農業・鉱業による環境影響の評価および対策に向けた
土地利用時空間変化の
衛星リモートセンシングに関する研究

２０２１年　３月

佐久間　東陽

農業・鉱業による環境影響の評価および対策に向けた
土地利用時空間変化の
衛星リモートセンシングに関する研究

佐久間　東陽

システム情報工学研究科

筑波大学

２０２１年　３月

Abstract

A Study on Satellite Remote Sensing of Spatio-Temporal Changes in Land Use for Assessment of and Countermeasures against Environmental Impacts Caused by Agriculture and Mining

SAKUMA　Asahi

Land-use change is one of the primary factors that cause biodiversity loss. This is especially true for tropical and subtropical areas, where highly biodiverse ecosystems such as coral reefs and tropical forests are distributed. In this study, I examined the red-soil runoff problem caused by sugarcane cultivation, which deteriorates coral reef ecosystems, as well as land-use change caused by nickel mining, which deteriorates tropical forest ecosystems. I examined the feasibility of using satellite remote sensing to understand and determine the effects, causes, and effective countermeasures of the two problems.

Chapter 1: General introduction

I summarized the framework for an environmental impact assessment for each problem from the perspectives of the effect, the cause, and countermeasures. The aims of this thesis were to select monitoring targets to use as models for land use (including coastal areas) from each of these three perspectives, to develop a monitoring method using satellite remote sensing that would enable wide-area and objective understanding of land use spatio-temporal change, and to evaluate the model's performance. In addition, the target sites for the analyses presented in Chapters 3 to 7 were selected.

Chapter 2: Satellite remote sensing for land-use monitoring: Advantages, limitations, and issues

I conducted a literature review to identify the achievements of and issues related to the use of satellite remote sensing for land-use monitoring targets. I then selected satellite sensors that I thought would be most suitable for developing

monitoring methods. For the analysis of the red-soil runoff problem in sugarcane cultivation discussed in Chapters 3 to 5, I chose Kumejima Island in Okinawa (Japan) as a model and used Planet Labs' Dove satellites, a large-scale satellite constellation with high spatio-temporal resolution observations, for monitoring. For the analysis of land-use changes caused by nickel mining discussed in Chapters 6 and 7, I chose to use the Landsat series, which conducts long-term observations globally, to monitor nickel mines around the world.

Chapter 3: Estimation of suspended solids concentration derived from red-soil runoff in coastal areas

Soil runoff from land to coastal areas on tropical and subtropical islands has a significant impact on the habitat and survival of the surrounding corals, so it is necessary to understand these effects. Prior to this study, there had been no successful cases of the use of satellite remote sensing to monitor the short-term and small-scale soil runoff that is unique to small tropical and subtropical islands. For the first time, by using high spatio-temporal resolution observations using Planet Dove's satellite constellation, the diffusion of suspended solids (SS) into the sea due to soil runoff was successfully observed. By using a red-band model (SS concentration < 550 mg/L) developed in laboratory spectral measurement experiments, I was able to accurately estimate SS concentrations (Root Mean Square Error = 74 mg/L; Mean Absolute Error = 58 mg/L). The spatio-temporal variability of SS concentration was estimated using satellite images observed before, during, and after soil runoff, and soil runoff events in subtropical islands were observed to have a short-term effect (1–2 days). However, the inflow of runoff with high SS concentrations near river mouths significantly inhibits coral growth and limits the coral habitat around the islands to a very small area, indicating the importance of soil runoff control and spatial strategies for coral reef ecosystem conservation.

Chapter 4: Development of a classification method for crop types and practices in subtropical islands

To date, classifications of crop types and practices using satellite remote sensing over subtropical islands have not been sufficiently accurate; in this study, crop practices (i.e., ratooning, spring planting, and summer planting) of sugarcane were examined for

the first time. Specifically, I developed a classification method to identify crop types and practices because the amount of soil runoff is dependent on both crop type and practices. After band-to-band re-registration of the Planet Dove satellite imagery, Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) time series data with high spatio-temporal resolutions were generated, and these data adequately represented each crop type and practice. By using these data, I was able to create highly accurate classification maps (Overall Accuracy (OA) = 0.93, Kappa = 0.92). In addition, the high spatio-temporal resolution of the NDVI time series data enabled me to identify effective observation dates for classification and to select satellite images to classify crop types and practices. These results can be applied to the planning of current and future satellite observations, such as the creation of more cost-effective classification maps and the effective implementation of observation requirements for important observation dates for classification.

Chapter 5: Discrimination of agricultural land that has been mulched with sugarcane crop residues

Soil surface protection by mulching with a crop residue (e.g., sugarcane leaves) is a simple and cost-effective countermeasure against soil runoff. I therefore developed a remote sensing method to discriminate crop residue mulching in areas where sugarcane is produced. The spectral reflectance properties of crop residue mulching (i.e., mulching with sugarcane leaves) were first clarified by field measurements. A crop residue mulching discrimination model using spectral indices (Soil Adjusted Vegetation Index (SAVI) and NDVI) restricted to the visible and near-infrared bands was developed, and the resulting map of crop residue mulching on agricultural land showed good classification accuracy (OA = 0.90, Kappa = 0.79). The simulation results of a linear spectral mixture analysis clearly demonstrated the importance of high-frequency observations for the discrimination of crop residue mulching and the estimation of land area fraction. The red and near-infrared bands used in the discrimination model developed in this study are available on almost all satellites, including the small satellites Planet's Dove satellite constellation, which have realized observations with high spatio-temporal resolution. Therefore, the results of this study will contribute greatly to the evaluation of measures for soil runoff inhibition in sugarcane farmland distributed over wide areas in the tropics and subtropics, where the frequency of land surface observations is low due to high cloud cover.

Chapter 6: Development of a method for estimating global nickel mining areas and estimating the area of land-use change

Since the effect (land-use change) and the cause (nickel mining) of land-use change due to nickel mining occur in the same spatial region, they are treated together for monitoring in this study. To understand global nickel mining activity, I extended an existing method for estimating mining areas in tropical forests and developed a method that is robust to various land cover zones. The mining area estimation algorithm, which combines the AMNC (annual maximum NDVI composites) method and the adaptive threshold selection method, worked well for 70 of the 86 nickel mines studied, with good classification accuracy (OA = 0.94, Kappa = 0.77). In particular, it functioned well in forest and agricultural zones. The method was somewhat successful in estimating mining area in grassland and shrubland zones, but it was difficult to apply in low-density vegetation zones (e.g., the bare zone and some grassland zones). The total area of land-use change by global nickel mining (total production = 29,249 kt) during 1990–2013 was found to be 537 km^2, of which 161 km^2 was in tropical forests. The impact of nickel mining on the annual loss of tropical forest area was found to be very small, about 0.01%.

Chapter 7: Estimation of land-use intensity in nickel mines based on satellite imagery and operational data

One effective measure to reduce the environmental impact of the consumption of nickel resources is for resource trading countries to consider the environmental impact induced by the resource consuming (importing) countries. In this study, I estimated the land-use change intensity (LUCI) of nickel mines around the world and examined mining countries that have a particularly large impact on biodiversity, with a particular focus on countries that mine in tropical forests. The LUCI estimates in this study were much larger than previous LUCI estimates for almost all of the nickel mines analyzed. Russia and Canada, which are the leading nickel producers, have relatively small LUCI values, even if the allocation by accessory mineral resource production is ignored, indicating that they are good nickel mining countries from the perspective of environmental impact. LUCI values varied in countries where nickel is mined in tropical forests, meaning that the area of land-use change induced by nickel-importing countries (consuming countries)

differs greatly depending on which country produces the imported nickel. The characteristics of mining activities and biodiversity in countries where nickel is mined in tropical forests were analyzed using two indices, LUCI and the degree of tropical forest change, with the ultimate goal of protecting biodiversity interests in mining countries. The evaluation of these two axes made it possible to segregate the characteristics of mining activities among countries and regions that mine in tropical forests and provide a rational criterion for selecting countries that have a relatively low environmental impact of mining.

Chapter 8: General Discussion

In this thesis, I examined the possibility of using satellite remote sensing to assess the environmental impacts of red-soil runoff caused by sugarcane cultivation, which degrades coral reef ecosystems, and land-use change caused by nickel mining, which degrades tropical forest ecosystems. Through the literature review in Chapter 2, the necessary observation conditions for each monitoring target were organized, and the most suitable satellite sensors were selected. In Chapters 3 to 7, I developed and evaluated the monitoring methods, and by selecting appropriate satellite sensors and using and developing data processing methods, I was able to obtain good accuracy for each monitoring method. In all monitoring methods, this study used the bands (red and near-infrared) observed by almost all satellite sensors. These methods can be applied to future Earth observation satellite data and are expected to make the estimation results more accurate.

The agricultural monitoring method developed in this study can be applied to entire tropical and subtropical regions where corals are distributed. In addition, the observation conditions required for multiple cropping in small-scale agricultural fields in Southeast Asia are similar, so the monitoring method could possibly be applied in this area to achieve highly accurate classification.

The mining monitoring method I developed was successful in estimating the mining area of common sulfide-type mines and can be applied to other types of mineral resource mines. The use of LUCI with respect to the mining of various mineral resources throughout the world should help to reduce the environmental impact of mineral resource production globally.

Chapter 9: Conclusions

In this thesis, a series of frameworks based on three perspectives (effect, cause, and countermeasures) for the assessment of environmental impacts caused by production activities in agriculture and mining were constructed, and accurate monitoring methods for each of them were developed. It is hoped that these frameworks will enable discussions of production activities and their associated environmental impacts to better understand the actual effects and find solutions.

目次

第 1 章　序論.....1
1.1　本研究の背景.....2
　　1.1.1　農業・鉱業生産活動が引き起こす生物多様性の危機.....
　　1.1.2　サンゴ礁の衰退とサトウキビ農地からの赤土流出.....
　　1.1.3　熱帯林の消失とニッケル採掘による土地改変.....
1.2　土地利用モニタリングの重要性と衛星リモートセンシングの有用性.....27
1.3　本研究について.....28
　　1.3.1　目的と構成.....
　　1.3.2　研究地域.....

第 2 章　土地利用モニタリングにおける衛星リモートセンシングの利点・制約と課題....41
2.1　衛星リモートセンシングの歴史と特徴.....42
2.2　沿岸域における土壌汚染.....48
2.3　亜熱帯島嶼の作物・作型.....50
2.4　サトウキビ葉殻による作物残渣マルチング.....52
2.5　ニッケル鉱山採掘領域.....55
2.6　土地改変強度.....57
2.7　小括.....58

第 3 章　赤土流出に由来する沿岸域の懸濁物質濃度の推定.....61
3.1　本章の目的.....62
3.2　方法.....63
　　3.2.1　赤土に基づく濁水の分光測定.....
　　3.2.2　Planet Dove 衛星画像を用いた赤土流出由来の懸濁物質濃度の推定.....
3.3　結果と考察.....69
　　3.3.1　赤土に由来する濁水の分光反射特性.....
　　3.3.2　分光反射率と懸濁物質濃度の回帰分析.....
　　3.3.3　赤土流出に由来する懸濁物質濃度の時空間変動モニタリング.....

第 4 章　亜熱帯島嶼における作物・作型分類手法の開発.....81
4.1　本章の目的.....82
4.2　方法.....83
　　4.2.1　解析対象領域.....

4.2.2　Planet Dove 衛星画像の前処理 .....
4.2.3　植生指標時系列データの作成 .....
4.2.4　地上参照データの整備 .....
4.2.5　作物・作型の分類および精度検証 .....
4.3　結果と考察 97
4.3.1　Planet Dove 衛星画像におけるバンド間レジストレーションの不一致 .....
4.3.2　Planet Dove 衛星画像による作物生育様式の推定 .....
4.3.3　NDVI 時系列データを用いた作物・作型分類図の作成と分類精度の検証 ....
4.3.4　効率的な分類に向けた最適観測日の評価 .....

第 5 章　サトウキビ葉殻による作物残渣マルチング農地判別手法の開発 111

5.1　本章の目的 112
5.2　方法 113
5.2.1　サトウキビ農地における被覆構成要素の分光測定 .....
5.2.2　分光指標と決定木に基づく作物残渣マルチング判別モデルの開発 .....
5.2.3　Planet Dove 衛星画像を用いた作物残渣マルチング農地の判別 .....
5.2.4　線形スペクトル混合解析による作物残渣マルチング率推定可能性の評価 ....
5.3　結果と考察 119
5.3.1　サトウキビ農地における被覆構成要素の分光反射特性 .....
5.3.2　作物残渣マルチング判別モデルの開発と Planet Dove 衛星画像への適用 ....
5.3.3　線形スペクトル混合解析による作物残渣マルチング率推定可能性の評価 ....

第 6 章　ニッケル鉱山における採掘領域推定手法の開発 131

6.1　本章の目的 132
6.2　方法 133
6.2.1　解析対象領域ポリゴンの作成 .....
6.2.2　Landsat 衛星画像の前処理 .....
6.2.3　採掘領域推定手法の開発 .....
6.2.4　土地改変面積データの整備 .....
6.3　結果と考察 141
6.3.1　採掘領域の推定 .....
6.3.2　推定精度の検証 .....
6.3.3　ニッケル採掘に起因した全球における土地改変面積の推移 .....

第 7 章　衛星画像と操業データに基づくニッケル鉱山の土地改変強度推定 153

7.1　本章の目的 154
7.2　方法 155
　　7.2.1　土地改変強度の推定 .....
7.3　結果と考察 159
　　7.3.1　土地改変強度の評価 .....
　　7.3.2　熱帯林域のニッケル採掘国・地域における貿易国選定基準の検討 .....

第 8 章　総合議論 165

8.1　本研究の成果 166
　　8.1.1　本研究によって開発されたモニタリング手法の性能 .....
8.2　課題と展望 171
　　8.2.1　本研究によって開発されたモニタリング手法の課題・展開 .....
　　8.2.2　赤土流出問題および土地改変問題の解決に向けた将来的な展開 .....

第 9 章　結論 179

謝辞 185
引用文献 189
本論文に関連した研究発表 209
付録 211

図　目次

1.1.　造礁サンゴ・サンゴ礁とサトウキビ収穫地の分布 7
1.2.　熱帯・亜熱帯林，ラテライト型および硫化鉱型鉱床およびニッケル鉱山の分布 8
1.3.　サトウキビ栽培およびニッケル採掘が引き起こす生物多様性の危機 9
1.4.　世界における砂糖の生産と消費の時系列変化 11
1.5.　沖縄県久米島における土壌流出の様子 13
1.6.　赤土等流出防止条例施行前（1994 年）と施行後（2002・2012・2017 年）の各発生源における年間赤土流出量の時系列変化 15
1.7.　2017 年の各発生源における年間赤土流出量の割合 15
1.8.　サトウキビの各作型における赤土流出の実態 16
1.9.　サトウキビの各作型における作物係数の月次変化 16
1.10. サトウキビ農地における葉殻を用いた作物残渣マルチング対策の有無 20
1.11. 夏植えサトウキビ農地における春時期（4 から 6 月）の作物残渣マルチングによる赤土流出抑制効果 20
1.12. 1986–2013 年におけるニッケル生産量の推移 23
1.13. ニッケル採掘国における 1986–2013 年の総生産量 23
1.14. 州毎の一次ニッケルの生産割合および消費割合 24
1.15. 本論文の構成 31
1.16. サトウキビ栽培による赤土流出問題における研究地域（久米島） 33
1.17. 久米島における台風の月平均接近数（1951–2019 年） 34
1.18. 久米島における月降水量と平均気温（2001–2020 年） 34
1.19. 久米島のデジタル標高モデル 35
1.20. 久米島の農地分布 35
1.21. ニッケル採掘に伴う土地改変モニタリングにおける研究地域（全球） 37
2.1.　光学衛星リモートセンシングの概略図 45
2.2.　地球観測光学衛星の種類 47
2.3.　Planet Dove 衛星における打ち上げ数の歴史 47
3.1.　解析対象領域および農地表層土壌の採取地点，土壌 A–C それぞれの分光反射特性 64
3.2.　実験室における分光測定の模式図 64
3.3.　3 種類の農地表層土壌の SS 濃度に対する濁水試料の色相変化 65
3.4.　Planet Dove 衛星が撮影した久米島島尻湾における赤土流出イベント 67
3.5.　22018 年 11 月 16 日の久米島における沿岸域における土壌汚染の様子 68
3.6.　3 種類の農地表層土壌における濁水の分光反射率曲線と Planet Dove（0f）の相対分光応答曲線（400–1200 nm） 70
3.7.　3 種類の農地表層土壌におけるバンド反射率と SS 濃度の線形回帰分析の結果 72

3.8. 3 種類の農地表層土壌におけるバンド比（近赤外／赤バンド）と SS 濃度の回帰分析（線形および 2 次多項式）の結果 73
3.9.a. 2018 年 11 月 14 日における島尻湾の単一バンド（青，緑，赤，近赤外）画像を用いて推定した SS 濃度の空間分布 76
3.9.b. 2018 年 11 月 16 日における島尻湾の単一バンド（青，緑，赤，近赤外）画像を用いて推定した SS 濃度の空間分布 77
3.9.c. 2018 年 11 月 18 日における島尻湾の単一バンド（青，緑，赤，近赤外）画像を用いて推定した SS 濃度の空間分布 78
3.10. 2018 年 11 月 14・16・18 日における島尻湾のバンド比（近赤外／赤バンド比）画像を用いて推定した SS 濃度の空間分布 79
3.11. 2018 年 11 月 14・16・18 日の島尻湾における低濃度赤バンドモデルを用いて推定した SS 濃度の時空間変化 80
4.1. Planet Dove 画像を用いた作物・作型分類図作成の流れ 87
4.2. Planet Dove 画像における不完全なバンド間レジストレーションの例 87
4.3. 暗画素法による大気補正の模式図 87
4.4. 植生指標時系列データに対する洗練化アルゴリズム適用の概略図 90
4.5. 植生指標（NDVI）時系列データに対する洗練化処理適用の一例 90
4.6. 整備した地上参照データの空間分布 92
4.7. 本研究において設定された分類クラスの写真 93
4.8. 各クラスにおけるトレーニングデータのサンプルサイズに基づく分類精度の変動 96
4.9. 零平均正規化相互相関法に基づく Planet Dove 衛星画像のバンド間位置ズレ 98
4.10. Planet Dove 衛星画像から作成された 2017 年 8 月から 2019 年 11 月の各クラスの平均 NDVI 時系列データおよび 5 日間毎の全解析領域内における地表面情報の取得率 101
4.11. 各植生指標時系列データによる作物・作型分類の全体精度と Kappa 係数 104
4.12. NDVI 時系列データの分類に基づく作物・作型分類図 105
4.13. NDVI 時系列データの分類における変数（画像の撮影日）重要度の時間変化 108
4.14. ピーク日に対応する 14 枚の NDVI 画像のみで分類した際の変数重要度 109
4.15. 分類に使用する画像の枚数による分類精度の変動 109
5.1. 分類精度検証用の UAV 空撮画像で作成されたオルソ画像 118
5.2. 作物残渣マルチング・裸地・サトウキビの分光反射曲線 121
5.3. 作物残渣マルチング・裸地・サトウキビの平均分光反射曲線 121
5.4. 各分光指標におけるサトウキビ農地被覆要素別の箱ひげ図 122
5.5. Jeffries-Matusita 距離に基づくクラス間分離度と Kittler 法に基づく閾値 123
5.6. 決定木と Kittler 法に基づく作物残渣マルチング判別モデル 125
5.7. 作物残渣マルチング判別モデルに使用された NDVI および SAVI 画像 126

5.8. NDVI 画像と SAVI 画像を用いた作物残渣マルチング判別モデルに基づいて作成された作物残渣マルチング農地判別図 127
5.9. 線形スペクトル混合解析による作物残渣マルチング率の推定精度のシミュレーション結果 130
5.10. 線形スペクトル混合解析によるサトウキビの生育進行による作物残渣マルチング率変動のシミュレーション結果 130
6.1. 本研究における解析対象ニッケル鉱山の分布 134
6.2. 作成した解析対象領域ポリゴンの例 135
6.3. 1985 年から 2019 年までの年間最大 NDVI 合成画像の例 137
6.4. 年間最大 NDVI 合成画像に基づくヒストグラムを用いた採掘領域判別のための適応的閾値処理法の概略図 139
6.5. 開発手法による採掘領域推定結果の例（if-then ルール未適用） 142
6.6. 開発手法による採掘領域推定結果の例（if-then ルール適用済み） 143
6.7. 1985–2017 年の採掘領域拡大傾向の例 144
6.8. ニッケル鉱山の土地被覆タイプを決定するために使用した全球土地被覆図 147
6.9. 採掘領域推定の代表的な検証結果 148
6.10. 本研究で推定された 1991–2013 年におけるニッケル採掘に伴った全球土地改変面積の時系列変化 150
6.11. 1991–2013 年における全球ニッケル生産量の時系列変化 150
6.12. 本研究で推定された 1991–2013 年におけるニッケル採掘に伴った全球土地改変面積の時系列変化（累計） 151
6.13. 全球における年毎のニッケル生産量と土地改変面積の線形回帰分析 151
7.1. 算出方法の違いによる土地改変強度の違い 160
7.2. 86 のニッケル鉱山における生産量と土地改変面積の散布図 160
7.3. ニッケル採掘国毎の土地利用強度 162
7.4. 熱帯・亜熱帯林の改変度と土地改変強度を用いた階層化クラスタリングに基づく樹形図 164
7.5. 熱帯・亜熱帯林内の採掘国における環境影響評価のための散布図 164
8.1. 開発した農業モニタリング手法の展開 173
8.2. 開発した鉱業モニタリング手法の展開 175
8.3. 本研究で構築された農業・鉱業における環境影響の評価と対策のための枠組みと将来の展開 177
B.1. 久米島における沿岸域への赤土流出の確認と衛星の観測状況 215
B.2. 久米島における沿岸域の平常時の様子と衛星画像 216
C.1. 3 つの常緑林領域における Planet Dove の NDVI における季節毎の箱ひげ図 218

表　目次

1.1.　代表的な赤土流出抑制対策の保全係数 19
1.2.　ニッケル鉱山における鉱床型と採掘法の分類および代表的な国と地域 24
1.3.　1986 年から 2013 年までのニッケル生産量 38
1.4.　本研究で解析したニッケル鉱山の割合 39
2.1.　1970 年から 2020 年における代表的な地球観測光学衛星の観測運用期間 46
2.2.　作物残渣マルチングの判別および割合推定に用いられている分光指標とその波長帯 54
2.3.　本研究でのモニタリング対象に要求される観測条件と最適と考えられる衛星センサ 60
4.1.　久米島におけるサトウキビの典型的な作型とその慣行 84
4.2.　Kappa 係数の解釈 96
4.3.　作物・作型分類図の混同行列 106
5.1.　各分光指標におけるサトウキビ農地被覆要素の判別閾値 122
5.2.　サトウキビ農地被覆クラスの分類精度 128
5.3.　作物残渣マルチングと裸地の分類精度 128
6.1.　採掘領域判別画像の誤分類を低減するための if-then ルール 139
6.2.　各土地被覆タイプにおける採掘領域推定の成功率 147
6.3.　採掘領域の分類精度（抽出に成功した 70 の鉱山を除く） 148
7.1.　2013 年 1 月における鉱物資源(ニッケル･コバルト･銅･金･亜鉛)の取引価格(US$/t) 157
7.2.　2013 年 1 月における鉱物資源（白金族金属：プラチナム・パラジウム・ロジウムイリジウム・ルテニウム・オスミウム）の取引価格（US$/t） 158
7.3.　ニッケル採掘国における熱帯・亜熱帯林の改変度 163
8.1.　事前に設定された最適と考えられる衛星センサと提案手法によって達成したモニタリング精度 170

略語解説

略語	正式名称	和文名称
ALOS	Advanced Land Observing Satellite	陸域観測技術衛星：だいち
AMNC	Annual Maximum NDVI Composite	年間最大 NDVI 合成
ASNARO	Advanced Satellite with New system Architecture for Observation	小型化等による先進的宇宙システム
ASTER	Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer	資源探査用将来型センサ
AVHRR	Advanced Very High Resolution Radiometer	改良型高分解能放射計
AVNIR-2	Advanced Visible and Near Infrared Radiometer-2	高性能可視近赤外放射計 2
BISE	Best Index Slope Extraction	-
CART	Classification and Regression Tree	-
CBD	Convention on Biological Diversity	生物多様性条約
COP10	The 10th meeting of the Conference of the Parties	第 10 回締約国会議
EO-1	Earth Observing-1	地球観測衛星 1 号
ERTS-1	Earth Resources Technology Satellite-1	地球資源技術衛星 1 号
ETM+	Enhanced Thematic Mapper Plus	-
EV	Electric Vehicle	電気自動車
EVI	Enhanced Vegetation Index	強化型植生指標
GBO5	Global Biodiversity Outlook5	地球規模生物多様性概況第 5 版
GBR	Great Barrier Reef	グレートバリアリーフ
GR	Green Ratio	-
GRVI	Green and Red ratio Vegetation Index	-
GSHHG	Global Self-consistent, Hierarchical, High-resolution Geography Database	-
HPAL	High Pressure Acid Leach	高圧硫酸浸出法
HRG	High Resolution Geometric	-
HRV	High Resolution Visible	-
HRVIR	High-Resolution Visible and Infrared sensor	-
HiRI	High-Resolution Imager	-
IFOV	Instantaneous Field of View	瞬間視野
JMD	Jeffries-Matusita distance	ジェフリー・松下距離
Kappa	Kappa coefficient	Kappa（カッパ）係数
L1B	Level 1B	レベル 1B

L3B	Level 3B	レベル 3B
LUC	Land Use Change	土地利用変化
LUCI	Land Use Change Intensity	土地改変強度
LUI	Land Use Intensity	土地利用強度
MAE	Mean Absolute Error	平均絶対誤差
MODIS	Moderate resolution Imaging Spectroradiometer	中分解能撮像分光放射計
MS	Multi Spectral	-
MSAVI	Modified Soil Adjusted Vegetation Index	修正土壌調整植生指標
MSI	Multispectral Imager	-
MSS	Multispectral Scanner	-
MVI	Maximum Value Interpolated	最大値補間
NDVI	Normalized Difference Vegetation Index	正規化差分植生指標
NIR	near-infrared	近赤外
NOAA	National Oceanic Atmospheric Administration	米国海洋大気庁
OA	Overall Accuracy	全体精度
OLI	Operational Land Imager	-
OPS	Optical Sensor	-
PA	Producer’s Accuracy	作成者制度
REIS	RapidEye Earth Imaging System	-
RGB	Red-Green-Blue	-
RMD	Raw Materials Data	-
RMSE	Root Mean Square Error	平均平方二乗誤差
SAVI	Soil Adjusted Vegetation Index	土壌調整植生指標
SN	Signal-to-Noise	信号雑音
SPOT	Satellite Pour l’Observation de la Terre	-
SS	Suspended Solids	懸濁物質
SfM	Structure from Motion	-
TIR	Thermal infrared	熱赤外
TM	Thematic Mapper	-
TOA	Top of Atmosphere	大気上端
UA	User’s Accuracy	利用者精度
UAV	Unmanned Aerial Vehicle	無人航空機
UNFCCC	United Nations Framework Convention on Climate Change	気候変動枠組み条約
USLE	Universal Soil Loss Equation	汎用土壌流亡予測式
VARI	Visible Atmospherically Resistant Index	可視大気抵抗植生指標

第 1 章

序論

1.1 本研究の背景
1.2 土地利用モニタリングの重要性と衛星リモートセンシングの有用性
1.3 本研究について

本章では，第一に，本研究の社会的意義を明確にし，サンゴ礁生態系を劣化させるサトウキビ栽培による赤土流出問題と，熱帯林生態系を劣化させるニッケル採掘による土地改変問題について，それぞれの問題の構造を現象・原因・対策の 3 つの視点で整理する。そして第二に，問題解決に向けた 3 つの視点の土地利用（および沿岸域）に関するモニタリング対象をそれぞれ選定し，広域における環境の時空間変化モニタリングに対する衛星リモートセンシングの有用性を記す。最後に本論文の目的および構成について述べ，第 3 章から第 7 章における研究地域について説明する。

1.1　本研究の背景

1.1.1　農業・鉱業生産活動が引き起こす生物多様性の危機

本項では，第一に，現在の大量の資源消費を誘引している人口爆発と産業社会形成の歴史について述べる。そして第二に，農業・鉱業による資源生産活動が引き起こす環境問題について，特に，将来世代にわたる人類共通の財産である，生物多様性の保全に関する動向を述べる。最後に，海・陸それぞれにおける生物多様性のホットスポット生態系である，サンゴ礁生態系および熱帯林生態系に着目し，それらと空間分布が一致し，生産活動が生態系に大きな圧力を与えている，サトウキビ栽培およびニッケル採掘を取り上げる。

（1）人口爆発と産業社会の形成による大量の資源生産・消費

1804 年に，地球上の人口が 10 億人の大台に到達して以降，人口は爆発的な増加をし続け，2015 年には 73 億人に達し，2050 年に 97 億人，そして 21 世紀末頃に到達する約 110 億人まで増加すると予測されている[United Nations, 2019]。このような人口爆発を誘発した主な要因の一つに，18 世紀半ばから 19 世紀にかけて英国で起きた産業革命が挙げられる[Robert, 2020]。

産業革命の大きな柱は，別名でエネルギー革命と呼ばれていることからも分かるように，天然資源である石炭のエネルギー変換である。1781 年に英国の機械技術者であった James Watt（1736－1819 年）が発明した蒸気機関によって，人類は初めて機械による動力を手に入れた。1821 年に同じく英国の科学者であった Michael Faraday（1791－1867 年）によってモーターと発電機の原理が発見され，19 世紀後半には石油・電気エネルギーの利用が可能になった。これらの発明は，地表面において緩やかな時間をかけて再生される森林（木

材）資源にとって代わり，途轍もない時間をかけて形成された鉱物をエネルギー資源にすることを可能にした。これにより，人類は木材資源エネルギーの宿命であった森林面積の制約から解放され，社会構造は農耕社会から都市部を中心とした産業社会に移行していった。

産業革命を起こしていった発明は，蒸気船や鉄道，自動車や飛行機を生み出し，当時の徒歩や馬に代わる交通手段をもたらした，交通革命も引き起こした。交通革命は，産業革命に伴う工業都市の発展と共に，資源の消費・生産における空間的な社会構造を大きく変えた。農業革命による農作物生産量の増加および物流効率の上昇によって，農村から都市部，ひいては植民地からの食糧供給が安定した。このように英国を始めとする先進国で形成されていった社会・経済構造は，現在に至る世界経済システムへと向かわせ，地域単位での資源の生産・消費のバランスは，人口の偏在によって崩壊した。仮に地域の人間活動が消費側に大きく偏ったとしても，資源生産が豊富な地域からの供給によって地域社会は成立することから，資源の消費と生産活動における空間的な乖離が加速していった。

（２）環境問題の顕在化と生物多様性の保全に向けた動向

産業社会による資源の大量生産・大量消費に伴い，環境問題が顕在化していった。“環境問題”とは，広辞苑（第 6 版）において“環境”が「①めぐり囲む区域。②四囲の外界。周囲の事物。特に，人間または生物をとりまき，それと相互作用を及ぼし合うものとして見た外界。自然環境と社会環境とがある。」と定義されていることから,「ある空間において人間（または生物）をとりまく自然・社会の事物との関係性に問題が生じた」と言える。1962 年に出版された Rachel L. Carson（1907－1964 年）の「沈黙の春」は，人間の過度な土地利用を伴う資源生産活動が生態系に与える影響を指摘し，環境問題の表面化に大きな役割を果たした。この頃，高度経済成長期で工業化や都市化が急激に進み，目覚ましく経済が発展していった日本においても，工場からの大気汚染や水質汚濁等の所謂公害が深刻化していた。“公害”とは環境基本法において「環境の保全上の支障のうち，事業活動その他の人の活動に伴って生ずる相当範囲にわたる大気汚染，水質の汚濁，土壌の汚染，騒音，振動，地盤の沈下及び悪臭によって，人の健康又は生活環境に係る被害が生ずること」と定義されており，被害者と加害者の関係が明確である。また，一般に被害の地域も限定的であることが多いため，法律等の規制によって問題を解決することが可能である。日本ではこの時代に「公害対策基本法」が整備された。しかし，段々と時代が進むにつれて，人間を主体とした環境（つまりは空間）の規模は拡大していった。それは，資源の消費・生産量の増加が招いた人間活動域の拡大と強度の増大が原因である。この頃から，環境問題は従来の公害から地域・地球環境問題に変貌した。

地域・地球環境問題を解決することは容易ではない。環境問題の根底をなしているものは，全人類の豊かな生活を送るための生産・消費活動であり，人々の日常生活によって問題が起因していることから，加害者と被害者の境界が明確でない。そのため，公害対策基本法のような法律による規制をかけることは困難である。また，近代における国家を中心とした世界の構造は，国家間を跨ぐ問題の解決をより一層困難なものにし，対策は大幅な遅れをとっている。資源の生産活動に起因する地球環境問題が大きく注目されるきっかけをつくったのは，1972 年にローマクラブが発表した「成長の限界」であり，世界の人口や資源消費の幾何級数的な成長の継続による 100 年後の未来は，資源枯渇と環境汚染によって経済成長が突然減退すると指摘した。時を同じく 1972 年に，スウェーデン・ストックホルムで開催された国連人間環境会議では，初めて世界規模で，環境問題に取り組む際の原則を明らかにした「人間環境宣言」が採択された。そこでは，環境問題を人類に対する脅威と捉え，国際的に取り組むべきことを明らかにしている。人間環境宣言そのものは国際条約ではないため，国の権利や義務は生じない。しかし，後の 1992 年に開催された「環境と開発に関する国際連合会議（通称，地球サミット）」で採択された持続可能な開発と地球環境の保全に関する「リオ宣言」の条文で言及されるなど，国際環境法分野の基本文書として認識されている。また，リオ宣言と同時に地球環境保全を確実に履行するための主要な国際条約である「生物多様性条約（Convention on Biological Diversity：CBD）」および「気候変動枠組み条約（United Nations Framework Convention on Climate Change：UNFCCC）」も地球サミットで採択された。

CBD は，人類にとっての生物多様性の多種多様な価値を認識し，人間活動によって著しく減少した生物多様性の保全と，現在そして将来世代の要求を満たすような生物多様性の維持のための持続可能な利用を理念として掲げている。そして，「生物の多様性の保全，その構成要素の持続可能な利用及び遺伝震源の利用から生ずる利益の公正かつ衡平な配分」を実現することを目的としている。2020 年現在では，196 の国と地域が CBD を締約しており[Convention on Biological Diversity, 2020a]，締約国は 2 年毎に開催される会議において，CBD の理念に基づく政策や実践を促す文書を採択している。2010 年に日本の愛知県で開催された CBD・第 10 回締約国会議（The 10th meeting of the Conference of the Parties：COP10）では，2050 年までに「自然と共生する世界」を実現させるための 2020 年までの短期目標として，20 の個別目標（すなわち愛知目標）を定めた。海域におけるサンゴ礁および陸域における熱帯林は，豊富な生物多様性を有する生態系である。サンゴ礁および熱帯林は，地表面のわずか 0.1%および 10%未満しか存在しないが，そこには 9 万種および世界の生物多様性の少なくとも 50%を超える生物が生息している[環境省，2016；Myers, 1988]。さらに両生態系は，UNFCCC における緩和（例えば，二酸化炭素の吸収）と適応（例えば，高潮に対する防壁）にも大きく貢献していることから[United Nations, 2017]，積極的な保全を実施すべき生態系である。それにも関わらず，現在，両生態系は急

速に衰退している。2020 年に報告された愛知目標の最終評価文書「地球規模生物多様性概況第 5 版（Global Biodiversity Outlook5：GBO5）」[Conservation on Biological Diversity, 2020b]では，愛知目標全体として達成状況は芳しくなく，2050 年に向けて早急かつ，より一層の実践を強く要求している。そして特に，熱帯林（目標 5）とサンゴ礁（目標 10）生態系の保全は，目標達成からむしろ遠ざかった現状であると指摘した。よって早急に，生態系に対するそれぞれの衰退の大きな要因である，サンゴ礁への人為的圧力の最小化，熱帯林の損失・劣化・断片化の減少に，ますます取り組む必要がある。

（3）農業・鉱業によるサンゴ礁・熱帯林生態系の危機

農業および鉱業は，1941 年に出版された Colin G. Clark（1905－1989 年）の「経済的進歩の諸条件」において，第一次産業に分類される。第一次産業とは，自然に直接働きかける産業を指し，生態系の資源や機能および枯渇性資源からの恩恵によって成り立っている。そのことから，農業・鉱業による生産活動は土地利用を介することにより，環境に対して直接的に影響を与えていると言える。例えば，Curtis et al. (2018)によると，2001 年から 2015 年の間に起きた世界の森林損失の 27%は，農業・鉱業・エネルギーインフラよるものであったと推定されている。農業・鉱業は，生産地周辺における生産物を運搬するための道路，水資源を確保するためのダム（鉱山の場合は尾鉱ダムも含む），長期にわたる生産活動のための従事者の生活場造成といったインフラ整備により，資源生産地の周辺環境においても継続的に脅威を与える[Bebbington et al., 2018]。農地や鉱山からの排水は時折汚染されており，生産地の数百キロメートル先の河岸生態系にも影響を及ぼす場合があることから[Hooke & Martin-Duque, 2012]，陸域から海洋における広域かつ多岐にわたる環境問題を招く恐れがある。産業構造や自然地理条件により，農業・鉱業に伴う生態系への脅威は空間的に不均一である。さらに歴史的な背景が相まって，国や地域における産業が第一次産業に依存するモノカルチャー的な構造となる地域も存在する。このような場合，生産活動は自然環境に対して強い圧力を一方的に掛け続け，その土地固有の生態系を喪失させる可能性がある。

現在，豊富な生物多様性を有しつつも，人間活動によって劣化および喪失しているサンゴ礁生態系と熱帯林生態系において，農業・鉱業による圧迫は継続している。サンゴ礁生態系における劣化の主な要因は，気候変動による海水温度の上昇であり[山野，2017]，サンゴ礁を形成する造礁サンゴ（以下，サンゴ）と褐虫藻の共生関係における臨界点を超える海水温度の上昇が，サンゴの白化現象を引き起こす。白化後のサンゴの回復は，陸域から流出する土壌負荷によって大きく変化するため[Hongo & Yamano, 2013]，陸域からの土壌流出量を減少させることが，サンゴ礁の気候変動への適応において重要な保全策である[山野, 2017]。

造礁サンゴの生息地とサトウキビ農地は，生息・生育可能な気候帯が一致しており（つまりは熱帯・亜熱帯気候），どちらも概ね北緯 30 度から南緯 30 度の範囲で分布域が隣接している（図 1.1）。新たな苗を植えるために裸地化されたサトウキビ農地に，地域特有の強い雨が降ると，たちまち大量の表層土壌が沿岸域へ流出する[林・山野，2015]。サンゴが生育する様々な地域において，サトウキビ農地からの土壌流入によるサンゴ礁の衰退が，現在のサンゴ礁生態系保全の大きな関心事である（例えば，オーストラリアのグレートバリアリーフ（Great Barrier Reef：GBR）： Thoburn et al., 2013，カリブ海の島嶼：Burke & Maidens, 2004，インド洋のモーリシャス：Salm et al., 1998）。沖縄県では，その特徴的な土壌の色相から赤土流出問題と呼ばれ，地域における重大な環境問題として知られている（例えば，2013 年 4 月 4 日の朝日新聞夕刊 10 ページ）。

一方で，熱帯林の保全においては，鉱物資源の採掘活動に伴う土地改変が大きな要因の一つである。歴史的に農業や林業に伴う土地改変と比較して，鉱業による土地改変の規模は大きくはない[Miranda et al., 2003]。しかし，保全価値が特に高い人為的撹乱を受けていない自然林で，生産活動が実施されることがあるため[Miranda et al., 2003；Durán et al., 2013；Bebbington et al., 2018]，無視できる要因ではないと考えられている[Iwatsuki et al., 2018]。例えば，4 つの主要鉱物（アルミニウム，銅，鉄，亜鉛）を採掘する鉱山の約 30%は，保護地域から 10 km 以内に位置する[Durán et al., 2013]。また，パプアニューギニアおよびフィリピンにおいて，採掘されている鉱山と資源探査サイトの約 1/3 は，保全価値の高い人為撹乱を受けていない生態系内に存在している[Miranda et al., 2003]。このような人類未踏の地は新興感染症のリスクにも侵されており，開発行為によって人類と野生生物との接触機会が増加することによって，新型コロナウイルス感染症のようなパンデミックの発生に寄与する恐れもある[IPBES, 2020]。鉱物資源の中でも，ニッケルは経済上重要な位置に置かれており，日本では，レアメタル備蓄制度で扱われている[経済産業省，2014]。ニッケルは，熱帯域において豊富な資源埋蔵量を有しており[Elias, 2002]，熱帯林の空間分布と重複している（図 1.2）。熱帯に多く分布するラテライト型ニッケル鉱床は，熱帯域特有の温暖・湿潤な気候の下，風化作用によって形成されるため，地表から数十メートル程度の浅いところに豊富な鉱床が広域分布している[Crundwell et al., 2011]。したがって，採掘に伴い，地表面に生育する熱帯林を消失させることから，熱帯林生態系の劣化に対して，非常に大きな影響を与えていると考えられている。

上記の具体例から図 1.3 に示すように，資源消費に応じた生産活動が，土地利用を介して生物多様性の危機を引き起こしている。サンゴ礁および熱帯林生態系の保全は喫緊の課題であり，大きな脅威となっているサトウキビ栽培およびニッケル採掘における生産活動が，それぞれの生態系に及ぼす環境影響の構造を理解し，環境負荷の小さい持続可能な生産活動に向けた取り組みを推進する必要がある。

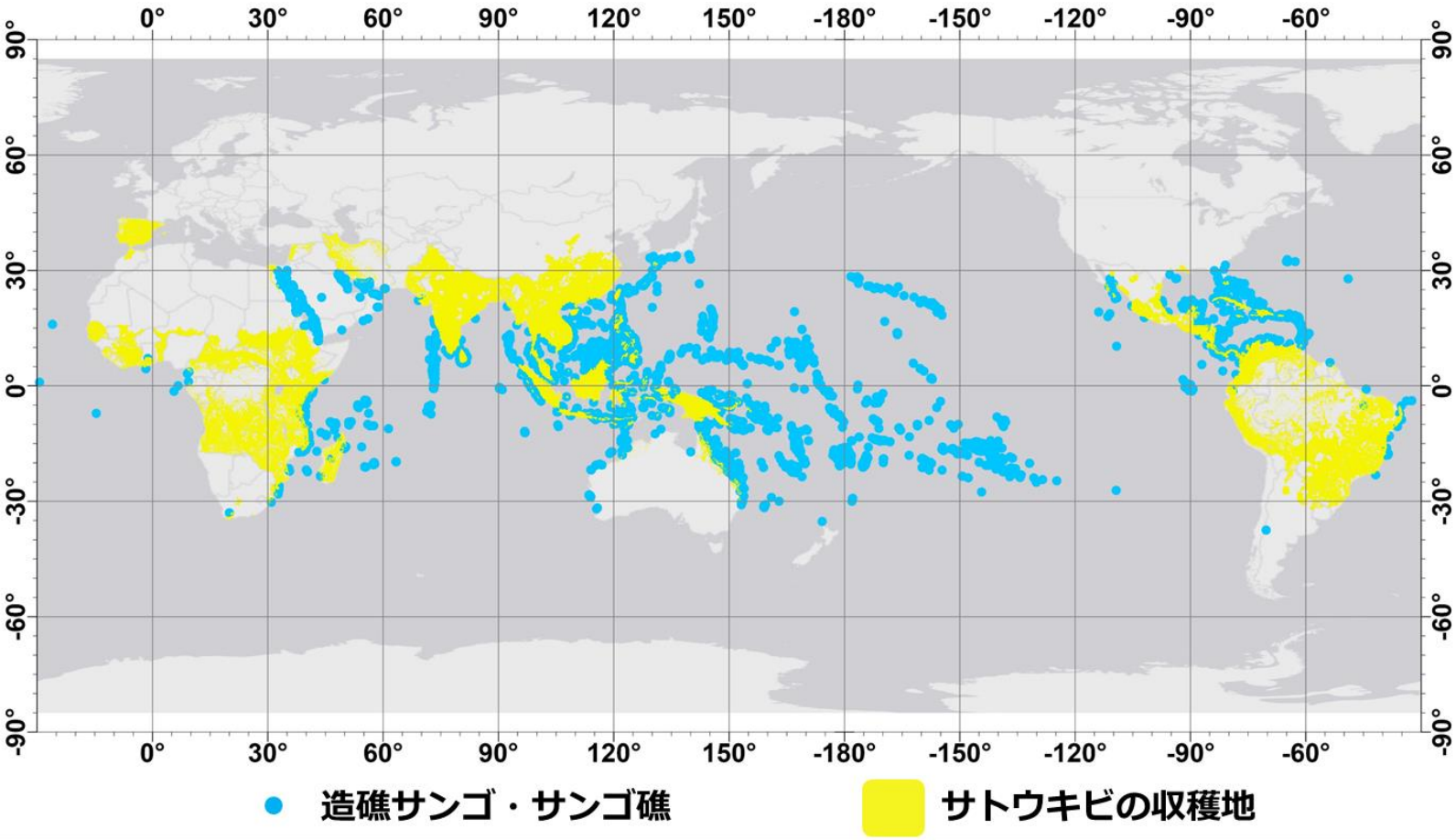


図 1.1. 造礁サンゴ・サンゴ礁とサトウキビ収穫地の分布（出典：Monfreda et al., 2008；ReefBase, 2021）

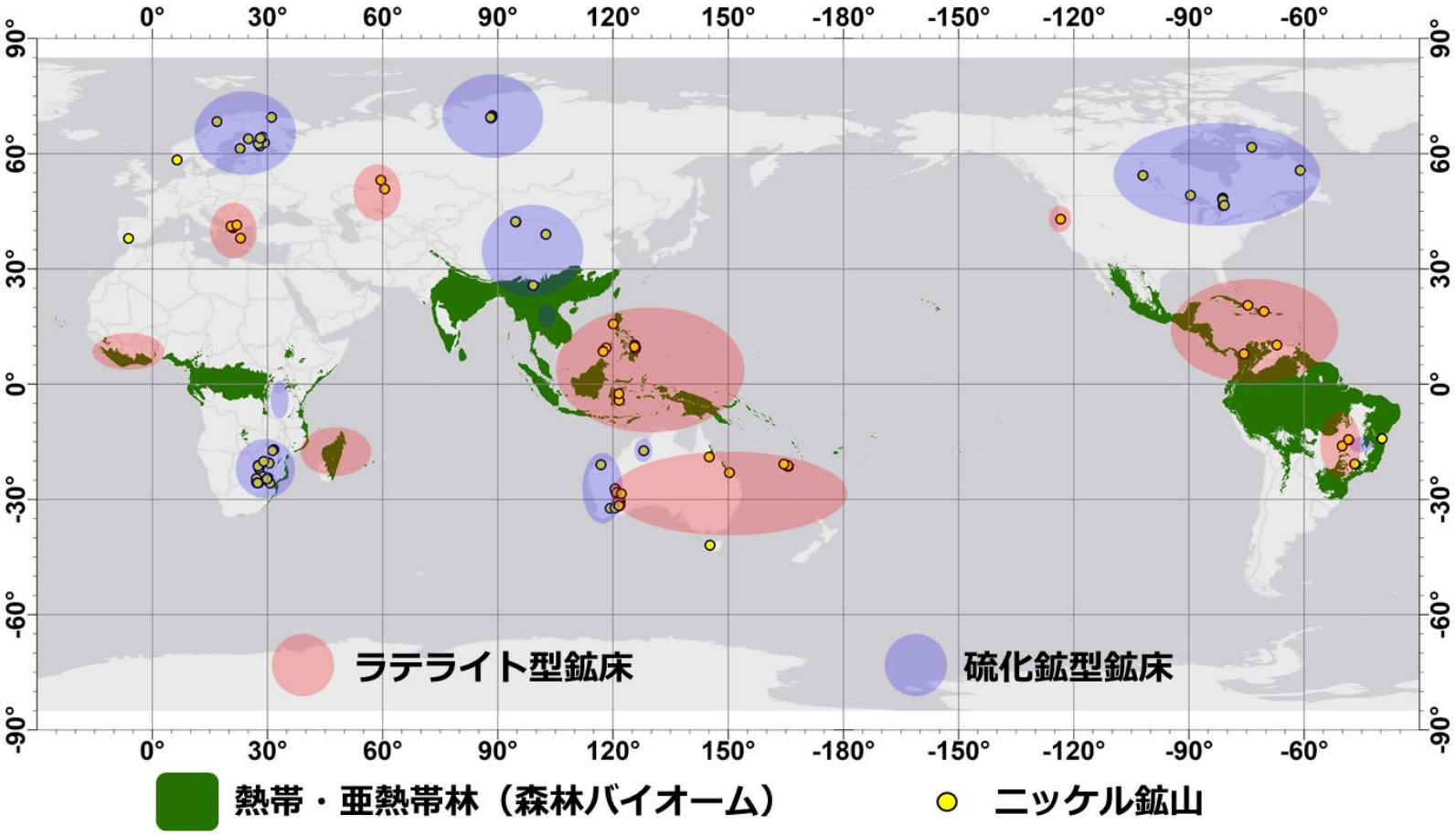


図 1.2. 熱帯・亜熱帯林（森林バイオーム），ラテライト型および硫化鉱型鉱床およびニッケル鉱山の分布（出典：Elias, 2002；SNL Metals & Mining, 2015；Dinerstein et al., 2017）

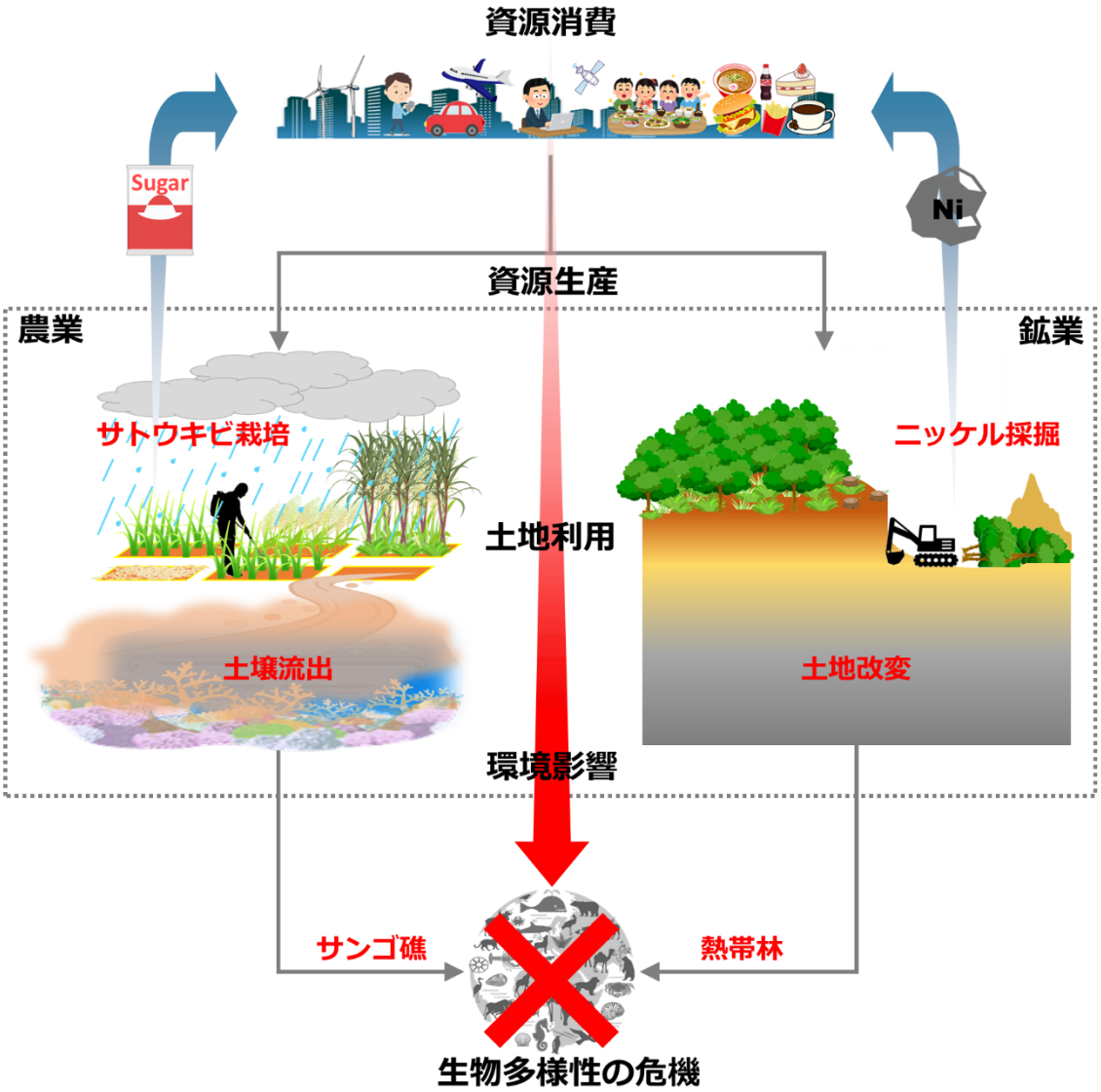


図 1.3. サトウキビ栽培およびニッケル採掘が引き起こす生物多様性の危機

1.1.2　サンゴ礁の衰退とサトウキビ農地からの赤土流出

本項では，第一にサトウキビ生産の概要を記し，第二に土壌流出の現象と，それがサンゴの生育に及ぼす影響を整理する。そして最後に，沖縄県における赤土流出問題の原因と赤土流出抑制対策について整理する。

（1）サトウキビの生産

サトウキビは，砂糖およびバイオエネルギー生産において重要な作物であり，世界で最大の生産量を誇っている。サトウキビは，およそ南北緯 30 度の範囲（熱帯・亜熱帯）における約 100 の国と地域で栽培されている。砂糖は，体内への速効性のエネルギー源として重要な食品であり，料理に欠かせない調味料であると共に，嗜好品としても歴史的に重宝されてきた。2019/2020 年において，世界の砂糖生産量は約 1 億 6,618 万 t であり[Statista, 2020]，2020/2021 年には 1 億 8,200 万 t の生産が見込まれている[United States Department of Agriculture, 2020]。現在，砂糖の約 8 割はサトウキビから生産されており，残りの約 2 割は主に北半球の温帯で栽培されているテンサイ由来である。一部の国と地域では，国民の健康志向から砂糖の消費量が減少しているが，世界全体で見れば砂糖の消費量は増加しており，生産量も同様に増加している（図 1.4）。

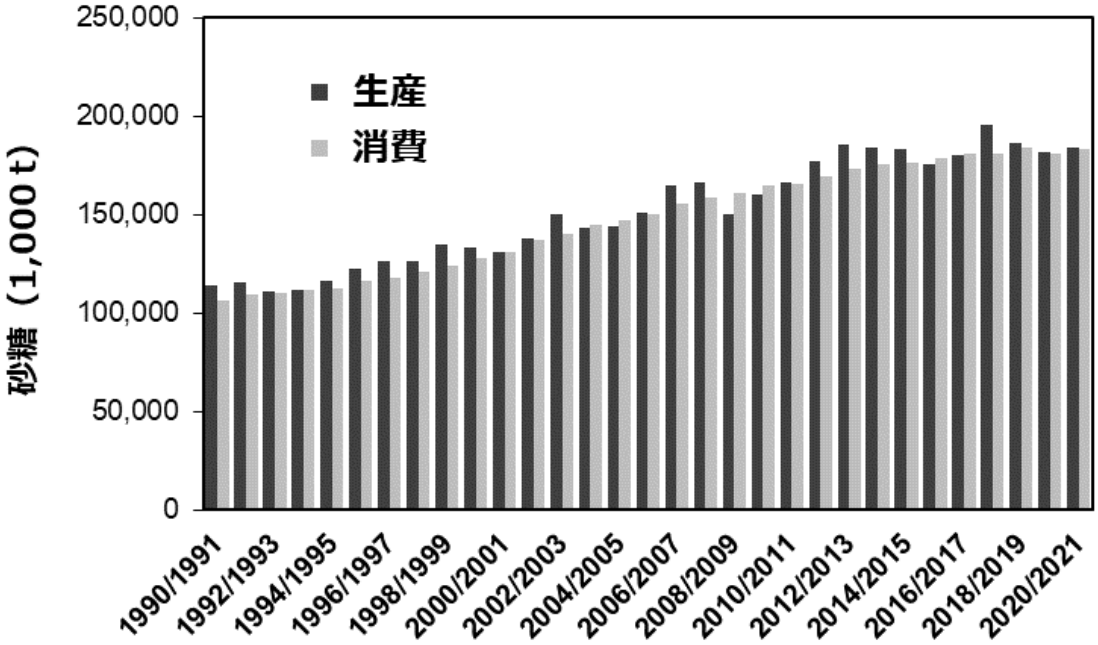


図 1.4. 世界における砂糖の生産と消費の時系列変化（出典：農畜産業振興機構，2020）

（２）土壌流出とは

土壌流出とは，陸域から河川そして沿岸域へと土壌が流出する現象である（図 1.5）。熱帯・亜熱帯域における長期の激しい風化作用によって生成された土壌は，熱帯気候特有の強い雨の衝撃のもとで，土壌侵食の危険性が潜在的に高い[久馬，2000]。そこへ，農地開発・更新などの人為的要因が加わると，降雨によって裸地化された地表面から瞬く間に，大量の表層土壌が沿岸域へと流出し，沿岸域において土壌汚染が発生する[翁長・吉永，1983]。特に島嶼における急峻な地形および短い河川の場合，短時間で沿岸域へと土壌が注がれる。

サンゴ礁域では，礁湖の形成によって海水交換が起こりにくい。土壌流入時にはそれが仇となり，浮遊していた土壌が礁湖内で沈殿し，海底に生育するサンゴに堆積する。土壌流出によるサンゴ生育への影響は，様々な地域における現場調査や室内実験によって議論されている。サンゴ礁域での土壌由来の懸濁物質（Suspended Solids：SS，詳細は 2.2 節）濃度の上昇が一定期間続くと，サンゴの生育不良がもたらされ，死滅へ至ることもある[Browne et al., 2015]。また，懸濁物質が沈殿し，大量の土砂がサンゴを覆うことによってサンゴを窒息させ，死滅に追いやる[Browne et al., 2015]。慢性的な土壌流入は，海水温の上昇によって白化したサンゴの回復力を低下させるため，さらに脆弱な生態系となる[Hongo & Yamano, 2013]。

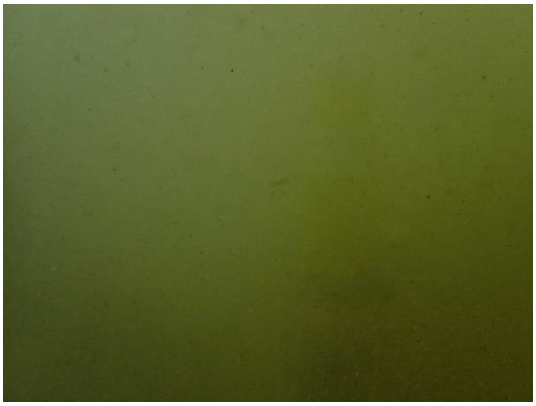
a)

b)

c)

d)

e)



f)

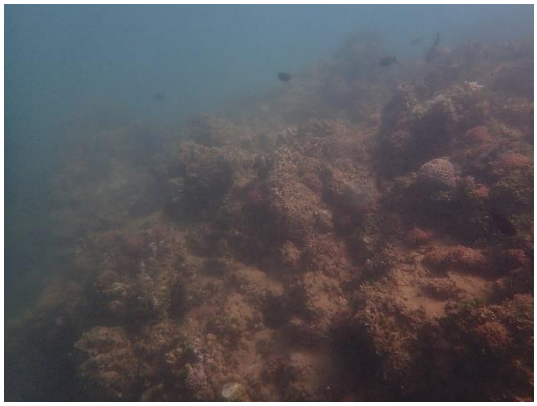


図 1.5. 沖縄県久米島における土壌流出の様子（a）サトウキビ農地，b）河川，c）河口，d）沿岸域，e）海中，f）サンゴ礁への堆積）

（3）沖縄県における赤土流出問題の原因

沖縄県における土壌流出は，地域を優占する土壌（国頭マージ，島尻マージ，ジャーガル）の特徴的な色相から赤土流出と呼ばれている。沖縄県における赤土流出問題の歴史を追うと，地域固有の自然環境下での潜在的な問題であったことがわかる（沖縄県における赤土流出問題に関する歴史は，付録 A を参照）。そこへ地域の自然条件を鑑みない過度な都市・農地開発により赤土流出が深刻化した。そして，サンゴ礁生態系の劣化が報告されるようになったことから地域の環境問題として表面化した[大見謝，1992]。そこで，沖縄県は，1994 年に「赤土等流出防止条例」を策定し（翌 1995 年に施行），陸域からの赤土流出抑制を図った。「赤土等流出防止条例」では，開発事業について，その規模に応じた沈砂池の設置や排水基準を設けるといった対策義務を明記しているが[沖縄県文化環境部，1995]，農業については努力義務の記載に留まっている。そのため，条例施行前と施行後の赤土流出量を比較すると，開発事業については大きく削減することを達成したが（図 1.6），農地についてはほとんど削減することが出来ず，現在の赤土流出発生源のおよそ 8 割を農地が占めている（図 1.7）。そのことから，農地における赤土流出抑制対策が喫緊の課題である。

農地における赤土流出量は作物の植被率（≒作物係数）と関係しており，比嘉ら(1997)によって各作物・作型の標準的な作物係数の月次変動が定められている。沖縄県における最たる栽培作物であるサトウキビは，作型が以下の 3 つに大別される。

株出し：サトウキビを刈りとった株から発芽させる作型
春植え：耕起した農地において，春（2 月から 5 月）に新たな苗を植える作型
夏植え：耕起した農地において，夏（7 月から 10 月）に新たな苗を植える作型

サトウキビは農地毎に選択される作型によって，赤土流出量の季節変動が大きく異なる（図 1.8）。夏植えの場合，1 年目の春から夏にかけて裸地となり，この期間が琉球列島における梅雨や台風の時期にあたるため，大量の赤土流出が発生する。春植えの場合においても，夏植えほどではないものの，苗植え後から生育するまでの裸地に近い状態の時に赤土が流出する。年間 1 ha 当たりの赤土流出量は，夏植えの場合 6.7 t，春植えの場合 5.0 t，株出しの場合 1.7 t と見積もられており[比嘉ら，1995]，作物係数の月次変動も作型によって大きく異なっている（図 1.9）。サトウキビの作型は，農業従事者によって選択される。特に更新時の作型選択（春植えもしくは夏植え）においては，近年の農業従事者数の減少および高齢化による労働力の低下から，サトウキビの更新作業が収穫と同時期に実施される春植えを避け，夏植えが選択される傾向にある[岡川ら，2015]。

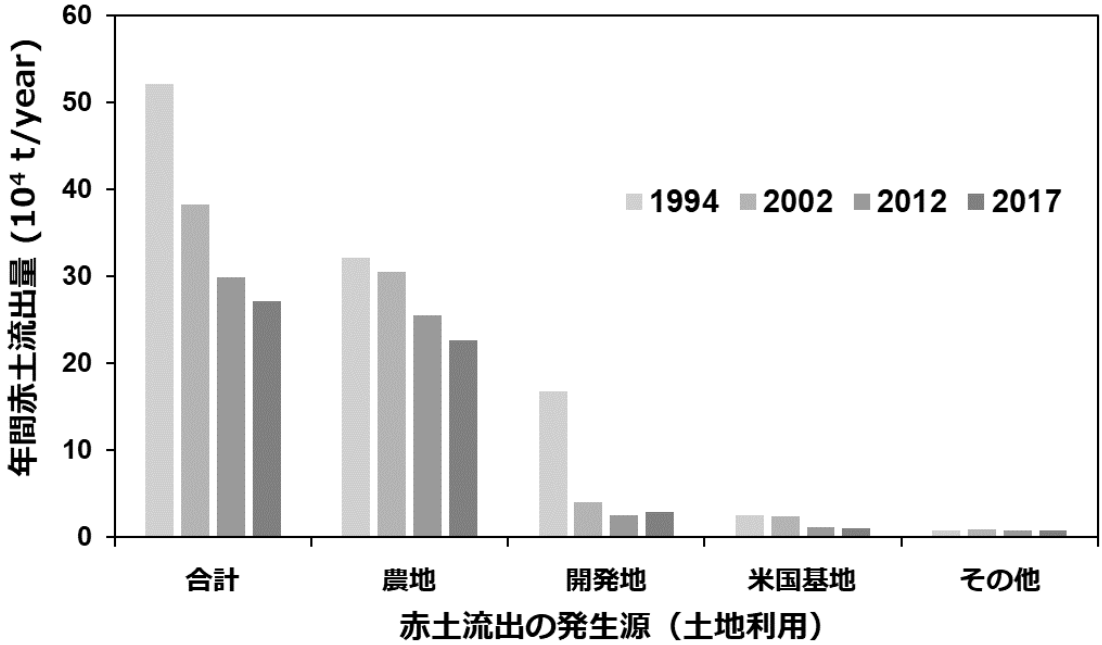


図 1.6. 赤土等流出防止条例施行前（1994 年）と施行後（2002・2012・2017 年）の各発生源における年間赤土流出量の時系列変化（出典：沖縄県文化環境部環境政策課，2006；沖縄県，2013；沖縄県，2019）

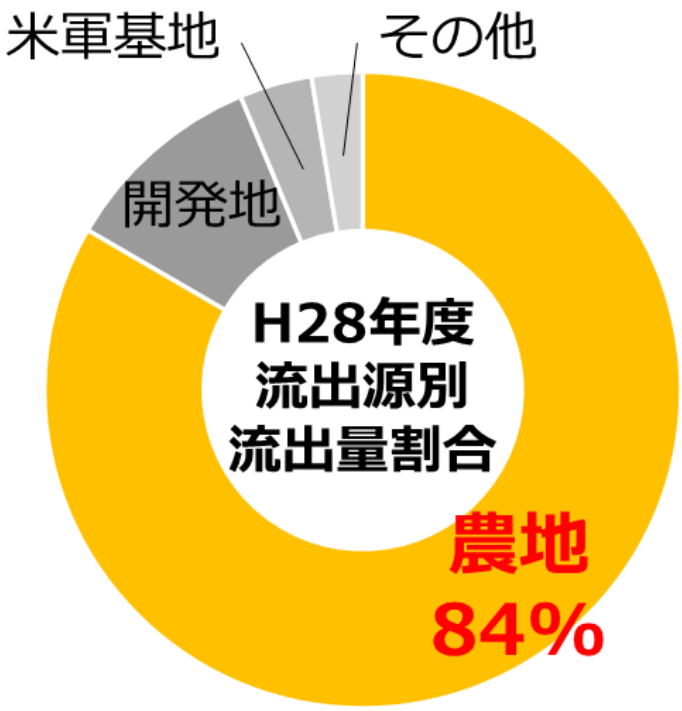


図 1.7. 2017 年の各発生源における年間赤土流出量の割合（出典：沖縄県，2019）

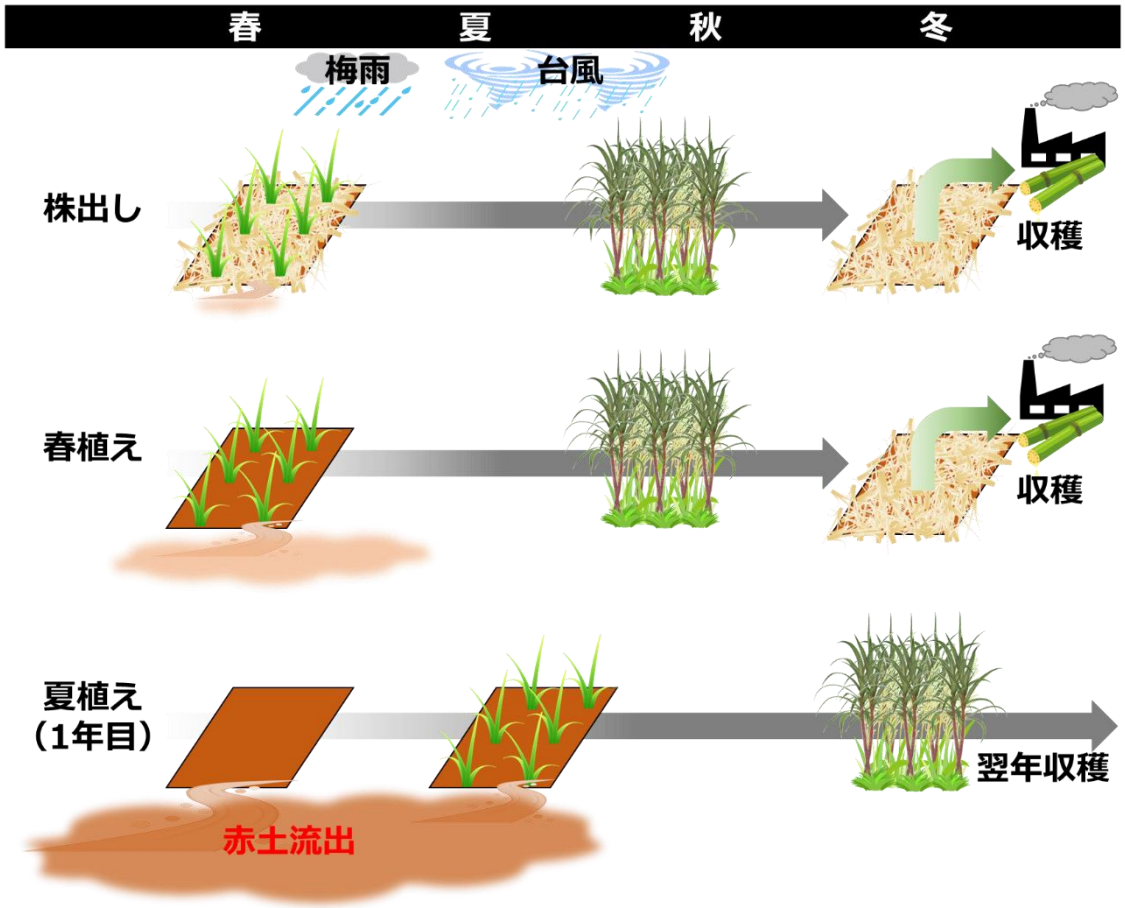


図 1.8. サトウキビの各作型における赤土流出の実態

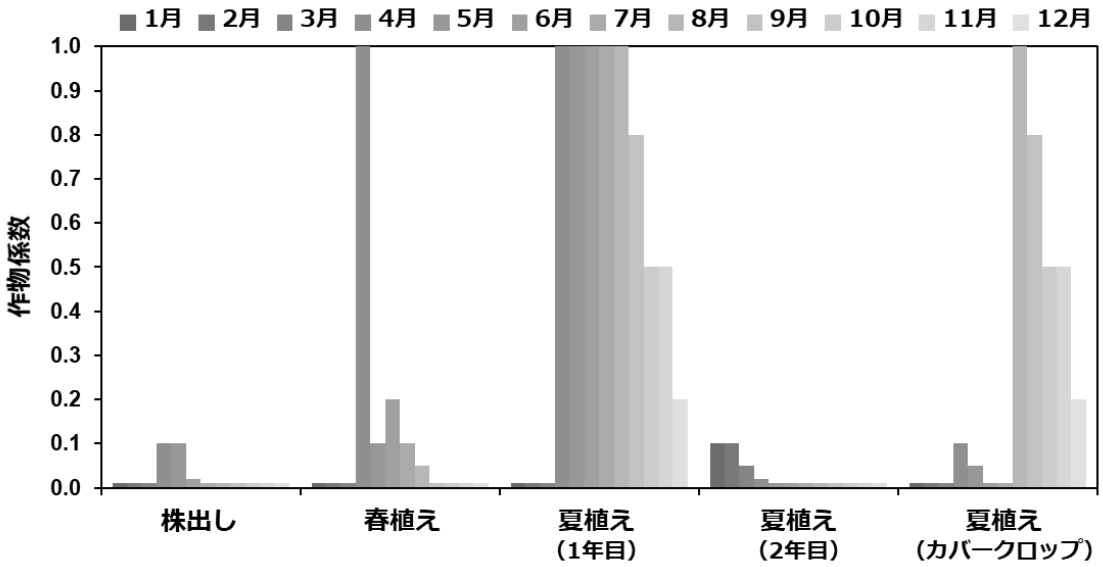


図 1.9. サトウキビの各作型における作物係数の月次変化（出典：比嘉ら，1997）

（４）農地における赤土流出量の推定と抑制対策

赤土流出量の算定は，例えば下記に示す汎用土壌流亡予測式（Universal Soil Loss Equation：USLE）が使用されている(比嘉ら，1995)。

$$A = R \cdot K \cdot LS \cdot C \cdot P$$

ここで，Ａは単位面積当たりの年間赤土流出量（$\mathrm{t \cdot ha^{-1} \cdot year^{-1}}$）を示し，下記の係数によって求められる。

R：降雨係数（$\mathrm{MJ \cdot mm \cdot ha^{-1} \cdot hr^{-1} \cdot year^{-1}}$）
K：土壌係数（$\mathrm{t \cdot hr \cdot MJ^{-1} \cdot mm^{-1}}$）
LS：地形係数（—）
C：作物係数（—）
P：保全係数（—）

降雨係数と土壌係数は，降雨条件および表層土壌種などの自然環境条件で決定されるため，人為的に管理することは現実的でない。地形係数は，斜面長と勾配で決定されるため土木的な対策によって改善することが可能であるが，多額の費用と農地形状の改変が伴うことから土地所有者との対話が必要になり，農地面積の縮小が伴う事業は進行が困難な場合がある。

一方で，作物係数と保全係数は，栽培作物・作型および営農的流出抑制対策によって決定されるため，農地利用形態と密接な関係がある。作物係数は，農地における植被率が考慮され，比嘉ら(1997)によって作物･作型毎に標準的な作物係数が決定されている。保全係数は，農地における赤土流出抑制対策を示し，沖縄県においては営農的もしくは土木的対策に集約される（表 1.1)。

営農的対策：営農活動の中でのマルチングなどの農地表面被覆，作型の選択・改善等
土木的対策：圃場の形状，農区域外への赤土流出を抑制するための沈砂池の設置等

土木的な対策は土地改変を伴うため，比較的多額の費用を要する。特に沈砂池の設置は圃場面積の減少を伴うため，設置場所の選定において，土地保有者との合意形成が容易ではない場合がある。また，沈砂池は設置後の管理を定期的に実施しないと期待される効果は得られないにもかかわらず，現状では必ずしも十分に管理されているとは言えない実態がある。一方で，営農的対策は，土木的対策と比較して多額の費用を要さずに，高い効果が得られることから優先的に実施すべき対策と位置付けることができる。

裸地状態の農地（図 1.10.a）から，赤土流出を抑制する対策方法としてマルチングが挙げられる。マルチングは，雨滴や表面流出水から農地表層土壌を保護することにより，赤土流出が抑制される。サトウキビは，収穫時に作物残渣として葉殻が副産物として得られ，作物残渣のマルチング利用は，流出削減効果が高い対策である（図 1.10.b）。山野&岡川（2018）は，サトウキビの収穫後から夏植えの直前までの期間に，作物残渣マルチングを実施した農地と，収穫後直ぐに耕起し裸地化した農地の赤土流出量を比較したところ，作物残渣マルチングによって，赤土流出量が 28%削減されることを明らかにした（図 1.11）。この対策法は副産物の有効利用であり，農家に費用的負担をかけないことから，積極的な導入が期待できる。さらには，赤土流出と加えて土壌肥料流出の抑制も期待できる。また，近年は農地の周囲に緑を生育させるグリーンベルトも導入されているが，この方法は農地内の作物栽培面積を減少させる。そのことから，農業従事者にとっては，必ずしも意欲的に取り組める対策ではないという実情がある。

表 1.1. 代表的な赤土流出抑制対策の保全係数

赤土流出抑制対策	保全係数	出典
● **営農的対策**		
全面マルチング	0.1	花城ら（1996）
部分マルチング	0.2	花城ら（1996）
畝方向　縦畝	0.55	沖縄県農林水産部営農支援課&アジアプランニング株式会社（2009）
横畝	0.27	沖縄県農林水産部営農支援課&アジアプランニング株式会社（2009）
グリーンベルト植栽	0.5	沖縄県農林水産部営農支援課&アジアプランニング株式会社（2009）
赤土流出防止板	0.7	沖縄県農林水産部営農支援課&アジアプランニング株式会社（2009）
カバークロップ	0.1	花城ら（1996）
● **土木的対策**		
土砂溜マス	0.7	花城ら（1996）
土砂溜マス（ろ過式）	0.5	花城ら（1996）
沈砂池	0.6	花城ら（1996）
沈砂池（ろ過式）	0.4	花城ら（1996）
フトンカゴ	0.7	花城ら（1996）
浸透池	0.1	花城ら（1996）
アスファルト乳剤等	0.1	花城ら（1996）
堅樋，ろ過堰等	0.5	花城ら（1996）

※保全係数の値域は 0－1 であり，0 に近いほど保全効果が高いことを意味する。

a)　　b)

図 1.10. サトウキビ農地における葉殻を用いた作物残渣マルチング対策の有無（a）なし，b）あり）

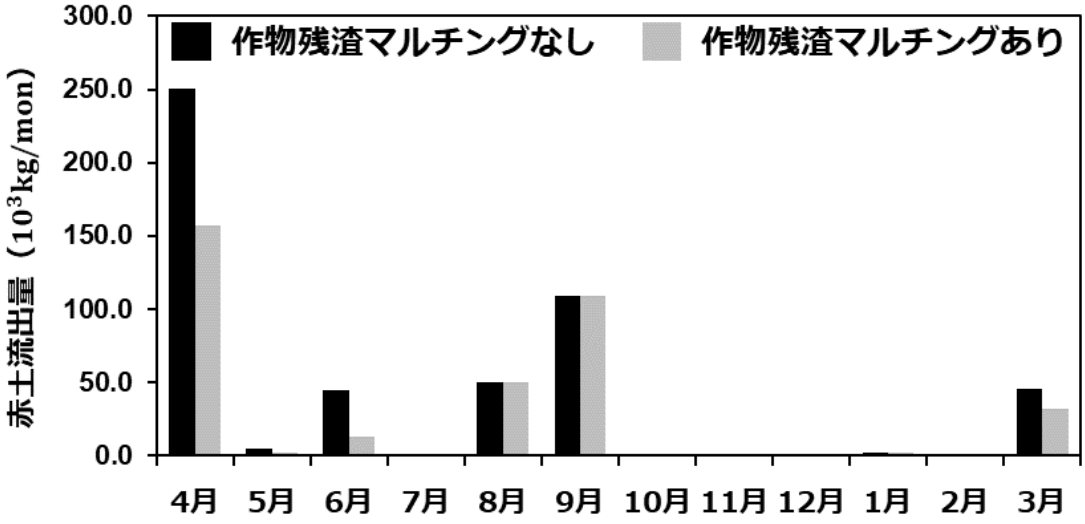


図 1.11. 夏植えサトウキビ農地における春時期（4 から 6 月）の作物残渣マルチングによる赤土流出抑制効果（出典：山野&岡川，2018）

1.1.3　熱帯林の消失とニッケル採掘活動による土地改変

本項では, 第一にニッケルの用途および生産・消費, そして採掘法について記す。第二に, ニッケル採掘が生物多様性に与える影響を述べる。最後に，ニッケル消費国（輸入国）について，環境負荷の小さな資源消費を促すための評価方法について述べる。

（1） ニッケルの概要

ニッケルは，銀白色の金属で，元素記号 Ni，原子番号 28，原子量 58.69 である[中西&恒見，2008]。1751 年にスウェーデンの鉱物学者 Axel Fredrik Cronstedt（1722–1765 年）が，銅鉱石に似ていた NiAs から単体分離に成功した元素を,「悪魔の銅」という意味のドイツ語 kupfernickel（クッフェルニッケル）に由来して，Nickel（ニッケル）と命名した。ニッケルは，様々な合金の要素として用いられ，ステンレス鋼や特殊鋼，メッキ，磁性材，ニッケル電池，触媒，貨幣など，我々の生活に馴染みが深い鉱物資源である。さらには，近年開発が進んでいる省エネルギー製品での利用など，その用途の広さから重要な鉱物資源である。日本は, 世界有数の一次ニッケル（ニッケル鉱石を製錬したもの）の生産国であり, ニッケル鉱石を他国からの輸入に依存している。そのことにより, 日本では産業界への影響を低減するために，1983 年から「レアメタル備蓄制度」を開始し，日本の基準消費量の 42 日分を国家備蓄，18 日分を民間備蓄が担い，合計 60 日分の備蓄を義務付けている[経済産業省，2014]。

近年，今後 10 年でガソリン自動車の販売を禁止する等といった省エネルギーへの転換政策により, 大きな推進を見せている電気自動車（Electric Vehicle：EV）のバッテリーには, リチウムに加えてニッケルなどの金属が使用されている。EV への移行が進めばニッケル需要も当然増加すると予測されている[Mining.com, 2021]。

現状においても，全球のニッケル生産量は増加し続けており，1986 年と 2013 年を比較すると 2 倍を超え，年間生産量は 1,850 kt まで達している（図 1.12）。国毎の生産量を見ると，1986 年から 2013 年の 28 年間でロシア連邦が最大である。1 位のロシア連邦から 7 位のフィリピン共和国までの，上位 7 か国・地域における生産量のシェアが 78%を占めている（図 1.13）。このことから，ニッケル採掘は偏在性が非常に大きいと言える。しかし，一次ニッケルの生産および消費（2013 年）は，主にアジアに集中しており（47%と 69%），これらは特に中国（35%と 50%）と日本（9%と 7%）に起因している（図 1.14；JOGMEC, 2017）。

ニッケル鉱山は，ラテライト型鉱床と硫化鉱型鉱床に大別される（表 1.2）。ラテライト型鉱床は，湿潤温暖な熱帯気候域での地表面の岩石の化学風化作用により形成され，ニッケル埋蔵量の約 70%が存在している[Elias, 2002]。一方，硫化鉱型鉱床は，火山活動に関連して形成され，溶岩噴出口やマグマ溜まりに分布している。したがって，鉱床型の地理的な分布には特徴が見られる（図 1.2）。多くのラテライト型ニッケル鉱床は，赤道から南北 22 度の緯度帯内で生成される[Elias, 2002]。硫化鉱型ニッケル鉱床は，通常，銅やコバルト，さらには多くの場合，金またはプラチナ，パラジウム，ロジウムなどの貴金属を含む[Hoatson et al., 2006]。古くは，ニッケル生産量の割合は硫化鉱型鉱床の方が大きかった。これは，ラテライト型鉱床と比較して，製錬が容易であることによる[上木, 2009]。しかし，現在では高圧硫酸浸出法（High Pressure Acid Leach：HPAL）による酸化鉱の製錬も確立され，新たな鉱山開発プロジェクトが進行している[Mudd, 2010]。そのため，近年では，豊富に埋蔵されているラテライト型鉱床での採掘の割合が増加している。2009 年には，ラテライト型鉱床の生産量が 54%を占め，硫化鉱型鉱床を上回った[Oxley et al., 2016]。

ニッケルの採掘法は，鉱床の深さによって異なる。ラテライト型鉱床は，先に記述した鉱床の形成過程から，地表から数十メートル程度の浅いところに，豊富な鉱床が広域分布している[Crundwell et al., 2011]。そのため，採掘は地表面を剥ぐような露天掘りが実施され，ピットの位置は鉱床エリア内で移動し，採掘が完了すると，表土と廃石はピットエリアに戻されるため，表土集積場が存在しない場合がよくある[Tang et al., 2016]。一方，マグマ由来の鉱物資源が形成された硫化鉱型鉱床は主に地下深くにあり，その深さによって露天掘り（地表面から擂鉢状に採掘する）もしくは坑内掘り（地下で採掘する）で採掘される[日本学術会議, 2008]。硫化鉱型鉱床のピットはより地中深くに掘削されていくため，表土と廃石を置いておく廃石集積場も併せて設置される[Tang et al., 2016]。

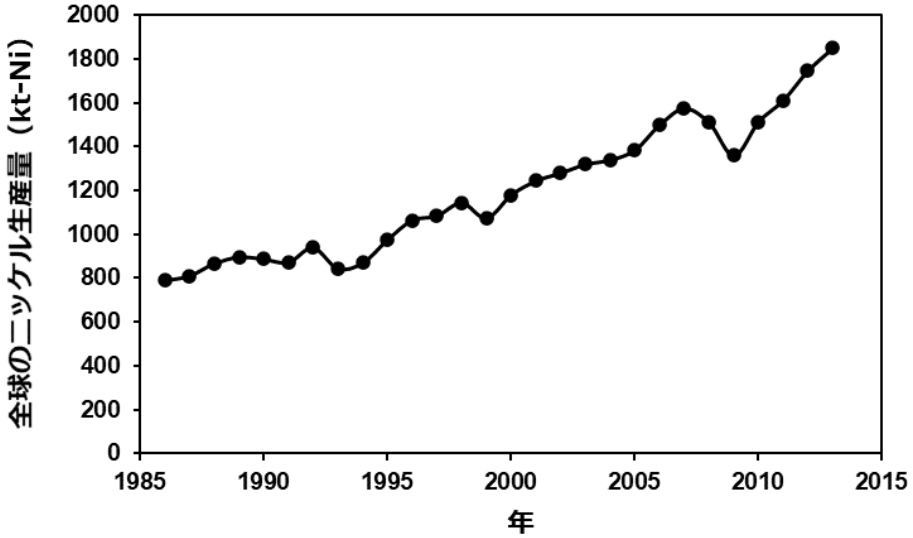


図 1.12. 1986–2013 年におけるニッケル生産量の推移(出典:SNL Metals & Mining, 2015)

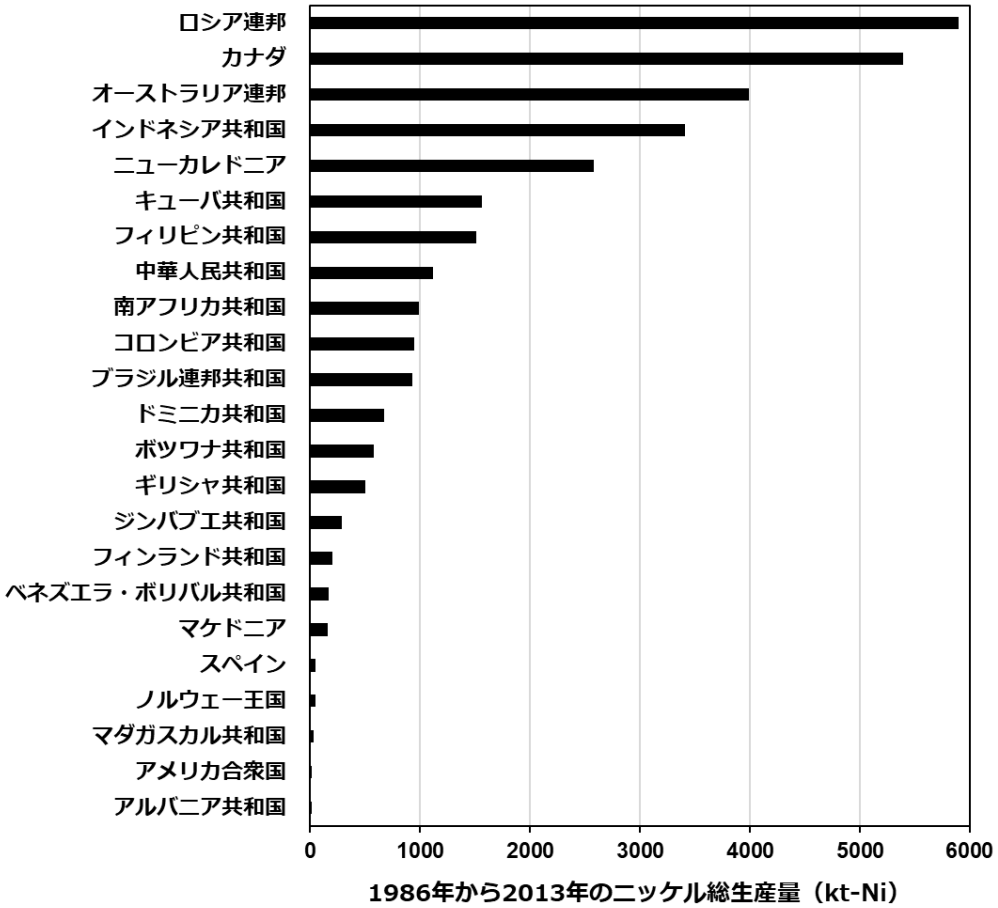


図 1.13. ニッケル採掘国における 1986–2013 年の総生産量（出典：SNL Metals & Mining, 2015）

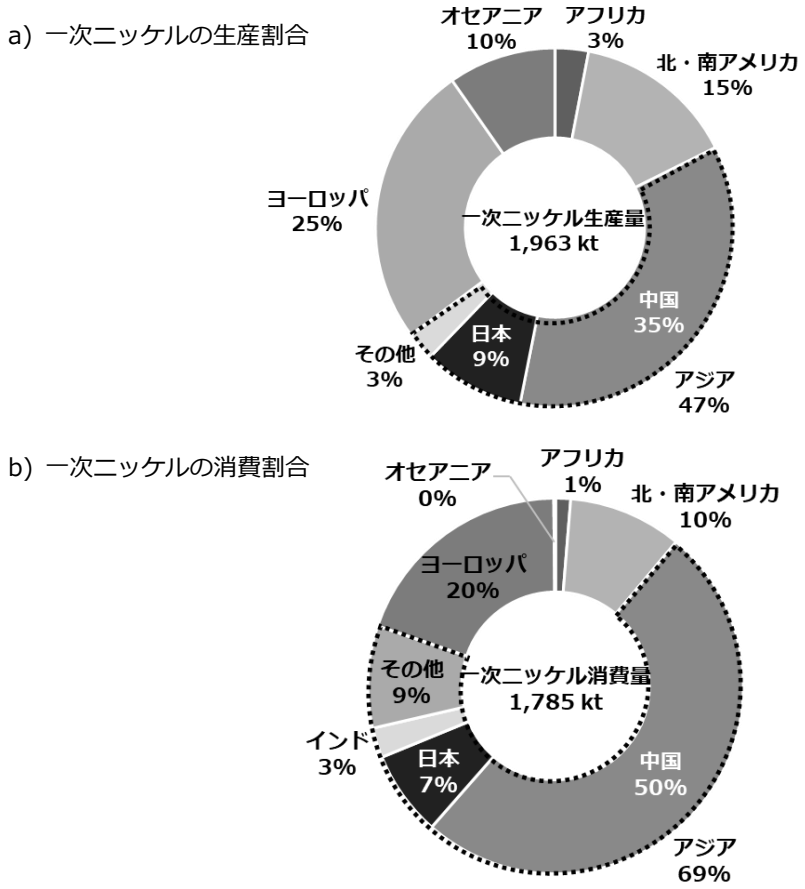


図 1.14. 州毎の一次ニッケルの生産割合および消費割合（出典：JOGMEC, 2017）

表 1.2. ニッケル鉱山における鉱床型と採掘法の分類および代表的な国と地域

採掘法 鉱床型	露天掘り	坑内掘り
ラテライト型	● ニューカレドニア ● フィリピン共和国 ● インドネシア共和国 ● オーストラリア連邦	● ギリシャ共和国
硫化鉱型（Ni, Cu）	● カナダ ● ロシア連邦 ● オーストラリア連邦	
硫化鉱型（Ni, PGM）	● 南アフリカ共和国 ● オーストラリア連邦	

（２） ニッケル採掘活動が生態系へ及ぼす影響

全球のあらゆる地域において，ニッケル採掘活動に伴う環境への影響が報告されている。カナダやロシア連邦の硫化鉱型鉱山では，採掘活動によって二酸化硫黄（SO2）・粒子状物質・重金属の排出による環境汚染が問題となっている[Keller et al., 1998]。一方で，ラテライト型鉱山で有数のニッケル生産量を誇るニューカレドニアは，島全体が生物多様性のホットスポットとして知られている。熱帯に位置するこの島においては，ラテライト型ニッケル鉱床が豊富に存在し，古くからニッケル採掘が活発な地域の一つである。島の産業はニッケル産業に依存した構造であった一方で，ニッケル採掘は島内の熱帯林を破壊してきた[Jaffré et al., 2010]。採掘活動によって裸地化された土地からは，沿岸域への土壌流出や粒子状物質の飛散によって，ラグーンへの影響や人間の健康被害が見られている。

ラテライト型ニッケル鉱山は一般に露天掘りによって採掘され，特に熱帯に位置するニューカレドニアやインドネシア，フィリピンなどの原生の熱帯林およびその表土を広域に剥ぐことから環境負荷の大きな鉱山であると考えられている[谷口, 2006]。また，硫化鉱型鉱山と比較して，ニッケル生産時の温室効果ガスの排出量が大きいという側面もある[Mudd, 2010]。しかしながら，ラテライト型鉱床の重要性はその巨大な埋蔵量にあり，将来的に硫化鉱型鉱床と比較して，はるかに大きなニッケル生産量をもたらす可能性がある[Elias, 2002]。枯渇性資源である鉱物資源については，現在，銅・亜鉛・錫といったベースメタルが数十年後に枯渇すると警鐘を鳴らされているものの[安達&前田, 2008]，ニッケルに関しては新たな鉱床の発見もあり，現状における枯渇の心配は無いと考えられている[Mudd, 2010]。将来的にも，ニッケルを含め多くの鉱物資源の需要が，引き続き高まると予測されており，採掘活動が生物多様性のより豊富な地域へと移行していくと懸念されている[Sonter et al., 2018]。

（３）消費国における環境負荷の小さいニッケル利用・消費

土地利用が自然環境に与える影響は，土地利用強度（Land use intensity：LUI，もしくは Intensity of land use）として表現される（例えば，Lambin et al., 2000；Koellner & Scholz, 2008）。Iwatsuki et al. (2018)は，衛星リモートセンシングを用いて採掘活動による土地利用強度を下記の式によって推定した。

土地利用強度(m^2/t) = 任意の期間における採掘変化面積(m^2) / 任意の期間における鉱物資源生産量(t)

土地利用強度は大きな値を示すほど，単位鉱物資源生産量あたりの土地改変面積が大きいことを示しており，つまりは自然環境への影響が大きいと言える。しかし，採掘活動に伴う土地の形状変化は，土地改変（Land use change：LUC）という言葉で表現でき，2 時期の衛星画像を用いた採掘領域の変化面積は土地改変面積による評価と言い換えた方がより適切である。したがって，本論文において採掘活動に関わる土地利用強度を新たに土地改変強度（Land use change intensity：LUCI）と言い換え，下記のように再定義する。

土地改変強度(m^2/t) = 任意の期間における土地改変面積(m^2) / 任意の期間における鉱物資源生産量(t)

ニッケル鉱山の LUCI は，ニッケル協会によって採掘法毎に示されている（露天掘り= 1.8 m^2/t-Ni，坑内掘り= 0.76 m^2/t-Ni；Ecobalance Inc., 2000）。しかし，国・地域による違いは，現状においては明らかにされていない。さらには，採掘活動に伴う付帯施設の存在も考慮されているか不明である。尾鉱ダムなどの付帯施設においても採掘ピット同様に，土地改変因子として大きな影響を持つことが知られている[Bebbington et al., 2018]。さらにニッケル協会の LUCI 値は，多くの鉱山の平均を表す場合もあれば，限られた期間およびサイトで収集されたデータから算出された可能性もあり[Nakajima et al., 2017]，客観的かつ公正な評価が必要である。

1.2　土地利用モニタリングの重要性と衛星リモートセンシングの有用性

前節において，生物多様性のホットスポットであるサンゴ礁および熱帯林に対する農業・鉱業由来の大きな影響は，サトウキビ農地からの赤土流出とニッケル採掘による土地改変によってもたらされていることを取り上げた。そして，それぞれの問題に対して，現象・原因・対策の 3 つの視点について，それぞれのモニタリングすべき対象を検討してきた。

人間による生産活動と生態系の関係を明らかにする上で，モニタリングは欠かせない。両者の関係を空間情報によって正確に把握し，問題への対処や管理をより良いものに改善していく必要がある。本研究で扱うそれぞれの対象は，土地利用もしくは沿岸域の時空間変化であり，適切なモニタリングを実施し，対策を効果的に実施していく必要がある。しかし，現在の人間活動域の拡大による地域・地球環境問題の規模は大きく，従来の現地調査のみのモニタリング法では，その実態を完全に把握するのは困難になっている。また，生物多様性が豊富な地域は，人がアクセスし難い場所であり，より一層，現地調査の実施は困難である。

そのような実情の中，1970 年代から始まった衛星リモートセンシングによる宇宙からの観測は，対象物に触れることなく状態を把握できる技術であり，地表面の時空間変化モニタリングにおいては，非常に有用な技術の一つとして認識されている。特に，広域の長期間モニタリングにおいては，唯一の技術・手段である。

さらに，衛星リモートセンシングによる観測データは，客観性かつ一貫性を有している。さらに，デジタルデータの処理によるモニタリング手法の開発は，環境問題に対する公的施策の検討において，公平かつ透明性が担保された評価を可能にする。

従って，本研究では，衛星リモートセンシングを用いた土地利用（および沿岸域）時空間変化のモニタリング手法の開発に取り組む。

1.3　本研究について

1.3.1　目的と構成

産業革命以降，人口爆発と共に産業社会によって形成された社会における大量の資源消費と，さらなる需要に応えるために拡大している農業・鉱業の生産活動において，サトウキビ栽培とニッケル採掘は，空間的分布の一致によって生物多様性の豊富なサンゴ礁生態系および熱帯林生態系の劣化を招く主要な原因である。本研究では，両者をそれぞれ「サトウキビ栽培による赤土流出問題」と「ニッケル採掘による土地改変問題」と呼ぶこととする。本論文では，2 つの問題を以下に示すように，生産活動が土地利用を介して生態系に与える影響を現象・原因・対策の 3 つの視点で整理した。ニッケル採掘による土地改変問題における現象と原因は，直接的な関係であり，空間的に同一領域で起きている事象であるため，一括して扱うことにした。

<サトウキビ栽培による赤土（土壌）流出問題>

現象：沿岸域における土壌汚染

陸域から流出した土壌の沿岸域への流入による土壌汚染。サンゴ共生藻（褐虫藻）の光阻害を引き起こすことにより，サンゴの生育阻害（さらには死滅）を引き起こす。

原因：サトウキビ農地帯の作物・作型選択

農地毎に選択される栽培作物によって土壌流出量は異なる。特に熱帯・亜熱帯域において基幹作物であるサトウキビでは，選択される作型（つまりは株出し・春植え・夏植え）によって土壌流出量が大きく変動する。

対策：サトウキビ葉殻を用いた作物残渣マルチングによる土壌流出抑制

梅雨や台風発生時期における降水量の増加は，この時期に裸地状態である夏植えサトウキビ農地から，大量の土壌流出を誘引する。当該時期において，サトウキビ葉殻を用いた作物残渣マルチングによる土壌表面の保護は，比較的導入が容易かつ費用対効果の高い土壌流出抑制対策である。

<ニッケル採掘による土地改変問題>

現象・原因：ニッケル採掘に伴う土地改変

ニッケル採掘活動に伴う土地改変。地表面に生育する熱帯林が消失し，生態系の断片化を引き起こす。

対策：ニッケル鉱山の土地改変強度の評価による生産国選定

鉱山毎にニッケル生産量あたりの土地改変面積（つまりは土地改変強度：LUCI，m^2/t-Ni）は異なることが推測される。そのため，ニッケル消費国は，ニッケル採掘国における LUCI を把握し，資源取引国の選定の判断材料として取り入れ，環境負荷の小さい資源利用に努める必要がある。

本論文においては，2 つの問題における現象・原因・対策の，これら 3 つの視点それぞれで土地利用（および沿岸域）に関して，広域かつ客観的な把握が可能な衛星リモートセンシングを用いたモニタリング手法を開発し，その性能を評価することが目的である。以下に本論文の各章における目的を示すとともに，図 1.15 に本論文の構成を図示する。

第 1 章では，第一に，現在の大量の資源消費およびそれに伴う農業・鉱業生産が引き起こす生物多様性の危機について述べ，特に生物多様性が豊富な生態系であるサンゴ礁や熱帯林に強い圧力を与えている「サトウキビ栽培による赤土流出問題」および「ニッケル採掘による土地改変問題」を取り上げた。第二に，それぞれの問題に対して現象・原因・対策の視点で環境影響の評価と対策の枠組みを整理した。第三に，問題解決に向けた 3 つの視点それぞれで土地利用（および沿岸域）に関するモニタリング対象を選定し，広域かつ客観的な把握が可能な衛星リモートセンシングの有用性を記し，最後に本論文の目的および構成（図 1.15）について述べた。また，この章の最後に，第 3 章から第 7 章における研究地域について説明する。

第 2 章では，衛星リモートセンシングの歴史と特徴を述べ，第 3 章から第 6 章でのモニタリング対象における衛星リモートセンシングの到達点と課題を文献調査によって明らかにするとともに，各モニタリング手法の開発に最適と考えられる衛星センサを選定する。

第 3 章では，沿岸域における土壌汚染現象の実態を把握するために，衛星コンステレーションに基づく高頻度高解像度での衛星観測により，熱帯・亜熱帯島嶼における土壌流出イベントを捉える。そして，その SS 濃度時空間変動を明らかにし，サンゴ礁生態系への影響を明らかにする。

第 4 章では，最たる土壌流出源である農地において，作物・作型の選定が土壌流出量を変動させる。そのため，雲被覆の影響が大きく，尚且つ小規模農地帯である亜熱帯島嶼の作物・作型分類手法を開発する。

第 5 章では，導入が容易かつ費用対効果の高い土壌流出抑制対策であるサトウキビの葉殻を利用した作物残渣マルチングの実施を農地毎に判別する手法を開発する。

第 6 章では，土地改変の原因である全球のニッケル採掘活動を把握するため，既往の熱帯林における鉱山採掘領域推定手法を拡張し，様々な土地被覆帯に頑健な手法を開発する。さらに全球におけるニッケル採掘に伴う土地改変面積を推定する。

第 7 章では，ニッケル鉱物資源消費における環境への影響緩和に向けて，全球のニッケ

ル鉱山における土地改変強度（Land use change intensity：LUCI）を推定し，特に生物多様性への影響が大きい熱帯林での採掘活動を実施している国に着目し，採掘国選定を検討する。

第 8 章では，第 3 章から第 5 章の「サトウキビ栽培による赤土流出問題」および第 6 章から第 7 章における「ニッケル採掘による土地改変問題」について，それぞれの研究で得られた成果と課題および展望を整理し，総合的な議論をする。

最後に第 9 章にて，本研究の結論を述べる。

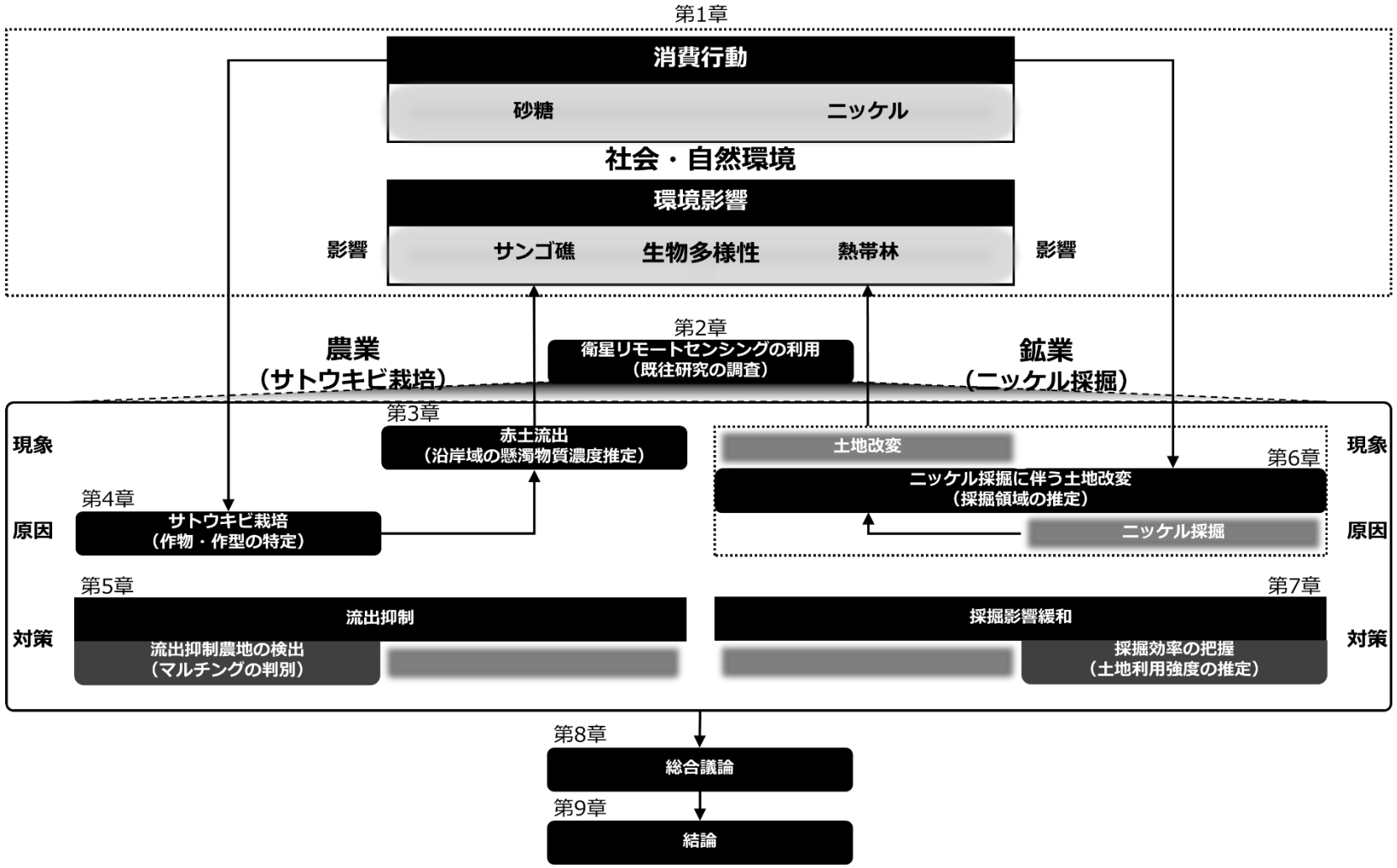

第1章
消費行動
砂糖
ニッケル
社会・自然環境
環境影響
影響
サンゴ礁
生物多様性
熱帯林
影響
第2章
衛星リモートセンシングの利用
（既往研究の調査）
農業
（サトウキビ栽培）
鉱業
（ニッケル採掘）
第3章
赤土流出
（沿岸域の懸濁物質濃度推定）
現象
土地改変
第6章
現象
ニッケル採掘に伴う土地改変
（採掘領域の推定）
第4章
原因
サトウキビ栽培
（作物・作型の特定）
ニッケル採掘
原因
第5章
第7章
流出抑制
採掘影響緩和
対策
流出抑制農地の検出
（マルチングの判別）
採掘効率の把握
（土地利用強度の推定）
対策
第8章
総合議論
第9章
結論

図 1.15. 本論文の構成

1.3.2 研究地域

（1） サトウキビ栽培による赤土流出問題：久米島

亜熱帯に位置する沖縄本島の約 100 km 西の久米島（面積：59 km²）を「サトウキビ栽培による赤土流出問題」のモデルとして扱うこととした（図 1.16）。久米島の年間平均気温は 23.0℃，年間降水量は 2,111.8 mm であり，そのうち 44%は 5 月から 6 月にかけての梅雨もしくは 8 月から 9 月にかけての台風時期の降水である（図 1.17 および図 1.18）。島の中央部は火山岩によって構成され，最大標高 310 m に達している（図 1.19）[Yamano et al., 2015；Ishiguro et al., 2016]。

農地面積は 17.1 km² であり（図 1.20），露地ではサトウキビ・牧草地・紅芋・パイナップル・カボチャ・ゴーヤ・オクラ・米などの作物が栽培され，ビニールハウスなどの農業施設では菊やマンゴーなどが育てられている。島内で最大面積を誇る作物はサトウキビであり，サトウキビの栽培および製糖は，島内の基幹産業の一つである[Yamano et al., 2015]。近年，島内では植え付け機械や収穫機械などの導入により，サトウキビ栽培の機械化が進んでいるが，伝統的な手作業で栽培および収穫している農家も多く現存している。農家の約 63%が 1 ha 未満のサトウキビ畑を管理しており，久米島の農地帯は主に小規模農地によって構成されている[沖縄県, 2018]。

久米島には，固有種を含む多様な生物が生育しており，WWF ジャパンによって島の大部分が生物多様性優先保全地域と判断された[安村, 2009]。また，ラムサール条約に登録された湿地があり，さらに島の周辺はサンゴ礁に囲まれているなど豊かな自然が見られる[山野&岡川, 2018]。

現在，久米島は農地からの土壌流出（赤土流出）が環境問題となっており，河川や沿岸の生物多様性を脅かしている[山野&岡川, 2018]。沖縄における赤土流出の歴史（付録 A）と同様に，久米島においても水田からサトウキビへの転換と土地改良事業により，大量の赤土流出が発生した経緯がある。沖縄県赤土等流出防止対策基本計画[沖縄県, 2013]において，久米島は重点監視海域区分に設定されている。

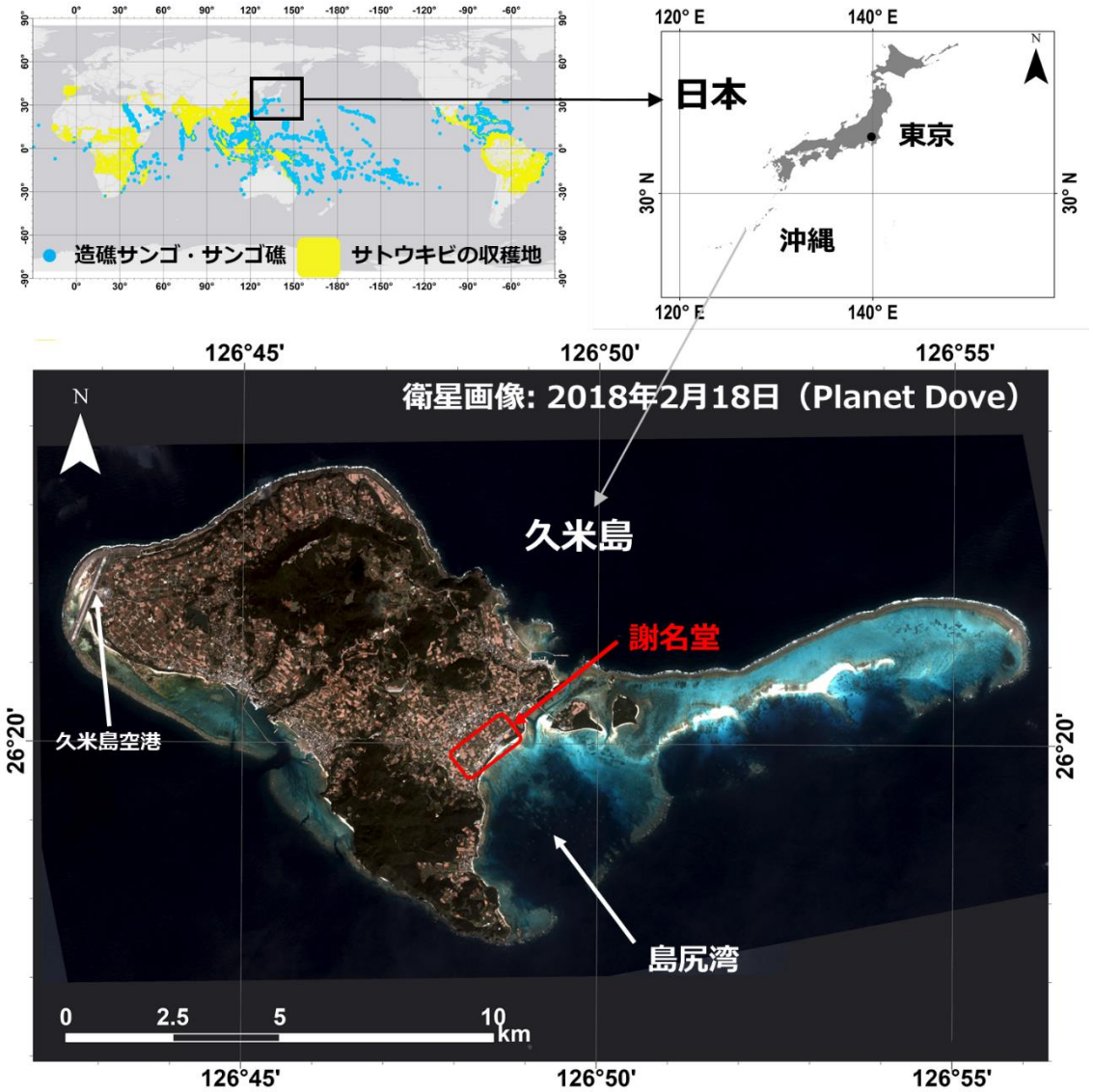


図 1.16. サトウキビ栽培による赤土流出問題における研究地域（久米島）

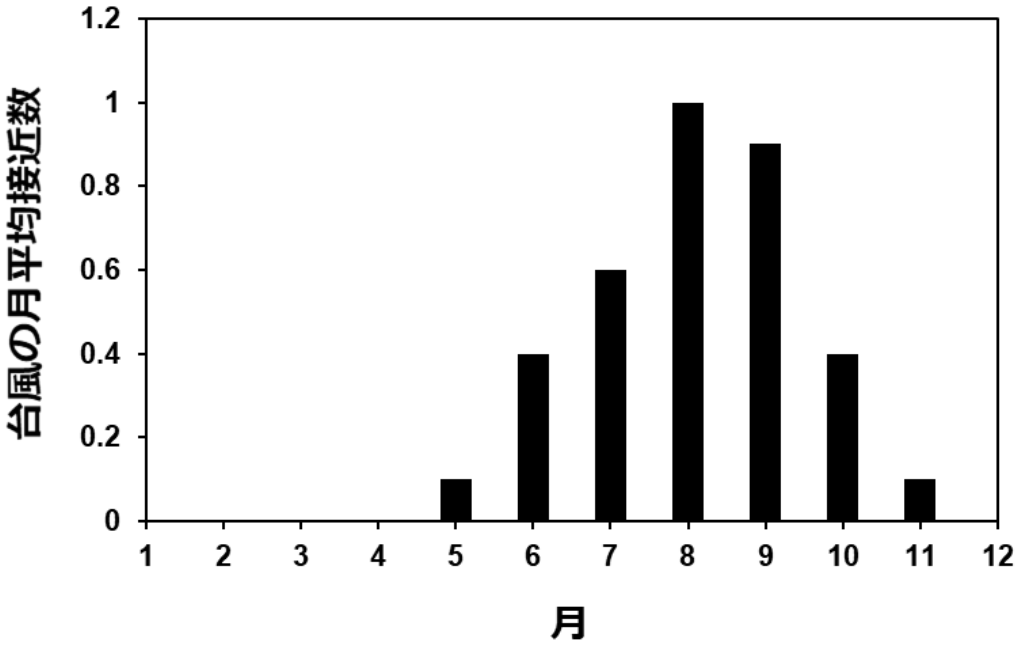


図 1.17. 久米島における台風の月平均接近数（1951–2019 年）
（出典：気象庁，URL: http://www.jma-net.go.jp/okinawa/data/toukei/pdf/kume.pdf）

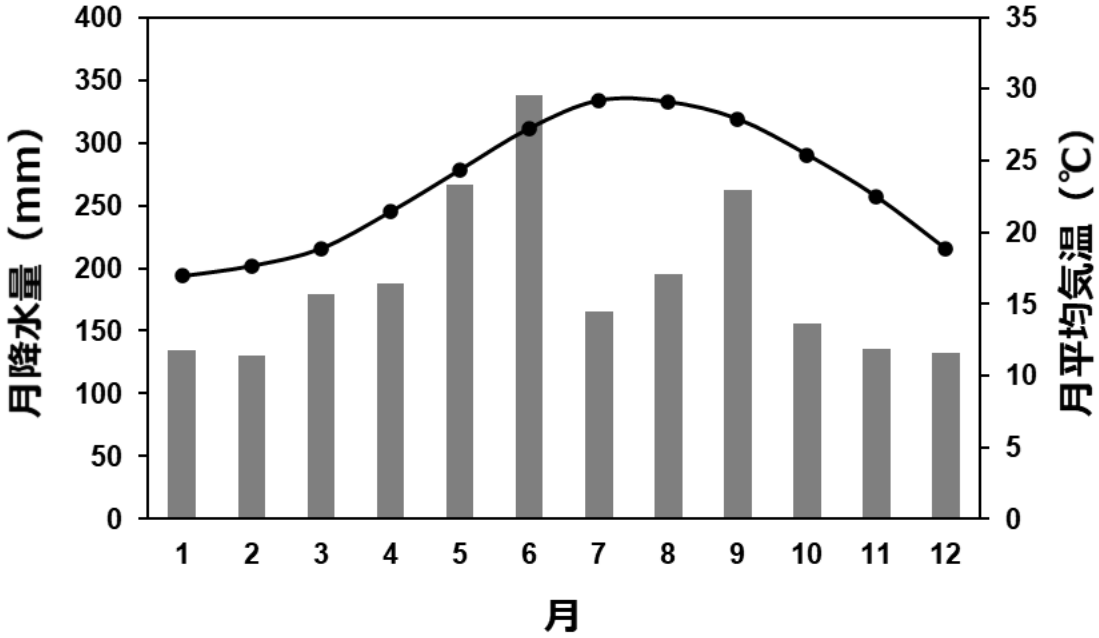


図 1.18. 久米島における月降水量（棒グラフ）と平均気温（点線グラフ）（2001–2020 年）
（出典：気象庁，URL: http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/）

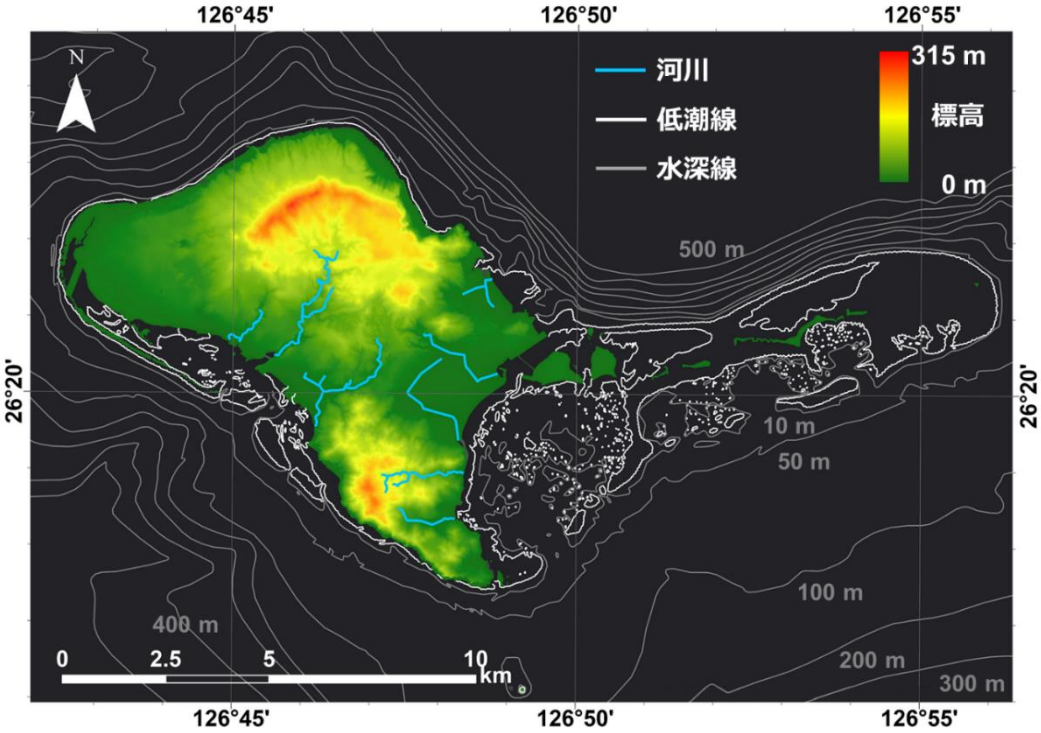


図 1.19. 久米島のデジタル標高モデル

（出典：国土地理院，URL: https://fgd.gsi.go.jp/download/mapGis.php?tab=dem）

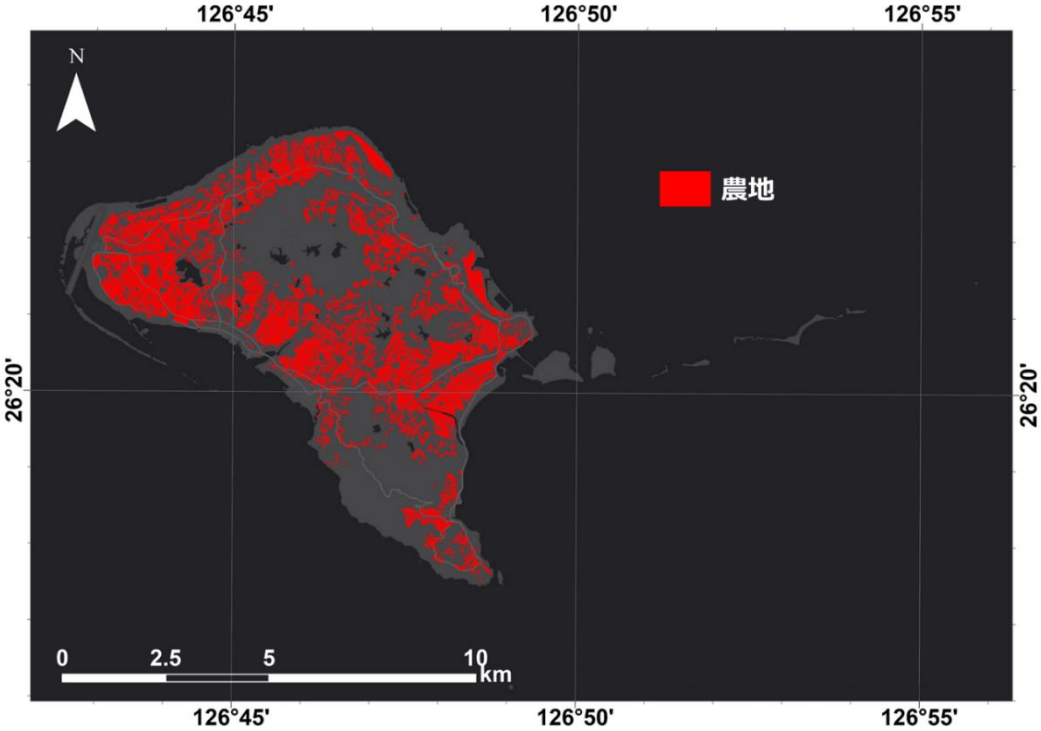


図 1.20. 久米島の農地分布

（出典：農林水産省，URL: https://www.maff.go.jp/j/tokei/kouhyou/sakumotu/menseki/#c）

（2） ニッケル採掘による土地改変問題：全球

ニッケル採掘による土地改変問題においては，全球のニッケル鉱山を解析対象とした。ここで，全球のニッケル鉱山とは，Raw Materials Data（RMD）[SNL Metals & Mining, 2015] に集計されている全 157 鉱山を指し（図 1.21），違法採掘などは含まれていない。また，同一領域における鉱山採掘活動であるが，採掘法の違いによって区別されている鉱山について，本研究においては集約して一つの鉱山として扱っている。

RMD に記載されている鉱山の一部は，正確な位置情報が反映されていない。そのため，本研究においては，Google Earth 画像や他の鉱山操業に関わる資料を参照し，位置が特定できた 87 の鉱山について衛星リモートセンシングによる解析を実施した。87 の鉱山は，1985 年から 2013 年の期間に採掘活動を実施している全ての国と地域を含んでいる。87 の鉱山の内，ラテライト型鉱床の鉱山は 28，硫化鉱型鉱床の鉱山は 54 である（残り 5 鉱山については不明である）。また，露天掘りの鉱山は 37，坑内掘りの鉱山は 34 である（その他の 16 鉱山は，複合的に採掘活動が実施されている鉱山である）。

表 1.3 に，本研究で解析に用いる合計 87 鉱山について，RMD [SNL Metals & Mining, 2015]に集計されている純分換算されたニッケル生産量の網羅率を示し，表 1.4 には，国・地域毎の生産量および鉱山数を示す。

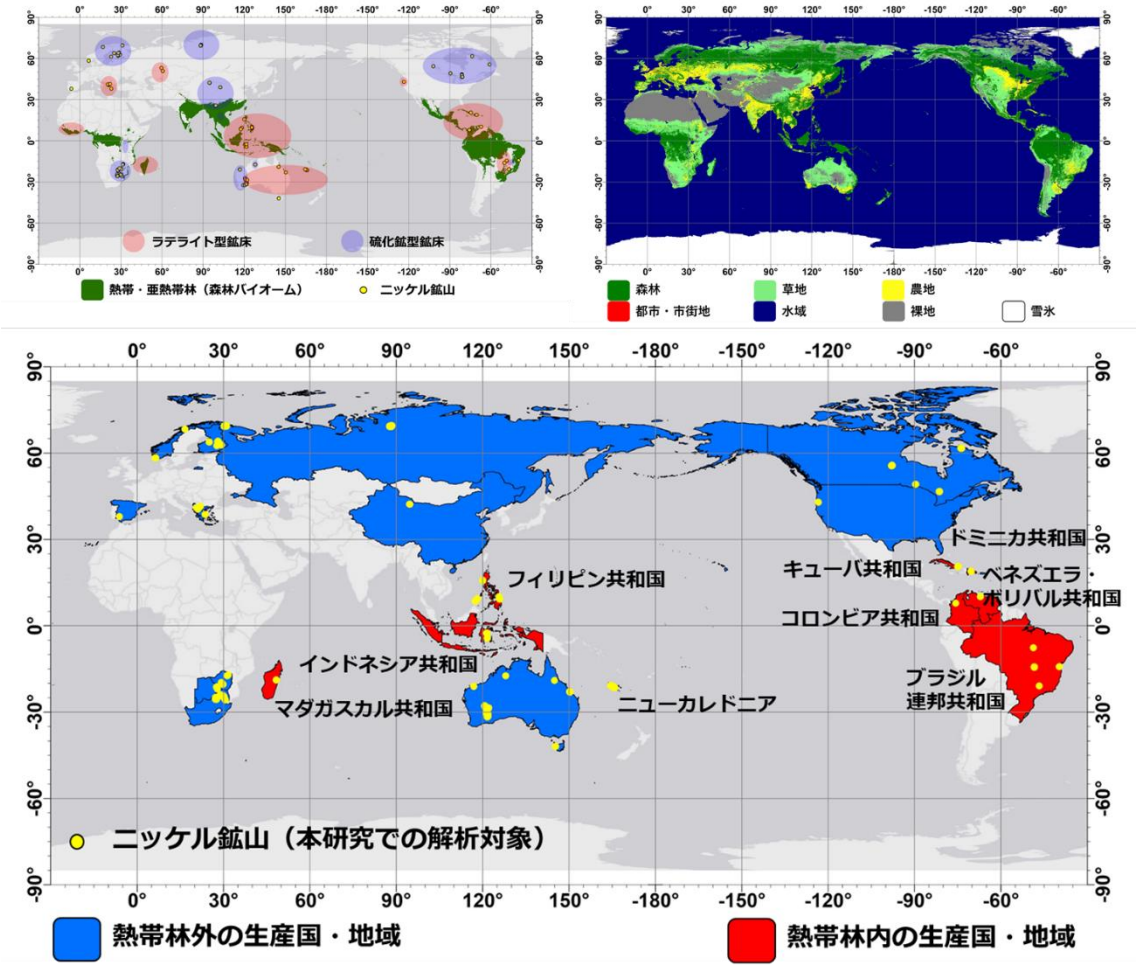


図 1.21. ニッケル採掘に伴う土地改変モニタリングにおける研究地域（全球）
（出典：Dinerstein et al., 2017；SNL Metals & Mining, 2015；Iwao et al., 2006；Kinoshita et al., 2010）

表 1.3. 1986 年から 2013 年までのニッケル生産量（出典：SNL Metals & Mining, 2015）

年	全球 総生産量 (kt)	RMD 生産量 (kt)	RMD 網羅率 (%)	解析済み 生産量 (kt)	解析率 (%)
1986	790.0	655.4	83.0	602.2	76.2
1987	811.0	695.4	85.7	648.4	80.0
1988	867.0	755.9	87.2	711.2	82.0
1989	897.0	772.6	86.1	728.7	81.2
1990	888.0	805.9	90.8	748.6	84.3
1991	873.0	821.8	94.1	764.8	87.6
1992	940.0	798.0	84.9	743.7	79.1
1993	845.0	783.0	92.7	730.4	86.4
1994	870.0	799.5	91.9	748.6	86.0
1995	975.0	929.0	95.3	857.2	87.9
1996	1065.0	991.6	93.1	762.4	71.6
1997	1085.0	997.0	91.9	768.7	70.8
1998	1145.0	1052.5	91.9	815.2	71.2
1999	1075.0	1007.4	93.7	803.4	74.7
2000	1180.0	1043.4	88.4	867.4	73.5
2001	1245.0	1127.1	90.5	929.7	74.7
2002	1280.0	1183.6	92.5	977.5	76.4
2003	1320.0	1236.6	93.7	993.6	75.3
2004	1340.0	1252.0	93.4	1013.3	75.6
2005	1385.0	1296.8	93.6	1042.8	75.3
2006	1500.0	1378.1	91.9	1052.3	70.2
2007	1575.0	1437.2	91.3	1107.3	70.3
2008	1510.0	1436.6	95.1	1087.0	72.0
2009	1360.0	1298.5	95.5	949.4	69.8
2010	1515.0	1403.6	92.6	1050.9	69.4
2011	1613.0	1620.6	100.5	1162.1	72.0
2012	1748.0	1667.0	95.4	1188.6	68.0
2013	1850.0	1796.9	97.1	1298.1	70.2
1986－2013	**33547.0**	**31043.0**	**92.5**	**25153.5**	**75.0**

表 1.4. 本研究で解析したニッケル鉱山の割合（出典：SNL Metals & Mining, 2015）

国・地域	総生産量 (1986~2013) (kt)	解析済み生産量 (1986~2013) (kt)	解析率 (総生産量に対する) (%)	鉱山数	解析済み鉱山数	解析率 (鉱山数に対する) (%)
ロシア連邦	5899.5	3384.6	**57.4**	9	3	**33.3**
カナダ	5393.4	4832.6	**89.6**	13	4	**30.8**
オーストラリア連邦	3987.6	2531.2	**63.5**	38	20	**52.6**
インドネシア共和国	3405.2	3405.2	**100.0**	2	2	**100.0**
ニューカレドニア	2579.4	2445.7	**94.8**	6	3	**50.0**
キューバ共和国	1564.4	1564.4	**100.0**	2	2	**100.0**
フィリピン共和国	1510.4	907.1	**60.1**	11	6	**54.5**
中華人民共和国	1116.2	1114.8	**99.9**	6	4	**66.7**
南アフリカ共和国	990.4	613.0	**61.9**	28	14	**50.0**
コロンビア共和国	949.2	949.2	**100.0**	1	1	**100.0**
ブラジル連邦共和国	927.4	830.7	**89.6**	8	4	**50.0**
ドミニカ共和国	672.1	672.1	**100.0**	1	1	**100.0**
ボツワナ共和国	581.7	581.7	**100.0**	3	3	**100.0**
ギリシャ共和国	497.1	497.1	**100.0**	1	1	**100.0**
ジンバブエ共和国	284.1	233.8	**82.3**	8	4	**50.0**
フィンランド共和国	198.4	103.8	**52.3**	9	5	**55.6**
ベネズエラ・ボリバル共和国	166.0	166.0	**100.0**	1	1	**100.0**
マケドニア	159.9	159.9	**100.0**	1	1	**100.0**
スペイン	50.8	50.8	**100.0**	1	1	**100.0**
ノルウェー王国	46.1	46.1	**100.0**	2	2	**100.0**
マダガスカル共和国	30.8	30.8	**100.0**	1	1	**100.0**
アメリカ合衆国	17.9	17.9	**100.0**	2	1	**50.0**
アルバニア共和国	15.0	15.0	**100.0**	3	3	**100.0**
全球	**31043.0**	**25153.5**	**81.0**	**157**	**87**	**55.4**

第 2 章

土地利用モニタリングにおける衛星リモートセンシングの利点・制約と課題

2.1 衛星リモートセンシングの歴史と特徴
2.2 沿岸域における土壌汚染
2.3 亜熱帯島嶼の作物・作型
2.4 サトウキビ葉殻による作物残渣マルチング
2.5 ニッケル鉱山採掘領域
2.6 土地改変強度
2.7 小括

本章では，第一に，土地利用（及び沿岸）モニタリングに利用されてきた衛星リモートセンシングの歴史について整理する。第二に，第 3 章から第 7 章における種々のモニタリングに関して，衛星リモートセンシングによる既往の研究を文献調査し，これまでの達成状況と本研究に適用する上での課題を明示する。最後に，それぞれのモニタリング対象において要求される衛星リモートセンシングの諸元について整理し，最適と考えられる衛星センサを示す。

2.1　衛星リモートセンシングの歴史と特徴

リモートセンシング（remote-sensing）とは，図 2.1 に示すように「離れた所から対象物に直接手を触れないで，対象物を同定あるいは計測し，またその性質を分析する技術」である[日本リモートセンシング研究会, 2004]。センサに搭載する装置をプラットフォームと総称し，人工衛星・飛行船・気球・無人ヘリコプター・航空機・ドローン（Unmanned Aerial Vehicle：UAV）・タワー・トラクタ・手持ち携帯型など多様である[井上, 2019]。衛星リモートセンシングは人工衛星に搭載されたセンサによって，様々な電磁波を観測することにより，対象物の状態や形状に関する情報を取得している。電磁波はその波長によって，可視（visible，400–700 nm）・近赤外（near infrared (NIR)，700–1300 nm）・短波長赤外（shortwave infrared，1300–3000 nm）・熱赤外（thermal infrared（TIR），8000–14000 nm）・マイクロ波（microwave，1 mm–30 cm）などに分類される[日本リモートセンシング研究会, 2004]。プラットフォームやセンサは，それぞれモニタリングにおいて得意・不得意があり，リモートセンシングによる観測はモニタリング対象の特性に応じて，適切なプラットフォームやセンサを選定する必要がある[井上, 2019]。本研究においては，全球において継続的に定期観測がなされてきた光学衛星（可視～短波長赤外）リモートセンシングに焦点を絞り，以降の説明をする。

衛星リモートセンシングの本格的な始まりは，1972 年に米国の Landsat-1 号が打ち上げられたことである。それまでは主に軍事利用であった衛星画像を全世界に対して基本的に公開し，衛星リモートセンシングの民用化が始まった。表 2.1 に示すように，Landsat 衛星はその後 3 号までは MSS センサ（空間分解能 = 80 m）を搭載して観測し，4 号から現在の最新機である 8 号までは観測バンドの増加はあるものの，搭載された TM・ETM＋・OLI センサが一貫して空間分解能 30 m での観測を続け，地球規模での科学研究や政策立案の客観的なエビデンスとして普及した。また，2000 年代になると民間企業が地球観測衛星の運用に参入し，それまでの主に政府主導で開発された大規模衛星による様々なセンサによる観測から，高解像度化に焦点を当てた衛星が数多く運用され始めた。商業用衛星はもとよ

り，政府系衛星においても Landsat 衛星を始めとする数十センチメートルから数十メートル解像度の衛星画像は元来，高価なものであり，衛星リモートセンシング活用の敷居は高かった。しかし，2013 年に打ち上がった Landsat-8 号からは，準リアルタイムデータを無償で提供し始め，現在，政府系の多くの衛星は観測データをオープン化している。

近年にかけて，ロケット打ち上げ費用が安価になったことに起因して，地球観測衛星の運用は特定の先進国に限定されず，多くの国や民間企業で人工衛星の打ち上げおよび運用が盛んになってきている。特に，同一センサを搭載した小型衛星を多数打ち上げて構築される大規模な衛星コンステレーションが，高頻度および高解像度での地球観測を両立するシステムとして注目されている（図 2.2）。米国の Planet 社は，現在，最大規模の衛星コンステレーションである Planet Dove を運用している。Planet Dove は，2013 年 4 月 19 日の初の打ち上げから徐々に衛星運用数を増やしていき，2017 年 2 月 15 日における 88 機の打ち上げ成功によって，当初の目標であった 100～150 機の衛星コンステレーションの構築を達成した [Devaraj et al., 2017]。Planet Dove は，現在，地球の陸域全体のマルチバンド（青：Blue，緑：Green，赤：Red，近赤外：NIR）画像をほぼ毎日収集している[Schingler, 2017]。収集能力は，約 130 機の衛星コンステレーションに基づくと 1 日あたり 2 億平方キロに及ぶ。将来的に様々な企業が参入し，衛星コンステレーションによる事業は拡大すると予想されている。

光学衛星リモートセンシングの特徴は次のようなものが挙げられる。

広域・同時・均質性：

衛星の種類によって数十平方キロメートルから数百平方キロメートルを超えるものなど，広域のデータが一度に取得できる。同一センサでの観測により，空間的に均質なデータが得らえる。さらには，適切な校正作業によって時間的にも均質なデータが得られる。この性質によって科学的データとして大きな価値を有し，客観的な評価に利用できる。

周期性：

衛星の回帰日数毎に周期的なデータが取得できるため，地表面状態の季節変化や時系列変化などを明らかにすることができる。

効率性：

広域や長期にわたるモニタリングにおいて，衛星リモートセンシングの利用は，調査の労力・費用を軽減させる。特に，近年は衛星リモートセンシングデータのオープン化が進んでおり，費用面での負担は小さくなっている。

多波長性：

ほとんどの衛星に搭載されているセンサは，人間の目が認識できる可視光だけではなく，近赤外や熱赤外などの様々な波長帯の観測が可能である。

遠隔・非破壊・安全性：

現地に赴かなくてもデータを得ることができ，自然環境を乱すことなく観測可能である。さらには危険な場所のデータも安全に取得できる。また，観測自体は天候に左右されない。

アーカイブ性：

1970 年代頃から現在まで観測され続けてきた歴史から，多くのデータがアーカイブされており，過去のデータを用いた時系列解析も可能である。

他のプラットフォームと比較すると，光学衛星による観測は，一般的に雲被覆の影響や空間解像度の制約があるものの，広域を定期的に観測したデータのアーカイブがあり，校正作業によってデータの均質性を持ち合わせているため，生態系への影響を評価するための，客観的かつ汎用的なモニタリングアルゴリズムおよびその自動化に向けての開発が比較的容易である。

一つの衛星に焦点を当てた場合，時間分解能と空間分解能との間には一般的にトレードオフの関係がある。そのため，全ての衛星は観測ミッションにより，どちらの能力を優先させるかを決定する。また，多くの商業衛星は小型な衛星の制限により，搭載センサのバンド数が限定される。そのため過去から現在まで，様々な種類の衛星・センサが地球観測を行っており，分析者にはモニタリング対象に応じて適切な衛星・センサを選択することが要求される。例えば，様々な生態系モニタリングにおいて必要とされる衛星センサの能力が山野ら(2011)によって整理されている。

さらに，衛星リモートセンシングを用いたモニタリングの有用性の一つに，稀な現象を捉え得ることが挙げられる（例えば，Yamano et al. (2020）によるサンゴ産卵スリックの検出)。また近年，衛星リモートセンシングデータは数値モデルとの融合が進んでおり（例えば，気象予報)，衛星リモートセンシングによって得られる実際の環境パラメータのモデルへの入力は，数値モデルの結果をより現実的なものにし，精度を向上させる。

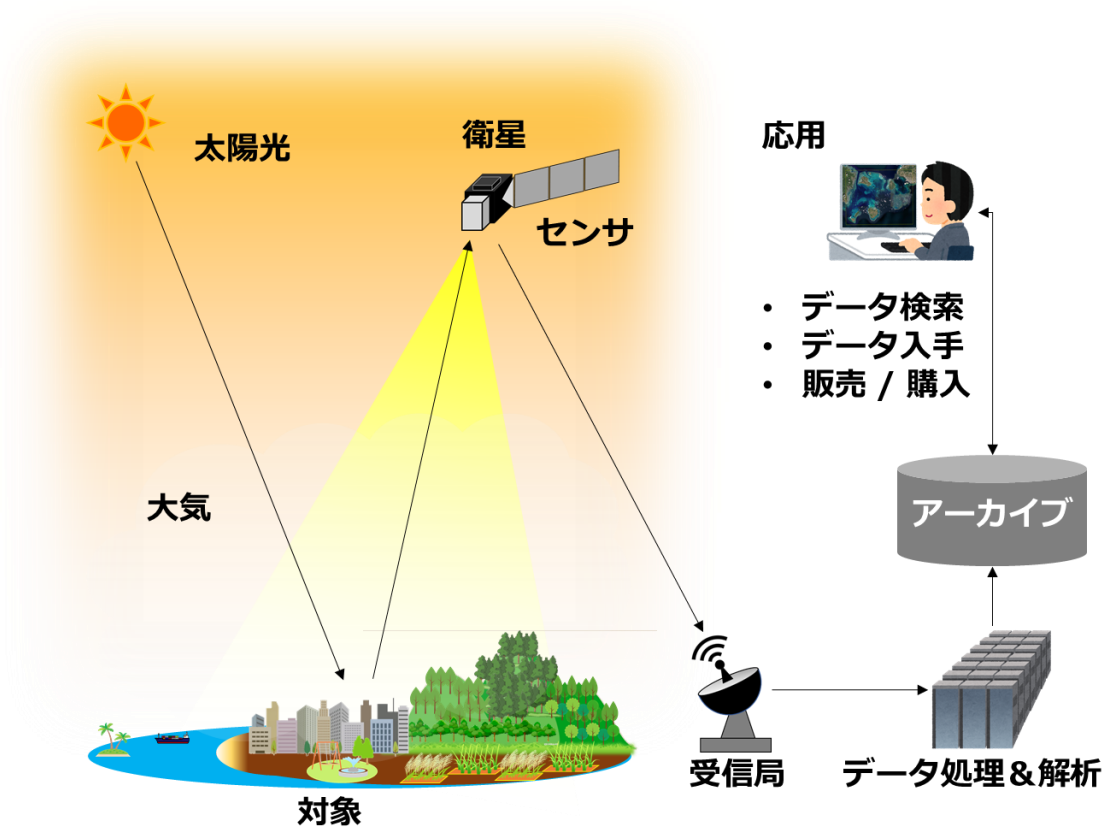
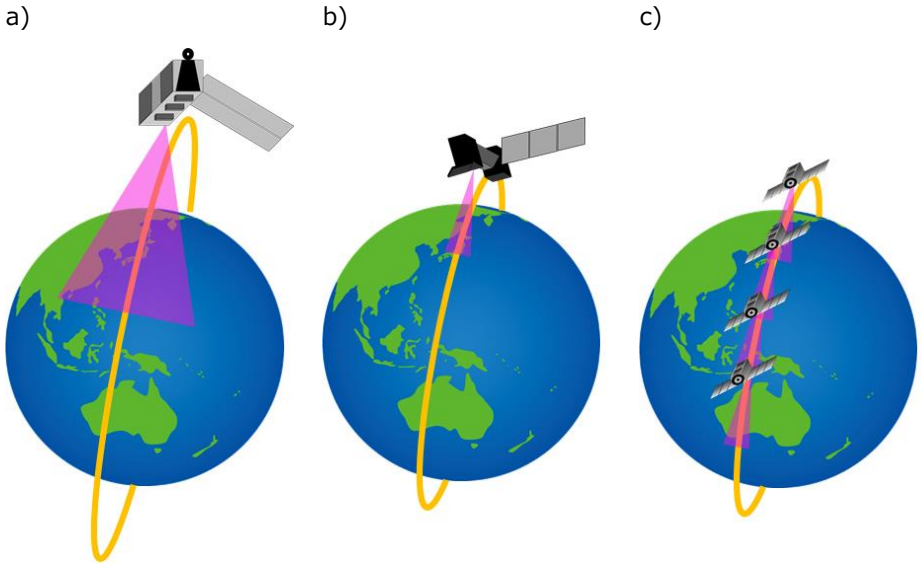


図 2.1. 光学衛星リモートセンシングの概略図

表 2.1. 1970 年から 2020 年における代表的な地球観測光学衛星の観測運用期間（空間分解能 100 m 未満）

国・地域	衛星	センサ	観測運用期間 1970	1975	1980	1985	1990	1995	2000	2005	2010	2015	2020
米国	Landsat-1, 2, 3	MSS											
米国	Landsat-4, 5	TM											
米国	Landsat-7	ETM+											
米国	Landsat-8	OLI											
米国・日本	Terra	ASTER											
米国	IKONOS-2	-											
米国	QuickBird-2	-											
米国	WorldView-1, 2, 3	-											
米国	GeoEye-1	-											
米国	Planet Dove	-											
米国	SkySat	-											
フランス	SPOT-1, 2, 3, 4, 5	HRV, HRVIR, HRG											
フランス	SPOT-6, 7	NAOMI											
フランス	Pleiades-1A, 1B	HiRI											
ドイツ	RapidEye	REIS											
EU	Sentinel-2A, 2B	MSI											
日本	ALOS	AVNIR-2											
日本	ASNARO	OPS											
日本	GRUS-1A	-											

空間分解能（m）　< 10　10 – 29　30 – 59　60 – 79　80 – 99



	a)	b)	c)
空間分解能	低	高	高
時間分解能	高	低	高

図 2.2. 地球観測光学衛星の種類（a）高頻度低解像度衛星，b）低頻度高解像度衛星，c）高頻度高解像度衛星）

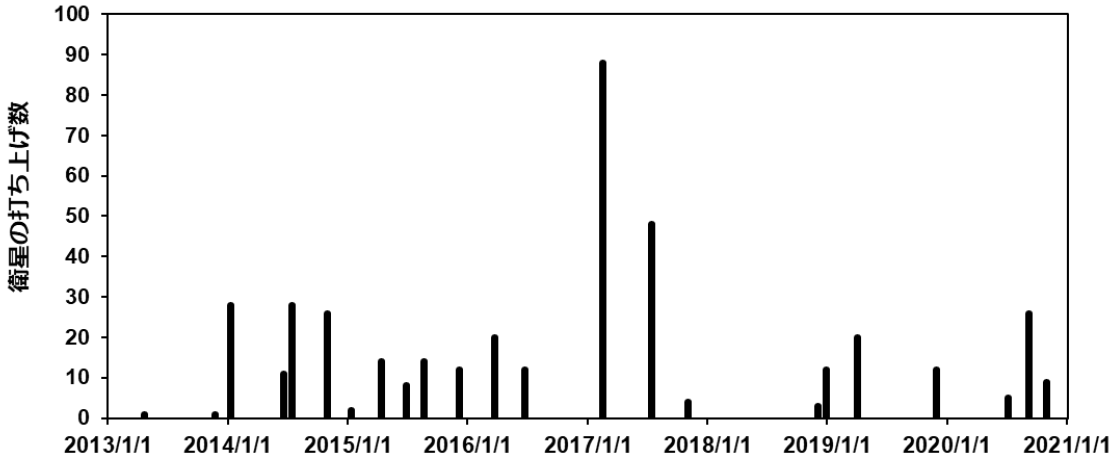


図 2.3. Planet Dove 衛星における打ち上げ数の歴史
（出典：Doan et al., 2017；Safyan, 2017；Clark, 2017；Safyan 2018a；Safyan, 2018b；Safyan, 2019a；Safyan, 2019b；Foust, 2020；Safyan, 2020a；Safyan, 2020b）

2.2　沿岸域における土壌汚染

海水の長期的な濁りは，サンゴ礁生態系の衰退を招くが，短期的（数時間単位から 1–2 日程度）な濁りにおいても同様に，サンゴの生育および生存に影響を与える[Browne et al. 2015]。SS（Suspended solids：懸濁物質）濃度の測定は，サンゴに対する土壌汚染の影響を評価する際の重要なモニタリング指標の一つである[Fabricius, 2005；Storlazzi et al., 2015；Moustaka et al., 2018]。SS は水中に懸濁している不溶解性物質のことで，SS 濃度は次式によって算出される。

$$S = (a - b) \times \frac{1000}{V}$$

ここで，S：SS 濃度（mg/L），a：懸濁物質を含んだろ過材及び時計皿の質量（mg），b：ろ過材及び時計皿の質量（mg），V：試料（mL）

沿岸域における SS 濃度の現場モニタリングデータは，空間的にも時間的にもまばらな傾向がある。そのため，海色リモートセンシングは，沿岸水質を広域に監視するための費用対効果の高い手法として認識されている[Schroeder et al., 2012]。しかし，衛星リモートセンシングを用いて土壌汚染規模を把握する試みは，過去にほとんど成功していない。これは，陸域から沿岸域への土壌流出時には，降雨をもたらす厚い雲に覆われていることが一般的であり，さらには観測に利用可能な衛星の数が少なく，その再訪頻度も低かったためである[Brodie et al., 2010]。

Brodie et al. (2010)はオーストラリアの GBR で複数の高頻度低解像度衛星センサ（Terra・Aqua/MODIS, SeaWiFS-Orbview-2）を利用することにより，雲の影響を回避し，9 日間の土壌流出イベントにおける土壌汚染物質の拡散を，ほぼ毎日追跡することに成功した。GBR の土壌汚染物質は，礁湖に数日から数週間持続する可能性がある[Brodie et al., 2010]。その一方で，サンゴ礁に縁取られた島々は一般的に河川長が短いため，河川における土壌流出の影響は瞬間的な現象である[Paringit & Nadaoka, 2003；Storlazzi et al., 2009；林&山野, 2015]。したがって，沿岸域における土壌汚染も同様に短期間の現象であるため[仲宗根ら, 2009；Storlazzi et al., 2009]，衛星での観測をより一層困難にする。さらに，島嶼においては，海岸線からサンゴの生育領域までの距離が短く（数メートルから数キロメートル程度），さらには土壌汚染物質の拡散が比較的小規模であることから，低解像度衛星観測での検出は困難である[Ody et al., 2016]。一般にこれらの観測は，数メートル程度の空間分解能を有する衛星によって達成することが可能である[Hedley et al., 2016]。また，セ

ンサの空間分解能の低下に伴い，推定される SS 濃度のばらつきが増大するとともに，平均的に低い値が見積もられることにも注意が必要である[Dorji & Fearns, 2017]。

衛星リモートセンシングによる多くの SS 濃度推定モデルは，濁水試料の反射率（単一バンドもしくは複数バンド）および SS 濃度（現場もしくは実験室での測定）を線形もしくは非線形回帰分析により開発されている[Dorji & Fearns, 2016]。これまでの適用事例を見ると，比較的濁った海域においては赤や近赤外バンドが使用され，一方で，澄んだ海域では青や緑バンドが使用されてきた[Ouillon et al., 2004]。最近の研究の多くは，赤もしくは近赤外バンドを用いて開発された SS 濃度推定アルゴリズムを一般に使用している。

海水に流入する土壌の種類（例えば，粒子サイズ）が異なる場合，同じ SS 濃度であっても海水の反射率は異なる場合がある[Bale et al., 1994]。したがって，農地から複数の表層土壌が流入する海域においては，それらの混合割合によって，SS 濃度の見かけ上の変化が起きる可能性に注意する必要がある[Qu et al., 2016]。

2.3　亜熱帯島嶼の作物・作型

広域にわたる農地の利用と管理をモニタリングするための衛星リモートセンシングの利用は，効率的な方法であり，古くから衛星リモートセンシング分野における主要なテーマの一つである[Gitelson et al., 2002；Xiao et al., 2005；Alcantara et al., 2012；Brown et al., 2013；Zhong et al., 2014；Debats et al., 2016；Massey et al., 2017；Skakun et al., 2017；Song et al., 2017；Chen et al., 2018；Phalke & Özdoğan, 2018；Yin et al., 2018]。作物・作型の特定においては，多時期の衛星画像を用いて各作物・作型固有の生育様式を捉えることにより，高精度なモニタリング精度を実現している[Debats et al., 2016]。多時期 Landsat 衛星画像（空間分解能 ＝ 30 m）は，様々な地域における作物の生育様式を捉えることに頻繁に使用されている（例えば，Guerschman et al., 2003；佐久間ら, 2017；Cai et al., 2018；Yin et al., 2018；Griffiths et al., 2019）。しかし，Landsat 衛星（TM，ETM+，OLI）の回帰日数（＝ 16 日）により，一般に，作物の生育様式を把握することが可能であるが，一度の雲被覆による地表面観測失敗の影響は大きく，作物の生育様式を正確に捉えることが出来なかったことがしばしばある[Prishchepov et al., 2012]。

Whitcraft et al. (2015)によると，東南アジア・南西アフリカおよび中央アメリカでは，雲被覆の影響が特に大きいことが示されており，Landsat 衛星を用いて農事暦を捉えることは困難であると指摘している。秋山&川村 (2003)は Landsat-5 号が観測した 1984 年から 2001 年までの 17 年間分の衛星画像を用いて，日本における被雲率（ここでは，1 枚の衛星画像における雲被覆画素の割合）が 20%以下の画像の割合を算出した。その結果，南西諸島に位置する沖縄では，通年で 1.78%の取得しか叶わず，特に雲被覆の影響が強い地域であることが示された。竹内&安岡 (2005)は，2001 年から 2004 年の約 3 年分の NOAA-16/AVHRR 画像を用いて，アジア諸国の雲なし合成画像を作成するために要求される観測頻度を明らかにした。結果は，雨季にはおよそ 70%の被雲率（ここでは，30 日間における雲被覆の割合）が算出されたことから，雲なし合成画像を作成するためには月に 21 枚程度の衛星画像が必要であると指摘した。熱帯・亜熱帯地域においては雨季を除けば 20 から 50%程度の被雲率であるため，6 から 15 枚程度で 1 枚の雲なし合成画像の作成が可能である。そのことから毎日の観測によって初めて，16 日周期（つまりは，月に 2 枚の雲なし衛星画像）の地表面情報が得られる。そのことから，亜熱帯域における衛星リモートセンシングで作物・作型の生育様式を把握するには，毎日の観測が必要であると言える。

上記のことから，毎日の観測が可能な高頻度低解像度衛星（例えば，MODIS：空間分解能 ＝ 250 m）に注目が集まり，高頻度観測データを利用した農地モニタリング手法が開発された[Xavier et al., 2006；Wardlow & Egbert, 2008；Potgieter et al., 2011；Potgieter et

al., 2013；Alcantara et al., 2012；Chen et al., 2018]。ただし，時間分解能とトレードオフの関係にある空間分解能の低下に起因した混合画素（Mixed Pixel：ミクセル）の影響により，モニタリング可能な農地規模には制限があり，モニタリングの成功は，一般に大規模農地帯での成功に限定されている。Landsat 画像（空間分解能 ＝ 30 m）を用いて米国の農地を特定した Yan & Roy (2014)は，1.5 ha 未満の小さく不規則な畑においては，正確な特定は困難であったと報告している。このような小規模農地においては，数メートル程度の高解像度衛星画像の適用が要求されている。そのため，熱帯・亜熱帯の雲被覆が多発している地域における小規模（< 2 ha）な農地のモニタリングは[Lowder et al., 2016；Samberg et al., 2016]，衛星リモートセンシングでは困難であった。

サトウキビはブラジルなどの大規模生産地域での収穫量が目立つが，熱帯や亜熱帯の島々においても栽培適地であり，多くの島嶼における基幹作物となっている[Mathews, 2007；Monfreda et al., 2008]。これらの地域は前述したとおり，雲被覆の影響が色濃く，地表面情報の取得には大きな制限がある[Lowder et al., 2016；Samberg et al., 2016]。また，同時にサトウキビ農地の多くは小規模（< 2 ha）なため，高い空間分解能が同時に要求される[Mulianga et al., 2015]。これらの地域では，雇用の観点からサトウキビの生産計画は主な関心事であり[Abdel-Rahman et al., 2008]，日本の沖縄においても例外ではない[岡川ら，2015]。サトウキビ農地からの土壌流出は，河川や沿岸の生態系に大きな影響を与えており[大見謝，2004]，サトウキビの作型の選択は，土壌流出量の時空間変動に大きな影響を与える[林&山野，2015]。したがって，農業生産計画と環境保全策の両方において，農地において栽培されている作物の種類と選択されている作型の空間分布を把握することは重要である[Yamano et al., 2015]。しかし，日本のサトウキビ栽培地域において作物の特定は，十分な精度が達成出来ておらず[Ishihara et al., 2014]，さらには作型の特定はこれまで検討されていない。

2.4　サトウキビ葉殻による作物残渣マルチング

農地は，作物（植生），作物残渣，土壌といった 3 つの被覆要素によって構成される混合生態系である[Yue et al., 2020]。作物残渣は，農業生産の過程で得られる副産物であり，一般に収穫後に残る枯死した作物バイオマスを指す[Quemada, 2004]。サトウキビにおいては，収穫後に農地に敷かれる葉殻が，これに該当し，このような営農行為を作物残渣マルチングと呼ぶ。作物残渣マルチングは窒素，リン，カリウムを豊富に含み，表層土壌流出抑制おいて重要な役割を果たしている[Quemada, 2004]。

作物残渣マルチング農地の初期の調査は，ライン・ポイントトランセクト法と写真技法が用いられてきた[Corak et al., 1993；Morrison et al., 1993]。しかし，これら 2 つの手法は多大な人的資源および労力を必要とし，広域や多時期に適用することは困難である[Yue et al., 2020]。そのため，衛星や航空機を用いたリモートセンシングによる作物残渣マルチング判別モデルの開発が検討され始め[Gausman et al., 1975]，光学衛星リモートセンシングの利用により，農地における 3 つの被覆要素を推定する研究成果が報告されている[Daughtry et al., 1996；Quemada & Cabrera, 2002；Yue et al., 2019a；Yue et al., 2019b；Yue et al., 2020]。

作物残渣マルチングの衛星リモートセンシングによる判別の可能性は，実験室と現場の両方で調査され，判別，さらには作物残渣量推定のための様々な分光指標が開発されてきた。これらの分光指標は，作物残渣マルチングと土壌の分光反射特性の違いを増幅するように設計されており，ほとんどの分光指標は表 2.2 に示すように，短波長赤外域である 2100 nm 付近のセルロースとリグニンの吸収特性に着目して開発されている[Zheng et al., 2012]。これは，可視・近赤外域では，作物残渣マルチングと土壌の分光反射特性が類似する可能性があることによる。また，作物残渣マルチングを判別する際の重要な約束事は，高頻度高解像度観測によって，判別に適切な時期の画像を解析に用いる必要がある。特に，作物が発芽して農地に植生が混在する場合，作物残渣マルチングの判別および推定量を混乱させる可能性がある[Zheng et al., 2012]。

既往研究の作物残渣マルチングのモニタリングにおける対象作物は，トウモロコシや大豆および小麦である[Gausman et al., 1975；Daughtry et al., 2004；Zheng et al., 2012；Yue et al., 2019a；Yue et al., 2019b；Yue et al., 2020]。その一方で，サトウキビ葉殻による作物残渣マルチングにおけるリモートセンシングの知見は，現在のところ不足している。サトウキビ農地の衛星モニタリングは，その栽培地域における地理および気象条件の制約により，高頻度高解像度観測が一般に求められる。特に，収穫後から夏植えまでの期間にお

ける土地被覆状態の把握は，梅雨時期に当たるため，より一層高頻度観測の重要度が増す。これまで作物残渣マルチング判別に重大な貢献をしてきた Terra/ASTER の使用は[Serbin et al., 2009]，センサ故障によって 2008 年に短波長赤外バンドの観測が終了したため，現在では使用することが出来ない。ハイパースペクトルセンサである EO-1/Hyperion の使用は[Daughtry, 2001]，観測幅と観測周期の制約によって定期観測には適していない。近年，Worldview-3 衛星は複数の短波長赤外バンドを搭載し，作物残渣マルチング判別における有用性が示されているが[Quemada et al., 2018]，得られる画像の観測幅が狭小であり，広域かつ多時期のマッピングへの利用には制限がある[Quemada et al., 2018]。

衛星コンステレーションに代表される高頻度高解像度衛星の多くは，衛星が小型であることから搭載されているセンサの観測は可視・近赤外域に制限され，短波長赤外域の観測はほとんどされていない。そのため，可視・近赤外バンドのみに着目した作物残渣マルチング判別手法を開発し，その性能を評価する必要がある。これまでのサトウキビ以外で実施されてきた，衛星リモートセンシングを用いた作物残渣マルチング判別の研究においては，作物残渣と土壌との混在が正確な判別を困難にさせてきた。しかし，研究対象地域である沖縄の支配的な土壌である赤土は，その特徴的な色相から作物残渣マルチングと土壌を正確に判別できる可能性がある。

表 2.2. 作物残渣マルチングの判別および割合推定に用いられている分光指標とその波長帯

分光指標		算出式	衛星/センサ	バンド：波長帯	出典
SINDRI	Shortwave Infrared Normalized Difference Residue Index	$\frac{100 \times (B6 - B7)}{B6 + B7}$	Terra/ASTER	B6: 2185–2225 nm B7: 2235–2285 nm	Serbin et al., 2009
NDTI	Normalized Difference Tillage Index	$\frac{B5 - B7}{B5 + B7}$	Landsat/TM	B5: 1550–1750 nm B7: 2080–2350 nm	Van Deventer et al., 1997
STI	Simple Tillage Index	$B5/B7$	Landsat/TM	B5: 1550–1750 nm B7: 2080–2350 nm	Van Deventer et al., 1997
NDI5	Normalized Difference Index 5	$\frac{B4 - B5}{B4 + B5}$	Landsat/TM	B4: 760– 900 nm B5: 1550–1750 nm	McNairn & Protz, 1993
NDI7	Normalized Difference Index 7	$\frac{B4 - B7}{B4 + B7}$	Landsat/TM	B4: 760– 900 nm B7: 2080–2350 nm	McNairn & Protz, 1993
NDSVI	Normalized Difference Senescent Vegetation Index	$\frac{B5 - B3}{B5 + B3}$	Landsat/TM	B3: 630– 690 nm B5: 1550–1750 nm	Qi et al., 2002
CAI	Cellulose Absorption Index	$0.5 \times \left(\frac{R_{2.0} + R_{2.1}}{2} - R_{2.2}\right)$	EO-1/Hyperion	$R_{2.0}$: the mean of 1982, 1992 and 2002 nm $R_{2.1}$: the mean of 2103, 2113 and 2123 nm $R_{2.2}$: the mean of 2194, 2204 and 2214 nm	Daughtry, 2001
LCA	Lignin Cellulose Absorption	$100 \times (2 \times B6 - (B5 + B8))$	Terra/ASTER	B5: 2145–2185 nm B6: 2185–2225 nm B8: 2295–2365 nm	Daughtry et al., 2005

2.5　ニッケル鉱山採掘領域

採掘領域における初期のリモートセンシングは，航空写真に基づく目視判読によって実施されていた（例えば，Knuth et al., 1978；Evans et al., 1983）。これらの技術は現在も根強く実施されている（例えば，Werner et al., 2020 や Maus et al., 2020）。目視判読による採掘領域の把握は，詳細かつ正確な精度を持った結果が得られるものの，その多大な労力から解析範囲の拡大や時系列変化を追跡するには大きな制約が存在する。

採掘による景観の変化は，主要な影響の一つである[Slonecker & Benger, 2001]。初期の衛星リモートセンシングの使用は，ERTS-1 としても知られる Landsat-1 号 MSS（空間分解能＝80 m）を用いて，露天掘り鉱山の採掘活動をモニタリングしている。Anderson et al. (1977)は，92%の全体精度（Overall Accuracy：OA）で露天掘り鉱山の採掘領域推定を報告し，MSS 画像は大規模な鉱山（> 120 ac）に対して，高い精度と有用性を持っていると結論付けた。さらに Anderson et al. (1977)は，時空間変化を把握するための最良の方法が，赤と近赤外のバンド比であることを明らかにした。このバンド・分光指標の選択は，Irons et al. (1980)の結果によっても支持されている。1982 年の Landsat4 号に搭載された TM センサ（空間分解能 ＝30 m）の運用は，空間およびスペクトル分解能の向上により，より詳細な採掘領域推定へと向かわせた。Irons & Kennard (1984)は，MSS および TM 画像の分類精度を比較し，空間分解能の向上により，鉱山域における土地利用土地被覆分類精度が 17.8%向上することを明らかにした。また，Landsat 衛星の他にも，SPOT 衛星（空間分解能 ＝20 m）や Sentinel-2A 衛星（空間分解能 ＝ 10－20 m）を利用した採掘領域推定も実施されている[Parks & Peterson, 1987；Lobo et al., 2018]。

Landsat シリーズは 2020 年現在，Landsat-8/OLI（空間分解能 ＝ 30 m）が運用されており，1982 年に打ち上げられた Landsat-4/TM から継続した長期的なアーカイブを有しており，採掘領域の時空間変化のモニタリングにおいて有益な情報を提供している。採掘領域の時空間変化に関する初期の多くの研究は，航空写真で得られた教師データを使用した画像分類であった。教師付き分類では，例えば Lobo et al. (2018)や Fuentes et al. (2020)の成果があり，教師無し分類においては，Townsend et al. (2009)がある。教師付き分類による鉱山モニタリングは，主に鉱区内の土地利用クラスの細分類に焦点があてられることが多い。採掘領域の推定については，限られた地域（空間規模）における成功事例はあるが，空間的に多様な土地被覆クラスが含まれる場合，分類精度の向上が難しくなる。それとともに，教師データの収集において非常に労力を要することから，実用上困難である。教師付き分類と共に，広く実施されている方法として，閾値選定法に基づく採掘領域推定がある。閾値選定法は，アパラチア山脈の表層炭鉱地域など，採掘領域のスペクトル応答が周囲の非採掘領

域と確実に異なる場合, 高精度な採掘領域推定を可能にする[Pericak et al., 2018]。Iwatsuki et al. (2018)は，ニューカレドニアでの 7 つのラテライト型ニッケル鉱山を対象に，SPOT, Landsat TM および ASTER 画像の赤バンド画像に対して，大津の閾値選定法を適用し，採掘領域を推定した。鉱業による水文学的・生物地球化学的・生態学的および人間の健康への影響を解析するために，研究者は採掘領域のより詳細な時空間変動マップを必要としている[Fuentes et al., 2020]。さらには鉱物資源のサプライチェーンを管理するためには，全球規模での採掘領域の把握が必要である。閾値選定法による判別はその単純さから，長期かつ広域のデータセットへの適用が容易な利点を有している。

Iwatsuki et al. (2018)は，赤バンド画像を用いて大津の閾値選定法により鉱区における採掘領域と非採掘領域を分類した。しかし，この方法を用いた全球のニッケル鉱山を対象とした分類は，いくつかの課題が想定される。一つ目の課題は，大津の閾値選定法の適用である。この方法は，クラス間の画素数が極端に異なる場合に，ヒストグラムの双峰性が適切に表現できず，選定される閾値は画素数が極端に多いクラスに引っ張られる問題を抱えている[Xu et al., 2011]。特に初期の採掘活動では，鉱区における採掘領域は小さく，非採掘領域との間に大きな偏りが存在する。この場合，適切な閾値の選定は困難である。二つ目の課題は，植生の空間変動の影響である。植生は種や環境条件，さらには人為的操作によって植生バイオマスの時間変動，つまりは植生の活性時期が異なる。特に鉱区に農地が含まれる場合は，この傾向が顕著であり[Bellón et al., 2017]，裸地化された農地は採掘領域と誤分類される可能性が高い。植生の活性度のモニタリングによく利用される NDVI（Normalized Difference Vegetation Index）の年間変動を抑制する方法の一つに，画素毎に年間の NDVI 最大値を採用して画像合成を施す年間最大 NDVI 合成（Annual maximum NDVI composites：AMNC）法がある[Holben, 1986]。この方法は，単一時期における NDVI の空間変動を抑制するとともに，雲や大気の影響を回避した最良の観測条件によって得られた地表面情報が選択される効果もある[Maxwell & Sylvester, 2012]。さらに，NDVI は算出が容易であるが植生情報を効果的に理解する指標として広く使用されてきた歴史があり，指標値が示す土地被覆状態の解釈においても多くの知見が存在する（例えば，Chen et al., 2006）。

2.6　土地改変強度

現状のニッケル鉱山の LUCI は，ニッケル協会によって採掘法毎に示されており（露天掘り = 1.8 m^2/t-Ni，坑内掘り = 0.76 m^2/t-Ni；Ecobalance Inc., 2000），国・地域による違いは現状明らかにされていない。

この問題に対処する一つの有用な方法として，Iwatsuki et al. (2018)がニューカレドニアのニッケル鉱山で実施した衛星リモートセンシングによる長期的な土地改変のモニタリングである。Iwatsuki et al. (2018)は，衛星リモートセンシングによって推定した土地改変面積と鉱山の操業データに記載されているニッケル生産量を用いて LUCI を推定した。その結果，全ての鉱山においてニッケル協会の推定値以上の LUCI 値が得られた。このことから，これまでのニッケル採掘による環境影響に関する議論は，過小評価されている可能性を示した。

衛星リモートセンシングを用いたニッケルにおける LUCI の推定は，現在まで，全球における推定はされていない。ニッケル鉱床は，地域により鉱床型や採掘法が異なることから，LUCI も同様に異なる可能性がある。偏在性の高いニッケルは，日本を始め多くの国と地域は輸入に依存している。持続可能な開発目標において，消費者（例えば，国や企業）の責任として，環境負荷を小さくする行動が求められている[United Nations, 2015]。よって，消費国は客観的な根拠を頼りに，合理的な消費行動をする必要がある。そのため，消費国は LUCI が小さい国・地域からの資源輸入を選択するとともに，先進国などの技術保有国は，環境影響の大きい鉱山に積極的な技術指導をすることが求められている。

2.7　小括

本章では，各モニタリング対象において，衛星リモートセンシングに関する既往研究について文献調査した。2.2 から 2.6 節により，各対象の衛星観測に要求される条件を整理したものを表 2.3 に示し，以下に，本研究のモニタリング対象における現状の衛星リモートセンシングの到達点と不足点および改善点まとめる。

【第 3 章：沿岸域における赤土流出由来の懸濁物質濃度の推定】

熱帯・亜熱帯島嶼の沿岸域における土壌汚染を衛星リモートセンシングで捉えるためには，高頻度（1 時間単位から 1–2 日）での観測が必要である。流出源および土壌汚染規模が大きく，尚且つ長期化する GBR においては，高頻度低解像度衛星を用いたモニタリングが成功している。しかし，島嶼における規模の小さく短期的な土壌流出は，既存の衛星観測システムで土壌汚染現象を捉えること，そしてサンゴ礁への影響を議論することは困難である。近年整備が進んだ大規模な衛星コンステレーションは，高頻度（ほぼ毎日）かつ高解像度（3.7 m）の観測を実現し，土壌汚染現象の観測およびサンゴ生育・生存への影響評価をできる可能性がある。

【第 4 章：亜熱帯島嶼における作物・作型分類手法の開発】

日本の沖縄において，高精度での作物の特定は実現しておらず，ましてやサトウキビの作型の特定に関する検討はされていない。作物・作型の特定において重要なことは，各作物・作型の生育様式の把握であり，雲被覆の影響が大きい熱帯・亜熱帯域においては，高頻度（＝毎日）での観測が必要である。さらに，島嶼の小規模な農地は，数メートル程度の高い空間分解能を必要とするため，高頻度高解像度の衛星観測システムが要求される。この 2 つの要求に応えらえるのは，やはり近年整備が進んだ衛星コンステレーションによる地球観測システムであると考えられる。

【第 5 章：サトウキビ葉殻による作物残渣マルチング農地の判別手法の開発】

これまでの作物残渣マルチングに関する研究の対象は，小麦や大豆・トウモロコシであり，サトウキビ葉殻による分光反射特性の知見は不足している。ほぼ全ての研究は，短波長赤外バンドを用いた分光指標によって裸地との判別を図っている。しかし，高い空間分解能で短波長赤外バンドを持つセンサを搭載している衛星は限定されており，高頻度高解像度による広域のモニタリングが要求される農地被覆状態の観測において，現実的な利用は困難であると想定される。上述した熱帯・亜熱帯島嶼における衛星コンステレーションの利用は，主に可視・近赤外バンドに限定されている。そのため，可視・近赤外バンドの利用に限定し

た判別手法の開発およびその性能評価に関する精度の議論が必要である。

【第 6 章：全球におけるニッケル鉱山採掘領域推定手法の開発と土地改変面積の推定】

衛星リモートセンシングを用いた採掘領域の推定において，一貫した長期的なアーカイブを有する空間分解能 30 m の Landsat 衛星画像の利用が最も有効である。周辺環境の季節変動性が小さい採掘領域においては，年間で 1 枚の画像が取得できれば十分であるが，季節変動性が大きい採掘領域においては，適切な推定が出来ない可能性が存在する。そのため，AMNC 法の適用は，これらの影響を最小化する効果的な手段の一つであり，様々な地域に点在するニッケル鉱山の採掘領域を適切に推定できる可能性がある。

【第 7 章：衛星画像と操業データに基づくニッケル鉱山の土地改変強度推定】

衛星リモートセンシングによる LUCI の推定は，客観的かつ透明性が高い評価法である。土地改変強度の推定においては，鉱山における土地改変面積データが必要となる。本研究においては，第 6 章で整備されるデータを使用することとする。衛星リモートセンシングを用いた土地改変強度に関する研究は，ニューカレドニアのニッケル鉱山に限定された結果であるが，ニッケル協会と比較して大きな LUCI 値が示されており，他国も含めた更なる知見が必要である。これまでに全球におけるニッケル採掘国毎の LUCI 推定は未だなされていないため，資源貿易国の選定に関する議論に到達していない。

表 2.3. 本研究でのモニタリング対象に要求される観測条件と最適と考えられる衛星センサ

モニタリング対象	要求される観測条件			解析に要する観測期間	最適な衛星センサ
	観測範囲	空間分解能	時間分解能		
3 章： 沿岸域における土壌汚染	5.0–50 km	≦ 30 m	1 時–1 日	—	Planet Dove
4 章： 亜熱帯島嶼の作物・作型	5.0–50 km	< 10 m	1 日	> 2 年	Planet Dove
5 章： サトウキビ葉殻による作物残渣マルチング	5.0–50 km	< 10 m	1 日	—	Planet Dove
6 章： ニッケル鉱山採掘領域	10–50 km	≦ 30 m	季節	> 2 年	Landsat シリーズ
7 章： 土地改変強度	—	—	—	—	—

※7 章については 6 章で整備する衛星リモートセンシングで推定した土地改変面積を使用するため省略する

第 3 章

沿岸域における赤土流出由来の懸濁物質濃度の推定

3.1 本章の目的
3.2 方法
3.3 結果と考察

3.1　本章の目的

第 1 章および第 2 章で述べたように，主にサトウキビ農地が発生源である陸域からの赤土流出による汚染状況を正確に見積もる必要がある。熱帯・亜熱帯島嶼における小規模かつ短期的な現象である沿岸域での土壌汚染を観測するには，高頻度・高解像度観測が必要である。また，農地毎に土壌の色相が異なることにより，沿岸域に流入する濁水は，複数の土壌が混合していると推測される。この影響を回避し，沿岸域の SS 濃度の時空間変動を推定する方法を検討する必要がある。

そこで本章では，第一に，実験室で色相が異なる 3 つの土壌によって作成した濁水を分光測定と SS 濃度計測を実施，両者の回帰分析によって SS 濃度推定モデルを開発する。第二に，久米島の島尻湾において，最大規模の衛星コンステレーションである Planet Dove の高頻度高解像度衛星画像を用いて，赤土流出イベントによる SS 濃度の時空間変動をモニタリングし，最後にサンゴへ及ぼす影響について考察する。

3.2　方法

3.2.1　赤土に基づく濁水の分光測定

久米島において，表層土壌を農地内の 3 地点から採取した（図 3.1）。土壌 A～C は色相が下記のように異なる。

土壌 A：赤土のような黄みを帯びた少し暗い赤色（赭色）
土壌 B：黄みの暗い褐色（香染色）
土壌 C：赤みがかった淡い橙色（赤香色）

分光測定は，大気由来の雑音成分と太陽高度の変動を避けるために，簡易的に作製した暗室で実施した[Yamano et al., 2003]。分光測定の模式図を図 3.2 に示す。光の無関係な反射を最小限にするために，体積 5.67L，直径 19 cm，高さ 20 cm の黒色の容器を使用した。容器には濁水試料を 15.0 cm の深さまで満たしたため，濁水試料の総量は約 4.25L であった。

濁水試料の分光反射率スペクトルデータは，ASD FieldSpec4（Malvern Panalytical Ltd., UK）分光放射計を使用して収集した。この機器は，350 nm から 2500 nm を 1 nm 間隔で分光反射率データを取得する。分光放射計のセンサは，水面から 11 cm 上方の容器の中心に配置し，観測には天底視野角を選択した。分光放射計に取り付けられた 8 度のレンズは，水面に直径 3.09 cm の瞬間視野（Instantaneous Field of View：IFOV）をもたらした。光源には，2 つのハロゲンランプを配置し，ターゲット領域の影とセンサによる表面反射の影響を回避した[Oyama et al., 2007]。水面の高さに設置された標準白色板でキャリブレーションし，各濁水試料の反射率をそれぞれ 5 回以上測定した。分光測定実験では，3 つの土壌種それぞれにおいて，海水に溶かした土壌由来の SS 濃度が，約 25, 50, 100, 150, 200, 250, 300, 350, 400, 450, 500, 750, 1000, 2000 mg/L となるように濁水試料を作製した。図 3.3 に，代表的な SS 濃度の色相変化を示す。分光測定において，白色のプラスチック版を容器の底に敷いたとき，濁水試料の分光反射率データに変化が現れた場合は，以降のモデル作成において除外した。分光測定を終えた濁水試料は，既知の量の濁水試料を，事前に質量測定した Whatman GF/F フィルターにろ過し，フィルターが一定の質量に達するまで 60℃で乾燥させた後，フィルターに保持された土壌の質量を決定し，SS 濃度を取得した。そして，分光測定によって得られた分光反射率データを用いて，反射率と SS 濃度について回帰分析を実施し，SS 濃度推定モデルを作成した。

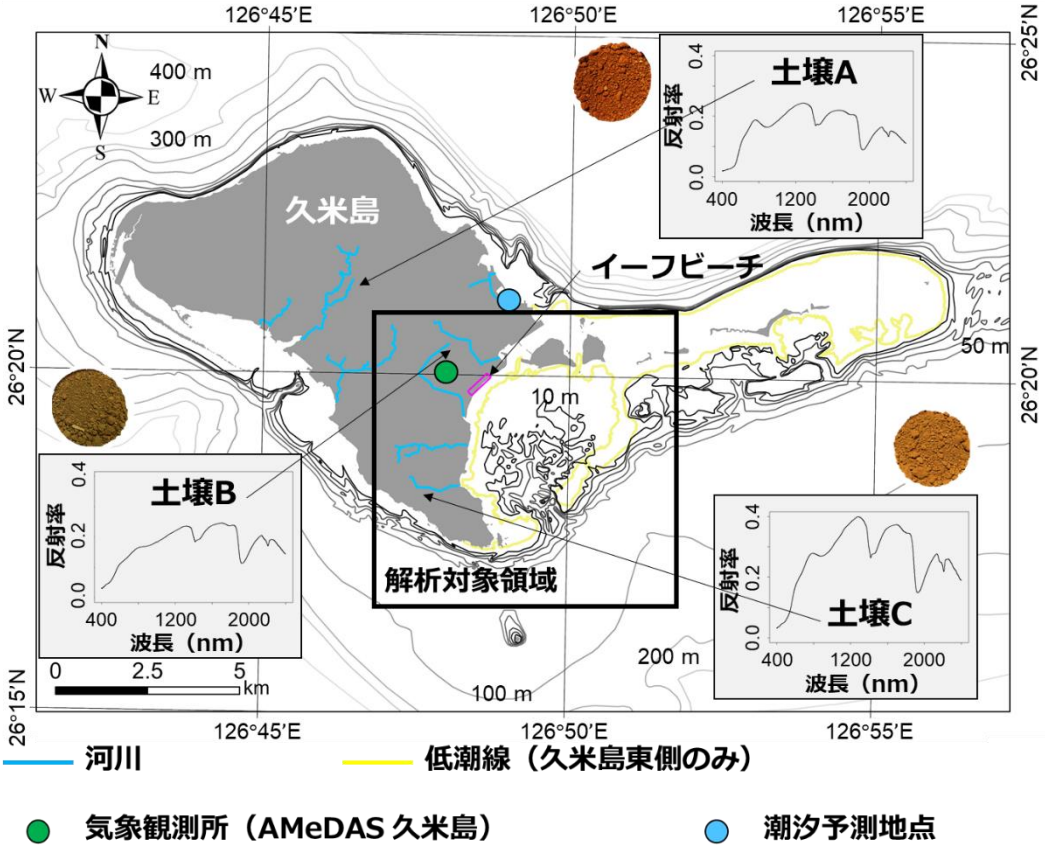


図 3.1. 解析対象領域および農地表層土壌の採取地点，土壌 A–C それぞれの分光反射特性

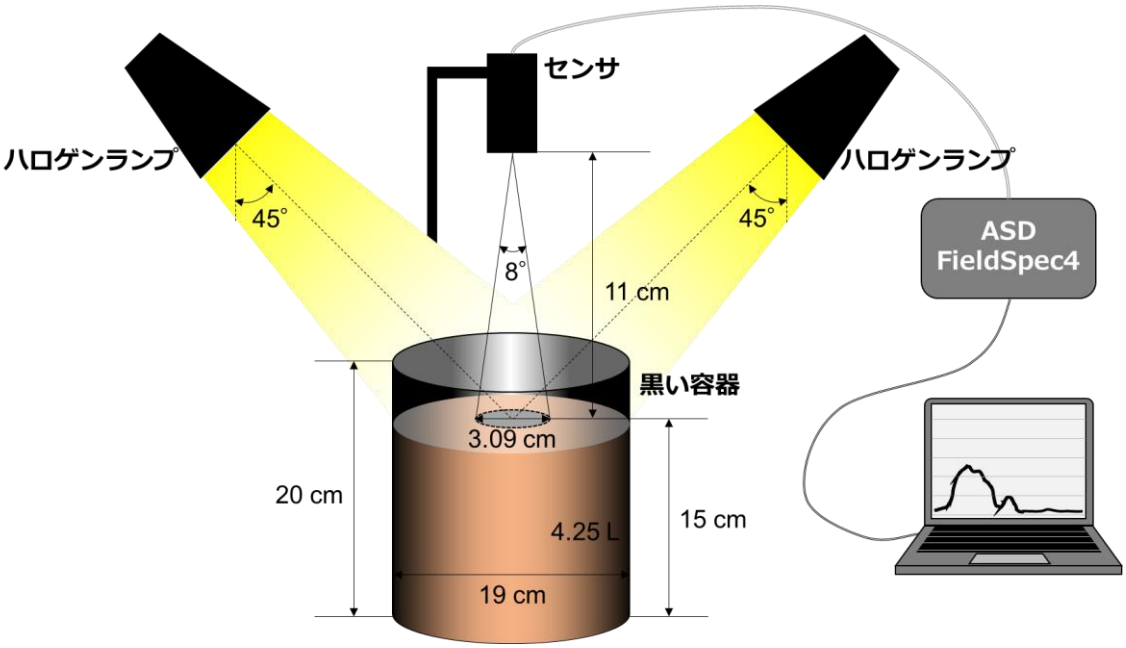


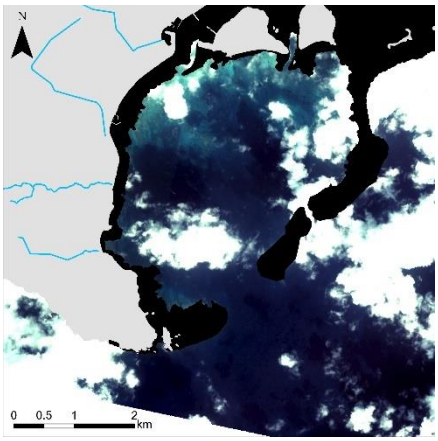
図 3.2. 実験室における分光測定の模式図

図 3.3. 3 種類の農地表層土壌の SS 濃度に対する濁水試料の色相変化

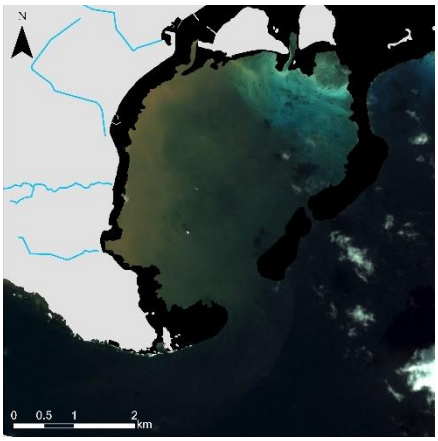
3.2.2 Planet Dove 衛星画像を用いた赤土流出由来の懸濁物質濃度の推定

2018 年 11 月 16 日から 2020 年 6 月 7 日までに久米島において，しばしば赤土流出現象が見られた（付録 B の図 B.1）。そのような中，赤土流出時に島尻湾内の海面状態が衛星観測された，2018 年 11 月 14 日（現地時間 10 時 43 分 40 秒），16 日（現地時間 10 時 44 分 18 秒），18 日（現地時間 11 時 16 分 21 秒）の Planet Dove (0f) L1B 画像を Planet Explorer（URL：https://www.planet.com/explorer/）を介して入手した（図 3.4）。当該期間において，現地時間 11 月 15 日 18 時から 11 月 16 日 4 時までの間に，154 mm の降水量が記録された（時間最大降水量は 36 mm/h）。11 月 16 日には，久米島周辺の沿岸域における赤土流出が現地住民によって確認されている（図 3.5）。

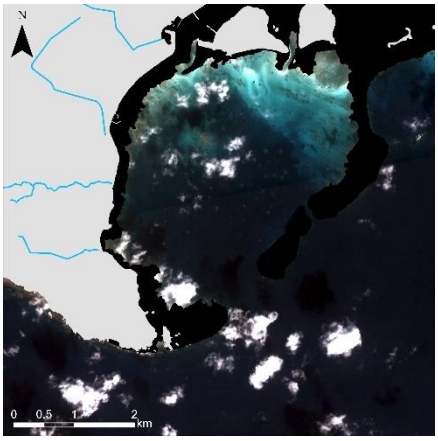
L1B 画像は大気上端（Top of Atmosphere：TOA）反射率への変換およびバンド間レジストレーションを確認し[Sakuma & Yamano, 2020]（解析画像にバンド間レジストレーションの不一致は見られなかった），その後ジオリファレンスをした。Planet Dove センサで観測される反射率はセンサ個体差が存在する[Houborg & McCabe, 2018]。そのため，赤土流出の影響がない深海の反射率（SS 濃度 = 0.7 mg/L と仮定し[仲宗根ら, 2009]，SS 濃度推定モデルより推定）と現場測定（MS-720，英弘精機株式会社）によって取得した砂浜の反射率を用いて，反射率の正規化処理を実施した。正規化処理した Planet Dove 衛星画像と，分光測定によって作成された SS 濃度推定モデルを用いて，3 時期における島尻湾の SS 濃度を推定した。



2018 年 11 月 14 日



2018 年 11 月 16 日



2018 年 11 月 18 日

図 3.4. Planet Dove 衛星が撮影した久米島島尻湾における赤土流出イベント（トゥルーカラー画像）

a)　久米島の南側リーフ（現地時間の午前 9 時 35 分撮影）

b)　島尻湾の海岸（現地時間の午後 12 時 45 分撮影）

図 3.5. 2018 年 11 月 16 日の久米島における沿岸域における土壌汚染の様子（撮影者：Yoshimitsu Tsukakoshi）

3.3　結果と考察

3.3.1　赤土に由来する濁水の分光反射特性

図 3.6 は，実験室における分光測定で得られた赤土由来の濁水試料の 400 nm から 1200 nm までの SS 濃度の分光反射率曲線を示している。SS 濃度の増加に伴い，反射率は増加した。しかし，青バンド（Planet Dove (0f)センサ相当：455–515 nm）および緑バンド（Planet Dove (0f)センサ相当：500–590 nm）においては，SS 濃度の変動に対して分光反射率はほとんど差が無いことが示されている。一方で，赤バンド（Planet Dove (0f)センサ相当：590–670 nm）と近赤外バンド（Planet Dove (0f)センサ相当：780–860 nm）では，SS 濃度の増加に伴い，分光反射率が明確に増加した。分光反射率曲線において，750 nm 付近での谷は，水による吸収を示している[Jiang et al., 2011]。

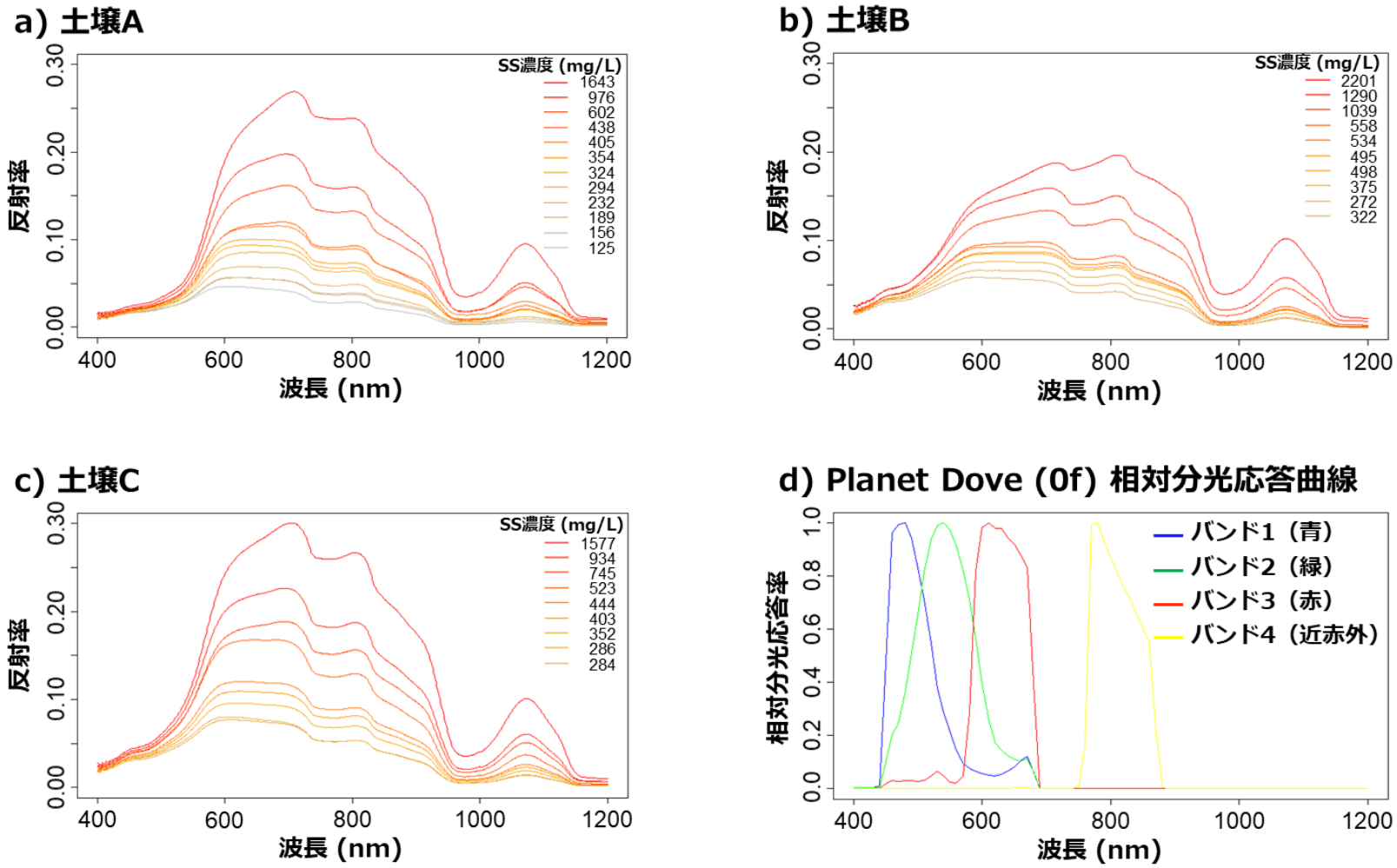


図 3.6. 3 種類の農地表層土壌における濁水の分光反射率曲線と Planet Dove（0f）の相対分光応答曲線（400–1200 nm）

70

3.3.2　分光反射率と懸濁物質濃度の回帰分析

Planet Dove (0f)センサの相対分光応答曲線を用いて（図 3.6.d），4 つの波長帯（すなわち，青，緑，赤，近赤外）を使用して，濁水試料の反射率と SS 濃度の関係を分析した（図 3.7 および図 3.8）。SS 濃度推定モデルは，波長が長いほど正の線形傾向を示しており，特に近赤外バンドで高い決定係数が得られた。波長が短い青と緑バンドは線形傾向ではなく，どちらかと言うと指数傾向であった。Cremon et al. (2020)に倣い，様々なバンド間演算から得られる分光指標の適用可能性を検討すると（すなわち，赤/緑，赤/青，緑/青，近赤外/赤，赤/(緑+青)，(近赤外+赤)/(緑+青)，(赤+緑-青)/(赤+緑+青)），近赤外/赤の指標において土壌種の影響が見られない回帰式が作成された（図 3.8）。

全体モデル（SS 濃度 ＜2000 mg/L）においては，最も決定係数が高い近赤外バンドにおいても，平均平方二乗誤差（Root Mean Square Error：RMSE）および平均絶対誤差（Mean Absolute Error：MAE）が 212 mg/L および 134 mg/L と，十分な SS 濃度推定が可能ではない（図 3.7）。そこで，SS 濃度 ＜550 mg/L に着目した低濃度モデルを作成した。過去の沖縄での赤土流出時の水質調査によると（下地，2012），SS 濃度が河川では最大 2000 mg/L を超えるが，河口では最大 643 mg/L である。さらに，赤土等流出防止条例[沖縄県，1994]において，開発現場からの排水の SS 濃度は 200 mg/L 以下でなければならないという基準が定められているため，SS 濃度 ＜550 mg/L までの推定モデルにおいても，十分に湾内の SS 濃度をモニタリング可能な性能を有していると考える。低濃度モデルでは全てのバンドにおいて，RMSE と MAE の明瞭な差異は見られなくなり（RMSE＝60–74 mg/L，MAE＝50–58 mg/L），全体モデルと比較して推定精度は大きく向上した（図 3.7）。

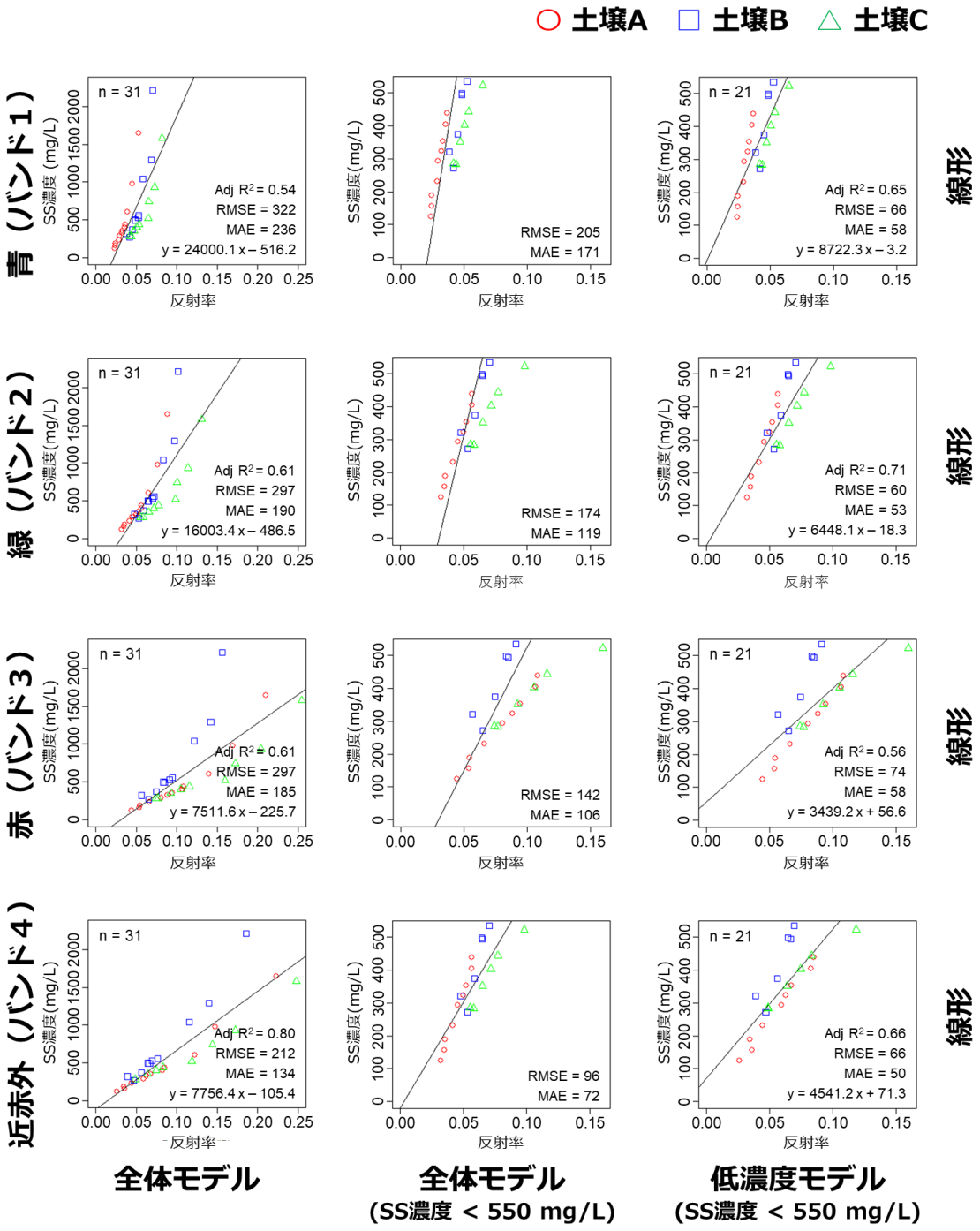


図 3.7. 3 種類の農地表層土壌におけるバンド反射率と SS 濃度の線形回帰分析の結果

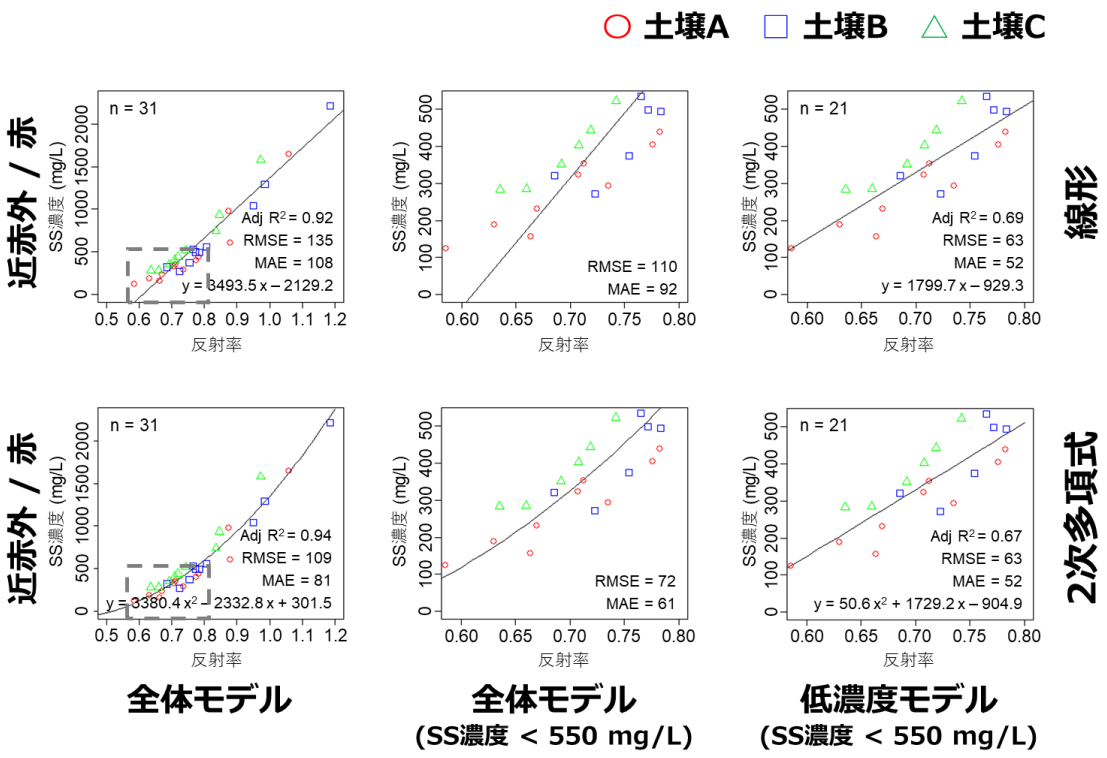


図 3.8. 3 種類の農地表層土壌におけるバンド比（近赤外／赤バンド）と SS 濃度の回帰分析（線形および 2 次多項式）の結果

3.3.3　赤土流出に由来する懸濁物質濃度の時空間変動モニタリング

回帰分析によって作成した SS 濃度推定モデルを用いて，島尻湾の SS 濃度の時空間変動を推定した（図 3.9 および図 3.10）。推定結果を見ると，青や緑といった短い波長のバンドは，大気による影響および底質の影響を強く受けており，適切な推定ができていない。また，近赤外バンドは，赤土流出を捉えることができていない。これは，Planet Dove の近赤外バンドにおける信号雑音（Signal-to-Noise：SN）比（= 170）が，RGB（Red-Green-Blue）バンドの SN 比（= 90）と比較して劣ることに起因している[Li et al. 2019]。SN 比の劣化は水質環境測定精度に大きな影響を及ぼすため，近赤外バンドの利用は適切ではない。したがって，近赤外バンドを含む分光指標（近赤外／赤）による SS 濃度推定も同様に適切でない。これらの理由から，本研究においては，赤バンドの低濃度モデルを使用することとした。赤バンドは他のバンドと比較して，回帰式の傾きが最も小さく（図 3.7），より頑健な推定が可能と言える。回帰分析に用いた SS 濃度の範囲は 125 から 534 mg/L であるが，Doxaran et al. (2003)や Tyler et al. (2006)等の既往研究においても赤バンドと近赤外バンドにおいて低濃度側は，線形関係で示されている。従って，125 mg/L よりも低い SS 濃度（0–125 mg/L）を推定する際にも，本推定モデルの適用に大きな支障はないと考えられる。本研究における Planet Dove を用いたバンド選択結果は，Maciel et al. (2020)による内陸水における SS 濃度推定でも議論されており，本研究のバンド選択と一致していた。

作成した赤バンドによる低濃度モデルを用いて，推定した SS 濃度の時空間変動を図 3.11 に示す。図 3.11 を見ると，赤土流出が観測された 11 月 16 日の SS 濃度は，総じて岸に近いほど高く，離れるほど低下した。降雨時は主に引き潮であり，河口から沖に向かって SS 濃度が拡散したと考えられる。図 3.11.b 中の領域 1（河口から 1 km）および領域 2（湾口）の SS 濃度の時間変動は降雨による赤土流出の影響を明確に捉えている（図 3.11.c）。急激な降雨によってもたらされた湾内への赤土流出は，流出 2 日後の 18 日には流出 2 日前（すなわち，11 月 14 日）の状態に回復した。11 月 16 日から 11 月 18 日の Planet Dove の観測時間帯の最大風速は 4.3 m/s であり，再懸濁は発生しにくい状況であったと考えられる。SS の一部は湾口から外洋に流出していることが確認できる。

Browne et al. (2015)によって整理されている SS 濃度に対するサンゴ生息の許容限界は，短期的（1–2 日）な観点において，SS 濃度が 150 mg/L までは，この地域で優占しているミドリイシ（*Acropora*）[Masucci et al., 2019]の生育に影響を与えるが，白化や死滅といった生存に致命的な影響は与えない。一方で，SS 濃度が 500 mg/L を超えるとミドリイシが白化もしくは部分的に死滅する[Thompson et al., 1980]。本研究での推定結果において，河口付近は SS 濃度が 500 mg/L を超えており，サンゴの生存に致命的な影響を与えていることが推測できる。図 3.11.b の地点 1 および地点 2 はサンゴ養殖の試験地である。本研究に

よる SS 濃度推定結果により，地点 1（平均 SS 濃度 ＝272 mg/L）はミドリイシの生育に影響を及ぼしていることがわかり，地点 2（平均 SS 濃度 ＝90 mg/L）はミドリイシの生育に大きな影響は無かったと判断できる。このことから，赤土流出の観点で見れば，サンゴの養殖は地点 2 で実施することが好ましいと判断ができるとともに，島尻湾におけるサンゴが健全に生息可能な領域は非常に限定されていることが明らかになった。

衛星観測時刻前後の SS 濃度は，より高い値に達していた可能性があるため，より詳細な影響評価には数値シミュレーション等を併用し，より時間的に密な情報を得る必要がある。また，湾内に流出した赤土がサンゴへの堆積により，サンゴが窒息し，白化する[Duckworth et al., 2017]。島尻湾の底には土壌が沢山堆積しており[下地, 2012]，一見して海水中の SS 濃度が赤土流出前の状態に回復したとしても，堆積することによって，赤土流出の影響は残存している可能性があることに注意する必要がある。さらに，堆積した土壌の再懸濁によって湾内のサンゴ礁生態系へさらなる影響を与える可能性もあり，より長期的なモニタリングの実施が求められる。

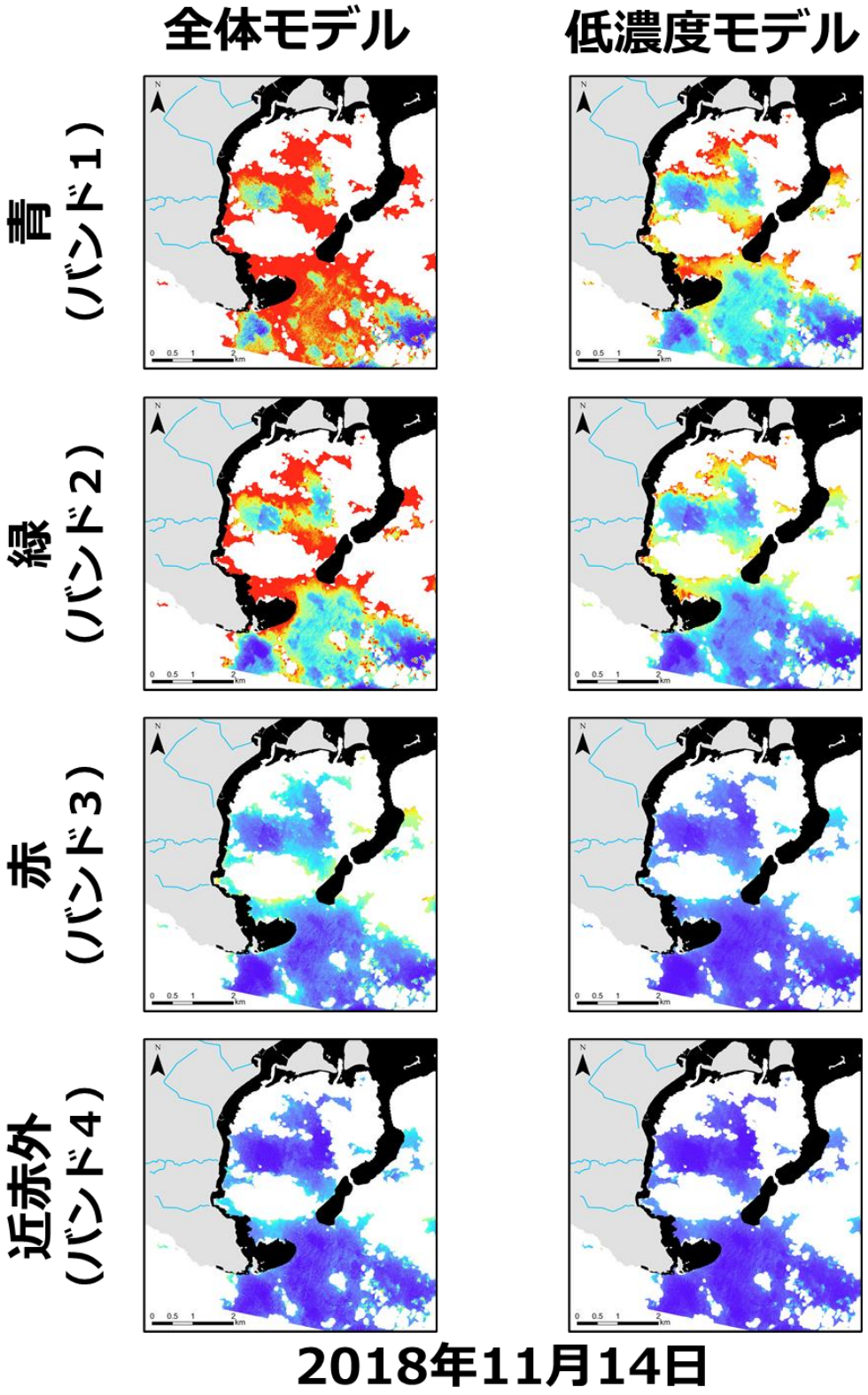


図 3.9.a. 2018 年 11 月 14 日における島尻湾の単一バンド（青，緑，赤，近赤外）画像を用いて推定した SS 濃度の空間分布

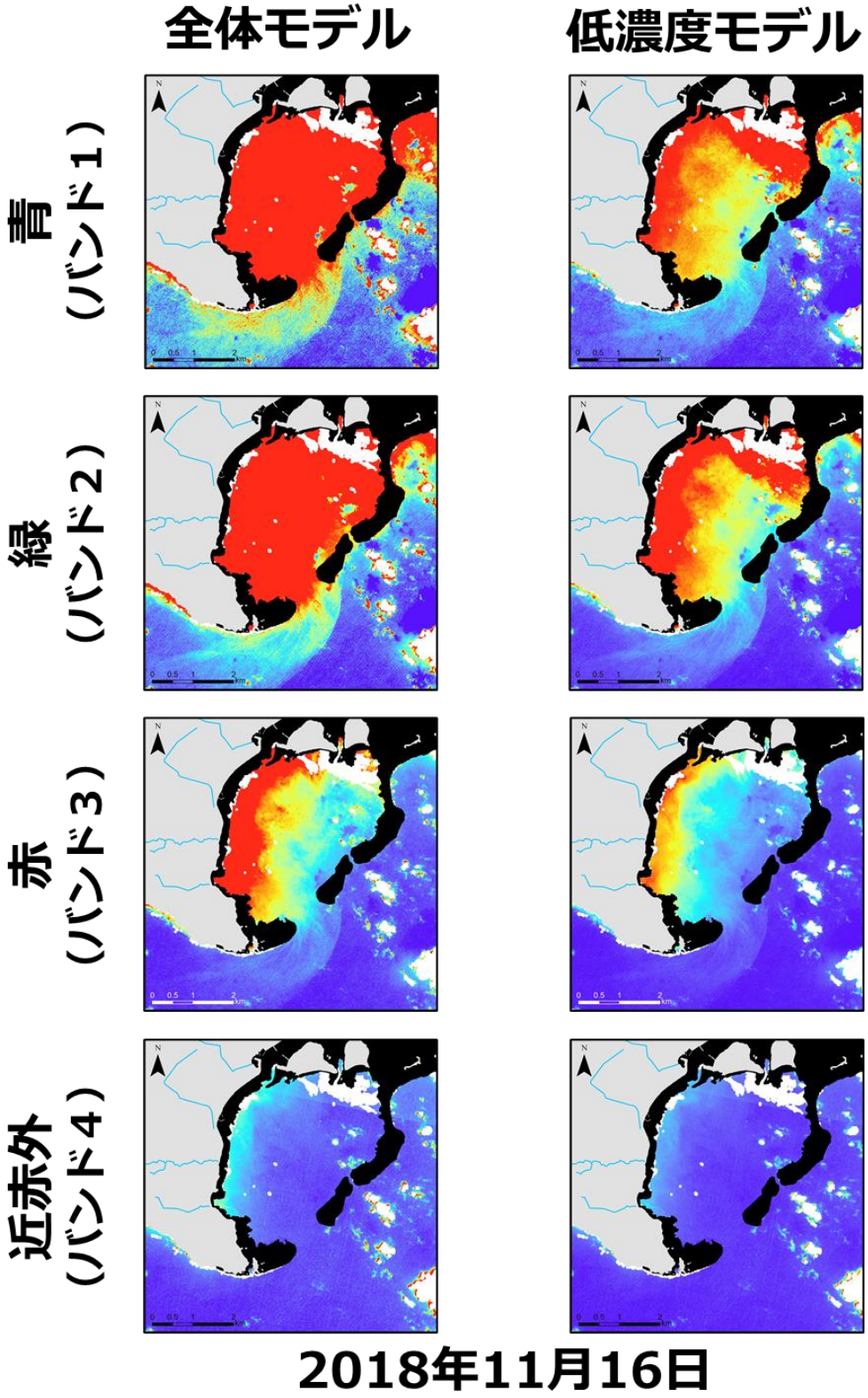


図 3.9.b. 2018 年 11 月 16 日における島尻湾の単一バンド（青，緑，赤，近赤外）画像を用いて推定した SS 濃度の空間分布

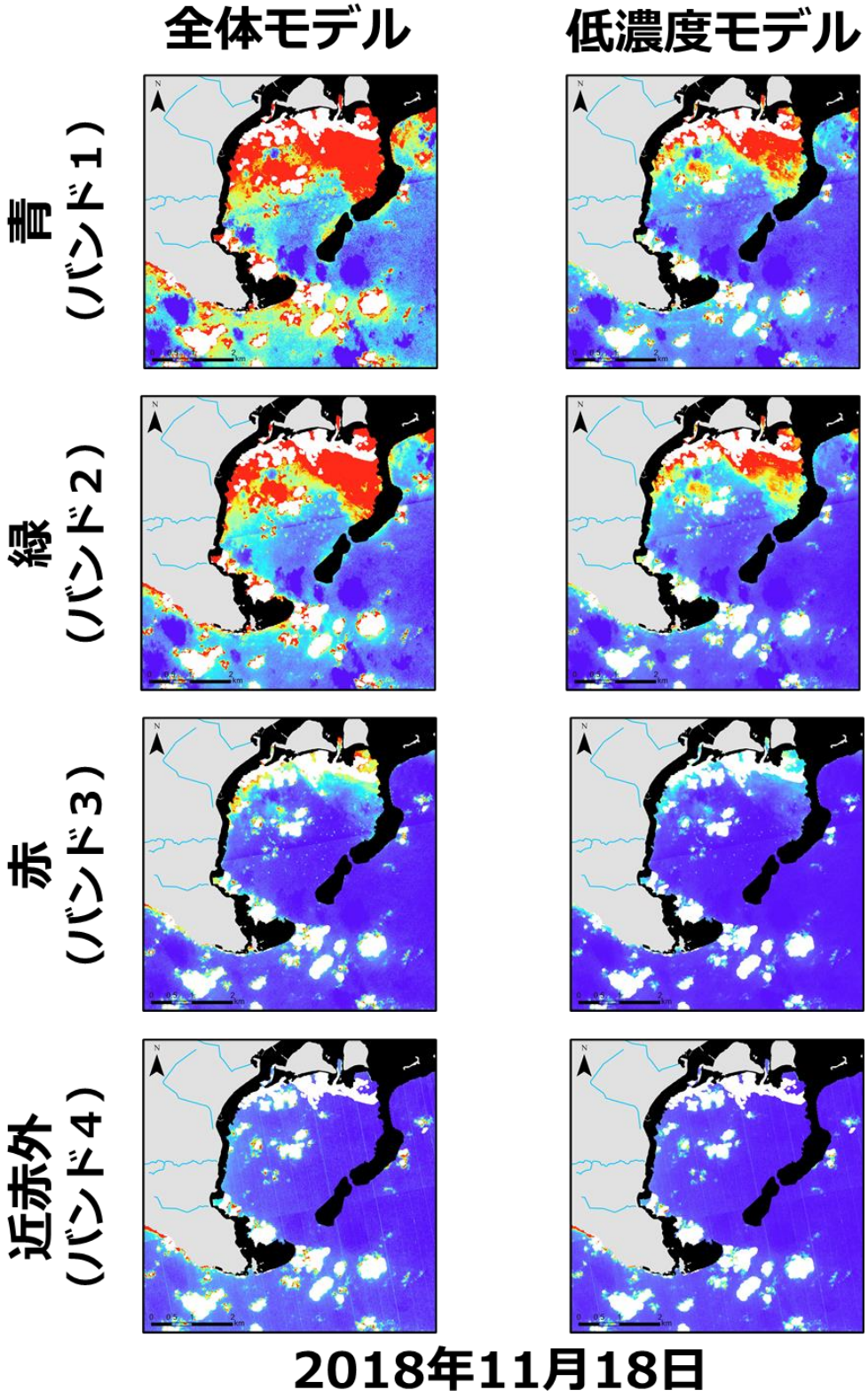


図 3.9.c. 2018 年 11 月 18 日における島尻湾の単一バンド（青，緑，赤，近赤外）画像を用いて推定した SS 濃度の空間分布

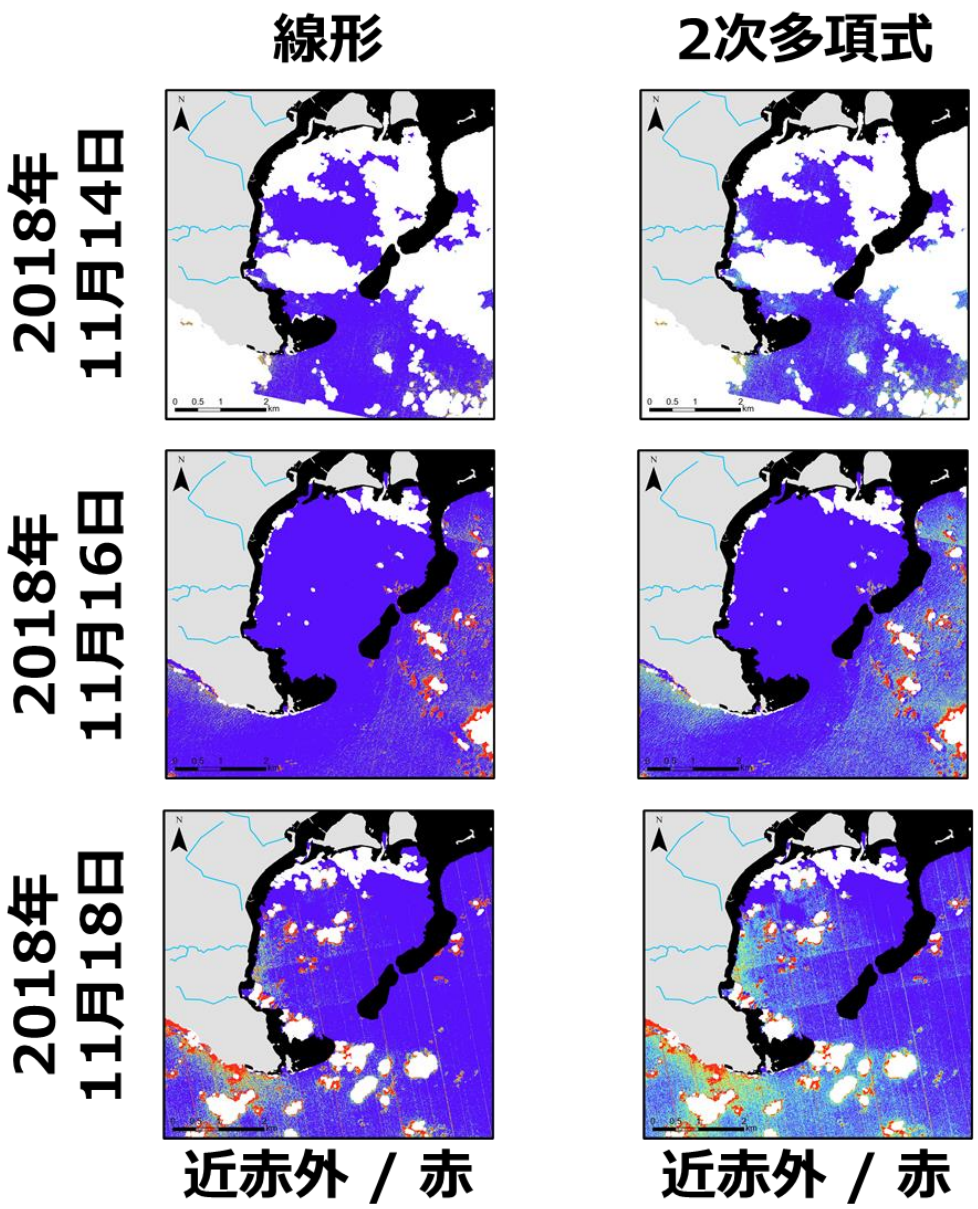


図 3.10. 2018 年 11 月 14・16・18 日における島尻湾のバンド比（近赤外／赤バンド比）画像を用いて推定した SS 濃度の空間分布

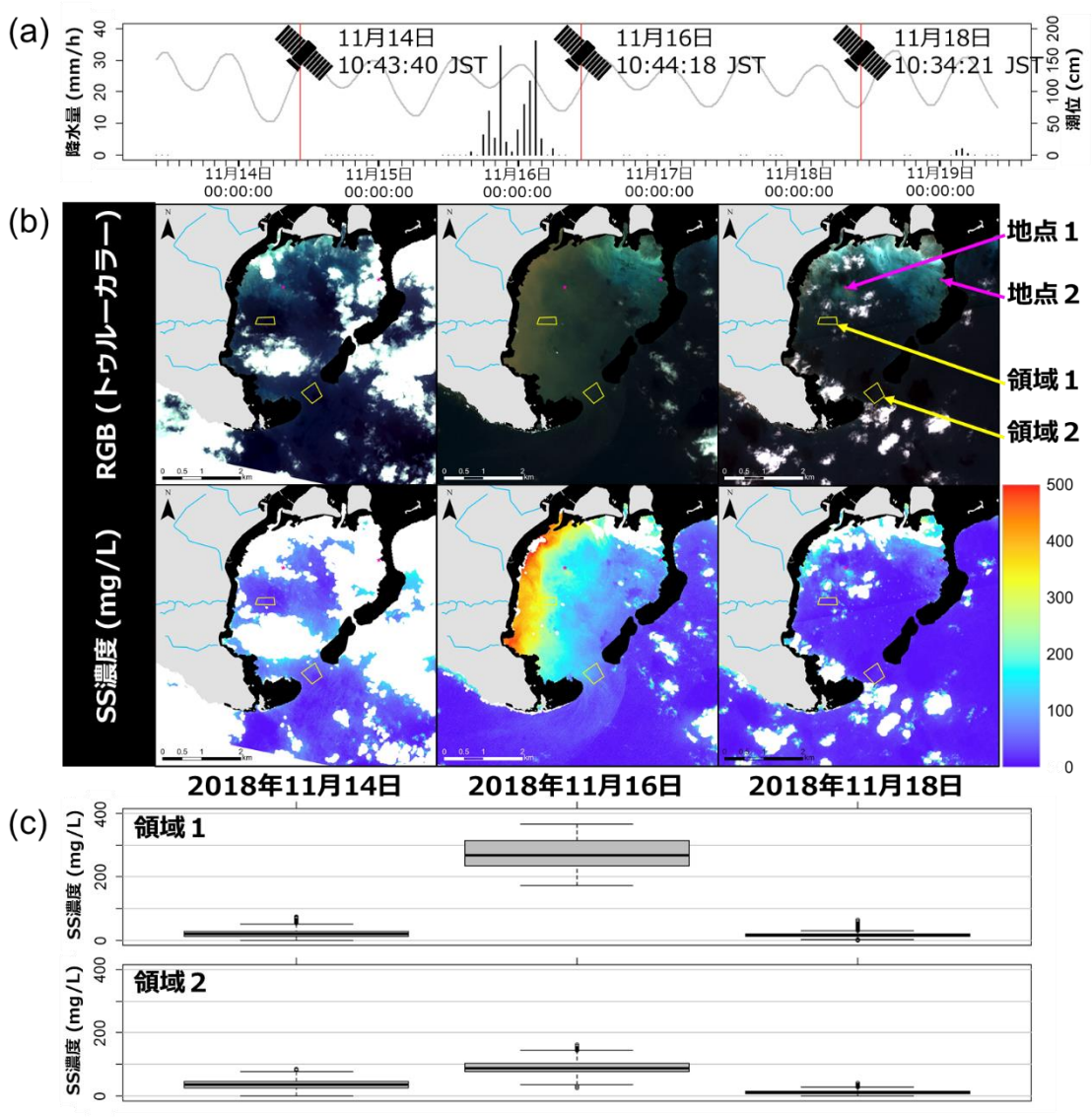


図 3.11. 2018 年 11 月 14・16・18 日の島尻湾における低濃度赤バンドモデルを用いて推定した SS 濃度の時空間変化：(a) Planet Dove 画像が撮影された時刻とモニタリング期間における降雨量と潮汐の時間変動，b) 解析に使用した Planet Dove 画像のトゥルーカラー表示と推定された SS 濃度の空間分布，c) 河口付近（領域 1 ）と湾口（領域 2 ）における SS 濃度の時間変動）

第 4 章

亜熱帯島嶼における作物・作型分類手法の開発

4.1 本章の目的
4.2 方法
4.3 結果と考察

4.1　本章の目的

第 1 章および第 2 章で述べたように，赤土流出の発生源（つまりは原因）である農地内の作物・作型の空間分布を把握することは正確な赤土流出量を把握するために重要である。特に，沖縄におけるサトウキビの栽培は，株出し・春植え・夏植えの作型が存在し，選択される作型によって大きく赤土流出量が変動する。しかし，既往研究においては，十分な精度での作物・作型マップの作成が達成されていない。さらには，衛星リモートセンシングを用いた農地の作物・作型分類において，分類精度に大きく寄与する画像（つまりは観測日）についても，当該地域においては明らかにされていない。

大規模な衛星コンステレーションは，高頻度かつ高解像度な観測能力から，雲被覆の影響が大きい亜熱帯島嶼の小規模農業地域において，農地に栽培される作物・作型の生育様式を明らかにできる可能性がある。そして，その情報を用いることにより，サトウキビの作型を含む農地の作物・作型分類により，詳細な空間分布が把握できると推測される。さらに，当該地域における衛星リモートセンシングを用いた分類に最適な観測日を明らかにすることも期待でき，将来的に効率的な衛星観測計画についての議論につなげられる。

そこで本章では第一に，近年発展した約 130 機の小型衛星によって構築された大規模な衛星コンステレーションによる，ほぼ毎日撮影される衛星画像を用いて，主にサトウキビによって構成される小規模農地帯における，代表的な 8 つの作物・作型作物の生育様式を明らかにする。第二に，整備した作物・作型生育様式情報に対して，機械学習の一種である Random Forest 分類アルゴリズムの教師付き分類を適用する分類手法を開発し，その性能を評価する。最後に，当該地域における観測日による分類寄与率を評価し，分類に最適な観測日を考察する。

4.2　方法

4.2.1　解析対象領域

久米島ではサトウキビの栽培方法が次の 3 つに大別される（表 4.1）。期間については現地の農業従事者のヒアリング結果によるものである。

久米島におけるサトウキビの収穫期間は，製糖工場が稼働する通常 1 月から 3 月である。刈り取られたサトウキビは，島内にある製糖工場に搬入され，そこで粗糖に加工される。収穫後のサトウキビ農地の運用は，農業従事者によって，次シーズンの栽培方法が決定される。サトウキビは苗植え後，数年にわたって収穫可能であるため，単年の栽培面積を比較すると春植えおよび夏植えよりも株出しの面積が大きい。

久米島における多くの牧草地は，採草地として利用されている。近年，肉用子牛の価格高騰に伴い，繁殖牛の飼育産業が急速に増加しており，島内の北部をはじめ，多くの地域で採草地の造成が進行している。紅芋（甘藷，サツマイモ）は主に島内の西部の地域で栽培されている。2013 年に紅芋の病害虫「アリモドキゾウムシ」が島内で根絶されて以降，生産量が伸びている。しかし，近年，新たにサツマイモ基腐病の蔓延が確認され，収穫量の年変動は大きくなっている。パイナップルは 1960 年代および 1970 年代に島内で広く栽培されていたが，現在では一部の農家と家庭農園のみで栽培されている。花卉・ゴーヤ・マンゴー・バナナはビニールハウス等の農業施設で栽培されている。これら 8 つのクラス以外にも，様々な作物が島内において栽培されているが（例えば，米，オクラ，タバコ，カボチャ），ごく限られた分布であったため，本研究では分類クラスとして扱わなかった。このように，島内には様々な作物が栽培されているため，衛星コンステレーションに基づく高頻度高解像度画像を用いた作物・作型分類の性能を評価するのに，とても適した地域である。

表 4.1. 久米島におけるサトウキビの典型的な作型とその慣行

2018 年												
サトウキビの作型	**1 月**	**2 月**	**3 月**	**4 月**	**5 月**	**6 月**	**7 月**	**8 月**	**9 月**	**10 月**	**11 月**	**12 月**
株出し						Cm	Cm	Cm	Cm	Cm	Cm	Cm
春植え												
夏植え 2018				F, Ps	F, Ps	F, Ps	Ps, P	Ps, P	Ps, P	Ps, P	Cm	Cm
夏植え 2019												
2019 年												
サトウキビの作型	**1 月**	**2 月**	**3 月**	**4 月**	**5 月**	**6 月**	**7 月**	**8 月**	**9 月**	**10 月**	**11 月**	**12 月**
株出し	H	H	H	Cm	Cm	Cm	Cm	Cm	Cm	Cm	Cm	Cm
春植え	H	H, Ps, P	H, Ps, P	Ps, P	Ps, P	Cm	Cm	Cm	Cm	Cm	Cm	Cm
夏植え 2018	Cm	Cm	Cm	Cm	Cm	Cm	Cm	Cm	Cm	Cm	Cm	Cm
夏植え 2019				F, Ps	F, Ps	F, Ps	Ps, P	Ps, P	Ps, P	Ps, P	Cm	Cm
2020 年												
サトウキビの作型	**1 月**	**2 月**	**3 月**	**4 月**	**5 月**	**6 月**	**7 月**	**8 月**	**9 月**	**10 月**	**11 月**	**12 月**
株出し	H	H	H			**Cm：生育管理**			**P：植栽**			
春植え	H	H	H			**F：休閑**			**Ps：耕起**			
夏植え 2018	H	H	H			**H：収穫**						
夏植え 2019	Cm	Cm	Cm	Cm	Cm	Cm	Cm	Cm	Cm	Cm	Cm	Cm
	収穫（製糖）期間											

84

4.2.2 Planet Dove 衛星画像の前処理

Planet Explorer（URL: https://www.planet.com/explorer/）から 2017 年 7 月 1 日から 2019 年 12 月 31 日までの 158 の Planet Dove 衛星で撮影された，1,826 枚の 4 バンド（青，緑，赤，近赤外）Planet Dove オルソ補正画像（Planet Labs 画像プロダクトレベル 3B（Level 3B：L3B）：PlanetScopeScene4Band，空間分解能 ＝ 3 m）を入手し，図 4.1 に示す流れで処理した。1,826 枚の画像における観測時刻は，現地時間 8 時 15 分 42 秒から現地時間 17 時 53 分 06 秒の間であった（中央値：現地時間 10 時 40 分 27 秒，5%タイル値：現地時間 9 時 51 分 10 秒，95%タイル値：現地時間 11 時 34 分 06 秒）。また，衛星の観測角は，0 度から 8.6 度の間であった（中央値：1 度，5%タイル値：0 度，95%タイル値：5 度）。

Planet Dove 画像は，RGB および NIR バンドによって構成されている。センサは RGB フレームと NIR フレームに分かれており，両者の観測時差は約 0.5 秒である[Planet-Team, 2016]。また，Planet Dove 画像は，オルソ補正，放射分析およびセンサ補正がなされている。幾何学的補正は 30–90 m の数値標高モデルに基づいて，二乗平均平方根誤差が 10 m 未満でなされている[Planet-Team, 2020]。

Planet Dove 画像プロダクトに付属されている Unused Data Mask 画像を用いて，不良画素（つまりは，雲被覆画素，バンド毎の欠落・疑惑画素）を除去した。また，メタデータに記載されている変換係数を使用して，放射輝度（$\mathrm{W \cdot m^{-2} \cdot sr^{-1} \cdot \mu m^{-1}}$）を TOA 反射率に変換した。解析対象期間の Planet Dove 画像は従来型（PS2）と次世代型（PS2.SD）の 2 種類のセンサで観測されている。これらのセンサは，相対分光応答曲線が異なるため（PS2：青 455–515，緑 500–590，赤 590–670，近赤外 780–860 nm；PS2.SD：青 464–517，緑 547–585，赤 650–682，近赤外 846–888 nm），メタデータに記載されている統一係数を使用して，次世代型の観測値を従来型の観測値へと変換した。

バンド間レジストレーションの不一致が目視検査によって確認された（図 4.2）。そのため，各画像に対して零平均正規化相互相関法[Lewis, 1995]を用いて，縦軸および横軸のシフト量を推定し，バンド間再レジストレーションを行った。その際，各バンド画像に対して，下記の方法に従ってエッジ強調処理を施した画像を使用した。

手順 1：

各バンド画像に対してガウシアンフィルタ（5×5）を適用し平滑化画像を作成

手順 2：

平滑化画像に対してラプラシアンフィルタ（3×3）を適用し，エッジ強調画像を作成

バンド間再レジストレーションを実施した際に，シフト量が 10 画素を超える画像は以降の解析から除外した。また，画素単位の時系列変化の連続性を維持するために，画像間レジストレーションをバンド間の再レジストレーションと同じ方法で実施した。こちらの処理においては, XY 軸のユークリッド距離によって示されるシフト量が 10 m を超える画像は，以降の解析から除外した。

単純な暗画素法[MacFarlane & Robinson, 1984]により，TOA 反射率を地表面反射率に変換した。この方法は，画像内に反射率がゼロの画素が存在すると仮定し，画像で最も暗い画素の反射率を，画像全体に減算することにより，パスラジアンス成分を除去する方法である（図 4.3)。解析対象とした久米島周辺は，サンゴ礁地形であることから，島を取り巻く礁縁の外洋側から急激に深い海となる。そのため，反射率がほぼゼロと仮定できる画素の取得が容易である。本研究においては，最も大気の影響を受ける青バンドに着目し，深海域において青バンド値の最小画素値を 100 点抽出した。100 点の抽出は，画像に偽色が含まれている場合を想定し，その影響を抑制するためである。そして，最小青画素に対応する各バンドの画素値の平均値を画像のパスラジアンス成分として除去した。さらに，小野ら（2002) の方法に従い，各バンド値を全てのバンド値の合計で割ることにより正規化した。この正規化方法は，同一地表面状態においても，地表面の傾斜や大気の影響により，衛星が観測する分光特性は大きく異なるが，分光特性の形状は類似していると見なすことができることに基づいている[小野ら, 2002]。この特性により，全ての反射率の合計で正規化することにより，地形および大気の影響を抑制することが可能である[小野&小野, 2013]。

これらの前処理された Planet Dove 衛星画像は，分析に使用可能な画素の時間的変動を評価するためにも使用した。具体的には，解析対象領域において，5 日間毎の合成画像の分析可能な画素（つまりは雲汚染画素ではない）の取得率を算出した。

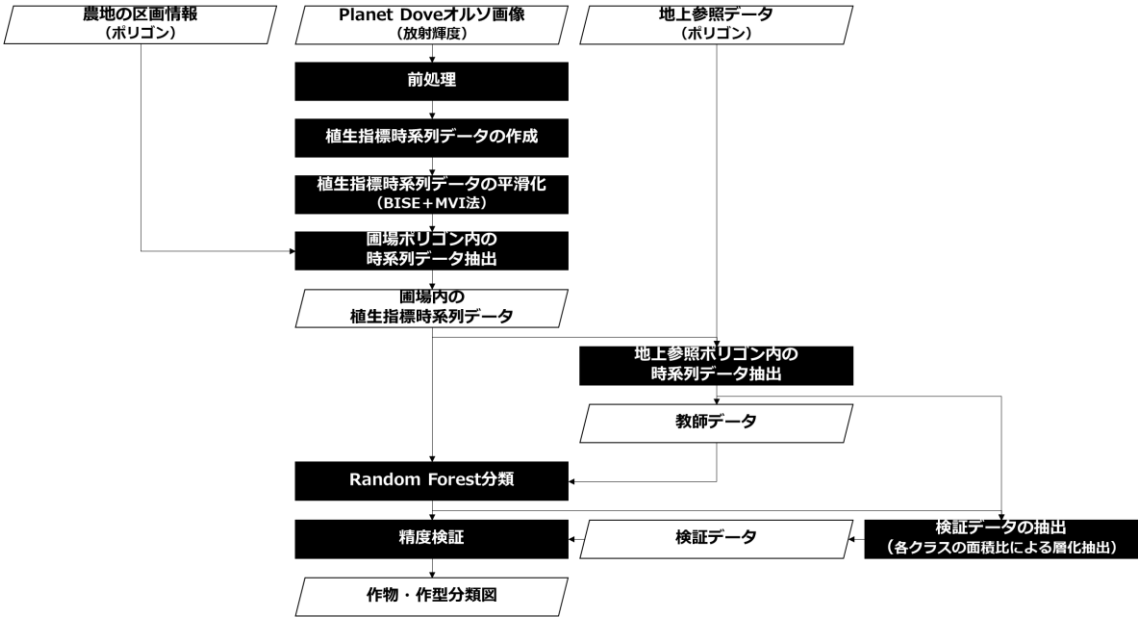


図 4.1. Planet Dove 画像を用いた作物・作型分類図作成の流れ

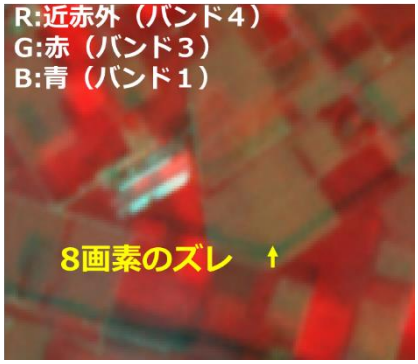


図 4.2. Planet Dove 画像における不完全なバンド間レジストレーションの例

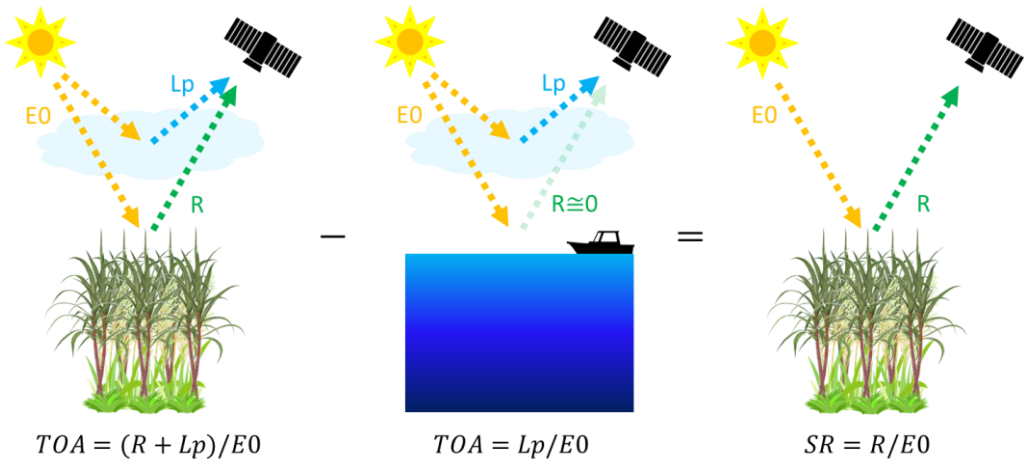


図 4.3. 暗画素法による大気補正の模式図

4.2.3　植生指標時系列データの作成

植生指標は植生バイオマスと高い相関があり，それらの時間的変化は作物・作型の生育様式を表している[Gonçalves et al., 2012]。特に近赤外バンドは，植生密度の変化に最も敏感な分光領域である[Houborg & McCabe, 2016]。Rouse et al. (1974)と Tucker (1979)は，近赤外と赤バンドに基づいて，現在も広く使用されている NDVI（Normalized Difference Vegetation Index）を開発した。また，NDVI を発展させ，SAVI（Soil Adjusted Vegetation Index）[Huete, 1998]，MSAVI（Modified Soil Adjusted Vegetation Index）[Qi et al., 1994]および EVI（Enhanced Vegetation Index）[Huete et al., 2002]が開発された。一方で，可視光帯のみに基づく分光指標を用いて，植生の時間的変化様式を評価することの有用性も実証されている[Ide & Oguma, 2010]。Planet Dove 画像では，RGB バンドと NIR バンドで観測時刻がわずかに異なり，バンド間レジストレーションの不一致を引き起こしている場合がある。したがって，可視光帯のみを使用する植生指標も検討する必要があると考えられ，本研究では VARI（Visible Atmospherically Resistant Index）[Gitelson et al., 2002]，GRVI（Green and Red ratio Vegetation Index）[Falkowski et al., 2005；Motohka et al., 2010]および GR（Green Ratio）[Ide & Oguma, 2010]も検討することにした。これら 7 つの植生指標を前処理済みの Planet Dove 画像から算出し，植生指標時系列データを作成した。

$$NDVI = \frac{\rho_{NIR} - \rho_{Red}}{\rho_{NIR} + \rho_{Red}}$$

$$SAVI = \frac{(1 - L)/(\rho_{NIR} - \rho_{Red})}{(\rho_{NIR} + \rho_{Red} + L)}$$

ここで，L は土壌調整ファクターと呼ばれ，一般に用いられる 0.5 を本研究においても採用した。

$$MSAVI = \frac{2 \times \rho_{NIR} + 1 - \sqrt{(2 \times \rho_{NIR} + 1)^2 - 8 \times (\rho_{NIR} - \rho_{Red})}}{2}$$

$$EVI = G \times \frac{\rho_{NIR} - \rho_{Red}}{\rho_{NIR} + C1 \times \rho_{Red} - C2 \times \rho_{Blue} + L}$$

ここで，G はゲイン調整パラメータ，L は背景土壌に関する補正係数，$C1$ は大気に関する補正係数（赤バンド），$C2$ は大気に関する補正係数（青バンド）。それぞれ一般に用いられ

る，2.5，1，6，7.5 を本研究においても使用した。

$$VARI = \frac{\rho_{Green} - \rho_{Red}}{\rho_{Green} + \rho_{Red} - \rho_{Blue}}$$

$$GRVI = \frac{\rho_{Green} - \rho_{Red}}{\rho_{Green} + \rho_{Red}}$$

$$GR = \frac{\rho_{Green}}{\rho_{Red} + \rho_{Green} + \rho_{Blue}}$$

ここで，ρ_{Blue}，ρ_{Green}，ρ_{Red}およびρ_{NIR}はそれぞれ Planet Dove の青，緑，赤および近赤外バンドの反射率である。

作成された植生指標時系列データに含まれる大気雑音成分の抑制および時系列の連続性を維持するために，図 4.4 に示す，大吉ら(2008）が提案した Best Index Slope Extraction (BISE)法［Viovy et al., 1992]と最大値補間（Maximum Value Interpolated：MVI）に基づく統合法を用いて時系列データを洗練化した。

手順 1：

- 21 日間の最大指標値から 20%以上の減少を示している値を除去
- 10 日間隔で最大指標値を採用
- 10 日間に指標値が得られなかった場合は，直前・直後の指標値を使用して線形補間

手順 2：

- BISE 法（探索範囲 40 日間）を適用し，不自然に低下した指標値を修正

対象地域の観測頻度と農事暦を考慮して，10 日間合成データに対する BISE 法の検索範囲を 40 日は設定した（欠損期間は前後の値で線形補間された)。最後に，洗練化された植生指標時系列データの時間間隔を日単位に変換した（図 4.5)。

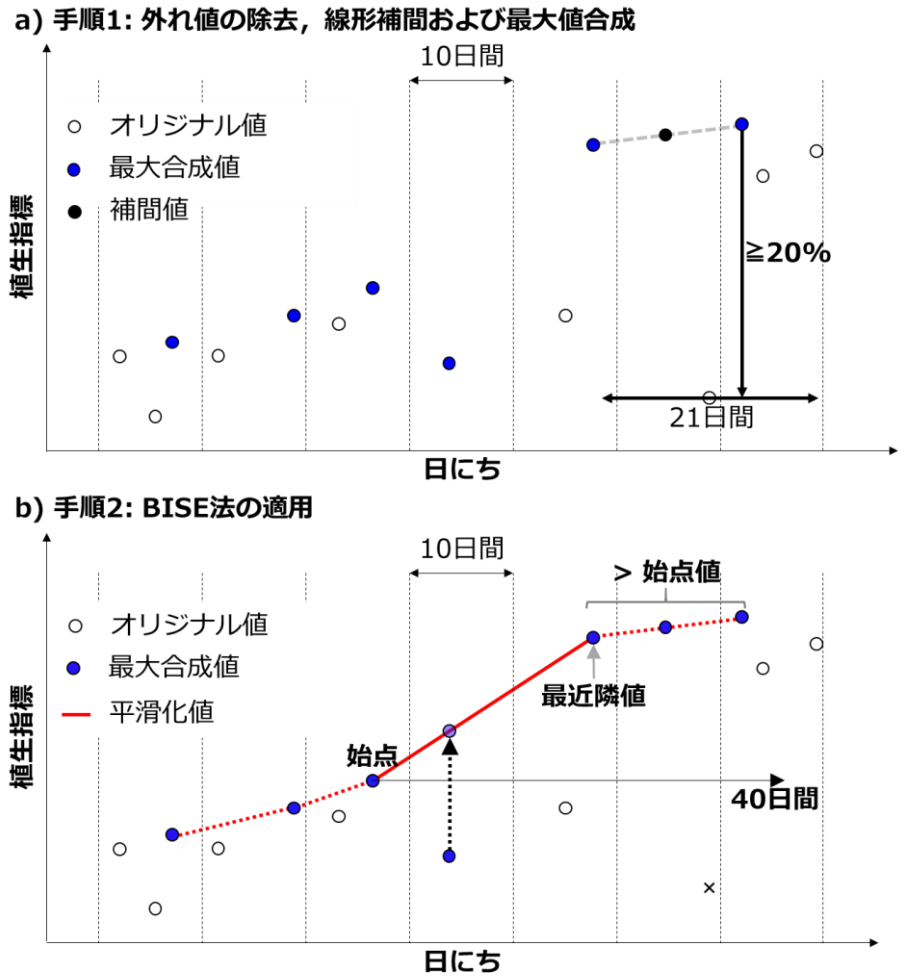


図 4.4. 植生指標時系列データに対する洗練化アルゴリズム適用の概略図

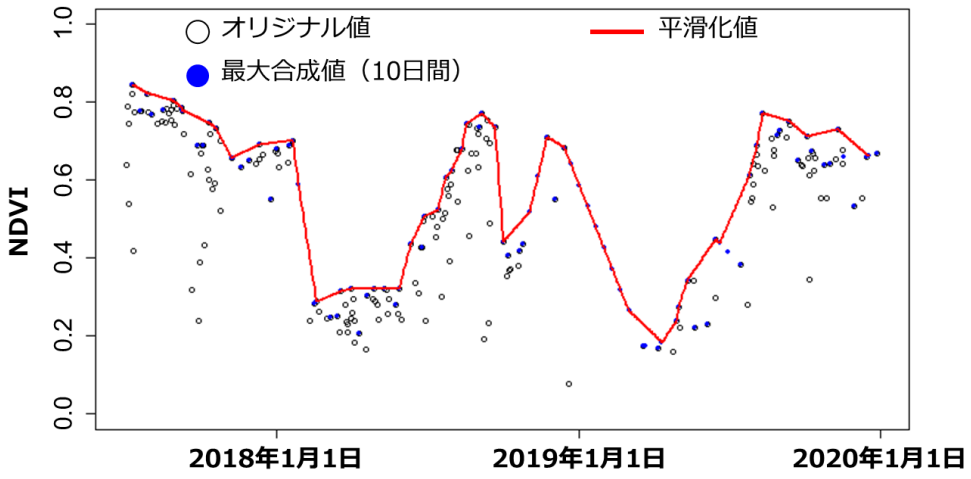


図 4.5. 植生指標（NDVI）時系列データに対する洗練化処理適用の一例

4.2.4　地上参照データの整備

農林水産省（URL: https://www.maff.go.jp/j/tokei/porigon/）から農地の区画情報（以降，農地ポリゴンと呼ぶ）を取得し，各農地区画の形状を描画した（図 1.20）。画像分類とその評価のための地上参照データ（つまりは，教師データと検証データ）を収集するために，解析対象領域において現地調査を実施した。現地調査は，分類クラスの空間分布を正確に把握するために，各作物・作型の生育期を考慮して 2018 年 11 月，2019 年 2 月・5 月・7 月・10 月に実施した。整備した地上参照データは次の 8 クラスの内，いずれかの作物・作型クラスに割り当てた（図 4.6 および図 4.7）。下記の数字は，収集された地上参照データのサンプル数（画素換算）およびポリゴン数（圃場数）である。

① **株出し（サトウキビ）**：36,902 画素，291 圃場
② **春植え（サトウキビ）**：12,671 画素，113 圃場
③ **夏植え 2018（サトウキビ）**：17,743 画素，130 圃場
④ **夏植え 2019（サトウキビ）**：2,897 画素，33 圃場
⑤ **牧草地**：55,335 画素，324 圃場
⑥ **紅芋**：6,628 画素，56 圃場
⑦ **パイナップル**：874 画素，8 圃場
⑧ **農業施設（ビニールハウス等）**：4,281 画素，44 圃場

利用可能な農地ポリゴンを使用することで，農地内のスペクトル変動の影響とミクセルの影響を排除できるため，分類精度は向上する[De Wit & Clevers, 2004]。そのため，農地ポリゴンを使用し，農地ポリゴン内に完全に含まれる Planet Dove 画像の画素を分類に使用した。

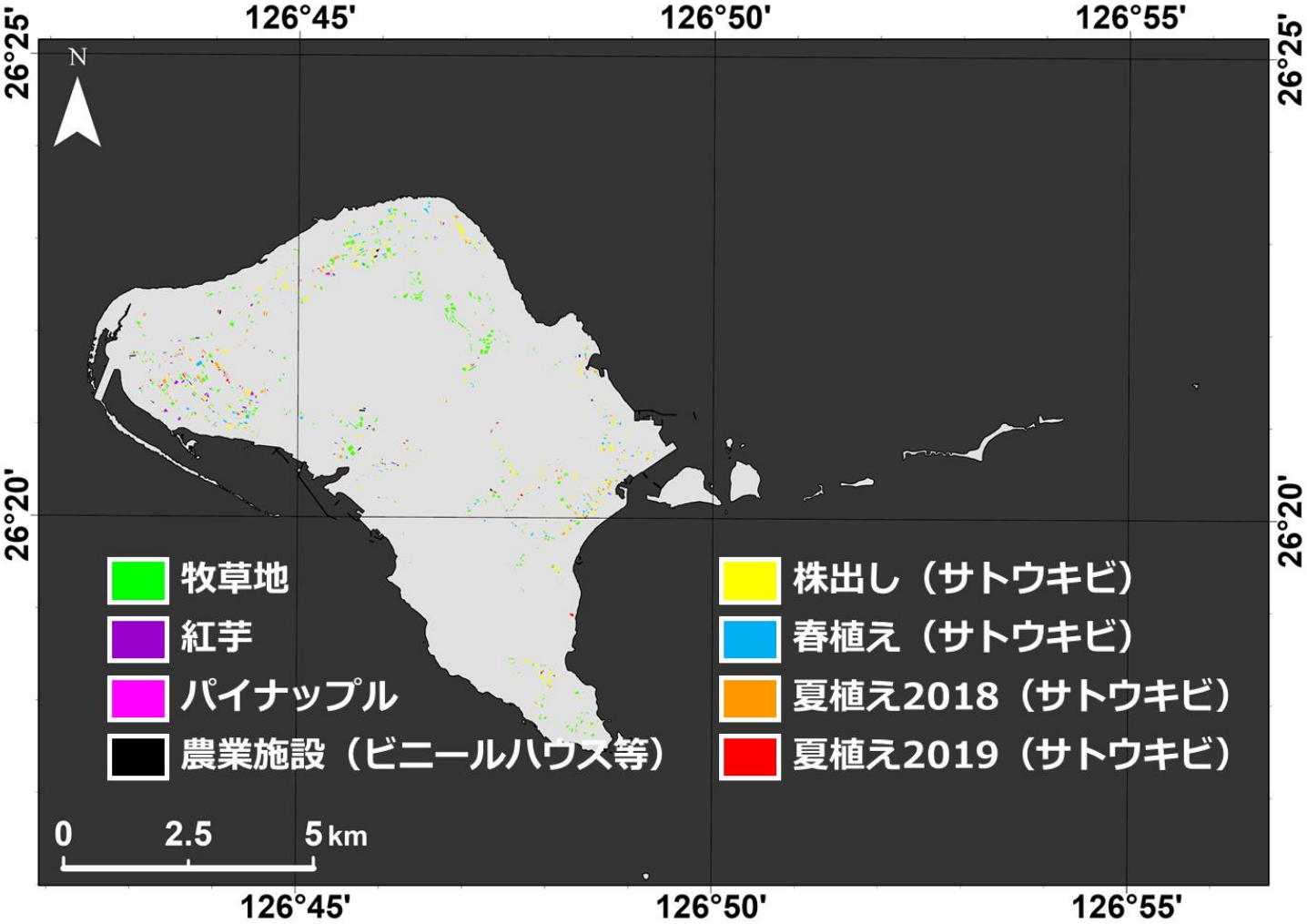


図 4.6. 整備した地上参照データの空間分布

a)　株出し（サトウキビ）

b)　春植え（サトウキビ）

c)　夏植え 2018（サトウキビ）

d)　夏植え 2019（サトウキビ）

e)　牧草地

f)　紅芋

g)　パイナップル

h)　農業施設（ビニールハウス等）

図 4.7. 本研究において設定された分類クラスの写真

4.2.5　作物・作型の分類および精度検証

当該地域における作物・作型の分類には，パイナップルおよびサトウキビの夏植えの生育期間を考慮し，複数年に及ぶ時系列データを用いる必要がある[Ishihara et al., 2014]。そのため，欠損値が含まれていない 2017 年 8 月 1 日から 2019 年 11 月 30 日までの植生指標時系列データを使用して，分類と検証用のデータセットを生成した。

高次元データセットの分類において，機械学習分類器はパラメトリック分類器よりも優れた結果をもたらす場合が多い[Maxwell et al., 2018]。特に，機械学習分類器の一種である Random Forest [Breiman, 2001]は，複雑な初期パラメータが必要なく，一般に適切に機能するため，リモートセンシングデータに基づく土地被覆分類で頻繁に使用されている[Rodriguez-Galiano et al., 2012a；Timm & McGarigal, 2012；Grinand et al., 2013；Pelletier et al., 2016]。一般に，Random Forest を含む機械学習アルゴリズムは，ブラックボックスタイプの分類器と見なされる。そのため，Random Forest による分類の分割ルールは不明であるが，ジニ係数の平均減少によって分類の変数重要度を示すことが可能である[Rodriguez-Galiano et al., 2012b]。ジニ係数の平均減少が大きいほど，分類モデルの性能における変数の重要性が高くなる。そこで本研究においては，各変数の相対的な重要度を，Random Forest に基づく分類モデルの構築中に取得された全ての変数（つまりは，画像の観測日）のジニ係数の平均減少の合計で正規化することにより評価した。正規化された全ての変数の相対的な重要度の合計は 1 となる。このような画像の観測日の重要性の評価は，時空間変動が大きい農地を効率よく分類するための地表面観測および画像選択において非常に重要である。この観点においても Random Forest の使用は，作物・作型分類において有益な情報をもたらす可能性が高い。モデルの開発，チューニングおよび精度評価には 64bit の R（ver. 3.6.1）[R Development Core Team, 2019]で，randomForest パッケージ[Liaw & Wiener, 2002]を使用し，実装した。

Random Forest の分類パラメータは以下のように設定した。

（1）　教師データのサイズは各クラス 500 に設定した。この設定は，様々なサイズ（n = 100, 200, 300, 400, 500）の教師データを分類に使用した予備検証に基づいている（図 4.8）。

（2）　事前検証を実施し，一般的な設定に従い，樹木の数（ntree）を 500 に設定した[Duro et al., 2012]。

（3）　樹木構築中に各分割で無作為に考慮される変数の数（mtry）は，Random Forest 分類性能において「ある程度敏感」なパラメータと考えられている[Breiman & Cutler, 2007]。mtry のデフォルト値はデータセット内の予測変数の数（p）の平方根であり[Liaw & Wiener, 2002]，通常はデフォルト値が採用される[Duro et al., 2012]。しかし，本研究における mtry は，tuneRF 関数によって調整した。

各植生指標時系列データの分類と検証は 10 回ずつ実施され，それぞれの検証結果にて混同行列を作成した。ここで，教師データは地上参照データセット内から無作為に抽出された（上述の通り，各クラス 500）。そして，検証データは分類図のクラス面積比に従い（最小面積比のクラスを 30 として），教師データに使用されなかった地上参照データセットから無作為に抽出した。分類図の評価には，検証結果を集計した混同行列を使用して，次の評価指標を算出した。

全体精度（Overall Accuracy : OA）

全分類画素の何割が正しく分類されたか示す精度。

各クラスの作成者精度（Producer's Accuracy : PA）

検証データの何割が正しく分類されているかを示す精度。

各クラスの利用者精度（User's Accuracy : UA）

分類結果の何割が正しいかを示す精度。

Kappa（カッパ）係数（Kappa coefficient : Kappa）[Cohen, 1960]

全体精度（OA）から分類が偶然一致する割合を除いた精度である。

Kappa 係数は次のように算出される。

$$Kappa = (P_o - P_e) \,/\, (1 - P_e)$$

ここで，Po は正しく分類された画素の割合（つまりは OA）であり，Pe は偶然に正しく分類された画素の予想される割合である[Foody, 2020]。Kappa の範囲は－1 から＋1 であり，＋1 は完全な一致を示し，ゼロ以下の値は無作為にも満たない分類性能を示す[Allouche et al., 2006]。Kappa はリモートセンシングに基づく分類の精度評価に伝統的に使用されてきた。リモートセンシング分野において，広く使用されている解釈の 1 つに Landis & Koch (1977)の基準があり[Foody, 2020]，それは表 4.2 のように解釈される。

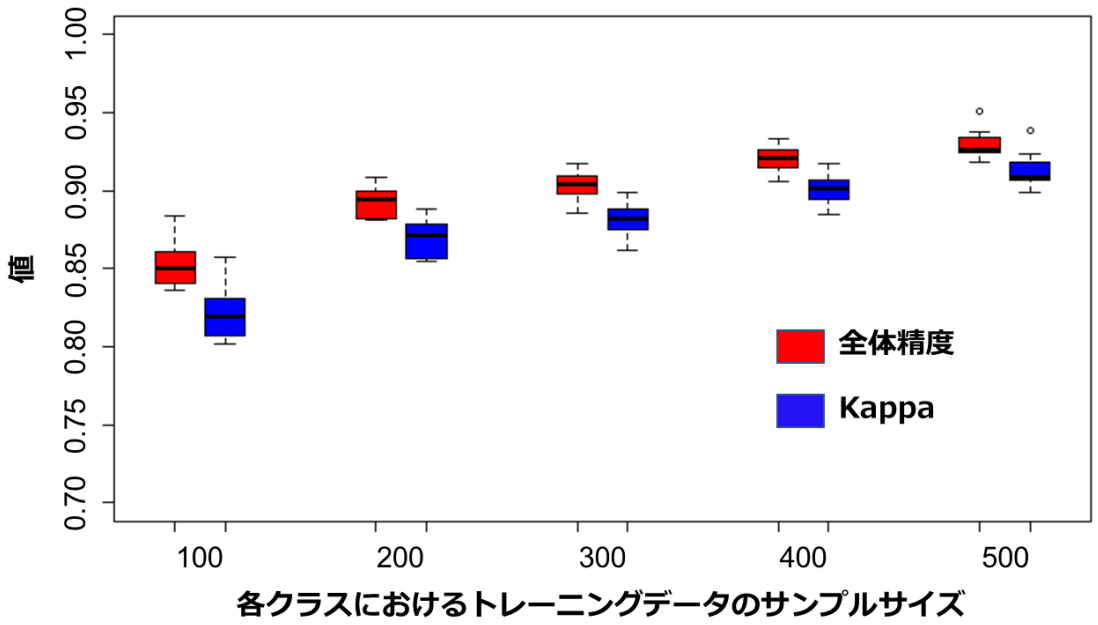


図 4.8. 各クラスにおけるトレーニングデータのサンプルサイズに基づく分類精度の変動

表 4.2. Kappa 係数の解釈（出典：Landis & Koch, 1977）

Kappa	解釈
Kappa < 0.00	一致していない
0.00 < Kappa ≦ 0.20	僅かに一致
0.20 < Kappa ≦ 0.40	まずまずの一致
0.40 < Kappa ≦ 0.60	中程度の一致
0.60 < Kappa ≦ 0.80	かなりの一致
0.80 < Kappa ≦ 1.00	ほぼ完全な一致

4.3　結果と考察

4.3.1　Planet Dove 衛星画像におけるバンド間レジストレーションの不一致

図 4.9 は，元の Planet Dove 画像のバンド間レジストレーションの検証結果を示している。雲量が多い画像および海域の画像では，近赤外－RGB バンド間レジストレーションの不一致が多く見られた。従来型センサ（PS2）で観測された画像では，RGB バンド間レジストレーションの不一致はほぼ見られなかった。一方で，次世代型センサ（PS2.SD）で観測された画像では，RGB バンド間での不一致も見られた。本研究で使用した次世代型センサ（PS2.SD）で観測された画像は，解析画像全体の約 1%である。

従って，本研究では従来型センサ（PS2）で観測された画像には，RGB バンド間の再レジストレーションは実施せず, RGB バンド間の再レジストレーションを実施した。そして，次世代型センサ（PS2.SD）で観測された画像は分析から除外した。

小型衛星における意図的に安価なセンサ設計と市販の部品は，従来の大型衛星と比較して，観測したデータ品質の一貫性を劣化させる[Houborg & McCabe, 2016]。複数のバンドを用いて解析する場合，測定位置のわずかなずれにおいても，精度の低い科学データにつながる[Xie et al., 2011]。従来型センサ（PS2）は，RGB＋NIR の分割フレームフィルタが採用されており[Planet-Team, 2020]，センサはベイヤー配列に基づいて記録されている[dos Santos Luciano et al., 2018]。このため，RGB バンド間でのレジストレーションの不一致は，ほとんど起こらなかったと考えられる（図 4.9.a, b）。一方，異なるフレームで観測された RGB バンドと近赤外バンド間のレジストレーションの不一致は，小さな雲による画像汚染などで多く見られた（図 4.9.c, d）。晴天画像においては，バンド間レジストレーションの不一致は見られなかったことから，バンド間の位置ずれは，移動体である漂流雲にバンド間レジストレーションが一致したことにより発生したと示唆される。次世代型センサは，全てのバンドの観測時刻がわずかに異なるため[Helman et al., 2018]，RGB バンド間においてもレジストレーションの不一致が発生した。

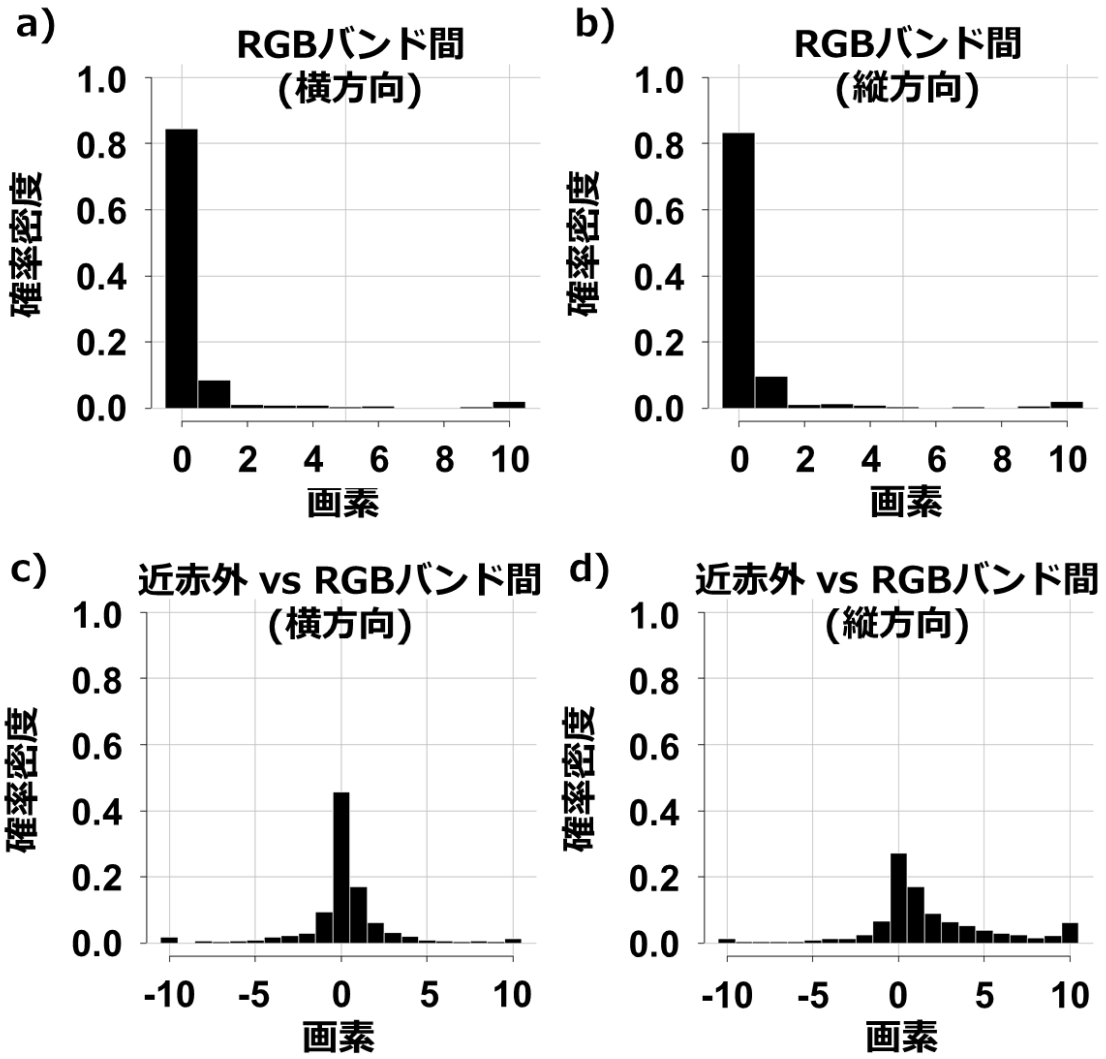


図 4.9. 零平均正規化相互相関法に基づく Planet Dove 衛星画像のバンド間位置ズレ（画像の縦横方向に±10 画素の範囲で検証したため, 10 画素以上のズレは 10 画素に丸められた）

4.3.2 Planet Dove 衛星画像による作物生育様式の推定

図 4.10 は Planet Dove 画像から作成された，各作物・作型タイプの地上参照データ取得領域における平均的な NDVI 時系列変化を示している。各作物・作型の NDVI 時系列データは，それぞれの生育様式を適切に表現している。また，Planet Dove 画像に基づく地表面における NDVI 値の取得率は，現地で曇り勝ちとなる 1 月から 2 月および 6 月に低い値を示したが，その他の時期においては，5 日から 10 日以内に取得された。

サトウキビの株出しと春植えの唯一の違いは，収穫後の耕起によって完全に裸地化されるか否かであり，作物の生育期間は基本的にほぼ同じである。一方で，サトウキビの夏植えの生育期間は，株出しや春植えとは大きく異なっている。夏植えの NDVI 時系列データは，収穫直後から再植栽まで常に最低の NDVI 値を維持するとは限らなかった。この過程は，収穫後の農地での雑草の繁茂やサトウキビの残留株からの発芽によるものであると考えられる。これらは収穫から植栽までの期間のどこかの時期で耕起され，土壌に埋め込まれる。

牧草地は年間を通じて高い NDVI 値を示し，パイナップルは牧草地と比較して年間を通じて NDVI 値は低かった。これらは植生被覆率の違いによるものと考えられる。農業施設の NDVI 値は，どの作物・作型よりも低い値を示した。

紅芋の NDVI 値は，7 月にピークに達し，その後，徐々に減少し，11 月に最低の値を示した。久米島では，春（3 月から 5 月）に 50%，夏（6 月から 8 月）に 30%，秋（9 月から 11 月）に 20%の紅芋が植えられる。紅芋は植え付けから 5・6 か月後に収穫される。紅芋農地は通常 1 –2 年で転作されるため，2017 年と 2018 年の NDVI 時系列データは他の作物・作型と混在しているため，不明瞭である。

これらの結果は，農業従事者への聞き取りで得られた，各作物・作型の農事暦を適切に表現しており，高頻度高解像度 Planet Dove 画像は，亜熱帯域における作物・作型の生育様式を明らかにできることを示している。

しかし，Houborg & McCabe (2018)によると，Planet Dove 画像から生成された NDVI 時系列データは，センサの個体差による雑音成分が含まれていることが指摘されている。また，Planet Dove の広帯域センサは，Landsat-8/OLI センサと比較して NDVI の値域が狭く，負のバイアスが存在する。ただし，両者の NDVI 値の関係は線形であり，決定係数は非常に高い（TOA 反射率：0.96，6S 基づく地表面反射率：0.99）。そして，Landsat-8/OLI の NDVI 値と比較して Planet Dove から算出された NDVI 値の変動は，約±0.1 の範囲であった。本研究においても，時系列データの作成に用いた NDVI 値の変動を確認したとこ

ろ，Houborg & McCabe (2018)同様に，NDVI 値の変動は約±0.1 の範囲内にあった（付録 C の図 C.1）。これらの結果は，本研究で推定された NDVI 時系列データの時間変動の範囲よりも小さいため（図 4.10），センサ個体差による雑音成分が作物・作型の生育様式の観察に大きな影響を与えなかったことを意味する。

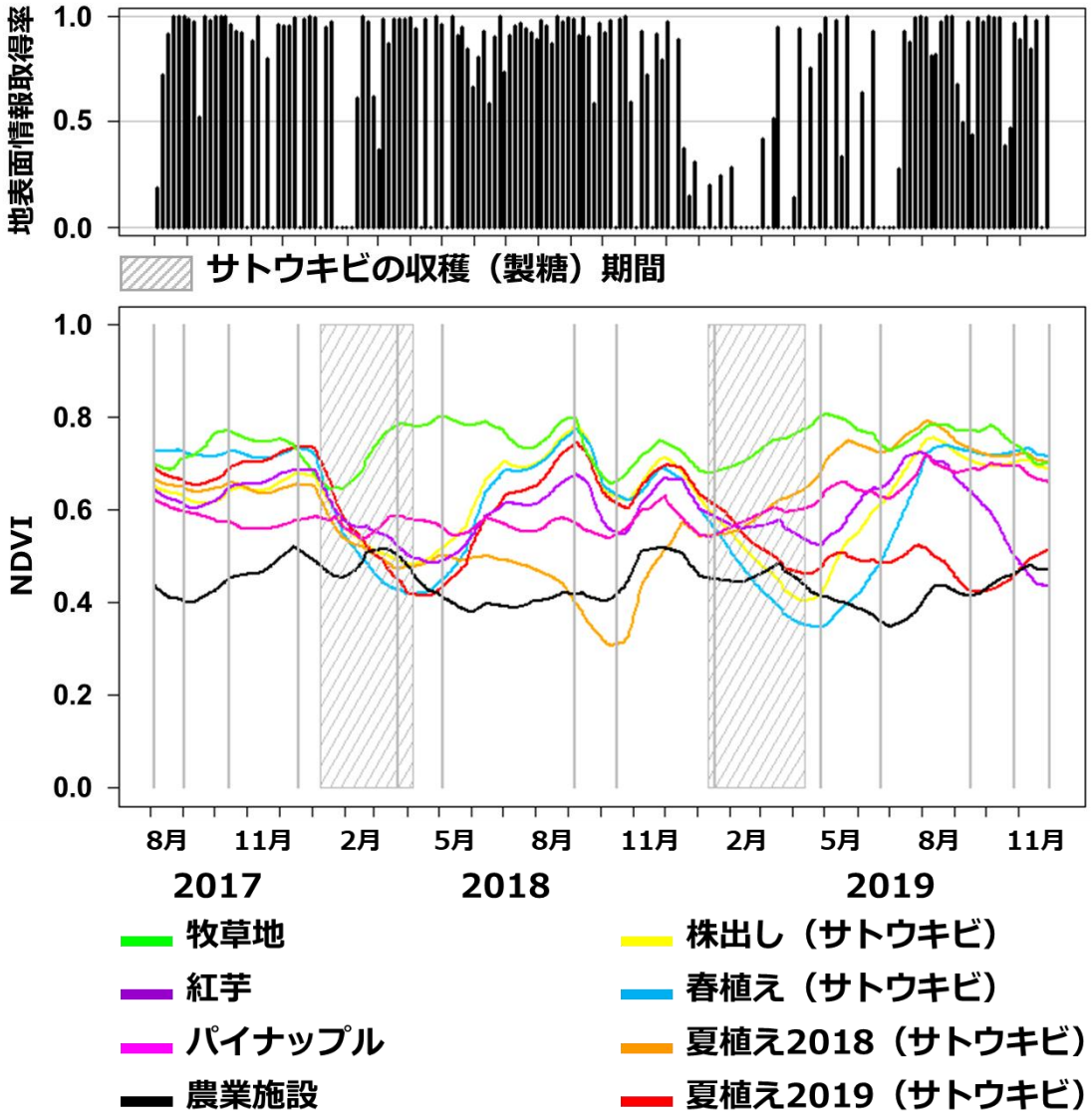


図 4.10. Planet Dove 衛星画像から作成された 2017 年 8 月から 2019 年 11 月の各クラスの平均 NDVI 時系列データ（下）および 5 日間毎の全解析領域内における地表面情報の取得率（上）

4.3.3 NDVI 時系列データを用いた作物・作型分類図の作成および分類精度

図 4.11 は，各植生指標時系列データの分類精度（10 回ずつ試行）を示している。全ての植生指標時系列データで高い分類精度が得られた。全ての植生指標の平均 OA は 0.91 を超え，平均 Kappa は 0.89 を超えた。可視光帯と近赤外帯の両方に基づく植生指標（NDVI, SAVI, MSAVI, EVI）は，可視光帯のみに基づく植生指標（VARI, GRVI, GR）よりもわずかに優れた分類精度をもたらした。また，この結果は，全ての植生指標の分類精度の平均値に基づく閾値によって確認できる。これは，可視光帯よりも植生バイオマスに敏感に反応する近赤外帯が，バンド間の再レジストレーション後に，効果的に使用できることを示唆している。7 つの植生指標の内，SAVI が最も高い分類精度を示した。SAVI は NDVI に影響を与える土壌効果を抑制するために開発された指標である[Huete, 1998]。植生被覆率の低い農地では，NDVI よりも植生量を正確に推定できるため，SAVI の分類精度がやや高くなった理由と考えられる。MSAVI と EVI は，NDVI よりも分類精度がわずかに低くなった。これは，Planet Dove センサによって観測された反射率のばらつきにより，方程式のパラメータが適切に推定されなかったことが理由として考えられる。特に，EVI は赤と近赤外のバンドに加えて，青のバンドを使用するため[Huete et al., 2002]，バンド数の増加に伴い，センサ個体差による指標のばらつきが増幅した可能性がある。さらに，EVI は MODIS センサ用に開発されたパラメータを使用したため，より広波長帯である Planet Dove センサには適していない可能性がある。これらのパラメータが Planet Dove センサによって算出される EVI と植生バイオマスとの関係に与える影響は，より詳細な調査によって明らかにする必要がある。本研究において，NDVI と，可視光帯および近赤外帯の両方に基づく他の植生指標との間に，有意差は見られなかった。よって，多種多様な農業モニタリングにおいて頻繁に使用されており，センサ個体差によるばらつきの程度も明らかになっていることから，作物・作型の生育様式推定およびその分類においては NDVI の使用を推奨する。

NDVI 時系列データを使用して，作成した作物・作型分類図を図 4.12 に示す。この分類図は，Random Forest による分類を 10 回試行した時に得られるクラス確率の最大平均値を持つクラスが割り当てられている。クラス確率は，Random Forest で分類した時に画素が各クラスに属する確率を示す。分類図は画素単位の分類によって推定されたが，作物・作型のセグメントがほとんどの農地ポリゴンにおいて適切に表現されていた。

表 4.3 は，NDVI 時系列データを用いて作成した分類図の混同行列を示している。この分類図の精度は，OA が 0.93，Kappa が 0.92 であった。また，サトウキビとその他の 2 クラスに着目して分類精度指標を算出すると，OA と Kappa はそれぞれ，0.98 と 0.97 であった。その時の，サトウキビの PA と UA はそれぞれ 0.98 と 0.99 であり，その他のクラスの PA と UA は，それぞれ 0.99 と 0.98 であった。これらの結果は，衛星画像（Formosat/MS,

ALOS/AVNIR-2, SPOT/HRV・HRG の組み合わせ[Ishihara et al., 2014]や，Landsat 衛星の組み合わせ[Vieira et al., 2012；Scarpare et al., 2016]や MODIS [dos Santos Luciano et al., 2018]によって作成された分類図の OA（0.84–0.96）および Kappa（0.59–0.87）よりも優れた結果をもたらした。ただし，既往研究においては，本研究のように必ずしも作物・作型の分類に限定されていなかったことに注意する必要がある。

私の知る限り，本研究は衛星リモートセンシングを用いて，日本における典型的なサトウキビの作型を分類した最初の研究である。Planet Dove 衛星画像によって生成された NDVI 時系列データは，サトウキビの作型を高い精度で分類した（表 4.3 に基づいて計算すると，OA = 0.93，Kappa = 0.88 を示している）。分類結果のわずかな混同は，主に株出しと春植えのクラス間で発生した。両者の作型には，生育様式に大きな違いはなく，唯一の違いは収穫直後の春植えの時期に，株出しは植生や作物残渣マルチングによる被覆物が存在するのに対して，春植えは完全に裸地化されている期間が存在することである。よって，株出しクラスと比較して，春植えクラスの当該期間はわずかに低い NDVI 値を示す。しかし，Planet Dove 衛星のセンサの個体差による NDVI 値のばらつき[Houborg & McCabe, 2018]は，生育期間が類似している両者のわずかな違いを不明瞭とし，表 4.3 に示す分類結果のわずかな混同をもたらした可能性がある。今後は，春植え時期に着目した，株出しと春植えクラスの細分類アルゴリズムの検討および，NDVI 時系列データに含まれる雑音成分を減少させるための更なる努力が必要である。

Planet Dove 画像で分類可能な画素の割合を，他の農地モニタリングにおいて，代表的に使用される中空間分解能の衛星画像と比較すると，農地面積（農地ポリゴンより算出）に対する純粋な画素面積の比率は，Planet Dove（空間分解能 = 3 m）で 85.2%，Sentinel-2A・B/MSI（空間分解能 = 10 m）で 55.5%，Landsat-8/OLI（空間分解能 = 30 m）で 11.3%であった。さらに，農地ポリゴン内の解析対象画素の有無（つまりは農地ポリゴン内に最低一画素の農地純粋画素があるか）は，Planet Dove = 99.8%，Sentinel-2A・B/MSI = 90.3%，Landsat-8/OLI = 16.4%であった。本研究での分類は，非農地とのミクセル問題は回避しており，農地内に完全に含まれる純粋な画素のみを使用している。したがって，分類時に扱わなかった農地ポリゴンに重なるミクセルについては，隣接する純粋な画素の分類結果によって補完することが可能であり，Planet Dove 画像の空間分解能における農業ポリゴンの網羅率（99.8%）は，小規模農業地帯の農地分類において非常に有効な衛星画像であることが明らかにされた。

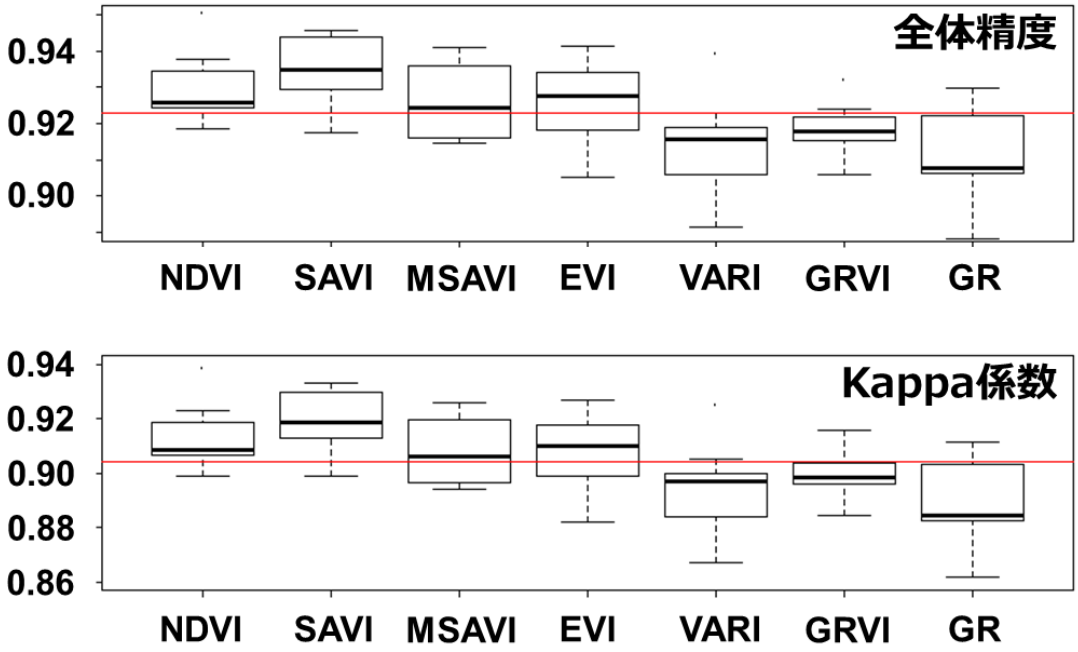


図 4.11. 各植生指標時系列データによる作物・作型分類の全体精度と Kappa 係数（赤線は全ての植生指標における各評価指標の平均値を示している）

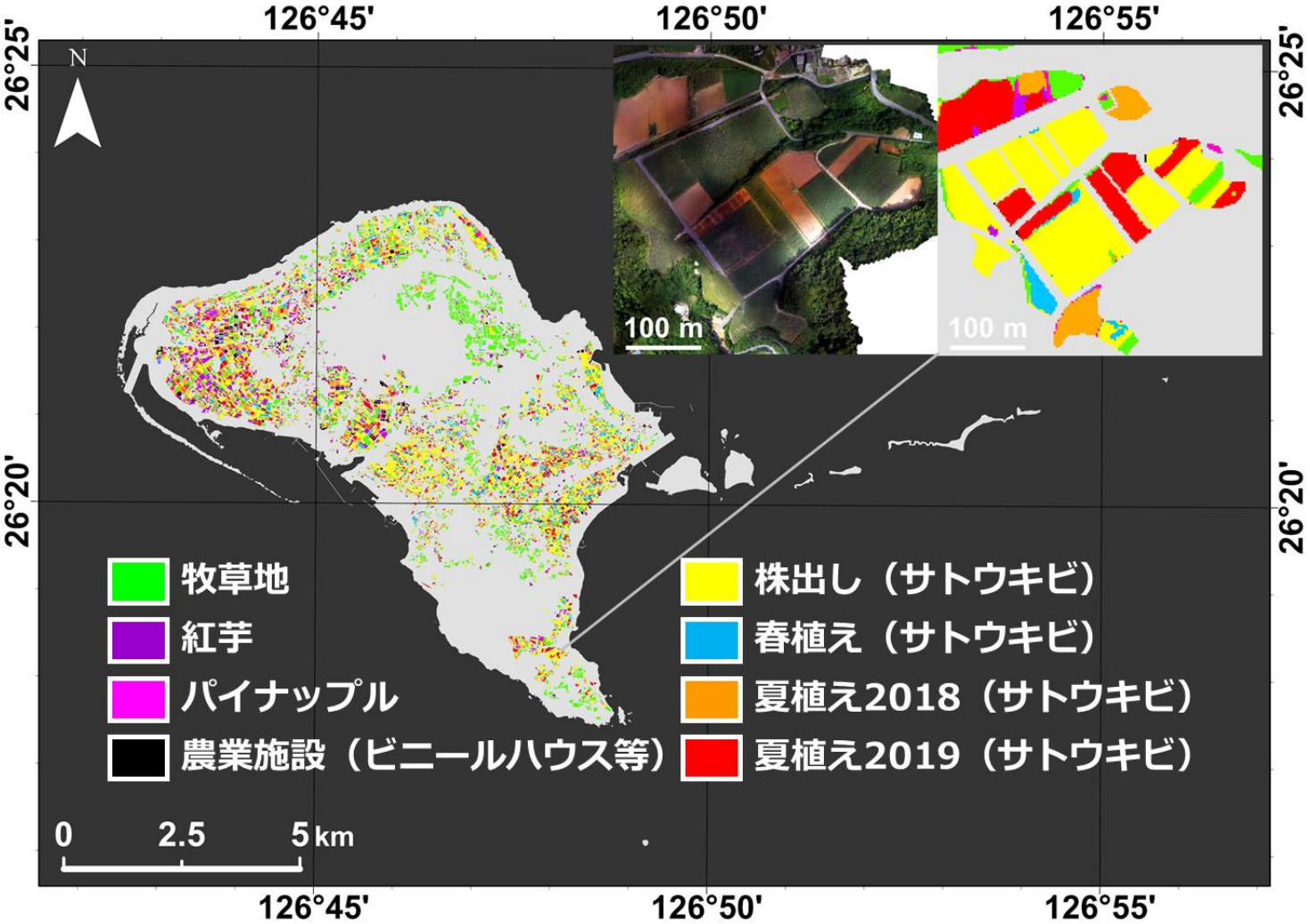


図 4.12. NDVI 時系列データの分類に基づく作物・作型分類図（拡大図の左側は，2019 年 10 月に UAV で撮影・作成されたオルソ画像）

表 4.3. 作物・作型分類図（図 4.12）の混同行列

参照クラス	分類クラス								計	作成者精度
	農業施設	牧草地	春植え	紅芋	株出し	夏植え 2018	夏植え 2019	パイナップル		
農業施設	100	0	0	0	0	0	0	0	100	1.00
牧草地	1	682	3	3	2	6	0	14	711	0.96
春植え（サトウキビ）	0	1	194	1	16	0	3	0	215	0.90
紅芋	0	4	1	204	2	2	0	0	213	0.96
株出し（サトウキビ）	1	2	47	6	868	5	32	9	970	0.89
夏植え 2018（サトウキビ）	2	1	2	0	9	245	0	3	262	0.94
夏植え 2019（サトウキビ）	0	0	3	2	2	0	217	1	225	0.96
パイナップル	1	1	0	0	0	1	0	206	209	0.99
計	105	691	250	216	899	259	259	233	2905	
利用者精度	0.95	0.99	0.78	0.94	0.97	0.95	0.95	0.88		
全体精度	**0.93**									
Kappa 係数	**0.92**									

4.3.4 効率的な分類に向けた最適観測日の評価

図 4.13 は正規化されたジニ係数の平均減少に基づく変数重要度の時系列変動を示しており，重要度は季節変動があるように見てとれる。10 日間隔の時系列のピーク日は，作物の植え付けと収穫の時期と一致していた（図 4.10）。

図 4.14 は 14 のピーク日に対応する NDVI 画像のみを使用した分類によって，再評価された変数重要度の順位を示している。14 ピーク日を使用した分類精度は，全ての変数を使用した分類精度よりも低下した（図 4.15）。しかし，それでも尚，良好な分類精度が引き続き得られる。ピーク日の数は，Random Forest 分類の際にパラメータ調整された“分類に用いられる変数の数”の最頻値（mtry = 15）とほぼ一致した。

分類精度は，作物・作型の分類に使用される画像の枚数によって異なることが明らかになった（図 4.15）。このときに使用される変数（つまりは画像の日付）は，図 4.14 に示す最も重要な日付順に画像を追加した。単時期の分類において，Kappa に基づく分類性能は“わずかに一致”を示し，適切な分類が不可能であった。したがって，亜熱帯農業地域の作物・作型分類には，複数の日付の画像が必要である。分類の最も効率的な画像選定は，2 年間のモニタリング期間に 5 つの画像を使用することである。5 つの画像は，毎年の春と夏の植え付けの時期と，2 年目の収穫期直前の画像である。最初の植え付け時期の 4 枚の画像は，サトウキビと他のクラスの分類，さらにはサトウキビの作型の分類に重要な貢献をしていると考えられる。サトウキビの収穫期直前の画像は，主にサトウキビ（特に，株出しと春植え）と，この時期に収穫され植生がほとんど存在しない紅芋を分類するのに貢献したと推測される。これら 5 枚の画像を使用することにより，作成される作物・作型分類図は，優れた分類精度を保証する（Kappa > 0.80）。

様々な中空間分解能衛星（8 –20 m）で撮影された画像を使用して，本研究と同様の地域で土地被覆分類をした Ishihara et al. (2014)の精度は，本研究と比較して大幅に低下していた（OA = 0.64 < 0.93，Kappa = 0.47 < 0.92）。この差は，収穫期間（1 月から 3 月）と夏植え時期（7 月から 9 月）に撮影された画像のみを Ishihara et al. (2014)は分類に使用し，春の植え付け期間を分類に使用しなかったことが原因であると考えられる。本研究で示された変数重要度の時系列変動において，サトウキビの収穫期間（1 月から 3 月）の画像については，高い分類精度の達成にはほとんど貢献しなかったことが示されている。Ishihara et al. (2014)は，意図的に雲被覆率の小さい衛星画像を選定し，解析に使用しているため，使用した衛星の低い観測頻度によって分類に適切な時期を逃した可能性がある。したがって，衛星コンステレーションを使用した高頻度高解像度での地球観測の最大の利点は，分類に適した時期の土地被覆情報を取得する確率が大幅に向上することであると言える。

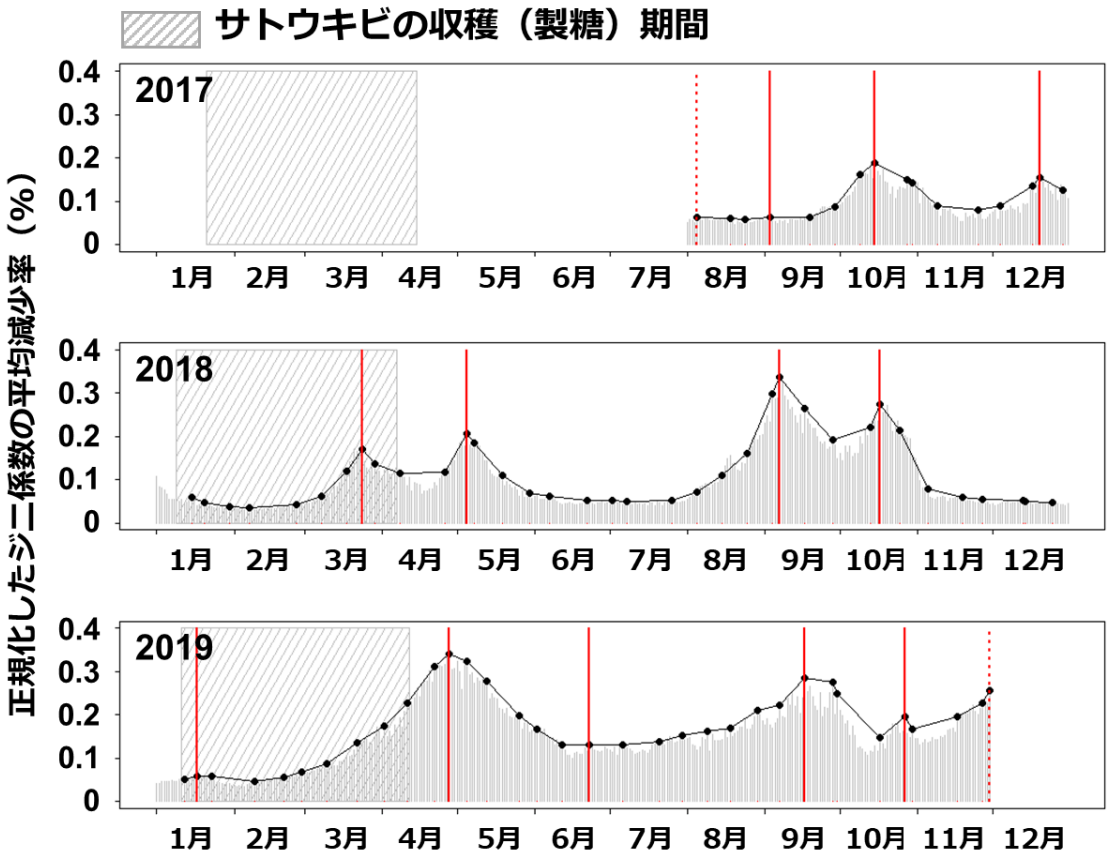


図 4.13. NDVI 時系列データの分類における変数（画像の撮影日）重要度の時間変化（灰色の棒グラフは各日付の変数重要度，黒点は 10 日間毎の最大値，赤線はピーク日をそれぞれ示している）

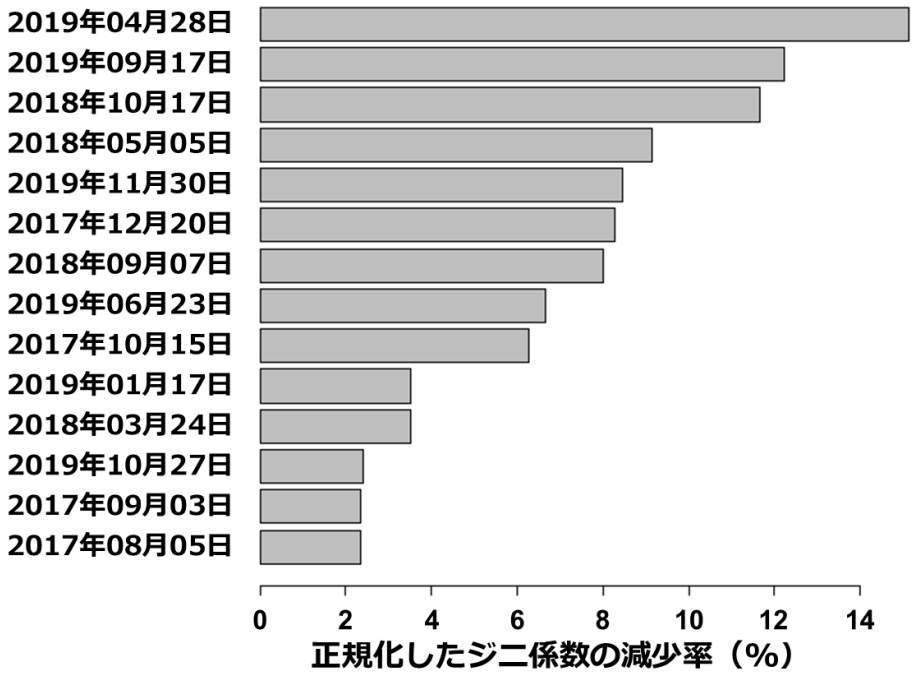


図 4.14. ピーク日に対応する 14 枚の NDVI 画像のみで分類した際の変数重要度

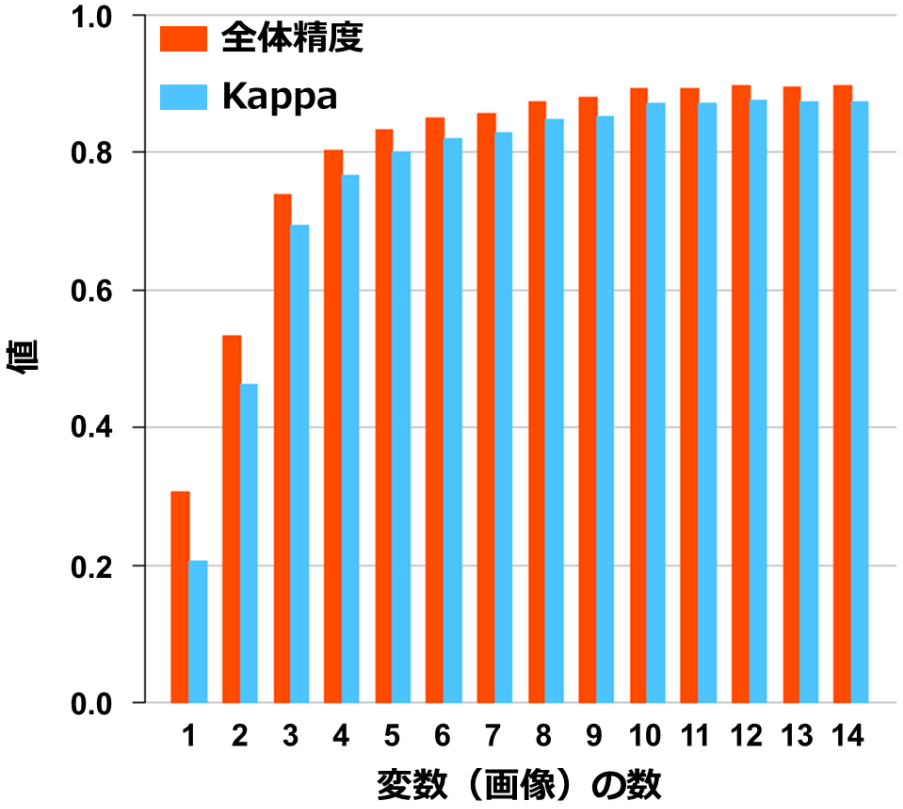


図 4.15. 分類に使用する画像の枚数による分類精度の変動

第 5 章

サトウキビ葉殻による作物残渣マルチング農地判別手法の開発

5.1 本章の目的
5.2 方法
5.3 結果と考察

5.1　本章の目的

第 1 章および第 2 章で述べたように，サトウキビ葉殻を用いた作物残渣マルチングは農地からの赤土流出対策として最も効果が高い方法であり，さらには収穫の過程で得られる副産物（作物残渣）であるため，農業従事者への費用面での負担が限りなく小さい。そのことから他の対策法と比較して導入が容易である。作物残渣マルチングの判別により，より正確な赤土流出量を見積もることが可能になるとともに，農業従事者の対策行動を評価することも可能とする。

しかし，これまでの作物残渣マルチングの衛星リモートセンシングによる判別は，主に小麦や大豆・トウモロコシに焦点が当てられており，サトウキビ葉殻の分光反射特性に関する知見は不足している。さらに，作物残渣の衛星リモートセンシングでのモニタリングは，これまで 2100 nm 周辺のセルロースの吸収帯に着目しており，短波長赤外バンドを搭載した衛星センサの利用に限定されていた。

しかし，亜熱帯・熱帯域においては，雲被覆の影響が大きく，運用数が少ない短波長赤外センサを搭載した衛星では，適切な時期に観測を成功することは困難である。したがって，近年急速に整備が進んでいる小型衛星をはじめ，多くの高解像度衛星において，ほぼ必ず搭載されている，可視・近赤外バンドのみを用いたサトウキビ葉殻による作物残渣マルチング判別の検討が必要である。

そこで本研究では，サトウキビ農地における 3 つの被覆要素（つまりは作物残渣マルチング，土壌，生育中のサトウキビ）の現場での分光測定を実施し，得られた分光反射率データを用いて判別モデルを開発する。そして，可視・近赤外バンドのみのセンサを搭載し，高頻度高解像度衛星である Planet Dove によって撮影された画像を用いて，開発した判別モデルの性能を評価する。バンドの制約において，実現可能性は不明であるが，沖縄県の特徴的な土壌色相は，作物残渣マルチングおよび裸地の分離に対して良好な結果をもたらす可能性も期待できる。

5.2　方法

5.2.1　サトウキビ農地における被覆要素の分光測定

農地の地表面は植生・土壌・作物残渣の 3 つの要素の被覆によって構成される[Yue et al., 2020]。本研究では，サトウキビ農地内の 3 つの被覆要素と収穫期直後（製糖期）におけるサトウキビの作型を考慮して，次の 3 つのサトウキビ農地状態クラスを定義し，農地毎にいずれかのクラスに分類することにした。

作物残渣マルチング（Crop Residue Mulching）

サトウキビ収穫後にサトウキビ葉殻によって土壌が覆われている農地を指す。このような状態の農地は，春植えや夏植えのための耕起を待っている，もしくは，株出しとして発芽を待っている状態である。

裸地（Bare）

収穫後の耕起により裸地化され，サトウキビの植栽を待っているもしくは植栽直後の状態である。

サトウキビ（Sugarcane）

サトウキビが生育している状態であり，半年ほど前に夏植えがされた農地である。

各被覆要素の分光測定は，現場における太陽光を光源として，標準白色板および携帯型分光放射計（MS-720，英弘精機株式会社）を用いて分光反射率データを取得した。測定回数は，一つの圃場において計 5 回ずつ実施し，測定データの光環境が大きく変動していると見なした場合は解析から除外した。

5.2.2　分光指標と決定木に基づく作物残渣マルチング判別モデルの開発

衛星リモートセンシングにおける分光指標算出は，分光反射特性の強調と大気影響や地形影響の抑制効果が見込まれる[小野ら, 2002]。農地クラスの分類の際に一般的に用いられる分光指標は，農地内における植生バイオマスに相関があり，農地被覆要素を判別する指標になりうる。よって，下記の分光指標をサトウキビ農地状態の判別候補として扱った。

NDVI：

$$NDVI = \frac{\rho_{NIR} - \rho_{Red}}{\rho_{NIR} + \rho_{Red}}$$

SAVI：

$$SAVI = \frac{(1 - L)/(\rho_{NIR} - \rho_{Red})}{(\rho_{NIR} + \rho_{Red} + L)}$$

ここで，L は土壌調整ファクターと呼ばれ，一般に用いられる 0.5 を本研究においても採用した。

MSAVI：

$$MSAVI = \frac{2 \times \rho_{NIR} + 1 - \sqrt{(2 \times \rho_{NIR} + 1)^2 - 8 \times (\rho_{NIR} - \rho_{Red})}}{2}$$

EVI：

$$EVI = G \times \frac{\rho_{NIR} - \rho_{Red}}{\rho_{NIR} + C1 \times \rho_{Red} - C2 \times \rho_{Blue} + L}$$

ここで，G はゲイン調整パラメータ，L は背景土壌に関する補正係数，$C1$ は大気に関する補正係数（赤バンド），$C2$ は大気に関する補正係数（青バンド）。それぞれ一般に用いられる，2.5，1，6，7.5 を本研究においても使用した。

VARI：

$$VARI = \frac{\rho_{Green} - \rho_{Red}}{\rho_{Green} + \rho_{Red} - \rho_{Blue}}$$

GRVI：

$$GRVI = \frac{\rho_{Green} - \rho_{Red}}{\rho_{Green} + \rho_{Red}}$$

BR：

$$BR = \frac{\rho_{Blue}}{\rho_{Blue} + \rho_{Green} + \rho_{Red} + \rho_{NIR}}$$

GR：

$$GR = \frac{\rho_{Green}}{\rho_{Blue} + \rho_{Green} + \rho_{Red} + \rho_{NIR}}$$

RR：

$$RR = \frac{\rho_{Red}}{\rho_{Blue} + \rho_{Green} + \rho_{Red} + \rho_{NIR}}$$

NR：

$$NR = \frac{\rho_{NIR}}{\rho_{Blue} + \rho_{Green} + \rho_{Red} + \rho_{NIR}}$$

ここで，ρ_{Blue}，ρ_{Green}，ρ_{Red}およびρ_{NIR}はそれぞれ Planet Dove の青，緑，赤および近赤外バンドの反射率である。

作物残渣マルチングおよび裸地・サトウキビを判別するモデルは，分光測定結果に対して Planet Dove 衛星センサの相対分光応答曲線（0c，0e，0f，3K）を用いて各バンドの反射率に変換した。そして，バンド反射率を用いて上記の分光指標を算出し，次の手順によって作物残渣マルチング判別モデルを開発した。

第一段階として，作物残渣マルチング―裸地間，作物残渣マルチング―サトウキビ間の判別に有効な分光指標を検討するために，クラス間分離度の尺度としてジェフリー・松下距離（Jeffries-Matusita distance：JMD）を算出した。JMD は，リモートセンシング応用で一般的に使用されるスペクトル分離性測定の一つである[Padma & Sanjeevi, 2014]。ここで，2 つのクラスi, jの JMD とは，各クラスのスペクトルベクトルが従う確率密度関数の間の平均的な距離を表す尺度であり，正規分布の場合，JMD は次のように求められる[山形ら，1995]。

$$JMD_{ij} = 2(1 - e^{-B})$$

JMD は 2 つのクラスの分離度が向上するにつれて増加し，完全に分離されるときの極限値として 2.0 の値をとる[田村, 2012]。JMD を求めるときに使用される Bhattacharya 距離（B）は次のように定義される[山形ら, 1995；Padma & Sanjeevi, 2014]。

$$B_{ij} = \frac{1}{8}(M_i - M_j)^T \left[\frac{V_i + V_j}{2}\right]^{-1} (M_i - M_j) + \frac{1}{2} ln \left[\frac{|(V_i + V_j)/2|}{\sqrt{|V_i||V_j|}}\right]$$

ここで，V_iおよびV_jはクラス i および j の共分散行列，M_iおよびM_jはクラス i および j の平均ベクトル，$|V_i|$および$|V_j|$はV_iおよびV_jの行列式である。

第二段階として，Kittler 法[Kittler & Illingworth, 1986]により，それぞれの判別閾値を推定した。Kittler 法は，2 クラスi, jの分光指標によって作成されるヒストグラムが 2 つの正規分布の和で表せることを仮定し，平均誤判別率を最小とするときの閾値を採用する閾値選定法の一種である。Kittler 法は評価値（J）を最小にする閾値（T）を下記の式によって求めた。

$$J(T) = \omega_i(T)\, log(\frac{\sigma_i(T)}{\omega_i(T)}) + \omega_j(T)\, log(\frac{\sigma_j(T)}{\omega_j(T)})$$

ここで，ωは比率，σは分散を示す。片方のクラスのサンプルサイズに大きな偏りがある場合, 大津の閾値選定法[Otsu, 1979]では適切な閾値を得られない問題点がある。その一方で, 正規分布を仮定している Kittler 法では，その問題が起こりにくい。クラス毎の各分光指標における正規性の検定を，本研究においては，Shapiro-Wilk 検定を用いて実施した。Shapiro-Wilk 検定によって正規分布と見なせない（p 値 ＝0.05 を有意水準とする）分光指標については，次項のモデル選択時に除外した。

最後に，JMD が大きい分光指標を選択し，Classification and Regression Tree (CART) 法[Breiman et al., 1984]による決定木解析によってモデル選択をした。

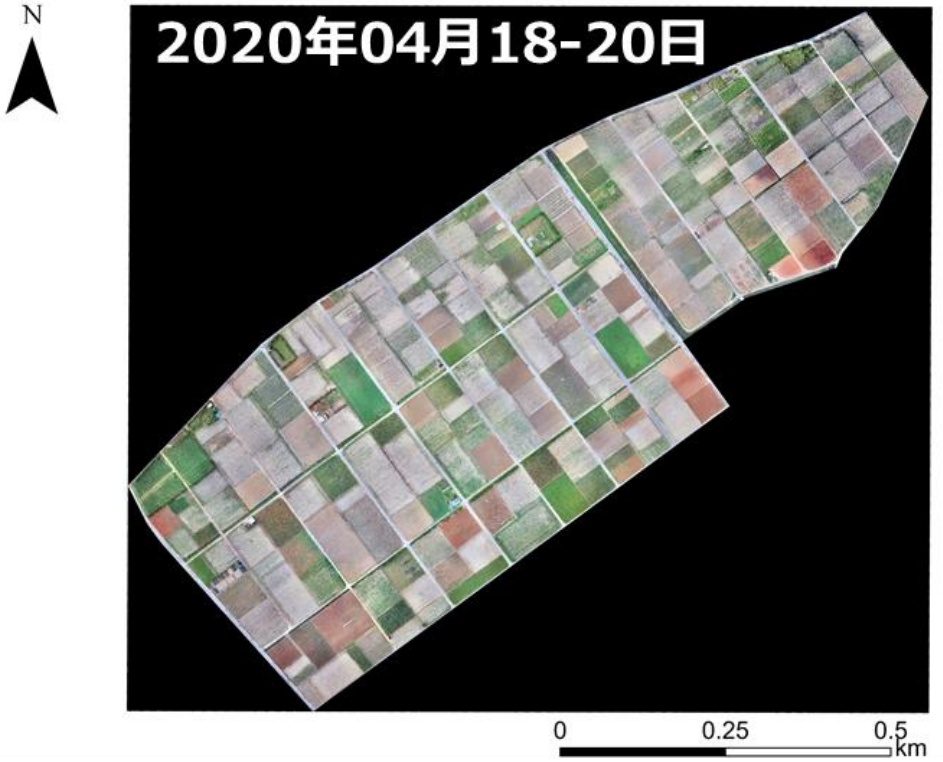
5.2.3 Planet Dove 衛星画像を用いた作物残渣マルチング農地の判別

開発した作物残渣マルチング判別モデルの性能評価は，沖縄県久米島の謝名堂に位置する農地帯で実施した。本地域は代表的なサトウキビの作型が全て存在するとともに，空港から離れているため航空法の規制も厳しくなく，精度検証を効率的に実施するための航空写真の取得が UAV 空撮によって可能である。

2020 年 4 月 25 日に観測された Planet Dove 画像に開発した判別モデルを適用した。画像の選定は，サトウキビの収穫直後の時期（製糖工場への搬入期間：2020 年 1 月 6 日から 4 月 10 日）および解析画像に雲汚染の影響がないことを考慮した。Planet Dove の前処理は第 3 章および第 4 章で構築された方法に従って，TOA 反射率変換，バンド間再レジストレーションおよび簡易大気補正を実施した[Sakuma & Yamano, 2020]。

前処理をした Planet Dove 画像について，開発された判別モデルに用いる NDVI および SAVI 画像を作成した。そして， 2 枚の画像を判別モデルに適用し，作物残渣マルチング・裸地・サトウキビに分類した。分類は画素単位で実施したが，分類結果にごま塩ノイズが含まれるため，農地ポリゴンを用いたゾーン統計処理により，農地ポリゴン内に完全に含まれる分類画素の最多クラスを農地状態クラスとして採用した。

精度検証は，解析領域におけるサトウキビ農地の 229 ポリゴン（圃場）を用いて実施し，得られた混同行列から OA および Kappa を算出し，評価した。検証用の既知のサトウキビ農地状態クラスの情報は，2020 年 4 月 18–20 日および 2020 年 4 月 28–29 日に撮影された UAV 空撮画像を，Agisoft Metashape（旧 Photoscan）による SfM（Structure from Motion）処理で作成されたオルソ画像（図 5.1）の目視判読によって得た。



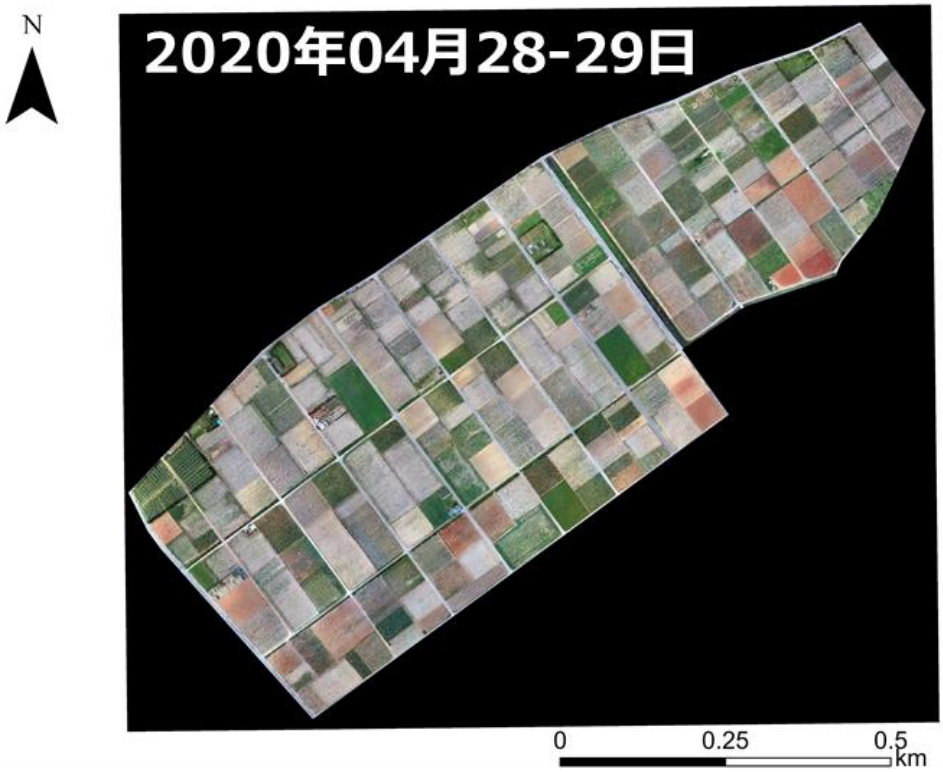


図 5.1. 分類精度検証用の UAV 空撮画像で作成されたオルソ画像

5.2.4　線形スペクトル混合解析による作物残渣マルチング率推定可能性の評価

農地における作物残渣マルチング率は，赤土流出抑制対策における保全件数の変動（例えば，全面マルチ ＝0.1；部分マルチ ＝0.2）に影響を与える。本研究においては衛星リモートセンシングを用いたサトウキビ葉殻による作物残渣マルチングの判別が主目的であるが，さらに，将来的な作物残渣マルチング率の推定に向けた可能性について評価することにした。評価は，分光測定データを用いた線形スペクトル混合解析によるシミュレーションにより実施した。線形スペクトル混合解析においては，画素の反射率は画素内における各構成要素の代表的な反射率（エンドメンバー）と面積割合で表現されるという線形混合モデルを仮定した。本研究においては，以下の式によって表現される。

$$\rho_P = M_C \cdot A_C + M_B \cdot M_B + M_S \cdot A_S$$

ここで，ρ_Pは画素の反射率，Mは各被覆要素（C：作物残渣マルチング，B：裸地，S：サトウキビ）のエンドメンバー，Aは各被覆要素の面積割合（合計 1）を示している。

本研究においては，シミュレーションにより，次の 2 つの問題の評価を実施した。

問題 1：作物残渣マルチング率の推定精度の評価
問題 2：作物残渣マルチング率推定におけるサトウキビ生育進行の影響評価

問題 1 については，サトウキビの収穫直後を仮定して，被覆要素を作物残渣マルチングおよび裸地に限定し（つまりは，サトウキビの面積割合を 0 とする），各被覆要素のエンドメンバーを，分光測定データから 3 つの統計値（①平均値，②95%信頼上限値，③95%信頼下限値）によって決定し，その推定幅により評価した。

問題 2 については，3 つの被覆要素における混合において，サトウキビの被覆率を 0%から 90%の区間において 10%毎に被覆率を変化させ，作物残渣マルチング率推定におけるサトウキビ生育進行による影響を評価した。

5.3　結果と考察

5.3.1　サトウキビ農地における被覆要素の分光反射特性

現地での分光測定によって得られたサトウキビ農地の被覆要素の分光反射率曲線を図 5.2 に示し, その平均値を図 5.3 に示す。作物残渣マルチングは他の 2 つの要素と比較して, 可視・近赤外域では高めの値を示し，波長に対して反射率は線形の変化を示している。

各分光指標による分離は作物残渣マルチング・裸地とサトウキビ間では，比較的よく分離していることが図 5.4 の結果より見てとれる。JMD による作物残渣マルチングと裸地間の分離度は，SAVI，MSAVI および EVI においては，良好な分離が可能であると示されている（図 5.5)。一方，他の分光指標においては，分離は困難であることが示されている。また，作物残渣マルチングとサトウキビの分離度は，BR を除いてどの分光指標も高い分離度を示している（図 5.5)。Kittler 法によって得られた閾値は，ほとんどの分光指標でセンサタイプによって異なる（表 5.1)。従って，解析画像が観測されたセンサタイプによって閾値を変更する必要がある。

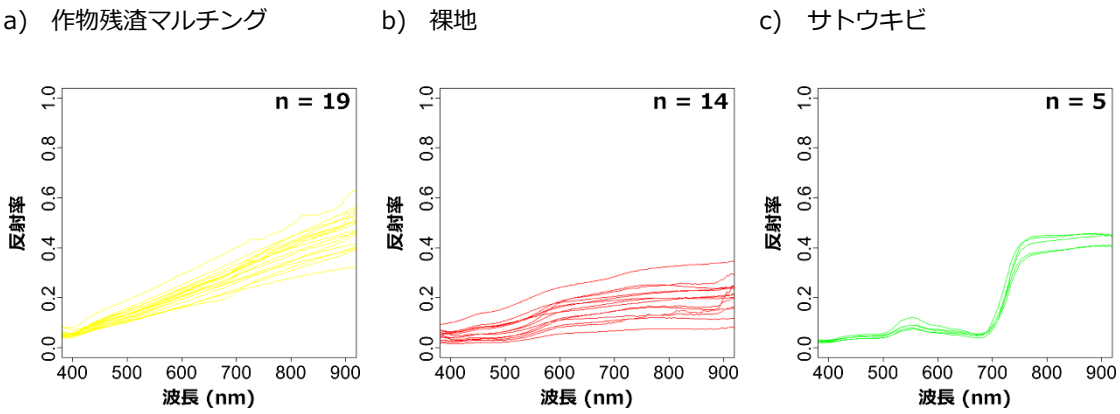


図 5.2. 作物残渣マルチング・裸地・サトウキビの分光反射曲線

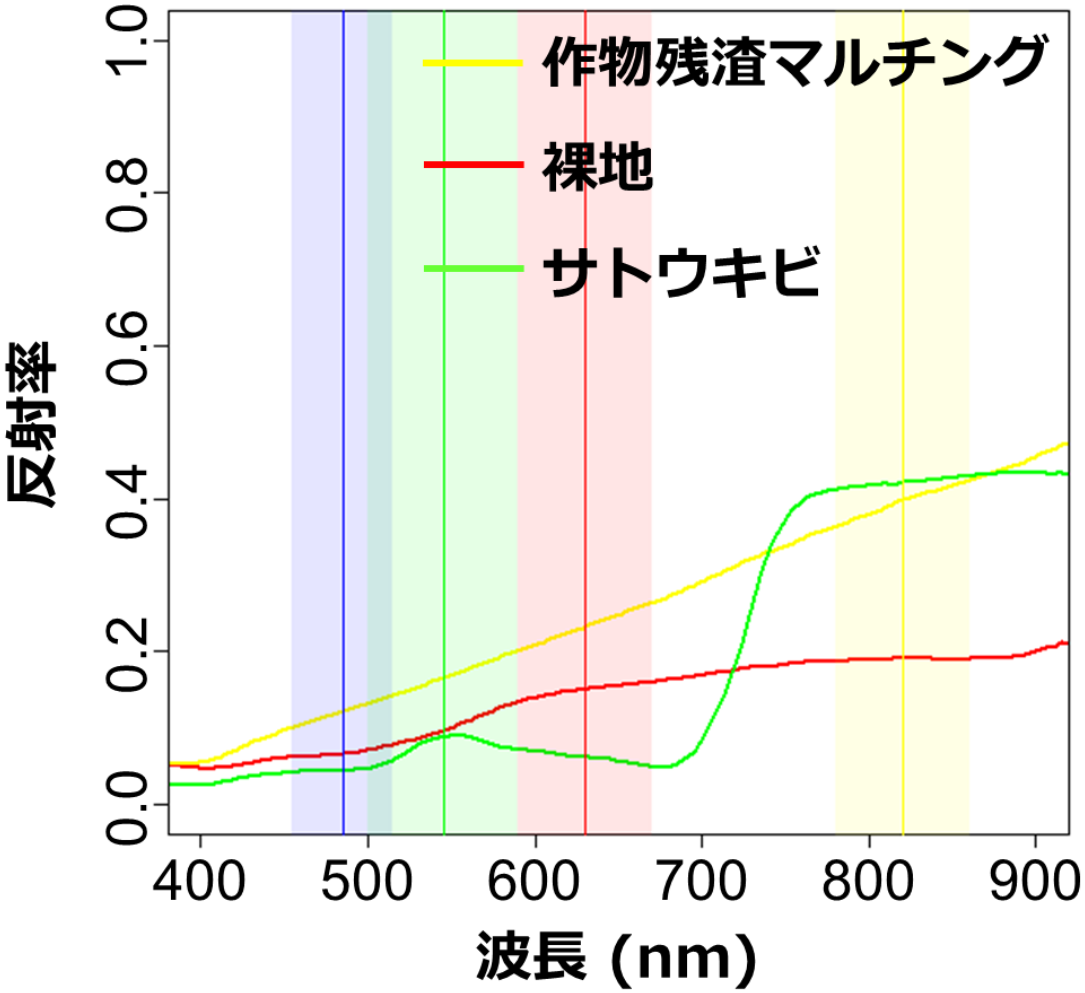


図 5.3. 作物残渣マルチング・裸地・サトウキビの平均分光反射曲線

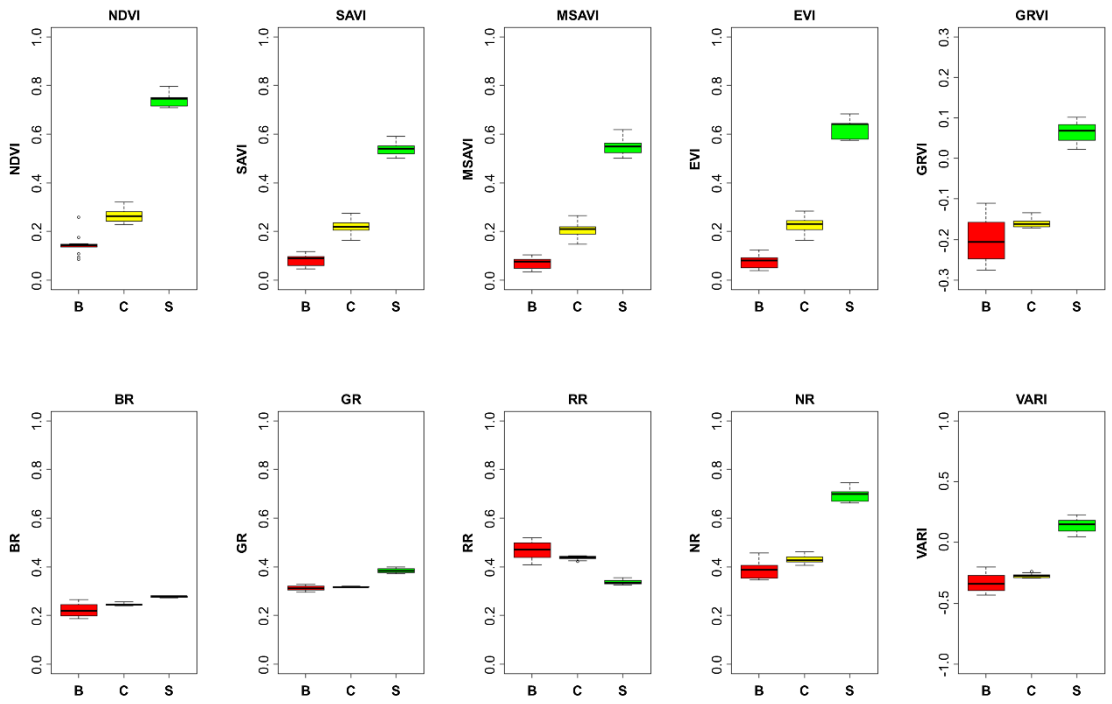
表 5.1. 各分光指標におけるサトウキビ農地被覆要素の判別閾値

作物残渣マルチング vs 裸地

	NDVI	SAVI	MSAVI	EVI	GRVI	BR	GR	RR	NR	VARI
0c	0.200	0.140	0.125	0.143	-0.206	0.219	0.311	0.470	0.361	-0.342
0e	0.182	0.130	0.117	0.140	-0.204	0.241	0.303	0.457	0.350	-0.338
0f	0.191	0.134	0.121	0.143	-0.206	0.235	0.304	0.461	0.354	-0.341
3K	0.158	0.126	0.110	0.116	-0.116	0.190	0.323	0.482	0.396	-0.207

作物残渣マルチング vs サトウキビ

	NDVI	SAVI	MSAVI	EVI	GRVI	BR	GR	RR	NR	VARI
0c	0.514	0.388	0.383	0.429	-0.056	0.264	0.346	0.388	0.561	-0.096
0e	0.502	0.379	0.374	0.435	-0.062	0.281	0.336	0.381	0.548	-0.109
0f	0.512	0.387	0.383	0.439	-0.058	0.275	0.341	0.383	0.556	-0.100
3K	0.531	0.403	0.404	0.442	-0.001	0.245	0.376	0.378	0.566	-0.041



B：裸地　C：作物残渣マルチング　S：サトウキビ

図 5.4. 各分光指標におけるサトウキビ農地被覆要素別の箱ひげ図

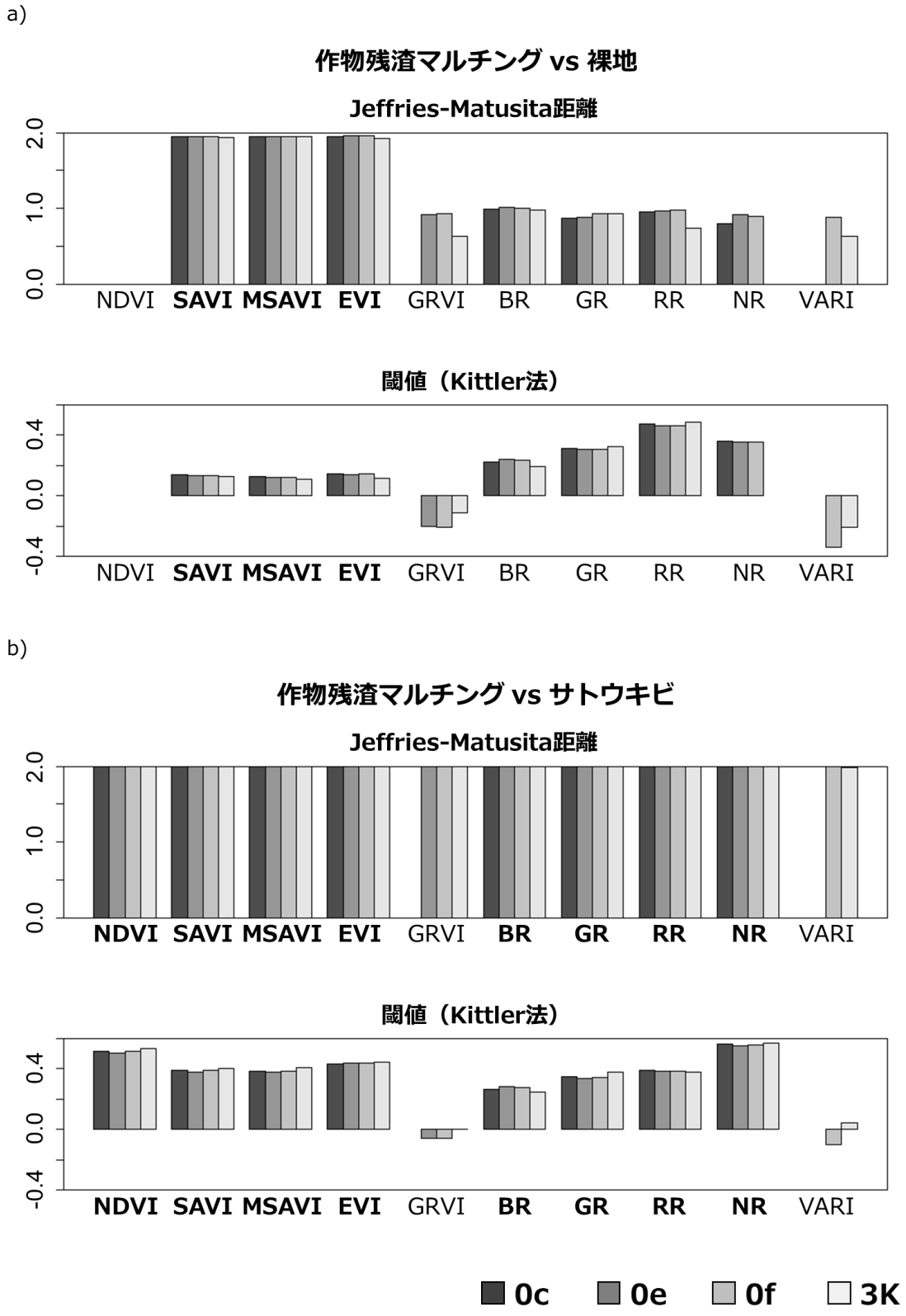


図 5.5. Jeffries-Matusita 距離に基づくクラス間分離度と Kittler 法に基づく閾値

5.3.2　作物残渣マルチング判別モデルの開発と Planet Dove 衛星画像への適用

JMD が大きい分光指標を選択し（図 5.5 中の太字），決定木解析によって選択された判別モデルに対して，Kittler 法によって得られた閾値を組み込んだ，各センサタイプの作物残渣マルチング判別モデルを図 5.6 に示す。判別モデルの構造は，NDVI によってサトウキビとそれ以外のクラスに分類し，それ以外のクラスを SAVI によって作物残渣マルチングと裸地に分類している。本研究においては，解析画像の観測センサが 0f タイプのため，図 5.7 に示す NDVI 画像と SAVI 画像を 0.512 と 0.134 の閾値を用いて分類した。

Planet Dove 画像と判別モデルによって分類された 2020 年 4 月 25 日の各サトウキビ農地の状態を図 5.8 に示す。分類図は概ねポリゴンごとにセグメントされているように見えるが，若干のごま塩ノイズが含まれている。そのため，ゾーン統計によって農地ポリゴンに集約した（図 5.8 の下部）。その時のクラスの分類精度を表 5.2 に示す。分類精度を求める際には，図 5.1 に示したオルソ画像の目視判読によって実施した。農地クラスは解析対象領域全体に満遍なく分布しており，割合としては作物残渣マルチングが最も大きい結果となった。これは，サトウキビの栽培において，株出しの割合が最も多い事実に裏付けされている。分類精度は，OA = 0.90，Kappa = 0.79 と良好な精度が得られた（表 5.2）。生育中のサトウキビ（当該時期においては夏植え（2 年目）の作型）については，第 3 章で示した作物・作型分類[Sakuma & Yamano, 2020]によって，作物残渣マルチング判別解析から除外できる可能性が高いため，作物残渣マルチングと裸地の分類精度に焦点を当て，再集計した混同行列を表 5.3 に示す。この場合，3 つのクラスに分類した時よりも分類精度は向上し，0.80 を超える高い Kappa が得られた。

誤分類の要因は，主に被覆要素が画素内に複数混在するミクセルによる影響であった。特に，サトウキビの生育がまばらな農地や，裸地にサトウキビが発芽した状態の農地は，作物残渣マルチングに誤って分類された。その逆も然りで，作物残渣マルチングがまばらな農地は裸地へ，作物残渣マルチング農地においてもサトウキビの生育が進行している農地は，サトウキビに分類されるポリゴン（圃場）も見られた。このミクセルの影響については，次項でのシミュレーション結果により，議論する。

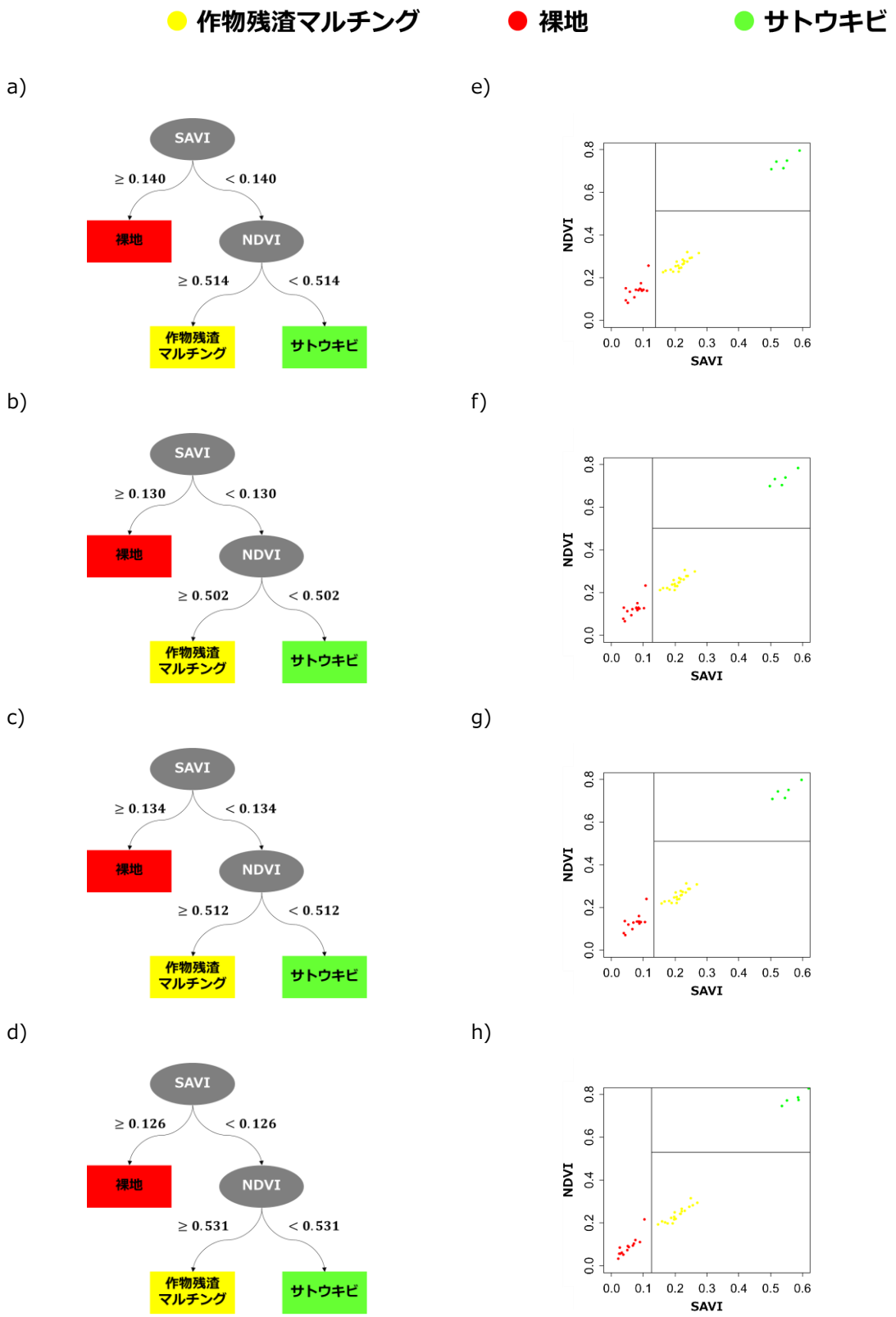


図 5.6. 決定木と Kittler 法に基づく作物残渣マルチング判別モデル（a, b, c, d はそれぞれ Planet Dove のセンサ種類である 0c, 0e, 0f, 3K を示す）

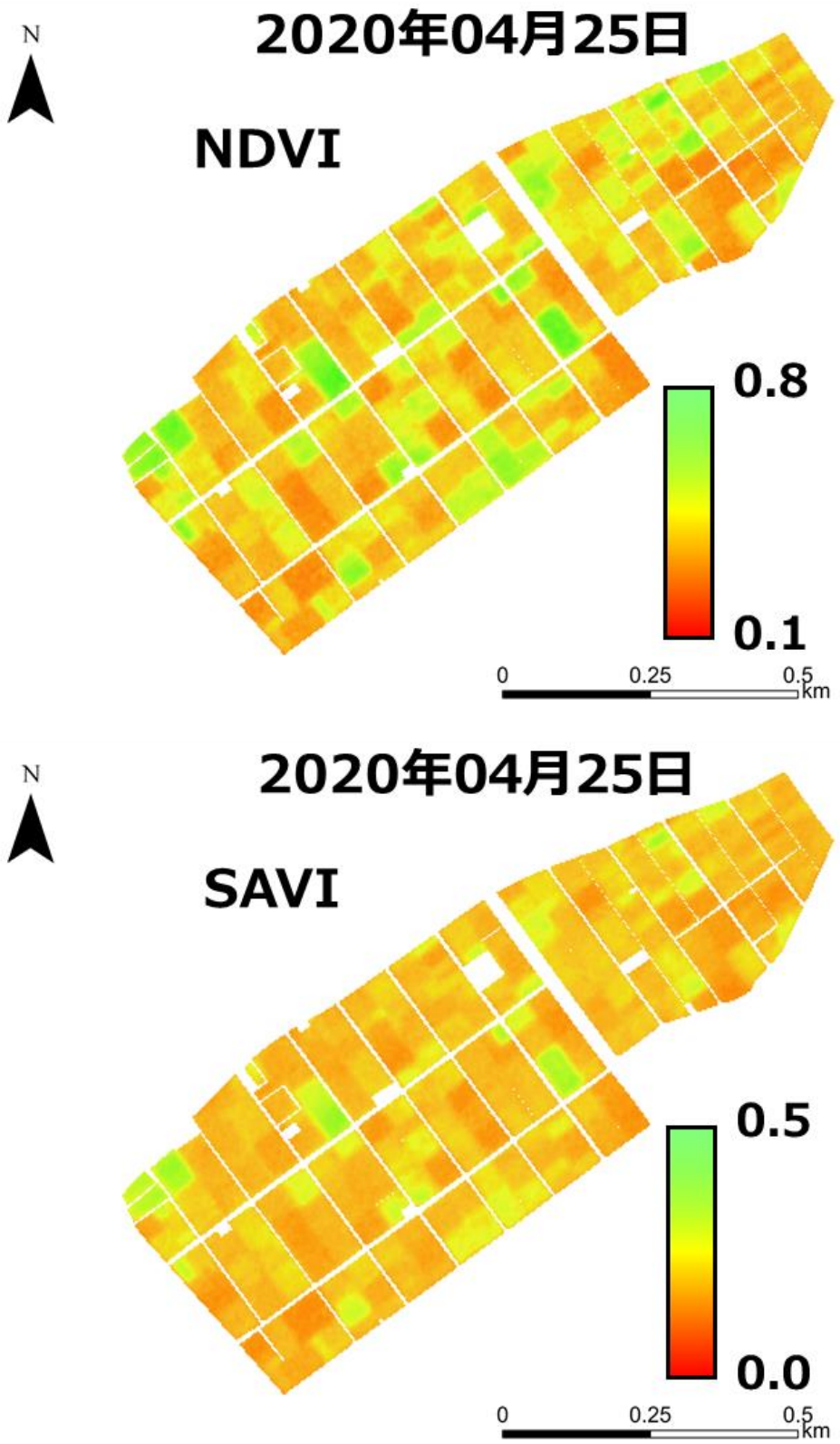


図 5.7. 作物残渣マルチング判別モデルに使用された NDVI および SAVI 画像

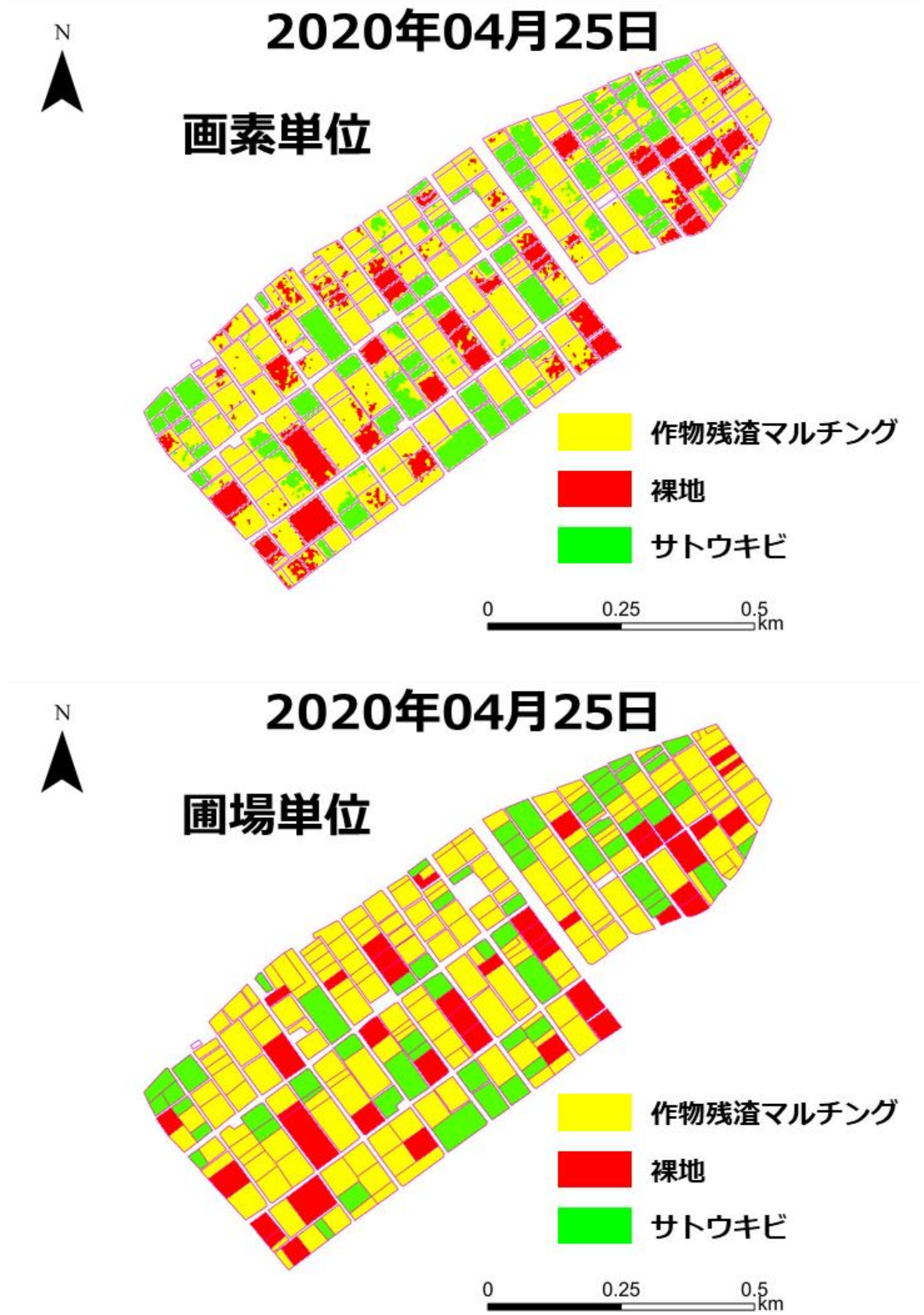


図 5.8. NDVI 画像と SAVI 画像を用いた作物残渣マルチング判別モデルに基づいて作成された作物残渣マルチング農地判別図（上：画素単位，下：圃場単位）

表 5.2. サトウキビ農地被覆クラスの分類精度

参照クラス	分類クラス			計	作成者精度
	作物残渣マルチング	裸地	サトウキビ		
作物残渣マルチング	145	5	8	158	0.92
裸地	7	33	0	40	0.83
サトウキビ	3	0	28	31	0.90
計	155	38	36	229	
利用者精度	0.94	0.87	0.78		
全体精度	**0.90**				
Kappa 係数	**0.79**				

表 5.3. 作物残渣マルチングと裸地の分類精度

参照クラス	分類クラス		計	作成者精度
	作物残渣マルチング	裸地		
作物残渣マルチング	145	5	150	0.97
裸地	7	33	40	0.83
計	152	38	190	
利用者精度	0.95	0.87		
全体精度	**0.94**			
Kappa 係数	**0.81**			

5.3.3 線形スペクトル混合解析による作物残渣マルチング率推定可能性の評価

作物残渣マルチング判別モデル内の SAVI を用いて，作物残渣マルチング率の推定に着目したシミュレーション結果を図 5.9 に示す。95%信頼区間によって推定された SAVI に基づく作物残渣マルチング率は，上限と下限で±9%程度の誤差で作物残渣マルチング率が推定可能であることが示された。

図 5.10 は，サトウキビの生育進行（被覆率の増加）による作物残渣マルチング率の推定値の変動を示している。閾値である SAVI = 0.134 を基準にすると，サトウキビ被覆率が 0%のとき，作物残渣マルチング率は 43%である。一方で，サトウキビ生育が進行し，被覆率が 10%に達すると，同閾値における作物残渣マルチング率は 8%となり，両者の間には 35%の推定誤差が表れる。

これらの結果は，前項の誤分類要因でもあるサトウキビ農地におけるミクセルの影響が，作物残渣マルチングの判別および割合推定に大きな影響を及ぼすことがシミュレーション結果において裏付けされた。従って，サトウキビ農地における正確な推定には，農事暦のばらつきを低減することが重要である。その対策として，農地毎に収穫直後の地表面状態を反映する方法である（例えば，サトウキビ収穫期から直後までの期間における SAVI 最小値合成）。そのためにも，1 週間に 1 度程度の地表面情報の取得が必要であり，この文脈のおいても衛星コンステレーションによる高頻度高解像度観測は非常に有効であると言える。

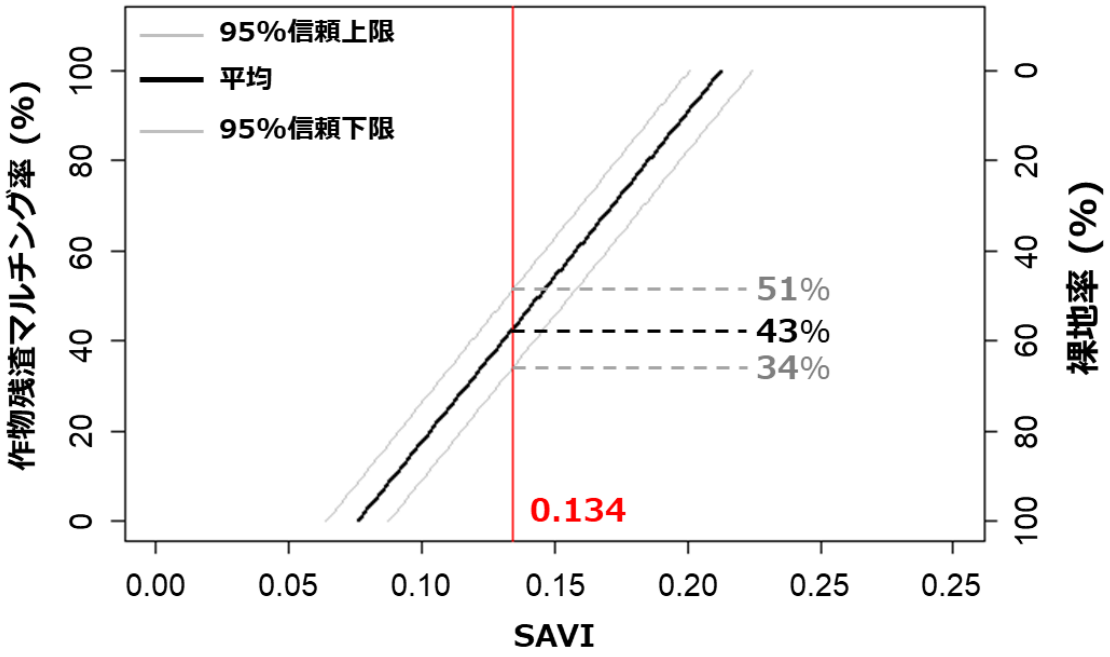


図 5.9. 線形スペクトル混合解析による作物残渣マルチング率の推定精度のシミュレーション結果

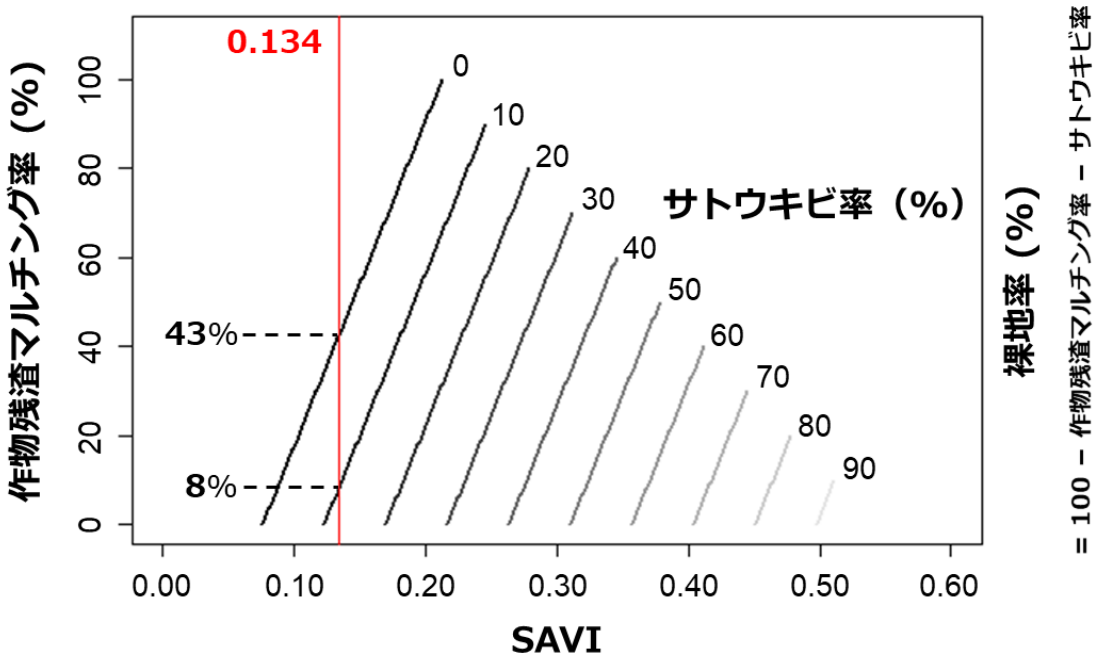


図 5.10. 線形スペクトル混合解析によるサトウキビの生育進行による作物残渣マルチング率変動のシミュレーション結果

第 6 章

全球におけるニッケル鉱山採掘領域推定手法の開発と土地改変面積の推定

6.1 本章の目的
6.2 方法
6.3 結果と考察

6.1　本章の目的

第 1 章および第 2 章で述べたように，ニッケル鉱山における採掘活動は生物多様性が豊富な熱帯林生態系を，土地改変に伴う森林伐採によって破壊している。採掘活動に伴う環境影響を評価する基礎的な情報として，採掘活動領域を推定し，その時空間変動を把握することは非常に重要である。

そこで本章では，長期アーカイブを有する Landsat 衛星画像を用いて，年間最大 NDVI 合成（AMNC）法と適応型閾値選定法の組み合わせに基づいて，全球におけるニッケル鉱山の採掘領域推定手法を開発し，その精度について，周辺土地被覆の影響に焦点を当て評価する。そして，推定したニッケル鉱山の採掘領域の時空間変動を用いて，1990 年から 2013 年の全球における，ニッケル採掘に起因した土地改変面積を推定する。

6.2　方法

6.2.1　解析対象領域ポリゴンの作成

採掘活動に伴う LUC をモニタリングする際に，最も重要な作業の一つが解析領域（＝鉱区）の設定である。解析領域の設定は，RMD [SNL Metals & Mining, 2015]に集計されている 157 鉱山を対象として実施した（図 6.1）。ここで，同一鉱山における鉱山採掘活動であるが，採掘法の違いによって区別されている鉱山について，本研究においては集約して，一つの鉱山として扱った。

RMD に記載されている位置情報の参照および Google Earth 画像の目視判読に加え，Werner et al. (2020)と Maus et al. (2020)が整備した採掘領域ポリゴンを援用して，各鉱山の鉱区を設定した（図 6.2）。しかし，RMD に記載されている鉱山の一部は，正確な位置情報が反映されていない。そのため，本研究においては，Google Earth 画像や他の鉱山操業に関わる資料を参照し，位置が特定できた 87 の鉱山について衛星リモートセンシングによる解析を実施した。87 の鉱山は，1985 年から 2013 年の期間に採掘活動を実施している全ての国と地域を含んでいる。87 の鉱山の内，ラテライト型鉱床の鉱山は 28，硫化鉱型鉱床の鉱山は 54 である（残り 5 鉱山については不明である）。また，露天掘りの鉱山は 37，坑内掘りの鉱山は 34 である（その他の 16 鉱山は，複合的に採掘活動が実施されている鉱山である）。

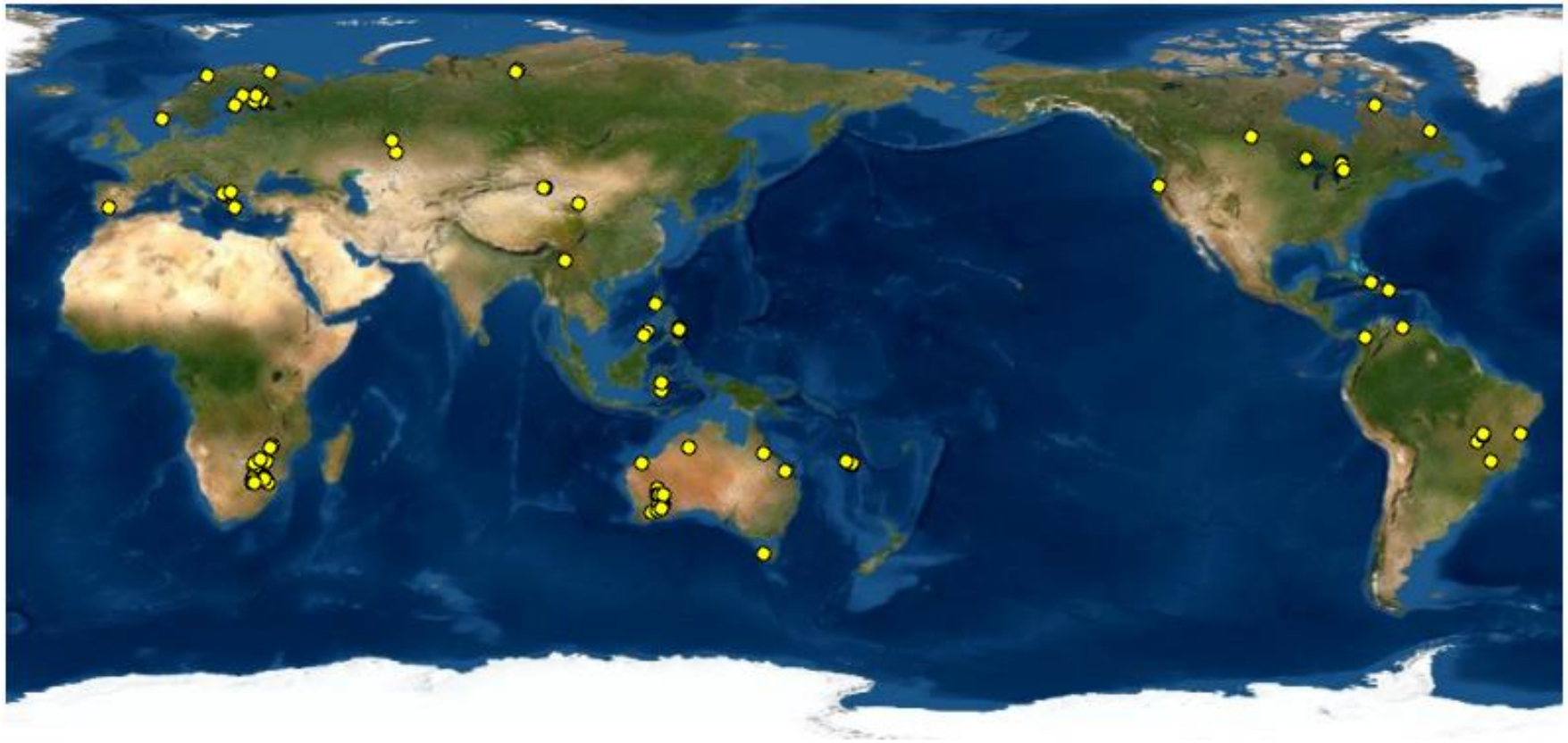


図 6.1. 本研究における解析対象ニッケル鉱山の分布（出典：SNL Metals & Mining, 2015）

134

a)　ラテライト型鉱床

b)　硫化鉱型鉱床

図 6.2. 作成した解析対象領域ポリゴンの例（赤線は本研究で作成されたポリゴン，ピンク線は Maus et al., 2020 によって作成されたポリゴン）

6.2.2 Landsat 衛星画像の前処理

本研究では，Landsat 衛星によって観測された画像を使用した。Landsat 衛星は，1982 年から観測を開始した Landsat-4/TM センサによって，可視光域から短波長赤外域の波長を地上分解能 30 m で，現在も継続した観測をしている。本研究では，1983 年 1 月 1 日から 2019 年 12 月 31 日までの Landsat-4，Landsat-5，Landsat-7 および Landsat-8 号の地表面反射率プロダクト（Tier 1）を，Google Earth Engine を介して本項における AMNC 処理まで実施し，作成された AMNC 画像をローカル環境に入手した。

NDVI は植生領域では高い値を示す一方で，地表面が裸地もしくは水域領域においては低い値を示す。そのため，実際の採掘領域および付帯設備における NDVI 値は，非採掘領域と比較して低い値を示すと考えられる。さらに，NDVI は，その簡易な式であるにも関わらず，大気や地形効果による見かけ上の変化を抑制する効果があり，宇宙からの陸域モニタリングにおいて多用されている。そのことから，NDVI 値の土地被覆状態に対する解釈も進んでおり，採掘領域と非採掘領域間での閾値の設定においても，比較的設定が容易であると考えられる（例えば，Chen et al. (2006)は次のように解釈している：水域 < 0.0，裸地や都市 < 0.2，植生 > 0.2，半裸地 > 0.2）。

クロロフィル含有量が高く，より健康的な植生ほど高い NDVI 値を示す[Chen et al., 2006]。よって，植生の最盛期は裸地との NDVI が，より明瞭な差異が表れるので，そのような時期を解析に使用することが正確な判別をするために望ましい。しかし，全球を対象とした場合，植生最盛期を一意に設定するのは困難であるとともに，そもそも異なる植生バイオマスの時間変化を有する領域（例えば，農地帯）においては，単時期の衛星画像のみを用いて，全ての植生の最盛期を網羅することは不可能である。そこで本研究では，次の手順に沿って AMNC 画像を作成し，このような季節変動の抑制かつ判別クラスの分離性向上を図った。

① 解析対象の Landsat 衛星画像において，雲・雲影を除去した利用可能な最良画素のみを抽出し，NDVI を算出した。
② 多時期 NDVI 画像において AMNC 法を適用し，1983 年から 2019 年における年毎の AMNC 画像を生成した（図 6.3）。

解析領域に含まれる海域は，米国海洋大気庁（National Oceanic Atmospheric Administration：NOAA）が提供する全球の海岸線（GSHHG，URL: https://www.ngdc.noaa.gov/mgg/shorelines/gshhs.html）を用いて除去した。

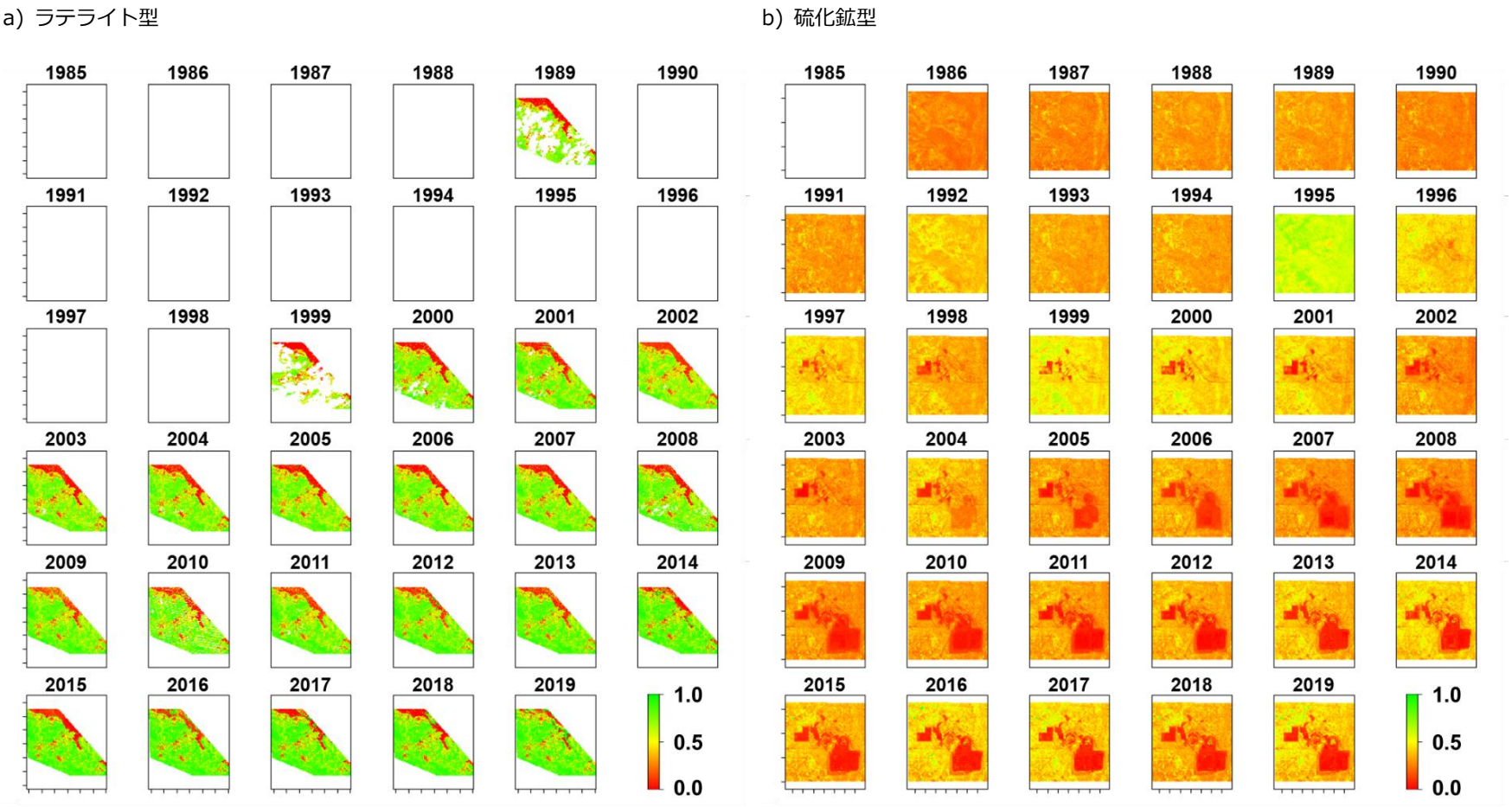


図 6.3. 1985 年から 2019 年までの年間最大 NDVI 合成画像の例

137

6.2.3 採掘領域推定手法の開発

鉱山毎の各 AMNC 画像に対して，本研究で提案する適応型閾値設定法を適用し，採掘領域と非採掘領域に分類した。適応型閾値設定法は，次の手順で実施した（図 6.4）。

① 解析年毎に NDVI 値のヒストグラムを作成した（分解能 0.001）。
② 作成したヒストグラムの波形について，半ウィンドウサイズ 50 の平均値を採用する平滑化処理を施した。
③ 平滑化したヒストグラムの波形について，0.150 から 0.350 の範囲において，0.01 前の値との差分値を算出し，負の値をヒストグラムの谷として抽出した。
④ 頻度値が最も低い値を持つ谷を閾値に選定した。
⑤ 範囲内で谷が存在せず，閾値が選定できなかった場合は，次の A の方法で設定し，それでも設定できなかった場合は B の方法で閾値を設定した。

A. 他の解析年で設定できた閾値の平均値を採用する。
B. 閾値を 0.200 として設定する（Chen et al., 2006 を引用した）。

閾値判別によって抽出された採掘領域において，年によっては不適切な閾値設定や AMNC 画像作成時の衛星画像の量や質に起因して，誤って採掘領域が推定される可能性がある。そのため，次の手順で土地利用クラスの時系列の連続性を考慮して，画素毎に短期間における分類クラスの不自然な時間変動（土地利用の複数回変動）を修正した。

① 修正を施す年の分類画像と，前後 2 年分ずつの分類画像の計 5 年分を抽出する。
② 表 6.1 に示す IF-THEN ルール則って，分類クラスを修正する。

分類結果の検証は，Google Earth 画像の目視判読によって実施した。検証点は，最小面積クラスである採掘クラスを 100 として，分類クラスの面積比に応じて非採掘クラスの検証点の数を設定し，解析領域内において各鉱山に最低 1 点は含まれるように，解析領域面積に応じて，空間的に無作為に発生させた。

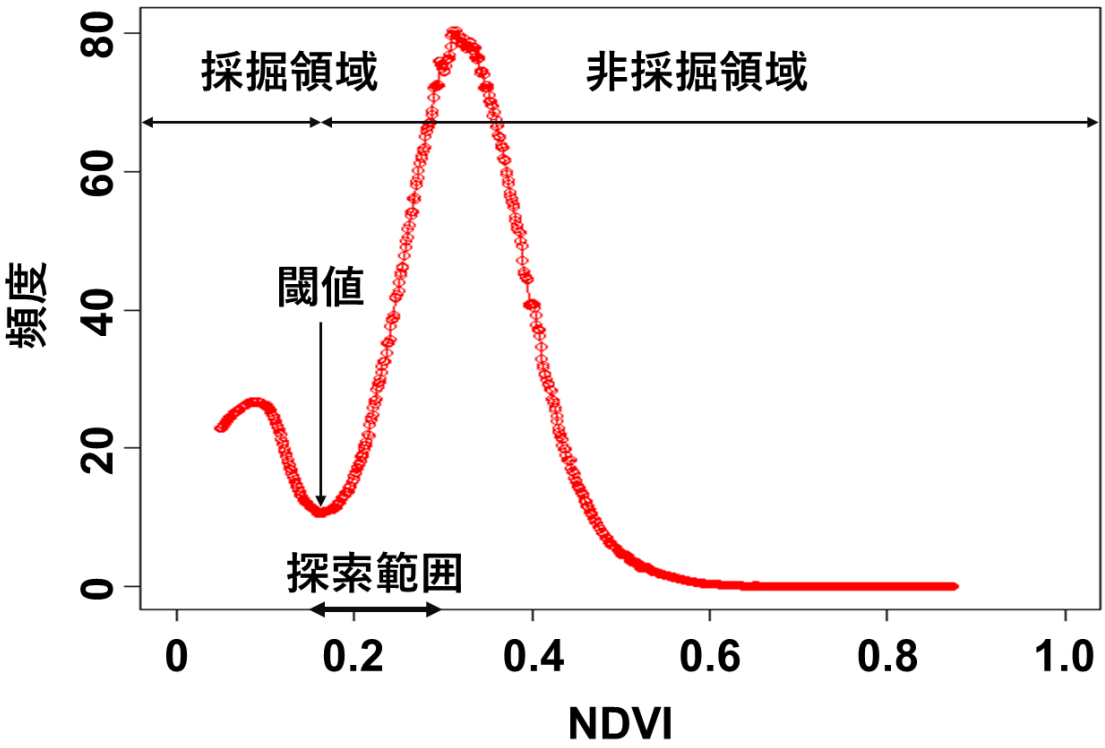


図 6.4. 年間最大 NDVI 合成画像に基づくヒストグラムを用いた採掘領域判別のための適応的閾値処理法の概略図

表 6.1. 採掘領域判別画像の誤分類を低減するための if-then ルール

IF	*Then*
採掘領域クラスの数 ＞ 2	採掘領域クラス
非採掘領域クラスの数 ＞ 2	非採掘領域クラス
採掘領域クラスの数 ＝ 非採掘領域クラスの数	NA
＊最優先事項	
欠損値の数 ＞ 1	NA

6.2.4　土地改変面積データの整備

土地改変面積データの整備には，前項までの衛星画像解析により推定した時系列採掘領域画像を用いた。土地改変面積データを整備する上で，本研究においては，解析領域における植生の回復行動等のリハビリテーションは考慮しない。これは一度の土地改変によって，手付かずの自然生態系の消失は不可逆的であり，元の生態系には完全に回復出来ないという根拠に基づいている。

そして，表 1.4 は本研究において LUCI を推定した鉱山の割合を示している。1990 年から 2013 年の期間において，国・地域毎のニッケル生産量に対して解析率は 50%を超えており（全体で 81%），全球のニッケル採掘による土地改変面積を評価するのに十分なデータ量であると考えられる。

全球におけるニッケル採掘に起因する土地改変面積の推定は，鉱山位置が特定できなかった鉱山が存在するため，本研究で実施した衛星リモートセンシングによる推定においては完全な推定はできていない。表 1.3 は本研究で解析に用いた合計 87 の鉱山について，RMD [SNL Metals & Mining, 2015]に集計されている純分換算されたニッケル生産量の網羅率を示している。よって，位置が特定できなかった鉱山については，本研究で位置が特定でき，土地改変面積を明らかにすることができた鉱山の全生産量と全土地改変面積の関係を基に，全球ニッケル生産量の解析不足分を補完した。

6.3　結果と考察

6.3.1　採掘領域の推定

本研究によって提案した AMNC 画像を適応型閾値選定法で採掘領域を判別して，採掘領域もしくは非採掘領域もいずれかに分類した画像を図 6.5 に，土地利用クラスの時系列の連続性を考慮して，図 6.5 の分類画像を修正した結果を図 6.6 に示す。これらの時系列分類画像は，採掘領域が時間とともに拡大している様子を明瞭に表現している。

図 6.7（a, b）に，分類結果に含まれていた誤分類の影響を示す。そして，図 6.7 (c, d)に土地利用クラスの時系列の連続性を考慮して，誤分類を修正した分類結果を示す。これらの結果から，単年度の閾値判別では誤分類が見られていたが，複数年の時系列画像を用いることにより，誤分類の効果的な抑制が可能になることが明らかになった。したがって，複数年にまたがる時系列解析は，鉱山採掘領域の安定した分類結果を得るために有効であると言える。

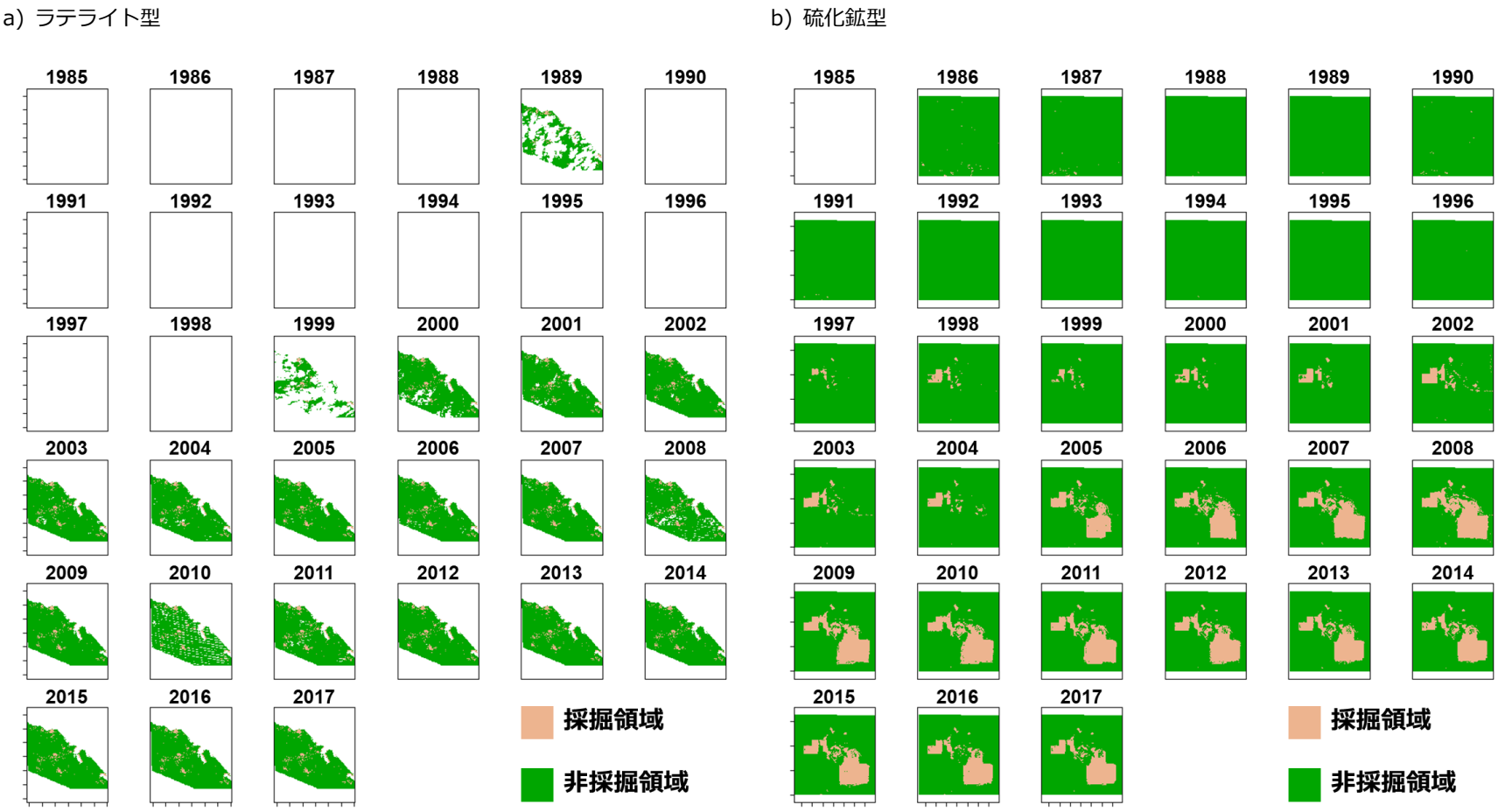


図 6.5. 開発手法による採掘領域推定結果の例（if-then ルール未適用）

142

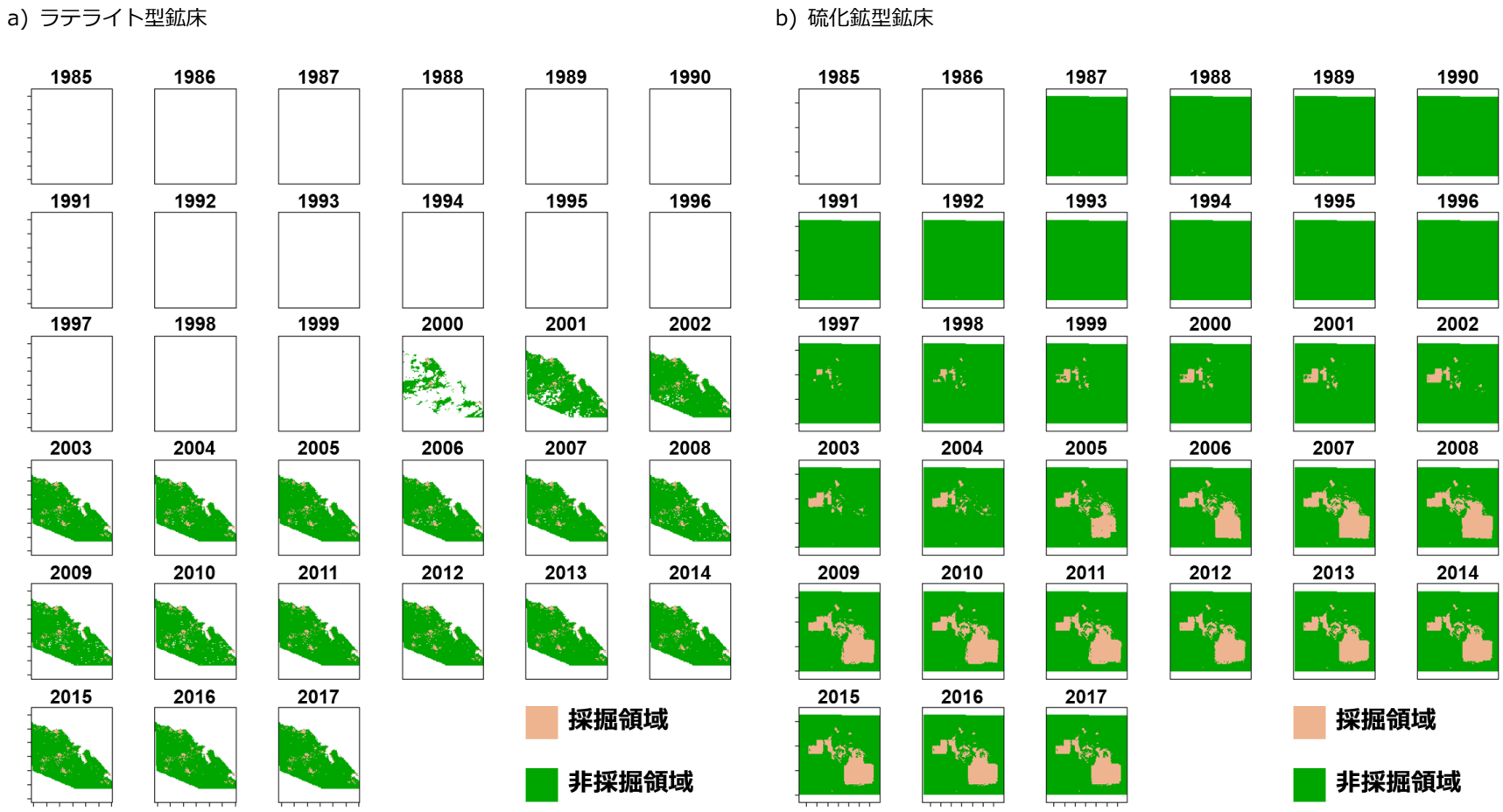


図 6.6. 開発手法による採掘領域推定結果の例（if-then ルール適用済み）

143

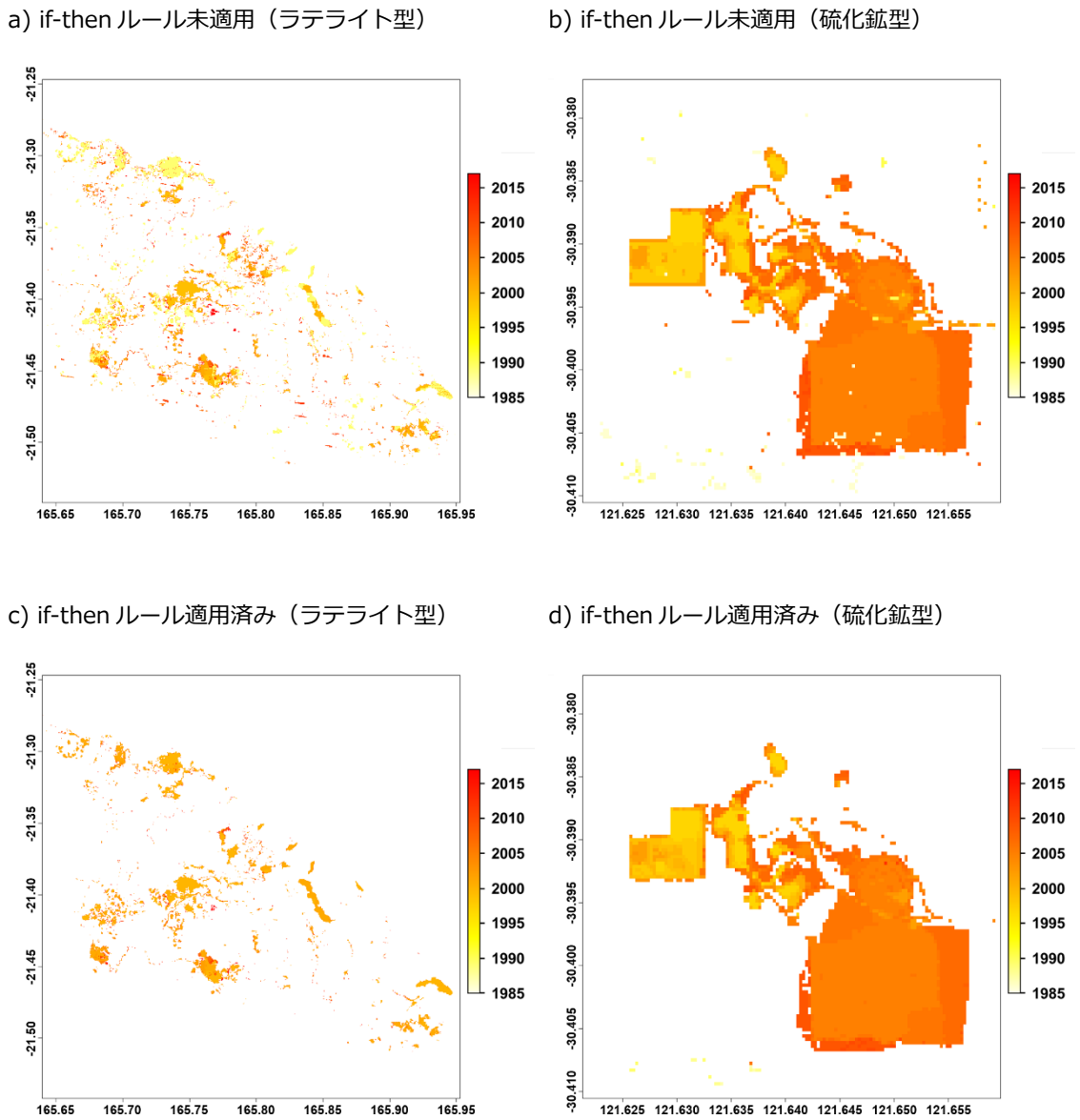


図 6.7. 1985–2017 年の採掘領域拡大傾向の例

6.3.2　推定精度の検証

分類精度の検証に先立ち，解析した鉱山毎に，周囲において優占する土地被覆タイプを割り当てた。割り当ての際には，図 6.8 に示す国立環境研究所地球環境センターの全球土地被覆図[Iwao et al., 2006；Kinoshita et al., 2014]および Google Earth 画像の目視判読を実施し，森林帯・草地帯・農地帯・裸地帯のいずれかのクラスに割り当てた。そして，分類結果を目視によって，適切な推定が出来たか否かを判定した（表 6.2）。

表 6.2 より，本研究においては開発した鉱山採掘領域推定は森林帯および農地帯で完全に機能し，草地帯においても概ね機能した。一方で，本手法の重大な制限は，裸地帯においては適切な分類が出来ないことである。裸地帯においては，非採掘領域においても採掘領域同様に非常に小さな NDVI 値を示し，両者を分離することが困難であった。また，草地帯における一部の制限は，ロシア連邦やカナダ等の湿地帯が含まれる領域に存在する鉱山は，非採掘領域の植生が背景水分の影響により，NDVI が低い値を示すため，採掘領域との分離を困難にした。湿地帯に存在する多数の開放水面も，同様に適切な判別を妨げた要因と考えられる。一方で，オーストラリアにおける低密度な低木林においても，本研究で提案したアルゴリズムは適切に機能した（図 6.6.b および図 6.7.d）。一部の鉱山においては，点在する塩湖が解析領域に含まれており，この場合は，適切な判別を非常に困難にした。本研究で解析対象とした鉱山の内，裸地や草地帯に位置する鉱山は 19.5%（17/87 鉱山）を占めた。

雲被覆等により，解析に必要な Landsat 衛星画像が得られなかったニューカレドニアの 1 鉱山と，前述した適切な判別が困難であった裸地帯および疎な植生帯である草地帯に位置する 17 鉱山を除去して，残りの 70 鉱山の分類画像について Google Earth 画像を用いて分類の正誤を検証し，得られた分類精度を表 6.3 に示す。分類精度は OA = 0.94 と Kappa = 0.77（かなりの一致）であり，良好な分類精度が得られた。Fuentes et al. (2020)のカナダに点在する鉱山における Landsat 衛星画像と教師付き分類法を用いた採掘領域の分類精度（OA = 0.91–0.95，Kappa = 0.49–0.65）と比較して，本研究の精度は，より良好な結果であると言える。特に，Fuentes et al. (2020)が指摘しているように，鉱区における多種多様な土地利用土地被覆クラスの高品質かつ十分な教師データの取得は，かなりの労力を要する作業であり，全球における土地被覆の更なる多様性は，教師付き分類法の適用をより困難にさせる。この観点において，教師データを必要とせず，事前情報による制約下において，自動的に分類に必要なパラメータを設定できる本開発手法の意義は，非常に大きいと言える。

多時期衛星画像を用いた AMNC 画像の適用は，農地帯の植生の時間変動の影響を適切に抑制し，正確な分類を提供した。図 6.9.a を例に示すように，無作為に発生させた検証点に

おいて農地は非採掘領域に全て適切に分類されており，本開発手法は農地帯における採掘領域の抽出において，非常に有効であると言える。

多時期解析は，熱帯域の雲被覆による地表面情報の観測における欠損の影響を抑制した。Iwatsuki et al. (2018)はニューカレドニアにおいて，分類に使用できる画像は頻発する雲被覆の制限を受けていたが，本研究で用いた多時期衛星画像の年間合成法により，これらの影響をある程度抑制でき，より高い時間解像度で，採掘領域の時空間変化をモニタリングすることが可能になった（図 6.6.a）。しかし，ニューカレドニアのように，Landsat 衛星画像のみでは，特に 2000 年以前の古い観測データにおいては欠落している地域も存在していた。このような地域の，より長期間の解析においては，他の商業衛星によって撮影された画像を効果的に用いる必要がある。この場合，当該地域においては常緑樹帯であるため，単一画像の解析でも Iwatsuki et al. (2018)のように適切な推定が可能であると推測される。

誤って非採掘領域を採掘クラスとして分類した土地被覆の多くは，解析領域内に存在する水域（河川や湖沼）であった（図 6.9 (b, c)）。通常，水域は裸地と比較して低い NDVI 値を示す[Chen et al., 2006]。従って，本研究で開発した，一つの閾値によって採掘領域と非採掘領域の分類では，採掘クラスと水域クラスを正しく分離することはできない。複数の閾値を設定し，水域クラスを判別する方法も考えられるが，鉱山においてもダム等の開放水面を有する付帯設備も建設されることから，自然もしくは人工的な水域を閾値で判別することは困難であると考えられる。自然に存在する水域クラスのほとんどは時空間的に安定しており，次節で示す土地改変面積推定および次章（第 7 章）で実施する LUCI 推定の場合には，任意の解析年からの変化面積の使用であり，この点において本研究の誤分類の性質は，大きな支障を与えないと考えられる。ただし，そのような領域が解析領域に多く含まれる場合は，閾値設選定に影響を及ぼす可能性があるため，当該領域を除いて解析領域を再設定することが望ましい。

一方で，採掘領域を誤って非採掘クラスに判別した土地被覆の多くは，道路等の微小な裸地であった（図 6.9.d）。これらは Landsat 衛星画像の 30 m 空間分解能に起因するミクセルの影響と考えられる。

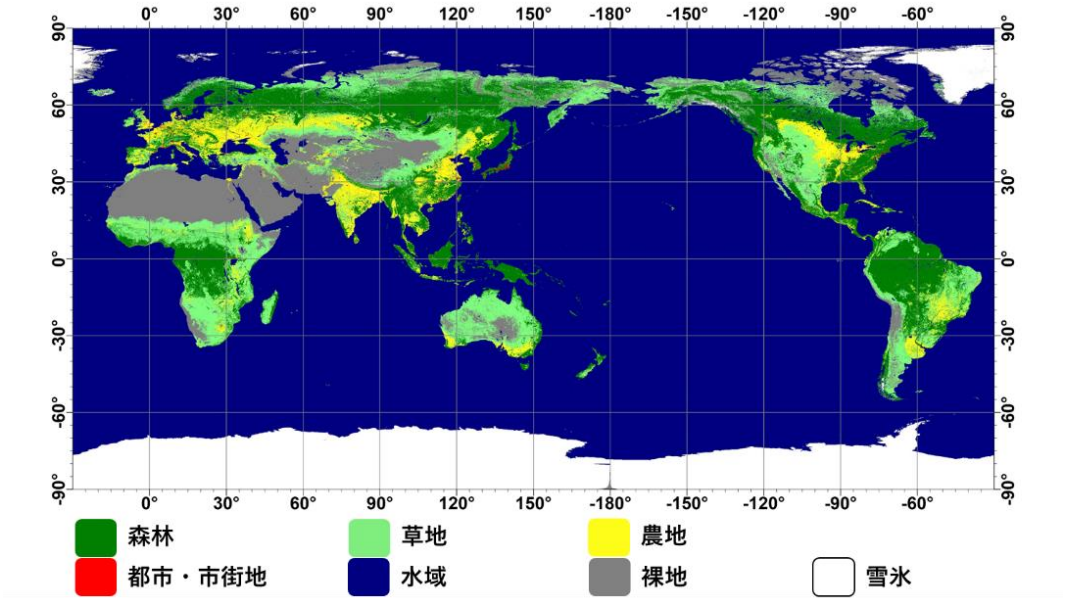


図 6.8. ニッケル鉱山の土地被覆タイプを決定するために使用した全球土地被覆図（出典：Iwao et al., 2006；Kinoshita et al., 2014）

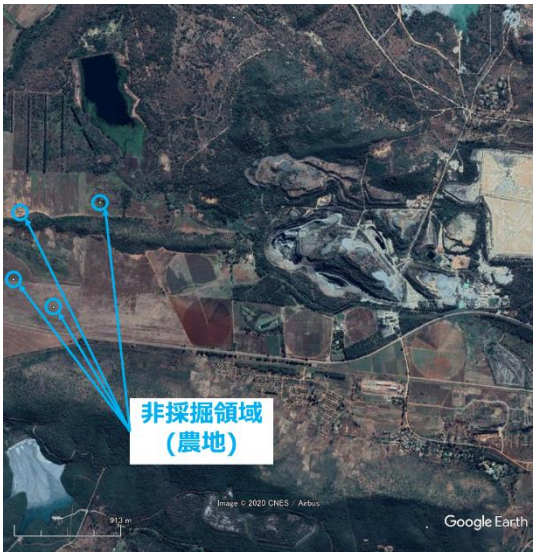
表 6.2. 各土地被覆タイプにおける採掘領域推定の成功率

土地被覆タイプ	森林帯	草地帯	農地帯	裸地帯
成功	31	29	10	0
失敗	0	7	0	10
成功率（%）	**100.0**	**80.6**	**100.0**	**0.0**
成功		70		
失敗		17		
成功率（%）		**80.5**		

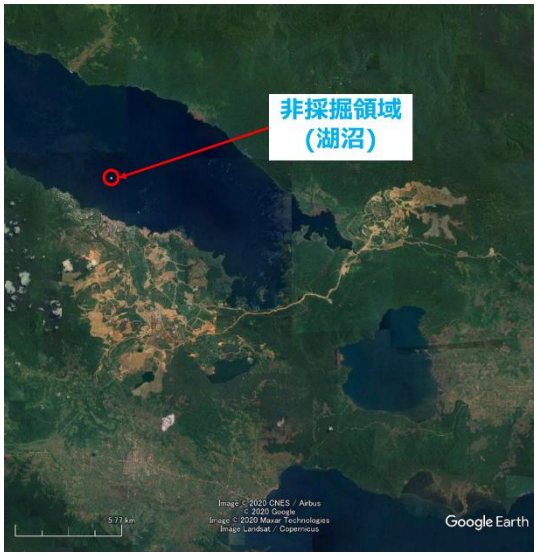
表 6.3. 採掘領域の分類精度（抽出に成功した 70 の鉱山）

参照クラス	分類クラス		計	作成者精度
	採掘領域	非採掘領域		
採掘領域	91	9	100	0.91
非採掘領域	36	596	632	0.94
計	127	605	510	
利用者精度	0.72	0.99		
全体精度	**0.94**		**Kappa 係数**	**0.77**

a) 農地における正確な分類



b) 湖沼における誤った分類



c) 河川における誤った分類

d) 道路における誤った分類

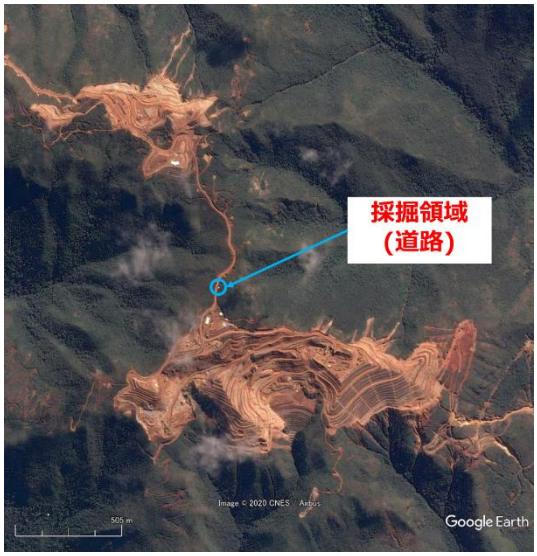


図 6.9. 採掘領域推定の代表的な検証結果

6.3.3　ニッケル採掘に起因した全球における土地改変面積の推移

開発した採掘領域推定手法で適切に採掘領域を推定できなかった 17 の鉱山については，Google Earth 画像と Landsat 衛星画像を用いた目視判読によって採掘領域ポリゴンを作成し，土地改変面積データを整備した。

図 6.10 は，本研究で推定されたニッケル採掘に伴う，1991 年から 2013 年における各年の全球土地改変面積の推移を示している。図中において，黒で塗られた部分は，衛星リモートセンシングによって実際に土地改変面積を推定した 86 鉱山（87 鉱山の内，1 鉱山については 1990 年に 1 kt の生産量のみ記録のため，ここでは除外した）の積算値であり，灰色で積み上げられた部分は，全球生産量の不足分を補完した未解析の鉱山分の積算値である。土地改変面積は年変動が見られるものの，全体として増加傾向にあることが見てとれる。それは，主に図 6.11 に示す，純分換算のニッケル生産量の増加に伴うものと考えられる。ただし，生産量と土地改変面積の関係は必ずしも年毎に一致はしていない。これは，採掘段階の違いによるものと考えられる。

図 6.12 は図 6.10 を累計化したグラフである。図 6.12 より，1990 年を基準（= 0）として，2013 年までの 23 年間に改変された土地面積を示しており，537 km^2 に達したことが明らかになった。これは 29,294 kt のニッケルと引き換えに，屋久島（505 km^2）の 1.07 倍程度の土地が 23 年の間に改変されたことを意味している。同様の期間における農地面積の変化 8,100,402 km^2（1990 年：40,670,334 km^2，2013 年：487,770,736 km^2，The World Bank, 2020）と比較すると，面積的にはかなり小さな規模であることがわかる。

衛星リモートセンシングで解析した鉱山（n = 70）について，年間の純分換算ニッケル生産量（図 6.11）と土地改変面積（図 6.10）の線形回帰式（図 6.13）は，高い決定係数が得られた（$R^2 = 0.734$）。線形回帰分析を前後半（前半：1991－2002 年，後半：2003－2013 年）それぞれで実施して，得られた回帰式の傾きは後半の方がわずかに大きかったものの，傾きと切片に有意差（p 値 = 0.05 とする）は見られなかった。これらの結果より，全球で見たときには，生産量と土地改変面積の関係は変化しているとは言えず，次章における土地利用強度の時系列解析において，解析期間の違いによる影響を与えるほどの，ニッケル採掘の技術革新や品位の低下は起きていないと言える。

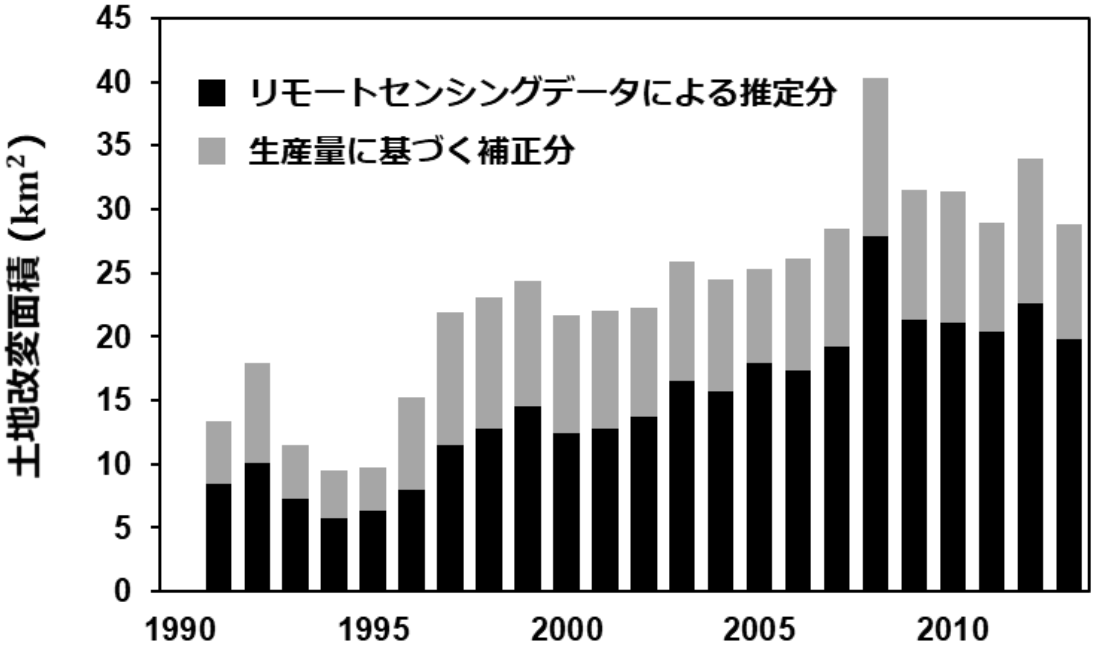


図 6.10. 本研究で推定された 1991–2013 年におけるニッケル採掘に伴った全球土地改変面積の時系列変化

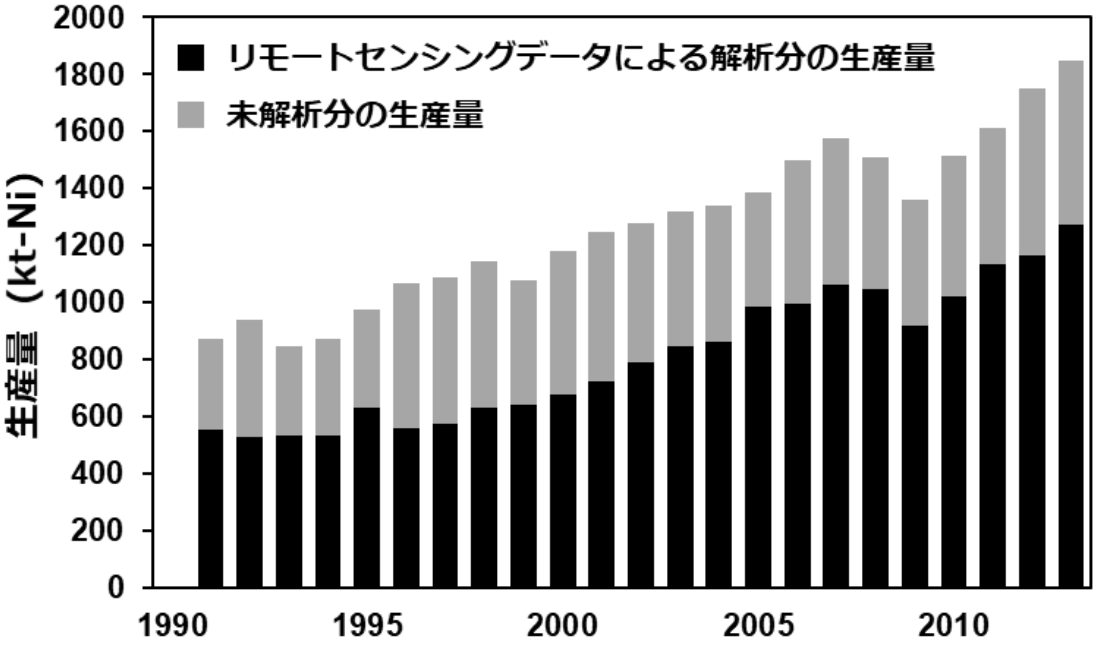


図 6.11. 1991–2013 年における全球ニッケル生産量の時系列変化（出典：SNL Metals & Mining, 2015）

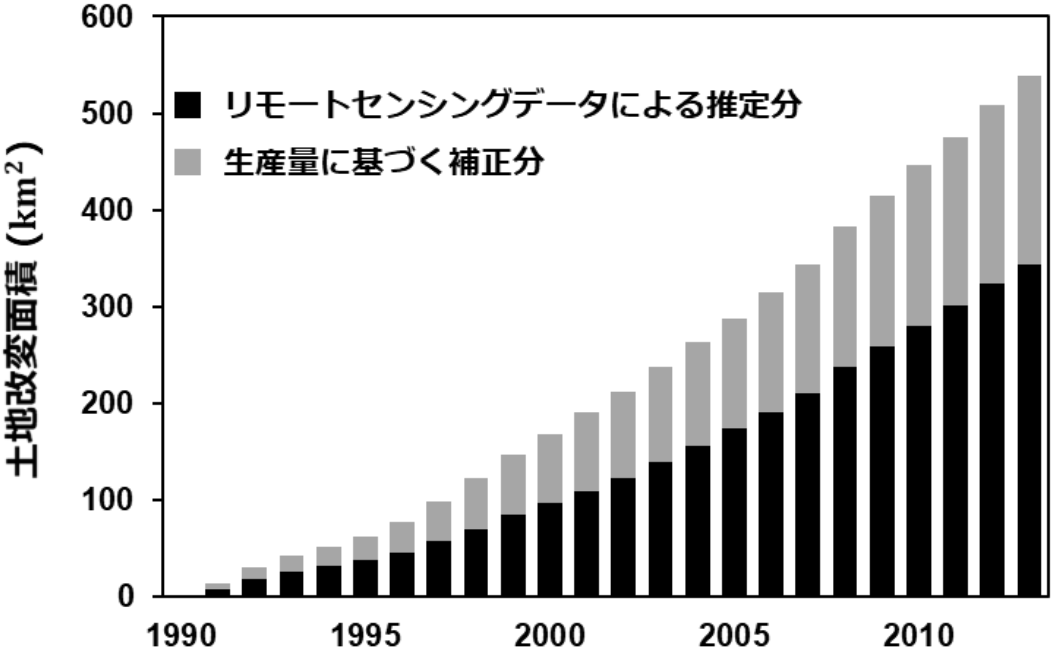


図 6.12. 本研究で推定された 1991–2013 年におけるニッケル採掘に伴った全球土地改変面積の時系列変化（累計）

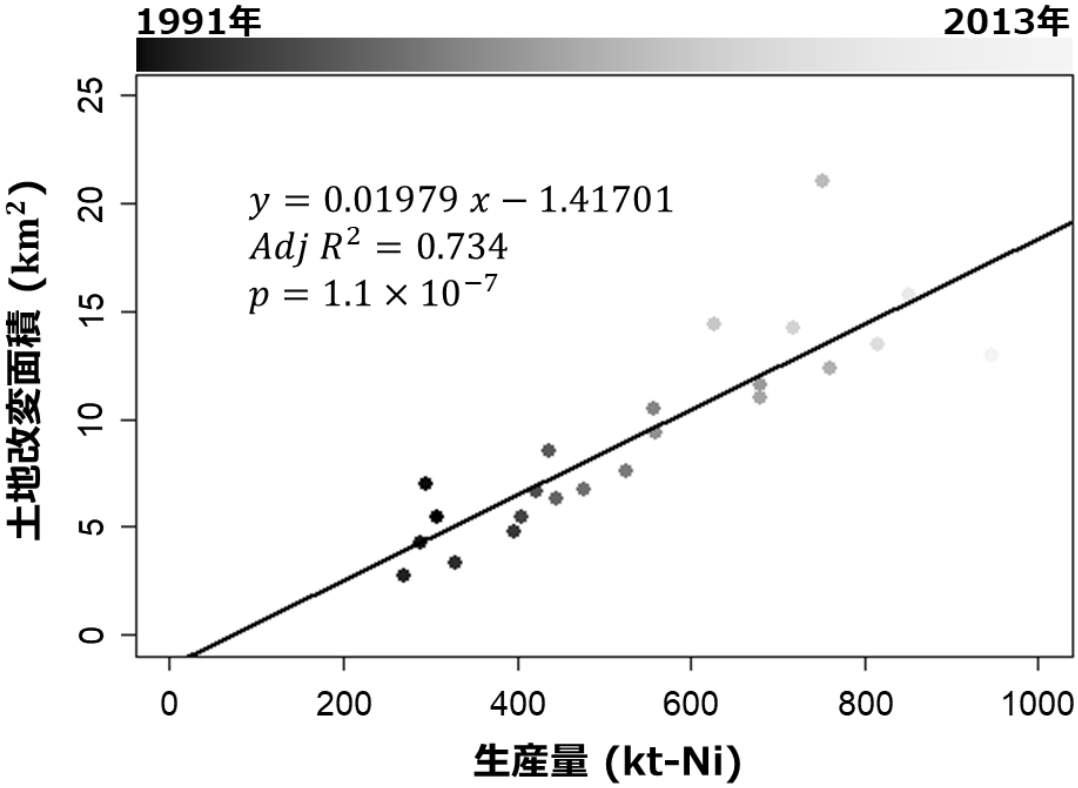


図 6.13 全球における年毎のニッケル生産量（Fig. 6.11）と土地改変面積（Fig. 6.10）の線形回帰分析（衛星リモートセンシングによって明らかにされた 70 の鉱山）

第 7 章

衛星画像と操業データに基づくニッケル鉱山の土地改変強度推定

7.1 本章の目的
7.2 方法
7.3 結果と考察

7.1　本章の目的

第 1 章で述べたように，ニッケル鉱山における採掘活動は生物多様性が豊富な熱帯林生態系を，土地改変によって直接的に破壊している。ニッケルの生産および消費について偏在性が高く，そこには空間的乖離が見られ，消費は特定の先進国に集中している。近年，ラテライト型鉱床で得らえるニッケル鉱物の製錬法が確立されてきたことから，ラテライト型鉱床が分布する熱帯林帯域において，より活発な採掘が実施されると予測されている。

本研究では，第一に，各鉱山の土地改変面積と鉱山操業データに集計されているニッケル産出量を組み合わせて，鉱山毎に LUCI を推定し，既存の LUCI と比較する。最後に，ニッケル採掘に伴う，特に熱帯林域における土地改変の影響を緩和するために，LUCI と国が保有する熱帯林の改変度を考慮した評価方法を提案し，熱帯林採掘国における特徴と，その実用性について考察する。

7.2　方法

7.2.1　土地改変強度の推定法

鉱山毎に 1986 年から 2013 年の純分換算ニッケル産出量を RMD より集計した。そして，鉱山毎に第 6 章で整備した土地改変面積と組み合わせて，Iwatsuki et al. (2018)に倣い，下記の式により，ニッケル生産に伴う原単位の土地改変面積を表す LUCI（m^2/t-Ni）を算出した。

$$LUCI_{Ni} = \frac{A_{LUC}}{P_{Ni}}$$

ここで，各記号の意味を下記に示す。

A_{LUC}：解析期間における採掘領域内の土地改変面積の総和（m^2）

P_{Ni}：解析期間における鉱物資源生産量（純分換算）の総和（t-Ni）

全ての鉱山において必ずしも 1986 年から解析することは，利用可能な衛星画像の取得状況から叶わなかった。そのため，最低 5 年以上の，可能な限り長い解析期間を鉱山毎に設定し，解析した。

Iwatsuki et al. (2018)は，ニューカレドニアにおける主にニッケルのみが生産される鉱山で LUCI 推定を実施した。一方で，硫化鉱型鉱床を含む全球の鉱山を扱う本研究においては，ニッケル採掘に伴い随伴物として他の鉱物資源（コバルト（Co），銅（Cu），金（Au），亜鉛（Zi），白金族金属（PGMs））が採掘される鉱山も多く含まれる。もしくは，それらを主採掘として，ニッケルが随伴する鉱山も解析に含まれているため[上木，2009]，土地改変面積をニッケルのみで論じることは適切ではない。そのため，Tang et al. (2016)や Santero & Hendry (2016)に倣い，ニッケル採掘のみに起因する土地改変面積を算出するために，次の 2 つの方法で配分し，ライフサイクルアセスメントにおけるアロケーション（配分）問題に対処した。

① 産出量による重み付け（$LUCI_{Production}$）

② 経済的価値による重み付け（$LUCI_{Value}$）

$LUCI_{Production}$ と $LUCI_{Value}$ は，下記の式により，算出した。

$$LUCI_{Production} = \frac{A_{LUC} \times \left(\frac{P_{Ni}}{P_{Ni} + P_{Co} + P_{Cu} + P_{Au} + P_{Zi} + P_{PGM}}\right)}{P_{Ni}}$$

$$LUCI_{Value} = \frac{A_{LUC} \times \left(\frac{V_{Ni} \cdot P_{Ni}}{V_{Ni} \cdot P_{Ni} + V_{Co} \cdot P_{Co} + V_{Cu} \cdot P_{Cu} + V_{Au} \cdot P_{Au} + V_{Zi} \cdot P_{Zi} + V_{PGM} \cdot P_{PGM}} \right)}{P_{Ni}}$$

ここで，A_{LUC}：土地改変面積（m²），P：鉱物資源の産出量（純分 t），V：鉱物資源の経済的価値（価格：US$/t）である。経済的価値については，表 7.1 および表 7.2 に示す 2013 年 1 月の各鉱物資源の平均価格（US$/t）を用いた。白金族金属（PGMs）はプラチナ（Pt）・パラジウム（Pd）・ルテニウム（Rh）・イリジウム（Ir）・オスミウム（Os）の 6 つの鉱物を含んでいる。資源量および採掘量で，大きな割合を持つプラチナ（Pt）およびパラジウム（Pd）に着目し[財団法人国際鉱物資源開発協力協会，2004]，それぞれの 2013 年 1 月の平均価格と 2013 年の全球における産出量[United States Geological Survey, 2015]を用いて，PGMs の経済的価値を設定した。

表 7.1. 2013 年 1 月における鉱物資源（ニッケル・コバルト・銅・金・亜鉛）の取引価格（US$/t）

日付	ニッケル	コバルト	銅	金	亜鉛
2013 年 1 月 2 日	17,420	24,500	8,085	59,747,101	2,087
2013 年 1 月 3 日	17,535	24,500	8,140	59,242,683	2,091
2013 年 1 月 4 日	17,300	24,500	8,025	59,189,772	2,023
2013 年 1 月 7 日	17,210	24,500	7,995	58,032,785	1,985
2013 年 1 月 8 日	17,140	24,500	8,050	58,413,744	1,976
2013 年 1 月 9 日	17,435	24,500	8,058	58,477,237	2,003
2013 年 1 月 10 日	17,530	24,500	8,116	59,083,950	2,018
2013 年 1 月 11 日	17,320	24,500	8,071	58,466,655	2,010
2013 年 1 月 14 日	17,355	25,500	8,030	58,784,121	1,996
2013 年 1 月 15 日	17,180	24,500	7,944	59,277,957	1,954
2013 年 1 月 16 日	17,280	24,500	7,910	59,126,279	1,942
2013 年 1 月 17 日	17,380	24,500	7,925	59,083,950	1,973
2013 年 1 月 18 日	17,610	25,500	8,050	59,560,149	2,028
2013 年 1 月 21 日	17,360	25,000	8,020	59,524,875	2,018
2013 年 1 月 22 日	17,370	26,000	8,067	59,630,697	2,026
2013 年 1 月 23 日	17,475	26,000	8,115	59,620,115	2,066
2013 年 1 月 24 日	17,275	26,000	8,036	58,942,854	2,057
2013 年 1 月 25 日	17,260	26,000	8,060	58,554,840	2,081
2013 年 1 月 28 日	17,405	26,000	8,015	58,431,381	2,070
2013 年 1 月 29 日	17,600	26,000	8,010	58,678,299	2,059
2013 年 1 月 30 日	18,200	26,000	8,175	59,172,135	2,118
2013 年 1 月 31 日	18,370	26,000	8,168	58,724,155	2,139
月平均	**17,455**	**25,159**	**8,048**	**58,989,352**	**2,033**
全球生産量 (t)	—	—	—	—	—

出典：London Metal Exchange NICKEL (2013)；London Metal Exchange COBALT (2013)；London Metal Exchange COPPER (2013)；GOLD HUB (2013)；London Metal Exchange ZINC (2013)

表 7.2. 2013 年 1 月における鉱物資源（白金族金属：プラチナム・パラジウム・ロジウムイリジウム・ルテニウム・オスミウム）の取引価格（US$/t）

日付	白金族金属						白金族金属
	プラチナム	パラジウム	ロジウム	イリジウム	ルテニウム	オスミウム	
Jan. 2, 2013	50,026,956	22,762,908	34,723,080	33,758,550	2,893,590		35,688,610
Jan. 3, 2013	50,412,768	22,698,606	34,723,080	33,758,550	2,893,590		35,837,704
Jan. 4, 2013	49,834,050	22,023,435	34,723,080	33,758,550	2,893,590		35,208,260
Jan. 7, 2013	50,252,013	22,087,737	34,723,080	32,954,775	2,732,835		35,440,231
Jan. 8, 2013	50,123,409	21,509,019	34,723,080	32,954,775	2,732,835		35,074,909
Jan. 9, 2013	50,959,335	21,766,227	34,723,080	32,954,775	2,732,835		35,606,483
Jan. 10, 2013	51,763,110	22,441,398	34,723,080	32,954,775	2,732,835		36,342,624
Jan. 11, 2013	52,695,489	22,570,002	34,723,080	32,954,775	2,732,835		36,852,292
Jan. 14, 2013	52,599,036	22,570,002	34,723,080	32,954,775	2,732,835		36,806,565
Jan. 15, 2013	54,463,794	22,955,814	34,723,080	32,954,775	2,732,835		37,893,535
Jan. 16, 2013	54,142,284	22,987,965	35,366,100	32,954,775	2,732,835		37,758,018
Jan. 17, 2013	54,142,284	23,213,022	35,366,100	32,954,775	2,732,835		37,876,377
Jan. 18, 2013	54,721,002	23,534,532	36,973,650	32,954,775	2,732,835		38,319,827
Jan. 21, 2013	53,885,076	23,148,720	36,973,650	32,954,775	2,732,835		37,720,619
Jan. 22, 2013	54,399,492	23,180,871	37,777,425	32,954,775	2,732,835		37,981,409
Jan. 23, 2013	54,463,794	23,373,777	37,777,425	32,954,775	2,732,835		38,113,345
Jan. 24, 2013	54,270,888	23,148,720	37,777,425	32,954,775	2,732,835		37,903,530
Jan. 25, 2013	54,367,341	23,438,079	37,777,425	32,954,775	2,732,835		38,101,434
Jan. 28, 2013	54,528,096	23,984,646	37,777,425	32,954,775	2,732,835		38,465,090
Jan. 29, 2013	54,013,680	24,048,948	37,777,425	32,954,775	2,732,835		38,255,026
Jan. 30, 2013	54,367,341	24,434,760	37,777,425	32,954,775	2,732,835		38,625,595
Jan. 31, 2013	54,335,190	24,145,401	37,777,425	32,954,775	2,732,835		38,458,177
月平均	**52,943,929**	**23,001,118**	36,096,805	33,064,381	2,754,756		**37,196,803**
全球生産量 (t)	**183**	**203**					

出典：Johnson Matthey (2013)；United States Geological Survey (2015)

7.3　結果と考察

7.3.1　土地改変強度の評価

3 つの LUCI 算出方法で推定され，鉱山毎の生産量に基づき加重平均によって算出された LUCI は$LUCI_{Ni}$ = 19.5 m²/t-Ni，$LUCI_{Production}$ = 17.3 m²/t-Ni，$LUCI_{Value}$ = 17.6 m²/t-Ni であった（図 7.1）。ニッケル鉱山の LUCI は，0.21 m²/t-Ni から 1229.45 m²/t-Ni まで鉱山によって大きなばらつきがあることが明らかになった（図 7.2）。分析したニッケル鉱山のほぼ全てにおいて，ニッケル協会（Ecobalance Inc., 2000）が推定した露天掘りの LUCI（1.8 m²/t-Ni）・坑内掘りの LUCI（0.76 m²/t-Ni）と比較して，極めて大きいことが示された（図 7.2）。この結果は，Iwatsuki et al. (2018)の結果と同様に，採掘活動に付随する周辺のインフラも含めていることが，比較的大きな LUCI が推定された要因の一つであると考えられる。しかし，やはりそれだけでは説明できないほど本研究で推定した LUCI 値は大きい。本研究におけるニューカレドニアでの LUCI の推定結果は（$LUCI_{Ni}$ = 5.0 m²/t-Ni，$LUCI_{Production}$ = 4.9 m²/t-Ni，$LUCI_{Value}$ = 4.8 m²/t-Ni）であり，Iwatsuki et al. (2018)の推定値（$LUCI_{Ni}$ = 4.7 m²/t-Ni, 1995－2012 年）とほぼ一致していることから，正確な推定がなされていると考えられる。

ただし，このような高い LUCI が推定された一つの理由は，操業データに集計されている随伴鉱物資源の生産量データの不確かさによるものと考えられる。南アフリカ共和国は，白金族金属が同一鉱山において採掘される。白金族金属は生産量が少ないものの，表 7.1 および表 7.2 で明らかなように，他の鉱物資源と比較して非常に高価な鉱物資源である。したがって，$LUCI_{Ni}$や$LUCI_{Production}$と比較して，$LUCI_{Value}$による評価は，ニッケルに配分される土地改変面積を小さくさせるはずである。しかし，白金族金属の生産もされている南アフリカの 17 のニッケル鉱山において，白金族金属の生産量が記載されているものは 1 つの鉱山のみであった。そのため，随伴物の影響も大きい硫化鉱型鉱床の LUCI は，全体的に大きく推定されている可能性がある。このような統計データの不確かさは，持続可能な資源消費の議論を妨げる。今後は，このようなグローバルな資源利用の議論が，人類の持続可能な発展に必要であると再認識し，正確な統計データを整備していくことが必要である。

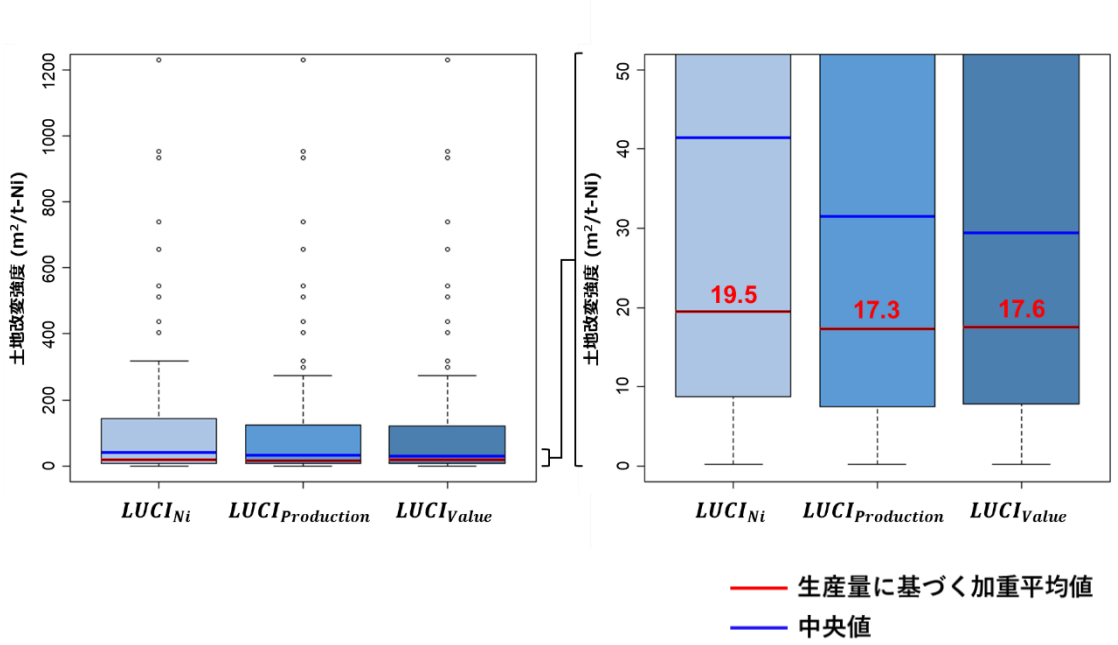


図 7.1. 算出方法の違いによる土地改変強度の違い（86 のニッケル鉱山における産出量に基づく加重平均）

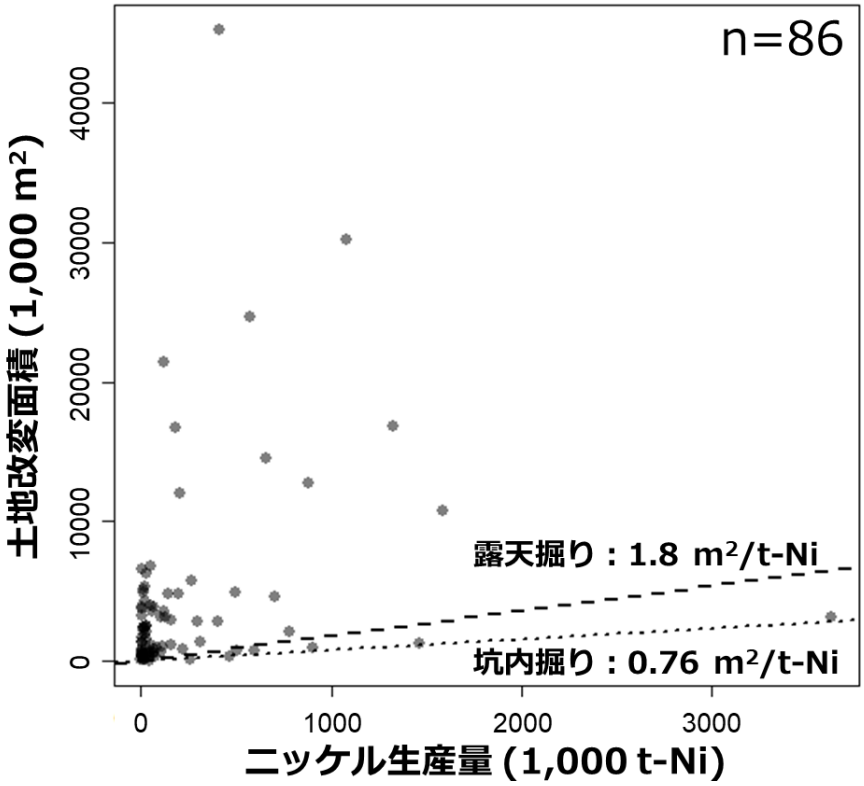


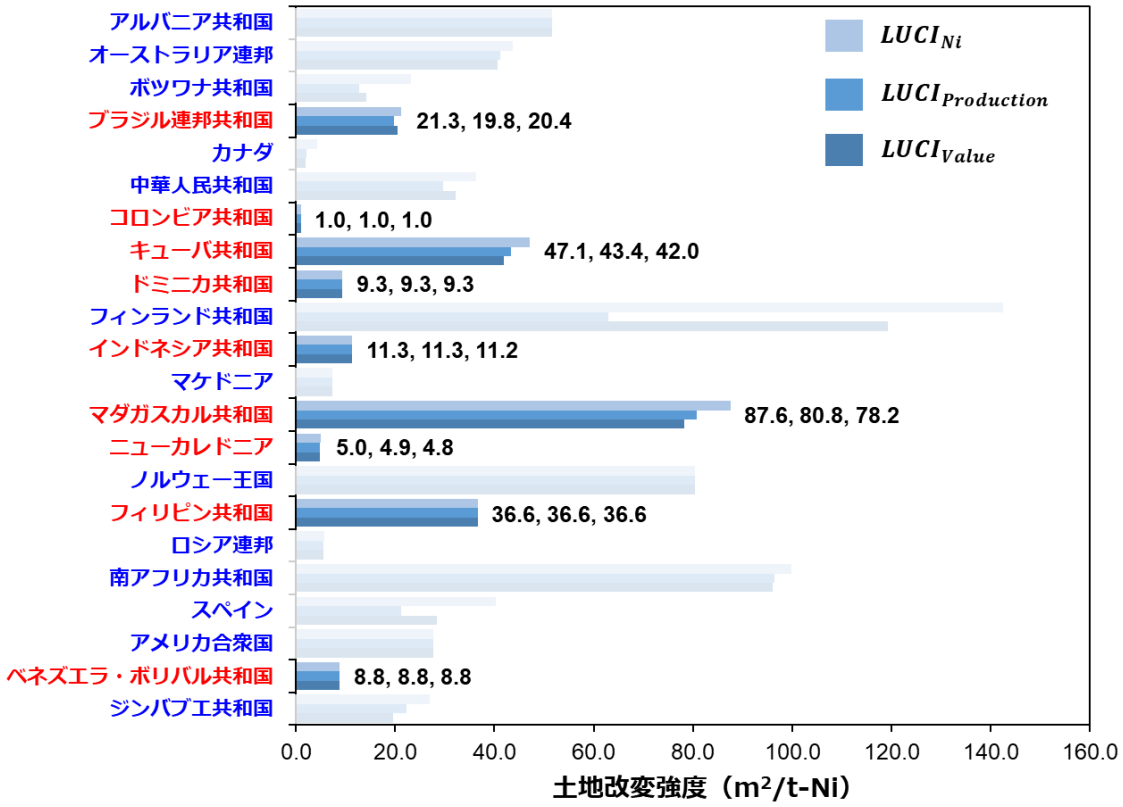
図 7.2. 86 のニッケル鉱山における生産量と土地改変面積の散布図（破線と点線は，ニッケル協会（Ecobalance Inc., 2000）によって推定された土地改変強度）

7.3.2　熱帯林域のニッケル採掘国・地域における貿易国選定基準の検討

ニッケル採掘国間のLUCIを比較すると,大きな差があることが明らかになった(図7.3)。これらはニッケルの輸入国選択により，消費国は誘発する土地改変面積が大きく異なることを意味している。ここでは，硫化鉱型鉱床による採掘が主要な生産国は，随伴鉱物資源の生産量の不確かさが確認できたため，解析結果は参考値として扱う。硫化鉱型鉱床において，生産量が大きいロシアやカナダの LUCI は随伴鉱物資源の影響を無視して，全ての土地改変面積がニッケルに起因すると仮定しても,他の国と比較して小さなLUCIを示しており，環境負荷の小さな鉱山であると言える。特に，この 2 か国は生産量の観点から見ても，とても豊富な生産量を誇り，ニッケル輸入国（消費国）においては，資源取引を積極的に実施すべき国であると言える。

熱帯林内でニッケル採掘を実施する国においては（図 1.21），LUCI に加えて更なる検討が必要であると考える。それは，CBD において「生物多様性の利用から生ずる利益の公正かつ衡平な分配」が目的としてあり，国が保有する生物多様性はその国の財産であり，先進国の消費および需要圧によって無暗に侵害するべきではないことに起因する。そのため，熱帯林内での採掘国においては，次のように更なる評価軸を加えて，優先すべきニッケル取引国を検討した。

ここでは，解析国が保有する熱帯・亜熱帯林面積（Dinerstein et al., 2017 より推定）に対する，解析国におけるニッケル採掘に伴う土地改変面積（1990–2013 年）を算出した（表 7.3)。この数値は,ニッケル採掘における解析国の熱帯･亜熱帯林の消失割合を示しており，本研究においては熱帯・亜熱帯林の改変度と呼ぶことにした。この改変度と$LUCI_{Value}$を用いた 2 変数のウォード法による階層化クラスタリングの結果を図 7.4 に示す。ここでは，分析結果から 3 つのクラスターに分類した。そして，決定木分析によって推定された変数の閾値を基に作成した 2 変数の散布図を図 7.5 に示す。この評価により，ニューカレドニアは，熱帯林で開発される国において，比較的小さな LUCI であるが，国が保有している熱帯林に対して，ニッケル採掘の影響が他の国と比較して大きく，保有国が有する生物多様性資源の権利を，消費国は脅かしていると言える。よって，熱帯林を保有する国においては，図 7.5 の青色の背景領域に示す，両変数が比較的小さく，現状は環境影響が小さいと評価される国との取引が好ましいと考えられる。それとともに，採掘活動による影響が大きな地域においては，熱帯林の再生に向けた積極的な取り組みが必要である。本研究で検討した新たな採掘国間の評価法は，将来的にニッケル採掘の増大が予測される熱帯林における，より合理的な判断材料になり得ると考えられる。



※ニッケル鉱山における随伴物（他の鉱物資源の生産量）の記録が不足しており，正確なアロケーションができていない可能性があるため，一般に随伴物の影響を無視することができない硫化鉱型鉱床での採掘活動が主である国・地域（青字）の土地改変強度は参考値として扱った

図 7.3. ニッケル採掘国毎の土地利用強度（各鉱山の生産量に基づく加重平均）

表 7.3. ニッケル採掘国における熱帯・亜熱帯林の改変度

国・地域	ブラジル連邦共和国	コロンビア共和国	キューバ共和国	ドミニカ共和国	インドネシア共和国	マダガスカル共和国	ニューカレドニア	フィリピン共和国	ベネズエラ・ボリバル共和国
F) 熱帯・亜熱帯林の面積 (km^2)	6,132,874	930,051	92,873	46,443	1,795,928	460,842	18,560	286,259	561,783
M) ニッケル採掘による土地改変面積 (km^2)	25.6	0.9	52.7	4.9	19.6	2.7	13.1	41.4	0.1
M / F) 国・地域内における熱帯・亜熱帯林の改変度	4.17×10^{-6}	9.68×10^{-7}	5.67×10^{-4}	1.06×10^{-4}	1.09×10^{-5}	5.86×10^{-6}	7.06×10^{-4}	1.45×10^{-4}	1.78×10^{-7}

163

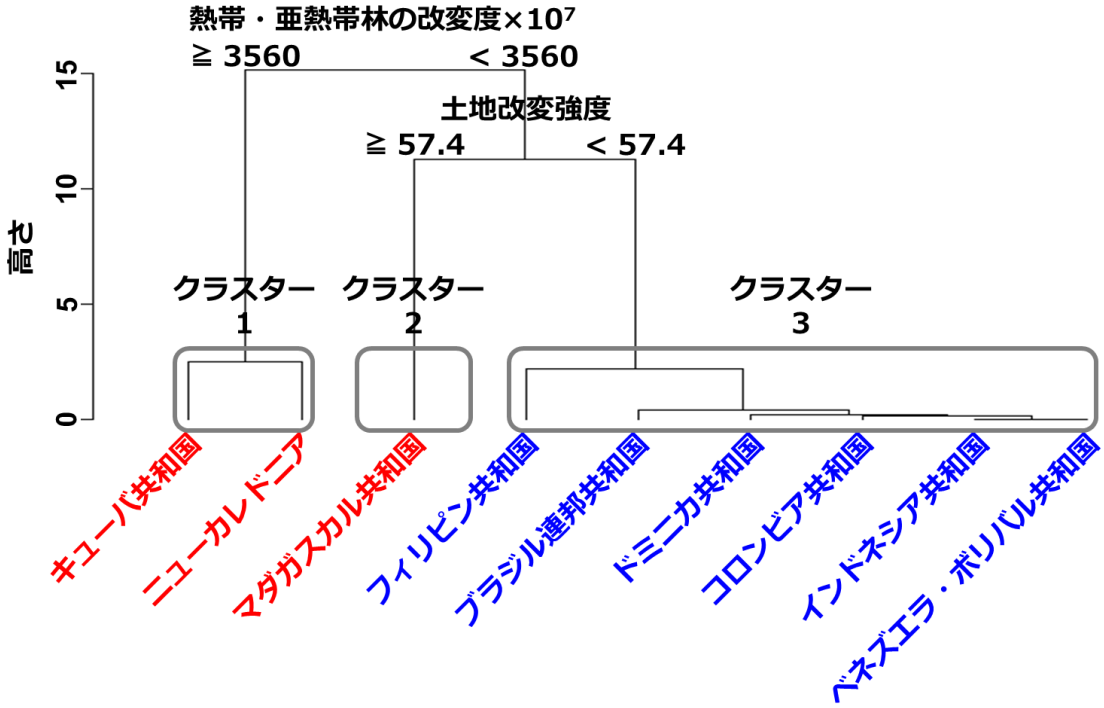


図 7.4. 熱帯・亜熱帯林の改変度と土地改変強度（経済価値による重み付け）を用いた階層化クラスタリング（ウォード法）に基づく樹形図

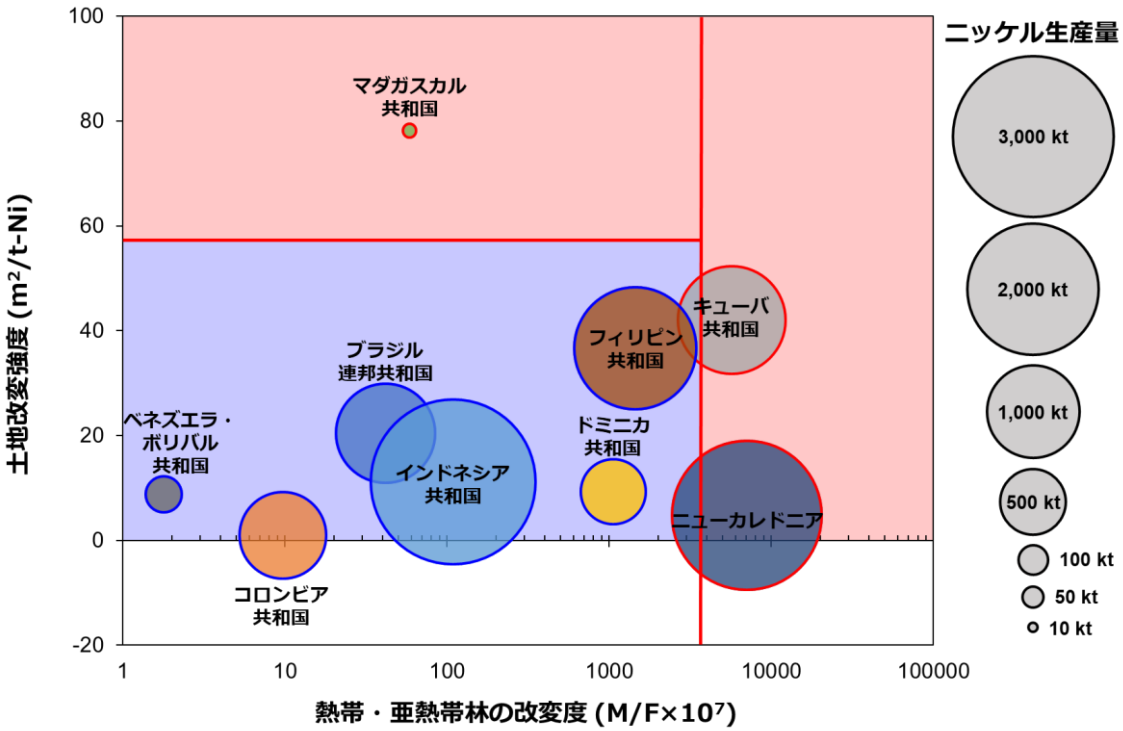


図 7.5. 熱帯・亜熱帯林内の採掘国における環境影響評価のための散布図

第 8 章

総合議論

8.1 本研究の成果
8.2 課題と展望

8.1 本研究の成果

本研究は，図 1.15 に示す枠組みで遂行された。生物多様性のホットスポットであるサンゴ礁および熱帯林に対する農業・鉱業由来の大きな影響は，サトウキビ農地からの赤土流出とニッケル採掘による土地改変によってもたらされている。それぞれの問題に対して，現象・原因・対策の 3 つの視点で環境影響の評価と対策の枠組みを整理した。そして，これら 3 つの視点それぞれで土地利用（および沿岸域）に関するモニタリング対象を選定し，広域かつ客観的な把握が可能な衛星リモートセンシングを用いたモニタリング手法を本研究において開発し，その性能を評価した。衛星リモートセンシングによる客観的なデータの利用によって，評価の公正性が担保され，政策への反映が大きく期待される。

サトウキビ栽培およびニッケル採掘のそれぞれの生産活動に伴う土地利用の時空間変化を適切に理解するためには，生産活動に基づく土地利用の時空間変化特性を理解し，それに適した衛星画像を選択することが重要である。

熱帯・亜熱帯島嶼におけるサトウキビ栽培および赤土流出による沿岸域への流出は，小規模かつ時間変動が大きい観測対象である。農地は植栽から収穫そして次の植栽までが一周期であり，作物・作型毎に固有の生育様式を有する。そのため，作物・作型を分類する際にはこの生育様式を農地毎に捉える必要があり，これは 8 日から 16 日頻度の観測が求められている。しかし，光学衛星リモートセンシングによる地表面観測は，雲被覆等の大気状態により，必ずしも地表面状態を把握できるデータが取得できるとは限らない。よって，解析地域の気候も同時に考慮する必要があり，実際のモニタリングではさらなる頻度で観測する必要がある。本研究の研究地域である亜熱帯島嶼は雲被覆が多い地域であり，よりこの問題を困難にする。さらに亜熱帯島嶼の圃場は小規模であり，高い空間分解能も同時に要求される。そのため，高時空間解像度の衛星画像の利用が要求され，この要求に唯一応えられる衛星センサは，大量の小型衛星による衛星コンステレーションを実現した Planet Dove であった（表 2.2)。

採掘領域のモニタリングにおいては，数メートル四方の空間分解能は必要ではなく，数十メートル程度の空間分解能においても高い精度でモニタリングが可能である。一方で，採掘活動に伴う土地利用は長期間継続されるため，採掘領域をモニタリングするには全球における長期的な観測データが必要である。その要求に応えられる唯一の衛星センサが長期的な観測ミッションを継続して実施している Landsat 衛星（4・5・7・8 号）の利用である（表 2.2)。採掘領域の推定は 1 年毎に鉱物資源生産量の統計情報が操業データに整備されているのを鑑みると，年単位の LUC と見なすことができ，究極には単時期のスナップショット

によって分類可能である。しかし，全球におけるニッケル鉱山の採掘領域の推定には，鉱山周辺の土地利用は様々であることを考慮する必要がある。そのため，本研究においては，植生の時空間変動の差異を抑制し，かつクラス分離度を高めるために年間の多時期 NDVI 画像を最大値合成することにより鉱山採掘領域の推定を行った。

8.1.1　本研究によって開発されたモニタリング手法の性能

各モニタリング項目に対して必要な観測条件を整理し，適切な衛星センサの選択とデータ処理手法の利用・開発を行うことにより，表 8.1 に示す良好なモニタリング精度を得ることができた。以下に詳述する全てのモニタリング手法において，本研究ではほぼ全ての衛星センサで観測されているバンド（赤および近赤外）を用いている。そのため，本研究の成果は，将来の地球観測衛星（例えば，センサ品質の向上，空間分解能・時間分解能の高解像度化，衛星数の増加）においても応用可能で，推定結果をより高精度にするものと期待される。

（1）サトウキビ栽培による赤土流出問題のモニタリング手法

熱帯・亜熱帯島嶼における陸域から沿岸域への土壌流出現象は，周囲を取り巻くサンゴの生息および生存に重大な影響を及ぼすため，その現象の実態を把握することが求められている。しかし，これまでに熱帯・亜熱帯島嶼特有の短期的かつ小規模な土壌流出に関する衛星リモートセンシングを用いた成功事例は無く，本研究で衛星コンステレーションを用いることによって初めてその現象を捉え，土壌流出による SS の海域への拡散の観測に成功した。SS 濃度の時空間変動の推定により，島嶼における土壌の流出および沿岸域での汚染が 1～2 日程度の短期的な現象であることを明らかにした。さらには，河口付近における高濃度な SS の流入は，サンゴの生育を著しく阻害し，島嶼周辺におけるサンゴの生息域を極めて小規模に限定させることが示された。

土壌流出の最たる原因である農業生産のための土地利用は，栽培される作物および作型によって土壌流出量が変動する。よって，農地毎の作物・作型を把握することは正確な赤土流出量の推定を可能にするとともに，効果的な流出抑制策を計画・実践するために重要である。しかし，亜熱帯島嶼における衛星リモートセンシングを用いた作物・作型分類は，これまで十分な分類精度が達成されていなかった。特に，熱帯・亜熱帯島嶼における基幹作物であるサトウキビの作型の特定は本研究によって初めて検討された。本研究で作成した高時空間解像度の NDVI 時系列データは，各作物・作型の生育様式を適切に表現できており，これを用いることによって非常に高精度な作物・作型分類図の作成を達成した（OA = 0.93,

Kappa = 0.92)。また，高時空間解像度の NDVI 時系列データにより，分類に効果的な観測日を明らかにすることができ，作物・作型分類に用いる衛星画像を効果的に選択することが可能となった。その結果，より費用対効果を考慮した作物・作型分類図の作成とともに，分類において重要な観測日についての観測要求を効果的に実施するといった，現在そして将来的な衛星の観測計画の立案にも応用可能な成果が得られた。

梅雨や台風発生時期における降水量の増加は，サトウキビ農地からの大量の土壌流出を誘引する。当該時期において，サトウキビ葉殻を用いた作物残渣マルチングによる土壌表面の保護は，導入が容易かつ費用対効果の高い土壌流出抑制対策であり，その実施状況の把握は重要である。しかし，サトウキビ葉殻を用いた作物残渣マルチングを判別するための分光反射特性に関する知見は不足している。そこで，現場での分光測定を実施し，亜熱帯島嶼におけるサトウキビ農地の 3 つの構成要素（すなわち，サトウキビ・裸地・作物残渣マルチング）を本研究によって初めて明らかにした。また，既往研究において，作物残渣マルチングのモニタリングは短波長赤外バンドの利用を伴っていたが，短波長赤外バンドを搭載している高解像度衛星は限定的であるため，可視・近赤外バンドに限定した分光指標（SAVI および NDVI）を用いた作物残渣マルチング判別モデルを開発し，作成した作物残渣マルチング農地判別図は，良好な分類精度（OA = 0.90，Kappa = 0.79）を示した。本研究の線形スペクトル混合解析によるシミュレーション結果から，作物残渣マルチングの判別および面積割合の推定には，高頻度観測の重要性が強く示された。本研究で開発した判別モデルで使用した赤・近赤外バンドは，高時空間解像度での観測を実現した衛星コンステレーションを構成する小型衛星を含め，ほぼ全ての衛星に搭載されている。そのことから，本研究の成果は，高い雲被覆率によって地表面観測頻度が低い熱帯・亜熱帯に広域分布するサトウキビ農地における，土壌流出抑制の対策評価の実現に大きく貢献するものである。

（2）ニッケル採掘による土地改変問題のモニタリング手法

ニッケル採掘による土地改変問題は現象（土地改変）と原因（ニッケル採掘）が空間的に同一領域で起きている事象であるため，本研究でのモニタリングでは一括して扱った。

土地改変の原因である全球のニッケル採掘活動を把握するためには，既往の熱帯林における鉱山採掘領域推定手法を拡張し，様々な土地被覆帯に頑健な手法を開発する必要がある。本研究における AMNC 法と適応型閾値選定法を組み合わせた採掘領域推定アルゴリズムは，熱帯林に位置するニッケル鉱山のみならず，農地帯のニッケル鉱山においても適切に機能した。さらには，草地帯や低木林帯においても鉱山採掘領域の推定に成功した。これらの推定精度は，国単位で教師付き分類によって採掘領域を推定していた既往の研究と比較

して高く，処理の自動化と併せて効果的に鉱山採掘領域の推定が可能となった。特に，本研究において開発した手法は，教師データを必要とせず分類に必要なパラメータを自動で設定できるため，アクセスのし難い場合が想定される鉱山における現地検証データの取得が省略化されると期待される。また，本研究の解析で使用した Google Earth Engine（リモートセンシングデータのオンラインプラットフォーム）によるデータ処理は，全球での時系列衛星画像解析における計算機資源の制約を緩和させ，衛星画像を用いた客観的な評価を実施する機会を平等に提供するとともに，評価における透明性を保証する。

開発した鉱山採掘領域推定手法用いて全球のニッケル鉱山を解析した結果，ニッケル採掘活動に伴う現象として表れた土地改変面積は，1990 年から 2013 年の間に 537 km^2 であった。その内, 熱帯林での採掘面積は 161 km^2 であった。年間の熱帯林の減少面積は 51,200 km^2 であり[中村, 2003]，ニッケル採掘による熱帯林消失の影響は 0.01%程度と非常に小さいことが明らかになった。ニッケルの生産量と土地改変の関係（つまりは LUCI）は，1991 年から 2013 年の間に大きな変化は見られなかったが，1991－2002 年と 2003－2013 年の線形回帰分析結果を比較すると，後者の傾きがわずかに大きかった。これは，広域に浅く採掘するラテライト型鉱床における生産量が増えたことに起因すると想定されたが，両者の回帰式に傾きと切片に有意差は見られなかった。これは解析期間におけるニッケル生産量と土地改変面積の関係は変化しているとは言えず，全球規模での採掘に関する技術革新や品位の著しい低下は起きていない，もしくは相殺されていると考えられる。

ニッケル鉱物資源の消費における環境負荷を小さくするための効果的な対策の一つは，資源消費国（輸入国）における環境への影響を考慮した資源取引国の選定である。単位当たりの鉱物資源生産量に対する土地改変面積を表す指標として LUCI があり，衛星リモートセンシングを用いた LUCI の推定は客観的な評価を可能とする。LUCI 推定の結果，熱帯林で採掘されている国毎に LUCI のばらつきが見られた。したがって，どの生産国から輸入するかによって，ニッケル輸入国（消費国）が誘発する土地改変面積が大きく異なる。本研究においては, LUCI および採掘国における生物多様性の利益保護を目的とした熱帯林改変度の 2 つの指標を用いて，熱帯林で採掘されている国・地域の採掘活動と生物多様性への特徴を分析した。これら 2 つの指標によって各国を位置づけることによって，熱帯林で採掘される国・地域間において，その特徴を分別することが可能になり，さらには環境負荷の小さい採掘国選定の合理的な判断基準を提供できた。

表 8.1. 事前に設定された最適と考えられる衛星センサと提案手法によって達成したモニタリング精度

観測対象	観測要求			解析に要する	最適な衛星センサ	モニタリング精度	
	観測範囲	空間分解能	時間分解能	観測期間		OA	Kappa
3 章： 沿岸域における土壌汚染	5.0–50 km	≦ 30 m	1 時–1 日	—	Planet Dove	-	-
4 章： 亜熱帯島嶼の作物・作型	5.0–50 km	< 10 m	1 日	> 2 年	Planet Dove	0.93	0.92
5 章： サトウキビ葉殻による作物残渣マルチング	5.0–50 km	< 10 m	1 日	—	Planet Dove	0.90	0.79
6 章： ニッケル鉱山採掘領域	10–50 km	≦ 30 m	季節	> 2 年	Landsat シリーズ	0.94	0.77
7 章： 土地改変強度	—	—	—	—			

8.2 課題と展望

8.2.1　本研究によって開発されたモニタリング手法の課題・展開

本研究で開発したモニタリング手法の限界も存在した。本項では，課題を明示するとともに，その改善策を検討する。さらには，提案手法の展開を検討する。

（1）サトウキビ栽培による赤土流出問題のモニタリング手法

本研究で使用した衛星コンステレーションの Planet Dove によって観測された画像は，近赤外バンドの SN 比が低く，沿岸域でのモニタリングに使用することができなかった。近赤外バンドの利用は，解析地域における土壌由来の SS 濃度の推定に非常に効果的であったため，将来的なセンサの高品質化に期待したい。また，Planet Dove 画像は，バンド間レジストレーションの不一致，さらには，センサ個体差の変動の問題がある。そのため，作成される NDVI 時系列データには，地表面状態とは関係の無い衛星観測に起因する雑音成分が残存している可能性が高く，生育様式が類似する作物・作型の分類を困難にする可能性がある。これらの懸念は本研究においても結果として示唆され，他のクラスの分類精度と比較して，生育様式が類似しているサトウキビの株出しと春植えの分類精度は低下した。また，バンド間の観測時間差は中山間地域等の起伏が大きい地域では，より高品質なデータ利用を困難にする可能性がある。ただし，本研究で明らかにした RGB バンドのみを用いた植生指標時系列データにおいても近赤外バンドの使用と比較して，わずかに分類精度が劣るに留まったことから，この影響は農地モニタリングにおいてはわずかであると考えられる。また，バンド間レジストレーションの不一致は，土地利用モニタリングへの利用では悪影響を及ぼす要因であるが，観測時刻の差は移動体検出への応用が期待できる。

現状の大規模衛星コンステレーションによるほぼ毎日の観測でも，熱帯・亜熱帯地域においては雲被覆の影響を依然として受けた（付録 B を参照）。特に沿岸域への赤土流出イベント時および 1 月から 2 月のサトウキビの収穫期間において地表面情報の取得が困難であった。沿岸域における赤土流出イベントの観測成功数の増加は，沿岸海洋数値モデルの精度をより現実的なものにすると期待される。また，収穫期間における観測頻度の増加は，高精度な作物残渣マルチング率の推定を可能にすることが期待される。これらの課題において，将来的な高解像度静止衛星の運用は，漂流雲が多い島嶼の地表面状態の観測において，より高い確率で地表面情報を取得する可能性が高い。高品質な NDVI 時系列データは，赤土流出量推定のための作物係数（≒植被率）への利用が期待される。各農地における植被の時間変動を正確に明らかにすることにより，詳細な赤土流出量の時空間変動を明らかにすること

が可能になり，農地毎に効果的な対策を打ち出すことが可能になる。さらには，赤土流出の拡散，作物残渣マルチング率の推定，サトウキビの収量や糖度推定など赤土流出および営農モニタリングへの用途がさらに拡大すると期待される。

サトウキビ農地からの土壌流出によるサンゴ礁の衰退は，本研究で解析対象とした沖縄の久米島に限定された問題ではなく，熱帯・亜熱帯におけるあらゆる地域で抱えている問題である（例えば，オーストラリアの GBR；カリブ海の諸島；インド洋のモーリシャス，図 8.1）。本研究で開発した手法は，その土地において優占する土壌種によって，バンド選択およびパラメータ調整作業は想定されるが，基本的に解析手順は踏襲できると考えている。さらに，本研究で開発された作物・作型分類手法は，他地域における作物・作型の特定への応用も大いに活用が期待できる。特に東南アジアの小規模農地における多期作・多毛作は（図 8.1），本研究で扱った亜熱帯島嶼のサトウキビ農地帯と同様に農地被覆状態の時空間変動が大きな農業であり，雲被覆の影響が顕著な地域でもある。従って，本研究で開発された手法で詳細かつ高精度な分類が達成できる可能性があり，食糧安全保障・温室効果ガス・水資源などの問題の解決に貢献すると考える。

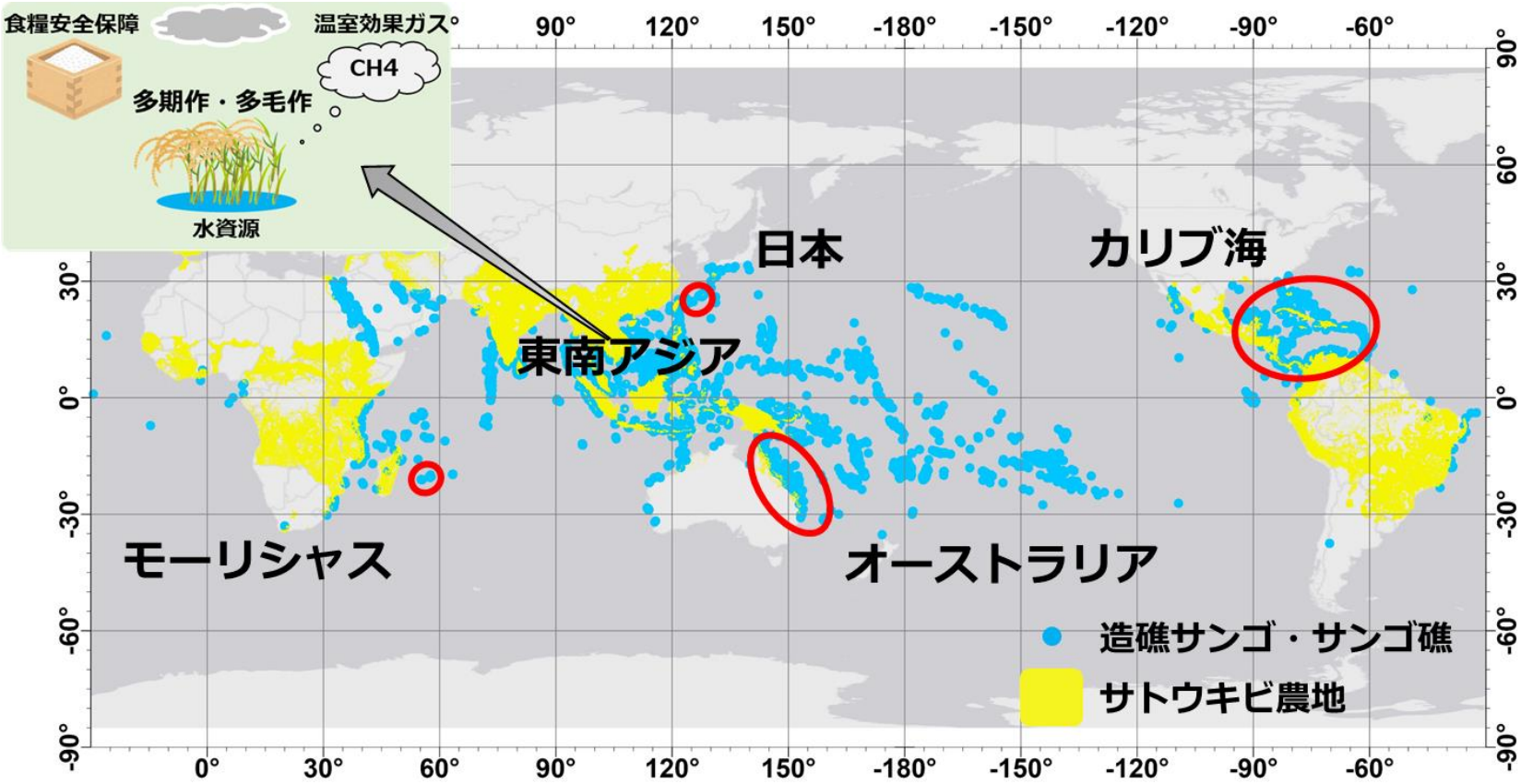


図 8.1. 開発した農業モニタリング手法の展開

（2）ニッケル採掘による土地改変問題のモニタリング手法

本研究で提案した鉱山採掘領域推定手法は，裸地帯での適用性に課題が残る。裸地帯における採掘領域と非採掘領域においてはクラス間分離度が極めて小さく，本研究で基礎としている植生バイオマスを見積もる NDVI に基づくアルゴリズムの適用は困難であった。全球における鉱物資源の流れおよび環境影響を明らかにするサプライチェーンモデルにおいて，裸地帯の採掘活動のモニタリングは欠かせない。例えば，チリや中国で活発に採掘されている銅鉱山は，主に裸地帯で実施されているため，将来的には裸地帯での採掘活動領域の効率的な推定手法の構築は強く求められるものであり，今後は手法の改良についてのさらなる検討が必要である。具体的には，裸地帯での採掘領域推定に特化したバンド・分光指標選択や，機械学習アルゴリズムを用いた教師付き分類や深層学習などが考えられる。

Landsat 画像のみでは 2000 年以前のニューカレドニア等の熱帯諸島等では画像のアーカイブが不足しており，解析期間が限定された。より長い期間の鉱山採掘活動の歴史を明らかにするためには，高解像度商業衛星による撮影画像の効果的な利用が必要である。高解像度商業衛星画像は高価であることから広域における多時期解析は費用の制約から現実で黄でないが，当該地域は熱帯林帯であるため単時期の画像においても高精度な分類が可能であると考える。また，無料で入手可能な低解像度衛星などの異なる特徴を有す衛星観測データを効果的に組み合わせた方法の検討も有用な成果をもたらす可能性がある。

本研究で明らかにされたニッケルに起因する土地改変面積は，実際の環境変化の規模と比較して非常に小さいものであった。しかし，現状では熱帯林は全て同じ水準で扱っているが，より人里離れた人類の影響が小さい領域の方が生態系の価値は高い。鉱山開発における本質的かつ重大な生物多様性への影響は，そのような地域に点在した活動であると言え，将来的には鉱山開発地域における生態系の質を考慮した評価が必要である。また，硫化鉱型鉱床の随伴鉱物資源生産量の不確かさ等，全球規模での鉱物資源の採掘・消費に関する有益な議論を展開していくためには，統計データ整備についても改善が必要である。

本研究で開発した鉱山採掘領域推定手法はニッケル特有のラテライト型鉱山に加えて，より採掘ピットとして一般的な形状をしている硫化鉱型鉱山の採掘領域も推定可能であった。よって，図 8.2 に示す銅や鉄などの他の鉱物資源の採掘領域推定での応用が期待され，将来的には全球の様々な鉱物資源の採掘に伴う土地改変強度を踏まえた議論により，環境負荷の小さい鉱物資源および製品を明らかにできると期待される。

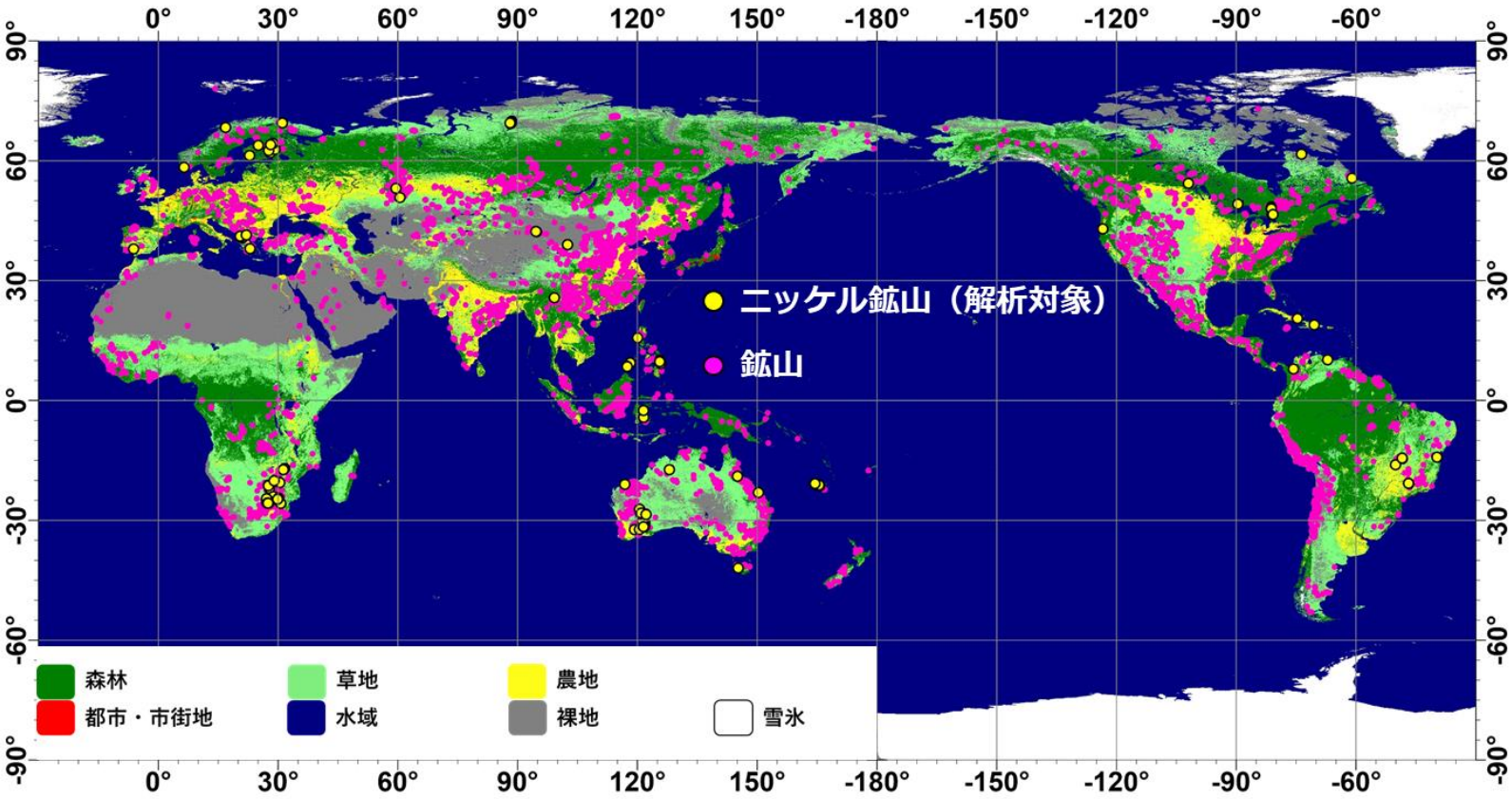


図 8.2. 開発した鉱業モニタリング手法の展開

8.2.2　赤土流出問題および土地改変問題の解決に向けた将来的な展開

本研究において農業および鉱業で特に生物多様性の豊富なサンゴ礁や熱帯林への環境影響が大きいとされるサトウキビ栽培およびニッケル採掘活動における環境影響への原因となる土地利用時空間変化を明らかにし，その影響および対策をモニタリングするための衛星リモートセンシングを用いたモニタリング手法を確立した（図 8.3）。

沿岸域での赤土流出由来の SS 濃度推定，作物・作型分類手法による流出源状況の把握，サトウキビ農地からの流出抑制効果がある作物残渣マルチングの判別手法を組み合わせることにより，農業による土壌流出問題における現象・原因・対策を評価できる一連の枠組みが構築できる（図 8.3）。これらの開発されたモニタリング手法を用いて整備された地理空間情報を用いることにより，熱帯・亜熱帯島嶼の赤土流出問題においては，赤土流出モデルの高精度化および広域化が可能になり，さらには地理空間経済解析と合わせて，環境負荷が小さい作物・作型の農地配置が可能になる。また，現在のサトウキビの買取価格は，国の交付金と原料代金によって決定される。1 t 当たりの買取価格は，約 21,000 円であり，収穫したサトウキビの糖度によって価格が変動する。そこで，将来的に赤土流出対策の効果的に推進していくためには，対策の実施によって買取価格を変動させる制度を新たに設け，農業従事者の積極的な対策の実施を促すことが考えられる。その点において，本研究の第 5 章での成果は，広域における対策実施の客観的な評価に使用できるため，大きく貢献できると考えられる。これらより，島嶼の生態系と農業活動の適切な関係の議論への発展が期待される。

採掘領域推定手法による採掘活動および土地改変面積の把握に加えて，操業データを組み合わせた土地改変強度の推定を組み合わせることにより，鉱業による土地改変問題における現象・原因・対策を評価できる一連の枠組みが構築できる（図 8.3）。ニッケル採掘活動においてはサプライチェーン解析による全球での鉱物資源の供給の流れを正確に把握し，消費国が誘発する生物多様性の損失を見積もることが可能になる。さらには，技術先進国は採掘活動効率が悪化した鉱山についての適切な技術指導や閉山移行への客観的かつ科学的かつ合理的な判断が可能となる。これらにより，将来的な鉱物資源消費に伴う採掘活動域の拡大とその対策における世界規模での議論への発展が期待される。

本研究における衛星リモートセンシングによる一連の多面的かつ高精度なモニタリングの達成により，持続可能な農業・鉱業生産活動に向けた人類の有益な議論への発展，例えば公的施策の策定および評価に大きく貢献し，地域が抱える環境問題を解決に導くことが期待される。

図 8.3. 本研究で構築された農業・鉱業における環境影響の評価と対策のための枠組みと将来の展開

第 9 章

結論

土地利用の変化は，生物多様性の損失を引き起こす主な要因の一つである。特に，生物多様性が豊富な生態系であるサンゴ礁や熱帯林が分布する熱帯・亜熱帯地域ではその傾向が強い。本研究では，サンゴ礁生態系を劣化させる「サトウキビ栽培による赤土流出問題」と熱帯林生態系を劣化させる「ニッケル採掘による土地改変問題」について検討した。これら 2 つの問題における現象・原因・対策について，衛星リモートセンシングの利用可能性を検討した。

第 1 章　序論

第 1 章において，それぞれの問題に対して，現象・原因・対策の視点で環境影響の評価と対策の枠組みを整理した。そして，これら 3 つの視点それぞれで土地利用（および沿岸域）に関するモニタリング対象を選定し，広域かつ客観的な把握が可能な衛星リモートセンシングを用いたモニタリング手法を開発し，その性能を評価することを本論文の目的とした。

第 2 章　土地利用モニタリングにおける衛星リモートセンシングの利点・制約と課題

第 2 章において，モニタリング対象における衛星リモートセンシングの到達点と課題を文献調査によって明らかにするとともに，モニタリング手法の開発に最適と考えられる衛星センサを選定した。また，第 3 章から第 7 章における解析の対象地を選定した。第 3 章から第 5 章のサトウキビ栽培における赤土流出問題の解析においては，高頻度高解像度観測を実現した大規模衛星コンステレーションである Planet Dove を用いて沖縄の久米島をモデルとして実施することとした。一方，第 6 章から第 7 章のニッケル採掘による土地改変問題の解析においては，長期的な観測ミッションを継続している Landsat シリーズを用いて全球のニッケル鉱山で実施することとした。

第 3 章　沿岸域における赤土流出由来の懸濁物質濃度の推定

熱帯・亜熱帯島嶼における陸域から沿岸域への土壌流出現象は，周囲を取り巻くサンゴの生息および生存に重大な影響を及ぼすため，その現象の実態を把握することが求められている。しかし，これまでに熱帯・亜熱帯島嶼特有の短期的かつ小規模な土壌流出に関する衛星リモートセンシングを用いた成功事例は無かったが，本研究で衛星コンステレーションに基づく高頻度高解像度観測によって初めてその現象を捉え，土壌流出による SS の海域への拡散の観測に成功した。室内での分光測定実験によって作成された赤バンドモデル（SS

濃度 ＜550 mg/L）を用いることにより，RMSE = 74 mg/L および MAE = 58 mg/L での推定を可能とした。土壌流出中とその前後に観測された衛星画像を用いて SS 濃度時空間変動を推定し，亜熱帯島嶼における土壌流出イベントが 1～2 日程度の短期的な現象であることを明らかにした。しかし，河口付近における高濃度な SS の流入は，サンゴの生育を著しく阻害し，島嶼周辺におけるサンゴの生息域を極めて小規模に限定させることが示され，サンゴ礁生態系保全のためには土壌流出の抑制と空間的戦略の重要性が示された。

第 4 章　亜熱帯島嶼における作物・作型分類手法の開発

土壌流出の最たる原因である農地における作物・作型の選択によって土壌流出量が変動するため，作物・作型の特定を目的として分類手法を開発した。亜熱帯島嶼における衛星リモートセンシングを用いた作物・作型分類は，これまで十分な分類精度が達成されておらず，特に基幹作物であるサトウキビの作型（つまりは，株出し・春植え・夏植え）の特定は本研究によって初めて検討された。Planet Dove 衛星画像のバンド間レジストレーションを修正した後，作成した高時空間解像度の NDVI 時系列データは，各作物・作型の生育様式を適切に表現できており，これを用いることによって非常に高精度な作物・作型分類図の作成を達成した（OA = 0.93，Kappa = 0.92）。さらに，高時空間解像度の NDVI 時系列データにより，分類に効果的な観測日を明らかにすることができ，作物・作型分類に用いる衛星画像を効果的に選択することが可能となった。その結果，より費用対効果を考慮した作物・作型分類図の作成とともに，分類において重要な観測日についての観測要求を効果的に実施するといった，現在そして将来的な衛星の観測計画の立案にも応用可能な成果が得られた。

第 5 章　サトウキビ葉殻の作物残渣マルチング農地の判別

サトウキビ葉殻を用いた作物残渣マルチングによる土壌表面の保護は，導入が容易かつ費用対効果の高い土壌流出抑制対策であるため，サトウキビ農地における作物残渣マルチング判別手法を開発した。サトウキビ葉殻を用いた作物残渣マルチングの分光反射特性に関する知見は不足しており，本研究における現場での分光測定よって初めて明らかにした。可視・近赤外バンドに限定した分光指標（SAVI および NDVI）を用いた作物残渣マルチング判別モデルを本研究において開発し，作成した作物残渣マルチング農地判別図は，良好な分類精度（OA = 0.90，Kappa = 0.79）を示した。本研究の線形スペクトル混合解析によるシミュレーション結果から，作物残渣マルチングの判別および面積割合の推定には，高頻度観測の重要性が強く示された。本研究で開発した判別モデルで使用した赤・近赤外バンドは，高時空間解像度での観測を実現した衛星コンステレーションを構成する小型衛星を含め，

ほぼ全ての衛星に搭載されている。そのことから，本研究の成果は，高い雲被覆率によって地表面観測頻度が低い熱帯・亜熱帯に広域分布するサトウキビ農地における，土壌流出抑制の対策評価の実現に大きく貢献するものである。

第 6 章　全球におけるニッケル鉱山採掘領域推定手法の開発と土地改変面積の推定

ニッケル採掘による土地改変問題は現象（土地改変）と原因（ニッケル採掘）が空間的に同一領域で起きている事象であるため，本研究でのモニタリングでは一括して本章で扱った。土地改変の原因である全球のニッケル採掘活動を把握するため，既往の熱帯林における鉱山採掘領域推定手法を拡張し，様々な土地被覆帯に頑健な手法を開発した。AMNC 法と適応型閾値選定法を組み合わせた鉱山採掘領域推定アルゴリズムは，86 のニッケル鉱山の内, 70 鉱山において適切に機能し, 良好な分類精度が得られた（OA = 0.94, Kappa = 0.77）。特に森林帯および農地帯においては完全に機能した。さらには，草地帯や低木林帯の推定においても一定の成功をした一方で，低密度植生帯（裸地帯および一部の草地帯）の鉱山については，本研究で開発した手法の適用は困難であった。1990 年から 2013 年における全球のニッケル採掘（総生産量 = 29,249 kt）による土地改変面積は 537 km^2 であったことが明らかになり, その内, 熱帯林での採掘面積は 161km^2 であった。年間の熱帯林消失面積の内, ニッケル採掘に伴う影響は 0.01%程度と非常に小さいことが明らかになった。

第 7 章　衛星画像と操業データに基づくニッケル鉱山の土地改変強度推定

ニッケル鉱物資源の消費における環境負荷を小さくするための効果的な対策の一つは，資源消費国（輸入国）における環境への影響を考慮した資源取引国の選定である。本研究において全球のニッケル鉱山における LUCI を推定し，特に生物多様性への影響が大きい熱帯林での採掘をしている国に着目して採掘国選定の検討をした。本研究において推定した LUCI は分析したニッケル鉱山のほぼ全てにおいて，既往の LUCI 推定値よりも極めて大きく，既存の LUCI の推定値は過小評価している。有数の生産量を誇るロシア連邦やカナダは随伴鉱物資源生産量によるアロケーションを無視しても LUCI は比較的小さく，優良なニッケル採掘国であることが明らかになった。熱帯林で採掘されている国毎に LUCI のばらつきが見られた。したがって，どの生産国から輸入するかによって，ニッケル輸入国（消費国）が誘発する土地改変面積が大きく異なることが示された。本研究においては，LUCI および採掘国における生物多様性の利益保護を目的とした熱帯林改変度の 2 つの指標を用いて，熱帯林で採掘されている国の採掘活動と生物多様性への特徴を分析した。これら 2 軸の評価によって，熱帯林で採掘される国・地域間において，その特徴を分別することが可能

になり，さらには環境負荷の小さい採掘国選定の合理的な判断基準を提供できた。

第 8 章　総合議論

本研究では，サンゴ礁生態系を劣化させる「サトウキビ栽培による赤土流出問題」と熱帯林生態系を劣化させる「ニッケル採掘による土地改変問題」における環境影響の評価および対策行うための衛星リモートセンシングの利用可能性を検討した。第 2 章での文献調査により，各モニタリング対象に対して必要な観測条件を整理し，最適な衛星センサを選定した。第 3 章から第 7 章でモニタリング手法の開発および評価を実施し，適切な衛星センサの選択とデータ処理手法の利用・開発を行うことにより，各モニタリング手法は良好な精度を得ることができた。全てのモニタリング手法において，本研究ではほぼ全ての衛星センサで観測されているバンド（赤および近赤外）を用いており，将来的な地球観測衛星においても応用可能で，推定結果をより高精度にするものと期待される。

オーストラリアの GBR・カリブ海の諸島およびインド洋のモーリシャスにおいてもサトウキビ栽培による土壌流出問題を抱えており，開発した農業モニタリング手法は将来的にサンゴが分布する熱帯・亜熱帯域全体への展開が期待される。それとともに東南アジアの小規模農地における多期作・多毛作においても必要な観測条件は類似しており，本研究におけるモニタリング手法を適用することで高精度な分類が達成できる可能性がある。一方で，開発した鉱業モニタリング手法における一般的な硫化鉱型鉱山での採掘領域推定の成功は，他の鉱物資源が採掘される鉱山への適用が期待できる。全球における様々な鉱物資源の採掘に伴う LUCI を踏まえた議論は，環境負荷の小さい鉱物資源および製品を明らかにできると期待される。

以上により，本論文において，農業・鉱業の生産活動に伴う環境影響の評価および対策に向けた 3 つの視点（現象・原因・対策）による一連の枠組みの構築およびそれぞれの高精度なモニタリング手法の開発を行うことができた。これにより，生産活動とそれに伴う環境影響に関して，実態把握から解決に向けた議論が可能になることが期待される。

謝辞

本論文は，著者が筑波大学大学院システム情報工学研究科社会工学専攻博士後期課程に在学中，連携大学院方式により国立研究開発法人国立環境研究所において取り組んだ研究の成果をまとめたものです。

本研究を進めるにあたり，終始ご指導頂いた筑波大学の山野博哉連携大学院教授（国立環境研究所生物・生態系環境研究センター長）に対して，ここに謝意を表します。国立環境研究所の業務が大変お忙しい中，指導教員をお引き受けいただき，慣れない中での学生指導だったと思いますが，何不自由のない研究支援および時には厳しくも常に著者を尊重して下さる温かみのあるご指導を下さりました。こうして博士論文を完成することができたのも山野先生のご指導の賜物であり，厚く御礼申し上げます。

副査をお引き受けいただいた筑波大学システム情報系の村上暁信教授，甲斐田直子准教授には博士論文の構成や組み立て方について，終始懇切丁寧にご指導賜りました。また，博士論文作成のみならず筑波大学への入試，そして入学後の講義や審査に関わるご連絡など，著者の学生生活を支えて下さりました。同じく，副査をお引き受けいただいた筑波大学生命環境系の奈佐原顕郎准教授には，特にリモセン虎の穴セミナーを通して，解析に関する適切なご助言および研究の発展性について有益な知見をいただきました。同じく副査をお引き受けいただいた東京大学大学院工学研究科の井上吉雄特任研究員には，衛星コンステレーション画像の処理や論文中で使用する用語について的確なご指導を下さりました。先生方には，ご多忙の中，手厚いご指導を頂き博士論文を完成させることができましたこと，厚く御礼申し上げます。

沖縄県久米島におけるサトウキビ農地からの赤土流出の研究において，国立環境研究所福島支部の林誠二研究グループ長，国立環境研究所で同室でもあった阿部博哉博士，北野裕子博士，鈴木はるか博士は本研究における調査・実験を助けて下さりました。また，日頃の研究室生活においても大変お世話になりました。同じく，同室であった気候変動適応センターの熊谷直喜博士には，データ解析について大変有益なご助言をいただきました。久米島でお会いした沖縄衛生環境研究所の皆様，久米島製糖の吉永博之様，久米島ウミガメ館の塚越佳充様，島民の佐久田様には現地調査の際に大変お世話になりました。

分光測定実験では，国立環境研究所衛星観測センターの松永恒雄センター長および亀井秋秀博士，地域環境研究センター・海洋環境研究室の越川海室長，生物・生態系環境研究センター・生物多様性資源保全研究推進室の河地正伸室長および湯本康盛博士に，ご支援いた

だきました。

ニッケル採掘による土地改変の研究において，国立環境研究所資源循環・廃棄物研究センターの中島謙一博士および東京大学大学院工学研究科技術経営戦略専攻の村上進亮准教授には，鉱山のデータ整備において，大変お世話になりました。

筆者が以前に所属していた研究室でご指導して下さった島﨑彦人教授（木更津工業高等専門学校）および桑原祐史教授（茨城大学）に厚く御礼申し上げます。先生方が当時ご教授くださった研究スキルが本研究の随所に活きているとともに，学会等でお会いした時も常に叱咤激励を下さりました。

著者が学位論文として本論文をまとめることが出来たのは，筑波大学と国立環境研究所による連携大学院方式によるところが大きく，この場をお借りして関係各位に感謝いたします。連携大学院方式による国立環境研究所を主な拠点とした学生生活は，私自身大きなメリット感じておりましたが，やはり大学を拠点とした一般的な学生生活とは大きく異なることから，様々な不安もございました。そのような中，大きな不自由を感じずに有意義な学生生活を送ることが出来たのは，普段から著者を気にかけて下さったシステム情報工学研究科・社会工学専攻そして国立環境研究所のスタッフの方々のお陰です。厚く御礼申し上げます。

国立環境研究所の研究員の方々には，著者が国立環境研究所の研究生として在籍中に様々な調査へ同行させて下さりました。生態系機能評価研究室の野原精一前室長には尾瀬国立公園での総合学術調査に，福島路生博士には北海道猿払村でのイトウ調査に，亀山哲博士には釧路湿原周辺の未利用農地の調査に連れて行って下さりました。生物多様性保全計画研究室の三ツ井聡美博士（現山梨県富士山科学研究所）には，妙高国立公園のアンケート調査に連れて行って下さりました。当該調査を取り纏めておられた久保雄広博士にも厚くお礼申し上げます。生物・生態系環境研究センターの青野光子副センター長には，地理情報データ整備に関する研究協力を依頼して下さりました。調査および解析を通して，皆さまには主に生態系を通した地域の環境問題について，大変貴重な知見を下さりました。それとともに，現地でのデータ観測の大変さについて身をもって体験させていただきました。もちろん，調査地での楽しい一時は言うまでもありません。暖かく向かい入れて下さり，調査を支援して下さった現地の方々にもこの場をお借りしてお礼を申し上げます。

日本リモートセンシング学会の皆様には学術講演会での発表を通して，いつも研究について建設的なご助言を頂きました。また，リモセン虎の穴セミナーにご参加されている皆様にも，発表の度に，研究の細かな解析についてのご助言から，将来の研究の発展に関する示

唆を丁寧にご指導下さりました。また，2 年間ほど本セミナーのモデレータを務めさせていただいておりますが，皆さまのご発表は大変刺激になるとともに，多種多様な発表テーマは，著者の研究に新たな視点を加えてくださりました。この場をお借りしてご発表していただいた皆様に厚くお礼申し上げます。また，国立環境研究所でのバイオトロンセミナーおよび Dove 会議において，ご参加されていた皆様からも有益なコメントを頂きましたこと，厚く御礼申し上げます。

学生および研究生活において経済的なご支援を下さりました三菱 UFJ 信託奨学財団，公益財団法人日本科学協会（笹川科学研究助成），筑波大学システム情報工学研究科若手研究者育成プログラムに厚く御礼申し上げます。

最後に，終始ご支援・応援して下さった両親・兄弟・親戚・友人に感謝いたします。

2021 年 2 月　佐久間　東陽

引用文献

秋山侃, & 川村健介. (2003). Landsat5 号の快晴データ取得率に関する農林業分野からの一考察. *写真測量とリモートセンシング*, *42*(3), 29-34.

安達毅, & 前田正史. (2008). 資源の枯渇性の真相. *学術の動向, 13*(7), 70-71.

新井祥穂, & 永田淳嗣. (2002). 復帰後の沖縄に対する農業政策の展開と農業の動態. *東京大学人文地理学研究, 15*, 1-50.

新井祥穂, & 永田淳嗣. (2013). 復帰後の沖縄農業―フィールドワークによる沖縄農政論―. 財団法人農林統計協会, 30－31.

井上吉雄. (編) (2019). 農業と環境調査のためのリモートセンシング・GIS・GPS 活用ガイド. 森北出版株式会社.

上木隆司. (2009). サプライサイド分析 2009 (3)―ニッケル―. *金属資源レポート 2009 年 11 月号, 39*(4), 57-76.

大見謝辰男. (1992). 沖縄県における赤土汚染の現状. *沖縄県公害衛生研究所報*, *26*, 87-96.

大見謝辰男. (2004). 陸域からの汚濁物質の流入負荷, 日本のサンゴ礁, 環境省・日本サンゴ礁学会編, 環境省, 東京.

大吉慶, 竹内渉, & 安岡善文. (2008). 植物フェノロジー観測における時系列 NDVI データの雑音除去手法. *写真測量とリモートセンシング*, *47*(1), 4-16.

岡川梓, 堀江哲也, 須賀伸介, & 日引聡. (2015). 久米島農家の赤土流出対策実施・サトウキビ作型選択の要因. *環境科学会誌*, *28*(6), 432-437.

沖縄県. (1994). 沖縄県赤土等流出防止対策基本計画・行動計画. URL：https://www.pref.okinawa.jp/site/kankyo/hozen/mizu_tsuchi/redclay/（最終閲覧日 2020-11-03）.

沖縄県. (2006). 沖縄県さとうきび増産に向けた取組目標及び取組計画. URL: https://www.pref.okinawa.jp/site/norin/togyo/kibi/documents/zoupuro.pdf（最終閲覧日 2020-11-02）

沖縄県. (2013). 沖縄県赤土等流出防止対策基本計画. URL: https://www.pref.okinawa.jp/site/kankyo/hozen/documents/01kihonkeikaku131213.pdf（最終閲覧日 2020-11-02）

沖縄県. (2018). 平成 29/30 年期さとうきび及び甘しゃ糖生産実績について. URL: https://www.pref.okinawa.jp/site/norin/togyo/kibi/mobile/h29-30jisseki.html (最終閲覧日 2020-07-28)

沖縄県. (2019). 沖縄県赤土等流出防止対策基本計画中間評価. URL: https://www.pref.okinawa.jp/site/kankyo/hozen/documents/kihonnkeikakutyuukannhyouka.pdf（最終閲覧日 2020-11-02）

沖縄県農林水産部営農支援課, & アジアプランニング株式会社. (2009). 赤土流出対策支援システム確立検討業務報告書, 2, 38-39.

沖縄県文化環境部. (1995). 沖縄県赤土等流出防止条例関係例規集. URL：https://www.pref.okinawa.lg.jp/site/kankyo/hozen/mizu_tsuchi/redclay/documents/reiki.pdf（最終閲覧日 2020-11-02）

沖縄県文化環境部環境政策課. (2006). 環境白書【平成 16 年度報告】. URL：https://www.pref.okinawa.lg.jp/site/kankyo/seisaku/kikaku/documents/kakuron1.pdf（最終閲覧日 2021-02-18）.

翁長謙良, 吉永安俊. (1983). 流出機構調査. 昭和 56 年度赤土流出機構調査結果, *沖縄県環境保健部, 3*, 10-25.

翁長謙良, 米須竜子, & 新垣あかね. (1999). 沖縄における赤土等流出の経緯と対策. *琉球大学農学部学術報告, 46*, 71-82.

小野朗子, 藤原昇, & 小野厚夫. (2002). Landsat/TM スペクトル値の正規化による地形効果と大気効果の抑制. *日本リモートセンシング学会誌*, *22*(3), 318-327.

小野朗子, & 小野厚夫. (2013). バンド和で正規化した分光反射率を用いた落葉針葉樹カラマツ林の植生解析. *日本リモートセンシング学会誌*, *33*(3), 200-207.

環境省 (2016). サンゴ礁生態系保全行動計画 2016-2020. URL：https://www.env.go.jp/nature/biodic/coralreefs/pamph/C-project2016-2020_L.pdf (最終閲覧日 2021-02-17)

経済産業省 (2014). レアメタル・レアアース（リサイクル優先 5 鉱種）の現状. URL: https://www.meti.go.jp/shingikai/sankoshin/sangyo_gijutsu/haikibutsu_recycle/pdf/026_04_00.pdf (最終閲覧日 2021-02-18)

権田雅之, 山野博哉, & 深山直子. (編) (2015). 久米島にまなぶー小さな島の環境保全活動づくり. 築地書館.

財団法人国際鉱物資源開発協力協会. (2004). 平成 15 年度世界の PGM 資源の探査・開発・技術動向の調査・情報提供事業. URL: http://mric.jogmec.go.jp/wp-content/old_uploads/reports/report/2004-03/h15_2_1.pdf (最終閲覧日 2021-02-18)

佐久間東陽, 亀山哲, 小野理, 木塚俊和, & 三上英敏. (2017). Landsat 8 OLI 地表面反射率プロダクトを用いた釧路川流域における未利用農地分布図の作成. *日本リモートセンシング学会誌*, *37*(5), 421-433.

下地邦輝. (2012). 沖縄の島々における赤土等による水質汚濁と非汚濁の状況比較. *沖縄県衛生環境研究所報*, (46), 115-146.

平良好利. (2004). 「沖縄軍用地問題」の政策決定過程：一九五〇年代後半を中心に. *沖縄文化研究, 30*, 157-227.

竹内渉, & 安岡善文. (2005). 衛星リモートセンシングを用いたアジアの被雲率分布特性の

解析. *写真測量とリモートセンシング*, *44*(4), 16-26.

谷口正次. (2006). 資源危機の時代―資源生産性の高い社会に向けて―. *資源と素材, 122*, 564-527.

田村正行. (2012). 短波長赤外バンドとディジタル標高モデルによるマングローブ林の抽出. *日本リモートセンシング学会誌*, *32*(4), 221-231.

仲地宗俊. (1994). 沖縄における農地の所有と利用の構造に関する研究. *琉球大学農学部学術報告, 41*, 1-126.

仲宗根一哉, 大城哲, 金城孝一, 玉城不二美, 渡口輝, 井上豪, ... & 天願博紀. (2009). 礁池における濁りの指標. *沖縄県衛生環境研究所報*, (43), 59-64.

中西準子, & 恒見清孝. (2008). 詳細リスク評価書シリーズ ニッケル. 丸善株式会社.

中村武久. (2003). 熱帯林と地球環境変動再考―東南アジア・南太平洋地域の研究から―. 東京農大農学集報, 47 (4), 243-251.

日本学術会議. (2008). 鉱物資源の安定確保に関する課題とわが国が取り組むべき総合的対策. URL: http://210.149.141.38/ja/info/kohyo/pdf/kohyo-20-t60-6.pdf（最終閲覧日 2021-02-18）

日本リモートセンシング研究会. (2004). 改訂版 図解リモートセンシング. 社団法人 日本測量協会 発行.

農畜産業振興機構. (2020). 世界砂糖需給（90/91 年～20/21 年度）. URL: https://sugar.alic.go.jp/japan/data/wj-1.pdf (最終閲覧日 2021-02-18)

花城可英, 大見謝辰男, 比嘉榮三郎, & 満本裕彰. (1996). 開発事業における土砂流出防止対策の現状について（平成 7 年度）. *沖縄衛生環境研究所報, 30*, 145-151.

林誠二, & 山野博哉. (2015). 土砂流出モデルを用いたサトウキビ農地小流域からの赤土等流出削減効果の検討-夏植え栽培農地への緑肥導入による赤土流出抑制効果について. *環境科学会誌*, *28*(6), 438-447.

比嘉榮三郎. (1995). 沖縄県における年間土砂流出量について. *沖縄県衛生環境研究所報*, *29*, 83-88.

比嘉榮三郎. (1997). 沖縄県における各種作物の作物係数. *沖縄県衛生環境研究所報*, *31*, 147-151.

久馬一剛. (2000). 熱帯土壌の特性とその持続的利用をめぐって. *熱帯農業*, *44*(4), 297-299.

松井宏之, 福永隆二, & 清水智. (2007). 石垣島の水田における降雨出水時の浮遊土砂収支. *農業農村工学会論文集, 252*, 97-102.

満本裕彰. (2001). 米軍基地による赤土汚染について. *沖縄県衛生環境研究所報, 35*, 173-184.

八尾祥平. (2018). パイン産業にみる旧日本帝国圏を超える移動―ハワイ・台湾・沖縄を中心に―. *白山人類学, 21*, 81-104.

安村茂樹.（編）(2009). WWF ジャパン南西諸島生物多様性評価プロジェクト報告書.

URL: https://www.wwf.or.jp/activities/data/Nansei_Is_BDreport.pdf (最終閲覧日：2021-02-17)

山形与志樹, 安岡善文, 宮崎忠国, 小熊宏之, 森山隆, & 中谷幸広. (1995). 航空機 MSS 実験による湿原植生判別に有効な波長帯の選定と植生分類画像の作成. *日本リモートセンシング学会誌*, *15*(3), 222-231.

山里将晃. (1961). パイン作業が琉球経済に果たす役割とその問題. *熱帯農業, 4*(3), 126-131.

山野博哉. (2017). 世界と日本におけるサンゴ礁の状況, 今後の予測, そして保全に向けた取組. *日本サンゴ礁学会誌*, *19*(1), 41-49.

山野博哉, 石原光則, 石山隆, 川村健介, 小松義典, 作野裕司, 島﨑彦人 & 井上吉雄. (2011). リモートセンシングを用いた生態系の問題解決に向けた応用場面と要件の収集. *日本リモートセンシング学会誌*, *31*(1), 87-90.

山野博哉, & 岡川梓. (編) (2018). 生物多様性と地域経済を考慮した亜熱帯島嶼環境保全策に関する研究（分野横断型提案研究）. 国立環境研究所研究プロジェクト報告, 127, 1-59.

Abdel - Rahman, E. M., & Ahmed, F. B. (2008). The application of remote sensing techniques to sugarcane (Saccharum spp. hybrid) production: a review of the literature. *International Journal of Remote Sensing*, *29*(13), 3753-3767.

Alcantara, C., Kuemmerle, T., Prishchepov, A. V., & Radeloff, V. C. (2012). Mapping abandoned agriculture with multi-temporal MODIS satellite data. *Remote Sensing of Environment*, *124*, 334-347.

Allouche, O., Tsoar, A., & Kadmon, R. (2006). Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of applied ecology*, *43*(6), 1223-1232.

Anderson, A. T., Schultz, D., Buchman, N., & Nock, H. M. (1977). Landsat imagery for surface-mine inventory. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, *43*(8).

Bale, A. J., Tocher, M. D., Weaver, R., Hudson, S. J., & Aiken, J. (1994). Laboratory measurements of the spectral properties of estuarine suspended particles. *Netherland Journal of Aquatic Ecology*, *28*(3), 237-244.

Bebbington, A. J., Bebbington, D. H., Sauls, L. A., Rogan, J., Agrawal, S., Gamboa, C., ... & Verdum, R. (2018). Resource extraction and infrastructure threaten forest cover and community rights. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *115*(52), 13164-13173.

Bellón, B., Bégué, A., Lo Seen, D., De Almeida, C. A., & Simões, M. (2017). A remote sensing approach for regional-scale mapping of agricultural land-use systems based on NDVI time series. *Remote Sensing*, *9*(6), 600.

Breiman, L., Friedman, J., Stone, C. J., & Olshen, R. A. (1984). *Classification and*

regression trees. CRC press.

Breiman, L. (2001). Random forests. *Machine learning*, *45*(1), 5-32.

Breiman, L., & Cutler, A. (2007). Random Forests—Classification Description. URL: https://www.stat.berkeley.edu/~breiman/RandomForests/cc_home.htm（最終閲覧日 2020-07-28）

Brodie, J., Schroeder, T., Rohde, K., Faithful, J., Masters, B., Dekker, A., ... & Maughan, M. (2010). Dispersal of suspended sediments and nutrients in the Great Barrier Reef lagoon during river-discharge events: conclusions from satellite remote sensing and concurrent flood-plume sampling. *Marine and Freshwater Research*, *61*(6), 651-664.

Brown, J. C., Kastens, J. H., Coutinho, A. C., de Castro Victoria, D., & Bishop, C. R. (2013). Classifying multiyear agricultural land use data from Mato Grosso using time-series MODIS vegetation index data. *Remote Sensing of Environment*, *130*, 39-50.

Browne, N. K., Tay, J., & Todd, P. A. (2015). Recreating pulsed turbidity events to determine coral–sediment thresholds for active management. *Journal of experimental marine biology and ecology*, *466*, 98-109.

Burke, L., Maidens, J., Kramer, P., Green, E., Greenhalgh, S., Nobles, H., & Kool, J. (2004). *Reefs at Risk in the Caribbean*.
URL: http://pdf.wri.org/reefs_caribbean_full.pdf (最終閲覧日 2021-02-18)

Cai, Y., Guan, K., Peng, J., Wang, S., Seifert, C., Wardlow, B., & Li, Z. (2018). A high-performance and in-season classification system of field-level crop types using time-series Landsat data and a machine learning approach. *Remote sensing of environment*, *210*, 35-47.

Chen, X. L., Zhao, H. M., Li, P. X., & Yin, Z. Y. (2006). Remote sensing image-based analysis of the relationship between urban heat island and land use/cover changes. *Remote sensing of environment*, *104*(2), 133-146.

Chen, Y., Lu, D., Moran, E., Batistella, M., Dutra, L. V., Sanches, I. D. A., ... & de Oliveira, M. A. F. (2018). Mapping croplands, cropping patterns, and crop types using MODIS time-series data. *International journal of applied earth observation and geoinformation*, *69*, 133-147.

Clark, S. (2017). Ten commercial Earth-observing satellites launched aboard Minotaur-C rocket.
URL: https://spaceflightnow.com/2017/10/31/ten-commercial-earth-observing-satellites-launched-aboard-minotaur-c-rocket/ (最終閲覧日 2020-12-10)

Cohen, J. (1960). A coefficient of agreement for nominal scales. *Educational and psychological measurement*, *20*(1), 37-46.

Convention on Biological Diversity. (2020a). List of parties.
URL: https://www.cbd.int/information/parties.shtml (最終閲覧日 2021-02-18)

Conservation on Biological Diversity. (2020b). Global biodiversity outlook 5.
URL: https://www.cbd.int/gbo5 (最終閲覧日 2021-02-18)

Corak, S. J., Kaspar, T. C., & Meek, D. W. (1993). Evaluating methods for measuring residue cover. *Journal of soil and water conservation*, *48*(1), 70-74.

Cremon, É. H., da Silva, A. M. S., & Montanher, O. C. (2020). Estimating the suspended sediment concentration from TM/Landsat-5 images for the Araguaia River–Brazil. *Remote Sensing Letters*, *11*(1), 47-56.

Crundwell, F., Moats, M., Ramachandran, V., Robinson, T., & Davenport, W. G. (2011). *Extractive metallurgy of nickel, cobalt and platinum group metals*. Elsevier.

Curtis, P. G., Slay, C. M., Harris, N. L., Tyukavina, A., & Hansen, M. C. (2018). Classifying drivers of global forest loss. *Science*, *361*(6407), 1108-1111.

Daughtry, C. S. T., McMurtrey, J. E., Chappelle, E. W., Hunter, W. J., & Steiner, J. L. (1996). Measuring crop residue cover using remote sensing techniques. *Theoretical and Applied Climatology*, *54*(1), 17-26.

Daughtry, C. S. (2001). Discriminating crop residues from soil by shortwave infrared reflectance. *Agronomy Journal*, *93*(1), 125-131.

Daughtry, C. S. T., Hunt Jr, E. R., & McMurtrey Iii, J. E. (2004). Assessing crop residue cover using shortwave infrared reflectance. *Remote Sensing of Environment*, *90*(1), 126-134.

Daughtry, C. S., Hunt Jr, E. R., Doraiswamy III, P. C., & McMurtrey, J. E. (2005). Remote sensing the spatial distribution of crop residues. *Agronomy Journal*, *97*(3), 864-871.

De Wit, A. J. W., & Clevers, J. G. P. W. (2004). Efficiency and accuracy of per-field classification for operational crop mapping. *International journal of remote sensing*, *25*(20), 4091-4112.

Debats, S. R., Luo, D., Estes, L. D., Fuchs, T. J., & Caylor, K. K. (2016). A generalized computer vision approach to mapping crop fields in heterogeneous agricultural landscapes. *Remote Sensing of Environment*, *179*, 210-221.

Devaraj, K., Kingsbury, R., Ligon, M., Breu, J., Vittaldev, V., Klofas, B., ... & Colton, K. (2017). Dove high speed downlink system.

Dinerstein, E., Olson, D., Joshi, A., Vynne, C., Burgess, N. D., Wikramanayake, E., ... & Saleem, M. (2017). An ecoregion-based approach to protecting half the terrestrial realm. *BioScience*, *67*(6), 534-545.

Doan, D., Zimmerman, R., Leung, L., Mason, J., Parsons, N., & Shahid, K. (2017). Commissioning the world's largest satellite constellation.

Dorji, P., & Fearns, P. (2016). A quantitative comparison of total suspended sediment algorithms: A case study of the last decade for MODIS and landsat-based sensors. *Remote Sensing*, *8*(10), 810.

Dorji, P., & Fearns, P. (2017). Impact of the spatial resolution of satellite remote sensing sensors in the quantification of total suspended sediment concentration: A case study in turbid waters of Northern Western Australia. *PloS one*, *12*(4), e0175042.

dos Santos Luciano, A. C., Picoli, M. C. A., Rocha, J. V., Franco, H. C. J., Sanches, G. M., Leal, M. R. L. V., & Le Maire, G. (2018). Generalized space-time classifiers for monitoring sugarcane areas in Brazil. *Remote sensing of environment*, *215*, 438-451.

Doxaran, D., Froidefond, J. M., & Castaing, P. (2003). Remote-sensing reflectance of turbid sediment-dominated waters. Reduction of sediment type variations and changing illumination conditions effects by use of reflectance ratios. *Applied Optics*, *42*(15), 2623-2634.

Duckworth, A., Giofre, N., & Jones, R. (2017). Coral morphology and sedimentation. *Marine pollution bulletin*, *125*(1-2), 289-300.

Durán, A. P., Rauch, J., & Gaston, K. J. (2013). Global spatial coincidence between protected areas and metal mining activities. *Biological Conservation*, *160*, 272-278.

Duro, D. C., Franklin, S. E., & Dubé, M. G. (2012). A comparison of pixel-based and object-based image analysis with selected machine learning algorithms for the classification of agricultural landscapes using SPOT-5 HRG imagery. *Remote sensing of environment*, *118*, 259-272.

Ecobalance, Inc. (2020). Life Cycle Assessment of Nickel Products, vol. 87, Nickel Industry LCA Group (2000). URL: http://www.nickelinstitute.org/?/media/Files/Sustainability/LCI/LCA%20of%20nickel%20products.ashx (最終閲覧日 2021-02-18)

Elias, M. (2002). Nickel laterite deposits-geological overview, resources and exploitation. *Giant ore deposits: Characteristics, genesis and exploration. CODES Special Publication*, *4*, 205-220.

Evans, B. M., Kern, J. R., & Stingelin, R. W. (1983). *Low-altitude photointerpretation manual for surface-coal-mining operations. Final report* (No. PB-90-148891/XAB; OSM-158). Office of Surface Mining Reclamation and Enforcement, Washington, DC (USA).

Fabricius, K. E. (2005). Effects of terrestrial runoff on the ecology of corals and coral reefs: review and synthesis. *Marine pollution bulletin*, *50*(2), 125-146.

Falkowski, M. J., Gessler, P. E., Morgan, P., Hudak, A. T., & Smith, A. M. (2005). Characterizing and mapping forest fire fuels using ASTER imagery and gradient

modeling. *Forest ecology and management*, *217*(2-3), 129-146.

Foody, G. M. (2020). Explaining the unsuitability of the kappa coefficient in the assessment and comparison of the accuracy of thematic maps obtained by image classification. *Remote Sensing of Environment*, *239*, 111630.

Foust, J. (2020). Rocket Lab Electron launch fails. URL: https://spacenews.com/rocket-lab-electron-launch-fails/ (最終閲覧日 2020-12-10)

Fuentes, M., Millard, K., & Laurin, E. (2020). Big geospatial data analysis for Canada's Air Pollutant Emissions Inventory (APEI): Using google earth engine to estimate particulate matter from exposed mine disturbance areas. *GIScience & Remote Sensing*, *57*(2), 245-257.

Gausman, H. W., Gerbermann, A. H., Wiegand, C. L., Leamer, R. W., Rodriguez, R. R., & Noriega, J. R. (1975). Reflectance differences between crop residues and bare soils. *Soil Science Society of America Journal*, *39*(4), 752-755.

Gitelson, A. A., Kaufman, Y. J., Stark, R., & Rundquist, D. (2002). Novel algorithms for remote estimation of vegetation fraction. *Remote sensing of Environment*, *80*(1), 76-87.

GOLD HUB. (2013). Gold prices. URL: https://www.gold.org/goldhub/data/gold-prices (最終閲覧日 2021-02-18)

Gonçalves, R. R., Zullo Jr, J., Romani, L. A., Nascimento, C. R., & Traina, A. J. (2012). Analysis of NDVI time series using cross-correlation and forecasting methods for monitoring sugarcane fields in Brazil. *International journal of remote sensing*, *33*(15), 4653-4672.

Griffiths, P., Nendel, C., & Hostert, P. (2019). Intra-annual reflectance composites from Sentinel-2 and Landsat for national-scale crop and land cover mapping. *Remote sensing of environment*, *220*, 135-151.

Grinand, C., Rakotomalala, F., Gond, V., Vaudry, R., Bernoux, M., & Vieilledent, G. (2013). Estimating deforestation in tropical humid and dry forests in Madagascar from 2000 to 2010 using multi-date Landsat satellite images and the random forests classifier. *Remote Sensing of Environment*, *139*, 68-80.

Guerschman, J. P., Paruelo, J. M., Bella, C. D., Giallorenzi, M. C., & Pacin, F. (2003). Land cover classification in the Argentine Pampas using multi-temporal Landsat TM data. *International Journal of Remote Sensing*, *24*(17), 3381-3402.

Hedley, J. D., Roelfsema, C. M., Chollett, I., Harborne, A. R., Heron, S. F., Weeks, S., ... & Mumby, P. J. (2016). Remote sensing of coral reefs for monitoring and management: a review. *Remote Sensing*, *8*(2), 118.

Helman, D., Bahat, I., Netzer, Y., Ben-Gal, A., Alchanatis, V., Peeters, A., & Cohen, Y.

(2018). Using time series of high-resolution planet satellite images to monitor grapevine stem water potential in commercial vineyards. *Remote Sensing*, *10*(10), 1615.

Hoatson, D. M., Jaireth, S., & Jaques, A. L. (2006). Nickel sulfide deposits in Australia: Characteristics, resources, and potential. *Ore Geology Reviews*, *29*(3-4), 177-241.

Holben, B. N. (1986). Characteristics of maximum-value composite images from temporal AVHRR data. *International journal of remote sensing*, *7*(11), 1417-1434.

Hongo, C., & Yamano, H. (2013). Species-specific responses of corals to bleaching events on anthropogenically turbid reefs on Okinawa Island, Japan, over a 15-year period (1995–2009). *PloS one*, *8*(4), e60952.

Hooke, R. L., & Martin-Duque, J. F. (2012). Land transformation by humans: A review. *GSA Today, 22*(12), 4-10.

Houborg, R., & McCabe, M. F. (2016). High-Resolution NDVI from planet's constellation of earth observing nano-satellites: A new data source for precision agriculture. *Remote Sensing*, *8*(9), 768.

Houborg, R., & McCabe, M. F. (2018). A cubesat enabled spatio-temporal enhancement method (cestem) utilizing planet, landsat and modis data. *Remote Sensing of Environment*, *209*, 211-226.

Huete, A. R. (1988). A soil-adjusted vegetation index (SAVI). *Remote sensing of environment*, *25*(3), 295-309.

Huete, A., Didan, K., Miura, T., Rodriguez, E. P., Gao, X., & Ferreira, L. G. (2002). Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote sensing of environment*, *83*(1-2), 195-213.

Ide, R., & Oguma, H. (2010). Use of digital cameras for phenological observations. *Ecological Informatics*, *5*(5), 339-347.

IPBES (Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services). (2020). *IPBES workshop on biodiversity and pandemics*. URL: https://ipbes.net/sites/default/files/2020-12/IPBES%20Workshop%20on%20Biodiversity%20and%20Pandemics%20Report_0.pdf (最終閲覧日 2021-02-13)

Irons, J. R., & Kennard, R. L. (1984). The utility of thematic mapper sensor characteristics for surface mine monitoring.

Irons, J. R., Lachowski, H., & Peterson, C. (1980). Remote sensing of surface mines-A comparative study of sensor systems.

Ishiguro, S., Yamano, H., & Oguma, H. (2016). Evaluation of DSMs generated from multi-temporal aerial photographs using emerging structure from motion—multi-view stereo technology. *Geomorphology 268*, 64–71.

Ishihara, M., Hasegawa, H., Hayashi, S., & Yamano, H. (2014). Land cover classification using multi-temporal satellite images in a subtropical region. In *Integrative Observations and Assessments* (pp. 231-237). Springer, Tokyo.

Iwao, K., Nishida, K., Kinoshita, T., & Yamagata, Y. (2006). Validating land cover maps with Degree Confluence Project information. *Geophysical Research Letters*, *33*(23).

Iwatsuki, Y., Nakajima, K., Yamano, H., Otsuki, A., & Murakami, S. (2018). Variation and changes in land-use intensities behind nickel mining: Coupling operational and satellite data. *Resources, Conservation and Recycling*, *134*, 361-366.

Jaffré, T., Munzinger, J., & Lowry, P. P. (2010). Threats to the conifer species found on New Caledonia's ultramafic massifs and proposals for urgently needed measures to improve their protection. *Biodiversity and conservation*, *19*(5), 1485-1502.

Jiang, X., Cheng, J., & Guo, X. (2011). The flocculation of fine-grained suspended sediment and its impact on spectral characteristics based on in situ measurement in the Changjiang Estuary, China. *Canadian Journal of Remote Sensing*, *37*(4), 404-412.

JOGMEC (石油天然ガス・金属鉱物資源機構). (2017). 鉱物資源マテリアルフロー2017 ニッケル（Ni）. URL: http://mric.jogmec.go.jp/wp-content/uploads/2018/03/material_flow2017_Ni.pdf (最終閲覧日 2021-02-18)

Johnson Matthey. (2013). Johnson Matthey Base Prices in US$ per troy oz. URL: http://www.platinum.matthey.com/prices/price-tables（最終閲覧日 2021-02-18)

Keller, W. B., Heneberry, J. H., & Gunn, J. M. (1998). Effects of emission reductions from the Sudbury smelters on the recovery of acid-and metal-damaged lakes. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery*, *6*(3), 189-198.

Kittler, J., & Illingworth, J. (1986). Minimum error thresholding. *Pattern recognition*, *19*(1), 41-47.

Kinoshita, T., Iwao, K., & Yamagata, Y. (2014). Creation of a global land cover and a probability map through a new map integration method. *International journal of applied earth observation and geoinformation*, *28*, 70-77.

Knuth, W., Fritz, E., & Schad, J. (1978). Investigation of color and color infrared aerial photographic techniques for mining and reclamation planning and monitoring [Open File Report, 30 May 1975- 28 Apr. 1978].

Koellner, T., & Scholz, R. W. (2008). Assessment of land use impacts on the natural environment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, *13*(1), 32-48.

Lambin, E. F., Rounsevell, M. D., & Geist, H. J. (2000). Are agricultural land-use models able to predict changes in land-use intensity?. *Agriculture, Ecosystems &*

Environment, *82*(1-3), 321-331.

Landis, J. R., & Koch, G. G. (1977). The measurement of observer agreement for categorical data. *biometrics*, 159-174.

Lewis, J. P. (1995). Fast normalized cross-correlation. In Proceedings of the Vision Interface, Quebec City, QC, Canada, 15–19 May *1995*; pp. 120–123.

Li, J., Knapp, D. E., Schill, S. R., Roelfsema, C., Phinn, S., Silman, M., ... & Asner, G. P. (2019). Adaptive bathymetry estimation for shallow coastal waters using Planet Dove satellites. *Remote Sensing of Environment*, *232*, 111302.

Liaw, A., & Wiener, M. (2002). Classification and regression by randomForest. *R news*, *2*(3), 18-22.

Lobo, F. D. L., Souza-Filho, P. W. M., Novo, E. M. L. D. M., Carlos, F. M., & Barbosa, C. C. F. (2018). Mapping mining areas in the brazilian amazon using msi/sentinel-2 imagery (2017). *Remote Sensing*, *10*(8), 1178.

London Metal Exchange COBALT. (2013). LME Cobalt official prices, US$ per tonne. URL: https://www.lme.com/en-GB/Metals/Minor-metals/Cobalt#tabIndex=0 (最終閲覧日 2021-02-18)

London Metal Exchange COPPER. (2013). LME Copper official prices, US$ per tonne. URL: https://www.lme.com/en-GB/Metals/Non-ferrous/Copper#tabIndex=0 (最終閲覧日 2021-02-18)

London Metal Exchange NICKEL. (2013). LME Nickel official prices, US$ per tonne. URL: https://www.lme.com/en-GB/Metals/Non-ferrous/Nickel#tabIndex=0 (最終閲覧日 2021-02-18)

London Metal Exchange ZINC. (2013). LME Zinc official prices, US$ per tonne. URL: https://www.lme.com/en-GB/Metals/Non-ferrous/Zinc#tabIndex=0 (最終閲覧日 2021-02-18)

Lowder, S. K., Skoet, J., & Raney, T. (2016). The number, size, and distribution of farms, smallholder farms, and family farms worldwide. *World Development*, *87*, 16-29.

MacFarlane, N., & Robinson, I. S. (1984). Atmospheric correction of Landsat MSS data for a multidate suspended sediment algorithm. *Remote Sensing*, *5*(3), 561-576.

Maciel, D. A., Novo, E. M. L. D. M., Barbosa, C. C. F., Martins, V. S., Flores Júnior, R., Oliveira, A. H., ... & Lobo, F. D. L. (2020). Evaluating the potential of CubeSats for remote sensing reflectance retrieval over inland waters. *International Journal of Remote Sensing*, *41*(7), 2807-2817.

Massey, R., Sankey, T. T., Congalton, R. G., Yadav, K., Thenkabail, P. S., Ozdogan, M., & Meador, A. J. S. (2017). MODIS phenology-derived, multi-year distribution of conterminous US crop types. *Remote Sensing of Environment*, *198*, 490-503.

Masucci, G. D., Biondi, P., Negro, E., & Reimer, J. D. (2019). After the long summer: Death and survival of coral communities in the shallow waters of Kume island, from the Ryukyu archipelago. *Regional Studies in Marine Science*, *28*, 100578.

Mathews, J. A. (2007). Biofuels: What a Biopact between North and South could achieve. *Energy policy*, *35*(7), 3550-3570.

Maus, V., Giljum, S., Gutschlhofer, J., da Silva, D. M., Probst, M., Gass, S. L., ... & McCallum, I. (2020). A global-scale data set of mining areas. *Scientific Data*, *7*(1), 1-13.

Maxwell, A. E., Warner, T. A., & Fang, F. (2018). Implementation of machine-learning classification in remote sensing: An applied review. *International Journal of Remote Sensing*, *39*(9), 2784-2817.

Maxwell, S. K., & Sylvester, K. M. (2012). Identification of "ever-cropped" land (1984–2010) using Landsat annual maximum NDVI image composites: Southwestern Kansas case study. *Remote sensing of environment*, *121*, 186-195.

McNairn, H., & Protz, R. (1993). Mapping corn residue cover on agricultural fields in Oxford County, Ontario, using Thematic Mapper. *Canadian Journal of Remote Sensing*, *19*(2), 152-159.

Mining.com. (2021). Nickel price at highest since 2014 amid growing EV battery demand. URL: https://www.mining.com/nickel-price-at-highest-since-2014-amid-growing-ev-battery-demand/ (最終閲覧日: 2021-02-18)

Miranda, M., Burris, P., Bingcang, J. F., Shearman, P., Briones, J. O., La Viña, A., ... & RESUEÑO, A. (2003). Mining and critical ecosystems: mapping the risks. *World Resources Institute, Washington, DC*.

Monfreda, C., Ramankutty, N., & Foley, J. A. (2008). Farming the planet: 2. Geographic distribution of crop areas, yields, physiological types, and net primary production in the year 2000. *Global biogeochemical cycles*, *22*(1).

Morrison, J. E., Huang, C. H., Lightle, D. T., & Daughtry, C. S. (1993). Residue measurement techniques. *Journal of soil and water conservation*, *48*(6), 478-483.

Motohka, T., Nasahara, K. N., Oguma, H., & Tsuchida, S. (2010). Applicability of green-red vegetation index for remote sensing of vegetation phenology. *Remote Sensing*, *2*(10), 2369-2387.

Moustaka, M., Langlois, T. J., McLean, D., Bond, T., Fisher, R., Fearns, P., ... & Evans, R. D. (2018). The effects of suspended sediment on coral reef fish assemblages and feeding guilds of north-west Australia. *Coral Reefs*, *37*(3), 659-673.

Mudd, G. M. (2010). Global trends and environmental issues in nickel mining: Sulfides versus laterites. *Ore Geology Reviews*, *38*(1-2), 9-26.

Mulianga, B., Bégué, A., Clouvel, P., & Todoroff, P. (2015). Mapping cropping practices of a sugarcane-based cropping system in Kenya using remote sensing. *Remote Sensing*, *7*(11), 14428-14444.

Myers, N. (1988). Tropical forests and their species: going, going. *Biodiversity*, *1*, 28-35.

Nakajima, K., Nansai, K., Matsubae, K., Tomita, M., Takayanagi, W., & Nagasaka, T. (2017). Global land-use change hidden behind nickel consumption. *Science of the Total Environment*, *586*, 730-737.

Ody, A., Doxaran, D., Vanhellemont, Q., Nechad, B., Novoa, S., Many, G., ... & Gentili, B. (2016). Potential of high spatial and temporal ocean color satellite data to study the dynamics of suspended particles in a micro-tidal river plume. *Remote Sensing*, *8*(3), 245.

Ouillon, S., Douillet, P., & Andréfouët, S. (2004). Coupling satellite data with in situ measurements and numerical modeling to study fine suspended-sediment transport: a study for the lagoon of New Caledonia. *Coral Reefs*, *23*(1), 109-122.

Oyama, Y., Matsushita, B., Fukushima, T., Nagai, T., & Imai, A. (2007). A new algorithm for estimating chlorophyll - a concentration from multi - spectral satellite data in case II waters: a simulation based on a controlled laboratory experiment. *International Journal of Remote Sensing*, *28*(7), 1437-1453.

Otsu, N. (1979). A threshold selection method from gray-level histograms. *IEEE transactions on systems, man, and cybernetics*, *9*(1), 62-66.

Oxley, A., Smith, M. E., & Caceres, O. (2016). Why heap leach nickel laterites?. *Minerals Engineering*, *88*, 53-60.

Padma, S., & Sanjeevi, S. (2014). Jeffries Matusita based mixed-measure for improved spectral matching in hyperspectral image analysis. *International journal of applied earth observation and geoinformation*, *32*, 138-151.

Paringit, E. C., & Nadaoka, K. (2003). Sediment yield modelling for small agricultural catchments: land - cover parameterization based on remote sensing data analysis. *Hydrological Processes*, *17*(9), 1845-1866.

Parks, N. F., Petersen, G. W., & Baumer, G. M. (1987). High resolution remote sensing of spatially and spectrally complex coal surface mines of central Pennsylvania: a comparison between simulated SPOT MSS and Landsat-5 thematic mapper. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, *53*(4), 415-420.

Pelletier, C., Valero, S., Inglada, J., Champion, N., & Dedieu, G. (2016). Assessing the robustness of Random Forests to map land cover with high resolution satellite image time series over large areas. *Remote Sensing of Environment*, *187*, 156-168.

Pericak, A. A., Thomas, C. J., Kroodsma, D. A., Wasson, M. F., Ross, M. R., Clinton, N.

E., ... & Amos, J. F. (2018). Mapping the yearly extent of surface coal mining in Central Appalachia using Landsat and Google Earth Engine. *PloS one*, *13*(7), e0197758.

Phalke, A. R., & Özdoğan, M. (2018). Large area cropland extent mapping with Landsat data and a generalized classifier. *Remote sensing of environment*, *219*, 180-195.

Planet-Team. (2016). *Planet Imagery Product Specification: PlanetScope & RapidEye*; P.L. Inc., Ed., Planet Com: San Francisco, CA, USA.

Planet-Team. (2020). *Planet Imagery Product Specifications*; P.L. Inc., Ed., Planet Com: San Francisco, CA, USA.

Potgieter, A., Apan, A., Hammer, G., & Dunn, P. (2011). Estimating winter crop area across seasons and regions using time-sequential MODIS imagery. *International Journal of Remote Sensing*, *32*(15), 4281-4310.

Potgieter, A. B., Lawson, K., & Huete, A. R. (2013). Determining crop acreage estimates for specific winter crops using shape attributes from sequential MODIS imagery. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, *23*, 254-263.

Prishchepov, A. V., Radeloff, V. C., Dubinin, M., & Alcantara, C. (2012). The effect of Landsat ETM/ETM+ image acquisition dates on the detection of agricultural land abandonment in Eastern Europe. *Remote Sensing of Environment*, *126*, 195-209.

Purves, J. M., & Chen, B. (2014). 蔡温の農務帳. *琉球大学農学部学術報告, 61*, 1-9.

Qi, J., Chehbouni, A., Huete, A. R., Kerr, Y. H., & Sorooshian, S. (1994). A modified soil adjusted vegetation index. *Remote sensing of environment*, *48*(2), 119-126.

Qi, J., Marsett, R., Heilman, P., Bieden - bender, S., Moran, S., Goodrich, D., & Weltz, M. (2002). RANGES improves satellite - based information and land cover assessments in southwest United States. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, *83*(51), 601-606.

Qu, L., Lei, T., Ning, D., Civco, D., & Yang, X. (2016). A spectral mixing algorithm for quantifying suspended sediment concentration in the Yellow River: a simulation based on a controlled laboratory experiment. *International Journal of Remote Sensing*, *37*(11), 2560-2584.

Quemada, M. (2004). Predicting crop residue decomposition using moisture adjusted time scales. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, *70*(3), 283-291.

Quemada, M., & Cabrera, M. L. (2002). Characteristic moisture curves and maximum water content of two crop residues. *Plant and Soil*, *238*(2), 295-299.

Quemada, M., Hively, W. D., Daughtry, C. S. T., Lamb, B. T., & Shermeyer, J. (2018). Improved crop residue cover estimates obtained by coupling spectral indices for

residue and moisture. *Remote Sensing of Environment*, *206*, 33-44.

R Development Core Team. (2019). R: A Language and Environment for Statistical Computing. URL: http://www.R-project.org/ (最終閲覧日 2020-07-28)

ReefBase. (2021). A Global Information System for Coral Reefs. URL: http://www.reefbase.org (最終閲覧日 2021-02-18)

Robert, W. (2020). Population growth and movement in the industrial revolution. URL: https://www.thoughtco.com/population-growth-and-movement-industrial-revolution-1221640 (最終閲覧日 2021-02-18)

Rodriguez-Galiano, V. F., Chica-Olmo, M., Abarca-Hernandez, F., Atkinson, P. M., & Jeganathan, C. (2012a). Random Forest classification of Mediterranean land cover using multi-seasonal imagery and multi-seasonal texture. *Remote Sensing of Environment*, *121*, 93-107.

Rodriguez-Galiano, V. F., Ghimire, B., Rogan, J., Chica-Olmo, M., & Rigol-Sanchez, J. P. (2012b). An assessment of the effectiveness of a random forest classifier for land-cover classification. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, *67*, 93-104.

Rouse, J. W., Haas, R. H., Schell, J. A., Deering, D. W., & Harlan, J. C. (1974). Monitoring the vernal advancement and retrogradation (green wave effect) of natural vegetation. *NASA/GSFC Type III Final Report, Greenbelt, Md*, *371*.

Safyan, M. (2017). When Doves fly: 48 Flock 2k satellites successfully launched and deployed. URL: https://www.planet.com/pulse/when-doves-fly-48-flock-2k-satellites-successfully-launched-and-deployed/ (最終閲覧日 2020-12-10).

Safyan, M. (2018a). Flock 3s and 2 SkySats successfully launch on Falcon 9 SSO-A. URL: https://www.planet.com/pulse/five-satellites-launch-on-falcon-9-sso-a/ (最終閲覧日 2020-12-10).

Safyan, M. (2018b). 12 Dove satellites successfully launched on Soyuz rocket. URL: https://www.planet.com/pulse/12-dove-satellites-successfully-launched-on-soyuz-rocket/ (最終閲覧日 2020-12-10).

Safyan, M. (2019a). First up for 2019: PSLV launch of 20 next-generation Doves. URL: https://www.planet.com/pulse/first-up-for-2019-pslv-launch-of-20-next-generation-doves/ (最終閲覧日 2020-12-10).

Safyan, M. (2019b). 12 SuperDove satellites hitching a ride to orbit on the PSLV. URL: https://www.planet.com/pulse/12-superdove-satellites-hitching-a-ride-to-orbit-on-pslv/ (最終閲覧日 2020-12-10).

Safyan, M. (2020a). 26 SuperDoves hitch a ride on Arianespace's Vega rocket. URL: https://www.planet.com/pulse/arianespace-26-superdoves-vega/ (最終閲覧日 2020-

12-10).

Safyan, M. (2020b). Successful launch of Flock 4e' on Rocket Lab's Electron. URL: https://www.planet.com/pulse/successful-launch-of-flock-4e-on-rocket-labs-electron/ (最終閲覧日 2020-12-10).

Sakuma, A., & Yamano, H. (2020). Satellite Constellation Reveals Crop Growth Patterns and Improves Mapping Accuracy of Cropping Practices for Subtropical Small-Scale Fields in Japan. *Remote Sensing*, *12*(15), 2419.

Salm, R., Muthiga, N., & Muhando, C. (1998). Status of coral reefs in the Western Indian Ocean and evolving coral reef programs. *Status of coral reefs of the World*, 53-63.

Samberg, L. H., Gerber, J. S., Ramankutty, N., Herrero, M., & West, P. C. (2016). Subnational distribution of average farm size and smallholder contributions to global food production. *Environmental Research Letters*, *11*(12), 124010.

Santero, N., & Hendry, J. (2016). Harmonization of LCA methodologies for the metal and mining industry. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, *21*(11), 1543-1553.

Scarpare, F. V., Hernandes, T. A. D., Ruiz-Corrêa, S. T., Picoli, M. C. A., Scanlon, B. R., Chagas, M. F., ... & de Fátima Cardoso, T. (2016). Sugarcane land use and water resources assessment in the expansion area in Brazil. *Journal of cleaner production*, *133*, 1318-1327.

Schingler, R. (2017). Planet launches satellite constellation to image the whole planet daily. *Planet Labs*.

Schroeder, T., Devlin, M. J., Brando, V. E., Dekker, A. G., Brodie, J. E., Clementson, L. A., & McKinna, L. (2012). Inter-annual variability of wet season freshwater plume extent into the Great Barrier Reef lagoon based on satellite coastal ocean colour observations. *Marine pollution bulletin*, *65*(4-9), 210-223.

Serbin, G., Hunt, E. R., Daughtry, C. S., McCarty, G. W., & Doraiswamy, P. C. (2009). An improved ASTER index for remote sensing of crop residue. *Remote Sensing*, *1*(4), 971-991.

Skakun, S., Franch, B., Vermote, E., Roger, J. C., Becker-Reshef, I., Justice, C., & Kussul, N. (2017). Early season large-area winter crop mapping using MODIS NDVI data, growing degree days information and a Gaussian mixture model. *Remote Sensing of Environment*, *195*, 244-258.

Slonecker, E. T., & Benger, M. J. (2001). Remote sensing and mountaintop mining. *Remote Sensing Reviews*, *20*(4), 293-322.

SNL Metals & Mining. (2015). Raw Materials Data.
URL: http://www.intierrarmg.com/Products/Raw-Materials-Data.aspx (最終閲覧日:

2015-02-02)

Song, X. P., Potapov, P. V., Krylov, A., King, L., Di Bella, C. M., Hudson, A., ... & Hansen, M. C. (2017). National-scale soybean mapping and area estimation in the United States using medium resolution satellite imagery and field survey. *Remote sensing of environment*, *190*, 383-395.

Sonter, L. J., Ali, S. H., & Watson, J. E. (2018). Mining and biodiversity: key issues and research needs in conservation science. *Proceedings of the Royal Society B*, *285*(1892), 20181926.

Statista. (2020). Sugar production worldwide in 2019/2020. URL: https://www.statista.com/statistics/495973/sugar-production-worldwide/ (最終閲覧日 2021-02-18)

Storlazzi, C. D., Presto, M. K., & Logan, J. B. (2009). Coastal circulation and sediment dynamics in War-in-the-Pacific National Historical Park, Guam. Measurements of waves, currents, temperature, salinity, and turbidity: June 2007–January 2008. *US Geological Survey Open-File Report*, *1195*, 79.

Storlazzi, C. D., Norris, B. K., & Rosenberger, K. J. (2015). The influence of grain size, grain color, and suspended-sediment concentration on light attenuation: Why fine-grained terrestrial sediment is bad for coral reef ecosystems. *Coral Reefs*, *34*(3), 967-975.

Tang, L., Nakajima, K., Murakami, S., Itsubo, N., & Matsuda, T. (2016). Estimating land transformation area caused by nickel mining considering regional variation. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, *21*(1), 51-59.

The World Bank. (2020). Agricultural land. URL: https://databank.worldbank.org/reports.aspx?source=2&type=metadata&series=AG.LND.AGRI.K2 (最終閲覧日 2021-02-18)

Thompson Jr, J. H., Shinn, E. A., & Bright, T. J. (1980). Effects of drilling mud on seven species of reef-building corals as measured in the field and laboratory. In *Elsevier Oceanography Series* (Vol. 27, pp. 433-453). Elsevier.

Thorburn, P. J., Wilkinson, S. N., & Silburn, D. M. (2013). Water quality in agricultural lands draining to the Great Barrier Reef: a review of causes, management and priorities. *Agriculture, ecosystems & environment*, *180*, 4-20.

Timm, B. C., & McGarigal, K. (2012). Fine-scale remotely-sensed cover mapping of coastal dune and salt marsh ecosystems at Cape Cod National Seashore using Random Forests. *Remote Sensing of Environment*, *127*, 106-117.

Tyler, A. N., Svab, E., Preston, T., Présing, M., & Kovács, W. A. (2006). Remote sensing of the water quality of shallow lakes: A mixture modelling approach to quantifying

phytoplankton in water characterized by high - suspended sediment. *International Journal of Remote Sensing*, *27*(8), 1521-1537.

Townsend, P. A., Helmers, D. P., Kingdon, C. C., McNeil, B. E., de Beurs, K. M., & Eshleman, K. N. (2009). Changes in the extent of surface mining and reclamation in the Central Appalachians detected using a 1976–2006 Landsat time series. *Remote Sensing of Environment*, *113*(1), 62-72.

Tucker, C. J. (1979). Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. *Remote sensing of Environment*, *8*(2), 127-150.

United Nations. (2015). The 17 goals. URL: https://sdgs.un.org/goals (最終閲覧日：2021-02-17)

United Nations. (2017). Natural ecosystems are cheap and effective barriers to climate impacts. URL: https://newsroom.unfccc.int/news/natural-ecosystems-are-cheap-and-effective-barriers-to-climate-impacts (最終閲覧日 2021-02-18)

United Nations (2019). World population prospects 2019. URL: https://population.un.org/wpp/ (最終閲覧日 2021-02-18)

United States Department of Agriculture. (2020). Sugar: World markets and trade. URL: https://apps.fas.usda.gov/psdonline/circulars/sugar.pdf (最終閲覧日 2021-02-18)

United States Geological Survey. (2015). Platinum-group metals. URL: https://s3-us-west-2.amazonaws.com/prd-wret/assets/palladium/production/mineral-pubs/platinum/mcs-2015-plati.pdf (最終閲覧日 2021-02-18)

Van Deventer, A. P., Ward, A. D., Gowda, P. H., & Lyon, J. G. (1997). Using thematic mapper data to identify contrasting soil plains and tillage practices. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, *63*, 87-93.

Vieira, M. A., Formaggio, A. R., Rennó, C. D., Atzberger, C., Aguiar, D. A., & Mello, M. P. (2012). Object based image analysis and data mining applied to a remotely sensed Landsat time-series to map sugarcane over large areas. *Remote Sensing of Environment*, *123*, 553-562.

Viovy, N., Arino, O., & Belward, A. S. (1992). The Best Index Slope Extraction (BISE): A method for reducing noise in NDVI time-series. *International Journal of remote sensing*, *13*(8), 1585-1590.

Wardlow, B. D., & Egbert, S. L. (2008). Large-area crop mapping using time-series MODIS 250 m NDVI data: An assessment for the US Central Great Plains. *Remote sensing of environment*, *112*(3), 1096-1116.

Werner, T. T., Mudd, G. M., Schipper, A. M., Huijbregts, M. A., Taneja, L., & Northey, S. A. (2020). Global-scale remote sensing of mine areas and analysis of factors

explaining their extent. *Global Environmental Change*, *60*, 102007.

Whitcraft, A. K., Vermote, E. F., Becker-Reshef, I., & Justice, C. O. (2015). Cloud cover throughout the agricultural growing season: Impacts on passive optical earth observations. *Remote sensing of Environment*, *156*, 438-447.

Xavier, A. C., Rudorff, B. F., Shimabukuro, Y. E., Berka, L. M. S., & Moreira, M. A. (2006). Multi - temporal analysis of MODIS data to classify sugarcane crop. *International Journal of Remote Sensing*, *27*(4), 755-768.

Xiao, X., Boles, S., Liu, J., Zhuang, D., Frolking, S., Li, C., ... & Moore III, B. (2005). Mapping paddy rice agriculture in southern China using multi-temporal MODIS images. *Remote sensing of environment*, *95*(4), 480-492.

Xie, Y., Xiong, X., Qu, J. J., Che, N., & Summers, M. E. (2011). Impact analysis of MODIS band-to-band registration on its measurements and science data products. *International journal of remote sensing*, *32*(16), 4431-4444.

Xu, X., Xu, S., Jin, L., & Song, E. (2011). Characteristic analysis of Otsu threshold and its applications. *Pattern recognition letters*, *32*(7), 956-961.

Yamano, H., Tamura, M., Kunii, Y., & Hidaka, M. (2003). Spectral reflectance as a potential tool for detecting stressed corals. *Journal of the Japanese Coral Reef Society*, *2003*(5), 1-10.

Yamano, H., Satake, K., Inoue, T., Kadoya, T., Hayashi, S., Kinjo, K., ... & Hibiki, A. (2015). An integrated approach to tropical and subtropical island conservation. *Journal of Ecology and Environment*, *38*(2), 271-279.

Yamano, H., Sakuma, A., & Harii, S. (2020). Coral-spawn slicks: Reflectance spectra and detection using optical satellite data. *Remote Sensing of Environment*, *251*, 112058.

Yan, L., & Roy, D. P. (2014). Automated crop field extraction from multi-temporal Web Enabled Landsat Data. *Remote Sensing of Environment*, *144*, 42-64.

Yin, H., Prishchepov, A. V., Kuemmerle, T., Bleyhl, B., Buchner, J., & Radeloff, V. C. (2018). Mapping agricultural land abandonment from spatial and temporal segmentation of Landsat time series. *Remote sensing of environment*, *210*, 12-24.

Yue, J., Tian, Q., Dong, X., Xu, K., & Zhou, C. (2019). Using hyperspectral crop residue angle index to estimate maize and winter-wheat residue cover: a laboratory study. *Remote Sensing*, *11*(7), 807.

Yue, J., Tian, Q., Tang, S., Xu, K., & Zhou, C. (2019). A dynamic soil endmember spectrum selection approach for soil and crop residue linear spectral unmixing analysis. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, *78*, 306-317.

Yue, J., Tian, Q., Dong, X., & Xu, N. (2020). Using broadband crop residue angle index

to estimate the fractional cover of vegetation, crop residue, and bare soil in cropland systems. *Remote Sensing of Environment*, *237*, 111538.

Zheng, B., Campbell, J. B., & de Beurs, K. M. (2012). Remote sensing of crop residue cover using multi-temporal Landsat imagery. *Remote Sensing of Environment*, *117*, 177-183.

Zhong, L., Gong, P., & Biging, G. S. (2014). Efficient corn and soybean mapping with temporal extendability: A multi-year experiment using Landsat imagery. *Remote Sensing of Environment*, *140*, 1-13.

本論文に関連した研究発表

発表論文（査読あり）

1) Asahi Sakuma & Hiroya Yamano: Satellite Constellation Reveals Crop Growth Patterns and Improves Mapping Accuracy of Cropping Practices for Subtropical Small-Scale Fields in Japan. Remote Sensing, 12 (15), 2419, 2020.
2) Asahi Sakuma, Hiroya Abe & Hiroya Yamano: A fine-scale, short-term sediment discharge event captured by high-frequency observation satellite constellation. Remote Sensing Letters（in revision）.

発表論文（査読なし）

1) 佐久間東陽・山野博哉・中島謙一：鉱山採掘活動による陸域生態系の劣化（―問題生態系シリーズ：陸域生態系―）．日本リモートセンシング学会誌，40 (5)，pp. 271-274, 2020.

学会発表

1) 佐久間東陽・山野博哉・中島謙一：ニッケル鉱山を対象としたスペクトル混合分解法に基づく採掘面積率推定の検証. 日本リモートセンシング学会第 66 回（令和元年度春季）学術講演会，埼玉，2019 年 6 月.
2) 佐久間東陽・山野博哉・中島謙一：Landsat 画像を用いた様々な土地被覆タイプに対する鉱山の採掘面積推定法の開発．日本リモートセンシング学会第 67 回（令和元年度秋季）学術講演会，岐阜，2019 年 11 月.

付録 A　沖縄県における赤土流出問題の歴史

沖縄県における赤土流出に関する古い記述は，1734 年に布達された農務書まで遡る。当時，琉球王朝・首里王府の三司官として布達署名人の一人であった蔡温を冠して「蔡温農務書」とも呼ばれ，6 つの大項目（1．農地の保全，2．農耕の仕方，3．共同耕作，4．凶作時の貯え，5．有用植物の栽培，6．役人の勤務内容）からなる農事指導文書である[翁長ら，1999；Purves & Chen, 2014]。第一の項目である農地の保全においては，特に土壌保全について，かなり厳しく指導していたことが汲み取れる。Purves & Chen (2014)の翻訳によると，「畑の周辺の畔の耕作地側の溝は，常日頃から深く掘り下げて置き，そこに土壌が雨で流れ込んで溜まったら，それを元の農地に返す。」ことを指導しており，この肥沃な土壌を元の農地に返すことを「イフ返し」と呼び，これは現在の沈砂池による対策に通ずるものである。このことから農務書は，土壌保全による農業生産力向上が目的であるものの，この時代から既に赤土流出の認識があり，かなりの管理がされていたと考えられる。これらの保全行動が功を奏し，この時代における赤土流出は，自然浸食的なものに限定され，自然界への影響は極めて小さかったと考えられている[翁長ら，1999]。

赤土流出による沿岸域への環境影響について問題提起されたのは，1943 年に当時，沖縄県立農林学校教諭であった我謝栄彦が「本県における赤土流出量の調査および対策」と題した新聞紙上への提言であり，そこで我謝は沖縄県における細土流出量が膨大な量であることを最初に調査し，その防止の対策を検討した[翁長ら，1999]。

1945 年の太平洋戦争終戦後，米軍の統治下に置かれた沖縄では，1949 年の東西冷戦の激化に伴う，朝鮮半島の軍事的緊張の高まりによる極東地域戦略のため，米軍による沖縄での基地建設が急速に進行した。ここで，問題になったのが土地の接収である。平良 (2004)によると，当時，主要な産業が農業であった沖縄の人々にとって，農地は替えのきかない生活の基盤であったにも関わらず，約 40,000 ac にも及ぶ基地の約 44%は農地からの転換であった。これは，当時の沖縄本島の全農地面積の約 20%を占めるものであった。そのような経緯から沖縄では第一次産業（農業経済）が衰退し，基地と結びついた産業分野（建設業，サービス業）が異常に肥大した結果，県民の消費物資の多くは県外に依存せざるを得なくなり，貿易収支による入超の構造が生み出された[仲地，1994]。この頃の大規模な基地建設に伴い，赤土流出があったことが推察されるが，記録は残されていないようである[満本，2001]。

戦後，パイン缶の供給地であった台湾が日本と切り離され，その代替地として 1950 年代後半に，沖縄でのパイン缶製造が日本政府によって推し進められた。沖縄のパイン缶が南西諸島物資に指定され，保護政策（関税ゼロ）の対象となったのを契機に，沖縄のパイン缶詰

産業はパインブームと呼ばれる急成長を経験した[新井&永田，2002；八尾，2018]。ブームの要因として，パイナップル生産は山林原野などの傾斜地栽培に適する特質を持ち，この特質によって傾斜地の多い琉球諸島においても導入が容易であったこと[山里，1961]，それに加えて，先に述べた基地建設で接収された平野部の農地に代わる農地として開墾が進んだことも要因と考えられる。沖縄における赤土流出による社会問題化は，パインブームによる丘陵地でのパイナップル畑の造成拡大が始まりとされている[翁長ら，1999]。1962 年に，米国側からの強い要請を受け，日本は台湾・マラヤ連邦に限定した割当制の撤廃し，世界各国からの輸入を受け入れることになった。ここからハワイやフィリピン産といった米国圏のパイン缶が日本へ輸入されるようになり，沖縄におけるパインの生産量は 1970 年で頭打ちとなり，その後は減少傾向を辿っていくこととなった。今日では，生食用のパイン生産に限られており，生産量そのものも大きくない[八尾，2018]。

1962 年に米国はソ連との冷戦状態の中で，キューバに核ミサイル基地があることを知り，キューバ周辺海域の封鎖およびキューバの最大産業である砂糖の輸入停止措置をとった，所謂キューバ危機によって砂糖の国際相場が高騰し，沖縄県においてサトウキビブームが起きた。これはキューバ危機に加えて，次の 3 つの要因もブームを後押しした：（1）パイン缶と同じく，戦後に台湾を失った本土製糖企業では，原料となる粗糖が不足していたことによるサトウキビの南西諸島物資への指定[新井&永田，2002]，（2）1956 年以降，基地建設が一段落したことによって入超赤字が補填できなくなり，米軍政府が保護主義的な経済政策から，貿易の自由化政策への転換に伴う，本土製糖資本による大型製糖工場の設立・設備投資[仲地，1994；新井&永田，2002]，（3）1962 年の大干ばつにおける稲作被害による，水田からサトウキビ畑への転換[仲地，1994]。このサトウキビブームによって沖縄農業は，1960 年までの甘蔗を中心とし，それに水稲，サトウキビ，大豆，小麦，野菜といった農業構成から，サトウキビの作付面積が急速に増加する一方で，他の作物は急激に減少していった。その結果，1965 年頃に沖縄の農業は，サトウキビの単一形態が形成された[仲地，1994]。さらに 1970 年に本格化した「減反政策」も相まって進んだ水田の喪失は[権田ら，2015]，沈砂池の役割を農業生産と同時にある程度果たしていた水田の土砂流出抑制機能の喪失[松井ら，2007]とも言い換えることができ，サトウキビ農地への大規模転換は，赤土流出が発生しやすい土地構造への転換になった。

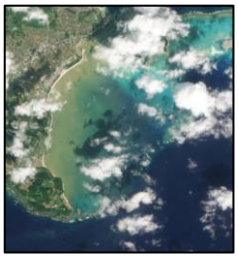
1972 年の沖縄返還によって米軍統治が終わった。そして本土復帰に伴い，日本政府は本土との格差是正に向けて本土並み（本島基準の画一的な開発事業）と謳われた「沖縄振興開発計画」を推進し，社会基盤整備を急いだ。また，過去 27 年間の米軍統治下における農業基盤整備の立ち遅れを取り戻すための大規模な土地改良，圃場整備，農地開発，農林道整備等の事業を，ほぼ同時期に，集中的かつ急速に実施した[翁長ら，1999]。それは，先に述べた「蔡温農務書」に記述されている沖縄の自然条件を鑑みた農地整備とは程遠いものであっ

たと言える。さらに，これら各種大型公共事業に加え，民間企業等による設備投資・資本投資も急速に増加し，リゾート開発が急速に進行した[翁長ら，1999]。これらの琉球諸島特有の生態系・自然条件を考慮しない本土規格の開発事業により[大見謝，1992]，この時期に赤土流出は加速度的に進行した[翁長ら，1999]。また，日本政府はサトウキビの買取価格を急激に引き上げ，機械化農業に向けた圃場整備や農業機械の導入を実施した。その結果，この頃には 1960 年代前半のサトウキビブームが直ぐに頭打ちとなり，下火にあったサトウキビ栽培の生産意欲を再び高め，特に離島部ではサトウキビブーム当時をしのぐモノカルチャー的状況が生み出された[新井&永田，2013]。しかし，「GATT ウルグアイ・ラウンド交渉」による日本の農家保護政策体系の批判が高まったことにより，サトウキビの買取価格は引き下げられ，以後 1 t あたりほぼ 20,000～21,000 円の範囲で横ばいに推移し，現在では農業従事者の高齢化から徐々にサトウキビ生産は衰退している[新井&永田，2002]。しかし，依然として琉球諸島においては，サトウキビの栽培・製糖に関わる産業依存が根強く残り，現在もサトウキビを中心とした農業政策が打ち出されている[沖縄県，2006]。

上記のような経緯から赤土流出は深刻化し，サンゴ礁生態系の劣化の報告に伴い地域の環境問題として表面化した[大見謝，1992]。そこで，沖縄県は 1994 年に「赤土等流出防止条例」を策定，翌 1995 年に施行し，陸域からの赤土流出抑制を図った。「赤土等流出防止条例」は，開発事業について，その規模に応じた沈砂池の設置や排水基準を設けるなどの対策義務を明記しているが[沖縄県文化環境部，1995]，農業については努力義務に留まっている。そのため，条例施行前と施行後の赤土流出量を比較すると，開発事業については赤土流出量を大きく削減することが出来たが（図 1.6），農地についてはほとんど削減することが出来ておらず，現在では赤土流出量のおよそ 8 割を農地が占めている現状である（図 1.7）。

付録 B　現地での赤土流出と衛星画像の取得

久米島における沿岸域への赤土流出状況の記録と，その日に撮影された衛星画像を示す（図 B.1）。また，参考に，通常時の沿岸域の現場の様子と，その日に撮影された衛星画像を示す（図 B.2）。

現場写真	Planet Dove	Sentinel-2A/B	Landsat-8/OLI
2018 年 11 月 16 日			No Image
2019 年 6 月 3 日	No Image	No Image	No Image
2019 年 6 月 10 日	No Image	No Image	No Image
2019 年 6 月 20 日	No Image	No Image	No Image

2019 年 6 月 24 日

No Image

No Image

2019 年 7 月 7 日

No Image

No Image

No Image

2019 年 7 月 18 日

No Image

No Image

No Image

2019 年 7 月 19 日

No Image

No Image

2020 年 6 月 7 日

No Image

No Image

No Image

図 B.1. 久米島における沿岸域への赤土流出の確認と衛星の観測状況

現場写真	Planet Dove	Sentinel-2A/B	Landsat-8/OLI
2020 年 6 月 15 日		No Image	No Image

図 B.2. 久米島における沿岸域の平常時の様子と衛星画像

付録 C　複数の Planet Dove 画像によって算出された NDVI の変動

Houborg & McCabe (2018)によって，Planet Dove のセンサ個体差による NDVI 値のばらつきが検証されている。本研究においても，NDVI 値のばらつきを検査し，第 4 章において NDVI のばらつきが作物・作型分類に及ぼす影響について議論した。

検査方法としては，微小な季節変動と想定される常緑林の領域において，季節毎（① 1～3 月，② 4～6 月，③ 7～9 月，④ 10～12 月）の NDVI 値を集計した。図 C.1 に集計された NDVI 値の箱ひげ図を示す。箱ひげ図において，上側四分位数および下限四分位数は概ね±0.5 の範囲内で示されている。箱ひげのヒゲが示す下側の極値が上側のヒゲよりも大きな値を示すのは，大気の影響による NDVI 値の低下と考えられる。このような低下した値は，NDVI 時系列データの洗練化処理によって抑制可能である。そのため，第 4 章で実施した作物・作型の生育様式の推定において，大きな影響を与えないと考えられる。従って，大気の影響がほとんど無く，主にセンサ個体差による変動と考えらえる上側ヒゲと中央値の差をセンサ個体差による NDVI 値のばらつきとすると，ほぼ全ての季節において，その差は 0.1 未満である。これらは，Houborg & McCabe (2018)が示した，センサ個体差による NDVI のばらつきと同様の結果を示している。

この検査によって，作物・作型における NDVI 時系列データの季節変化が，±0.1 よりも大きいため，第 4 章における NDVI 時系列データを用いた作物・作型分類においてセンサ個体差の影響は，概ね無視できると見なされる。

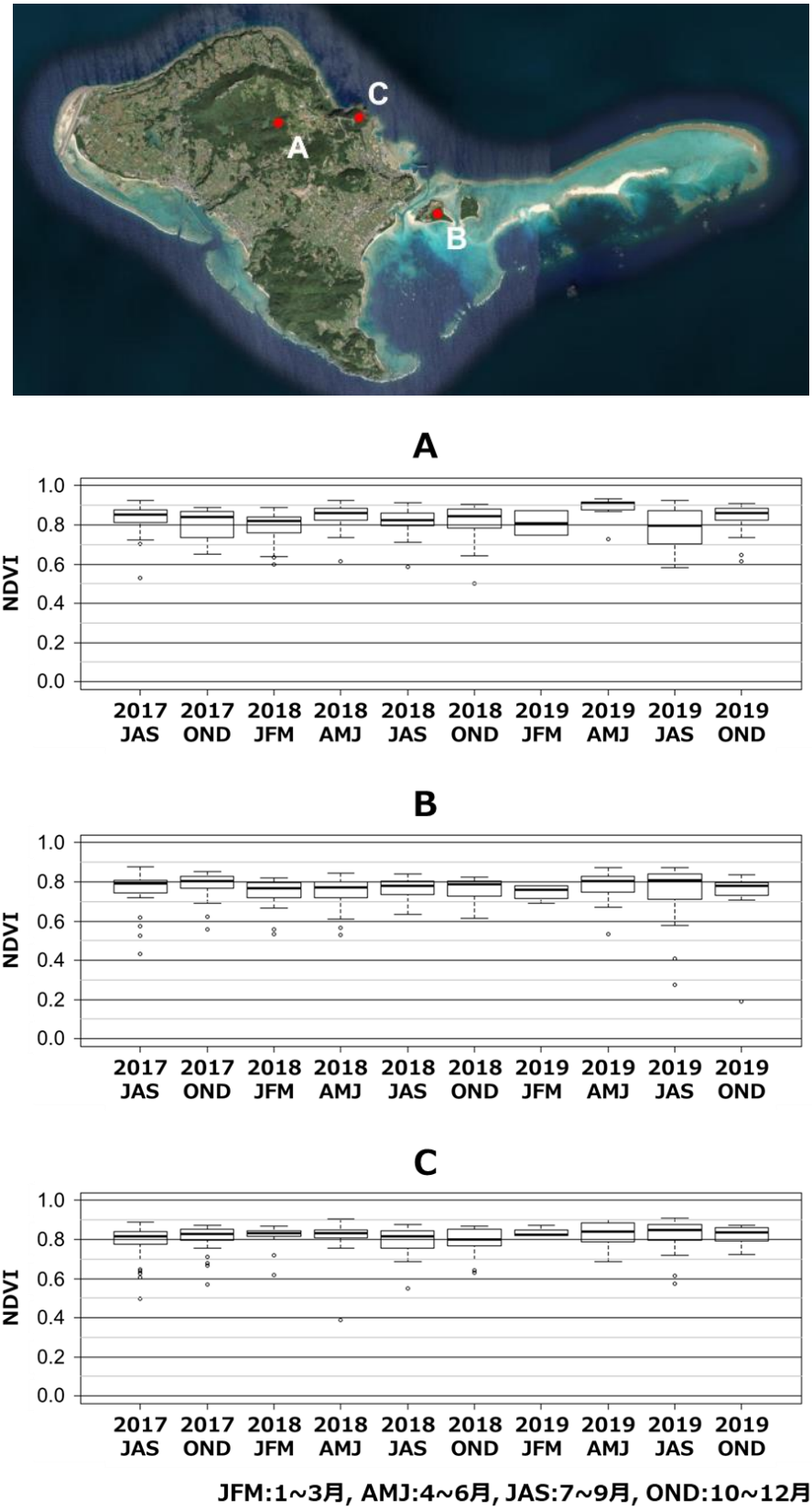


図 C.1. 3 つの常緑林領域における Planet Dove の NDVI における季節毎の箱ひげ図