



# HOKKAIDO UNIVERSITY

|                     |                                                                                               |
|---------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------|
| Title               | 衛星リモートセンシングを利用した樹高および森林バイオマスの広域評価に関する研究                                                       |
| Author(s)           | 林, 真智                                                                                         |
| Degree Grantor      | 北海道大学                                                                                         |
| Degree Name         | 博士(農学)                                                                                        |
| Dissertation Number | 乙第6971号                                                                                       |
| Issue Date          | 2015-09-25                                                                                    |
| DOI                 | <a href="https://doi.org/10.14943/doctoral.r6971">https://doi.org/10.14943/doctoral.r6971</a> |
| Doc URL             | <a href="https://hdl.handle.net/2115/60157">https://hdl.handle.net/2115/60157</a>             |
| Type                | doctoral thesis                                                                               |
| File Information    | Masato_Hayashi.pdf                                                                            |



博士論文

衛星リモートセンシングを利用した  
樹高および森林バイオマスの  
広域評価に関する研究

2015 年 9 月

林 真智



衛星リモートセンシングを利用した  
樹高および森林バイオマスの広域評価に関する研究

目次

|                                  |    |
|----------------------------------|----|
| 要旨                               | 1  |
| 第1章 序論                           | 4  |
| 1.1 研究の背景                        | 4  |
| 1.1.1 森林資源の評価技術の重要性              | 4  |
| 1.1.2 森林資源評価における衛星リモートセンシングの利用   | 6  |
| 1.1.3 衛星リモートセンシングによる樹高の計測技術      | 9  |
| 1.1.4 衛星リモートセンシングによる森林バイオマスの計測技術 | 10 |
| 1.2 研究の目的                        | 12 |
| 1.3 先行研究の経緯                      | 14 |
| 1.3.1 衛星 LiDAR の特徴               | 14 |
| 1.3.2 衛星 LiDAR を利用した樹高計測         | 17 |
| 1.3.3 衛星 LiDAR を利用した地上部バイオマス計測   | 18 |
| 1.4 本論文の構成                       | 22 |
| 第2章 北海道を対象とした樹高の推定手法開発と広域評価      | 24 |
| 2.1 はじめに                         | 24 |
| 2.2 方法                           | 25 |
| 2.2.1 衛星 LiDAR データの収集・解析         | 25 |
| 2.2.2 地上計測データの収集・解析              | 26 |
| 2.2.3 航空機 LiDAR データの収集・解析        | 30 |
| 2.2.4 樹高推定における誤差要因の評価            | 32 |
| 2.2.5 樹高推定モデルの構築（1）              | 34 |
| 2.2.6 樹高推定モデルの構築（2）              | 35 |
| 2.2.7 北海道の樹高の広域評価                | 36 |
| 2.3 結果と考察                        | 39 |
| 2.3.1 樹高推定における誤差要因の評価            | 39 |
| 2.3.2 樹高推定モデルの構築（1）              | 42 |
| 2.3.3 樹高推定モデルの構築（2）              | 44 |
| 2.3.4 北海道の樹高の広域評価                | 49 |
| 2.4 第2章のまとめ                      | 55 |
| 第3章 北海道を対象とした台風による森林攪乱の定量評価      | 57 |
| 3.1 はじめに                         | 57 |

|       |                              |     |
|-------|------------------------------|-----|
| 3.2   | 方法                           | 60  |
| 3.2.1 | 衛星 LiDAR データの収集・解析           | 60  |
| 3.2.2 | 台風攪乱にともなう樹高変化の検出             | 60  |
| 3.2.3 | 台風攪乱にともなう風倒被害リスクの評価          | 63  |
| 3.3   | 結果と考察                        | 65  |
| 3.3.1 | 台風攪乱にともなう樹高変化の検出             | 65  |
| 3.3.2 | 台風攪乱にともなう風倒被害リスクの評価          | 67  |
| 3.4   | 第3章のまとめ                      | 71  |
| 第4章   | 北海道を対象とした森林バイオマスの推定手法開発と広域評価 | 72  |
| 4.1   | はじめに                         | 72  |
| 4.2   | 方法                           | 73  |
| 4.2.1 | 地上計測データの収集・解析                | 73  |
| 4.2.2 | 地上部バイオマス推定モデルの構築             | 77  |
| 4.2.3 | 北海道の地上部バイオマスの広域評価            | 79  |
| 4.2.4 | 北海道の地上部バイオマス地図の作成            | 79  |
| 4.3   | 結果と考察                        | 82  |
| 4.3.1 | 地上部バイオマス推定モデルの構築             | 82  |
| 4.3.2 | 北海道の地上部バイオマスの広域評価            | 84  |
| 4.3.3 | 北海道の地上部バイオマス地図の作成            | 86  |
| 4.4   | 第4章のまとめ                      | 90  |
| 第5章   | ボルネオ島を対象とした森林資源の広域評価         | 91  |
| 5.1   | はじめに                         | 91  |
| 5.2   | 方法                           | 92  |
| 5.2.1 | 衛星 LiDAR データの収集・解析           | 92  |
| 5.2.2 | 地上計測データの収集・解析                | 95  |
| 5.2.3 | 地上部バイオマスおよび樹高の推定モデルの構築       | 101 |
| 5.2.4 | ボルネオ島の森林資源の広域評価              | 102 |
| 5.3   | 結果と考察                        | 104 |
| 5.3.1 | 地上部バイオマスおよび樹高の推定モデルの構築       | 104 |
| 5.3.2 | ボルネオ島の森林資源の広域評価              | 106 |
| 5.3.3 | 森林資源の広域評価結果に関する考察            | 111 |
| 5.4   | 第5章のまとめ                      | 114 |
| 第6章   | 結論                           | 115 |
|       | 参考文献                         | 118 |
|       | 謝辞                           | 129 |

## 要 旨

森林がもたらす様々な生態系サービスの中でも、気候変動の緩和に貢献しうる炭素の貯蔵庫としての機能が、近年関心を集めている。しかし、森林をはじめとする陸域生態系の炭素吸収量の推定値には大きな不確実性が含まれており、全球の炭素循環を理解するうえで最大の不確定要素となっている。また、気候変動緩和を目的とした、途上国における森林減少などを抑制する枠組みである REDD+ (Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation) を実現するためには、森林における炭素蓄積量の時間変化を正確に計測することが求められる。このように、炭素循環の理解という科学的側面と、REDD+の実現という政策的側面の両面から、広域の森林資源モニタリング技術の必要性が増しつつある。

森林の広域モニタリングには衛星リモートセンシングの利用が適しているが、中でも衛星 LiDAR (Light Detection and Ranging) は高精度な計測を実現できる新しいセンサとして注目されている。これは地表面をレーザ光で照射する能動型センサで、反射されたレーザ光の強度変化を波形として記録しており、その波形の解析から地面標高や樹高などを推定できる。NASA が 2003～2009 年に運用した ICESat (Ice, Cloud, and land Elevation Satellite) 衛星に搭載された GLAS (Geoscience Laser Altimeter System) は、これまで存在した唯一の衛星 LiDAR である。本研究では、森林資源の広域モニタリングにおいて衛星 LiDAR が発揮しうる能力を評価することを目的とし、北海道およびボルネオ島を対象に、GLAS データを利用して樹高や地上部バイオマスといった森林資源を推定した。

はじめに、北海道の森林を対象に、GLAS データから樹高を推定する手法を構築し、広域評価に適用した。苫小牧および釧路サイトの 49 地点において樹高を地上計測し、そのデータにもとづき、GLAS データから樹高を推定する際の誤差要因を多変量解析により特定した。その結果、最大の誤差要因は GLAS の観測位置決定精度が低かった期間のデータ、次いで GLAS 波形にノイズの多いデータ（信号対雑音比が 10 未満）であった。こうしたデータは解析から除外することとした。続いて、道内 7 サイトの 476 地点において航空機 LiDAR により計測された樹高データにもとづき、先行研究で利用されている複数の樹高推定モデルの精度を比較した。その結果、Lead10 / Trail10 と呼ばれる GLAS 波形の両端のエッジの長さを利用したモデルが最も高精度であり、その RMS (Root-mean-square) 誤差は 4.3 m であった。この推定モデルを利用し、北海道の森林を観測した GLAS データ 13,774 点の各々において樹高を推定した。その結果、北海道の森林の平均樹高（±標準偏差）は  $22.8 \pm 6.0$  m であることや、樹高分布に影響を与える地理条件で最大の要因は地面の傾斜角であること、樹高の高い地域は北海道中央域や渡島半島南西域に、樹高の低い地域は根釧地域や道央南部地域に分布していることなどがわかった。

次に、GLAS データによる樹高推定の応用として、北海道に大きな被害をもたらした 2004

年の台風 18 号の風倒被害にともなう樹高変化を定量評価した。道内で最も甚大な被害を受けた苫小牧市周辺の国有林を対象とし、台風の前後あわせて 640 点の GLAS データから樹高を推定した。その結果、重大な被害を受けた森林では、平均して 2.1 m の樹高低下が観測され、中でもカラマツ林では平均 5.8 m もの低下が観測された。カラマツは根が浅いため風倒害に弱いことが知られている。また、樹高の低下量と地理条件との関係を多変量解析により分析したところ、黒ボク土の土壌や疎林、下層植生が草本の林分などでは、風倒被害リスクが高くなることがわかった。

次に、北海道の森林を対象に、GLAS データから地上部バイオマスを推定する手法を構築し、広域評価に適用した。道内 4 サイトの国有林内 106 地点において、ビッターリッヒ法を応用したサンプリング調査により地上部バイオマスを計測した。このデータにもとづき、GLAS 波形から導出した複数のパラメータを利用することで地上部バイオマスを推定するモデルを構築したところ、推定精度 (RMS 誤差) は  $41.2 \text{ Mg ha}^{-1}$  であった。この推定モデルを利用し、北海道の森林を観測した GLAS データ 13,774 点において地上部バイオマスを推定した。その結果、北海道の森林の地上部バイオマスの平均値 (±標準偏差) は  $119.4 \pm 49.5 \text{ Mg ha}^{-1}$  であることや、地上部バイオマスに影響を与える地理条件で最大の要因は森林タイプであること、最大の地上部バイオマスを有する森林タイプは落葉針葉樹林 (カラマツ林) で  $141.8 \text{ Mg ha}^{-1}$ 、最小は混交林で  $99.5 \text{ Mg ha}^{-1}$  であり、両者には 1.4 倍もの差異があることなどがわかった。また、GLAS は離散的な位置を観測していることから、他の衛星画像データや気象データ、地形データを利用することで空間的に補間し、北海道全域をカバーする地上部バイオマス地図の作成も試みた。

最後に、北海道とは森林タイプが異なるボルネオ島の熱帯林を対象に、GLAS データから樹高および地上部バイオマスを推定する手法を構築し、広域評価に適用した。島内 5 サイトの 37 地点において地上計測をおこなったデータにもとづき推定モデルを構築したところ、樹高の推定精度 (RMS 誤差) は 3.8 m、地上部バイオマスの推定精度は  $38.7 \text{ Mg ha}^{-1}$  であった。この推定モデルを利用し、ボルネオ島の森林を観測した GLAS データ 127,862 点において地上部バイオマスを推定した。その結果、ボルネオ島における地上部バイオマスの平均値 (±標準偏差) は  $190.2 \pm 131.6 \text{ Mg ha}^{-1}$  であることや、森林タイプ別の平均値は常緑広葉樹林で  $212.0 \text{ Mg ha}^{-1}$  であるのに対して、マングローブ林 ( $101.2 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) や灌木 ( $92.7 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) ではその半分程度であること、全島における総量は 10.26 Gt であることなどがわかった。また、GLAS データから推定された樹高にもとづきボルネオ島の森林消失率を算定したところ、2004~2007 年の約 3 年間に  $1.6 \% \text{ yr}^{-1}$  の速度で森林が失われたことや、インドネシア領ではマレーシア領の 2 倍以上の速度で消失していたことがわかった。

本研究によって、衛星 LiDAR は、樹高や森林バイオマスを効率的かつ広域的にモニタリングする目的に適していることが示された。北海道とボルネオ島という 2 地域において有効性が確認されたことから、他地域の森林へも同一の手法を適用できる可能性が示唆され

る。全球規模で統一的手法により森林資源を評価できるツールは、炭素循環の理解や REDD+を実現するうえで有効であろう。2009 年に ICESat 衛星の観測が終了してから衛星 LiDAR 不在の期間が続いているが、今後打ち上げ予定の計画がいくつかあるため、森林モニタリングの需要の高まりを受け、衛星 LiDAR は一層重要な役割をになうことが期待される。

# 第1章 序論

## 1.1 研究の背景

### 1.1.1 森林資源の評価技術の重要性

いにしへの昔より森林と人類とは密接な関係にあり、我々は多くの恩恵を森林から受け取ってきた。例えば日本では、森林を利用する生活は縄文時代に始まったとされており、火を燃やすために木を伐採し、山菜や木の実などを食料として採っていた。やがて、神社仏閣などの建築用材や、製鉄など工業における燃料材として、多くの木材が切り出されるようになる。こうして森林は荒廃していったが、江戸時代になると、諸藩は森林の保全や造林事業を押し進めた。それ以降は、持続的な木材の供給源となるように森林を管理するようになった。これは日本に限ったことではなく、長い間、世界の森林に対する価値観は「持続可能な木材生産」であった。しかし、1992年に開催された国際連合環境開発会議（地球サミット）における森林原則声明の宣言以来、「持続可能な森林生態系の管理」という新しい価値観が急速に広まった（藤森，2003）。森林生態系は、生物多様性や水資源の保全など、木材生産以外にも多様な機能を発揮していると認識されるようになったのである。このような生態系の有する機能は、生態系サービスと呼ばれている。図 1.1 は、国際連合の提唱により 2001 年から 2005 年にかけて実施されたミレニアム生態系評価における、生態系サービスの分類である。この図が示すように、森林は多種多様な恩恵を与えてくれており、人類にとって最も基本的かつ重要な生態系の一つとして機能している。

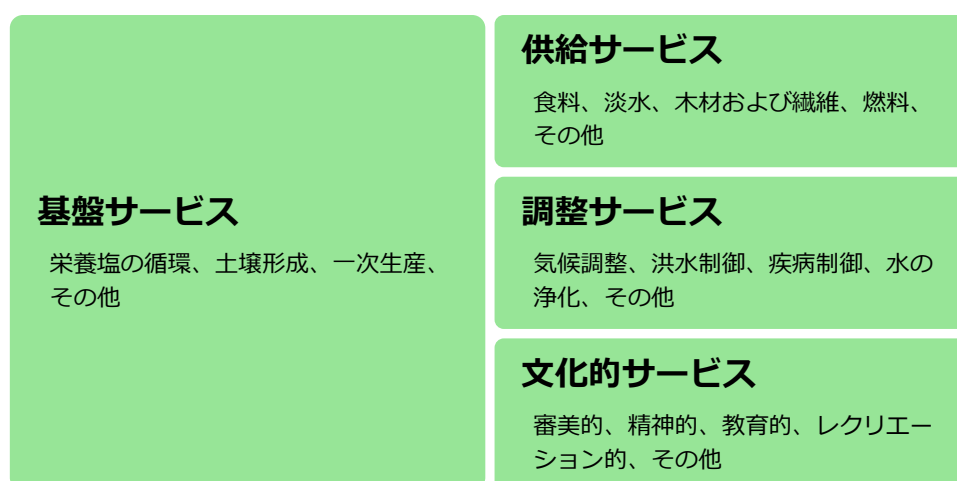


図 1.1 生態系サービスの 4 つの分類（Millennium Ecosystem Assessment, 2007）。

このように、森林は人類にとってかけがえのない貴重な生態系であるにもかかわらず、その全球スケールでの分布状況に関する知識は十分とはいえない。例えば、全球スケールの森林調査として、国際連合食料農業機関 (Food and Agriculture Organization; FAO) が 1946 年以降 5 年から 10 年間隔で実施している世界森林資源評価 (Global Forest Resources Assessment; FRA) が挙げられる。FRA は貴重な森林資源情報ではあるものの、不正確であることが知られており、Waggoner (2009) は、FRA の情報では世界の森林面積が増加しているのか減少しているのかさえ定かではない、と指摘している。FRA は各国からの森林調査結果の報告にもとづいているが、国によって森林の定義や調査方法、調査の信頼性などが大きく異なることに起因して全体の正確性が低下してしまっている。この FRA の例のように、全球スケールの森林情報が不足している背景には、近年まで、全球を観測できるツールがなかったこと、全球の森林観測を必要とするような政策的・経済的な需要がなかったこと、各国に共通した体系的な森林調査手法を確立しようという動きがなかったこと、などの要因が挙げられる。このため、全球スケールで森林の分布状況を正確に知るためには、地球全体を統一的な手段で観測できるような新たな森林観測ツールを確立することが求められる。

近年、森林がもたらす生態系サービスの一つである調整サービス、なかでも気候変動の緩和に貢献する炭素の貯蔵庫としての役割が大きな関心を集めている。森林では、温室効果ガスである二酸化炭素を、主に樹木の光合成によって吸収し、有機物として固定している。固定された二酸化炭素のおよそ半分は樹木の呼吸によって再び大気中に放出されるが、残りの半分は成長に利用され、樹木を構成する有機物として貯留される。こうして貯留された有機物の一部は、枯葉や枯枝、枯死木などとなって土壌に供給され、土壌中の有機物として貯留される。陸上植物に貯留されている炭素量は、大気中のそれにほぼ匹敵する量であり、その多くは森林に存在している (Houghton, 2007)。地球全体で見ると、森林は炭素の吸収源として機能していると考えられているが、正確な吸収量はよくわかっていない。2012 年時点においては、人類が化石燃料の燃焼や土地被覆の改変などによって排出している炭素量  $10.7 \text{ GtC yr}^{-1}$  のおよそ 4 分の 1 にあたる  $2.7 \text{ GtC yr}^{-1}$  が森林を始めとする陸域生態系に吸収されていると見積もられているものの、その不確実性は  $0.9 \text{ GtC yr}^{-1}$  もの大きな値になっている (Le Quéré *et al.*, 2013)。これは、陸域生態系の吸収量を正確に計測することは難しく、人為排出量と大気への残存量および海洋への吸収量との差分によって推定しているためである。このように、陸域生態系は全球の炭素循環を理解するうえで最大の不確実性を有する要素となっている。

また、近年は特に途上国において急速に森林減少が進んでおり、それに起因した炭素排出量は温室効果ガスの総排出量の 11% を占めると推計されている (IPCC, 2013)。そこで、このような森林減少を抑制することを目的として、国際連合の気候変動枠組条約 (United Nations Framework Convention on Climate Change; UNFCCC) において、Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation (REDD+) と呼ばれる国際的な取

り組みが進められつつある。REDD+には、伐採にともなう森林減少だけでなく、森林劣化からの排出の削減、さらには、森林保全、持続可能な森林経営、森林炭素蓄積強化のための取り組み（いわゆる「プラス」活動）も対象に含まれている。REDD+の仕組みを現実のものとするためには、森林やその変化にともなう炭素の吸収・排出量を正確に見積もる技術が必要となる。そのような森林の観測技術に求められる役割として、計測(Measurement)、報告(Reporting)、検証(Verification)の3つが挙げられており、頭文字をとってMRVと呼ばれている。森林モニタリングのためのMRVシステムの構築は、REDD+実現のための根幹をなす重要な位置を占めている。

このような背景から、炭素循環過程の解明という科学的な側面と、REDD+の実現という政策的な側面の両面から、全球スケールのように広域を対象として森林の分布状況を正確に観測できる統一的な技術の必要性がきわめて高くなりつつある。

### 1.1.2 森林資源評価における衛星リモートセンシングの利用

統一的な手段によって全球スケールのような広域の森林観測を実施するためには、衛星リモートセンシング技術の利用が最も現実的な選択肢である。航空機によるリモートセンシング観測や地上調査は、衛星リモートセンシングに比較して詳細な情報が得られるものの費用がかさむため、現実的には広域を観測することは難しい。衛星リモートセンシングには、費用面の他にも、(1) 瞬時に均質なデータを広域で取得できる、(2) 周期的に繰り返し同じ場所を観測できる、(3) 山岳地や紛争地域であっても現地に行かずに観測できる、といった長所が挙げられる。

1972年7月23日、Earth Resources Technology Satellite (ERTS) という名の衛星の1号機が打ち上げられ、本格的な衛星リモートセンシングの歴史が始まった。この衛星は、のちにLandsatと改称される。それ以降、衛星が観測したデータは、資源探査、地図作成、穀物量調査、災害監視、海水温・海氷の監視、気象観測などの幅広い分野にわたって利用されてきた。中でも森林観測は、衛星リモートセンシング技術の発展の恩恵を最も享受した利用分野の一つと言える。1.1.1節で述べたFAOの世界森林資源評価(FRA)においても衛星データを併用するようになっており、FRA2010では、緯度経度1度ごとに10km四方のサンプリングサイトを設け(約1%のサンプリング)、Landsat衛星画像を利用した土地被覆分類図を作成している(FAO, 2010)。

森林を観測する際に計測の対象となる物理量には様々なものがあるが、Kauppi *et al.* (2006) は、面積、材積、バイオマス、炭素貯留量の4つを森林資源を評価するための基本的なパラメータとして挙げ、Forest Identity と呼称した。森林の面積(単位: ha) は最も基本となるパラメータである。材積(単位:  $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ) とは樹木の体積のことだが、幹部分のみの材積(幹材積)を指す場合が多い。バイオマス(単位:  $\text{Mg ha}^{-1}$ ) は有機物の乾燥重量のことだが、森林においてはその大部分が樹木の重量であるため、動物の重量は考慮し

ないことが多い。また、衛星リモートセンシングでは樹木の地下部（根系）を観測することは難しいため、地上部バイオマスのみを観測対象とすることが多い。炭素貯留量（単位： $\text{MgC ha}^{-1}$ ）は樹木に含まれる炭素の重量のことであり、衛星リモートセンシングでは観測が難しい樹木の地下部や土壌に含まれる炭素は考慮しないことが多い。

これら 4 つのパラメータを面的パラメータ（面積）と量的パラメータ（材積、バイオマス、炭素貯留量）とに分けた場合、量的パラメータについては比較的容易に相互に換算することができる。幹材積に対して、バイオマス拡大係数（幹の体積に対する、枝葉も含めた樹木の地上部全体の体積の割合、単位：無次元）および容積密度（樹木の単位体積あたりの乾燥重量、単位： $\text{Mg m}^{-3}$ ）を乗じることで地上部バイオマスを計算できる。バイオマス拡大係数や容積密度は、日本国内であれば樹種別の値が整備されている（温室効果ガスインベントリオフィス, 2014）。また、地上部バイオマスに対して、炭素含有率（単位乾燥重量あたりの炭素重量、単位： $\text{MgC Mg}^{-1}$ ）を乗じることで地上部炭素貯留量を計算できる。炭素含有率は 47%程度であるが、森林の状況に応じておおよそ 43–55%の範囲で変化する（IPCC, 2006）。

図 1.2 に、衛星に搭載された地球観測用のセンサの分類を示す。ここでは、使用する波長帯が光であるかマイクロ波（電波）であるか、また、観測のための光源（放射源）を他に依存する受動型であるか、自ら有する能動型であるか、といった観点で分類している。受動型センサの代表格である光学画像センサは Landsat 衛星にも搭載され、衛星リモートセンシングの最初期から利用されている、長い歴史を有するセンサである。一方、能動型センサの代表格として、Light Detection and Ranging (LiDAR) と合成開口レーダ (Synthetic Aperture Radar; SAR) が挙げられる。能動型センサの長所は、人工の放射源を有するため昼夜を問わず観測できる点であり、さらに SAR であれば長波長であるため、雲を透過して

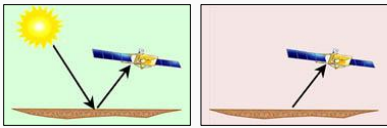
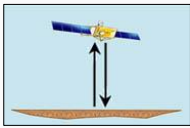
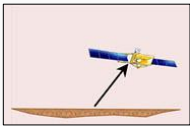
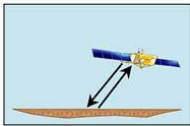
|       | 受動型                                                                                             | 能動型                                                                                                   |
|-------|-------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| 光学    | 光学画像センサ<br>  | LiDAR<br>         |
| マイクロ波 | マイクロ波放射計<br> | 合成開口レーダ (SAR)<br> |

図 1.2 衛星搭載センサの分類と代表的なセンサ（イラスト引用：日本リモートセンシング学会, 2011）。

観測できる点である。そのため、例えば雲の多い熱帯地域を観測するには、日中の雲の多い時間帯を避けたり、雲を透過して観測できるといった利点がある。このような背景から能動型センサへの期待は高まりつつあり、SAR や LiDAR を搭載した衛星の打ち上げ計画も多い。今後、森林観測においても、これらのセンサが重要な位置を占めることが期待される。

しかし一方で、能動型センサにも短所がある。SAR は、地表面に対して斜めにマイクロ波を照射して後方散乱された成分を観測しているため、地形の影響を強く受けるという短所がある。LiDAR は、レーザ光を地表面に照射して反射光を観測しており、照射範囲（フットプリント）が数十 cm 程度の小径のものと、数十 m 程度の大径のものとに大別される。航空機搭載の LiDAR には小径と大径の両タイプがあるが、衛星搭載の LiDAR は、地表面から遠く離れていることと広域をカバーするために、大径のものしか存在しない。そして、衛星搭載 LiDAR は反射レーザ光の強度の時間変化を波形として記録できるという特徴があり、その波形を森林の 3 次元構造の解析に利用することができる。しかし、衛星搭載 LiDAR は離散的な地点を観測するため、限られた範囲の情報しか得られないという短所がある。

表 1.1 に、森林資源評価における各センサの利用可能性について示す。現状では、面的パ

表 1.1 森林資源の広域評価における各衛星搭載センサの利用可能性（Fagan & DeFries (2009) を改変）。

| 観測対象                            | センサ                       | 精度                                    | 欠点                                                        |
|---------------------------------|---------------------------|---------------------------------------|-----------------------------------------------------------|
| 面的パラメータ<br>(面積)                 | 光学画像センサ<br>(中分解能)、<br>SAR | 80%以上<br>(森林-非森林の<br>分布地図を作成す<br>る場合) | 森林タイプまで分類した<br>全球スケールの地図は低<br>分解能のものしかなく、そ<br>の精度は 65%程度。 |
|                                 | 光学画像センサ<br>(高分解能)         | 90%以上<br>(森林-非森林の<br>分布地図を作成す<br>る場合) | 広域をカバーするため<br>には膨大な画像が必要。ま<br>た、汎用性のある解析方<br>法を確立するのが困難。  |
| 量的パラメータ<br>(材積、バイオマ<br>ス、炭素貯留量) | 光学画像センサ<br>(高分解能)         | 40-90%                                | 上記に同じ。また、樹冠が<br>閉鎖している森林では精<br>度が低下。                      |
|                                 | SAR                       | 50-95%、多くの<br>場合 80%以上                | 低バイオマス林分しか観<br>測できない。高バイオマ<br>ス林分では精度が低下。                 |
|                                 | 干渉 SAR (InSAR)            | 30-80%                                | 地盤高 (DTM) データが<br>必要なため、全球での観<br>測は困難。                    |
|                                 | LiDAR                     | 45-97%、多くの<br>場合 80%以上                | 空間的に限られた範囲し<br>か観測できない。                                   |

ラメータ、すなわち森林面積を表すような分布地図は比較的高い精度で作成する技術が確立されている。一方で、量的パラメータである材積やバイオマス、炭素貯留量については、低バイオマス林分でしか観測できないなどの様々な制約のもとでなければ精度の高い観測がおこなえないのが現状である。そのため、森林の量的パラメータに関する衛星リモートセンシング観測については、今現在も多くの研究が盛んに進められている分野である。そこで本研究では、森林資源の量的な評価手段に注目することとする。

樹高や胸高直径 (Diameter at Breast Height; DBH)、材積、バイオマスなど、樹木のサイズや量に関するパラメータは別のパラメータと強い相関を示すことが多く、その関係式はアロメトリー式 (相対生長式) と呼ばれている。地上調査によって材積・バイオマス・炭素貯留量を計測する場合には、伐倒調査により直接的に体積や重量を計測するという非常に労力を要する手段を別にすれば、立木の DBH や樹高を計測してアロメトリー式にしたがって計算する方法が一般的に用いられている。衛星リモートセンシングにより量的パラメータを観測する場合においても、経験式を利用するなどして直接的に対象パラメータを推定する方法の他に、樹高を推定した後にアロメトリー式にしたがって対象パラメータに換算する方法が採られることも多い。そこで次に、衛星リモートセンシングによる樹高の計測技術と、バイオマス等を直接的に計測する技術とに分けて、現状を概説する。

### 1.1.3 衛星リモートセンシングによる樹高の計測技術

1.1.2 節に述べたとおり、材積やバイオマスなどの量的パラメータを推定するためにも、樹高を正確に計測する技術は重要である。樹高を計測するためには、基本的には、樹頂と地盤面の 2 つの標高を計測し、その差分を計算する必要がある。ここで、樹頂の標高を表す面的なデータは Digital Surface Model (DSM)、地盤面の標高を表すデータは Digital Terrain Model (DTM) と呼ばれ、その差分により得られる樹高データは Canopy Height Model (CHM) と呼ばれている。

高分解能の光学画像センサでは、異なる位置から撮影した画像同士のペアであるステレオ画像を利用して、樹頂の標高を計測することができる。しかし、地盤面の標高も計測するためには、画像に地盤面が写っている必要があるため、樹冠が閉鎖していない疎林でのみ利用できる方法である。ただし、地盤面の標高を表す DTM データが整備されている地域であれば、疎林でなくとも計測は可能となる。

LiDAR は、樹頂と地盤面の両方の標高を正確に計測することのできる優れたセンサであり、特に航空機搭載 LiDAR の樹高の計測精度は 1–2 m 程度 (Leeuwen & Nieuwenhuis, 2010) と、地上調査による計測精度と同程度であることがわかっている。ただし、衛星搭載 LiDAR は航空機搭載のそれと異なり離散的な位置を大径フットプリントで観測するため、面的に隙間なく対象地域をカバーする樹高地図を作成するためには、他のデータと組み合わせる利用することが必要となる。

2 枚の SAR 画像を干渉させることにより標高を計測することができる干渉 SAR (Interferometric SAR; InSAR) と呼ばれる技術を利用することもできる。InSAR により計測できるのは樹頂の標高を示す DSM であるため、別途、地盤面の標高を示す DTM データが入手できれば、その差分によって樹高を示す CHM データを得ることができる。InSAR によって作成された DSM データの代表的なものとして、Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) が挙げられる。これは、スペースシャトル・エンデバーに搭載された SAR の観測データから作成された標高データで、全球を緯度・経度ともに 3 秒 (約 90m) メッシュでカバーしたデータである (現在、1 秒=約 30m メッシュのデータが順次公開されつつある)。しかし、SAR のマイクロ波は樹冠に潜り込んだ位置で散乱することが多いため、InSAR による方法は樹高を過少評価しがちであるという短所がある。

#### 1.1.4 衛星リモートセンシングによる森林バイオマスの計測技術

1.1.2 節に述べたとおり、森林の量的パラメータである材積、バイオマス、炭素貯留量は比較的容易に相互に換算することができる。また、植林地や針葉樹林などを対象として幹材積を推定した一部の研究を除いて、通常はバイオマスに注目する衛星リモートセンシングの研究が多い。そのため、本節以降では、対象をバイオマスに絞って論旨を進めることとする。

森林バイオマスの直接的な計測には、能動型センサである SAR や LiDAR が利用されることが多い。現状では、SAR と LiDAR のいずれが高精度にバイオマスを計測する能力を有するのかはっきりしないが、SAR の計測対象は低バイオマス林分に限定されることが知られている (図 1.3)。SAR が観測に利用する波長には、いくつかの帯域 (バンド) がある。短波長である X バンド (波長 2.5–3.8 cm) や C バンド (波長 3.8–7.5 cm) の SAR は、マイクロ波が樹冠表面で散乱されるため、比較的低いバイオマスの林分 ( $25 - 50 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) で信号が飽和してしまい、それより高いバイオマスの林分における感度がなくなる。より長波長である L バンド (波長 15.0–60.0 cm) の SAR は樹冠内部に透過するため信号飽和レベルは高くなり、樹種や森林構造に応じて様々なレベルで飽和することになる ( $60 - 150 \text{ Mg ha}^{-1}$ )。さらに長波長の P バンド (波長 60.0–120.0 cm) の SAR も様々なレベルで信号飽和するが、比較的高いバイオマスまで観測できる ( $100 - 200 \text{ Mg ha}^{-1}$ )。VHF バンド (波長 1–15 m) の SAR は森林バイオマスに感度が高く、信号飽和も起こらない。P バンドや VHF バンドの SAR は、航空機搭載による実験段階のセンサであるが、欧州宇宙機関 (European Space Agency; ESA) が 2020 年前後に打ち上げを計画している BIOMASS 衛星には、P バンドの SAR が搭載される予定である (Le Toan *et al.*, 2011)。なお、SAR は地形の影響を受けて後方散乱の強度が変化するため、その効果の補正に必要となる高分解能の標高データが入手できない地域では、SAR によるバイオマス推定の精度は低下することになる。

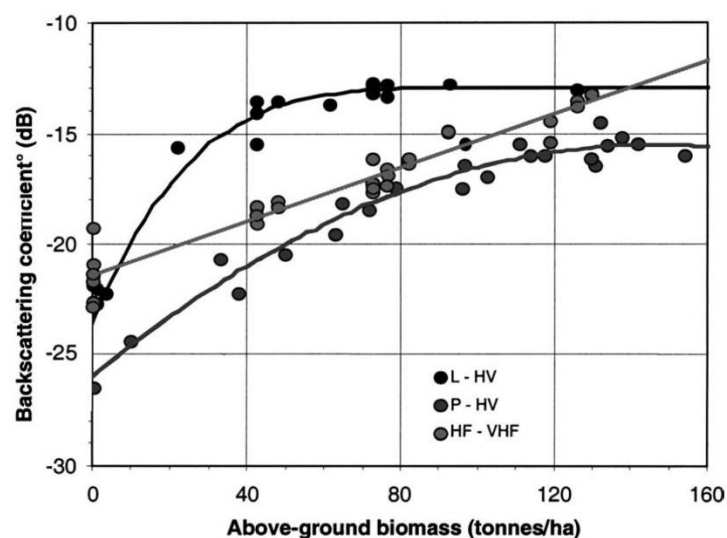


図 1.3 SAR の観測波長帯域別に見た、地上部バイオマスと後方散乱係数との関係。観測波長が短いほど低いバイオマスで信号飽和が起こる (Le Toan *et al.*, 2004)。

一方で LiDAR は、バイオマスの計測においても信頼性の高い手段である。航空機搭載の小径フットプリントの LiDAR であれば、樹高の計測値からアロメトリー式にしたがってバイオマスを推定する方法が採られることが多い。衛星に搭載されるような大径フットプリントの LiDAR の場合には、同様に樹高から推定する方法と、様々な波形パラメータを利用して推定する方法とがある。このように、衛星搭載 LiDAR は樹高やバイオマスを高精度に計測する能力を有し、SAR の限界を超えうるセンサであるが、空間分解能が粗い点が短所である。

光学画像センサからバイオマスを推定する場合には、まず植生指標を計算し、それが葉面積指数 (Leaf Area Index; LAI) や光合成有効放射吸収率 (fraction of Absorbed Photosynthetically Active radiation; fAPAR) などと関係していることを利用して、これらの指標からモデル計算によって森林の生産性を表す純一次生産量 (Net Primary Production; NPP) を推定する研究が行われている。200 Mg ha<sup>-1</sup> 以下の比較的バイオマスの低い林分においては、生産性とバイオマスとの間に線形の関係があるため、北方林や温帯林などでは、バイオマスを推定することが可能である。ただし、熱帯林や高バイオマスの温帯林などでは、信号飽和が発生して、この方法は利用できなくなる。

以上をまとめると、受動型センサである光学画像センサでは、植生指標などから間接的にバイオマスを推定することができる。一方、能動型センサである SAR と LiDAR は、直接的にバイオマスを計測することができる。しかし、SAR は高バイオマス林分では信号飽和が起こり計測できなくなり、LiDAR は空間的に限られた範囲しか観測できないという制約がある。そこで本研究では、最も高精度に森林の量的パラメータを観測する能力を有し、将来的な発展が期待できる衛星搭載 LiDAR に注目することとした。

## 1.2 研究の目的

本研究の目的は、衛星搭載 **LiDAR** を森林資源の広域評価に利用する場面において、どのような能力を発揮しうるのか、という問いに答えることである。そのために、以下に挙げる4つの具体的な目的に沿って研究を実施する。

### (1) 衛星搭載 **LiDAR** データから樹高を推定する手法の構築

先行研究において採用されている樹高推定手法を比較検討したうえで最適な手法を構築し、その精度を検証する。その際、より高精度な推定値を得るため、精度に影響を与える要因の解析や、精度低下要因の排除（スクリーニング）についても検討する。

### (2) 構築した樹高推定手法の広域への適用

上記(1)により構築された樹高推定手法を利用することで、広域の樹高分布のモニタリングをおこない、その成果を評価する。また、台風による風倒被害にともなう樹高変化の検出、さらには風倒被害リスク評価に応用し、その成果を評価する。

### (3) 衛星搭載 **LiDAR** データから地上部バイオマスを推定する手法の構築

樹高推定手法の場合と同様に、地上部バイオマスの最適な推定手法を構築し、その精度を検証する。

### (4) 構築した地上部バイオマス推定手法の広域への適用

上記(3)により構築された地上部バイオマス推定手法を利用することで、広域の森林バイオマス分布のモニタリングをおこない、その成果を評価する。また、森林バイオマスの分布と地理条件との関係の解析などにも応用する。

本研究の目的が達せられ、衛星搭載 **LiDAR** は森林資源の広域評価において優れた能力を発揮しうるということが証明されれば、以下に挙げるような分野において非常に重要な役割を果たすことが期待される。

### (1) 科学的分野：炭素循環過程の解明

森林における炭素の吸収・排出量を正確に見積もるため、森林の炭素貯留量と炭素フラックスとを結びつける生態系モデルが、多くの研究で利用されている。その際、森林の地上部炭素貯留量とその経年変化が衛星リモートセンシングにより観測できれば、モデルへの入力データや検証データとして利用することでモデルの高精度化、ひいては全球スケールの炭素循環過程の正確な理解につながることを期待できる。

### (2) 政策的分野：REDD+の実施

REDD+を実施するうえで国別の炭素収支を報告するためには、森林面積の変化（Acitivity data）と単位変化量当たりの温室効果ガス排出量を表す排出係数

(Emission factor) の 2 つを計測する必要がある (GOFC-GOLD, 2014)。ここで、排出係数については表 1.2 に示すような 3 つのレベル (Tier) が想定されている。衛星リモートセンシングにより森林の地上部炭素貯留量を観測できれば、最も高いレベルの Tier 3 に相当する値が得られ、高精度な炭素収支の報告に貢献することが期待できる。

表 1.2 排出量算定における 3 段階の複雑さのレベル (GOFC-GOLD (2014) を改変)。

| Tier   | 使用する排出係数                                      |
|--------|-----------------------------------------------|
| Tier 1 | IPCC 提供のデフォルトの排出係数 (大陸スケールの値)                 |
| Tier 2 | 既存のインベントリ調査にもとづく国別の排出係数                       |
| Tier 3 | 地上調査やモデル計算にもとづき、値の更新が行われる、各国内の地域別・森林タイプ別の排出係数 |

本研究では、図 1.4 に示す 2 つの地域を対象地域とした。ボルネオ島には、広大な熱帯林が分布している。熱帯林は、植物に貯留される炭素量が全球の 6 割にも及び (Dixon *et al.*, 1994)、樹高が高く樹冠が密な立木、非常に高い生物多様性などで特徴づけられる重要な生態系である。一方、日本の北海道の森林は、検証のための地上計測データの収集などが比較的容易であるため、ボルネオ島を対象とした検討に先立って対象地域とした。

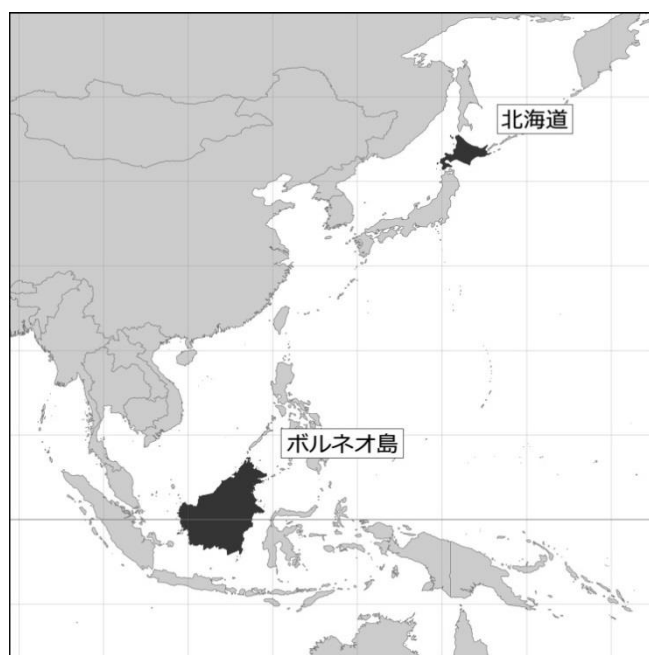


図 1.4 本研究の対象地域の位置図。

## 1.3 先行研究の経緯

### 1.3.1 衛星 LiDAR の特徴

初めて実現された衛星搭載 LiDAR は、アメリカ航空宇宙局（National Aeronautics and Space Administration; NASA）が 2003 年から 2009 年まで運用していた ICESat (Ice, Cloud, and land Elevation Satellite) に搭載された GLAS (Geoscience Laser Altimeter System) である (Abshire *et al.*, 2005; Schutz *et al.*, 2005)。それまで、スペースシャトルに搭載した LiDAR を利用した大気観測実験は行われていたが、長期間運用された衛星搭載 LiDAR は GLAS が初めてであった。その後、大気観測のための衛星搭載 LiDAR は実現しているが、地表面を観測できるものは、現在に至るまで GLAS が唯一のものである。GLAS は極域の氷床の動態を監視することを主な目的としており、森林の観測用に設計されていないが、これまでの研究により森林の樹高やバイオマスの計測にも有効であることが証明されている (e.g., Lefsky *et al.*, 2005; Wang *et al.*, 2011)。GLAS のフットプリントは森林観測にとって理想的なものより大きいものの (Pang *et al.*, 2011)、ほぼ全球をカバーしているため、全球や国レベルといった広域での森林パラメータの観測に利用できる。

2003 年 1 月 13 日に ICESat 衛星が打ち上げられ、2 月 20 日に観測を開始したが、同年 3 月 29 日にはレーザが故障してしまった。GLAS には 3 基のレーザが搭載されていたが、残りの 2 基については 33 日間程度の観測期間を年に 2~3 回設定するという運用に変更した (図 1.5)。2 基目のレーザが 2004 年 6 月に、3 基目が 2008 年 10 月に運用を停止したが、

|       | 1月 | 2月 | 3月   | 4月  | 5月 | 6月  | 7月 | 8月 | 9月 | 10月 | 11月 | 12月 |
|-------|----|----|------|-----|----|-----|----|----|----|-----|-----|-----|
| 2003年 |    |    | L1AB |     |    |     |    |    |    | L2A |     |     |
| 2004年 |    |    | L2B  |     |    | L2C |    |    |    | L3A |     |     |
| 2005年 |    |    | L3B  |     |    | L3C |    |    |    |     | L3D |     |
| 2006年 |    |    | L3E  |     |    | L3F |    |    |    |     | L3G |     |
| 2007年 |    |    |      | L3H |    |     |    |    |    | L3I |     |     |
| 2008年 |    |    | L3J  |     |    |     |    |    |    | L3K |     | L2D |
| 2009年 |    |    | L2E  |     |    |     |    |    |    | L2F |     |     |

図 1.5 ICESat/GLAS の 18 回の観測期間。赤はレーザ 1、青はレーザ 2、緑はレーザ 3 による観測を表す。

その後、2 基目のレーザを再び利用することで 2009 年 10 月まで観測を続けた。軌道は太陽同期の極軌道をとっており、打ち上げから 2003 年 10 月 4 日までの較正期間中は 8 日間で回帰する軌道をとっていたが、その後は 91 日回帰軌道に移行した。GLAS は、地表面に向けて 40 Hz の周期でレーザ光を発射しており、これにともなって、衛星のほぼ直下を約 172 m 間隔で観測している。反射レーザ光は 1 GHz の周期（1 nsec ごと）でデジタル化されており、これは 15 cm の高度分解能で観測していることに相当する。GLAS のフットプリントは楕円の形状をしており、その大きさは観測時期により変化するがおよそ直径 60 m 程度である（NSIDC, 2014）。

GLAS は、地表面から反射されたレーザ光の強度の時間変化を波形として記録しており、この波形データに森林の鉛直構造の情報が含まれている。図 1.6 に、北海道のカラマツ林を観測した GLAS の波形データを例示する。この例では、フットプリント内の最も高い位置にある樹頂からのレーザ光の反射が波形データの開始位置に相当し、最も低い位置にある地面からの反射が終了位置に相当する。その中間では、樹冠からの反射や傾斜のある地面からの反射が混在している。GLAS の波形データは、1 回の観測が 544 bin のデータで構成される。初期の頃に観測された GLAS データでは、1 bin が 1 nsec ごとにサンプリングされたデータにそのまま対応しており、それは 15 cm の標高差に相当するため、544 bin 全体では 81.6 m の標高差のデータを表すことになる。しかし、急傾斜地や樹高の高い森林では波形が途中で途切れるという問題が起こったため、観測期間 L3A（2004 年 10 月）以降は、高標高側の 152 bin については 1 bin が 4 nsec すなわち 60 cm の標高差に対応するよう変

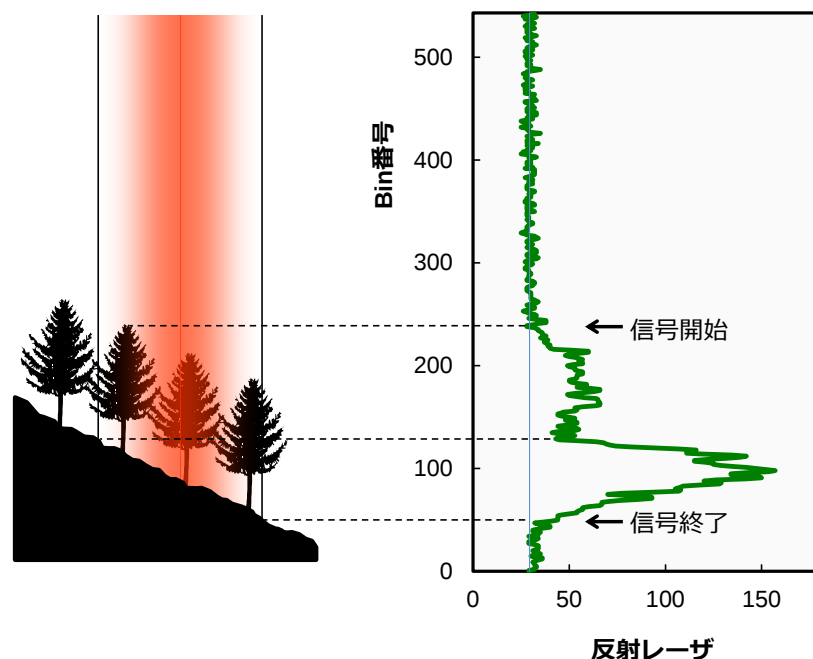


図 1.6 傾斜のある森林を観測した GLAS の波形データと、レーザ光照射の様子の模式図。

更されており、544 bin 全体で 150 m の標高差を観測できるようになっている (Harding & Carabajal, 2005)。

図 1.7 に、GLAS の波形データの例を示す。これは、2.2.2 節に述べる地上計測データの収集の際に GLAS のフットプリント位置の土地被覆状況などを確認したもので、現況写真は 2011 年 9 月 26 日撮影のものである。平坦地では、時間差がなくレーザ光が反射されるためパルス状の波形となるが、傾斜地ではその幅が広がっている。また住宅地では、地面からのパルス状の反射の他に、建物からの反射波形が加わっている。また、④の釧路湿原縁辺のフットプリントにおける波形では、左から、立木の樹冠、道路、平坦地の 3 者の

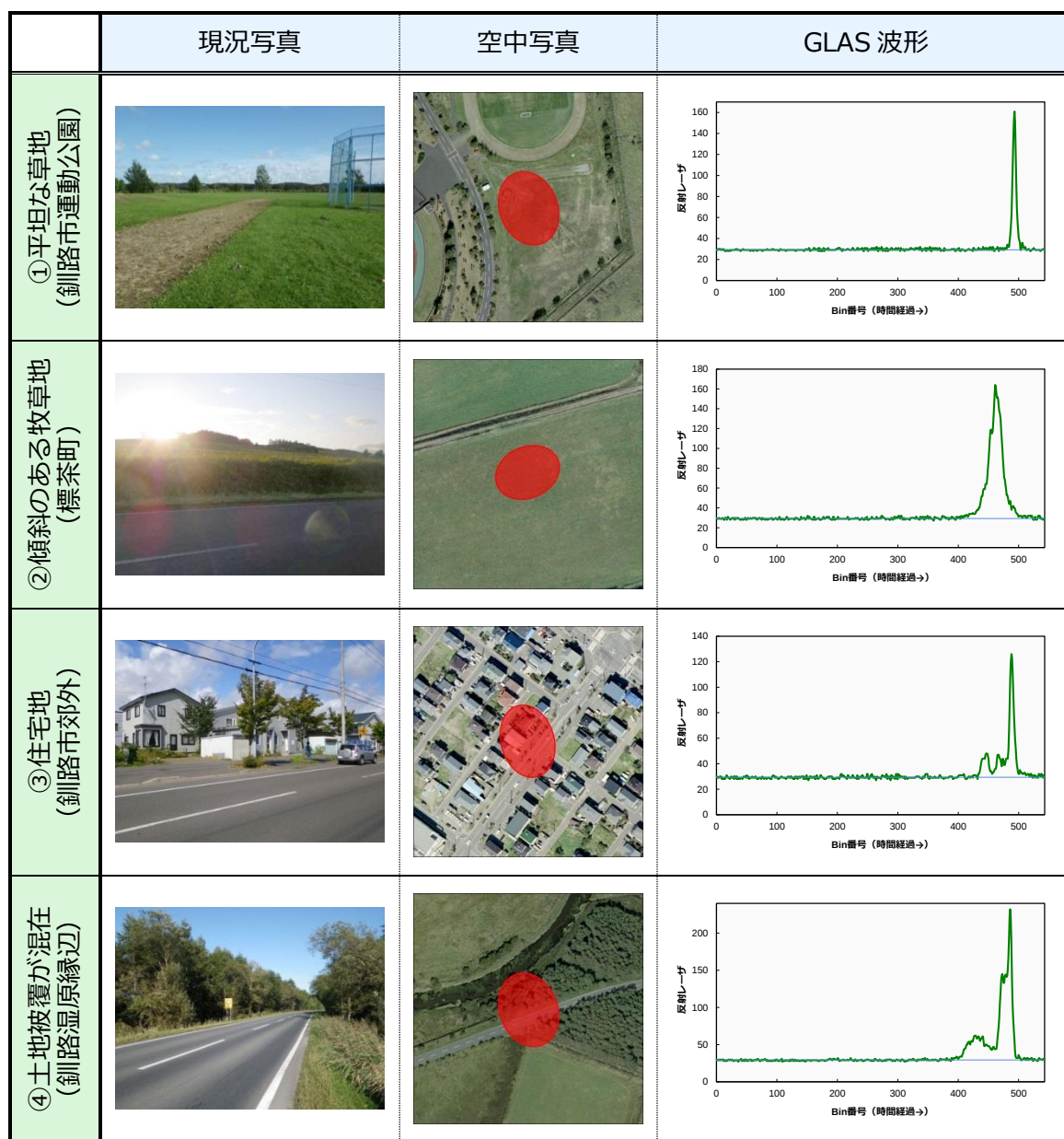


図 1.7 釧路市周辺を観測した GLAS の波形データと現況写真や空中写真との比較。

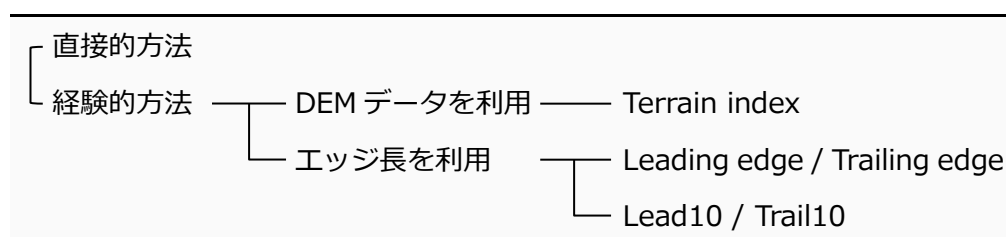
反射波形が並んでいる。このように GLAS の波形データは、フットプリント内に位置する地物の三次元構造を反映したものとなっている。

### 1.3.2 衛星 LiDAR を利用した樹高計測

GLAS の波形データから樹高を推定した先行研究は多くなされており、その方法は表 1.3 のように分類できる。直接的方法は、反射波形の信号開始位置と、地面からの反射を表すピーク位置との標高差を樹高とする方法である。この方法は単純なため、対象地域に依存せずに汎用的に利用できるという長所がある。しかし一方で、地面の傾斜に応じて波形が伸びる効果を考慮していないため、特に傾斜のある山岳地では推定誤差が大きくなるという短所がある。

この波形の伸びの効果を補正するために経験式を利用するのが、経験的方法である。この経験式は、信号開始から終了までの標高差である信号長（図 1.8）と、補正のための何らかのパラメータとを利用した重回帰分析により作成することが多い。通常は、対象地域に応じて異なる経験式を構築する必要があるため、この方法は汎用性が低いという短所がある。しかし一方で、樹高の推定精度は直接的方法より高くなるという長所もある。ここで、波形の伸びの効果を補正する目的に利用されるパラメータは、主に 3 つある（表 1.3）。標高データ（Digital Elevation Model; DEM）を利用する方法では、GLAS のフットプリント内での標高の最大値と最低値の差である **Terrain index** というパラメータを利用する（Lefsky *et al.*, 2005; Rosette *et al.*, 2008a）。Terrain index は別途用意した DEM データを利用して計算し、急傾斜地であるほどこの値が大きくなり、波形の伸びに影響することを利用する。他の 2 つのパラメータは、GLAS 波形のエッジ長と呼ばれるもので、外部データを必要とせずに補正することができる（図 1.8）。Leading edge は、波形の最大ピークの半分の値に最初に達する位置と信号開始位置との標高差、Trailing edge は、最大ピークの半分の値に最後に達した位置と信号終了位置との標高差である（Lefsky *et al.*, 2007; Pang *et al.*, 2008a）。これらのエッジ長が急傾斜地では長くなる性質を利用して、波形の伸びの効果を補正する方法である。Lead10 と Trail10 は、レーザ光の反射エネルギーの 10% および 90% が反射した位置と、信号開始位置および信号終了位置との標高差のことである（Lefsky, 2010）。これらのエッジ長も急傾斜地で長くなる性質を利用し、波形の伸びの効

表 1.3 GLAS データを利用した樹高推定方法の分類。



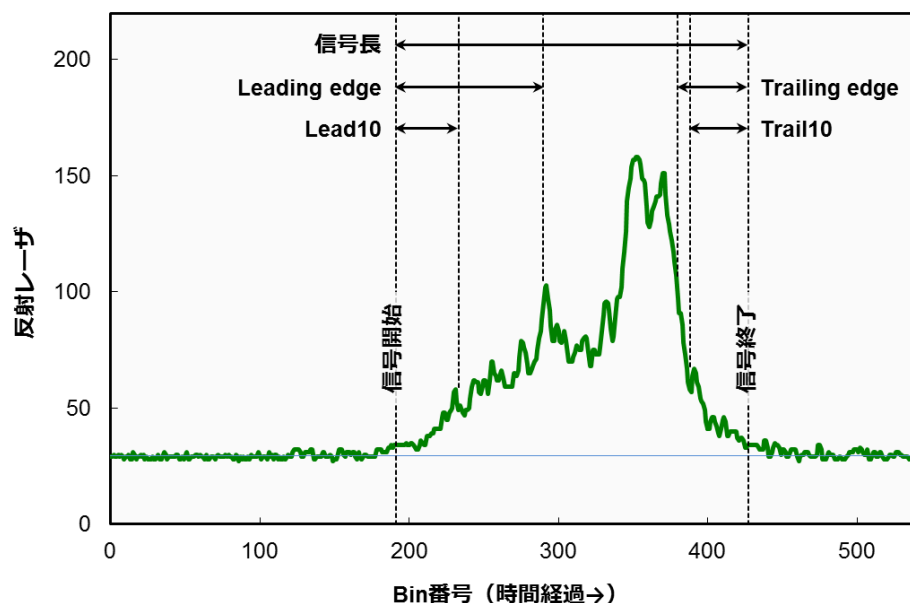


図 1.8 GLAS 波形における信号長、および 2 種類のエッジ長。

果を補正できる。

表 1.4 に、GLAS データを樹高の推定に利用した先行研究の一覧を示す。推定精度は、1.77 m から 12.66 m まで幅が広いことがわかる。また、対象地域はアメリカやヨーロッパ、中国などが多く、本研究で対象としている日本やボルネオ島を対象とした研究は、まだおこなわれていない。樹高推定方法の精度を比較した研究としては Chen (2010) がアメリカの太平洋岸で検討した例があり、DEM データを利用する経験的方法が最も高精度だったとしている。また、Baghdadi *et al.* (2013) もブラジルにおいて比較研究をおこない、エッジ長を利用する経験的方法が最も高精度としている。しかしながら、このような比較研究はまだあまり行われていない。本研究において、樹高推定方法の優劣を比較し、日本やボルネオ島を対象とすることは、新規性のある研究であると考えられる。

### 1.3.3 衛星 LiDAR を利用した地上部バイオマス計測

森林の地上部バイオマスを GLAS の波形データから推定した先行研究では、その推定方法を表 1.5 のように分類できる。大別すると 2 つのアプローチに分けられる。一つは、GLAS の波形データから樹高を推定し、アロメトリー式を利用して樹高から地上部バイオマスへ換算する方法である。1.3.2 節に述べたとおり、GLAS データから樹高を推定する方法はいくつかあり、その中には対象地域に依存せずに汎用的に利用できる方法（直接的な方法）もあるため、この方法は比較的汎用的に利用できると考えられる。しかし一方で、数値を 2 段階で換算するため推定精度が低下する可能性が懸念される。

表 1.4 GLAS データを利用した樹高推定に関する先行研究。

| 文献                             | 対象地域          | 樹高推定方法     | 精度 (RMS 誤差)            |
|--------------------------------|---------------|------------|------------------------|
| Lefsky <i>et al.</i> 2005      | ブラジル / アメリカ   | 経験-DEM     | 9.90m / 4.85m / 12.66m |
| Lefsky <i>et al.</i> 2007      | ブラジル / アメリカ   | 経験-エッジ-LE  | 5m                     |
| Pang <i>et al.</i> 2008a       | アメリカ          | 経験-エッジ-LE  | 6.2m                   |
| Pang <i>et al.</i> 2008b       | 中国            | 経験-エッジ-LE  | 1.77m / 3.75m          |
| Pflugmacher <i>et al.</i> 2008 | アメリカ          | 経験-エッジ-LE  | 4.86m / 5.91m          |
| Rosette <i>et al.</i> 2008a    | イギリス          | 直接         | 4.53m / 2.56m          |
| Rosette <i>et al.</i> 2008b    | イギリス          | 経験-DEM     | 2.99m / 2.86m          |
| Rosette <i>et al.</i> 2009     | イギリス          | 直接         | 4.4m / 3.5m            |
| Chen 2010                      | アメリカ          | 直接         | 9.12m / 7.24m / 10.25m |
|                                |               | 経験-DEM     | 6.18m / 4.88m / 9.31m  |
|                                |               | 経験-エッジ-LE  | 6.40m / 5.08m / 9.47m  |
| Goetz <i>et al.</i> 2010       | アメリカ          | 直接         | 5.7m / 3.4m            |
| Lefsky 2010                    | 全球            | 経験-エッジ-L10 | 5.9m                   |
| Rosette <i>et al.</i> 2010     | イギリス          | 直接         | 4.4m                   |
|                                |               | 経験-DEM     | 4.9m                   |
| Xing <i>et al.</i> 2010        | 中国            | 経験-DEM     | 2.56-4.23m             |
| Lee <i>et al.</i> 2011         | アメリカ          | 経験-DEM     | 2.2m / 3.7m            |
| Li <i>et al.</i> 2011          | アメリカ          | 直接         | 1.97m                  |
| Popescu <i>et al.</i> 2011     | アメリカ          | 直接         | 3.46m                  |
| Simard <i>et al.</i> 2011      | 全球            | 直接         | 6.1m / 4.4m            |
| Los <i>et al.</i> 2012         | 全球<br>(極域を除く) | 直接         | 6.6m                   |
| Baghdadi <i>et al.</i> 2013    | ブラジル          | 直接         | 2.2m                   |
|                                |               | 経験-エッジ-LE  | 1.89-2.16m             |
|                                |               | 経験-DEM     | 3.82-3.97m             |

表 1.4 つづき。

| 文献                       | 対象地域          | 樹高推定方法    | 精度 (RMS 誤差)   |
|--------------------------|---------------|-----------|---------------|
| Iqbal <i>et al.</i> 2013 | イギリス          | 直接        | 3.18m         |
| EnBle <i>et al.</i> 2014 | ドイツ           | 直接        | 1.90-7.76m    |
| Park <i>et al.</i> 2014  | アメリカ          | 直接 (傾斜補正) | 4.91m         |
| Wang <i>et al.</i> 2014  | 中国 /<br>コスタリカ | 直接 (傾斜補正) | 2.27m / 3.75m |

2 つ目のアプローチは、GLAS の波形パラメータと地上部バイオマスとの間の関係性を見出し、GLAS データから直接的に地上部バイオマスを推定するモデルを構築する方法である。多くの場合は重回帰分析により推定モデルを構築しているが、機械学習を利用した例もある。重回帰分析を利用する場合、利用する波形パラメータを固定している方法（いずれの研究も 3 つのパラメータを利用）と、多数の波形パラメータの中から適切な組み合わせを選択する方法とに分けられる。この方法は、樹高から換算する方法に較べると高い推定精度が期待できるが、推定モデルが対象地域に特化されたものになりがちで、汎用性には欠ける可能性が懸念される。

表 1.6 に、GLAS データを地上部バイオマスの推定に利用した先行研究の一覧を示す。推定精度は、 $5.76 \text{ Mg ha}^{-1}$  から  $174.7 \text{ Mg ha}^{-1}$  までと幅が広い。また対象地域は、樹高に関する先行研究（表 1.4）に較べると多様であるが、本研究で対象としている日本やボルネオ島を対象とした研究は、まだあまりおこなわれていない。

表 1.5 GLAS データを利用した地上部バイオマス推定方法の分類。

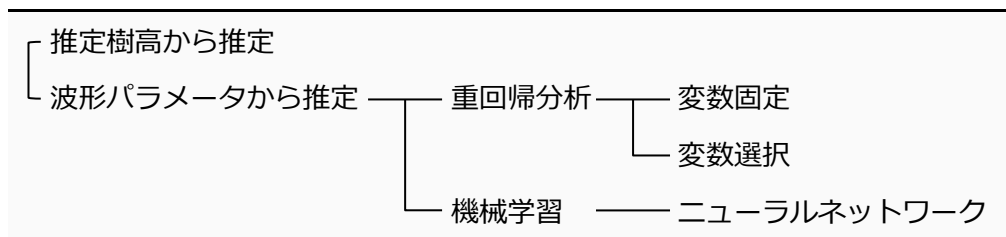


表 1.6 GLAS データを利用した地上部バイオマス推定に関する先行研究。

| 文献                                | 対象地域           | 地上部バイオマス<br>推定方法 | 精度 (RMS 誤差)                        |
|-----------------------------------|----------------|------------------|------------------------------------|
| Lefsky <i>et al.</i> 2005         | ブラジル /<br>アメリカ | 樹高               | 58.3 Mg ha <sup>-1</sup>           |
| Boudreau <i>et al.</i> 2008       | カナダ            | 波形-重回帰-固定        | 未検証                                |
| Pflugmacher <i>et al.</i><br>2008 | アメリカ           | 樹高               | 174.7 / 60.6 Mg ha <sup>-1</sup>   |
| Helmer <i>et al.</i> 2009         | ブラジル           | 樹高               | 未検証                                |
| Nelson <i>et al.</i> 2009a        | カナダ            | 波形-重回帰-固定        | 31.99 / 31.73 Mg ha <sup>-1</sup>  |
| Nelson <i>et al.</i> 2009b        | ロシア            | 波形-機械-NN         | 81 m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> |
| Duncanson <i>et al.</i><br>2010   | カナダ            | 波形-重回帰-選択        | 未検証                                |
| Guo <i>et al.</i> 2010            | 中国             | 波形-重回帰-選択        | 15.93 / 17.02 Mg ha <sup>-1</sup>  |
| Nelson 2010                       | カナダ            | 波形-重回帰-固定        | 5.76 – 32.0 Mg ha <sup>-1</sup>    |
| Ballhorn <i>et al.</i> 2011       | インドネシア         | 波形-重回帰-選択        | 未検証                                |
| Popescu <i>et al.</i> 2011        | アメリカ           | 樹高               | 37.7 Mg ha <sup>-1</sup>           |
| Saatchi <i>et al.</i> 2011        | 全熱帯域           | 樹高               |                                    |
| Baccini <i>et al.</i> 2012        | 全熱帯域           | 波形-重回帰-選択        |                                    |
| Mitchard <i>et al.</i> 2012       | ガボン            | 樹高               | 未検証                                |
| Baghdadi <i>et al.</i> 2013       | ブラジル           | 樹高               | 16.1 Mg ha <sup>-1</sup>           |
| Fatoyinbo & Simard<br>2013        | アフリカ           | 樹高               | 65.4 Mg ha <sup>-1</sup>           |
| Neigh <i>et al.</i> 2013          | 周北極域           | 波形-重回帰-選択        | 9.93-58.47 Mg ha <sup>-1</sup>     |

## 1.4 本論文の構成

本論文は、本章を含めて 6 章から構成される。そのうち第 2 章から第 5 章の構成を、図 1.9 に示す。

第 1 章では、本研究の背景として、森林資源評価の重要性が近年高まりつつあることを述べるとともに、衛星リモートセンシングを利用した森林資源評価技術について概説した。続いて、本研究では特に衛星搭載 LiDAR に注目し、その森林資源評価への適用可能性を評価することを目的とすることを述べた。また、衛星搭載 LiDAR を利用した先行研究について、樹高および地上部バイオマスのそれぞれを計測対象とした研究に分類して概説した。

第 2 章では、北海道の森林を対象として、衛星搭載 LiDAR である ICESat/GLAS データから樹高を推定する手法を開発し、広域評価に適用した。そのためにまず、地上計測および航空機 LiDAR 計測による樹高データを収集し、樹高推定モデル構築におけるグラントゥルスとして整備した。次に、樹高推定における誤差要因を定量的に評価し、より高精度な樹高推定を実現するため、誤差要因となるデータをスクリーニングする手順を確立した。そのようにして構築した樹高推定モデルを、北海道を観測した GLAS データに適用し、北

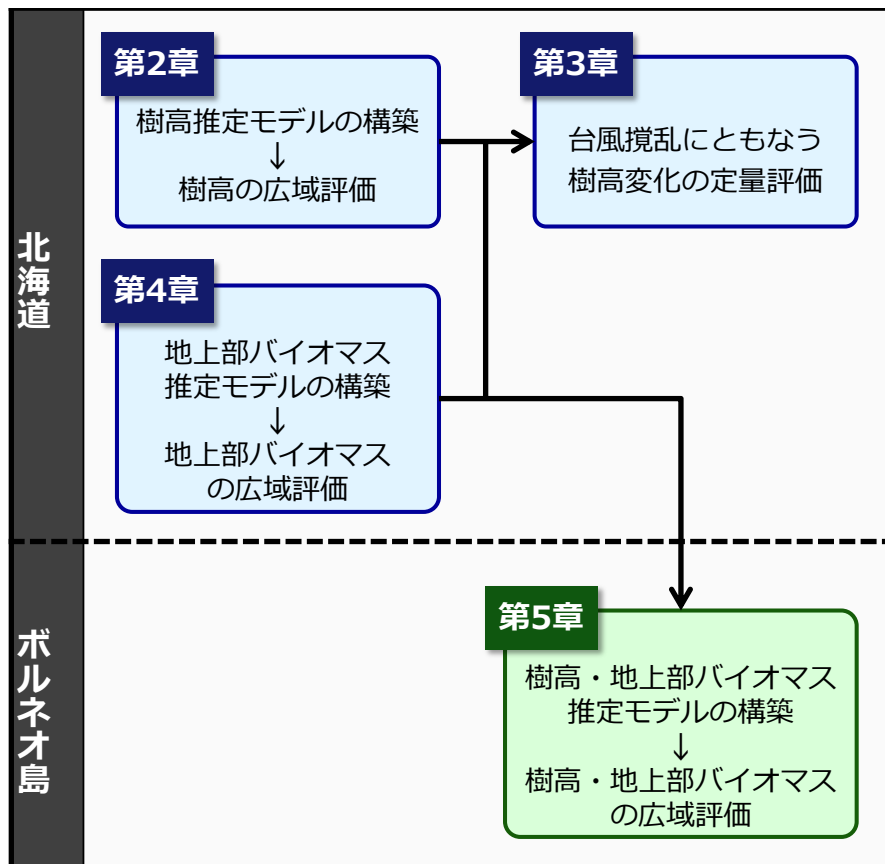


図 1.9 本論文の構成。

海道の樹高分布について広域評価をおこなった。具体的には、樹高分布（ヒストグラム）、森林タイプ別の平均樹高、地理条件と樹高との関係性、および樹高の空間分布について明らかにした。なお、第 2 章の一部については Hayashi *et al.* (2013a) で発表している。また、方法論に関連して Hayashi *et al.* (2013b) で発表している。

第 3 章では、衛星搭載 LiDAR の樹高計測能力を応用し、台風による風倒被害を受けた北海道の森林を対象に、樹高変化の検出をおこなった。2004 年 9 月 8 日に北海道を襲った台風 18 号（アジア名：Songda）による被害が甚大であった苫小牧市周辺の国有林を対象として、台風前後の樹高の変化を、GLAS データを解析することにより算定した。さらに、樹高の低下量と地理条件との関係性を多変量解析により評価し、風倒被害リスクと地理条件との関係についても明らかにした。なお、第 3 章の概要については Hayashi *et al.* (2015) で発表している。

第 4 章では、北海道の森林を対象として、GLAS データから地上部バイオマスを推定する手法を開発し、広域評価に適用した。まず、ビッターリッヒ法を応用したサンプリング調査により地上計測を実施し、地上部バイオマスに関するグランドウルスを収集した。次に、そのデータにもとづいて GLAS データから地上部バイオマスを推定するモデルを構築し、それを適用することで、北海道の森林における地上部バイオマスの分布状況について広域評価をおこなった。具体的には、地上部バイオマス分布（ヒストグラム）とその経年変化、森林タイプ別の平均値、地理条件と地上部バイオマスとの関係性について明らかにした。また、GLAS は離散的な位置しか観測できないため、他の衛星画像データなどを併用することで空間的に補間し、北海道全域をカバーする地上部バイオマス地図の作成についても検討した。

第 5 章では、ボルネオ島の森林を対象として、GLAS データを利用した森林資源の広域評価をおこない、衛星 LiDAR が有する能力を評価した。まず、北海道における調査と同様の手順で、ビッターリッヒ法にもとづいて地上計測データを収集し、そのデータを利用して GLAS データから樹高および地上部バイオマスを推定するモデルを構築した。その推定モデルを適用することで、ボルネオ島における森林資源の広域評価をおこなった。具体的には、地上部バイオマスの分布状況（ヒストグラム）とその経年変化、森林タイプ別の平均値、全島の地上部バイオマス総量、および地上部バイオマスの空間分布について明らかにした。なお、第 5 章の概要については Hayashi *et al.* (in press) で発表している。

最後に第 6 章では、本研究の結果として、衛星搭載 LiDAR の能力をとりまとめることで結論とした。

## 第2章 北海道を対象とした樹高の推定手法開発と 広域評価

### 2.1 はじめに

樹高は、樹木の形質を表す最も基本的なパラメータの一つであるばかりでなく、アロメトリー式を利用して材積やバイオマスといった森林資源量へ換算することもできるため、その計測技術はきわめて重要である。衛星リモートセンシングを利用して樹高を計測する技術には、1.1.3 節に述べたようにいくつかあるが、なかでも衛星 LiDAR を利用することで、最も確実に高精度な成果を期待することができる。そこで、大気観測用のものを除けば、これまでに実現している唯一の衛星 LiDAR である ICESat/GLAS の観測データを利用し、樹高の推定手法の構築を検討した。

対象地域は、北海道の全域とした。北海道は北緯 41° から 46° の範囲に位置し、ケッペンの気候区分では亜寒帯湿潤気候に属している。森林帯は、北海道南西部に分布する冷温帯林（落葉広葉樹林）と、東北部に分布する亜寒帯林（常緑針葉樹と落葉広葉樹の混交林）とに分けられる。北海道の森林は、約 30%の人工林と、約 70%の天然林とで構成されている（林野庁, 2014）。人工林の多くは、トドマツ (*Abies sachalinensis*) やカラマツ (*Larix kaempferi*) といった針葉樹林で構成される。天然林は、トドマツやエゾマツ (*Picea jezoensis*) などの針葉樹林とミズナラ (*Quercus crispula*) などの広葉樹林で構成される。

GLAS データを利用した樹高推定手法は、1.3.2 節に述べたようにいくつか提案されている。傾斜地における波形の伸びの効果を補正し、より高精度に樹高を推定するためには、対象地域に適した経験式を構築する必要がある。そこで最初に、樹高を地上計測することで真値を表すデータ（グラントゥルス）を収集し、そのデータにもとづいて、樹高の推定精度に影響を与えうる要因を統計解析により特定し、誤差要因を排除することで高精度な推定が可能となるようにした。次に、誤差要因を排除したうえで樹高推定モデルを構築するため、航空機 LiDAR により計測された樹高データを収集し、これを大量のグラントゥルスとして利用して樹高推定モデルを構築した。そして最後に、このようにして構築された北海道に最適化された推定モデルを、北海道を観測した全ての GLAS データへ適用することで樹高を推定した。北海道の森林における樹高の分布状況を明らかにしたうえで、それが、どのような地理条件に影響を受けているかを検討するための統計解析もおこなった。

## 2.2 方法

### 2.2.1 衛星 LiDAR データの収集・解析

GLAS データは、アメリカの National Snow and Ice Data Center (NSIDC) のホームページで公開されている (<http://nsidc.org/data/icesat/index.html>)。本研究では、release-33 のデータを収集した。GLAS データには GLA01 から GLA15 までの 15 種類のプロダクトがあるが、このうち GLA01 (L1A Global Altimetry Data) と GLA14 (L2 Global Land Surface Altimetry Data) の 2 つのプロダクトを使用した。GLA01 には、波形データの他に背景ノイズに関する情報などが収録されている。GLA14 には、各フットプリントの緯度・経度、地盤面標高の計測結果、信号の開始・終了位置、波形にガウス関数をフィッティングした結果など、波形の解析などにより得られた様々な情報が収録されている。GLA01 と GLA14 のデータは、レコード番号 (`i_rec_ndx`) およびレーザ光発射時刻 (`i_UTCTime`) といった情報にもとづいて結合することができる。

GLAS は、2003 年から 2009 年の間に 18 回の観測期間を設けている (図 1.5)。しかし、北海道の森林は冬期に積雪に覆われ、GLAS による正確な樹高推定は望めないため、冬期を除いた観測期間のデータを収集した。具体的には、2 月から 4 月に観測をおこなった 7 つの観測期間を除外し、残りの 11 の観測期間のデータを利用した。対象地域である北海道全域の GLAS データを収集した。

雲に覆われている地域の観測データは解析に適さないため、収集した GLAS データに対してスクリーニングをおこなった。まず、GLA14 に収録されている情報にもとづいて、信号飽和を起こしておらず (`i_satNdx = 0`)、かつ雲の影響がないデータ (`i_FRir_qaFlag = 15`) のみを抽出した。次に、雲に覆われている観測データを確実に除外するため、既存の標高 (Digital Elevation Model; DEM) データと GLAS が計測した地盤面の標高値とを比較した。比較する DEM データとして、国土地理院の公開している基盤地図情報 10m メッシュ標高データを利用した (<http://www.gsi.go.jp/kiban/>)。一方、GLA14 に収録されている地盤面標高値 (`i_elev`) は楕円体高、すなわち、地球表面に近似した回転楕円体からの高さである。標高とは、平均海水面 (陸域ではジオイド面) からの高さであるため、回転楕円体からジオイド面までの高さの差であるジオイド高を、GLAS の標高値から差し引く必要がある。ここでは、国土地理院の DEM データにあわせるため、ジオイド高として『日本のジオイド 2000 (GSIGEO2000)』の値を国土地理院公開のプログラムを利用して (<http://vldb.gsi.go.jp/sokuchi/geoid/>)、GLAS のフットプリントごとに取得した。このようにして計算された GLAS の標高値と DEM データとを比較した結果を、図 2.1 に示す。この図は、釧路周辺の結果を示している。大半のデータは 1:1 の線に沿って分布しているが、GLAS の標高値のほうが著しく大きい値を示しているデータもある。これらは、雲から反

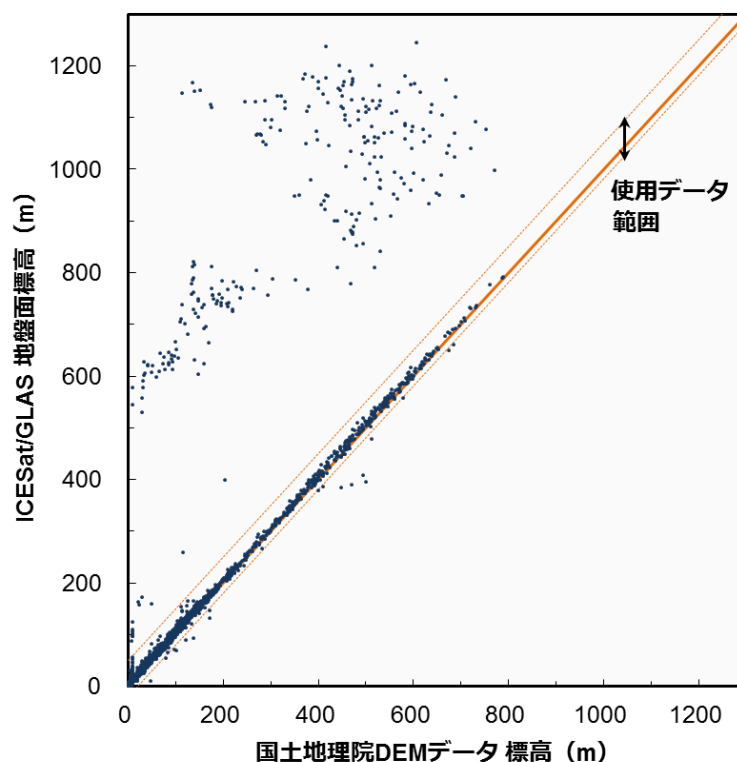


図 2.1 釧路周辺における国土地理院 DEM データの標高と GLAS 計測の地盤面標高との比較。GLAS 計測値が著しく高いデータは雲を観測していると考えられる。

射されたレーザ光を観測していると考えられる。そこで、DEM データより 50 m 以上高い標高値を示す GLAS データは、雲を観測していると判断して除外した。また、100 m 近く低い標高値を示す GLAS データも数点あることがわかる。これらは、GLAS が運用を停止する直前である観測期間 L2F（2009 年）のデータで、この時期は観測位置決定の精度が低下していたため、標高値の計測精度も低くなっているものと推測される（実際の観測位置とは異なる位置の緯度・経度が記録されているため）。このように推測される根拠については、2.3.1 節に述べる。ここでは、DEM データより 20 m 以上低い標高値を示す GLAS データについても、解析対象から除外することとした。

## 2.2.2 地上計測データの収集・解析

GLAS データから高精度に樹高を推定するため、まず、推定精度に影響を与えうる要因を統計解析により特定することとした。そのために必要となるグラウンドトゥルスを、樹高や林況を地上計測することで収集した。地上計測は、図 2.2 に示す 2 つのサイト、苫小牧と釧路において実施した。苫小牧サイトでは苫小牧市内にある国有林を、釧路サイトでは釧路川流域にある国有林を対象とした。両サイトとも、針葉樹で構成される人工林と、針葉

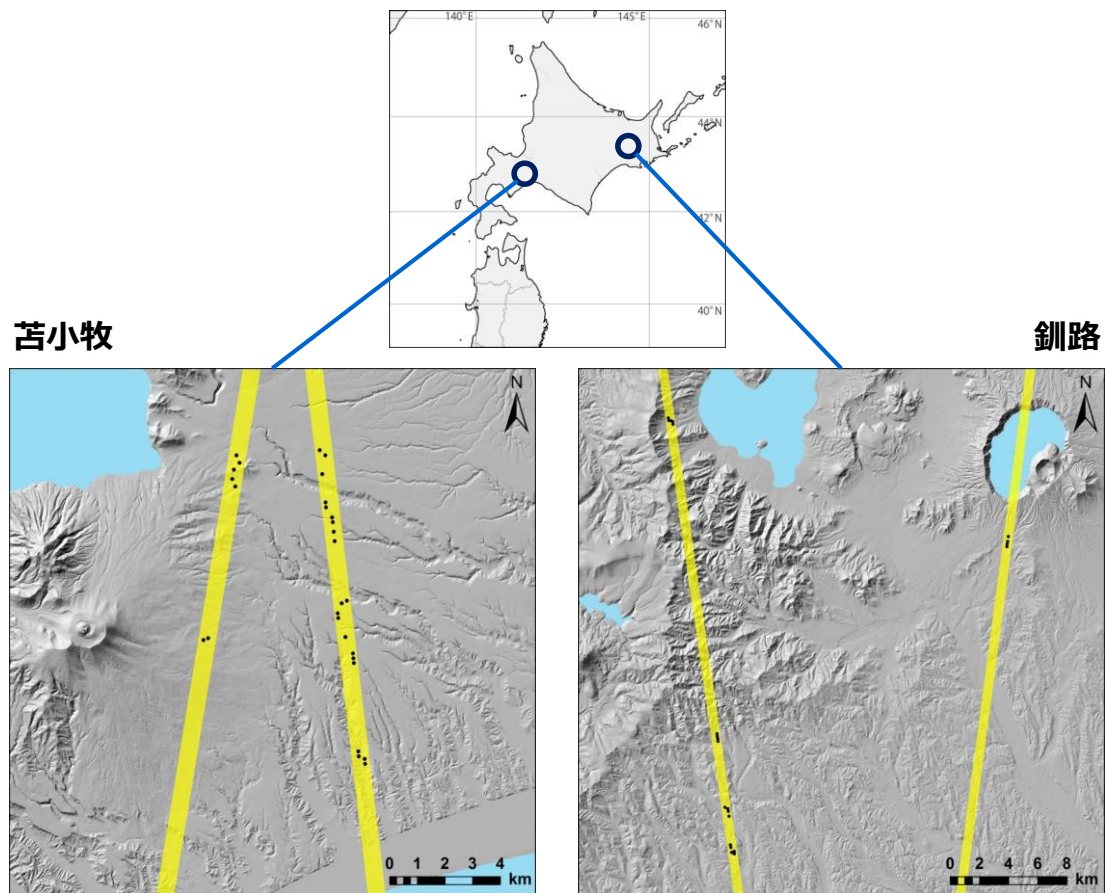


図 2.2 地上計測データを収集した 2 サイトの位置図。黒い点は地上計測を実施した 49 地点を、黄色の線は ICESat 衛星の軌道位置を表す。

樹・広葉樹で構成される天然生林とが分布しており、北海道に広く分布する一般的な森林を代表するものと考えられる。

図 2.2 の黒い点は地上計測を実施した地点を表しており、GLAS のフットプリントに一致している。この図からわかるように、苦小牧と釧路の各サイトにおいて ICESat 衛星の軌道が 2 つずつ通過している。極域以外では、軌道の位置は参照軌道から 1 km までのズレが許容されている (Schutz *et al.*, 2005) ため、GLAS の観測日によって東西方向に多少のズレがある。表 2.1 に、地上計測の概要を示す。計測は 2011 年の 9 月から 10 月にかけておこない、計測プロット数は苦小牧・釧路の両サイトあわせて 49 プロットであった。GLAS の観測は 2003 年から 2009 年におこなわれたのに対し、本研究における地上計測は 2011 年におこなったため、その時間間隔にともなう樹高や林況の変化が懸念される。そこで、そうした変化の影響を小さくするため、GLAS が 2007 年以降に観測したフットプリントに限定して地上計測をおこなった。また、地上計測の際に、伐採や人工物の構築などの大きな変化が近年起きていないことを確認している。

地上計測ではまず、対象となる GLAS のフットプリント中心の位置を、GPS の GPSMAP

表 2.1 北海道において収集した樹高の地上計測データの概要。

| サイト | 計測日           | 森林タイプ  | プロット数 | 最大樹高         |
|-----|---------------|--------|-------|--------------|
|     |               |        |       | 平均±標準偏差      |
| 苫小牧 | 2011.10.17-19 | 常緑針葉樹林 | 14    | 18.2 ± 3.2 m |
|     |               | 落葉針葉樹林 | 5     | 16.1 ± 1.4 m |
|     |               | 落葉広葉樹林 | 8     | 17.3 ± 7.1 m |
| 釧路  | 2011.09.26-29 | 常緑針葉樹林 | 10    | 18.4 ± 4.3 m |
|     |               | 落葉針葉樹林 | 9     | 22.4 ± 2.0 m |
|     |               | 落葉広葉樹林 | 3     | 18.4 ± 2.4 m |
| 計   |               |        | 49    | 18.6 ± 4.4 m |

62s (Garmin Ltd., Olathe, MO, USA) を用いて特定した。次に、その位置を中心として GLAS のフットプリントに対応するように、計測プロットを設定した。ただし、GLAS のフットプリントは本来は楕円形であるが、地上計測において楕円形のプロットを設定するのは労力を要するため、円形プロットを設定した。プロットの大きさは、2007 年以降に観測された GLAS のフットプリントにおおよそ相当するよう、半径 27 m に設定した。GLAS データから樹高を推定する際、多くの先行研究では、フットプリント内の最大樹高を推定している (e.g., Chen, 2010)。これは、GLAS 波形は最も高い位置にある樹頂の反射から開始するため、最大樹高を推定するのが合理的であるだけでなく、植物生態学においても最大樹高は重要なパラメータである (e.g., Moles *et al.*, 2009) ためである。そこで、本研究でも最大樹高を推定することとした。地上計測では、円形プロット内で樹高が最も高い 5

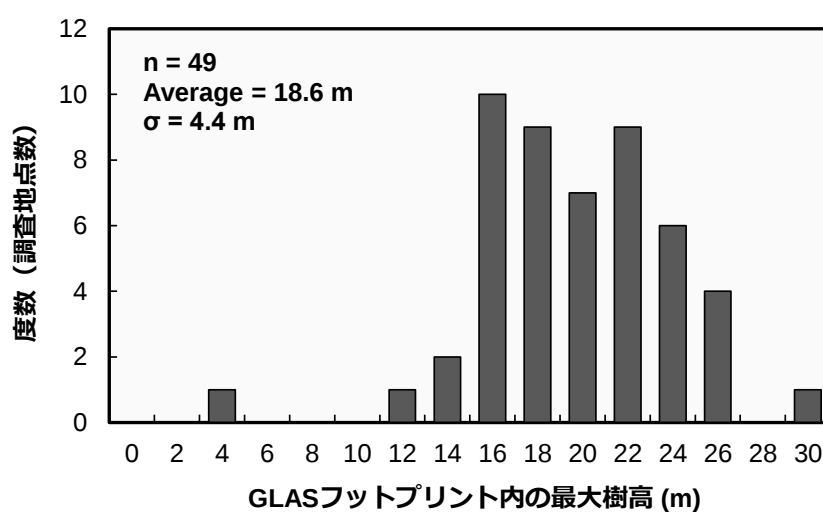


図 2.3 北海道において収集した地上計測データの樹高ヒストグラム。

本の立木を選定して樹高を計測し、それらの平均値を対象プロットの最大樹高とみなした。最大樹高の 1 本の立木だけを計測すると、計測誤差の影響を受けやすいと考えたためである。樹高の計測には、超音波を利用した樹高計測器である Vertex IV (Haglöf Sweden AB, Långsele, Sweden) を利用した。さらに、樹高の推定誤差の要因解析をおこなうため、地盤面の傾斜角度や斜面方位、樹冠率、上層木の優占樹種、林床の状況などについても計測・調査をおこなった。

図 2.3 に、地上計測された樹高のヒストグラムを示す。49 プロットの平均樹高は 18.6 m、標準偏差は 4.4 m であった。また、表 2.1 からわかるように、森林タイプ別に見ると、苫

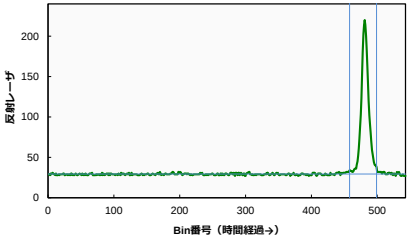
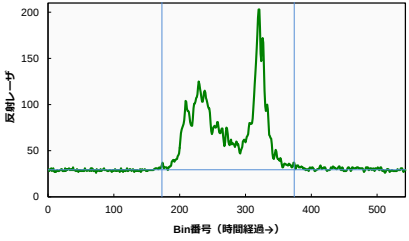
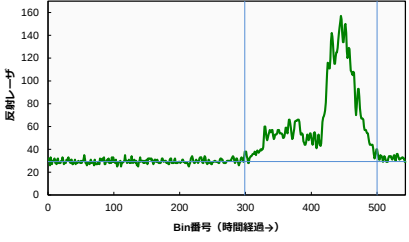
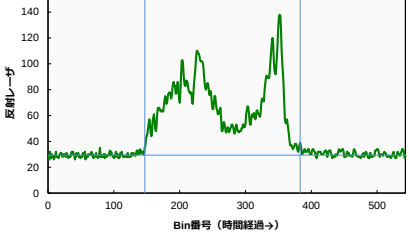
|                     | 地上計測結果                | 現況写真                                                                                | GLAS 波形                                                                              |
|---------------------|-----------------------|-------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------|
| ① 苫小牧サイト<br>／伐採跡の灌木 | 最大樹高：3.4m<br>傾斜角度：0°  |   |   |
| ② 釧路サイト<br>／カラマツ林   | 最大樹高：20.9m<br>傾斜角度：0° |  |  |
| ③ 釧路サイト<br>／カラマツ林   | 最大樹高：22.4m<br>傾斜角度：7° |  |  |
| ④ 苫小牧サイト<br>／広葉樹林   | 最大樹高：25.2m<br>傾斜角度：8° |  |  |

図 2.4 樹高の地上計測の結果と GLAS 波形の比較。

小牧サイトでは常緑針葉樹林の樹高が、釧路サイトでは落葉針葉樹林（カラマツ林）の樹高がやや高い傾向が見られた。図 2.4 に、地上計測結果と GLAS 波形の比較について、代表的な例を示す。GLAS 波形において青い縦線で表されているのは信号開始位置と終了位置で、その差が信号長である。樹高が大きいプロットほど信号長も長くなっていることがわかる。また、波形の右側（低標高側）のピークは地面からの反射を、左側（高標高側）のピークは樹冠からの反射を表しており、①を除いて、いずれも 2 つのピークが明瞭に認められる。これは、密な樹冠の林分が少なく、GLAS のレーザ光の多くが林床まで到達しているためと考えられる。また、地面ピークは、傾斜角度が大きくなると幅が広がる様子も見て取れる。

### 2.2.3 航空機 LiDAR データの収集・解析

2.2.2 節に述べた、地上計測により収集した樹高データは、GLAS データから樹高を推定する際の誤差要因の特定を主な目的として、優占樹種や傾斜角度などの諸要因についても詳細な計測・調査をおこなったものである。一方、誤差要因を排除したうえで、北海道の森林に適した樹高推定モデルを構築するためには、大量のグランドトゥルスを利用することが望ましく、それは樹高のみの計測データで充分である。そこで、図 2.5 に示す 7 つのサイトにおいて航空機 LiDAR の観測データを収集・解析し、グランドトゥルスとして利用することとした。表 2.2 に、それらの航空機 LiDAR データの概要を示す。苫小牧サイトのデータは、北海道開発局より提供を受けたものである（計測機関：株式会社パスコ）。森サイ

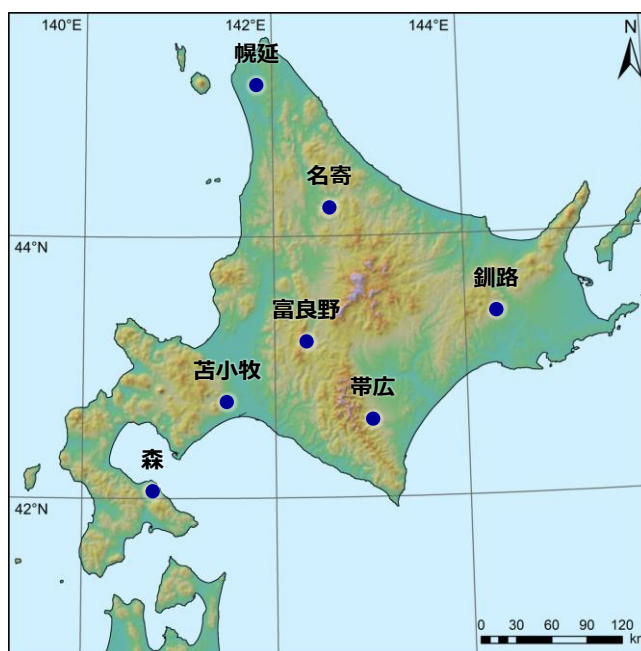


図 2.5 航空機 LiDAR データを収集した 7 サイトの位置図。

表 2.2 北海道において収集した航空機 LiDAR データの概要。

| サイト | 計測年月          | 使用機材              | 平均パルス密度             |
|-----|---------------|-------------------|---------------------|
| 幌延  | 2006.10.      | Optech/ALTM3100DC | 1.0 m <sup>-2</sup> |
| 名寄  | 2006.10.      | Optech/ALTM3100DC | 1.2 m <sup>-2</sup> |
| 釧路  | 2006.05 - 10. | Optech/ALTM3100DC | 1.0 m <sup>-2</sup> |
| 富良野 | 2006.08 - 09. | Optech/ALTM3100DC | 1.8 m <sup>-2</sup> |
| 帯広  | 2006.05.      | Optech/ALTM3100DC | 1.2 m <sup>-2</sup> |
| 苫小牧 | 2008.10 - 11. | Leica/ALS50       | 2.8 m <sup>-2</sup> |
| 森   | 2000.10.      | Optech/ALTM1225DC | 0.8 m <sup>-2</sup> |

トのデータは朝日航洋株式会社が、他の 5 サイトのデータはアジア航測株式会社が計測したデータである。収集した航空機 LiDAR データは、いずれも小径フットプリントの観測データであり、大量の観測点群データを解析し、樹頂の観測点と地盤の観測点の標高値の差分から樹高を計算することができる。

航空機 LiDAR が観測した大量の点群データに対し、フィルタリングと呼ばれる処理を施すことで、地盤面から反射した点群を抽出することができる。この地盤面を表す点群データを 2 m メッシュの面データ（ラスタデータ）へ変換することで、Digital Terrain Model (DTM) を作成した。次に、地盤面の点群を抽出した残りの点群データについて、各々の標高値から DTM の標高値を差し引くことで、各フットプリントが照射された位置の樹冠の高

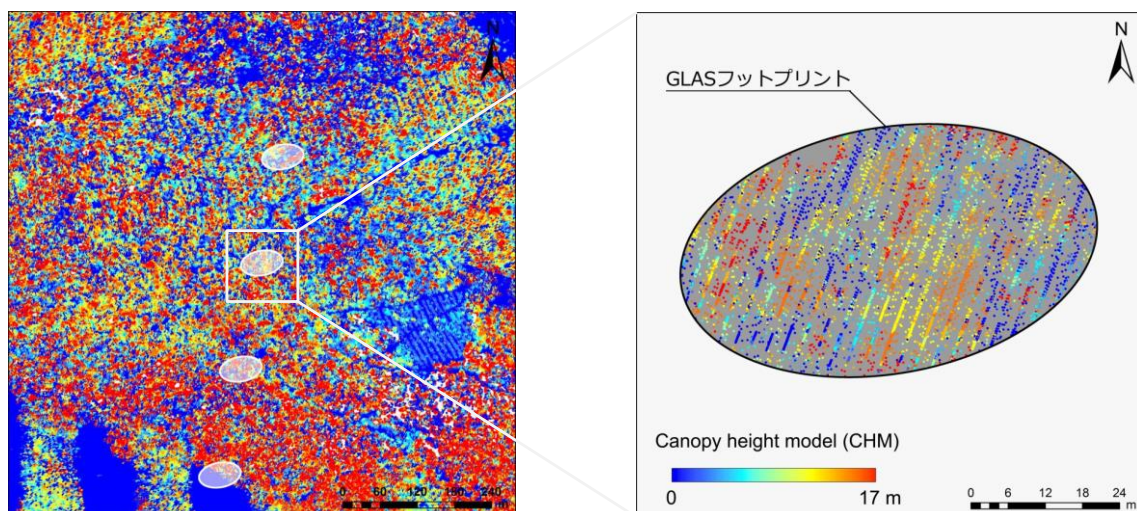


図 2.6 航空機 LiDAR データから作成した CHM と GLAS フットプリント(苫小牧サイト)。GLAS フットプリント内で最大の CHM 値をグランドトゥルスとして採用。

さを表す Canopy Height Model (CHM) を得ることが出来る。図 2.6 に、このようにして作成した苦小牧サイトの CHM の一部を例示する。航空機 LiDAR データより作成した CHM に GLAS のフットプリントを重ねあわせ、そのフットプリント内で最大の CHM 値を示す点を、最大樹高のグランドトゥルスとして採用した。その際、GLAS のフットプリントの形状を再現する必要があるが、GLA14 に収録されている楕円の長径 (i\_tpmajoraxis\_avg)、離心率 (i\_tpeccentricity\_avg)、長径の方位角 (i\_t pazimuth\_avg) の情報から各フットプリントの形状を再現した。

このようにして、航空機 LiDAR データを利用したグランドトゥルスを、7 つのサイトあわせて 476 地点で収集した。図 2.7 に、こうして収集したグランドトゥルスの樹高のヒストグラムを示す。476 地点の平均樹高は 20.0 m、標準偏差は 5.1 m であった。地上計測により収集したグランドトゥルス (図 2.3) に較べると、樹高がやや高かった。なお、ここで使用した航空機 LiDAR データの観測年は 2000 年から 2008 年にかけてであり、大半のデータは 2006 年に観測されている (476 地点のうち 342 地点)。そのため、地上計測データ収集の際のように、対象とする GLAS データの観測年を制限するようなことはしておらず、2003 年から 2008 年にかけて観測されたデータを使用している。また、航空機 LiDAR データの解析、および後述する GLAS データの解析には、GIS ソフトウェアである ArcGIS (ESRI Inc., Redlands, USA) を利用した。

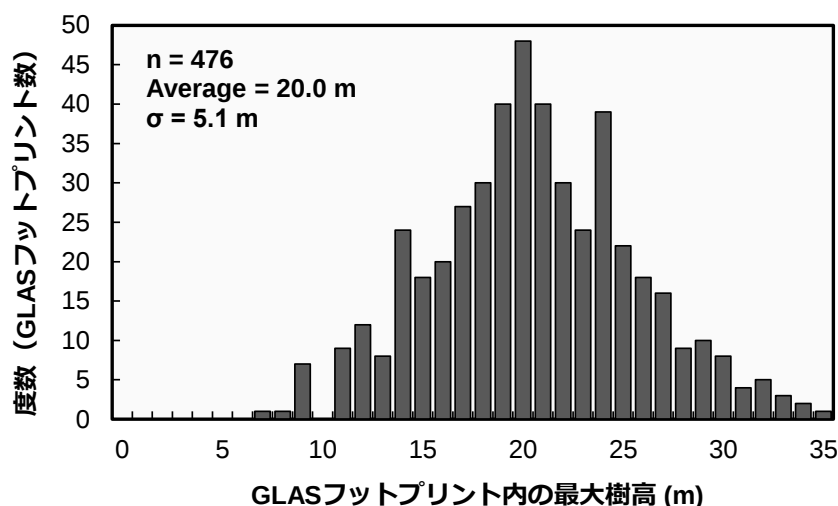


図 2.7 航空機 LiDAR データより作成したグランドトゥルスの樹高ヒストグラム。

#### 2.2.4 樹高推定における誤差要因の評価

GLAS の波形データを利用して樹高を推定するうえで、精度に影響を及ぼす要因を評価

するため、統計解析をおこなった。1.3.2 節に述べたように、GLAS データから樹高を推定する方法は、いくつか提案されている。そこで最初に、それらそれぞれの方法で樹高を推定し、地上計測データを利用して精度を検証した。次に、樹高推定の誤差と、いくつかの観測条件との間の関係性について多変量解析をおこない、誤差要因を特定した。その手順について、以下に述べる。

GLAS データから樹高を推定する方法は、直接的方法と経験的方法とに大別される。直接的方法は、反射信号の開始位置から地面を表しているピークの位置までの標高差から樹高を推定する方法である。ここで、反射信号の開始位置は、GLA14 に収録されている情報 (*i\_SigBegOff*) を参照することができる。一方、地面のピークを特定するためには、3 つの方法が利用されている。すなわち、(1) GLA14 に収録されている地面ピーク位置の情報 (*i\_ldRngOff*) を参照する、(2) 波形データにフィッティングした複数のガウス関数の中で最も標高の低いものを地面ピークとする、(3) 同じくガウス関数の中で最も標高の低い 2 つのうち振幅の大きい方を地面ピークとする、という方法である。ここで、波形データにガウス関数をフィッティングした結果については GLA14 に収録されており、一つの波形データに対して最大で 6 つのガウス関数がフィッティングされている。そこで、これら 3 つの方法でそれぞれ樹高を推定し、地上計測データを利用して推定精度の優劣を比較することとした。なお、精度は Root-mean-square error (RMS 誤差) により評価した。

経験的方法は、DEM データを利用する方法と、波形のエッジ長を利用する方法とに分けられる。そして、エッジ長については、Leading edge / Trailing edge を利用する方法と、Lead10 / Trail10 を利用する方法の 2 つに分けられる。いずれの方法も、それぞれのパラメータと樹高とを結びつける経験式が必要となる。そこで、これら 3 つの方法それぞれについて、先行研究により構築されている経験式により樹高を推定し、地上計測データを利用して推定精度の優劣を比較することとした。参照した経験式は、以下の 3 つである。

$$\text{DEM 法} \quad : \quad H = 0.84 \cdot WE - 0.31 \cdot TI \quad (2.1)$$

$$\text{LE+TE 法} \quad : \quad H = 0.81 \cdot WE - 0.17 \cdot (LE + TE) \quad (2.2)$$

$$\text{L10+T10 法} \quad : \quad H = 0.95 + 0.59 \cdot WE - 0.106 \cdot L10 - 0.074 \cdot T10 \quad (2.3)$$

ここで、 $H$  は最大樹高、 $WE$  は信号長である。 $TI$  は、フットプリント内の最高と最低の標高差である Terrain index である。 $LE$  と  $TE$  は、信号開始位置から最大値の半値の位置までの Leading edge と、信号終了位置から最大値の半値の位置までの Trailing edge である。 $L10$  と  $T10$  は、信号開始位置から 10% のエネルギーが反射された位置までの Lead10 と、信号終了位置から 90% のエネルギーが反射された位置までの Trail10 である。いずれの変数も、単位は m である。ここで、式 2.1 および式 2.2 は Chen (2010) が構築した経験式を引用した。彼は、アメリカの太平洋沿岸にある 3 ヶ所の森林を対象地域とし、それぞれの対象地域で経験式を構築している。これら 3 ヶ所のうち、本研究の対象地域である北海

道の森林と樹種構成が比較的近いと考えられる、ワシントン州 Lweis で構築された式を引用した。式 2.3 は Lefsky (2010) が構築した経験式を引用した。彼は、全球を対象とした樹高地図を作成するために針葉樹用と広葉樹用の経験式を構築しており、ここでは針葉樹用の経験式を引用した。なお、Terrain index の計算には、2.2.1 節に述べた国土地理院の DEM データを利用した。

このようにして、各々の推定方法によって 6 種類の樹高推定値が得られるため、これらに対して地上計測データを利用した検証により精度 (RMS 誤差) を計算し、各方法の優劣を比較検討した。次に、誤差要因を特定するための多変量解析をおこなった。地上計測データの存在する 49 の GLAS データそれぞれにおける樹高推定誤差が計算できるため、これを目的変数とした。誤差要因の候補となりうる観測条件として、GLAS の観測期間、GLAS 波形の S/N 比 (Signal-to-noise ratio)、フットプリント内の優占樹種、樹冠率、地面の傾斜角度、の 5 つを選択し、これらを説明変数とした。これらのうち、優占樹種、樹冠率、傾斜角度の 3 つについては、地上計測の際に調査・計測したデータである。また、GLAS 波形の S/N 比については、反射信号の平均値を信号 (Signal)、背景ノイズの標準偏差をノイズ (Noise) とみなし、それらの比を取ることで計算した (Miller *et al.*, 2011)。反射信号の平均値は、GLA14 に収録されている反射信号の開始位置 (i\_SigBegOff) と終了位置 (i\_SigEndOff) の間の波形の平均値から、GLA01 に収録されている背景ノイズの平均値 (i\_4nsBgMean) を差し引くことで求めた。背景ノイズの標準偏差は、GLA01 に収録されている情報 (i\_4nsBgSDEV) を参照した。ここで、目的変数は数値データであるが、説明変数の中の 2 つ (GLAS 観測期間、優占樹種) は数値データではなくカテゴリーデータであるため、通常重回帰分析は適用できない。そこで、多変量解析の一種である数量化 I 類を適用した。これは、Hayashi (1952) により提唱された数量化理論による方法で、ダミー変数を導入することでカテゴリーデータを含んでいても多変量解析を実施することができる。優占樹種を例にとると、トドマツを 1、エゾマツを 2、というように数値を割り当てることでダミー変数とする。数量化理論には I 類から VI 類までであるが、数量化 I 類は重回帰分析と同等の解析手法である。そこで、数量化 I 類により、樹高の推定誤差と各々の観測条件との関係性を評価することで、誤差要因を明らかにした。この解析には、『Excel 数量化理論 ver.3.0』(株式会社エスミ, 東京, 日本) を使用した。

## 2.2.5 樹高推定モデルの構築 (1)

2.2.4 節に述べた検討の結果、GLAS データから樹高を推定する際の誤差要因が明らかになることが期待される。そこで、誤差の増加に寄与していることが明らかとなった観測条件の GLAS データは解析から除外したうえで、改めて地上計測データを利用した検証により、それぞれの方法の精度を計算し、優劣を比較する。なお、経験的方法については、2.2.4 節では先行研究において構築された経験式を採用したが、試験的に、地上計測データを利

用した重回帰分析により北海道の森林に適応した経験式を構築した。ただし、地上計測データを、経験式を構築するための教師データとして利用した後に、その推定精度を検証するための検証データとして再び利用することは好ましくない。そこで、教師データと検証データを分離するため、交差検証をおこなった。交差検証にはいくつかの方法があるが、ここでは **Leave-one-out (LOO)** 交差検証を利用した。LOO 交差検証では、49 プロットの地上計測データのうち 48 プロットを使って樹高推定のための経験式を構築し、残った 1 プロットで精度を検証するという処理を、データを入れ替えて 49 回実施する。そして、それらの平均を計算することで樹高推定モデルと推定精度とを同時に得ることができる。ただし、推定精度は **RMS** 誤差により評価するため、49 回の精度検証結果を単純に平均するのではなく、自乗平均平方根を計算した。なお、直接的方法については経験式を構築する必要はないため、交差検証はおこなわず、地上計測データを利用して直接的に **RMS** 誤差を計算した。このようにして、それぞれの方法の精度を比較し、優劣を評価した。

経験的方法において、地形の影響により波形が伸びる効果を補正するために利用される 3 種類のパラメータについて、補正効果の優劣についても評価した。そのために、地上計測データの樹高の値を **GLAS** の信号長から差し引いた値を、地面の傾斜の影響による伸びに対応する量と仮定した。この伸びの量と、3 つのパラメータ、すなわち (1) **Terrain index**、(2) **Leading edge + Trailing edge**、(3) **Lead10 + Trail 10** のそれぞれとの相関を確かめた。そして、最も波形の伸びとの相関が高いパラメータを、補正能力が高いものと判断した。

## 2.2.6 樹高推定モデルの構築 (2)

2.2.5 節に述べた樹高推定モデルの構築は、49 プロットの地上計測データを利用して経験式を構築したもので、必ずしも充分な数の教師データではないため、試験的な解析と言える。そこで次に、2.2.3 節に述べた、北海道内 7 サイトで収集した航空機 **LiDAR** データを解析することで得られた 476 地点の樹高のグランドトゥルスを教師データとして利用し、本格的に樹高推定モデルを構築した。

検討の手順は、2.2.5 節に述べたものと同様である。経験的方法については **LOO** 交差検証により、樹高推定モデルの構築と精度検証とを同時におこなった。そして、それぞれの樹高推定方法の精度を比較し、優劣を評価した。また、経験的方法において利用される 3 種類の補正用のパラメータについて、傾斜地における波形の伸びを補正する効果の優劣についても、同様に評価した。

この樹高推定モデルの構築に際しては、2.2.4 節に述べた、推定精度の低下要因となる観測条件下の **GLAS** データは解析から除外してある。しかしここで、改めて要因解析をおこなうことで、さらに高精度な樹高推定を実現する可能性について検討した。この要因解析は、2.2.4 節に述べた手順と同様に数量化 I 類をおこない、目的変数は樹高の推定誤差とした。しかし説明変数については、2.2.4 節において採用した、地上計測データによって得ら

れた3つの観測条件（優占樹種、樹冠率、傾斜角度）の代わりとして、森林タイプと Terrain index の2つを採用した。ここで森林タイプについては、林野庁発行の国有林野施業実施計画図、および北海道庁より提供を受けた道有林・民有林の森林 GIS データを参照して、常緑針葉樹林・落葉針葉樹林・落葉広葉樹林・混交林の4タイプに分類した。Terrain index は傾斜角度に代わる変数として利用した。その結果、説明変数として、GLAS の観測期間、GLAS 波形の S/N 比、フットプリント内の森林タイプ、Terrain index の4つを採用した。この要因解析の結果にもとづいて、さらに樹高推定精度を向上する方策がないか検討をおこなった。

## 2.2.7 北海道の樹高の広域評価

2.2.6 節までに述べた検討により、北海道の森林を対象として GLAS データから高精度に樹高を推定するモデルが構築される。そこで、この推定モデルを、北海道を観測したすべての GLAS データに適用して樹高を推定し、広域評価に応用した。具体的には、以下の4種類の広域評価をおこなった。(1) 北海道全域の樹高のヒストグラムを作成する、(2) 森林タイプ別の平均樹高を算定する、(3) 気象や地形などの地理条件と樹高分布との関係を多変量解析により評価する、(4) 空間的な樹高分布を把握するため 20km メッシュごとの平均樹

表 2.3 樹高と地理条件との関係の多変量解析に利用した地理条件データの概要。

| 地理条件  | 使用データ                                                                                |
|-------|--------------------------------------------------------------------------------------|
| 年平均気温 | 国土数値情報 平年値メッシュ第 2.1 版<br>- 1 km メッシュ（3 次メッシュ）<br>- 1981 年～2010 年の 30 年間の平均値          |
| 年降水量  | 同上                                                                                   |
| 年最深積雪 | 同上                                                                                   |
| 年日照時間 | 同上                                                                                   |
| 標高    | 国土数値情報 標高・傾斜度 5 次メッシュ第 1.0 版<br>- 250m メッシュ（5 次メッシュ）<br>- 基盤地図情報数値標高モデル 10m メッシュに基づく |
| 斜面方位  | 同上                                                                                   |
| 傾斜角度  | 同上                                                                                   |
| 地形区分  | 国土交通省 20 万分の 1 地形分類図                                                                 |
| 土壌タイプ | 国土交通省 20 万分の 1 土壌図                                                                   |
| 森林タイプ | 林野庁 国有林野施業実施計画図<br>北海道 道有林・民有林の森林 GIS データ                                            |

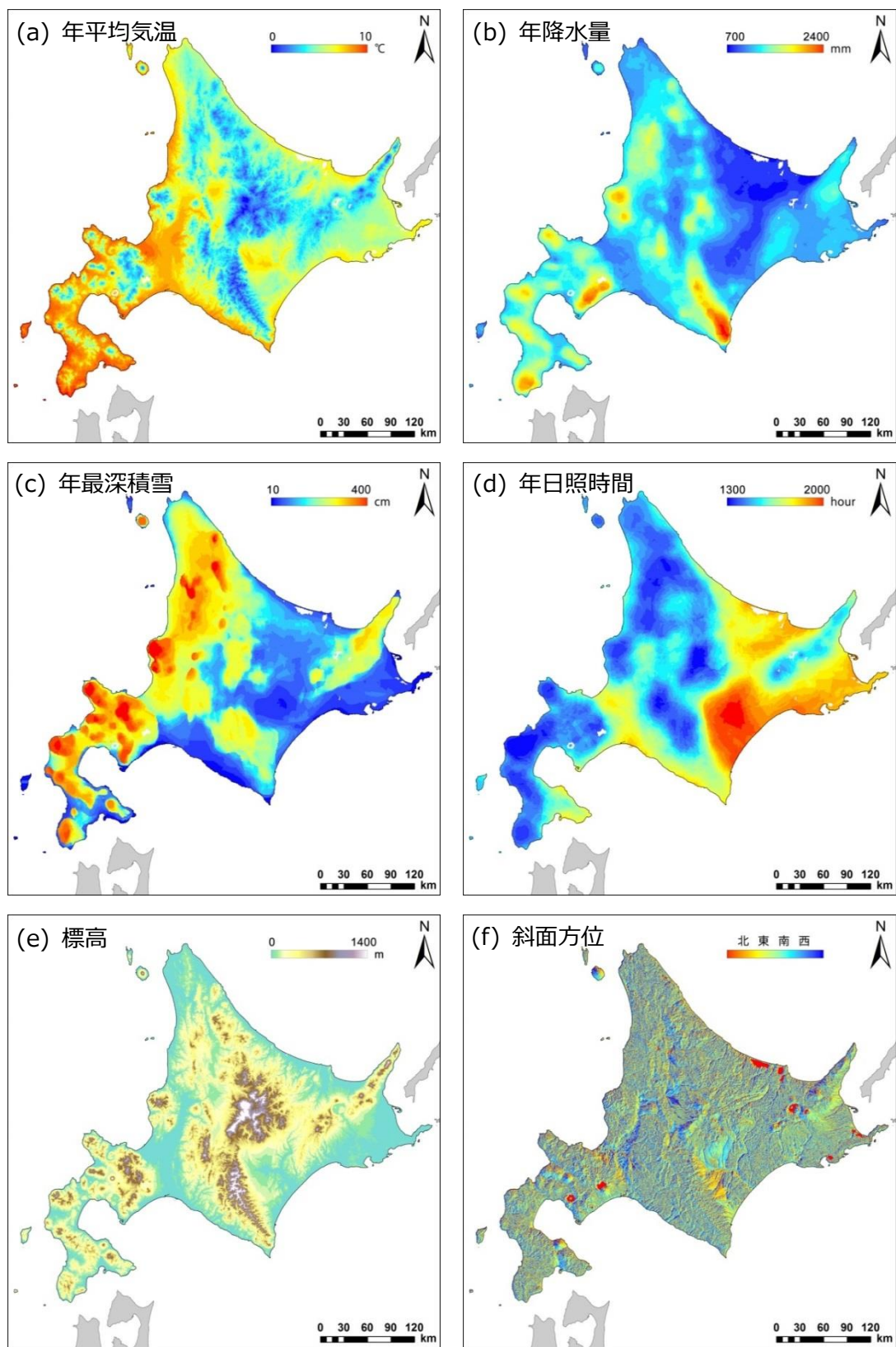


図 2.8 多変量解析の説明変数として使用した地理条件データ。

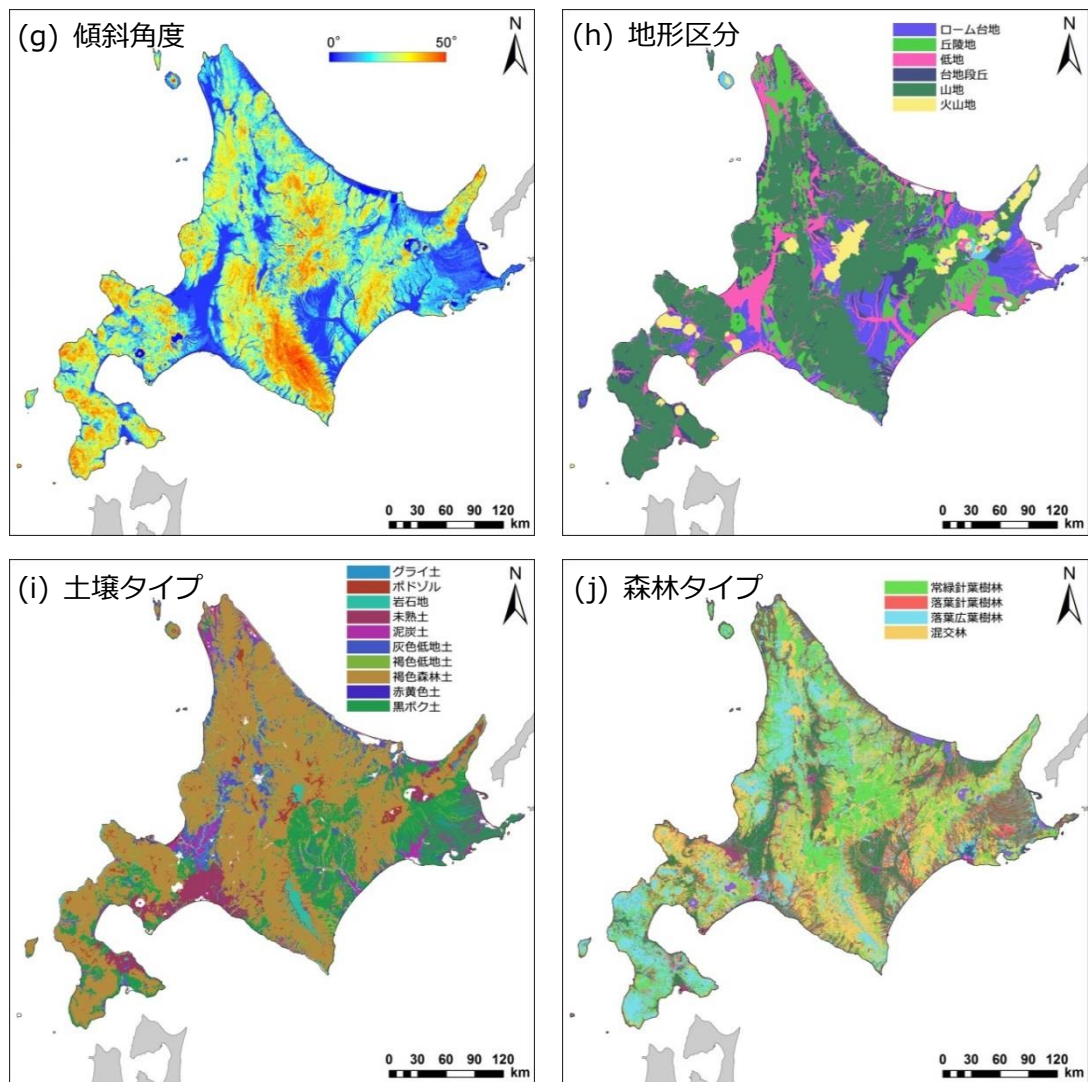


図 2.8 つづき。

高を算定する。なお、樹高や平均樹高と称しているのは、2.2.2 節に述べたように、GLAS フットプリント内の最大樹高を意味している。そのため、北海道の森林における本来の樹高分布や平均樹高に較べると、やや高い値となる可能性があることに留意する必要がある。また、(3) に挙げた多変量解析では、2.2.4 節に述べた数量化 I 類を適用した。目的変数は GLAS データから推定された樹高とし、説明変数は、表 2.3 に示す 10 種類の地理条件とした。図 2.8 に、それぞれの地理条件の分布状況を図示する。

## 2.3 結果と考察

### 2.3.1 樹高推定における誤差要因の評価

GLAS データから樹高を推定するための 6 つの方法による推定値を、地上計測した樹高のデータにより検証した結果を、図 2.9 に示す。直接的方法については、GLAS の波形データにおいて地面の反射ピークを特定する方法に関して、3 つに分類される。経験的方法も 3 つに分類され、樹高推定に必要となる経験式は先行研究により構築されたものを利用した。樹高推定の RMS 誤差は、いずれの方法を利用しても 10 m から 12 m の範囲にあり、十分な精度が得られているとはいいいがたい状態である。

次に、樹高推定における誤差要因を、多変量解析により特定した。多変量解析の目的変数としては樹高推定誤差、すなわち、GLAS データから推定された樹高と地上計測された樹高の差の絶対値とした。説明変数としては、推定誤差に影響を与える可能性のある観測条件として、GLAS の観測期間、GLAS 波形の S/N 比、上層木の優占樹種、樹冠率、地面の傾斜角度の 5 つを検討した。図 2.10 に、多変量解析の結果を示す。ここでは、DEM データを利用する経験的方法に関する結果を示しているが、他の樹高推定方法の結果に関して多変量解析をおこなった場合も、おおよそ同様の結果が得られている。図 2.10 にはカテゴリースコア分布を示しているが、これは重回帰分析における偏回帰係数に相当し、説明変数の各カテゴリーがどれくらい目的変数に影響を及ぼしているかを表している。この図では、カテゴリースコアが大きいほど、その観測条件が樹高推定誤差に及ぼす影響が大きいことを意味しており、正の値であれば誤差が大きくなる方向、負の値であれば誤差が小さくなる方向に影響している。この多変量解析の結果、推定誤差を大きくする最大の要因

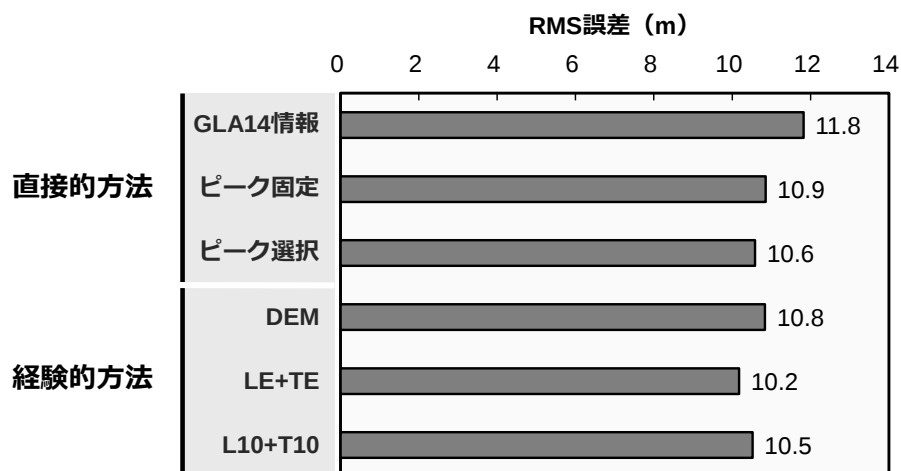


図 2.9 既存の樹高推定モデルを利用して GLAS データから推定した樹高の精度比較。

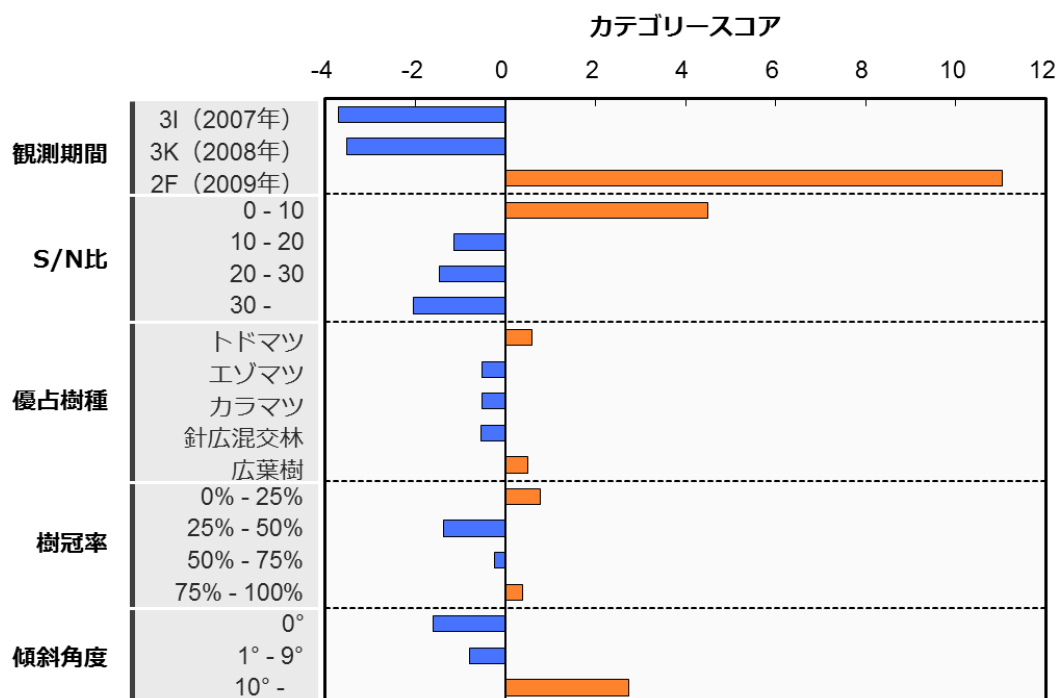


図 2.10 地上計測データにもとづいた、樹高推定誤差の要因解析結果。DEM データを利用する経験的方法を利用した推定樹高の誤差を目的変数、各観測条件を説明変数とした多変量解析によって得られたカテゴリースコア分布。

は GLAS の観測期間であり、観測期間 L2F (2009 年) のデータが精度を著しく低下させていることが示された。次に大きな誤差要因は S/N 比であり、S/N 比が 10 未満のノイズが多い波形データも精度を低下させている。3 番目に大きな誤差要因は傾斜角度であり、斜度が 10° 以上の急斜面で精度が低下することがわかる。

図 2.11 に、GLAS 波形の S/N 比と樹高推定誤差との関係を、観測期間 L2F とそれ以外とに分けて示す。S/N 比の低い GLAS データほど樹高推定精度も低くなる傾向が見られるが、なかでも観測期間 L2F に観測されたデータは特に精度が低いことがわかる。観測期間 L2F は 2009 年 9 月から 10 月で、GLAS に搭載された最後のレーザが停止する 2009 年 10 月 11 日の直前の観測期間である。観測期間 L2F には波形の S/N 比の低いデータが多いが、図 2.11 に“**A**”と記したデータだけは、推定精度は低いものの S/N 比は高い。図 2.12 は、樹高推定精度の低かった GLAS データの波形について代表的な例を示したものであるが、この③が上記“**A**”のデータである。この GLAS データの波形は、幅が狭く鋭い単独のピークで構成されており、平坦な裸地から反射されたことを示唆している。しかし地上計測データによると、そのフットプリント位置は、斜度 16° の傾斜地にある平均樹高 17.5 m のトドマツ人工林である。一方、このフットプリントの中心点から東に 35 m ほどの場所に、伐採した木材を一時的に貯留するための平坦な雑草地（土場）があり、実際に

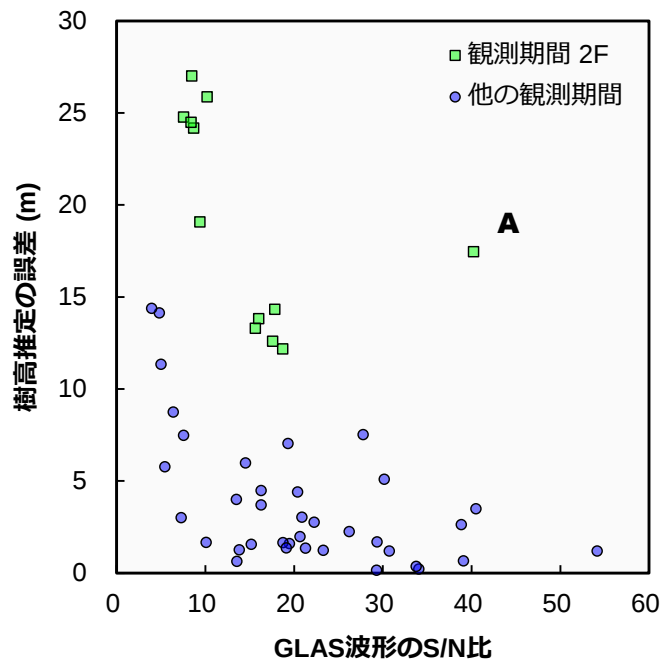


図 2.11 GLAS 波形の S/N 比と樹高推定誤差との関係。観測期間 L2F（2009 年）とその他に分けて表示。樹高推定方法は、DEM データを利用する経験的方法による。

はこの周辺からレーザ光が反射されたものと推測される。すなわち、観測期間 L2F においてはフットプリント位置の決定精度が低く、実際には別の場所の樹高を推定しているため、樹高推定精度が低いように見えていると考えられる。NSIDC の資料によると、観測期間 L2F におけるフットプリント位置の決定精度は  $4.63 \pm 15.64$  m（平均±標準偏差）であり、すべての観測期間中で最も精度が低い（NSIDC, 2014）。上記の GLAS データ“A”については、NSIDC の公称値を大きく超えた誤差が生じていたと考えられる。また、地上計測データの収集対象とした GLAS データから外れるが、観測期間 L2C（2004 年）における位置決定精度もこれに次いで標準偏差が大きく（ $0.37 \pm 10.30$  m）、使用を控えることが望ましい。これらの観測期間 L2C と L2F はいずれも、GLAS に搭載された 3 基のレーザのうち 2 基目が停止する直前の観測期間である。

図 2.12 の①や②の例に見られるように、GLAS 波形の S/N 比が低い場合、信号の開始位置と終了位置の検出が適切に行われなくなり、樹高が著しく小さく推定されてしまう傾向がある。信号の開始位置と終了位置は、『背景ノイズレベル +  $4.5\sigma$ 』を超えた位置として検出されており、S/N 比が低くノイズの大きい波形の場合は適切に機能しなくなってしまう。

誤差要因の解析の結果、観測期間 L2F または波形の S/N 比が 10 未満の GLAS データは、誤差が著しく大きくなるため、樹高推定には利用すべきではないことがわかった。そこで、樹高の推定精度の向上のため、これらの観測条件の GLAS データは解析から除外した。

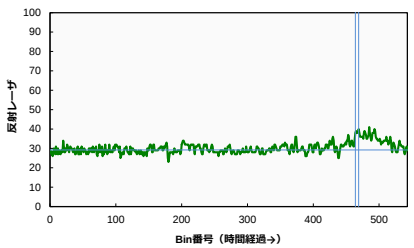
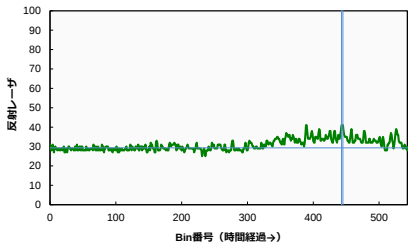
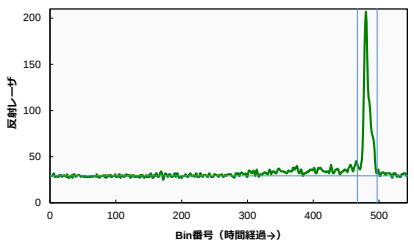
|                  | 地上計測結果                                           | 現況写真                                                                               | GLAS 波形                                                                             |
|------------------|--------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------|
| ①釧路サイト<br>ノトドマツ林 | 観測期間：3K<br>S/N 比：4.8<br>実測樹高：13.1m<br>推定樹高：0m    |   |   |
| ②釧路サイト<br>ノカラマツ林 | 観測期間：2F<br>S/N 比：8.4<br>実測樹高：23.0m<br>推定樹高：0m    |   |   |
| ③釧路サイト<br>ノトドマツ林 | 観測期間：2F<br>S/N 比：40.2<br>実測樹高：17.5m<br>推定樹高：0.1m |  |  |

図 2.12 樹高推定精度が低い GLAS データの波形と現況写真。

### 2.3.2 樹高推定モデルの構築（1）

樹高推定におけ誤差要因となる 2 つの観測条件——観測期間 L2F および波形の S/N 比が 10 未満——の GLAS データをスクリーニングした結果、49 プロットの地上計測データのうち 30 プロットが残された。そこで次に、この 30 プロットの地上計測データにもとづいて、経験的方法に関して、北海道の森林に適応した樹高推定モデルを構築した。その際、LOO 交差検証により、推定モデルの構築と精度検証とを同時におこなった。その結果、構築された樹高推定モデルは以下のとおりである。

$$\text{DEM 法} \quad : \quad H = 0.842 \cdot WE - 0.309 \cdot TI \quad (2.4)$$

$$\text{LE+TE 法} \quad : \quad H = 0.775 \cdot WE - 0.010 \cdot (LE + TE) \quad (2.5)$$

$$\text{L10+T10 法} \quad : \quad H = 1.094 \cdot WE - 0.879 \cdot (L10 + T10) \quad (2.6)$$

図 2.13 に、それぞれの推定方法の精度の比較を示す。データスクリーニングを行う前（図 2.9）に比較すると、大幅に精度が向上している。また、直接的方法に較べると経験的方法のほうが、推定精度は高い。これは、傾斜地において GLAS の波形が伸びる効果について、直接的方法では補正していないためと考えられる。直接的方法の中では、ピークを選択する方法、すなわち、標高の低い側にある 2 つのガウス関数のうち振幅の大きい方を地面ピークとみなす方法が、最も精度が高い。一方、経験的方法については、推定精度は大きくは変わらないが、Lead10 / Trail10 を利用する方法が、やや高精度であった。

経験的方法において利用している 3 種類のパラメータは、地面の傾斜の影響で GLAS の波形が伸びる効果を補正する目的のものである。そこで次に、各パラメータの補正効果の優劣を比較した。その結果を、図 2.14 に示す。ここでは、GLAS の信号長から地上計測データの樹高を差し引いた値が、地面の傾斜の影響による伸びに相当すると仮定し、各パラ

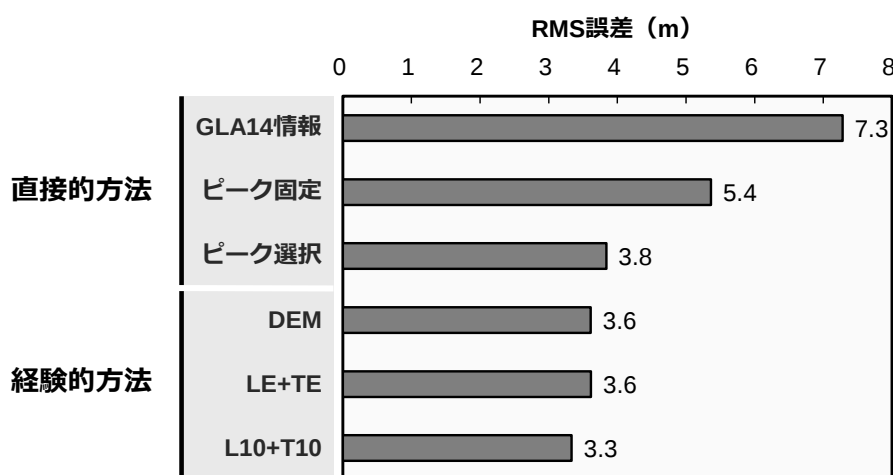


図 2.13 地上計測データを利用して構築した樹高推定モデルの精度比較。観測期間および GLAS 波形の S/N 比によるデータスクリーニング実施後のデータを使用。

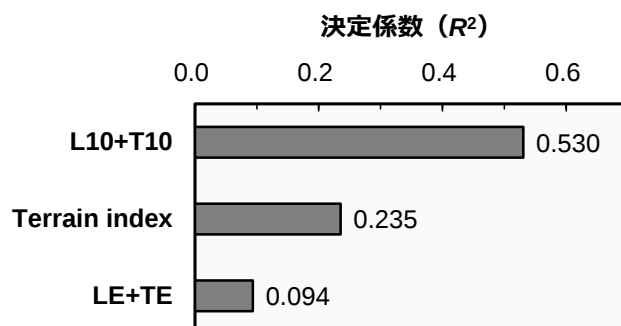


図 2.14 地面の傾斜にともなう GLAS 波形の伸びと 3 種類の補正係数との相関。伸びの量は、地上計測データを利用して計算。

メータとの相関を計算した。その結果、Lead10 + Trail10 が最も高い決定係数を示し、伸びの効果の補正には最も適していることが示された。

樹高の推定精度の点からも、波形の伸びの補正能力の点からも、エッジ長の一種である Lead10 / Trail10 を利用した経験的方法が、最も樹高推定に適した方法であると結論づけられた。図 2.15 に、地上計測された樹高と GLAS データから推定された樹高との比較を示す。1:1 の線におおよそ沿って分布していることがわかる。

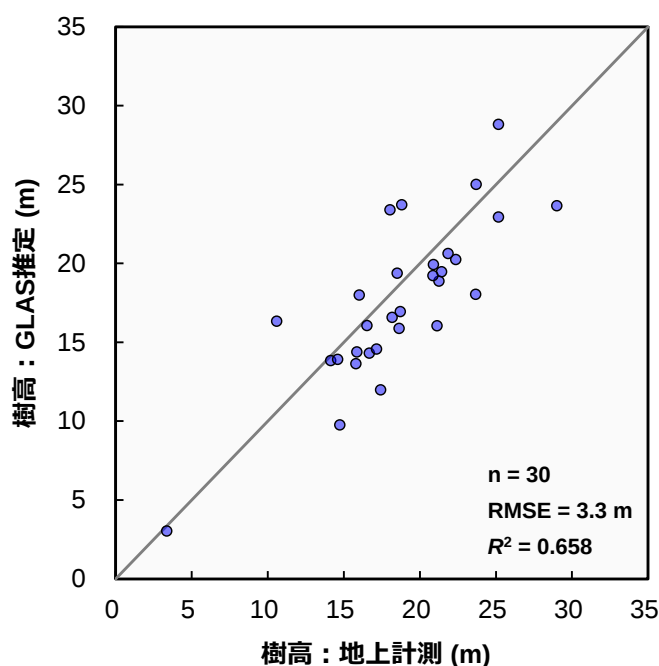


図 2.15 樹高の地上計測値と GLAS データからの推定値の比較。樹高推定方法は、エッジ長 Lead10 / Trail10 を利用する経験的方法による。

### 2.3.3 樹高推定モデルの構築（2）

2.3.2 節に述べた樹高推定モデルの構築は、30 プロットの地上計測データにもとづくものであった。しかし、それより広域において収集した大量のグランドトゥルスを利用して推定モデルを構築することで、より樹高推定の精度が向上することが期待できる。そこで次に、2.2.3 節に述べた、北海道内 7 サイトで収集した航空機 LiDAR データの解析により得られた 476 地点のグランドトゥルスを利用して、改めて経験的方法による樹高推定モデルを構築した。なお、この 476 地点のデータは、誤差要因となる 2 つの観測条件——観測期間 L2C と L2F、および波形の S/N 比が 10 未満——の GLAS データをスクリーニング済みのデータである。ここでも、LOO 交差検証により、推定モデルの構築と精度検証とを同時

におこなった。その結果、構築された樹高推定モデルは以下のとおりである。

$$\text{DEM 法} \quad : \quad H = 0.686 \cdot WE - 0.286 \cdot TI \quad (2.7)$$

$$\text{LE+TE 法} \quad : \quad H = 0.535 \cdot WE + 0.014 \cdot (LE + TE) \quad (2.8)$$

$$\text{L10+T10 法} \quad : \quad H = 0.796 \cdot WE - 0.586 \cdot (L10 + T10) \quad (2.9)$$

図 2.16 に、それぞれの推定方法の精度の比較を示す。この図で『経験的方法（傾斜区分あり）』と表示した部分は、後に述べる推定方法の精度を示したものである。地上計測データにもとづいた推定モデル構築の場合（図 2.13）と同様、直接的方法に較べて経験的方法のほうが推定精度は高かった。ただし、直接的方法の中では、GLA14 情報にもとづいて地面ピークを特定する方法の精度が最も高く、ピークを選択する方法の精度が高かった地上計測データ利用の場合と異なっていた。また、経験的方法については、推定精度は大差ないものの、DEM を利用する方法、および Lead10 / Trail10 を利用する方法がやや高精度であった。

次に、経験的方法において利用している 3 種類のパラメータについて、地面の傾斜により GLAS 波形が伸びる効果を補正する能力の優劣を比較した。その結果を、図 2.17 に示す。地上計測データを利用した評価（図 2.14）と同様に、GLAS の信号長から航空機 LiDAR 計測の樹高を差し引いた値が、地面の傾斜による波形の伸びに相当すると仮定し、各パラメータとの相関を計算している。その結果、地上計測データを利用した場合と同様、Lead10

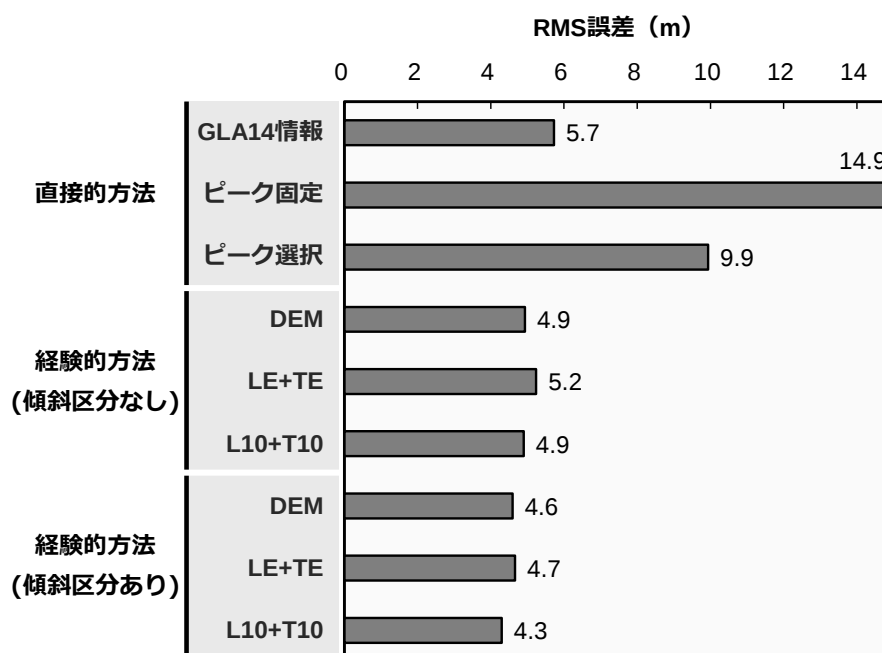


図 2.16 航空機 LiDAR データを使って構築した樹高推定モデルの精度比較。経験的方法には、緩斜面と急斜面とで推定モデルを区分する方法と区分しない方法を比較。

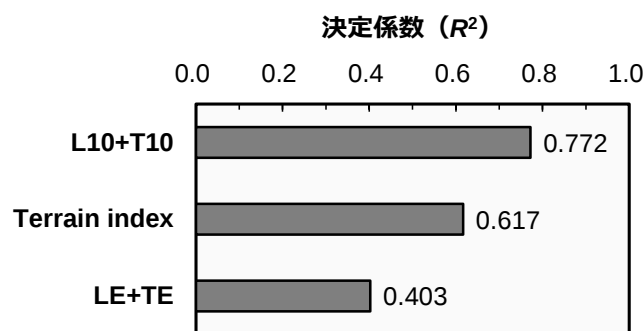


図 2.17 地面の傾斜にともなう GLAS 波形の伸びと 3 種類の補正係数との相関。伸びの量は、航空機 LiDAR データを利用して計算。

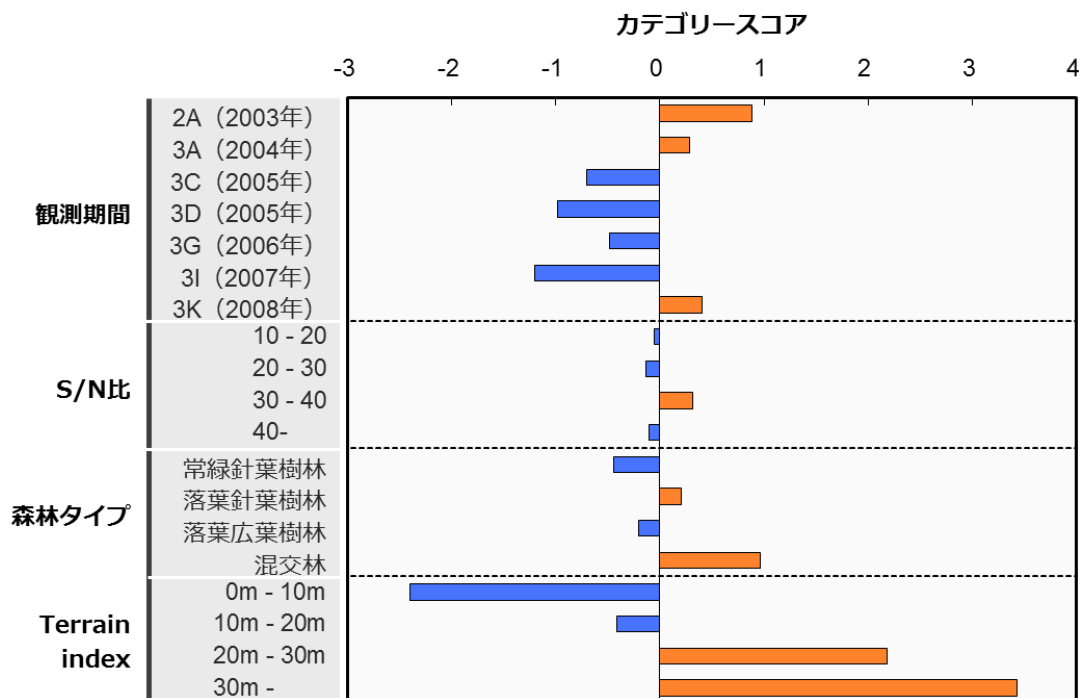


図 2.18 航空機 LiDAR データにもとづいた、樹高推定誤差の要因解析結果。DEM データ (Terrain index) を利用する経験的方法による推定樹高の誤差を目的変数、各観測条件を説明変数とした多変量解析によって得られたカテゴリースコア分布。

+ Trail10 が最も高い決定係数を示した。これは、地上計測データを利用した評価(図 2.14)と、同様の結果であった。

次に、樹高推定の精度をさらに向上させる可能性を検討するため、改めて誤差要因の解析をおこなった。2.3.1 節に述べた手順と同様に数量化 I 類を利用し、目的変数を樹高推定誤差 (GLAS データの推定樹高と航空機 LiDAR の計測樹高の差の絶対値) とし、説明変数を GLAS の観測期間、GLAS 波形の S/N 比、森林タイプ、Terrain index の 4 つとした。

図 2.18 に、誤差要因の解析結果を示す。推定誤差に最も影響するのは Terrain index であり、Terrain index の小さい緩斜面では誤差も小さくなり、逆に Terrain index の大きい急斜面では誤差も大きくなることからわかる。このような傾向は、2.3.1 節に述べた地上計測データを利用した誤差要因解析の結果、急斜面が 3 番目の誤差要因として特定されたことと整合性のある結果である。なぜなら、1 番目と 2 番目の誤差要因である、観測期間 L2F と波形の S/N 比が 10 未満の GLAS データについては、本節の解析ではスクリーニング済みなためである。そこで、仮に急斜面を観測した GLAS データも解析から除外してしまえば、樹高の推定精度は向上することが期待できるが、それでは、樹高の広域評価をおこなう対象範囲に偏りが生じてしまう。そのため、急斜面のデータをスクリーニングせずに推定精度を向上させるため、緩斜面と急斜面とで異なる樹高推定モデルを構築することを検討した。なお、ここでは DEM データを利用する経験的方法についての結果を示したが、他の方法に関する誤差要因の解析結果もほぼ同様であった。ただし、GLA14 情報を利用する直接的方法と Lead10 / Trail10 を利用する経験的方法については、例外的に明瞭な誤差要因が認められなかった。

図 2.19 は、Terrain index と樹高推定誤差との関係を示したものである。Terrain index が増加して急斜面になるほど、誤差も増加する様子が見て取れる。樹高推定モデルを傾斜

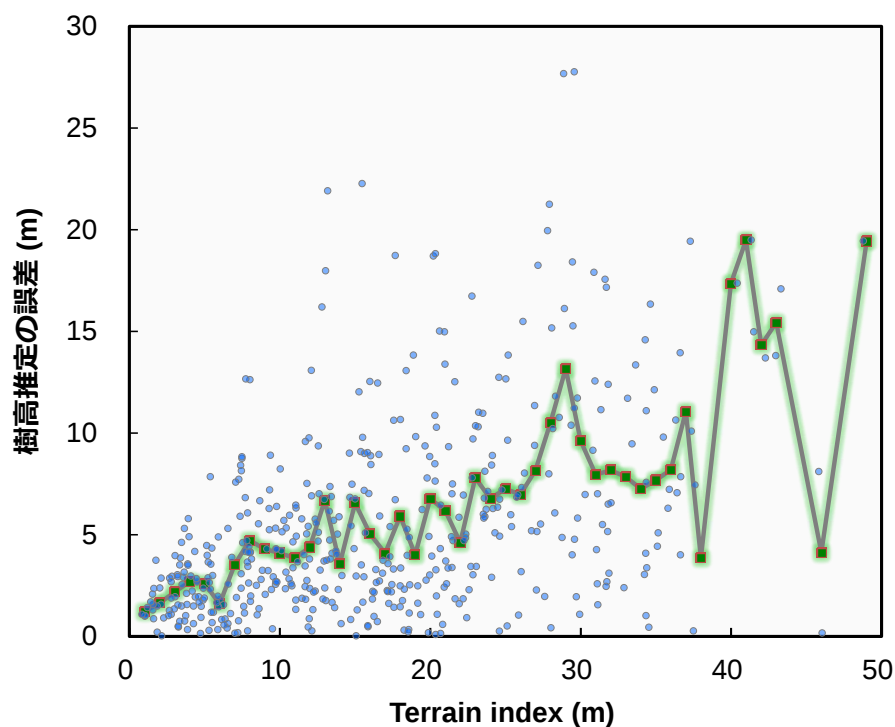


図 2.19 地盤面の傾斜 (Terrain index) と樹高推定誤差との関係。緑線は、Terrain index の 1m 間隔に誤差の平均を計算した結果。樹高推定方法は、DEM データを利用する経験的方法による。

に応じて二分する際、緩斜面と急斜面とを分かつ閾値を低く設定すると、緩斜面の推定精度は向上するものの、急斜面の精度は低下すると予想される。一方、閾値を高く設定すると、緩斜面の推定精度が低下することになる。そこで、緩斜面に区分される GLAS データと、急斜面に区分されるデータとが、おおよそ等量になるよう、Terrain index の 15 m を閾値として設定した。その場合、476 地点のグランドトゥルスについて、緩斜面に 233 地点、急斜面に 243 地点が配分され、両地点数に大きな偏りがなくなる。このようにして、緩斜面と急斜面とに区分して樹高推定モデルを構築した結果として得られた精度を、図 2.16 の『経験的方法（傾斜区分あり）』と表示した部分に示す。いずれの方法も、傾斜区分することで精度は向上しているが、エッジ長 Lead10 / Trail10 を利用する方法の精度が最も高かった。この方法の樹高推定モデルは、以下のとおりである。

$$\text{L10+T10 法（緩斜面）} : H = 0.998 \cdot WE - 0.808 \cdot (L10 + T10) \quad (2.10)$$

$$\text{L10+T10 法（急斜面）} : H = 0.701 \cdot WE - 0.457 \cdot (L10 + T10) \quad (2.11)$$

この方法では、緩斜面の推定モデルの RMS 誤差は 3.6 m、急斜面のモデルは 4.9 m と、緩斜面における推定精度が大きく向上した。両者をあわせた RMS 誤差は 4.3 m である。推定モデルを斜面に応じて区分することで、全体で 0.6 m、緩斜面では 1.3 m もの精度の向上が認められた。そこで、エッジ長 Lead10 / Trail10 を利用する経験的方法を傾斜に応じて区分する方法を、最適な樹高推定モデルとして採用することとした。

検討の結果、樹高の推定精度の点からも、波形の伸びの補正能力の点からも、また、地上計測データを利用しても、航空機 LiDAR データを利用しても、いずれの場合でもエッジ長の Lead10 / Trail10 を利用した経験的方法が、最も優れた樹高推定の方法であると結論づけられた。図 2.20 に、航空機 LiDAR により計測された樹高と GLAS データから推定された樹高との比較を示す。1:1 の線におおよそ沿って分布していることがわかる。

ここまでの検討結果をまとめると、樹高の推定精度を著しく低下させる観測期間 L2F および波形の S/N 比が 10 未満の GLAS データを除くと、地面の傾斜角度が最も精度に影響をおよぼす要因であった。急斜面では推定精度は低下し、緩斜面では逆に向上する。Rosette *et al.* (2008a) は、地面の傾斜角が最も樹高推定への影響は大きいと予測しており、急傾斜地では地面からの反射波形が複雑となることをその理由として挙げている。また、Hilbert & Schmullius (2012) も、急傾斜地で樹高推定精度が低下することを指摘している。先行研究におけるこのような結果は、本研究の結果と整合するものである。一方で、緩斜面では反射波形がより単純になるため、推定精度が向上するものと考えられる。

GLAS データを樹高の推定に利用した先行研究においては、その推定精度は大きく異なっており、1.77 m から 12.66 m の範囲にある（表 1.4）。しかし、その多くは 3 m から 5 m 程度であり、本研究の推定モデルの精度である 4.3 m は、他の研究と較べて平均的な精度であると考えられる。

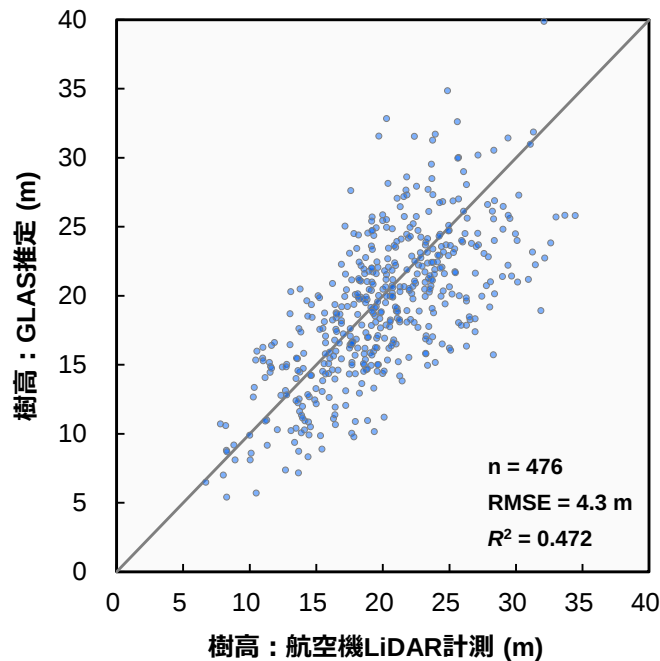


図 2.20 樹高の航空機 LiDAR 計測値と GLAS データからの推定値との比較。樹高推定方法は、エッジ長 Lead10 / Trail10 を利用する経験的方法による（傾斜区分あり）。

#### 2.3.4 北海道の樹高の広域評価

GLAS データを利用した樹高推定方法について、北海道の森林に最適化したものを構築することができた。そこで次に、その方法を北海道を観測したすべての GLAS データに適用して樹高を推定し、広域評価に応用した。これまでの検討結果にもとづき、次の 3 種類の GLAS データについては、解析に適さないためにスクリーニングをおこなった。

##### (1) 不適切な観測時期の GLAS データ

冬期の観測期間（L1AB, L2B, L3B, L3E, L3H, L3J, L2E）および観測位置決定精度が低い観測期間（L2C, L2F）の GLAS データをスクリーニングした。なお、観測期間 L2F については、本研究においてフットプリントの位置精度が低いことが明らかとなっているが（2.3.1 節）、NSIDC の資料より観測期間 L2C についても位置精度が低いことがわかっているため（NSIDC, 2014）、同様にスクリーニングすることとした。

##### (2) 雲を観測している GLAS データ

GLA14 収録の情報（i\_satNdx, i\_FRir\_qaFlag）により雲を観測していることがわかっているデータ、および GLAS が計測した地盤面標高が国土地理院の DEM データより

50 m 以上高い値を示すデータをスクリーニングした。

## (2) 波形の S/N 比が 10 未満の GLAS データ

2.2.1 節に述べた手順で計算した S/N 比が 10 未満で、ノイズの影響が大きい GLAS データをスクリーニングした。

また、森林域を観測した GLAS データのみを抽出するため、国土交通省が公開している約 100m メッシュの土地利用図である『国土数値情報 土地利用細分メッシュデータ』を参照した (<http://nlftp.mlit.go.jp/ksj/index.html>)。その結果、13,774 点の GLAS データを、北海道の森林の広域評価に適したデータとして得ることができた。図 2.21 に、その GLAS データのフットプリント分布を示す。いずれの GLAS フットプリントも ICESat 衛星のほぼ直下に位置しているため、衛星軌道に対応した直線状の分布を示している。

このようにして得られた 13,774 点の GLAS データに対して、北海道の森林に最適化された樹高推定モデル（式 2.10 および 2.11）を適用し、樹高を算定した。図 2.22a に、その算定結果をヒストグラムとして表示したものを示す。北海道の樹高は釣鐘型の分布形状を示し、その平均は 22.8 m、標準偏差は 6.0 m であった。この平均値は、グランドトゥルスとして収集した地上計測データ（平均樹高 18.6 m）や航空機 LiDAR データ（平均樹高 20.0

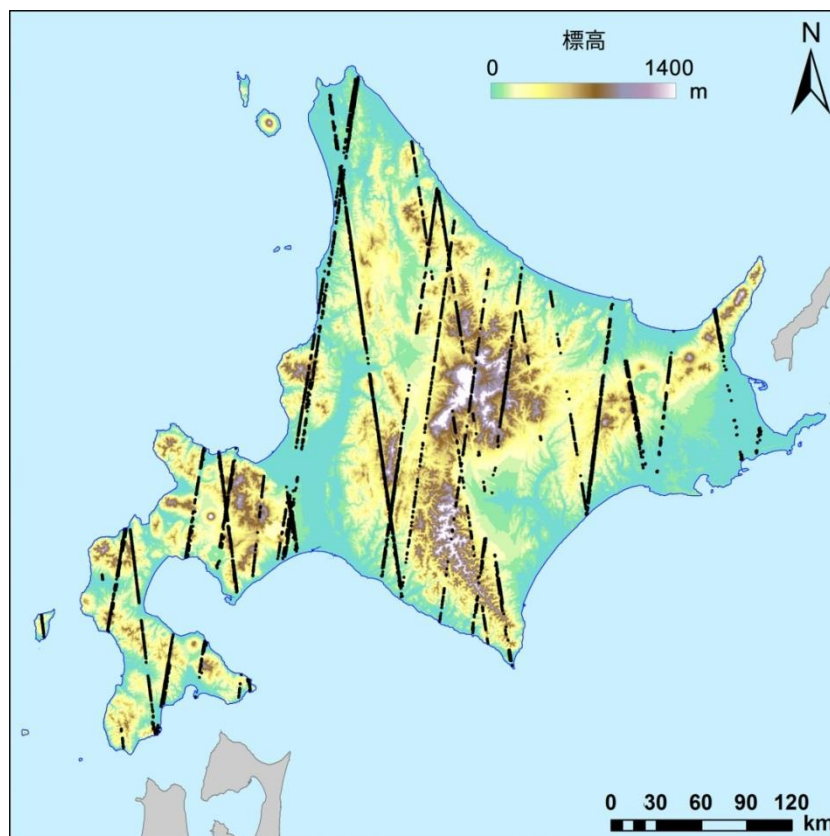


図 2.21 北海道の森林資源評価に利用した GLAS データの分布（13,774 点）。背景は、国土地理院 DEM データにもとづいた標高を表す。

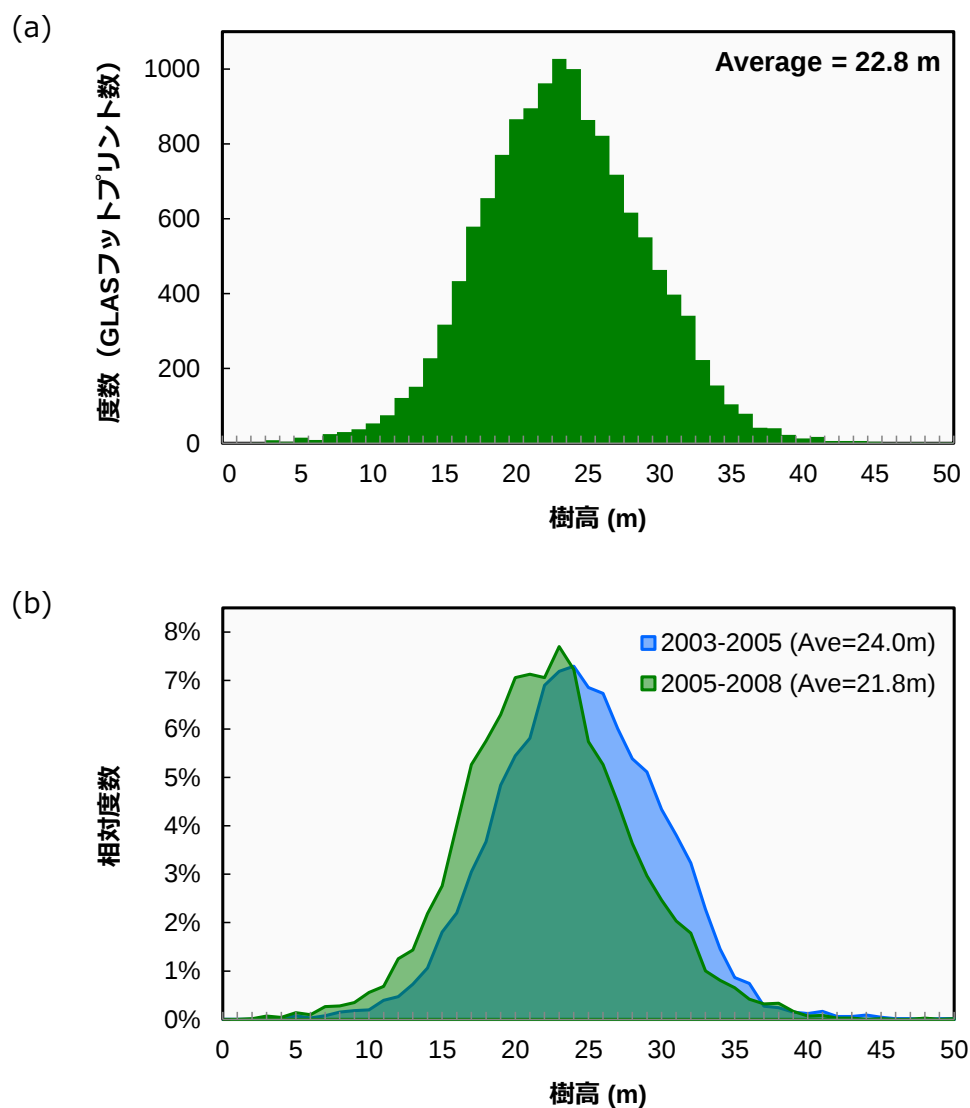


図 2.22 GLAS データから推定された北海道の樹高ヒストグラム。(a) 全観測期間を通じたヒストグラム、(b) 前期と後期の観測期間に分けて表示したヒストグラム。

m) と比較して、やや高くなっている。このため、グラントゥルスとして収集した樹高データは、北海道全体の森林と比較すると、樹高がやや低いエリアのものであった可能性が示唆される。

次に、北海道の樹高の経年変化を把握することを目的に、観測時期に応じて GLAS データを 2 つのグループに分割し、それらの樹高ヒストグラムを作成した (図 2.22b)。前期データとして観測期間 L2A から L3C (2003 年 9 月–2005 年 6 月) の GLAS データ、後期データとして観測期間 L3D から L2D (2005 年 10 月–2008 年 12 月) の GLAS データに分割した。これは、前期と後期の GLAS データがほぼ等量となるよう分割したものであり、前期データは 6,593 点、後期データは 7,181 点であった。その結果、前期の平均樹高 (±

標準偏差) は  $24.0 \pm 6.1$  m、後期は  $21.8 \pm 5.7$  m であった。樹高の平均値は前期から後期にかけて 2.2 m 低下しており、 $t$  検定の結果、この差は 99%信頼区間で有意なものであった。ただし、GLAS は北海道の森林をくまなく観測してはおらず、一部をサンプリング観測しているため、前期と後期の GLAS データが偶然、樹高の高いエリアや低いエリアをサンプリングしている可能性も否定できない。GLAS データによるサンプリングの密度が充分であるとすれば、北海道の樹高は減少傾向にあるといえる。その原因としては、2004 年の台風 18 号によって北海道の森林は大きな風倒被害を受けているため、それを反映している可能性や、森林伐採の影響の可能性などが考えられる。

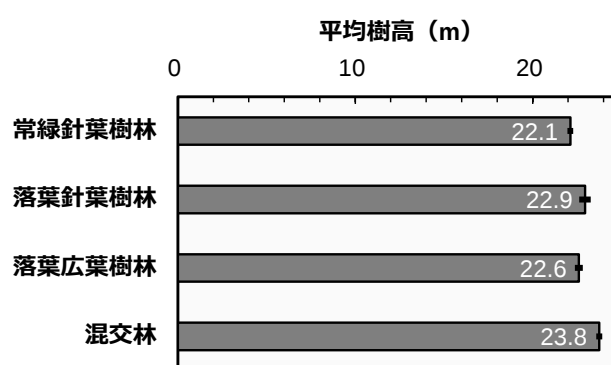


図 2.23 GLAS データから推定された森林タイプ別平均樹高。各グラフ先端の黒線は平均値の 99%信頼区間を表す。

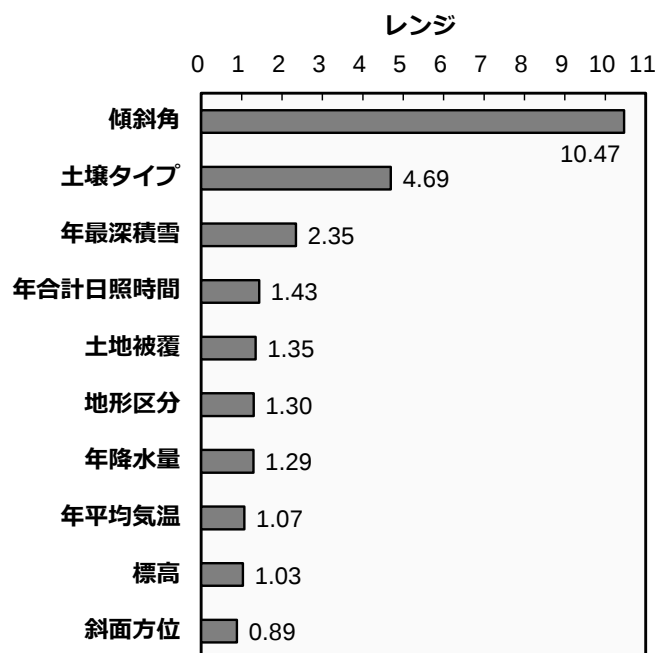


図 2.24 樹高と地理条件との間の多変量解析により得られたレンジの比較。

次に、森林タイプ別に平均樹高を比較した。ここでは、表 2.3 に示した森林タイプに関する GIS データを参照し、GLAS フットプリントのそれぞれの位置の森林タイプを特定した。その結果を図 2.23 に示す。各森林タイプの平均樹高は 22 m から 24 m 程度であり、大きな差異は見られなかったが、混交林はやや高く、常緑針葉樹林はやや低い傾向が見られた。

GLAS データから推定された樹高と、気象や地形などの地理条件との関係性について、多変量解析（数量化 I 類）により検討した。その結果として得られた各地理条件のレンジの比較を、図 2.24 に示す。レンジとは、各地理条件内のカテゴリースコアのうち最大値と最小値の差を計算したもので、この値が大きいほど、目的変数である樹高へ与える影響が大きい地理条件であることを意味する。ここで検討した 10 種類の地理条件の中では、地面の傾斜角度が最も樹高に影響しており、傾斜角度が急であるほど樹高は高くなるという正の相関が見られた。ただしこれは、GLAS 波形が傾斜に応じて伸びる効果を十分に補正できていない結果である可能性も否定できない。2 番目に影響しているのは土壌タイプであり、ポドゾル（寒冷地に分布する酸性土壌）では樹高が高く、未熟土（土壌生成の経過時間が短い土壌）では樹高が低くなる傾向が見られたが、傾斜角度に較べると影響度は低かった。なお、この多変量解析により得られた関係性にもとづいて樹高を推定したとしても、グランドトゥルスとの決定係数（ $R^2$ ）は 0.167 であり、相関は高くなかった。すなわち、この 10 種類の地理条件だけでは北海道の樹高分布を説明するのには不十分であり、他にも樹高に影響を与える要因があることを示唆している。

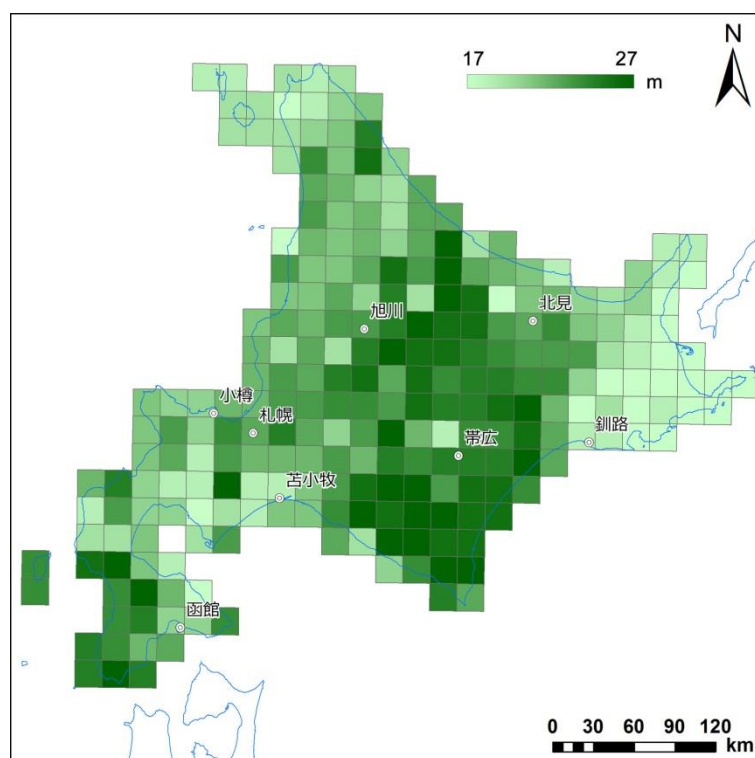


図 2.25 GLAS データから推定された北海道の樹高の 20km メッシュ分布地図。

次に、樹高の空間分布を把握するため、20 km メッシュごとに、GLAS データから推定された樹高の平均値を計算した。その際、GLAS データが位置していないメッシュもあるため、Kriging 法により周囲のメッシュの値から内挿した。ただし、GLAS データが 5 点未満のメッシュについては、周囲からの内挿をおこなう対象に含めた。その結果を、図 2.25 に示す。北海道中央部の石狩山地や日高山脈、渡島半島の南西地域などで樹高が高くなっている。一方、北海道東部の根釧台地や、道央の南部地域などで樹高が低くなっている。

## 2.4 第2章のまとめ

北海道の森林を対象として、GLAS データから樹高を推定する手法を開発し、広域評価に適用した。その結果、以下に挙げるような知見が得られた。

- 樹高推定モデルの構築に必要となるグラウンドトゥルスを得るため、樹高を計測した地上計測データ 49 プロット、および航空機 LiDAR データ 476 点を収集・整備した。これらのグラウンドトゥルスの平均値（±標準偏差）は、地上計測データでは  $18.6 \pm 4.4$  m、航空機 LiDAR データでは  $20.0 \pm 5.1$  m であった。
- 先行研究により開発された、GLAS データから樹高を推定するための 6 つのモデルを利用して樹高を算定し、地上計測データを用いて精度を検証したうえで、多変量解析（数量化 I 類）により誤差要因を特定した。その結果、最大の誤差要因は観測期間 L2F（2009 年）のデータであり、次いで GLAS 波形の S/N 比が 10 未満のノイズの多いデータであった。その他の検討などをまとめると、樹高の推定精度を向上させるための GLAS データのスクリーニングとして、(1) GLAS レーザの位置決定精度が低下している時期（観測期間 L2C および L2F）および積雪の影響のある冬期のデータ、(2) 雲を観測しているデータ、(3) GLAS 波形の S/N 比が 10 未満のデータ、の 3 つが必要であることが明らかとなった。
- 航空機 LiDAR データを利用して、GLAS データから樹高を推定するための 6 つのモデルの精度を比較した。直接的方法は経験的方法に較べて推定精度が低かったが、これは、傾斜の影響で波形が伸びる効果を補正していないためと考えられる。経験的方法の中では、GLAS 波形のエッジ長の一種である Lead10 / Trail10 を利用する方法が最も傾斜の影響の補正効果が高く、樹高の推定精度も高かった。また、緩斜面と急斜面を観測した GLAS データそれぞれに対して異なる推定式を適用することで、精度の向上が認められた。交差検証の結果、樹高の推定精度（RMS 誤差）は 4.3 m であった。
- 北海道の森林を観測した 13,774 点の GLAS データに対して樹高推定モデルを適用し、北海道における樹高の分布状況を把握した。その結果、平均樹高（±標準偏差）は  $22.8 \pm 6.0$  m であり、前期データ（2003 年－2005 年観測）と後期データ（2005 年－2008 年観測）とに分割すると、平均で 2.2 m の樹高低下が認められた。これは、2004 年の台風 18 号による風倒被害の影響の可能性、森林伐採の影響の可能性などが考えられる。また、樹高と地理条件との関係を多変量解析により検討したところ、樹高分布は地面の傾斜角度に強い影響を受けていた。森林タイプ別に平均樹高を算定したところでは、大きな差は見られなかった。さらに、20km メッシュごとに平均樹高を算定し空間的な分布を把握したところ、北海道中央域や渡島半島南西地域で樹高が高く、道東地域や道東南部地域などで樹高が低い傾向が見られた。

以上の結果をまとめると、北海道の森林を対象として高い精度で GLAS データから樹高を推定する手法が確立され、北海道全域の樹高分布について定量的な評価に活用することができた。

## 第3章 北海道を対象とした台風による森林攪乱の 定量評価

### 3.1 はじめに

攪乱を受けた森林は炭素の排出源となり、そこからの回復・成長過程では炭素の吸収源となる。森林の炭素収支はそれらのバランスの上に成り立っており、森林攪乱が長期の炭素循環過程に大きく影響していることは、しばしば指摘されてきた(e.g., Liu *et al.*, 2011)。森林攪乱には、伐採、火災、病害、虫害、風倒害など様々な要因があり、森林の樹種構成や構造、機能に影響を及ぼす。FAO は、虫害は毎年 1.6 %、病害は 0.3%、火災は 0.7%の世界の森林に影響を及ぼしており、その他に風倒害などの攪乱も発生しているが、発生が散発的で集計が難しいと報告している (FAO, 2010)。このように、森林攪乱を検出してその影響を評価することは難しい場合があり、森林の炭素貯留量を推計するうえでの不確実性を生んでいる (Fagan & DeFries, 2009)。このため、森林攪乱により失われた炭素とそこからの回復により得られた炭素を正確に推計する技術が求められるが、効率的な観測には衛星リモートセンシング技術が必須である (Frolking *et al.*, 2009)。

衛星リモートセンシングを利用して森林攪乱による炭素の消失量を見積もる際、攪乱の分布と強度の両方を観測することが必要となる。これまで、長期間にわたる観測をおこなってきた LANDSAT や NOAA/AVHRR、MODIS などの光学画像センサが森林攪乱のモニタリングに利用されてきた (Lutz *et al.*, 2008)。しかし、光学画像センサは攪乱の分布を把握する目的には有効であるが、攪乱の強度を定量的に観測するには限界がある。攪乱の強度を定量的に観測するためには、1.1.3 節および 1.1.4 節に述べたような樹高や森林バイオマスを観測できるセンサを利用することが求められる。そこでここでは、ICESat/GLAS を利用して森林攪乱による樹高の変化量の観測をおこない、攪乱強度の定量的な観測において衛星 LiDAR が発揮しうる能力について評価することとした。

GLAS を森林攪乱の観測に利用した先行研究は、いくつか報告されている。Ranson *et al.* (2004) は、虫害や火災による攪乱を受けた森林における GLAS の波形の特徴を調べた。また、Goetz *et al.* (2010) は森林火災による樹高の低下量を、Dolan *et al.* (2011) はハリケーン・カトリーナによる樹高の低下量を見積もっている。しかし、森林攪乱の被害の観測に GLAS データを利用した例は、まださほど多くはない。

日本を含む東アジア地域では、台風による風倒被害が森林攪乱の主要因となっている (Fischer *et al.*, 2013)。そこで本章では、2004 年の台風 18 号 (アジア名 : Songda) による北海道の森林被害を対象として、GLAS データの解析により樹高の変化を定量的に評価

することで、衛星 LiDAR の能力を評価することを目的とした。北海道への台風の襲来頻度は低く、襲来した場合もその勢力は弱いことが多いため、北海道の森林は台風の風倒害に弱いと考えられている。図 3.1 に示すとおり、台風 18 号は 2004 年 8 月 28 日に発生し、沖

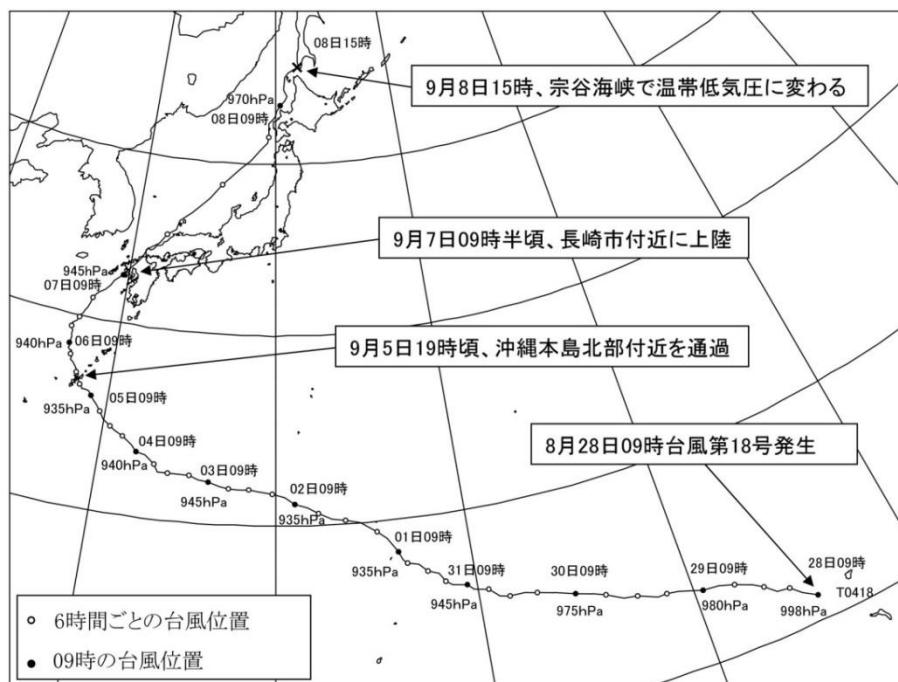


図 3.1 2004 年台風 18 号の経路図（気象庁, 2004）。

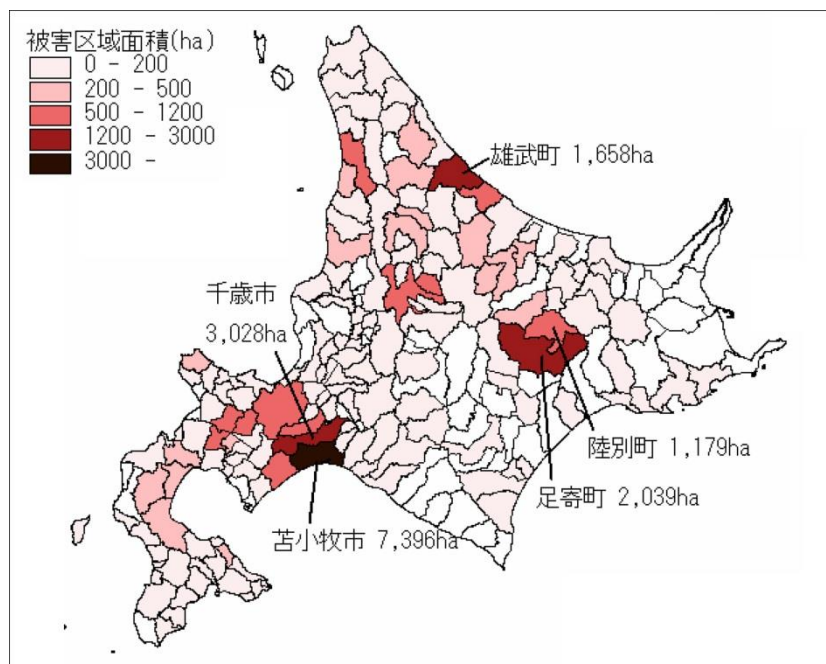


図 3.2 2004 年台風 18 号における市町村別の森林被害面積（北海道立林業試験場, 2005）。

縄本島を通過した後、九州北部を横断して日本海を進み、北海道の西海上から宗谷海峡に進んだ。日本各地で  $50 \text{ m s}^{-1}$  を越える最大瞬間風速を記録し、全国で死者行方不明者 46 名、住家損壊 53,182 棟などの他に、厳島神社の国宝『左楽房』が倒壊する被害も発生した。台風 18 号は 9 月 8 日に北海道を襲い、37,000 ha の森林に風倒被害をもたらした（北海道立林業試験場, 2004）。この台風は非常に強い風を伴っていたうえに、北海道の西の海上を通過したため、進路東側の強風域にあたる北海道では非常な強風が吹いた。北海道内の半数を超える気象官署で最大瞬間風速の観測記録を更新し、その最大値は  $51.5 \text{ m s}^{-1}$  であった（気象庁, 2004）。北海道立林業試験場（2004）による台風後の調査では、被害の大半は針葉樹の人工林におけるもので、根返りと幹折れが多いと報告している。図 3.2 に示すとおり、北海道南西部の苫小牧市周辺での森林被害が特に甚大であり、苫小牧市と隣接する千歳市と合わせた 2 市に、全道の被害面積の 3 割が集中している。

本研究では、被害の甚大であった苫小牧市周辺を対象地域とした。具体的には、苫小牧市とそれに隣接する千歳市、恵庭市内の国有林を対象とした。第 2 章で開発した、GLAS データから樹高を推定するために北海道の森林に最適化された推定モデルを適用し、台風前後の樹高の変化を検出した。また、風倒被害のリスク評価への応用の可能性を検討するため、樹高の低下量と地理条件との関係性を統計解析により明らかにした。

## 3.2 方法

### 3.2.1 衛星 LiDAR データの収集・解析

対象地域となる 3 市（苫小牧市、千歳市、恵庭市）の国有林を観測した GLAS データを収集し、2.3.4 節に述べたものと同様のスクリーニングをおこなった。すなわち、(1) 不適切な観測時期のデータ（冬期およびフットプリントの位置決定精度が低い時期）、(2) 雲の影響のあるデータ、(3) 波形の S/N 比が 10 未満のノイズの影響が大きいデータ、の 3 種類の GLAS データを解析から除外した。その結果、表 3.1 に示すように、2004 年 9 月の台風前が 178 点、台風後が 462 点の計 640 点の GLAS データが収集された。偶然であるが、いずれも 10 月に観測されたデータであった。それらのフットプリント分布を、図 3.3 に示す。対象地域は、苫小牧市街の北西側に位置しており、火山である樽前山とそのカルデラ湖である支笏湖の東側斜面に GLAS のフットプリントが分布している。

表 3.1 台風による森林被害の評価に利用した GLAS データの概要。

|     | 観測期間 | 観測日        | フットプリント数 |
|-----|------|------------|----------|
| 台風前 | L2A  | 2003/10/20 | 102      |
|     | L2A  | 2003/10/24 | 76       |
| 台風後 | L3A  | 2004/10/07 | 50       |
|     | L3A  | 2004/10/12 | 29       |
|     | L3D  | 2005/10/25 | 20       |
|     | L3D  | 2005/10/29 | 44       |
|     | L3I  | 2007/10/06 | 85       |
|     | L3I  | 2007/10/11 | 22       |
|     | L3K  | 2008/10/07 | 85       |
|     | L3K  | 2008/10/12 | 127      |

### 3.2.2 台風攪乱にともなう樹高変化の検出

2.3.3 節に述べた、北海道の森林に最適化された推定モデル（式 2.10、211）を GLAS データに適用し、各々のフットプリントにおける樹高を算定した。GLAS がまったく同じ位置を複数回観測することはまれであるため、台風前後の樹高の変化を直接的に推定することは難しい。そこで、何らかの条件に応じてフットプリントを区分して、各区分について

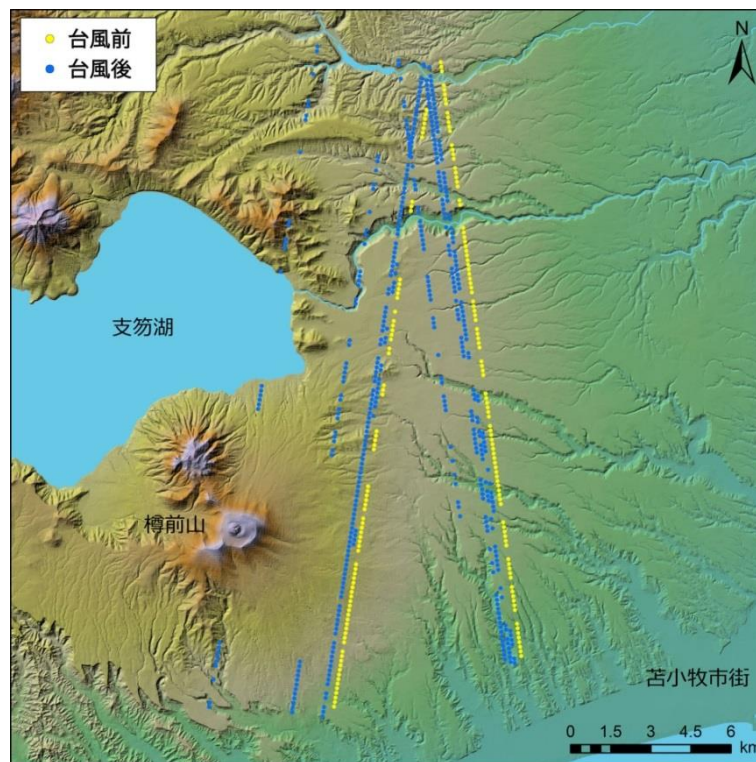


図 3.3 台風による森林被害の評価に利用した GLAS データのフットプリント分布。

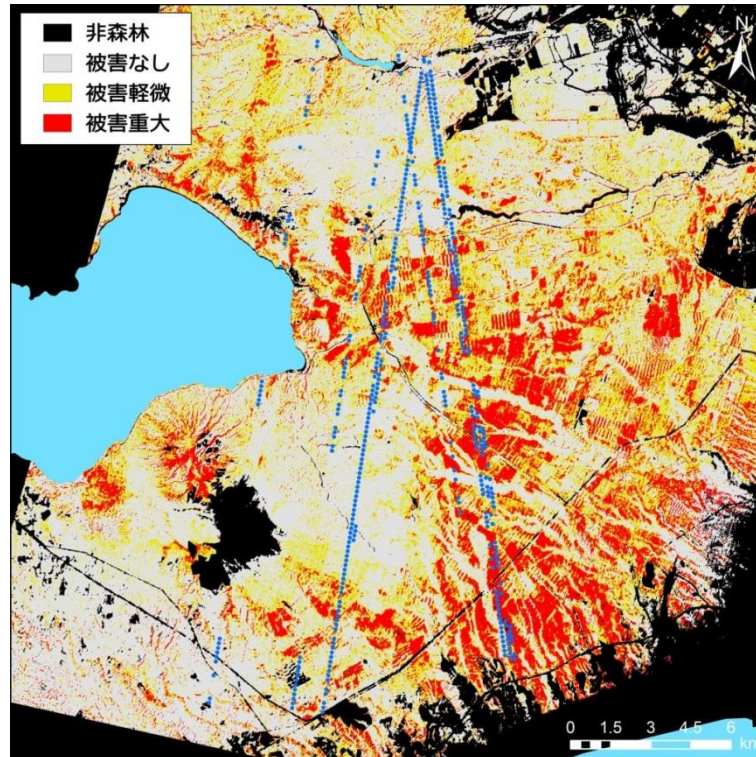


図 3.4 SPOT 衛星画像から作成された台風 18 号にともなう森林被害地図(鷹尾, 2006)。青い点は台風後に観測された GLAS データのフットプリント。

平均の樹高を計算し、それらの樹高の変化を推定した。そのエリアとして、鷹尾（2006）が作成した森林被害地図を参照した（図 3.4）。この被害地図は、台風 18 号が北海道を襲った 2004 年 9 月 8 日の前後である、8 月 26 日と 9 月 16 日に撮影された SPOT-2/HRV-XS 画像を解析することで作成された。これら 2 画像の赤バンドと近赤外バンドの主成分分析により得られた第二主成分を利用して、変化の大きい領域を抽出している。被害の程度を 3 段階、すなわち被害重大、被害軽微、被害なしに分けている。なお、この地図は被害度を相対的に評価したもので、定量的な評価には至っていない。GLAS データから推定された樹高について、これら 3 種類のエリアでの平均値を計算し、台風前後の平均樹高を比較することで、台風による樹高の低下量を見積もった。ただし、GLAS データは 2003 年から 2008 年までの観測年のデータを使用しているため、その間の樹木の成長により樹高が増加し、台風による影響評価における誤差となりうる点に留意する必要がある。

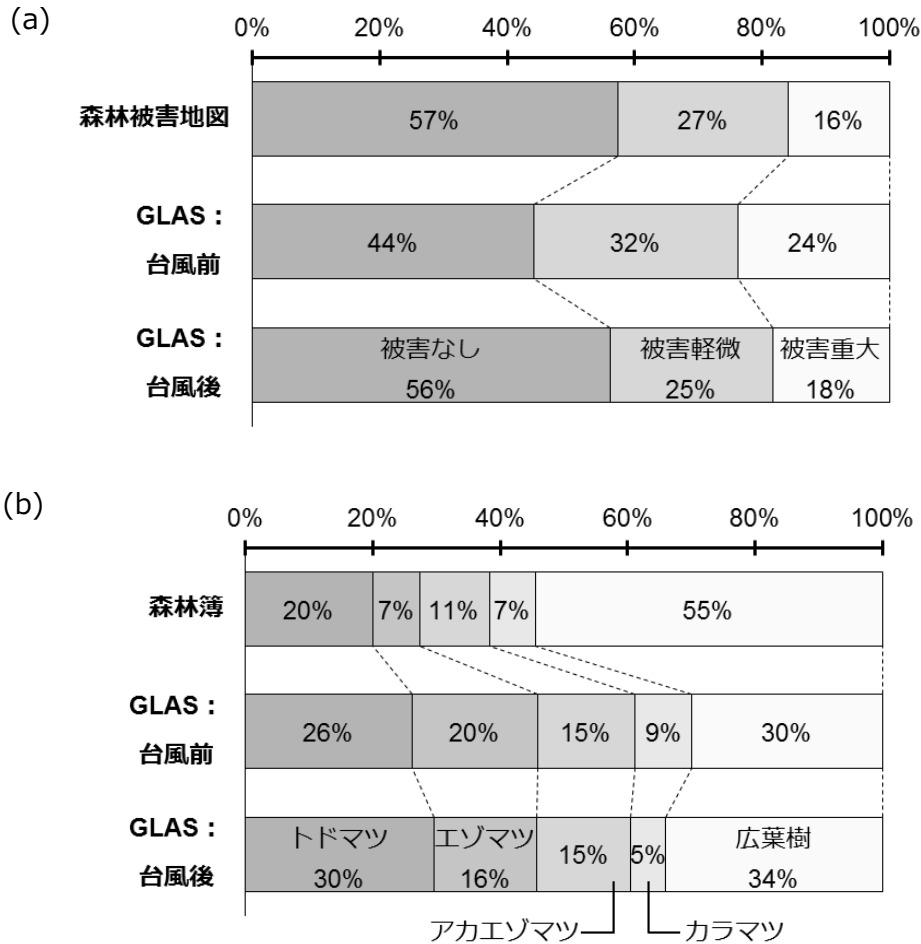


図 3.5 GLAS によるサンプリングと地図上の各カテゴリーの面積比の比較。(a) 台風 18 号の風倒被害の被害度別の面積比と GLAS のフットプリント数の比率、(b) 樹種別の面積比と GLAS フットプリント数の比率。

3段階の被害度の各エリアでの平均樹高の低下について、さらに樹種に分けて平均値を計算することで、樹種別の被害度も検討した。北海道の代表的な樹種である、トドマツ、エゾマツ、アカエゾマツ、カラマツ、および広葉樹の5つに分けた。GLASの各フットプリント内の優占樹種を特定するためには、林野庁北海道森林管理局の所有する国有林の森林簿データを参照した。森林簿とは、小班と呼ばれる森林管理区画毎に、面積、構成樹種などの情報が記された台帳であり、GISデータとして整備されている。

GLASは、対象地域をサンプリングにより観測しているとみなすことができる。そこで、対象地域を代表するよう適切にサンプリングされているか確認することとした。図3.5に、被害度別および樹種別に、対象地域全体の状況を表す地図データの面積比と、GLASデータのフットプリント数の比とを比較した結果を示す。被害度に関する比較(図3.5a)では、GLASのサンプリングは被害地図とおおよそ一致しているが、台風前の被害なしのエリアのデータ数がやや少ない。樹種に関する比較(図3.5b)では、GLASのサンプリングは森林簿と較べて広葉樹のデータ数が少なくなっている。これは、支笏湖周辺には広葉樹林が広く分布しているが、GLASのフットプリントがその周辺に分布していないためである。なお、台風前後のGLASデータどうしの樹種構成は、おおよそ一致している。

### 3.2.3 台風攪乱にともなう風倒被害リスクの評価

台風攪乱による森林への影響が、どのような地理条件のもとで増大する傾向があるかを明らかにするため、多変量解析を実施した。目的変数は、台風後のGLASの各フットプリントにおける樹高が、台風前の平均樹高から低下した量とした。説明変数は、表3.2に示す8種類の地理条件、すなわち傾斜角度、斜面方位、地形区分、土壌タイプ、林種、樹種、疎密度、下層植生を採用した。ここで林種とは、成立状態による森林の区分で、具体的には、人工林や天然生林などの区分のことである。多変量解析として、2.2.4節に述べたものと同

表 3.2 風倒被害リスク評価のための要因解析に利用したデータの概要。

| 要因    | 使用データ                   |
|-------|-------------------------|
| 傾斜角度  | 国土地理院 10m メッシュ標高データより計算 |
| 斜面方位  | 国土地理院 10m メッシュ標高データより計算 |
| 地形区分  | 国土交通省 20 万分の 1 地形分類図    |
| 土壌タイプ | 国土交通省 20 万分の 1 土壌図      |
| 林種    | 林野庁 森林簿データ (2004 年度版)   |
| 樹種    | 林野庁 森林簿データ (2004 年度版)   |
| 疎密度   | 林野庁 森林簿データ (2004 年度版)   |
| 下層植生  | 林野庁 森林簿データ (2004 年度版)   |

様、数量化Ⅰ類を適用した。この解析結果にもとづいて、樹高の低下がどのような地理条件と相関があるかを検討し、風倒被害のリスクを評価した。

### 3.3 結果と考察

#### 3.3.1 台風攪乱にともなう樹高変化の検出

GLAS データから推定された樹高について、台風前後に分けて 3 段階の被害度の各エリアにおける平均値を計算した (図 3.6a)。台風前・台風後ともに、被害の大きいエリアほど平均樹高は低かった。これは、樹高の低い林分ほど被害を受けやすかったことを示唆して

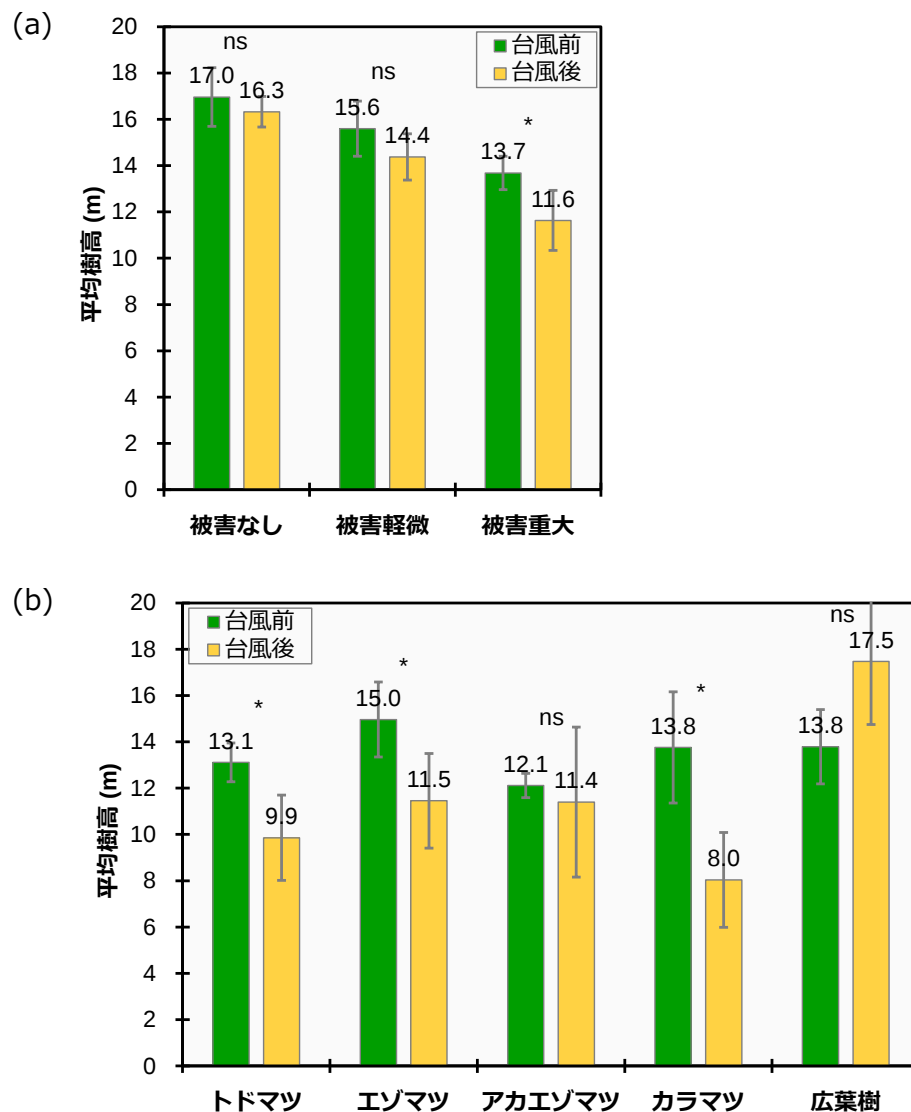


図 3.6 GLAS データから推定された台風 18 号前後の平均樹高。(a) 風倒被害度別の平均樹高、(b) 被害重大エリアでの樹種別の平均樹高。黒い線は平均値の 95%信頼区間を表す。ns は有意差がなく、\*は有意差があるペア (Welch の  $t$  検定、 $p < 0.05$ )。

いると考えられる。台風前後の樹高の低下量についても、被害の大きいエリアほど大きくなっており、妥当な結果と考えられる。 $t$  検定の結果、被害なしおよび被害軽微のエリアにおける樹高変化は有意な差ではなかったが、被害重大エリアにおける 2.1 m の樹高低下は有意な差であった。

図 3.6a に示した各被害度のエリアの平均樹高について、さらに樹種別に分けて平均樹高を計算した。図 3.6b に、被害重大エリアについての結果を示す。アカエゾマツと広葉樹については、台風の前後で有意な樹高の差は見られなかった。他の 3 つの樹種は針葉樹であり、有意な樹高の低下が見られた。中でも最も著しい樹高低下が見られたのはカラマツで、被害重大エリアでは台風前から 5.8 m もの樹高低下が観測された。また、トドマツとエゾマツについては、それぞれ 3.2 m と 3.5 m の樹高低下が観測された。

GLAS データを利用した樹種別の樹高低下量に関する推定結果（図 3.6b）について、他の調査結果との整合性を考察する。阿部（2005）は、本研究で対象とした国有林の南側に隣接している民有林（王子製紙社有林）において、台風 18 号による被害地域を衛星画像解析により抽出し、多変量解析により被害要因を解析した（図 3.7）。その結果、広葉樹より針葉樹のほうが被害は大きく、特にカラマツやトドマツで被害が顕著であるという、本研

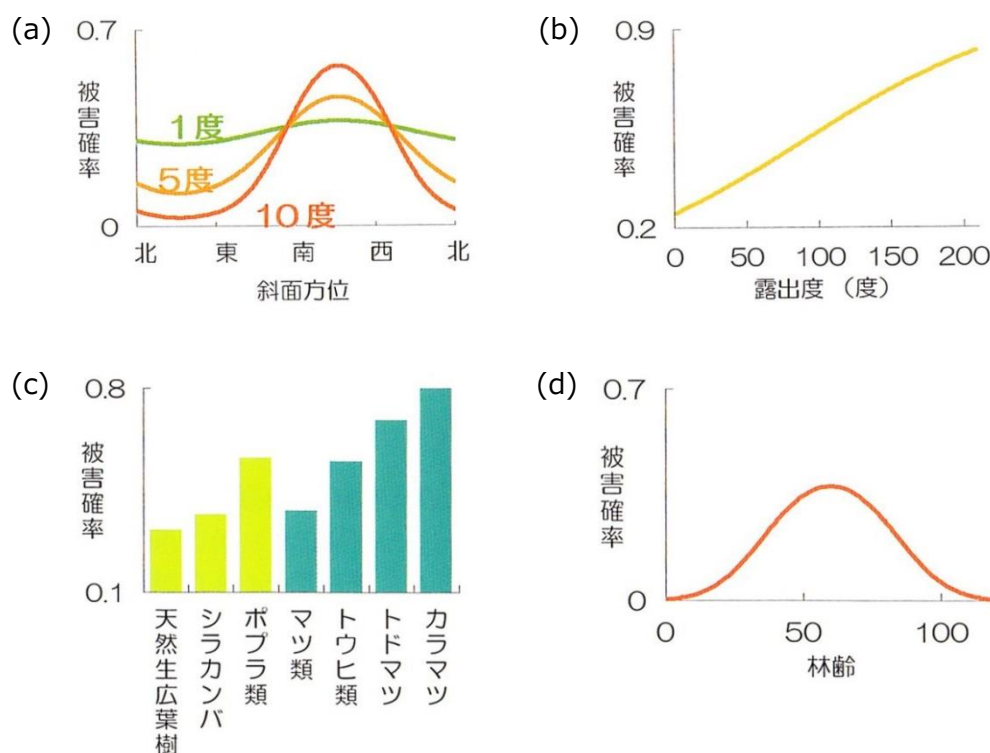


図 3.7 苫小牧市の王子製紙社有林における台風 18 号の風倒被害を対象とした、被害確率と地理条件との多変量解析結果。(a) 斜面方位と傾斜角度、(b) 露出度（見晴らしの良さを表す）、(c) 樹種、(d) 林齢（阿部, 2005）。

究の結果と一致する結果を得ている（図 3.7c）。また、北海道森林管理局（2005）は、本研究の対象地域でもある苫小牧市と千歳市の国有林における調査の結果、人工林での被害面積率はカラマツで 72 %、トドマツで 58%、エゾマツとアカエゾマツで 34%であったと報告している。本研究において樹高低下が著しいと推定された樹種に対応して、被害面積も大きかったことを示唆している。また、Savill (1983) はトウヒやモミなどの針葉樹は風倒被害を受けやすいと述べており、針葉樹の被害が大きいと推定された本研究の結果と整合している。カラマツは、根が浅いために風倒被害に弱いことが古くから知られており（玉手, 1967）、カラマツ林において最も著しい樹高低下が観測されたことは妥当と考えられる。

### 3.3.2 台風攪乱にともなう風倒被害リスクの評価

台風攪乱による樹高低下量と地理条件との関係性を多変量解析により求め、攪乱に対する森林の脆弱性を定量的に評価した。図 3.8 に、多変量解析の結果得られた、カテゴリースコアの分布を示す。目的変数として、台風前の平均樹高からの樹高低下量を採用しているため、正の値が大きい地理条件では被害が大きく、負の値が大きい条件では被害が小さかったことを表している。ここで、各説明変数の取るカテゴリースコアの最大値と最小値の差であるレンジを計算することで、目的変数への影響の大きさを評価できる。その結果、台風にとまなう風倒被害に大きな影響を与えている地理条件は、傾斜角度、地形区分、下層植生の順であり、逆に影響の小さい地理条件は、樹種、疎密度、林種の順であった。

地理条件ごとに、風倒被害への影響度を見してみる。傾斜角度については、緩斜面で被害が大きく、急斜面になるに従って被害が小さくなっている。斜面方位については、西斜面や南東斜面で被害が大きくなっている。地形区分では、山地で被害が大きく低地で被害が小さかった。土壌タイプでは、黒ボク土（火山灰土と腐植で構成される土壌）で被害が大きかった。林種では、育成単層林で被害が大きく、育成複層林や天然生林で被害が小さかった。疎密度については、疎林ほど被害が大きかった。樹種については、アカエゾマツやカラマツで被害が大きかった。下層植生については、灌木やササで被害が少なく、草本で被害が大きかった。

次に、要因解析の結果について、詳しく考察する。最も大きな要因であった傾斜角度については、急傾斜地で被害が小さかった。対象地域のほとんどは、樽前山の噴火による噴出物が厚く堆積した広大な緩斜面であり、ところどころで河川による浸食が見られ、その周辺に急斜面が分布している。このため、台風襲来時には、緩斜面では強風にさらされて、谷間にある急斜面では風が弱かったものと推測される。このように、傾斜角度と風倒被害との関係は、本研究の対象地域に特有なものと考えられる。斜面方位については、西斜面や南東斜面で被害が大きかった。対象地域から最寄りの気象観測所である苫小測候所における気象データ (<http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/index.php>) を、図 3.9 に示す。この図から、台風の接近にともなう南東から強風がふき、台風の通過後に南西の強風が

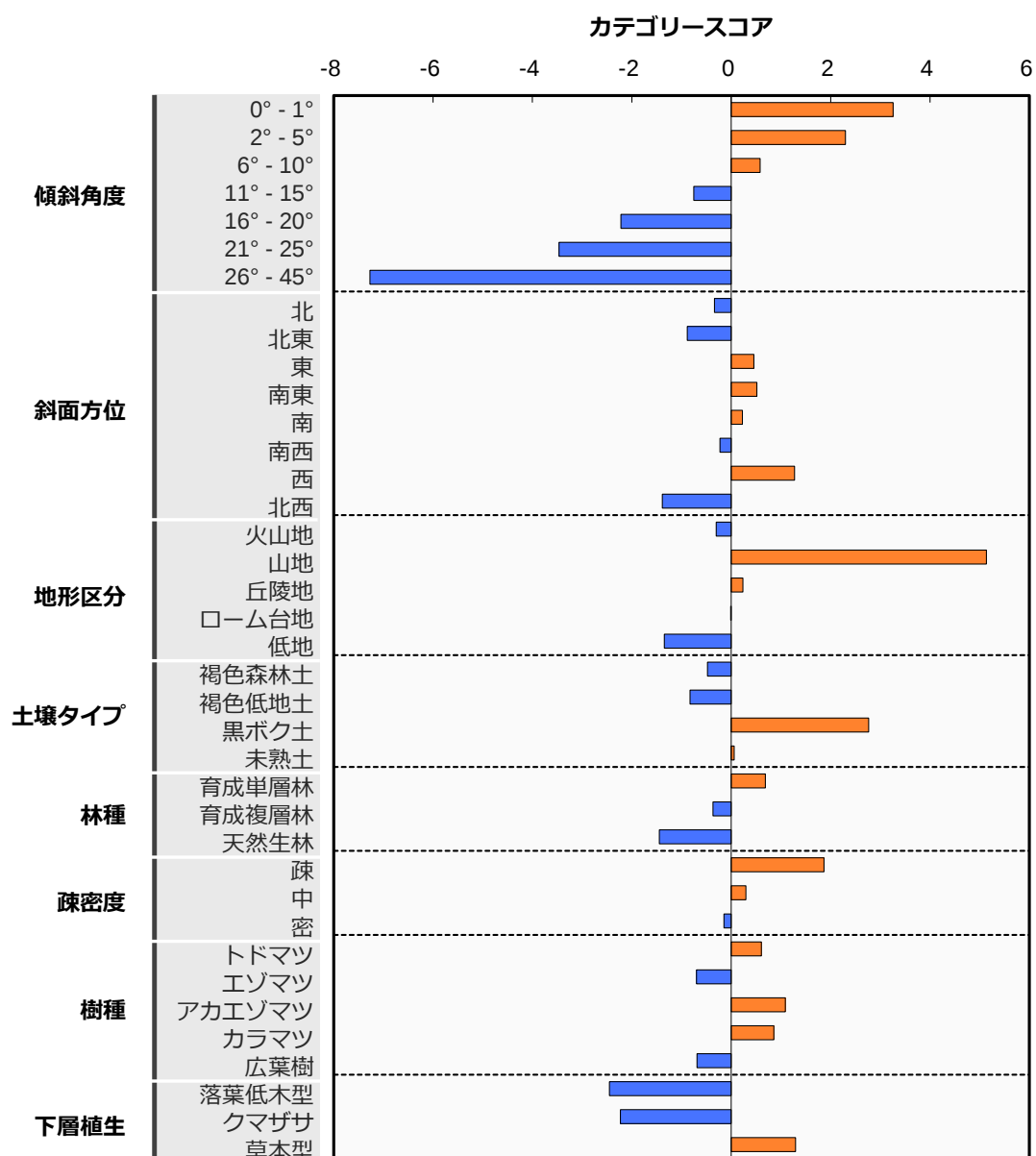


図 3.8 台風による風倒被害と地理条件との関係の解析結果。台風後の樹高低下量を目的変数、各地理条件を説明変数とした多変量解析により得られたカテゴリースコア分布。

吹いていた様子がわかる。苫小牧測候所における最大瞬間風速は  $32.7 \text{ m s}^{-1}$  で、その時の風向は南南西であった。このことから、強風が吹きつけた方向に近い方位の斜面で被害が増大したと考えられる。ただし、強風が吹き付けたはずの南西斜面では、例外的に被害が小さい。そこで、南西斜面に位置する GLAS データを確認したところ、その多くは河川沿いの谷間を観測していた。このことから、南西斜面では強風にさらされることが少なかったため、被害は小さかったものと考えられる。図 3.10 には、苫小牧国有林内の台風被害地(1197

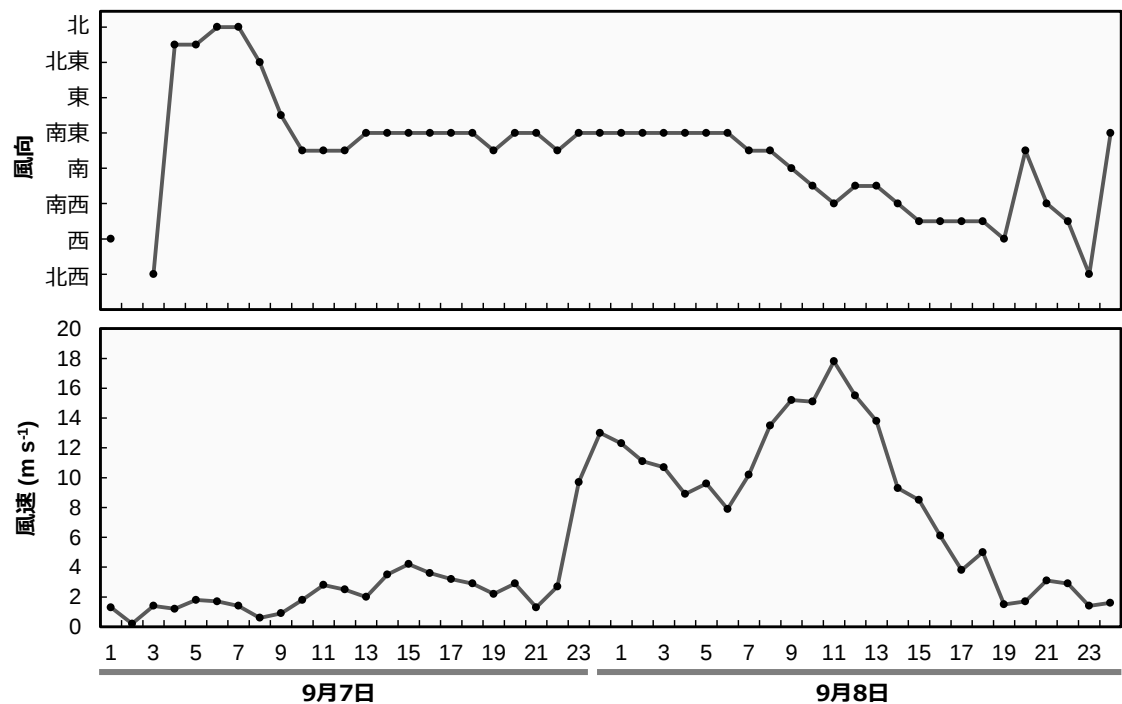


図 3.9 苫小牧測候所で観測された台風 18 号接近時の風向と風速（気象庁ホームページ掲載データより作成）。

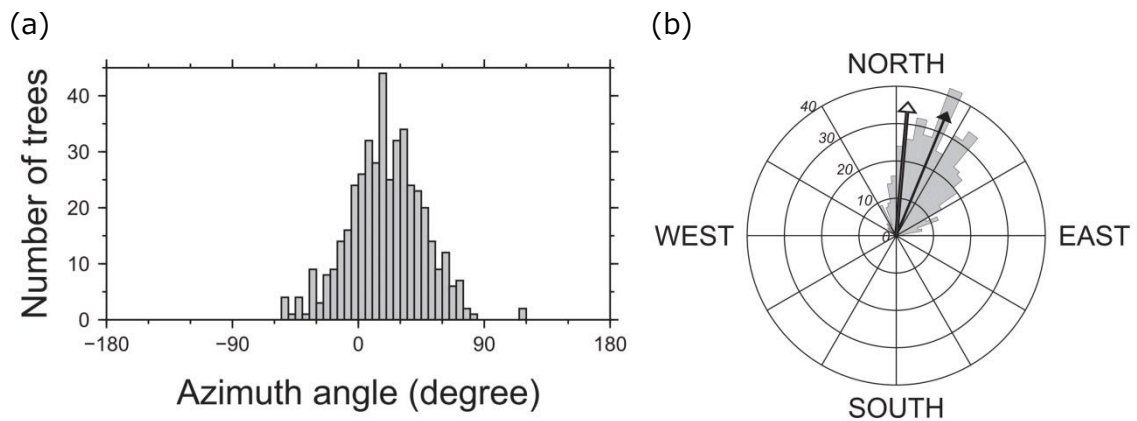


図 3.10 苫小牧国有林（胆振東部森林管理署 1197 林班）における台風 18 号による風倒被害木の倒壊方向。当該林班の風倒被害木の 1.34%にあたる 429 本を現地調査により確認。(a) ヒストグラム、(b) ローズダイアグラム、黒矢印は平均倒壊方向（方位角 19.9°）を、白矢印は風倒被害観測に利用した SAR のマイクロ波照射方向を表す。（Takahashi et al., 2011）。

林班、カラマツ林）において、現地調査により倒木方向を確認した結果を示す（Takahashi et al., 2011）。倒木の多くは北北東の方向を向いており、このデータからも、南南西からの風が吹いている中で風倒被害が発生したことがうかがえる。樹種については、図 3.6 に示し

た平均樹高の変化においては統計的に有意な低下を示していないアカエゾマツの被害が大きい結果となったが、これは、多変量解析によって他の要因の影響を排除することで始めて明らかとなった傾向と言える。

日本の森林は台風による風倒被害をたびたび受けているため、台風被害に関する要因解析は、これまでも幾度か行われてきた (Kamimura & Shiraishi, 2007)。そのような先行研究では、風倒被害が発生した後に被害状況を調べ、大きな被害をもたらした要因を推定するという疫学的アプローチが多く採られてきた。そうした研究により、風倒被害を規定する定性的な要因は徐々に明らかになっている。一方、そのような方法は多大な労力が要求され、また定量的にリスクを評価することは困難であることから、近年はシミュレーションモデルを利用したリスク評価が行われるようになってきた (e.g., Nakajima *et al.*, 2009)。しかし、日本におけるこのようなアプローチは欧米に較べると遅れを取っている。それは、日本の森林は複雑な山岳地形の上に立地していることが多く、風況予測に困難さがあるためと考えられる。一方、本研究のように衛星 LiDAR を利用して被害状況を定量的かつ広域に把握することが出来れば、従来の疫学的アプローチによるリスク評価を比較的労力をかけずに実行できるという利点がある。

それだけでなく、本研究で得られたような、多変量解析の結果から予測される風倒被害リスクを、ハザードマップとして表すこともできる。そのような情報は、被害の発生しやすい所には風倒害に弱い針葉樹は植えないなど、森林経営に多大な貢献をすることが期待できる。ただし、いずれの斜面方位のリスクが高いかなど、個々の台風の進路や特性に応じて変化しうる要因もあるため、実際にハザードマップを作成する際には、より緻密な検討が必要であろう。今後は地球温暖化にともなって、勢力の強い台風の発生頻度が増えることが予測されている (IPCC, 2013)。そのため、衛星 LiDAR のような森林攪乱を効率的に観測する能力を持つ測器の重要性が増すことになるだろう。

### 3.4 第3章のまとめ

衛星 LiDAR の樹高計測能力を応用することで、台風の風倒被害にともなう樹高変化の検出をおこなった。対象は、2004 年 9 月 8 日に北海道を襲った台風 18 号(アジア名:Songda)による被害が甚大であった、苫小牧市周辺の国有林とした。その結果、以下に挙げるような知見が得られた。

- 台風 18 号により重大な被害を受けた地域では、台風前の平均樹高に較べて 2.1 m の樹高低下が観測された。樹種別に見ると、カラマツ林において最も著しい樹高低下(5.8 m)が観測されたのに対して、広葉樹林やアカエゾマツ林では統計的に有意な樹高の変化は観測されなかった。カラマツが風倒害に弱いことは古くから知られており、その原因は根が浅いためとされている(玉手, 1967)。
- 風倒被害による樹高の低下量と地理条件との関係性を多変量解析(数量化 I 類)により明らかにすることで、風倒被害のリスク評価をおこなった。その結果、風倒被害を増大させる地理条件として、緩斜面や山地地形、黒ボク土、単層林、疎林、草本の下層植生などが特定された。

以上の結果をまとめると、衛星 LiDAR を利用することで台風による風倒被害を広域において定量的に把握できることが示された。従来は現地調査に頼ることで風倒被害に弱い地理的要因を調べるが多かったが、衛星 LiDAR を使うことで効率的に被害状況を把握することができ、今後の森林攪乱の観測において重要なツールとして利用されることが期待される。

## 第4章 北海道を対象とした森林バイオマスの推定 手法開発と広域評価

### 4.1 はじめに

途上国の森林減少・森林劣化を抑制する枠組みである REDD+を実現するうえで必要となる排出係数(Emission factor)の把握や、全球スケールでの炭素循環過程の解明などのため、広域の森林資源を効率的かつ精度よく観測する技術への期待が高まりつつある。1.1.2 節に述べたとおり、森林資源に関する量的なパラメータ、すなわち、材積、バイオマス、炭素貯留量については比較的容易に相互に換算できる。また、地上計測とリモートセンシング観測のいずれにおいても、これら 3 つのパラメータの中では、バイオマスを計測対象とすることが多い。また、1.1.4 節に述べたように、衛星リモートセンシングにより森林の地上部バイオマスを計測する技術にはいくつかあるが、なかでも衛星 LiDAR は最も高精度な計測技術を提供するものと期待されている。このような背景のもと、衛星 LiDAR データを地上部バイオマスの広域観測に応用し、その能力を評価するため、北海道の森林を対象とした検討をおこなった。

衛星 LiDAR である ICESat/GLAS のデータを利用して地上部バイオマスを推定する方法は、2 つに大別できる(表 1.5)。一つは、GLAS データより推定した樹高からアロメトリー式にしたがって推定する方法、もう一つは、GLAS データの波形パラメータから重回帰分析などにより直接的に地上部バイオマスを推定する方法である。前者の方法の推定精度は、GLAS データからの樹高推定モデルの精度とアロメトリー式の精度の両者に影響を受けることもあり、先行研究においても、後者の方法に較べて精度が劣っている場合が多い(表 1.6)。そこで、本研究では後者の方法を採用し、重回帰分析により GLAS の波形パラメータから直接的に地上部バイオマスを推定するモデルを構築した。なお、使用する波形パラメータを固定している先行研究もあるが、本研究では、複数のパラメータから最適な組み合わせを選定することとした。

はじめに、推定モデル構築のために必要となるグラントゥルスを集めるため、地上計測をおこなった。次に、そのグラントゥルスにもとづいて推定モデルを構築し、そのモデルを北海道を観測した GLAS データに適用することで広域評価に応用した。さらに、他の衛星画像データを併用することで、北海道全域をカバーする地上部バイオマス地図の作成を試みた。

## 4.2 方法

### 4.2.1 地上計測データの収集・解析

グラントゥルスを収集するため、図 4.1 に示す、北海道内の国有林 4 サイトにおいて地上部バイオマスの地上計測データを収集した。また、各サイトにおける地上計測の概要を、表 4.1 に示す。地上計測は 2012 年 11 月に実施し、あわせて 106 プロットのデータを収集した。その際、GPS を利用して GLAS フットプリントの中心位置を特定し、ビッターリッヒ法を応用したサンプリング計測により、その周囲の林分の地上部バイオマスを計測した。

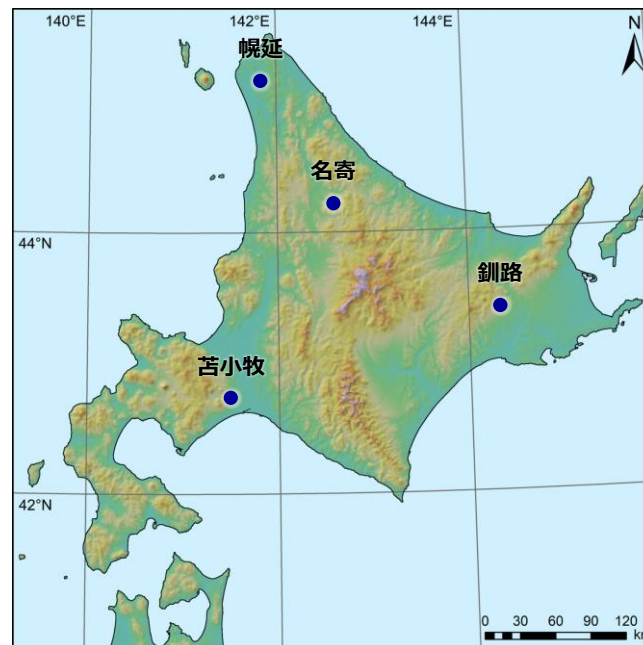


図 4.1 地上部バイオマスの地上計測データを収集した北海道内 4 サイトの位置図。

表 4.1 地上部バイオマスの地上計測データを収集した 4 サイトの概要。

| サイト | 計測日                 | プロット数 | 地上部バイオマス<br>平均±σ               |
|-----|---------------------|-------|--------------------------------|
| 幌延  | 2012.11.13-15       | 11    | 80.5±49.3 Mg ha <sup>-1</sup>  |
| 名寄  | 2012.11.5-12, 16-17 | 35    | 102.7±46.7 Mg ha <sup>-1</sup> |
| 釧路  | 2012.11.5-10        | 26    | 112.5±61.2 Mg ha <sup>-1</sup> |
| 苫小牧 | 2012.11.12-16       | 34    | 155.5±54.9 Mg ha <sup>-1</sup> |

ビッターリッヒ法は、サンプリングにより対象林分の計測をおこなう方法である。生態学の調査で一般的に用いられる標準地法のように、一定面積のプロット内の毎木調査をおこなう方法に較べると、非常に効率的である。そのため、リモートセンシング解析に必要なグランドトゥルスを収集するなど、計測精度を多少犠牲にしても効率的に多数のデータを得る必要がある場合に利用されることが多い (e.g., Suzuki *et al.*, 2013)。ビッターリッヒ法は、オーストリア国有林の営林署長である W. Bitterlich によって 1948 年に発案されたもので、簡易な手順にしたがって単位面積当たりの胸高断面積合計を推定できる方法である。林内の一点に立って周囲の立木の胸高直径を一定の水平視準角で視準し、その視準角より大きく見える立木の本数に、視準角によって定まる定数を乗じることで、ヘクタール当たりの胸高断面積合計を得ることができる。このように、狭義のビッターリッヒ法は、胸高断面積合計を計測する方法であるが、後年、この方法を応用した計測方法について研究が進められ、主に日本の研究者などによって著しい発展をみた。その中には、胸高断面積合計から地上部バイオマスを推定する方法も含まれている。本研究では、その一つであるカウント木法にもとづいて、地上部バイオマスの計測をおこなった。

図 4.2 に、本研究で用いた、ビッターリッヒ法を応用した地上部バイオマスの計測手順を示す。まず、GPS により特定した GLAS フットプリントの中心点に立って、その周囲の林分を見渡す。各立木の胸高位置（北海道では地面から 1.3 m の高さ）を視準して、一定の

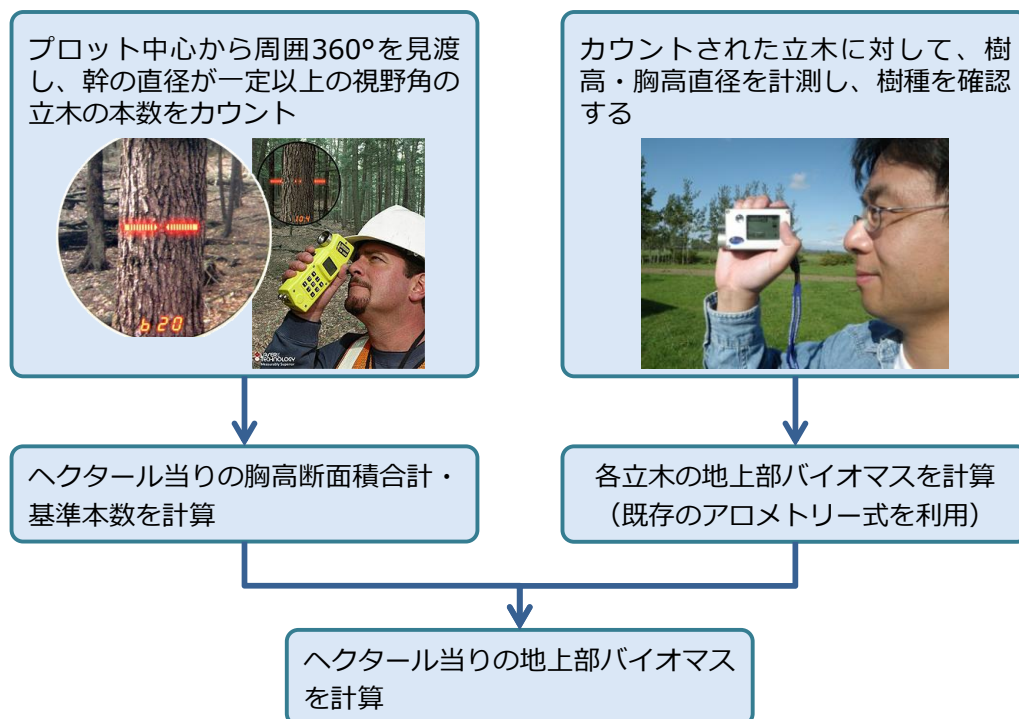


図 4.2 ビッターリッヒ法を応用した地上部バイオマス計測の手順（左上の枠内の写真は Laser Technology, Inc. ホームページより引用）。

視野角以上の太さの木をサンプル木として抽出する。この視野角に応じて計算できる断面積定数 (Basal area factor; BAF) を、サンプル木として抽出された立木数に乘じることで、ヘクタール当たりの胸高断面積合計を計算できる。ここまでの手順が、狭義のビッターリッヒ法にもとづくものである。視野角は対象林分に応じて変化させるが、今回は、全 106 プロットのうち 39 プロットで  $BAF = 1.0$  (視野角  $1.146^\circ$  に対応)、66 プロットで  $BAF = 2.0$  (視野角  $1.621^\circ$ )、1 プロットで  $BAF = 4.0$  (視野角  $2.292^\circ$ ) に設定した。ここで、各サンプル木の胸高断面積で BAF を除したものは基準本数と呼ばれており、そのサンプル木と同じ直径の立木が、ヘクタール当たり何本あるか予測する数値である。例えば、 $BAF = 1.0$  に対応する視野角で胸高直径が 0.6 m の立木 (胸高断面積 =  $0.28 \text{ m}^2$ ) が視準されたとすると、1 ヘクタールの範囲にそれと同じ直径の木が 3.54 本あると推定できる。この基準本数を計算できるように、また、各サンプル木の地上部バイオマスを既存のアロメトリー式から計算できるように、サンプル木それぞれの胸高直径および樹高も計測した。樹高の計測には超音波樹高計測器 Vertex IV (Haglöf Sweden AB, Långsele, Sweden) を使用した。このように、狭義のビッターリッヒ法は胸高断面積合計を計測する手法であるが、各サンプル木の基準本数と地上部バイオマスを計測しておけば、それらを乗算することで、ヘクタール当たりの地上部バイオマスを算定することができる。

地上部バイオマスの算定に必要となるアロメトリー式には、林野庁が作成した材積式を利用した (林野庁計画課, 1970)。これは、日本国内の地域別、樹種別、胸高直径階別に作成されたものである。ただし、このアロメトリー式により求められるのは幹材積、すなわち幹部分の体積であるため、これにバイオマス拡大係数 (枝葉を含む地上部全体の材積と幹材積との比) および容積密度 (材の比重) という 2 つの数値を乘じることで地上部バイオマスを計算した。バイオマス拡大係数と容積密度の値については、日本国温室効果ガス

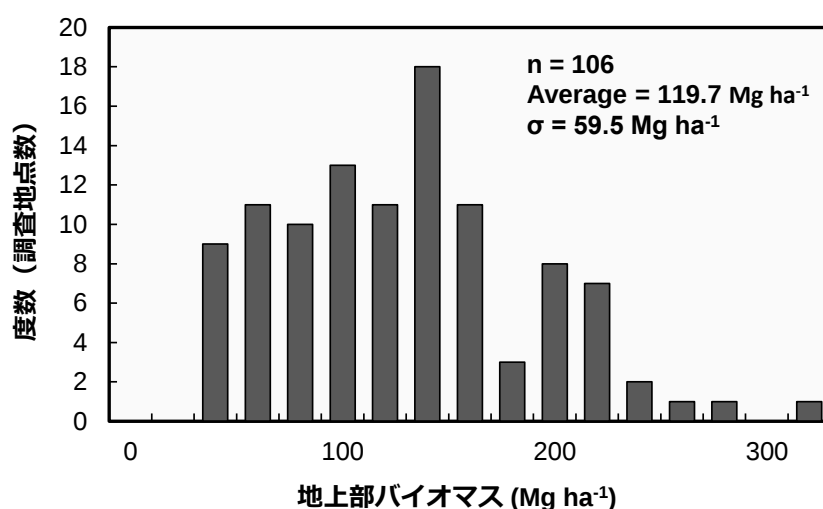


図 4.3 北海道における地上計測データの地上部バイオマスのヒストグラム。

インベントリ報告書（温室効果ガスインベントリオフィス，2014）にまとめられている、樹種別の数値を利用した。

このようにして計算された、106 プロットの地上計測データにおける地上部バイオマスのヒストグラムを、図 4.3 に示す。地上計測データ全体での平均値は  $119.7 \text{ Mg ha}^{-1}$  であったが、サイトによる差異が大きく、最もバイオマスが低かった幌延サイトの平均は  $80.5 \text{ Mg ha}^{-1}$ 、バイオマスが高かった苫小牧サイトの平均は  $155.5 \text{ Mg ha}^{-1}$  で、両者には 2 倍近い差

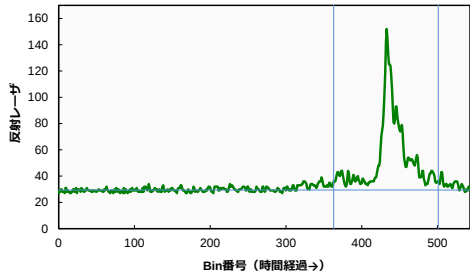
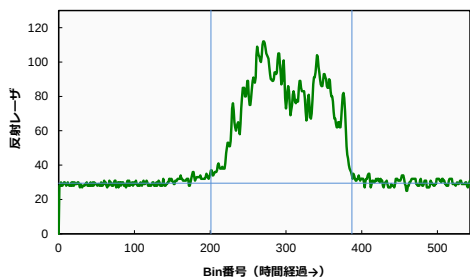
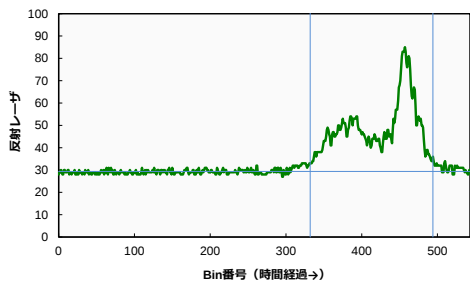
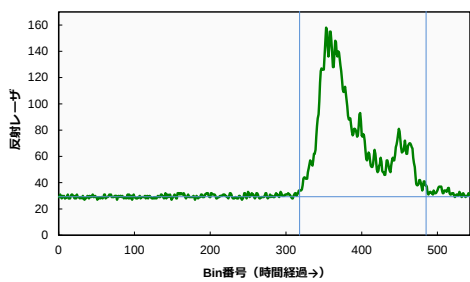
|           | 計測値                          | 写真                                                                                  | GLAS 波形                                                                              |
|-----------|------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------|
| ①釧路：天然生林  | 27.3<br>$\text{Mg ha}^{-1}$  |    |    |
| ②幌延：天然生林  | 76.2<br>$\text{Mg ha}^{-1}$  |   |   |
| ③名寄：トドマツ  | 132.1<br>$\text{Mg ha}^{-1}$ |  |  |
| ④苫小牧：エゾマツ | 223.2<br>$\text{Mg ha}^{-1}$ |  |  |

図 4.4 北海道の地上計測サイトにおける現況写真と GLAS 波形。

が見られた（表 4.1）。

図 4.4 に、地上計測データと GLAS 波形データの比較の一例を示す。①の釧路サイトのような低バイオマス林分では、GLAS が照射したレーザ光の多くが地面付近から反射されるため、波形には一つの明瞭なピークが見られる。一方、④の苫小牧サイトのような高バイオマス林分では、レーザ光は樹冠と地面とから反射されるため、波形は主に 2 つの成分から構成される。このプロットの場合は、樹冠からの反射（GLAS 波形の左側のピーク）のほうが、地面からの反射（右側のピーク）に較べて大きくなっていることもわかる。このような GLAS 波形データの特徴を、地上部バイオマスの推定に利用することが可能である。

#### 4.2.2 地上部バイオマス推定モデルの構築

地上計測データをグランドトゥルスとして利用し、GLAS の波形パラメータから地上部バイオマスを推定するモデルを、重回帰分析にもとづいて構築した。推定モデルに利用する波形パラメータは、表 4.2 に示す 14 種類のパラメータの中から、適切な組み合わせのものを取捨選択した。

信号長は樹高に関連した長さで、最も基本的な波形パラメータである。相対高度 (Relative

表 4.2 地上部バイオマスの推定モデル構築に際して検討した、GLAS の波形データに関連した 14 種類のパラメータ。いずれのパラメータも、単位は m。

| パラメータ                           | 内容                                                                                                                     |
|---------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| 信号長                             | 信号開始位置から信号終了位置までの標高差。                                                                                                  |
| RH10, RH20, … RH100             | 相対高度 (Relative height)。例えば RH10 であれば、レーザ光の全反射エネルギーのうち 10%のエネルギーが反射された位置の、地面ピークからの標高差（図 4.5 参照）。                        |
| Leading edge +<br>Trailing edge | 信号開始位置と、最大値の半分の値に達する最も標高の高い点との標高差 (leading edge) と、信号終了位置と、最大値の半分の値に達する最も標高の低い点との標高差 (trailing edge) を合わせた値（図 1.8 参照）。 |
| Lead10 + Trail10                | 信号開始位置と、そこから全体の 10%のエネルギーが反射された高度までの標高差 (lead10) と、信号終了位置と、そこから 10%のエネルギーが反射された高度までの標高差 (trail10) を合わせた値（図 1.8 参照）。    |
| Terrain index                   | GLAS フットプリント内の最高標高と最低標高との差。DEM データを利用して計算する。                                                                           |

height) は地上部バイオマスの推定にしばしば利用されるパラメータで、信号開始位置から地面ピークまでの波形面積（背景ノイズの面積は除く）を 10 等分した位置について、地面ピークからの標高差を求めたものである（図 4.5）。なかでも RH50 は HOME (Height of Median Energy) と呼ばれることもあり、Drake *et al.* (2002) は航空機 LiDAR データの解析から、地上部バイオマスと HOME との相関が高いことを発見している。また、Guo *et al.* (2010) は、GLAS データの RH75 が地上部バイオマスと正の相関があると述べている。相対高度を計算するためには、波形データの中から地面の反射を示すピークを特定する必要がある。ここでは、GLA14 に収録されているガウス関数のフィッティング結果を利用して、標高の低い 2 つのピークのうち振幅の大きいほうを地面ピークとみなすこととした (Chen, 2010)。他の 3 つのパラメータは、地面の傾斜により GLAS の波形が伸びる効果を補正するために利用されているパラメータである。Leading edge + Trailing edge および Lead10 + Trail10 は GLAS 波形から計算されるエッジ長であるが、Terrain Index は GLAS 波形からではなく、DEM データから計算されるパラメータである。Terrain index は、2.2.1 節に述べた、国土地理院の 10m メッシュ DEM データを利用して計算した。

14 種類の波形パラメータを取捨選択し、重回帰分析により地上部バイオマス推定モデルを構築した。このような変数選択が必要となるのは、説明変数どうしに高い相関がある場合に発生する多重共線性によって、重回帰分析が正常におこなわれなくなることを防ぐためである。多重共線性が発生していないことを担保するため、分散拡大要因 (Variance Inflation Factor; VIF) が 5.0 未満となるような変数の組み合わせを選択した。推定モデル構築に際しては、14 種類の波形パラメータのあらゆる組み合わせで重回帰分析を実施する

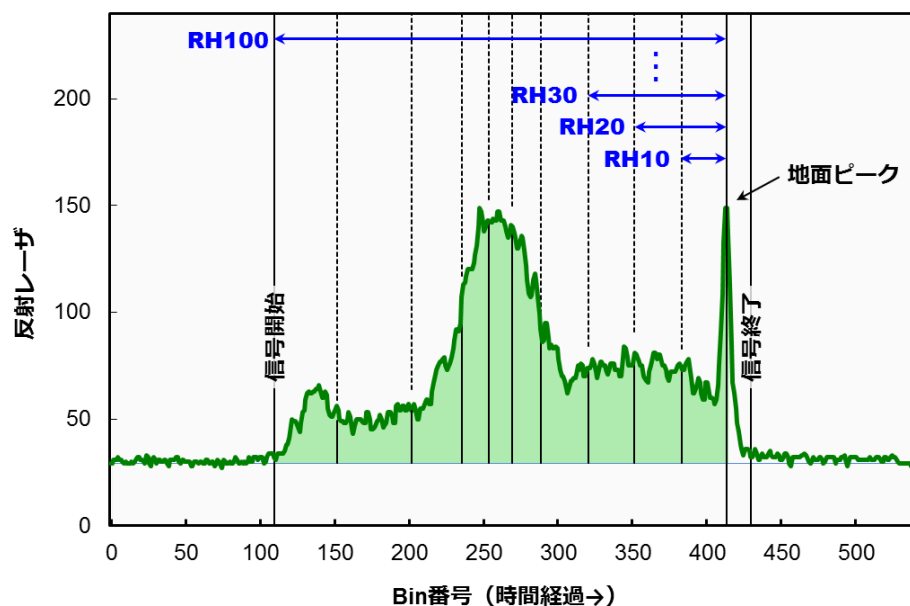


図 4.5 GLAS 波形における相対高度 (Relative Height) の概念図。

総当たり法を用い、その中から以下の 2 つの条件に当てはまる組み合わせを選択した。すなわち、(1) 上記の VIF が 5.0 未満となる組み合わせ、かつ (2) モデルの当てはまりが良くなるよう自由度調整済み決定係数が最も高くなる組み合わせ、を最適な推定モデルとして選択した。また、2.3.3 節に述べた樹高推定モデル構築に関する検討結果では、緩斜面と急斜面とでは GLAS の波形の特性が異なる可能性があることが示唆された。そこで、緩斜面と急斜面とで異なる推定モデルを構築した場合に、精度の向上が見られるか検討した。緩斜面と急斜面を分ける基準は、樹高推定モデルと同様に、Terrain index の 15 m を閾値とした。また、森林タイプに応じて波形の特性が変化する可能性が考えられるため、針葉樹林と広葉樹林とで区別して推定モデルを構築することも検討した。ここで、各 GLAS フットプリントの位置における森林タイプの特定には、2.2.7 節に述べた、森林 GIS データを利用した。構築した推定モデルの精度検証に際しては、モデル構築に利用したグランドトゥルスと精度検証に利用するグランドトゥルスとは分離する必要があるため、LOO (Leave-one-out) 交差検証をおこなった。

#### 4.2.3 北海道の地上部バイオマスの広域評価

4.2.2 節までに述べた検討により、北海道の森林を対象として GLAS データから地上部バイオマスを推定するモデルが構築される。そこで次に、この推定モデルを、北海道を観測したすべての GLAS データに適用して地上部バイオマスを推定し、広域評価に応用した。使用した GLAS データは、2.3.4 節に述べた、樹高推定モデルを適用する際に収集した GLAS データと同一であり、北海道全体に 13,774 点が分布している (図 2.21)。ここでは、以下に挙げる 4 種類の広域評価をおこなった。(1) 北海道全域の地上部バイオマス分布 (ヒストグラム) を調べる、(2) 森林タイプ別に地上部バイオマスの平均値を比較する、(3) 気象や地形などの地理条件と地上部バイオマス分布との関係を多変量解析により評価する。なお、(3) に挙げた多変量解析では、2.2.4 節に述べた数量化 I 類を適用した。目的変数は GLAS データから推定された地上部バイオマス、説明変数は、樹高における検討と同様に表 2.3 に示した 10 種類の地理条件とした。

#### 4.2.4 北海道の地上部バイオマス地図の作成

衛星 LiDAR である GLAS は、レーザ光を照射することで森林の三次元構造に関する情報を取得できるという特徴を持つものの、空間的には離散的な位置しか観測することができない。そこで、GLAS データから推定した地上部バイオマス値を、面的に補間した地図を作成するという応用可能性について検討した。そのために、GLAS 推定値を教師データとして利用して、他の衛星画像データや地理条件データから地上部バイオマスを推定するモデルを構築することで、北海道全域を面的にくまなく推定した地図を作成した。

推定モデル構築に際しては、単純な多変量解析ではなく、大量の教師データにもとづいて精緻な推定モデルを構築するのに適した機械学習を利用した。機械学習には多くのアルゴリズムが提案されているが、ノイズに強く高精度な推定が期待できるランダムフォレストを採用した (Breiman, 2001)。ランダムフォレストでは、大量の教師データから一部を抽出して決定木（複数の条件分岐を組合せた木構造を有する学習器）を構築するという手順を、何度も繰り返す。この場合の教師データとは、GLAS データから推定された地上部バイオマス値と、各々の GLAS フットプリント位置における衛星画像や地理条件データの値の組のことである。このようにして構築された多数の決定木を利用して地上部バイオマスを推定する際には、それぞれの決定木により推定された値の平均値を採用する。ランダムにサンプリングされた教師データにより構築された決定木が多数並立する様子から、ランダムフォレストと名付けられている。なお、ランダムフォレストの実行には、統計解析フリーソフトウェア “R” を利用した (<http://cran.r-project.org/>)。

推定モデルの説明変数としては、2.2.7 節に述べた地理条件データと、衛星画像データとを併用することとした。ただし、ランダムフォレストでは、数量化 I 類のようにカテゴリーデータを説明変数とすることができず、数値データである必要がある。そのため、表 2.3 に示した 10 種類の地理条件のなかから、年平均気温、年降水量、年最深積雪、年日照時間、標高、傾斜角度の 6 つを利用した。また、衛星画像データとしては、高頻度観測センサである MODIS の観測データを利用した。MODIS は、NASA の Terra 衛星と Aqua 衛星とにそれぞれ搭載されているセンサで、毎日全球を観測できる。空間分解能は 250m から 1000m と粗いものの、時間分解能（毎日観測）と波長分解能（36 バンド）が高いため、森林分野においては生物季節（フェノロジー）の観測などに広く利用されている。図 4.6 に、使用した MODIS 画像の一例を示す。教師データとして整備するため、GLAS フットプリントごとに GLAS 観測年と同年の MODIS 画像の平均値を、バンド 1 からバンド 7（可視光から短波長赤外光を観測するバンド）のそれぞれで計算した。ただし、開葉期のみを対象とするために、5 月から 9 月に観測された MODIS 画像の平均を計算することとした。このようにして整備した教師データを用いて、ランダムフォレストにより推定モデルを構築した後は、北海道全体の地理条件データおよび MODIS 画像データから地上部バイオマスを推定し、全域をカバーする地図を作成した。その際に使用する MODIS 画像は、2005 年観測のものとした。これは、次に述べる行政統計データとの比較に際して、対象年を統一するためである。作成した地図の空間分解能は、500m である。

衛星画像データおよび地理条件データを利用することで GLAS 推定値を空間的に補間し、2005 年の地上部バイオマス地図を作成する。次に、これを行政統計データと比較し、両データのクロスチェックを試みた。北海道には総合振興局（または振興局）と呼ばれる行政単位があり道内を 14 に分割しているため、その区域ごとに地上部バイオマス地図を集計して、それを行政統計データと比較した。行政統計データとして、2005 年農林業センサスを参照した（農林水産省統計部, 2007）。これは、農林業に関する全数調査の結果を取りまと

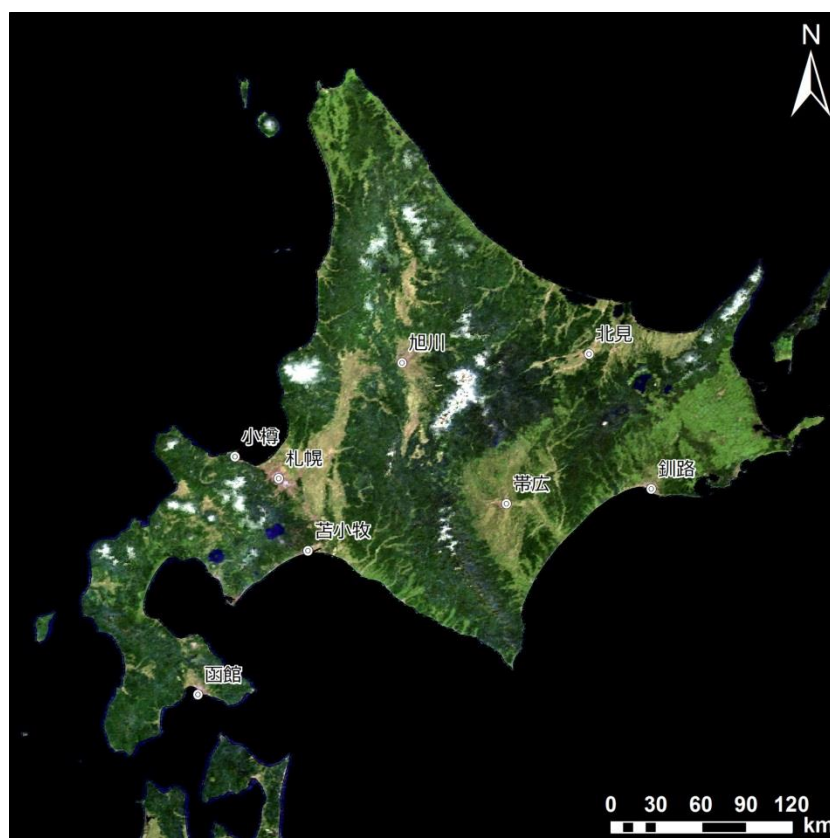


図 4.6 北海道における 2005 年開葉期の MODIS 画像。可視光バンド（バンド 1、3、4）それぞれの平均画像をカラー合成して表示。

めたもので、2005 年 2 月 1 日時点の状況を表している。このデータには、市町村別および針葉樹・広葉樹別の幹材積の値が収録されている。そこでこの値に対して、バイオマス拡大係数および容積密度の 2 つの数値を乗じることで、地上部バイオマスに換算した。これら 2 つの数値については、日本国温室効果ガスインベントリ報告書（温室効果ガスインベントリオフィス，2014）に樹種別の値が掲載されているため、北海道に存在する樹種の平均値を針広別に計算して用いた。バイオマス拡大係数は、針葉樹が 1.34、広葉樹が 1.22、容積密度は、針葉樹が  $0.374 \text{ Mg m}^{-3}$ 、広葉樹が  $0.457 \text{ Mg m}^{-3}$  であった。このようにして、行政統計データから算定した総合振興局別の地上部バイオマスの総量について、本研究で作成した地図の集計結果と比較し、両者の値を確認した。

## 4.3 結果と考察

### 4.3.1 地上部バイオマス推定モデルの構築

地上計測データをグラントゥルスとして利用し、GLAS データから地上部バイオマスを推定するモデルを構築した。すべての GLAS データを利用して構築した単一の推定モデルの他に、緩斜面と急斜面とで区分した推定モデル、および森林タイプで区分した推定モデルも構築し、推定精度を比較した。図 4.7 に、それぞれの推定モデルの精度を LOO 交差検証により検証した結果を示す。単一の推定モデルの精度 (RMS 誤差) は、 $47.3 \text{ Mg ha}^{-1}$  であった。傾斜に応じて区分した推定モデルでは、急斜面に較べて緩斜面での推定精度が高くなった。これは、2.3.3 節に述べた、GLAS データから樹高を推定するモデルを構築した際と同様の結果である。しかし、緩斜面の推定モデルの推定精度でも単一モデルから改善されることはなく、緩斜面と急斜面とをあわせた推定精度は  $49.4 \text{ Mg ha}^{-1}$  と、むしろ単一モデルより低い精度となっている。一方、森林タイプに応じて区分した推定モデルでは、針葉樹林に較べて広葉樹林での推定精度が高くなった。この原因の一つとして、北海道の広葉樹はすべて落葉性であるのに対し、針葉樹は常緑性のものと落葉性のものがあり、GLAS 波形の特性が複雑になっている可能性が考えられる。単一モデルに較べると、針葉樹林ではやや精度が低下するものの、広葉樹林では精度の向上が見られ、全体の精度も  $45.4 \text{ Mg ha}^{-1}$  と、向上することがわかった。このような結果から、森林タイプに応じて区分する推定モデルを採用することとした。構築された推定モデルは、下記のとおりである。

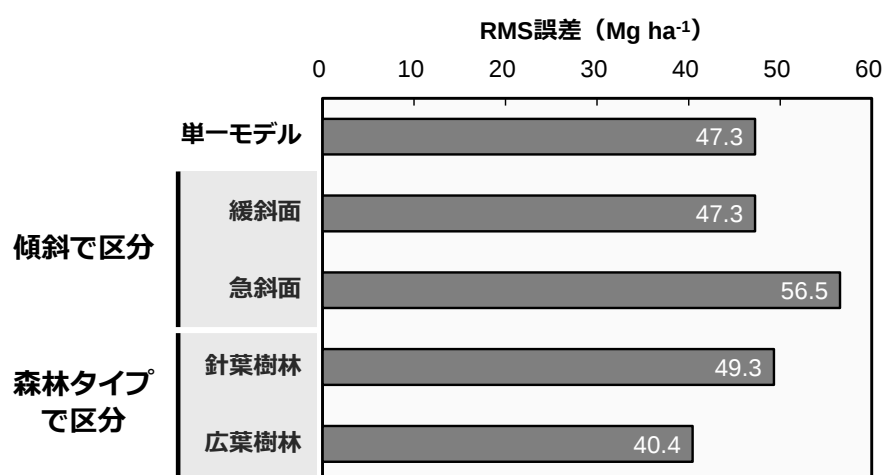


図 4.7 地上計測データを利用して構築した地上部バイオマス推定モデルの精度比較。推定モデルを傾斜または森林タイプに応じて区分する推定モデルも構築した。

$$\text{針葉樹林: } AGB_N = -6.22 \cdot RH10 + 18.20 \cdot RH40 - 3.40 \cdot RH100 + 3.57 \cdot (LE + TE) - 5.19 \cdot (L10 + T10) + 88.87 \quad (4.1)$$

$$\text{広葉樹林: } AGB_B = 4.55 \cdot WE - 1.56 \cdot RH100 - 2.18 \cdot (LE + TE) + 31.88 \quad (4.2)$$

ここで、 $AGB_N$ と $AGB_B$ は針葉樹林および広葉樹林の地上部バイオマス ( $\text{Mg ha}^{-1}$ )、 $RH10$ 、 $RH40$ 、 $RH100$  はそれぞれ 10%、40%、100%の Relative height (m)、 $LE$ と $TE$ は Leading edge と Trailing edge (m)、 $L10$ と $T10$ は Lead10 と Trail10 (m)、 $WE$ は信号長 (m)を表す。これらの波形パラメータのうち、針葉樹林の推定モデルでは  $RH40$  が、広葉樹林の推定モデルでは信号長が地上部バイオマスと高い正の相関を示し、最も重要なパラメータであった。なお、地上計測データの中には針広混交林における計測データも含まれているが、その数は全 106 プロットのうち 10 プロットだけであった。これは、最大で 14 個の波形パラメータを用いた重回帰分析によって推定モデルを構築するためには十分なデータ数ではなく、混交林のみを対象とした推定モデルを構築することはできなかった。そこで、混交林に対しては単一の推定モデル、すなわち 106 プロットすべての GLAS データを利用して構築した推定モデルを適用することとした。その推定モデルは、下記のとおりである。

$$\text{混交林: } AGB_M = -12.34 \cdot RH10 + 16.44 \cdot RH40 - 3.23 \cdot RH100 - 1.51 \cdot TI + 106.6 \quad (4.3)$$

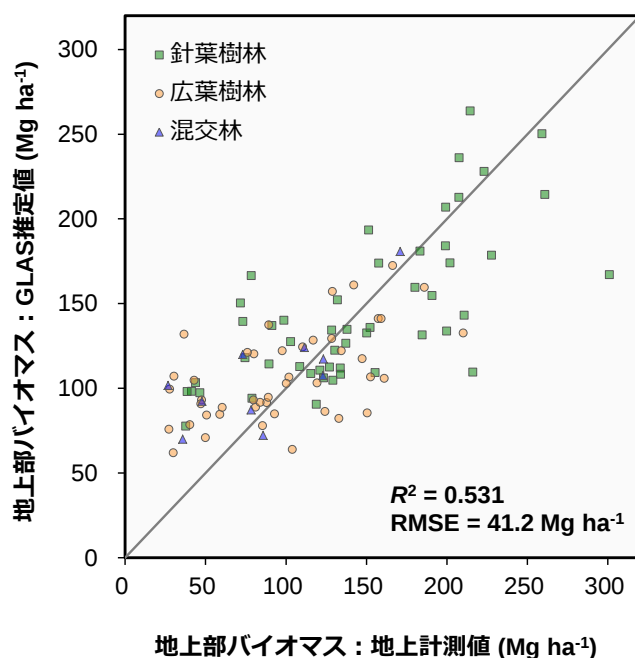


図 4.8 GLAS データより推定された地上部バイオマスと地上計測データとの比較。

ここで、 $AGB_M$ は混交林の地上部バイオマス ( $Mg\ ha^{-1}$ )、 $TI$ は Terrain index (m) を表す。この推定モデルでは、 $RH40$  が地上部バイオマスとの高い正の相関を示し、最も重要なパラメータであった。

図 4.8 に、GLAS データから推定された地上部バイオマスと地上計測データとの比較を示す。一部に誤差の大きい点があるものの、おおむね 1:1 の直線に沿った分布を示している。3 つの推定モデルをあわせた全体での RMS 誤差は、 $41.2\ Mg\ ha^{-1}$  であった。

#### 4.3.2 北海道の地上部バイオマスの広域評価

地上部バイオマスの推定モデルを、北海道を観測した 13,774 点の GLAS データに適用することで、森林資源の広域評価に応用した。はじめに、地上部バイオマスの推定結果からヒストグラムを作成した (図 4.9a)。北海道全体での地上部バイオマスの平均値 ( $\pm$ 標準偏差) は  $119.4 \pm 49.5\ Mg\ ha^{-1}$  であった。これは、地上計測データの平均値である  $119.7\ Mg\ ha^{-1}$  にほぼ一致した数値であり (図 4.3)、地上計測プロットの分布は、北海道の森林から偏りなく抽出されたものであったことを示唆している。また、GLAS の観測時期に応じて前期データ (2003 年 9 月–2005 年 6 月観測) と後期データ (2005 年 10 月–2008 年 12 月観測) とに分割してヒストグラムを作成し、地上部バイオマスの経年変化についても検討した (図 4.9b)。その結果、前期の地上部バイオマスの平均は  $118.9 \pm 52.7\ Mg\ ha^{-1}$ 、後期は  $119.9 \pm 46.4\ Mg\ ha^{-1}$  であった。前期データと後期データの分割は、2.3.4 節に述べた、推定樹高のヒストグラムを分割した際と同様である。樹高に関しては、前期から後期にかけて  $2.2\ m$  の統計的に有意な樹高低下が認められたが (図 2.22)、地上部バイオマスに関しては、99%信頼区間で有意な変化は認められなかった。

2 つめの広域評価として、森林タイプ別に地上部バイオマスの平均値を計算し、それぞれの森林タイプの特徴を比較した (図 4.10)。樹高に関しては森林タイプ間の差は小さかったが (図 2.23)、地上部バイオマスに関しては大きな差が認められた。落葉針葉樹林 (カラマツ林) の地上部バイオマスが最も高く、混交林が最も低くなっている。ここで、森林・林業統計要覧 2014 (林野庁, 2014) に掲載されている森林蓄積を森林面積で除算すると、北海道における人工林の材積は平均で  $168.7\ m^3\ ha^{-1}$ 、天然林は  $138.6\ m^3\ ha^{-1}$  と計算できる。これらの値は幹材積であり、地上部バイオマスと直接比較することはできないが、北海道においては天然林に較べて人工林のほうが高蓄積であるといえる。北海道の主要な造林樹種はトドマツ、カラマツなどの針葉樹であることから、広葉樹林や混交林に較べて針葉樹林の地上部バイオマスが高く推定されたことは、整合性のある結果と考えられる。

3 つめの広域評価として、地上部バイオマスと地理条件との関係性について、多変量解析によって検討した。図 4.11 に、その結果として得られたレンジの比較を示す。このレンジの値が大きいほど、目的変数である地上部バイオマスに与える影響が大きい地理条件であること意味している。これと同様の解析を樹高の推定値に対しておこなった結果では (図

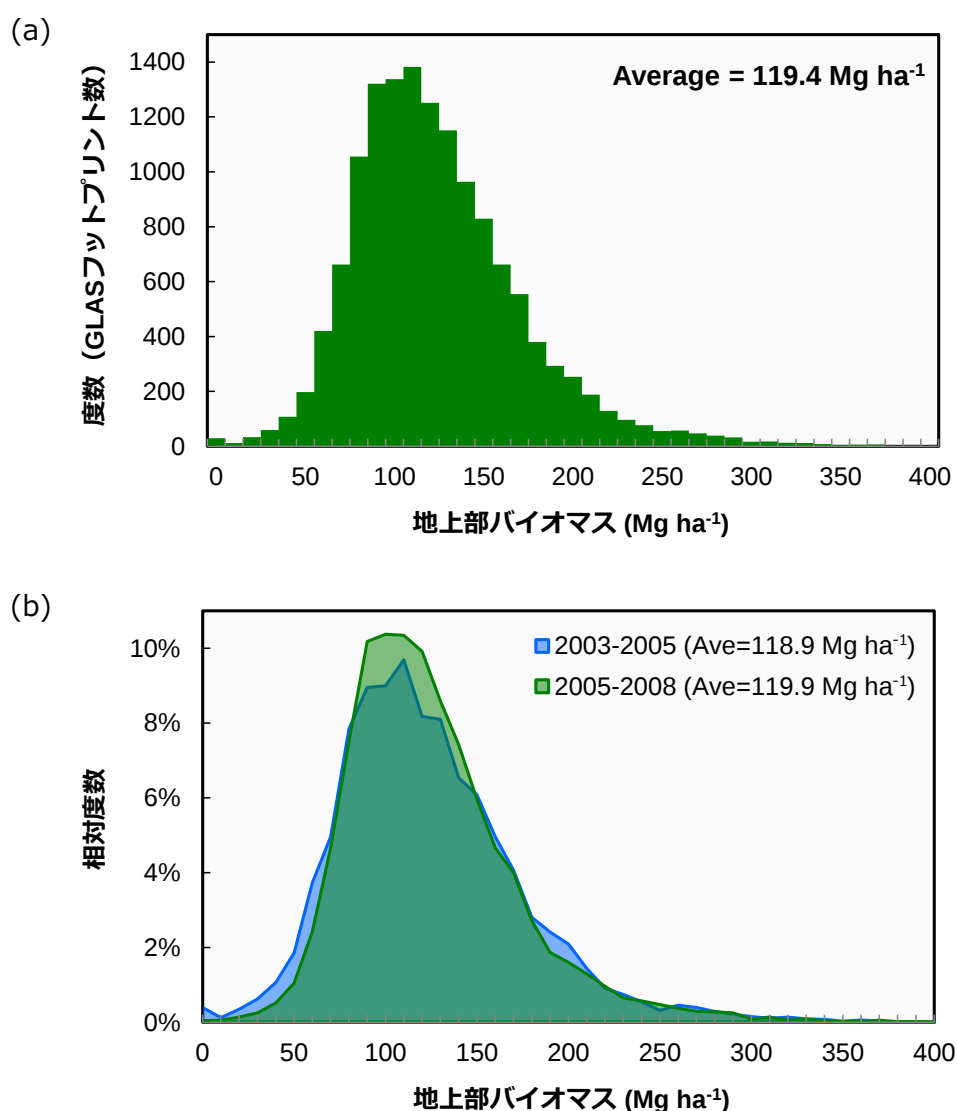


図 4.9 GLAS データから推定された北海道の地上部バイオマスのヒストグラム。(a) 全観測期間を通じたヒストグラム、(b) 前期と後期の観測期間に分けたヒストグラム。

2.24)、地面の傾斜角度が最も大きな影響要因であったが、地上部バイオマスについては森林タイプが最大の影響要因であった。これは、先に述べたように、森林タイプ間での樹高の差は大きくないの対し、地上部バイオマスの差は大きいことと整合性のある結果である。また、森林タイプに次いで影響力のある要因は気温や日照時間といった気象条件であり、いずれも地上部バイオマスと正の相関が見られた。なお、この多変量解析により得られた関係性にもついて、地理条件から地上部バイオマスを推定したとしても、地上計測値との決定係数 ( $R^2$ ) は 0.121 であり、推定モデルの能力は充分とはいえない。すなわち、これら 10 種類の地理条件の他にも、地上部バイオマスに影響をおよぼしている要因が存在することを示唆している。

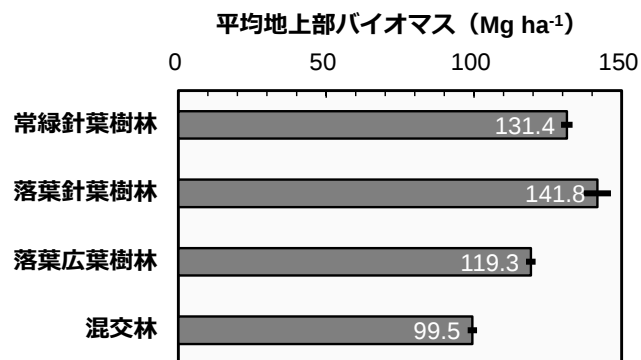


図 4.10 GLAS データから推定された地上部バイオマスの森林タイプ別平均値。各グラフ先端の黒線は平均値の 99%信頼区間を表す。

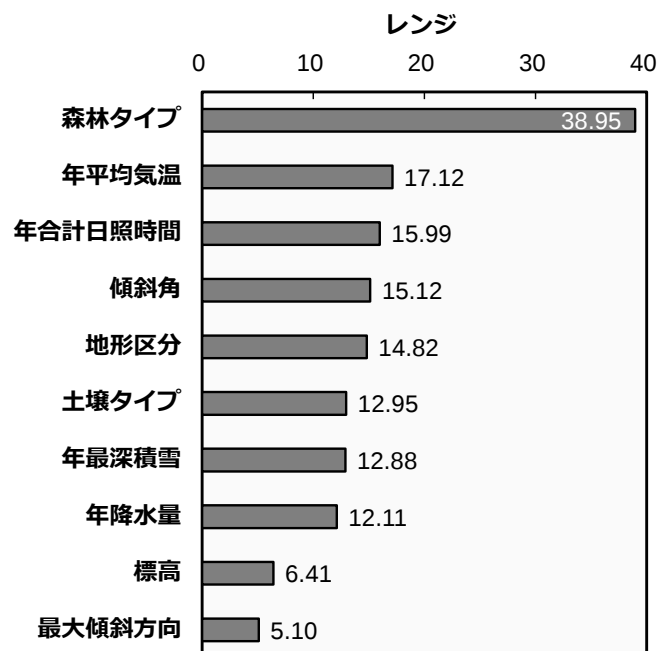


図 4.11 地上部バイオマスと地理条件との間の多変量解析により得られたレンジの比較。

#### 4.3.3 北海道の地上部バイオマス地図の作成

地理条件データおよび MODIS 画像データを利用した機械学習（ランダムフォレスト）により、GLAS データから推定された地上部バイオマスを空間的に補間し、北海道全域をカバーする地図を作成した（図 4.12）。この地図の作成に利用した MODIS 画像においては、一部の山岳地域に残雪の影響が見られるため（図 4.6）、そのような地域では過小推定となっている可能性がある点に留意する必要がある。また、教師データのうち 10%は推定モデ

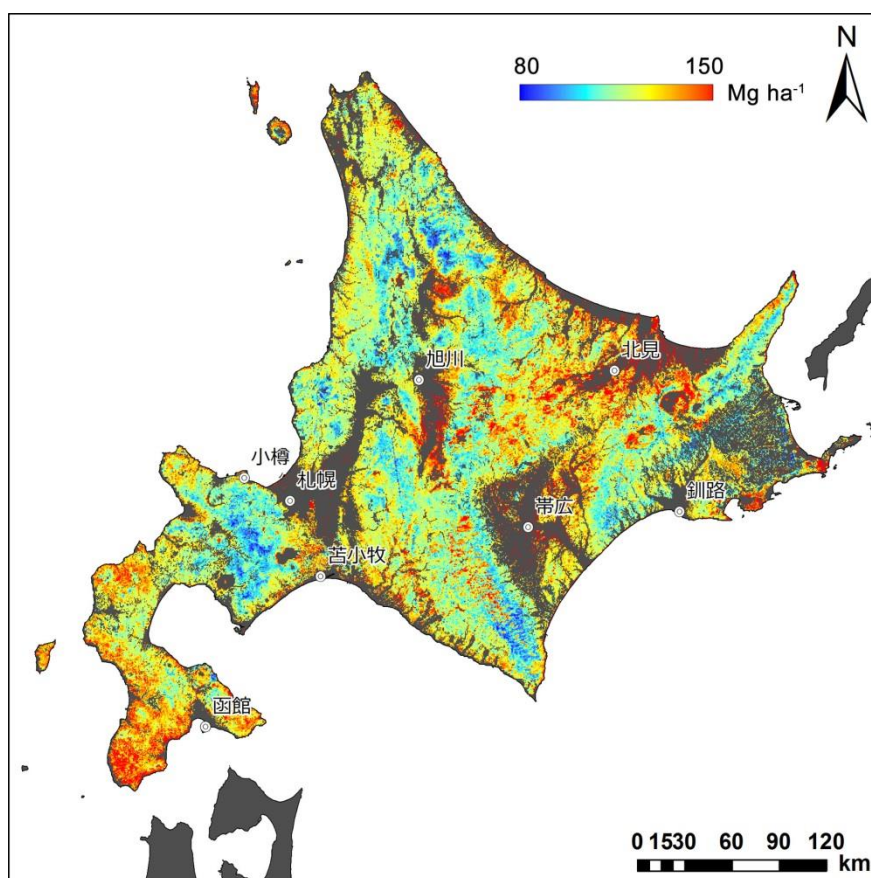


図 4.12 地理条件データおよび MODIS 画像データから推定された、2005 年の地上部バイオマス地図。

ル構築に利用せずに、精度検証に利用した。その結果を、図 4.13 に示す。推定精度 (RMS 誤差) は  $46.7 \text{ Mg ha}^{-1}$  と相応の値であったが、推定値と教師データとの間の決定係数 ( $R^2$ ) は 0.108 と、高精度な推定モデルとはいいいがたい値であった。推定精度を向上させるためには、説明変数として他のデータを加えるなどの工夫が必要と考えられる。

次に、北海道を 14 の地域に区分する総合振興局 (および振興局) ごとにこの地図の値を集計することで、地上部バイオマスの総量を算定し、それを行政統計データと比較した (図 4.14)。行政統計データに較べると、本研究における推定値は大幅に過大推定であった。しかし、両データには非常に高い相関が見られ ( $R^2 = 0.918$ )、行政統計データを 2.0 倍すると本研究の推定値にほぼ一致する。この行政統計データは、森林簿という森林資源に関する台帳にもとづいて集計されているが、反対に、この森林簿に記載されている幹材積の値が過小である可能性が考えられる。森林総合研究所は、森林簿を京都議定書の報告に利用することを前提として、その蓄積精度を検証した (森林総合研究所, 2004)。この検証は、すべての都道府県を対象として、地上計測をおこなって森林簿記載の幹材積の値を検証し

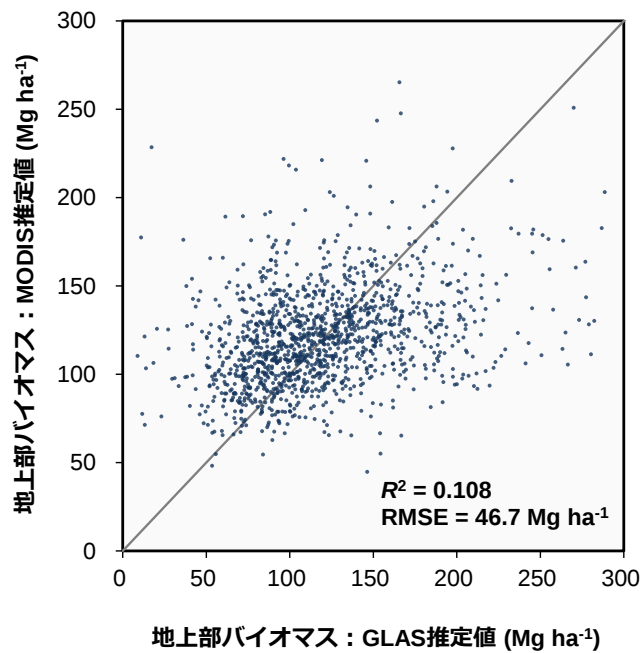


図 4.13 地理条件データおよび MODIS 画像データから推定された地上部バイオマスと、GLAS データから推定した値との比較。

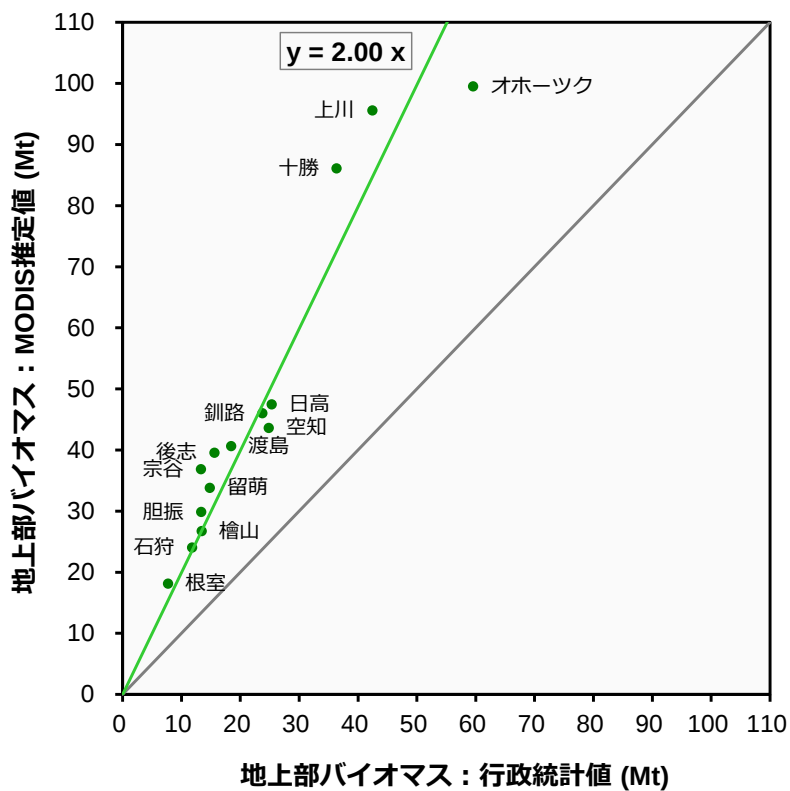


図 4.14 地理条件データおよび MODIS 画像データから推定された地上部バイオマスの総合振興局別の総量と、2005 年農林業センサスとの比較。

た。検証箇所は、全国で 10,189 ヶ所、北海道では 1,417 ヶ所であった。検証の結果、森林簿記載の幹材積は過小であることが明らかとなり、全国平均で 1.86 倍、北海道では 1.72 倍も地上計測値のほうが大きかった。北海道における樹種別の値では、カラマツ林で 1.32 倍、トドマツ林で 2.15 倍であった。このことから、本研究の推定値が行政統計データの 2.0 倍も過大であったことは、先行研究と整合した結果であり、現況に近い値を推定できていることを示唆している。

このように、衛星リモートセンシング技術を利用することで、広域の森林資源を精度よく効率的に計測できることが示され、統計資料の検証や更新などにも応用できる可能性が示唆された。

## 4.4 第4章のまとめ

北海道の森林を対象として、GLAS データから地上部バイオマスを推定する手法を開発し、広域評価に適用した。その結果、以下に挙げるような知見が得られた。

- 推定モデルの構築に必要となるグラウンドトゥルスをを得るため、北海道内 4 ヶ所の国有林の 106 プロットにおいて、地上部バイオマスを計測した。地上計測は、ビッターリッヒ法を応用したサンプリング調査により実施した。整備されたグラウンドトゥルスの平均値（±標準偏差）は  $119.7 \pm 59.5 \text{ Mg ha}^{-1}$  であった。
- 地上計測データを利用して、GLAS データの波形パラメータから地上部バイオマスを推定するモデル構築した。その際、すべての GLAS データに適用できる単一の推定モデルの他に、緩斜面と急斜面とで異なる推定モデルや、針葉樹林と広葉樹林とで異なる推定モデルも構築し、精度を比較した。その結果、森林タイプ（針広別）に応じて推定モデルを分けることで、推定精度が向上することがわかった。推定精度（RMS 誤差）は  $41.2 \text{ Mg ha}^{-1}$  であった。
- 北海道の森林を観測した 13,774 点の GLAS データに対して地上部バイオマス推定モデルを適用し、北海道における森林資源の分布状況を把握した。その結果、北海道における地上部バイオマスの平均値（±標準偏差）は  $119.9 \pm 46.4 \text{ Mg ha}^{-1}$  であった。森林タイプ別に平均値を算定したところ、最大となる落葉針葉樹林（カラマツ林）で  $141.8 \text{ Mg ha}^{-1}$ 、最小となる混交林で  $99.5 \text{ Mg ha}^{-1}$  であり、両者には 1.4 倍の開きのあることがわかった。また、地上部バイオマスと地理条件との関係を多変量解析（数量化 I 類）により検討したところ、森林タイプに強い影響を受けていることがわかった。
- GLAS データから推定された地上部バイオマスについて、他の衛星画像データや地理条件データを併用することで空間的に補間し、北海道全域をカバーする地上部バイオマス地図を作成した。機械学習の一種であるランダムフォレストを利用して地図を作成したところ、推定モデルの精度は  $46.7 \text{ Mg ha}^{-1}$  と相応の値であるものの、推定値と GLAS データとの相関は充分ではなく（ $R^2 = 0.108$ ）、改善の余地が残された。また、作成された地図を用いて総合振興局別に地上部バイオマスの総量を算定し、行政上の統計データと比較した。その結果、本研究による推定値は統計データの 2.0 倍という大きな差異があったものの、先行研究によると、むしろ統計データのほうが過小な値である可能性が高く、衛星 LiDAR の有効性が示される結果となった。

以上の結果をまとめると、北海道の森林を対象として高い精度で GLAS データから地上部バイオマスを推定する手法が確立され、北海道全域の森林資源の分布状況について定量的な評価に活用することができた。

## 第5章 ボルネオ島を対象とした森林資源の広域 評価

### 5.1 はじめに

北海道を対象とした検討により、衛星 LiDAR を利用して樹高や地上部バイオマスといった森林資源に係るパラメータを高精度に推定する技術が確立され、広域のモニタリングに応用することができた。そこで次に、この技術をボルネオ島に適用し、より広域でのモニタリングの可能性について検討した。ボルネオ島を対象地域として選択したのは、世界的に見ても特に急速に森林面積を減少させつつあるエリアで (Broich *et al.*, 2011; Hansen *et al.*, 2013)、REDD+の実施対象として最も注目されているエリアの一つとなっているためである。Miettinen *et al.* (2011) によると、2000 年から 2010 年の 10 年間に  $5 \times 10^6$  ha の森林が失われており、これはボルネオ島の森林の 12.0%に当たるとしている。このような大規模な森林消失が発生する主な原因は、伐採、森林火災、プランテーションへの転用である (Gaveau *et al.*, 2014)。

ボルネオ島は、インドネシア、マレーシア、ブルネイの 3 ヶ国にまたがっており、面積は 743,300 km<sup>2</sup> と世界で 3 番目に広い島である。赤道をまたいで北緯 7° から南緯 4° の間に位置し、高温多湿な熱帯雨林気候に属している。ボルネオ島とはマレーシアにおける呼称で、インドネシアではカリマンタン島と呼ばれているが、本研究では、呼称をボルネオ島に統一することとする。ボルネオ島の森林は東南アジアに存在する熱帯林域の中でも最大の面積を有している。天然生林の多くはフタバガキ科の混交林であるが、泥炭湿地林やマングローブ林なども分布している。また、オランウータンやラフレシアなどの貴重な動植物が多く生息する、生物多様性の豊かな森林としても知られている。

ボルネオ島を対象として ICESat/GLAS データを森林観測に応用した先行研究として、Ballhorn *et al.* (2011) の研究が挙げられる。彼らは、インドネシア領 Kalimantan Tengah (中部カリマンタン) 州の一部の泥炭湿地林を対象として、GLAS データから地形や地上部バイオマスを推定している。しかし、この先行研究は一部地域の泥炭湿地林のみを対象としたもので、広域評価を主目的とする本研究とは目的の異なったものである。

本研究では、ボルネオ島において地上計測を実施し、収集されたデータにもとづき、GLAS データから樹高や地上部バイオマスを推定するモデルを構築した。この推定モデルをボルネオ島全域の GLAS データに適用し、その結果を評価することで、衛星 LiDAR を熱帯林域の広域評価へ適用する可能性を明らかにした。

## 5.2 方法

### 5.2.1 衛星 LiDAR データの収集・解析

北海道を対象とした検討の際と同様に、GLAS データとして GLA01 および GLA14 という 2 種類のプロダクトの release-33 データを、アメリカの National Snow and Ice Data Center (NSIDC) のホームページを通じて収集した。GLAS は 2003 年から 2009 年までの間に 18 回の観測期間を設けて観測を行っており（図 1.5）、それら全観測期間についてボルネオ島の観測データを収集した。

このようにして収集した GLAS データの中には解析に適さないデータも含まれているため、3 段階のデータスクリーニングを行った。基本的な手順は、2.3.4 節に述べた、北海道を対象としたスクリーニングと同様である。すなわち、(1) 不適切な観測時期のデータ、(2) 雲の影響のあるデータ、(3) 波形にノイズの影響を大きく受けているデータ、の 3 種類の GLAS データを除外した。まず、不適切な観測時期のデータとして、GLAS フットプリントの位置決定精度が低下していた観測時期である L2C（2004 年 5 月–6 月）および L2F（2009 年 9 月–10 月）の 2 つの観測時期のデータを除外した。なお、北海道を対象とした際には冬期に観測された GLAS データもスクリーニングしたが、ボルネオ島では積雪の影響がないため、季節性は考慮しなかった。次に、雲の影響のあるデータを除外するために 2 段階の処理をおこなった。一段階目として、GLA14 に含まれている情報を利用して、雲の影響がなく（i\_FRir\_qaFlag = 15）、信号飽和を起こしていない（i\_satNdx = 0）とされる

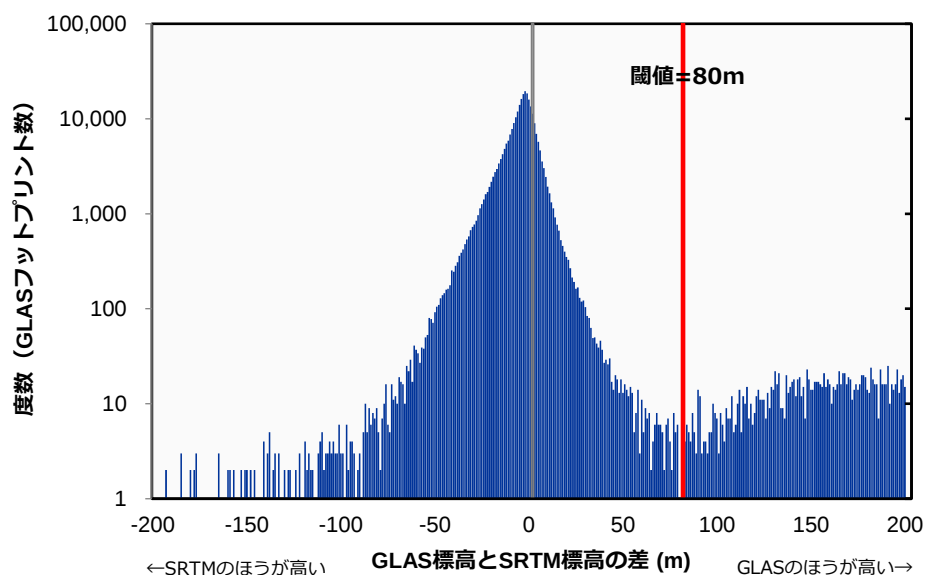


図 5.1 ボルネオ島において GLAS が計測した地盤標高と SRTM 標高の差のヒストグラム。縦軸は対数表示。GLAS 標高値が 80m 以上高いデータは雲の影響とみなした。

データを抽出した。二段階目として、雲の影響のあるデータを確実に除外するため、Shuttle Radar Topography Mission (SRTM; <http://www2.jpl.nasa.gov/srtm/>) と GLAS の計測した地盤面標高とを比較した。SRTM はスペースシャトル搭載の SAR が観測したデータから作成された、全球を約 90 m 分解能でカバーする標高データである。図 5.1 に、比較の結果を示す。このヒストグラムのピークの位置は、SRTM の標高のほうが 2 m ほど高い位置となっているが、SRTM の作成に利用した SAR はマイクロ波を地表面に照射して観測するセンサーであり、地盤面より高い樹冠位置から後方散乱されるマイクロ波成分が多かったことを反映していると考えられる。また、SRTM に比較して GLAS のほうが 80m 以上高い標高を示すデータが一団を形成しており、これが雲を観測した GLAS データに相当すると判

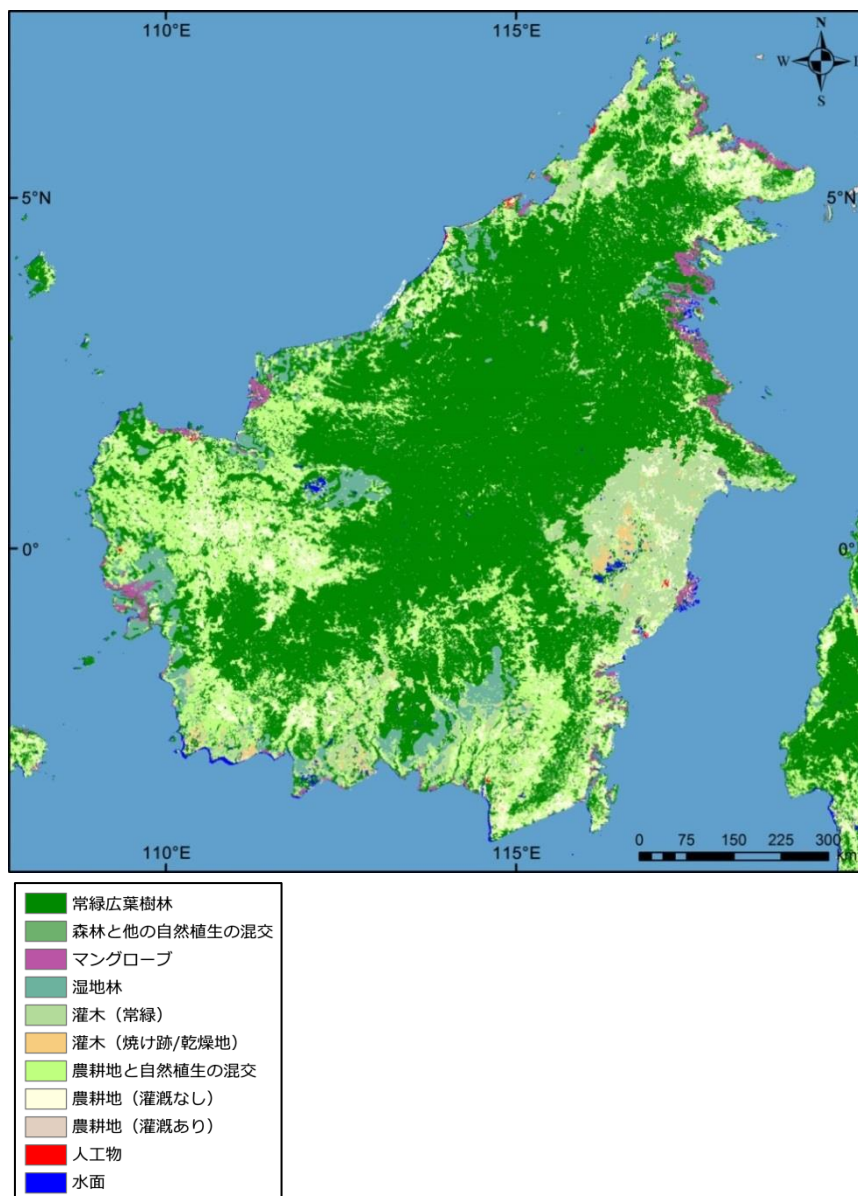


図 5.2 ポルネオ島周辺における GLC2000 土地被覆図。

断して除外した。最後に、波形にノイズの影響を大きく受けているデータを除外するため、波形の S/N 比が 10 未満のデータを除外した。

森林域を観測している GLAS データを解析対象として抽出するため、既存の土地被覆地図である Global Land Cover 2000 (GLC2000; <http://bioval.jrc.ec.europa.eu/products/glc2000/glc2000.php>) を利用した (Stibig *et al.*, 2003)。GLC2000 は 1999 年から 2000 年にかけて観測された SPOT 衛星の Vegetation 画像を利用して作成された土地被覆図で、全球を約 1 km 解像度でカバーしている。GLC2000 の東南アジア域のデータでは、陸域を 17 クラスに分けているが、このうち "tree cover" および "shrub cover" と称される 8 クラスについて、森林域を表すものとして利用した。図 5.2 に、ボルネオ島の GLC2000 を示す。上記の 8 つの森林クラスがすべてボルネオ島に分布はしていなかったため、結果的には『常緑広葉樹林』、『森林と他の自然植生との混交』、『マングローブ』、『湿地林』、『灌木 (常緑)』、『灌木 (焼け跡/乾燥地)』の 6 クラスを森林域の特定に利用した。

以上の手順によりデータスクリーニングおよび森林域の GLAS データの抽出をおこなった結果、解析に適した GLAS データとして 127,862 点が得られた。図 5.3 に、このようにして得られた GLAS データのフットプリント分布を示す。

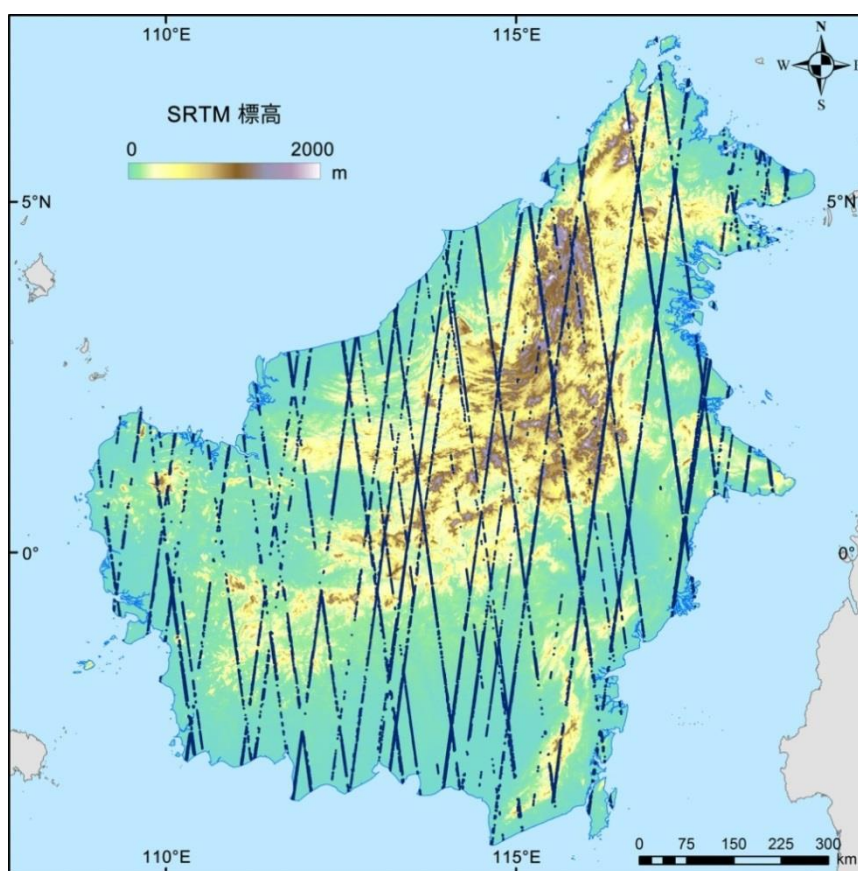


図 5.3 ボルネオ島の森林資源評価に利用した GLAS データの分布(127,862 点)。背景は、SRTM データにもとづく標高を表す。

### 5.2.2 地上計測データの収集・解析

GLAS データから地上部バイオマスを推定するモデルを構築する際に必要となるグラントゥルスを、現地での地上計測によって収集した。地上計測は、図 5.4 に示す 5 つのサイトにおいて実施した。また、各サイトにおける地上計測の概要を表 5.1 に示す。GLAS のフットプリント中心と一致する位置において、2013 年から 2014 年にかけて、合計 37 プロットの地上計測をおこなった。計測対象とした森林は、4 種類に分類できる。泥炭湿地林は、雨季に冠水することで枯死木が分解されずに泥炭として堆積した森林である。近年は、植林地や農地の開発などのために泥炭湿地林が伐採されることが多く、それにともなって泥炭に蓄えられた炭素が放出され、地球温暖化に寄与することが懸念されており (Mietenen *et al.*, 2010; Page *et al.*, 2011; Hooijer *et al.*, 2010)、REDD+ との関連においても注目されている。二次林は、人為的に伐採された後の自然遷移によって成立した森林であり、本研究の計測サイトの二次林の多くはマカランガ (Macaranga) が優占する常緑広葉樹林である。Ulu Tungud 保護林は、原生的な植生を保持しているものの過去に択伐を受けた履歴のある森林で、フタバガキ (Dipterocarp) が優占する常緑広葉樹林である。油ヤシ植林はパーム油を収穫するための植林地で、ボルネオ島においては急速に拡大しつつある。

地上計測をおこなった 37 プロットの位置を GLAS が観測したのは 2004 年から 2009 年の間であり、そのうち 23 プロット (62%) は 2007 年に観測されている。このように、GLAS

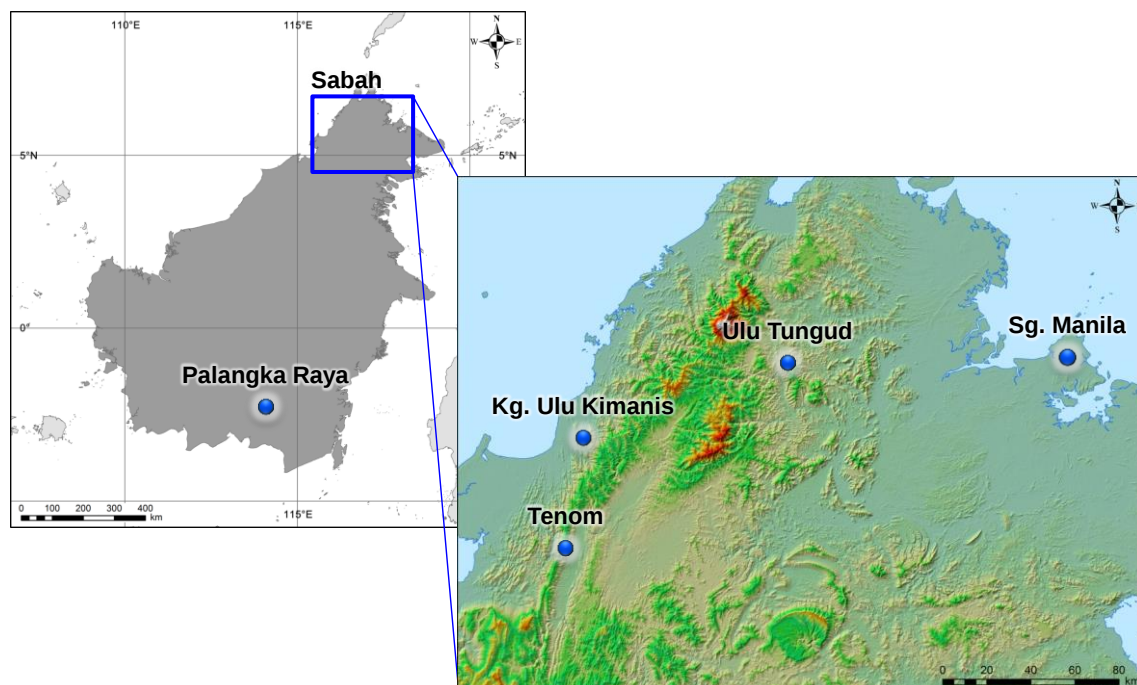


図 5.4 ボルネオ島における地上計測サイトの位置図。Palangka Raya はインドネシア領 Kalimantan Tengah 州に、他のサイトはマレーシア領 Sabah 州に位置する。

表 5.1 ボルネオ島において地上計測を実施した各サイトの概要、および地上部バイオマスと樹高の計測結果の平均値。樹高は Lorey's height を意味する。

| サイト             | 計測日              | 森林タイプ | プロット数 | 樹高<br>平均±σ   | 地上部バイオマス<br>平均±σ                  |
|-----------------|------------------|-------|-------|--------------|-----------------------------------|
| Palangka Raya   | 2013.6.5-6       | 泥炭湿地林 | 11    | N/A          | 169.3±18.5<br>Mg ha <sup>-1</sup> |
| Kg. Ulu Kimanis | 2014.6.17-18, 22 | 二次林   | 12    | } 14.8±3.2 m | 104.0±47.2<br>Mg ha <sup>-1</sup> |
| Tenom           | 2014.6.21        | 二次林   | 1     |              |                                   |
| Ulu Tungud      | 2014.6.23-24     | 保護林   | 4     | 23.8±3.5 m   | 220.4±43.1<br>Mg ha <sup>-1</sup> |
| Sg. Manila      | 2014.6.26-27     | 油ヤシ植林 | 9     | 4.8±2.5 m    | 48.7±33.1<br>Mg ha <sup>-1</sup>  |

の観測年と地上計測の実施年（2013 年－2014 年）との間には時間間隔があるため、その間の地上部バイオマスの変化が推定モデル構築における誤差要因の一つとなる可能性がある。しかし、計測をおこなったいずれの森林も、GLAS の観測年以降には大きな攪乱を受けていないことを確認している。

4.2.1 節に述べた、北海道を対象とした地上計測と同様に、ビッターリッヒ法を応用したサンプリング調査により地上部バイオマスを計測した。視野角に応じた断面積定数（Basal Area Factor; BAF）は、ほとんどのプロットで 1.0（視野角 1.146°）に設定した。ただし、Sg. Manila（油ヤシ植林）の一部プロットでは、BAF を 2.5（視野角 1.812°）などに設定した。サンプル木として特定された立木に対して胸高直径および樹高を計測することで、各サンプル木の地上部バイオマスを既存のアロメトリー式から計算できるようにした。ただし、後述するように泥炭湿地林では胸高直径のみから地上部バイオマスを計算できるアロメトリー式を利用したため、Palangka Raya サイトでは樹高の計測はおこなわなかった。計測に使用した機材は、サンプル木の特定には電子レラスコープ Criterion RD1000 (Laser Technology, Inc., Centennial, CO, USA)、胸高直径の計測には直径巻尺を、樹高の計測には超音波樹高計測器 Vertex IV (Haglöf Sweden AB, Långsele, Sweden) を使用した。

サンプル木ごとに計測した胸高直径および樹高（泥炭湿地林では胸高直径のみ）から、既存のアロメトリー式を利用して各サンプル木の地上部バイオマスを計算した。泥炭湿地林については、以下に示す Miyamoto の式 (Miyamoto *et al.*, in press) を利用した。

$$\ln(1/H) = \ln\{(1/2.54D) + (1/25.5)\} \quad (5.1)$$

$$\ln W_t = -4.321 + 1.084 \cdot (D^2 H) \quad (5.2)$$

ここで、 $H$  は樹高 (m)、 $D$  は胸高直径 (cm)、 $W_t$  は幹バイオマス (Mg) を表す。これらの式は Palangka Raya の南西約 20 km の Setia Alam に位置する泥炭湿地林において、伐倒調査により構築されたものである。5.1 式を利用して地上計測された胸高直径から樹高を計算し、次に、5.2 式を利用して樹高と胸高直径とから幹バイオマスを計算できる。幹バイオマスから枝葉も含んだ地上部全体のバイオマスへの換算は、同じく Miyamoto の文献から計算されるバイオマス拡大係数 1.29 を乗じることでおこなえる。

二次林および保護林については、熱帯の常緑広葉樹林を対象として広く使われている 5 種類のアロメトリー式を比較した。すなわち、Brown の式 (Brown, 1997)、Caave の式 (Chave *et al.*, 2005)、Yamakura の式 (Yamakura *et al.*, 1986)、Kenzo の式 (Kenzo *et al.*, 2009)である。Chave の式には胸高直径だけから計算する一変数式と、胸高直径と樹高から計算する二変数式とがある。それぞれのアロメトリー式を、以下に示す。

$$\text{Brown:} \quad AGB = \exp(-2.134 + 2.53 \cdot \ln D) \quad (5.3)$$

$$\text{Chave (D):} \quad AGB = \rho \cdot \exp(-1.499 + 2.148 \cdot \ln D + 0.207 \cdot (\ln D)^2 - 0.0281(\ln D)^3) \quad (5.4)$$

$$\text{Chave (D\&H):} \quad AGB = \exp(-2.977 + \ln(\rho D^2 H)) \quad (5.5)$$

$$\text{Yamakura:} \quad W_s = 0.02903 \cdot (D^2 H)^{0.9813} \quad (5.6)$$

$$W_b = 0.1192 \cdot W_s^{1.059} \quad (5.7)$$

$$W_l = 0.09146 \cdot (W_s + W_b)^{0.7266} \quad (5.8)$$

$$AGB = W_s + W_b + W_l \quad (5.9)$$

$$\text{Kenzo:} \quad AGB = 0.0829 \cdot D^{2.43} \quad (5.10)$$

ここで、 $AGB$  は地上部バイオマス (kg)、 $D$  は胸高直径 (cm)、 $\rho$  は容積密度 ( $\text{g cm}^{-3}$ )、 $H$  は樹高 (m)、 $W_s$  は幹バイオマス(kg)、 $W_b$  は枝バイオマス(kg)、 $W_l$  は葉バイオマス (kg) をそれぞれ表す。容積密度については IPCC の Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry (GPG-LULUCF) を参照することとし、二次林においては *Macaranga denticulate* の  $\rho = 0.53$  を、保護林においては *Dipterocarpus spp.* の  $\rho = 0.61$  を用いた (IPCC, 2003)。Brown の式は、多くの研究で利用されており、先行研究における複数の国のデータを利用して構築されたものである。Chave の式は、Brown の式の改訂版である。Yamakura の式は、ボルネオ島のインドネシア領を対象として構築されたもので、幹・枝・葉のバイオマスをそれぞれ計算し合計することで地上部バイオマスを計算できる。Kenzo の式は、ボルネオ島 Sarawak 州のフタバガキの低地二次林において構築された式である。

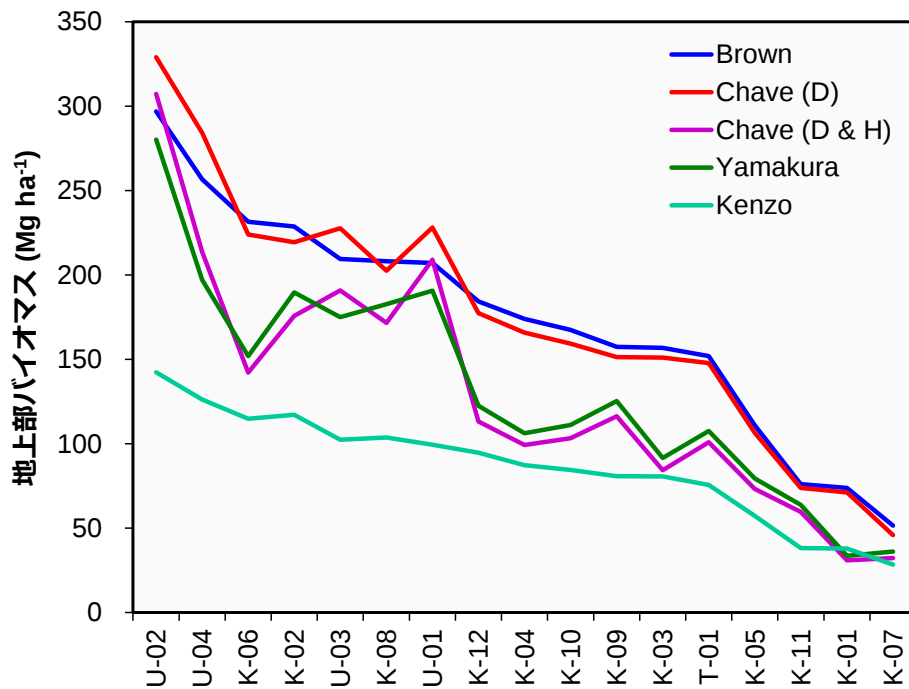


図 5.5 保護林および二次林における地上計測データに対し、5 種類のアロメトリー式を適用して得られた地上部バイオマス値の比較。横軸は各プロットの ID を示し、U は Ulu Tungud、K は Kg. Ulu Kimanis、T は Tenom のプロットを表す。

図 5.5 に、地上計測データに対してこれら 5 種類のアロメトリー式を適用した結果を示す。Brown の式と Chave の式 (D) の計算結果は、ほぼ同じ値を示している。同様に、Chave の式 (D&H) と Yamakura の式の計算結果も、ほぼ同じ値を示している。前者の 2 式は胸高直径のみの一変数を利用して計算し、後者の 2 式は胸高直径と樹高の二変数を利用して計算するタイプのアロメトリー式という差異がある。また、後者の 2 式を前者の 2 式と比較すると、多くのプロットで低い値が計算されている。一方、Kenzo の式の計算結果は、全体に低い値を示している。Chave *et al.* (2005) は、一変数アロメトリー式 (式 5.4) に比べて二変数アロメトリー式 (式 5.5) のほうが、精度は高いと述べている。そこで、胸高直径と樹高の二変数を利用するアロメトリー式である Chave の式 (D&H) と Yamakura の式によって計算される 2 つの地上部バイオマスの平均値を、グランドトゥルスとして採用することとした。

油ヤシ植林の地上計測データについては、以下に示す Khalid *et al.* (1999) によるアロメトリー式を利用した。

$$W_0 = 725 + 197 \cdot H \quad (5.11)$$

ここで、 $W_0$  は樹木地上部全体の生体重 (kg)、 $H$  は樹高 (m) を表す。生体重は水分を含んだ重量であるため、乾燥重量である地上部バイオマスへ換算するため、油ヤシにおける

両者の比率である 0.27 を乗じた (Khalid *et al.*, 1999)。

このようにして、地上計測されたサンプル木ごとに地上部バイオマスを計算した。そして、これに基準本数を乗じてプロットごとに積算することで、ヘクタール当たりの地上部バイオマスの値を計算した。37 プロットにおける地上部バイオマスの計算結果を、図 5.6 に示す。ここでは、地上計測された樹高の平均値も同時に示してある。なお、ビッターリッヒ法では胸高断面積に応じてサンプリングされる立木が決定されるため、サンプル木の樹高の平均値は、胸高断面積によって重みづけして平均した樹高である Lorey's height と一致する。プロット内の全木の樹高の平均値を計算すると、下層木も一緒に平均されるため、一般に、林冠の高さよりもかなり低い値になってしまうのに対して、Lorey's height は上層木の代表的な高さを表している。図 5.6 では、地上部バイオマスと平均樹高との間には、おおよそ正の相関が見られる。また、森林タイプ別に見ると、保護林、泥炭湿地林、二次林、油ヤシ植林の順番で平均的な地上部バイオマスが高いこともわかる。このようにして計算された値を、GLAS データから地上部バイオマスおよび樹高を推定するモデルの構築に際

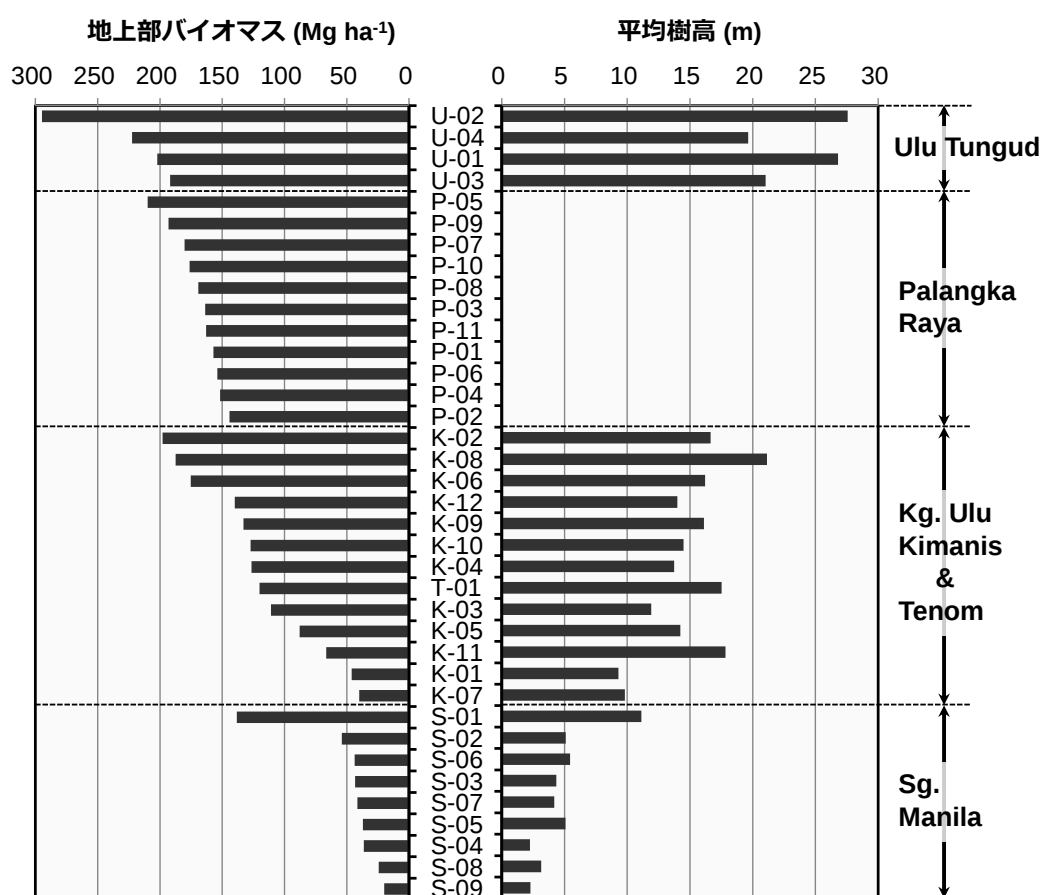


図 5.6 地上計測をおこなった各プロットにおける、地上部バイオマスおよび平均樹高。樹高は Lorey's height を示す。Palangka Raya サイトでは樹高を計測していない。

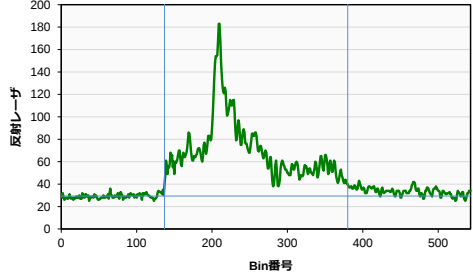
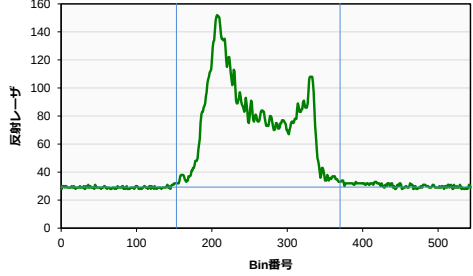
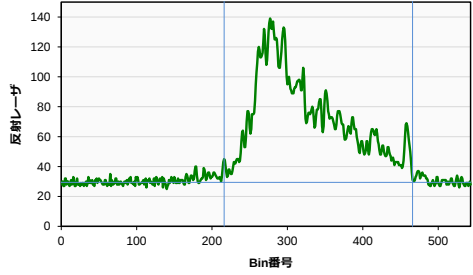
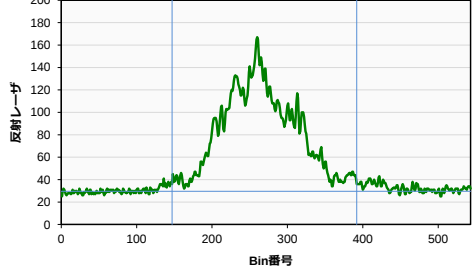
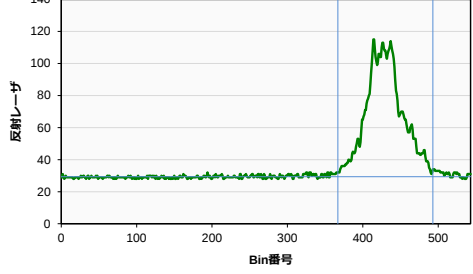
|                 | 計測値                                         | 写真                                                                                  | GLAS 波形                                                                              |
|-----------------|---------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------|
| Ulu Tungud      | 294.7<br>Mg ha <sup>-1</sup><br>/<br>27.6 m |    |    |
| Palangka Raya   | 163.7<br>Mg ha <sup>-1</sup><br>/<br>—      |    |    |
| Kg. Ulu Kimanis | 187.5<br>Mg ha <sup>-1</sup><br>/<br>21.1 m |   |   |
| Tenom           | 120.1<br>Mg ha <sup>-1</sup><br>/<br>17.5 m |  |  |
| Sg. Manila      | 43.7<br>Mg ha <sup>-1</sup><br>/<br>5.4 m   |  |  |

図 5.7 地上部バイオマスおよび樹高の地上計測の結果と GLAS 波形の比較。

し、グランドトゥルスとして利用した。

図 5.7 に、地上計測をおこなった各サイトにおける代表的な現況写真や GLAS 波形と地上計測結果を示す。泥炭湿地林 (Palangka Raya) の GLAS 波形には、地面からの反射と考えられるピークが、波形の右寄りに明瞭に認められる。一方、保護林 (Ulu Tungud) や二次林 (Kg. Ulu Kimanis, Tenom) の GLAS 波形には、明瞭な地面ピークが認められない。これは、泥炭湿地林に較べて保護林や二次林の樹冠が密であり、地面付近まで達する GLAS レーザ光が少なかったためと考えられる。また、油ヤシ植林 (Sg. Manila) は樹高が低いため、GLAS の波形も短く単純な形状になっている。

### 5.2.3 地上部バイオマスおよび樹高の推定モデルの構築

地上計測によって収集した 37 プロットのグランドトゥルスを利用して、GLAS データから地上部バイオマスおよび樹高を推定するモデルを構築した。その手順は、2.3.3 節および 4.2.2 節に述べた、北海道を対象とした際の構築手順と同様である。

地上部バイオマスについては、GLAS の波形データから計算される各種パラメータから直接的に推定するモデルを、重回帰分析により構築した。検討対象とした GLAS 波形パラメータは、北海道を対象とした際と同様に表 4.2 に示す 14 種類であり、これらの中から適切な組み合わせを取捨選択した。ただし、Terrain index に関しては、北海道においては国土地理院の 10m メッシュ DEM データを利用したのに対して、ボルネオ島においては SRTM データを利用した。SRTM の空間分解能は約 90m であり、GLAS の一般的なフットプリント径である 60m より大きいため、フットプリント内部の高低差を計算することができない。そこで、GLAS のフットプリント中心の周囲 9 メッシュの SRTM データを参照し、最高と最低の標高差を計算し、Terrain index とした (Lefsky *et al.*, 2005)。これら 14 種類の波形パラメータのあらゆる組み合わせに対して重回帰分析をおこなって推定モデルを構築する総当たり法を実施したうえで、次の基準にもとづいて最適な推定モデルを選択した。すなわち、(1) 多重共線性を避けるため、すべての波形パラメータどうしの分散拡大要因 (Variance Inflation Factor; VIF) が 5.0 未満、(2) グランドトゥルスの値と推定値の間の自由度調整済み決定係数 ( $R^2$ ) が最大、という 2 つの基準を同時に満たす組み合わせを選択した。また、最適な GLAS 波形パラメータの組み合わせを選択した後、LOO 交差検証により、推定モデルの構築と精度の検証とを同時におこなった。

樹高については、信号長、Lead10、Trail10 の 3 種類の波形パラメータから樹高を推定するモデルを、重回帰分析により構築した。ただし、Palangka Raya サイト (泥炭湿地林) における地上計測では樹高を計測していないため、他の 26 プロットの地上計測データを利用して、樹高推定モデルを構築した。ここで推定する樹高は Lorey's height である。また、構築した樹高推定モデルの精度は、地上部バイオマスの推定モデル構築の際と同様に、LOO 交差検証によって推定モデル構築と同時におこなった。

#### 5.2.4 ボルネオ島の森林資源の広域評価

このようにして構築した、樹高および地上部バイオマスの推定モデルをボルネオ島全域の GLAS データに適用し、森林資源評価をおこなった。ここでは、主に地上部バイオマスを評価の対象とすることとした。森林資源の広域評価として、次の 5 つの観点からボルネオ島の地上部バイオマスを評価した。すなわち、(1) ヒストグラム、(2) 経年変化、(3) 森林タイプ間の比較、(4) 全島の総量、(5) 空間的な分布、である。

最初に、127,862 点の GLAS データ (図 5.3) から推定された地上部バイオマスをヒストグラム表示することで、ボルネオ島の森林バイオマスの状況を把握した。さらに、州別にも地上部バイオマスのヒストグラムを作成し、地域別の森林資源の状況も把握した。なお、GLC2000 土地被覆図を利用して森林域を観測した GLAS データのみを抽出しているはずであるが、実際には非森林域のデータもわずかながら混入していた。そこで、GLAS データより推定された樹高が一定値以下のデータは、非森林域を観測していると判断してスクリーニングすることとした。森林と非森林を区別するための樹高の閾値としては、いくつかの基準が提案されている。FAO が行っている世界森林資源評価 (FRA) では、樹高 5 m を森林を定義する下限値としている (FAO, 2010)。一方、気候変動枠組条約 (UNFCCC) では、樹高閾値に 2–5 m と幅をもたせ、国ごとに選択できるようにしている (IPCC, 2003)。そこで、これらの下限値である 2 m を閾値として採用し、GLAS データから樹高が 2 m 以下と推定されたデータについては、非森林域とみなしてスクリーニングすることとした。

2 番目に、経年変化を把握するため、観測時期にもとづいて 2 時期の GLAS データに分類し、その間の変化を確認した。GLAS データをほぼ 2 等分するため、2003 年 2 月から 2005 年 3 月に観測された前期データと、2005 年 5 月から 2009 年 4 月に観測された後期データとに分類した。前期 GLAS データの平均観測年は  $2004.43 \pm 0.64$  年 (平均±標準偏差)、後期データは  $2007.17 \pm 1.18$  年であったため、2.74 年の間の変化を見ることになる。まず、先述のように樹高 2 m 以下の GLAS データを除外したうえで、ヒストグラムを前期・後期に分けて作成し、3 年間でボルネオ島の地上部バイオマスの変化の様子を確認した。なおここで、GLC2000 土地被覆図を利用して森林域の GLAS データを抽出したにもかかわらず非森林域のデータが含まれている原因として、次の 2 つが考えられる。すなわち (1) GLC2000 土地被覆図の誤差により本来は非森林域であるエリアを森林域として誤分類している、(2) GLC2000 土地被覆図が対象とする 2000 年から GLAS 観測年までの間に、伐採や森林火災などによる森林減少および植林や生長などによる森林増加によって森林域が変化した、という 2 点である。これを式で表すと、以下のようになる。

$$N_{2004} = E_{2004} + D_{2000-2004} \quad (5.12)$$

$$N_{2007} = E_{2007} + D_{2000-2007} \quad (5.13)$$

ここで、 $N_{2004}$  と  $N_{2007}$  は前期および後期 GLAS データにおける非森林データ（樹高 2m 以下の GLAS データ）の含有率（%）、 $E_{2004}$  と  $E_{2007}$  は上記(1)の要因の含有率（%）、 $D_{2000-2004}$  と  $D_{2000-2007}$  は上記(2)の要因の含有率（%）を示す。ここで、(1)の要因による誤差が場所によらず一定の割合で含まれていると仮定すると（ $E_{2004} = E_{2007}$ ）、

$$N_{2007} - N_{2004} = D_{2000-2007} - D_{2000-2004} = D_{2004-2007} \quad (5.14)$$

となる。ここで、 $D_{2004-2007}$  は前期と後期の GLAS データの観測間隔である約 3 年の間に、正味で消失した森林の割合（%）を表す。これは、5.1 節に述べたように、ボルネオ島では森林面積の減少が急速に進行していることが知られており、森林面積の増加と減少を合わせた正味の変化は減少となることは明らかであるためである。このようにして、GLAS データからボルネオ島の森林消失率を計算し、さらに、先行研究との比較をおこなった。

3 番目に、GLC2000 土地被覆図を利用して、森林タイプ別に地上部バイオマスの平均値を計算した。ここでは、樹高についても森林タイプ別の平均を求め、それぞれの森林タイプの特徴を比較した。

4 番目に、ボルネオ島全体の地上部バイオマスの総量を算定した。そのために、各州の範囲を表す GIS データおよび GLC2000 土地被覆図に GLAS フットプリントを重ねて、州別および森林タイプ別に地上部バイオマスの平均値を計算した。そして、州および森林タイプの各カテゴリーの面積をこの平均値に乗じて積算することにより、全島の地上部バイオマスを算定した。ここで、GLC2000 土地被覆図にもとづいて各森林タイプの面積を乗じたが、本来は 20000 年から GLAS 観測年までの間に消失した森林の面積を減じるべきである。しかし、この間の森林消失面積が正確にわからないため、やや過大推定になることを考慮した上で、そのまま乗じることとした。このようにして得られた値を、先行研究と比較した。

最後に、地上部バイオマスの空間的な分布状況を把握するため、20 km メッシュごとに地上部バイオマスの平均値を計算した。20km 四方の各メッシュに対して、5 点以上の GLAS データが位置するメッシュでは、GLAS データから推定された地上部バイオマスの平均値を割り当てた。一方、GLAS フットプリントが存在しないか 5 点未満しかないメッシュでは、Kriging 法により周囲のメッシュの値を内挿することで、空間的な分布状況を把握した。なお、ボルネオ島における GLAS データの解析全般において、GIS ソフトウェアである ArcGIS (ESRI Inc., Redlands, USA) を利用した。

## 5.3 結果と考察

### 5.3.1 地上部バイオマスおよび樹高の推定モデルの構築

地上計測により収集した 37 プロットのグラントゥルスを利用して、GLAS の波形データから地上部バイオマスを推定するモデルを重回帰分析により構築した。波形パラメータについては 14 種類の候補から取捨選択するため、総当たり法により全ての波形パラメータの組み合わせに対して重回帰分析をおこない、最適な組み合わせを選択した。その結果、以下の推定モデルが得られた。

$$AGB_U = 5.89 \cdot WE + 31.4 \cdot RH10 - 6.92 \cdot RH60 - 1.35 \cdot TI - 31.1 \quad (5.15)$$

ここで、 $AGB_U$  は地上部バイオマス ( $Mg\ ha^{-1}$ )、 $WE$  は信号長 (m)、 $RH10$  と  $RH60$  は 10% および 60% の Relative height (m)、 $TI$  は Terrain Index (m) を表す。これらのパラメータの中では、信号長が最も地上部バイオマスと高い相関を示した。この推定モデルの精度 (RMS 誤差) を LOO 交差検証により求めたところ、 $39.8\ Mg\ ha^{-1}$  であった。また、2.3.3 節に述べたように、GLAS の観測対象が緩斜面と急斜面との場合で波形の特性が変化し、北海道を対象とした樹高推定においては両者で推定モデルを区別することで推定精度が向上した。そこでここでも、緩斜面と急斜面とを区別し、単一の推定モデルを構築した際と同様の手順でモデルを構築した。その結果、以下の推定モデルが得られた。

$$\text{緩斜面： } AGB_G = 2.41 \cdot WE + 19.0 \cdot RH10 + 1.17 \cdot (LE + TE) - 5.22 \cdot TI + 28.1 \quad (5.16)$$

$$\text{急斜面： } AGB_S = 8.64 \cdot WE + 52.5 \cdot RH10 - 18.3 \cdot RH60 - 2.22 \cdot TI + 6.77 \quad (5.17)$$

ここで、 $AGB_G$  は緩斜面における地上部バイオマス ( $Mg\ ha^{-1}$ )、 $AGB_S$  は急斜面における地上部バイオマス ( $Mg\ ha^{-1}$ )、 $LE$  は Leading edge (m)、 $TE$  は Trailing edge (m) を表す。緩斜面と急斜面との区別は、2.3.3 節と同様に、Terrain index が 15m 未満か 15m 以上かで区別した。急斜面のモデルは、単一モデル (式 5.14) で採用された波形パラメータと同一であったが、緩斜面のモデルでは一部で異なる波形パラメータが選択されている。LOO 交差検証の結果、緩斜面モデルでは RMS 誤差が  $27.8\ Mg\ ha^{-1}$ 、急斜面モデルでは  $49.0\ Mg\ ha^{-1}$  であり、両者を合わせると  $38.7\ Mg\ ha^{-1}$  であった。このように、地面の傾斜に応じて区別する推定モデル (式 5.16 および 5.17) は、区別しないモデルに較べて推定精度がやや高くなるため、区別する推定モデルを採用することとした。図 5.8a に、この推定モデルによる推定値とグラントゥルスとの比較を示す。おおよそ 1:1 の直線に沿った分布を示している。

泥炭湿地林の Palangka Raya サイトを除いて、地上計測により収集した 26 プロットのグラントゥルスを利用して、GLAS の波形データから樹高を推定するモデルを重回帰分析により構築した。ここでも、地面の傾斜に応じて区別する推定モデルと区別しない推定モデルとを構築して精度を比較した。その結果、地上部バイオマスの際と同様に、傾斜に

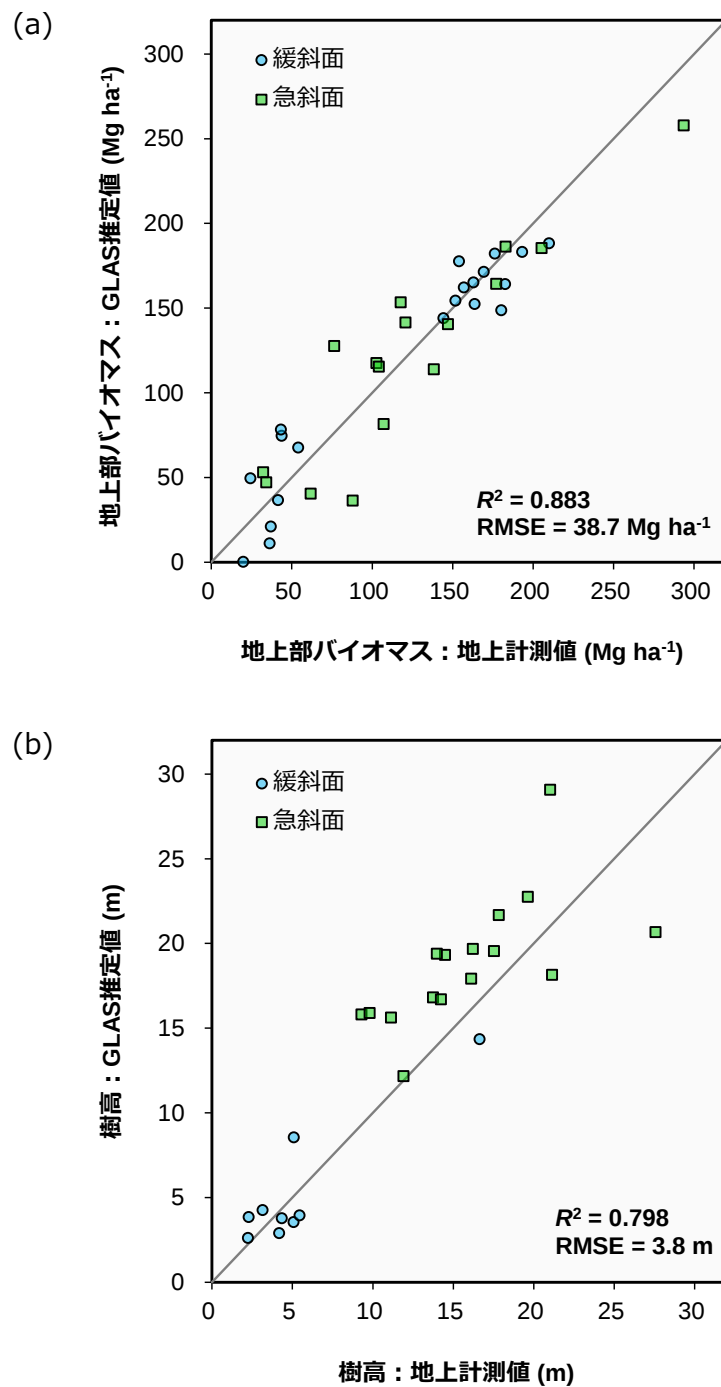


図 5.8 GLAS データから推定した地上部バイオマス・樹高と地上計測データとの比較。

応じて区別するモデルのほうが、精度は高かった。構築された樹高推定モデルは、以下のとおりである。

$$\text{緩斜面： } H = 0.692 \cdot WE - 0.955 \cdot (L10 + T10) \quad (5.18)$$

$$\text{急斜面： } H = 0.449 \cdot WE - 0.092 \cdot (L10 + T10) \quad (5.19)$$

ここで、 $H$ は樹高 (Lorey's height; m)、 $L10$  は Lead10 (m)、 $T10$  は Trail10 (m) を表す。LOO 交差検証によってこの推定モデルの精度 (RMS 誤差) を算定したところ、緩斜面モデルでは 2.9 m、急斜面モデルでは 4.2 m、両者を合わせると 3.8 m であった。地上部バイオマスの推定モデルと同様、急斜面に較べて緩斜面における推定精度が高くなる傾向が見られた。図 5.8b に、この樹高推定モデルにより得られた推定値とグランドトゥルスとの比較を示す。こちらも、1:1 の直線に沿って分布していることがわかる。

### 5.3.2 ボルネオ島の森林資源の広域評価

地上部バイオマスおよび樹高の推定モデルをボルネオ島全域の GLAS データに適用することで、森林資源の広域評価に応用した。広域評価に際しては、主に地上部バイオマスに注目して、以下の 5 つの観点から森林資源の評価をおこなった。すなわち、(1) ヒストグラム、(2) 経年変化、(3) 森林タイプ間の比較、(4) 全島の総量、(5) 空間的な分布、である。

最初に、ボルネオ島を観測した 127,862 点の GLAS データ (図 5.3) に対して推定モデル (式 5.16 および 5.17) を適用することで地上部バイオマスを推定し、ヒストグラムを作成した (図 5.9)。このヒストグラムで赤く示した部分は、GLAS データから推定された樹

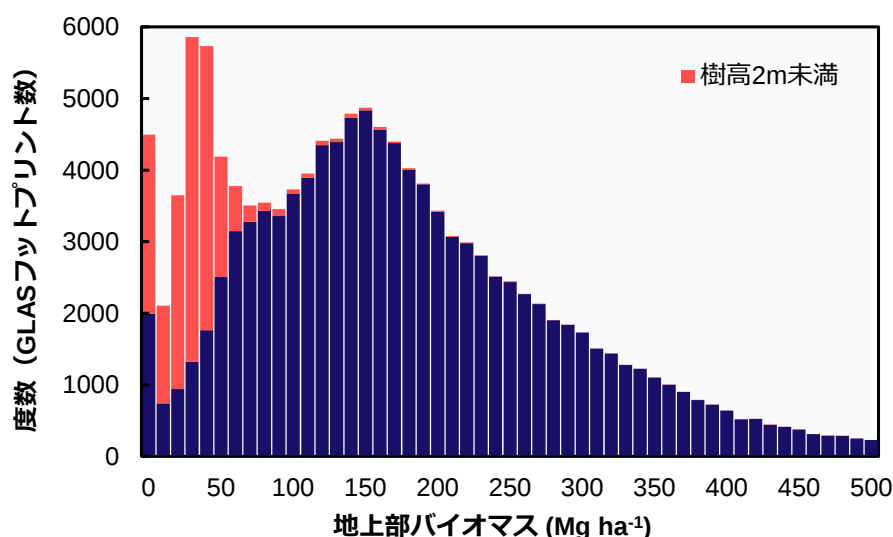


図 5.9 GLAS データから推定されたボルネオ島の地上部バイオマスのヒストグラム。赤い棒は、GLAS 推定樹高が 2m 未満の非森林域と考えられる部分。

高が2m未満の非森林域を観測したと考えられるデータであり、その数は18,365点(14.4%)であった。これら非森林域のデータを除くと、ボルネオ島の森林の地上部バイオマスの平均は  $190.2 \pm 131.6 \text{ Mg ha}^{-1}$  (±標準偏差) であった。

図 5.10 に、地上部バイオマスのヒストグラムを州別に区別して示す。ここでは、樹高2m未満のデータは除外してある。ブルネイではバイオマスが高くなっているが、これは、保護林が多く分布しているためと考えられる。インドネシア領の北東部に位置する Kalimantan Utara (北カリマンタン) 州もバイオマスの高い森林が分布している一方で、南東部に位置する Kalimantan Selatan (南カリマンタン) 州ではバイオマスの低い森林が分布している。また、インドネシア領の他の州である Kalimantan Timur (東カリマンタン) 州や Kalimantan Tengah (中部カリマンタン) 州、Kalimantan Barat (西カリマンタン) 州では、それらの中間的なバイオマス値を示している。これら3州では、高バイオ

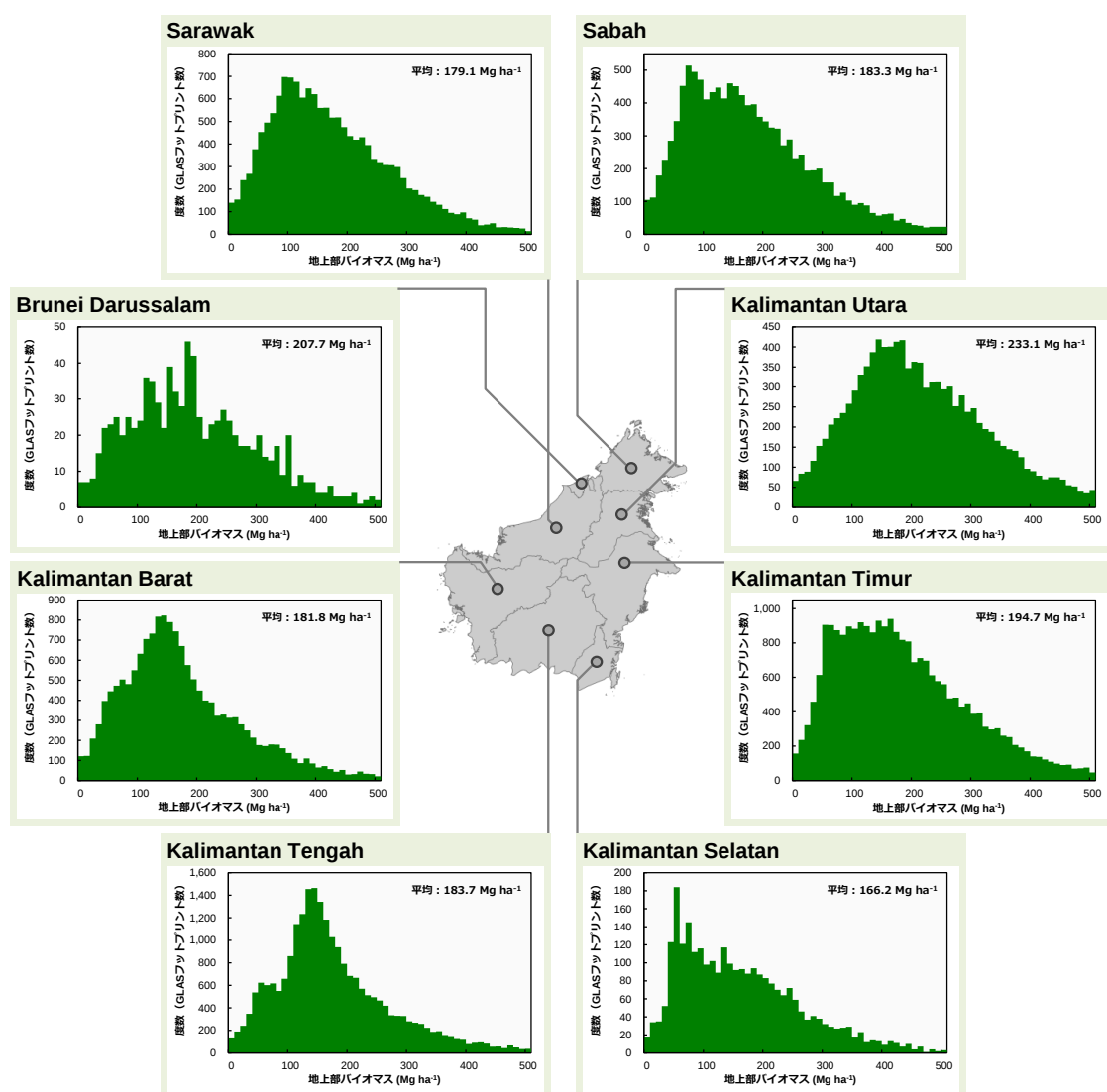


図 5.10 ボルネオ島の州別で比較した地上部バイオマスのヒストグラム。

マス林分と低バイオマス林分の 2 つの成分が分布している様子がヒストグラムに見られるが、その原因ははっきりしない。また、マレーシア領の Sabah 州と Sarawak 州も、ボルネオ島全体から見ると平均的なバイオマス値を示す森林が分布している。

広域評価の 2 番目として、地上部バイオマスの経年変化を推定した。まず、GLAS データを前期データ（平均観測年=2004.43 年）と後期データ（平均観測年=2007.17）とに分割してヒストグラムを作成した（図 5.11）。ここでは、非森林域と考えられる樹高 2m 未満の GLAS データは除外してある。そのため、森林から非森林への変化（森林減少）にともなうバイオマス低下は考慮しておらず、森林のまま変化していない地域におけるバイオマス変化（森林劣化）のみを見ていることになる。前期と後期を比較すると、全体的に地上部バイオマスが低下する傾向が見られる。前期の地上部バイオマスの平均値は  $208.2 \pm 136.8 \text{ Mg ha}^{-1}$ （平均±標準偏差）、後期の平均値は  $172.7 \pm 123.8 \text{ Mg ha}^{-1}$  であり、平均して  $35.5 \text{ Mg ha}^{-1}$  の低下が推定されたことになる。

また、式 5.14 にしたがって、GLAS データを利用してボルネオ島における正味の森林消失率を算定した。その結果、2004 年から 2007 年の約 3 年の間に 4.4%の森林が失われた計算になった。年率にすると、1.6%の消失率である。この森林消失率をマレーシア領とインドネシア領とに区分して計算すると、3年間でそれぞれ 2.1%と 5.6%の森林が失われていた。年率にすると、0.8%と 2.1%である。この期間中、マレーシア領に較べてインドネシア領では 2 倍以上のペースで森林が失われていたことになる。これらの数値を、いくつかの先行研究と比較した結果を表 5.2 に示す。先行研究に比較すると、本研究によって算定された森林消失率はやや高い値を示していることがわかる。その原因については、5.3.3 節において考察する

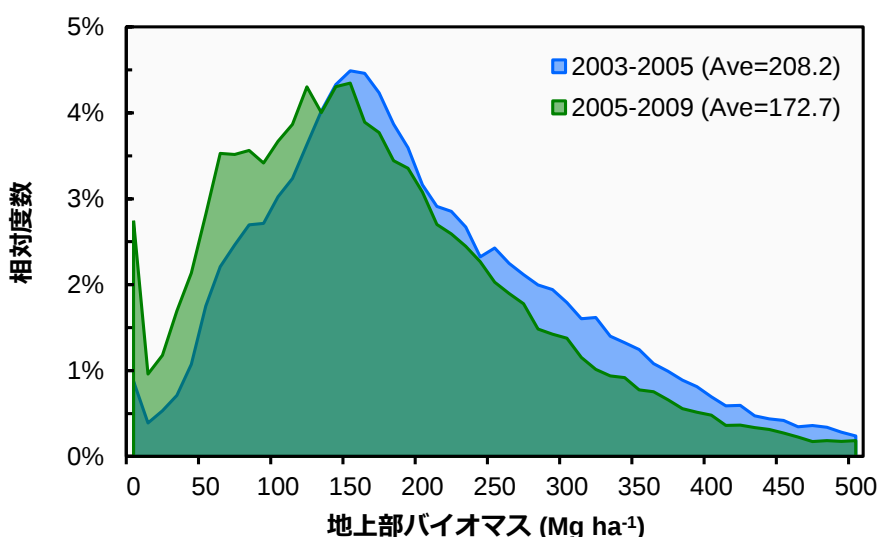


図 5.11 GLAS データの観測時期により前期と後期に分割した場合の、ボルネオ島の地上部バイオマスのヒストグラム。

表 5.2 ボルネオ島の森林消失率に関する本研究と先行研究との比較。

| 引用                             | 使用データ           | 森林消失率              | 対象期間      |
|--------------------------------|-----------------|--------------------|-----------|
| Langner <i>et al.</i> , 2007   | MODIS           | 1.7 % $y^{-1}$     | 2002-2005 |
| Miettinen <i>et al.</i> , 2011 | MODIS           | 1.3 % $y^{-1}$     | 2000-2010 |
| Bontemps <i>et al.</i> , 2012  | SPOT/Vegetation | 1.3–2.7 % $y^{-1}$ | 2000-2008 |
| Hansen <i>et al.</i> , 2013    | Landsat         | 1.1 % $y^{-1}$     | 2000-2012 |
| マレーシア領                         | Landsat         | 1.2 % $y^{-1}$     | 2000-2012 |
| インドネシア領                        | Landsat         | 1.0 % $y^{-1}$     | 2000-2012 |
| 本研究                            | ICESat/GLAS     | 1.6 % $y^{-1}$     | 2004-2007 |
| マレーシア領                         | ICESat/GLAS     | 0.8 % $y^{-1}$     | 2004-2007 |
| インドネシア領                        | ICESat/GLAS     | 2.1 % $y^{-1}$     | 2004-2007 |

広域評価の 3 番目として、森林タイプ別に地上部バイオマスと樹高の平均値を計算して比較した（図 5.12）。その結果、地上部バイオマスと樹高には正の相関があり、常緑広葉樹林の値が最も高く、マングローブ林や灌木（焼け跡や乾燥地）の値が最も低かった。ただし、詳細に見てみると、湿地林は樹高が低い割には地上部バイオマスが高めであるなどの特徴も見取ることができる。

広域評価の 4 番目として、ボルネオ島全体での地上部バイオマスの総量を GLAS データから算定した。州別および森林タイプ別に計算した地上部バイオマスの平均値に対して、それぞれの面積を乗じて足し合わせることで総量を計算した。その結果、10.26 Gt と見積もられた。表 5.3 に先行研究による値との比較を示す。本研究の結果は先行研究に比べてや

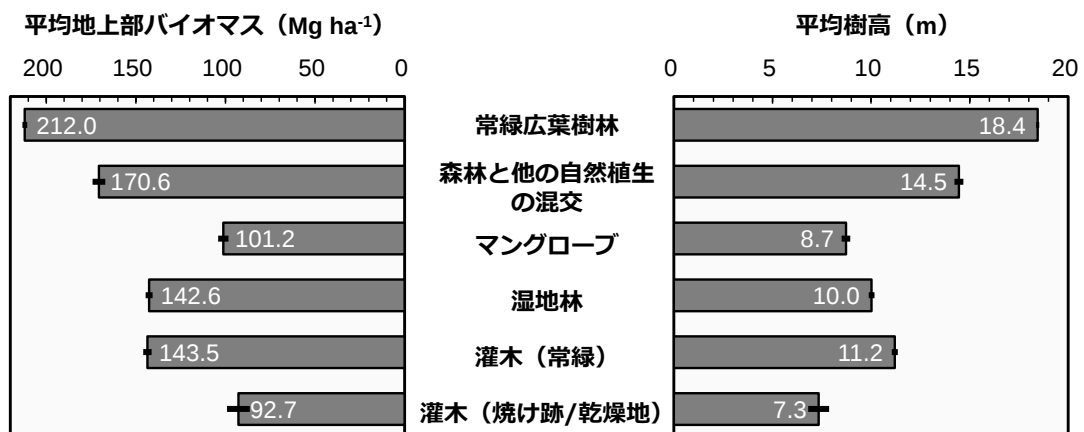


図 5.12 森林タイプ別に見た地上部バイオマスと樹高の平均値。各グラフ先端の黒線は平均値の 99%信頼区間を表す。

表 5.3 ボルネオ島の地上部バイオマスの総量に関する本研究と先行研究との比較。

| 引用                           | 使用データ              | 地上部<br>バイオマス | 対象期間      |
|------------------------------|--------------------|--------------|-----------|
| Miettinen & Liew, 2009       | MODIS              | 11.988 Gt    | 2007      |
| Saatchi <i>et al.</i> , 2011 | MODIS, ICESat/GLAS | 14.86 Gt     | 2000-2001 |
| Baccini <i>et al.</i> , 2012 | MODIS, ICESat/GLAS | 11.68 Gt     | 2007-2008 |
| 本研究                          | ICESat/GLAS        | 10.26 Gt     | 2003-2009 |

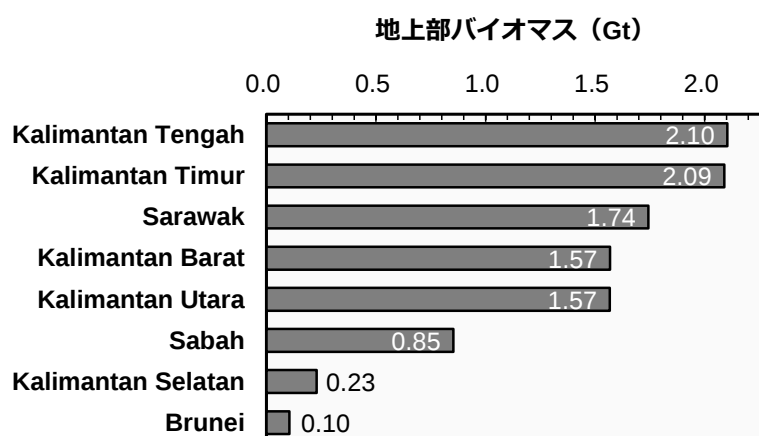


図 5.13 州別の地上部バイオマスの総量の比較。

や低い値となっている。また、同様にして算定した、州別の地上部バイオマスの総量について、図 5.13 に示す。Kalimantan Timur (東カリマンタン) 州と Kalimantan Tengah (中部カリマンタン) 州の 2 つの州に、ボルネオ島全体の地上部バイオマスの 41% が集中していることがわかる。Kalimantan Tengah (中部カリマンタン) 州の単位面積あたりの地上部バイオマス平均値は高くない (図 5.10) ものの、森林面積が大きいために総量も大きい値となっている。

最後に、地上部バイオマスの空間分布を把握するため、ボルネオ島を 20km 四方のメッシュに分割し、各メッシュに位置している GLAS データから推定された地上部バイオマスの平均値を計算した。5 点以上の GLAS フットプリントが位置していたメッシュについては、それらの地上部バイオマスの推定値の平均をそのまま割り当てた。そのようなメッシュの数は 1,153 で、全メッシュ数である 2,025 の 56.9% に相当した。5 点以下の GLAS フットプリントしか位置していなかったメッシュについては、Kriging 法により周囲の値から推定した。そのようにして作成された分布図を、図 5.14 に示す。図 5.2 や 5.3 との比較からもわかるように、ボルネオ島中央部の Heart of Borneo (HoB) と呼ばれている、標高が

高く常緑広葉樹林が分布しているエリアに高バイオマスな林分が分布している様子がわかる。

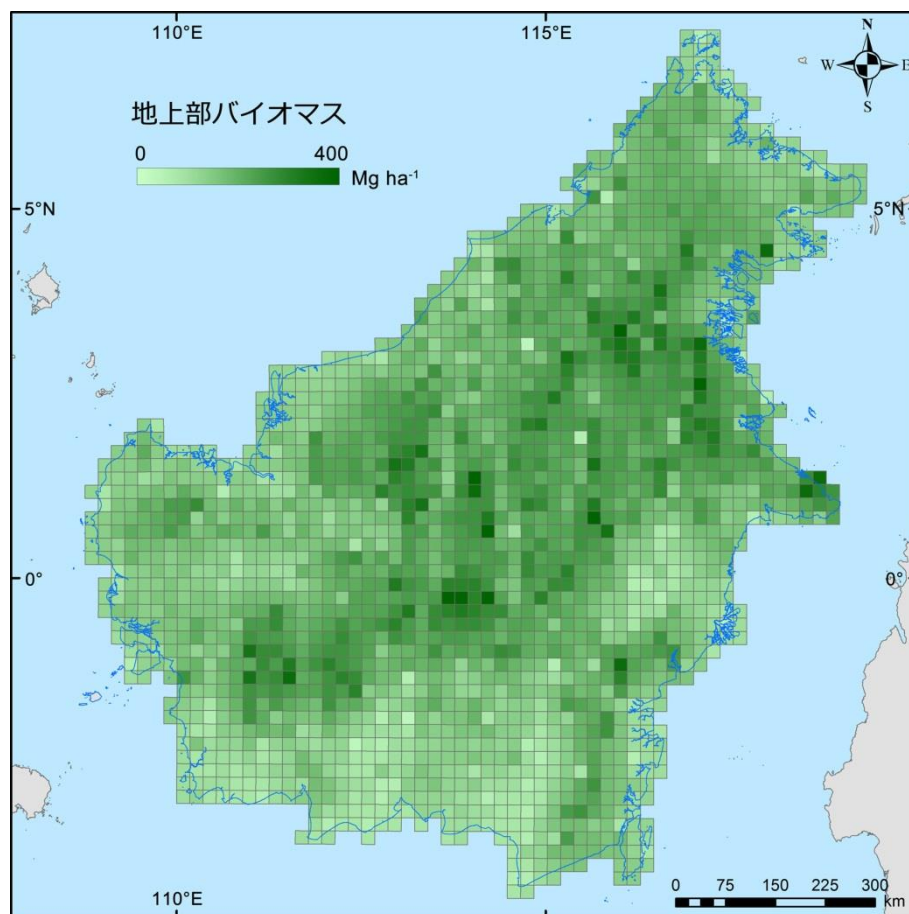


図 5.14 ボルネオ島の地上部バイオマスの空間分布（20km メッシュ）。

### 5.3.3 森林資源の広域評価結果に関する考察

GLAS データから推定された正味の森林消失率は、先行研究と比較するとやや高い値となったが（表 5.2）、その原因について考察する。原因として考えられることは、GLAS により観測された 2004 年から 2007 年の間は、他の期間に比べて森林消失率が高かったという可能性である。Bontemps *et al.* (2012) は SPOT/Vegetation 画像の時系列データを利用して、2000 年から 2008 年の間のボルネオ島の森林消失率を年ごとに推定している。その結果、その間の森林消失率は 1.3%から 2.7%の間であり、最大の森林消失率である 2.7%は 2005–2006 年に観測された。また、Broich *et al.* (2011) は、MODIS 画像と Landsat/TM 画像とを利用して、2000 年から 2008 年の間の森林消失面積を年ごとに推定している。彼らの対象はスマトラ島とカリマンタンであり、ボルネオ島ではインドネシア領だけの結果

ではあるが、2005 – 2007 年の間に最大の森林面積の消失が観測されている。このように、2006 年前後に森林消失率が高かったため、本研究の値が先行研究よりやや高かったのは、それが原因と考えられる。では、2006 年前後に急速に森林が消失した原因は何であろうか。それは、2006 年に発生したエルニーニョにともなう旱魃により引き起こされた森林火災によるものと考えられる。Langner & Siegert (2009) が、1997 年から 2006 年の期間を対象に複数の衛星データを利用してボルネオ島の森林火災をモニタリングしたところ、エルニーニョの発生した年 (1997-1998, 2002, 2006) に森林火災が非常に多く発生していたことがわかった。さらに彼らは、年間の森林火災面積率はマレーシア領やブルネイに比べてインドネシア領で 5 倍も大きいこと、また、エルニーニョの期間中、前者は変化がないが、インドネシア領でのみ増加していることを明らかにした。この傾向は、本研究により得られた森林消失率がマレーシア領に較べてインドネシア領で 2 倍以上も大きいという結果と整合している。また、van der Werf *et al.* (2008) も、MODIS 画像を利用した 2000 年から 2008 年の解析により、森林面積の減少がエルニーニョに伴う森林火災とリンクしており、特に 2006 年のエルニーニョの際に多くの森林が失われたと述べている。従来、光学画像センサの衛星画像に頼って森林減少をモニタリングすることが多かったが、本研究のように、衛星 LiDAR データを利用しても信頼に足る森林消失率を推定できることが示され、今後の応用分野の一つとして有望である。

次に、ボルネオ島の地上部バイオマスの総量について、先行研究と比較して妥当性を検討した (表 5.3)。Miettinen & Liew (2009) は、主に MODIS 画像から作成した土地被覆図を利用し、各土地被覆に既知の平均的な地上部バイオマスを割り当てることで、東南アジア地域の森林バイオマスを計算している。Saatchi *et al.* (2011) と Baccini *et al.* (2012) はそれぞれ、MODIS 画像と GLAS データとを組み合わせ、全熱帯域の森林バイオマス地図を作成している。この 2 つの研究の違いは、地上計測データや解析手法などであり、東南アジアでは Baccini *et al.* (2012) の地図のほうがやや過少見積になっている (Mitchard *et al.*, 2013)。表 5.3 に挙げたこれら 2 件の先行研究の値は、彼らの地図をボルネオ島の範囲で集計して森林被覆率を乗じることで計算したものである。森林被覆率は、GLC2000 土地被覆図を利用して計算し、ボルネオ島全体で 71.7% という値を得た。本研究と比較すると、いずれの先行研究の値も大きくなっている。このような差異が生じる原因としては、地上計測データの収集位置、衛星データの観測時期、樹高の閾値の設定などの差異が考えられるが、明確にはわからないため、今後の研究の積み重ねによってより正確なボルネオ島の森林資源量を明らかにしていく必要がある。

次に、衛星 LiDAR データを REDD+へ活用する方策について考える。REDD+では森林減少・劣化による温室効果ガスの排出量を算定する必要から、森林面積の変化 (Activity data) と単位変化量当たりの温室効果ガス排出量を表す排出係数 (Emission factor) の 2 つを計測する必要がある。表 1.2 に示すように、排出係数には Tier 1 から Tier 3 という 3 段階の複雑さのレベルがあり、高い Tier であるほど、その地域の森林に特化した正確な値

であり望ましい (GOFC-GOLD, 2014)。Tier 1 のデフォルト値として与えられた値を見ると、例えば、島嶼部東南アジアの熱帯雨林の地上部バイオマスは 350 (280-520)  $\text{Mg ha}^{-1}$  となっている (IPCC, 2003)。これを、本研究で得られたボルネオ島の平均地上部バイオマスである 190.2  $\text{Mg ha}^{-1}$  と較べると、非常に大きい値であるといえる。このように、Tier 1 を使って排出量を見積もることによって大きな誤差を生じることが懸念されるが、衛星 LiDAR を利用することで、Tier 2 や Tier 3 といった高次の Tier を使って、その地域に適した正確な値を得ることが期待できる。また、衛星 LiDAR データを衛星画像データと組み合わせて地上部バイオマスの地図を作成することで、より直接的に排出量を推定することも期待できる。衛星 LiDAR は REDD+ の実現にあたって、より高精度なモニタリングを提供する大きな可能性を有している。

## 5.4 第5章のまとめ

ボルネオ島の森林を対象として、GLAS データを利用した森林資源の広域評価をおこない、衛星 LiDAR の有する能力を評価した。その結果、以下に挙げるような知見が得られた。

- 推定モデルの構築に必要となるグラウンドトゥルスを得るため、樹高および地上部バイオマスを計測した地上計測データを、ボルネオ島内の 37 プロットにおいて収集・整備した。地上計測は、ビッターリッヒ法を応用したサンプリング調査により実施した。整備されたグラウンドトゥルスの平均値 (±標準偏差) は、樹高 (Lorey's height) が  $12.7 \pm 7.2$  m、地上部バイオマスが  $128.9 \pm 67.0$  Mg ha<sup>-1</sup> であった。
- 地上計測データを利用して、GLAS データから樹高および地上部バイオマスを推定するモデル構築した。推定精度 (RMS 誤差) は、樹高で 3.8 m、地上部バイオマスで  $38.7$  Mg ha<sup>-1</sup> であった。その際、緩斜面と急斜面とで異なる推定モデルを適用することで精度の向上が認められたため、2つの推定モデルを構築した。
- ボルネオ島の森林を観測した 127,862 点の GLAS データに対して推定モデルを適用し、主に地上部バイオマスの観点から森林資源を評価した。その結果、地上部バイオマスの平均 (±標準偏差) は  $190.2 \pm 131.6$  Mg ha<sup>-1</sup> で、全島における総量は 10.26 Gt であった。また、森林タイプ別に平均値を算定したところ、常緑広葉樹林で  $212.0$  Mg ha<sup>-1</sup> であるのに対して、マングローブ林 ( $101.2$  Mg ha<sup>-1</sup>) や灌木 ( $92.7$  Mg ha<sup>-1</sup>) では半分以下の値であった。また、20km メッシュごとに GLAS データから推定された地上部バイオマスを平均し、空間的な分布状況を把握することができた。
- GLAS の観測時期に応じて、前期データ (2003 年–2005 年観測) と後期データ (2005 年–2009 年観測) に分割したところ、地上部バイオマスの平均値は、前期が  $208.2$  Mg ha<sup>-1</sup>、後期が  $172.7$  Mg ha<sup>-1</sup> であり、約 3 年の間に  $35.5$  Mg ha<sup>-1</sup> の低下が観測された。また、樹高推定値に基づいて GLAS データに含まれる非森林域の地点を計算することで森林消失率を計算したところ、2004 年から 2007 年の約 3 年間に年率 1.6% の速度で消失していることがわかった。森林消失率はマレーシア領に較べてインドネシア領で 2 倍以上も大きくなっており、その差異の主な原因は森林火災と推測される。

以上の結果をまとめると、衛星 LiDAR を利用することで、高い精度で樹高や地上部バイオマスを推定することができ、ボルネオ島のような広域の森林資源評価に有効であることが示された。

## 第 6 章 結論

北海道およびボルネオ島の森林を対象とした検討の結果、1.2 節に述べた本研究の目的のそれぞれの項目に対して得られた結論は、以下のとおりである。

### (1) 衛星搭載 LiDAR データから樹高を推定する手法の構築

はじめに、北海道の森林において収集した地上計測データにもとづいて、GLAS データから樹高を推定する際の誤差要因を評価した。その結果、誤差要因となる GLAS データとして、(1) GLAS レーザの位置決定精度が低い時期（観測期間 L2C、L2F）および積雪期のデータ、(2) 雲を観測しているデータ、(3) GLAS 波形の S/N 比が 10 未満のデータ、の 3 種類についてはスクリーニングして解析対象から除外すべきであることが明らかとなった。

また、先行研究において利用されている樹高推定モデルを比較した結果、直接的方法に較べて経験的方法のほうが樹高推定精度が高いことがわかった。直接的方法は、対象地域を選ばず汎用的に利用できるが、地面の傾斜に応じて GLAS 波形が伸びる効果を補正しないため、特に山岳地で精度が低下する。一方、経験的方法は、対象地域に応じて経験式を構築する必要があるが、波形の伸びを補正できるため精度は高くなる。経験的方法の中でも、GLAS 波形のエッジ長である Lead10 / Trail10 を利用する推定モデルの精度が最も高く、この方法を採用することとした。

北海道においては航空機 LiDAR 計測された樹高データを、ボルネオ島においては地上計測された樹高データをグランドトゥルスとして利用して、それぞれの対象地域に適した樹高推定モデルを構築した。交差検証により推定精度（RMS 誤差）を確認したところ、北海道では 4.3 m、ボルネオ島では 3.8 m であった。

このように、衛星 LiDAR データから高精度に樹高を推定する手法を構築することができた。

### (2) 構築した樹高推定手法の広域への適用

北海道の森林を観測した 13,774 点、およびボルネオ島の森林を観測した 127,862 点の GLAS データに対して樹高推定モデルを適用し、それぞれの対象地域における樹高分布を評価した。

北海道における評価の結果、平均樹高（±標準偏差）は  $22.8 \pm 6.0$  m であることや、樹高分布に影響を与える地理条件で最大の要因は地面の傾斜角度であること、また、樹高の高い地域は北海道中央域や渡島半島南西域に、樹高の低い地域は道東や道央南部の地域に分布していることなどが明らかとなった。また、GLAS データを前期データ（2003 年— 2005 年観測）と後期データ（2005 年— 2008 年観測）とに分割すると、

平均で 2.2 m の樹高低下が観測された。これは、2004 年の台風 18 号による風倒被害の影響の可能性や、森林伐採の影響の可能性などが考えられる。

次に、この台風 18 号の風倒被害にともなう樹高低下について、詳しい解析をおこなった。道内でも最も被害が甚大であった、苫小牧市周辺の国有林を対象地域とした。その結果、被害の大きかったエリアでは、平均して 2.1 m の樹高低下が観測され、なかでもカラマツ林では平均 5.8 m もの低下が観測された。樹高の低下量と地理条件との関係を多変量解析により明らかにすることで、風倒被害リスクの評価もおこなった。その結果、黒ボク土の土壌や、疎林、下層植生が草本の林分などでは、風倒被害リスクが高いことがわかった。

また、ボルネオ島においては、樹高の推定値にもとづいて非森林域を特定し、森林消失率を算定した。GLAS データを前期(2003 年–2005 年観測)と後期(2005 年–2008 年観測)のデータに分割すると、その間に 1.6 % yr<sup>-1</sup> の速度で森林消失が進行していることがわかった。特に、インドネシア領での森林消失率はマレーシア領の約 2 倍も高かった。

このように、衛星 LiDAR データを利用することで、広域の樹高分布の評価に活用できることが示された。

#### (3) 衛星搭載 LiDAR データから地上部バイオマスを推定する手法の構築

北海道とボルネオ島の森林において地上計測をおこない、地上部バイオマスのグラントゥルス収集した。ビッターリッヒ法によるサンプリング調査により、それぞれ 106 プロットおよび 37 プロットの計測をおこなった。グラントゥルスにもとづいて、各対象地域に適するように、GLAS データから地上部バイオマスを推定するモデルを構築した。交差検証により推定精度(RMS 誤差)を確認したところ、北海道では 41.2 Mg ha<sup>-1</sup>、ボルネオ島では 38.7 Mg ha<sup>-1</sup> であった。

このように、衛星 LiDAR データから高精度に地上部バイオマスを推定する手法を構築することができた。

#### (4) 構築した地上部バイオマス推定手法の広域への適用

北海道の森林を観測した 13,774 点、およびボルネオ島の森林を観測した 127,862 点の GLAS データに対して地上部バイオマス推定モデルを適用し、それぞれの対象地域におけるバイオマス分布を評価した。

北海道における評価の結果では、地上部バイオマスの平均値(±標準偏差)は 119.4 ±49.5 Mg ha<sup>-1</sup> であること、森林タイプ別の平均値は落葉針葉樹林(カラマツ林)で最大(141.8 Mg ha<sup>-1</sup>)、混交林で最小(99.5 Mg ha<sup>-1</sup>)となること、また、地上部バイオマス分布に影響を与える地理条件で最大の要因は森林タイプであることなどが明らかとなった。

ボルネオ島における評価結果では、地上部バイオマスの平均値（±標準偏差）は  $190.2 \pm 131.6 \text{ Mg ha}^{-1}$  であること、森林タイプ別の平均値は常緑広葉樹林で  $212.0 \text{ Mg ha}^{-1}$  であるのに対して、マングローブ林 ( $101.2 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) や灌木 ( $92.7 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) では半分以下の値であること、また、全島における総量は  $10.26 \text{ Gt}$  であることなどが明らかとなった。また、ボルネオ島内の州別の地上部バイオマスの分布状況についても明らかとなった。

このように、衛星 LiDAR データは広域の地上部バイオマス分布の評価に効果的に活用できることが示された。

以上の結果をまとめると、樹高や地上部バイオマスといった森林資源を効率的かつ精度よく広域で把握するためのツールとして、衛星 LiDAR は非常に適していることが示された。冷温帯林や亜寒帯林が分布する北海道と、熱帯雨林が分布するボルネオ島——森林タイプの異なるこれら 2 つの地域において、統一的な手法を用いて、衛星 LiDAR データから樹高や森林バイオマスを良好な精度で評価することができた。このことは、地球上の他の地域へも本手法を適用できる可能性を示唆している。すなわち、全球スケールで統一的な手段で森林を観測するためのツールとして、衛星 LiDAR は極めて有力な選択肢となりうるといえる。このようなツールの登場は、全球の炭素循環過程の解明や、REDD+の遂行を実現するうえでの、強力な後ろ盾となるだろう。

ICESat 衛星の観測が終了した 2009 年以降、森林を観測できる衛星 LiDAR は登場していない。しかし、NASA は 2018 年に ICESat-2 衛星を打ち上げる予定であり、ICESat 衛星に較べて大幅に改良された観測器の搭載が計画されている。また、国際宇宙ステーション (International Space Station; ISS) の実験棟に、森林観測に特化した衛星 LiDAR を設置する計画もある。NASA の Global Ecosystem Dynamics Investigation Lidar (GEDI)、および JAXA の Multi-footprint Observation Lidar and Imager (MOLI) という 2 つの計画である。このような次世代の衛星 LiDAR が実現することで、REDD+の遂行や全球炭素循環過程の解明などで必要とされる森林資源の広域モニタリングにおいて、きわめて重要な位置を占めることが期待される。

## 参考文献

- Abshire, J.B., Sun, X., Riris, H., Sirota, J.M., McGarry, J.F., Palm, S., Yi, D., & Liiva, P. (2005). Geoscience Laser Altimeter System (GLAS) on the ICESat mission: On-orbit measurement performance. *Geophysical Research Letters*, 32, L21S02. <http://dx.doi.org/10.1029/2005GL024028>.
- Baccini, A., Goetz, S.J., Walker, W.S., Laporte, N.T., Sun, M., Sulla-Menashe, D., Hackler, J., Beck, P.S.A., Dubayah, R., Friedl, M.A., Samanta, S., & Houghton, R. (2012). Estimated carbon dioxide emissions from tropical deforestation improved by carbon-density maps. *Nature Climate Change*, 2, 182–185. <http://dx.doi.org/10.1038/nclimate1354>.
- Baghdadi, N., Maire, G.Le, Fayad, I., Bailly, J.S., Nouvellon, Y., Lemos, C., & Hakamada, R. (2013). Testing different methods of forest height and aboveground biomass estimations from ICESat / GLAS data in Eucalyptus plantations in Brazil. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 7(1), 290–299. <http://dx.doi.org/10.1109/JSTARS.2013.2261978>.
- Ballhorn, U., Jubanski, J., & Siegert, F. (2011). ICESat/GLAS Data as a Measurement Tool for Peatland Topography and Peat Swamp Forest Biomass in Kalimantan, Indonesia. *Remote Sensing*, 3(9), 1957–1982. <http://dx.doi.org/10.3390/rs3091957>.
- Bontemps, S., Langner, A., & Defourny, P. (2012). Monitoring forest changes in Borneo on a yearly basis by an object-based change detection algorithm using SPOT-VEGETATION time series. *International Journal of Remote Sensing*, 33(15), 4673–4699. <http://dx.doi.org/10.1080/01431161.2011.638336>.
- Boudreau, J., Nelson, R., Margolis, H., Beaudoin, A., Guindon, L., & Kimes, D. (2008). Regional aboveground forest biomass using airborne and spaceborne LiDAR in Québec. *Remote Sensing of Environment*, 112(10), 3876–3890. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2008.06.003>.
- Breiman, L. (2001). Random forests. *Machine Learning*, 45, 5–32.
- Broich, M., Hansen, M., Stolle, F., Potapov, P., Margono, B. A., & Adusei, B. (2011). Remotely sensed forest cover loss shows high spatial and temporal variation across Sumatera and Kalimantan, Indonesia 2000–2008. *Environmental Research Letters*, 6(1), 014010. <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/6/1/014010>.
- Brown S. (1997). *Estimating biomass and biomass change of tropical forests: a primer*. FAO. Forestry Paper 134. FAO, Rome.
- Chave, J., Andalo, C., Brown, S., Cairns, M.A., Chambers, J.Q., Eamus, D., Fölster, H.,

- Fromard, F., Higuchi, N., Kira, T., Lescure, J.P., Nelson, B.W., Ogawa, H., Puig, H., Riéra, B., & Yamakura, T. (2005). Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia*, 145, 87–99. <http://dx.doi.org/10.1007/s00442-005-0100-x>.
- Chen, Q. (2010). Retrieving vegetation height of forests and woodlands over mountainous areas in the Pacific Coast region using satellite laser altimetry. *Remote Sensing of Environment*, 114(7), 1610–1627. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2010.02.016>.
- Dixon, R.K., S. Brown, R.A. Houghton, A.M. Solomon, M.C. Trexler, & J. Wisniewski. (1994). Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science*, 263(5144), 185–190. <http://dx.doi.org/10.1126/science.263.5144.185>.
- Dolan, K.A., Hurtt, G.C., Chambers, J.Q., Dubayah, R.O., Frolking, S., & Masek, J.G. (2011). Using ICESat's Geoscience Laser Altimeter System (GLAS) to assess large-scale forest disturbance caused by hurricane Katrina. *Remote Sensing of Environment*, 115(1), 86–96. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2010.08.007>.
- Drake, J.B., Dubayah, R.O., Clark, D.B., Knox, R.G., Blair, J.B., Hofton, M.A., Chazdon, R.L., Weishampel, J.F., & Prince, S. (2002). Estimation of tropical forest structural characteristics using large-footprint lidar. *Remote Sensing of Environment*, 79(2-3), 305–319. [http://dx.doi.org/10.1016/S0034-4257\(01\)00281-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0034-4257(01)00281-4).
- Duncanson, L.I., Niemann, K.O., & Wulder, M.A. (2010). Integration of GLAS and Landsat TM data for aboveground biomass estimation. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 36(2), 129–141. <http://dx.doi.org/10.5589/m10-037>.
- Enßle, F., Heinzel, J., & Koch, B. (2014). Accuracy of vegetation height and terrain elevation derived from ICESat/GLAS in forested areas. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 31, 37–44. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jag.2014.02.009>.
- Fagan, M., & DeFries, R. (2009). *Measurement and monitoring of the world's forests: a review and summary of remote sensing technical capability, 2009–2015*. Resources for the Future, Washington, DC.
- FAO (2010). *Global forest resources assessment 2010*. FAO Forestry Paper 163. Food and Agriculture Organization of United Nations. Rome.
- Fatoyinbo, T.E., & Simard, M. (2013). Height and biomass of mangroves in Africa from ICESat/GLAS and SRTM. *International Journal of Remote Sensing*, 34(2), 668–681. <http://dx.doi.org/10.1080/01431161.2012.712224>.
- Fischer, A., Marshall, P., & Camp, A. (2013). Disturbances in deciduous temperate forest ecosystems of the northern hemisphere: their effects on both recent and future

- forest development. *Biodiversity and Conservation*, 22(9), 1863–1893. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-013-0525-1>.
- Frolking, S., Palace, M.W., Clark, D.B., Chambers, J.Q., Shugart, H.H., & Hurtt, G.C. (2009). Forest disturbance and recovery: A general review in the context of spaceborne remote sensing of impacts on aboveground biomass and canopy structure. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 114(G2). <http://dx.doi.org/10.1029/2008JG000911>.
- Gaveau, D.L.A., Sloan, S., Molidena, E., Yaen, H., Sheil, D., Abram, N.K., Ancrenaz, M., Nasi, R., Quinones, M., Wielaard, N., & Meijaard, E. (2014) Four Decades of Forest Persistence, Clearance and Logging on Borneo. *PLoS ONE*, 9(7), e101654. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0101654>.
- Goetz, S.J., Sun, M., Baccini, A., & Beck, P.S.A. (2010). Synergistic use of spaceborne lidar and optical imagery for assessing forest disturbance: An Alaska case study. *Journal of Geophysical Research*, 115, G00E07. <http://dx.doi.org/10.1029/2008JG000898>.
- GOFC-GOLD (2014). *A sourcebook of methods and procedures for monitoring and reporting anthropogenic greenhouse gas emissions and removals associated with deforestation, gain and losses of carbon stocks in forests remaining forests, and forestation: GOFC-GOLD Report version COP20-1*. GOFC-GOLD Land Cover Project Office, Wageningen University, The Netherlands.
- Guo, Z., Chi, H., & Sun, G. (2010). Estimating forest aboveground biomass using HJ-1 Satellite CCD and ICESat GLAS waveform data. *Science China Earth Sciences*, 53(S1), 16–25. <http://dx.doi.org/10.1007/s11430-010-4128-3>.
- Hansen, M.C., Potapov, P.V, Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S.A., Tyukavina, A., Thau, D., Stehman, S.V., Goetz, S.J., Loveland, T.R., Kommareddy, A., Egorov, A., Chini, L., Justice, C.O., & Townshend, J.R.G. (2013). High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science*, 342(6160), 850–853. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1244693>.
- Harding, D. J., & Carabajal, C.C. (2005). ICESat waveform measurements of within-footprint topographic relief and vegetation vertical structure. *Geophysical Research Letters*, 32(21), L21S10. <http://dx.doi.org/10.1029/2005GL023471>.
- Hayashi, C. (1952). On the prediction of phenomena from qualitative data and the quantification of qualitative data from the mathematico-statistical point of view. *Annals of the Institute of Statistical Mathematics*, 3 (2), 69–98. <http://dx.doi.org/10.1007/BF02949778>.
- Hayashi, M., Saigusa, N., Oguma, H., & Yamagata, Y. (2013a). Forest canopy height

- estimation using ICESat/GLAS data and error factor analysis in Hokkaido, Japan. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 81, 12-18. <http://dx.doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2013.04.004>.
- Hayashi, M., Yamagata, Y., Habura, B., Hasi, B., Suzuki, R., & Saigusa, N. (2013b). Forest biomass mapping with airborne LiDAR in Yokohama City. *写真測量とリモートセンシング*, 52(6), 306-315.
- Hayashi, M., Saigusa, N., Oguma, H., Yamagata, Y., & Takao, G. (2015). Quantitative assessment of the impact of typhoon disturbance on a Japanese forest using satellite laser altimetry. *Remote Sensing of Environment*, 156, 216-225. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2014.09.028>.
- Hayashi, M., Saigusa, N., Yamagata, Y., & Hirano, T. (in press). Regional forest biomass estimation using ICESat/GLAS spaceborne LiDAR over Borneo, *Carbon Management*.
- Helmer, E.H., Lefsky, M.A., & Roberts, D.A. (2009). Biomass accumulation rates of Amazonian secondary forest and biomass of old-growth forests from Landsat time series and the Geoscience Laser Altimeter System. *Journal of Applied Remote Sensing*, 3(1), 033505. <http://dx.doi.org/10.1117/1.3082116>.
- Hilbert, C., & Schmullius, C. (2012). Influence of surface topography on ICESat/GLAS forest height estimation and waveform shape. *Remote Sensing*, 4(8), 2210-2235. <http://dx.doi.org/10.3390/rs4082210>.
- Hooijer, A., Page, S., Canadell, J.G., Silvius, M., Kwadijk, J., Wösten, H., & Jauhiainen, J. (2010) Current and future CO<sub>2</sub> emissions from drained peatlands in Southeast Asia. *Biogeosciences*, 7, 1505-1514. <http://dx.doi.org/10.5194/bg-7-1505-2010>.
- Houghton, R.A. (2007). Balancing the global carbon budget. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences*, 35, 313-347. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev.earth.35.031306.140057>.
- IPCC (2003). Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry (GPG-LULUCF). IPCC National Greenhouse Gas Inventories Programme. Hayama, Japan.
- IPCC (2006). *IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*, ed. by Intergovernmental Panel on Climate Change, Japan, Hayama.
- IPCC (2013). Summary for policymakers. In: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, ed. by Stocker, T.F., Qin, D., Plattner, G-K., Tignor, M., Allen, S.K., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V., & Midgley, P.M., Cambridge University Press, Cambridge.

- Iqbal, I.A., Dash, J., Ullah, S., & Ahmad, G. (2013). A novel approach to estimate canopy height using ICESat/GLAS data: A case study in the New Forest National Park, UK. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 23, 109–118. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jag.2012.12.009>.
- Kamimura, K., & Shiraishi, N. (2007). A review of strategies for wind damage assessment in Japanese forests. *Journal of Forest Research*, 12(3), 162–176. <http://dx.doi.org/10.1007/s10310-007-0005-0>.
- Kauppi, P.E., Ausubel, J.H., Fang, J., Mather, A.S., Sedjo, R.A., & Waggoner, P. E. (2006). Returning forests analyzed with the forest identity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 103(46), 17574–17579. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.0608343103>.
- Kenzo, T., Ichie, T., Hattori, D., Itioka, T., Handa, C., Ohkubo, T., Kendawang, J.J., Nakamura, M., Sakaguchi, M., Takahashi, N., Okamoto, M., Tanaka-Oda, A., Sakurai, K., & Ninomiya I. (2009) Development of allometric relationships for accurate estimation of above- and below-ground biomass in tropical secondary forests in Sarawak, Malaysia. *Journal of Tropical Ecology*, 25(4), 371–386. <http://dx.doi.org/10.1017/S0266467409006129>
- Khalid, H., Zin, Z.Z., & Anderson, J.M. (1999) Quantification of oil palm biomass and nutrient value in a mature plantation. I: Above-ground biomass. *Journal of Oil Palm Research*, 11(1), 23–32.
- Langner, A., Miettinen, J., & Siegert, F. (2007) Land cover change 2002–2005 in Borneo and the role of fire derived from MODIS imagery. *Global Change Biology*, 13(11), 2329–2340. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01442.x>.
- Langner, A., & Siegert, F. (2009). Spatiotemporal fire occurrence in Borneo over a period of 10 years. *Global Change Biology*, 15(1), 48–62. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01828.x>.
- Lee, S., Ni-Meister, W., Yang, W., & Chen, Q. (2011). Physically based vertical vegetation structure retrieval from ICESat data: Validation using LVIS in White Mountain National Forest, New Hampshire, USA. *Remote Sensing of Environment*, 115(11), 2776–2785. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2010.08.026>.
- Leeuwen, M., & Nieuwenhuis, M. (2010). Retrieval of forest structural parameters using LiDAR remote sensing. *European Journal of Forest Research*, 129(4), 749–770. <http://dx.doi.org/10.1007/s10342-010-0381-4>.
- Lefsky, M.A., Harding, D.J., Keller, M., Cohen, W.B., Carabajal, C.C., Espirito-Santo, F. D.B., Hunter, M.O., & de Oliveira, R. Jr. (2005). Estimates of forest canopy height and aboveground biomass using ICESat. *Geophysical Research Letters*, 32, L22S02.

<http://dx.doi.org/10.1029/2005GL023971>.

- Lefsky, M.A., Keller, M., Pang, Y., de Camargo, P.B., & Hunter, M.O. (2007). Revised method for forest canopy height estimation from Geoscience Laser Altimeter System waveforms. *Journal of Applied Remote Sensing*, 1(1), 013537. <http://dx.doi.org/10.1117/1.2795724>.
- Lefsky, M.A. (2010). A global forest canopy height map from the Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer and the Geoscience Laser Altimeter System. *Geophysical Research Letters*, 37, L15401. <http://dx.doi.org/10.1029/2010GL043622>.
- Le Quéré, C., Peters, G.P., Andres, R.J., Andrew, R.M., Boden, T.A., Ciais, P., Friedlingstein, P., Houghton, R.A., Marland, G., Moriarty, R., Sitch, S., Tans, P., Arneeth, A., Arvanitis, A., Bakker, D.C.E., Bopp, L., Canadell, J.G., Chini, L.P., Doney, S.C., Harper, A., Harris, I., House, J.I., Jain, A.K., Jones, S.D., Kato, E., Keeling, R.F., Klein Goldewijk, K., Kortzinger, A., Koven, C., Lefevre, N., Maignan, F., Omar, A., Ono, T., Park, G.-H., Pfeil, B., Poulter, B., Raupach, M.R., Regnier, P., Rodenbeck, C., Saito, S., Schwinger, J., Segschneider, J., Stocker, B.D., Takahashi, T., Tilbrook, B., van Heuven, S., Viovy, N., Wanninkhof, R., Wiltshire, A., Zaehle, S. (2013). Global carbon budget 2013. *Earth System Science Data*, 6(1), 235–263. <http://dx.doi.org/10.5194/essd-6-235-2014>.
- Le Toan, T., Quegan, S., Davidson, M. W. J., Balzter, H., Paillou, P., Papathanassiou, K., Plummer, S., Rocca, F., Saatchi, S., Shugart, H. & Ulander, L. (2011). The BIOMASS mission: Mapping global forest biomass to better understand the terrestrial carbon cycle. *Remote Sensing of Environment*, 115(11), 2850–2860. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2011.03.020>.
- Le Toan, T., Quegan, S., Woodward, I., Lomas, M., Delbart, N., & Picard, G. (2004). Relating radar remote sensing of biomass to modelling of forest carbon budgets. *Climatic Change*, 67, 379–402. <http://dx.doi.org/10.1007/s10584-004-3155-5>.
- Li, A., Huang, C., Sun, G., Shi, H., Toney, C., Zhu, Z., Rollins, M.G., Goward, S.N., & Masek, J.G. (2011). Modeling the height of young forests regenerating from recent disturbances in Mississippi using Landsat and ICESat data. *Remote Sensing of Environment*, 115(8), 1837–1849. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2011.03.001>.
- Liu, S., Bond-Lamberty, B., Hicke, J.A., Vargas, R., Zhao, S., Chen, J., Edburg, J.S., Hu, Y., Liu, J., McGuire, A.D., Xiao, J., Keane, R., Yuan, W., Tang, J., Luo, Y., Potter, C., & Oeding, J. (2011). Simulating the impacts of disturbances on forest carbon cycling in North America: Processes, data, models, and challenges. *Journal of Geophysical Research*, 116, G00K08. <http://dx.doi.org/10.1029/2010JG001585>.

- Los, S.O., Rosette, J.A.B., Kljun, N., North, P.R.J., Chasmer, L., Suárez, J.C., Hopkinson, C., Hill, R.A., van Gorsel, E., Mahoney, C., & Berni, J.A.J. (2012). Vegetation height and cover fraction between 60° S and 60° N from ICESat GLAS data. *Geoscientific Model Development*, 5(2), 413–432. <http://dx.doi.org/10.5194/gmd-5-413-2012>.
- Lutz, D.A., Washington-Allen, R.A., & Shugart, H.H. (2008). Remote sensing of boreal forest biophysical and inventory parameters: a review. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 34(S2), S286–S313. <http://dx.doi.org/10.5589/m08-057>.
- Miettinen, J., & Liew, S.C. (2009). Estimation of biomass distribution in Peninsular Malaysia and in the islands of Sumatra, Java and Borneo based on multi-resolution remote sensing land cover analysis. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 14(4), 357–373. <http://dx.doi.org/10.1007/s11027-009-9169-6>.
- Miettinen, J., & Liew, S.C. (2010). Status of peatland degradation and development in Sumatra and Kalimantan. *Ambio*, 39(5-6), 394–401. <http://dx.doi.org/10.1007/s13280-010-0051-2>.
- Miettinen, J., Shi, C., & Liew, S.C. (2011). Deforestation rates in insular Southeast Asia between 2000 and 2010. *Global Change Biology*, 17(7), 2261–2270. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02398.x>.
- Miller, M.E., Lefsky, M., & Pang, Y. (2011). Optimization of Geoscience Laser Altimeter System waveform metrics to support vegetation measurements. *Remote Sensing of Environment*, 115(2), 298–305. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2010.09.002>.
- Mitchard, E.T.A., Saatchi, S.S., White, L.J.T., Abernethy, K.A., Jeffery, K.J., Lewis, S.L., Collins, M., Lefsky, M.A., Leal, M.E., Woodhouse, I.H., & Meir, P. (2012). Mapping tropical forest biomass with radar and spaceborne LiDAR in Lopé National Park, Gabon: overcoming problems of high biomass and persistent cloud. *Biogeosciences*, 9(1), 179–191. <http://dx.doi.org/10.5194/bg-9-179-2012>.
- Mitchard, E.T., Saatchi, S.S., Baccini, A., Asner, G.P., Goetz, S.J., Harris, N.L., & Brown, S. (2013). Uncertainty in the spatial distribution of tropical forest biomass: a comparison of pan-tropical maps. *Carbon Balance and Management*, 8, 10. <http://dx.doi.org/10.1186/1750-0680-8-10>.
- Miyamoto, K., Kohyama, T., Rahajoe, J.S., Mirmanto, E., Simbolon, H. Tree Allometry, forest structure and productivity of tropical heath and peat swamp forests. In: *Carbon management and ecosystem functions of tropical peatland*. Springer, Berlin (in press).
- Moles, A.T., Warton, D.I., Warman, L., Swenson, N.G., Laffan, S.W., Zanne, A.E., Pitman, A., Hemmings, F.A., & Leishman, M.R. (2009). Global patterns in plant height. *Journal of Ecology*, 97(5), 923–932. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2745>.

2009.01526.x.

- Nakajima, T., Lee, J., Kawaguchi, T., Tatsuhara, S., & Shiraishi, N. (2009). Risk assessment of wind disturbance in Japanese mountain forests. *Ecoscience*, 16(1), 58–65. <http://dx.doi.org/10.2980/16-1-3179>.
- Neigh, C.S.R., Nelson, R.F., Ranson, K.J., Margolis, H.A., Montesano, P.M., Sun, G., Kharuk, V., Næsset, E., Wulder, M.A., & Andersen, H.-E. (2013). Taking stock of circumboreal forest carbon with ground measurements, airborne and spaceborne LiDAR. *Remote Sensing of Environment*, 137, 274–287. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2013.06.019>.
- Nelson, R., Boudreau, J., Gregoire, T.G., Margolis, H., Næsset, E., Gobakken, T., & Ståhl, G. (2009a). Estimating Quebec provincial forest resources using ICESat/GLAS. *Canadian Journal of Forest Research*, 39(4), 862–881. <http://dx.doi.org/10.1139/X09-002>.
- Nelson, R., Ranson, K. J., Sun, G., Kimes, D.S., Kharuk, V., & Montesano, P. (2009b). Estimating Siberian timber volume using MODIS and ICESat/GLAS. *Remote Sensing of Environment*, 113(3), 691–701. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2008.11.010>.
- Nelson, R. (2010). Model effects on GLAS-based regional estimates of forest biomass and carbon. *International Journal of Remote Sensing*, 31(5), 1359–1372. <http://dx.doi.org/10.1080/01431160903380557>
- NSIDC (2014). *Attributes for ICESat Laser Operations Periods*, [http://nsidc.org/data/icesat/laser\\_op\\_periods.html](http://nsidc.org/data/icesat/laser_op_periods.html) (last access June 2015).
- Page, S.E., Rieley, J.O., & Banks, C.J. (2011). Global and regional importance of the tropical peatland carbon pool. *Global Change Biology*, 17(2), 798–818. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02279.x>.
- Pang, Y., Lefsky, M., Andersen, H.-E., Miller, M.E., & Sherrill, K. (2008a). Validation of the ICESat vegetation product using crown-area-weighted mean height derived using crown delineation with discrete return lidar data. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 34(S2), S471–S484. <http://dx.doi.org/10.5589/m08-074>.
- Pang, Y., Lefsky, M., Sun, G., Miller, M., & Li, Z. (2008b). Temperate forest height estimation performance using ICESat GLAS data from different observation periods. *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, 37, 777–782.
- Pang, Y., Lefsky, M., Sun, G., & Ranson, J. (2011). Impact of footprint diameter and off-nadir pointing on the precision of canopy height estimates from spaceborne lidar. *Remote Sensing of Environment*, 115(11), 2798–2809. <http://dx.doi.org/doi:10.1016/>

j.rse.2010.08.025

- Park, T., Kennedy, R.E., Choi, S., Wu, J., Lefsky, M.A., Bi, J., Mantooth, J.A., Myneni, R.B., & Knyazikhin, Y. (2014). Application of physically-based slope correction for maximum forest canopy height estimation using waveform lidar across different footprint sizes and locations: Tests on LVIS and GLAS. *Remote Sensing*, 6(7), 6566–6586. <http://dx.doi.org/10.3390/rs6076566>.
- Pflugmacher, D., & Cohen, W.B., Kennedy, R.E., & Lefsky, M. (2008). Regional applicability of forest height and aboveground biomass models for the Geoscience Laser Altimeter System. *Forest Science*, 54(6), 647–657.
- Popescu, S.C., Zhao, K., Neuenschwander, A., & Lin, C. (2011). Satellite lidar vs. small footprint airborne lidar: Comparing the accuracy of aboveground biomass estimates and forest structure metrics at footprint level. *Remote Sensing of Environment*, 115(11), 2786–2797. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2011.01.026>.
- Ranson, K., Sun, G., Kovacs, K., & Kharuk, V.I. (2004). Use of ICESat GLAS data for forest disturbance studies in central Siberia. *Geoscience and Remote Sensing Symposium, 2004. IGARSS '04. Proceedings. 2004 IEEE International (Volume:3)*, 1936–1939. <http://dx.doi.org/10.1109/IGARSS.2004.1370722>.
- Rosette, J.A.B., North, P.R.J., & Suárez, J.C. (2008a). Vegetation height estimates for a mixed temperate forest using satellite laser altimetry. *International Journal of Remote Sensing*, 29(5), 1475–1493. <http://dx.doi.org/10.1080/01431160701736380>.
- Rosette, J., North, P., & Suárez, J. (2008b). Stemwood volume estimates for a mixed temperate forest using satellite LiDAR. *Journal of Forest Planning*, 13, 205–214.
- Rosette, J.A., North, P.R.J., Suárez, J.C., & Armstonc, J.D. (2009). A comparison of biophysical parameter retrieval for forestry using airborne and satellite LiDAR. *International Journal of Remote Sensing*, 30(19), 5229–5237. <http://dx.doi.org/10.1080/01431160903022944>
- Rosette, J.A.B., North, P.R.J., Suárez, J.C., & Los, S.O. (2010). Uncertainty within satellite LiDAR estimations of vegetation and topography. *International Journal of Remote Sensing*, 31(5), 1325–1342. <http://dx.doi.org/10.1080/01431160903380631>.
- Saatchi, S.S., Harris, N.L., Brown, S., Lefsky, M., Mitchard, E.T.A., Salas, W., Zutta, B.R., Buermann, W., Lewis, S.L., Hagen, S., Petrova, S., Whiteh, L., Silman, M., & Morel, A. (2011). Benchmark map of forest carbon stocks in tropical regions across three continents. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 108(24), 9899–904. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1019576108>.
- Savill, P.S. (1983). Silviculture in windy climates. *Forestry Abstracts Review Article*, 44(8), 473–488.

- Schutz, B.E., Zwally, H.J., Shuman, C.A., Hancock, D., & DiMarzio, J.P. (2005). Overview of the ICESat Mission. *Geophysical Research Letters*, 32(21), L21S01. <http://dx.doi.org/10.1029/2005GL024009>.
- Simard, M., Pinto, N., Fisher, J.B., & Baccini, A. (2011). Mapping forest canopy height globally with spaceborne lidar. *Journal of Geophysical Research*, 116(G4), 1–12. <http://dx.doi.org/10.1029/2011JG001708>.
- Stibig, H.-J., Beuchle, R., & Acharda, F. (2003). Mapping of the tropical forest cover of insular Southeast Asia from SPOT4-Vegetation images. *International Journal of Remote Sensing*, 24(18), 3651–3662. <http://dx.doi.org/10.1080/0143116021000024113>.
- Suzuki, R., Kim, Y., & Ishii, R. (2013). Sensitivity of the backscatter intensity of ALOS/PALSAR to the above-ground biomass and other biophysical parameters of boreal forest in Alaska. *Polar Science*, 7(2), 100–112. <http://dx.doi.org/10.1016/j.polar.2013.03.001>.
- Takahashi, A., Oguma, H., Shimada, M., Watanabe, M., Yone, Y., & Saigusa, N. (2011). Influence of forest disturbances on backscatter of the airborne L-band synthetic-aperture radar in a larch forest in northern Japan. *Hydrological Research Letters*, 5, 64–68. <http://dx.doi.org/10.3178/HRL.5.64>.
- van der Werf, G.R., Dempewolf, J., Trigg, S.N., Randerson, J.T., Kasibhatla, P.S., Giglio, L., Murdiyarso, D., Peters, W., Morton, D.C., Collatz, G.J., Dolman, A.J., & DeFries, R.S. (2008). Climate regulation of fire emissions and deforestation in equatorial Asia. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105, 20350–20355. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.0803375105>.
- Waggoner, P.E. (2009). Forest inventories: Discrepancies and uncertainties. *Discussion paper 09-29. Resources for the Future*. Washington, DC.
- Wang, X., Cheng, X., & Gong, P. (2011). Earth science applications of ICESat/GLAS: a review. *International Journal of Remote Sensing*, 32(23), 8837–8864. <http://dx.doi.org/10.1080/01431161.2010.547533>.
- Wang, X., Huang, H., Gong, P., Liu, C., Li, C., & Li, W. (2014). Forest canopy height extraction in rugged areas with ICESat / GLAS data. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 52(8), 4650–4657. <http://dx.doi.org/10.1109/TGRS.2013.2283272>.
- Xing, Y., de Gier, A., Zhang, J., & Wang, L. (2010). An improved method for estimating forest canopy height using ICESat-GLAS full waveform data over sloping terrain: A case study in Changbai mountains, China. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 12(5), 385–392. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jag>.

2010.04.010.

- Yamakura, T., Hagihara, A., Sukardjo, S., & Ogawa, H. (1986). Aboveground biomass of tropical rain forest stands in Indonesian Borneo. *Vegetatio*, 68(2), 71–82. <http://dx.doi.org/10.1007/BF00045057>
- 阿部友幸 (2005) : 苫小牧市王子製紙社有林における風倒被害の要因解析とハザードマップ作成. In: リモートセンシングによる森林風倒被害解析報告書—2004 年台風第 18 号による被害調査—, 北海道森林災害リモートセンシング研究会, 札幌.
- 温室効果ガスインベントリオフィス (編) (2014) : 日本国温室効果ガスインベントリ報告書 2014 年 4 月. 国立環境研究所, つくば.
- 気象庁 (2004) : 災害時自然現象報告書 2004 年第 3 号「災害時気象速報 平成 16 年台風第 18 号による 9 月 4 日から 8 日にかけての暴風と大雨」. <http://www.jma.go.jp/jma/kishou/books/saigaiji/2004ty18.pdf> (2015 年 2 月アクセス).
- 森林総合研究所 (2004) : 平成 15 年度森林吸収源データ緊急整備事業調査報告書, つくば.
- 鷹尾元 (2006) : 2004 年台風 18 号が森林に遺した爪痕を空から探し求める. *日本森林学会北海道支部論文集*, 54, 149–150.
- 玉手三稟寿 (1967) : 森林の暴風害とその防除法. *林業技術*, 306, 21–25.
- 日本リモートセンシング学会 (編) (2011) : 基礎からわかるリモートセンシング. 理工図書, 東京.
- 農林水産省統計部 (編) (2007) : 2005 年農林業センサス. 第 1 巻 1 (北海道統計書). 農林統計協会, 東京.
- 藤森隆郎 (2003) : 新たな森林管理—持続可能な社会に向けて—. 全国林業改良普及協会, 東京.
- 北海道森林管理局 (2005) : 支笏湖周辺風倒木被害復旧対策検討委員会報告書. [http://www.rinya.maff.go.jp/hokkaido/news/pdf/h17sikotu\\_report-all.pdf](http://www.rinya.maff.go.jp/hokkaido/news/pdf/h17sikotu_report-all.pdf) (2015 年 2 月アクセス).
- 北海道立林業試験場 (2004) : 2004 年台風 18 号被害に関する調査速報. *光珠内季報*, 137, 1–12.
- 北海道立林業試験場 (2005) : 2004 年台風 18 号被害に関する調査速報 (概要版). <http://www.fri.hro.or.jp/kanko/fukyu/pdf/cd-t18sokuhou.pdf> (2015 年 2 月アクセス).
- Millennium ecosystem assessment (編) (2007) : 生態系サービスと人類の将来—国連ミレニアムエコシステム評価—. オーム社, 東京.
- 林野庁 (2014) : 森林・林業統計要覧 2014. 日本森林林業振興会, 東京.
- 林野庁計画課 (編) (1970) : 立木幹材積表 東日本編, 日本林業調査会, 東京.

## 謝 辞

本研究を遂行し、このように博士論文を執筆することができたのは、多くの方々のご指導やご協力のおかげです。本当にありがとうございました。

北海道大学大学院農学研究院の平野高司教授には、主査として博士論文の論旨構成について細部にわたって丁寧なご指導をいただきました。また、特にボルネオ島を対象とした解析の進め方について懇切丁寧なご指導をいただいたばかりでなく、**Parangka Raya** サイトでの地上計測に際しては多大な便宜を図っていただきました。心より感謝いたします。

北海道大学大学院農学研究院の鮫島良次教授、および北海道大学北方生物圏フィールド科学センターの高木健太郎准教授には、副査の労を取っていただき、博士論文の品質向上のために懇切丁寧なご指導をいただきました。心より感謝いたします。

国立環境研究所の三枝信子博士には、本研究の着想から結果のとりまとめに至るまで終始一貫して親身にご指導いただいたばかりでなく、地球環境における森林の機能や研究遂行上の心構えなどの基礎的なことまで暖かくご指導いただいたおかげで、本研究を進めることができました。心より感謝いたします。

国立環境研究所の小熊宏之博士には、特に北海道を対象とした解析の進め方について、懇切丁寧にご指導をいただきました。山形与志樹博士には、本研究の方向性や成果発表などに際して貴重なご指導をいただきました。平田竜一博士には、北海道およびボルネオ島で地上計測をおこなう際に多大なご協力をいただいたばかりでなく、研究の方向性について貴重なご意見をいただきました。平春（ハブラー）博士には、ボルネオ島での地上計測や、北海道での **MODIS** 衛星画像処理などに際して、多大なご協力をいただきました。高橋厚裕博士（現・名古屋大学地球水循環研究センター）には、北海道での地上計測に際して多大なご協力をいただきました。田中佐和子氏には、ボルネオ島での地上計測において多大なご協力をいただきました。山尾幸夫氏には、衛星 **LiDAR** データの解析プログラムの開発に際して、多大なご協力をいただきました。井手玲子博士には、博士論文の取りまとめや研究生活について貴重な助言をいただきました。陸域モニタリング推進室の他の皆さまにも、温かいご支援をいただきました。深く感謝いたします。

森林総合研究所の平田泰雅博士には、日本で最初に衛星 **LiDAR** データを森林観測に応用した経験にもとづき、具体的な解析方法について貴重なご意見をいただきました。森林総合研究所の鷹尾元博士には、2004 年 18 号台風に関する衛星データ解析や現地調査をおこなわれた経験にもとづき、本研究の結果に対し貴重なご意見をいただき、さらに、風倒被害分布に関する解析データを提供いただきました。深く感謝いたします。

国立環境研究所の澤田義人氏には、従来のリモートセンシング解析とは異なる手法が求められる衛星 **LiDAR** の波形データ解析について、豊富な経験にもとづいて貴重なご意見を多くいただきました。リモート・センシング技術センターの遠藤貴宏博士、および宇宙航

空研究開発機構の小林高士博士には、衛星 LiDAR による森林観測に関して、理論的な見地から多くの貴重なご意見をいただきました。東北工業大学の浅井和弘教授には、ライダー方程式による数値シミュレーションの見地から衛星 LiDAR データ解析に関するご意見をいただきました。深く感謝いたします。

インドネシアの Palangka Raya 大学 Center for International Cooperation in Sustainable Management of Tropical Peatland (CIMTROP) の Kitso Kusin 氏をはじめとする CIMTROP スタッフには、Parangka Raya サイトで地上計測をおこなう際に多大なご協力をいただきました。マレーシアの Sabah Forestry Department, Forest Research Centre の Jupiri Titin 氏には、Sabah 州で地上計測をおこなう際に、多大な便宜を図っていただき、地上計測にもご協力いただきました。酪農学園大学の小菅千絵氏には、Sabah 州に長期滞在されている経験にもとづいて、当地の森林情報の提供など、地上計測において多大なご協力をいただきました。深く感謝いたします。

北海道の胆振東部森林管理署および根釧西部森林管理署には、道内の国有林で地上計測をおこなう際に便宜を図っていただきました。国土交通省北海道開発局には、苫小牧サイトの貴重な航空機 LiDAR データを提供いただきました。深く感謝いたします。

筑波大学生命環境系の牧野悠氏には、衛星 LiDAR データの処理解析にご協力いただきました。筑波大学生命環境系の奈佐原（西田）顕郎准教授をはじめとする「リモセン虎の穴勉強会」の皆さまには、本研究の指針となる多くの貴重なご意見をいただきました。深く感謝いたします。