周辺

青森県七戸周辺は，3.2.2(1)で使用した LiDAR データから DSM を作成した。DCM は，LiDAR データと ALOS/PRISM データのどちらにおいても，3.2.2 で示した DEM を用いた。DCM の作成結果を図 4-11 に示し，LiDAR データから作成した DCM も合わせて示した。

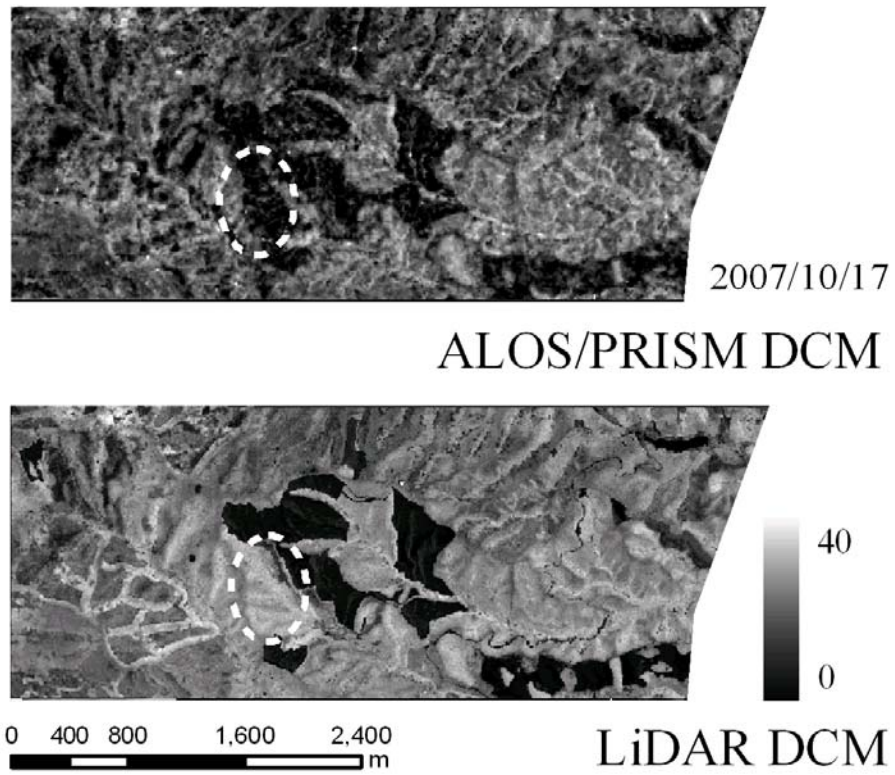


図 4-11 青森県七戸町周辺のテストエリアにおける，ALOS/PRISM(2007 年 10 月 17 日撮影)から作成した DCM と LiDAR データから作成した DCM の比較

ALOS/PRISM データから作成した DCM は，画素値の分布や傾向は LiDAR データとほぼ同じであることが確認でき，DCM が良好に作成できたと判断できる。ただし，観測時期が 3 年程度離れているため，新たな伐採箇所が発生したことが ALOS/PRISM データのオルソ画像と DMC から確認された。図 4-11 の白破線内は，東西 300 m 南北 500 m にわたって伐採された箇所だが，ALOS/PRISM データの DCM には 0 m 付近で表現されている。

また，ALOS/PRISM データから作成した DCM を詳細に観察すると，所々にエラーが発生していることが確認できた。特に，LiDAR データの DCM はサーフェイスが滑らかであるが，ALOS/PRISM データから作成した DCM には，パッチ状にエラーとなっており，これはマッチングにミスが生じた結果である。これは，JPEG 圧縮によるブロックノイズが影響したと推測される。

ALOS/PRISM データと LIDAR データによる DCM の散布図を図 4-12 に示した。散布図によると，1:1 のラインにプロットされる画素は多いことが確認できる。相関係数は 0.58 となっており，正の相関がある。また，LiDAR の DCM で 0 m 付近だが，ALOS/PRISM データの DCM で 0 m から 10 m の画素が多く確認された。これは，LiDAR データから作成した DSM および DCM で表現された小規模なギャップや林道である。ALOS/PRISM データのようなイメージマッチングのアプローチの場合，複数の写真からギャップや林道による地表面が撮影されなければ DSM に表現されない。そのため，小規模なギャップは ALOS/PRISM データの DCM には表現されない場合があり，その影響が散布図に表現されたと推測される。なお，画素全体の RMSE は 6.06 m となった。

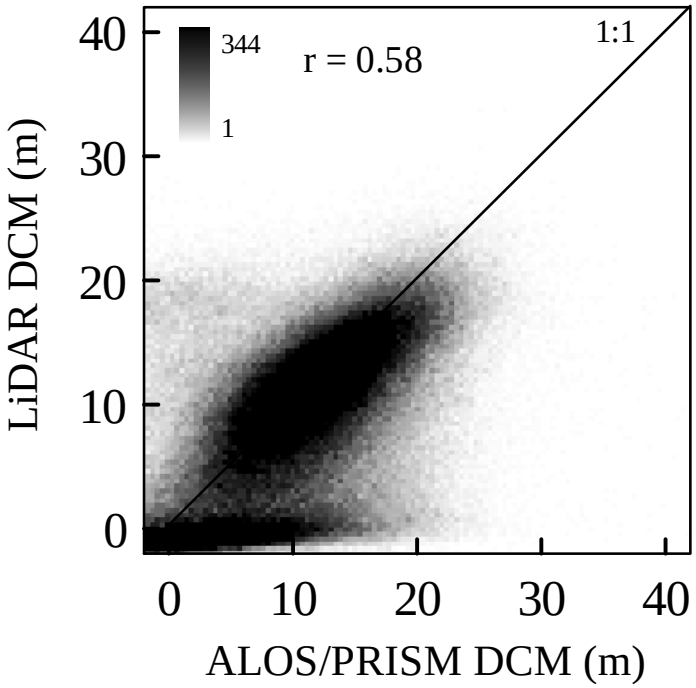


図 4-12 青森県七戸町周辺のテストエリアにおける，ALOS/PRISM データ(2007 年 10 月 17 日撮影)から作成した DCM と LiDAR データから作成した DCM による散布図

(2) 岐阜県郡上市周辺(2007 年 10 月 10 日撮影の 2 方向視の撮影モード)

2007 年 10 月 10 日撮影のシーンは，3.2.3 で示したように同じ観測パスでだが，2 つのシーンで提供されている。標定結果には大差はないため，それぞれに DCM を作成した後に接合処理(モザイク)を行い，1 枚の画像とした。また，被雲域は目視判読によって除外した。

散布図を図 4-13 に示した。なお，標高の高い広葉樹林では，展葉前で LiDAR データの DCM が低い箇所があったため，あらかじめそのような領域は目視で除外し，さらに林班のポリゴン内の画素を用いて散布図を作成した。この散布図によると，1:1 のラインからやや右側のプロットされるため，ALOS/PRISM データによる DCM がやや過大推定なことがわかる。ただし，LiDAR データの DCM との相関係数は 0.54 であり，正の相関がある。また，ALOS/PRISM データで 0 m から 10 m の範囲で，LiDAR データの DCM が 0 m 付近の画素が確認された。これは，青森県七戸町の場合と同様に LiDAR データで表現可能なギャップが，ALOS/PRISM データの DCM に表現されなかったからである。

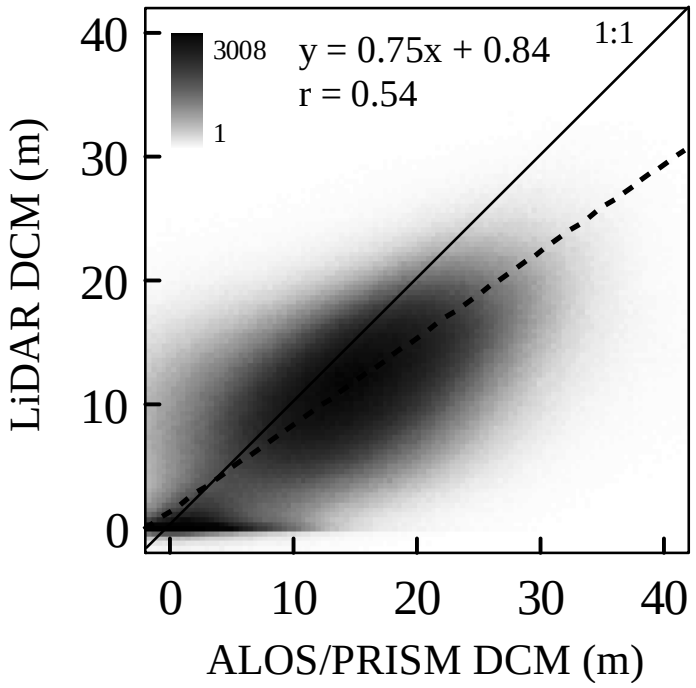


図 4-13 岐阜県郡上市周辺のテストエリアにおける，ALOS/PRISM データ(2007 年 10 月 10 日撮影)から作成した DCM と LiDAR データから作成した DCM による散布図。破線は回帰直線。

ALOS/PRISM データの DCM はやや過大推定であるため，回帰式を用いて ALOS/PRISM データの DCM を補正した。補正した ALOS/PRISM データの DCM を図 4-14 に示し，合わせて 4.2.4 で作成した LiDAR データによる DCM の作成結果を示した。

河川域や水田および畑地等の箇所では，ALOS/PRISM データの DCM は 0 m 付近となっており，森林域の DCM は高いことから，森林域の樹高が表現されていることが確認できる。

また，西側の白破線で囲んだ領域は，LiDAR データによる DCM で比較的値が高いことが確認できたが，ALOS/PRISM データの DCM でも高い傾向となっていることが確認できる。

図 4-15 には，拡大した結果の一例を示す。ALOS/PRISM データの DCM と LiDAR データの DCM は傾向が一致していることが確認でき，林班単位でも DCM が良好に表現できる可能性があることが分かる。ただし，ALOS/PRISM データの DCM には，パッチ状で DCM の値が低くなるエラーが発生している箇所が確認できた。これは，前述したように JPEG 圧縮によるブロックノイズの影響が表現されている可能性が高い。

さらに，系統的なエラーが発生していることが確認された。図 4-14 の東側において白破線で囲んだ箇所では，衛星の軌道と平行に帯状に ALOS/PRISM データの DCM が高い傾向が確認された。このように，ALOS/PRISM データから作成した DCM には，局所的な誤差や系統的な誤差が含まれていることが確認された。なお，補正前の ALOS/PRISM データの DCM と，LiDAR から作成された DCM との RMSE は 7.54 m だったが，補正後は 5.62 m となった。

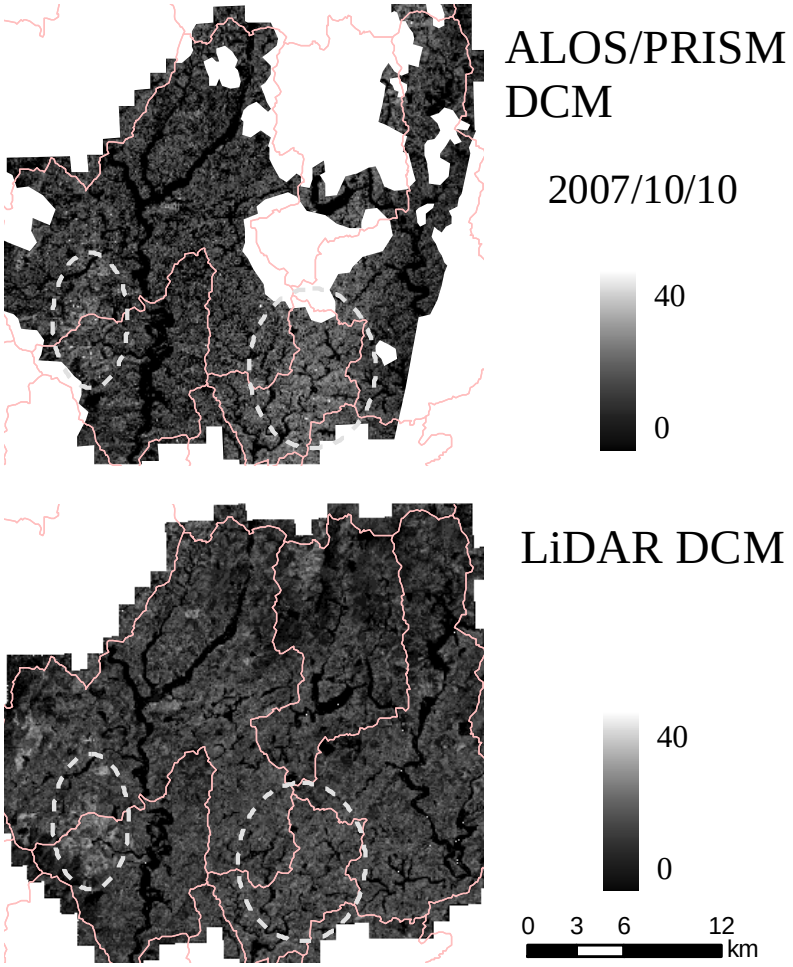


図 4-14 岐阜県郡上市周辺のテストエリアにおける，ALOS/PRISM データ(2007 年 10 月 10 日撮影)から作成した DCM と LiDAR データから作成した DCM。

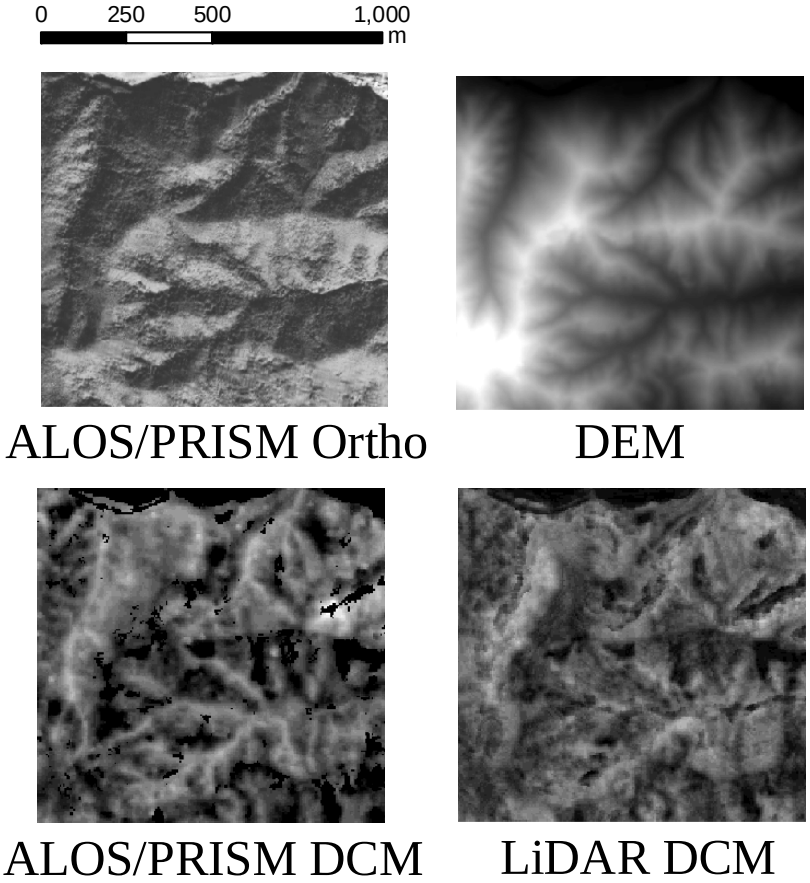


図 4-15 岐阜県郡上市周辺のテストエリアにおける，2007 年 10 月 10 日撮影の ALOS/PRISM データから作成した DCM(左下)と LiDAR データから作成した DCM(右下)の拡大表示例。ALOS/PRISM データ(左)と DEM(右上)。

(3) 岐阜県郡上市周辺(2007 年 7 月 27 日撮影の 3 方向視)

2008 年 7 月 27 日撮影に撮影された 3 方向視の画像は，4.2.3 で行った複数の組み合わせによる標定結果を用いて，それぞれに DSM および DCM を作成した。ただし，前方視と後方視の組み合わせは，DSM の作成時点で目視によって妥当な DSM が作成できないことが分かった。拡大して詳細に観察したが，細かい谷などは表現されておらず，DCM の作成には不適切であると判断し，除外した。

3 種類の組み合わせにより作成した DCM を図 4-16 に示した。なお，前述したように前方視と後方視の DCM は除外した。3.3 で示したように，3 方向視の ALOS/PRISM データは，本研究のテストエリアの東側の一部が含まれるように撮影された。

前方視と直下視による DCM は，パッチ状にエラーが発生している箇所が多く，衛星の軌道と直角に波状のエラーが発生していることが確認できる。また，3 方向視による DCM についても，パッチ状にエラーの発生している箇所があるが，後方視と直下視による DCM では，他の 2 つの組み合わせと比べてパッチ状のエラーの箇所が少ない。

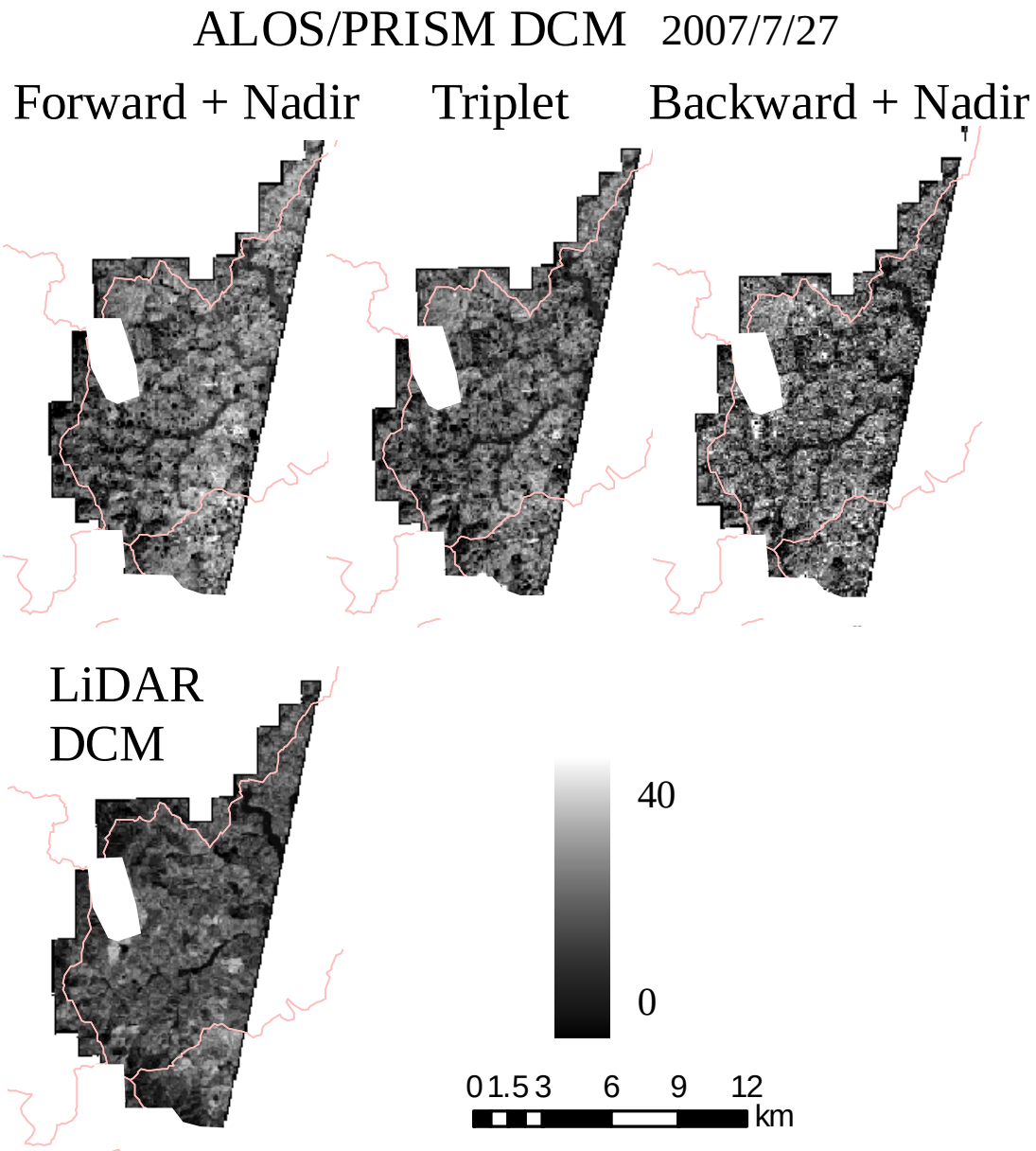


図 4-16 岐阜県郡上市周辺のテストエリアにおける，3 方向視の ALOS/PRISM データ(2007 年 7 月 27 日撮影)から作成した DCM と LiDAR データから作成した DCM

ALOS/PRISM データと LiDAR データの DCM の散布図を図 4-17 に示した。林班のポリゴンデータを用いて，あらかじめ森林域のみが抽出されている。散布図によると，2 方向視の撮影モードで行った結果と比較して相関が弱い。前方視と直下視，3 方向視，後方視と直下視の相関係数は，それぞれ 0.27，0.28，0.29 となっており，相関係数は低かった。また，前方視＋直下視，3 方向視，後方視＋直下視の RMSE は，それぞれ 11.82 m，10.88 m，11.31 m となっており，直下視と後方視の撮影モードにおける DCM より精度は低くなった。

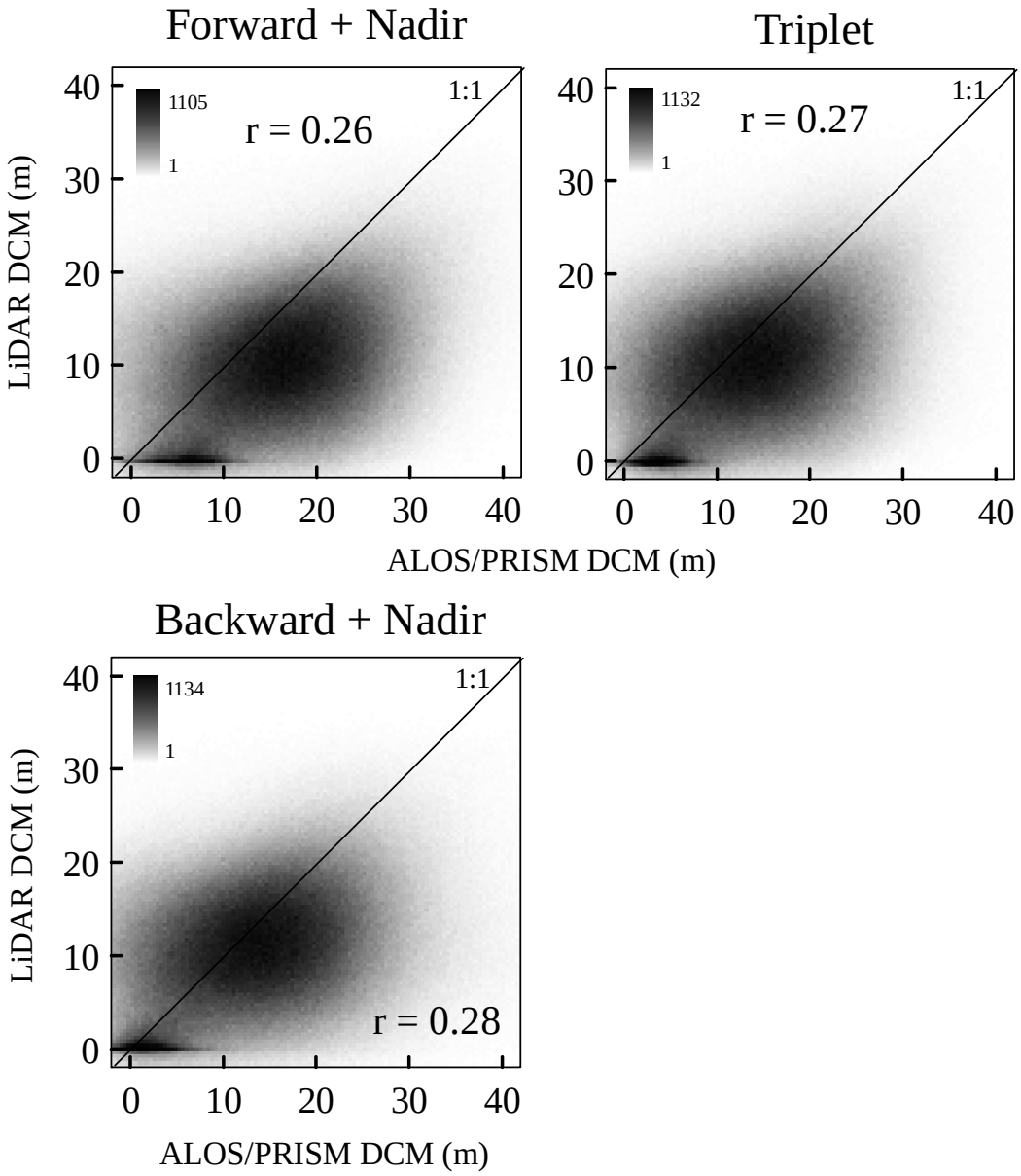


図 4-17 岐阜県郡上市周辺のテストエリアにおける，ALOS/PRISM データ(2007 年 7 月 27 日撮影)から作成した DCM と LiDAR データから作成した DCM による散布図

4.2.6 ALOS/PRISM データによる DCM 作成結果の考察

(1) RMSE と相関係数の考察

ALOS/PRISM データから作成した DCM の RMSE は 6 m から 11 m の範囲となったが，この値は ALOS/PRISM データから DSM を作成し，RMSE による検証を行った既往研究の値と概ね一致している。なお，本研究では DCM の RMSE で議論するが，LiDAR データも ALOS/PRISM データも同じ DEM で差し引いていることから，DSM と DCM の RMSE は同じ値であり，比較することは可能である。Grün(2007)は，地形の起伏の多い山地にお

ける森林でDSMのRMSEが約12 m, 地形の起伏が比較的緩やかな森林でRMSEは約7 mと報告している。本研究の結果では，地形の起伏が多い山地における岐阜県郡上市周辺におけるDCMのRMSEは7 mから11 mの範囲，比較的平坦な地形である青森県七戸町周辺のDCMのRMSEは約6 mだった。従って, 今回作成した各シーンでのDSMの品質は, Grün et al.,(2007)の結果と比較して大差はなく，概ね妥当な範囲であると判断できる。

3方向視の撮影モードにおいて，前方視と後方視の組み合わせによるDSMが妥当な結果が得られなかった理由は，前方視と後方視で47.6度の差によって撮影されたため，同じ地物であっても画像上での見え方が大きく異なり，イメージマッチングが良好に実行できなかったためと推測される。

(2) 誤差要因の考察

ALOS/PRISMデータにおいて，パッチ状にDCMの値が低くなっている箇所が多く確認されたが，これはJPEG圧縮に起因するブロックノイズが原因である。JPEG圧縮では，8×8画素のメッシュを構成し，メッシュごとに離散フーリエ変換(DCT)を行い，低周波成分を取り除くことで情報を圧縮する。メッシュごとに圧縮処理が行われるため，隣接するブロックで画素値の連続性が失われ，画質の劣化が認識しやすくなる。また，ブロックによってはDCTによってテクスチャそのものが失われる可能性がある。このような劣化が要因となって，同じ地物でも画素値やテクスチャが異なり，イメージマッチングにおけるエラーを引き起こし，局所的なDSMのエラーを発生させたと推測される。ALOS/PRISMデータは，地上までのデータ転送量を抑えるため，JPEG圧縮を採用した経緯があるが，将来のセンサではこのような圧縮処理は行わない形で提供するべきである。

岐阜県郡上市周辺のDCMの作成結果(図4-14)において, 衛星の軌道と平行にDCMが系統的に高い結果が得られたと報告したが，これはRPCファイルに系統的な誤差が含まれていた可能性がある。図3-6で示したように，PRISMセンサは複数のCCDユニットを配列することで構成されている。それぞれのCCDユニットでRPCファイルは作成されており，同時にCCDユニットを全て接合した場合のRPCファイルも作成され提供されている。そのCCDユニットのRPCごとに精度が異なっている可能性がある。今回はデータの入手の都合上，誤差要因を明確にすることは困難であるが，系統的誤差の要因の解明は今後の課題である。

岐阜県郡上市周辺を撮影した2方向視の撮影モードによるDCMは，4.2.5で前述したように，正の相関があったものの，LiDARデータによるDCMと1:1の対応関係にはならなかった。この要因としては，ALOS/PRISMデータのDCMの水平位置の精度に問題があった可能性がある。岐阜県郡上市周辺は山地であるため，地形斜面の傾斜角度によっては標定結果や作成されたDSMの水平精度に誤差が発生している可能性があり，DCMを作成した際に誤差が生じてくる可能性がある。このような位置ずれはGCPの精度に依存するため，系統的に発生する可能性がある。また，他の要因としては，斜面方位によっては地形によ

る陰影がマッチングに系統的に影響した可能性がある。図 4-15 には，ALOS/PRISM データの画像と DEM を示したが，北側の斜面は陰影で暗いことが確認できる。これはテストエリアの地形が山地であることや，撮影が 10 月であるために太陽高度角が低く，影が入りやすい状況だったことが原因である。そのため，斜面方位によって画素値やテクスチャが異なることで，イメージマッチングの結果に影響し，DCM の傾向が斜面で異なった可能性がある。

今回の補正は，回帰式による補正を行ったが，水平位置精度の誤差や傾斜による影響は，系統的な誤差として表現されるため，良好な補正方法が確立できる可能性がある。また，部分的でも LiDAR データや空中写真による DSM や DCM が整備されていれば，回帰式による補正が行える可能性が高い。

(3) 3 方向視撮影の ALOS/PRISM データの誤差要因の検討

岐阜県郡上市周辺で撮影された 3 方向視の撮影モードによる ALOS/PRISM データの DCM は，2 方向視の撮影モードと比べて相関係数は低く，RMSE は高い結果となった。標定結果(表 4-6，表 4-7，表 4-8，表 4-9)からは，3 方向視の RMSE は最も低くなったため，RPC ファイルや標定の結果が DCM の RMSE を高めた要因であるとは考えにくい。イメージマッチングのアルゴリズムが原因の可能性もあるが，3 方向視の画像を 2 方向視として扱って DCM を作成した結果についても，RMSE の値は 3 方向視と同様である。また，JPEG の圧縮率は 3.2.3 において圧縮割合が 2 種類あると述べたが，全てのシーンについて圧縮率は 1/4.5 であったため，圧縮率の違いで画像の品質に影響を与えて DCM に影響したとは考えにくい。他には，図 3-12 のデータの位置関係からわかるように，検証に使用した領域が，3 方向視の画像の東側の端に位置していることにより，精度が低かった可能性がある。

以上の考察からでは，3 方向視が 2 方向視よりも DCM の精度が低い結果となった主要な原因を特定することができなかった。今回の検証は，1 つの撮影シーンのみで考察を行ったため，今後は他のサイトで同様の検証を試みることが必要である。また，3 方向視の GCP は東部に偏っていたため，GCP の配置の影響を考慮することも必要である。このような点を考慮して検証を行うことで，本研究で得られた結果が，ALOS/PRISM データにおける DCM 抽出の際の一般的な傾向なのか，明らかにできるだろう。

(4) ALOS/PRISM データによる DCM 作成結果のまとめ

本節では，ALOS/PRISM データおよび LiDAR データから DCM の作成を行った。また，LiDAR データから作成した DCM が真であると仮定し，ALOS/PRISM データから作成した DCM の検証を行った。

比較的地形が平坦である青森県七戸町周辺の DCM では，LiDAR データの DCM と 1:1 の対応関係にあることが確認され，広域に高精度な DEM データが整備されていれば，広域な DCM を推定可能であることが示された。

一方，地形の変化が多い山地が含まれている岐阜県郡上市周辺では，ALOS/PRISM データから作成した DCM は LiDAR データと正の相関があるものの, 青森県七戸町周辺の DCM と比べて，RMSE はやや高く，相関係数はやや低くなった。また，LiDAR データの DCM とは 1:1 の対応関係とはならず, この要因は水平位置の誤差や地形の陰影の可能性があることが考えられた。LiDAR データの DCM との回帰式によって ALOS/PRISM データの補正したところ，補正後の RMSE は補正前の RMSE より低くすることができた。

3 方向視による撮影モードの DCM は，2 方向視の撮影モードより精度は低くなった。3 方向視については，1 ケースではあるが，2 方向視の撮影モードよりも精度が低い場合があることが分かった。

今後の課題としては，ALOS/PRISM データから作成した DCM の補正手法の確立が挙げられる。そのためには，誤差要因を定量的に明らかにすることが重要である。また，本研究で得られた結果が一般的であるかを評価する必要がある。そのため，他の地域や季節の違いを考慮して ALOS/PRISM データのシーンを選定し，DSM および DCM を作成し，検証を行う必要がある。

今回は ALOS/PRISM データのみに着目したが, 他の高解像度衛星画像についても, DCM を作成し，樹高の推定可能性の評価を行いたいと考えている。IKONOS や QuickBird 等の商用の高解像度衛星画像は画像の入手にコストがかかるが，ALOS/PRISM データのような JPEG 圧縮は行われておらず，空間解像度は 1 m 程度と高いことから，ALOS/PRISM データと比べて高精度な DCM が作成できる可能性が高い。

4.2.7 DCM による森林の 3 次元構造データの抽出

ALOS/PRISM データや点群密度の低い LiDAR データから広域に DCM が作成された後に，森林成長モデルとの統合に必要な林班ごとの単木レベルの森林の 3 次元構造データの抽出手法の検討を行った。

DCM を使用してバイオマスの推定を行った研究として，Patenaude et al.,(2004)は LiDAR データから DCM を抽出し，現地調査データや文献情報から DCM とバイオマスの変換式を作成し，地上部のバイオマスの推定を行った。Nasset(2002)は，プロット領域内における DCM の画素値の集計値や統計値を用いて, 現地調査との関係から推定モデルを構築し，材積等の林分パラメータを推定している。これらの研究は，テストエリア内で現地調査を行ってモデルを構築し，材積や幹バイオマスの推定結果の検証を行っている。しかし，実用性の観点からは，データの取得または観測ごとに現地調査を行って，変換モデルを構築することは現実的ではないと考えられ, 既存の現地調査データを活用して DCM による森林の 3 次元構造への変換モデルをあらかじめ構築しておくべきである。

そこで本研究では，既存の現地調査のデータを活用し，DCM から森林の 3 次元構造を森林の管理区画単位である林班ごとに推定する。なお，テストエリアは広域に高精度の DEM が整備されている岐阜県郡上市周辺とした。

(1) 現地調査データ

現地調査データとしては，林分収穫表や林分密度管理図の作成のために岐阜県が行った現地調査データ(岐阜県林政部，1991a；岐阜県林政部，1991b)を使用する。テストエリアとした岐阜県では，県内のスギおよびヒノキ人工林でそれぞれ 200 点から 300 点の調査を行った。また，林齢は若齢林から高齢林まで幅広くカバーしている。調査項目は，上層樹高，立木密度，林齢，DBH，材積である。なお，現地調査データは，材積であるため，幹バイオマスへ変換する必要がある。材積から変換係数を乗じて幹バイオマスへ変換できるが，変換のための係数である容積密度は，林齢や地域により異なるため，この係数を介することで誤差が発生する可能性がある。そのため，DBH や上層樹高で推定される幹バイオマスとの回帰式によって推定することにした。

田内・宇都木(2004)は，既存の文献を収集し，国内の主要樹種における胸高直径と樹高による幹バイオマスの相対成長式を作成し，スギとヒノキの幹バイオマスついては高精度に統一的な式を得られたと報告した。スギの幹バイオマスの相対成長式を式(4-12)，ヒノキの幹バイオマスの相対成長式を式(4-13)に示す。

$$W_{stem} = 0.038 * (D^2 H)^{0.911} \qquad \text{式(4-12)}$$

$$W_{stem} = 0.021 * (D^2 H)^{0.972} \qquad \text{式(4-13)}$$

ただし, D は胸高直径(単位: cm), H が樹高(単位: m)である。これらの相対成長式を用い，上層樹高と DBH によって幹バイオマスへ変換し，立木密度を乗じてヘクタールあたりの幹バイオマスを求めた。そして，この幹バイオマスと上層樹高とで非線形の回帰式を求めた。また，立木密度，林齢については，特に処理をせずに上層樹高との回帰式を直接求めることにした。

図 4-18 にはスギにおける上層樹高と幹バイオマス(単位: t/ha)，立木密度(単位:本/ha)，林齢，平均 DBH(単位: cm)の関係を示し，図 4-19 にはヒノキにおける上層樹高との関係を表した散布図を示した。2 つの樹種は，各回帰式の決定係数が 0.7 から 0.9 の範囲となっており，上層樹高から有意に幹バイオマス，立木密度が推定可能であることがわかる。今回は使用しない林齢，DBH についても，良好に推定可能なことがわかる。なお，立木密度については，この回帰式の場合は，上層樹高が 0 m になるほど本数は急激に増大していく問題がある。そのため，現実の立木密度の傾向とあわせるために，一般的な植栽本数である 3000 本/ha から上層樹高が 10 m における立木密度までは線形に減少するものと仮定した。

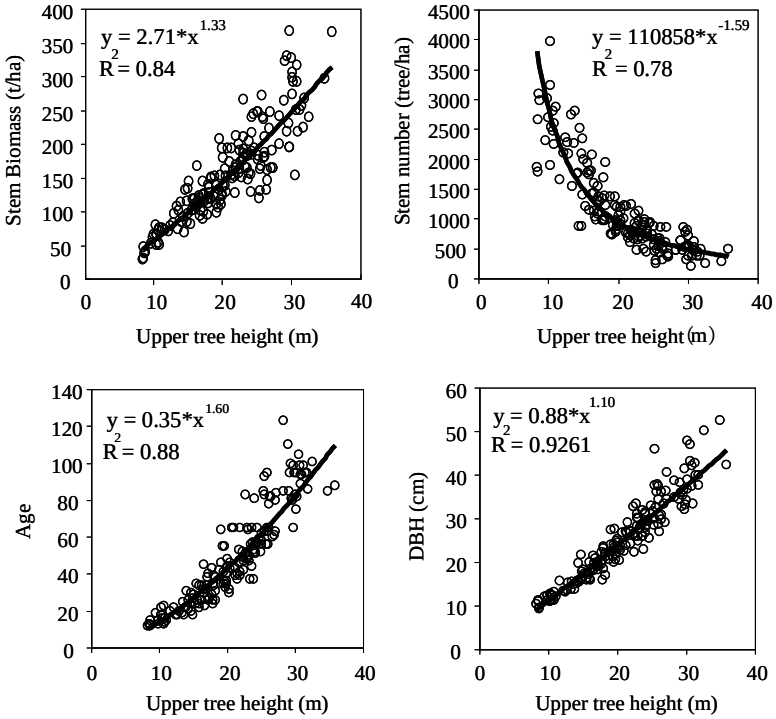


図 4-18 岐阜県のスギ人工林における上層樹高と各種林分因子(幹バイオマス，立木密度，林齢，DBH)との関係。データは林分収穫表(岐阜県林政部，1992a)による。

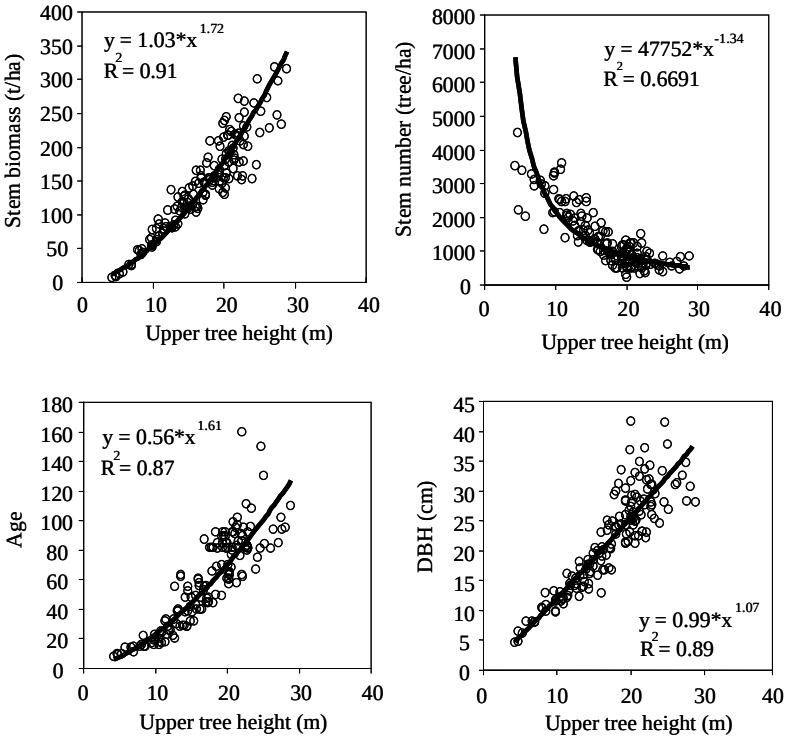


図 4-19 岐阜県のヒノキ人工林における上層樹高と各種林分因子(幹バイオマス，立木密度，林齢，DBH)との関係。データは岐阜県林政部(1992b)による。

(2) 林班単位の樹高の推定

林班ごとに DCM を集計し，樹高の推定を行う。使用する林班の領域となるポリゴンデータは，3.4.3 で示した岐阜県林政部が整備した民有林の林班界である。

樹高を求める方法としては，林班の領域内に含まれる DCM の平均値を求める方法がある。しかし，林分内の DCM には樹高の計測に重要な梢端部だけでなく，樹冠表面が含まれており，立木密度や林道の分布によっては，ギャップや地表面も DCM に含まれてしまう。

従って，ALOS/PRISM データや LiDAR データから作成された DCM に対して，林分内で高さの上位の画素を抽出し，DCM の値が低い画素を除くことで，樹高が推定できる可能性がある。LiDAR データを用いた既往の研究でも，Percentile や Quantile(分位値)を用いて高さが上位の DCM の値は，上層樹高や平均樹高の推定に有効であると報告しており，さらにバイオマスや材積の推定にも有効であると報告した(Magnussen et al., 1998; Neasset and Bjerknes, 2001; Neasset, 2002; Patenaude et al., 2004)。そのため，現地調査との比較に基づいて集計に使用する DCM の上位の値の閾値を設定する必要がある。

しかし，岐阜県郡上市周辺のテストエリアでは，樹高計測の現地調査を行っていない。また，設定する閾値として，樹種や林分内の構造や，観測条件で変動することが予想されるため，明確な閾値の設定は難しい。

参考として，樹高計測の現地調査を行った青森県七戸町周辺のテストエリアにおいて，岐阜県の LiDAR データと同じ点群密度に落とした上で，5 m 解像度の DCM を作成し，実測樹高の平均値と DCM の集計値との比較を行った。比較結果を表 4-10 に示した。なお，対象林分は各樹木の樹高は大きな違いはないため，平均樹高は上層樹高と同じ値であると仮定した。比較結果によると，平均誤差が上位 30 %の DCM の平均値において，実測樹高の平均値との誤差が 0 m に近くなった。

表 4-10 青森県七戸町周辺のテストサイトにおける，平均実測樹高と LiDAR データから作成した DCM の比較結果。林班全体の平均値，高さが上位 50%から 10%までの DCM の平均と，実測樹高との比較。平均誤差は「実測−DCM」。（単位：m）

Plot	実測樹高	全体		上位50%		上位40%		上位30%		上位20%		上位10%	
		平均	誤差	平均	誤差	平均	誤差	平均	誤差	平均	誤差	平均	誤差
1	22.3	18.4	-3.9	21.5	-0.8	22.4	0.1	24.4	2.1	25.6	3.3	26.7	4.4
2	21.0	14.8	-6.2	17.9	-3.1	18.8	-2.2	20.7	-0.3	21.9	0.9	22.9	1.9
3	25.7	16.9	-6.7	22.7	-3.0	23.8	-1.9	26.1	0.4	27.5	1.8	28.8	3.1
4	6.8	3.0	-3.8	4.3	-2.5	4.6	-2.2	5.4	-1.4	5.8	-1.0	6.2	-0.6
平均誤差			-5.1		-2.4		-1.6		0.2		1.3		2.2

既往研究では，Neasset の研究(Neasset and Bjerknes, 2001; Neasset, 2002)では，分位値が 10 %から 20 %の DCM で上層樹高が推定できると報告した。さらに，幹バイオマスの LiDAR データの樹高との相関関係を分析した研究(Patenaude et al., 2004)では，分位値が 20 %の DCM で樹高が現地調査との誤差が最も小さいと報告した。そこで，本研究では林班ごとに上位 30 %の DCM の値で平均値を求めることは妥当であると判断し，それによって集計された値を各林班の上層樹高とした。

(3) 樹高の推定結果

図 4-20 には, ALOS/PRISM データと LiDAR データから求めた林班ごとの上層樹高の散布図を示した。ALOS/PRISM データによる上層樹高は，やや低くプロットされる傾向があった。これは，JPEG 圧縮によるブロックノイズの影響で，DSM 作成時にパッチ状に DCM が低く推定されるためであり，林班内の集計で画素内に含まれる割合が多く，過小評価されたと推測される。なお，RMSE は 4.83 m となった。

次に，上層樹高の推定結果の分布図を図 4-21 示した。この図は，林班ごとに上層樹高を色分け表示したものである。LiDAR データの上層樹高の高い箇所は ALOS/PRISM データの上層樹高も高い傾向にあることから，ALOS/PRISM データからも十分に推定できていると判断した。

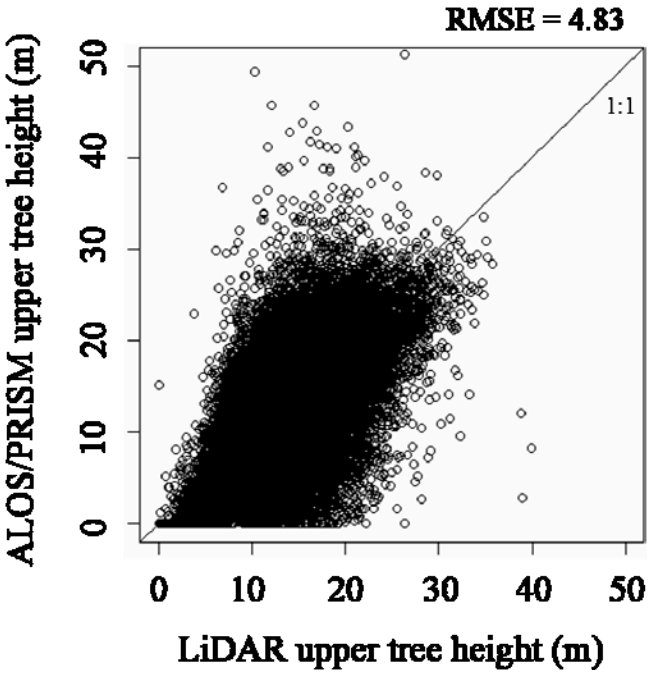


図 4-20 岐阜県郡上市周辺のテストエリアにおける，林班ごとの ALOS/PRISM データと LiDAR データから推定した上層樹高による散布図

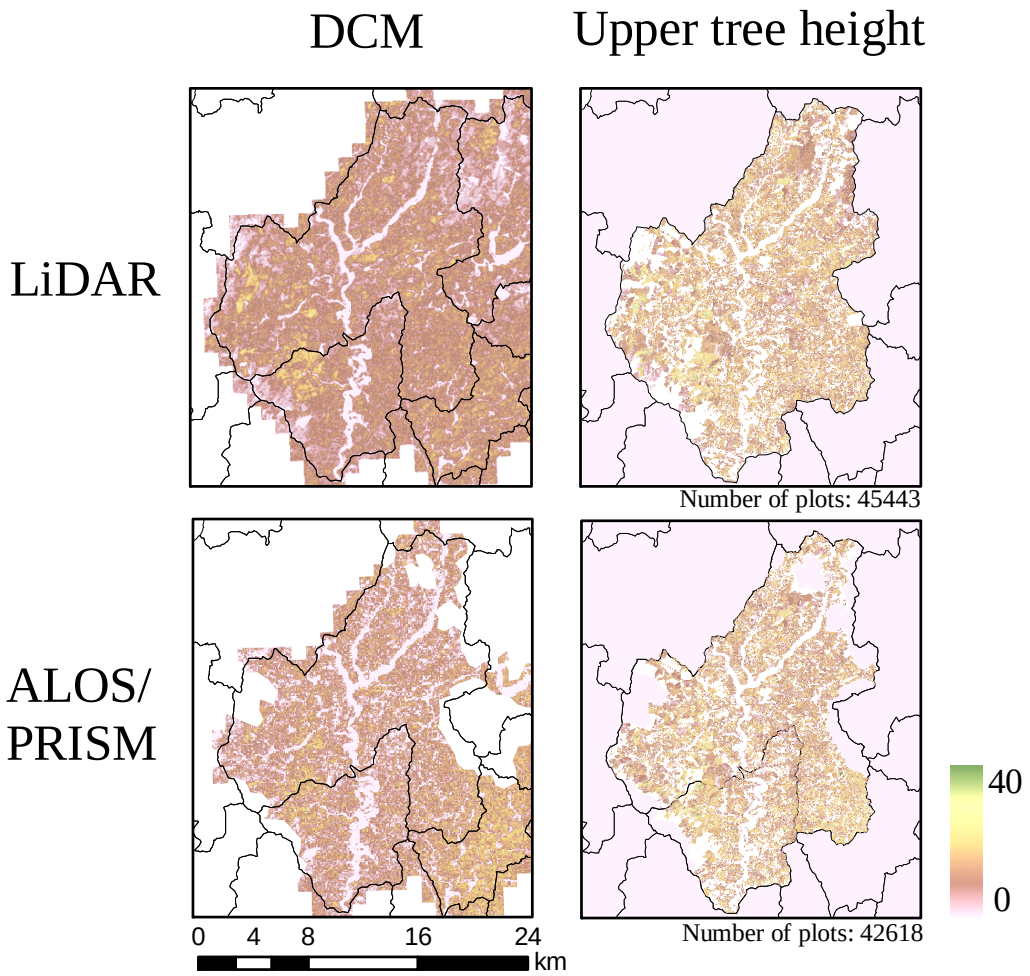


図 4-21 岐阜県郡上市周辺のテストエリアにおける，LiDAR データと ALOS/PRISM データによる上層樹高の推定結果。ALOS/PRISM データの被雲域はあらかじめ除外。

(4) 幹バイオマスの推定結果

推定した上層樹高を基に，先ほど求めた樹種ごとの回帰式を利用し，林班ごとの幹バイオマスを推定した。林班ごとの上層樹高による推定値から，林班の面積を乗ずることで幹バイオマスが推定される。しかし，林班内には林道や非森林域が存在している場合があるため，林班内の幹バイオマスが過大推定される可能性がある。そのため，各林班内で DCM の値が 1 m 未満の画素は森林の面積として考慮せず，それ以上の画素を森林域として林班内の面積とした。1 m としたのは，下層植生の存在や DEM の誤差を考慮したからである。

幹バイオマスの推定結果の妥当性を評価するために，森林簿のデータに格納されている材積と比較することにした。森林簿は，岐阜県林政部が管理しており，平成 20 年 3 月 31 日現在の値として，調査が行われた時間とのギャップが整合性を有するように調整されている。なお，材積から幹バイオマスへの変換のための容積密度は，Fukuda et al., (2003)を参考に，スギは 0.35 (g/m^3)，ヒノキは 0.4 (g/m^3)とした。

図 4-22 に LiDAR データと ALOS/PRISM データによる上層樹高の推定結果による幹バイオマスと，森林簿との比較結果を示す。

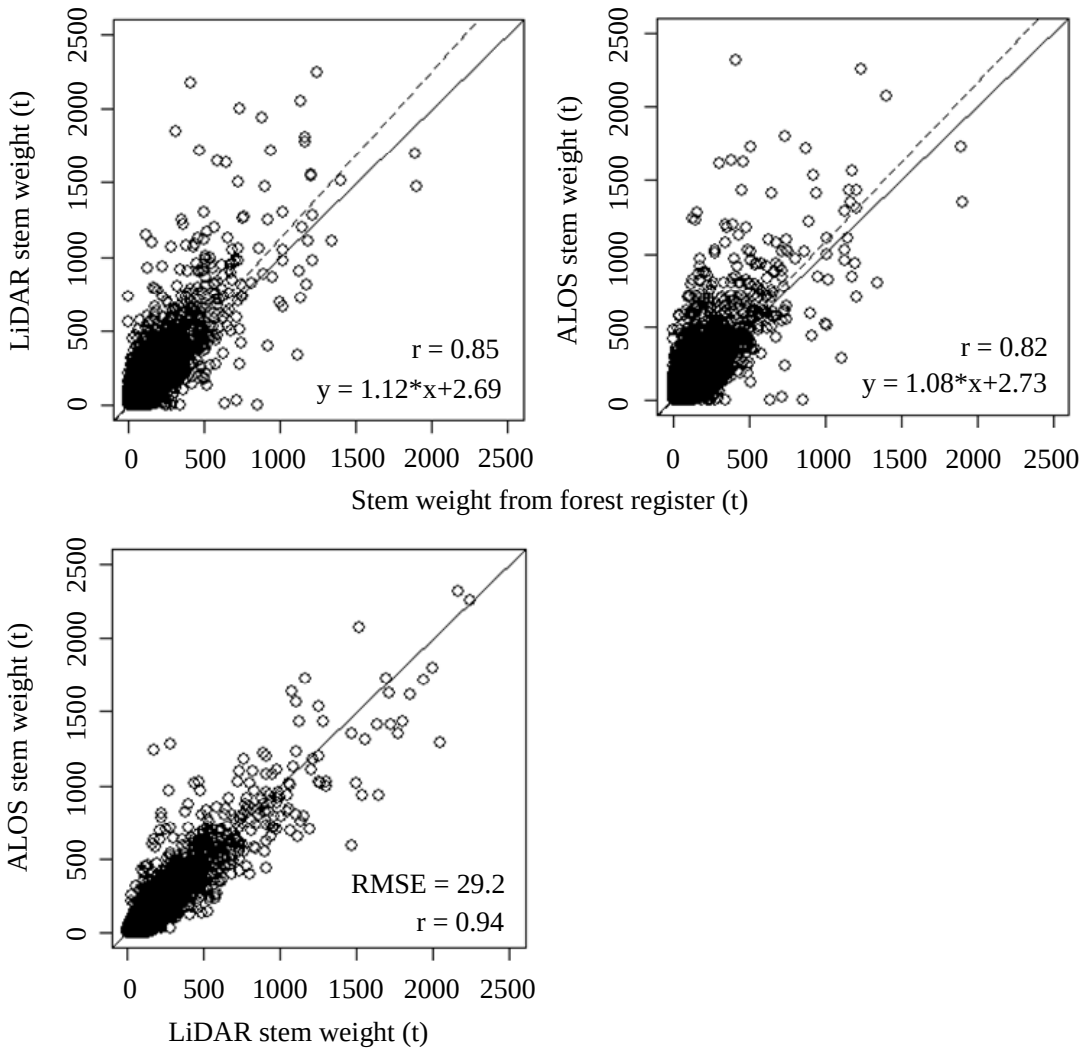


図 4-22 岐阜県郡上市周辺のテストエリアにおける，上層樹高から推定した幹バイオマスと森林簿の比較。LiDAR データから推定した上層樹高による幹バイオマスとの比較(左上)，ALOS/PRISM データから推定した上層樹高による幹バイオマスとの比較(右上)，ALOS と LiDAR の比較。破線は回帰式。

LiDAR データと ALOS/PRISM データによる幹バイオマスは，森林簿より過大推定の傾向がある。ただし，森林簿の精度については，実際と乖離しているという指摘(松下，2003；白石，1999)があるように，正解データとして扱うことは適していない可能性がある。また，調査方法が統一されていない問題や，材積から幹バイオマスへ変換するための容積密度が適切でない可能性がある。それでも，相関係数では共に正の相関は強いことから，LiDAR

データや ALOS/PRISM データから推定した幹バイオマスは妥当な範囲で推定できていると判断できる。また，LiDAR データと ALOS/PRISM データによる幹バイオマスの比較においては，RMSE は 29.2 (t)となっており，正の相関も強い(r =0.94)ことから，LiDAR データよりは精度は劣るるが，妥当な精度で幹バイオマスが推定できると判断できる。なお，推定した立木密度は森林簿で比較可能なデータが存在しないために結果を示していないが，幹バイオマスの結果から同等の精度で抽出できたと判断した。

本手法は，DCM のみから森林の 3 次元構造の抽出を行うため，精度に限界があることを認識するべきである。図 4-18 と図 4-19 には樹高と幹バイオマスとの回帰式を示したが，この方法では RMSE は 33.2 t/ha, 誤差率は 15 %だった。また, 林齢の RMSE は 10.4 year, 誤差率は 16 %だった。立木密度の RMSE は 386.7 tree/ha，誤差率は 24 %だった。図 4-18 と図 4-19 を見ると，幹バイオマスと林齢については，上層樹高が高まるに従い，さらに誤差率が上昇すると推測される。従って，上層樹高が正確に求められたとしても，はじめからこのような誤差が含まれている可能性が高いことを考慮する必要がある。渡辺(1993)は，空中写真林分材積表 I において, 林分材積を推定するための説明変数として樹高と他のパラメータが 1 つや 2 つが明らかになったとしても，材積の誤差は経験的に 20 %程度であると述べている。そのため，林班ごとの幹バイオマスの推定は 20 %から 30 %の誤差率が含まれる可能性が高い。実務で活用されている，林分密度管理図による材積の推定の場合は，長濱(2003)によると，ヘクタールあたりの材積の誤差率は 17 %から 19 %，林分密度管理図の誤差率は 20 %程度(林野庁, 1999)としている。本手法は樹高という一変数のみを用いた推定であるため，複数の調査項目から推定を行う方法と比べて，精度は落ちることは明らかである。木材の生産という側面から考えると，個々の林班において実用に耐えうる精度とするためには, 追加の情報が必要である。今後, 時系列で DCM が取得される環境が整えば, 林齢が推定できる可能性があり，多時期の DCM や林齢が整備されていれば，幹バイオマスの推定精度が向上する可能性がある。

4.2.8 本節のまとめ

本節では，ALOS/PRISM データおよび点群密度の低い LiDAR データから森林の 3 次元構造データを抽出する手法開発を行った。森林の 3 次元構造データの抽出のために DCM を作成し, 幹バイオマスと立木密度の推定を行う方法を開発した。ALOS/PRISM データでは, Zhang and Grün(2006)のイメージマッチング手法を適用し，DSM および DCM を作成した。一方，LiDAR データからはフィルタリング処理によって DSM および DCM を作成した。LiDAR データから作成した DCM が真であると仮定し，ALOS/PRISM データによる DCM の精度検証を行った結果，RMSE は 6 m 前後となり，DCM として十分に表現可能であることが明らかとなった。ただし，3 方向視の結果については，良好な結果が得られなかった。

次に，岐阜県郡上市周辺のテストエリアを対象に，抽出された DCM を用い，さらに既存

の現地調査のデータを用いて，森林の 3 次元構造データとして林班ごとに幹バイオマスと立木密度を推定する手法を開発した。現地調査のデータから，上層樹高と幹バイオマス，立木密度の回帰分析を行い，当てはまりの良い回帰式が作成できた。そして，作成した DCM を用いて林班ごとに樹高(上層樹高)を推定し，回帰式から幹バイオマスと立木密度の推定を行った。林班ごとに情報が格納されている森林簿の材積と比較した結果，過大推定の傾向があることや，森林簿自体の精度の問題が見られたが，妥当な推定結果が得られたと判断した。また，LiDAR データと ALOS/PRISM データでそれぞれに幹バイオマスを推定した結果との比較を行ったところ，正の相関は強く，良好な対応関係であった。以上の結果から，ALOS/PRISM データと点群密度の低い LiDAR データから作成した DCM から，森林の 3 次元構造データとして幹バイオマスと立木密度が推定できることが明らかとなった。

以上の結果から，ALOS/PRISM データおよび点群密度の低い LiDAR データから DCM を作成して樹高が推定できれば，既存の現地調査のデータから樹高との変換式を作成することで，森林の 3 次元構造データである幹バイオマスと立木密度が抽出できることが示された。従って，森林成長モデルとの統合のための，DCM のアプローチによる森林の 3 次元構造データの抽出手法が確立された。

4.3 多時期空中写真による森林の 3 次元構造データの時系列変化の把握可能性の評価

4.3.1 はじめに

本節では，2.3.3 で前述したように，多時期の空中写真を用いて 3 次元計測を行い，樹高の成長に代表される森林の 3 次元構造データの時系列変化の把握可能性の評価を行う。

まず，時系列の空中写真を用いて，デジタル写真測量による DSM を作成し，DEM で差し引くことで DCM を作成する。そして，時系列に DCM を作成し，時系列変化の把握可能性を評価する。

テストエリアは 3.1 で示した，岐阜県郡上市周辺と青森県七戸町周辺の 2 箇所で行う。空中写真は表 3-3 と表 3-4 に示した。また，デジタル写真測量のソフトウェアとして，Leica Geosystems Geospatial Imaging 社の Leica Photogrammetry Suite 8.7 を使用した。

4.3.2 DCM の作成手順と評価手法

フレーム・カメラによる空中写真から，DCM を作成するまでの一般的な流れは次の通りである。まず，各空中写真上の指標の画像座標を計測して入力し，カメラキャリブレーションレポートから，主点，指標，焦点距離，レンズ歪を入力する。これらの情報を用いて，画像座標とカメラ座標を関連付けるための内部標定を行う。次に，地上基準点(Ground Control Point, GCP)と，オーバーラップする写真間の対応点(Tie Point，以下 TP)を目視で設定し，これらの情報を用いてバンドル・ブロック調整法による空中三角測量(標定)を行う。これにより，2 枚以上の空中写真のカメラ位置や傾き等の外部標定要素が求められ，空中写真の画像座標，カメラ座標，3 次元地理座標の対応関係が決定される。そして，オーバーラップする空中写真間でイメージマッチングを行い，同じ地物と判定された画像対応点における 3 次元地理座標を求める。そして対応点間で TIN を生成し，補間処理によって DSM を作成する。最後に，DSM から DEM を差し引き，DCM を作成する。

ただし，今回はカメラキャリブレーションレポートが入手できなかったため，内部標定に必要なパラメータとして，写真に記載されている焦点距離以外は入手できなかった。そのため，空中三角測量の方法はセルフ・キャリブレーション付きバンドル・ブロック調整法を採用した。この方法では，今回のようにカメラやレンズに関連した内部標定に必要なパラメータが厳密には未知である場合でも，これらのパラメータを同時に決定して空中三角測量が実行可能である(日本写真測量学会, 1989)。

GCP のための 3 次元地理座標の取得は，実際には現地で測量を行って高精度な座標を得る必要があるが，取得に多大な時間を要するという問題がある。しかし，空間解像度の高いリモートセンシングデータを活用すれば，効率的に GCP が取得できる。

Véga and St-Onge (2008)や St-Onge et al. (2008)は，はじめに LiDAR データの DSM から目視で GCP を設定し，空中写真から DSM を作成した後に，LiDAR データから作成した

DSM と空中写真の DSM との相関を求め，自動的に GCP の位置を補正する方法を開発しした。この方法は，オルソフォトが存在せず LiDAR データのみが整備されている地域においては有効な方法である。ただし，LiDAR データだけでなく，オルソフォトのような画像データが整備されていれば，道路などの変化の生じる可能性が低い地物において，目視によって信頼性の高い精度で GCP が取得できる。

岐阜県郡上市周辺のテストエリアでは，水平方向(X, Y)の GCP の取得には，岐阜県が所有する高解像度衛星画像 IKONOS(空間解像度 1m)のオルソ化されたパンシャープン画像を使用した。一方，鉛直方向(Z)の GCP は，3.2.2 で示した岐阜県が全県で取得した LiDAR データから作成した DEM を使用した。

青森県七戸町周辺のテストエリアでは，水平方向(X, Y)の GCP の取得は 3.2.2 で示した DMC を用いた。鉛直方向(Z)は 3.2.2 で示した LiDAR データから作成した DEM を用いた。

岐阜県郡上市周辺の IKONOS は撮影時期が 2002 年 5 月，青森県七戸町周辺の DMC の撮影時期が 2004 年 8 月であり，比較的新しいデータであるため，空中写真が過去へさかのぼるほど，目視による GCP の取得が難しくなる傾向があった。そのため，オルソフォトを最近の撮影時期から過去にさかのぼるように作成し，目視による水平方向の GCP の取得時に補助的にオルソフォトを使用することにした。例えば，1964 年撮影の空中写真から GCP を取得する際は，既に作成した 1969 年のオルソフォトを補助的に使用することになる。鉛直方向(Z)の GCP については，地形は約 40 年間変化がないと仮定し，全時期で LiDAR データから作成した DEM を用いた。なお，空中写真から作成する DSM の空間解像度は 2 m とした。そして，DCM の作成に使用する DEM は，2 つのテストエリアとも LiDAR データから作成した DEM を使用した。また，全ての時期の DSM に対して同じ DEM を用いて差分処理を行い，DCM を作成した。

今回，最新の空中写真による DCM 以外は，検証が可能なデータを入手できなかった。そのため，空中三角測量の実行後の GCP との残差から，各撮影年の空中三角測量のモデルの評価を行うことにした。

最新の空中写真については，LiDAR データから DCM を作成することで比較が可能である。そのため，岐阜県郡上市周辺のテストエリアでは，最新である 2004 年撮影の空中写真から作成した DCM と，3.2.2 で前述した 2004 年に岐阜県が取得した LiDAR データから作成した DCM と検証を行うことにした。一方，青森県七戸町周辺のテストエリアでは，最新の 2002 年撮影の空中写真と，3.2.2 で前述した 2004 年に取得の LiDAR データから作成した DCM と比較を行うことにした。また，それぞれのシーンで RMSE を求め，評価を行うことにした。

さらに，時系列で DCM の変化を観察し，樹高成長による DCM の変化や，伐採などの人為的な変化の把握可能性を示すことで，時系列で作成した DCM の有効性を評価することにした。

4.3.3 DCM の作成結果と評価

(1) 空中三角測量の結果

2 つのテストエリアの空中三角測量の結果を表 4-11, 表 4-12 に示した。表に示した値は，GCP の座標値と，空中三角測量の結果求められた GCP の座標値との残差である。空中三角測量の結果の誤差を厳密に評価するためには，チェックポイントを設定して RMSE で評価を行う必要があるが，過去の撮影の場合は，誤差の評価が行える程度のチェックポイント数を取得することが困難だったため，残差の値によって空中三角測量の結果を評価することにした。

表 4-11 によると, 岐阜県郡上市周辺の空中写真の X, Y の残差は 1 m から 1.5 m の範囲, Z の残差の範囲は 1.5 m から 2.5 m の範囲だった。

表 4-12 によると, 青森県七戸町周辺の空中写真の X, Y の残差は 1.5 mから 2 m の範囲, Z の残差の範囲は 1 m から 2 m の範囲だった。青森県七戸町周辺では，1966 年撮影は焦点距離が短い国土地理院撮影の空中写真だったが，残差の違いは特に確認できなかった。

表 4-11 岐阜県郡上市周辺のテストエリアにおける空中三角測量の結果(残差，単位:m)

撮影年	枚数 (北/南)	X	Y	Z	GCP 数	TP数
1964	4 / 4	1.48	1.40	1.82	34	106
1969	3 / 3	0.88	0.97	1.69	24	73
1974	4 / 4	0.90	1.29	2.35	38	110
1979	4 / 4	0.83	1.41	2.14	33	92
1984	3 / 3	1.68	1.33	2.17	23	60
1994	5 / 4	1.44	1.31	1.32	48	137
1999	4 / 4	1.09	1.45	1.22	45	116
2004	4 / 4	1.17	1.53	1.98	47	119

表 4-12 青森県七戸町周辺のテストエリアにおける空中三角測量の結果(残差，単位:m)

撮影年	枚数 (北/南)	X	Y	Z	GCP 数	TP数
1966	3/3	1.68	1.90	1.82	29	64
1977	4	1.82	1.75	1.69	19	48
1983	4	1.77	1.21	1.86	18	48
1988	4	1.56	1.35	1.97	19	45
1993	4	1.85	1.67	1.99	18	46
1997	4/4	1.68	1.84	1.75	30	96
2002	4/4	1.47	1.93	2.09	31	95

岐阜県郡上市周辺の空中写真と比べて，青森県七戸町周辺の空中写真の方が残差の値は大きい傾向となったが，GCP を取得するデータが異なるため，テストエリアの間での厳密な比較は困難である。それでも，2 つのテストエリアは，X，Y よりは Z の方が残差は大きい傾向があった。これは，水平方向の GCP の取得に利用した DMC や IKONOS と比べ，Z はフィルタリング処理による DEM の解像度がやや粗いことや, 作成時の誤差が含まれていた可能性がある。

(2) LiDAR データから作成した DCM との比較および検証

最新の空中写真(岐阜県郡上市周辺は 2004 年，青森県七戸町周辺は 2002 年)の DCM を作成し，LiDAR データから作成した DCM と比較することにより，空中写真から作成した DCM の精度を検証した。岐阜県郡上市周辺の DCM の散布図を図 4-23，青森県七戸町周辺の DCM の散布図を図 4-24 に示した。2 つのテストエリアは，ともに 1:1 の対応関係があり，空中写真からも十分に DCM が作成できることがわかった。ただし，LiDAR から作成した DCM は，全体的に 1:1 ラインからやや下にプロットされる傾向があった。これは，LiDAR データの高さが過小推定された可能性がある。LiDAR データは，葉の角度や密度による反射強度の影響や，パルスと判断する反射強度の閾値の影響で，パルスとして抽出される高さが過小推定されることが報告されている(Gaveau and Hill, 2003)。従って，LiDAR データから作成した DCM は，実際には過小推定されたものと推定でき，空中写真から作成した DCM は高さの傾向は妥当であると判断できる。

また，散布図によると，LiDAR データの DCM で 5 m 以下だが，空中写真では DCM で 10 m 以上の画素が多数確認された。このような画素が発生する要因としては，実際の林分内に小規模なギャップが存在していることが挙げられる。LiDAR データの観測原理として，照射されたパルスによって直接的に高さを取得することから，点群密度に依存する部分が大きいが，小規模なギャップは LiDAR データの DCM には表現される。一方，空中写真の場合は，複数の写真からギャップ領域の地表面が撮影されていない場合，イメージマッチングが不可能なため，DSM および DCM に小規模なギャップ表現することは困難である。さらに, 岐阜県郡上市周辺のテストエリア周辺では, 2002 年 1 月に冠雪害が発生しており，倒木による小規模なギャップが発生(田口ら，2005；田口ら，2006)したことから，小規模なギャップには冠雪害によるギャップが多数含まれており, 空中写真から作成した DCM には表現できなかったと推測される。一方，青森県七戸町周辺のテストエリアでは，空中写真と LiDAR データの撮影は 2 年もの時間差があることが原因として挙げられる。特に，テストエリア内には 2002 年以降で 2004 年までに伐採されていることが空中写真上で確認された林分が多数あり，このような箇所が散布図に含まれた可能性がある。

ギャップや伐採域を除いて，2 つのテストエリアで DCM の RMSE を算出した。その結果，岐阜県郡上市美並町周辺のテストエリアでは 3.78 m，青森県七戸町周辺のテストエリアでは 2.95 m だった。

次に，2 つのテストエリアの散布図の違いおよび RMSE の違いについて考察する。青森県七戸町周辺と比べて, 岐阜県郡上市周辺の方が散布図における 1:1 付近のばらつきが大きく，RMSE も大きくなった。この原因は，テストエリアの地形の急峻さが要因として挙げられる。岐阜県郡上市周辺は，標高が 100 m から 700 m の範囲であり，山地の地形であることから，標高の変化が大きい。一方，青森県七戸町周辺は台地および丘陵地であり，標高は 50 m から 350 m の範囲となっている。地形の変化が急峻である場合，わずかな水平方向の位置ずれが DSM の大きな誤差を引き起こし，DCM の誤差も大きくなる。また，地形の急峻さは，イメージマッチングのミスを引き起こす可能性がある。このような要因により，岐阜県郡上市周辺の方が散布図でばらつきが多くなり，RMSE が大きくなった可能性が高い。

なお，既往の事例(米, 2005)では，空中写真と LiDAR データの RMSE は 3.99 m と報告しており，今回得られた 2 つのテストエリアの RMSE は妥当な精度と判断できる。

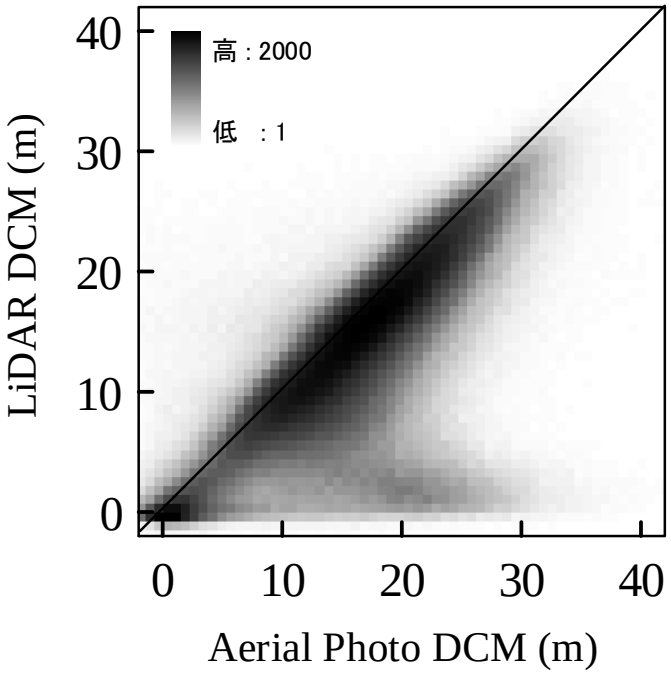


図 4-23 岐阜県郡上市周辺のテストエリアにおける 2004 年撮影空中写真 DCM と 2004 年春季～夏季取得の LiDAR DCM との散布図

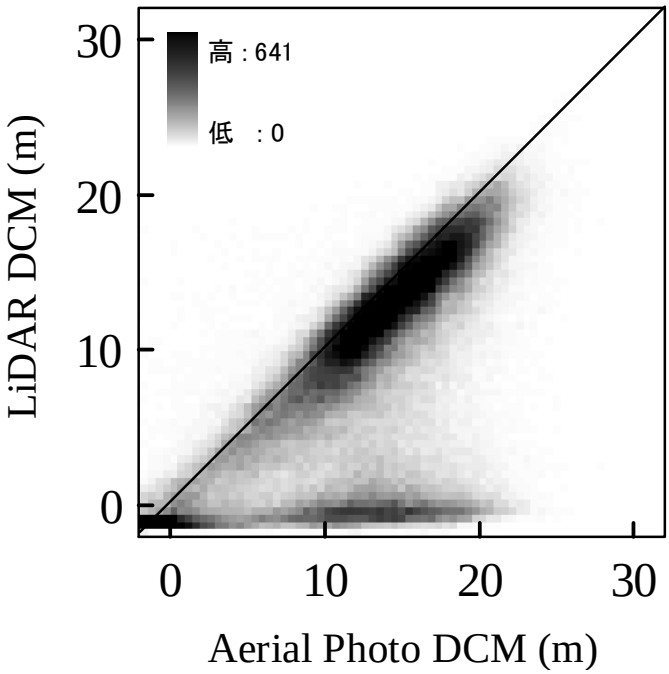


図 4-24 青森県七戸町周辺のテストエリアにおける 2002 年撮影空中写真 DCM と 2004 年夏季取得の LiDAR DCM との散布図

4.3.4 誤差要因の検討

LiDAR データから作成した DCM と空中写真から作成した DCM を比較しながら詳細に観察すると，空中写真から作成した DCM には，局所的なエラーが含まれることが確認できた。つまり，作成した DSM にエラーが含まれていたことになる。このような DSM のエラーは，1)デジタル化した際の空中写真の品質，2)イメージマッチングの際のエラー，3)空中三角測量のモデルのエラー，に分けて考えることができる。

1)については，フィルムを複製する際の画質の低下，スキャナの性能，フィルム自体に傷や埃が含まれてスキャニングされた場合が挙げられる。イメージマッチングの手法に依存するが，これらの要因によってイメージマッチングが適切に行われない可能性がある。本研究で使用した空中写真にも，数枚に傷が含まれていた。しかし，傷の影響による DSM の局所的なエラーは確認できなかった。

2)については，イメージマッチングに必要なパラメータの設定によって，マッチングのエラーの発生が左右される。特に，マッチングの判定基準となる閾値の設定や，マッチングウィンドウのサイズの設定は，マッチングの品質を左右する重要なパラメータである(Schenk, 2002)。本研究で使用した Leica Photogrammetry Suite 8.7 は，Förstner Operator(Förstner and Gülch, 1987)によって抽出した特徴点によるマッチング(Feature-based matching)が基本となっており，特徴点間において最小二乗法によるエリアマッチング(Area-based matching)を行う(Wang et al., 2002)。この方法では，特徴点間の

マッチングを判定する相関係数の閾値の設定や，ウィンドウサイズの設定がマッチングの失敗および誤対応の発生へ影響する。今回，目視によってエラーと判断された場所を少なくするように，前述したパラメータを調整して DSM を作成した。しかし，DSM のエラーを完全に取り除くことはできなかった。

3)の空中三角測量のモデルのエラーの要因としては，目視で設定した GCP や TP の位置ずれによって，エラーが含まれた空中三角測量のモデルが作成されることが挙げられる。その場合，適切にイメージマッチングが行われたとしても，高さの推定に誤差が含まれることになり，この場合は全体的な DSM の品質に影響する。また，空中三角測量の方法によっては，内部標定のパラメータの誤差が空中三角測量のモデルのエラーを引き起こす原因となる。今回，表 4-11 と表 4-12 において各撮影年の空中三角測量のモデルは妥当な精度であると判断し，LiDAR データから作成した DCM との散布図(図 4-23，図 4-24)においても良好な対応関係であったことから，空中三角測量のモデルのエラーの影響は小さいと判断できる。

DSM の作成時に発生するエラーの要因を列挙し，今回作成した DSM および DCM への影響を考察したが，DSM の作成にはイメージマッチングのプロセスが必要不可欠であることから，エラーの少ないイメージマッチングを行うことが重要となる。イメージマッチング手法は，これまでに多くの手法が提案されており(Schenk, 2002; 布施, 2004)，マッチング手法の違いによる DSM の品質の向上の可能性を検討する必要がある。本節で使用したソフトウェアは，前述したように特徴点におけるイメージマッチングが基本となっているが，今後は全画素マッチングを行うことで品質が向上する可能性があり，さらに複数のマッチング手法の組み合わせが効果的な可能性がある。また，イメージマッチングの手法だけでなく，処理を行う際に必要となるパラメータの違いが，DSM の品質へ与える影響を定量的に評価する必要がある。

4.3.5 時系列 DCM の作成結果

次に，2 つのテストエリアにおいて各時期の DCM を作成した。作成結果を図 4-25，図 4-26 に示した。どちらも, DCM の値に対するグレースケールの色表示の凡例は同一とした。

岐阜県郡上市周辺の DCM は，全体的に増加傾向となっており，大部分で樹高の成長が表現されたと推測される。詳細に観察すると，北部では 1964 年の時点で比較的 DCM の高い箇所が多かった。一方，南部は，1960 年代は北部と比べて低かったが，その後の樹高成長によって，2000 年近くには北部との差は小さくなった。また，土地利用の変化や伐採等の施業と判断されるパッチ状の DCM の減少が一部で確認できた。

青森県七戸町周辺をテストエリアとした DCM は，1966 年から 1977 年の間にかけて，北側の大部分で DCM が減少しており，南部もパッチ上に DCM が減少している。その後，1977 年から 1997 年までは, とくに DCM の減少はなく, DCM は増加傾向だった。ただし，2002 年になって, 西部の一部で DCM の減少がパッチ上に確認されるようになった。なお，

1966 年，1977 年，1983 年，1988 年で白色の破線で囲んだ領域は，畑地の造成による地形改変が行われた箇所となっており，DCM の分布が不自然となっている。

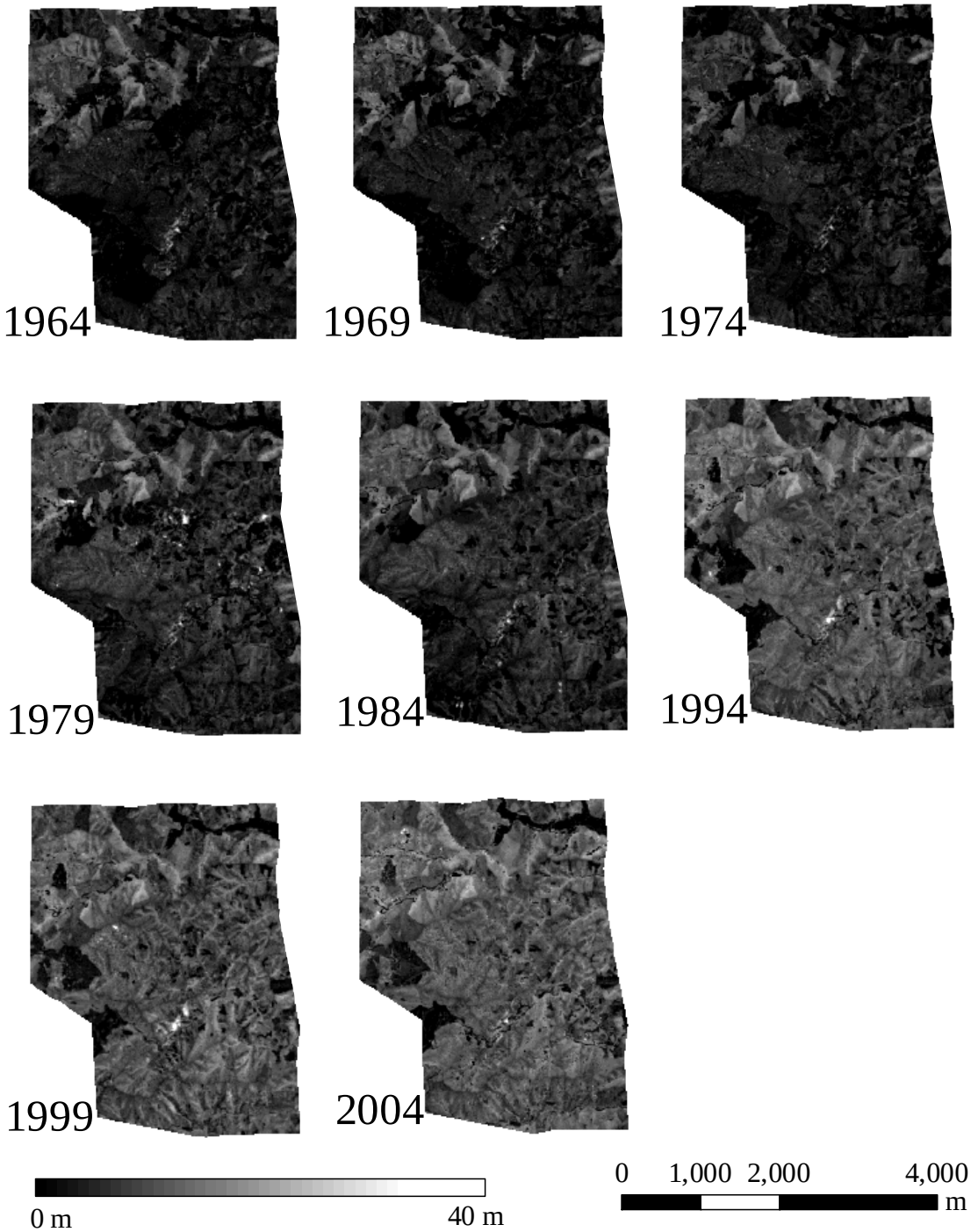


図 4-25 岐阜県郡上市周辺のテストエリアにおける時系列 DCM

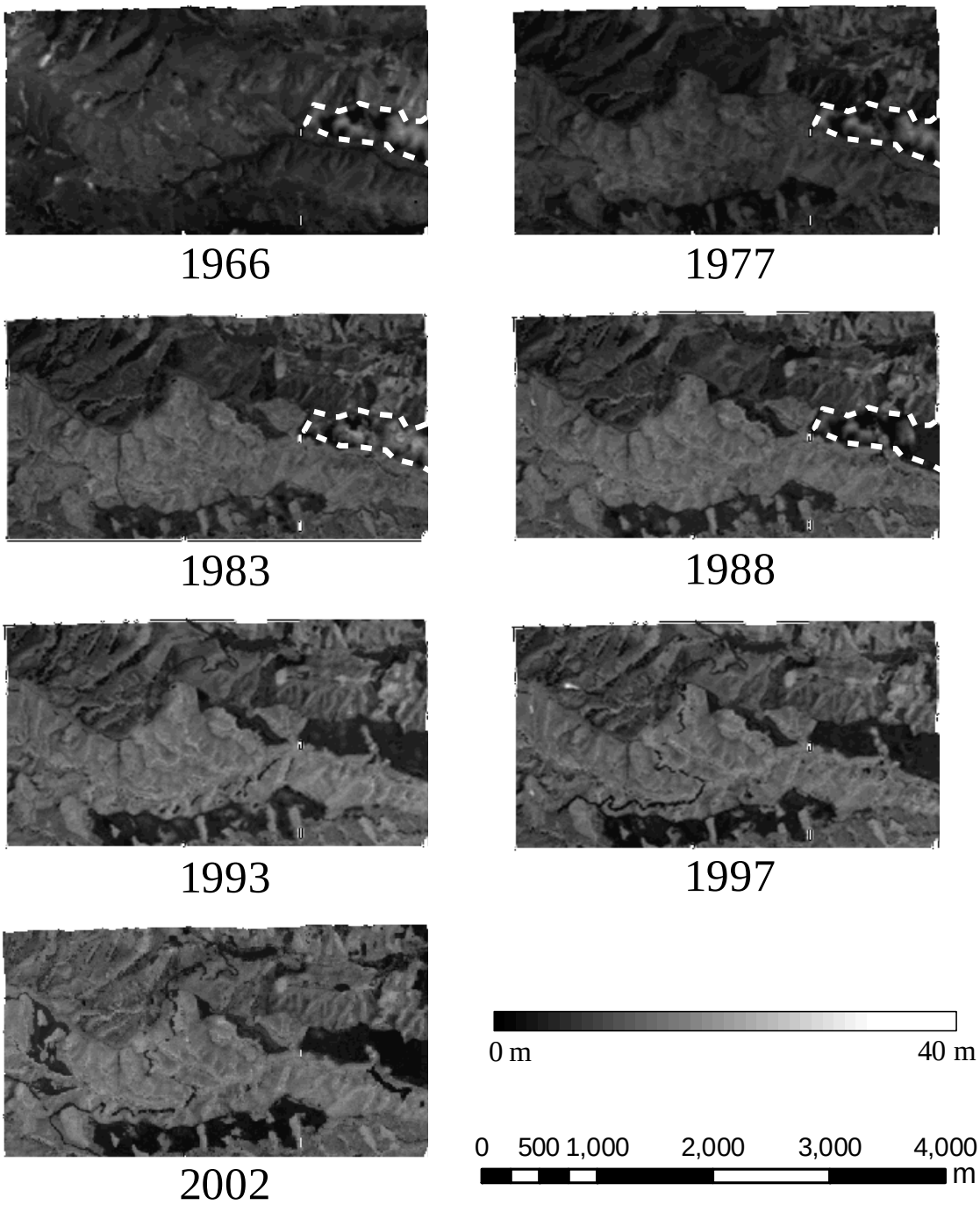


図 4-26 青森県七戸町周辺のテストエリアにおける時系列 DCM

次に，空中写真から作成したオルソフォトを用いて森林の状況を判読し，作成した DCM との整合性を確認した。

岐阜県郡上市周辺のテストエリアについては，南部では 1960 年代は裸地，草地，植栽されて間もない人工林が多く分布していた。そして，1970 年代になると，裸地および草地だった箇所や，広葉樹林の一部が人工林へと変化した。1990 年以降は，ゴルフ場の開発以外は大規模な伐採はほとんどなく，樹木の成長が続いていることが判読できた。北部では，針葉樹の人工林と判読できる林分が多く，1960 年以前から林業活動が行われていたと推測され，1960 年代の時点で DCM が南部より高かった要因と推測される。

青森県七戸町周辺のテストエリアについては，北部では 1966 年は広葉樹が多かったが，1977 年には大部分が伐採された。そして，1983 年には針葉樹が植林されており，2002 年まで成長が確認された。一方，南部には広葉樹がまとまって分布している林分があった。この広葉樹林は，伐採されることなく樹高成長が続いている。1977 年では北側と南側で DCM の値は異なる傾向だが，2002 年には，北部の植林された林分の DCM は南部の広葉樹林の DCM に近い値となった。

以上の考察から, 空中写真の判読結果と全体的な DCM の時系列の変化傾向は矛盾していないことが確認され，時系列の DCM は樹高の変化を表現できていると判断できる。

次に，オルソフォトと DCM を用いて時系列変化を詳細に観察し，樹高成長の把握可能性を評価した。

図 4-27 には，岐阜県郡上市周辺のテストエリアにおける，成長中の人工林における空中写真と DCM を示し，DCM の時系列グラフを示した。なお，時系列グラフに示した DCM の値は，5×5 画素の平均値を表しており，エラーバーは標準偏差を表している。地点 A は 1960 年代では樹高の高い林分，地点 B は 1960 年で地点 A より樹高の低い林分である。一般に，針葉樹は林齢が若いほど樹高成長が早く，壮齢や老齢になると樹高成長は緩やかとなる。地点 A は DCM の値は高く，壮齢林に達しつつあると推測される。一方，地点 B の DCM は 5 m 程度と低いため，幼齢林と推測される。DCM の時系列グラフによると，地点 B よりも地点 A の方が樹高成長は緩やかであることから，成長段階の違いによる樹高成長の違いが表現されたと判断できる。また，図 4-27 の時系列グラフの C には，1960 年代に地点 B とほぼ同じ DCM の値の広葉樹林を示した。なお，広葉樹林は図中で示した DCM と空中写真の対象領域には含まれていない。時系列グラフによると，広葉樹林における DCM の変化は地点 B よりも緩やかである。当地域の林分収穫表に記載されている樹高曲線によると，広葉樹の方が針葉樹より樹高成長は緩やかである(岐阜県林政部, 1992a, 1992b, 1992c)。従って，林種の違いが DCM に表現されたと判断できる。

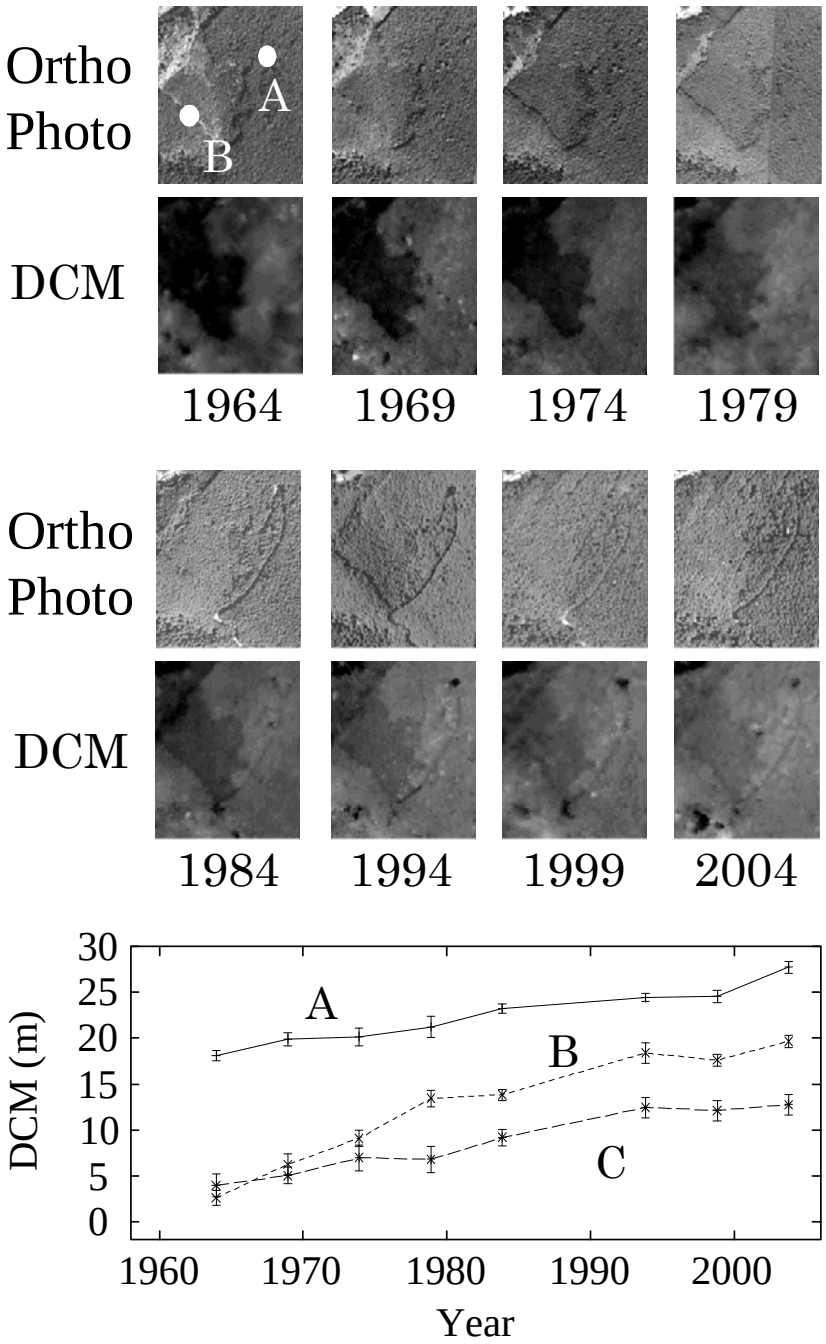


図 4-27 岐阜県郡上市周辺のテストエリアにおける，成長が続いている林分のオルソフォトと DCM(上)，時系列グラフ(下)。C は表示範囲外の広葉樹林。DCM の凡例は図 4-25 と同じ。

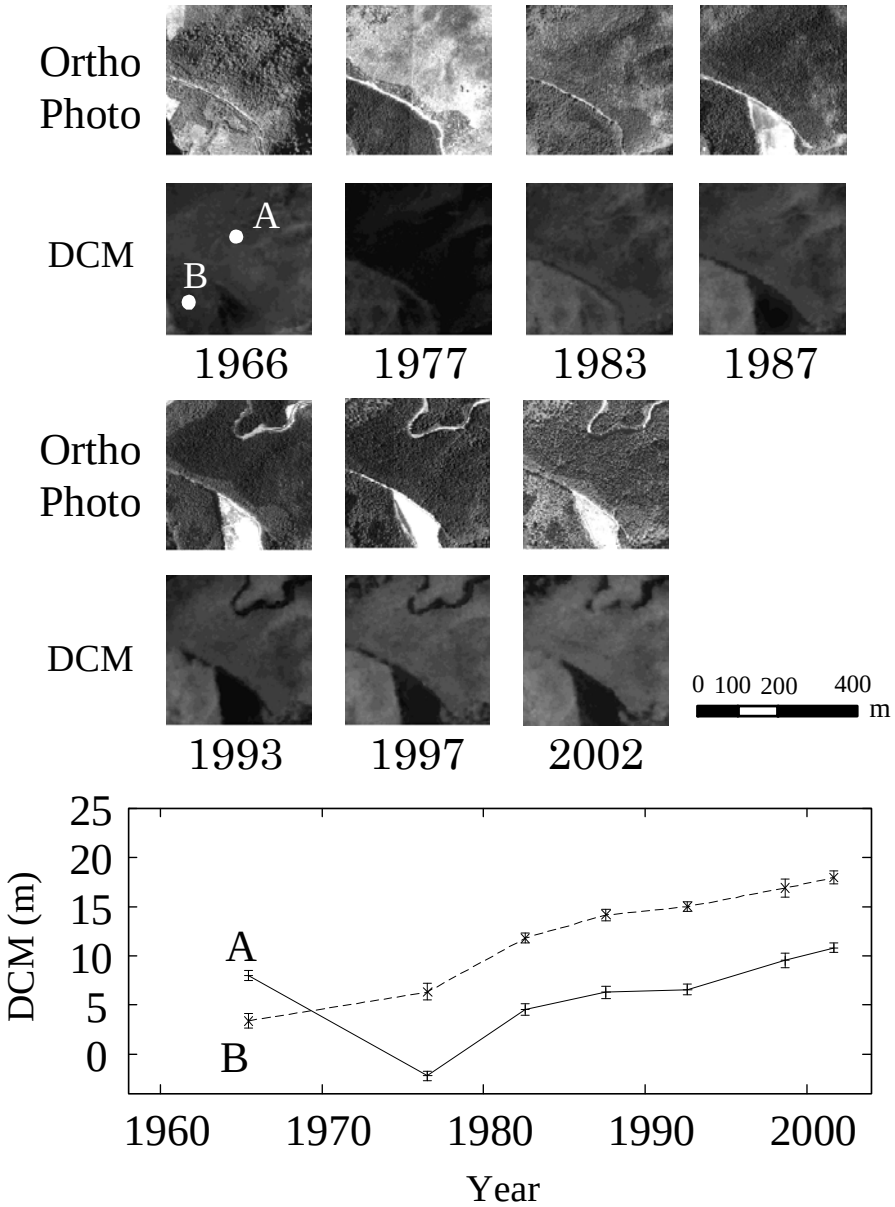


図 4-28 青森県七戸町周辺のテストエリアにおける，成長が続いている林分のオルソフォトと DCM(上)，時系列グラフ(下)。DCM の凡例は図 4-25 と同じ。

図 4-28 には，青森県七戸町周辺のテストエリアにおける成長中の人工林における空中写真と DCM を示し，DCM の時系列グラフを示した。地点 A と B は，共に針葉樹人工林である。ただし，オルソフォトからわかるように，地点 A は 1977 年の時点で伐採されている。一方，地点 B は伐採されずに，成長を続けている林分である。時系列グラフによると，地点 A は，1966 年では 5 m から 10 m の中間だったが，伐採によって 1977 年には 0 m 付近となり，植栽後は樹高の成長が確認できる。一方，地点 B は，特に伐採はないために，樹高成長が続いていることが確認できる。

一般的な針葉樹人工林では，水分条件の良い谷沿いの方が尾根沿いと比べて樹高成長が早いことが知られており(平田, 2005), DCM に表現されている可能性がある。図 4-29 には，岐阜県郡上市周辺のテストエリアにおいて，一斉に植栽されたスギ人工林の 10 年ごとの DCM を示し，合わせて地形条件を把握するために DEM を示した。オルソフォトによる判読からは，1964 年は裸地であったが，1969 年は全域で一斉に植栽されていることが確認できた(図は省略)。DEM によると，北西から南東に谷筋が通っていることが分かり，この谷筋へ向かう谷筋も判読できる。DCM の変化を観察すると，北西から南東に向かって通っている谷筋沿いと，南西から北東へ向かう谷筋沿いにおいて，1984 年以降は DCM が周囲より高くなっていることが確認できる。従って，地形条件による樹高成長の違いを確認することができた。なお，2004 年はパッチ状に DCM が 0 m 付近の箇所が確認できるが，これは冠雪害による倒木域である。

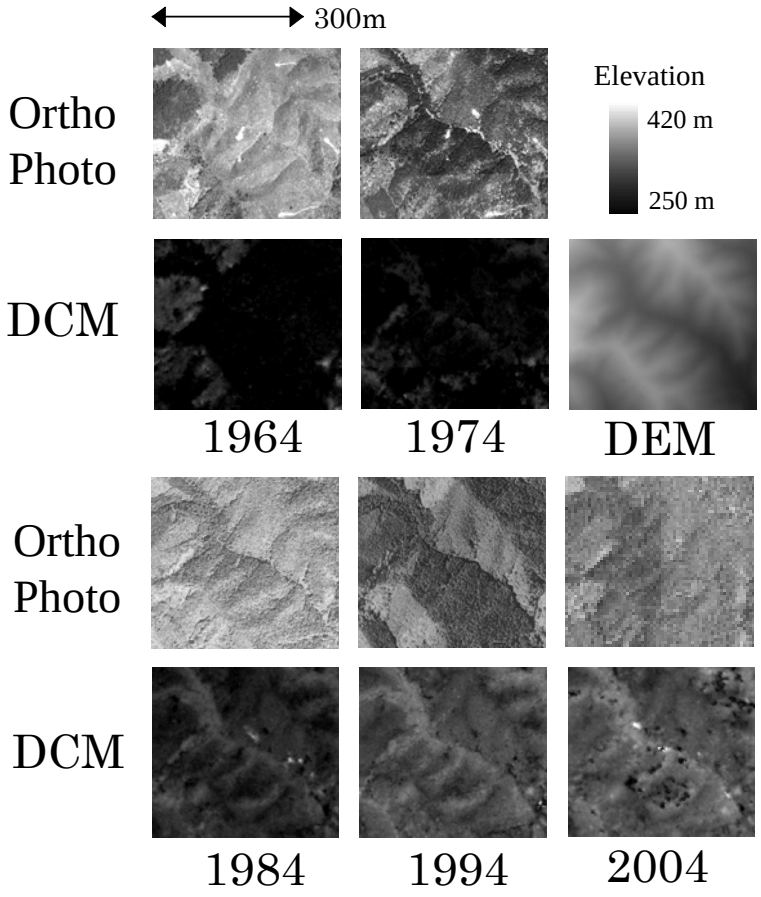


図 4-29 岐阜県郡上市周辺のテストエリアにおける，谷沿いで樹高成長が早い林分のオルソフォト，DCM，DEM データ。DCM の凡例は図 4-25 と同じ。

岐阜県郡上市周辺のテストエリアにおいて発生した冠雪害の倒木箇所の DCM を図 4-30 に示した。地点 C は，テストエリア周辺で 2002 年 1 月に発生した冠雪害による倒木域で

ある。2004 年のオルソフォトからも，倒木した樹木が把握でき，DCM からも倒木域が確認できる。地点 E における DCM の時系列グラフによると，1999 年には DCM は 20 m を越えていたが，2004 年の DCM は 0 m 付近に落ち込んでおり，倒木域が表現可能であることが分かる。また，この倒木域の横幅が約 80 m であり，大規模な倒木域である。しかし，前述したように，小規模なギャップの把握は空中写真から作成した DSM および DCM では困難な場合があるため，小規模な倒木域については把握ができない可能性が高い。

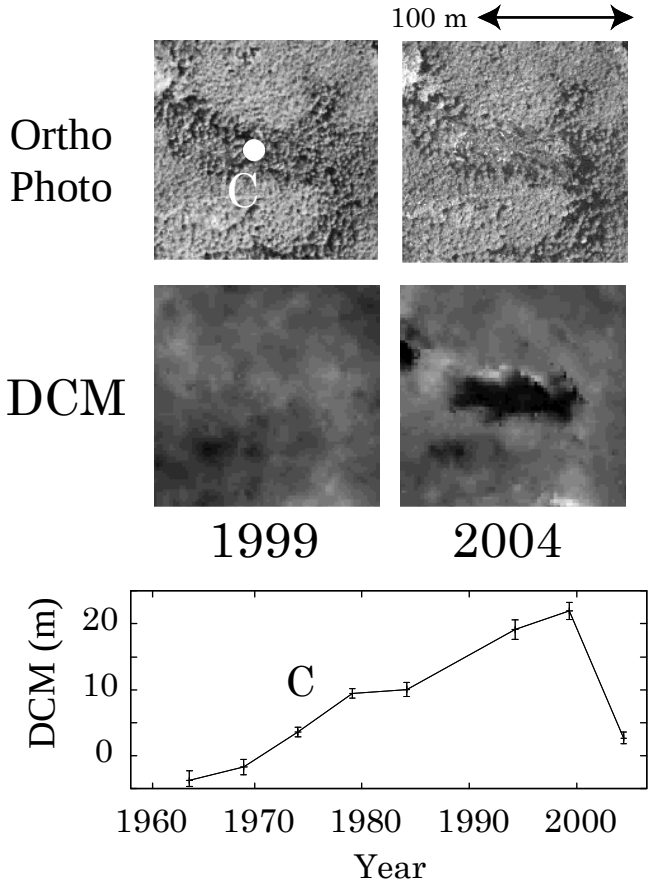


図 4-30 岐阜県郡上市周辺のテストエリアにおいて，2002 年 1 月に発生した冠雪害による倒木域のオルソフォトとDCM(上)，C におけるDCM の時系列グラフ(下)。DCM の凡例は図 4-25 と同じ。

4.3.6 考察

これまでの結果から，空中写真から作成した DCM は，LiDAR データと比較しても十分に DCM を抽出可能なことが示された。また，オルソフォトによる判読や DCM の時系列変化を観察した結果，樹高の成長に代表される DCM の増加や，伐採による DCM の減少，倒木被害による DCM の減少が把握可能なことが確認できた。また，地形要因と思われる樹高成長の違いや，林種による樹高成長の違いが表現されていることが確認でき，様々な要因による樹高成長の違いについても把握できる可能性が示された。従って，空中写真から多

時期の DCM を作成することで, 樹高に代表される森林の 3 次元構造の把握は十分に可能であると判断できる。

ただし，空中三角測量の結果で示されているように，Z の RMSE は 2 m 前後，LiDAR データとの画素ベースでの比較では RMSE は 3 m から 4 m の範囲である。現実の樹高成長の割合を林分収穫表で調べると，スギでも幼齢林から若齢林にかけて 10 年間に 5 m 程度の成長である(岐阜県林政部，1992a；岐阜県林政部，1992b)。また，壮齢林から老齢林の段階へ入ると, 一般的に樹高成長の割合は低下する。従って, 画素ベースの DCM の値によって，樹高の成長を把握する場合，空中写真はほぼ 5 年おきに撮影されることを考慮すると，有意な変化が DCM の誤差に含まれてしまう可能性がある。そのため，画素ごとに DCM の変化を把握するよりは，林班界や領域分割手法(臼田ら, 2005)に基づいて領域を定めておき，領域内で DCM の値を集計して代表的な樹高として変換し, 画素ベースで発生する誤差を軽減した上で，変化を把握することが望ましい。このような処理を施すことで，画素ベースでの RMSE より低い誤差で，その林班の平均的な樹高を推定できる可能性がある。

本研究では林班単位の空間精度で，二酸化炭素吸収量や炭素貯蔵量の評価を行うことを目指しており，林班領域で集計を行い，DCM から樹高へ変換する必要がある。また，DCM には梢端や樹冠が含まれるため，領域内の DCM と樹高を比較した場合，単純に DCM の平均値を用いた場合では過小推定となることが予想される。また，林齢が若い樹木の樹冠は小さいため，空中写真の撮影高度やスキャニングの解像度によっては，写真上では樹冠の梢端部が消失している可能性がある。その場合は，マッチングは梢端よりも下部で行われることになり，実際の樹高に対して DCM は低く推定される可能性がある。従って，林班等の領域内の分位値や高さが上位の画素を用いて，樹高を求めるための処理が必要である。

そこで，各林班において，実測樹高の平均と林班内の DCM 画素値の上位 50%から 10%まで変化させた場合の平均値との比較を行い，平均誤差を示した(表 4-13)。なお，平均誤差は「実測樹高－DCM」とした。

表 4-13 青森県七戸町周辺のテストサイトにおける，平均実測樹高と空中写真から作成した DCM の比較結果。林班全体の平均値，高さが上位 50%から 10%の DCM の画素値の平均と，実測樹高との比較。誤差は「実測−DCM」。（単位：m）

Plot	実測樹高	全体		上位50%		上位40%		上位30%		上位20%		上位10%	
		平均	誤差	平均	誤差	平均	誤差	平均	誤差	平均	誤差	平均	誤差
1	22.3	20.6	-1.7	21.8	-0.5	22.1	-0.2	22.9	0.6	23.6	1.3	24.2	1.9
2	21.0	17.3	-3.7	18.8	-2.2	19.2	-1.8	20.1	-0.9	21.0	0.0	21.7	0.7
3	25.7	20.8	-4.9	22.4	-3.3	22.9	-2.8	24.0	-1.7	24.9	-0.8	25.8	0.1
4	6.8	4.9	-1.9	6.5	-0.3	6.9	0.1	7.9	1.1	8.8	2.0	9.6	2.8
平均誤差			-3.1		-1.6		-1.2		-0.3		0.6		1.4

表 4-13 によると，領域内の DCM の全画素の平均値を用いた場合は約 3 m の過小推定となる。そして，上位 50%から上位 30%になると，平均誤差は 0 m に近づき，上位 20 %や 10 %となると，逆に DCM の方が高く推定される結果となった。DCM の統計量は林班全体の値であり，現地調査のデータはその林班内の一部であるため，現地調査の代表性に問題はあるが，高さの上位の DCM の画素を用いて集計することで，樹高へ変換することが可能といえる。

また，空中写真の撮影状況や空中写真の保存状態，デジタル化する際の処理によっては，DCM に誤差が含まれる要因となる可能性があることから，今後さらに実測の樹高との詳細な比較は必要である。特に，空中写真の飛行高度や撮影時間などの撮影状況や，林齢および樹冠閉鎖および樹冠形状の影響，4.3.4 で議論したデジタル化する際のスキャニングの解像度や傷の影響と，マッチング手法やパラメータとの違いによる樹高推定の影響については，実測された信頼性の高い GCP を取得し，DCM を作成した上で，現地調査のデータを増やした上で，詳細に検討することが望ましい。

4.3.7 本節のまとめ

本節では，2 つのテストエリアにおいて，1960 年代から撮影されてきた多時期の空中写真を用いて，デジタル写真測量の技術を活用して多時期の DCM を作成した。空中写真から作成した DCM は，撮影時期が近い LiDAR データとの画素ベースの検証を行ったところ，RMSE は 3 m から 4 m の精度を有していることが確認された。そして，時系列に DCM を作成し，DCM の変化を観察した結果，空中写真から判読される樹高の成長が把握可能であることが確認され，地形条件による樹高の成長の違い，施業による皆伐，撹乱による倒木が DCM に表現されていることが確認され，多時期の DCM は樹高の変化を有意に表現可能であることが明らかとなった。また，実測樹高と DCM の関係を考察し，領域内の高さが上位の画素の平均値によって，DCM から樹高が推定できる可能性が示された。従って，過去からの森林の 3 次元構造の時系列変化を把握する手段として，空中写真は有効であることが明らかとなった。

また，DSM および DCM を作成する際に発生する可能性があるエラーの要因について考察し，空中写真自身が持つノイズや，イメージマッチングの方法やパラメータによって DSM や DCM の品質が影響を受ける可能性がある点を指摘し，イメージマッチングのパラメータの設定やマッチング手法によって精度が向上する可能性があるため，各種要因を定量的に評価することが今後の課題であることを示した。また，林分の状況や撮影状況が影響する可能性を指摘し，空中写真による樹高推定の影響について，定量的に分析する必要性があることを示した。

以上の結果と考察から，多時期の空中写真から時系列に DCM を作成することで，各林班の時系列の樹高が推定できることが明らかとなり，4.2 の方法を適用することで，時系列の森林の 3 次元構造データが作成できることが明らかとなった。従って，大量の空中写真が

スキャニングされてデジタル化され，DSM および DCM を作成できれば，森林成長モデルとの統合へ利用できる。また，森林成長モデルでシミュレートした過去からの樹高の変化との比較や検証へ活用することが可能であり，パラメータ調整後の森林成長モデルによるシミュレーションの妥当性の評価に利用できる。

現段階では，空中写真から広域に DCM を作成するためには，2.3.3 で前述したように，大量の空中写真のスキャニングおよび処理が問題となる。ただし，大量の写真をデジタル化して公開している行政機関も出てきている。国土交通省国土計画局は日本全国で空中写真を撮影しており，デジタル化された形で公開をはじめ，さらにオルソ化も進めている(国土交通省国土計画局, 2004)。また，国土地理院は国土変遷アーカイブによって，空中写真をデジタル化して公開している(国土地理院, 2008)。従って，国内においても林野庁が蓄積されてきた空中写真をデジタル化することは可能であり，LiDAR データによる高精度な DEM の整備が進むことで，全国の森林域で時系列に DCM を作成し，森林の 3 次元構造の変化が把握可能となることが期待される。

4.4 第 4 章のまとめ

本節では，本章で開発した森林の 3 次元構造データの抽出手法をまとめる。

(1) 点群密度の高い LiDAR データ（空間スケール 10 km 以下）

樹冠形状モデルに基づいた単木抽出手法を用いて，単木を抽出する。そして，現地調査のデータや既往の文献情報を活用し，胸高直径(DBH)の推定を行い，樹高と胸高直径を活用して幹バイオマスを推定する。そして，林班領域内で集計を行い，林班の幹バイオマスや立木密度を推定する。そして，樹冠が閉鎖している林班では MNY 法を適用し，幹バイオマスと立木密度の推定を行う。

樹高は RMSE で 1.4 m 程度で推定可能であり，林班内の幹バイオマスは現地調査と比較して 10 %から 15 %程度の誤差率で推定できる。

点群密度の高い LiDAR データを用いた森林の 3 次元構造データの抽出手法のフローを図 4-31 に示した。

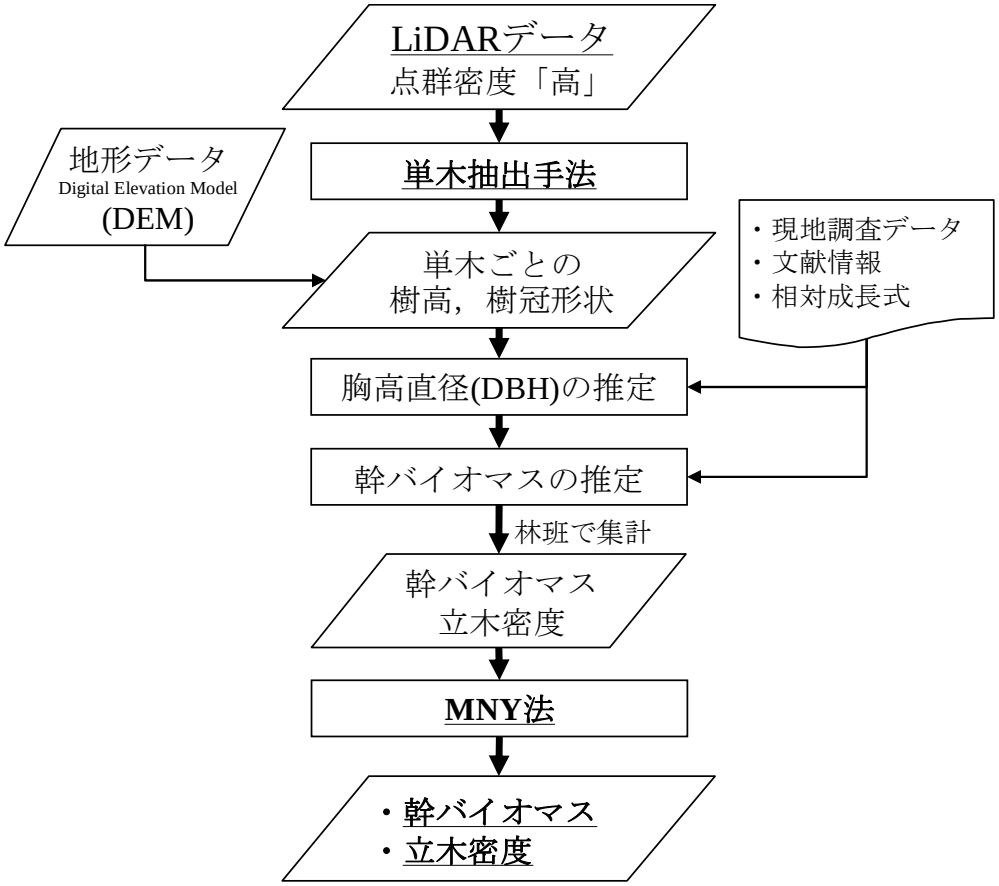


図 4-31 点群密度の高い LiDAR データを用いた森林の 3 次元構造データの抽出手法のフロー

(2) ALOS/PRISM データおよび点群密度の低い LiDAR データ(空間スケール 10 km 以上)

ALOS/PRISM データおよび点群密度の低い LiDAR データを用いて DSM および DCM を作成し，林班の領域で集計することで林班の平均的な樹高へ変換する。

ALOS/PRISM データからは，はじめに GCP を取得し，RPC ファイルを活用して，代数学的モデルによる標定を行う。そして，イメージマッチングを行い，DSM を作成し，DEM で差し引くことで DCM を作成し，樹高を推定する。そして，現地調査のデータや文献情報等を用いて，樹高と幹バイオマスや立木密度との関係式を求めておく。樹高から求めた関係式を用いて，幹バイオマスと立木密度を推定する。場合によっては，系統的な誤差が生じている可能性があるため，他のデータを用いて補正を行う必要性が生じる可能性がある。ALOS/PRISM データによる森林の 3 次元構造データの抽出手法のフローを図 4-32 に示した。

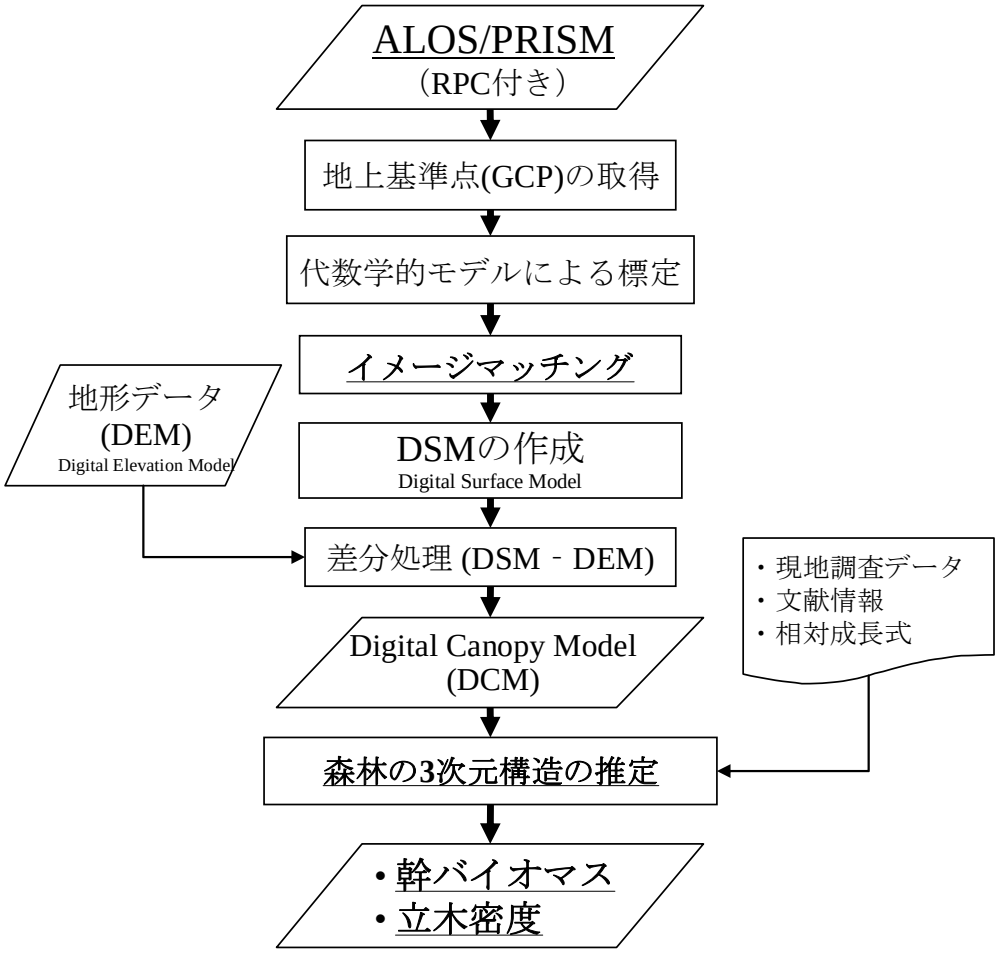


図 4-32 ALOS/PRISM データによる森林の 3 次元構造データの抽出手法のフロー

LiDAR データからは，フィルタリング処理によって DSM を作成し，DEM で差し引くことで DCM を作成し，林班領域で集計することで林班内の樹高を推定する。DCM の作成後は，ALOS/PRISM データの場合と同様である。点群密度の低い LiDAR データによる森

林の 3 次元構造データの抽出手法のフローを図 4-33 に示した。

幹バイオマスの推定誤差は，詳細な現地調査を行っていないため，定量的には明らかとはできないが，一変数による推定にとどまるため，現地調査より精度は低いと予想される。また，LiDAR データよりも ALOS/PRISM データはさらに精度は低くなることが予想される。

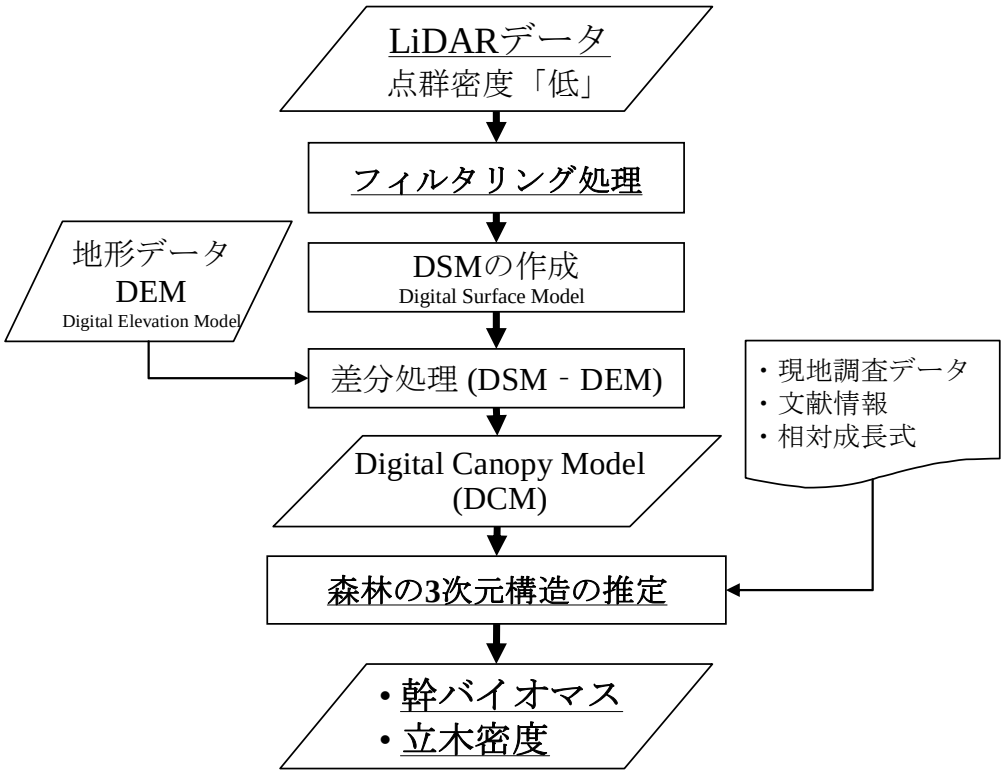


図 4-33 点群密度の低い LiDAR データによる森林の 3 次元構造データの抽出手法のフロー

(3) 空中写真による時系列の樹高データ（統合の際のパラメータ調整後の評価に使用）

空中写真をスキャニングし，デジタル化する。そして，GCP および TP を取得する。GCP は高解像度のリモートセンシングデータやオルソ写真，LiDAR データから作成した DEM を利用すると効率が良い。そして，空中三角測量(標定)を実行する。カメラキャリブレーションレポートが入手できない場合は，セルフ・キャリブレーション付きバンドル・ブロック調整法を適用する。そして，イメージマッチングにより DSM を作成し，DEM で差し引き DCM を作成する。DCM の作成までは撮影年ごとの処理である。そして，林班ごとに DCM の高さの上位の画素を集計し，実測樹高との関係を求め，樹高へ変換する。DCM の精度は，画素ベースで 3 m から 4 m であり，林班ごとで推定する平均的な樹高推定の精度はそれ以下になると推測される。

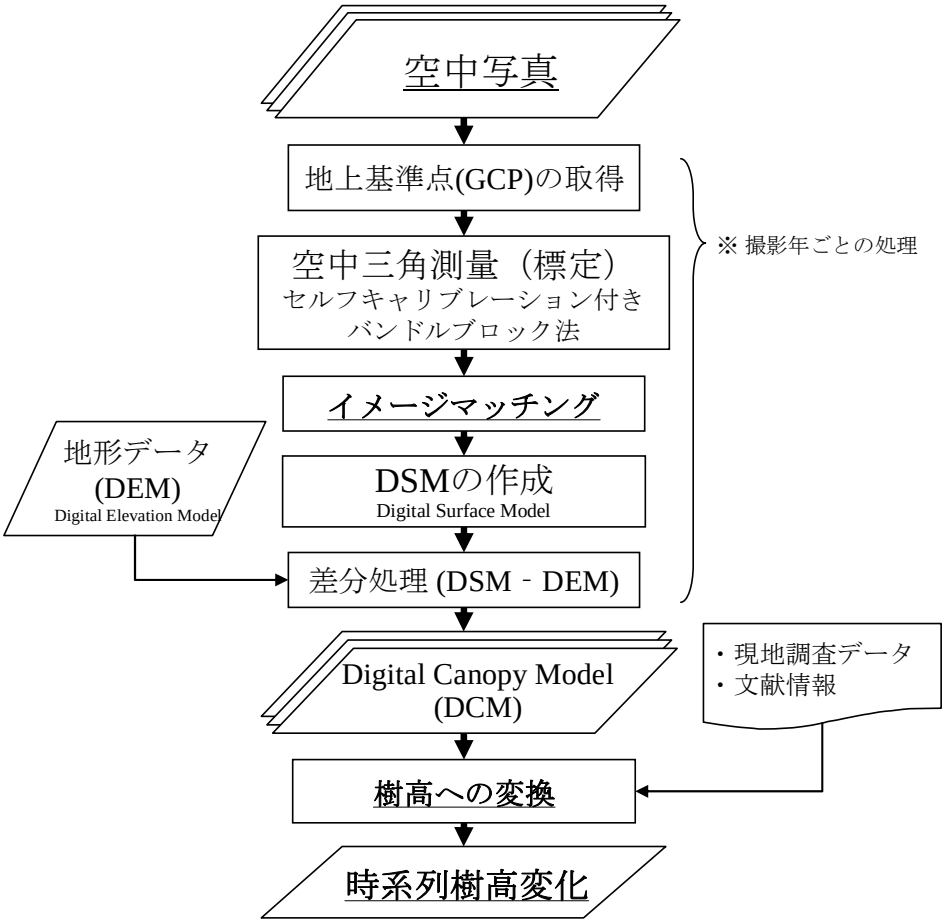


図 4-34 多時期の空中写真を用いた時系列樹高データの作成のフロー

第5章 森林成長モデルとの統合

本章では，第 2 章での研究の方法論と流れに基づき，2 つのデータおよび空間スケールを対象として，第 4 章で行った森林の 3 次元構造データと森林成長モデルとの統合を行う。

森林成長モデルとしては，本研究では Landsberg and Waring(1997)が提案した 3-PG (Physiological Principles to Predict Growth)モデルに注目することにした。5.1 では，このモデルの説明を行う。そして，このモデルに必要な樹種パラメータの設定方法を 5.2 で述べる。

次に，2 つのアプローチによって，森林成長モデルとの統合手法を開発し，それぞれのテストエリアに対して実際に適用する。

4.1 で開発した点群密度が高い LiDAR データの単木データによる森林の 3 次元構造データと森林成長モデルとの統合手法を開発する。テストエリアは，青森県七戸町周辺の三菱製紙社有林のスギ人工林である(5.3)。

次に，4.2 で行った ALOS/PRISM データや点群密度の低い LiDAR データの DCM により抽出した森林の 3 次元構造データと森林成長モデルとの統合手法を開発する。テストエリアは，岐阜県郡上市周辺のスギおよびヒノキの人工林である(5.4)。

2 つの統合のケースから得られる結果と評価を踏まえた上で，5.5 では統合手法の考察を行い，5.6 では本章における成果まとめる。

5.1 森林成長モデル 3-PG

2.1 では，生態系プロセスモデルのレビューを行い，Hybrid モデルの森林成長モデルに注目した。本研究では，森林成長モデルとして，3-PG (Physiological Principles to Predict Growth)モデル(Landsberg and Waring, 1997)を使用することにした。このモデルは，広葉樹や針葉樹など，数多くの樹種に適用した事例があることや，実際の森林管理を念頭に置いた実用的なモデルとして知られている(White et al., 2000; Johnsen et al., 2001; Landsberg et al., 2003)。3-PG モデルへのインプットとして，現地調査が可能な項目を利用でき，シミュレーション結果との比較に使用できるというメリットがある。また，3-PG モデルは森林管理の区画単位ごとの空間精度を想定して計算を行うモデルであるため，本研究で注目している空間精度と一致している。

3-PG モデルは，Landsbert and Waring(1997)ではじめて提示され，主にユーカリ(Eucalyptus globulus)への適用結果が紹介された。そのため，ユーカリに 3-PG モデルを適用した事例が多く，世界各地のユーカリのプランテーションに適用された事例が報告されている(Dye et al., 2004; Almeida et al., 2004a; Almeida et al., 2004b; Stape et al., 2004; Fontes et al., 2006; Paul et al., 2007; Sands and Landsberg, 2002)。さらに，針葉樹へ適用可能であることが明らかとなっており，アメリカ東海岸のテーダマツ(Pinus Taeda)へ適用した事例(Landsberg et al., 2000)や，アメリカ西海岸北部でポンデローザマツ(Pius ponderosa)へ適用した事例(Law et al., 2000; Coops et al., 2005)，ベイマツへ適用した事例(Waring and McDowell, 2002)，イギリスでシトカスプルース(Sitka spruce)へ適用した事例(Waring, 2000)が報告された。また，多様な地域の多様な樹種へ適用して有効性を示した報告(White et al., 2000; Landsberg et al., 2003)がある。

3-PG モデルは，他のモデルと比較して少ないパラメータでシミュレーションが行えるため，リモートセンシングデータとの親和性が高く，衛星画像から抽出されたパラメータとの統合を行った研究があり，1.3.3 で前述したようは衛星画像から求めた FPAR と統合する研究(Coops et al., 1998; Coops, 1999; Coops et al., 2001b)が報告されている。ただし，観測された年における NPP の予測が主な目的である。また，3-PG モデルをベースとして衛星データとの統合を行うシミュレーションプログラム 3-PGS を開発し，適用した事例(Coops and Waring, 2001a; Coops and Waring, 2001b)が報告された。他にも，GIS データとの連携を考慮したシミュレーションモデル 3PG-Spatial を開発した事例(Tickle et al., 2001)があり，100 年間の成長のシミュレーションを行ったが，あくまでもポテンシャルであり，現状の森林の成長段階をリモートセンシングで把握した上で将来予測を行う事例は見られない。

3-PG モデルは，タイムステップが月ごとであり，幹，根，葉のバイオマスや，胸高直径(DBH)，LAI，土壌水分，立木密度等が計算される。3-PG モデルの枠組みを図 5-1 に示す。

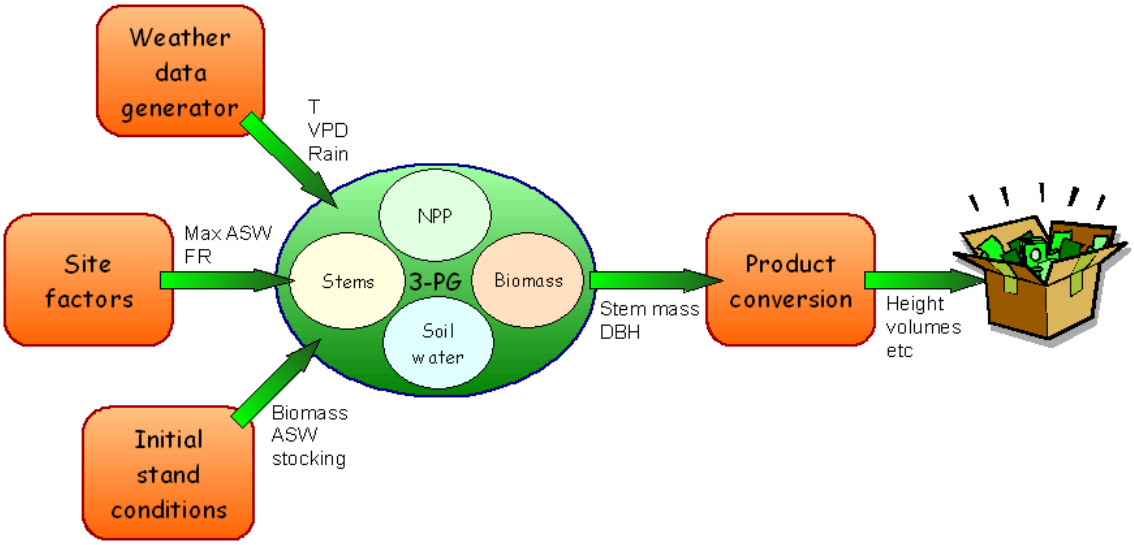


図 5-1 3-PG モデルの枠組み（Sands, 2004a）

3-PG モデルは Landsberg and Waring(1997)の発表後も改良が続けられているが，本研究では，Sands and Landsberg (2002)のモデルを利用することにした。以下，3-PG の基本的な構造を説明する。

3-PG モデルは，光合成有効放射吸収量(Absorbed Photosynthetically Active Radiation; APAR)をベースとした，タイムステップが月ごとのモデルと位置づけられる。理論的な最大の光合成量子収率(Maximum Canopy Quantum Efficiency)から，生理的な制約(林齢，飽差，土壌水分量など)や生育環境の制約およびストレス(気温，土壌の肥沃度，土壌水分など)の Modifier を掛け合わせることで，光合成量子収率(Canopy Quantum Efficiency)が求められる。APAR は，Monsi and Saeki(2005)の Beer-Lambert 則に基づいており，葉面積指数(Leaf Area Index; LAI)と消散係数によって求められる。そして，APAR から光合成量子収率を掛け合わせることで，総一次生産量(Gross Primary Production; GPP)が計算される。つまり，APAR と林冠で取り込まれる炭素量との線形関係により，GPP は求められる。GPP から純一次生産量(Net Primary Production; NPP)への変換は，維持呼吸や成長呼吸を差し引くことで求められるが，一般的には周辺環境の温度によって呼吸量は変化することが知られている。しかし，3-PG モデルでは簡略化しており，NPP と GPP の比が常に一定であると仮定する。GPP(P_G)と NPP(P_N)の計算式は以下のように表現される(式 5-1)。

$$P_N = YP_G = \alpha_C Y(1-e^{-kL})Q_0 \qquad \text{式(5-1)}$$

Y は NPP と GPP の比，α_c は制約を受けた後の光合成量子収率，k は消散係数(Extinction coefficient)，L は葉面積指数(Leaf Area Index; LAI)，Q_0 は日射量である。式(5-1)に示さ

れた光合成量子収率α_cは，前述したように Modifier であるが，6 つのファクター(Vapour pressure deficit(VPD)，土壌水分，気温，霜，Site nutrition，林齢)によって決定されており，以下で示す式(5-2)で表現される。

$$\alpha_C = f_T f_F f_N \min\{f_D, f_\theta\} f_{age} \alpha_{Cx} \qquad \text{式(5-2)}$$

f_Tは温度の modifier，f_Fは霜の modifier，f_Nは Site nutrition の modifier，f_Dが Vapour Pressure Deficit (VPD; 大気飽差)の modifier，f_θが土壌水分の modifier，f_{age}が林齢の modifier である。3-PG モデルでは，$\min\{f_D, f_\theta\} f_{age}$は Physical Modifier($\psi$)と呼ばれている。Modifier は 0 から 1 の値をとり，詳細は Sands and Landsberg(2002)や Sands(2004c)に詳しい説明があるので参照されたい。ここでは，modifier の計算式を示していく。

温度の modifier を式(5-3)に示す。

$$f_T(T_a) = \left(\frac{T_a - T_{\min}}{T_{opt} - T_{\min}}\right)\left(\frac{T_{\max} - T_a}{T_{\max} - T_{opt}}\right)^{(T_{\max} - T_{opt})/(T_{opt} - T_{\min})} \qquad \text{式(5-3)}$$

T_aは日平均気温である。$T_{\min}, T_{opt}, T_{\max}$は，それぞれ光合成を行うことが可能な最低気温，最適気温，最高気温である。気温がT_{opt}に近いほどf_Tは 1 に近く，$T_{\min}, T_{\max}$より外側ではf_Tは 0 となる。

霜の modifier を式(5-4)に示す。

$$f_F(d_f) = 1 - k_F(d_f / 30) \qquad \text{式(5-4)}$$

d_fは霜の発生する日数，k_fは 1 日の霜によって何日分の生産(光合成)が失われるかを示す日数である。霜の発生する日が多いほどf_Fは 1 から低くなる。

Site nutrition(土壌肥沃度)の modifier を式(5-5)に示す。

$$f_N(FR) = 1 - (1 - f_{N0})(1 - FR)^{n_{fN}} \qquad \text{式(5-5)}$$

FR は Fertility Ratio と呼ばれる土壌の肥沃度をあらわすパラメータであり，0 から 1 の値をとる。土壌の肥沃度は，リン，窒素，カリウム等の養分に左右されるが，これらの循環や動態はモデル化が難しいため，このようなスケーリングファクターとして表現している(Landsberg and Waring, 1997)。この FR は，0 のときは光合成のパフォーマンスが最小であり(光合成が無ではない)，1 が最大となる。f_{N0}は，FR が 0 のときのf_nである。n_{fN}はf_nの変化の強さを表す指数である。従って，この modifier は非線形となる。

VPD の modifier を式(5-6)に示す。

$$f_D(D) = e^{-k_D D}$$ 式(5-6)

D は VPD, k_D は VPD レスポンスの強さである。VPD が大きい程 f_D は 1 から低くなる。

土壌水分の modifier を式(5-7)に示す。

$$f_\theta(\theta_S) = \frac{1}{1+\left[\left(1-\theta_S/\theta_{Sx}\right)/c_\theta\right]^{n_\theta}}$$ 式(5-7)

θ_S は現在の土壌水分量(Available soil water content)，θ_{Sx} は最大土壌水分量(Maximum available soil water capacity)である。土壌水分は，根付近における水分量であり，土壌と根の深さに依存する。C_θ は f_θ が 0.5 における土壌水分の保水率である。n_θ は f_θ の指数関数における変化の程度を示す値であり，土性(土の粒子の大きさ)ごとに値が変わる。3-PG モデルでは，土性を Clay(粘土)，Clay-roam(粘土ローム)，Sandy-roam(砂質ローム)，Sand(砂)の 4 種類に分けており，タイプ毎に C_θ が異なる。

林齢の modifier を式(5-8)に示す。

$$f_{age}(t) = \frac{1}{1+\left[\left(t/t_x\right)/r_{age}\right]^{n_{age}}}$$ 式(5-8)

t は現在の林齢，t_x はその樹種が成長する最大の林齢である。r_{age} は成長の割合が半分となる相対的な林齢である。n_{age} は f_{age} の減少する割合を表す指数である。つまり，t_x r_{age} が f_{age} = 0.5 となる林齢で，n_{age} の指数に沿うように f_{age} が減少していく。

炭素のバランスは，McMurtrie and Wolf (1983)のモデルをベースとしている。炭素のバランスは以下の式(5-9)で表現される。Δ は, 各部位の変動を表しており，Δt が日数であり，1 タイムステップの日数を表している。

$$\begin{aligned}\Delta W_F &= \eta_F P_N - \gamma_F W_F \Delta t - m_F (W_F / N)\Delta N \\ \Delta W_R &= \eta_R P_N - \gamma_R W_R \Delta t - m_R (W_R / N)\Delta N \\ \Delta W_S &= \eta_S P_N - m_S (W_S / N)\Delta N\end{aligned}$$ 式(5-9)

W_X は各部位のバイオマスであり，x の部位である F, R, S はそれぞれ葉，根，幹を表している。η_X は分配比である。γ_F はリターフォールの割合，m_X は樹木が枯死した場合に樹木 1 本あたりに失うバイオマスの割合である。N は立木密度(tree/ha)である。

なお，LAI(L)は葉のバイオマスを元に比葉(Specific Leaf Area; SLA)から求められ，以下に示す式(5-10)で表現される。

$$L = 0.1\sigma W_F$$ 式(5-10)

ただし，σ は SLA であり，SLA は林齢によって変化する。0.1 は単位を t/ha から kg/m² へと変換するための係数である。

NPP は，葉，根，幹の 3 つの部位へ，分配比によって分配される。地下部である根への分配比率は，土壌の肥沃度や水分量によっても左右される。また，幹と葉への分配比は，葉および幹と樹木サイズ(DBH)とのアロメトリー(相対成長)式によって決定される。また，リターフォールや根のターンオーバーも考慮され，炭素のバランスが決定される。なお，リターフォールは林齢によって変化し，根のターンオーバーは根のバイオマスの割合とし，一定と仮定する。各部位への分配比は以下の式(5-11)で求められる。

$$\eta_R = \frac{\eta_{Rx}\eta_{Rn}}{\eta_{Rn} + (\eta_{Rx} - \eta_{Rn})m\psi}$$
$$\eta_s = \frac{1-\eta_R}{1+P_{FS}} \qquad \text{式(5-11)}$$
$$\eta_F = P_{FS}\eta_S$$

η_{Rn} と η_{Rx} は，それぞれ最小と最大の根への分配比である。P_{FS} は葉：幹で表現される分配比である。m はサイトの肥沃度(Soil Fertility)によって線形に変化する割合であり，以下の式(5-12)で求める。

$$m = m_0 + (1-m_0)FR \qquad \text{式(5-12)}$$

m_0 はパラメータで，FR は前述した Fertility Ratio であり，0 から 1 の値をとる。

次に，葉と幹の分配比である P_{FS} は，以下の式(5-13)で求められる。

$$P_{FS} = \eta_F / \eta_S = a_P B^{n_p} \qquad \text{式(5-13)}$$

B は胸高直径(DBH)である。DBH は幹バイオマスとアロメトリー式によって求められる。a_p と n_p は，DBH が 2cm および DBH が 20cm における葉：幹で表される分配比から求める。3-PG モデルでは，葉と幹はそれぞれ胸高直径とのアロメトリー式(5-14)が必要とされる。

$$W_S = a_S B^{n_S}$$
$$W_F = a_F B^{n_F} \qquad \text{式(5-14)}$$

a_S, a_F, n_S, n_F はそれぞれアロメトリー式に必要なパラメータである。$B = 2cm$ および $B = 20cm$ において，葉および幹のバイオマスを求めることで，葉:幹の分配比である p_2 と

p_{20}を求めることができる。

土壌水分は，1 層の土壌レイヤーを仮定している。降水は土壌に達する前に樹冠よって遮断されるが，遮断量は LAI によって決まる。また，蒸発散量は Penman-Monteith 式(Monteith, 1965)を基本としている。この式では基本的には日射量と群落コンダクタンスが重要となるが，群落コンダクタンスは林齢，VPD，土壌水分量によって影響を受けるため，Modifier を利用する。また，LAI の増加によって群落コンダクタンスが増加することを考慮する。

樹木の枯死数は，ストレスや林齢に起因する立木密度とは別の要因で起こる確率的な枯死と，自然間引きの法則に基づいて決定する。自然間引きでは，樹木 1 本の幹バイオマスが，許容される最大の樹木 1 本の幹バイオマスw_{Sx}(kg/tree)を超えないよう，枯死させて本数の調整を行う方法を採用している。w_{Sx}は以下の式(5-15)で計算される。

$$w_{Sx} = w_{Sx1000}(1000/N)^{3/2} \qquad \text{式(5-15)}$$

ただし，w_{Sx1000}は，立木密度が 1000 trees/ha におけるw_{Sx}である。タイムステップごとにw_Sとw_{Sx}を比較し，w_Sがw_{Sx}を上回る場合，自然間引きが発生して本数を自然間引き線(self-thinning line)へ立木密度を減少させる。なお，モデル上では間伐のイベントを考慮することも可能である。

3-PG モデルの全体の構造を俯瞰すると，炭素がメインモデルであり，サブモデルとして土壌水分，樹木本数のパートがあると解釈できる。従って，炭素と樹木本数のパートはほぼ独立した関係といえる。

炭素のモデルのパートでは，日射によって光合成が起き，生成されたバイオマスが 3 つの部位へ分配される仕組みだが，樹木の本数は考慮されておらず，林分を 1 枚の大きな葉と仮定する Big leaf モデルである。そして，樹木本数のパートでシミュレートされる樹木本数および立木密度で除することで，樹木 1 本あたりのバイオマスが求まり，アロメトリー式によって樹高や胸高直径の樹木サイズへ変換される。従って，2.2.2 で前述した林班の平均的な樹木を再現するためには，バイオマスを左右するパラメータと立木密度を左右するパラメータの調整が必要となる。

3-PG モデルをシミュレートするためには，植栽された時期(年と月)を入力する必要があり，初期の林分の状態として植栽本数や幹，根，葉のバイオマスが必要である。また，生育環境を表すデータとして，日射量，気温，降水量などの気候データや，土壌水分量に関連するデータも入力する。そして，樹種ごとに設定されるパラメータを入力する必要があ

り，林学で従来から調査されてきた項目や，生態学的知見に基づいてパラメータがインプットされる。なお，樹種パラメータの設定方法については，5.2 で後述する。3-PG モデルのシミュレーションによって，月ごとの各タイムステップにおける単位面積あたりの幹，根，葉のバイオマス，立木密度や，胸高直径，LAI，土壌水分等が計算される。詳細な 3-PG モデルの流れを図 5-2 に示した。

3-PG モデル自体は，オーストラリアの Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation(CSIRO)のウェブサイトにて入手可能である(CSIRO/ENSIS, 2005)。3-PG モデルのソースコードは，Microsoft Excel 上で動作する Visual Basic for Applications(VBA)および C++にて配布されているが，森林の 3 次元構造データとの統合を円滑に行うため，C 言語に移植を行った。

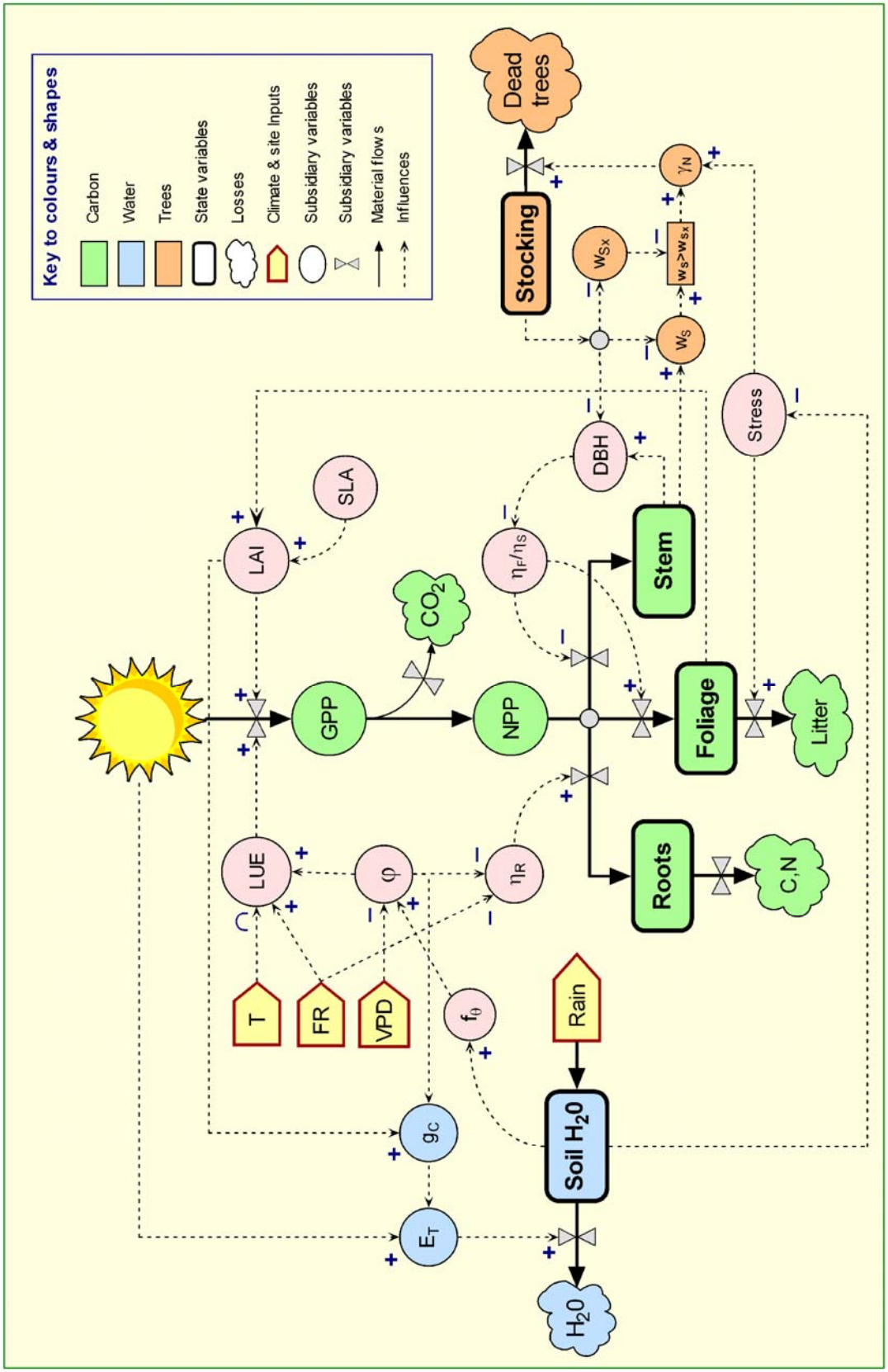


図 5-2 3-PG モデルの詳細な構造と流れ(Sands, 2004c)

5.2 樹種パラメータの設定方法

3-PG モデルを実行するためには，樹種ごとにパラメータを設定する必要があり，実測されたデータに基づき，必要なパラメータが設定されることが望ましい。入手できない場合は，同一樹種や林種を対象とした文献値を活用する場合や，3-PG モデルで多様な樹種への適用を想定したデフォルトパラメータを利用することになる(Sands, 2004b)。White et al.,(2000)は，3-PG モデルを様々な樹種に適用した事例において，樹種ごとに文献値を参考にパラメータのキャリブレーションを行い，十分にバイオマスが推定できたことを報告した。そこで本研究では，対象地における林分収穫表を用いて，代表的な林分を想定し，既往の文献と整合性を保ちながら，バイオマス，立木密度等を文献値等とフィットするように手動でキャリブレーションを行い，樹種パラメータを設定する方法を採用した。

針葉樹のパラメータは，入手プログラム内にラジアータパイン(Pinus radiata)のデフォルトパラメータが提供されている。また，Sands(2004b)は，パラメータの感度を一覧表で示しており，デフォルトの値で影響が少ないと予想されるパラメータや，独自に観測や推定が必要なパラメータが示されている。そこで，樹種間で違いが小さく，感度が小さいパラメータや，デフォルトパラメータを使用してもシミュレーションの結果への影響が少ないと予想されるパラメータに関しては，ラジアータパインのパラメータをそのまま使用することにした。

キャリブレーションのプロセスにおいて，感度が高い重要なパラメータは，NPP と GPP の比(Y)，光合成量子収率(Canopy Quantum efficiency, α)，光合成の気温($T_{\min}, T_{\max}, T_{opt}$)，分配比($p_2, p_{20}$), 葉と根のターンオーバー, SLA である(White et al., 2000; Sands, 2004b)。NPP と GPP の比はデフォルトの値が推奨されているため，そのままの値を使用する。光合成量子収率と光合成の気温は，Landsberg et al.,(2003)が多様な樹種に 3-PG モデルを適用した際に設定したパラメータを使用する。幹バイオマスのアロメトリー(a_s, n_s)と分配比のパラメータ(p_2, p_{20})は, 現地調査を行っている場合は, その値を参照することになるが, 入手できない場合は文献値を利用することになる。この分配比は，葉と幹のアロメトリー式が求めることで推定可能だが，葉のアロメトリーについては林分ごとに大きく変動するため，分配比はキャリブレーションの段階で調整を行う。リターフォールの割合(γ_{Fx})は，葉の寿命を 3 年と仮定を置き(只木，1976)，季節によらず一定量が落葉すると仮定した(Landsberg et al., 2003)。根のターンオーバー(γ_R)は，デフォルト値で使用されている値をそのまま使用した。SLA は，Landsberg et al.,(2003)が多様な樹種に適用した際に設定し

た値である 3.5 を使用した。

その他のパラメータとして，樹木の本数を左右する間引きに関するパラメータ(w_{Sx1000}，n_N)は，林分収穫表の立木密度の値に合わせるように，キャリブレーションの際にパラメータを設定し，その他の間引きに関連するパラメータ(m_F, m_S, m_R)は，針葉樹のデフォルト値を採用した。ここで，林分収穫表に合わせるということは，林分が適切に間伐されているということを仮定していることになる。また，Age modifier に関連するパラメータについても林分収穫表を活用することで，キャリブレーションにおいて値を設定することにした。蒸発散に関するパラメータは，デフォルトの値をそのまま利用することにした。Site nutrition の modifier(Fertility Ratio)に関するパラメータも，デフォルトの値をそのまま利用することにした。

キャリブレーションに利用できるスギやヒノキに関する既往の文献としては，福田ら(2000)が林齢と各部位のバイオマスの関係を大量の文献から収集した上でまとめた。また，安藤ら(1968)や四大学信大合同調査班(1966)は，林業の代表地において現地調査を行ったバイオマスの調査結果を報告しており，部位別のバイオマスや分配比，アロメトリー式の資料等を収集した。また，只木(1976)は，樹種別の葉量や LAI の一般値を，既存文献から収集してまとめている。これらの情報を参考にしながら，キャリブレーションの際のシミュレーション結果の妥当性の参考として利用した。

5.3 点群密度の高い LiDAR データによる森林の 3 次元構造データとの統合

5.3.1 はじめに

本節では，2.2 における研究の方法論で示したように，点群密度の高い LiDAR データから抽出した単木データを基にした森林の 3 次元構造データとの統合手法を開発し，テストエリアへ適用する。テストエリアは，3.1 で示した青森県七戸町周辺にある三菱製紙株式会社のスギ人工林である。対象地内には 48 の林班が分布している(図 5-3)。ほとんどが 1960 年前後に植栽され，2 つの林班が 1987 年に植栽された。

はじめに具体的な統合手法を示し，対象地に適用する樹種パラメータを示した上で，対象地に統合手法を適用する。統合手法の妥当性の評価として，パラメータ調整の結果と，空中写真を用いて過去からの樹高の成長を比較し，考察を行う。そして調整されたパラメータを用いて将来予測を行い，林分収穫表との比較で妥当性を評価する。そして，炭素貯蔵量の将来予測を行い，ストックチェンジ法による二酸化炭素吸収量の算定を行うことにする。

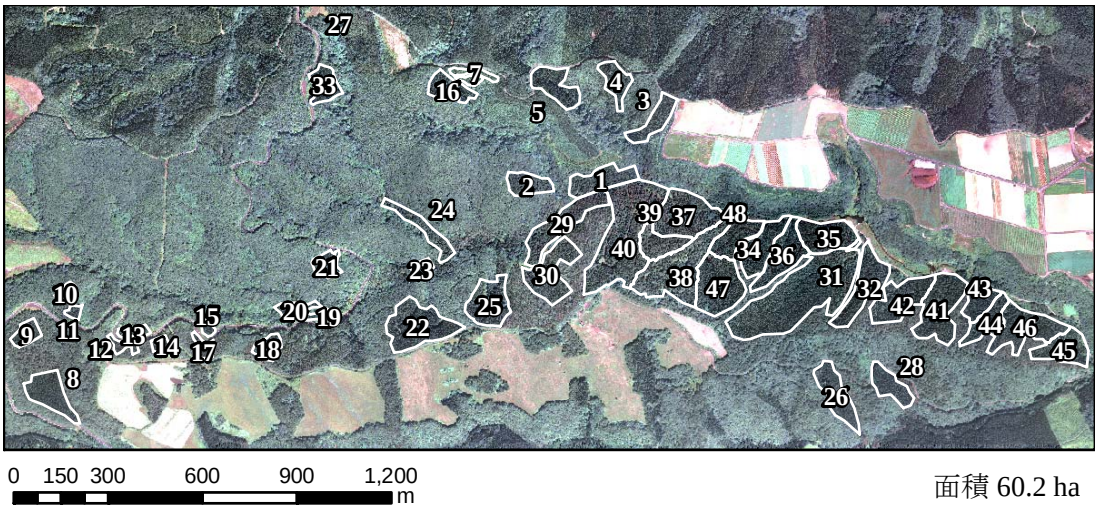


図 5-3 青森県七戸町周辺のテストエリア（三菱製紙株式会社所有スギ人工林）

5.3.2 統合手法

統合の流れを図 5-4 に示した。本節が対象としている，空間スケールが 10 キロメートル以下での統合では，適度に森林管理を行っている林分であると考えられ，林齢の情報が明らかな可能性が高い。そのため，林齢が明らかとなっている場合の統合手法とした。

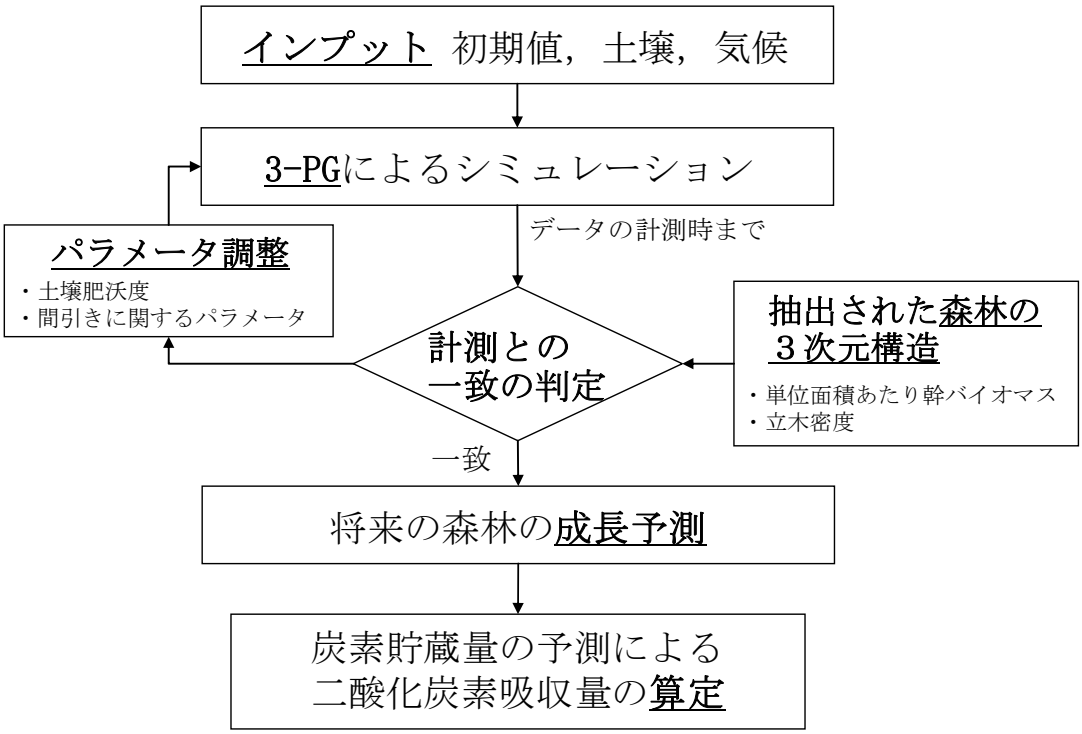


図 5-4 青森県七戸町周辺のテストエリアにおける 3-PG モデルとの統合による将来予測の流れ

はじめに，LiDAR データから森林の 3 次元構造データとして幹バイオマスと立木密度の抽出を行う。各林班の領域で，LiDAR データを切り出し 4.1 で開発した手法を用いて単木を抽出する。そして単木抽出の樹高から幹バイオマスへの変換は，3.4.1 で行った現地調査の結果(式 3-1，式 3-3)を利用する。なお，樹冠の閉鎖の有無は DMC や LiDAR データを用いて判定し，樹冠が閉鎖している林班では MNY 法を適用し，林班ごとのバイオマスと立木密度の推定を行う。以後，これらを LiDAR データによる抽出結果と呼ぶことにする。

そして，初期条件をインプットして LiDAR データの計測時まで 3-PG モデルのシミュレーションを実行する。幹バイオマスを調整するパラメータとしては，林齢が明らかであるために，不確実性の高い生育環境に関連するパラメータの調整を行うことが可能である。そこで，幹バイオマスの違いを説明するパラメータとして土壌肥沃度に注目した。3-PG モデルによるシミュレーション結果が，LiDAR データによる抽出結果を上回る場合は，土壌肥沃度の要因によって成長の制約を受けていると仮定する。逆に，シミュレーションが抽出結果を下回る場合は，土壌肥沃度によって成長が促進されていると仮定する。3-PG モデルでは，5.1 で前述したように，Fertility Ratio と呼ばれる土壌の「肥沃度」のパラメータがある。このパラメータは，土壌の養分状態等が成長を左右するとしており，この情報は対象地では明らかではないため，本研究ではこのパラメータを調整することにした。

立木密度は，LiDAR データによる抽出結果と一致するように樹木の本数を減少させることにした。しかし，初期の植生本数や間伐履歴は入手困難だった。そのため，間伐につい

ては，5.2 で述べたように間伐で適切に本数が減少するという仮定を置くことにした。また，植栽本数はスギの一般的な値に近いと仮定し，植栽本数と w_{Sx1000} の値を変化させ，立木密度が一致するように調整を行うことにした。

パラメータの調整は次の通りとする。土壌肥沃度は 0 から 1 の間を 0.05 ずつ変化させることにした。また，植栽本数の初期値は 2500～3500 tree/ha で 100 本ずつ変化することにし，w_{Sx1000} は 80～300 km/tree の間で 10 ずつ変化させることにした。シミュレーションが抽出結果と一致する基準としては，LiDAR データによる幹バイオマスの抽出結果とシミュレーションによる幹バイオマスの差が最小となるパラメータの組み合わせであり，かつ立木密度の差が 100 本以内であるとした。

テストエリア内の土壌に関するパラメータは一様と仮定する。青森県土壌図(経済企画庁総合開発局，1970)によると，対象地は粗粒黒ボク土となっており，土性は砂壌土であるとしている。そのため，土壌タイプは Sandy-roam とした。また，今回は土壌保水容量に関する情報を入手できなかったため，文献値を参考にした。藤枝(2007)は，真下(1974)の土壌深さが 1 m であると仮定した場合における貯水量から，保水容量を推定している。推定結果によると，表層地質が火山岩類の場合は平均 183 mm としている。青森県表層地質図(経済企画庁総合開発局，1970)によると，対象地は噴火を起源とする溶結凝灰岩である。そこで，最大保水容量は 183 mm とした。

5.3.3 樹種パラメータ

青森県七戸町周辺のテストエリアにおいて設定した樹種パラメータを表 5-1 に示した。幹バイオマスの推定式は，3.4.1 で示した現地調査の結果を用いた。5.2 の方法から行うキャリブレーションにおいて使用した林分収穫表は，青森県作成の民有林の林分収穫表(南部地方)である(青森県農林水産部, 1997)。なお，林分収穫表は材積が記載されているため，容積密度を乗じて幹バイオマスへ変換した。また，キャリブレーションへ使用する気候データは，3.1 で示した気象庁の気候値メッシュ 2000 による七戸町および八戸市の平野部の平均値を使用して行った。

表 5-1 青森県七戸町周辺テストエリアで使用する 3-PG モデルのためのスギの樹種パラメータ

	Meaning and comments	Value	Name	Units	Source
	Allometric relationships & partitioning				
1	Foliage:stem partitioning ratio @ D=2 cm	0.9	p_2	-	Observed & Fitted
2	Foliage:stem partitioning ratio @ D=20 cm	0.5	p_{20}	-	Observed & Fitted
3	Constant in the stem mass v. diam. relationship	0.098	a_S	-	Observed
4	Power in the stem mass v. diam. relationship	2.35	n_S	-	Observed
5	Maximum fraction of NPP to roots	0.6	η_{Rx}	-	Fitted
6	Minimum fraction of NPP to roots	0.25	η_{Rn}	-	Fitted
	Temperature modifier (fT)				
7	Minimum temperature for growth	-2	T_{min}	deg. C	Landsberg, et al., (2003)
8	Optimum temperature for growth	20	T_{opt}	deg. C	Landsberg, et al., (2003)
9	Maximum temperature for growth	40	T_{max}	deg. C	Landsberg, et al., (2003)
	Frost modifier (fFRost)				
10	Days production lost per frost day	0	k_F	days	-
	Soil water modifier (fSW)				
11	Moisture ratio deficit for f_q = 0.5	0.7	c_θ	-	Default
12	Power of moisture ratio deficit	9	n_θ	-	Default
	Fertitlity effects				
13	Value of 'm' when FR = 0	0	-	-	Default
14	Value of 'fNutr' when FR = 0	0.8	g_{Cx}	-	Default
15	Power of (1-FR) in 'fNutr'	1	L_{Cx}	-	Default
	Age modifier (fAge)				
16	Maximum stand age used in age modifier	120	-	years	Fitted
17	Power of relative age in function for fAge	1.2	m_0	-	Fitted
18	Relative age to give fAge = 0.5	0.7	f_{N0}	-	Default
	Litterfall & root turnover				
19	Maximum litterfall rate	0.0275	γ_{Fx}	1/month	This study
20	Litterfall rate at t = 0	0.001	γ_{F0}	1/month	Default
21	Age at which litterfall rate has median value	36	$t_{\gamma F}$	month	Default
22	Average monthly root turnover rate	0.015	γ_R	1/month	Default
	Conductance				
23	Maximum canopy conductance	0.02	g_{Cx}	m/s	Default
24	LAI for maximum canopy conductance	3.33	L_{Cx}	-	Default
25	Defines stomatal response to VPD	0.05	k_g	1/mBar	Default
26	Canopy boundary layer conductance	0.2	g_B	m/s	Default
	Stem numbers				
27	Max. stem mass per tree @ 1000 trees/hectare	-	w_{Sx1000}	kg/tree	Tuning
28	Power in self-thinning rule	2.5	n_N	-	Fitted
29	Fraction mean single-tree foliage biomass lost per dead tree	0.8	m_F	-	Fitted
30	Fraction mean single-tree root biomass lost per dead tree	0.2	m_R	-	Fitted
31	Fraction mean single-tree stem biomass lost per dead tree	0.8	m_S	-	Fitted
	Canopy structure and processes				
32	Specific leaf area	3.5	σ	m^2/kg	Landsberg, et al., (2003)
33	Extinction coefficient for absorption of PAR	0.5	k	-	Default
34	Age at canopy cover	10	t_{cc}	years	This study
35	Maximum proportion of rainfall evaporated from canopy	0.15	I_x	-	Default
36	LAI for maximum rainfall interception	5	L_{Ix}	-	Default
37	Canopy quantum efficiency	0.05	α	molC/molPAR	Landsberg, et al., (2003)
38	Ratio NPP/GPP	0.47	Y	-	Default
	Branch and bark fraction (fracBB)				
39	Branch and bark fraction	0.15	p_{BB}	-	Default

5.3.4 パラメータ調整結果と考察

(1) LiDAR データから抽出した森林の 3 次元構造との比較

パラメータ調整の判定の基準に使用した幹バイオマスと立木密度について，LiDAR データによる抽出結果と 3-PG モデルによるシミュレーション結果の比較を，図 5-5 と図 5-6 に散布図として示した。この結果によると，幹バイオマスと立木密度はほぼ 1:1 の対応関係となっていることが確認できる。幹バイオマスの RMSE は 7.87 t/ha，立木密度の RMSE は 68.7 tree/ha だった。従って，幹バイオマスと立木密度については，LiDAR データによる抽出結果を再現できるように自動的にパラメータの調整が実行できたと判断できる。

次に，シミュレーションによって求めた樹高と，LiDAR データから抽出された樹高の比較を行った。シミュレーションで求める樹高は，DBH と樹高の関係で求められ，3.4.1 で行った現地調査をもとに求めた DBH と樹高の関係式を使用した。図 5-7 に比較した結果を散布図で示した。散布図によると，シミュレーションによる樹高の方がやや過小推定されており，平均誤差(LiDAR－Simulation)は-1.13 m，RMSE は 1.36 m だった。しかし，ほぼ 1:1 の対応関係となっていることから，各林班を再現する形でパラメータ調整が良好に実行されたと判断した。

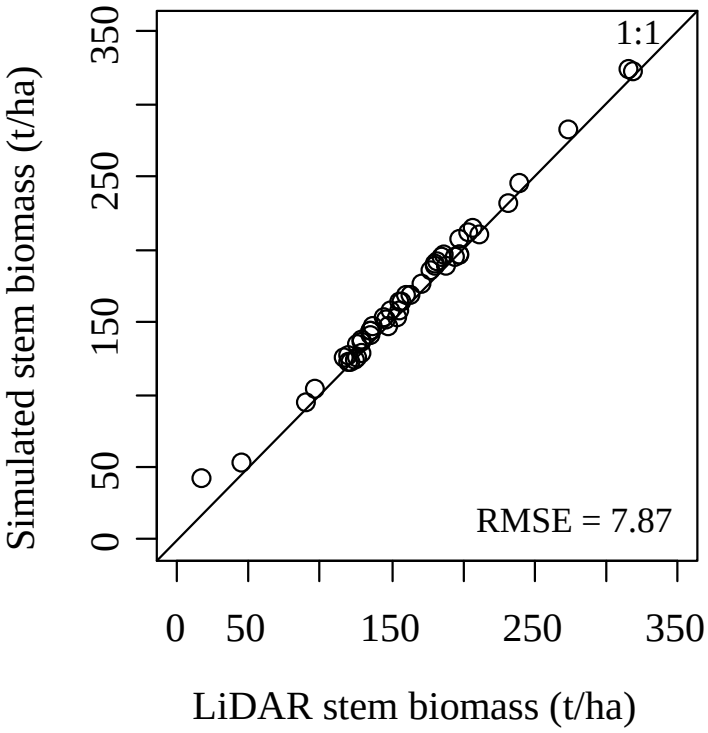


図 5-5 青森県七戸町周辺のテストエリアにおける，パラメータ調整後のシミュレーションによる幹バイオマスと LiDAR データから抽出した幹バイオマスの比較

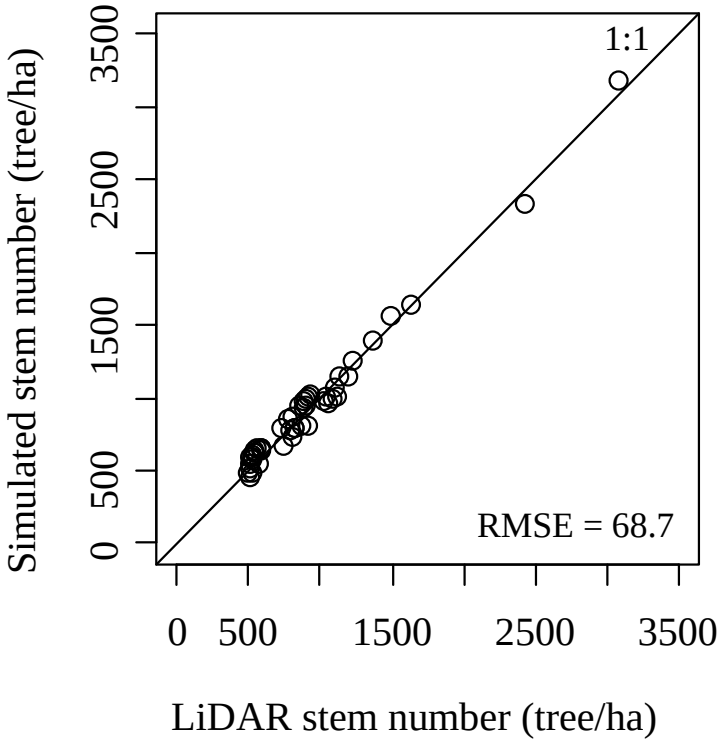


図 5-6 青森県七戸町周辺のテストエリアにおける，パラメータ調整後のシミュレーションによる立木密度と LiDAR データから抽出した立木密度の比較

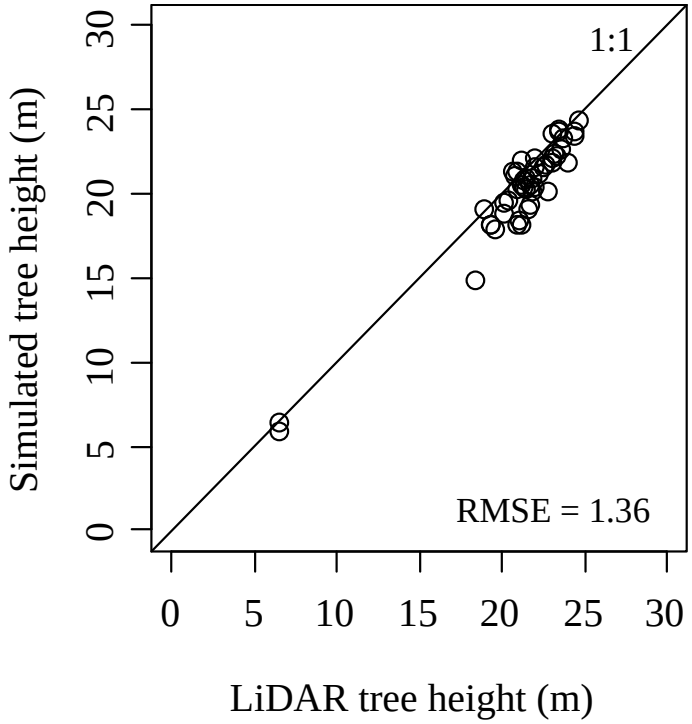


図 5-7 青森県七戸町周辺のテストエリアにおける，パラメータ調整後のシミュレーションによる樹高と LiDAR データから抽出した樹高の比較

本手法では，成長の制約と促進は土壌の肥沃度(Soil Fertility)の違いで説明できると仮定し，Fertility Ratio で調整を行っている。図 5-8 には，1961 年に植栽された林班における Fertility Ratio と幹バイオマスの散布図を示した。この図によると，Fertility Ratio と幹バイオマスには強い正の相関がある（$r = 0.98$）。従って，本研究のパラメータ調整で設定および仮定したように Fertility Ratio によって，幹バイオマスの違いが表現されたと判断できる。

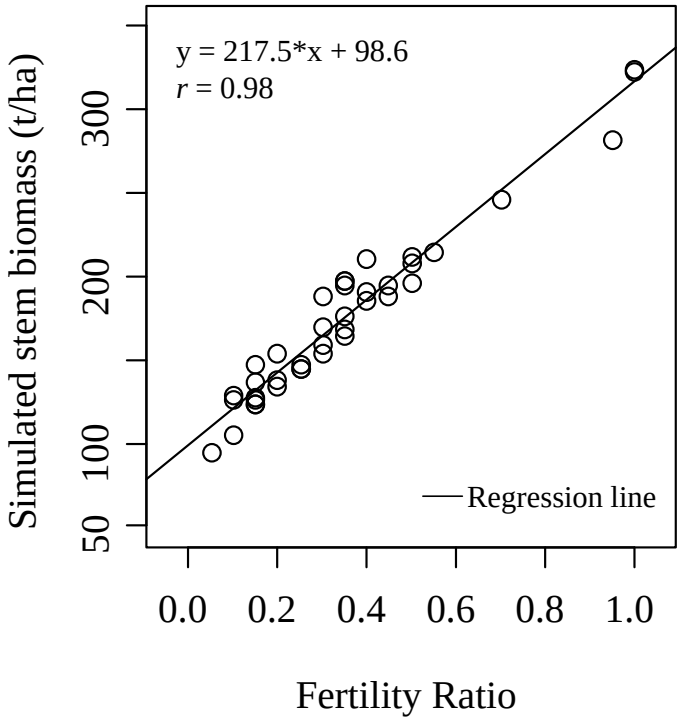


図 5-8 青森県七戸町周辺のテストエリアにおける，1961 年に植栽された林班における Fertility Ratio と幹バイオマスとの関係

(2) 空中写真から求めた時系列 DCM との比較

4.3 で示したように，本テストエリアでは空中写真によって DCM を作成し，時系列に樹高の成長を把握可能である。そこで，各林班における空中写真による時系列 DCM から抽出した時系列の樹高と，3-PG モデルでシミュレートした樹高の成長との比較を行い，過去からの成長および樹種パラメータの適切性を評価することにした。4.3 で行った青森県七戸町周辺の空中写真の撮影範囲は，2 つの林班を除いて本節での対象地と一致している。そのため，4.3 の成果をそのまま使用することにした。

DCM から林班の領域内の平均樹高への変換は，4.3.6 での考察を基に，領域内の DCM の画素の中で高さの上位 30 %の画素を用いて，DCM の平均値を求めることにした。各林班の樹高の計算後は, 各林班のシミュレーション結果と撮影年における DCM との比較を行い，RMSE と相関係数を求めることにした。

実際に比較を行った林班の例を，図 5-9 と図 5-10 に示した。この図は折れ線グラフで表示しているが，樹高を表す Y 軸方向はエラーバーであり，集計した画素の標準偏差である。

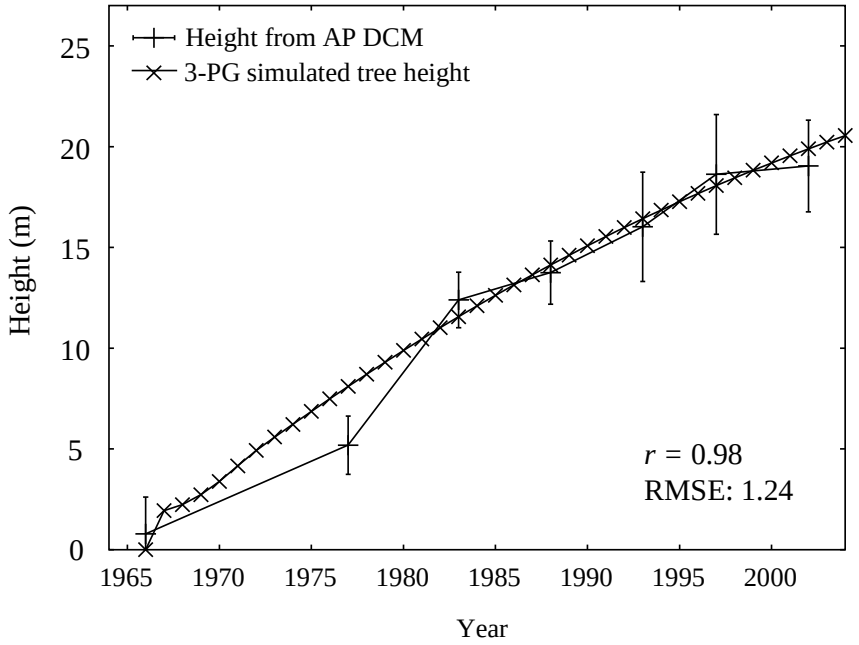


図 5-9 青森県七戸町周辺のテストエリアにおけるにおける，時系列 DCM から推定した樹高とシミュレーションによる樹高との比較例 1

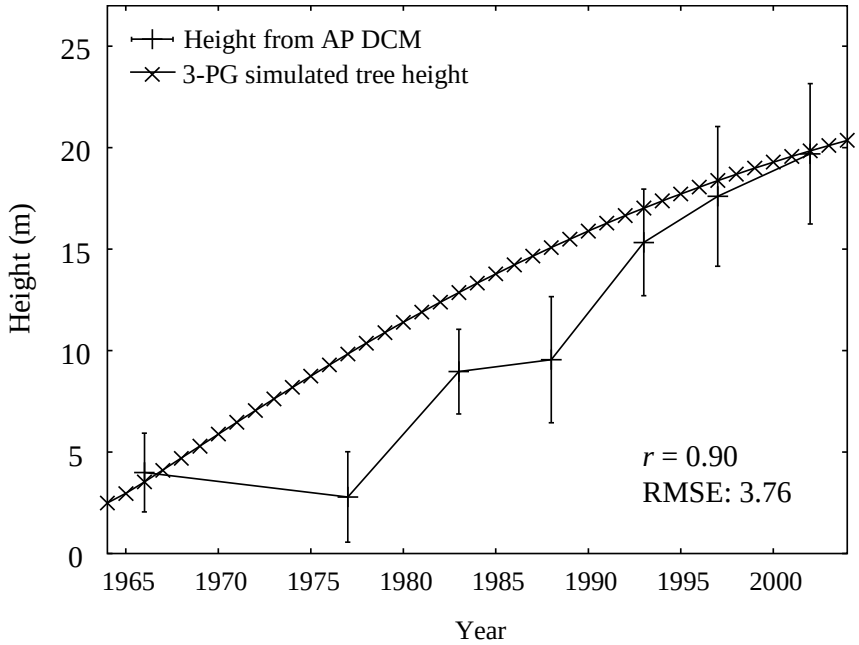


図 5-10 青森県七戸町周辺のテストエリアにおけるにおける，時系列 DCM から推定した樹高とシミュレーションによる樹高との比較例 2

図 5-9 で示した林班は，1966 年に植栽された林班である。グラフによると，3-PG のシミュレーションによる樹高と，空中写真から推定した樹高はほぼ同じ値で推移していることが分かる。なお，相関係数は 0.98，RMSE は 1.24 m だった。

図 5-10 で示した林班は，1961 年に植栽された林班である。1994 年以降はシミュレーションによる樹高と空中写真から推定した樹高は一致したが，それ以前は一致していない場合があり，DCM にエラーが含まれた可能性が高いと推察された。そこで，詳細に DCM を観察したところ，マッチングのエラーが発生しており，変換した樹高に誤差が含まれていることが分かった。

図は省略するが，全ての林班について，時系列の樹高と 3-PG モデルのシミュレーションによる樹高の成長をグラフで確認したところ，ほとんどの林班において，時系列の樹高とシミュレーションによる樹高は，増加の傾向で一致していることが確認できた。なお，全ての林班の相関係数の平均値は 0.96，RMSE の平均値は 2.19 m だった。

次に，撮影年別に各林班でシミュレートされた樹高と空中写真による樹高を比較することにした。図 5-11 に撮影年別の散布図を示した。前述したように，対象地は 1960 年前後に植栽された林班がほとんどである。そのため，1960 年代や 1970 年代における空中写真による樹高は低く，シミュレーションによる樹高も低いことが確認できる。ただし，1977 年はシミュレーションによる樹高は，空中写真による樹高より高い傾向となっている。シミュレーションが空中写真の樹高と一致しなかった要因は，樹種パラメータのキャリブレーションに問題がある可能性がある。本対象地の 1960 年代から 1970 年代は，林齢は 20 年以下である。そして，使用した林分収穫表は，林齢が 20 年以前の情報は記載されていない。そのため，林齢が若いときのシミュレーションは，概ね妥当であると判断できるものの，正確に表現できていない可能性がある。また，シミュレーション結果としての樹高は，現地調査で行った DBH から樹高への変換式を基に算出しているが，サンプル数が十分でなく，変換式に問題があった可能性がある。

さらに，空中写真の DCM から作成した樹高自体に系統的な誤差が含まれている可能性がある。林野庁撮影ではなく国土地理院撮影だった 1966 年の空中写真については，撮影時期と時間帯の影響により，地形による陰影が多く含まれており，DCM に影響を与えていた。1966 年の DCM を詳細に観察したところ，地形による陰影で暗くなる部分と，影響を受けない部分では，テクスチャや画素値が異なる傾向が見られたため，同じ林班でも DCM の値が異なっていた。また，林班ごとに影の入る割合は異なるため，林班ごとにばらつきが発生し，推定した樹高に影響した可能性がある。

1960 年前後に植栽された林班は，散布図によると 1983 年までは，ほぼまとまってプロットされている。しかし，1988 年以降は林班間の樹高の違いが表現されるようになった。そして 1993 年以降の散布図では正の相関を持つようになり，1:1 上にプロットされるようになった。つまり，空中写真から作成した時系列の樹高の成長が表現している，林班ごとの樹高の違い，つまり幹バイオマスの違いに一致するように，各林班はパラメータ調整が

行われたことを意味している。今回，Fertility Ratio によって林分間の幹バイオマスの違いを表現するようにパラメータを調整したが，空中写真から作成した時系列の樹高との比較からも，パラメータ調整が良好に行われたと判断できる。

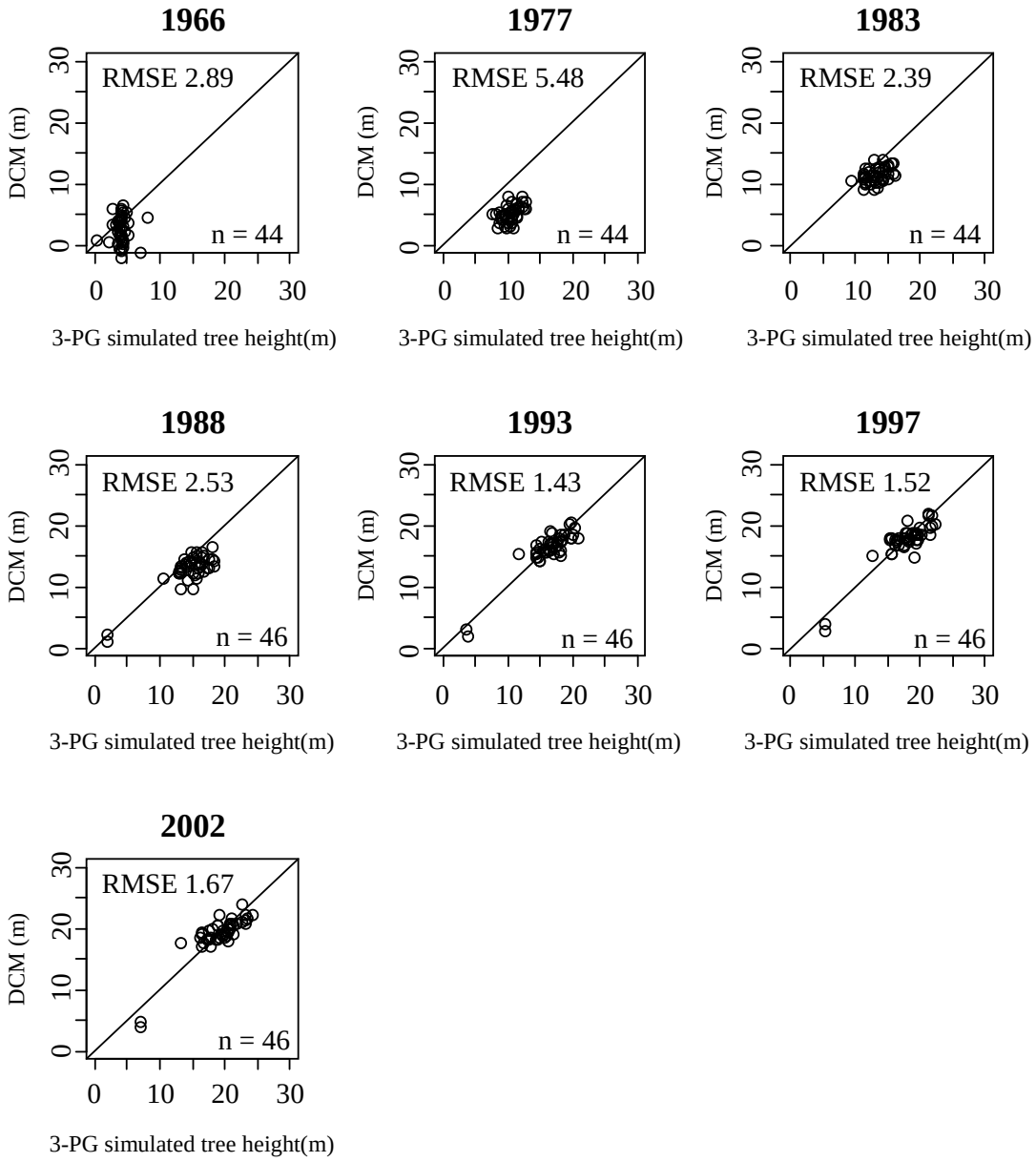


図 5-11 青森県七戸町周辺のテストエリアにおける，撮影年別の各林班の DCM 平均値と 3-PG によりシミュレートした樹高の比較

(3) パラメータ調整結果の考察

(1)の結果から，LiDAR データから抽出した森林の 3 次元構造と，3-PG モデルによるシミュレーションが一致するようにパラメータ調整が実行されたと判断した。さらに，(2)の結果からは，シミュレーションによって推定された過去からの樹高の変化は，空中写真か

ら作成した時系列の樹高の変化と一致したことが確認され，過去からの成長を考慮してパラメータ調整は良好に行われたと判断した。

今回のパラメータ調整の方法は，幹バイオマスを基準として Fertility Ratio の調整を行ったため，同じ林齢で幹バイオマスが異なる要因は，Fertility Ratio のみで説明できると仮定している。しかし，間伐直後の林班と間伐直後ではない林班では，LiDAR データからは幹バイオマスや立木密度は前者の方が少なく抽出されるため，Fertility Ratio は前者の方が低く調整される可能性がある。従って，適切に間伐されていると仮定して立木密度を減少させていく場合は，間伐が終わってある程度の時間が経過した後に，LiDAR による計測が行われることが理想といえる。対象地内には，間伐して時間があまり経過していない林班が存在していることを確認しており，Fertility Ratio は低く調整された可能性がある。従って，本手法のように間伐の履歴がない箇所において，間伐により適切に本数が減少するという仮定を置き，立木密度の減少のパラメータを設定する場合は，この点は本手法の限界として認識する必要がある。

この問題を回避するためには，間伐履歴を入手して本数を減少させることが必要である。その場合は，間伐のイベントが発生する間の立木密度の減少は自然枯死線に沿う形となる(Landsberg and Waring, 1997)。また，LiDAR データによる観測が間伐の発生を把握できるほどの頻度で観測可能であれば，間伐履歴は未入手でも適用可能となる。

5.3.5 将来の予測結果と考察

(1) 林分収穫表との比較

パラメータ調整後の各林班のパラメータを用いて，将来のシミュレーションを実行した。そして，シミュレーションの妥当性を評価するため，各林班で植栽から 100 年間のシミュレーションを実行し，林分収穫表との比較を行うことにした。幹バイオマスのシミュレーション結果を図 5-12，立木密度のシミュレーション結果を図 5-13，樹高(林分収穫表には上層樹高と表記)のシミュレーション結果を図 5-14，DBH のシミュレーション結果を図 5-15 に示す。

グラフ中の赤太線が林分収穫表の値であり，5 段階の地位の平均値が示されている。地位は Site index に相当し，肥沃度や土壌水分量が多く，成育環境が良好な林分は地位が高い。細線が各林班のシミュレーション結果を表している。なお，林分収穫表には幹バイオマスではなく，材積が記載されているため，容積密度(Basic density)を乗じることで，幹バイオマスへ変換した。

図 5-12 の幹バイオマスのシミュレーション結果によると，比較的低地位の成長曲線と一致する林班が多かったが，林分収穫表で予測される範囲となっており，シミュレーションの結果は妥当であると判断できる。立木密度(図 5-13)，樹高(図 5-14)，胸高直径(図 5-15)についても，林分収穫表で示した範囲内であると判断できる。そのため，各林分はシミュレーションによって妥当な精度で将来予測が行えると判断した。

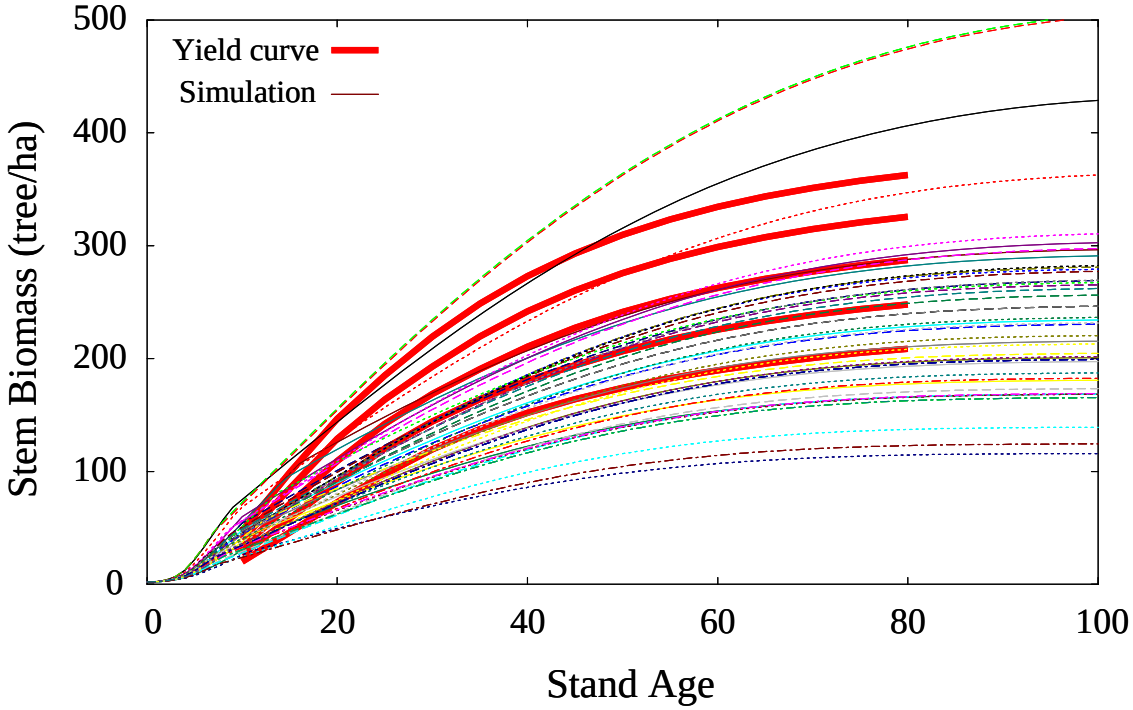


図 5-12 青森県七戸町周辺のテストエリアにおける，スギの幹バイオマスのシミュレーション結果と林分収穫表との比較

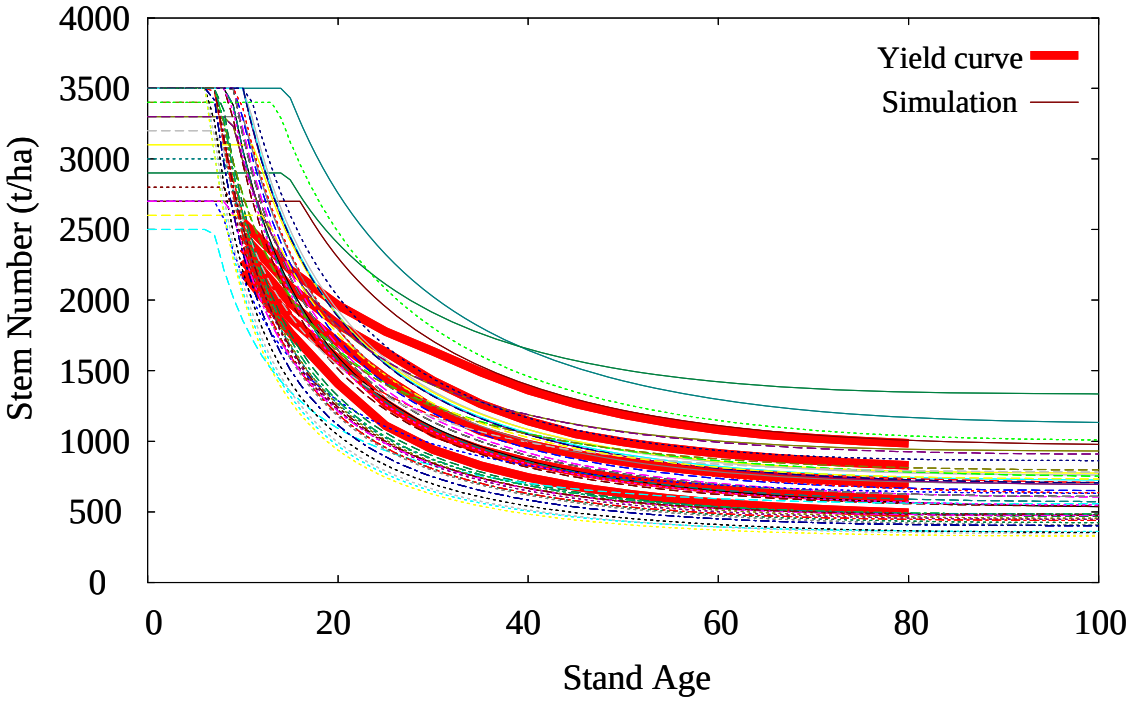


図 5-13 青森県七戸町周辺のテストエリアにおける，スギの立木密度のシミュレーション結果と林分収穫表の比較

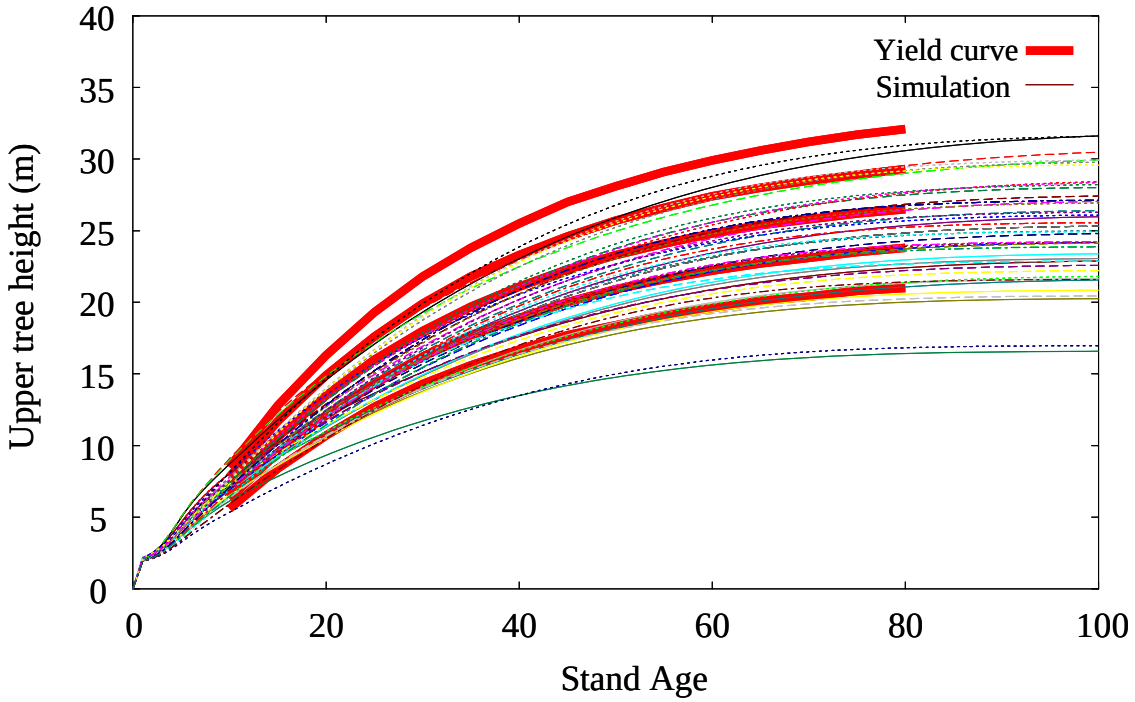


図 5-14 青森県七戸町周辺のテストエリアにおける，スギの樹高のシミュレーション結果と林分収穫表との比較

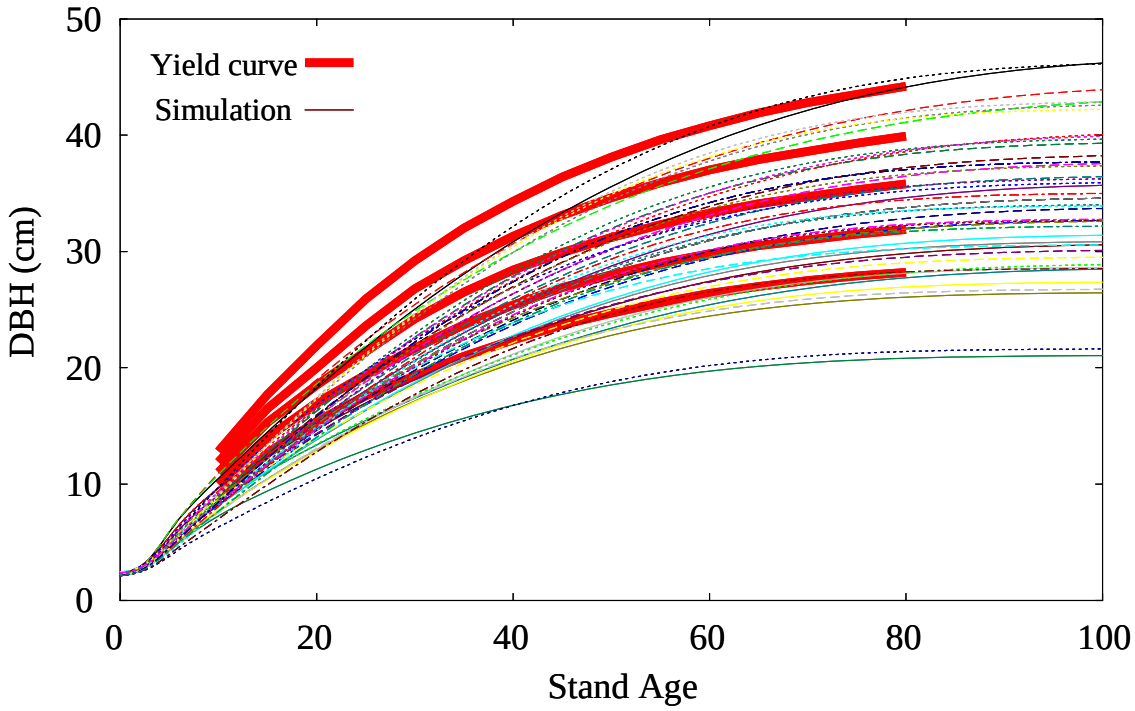


図 5-15 青森県七戸町周辺のテストエリアにおける，スギの胸高直径のシミュレーション結果と林分収穫表との比較

(2) ストックチェンジ法による二酸化炭素吸収量の算定

将来予測の結果の例として，林班ごとに二酸化炭素吸収量の算定を行うことにした。京都議定書では，二酸化炭素吸収量の算定方法として，デフォルト法とストックチェンジ法の 2 種類による算定方法が示されている。デフォルト法は，炭素蓄積量の増加量から減少量を差し引くことにより，変化量から二酸化炭素吸収量を算定する方法である。ストックチェンジ法は，2 時点における炭素蓄積量の絶対量の差から算定する方法である。国内の吸収量の算定はストックチェンジ法によって行われることから，今回はストックチェンジ法による吸収量の予測結果を示すことにした。なお，京都議定書の第一約束期間では，3 条 4 項に該当する森林管理(FM)が行われた森林が国内では対象となり，テストエリア内の全林班は森林管理が行われた森林とみなす。なお，このストックチェンジ法の算定は生存部バイオマスであり，3-PG モデルでは枯死や土壌の炭素は考慮されない。

ストックチェンジ法で算定した，観測時からの年数で 50 年後まで 5 年後ごとの全部位の合計のバイオマスおよび炭素増加量，二酸化炭素吸収量と，第一約束期間内における全部位のバイオマスおよび炭素増加量，二酸化炭素吸収量の算定結果を表 5-2 に示す。バイオマスの炭素含有率は 0.5 として算定し，炭素から二酸化炭素への変換は炭素量に 3.67 を乗じることで算定した。

表 5-2 青森県七戸町周辺のテストエリアのスギ人工林における，ストックチェンジ法から算定したバイオマスおよび炭素増加量，二酸化炭素吸収量

スギ 60.2 (ha)	単位	第一約束期間	観測時(2004年8月)からの年数 5	10	15	20	25	30	35	40	45	50
バイオマス	(t)	388.0	536.4	960.9	1282.9	1512.4	1660.3	1738.3	1759.3	1736.5	1683.9	1614.6
	(t/ha)	6.4	8.9	16.0	21.3	25.1	27.6	28.9	29.2	28.8	28.0	26.8
炭素	(t)	194.0	268.2	480.4	641.4	756.2	830.1	869.2	879.6	868.3	842.0	807.3
	(t/ha)	3.2	4.5	8.0	10.7	12.6	13.8	14.4	14.6	14.4	14.0	13.4
二酸化炭素	(t)	712.0	984.3	1763.2	2354.1	2775.3	3046.6	3189.8	3228.2	3186.6	3090.0	2962.8
	(t/ha)	11.8	16.4	29.3	39.1	46.1	50.6	53.0	53.6	52.9	51.3	49.2

第一約束期間内では，テストエリア内においては，388 t (6.4 t/ha)のバイオマスの増加が予測され，炭素吸収量は 194 t (3.2 t/ha)，二酸化炭素吸収量は 712.0 t (11.8 t/ha)と算定された。また，LiDAR データによる観測時(2004 年 8 月)から 35 年までは 1759.3 t のバイオマスの増加が予想されたが，期間が 40 年以上の場合，吸収量は減少すると予測された。

期間が 40 年以上となると二酸化炭素吸収量が減少する要因は，林齢に伴う葉および根バイオマスの減少が影響している。3-PG モデルによるシミュレーション結果によると，植栽後に林分が閉鎖して LAI が 5 から 7 の値でピークとなるが，徐々に漸減していき，林齢が 100 年に達すると LAI は 2 から 3 となった。一方，根バイオマスについても，林齢が 50 年でピークとなり，林齢が 100 年になると，ピーク時と比較して 30 %程度減少した。つ

まり，林齢が高くなるほど，幹バイオマスの増加割合は低下し，幹バイオマスの増加量よりも葉バイオマスと根バイオマスの減少量が大きくなり，期間を 40 年以上とした場合には吸収量が減少したと解釈できる。

シミュレーションによる葉と根のバイオマスの時系列変化の妥当性は，既存の情報が少なく，正確な評価が困難である。葉バイオマスは，樹冠閉鎖後の葉バイオマスはやや減少し，長期間に渡り一定という報告(村上，2002)や，林齢が 20 年をピークとして減少するという報告がある(安藤ら, 1968)。また，高齢林における葉のバイオマスは，現地調査の情報が乏しいため，一般的な傾向が明らかではない。根バイオマスについては，前掲の福田ら(2000)は林齢との関係を調べ, 林齢の増加とともに根バイオマスは増加していることが示されたが，林齢 60 年以降の情報は収集されていない。そのため，葉および根バイオマスは，さらに時系列のデータを収集し，本手法のシミュレーション結果と比較する必要がある。

また，高齢段階における 3-PG モデルのシミュレーションが妥当でない可能性がある。3-PG モデルには，Age modifier があり，これが生産量を減少させるように作用し，林齢による制約をかけることでバイオマスの増加量が減少する。これは Age modifier の影響であり，GPP を算出する時点で減少することから，分配比には影響せずにバイオマスの増加量が減少していく。高齢林の成長量の減少は，樹高による水制限仮説(Ryan and Yober, 1997)が有力とされており，3-PG モデルもこの仮説に基づいているが(Landsberg and Waring, 1997)，モデリングが十分に適切でない可能性がある。前述のように葉バイオマスが維持されることが正しいとすれば，葉への分配比が増加する可能性があるが，3-PG モデルにはそのようにモデリングされていない。Age modifier の適切性を含めて，モデル自体のさらなる改善が必要な可能性がある。

5.3.6 本節のまとめ

本節では，点群密度の高い LiDAR データから抽出した単木データを基にした森林の 3 次元構造データとの統合手法を開発し，テストエリアへ実際に適用して有効性を評価した。

林齢の情報が整備された林班を対象として，樹木本数に関するパラメータ，肥沃度に関するパラメータを調整の対象とした。そして，植栽年から LiDAR データの計測時までシミュレーションを行い，シミュレーションと計測により抽出された立木密度の差が 100 本以下で，計測によって抽出された幹バイオマスの差が最小となるパラメータの組み合わせを各林班のパラメータとして決定し，将来予測を行って二酸化炭素吸収量や炭素貯蔵量を算定する方法とした。

この統合手法を，青森県七戸町周辺のテストエリアに実際に適用した。時系列の空中写真から作成した樹高の比較から，個々の林班でパラメータ調整は良好に行われたことを確認した。また，林分収穫表との比較の結果からも，妥当な精度でシミュレーションを行うことが可能であることが分かった。そして，シミュレーション結果として，ストックチェンジ法による二酸化炭素吸収量の算定を試みた。

5.4 ALOS/PRISM データおよび点群密度の低い LiDAR データによる森林の 3 次元構造データとの統合

5.4.1 はじめに

本節では，2.2 の研究の方法論で示したように，ALOS/PRISM データおよび点群密度の低い LiDAR データにより抽出した DCM を基にした森林の 3 次元構造データとの統合手法を開発し，テストエリアへ実際に適用する。テストエリアは，第 3 章で示した岐阜県郡上市周辺のスギ人工林およびヒノキ人工林である。テストエリア内には約 45000 の人工林の林班が存在している。対象地となる林班の分布と，森林簿によるスギとヒノキの樹種分布を図 5-16 に示した。

はじめに統合手法を示し，対象地に適用するスギとヒノキの樹種パラメータを示した上で，対象地に統合手法を適用する。統合手法の妥当性の評価として，5.3 と同様にパラメータ調整の結果と，時系列の空中写真から抽出する樹高によって，過去からの成長とを比較して評価を行う。そして調整されたパラメータを用いて，3-PG モデルによるシミュレーションにより将来の予測を行い，林分収穫表との比較で妥当性を評価した上で，ストックチェンジ法による二酸化炭素吸収量の算定を行う。

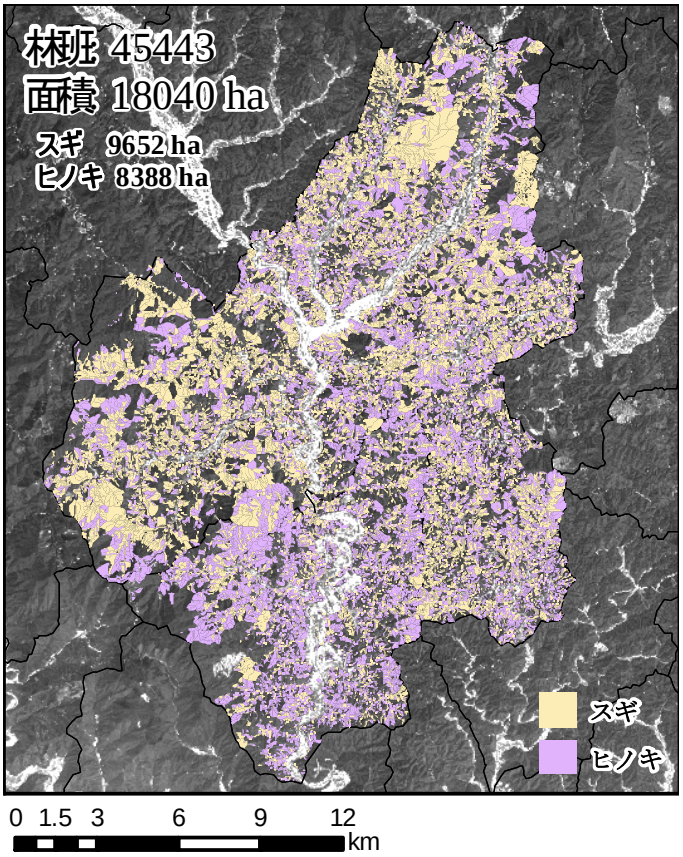


図 5-16 岐阜県郡上市周辺における，森林成長モデルとの統合を行うテストエリア

5.4.2 統合手法

統合の流れを図 5-17 に示した。本節の統合手法では，空間スケールが 10 キロメートル以上を想定している。その場合は各林班の情報は一律に詳細に整備されていないと考えられる。そこで，植栽年や土壌肥沃度，間伐履歴等が明らかとなっていないケースを想定した。

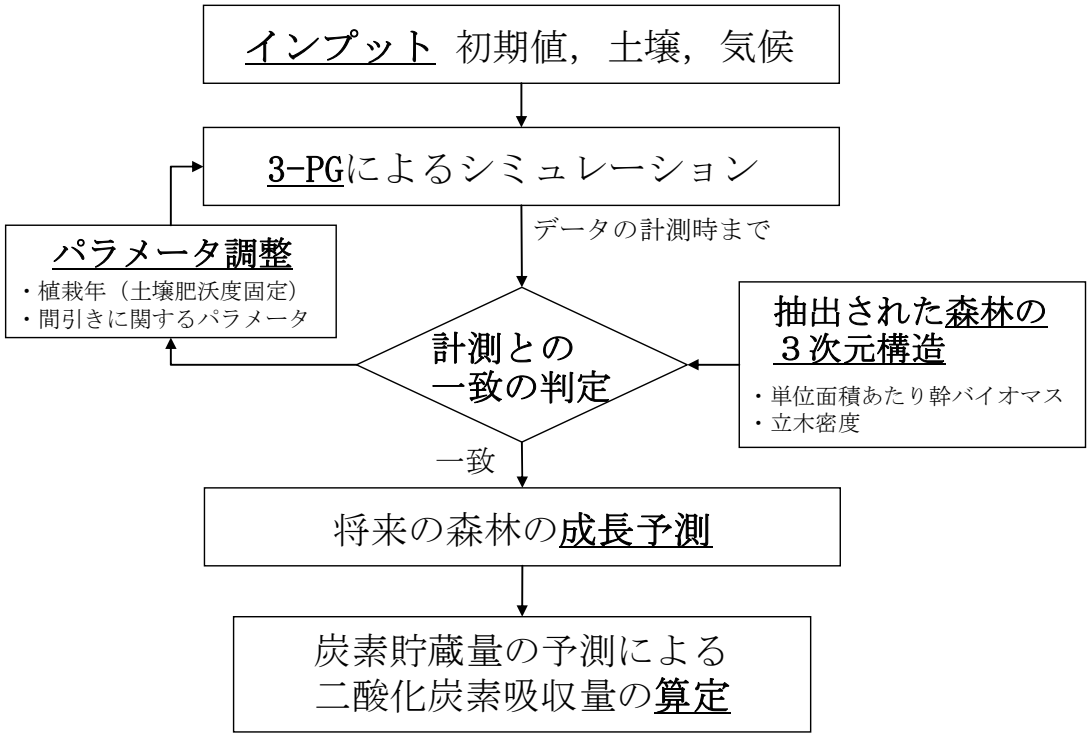


図 5-17 岐阜県郡上市周辺のテストエリアにおける 3-PG モデルとの統合による将来予測の流れ

まず，リモートセンシングデータから森林の 3 次元構造データの抽出を行う。4.2 で行った，DCM の作成結果と森林の 3 次元構造の抽出手法の成果をそのまま活用し，林班ごとに幹バイオマスと立木密度を推定した。

前述したように，今回の統合の場合は広域であるために，植栽年は不明とする。その場合，以下に示す 2 つのパラメータ調整手法が想定される。

1 つ目の方法は，ALOS/PRISM データや点群密度の低い LiDAR データによる森林の 3 次元構造データの抽出結果から，林齢および植栽年度を推定して固定させて，Fertility Ratio を未知パラメータとして調整する方法である。図 4-18 と図 4-19 に示したように，樹高と林齢の関係を求めていることから，DCM から植栽時期を推定することが可能である。しかし，ALOS/PRISM データや点群密度の低い LiDAR データから，森林の 3 次元構造として幹バイオマスが求められているため，幹バイオマスは結果的に林齢で説明できることになる。そのため, Fertility Ratio でパラメータを調整すること自体が矛盾する結果となる。

さらに，幹バイオマスが同じ林班でも，気温の違いなど生育環境の違いが含まれているが，DCM から推定した樹高から林齢を推定し，植栽年を固定してしまう場合，この違いが説明できないことになる。

2 つ目の方法は，林齢および植栽年度を調整する方法である。ALOS/PRISM データや点群密度の低い LiDAR データによる DCM から，おおよその林齢を推定しておき，そこから調整を行う方法である。その場合，Fertility Ratio は一定値としなければならないが，幹バイオマス等の森林の 3 次元構造が同じである林班どうしでも，気温の違いなど生育環境の違いを考慮したことになる。このように，1 つ目の方法と比べて矛盾点が少ないアプローチであることから，今回は 2 つ目の方法に基づき，パラメータの調整を行うことにした。

パラメータの調整は，森林の 3 次元構造データとして抽出された林齢を基準として，植栽年および月を変化させることにした。また，初期の植生本数や間伐履歴等は，入手することができなかったため，初期の植栽本数は，針葉樹人工林で最も一般的な値である 3000 本/ha で固定し，立木密度の変化は，5.3 の方法と同様に間伐により適切に本数が減少するという仮定を置くことにした。そのため，樹木の間引きに関連する w_{Sx1000} の値を変化させて，上層樹高から推定した立木密度と一致するよう，パラメータの調整を行うことにした。

パラメータ調整の基準は次の通りとする。ALOS/PRISM データや点群密度の低い LiDAR データから推定される林齢による植栽年を基準として，前後 10 年を変化させることにし，植栽する月は 4 月から 10 月であるとした。Fertility Ratio は 0.5 で固定し，立木密度の変化に関連するパラメータである w_{Sx1000} は，80～300 km/tree の間で 10 ずつ変化させることにした。シミュレーションが計測結果と一致する基準としては，バイオマスが最も一致するパラメータで，かつ立木密度の差が 100 本以内とした。

対象地の土壌は，岐阜県土壌図(経済企画庁総合開発局，1975a)によると，対象地は褐色森林土壌であり，水分条件の良好な地域が大部分である。標高の高い箇所や尾根沿いの一部では，乾性褐色森林土壌だった。また，岐阜県表層地質図(経済企画庁総合開発局, 1975b)によると，チャート(堆積岩)や砂岩がほとんどであり，対象地は母材がチャートや砂岩の褐色森林土壌であると推測される。ただし，このような土壌や地質が，土性タイプと土壌保水容量を決定する参考となる文献や情報を入手できなかった。藤枝(2007)は，真下(1974)の土壌深さ 1 m を仮定した場合の貯水量から，国内の保水容量は 150 mm から 250 mm であると述べている。そのため，今回は土壌保水容量を 200 mm とし，土性は Sandy-loam として，対象地は一様であるとした。

5.4.3 樹種パラメータ

岐阜県郡上市周辺の対象地において，キャリブレーションにより設定したスギの樹種パラメータを表 5-3 に示し，ヒノキの樹種パラメータを表 5-4 に示した。キャリブレーション

には，岐阜県林政部のスギ林分収穫表(岐阜県林政部，1992a)およびヒノキ林分収穫表(岐阜県林政部, 1992b)を用いた。なお，林分収穫表は材積で記載されているため，容積密度を乗じて幹バイオマスへ変換を行った。幹バイオマスを求めるための DBH のアロメトリー式のパラメータである a_S, n_S は，4.2.7 で示した田内・宇都木(2004)が行った胸高直径(DBH)と樹高による幹バイオマスの相対成長式(式 4-12, 4-13)を利用した。林分収穫表に収録されている現地調査データを用いて，上層樹高と DBH から幹バイオマスを推定する。それを幹バイオマスと DBH との関係式に求めなおすことで a_S, n_S を決定した。また，気候データは 3.1 で示した気象庁の気候値メッシュ 2000 を用いて，郡上市の長良川沿いの平野部における平均値を求め，キャリブレーションに使用した。

表 5-3 岐阜県郡上市周辺テストエリアで使用する 3-PG モデルのためのスギの樹種パラメータ

	Meaning and comments	Value	Name	Units	Source
	Allometric relationships & partitioning				
1	Foliage:stem partitioning ratio @ D=2 cm	0.9	p_2	-	Observed & Fitted
2	Foliage:stem partitioning ratio @ D=20 cm	0.6	p_{20}	-	Observed & Fitted
3	Constant in the stem mass v. diam. relationship	0.042	a_S	-	Observed
4	Power in the stem mass v. diam. relationship	2.58	n_S	-	Observed
5	Maximum fraction of NPP to roots	0.6	η_{Rx}	-	Fitted
6	Minimum fraction of NPP to roots	0.25	η_{Rn}	-	Fitted
	Temperature modifier (fT)				
7	Minimum temperature for growth	-2	T_{min}	deg. C	Landsberg, et al., (2003)
8	Optimum temperature for growth	20	T_{opt}	deg. C	Landsberg, et al., (2003)
9	Maximum temperature for growth	40	T_{max}	deg. C	Landsberg, et al., (2003)
	Frost modifier (fFRost)				
10	Days production lost per frost day	0	k_F	days	-
	Soil water modifier (fSW)				
11	Moisture ratio deficit for f_q = 0.5	0.7	c_θ	-	Default
12	Power of moisture ratio deficit	9	n_θ	-	Default
	Fertitlity effects				
13	Value of 'm' when FR = 0	0	-	-	Default
14	Value of 'fNutr' when FR = 0	0.8	g_{Cx}	-	Default
15	Power of (1-FR) in 'fNutr'	1	L_{Cx}	-	Default
	Age modifier (fAge)				
16	Maximum stand age used in age modifier	115	-	years	Fitted
17	Power of relative age in function for fAge	1.2	m_0	-	Fitted
18	Relative age to give fAge = 0.5	0.7	f_{N0}	-	Default
	Litterfall & root turnover				
19	Maximum litterfall rate	0.0275	γ_{Fx}	1/month	This study
20	Litterfall rate at t = 0	0.001	γ_{F0}	1/month	Default
21	Age at which litterfall rate has median value	24	$t_{\gamma F}$	month	Default
22	Average monthly root turnover rate	0.015	γ_R	1/month	Default
	Conductance				
23	Maximum canopy conductance	0.02	g_{Cx}	m/s	Default
24	LAI for maximum canopy conductance	3.33	L_{Cx}	-	Default
25	Defines stomatal response to VPD	0.05	k_g	1/mBar	Default
26	Canopy boundary layer conductance	0.2	g_B	m/s	Default
	Stem numbers				
27	Max. stem mass per tree @ 1000 trees/hectare	-	w_{Sx1000}	kg/tree	Tuning
28	Power in self-thinning rule	-	n_N	-	Fitted
29	Fraction mean single-tree foliage biomass lost per dead tree	0.8	m_F	-	Fitted
30	Fraction mean single-tree root biomass lost per dead tree	0.4	m_R	-	Fitted
31	Fraction mean single-tree stem biomass lost per dead tree	0.8	m_S	-	Fitted
	Canopy structure and processes				
32	Specific leaf area	3.5	σ	m²/kg	Landsberg, et al., (2003)
33	Extinction coefficient for absorption of PAR	0.5	k	-	Default
34	Age at canopy cover	10	t_{cc}	years	This study
35	Maximum proportion of rainfall evaporated from canopy	0.15	I_x	-	Default
36	LAI for maximum rainfall interception	5	L_{Ix}	-	Default
37	Canopy quantum efficiency	0.05	α	molC/molPAR	Landsberg, et al., (2003)
38	Ratio NPP/GPP	0.47	Y	-	Default
	Branch and bark fraction (fracBB)				
39	Branch and bark fraction	0.15	p_{BB}	-	Default

表 5-4 岐阜県郡上市周辺テストエリアで使用する 3-PG モデルのためのヒノキの樹種パラメータ

	Meaning and comments	Value	Name	Units	Source
	Allometric relationships & partitioning				
1	Foliage:stem partitioning ratio @ D=2 cm	1.2	p_2	-	Observed & Fitted
2	Foliage:stem partitioning ratio @ D=20 cm	0.9	p_{20}	-	Observed & Fitted
3	Constant in the stem mass v. diam. relationship	0.029	a_S	-	Observed
4	Power in the stem mass v. diam. relationship	2.74	n_S	-	Observed
5	Maximum fraction of NPP to roots	0.6	η_{Rx}	-	Fitted
6	Minimum fraction of NPP to roots	0.45	η_{Rn}	-	Fitted
	Temperature modifier (fT)				
7	Minimum temperature for growth	-2	T_{min}	deg. C	Landsberg, et al., (2003)
8	Optimum temperature for growth	20	T_{opt}	deg. C	Landsberg, et al., (2003)
9	Maximum temperature for growth	40	T_{max}	deg. C	Landsberg, et al., (2003)
	Frost modifier (fFRost)				
10	Days production lost per frost day	0	k_F	days	-
	Soil water modifier (fSW)				
11	Moisture ratio deficit for f_q = 0.5	0.7	c_θ	-	Default
12	Power of moisture ratio deficit	9	n_θ	-	Default
	Fertitlity effects				
13	Value of 'm' when FR = 0	0	-	-	Default
14	Value of 'fNutr' when FR = 0	1	g_{Cx}	-	Default
15	Power of (1-FR) in 'fNutr'	0	L_{Cx}	-	Default
	Age modifier (fAge)				
16	Maximum stand age used in age modifier	110	-	years	Fitted
17	Power of relative age in function for fAge	1.4	m_0	-	Fitted
18	Relative age to give fAge = 0.5	0.8	f_{N0}	-	Default
	Litterfall & root turnover				
19	Maximum litterfall rate	0.0275	γ_{Fx}	1/month	This study
20	Litterfall rate at t = 0	0.001	γ_{F0}	1/month	Default
21	Age at which litterfall rate has median value	24	$t_{\gamma F}$	month	Default
22	Average monthly root turnover rate	0.015	γ_R	1/month	Default
	Conductance				
23	Maximum canopy conductance	0.02	g_{Cx}	m/s	Default
24	LAI for maximum canopy conductance	3.33	L_{Cx}	-	Default
25	Defines stomatal response to VPD	0.05	k_g	1/mBar	Default
26	Canopy boundary layer conductance	0.2	g_B	m/s	Default
	Stem numbers				
27	Max. stem mass per tree @ 1000 trees/hectare	-	w_{Sx1000}	kg/tree	Tuning
28	Power in self-thinning rule	-	n_N	-	Fitted
29	Fraction mean single-tree foliage biomass lost per dead tree	0.8	m_F	-	Fitted
30	Fraction mean single-tree root biomass lost per dead tree	0.4	m_R	-	Fitted
31	Fraction mean single-tree stem biomass lost per dead tree	0.8	m_S	-	Fitted
	Canopy structure and processes				
32	Specific leaf area	3.5	σ	m^2/kg	Landsberg, et al., (2003)
33	Extinction coefficient for absorption of PAR	0.5	k	-	Default
34	Age at canopy cover	10	t_{cc}	years	This study
35	Maximum proportion of rainfall evaporated from canopy	0.15	I_x	-	Default
36	LAI for maximum rainfall interception	5	L_{Ix}	-	Default
37	Canopy quantum efficiency	0.03	α	molC/molPAR	This study
38	Ratio NPP/GPP	0.47	Y	-	Default
	Branch and bark fraction (fracBB)				
39	Branch and bark fraction	0.15	p_{BB}	-	Default

5.4.4 パラメータ調整結果と考察

(1) LiDAR データから抽出した森林の 3 次元構造データとの比較

パラメータ調整の結果として，一致の判定の基準に使用した幹バイオマスと立木密度について，LiDAR データから抽出した結果と 3-PG モデルによるシミュレーションの結果の比較を行った散布図を図 5-18 と図 5-19 に示した。散布図によると，幹バイオマスと立木密度は 1:1 の対応関係があることが確認できる。ただし，幹バイオマスが 50 t/ha 以下の幼齢な林班において，シミュレーションの方が高くなる傾向がみられた。これは，図 4-18 や図 4-19 における散布図で示した林分収穫表に記載されていた現地調査のデータを見ると分かるように，若齢林におけるデータが少なく，適切な変換式が作成できなかった可能性がある。なお，幹バイオマスの RMSE は 2.47 t/ha，立木密度の RMSE は 58.7 tree/ha だった。

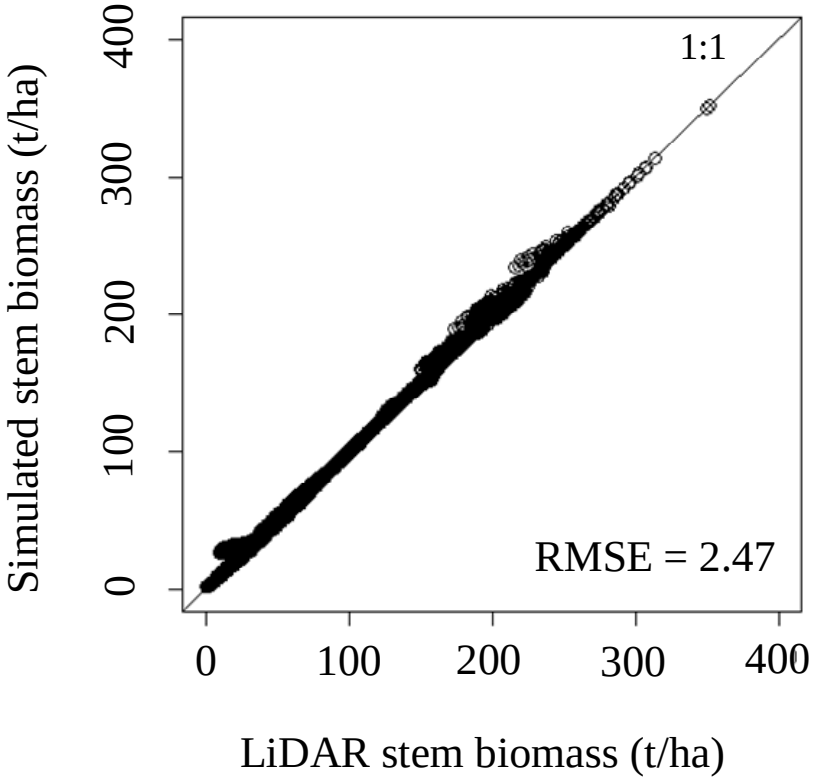


図 5-18 岐阜県郡上市周辺のテストエリアにおける，パラメータ調整後のシミュレーションによる幹バイオマスと点群密度の低い LiDAR データから抽出した幹バイオマスの比較

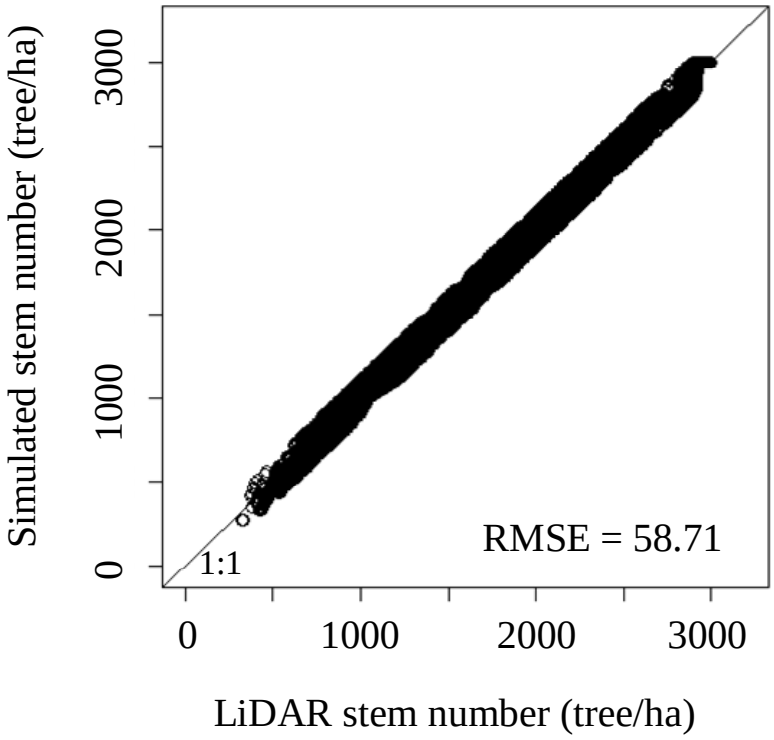


図 5-19 岐阜県郡上市周辺のテストエリアにおける，パラメータ調整後のシミュレーションによる立木密度と点群密度の低い LiDAR データから抽出した立木密度の比較

次に，シミュレーションによって求められた樹高と，LiDAR データから抽出された樹高との比較を行った。図 5-20 に比較した結果を散布図で示した。なお，シミュレートされた樹高は，3.4.2 や 4.2.7 で示した林分収穫表における現地調査および文献値のデータを用いて，DBH と上層樹高の関係式を求めておき，シミュレーションから予測された DBH から樹高を求めた値である。散布図によると，10 m 以上では 1:1 の対応関係となったが，10 m 以下はシミュレーションによる樹高の方が高い傾向となった。10 m 以下でシミュレーションの樹高が高かった要因としては，現地調査データに若い林班が少なく，DBH から樹高への適切な変換式が作成できなかった可能性がある。なお，RMSE は 0.76 m だった。

一部の林班で一致しない場合があったが, 傾向として多くの林班が 1:1 の対応となったことから，本研究で開発した統合手法の狙いの通り，リモートセンシングから抽出された森林の 3 次元構造を再現するように，自動的にパラメータの調整が実行されたと判断した。

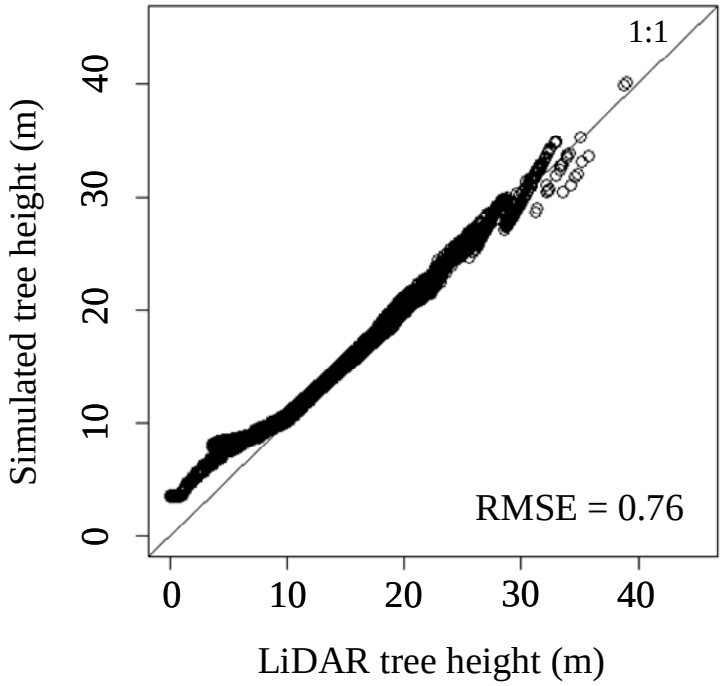


図 5-20 岐阜県郡上市周辺のテストエリアにおける，パラメータ調整後のシミュレーションによる樹高と点群密度の低い LiDAR データから抽出した樹高の比較

⑵ 空中写真から求めた時系列 DCM との比較

4.3 で示したように，本テストエリアでは多時期の空中写真により時系列の DCM を作成し，時系列に樹高成長の把握が可能である。そして 5.3 では，各林班における時系列の DCM から樹高へ変換し，シミュレーションによる樹高の比較を行い，一致していることを確認した。そこで，本テストエリアにおいても，DCM から林班ごとの平均樹高を推定し，3-PG モデルによってシミュレートされた樹高との比較を行うことにした。なお，空中写真による時系列の DCM が整備されている範囲内には，林班が 296 含まれており，DCM に大きなエラーが含まれていないと判断した 278 林班を使用した。5.3.4 で行った方法と同様に，林班内の画素のうち，上位 30 %の DCM の画素値を集計し，平均値を林班の樹高とした。

各林班で比較を行った結果の例を，図 5-21 から図 5-24 に示した。時系列の変化は折れ線グラフで示し，DCM の Y 軸方向のバーはエラーバーであり，標準偏差を表している。

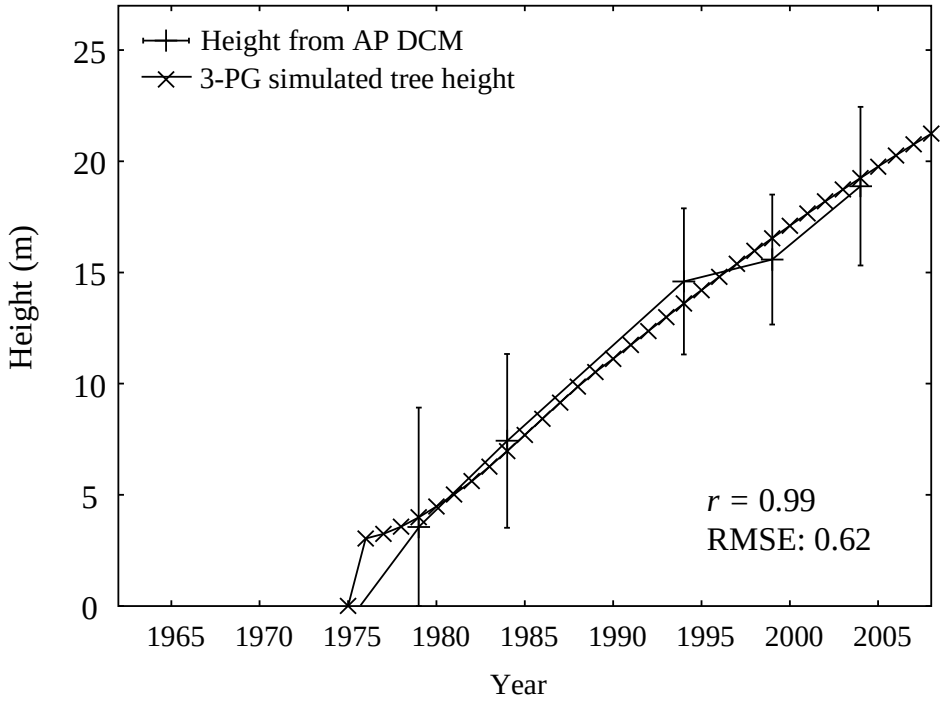


図 5-21 岐阜県郡上市周辺のテストエリアのヒノキ林における，時系列 DCM から推定した樹高と点群密度の低い LiDAR データとの統合によりシミュレートされた樹高との比較例 1

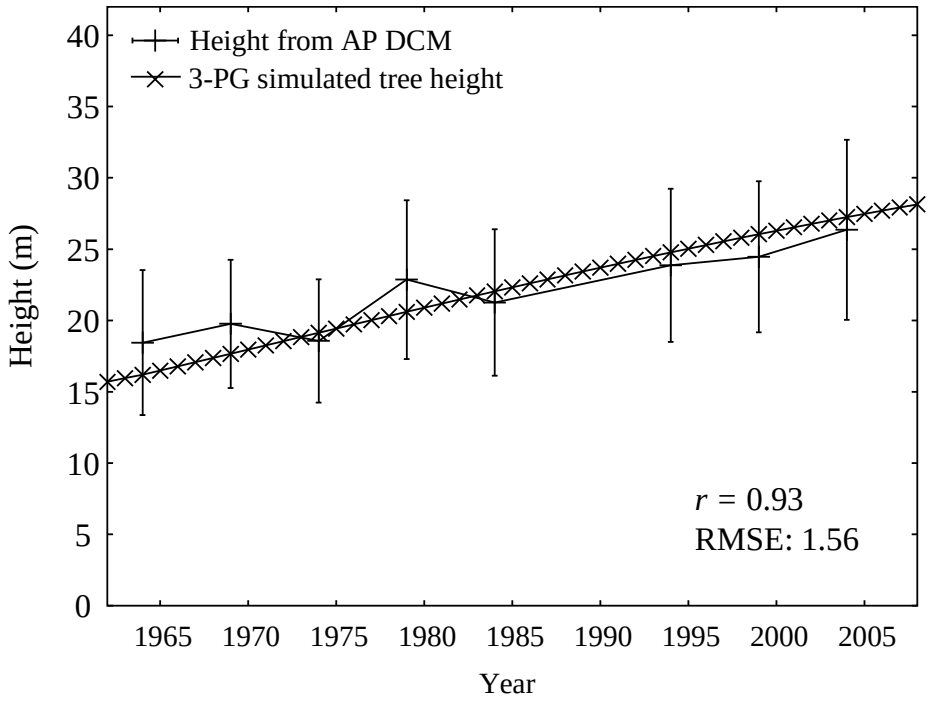


図 5-22 岐阜県郡上市周辺のテストエリアのスギ林における，時系列 DCM から推定した樹高と点群密度の低い LiDAR データとの統合によりシミュレートされた樹高との比較例 2

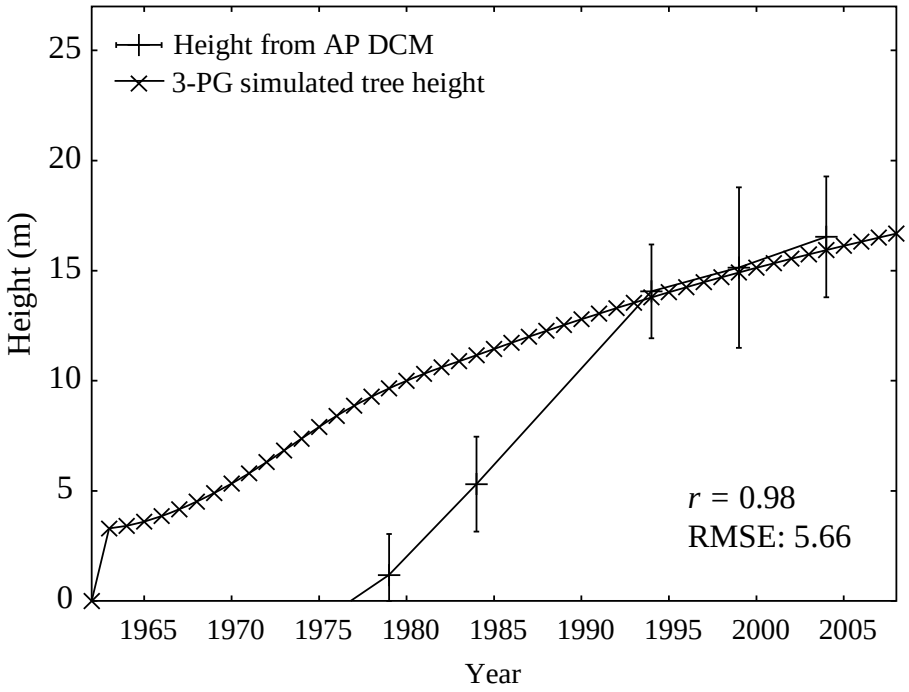


図 5-23 岐阜県郡上市周辺のテストエリアのヒノキ林における，時系列 DCM から推定した樹高と点群密度の低い LiDAR データとの統合によりシミュレートされた樹高との比較例 3

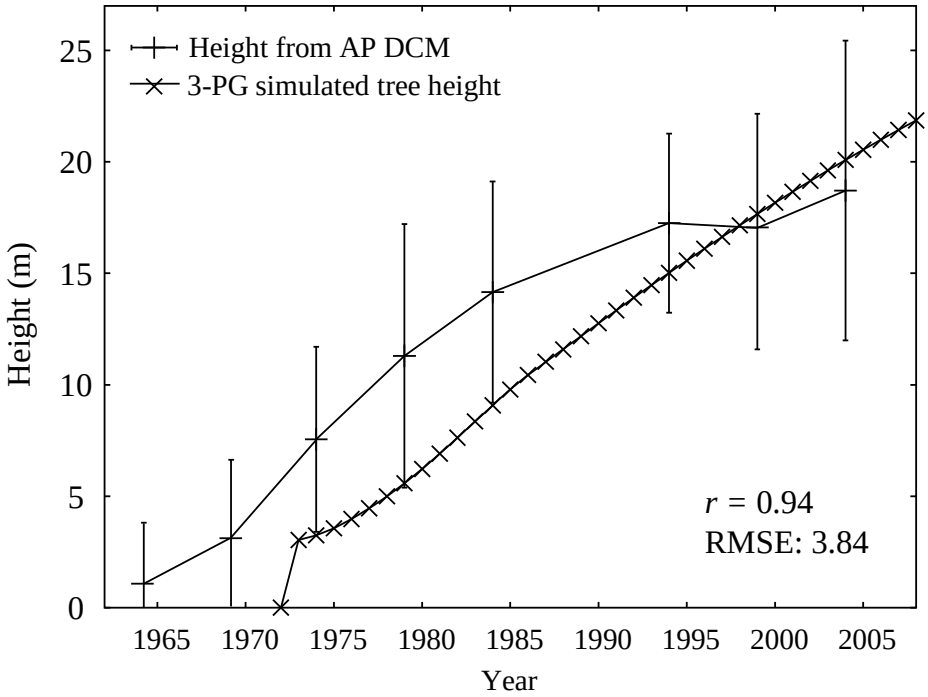


図 5-24 岐阜県郡上市周辺のテストエリアのスギ林における，時系列 DCM から推定した樹高と点群密度の低い LiDAR データとの統合によりシミュレートされた樹高との比較例 4

図 5-21 と図 5-22 で示した林班は，シミュレーションによる樹高と空中写真から推定した樹高が一致している林班である。図 5-21 のヒノキ林は，空中写真の判読によると，1974 年以降 1979 年以前に植栽されたことが分かる。この林班における樹高の変化は，シミュレーションとほぼ一致していることが確認できる。一方，図 5-22 のスギ林は，林齢は高く，1964 年以前に植栽されたスギ林である。高齢林であるため，図 5-21 の林班よりも樹高の成長の割合は低い。この林班についても，空中写真から推定した樹高とシミュレーションは一致していることがわかる。図 5-21 と図 5-22 における RMSE はそれぞれ 0.62 m と 1.56 m だった。

今回のパラメータ調整手法は，Fertility Ratio を全林班で一定値(0.5)として，植栽年を調整している。そのため，空中写真から推定した樹高とシミュレーションによる樹高が一致しない林班が発生した。図 5-23 と図 5-24 で示した林班は，シミュレーションと一致しなかった林班である。図 5-23 は，空中写真によると，1974 年以降 1979 年以前に植栽されたヒノキの林班である。この林班は地位が高く，樹高成長は早かったと推測される。そのため，パラメータ調整による植栽年は，実際より 20 年以上前に設定されてしまった。一方，図 5-24 は 1964 年で植栽された直後と判読できたスギの林班である。この林班は，地位が低かったと推測され，パラメータ調整で設定された植栽年が，実際の植栽年よりも後とされた。このように，本手法では，地位や植栽年が未知であるため，地位が平均的であると仮定し，Fertility Ratio を 0.5 と固定した上で，植栽年の調整を行った。従って，地位や Fertility Ratio が異なる場合は，個々の林班で一致しない場合が発生する。

次に，空中写真による時系列の DCM が整備されている範囲の林班を対象に，シミュレーションにより推定した樹高と空中写真から推定した樹高を撮影年別に比較した散布図を作成した。図 5-25 に各撮影年の散布図を示し，合わせて RMSE を示した。なお，空中写真による時系列の樹高が整備されているエリアでは，スギとヒノキの林班の割合は 1:2 だった。散布図によると，1984 年以降はほとんどの林班において 1:1 ライン上にプロットされた。しかし，1960 年代や 1970 年代は，シミュレーションによる樹高の方が，空中写真から推定した樹高より高い傾向であり，RMSE は 1964 年から 1974 年にかけて，増加する傾向となった。これは，パラメータ調整時に設定された植栽年が，実際の植栽年よりも前であると調整されたと判断できる。この傾向は，特にヒノキの林班で多いことが確認された。

この要因は，空中写真による時系列の DCM を整備した範囲の局所的な成育環境の特性と，キャリブレーションによるヒノキの樹種パラメータの設定にある。今回は，林分収穫表で最も成長が早い林分と遅い林分の中間の地位の値を用いて樹種パラメータを設定した。そして，それに合わせるようにパラメータ調整を実行したことから，地位が中位の場合は 1:1 付近にプロットされる。従って，対象地の地位が高い林班が多かった可能性がある。しかし，整備範囲の地位が高い傾向であるかどうかを判断できる情報は入手できなったため，この推測の妥当性を明らかにできなかった。また，DBH から樹高へと変換する式に問題あった可能性や，空中写真から作成した DCM に系統的な誤差が含まれた可能性がある。

このように，1960 年代においてシミュレーションが空中写真から推定した樹高と一致しない場合が確認できたものの，1984 年以降はほぼ 1:1 ライン上にプロットされており，過去 20 年間の樹高については，空中写真から推定した樹高に一致している林班が多いことから，リモートセンシングデータから抽出した森林の 3 次元構造を再現するように，パラメータ調整は良好に行われたと判断した。

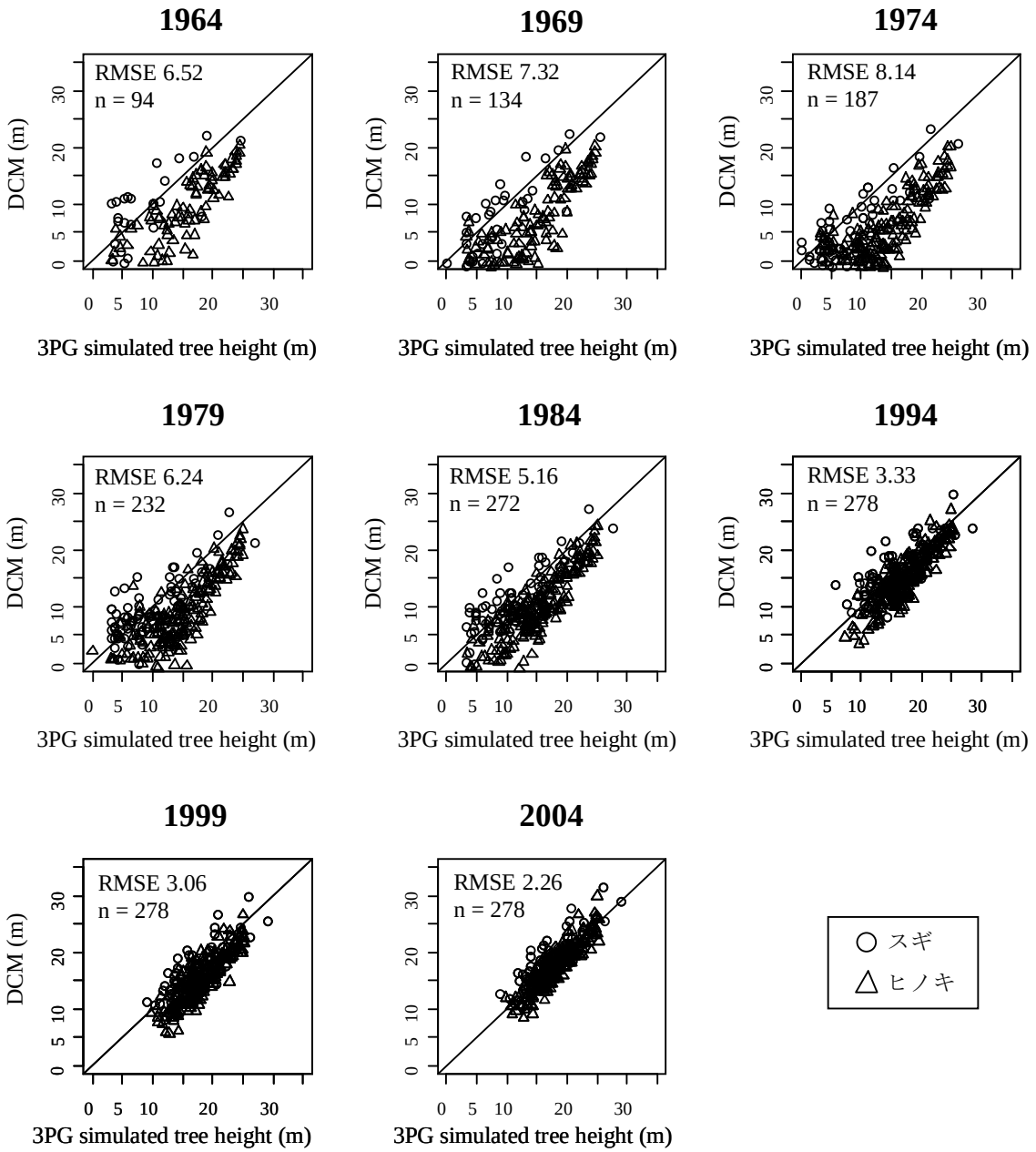


図 5-25 岐阜県郡上市周辺のテストエリアにおける，撮影年別の各林班の DCM 平均値と点群密度の低い LiDAR データとの統合によりシミュレートした樹高の比較

5.4.5 将来の予測結果と考察

パラメータ調整後の各林班で調整されたパラメータを用いて，将来の予測を行うことにした。そして，5.3.4 で行ったように，将来予測の妥当性を評価するために，各林班で植栽後から 130 年間のシミュレーションを行い，林分収穫表の比較を行うことで妥当性を評価することにした。

図 5-26 にはスギの幹バイオマス，図 5-27 にはスギの立木密度，図 5-28 にはスギの上層樹高，図 5-29 にはスギの DBH のシミュレーション結果を，散布図としてそれぞれ示し，林分収穫表の成長曲線を合わせて示した。全ての項目について，林分収穫表と一致する形でシミュレーションが行われたことがわかる。

図 5-30 にはヒノキの幹バイオマス，図 5-31 にはヒノキの立木密度，図 5-32 にはヒノキの樹高，図 5-33 にはヒノキの DBH のシミュレーション結果を，散布図としてそれぞれ示した。散布図によると，全ての項目について，林分収穫表と一致する形で成長したことがわかる。

空中写真から作成した DCM による過去の成長とシミュレーションの比較や, 林分収穫表との比較を行った結果, 各林班は 3-PG モデルのシミュレーションにより将来の予測が妥当な精度で行えると判断した。

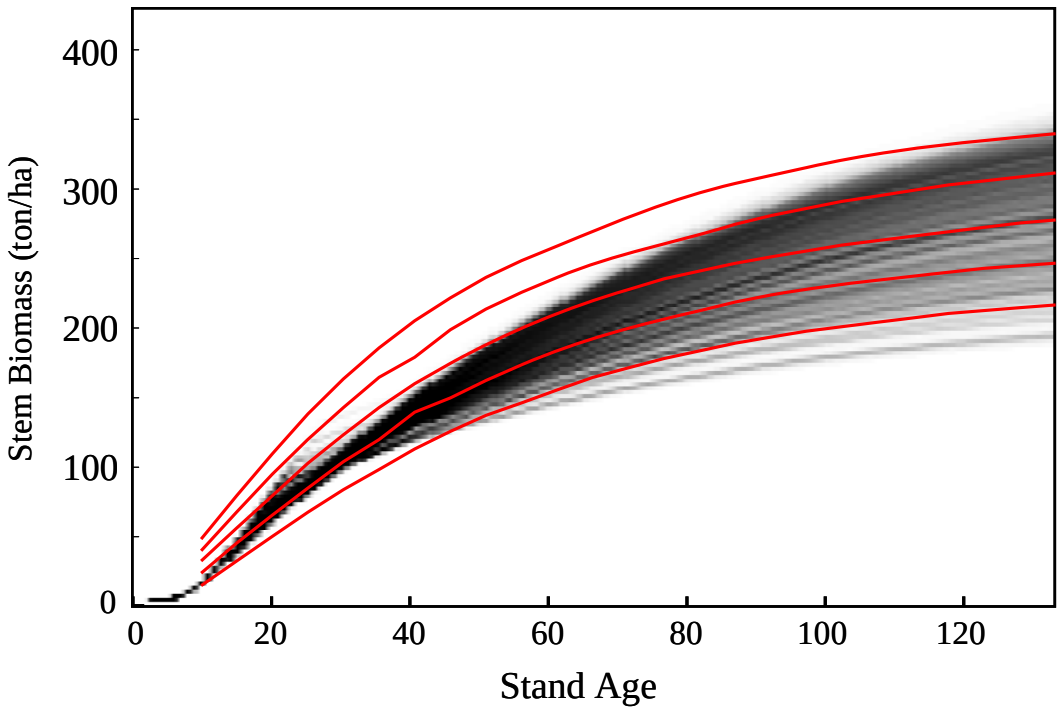


図 5-26 岐阜県郡上市周辺のテストエリアにおける，点群密度の低い LiDAR データとの統合によるスギの幹バイオマスのシミュレーション結果と林分収穫表との比較。赤線は林分収穫表による各地位の平均的な成長曲線。

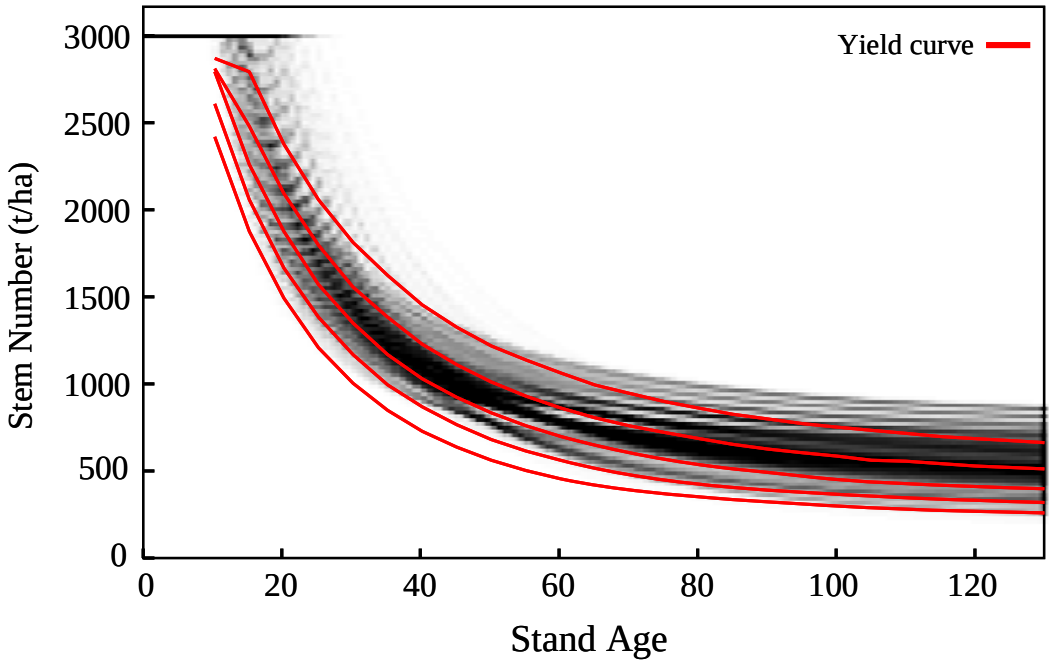


図 5-27 岐阜県郡上市周辺のテストエリアにおける，点群密度の低い LiDAR データとの統合によるスギの立木密度のシミュレーション結果と林分収穫表との比較。赤線は林分収穫表による各地位の平均的な成長曲線。

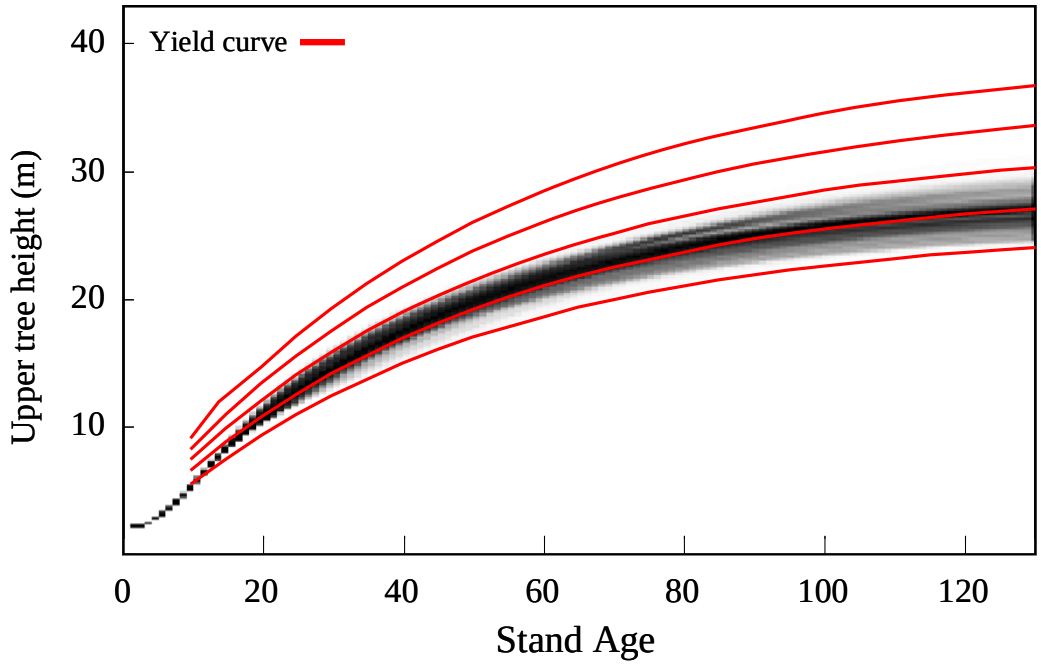


図 5-28 岐阜県郡上市周辺のテストエリアにおける，点群密度の低い LiDAR データとの統合によるスギの上層樹高のシミュレーション結果と林分収穫表との比較。赤線は林分収穫表による各地位の平均的な成長曲線。

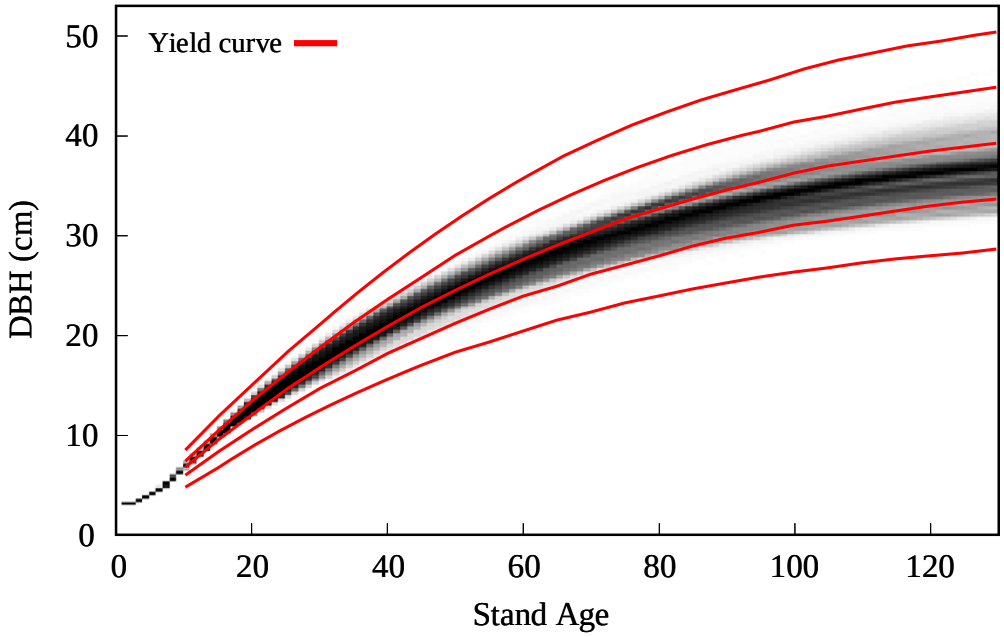


図 5-29 岐阜県郡上市周辺のテストエリアにおける，点群密度の低い LiDAR データとの統合によるスギの胸高直径のシミュレーション結果と林分収穫表との比較。赤線は林分収穫表による各地位の平均的な成長曲線。

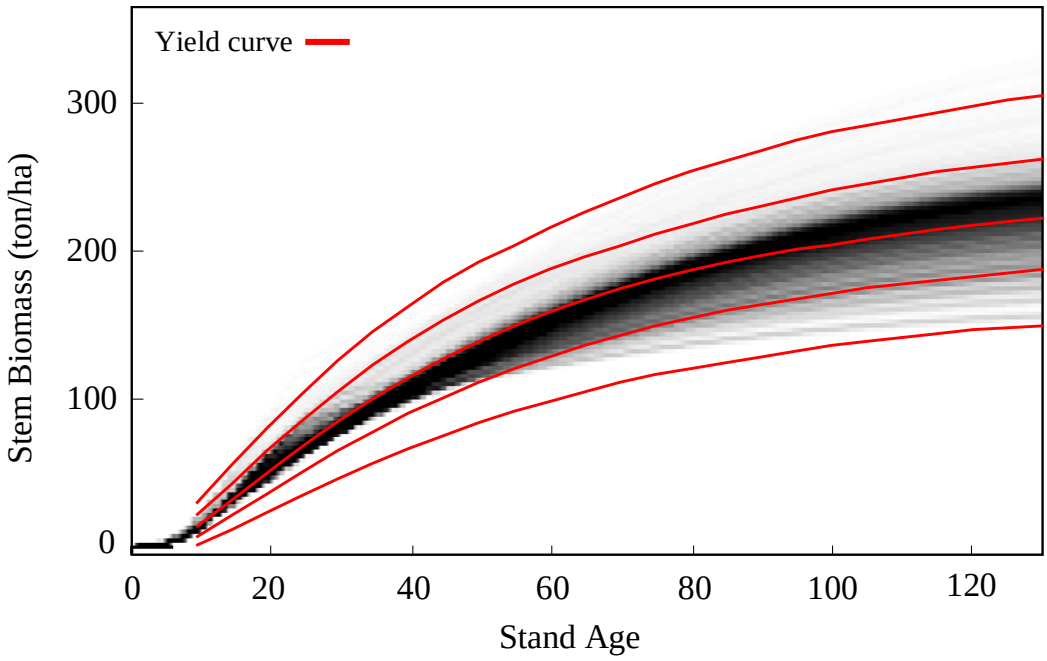


図 5-30 岐阜県郡上市周辺のテストエリアにおける，点群密度の低い LiDAR データとの統合によるヒノキの幹バイオマスのシミュレーション結果と林分収穫表との比較。赤線は林分収穫表による各地位の平均的な成長曲線。

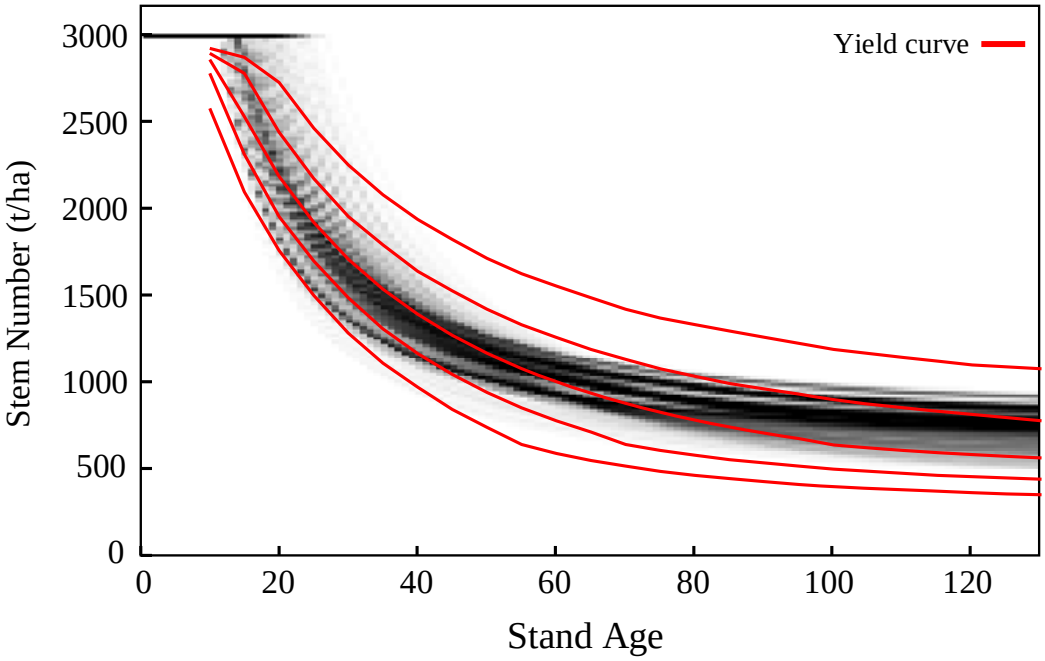


図 5-31 岐阜県郡上市周辺のテストエリアにおける，点群密度の低い LiDAR データとの統合によるヒノキの立木密度のシミュレーション結果と林分収穫表との比較。赤線は林分収穫表による各地位の平均的な成長曲線。

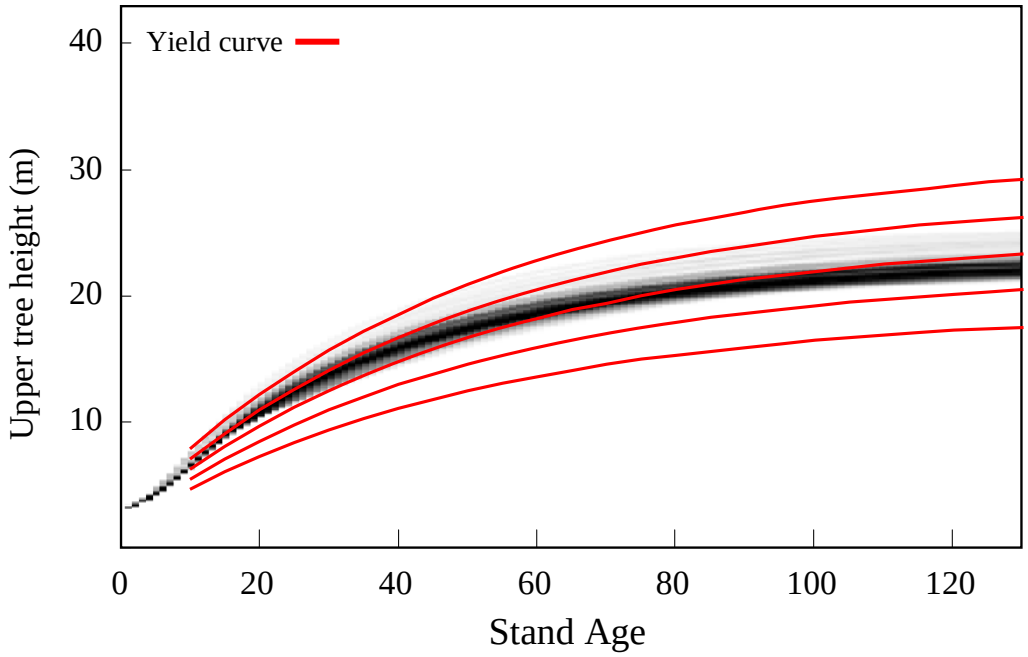


図 5-32 岐阜県郡上市周辺のテストエリアにおける，点群密度の低い LiDAR データとの統合によるヒノキの上層樹高のシミュレーション結果と林分収穫表との比較。赤線は林分収穫表による各地位の平均的な成長曲線。

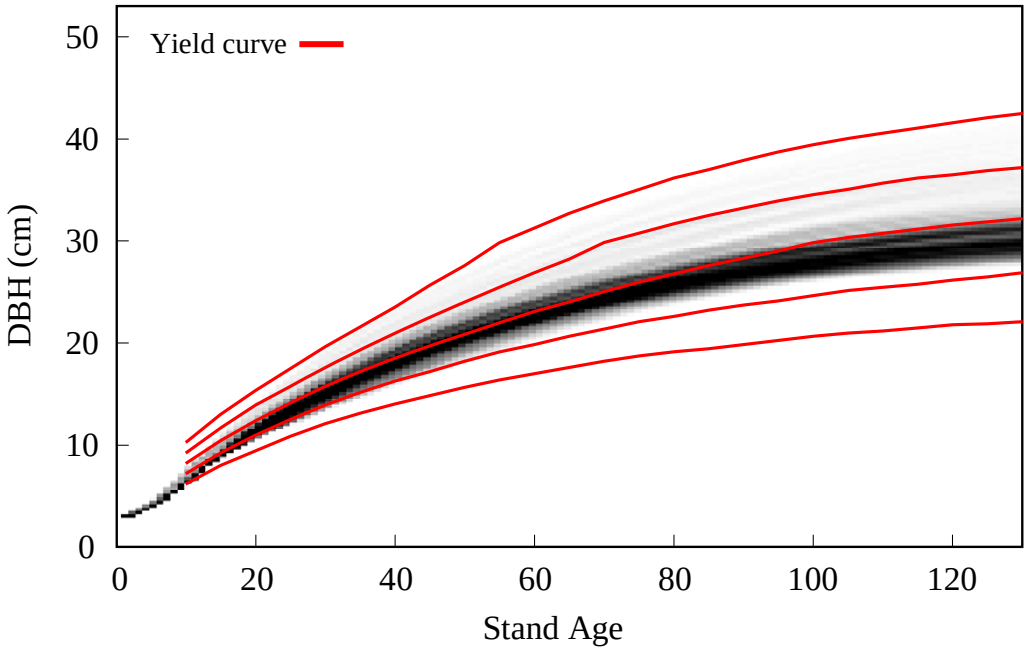


図 5-33 岐阜県郡上市周辺のテストエリアにおける，点群密度の低い LiDAR データとの統合によるヒノキの胸高直径のシミュレーション結果と林分収穫表との比較。赤線は林分収穫表による各地位の平均的な成長曲線。

(2) ストックチェンジ法による吸収量算定

将来の予測結果の例として，林班ごとに二酸化炭素吸収量の算定を行う。5.3.5 と同様に，ストックチェンジ法による算定を行った。なお，テストエリアとした全林班は，京都議定書 3 条 4 項の定義する森林管理(FM)に該当するものと仮定して算定する。なお，このストックチェンジ法の算定は生存部バイオマスであり，枯死や土壌の炭素は考慮されない。

ストックチェンジ法によって計算した観測時からの年数で 50 年後まで 5 年後ごとの全部位の合計のバイオマスおよび炭素増加量，二酸化炭素の吸収量と，第一約束期間内における全部位の合計のバイオマスおよび炭素増加量，二酸化炭素吸収量の算定結果について，スギ林における算定結果を表 5-5 に示し，ヒノキ林における算定結果を表 5-6 に示した。バイオマスの炭素含有率は 0.5 として算定し，二酸化炭素へは炭素量に 3.67 を乗じることで算定した。

第一約束期間内では，テストエリア内全体では，スギは 94765 t (9.8 t/ha)のバイオマスの増加が予測され，炭素増加量は 189530 t (19.6 t/ha)，二酸化炭素吸収量は 695575 t (72.1 t/ha)と算定された。ヒノキは 53817 t (6.4 t/ha)のバイオマスの増加が予想され，炭素増加量は 107634 t (12.8 t/ha)，二酸化炭素吸収量は 395017 t (47.1 t/ha)と予想された。

また，LiDAR データによる観測時(2004 年 6 月)から集計する期間が長くなるほど，吸収量が増加する割合は低下することが確認された。これは，林齢が高くなるほど光合成および成長への制約がかかることで，バイオマスの増加量が低下したことが原因である。

表 5-5 岐阜県郡上市周辺のテストエリアのスギ人工林における，LiDAR データとの統合によるストックチェンジ法から算定したバイオマスおよび炭素増加量，二酸化炭素吸収量。

スギ 9652 (ha)	単位	第一約束期間	観測時(2004年6月)からの年数 5	10	15	20	25	30	35	40	45	50
バイオマス	(t)	94765	129203	240658	340597	431405	514735	591396	661924	726731	786160	840513
	(t/ha)	9.8	13.4	24.9	35.3	44.7	53.3	61.3	68.6	75.3	81.5	87.1
炭素	(t)	189530	258406	481316	681194	862810	1029470	1182792	1323848	1453462	1572320	1681026
	(t/ha)	19.6	26.8	49.9	70.6	89.4	106.7	122.5	137.2	150.6	162.9	174.2
二酸化炭素	(t)	695575	948350	1766430	2499982	3166513	3778155	4340847	4858522	5334206	5770414	6169365
	(t/ha)	72.1	98.3	183.0	259.0	328.1	391.4	449.7	503.4	552.7	597.8	639.2

表 5-6 岐阜県郡上市周辺のテストエリアのヒノキ人工林における，LiDAR データとの統合によるストックチェンジ法から算定したバイオマスおよび炭素増加量，二酸化炭素吸収量。

ヒノキ 8388 (ha)	単位	第一約束期間	観測時(2004年6月)からの年数 5	10	15	20	25	30	35	40	45	50
バイオマス	(t)	53817	72571	135327	190361	239171	282584	321118	355149	384993	410935	433244
	(t/ha)	6.4	8.7	16.1	22.7	28.5	33.7	38.3	42.3	45.9	49.0	51.7
炭素	(t)	107634	145142	270654	380722	478342	565168	642236	710298	769986	821870	866488
	(t/ha)	12.8	17.3	32.3	45.4	57.0	67.4	76.6	84.7	91.8	98.0	103.3
二酸化炭素	(t)	395017	532671	993300	1397250	1755515	2074167	2357006	2606794	2825849	3016263	3180011
	(t/ha)	47.1	63.5	118.4	166.6	209.3	247.3	281.0	310.8	336.9	359.6	379.1

表 5-5 と表 5-6 の結果は，LiDAR データから抽出した，森林の 3 次元構造のデータを用いた結果を示したものである。被雲の影響でカバーする範囲がやや狭くなるが，ALOS/PRISM で抽出した森林の 3 次元構造データとの統合を行い，LiDAR データの場合と同様にストックチェンジ法による二酸化炭素吸収量の算定を行った。スギの算定結果を表 5-7 に示し，ヒノキの算定結果を表 5-8 に示した。被雲の影響を受ける林班を除くと，スギは 8319 ha，ヒノキは 7102 ha だった。なお，図は省略するが，シミュレーション結果と実測の比較や，空中写真による時系列 DCM によって，パラメータ調整の妥当性は確認しており，林分収穫表との比較によっても，将来予測の妥当性を確認した。

ヘクタールあたりの値で比較すると，ALOS/PRISM データから抽出した 3 次元構造による統合結果の方が，点群密度の低い LiDAR データとの統合と比べ，ストックチェンジ法による算定した値は高くなった。これは，図 4-18 や図 4-19 の上層樹高との散布図からわかるように，ALOS/PRISM データの DSM および DCM の抽出に誤差が含まれているため，ALOS/PRISM データの樹高は LiDAR データの樹高より低い林班が多かったことが要因である。そのため，幹バイオマスが低く，林齢が若い林分が多いことになってしまうため，点群密度の低い LiDAR データとの統合と比較して二酸化炭素吸収量を算定した値が大きくなったと推測される。

表 5-7 岐阜県郡上市周辺のテストエリアのスギ人工林における，ALOS/PRISM データとの統合によるストックチェンジ法から算定したバイオマスおよび炭素増加量，二酸化炭素吸収量。

スギ 8319 (ha)	単位	第一約束期間	観測時(2004年6月)からの年数 5	10	15	20	25	30	35	40	45	50
バイオマス	(t)	112941	140591	260538	368828	461608	542834	616611	684062	745626	801655	852458
	(t/ha)	13.6	16.9	31.3	44.3	55.5	65.3	74.1	82.2	89.6	96.4	102.5
炭素	(t)	225882	281182	521076	737656	923216	1085668	1233222	1368124	1491252	1603310	1704916
	(t/ha)	27.2	33.8	62.6	88.7	111.0	130.5	148.2	164.5	179.3	192.7	204.9
二酸化炭素	(t)	828987	1031938	1912349	2707198	3388203	3984402	4525925	5021015	5472895	5884148	6257042
	(t/ha)	99.6	124.0	229.9	325.4	407.3	479.0	544.0	603.6	657.9	707.3	752.1

表 5-8 岐阜県郡上市周辺のテストエリアのヒノキ人工林における，ALOS/PRISM データとの統合によるストックチェンジ法から算定したバイオマスおよび炭素増加量，二酸化炭素吸収量。

ヒノキ 7102 (ha)	単位	第一約束期間	観測時(2007年10月)からの年数 5	10	15	20	25	30	35	40	45	50
バイオマス	(t)	68401	84907	157518	221120	276948	325806	369020	407569	441802	472010	498456
	(t/ha)	9.7	12.0	22.3	31.3	39.2	46.1	52.2	57.6	62.5	66.8	70.5
炭素	(t)	136802	169814	315036	442240	553896	651612	738040	815138	883604	944020	996912
	(t/ha)	19.3	23.9	44.4	62.3	78.0	91.8	103.9	114.8	124.4	132.9	140.4
二酸化炭素	(t)	502063	623217	1156182	1623021	2032798	2391416	2708607	2991556	3242827	3464553	3658667
	(t/ha)	70.7	87.8	162.8	228.5	286.2	336.7	381.4	421.2	456.6	487.8	515.2

5.4.6 本節のまとめ

本節では，ALOS/PRISM データおよび点群密度の低い LiDAR データから抽出した DCM を基にした森林の 3 次元構造データとの統合手法を開発し，テストエリアへ適用して有効性を評価した。

樹種の情報のみが整備されている林班を想定して，植栽年，樹木の間引きに関するパラメータを調整の対象とした。そして，設定した植栽年から ALOS/PRISM データおよび点群密度の低い LiDAR データの計測時までシミュレーションを行い，シミュレーションと計測によって抽出された立木密度の差が 100 本以下で，計測によって抽出された幹バイオマスの差が最小となるパラメータの組み合わせを，パラメータを決定するための基準とした。

このパラメータ調整手法を岐阜県郡上市周辺のテストエリアに適用し，時系列の空中写真による樹高の比較から，パラメータ調整が良好に行われたことを確認した。ただし，全体としては一致するような良好な結果を得たが，Fertility Ratio を固定しているため，1960 年代から 1970 年代にかけては個々の林班では一致しない場合が見られた。林分収穫表との比較の結果からは，妥当な精度でシミュレーションを行うことが可能であることが分かった。そして，シミュレーション結果として，ストックチェンジ法による二酸化炭素吸収量の算定を試みた。

5.5 統合手法の考察

(1) 本手法による二酸化炭素吸収量や炭素貯蔵量の予測および算定精度

2 つのテストエリアにおいて将来予測の結果や算定結果を示したが，厳密には将来の予測に対する精度評価を行っていない。林分収穫表を活用して将来予測の妥当性を評価し，過去からの樹高の変化を用いて過去からのシミュレーションの妥当性を評価したが，将来の予測の評価については，今後は同一林班の定期的な現地調査を実施し，時系列のデータセットを作成した上で，検証を行う必要がある。

個々の林班の予測精度は，定量的な数字を示すことは困難だが，キャリブレーションに使用した林分収穫表自体の精度として，林分収穫表とほぼ同様のアプローチである林分密度管理図で誤差率 20 %(林野庁, 1999)と明記されている。そのため，本手法の予測についても，同程度かそれ以上の誤差が含まれていると推測できる。なお，Tickle et al.,(2001)は，3-PG モデルの材積の予想結果の標準誤差は 10 %から 30 %であると報告した。

リモートセンシングデータから抽出された森林の 3 次元構造データの精度は，第 4 章で示したように点群密度の高い LiDAR データによる単木抽出の場合，誤差率が 10 %から 15 %としており，ALOS/PRISM データや点群密度の低い LiDAR データによるアプローチでは，誤差率が 20 %から 30 %程度となる可能性があると述べた。従って，前者での予測の誤差率は 10 %から 15 %，後者での予測の誤差率は 30 %以上は含まれる可能性があると判断するのが妥当である。なお，誤差率と定義は異なるために一概に比較はできないが，京都議定書に基づく森林等吸収源の算定に作成した新たな林分収穫表による予測の不確実性は，22 % (環境省温室効果ガス排出量算定方法検討会, 2006) としている。

また，林齢が明らかである場合と明らかでない場合，予測精度へ影響する。林齢が明らかであれば，5.3 のように肥沃度などの成育環境のパラメータを調整すれば良い。しかし，5.4 のように林齢が明確でない場合は，植栽時期と肥沃度などの成育環境のパラメータのうち 2 種類が不確実なパラメータとなり，どちらかを固定する必要がある。全体量としての予測精度への影響は小さいと判断したが，個々の林班での誤差が生じてくる可能性が高い。ただし，森林の 3 次元構造データが時系列に抽出できる場合や，追加的に新たなデータが整備された場合には，予測精度は向上する可能性があり，この点は後述する。

このように，本手法による個々の林班の予測精度は，従来のアプローチと比較して同程度かやや低いと推測される。しかし，本手法はリモートセンシングデータを用いることにより，従来の現地調査と比較して，一度に広域かつ均質な精度で森林の 3 次元構造データが抽出できる点や，そのデータを用いて広域な将来予測が可能となる点，追加的に新たなデータが整備されることで，予測の精度が向上する可能性があることを考慮すると，従来の現地調査と予測手法と比較して，予測の柔軟性やデータ収集の効率性の面において優位性が高いといえる。

(2) 予測精度向上の可能性

今回の統合手法の適用は，現状のデータの入手の制約上，一時期のリモートセンシングデータから抽出した森林の 3 次元構造データとの統合にとどまっている。空中写真による時系列の樹高との比較によって，過去からの成長は良好に再現できていることが確認されたが，予測の精度を向上させることや，予測結果の信頼性向上のためには，図 2-1 の統合の枠組みで示したように，複数または多時期のリモートセンシングデータを用いて森林の 3 次元構造データを抽出し，統合することが望ましい。

多時期のリモートセンシングデータを活用することができれば，実際の林齢の推定や，3-PG モデルでいう土壌の肥沃度(Fertility Ratio)の推定が行える可能性がある。特に，林齢が整備されているケースでは，土壌の肥沃度が推定できる可能性がある。一方，林齢等の情報が一律に整備されていない場合は，多時期のリモートセンシングデータを用いて林齢が明らかにできる可能性があり，Fertility Ratio が同一であるという仮定を置かず，5.3 における統合方法のように Fertility Ratio でパラメータ調整が行える可能性がある。

ただし，林齢が若い場合，リモートセンシングデータの高さの誤差が樹高の推定に影響されやすい問題がある。それはリモートセンシングデータによる樹高の推定の標準偏差は林齢により変化しないため，樹高が低い若い林齢ほど誤差率が高まり，成長段階の推定誤差に対する感度が高まるからである。さらに，林齢が低い場合における樹高と胸高直径との変換式や，樹高と胸高直径の変換式が良好に作成できない可能性がある。図 5-11 では，1960 年前後に植栽された人工林における空中写真から抽出した樹高とシミュレーションとの樹高を比較したが，林齢が 5 前後である 1966 年では，空中写真から抽出した樹高はシミュレーションと比較してばらついていた。これは樹高推定の誤差率が高いことが影響していると推測される。さらに，樹高が 10 m を下回る 1977 年では，シミュレーションによって作成された樹高は過大推定となった。これは樹高への変換式が影響していると推測される。これらの点を考慮すると，時系列の空中写真が広域に入手できた場合や，ALOS/PRISM データ程度の空間解像度で時系列に森林の 3 次元構造データを取得する場合，樹高が 10 m 以上の林班で取得されたリモートセンシングデータが，時系列で統合に使用するデータとして適していると判断できる。

本手法は，リモートセンシングデータと統合を行ったが，生態系プロセスモデルは予測への柔軟性が高いことを前述したように，さらに追加のデータをインプットすることで，シミュレーションの精度が向上することが期待できる。例えば，点群密度の高い LiDAR データの単木データによる森林の 3 次元構造データとの統合の場合は，現地調査から DBH の平均値が明らかとなれば，単木抽出手法により抽出された樹高の 2 つの情報を変数とすることで，幹バイオマスの推定精度が上がるため，さらに精度の高い林班のバイオマスが推定でき，モデルへの統合へ活用できる。また，ALOS/PRISM データや点群密度低い LiDAR データの DCM による森林の 3 次元構造データの抽出では，特に立木密度の情報が追加されることで，同一樹高での幹バイオマスの違いが説明できることになるため，林班のバイオマスの推定精度が向上し，将来の予測精度も向上する可能性がある。

本手法は，立木密度に関しては，適切に間伐されている森林を仮定して立木密度が減少するという仮定に基づいているが，間伐履歴が入手できれば，自然枯死に沿った樹木の本数の減少と，間伐による樹木の減少により，現実の森林に近い形で立木密度を減少させることが可能となる。さらに，3-PG モデル自体は間伐のイベントを考慮した予測を行うことも可能であり，将来予測の精度が向上する可能性はある。

(3) 統合手法の課題

本手法で行ったパラメータ調整手法には，改善の余地がある。本手法が採用したパラメータの調整方法は，パラメータが取りうる範囲と，一度に変化させる値を設定した上で，パラメータが取りうる全通りの組み合わせを参照した上で，幹バイオマスや立木密度が最も基準と一致しているパラメータを採用するという，単純な方法を採用している。そのため，パラメータ調整のための設定には，経験が必要である。また，設定が適切になされたとしても，局所的な解に陥る可能性がある。さらに，探索範囲の設定や，変化させる値の設定によっては計算時間を要するという問題がある。

本手法は上記のような単純な方法を採用したが，最適なパラメータを探索するアルゴリズムは多数提案されており，生態学的な知識や林学的な知識を組み込んだ上で，最適なパラメータを探索するアルゴリズムを新たに開発することで，さらに良好なパラメータ調整が行える可能性があり，今後の課題である。

また，本手法では多くの樹種パラメータは林分収穫表などの既往文献を参考にした上で，キャリブレーションを手動で行って値を設定した。そのため，樹種パラメータ自体の精度の問題があり，樹種パラメータの適切な設定手法および樹種パラメータの設定に必要な情報の収集が予測精度に影響する可能性が高い。樹種パラメータの適切な設定には，Landsberg et al.,(2003)は時系列のデータの必要性を指摘しており，本研究は林分収穫表の情報を活用したことから，対象地における代表的な樹種パラメータに近い値が設定できたと判断できる。また，感度が高いパラメータは，5.2 で前述したように特定されており，これらのパラメータを中心に実測等によってパラメータの精度を向上させる必要がある。

さらに，予測値を実際の意思決定に活用するためには，インプットするパラメータの精度を考慮し，予測幅を示すことが重要である。そのため，予測幅を示すことが可能なシミュレーションモデルとするべきである。その方法としては，モンテカルロシミュレーションを用いる方法が挙げられる。この方法では，インプットする各種パラメータの分布を確率的に表現し，シミュレートすることで，確率的に予測値を算出することが可能である。また，森林を対象とした生態系プロセスモデルの分野では，確率的予測にベイズの定理を用いる事例が出てきた(Radtke et al., 2002; Van Oijen et al., 2005; Patenaude et al., 2008)。この方法も，シミュレーションに必要な各インプットデータの確率分布を事前に求めておき，モンテカルロシミュレーションを実行する。そして，精度が高い新たなインプットデータを追加することで，前の予測幅より狭い予測幅で予測を行うことができる。この方法

では，既存のデータとモデルに対して適用できるため，本研究で使用したデータ，モデル，統合手法に対しても適用できる可能である。そのためには，感度分析を行って感度の高いパラメータを把握することや，各パラメータの分布を確率的に記述する必要がある。3-PG モデルの感度分析は，既往の研究によって行われている。しかし，パラメータの確率的分布は，個々のパラメータの確率的分布を調べる必要があり，多大な時間を要する。そのため，確率的予測を行うことは今後の課題であり，これを行うためには生態学的または林学的な知見が必要となることから，これらの分野との連携が必要である。

(4) 土壌に関するデータの不確実性

樹種パラメータに不確実性があるだけでなく，成育環境に関するデータに不確実性がある。特に，土壌に関するデータは，全球スケールの場合は，Food and Agriculture Organization(FAO)が The Digital Soil Map of the World(FAO, 2000)を作成しており，世界規模のデータが整備されている。しかし，それ未満の空間スケールの場合は，十分に整備されておらず，不確実性の高い予測となる可能性が懸念される。

3-PG モデルにおける土壌に関するデータとして，土性，土壌保水容量(Water holding capacity)，土壌肥沃度(Fertility ratio)がある。特に土壌保水容量は，乾燥ストレスによる樹木の成長の制約をかけるために重要なパラメータである。3-PG モデルは，前述したようにモデル開発時に主にユーカリへ適用されたが，ユーカリは半乾燥地域に分布する樹種であり，乾燥ストレスを受けやすい。そのため，乾燥ストレスを考慮するために，土壌水分量で制約をかけるモデルが構築された。しかし，日本国内では植林を行えば樹木は成長する地域がほとんどであり，土壌水分による乾燥ストレスが樹木の成長に大きな影響を及ぼすケースは少ないと推測される。今回，土壌保水容量は文献値の平均的な値を採用したが，この値によって，樹木の成長の制約を受けた林班はなかった。従って，本研究で行ったテストエリアにおいては，土壌水分に関する情報の不確実性がシミュレーションに与えた影響は無いと判断できる。

ただし，土壌水分に関する不確実性を減少させる必要があり，そのためには土壌に関するデータが整備され，GIS データとして整備される必要がある。アメリカでは，United States Department of Agriculture(USDA)が U.S. General Soil Map(STATSGO2)を整備しており(USDA/NRCS, 2008)，GIS データとしてインターネットから入手できるため，このデータを活用した例が多数報告されている。このデータの中には，土壌保水容量に関連する「Available water capacity」が整備されている。このデータを活用し, Zhang et al., (1996)は，DEM と STATSGO の Available water capacity を組み合わせることで，土壌保水容量の高空間解像度化を行い，Coops and Waring(2001b)はこれを利用して，3-PG モデルと衛星リモートセンシングデータとの統合を行った。そのため, 土壌の GIS データが整備され，さらに DEM が整備されていれば，国内でも土壌保水容量が推定できる可能性が高い。

土壌肥沃度は, 3-PG モデルでは土壌の窒素等が影響することを想定している(Landsberg

and Waring, 1997)。しかし，窒素循環を林班レベルでモデリングすることは困難であるとしており，リターフォールの窒素含有量や，窒素の無機化速度の計測，土壌内のリンの含有率等の計測が必要であるとしている(Landsberg and Waring, 1997)。今後，窒素循環の研究が進展することでデータが整備され，土壌肥沃度の不確実性が軽減されることが期待される。なお，既存の肥沃度の推定を行った事例としては，前述した STATSGO に含まれている土壌タイプの情報や土地生産力の情報を活用して，Coops and Waring(2001b)は Fertility Ratio の設定を試みている。そのため，肥沃度に関するパラメータについても，GIS データが整備されることでパラメータが推定できる可能性がある。

国内では, 5 万分の 1 で整備された土壌図(土壌生産力可能性分級図)が GIS データとしてデジタル化されており，日本土壌協会で販売が開始されている(日本土壌協会, 2006)が，森林域は対象として含まれていない。一方，国土交通省土地・水資源局国土調査課では，これまで行われてきた土地分類調査の地図を公開している(国土交通省土地・水資源局国土調査課, 2007)。森林土壌が含まれており，20 万分の 1 の地図画像が公開されており，GIS データが一部の地域で公開されている。また，5 万分の 1 は都道府県が作成しており，地図画像が公開されているが，GIS データの公開までは行われていない。

将来的には，これらのデータを森林成長モデルへのインプットデータとして活用できる可能性がある。ただし，モデルが必要な項目とこれらの土壌分類調査による分類項目との対応関係については明らかではないため，土壌を研究する分野との連携が必要と考えられ，今後の課題と位置づけられる。

(5) 他の森林成長モデルへの統合手法の適用可能性

今回は，森林成長モデルとして 3-PG モデルを採用したが，他の森林成長モデルの適用可能性を検討する必要がある。2.1 で行った生態系プロセスモデルのレビューの際に，複数の森林成長モデルがあることを示したが，Hybrid モデルの森林成長モデルに関しては，本手法で行った統合手法がそのまま適用できる可能性が高い。従って, 表 2-1 に示した Tree-BGC, Forest-BGC，PROMOD，PnET に対しては，同じアプローチを適用できる可能性がある。なお，3-PG モデルおよび 3-PGS に関しては，Law et al.,(2000)や Coops et al.,(2001a)によって，PnET と Forest-BGC との比較を行っており，NPP は概ね一致していることが明らかとなっている。今後は，同じサイトで複数のモデルを適用し，本手法の汎用性をさらに評価する必要がある。

5.6 第 5 章のまとめ

本章では，第 2 章での研究の方法論と流れに基づき，点群密度の高い LiDAR データとの統合と，ALOS/PRISM データおよび点群密度の低い LiDAR データと森林成長モデルとの統合手法を開発し，テストエリアにおいて実際に適用し，統合手法の評価を行った。生態系プロセスモデルをベースとした Hybrid モデルの森林成長モデルとして，本研究では 3-PG モデルを採用した。そして，それぞれ開発した統合手法を 2 つのテストエリアへ適用した結果，妥当な精度で二酸化炭素吸収量や炭素貯蔵量が予測可能であることが確認された。また，統合手法の考察を行い，今後の課題等を示した。

以下，本研究で開発した統合手法の手順をまとめることにし，統合手法の流れとして，点群密度の高い LiDAR データとの統合手法のフローを図 5-34 に示し，ALOS/PRISM データと点群密度の低い LiDAR データとの統合手法のフローを図 5-35 に示す。

(1) リモートセンシングデータによる森林の 3 次元構造抽出

リモートセンシングデータから森林の 3 次元構造データを抽出する。抽出手法は第 4 章で開発された方法を用いる。点群密度の高い LiDAR データを用いた抽出手法(4.1)の手順を図 4-31，ALOS/PRISM を用いた抽出手法は図 4-32 に示し，点群密度の低い LiDAR データを用いた抽出手法を図 4-33 に示す(4.2)。なお，森林の 3 次元構造データは林班単位で抽出される。

(2) インプットデータの整備，樹種パラメータの設定

森林成長モデルのシミュレーションに必要な成育環境に関するインプットデータを入手する。また，現地調査のデータや林分収穫表を入手し，キャリブレーションによって樹種パラメータの設定を行う。

(2-1)　林班の情報として，林班領域，樹種，可能であれば植栽年のデータを入手する。次に，日射量，降水量，気温などの気候データを入手する。

(2-2)　土壌に関するデータとして，土性や土壌保水容量のデータを入手する。

(2-3)　林分を調査したデータを収集する。現地調査や林分収穫表，樹種に関連した既往文献を入手する。

(2-4)　(2-2)と(2-3)で収集および整備したデータを用いて，代表的な林班を仮定してキャリブレーションを実行し，最適な樹種パラメータを決定する。

(3) パラメータ調整の設定

(2)で入手可能な情報に基づき，パラメータ調整を行う項目を設定し，パラメータの探索範囲を設定する。植栽年の情報が入手できている場合は，土壌の肥沃度を表すパラメータ

(3-PG モデルでは Fertility Ratio)を調整する。一方，植栽年が明らかでない場合は，土壌の肥沃度を表すパラメータを固定して植栽年を調整する。合わせて，樹木本数(立木密度)の減少に関連するパラメータを調整する。

(4) パラメータ調整の実行と将来予測の実行

整備されたインプットデータと樹種パラメータを用いて，森林成長モデルによるシミュレーションを実行する。まず，リモートセンシングによる計測時までシミュレーションを実行し，1)で抽出した幹バイオマスとシミュレーションとの差が最小であり，立木密度の差が 100 本以下のパラメータとなるパラメータの組み合わせを探索する。パラメータ調整によってパラメータが決定した後は，それらのパラメータを用いて，将来のシミュレーションを行い，ストックチェンジ法等を用いて二酸化炭素吸収量や炭素貯蔵量を算定する。

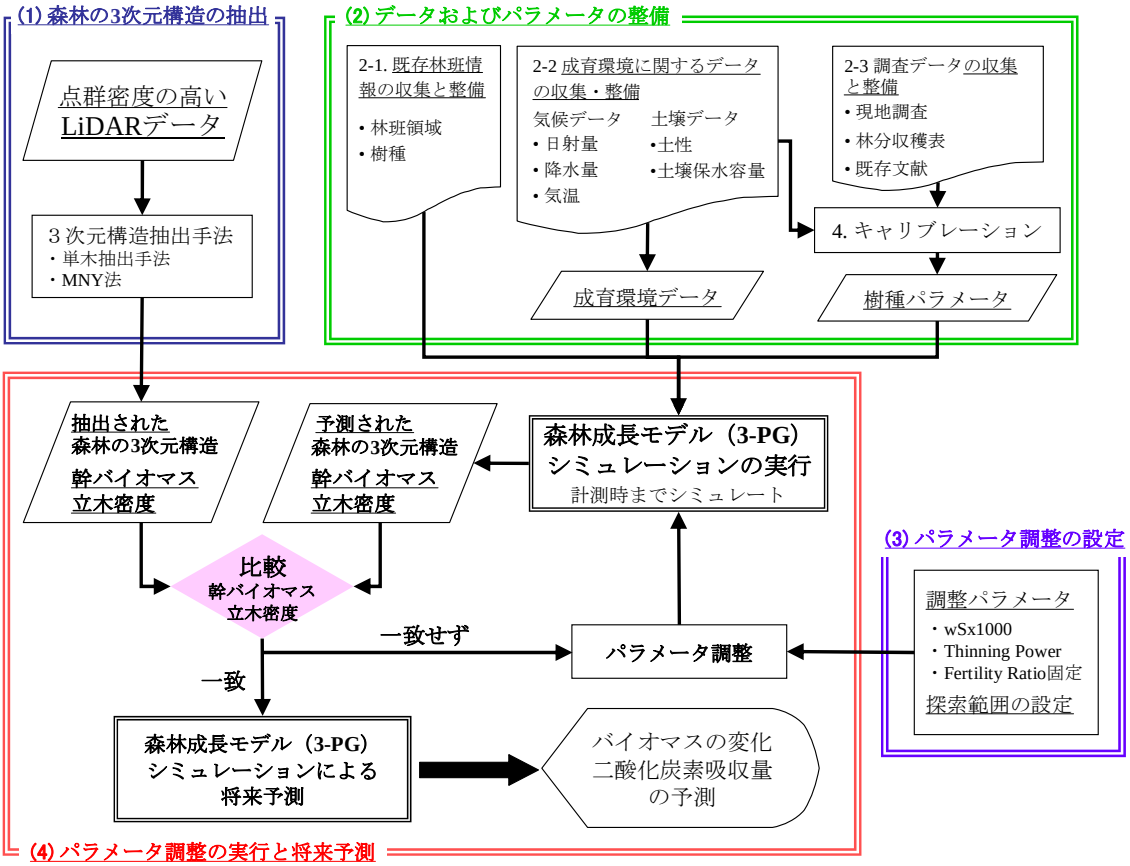


図 5-34 点群密度の高い LiDAR データ(数キロメートルの空間スケール)との統合手法

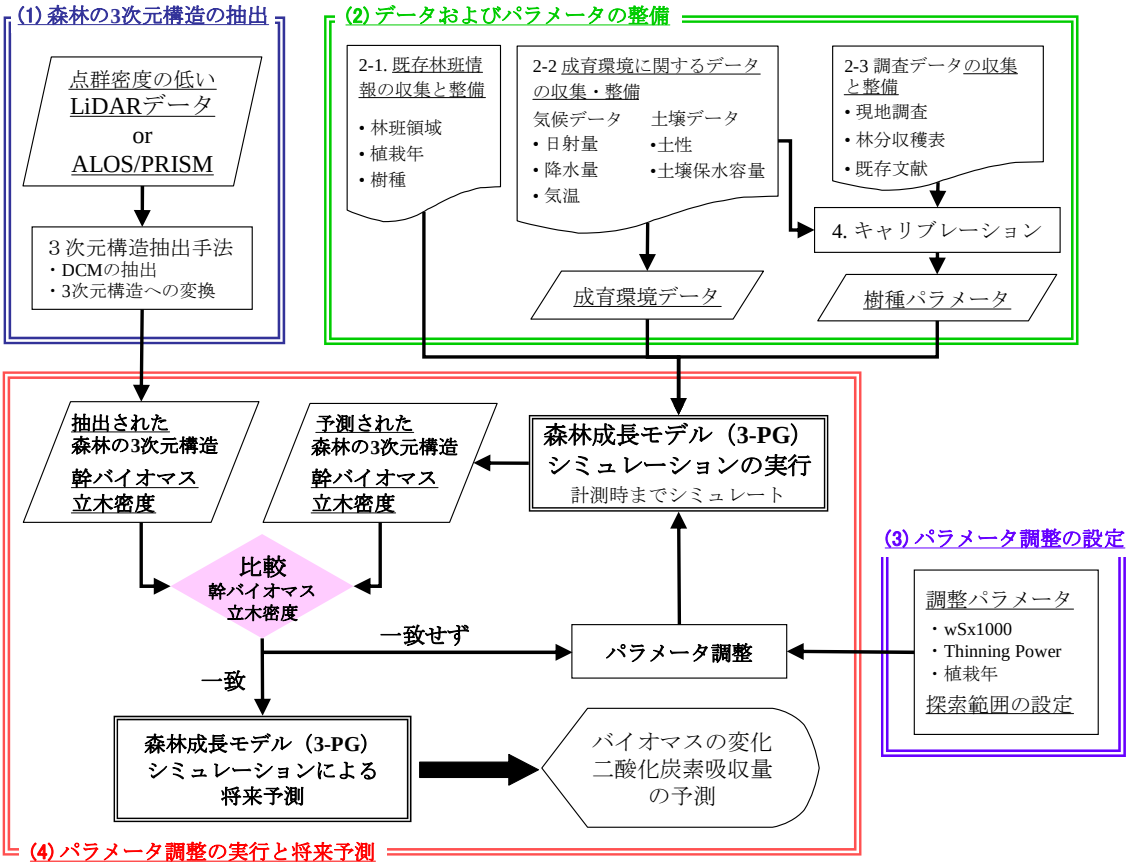


図 5-35 ALOS/PRISM データおよび点群密度の低い LiDAR データ（数十キロメートルの空間スケール）との統合手法

第6章 考察

本章では，これまでに得られた成果を踏まえて，本手法の二酸化炭素吸収量や炭素貯蔵量の広域な評価が必要とされている分野への適用可能性の考察を行う。

本手法は，3 次元計測されたリモートセンシングのデータを用いて，森林の 3 次元構造データを抽出することで，二酸化炭素吸収量や炭素貯蔵量の将来予測が可能となる。そのため，統合手法の適用可能性を検討するためには，3 次元計測が可能なリモートセンシングのデータによる森林の 3 次元構造データの抽出可能性を考察する必要がある。

そこで，森林の 3 次元構造データの抽出のために必要なデータである，地形データ(DEM)の入手可能性を考察する(6.1.1)。次に，本手法による森林の 3 次元構造データの抽出手法の適用に必要である，リモートセンシングデータの現状の入手コストを調査した結果を示す(6.1.2)。そして，森林の 3 次元構造データを抽出するためのリモートセンシングデータが定期的に入手可能であることを前提とした場合に，最適な観測および計測の頻度について考察を行う(6.1.3)。さらに，本研究で対象としていないリモートセンシングデータによる，森林の 3 次元構造データの抽出の可能性を考察する(6.1.4)。

次に，第 1 章で示した二酸化炭素の吸収量や炭素貯蔵量の広域な評価が必要とされている分野として，国内の森林管理(6.2.1)，京都議定書に関連する枠組み(6.2.2)，炭素循環研究(6.2.3)の 3 種類に類型化した上で，本手法の適用可能性を示し，本研究の位置付けや意義，課題点等を述べる。さらに，森林の多面的機能の評価としての本研究の位置付けを述べる(6.2.4)。

6.1 リモートセンシングによる森林の 3 次元構造データの抽出可能性

6.1.1 地形データ(DEM)の利用可能性

本手法による森林の 3 次元構造データの抽出のためには，空間解像度の高い DEM が整備されている必要がある。LiDAR データを入手した場合は，LiDAR データからフィルタリング処理を行うことで，DEM の作成が可能である。しかし，空中写真や ALOS/PRISM データの場合は，あらかじめ DEM が整備されている必要がある。従って，高精度な DEM の整備が本手法の適用可能性を左右する。

国内では，財団法人日本測量調査技術協会のウェブサイト「航空レーザ測量アーカイブデータポータルサイト」(日本測量調査技術協会, 2008)において，日本全国の LiDAR データの整備状況を地図で確認できる。この地図によると，日本全域をカバーするまでには至ってないが，広範囲に LiDAR データが整備されていることが確認でき，本手法が適用できる可能性のある地域は広範囲に及ぶことが分かる。また，2007 年度から国土地理院によって，国や都道府県が整備した地理空間情報を基盤地図情報として整備する枠組みを推進しており(国土地理院, 2008)，基盤地図情報の一つとして 5 m 解像度の DEM の整備が進められている。基盤地図情報のデータはウェブサイトからダウンロードが可能な仕組みが構築されており，基盤地図情報の整備が進むことで，将来的には高解像度の DEM の入手が可能となることが期待される。

一方，海外では空間解像度の高い DEM が整備されていない可能性が高い。また，航空機による新たな計測の可能性は，軍事的な制約等の要因によって困難な可能性がある。そのため，DEM の作成には現地で測量を行うか，衛星リモートセンシングの活用が最適となる。衛星リモートセンシングから抽出された DEM では，世界規模で整備されたデータとして SRTM があり，空間解像度が 90 m のデータが整備されている。しかし，SRTM はキャノピーの高さが含まれており，既に森林域である地域では，地盤高より高く推定される傾向がある(Walker et al., 2007; Berry et al., 2007)。

その他のデータでは，衛星によるレーザ高度計が活用できる可能性がある。1.3.2 で紹介した ICESat はレーザ高度計を搭載しており，LiDAR データの観測原理と同様に，反射エネルギーの 3 次元のプロファイルが計測でき，森林域の地盤高が推定できる。ICESat が搭載している The Geoscience Laser Altimeter System (GLAS)は，フットプリントが約 120 m(軌道方向)×70 m で，172 m 間隔に離散的に 3 次元プロファイルを観測する。水平方向の誤差は 2.4 m±7.3 m，高さ方向の誤差は地形とパルスの入射角に依存し，0.04 m ±0.13 m/degree incident angle であり，平面地形ではの精度は 0.01 m±0.04 m である(Carabajal and Harding, 2005; Harding and Carabjal, 2005)。地形の急峻な場所では，地盤高の推定が難しい場合があるが，地形が平坦な地域では ICESat から作成した地盤高の情報は有効である。

4.2 において，ステレオ視された衛星画像による DSM および DCM を作成したが，地面が見えている疎な林分であれば，地盤高とキャノピー高の分離が可能であれば，地盤を表

現した高さの画素から補間処理を行い，DEM が作成できる可能性がある。また，落葉樹林への適用の場合は，落葉と展葉後の 2 時期の撮影により，DEM と DSM を作成し，DCM が作成できる可能性がある。

本手法を多くの地域へ展開するためには，空間解像度が数メートルの DEM の作成が必要であるため，地盤高を推定する手法の開発を進める必要がある。

6.1.2 本手法の適用に必要なリモートセンシングデータの入手コスト

本手法の適用可能性の考察を行うための資料として，国内における現状のデータ入手コストの調査を行った。表 6-1 に 1 平方キロメートルあたりへ換算した入手コストの概算を示した。

表 6-1 空中写真，LiDAR データ，ALOS/PRISM データの入手コスト(2008 年 12 月現在)

※2008年12月現在	(1) 空中写真	(2) 点群密度「高」 LiDARデータ	(3) 点群密度「低」 LiDARデータ	(4) ALOS/PRISM
コスト (円/km^2)	2,000 ※1	200,000 ※2	150,000 ※2	90 ※3

※1 林野庁撮影空中写真で撮影コストは含まない。ポジフィルム代3000円/枚，スキャン代3000円/枚として概算。
※2 新規撮影で東京から青森県七戸町まで航空機を移動させて計測した場合の概算(今井, 私信, 2008.12)。
(2)の点群密度は10点/m^2，(3)の点群密度は0.25点/m^{2}を想定。ライブラリの場合は40000円/km^2。
※3 35km四方で2方向視を想定。1シーンが25000円/枚，RPCが30000円/枚として概算。

空中写真は林野庁が撮影した写真をポジフィルムで購入(3000 円/枚)し，10μm でスキャニングした場合(3000 円/枚)の概算である。なお，デジタル写真測量を行って DSM を作成するまでのコストは含まれていない。

LiDAR データは，東京から青森県七戸町へ航空機を移動させて新規観測した場合の一般的な入手価格である(今井，私信，2008.12)。このコストは，点群データとして入手するまでのプロセスが含まれたコストであり，運航費とデータ処理費の割合は 6:4 である。従って，テストエリアと飛行場との近接関係により，運航費が低くなる場合もあり，その際の全体のコストは低くなる。また，既に取得されたデータ(ライブラリ)の場合は，一般的に半分以下の価格で入手できる可能性が高い。

ALOS/PRISM は，35 km 四方として，2 方向視で RPC ファイルが付いている場合のコストを示した。なお，3 方向視の場合は 135 円/km^2 となる。また，デジタル写真測量を行って DSM を作成するまでのコストは含まれていない。

表 6-1 のコストを比較すると，空中写真と ALOS/PRISM データのコストが際立って低いことが分かる。ただし，3 次元計測する際に必要なソフトウェアのコストが含まれていない点に留意する必要がある。一方，LiDAR データは，既に高さの情報へ変換されたデータの入手コストである。ただし，フィルタリング処理を行って DEM を入手する場合，地

価的にコストがかかる可能性がある。

6.1.3 森林の 3 次元構造リモートセンシングの最適な観測頻度

第 5 章では，一時期のリモートセンシングデータから抽出された森林の 3 次元構造データとの統合を行い，妥当な精度で将来予測を行って二酸化炭素吸収量や炭素貯蔵量の算定が可能なことを示した。また，5.5 の考察で述べたように，時系列に森林の 3 次元構造データが抽出される場合は，予測精度が向上する可能性がある。従って，定期的または複数の頻度による観測によって多時期にリモートセンシングデータが整備されれば，2.2 で示した統合の枠組みのように，時系列の森林の 3 次元構造データとの統合が行える。

可能な限り高頻度の観測または計測が望ましいが，抽出精度や実利用を考慮した場合，樹高に代表される森林の 3 次元構造の成長を計測するためには，観測頻度を考慮してデータを入手する必要がある。そこで，図 6-1 に本研究の 2 つのテストエリアにおける林分収穫表を用いて，地位が中位の場合の 5 年ごとの樹高成長の割合を示した。

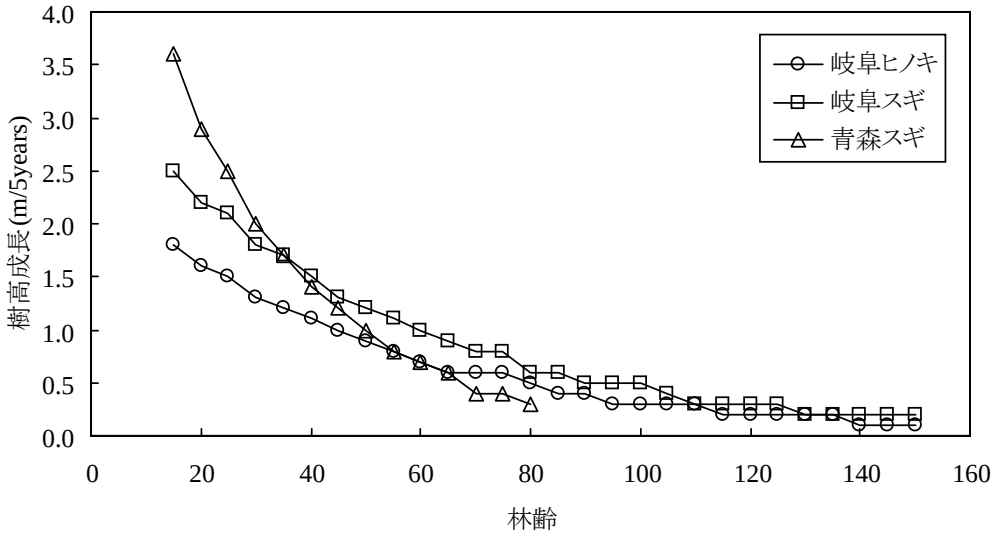


図 6-1 林分収穫表(岐阜県林政部, 1992a, 1992b; 青森県農林水産部林政課, 1997)による 5 年ごとの樹高成長の割合

このグラフによると，林齢が 30 年から 40 年までは 5 年間で 1.5 m 程度の樹高の成長があり，林齢が 50 年頃までは 5 年間で 1 m 程度の樹高の成長であり，それ以降は 1m 未満の樹高成長である。

点群密度高い LiDAR データの場合，単木抽出による樹高の推定精度は RMSE が 1.4 m 前後であり，林齢が 40 年未満では 3 年から 5 年に一度の計測で有意に樹高の変化が把握できる。林齢が 40 年以降の林班では，5 年から 10 年に一度の計測で有意に樹高の変化を把握できる。また，点群密度の低い LiDAR データの場合は，高さの精度は点群密度の高

い LiDAR データとほぼ同等であるため，同じ計測の間隔となる。

一方，ALOS/PRISM データの場合，林班単位の樹高の RMSE は，LiDAR データとの比較で 4 m から 5 m であるため，5 年以上の間隔が必要となる。そのため，衛星の耐用年数を考慮した場合，一度の運用期間で一度は観測される程度の頻度となる。ただし，6.1.2 で示したように ALOS/PRISM の取得コストは低いため，高頻度にデータが入手できる。そのため，問題点として指摘したイメージマッチングのミスの発生箇所が特定できれば，新しく入手したデータの DCM へ置き換え，精度を向上できる可能性がある。

空中写真の場合は，画素ベースの DCM の RMSE は 3 m から 4 m であり，林班単位の平均樹高の RMSE はさらに低いことが予想される。そのため，5 年に一度の計測で有意に樹高の変化が把握できると考えられ，国内における林野庁撮影の空中写真の撮影間隔である約 5 年は，妥当な間隔である。

また，5.5 で指摘したが，リモートセンシングデータの高さの推定の精度は林齢により変化しないため，樹高の低い若い林齢ほど樹高推定の誤差率が高まる問題がある。LiDAR データは高さの精度が高いため，この影響は小さいと予想される。しかし，空中写真や ALOS/PRISM データを用いる場合は，過去のデータで林齢が若い林班では，誤差が大きい可能性が高いため，統合に用いない等の処理を施すことが必要となる可能性がある。

リモートセンシングデータは，可能な限り高頻度の計測または観測が望ましいが，場としての樹高成長の割合や，抽出される森林の 3 次元構造データの精度，データの入手に必要なコスト，本手法を適用する主体の予算との兼ね合いにより決定される。従って，6.1.2 と本小節における現状の入手コストと最適な観測頻度の考察を基に，本研究で開発した手法を適用する際のデータ入手への判断基準となるだろう。

6.1.4 森林の 3 次元構造リモートセンシングの今後の展望

本研究では，単木レベルで森林の 3 次元構造を抽出するデータとして，LiDAR データ，高解像度衛星画像，空中写真に注目したが，今後のセンサ技術の進展により，新しいデータによる森林の 3 次元構造の抽出行える可能性があり，生態系プロセスモデルとの統合に利用できる可能性がある。

従来から国内の森林域を撮影してきた空中写真は，主に白黒のアナログ写真だったが，今後は GPS と IMU(慣性計測装置)が搭載されたデジタル航空カメラによって，撮影される可能性が高い。GPS や IMU の搭載により，カメラの位置や傾き等の外部標定要素が高精度に推定できるため，少ない GCP で空中三角測量を高精度に行うことが可能である(金子・内田, 2004)。また，フィルムをデジタルへ変換する過程が必要なく，複製する際やデジタル化による品質の劣化の影響を受けない。従って，今後主流になると予想される GPS と IMU が搭載されたデジタル航空カメラは，これまで撮影されてきたアナログの空中写真以上に, 高精度かつ低コストに DSM および DCM の作成が可能となるだろう。さらに，単木抽出ができる可能性があるため，本研究で開発を行った樹冠形状モデルに基づく単木

抽出と MNY 法の適用が行える可能性がある。

航空機搭載型の LiDAR データは，本研究では点群データを扱ったが，最近では Full-waveform LiDAR データの可能性が注目されている(Mallet and Bretar, 2008)。これまでも，SLICER などの Full-waveform LiDAR データの利用可能性は注目されたが(例えば Lefsky et al., 1999 など)，最近のセンサ技術の向上によって，面的かつ高密度にレーザを照射し，Waveform の情報を保存できるようになった。そのため，Waveform の情報から樹冠の内部構造まで計測できる可能性がある。既往の事例としては，LAI の推定や葉量(葉バイオマス)が推定できることが明らかとなっており(Lefsky et al., 2005)，地上部のバイオマスが高精度に推定できる可能性がある。

また，LiDAR データはセンサ技術の進展によって，取得可能な点群密度は年々高まってきている。そのため，10 km 四方の空間スケールでも単木抽出が行える可能性がある。さらに，点データの樹冠透過率から，葉の構造に関するパラメータである LAI が推定できる可能性がある(Riaño et al., 2004; Morsdorf et al., 2006; Jensen et al., 2008)。つまり，本手法で行った単木レベルの抽出だけでなく，葉のバイオマスを含めた地上部のバイオマスが高精度に推定できる可能性がある。

高解像度衛星画像は，1 m 未満の解像度の画像が登場する予定である。2007 年 9 月に打ち上げられた WorldView-1 は空間解像度が 50 cm(直下)で，観測幅が 17.6 km である。また, 2008 年 9 月に打ち上げられた GeoEye-1 も空間解像度は 50 cm(直下)で, 観測幅は 15.2 km である。地図作成のためのステレオ撮影が行われる可能性があるため，DSM および DCM の作成のみならず，単木抽出が行える可能性がある。

SAR データは, 既往の研究では後方散乱係数を用いた事例が多かった(Patenaude et al., 2005)。しかし今後は，Interferometry SAR(InSAR) や Polarimetric SAR Interferometry(PolInSAR)の技術が森林の計測に有効となる可能性がある。特に，PolInSAR が注目を集めており(佐藤ら, 2000; Yamada et al., 2001)，樹高が推定可能なことが明らかとなった(Lee et al., 2003; Balzter et al., 2007)。これまでの事例では，航空機搭載型がほとんどだったが，衛星データへの適用可能性が示されている(Yamada et al., 2001)。また, 高空間解像度の衛星データでは, TerraSAR-X や ALOS/PALSAR が PolInSAR による観測が可能であるため，地形の影響の問題はあるが，特に航空機での計測が難しい海外での取得や，高頻度の取得が行える可能性がり，これらの方法による森林の 3 次元構造データと統合できる可能性がある。

このように，今後も森林の 3 次元構造が抽出可能なリモートセンシングデータが登場することが予想され，本手法の適用可能性はさらに広まることが期待できる。

6.2 各分野における本手法の適用可能性

表 1-1 において，現在から将来にわたる二酸化炭素吸収量や炭素貯蔵量の広域な評価が必要とされている分野をまとめたが，これらの分野を対象として，本手法で行った森林の 3 次元構造抽出手法および統合手法の適用可能性や限界点を考察する。

国内の森林管理(6.2.1)に対しては表 1-1 の項目 1 と 4 が該当し，京都議定書関連(6.2.2)に対しては項目 2 と 3 が該当し，炭素循環研究(6.2.3)は項目 5 が該当する。

6.2.1 国内の森林管理

国内では，平成 13 年 7 月に森林・林業基本法と森林法が改正され，それに基づき新しい森林計画制度が平成 14 年 4 月からスタートした。森林計画制度の仕組みは，まず政府が森林・林業基本計画を定め，それに即して農林水産大臣は 5 年ごとに全国森林計画(15 年計画)を樹立する。それに即し，国が管理する国有林では，森林管理局長が地域別の森林計画(10 年計画)を 5 年ごとに樹立し，民有林では都道府県知事が地域森林計画(10 年計画)を 5 年ごとに樹立する。さらに，地域森林計画を基に，市町村は市町村森林整備計画を 5 年ごとに樹立する(林野庁計画課, 2004)。

地域森林計画を樹立する際には，計画書と縮尺 1/5000 の森林基本図，森林管理図等の図面や，森林簿を合わせて提示する必要がある。森林計画図や森林基本図は，基本的に地形図と林班界を示したデータである。そのため，材積等の森林資源量等の属性情報が記載されている森林簿が，計画立案のために最も重要な情報であり，森林簿の情報を基に地域森林管理の立案に活用される。また，森林組合や土地所有者は，森林簿の情報を利用して個々の林班の施業計画を立てる。

森林簿の更新は，都道府県への届出による場合や，市町村に届けられる伐採届け等を取りまとめ，都道府県が約 5 年ごと一括更新する(林野庁計画課, 2004)。また，森林簿に記載されている材積は，調査や届出の時期がそれぞれ異なるため，ある一時期に合うように時間の補正が行われる。ただし，森林簿自体の更新頻度の問題(松本, 2007)，森林簿の属性情報の精度不足(白石, 1999)，森林管理図の林班界の不整合性(松村, 2007)，調査方法が統一されていない等の問題が指摘されている。

(1) 森林簿の精度向上への貢献

森林簿の精度不足は，樹種，材積などの様々な項目が挙げられるが，重要な項目の 1 つとして挙げられる材積は，リモートセンシングによる森林の 3 次元構造データの抽出手法が適用できる可能性がある。都道府県などの行政機関では，広域に均質なデータの整備が必要とされることから，点群密度の低い LiDAR データや，ALOS/PRISM データや空中写真から抽出された DCM を用いて，森林の 3 次元構造データを抽出したデータを用いることが適している。

本手法による森林の 3 次元構造抽出手法の具体的な適用方法としては，森林簿とリモートセンシングによって抽出された材積の比較を行い，明らかな乖離がある場合は，本手法による抽出結果に置き換えることや，現地調査を行うための判定材料として活用できる可能性がある。従って，森林簿の精度向上材積や幹バイオマスの推定精度の向上に，本研究が貢献できる可能性がある。

国内の森林分野では，森林計画図や森林基本図の作成および更新に空中写真が利用されており，ほぼ 5 年おきに撮影されている。空中写真からは，4.3 で明らかにしたように，DCM を抽出し，樹高が抽出可能であることを明らかにした。そのため，新たな観測や取得を必要とせずに，既存の空中写真から森林の 3 次元構造が推定でき，森林簿の精度向上や更新へ貢献できる可能性がある。さらに，林野庁の撮影した空中写真をデジタル化する動きも出てきており(林野庁経営企画課, 2008), 以前より DCM の作成が容易となる可能性がある。ただし，DCM による森林の 3 次元構造データの抽出の場合は，林班ごとの立木密度の違いを考慮できないため，全体としての精度は向上するが，個々の林班には誤差が含まれる可能性があり，材積や幹バイオマスの推定精度には限界点があることを認識する必要がある。

従来は現地調査や報告をベースとして，森林簿の情報を更新してきたが，精度が統一されておらず，更新漏れが生じている。その点を考慮すると，現地調査の情報と比較して，精度がやや劣る可能性はあるが，広域かつ均質な情報によって森林簿の全体的な精度の向上に貢献できる可能性がある点を考慮すると，本手法に基づく森林の 3 次元構造データの抽出は十分に意義高い手法と位置付けられる。

なお，森林簿の精度向上のためには，森林計画図の林班界の精度向上や，森林簿の樹種および林種の情報の精度向上も重要である。そのため，これらの項目の更新手法の開発や，精度向上のための枠組みを新たに構築するべきである。そのためには，現地調査やリモートセンシングを総合的に活用した，半自動的な更新手法が現実的である。

(2) 地域森林計画への活用可能性

前述した地域森林計画では，減反率法と呼ばれる方法によって収穫量が予想され(野田, 1999)，齢級と期首ごと(共に 5 年区切り)に森林資源構成表として材積の予想が行われる。(1)で前述したように，本手法で行ったリモートセンシングで抽出される森林の 3 次元構造である材積および幹バイオマスにより，森林簿の精度は向上する可能性がある。従って，精度が向上した森林簿を用いて，森林成長モデルとの統合を行い，成長の予測ができれば，伐採の傾向から推定される減反率を組み合わせることで，計画地域全体の将来の材積や幹バイオマスが，従来以上に高精度に予測できる可能性がある。

ただし，予測精度の向上に最も重要な要素は，減反率の予測の適切性であるため(野田, 1999)，将来の減反率が精度良く予測できれば，本手法の適用が有効となる。

(3) 現場レベルでの施業管理への活用可能性

市町村や都道府県などの自治体は，森林簿を一律に整備し，全体の計画を樹立する役割を担う。一方，実際の個々の林班レベルでの施業計画を立てるのが，土地所有者から施業を委託される森林組合である。現場レベルでの森林管理は，個々の林班の違いを考慮した上で，将来の材積や幹バイオマスを予測し，施業の計画や収穫の見通しを立てる必要があるため，点群密度の高い LiDAR データを用いて単木抽出を行い，正確な林班の立木密度，材積および幹バイオマスの現況を把握することが望ましい。

現場レベルでは，前述したように個々の林班の施業計画を考慮した将来予測が行える必要があるが，本手法で採用した森林成長モデル 3-PG モデルは，間伐のイベントを考慮することが可能であり，個々の林班の施業計画を考慮した将来予測が行える。ただし，間伐を考慮した予測の妥当性は，本研究では評価を行うまでには至っておらず，今後の課題である。それでも，平均的な林分の成長である収穫表と一致する結果が得られていることから，本手法の適用可能性は高い。

(4) 森林 GIS への貢献

本研究で取り扱ったリモートセンシングのデータは，地理空間情報(GIS データ)の一つとして位置付けられる。従って，抽出された森林の 3 次元構造データも GIS データとして扱うことが可能である。そのため，本手法は森林 GIS との親和性は高い。

森林 GIS は，森林簿や森林計画図等の森林資源に関する情報や，法的規制や施業履歴などのデータを一元的に管理し，森林管理の効率化，企画立案の支援を行うことを目指しており，9 割以上の都道府県で整備されている(鉢村, 2007)。さらに最近では森林組合等の現場レベルでの整備も進められてきている(肘黒, 2007; 松村, 2007)。森林 GIS は，森林行政だけでなく現場レベルにおいても，必要不可欠なツールとなりつつある。

森林 GIS は，市町村や都道府県などの行政機関の用途と，森林組合などの現場レベルでの用途は異なる。それでも，樹木の成長量は収穫量に結びつくことから，本手法はどちらの用途においても有用である。行政機関では，(2)で前述したように点群密度の低い LiDAR データや ALOS/PRISM データから抽出した森林の 3 次元構造データとの統合手法，森林組合は(3)で前述したように点群密度の高い LiDAR データによる森林の 3 次元構造データとの統合手法の適用が有効となる可能性が高い。本研究が開発した森林の 3 次元構造の抽出手法と統合手法は，森林 GIS のサブシステムとして組み込むことが可能であり，森林 GIS との連携によって(1)から(3)の用途に対して，効果的に適用できる可能性がある。

6.2.2 京都議定書に関連する枠組み

(1) 京都議定書第一約束期間における森林吸収量算定・報告への貢献

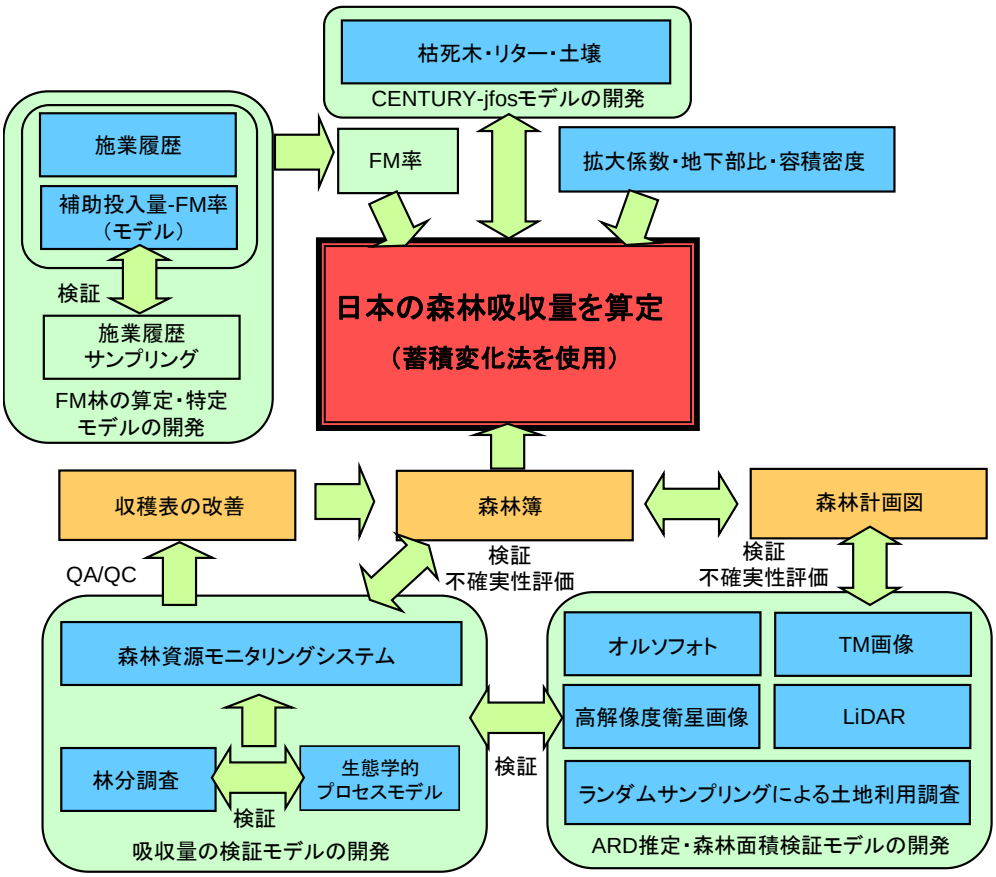
国家単位で二酸化炭素吸収量および炭素貯蔵量の予測を行う事例として，京都議定書の第一約束期間における国内の森林の二酸化炭素吸収量(森林吸収源)の算定がある(赤木, 2007; 松本, 2007)。日本全国の森林簿を用いて，林分収穫表から材積の時間変化を求め，

容積密度，拡大係数，地下部比，炭素含有率を乗じて二酸化炭素の量へ変換し，森林管理を行った割合(FM 率)を乗ずることで，期間の二酸化炭素吸収量の算定を行う。この算定のために, 林野庁は国家森林資源データベースを構築し, 全国の森林簿を一元的に管理し，新たな林分収穫表を作成した上で，第一約束期間の森林吸収源の算定を行う方針としている(鉢村, 2007; 松本ら, 2006)。

京都議定書における二酸化炭素吸収量の算定のためには，樹木の炭素ストックだけでなく，土壌や枯死木の炭素ストックについても，ストックチェンジ法による算定を行わなければならない(森林総合研究所温暖化対応推進室, 2007)。本手法で採用した森林成長モデルは，地上部と地下部を含めた生存部の炭素ストックの算定を行うことは可能だが，枯死木や土壌の炭素ストックは考慮できないため，本手法には限界がある。従って本手法は，この目的の一部に対しては適用可能性のある研究と位置付けられる。

本手法を適用する場合，枯死木や土壌の炭素ストックについては，別のモデルを導入するか, すべての炭素ストックを考慮可能な森林成長モデルへ発展させる必要がある。図 1-2 には炭素ストックの時間変化のグラフを示したが，森林の成長の段階によって，炭素ストックは変化するため，本手法で抽出される森林の 3 次元構造データから推定される成長段階は，枯死や土壌の炭素ストックを推定するために有効なデータの一つとなる可能性がある。

京都議定書の第一約束期間における国内の森林の二酸化炭素吸収量(森林吸収源)の算定に対して，本手法は適用可能性があるものの，実際には算定方法は森林簿と収穫表を採用することが決定している。また，本手法で注目したリモートセンシングのデータを全国一律で整備することは短期的に困難であるため，代替する手段にはなりえない。しかし，複数の予測方法による結果を提出することで，不確実性の評価を行い，京都議定書のために報告する数値の信頼性を高めることができる。図 6-2 には日本の森林吸収量評価モデルの概要を示した。この枠組みの中で，LiDAR データや他のリモートセンシングデータを活用し，森林簿に基づく森林吸収量の算定モデルの精度検証へ活用することや，生態系プロセスモデルを用いて二酸化炭素吸収量を検証することが計画されている(天野, 2007)。森林簿の検証に関しては，本手法による森林の 3 次元構造データの抽出手法が適用できる可能性がある。さらに，樹木の二酸化炭素吸収量の算定モデルの検証に関しては，本手法の森林成長モデルとの統合手法が適用できる可能性がある。従って，京都議定書の二酸化炭素吸収量算定のために貢献できる可能性がある点で，本研究は十分に意義のある研究と位置付けられる。



天野(編)(2007) 京都議定書の第一約束期間に向けた森林のCO_2吸収量の評価手法の確立.
環境省地球環境研究総合推進費(B-60課題 京都議定書吸収源としての森林機能評価に関する研究)パンフレットより

図 6-2 日本における森林バイオマスの炭素吸収量評価モデルの概要(天野, 2007 を一部改変)

(2) 自治体の森林吸収源認証制度への適用可能性

最近，森林の吸収量を独自に認証する制度を創設した自治体が登場している。高知県，京都府，和歌山県では実際に制度が開始されており，他の県や市町村も関心を寄せはじめている。これらの制度の目的は，森林が吸収・固定している二酸化炭素に経済的・社会的価値を与え，カーボン・オフセットや排出量取引の対象にすることを念頭に置いている(小林, 2008)。

高知県の「協働の森 CO_2 吸収認証制度」では，企業との協定によって定める「協定森林」において，施業を実施した森林の現地調査を実施し，前述したストックチェンジ法によって成長量を調べ，専門委員会の諮問を経て二酸化炭素吸収証書を県から企業へと発行する(高知県文化環境部，2007)。また，京都府は高知県と同じ方式を採用しており(京都府農林水産部, 2008), 認証期間は 1 年間である。一方, 和歌山県は 100 年間の予測成長量を求め, 認証期間は 100 年間となっている(小林, 2008)。

小林(2008)によると，現地調査によって吸収量の認証を行うため，高知県では調査件数や対象箇所の増加に対応できていないと述べた。そのため，調査方法の簡素化が必要であ

ることから，リモートセンシングで広域にあらかじめ計測または観測しておくことで，認証の対象となる森林の領域が確定すれば，その領域内で森林の 3 次元構造データが抽出され，統合手法を適用して将来予測を行い，ストックチェンジ法による二酸化炭素吸収量の算定が可能となる。行政機関で空中写真，点群密度の低い LiDAR データ，ALOS/PRISM データ等によって森林の 3 次元構造データが整備できていれば，それを利用することが可能であろう。

現状では認証された二酸化炭素吸収量を，排出権取引への利用やカーボン・オフセット制度へ活用するためには課題が多く残されている(小林, 2008)。ただし，この認証制度が他の行政機関で活発に採用されれば, この分野に対する本手法の適用可能性は高まるだろう。

(3) 新規植林および再植林クリーン開発メカニズム(植林 CDM)への適用可能性

植林 CDM は，京都議定書の付属書 I 国(先進国)が，資金と技術を途上国へ提供して植林を行い，二酸化炭素の純人為的吸収量をクレジット(Certified Emission Reduction; CER)として付属書 I 国が獲得することで, 削減目標に組み入れることができる制度である。1.1.3 で前述したように，2001 年の COP 7 のマラケシュ合意において，第一約束期間における手続きが決定した。

CDM 植林の説明や手続きは，林野庁海外協力室(2006)や，国立環境研究所地球環境研究センター(2006)，小林(2008)に詳しく説明されており，これらの情報から本手法の適用可能性の考察を行うことにした。

クレジット(CER)となる純人為的吸収量の計算は，プロジェクト境界内において植林による現実純吸収量から，プロジェクトを行わなかった場合の吸収量(ベースライン吸収量)を差し引き，境界外のプロジェクトに起因する排出の増加量(リーケージ)を差し引くことで算定される(図 6-3)。植林は，50 年間森林でない土地(新規植林)と 1989 年末以降森林でない土地(再植林)に限られており，既存の森林経営が行われている土地は対象外である。

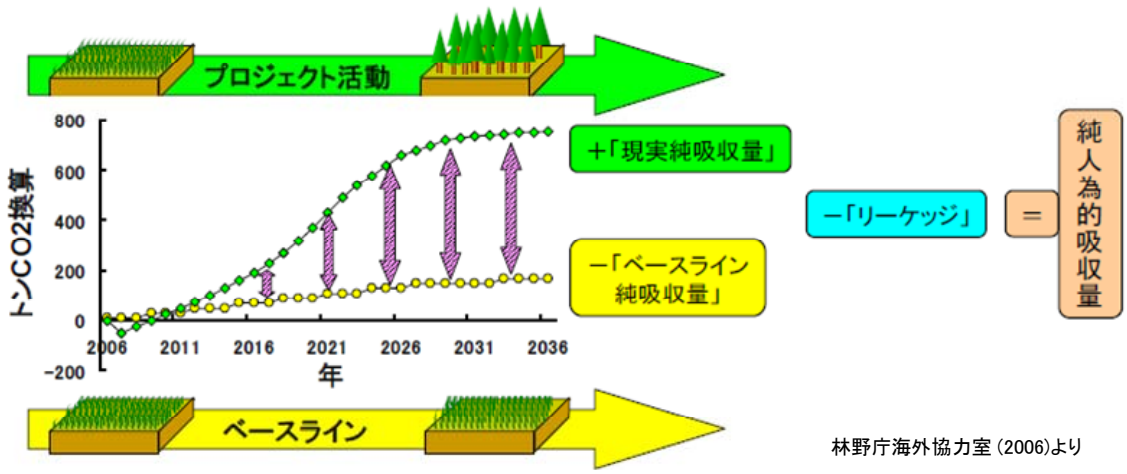


図 6-3 植林 CDM で算出する純人為的吸収量の算定方法

植林 CDM を実施するためには，事前に計画を立案し，プロジェクト設計書(Project Design Document; PDD)を作成して CDM 理事会へ提出し，承認されなければならない。PDD に記載する内容として，ベースラインの方法論，純人為的吸収量のモニタリングの方法論およびモニタリング計画，純人為的吸収量の推定手法と推定結果を明記して提出する必要がある。そのため，事前に二酸化炭素の現実純吸収量，ベースライン純吸収量，リーケージの科学的な推定手法を決定する必要がある。算定のために考慮する炭素プールは，京都議定書に準拠しており，生存バイオマスとして地上部および地下部，枯死，リター，土壌有機物の 5 つで構成されている。また，生存部バイオマスの炭素蓄積量の変化を算出する方法として，デフォルト法とストックチェンジ法が推奨されている。

樹木の二酸化炭素吸収量の算定は，一般的には材木成長論に基づいた推定方法が推奨されている(林野庁海外協力室，2006)ことから，材積，DBH，樹高などの現地調査データの収集が行われる。一方，本手法の採用した森林成長モデルについても，これらの現地調査データとの親和性が高いことは前述した。また，気候データや土壌に関する情報は，PDD を作成する際に，GIS データとして統合されることが推奨されており，森林成長モデルの適用に必要なデータは事前に整備可能と考えられ，適用可能性は高いといえる。ただし，(1)で前述したように本手法の森林成長モデルでは枯死や土壌に関する炭素ストックは考慮できないため，本手法の貢献は限定的である。

モニタリングの方法論として，本手法によるリモートセンシングデータを用いた 3 次元構造データの抽出手法が適用できる可能性がある。ただし，海外であることから航空機による観測は困難な可能性が高いため，衛星画像の利用が最適と考えられ，定期的に ALOS/PRISM データを観測して抽出することが最適である。ALOS/PRISM データによる森林の 3 次元構造データの抽出のためには DEM の整備が重要となるが，植林 CDM は森林ではない地域に行うため，衛星画像から植林前の対象地を撮影しておき，DEM を事前に作成することが可能である。そして，植林後の定期的に取得または観測によって，プロジェクト境界内の森林の 3 次元構造データが抽出できる。

衛星データによって定期的にモニタリングを行った上で，本手法の統合手法を適用すれば，樹木の成長量を基に算出するデフォルト(平均貯蔵)法による炭素蓄積量の推定や，ストックチェンジ法による炭素蓄積量の予測が，プロジェクト境界内において広域に推定が可能となる。従って，将来の二酸化炭素吸収量や取得可能なクレジットを考慮して，プロジェクト実施中における，施業計画の変更や立案支援に貢献できる可能性がある。ただし，前述したように本研究のモデルは地上部および地下部の生存バイオマスが対象であるため，土壌やリター，枯死の炭素ストックについては別の方法を採用する必要がある。

なお，小規模 CDM については，手続きが簡素化されており，基本的な流れは同じであるが，炭素ストックは生存部バイオマスのみとなっており，本手法の適用可能性は高い。

不確実性としては，植林 CDM に対して本手法に基づく二酸化炭素推定および算定手法や，リモートセンシングによるモニタリング方法論を適用するために，CDM 理事会に方

法論を提出して審査されて承認を受ける必要がある。また，樹種パラメータの設定に不確実性が残る可能性がある。

現状の植林 CDM は，得られるクレジットが他の CDM によるクレジットより低いことや, 手続きが複雑であるため, インセンティブがあまり働かず, 全 CDM の件数の中の 0.5 % に過ぎない(小林, 2008)。本手法が，植林 CDM の利用を活発させることに対しては貢献できないが，この問題が解決され，植林 CDM が活発となれば，本手法の適用可能性が広がることが期待される。

6.2.3 炭素循環研究

(1) 炭素収支の算定精度向上への貢献

森林域における炭素循環研究の課題に関しては, Houghton(2005)が森林域のバイオマスの把握の重要性を包括的に論じている。この論文の中で，森林域のバイオマスの空間分布把握の重要性が指摘された。その理由としては，Deforestation による炭素の放出量の計測可能となる点，継続的にバイオマスの分布を知ることで Deforestation の把握が可能となる点を挙げた。さらに，最優先の課題は熱帯雨林の Deforestation による炭素の消失量把握を挙げており，熱帯雨林では現状のバイオマスの平均値や分布さえも不確実性が高いと指摘した。そして，LiDAR データによって熱帯雨林のバイオマスの計測に有効である研究(Drake et al., 2003)に言及し，衛星リモートセンシングによる森林域のバイオマスの把握可能性に注目した。従って，リモートセンシングによる 3 次元構造の抽出を行った本研究は，このような問題の解決手段の一つとなる可能性がある。

ただし，本手法は数十キロメートルの空間スケールまでが対象であるため，広大な熱帯雨林を全域に渡ってデータを取得し, 3 次元構造を抽出することは困難である。それでも，ALOS/PRISM データのような衛星データから DSM をあらかじめ作成し，データベース化しておけば，他の衛星や情報から大規模な Deforestation が検知された場合に，その特定の箇所を観測して DSM を作成することで, 2 時期の DSM の変化が DCM の変化として検出することが可能となるだろう。その DCM の変化から炭素量が推定できれば，森林が貯蔵していた炭素の消失量が計測できる可能性があり，Deforestation による炭素の消失量の算定に貢献できる。

全球の森林域における地上部バイオマスを計測するプロジェクトとして, Carbon-3D プロジェクトがある(Hese et al., 2005)。このプロジェクトでは，ICESat と同様の仕組みの衛星搭載のレーザ高度計(Vegetation Canopy LiDAR; VCL)を打ち上げ，地表面を離散的に観測して森林の 3 次元構造データを抽出し，全球の森林域における地上部バイオマスの推定を行う計画である。従って，VCL から抽出された森林の 3 次元構造データと，森林成長モデルとの統合により，広域に二酸化炭素吸収量や炭素貯蔵量の予測ができる可能性がある。樹種パラメータの設定の課題や，天然林での適用可能性の検討が必要であるが，これらの問題を克服して統合手法が適用できれば，全球スケールで成長段階を考慮した二酸

化炭素吸収量や炭素貯蔵量の予測が行える可能性があるため，炭素循環の研究へ貢献ができる可能性がある。

(2) 大陸から全球の空間スケールを対象とした陸域モデルおよび生態系プロセスモデルの検証データセットとしての貢献

本手法は，数十キロメートルの空間スケールで NPP や地上部バイオマスの算出ができることから，大陸および全球スケールを対象として，生態系プロセスモデルや陸域モデルがシミュレートする NPP や GPP の検証に利用できる可能性がある。

1.3.1 の既往研究を整理した際に，大陸から全球スケールでの NPP や GPP の予測が行われていることを紹介し，1.3.3 において，衛星リモートセンシングデータを用いて，大陸から全球スケールでの NPP や GPP の予測を行う事例があることを紹介した。このような枠組みの中には，検証データセットの整備は重要な課題の一つとして挙げられている。既存の事例として, MODIS のサイエンスチームは, Bigfoot というプロジェクトを立ち上げ, MODIS のプロダクトである NPP(ε モデルによる予測)の検証として，フラックスタワーがあるサイトにおいて，数十キロ四方で検証を行うサイトを設定している(Running et al., 1999; Reich et al., 1999; Turner et al., 2005)。

それ以外の既存の検証データセットとして，フラックスタワーのネットワークである FLUXNET があり，点ベースであるが多くの項目が観測されている。時間スケールと空間スケールが本手法とほぼ同一な検証データセットとしては，Bigfoot の他に，IGBP-DIS の全球生産力データセット(Global Primary Production Data Initiative; GPPDI), FAO の Global Terrestrial Observing System to measure NPP (GTOS-NPP)がある。本手法は，このような枠組みのデータセットとして作成できる可能性があり，このような分野に貢献できる可能性がある。

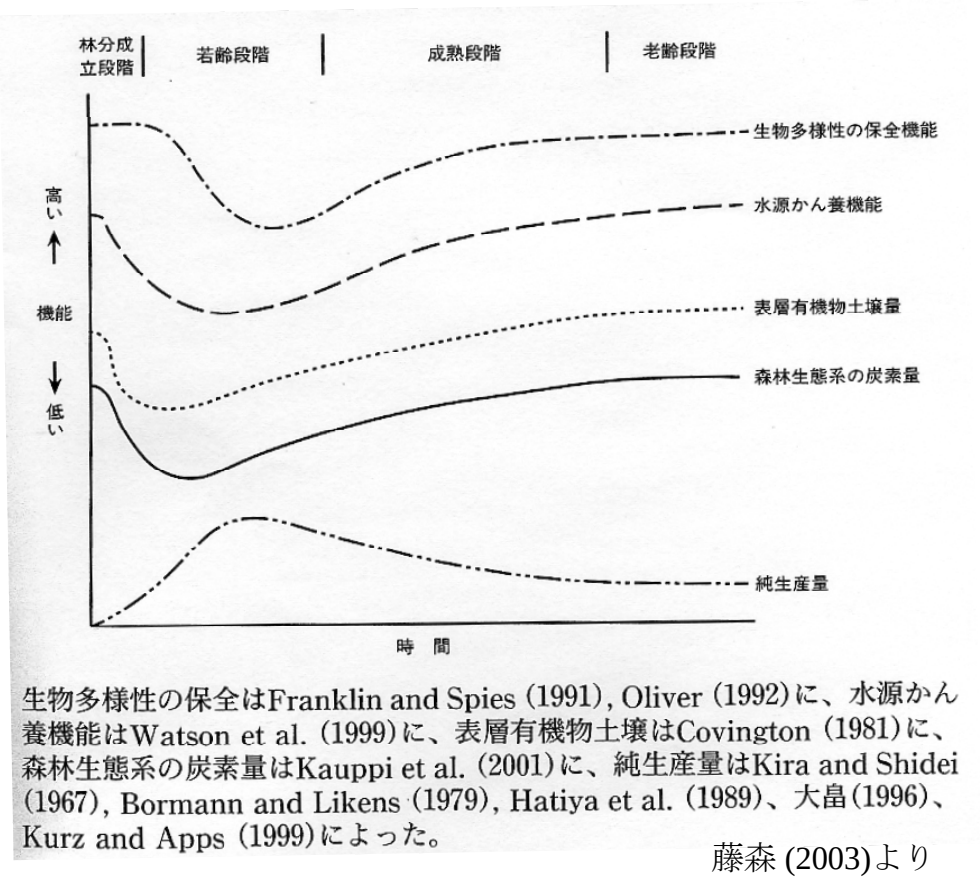
ただし，本研究では人工林を対象として統合手法を適用したため，現状では天然林への適用は検討が必要であることを認識する必要がある。天然林は，撹乱と更新が繰り返し起きているため，天然林のための二酸化炭素吸収量や炭素貯蔵量の評価を行うモデルを新たに開発するか，既存のモデルを利用する必要性がある。

6.2.4 森林の多面的機能の評価への可能性

本研究では，二酸化炭素吸収量や炭素貯蔵量の将来予測を行うための手法開発を行ったが，研究の背景で述べたように，森林生態系を維持しながら，多面的な機能を発揮する森林管理を目指すことが最終的な目的である(1.1.1)。その目的に対する本研究の位置付けを述べる。

藤森(2003)や藤森(2006)は，森林の多面的機能について，林分の成長段階による違いがあることを指摘し，成長段階による森林の多面的な機能の変化をグラフで示した(図 6-4)。森林の成長段階によって，機能の度合いが変化することが正しいとするならば，森林の 3

次元構造データの抽出を行うことと，森林の 3 次元構造データを基に森林の成長予測を行うことは，森林の多面的機能の評価に対して，重要なデータを提供できる可能性がある。



藤森 (2003)より

図 6-4 林分の成長段階に伴う森林の多面的機能の変化(藤森, 2003 より)

ただし，森林の多面的機能を評価する「機能」の概念は曖昧であり，評価のための指標については今後議論を行う必要がある。それでも，森林の多面的機能の評価を客観的に行うためには，森林を生態系として扱い，物質循環をシミュレートすることが可能な生態系プロセスモデルは有効なツールである。

本研究で採用した生態系プロセスモデルに基づいた森林成長モデルは，炭素循環の中でも特に樹木の炭素貯蔵の予測に特化したモデルと位置付けられる。そのため，他の部位の炭素や，水，土，有機物，生物等の循環や動態に関しては，モデリングが不十分またはモデリングされていない。従って，本手法の現状での森林の多面的機能に関する貢献の可能性に関しては，限界があることを認識する必要がある。

ただし，生態系プロセスモデルは拡張性が高いため，それぞれの物質循環や動態に強みのあるモデルを組み込むことが可能である。従って，本手法に基づいて森林の 3 次元構造データを抽出し，成長の予測を行い，それらを活用して，物質循環を扱うモデルへインプ

ットしてシミュレーションを行うことで，森林生態系全体の物質循環のシミュレーションが行える可能性があり，森林域における多面的機能の評価へ発展できる可能性がある。しかし，各種機能と森林の 3 次元構造データとの関係や，森林生態系全体の物質循環の解明やモデリングを行うための包括的な研究を行う必要があることから，現段階では課題点は多い。

このように，課題点は多いが，本研究の森林の 3 次元構造データの抽出と成長予測は，森林の多面的機能の評価へ繋げるための基礎的なデータとなり，将来的には森林の多面的機能を発揮できるような森林管理を行うツールへ発展できる可能性があることから，本研究はそのための第一歩として，発展性を有する意義のある研究と位置付けられる。

6.3 第 6 章のまとめ

本章では，森林における広域な二酸化炭素吸収量や炭素貯蔵量の将来予測が必要とされている分野に対して，本手法の適用可能性の考察を行った。

はじめに，統合手法の適用に必要な森林の 3 次元構造データの抽出可能性の考察を行った。

地形データ(DEM)の入手可能性は，国内では高精度の DEM の作成に必要な LiDAR データの計測範囲の広がりや，国土地理院の基盤地図情報の 5 m DEM の整備により，広範囲に森林の 3 次元構造データが抽出可能なことを示した。海外では，途上国では DEM は整備されていない可能性があるため，衛星リモートセンシングによる計測が最適であり，レーザ高度計の利用や，高解像度衛星画像の場合は地盤と森林キャノピーとを分離して DEM を作成する手法開発が必要であることを指摘した。

そして，本手法の適用に必要な，森林の 3 次元構造リモートセンシングの現状のコストの調査を行った。また，定期的にリモートセンシングデータが取得または計測されることを前提に，抽出精度と樹高の成長を考慮し，最適な観測頻度を考察した。LiDAR データは 3 年から 5 年の間隔による計測が最適であり，空中写真は国内の 5 年間隔の撮影は妥当であること，ALOS/PRISM データは入手コストが低いために複数のデータを用いて誤差を軽減できる可能性があるが，樹高の推定精度を考慮すると運用期間に一度の計測が最適であることを示した。

本研究で取り扱わなかったリモートセンシングによる森林の 3 次元構造データの抽出可能性としては，外部標定要素が高精度に推定可能な航空機デジタルカメラの画像や，Fullwave LiDAR データ，SAR では InSAR や PolInSAR に可能性があることを示した。

次に，森林の高域な二酸化炭素吸収量や炭素貯蔵量の将来予測が必要とされている分野に対する，本手法の適用可能性と限界点を考察した。

国内の森林管理では，森林簿における材積の精度向上に貢献できる可能性を示したが，合わせて林班境界や樹種等の精度向上が必要であることを指摘した。また，地域森林計画における収穫量の予測や，森林組合等の現場レベルでの本手法の適用可能性を示し，森林情報を総合的に扱うことが可能な森林 GIS におけるサブシステムの一つとして，本手法が適用できる可能性があることを指摘した。

京都議定書に関連する枠組みでは，第一約束期間内の森林の二酸化炭素吸収量の算定における不確実性評価のために，森林の 3 次元構造データの抽出結果や，本手法による二酸化炭素吸収量の算定手法が活用できる可能性があることを示した。しかし，本手法は枯死や土壌の炭素ストックはモデルに含まれないため，適用に限界があることを示した。また，自治体の森林吸収源認証制度では，本手法の二酸化炭素吸収量の算定手法が適用できる可能性があることを示した。海外で CDM 植林では，現実純吸収量のうち樹木の炭素貯蔵量の評価への適用可能性を示したが，他の炭素ストックは評価できないことや，シミュレー

ションに必要な樹種パラメータの設定の困難性があることを指摘した。

炭素循環研究では，本手法によって森林の 3 次元構造データを広域に抽出することで，バイオマスの空間分布の情報が得られる利点があり，特に炭素収支に不確実性の高い熱帯雨林において有効であることを示し，特に Deforestation に対して貢献できる可能性があることを示した。ただし，空間スケールを考慮すると，熱帯雨林全体をカバーすることは困難なため，できるだけデータをあらかじめ収集することが望ましく，Deforestation を他の衛星データから検知し，DCM の変化検出を行って炭素消失量を算定できる可能性があることを指摘した。

他の炭素循環に関する研究として，Carbon-3D という国際的なプロジェクトがあることを示し，衛星搭載型のレーザ高度計により森林の 3 次元構造データの抽出を行い，本研究で行った森林成長モデルとの統合が適用できる可能性があることを指摘した。

大陸から全球にかけての空間スケールを対象とした，NPP や GPP のシミュレーションを行う陸域モデルや生態系プロセスモデルに対して，本手法の適用によって予測が行うことが可能な空間スケールの広域な NPP や GPP は，検証データセットとして利用できる可能性があることを示した。

最後に，森林の多面的機能を発揮する森林管理に向けての本研究の位置付けを考察し，森林の成長段階によって多面的機能が変化するモデルに従えば，本手法によって森林の 3 次元構造データを抽出して成長予測を行うことは，多面的機能の評価のための基礎的な情報を提供できる可能性があり，森林の多面的機能が発揮できる森林管理への発展へ繋がる可能性を有する，発展性のある研究として位置付けられることを示した。

第7章 まとめと展望

本章では，総括として全体のまとめを行い，今後の課題および展開について述べる。

7.1 結論

1.2 で得られた本研究の目的に対して，下記の結論が得られた。

1. リモートセンシングデータから抽出した森林の 3 次元構造データと生態系プロセスモデルとの統合に向けた研究の方法論と流れを検討した。既存の生態系プロセスモデルの整理を行い，Hybrid モデルの森林成長モデルとの統合が最適であることを示した。統合方法としては，リモートセンシングデータから抽出される森林の 3 次元構造のうち，林班での代表的な単木レベルの森林の 3 次元構造データを再現するようにシミュレーションを実行する方法とした。林班単位の代表的な単木レベルの森林の 3 次元構造を示す項目として，幹バイオマスと立木密度に注目し，これらのパラメータを調整して再現できたことを確認した後に将来予測を行い，二酸化炭素吸収量や炭素貯蔵量の算定を行う方法が最良であることを示された。

   リモートセンシングデータによる森林の 3 次元構造データの抽出のための研究の方法論を検討した。点群密度の高い LiDAR データからは，樹冠形状モデルに基づく単木抽出により樹高の過小推定を軽減し，さらに下層木の推定を行って，林班の単木レベルの森林の 3 次元構造データを抽出する方法論が示された。ALOS/PRISM および点群密度の低い LiDAR データからは, ALOS/PRISM データから作成する DCM の検証と，DCM から幹バイオマスおよび立木密度を推定する手法を検討する方法論が示された。多時期の空中写真からは DCM を作成し，時系列の樹高変化の把握可能性の評価を行うことが示された。

   また，森林の 3 次元構造データを抽出するデータの種類と広域性を考慮し，2 種類の統合のアプローチがあり，それぞれに統合手法を開発および適用して評価を行う必要がある，という研究の方法論と流れが示された。(第 2 章)

2. 点群密度の高い LiDAR データ，点群密度の低い LiDAR データおよび ALOS/PRISM データ，多時期の空中写真から，林班単位での単木レベルの森林の 3 次元構造データの抽出手法の開発を行った。(第 4 章)

   1) 点群密度の高い LiDAR データから，樹冠形状モデルに基づく単木抽出手法を開発した。現地調査データとの比較により，樹高の RMSE は 1.37 m であり，樹高の過小推定を約 1 m 克服することができた。また，樹冠が閉鎖した林分において，単木抽出結果に対して MNY 法を適用することで，未抽出となる樹木を

推定し, 補正されたことが確認され, 幹バイオマスは誤差率 10 %で抽出された。これらの方法の適用により，点群密度の高い LiDAR データを用いて，林班ごとに幹バイオマスや立木密度を推定する際の問題を克服することができ，空間スケール 10 km 四方以下における，森林成長モデルへの統合に必要な森林の 3 次元構造データの抽出手法が確立された。(4.1)

2) ALOS/PRISM データから DCM の抽出を行った。そして LiDAR データを用いて精度検証を行った結果，RMSE は 5 m から 6 m であることが明らかとなった。また，ALOS/PRISM データから作成した DCM と点群密度の低い LiDAR データから作成した DCM から，既存の現地調査のデータを用いて，幹バイオマスと立木密度の推定を行い，妥当な精度であることを確認した。これにより，空間スケール 10 km 四方以上における，森林成長モデルとの統合に必要な森林の 3 次元構造データの抽出手法が確立された。(4.2)

3) 多時期の空中写真から, デジタル写真測量により時系列の DCM の抽出を行った。そして LiDAR データを用いて検証を行った結果，RMSE が 3 m から 4 m であることが明らかとなった。また，多時期の空中写真から DCM の変化を観察し，樹高成長や人為的および自然的要因の変化が把握可能なことが明らかになった。また，林班内の DCM の上位の画素値を集計することで，樹高への変換が可能であることを現地調査との比較で示され，森林成長モデルによる過去からのシミュレーションの評価に用いることや，森林成長モデルとの統合に活用できる可能性があることが明らかとなった。(4.3)

3. 抽出された林班ごとの単木レベルの森林の 3 次元構造データと森林成長モデルとの統合手法を開発し，テストエリアへ適用した。Hybrid モデルの森林成長モデルとして，Landsberg and Waring(1997)が提案した 3-PG モデルを採用した。

テストエリアとして設定した青森県七戸町周辺では，点群密度の高い LiDAR データから抽出した森林の 3 次元構造データとの統合手法を開発した。土壌肥沃度と立木密度のパラメータを林班ごとで調整して再現できた後に，将来予測を行って二酸化炭素吸収量や炭素貯蔵量の算定を行う方法とした。

一方，テストエリアとして設定した岐阜県郡上市周辺では，ALOS/PRISM データおよび点群密度の低い LiDAR データから抽出した森林の 3 次元構造データとの統合手法を開発した。植栽時期と立木密度のパラメータを林班ごとで調整して再現した後に，将来予測を行って二酸化炭素吸収量の算定を行う方法とした。

統合による森林の 3 次元構造を再現できたことの評価として，時系列の空中写真から作成した樹高や林分収穫表との比較を行い，妥当な精度で再現およびシミュレーションが行えたことを確認した。そのため，二酸化炭素吸収量および炭素貯蔵量が妥当な精度で行えることが明らかとなった。以上の結果から，2 種類のデータおよ

び空間スケールにおける統合手法により，それぞれで二酸化炭素および炭素貯蔵量の算定できることが明らかとなり，統合手法が確立された。(第 5 章)

4. 二酸化炭素吸収量や炭素貯蔵量の算定が必要とされている各分野における，本手法の適用可能性の考察を行った。(第 6 章)

1) 森林の 3 次元構造抽出手法の適用可能性を考察するために, DEM データの利用および入手可能性を考察し, 国内は高解像度の DEM データの整備が進んでいるため，入手可能性がさらに高まることが示された。海外では，航空機計測の困難性から衛星リモートセンシングデータや衛星レーザ高度計の可能性や，新たな抽出手法の開発が必要であることが示された。次に，森林の 3 次元構造データが抽出可能なリモートセンシングデータの現状の入手コストが示された。また，森林の 3 次元構造抽出の精度を考慮した場合のリモートセンシングの観測頻度を考察し，空中写真は国内で行われている 5 年は妥当であり，LiDAR データは 3 年から 5 年, ALOS/PRISM は衛星の寿命で一度の撮影が適していることが示された。そして，将来的には航空機デジタルカメラや Full-waveform LiDAR データ， InSAR や PolInSAR が森林の 3 次元構造データの抽出に有効となる可能性があることが示された。(6.1)

2) 各分野への本手法の適用可能性として，国内の森林管理，京都議定書に関連する枠組み，炭素循環研究に分類した上で考察を行った。

国内の森林管理では，開発した森林の 3 次元構造抽出手法が森林簿の精度向上へ貢献できる可能性や，地域森林計画や森林組合等の現場レベルに適用できる可能性があり，森林 GIS の一部として貢献できる可能性が示された。

京都議定書関連の枠組みとして，第一約束期間中の国内の森林吸収量算定のための検証用データとしての活用可能性や，自治体の森林吸収源認証制度への適用可能性が示された。また，植林 CDM における現実純吸収量の算定への適用可能性が示された。しかし，枯死や土壌の炭素ストックの算定が行えないため，これらを考慮する必要がることが示された。

炭素循環研究では，deforestation による炭素放出量の算定や，全球スケールの二酸化炭素吸収量算定への本手法の適用可能性や，全球スケールでの二酸化炭素吸収量算定結果の検証へ適用できる可能性があることが示された。

最後に，森林の多面的機能の評価への貢献としての本研究の位置付けを考察し，森林の成長段階により多面的機能が変化することから，本手法で抽出および予測される情報は，森林の多面的機能を評価するための基礎的な情報となる可能性があり，森林の多面的機能を発揮する森林管理手法への発展へ寄与できる可能性があることが示唆された。(6.2)

以上を要約すると，本研究はリモートセンシングの 3 次元計測技術に基づいたデータか

ら，単木レベルの森林の 3 次元構造データを抽出する手法を開発し，生態系プロセスモデルの一つである森林成長モデルとの統合により，森林管理の区画単位の空間精度で，森林の成長段階や炭素貯蔵量およびバイオマスの違いを考慮し，森林の成長をシミュレートし，二酸化炭素吸収量および炭素貯蔵量を広域に算定する手法を開発したものであり，二酸化炭素吸収量および炭素貯蔵量の広域な将来予測を必要としている分野に対して，貢献が可能なことを明らかにしたものである。

7.2 課題と展望

今後の課題および展望としては，以下の点が挙げられる。

1. 本研究では，空中写真，点群密度の高い LiDAR データ，点群密度の低い LiDAR データ，ALOS/PRISM データを用いた。今回，時系列の空中写真との統合は行っていないが，広域に入手できれば，実際に適用可能である。また，第 6 章で示したように，今後は InSAR や PolInSAR データの利用が期待される。さらに，近年打ち上げが活発となっている他の高解像度衛星画像の利用により，将来予測の精度向上と実用性が一層高まることが期待される。
2. 本研究では一時期のリモートセンシングデータを用いて統合を行い，良好な結果を得たが，提案した枠組みとしては多時期のリモートセンシングデータを用いた統合が可能であり，多時期のデータの利用によって予測精度が向上する可能性が高い。今後，多時期のリモートセンシングから森林の 3 次元構造データを抽出して統合することで，本手法の評価が行われることが望まれる。
3. 本研究で開発した手法で森林の 3 次元構造データを抽出するためには，DEM が必要である。国内では高解像度の DEM が整備されてきたが，整備されてない地域や海外での本手法の適用のために DEM の作成が必要であり，衛星リモートセンシングデータによる DEM の作成手法の開発が必要である。衛星搭載型レーザ高度計による地盤高の推定や，高解像度衛星画像による，DSM から地盤高を抽出し DEM へ変換する等の手法開発も望まれる。
4. 森林成長モデルの適用には，樹種パラメータの設定が必要不可欠である。モデルにより必要なパラメータは異なるが，樹種パラメータの設定手法の確立と信頼できるパラメータの整備が必要である。そのために，生態学をはじめとする多くの研究分野との横断的な連携が望まれる。また，成育環境に関するデータの整備が必要であり，特に土壌に関する GIS データの整備が望まれる。
5. 本手法は，自動でパラメータ調整を行う手法としたが，生態学および林学の知識に基づき，かつ局所解に陥らない生態系プロセスモデルのためのパラメータの調整手法が必要であり，そのようなパラメータ調整手法の確立が望まれる。
6. 本手法は，将来予測の値を一つとして示したが，実際に意思決定へ活用するためには，予測幅が示されるべきである。そのため，予測幅を示すことが可能な確率的予測手法を適用することが望まれる。
7. 生態系プロセスモデルとして，本研究では森林成長モデルである 3-PG モデルを採用したが，他の森林成長モデルや生態系プロセスモデルにおいても，本研究で開発した統合手法は適用可能である。そのため，他の森林成長モデルや生態系プロセスモデルとの統合を行うことで，統合手法の汎用性が示されることが望まれる。

8. 本手法は，樹木自身の二酸化炭素および炭素貯蔵量の予測を行うことに特化したモデルである。京都議定書の枠組みでは，枯死や土壌の炭素貯蔵量の変化の予測の必要性があったように，炭素循環の観点からは土壌や枯死を含めた二酸化炭素吸収量や炭素貯蔵量の予測手法の開発が必要である。森林の成長の段階によって，枯死や土壌の炭素ストックは変化する可能性が高いことから，森林成長モデルとの連携による，枯死や土壌を含めた二酸化炭素吸収量および炭素貯蔵量の予測手法の開発が望まれる。
9. 本研究で開発した森林の 3 次元構造データ抽出手法と森林成長モデルとの統合手法は，独立しても有効に活用できる。特に，リモートセンシングによる森林の 3 次元構造データの抽出手法は，定期的または継続的に森林域が観測または取得されることで，成長を把握するだけでなく，森林の撹乱や消失のモニタリングへ有効性が発揮されることが期待される。また，森林成長モデル自体は，リモートセンシングとの統合は行わなくても適用可能であることから，既存の森林管理においても活用が可能と考えられ，この方面での活用も望まれる。
10. リモートセンシングで抽出可能な森林の 3 次元構造データは，既存の森林域での基本的な現地調査の項目と同じである。現地調査による点の情報と，リモートセンシングによる面の情報を組み合わせることで，既存の森林の調査および管理の枠組みと融合し，より実用性を高められる可能性があるため，現地調査とリモートセンシングデータの併用によって，相乗効果を挙げることが期待される。
11. 本手法は森林の成長の予測を行う手法であるが，成長段階の情報から，森林の多面的機能の評価が行える可能性がある。そのため，成長段階と森林の多面的機能の関係を明らかにした上で，総合的な森林の多面的機能の評価を行う手法の確立が望まれる。それにより，森林生態系が適切に扱われ，生物相全体が森林から多くの恩恵を受けられるようになることを期待したい。

参考文献

- 秋山実. 2001. 写真測量. 山海堂. 271pp.
- Aber JD, Reich PB, Goulden ML. 1996. Extrapolating leaf CO_2 exchange to the canopy: a generalized model of forest photosynthesis compared with measurements by eddy correlation. Oecologia 106:257-265.
- Aber JD, Ollinger SV, Driscoll CT. 1997. Modeling nitrogen saturation in forest ecosystems in response to land use and atmospheric deposition. Ecological Modelling 101:61-78.
- 赤木利行. 2007. 我が国の森林の吸収量算定値と京都議定書の森林分野における取り組み. 京都議定書における森林の CO_2 吸収量評価に関するワークショップ. 2007 年 11 月 29 日, 東京, 早稲田大学 http://www.f.waseda.jp/amano/b-60fin.html
- Almeida AC, Landsberg JJ, Sands PJ, Ambrogi MS, Fonseca S, Barddal SM, Bertolucci FL. 2004a. Needs and opportunities for using a process-based model as a practical tool in Eucalyptus plantations. Forest Ecology and Management 193:167-178.
- Almeida AC, Landsberg JJ, Sands PJ. 2004b. Parameterisation of 3-PG model for fast growing Eucalyptus grandis plantations. Forest Ecology and Management 193:179-196.
- 天野正博. 2007. 京都議定書の第一約束期間に向けた森林の CO_2 吸収量の評価手法の確立. 環境省地球環境研究総合推進費(B-60 課題:京都議定書吸収源としての森林機能評価に関する研究)パンフレット.
- Anderson MC, Norman JM, Meyers TP, Diak GR. 2000. An analytical model for estimating canopy evapotranspiration and carbon assimilation fluxes based on canopy light-use efficiency. Agricultural and Forest Meteorology 101:265-289.
- 安藤貴, 蜂屋欣二, 土井恭次, 片岡寛純, 加藤善忠, 坂口勝美. 1968. スギ林の保育形式に関する研究. 林業試験場報告 209:1-76.
- 青森県農林水産部林政課. 1997. 青森県民有林スギ, アカマツ, カラマツ, 広葉樹収穫予想表・林分材積表. 185-225.
- Arora V. 2002. Modeling vegetation as a dynamic component in soil-vegetation-atmosphere transfer schemes and hydrological models. Reviews of Geophysics 40. doi: 10. 1029/2001RG000103.
- Austin JM, Mackey BG, Van Niel KP. 2003. Estimating forest biomass using satellite radar: an exploratory study in a temperate Australian Eucalyptus forest. Forest Ecology and Management 176:575–583.

- Balzter H, Rowland CS, Saich P. 2007. Forest canopy height and carbon estimation at Monks Wood National Nature Reserve, UK, using dual-wavelength SAR interferometry. Remote Sensing of Environment 108:224-239.
- Beaudoin A, Le Toan T, Goze S, Nezry E, Lopes A, Mougin E, Hsu CC, Han HC, Kong JA, Shin RT. 1994. Retrieval of forest biomass from SAR data. International Journal of Remote Sensing 15:2777-96.
- Berry PAM, Garlick JD, Smith RG. 2007. Near-global validation of the SRTM DEM using satellite radar altimetry. Remote Sensing of Environment 106:17-27.
- Bortolot ZJ, Wynne RH. 2005. Estimating forest biomass using small footprint LiDAR data: An individual tree-based approach that incorporates training data. International Journal of Photogrammetry and Remote Sensing 59:342-360.
- Brandtberg T, Warner T, Landenberger R, McGraw J. 2003. Detection and analysis of individual leaf-off tree crowns in small footprint, high sampling density LIDAR data from the eastern deciduous forest in North America. Remote Sensing of Environment 85: 290-303.
- Buyuksalih G, Kocak G., Topan H, Oruc M, Marangoz A. 2005. Accuracy assessment, dem generation and validation from stereo spot 5 HRG images. The Photogrammetric Record 20:130-146.
- Carabajal CC, Harding DJ. 2005. ICESat validation of SRTM C-band digital elevation model. Geophysical Research Letters 32. doi: 10.1029/2005GL023957.
- Ciais P, Peylin P, Bousquet P. 2000. Regional biospheric carbon fluxes as inferred from atmospheric CO_2 measurements. Ecological Applications 10:1574-1589.
- Comins HN, McMurtrie RE. 1993. Long-term response of nutrient-limited forests to CO_2-enrichment; equilibrium behaviour of plant-soil models. Ecological Applications 3:666-681.
- Coops NC, Waring RH, Landsberg JJ. 1998. Assessing forest productivity in Australia and New Zealand using a physiologically-based model driven with averaged monthly weather data and satellite derived estimates of canopy photosynthetic capacity. Forest Ecology and Management 104:113-127.
- Coops NC. 1999. Linking multi-resolution satellite-derived estimates of canopy photosynthetic capacity and meteorological data to assess forest productivity in a Pinus radiata (D. Don) stand. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing 65:1149-1156.
- Coops NC, Waring RH, Brown SR, Running SW. 2001a. Comparison of prediction of net primary production and seasonal patterns in water use derived with two forest growth models in Southwestern Oregon. Ecological Modelling 142:61-81.
- Coops NC, Waring RH, Landsberg JJ. 2001b. Estimation of potential forest productivity across the Oregon transect using satellite data and monthly weather records. International Journal of Remote Sensing 22:3797-3812.

- Coops NC, Waring RH. 2001a. The use of multi-scale remote sensing imagery to derive regional estimates of forest growth capacity using 3-PGS. Remote Sensing of Environment 75:324-334.
- Coops NC, Waring RH. 2001b. Estimating Maximum Potential Site Productivity and Site Water Stress of the Eastern Siskiyous using 3-PGS. Canadian Journal of Forest Research 31:143-154.
- Coops NC, Waring RH. 2001c. Assessing forest growth across Southwestern Oregon under a range of current and future global change scenarios using a process model, 3-PG. Global Change Biology 7:15-29.
- Coops NC, Waring RH, Law B. 2005. Predicting the Influence of Climate Variability on the Productivity and Distribution of Ponderosa Pine Ecosystems in the Pacific Northwest. Ecological Modelling 183:107-124.
- CSIRO/ENSIS. 2005. 3-PG Forest Growth Model. http://www.ensisjv.com/ResearchCapabilitiesAchievements/ForestEstablishmentandManagement/RemoteSensing/3PGForestGrowthModel/tabid/414/Default.aspx (accessed 3rd Mar 2006).
- Dickinson R, Shaikh M, Bryant R, Graumlich L. 1998. Interactive Canopies for a Climate Model. Journal of Climate 11:2823-2836.
- Dong J, Kaufmann RK, Myneni RB, Tucker CJ, Kauppi PE, Liski J, Buermann W, Alexeyev V, Hughes MK. 2003. Remote sensing estimates of boreal and temperate forest woody biomass: carbon pools, sources, and sinks. Remote Sensing of Environment 84:393-410.
- Drake JB, Knox RG, Dubayah RO, Clark DB, Condit R. 2003. Above-ground biomass estimation in closed canopy Neotropical forests using lidar remote sensing: factors affecting the generality of relationships. Global Ecology and Biogeography 12:147-159.
- Dye PJ, Jacobs S, Drew D. 2004. Understanding 3-PG using a sensitivity analysis. Forest Ecology and Management 193:235-250.
- FAO. 2000. Digital soil map of the world and derived soil properties on CD-ROM. http://www.fao.org/AG/agl/agll/dsmw.htm (accessed 2nd Aug 2008).
- Field CB, Randerson JT, Malmstrm CM. 1995. Global net primary production: combining ecology and remote sensing. Remote Sensing of Environment 51:74-88.
- Foley JA, Prentice IC, Ramankutty N, Levis S, Pollard D, Sitch S, Haxeltine A. 1996. An integrated biosphere model of land surface processes, terrestrial carbon balance, and vegetation dynamics. Global Biogeochemical Cycles 10:603-628.
- Fontes L, Landsberg JJ, Tomé J, Tomé M, Pacheco C, Soares P, Araujo C. 2006. Calibration and testing of a generalized process-based model for use in Portuguese eucalyptus plantations. Canadian Journal of Forest Research 36:3209-3221.

- Förstner W, Gülch E. 1987. A Fast Operator for Detection and Precise Location of Distinct Points, Corners and Centers of Circular Features. In Proceeding of Intercommission Workshop on Fast Processing of Photogrammetric Data, Interlaken, Switzerland. 281-305.
- Fraser CS (布施 孝志, 山川 毅 訳). 2004. 衛星画像による計測理論. デジタル写真測量の理論と実践(村井俊治, 近津博文 監修). 日本測量協会. 93-105.
- Fraser CS, Hanley HB, Yamakawa T. 2002. Three-Dimensional Geo Positioning Accuracy of IKONOS Imagery. Photogrammetric Record 17:465-479.
- Fraser CS, Hanley HB. 2003. Bias compensation in rational functions for Ikonos satellite imagery. Photogrammetric engineering and remote sensing 69:53-57.
- Fraser CS, Yamakawa T. 2004. Insights into the affine model for high-resolution satellite sensor orientation. ISPRS journal of photogrammetry and remote sensing 58:275-288.
- Friend AD, Stevens AK, Knox RG, Cannell MGR. 1997. A process–based, terrestrial biosphere model of ecosystem dynamics (Hybrid v3.0). Ecological Modelling 95:249-287.
- 藤枝基久. 2007. 森林流域の保水容量と流域貯留量. 森林総合研究所研究報告 403:101-110.
- 藤森隆郎. 2003. 新たな森林管理 -持続可能な社会へ向けて-. 全国林業改良普及協会. 428pp.
- 藤森隆郎. 2006. 森林生態学 -持続可能な管理の基礎-. 全国林業改良普及協会. 484pp.
- Fujita A, Itaya A, Miura M, Manabe T, Yamamoto S. 2003. Canopy structure in a temperate old-growth evergreen forest analyzed by using aerial photographs. Plant Ecology 168:23-29.
- 福田未来, 家原敏郎, 松本光郎. 2000. スギ, ヒノキにおける部位別現存量と林齢の関係. 第 52 回日本林学会関東支部論文集. 13-16.
- Fukuda M, Iehara T, Matsumoto M. 2003. Carbon stock estimates for sugi and hinoki forests in Japan. Forest Ecology and Management 184:1-16.
- 布施孝志. 2004. イメージマッチングの基礎. デジタル写真測量の理論と実践(村井俊治, 近津博文 監修). 日本測量協会. 131-144.
- Gaveau DLA, Hill RA. 2003. Quantifying canopy height underestimation by laser pulse penetration in small-footprint airborne laser scanning data. Canadian Journal of Remote Sensing 29:650–657.
- 岐阜県林政部. 1992a. 岐阜県スギ人工林林分収穫表・林分密度管理図. 21pp.
- 岐阜県林政部. 1992b. 岐阜県ヒノキ人工林林分収穫表・林分密度管理図. 25pp.
- 岐阜県林政部. 1992c. 岐阜県広葉樹林分収穫表. 37pp.
- 岐阜県. 2005. 標高データ整備委託業務作業実施報告書(内部資料).

- Giles PT, Franklin SE. 1996. Comparison of derivative topographic surfaces of a DEM generated from stereoscopic SPOT images with field measurements. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing 62:1165–1171.
- Grodecki J, Dial G. 2003. Block adjustment of high-resolution satellite images described by rational polynomials. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing 69:59-68.
- Grün A, Baltsavias EP. 1988. Geometrically constrained multiphoto matching. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing 54:633-641.
- Grün A, Li HH. 1997. Semiautomatic Linear Feature-Extraction by Dynamic-Programming and LSB-Snakes. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing 63:985-995.
- Grün A, Kocaman S, Wolff K. 2007. Calibration and validation of early ALOS/PRISM images. Journal of the Japan Society of Photogrammetry and Remote Sensing 46:24-38.
- 鉢村勉. 2007. 国と都道府県林野行政における GIS の動向. 森林科学 50:25-27.
- Hame T, Salli A, Andersson K, Lohi A. 1997. A new methodology for the estimation of biomass of conifer-dominated boreal forest using NOAA AVHRR data. International journal of remote sensing 18:3211-3243.
- Harding DJ, Carabajal CC. 2005. ICESat waveform measurements of within-footprint topographic relief and vegetation vertical structure. Geophysical Research Letters 32. doi: 10.1029/2005GL023471.
- Harrell PA, Kasischke ES, Bourgeau-Chavez LL, Haney EM, Christensen NL. 1997. Evaluation of approaches to estimating aboveground biomass in southern pine forests using SIR-C data. Remote Sensing of Environment 59:223-233.
- 早尾丑麿. 1961. 日本主要樹種林分収穫表(再々増補版). 林業経済研究所. 494pp.
- 林拙郎, 高橋洋子. 1997. 樹形のモデル化について–スギ・ヒノキの場合–. 日本林学会誌 79:222-228.
- Hazarika MK, Yasuoka Y, Ito A, Dye D. 2005. Estimation of net primary productivity by integrating remote sensing data with an ecosystem model. Remote Sensing of Environment 94:298-310.
- Hese S, Lucht W, Schmullius C, Barnsley M, Dubayah R, Knorr D, Neumann K, Riedel T, Schroter K. 2005. Global biomass mapping for an improved understanding of the CO_2balance - the Earth observation mission Carbon-3D. Remote Sensing of Environment 94:94-104.
- 肘黒直次. 2007. 森林組合における GIS 利用. 森林科学 50:12-15.
- Hirano A, Lang H, Welch R. 2003. Mapping from ASTER stereo image data: DEM validation and accuracy assessment. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing 57:356-370.

- 平田泰雅. 2005. 航空機レーザースキャナーを用いたヒノキ人工林における樹高と地形との関係. 日本森林学会誌 87:497-503.
- 平田泰雅. 2007. 航空機レーザースキャナーによる森林計測とその動向. 森林計画学会誌 41:1-11.
- Hollaus M, Wagner M, Eberhöfer C, Karel W. 2008. Accuracy of large-scale canopy heights derived from LiDAR data under operational constraints in a complex alpine environment. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing 60:323-338.
- Houghton RA. 2005. Aboveground Forest Biomass and the Global Carbon Balance. Global Change Biology 11:945-958.
- Hozumi K, Shinozaki K, Tadaki Y. 1968. Studies on the frequency distribution of the weight of individual trees in a forest stand. I A new approach toward the analysis of the distribution function and the -3/2th power distribution. Japanese Journal of Ecology 18:10-20.
- Hozumi K. 1971. Studies on the frequency distribution of the weight of individual trees in a forest stand III. a beta-type distribution. Japanese Journal of Ecology 21:152-167.
- Hyyppä J, Kelle O, Lehikoinen M, Inkinen M. 2001. A segmentation-based method to retrieve stem volume estimates from 3-D tree height models produced by laser scanners. IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing 39:969-975.
- Hyyppä J, Hyyppä H, Leckie D, Gougeon F, Yu X, Maltamo M. 2008. Review of mtehods of small-footprint airborne laser scanning for extracting forest inventory data in boreal forests. International Journal of Remote Sensing 29:1339-1366.
- IPCC. 2007. IPCC Fourth Assessment Report: Climate Change 2007. http://www.ipcc.ch/ipccreports/assessments-reports.htm (accessed 29th Jul 2008).
- Itaya A, Miura M, Yamamoto S. 2004. Canopy height changes of an old-growth evergreen broad-leaved forest analyzed with digital elevation models. Forest Ecology and Management 194:403-411.
- Ito A, Oikawa T. 2002. A simulation model of the carbon cycle in land ecosystems (Sim-CYCLE): A description based on dry-matter production theory and plot-scale validation. Ecological Modelling 151:147-179.
- 伊藤昭彦, 市井和仁, 田中克典, 佐藤永, 江守正多, 及川武久. 2004. 地球システムモデルで用いられる陸域モデル:研究の現状と課題. 天気 51:227-239.
- Jensen JLR, Humes KS, Vierling LA, Hudak AT. 2008. Discrete return lidar-based prediction of leaf area index in two conifer forests. Remote Sensing of Environment 112:3947-3957.
- Johnsen K, Samuelson L, Teskey R, McNulty S, Fox T. 2001. Process models as tools in forestry research and management. Forest Science 47:2-8.

- 梶原幹弘. 1975. スギ同齢林における樹冠の形態と量に関する研究（I）樹冠形. 日本林学会誌 57:425-431.
- 金子公一, 内田修. 2004. 位置・姿勢計測システム(GPS/IMU)の利用. デジタル写真測量の理論と実践(村井俊治, 近津博文 監修). 日本測量協会. 107-116.
- 環境省温室効果ガス排出量算定方法検討会. 2006. 森林等の吸収源分科会報告書. http://www.env.go.jp/earth/ondanka/santeiho/kento/h1808/index.html (accessed 10th Oct 2008).
- 桂徹, プラナブ J. バルア, 遠藤貴宏, 安岡善文. 2008. 衛星画像を利用したユーカリ造林地の材積評価. 紙パルプ技術協会誌 62:184-189.
- Kauppi P, Sedjo RA, Apps MJ, Cerri CC, Fujimori T, Janzen H, Krankina ON, Makundi W, Marland G, Masera O, Nabuurs GJ, Razali W, Ravindranath NH. 2001. Technical and economic potential of options to enhance, maintain and manage biological carbon reservoirs and geo-engineering. Contribution of Working Group III to the Third Assessment Report of the IPCC. Cambridge University Press. 303-343.
- 経済企画庁総合開発局. 1975a. 岐阜県地形分類図. 国土交通省土地・水資源局国土調査課, http://tochi.mlit.go.jp/tockok/tochimizu/F2/MAP/221001.jpg (accessed 13rd Sep 2008).
- 経済企画庁総合開発局. 1975b. 岐阜県表層地質図. 国土交通省土地・水資源局国土調査課, http://tochi.mlit.go.jp/tockok/tochimizu/F2/MAP/221002.jpg (accessed 13rd Sep 2008).
- 経済企画庁総合開発局. 1975. 青森県地形分類図. 国土交通省土地・水資源局国土調査課, http://tochi.mlit.go.jp/tockok/tochimizu/F2/MAP/202001.jpg (accessed 21st Nov 2007).
- Kellndorfer JM, Walker WS, Pierce LE, Dobson MC, Fites J, Hunsaker C, Vona J, Clutter M. 2004. Vegetation height derivation from Shuttle Radar Topography Mission and National Elevation data sets. Remote Sensing of Environment 93:339-358.
- Kimball J, Keyser A, Running SW, Saatchi S. 2000. Regional assessment of boreal forest productivity using an ecological process model and remote sensing parameter maps. Tree Physiology 20:761-775.
- Kimmins JP. 1990. Modelling the sustainability of forest production and yield for a changing and uncertain future. Forest Chronicle 66: 271-280.
- Kirschbaum MUF. 1999. CenW, a forest growth model with linked carbon, energy, nutrient and water cycles. Ecological Modelling 118:17–59.
- 気象庁. 2002. 気候値メッシュ 2000. 気象業務支援センター. CD-ROM.
- Knorr K. 2000. Annual and interannual CO_2 exchanges of the terrestrial biosphere: process based simulations and uncertainties. Global ecology and biogeography 9:225-252.

- コンラッド・タッドマン. 1998. 日本人はどのように森林をつくってきたのか(熊崎実訳). 築地書館. 200pp.
- 小林紀之. 2008. 温暖化と森林-地球益を守る-. 日本林業調査会. 270pp.
- 国土地理院. 2008. 基盤地図情報. http://www.gsi.go.jp/kiban/index.html (accessed 14th Apr 2008).
- 国土地理院. 2007. 国土変遷アーカイブ空中写真閲覧. http://archive.gsi.go.jp/airphoto/ (accessed 5th Dec 2008).
- 国土交通省土地・水資源局国土調査課. 2007. 土地分類調査、水調査. http://tochi.mlit.go.jp/tockok/inspect/landclassification/index.html (accessed 2nd Feb 2009)
- 国立環境研究所地球環境研究センター. 2006. CDM・吸収源プロジェクトの基礎知識. 国際制度 DB. http://www-cger.nies.go.jp/cger-j/db/enterprise/gwdb/sei/sei04.htm (accessed 4th Dec 2008).
- 小松光, 橋本昌司. 2002. 森林生態系における水, 炭素, 窒素循環の研究に役立つ Process-Based Model. 日本林学会誌 84:54-62.
- Korol RL, Milner KS, Running SW. 1996. Testing a mechanistic model for predicting stand and tree growth. Forest Science 42:139-153.
- 高知県文化環境部. 2007. 高知県協働の森 CO_2 吸収認証制度の概要. http://www.pref.kochi.jp/~junkan/kyoudouno_mori/co2_sink/kyoudounomori_co2sink.html (accessed 1st Dec 2008).
- 京都府農林水産部. 2008. 京都府森林吸収量認証制度の概要. http://www.pref.kyoto.jp/rinmu/1159774202360.html (accessed 2nd Dec 2008).
- Landsberg JJ, Waring RH. 1997. A generalised model of forest productivity using simplified concepts of radiation-use efficiency, carbon balance and partitioning. Forest Ecology and Management 95:209-228.
- Landsberg JJ, Gower ST. 1997. Applications of Physiological Ecology to Forest Management. Academic press, San Diego. 354pp.
- Landsberg JJ, Johnsen KH, Albaugh TK, Allen AL, McKeand SE. 2000. Applying 3-PG, a Simple Process-Based Model Designed to Produce Practical Results, to Data from Loblolly Pine Experiments. Forest Science 47:43-51.
- Landsberg JJ. 2003. Modelling forest ecosystems: state of the art, challenges, and future directions. Canadian Journal of Forest Research 33:385-397.
- Landsberg JJ, Waring RH, Coops NC. 2003. Performance of the forest productivity model 3-PG applied to a wide range of forest types. Forest Ecology and Management 172:199-214.

- Law BE, Waring RH, Anthoni PM, Aber JD. 2000. Measurement of gross and net ecosystem productivity and water vapor exchange of a Pinus ponderosa ecosystem, and an evaluation of two generalized models. Global Change Biology 6:155-168.
- Lee J, Cloude SR, Papathanassiou KP, Grunes MR, Woodhouse IH. 2003. Speckle filtering and coherence estimation of polarimetric SAR interferometry data for forest applications. IEEE Transaction on Geoscience and Remote Sensing 41:2254-2263.
- Lefsky MA, Cohen WB, Acker SA, Parker GG, Spies TA, Harding D. 1999. LiDAR remote sensing of the canopy structure and biophysical properties of douglas-fir western hemlock forests. Remote Sensing of Environment 70:339-361.
- Lefsky MA, Cohen WB, Parker GG, Harding DJ. 2002. Lidar Remote Sensing for Ecosystem Studies. BioScience 52:19-30.
- Lefsky MA, Harding DJ, Keller M, Cohen WB, Carabajal CC, Del Bom Espirito-Santo F, Hunter MO, de Oliveira R. 2005. Estimates of forest canopy height and aboveground biomass using ICESat. Geophysical Research Letters 32. doi: 10.1029/2005GL023971.
- Lim KS, Treitz PM, Baldwin K, Morrison I, Green J. 2003. Lidar remote sensing of biophysical properties of tolerant northern hardwood forests. Canadian Journal of Remote Sensing 29: 658-678.
- Liu J, Chen JM, Cihlar J, Park WM. 1997. A process-based boreal ecosystem productivity simulator using remote sensing inputs. Remote Sensing of Environment 62:158-175.
- Lu D. 2006. The potential and challenge of remote sensing-based biomass estimation. International Journal of Remote Sensing 27:1297-1328.
- Magnussen S, Boudewyn P. 1998. Derivations of stand heights from airborne laser scanner data with canopy-based quantile estimators. Canadian Journal of Forest Research 28:1016-1031.
- 牧雅康, 児島利治, 秋山侃. 2007. 森林生態研究における ASTER DEM 利用の可能性. 日本リモートセンシング学会誌 27:39-45.
- Mallet C, Bretar F. 2008. Full-waveform topographic lidar: State-of-the-art. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing (in press).
- Maltamo M, Eerikäinen K, Pitkänen J, Hyyppä J, Vehmas M. 2004. Estimation of timber volume and stem density based on scanning laser altimetry and expected tree size distribution functions. Remote Sensing of Environment 90:319-330.
- 真下育久. 1974. 森林の公益的機能定量化調査報告 III. 水利科学研究所. 34-66.
- 松英恵吾, 伊藤拓弥, 内藤健司. 2006. 航空機 LiDAR による森林資源量推定－密度の異なるスギ・ヒノキの林分パラメータ推定－. 写真測量とリモートセンシング 45:4-14.

- 松下幸司. 2003. 地球温暖化対策と森林計画. 森林計画学(木平勇吉 編). 朝倉書店. 140-165.
- 松本光朗, 粟屋善雄, 家原敏郎, 高橋正通. 2006. 京都議定書に対応した国家森林資源データベースの開発. http://www.affrc.go.jp/PDF/seika/data_ffpri/h18/pdf/p4-5.pdf (accessed 24th Nov 2008).
- 松本光朗. 2007. 京都議定書に基づいた我が国の森林の炭素収支量の算出モデル. 京都議定書における森林の CO_2 吸収量評価に関するワークショップ; 2007 年 11 月 29 日; 東京, 早稲田大学; http://www.f.waseda.jp/amano/b-60fin.html.
- 松村直人. 2007. GIS と地域の森林管理. 全国林業改良普及協会. 201pp.
- Matsushita B, Tamura M. 2002. Integrating remotely sensed data with an ecosystem model to estimate net primary productivity in East Asia. Remote Sensing of Environment 81:58-66.
- McGuire AD, Melillo, JM, Joyce LA, Kicklighter DW, Grace AL, Moore III B, Vorosmarty CJ. 1992. Interactions between carbon and nitrogen dynamics in estimating net primary productivity for potential vegetation in North America. Global Biogeochemical Cycles 6:101-124.
- McMurtrie R, Wolf L. 1983. A model of competition between trees and grass for radiation, water and nutrients. Annals of Botany 52:449-458.
- McMurtrie RE, Rook DA, Kelliher FM. 1990. Modelling the yield of Pinus radiata on a site limited by water and nitrogen. Forest Ecology and Management 30:381-413.
- ミシェル・ドヴェーズ. 1973. 森林の歴史. 白水社. 157pp.
- Monsi M and Saeki T. 2005. On the factor light in plant communities and its importance for matter production (an English translation of Monsi and Saeki (1953)). Annals of Botany 95:549-567.
- Monteith JL. 1965. Evaporation and environment. Symp. Soc. Exp. Bio. 19:205-224.
- Morsdorf F, Kötz B, Meier E, Itten KI, Allgöwer B. 2006. Estimation of LAI and fractional cover from small footprint airborne laser scanning data based of gap fraction. Remote Sensing of Environment 104:50-61.
- 村上茂樹. 2002. スギ・ヒノキ人工林における LAI と蒸発散の林齢依存性, およびその水資源管理への応用の可能性. 水文・水資源学会誌 15:461-471.
- 長濱孝行. 2003. 鹿児島県におけるスギ人工林林分密度管理図の調製. 鹿児島県林業試験場報告 8:1-11.
- 長尾智晴. 2000. 最適化アルゴリズム. 昭晃堂. 209pp.
- 南雲秀次郎, 箕輪光博. 1990. 測樹学 (現代林学講義 10). 地球社. 243pp.
- 内閣府. 2002. 地球温暖化対策推進大綱. http://www.env.go.jp/earth/ondanka/taiko/all.pdf (accessed 23rd Aug 2008).
- 中島巌. 1961. 森林航測概要. 地球出版社. 240pp.

- 中島巌. 1973. 空中写真利用による森林調査法に関する研究. 林業試験場研究報告 251:1-253.
- Nakashizuka T, Katsuki T, Tanaka H. 1995. Forest canopy structure analyzed by using aerial photographs. Ecological Research 10:13-18.
- 滑志田隆. 2007. 地球温暖化問題と森林行政の転換. 論創社. 387pp.
- Nasset E. 1997. Estimating timber volume of forest stands using airborne laser data. Remote Sensing of Environment 61:246–253.
- Nasset E. 2002. Predicting forest stand characteristics with airborne scanning lidar using a practical two-stage procedure and field data. Remote Sensing of Environment 80:88-99.
- Nasset E, Bjerknes KO. 2001. Estimating tree heights and number of stems in young forest stands using airborne laser scanner data. Remote sensing of environment 78:328-340.
- Nemani RR, Keeling CD, Hashimoto H, Jolly WM, Piper SC, Tucker CJ, Myneni RB, Running SW. 2003. Climate-driven increases in global terrestrial net primary production from 1982 to 1999. Science 300:1560-1563.
- 日本学術会議. 2001. 地球環境・人間生活にかかわる農業及び森林の多面的な機能の評価について. http://www.scj.go.jp/ja/info/kohyo/pdf/shimon-18-1.pdf (accessed 4th Aug 2008).
- 日本土壌協会. 2006. 地力保全土壌図データ CD-ROM. http://www.japan-soil.net/BOOKS/new_2cdrom.htm (accessed 5th Dec 2008).
- 日本写真測量学会(編). 1987. 解析写真測量. 日本写真測量学会. 190pp.
- 日本測量調査技術協会. 2007. 航空レーザ測量アーカイブデータポータルサイト. http://www.sokugikyo.or.jp/laser/search.html (accessed 30th Mar 2008).
- 野田巌. 1999. 民有林の地域森林計画における収穫予測に関する研究（第 1 報）－減反率法による収穫予測上の問題点と改善策－. 森林総合研究所研究報告 376:53-99.
- Noguchi M, Fraser CS, Nakamura T, Shimono T, Oki S. 2004. Accuracy Assessment of QuickBird Stereo Imagery. The Photogrammetric Record 19:128-137.
- 農林水産省. 2002. 地球温暖化防止森林吸収源 10 カ年対策. http://www.rinya.maff.go.jp/seisaku/sesakusyoukai/ondanka/10kanen.html (accessed 29th Aug 2008).
- 大石哲, 丸山智康. 2006. フィルタリング事例と最近の動向 －小特集 (航空レーザスキャナーデータのフィルタリング)－. 写真測量とリモートセンシング 45:13-17.
- Omasa K, Qiu GY, Watanuki K, Yoshimi K, Akiyama Y. 2003. Accurate estimation of forest carbon stocks by 3-d. remote sensing of individual trees. Environmental Science and Technology 37:1198-1201.

- Omasa K, Hosoi F, Konishi A. 2007. 3D lidar imaging for detecting and understanding plant responses and canopy structure. Journal of Experimental Botany 58:881-898.
- Osawa A, Abaimov AP. 2001. Feasibility of estimating stem size distribution from measurement on the largest trees in even-aged pure stands. Canadian Journal of Forest Research 31:910-918.
- Osawa A, Abaimov AP, Kajimoto T. 2001. Feasibility of estimating total stem volume and aboveground biomass from measurement on the largest trees in even-aged pure stands. Cannadian Jounarl of Forest Research 31:2042–2048.
- Patenaude G, Hill RA, Milne R, Gaveau DLA, Briggs BBJ, Dawson TP. 2004. Quantifying forest above ground carbon content using LiDAR remote sensing. Remote Sensing of Environment 93:368–380.
- Patenaude G, Milne R, Dawson TP. 2005. Synthesis of remote sensing approaches for forest carbon estimation: reporting to the Kyoto Protocol. Environmental Science and Policy 8:161-178.
- Patenaude G, Milne R, Van Oijen M, Rowland CS, Hill RA. 2008. Integrating rete sensing datesets into ecological modelling: a Bayesian approach. International Journal of Remote Sensing 29:1295-1315.
- Paul KL, Booth TH, Jovanovic T, Sands PJ, Morris JD. 2007. Calibration of the forest growth model 3-PG to eucalypt plantations growing in low rainfall regions of Australia. Forest Ecology and Management 243:237-247.
- Peng C. 2000. Growth and yield models for uneven-aged stands: past, present and future. Forest Ecology and Management 132:259-279.
- Persson A, Holmgren J, Soderman U. 2002. Detecting and measuring individual trees using an airborne laser scanner. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing 68:925-932.
- Plummer SE. 2000. Perspective on combining ecological process models and remotely sensed data. Ecological Modelling 129:169-186.
- Poon J, Fraser CS, Chunsun Z, Z Li, Grün A. 2005. Quality Assessment Of Digital Surface Models Generated From IKONOS Imagery. The Photogrammetric Record 20:162-171.
- Popescu SC, Wynne RH. 2002. Estimating plot-level tree heights with lidar: local filtering with a canopy-height based variable window size. Computers and Electronics in Agriculture 37:71-95.
- Popescu SC, Wynne RH. 2004. Fusion of small-footprint lidar and multispectral data to estimate plot-level volume and biomass in deciduous and pine forests in Virginia, USA. Forest Science 50: 551-565.

- Potter CS, Randerson JT, Field CB, Matson PA, Vitousek PM, Mooney HA, Klooster SA. 1993. Terrestrial Ecosystem Production: A Process Model Based on Global Satellite and Surface Data. Biogeochemical Cycles 7:811-841.
- Prince SD, Goward SJ. 1995. Global primary production: a remote sensing approach. Journal of Biogeography 22:815-835.
- Radtke PJ, Burk TE, Volstad PV. 2002. Bayesian melding of a forest ecosystem model with correlated inputs. Forest Science 48:701-711.
- Reich JW, Rastetter EB, Melillo JM, Kicklighter DW, Grace AL, Moore III B, Vörösmarty CJ. 1991. Potential net primary productivity in South America : Application of a global model. Ecological Application 1:399-429.
- Riaño D, Valladares F, Condes S, Chuvieco E. 2004. Estimation of leaf area index and covered ground from airborne laser scanner (LiDAR) in two contrasting forests. Agricultural and Forest Meteorology 124:269-275.
- 林野庁(監修). 1999. 人工林林分密度管理図. 日本林業技術調査会.
- 林野庁経営企画課. 2008. 平成 20 年度空中写真デジタル化導入に向けた検証調査事業実施要領. http://www.rinya.maff.go.jp/kouhousitu/080717-2youryou.pdf (accessed 28th Nov 2008).
- 林野庁計画課(監修). 2004. 森林計画業務必携 平成 16 年版. 日本林業調査会. 1430pp.
- 林野庁海外協力室. 2006. CDM 植林ヘルプデスク. http://www.rinya.maff.go.jp/seisaku/cdm/top.htm (accessed 3rd Dec 2008).
- Running SW, Nemani RR. 1988. Relating Seasonal Patterns of the AVHRR Vegetation Index to Simulated Photosynthesis and Transpiration of Forests in Different Climates. Remote Sensing of Environment 24:347-367.
- Running SW, Hunt ER. 1993. Generalization of a forest ecosystem process model for other biomes, BIOME-BGC, and an applicationfor global-scale models. Scaling Physiological Processes (eds. Ehleringer JR, Field CB), Academic Press, 141-158.
- Running SW, Gower ST. 1994. Forest-BGC, a general-model of forest ecosystem processes for regional applications. II. Dynamic carbon allocation and nitrogen budgets. Tree Physiology 9:147-160.
- Running SW, Baldocchi DD, Turner DP, Gower ST, Bakwin PS, Hibbard KA. 1999. A global terrestrial monitoring network integrating tower fluxes, flask sampling, ecosystem modeling and EOS satellite data. Remote Sensing of Environment 70:108-127.
- Running SW, Nemani RR, Heinsch FA, Zhao M, Reeves M, Hashimoto H. 2004. A continuous satellite-derived measure of global terrestrial primary production. BioScience 54:547-560.
- Ryan MG, Yoder B. 1997. Hydraulic limits to tree height and tree growth. BioScience 47:235-242.

- Scenk T. 2002. デジタル写真測量（監訳 村井俊治，近津博文）. Digital Photogrammetry Volume I. 日本測量協会. 373pp.
- 斉藤和也(監修). 2008. 図解航空レーザ計測. 日本測量調査技術協会. 208pp.
- San BT, Süzen ML. 2005. Digital elevation model (DEM) generation and accuracy assessment from ASTER stereo data. International Journal of Remote Sensing 26:5013-5027.
- Sands PJ, Battaglia M, Mummery D. 2000. Application of process-based models to forest management: experience with ProMod, a simple plantation productivity model. Tree Physiology 20:383–392.
- Sands PJ, Landsberg JJ. 2002. Parameterisation of 3-PG for plantation grown Eucalyptus globulus. Forest Ecology and Management 163:273-292.
- Sands PJ. 2004a. Just what is this 3-PG? http://www.ensisjv.com/Portals/0/Whatis3PGpresentation.zip (accessed 10th May 2006).
- Sands PJ. 2004b. Adaptation of 3-PG to novel species: guidelines for data collection and parameter assignment. Technical Report. No. 141, CRC Sustainable Production Forestry, Hobart.
- Sands PJ. 2004c. 3PGpjs - a User-Friendly Interface to 3-PG, the Landsberg and Waring Model of Forest Productivity. Technical Report. No. 140, CRC Sustainable Production Forestry, Hobart.
- Santos JR, Pardi Lacruz MS, Araujo LS, Keil M. 2002. Savanna and tropical rainforest biomass estimation and spatialization using JERS-1 data. International journal of remote sensing 23:1217-1229.
- 佐藤壮紀, 水田良幸, 小井土今朝己, 大野裕幸, 内田修, 小田三千夫, 畑本雅彦, 水野誠司. 2008. ALOS/PRISM の RPC モデルを用いたステレオ図化精度検証. 日本写真測量学会平成 20 年年次学術講演会発表論文集. 107-108.
- 佐藤晃一, 山田寛喜, 山口芳雄. 2000. Polarimetric SAR Interferometry による森林の特徴について. 電子情報通信学会技術研究報告 AP2000-125:133-138
- Scurlock JMO, Cramer WE, Olson RJ, Parton WJ, Prince SD. 1999. Terrestrial NPP: Toward a consistent data set for global model evaluation. Ecological Applications 9:913-919.
- Sellers PJ, Randall DA, Collatz CJ, Berry JA, Field CB, Dazlich DA, Zhang C, Collelo CD. 1996. A revised land surface parameterization (SiB2) for atmospheric GCMs. Part 1: Model formulation. Journal of Climate 9:676-705.
- Sheng Y, Gong P, Biging BG. 2001. Model-Based Conifer-Crown Surface Reconstruction from High-Resolution Aerial Images. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing 67:957-965.
- 白石則彦. 1999. わが国のモニタリングシステムの現状と問題点. 森林科学 27:354-37.

- 森林総合研究所温暖化対応推進室. 2007. 森林による炭素吸収量をどのように捉えるか～京都議定書報告に必要な森林吸収量の算定・報告体制の開発～. http://ss.ffpri.affrc.go.jp/research/ryoiki/new/22climate/new22-2.html (accessed 30th Nov 2008).
- S・R・ワート. 2005. 温暖化の“発見”とは何か. みすず書房. 283pp.
- Stape JL, Ryan MG, Binkley D. 2004. Testing the utility of the 3-PG model for growth of Eucalyptus grandis x urophylla with natural and manipulated supplies of water and nutrients. Forest Ecology and Management 193:219-234.
- Stolle F, Schultz H, Woo DM. 2005. High-resolution DEM generation using self-consistency. In ISPRS Hannover Workshop 2005 on “High-Resolution Earth Imaging for Geospatial Information. May 17-20; Hannover; Germany.
- St-Onge B, Véga C, Fournier RA, Hu Y. 2008. Mapping canopy height using a combination of digital stereo-photogrammetry and lidar. International Journal of Remote Sensing 29:343-3364.
- 只木良也. 1976. 森林の現存量-とくにわが国の森林の葉量について-. 日本林学会誌 58:416-423.
- 只木良也. 1996. 森林環境科学. 朝倉書店. 159pp.
- 田口仁, 臼田裕一郎, 福井弘道. 2005. LiDAR を用いた森林冠雪害の検出. 写真測量とリモートセンシング 44:22-24.
- 田口仁, 臼田裕一郎, 福井弘道, 古川邦明. 2006. 高解像度光学センサ衛星画像と LiDAR データを組み合わせた森林域の冠雪害検出手法の開発. 写真測量とリモートセンシング 45:17-24.
- 高橋弘. 2005. 森林の機能評価の方法. 森林の機能と評価(木平勇吉 編). 日本林業調査会. 43-62.
- Takahashi T, Yamamoto K, Senda Y, Tsuzuku M. 2005. Predicting individual stem volumes of sugi (Crptomeria japonica D. Don) plantations in mountaineous areas using small-footprint airborne LiDAR. Journal of Forest Research 10:305-312.
- 竹下敬司. 1985. パラボラ樹冠形モデルによるスギ林の構造解析. 九州大学農学部演習林報告 55:55-104.
- Tao V, Hu Y, Jiang W. 2004. Photogrammetric exploitation of Ikonos imagery for mapping applications. International Journal of Remote Sensing 25:2833-2853.
- 田内裕之, 宇都木玄. 2004. 生育環境特性を考慮した林地生産力の全国評価. 森林資源量及び生産力の全国評価,「交付金プロジェクト研究成果集 3: 森林、海洋等における CO_2 収支の評価の高度化」. 森林総合研究所. http://ss.ffpri.affrc.go.jp/koufu-pro/seika/seika3/05c1-1.pdf (accessed 12nd May 2007).

- Thornton PE, Rosenbloom N. 2005. Ecosystem model spin-up: estimating steady state conditions in a coupled terrestrial carbon and nitrogen cycle model. Ecological Modeling 189:25-48.
- Tickle PK, Coops NC, Hafner SD. 2001. Assessing forest productivity at local scales across a native eucalypt forest using a process model, 3PG-SPATIAL. Forest Ecology and Management 152:275-291.
- Tomppo E, Nilsson M, Rosengren M, Aalto P, Kennedy P. 2002. Simultaneous use of Landsat-TM and IRS-1C WiFS data in estimating large area tree stem volume and aboveground biomass. Remote Sensing of Environment 82:156-171.
- Toutin T. 2004. Comparison of stereo-extracted DTM from different high- resolution sensors: SPOT-5, EROS-A, IKONOS-II, and QuickBird. IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing 42:2121–2129.
- 土屋智, 長倉友紀. 1999. 空中写真を用いた標高と林分密度の測定手法と適用例. 日本林学会誌 81:254-257.
- 津留宏介, 峰島貞治, 古本秀明, 馬河紘子. 2008. CAD/CG/GIS ユーザーのための航空・衛星写真画像ハンドブック. 古今書院. 185pp.
- Turner DP, Guzy M, Lefsky MA, VanTuyl S, Sun O, Daly C, Law BE. 2003. Effects of Land Use and Fine Scale Environmental Heterogeneity on Net Ecosystem Production over a Temperate Coniferous Forest Landscape. Tellus 55:657-668.
- Turner DP, Ollinger SV, Kimball JS. 2004a. Integrating Remote Sensing and Ecosystem Process Models for Landscape to Regional Scale Analysis of the Carbon Cycle. BioScience 54:573-584.
- Turner DP, Guzy M, Lefsky M, Ritts WD, VanTuyl S, Law BE. 2004b. Monitoring Forest Carbon Sequestration with Remote Sensing and Carbon Cycle Modeling. Environmental Management 33:457-466.
- Turner DP, Ritts WD, Cohen WB, Maeirsperger TK, Gower ST, Kirschbaum AA, Running SW, Zhao M, Wofsy SC, Dunn AL, Law BE, Campbell JC, Oechel WC, Kwon HJ, Meyers TP, Small EE, Kurc SA, Gamon JA. 2005. Site-level evaluation of satellite-based global terrestrial GPP and NPP monitoring. Global Change Biology 11:666-684.
- 内田修, 新名恭仁, 真屋学, 李雲慶. 2008. 中解像度衛星画像の図化精度に関する評価. 日本写真測量学会平成 20 年年次学術講演会発表論文集 111-114.
- 宇宙航空研究開発機構. 2008. 地球観測データ利用ハンドブック - ALOS 編. http://www.eorc.jaxa.jp/ALOS/doc/fdata/ALOS_HB_RevC_JP.pdf (accessed 24th Sep 2008).
- 臼田裕一郎, 田口仁, 渡部展也, 福井弘道, 李雲慶. 2005. オブジェクト指向型土地被覆分類のための領域成長方による画像分割の最適化. 写真測量とリモートセンシング 44:36-43.

- United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service. 2008. U.S. General Soil Map (STATSGO2). http://soils.usda.gov/survey/geography/statsgo/ (accessed 3rd Aug 2008)
- Van Oijen, Rougier J, Smith R. 2005. Bayesian calibration of process-based forest models: bridging the gap between models and data. Tree Physiology 25:915-927.
- Véga C, St-Onge B. 2008. Height growth reconstruction of a boreal forest canopy over period of 58 years using a combination of photogrammetric and lidar models. Remote Sensing of Environment 112:1784-1794.
- Walker WS, Kellndorfera JM, Pierceb LE. 2007. Quality assessment of SRTM C- and X-band interferometric data: Implications for the retrieval of vegetation canopy height. Remote Sensing of Environment 106:428-448.
- Wang XQ, Li ZY, Liu XE, Deng G, Jiang ZH. 2007. Estimating Stem Volume Using QuickBird Imagery and Allometric Relationships for Open Populus xiaohei Plantations. Journal of Integrative Plant Biology 49:1304-1312.
- Wang Y, Yang X, Stojic M, Skelton B. 2002. A new digital photogrammetric system for GIS professionals. International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing 34:517-524.
- Wang YP, Jarvis PG. 1990. Description and validation of an array model – MAESTRO. Agricultural and Forest Meteorology 51:257-280.
- Waring RH. 2000. A process model analysis of environmental limitations on the growth of Sitka spruce plantations in Great Britain. Forestry 73:65-79.
- Waring RH, McDowell N. 2000. Use of a physiological process model with forestry yield tables to set limits on annual carbon balances. Tree Physiology 22:179-188.
- Waser LT, Baltsavias E, Ecker K, Eisenbeiss H, Feldmeyer-Christe E, Ginzler C, Küchler M, Zhang L. 2008. Assessing changes of forest area and shrub encroachment in a mire ecosystem using digital surface models and CIR aerial images. Remote Sensing of Environment 112:1956-1968.
- Watanabe M, Shimada M, Rosenqvist A, Tadono T, Matsuoka M, Romshoo SA, Ohta K, Furuta R, Nakamura K, Moriyama T. 2006. Forest Structure Dependency of the Relation between L-Band σ0 and Biophysical Parameters. IEEE transactions on geoscience and remote sensing 44:3154-3165.
- 渡辺宏. 1993. 森林航測テキストブック. 日本林業技術協会. 264pp.
- 渡辺一博, 武田浩志, 大石哲, 木村聡洋, 渡邉孝三, 峰島貞治. 2005. 広域 DEM データの品質管理. 応用測量論文集 16:41-50.
- Weinstein DA, Yanai RD. 1994. Integrating the effects of simultaneous multiple stresses on plants using the simulation model TREGRO. Journal of. Environmental Quality 23:418-428.

- Westin T. 1990. Precision Rectification of SPOT Imagery. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing 56:247-253.
- White JD, Coops NC, Scott NA. 2000. Predicting broad-scale forest and scrub biomass for New Zealand: Investigating the application of a physiological based model. Ecological Modeling 131:175-190.
- White MA, Thornton PE, Running SW, Nemani R. 2000. Parameterization and sensitivity analysis of the BIOME-BGC terrestrial ecosystem model : Net primary production controls. Earth Interactions 4:1-85.
- Yamada H, Yamaguchi Y Kim Y, Rodriguez E, Boerner WM. 2001. Polarimetric SAR Interferometry for Forest Analysis Based on the ESPRIT Algorithm. IEICE transactions on electronics 84:1917-1924.
- 山川毅, Fraser CS, Hanley HB. 2002. 高解像度 IKONOS 衛星画像を用いた精密 3 次元計測. 写真測量とリモートセンシング 41:36-43.
- 四大学および信大合同調査班. 1966. 森林の生産力に関する研究 -第 III 報 スギ人工林の物質生産について-. 日本林業技術協会. 63pp.
- 米康充, 小熊宏之, 山形与志樹. 2002. 京都議定書に関わる吸収源計測システムの開発—航空機 Lidar によるカラマツ林の樹冠計測と材積・炭素重量精度の検証—. 日本リモートセンシング学会誌 22:431-543.
- 米康充. 2005. 航空機および地上リモートセンシングを用いた北方林広域森林バイオマス計測に関する研究. 北海道大学博士論文.
- 吉田茂二郎, 松下幸司. 1999. 民有林の林分収穫表の特性について. 森林計画学会誌 33:19-27.
- 吉田茂二郎. 2008. 現行の全国森林資源モニタリング調査と戦後のわが国の森林資源調査について. 日本森林学会誌 90:283-290.
- 吉田浩之, 木村圭司. 2001. 山林・里山における森林景観の立体的可視化に関する新技術. 写真測量とリモートセンシング 40:30-38.
- Zhang D, Hunt ER, Running SW. 1996. Comparison of available soil water capacity estimated from topography and soil series information. Landscape Ecology 11:3-14.
- Zhang L, Grün A. 2006. Multi-image matching for DSM generation from IKONOS imagery. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing 60:195-211

研究発表記録

査読付き論文（筆頭著者であるもの）

1. 田口 仁, 遠藤貴宏, 古川邦明, 沢田治雄, 安岡善文. 2009. 多時期の空中写真から作成した Digital Canopy Model による森林キャノピーのモニタリング. 写真測量とリモートセンシング. 48(1): 印刷中.

2. 田口 仁, 遠藤貴宏, 安岡善文. 2008 LiDAR 点群データを用いた樹冠形状モデルに基づく単木樹冠形状抽出および樹高推定. 日本リモートセンシング学会誌 28(4):331-341.

3. 田口 仁, 臼田裕一郎, 福井弘道, 古川邦明. 2007. 高解像度衛星画像と LiDAR データの統合処理による森林被害検出. 日本リモートセンシング学会誌 27(2):109-116.

学会発表（筆頭著者であるもの）

1. 田口 仁, 遠藤貴宏, 安岡善文, 2008. LiDAR データと森林成長モデルの統合に関する研究, 第 119 回日本森林学会大会予稿集, P3a01, 3 月 26-28 日, 東京都府中市東京農工大学.

2. Taguchi H, Endo T, Yasuoka Y. 2007. Biomass estimation by coupling LiDAR data with forest growth model in conifer plantation. Proc. ACRS 2007 - 28th Asian Conference on Remote Sensing, 12-16 November. Kuala Lumpur- Malaysia, CD-ROM.

3. 田口 仁, 遠藤貴宏, 古川邦明, 安岡善文. 2007. 多時期の空中写真 DSM による森林のモニタリング, 日本写真測量学会秋季学術講演会発表論文集(新潟県長岡市ハイブ長岡). 49-52.

4. Taguchi H, Endo T, Setojima M, Yasuoka Y, 2006. A New Method for Individual Tree Detection Using Airborne LiDAR Pulse Data. Proc. ACRS 2006 - 27th Asian Conference on Remote Sensing, 8-13 October. Ulanbator - Mongol, CD-ROM.

謝辞

本研究の遂行，ならびに本論文の執筆にあたり，多くの方々にお世話になりました。本当にありがとうございました。

博士論文の主査として懇切丁寧なご指導をいただいた国立環境研究所の安岡善文理事と沢田治雄教授に，心より感謝の意を表します。

国立環境研究所の安岡善文理事には，当時東京大学生産技術研究所教授として，博士 1 年と 2 年において，主査としてご指導を頂きました。私は慶應義塾大学からやってきましたが，研究室に暖かく迎えて頂き，すぐに慣れ，研究に集中することができました。安岡理事のおかげで，生態系プロセスモデルと出会うことができ，そして修士課程までの研究を生かす形で博士論文のテーマを導いて下さいました。研究の途中，落ち込んだ時期もありましたが，暖かいご指導のおかげで，ここまで研究を進めることができました。

沢田治雄教授には，博士 3 年において主査として指導して頂きました。博士 3 年から主査が変更になるということで，4 月当初は非常に不安に感じておりましたが，既に方向性を定めていた私の博士論文の研究テーマを暖かく見守って頂き，さらに適切なご指導を頂きました。

私の博士論文の副査を引き受けてくださり，ご指導を頂きました，柴崎亮介教授，清水英範教授，農学生命科学研究科の大政謙次教授には深く感謝いたします。

竹内渉講師には，副査として指導して頂いただけでなく，安岡研究室時代から計算機環境やプログラミングでのご指導も頂きました。私はこれまでプログラミングが苦手でしたが，モデルのシミュレーションや解析のためのコードが書けるようになりました。また，時折お話しをされる，広い視野を持ったお話は，とても勉強になりました。

遠藤貴宏助教には，生態系プロセスモデルに関する研究面での指導だけではなく，研究生活全般に関する相談についても，昼食後の淹れたてのコーヒーを飲みながら，親身になって聞いて下さりました。また，学会や大学での振舞い方や心構えなどを学ぶことができました。

本研究は，多くのサポートがあって完成した研究です。サポートしていただいた皆様に深く感謝致します。

青森県七戸町では，三菱製紙株式会社の桂徹博士には研究対象地を提供して頂き，上十三地区森林組合の折館氏には，調査の際に便宜を図っていただきました。なお，対象地の大規模な現地調査は 2004 年 8 月に行っており，私は入学以前でしたので参加していません。そのときの現地調査のデータは，本研究に必要不可欠なデータとなっています。当時の現地調査に参加された寺岡正樹氏，山地毅彦氏をはじめ，調査に参加された多くの皆様に深く感謝致します。また，その後の私が参加した現地調査については，ICUS 研究員である Pranab J. Baruah 博士と当時大学院生だった縄村達矢氏にご協力を頂きました。深く感謝

致します。

青森県七戸町の LiDAR データおよび DMC の使用の際は，国際航業株式会社に協力を頂きました。今井靖晃氏には，現地調査の練習および現地調査でのご指導も頂き，データ処理，データ取得コストの調査の際にご協力を頂きました。船橋学氏には，現地調査の練習の際にもご指導を頂きました。深く感謝致します。

岐阜県郡上市では，慶應義塾大学時代からの縁もあり，岐阜県森林研究所の古川邦明森林環境部長，岐阜県の渡邊仁志氏には，テストエリアを提供して頂き，データ入手の手続き等のサポートや，貴重な助言を頂きました。森林 GIS やリモートセンシングデータが整備された最先端の自治体である岐阜県において，高解像度のリモートセンシングデータを使をさせていただいたことは，大変恵まれておりました。深く感謝致します。

ALOS/PRISM データの解析にあたり，日本写真測量学会会長である村井俊治名誉教授には，SAT-PP 利用検証小委員会への参加を許諾していただきました。また，SAT-PP 利用検証小委員会の皆様には，ご指導およびご助言を頂きました。深く感謝を申し上げます。また，空中写真の解析にあたり，慶應義塾大学の福井弘道教授には，ソフトウェアの使用および研究室のコンピュータ使用の許諾を頂きました。深く感謝を申し上げます。

日々の研究室での生活においても，多くの方にお世話になりました。日本写真測量学会の藤野知和子さんには，安岡研究室時代から大変お世話になりました。藤野さんを通じて，学会の方との人脈を広げることができました。また，秘書の吉村さん，坂田さん，三輪さんには，事務的な面で研究室生活をサポートして頂きました。

安岡研究室からのメンバーだった，酒井徹博士，大吉慶博士，Dr. Preesan Rakwatin，Dr. Potithep Supannika，Dr. Hasi Bagan，小林優介博士，小川華奈さん，そして現在の研究室のメンバーである，鶴岡政子博士，赤塚慎博士，松村祐輔さん，岸浩稔さん，森主門さんには，日々の研究室や，飲み会，学会，国際会議などを通じて，充実した日々を過ごすことができました。お礼を申し上げます。

慶應義塾大学福井研究室で同期だった皆様にも，気分転換の面でいろいろとお世話になりました。特に，臼田裕一郎博士と中山佐和子さんには，研究上の貴重なアドバイスだけでなく多くの励ましも頂きました。お二人には大変元気付けられました。

最後に，私の博士課程の 3 年間と，長い学生生活をサポートして下さった両親に感謝したいと思います。