近赤外線センサ搭載 UAV を用いた効率的な植生図作成手法の開発

丹羽 英之^{1*}・森定 伸^{2,4}・小川 みどり³・鎌田 磨人⁴

¹ 京都先端科学大学バイオ環境学部 〒 621-8555 京都府亀岡市曾我部町南条大谷 1-1

² 株式会社ウエスコ環境計画事業部 〒 700-0033 岡山県岡山市北区島田本町 2-5-35

³ 徳島大学大学院先端技術科学教育部 〒 770-8506 徳島市南常三島町 2-1

⁴ 徳島大学大学院社会産業理工学研究部 〒 770-8506 徳島市南常三島町 2-1

Vegetation mapping with the aid of aerial images taken by UAV with a near-infrared sensor

Hideyuki Niwa^{1*} and Sin Morisada^{2,4}, and Midori Ogawa³ and Mahito Kamada⁴

¹ Faculty of Bioenvironmental Science, Kyoto University of Advanced Science, 1-1 Sogabe-cho Nanjyo Otani, Kameoka City, Kyoto 621-8555, Japan

² WESCO Co., Ltd., 2-5-35 Shimada-Honmachi, Kita-ku, Okayama City, Okayama 700-0033, Japan

³ Graduate School of Advanced Technology and Science, Tokushima University, 2-1 Minami Josan-jima, Tokushima 770-8506, Japan

⁴ Graduate School of Technology, Industrial and Social Sciences, Tokushima University, 2-1 Minami Josan-jima, Tokushima 770-8506, Japan

Abstract: Vegetation map is an essential material in regional/local planning as well as environmental assessment, and it has been created by phytosociological field survey with an aid of aerial photographs and/or satellite images. The UAV (unmanned aerial vehicle) becomes strong tool as low altitude remote sensing (LARS) in vegetation mapping, because it can provide high resolution images whenever and wherever desired. An aim of the study is to develop a technology of vegetation mapping for local planning, through a case study at a forest in Tkaragaike Park of Kyoto City, Japan. Phytosociological survey was conducted at 74 locations in the forest from 21 to 23 of June 2019, and 7 plant communities were distinguished based on species composition and vegetation height; *Pinus densiflora* - *Rhododendron reticulatum* community, *Quercus serrata* - *Q. variabilis* community, *Castanopsis cuspidata* community, *Cryptomeria japonica* - *Chamaecyparis obtusa* plantation and their sub-communities. Prior to the phytosociological survey, aerial photographs were taken by using UAV from March to May in 2019. Near-infrared sensor was used to take aerial photographs in March, because the season was easy to distinguish the boundaries of evergreen- and summer green-type forests, and to find evergreen trees under the canopy of deciduous trees. Normalized difference vegetation index (NDVI) was also calculated from the images to evaluate a density of evergreen trees. May is the blooming season of *C. cuspidata* and thus it is suitable to identify its area. Using the Digital Surface Model (DSM) produced from the LARS images and Digital Terrain Model (DTM) provided from Kyoto City, the canopy height model (CHM) was created. The location of every individual of *P. densiflora* was identified from the LARS image by a method of deep learning, and the density of *P. densiflora* was calculated in a circle with 10 m radius from every tree of *P. densiflora*. By linking those spatial attributes obtained from LARS images with attributes of phytosociological communities, vegetation boundaries were fixed and map was produced. The method developed in the study is cost-effective and applicable to any other areas.

Key Words: Phytosociological vegetation map, LARS, NDVI, CHM, Deep learning

* 連絡先: niwa.hideyuki@kuas.ac.jp

受付: 2020 年 2 月 3 日 / 受理: 2020 年 6 月 30 日

要旨:植物社会学とリモートセンシングの融合は、植生図作成におけるリモートセンシング利用の課題である。本研究では、LARS (low altitude remote sensing) とエキスパートナレッジを併用した植物社会学的植生図の作成技術を開発することを目的とした。宝が池公園(京都市左京区)の森林(以下、宝が池の森)を調査対象とした。2019年6月21日から23日にかけて74地点で群落組成調査を実施した。宝が池の森の現存植生を勘案し、落葉樹の落葉が最も進む3月とツブラジイが開花する5月にUAV (unmanned aerial vehicle) を使い空撮した。3月の空撮では近赤外線センサも使い撮影した。エキスパートナレッジにより、アカマツ-コバノミツバツツジ群落、コナラ-アベマキ群落、ツブラジイ群落とスギ-ヒノキ植林に分類した。さらに、アカマツ-コバノミツバツツジ群落は3つの下位群落と1つの移行群落、コナラ-アベマキ群落は2つの下位群落に分類した。オルソモザイク画像、CHM (canopy height model)、NDVI (normalized difference vegetation index)、アカマツの密度を使い、エキスパートナレッジによる植生分類結果に合致する群落境界を作成した。LARS で得られる高地上分解能画像に深層学習による画像検出を応用することで、群落境界の作成において重要な情報となるアカマツの密度を算出することができた。群落境界の作成において、もう1つ重要な情報となったCHMは、LARS に縮尺1/2500のデジタルマッピングデータ(京都市発行)を加えることで作成した。本研究で開発した方法は、UAV の適時性を活かした2回の撮影、植生の解析に有用な近赤外線センサの利用により、低コストかつ短期間で群落境界を作成することができ、従来の目視判読による方法より客観性や再現性が高い。本研究で作成した植物社会学的植生図は、詳細な立地評価の基盤図となり、正確な植生の評価が可能となる。

キーワード: 植物社会学的植生図, LARS, NDVI, CHM, 深層学習

はじめに

植生を適正に管理するために植生図は非常に有用であり (Mueller-Dombois and Ellenberg 1974)、適切な植生図の作成と更新が重要となる (鎌形ほか 2006)。植生図の種類は、植生単位の類型概念に応じて様々であり、代表的な植生図が相観植生図と植物社会学的植生図である (大野 2006)。植物社会学的植生単位に基づいて描かれた植物社会学的植生図は、植生をもとにした総合的かつ客観的な立地環境の分析・評価が可能なことから、自然環境の保全や管理のための基礎図となる (大野 2006)。

植生図の作成は、例えば、環境省が実施している自然環境保全基礎調査では、植物社会学的手法に基づく現地調査と空中写真もしくは衛星画像の判読をもとに行われている (鎌田ほか 2014)。植生図の作成における問題点として、群落間の境界線や群落の解釈が写真判読者もしくは植生調査者によって異なること (鎌形・原 2010)、空中写真の正規化や目視判読に多大な時間と労力を要すること (伊藤ほか 2007; 鎌形・原 2010) が指摘されている。そのため、植生図の作成にリモートセンシングデータを利用しようとする要求は常に存在する (村上・望月 2014)。しかし、リモートセンシングは、相観植生図作成の効率化や客観化に有効であるが、植物社会学的植生図の作成・更新の全てを担うことは困難だとされている (鎌形ほか 2006; Blaschke 2010)。そのため、植物社会学とリモートセンシングの融合は、植生図作成におけるリモートセンシング利用の課題であり (長澤 2006; 村上・望月 2014)、日置 (2007) は、リモートセンシングとエキスパートナレッジを併用した植物社会学的植生図の作成技術を開発することにより、植生学的な情報の質の保持と短期間・低コストの図化を両

立させるべきだとしている。

UAV (unmanned aerial vehicle) が様々な分野で応用されており、UAV を使ったリモートセンシングは LARS (low altitude remote sensing) と呼ばれ、植生の研究にも応用されている (Saberioun *et al.* 2014)。植生図作成におけるリモートセンシング利用の課題も LARS で解決できる可能性がある。例えば、フェノロジーによる分光反射特性の季節変動は植生図作成に有用な情報となる (Gamon *et al.* 2013; Melaas *et al.* 2013)。季節変動の把握のためには高頻度でデータを取得すべきであるが、空間分解能の高いデータでそれを達成するのは難しかった (村上・望月 2014)。しかし、LARS であれば高頻度かつ高地上分解能のデータを低コストで取得することが可能である。また、航空レーザ計測を使えば、DSM (digital surface model) と DTM (digital terrain model) の差分から CHM (canopy height model) が得られ、森林構造が単層か複層を区分することができ、さらに、2時期を比較することで落葉樹と常緑樹も区分できる (小荒井ほか 2010)。瀬戸島ほか (2005) は、落葉期に計測された航空レーザデータを利用して高木層の落葉樹に隠れた常緑樹の存在を明らかにできることを示した。しかし、航空レーザ計測は高コストである。近赤外線センサを用いた LARS であれば、低コストで同様の情報を取得することが可能である。

また、LARS などの高空間分解能データを用いた画像分類では OBIA (object based image analysis) が多用されている。例えば、高空間分解能衛星データと OBIA による植生分類 (鎌形ほか 2006; 伊藤ほか 2007; 鎌形・原 2010)、多時期データと OBIA による植生分類 (Van Iersel *et al.* 2018)、マルチセンサデータと OBIA による植生分類 (Van Iersel *et al.* 2018) などがある。しかし、様々な分野で発展著しい深層学習

(deep learning) による画像検出を植生分類に用いた例はまだ少ない。深層学習は、機械学習の1手法である。多層構造のニューラルネットワークに画像を入力することで、データに含まれる特徴をコンピュータのモデルに自動的に学習させ、高い精度で画像を認識する技術である。

一方、植生図作成におけるリモートセンシング利用では、教師データに既存の植生図を使ったり（例えば、伊藤ほか 2007）、精度検証データに既存の植生図を使ったり（例えば、伊藤ほか 2007；鎌形・原 2010）する事例が多い。これらは、従来の手法で作成された植生図とできるだけ同じものをリモートセンシングにより作成するという考えであり、リモートセンシングを使うことで作成できる従来とは異なる植生図を開発するという視点がない。

以上から、本研究では、LARS とエキスパートナレッジを併用した植物社会学的植生図の作成技術を開発することを目的とした。現地調査に基づきエキスパートナレッジで植生分類し、その植生分類に合致した群落境界を LARS と深層学習による画像検出を用いて作成する方法を開発した。

方 法

1. 調査対象地

宝が池公園（京都市左京区）は京都市が管理する

公示面積 128.9 ha の都市計画公園である。公園区域の森林（以下、宝が池の森）109.4 ha を調査対象とした（図 1）。環境省が実施している自然環境保全基礎調査（第 6～7 回）の植生調査の結果では、宝が池の森は、アベマキ・コナラ 群集 *Quercetum variabilii - serratae* Kobayashi, Muranaga et Takeda em. S. Suzuki in Miyawaki 1983 が 69%、モチツツジ・アカマツ 群集 *Rhododendro macrosepal - Pinetum densiflorae* Suz. - Tok. 1966 が 24%、カナメモチ・コジイ 群集 *Photinio - Castanopsietum cuspidatae* Nakanishi *et al.* 1977 が 4%、スギ・ヒノキ・サワラ 植林 *Cryptomeria japonica - Chamaecyparis obtusa - Chamaecyparis pisifera* afforestation が 1%、ススキ 群団 *Miscanthion siensis* Suz. - Tok. Et Abe 1959 ex Suganuma 1970 が 2% を占めている。

2. 群落組成調査

2019 年 6 月 21 日から 23 日にかけて 74 地点で群落組成調査を実施した（図 2）。階層は、高木層（T1）、亜高木層（T2）、低木層（S1）、草本層（H1）に区分した。樹高 14 m 以上を高木層とし、高木層がある地点は方形枠を 20m × 20m、高木層がない地点は方形枠を 10m × 10m とした。方形枠内の各階層の種ごとの被度をパーセントで記録した。調査地点の位置は簡易 GNSS（Global Navigation Satellite System）受信機（eTrex 30J, Garmin 社）で記録した。調査結果は階層を区分したまま統合し、表操作により群落組成表を

図 1. 調査対象地の位置

図 2. 群落組成調査地点と GCPs

作成した。この群落組成調査は、植生調査経験が 20 年以上ある調査員で 3 チームをつくり実施した。開始時に調査方法を確認し、調査者による差異が生じないようにした。各チームの調査地点を Avenza Maps (Avenza 社) で共有することで調査対象地全体に適切に調査地点が配分されるように工夫した。調査後、調査員全員により議論し群落組成表を作成した。群落組成調査にもとづく各調査地点の植生分類はエキスパートナレッジにより行われた。

3. UAV による空撮とデータ処理

宝が池の森の現存植生を勘察し、落葉樹の落葉が最も進む 3 月とツブラジイが開花する 5 月に UAV を使い空撮した。常緑広葉樹の密度は植生遷移や群落境界を検討するための重要な情報となると考え、3 月の空撮では近赤外線センサを使い撮影した。Phantom 4 Pro (DJI 社) を使い、撮影高度 130 m、オーバーラップ率 80%、サイドラップ率 60%で撮影した。可視光線は Phantom 4 Pro (DJI 社) 搭載カメラで撮影し、撮影画像の解像度は 5472×3078 pixel で地上分解能は 3.6 cm/pixel であった。近赤外線は Phantom 4 Pro (DJI 社) に搭載したマルチスペクトルセンサ Parrot Sequoia (Parrot 社) で撮影した。Parrot Sequoia は、4 つの独立した帯域、すなわち、緑 ($550 \text{ nm} \pm 40 \text{ nm}$)、赤 ($660 \text{ nm} \pm 40 \text{ nm}$)、レッドエッジ ($735 \text{ nm} \pm 10 \text{ nm}$)、近赤外線 ($790 \text{ nm} \pm 40 \text{ nm}$) を撮影できる。撮影画像の解像度は 1280×960 pixel で地上分解能は 11.3 cm/

pixel であった。撮影日は、2019 年 3 月 15 日と 5 月 10 日で、撮影時間は 10 時から 12 時の間であった。両日とも天候は晴れであった。

撮影画像は SfM-MVS Photogrammetry (以下、フォトグラメトリ) で処理した。可視光線画像は Photoscan Pro. ver1.3 (Agisoft 社) で処理し、オルソモザイク画像 (4.4 cm/pixel) を作成した。Parrot Sequoia で撮影した画像は Pix4D mapper (Pix4D 社) で処理することで、撮影時に照度センサで記録したデータをもとに日射補正した 4 帯域のオルソモザイク画像 (17.9 cm/pixel) を作成した。フォトグラメトリによる画像の処理では、撮影した画像の Exchangeable Image File Format (EXIF) に記録されている GNSS の誤差により作成したオルソモザイク画像に位置のずれが生じる (丹羽 2016)。そのため、Ground Control Points (GCPs) を 11 点設定し (図 2)、GNSS 測量により計測した xyz 座標を使いフォトグラメトリの処理過程で位置補正した。GCPs は森林区域外に 7 地点、森林区域内に 4 地点設定した。森林区域外は道路の縁石やマンホールの蓋などに、森林区域内の GCPs は尾根で樹冠が開けた場所の横断工や岩、切り株に設定した。移動局は 1 周波の NEO-M8P-2 モジュール (u-blox 社) を使った自作受信機、固定局は国土地理院の電子基準点 (京都左京 2) を使った。移動局は GCPs にアンテナを固定し 1 時間以上測位した。解析ソフトは RTKLIB (Takasu 2009) を使いキネマティック測位を行った。すべての GCPs で Fix 解が得られた。一般に、このよ

うな GNSS 測量は森林内では精度が低下すると考えられる。しかし、調査期間内で変化しない GCPs を使いフォトグラメトリで位置補正しているため、GCPs の絶対位置に誤差があってもオルソモザイク画像間のズレは生じないので解析には影響しない。

4. 植生図の作成

オルソモザイク画像、CHM、NDVI、アカマツ *Pinus densiflora* の密度を使い植生図を作成した(図 3)。スギ・ヒノキ植林 *Cryptomeria japonica* - *Chamaecyparis obtusa* plantation は、常緑樹が区分しやすい 3 月のオルソモザイク画像(図 4)、ツブラジイ群落 *Castanopsis cuspidata* community は、ツブラジイが開花した 5 月のオルソモザイク画像(図 5)を縮尺 1/1000 で目視判読し区分した。

宝が池の森は斜面下部を中心に落葉広葉樹の高木林が分布するため、CHM (canopy height model) は植生遷移や群落境界を検討するための重要な情報となると考えた。フォトグラメトリの処理では DSM が得られる。DSM と併せて DTM (digital terrain model) があれば CHM が計算できる。しかし、フォトグラメトリは写真に写らない場所の高さモデルはつくりえないため、UAV を使い森林で DTM をつくることは困難である。そこで、デジタルマッピングデータ (DM データ) の等高線から DTM を作成し、DSM から DTM を引くことで CHM を算出した。空中写真測量により作成され、1/2500 地形図に相当する精度をもつ DM データ (京都市発行) を使用した。2 m 間隔の等高線を補

間することで DTM (1 m/pixel) を作成した。DSM は 5 月の空撮データから作成し 7.72 cm/pixel であった。CHM は 1 m/pixel であった。

宝が池の森は里山林であり、管理の減少により常緑広葉樹が増加しているため、常緑広葉樹の密度は植生遷移や群落境界を検討するための重要な情報となると考えた。落葉広葉樹が落葉し、常緑広葉樹だけが葉をつけている 3 月の近赤外線オルソモザイク画像を用い、植生指数の 1 つである NDVI (Normalized Difference Vegetation Index, Rouse *et al.* 1973) を算出することで常緑広葉樹の密度を評価できると考えた。Pix4D mapper の処理に含まれる index 算出機能により NDVI を算出した。

宝が池の森は、1980 年代以降にマツ枯れが広まる以前は、アカマツ林が 60% 以上を占めていたが、マツ枯れ後、谷地形では落葉広葉樹林に遷移した (森下・安藤 2002)。そのため、アカマツの密度は、植生遷移や群落境界を検討するための重要な情報となると考えた。そこで、5 月の可視光線のオルソモザイク画像を使い、深層学習による画像検出でアカマツを抽出し密度を算出した。画像検出は AI (人工知能) を利用したオンラインサービスである Picterra (<https://picterra.ch/>) を利用した。Picterra では、ユーザーがオルソモザイク画像をアップロードし、オンラインでトレーニングデータを作成すると、畳み込みニューラルネットワーク (CNN) を使い画像の検出器 (detector) が作られ、検出器を使いオルソモザイク画像から目的の地物を抽出できる。アカマツの分布す

図 3. 植生図作成フロー

図 4. スギ - ヒノキ群落の目視判読結果 (2019 年 3 月 15 日のオルソモザイク画像)

図 5. ツブラジイ群落の目視判読結果 (2019 年 5 月 10 日のオルソモザイク画像)

る区域と分布しない区域の両方をトレーニングエリアにし、抽出結果を見ながらトレーニングエリアの追加と削除を数回繰り返した。アカマツの分布する区域では目視判読によりアカマツのポリゴンを作成した (図 6)。最終的な検出器は 9 箇所のトレーニングエリア (合計面積 16,854 m²) から作成した。検出器を使い調査対象地全体のアカマツを抽出した。Picterra からアカマツの樹冠ポリゴンをエクスポートした。樹冠ポリゴンの重心のポイントデータを作成

し、検索半径 10 m でカーネル密度を算出しアカマツの密度とした。検索半径を 10 m にしたのは群落組成調査の方形枠 20m × 20m と空間単位を合わせたためである。トレーニングエリアとは別に 3 箇所の検証エリア (1 ha × 3) を設定し、Picterra からエクスポートしたアカマツの樹冠ポリゴンがアカマツかどうか、未検出のアカマツがないかを目視判読し検出精度を検証した。

CHM, NDVI, アカマツの密度の群落境界作成にお

図 6. Picterra におけるアカマツ検出器作成のトレーニングデータの例 黄破線：トレーニングエリア，緑ポリゴン：アカマツ

ける閾値は，群落組成調査地点のエキスパートナレッジによる植生分類結果をもとに決定した．フローの各段階で得られたラスタデータはベクタデータ（ポリゴン）に変換し，フローの順で重ねていくことで植生図を作成した．なお，ポリゴンに変換する過程で形状を単純化し，100 m² 以下のポリゴンは隣接するポリゴンに統合した．GIS は Arc GIS 10.7 (ESRI 社) を使用した．

5. 植生図の精度検証

群落組成調査地点の植生図上の群落区分を抽出し，User's Accuracy と Producer's Accuracy, Kappa coefficient を算出することで，エキスパートナレッジによる植生分類における各地点の群落区分と植生図の群落区分の一致度を評価した．なお，群落組成調査を実施していないスギ・ヒノキ植林は評価対象外とした．

結 果

1. 植生分類

エキスパートナレッジにより，アカマツ・コバノミツバツツジ群落 *Pinus densiflora* -*Rhododendron reticulatum* community (A)，コナラ・アベマキ群落 *Quercus serrata* -*Quercus variabilis* community (B)，ツブラジイ群落 (C)，スギ・ヒノキ群落 (B) の 4 群落に分類した．さらに，アカマツ・コバノミツバツツジ

群落は 3 つの下位群落と 1 つの移行群落，コナラ・アベマキ群落は 2 つの下位群落に分類した (表 1)．まず，アカマツ群団の標徴種である S1 のネジキ *Lyonia ovalifolia*，コバノミツバツツジ・アカマツ群集 *Rhododendro reticulati*-*Pinetum densiflorae* H. Suzuki et Toyohara 1971 の標徴種である S1 のコバノミツバツツジの常在度が高いアカマツ・コバノミツバツツジ群落とコナラ・アベマキ群落，それらが出現せずクロバイ・コジイ群集 *Symploco-Shiitum cuspidatae* Nomoto 1953 の標徴種である T1 ～ H1 のツブラジイや T2 のカナメモチ *Photinia glabra* などの常在度が高いツブラジイ群落に分類した．次に，アカマツ・コバノミツバツツジ群落とコナラ・アベマキ群落は T1 のアベマキとコナラの出現により分類した．さらに，アカマツ・コバノミツバツツジ群落は，T2 ～ H1 のアカマツの被度が高いアカマツ下位単位と T2 のコナラの被度の高いコナラ亜高木下位単位，両者が混在するアカマツ下位単位・コナラ亜高木下位単位の移行帯に分類した．両者ともほとんど出現せず T2 のソヨゴ *Ilex pedunculosa* や S1 のサカキ *Cleyera japonica* など常緑広葉樹の被度が高い地点を常緑広葉樹下位単位に分類した．コナラ・アベマキ群落は，ツブラジイ群落の識別種のうち T1 と T2 のツブラジイ，T2 のカナメモチ，T2 のサカキの被度により常緑広葉樹下位単位と典型下位単位に分類した．

[illegible]

図 7. CHM (canopy height model) と閾値 (14 m) の区分

2. 植生図

スギ・ヒノキ群落とツブラジイ群落は、オルソモザイク画像を縮尺 1/1000 で目視判読しポリゴンを作成した (図 4, 図 5). エキスパートナレッジにより行われた群落組成調査にもとづく各調査地点の植生分類結果をもとに CHM, NDVI, アカマツの密度の群落境界作成における閾値を決定した. 高木層 (T1) のアベマキとコナラの有無でコナラ - アベマキ群落 (B) が区分されたため, CHM を用い群落境界を決定した. 群落組成調査では高木層 (T1) は 14 m 以上と設定したため CHM の閾値は 14 m とした (図 7). コナラ - アベマキ群落は常緑広葉樹の被度で典型下位単位 (B1) と常緑広葉樹下位単位 (B2) に区分されたため, 3 月の NDVI を用い群落境界を決定した. 群落組成調査地点の NDVI を群落ごとに集計し, B1 と B2 の NDVI の差を区分できる閾値 (0.30) を決定した (図 8). 閾値で NDVI を区分した (図 9). アカマツ - コバノミツバツツジ群落は, T2 ~ H1 のアカマツの被度でアカマツ下位単位 (A1) ならびにアカマツ下位単位 - コナラ亜高木下位単位の移行帯 (A2) が区分されたため, アカマツの密度でアカマツ下位単位 (A1) ならびにアカマツ下位単位 - コナラ亜高木下位単位の移行帯 (A2) を区分した. 群落組成調査地点のアカマツの密度を群落ごとに集計し (図 10), A1 と A2 のアカマツの密度の差を区分できる閾値 (0.4, 0.8) を決定した. 閾値でアカマツの密度を区分した (図 11). なお, 深層学習によるアカマツの検出精度は, Overall

図 8. 群落組成調査地点の NDVI を群落ごとに集計した結果と閾値

Accuracy が 52.4 から 94.1 であった (表 2). Producer's Accuracy は 91.7 以上と高い値であったが, User's Accuracy は 52.4 と低い値となった検証範囲があった. 次に, 常緑広葉樹の被度でコナラ亜高木下位単位 (A3) と常緑広葉樹下位単位 (A4) に区分されたため, 3 月の NDVI を用い群落境界を決定した. 群落組成調査地点の NDVI を群落ごとに集計し, A3 と A4 の NDVI の差を区分できる閾値 (0.35) を決定した (図 8). 閾値で NDVI を区分した (図 9). エキスパートナレッジによる植生分類結果をもとに決定した閾値でラスターデータを区分し植生図を作成した (図 12). 各群落の面積を集計した (表 3).

図 9. 2019 年 3 月 15 日の NDVI (上) と閾値で区分した NDVI (下)

図 10. 群落組成調査地点のアカマツの密度を群落ごとに集計した結果と閾値

図 11. 閾値で区分したアカマツの密度

図 12. 植生図

表 2. アカマツの検出精度

検証範囲1					
		目視判読			
		アカマツ	アカマツでない	計	User's Accuracy
深層学習	アカマツ	32	1	33	97.0
	アカマツでない	1	NA	1	NA
計		33	1	34	
Producer's Accuracy		97.0	NA		
Overall Accuracy		94.1			
検証範囲2					
		目視判読			
		アカマツ	アカマツでない	計	User's Accuracy
深層学習	アカマツ	11	10	21	52.4
	アカマツでない	0	NA	0	NA
計		11	10	21	
Producer's Accuracy		100.0	NA		
Overall Accuracy		52.4			
検証範囲3					
		目視判読			
		アカマツ	アカマツでない	計	User's Accuracy
深層学習	アカマツ	33	2	35	94.3
	アカマツでない	3	NA	3	NA
計		36	2	38	
Producer's Accuracy		91.7	NA		
Overall Accuracy		86.8			

表 3. 群落面積

記号	群落名	面積[m]	%
A	アカマツ-コバノミツバツツジ群落		46.4
A1	アカマツ下位単位	29,048	2.6
A2	アカマツ下位単位-コナラ亜高木下位単位の移行帯	73,310	6.6
A3	コナラ亜高木下位単位	214,583	19.3
A4	常緑広葉樹下位単位	198,612	17.9
B	コナラ-アベマキ群落		41.7
B1	典型下位単位	238,054	21.4
B2	常緑広葉樹下位単位	225,450	20.3
C	スギ-ヒノキ群落	33,657	3.0
E	ツブラジイ群落	22,468	2.0
D	伐採跡・施設等	77,028	6.9

表 4. 植生図の精度検証結果 数字は調査地点数

		植生図上の区分								計	User's Accuracy
		群落記号	A1	A2	A3	A4	B1	B2	C		
群落組成調査による区分	A1		7	3	1	2				13	53.8
	A2		1	3	2	4				10	30.0
	A3		1	3	6	2	1			13	46.2
	A4			2		2				4	50.0
	B1					1	12	4		17	70.6
	B2						4	4	3	11	36.4
	C							1	4	5	80.0
計			9	11	9	11	17	9	7	73	
Producer's Accuracy			77.8	27.3	66.7	18.2	70.6	44.4	57.1		

Kappa coefficient 0.43

3. 植生図の精度

Kappa coefficient は 0.43 となり, エキスパートナレッジによる植生分類における各地点の群落区分と植生図の群落区分の一致度は中程度であった (表 4). User's Accuracy はアカマツ - コバノミツバツツジ群落のアカマツ下位単位 - コナラ亜高木下位単位の移行帯 (A2) とコナラ - アベマキ群落の常緑広葉樹下位単位 (B2) で低く, Producer's Accuracy はアカマツ - コバノミツバツツジ群落の常緑広葉樹下位単位 (A4) とアカマツ - コバノミツバツツジ群落のアカマツ下位単位 - コナラ亜高木下位単位の移行帯 (A2) で低かった. 群落の大区分が一致しなかったのは, A3 が B1 (1 地点), B1 が A4 (1 地点), B2 が C (3 地点), C が B2 (1 地点) の計 6 地点であった.

考 察

1. 植生遷移

森下・安藤 (2002) は, 空中写真の判読から, 宝が池の森は, 1980 年代以降にマツ枯れが広まる以前はアカマツ林が 60% 以上を占めていたが, マツ枯れ後, 谷地形では落葉広葉樹林に遷移したとしている. 群落組成調査結果をもとに群落組成表を作成することで得られた植生分類の結果は, アカマツ林の種組成が残るアカマツ - コバノミツバツツジ群落 (A) が 46.4%, 落葉広葉樹林に相当するコナラ - アベマキ群落 (B) が 41.7% で谷を中心に分布することから, 調査対象範囲は完全に一致しないが, 森下・安藤 (2002) が明らかにした植生遷移と整合する結果であった. アカマツ - コバノミツバツツジ群落 (A) の中で, T2 ~ H1 のアカマツの被度が高く, アカマツ林に最も種組成が近いと考えられるアカマツ下位単位 (A1) は 2.6

%, 次いでアカマツ林の構成種が多いアカマツ下位単位 - コナラ亜高木下位単位の移行帯 (A2) は 6.6% と小面積であることから, アカマツ林からの遷移が進行していることが示唆された. アカマツ - コバノミツバツツジ群落の常緑広葉樹下位単位 (A4) は 17.9%, コナラ - アベマキ群落の常緑広葉樹下位単位 (B2) は 20.3% と常緑広葉樹の被度の高い群落が約 4 割を占めることから, 2002 年からさらに遷移が進行し, アカマツ - コバノミツバツツジ群落とコナラ - アベマキ群落それぞれで落葉広葉樹林から常緑広葉樹林に遷移しつつある林分が増えていると考えられる.

2. 植生図

本研究では, 現地調査に基づきエキスパートナレッジで植生分類し, その群落区分に合致した群落境界を LARS と深層学習による画像分類を用いて作成する方法を開発した. 精度検証の結果, エクスパートナレッジによる植生分類における各地点の群落区分と植生図の群落区分の一致度は中程度であった. アカマツ - コバノミツバツツジ群落のアカマツ下位単位 - コナラ亜高木下位単位の移行帯 (A2) など, 現地でも群落境界があいまいな群落が一致度を低下させていると考えられた. 群落の大区分が一致しなかったのは 6 地点 (8.2%) であった. 本研究の方法によりエキスパートナレッジによる植生分類に概ね合致した群落境界を作成できたと言える. UAV の適時性を活かした 2 回の撮影, 植生の解析に有用な近赤外線センサの利用により, 低コストかつ短期間で, エクスパートナレッジによる植生分類と合致した群落境界を作成することができた. LARS で得られる高地上分解能画像に深層学習による画像検出を応用することで, 群落境界の作成において重要な情報となるアカマツの密度を簡便に算出することができた. 群落境界の作成において, もう 1 つ重要な情報となった CHM は, LARS に DM データを加えることで作成できた. DTM は DM データの 2 m 間隔の等高線を補間して作成したため森林区域の微地形の再現には限界がある. LiDAR を用いればさらに精度の高い DTM と CHM が得られる. しかし, 本研究の方法は, 高木層の有無を区分できており, UAV と DM データから, 低コストかつ簡便に CHM を得られることから植生図作成に適した方法だと言える. 本研究の方法は, 低コストかつ簡便に群落境界を作成でき, 従来の目視判読による方法より客観性や再現性が高い.

対象地域によって区分すべき植生タイプやスケー

ルがことなることから, 植生図化手法の定式化は困難である (鎌形・原 2010). そのため, 本研究の方法についても, 応用可能性を示しておくことが重要である. 植生タイプについては, 宝が池の森と同様にアカマツ林からの遷移が進んでいる里山で応用可能だと考えられる. スケールについては, 宝が池の森のように 100 ha 程度の森林を対象とした植生図の作成方法として適していると考えられる. 群集以下の植生単位を表現できる大縮尺の植生図では, 厳密で詳細な立地評価が可能となる (大野 2006). そのため, 本研究で作成した植生図は, 詳細な立地評価の基盤図となる.

植生図作成におけるリモートセンシング利用においては, 単なる可能性を示すだけでなく, 具体的なプロダクトを社会に提供することが重要である (村上・望月 2014). 本研究では, その具体的なプロダクトの 1 つを提示することができた. また, 植生図化にあたっては, 階級的植生単位だけではなく, 形態的植生単位や動態的植生単位を加えその意味を説明することによって対象植生の生態的属性に関する, より正確な評価が可能になる (大野 2006). 本研究で作成した LARS とエキスパートナレッジを併用した植物社会学的植生図は, 階級的かつ形態的かつ動態的に植生単位が説明でき, 正確な植生の評価が可能となる.

3. 今後の課題

植生学や生態学において, 植物群集・群落の分布境界や遷移系列上の位置づけ, そして, それらを決定づける環境要因の究明は, 最も基本的な問いの一つである (鎌田ほか 2014). 本研究では, 植物群集・群落の分布境界や遷移系列上の位置づけを明らかにしたが, 今後は, それらを決定づける環境要因の究明が必要となる.

また, 植生図を利用者の目的に沿った各種転化図に置き換えることで, はじめて適切な利活用が可能となる (大野 2006). 宝が池の森は都市計画公園であり, 今後, 植生図を利用したゾーニングが必要だと考えられる. 森林の状態を本来あるべき姿に誘導するための枠組を提示することがゾーニングの目的であり (伊藤・光田 2007), 意思決定者が期待する機能をその土地が満たし得るものであるかどうかを判断し地図化するための論理と手法が必要となる (鎌田ほか 2013). 本研究で作成した植物社会学的植生図をゾーニングや管理に利用するための論理と手法を検

討していく必要がある。

引用文献

- Blaschke, T. 2010. Object based image analysis for remote sensing. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 65: 2-16.
- Gamon, J. A., Huemmrich, K. F., Stone, R. S., and Tweedie, C. E. 2013. Spatial and temporal variation in primary productivity (NDVI) of coastal Alaskan tundra: Decreased vegetation growth following earlier snowmelt. *Remote Sensing of Environment* 129: 144-153.
- 日置佳之. 2007. 日本全国を網羅する現存植生図の応用面から見た課題. *景観生態学* 11(2): 107-112.
- 伊藤哲・光田靖. 2007. 機能区分と適正配置. 主張する森林施業論—22世紀を展望する森林管理（森林施業研究会編）, 62-71. 日本林業調査会, 東京.
- 伊藤史彦・喜多晃平・長澤良太・日野彰彦・浅井樹・中島尚子. 2007. 相観植生図作成における ALOS AVNIR-2 画像の利用可能性. *景観生態学* 11(2): 12-132.
- 鎌形哲稔・原慶太郎. 2010. オブジェクトベース画像解析による植生図化における植生界抽出と分類精度の評価. *植生学会誌* 27(2): 83-94.
- 鎌形哲稔・原慶太郎・森大・赤松幸生・李雲慶・星野義延. 2006. 高分解能衛星データのオブジェクト指向分類による植生図作成手法の提案. *写真測量とリモートセンシング* 45(1): 43-49.
- 鎌田磨人・安東純平・染矢貴・浅井樹. 2014. 自然環境保全基礎調査植生調査データを用いた森林群集・群落の潜在的分布域の地図化. *景観生態学* 19(2): 91-103.
- 鎌田磨人・三幣亮・岡和樹. 2013. 土地の生産性と山地災害リスクの評価に基づく森林の広域ゾーニング手法. *景観生態学* 18(2): 109-122.
- 小荒井衛・佐藤浩・中埜貴元. 2010. 航空レーザ計測による植生三次元構造を反映した植生図の作成. *地図* 48(3): 34-46.
- Melaas, E. K., Friedl, M. A., and Zhu, Z. 2013. Detecting interannual variation in deciduous broadleaf forest phenology using Landsat TM/ETM+ data. *Remote Sensing of Environment* 132: 176-185.
- 森下和路・安藤信. 2002. 京都市市街地北部森林のマツ枯れに伴う林相変化. *森林研究* 74: 35-45.
- Mueller-Dombois, D. and Ellenberg, H. 1974. Aims and methods of vegetation ecology, 411-437. JOHN WILEY & SONS, New York.
- 村上拓彦・望月翔太. 2014. リモートセンシングによる植生マッピング（＜特集＞植生のリモートセンシング）. *日本生態学会誌* 64(3): 233-242.
- 長澤良太. 2006. デジタル植生図の技術的課題. *景観生態学* 11(1): 15-25.
- 丹羽英之. 2016. UAV による多時期撮影画像を用いた水平方向の位置精度検証. *応用生態工学* 19: 47-53.
- 大野啓一. 2006. 植物社会学的植生図の利活用と課題. *景観生態学* 11(1): 39-52.
- Saberioon, M. M., Amin, M. S. M., Anuar, A. R., Gholizadeh, A., Wayayok, A., and Khairunniza-Bejo, S. 2014. Assessment of rice leaf chlorophyll content using visible bands at different growth stages at both the leaf and canopy scale. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 32: 35-45.
- 瀬戸島政博・今井靖晃・天野正博. 2005. 落葉前後に観測した航空機レーザスキャナによる DSM を用いた落葉広葉樹林内の階層構造の把握. *写真測量とリモートセンシング* 44(2): 43-53.
- Takasu T. 2009. RTKLIB: Open Source Program Package for RTK-GPS, FOSS4G 2009 Tokyo, Japan, November 2, 2009
- Van Iersel, W., Straatsma, M., Middelkoop, H., and Addink, E. 2018. Multitemporal Classification of River Floodplain Vegetation Using Time Series of UAV Images. *Remote Sensing* 10: 2072-4292.