

第4章 途上国の森林の減災・防災等の機能強化に資する技術等の開発

4.1 背景と目的

4.1.1 森林の防災・減災機能（F-DRR）を最大化する治山技術の可能性

国家の経済が急速に成長する際に、不適切な土地利用が原因となって山地災害が頻発化する事例は日本を含め世界各地で認められる。一般的に産業活動が活発化し人口が急増する経済成長期には伝統的な土地利用のルールが軽視される傾向が強く、災害リスクの高い土地が利用されることで山地災害の発生につながりやすい。わが国も明治期の近代化や第二次大戦後の復興に伴う木材や薪炭の需要増大が山地の過度な利用を生み、山地災害の多発化を招いたことがある。こうした歴史を教訓に、わが国では現在にわたるまで「砂防」と「治山」の両事業による防災施策が講じられるようになった。前者の砂防事業は主にコンクリート製の防災施設の整備（グレーインフラ）を整備して荒廃流域の保全及び土石流等の土砂災害から人命や財産を直接的に守ることを目的とする。一方で我が国の治山事業は、その豊かな経験を糧に森林整備と補助的な施設を組み合わせ（グリーンインフラ）森林の防災・減災機能（Forest-based Disaster Risk Reduction; F-DRR）を最大化する独自の治山技術を発達させた。治山技術は山地災害に対するレジリエンスを高めるだけに留まらない。居住地周辺や沿岸域に整備された土砂流出防備林、水害防備林、防潮林、防風林、飛砂防備林などの防災林（保安林）は土砂流出や洪水、津波、高潮、強風など自然の猛威から生活空間を保護してくれるバッファゾーンとなる。このように、治山技術で整備された森林の防災・減災効果はきわめて幅広く多岐に渡るうえ、コンクリート構造物に過度に依存することがないため、今後本格的な災害対策を進めようとする開発途上国にとって過剰な財政負担への懸念を抑えられるという観点から適用可能性が高いと期待される。

近年の経済発展が著しい東南アジアの開発途上国は多雨気候のため歴史的に斜面崩壊のみならず洪水による被災者も極めて多く、将来の気候変動による土砂・洪水災害の大規模化が危惧されている。その例として、ベトナム社会主義共和国では2020年の10月から11月にかけて異例の数の台風や熱帯低気圧が続けざまに上陸、接近し、山岳地域及び沿岸地域に深刻な山地災害や洪水災害をもたらした。国際連合人道問題調整事務所（OCHA）によれば、一連の災害は同国に243人の死者・行方不明者の他、約150万人に直接的被害をもたらしたと発表されている。治山技術による山地域の森林整備は山地からの土砂流出量の低減を通じて河床上昇による洪水被害を緩和するため、山地災害のみならず水害までも含めた国

土全体の総合的な防災対策に大きく貢献できると期待される。治山技術はさらに森林の炭素固定による温暖化対策への貢献も期待できるという点でも優れている。

治山技術はこのような多岐にわたる利点を持つ一方で、適切な土地利用計画や土地利用制限、住民の防災・環境意識を向上するための啓蒙を伴わないと効果を発揮しにくい技術体系でもあるという一面を併せ持つ。例えば、居住地の周辺に防災林が整備されても、適切な利用制限が無いと私的な乱獲が放置されて防災林の破壊につながることもある（いわゆるコモンの悲劇）。しかし、世界的に SDGs（持続可能な開発目標）が重視される今日にあっては、このような土地利用計画や啓蒙を必要とするという治山技術の特性は、むしろ、住民の防災意識の向上につながりやすいという利点にもなりうる。

とくに災害が起こりやすいモンスーンアジア地域では、適切な土地利用の制限は局所的・短期的には経済活動を制限する側面もあるが、長期的な国家的視点で見れば、住民の安全につながることは疑いようがない。わが国でも、災害リスクの高い場所での宅地開発が災害につながっていると指摘される事例はきわめて多いが、防災・減災対策の策定がこれから本格化する発展途上国にあって、山岳地域においては計画的な土地利用と防災意識の普及啓発を必須とする治山技術を、沿岸地域においてはマングローブ等による高潮被害に対する沿岸域の防災・減災機能の評価と保全策を早期に導入しておき、土地の持つ災害リスクについて意識を深めておくことは、将来的に防災予算の低減や民生の安定にもつながるもので、未来への投資という点でも費用対効果は極めて高いと考えられる。

政府と住民の間の合意可能性が高く実効性の高いゾーニングを行うには、科学的知見にもとづいて、土地に潜む災害リスクを出来るだけ正確に評価するとともに、迅速・かつ効果的な形で住民に周知する必要がある。そのためには、地域の生態系や社会的文化的な背景の理解を踏まえ、近年発達が著しい情報技術の活用が不可欠であり、とくにリモートセンシングや、AI の技術を導入することで、ゾーニング技術を高度化することが期待できる。本課題では、日本の治山技術が蓄積してきた山地災害予測技術に、リモートセンシングや AI などの最新の情報技術を組み合わせて、途上国に対して森林の防災・減災機能を活用した防災技術の実装に貢献するものである。

4.1.2 本課題の目的

開発途上国のベトナム社会主義共和国（以下、ベトナム）の山岳地域と沿岸地域を調査対象地域に設定し、同国の森林や山岳地域及び海岸地域に関する歴史、社会経済を踏まえた上で、日本の治山技術を同国に効果的に適用させるための技術開発を行う。山岳地域においては、森林の防災・減災機能を強化する日本の治山技術やリモートセンシング技術を現地

に適用し、有効性の検証と課題の改善を通じて適用技術を開発する。沿岸域においては、高い消波効果を発揮するマングローブ林の高潮時における防災・減災機能を評価するとともに、マングローブ林保全に関する技術的指針を提示する(図 4-1-2-1)。



図 4-1-2-1 途上国の森林の減災・防災等の機能強化に資する技術等の開発フロー

4.1.3 現地カウンターパートとの協力体制の構築

本課題を効率的に遂行するため、現地カウンターパートとして、ベトナム北西部山岳域の山地災害及び沿岸域の高潮災害に関する調査研究を推進するベトナム森林科学アカデミー (Vietnamese Academy of Forest Sciences) と令和 2 年度に MOU を締結し、以降、調査・研究における協力体制を構築している。

ベトナム森林科学アカデミーは、同国の農業農村開発省 (the Ministry of Agriculture and Rural Development; MARD) 傘下の特別科学組織 (Special scientific organization) として首都ハノイに本部を置く機関であり、同国における森林研究、開発及び拡大に関する科学研究、技術移転、大学院教育、国際協力等を実施している。

4.2 日本の森林整備・治山技術を効果的に現地のニーズに合わせて適用するための手法の開発

4.2.1 ベトナム北西部山間地における山地災害及び自然・社会環境に関する調査の流れ

調査対象国であるベトナムの山岳地域では、気候変動に伴う極端な豪雨の強度・頻度の増大や、市場経済の拡大等による森林から農地等への無秩序な土地改変によって、斜面崩壊をはじめとする山地災害が多発し林地の荒廃が進んでいる。同国の山地災害を防止・軽減することを目的として、森林の防災・減災機能を最大限に発揮させる日本の治山技術をベトナム国に効果的に適用するために必要な手法を、同国の自然環境条件や社会情勢を考慮しながら開発する。本目的の達成のため、ベトナム北西部山岳地域の荒廃林地を対象に現地踏査を実施し、斜面崩壊等の発生場や発生形態、植生被覆との関係等を把握する。また林地の荒廃には不適切な森林路網の作設に起因することもありことから、林道等の整備状況についても調査する。さらに対象地域における森林の伐採、農地転換、居住地域の変遷など土地利用の実態や地域住民の山地災害に対する意識等を現地調査や文献調査によって把握する。この他、治山事業計画の策定に必要となる、同国の地形・地質・降水量等の広域データセットの整備状況を調査し、GIS 基盤データへの供用可能性を明らかにするための品質確認を行う。本課題の調査フローを図 4-2-1-1 に示す。本課題 4.2 はリスクマップ作成に関する課題 4.3 と強く連携することから、同図は課題 4.3 を含めたかたちとなっている。このようにして得られた、林地の荒廃、林道の整備、土地利用の情報を課題 4.3 に受け渡すことにより、リモートセンシング技術による斜面崩壊リスクマップ及び森林管理マップの作成の一助とする。また課題 4.3 と連携して山地災害リスクと木材生産の収益性に基づいて、土地利用の判断基準となるような森林のゾーニング技術を開発する。

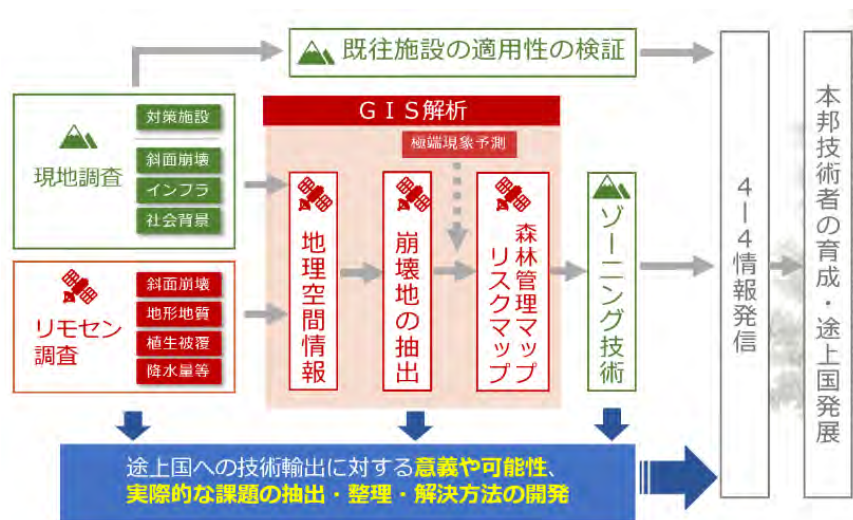


図 4-2-1-1 課題 4.2 及び 4.3 の調査開発フロー

4.2.2 ベトナム北西部における山地災害と防災対策に関する現地調査

4.2.2.1 ベトナム北西部の中山間地域における斜面崩壊の実態と土地利用の関係

(1) Ho Bon 地区における斜面崩壊の緊急現地調査（2023 年 9 月実施）

2023 年 8 月 5 日夜、イエンバイ省ムーカンチャイ郡 (Mu Cang Chai District, Yen Bai Province) の中心部から西へ約 20 km にある Ho Bon 地区において、豪雨によって多数の斜面崩壊が発生した。集落内には、斜面崩壊と土石流によって被災した家屋もあった。また、集落へつながる道路への土砂の流入や損傷のため、現地へのアクセスは困難であると、災害直後には報道されていた。

斜面崩壊の発生日から約 1 ヶ月経過した 2023 年 9 月 7 日に、現地調査を実施した。Ho Bon 地区に近づくにつれて、幹線道路の一部区間に崩土が残り、道路の損傷箇所が多くなっていたものの、車でアクセスできた。Ho Bon の集落の北端に位置する家屋では、土石流による巨礫流入の被害を受けており、重機で土砂を取り除く作業をしていた。細粒な土砂の流入の被害を受けた集落の中心の家屋では、すでに土砂が取り除かれており、住民たちは普段通りに近い生活をしているように見受けられた。

Ho Bon 集落周辺の斜面の観察から、主に 3 種類の崩壊形態を確認できた。1 つ目は表層崩壊、2 つ目は地すべりのようなタイプの崩壊、3 つ目は表層の土層が流出したタイプの崩壊である。これらの崩壊は、地形や土地利用とある程度の関連があるようにみえた。

現地では遠望しかできなかったものの、表層崩壊の主な発生場所は、主稜線の近傍まで発達している急傾斜した凹型地形である (図 4-2-2-1)。山地の灌木帯だけでなく、樹林帯でも崩

壊が発生したことを、衛星画像で確認できる。山腹斜面で、崩落物質が流下したあとの露頭の観察から、軟弱な岩盤の上に土層が薄く被っている様子を確認できた。崩壊源頭部においても、土層と基盤岩の境界ないしその近傍から崩落し、崩壊の深さは 2 m 未満であると推察される。このタイプの崩壊は、日本で発生する表層崩壊と同様のものであろう。



図 4-2-2-1 Ho Bon 地区周辺で発生した表層崩壊。凹型斜面で稜線近くのところから崩落している様子がわかる。

崩壊深が深いタイプの崩壊は、主に棚田やその近くで、地すべりのような崩壊形態で発生している(図 4-2-2-2)。このタイプの崩壊は、凹型斜面に近い場所で崩壊が発生しているようにもみえるが、表層崩壊タイプほど明確に地形と崩壊発生場を対応づけることは難しい。棚田を切るように崩壊が発生していることから、豪雨時に集水した水の漏水が崩壊発生に影響している可能性がある。



図 4-2-2-2 棚田に崩壊の源頭部をもつ地すべりのような崩壊

表層の土層が流出するタイプの崩壊は、トウモロコシ畑やその休耕地など、樹木が伐採されたあとの草本に覆われた斜面を発生源とする(図 4-2-2-3)。崩壊深は 1 m に満たないため、その場に留まっている草本もあった。Ho Bon の集落の周辺ではトウモロコシ畑が多いため、このような崩壊地をいくつか確認できた。観察した崩壊地の源頭部では、源頭部を横切るように道幅が 30–50 cm 程度の未舗装の作業用小道が通っていた。現地住民はこの小道を使って農作業場へ移動を日常的にしているため、路面は固く締まっていた。小道の存在が崩壊源頭部の位置と関係している可能性もある。このような崩壊は、斜面における草地面積の少ない日本であり見られない形態かもしれない。



図 4-2-2-3 表面の土壌が流出するタイプの崩壊。この崩壊地は、樹木が伐採されたトウモロコシ畑などの耕作地で発生していることが多い。

表層の土壌が流出するタイプの源頭部で実施した土壌断面の観察から、褐色の森林土壌が強風化した流紋岩質の岩石を覆っていた(図 4-2-2-4)。A 層の厚さは 3 cm 未満と極めて薄く、深度 20 cm 程度までが AB 層であった。表層から 70 cm までが B 層に対応し、所々に

礫の混入が見られ、主要な根系の発達はある層から 60 cm 以内の範囲であった。深度 77 cm よりも深い場所は C 層に対応し、流紋岩の構造を残しつつ鎌で切れるほど強風化した岩盤と、部分的に細粒な土粒子が間隙を埋める構造をなす。深度 150 cm よりも下に位置する岩盤の風化程度は弱くなっていた。崩壊地内の様子と断面観察から、表層の土層が流出するタイプの崩壊は、土層内でせん断破壊が生じたようである。



図 4-2-2-4 表層の土層が流出するタイプの崩壊地の源頭部で作成した土壌断面

集落の北側にある家屋に流入した巨礫は、Kim 川の左岸側から合流する支流が主な供給源であったと、現地観察および衛星画像から判断できた。巨礫の岩種は流紋岩・流紋岩質溶結凝灰岩が大部分を占めており、粒径は 50cm を超え、数メートルの大きさになるものも点在していた(図 4-2-2-5A)。斜面から合流点付近を遠望すると、Kim 川本流には巨礫が少なく堆砂帯も発達していないのに対して、支流には豪雨時に運搬されたとされる巨礫が点在していた(図 4-2-2-5B)。災害後に撮影された衛星画像から、支流では堆砂帯が上流に向かって連続して発達しており、巨礫が点在している状況を確認できた。支流の上流部では、より規模の大きな崩壊が発生し、それが供給源になったのかもしれない。



図 4-2-2-5 (A) 今回の豪雨災害によって Kim 川に供給された巨礫。(B) Kim 川と支流の合流点。この写真から Kim 川の支流から大量の土砂が供給されたことがわかる。

4. 2. 2. 2 ベトナム北西部山岳地における道路法面崩壊の発生に係る諸条件調査

ベトナム北西部山岳地における道路沿いでは切取法面崩壊が頻繁に見られ、道路開設による斜面災害リスクの上昇、流出土砂量増加等が懸念される。しかし、令和 4 年度の現地調査で確認されたように、ベトナム北西部山岳地における道路は人々の生活に欠かせないインフラとなっており、積極的な整備と、現地の人々による主体的な維持管理が行われている。また、この地域では道路が開設されていない斜面における崩壊も少なくないことから、短絡的に道路開設が斜面崩壊の原因であるとして非難するのではなく、道路開設による斜面崩壊リスク上昇を科学的・定量的に評価することが重要である。その方法の一つが、斜面への降雨浸透とそれによる土のせん断強度低下を再現する数値解析を、道路が開設された場合とされていない場合の両ケースに適用し、斜面の安全率の推移を比較・検証することである。このような数値解析を実行するためには、①対象地における斜面崩壊プロセスが、数値解析で対象としている崩壊プロセスと合致するかを確認したうえで、②パラメータとなる斜面の諸条件(地形、土層の厚さ、透水性、土の物理性等)を把握する必要がある。そこで令和 5 年 9 月に現地調査を行い、ベトナム北西部山岳地における道路切取法面崩壊の発生プロセスを検証するとともに、斜面の諸条件を把握するための調査を行った。

(1) 調査対象路線の概要

調査対象としたのは、イエンバイ省ムーカンチャイ県の中心地であるムーカンチャイ・コミュニティから尾根を越えて南に延びる道路である。このうち、ラオチャイ・コミュニティ内の約 3km の区間を調査対象区間とした(図 4-2-2-6a、図 4-2-2-6b)。この道路は、中心地であるムーカンチャイ・コミュニティと、県南部のコミュニティとの往来に頻繁に利用されている舗装道路である。調査対象とした 3km の区間は、航空写真で道路沿いの崩壊が多数見られ、令和 4 年度の調

査で付近の UAV 空撮も行われていることから、調査対象として好適であると考えた。この区間沿いの斜面の一部では果樹栽培が行われていた。また、道路から森林内に多くの歩道やバイク道が派生していることから、道路沿いの森林は現地の人々に頻繁に利用されていることがうかがわれた。



図 4-2-2-6a イエンバイ省ムーカンチャイ県における調査対象道路の位置



図 4-2-2-6b 調査対象道路の一部

この 3km 区間内に 2 本の重点調査測線(斜面を縦断する測線)を設定して、地形、土層の厚さ、透水性等の詳細調査を行って数値解析に必要なパラメータを得るとともに、崩壊発生プロセスを考察した。その後、3km 区間全体にわたって切取法面崩壊発生位置の記録・観察を行い、重点調査測線で見られた崩壊プロセスが、この地域で一般的なものであることを確認した。重点調査測線の設定にあたっては、まず渡航前に、航空写真を基にして候補となる 18 測線を設定した(図 4-2-2-7(a))。そして現地調査の冒頭に各々の候補の状況を確認し、調査

の安全性等を考慮して、崩壊発生箇所、非発生箇所から各々1 測線(測線 11、12)を選定した(図 4-2-2-7(b1)、(b2))。これらの測線上で、以下に述べる土壌断面調査、簡易貫入試験、透水試験を実施した。測線 11 と 12 は隣接し条件も似ているが、測線 11 では切取法面崩壊が発生し、やや尾根に近い測線 12 では崩壊は発生していない。測線 11 における崩壊は幅 23m と比較的大規模で航空写真でも明瞭に確認できるが、現地で確認したところ、崩壊の深さは 1 m 程度と浅かった。

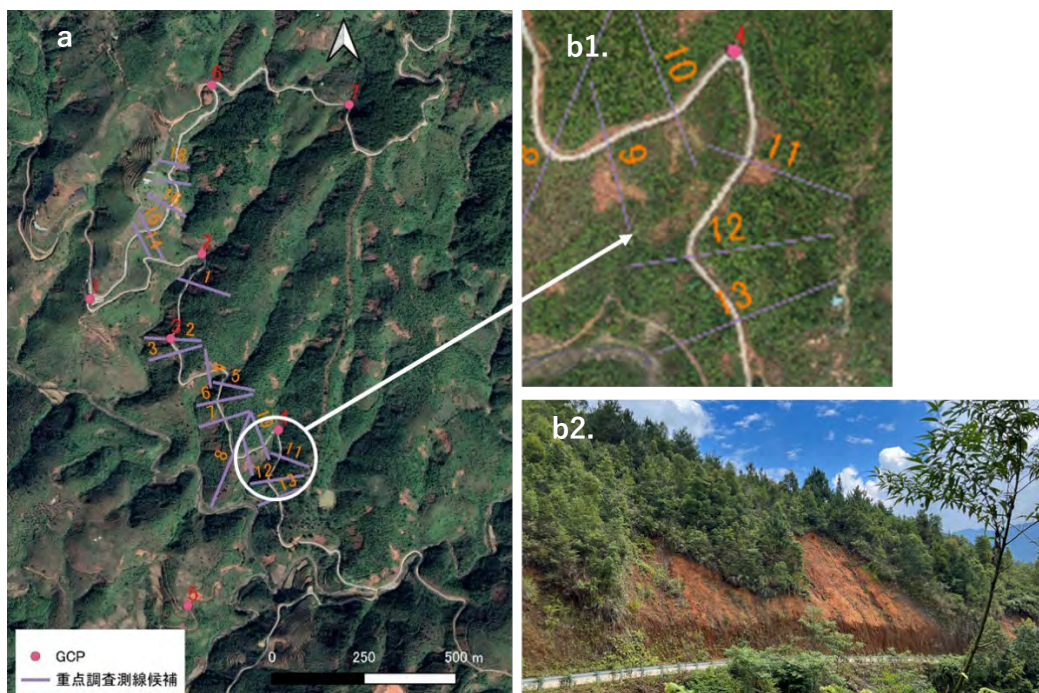


図 4-2-2-7 (a)調査対象区間内に設定した重点調査測線候補と GCP の位置。
(b1)重点調査測線として選定した測線 11、(b2)同測線 12

(2) UAV 空撮による DSM の作成

調査対象とした約 3km の区間沿いの山地斜面の地形を把握するため、対象地の UAV 空撮を行い、画像解析によって DSM (Digital Surface Model) を作成した(図 4-2-2-8)。UAV 空撮時、空撮写真上で認識可能な場所に対空標識を設置し、GPS 測位によりその位置の座標を取得した(図 4-2-2-7(b1)の赤丸)。その位置を(GCP Ground Control Point)とすることで、DSM に絶対座標を付与した。

作成した DSM より、測線 11、12 に沿った尾根から沢までの平均傾斜はそれぞれ 21、22 度であった。いずれの測線も、尾根付近の傾斜は 10～15 度と緩やかであるが、斜面下部に向けて徐々に傾斜が急になる凸型斜面であった。特に、崩壊発生地点である測線 11 では、崩壊源頭部の少し上が遷急線になっており、遷急線より下側の傾斜は 35 度以上であった。後

述するように崩壊発生地である測線 11 と非発生地の測線 12 で、土層厚に顕著な差は見られなかったが、法頭付近の傾斜の違いが、崩壊の発生・非発生を分ける要因の一つになった可能性がある。

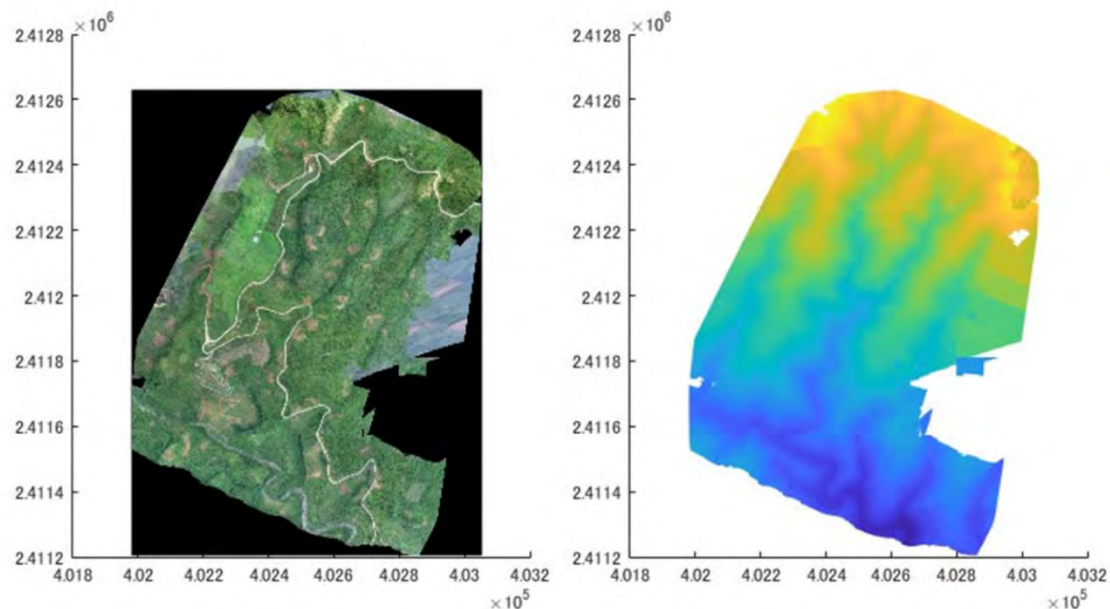


図 4-2-2-8 UAV 空撮写真から作成した調査対象区間周辺のオルソ画像と DSM

(3) 重点調査箇所における土壌断面調査

(4) で述べるように、本調査では斜面の土層の厚さを把握するため測線に沿って簡易貫入試験を行った。簡易貫入試験は 5 kg の重りを高さ 50cm から自由落下させることでコーンを地盤に貫入させ、10cm 貫入させるために必要な落下回数を Nd 値として記録するもので、Nd 値は地盤の固さの指標となる。一般に土層は基岩層よりも Nd 値が低くなるが、土層と基岩層を分ける Nd 値の目安は調査地によってさまざまである。そこで、本調査地における目安を得るため、測線 11 の崩壊源頭部付近で土壌断面の観察を行い、その地点での簡易貫入試験結果と対応させた。

土壌断面調査は、崩壊源頭部の滑落崖を利用し、深さ 177cm の垂直な土壌断面を露出させて行った(図 4-2-2-9a)。観察の結果、地表から 10cm 程度までの黒色の層が堆積有機物層、その下 110 cm 程度までの黄褐色の層が移動歴のある土層、その下の赤色の層が、母岩が原位置で強度に風化した基岩層と考えられた(図 4-2-2-9b)。赤色の基岩層は爪で容易に削り取れるほど風化が進んでいるが、緻密で粘着力が高いと思われ、土壌サンプル採取の際は垂直な側面を持つ円筒型に容易に成型することができた。日本に比べて地殻変動が緩やかであるために、基岩が原位置で長期間にわたり風化し、このような強風化基岩層が形成され

たのではないかと推察された。この土壌断面の背後で行った簡易貫入試験の結果、土層に対応すると思われる表層から深さ 120cm 程度までは Nd 値が 5 以下、120～350cm 程度で 5～20、350～500 cm で 20～35 であった(図 4-2-2-9b)。これらの結果から、本調査地ではおおむね Nd 値 5 以下を土層の目安とすべきと考えられた。また、110cm 程度という土層の深さは、観察された崩壊深と合致することから、測線 11 における崩壊は土層が滑り落ちた表層崩壊であると推察された。

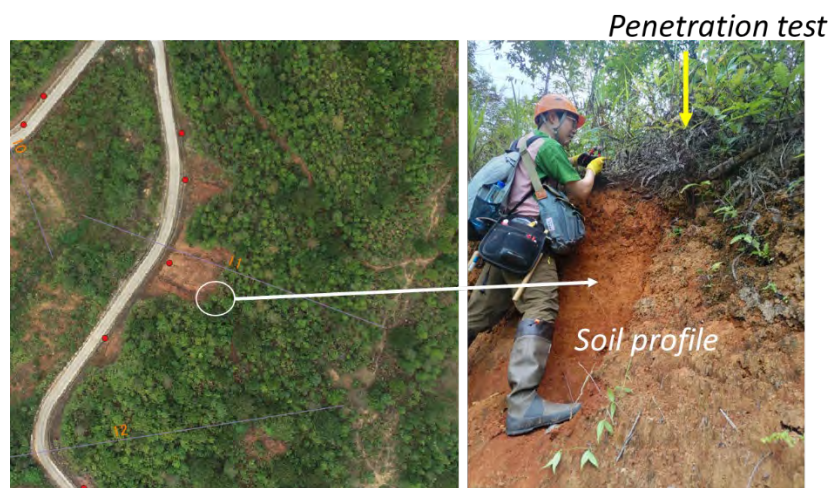


図 4-2-2-9a 土壌断面作成位置と簡易貫入試験実施位置

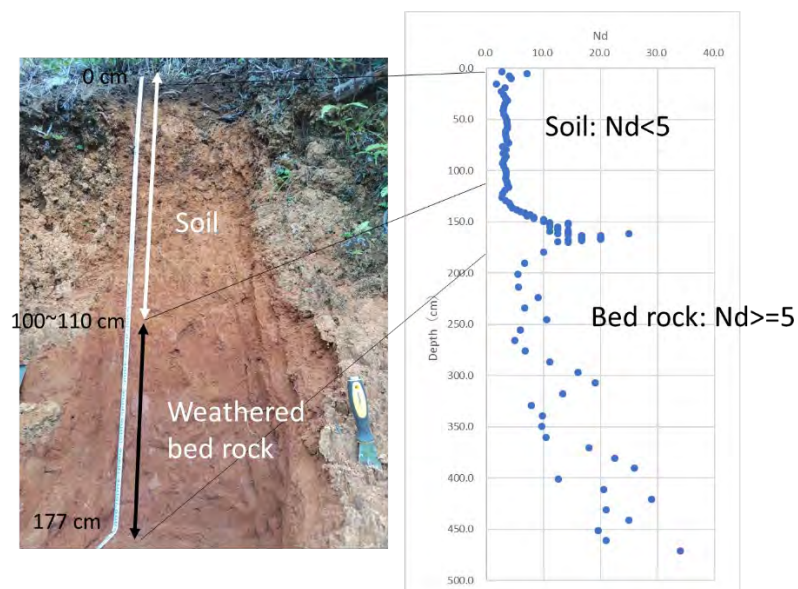


図 4-2-2-9b 土壌断面観察結果と対応する簡易貫入試験結果

(4) 簡易貫入試験による土層厚さの推定

2 本の重点調査測線に沿って約 10m 間隔で簡易貫入試験を行い、各地点の土層厚さを

推定した。崩壊発生地点である測線 11 では崩壊源頭部から尾根にかけて 6 点、崩壊非発生地点である測線 12 では切取法面の法頭から尾根にかけて 10 点で、深さ 3m まで簡易貫入試験を行った(図 4-2-2-10a)。結果を図 4-2-2-10b に示す。図 4-2-2-10b 中の点線は、(3)で得られた土層の目安となる Nd 値を適用して推定した土層の深さである。両測線で、土層の深さは 0.4~1.0 m 程度と推定され、尾根付近ではやや薄くなる傾向が見られた。



図 4-2-2-10a 簡易貫入試験の様子と実施位置

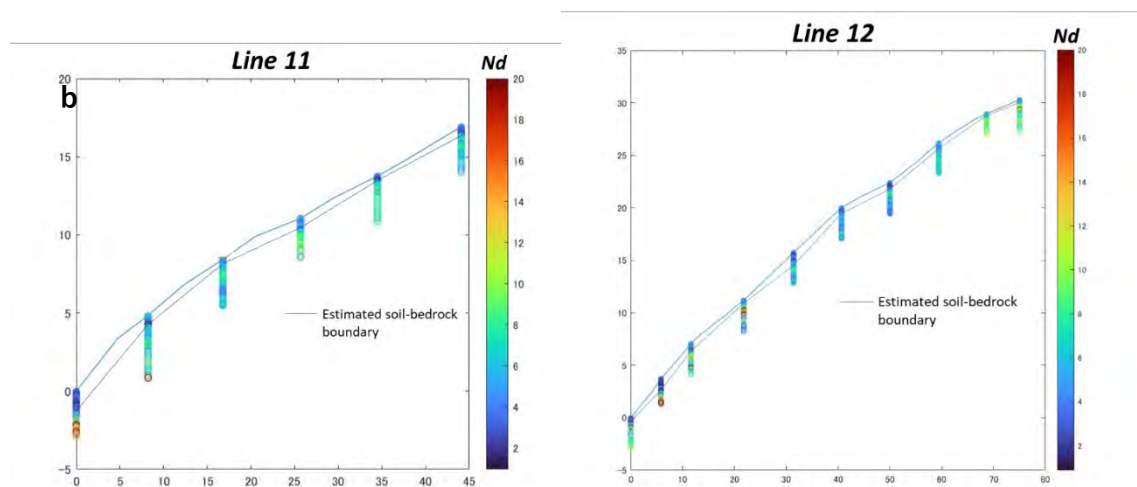


図 4-2-2-10b 簡易貫入試験の結果

(5) 土層と基岩層における透水係数の測定

土壤断面調査を行った地点において、土層と基岩層からそれぞれサンプルを採取し、変水位透水試験により飽和透水係数を求めた。土層については深さ 5cm、15cm、25cm の 3 深度から各 1 サンプル、基岩層については深さ 140 cm から 3 サンプルを採取した。結果を図 4-2-2-11 に示す。土層の飽和透水係数は、深さ 5、15、25 cm のサンプルで各々 2.4×10^{-2} 、

1.1×10^{-2} 、 6.6×10^{-3} cm/sec であった。一方、基岩層から採取した 3 サンプルの飽和透水係数は 7.4×10^{-4} 、 5.5×10^{-4} 、 6.8×10^{-3} cm/sec であった。基岩層の 3 サンプルのうち 1 サンプルは、他の 2 サンプルよりも一桁高い飽和透水係数となったが、これはサンプル採取時の土の乱れ等が影響したものと推察される。それ以外の基岩層 2 サンプルの飽和透水係数は、深さ 5、15 cm に比べて 2 桁、深さ 25 cm に比べて 1 桁低かった。土壌断面調査より、赤色の基岩層は強度に風化しているが緻密な粒子の集合体となっており、それが透水性の低さにつながっていると考えられる。この基岩層が難透水層となり、降雨は上部の基岩の上の土層の飽和度を上昇させると考えられる。

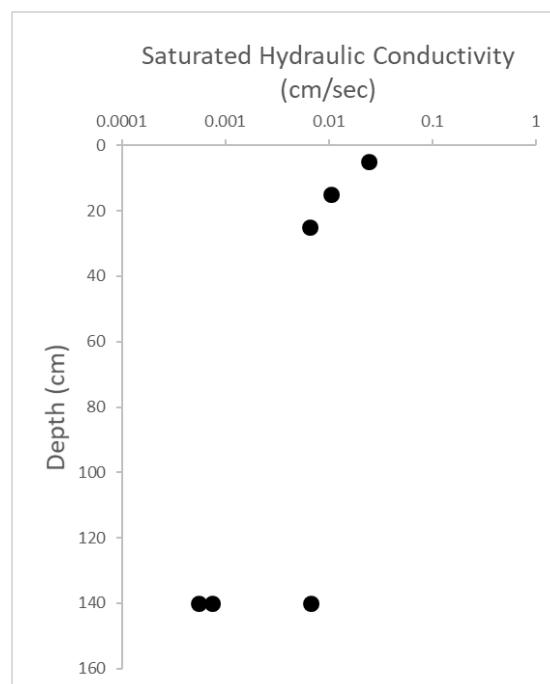


図 4-2-2-11 各深度から採取したサンプルの飽和透水係数

なお、先に述べたように本調査対象地の道路沿いの森林は、果樹栽培、薪等の採集、家畜の放牧等で頻繁に利用されているとみられる。重点調査測線付近に、頻繁な人の立ち入りで強く踏み固められたと思われる林地が見られたため、参考にその地点で現場浸透能試験を実施した(図 4-2-2-12)。その結果、この地点の浸透能は 1.3×10^{-4} cm/sec 程度であった。これは、人の立ち入りの形跡がない林地で同じ方法で測定した浸透能 1.9×10^{-2} cm/sec に比べて極めて低く、人の立ち入りにより大きく低下したものと考えられる。このような、人の立ち入りにより踏み固められたと思われる場所は、本調査地周辺では珍しくないように思われた。日本では一般に林地の浸透能は極めて高く、地表流の発生は林道や作業道の路面等で問題になる程度だが、森林が強度に利用されている途上国では、森林内でも人の立ち入りによって浸

透能が低いエリアが形成される場合があると考えられる。本調査の主題ではないが、そのような低浸透能のエリアで発生する地表流の挙動が、斜面崩壊や土砂流出にどのように寄与するかも、途上国ならではの課題になり得るように思われた。



図 4-2-2-12 人の立ち入りにより踏み固められた林地における現場浸透能試験

(6) 土の物理性の測定

土壌断面調査を行った地点において、土層(地表からの深さ 0.8m)と基岩層(深さ 1.4m)からそれぞれサンプルを採取し、湿潤密度(単位体積重量)、乾燥密度、間隙率、粘着力、せん断抵抗角等の物理性を測定した。各種土質試験はベトナム森林科学アカデミーを通じてベトナム国内の試験機関に依頼して実施した。せん断抵抗角と粘着力は非圧密非排水三軸圧縮試験によって求めた。その結果を表 4-2-2-1 に示す。間隙率や乾燥密度を比較すると、基岩層は土層に比べやや密実であると言える。一方、せん断抵抗角と粘着力に関しては両者に大きな差はなく、いずれも非常に高い粘着力を持つことが確認された。

表 4-2-2-1 土層、基岩層から採取したサンプルの物理性

No.	サンプル名	採取深さ m	採取時 含水比	飽和時 含水比	採取時 湿潤密度	飽和時 湿潤密度	乾燥密度	土粒子 密度	間隙比	間隙率	粘着力	せん断 抵抗角
			W	Wbh	γ_w	γ_{wbh}	γ_c	ρ	e	n	C	ϕ
			%	%	g/cm ³	g/cm ³	g/cm ³	g/cm ³		%	kN/m ²	degree
A	基岩層	1.4	34.0	48.1	1.59	1.66	1.19	2.71	1.284	56.2	41.944	18.033
B	土層1	0.8	37.2	47.7	1.56	1.67	1.14	2.72	1.392	58.2	44.394	17.300
C	土層2	0.8	38.8	49.6	1.54	1.63	1.11	2.71	1.443	59.1	42.042	17.967

(7) 調査対象区間内全体における崩壊地点の記録と観察

重点調査測線の調査結果から、これらの測線沿いでは、厚さ 0.4~1.0m 程度の透水性の

高い土層の下に、風化しているが粘着力が高く透水性が低い基岩層が存在する構造であることが明らかとなった。約 1m という土層厚は測線 11 における崩壊深と一致する。これらのことから、測線 11 における崩壊は、土層に降雨が浸透し、せん断強度が低下したことで滑り落ちた表層崩壊であると考えられた。この崩壊形態は、数値解析で取り扱う崩壊形態に合致している。このような崩壊形態が、測線 11 の地点に限らず、この地域において一般的に見られるものであるか確認するため、調査対象区間 3km 全体にわたって切取法面崩壊の位置と規模をその発生形態を観察した。

切取法面崩壊発生位置を図 4-2-2-13a に示す。3km の区間内に計 58 箇所の崩壊が確認された。その多くは崩壊の幅 10m 以下の小規模なものであった。規模別の発生箇所数を図 4-2-2-13b に示す。

観察の結果、崩壊幅の大小に関わらず、深さ 1m 以下の浅い崩壊が大多数を占めることが明らかとなった。また、切取法面崩壊と言っても実際には法頭よりも上部の斜面の土層が滑り落ちたもので、切取法面自体は急勾配(法面勾配 65～70 度程度)のまま保たれているケースが多く見られた(図 4-2-2-13c)。切取法面の大部分は先に述べた土壌断面調査で見られた赤色基岩が露出したもので、その高い粘着力により、急勾配のまま保たれていると考えられる。令和 3、4 年度の調査ではこの地域の道路の切取法面に法面保護工がほとんど見られないことが報告されているが、このような土質条件を反映したものかもしれない。

これらの観察結果から、測線 11 で見られた崩壊形態(深さ 1m 程度の土層が、降雨浸透によるせん断強度の低下により、遷急線付近を源頭部として滑り落ちる浅い崩壊)はこの地域に一般的に見られる崩壊形態であると考えられた。



図 4-2-2-13a 調査対象区間で切取法面崩壊発生位置

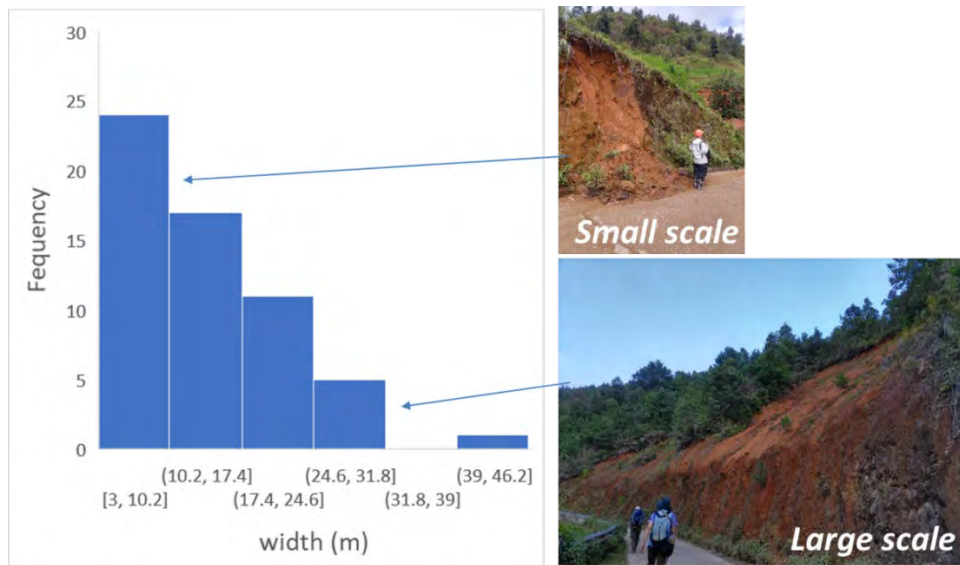


図 4-2-2-13b 崩壊幅別の箇所数



図 4-2-2-13c 調査対象区間で多く見られた崩壊形態

(8) まとめ

本調査を通じて、この地域の道路沿い斜面の一般的な崩壊形態は、深さ 1m 程度の浅い土層が、降雨浸透によるせん断強度の低下により滑り落ちる現象であると考えられた。この崩壊形態は、数値解析で取り扱うことができる崩壊形態に合致している。このような崩壊形態は道路を開設していない斜面でも発生するが、道路開設の影響は、土層の足元を切り取ってしまうことによる不安定化として評価できると考えられる。今後、本調査で得られたパラメータ値を入力として、道路の有無によって降雨時の安全率の推移がどのように違うか、評価を行う。

4.2.2.3 ベトナム北西部の中山間地域における日本の治山施設の効果的な適用手法の検討

日本では、治山施設が山地災害の防止、森林の維持造成、水源の涵養、生活環境の保全など国土保全政策の重要な一環として機能しているが、その一方で、ベトナムなど開発途上国では、治山施設は一般的ではなく、山地災害防止機能が十分に発揮されていない。その背景にはコストの問題や専門的な技術、知識の不足があると推定される。そこで、ベトナム北西部ソラ省及びイエンバイ省において、日本の治山施設を効果的に適用するための手法を明らかにするための調査を実施した。

ベトナム北西部の中山間地域における治山施設については、既往調査によっていくつかの情報が既に整理されている。例えば、治山施設のひとつである「ふとんかご(角型蛇籠)」が広く普及していることが確認されている。ふとんかごは、鉄線で籠状に組んだ金網の内部に石を詰め込むことで、湧水や表流水による法面の侵食防止や、斜面崩壊や地すべり発生後の土留めとしての機能を果たす。また、ベトナムでは、ふとんかごの設計基準(TCVN-10335-2014)で、その使用に関する詳細なガイドラインが提供されていることも判明した。ベトナム北西部モ

ンゾン・コミューン(Muong Gion commune;MGC)の道路沿いに設置されている 10 カ所の治山施設に関しては、施設の種類、使用材料、サイズ、施工者・管理者、資金源、品質評価、使用上の問題などが調査され、ふとんかごや擁壁などの土留工法が施設ごとに異なるサイズや構造で用いられており、斜面の崩壊や侵食の防止を目的として政府主導で設置されていることがわかった。これら施設の品質は様々で、新しく堅牢なものもあれば、劣化や損傷が見られる施設もあり、修繕や更新が必要とされる状況であった。この報告は、ベトナムでの治山施設の現状を基に、日本の治山技術の適用可能性とその際の課題を検討するための重要な基盤となる。これを受けた今後の検討課題として、設置費用、中長期的な維持コスト、地域の特性との親和性を考慮した治山施設の選定が提示された。

以上を踏まえ、本年度は、イエンバイ省内において引き続きふとんかごの詳細調査を実施するとともに、ふとんかごが現地で普及している要因を考慮しながら、ベトナムで適用可能性のある日本の治山施設を選定し、提示する。また、行政機関等への聞き取り調査を通じて、適用に際しての課題を明らかにする。

(1) イエンバイ省ムーカンチャイ地区で建設されたふとんかごの構造

令和 4 年度の治山施設調査(MGC)に引き続き、今年度はイエンバイ省ムーカンチャイ地区(Mu Cang Chai;MCC)での治山施設調査を実施した。調査は 2023 年 9 月 7 日に実施され、とくに道路沿いに設置された 2 カ所のふとんかご(以降、ふとんかごA、ふとんかごB、と呼称する)を対象として、その構造やサイズ、使用材料等を把握するとともに、国家基準で定められた規格との比較も行う。各ふとんかごの位置は図 4-2-2-14 に示すとおりである。

はじめに、ふとんかごの設置理由、構造、材料等について記述する。ふとんかごAは、道路法肩部に設置されている(図 4-2-2-15(左))。設置目的は、道路開設に伴って発生した法肩部斜面で発生した小規模な表層崩壊を含む侵食に対する道路保全であると考えられる。全長は 12.2m で、1 辺の長さが約 0.9m の直方体かごが高さ方向に 3 段積まれた構成になっている。金網のメッシュ間隔は 10~13 cm である。一方、ふとんかご B は、道路法肩部に沿って弓状に湾曲した形状で設置されている(図 4-2-2-15(右))。設置目的はふとんかご A と同様に表層崩壊もしくは表面侵食からの道路保全と考えられる。全長は 28.8m で、1 辺の長さが同じく 0.9m のかごが高さ方向に 4 段積まれた構成になっている。金網のメッシュ間隔は 7~12cm である。ふとんかご A、B とともに、金網を構成する材料は直径約 2mm の鉄線である。観察の限り破断部分は認められないことから、一定の品質と強度が確保されていると推定される。ふとんかご A、B とともに、金網かご内部に栗石(ぐりいし)と呼ばれる碎石が隙間なく充填されている(図 4-2-2-16a)。現地では人工的に破碎、調整された平板形状の栗石が多く使われており、一つあたりのサイズは、長さと幅が 15-35cm 程度、高さは 5-15cm 程度を基本とする(図 4-2-

2-16b)。ただし、かごの上部には調整のためか、相対的に小型の栗石(長さ、幅が 10-20cm、高さは 5 cm 以下)も使用されている(図 4-2-2-16c)。



図 4-2-2-14 調査対象のふとんかごの位置(左)及びふとんかご B の遠景(右)。
ともに、イエンバイ省ムーカンチャイ地区



図 4-2-2-15 イエンバイ省ムーカンチャイの道路法肩部の斜面に建設されたふとんかご A(左)とふとんかご B(右)

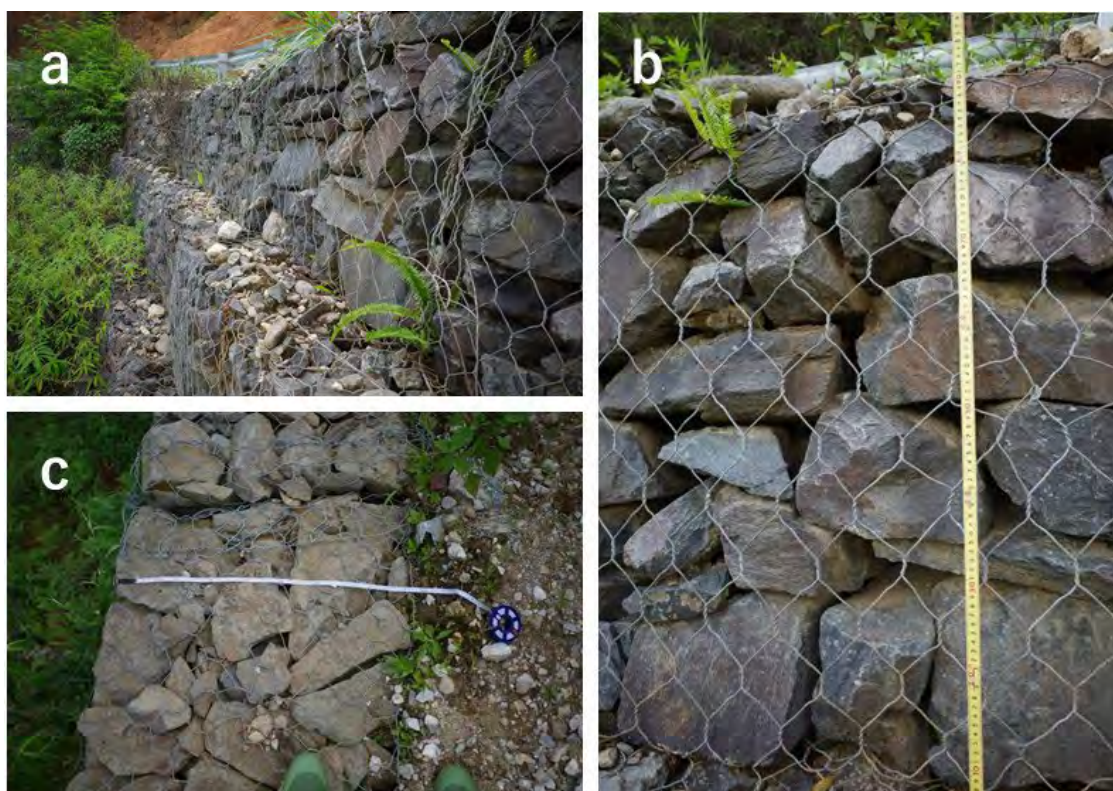


図 4-2-2-16 ふとんかご金網メッシュ内部の栗石(中詰め石)

次に、金網や栗石について国家基準と実際の状況を比較することで、治山施設の規格に対する遵守状況を推察する。ベトナムでは、国家設計基準によってふとんかごを含む蛇籠一般について、金網や栗石の規格が明記されている(図 4-2-2-17、表 4-2-2-2)。現地ふとんかご A、B に使われている金網メッシュは国家設計基準の「10×12」規格に該当すると考えられる。栗石(図中では中詰め石と表記)に対する国家設計基準の規格は、「ふとんかご」の場合、高さが 0.3m、適当なサイズが 102～203mm と規定されている。これに対して、現地で確認されたサイズは、長さ×幅 15～35cm、高さ 5～15cm であり、長さ×高さを逆に読むことで概ね基準に調和的な大きさと判断できる。以上から、ベトナムでは治山施設の施工にあたっては国家設計基準が概ね遵守されていると推定された。

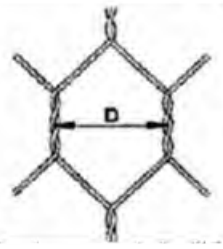
	単位：mm		
	メッシュ規格名	D	公称サイズ
	6x8	63	63 x 85
	8x10	83	83 x 114
	10x12	102	102 x 135
			Dと比較誤差
			±10%
			±10%
			±10%

図 4-2-2-17 ふとんかご(蛇籠)金網メッシュの規格(ベトナム国家設計基準 TCVN-10335-2014)

表 4-2-2-2 ふとんかご(蛇籠)中詰石の規格(ベトナム国家設計基準 TCVN-10335-2014)

種類	高さ (m)	適当なサイズ (mm)
浸食防止かごマット, 小型	0.17	76~127
浸食防止かごマット, 中型	0.23	76~127
ふとんかご	0.3	102~203
ネールかご	0.5 や 1.0	102~203
円筒型じゃかご	0.6	102~203

(2) 林野庁治山技術基準で示された日本の治山施設

林野庁の治山技術基準は、技術水準の向上と事業の合理化を図ることを目的として、森林整備保全事業における計画、調査、設計、施工のための技術上の基本事項を定めている。最新の改訂は令和 5 年 5 月 1 日に行われ、内容には総則や山地治山、防災林造成、地すべり防止などが含まれる。このうち山地治山事業編では、山地治山事業の基本理念とともに使用される治山施設の適正な選択と配置のための指針が示されている。具体的な治山施設は、溪間工(治山ダム、護岸工、水制工、流路工)と山腹工(山腹基礎工、山腹緑化工、落石防止工)に分類されるが、それらはさらに細分化され、全体では表 4-2-2-3 のとおり 28 種類の治山施設が示されている。

表 4-2-2-3 日本の既存治山施設の一覧とベトナムでの適用性に関する評価(暫定)

第1種別	第2種別	第3種別	第4種別	目的	現地普及	ニーズ	材料コスト	施工技術	総合適用性	備考
渓間工	治山ダム工			渓床の縦侵食及び横侵食の防止、山脚固定、土砂流出の抑止・調整	○		×	×	×	床固工として現地確認
	護岸工			渓岸の横侵食の防止、山腹崩壊の防止、山腹工作物の基礎	×		×	×	×	
	水制工			流路の規制、渓岸の侵食防止、護岸の洗掘防止	×		×	×	×	
	流路工			流路の固定、縦断勾配の規制	×		×	×	×	
山腹工	山腹基礎工	のり切り工		不規則な山腹斜面の整形	◎		○	○	○	
		土留工	コンクリート土留工	不安定土砂の移動抑止、斜面勾配の修正、表面流水の分散	×		×	×	×	要コンクリート
			鉄筋コンクリート土留工		×		×	×	×	要コンクリート
			練積土留工・空積土留工		○		△	×	△	
			鉄線かご土留工		◎		○	△	○	=ふとんかご
			丸太積土留工		×		○	△	△	
			枠土留工		×		×	×	×	
		埋設工		のり切り土砂等の安定	×		△	×	△	堆積土砂の中に施工
		水路工		斜面侵食の防止、浸透による土の強度低下及び間隙水圧増大の防止	○	斜面侵食の防止、浸透による土の強度低下及び間隙水圧増大の防止	△	○	○	道路沿いで確認
		暗きょ工		地下水及び浸透水の速やかな排除	×		△	×	△	
		張工		斜面の風化、侵食及び軽微な剥離、崩壊の防止	○		×	×	×	要石材、コンクリート
		のり枠工		斜面の侵食及び崩壊の防止	×		×	△	×	要コンクリート、アンカー
		アンカー工		斜面の崩壊防止、工作物の安定確保	×		×	×	×	要アンカー
		補強土工		補強材の配置による地山あるいは盛土の安定	×		×	×	×	要補強土
		モルタル(コンクリート)吹付工		崩壊の拡大防止と斜面の安定(緑化不可能な斜面が対象)	○		△	△	△	現地確認(吹付前のラス張り)
	山腹緑化工	緑化基礎工	柵工	斜面表土の流亡防止、植栽木の良好な生育条件の造成	○		○	○	○	
			筋工	崩壊地斜面の雨水分散、地表侵食防止、植生の生育環境整備	×		○	○	○	
			伏工	降雨、凍上による侵食及び崩落の防止、植生の発芽環境の改善	×		○	○	○	
			軽量のり枠工	雨水の分散、斜面の侵食防止、植生の早期導入	×		×	△	△	
		植生工	実播工	播種による早期緑化	×		○	○	○	
			植栽工	樹木植栽による崩壊防止機能の高い森林の造成	○		○	○	○	
落石防止工	落石予防工			転石や亀裂の多い露岩の除去、固定による落石発生の防止	×		○	△	△	
	落石防護工			発生源から保全対象に至る斜面における落石の直接抑止	×		×	△	×	
	森林造成			樹木根系及び樹幹による落石発生の防止及び軽減	○		○	○	○	

(3) ベトナムへの適用が期待される治山施設の検討

ベトナムの中山間地域でふとんかごが普及している背景には、主に三つの理由が挙げられる。第一に、ふとんかごは低コストであること、第二に、必要な材料の調達が容易であること、第三に、施工性が良く工期が短いことである。これらの条件は経済状況に問題を抱える開発途上国にとって重要なポイントである。これら三つの条件を踏まえ、日本の個々の既存施設の適用性を、1) 現地確認、2) 現地ニーズ、3) 材料コスト、4) 施工技術、の4点で◎、○、△、×の4段階で暫定的に評価した(表 4-2-2・3)。ただし、現地ニーズは聞き取り調査が未完了のため空白としている。同表の中では、のり切り工および鉄線かご土留工(=ふとんかご)は、材料コストや施工技術の観点で高評価であり、実際にベトナム国内での普及が進んでいる。一方で、治山ダム工等の溪間工は大量のコンクリートを必要でコスト高となるため、その普及には課題が残ると考えられた。

将来の高い適用性が予想される施設として山腹緑化工があげられる。山腹緑化工は、斜面の植生を回復させ、植生による被覆効果及び根系の緊縛効果により斜面の安定を図ることを目的とする施設であり、荒廃地における森林回復において有効な施設である。植生の生育基盤を造成又は改善する緑化基礎工と、植生を導入する植生工(実播工・植栽工)に分けられるが、本事業では、地域を選ばず汎用性の高い前者の緑化基礎工に注目する。緑化基礎工は、山腹荒廃地における斜面の安定や緑化を目的として設置される施設であり、柵工、筋工、伏工、軽量のり枠工等の工種からなる。この方法は、低コストで行える点、現地で入手しやすい資材を使用できる点、そして技術的に複雑でないため施工が容易である点が特徴で、これらは、ベトナムでふとんかごが普及した理由と非常に似ている。

柵工は、その名の通り、丸太で造られた柵を斜面に設置する工法で、主に表面の土砂の動きを止める役割を有する。丸太を使用し、地上に出ている部分で 40 cm 前後の高さの柵を作り、斜面の土の移動を防止する。この柵工は、とくに植生の生育環境を整える目的で用いられ、大きな土の圧力を受けるような場所には適さないが、表面の土砂の動きを効果的に防ぐことが可能である。

筋工は、斜面に細かい帯を等高線に沿って配置し、斜面を階段状に整える工法である。この工法は斜面の雨水を分散させ、土の侵食を防ぐとともに、植栽に適した環境を創出する。筋工の一般的な形態として、丸太を使用した丸太筋工があり、これは高さが 10 cm 程度で、背面に苗木を植栽することが多い。筋工の材料には他にも土のうや石が使用されることもある。

柵工と筋工の類似点は、どちらも山腹斜面を保護し、植物の生育を促進するための緑化基礎工として機能する点であり、またコンクリートを使用しないことから、材料調達性において高い優位性を持つ。両者の違いは、柵工は主に表面の土砂の動きを防ぐのに対し、筋工は斜面

の雨水を分散させることにより広範囲での土の侵食を防ぎ、より広範囲にわたる植生の促進に貢献する。また、構造的に柵工は柵としての形状をしており、筋工は斜面に沿った階段状の形状をしている点に違いがある。

(4) 日本の治山施設の有用性に関する地域行政機関への聞き取り調査

ベトナムでの適用が期待される日本の治山施設に対する現地行政機関の意見を聞くことを目的に、ムーカンチャイ県人民委員会財務計画部門(「The Office of Planning Finance of Mu Cang Chai」)を訪問し、代表者に対して聞き取り調査を実施した(図 4-2-2-18)。同部門は、ムーカンチャイ地区の土地利用計画を担う行政組織である。聞き取りにあたり、資料(図 4-2-2-19)を用いて、荒廃地復旧に対して貢献が期待できる日本の治山施設を紹介し、とくに筋工についてはその目的、材料コスト、施工性等を詳細に紹介し、現地行政組織としての意見を聞き取った。

聞き取りの結果、代表者からは、日本の治山施設の一種である筋工について、農地整備のための施設としての有効性に関心が示された。このことは、現地住民のみならず行政機関においても山腹斜面の利用形態は農地であり、森林回復に対する意識の希薄さが明らかとなった。このことから、日本の治山施設の中山間地域への適用にあたっては、単なる防災・減災としての利点を伝えるだけではなく、農業生産等の付加価値を含めたアピールが重要であることが分かった。



図 4-2-2-18 Mu Cang Chai 県人民委員会財務計画部門(左)と聞き取りの状況(右)



図 4-2-2-19 聞き取り調査に使用した資料

(5) まとめ

ベトナム北西部の中山間地域で日本の治山施設の適用可能性とその効果を検討した。とくに「ふとんかご」が普及している背景を踏まえ、イエンバイ省にて、ふとんかごの施設の種類や使用材料、品質評価、さらに設計基準への遵守性など多方面から現状を詳細に把握した。その上で、日本の治山技術がベトナムでの荒廃地復旧にどのように貢献できるかを探った。その結果、ベトナムの中山間地域に適用可能な日本の治山施設として「山腹緑化工」を特定し、その低コスト性、材料調達の容易さ、施工の容易さが現地のニーズに合致することを明らかにした。これらの成果は、ベトナムでの治山施設の普及に向けた重要な基盤となる。

一方で、現地行政機関での聞き取り調査から、地元行政は日本の治山施設に対して山地斜面の農地整備への有効性に関心を示した。このことから、日本の治山施設の適用においては、防災・減災のメリットを超えた付加価値の提案が重要であることが明らかになった。

4.2.2.4 住民の意識調査

本事業の主な目的の一つは、日本の治山技術をベトナム国に適用する際に必要な手法を、同国の自然環境条件や社会情勢を考慮しながら開発することである。この目的を達成するためには、対象地域における住民の土地利用の実態や防災意識、防災行動などを把握する必要がある。本調査は、社会経済状況、住民の森林防災機能への認識、政府へのニーズ・期待、防災意識、防災行動を明らかにすることを目的としている。そこで、本年度は本事業が研究対象とするベトナム北部のソララ省に位置する Muong Gion Commune (以下、MGC) を対象

に、世帯調査を行った。

(1) 世帯調査の概況

調査の対象である MGC は、2022 年 12 月に、Huoi Teo Village と Gion Village とが合併し、18 の Village から構成された(図 4-2-2-20)。アンケートを設計し、2022 年 12 月と 2023 年 2 月に予備調査を行った。本調査は、2023 年 9 月 27 日から 10 月 4 日まで、および 11 月 30 日から 12 月 11 日までの 2 回にわたって、11 の Village の 350 世帯を対象に実施された。これら 11 の Village の世帯数の合計は 1,807 であり、Commune の世帯総数 2,474 の 73%を占めている。調査は、Village に住む世帯数、地すべり、鉄砲水、洪水などの自然災害の危険性がある地域にあるかなどの基準に基づいている。Commune 側から世帯数が多い、自然災害が発生しやすい Village を選んでほしい要望があった。また、MGC はタイ族が主な住民であるが、他の民族も存在するから、モン族の Huoi Van、カン族が主流となる Mac Liu、そして多くの京族が居住する Chieng Le も選ばれた。世帯数は一つの Village に少なくとも 26 世帯を予定し、それ以外には、均等割りを設定した。調査対象の世帯は、Village の中に非復元無作為抽出法によって選ばれた。調査対象が外出するなどの制約があったため、最終的に Huoi Van は 21 世帯、他の Village は 25 世帯以上となった(表 4-2-2-4)。

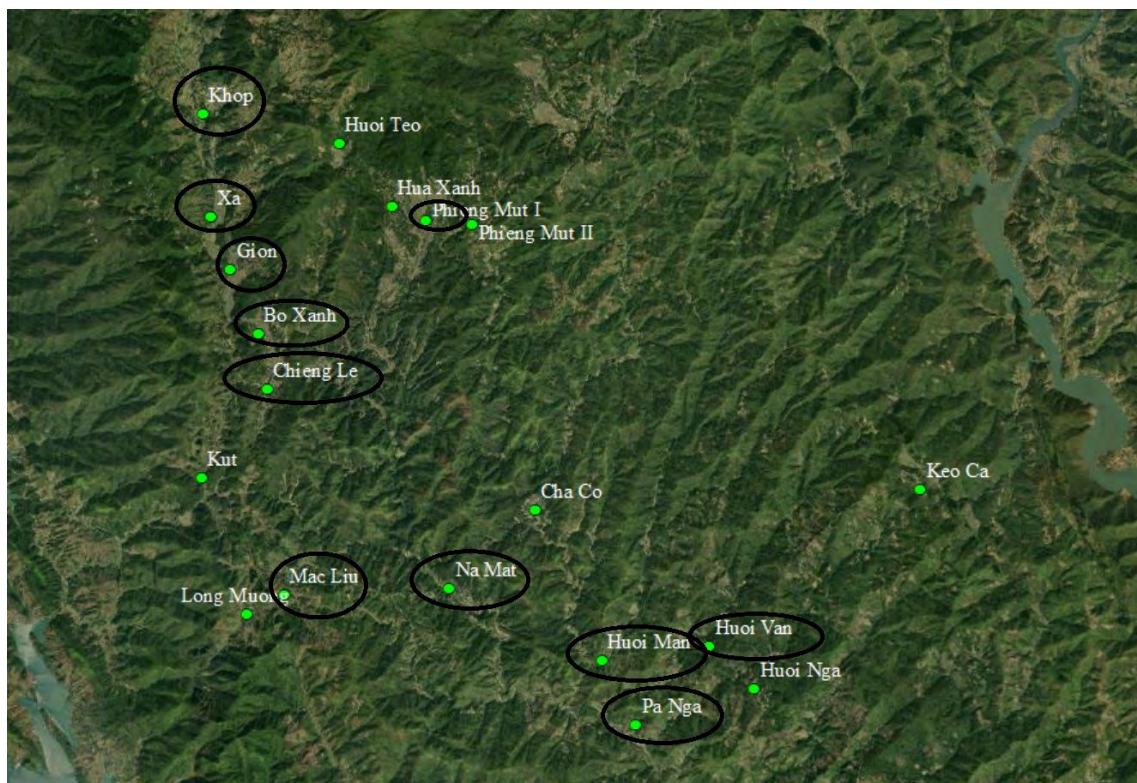


図 4-2-2-20 Muong Gion Commune における調査対象の 11 village の地理的分布

表 4-2-2-4 調査対象の各 village の概況

No.	Village 名	調査世帯数	総世帯数	%	タイ族%	モン族%	カン族%	京族%
1	Bo Xanh	46	280	16.4%	98.3	1.0		0.7
2	Chieng Le	25	98	25.5%	68.3	0.8	1.1	29.8
3	Gion	34	204	16.7%	99.6			0.9
4	Huoi Man	26	99	26.3%	100.0			
5	Huoi Van	21	75	28.0%		100.0		
6	Khop	29	183	15.8%	99.7		0.3	
7	Mac Liu	26	130	20.0%	16.9		82.3	0.9
8	Na Mat	26	110	23.6%	84.5		14.8	0.7
9	Pa Nga	26	102	25.5%	65.9		34.1	
10	Phieng Mut 1	43	255	16.9%	100.0			
11	Xa	48	271	17.7%	100.0			
合計		350	1,807					

注: Village の住民の民族構成は 2022 年 12 月合併前のデータであるが、総世帯数は調査直近の 2023 年 8 月現在のデータである。Huoi Teo が Gion を離れるため、今回の調査には Huoi Teo を含めないように設定した。

(2) 世帯の属性

サンプル世帯の人員は最小 1 人、最大で 10 人であるが、4 - 5 人の世帯が多い(表 4-2-2-5)。夫婦ともに労働する傾向があるが、子供が成長すると労働に参加することが一般的である。そして、1 世帯には通常 2-4 人の労働者がいる。その中で、平均的に 1 世帯に 1 人が Commune 外で労働している。Chieng Le は、世帯構成員が 3.9 人で最も小さく、年間所得が最も高く、出稼ぎ労働経験者数(過去一年間に Commune 外で働いたことがある、または、調査時に Commune 外で働いている労働者の数)も少ない。出稼ぎ労働経験者数が最も少ないのは、モン族の Huoi Van である。モン族はタイ族とは異なり、トウモロコシやキャッサバなどの栽培に力を入れており、標高の比較的高い山地での生活に慣れているとされている。Huoi Van は交通の不便もあるため、所得水準が低いことが調査で分かった。

表 4-2-2-5 調査対象の世帯の社会経済属性

No.	Village 名	世帯人員 (人)		労働者数 (人)		出稼ぎ労働者数 (人)		年間所得 (百万ドン)	
		平均値	中央値	平均値	中央値	平均値	中央値	平均値	中央値
1	Bo Xanh	4.5	5	3.1	3	1.5	1	104.4	86.9
2	Chieng Le	3.9	4	2.4	2	1.7	2	212.6	226.3
3	Gion	4.7	4	3.5	3	2.2	2	129.1	115.8
4	Huoi Man	4.6	4	3.1	3	1.5	1	126.1	84.9
5	Huoi Van	5.0	5	2.5	2	1.0	1	59.0	40.3
6	Khop	5.1	5	3.3	3	1.4	1	107.5	96.6
7	Mac Liu	4.4	4	3.0	3	1.6	2	102.5	83.7
8	Na Mat	4.6	4	3.3	3.5	1.7	1	128.7	104.3
9	Pa Nga	5.1	4	3.5	3	1.6	1	100.6	79.7
10	Phieng Mut 1	5.0	5	3.2	3	1.7	2	102.3	76.4
11	Xa	4.4	4	2.7	3	1.3	1	76.7	77.4

各世帯に対して、過去 10 年間の自然災害の被害額について質問した(表 4-2-2-6)。Khop と Gion が同じ溪流に近く、標高も高かったため、被害が最も大きかったようである。家屋や水田が溪流に近いほど水害が大きいと想定し、溪流までの距離を質問した。しかし、被害額とこの二つの距離との相関係数を計算したところ、それぞれ 0.02 未満であり、無相関であることが分かった。標高と被害額との相関係数は 0.10 でやや高くなったが、無相関の範囲に含まれる。また、自然災害の被害を受けた経験がないと答えた世帯は、350 世帯のうちわずか 9 世帯であった。

調査の結果、Village で発生する主な自然災害の種類は、鉄砲水、地すべり、そして霜、雹、旋風であることがわかった。聞き取り調査を行った地元の人々のほとんどは、Village に住んでいる間に上記のような自然災害を経験している。洪水により家屋が倒壊し、家具が損壊した世帯は 5 億 2,970 万ベトナムドンと最も多く、少なくとも 4 万 8,000 ドン相当の野菜を失った世帯があった。また、全世帯で人命被害はなかった。また、ほとんどの世帯が、近い将来、自然災害は家屋、農作物、樹木、耐久資産(モーターサイクルなど)に降りかかると考え、自然災害が起きれば自分たちも被害を受けると考えている。

表 4-2-2-6 調査対象の世帯の地理的属性及び自然災害の被害額

No.	Village 名	標高 (m)		家屋から溪流までの距離 (m)		農地から溪流までの距離 (m)		過去 10 年間の被害額 (百万ドン)	
		平均値	中央値	平均値	中央値	平均値	中央値	平均値	中央値
1	Bo Xanh	526	523	229	150	133	10	8.3	4.1
2	Chieng Le	526	519	99	50	7	4	2.0	1.6
3	Gion	564	559	201	100	54	10	14.1	10.0
4	Huoi Man	415	415	74	50	11	10	5.0	5.0
5	Huoi Van	650	612	318	200	88	70	10.4	8.0
6	Khop	659	650	195	175	135	25	43.9	11.1
7	Mac Liu	541	537	180	100	35	5	7.9	6.2
8	Na Mat	445	441	99	100	22	10	9.0	7.8
9	Pa Nga	412	413	93	45	83	5	10.8	6.4
10	Phieng Mut 1	699	707	272	200	50	10	5.0	3.2
11	Xa	602	581	286	155	150	20	14.0	4.4

(3) 地域住民の地域愛着

MGC には、タイ族の住民が多く、また、モン族やカン族、京族の住民もいる。調査から明らかになったのは、多くの人が生まれてからずっとこの Commune の中で生活していることである。焼き畑農業が 2002 年頃禁止され、森林地から農地への転用も禁止され、既存の農地を活用するようになった。地域愛着に関して、Raymond ら(2010)に基づいて、五つの項目を設定した。それらは、Place identity(場所のアイデンティティ)、Place dependence(場所への依存)、Family bonding(家族の絆)、Friend bonding/belongingness(友人の絆・帰属意識)、Nature bonding(自然の絆)である。表 4-2-2-7 に示されたように、住民にとって、今の Village が非常に重要である。それは生活の場所であり、家族やコミュニティへの絆があるからである。しかしながら、自然の中の植物や動物への絆が薄いようである。回答の“ややそう思う”と“強くそう思う”を合わせてわずか 14%であった。

表 4-2-2-7 地域愛着(回答者数(%))、以下同じ)

下記の記述に対して、どう思いますか？	強くそう 思わない	ややそう 思わない	どちらも 言えない	ややそう 思う	強くそう 思う
1.この Village は私にとって大きな意味を持つ		2 (1)		7 (2)	341 (97)
2.この Village での生計活動を他の場所で代用することはない	5 (0)	8 (2)	1 (0)	28 (8)	308 (88)
3.この Village に住んでいるのは、家族がこの Village にいるからだ		1 (0)		1 (0)	347 (99)
4.さまざまなコミュニティ活動を通じて培った友情は、私と Village を強く結びつけている			4 (1)	52 (15)	294 (84)
5.この Village に成長する植物や動物がいなくなったら、Village が嫌いになる	175 (50)	119 (34)	8 (2)	14 (4)	34 (10)

(4) 地域住民の森林の防災機能への期待、政府へのニーズ、無力感

地域住民の森林の防災機能への期待・意識を明らかにするため、次の質問をした。“鉄砲水、土石流、地すべりのリスクを軽減する森林の機能について、これらの四つの記述のそれぞれについてどう思いますか?”

Q1. 良好な状態の森林はリスクを軽減する効果があります。

Q2. 河川沿いでの伐採の制限はリスクを軽減するのに効果的です。

Q3. リスクを軽減するには、急傾斜地での伐採を制限することが効果的です。

Q4. 森林の農地への転用の制限はリスクを軽減するのに効果的です。

結果は、表 4-2-2-8 に示されている。森林の防災機能に対して、9 割以上の回答者がとても賛成すると回答した。住民が、森林が伐採されると自然災害が多発し、土壌が流出し、鉄砲水が発生することを認識している。また、森林が水源涵養機能を持つことについてもコメントされた。これは、住民が森林を管理し、保護していることで環境サービスへの支払い(PES)を受け取ることと関係することを示唆している。ただし、質問 1 から質問 4 に移ると、回答の“非常に賛成する”が少なく、“やや賛成する”が増えた。これは、一般的には森林が防災に対して重要であることを認識しているものの、農地の拡大を望んでいる可能性があることを示唆している。しかし、“とても賛成する”と“やや賛成する”の回答と合わせると、賛成する回答が 95%に達した。ここから、森林保護への意識が高いことがわかる。

選択の理由として、以下のような点も挙げられた。「根が長い、大きな木があれば、土砂崩れが発生しにくい」、「大きな鉄砲水がある場合、森林の機能が薄い」、「森林開発を制限すれば、災害のリスクを軽減できる」、「一部の伐採は許容されるが、過度な伐採は問題が生じる」、「すべての森林を伐採して人工林にすると、自然災害を引き起こす可能性がある」、「農地が必要である」。

表 4-2-2-8 森林の防災機能について住民の見解

質問	全く賛成しない	やや賛成しない	どちらとも言えない	やや賛成する	とても賛成する
Q1		2 (1)	13 (4)	8 (2)	326 (93)
Q2		2 (1)	12 (3)	47 (13)	288 (82)
Q3			12 (3)	63 (18)	274 (78)
Q4	1 (0)	2 (1)	15 (4)	98 (28)	233 (67)

また、自然災害(鉄砲水、土石流、地すべり)に対して、政府は以下の活動を行う必要があると思うかという質問について、六つの項目を設定した。回答の“とても期待する”が最も多いのは第一問の「森林面積を増やす」項目であった(93%、表 4-2-2-9)。また、災害時の被災者への支援については、“とても期待する”回答が 88%で、“やや期待する”回答と合わせると、ほぼ 100%に達し、政府への期待が大きいことが明らかになった。その他に、災害防止のための工事や防災教育の強化、気象警報の提供、避難施設の整備についても期待されている。図 4-2-2-21 に示した MGC における橋の排水力は小さく、雨の際に水が溢れることが多発している。

表 4-2-2-9 地域住民の政府へのニーズ

項目	全く期待しない	やや期待しない	どちらとも言えない	やや期待する	とても期待する
1.森林面積を増やす	1 (0)	3 (1)	5 (1)	25 (7)	316 (90)
2.災害防止のための恒久的または一時的な工事		9 (3)	8 (2)	128 (37)	205 (59)
3.防災教育の強化		3 (1)	9 (3)	109 (31)	229 (65)
4.大雨に対する気象警報の提供		3 (1)	7 (2)	108 (31)	232 (66)
5.大雨時の避難施設の整備	3 (1)	19 (5)	11 (3)	135 (39)	182 (52)
6.被災者への支援			1 (0)	42 (12)	307 (88)



図 4-2-2-21 Muong Gion Commune における国道 279 号線と県道 107 号線を横断する橋

地域住民の自然災害の発生や被害に関する認識(無力感)が防災行動に影響を与える可能性があるため、三つの質問を行った。自然の巨大なパワーの前では、人はしばしば無力感を感じる。これが、防災意識や防災行動にどのような影響を与えるかを想定して、質問を行った。

表 4-2-2-10 地域住民の自然災害の発生や被害に関する認識(無力感)

下記の表現についてどう思うか？	強くそう 思わない	ややそう 思わない	どちらも 言えない	ややそう 思う	強くそう 思う
1.鉄砲水、土石流、地すべりは、制御不能な自然現象である	6 (2)	9 (3)	50 (14)	51 (15)	234 (67)
2.鉄砲水が誰かを襲うか、誰かにどれだけの被害が出るかは、結局は運命である	5 (1)	54 (15)	57 (16)	97 (28)	137 (39)
3.鉄砲水、土石流、崖崩れに対して、人間ができることは限られている	4 (1)	7 (2)	49 (14)	98 (28)	192 (55)

結果は表 4-2-2-10 に示される。1 番目の表現に対して、回答の“強くそう思う”が 67%で、“ややそう思う”と合わせると 81%になる。これは、多数の賛成があることを示している。3 番目の表現に対して、回答の“強くそう思う”が 55%で、“ややそう思う”と合わせると 83%になった。1 番目の 81%と比較すると、ほぼ変わらなかった。これは、制御不能な自然現象に対する人間の力への意見が、比較的安定していることを示唆している。2 番目の表現に対して、“強くそう思う”回答が 39%で、“ややそう思う”回答を合わせると 67%になった。“そう思わない”回答

が 17%である。この結果から、個人の自然災害の被害に関して、運命論的な表現に対する賛成が過半数に達したことが分かる。

(5) 地域住民の災害に関する情報収集の手段と避難の場所

調査対象者には、防災情報を収集するために最も重要な 3 種のツールについて順位付けをしてもらった(表 4-2-2-11)。その結果、電話が 1 位、テレビが 2 位、Village や Commune からの知らせが 3 位であった。携帯電話、特にスマートフォンの普及により、携帯電話が便利で重要な情報源となった。Village や Commune からの知らせは 3 位にランクされた。ラジオは 4 位であった。

表 4-2-2-11 災害時の情報収集の手段

手段	1	2	3
1.ラジオ	22 (6)	36 (10)	62 (18)
2.テレビ	133 (38)	106 (30)	29 (8)
3.電話	140 (40)	96 (27)	31 (9)
4.Village や Commune からの知らせ	40 (11)	69 (20)	110 (31)
5.自分自身	14 (4)	13 (4)	39 (11)
6.他の人々	1 (0)	30 (9)	78 (22)

日本では、避難所と言えば小学校の体育館などが想起されるが、ベトナムではどのような場所を選ぶかについて質問した(表 4-2-2-12)。多くの調査対象者はこのことについて考えたことがないようであったが、調査中に考え回答してくれた。最も一般的な回答は、近隣の家や親戚の家であった。その次に、住民の集会場であるカルチャーハウスが挙げられた。3 番目には学校があった。これらの回答は、建築物の品質や場所を考慮して判断されたものと思われる。学校やカルチャーハウスが標高の低い場所に位置しているか、また十分に頑丈であるか心配しているようである。

表 4-2-2-12 災害時の避難所

避難所	回答数	%
1.小学校、中学校、高校	23	6.6
2.カルチャーハウス（住民の集会場）	113	32.6
3.近所または親戚の家	165	47.6
4.自分の家	14	4.0
5.山の頂上	16	4.6
6.その他	5	1.4
7.わからない	11	3.2

(6) 地域住民の自然災害への主観危険度、防災コスト、防災行動への認識

住民の主観危険度や災害被害の重大さ、防災のコストの認識が防災行動に繋がるかという研究内容は多くの防災研究で検討されてきた。しかし、ベトナムを対象とする研究は少ない。本調査は、保護動機理論(Protection Motivation Theory、PMT)に基づいて、Rogers (1983)、Babcicky and Seebauer (2019)、Kurata ら(2022a)、Kurata ら(2022b)、Gumasing and Sobrevilla (2023)などの文献を参考にして調査項目を設定した。

まず、自然災害の発生についての主観的危険度について調査した。次の10年以内に、鉄砲水、土石流、地すべりが発生する可能性についてどの程度考えているかを尋ねた。回答は以下の表 4-2-2-13 に示されている。それぞれの災害の発生に対する主観危険度が示されている。“どちらともいえない”回答が四分の一程度あった。1番目と3番目の項目では、可能性が低いと思われる回答の割合(それぞれ43%と38%)が、可能性が高いと思われる回答(それぞれ38%と35%)よりやや多いことがわかる。2番目の項目、農地を襲う災害の発生に関しては、可能性が高いと思われる回答の割合(57%)が過半数を占め、可能性が低いと思われる回答(17%)よりも高いことが示された。

表 4-2-2-13 主観危険度:災害の発生

項目	非常に可能性が低い	やや可能性が低い	どちらともいえない	やや可能性が高い	非常に可能性が高い
1.自分の建物を襲う鉄砲水、土石流、地すべり	95 (27)	56 (16)	95 (27)	95 (27)	9 (3)
2.自分の農地を襲う鉄砲水、土石流、地すべり	30 (9)	29 (8)	92 (26)	171 (49)	28 (8)
3.自分の耐久資産を襲う鉄砲水、土石流、地すべり	80 (23)	52 (15)	97 (28)	110 (31)	11 (3)

括弧内の数値は割合(%)を示す。

次に、自然災害が発生した場合に、自身がどの程度の被害を想定しているかについて質問した。その結果は表 4-2-2-14 に示されている。全ての項目で、“非常に低い”と回答した割合が95%以上であり、自然災害をあまり受けないと考えていることがわかる。

表 4-2-2-14 主観危険度:想定の経済的な被害の程度

項目	非常に低い	やや低い	低くも高くもない	やや高い	非常に高い
1.鉄砲水、土石流、地すべりが自分の建物で発生した場合	335 (96)	12 (3)	2 (1)	1 (0)	
2.自分の農地で鉄砲水、土石流、地すべりが発生した場合	337 (96)	8 (2)	1 (0)	4 (1)	
3.耐久財で鉄砲水、土石流、地すべりが発生した場合	335 (96)	10 (3)	1 (0)	3 (1)	1 (0)

括弧内の数値は割合(%)を示す。

引き続き、住民の人身と生命、または生計に関する自然災害の重大性について質問した。その結果は表 4-2-2-15 に示されている。鉄砲水、土石流、地すべりが発生した場合、死傷者が出ると考えるかについての質問において、回答の“ややそう思う”と“強くそう思う”の割合が 56%で、回答の“強くそう思わない”と“ややそう思わない”の割合(34%)よりも多いことが分かった。さらに、「生活に影響が出ると思うか」質問については、回答の“ややそう思う”と“強くそう思う”の割合が 87%で、圧倒的に“強くそう思わない”と“ややそう思わない”の割合(7%)よりも多いことが明らかになった。

表 4-2-2-15 主観危険度:生命と生計からみる自然災害の重大さの認識

項目	強くそう思わない	ややそう思わない	どちらともいえない	ややそう思う	強くそう思う
1.鉄砲水、土石流、地すべりなどが発生した場合、死傷者が出ると思う	13 (4)	104 (30)	37 (11)	94 (27)	102 (29)
2.鉄砲水、土石流、地すべりが発生した場合、生活に影響が出ると思う	5 (1)	21 (6)	18 (5)	182 (52)	124 (35)

括弧内の数値は割合(%)を示す。

続いて、調査対象者に対して、脆弱性に関する以下の 3 つの項目を質問した。1) 自身、2) 家族、3) 住んでいる Village の脆弱性についてである(表 4-2-2-16)。結果、自身と家族に関する脆弱性について、“強くそう思わない”と“ややそう思わない”回答の割合の合計がそれぞれ 58%、59%であった。これは、“ややそう思う”と“強くそう思う”回答の合計の 32%、31%よりも高い割合である。一方、Village の脆弱性については、回答の“ややそう思う”と“強くそう思う”の割合の合計が 56%で、回答の“強くそう思わない”と“ややそう思わない”の割合の合計の 14%よりもはるかに高いことが分かった。また、Village の脆弱性については、回答のどちらとも言えないが 30%で多いことも特徴である。

表 4-2-2-16 調査対象者の自身の脆弱性の認識

項目	強くそう思 わない	ややそう思 わない	どちらとも いえない	ややそう思 う	強くそう思 う
1.自分は鉄砲水、土石流、地すべりに対して脆弱だと思う	39 (11)	164 (47)	35 (10)	84 (24)	28 (8)
2. 私の家族は鉄砲水、土石流、地すべりに対して脆弱だと思う	37 (11)	167 (48)	36 (10)	84 (24)	26 (7)
3.私の Village は鉄砲水、土石流、地すべりに対して脆弱だと思う	14 (4)	35 (10)	105 (30)	134 (38)	62 (18)

括弧内の数値は割合(%)を示す。

最後に、MGC での現地調査および予備調査を通じて、以下の 8 つの施策を設定した。そして、これらの施策について、それぞれの有効性、実施のコスト、および防災行動について質問した。

有効性についての質問は、鉄砲水や土砂崩れから自宅を守るために、以下の対策はどの程度で有効であると評価するかというものである。以下の表 4-2-2-17 は、8 つの防災対策の有効性に関する結果である。非常に効果的と絶対に効果的という回答を合わせて、八つの項目のすべてが 75%以上であった。中でも、6 番目の「浸水に備えて道具(懐中電灯、鋤、レインコートなど)、食料、薬を準備する」と、8 番目の「近隣住民と連携し、助け合う」に対する回答は、90%を超えた。個々の回答については、2 番目の「気象情報を積極的に収集する」に対する回答の、“非常に効果的”回答が 208 件で、7 番目の「住宅を増強する」については、“絶対に効果的”回答が 200 件で、最も多かった。

表 4-2-2-17 防災対策の有効性の認識

施策	まったく効果がない	少し効果がある	やや効果がある	非常に効果的	絶対に効果的
1.知識や経験を他の人と共有する	6 (2)	20 (6)	54 (15)	197 (56)	73 (21)
2.気象情報を積極的に収集する	0 (0)	14 (4)	33 (9)	208 (59)	95 (27)
3.浸水に備えて1階にある貴重品を運び出す	4 (1)	5 (1)	55 (16)	153 (44)	133 (38)
4.危険な場所や避難場所をよく知る	2 (1)	13 (4)	73 (21)	146 (42)	116 (33)
5.Village からの勧告があった場合は早めに避難する	4 (1)	13 (4)	66 (19)	123 (35)	144 (41)
6.浸水に備えて道具（懐中電灯、鋤、レインコートなど）、食料、薬を準備する	1 (0)	6 (2)	25 (7)	147 (42)	171 (49)
7.住宅を増強する	2 (1)	9 (3)	53 (15)	86 (25)	200 (57)
8.近隣住民と連携し、助け合う	1 (0)	3 (1)	14 (4)	138 (39)	194 (55)

括弧内の数値は割合(%)を示す。

続いて、施策のコストについて質問した。質問は、これらの8つの施策のそれぞれの実施に関連するコスト(金銭、時間、労力)をどのように評価するかということである。結果は表 4-2-2-18 に示される。7番目の項目「住宅を増強する」について、コストが非常に高いという回答が175件で、一番高かった。回答の、コストが「非常に低い」と「やや低い」を合計すると、1番目の「知識や経験を他の人と共有する」が68%、2番目の「気象情報を積極的に収集する」が69%、4番目の「危険な場所や避難場所をよく知る」が56%であった。これらは、回答の「やや高い」と「非常に高い」の割合の合計よりも高い結果であった。一方、回答のコストが「やや高い」と「非常に高い」の割合の合計から見ると、3番目の「浸水に備えて1階にある貴重品を運び出す」が50%、8番目の「近隣住民と連携し、助け合う」が54%で、それぞれ、回答の「非常に低い」と「やや低い」の割合の合計(それぞれ33%と28%)より高い結果であった。また、6番目の「浸水に備えて道具(懐中電灯、鋤、レインコートなど)、食料、薬を準備する」と7番目の「住宅を増強する」について、回答の「やや高い」と「非常に高い」の割合の合計がそれぞれ73%と75%で、回答の「非常に低い」と「やや低い」の割合の合計(それぞれ7%と14%)より高い結果であった。

これは、他人との知識や経験の共有や気象情報の収集、危険な場所や避難場所の事前把握に関してはコストが比較的安く、貴重品の運び出しや近隣住民との連携と助け合いにはやや高いコストがかかることを示している。さらに、浸水に備えて道具、食料、薬などの準備や住

宅の増強を行うには、金銭的なコストがかかり、その難度も最も高いことが示された。

表 4-2-2-18 防災対策の実施に関連するコスト(金銭、時間、労力)の評価

施策	非常に低い	やや低い	低くも高くもない	やや高い	非常に高い
1.知識や経験を他の人と共有する	148 (42)	90 (26)	65 (19)	36 (10)	11 (3)
2.気象情報を積極的に収集する	137 (39)	105 (30)	41 (12)	35 (10)	32 (9)
3.浸水に備えて1階にある貴重品を運び出す	21 (6)	93 (27)	60 (17)	114 (33)	62 (18)
4.危険な場所や避難場所をよく知る	103 (29)	94 (27)	59 (17)	43 (12)	51 (15)
5.Village からの勧告があった場合は早めに避難する	23 (7)	96 (27)	68 (19)	83 (24)	80 (23)
6.浸水に備えて道具（懐中電灯、鋤、レインコートなど）、食料、薬を準備する	4 (1)	21 (6)	69 (20)	134 (38)	122 (35)
7.住宅を増強する	5 (1)	45 (13)	37 (11)	88 (25)	175 (50)
8.近隣住民と連携し、助け合う	55 (16)	43 (12)	62 (18)	97 (28)	93 (27)

括弧内の数値は割合(%)を示す。

最後に、鉄砲水、土石流、地すべりの対策を取る可能性はどの程度であるかという質問を行った。結果は表 4-2-2-19 に示された。すべての 8 つの施策について、回答の、“非常に可能性が低い”と“やや可能性が低い”の割合の合計が 10%未満で、“やや可能性が高い”と“非常に可能性が高い”の割合の合計が 72%以上という結果であった。

表 4-2-2-19 防災対策の実施

施策	非常に可能性が低い	やや可能性が低い	どちらともいえない	やや可能性が高い	非常に可能性が高い
1.知識や経験を他の人と共有する	20 (6)	15 (4)	55 (16)	220 (63)	40 (11)
2.気象情報を積極的に収集する	2 (1)	21 (6)	33 (9)	220 (63)	74 (21)
3.浸水に備えて1階にある貴重品を運び出す	5 (1)	11 (3)	37 (11)	194 (55)	103 (29)
4.危険な場所や避難場所をよく知る	17 (5)	30 (9)	51 (15)	163 (47)	89 (25)
5.Village からの勧告があった場合は早めに避難する	8 (2)	11 (3)	39 (11)	190 (54)	102 (29)
6.浸水に備えて道具（懐中電灯、鋤、レインコートなど）、食料、薬を準備する	5 (1)	12 (3)	18 (5)	171 (49)	144 (41)
7.住宅を増強する	13 (4)	19 (5)	24 (7)	138 (39)	156 (45)
8.近隣住民と連携し、助け合う	4 (1)	7 (2)	15 (4)	169 (48)	155 (44)

括弧内の数値は割合(%)を示す。

(7) まとめ

本研究はMGCからの協力を得て、現地調査を行い、アンケートを設計し、数回の修正を経て世帯調査を実施した。その結果、住民は森林の防災機能に高い期待を寄せ、政府に対する期待や防災意識が高まっており、防災行動も実施されるようになっていくことが確認された。しかしながら、防災には時間的、金銭的、精神的なコストがかかることも明らかになった。

また、MGC の人々の地域愛着が強いことが確認された。しかし、所得の水準が低く、出稼ぎ労働者も増えていた。

MGC における森林は生産林と保護林に区分される。経済力の高い世帯はセメントで家屋を建築する一方、多くの世帯が森林(保護林および生産林)から建築に必要な木材を採取している。申請は1年に1度しかなく、許可される量には上限(3立方メートルまたは2~3本)があり、4~5年かけて必要な木材を入手して、家屋を建築できる世帯もある。薪炭材は枯死木に限り採取できる。伐採や土地転用には制限があり、また、環境サービスへの支払い(PES)制度があるため、森林は十分に管理されているようである。MGC には、職員として1人の森林警備隊員が配置されて森林管理を行い、違法な行為の取り締まりや森林状況の報告などを行う。

森林から農地への転用は容易ではない。伝統的な焼畑耕作方式は禁止されており、生産力を高める手段としての休耕地がないため、化学肥料を使用して土地の生産力を維持している。Village を離れる際には、土地は Village が別の世帯に配分される。出稼ぎなどの理由で

使わない農地が出る場合、親せきや他人に使用させる。収穫した農産物を地代として支払う場合もある。土地の売買事例は少ないようである。

土地利用の収益性を高めるため、トウモロコシやキャッサバの農地をパラミツやマンゴー、ザボンなどの果樹園に転換したり、水田から魚の養殖の池に転換した例も見られた。

4.3 リモートセンシング技術を活用したリスクマップ作成

4.3.1 リスクマップに対するニーズと課題

気候変動により台風の巨大化や豪雨頻度・強度の増加、それにともない山地地形の国々では土砂災害の多発が懸念される。開発途上国においては限られたリソースで災害対策を立てる必要があることから、災害の発生の可能性と人間の営みを勘案した危険度を評価しておくことが必要である。しかし、開発途上国では危険度評価を行うために必要となる空間情報が未整備のため危険度評価が困難である。また、地上での情報収集には限界がある。このため、人口分布や生態系の防災・減災機能を既存の衛星画像といったリモートセンシングデータからどのように抽出するかが課題であり、AI 等最新技術を活用し信頼性の高い危険度把握の技術の開発が必要である。

本課題では、対象地域においてリモートセンシング技術および現地調査によって収集された既往の崩壊履歴および地形、地質、森林被覆、降水量等の各種情報を GIS 上で重ね合わせ、解析処理することにより、対象地域における森林管理に質する斜面崩壊リスクマップを作成することを目的とする。

本年度は、衛星観測雨量データから、崩壊発生時の雨量を評価するための手法の検討を行うとともに、対象地域において昨年度までに作成した斜面崩壊に対するリスクマップに対して、使用した GIS データや開発した衛星画像より崩壊地を自動抽出するツールでの成果、および衛星画像より分類した土地利用区分履歴、森林攪乱分布履歴の成果の適用性について検討するとともに、リスクマップを作成するにあたっての留意点等を整理した。さらに、これらの成果を基に 2023 年 8 月に発生した土砂災害の被災地域においてリスク評価を行った。

4.3.2 調査（解析）対象地

Yen Bai 省北西部の Mu Chang Chai District の KimNoi Commune を中心とした 2017 年の豪雨にともなう崩壊発生範囲(図 4-3-2-1 の A の範囲、図 4-3-2-2)を対象に、使用した GIS データや本事業において開発した衛星画像より崩壊地を自動抽出するツールでの成果、および衛星画像より分類した土地利用区分履歴、森林攪乱分布履歴の成果の適用性についての検討を行った。また、本年(2023 年)の 8 月上旬に、隣接する HoBon Commune およびその周辺地域(図 4-3-2-1 の B の範囲、図 4-3-2-3)において大雨により多数の崩壊が発生したことから、この地域を対象として衛星観測雨量データの解析を行い(図 4-3-2-1 の C の範囲、図 4-3-2-3)、崩壊発生時の雨量の評価手法について検討を行った。加えて、上記の検討結果を基に HoBon Commune およびその周辺地域においても、斜面崩壊のリスク評価および

リスクマップの作成を行った。



図 4-3-2-1 調査・解析範囲の位置

A(赤色長方形): Mu Chang Chai District(KimNoi Commune ほか)

B(水色長方形): Mu Chang Chai District(HoBon Commune ほか)

C(緑色 Grid): 図 4-3-3-2 の衛星観測雨量の解析範囲(Grid)

背景画像は GoogleMAP の衛星画像より引用



図 4-3-2-2 Mu Chang Chai District(KimNoi Commune ほか)で 2017 年の豪雨にともない発生した崩壊(GoogleMAP の衛星画像より引用)



図 4-3-2-3 Mu Chang Chai District (HoBon Commune) で 2023 年 8 月上旬の豪雨にともない発生した崩壊 (2024 年 2 月 27 日撮影)

4.3.3 衛星観測雨量を用いた斜面崩壊発生時の雨量評価手法の検討

斜面崩壊がその地域でどのような降雨で引き起こされるのかは、関連する災害リスクの評価の重要な指標のひとつである。ベトナムでは地上の気象観測施設が日本ほど充実していないことやレーダー観測により得られる空間雨量データが未整備であることから、崩壊発生時の雨量を評価することが困難であった。近年、JAXA によってベトナム全土をカバーする衛星観測雨量 (1 時間解像度) が公開されたことから、この衛星観測雨量データを利用して、斜面崩壊が発生する危険性の高い降雨を判定する手法を開発した。

4.3.3.1 衛星雨量画像データ (JAXA) の利用と問題点

衛星観測雨量データは、JAXA により衛星全球降水マップ (GSMAP、https://sharaku.eorc.jaxa.jp/GSMaP/index_j.htm) として公開されている衛星の雲画像を解析して得られた時間雨量データ (解像度 0.1 度) を利用した (図 4-3-3-1)。本データは GSMAP のサイトに登録することで、2000 年以降の必要なエリアの任意の期間の時間雨量を入手し利用することが可能になる。本データは雨量データの入手が困難な地域においても利用可能であるため、気象観測網が十分に整備されていない開発途上国においての利用が期待されている。

以上のように、衛星観測雨量データは地域によらず入手できる利点があるが、強い雨を過

小評価するという技術的な課題があることが指摘されている (Long Trinh-Tuan et. al., 2019 他)。そのため、降雨強度の高い雨がトリガーとなる崩壊に起因する災害に関しては、災害発生リスクの高い降雨の特徴を正確に評価できない危険性がある。したがって、本年度はこの過小評価の課題を考慮したうえで、斜面崩壊の発生するリスクの高い雨量を、衛星観測雨量を用いて評価する手法を開発した。

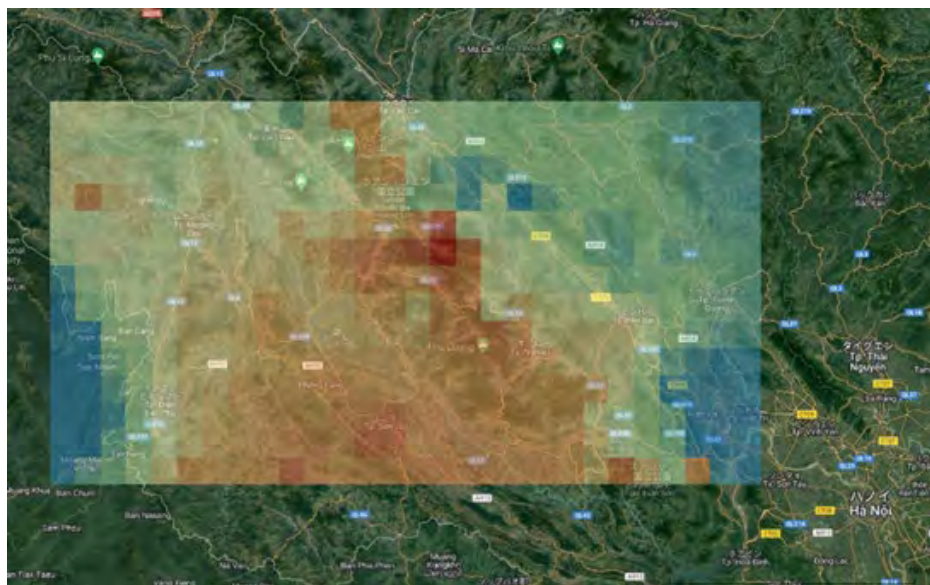


図 4-3-3-1 GSMAP より DL したベトナムの時間雨量データ(データ期間:2000-現在)。画像は 2017/07/05 07:00 のベトナム北西部の時間雨量分布の一例を示す。図は GoogleMAP の衛星画像に時間雨量データ(ラスターデータ)を重ねて表示している。

Reference

Long Trinh-Tuan, Jun Matsumoto, Thanh Ngo-Duc, Masato I. Nodzu & Tomoshige Inoue (2019) Evaluation of satellite precipitation products over Central Vietnam, Progress in Earth and Planetary Science volume 6, Article number: 54.

<https://doi.org/10.1186/s40645-019-0297-7>

4.3.3.2 衛星観測雨量データを基にした評価手法の検討

本事業の調査地である Yen Bai 省 Mu Cang Chai District では、リスク評価対象地である Kim Noi Commune より西に位置する Ho Bon Commune および周辺地域において、2023 年 8 月上旬の豪雨により多数の斜面崩壊が発生し、道路の寸断や人的被害を引き起こした。この災害では斜面崩壊の発生日時が過去の崩壊事例とは異なり、正確に特定されている。よって、災害発生時の降雨の特徴の評価に適しているため、本地域を評価対象地とするこ

とした。

崩壊発生危険雨量の評価手法を開発するにあたり、まず対象地域において、実測値ベースの空間雨量データと衛星観測雨量データを比較した。実測値ベースの空間雨量データとして、文部科学省の補助事業により開発・運用されているデータ統合解析システム(DIAS)の下で収集・提供されているベトナム国グリッド日降水量データ($0.10^{\circ} \times 0.10^{\circ}$; REMOCLIC. (2016))を DL して使用した。この実測値ベースの雨量データは、REMOCLIC. (2016)により開発作成され(1980 年-2010 年: 日雨量、図 4-3-3-2)、DIAS より公開されている。2010 年以降はデータが整備されておらず、崩壊発生危険雨量の検討には利用できない。本調査ではデータが重複する 2000 年-2010 年の 10 年間を対象に、実測値ベースの雨量データと衛星観測雨量データを比較し、衛星観測雨量で過小評価が発生する降雨強度の閾値を調べた。実測値ベースの雨量データは日単位で整備されているため、衛星観測雨量は日雨量に換算して、両者を比較した。具体的な調査地域は、図に示す 2023 年 8 月の豪雨により災害が発生した HoBon Commune を中心とした 9Grid(1Grid は $0.1^{\circ} \times 0.1^{\circ} \approx 10\text{km} \times 10\text{km}$)である(図 4-3-3-3)。

比較結果を図 4-3-3-4 に示す。比較したすべてのグリッドにおいて、日雨量の 96 パーセンタイル値を超えると、実測値ベースの雨量データと衛星観測雨量データの間で雨量やその増加率が顕著に異なることがわかった。日雨量の 96 パーセンタイル値は、図中の両グラフの変曲点と対応することが認められた。このことは上位 3~4%の強い雨で両データの差が大きくなることを示しており、この地域では日雨量の 96 パーセンタイル値が、衛星観測雨量が過小評価される閾値となることが明らかとなった。

Reference

REMOCLIC. (2016). VnGP - ベトナム国グリッド日降水量データ($0.10^{\circ} \times 0.10^{\circ}$) [Data set]. データ統合・解析システム(DIAS).

<https://doi.org/10.20783/DIAS.270>

本データは Vietnam National University, Hanoi (VNU)(プロジェクト番号 QG.15.06) および、日本の文部科学省 GRENE 事業環境情報分野の支援により作成された。

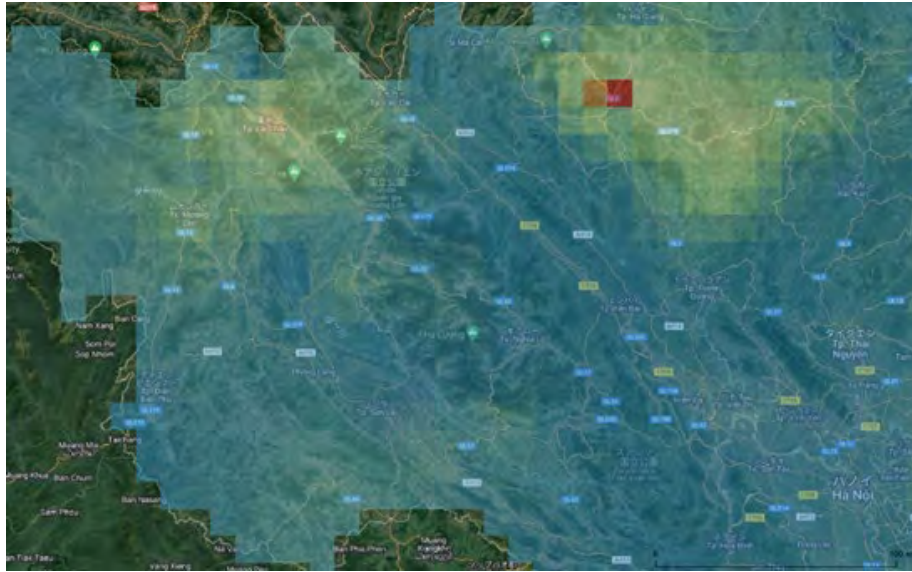


図 4-3-3-2 DIAS より DL したベトナムの実測値ベースの日雨量データ(データ期間:1980-2010)。画像は 2019/07/11 のベトナム北西部の日雨量分布の一例を示す。図は GoogleMAP の衛星画像に日雨量データ(ラスターデータ)を重ねて表示している。



図 4-3-3-3 解析範囲:災害が発生した HoBon Commune(9 の Grid)を中心とした 9Grid(1Grid:0.1°×0.1°≒10km×10km)で解析を行った。図の背景は GoogleMAP の衛星画像より引用。

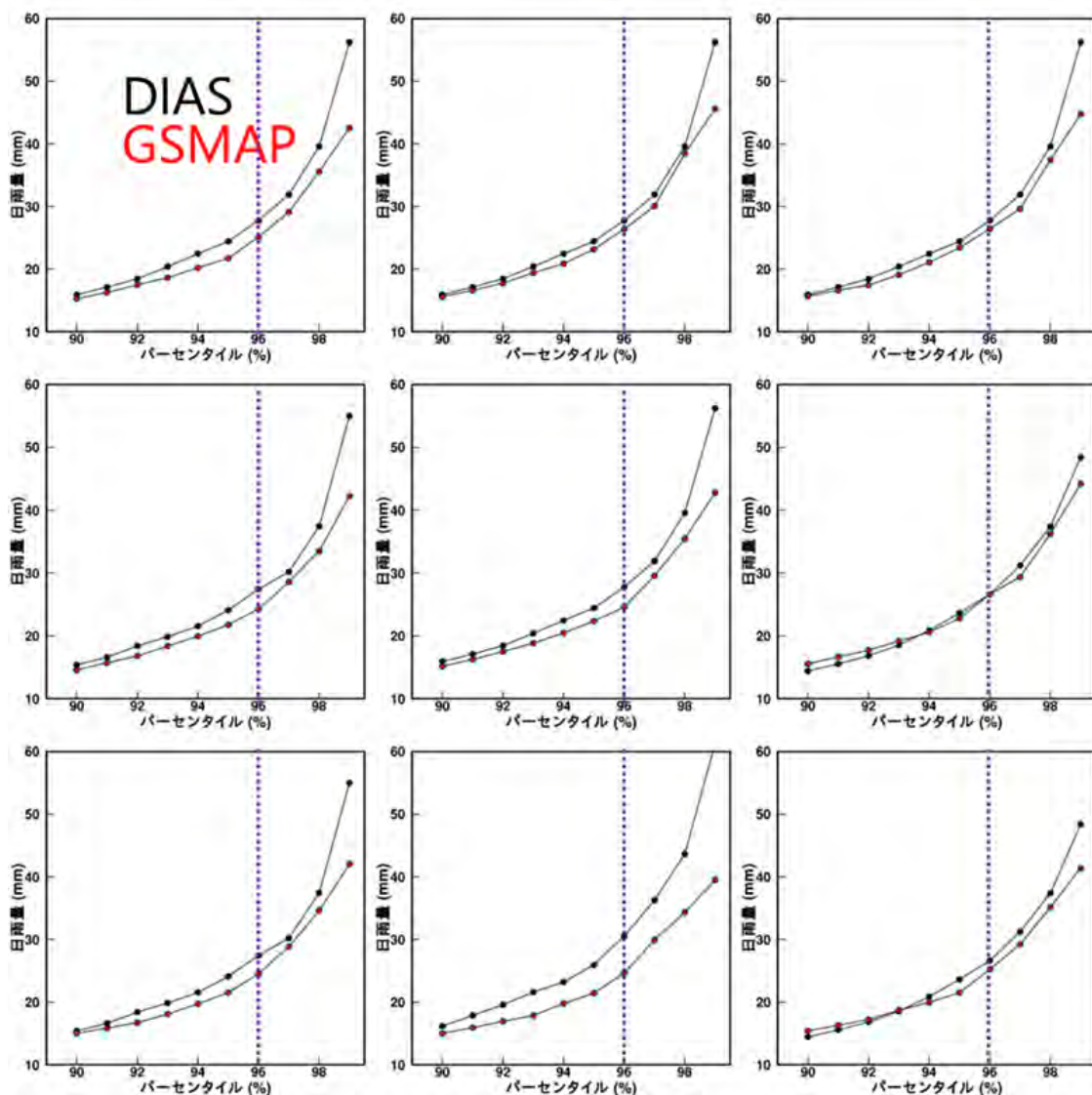


図 4-3-3-4 実測値ベースの雨量データ(DIAS)と衛星観測雨量データ(GSMAP)の Grid ごとの比較結果。各グラフは図 4-3-3-3 の Grid の位置の結果を示している。

4.3.3.3 開発した雨量評価手法による 2023 年 8 月豪雨の評価

前述した衛星観測雨量の過小評価が発生する閾値を超えた雨が崩壊を引き起こす誘因となったかを検討するため、2023 年 8 月に豪雨が発生した HoBon Commune およびその周辺地域の日雨量データを調べた。検討は降雨データの比較と同様の 9 Grid を対象とした。図 4-3-3-5 は 9 Grid の内 2 つの Grid の 2023 年 1 月～10 月までの日雨量データを示したものである。この図からわかるように 2023 年 8 月上旬に 96 パーセンタイル値に匹敵する雨が数日間まとまって降っており、この雨により崩壊が発生したことが推定された。このことから衛星

雨量の過小評価が発生する閾値に基づいて、崩壊発生危険雨量を判定できることが示唆された。一方で、図の期間中には 1~2 日間だけ 96 パーセンタイル値を超える雨が他の時期に複数観測されているが、それらの雨の期間には崩壊は発生していない。このことは、この地域においては、数日間の連続した雨が崩壊を引き起こす可能性が高いことを示唆する。そのため、3 日間雨量などのより長期間の雨の積算値と崩壊の発生との関係を精査することで、より適切な閾値を調べていく必要がある。

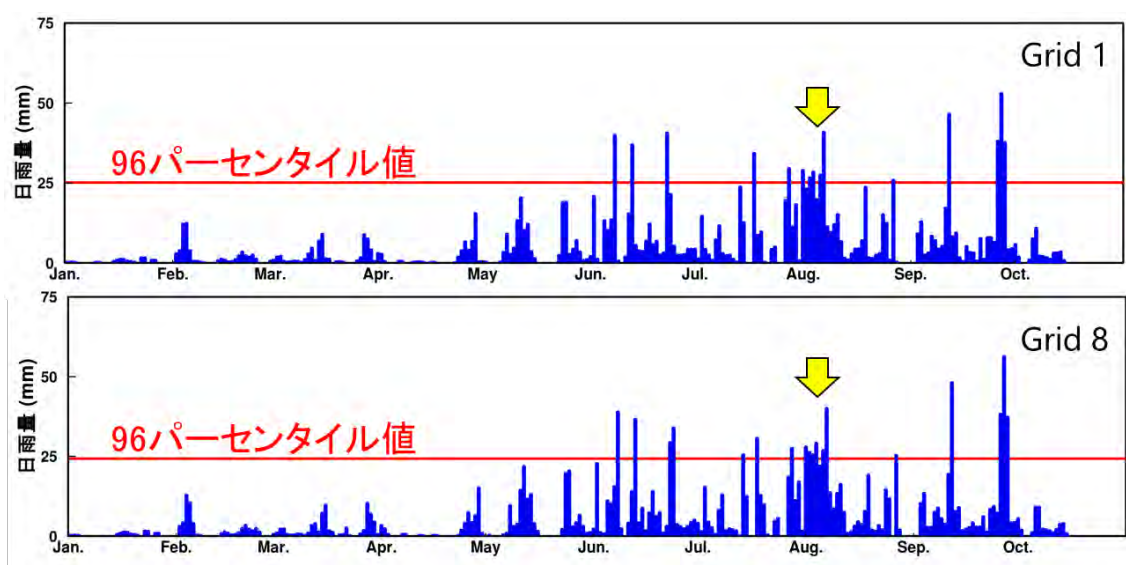


図 4-3-3-5 Grid 1 および Grid 8 の 2023 年 1 月から 10 月の衛星観測雨量(日雨量データ)。黄色矢印は崩壊が発生したと推定される期間を示す。崩壊が発生した期間は衛星雨量の過小評価が発生する閾値である 96 パーセンタイル値を超える雨量が数日間まとまって発生していた。1~2 日間だけ 96 パーセンタイル値を超える雨では崩壊は発生していない。

4.3.4 リスク評価に使用するにあたっての各データの検証

本年度は対象地域において斜面崩壊のリスク評価およびリスクマップを作成する際に本事業の成果となる崩壊地の自動抽出ツールおよび土地利用区分/森林攪乱履歴分布の成果の有効性の検証、および利用するにあたっての留意点および改善方法について検討した。さらに使用した GIS データのうち、DEM に関して、現地でも UAV により撮影された画像から解析により取得した DSM と比較した。

4.3.4.1 崩壊地の自動抽出ツールによる抽出結果の検証

昨年度、Mu Cang Chai District (KimNoi Commune ほか)において本事業の成果である、災害前後の衛星画像より崩壊地を開発した自動抽出ツールによって抽出した成果につ

いて、目視判読によって抽出した成果と比較した。結果は図 4-3-4-1 および図 4-3-4-2 のとおりである。

開発した自動抽出ツールにより抽出された崩壊範囲は、目視判読結果と比較すると、より広い範囲を崩壊地として誤抽出する傾向が認められた。一方で、小規模な崩壊地を除くと、崩壊地の未抽出は少ない傾向があった。小規模な崩壊地を検出できない理由としては、使用している衛星画像が解像度 10m の Sentinel-2 の画像であることから、崩壊幅が 10m 以下の小規模な崩壊地は検出が難しいことが推測される。誤抽出が多い理由としては、対象地は耕地や草地、それらへ向かうための道路の作設といった人為による影響が大きい地域であり、これらが災害前後の変化から崩壊地(裸地を崩壊地として検出)を検出する本研究で開発された手法において、誤抽出が生じる理由であろうと考える。また、目視判読では可能な限り崩壊の源頭部のみを判読しているが、本研究で開発された手法では、崩壊土砂が移動し、裸地化した範囲(流送域)も抽出することから、この点も誤抽出が多い理由の一つであると考ええる。

以上のことをまとめると以下となる。

- ・開発した自動抽出ツールでは崩壊幅が 10m 以下の小規模な崩壊地の検出は難しい。
- ・人為改変等による崩壊地以外の裸地をうまく除去できない。

本ツールによる崩壊地の自動抽出結果を使用したリスク評価結果の詳細については後述の 4.3.5 において述べるが、上記の点がリスク評価を行うにあたっての問題点となることに留意する必要がある。一方で、災害後の斜面崩壊箇所の早急な把握にはある程度は使用できると考える(図 4-3-4-3)。

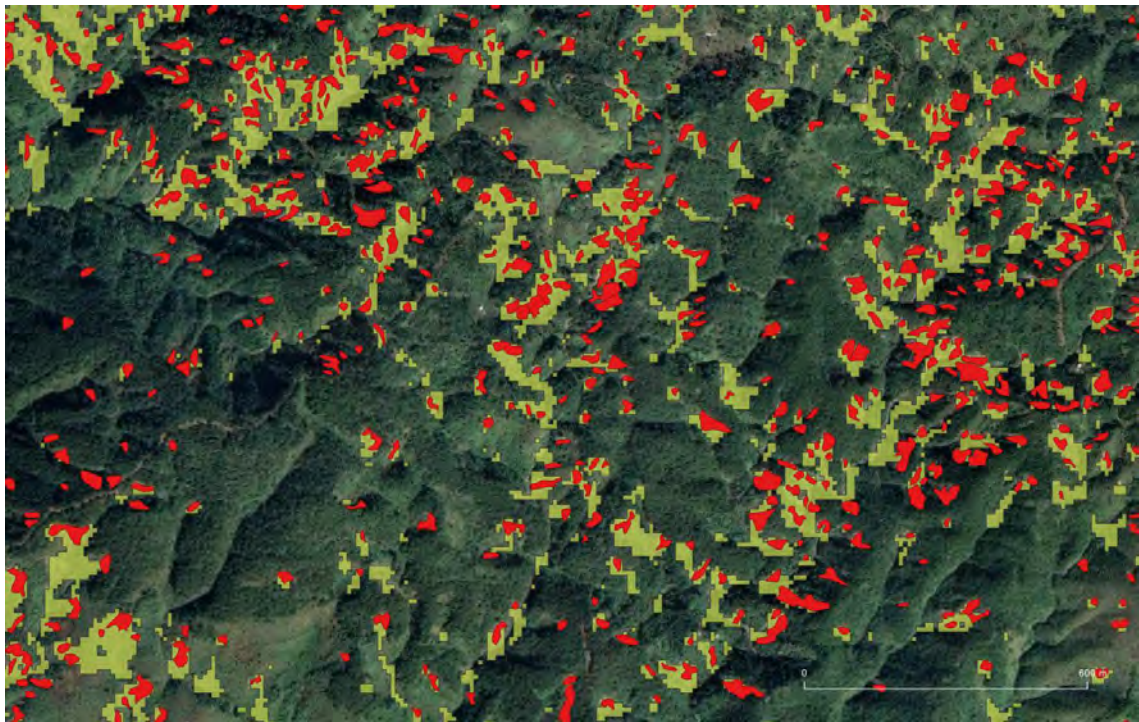


図 4-3-4-1 Mu Chang Chai District (KimNoi Commune ほか) で自動抽出ツールによって抽出された崩壊地(黄色ポリゴン)と目視により判読した崩壊地(赤色ポリゴン)。背景は GoogleMAP の衛星画像。

目視判読	自動抽出	
	崩壊地以外	崩壊地
崩壊地以外	538924	37394
崩壊地	5147	6213
正解率 (Accuracy)	0.927611719	
適合率(Precision)	0.142477125	誤検出が多い
再現率 (Recall)	0.546919014	取りこぼしは相対的に少ない

図 4-3-4-2 Mu Chang Chai District (KimNoi Commune ほか) の調査範囲における自動抽出ツールによって抽出された崩壊地と目視により判読した崩壊地との検証結果。誤検出が多いせいか、適合率は低い。一方で再現率は相対的に高いことから、取りこぼしは相対的に少ないと判断される。

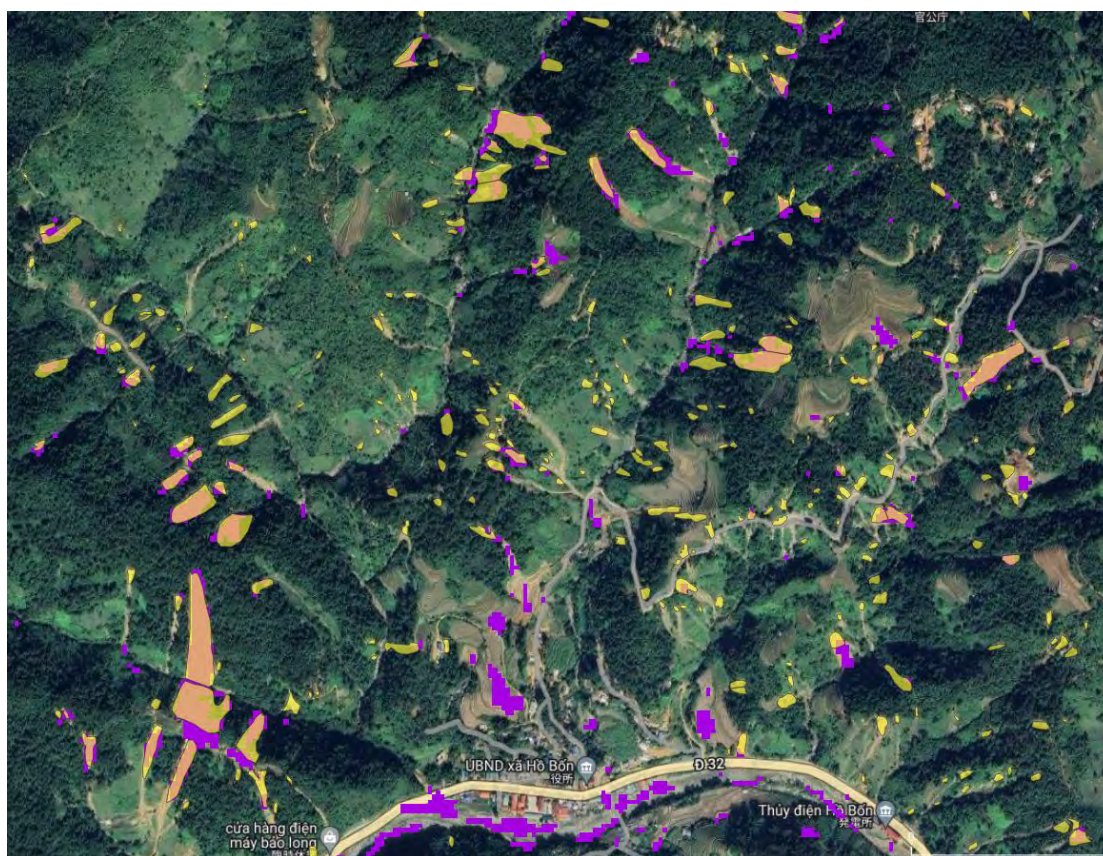


図 4-3-4-3 Mu Chang Chai District (HoBon Commune)において、2023 年 8 月に発生した崩壊箇所の抽出結果。紫色の範囲が自動抽出ツールによって抽出された崩壊地を示す。目視により判読した崩壊地は黄色ポリゴンで示す。比較的大きな崩壊についてはある程度、抽出されている一方で、土石流などの土砂流出の痕跡(流送域)も抽出されている。背景は GoogleMAP の衛星画像。

4.3.4.2 多時期の衛星画像より特定した土地利用区分/森林攪乱履歴分布のリスク評価への利用の検証

本成果を検証するにあたり、目視判読による土地利用区分の結果と本成果の区分は正確には一致しないことから、目視判読によるリスク評価結果と本成果によるリスク評価結果を比較することで、検証した。まず、調査対象地の Mu Cang Chai District (KimNoi Commune ほか)において、開発した土地利用区分および森林攪乱分布を把握する手法からえられた土地利用履歴および森林攪乱分布の結果より、崩壊が発生した 2017 年を基準年の画像として、土地利用を以下のとおり区分した(図 4-3-4-4)。

- A : 農地
- B : 荒地
- C : 集落

D：水域

E：草地・灌木、

F：森林（攪乱無⇨壮齡林）、

G：森林（農地等の土地利用履歴あるいは攪乱履歴あり⇨若齡林）

このうち、G の攪乱有の森林(⇨若齡林)の区分定義については、日本における既往の調査において、樹木根系が崩壊の発生を抑制する効果を発揮するのは 15 年生から 20 年生以上であることが知られていることから、攪乱から根系の機能が回復する期間として、2000 年以降に森林攪乱があった森林を攪乱有の森林(⇨若齡林)とすることとした。上記の区分に基づいて区分した土地利用区分の結果を、目視判読した土地利用区分の代わりに使用してリスク評価を行った。なお、リスク評価の際に使用したほかのデータは昨年度同様、崩壊地（目視判読）を目的変数とし、地形（標高、傾斜、方位：ALOS 12.5mDEM より算出）、1/20 万地質図（ポリゴンデータ）、道路の各データを要因項目としてデータセットを作成し、機械学習（Python の決定木およびランダムフォレスト：それぞれ教師なし分類）を行い、目視判読による土地利用区分図を利用して評価した結果と比較した。

結果を図 4-3-4-5 に示す。比較対象として、昨年度作成した目視判読による土地利用区分図を利用して評価した結果を図 4-3-4-6 に示す。本事業の成果である土地利用区分/森林攪乱履歴の推定モデルより作成された土地利用区分/森林攪乱履歴分布より区分した結果に基づくリスク評価では、目視判読結果に比べ、土地利用（森林攪乱）の崩壊に対する重要度は低いという結果となった。この理由として、解析に使用した画像は LANDSAT 衛星によって撮影された画像で解像度が 30m と粗いことがあげられる。解像度が粗いために過去の土地利用や伐採等の森林攪乱、本地域ではとくに棚田としての利用後に放棄され、森林に戻りつつある草地・灌木林や若齡林の分布が、十分に抽出、区別できていない可能性が考えられる。このことから、本事業の成果により作成された土地利用区分図に基づいて現地に適応可能なリスク評価およびマップ化を行うことは困難であると判断された。

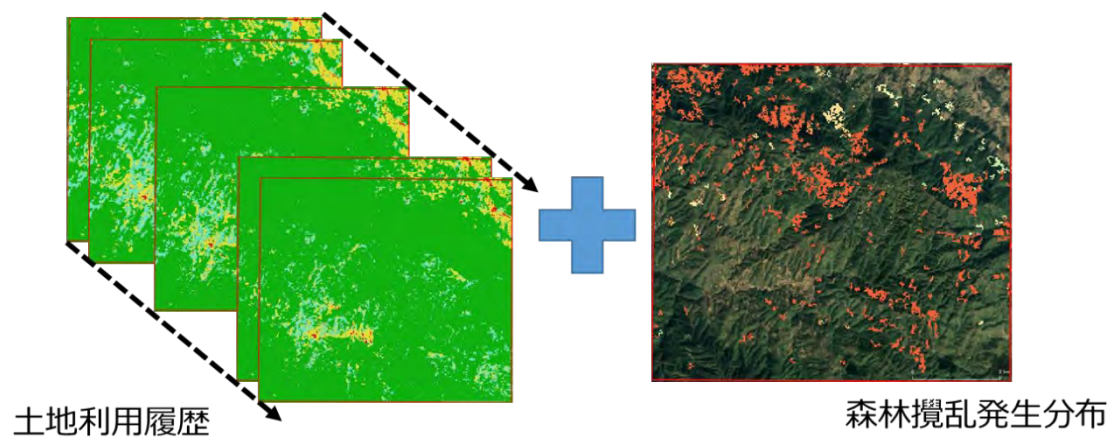


図 4-3-4-4 土地利用区分の模式図。開発された手法によりえられた土地利用履歴と森林攪乱発生分布を組み合わせて、対象年である 2017 年の斜面の土地利用を

A: 農地

B: 荒地

C: 集落

D: 水域

E: 草地・灌木、

F: 森林(攪乱無≡壮齡林)、

G: 森林(農地等の土地利用履歴あるいは攪乱履歴あり≡若齡林)

として区分し、使用した。

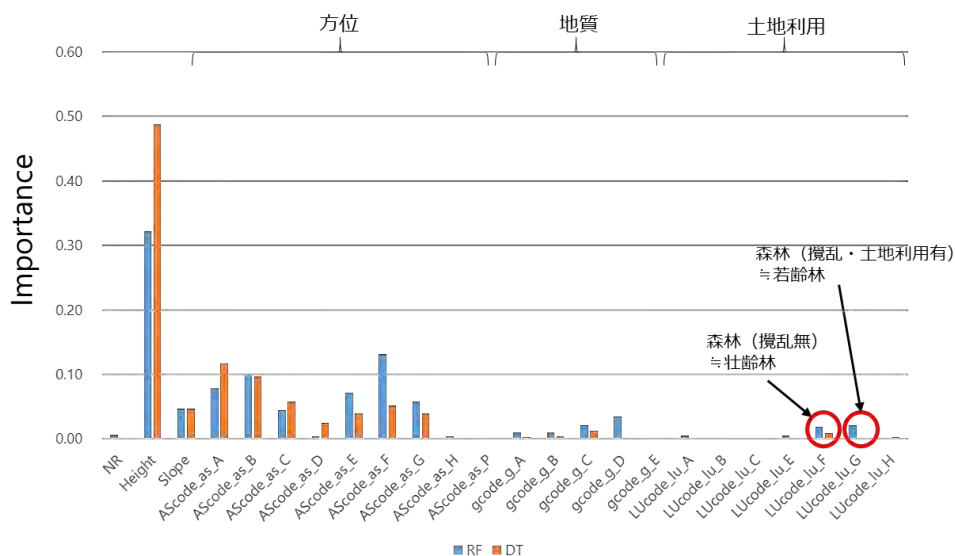


図 4-3-4-5 開発された手法によりえられた土地利用履歴と森林攪乱発生分布より作成した 2017 年の土地利用区分を使用したランダムフォレスト(RF:青色)および決定木(DT:オレンジ;それぞれ教師なし分類)により算出された各要因の重要度。土地利用の区分項目については、森林(攪乱無≡壮齡林)、森林(攪乱有≡若齡林)でほかの土地利用に比べると斜面崩壊に対して重要度が高い結果となるが、ほかの要因項目と比べると、重要度は低いという結果となった。

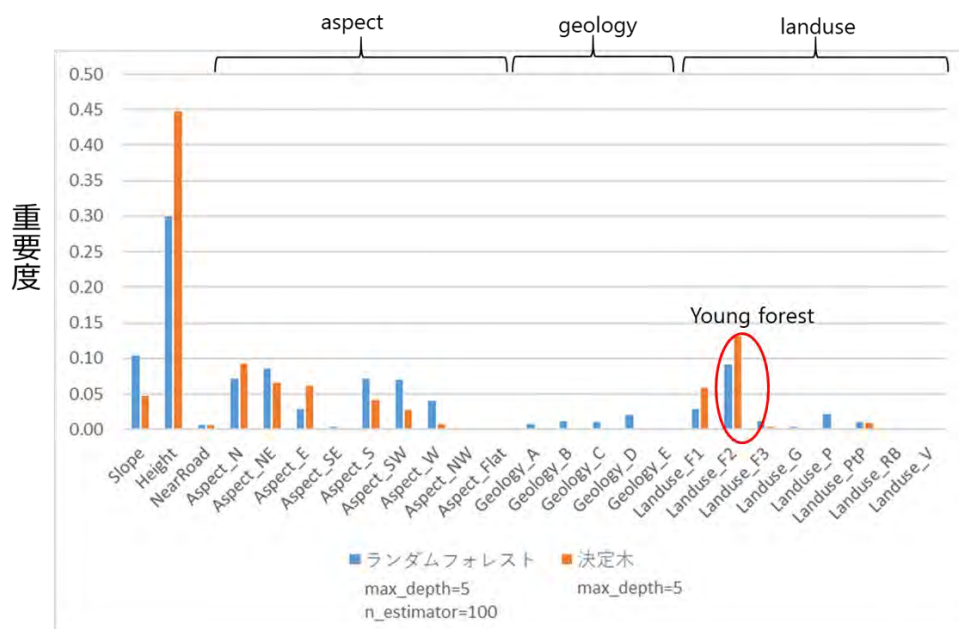


図 4-3-4-6 目視判読により分類した土地利用区分結果をもとにランダムフォレスト(青色)および決定木(オレンジ;それぞれ教師なし分類)により算出された各要因の重要度。若齡林(グラフの Young forest)が決定木では 2 番目、ランダムフォレストでは 3 番目に重要な要因であることが推定されている。

4.3.4.3 DEM データの検証

リスク評価にあたって利用した DEM は ALOS 画像より得られた 12.5m の DEM である。実際の地形面とどのくらい整合性が取れているのかを確認するために、現地で UAV 撮影により得られた画像データより得られた DSM と比較を行った。

比較に使用した DSM は UAV により撮影された画像を 3DF Zephyr というソフトウェアを用いて、SfM-MV 解析により作成した(図 4-3-4-7A、図 4-3-4-7B)。作成にあたっては、位置情報として現地で GPS 計測により取得された GCP を使用した。作成した DSM の解像度は 0.1m である。

撮影画像より作成した DSM と同じ範囲の ALOS の 12.5mDEM でそれぞれ横断面図を取り、比較した(図 4-3-4-8)。図 4-3-4-8 の DSM の横断面の結果は樹木の高さも反映しているが、a の範囲は裸地あるいは草地のため、地表の断面として、比較できる。比較結果をみると、ALOS の 12.5mDEM と DSM はある程度、一致していることが確認された。一方で、ALOS の 12.5mDEM では流路沿いの急傾斜を正確に計測されておらず、相対的に緩傾斜となっており、斜面の起伏も DSM に比べて相対的に小さい傾向が認められた。これは実際の斜面よりも傾斜が緩く算出されるということを示唆している。このことから、リスク評価に使用の際には標高や傾斜の情報は上記の点に留意して、使用する必要があることが判断された。

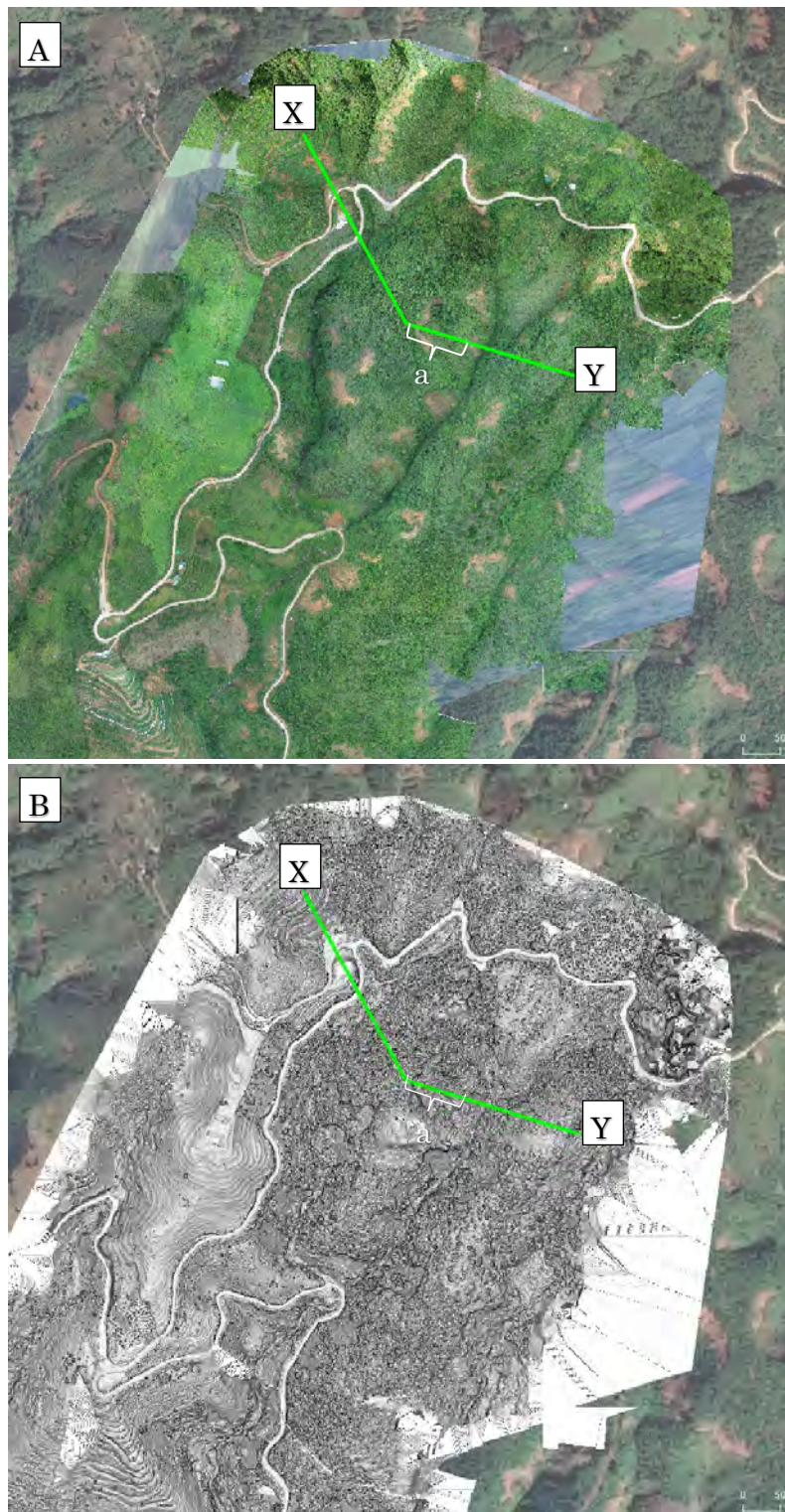


図 4-3-4-7 Mu Chang Chai District (KimNoi Commune ほか) の調査地において撮影された UAV 画像より作成したオルソ画像(A)、および DSM(B: 画像は DSM より傾斜量図を算出し、グレースケールで表示したもの)。X-Y の緑色の線、および a は図 4-3-4-8 の横断面図および崩壊地(裸地)の位置を示している。

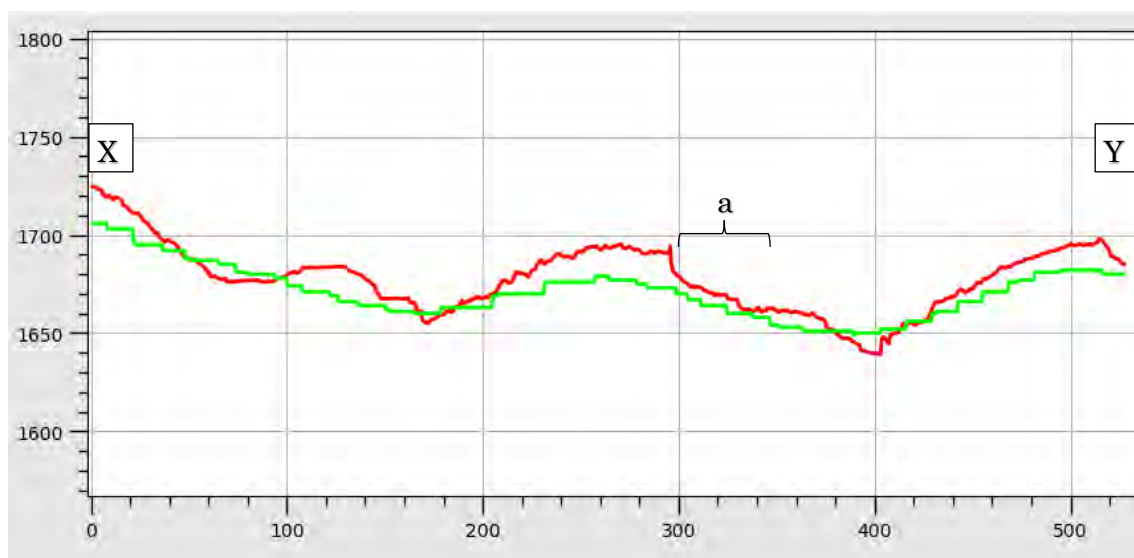


図 4-3-4-8 図 4-3-4-7 の X-Y の範囲の横断面図。赤色が UAV の撮影画像より作成した DSM の横断面図。緑色は ALOS DEM(解像度 12.5m)の横断面図。a は図 4-3-4-7 の崩壊地(裸地)のおおよその範囲を示す。

4.3.5 各データにより算出されたリスク評価結果およびリスクマップ

各データのリスクマップ作成に利用するに際しての検証とともに、実際に対象地域において、それぞれのデータを組み合わせてリスク評価およびマップ作成を行い、比較した。このうち、土地利用/森林攪乱については、4.3.4.2 で述べたとおり、本事業の成果をそのまま利用することは不適であることが、推定されたことから、ほかの土地利用データを利用して評価することを検討することとした。2023 年現在、ベトナム国の土地利用については JAXA より衛星画像を解析することでえられた 10m 解像度の 2016 年の土地利用区分図(ラスタデータ)が公開(https://www.eorc.jaxa.jp/ALOS/jp/dataset/lulc_j.htm)されていたことから、土地利用についてはこのデータの利用が可能かどうかの検討を行った。作成したデータの組み合わせは以下のとおりである。

1. 崩壊地：衛星画像の目視判読；土地利用/森林攪乱：目視判読
2. 崩壊地：目視判読；土地利用/森林攪乱：JAXA 土地利用区分+本事業成果（森林攪乱）
3. 崩壊地：自動抽出（本事業成果による）；土地利用/森林攪乱：JAXA 土地利用区分+本事業成果（森林攪乱）
4. 崩壊地：目視判読；土地利用/森林攪乱：本事業成果（土地利用区分/森林攪乱）
5. 崩壊地：自動抽出（本事業成果による）；土地利用/森林攪乱：本事業成果（土地利用区分/森林攪乱）

JAXA が公開している土地利用区分図のうち、高解像度(10m)のデータは 2007 年、2016

年、2020 年のデータが公開されている。本地域で発生した災害は 2017 年の豪雨によるものであることから、本地域のリスク評価にあたっては 2016 年のデータを利用することとした。一方で土地利用の区分において、森林は「森林」とのみ区分されており、若齢林か壮齢林かの区別がなされていない。これについては本事業の成果である森林攪乱分布の履歴のデータを組み合わせ、対象年である 2016 年の基準として、2000 年以降に何らかの攪乱が認められた範囲の森林を「若齢林」として、区分して使用することとした(図 4-3-5-1)。なお、攪乱の期間を 2000 年以降としたのは、日本における既往の調査において、樹木根系が崩壊の発生を抑制する効果を発揮するのは 15 年生から 20 年生以上であることが知られていることから、攪乱から根系の機能が回復途上の期間として、2000 年以降に森林攪乱があった森林を若齢林とすることとした。

上記のデータのほかに利用したデータは地形(標高、傾斜、方位:ALOS 12.5mDEM より算出)、1/20 万地質図(ポリゴンデータ:CP より提供)、道路(ポリラインデータ:目視判読)、および河川(ポリラインデータ:目視判読)の各データを要因項目として評価に使用した。

上記の 1. から 5. の崩壊地と土地利用の判読、抽出方法のデータの組み合わせにおいて、崩壊地を目的変数、その他のデータを説明変数としてデータセットをそれぞれ作成し、リスク評価を行った(図 4-3-5-2)。マップは、R のランダムフォレスト(RF)を利用し、それぞれの調査範囲で整理したデータセットを用いて教師あり分類を行い、その結果を基に構築されたモデルからリスク評価を行い、結果をマップ化した(図 4-3-5-3、図 4-3-5-4、図 4-3-5-5、図 4-3-5-7、図 4-3-5-8)。また、崩壊に影響すると判断された要因がどの程度、重要であるかについては、崩壊に対する各要因の重要度を機械学習(Python の決定木およびランダムフォレスト)の教師なし分類を行うことで、推定した(図 4-3-5-6、図 4-3-5-9)。

結果を図 4-3-5-3 から図 4-3-5-9 に示す。図 4-3-5-3 は前述した 1. 崩壊地:衛星画像の目視判読;土地利用/森林攪乱:目視判読(以降、とくに説明がない限り「1.」とのみ記述する)の評価結果をもとにマップ化したものである。図 4-3-5-4 は前述の 2. 崩壊地:目視判読;土地利用/森林攪乱:JAXA 土地利用区分+本事業成果(森林攪乱)(以降、2.)、図 4-3-5-5 は 3. 崩壊地:自動抽出(本事業成果による);土地利用/森林攪乱:JAXA 土地利用区分+本事業成果(森林攪乱)(以降、3.)の評価結果をもとにマップ化したものである。図 4-3-5-6 は 2. および 3. における崩壊に対する各要因の重要度を評価した結果である。2. については 1. と同様なリスク評価結果となっていることが図 4-3-5-4、図 4-3-5-6 より判断された。一方で、3. については、河川の近傍や道路の周辺が崩壊に対して重要度が相対的に高く出るといった結果となり(図 4-3-5-6)、図 4-3-5-5 においても道路沿いや河川沿いでリスクが高くなる傾向が認められた。この理由として、自動抽出された崩壊分布範囲には崩壊地以外の裸地(土砂の流

送域、道路の法面、耕作跡地など)も含まれるため、それらがリスク評価を行う際に影響を与えたことが推測され、そのことが結果として河川の近傍や道路の周辺が崩壊に対して重要度が相対的に高く出ることになったと考えられる。

図 4-3-5-7、図 4-3-5-8 および図 4-3-5-9 は 4. 崩壊地:目視判読;土地利用/森林攪乱:本事業成果(土地利用区分/森林攪乱)(以降、4.)および 5.崩壊地:自動抽出(本事業成果による);土地利用/森林攪乱:本事業成果(土地利用区分/森林攪乱)(以降、5.)の結果を示しているが、図 4-3-5-3 の 1. の結果と比べると相対的にリスクが高い範囲が認められないという結果となり、実際に発生した崩壊箇所とリスク評価が一致しないという結果となった。これについては土地利用区分が本事業成果による土地利用区分であり、現地に適応可能なリスク評価が難しいものであるためであること、5. についてはさらに自動抽出された崩壊分布範囲には崩壊地以外の裸地(土砂の流送域、道路の法面、耕作跡地など)も含まれるため、このことが実際の崩壊箇所と一致せず、道路や河川沿いにリスクが高く評価される結果となったものと考えられる。

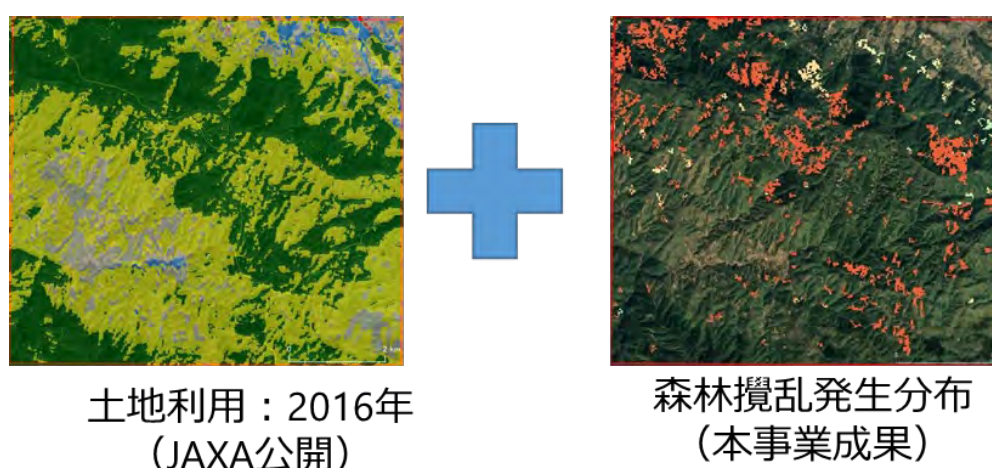


図 4-3-5-1 土地利用区分の模式図。JAXA が公開するベトナムの 2016 年の土地利用図と本事業の成果である森林攪乱発生分布を組み合わせ、土地利用を

A:農地
B:荒地
C:集落
D:水域
E:草地・灌木、
F:森林(攪乱無≡壮齡林)、
G:森林(農地等の土地利用履歴あるいは攪乱履歴あり≡若齡林)
として区分し、使用した。

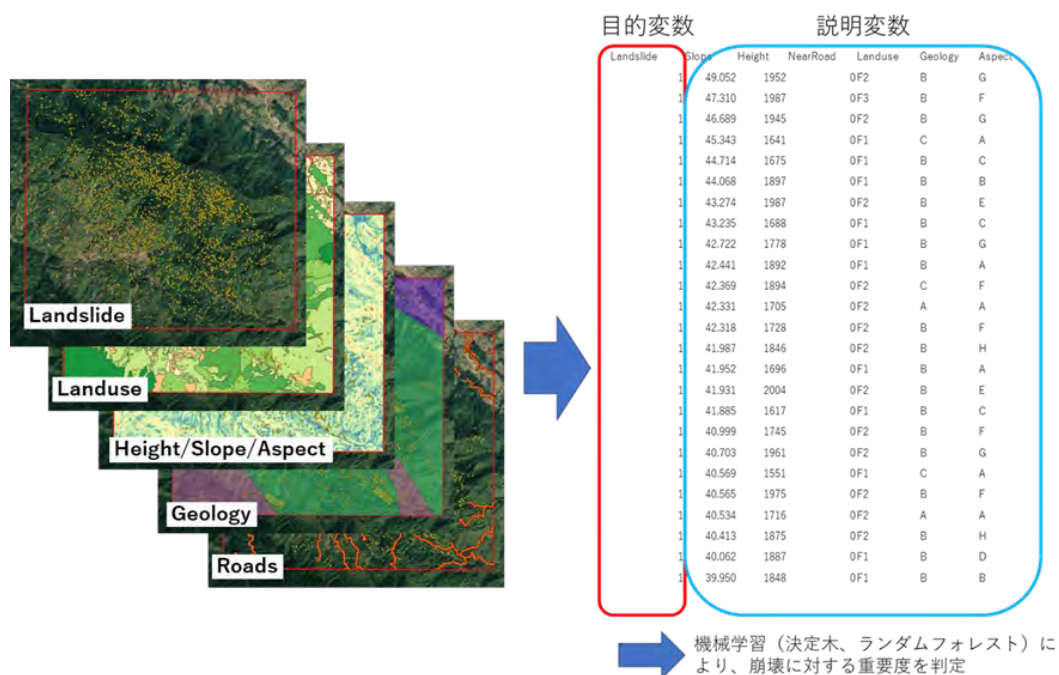


図 4-3-5-2 利用した要因項目（左図）。解析範囲に 10m メッシュを作成し、メッシュごとに崩壊地の有無（目的変数）および各要因項目（説明変数：土地利用、標高、傾斜、方位、地質、道路、河川）を集計し、データセットを作成し、解析に使用した（右表）。

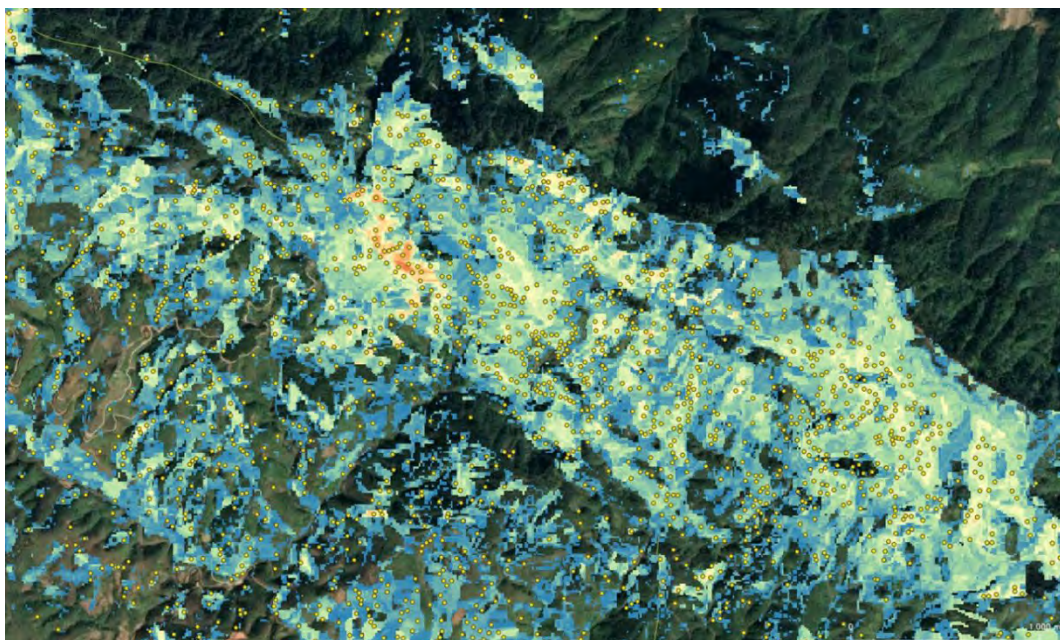


図 4-3-5-3 崩壊地（衛星画像の目視判読）、土地利用/森林攪乱（衛星画像の目視判読）に基づき作成したリスクマップ。暖色の範囲ほどリスクが相対的に高いことを示す。黄色いポイントは目視判読した崩壊地。以降の図 4-3-5-4、5、7、8 の配色は比較のために同じ値で区分している。

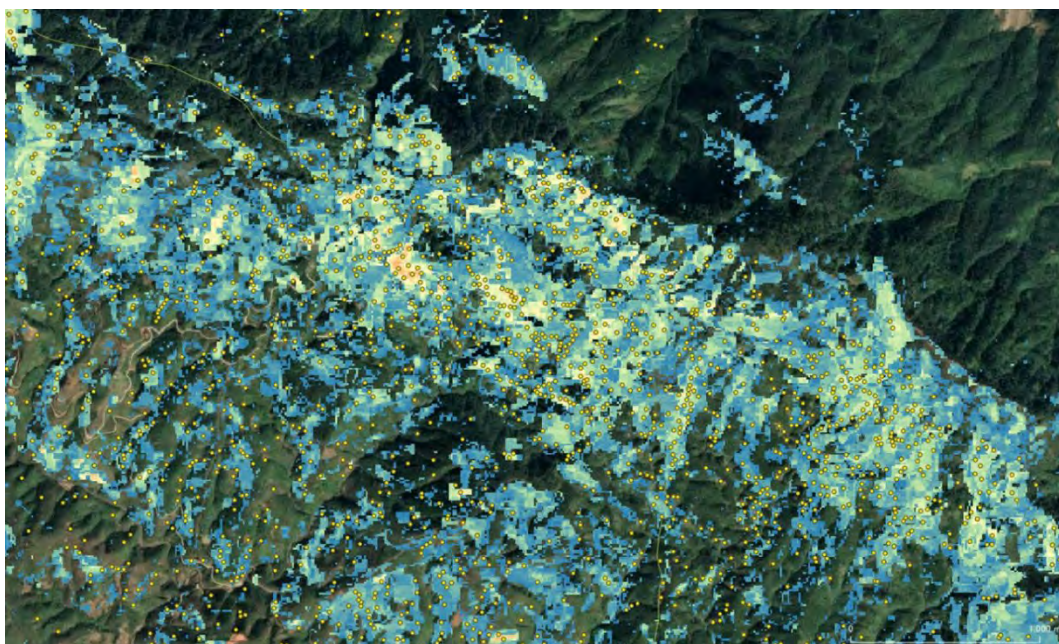


図 4-3-5-4 崩壊地(衛星画像の目視判読)、土地利用/森林攪乱(JAXA+本事業成果)に基づき作成したリスクマップ。図 4-3-5-3 と比較すると、リスクの高い範囲はやや狭くなるが、ほぼ同じリスク評価結果となった。



図 4-3-5-5 崩壊地(自動抽出)、土地利用/森林攪乱(JAXA+本事業成果)に基づき作成したリスクマップ。図 4-3-5-3、図 4-3-5-4 と比較すると、相対的にリスクが高い範囲は狭くなる。道路沿いや河川沿いでリスクが高くなる傾向が認められた。

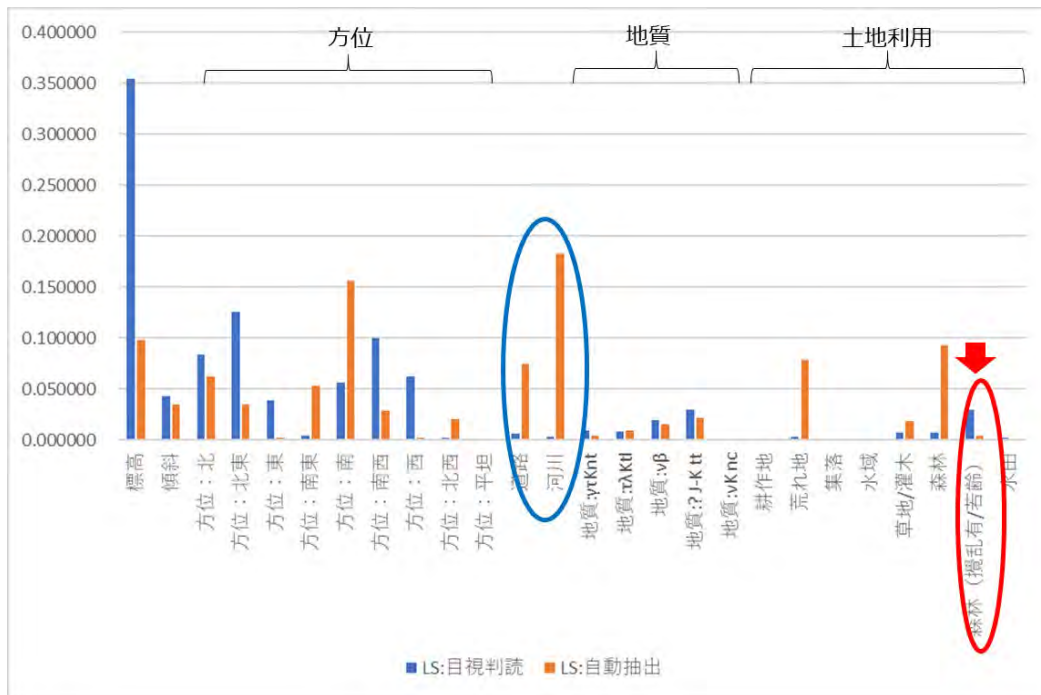


図 4-3-5-6 ランダムフォレスト(教師なし分類)により算出された崩壊(目視判読と自動抽出)に対する各要因の重要度。土地利用は JAXA が公開しているベトナムの土地利用区分図(解像度 10m:2016 年)を利用。森林については本事業成果の森林攪乱分布図と組み合わせて、攪乱有(≡若齢)と無で区分。目視判読+JAXA では土地利用では森林攪乱有(≡若齢)で重要度が相対的に高い(赤枠および矢印)傾向となる。自動抽出+JAXA10m では道路や河川といった項目で重要度が高い(青枠)結果となった。



図 4-3-5-7 崩壊地(衛星画像の目視判読)、土地利用/森林攪乱(本事業成果)に基づき作成したリスクマップ。図 4-3-5-3 と比較すると、相対的にリスクが高い範囲が認められない結果となった。実際に発生した崩壊箇所とリスク評価結果が一致しない。



図 4-3-5-8 崩壊地(自動抽出)、土地利用/森林攪乱(本事業成果)に基づき作成したリスクマップ。図 4-3-5-3 と比較すると、道沿いや河川沿いにリスクが相対的に高い結果となった。実際に発生した崩壊箇所とリスク評価結果が一致しない

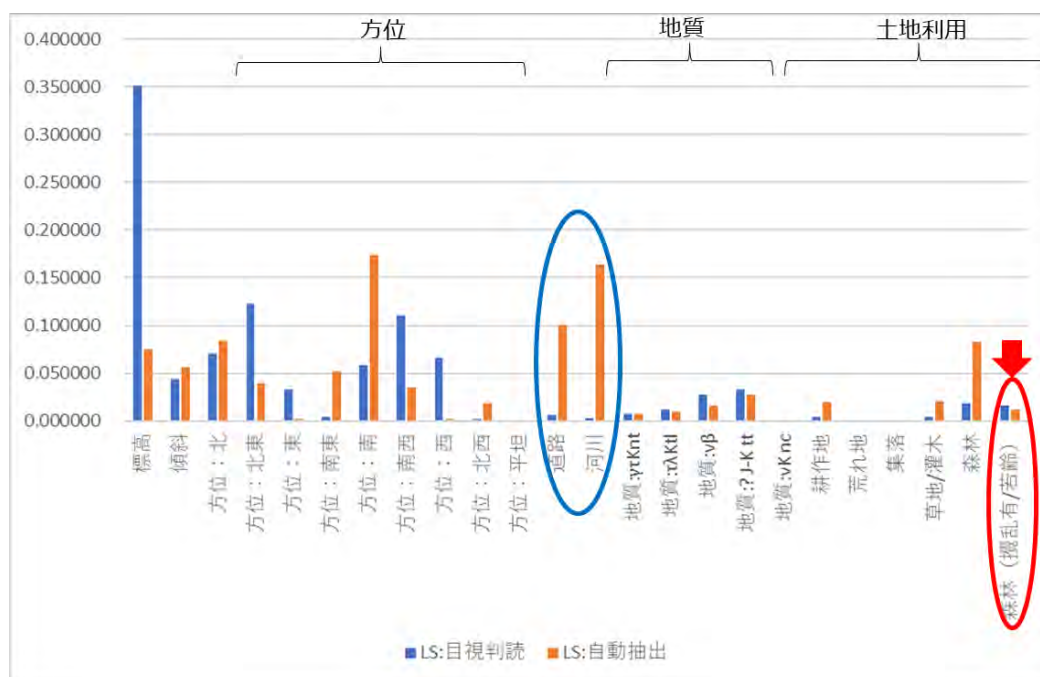


図 4-3-5-9 ランダムフォレスト(教師なし分類)により算出された崩壊(目視判読と自動抽出)に対する各要因の重要度。土地利用は本事業の成果の土地利用分類を使用。森林については本事業成果の森林攪乱分布図と組み合わせて、攪乱有(≡若齢)と無で区分。目視判読+本事業成果では土地利用における森林攪乱有(≡若齢)の重要度は攪乱無しの森林よりも相対的に低い(赤枠および矢印)傾向となる。自動抽出+本事業成果では道路や河川といった項目で重要度が高い(青枠)結果となった。

4.3.6 まとめと今後の課題ーリスク評価およびリスクマップを作成するにあたっての留意点ー

本年度は、衛星観測雨量データから、崩壊発生時の雨量を評価するための手法の検討を行った。併せて、対象地域において昨年度までに作成した斜面崩壊に対するリスクマップに対して、使用した GIS データや開発した衛星画像より崩壊地を自動抽出するツールでの成果、および衛星画像より分類した土地利用区分履歴、森林攪乱分布履歴の成果の適用性および問題点の抽出、およびリスク評価およびマップ化にあたっての留意点について検討した。

衛星観測雨量データについては、衛星観測雨量の過小評価が発生する閾値(日雨量で 96 パーセンタイル値を超える雨)に基づいて崩壊発生危険雨量を判定可能であることが示唆された。調査地域である Yen Bai 省 Mu Cang Chai District Ho Bon Commune の周辺地域で斜面崩壊が発生した 2023 年 8 月の期間中には、数日にわたって日雨量が閾値を超える雨が観測されているが、それ以外の期間で日雨量が閾値を超える雨が 1~2 日しか観測してい

ない時には崩壊は発生していないことから、衛星観測雨量においては、数日間の連続した閾値を超える雨を観測した際に崩壊を引き起こす可能性が高いことを示すことが考えられた。これについては、3 日間雨量など雨の特徴を精査することでより適切な閾値を調べていく必要があると考えている。

斜面崩壊に対するリスク評価およびマップ化を行う上で、本事業で作成した自動抽出ツールにより抽出された崩壊分布をそのまま利用することは、不適であると判断された。理由としては、1:自動抽出された崩壊分布範囲には崩壊地以外の裸地(土砂の流送域、道路の法面、耕作跡地など)も含まれるため、それらがリスク評価を行う際に影響を与えてしまう、2:河川の近傍や道路の周辺が崩壊に対して重要度が相対的に高く出る、さらに、3:使用している衛星画像の解像度の問題から、崩壊幅が 10m 以下の小さな崩壊が抽出されないといった理由があげられる。これらのことから、本事業で作成した自動抽出ツールによる崩壊地の抽出結果をそのまま使用するのではなく、目視判読などにより精査することが、リスク評価を行う際には必要であることが判断された。

本事業の成果により作成される土地利用分類図は LANDSAT 画像からの作成のため、解像度が粗く(30m)、現地に適応可能なリスク評価およびマップ化が難しいことが示唆された。これについては JAXA より衛星データを利用したベトナム国全土の 10m 解像度の土地利用分類図(ラスターデータ、2016 年)が公開されており、この JAXA の土地利用分類図に本事業の成果である森林攪乱履歴の成果を組み合わせることで使用することにより、目視判読結果と同じような結果が求められることが確認された。このことは、高解像度の衛星画像を利用した土地利用分類のデータであれば、本事業の目的のひとつである、斜面崩壊に対するリスク評価およびマップ化をおこなうにあたって適用が可能であることが判断された。また、JAXA の土地利用分類では森林の状態(若齢林、壮齢林、攪乱および過去の土地利用の有無)までは区分することができないため、このような森林の状態を判断し、区別するためには本事業の成果となる森林攪乱履歴分布の利用し、上記の土地利用分類データと組み合わせることでリスク評価およびマップ化に適応できることが判断された。なお、現地により適応可能なリスクマップを目指すのであれば、目視判読および現地調査による確認は必要不可欠であるとする。

これまでの検討結果から、斜面崩壊に対するリスク評価およびマップ化に必要なデータとなる既存の崩壊地の抽出は、目視による判読が現時点では有効(自動抽出した際でも、目視判読による精査は必要)であり、土地利用分類については、ベトナム国においては JAXA が公開している 10m の土地利用分類図に本事業の成果である森林攪乱分布を組み合わせることで適応が可能であることが示された。それ以外の GIS データについて、とくに DEM といった地形データについては解像度と、特徴、例えば今回利用した ALOS の 12.5m の

DEM については、実際に比べて、傾斜が緩く、起伏が小さくなる傾向があったことから、その特徴に留意したうえでリスク評価およびマップ化に利用する必要性が求められると考える。このように、作成するリスクマップに必要なデータの種類(項目)と作成するリスクマップの空間スケールに応じて必要となるデータの解像度や特徴、留意点等を整理したうえで利用すれば、目的に応じたリスク評価およびリスクマップを作成することが可能となることが判断された。

これまでの検討結果に基づいて、2023 年 8 月の豪雨により災害が発生した Yen Bai 省 Mu Cang Chai District の HoBon Commune 周辺地域で作成したリスクマップを図 4-3-6-1 に示す。本課題の目的である森林管理に質する斜面崩壊リスクマップを作成するためには、これまでの報告でも記述してきたことではあるが、現地調査等から、より現地のとくに土地利用の形態(棚田、焼き畑、あるいはそれらが放棄され、森林化しているかどうか等)を理解することが重要であると考え。本地域においても、現地調査などを通じて、リスク評価結果および作成したリスクマップの整合性を検討し、改善を進めたうえで、今後の森林管理(土地利用)に質するものにしていくことが重要であると考え。



図 4-3-6-1 2023 年 8 月の豪雨により災害が発生した Yen Bai 省 Mu Cang Chai District の HoBon Commune 周辺地域で作成したリスクマップ。本地域において発生した崩壊箇所を災害後に公開された高解像度衛星 (Pleiades Neo、30 cm) より目視判読 (黄色ポイント) し、KimNoiCommune ほかの地域と同じ手法 (土地利用は JAXA のデータ+本事業の森林攪乱分布データを利用) で、崩壊に対してのリスク評価を行い、マップ化した。

4.4 海面上昇による高潮被害に対するマングローブ林の沿岸域防災・減災機能の評価

4.4.1 気候変動下においてマングローブ林への期待が高まる沿岸域防災・減災

マングローブは熱帯・亜熱帯沿岸域の潮間帯に分布し、海域と陸域の間で緩衝帯としての役割を果たしている。すなわち、マングローブは、高い一次生産能を背景とした膨大な炭素貯留機能(地球温暖化緩和機能)や、木材や燃料の生産、海陸双方に由来する生物への住み処提供など多様な生態系サービスに加え、防風・防潮・波力減衰等沿岸域の防災・減災を担っている。一方で、近年の地球規模での気候変動の進行を背景にした海面上昇や大型台風の頻発により、これまでよりも大きな高波や強い暴風が発生し、沿岸域の災害リスクが増していることから、マングローブ生態系を含む沿岸部における防災・減災機能の発揮に大きな関心が集まっている。

IPCC の第 6 次評価報告書(IPCC 2021, Climate Change 2021: The Physical Science Basis)では「人間の影響により大気、海洋、陸地が温暖化したことは明白である」とされた。すなわち、観測や複数の気候モデルシミュレーションの結果から、近年、世界平均海面水位の上昇が加速しており、1902～2010 年の間 0.16m 上昇し、2006～2015 年の海面上昇速度は 3.6 mm/年と報告された(環境省 2021)。これは、直近 100 年間では例がないスピードで、20 世紀における海面水位の上昇率に比べ、約 2.5 倍に相当するとのことである。地球規模での気候変動によって、海面上昇は着実に進行し、中心気圧が低下し大規模化した台風の発生も多発すると予測されている。このような気象環境の変化により、高波・暴風等による沿岸域における災害リスクの高まりが懸念される中、沿岸域潮間帯に分布するマングローブも存立の危機に曝されている。

一方で、潮間帯にのみ生育可能なマングローブは、クロマツ等の陸性の樹木で構成される海岸林と同様に、古来、防風・防潮・波力減衰・浸食防備など沿岸域の防災・減災を担ってきた(海津 1998、佐藤 1992、2010、松田 2011)ことは周知である。2004 年のインド洋大津波では、マングローブは津波被害の低減に貢献し、改めて注目を集めた(Forbes & Broadhad 2007、Yanagisawa et al. 2009 など)。気候変動による海面上昇や大型台風による沿岸災害リスクの高まりが懸念される現在、熱帯・亜熱帯地域の沿岸部に分布するマングローブ林には、気候変動による海面上昇に伴う沿岸域の浸食防止や、海水温の上昇に起因して強大化が想定される台風による高潮リスクの軽減など、国土保全・沿岸護岸のための防災・減災を含む気候変動の適応策の一翼としての期待が高まっている(International Federation of Red

Cross and Red Crescent Societies 2011a, b, Huxham et al. 2017)。

しかし、現状は、港湾開発や魚介の養殖池造成、商業伐採などによりマングローブ林の消失や劣化は近年進行しており(宮城ほか 2003)、さらには海岸侵食や表層侵食が顕在化している地域もみられる。このため、海面上昇のリスクに曝されている沿岸域のハザードを低減する行動として、近年、マングローブの再植林による沿岸域の保全活動が積極的に推進されている(環境省 2021)。

こうしたことを背景に、海面上昇による高潮被害に対する沿岸域の防災・減災に関しては、激甚化する高波や強風に耐えうるマングローブの閾値やマングローブによる防災・減災機能を定量的に理解したうえで、予測されるリスクに対するマングローブ保全策を構築することが急務となっている。

4.4.2 波や風に対するマングローブの根返り耐性の定量評価：樹木引き倒し試験結果から

4.4.2.1 背景と目的

既述のように、潮間帯にのみ生育可能なマングローブは、古来クロマツ等の陸性の樹木で構成される海岸林と同様に、防風・防潮・波力減衰・浸食防備などの沿岸域の防災機能を担ってきた(海津 1998、佐藤 1992、Mazda 1997、松田 2011)。2004 年のインド洋大津波では、マングローブは津波被害の低減に貢献し、注目を集めた(Forbes & Broadhad 2007, Yanagisawa et al. 2009 等)。その他にも、炭素固定、景観保全、保健休養、水産資源の提供等多面的機能を有する。これらのマングローブによる多面的機能を維持していくためには、激甚化する高波や強風に耐えうるマングローブの閾値を理解したうえで、予測されるそれらのリスクに対するマングローブ保全策を構築することが不可欠である。

波や風等の流体に対し樹木は抵抗体として働き、波や風からの外力を減衰する。波や風から受ける流体力(外力)が樹木の抵抗力を下回れば、樹木は抵抗体として働き続けるが、反対に外力が上回れば、幹折れしたり、根返りを起こしたりして、樹木に被害が発生する。こうした力に対する樹木の物理的耐性の「しきい値」は、主に陸域の森林を対象に数多く評価されてきた。これらの研究内容は、主に潮害、風害、津波被害を受けた被災地を対象とする「疫学的調査」(Kamimura & Shiraishi 2007, 首藤 1985 等)と、樹木を引き倒し、倒伏抵抗性を力学的に解析する「実験的調査」(Peltola et al. 2000)に大別できる。

マングローブでもスマトラ沖やサモア沖地震に伴う津波抵抗性に関する「疫学的調査」(Kathiresan & Rajendran 2005, Yanagisawa et al. 2009, 2021 等)は行われてきた。マングローブ構成種の一つである *Rhizophora* 属の破壊限界は、胸高直径 0.2m の個体で約

9kNm、0.4m では約 30kNm と試算されている(Yanagisawa et al. 2009)。一方、現生のマングローブを対象とした「実験的調査」例は稀で、「疫学的調査」を検証した例はない。その理由としては、スマトラ沖地震以前にはマングローブの防災機能があまり注目されていなかったこと、近年のエビ養殖池への転換や薪炭利用等で劣化したマングローブに対する保全活動の世界的な高まりから各国で措置された伐採禁止により破壊的な調査が自重されてきたこと等が考えられる。

そこで、ここでは、潮間帯に存立するマングローブの、波や風で引き起こされる根返りに対する「しきい値」(破壊限界)を明らかにすることを目的として、マングローブの生立木数種を対象として「実験的調査」を実施した。具体的には、マングローブ対象木をハンドウィンチによって引き倒し試験を行い、樹木の牽引力による回転モーメントと重力モーメントを測定して、マングローブの根返り耐性特性を評価した。

4.4.2.2 調査地の概要

引き倒し試験は、沖縄県竹富町西表島浦内川河口部(URE、24°24'N、123°46'E)およびベトナム社会主義共和国ナムディン省の Xuan Thuy 国立公園(XTNP、20°12–13'N、106°31–32'E)で実施した(図 4-4-2-1)。どちらもマングローブの自然分布の北限に位置する。URE のマングローブは自然定着したもので、矮性の *Rhizophora stylosa* Griff. (ヤエヤマヒルギ)の優占する林分で、*Bruguiera gymnorrhiza* (L.) Lam. (オヒルギ)や *Lumnitzera racemosa* Willd. (ヒルギモドキ)等が混じる。XTNP は、ナムディン省トンキン湾の紅河河口に位置するマングローブ林である。1989 年に東南アジアで初めてラムサール条約に登録され、2003 年には国立公園に指定された。XTNP は、植林されたマングローブと自然定着のマングローブが混在しており、主な種は *Kandelia obovata* (S., L.) Yong (メヒルギ)、*Sonneratia caseolaris* (L.) Engler (ベニマヤブシキ)、*Sonneratia apetala* Buch.-Ham. (ナンヨウマヤブシキ)で、面積は 15,000 ha 余にわたる(Hien et al. 2018)。URE と XTNP における堆積物は、それぞれ、主に有機砂質ロームと有機粘土から構成される。

URE 近隣のアメダス西表島観測所(24°26'N、123°46'E)における 2003 年から 2022 年の年平均気温は 24.1℃、年平均降水量は 2,211mm であった(気象庁 2023, <https://www.data.jma.go.jp/risk/obsdl/index.php>)。また、XTNP の年平均気温は 23.4～24.5℃、年平均降水量は 1,750～1,800mm であったと Hien ら(2018)が報告している。大潮、中潮、小潮の平均潮位は、西表島北西部の白浜港でそれぞれ 1.3、1.0、0.7m (<https://www.data.jma.go.jp/kaiyou/db/tide/suisan/suisan.php>)、ベトナム北東部の Hon Dau 潮位観測所で 3.1、1.9、0.8m(The Vietnam Agency of Seas and Islands, tide

table 2022) である。

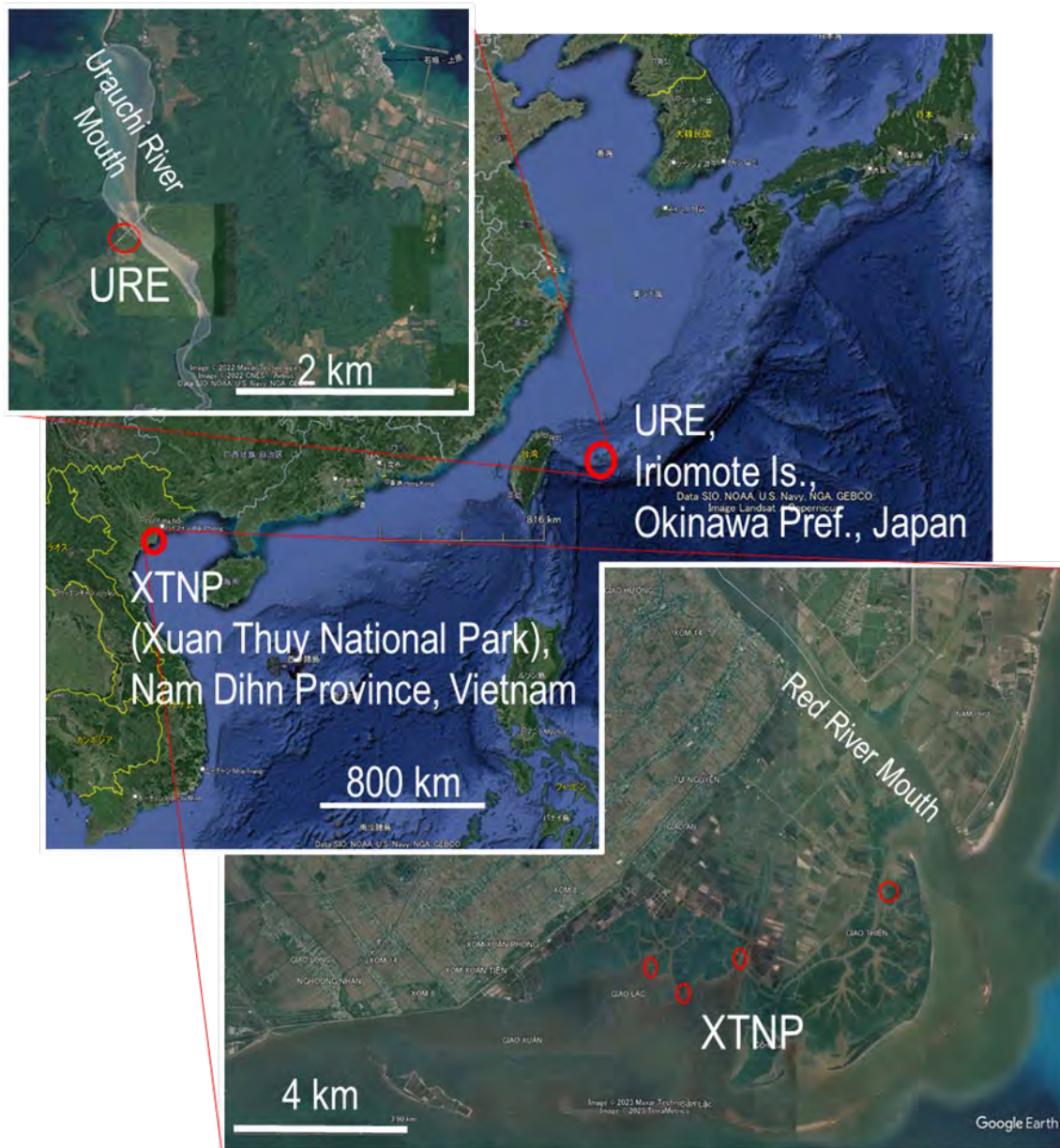


図 4-4-2-1 調査地位置図

4. 4. 2. 3 試験対象木の選定

本研究では、海からの波や風にさらされることの多い海岸線の前縁に分布するマングローブの樹種を対象とし、その根返り耐性を評価した。URE では、最上部の支柱根発生部から 30cm の高さにおける幹直径 ($D_{0.3 \text{ m APR}}$) が 3.9~10.8 cm の *R. stylosa* を 9 本、XTNP では、DBH が 2.9~16.1 cm の *S. caseolaris* を 12 本、5.0~12.8 cm の *S. apetala* を 8 本

選定した(表 4-4-2-1)。また、URE では、*B. gymnorrhiza* 4 本と *L. racemosa* 2 本を参考樹種として試験対象に選定した。*R. stylosa* については $D_{0.3\text{ m APR}}$ を、*S. caseolaris* と *S. apetala* については地上 30cm の高さにおける直径($D_{0.3\text{ m AG}}$)を、*R. stylosa* を除く支根を持たないすべての樹種については DBH を、すべての樹種については樹高(H)を測定した。従来、*R. stylosa* の DBH と $D_{0.3\text{ m APR}}$ の両方がアロメトリックな関係を仮定したバイオマス推定に用いられてきたため、本研究では *R. stylosa* の $D_{0.3\text{ m APR}}$ を他の樹種の DBH と等しいものとみなした。引き倒し試験を実施した樹木はすべて試験後に伐倒し、茎、枝、葉(*R. stylosa* は支柱根を含む)を携帯デジタル吊り秤(Model: 393-50; CUSTOM Corp. Tokyo, Japan)で計測し、地上部バイオマスを計算した。

表 4-4-2-1 調査対象木の特性値諸元

表4.4.1:調査対象木の特性値諸元

最上部支柱根の根元から30 cm高の幹直径 ($D_{0.3\text{ m APR}}$), 地上高30 cm部分の幹直径 ($D_{0.3\text{ m AG}}$), 胸高直径 (DBH), 樹高 (H), 幹断面積合計 (BA), 幹直径の2乗に樹高を乗じた値 ($D_{0.3\text{ m APR}}^2\text{H}$ or $D^2\text{H}$), 地上部バイオマス (TAB), および引き倒し試験時における幹角度 (β)

Study site, Species	Tree ID	$D_{0.3\text{ m APR}}^*$ (m)	$D_{0.3\text{ m AG}}^{**}$ (m)	DBH ^{***} (m)	Tree height (H) (m)	Sum of basal area (BA) ^{****} (m ²)	square of trunk diameter multiplied by H ($D_{0.3\text{ m APR}}^2\text{H}$ or DBH^2H) ^{****} (m ³)	Total above- ground biomass (TAB, raw weight) (kg)	Stem angle (β) at M_{max} (°)
Site: URE, <i>R. stylosa</i>	R1	0.056	n.d.	n.d.	3.8	0.002	0.012	15.7	14
	R2	0.055	n.d.	n.d.	3.4	0.002	0.010	14.2	0
	R3	0.091	n.d.	n.d.	3.1	0.007	0.026	34.3	11
	R4	0.108	n.d.	n.d.	4.5	0.009	0.052	41.2	10
	R5	0.039	n.d.	n.d.	2.9	0.001	0.004	8.4	10
	R7	0.072	n.d.	n.d.	3.1	0.004	0.016	37.5	0
	R8	0.041	n.d.	n.d.	2.7	0.001	0.005	3.9	20
	R9	0.040	n.d.	n.d.	2.4	0.001	0.004	5.0	0
	R10	0.041	n.d.	n.d.	2.5	0.001	0.004	6.3	3
<i>B. gymnorrhiza</i>	B1	n.d.	n.d.	0.059	5.3	0.003	0.018	26.9	15
	B2	n.d.	n.d.	0.067	5.5	0.004	0.025	22.7	0
	B3	n.d.	n.d.	0.040	2.9	0.001	0.005	12.9	14
	B4	n.d.	n.d.	0.028	2.0	0.001	0.002	7.4	19
<i>L. racemosa</i>	L1	n.d.	n.d.	0.047	3.2	0.002	0.007	12.7	19
	L2	n.d.	n.d.	0.039	3.6	0.001	0.005	9.0	36
Site: XTNP, <i>S. caseolaris</i>	SC1	n.d.	0.098	0.072	5.1	0.004	0.026	20.4	29
	SC2 ^A	n.d.	0.132	0.129	5.2	0.013	0.087	57.5	10
	SC3 ^A	n.d.	0.083	0.035	3.2	0.001	0.004	5.4	29
	SC4	n.d.	0.093	0.069	4.7	0.004	0.022	18.1	29
	SC6 ^A	n.d.	0.078	0.069	3.9	0.004	0.019	12.5	29
	SC7 ^A	n.d.	0.112/0.055	0.094	3.6	0.007	0.032	33.6	15
	SC9 ^A	n.d.	0.238	0.161	9.0	0.020	0.233	102.9	25
	SC10 ^A	n.d.	0.160	0.133	8.0	0.014	0.141	98.9	20
	SC11	n.d.	0.054	0.029	3.3	0.001	0.003	4.5	29
	SC12 ^A	n.d.	0.068	0.057	3.4	0.003	0.011	12.1	20
	SC17 ^A	n.d.	0.059	0.039	3.2	0.001	0.005	16.2	27
	SC18 ^A	n.d.	0.058	0.046	3.3	0.002	0.007	5.9	26
<i>S. apetala</i>	SA8	n.d.	0.174	0.128	7.8	0.013	0.128	90.6	5
	SA13 ^A	n.d.	0.108	0.079	4.2	0.005	0.026	34.0	29
	SA14	n.d.	0.088	0.058	4.3	0.003	0.014	24.4	31
	SC15 ^A	n.d.	0.134	0.103	4.5	0.008	0.048	65.6	29
	SC16 ^A	n.d.	0.080	0.061	4.0	0.003	0.015	6.1	20
	SA19	n.d.	0.097	0.068	5.5	0.004	0.025	29.7	30
	SA20	n.d.	0.073	0.050	5.6	0.002	0.014	18.2	30
	SA21	n.d.	0.079	0.051	5.2	0.002	0.014	15.6	30

n.d.: not determined

* $D_{0.3\text{ m APR}}$ indicates stem diameter at 30-cm height above prop root (those height ranged from roughly 80 to 150 cm in height above ground) for *Rhizophora stylosa*. The positions at which $D_{30\text{ cm APR}}$ was measured for *R. stylosa* in the present study ranged from roughly 80 cm to 150 cm height above ground. $D_{0.3\text{ m APR}}$ was not determined for *Sonneratia*. spp., *B. gymnorrhiza*, and *L. racemosa* because of no prop root.

** $D_{0.3\text{ m AG}}$ indicates stem diameter at 30-cm height above ground for *Sonneratia*. spp. $D_{0.3\text{ m AG}}$ was not determined for *R. stylosa*, *B. gymnorrhiza* and *L. racemosa*.

***DBH for *Rhizophora stylosa* substituted with $D_{30\text{ cm APR}}$. Therefore, BA, and DBH^2H for *R. stylosa* were calculated on the basis of the $D_{30\text{ cm APR}}$.

^AThose trees indicate that the stem two or more branched at breast height.

4. 4. 2. 4 引き倒し試験

2022 年 5 月に URE で *R. stylosa* を 9 本、*B. gymnorrhiza* を 4 本、*L. racemosa* を 2 本、2023 年 2 月に XTNP で *S. caseolaris* を 12 本、*S. apetala* を 8 本、それぞれの引き倒し試験を行った。この試験は、風や波に対する根に対する抵抗力の指標として、海岸線の前縁にあるマングローブの限界回転モーメント(M_{max} :kN m)を定量することを目的としている。

引き倒し試験は、Peltola et al. (2000)、Nicoll et al. (2005)、Kamimura et al. (2012)、野口ら(2014)に準じて行った。すなわち、ポリエステル製ソフトスリング(安全使用荷重:3.2トン)を、地上高約 1m の高さで幹に装着し、それを金属製ワイヤーと連結して、引き倒し荷重がピークに達するまで人力で引いた(図 4-4-2-2 および図 4-4-2-3)。引き倒し荷重は 20kN 容量のロードセル(SW3-20kN、株式会社イマダ、または LUX-B-20KN-ID、協和電子工業)を用いて測定し、50Hz データロガー(eZT、株式会社イマダ)、または 100Hz データロガー(EDS-400A、協和電子工業)をインストールしたノートパソコンで記録した。ロードセルで測定した引き倒し荷重と各 1m の高さにおける樹木の重量から、Nicoll ら(2005)が報告しているように、樹木の引き倒しによる回転モーメント(M_{pulled} , kN m, Eq. 1)と樹木の重量による回転モーメント($M_{gravity}$, kN m, Eq. 2)を算出した。 M_{pulled} と $M_{gravity}$ の和を、根元を中心とした回転モーメント(M_{total} , kN m, Eq. 3)を算出した。

$$M_{pulled} = F H_p \cos(\beta - \alpha) \quad \text{Eq. 1}$$

$$M_{gravity} = g m H_g \sin\beta \quad \text{Eq. 2}$$

$$M_{total} = M_{pulled} + M_{gravity} \quad \text{Eq. 3}$$

ここで、 F は樹木に対するウインチによる引き倒し荷重(kN)、 H_p と H_g は測定した樹木に巻いたスリング高と測定樹木の重心高(m)、 β および α は鉛直方向と幹のなす角、水平方向と引っ張り方向のなす角、 m は樹木の質量(kg)、 g は重力加速度(9.8m/s^2)を表す。角度 α と β は、引き倒し試験の最中に撮影したビデオ動画より確認して測定した。試験対象木の引き倒し荷重が大きくなるにつれて、 M_{total} は増加する。試験対象木の引き倒し荷重の計測は、ウインチによる樹木の引き倒し前に開始し、荷重がピークに達し、減少に転じた時点、または幹角度(θ)が 30° を超えた時点で終了とした。波や風に対する根返り耐性の指標である M_{max} は、記録された M_{total} の最大値、すなわち最大回転モーメントと定義した。



図 4-4-2-2 XTNP における *S. caseolaris* の引き倒し試験の様子

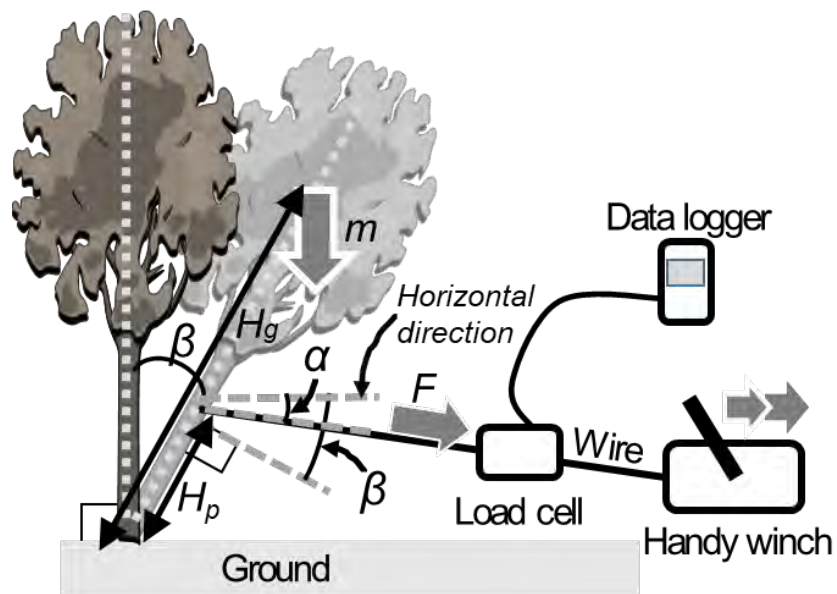


図 4-4-2-3 引き倒し試験における測定項目の概念図

4.4.2.5 統計解析

各樹種の Mmax と樹木サイズとの関係に関する回帰分析は、JMP 9.0.0 (SAS Institute, Cary, NC, USA) を用いて行った。有機基準は $P < 0.05$ とした。

4.4.2.6 結果 1 引き倒し試験による破壊パターンの樹種間比較

Rhizophora stylosa の支柱根は幹を中心に様々な方向に放射状に伸びていた。具体的には、樹木が倒れる方向の支柱根は折れ曲がり、反対方向の支柱根は引きちぎれた。壊されずに残った支柱根は、その他の 1 本または数本の支柱根が屈折したりちぎれたりしても、根返りに対する抵抗性を維持し、引き倒し荷重をかけ続けると再び M_{total} が回復する傾向があった (図 4-4-2-4)。*S. caseolaris* と *S. apetala* は支柱根を持たないが、地中を這うケーブル根は放射状に様々な方向に伸びていた。引き倒し実験の中では、樹木の引き倒し方向とは反対側で地中のケーブル根がちぎれる音がしばしば聞こえた。引き抜き実験では、ほとんどの試験対象木は根返りしたが、一部の樹木 (*Rhizophora stylosa* で 1 本、*Sonneratia caseolaris* で 1 本) では幹折した様子が観察された。これらの幹折れた試験対象木は、以降の解析には用いなかった。

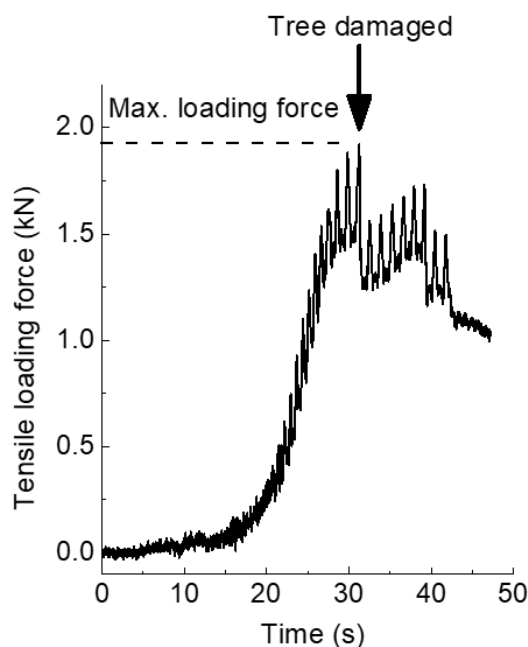


図 4-4-2-4 引き倒し試験時における引き倒し荷重と時間経過の関係

4.4.2.7 結果2 幹角度 (β) と M_{total} の関係

図 4-4-2-5 に *R. stylosa* (tree ID: R4)、*S. caseolaris* (tree ID: SC9)、*S. apetala* (tree ID: SA8) の幹角度 (β) と M_{total} の関係を示した。試験対象木に取り付けたワイヤーをハンドウインチで徐々に引っ張ると、幹は徐々に傾斜し (β が増加し)、 M_{total} は徐々に増加した。*S. apetala* の一部の樹木 (すなわち SA8 と SA9) は、引き倒し試験開始前からともと幹角度 (β) がマイナスで、幹が引き倒し方向とは逆方向に傾斜していた。*R. stylosa* では支柱根の一部、*S. caseolaris* と *S. apetala* ではケーブル根の一部が損傷したとき、あるいはしなった幹が十分に傾き、枝が地面に接したとき、それ以上引き倒し試験の継続が困難になる。この時点で、 M_{total} はおおむね最大値に達し、その後は一定か、わずかに減少する傾向を示した。

R. stylosa の M_{max} 時の β は樹木の大きさに関係なく 0° から 20° の間であった (表 4-4-2-1)。*S. caseolaris* と *S. apetala* は、小径木 (DBH < 11 cm) は引き倒し試験の最中に非常によく傾く傾向がみられ、大径木 (DBH > 11 cm) はあまり傾かない傾向がみられた。小径木と大径木の M_{max} 時の β は、それぞれ 15° から 31° 、 5° から 25° であった (表 4-4-2-1)。しかし、調査した樹木の数が少ないため、樹木の大きさ、樹種、地盤堆積状況等の違いによるこれらの傾向の有意な違いは確認されなかった。

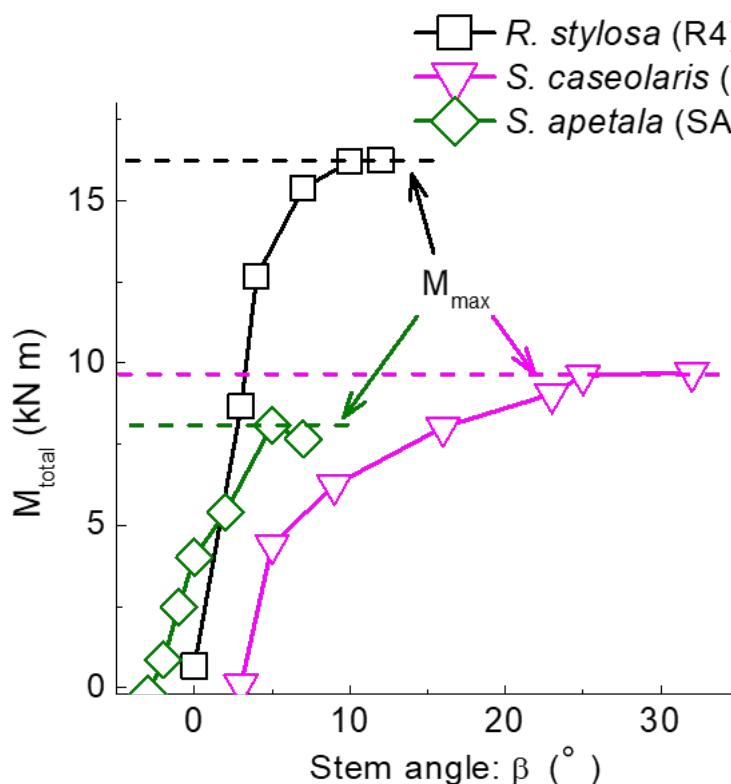


図 4-4-2-5 マングローブ引き倒し試験時における M_{total} と幹角度の関係

4.4.2.8 結果3 樹木サイズと Mmax の関係

$M_{\max}$ と幹直径 ($D_{0.3 \text{ m APR}}$ または DBH)、幹直径の2乗に H を乗じたもの ($D_{0.3 \text{ m APR}}^2 H$ または $DBH^2 H$)、地上部バイオマス (TAB) の3種の樹木サイズを示す特性値との関係を図 4-4-2-8 に示す。*R. stylosa* の $D_{0.3 \text{ m APR}}$ を測定した位置は、地上高約 80~150cm の範囲であった。*S. caseolaris* と *S. apetala* の胸高直径は、胸高断面積 (BA) に応じて平均値を算出した。

$M_{\max}$ に対する樹木サイズとマングローブ樹種の影響は有意であった (図 4-4-2-8)。すなわち、引き倒し試験の結果、 $M_{\max}$ は $D_{0.3 \text{ m APR}}$ または DBH、 $D_{0.3 \text{ m APR}}^2 H$ または $DBH^2 H$ 、TAB の増加に伴って、いずれも増加した (図 4-4-2-8)。*R. stylosa* (R_s)、*S. caseolaris* (Sc)、*S. apetala* (Sa) について、 $M_{\max}$ と $D_{0.3 \text{ m APR}}$ または DBH、 $D_{0.3 \text{ m APR}}^2 H$ または $DBH^2 H$ 、TAB との間の回帰式および調整済み決定係数 (R^2_{adjusted}) は以下のものであった:

$$M_{\max (Rs)} = 9.60 \times 10^3 D_{0.3 \text{ m APR}}^{2.80} (R^2_{\text{adjusted}} = 0.908, p < 0.0001^*) \quad \text{Eq. 4}$$

$$M_{\max (Rs)} = 3.41 \times 10^2 D_{0.3 \text{ m APR}}^2 H + 160 (R^2_{\text{adjusted}} = 0.882, p < 0.0001^*) \quad \text{Eq. 5}$$

$$M_{\max (Rs)} = 3.54 \times 10^{-1} TAB - 1,329 \quad (R^2_{\text{adjusted}} = 0.842, p = 0.0003^*) \quad \text{Eq. 6}$$

$$M_{\max (Sc)} = 2.70 \times 10^2 DBH^{1.98} \quad (R^2_{\text{adjusted}} = 0.919, p < 0.001^*) \quad \text{Eq. 7}$$

$$M_{\max (Sc)} = 4.26 \times 10^2 DBH^2 H + 350 \quad (R^2_{\text{adjusted}} = 0.971, p < 0.0001^*) \quad \text{Eq. 8}$$

$$M_{\max (Sc)} = 8.12 \times 10^{-2} TAB - 357 \quad (R^2_{\text{adjusted}} = 0.967, p < 0.0001^*) \quad \text{Eq. 9}$$

$$M_{\max (Sa)} = 5.93 \times 10^2 DBH^{2.19} \quad (R^2_{\text{adjusted}} = 0.886, p = 0.0003^*) \quad \text{Eq. 10}$$

$$M_{\max (Sa)} = 6.18 \times 10^2 DBH^2 H + 271 \quad (R^2_{\text{adjusted}} = 0.976, p < 0.0001^*) \quad \text{Eq. 11}$$

$$M_{\max (Sa)} = 8.25 \times 10^{-2} TAB - 466 \quad (R^2_{\text{adjusted}} = 0.913, p < 0.0001^*) \quad \text{Eq. 12}$$

B. gymnorhiza と *L. racemosa* については、樹木のサイズが小さく、サンプル数も少なかったため、引き倒し試験は実施したものの $M_{\max}$ と樹木サイズの関係についての回帰分析は行わなかった。

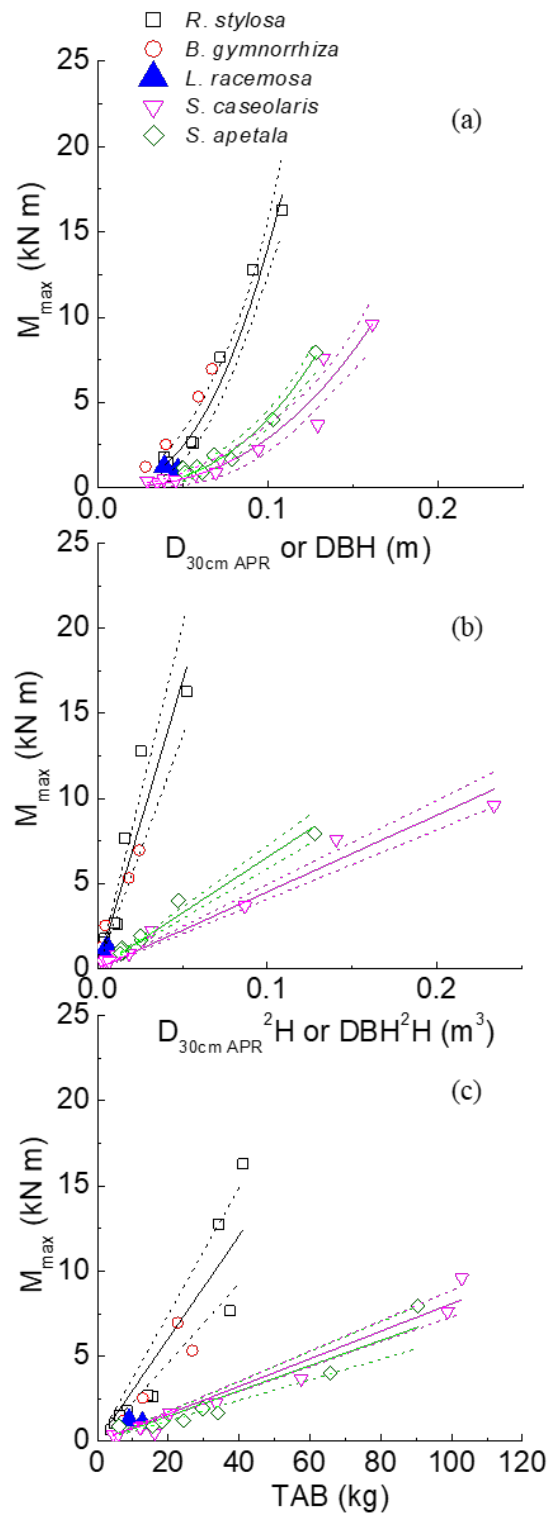


図 4-4-2-8 限界根張りモーメント($M_{\max}$)と、(a)幹直径(すなわち、最上部の支柱根の元から 30cm 上の高さでの直径[$D_{0.3\text{m APR}}$]または胸高直径[DBH])、(b)幹直径の 2 乗に H を掛けたもの($D_{0.3\text{m APR}}^2 H$ または $\text{DBH}^2 H$)、および(c)地上部バイオマス(TAB)との関係。実線は回帰直線、破線は 95%信頼区間を表す。

4.4.2.9 考察 マングローブ樹種ごとの樹木サイズと $M_{\max}$ の関係

沿岸域においてマングローブ林およびそれらの多面的機能を維持するためには、これらの樹木の破壊限界を理解することはとても重要である。なぜなら、マングローブ林は、しばしば、強風、高潮、高波などの外力によって被害を受けるため、その際には沿岸域の減災・防災機能が喪失したり、低下したりしてしまうからである。故に、マングローブの外力に対する破壊限界を理解した上で、防災インフラとしての海岸防災林の配置を検討することが求められる。

引き倒し試験の結果、 $M_{\max}$ は樹種や樹木サイズによって異なることがわかった(図 4-4-2-8)。 $M_{\max}$ は、すべてのマングローブ樹種において、 $D_{0.3 \text{ m APR}}$ 、DBH、 $D_{0.3 \text{ m APR}}^2H$ 、 DBH^2H 、TAB の増加に伴って概ね増加した。一般に、陸上林域の樹木では相対成長関係が観察されており(吉良ら、1956、荻住 1974)、マングローブも、 $D_{0.3 \text{ m APR}}$ 、DBH、H を従属変数として相対成長式を作成する場合、同様な関係性が報告されている(Komiyama et al. 2005、2008)。したがって、本研究における樹木サイズに関するパラメータは、マングローブの幹を支える地下根の量を示す相対的な指標であり、根による地盤の緊縛力を表すものであると考えられた。樹種ごとの $M_{\max}$ は、 $D_{0.3 \text{ m APR}}$ または DBH に対して、これらのパラメータをべき乗関数で表すと有意に回帰した(図 4-4-2-8a)。さらに、 $M_{\max}$ は $D_{0.3 \text{ m APR}}^2H$ または DBH^2H 、および TAB に対して有意に線形回帰した(図 4-4-2-8b、c)。これらの結果は、同じ場所の同じ条件下で生育する同じ種のマングローブにおいて、木の大きさの形質が根に対する抵抗性の程度を決定する重要な要因であることを示唆している。

樹種間の根系構造の違いや地盤の堆積状況も、根返り耐性の特性に影響する。 $D_{0.3 \text{ m APR}}$ または DBH がそれぞれ 0.05m と 0.1m の場合のマングローブ樹木が有する $M_{\max}$ を回帰式から算出したところ、*R. stylosa* ではそれぞれ 2.2 kN m と 15.2 kN m、*S. caseolaris* では 0.72 kN m と 2.8 kN m、*S. apetala* では 0.84 kN m と 3.8 kN m であった(図 4-4-2-8a)。幹直径の大小にかかわらず、 $M_{\max}$ を根に対する抵抗性の指標とした場合、泥質な堆積物上に生育し、ケーブル根タイプのマングローブである *S. caseolaris* や *S. apetala* では、幹周囲に多くの支柱根を持ち、砂質堆積地に生育していた *R. stylosa* よりも根返り耐性は低い傾向を示した。この違いは、幹周囲に放射状に広がる太く密な支柱根が幹を支える役割を果たし、他のマングローブ種に比べて根返り耐性が高いことを示唆している。地盤の安定性は、地下根系による土壌緊縛力を介して $M_{\max}$ に影響を与えると推測された。同様に、幹の比重は、外力に対する幹の曲がりやすさや固さを通じて、 $M_{\max}$ に影響すると考えられる。したがって、引き倒し試験の結果を考慮する場合、マングローブ林における地盤の堆積状態が URE と XTNP で異なっていること、また、幹の比重もマングローブ種によって異なることに留意しなけ

ればならない。地盤状態や幹比重の違いについては今回の調査では解析していないため、今後の研究で明らかにしていくことが必要である。

B. gymnorrhiza の $M_{\max}$ と DBH、DBH²H および TAB の関係は、*R. stylosa* の関係と同様の傾向を示したが、*B. gymnorrhiza* の回帰はサンプル数が少ないため実施できなかった(図 4-4-2-8)。本研究の結果とは対照的に、Yanagisawa ら(2009)はタイでの現地調査から、*B. gymnorrhiza* は *R. stylosa* に比べて津波によって根返りしやすいと報告している。マングローブ種の根返り耐性については、今後さらに調査を行い、追加的なデータを得る必要があるだろう。本研究の結果から、熱帯・亜熱帯の海岸マングローブ林の再植林には、防災・減災機能(高潮や強風に対する根返り耐性)の観点から、*S. caseolaris* や *S. apetala* よりも、*R. stylosa* を選択して植えることが有利であることが示唆された。

4.4.3 リモートセンシングによるマングローブ林の防災・減災機能の広域評価

4.4.3.1 マングローブ林が防災・減災機能を果たす条件

台風や発達した低気圧が通過する場合、潮位が大きく上昇することがあり、これを高潮という。高潮は、台風や低気圧の中心では気圧が周辺より低いため、気圧の高い周辺の空気は海水を押し下げ、中心付近の空気が海水を吸い上げるように作用する結果、海面が上昇する吸い上げ効果と、台風や低気圧に伴う強い風が沖から海岸に向かって吹くと、海水は海岸に吹き寄せられ、海岸付近の海面が上昇する吹き寄せ効果により生じる。

高潮は周期が約 10 分から数時間の範囲であるのに対し、強い風によって発生する周期の短い波が高波である。高潮被害は、月や太陽の引力による通常の潮位(天文潮位)、高潮や高波による海面の上昇と堤防の高さとの関係によって引き起こされる(図 4-4-3-1)。IPCC の第 6 次評価報告書では、2006 年から 2015 年の海面上昇速度は過去 100 年間で前例のないスピードであり、20 世紀の海面上昇速度の約 2.5 倍に相当する 3.6mm/年で上昇していると報告されている。このペースで海面が上昇し続けると、その上昇分が天文潮位に加わるため、高潮被害の頻度が増すことになる。

通常の潮位と高潮の高さの合計が堤防の高さを超える場合、潮位も高潮もその変動が長周期であることから、海水が長時間に亘って堤防を越えて陸地に浸水してくるため、被害が大きくなる。これに対し、通常の潮位と高潮の高さの合計は堤防の高さを超えないが、これに高波の高さを加えた合計の高さが堤防の高さを超える場合、マングローブ林がない場合には、高波による海水が陸地に浸水してきて被害が発生するが、マングローブ林がある場合には、マングローブの立木に波が当たる際に発生する渦による波の力の減衰(渦粘性効果)により、堤防

を乗り越える波を抑え、被害を軽減することができる(図 4-4-3-2)。

マングローブ林の渦粘性効果による防災・減災機能は、波が当たるマングローブの立木の面積に依存する。そのため、波の方向に対するマングローブ林の林帯幅、立木の根系を含む樹種ごとの樹形、直径や樹高、立木密度や立木配置が影響する(図 4-4-3-3)。なかでも林帯幅は、波の方向に対するマングローブの立木の投影面積を大きくする効果が高い。そこで、本項では、リモートセンシング技術を活用して、林帯幅や波の方向に対する投影面積を積算する手法について述べる。

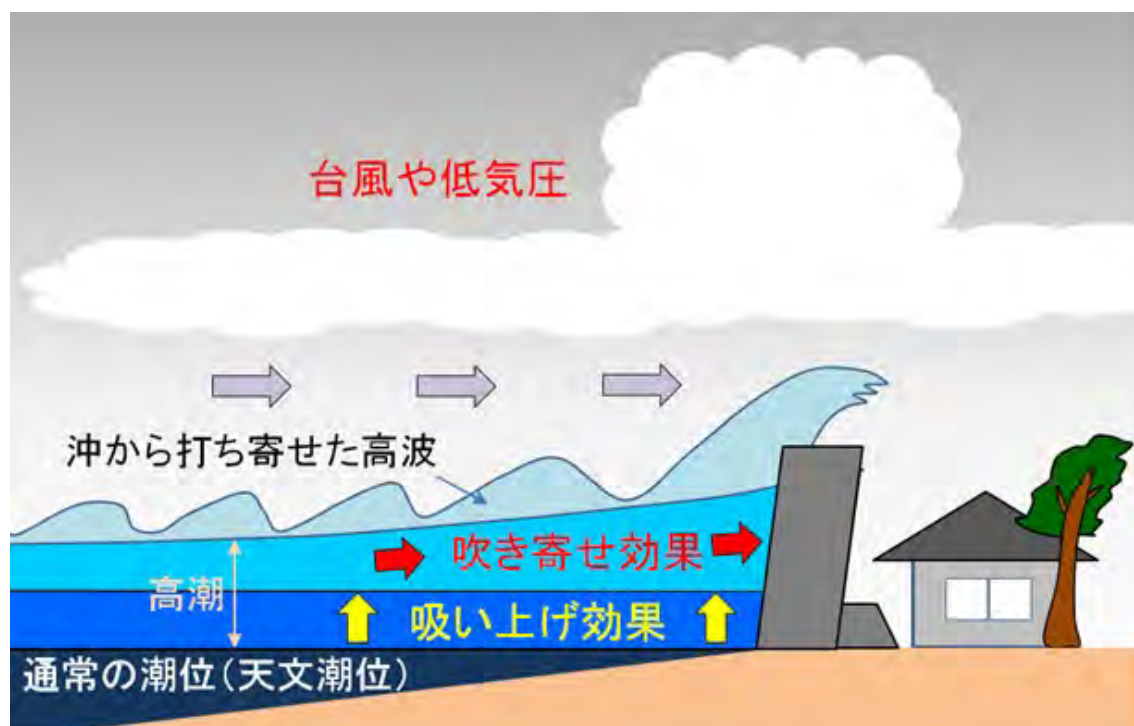


図 4-4-3-1 潮位、高潮、高波による被害の発生(気象庁ホームページより)

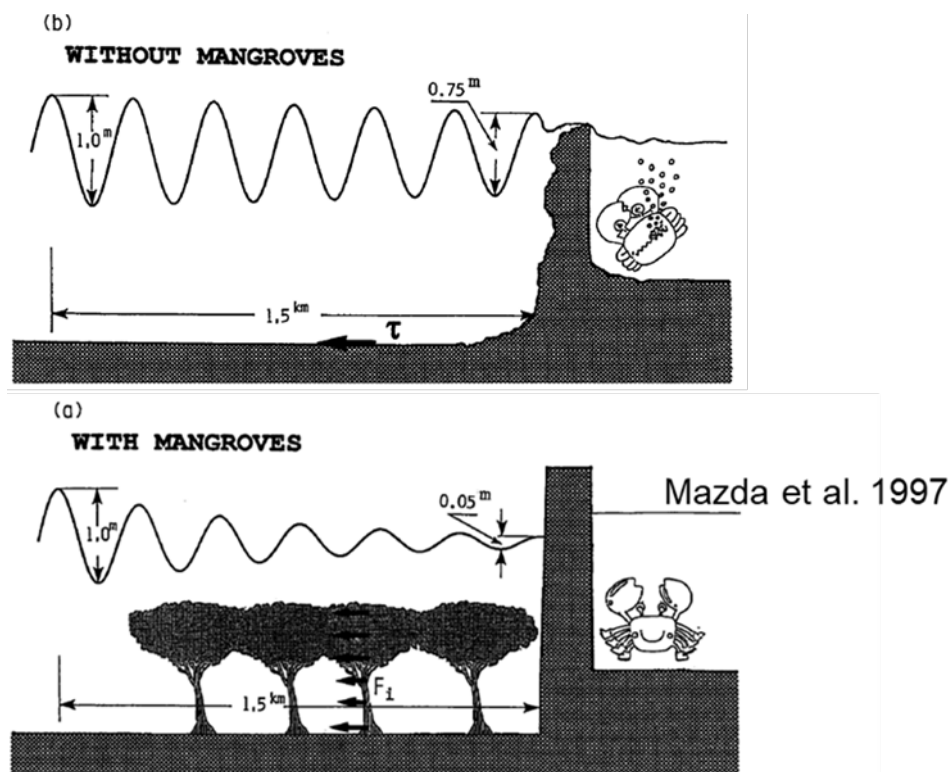


図 4-4-3-2 マングローブ林による波の減衰 (Mazda et al. 1997)

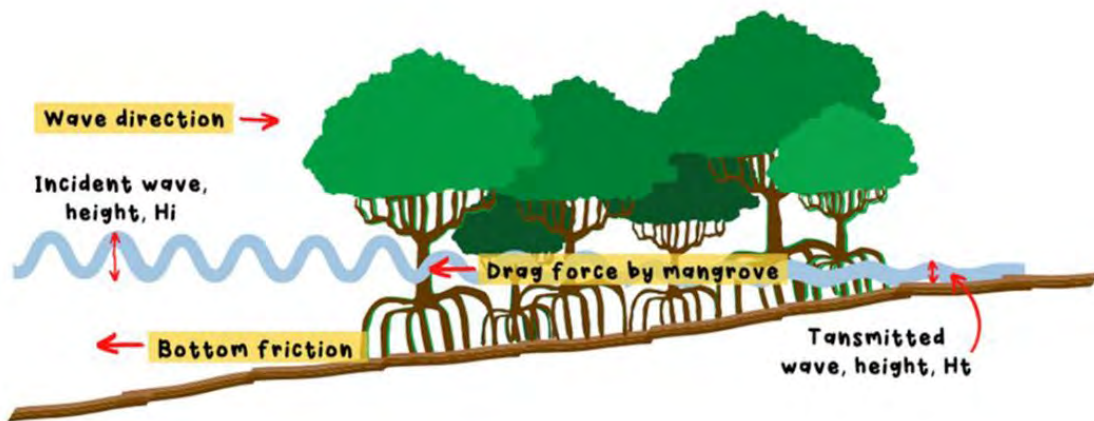


図 4-4-3-3 マングローブ林の防災・減災機能に影響する要素 (Kamil et al. 2021)

4. 4. 3. 2 マングローブ林の防災・減災機能の広域評価手法の開発

マングローブ林の防災・減災機能を広域に評価するためには、マングローブ林の空間情報と林分情報、樹種固有の情報が必要になる。具体的には、林帯幅を求めるためのマングロー

ブ林の広がりに関する情報が必要であり、これに加えて、波の方向に対するマングローブ林の投影面積を算出するために、林分の平均直径や平均樹高、樹種ごとの樹形、立木密度などが必要となる。これらの情報を地上調査から広域に取得するのは困難であり、リモートセンシングを用いた手法の開発が求められる。そこで本事業では、以下に挙げる広域評価の手順を提案する。

1. 高分解能衛星からのマングローブ林の抽出
2. 波の方向に対する堤防までのマングローブの面積の算出
3. 林分高の推定（ドローン、衛星 LiDAR、林齢-樹高曲線）
4. 直径-樹高曲線、樹形の推定
5. 立木密度の推定
6. 波の方向に対する全立木の投影面積の積算

（1）高分解能衛星からのマングローブ林の抽出

波の方向に対する林帯幅を求めるためには、高分解能衛星を用いた分類によりマングローブ林を抽出するのがよい。高分解能衛星の分解能の定義は様々あるが、分解能が 30m の Landsat 衛星や分解能が 10m/20m の Sentinel-2 衛星でも広域の林帯幅を求めるのに用いることは可能である。これらのデータは無償で入手できる。但し、堤防などの構造物を正確に抽出できない可能性があり、自動抽出以外の手法が求められる。また、手順 5 の立木密度を推定する際に衛星データを用いる場合、サブメートルの分解能を持つ衛星データが必要なることから、この手順 1 において高分解能衛星を用意するのがよい。

XTNP のマングローブ林を抽出するために、パンクロバンド 50cm、マルチバンド 2m の分解能を有する 2019 年 9 月 25 日に撮影された WorldView-2 衛星のデータを用いた。誤分類を極力避けるため、マングローブとその周辺に対してマスク処理を行い、北西の陸地を解析から外して解析を行った。また、防災、減災の観点から便宜上、モクマオウをマングローブ林のクラスに統合した。地上で十分なグラントゥルース調査が難しいことから、機械学習法のうちの教師なし分類を行い、類似した分類クラスを統合することでマングローブ林の生育域を抽出した（図 4-4-3-4）。複数の教師なし分類手法を用いて解析結果を比較したところ、分類手法による分類精度の差はほとんど見られなかった。これはマングローブの生育域が海域やエビの養殖池、水田など、地表からの反射特性が大きく異なる土地被覆クラスに囲まれているためであると考えられる。

マングローブ林として分類されたエリアには 1、それ以外の分類クラスには 0 の値を割り当てることにより、2 値化画像を作成し、手順 2 で使用するマングローブの生育域データとした。



図 4-4-3-4 高分解能衛星からのマングローブ林の抽出

(2) 波の方向に対する堤防までのマングローブの面積の算出

波が岸に向かって進行する際に、マングローブ林を通過してくる距離、すなわち林帯幅が波の減衰に大きく影響する。ただし、波は樹木によって進行方向を変えることがあり、また、広域での 1 本 1 本の樹木配置を捉えることも難しいことから、林帯幅を長さで捉えるより、ある一定の幅にどれだけマングローブの面積があるかを推定する方が、現実に応じた結果が得られ、対策にも反映させやすい。そこで、海から陸地に向かう様々な方向に対して、波の方向に対する堤防までの一定幅でのマングローブの面積を計算する。

ここでは、堤防までの南から北、南東から北西、南西から北東の方向に幅 100m のポリゴンを作成し、各ポリゴン内のマングローブ面積を算出した(図 4-4-3-5)。幅の設定に対しては、マングローブの広がりや過去の被害からの危険性などを考慮して、よりきめ細かな対策が必要な場合は、より狭い幅で、また、XTNP のように十分な林帯幅がある場合、より広い幅で設定することが可能である。

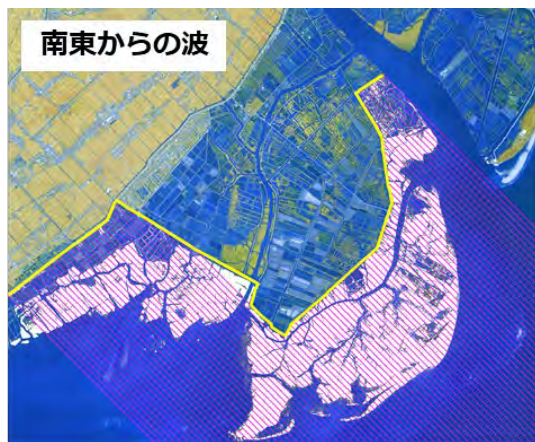


図 4-4-3-5 波の方向に対する堤防までのマングローブの面積の算出

図 4-4-3-6 は、幅 100m の波の方向に対する堤防までのマングローブの面積を、堤防上に色分けして示したものである。堤防上に付された色で、緑に近い色ほど、波が通過するマングローブの面積が大きく、このためマングローブによる波の減衰効果が相対的に大きいと考えられる箇所である。これに対して赤に近い色ほど、波が通過するマングローブの面積が小さく、マングローブによる波の減衰効果が相対的に小さいと考えられる箇所である。XTNP の場合、全体的に大きな林帯幅を取っているため、堤防の大部分では、マングローブの防災・減災機能により堤防を高波が超えないと考えられるが、一部の箇所では、マングローブ林を通過してくる面積が小さく、ややこの機能が低いと考えられる箇所がある。防災対策を進めるに当たっては、台風や発達した低気圧が通過する場合、どの方向から風が吹きやすいかを調べ、その方向から波が来た場合に防災・減災機能が低い箇所から対策を進めるのがよいと考えられる。

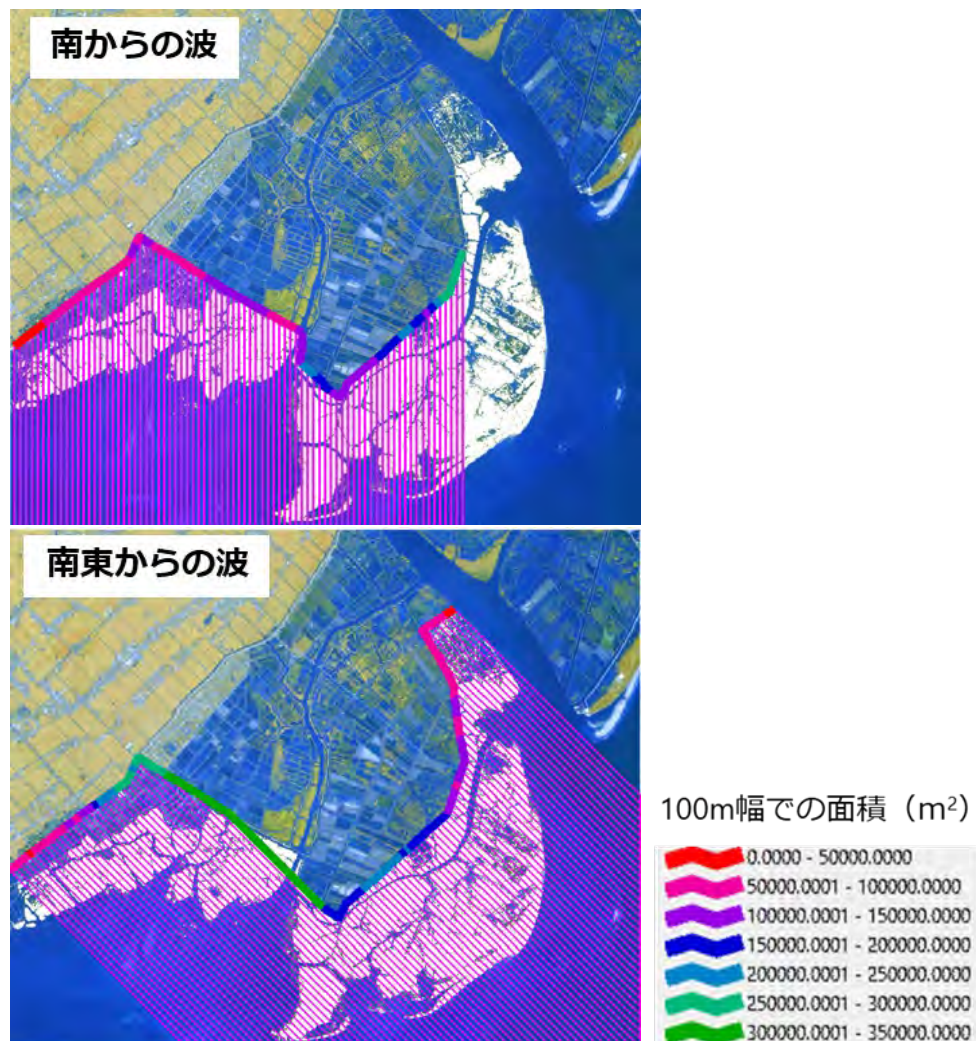


図 4-4-3-6 100m幅での波の方向に対する堤防までのマングローブの面積

(3) 林分高の推定（ドローン、衛星 LiDAR、林齢-樹高曲線）

マングローブ林の防災・減災機能进行评估する際に林帯幅が一番大きく影響する要素であるが、そこに生育・植栽されている樹木によって当然その機能は変わってくる。特に、どれぐらいの太さ(直径)の樹木があるのかは、波が樹木に当たる面積を決め、その減衰効果を決定する。しかし、防災・減災機能の評価を行う際に、林分の平均的な直径を広域で推定することは難しい。そこで、ここでは、地上調査から直径-樹高曲線を推定し、リモートセンシング技術により推定した樹高から直径を逆推定する手法を提案する。

リモートセンシング技術を用いて、広域で林分高を推定する技術としては、ドローンを用いた方法と、衛星 LiDAR を用いた方法が考えられるが、ドローンは搭載できるバッテリーの容量から、また、衛星 LiDAR はその観測システムから、対象となるマングローブ林全域の wall-to-wall のデータを取得することはほぼ不可能である。そこで、高分解能衛星データのテクスチャ情報等を用いて分類を行い、これに、ドローンや衛星 LiDAR により作成された DCM(デジタル林冠高モデル)と類似するエリアに同じ林分高を割り当てるという処理を行う。

XTNP では、2022 年に VAFS のスタッフが 4 つのエリアでドローン撮影を行い、ここで得られた空中写真をもとに、SfM(Structure from Motion: 多視点画像からの 3 次元形状復元)という技術によって、DSM(デジタル表層モデル)を作成した。この DSM から多点での海面の標高の平均値を減ずることにより、DCM を作成した。

衛星 LiDAR としては、NASA が ISS(International Space Station: 国際宇宙ステーション)に搭載した GEDI という LiDAR センサのデータを用いた。但し、すでに GEDI は観測を停止しているため、2019 年のデータを用いた。観測地点の林冠高については、NASA が提供しているデータを割り当てた。

2 つのセンサによる推定結果(図 4-4-3-7)では、衛星 LiDAR の方がやや大きな林冠高の値を取ったが、どちらもほぼ 3~5m に値が集中した。これは、この地域の植栽時期がある一定の時期に集中していることと関係していると考えられる。

リモートセンシングによる観測は、林冠表面を観測しており、正確に地盤高を捉えられないことから、ここで提示したアプローチは地盤高の違い反映していない。また、海水面を地盤高と仮定しているため、観測時点での潮位による誤差も生じることになる。潮位表が入手可能な場合、ある程度補正が可能であるが、ドローンでは観測が一定時間続くことや潮位 0m が樹木の根元の高さとは限らないことを理解しておく必要がある。

このようなリモートセンシング技術を用いることのできない場合で、マングローブの植栽した年が明らかな場合、林齢と樹高の関係から林分高を推定することが可能である。例えば、植栽計画に基づいて植栽が行われ、植栽年ごとの空間配置がわかる場合、このようなアプローチを

取ることが可能である。但し、植栽時期がある一定の時期に集中していると、継続的に調査を行っていない限り、林齢-樹高曲線を作成することは難しい。また、この場合、前述のリモートセンシング技術による樹高からの直径推定というアプローチを取らなくても、同じく現地調査から、林齢-直径曲線得ることができ、林齢ごとの平均直径を推定することができる。

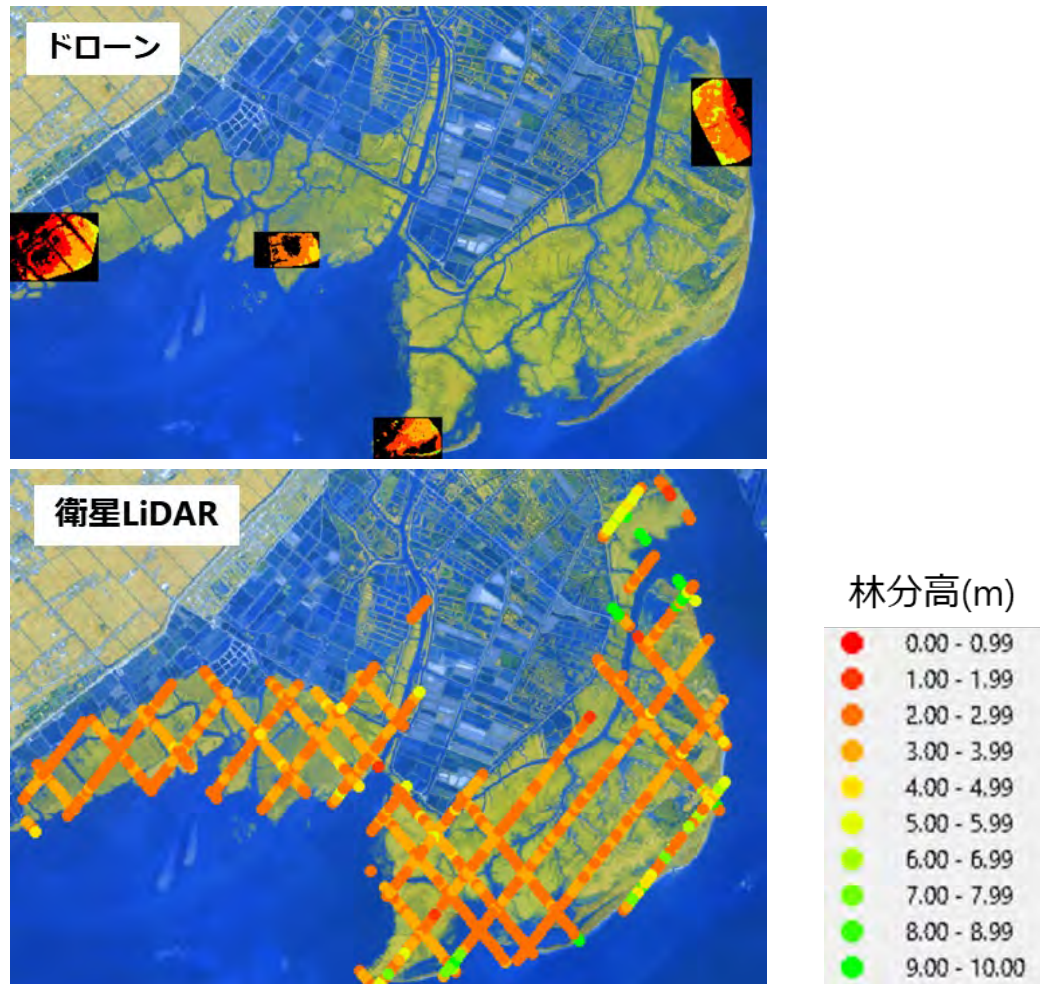


図 4-4-3-7 林分高の推定(ドローン(左)、衛星 LiDAR(右))

(4) 直径-樹高曲線、樹形の推定

手順 3 で必要となる直径-樹高曲線は、マングローブの樹種ごとに胸高直径と樹高を計測することにより得られる。この場合、立地の違いが影響することがあり、留意が必要である。本事業では、現在、樹種ごとの直径-樹高曲線を作成ための現地調査を進めている。

手順 6 の波の方向に対する全立木の投影面積の積算で必要となる樹種ごとの樹形については、前述の SfM の技術を用いて、地上で 1 本の樹木に対して 360°の方向からデジタルカメラで撮影した写真を用いて再現することができる。その際、ビデオ撮影の画像を利用することも可能であるが、マングローブの立地環境により撮影のために樹木の周囲を歩行することが難

しいため、一定速度で樹木の方にカメラを向け続けて撮影することが困難である場合が多い。このような条件で撮影された画像からは、樹木のきれいな 3 次元復元モデルを作成できないので、3 次元復元モデルの作成には写真での樹木の撮影を推奨する。

復元された 3 次元復元モデルは、ある特定の樹木サイズのモデルであるが、それぞれの樹種においては、樹形が相似形であるという仮定をおいて、胸高直径と樹高からそれぞれの樹木サイズでの相似形の樹形を復元する。

(5) 立木密度の推定

取得された画像の地上分解能に応じて、リモートセンシング技術により立木密度の推定が可能である。最も用いられる手法としては、局所最大値フィルタを用いる方法が挙げられる。これは、樹頂点が周囲のエリアよりもより明るく見える(光を強く反射する)特徴を利用した方法である。この方法では、樹頂点が回りのエリアより強く光を反射していることがフィルタで抜き出せるように、1 つの樹冠に対して十分な周辺部分の画素が必要である。すなわち、小さな樹冠ではより精細な地上分解能の画像が求められる。ドローンにより撮影された写真は通常数 cm の地上分解能を持つので、マングローブが密植されたエリアでも応用可能であるが、前述のように撮影できる面積がバッテリーの容量によって制限されるため、広域評価の目的では必ずしも利用できない。サブメートル級の衛星データでは、1000 本/ha 程度以下の立木密度の推定には用いることができるが、それ以上の立木密度の林分では、1 本の樹冠に十分な数の画素が含まれず、局所最大の画素が発生しない樹木が多くなって、立木密度の推定が極端に過小推定になる。

局所最大値フィルタを用いることが難しい場合、樹木の混み具合で作り出される画像のテクスチャ(肌理)の情報を利用する方法を用いることになるが、この方法を用いるためには、どのような立木密度でどのようなテクスチャになるのかを事前に知る必要があり、そのため立木密度に関するグラントゥルース調査を実施する必要がある。

植林計画に基づき植栽された林分では、植栽記録により植栽密度が分かることがある。このような場合、自然枯死などで立木密度が低下している可能性があるが、リモートセンシング技術による推定より真値に近いことが多く、十分利用可能なデータとなる。

(6) 波の方向に対する全立木の投影面積の積算

波の方向に対する全立木の投影面積は、高波が減衰する度合いの指標となる。樹木群の波の減衰については、様々なモデルが提案されているが、これを広域評価に用いるには、モデルを実装するために必要となるパラメータの不確実性が高かったり、パラメータの取得が困難であったりするため、実用的でない。相対的ではあるが、マングローブ林による防災・減災機

能の低い箇所を明らかにすることにより、防災・減災対策を進めることが可能となる。

波の方向に対する全立木の投影面積を算出するには、いくつかの波の高さ(天文潮位+高潮の高さ+高波の高さ)を仮定して、これに対し、それぞれの波の方向に対する一定幅(例えば 100m幅)での波の高さまでの樹木の縦方向の断面積の合計を算出する。波は樹木が障害物として存在する場合、回り込んでその樹木の後方に進むので、全ての立木の断面積を合計として指標とする。

本項で提示したマングローブ林の防災・減災機能の広域評価手法は、実用性を考慮した手法であり、機能の相対的評価が可能である。これに対し、高波の越堤が発生した箇所の情報を集積することにより、この指標からどの箇所に対策を優先的に実施するのがよいか明確になる。

4.4.4 防災・減災インフラとしてのマングローブへの住民意識調査

防災・減災インフラとしてのマングローブへの住民意識調査については、カウンターパート機関であるベトナム森林科学アカデミー (Vietnam Academy of Forest Science) とスアントゥイ国立公園管理事務所 (XTNP management office) とともに調整し、調査票の作成作業を進めてきた。令和 5 年 9 月に XTNP 周辺に居住・生活する 5 villages、3 communes の 300 余世帯を調査対象世帯として抽出し、作成した調査票を用いてヒアリング調査を開始した(図 4-4-4-1)。

以降、ヒアリング調査は順次進められ、令和 6 年 2 月 26 日に予定していた全戸の調査を完了した。現在はその調査結果を整理、とりまとめを行っている段階である。本調査結果については本年度報告書には盛り込まないが、今後解析を進め、XTNP 周辺に居住・生活する住民が持つ防災・減災インフラとしてのマングローブへの意識を明らかにしていく。



2023/9/22



2023/9/23

図 4-4-4-1 XTNP 周辺に居住する住民世帯を対象とした意識調査の様子

4.4.5 まとめおよび今後の検討課題

今年度の当課題の調査では、①樹木引き倒し試験による波や風に対するマングローブの根返り耐性の定量評価、②リモートセンシングによるマングローブ林の防災・減災機能の広域評価、③防災・減災インフラとしてのマングローブへの住民意識調査を実施した。

高潮等の波に対するマングローブの根返り耐性特性を評価するための、マングローブ林における樹木引き倒し試験からは、マングローブの波や風に対する根返り耐性は樹木サイズが大きいほど高いこと、樹種別の比較ではヤエヤマヒルギで根返り抵抗性が高く、ナンヨウマヤプシキ、ベニマヤプシキで根返り抵抗性が低いことが明らかとなった。本課題で得られた成果は、沿岸域においてマングローブを活用した防潮効果等の減災機能強化を検討する上で、マングローブ樹木の植栽、配置や樹種選択を計画する際の科学的根拠を提供するものとなることが期待できる。今後は、評価対象のマングローブ種を増やして樹種特性の比較をさらに進めるとともに、樹木の倒伏耐性に関わる地盤安定性等の堆積環境の影響評価、さらにはマングローブ林の後背地に配置される陸域海岸林の樹木の根返り耐性特性との比較を進める必要がある。

リモートセンシングによるマングローブ林の防災・減災機能の広域評価については、高潮発生時におけるマングローブ林が防災・減災機能を果たす条件を既往文献から検討し、波に対する抵抗体のマングローブによる高波の減衰に関わる樹木形態的因子として、樹木地上部の累積投影面積がマングローブ林の防災・減災機能の評価指標となり得ることを提示した。その上で、スアントウイ国立公園を解析対象として、リモセン技術によるマングローブの累積投影面積の広域評価手法を提案した。今後は、ドローン、衛星 LiDAR、林齢・樹高曲線から林分高や SfM による樹形の推定、立木密度の推定を行い、マングローブの累積投影面積の広域評価を進め、高波に対するマングローブ林の防災・減災機能の面的評価を進めていく予定である。

また、防災・減災インフラとしてのマングローブへの住民意識調査については、令和 5 年 9 月から令和 6 年 2 月末にかけて、XTNP 周辺 5 villages、3 communes の 300 余世帯を対象としたヒアリング調査を実施した。現在は調査結果の整理、とりまとめを行っており、それに基づいて解析を進める。今後は、XTNP 周辺に居住・生活する住民が持つ防災・減災インフラとしてのマングローブに対する意識を明らかにしていくこととしている。

引用文献

Forbes K, Broadhad J (2007) The role of coastal forests in the mitigation of tsunami impacts. FAO 30 pp

- Huxham M., Dencer-Brown A., Diele K., Kathiresan K., Nagelkerken I., Wanjiru C. (2017) Chapter 8: Mangroves and People: local ecosystem services in a changing Climate. In Rivera-Monroy, V. H., Lee, S. Y., Kristensen, E. Twilley, R. R. (Eds.). Mangrove ecosystems: a global biogeographic perspective on structure, function and services. Springer Nature, 245-274
- International Federation of Red Cross and Red Crescent Societies (2011a) Breaking the waves. Impact analysis of coastal afforestation for disaster risk reduction in Viet Nam, Geneva 51pp.
- International Federation of Red Cross and Red Crescent Societies (2011b) Planting protection. Evaluation of community-based mangrove reforestation and disaster preparedness programme, 2006-2010, Geneva 67pp.
- IPCC (2021) Climate Change 2021: The Physical Science Basis
- Kamil EA, Takaijudin H, Hashim AH (2021) Mangroves as coastal bio-shield: A review of mangroves performance in wave attenuation. Civil Eng. J. 7:1964-1981
- Kamimura K, Shiraishi N (2007) A review of strategies for wind damage assessment in Japanese forests. J. For. Res. 12:162-176
- 環境省 (2021) IPCC AR6 特別報告書 環境省地球環境局総務課脱炭素化イノベーション研究調査室 企画・監修 22pp
- Kathiresan K, Rajendran N (2005) Coastal mangrove forests mitigated tsunami. Estuarine Coastal Shelf Sci. 65: 601-6-6
- 松田義弘 (2011) マングローブ環境物理学 東海大学出版 378pp
- Mazda Y, Magi M, Kogo M, Hong PN (1997) Mangroves as a coastal protection from waves in the Tong King delta, Vietnam. Mangrove and Salt Marshes 1: 127-135
- 宮城豊彦、安食和宏、藤本潔 (2003) マングローブーなりたち・人びと・みらいー. 古今書院 193pp
- Peltola H, Kellomäki S, Hassinen A, Granander M (2000) Mechanical stability of Scots pine, Norway spruce and birch: an analysis of tree-pulling experiments in Finland. For. Eco. Manage. 135:143-153
- 佐藤一紘 (1992) 6. 海岸浸食防備およびその他の機能. 日本の海岸林: 多面的な環境機能とその活用 (村井宏他編) ソフトサイエンス社 513pp
- 佐藤一紘 (2010) 海面利用科学と海水科学ーマングローブによる海上林から見えるものー 日本海水学会誌 64:82-90
- 首藤伸夫 (1985) 防潮林の津波に対する効果と限界 海岸工学講演会論文集 32:465-469
- 海津正倫 (1998) ガンジスデルタの地形と高潮災害. 地形雑誌 107:137-141
- Yanagisawa H, Koshimura S, Goto K, Miyagi T, Imamura F, Ruangrassamee A, Tanavud C (2009) The reduction effects of mangrove forest on a tsunami based on field surveys at Pakarang Cape, Thailand and numerical analysis.
- Yanagisawa H, Miyagi T, Baba S (2021) Mitigation effects of mangrove forests on tsunami impacts in Upolu Island, Independent State of Samoa – Field surveys and numerical modeling of the 2009 event. Mangrove Sci. 12:3-10

