

【研究報告】

# 亜熱帯マングローブ林における 無人航空機を用いた森林構造と動態の観察

友常満利<sup>1</sup>・小山悠太<sup>2</sup>・関川清広<sup>1</sup>・吉川朋子<sup>3</sup>・大塚俊之<sup>4</sup>

## 要約

熱帯・亜熱帯の沿岸・河口域に分布するマングローブ林は、大気中の二酸化炭素の吸収や海洋への物質供給といった生態系サービスを担っている。本研究では沖縄県石垣島吹通川流域のマングローブ林を対象に、生態系の基盤情報となる森林構造（被覆面積や樹種組成、立木密度）とその動態（被覆面積や林冠ギャップ面積の増減）を、ドローンによる空撮とその画像の観察から検出することを試みた。マングローブの樹冠は、林縁部のその他の常緑樹の樹冠と色、大きさが異なることから識別され、林分の被覆面積の推定が可能であった。本林分に優占する2種のマングローブ（オヒルギ; *Bruguiera gymnorrhiza*, ヤエヤマヒルギ; *Rhizophora mucronata*）の樹冠も、それぞれ異なる特徴が観察され識別が可能であった。林分内に設置された永久コドラート（80 m×80 m）において、空撮画像から推定された立木密度は、フィールドワークにより得られた実測値よりも1割程度の過小評価となった。マングローブ林の林縁では陸側・河川側ともに新規個体・枯損個体の発生は確認されず、5年間の画像の比較では被覆面積の増減は認められなかった。一方、林分内には様子の異なる3つのタイプの林冠ギャップが確認され、その形成は落雷、土砂の流入による陸地化、台風などに起因すると考えられた。以上のことから、ドローンによる空撮とその画像の観察は、マングローブ林の構造と動態を明らかにするのに有効な手段になり得ると判断された。また、熱帯・亜熱帯域の沿岸・河口域に位置するマングローブ林に特有な環境が、森林の動態に大きな役割を果たしていることが示唆された。

キーワード：オヒルギ, 森林動態, 非破壊計測, 無人航空機, ヤエヤマヒルギ

## 緒言

マングローブは河口汽水域の塩性湿地に生息する常緑樹の総称で、熱帯・亜熱帯の沿岸・河口域に広く分布している (Giri et al., 2008)。マングローブ林は一般的な陸上の森林よりも大気中の二酸化炭素を約5倍も吸収するほか、有機質な泥として土壌堆積物中に大量の炭素を蓄えている (Donato et al., 2011; Sasmito et al., 2019)。また、生産された有機物を餌資源に、林床には多様な貝類や甲殻類などのマクロベントスが生息するほか、トビハゼ類をはじめとする様々な魚類やその稚魚・幼魚を育む場となり、沿岸・河口域の生物多様性を支えている (Twilley et al., 1992; Chmura et al., 2003)。近年、世界のマングローブ林、特に主要な分布域である東南アジアにおいては炭

の原材料の採取やエビの養殖場への転用のために伐採が進み、その面積の大幅な減少が懸念されている (加藤ほか, 2013)。我が国においてマングローブは、鹿児島県大隅半島から沖縄県与那国島にかけての琉球弧に分布し、そのほとんどが観光資源として利用され、国立公園や天然記念物などに指定されている (中須賀ほか, 1974)。マングローブ林の貴重な生態系サービスを維持するために、適切な保全・保護活動を進めていくことが強く求められている。

適切な保全・保護活動のためには、対象とする林分の被覆面積や樹種組成、立木密度などの基盤情報を得ることが欠かせない。また、林縁部や林冠ギャップの状態を把握するとともに、それらの情報を一定期間毎に比較することで、対象とする林分の被覆面積の増減や更新の状

<sup>1</sup> 玉川大学農学部環境農学科 東京都町田市玉川学園6-1-1

<sup>2</sup> 学校法人浅野学園浅野中学校・浅野高等学校 神奈川県横浜市神奈川区子安台1-3-1

<sup>3</sup> 玉川大学農学部生産農学科 東京都町田市玉川学園6-1-1

<sup>4</sup> 岐阜大学流域圏科学研究センター 岐阜県岐阜市柳戸1-1

責任著者：友常満利 tomo.32104@agr.tamagawa.ac.jp

況といった動態を理解することも可能となる(加藤ほか, 2014). これらの情報を取得するためにはフィールドワークを中心とした人手と時間を多大に要する方法が用いられる(新山ほか, 2007; 石原ほか, 2010). しかし, マングローブ林は潮汐とともに林床が冠水する環境のためその作業は困難であり, また保全の観点から立入が規制されていることも多い. 一方, 人工衛星や航空機による空中画像とその解析から情報を得ることも可能だが(Healey et al., 2005; Toan et al., 2011), 画像の取得・利用には高額な費用が必要であり, また画像の解像度が低く森林構造の解析にまでは利用できない. したがって, マングローブ林の構造と動態を明らかにするためには, これらの課題を解決した新たな手法が求められる.

近年, ドローンをはじめとする小型無人航空機の発達が急速に進み, 数十万円の導入コストと数時間の飛行訓練によって空撮が可能となっている. これらで得られる空撮画像は, 個体毎の樹冠の様子を捉えられるほど高解像度である. また, 空撮画像から対象物の高さ情報を抽出した数値表層モデル(Digital Surface Model; DSM)の取得が可能であり, 森林構造の理解の一助となるであろう. そのため, ドローンによる空撮とその画像解析から, マングローブ林の構造や動態を明らかにすることができるかと予想される. そこで本研究では, ドローンを使ってマングローブ林の空撮を行い, 画像の観察から森林構造の基本となる被覆面積, 樹種組成, 立木密度の検出を試みた. また, 同地域の5年間の空撮画像を比較し, 林分の被覆面積や林冠ギャップがどのように拡大・縮小しているのか, その動態を明らかにした.

## 方法

### 調査地

調査は沖縄県石垣島の吹通川流域のマングローブ林で行った(北緯24度29分, 東経134度13分, 標高0 m)(図1). 本地域の年平均気温は24.5℃, 年平均降水量は2096 mm(気象庁石垣島地方気象台, 1991年から2020年までの平年値)で亜熱帯に属する. 本林分は, オヒルギ(*Bruguiera gymnorrhiza*)とヤエヤマヒルギ(*Rhizophora mucronata*)の2種が分布し, 陸側にオヒルギ, 林分の河口側(すなわち河川より)にヤエヤマヒルギが優占する緩やかな帯状分布となっている(友常ほか, 2017). 林床には時折, 両種の実生が見られるもののその他の植生の侵入はなく, 地表面から突き出たオヒルギの気根が目立つ. 本マングローブ林の周辺(とくに河口付近)に

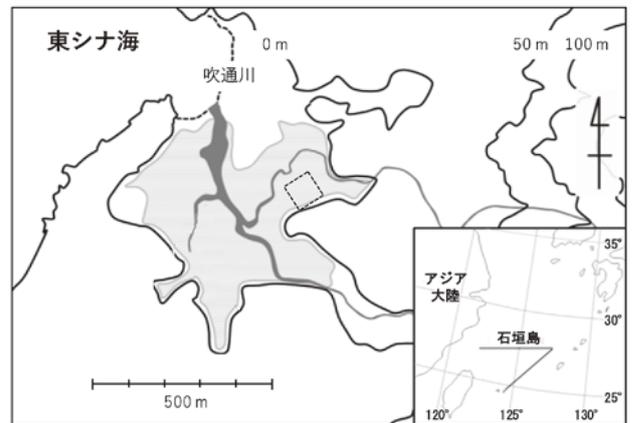


図1 調査地の概要

濃灰色は河川(吹通川), 薄灰色の領域はマングローブ林を示す(国土地理院の地図より作図). 黒破線の枠は永久コドラートを示す.

は, アコウ(*Ficus superba* var. *japonica*)やソテツ(*Cycas revoluta*)など, 沿岸性の常緑樹が観察された(付表). 本林分の一部には2013年に永久コドラート(80 m×80 m)が設置され, 10 m毎(計64個のサブコドラート)に区切られている. 2014年から2017年にかけて毎年, コドラート内のすべての樹木の毎木調査(胸高直径, 樹種)が行われている(Ohtsuka et al., 2019).

地下部には有機質な泥が厚く堆積し, 土性は砂質壤土(sandy loam)から砂質埴壤土(sandy clay loam)に区別される(Kida et al., 2017). 当地域は潮汐の変化により概ね1日に2回, 林床が冠水する(Tomotsune et al., 2019). 冠水を繰り返すうち, 落葉落枝などの未分解有機物は河口方向へと徐々に流されていくが, タコ足状に分岐したヤエヤマヒルギの根元に引っかかるため, 局所的に堆積した場所が観察される. 蓄積した有機物を餌資源とするシオマネキ類やアナジャコ類などの甲殻類が, 林床に多く生息する. また, マングローブ林を流れる河川内には, スズメダイ科やテンジクダイ科などの稚魚や幼魚が観察される.

### ドローンによる空撮とオルソ画像の合成

対象領域の空撮画像の取得には, ドローン(Phantom4, DJI, 中国)を用いた(友常ほか, 2021). 2016年8月23日と2021年8月8日に, 高度100 mにおいてドローンを手動操縦で飛行させながら, マングローブ林と周辺のその他の常緑樹が捉えられる範囲を2秒毎に撮影した(波長帯:可視光RGB, 画像形式:Jpeg, オーバーラップ率:約90%). 撮影時刻はそれぞれ17時00分と15時30分頃で, 天候は晴天であった.

得られた複数の空撮画像から、画像合成ソフト(Agisoft Metashape, Agisoft LCC, ロシア)を用いて1枚のオルソ複合画像を作成した(空間解像度:約2 cm, 空間座標系: Japan Plane Rectangular CS XVI). 2016年のオルソ画像を基準とし, 2021年の画像は位置が重なるように地理情報システムソフトウェア(QGIS, フリードメイン)を用いて位置合わせ(ジオリファレンス)を行った. 基準点は空撮領域の周囲9点と内部の2点とし, 同一地点を明確に判別できる構造物の一部や河川の分岐点などを選択した(変換タイプ: シンプレート・スプライン, リサンプリング方法: 最近傍). また, 取得した空中画像は計測対象が様々な位置や角度から撮影されているため, 写真同士の対応関係を検出することで, 三次元点群データの作成が可能となる(Structure from Motion: SfM処理). それを基にした数値計算により地表物体の表面標高の情報(数値表層モデル; DSM)を取得した.

### 空撮画像における森林構造・動態の観察

森林構造として, まず2種のマングローブとその他の常緑樹の樹冠の様子をQGIS上で観察した. それぞれの特徴の違いからマングローブの林冠を識別し, ポリゴンデータとして線で囲った. 囲われた部分の内部をマングローブ林の被覆面積とし, フィールド計算機のコマンドを用いて面積を計算した. また, オヒルギとヤエヤマヒルギ, その他の樹種と思われる個々の樹冠を任意に10個囲い, ポリゴンデータとして記録した. その樹冠の直径, RGBの各輝度値をゾーン統計量のコマンドを用いて取得した.

次に永久コドラートの4隅のGPS座標を現地で取得し, フィールドワークにより実測値がすでに取得されている領域(永久コドラート)の位置をオルソ画像上で特定した. オルソ画像上でコドラート内を対象に, オヒルギとヤエヤマヒルギと思われる樹冠を個々に目視で確認し, ポリゴンデータとして線で囲い, その中心を樹頂の

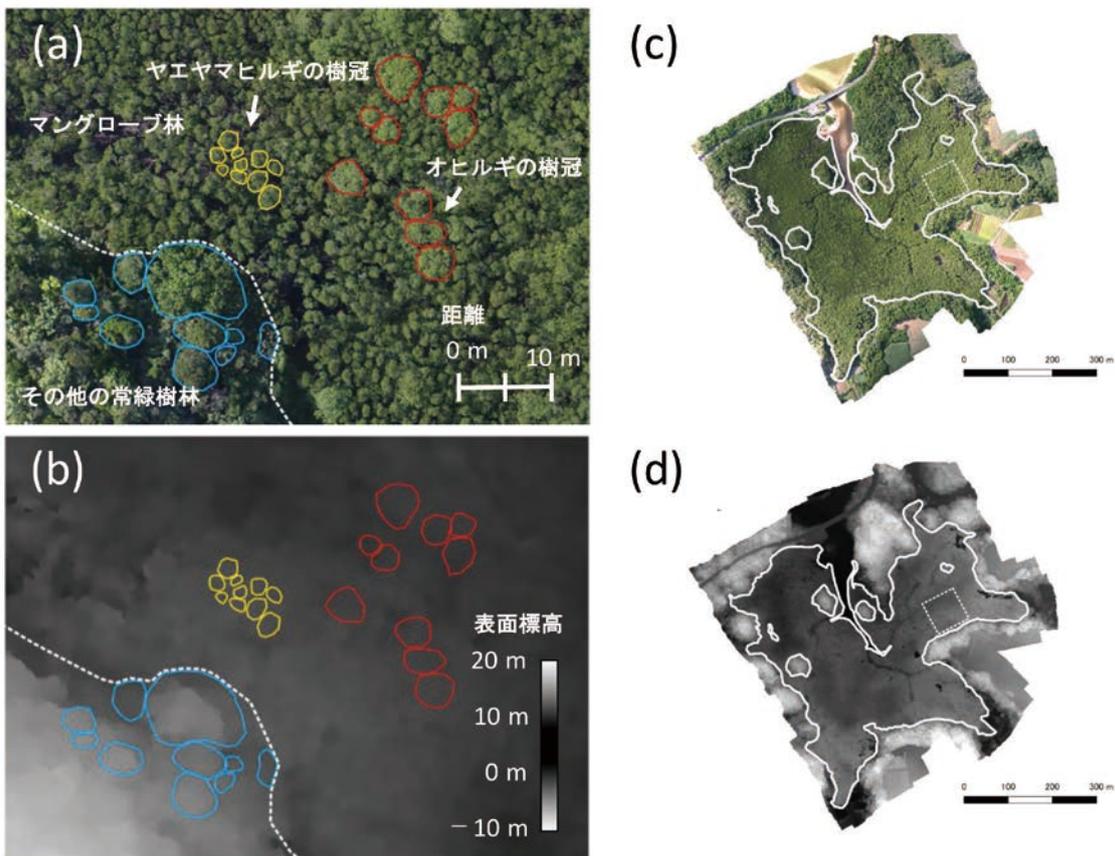


図2 マングローブ林の林縁部のオルソ画像

(a) と (b) は林縁部の拡大画像で, 白破線はマングローブ林とその他の常緑樹林の境界, 赤線, 黄線, 青線はオヒルギ, ヤエヤマヒルギ, そのほかの常緑樹の樹冠を示す. (c) と (d) は林分全体の画像で, 白実線はマングローブ林とその他の常緑樹林の境界, 白破線は永久コドラートの位置を示す. (a) と (c) は可視光の画像, (b) と (d) はDSM.

ポイントデータとして記録した。これらのポイント数をサブコドラート毎に数え樹種毎の立木密度とし、フィールドワークにより得られている実測値（2017年のデータ、Ohtsuka et al., 2019）と比較した。

森林動態として、2016年と2021年の画像上で林縁や大きな林冠ギャップの様子を観察した。林冠ギャップについてはポリゴンデータとして囲いその面積を算出した。また、両年を比較しながら新規個体・枯損個体の発生状況を確認した。

## 結果

### オルソ画像上でのマングローブの観察

可視光のオルソ画像において、本林分を構成している2種のマングローブの樹冠は真円に近い形状を示した（図2a）。フィールド調査の情報も参考にしながら、画像上で特定した任意のオヒルギの樹冠の直径は約2～5 mと、ヤエヤマヒルギの1～3 mよりも大きかった。また、色目にも違いが認められ、R、G、Bの輝度値の平均±標準偏差はそれぞれ、オヒルギでは $98 \pm 6$ 、 $115 \pm 6$ 、 $71 \pm 4$ であったのに対し、ヤエヤマヒルギでは $82 \pm 7$ 、 $95 \pm 8$ 、 $67 \pm 4$ と一律に低かった。それに対して林縁のその他の常緑樹樹冠のRGB輝度値は、 $67 \pm 15$ 、 $80 \pm 16$ 、 $63 \pm 7$ と上記のマングローブ2種よりも低く、またややばらつきが認められた。DSMにおいては、マングローブ林全体が他の場所よりも表面標高の低い様子が観察さ

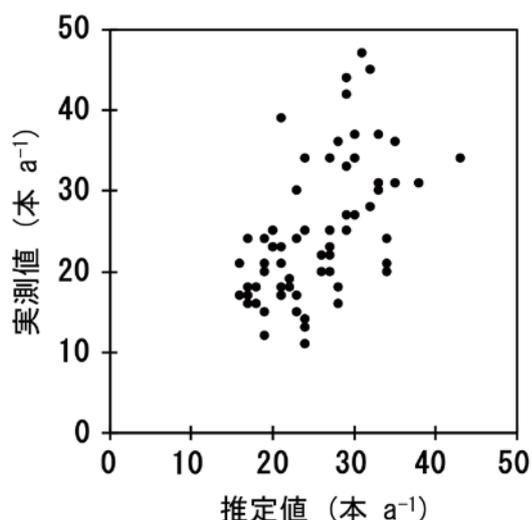


図3 立木密度の推定値と実測値の比較

推定値は2016年の空撮画像をもとに算出した値、実測値は2017年の毎木調査による値。実測値においては同一個体でも胸高（地上1.3 m）以下で分岐しているものは別の個体として数値を記録した。

れた（図2b）。マングローブ林内では、個々の樹冠の隙間の表面標高がやや低く、樹冠の中心の表面標高がやや高い様子が観察された。これらの違いを基に、マングローブの林分を線で囲み（図2c、d）、被覆面積を求めたところ18.4 haであった。

### 空撮画像からの立木密度の推定値と実測値の比較

オルソ画像上で永久コドラート内のオヒルギとヤエヤマヒルギの樹冠・樹頂点を抽出し、立木密度を推定したところ、オヒルギが $1998 \text{ 本 ha}^{-1}$ 、ヤエヤマヒルギが $548 \text{ 本 ha}^{-1}$ であった。一方、2017年のフィールドワークにより得られた実測値は、オヒルギが $2323 \text{ 本 ha}^{-1}$ 、ヤエヤマヒルギが $594 \text{ 本 ha}^{-1}$ であった（Ohtsuka et al., 2019）。したがって、画像上で推定された立木密度は、実測値に比べてオヒルギでは16%、ヤエヤマヒルギでは8%の過小評価となった。また、サブコドラート毎に推定値と実測値を比較したところ（図3）、正の相関が認められた（ $r=0.56$ ）。

### 2016年と2021年の画像の比較

両年の林縁部を観察・比較したところ、陸側・河川側ともに新規個体や枯損個体は確認されず、林分の外側へ

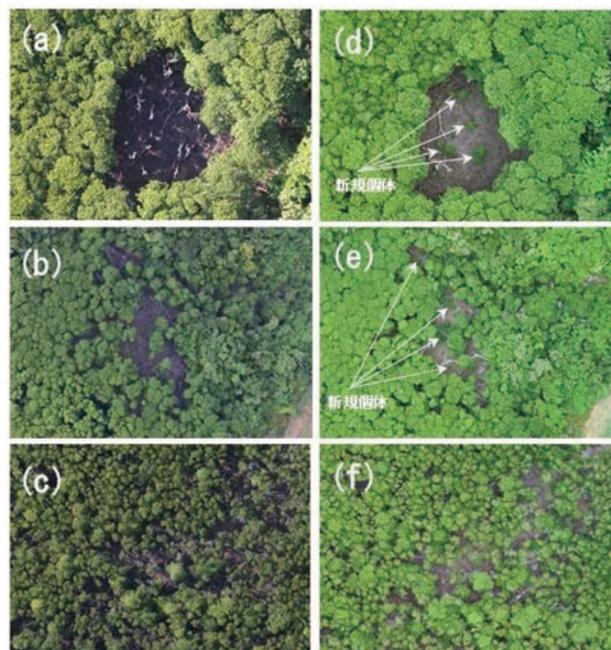


図4 3つの異なるタイプの林冠ギャップの様子

(a)～(c) は2016年8月23日、(d)～(f) は2021年8月8日の画像。(d)と(e)においては5年間で新規個体の発生や林冠ギャップが埋まる様子が確認された。

の拡大は認められなかった。また、永久コドラート中においても同様に、そのような個体は観察されなかった。一方、林分内においては2016年に様子の異なる3つの林冠ギャップが複数観察された。1つ目は複数本の樹木が枯れた円形のギャップで、これらは2016年時点で5か所（合計819 m<sup>2</sup>；図4a）、2021年では7か所（合計1015 m<sup>2</sup>；図4d）で観察された。2つ目はマングローブ林への河川の流入箇所、複数の樹木が枯死・倒木してできたギャップで、2016年時点で4か所（合計1710 m<sup>2</sup>；図4b）が観察されたが、2021年でその箇所は変わらなかった。3つ目は複数の樹木が折れてまばらに隙間の空いたギャップで、特に河口付近の1か所（512 m<sup>2</sup>；図4c）で観察された。これらのうち、2016年時点ですでにあった前者の2つのタイプのギャップにおいては新規個体が観察され（図4d, e）、林冠ギャップの面積も小さくなっていった（2021年時点でそれぞれ合計646 m<sup>2</sup>, 666 m<sup>2</sup>）。

## 考察

### ドローンの空撮画像からの森林構造の検出

本研究において、ドローンによって空撮された可視光のオルソ複合画像であれば、マングローブ林とそれ以外の常緑樹林を識別でき、被覆面積の算出が可能であることが示された。これは、マングローブ林を構成する樹種が少数に限定され林冠の様子が均一になりやすく、多様な樹種が混生する常緑樹林と林冠の様子が大きく異なったためであった。また、マングローブ林の主な分布域が、標高ほぼ0 mの汽水域であることも、他の常緑樹林と識別しやすかった要因として考えられる。可視光の画像を取得できるドローンでは、DSMの取得も可能であり、本研究においてもマングローブ林がその他の常緑樹林と比較して明瞭に低い位置に立地している様子が観察された。したがって、可視光画像の他にDSMの利用も、マングローブ林の識別に有効な手法と言える。

本研究では森林構造として被覆面積の他に、立木密度の推定を試み、1割程度の誤差に留まった。本地域の先駆種（パイオニア種）と位置付けられるヤエヤマヒルギは、生長過程において樹冠の拡大よりも樹高の伸長を優先し、また一株が多分岐することも多い（大川・林, 2016）。そのため、ヤエヤマヒルギはオヒルギと比較して小さな樹冠が観察された。推定値の過小評価の要因としては、小径木の樹冠が大径木の樹冠と重なってしまったために、空撮画像上で検出できなかった可能性が考えられる。

本調査地は樹冠の特徴の違いから、オヒルギとヤエヤマヒルギの識別が可能であった。マングローブは世界においては100種以上が、日本国内においては約30種が存在する（小見山, 2017）。その中でもある程度の面積で群落を形成するような種は限られ、国内においては本研究の2種の他にメヒルギ（*Kandelia obovata*）が挙げられるくらいである。メヒルギは葉や樹高がオヒルギよりも小さいが、その外観は非常によく似ている。その他、局所的に分布する筍根が特徴的なヒルギダマシ（*Avicennia marina*）やマヤブシキ（*Sonneratia alba*）なども、葉や樹勢が本研究の2種と似ている。マングローブの多くは種毎に帯状分布を示すことが多いが、メヒルギのようにその立地条件に応じた樹形の違いを示すこともある（宮脇ほか, 1983）。本研究では事前のフィールドワークによる観察があったために画像上で樹種を識別できたが、事前の情報を無しに、ある一時期の空撮画像から樹種を識別することは、現状では困難であろう。これらの樹種は花色や開花時期に差があるため（大川・林, 2016.）、複数の時期の空撮を行いそれらの違いを検出することで、識別できる可能性は残される。

林分の空中画像を得る方法として、無人航空機の他に有人航空機や人工衛星の利用が度々議論される。しかし、最終的にこれらの利用は、画像の解像度・撮影時期・費用の観点から目的に合った方法を選択することとなる。今回、得られたドローンの空撮画像は、解像度が約2 cmと各樹冠を抽出するには十分な精度であり、特定の林分の構造や動態を詳細に明らかにするためには非常に有用な方法であった。有人航空機の画像の解像度は数10 cm程度であり、個々の樹冠を識別できる可能性はあるが、葉を識別して樹種を判別することは難しい。国土地理院では無償でそれらの画像を提供しており、都市域を除くと空撮は数年に1度であるため、広域での空撮頻度に応じた林分被覆面積の変化などの解析には利用可能であろう。一方、衛星画像においては、容易に入手できる画像（例えばALOSやMODIS）の解像度は10 m程度であり、1画素（pixel）に数本の樹木が含まれるため、被覆面積を明らかにする程度の利用に留まる。しかし、光学機器や航空技術の進歩により商業衛星では世界最高の解像度を誇るWorldView-3,4（解像度30 cm）や毎日の観測を可能とした衛星網（Planet）なども登場している。これらの利用には数百万円の費用が掛かるものの、今後の技術発達により価格が下がれば、森林構造の解析までもが可能になるかもしれない。

## 亜熱帯マングローブ林の5年間の動態

本研究においては、5年間でマングローブ林の外側への拡大は観察されなかった。一方で、林内に特徴の異なった3つのギャップが観察され、そこでは新規個体・枯損個体の発生が確認された。複数個体の樹木が枯れた円形のギャップは、過去の研究においても報告された例があり、落雷による枯死によって形成されたものと考えられている (Zhang, 2008)。本研究では5年間に2つのギャップが新たに形成され、ギャップの成因としてはこの影響が最も大きかった。また、河川の流入箇所において観察されたギャップは、上流部からの土砂の流入による陸地化に起因していると考えられる。周辺に分布しているオヒルギの生育には、ある程度の潮汐にともなう冠水が必要であるが、現場では質の異なる土砂の堆積が観察されたため、陸地化により枯死したものと推察される。さらに複数の樹木が折れてまばらに空いたギャップも観察されたが、これは本調査以前に大型の台風 (2015年8月23日、最大瞬間風速71 m、気象庁石垣島地方気象台) が到来して折れたことを確認している。その後、2021年までに25個の台風 (最大瞬間風速43 m) が石垣島に接近したが、ギャップの目立った増加は確認できなかった。すなわち、上記の期間のような勢力の台風の影響はほぼ受けなかったと判断される。沿岸域には強い勢力のまま台風が通過することも多く、アメリカ西海岸のフロリダ沖のマングローブ林における研究では、ハリケーンによって広範囲にわたり、大量の倒木が発生した (Krauss et al., 2005; Barr et al., 2012)。このようにギャップ形成をもたらす強い勢力の移動性低気圧が到来する環境は、亜熱帯沿岸・河口域に位置するマングローブ林に特有と言え、この環境がマングローブ林の更新に重要な役割を果たしていることが示唆される。

マングローブ林は、本研究で対象とした入江型の他に、海型、河口型の3つに分けることができる (吉良, 1967; 中須賀ほか, 1974)。これら3型のマングローブ林では、林内に流入する河川の状況 (大きさや河川数) や台風の影響の受けやすさが異なることから、亜熱帯域のマングローブ林の動態を一般化するためには、その他の型の林分も対象に解析する必要がある。本手法は画像上で個々の樹冠を目視で確認し、手作業でその輪郭を描いたが、複数の林分を対象とすると作業量が大幅に増えるため、一連の操作の自動化が必要である。作業の自動化は、広葉樹林や自然林では非常に難しいとされているが (Jing et al., 2012)、林冠構造が極めて単純な針葉樹林や植林地、果樹園などでは試みられている (Wang et al.,

2004; Torres-Sánchez, 2018; Gulci et al., 2021)。マングローブ林の場合、自然林であるものの林分構造が比較的単純なため、この自動化は容易であると考えられ、今後のさらなる解析が期待される。

## 謝辞

本稿の調査地であるマングローブ林は西表石垣国立公園・第1種特別地域であり、その調査において、環境省九州地方環境事務所および石垣市の許可を得て実施した。本論文のデータ収集にあたり、早稲田大学環境生態学研究室のメンバーには、現地での調査活動の補佐をしていただいた。また、調査の手続きや本論文の執筆にあたり、琉球大学の金城和俊准教授に、多くの有益な助言をいただいた。御礼申し上げます。

## 引用文献

- Barr, J. G., Engel, V., Smith T. J. and Fuentes, J. D. 2012. Hurricane disturbance and recovery of energy balance, CO<sub>2</sub> fluxes and canopy structure in a mangrove forest of the Florida Everglades. *Agricultural and Forest Meteorology* 153: 54–66.
- Chmura, G. L., Anisfeld, S. C., Cahoon, D. R. and Lynch, J. C. 2003. Global carbon sequestration in tidal, saline wetland soils. *Global Biogeochemical Cycles* 17: 1111.
- Giri, C., Zhu, Z., Tieszen, L. L., Singh, A., Gillette, S. and Kelmelis, J. A. 2008. Mangrove forest distributions and dynamics (1975–2005) of the tsunami-affected region of Asia. *Journal of Biogeography* 35: 519–528.
- Healey, S. P., Cohen, W. B., Yang, Z. Q. and Krankina, O. N. 2005. Comparison of Tasseled Cap-based Landsat data structures for use in forest disturbance detection. *Remote Sensing of Environment* 97: 301–310.
- 石原正恵, 酒井武, 齋藤哲, 崎尾均, 寄元道徳, 芝野博文, 杉田久志, 鈴木三男, 高木正博, 高嶋敦史, 武生雅明, 石田健, 田代直明, 田中信行, 徳地直子, 並川寛司, 新山馨, 西村尚之, 野口麻穂子, 野宮治人, 日浦勉, 藤原章雄, 井田秀行, 星野大介, 本間航介, 蒔田明史, 正木隆, 吉岡崇仁, 吉田俊也, 伊東明, 榎木勉, 大久保達弘, 金子隆之, 金子信博, 倉本恵生. 2010. モニタリングサイト1000森林・草原調査コアサイト・準コアサイトの毎木調査データの概要 (学術情報). *日本生態学会誌* 60: 111–123.
- 岩槻邦男. 1999. *日本の野生植物, シダ*. 新装版. 平凡社, 東京. 311 pp.
- 加藤顕, 石井弘明, 榎木勉, 大澤晃, 小林達明, 梅木清, 佐々木剛, 松英恵吾. 2014. レーザリモートセンシングの森林生態学への応用. *日本森林学会誌* 96: 168–181.
- 加藤茂, 酒井裕司, 小島紀徳. 2013. マングローブ植林による生物多様な生態系回復と炭素隔離. *日本海水学会誌* 67:

- 305-317.
- Krauss, K. W., Doyle, T.W., Twilley, R. R., Smith III, T. J., Kevin, R. T., Whelan, K. R. T. and Sullivan, J. K. 2005. Woody debris in the mangrove forests of South Florida. *Biotropica* 37: 9-15.
- Kida, M., Tomotsune, M., Iimura, Y., Kinjo, K., Ohtsuka, T. and Fujitake, N. 2017. High salinity leads to accumulation of soil organic carbon in mangrove soil. *Chemosphere* 177: 51-55.
- 吉良竜夫. 1967 マングローブの生態. *熱帯林業* 5: 1-16.
- 小見山章. 2017. マングローブ林 変わりゆく海辺の森の生態系. 京都大学学術出版会, 京都.
- 宮脇昭, 鈴木邦雄, 鈴木伸一, 中村幸人, 村上雄秀, 塚越優美子, 仲田栄二. 1983. 日本におけるマングローブの植生学的研究: 1. 西表島のマングローブ林. *横浜国立大学環境科学研究センター紀要* 9: 77-89.
- 中須賀常雄, 大山保表, 春木雅寛. 1974. マングローブに関する研究: I. 日本におけるマングローブの分布. *日本生態学会誌* 24: 237-246.
- 新山馨, 武生雅明, 河原崎里子. 2007. データベース化の功罪: 森林動態データベース (FDDB) を例に. *日本森林学会誌* 89: 340-345.
- Ohtsuka, T., Tomotsune, M., Suchewaboripont, V., Iimura, Y., Kida, M., Yoshitake, S., Kondo, M. and Kinjo, K. 2019. Stand dynamics and aboveground net primary productivity of a mature subtropical mangrove forest on Ishigaki Island, southwestern Japan. *Regional Studies in Marine Science* 27: 100516.
- 大橋広好, 門田裕一, 邑田仁, 米倉浩司, 木原浩. 2015. 改訂新版 *日本の野生植物 I, ソテツ科~カヤツリグサ科*. 平凡社, 東京. 391 pp.
- 大川智史, 林将之. 2016. *琉球の樹木 奄美・沖縄~八重山の亜熱帯植物図鑑*. 文一総合出版, 東京. 487 pp.
- Sasmito, D.S., Taillardat, P., Clendenning N. J., Cameron, C., Friess, A. D., Murdiyarso, D. and Hutley, B. L. 2019. Effect of land-use and land-cover change on mangrove blue carbon. A systematic review *Global Change Biology* 25: 4291-4302.
- Toan, T., Le, Quegan, S., Davidson, M. W. J., Balzter, H., Paillou, P., Papatthanassiou, K., Plummer, S., Rocca, F., Saatchi, S., Shugart, H. and Ulander, L. 2011. The BIOMASS mission: Mapping global forest biomass to better understand the terrestrial carbon cycle. *Remote Sensing of Environment* 115: 2850-2860.
- Twilley, R. R., Chen, R. H. and Hargis, T. 1992. Carbon sinks in mangroves and their implications to carbon budget of tropical coastal ecosystems. *Water, Air, and Soil Pollution* 64: 265-288.
- Tomotsune M., Arai, H., Yoshitake, S., Kida, M., Fujitake, N., Kinjo K. and Ohtsuka, T. 2019. Effect of crab burrows on CO<sub>2</sub> flux from the sediment surface to the atmosphere in a subtropical mangrove forest on Ishigaki Island, southwestern Japan. *Estuaries and Coasts* 43: 102-110.
- 友常満利, 鈴木庸平, 大塚俊之, 吉竹晋平, 墨野倉伸彦, 新海恒, 小泉博. 2017. マングローブ林における自動開閉チャンバー法を用いた干出・冠水土壤からの炭素放出の測定—土壤圏炭素動態の解明に向けた新たな試み—. *日本生態学会誌* 67: 7583.
- 友常満利, 小島崇弘, 永井信, 小林祥子, 関川清広. 2021. ドローン空撮画像における生物季節を利用した里山林の樹種判別—都市域に残された里山生態系の構造解析に向けて—. *玉川大学農学部研究教育紀要* 6: 25-35.
- Zhang, K. 2008. Identification of gaps in mangrove forests with airborne LIDAR. *Remote Sensing of Environment* 112: 2309-2325.

付表. 調査地周辺の主な出現植物リスト (++)はとくに多く観察された植物)\*

種名 (科)	種特性	吹通川		ガブルマタ川					
		河口 周辺	河口周辺		マングローブ林				
			左岸	右岸	河口側	林分内	上流側		
オヒルギ (ヒルギ科)	<i>Bruguiera gymnorrhiza</i>	常緑高木							
成木			++	-	-	++	++	-	
実生, 稚樹			+	-	-	-	***	-	
ヤエヤマヒルギ (ヒルギ科)	<i>Rhizophora styrosa</i>	常緑高木							
成木			++	-	-	++	-	-	
実生, 稚樹			+	-	-	-	-	-	
アコウ (クワ科)	<i>Ficus superba var. japonica</i>	常緑高木							
オオバイヌビワ (クワ科)	<i>Ficus septica</i>	常緑高木							
ハスノハギリ	<i>Hernandia nymphaeifolia</i>	常緑高木							
(ハスノハギリ科)									
ヤエヤマヤシ (ヤシ科)	<i>Satakentia liukiensis</i>	常緑高木							
トクサバモクマオウ**	<i>Casuarina equisetifolia</i>	常緑高木							
(モクマオウ科)									
ハテルマギリ (アカネ科)	<i>Guettarda speciosa</i>	常緑小高木							
ギンネム** (マメ科)	<i>Leucaena leucocephala</i>	常緑小高木							
オオハマボウ (アオイ科)	<i>Hibiscus tiliaceus</i>	常緑小高木							
シマシラキ	<i>Excoecaria agallocha</i>	常緑小高木							
(トウダイグサ科)									
アダン (タコノキ科)	<i>Pandanus odoratissimus</i>	常緑小高木							
ミフクラギ	<i>Cerbera manghas</i>	常緑小高木							
(キョウチクトウ科)									
ゲッキツ (ミカン科)	<i>Murraya paniculata</i>	常緑小高木							
クサトベラ (クサトベラ科)	<i>Scaevola taccada</i>	常緑低木							
モンパノキ (ムラサキ科)	<i>Heliotropium foertherianum</i>	常緑低木							
ソテツ (ソテツ科)	<i>Cycas revoluta</i>	常緑低木							
ハマゴウ (シソ科)	<i>Vitex rotundifolia</i>	落葉匍匐性低木							
イボタクサギ (シソ科)	<i>Volkameria inermis</i>	常緑半つる性低木							
コウシュンカズラ	<i>Tristellateia australasiae</i>	常緑つる性木本							
(キントラノオ科)									
ナンテンカズラ (マメ科)	<i>Caesalpinia crista</i>	常緑つる性木本							
ゲンバイヒルガオ	<i>Ipomoea pes-caprae</i>	常緑つる性草本							
(ヒルガオ科)									
ハマオモト (ヒガンバナ科)	<i>Crinum asiaticum</i> var. <i>japonicum</i>	常緑草本							
シマオオタニワタリ	<i>Asplenium nidus</i>	常緑着生 シダ植物							
(チャセンシダ科)									
リュウキュウハリギリ	<i>Kalopanax septemlobus</i> var. <i>lutchuensis</i>	落葉高木							
(ウコギ科)									

\*科名, 学名, 種特性は, 主に大川・林 (2016) に従い, 岩槻 (1999) と大橋ら (2015) により補足した.

\*\*トクサバモクマオウとギンネムは外来種.

\*\*\*オヒルギの実生, 稚樹とイボタクサギは, 林分内ではギャップ部で観察された. リュウキュウハリギリは落葉のみ観察され, 林分外から供給された可能性がある.

# Detection of Forest Structure and Dynamics Using an Unmanned Aerial Vehicle in a Subtropical Mangrove Forest

Mitsutoshi Tomotsune<sup>1</sup>, Yuta Koyama<sup>2</sup>, Seikoh Sekikawa<sup>1</sup>, Tomoko Yoshikawa<sup>3</sup>, Ohtsuka Toshiyuki<sup>4</sup>

## Abstract

Mangrove forests play roles in atmospheric carbon emission and provide organic matter to the hydrosphere in tropical and subtropical coastal regions. We aimed to determine the mangrove forest structure (covered area, species composition, and stand density) and dynamics (increase or decrease in area of cover and canopy gaps) from observation of images captured by an unmanned aerial vehicle (or drone) in the vicinity of the Fukido River on Ishigaki Island, Okinawa. The mangrove canopy was clearly identified from other evergreen elements in the canopy based on differences in canopy form, color, and size, and we then calculated the coverage area of the mangrove forest. Two mangrove species (*Bruguiera gymnorhiza* and *Rhizophora mucronata*) were distinguished based on crown features. The stand density of mangrove trees based on the observation of aerial image was underestimated by approximately 10% of the actual value determined from field-collected data. Given that young and dead trees were not observed at the mangrove forest margin, the forest structure had not changed during the most recent 5 years. However, three types of canopy gaps were observed and were likely caused by lightning strike, accumulation of sediments in the forest floor, and typhoons. These results suggest that the observation of aerial images captured by drones is a useful method to detect mangrove forest structure and dynamics. The dynamics of the mangrove forest may be affected by the characteristics of coastal environments in tropical and subtropical regions.

**Keywords:** *Bruguiera gymnorhiza*, Forest dynamics, Nondestructive measurement, Unmanned aerial vehicle, *Rhizophora mucronata*

---

<sup>1</sup> Department of Agri-Environmental Sciences, College of Agriculture, Tamagawa University, 6-1-1 Tamagawagakuen, Machida, Tokyo, 194-8610, Japan

<sup>2</sup> Asano Academy/Asano Junior and Senior High School, 1-3-1 Koyasudai Kanagawa-ku, Yokohama-shi, Kanagawa, 221-0012, Japan

<sup>3</sup> Department of Agri-Production Sciences, College of Agriculture, Tamagawa University, 6-1-1 Tamagawagakuen, Machida, Tokyo, 194-8610, Japan

<sup>4</sup> River Basin Research Center, Gifu University, 1-1 Yanagido, Gifu 501-1193, Japan

Corresponding Author: Mitsutoshi Tomotsune, E-mail: tomo.32104@agr.tamagawa.ac.jp