

# 博士論文

鳥取県における海岸砂丘生態系の復元に向けた目標植生の解明

(Elucidating target vegetation of coastal sand dunes in Tottori Prefecture, Japan,  
for ecosystem restoration)

中田 康隆

# 目次

第1章 序論.....	1
1節 背景.....	1
2節 研究課題と目的.....	3
3節 海岸砂丘植生に関する既存研究の整理と本研究の位置づけ .....	4
4節 構成.....	6
5節 研究対象.....	8
1項 研究対象地域.....	8
6節 重要な用語の説明.....	9
1項 海岸砂丘植生.....	9
2項 海岸砂丘.....	9
3項 復元.....	9
第2章 海岸砂丘植生に着目した海岸砂丘生態系の現況評価.....	12
1節 はじめに.....	12
2節 方法.....	13
1項 植物相調査.....	13
2項 海岸砂丘植生のハビタットと環境調査.....	13
3項 粒径分析.....	13
4項 主成分分析 (PCA: Principal Component Analysis) .....	13
3節 結果.....	19
1項 植物相.....	19
2項 希少種.....	19
3項 主成分分析.....	20
4節 考察.....	27
1項 種群の評価.....	27
2項 絶滅危険性カテゴリーの既存の当てはめの再検討.....	28
3項 鳥取砂丘と他の対象海岸の比較.....	29
4項 PCAの結果に基づいた各海岸の保全・復元方針の提案.....	29
5節 まとめ.....	32
第3章 海岸砂丘生態系の本来の姿の検討.....	33
1節 はじめに.....	33
2節 方法.....	35
1項 海岸砂丘分布図の作成.....	35
2項 土地被覆図の作成.....	35
3項 マスク処理.....	37
3節 結果.....	39
1項 土地被覆の変遷.....	39
2項 砂丘の奥行の変遷.....	43
4節 考察.....	45

1 項	土地被覆の変化	45
2 項	海岸砂丘の元来の姿	46
3 項	奥行を基準とした海岸砂丘植生の変遷	48
5 節	まとめ	49
第4章	海岸砂丘植生の空間的分布特性	50
1 節	はじめに	50
2 節	方法	52
1 項	植生調査	52
2 項	植生分類	52
3 項	地形量の算出	52
4 項	植生の分布予測と環境要因	52
3 節	結果	55
1 項	植生調査	55
2 項	植生分類	55
3 項	植生分布予測	57
4 項	植生分布予測の検証	57
4 節	考察	64
5 節	まとめ	66
第5章	海岸砂丘植生と動的地形の関係性	67
1 節	はじめに	67
2 節	方法	69
1 項	調査区の設定	69
2 項	UAV 空撮	69
3 項	SfM 処理	69
4 項	地形パラメータの算出	69
5 項	植生調査と解析	69
6 項	選好度指数 (Jacobs Index) の算出	70
3 節	結果	73
1 項	植生	73
2 項	地形	77
3 項	選好度指数	85
4 項	植生構造と環境要因	94
4 節	考察	103
5 節	まとめ	107
第6章	総合考察	108
1 節	時空間スケールの整理	108
2 節	目標植生の設定	109
3 節	対象地域の保全・復元の方向性	111
4 節	奥行が確保された海岸砂丘の必要性	114
5 節	海岸砂丘生態系のグリーンインフラとしての可能性と課題	115

## 第1章 序論

### 1節 背景

砂浜海岸には砂丘が発達することが多い。これを海岸砂丘と呼び、強風により発生した飛砂が植物や海岸漂着物に捕捉されて形成された丘状の高まりである。日本は海洋に囲まれた島国であり、環境省（1994）の自然環境保全基礎調査・海岸調査報告書によると全国の海岸線の総延長は 32,779km となっている。そのうち約 20%が砂浜海岸であり、その 60%が自然海岸である。かつては全国の海岸に大小の海岸砂丘が存在したが、現在では、開発により海浜と海岸砂丘の一部が残存する状況になっている。さらに原生の海岸砂丘を観察できる場所は非常に少なく、地形としても貴重な存在となっている（小泉・青木 2000）。

海岸砂丘は砂が動き、地形が変化する動的な環境である。この動的な環境に適応した植物として海岸砂丘植物が存在する。日本では砂草とも呼ばれ、全国に約 80 種が生育している（澤田ほか 2007）。その多くは絶滅危惧種として都道府県版や国版のレッドデータブックに記載されている（澤田ほか 2006）。これは、海岸砂丘植物が全国的に分布しているが、多くの地域で絶滅の危機に瀕していることを意味する。

海岸砂丘植生のハビタットである海岸砂丘は、その立地環境の貴重性や絶滅危険性の高さから復元が行われるべき生態系であると言える。しかし、河川、湿地や森林等の他の生態系と比較して、復元が遅れている現状がある。その理由として、海岸砂丘が発達する立地が海岸平野であることが挙げられる。この平らな土地は狭い国土の日本において、古くから開発の対象となってきた。とくに江戸時代からは海岸砂防林としての造成が盛んに行われ始め、高度経済成長期には道路や空港の建設等のインフラ整備に伴って、市街地が拡大していった。

このように海岸砂丘の後背には拡大しつつある人的土地利用が存在したため、復元の実行が困難であった。しかし、社会情勢の変化が海岸砂丘の復元の可能性を示唆し始めた。特に、地方においては人口減少に伴い、耕作放棄地が増加し、未利用地が今後も拡大することが予想される。また、行政の財源不足から、コンクリート構造物（以下、グレーインフラ）の維持管理が難しくなっている。このグレーインフラに替わるものとして、グリーンインフラストラクチャー（以下、グリーンインフラ）がある。これは自然が持つ多様な機能を賢く利用することで、持続可能な社会と経済の発展に寄与するインフラである（グリーンインフラ研究会ほか 2017）。海岸部では海岸砂丘を緩衝帯及び天然の防潮堤として用いることで、維持管理費が安価なインフラと位置づけることができる。

グリーンインフラの優れた機能として、津波や洪水等の攪乱後の自律的な回復力（レジリエンス）が挙げられる（西廣ほか 2014; 西廣 2017）。特に海岸砂丘は、平時の波による



攪乱から数百年に一度の津波のような大規模攪乱の中でも維持され、現在に至っている。したがって、レジリエンスが高い海岸砂丘を復元することは、海岸砂丘生態系の保全や復元につながるだけでなく、防災や減災にもつながると考えられる。2014年6月に閣議決定された国土強靱化基本計画では、環境分野における施策の推進方針として、海岸林などの自然生態系が有する防災・減災機能を評価し、それらを積極的に活用することが掲げられた。

このような背景からみて、動的な海岸砂丘の復元は必須である。復元のためには、目指すべき目標生態系を設定する必要がある。目標生態系の設定には復元の対象地域の状況を過去に遡り、健全であった時代の生態系を参照する方法と近隣に現存する健全性が高い生態系を参照する方法がある（日置 2002）。一般的に、過去の生態系の情報を完全に再現することは困難である。また、開発が進行した現在においては、現存生態系の中で原生状態の地域を探すことは不可能に近い。そのため、過去と現在の両者の情報から目標生態系を決定することが必要となる。さらに、すべての種を含めた生態系全体の構造を解明することは不可能である。そこで本研究では、生態系の一次生産者である植生に着目し、様々な時空間スケールで解析を行い、生態系復元に向けて目標植生の設定を行う。

## 2節 研究課題と目的

生態系の復元を実施するためには、対象地域の健全度を評価する必要がある。その際には地域間の植生や環境の比較が有効である (Nakata et al. 2017)。そこで、本研究の課題 1 として植生の組成、構造、立地環境から総合的に各地域の健全性を評価し、保全・復元の優先順位を決定する。

日本の海岸砂丘について開発前の状態を知るためには、江戸時代以前まで遡る必要がある。しかし我が国で海岸砂丘植物の研究が開始された時期が 1900 年初頭であることを考慮すると、詳細な植生情報の抽出は難しい。一方、地形の空間的な広がりを把握できる手法として、測量図や地形図の参照が挙げられる。日本では 1800 年代より迅速測図が作成されており、旧版地形図を用いれば、1900 年当時の地形の状態が再現できる。また、米軍撮影の空中写真 (1950 年前後に撮影) からも、高度経済成長期以前の海岸砂丘の空間的な広がりを読み取ることができる。このような手法で過去の海岸砂丘の空間的な広がりを明らかにした研究がいくつか存在する (宇多ほか 2002; 岡ほか 2009)。しかし、広域スケールで過去の海岸砂丘と植生の広がりを論じた研究はほとんどない。そこで、課題 2 として、絵図、旧版地形図、空中写真を用いて海岸砂丘の空間的な広がりを把握し、海岸砂丘植生のかつての生育範囲と構造について議論する。

奥行がある動的な地形と海岸砂丘植生の関係を明らかにするためには、できるだけ近郊に現存する海岸砂丘生態系の中で最も自然状態に近いものを参照する必要がある。このような自然性の高い海岸砂丘として、鳥取砂丘が挙げられる。鳥取砂丘は全国的にも大規模な海岸砂丘であり、東西 16km、南北 2km の広さを持つ。砂の供給原である千代川の東部に位置する地域は天然記念物に指定され、その範囲は東西 2km、南北 1.5km、面積 146.2ha である。鳥取砂丘は観光地としての側面を持ち、除草作業により動的な砂丘環境が維持されている (小玉 2006)。一方、鳥取砂丘の中で観光利用が盛んな馬の背より西側には、大規模な植生帯も存在する。ここでも部分的には機械及び人力で除草が実施され、砂が動く状態が維持されているが、奥行がある動的な地形と海岸砂丘植生の関係を観察することができる。そこで、課題 3 として、鳥取砂丘の海岸砂丘植生と地形の関係を明らかにする。

以上の検討を踏まえて、自然状態に近い海岸砂丘植生とその立地環境を明らかにし、海岸砂丘の生態系を復元するために目標植生を明らかにする。さらに、課題 1 で求めた保全・復元の優先順位を基に、対象地域の復元の方向性について議論する。

### 3節 海岸砂丘植生に関する既存研究の整理と本研究の位置づけ

わが国の海岸砂丘植物に関する学術的研究は、100年ほど前の吉井（1916）による茨城県太田砂丘の調査に始まる。その後、越智（1952）は鳥取砂丘で耐塩性に関する生理・生態学的な研究を行い、Yano（1986）は海岸砂丘植物の堆砂に対する地下茎の動態に関する研究を行った。1980年代までの研究は、種及び個体群の生活史に着目したものが多く、海外の生態学者も、海岸砂丘という動的かつ特異的な環境に生育する海岸砂丘植物に興味を抱き、さまざまな研究を行ってきた。たとえば堆砂と海岸砂丘植物の関係に着目した研究（Maun 1998）、海岸砂丘植物の耐塩性に関する生理・生態学的研究（Sykes and Wilson 1988）が行われ、海岸砂丘の立地環境と海岸砂丘植物の関係が明らかにされてきた。

植生学の分野では、中西・福本（1985、1987、1990、1991）の一連の研究によって、全国の海岸砂丘植生の成帯構造と地形の対応関係が調査された。岡ほか（2008）は、成帯構造の成立に必要な地形などの立地環境について、定量的な評価を行っている。海外では成帯構造と堆砂や飛塩などの環境要因との関係に着目した研究がある（Maun and Perumal 1999）。成帯構造における植物の棲み分けには、堆砂や飛塩などの環境要因が関与しているが、Dech and Maun（2005）の淡水湖の湖岸に成立した成帯構造に関する研究では、堆砂が植物の棲み分けの主因とされている。

わが国での海岸砂丘植物に関する研究が行われてきた過去約100年の間に、沿岸部の環境は劇的に変化し、その多くは人為によって改変された。そのため海岸砂丘を生息・生育地とする動植物の多くは絶滅の危機に瀕し（兼子ほか 2009）白砂青松といった景観や海岸草原、前浜干潟といった生態系が失われてきた。こうした背景の下で実施された保全・復元に関する研究や活動として、津田ほか（2002）による小清水原生花園における海岸草原の復元、岡ほか（2009）による湘南海岸における海浜植生の影響評価、松島ほか（2014）による石狩浜における海浜環境の保全活動、押田・上甫木（2003）による大阪湾での海浜植物の保全に関する研究、笹木ほか（2006）による瀬戸内海における人工海岸に復元した海岸砂丘植生の自然性を評価した研究が挙げられる。これらの研究は、自然状態の海岸砂丘ではなく人工海岸や開発された後の比較的健全な海岸砂丘植生を対象としている。自然状態に近い海岸砂丘植生の分布とその立地の研究として、永松（2014）や Iwasato and Nagamatsu（2017）の鳥取砂丘における研究が挙げられる。しかし、これらの研究では堆砂量等に基づく動的な地形変化が考慮されていない。高山ほか（2010）は、鳥取砂丘においてセルサイズ10mのDEM (Digital Elevation Model) を用いて砂面の変動を調べたが、全植生を群落分けせず一括して扱い、地形変化と草原化の動態の関係を評価した。同様の海外の研究として Antonio（2015）が挙げられるが、乾燥地における海岸砂丘を対象と

しているため、湿潤な日本とは植生の応答が大きく異なる。また、これらの研究では海岸砂丘植物の草丈を数 cm から数 10cm のオーダーで扱っておらず、詳細な微地形レベルでの対応関係の解析は行われていない。また、時間解像度も低く、季節性が考慮されていない。

以上の既存研究の状況を踏まえて、本研究では自然状態の海岸砂丘植生の成立に必要な立地環境について鳥取県を対象に検討する。特に動的な海岸砂丘特有の砂面の変動性を従来よりも詳細に把握し、従来の評価では不十分であった時間軸の視点も加味して、海岸砂丘植生の分布と立地環境を評価する。

#### 4節 構成

本論文は全6章で構成されている(図 1-1)。

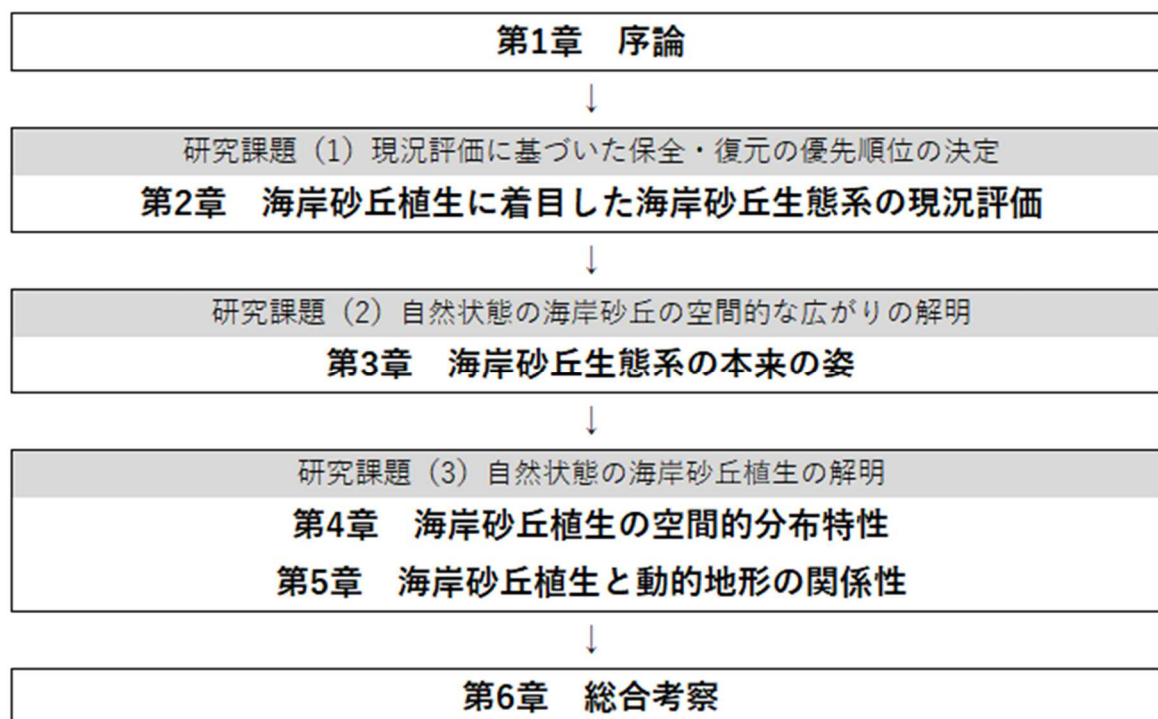


図 1-1 本研究の構成

第1章は序論で、本研究に関する背景、課題と目的、および全体の構成を示す。さらに既存研究との比較により、本研究の位置づけと本研究での海岸砂丘生態系の復元の考え方を示した上で、海岸砂丘植生の復元の必要性を指摘した。

第2章「海岸砂丘植生に着目した海岸砂丘生態系の現況評価」は、本研究の課題1に対応する。ここでは各海岸砂丘の健全度を、現況の海岸砂丘植生の組成、構造等の植生に係るパラメータ、海岸砂丘の奥行等の環境に係るパラメータを用いて評価した。この評価の結果を基に、各海岸砂丘の保全・復元の優先順位を決定した。

第3章「海岸砂丘生態系の本来の姿」は、本研究の課題2に対応する。ここでは開発されてしまった海岸砂丘の将来目指すべき姿を検討するために、約180年間の土地被覆の変遷を調べ、海岸砂丘の空間的分布とその変遷を明らかにした。さらに既存の海岸砂丘植生の研究を参照し、健全な海岸砂丘植生の指標である成帯構造が成立するために必要な海岸砂丘の奥行についても検討した。

第4章「海岸砂丘植生の空間的分布特性」と第5章「海岸砂丘植生と動的地形の関係性」は、本研究の課題3に対応する。開発が進行した対象地域の海岸砂丘の目指すべき姿とし

て、鳥取砂丘を目標生態系とした。また、生態系の1次生産者である植生に着目し、第4章では鳥取砂丘全体の植生分布と環境要因の関係を明らかにした。ここでは1時期の地形情報から植生の空間的分布特性を解析した。第5章では、海岸砂丘の砂面変動と植生分布の関係を明らかにした。ここでは動的な海岸砂丘の情報、特に砂面の高さの変動を UAV (Unmanned Aerial Vehicles) -SfM (Structure from Motion) 手法を用いて、多時期の標高データから把握した。これにより生態系の基盤である植生と海岸砂丘の動的環境との関係を分析した。

第6章「総合考察」では、海岸砂丘生態系の復元に向けた目標植生を過去と現在の視点より設定し、保全・復元の優先順位を基に対象地域の復元の方向性について議論した。さらに、自然状態に近い動的な海岸砂丘生態系の保全・復元の研究課題についてまとめた。

## 5節 研究対象

### 1項 研究対象地域

研究の対象地域を図 1-2 に示す。

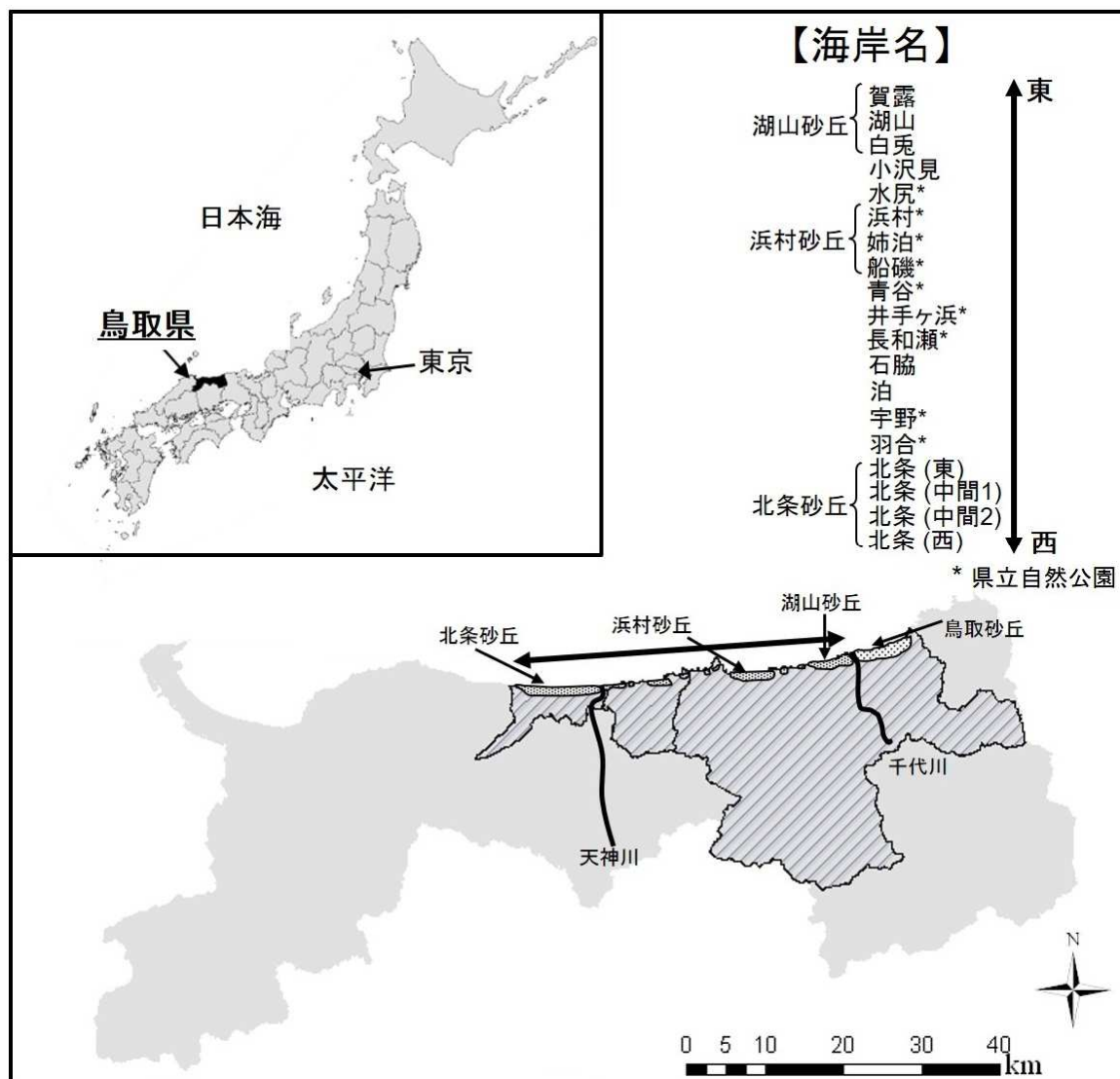


図 1-2 研究対象地域

海岸砂丘生態系の復元の候補地として、開発が進行した千代川左岸の湖山砂丘から北条砂丘までを取り上げ、第2章と第3章の解析対象とした。一方、現況の目標生態系として、自然性が高い鳥取砂丘を第4章と第5章の解析対象とした。北条砂丘よりも西の地域には、岩石海岸及び弓ヶ浜の大規模な砂州が分布する。弓ヶ浜の形成には、古代から行われてきた「たたら製鉄」に伴う鉄穴流しの人為的な影響が大きい（貞方 1991）ため、復元の候補地には不適切と判断した。また、鳥取砂丘以東は岩石海岸が多くを占めることから、こちらも解析対象から除外した。

## 6節 重要な用語の説明

### 1項 海岸砂丘植生

本研究で対象とする植物は、海浜及び海岸砂丘に生育する草本及び矮小低木とした。これらの海岸砂丘植物は砂草と呼ばれ、全国に約 80 種が存在し（澤田ほか 2007）、耐塩性と耐砂性で特徴付けられる。海岸砂丘植物は、発達した葉のクチクラ層により耐塩性と耐砂性を確保しており、さらに砂の中に長い根茎を発達させることで耐砂性を獲得している。種子散布の方法も特異で、多くの海岸砂丘植物の種子は、海水に浸っても発芽することができる（澤田・津田 2005）。このような種子を海流散布型種子と呼ぶ。また、ある一定の範囲に纏まって生育している海岸砂丘植物の集団を海岸砂丘植生と呼ぶ。図 1-3 に海岸砂丘植生の成帯構造の汀線から内陸に向けての名称とその位置を示す。成帯構造は汀線から内陸に向けて、不安定帯、半安定帯、安定帯の順に配列する。このうち特に安定帯に生育する種は開発の影響を受けやすく、絶滅危惧種であるものが多い。

### 2項 海岸砂丘

風によって風上の地表から風送された砂が風下の地表に堆積して生じた丘または堤防状の高まりを砂丘という。砂丘は形成される場所によって、内陸砂丘、海岸砂丘、湖岸砂丘、河岸砂丘の 4 つに大別される。海岸砂丘は一般に細粒砂（0.1mm）から粗粒砂（1.0 mm）で構成されている。これらの砂は、山地などで雨水による侵食で生産された土砂が河川により運搬され、沿岸流によって砂丘の近くの浜へ供給されたものと、海蝕崖が波によって侵食されて生産された土砂が沿岸流によって浜に供給されたものに大別される。したがって、大きな河川や海蝕崖が存在すると、砂の供給量も増えて大規模な砂丘が発達しやすくなる。また、強風は強い波を生み出して浜に砂を供給し、さらに浜から砂を巻き上げて内陸側に運ぶため、砂丘発達には欠かせない要因である。地形は平坦なほど奥行の広い大規模砂丘帯が発達しやすいため、新潟砂丘に代表されるように海岸平野に大規模な砂丘が発達する傾向がある。比高に関しては、丘陵地や古砂丘が事前に存在すれば、これに新しい砂丘が這い上がって比高が増加する。このような過程でできた砂丘を累積砂丘と呼ぶ。対象地域の海岸砂丘の多くは累積砂丘である。図 1-4 に砂浜海岸の地形の名称と位置を示した。

### 3項 復元

生態系の復元は部分的復元（修復）と完全復元に大別される。部分的復元は、元の生態系の持つ機能の一部を復元することを指す。また、完全復元は、以前と同じ種組成、生態



系の構造やプロセスを元に戻すことを指す。本研究は、生態系の部分的復元から完全復元を想定している。また、復元目標は復元の方向性を示す段階を想定している。

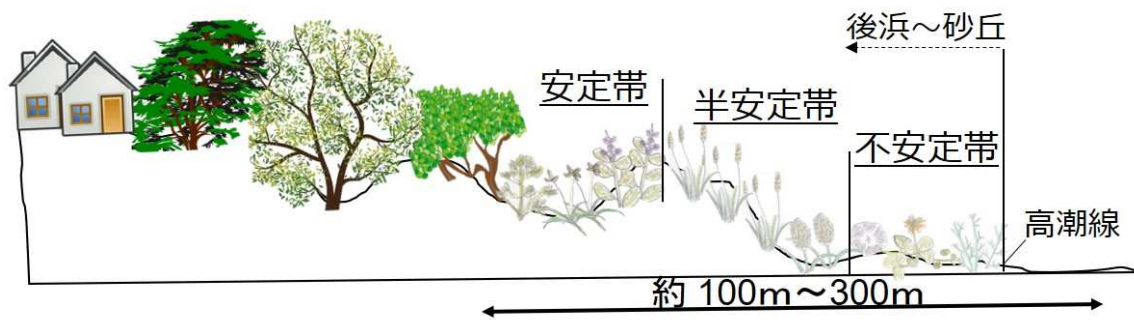


図 1-3 砂浜海岸の成帯構造の名称と位置

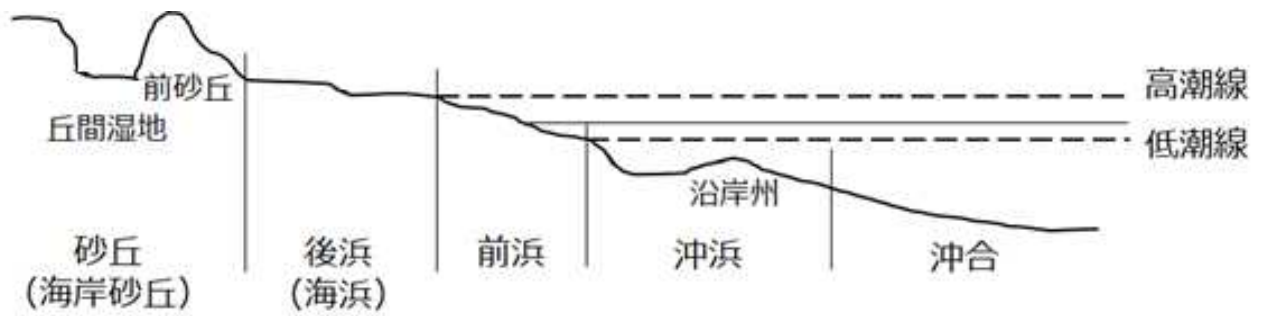


図 1-4 砂浜海岸の地形の名称と位置

## 第2章 海岸砂丘植生に着目した海岸砂丘生態系の現況評価

### 1節 はじめに

海岸砂丘は昔から人々の生活の場であり、農地開発、砂防林の造成、港湾・空港・道路整備、海岸の護岸、離岸堤の設置などにより、減少してきた。とくに 1960 年代の高度経済成長期以降の急速な土地改変は、ダム建設による山から海への砂の供給量の減少とも相まって、多くの海岸砂丘を消失させた。海岸砂丘植物は、このような改変の影響を強く受けてきた。砂浜海岸の総延長が相対的に長い県では、他の森林や湿地などのハビタットと比較して海浜における単位面積当たりの絶滅危惧種数が多く、その生育環境が失われた際に生じる生物多様性への負の影響がより大きい（兼子ほか 2009）。しかし、海岸砂丘植生の保全や復元に関する研究（押田ほか 2003、岡ほか 2008、笹木ほか 2006）は、まだ充分でない。海岸砂丘植物の絶滅危険性を考えると、早急に全国の海岸砂丘植物の現況を評価して保全・復元対策を講じる必要がある。しかし、全国規模でのデータ取得や解析は困難である。そのため、対象をある程度絞って海岸砂丘の健全度を評価する必要がある。

本研究の対象である鳥取県は、海岸総延長の約 45%が砂浜海岸である。その中でも鳥取砂丘は、日本最大の動的な海岸砂丘であり、全国的な認知度も高い。そのため、海岸砂丘植物・植生の分布と生育環境が研究されてきた（生駒 1962a、越智 1964、清水・永田 1980、永松 2007）。また、鳥取砂丘以東の海岸でも、いくつかの研究がある（生駒 1962b、1963、清末 1967）。しかし、鳥取砂丘以西の海岸砂丘植生に関する研究は、中西ほか（1991）など少数しかない。その原因として、砂丘の開発により植生が衰退したことが挙げられる。しかし、このような開発を受けた地域に質・量的にどの程度の海岸砂丘植生が生育しているのか把握し、評価することは、保全・復元対策を講じる上でも大変重要である。

そこで本章では、復元候補地として、開発が進行した湖山砂丘から北条砂丘に至る海岸を対象にした。また、比較的簡易に取得できるデータから海岸砂丘植生の現況を評価し、保全・復元の方針を示すことを目的とした。

## 2節 方法

調査対象の海岸の位置図を図 2-1 に、調査範囲の模式図を図 2-2 に示す。海岸砂丘植生の生育地（ハビタット）は、海側の植物の生育が始まる場所（以下、植生開始線）から陸側の高さ 1m以上の植物が出現する場所までとした。この範囲において、植物相とハビタットの調査を実施した。

### 1項 植物相調査

2009 年の夏期（6～7 月）と秋期（9～10 月）に植物相調査を行った。調査対象の各海岸を 1 往復する間に確認できた種を記録した。その際、見落としがないように往路と復路で海側と陸側を両方通るように配慮した。得られたデータより海岸砂丘植物相表を作成した。さらに海岸砂丘植物の種数を全出現種数で除して、海岸砂丘植物率（%）を算出した。

### 2項 海岸砂丘植生のハビタットと環境調査

海岸砂丘植生の生育範囲を DGPS（SOKIA 社 GIR1600）により記録し、GIS（ERDAS IMAGINE8.4 及び Arc Map9.0）により、その分布面積（以下、ハビタット面積）、平均植生奥行、最大植生奥行を算出した。また、海岸砂丘植生が、海浜・海岸砂丘面積に占める割合をハビタット率とし、その値を算出した。

各海岸について海浜・海岸砂丘の延長、面積、平均奥行、最大奥行を 2002 年から 2006 年に撮影されたオルソ空中写真から計測した。奥行等の計測の際には、海浜・海岸砂丘を東・中間・西に 3 等分し、この区画ごとの中央線で奥行を測定し、平均値（平均奥行）と最大値（最大奥行）を求めた。計測には GIS を使用した。

### 3項 粒径分析

2009 年 11 月に各海岸の中央線と植生開始線の交点で、深さ 5cm から砂を約 500 g 採取した。この試料を 2mm ふるいに通過させた後に風乾し、0.85mm、0.425mm、0.25mm、0.106mm、0.075mm のふるいに通し、それぞれのふるいを通過したものを質量百分率（%）で示し、粒径の指標とした。また、粒径の通過質量百分率（%）を積算し、その値が全体の 10%、50%となる粒径を 10%粒径（D10）、50%粒径（D50）として求めた。

### 4項 主成分分析（PCA: Principal Component Analysis）

植生データ（海岸砂丘植物種数、海岸砂丘植物率、希少種得点、ハビタット面積、海岸砂丘植生の奥行、ハビタット率）と環境データ（海浜・海岸砂丘延長・奥行・面積、D10、D50）のそれぞれについて、主成分分析（以下、PCA）を行った。PCA は、多くの量的変数を、より少ない指標や合成指標に要約する手法である。この合成指標から各海岸の健全

度を評価し、保全・復元の優先順位を示した。PCAの実施手順を以下に記す。まず、各海岸について植生データと環境データの一覧表を作成した（表 2-1・表 2-2）。次に各変数の値を標準化した。この際には、ある変量からその変量の平均値を差し引き、これを分散で除した。標準化を行った後、マイクロソフト Excel のアドオンである Excel 統計を用いて PCA を行った。

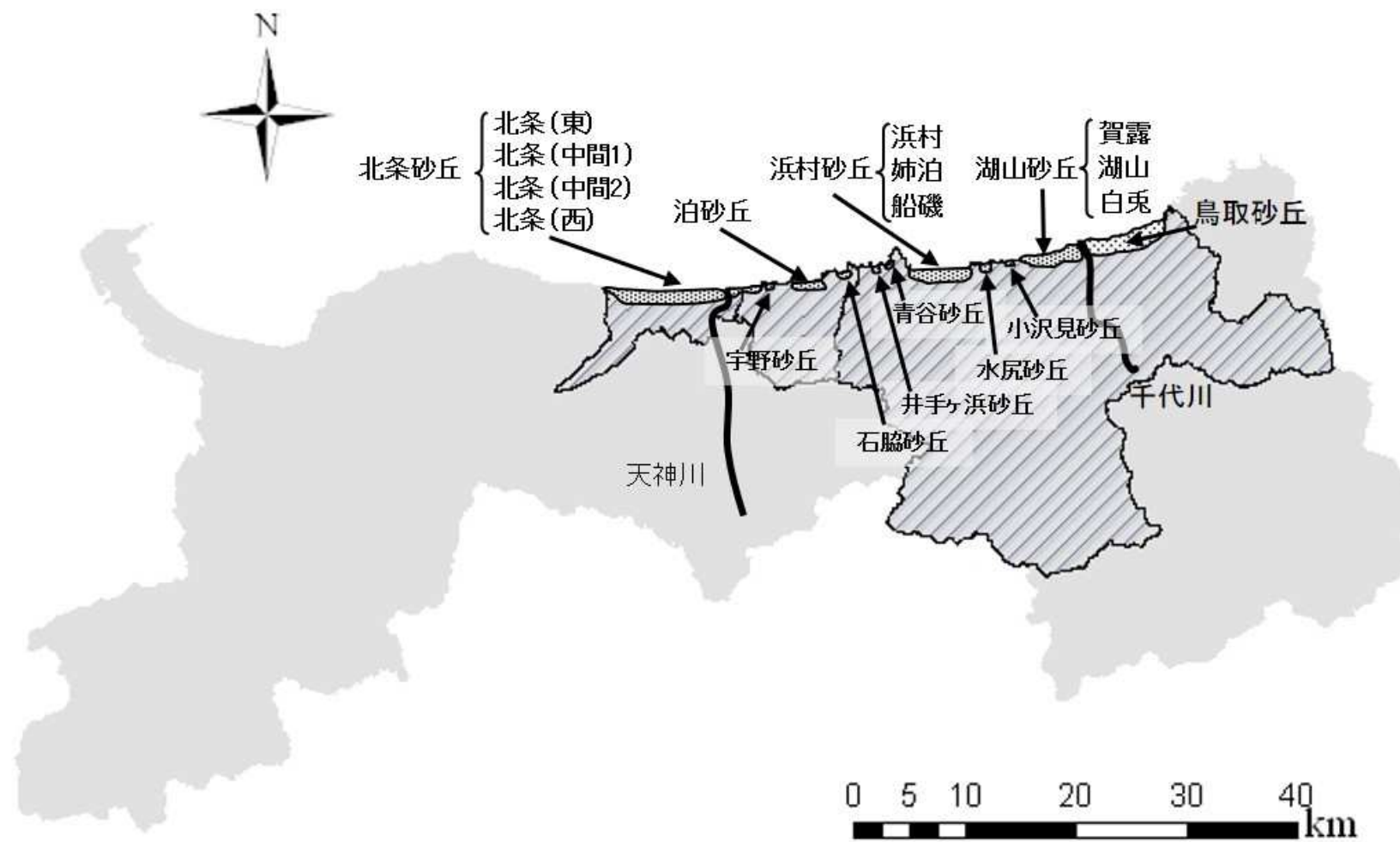


図 2-1 調査対象の海岸

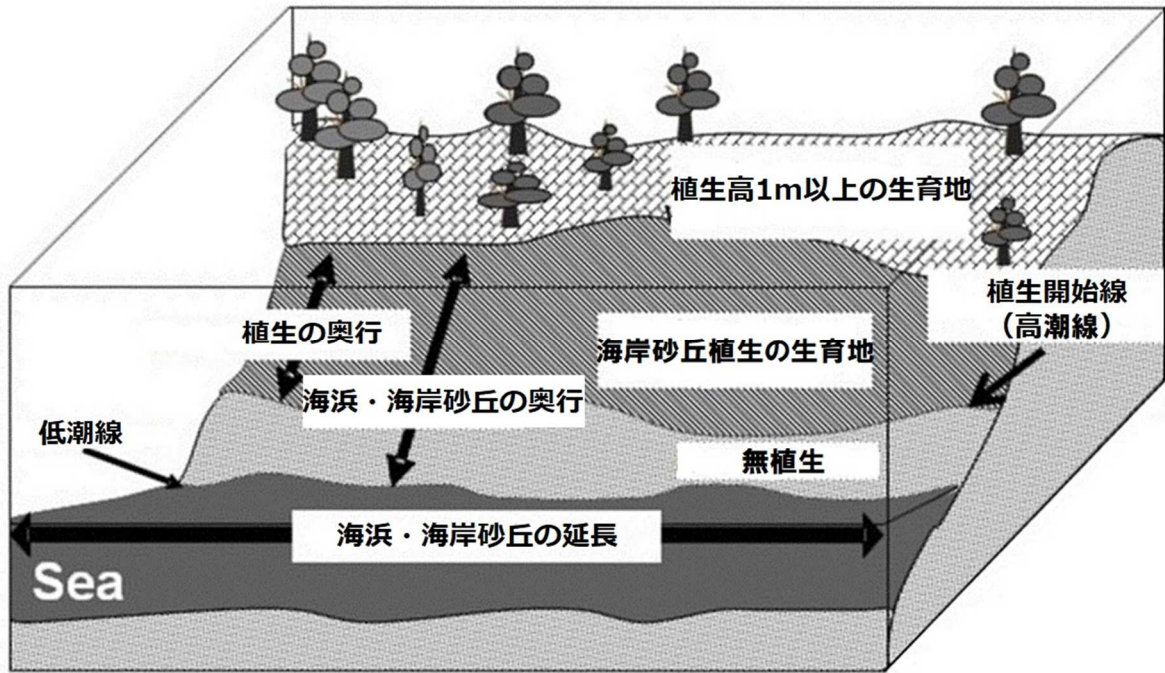


図 2-2 対象範囲の模式図

表 2-1 各海岸の植生データ

海岸名	植生に関するデータ						
	海岸砂丘植物種数	海岸砂丘植生 平均奥行(m)	海岸砂丘植生 最大奥行(m)	ハビタット面積(ha)	ハビタット率(%)	海岸砂丘植物率(%)	希少種得点
賀露	16	16.9	27.1	2.4	21.1	35	27
湖山	21	35.8	62.2	9.3	42.0	51	41
白兔	13	19.1	30.9	0.9	19.3	25	20
小沢見	17	14.5	23.3	0.3	10.2	28	32
水尻	17	27.1	43.9	1.0	27.2	32	29
浜村	24	58.1	117.1	7.1	54.7	48	52
姉泊	20	39.9	57.7	7.6	44.9	37	38
船磯	14	24.6	33.3	0.9	24.9	35	28
青谷	11	22.6	45.5	0.9	17.8	21	15
井手ヶ浜	21	50.6	78.8	2.1	53.7	42	42
石臈	14	33.9	50.2	2.2	29.1	37	21
泊	12	66.2	110.5	9.5	50.5	32	15
宇野	11	31.4	42.0	1.7	39.8	38	16
北条東	11	20.2	34.0	2.0	14.7	29	16
北条中1	16	44.5	73.7	9.6	40.2	45	24
北条中2	14	42.7	71.0	13.4	39.8	48	20
北条西	17	30.2	34.4	6.1	33.8	45	32



表 2-2 各海岸の環境データ

海岸名	環境に関するデータ					D <sub>10</sub> (mm)	D <sub>50</sub> (mm)
	海浜・海岸砂丘 面積(ha)	海浜・海岸砂丘 平均奥行(m)	海浜・海岸砂丘 最大奥行(m)	海浜・海岸砂丘 延長(m)			
賀露	11.1	46.0	88.2	1761.6	0.14	0.32	
湖山	22.1	70.8	102.4	3089.5	0.30	0.57	
白兔	4.9	74.0	118.0	771.5	0.13	0.34	
小沢見	3.1	51.0	59.7	636.6	0.12	0.20	
水尻	3.6	40.9	50.2	879.9	0.12	0.21	
浜村	13.0	102.1	148.2	1955.6	0.18	0.36	
姉泊	16.9	75.4	117.8	2889.1	0.12	0.24	
船磯	3.8	53.6	75.8	670.5	0.11	0.17	
青谷	5.3	64.8	103.1	770.4	0.13	0.23	
井手ヶ浜	3.9	75.0	103.4	537.2	0.12	0.20	
石脇	7.5	64.8	110.6	1112.8	0.17	0.32	
泊	18.8	94.0	142.2	2681.7	0.18	0.35	
宇野	4.3	56.8	69.7	788.0	0.23	0.48	
北条東	13.6	61.3	68.0	2668.6	0.53	0.85	
北条中1	23.9	70.5	89.1	5251.6	0.34	0.61	
北条中2	33.6	66.2	85.4	4020.9	0.36	0.70	
北条西	17.9	49.8	59.0	3708.5	0.21	0.43	

### 3節 結果

#### 1項 植物相

植物相調査の結果に基づき海岸砂丘植物相表を作成した(表 2-3)。比較のために鳥取砂丘での既往調査(永松 2007)の結果も含めて解析を行った。植物相から海岸砂丘植物を選択する際には、日本の海岸植物のチェックリスト(澤田ほか 2007)を参照し、海浜及び海岸砂丘に生育する種を抽出した。さらに、ハマゼリ(*Cnidium japonicum*)、ハイネズ(*Juniperus conferta*)、ハマナデシコ(*Dianthus japonicus*)などの岩石海岸に生育する種であっても、海浜及び海岸砂丘にも出現する種に関しては海岸砂丘植物として扱った。この定義に従うと、全国では約 80 種、鳥取県では 32 種の海岸砂丘植物が生育(澤田ほか 2007)し、本調査地では 27 種の生育が確認された。また、種の保全・復元の優先順位を決定するために、海岸砂丘植物を出現回数が多い順に、種群Ⅰ(出現回数 15~18)、種群Ⅱ(出現回数 10~14)、種群Ⅲ(出現回数 5~9)、種群Ⅳ(出現回数 1~4)に区分した。次に種群Ⅰに 1 点、種群Ⅱに 2 点、種群Ⅲに 3 点、種群Ⅳに 4 点を与え、これらの合計値を希少種得点として算出した。

#### 2項 希少種

鳥取県生活環境部環境政策課(2002、2012)による「鳥取県版レッドデータブック」に記載されている海岸砂丘植物は、絶滅危惧Ⅱ類(以下 VU)が 4 種、準絶滅危惧(以下 NT)が 4 種であった。VU 種はハマナス(*Rosa rugosa*)が 4 箇所、ハマウツボ(*Orobanchaeoerulescens*)が 3 箇所を確認された。NT 種はオカヒジキ(*Salsola komarovii*)が 13 箇所、ハマベノギク(*Aster arenarius*)が 7 箇所、スナビキソウ(*Heliotropium japonicum*)が 7 箇所、ナミキソウ(*Scutellaria strigillosa*)が 3 箇所を確認された。トウテイラン(*Pseudolysimachion ornatum*)は岩石海岸または海浜・海岸砂丘上に生育する(鳥取県、2002)が、本調査では羽合海岸の海食崖でしか確認できなかった。そのため解析から除外した。イソスミレ(*Viola grayi*)の鳥取県下における生育確認地点は海岸林内とされているが、今回は海岸林内を調査範囲としなかったため、生育を確認できなかった。

ハマナスの生育南限は白兔海岸となっている。今回の調査では、4 海岸で生育を確認できた。白兔海岸より南側では、2 海岸で生育を確認した。また、ハマウツボはカワラヨモギ(*Artemisia capillaris*)に寄生する寄生植物であり、各都道府県が作成したレッドデータ

ブックによれば、日本の海岸砂丘植物の中でも最も絶滅の危機に瀕している種である（澤田ほか 2006）。本調査においては、3 海岸において生育が確認された。

### 3項 主成分分析

植生データに PCA を適用して得られた第 1 主成分を X 軸、第 2 主成分を Y 軸にとり、因子負荷量をプロットした（図 2-3）。第 1 主成分に対し、すべての変量が正の方向に負荷量が高く、特にハビタット率や海岸砂丘植生の奥行が高い値を示した。第 2 主成分に対しては希少種得点と海岸砂丘植物種数が正の方向に高く、ハビタット面積と海岸砂丘植生の奥行が逆方向に対置していた。そのことから、ハビタット率や海岸砂丘植生の奥行は海岸砂丘植生の規模を表わす指標であるため、第 1 主成分を「植生の規模」と解釈した。また、希少種得点と海岸砂丘植物種数は、海岸砂丘植生の質を表わす指標であるため、第 2 主成分を「植生の質」と解釈した。

環境データに PCA を適用した結果についても同様に因子負荷量をプロットした（図 2-4）。第 1 主成分に対し、海浜・海岸砂丘の面積、延長、粒径が正の方向に負荷量が高かった。その構成要素は面積、延長、粒径であり、面積と延長は規模を表す指標であるが、粒径とは異なる変数なので、両者の相関係数を算出した。その結果、0.1%の有意水準で強い正の相関が確認されたため、同じ主成分の構成要素であっても問題はないと判断し、第 1 主成分を「海浜・海岸砂丘の広がり」と解釈した。第 2 主成分に対しては海浜・海岸砂丘の奥行が正の方向に負荷量が高かったことから、「海浜・海岸砂丘の奥行」と解釈した。また、植生データの主成分の固有値と寄与率は、第 1 主成分ではそれぞれ 4.5 と 64.1%、第 2 主成分では 1.5 と 21.6%であった。一方、環境データの主成分の固有値と寄与率は、第 1 主成分では 3.3 と 54.7%、第 2 主成分では 2.0 と 32.8%であった。一般に PCA では累積寄与率が 80%で変数の構造が説明できるとされており、本解析では植生・環境データの両方の累積寄与率が第 2 主成分でこの条件を満たしたので、第 2 主成分までを用いて解析を進めた。各海岸の植生の主成分をプロットした結果を図 2-5 に示す。前記のように第 1 主成分は植生の規模、第 2 主成分を植生の質と解釈されるので、海岸は他と比較して質・規模共に最も優れた A-v グループ、質は劣化しているが規模は大きな B-v グループ、質が劣化し規模も小さな C-v グループ、質は優れているが規模が小さな D-v グループの 4 タイプに分類された。

各海岸の環境の主成分をプロットした結果を図 2-6 に示す。前記した第 1・第 2 主成分の解釈を踏まえると、海浜・海岸砂丘の広がりが大きく海浜・海岸砂丘の奥行も広い A-e グループ、海浜・海岸砂丘の広がりが大きく海浜・海岸砂丘の奥行が狭い B-e グル

ープ、海浜・海岸砂丘の広がり小さく海浜・海岸砂丘の奥行狭いC-eグループ、海浜・海岸砂丘の広がり小さく海浜・海岸砂丘の奥行広いD-eグループの4タイプに分類された。

表 2-3 海岸砂丘植物相表

種群	学名	生活型	海岸名													出現回数								
			鳥取県版 R D B	国版 R D B	浜村海岸	井手ヶ浜	湖山砂丘	姉泊海岸	小沢見海岸	水尻海岸	北条砂丘西	鳥取砂丘	賀露海岸	船磯海岸	北条砂丘中間①		石脇海岸	北条砂丘中間②	白兎海岸	泊海岸	青谷海岸	宇野海岸	北条砂丘東	
I	コウボウムギ	<i>Carex kobomugi</i> Ohwi	Pe			+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	18
	ハマビルガオ	<i>Calystegia soldanella</i> (L.) R.Br.	Pe			+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	18
	ハマニガナ	<i>Ixeris repens</i> (L.) A.Gray	Pe			+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	18
	テンキグサ	<i>Leymus mollis</i> (Trin. ex Spreng.) Pilg.	Pe			+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	18
	ハマゴウ	<i>Vitex rotundifolia</i> L.f.	Sh(d)			+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	18
	ハマエンドウ	<i>Lathyrus japonicus</i> Willd.	Pe			+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	16
	ケカモノハシ	<i>Ischaemum antheapharoides</i> (Steud.) Miq.	Pe			+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	16
	ネコノシタ	<i>Molanthra prostrata</i> (Hemsl.) W.L.Wagner et H.Rob.	Pe			+	+	+			+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	15
ハマボウフウ	<i>Glehnia littoralis</i> F.Schmidt ex Miq.	Pe			+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	15	
	小計				9	9	9	8	8	8	8	8	8	8	9	9	9	9	9	9	8	7		
II	オカヒジキ	<i>Salsola komarovii</i> Ijijn	Mo	NT			+	+	+	+	+	+			+	+								13
	コウボウシバ	<i>Carex pumila</i> Thunb.	Pe			+	+	+	+	+	+	+	+											12
	オニシバ	<i>Zoysia macrostachya</i> Franch. et Sav.	Pe			+	+	+	+	+	+	+	+			+	+							12
	ウンラン	<i>Linaria japonica</i> Miq.	Pe			+	+	+	+		+	+	+			+								12
	カワラヨモギ	<i>Artemisia capillaris</i> Thunb.	Pe			+	+	+	+	+	+	+	+			+								12
	ハマダイコン	<i>Raphanus sativus</i> L. var. <i>hortensis</i> Backer f. <i>raphanistroides</i> Makino	Mo			+	+	+	+	+	+	+	+			+	+							10
	小計				6	5	6	6	4	6	5	4	5	3	4	3	4	2	3	1	1	3		
III	ハマハタザオ	<i>Arabis stelleri</i> DC. var. <i>japonica</i> (A.Gray) F.Schmidt	Pe			+	+	+	+	+	+				+	+								8
	ハマベノギク	<i>Aster arenarius</i> (Kitam.) Nemoto	Mo	NT			+	+	+	+			+		+									8
	スナビキソウ	<i>Heliotropium japonicum</i> A.Gray	Pe	NT			+	+		+	+	+												8
	ツルナ	<i>Tetragonia tetragonoides</i> (Pall.) Kuntze	Pe				+	+	+	+	+				+							+	+	8
	ピロードテンツキ	<i>Fimbristylis sericea</i> (Poir.) R.Br.	Pe			+	+	+	+	+		+												7
	ハマゼリ	<i>Cnidium japonicum</i> Miq.	Mo			+		+	+				+	+								+		6
	小計				5	5	4	6	4	3	2	3	3	2	1	2	1	1	0	0	2	1		
IV	ハマナス	<i>Rosa rugosa</i> Thunb.	Sh(d)	VU			+	+							+		+							4
	ハイネズ	<i>Juniperus conferta</i> Parl.	Sh(ec)				+	+				+			+									4
	ハマウツボ	<i>Orobanchae coerulescens</i> Stephan ex Willd.	Mo, Pa	VU	VU		+	+			+													3
	ナミキソウ	<i>Scutellaria strigillosa</i> Hemsl.	Pe	NT				+			+				+									3
	ハマナデシコ	<i>Dianthus japonicus</i> Thunb.	Pe				+			+										+				3
	インスマレ	<i>Viola grayi</i> Franch. et Sav.	Pe	VU	VU								+											1
	小計				4	2	2	0	1	0	2	2	0	2	1	0	0	1	0	1	0	0		
	合計				24	21	21	20	17	17	17	17	16	15	15	14	14	13	12	11	11	11		

Mo: 一年生草本、Pe: 多年生草本、Pa: 寄生植物、Sh(d): 落葉広葉低木、Sh(ec): 常緑針葉低木、VU: 絶滅危惧II類、NT: 準絶滅危惧、+: 出現

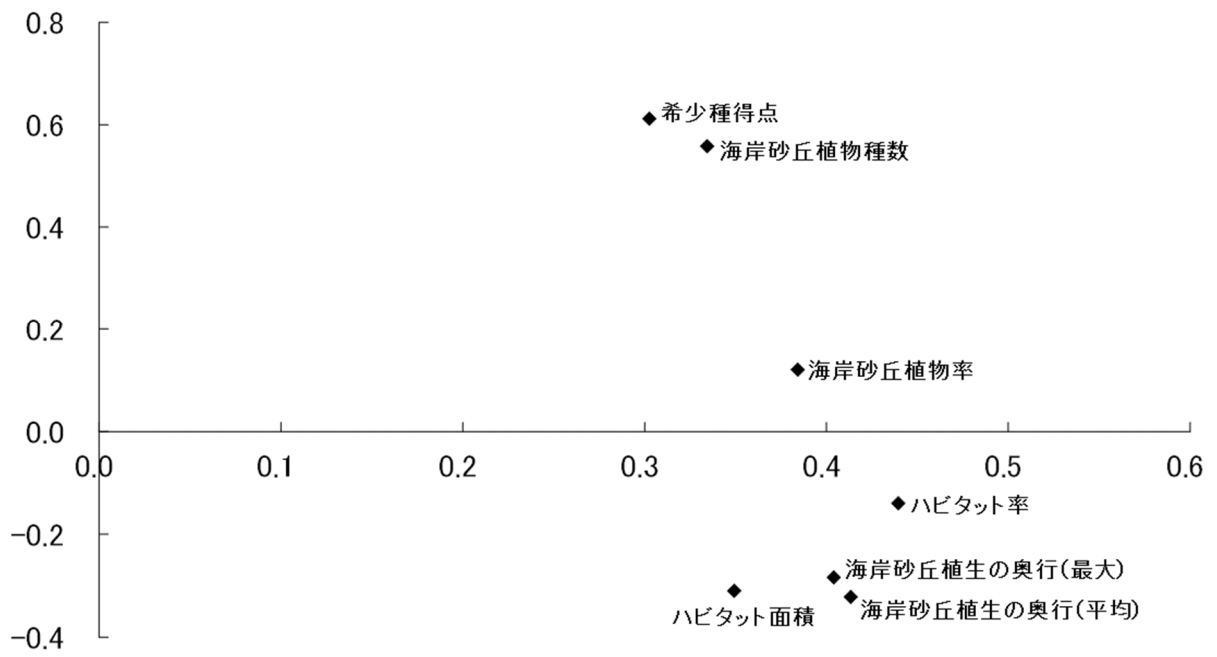


図 2-3 因子負荷量による植生データの分布 (第1、第2主成分)

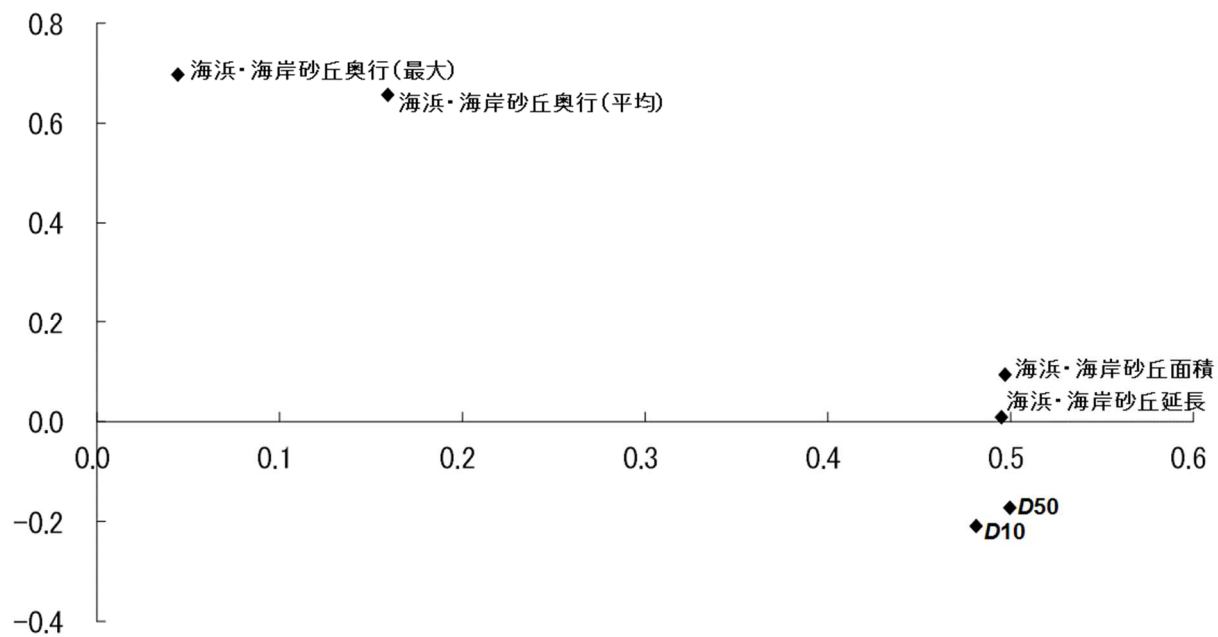


図 2-4 因子負荷量による環境データの分布 (第1、第2主成分)

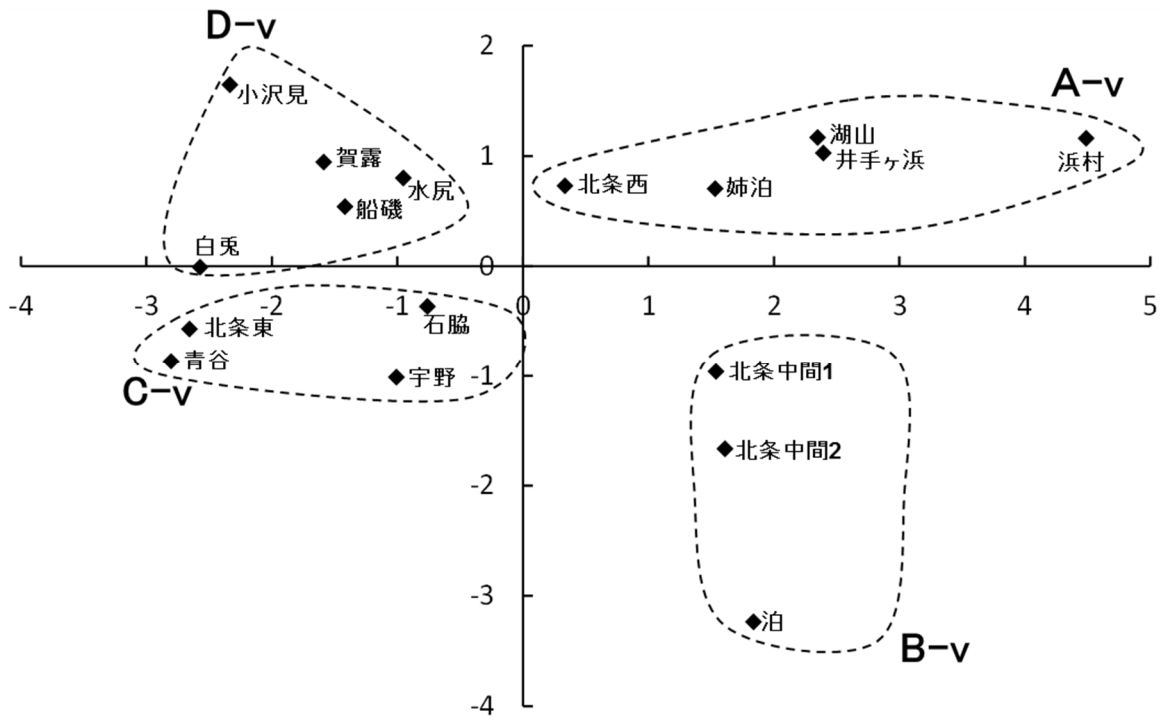


図 2-5 各地域の植生データに適用した PCA の結果



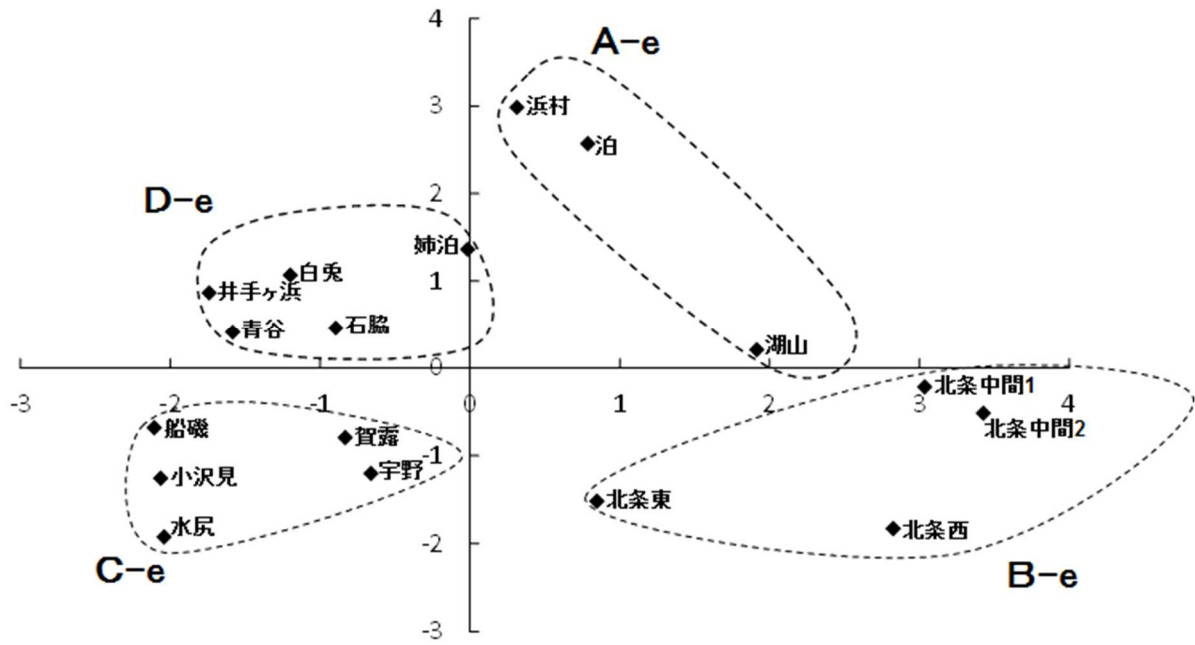


図 2-6 各地域の環境データに適用した PCA の結果

## 4節 考察

### 1項 種群の評価

それぞれの種の保全・復元の優先順位を決定するために、前記の種群Ⅰ～Ⅳにおける種の出現回数を詳しく調べた。

種群Ⅰの主要な出現種はコウボウムギ (*Carex kobomugi*)、ハマヒルガオ (*Calystegia soldanella*)、ハマニガナ (*Ixeris repens*)、テンキグサ (*Elymus mollis*)、ハマゴウ (*Vitex rotundifolia*)、ハマエンドウ (*Lathyrus japonicus*)、ケカモノハシ (*Ischaemum anthephoroides*)、ネコノシタ (*Melanthera prostrata*)、ハマボウフウ (*Glehnia littoralis*) の 9 種であった。種群Ⅰに属する種は、テンキグサの情報不足を除くとすべて海流散布型種子である(澤田・津田 2005)。これらの種は、一度消滅しても再移入の可能性が高いため、対象地域内では広範囲にわたって生育していると考えられる。この種群に属する種は、復元を行う際に、植栽を行わなくても自然の力によって回復できる可能性を持つ。

種群Ⅱの主要な出現種は、オカヒジキ、コウボウムギ (*Carex pumila*)、オニシバ (*Zoysia macrostachya*)、ウンラン (*Linaria japonica*)、カワラヨモギ、ハマダイコン (*Raphanus sativus*) の 6 種であった。オカヒジキは汀線付近に生育し、ウンラン及びカワラヨモギは成帯構造の安定帯に生育する種である。汀線付近では波による侵食の影響を受け易く、安定帯では海岸砂丘の後背地側から土地改変の影響を受け易いので、出現回数が減って保全・復元の優先順位が種群Ⅰよりも高くなったと考えられる。また、安定帯に生育する種は、汀線からの距離が離れているために海流散布は行われず、一度消滅すると復元が難しいと考えられる。

種群Ⅲの主要な出現種はハマハタザオ (*Arabis stelleri*)、ハマベノギク、スナビキソウ、ツルナ (*Tetragonia tetragonoides*)、ビロードテンツキ (*Fimbristylis sericea*)、ハマゼリの 6 種であった。スナビキソウは成帯構造の前線に生育し、波による侵食の影響を受けやすく、ハマハタザオやビロードテンツキは成帯構造の安定帯に生育し、開発の影響を受けやすいことから出現回数が少ないと考えられる。ハマベノギクは日本海側に特異的に生育するノギクの海岸型で、主な生育地を海岸砂丘とするため、かつて大規模な海岸砂丘であった地域では生育を確認できたが、その他の地域では確認できなかった。ツルナは南方系の海岸砂丘植物であり、鳥取県下では大きな群落を形成しない。ハマゼリは主に岩石海岸に生育する種であるため、海岸砂丘での出現頻度が低いと考えられる。これらの状況から、この種群に属する種は保全・復元の優先順位が高いといえる。

種群Ⅳの主な出現種はハマナス、ハイネズ、ハマウツボ、ナミキソウ、ハマナデシコ、イソスミレの 6 種であった。ハマナス・ハマウツボ・イソスミレに関しては県下では VU に

指定されており、全国的にも絶滅の恐れが高い。また、6種は全て安定帯に生育するため、後背の土地利用の改変の影響を受けやすい。この種群に属する種は、最優先で保全・復元しなければならない。

以上のように、全海岸砂丘植物はⅠ群→Ⅱ群→Ⅲ群→Ⅳ群の順に出現回数が減るとともに希少性も増すので、Ⅳ群→Ⅲ群→Ⅱ群→Ⅰ群の順で優先的に保全・復元すべきと判断された。

## 2項 絶滅危険性カテゴリーの既存の当てはめの再検討

本調査で出現が確認された27種のうち、鳥取県生活環境部環境政策課（2002、2012）の鳥取県版レッドデータブックに記載されている海岸砂丘植物は、準絶滅危惧（以下、NT）で4種、絶滅危惧Ⅱ類（以下VU）で3種と全体の約26%であった。本調査では出現回数が少なかった種であっても、絶滅危惧種として記載されていない種が9種あり、それらについては絶滅危険性のカテゴリーの当てはめについて再検討が必要と考えられた。そこで、上記のレッドデータブックに記載されている種の本調査における出現回数と、対象海岸において生育が確認された種の出現回数を比較した。その結果、レッドデータブックにおいて絶滅危惧種として記載されている種の本調査における出現回数はVUに相当する種で1～4回、NTに相当する種で3～13回であった。これを基に出現回数が1～4回（種群Ⅳ）の種はVU、5～13回（種群ⅡとⅢ）の種はNT相当と定義した。今回の解析では、海岸砂丘植物の絶滅が深刻な状態であることを考慮し、NT相当種をやや厳しく評価した。具体的な検討結果を以下に記す。NTに相当する種は、種群Ⅱのオカヒジキ、コウボウシバ、オニシバ、ウンラン、カワラヨモギ、ハマダイコンと、種群Ⅲのハマハタザオ、ハマベノギク、スナビキソウ、ツルナ、ビロードテンツキ、ハマゼリであった。これらのうち従来はNTとされていないウンラン、カワラヨモギ、ハマハタザオ、ツルナ、ビロードテンツキ、ハマゼリの6種は、NTへランク変更の必要があると考えられた。ただし同じくNTとされていないコウボウシバは、今回の調査において花期を逃したことによりハマアオスゲとの区別がつかず、同定が困難であったためランク変更が必要な種には加えなかった。同様にオニシバはギョウギシバとの判別が困難であり、ハマダイコンは花期を逃したことと畑地のダイコンが野生化したとの説もあるため、ランク変更が必要な種には加えなかった。

VUに相当する種は種群Ⅳのハマナス、ハイネズ、ハマウツボ、ナミキソウ、ハマナデシコ、イソスミレであった。これらのうち現にVU種として記載されているハマナス、ハマウツボ、イソスミレは変更無し、ナミキソウはNTからVUへの変更、ハイネズ、ハマナデシコはランク外からVUへの変更と判断された。

### 3項 鳥取砂丘と他の対象海岸の比較

鳥取砂丘と本研究の他の対象海岸の海岸砂丘植物種数を比較した。鳥取砂丘の海岸砂丘植物の出現種数は17種（永松 2007）で、今回調査した他の17の海岸と鳥取砂丘を含めた全海岸で比較すると5番目に多かった。海岸砂丘植物の種数から鳥取県の海岸を評価するならば、鳥取砂丘と同等以上の海岸が7つ存在し、豊かな生態系が全域の本来の姿であることを示唆する。このことから、鳥取砂丘以外の海岸においても海岸砂丘植物の保全や復元が必要と考える。

### 4項 PCAの結果に基づいた各海岸の保全・復元方針の提案

植生データにPCAを適用した結果に環境データに関するPCAの結果を付加させ、一覧表にまとめた(表 2-4)。

A-v グループ（浜村、井手ヶ浜、湖山、姉泊、北条）は、他のグループと比較して質・規模共に優れた植生を有している。また、ほとんどの海岸で、ハマウツボやナミキソウといった希少種を有しているため、優先的に保全・復元を実施する必要がある。しかし、北条の西部のような奥行が狭くなっている海岸では、将来的に海岸侵食が進行して植生が劣化する恐れがある。そのため人為的に港湾などに溜まった砂を供給するようなサンドバイパスやサンドリサイクルといった措置を取ることも検討する必要がある。また、井手ヶ浜は小面積で延長も短いにも関わらず、大きな海岸砂丘が発達している稀な海岸である。また、ハイネズの大規模な群落やナミキソウといった希少種も生育しているため、保全・復元の優先順位が高いといえる。

B-v グループ（泊、北条中間1、北条中間2）は、質は劣化しているが規模の大きな植生を有している。このような海岸では、植生が人為的な破壊を受けた後に、海流散布型種子を持つ種によって自然に植生が回復したために、比較的単純な種組成になったと考えられる。そのため、植生の種多様性を高めるために、本来生育しているはずの海岸砂丘植物の欠落種をA-vグループの海岸より移植するといった措置が必要である。また、北条中間では海岸侵食が進行しているため、海浜・海岸砂丘の奥行が狭くなっている。ここでは、海浜・海岸砂丘の奥行を拡張するような修復措置が求められる。

C-v グループ（青谷、北条東、宇野、石脇）は、質が劣化し規模も小さな植生を有し、対象海岸の中で最も劣化した状態にある。青谷、石脇、宇野は海水浴場として利用され、青谷と宇野では海岸の後背に民家が接近している。このような海岸では過剰な利用や海浜・海岸砂丘の奥行の狭隘化によって植生が劣化したと考えられる。また、北条東は対象海岸の中で唯一護岸工が施されており、植生が直接的に破壊されたと考えられる。このような海

岸の復元は難しいと考えられるため、復元の優先度は低い。しかし復元措置が取れる場合には、最初に奥行を拡張し、次に移植により種数の増加を図るべきと考えられる。

D-v グループ（小沢見、白兔、賀露、船磯、水尻）は、質は良好だが規模は小さな植生を有しており、白兔や船磯では安定帯の希少種であるハマナスが確認されている。また、小沢見、賀露、水尻では後背地に民家が迫っておらず、ある程度のバッファゾーンがあるため、海岸砂丘植物の種数が維持されたと考えられる。一部は海水浴場として利用されているが、そこでは植生帯への立ち入りを制限し、植生の規模縮小を最小限に抑える必要がある。また、海岸侵食が進行している箇所では、侵食防止措置も必要である。ここでも C-v グループと同様に奥行を拡張し、健全な成帯構造を目標として修復を図ることが望ましい。

また、調査対象海岸のうち、7海岸（41%）のみが保護区（県立自然公園）に指定されている。今後は保護区の指定箇所を増やし、利用や開発に規制をかけながら植生の保全と復元を図っていくべきと考えられる。

表 2-4 植生グループ・海岸別の植生と環境の状況

グループ		A-v					B-v		C-v			D-v						
海岸名		浜村	湖山	北条西	姉泊	井手ヶ浜	泊	北条中間1	北条中間2	北条東	宇野	青谷	石脇	水尻	小沢見	船磯	賀露	白兔
植生	質	優					劣		劣			優						
	規模	大					大		小			小						
海浜・ 海岸砂丘	広がり	大		小			大		大	小		小						
	奥行	広い	狭い	広い			広い	狭い	狭い	狭い	広い	狭い			広い			

## 5節 まとめ

本章で対象とした全海岸砂丘植物は、Ⅰ群→Ⅱ群→Ⅲ群→Ⅳ群の順に希少性が増加するので、種の観点から保全・復元を考えるならばⅣ群→Ⅲ群→Ⅱ群→Ⅰ群の順で優先的に保全・復元すべきと考えられた。また、海浜植物相表の出現回数を鳥取県のレッドデータブックの情報と比較し、絶滅危険性のカテゴリーの当てはめについて再検討を行った。その結果、出現回数が絶滅危惧Ⅱ類（VU）に相当する種は1～4、準絶滅危惧（NT）に相当する種は3～13となった。これを基に、出現回数が1～4（種群Ⅳ）の種はVU、5～13（種群ⅡとⅢ）の種はNTと定義すると、カテゴリー外からNTへ6種類、VUへ2種類、NTからVUへは1種類がランクを変更する必要があると考えられた。

次に、鳥取砂丘と本研究の他の対象海岸を比較した。鳥取砂丘の出現種数は17種類で、鳥取砂丘を含めた全海岸の中で5番目に多く、海岸砂丘植物の種数からは鳥取砂丘と同等以上の海岸が7海岸存在することがわかった。ハマナス等の鳥取砂丘以外の海岸に生育する種もあるため、種子の供給や遺伝的多様性を考慮した保全が必須である。

PCAにより対象海岸を分類した結果、A-vグループは最も優れた植生を有していた。しかし海浜・海岸砂丘の奥行を確保するように修復すべきものもあり、海岸侵食が進んでいる海岸では砂の供給量の安定化を図る必要もある。B-vグループでは植生の質は劣化しているが規模は良好である。そのため、種の移植などにより、種数を増やし質を高める必要がある。C-vグループは植生の質が劣化し規模も小さい。そのため、奥行を拡張した後に植生を移植すべきと考えられる。D-vグループでは植生の質は良好だが規模は小さく、奥行の拡張による修復を図るべきと考えられる。また、調査対象海岸の半数以下しか保護区（県立自然公園）に指定されておらず、今後は保護区指定箇所を増やすべきと考えられる。特にハマウツボやナミキソウといった安定帯の希少種を有している箇所の考慮が必要である。

### 第3章 海岸砂丘生態系の本来の姿の検討

#### 1節 はじめに

海岸砂丘は地球上のすべての緯度帯に存在する。そこには様々な環境が存在し、それに適応した動植物が生息・生育する。また、陸域と海域の狭い境界で変化する移行帯にあり、環境の違いによる生物の応答を観察できることから、初期の生態学の研究が盛んに行われた (Martinez et al. 2004)。

しかし、近年 50 から 80 年間に、海岸砂丘のレクリエーション利用が増加し、生態系の破壊や景観悪化が引き起こされてきた (Martinez et al. 2004)。その一方で、オランダのような海抜が低い土地の面積が大きい国では、海岸砂丘が海水の侵入を防ぐ防護壁として保全されてきた (Hillen and Roelse 1995)。途上国では、開発が進んでいない海岸砂丘が残っている場所もある。その一つにブラジルのレンソイス・マラニャンセス国立公園 (Parque Nacional dos Lençóis Maranhenses) があり、その海岸砂丘の面積は 15.5 万 ha である。この広大な海岸砂丘には雨季に地下水水位の上昇により淡水の池が無数に出現し、かつこの時期にだけ魚類やカメなどの爬虫類が姿を現すという特異な生態系を形成している (Herrmann et al. 2006)。

かつては日本列島にも多くの海岸砂丘が存在していた。これらはすべて地質時代の第四紀に形成されたものであり、日本海側に特に規模の大きなものが多かった理由は、沿岸流と北西の季節風の影響である (日本砂丘学会 2000)。また、日本海沿岸の海岸砂丘は、新砂丘の下に火山灰土などの古い地層があり、さらにその下に古砂丘が存在する被覆砂丘としての特色も持っている (松田 1973)。鳥取県下には鳥取砂丘、北条砂丘を代表に大小さまざまな海岸砂丘が存在する。海岸砂丘には飛砂の堆積に強い草本や矮小低木が生育する。植物だけでなくホンドギツネ (*Vulpes vulpes japonica*) やニホンノウサギ (*Lepus brachyurus*) といった哺乳類 (Claudia et al. 2006) や、ハマベウスバカゲロウ (*Myrmeleon solers*) やヤマトマダラバッタ (*Epacromius japonicus*) といった昆虫類 (鶴崎ほか 2012) などの動物相も海岸砂丘に依存して生息している。

日本の海岸砂丘は縄文時代より人々の生活の場として利用されてきた (北条町 2004)。江戸時代には、砂の脅威から民家や畑地などを守るために、砂丘の上に砂防林の造成が進められた (伊藤 2006)。さらに高度経済成長期以降、急速な市街地化により海岸砂丘の姿は変容し、その大半が改変された。現在では、海浜と海岸砂丘の奥行きが数十から数百m程度しか残っていない場合が多く、この狭い範囲でひしめく様に動植物が生きながらえている (Nakata et al. 2017)。海岸砂丘を生息・生育地とする動植物にとって避難地 (refugia)



ともいふべきこの領域も存続が脅かされており、車の乗り入れや踏みつけによる攪乱(佐々木 2002)、河川の改修やダムの建設による砂の供給量の減少による海岸侵食の進行(宇野ほか 2007; 名合ほか 1999; 宇多ほか 2008)などが悪影響を及ぼしている。このため海岸砂丘を主な生育地とする植物の多くは絶滅の危機に瀕している(兼子ほか 2009; 澤田ほか 2006)。したがって、貴重な動植物の宝庫である海岸砂丘の全体像を確認できる場所は日本では限定的である。たとえば青森県の猿ヶ森砂丘と静岡県の中田島砂丘には部分的に広い奥行が残存し、動的な砂丘環境が残るが、その他のほとんどは砂防林造成や利用等の人為的な影響を強く受けている。西日本では鳥取砂丘が保存状態の良い砂丘に該当するが、裸出砂丘を維持するために毎年除草作業が行なわれている(永松 2007)。

これまで河川や森林といった海岸砂丘以外の景観域では、土地利用や土地被覆の変遷と動植物との関係性を明らかにした研究が多数あるが(たとえば洲崎 2001; 岩崎・David 2005)、海岸砂丘の動植物の生息・生育地として捉え、土地被覆の変遷を対象とした研究は少ない(永松 2014)。しかしこのような研究は、本来の砂丘の姿の解明や開発の歴史的変遷の定量的把握に寄与すると考えられる。

そこで本研究では、鳥取県の湖山砂丘から北条砂丘までを対象に、空中写真、旧版地形図や絵図などの時系列的な地理情報を GIS により統合し、1818 年から 2000 年までの海岸砂丘の土地被覆の変遷を定量的に把握した。さらに海岸砂丘植生に焦点を置き、動植物の生息・生育地としての海岸砂丘生態系の本来の空間的な広がりを明らかにすることを目的とした。

## 2節 方法

### 1項 海岸砂丘分布図の作成

潜在的な海岸砂丘の分布範囲の把握には山陰臨海平野基盤図（中国地方基礎地盤研究会 1995）を用いた。同図は、現在までに行われた膨大な数のボーリング資料を基に沖積平野の脆弱地盤の分布や性質を明らかにしたものである。この中で、海岸砂丘であったのか否かの判定は、現地での観察に加え、地質図、地形図を参照して行われており、潜在的な海岸砂丘の分布域が示されている。ここでは海岸砂丘を、砂に覆われた無植生の裸地、および草本及び矮小低木に被われた動的に砂が移動する範囲と定義する。後者に適応した草本及び矮小低木が海岸砂丘植物である。

この海岸砂丘の分布範囲が自然状態の砂丘に対応すると仮定し、海岸砂丘分布図を作成した。作成の際には、山陰臨海平野基盤図を 350dpi でスキャンした後、ArcMap9.0 (ESRI 社製) のジオリファレンス機能を用いて電子地図化した。ジオリファレンスの教師データとして NTT ジオスペース (NTT 空間情報 (株)) の道路データ (shape 形式) から地上基準点 (以下、GCP (Ground Control Point)) を取得し、RMS 誤差を 5m 以下に抑えた。その後、ERDAS EMAGIN 8.6 (ERDAS 社製) のビューワー上で目視判読によるデジタル化を行い、分布図を作成した。

### 2項 土地被覆図の作成

土地被覆図の作成年代は 1818 年～1830 年 (以下、1818 年と簡略化して記す)、1900 年、1952 年、1974 年及び 2000 年～2002 年 (以下、2000 年と簡略化して記す) の 5 年代とした (表 3-1)。凡例は海岸砂丘、畑地、市街地、淡水、海水、森林 (針葉樹林及び広葉樹林)、水田、荒地の 8 つとした。ただし 2000 年の空中写真の解像度が低いため、この年次については針葉樹林と広葉樹林を統合し、一括して森林とした。

#### 2.1 絵図 (1818 年作成)

文政年間に鳥取藩が作成したものを縮写したものである (図 3-1)。文政の原図は五間 (六尺三寸竿) を一分として描かれているが、この絵図は、その文政本図を 4 分の 1 (二十間を一分) に縮小して写したもので、縮尺約 1.2 万分 1 で描かれている。1887 年に鳥取県庶務課地理係が作成。村・道・井手 (用水)・堤 (ため池)・古城跡・谷などが書き込まれているが、町は空欄になっている。また、図中に凡例が記されている。本研究では砂防植林を絵図から判読し、集落 (市街地) は絵図と旧版地形図を参照しながら判読した。本図の GCP の取得は、現在までほとんど位置が変化していない海岸砂丘後背部の集落付近で行

った。RMS エラーは 5m 以下に抑えた。

## 2.2 旧版地形図（1900 年作成）

日本では縮尺が 5 万分 1 の官製の地形図は 1890 年に整備が始まり、1916 年に全国整備が完了した。本研究では 1897 年及び 1898 年に測量されたものを使用した。2000 年の空中写真を用いて、道路の分岐点など現在でも変化していない地点に GCP を取り、ジオリファレンスを行った。GCP は偏りがないように 10 点以上取り、RMS エラーを 5m 以下に抑えた。

## 2.3 米軍空中写真（1952 年撮影）

第 2 次世界大戦終了後、米軍は占領政策の一つとして 1946 年から 1952 年に縮尺 4 万分 1 の空中写真を日本全土にわたって撮影した。現在は、これを国土地理院が保有している。本研究では対象地域の写真を（財）日本地図センターから購入し、解析に使用した。この際には、カメラの傾きによるゆがみ、中心投影、地形の起伏に起因するゆがみを補正し、地図のような正射投影に変換したデジタルオルソフォトを作成した。スキャンニングの画素数は 800dpi とし、TIFF 形式で保存した。オルソ幾何補正には ERDAS IMAGINE8.6 を使用し、RMS エラーは 1.5m 以下に抑えた。次に画像の目視判読により土地被覆図を作成した。

## 2.4 国土地理院提供 カラー空中写真（1974 年撮影）

国土交通省国土計画局は、2006 年度より約 40 万枚のカラー空中写真を順次オルソ化する作業に着手していた。このオルソ化された空中写真をダウンロードするシステムを利用して 1974 年の空中写真を入手し、解析に用いた（注：2010 年にこのシステムは運用を終了）。提供されていた空中写真（縮尺 1 万分 1）を ERDAS IMAGINE8.6 に取り込み、目視判読で土地被覆図を作成した。

## 2.5 林野庁撮影 空中写真（2000 年撮影）

林野庁撮影の 1 万 6 千分の 1 のパナクロ写真を解像度 800dpi でスキャンし、TIFF 形式で保存した。ERDAS IMAGINE8.6 を使用してオルソ幾何補正を行った後、目視判読で土地被覆図を作成した。RMS エラーは 1.5m 以下に抑えた。

### 3項 マスク処理

海岸砂丘分布図に示された海岸砂丘の範囲を用い、ERDAS EMAGINE8.6 でデータのマスク処理を行った。これにより、各年代で作成した土地被覆図を海岸砂丘の分布範囲内のみで抽出し、この範囲について土地被覆の変遷を定量的に把握した。

表 3-1 使用した地形図及び航空写真の諸元

年代	地図・空中写真	色	縮尺
1818年(1818年～1830年)	絵図		1/12,000
1900年	旧版地形図		1/50,000
1952年	米軍撮影空中写真	モノクロ	1/10,000
1974年	国土交通省	カラー	1/10,000
2000年(2000年～2002年)	林野庁	モノクロ	1/16,000



図 3-1 土地被覆図の作成に用いた絵図 (例として、湖山砂丘周辺を掲載)

### 3節 結果

#### 1項 土地被覆の変遷

作成された土地被覆図を図 3-2 に、対象の海岸砂丘の位置を図 3-3 に示した。潜在的な海岸砂丘の分布範囲は 3,070ha、1818 年時点での海岸砂丘面積は 1,929ha であり、江戸時代後期の時点で既に 37%が他の土地被覆に転換されていた。海岸砂丘以外では森林の占有率が 16%と最も高く、次いで市街地と畑地がともに 9%であった。1900 年における海岸砂丘面積は 1,366ha で、潜在的な砂丘の 55%が他の土地被覆に転換されていた。森林の占有率が 27%と最も高く、次いで市街地が 19%であった。1952 年には海岸砂丘面積が 594ha になり、潜在的な砂丘の 81%が他の土地被覆に転換されていた。森林の占有率が 24%と最も高く、次いで市街地が 22%、ほぼ同等で畑地 21%であった。1974 年には海岸砂丘面積が 240ha となり、潜在的な砂丘の 92%が他の土地被覆へと転換されていた。市街地の占有割合が最も高く 33%であった。2000 年には海岸砂丘面積が 166ha となり、この時代までに潜在的な砂丘の 95%が他の土地被覆へと転換された。5%だけ残存していた砂丘は、海浜部と前砂丘の一部であった。このように約 180 年間に海岸砂丘の大部分が他の土地被覆へと転換された (図 3-2)。

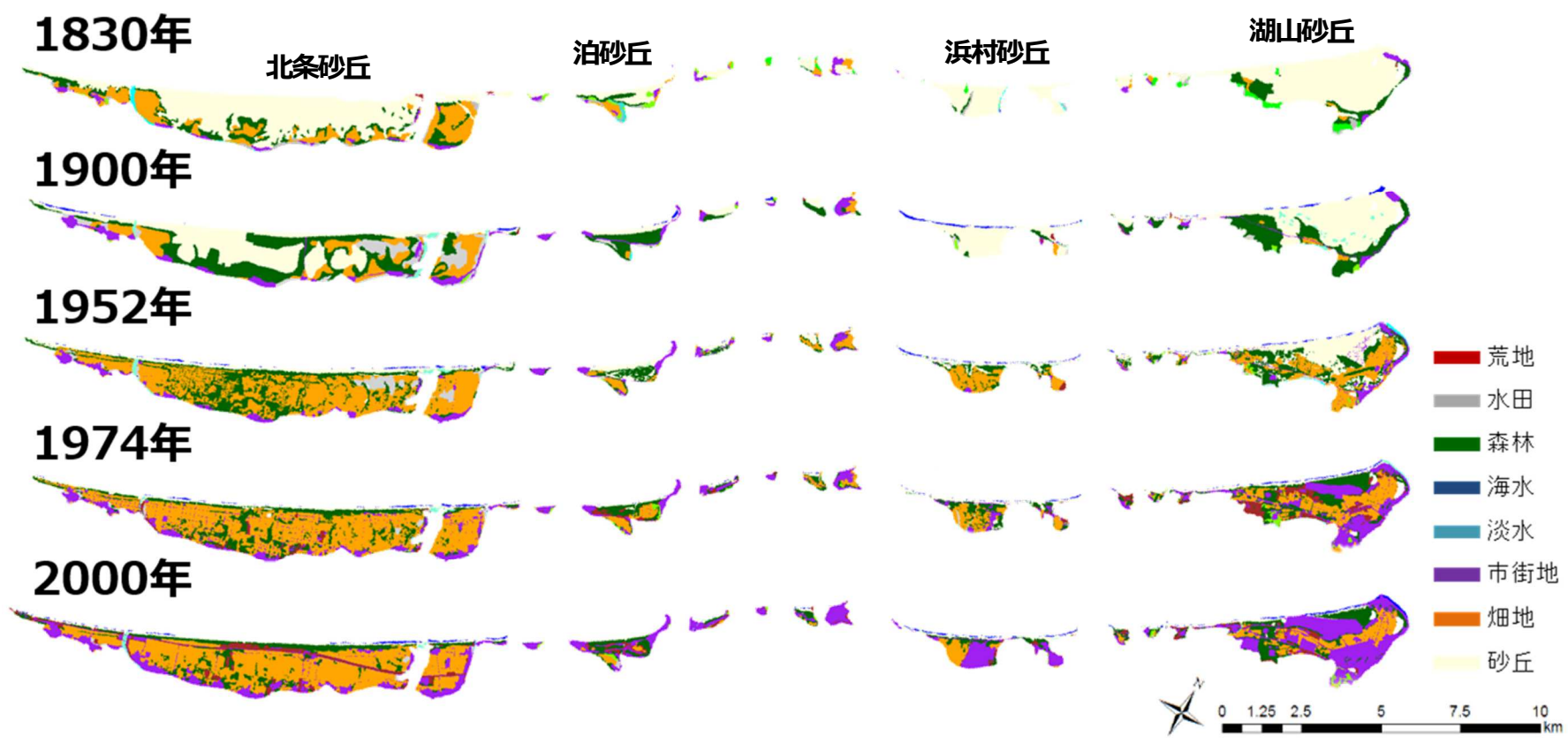
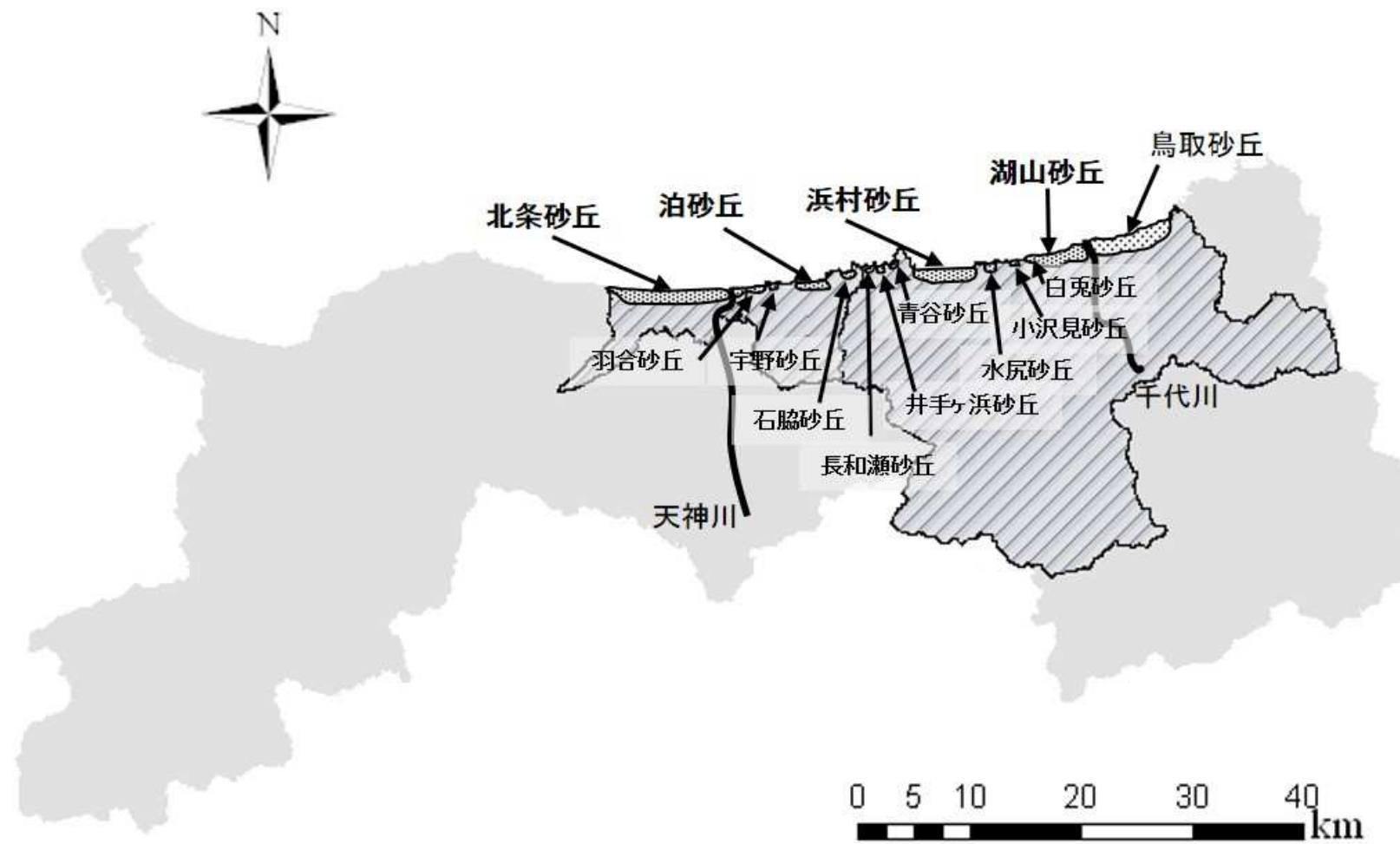


図 3-2 年代ごとの土地被覆図

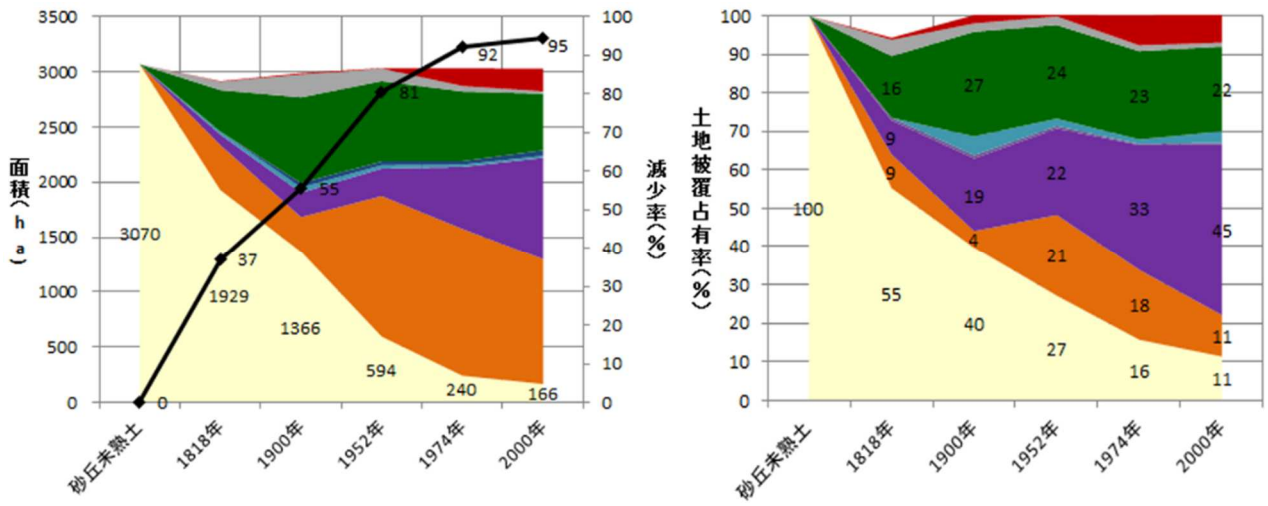




※鳥取砂丘は対象外

図 3-3 調査対象の海岸砂丘



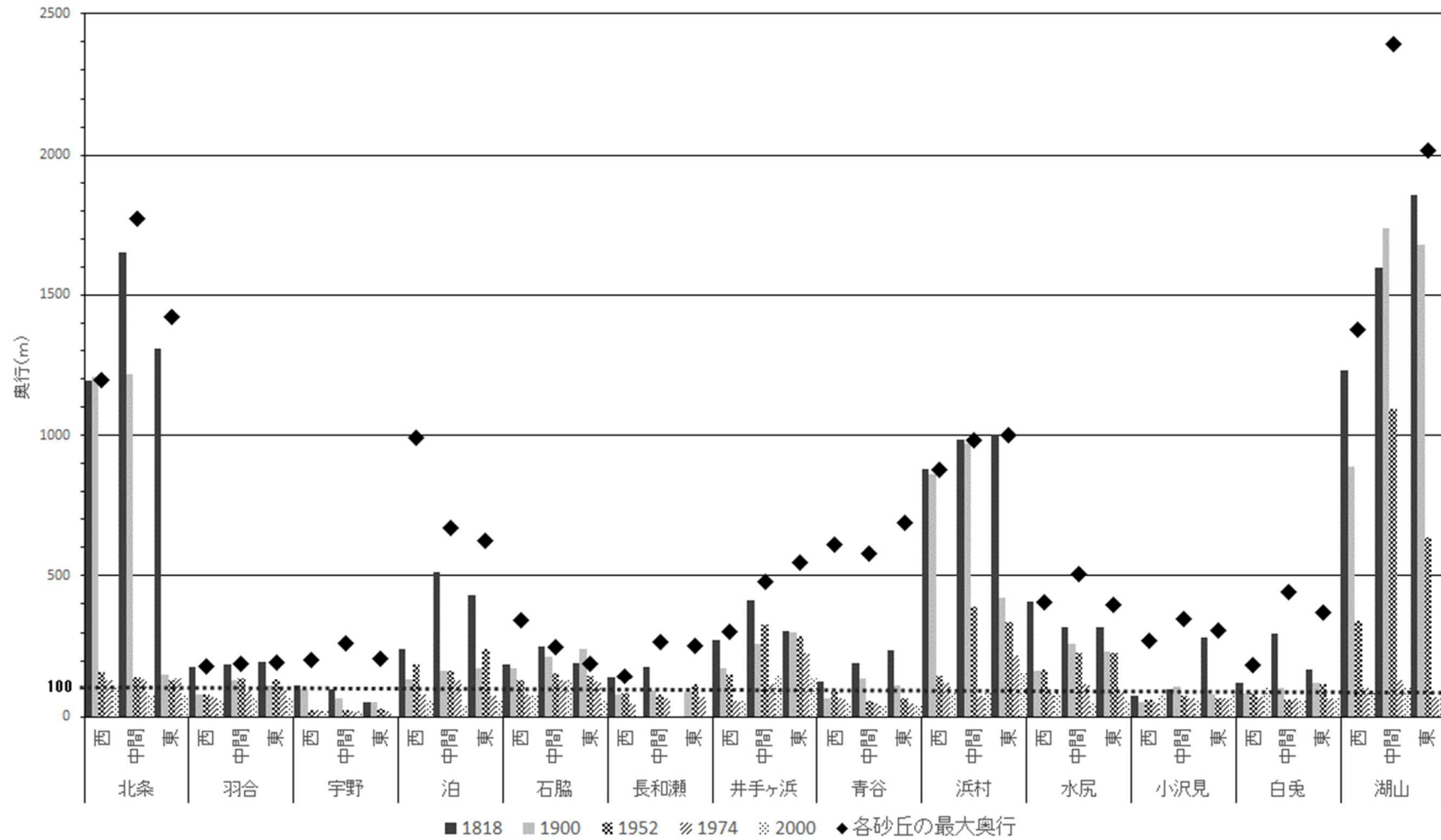


※凡例は図 3-2 と共通

図 3-4 全海岸砂丘の土地被覆の面積 (ha) と占有率 (%)

## 2項 砂丘の奥行の変遷

健全な海岸砂丘植生の指標として、成帯構造が成立していることが挙げられる。岡ほか(2008)は成帯構造の成立に砂丘の奥行が100m以上必要であると指摘している。そのため、ほぼ東西に伸びている対象地域の各砂丘を、東・中間・西に三等分し、それぞれにおいて汀線から内陸にかけての最大奥行を年代ごとに計測した(図3-5)。まず、開発が及ぶ以前の砂丘の奥行を、各砂丘の砂丘未熟土の分布範囲から推定した。奥行の最大値は広い順に湖山で約2390m、北条で約1770m、浜村で約1000m、泊で約990mであり、狭い砂丘でも100m以上は奥行があった。1818年の奥行は、広い順に湖山で約1860m、北条で約1650m、浜村で約1000m、泊で約510mであり、宇野や小沢見等の小規模砂丘では奥行が100m以下になり始めていた。1900年の奥行は、広い順に湖山で約1740m、北条で約1220m、浜村で約970m、井手ヶ浜で約300mであった。この時点で泊では奥行が200mを下回り、小規模砂丘の多くの奥行が100m以下となった。1952年の奥行は、広い順に湖山で約1100m、浜村で約390m、井手ヶ浜で約330m、泊で約240mであった。泊では奥行が200m以上に回復したが、北条では200m以下となった。小規模砂丘では依然として狭い状況で、北条・浜村・泊の大・中規模砂丘では大幅に奥行が縮小した。1974年の奥行は、広い順に井手ヶ浜で約230m、浜村で約220m、北条で約140m、湖山で約130mであり、砂丘の規模に関わらず奥行の顕著な縮小が確認された。2000年にはすべての砂丘で奥行が200m以下となり、100m以上残存する砂丘は浜村、井手ヶ浜、石脇、湖山、白兔、北条のみであった。



※各海岸砂丘の最大奥行は海岸砂丘分布図より計測

図 3-5 各海岸砂丘の奥行の変遷

## 4節 考察

### 1項 土地被覆の変化

#### 1.1 1818年までの土地被覆の変化

1818年に割合が最も高かった砂丘以外の土地被覆は森林（16%）であった。その理由と時代背景を面積規模の大きな北条砂丘を中心に説明する。北条砂丘では縄文時代及び弥生時代の遺跡が発掘されている。古墳時代には砂丘が活動期に入ったが、奈良時代には砂丘の活動は落ち着き、平安時代には耕作が行われていた（北条町 2004）。江戸時代には、幕藩体制のもとで社会情勢が安定し、人口が増加して開墾が進んだ。特に米の増収を図るために新田開発が進められ、用水整備の前に飛砂を防止する必要があったため、クロマツ（*Pinus thunbergii*）が植林された（北条町 2004）。北条砂丘の海岸線に沿って長く東西に連なる植林は、1730年から1770年頃に施され、今日でもクロマツ林が残存している。その後、比較的平坦な場所から開拓が行われていった（北条町 2004）。湖山砂丘では街道を利用する旅人を守るため、1785年に街道筋にクロマツの植林が開始された（北条町 2004）。現在、湖山街道や鳥取大学近辺で見られるクロマツの大径木は、この時代の名残である。以上のような経緯で海岸林が造成され、森林面積が増加した。また、森林に次いで占有割合が高かった土地被覆である市街地（9%）や畑地（9%）も、海岸林の発達に伴い砂丘の固定化が進んだ結果、占有率が高くなったと考えられる。

#### 1.2 1900年までの土地被覆の変化

1900年に割合が最も高かった砂丘以外の土地被覆は森林（27%）および市街地（27%）であった。その理由を北条砂丘を中心に説明する。北条砂丘では1857年に水田の開拓が本格的に行われた（北条町 2004）。しかし、用水が不足したため、一部の水田を畑やクロマツ林へ転換した。そのために森林面積が増加したと考えられる。1882年（明治15年）までは綿花栽培も行われたが、1900年には安い外国産の輸入品に影響されて栽培が行われなくなった。一方で養蚕が1883年頃から盛んになった。現在でも北条砂丘の前砂丘ではマグワ（*Morus alba*）が確認でき、この時代の名残である可能性がある。明治時代には砂防事業に対する国の財政援助が増加し、1897年には砂防法や森林法が制定され、砂防事業が活発化した。それに伴って、さらに砂防林が増加したことも考えられる。

#### 1.3 2000年までの変化

明治期以降には、養蚕や戦争に伴う食糧難対策として、畑地の造成が多くの砂丘におい

て行われた。一方で、大正末から昭和初期にかけて堆砂垣が積極的に造られ、前線飛砂地からの飛砂を抑制して後方から植栽を進めていく方法で砂防林の造成が進行した（北条町 2004）。1932 年の災害防止林施設事業により、さらに森林面積が増加したと考えられる。一方、1974 年までには市街地の占有率が最も高くなった。この時代、北条砂丘においては 1952 年から県営の畑地整備が進められ、2000 年まで同レベルで面積が維持されている。湖山砂丘と泊砂丘においては戦後に道路建設や空港建設をとまなう市街地化が進行した。

## 2項 海岸砂丘の元来の姿

### 2.1 奥行が確保されていた時代の海岸砂丘植生及び生態系

1818 年の時点では 13 砂丘の 34 箇所において奥行が 100m 以上存在した。特に湖山砂丘では 2 km 以上の奥行が残存し、その他の 3 砂丘でも約 1 km 以上の奥行が存在した。小規模砂丘では部分的に 100m 以下の奥行となっている箇所がすでに見られたが、ほぼすべての砂丘で広い奥行が確保されていた。この時代、ほとんどすべての砂丘において砂が移動できる状況にあり、現在よりも健全な海岸砂丘植生が成立し、多種多様な動植物から構成される生態系が存在したと考えられる。海岸砂丘では、汀線から内陸に向かって飛砂量や飛塩量等が変化する環境勾配に沿って植物が棲み分けて生育しており（Bastow and Martin 1999）特に、海岸砂丘植物は、飛砂に伴う堆砂に依存して棲み分けている（Maun and Perumal 1999）。このような植生の構造は成帯構造と呼ばれる。中西ほか（1991）は北条砂丘において成帯構造を調査し、海側から不安定帯には植物が分布せず、半安定帯にはコウボウムギが優占し、安定帯にはハマゴウやカワラヨモギ、部分的にハイネズが優占し、クロマツ林へと続くと報告した。岡ほか（2008）は、静岡県遠州灘海岸において、成帯構造と奥行の関係を調べた。しかし、これらの研究は、開発が進行した後の海浜と前砂丘のみが残存した状態を対象としている。鳥取砂丘においては奥行が約 2 km 存在し、第三砂丘列まで発達する（藤島 1992）。このような大規模な海岸砂丘の場合、成帯構造が明瞭に発達せず、それぞれの植物が選好する環境で棲み分けを行い、特異的な植生構造を形成する可能性がある（清水・永田 1980）。清水・永田（1980）は鳥取砂丘の第二砂丘列の海浜側を海浜型砂丘植生、内陸側を内陸型砂丘植生に区分した。内陸型砂丘植生はネコノシタが欠如している点で区別される。このような元来の姿に近く、特異な構造を持った海岸砂丘植生は、奥行が確保されていた時代には他の海岸砂丘にも成立していたと考えられる。また、海岸砂丘植物の多様性の増加は、これらの植物に依存する昆虫やそれを捕食する高次の動物種の多様性も高くすると思われる。例えば、訪花性昆虫等の昆虫類（西川・内藤 2006）、ウサギ等の哺乳類（Rutin 1992）は海岸砂丘植物に依存して生息する。これらの理由より、1818 年頃には生物の絶対量だけでなく種の多様性も高い海岸砂丘生態系

が形成されていたと考えられる。

## 2.2 丘間湿地と潟湖

1900年頃までは湖山や浜村では、依然として面積・奥行が確保され、海岸砂丘植生が質的にも量的にも健全であったことが示唆された。この時代の旧版地形図を参照すると、湖山砂丘では砂丘列の間に多くの湿地が確認された。これは、砂丘間の谷部の地下水面が高くなり、湧水により形成された湿地（以下、丘間湿地）とみなせる。開発が進行した我が国では、丘間湿地の生態系の保全や復元に関する研究はほとんどないが、国外では Dune slack と呼ばれ、多くの研究が行われてきた (Grootjans et al. 1998; Bekker et al. 1999)。多くは湧水に由来するため、貧栄養を好む食虫植物等の湿性植物や水生昆虫の生息地として機能していたと考えられる。鳥取砂丘では通称「オアシス」と呼ばれる丘間湿地が今も残存し、多くの都道府県でレッドデータブックに記載されているハマハナヤスリ (*Ophioglossum thermale*) が 2016 年に新たに確認されている (永松ほか 2016)。

また、砂丘と連続したシステムとして潟湖の存在がある。潟湖（海跡湖）は海岸線と平行に海側に発達する沿岸州等により海が陸側に取り残されて形成される。水は汽水であることが多く、海水と淡水の両方の種が生育・生息できることから多様性が高いハビタットである (國井ほか 1993)。20 世紀前半までは、湖山では裸出砂丘と潟湖が連続しており、種の多様性が高かったと示唆される。しかし、1952 年以降は潟湖と海域の連続性が失われ、さらに丘間湿地はほとんど確認できなくなった。これらのハビタットは、調査した海岸砂丘生態系の中でも特に消失が著しかったと思われる。

## 2.3 海岸砂丘林

我が国には「自然が保たれた良好な海岸」のイメージを表す言葉として「白砂青松」がある。土地被覆図 (図 3-2) からは、1818 年から 1900 年頃までは海浜から離れた砂丘の内陸部及び後背部との境界に白砂青松を構成する森林が成立していたことが読み取れる。一方、現在の海浜に生育しているクロマツ林は自然植生ではなく植林されたものであるが、クロマツ林を含む白砂青松は人々の「原風景」となっている。したがって、海岸砂丘生態系の本来の姿や機能を考慮して、海岸砂丘植生の生育範囲を確保し、その背後にクロマツ林を造成することも検討すべきである。また、クロマツ林以外の自然植生を導入するなど、地域性を踏まえた砂防林を形成することも検討に値する (趙ほか 2011)。海岸砂防と海岸砂丘生態系の保全はともに重要であるため、その地域に合った方法を選択し、保全と防災のバランスを見極め、両立を図るべきである。

### 3項 奥行を基準とした海岸砂丘植生の変遷

江戸時代後期までは小規模砂丘の一部を除き砂丘の面積が広く、奥行も確保され、ほとんどの砂丘において砂の移動性があり、海岸砂丘生態系が現在よりもはるかに健全だったことが示唆された。成帯構造が成立する奥行きである 100m (岡ほか 2008) を基準とした考察を以下に記す。

1900 年には 11 砂丘の 28 箇所では奥行が 100m 以上存在した。小規模砂丘では部分的に 100m 以下の奥行となっていたものの、全体として現在よりも元来に近い動的な環境が残り、植生の成帯構造も多くの砂丘で確認できたと考えられる。

1952 年には 10 砂丘の 25 箇所では奥行が 100m 以上存在しているなど大・中規模砂丘では 100m 以上の奥行がすべての砂丘で確保されていたため、成帯構造が維持されていたと考えられる。一方、小規模砂丘は市街地の拡大などの影響をより強く受けたが、100m の奥行が確保されていた場所もあった。全体として開発が進行したが、植生の質と量は現在よりも健全であり、成帯構造を保持できる可能性もあったと考えられる。

1974 年には、7 砂丘 13 箇所では奥行が 100m 以上存在したが、ほぼすべての砂丘の奥行が部分的には 100m 以下となった。また、市街地化の進行が顕著な場所が多く、植生の質の劣化が進んだ。このような生態系への多大な影響により、ほぼすべての砂丘で成帯構造が成立できない環境になったと示唆された。

2000 年に 100m 以上の奥行が部分的に確保されていた場所は、6 砂丘の 7 箇所のみとなった。Nakata et al. (2017) は 100m 以上の奥行が確保されていた湖山、白兔、浜村、井手ヶ浜、石脇、北条の海岸砂丘で、ハマナス、ハマウツボ、カワラヨモギ、ハイネズといった安定帯種の生育を確認した。これは、海岸砂丘の残存面積や延長に関わらず、100m 以上の海浜・海岸砂丘の奥行が残存すれば、安定帯種の生存にも繋がることを示唆する。また、これらの箇所は大規模砂丘の辺縁部に該当し、中間部よりも元の奥行が狭いために開発による減少幅が小さく、植物が生き延びることができたとも考えられる。こうした砂丘内陸部に生育していたであろう安定帯の海岸砂丘植物が残存する場所の保全や復元は、優先的に取組まれるべきである。

## 5節 まとめ

調査地域では 1818 年から 2000 年の約 180 年間に、砂丘の大部分が他の土地被覆へと転換された。この主因は海岸林の造成に伴う海岸砂丘の固定、畑地の造成、市街地の拡大である。健全な海岸砂丘植生の指標である成帯構造の成立には砂丘の奥行が 100m 以上必要であるが、1818 年にはこれが満たされていた場所が多く、砂の移動性があったため、現在よりもはるかに健全な海岸砂丘植生が成立していたと考えられる。この状況は 1900 年頃まではおおそ維持され、一部の砂丘では種の多様性をもたらす丘間湿地も確認された。しかし、1952 年には丘間湿地はほぼ消失したが、少なくとも大・中規模砂丘では 100m 以上の奥行がすべての砂丘で確保され、成帯構造が成立していたと考えられる。1974 年には、ほぼすべての砂丘の奥行が部分的に 100m 以下となり、2000 年には 100m 以上の奥行を持つ場所が激減した。一方で、このような断片的な場所でもハマナスやハマウツボ等の安定帯の希少種が確認され、成帯構造も成立しているため、保護区指定や部分的復元であっても意味があると判断される。



## 第4章 海岸砂丘植生の空間的分布特性

### 1節 はじめに

我が国の海岸砂丘は農地開発や道路整備を含む市街地化などによって陸側と海側から改変されてきた。その結果、海岸砂丘が縮小し、ここを主な生息・生育場所とする動植物は大きな影響を受けてきた。かつては、砂が絶え間なく動き、様々な地形や環境が形成され、それに依存した動植物が見られたが、それらを確認できる場所は我が国では非常に少なくなった。そのため、海岸砂丘に生息・生育する動植物は絶滅の危機に瀕しており（澤田ほか 2006; 兼子ほか 2009）、早急に生態系の復元を行う必要がある。

2011年の東日本大震災で東北太平洋沿岸の砂丘地帯が甚大な被害を受けたことも、土地利用のあり方を考えるきっかけとなった。現在では、津波・高潮の対策は主にコンクリート構造物を設置して防ぐ「グレーインフラ」の考え方が主流である。しかし、この技術だけでは完全に被害を防ぐことはできず、一見高く頑丈な構造物が、住民の安全面での意識を低下させることも判明した。さらに破損した際の修復費も莫大である。このグレーインフラとは対照的な概念に、「グリーンインフラ」がある。これは自然が持つ多様な機能を賢く利用して持続可能な社会と経済の発展に寄与するインフラを指す（グリーンインフラ研究会 2017）。この中には、生態系が持つ防災・減災の機能を活かし、自然災害に強く持続可能な社会を構築する手法である Eco-DRR（Ecosystem-based Disaster Risk Reduction; Fabrice et al. 2016）も含まれる。

国土交通省（2011）は東日本大震災を受け、海岸構造物の復旧における景観配慮の手引きを発行し、その中でバッファー（緩衝帯）の確保を重視している。緩衝帯の確保は防災や減災のためだけでなく、元来あった海岸砂丘を取り戻すことにも繋がる。また、生態系はレジリエンスを持っているため、東北太平洋沿岸の海岸砂丘では津波により海水を被った地域でも植生が回復しつつある（岡・平吹 2014）。植生の回復は海側からの種子の供給によっても促される（澤田・津田 2005）。今後は、被災地のみならず地方の沿岸部では人口減少が進むと考えられ、費用対効果の面でもバッファーの確保の考え方が普及する可能性が高い。以上から、生態系の貴重性と防災・減災の両方の観点から、奥行の確保された海岸砂丘の復元を図る必要があると考える。

これまで、海岸砂丘植生と地形等の環境要因との関係を論じた研究が行われてきた（岡ほか 2008; 笹木ほか 2006）。しかし、これらの研究は現存する開発された後の比較的健全な姿である成帯構造を対象にしたものである。一方、奥行が残存する鳥取砂丘のような高頻度で砂面が変動する砂丘を対象とし、植生と地形に着目した研究はほとんどない。そこで本研究では、元来の形に近い地形と植生が残る鳥取砂丘を対象に、地形と植生の関係

を解析し空間的分布特性を明らかにした。

## 2節 方法

### 1項 植生調査

2016年6月、9月及び10月に植生調査を実施した。各回に1m×1mのコドラートを約100箇所設置し(図 4-1)、各方形区における植被率、出現した種について Braun-Blanquet (1964) の全推定法により被度 (%) を測定した。コドラートの設置の際には汀線からの距離を考慮し、海浜部、中間部、内陸部という区分で設置した。また、設置箇所の中心の位置情報を GNSS (Trimble 社製 GeoExplorer 6000 XH) を用いて取得した。水平・垂直精度は10cm 以下であった。

### 2項 植生分類

上記の3つの時期に調査したコドラートを対象に、PCORD4.25 の TWINSpan (Hill 1979) を用いて植生の分類を試みた。TWINSpan は、区分種を用いた2分割を繰り返すことにより、調査地点とそこで確認された種を階層的に分類する手法である。Pseudospecies cut level には、それぞれの種の植被率 (%) を用いた。

### 3項 地形量の算出

数値標高モデル (以下、DEM) として国土地理院作成の5m解像度のDEMを用いた。この解像度は本研究で海岸砂丘植物の分布傾向を解析する目的では十分である。このDEMとArcGIS10.4を用いて、標高、傾斜角、傾斜方位及び曲率を地形量として算出し、解析に用いた。海岸砂丘植物の分布の制限要因は堆砂量と飛塩とされている (Dech and Maun 2005)。飛塩量は汀線から内陸に向かって減少し、標高の変化はこれと対局的に対応する。また、砂丘の傾斜方位と曲率は風向に影響され、海から陸に向かって吹く風が塩分を多く含むため、これらの地形量も飛塩量に関係すると考えられる。傾斜角は砂の動きやすさに影響するため、堆砂量に影響を与える。

### 4項 植生の分布予測と環境要因

最大エントロピー原理を利用し、確認位置と環境データから動植物の生息適地を予測する数学モデルの Maxent (Version 3.3.3k) を使用し、植生の分布予測とそれを説明する環境要因の推定を行った。多くの予測モデルは、在データと不在データを用いる必要があり、不在データの信頼性が欠けていた。しかし、Maxent では在データのみから高精度に推定

を行うことができる。モデルの適合度の判定にはAUCを用いた。AUCは0.5~1の範囲の値をとり、1に近いほどモデルで推定される在・不在が重ならないことを示し、適合度が高いことを示す。

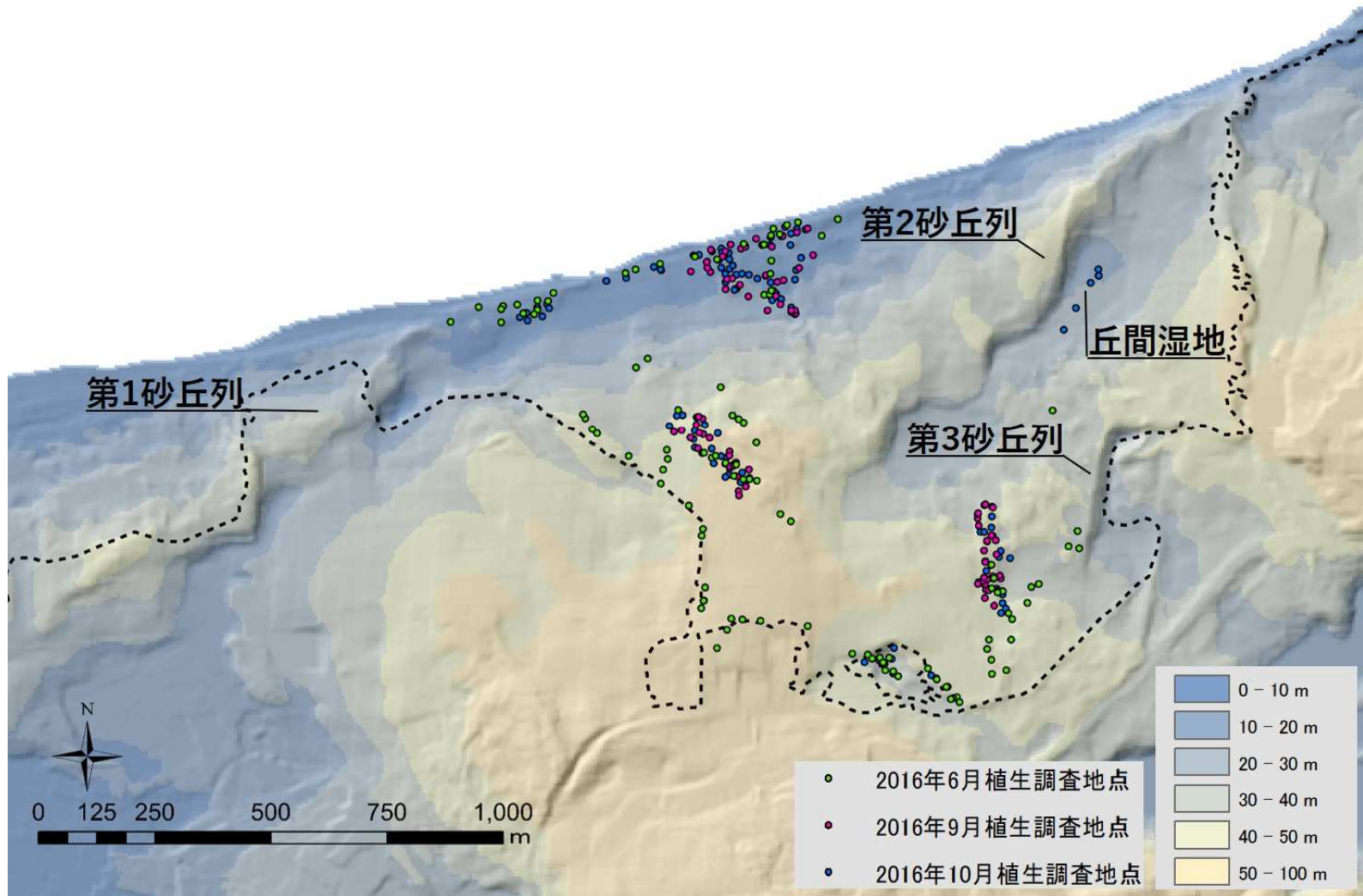


図 4-1 植生調査地点

### 3節 結果

#### 1項 植生調査

植生調査の結果、326 地点で合計 28 種が確認された。海岸砂丘植物では、ハマヒルガオ、コウボウムギ、ハマゴウ、ネコノシタ、ハマニガナ、ケカモノハシ、ハマベノギク、カワラヨモギ、コウボウシバ、ビロードテンツキ、オニシバ、ウンラン、ハイネズ、ハマボウフウの 14 種が出現した。一方、内陸植物では、チガヤ (*Imperata cylindrica*)、コバンソウ (*Briza maxima*)、コマツヨイグサ (*Oenothera laciniata*)、ヘクソカズラ (*Paederia foetida*)、アメリカネナシカズラ (*Cuscuta campestris*)、ヒメヤブラン (*Liriope minor*)、メヒシバ (*Digitaria ciliaris*)、オオフトバムグラ (*Diodia teres*)、ヒメスイバ (*Rumex acetosella*)、クロマツ、ヨモギ (*Artemisia indica*)、ヒメクグ (*Kyllinga gracillima*)、ススキ (*Miscanthus sinensis*)、メリケンカルカヤ (*Andropogon virginicus*) の 14 種が出現した。

海岸砂丘植物の出現回数はケカモノハシが 130 回と最も多く、次いでハマニガナの 120 回、コウボウムギの 113 回、ビロードテンツキの 75 回である。出現回数が少ないものは、ハマベノギクの 8 回、ハマボウフウの 9 回、ハイネズの 9 回、ウンランの 9 回であった。

#### 2項 植生分類

TWINSPAN による分類の結果、326 地点が 18 群落に分類された (表 4-1)。出現頻度が高い種 (ハマゴウ、ネコノシタ、ビロードテンツキ、ケカモノハシ、ハマヒルガオ、コウボウムギ、ハマニガナ、オニシバ、コウボウシバ、チガヤ、ハイネズ) の名前を一つもしくは二つ用いて群落に名称を付けた。コドレート数はコウボウムギ群落が 49 箇所でもっとも多く、次にオニシバ・ハマニガナ群落の 34 箇所、ケカモノハシ群落の 32 箇所、ネコノシタ群落の 27 箇所であった。

表 4-1 植生分類の結果と種の出現状況

relevé	類型																		
	0					1					0					1			
relevé 1	0																		
relevé 2	0																		
relevé 3	0																		
relevé 4	0																		
relevé 5	0																		
relevé 6	0																		
relevé 7	0																		
群落名	ハマゴウ- ネコノシタ	ハマゴウ- カワラヨモギ	ハマゴウ	ハマゴウ- ケカモノハシ	ネコノシタ	ネコノシタ-カ ワラヨモギ	ピロードテンツキ	ケカモノハシ	ケカモノハシ- ピロードテンツキ	ハマヒルガオ- ハマニガナ	コウボウムギ- ケカモノハシ	オニシバ- コウボウムギ	コウボウムギ	ハマニガナ- ハマヒルガオ	オニシバ- ハマニガナ	コウボウシバ- ハマニガナ	チガヤ- ハマヒルガオ	ハイネズ- チガヤ	
コードラート数	5	5	24	7	27	6	14	32	23	14	24	5	49	12	34	25	11	9	
ハマゴウ	100	100	100	100	22			3	57	14								11	
ネコノシタ	100	100		29	100	100						40	4						
ピロードテンツキ	20	40	25		11	33	100	47	65	29	8		10		15	4			
ケカモノハシ		20	29	100	56	100	14	100	100	14	100	40	6		15	4			
コウボウムギ					26	67	7	3	48	7	100	80	100	67	9				
ハマニガナ	20		13		26	67	29	13	61	50	33	40	31	100	53	80		9	
ハマヒルガオ	20	20			48			22	22	100			10	83	3	4	73		
オニシバ								9			4	100	2		100			24	
カワラヨモギ		100				100	7		9			20	4						
ハイネズ																		100	
コウボウシバ															9	84	9		
ハマベノギク		40				33	7	6				20							
ウンラン					4			16	13										
ハマボウフウ	20				11	17		3			4	20	2						
チガヤ			4							21			8			4	100	89	
コバンソウ																		56	
コマツヨイグサ			4		7			19			4				9				
ヘクソカズラ																		11	
アメリカネナシカズラ	20				11				4										
ヒメヤブラン																		33	
メシバ			4						4		4		12			36			
オオフタバムグラ							14	3			4		2			8		22	
ヒメスイバ			4																
クロマツ																		11	
ヨモギ													2						
ヒメクダ																8			
ススキ																		11	
メリケンカルカヤ																		11	

各種に対応する数字は各群落内での出現頻度(%)を表わす

80%以上

40%以上-80%未満

### 3項 植生分布予測

Maxent を用いた各群落の潜在分布域と環境要因を解析したところ（表 4-2、図 4-2～図 4-4）、モデルの適合度を示す AUC は 0.5～0.98 であった。ほとんどの群落で AUC が 0.8 以上で高い適合度を示したが、ハマゴウ-ネコノシタ群落、ネコノシタ-カワラヨモギ群落、オニシバ-コウボウムギ群落では適合度が低かった。この主因は標本数が少ないためであり、モデルの欠陥ではないと思われる。調査地域全体の海岸砂丘植生の分布に対する環境要因の寄与率は傾斜角が 51%と最も高く、次いで標高が 43.9%であった。群落別に見ると、15 群落では標高が 20%以上の寄与率があり、うち 8 群落（ハマゴウ-ネコノシタ、ネコノシタ、ネコノシタ-カワラヨモギ、コウボウムギ-ケカモノハシ、オニシバ-ハマニガナ、コウボウシバ-ハマニガナ、チガヤ-ハマヒルガオ、ハイネズ-チガヤ）では標高が全要因中で最も高い寄与率を示した。傾斜角は 10 群落で 20%以上の寄与率があり、うち 6 群落（ハマゴウ、ビロードテンツキ、ケカモノハシ、ケカモノハシ-ビロードテンツキ、コウボウムギ、ハマニガナ-ハマヒルガオ）では全要因中で最も高い寄与率を示した。傾斜方位は 4 群落で 20%以上の寄与率があり、うち 2 群落（ハマゴウ-ケカモノハシ、ハマヒルガオ-ハマニガナ）で最も高い寄与率を示した。曲率はハマゴウ-カワラヨモギ群落で 20%以上かつ最も高い寄与率を示した。

全調査地点で予測された海岸砂丘植生の潜在分布確率は、前砂丘と中間から内陸にかけての場所で高いと予測された。海岸砂丘植生が分布しない確率が高い箇所は、第 2、第 3 砂丘列の南東向き斜面であった（図 4-1、図 4-2）。一方で種による違いも認められた。ハマゴウを主体とする群落では、ネコノシタやカワラヨモギと共存する場合、海浜部で分布確率が高い傾向が明瞭であった。また、ハマゴウ、ビロードテンツキ、ケカモノハシの純群落では、対象地域全体で広く分布した。コウボウムギを主体とする群落は海浜部にも分布するが、内陸部の方が多いと予測された。ハマヒルガオ-ハマニガナ群落は分布範囲が広い傾向があるが、ハマニガナ-ハマヒルガオ群落のようなハマニガナを主体とする群落は海浜部に集中する傾向がみられた。オニシバ、コウボウシバ、チガヤ、ハイネズを主体とする群落は海浜部ではほとんど分布せず、内陸部での分布が広い。

### 4項 植生分布予測の検証

各群落の分布予測の結果を、現地調査に基づく永松（2006）の現況植生図と比較し、整合性を検証した。ネコノシタ及びハマヒルガオは海浜側に帯状に分布することが予測されたが、植生図においても同様の傾向が見られた。ハマゴウ、コウボウムギ、ケカモノハシ、



ビロードテンツキ、コウボウシバは内陸側に分布することが予測されたが、これについても植生図と概ね同様であった。

表 4-2 Maxent による植生分布モデルの AUC と環境要因の寄与率

群落名	コドラート数	AUC	環境要因の寄与率			
			標高	傾斜角	方位	曲率
海岸砂丘植生 (全体)	326	0.93	43.9	51	3.3	1.7
ハマゴウ-ネコノシタ	5	0.58	98.9	1.1	0	0
ハマゴウ-カワラヨモギ	5	0.82	37.6	13	11.1	38.4
ハマゴウ	24	0.95	40.4	53.1	5.1	1.4
ハマゴウ-ケカモノハシ	7	0.81	0.1	1.2	97.6	1
ネコノシタ	27	0.98	41.1	24.5	33.9	0.5
ネコノシタ-カワラヨモギ	6	0.65	63.7	0	35.8	0.4
ピロードテンツキ	14	0.89	23.9	70.9	0.7	4.6
ケカモノハシ	32	0.96	31.8	58.8	8.6	0.9
ケカモノハシ-ピロードテンツキ	23	0.95	22.3	60.5	16.5	0.6
ハマヒルガオ-ハマニガナ	14	0.89	2.1	30.8	53.7	13.4
コウボウムギ-ケカモノハシ	24	0.97	81	13.9	2.3	2.8
オニシバ-コウボウムギ	5	0.50	0	0	0	0
コウボウムギ	49	0.93	36.5	55.5	6.9	1.1
ハマニガナ-ハマヒルガオ	12	0.95	36.9	53.1	5.2	4.8
オニシバ-ハマニガナ	34	0.97	61.6	37.3	1	0.1
コウボウシバ-ハマニガナ	25	0.97	60.9	37.6	1.5	0
チガヤ-ハマヒルガオ	11	0.97	91.4	4.1	4.5	0
ハインズ-チガヤ	9	0.87	84.4	15.6	0	0

最も寄与率が高い要因  
 20%以上

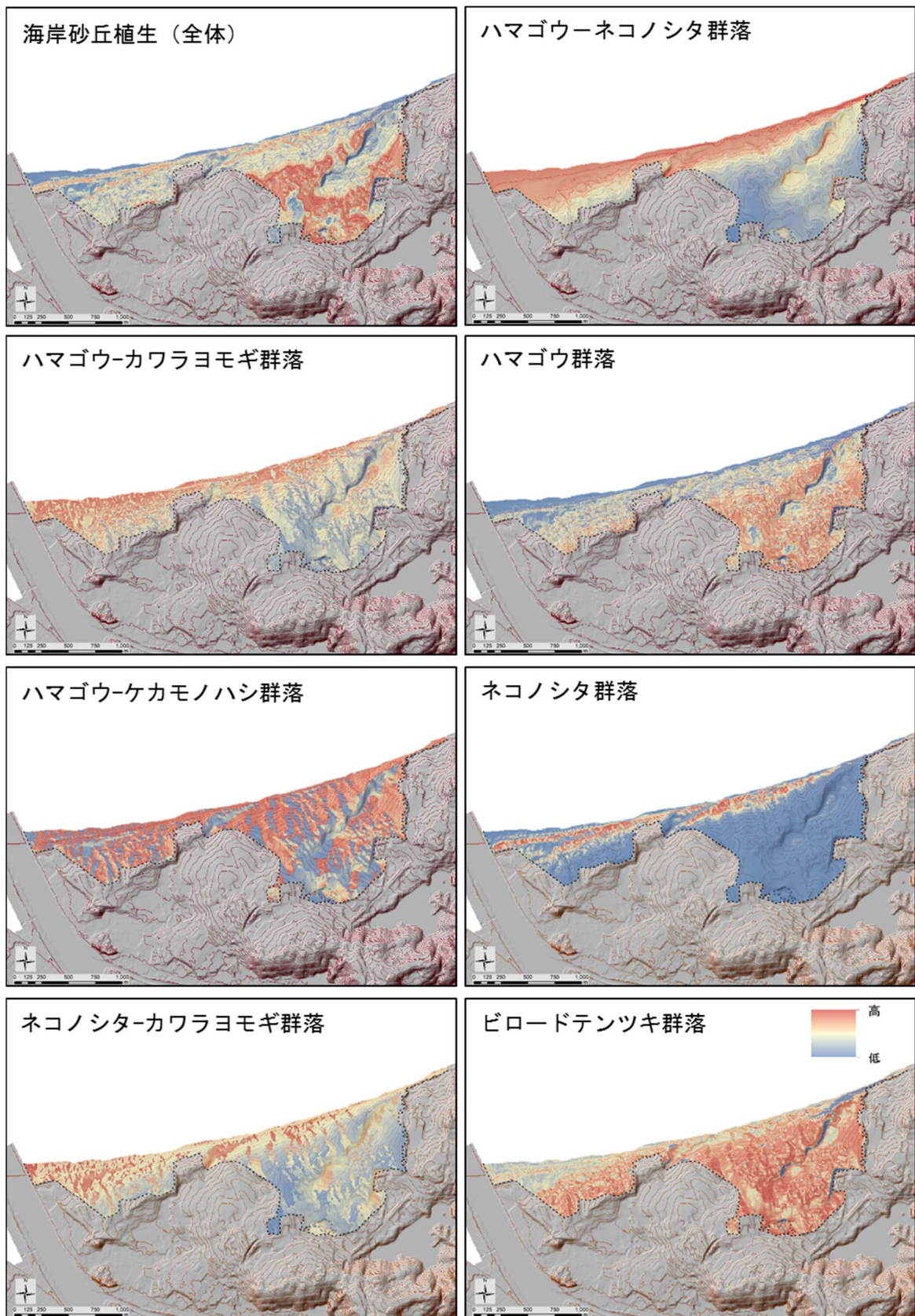


図 4-2 潜在分布域図 (1/3)



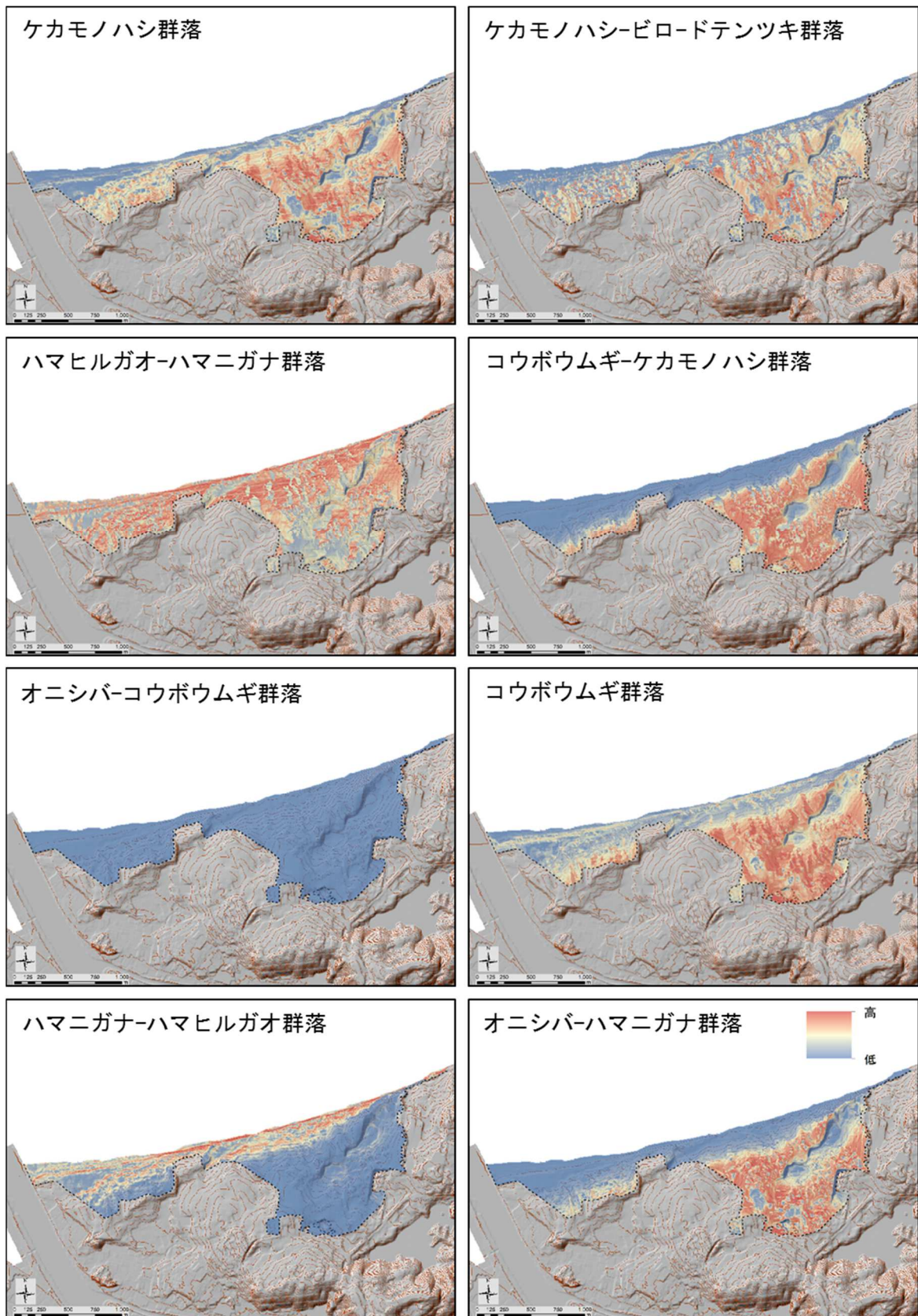


図 4-3 潜在分布域図 (2/3)

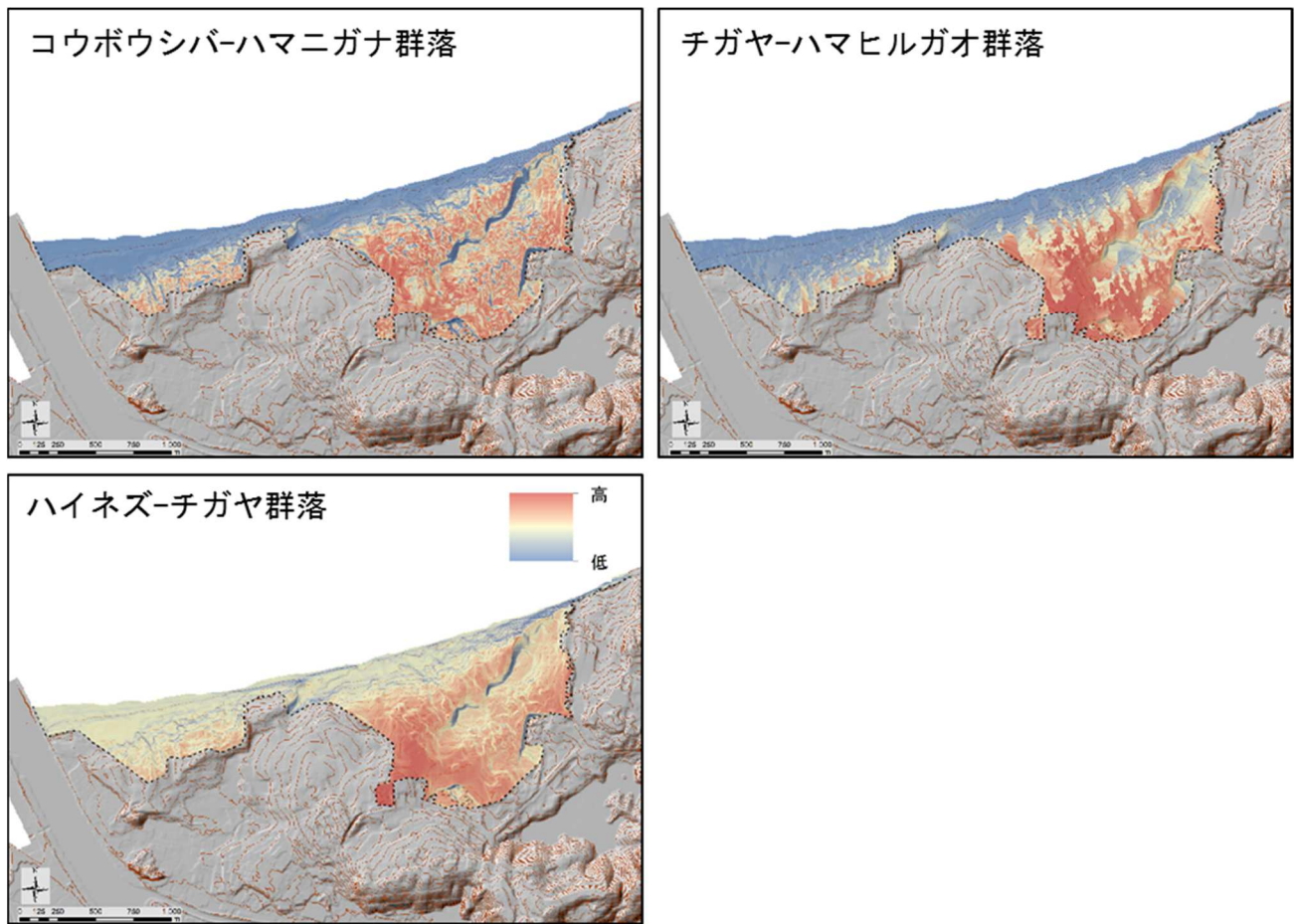


図 4-4 潜在分布域図 (3/3)



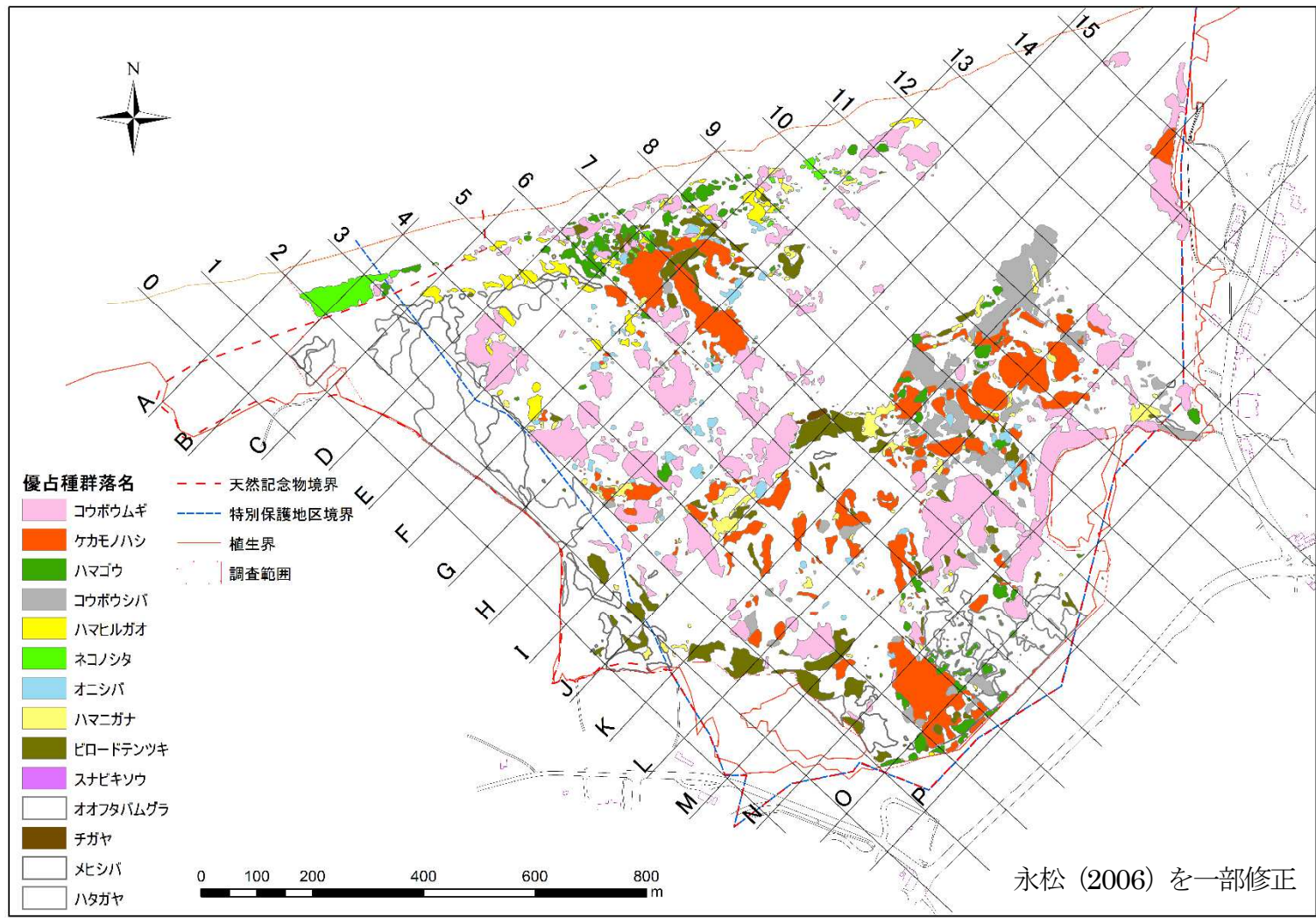


図 4-5 (現地調査に基づく) 現存植生図

#### 4節 考察

海岸砂丘植生全体の生育に対する環境要因の寄与率は、傾斜角が最も高く、次いで標高が高かった。傾斜角の緩急は砂の動き安さに影響する。砂粒の安息角の極限は  $32^\circ$  である (山名 1955)。海岸砂丘植生が分布しない確率が高い箇所は、第2、第3砂丘列の南東向き斜面であった。この斜面では傾斜角が  $32^\circ$  から  $35^\circ$  を示し、砂粒の安息角の極限を超えるため、斜面を砂粒が絶えず滑り落ちている (山名 1955)。このように砂が動く傾斜角は一定である。そのため、斜面の傾斜角が一定の角度で維持され、当該の斜面では動的平衡状態が存在すると考えられる。また、海岸砂丘植物の多くは、埋砂により生長が促進される (吉崎ほか 2006) が、埋砂がある閾値を超えると海岸砂丘植物は枯死する (Maun and Perumal 1999)。このような安息角の極限を超える急傾斜地には海岸砂丘植物が生育できないと考えられる。そのため、海岸砂丘植生全体の生育に対する傾斜角の高い寄与は、傾斜角に伴う砂の動きが、海岸砂丘植物の分布の制限要因となっているためと考えられる。

一般に人為的影響が少ない海岸砂丘では、汀線から内陸に向かう飛砂や飛塩等の環境勾配に応じて、植生が帯状に変化する成帯構造が成立する (岡 2008)。そのため海岸砂丘植生全体の生育に対する標高の高い寄与は、海岸砂丘植物が汀線から内陸に向かう環境勾配に応じて棲み分けた結果が反映されたものと考えられる。

ハマゴウ-ネコノシタ群落、ネコノシタ群落、ネコノシタ-カワラヨモギ群落のようなネコノシタを主体とする群落は、標高が高い寄与率を示した。これは、ネコノシタが海浜から前砂丘上に生育しているためと考えられる。清水・永田 (1980) もネコノシタの海浜から前砂丘での存在が、鳥取砂丘の海岸砂丘植生の分布の特徴と指摘している。コウボウムギ-ケカモノハシ群落、オニシバ-ハマニガナ群落は、一般的にも砂丘の中間部から内陸部にかけて広く分布する群落であり (永松 2007)、それが調査地域でも反映されたものと考えられる。コウボウシバ-ハマニガナ群落は主に丘間湿地で優占し、低所の特異な環境を好むことから標高の寄与率が高くなったと考えられる。同様にチガヤ-ハマヒルガオ群落、ハイネズ-チガヤ群落は砂丘と陸側との境界の比較的安定した箇所に分布する。そのため、標高の寄与率が高くなったと考えられる。このように、砂丘内での分布に一定の偏りがある群落は、標高の寄与率が高くなると考えられる。

ハマゴウ群落、ヒロードテンツキ群落、ケカモノハシ群落、コウボウムギ群落のような純群落では、傾斜角の寄与率が高い傾向が見られ、堆砂量に対する選好性が存在することが示唆された。今後、選好する傾斜角や堆砂量等との対応関係をよりミクロなスケールで解析する必要がある。

傾斜方位の寄与率が最も高かった群落は、ハマゴウ-ケカモノハシ群落とハマヒルガオ-

ハマニガナ群落であった。傾斜方位は堆砂量に影響を与えており、風上では堆砂量が増加し、風下では堆砂量が減少する（森井・小玉 2006）。また、鳥取砂丘の飛砂は5m/sの風で発生し、5m/s程度の南からの恒常風と10m/s程度の西から北の冬期の季節風に特徴付けられる（鳥取砂丘再生会議 2016）。特に冬期の西から北よりの季節風が多量の飛砂を発生させ、多年草である海岸砂丘植物が飛砂を捕捉することで、砂丘形成が促されていると考えられる。ハマゴウ-ケカモノハシ群落は、木本であるハマゴウと草丈の高いケカモノハシが優占する群落であり、強風に対する剛性が強く、空間に占める枝葉の量も多い。そのため本群落は他の群落に比べ、冬期の季節風由来の飛砂を捕捉する能力が高く、侵食に対する耐性も強いと考えられ、傾斜方位の寄与が高くなったと考えられる。一方、ハマヒルガオ-ハマニガナ群落は、波打ち際の前線に帯状に広く分布する。この群落の優占種であるハマヒルガオやハマニガナは、海岸砂丘内でも特に攪乱頻度が高い箇所に出現する先駆種である。そのため、波による高頻度の攪乱を受ける汀線付近に分布しているものと考えられる。汀線付近は波の営力により同様の傾斜方位を持つため、この環境に出現するハマヒルガオ-ハマニガナ群落の分布に対し傾斜方位が高く寄与したと考えられる。

曲率の寄与率が最も高かった群落はハマゴウ-カワラヨモギ群落であった。この群落は前砂丘の頂部に主に分布しており、その凸地形を反映すると考えられる。また、標高の寄与率が同程度に高いことは、標高が揃った前砂丘に分布が集中しているためと推定される。

中西・福本（1991）によると、山陰地方の砂浜海岸では、汀線から内陸に向かって、一年生草本からなる打ち上げ帯、次に優占種の特徴からコウボウムギ帯、ケカモノハシ帯、さらにハマゴウ帯と変化する成帯構造が成立している。鳥取砂丘においては、上記のような明瞭な帯状の配列は見られず、ネコノシタ、カワラヨモギ、コウボウシバ、チガヤ、ハイネズを主体とする群落を除くと、ケカモノハシやコウボウムギを主体とする群落が砂丘内に広く分布している。また、除草の影響も一部にあるかもしれないが、植生は全面に被覆してはおらず、パッチ状に点在する。これは、海岸砂丘植生が特に砂と風が造りだす堆砂環境に依存しているため、奥行がある場合、複雑に発達した砂丘地形の中で棲み分けを行っていることを示唆する。海岸砂丘植生と地形の関係性の解明を試みた既存研究では、主に開発された後の残存する前砂丘のみを対象としていたため、面的に植生が分布する成帯構造が確認されたが、元来の状態に近い奥行が残存する鳥取砂丘では、各群落が複雑な砂丘地形を選好し、特異な植生景観を形成していることが判明した。今後、この複雑な地形と植生との関係性をより詳細な時空間スケールで明らかにする必要がある。



## 5節 まとめ

鳥取砂丘の 326 地点で確認された 28 種の植被率を基に、TWINSPAN により 18 群落に分類した。また、Maxent を用いて各群落の潜在分布域と環境要因の寄与率を解析した。適合度の高いモデルが構築され、各群落の潜在分布域と永松（2006）の現況植生図を比較した結果、概ね同様の分布傾向が確認された。環境要因の寄与率を解析した結果、海岸砂丘植生の生育に傾斜角と標高が寄与することが判明した。これらは傾斜と関連した堆砂量の違いや海からの距離に応じた環境勾配の影響を反映すると考えられる。特に砂丘内での分布に偏りがある群落では、標高の寄与率が高くなる傾向があった。一方、1 種が優占する純群落では、傾斜角の寄与率が高い傾向が見られた。さらに方位の寄与率が高い群落もあり、傾斜方位が卓越風向との関連で堆砂量に影響を与えることが原因と推定された。

既存研究によると、山陰地方の海岸砂丘植生の成帯構造は、一年生草本からなる打ち上げ帯、次に優占種の特徴からコウボウムギ帯、ケカモノハシ帯、さらにハマゴウ帯と変化するものであるが、鳥取砂丘においては確認できなかった。これは、砂丘に奥行と比高があり、さらに砂の移動が動的環境を形成しているため、よりローカルで複雑な環境条件を各植生が選択しているためと思われる。

## 第5章 海岸砂丘植生と動的地形の関係性

### 1節はじめに

海岸砂丘生態系の目標植生の解明には、地形等の環境要因と植生の分布特性を明らかにする必要がある。海岸砂丘植生の分布特性は飛塩量や飛砂量の多寡が、関係するとされている (Maun and Perumal 1999)。海岸砂丘植物は海岸付近の環境に適応した植物であるため、耐塩性を持っている。波を被る前線の植生では特に高い耐塩性を持っている。また、堆砂に対する耐性についても存在する。海岸砂丘植物の中には堆砂が成長を促進する種が知られている (吉崎ほか 2006)。しかし、過剰な堆砂は植物の光合成能力を奪い、海岸砂丘植物にとっても致命的要因となりうる。動的な海岸砂丘においては、絶えず砂が移動し、植物等の障害物はこれを捕捉することで砂丘が形成され、複雑な地形と堆砂環境が形成される。動的な海岸砂丘では、このような複雑な動的地形に適応した植生が成立している。したがって、動的な海岸砂丘における海岸砂丘植生の棲み分けを決定づける主な環境要因は堆砂量であるといえる (Maun 1998)。

既存研究の多くは、開発された後の海岸砂丘を対象に地形と植生分布の静的な関係を扱っている (岡ほか 2008; 押田・上甫木 2003; 笹木ほか 2006)。しかし元来の海岸砂丘は頻繁に砂が移動することで地形が変動する動的な環境を持っている。このような動的な海岸砂丘を扱った研究は少ないが、たとえば高山ほか (2010) はセルサイズ 10m の DEM を用いて、標高変化と植生の分布について解析した。しかし、海岸砂丘植生のパッチは最小で 0.5m から 1m 程度であることから、より詳細な微地形との対応関係を考慮する必要がある。このような 1m 程度の解像度で、地表面の標高変化を面的に観察できる手法として、航空機レーザ測量 (加藤ほか 2014)、地上レーザ測量 (早川・小口 2016)、UAV-SfM 手法 (早川・小花和 2016) が挙げられる。黒木ほか (2010) は、2 時期の航空機レーザのデータから DEM を作成し、その差分から海岸地形の変化を把握した。Feagin et al. (2016) は、地上レーザを用いて海岸砂丘の地表面変動をモニタリングした。しかし、航空機レーザや地上レーザは機器が高額である点が導入の妨げの一つになっており、UAV-SfM 手法はこれを解決するものである (小花和ほか 2014)。Francesco et al. (2013) は UAV-SfM 手法を用いて多時期の DEM から海岸砂丘の地表面の変化を観察した。この手法は、データの取得範囲が狭いという難点はあるが、数百 m 四方の地表面変動と植生の関係を観察するには十分と考えられる。実際、海岸砂丘植生の研究に UAV-SfM 手法を用いた研究もあるが (戎谷・岡 2016)、多時期の観測により動的な環境と植生分布との関係性を論じた研究は、まだほとんどない。

第4章では1時期のDEMから地形量を算出し、海岸砂丘植生の空間的な分布特性を把握した。本章では、砂丘の動的な側面に着目し、砂面の標高変化が現況の植生の分布にどのように影響しているのかを明らかにする。このために UAV-SfM 手法を用いて海岸砂丘の砂面変動を調べ、植生の分布との関係を解析した。

## 2節 方法

### 1項 調査区の設定

鳥取砂丘内に3つの調査区を設定した。清水・永田（1980）は鳥取砂丘の第2砂丘列の海浜側と内陸側では植生が異なることを指摘し、永松（2018）も海浜から内陸に向けて植生が変化すると報告している。これらの植生の変化を考慮するため、海浜と内陸の両方の植生帯に調査区を設定した。また、海浜と内陸の間にも調査区を設定して地形変化をモニタリングした（図 5-1）。本砂丘においては植生がパッチ状に点在するため、間の裸地は対象とせず、パッチの範囲を調査区とした。

### 2項 UAV 空撮

UAVによる空撮はDJI社製のPhantom4を用いて、2016年9月、2017年3月、2017年9月の3回実施した。飛行高度は40mとした。GCP（Ground Control Point）は各調査区において10箇所設置し、Trimble社製GeoExplorer 6000 XHを用いたGNSS測量（後処理キネマティック法）により座標を取得した。

### 3項 SfM 処理

撮影した画像をAgisoft社製のPhotoscan Professionalで解析し、DSM（Digital Surface Model）を作成した。カメラの撮影位置を復元するための処理（Align Photos）の際には、写真間の同一特徴点数の上限を無制限とし、できるかぎり正確な位置の抽出を目指した。対象物の3次元構造を復元する処理（Build Dense Cloud）の際には、生成するポイント数を高に設定し、3時期に撮影された画像よりDSMを作成した。

### 4項 地形パラメータの算出

上記の3時期のDSMと、航空機レーザ測量のデータより作成された2010年5月のDEM（解像度2m）を用いて地形パラメータを算出した。この際にはArcGIS10.4の解析ツールであるSpatial Analystを用いて、傾斜方位と傾斜角度を求めた。また、差分解析ツールを用いて7年間（2010.5-2017.9）、1年間（2016.9-2017.9）、冬期（2016.9-2017.3）、夏期（2017.3-2017.9）の標高変化を求めた。

### 5項 植生調査と解析

植生調査は2016年9月と2017年9月に実施した。3つの調査区を中心に1m×1mの方形区を213箇所設置した（図 5-2）。各コードラートにおいて種名と植被率を記録した。こ

これらの情報に PCORD4.25 の TWINSpan を用いて植生を分類した。得られた群落の分布とオルソ画像（2017年9月）から植生図を作成した。

#### 6項 選好度指数 (Jacobs Index) の算出

地形パラメータと植生図を用いて、各群落が選好する環境を定量的に把握した。この際には選好度を表す Jacobs Index（以下、選好度指数）を用いた。

$$E = (r - p) / (r + p - 2rp)$$

$E$  は選好度指数であり、ある種が立地タイプを選好する度合いを示す。 $r$  は利用比率であり、ある種が利用したメッシュのうち、ある立地タイプが占める割合を示す。 $p$  は全体比率であり、対象地全体におけるある立地タイプの占める割合を示す。また、選好度指数は、-1 から 1 の値をとり、正の 1 に近づくほど選好性が高い。



図 5-1 調査区

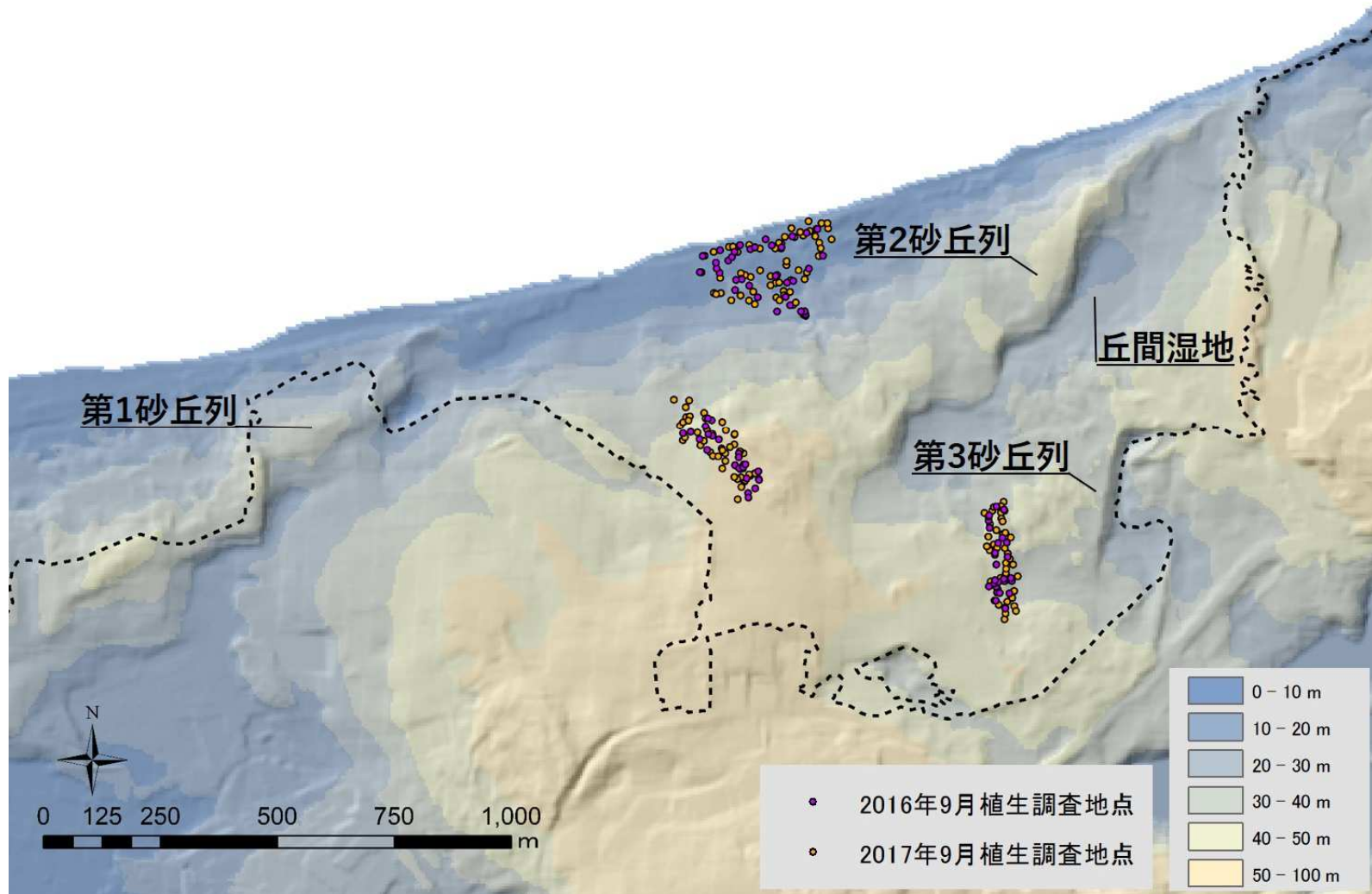


図 5-2 植生調査地点

### 3節 結果

#### 1項 植生

植生調査地点の植生分類の結果を表 5-1 に示す。10 群落が認定された。群落名は出現頻度が 80%以上の種名を用い、優占種を基準とした。砂丘列等の主要な地形の位置を図 5-2 に示す。各調査区の植生図を図 5-3 に、面積割合を図 5-4 に示す。

海浜区は第 2 砂丘列の海側の基部からその斜面に位置し、高潮線付近にはハマヒルガオ-ハマニガナ群落分布していた。その背後には、ネコノシタ群落やハマゴウ-ケカモノハシ群落優占し、面積割合も大きかった。砂丘列の基部からその斜面にかけてはケカモノハシ群落優占していた。

中間区は第 2 砂丘列の海側の斜面上にあり、コウボウムギ-ケカモノハシ群落の分布が広く観察された。次いでコウボウムギ群落、ケカモノハシ群落の順に面積割合が大きかった。

内陸区は第 3 砂丘列の海側の斜面上にあり、ケカモノハシ群落、コウボウムギ-ケカモノハシ群落、コウボウムギ群落が同程度に広く優占していた。次いで、ハマゴウ-ケカモノハシ群落の面積割合が大きかった。



表 5-1 植生区分

LEVEL1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
LEVEL2	0	0	0	1	1	1	1	1	0	1
LEVEL3	0	0	1	0	0	0	0	1		
LEVEL4	1	1		0	1	1	1			
LEVEL5	0	1			0	1	1			
LEVEL6						0	1			
群落名	ハマゴウ	ハマゴウ-ケカモノハシ	ネコノシタ	ハマヒルガオ-ハマニガナ	ピロードテンツキ	ケカモノハシ	コウボウムギ-ケカモノハシ	コウボウムギ	オニシバ	コウボウシバ
コード数	10	22	21	15	16	25	26	38	27	13
ハマヒルガオ		14	33	87	13	8	12	11	15	8
コウボウムギ		14	24		6		100	100	19	
ハマゴウ	100	100	14				12	3		
ネコノシタ		14	100	7					4	
ハマニガナ	10	18	38	93	38	20	38	37	52	31
ケカモノハシ		91	48	20	44	100	96	18	22	15
ハマベノギク			5		6	4				
カワラヨモギ								3		
コウボウシバ									4	100
ピロードテンツキ		55	19	7	100	48	23	29	22	23
ハマボウフウ			14				4	5	7	
オニシバ			5	7		12	4	8	100	23
ウンラン		5			13	4				
スゲsp.		9			6			3		
コマツヨイグサ		5	5		13	8			11	
メヒシバ					13			13		8
オオフタバムグラ					25		4	3		

※各群落における出現頻度が80%以上の種をグレーで示した。

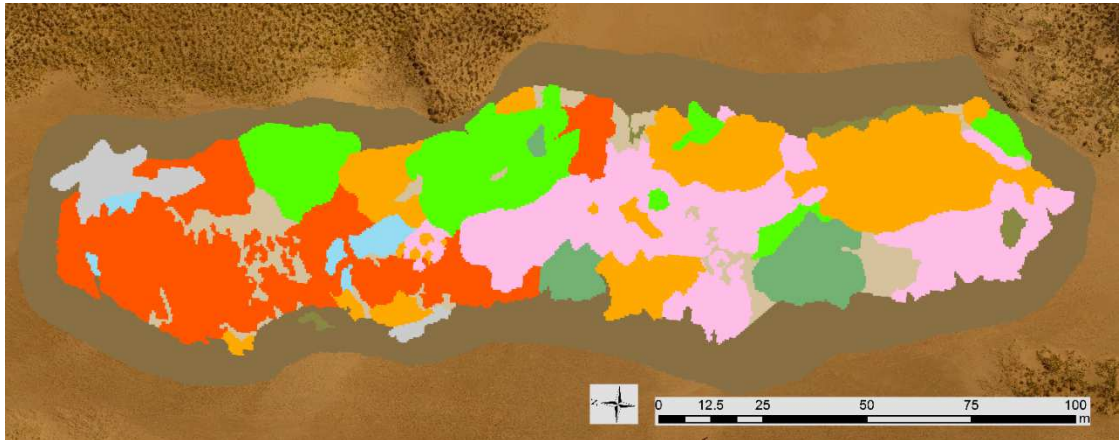
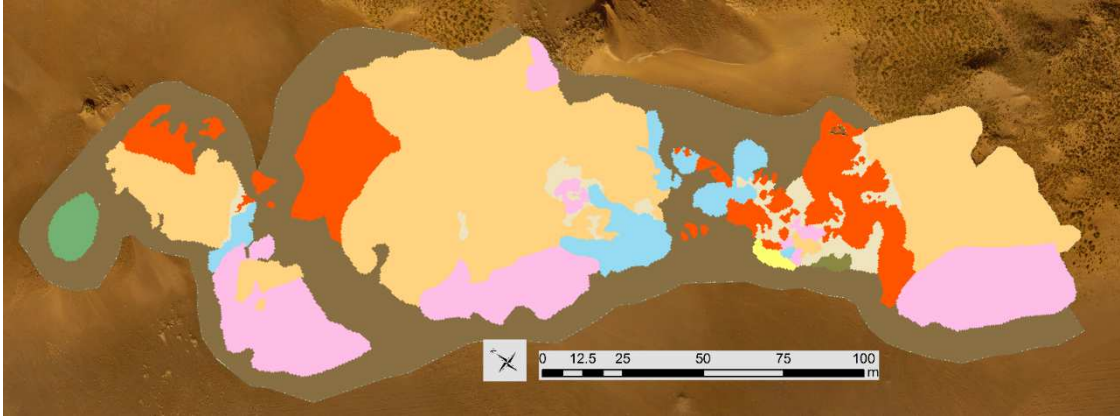
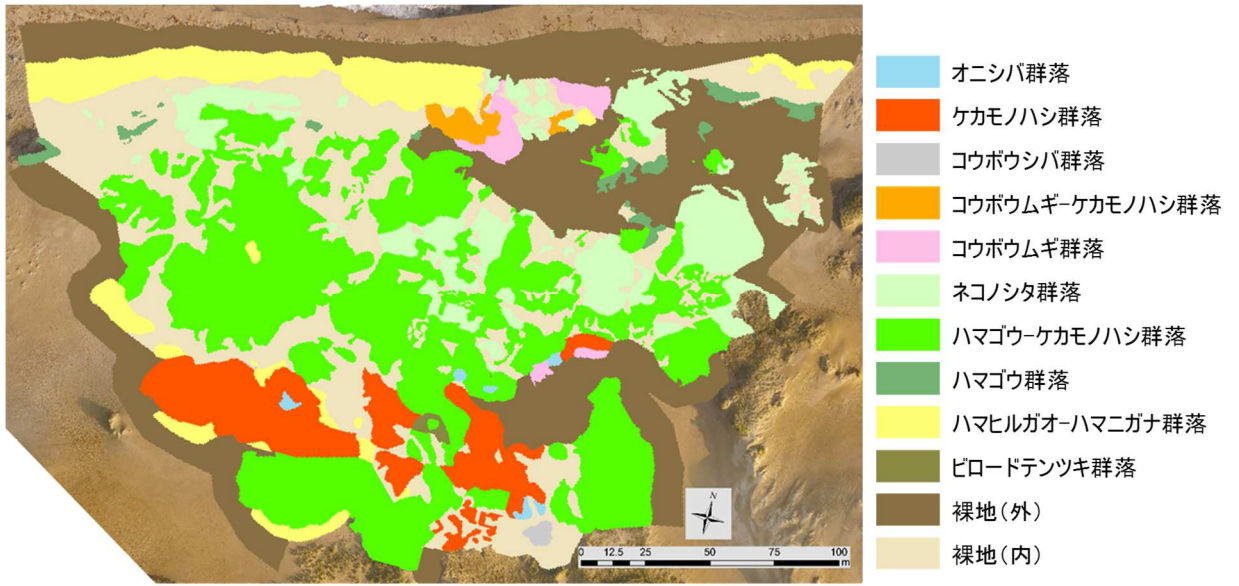


図 5-3 植生図 (上:海浜区 中:中間区 下:内陸区)

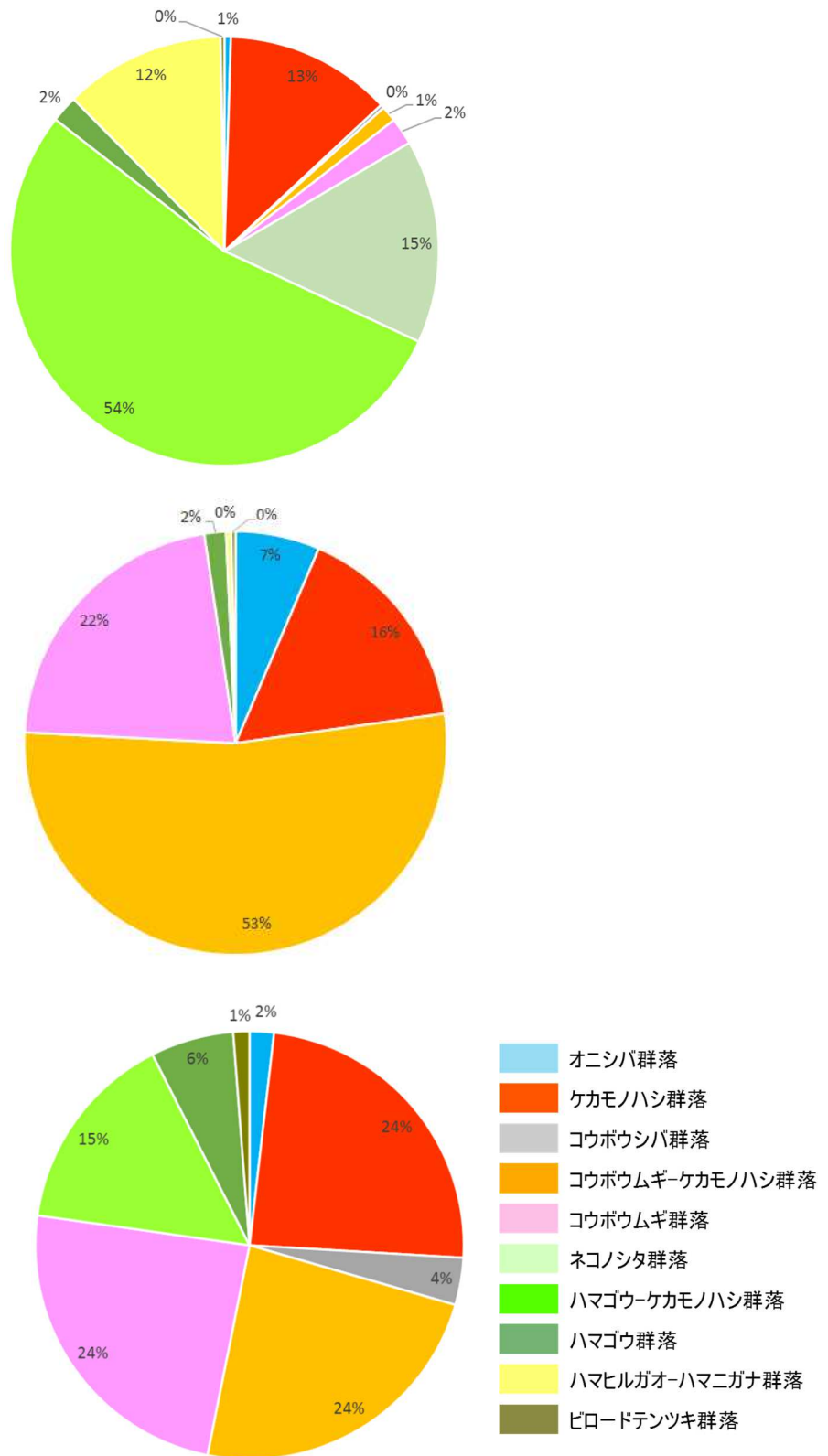


図 5-4 植生の面積割合（上：海浜区 中：中間区 下：内陸区）

## 2項 地形

### 2.1 DSM

作成された DSM のセルサイズは 3.0～5.0cm であった。海岸砂丘植生のパッチサイズの最小値は 50cm×50cm 程度を想定しているため、DSM のセルサイズを 50cm にリサンプリングした。DSM の RMS エラーは水平方向で 2.5～7.0cm、垂直方向で 5.0～7.5cm であった。

### 2.2 傾斜方位

各調査区の傾斜方位の分布を図 5-5 に、その面積割合を図 5-6 示す。海浜区は北向き、北西向き、北東向きの順に斜面の面積割合が大きい。中間区では西向き斜面の面積割合が最も大きく、次いで北向き斜面及び北西向き斜面が同程度に大きい。内陸区では東向き斜面の面積割合が最も大きく、次いで北東向き斜面が大きい。

### 2.3 傾斜角度

各調査区の傾斜方位の分布図を図 5-7 に、その面積割合を図 5-8 示す。海浜区では傾斜角度が 7.3° 以下の斜面が約 4 割を占め、10.6° 以下は約 6 割である。中間区は海浜区と類似した傾向を示す。一方、内陸区は傾斜角度が 7.3° 以下の斜面が 2 割以下、10.6° 以下は約 4 割で、他の地区よりも急な傾斜の斜面の割合が大きい。

### 2.4 標高変化

各調査区の標高変化図を図 5-9 から図 5-11 に示す。冬期と夏期の季節変化の違いが明瞭で、冬期は寒色で示された侵食域が広く分布し、夏期にはその多くが暖色で示された堆積域へと変化した。1 年間の標高変化でも堆積域が広い傾向がある。7 年間の変化は堆積域と侵食域がともに見られ、植生図（図 5-3）と比較すると、植生が成立している箇所が堆積域となり、無植生の箇所は侵食域となる傾向が読み取れる。



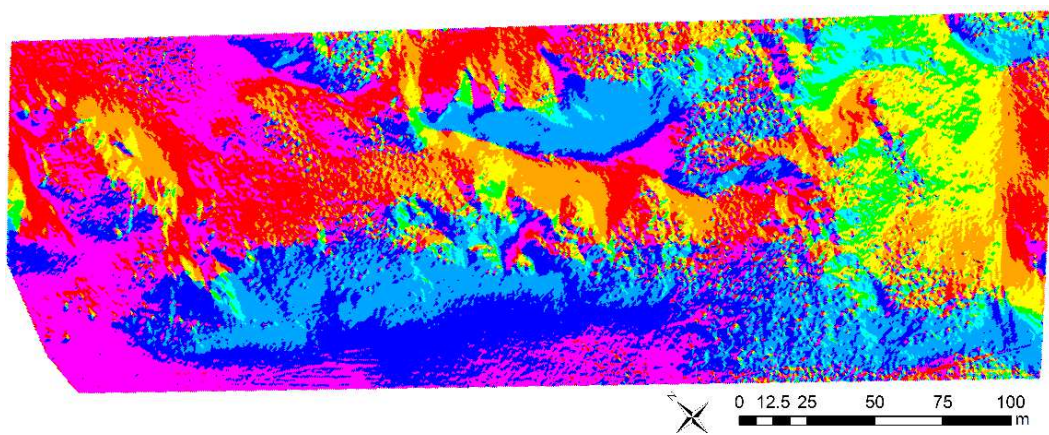
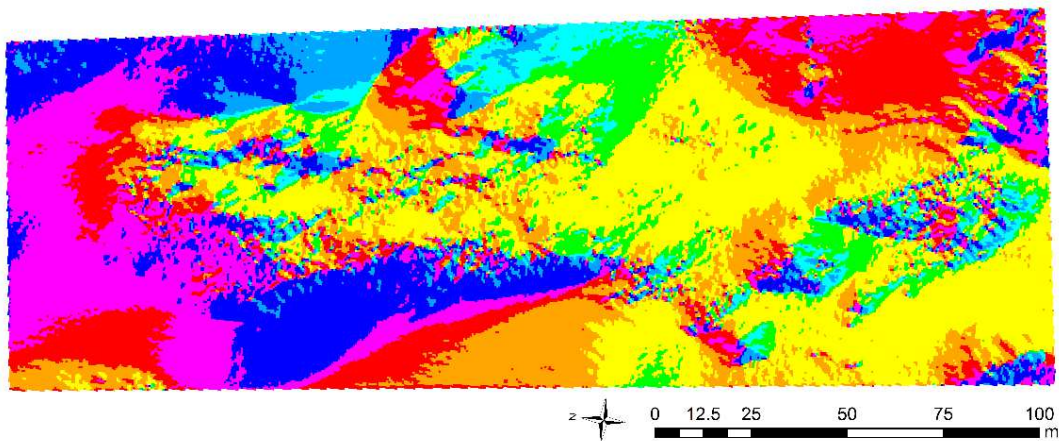
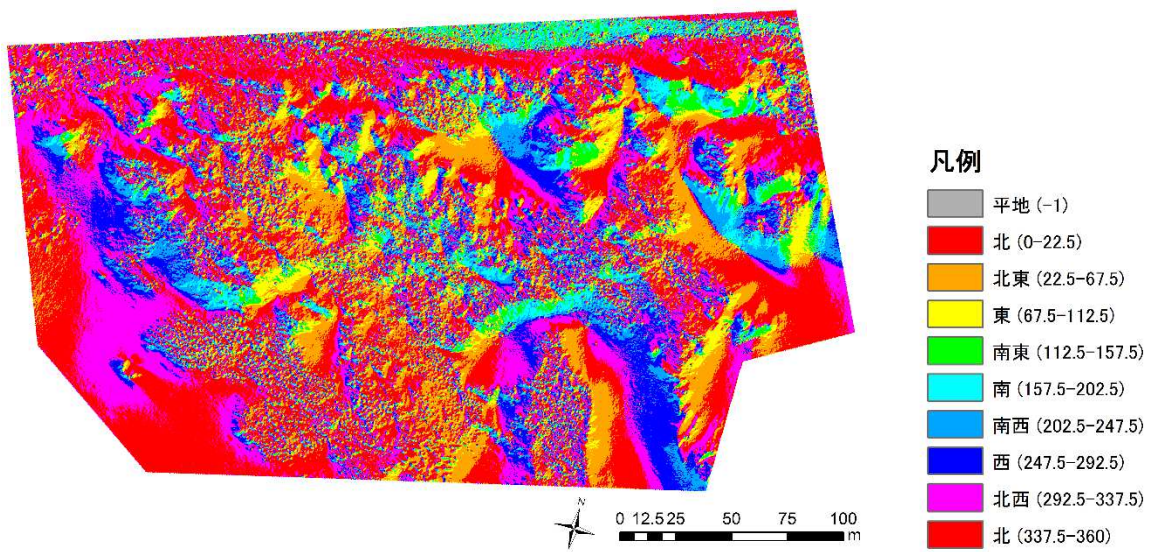


图 5-5 傾斜方位图 (上:海浜区 中:中間区 下:内陸区)

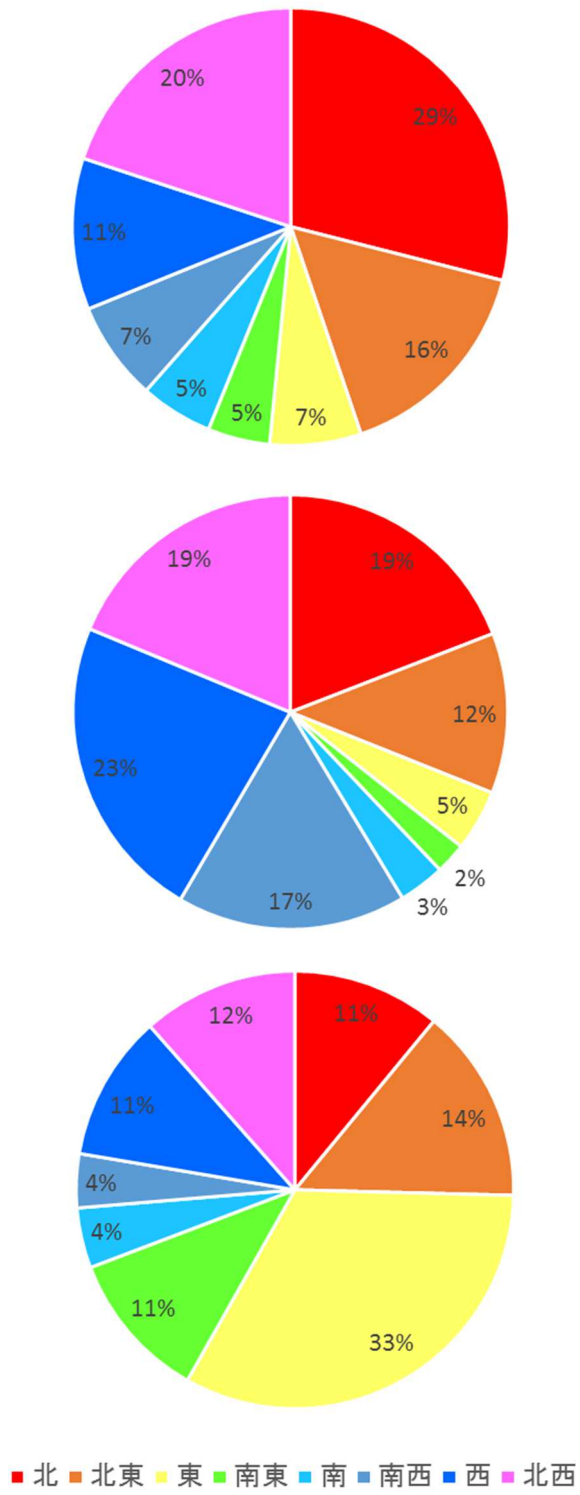


図 5-6 傾斜方位の面積割合 (上：海浜区 中：中間区 下：内陸区)



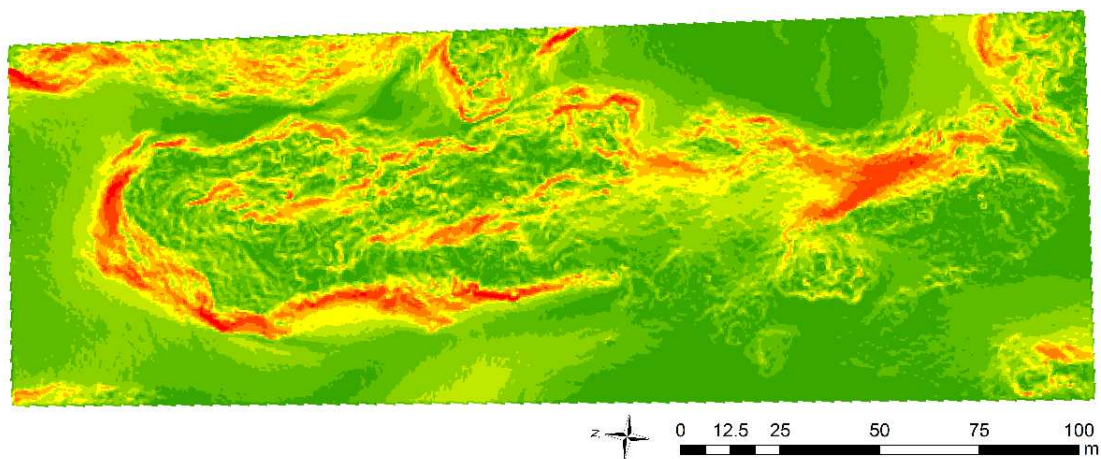
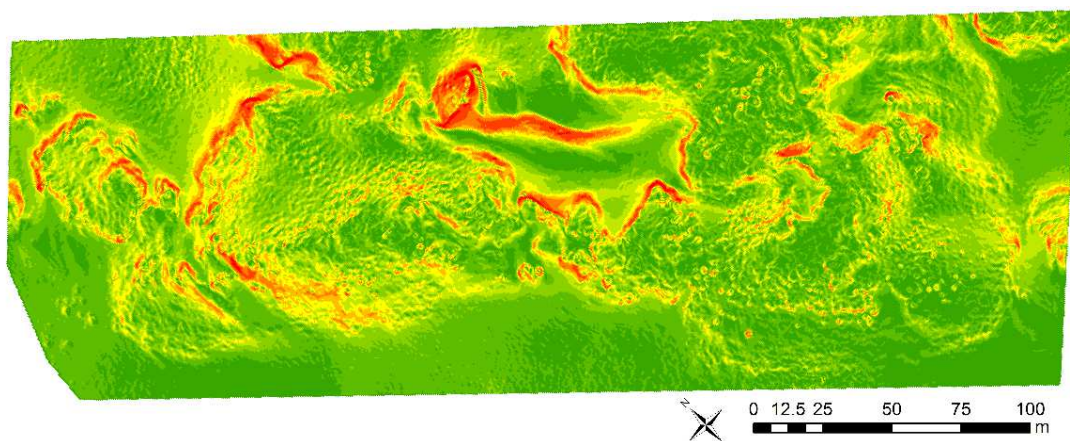
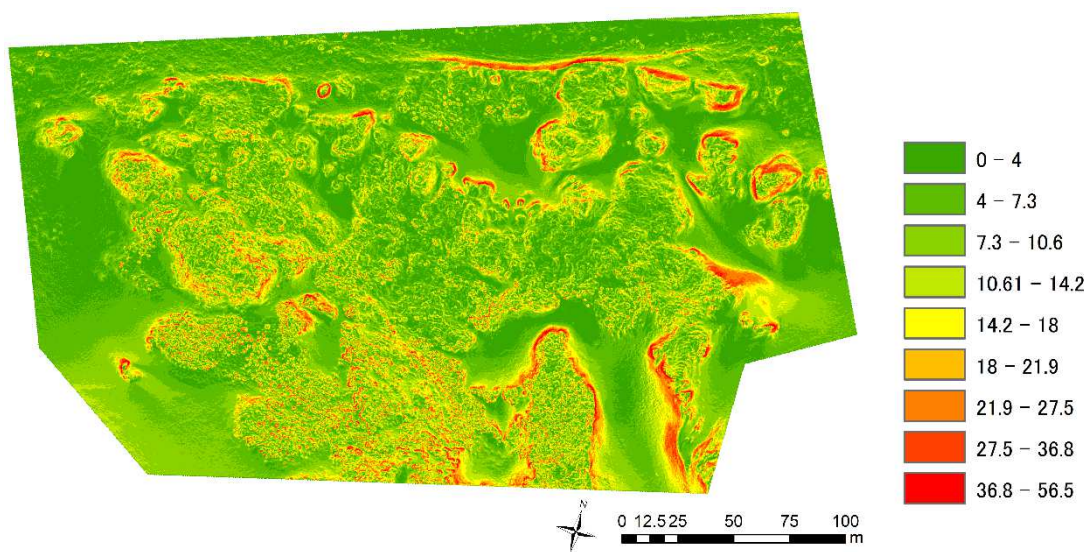
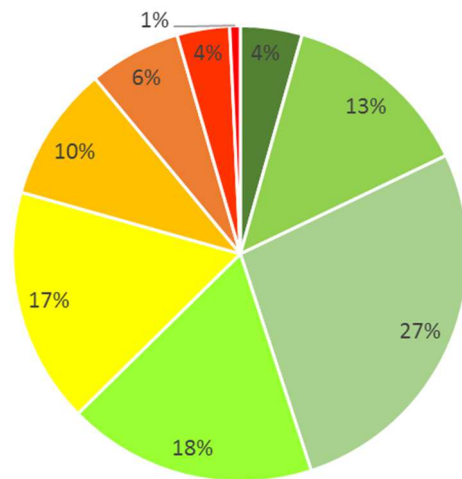
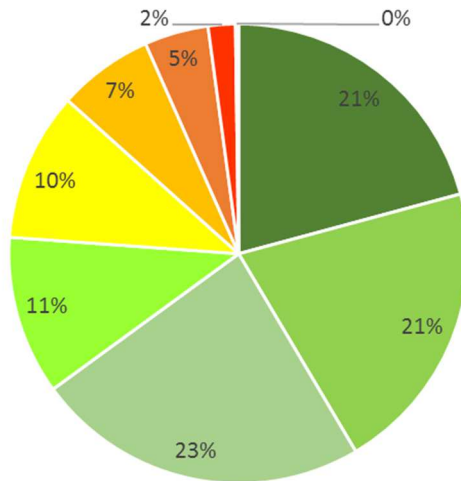
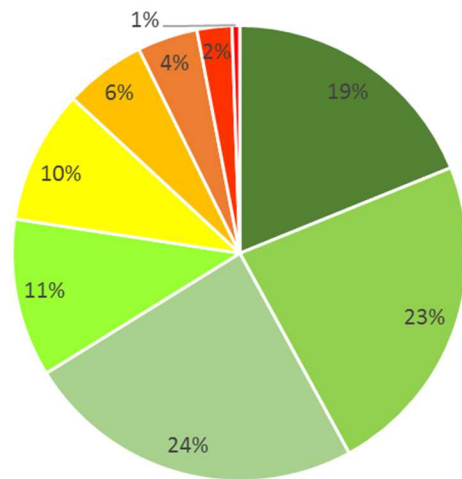


图 5-7 傾斜角度図 (上:海浜区 中:中間区 下:内陸区)



■ 0-4    ■ 4-7.3    ■ 7.3-10.6    ■ 10.6-14.2    ■ 14.2-18  
 ■ 18-21.9    ■ 21.9-27.5    ■ 27.5-36.8    ■ 36.8-56.5

図 5-8 傾斜角度の面積割合 (上：海浜区 中：中間区 下：内陸区)



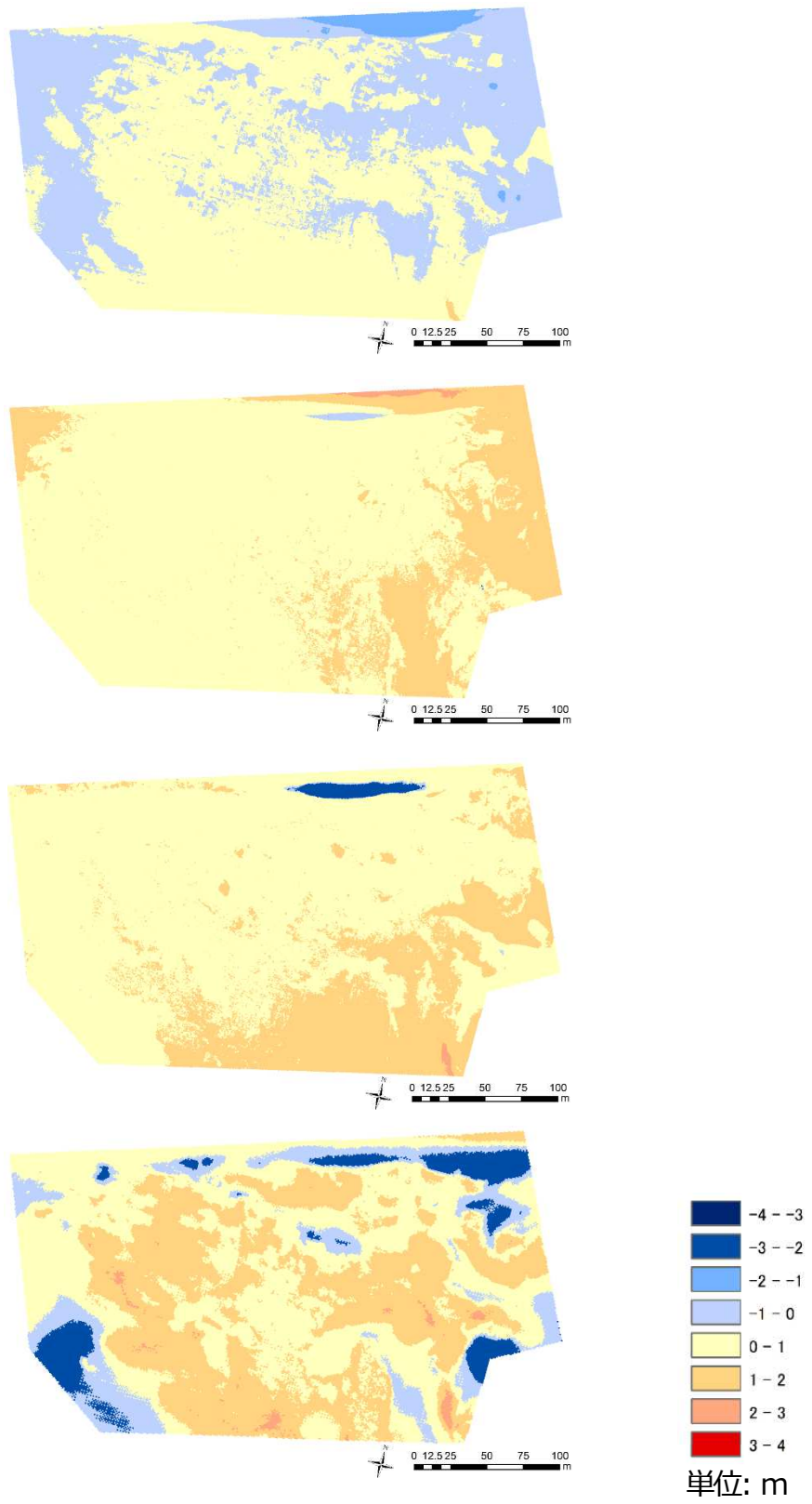


图 5-9 标高变化图 (海浜区: 冬期、夏期、1年間、7年間)

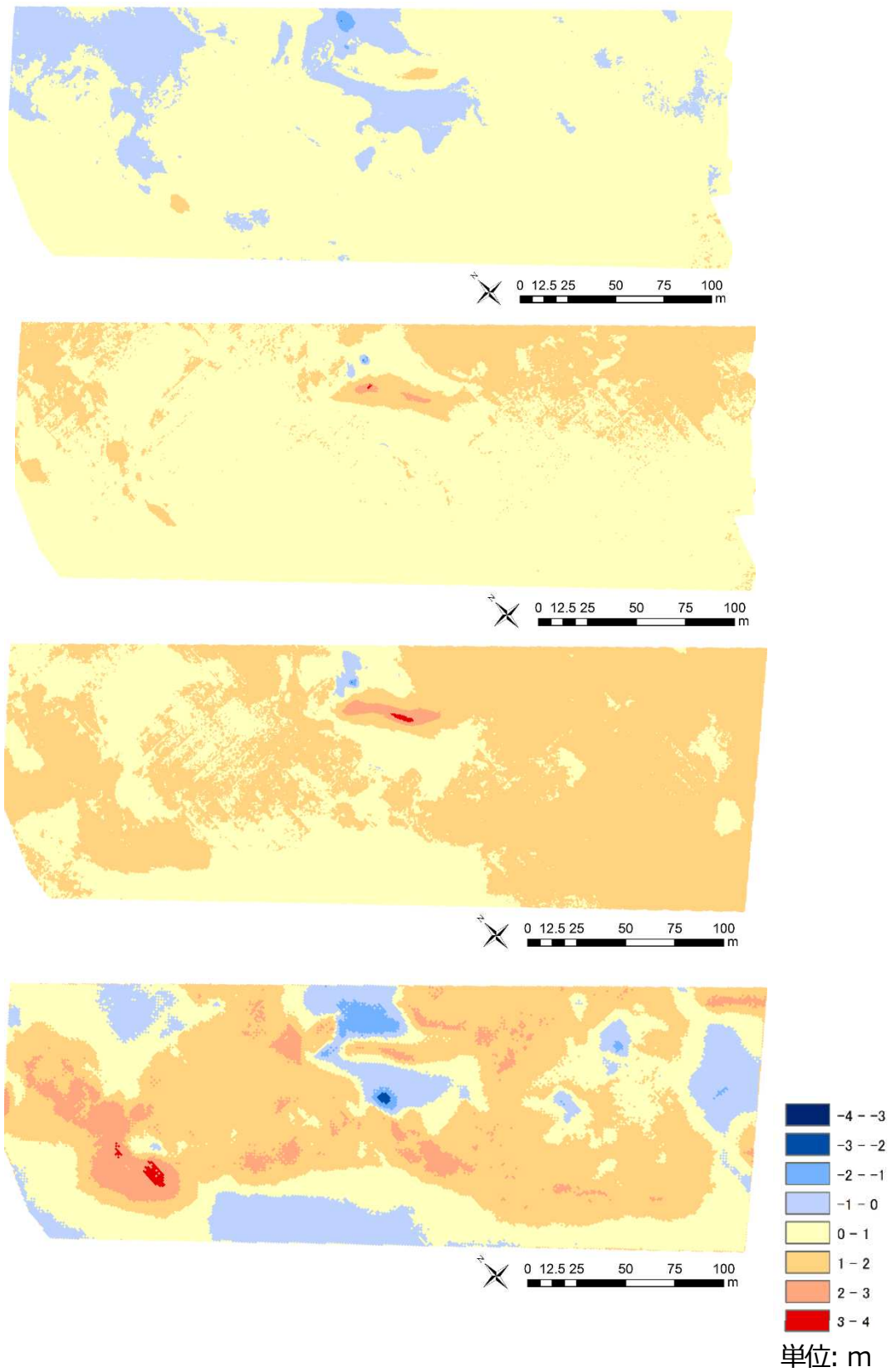


図 5-10 標高変化図 (中間区: 冬期、夏期、1年間、7年間)

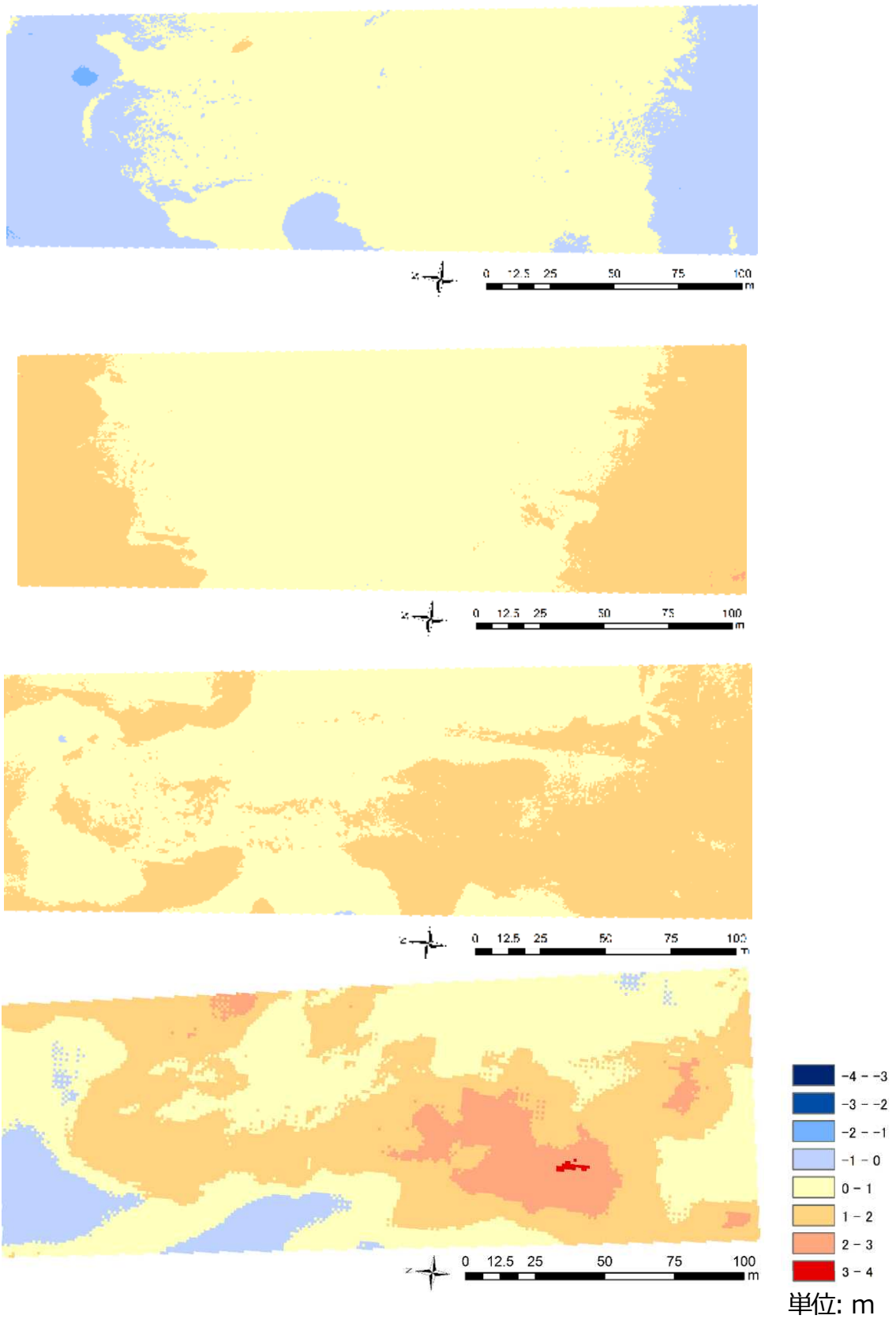


図 5-11 標高変化図 (内陸区: 冬期、夏期、1年間、7年間)

### 3項 選好度指数

選好度指数の解析結果を図 5-12～図 5-18 に示す。正の 1 に近づくほど、ある群落はその立地を選好しているとされることから、選好性が高いとされる 0.2 以上の値を示した。

#### 3.1 標高と海岸砂丘植生

標高 30m以下で 0.2 以上の選好度指数を示した群落はハマヒルガオ-ハマニガナ群落、ハマゴウ-ケカモノハシ群落、ネコノシタ群落であった。特にハマヒルガオ-ハマニガナ群落においては、標高 5m 以下の範囲で選好度指数が 0.9 以上と高い値を示した。ネコノシタ群落においても標高 5m以下で選好度指数が高い値を示した。標高 30m以上で 0.2 以上の選好度指数を示した群落はオニシバ群落、コウボウムギ-ケカモノハシ群落、コウボウムギ群落であった。特にコウボウシバ群落においては、標高 40m付近で選好度指数が 0.9 以上と高い値を示した。コウボウムギ-ケカモノハシ群落においても標高 45mから 60mで選好度指数が高い値を示した。低標高から高標高で 0.2 以上の選好度指数を示した群落はケカモノハシ群落、コウボウシバ群落、ハマゴウ群落、ビロードテンツキ群落であった。

#### 3.2 傾斜角と海岸砂丘植生

傾斜角 15°未満の緩傾斜で 0.2 以上の選好度指数を示した群落はハマヒルガオ-ハマニガナ群落、オニシバ群落、ビロードテンツキ群落であった。傾斜角 15°以上で 0.2 以上の選好度指数を示した群落はコウボウシバ群落、ハマゴウ-ケカモノハシ群落、ケカモノハシ群落、ハマゴウ群落、ネコノシタ群落であった。

#### 3.3 傾斜方位と海岸砂丘植生

北西から北東向き斜面において 0.2 以上の選好度指数を示した群落はハマヒルガオ-ハマニガナ群落、コウボウシバ群落、ビロードテンツキ群落であった。ハマヒルガオ-ハマニガナ群落は他の群落と比較して、北西から北東向き斜面での選好度指数が高かった。東向き斜面において 0.2 以上の選好度指数を示した群落はコウボウムギ群落であった。南東から南西向き斜面において 0.2 以上の選好度指数を示した群落はオニシバ群落、ハマゴウ群落であった。オニシバ群落とハマゴウ群落では、選好度指数がおおよそ 0.6 と高かった。南西から西向き斜面において 0.2 以上の選好度指数を示した群落はオニシバ群落、コウボウムギ群落であった。

#### 3.4 標高変化（冬期）と海岸砂丘植生

冬期の標高変化が 0m以上の堆積域で 0.2 以上の選好度指数を示した群落はオニシバ群落、コウボウムギ-ケカモノハシ群落、ハマゴウ-ケカモノハシ群落であった。冬期の標高変

化が 0m未満の侵食域で 0.2 以上の選好度指数を示した群落はハマゴウ群落、ハマヒルガオ-ハマニガナ群落であった。堆積域と侵食域の両方を選好した群落はネコノシタ群落、コウボウムギ群落、ケカモノハシ群落、コウボウシバ群落、ビロードテンツキ群落であった。

### 3.5 標高変化（夏期）と海岸砂丘植生

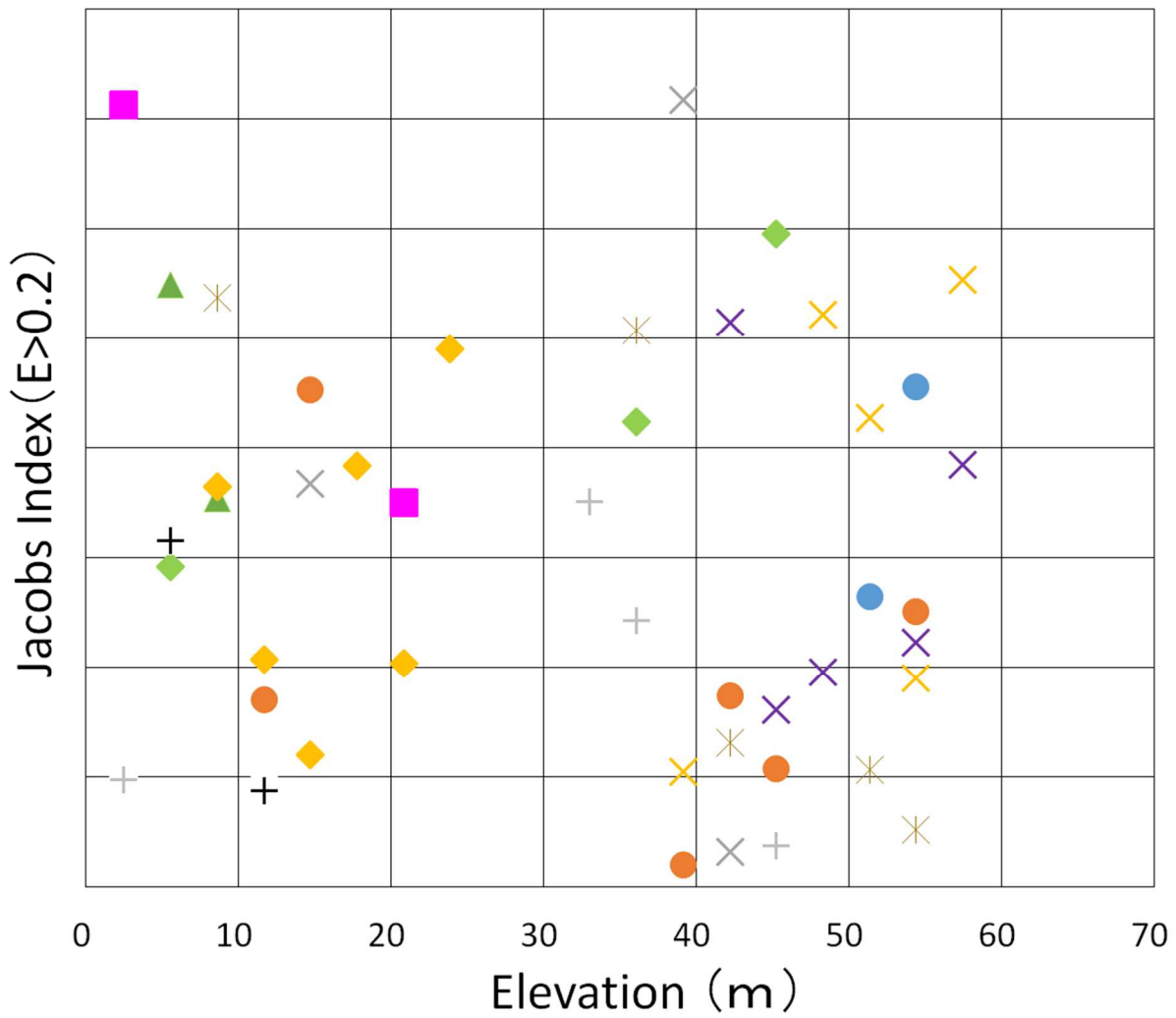
夏期の標高変化が 0m以上の堆積域で 0.2 以上の選好度指数を示した群落は、ハマゴウ群落、コウボウムギ群落、コウボウムギ-ケカモノハシ群落、ビロードテンツキ群落、ネコノシタ群落、コウボウシバ群落、オニシバ群落、ケカモノハシ群落であった。特に、ビロードテンツキ群落とオニシバ群落は夏期の標高変化が約 1.3mで選好度指数がおおよそ 0.7 と高かった。

### 3.6 標高変化（1年間）と海岸砂丘植生

1年間の標高変化が 0m以上の堆積域で 0.2 以上の選好度指数を示した群落は、ハマヒルガオ-ハマニガナ群落、ネコノシタ群落、オニシバ群落、ビロードテンツキ群落、コウボウムギ-ケカモノハシ群落、コウボウムギ群落、ケカモノハシ群落、ハマゴウ-ケカモノハシ群落、ハマゴウ群落、コウボウシバ群落であった。特にハマゴウ群落は1年間の標高変化が約 1.5mの堆積域で選好度指数が 0.8 以上と高かった。コウボウシバにおいても1年間の標高変化が約 1.4mの堆積域で選好度指数が約 0.9 と高かった。1年間の標高変化が堆積域で選好度指数が 0.9 以上を示した群落はオニシバ群落とコウボウシバ群落であった。

### 3.7 標高変化（7年間）と海岸砂丘植生

7年間の標高変化が堆積域で 0.2 以上の選好度指数を示した群落は、オニシバ群落、ケカモノハシ群落、コウボウシバ群落、コウボウムギ-ケカモノハシ群落、コウボウムギ群落、ネコノシタ群落、ハマゴウ-ケカモノハシ群落、ハマゴウ群落、ビロードテンツキ群落であった。特にハマゴウ群落で標高変化が 2m以上の堆積域で選好度指数が 0.8 以上と高い値を示した。7年間の標高変化が侵食域で 0.2 以上の選好度指数を示した群落は、ハマヒルガオ-ハマニガナ群落であった。特に-2m以下の侵食域において、選好度指数が 0.7 以上と高かった。



- |          |            |
|----------|------------|
| ● オニシバ   | ◆ ハマゴウ     |
| ● ケカモノハシ | ◆ -ケカモノハシ  |
| × コウボウシバ | ◆ ハマゴウ     |
| × コウボウムギ | ■ ハマヒルガオ   |
| × コウボウムギ | ■ -ハマニガナ   |
| ▲ ネコノシタ  | * ビロードテンツキ |
|          | + 無植生(植生内) |
|          | + 無植生(植生外) |

図 5-12 選好度指数と標高の関係

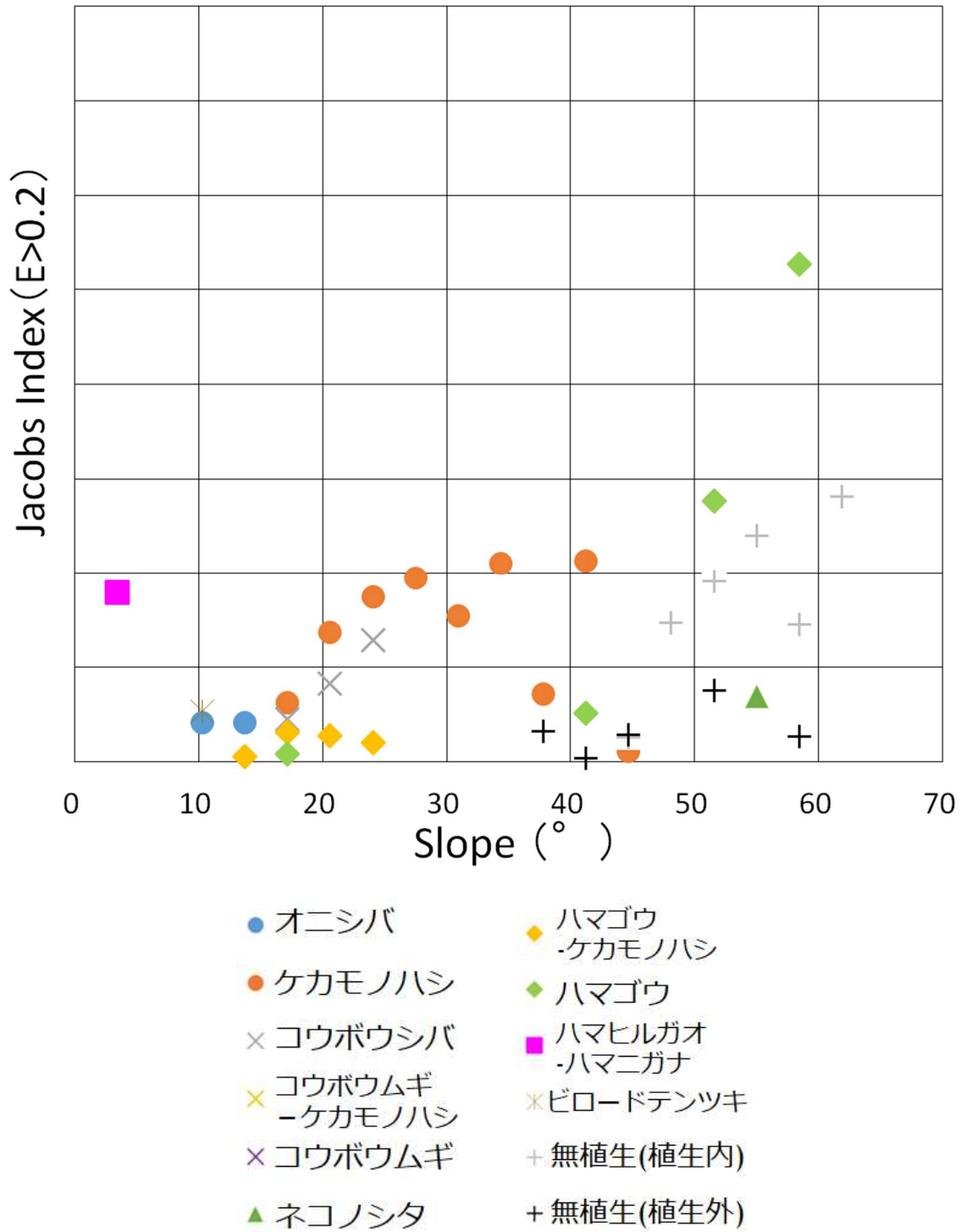
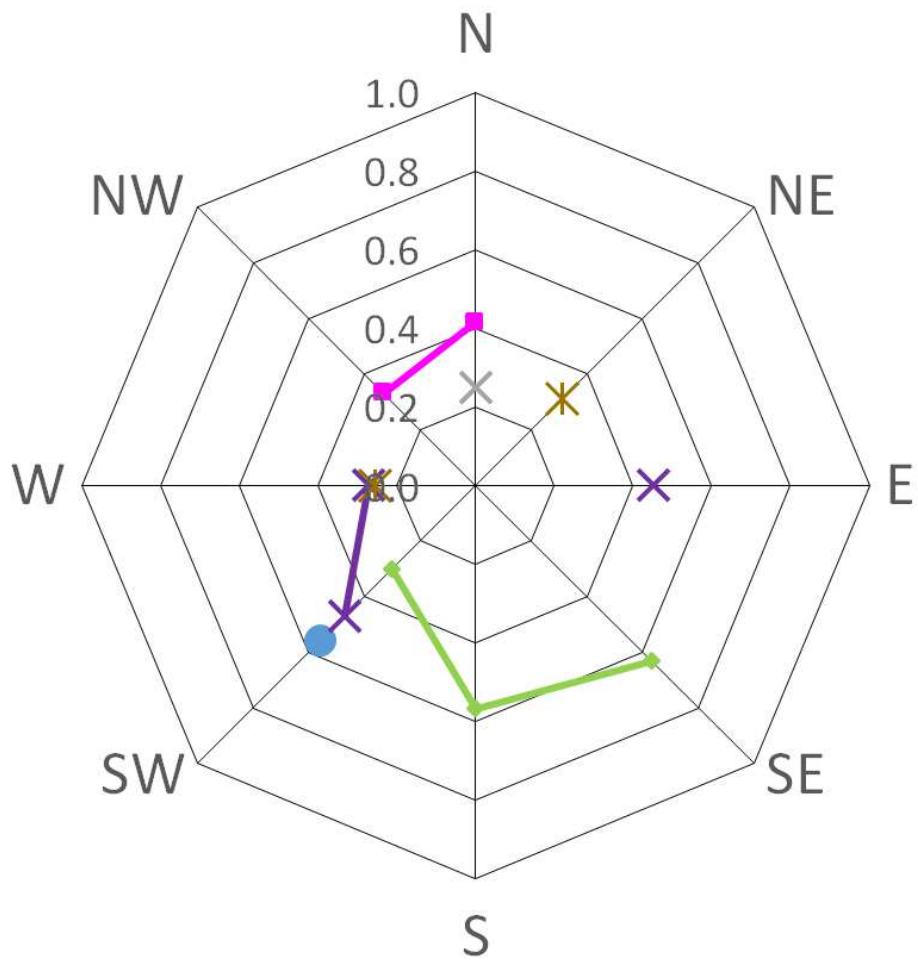


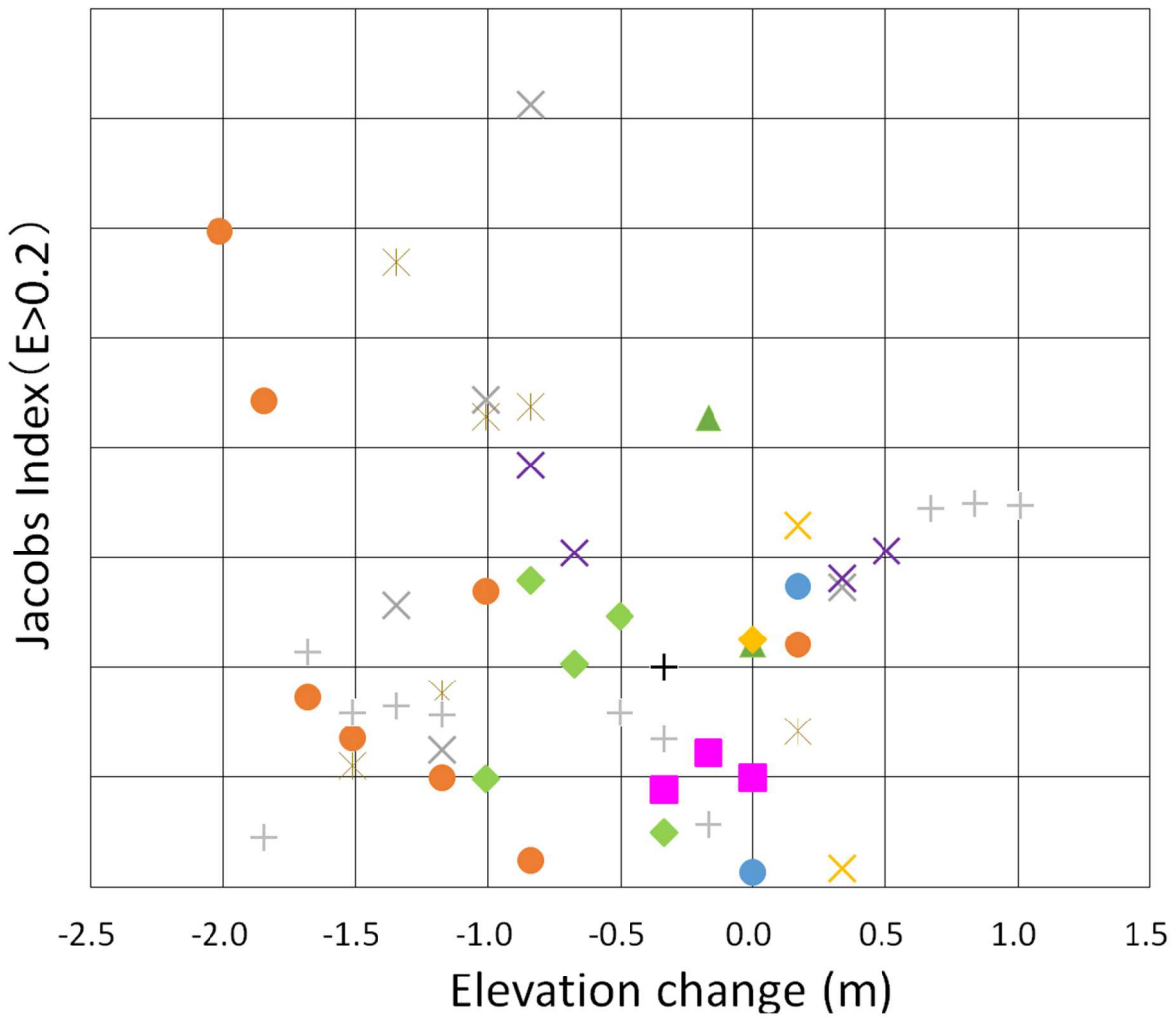
図 5-13 選好度指数 (傾斜角度)



- オニシバ
- ケカモノハシ
- × コウボウシバ
- × コウボウムギ-ケカモノハシ
- × コウボウムギ
- ▲ ネコノシタ
- ◆ ハマゴウ-ケカモノハシ
- ◆ ハマゴウ
- ハマヒルガオ-ハマニガナ
- ✱ ビロードテンツキ
- + 無植生(植生内)
- + 無植生(植生外)

図 5-14 選好度指数 (傾斜方位)





- |                     |                    |
|---------------------|--------------------|
| ● オニシバ              | ◆ ハマゴウ<br>-ケカモノハシ  |
| ● ケカモノハシ            | ◆ ハマゴウ             |
| × コウボウシバ            | ■ ハマヒルガオ<br>-ハマニガナ |
| × コウボウムギ<br>-ケカモノハシ | * ビロードテンツキ         |
| × コウボウムギ            | + 無植生(植生内)         |
| ▲ ネコノシタ             | + 無植生(植生外)         |

図 5-15 選好度指数 (標高変化 (冬期))

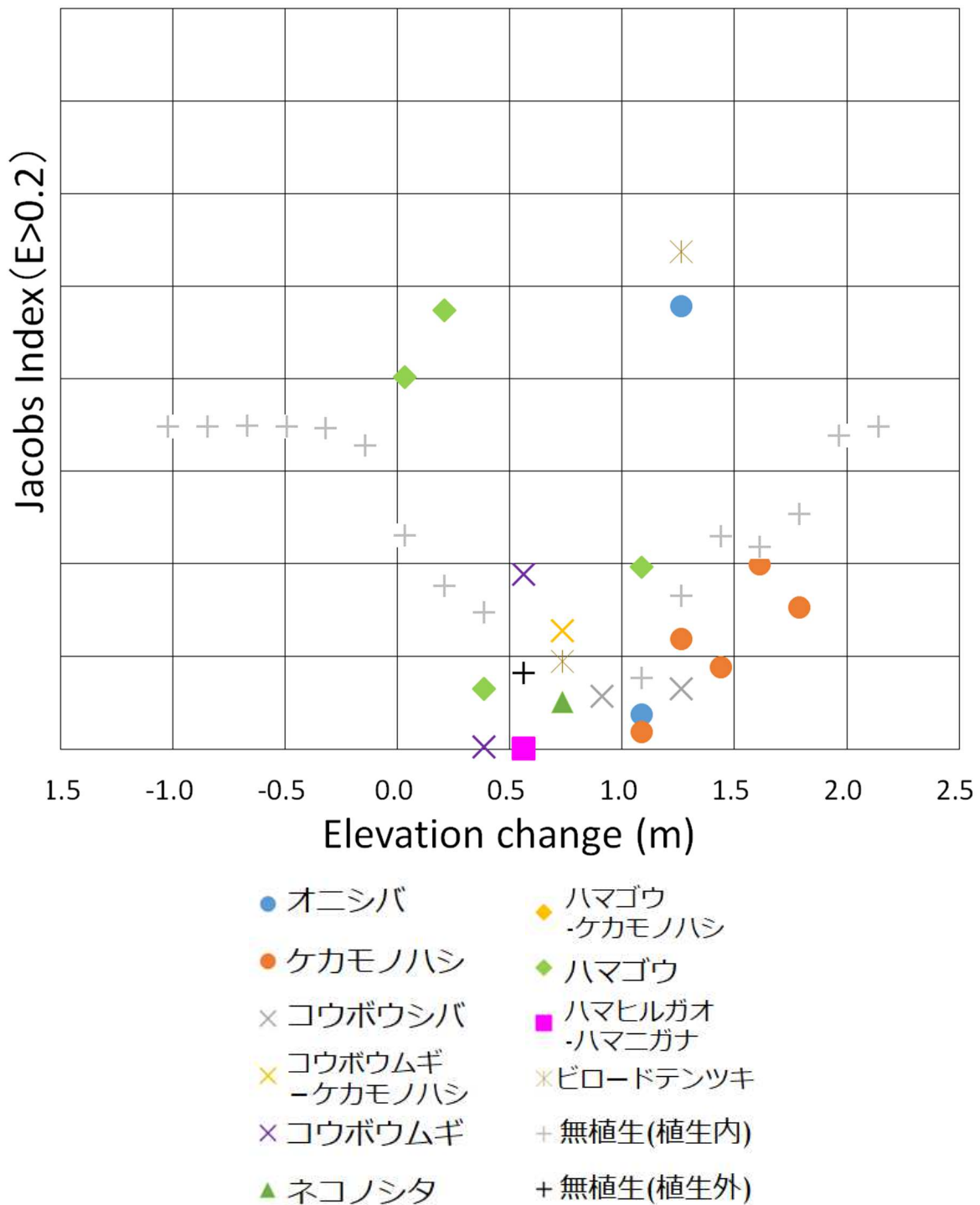
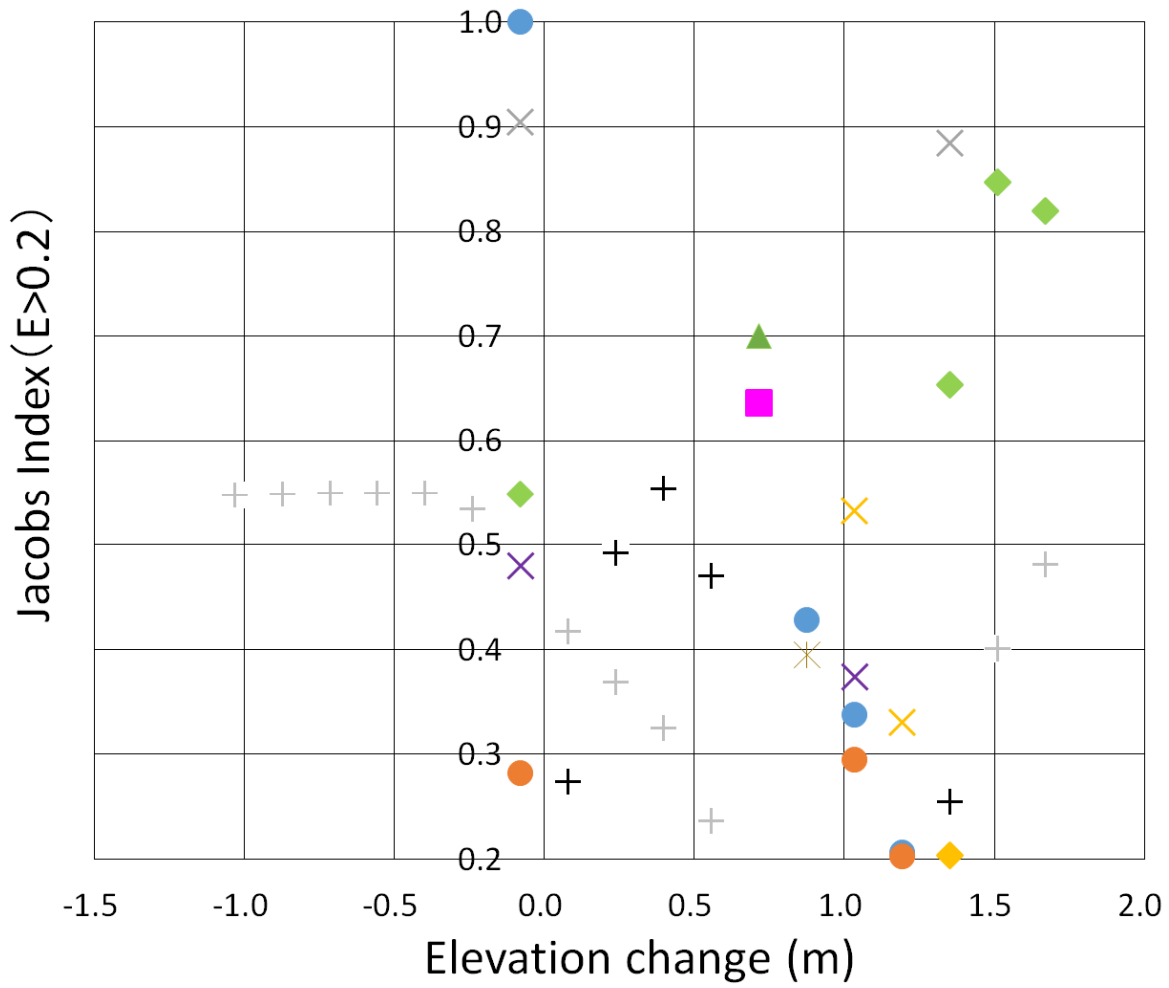
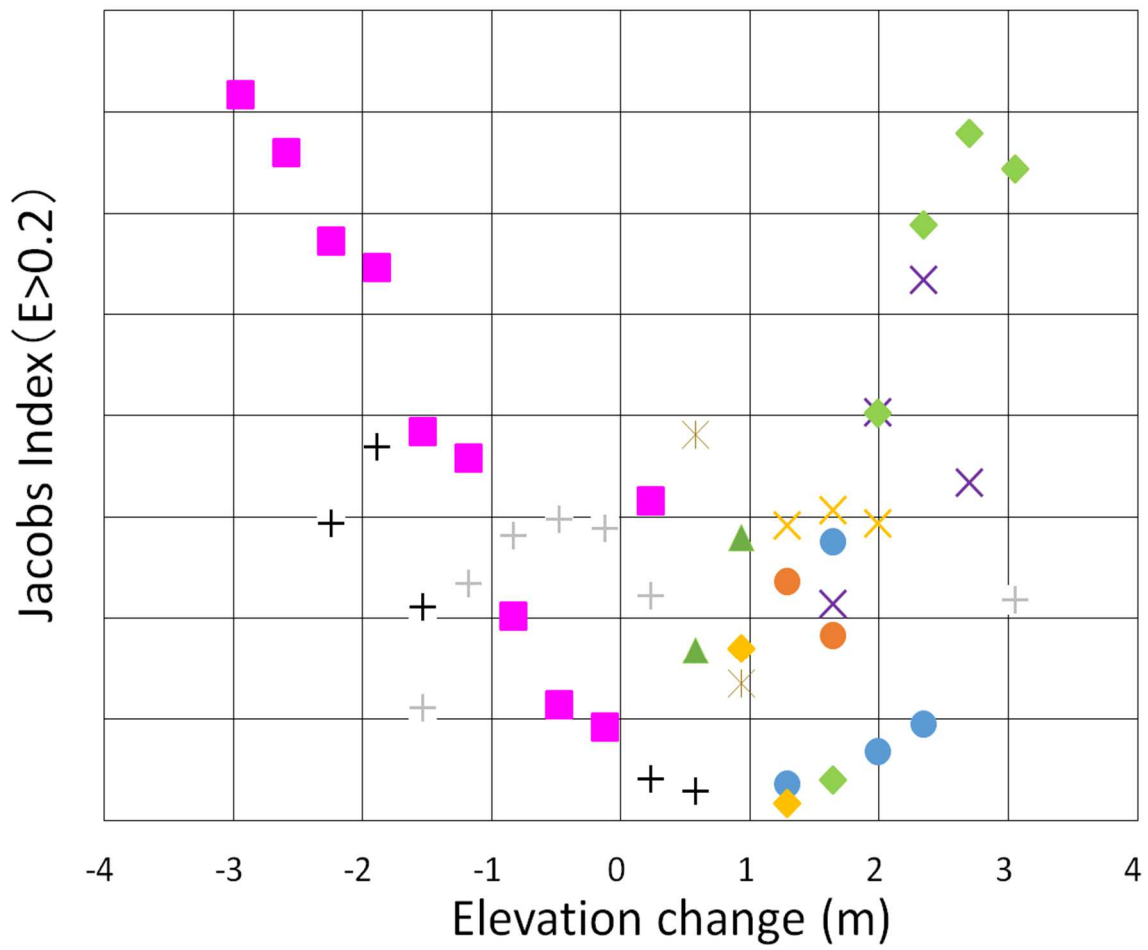


図 5-16 選好度指数 (標高変化 (夏期))



- オニシバ
- ケカモノハシ
- × コウボウシバ
- × コウボウムギ-ケカモノハシ
- × コウボウムギ
- ▲ ネコノシタ
- ◆ ハマゴウ-ケカモノハシ
- ◆ ハマゴウ
- ハマヒルガオ-ハマニガナ
- ✳ ビロードテンツキ
- + 無植生(植生内)
- + 無植生(植生外)

図 5-17 選好度指数 (標高変化 (1 年間))



- |                     |                    |
|---------------------|--------------------|
| ● オニシバ              | ◆ ハマゴウ<br>-ケカモノハシ  |
| ● ケカモノハシ            | ◆ ハマゴウ             |
| × コウボウシバ            | ■ ハマヒルガオ<br>-ハマニガナ |
| × コウボウムギ<br>-ケカモノハシ | ✱ ビロードテンツキ         |
| × コウボウムギ            | + 無植生(植生内)         |
| ▲ ネコノシタ             | + 無植生(植生外)         |

図 5-18 選好度指数 (標高変化 (7年間))

#### 4項 植生構造と環境要因

植生調査で得られた植生構造に関するパラメータ（植生高、植被率、種数）の平均値と各環境要因との関係を相関図と相関係数により把握した。植生高と植被率は標高と弱い正の相関を持ち、種数は弱い負の相関を持つ（図 5-19）。ただしいずれの相関も統計的に有意ではない。以下、統計的に有意な相関を「強い相関」と記し、有意ではないが相関図と相関係数（絶対値 0.15 以上）から想定される相関を「弱い相関」と記す。

植生高は傾斜角と強い正の相関、植被率は弱い正の相関を示し、種数は弱い負の相関を示した（図 5-20）。植生高は傾斜方位と弱い負の相関を示し、植被率と種数は相関関係を示さなかった（図 5-21）。植生高は冬期の標高変化とは相関がなく、植被率と種数は弱い正の相関を示した（図 5-22）。植生高と種数は夏期の標高変化とは相関がなく、植被率は弱い負の相関を示した（図 5-23）。植生高は 1 年間の標高変化とは相関がなく、植被率と種数は弱い正の相関を示した（図 5-24）。植生高と植被率は 7 年間の標高変化と強い正の相関を示し、種数は相関を示さなかった（図 5-25）。

図 5-26 に各群落の 7 年間の標高変化量のボックスプロットを示す。すべての群落は標高が上昇傾向にあり、堆積域に分布した。各群落間で堆砂能力に違いが生じていた。

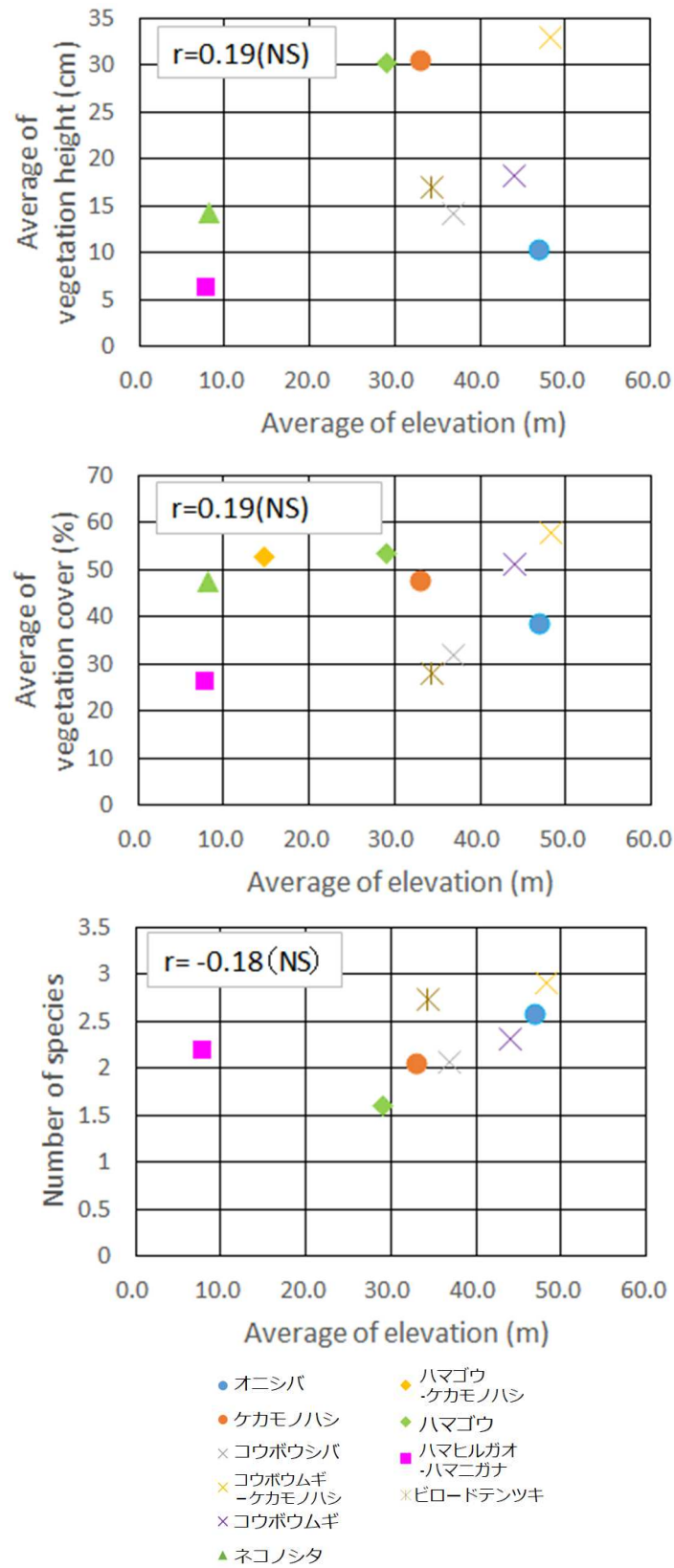


図 5-19 標高と植生構造（上：植生高、中：植被率、下：種数）

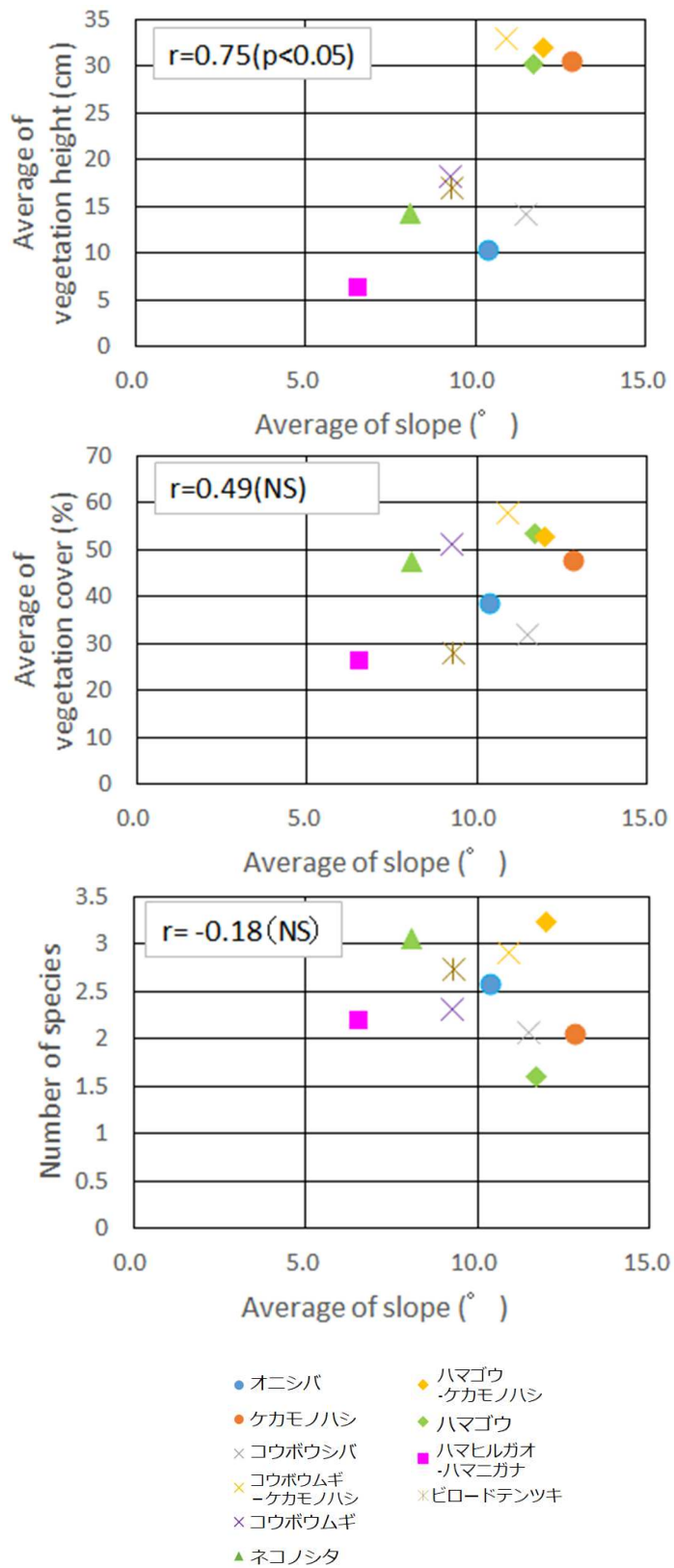


図 5-20 傾斜角と植生構造（上：植生高、中：植被率、下：種数）

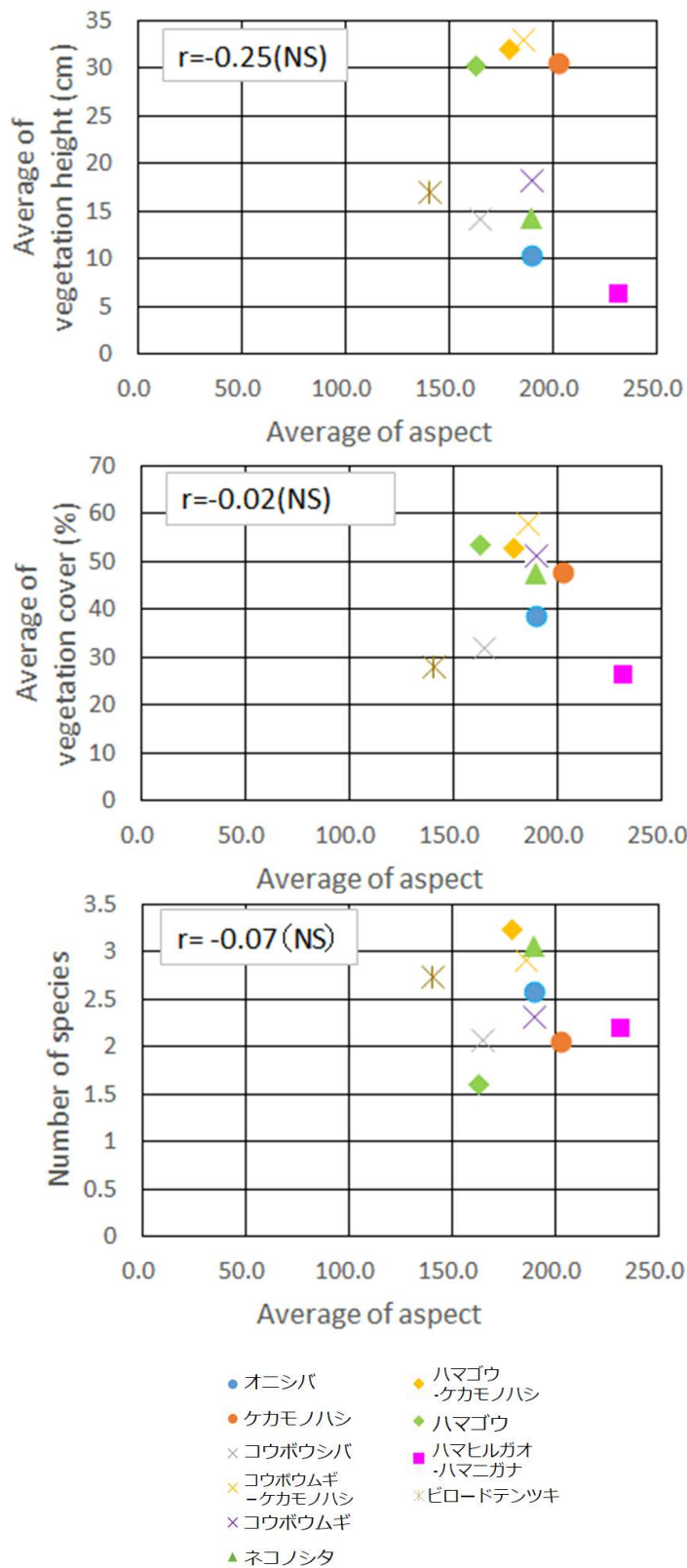


図 5-21 傾斜方位と植生構造（上：植生高、中：植被率、下：種数）



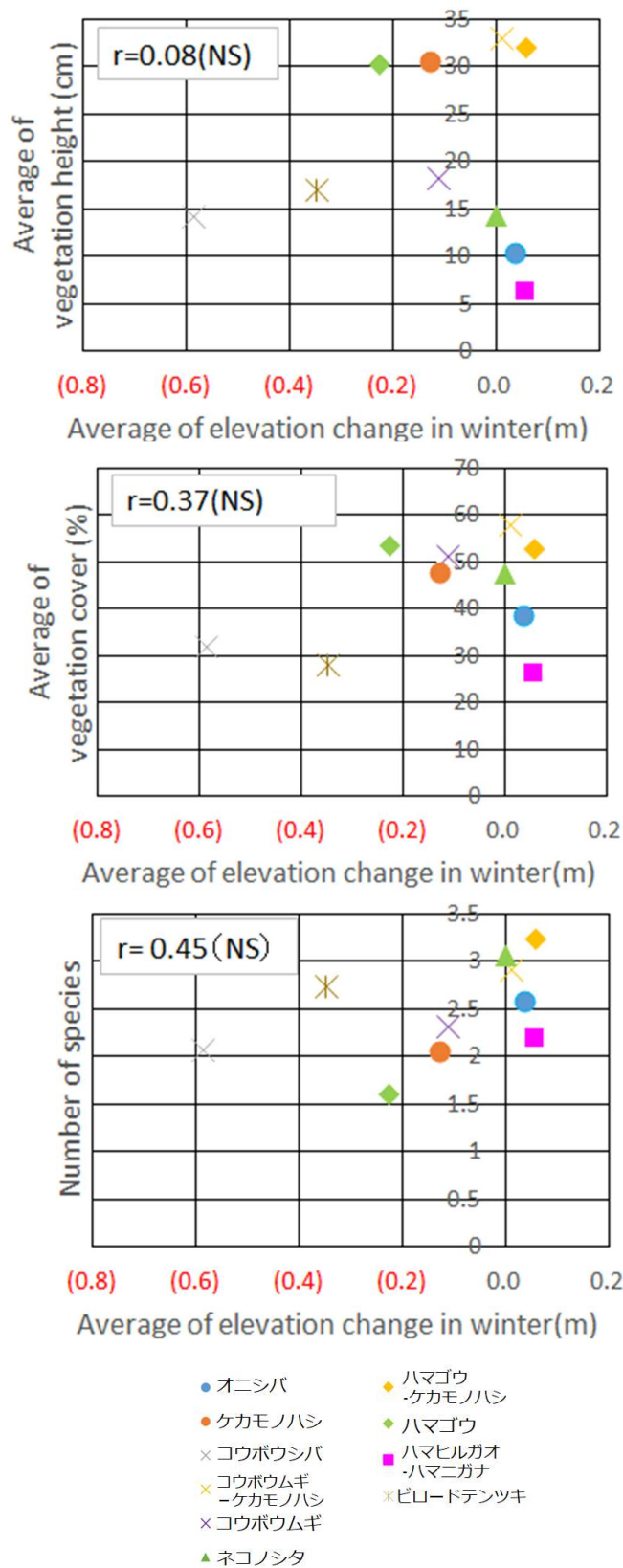


図 5-22 冬期の標高変化と植生構造（上：植生高、中：植被率、下：種数）

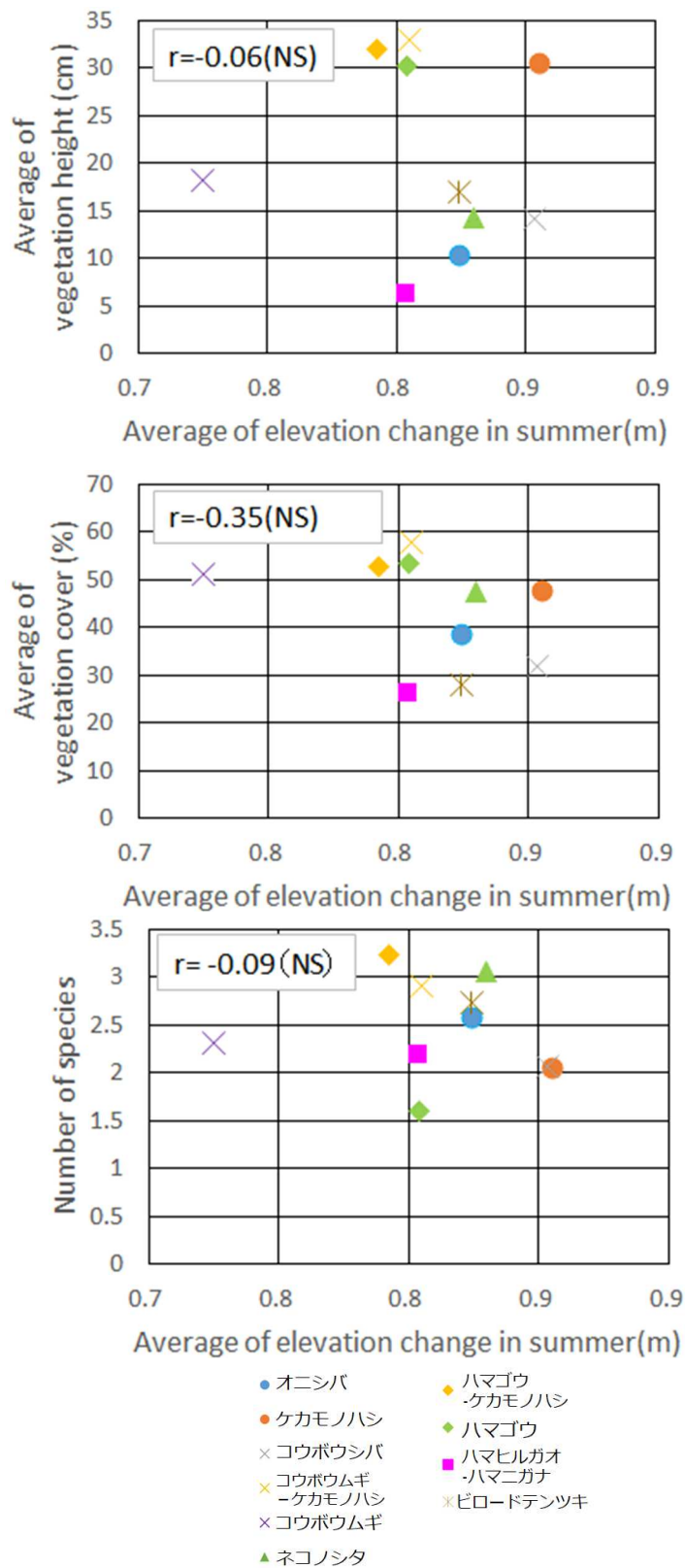


図 5-23 夏期の標高変化と植生構造（上：植生高、中：植被率、下：種数）

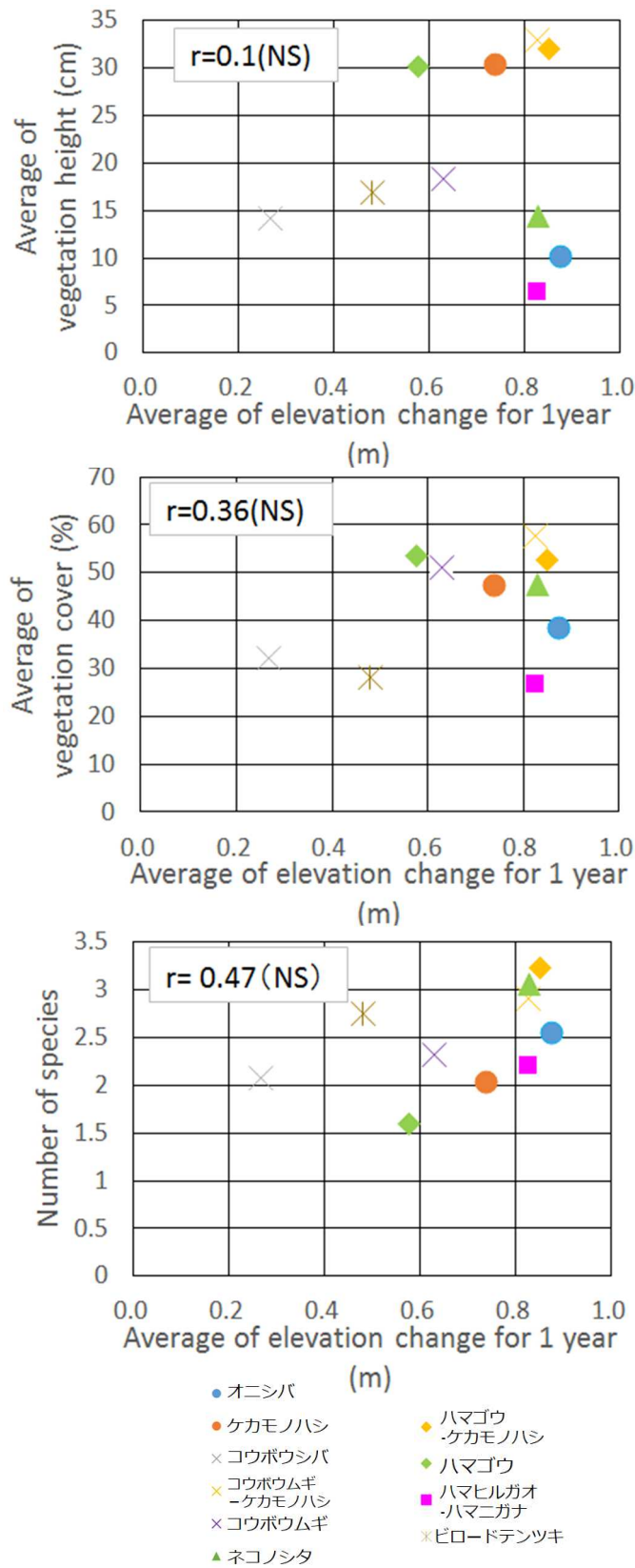


図 5-24 1年間の標高変化と植生構造（上：植生高、中：植被率、下：種数）

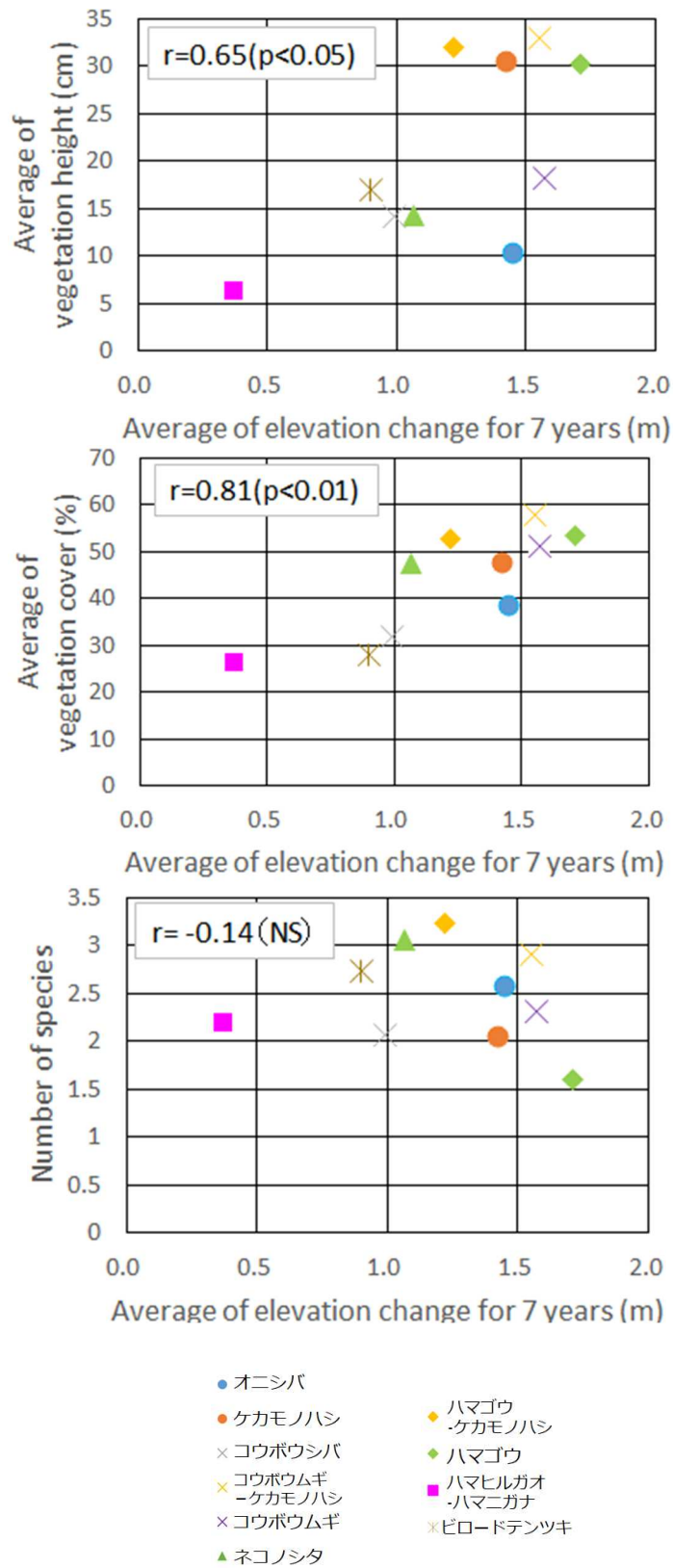


図 5-25 7年間の標高変化と植生構造（上：植生高、中：植被率、下：種数）

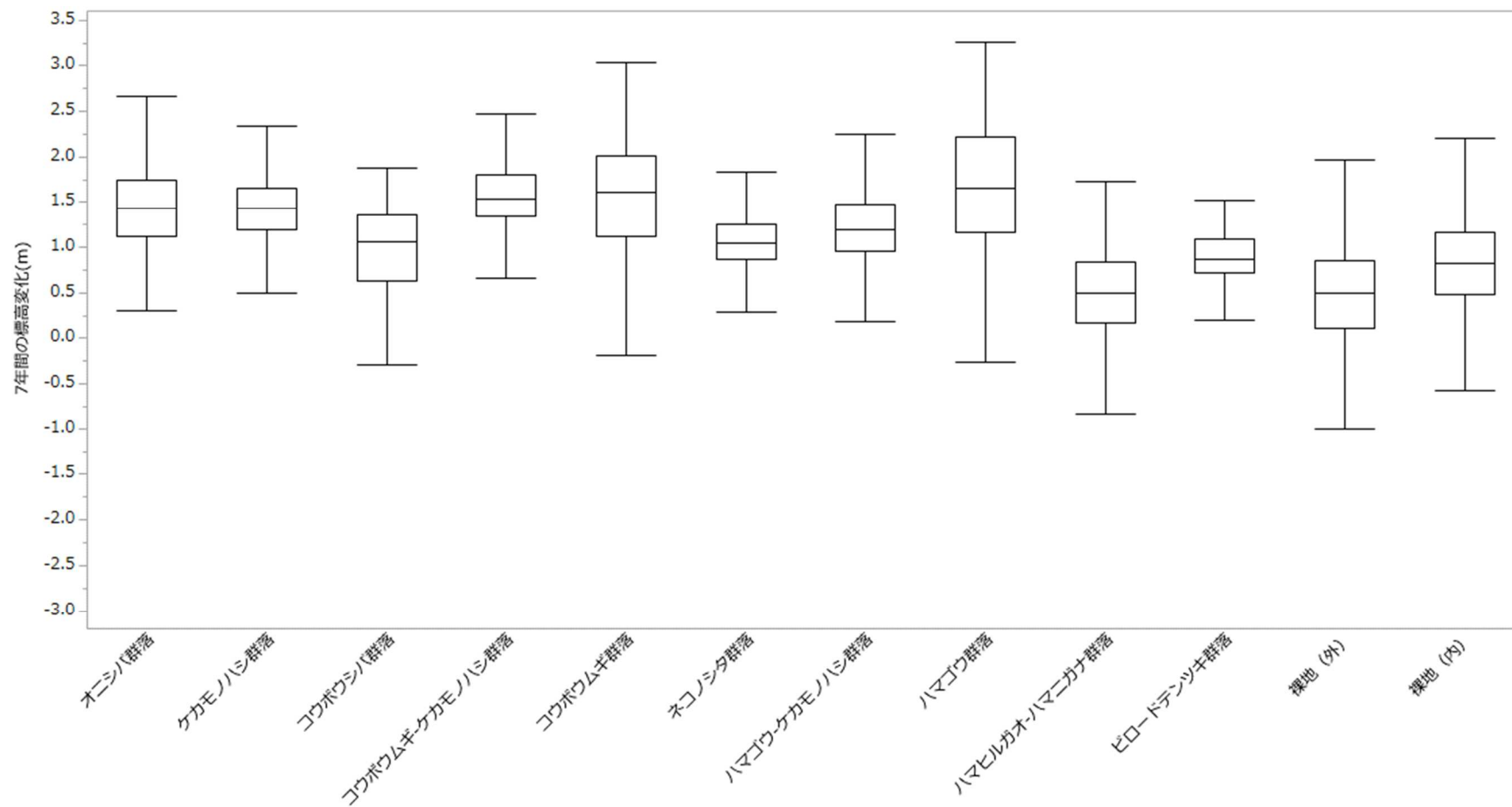


図 5-26 各群落が立地する場所における 7 年間の標高変化

#### 4節 考察

鳥取砂丘の飛砂は 5m/s の風で発生し、5m/s 程度の南からの恒常風と 10m/s 程度の西から北の冬期の季節風に特徴付けられる(鳥取砂丘再生会議 2016)。標高変化の結果から、調査地域では冬期に侵食、夏期に堆積という相違があり、これらを合わせた 1 年間では堆積傾向であった。調査地域では冬期には海からの北西の季節風により飛砂が発生するが、同時に強風により侵食も進行し、後者が冬にはより強い。しかし、海岸砂丘植物の多くは多年草であるため、冬期にも地上部が枯れ残る。そのため植生が侵食を抑制し飛砂を捕捉することで、植生が存在するところでは堆積域が、無植生のところでは侵食域が形成されたと考えられる。特に北西向き斜面に対する選好度指数が高かったハマヒルガオ-ハマニガナ群落、コウボウシバ群落、ビロードテンツキ群落は、冬期の季節風により発生する飛砂を捕捉することで北西向き斜面を形成している可能性がある。また、南東から南西向き斜面に対する選好度指数が高かったオニシバ群落、ハマゴウ群落、コウボウムギ群落は恒常風の影響を受けている可能性が高い。夏期には海岸砂丘植物が生長する季節にあたり、恒常風で発生した飛砂を捕捉し、生長に伴って砂丘が垂直方向に成長することで、標高が上昇し堆積域を形成したと考えられる。また、本解析では DEM ではなく DSM を用いているが、植生高は高い群落でも 30cm 程あり、一方で標高は 1 から 3m 変化していることから、地表の高さそのものが変化していると判断される。7 年の標高変化を見ても、すべての群落で堆積域を形成しており、植生による飛砂の捕捉を支持する。

海岸砂丘の発生の要因は海岸漂着物や植物が飛砂を捕捉することである (Andrew 2013)。このような発生初期の砂丘は胚芽砂丘と呼ばれ、数十年から数百年をかけて集合して前砂丘となる (Andrew 2013)。この砂丘の発達過程は定性的に示されているものの、定量的かつ面的な解明はほとんどない。本研究で用いた UAV-SfM 手法等で得られる高解像度 3 次元データはこの検討に有用であり、多時期の長期観測を実施することで砂丘の発達過程を詳しく明らかにできると考えられる。

植生構造と環境要因の相関分析の結果、相関係数 0.4 以上の正の相関を示したのは、傾斜角と植生高及び植被率、7 年間の標高変化と植生高及び植被率、冬期と一年間の標高変化と種数であった。傾斜角 15°未満の緩傾斜で 0.2 以上の選好度指数を示したのはハマヒルガオ-ハマニガナ群落、オニシバ群落、ビロードテンツキ群落が該当し、いずれの群落も植生高が数 cm 程度と低い。また、傾斜角 15°以上で 0.2 以上の選好度指数を示したのはコウボウシバ群落、ハマゴウ-ケカモノハシ群落、ケカモノハシ群落、ハマゴウ群落、ネコノシタ群落が該当した。特にケカモノハシ群落とハマゴウ群落の選好度指数が 0.4 以上と高かった。この 2 つの群落は、植生高が 30cm 程度と高い。これは傾斜角が急になると砂

が動きやすくなり、植生高が数 cm 程度の群落は斜面下部では埋没により生育が困難になり、上部では侵食により除去されるためと考えられる。一方、植生高が高い群落は傾斜角が急な斜面でも埋没を免れ、根もより生長しているために侵食による除去の可能性も低い。また、図 5-27 から植生高が高い群落は植被率も高いことがわかり、急な斜面を含めて生育が良いことが示唆される。一方、植生が高く密になれば、空間に占める枝葉の量が多いために砂をより効率的に捕獲し、さらに地形の傾斜が増すという正のフィードバックが存在する可能性もある。

標高の増加は堆砂量と読み替えることができる。7 年間の標高変化が堆積域で 0.2 以上の選好度指数を示した群落は、ハマヒルガオ-ハマニガナ群落以外の 9 群落であった。前記のように植生高と植被率が高い群落は風や傾斜に伴う砂を効率的に捕捉できるため、堆砂能力が高いと考えられる。しかし、植生高と植被率が低から中程度のオニシバ群落やコウボウムギ群落の堆砂量が高かった。これらの群落は埋砂に伴い、植物体の生長が促進される（吉崎ほか 2006）ため、植生高と植被率が高い群落と同程度の堆砂能力を獲得しているものと考えられる。また、海岸砂丘植物への砂の供給が継続すれば、砂丘の成長は植物の生長とともに上昇し続けるが、埋砂の許容値を超えた場合には植物が枯死し無植生の裸出砂丘となり、砂の供給が少ない場合には内陸植物や木本の侵入により砂丘の安定化や固定化が進むと考えられる。

群落の構成種の種数が最も多い 4 つの群落はハマゴウ-ケカモノハシ群落とコウボウムギ-ケカモノハシ群落、ネコノシタ群落、ビロードテンツキ群落であり、全てケカモノハシの出現頻度が 40%以上である（表 5-1）。これは、ケカモノハシのように草丈の高い植物と草丈の低い植物が混在している場合、草丈の高い植物が低い植物を強風や飛砂から保護し、群落構成種の種数が増える可能性を示唆する。このように他の植物が生育できる環境を創出する植物をナース植物と呼ぶ。ケカモノハシは調査対象種の中でも草丈が高くなる種で、鳥取砂丘の海岸砂丘植生の構成種の中で最も分布面積が広い（Iwasato and Nagamatsu 2017）。そのため、ナース植物として重要と考えられる。鍋田ほか（2015）は、富士山麓のスコリア荒原でカラマツの実生の生育にミヤマヤナギがナース植物として働き、種数の増加や立地の安定化に貢献していることを示した。動的な海岸砂丘においても、ナース植物の貢献により、環境の安定化と植生の遷移が進むと考えられる。砂丘と陸側との境界の一部には、ハイネズのような低木やクロマツのような高木が見られるが、これは海岸砂丘植生の遷移の途中段階の可能性がある。ただしこのような遷移と安定化が進むと、動的な環境としての砂丘は失われる。現在の鳥取砂丘では、定期的な除草により植生遷移による安定化が防げられている。この適度な攪乱が飛砂を発生させ、一方で埋砂が海岸砂

丘植物の生育限界を超えないレベルを維持させているために、植生遷移は高木が生育する段階へと進まず、草本及び矮小低木からなる海岸砂丘植生が維持されている。このように海岸砂丘では地形と植生が相互に影響し合う動的平衡状態が存在するものと考えられる。この適度な攪乱によって生じた状況は、海岸砂丘生態系の目標植生として適切と考えられる。また、海岸砂丘植生並びに海岸砂丘の動的環境を維持するためには適度な攪乱が必須である。



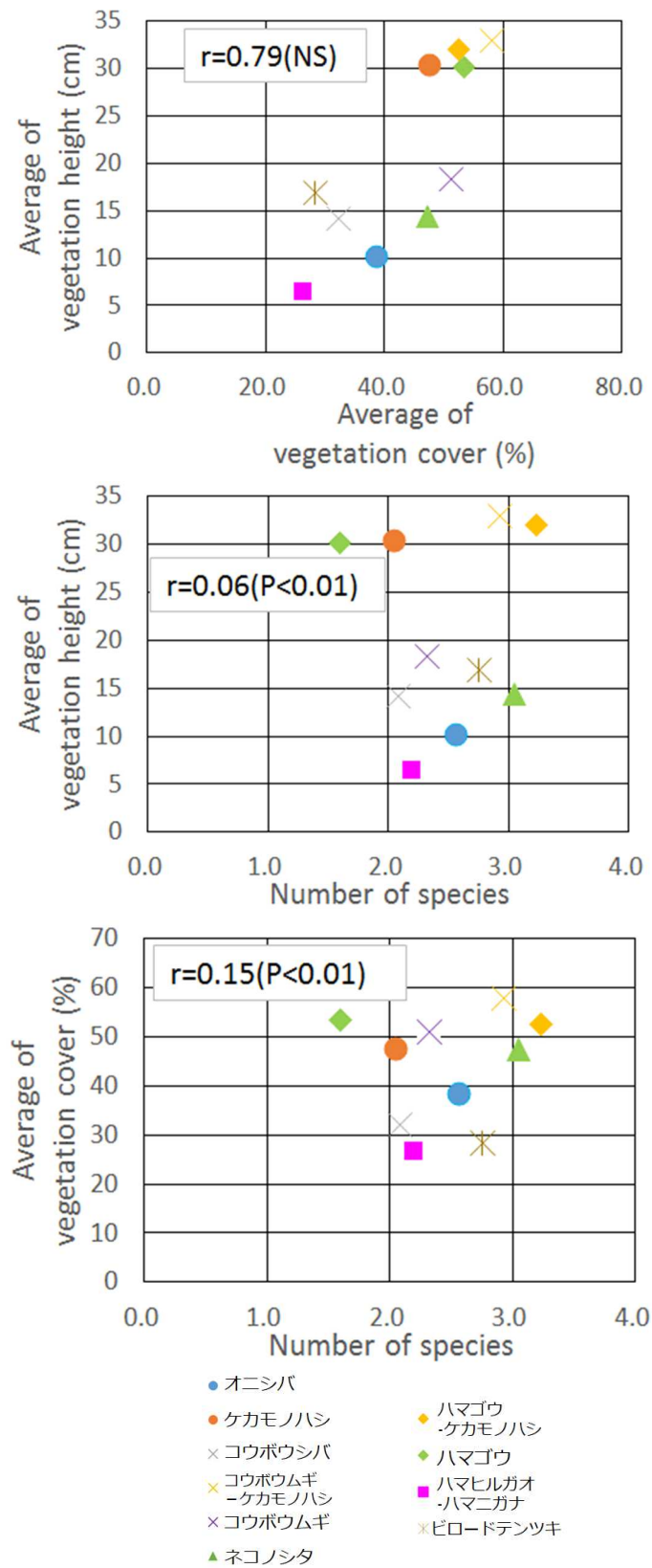


図 5-27 植生構造間関係 (上: 植生高-植被率、中: 植生高-種数、下: 植被率-種数)

## 5節 まとめ

本解析では UAV-SfM 手法を用いてよりマイクロなスケールでの海岸砂丘植生の分布と環境要因との対応関係を解析した。その結果、全調査区で7年間の標高変化を見ると、群落が存在する場所ではどこでも標高が上昇傾向にあり、植生による砂の捕捉が重要なことが判明した。鳥取砂丘では5m/s程度の南からの恒常風と10m/s程度の西から北の冬期の季節風が卓越する。特に植生高と植被率が高い群落は砂を効率的に捕捉でき、標高が上昇することで砂丘が形成されたと考えられる。また、このような植物が斜面下部では埋没しながらも生長を繰り返すことで、多くの砂を捕捉する状況が維持できると考えられる。これらは植生高と植被率が高いケカモノハシを主体とする群落が最も広い分布面積であるという既存研究 (Iwasato and Nagamatsu 2017) の成果を支持する。

植生の特徴と地形の指標の関係を調べたところ、相関係数0.4以上の正の相関を示したものは、傾斜角と植生高及び植被率、7年間の標高変化と植生高及び植被率、冬期と一年間の標高変化と種数であった。植生高と植被率が高い群落は風や傾斜に伴う砂を効率的に捕捉でき、傾斜が急な斜面でも生育が可能になり、さらに砂丘の垂直方向への成長を促すと考えられる。次に、冬期と一年間の標高変化と種数については、特に冬期の堆砂が影響していると考えられる。群落の構成種の種数が最も多い4つの群落は、全てケカモノハシの出現頻度が40%以上である。また、植生の構成種数が多く草丈が高い植物と低い植物が混在している場合、草丈が高い植物がナース植物として低い植物を強風や飛砂から保護している可能性が示唆された。特にケカモノハシは調査対象種の中でも草丈が高くなる種で、鳥取砂丘の海岸砂丘植生の構成種の中で最も分布面積が広い。そのため、ナース植物として重要と考えられる。ナース植物の貢献により、動的な海岸砂丘においても、環境の安定化と植生の遷移が進むと考えられる。また、砂丘と陸側との境界で見られるハイネズのような低木やクロマツのような高木は、より進んだ植生遷移を示唆する。ただしこのような遷移と安定化が進むと、動的な環境としての砂丘は失われる。現在の鳥取砂丘では、定期的な除草により適度な攪乱が飛砂を発生させ、植生遷移による安定化が防がれている。したがって、海岸砂丘植生並びに海岸砂丘の動的環境を維持するためには適度な攪乱が必須である。

## 第6章 総合考察

### 1節 時空間スケールの整理

第2章から第5章で扱った時空間スケールを図6-1に整理した。第2章では数十m～数10kmの空間スケールを対象とし、海岸砂丘植生に着目して、海岸砂丘生態系の現況を評価した。各海岸の植生や環境の現況を評価するためには、ある範囲内に存在する複数の海岸を比較し、現況の状態を調べる方法が適していると判断された。第3章では第2章と同様に数十m～数10kmの空間スケールを対象とし、約180年間の土地被覆の変遷を調べ、かつての海岸砂丘の広がりを明らかにした。かつての海岸砂丘の広がりを定量的に把握するためには、絵図、旧版地形図や空中写真等の時系列地理情報を組み合わせて用いることが有効である。第4章では数m～数kmの空間スケールを対象とし、第2章と同様に現在の地形と植生の空間的分布特性を解析した。1時期の地形データを用いて予測した海岸砂丘植生の分布の結果は、現地調査に基づく植生分布と概ね同様の傾向を示した。第5章では数十cm～数百mの空間スケールを対象とし、UAV-SfM手法による多時期の高解像度地形データを用いることで、半年程度の季節変化から7年程度の砂面の変動と海岸砂丘植生の関係を明らかにした。このように様々な時空間スケールで解析を行うことは、特に海岸砂丘のような高頻度で変化する動的な生態系を理解するためには有効な方法であるといえる。

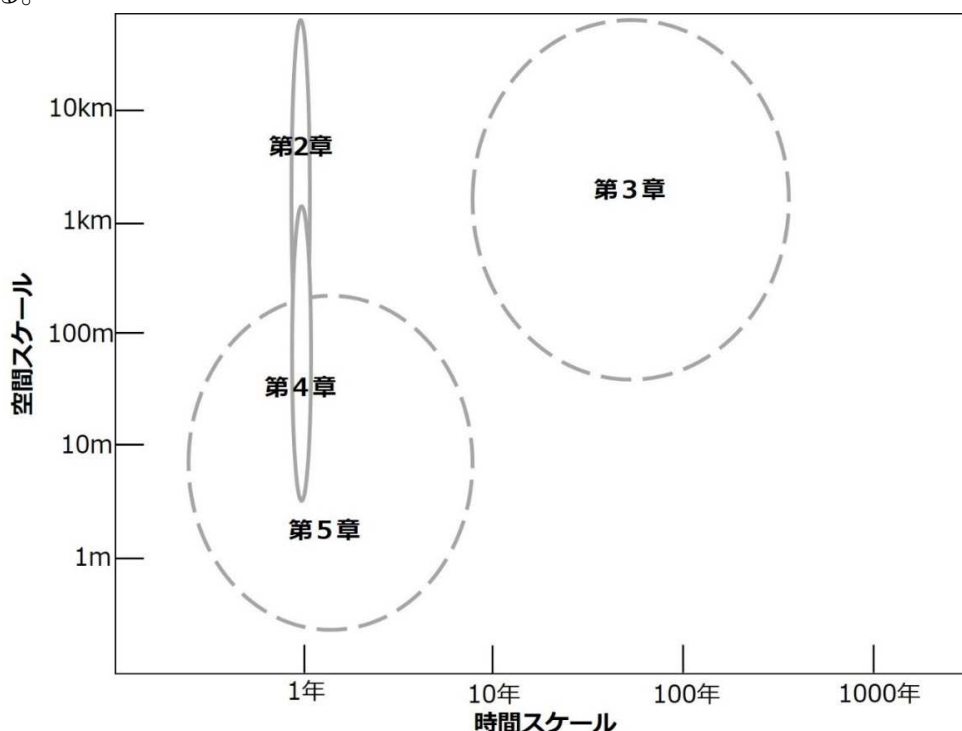


図 6-1 各章の時空間スケールの整理

## 2節 目標植生の設定

第3章ではかつての海岸砂丘の広がりを明らかにした。対象地域の開発された海岸砂丘では潜在的な砂丘の分布範囲が全体で3,070haあり、最大で2km以上、小規模な砂丘でも最大で0.4km以上の奥行が存在した。現在では多くの海岸で奥行が100m以下となっているが、海岸砂丘の後背が耕作放棄地等の未利用の土地利用の場合、部分的な復元は可能であると考え。その際は、100m以上の奥行を確保することを目標とする。将来、人口が減少し、砂丘後背の人為的な土地利用が衰退した場合、かつての奥行に近づけ、復元を実施できるものとする。

第4章と5章では、鳥取砂丘の海岸砂丘植生と地形要素の関係を解析した。現在の鳥取砂丘は裸出砂丘で奥行が最大1km程度であり、開発された地域の海岸砂丘の目標生態系として十分な規模と機能を有していると考えられる。目標植生の概要を図6-2にまとめた。10群落の7年間の標高変化に基づき、群落の堆砂能力をIa、Ib、II、IIIの4タイプに分類した。Iaは、植生高・植被率が高い群落で、堆砂能力が最も高い。Ibは植生高・植被率が低い群落であるが、砂で埋没した際に生長が促進されて生き延びるため、Iaと同程度の堆砂能力を有している。IIは植生高・植被率が低く、砂で埋没した際の生長の促進が限定される群落である。IIIは植生高・植被率が低く、かつ汀線付近の最前線に分布して、波による侵食を受けるため、堆砂能力が非常に低い。また、第4章で行った予測に基づく植生の分布位置を記した。これらの情報は、奥行のある動的な海岸砂丘の復元を実施する際の植栽植物の選定や、植生回復過程のモニタリング指標として使用できると考えられる。本目標植生の適用時には各海岸砂丘の環境条件を詳しく調べるのが望ましいが、ここに示された傾向は汎用性が高い一般的なものとする。今後は、土壌水分・塩分・菌根共生・種間競争等といった本研究では取り上げていない要素と植生の対応関係を定量的に解析することや、より長期間の動的環境と植生分布の関係の解明が必要である。また、太平洋岸と日本海岸といった地域的な差異や後背地域の地質の違いによっても植物の生育や生長に差異が生じると考えられるため、全国的な研究の実施も重要である。

群落名	堆砂能力 (I>II>III)	植生構造		植生の分布位置	
		植生高・植被率	種数	汀線	砂丘辺縁
ケカモノハシ	I a	高	中		
コウボウムギ ケカモノハシ	I a	高	中		
ハマゴウ ケカモノハシ	I a	高	多		
ハマゴウ	I a	高	少		
オニシバ	I b	低	多		
コウボウムギ	I b	中	多		
コウボウシバ	II	中	中		
ピロードテンツキ	II	低	多		
ネコノシタ	II	中	多		
ハマヒルガオ ハマニガナ	III	低	中		
植生の堆砂能力タイプの概念図					
I a	植生高・植被率が高い				
I b	植生高・植被率が中以下で、種数が多く、IIよりも堆砂によって成長が促進される				
II	植生高・植被率が中以下で、種数は中以上、I bよりも堆砂によって成長が促進されない				
III	植生高・植被率が低く、最前線に生育する				

図 6-2 植生の堆砂能力と分布位置

### 3節 対象地域の保全・復元の方向性

第2章の解析の結果より各海岸が属する植生グループと県立自然公園の位置を図6-3に示した。開発が進行し海浜と前砂丘のみ残存する現況下においては、A-vグループは他のグループよりも質と規模が優れた植生を有しており、復元のポテンシャルが高い。そのため、優先的に保全・復元を実施する必要がある。将来、海岸砂丘の後背の土地が復元地として確保できた場合には、第3章で明らかとなった海岸砂丘の広がりを見参考に奥行を拡張し、さらに設定した目標植生を参照して、海岸砂丘植生の復元を実施すべきと考える。将来、海岸砂丘の奥行を拡張できた場合、A-vグループの海岸では埋土種子や周辺の海岸砂丘からの種子の供給により、一定の種組成は維持できると思われる。希少種保全や種の多様性を確保するためには、植生の規模が小さいが、希少種を有し質の高いD-vグループをできる限り保全することも重要である。また、B-vグループは、植生の質が低下しているが、規模が大きいため、部分的に奥行を確保できる可能性が高い。そのため、将来、奥行を拡張できた場合、植生の質が高いA-vやD-vグループから欠落種を移植することで、植生の質を高める必要があると考える。C-vグループは植生の規模が小さく、質も低下しているため、復元を実施することが困難である。現状では、海水浴場として利用されている海岸が多いため、レクリエーションの場として利用していくことが賢明であろう。このように保全すべき海岸とレクリエーション利用する海岸やエリアをゾーニングすることも検討すべきと考える。

調査対象地域の海岸のうち、県立自然公園に指定されているのは7海岸（41%）のみであった。また、緑地保全地域や自然環境保全地域等の他の保護区にも指定されておらず、法的な網掛けが不足している。県立自然公園には普通地域と特別地域があり、より開発の規制が厳しい特別地域に指定されている海岸は2海岸（12%）である。普通地域においても保全や復元の優先順位が高い海岸や希少種を有する海岸は、特別地域への格上げが必要であろう。また、県立自然公園に指定されている海岸が調査対象地域の中央部に集中していることも問題である。東側や西側の地域においても保護区の指定を検討すべきである。さらに、白兔海岸のハマナス群落は自生南限地として、国の天然記念物に指定され、保全されている。このように特定の希少な群落を保全する際には、文化財保護法のような法的な網掛けを適用し天然記念物に指定することが、有効な手段といえる。

将来、海岸砂丘の奥行が復元できたとしても動的環境を維持させるために必要な砂の供給量の確保が課題となる。そのためには、山地から沿岸域の土砂の流れを考慮した広域の土砂管理を行うとともに、人工的に砂を導入するサンドバイパスやサンドリサイクルのような工法の導入が必要である。鳥取県（2005）では「鳥取沿岸の総合的な土砂管理ガイド

ライン」を策定し、鳥取砂丘では人工的に砂を導入することで一定の効果が現れている（澁谷ほか 2012）。このような工法の導入と並行して、鳥取砂丘で実施されているような機械的な除草作業も部分的に導入することで適度な飛砂を発生させる措置も検討すべきだろう。また、復元事業の実施には地域の理解が欠かせない。住民の理解を得るためには、海岸砂丘の機能である自然の堤防としての防災・減災の機能や、水産資源のハビタットとしての存在価値を実証する研究が必要と考える。また、遺伝的多様性や希少種の保全を考えた場合、A-v グループ以外の他の海岸砂丘においても植生の復元事業をできる限り実施することを検討すべきである。

# 海岸名(植生グループ)

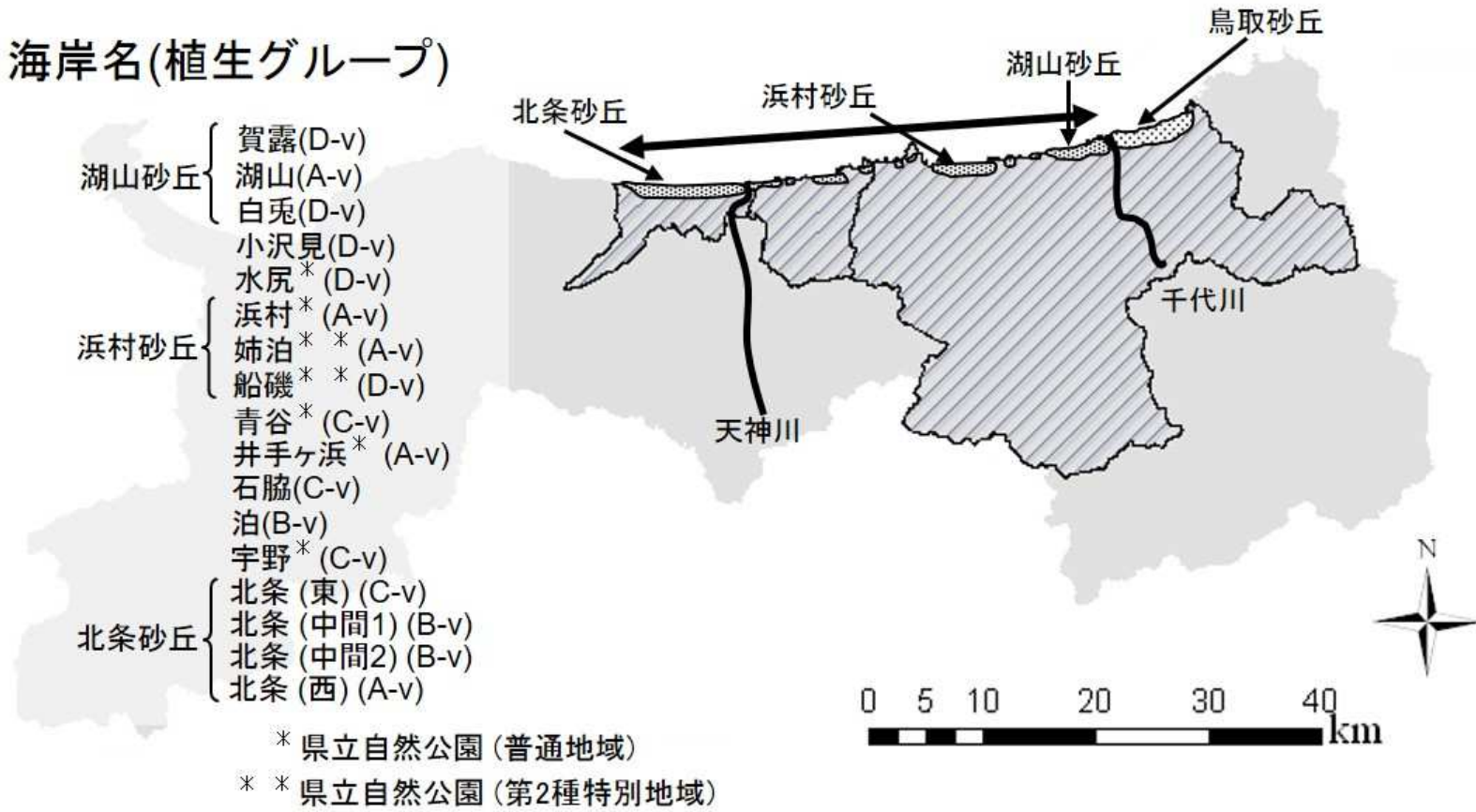


図 6-3 各海岸の属する植生グループと県立自然公園の位置



#### 4節 奥行が確保された海岸砂丘の必要性

開発された海岸砂丘にも、海浜や前砂丘が残存している箇所がいくつか存在することから、この狭い範囲に生息・生育する海岸砂丘植物や動物たちを保全していくことが重要な課題である。また、海岸侵食が海浜部・前砂丘の縮小や、劣化を引き起こしている。これは山地からの砂の供給が、ダムにより遮断されること、河床での砂利採取、さらには江戸や明治時代に比べ山間部の森林が成長したために河川への土砂流出が減少したことが原因と考えられている（太田 2011; 宇多 1997）。また、港湾や突堤の建設により漂砂の流れが変化することも、局所的な海岸侵食の原因となりうる。波による侵食を防護すべく設置された構造物が、逆に一部で海浜の侵食を進行させたり、動植物のハビタットを奪うこともある。そのため、海岸砂丘の保全にあたっては、海浜から海岸砂丘にかけての場の確保とともに、沿岸域の漂砂の流れ、山地から河川を経由し海に至る土砂の流れといった広域スケールの流砂系を意識する必要がある。

流砂系の攪乱は、海岸侵食を引き起こす。この現象を定量的に把握する学術分野として、海岸工学（佐藤ほか 2004; 宇田ほか 2013）や砂防工学（堀田・厚井 2011）が存在する。また、このような地表面で起こる侵食や堆積現象を扱う学術分野として、地形学が存在する（小花和 2013; Tamura et al. 2011）。海岸砂丘の動的な特徴を考慮し、保全や復元を計画するためには土木工学（海岸工学・砂防工学）や自然地理学（地形学）等との共同研究が有益であろう。海岸工学の分野においては、海岸侵食による国土減少を食い止めるため、より精度の高い侵食予測や砂丘の変動予測の開発が進められているが、そのためには前記したような植生と地形の関係を考慮する必要があり、植生や生態系、エコトーンといった生態学の視点が注目されつつある（清野 2000; 磯部 2008）。

2011年3月11日に発生した東日本大震災の津波の被害は甚大なものであった。これを受けて、津波対策のために巨大堤防や盛土堤の建設や、海岸防災林の造成が行われつつある。そのため海岸砂丘に生息・生育する動植物のハビタットである海浜及び前砂丘が、全国的に消失することが懸念される。国土交通省は東日本大震災を受け、海岸構造物の復旧における景観配慮の手引きを発行した（国土交通省 2011）。その中で、特に仙台湾の海岸砂丘では汀線から内陸に向かって変化するエコトーンの連続性を遮断しないように構造物を設けることを前提とした。さらに、小規模な海浜部でも堤防と汀線との距離を取り、波の打ち上げ高を抑制させるだけでなく、海岸砂丘植生のハビタットの確保にも留意すべきとしている。本研究により、約200年前には海岸砂丘の本来の姿としての動的な環境が確保されていたことが明らかとなった。この姿を復元するためには、砂が動く範囲の奥行と面的な広がりが必要となる。具体的には数百m程度の奥行を取戻すことができれば、本来

の生態系の機能が引き出されると考えられる。しかし、海岸砂丘の背後に市街地が接近するような土地利用の場所での実行は難しい。この問題への対処法の一つとして土地利用のセットバックが考えられる。これは、耕作放棄地や松枯れ等により生み出された未利用地や荒地については、汀線から数百 m 以上の奥行を確保し、その背後に砂防林、畑地、市街地といった順に土地利用を立地させる考えである。米国ハワイ州では、海岸構造物等の人工物で生じた景観の悪化に加え、海岸構造物がもたらす海岸侵食や海浜環境の破壊（生物生息空間の減少）の深刻化を背景に 1970 年代から「海岸構造物を極力設置しない」という理念にもとづく「海岸線セットバックルール」が展開されている（岡田・横内 2011）。仮に堤防などの構造物を設置する場合でも、海岸砂丘植物やその地域の生態系に配慮することが望まれる。このような事例として、大分県中津干潟に流入する舞手川河口左岸に位置する大新田海岸で 2004 年に実施された護岸のセットバックが挙げられる。その後のモニタリング調査では、ハマゴウ群落が拡大し、希少種のハマサジ (*Limonium tetragonum*) やホウキギ (*Bassia scoparia*)、ハママツナ (*Suaeda maritima*) の生育も確認された（清野ほか 2011）。セットバックが難しい場合でも、現状で奥行が残存し、希少種の生育や成帯構造が成立している比較的健全な箇所を抽出し、そこを保全区域や立入禁止区域に指定することが重要である。また、このような開発が進行した場所においても、海岸砂丘生態系の保全や復元に向けて、本来あるべき目標植生を示すべきと考える。

## 5節 海岸砂丘生態系のグリーンインフラとしての可能性と課題

本章の 3 節で述べた通り、復元事業の実施には地域の理解が欠かせない。そのためには近年注目されているグリーンインフラの概念を海岸砂丘生態系の復元に向けて導入することが有効と考える。グリーンインフラはグレーインフラに対して、多機能性、高い持続可能性、長期的な維持管理コストの安さといった優れた特性を有している（西廣ほか 2014）。海岸砂丘生態系も、海岸砂丘に限定した動植物だけでなく水産生物へのハビタットの提供、前浜干潟における水質浄化、地下水の涵養、白砂青松や原生花園等の景観創出、レクリエーション利用の場の提供、高潮や津波に対しての防災・減災効果などの多様な機能を有しており、また攪乱後も自律的に復元しうるシステムである。

しかし、現時点ではこれらを統合した視座からの「グリーンインフラとしての機能・価値評価」が十分に行われておらず、社会的認知を得るための「見える化」を進めることが喫緊の課題である。現行の評価方法としては、金銭ベースでの評価と物理的な評価があり、前者では代替法や CVM 等が（國井 2016）、後者では、海岸砂丘が持つ津波の減衰能力をシミュレーションにより計算する事例等がある（野口ほか 2012）。社会実装性を高める上では、まずは全国各地の海岸砂丘に対して前記の評価を適用することが必要と考える。本

研究では、海岸砂丘植生の堆砂能力を評価した。これは飛砂捕捉や砂丘形成の能力を評価したとも読み替えることができ、海岸砂丘植生が両者の能力を有していることを定量的に明らかにすることができた。海岸砂丘植生が飛砂捕捉能力を有している場合には飛砂防止効果に寄与し、砂丘形成能力を有している場合には津波や高潮の減衰に寄与するため、これらの効果を間接的に評価したと考えられる。この点から海岸砂丘が有するグリーンインフラの機能・価値評価に貢献したといえる。また、本研究では奥行が確保された自然性が高い海岸砂丘の保全や復元を目指し、その方向性を示した点で新規性があると考ええる。このような自然性の高い動的な海岸砂丘は、鳥取砂丘を代表とするようなレクリエーションの場として、観光資源にもなりうる。そのため海岸砂丘生態系を復元することにより前記の多様な機能を最大限に引き出すことができれば、地域経済の活性化に貢献するものと考ええる。その際、このような正の効果だけでなく、飛砂等の負の影響についても評価し、奥行が確保された砂丘と海岸林を組み合わせるなど適切な土地利用を行うべきである。

環境保全地域や自然公園等の保護区指定、あるいは希少種や生物多様性の存続といった従来の規範・価値づけでは、国民的な認識が深まらないという現実もある。しかし、グリーンインフラの社会実装の試みは、国民の生命や財産に係る機能や価値を評価することも含む。そのため海岸砂丘生態系の保全や復元に向けて、グリーンインフラとしての機能及び価値評価は有効であると考ええる。また、工学と生態学の境界領域に存在するグリーンインフラは、まさに両者の協働を促進する魅力的課題といえよう。今後、変化する社会の中で、グリーンインフラの機能・価値評価に関する研究やグリーンインフラに着目したインフラ整備がさらに実行されることで、海岸砂丘生態系の保全や復元が促進されることを望む。

## 引用文献

- Antonio, I. H. C. and Luis, H. C. (2015): Relationship between vegetation dynamics and dune mobility in an arid transgressive coastal system, Maspalomas, Canary Islands. *Geomorphology* 238, 160-175
- Andrew, W. (2016): *DUNES-Dynamics, Morphology, History*. Wiley-Blackwell, 219pp.
- Bastow, W. J. and Martin, T. (1999): Is zonation on coastal sand dunes determined primarily by sand burial or by salt spray? Atest in New Zealand dunes. *Ecology letters* 2, 233-236
- Bekker, R. M. , Lammerts, E. J. , Achutter, A. and Grootjans, A. P. (1999): Vegetation development in dune slacks: the role of persistent seed banks. *Journal of vegetation science* 10, 745-754
- Braun-Blanquet, J. (1964): *Pflanzensoziologie, Grundzuge der Vegetationskunde*, 3rd ed. Springer, 865pp.
- 趙賢一・佐藤力・山野秀規・山本紀久・日置佳之・大塚生美(2009):海岸砂丘地での企業研修施設周りの修景技術-植生管理を中心として. *造園技術報告集* 72(5), 44-47
- 中国地方基礎地盤研究会(1995):山陰臨海平野基盤図. 芳賀技術士事務所, 252pp.
- Claudia M. D. , Sara M. V. and Juan B. G. F. (2008): Rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) as dispersers of *Retama monosperma* seeds in a coastal dune system. *Ecoscience* 13(1), 5-10
- Dech, J. P. and Maun, M. A. (2005): Zonation of vegetation along a burial gradient on the leeward slopes of Lake Huron sand dunes. *Canadian Journal of Botany* 83, 227-236
- 戎谷 遵・岡 浩平(2016):小型 UAV を活用した香川県有明浜の海浜植生と微地形の把握. *日本緑化工学会誌* 42(1), 163-166
- Fabrice, G. R. , Karen, S. R. , Marisol, E. and Udo, N. (2016): *Ecosystem-Based Disaster Risk Reduction and Adaptation in Practice*. Springer, 606pp.
- Feagin, R. A. , Williams, A. M. , Popescu, S. , Stuke, J. and Washington-Allen R. A. (2014): The Use of Terrestrial Laser Scanning (TLS) in Dune Ecosystems: The Lessons Learned. *Journal of Coastal Research* 30(1), 111-119
- Francesco, M. , Marco, D. , Mario, G. , Francesco, S. , Stefano, F. and Giovanni, G. (2013): Using Unmanned Aerial Vehicles (UAV) for High-Resolution Reconstruction of

Topography: The Structure from Motion Approach on Coastal Environments. *Remote Sensing* 5(12), 6880-6898

- ・藤島弘純(1992):鳥取砂丘の住人たち. 富士書店, 162pp.
- ・グリーンインフラ研究会・三菱UFJ リサーチ&コンサルティング・日経コンストラクション(2017): 決定版! グリーンインフラ. 日経 BP 社, 392pp.
- ・Grootjans, A. P. , Ernst, A. H. O and Stuyfzand, P. J. (1998): European dune slacks: strong interactions of biology, pedogenesis and hydrology. *Tree* 13(3), 96-100
- ・早川裕弐・小口高(2016):地形学における地上レーザ測定の活用. *地学雑誌*(3), 299-324
- ・早川裕弐・小花和宏之(2016):小型無人航空機を用いた SfM 多視点ステレオ写真測量による地形情報の空中計測. *物理探査* 69(4), 297-309
- ・Herrmann, H. J. , Parteli, E. J. R. , Schwämmle, V. , Monteiro, L. H. U. , and Maia, L. P. (2006): The coastal dunes of the Lenç ois Maranhenses.
- ・Hillen, R. and Roelse, P. (1995): Dynamic preservation of the coastline in the Netherlands. *Journal of Coastal Conservation* 1, 17-28
- ・日置佳之(2002):生態系復元における目標設定の考え方. *ランドスケープ研究* 65(4), 278-281
- ・北条町(2004):砂丘開拓のあゆみ-北条歴民文庫大三集(復刻版). 北条町歴史民資料館, 70pp.
- ・堀田紀文・厚井高志(2011):山地からの土砂流出の変遷の実態—流域の土砂貯留量の変化に着目して. *砂防学会誌* 63(5), 52-61
- ・生駒義博(1962a):鳥取砂丘の砂丘植物-鳥取県文化財調査報告書. 鳥取県教育委員会社会教育課編, 71-74
- ・生駒義博(1962b):浦富海岸の植物-鳥取県文化財調査報告書. 鳥取県教育委員会社会教育課編, 36-39
- ・生駒義博(1963):山陰海岸の植物-山陰海岸国立公園候補地学術調査報告書. 日本自然保護協会編, 55-64
- ・磯部雅彦(2008): 国土管理の基本となる流砂系土砂管理. *学術の動向* 13(3), 52-53
- ・伊藤弘(2006):秋田県能代と山形県庄内における海岸林に対する評価の差異の形成. *ランドスケープ研究* 69(5), 365-368
- ・岩崎亘典・David, S. (2005):房総半島のニホンザル生息拡大地域における土地利用変遷に関する研究. *農村計画論文集* 7, 1-6

- ・ Iwasato, M. and Nagamatsu, D. (2017): Plant species diversity and habitat conditions in a protected large coastal dune area of western Japan. *Landscape and Ecological Engineering* 14(1), 99-113
- ・ 兼子伸吾・太田陽子・白川勝信・井上雅仁・堤道生・渡邊園子・佐久間智子・高橋佳孝(2009):中国 5 県の RDB を用いた絶滅危惧植物における生育環境の重要性評価の試み. *保全生態学研究* 14, 119-123
- ・ 環境省(1994):自然環境保全基礎調査-海岸調査報告書. アジア航測株式会社, 364pp.
- ・ 加藤頤・石井弘明・榎木勉・大澤晃・小林達明・梅木清・佐々木剛・松英恵吾(2014):レーザーリモートセンシングの森林生態学への応用. *日森林学会誌* 96, 168-181
- ・ 清末忠人(1967):鳥取県浦富海岸の海岸植物(予報 1). *植物と自然* 1(7), 36-37
- ・ 小泉武栄・青木賢人(2000):日本の地形レッドデータブック. 古今書院, 210pp.
- ・ 国土交通省(2011):河川・海岸構造物の復旧における景観配慮の手引き. 国土交通省 水管理・国土保全局, 37pp.
- ・ 小玉芳敬(2006):マルチ・スケールでのぞむ鳥取砂丘の草原化対策. *地域学論集* 3(2), 239-245
- ・ 國井大輔(2016):農業・農村の多面的機能と生態系サービスの定義と評価手法に関する整理. *農林水産政策研究* 25, 35-55
- ・ 國井秀信・高安克己・橋谷博・中村幹雄・中尾繁(1993):汽水湖生態系の特性と日本における研究の現状. *日本生態学会誌* 43, 195-209
- ・ 黒木貴一・川田佳明・磯望・黒田圭介(2010):2 時期のレーザーデータによる海の中道における海岸地形の変化の分析. *季刊地理学* 62, 71-82
- ・ Martinez, M. L. , Psuty, N. P. and Lubke, R. A. (2004): coastal dunes. Springer, 386pp.
- ・ 松田晃幸(1973):日本海海岸砂丘の特徴と開発 (日本海地域). *地理学会誌* 18, 59-67
- ・ 松島肇・有田英之・内藤華子・菅原峻(2014):石狩海岸における海浜環境の多様性とその保全への取り組み. *景観生態学* 19(1), 41-49.
- ・ Maun, M. A. (1998): Adaptations of plants to burial in coastal sand dunes. *Canadian Journal of Botany* 76, 713-738
- ・ Maun, M. A. and Perumal, J. (1999): Zonation of vegetation on lacustrine coastal dunes: effects of burial by sand. *Ecology letters* 2(1), 14-18
- ・ 森井 愛・小玉 芳敬(2006):鳥取砂丘における植生被覆に伴う飛砂量の減少. *地域学論集* 3(1), 123-133

- ・鍋田健人・山村靖夫・中野隆志・安田泰輔(2015):富士山スコリア荒原におけるカラマツの定着・生残・成長に対するミヤマヤナギパッチの効果：14年間の追跡調査による検証. 富士山研究 9, 14-24
- ・永松大(2007):鳥取砂丘の植生と植生管理の試み-鳥取砂丘景観保全調査報告書. 鳥取砂丘景観保全協議会編, 28-38
- ・永松大(2014):鳥取砂丘における最近 60 年間の海浜植生変化と人為インパクト. 景観生態学 19(1), 15-24
- ・永松大・坂田成孝・矢田貝繁明(2016):鳥取砂丘でのハマハナヤスリの再発見と鳥取県内でのトラノオスズカケとヤナギスブタの新規確認. 山陰自然史研究 12, 22-25
- ・名合宏之・前野詩朗(1999):1992 年の鳥取県弓ヶ浜における海岸侵食の発生機構に関する緒さ研究. 自然災害科学 15(1), 23-37
- ・中西弘樹・福本紘(1985):石垣島の砂浜植生の成帯構造の成立. 日本生態学会誌 35, 513-525
- ・中西弘樹・福本紘(1987):南日本における海浜植生の成帯構造と地形. 日本生態学会誌 37, 197-207
- ・中西弘樹(1990):北海道オホーツク海沿岸における海浜植生の成帯構造と地形. 植物地理分類研究 38, 51-60
- ・中西弘樹・福本紘(1991):山陰地方における海浜植生の成帯構造と地形. 日本生態学会誌 41, 225-235
- ・Nakata, Y., Hioki, Y. and Oguchi, T. (2018): Evaluation of Beach Vegetation for Conservation/Rehabilitation in Tottori Prefecture, Southwest Japan. Landscape and Ecological Engineering 14(2), 231-243
- ・日本砂丘学会(2000): 世紀を拓く砂丘研究-砂丘から世界の砂漠へ. 一般財団法人農林統計協会, 400pp.
- ・西廣淳・原慶太郎・平吹喜彦(2014):大規模災害からの復興事業と生物多様性保全：仙台湾南部海岸域の教訓. 保全生態学研究 19, 221-226
- ・西廣淳(2017):生態系のレジリエンスと生物多様性：「変動の時代」の応用生態工学に向けて. 応用生態工学 20(1), 137-142
- ・西川洋子・内藤華子(2006):石狩浜砂丘植物群落における開花フェノロジー, 訪花昆虫, 結実率の関係. 北海道環境科学研究センター所報, 72-80

- ・野口宏典・佐藤創・島田宏行・真坂一彦・阿部友幸・木村公樹・坂本知己(2012):2011年東北地方太平洋沖地震津波によるクロマツ海岸林被害の数値シミュレーションを用いた検討. 海岸林学会 11(2), 47-51
- ・小花和宏之・徳永朋祥(2013):南九十九里海岸の汀線変化に対する地盤沈下の影響評価:海浜土砂収支に基づく検討. 沿岸域学会誌 26(3), 153-165
- ・小花和宏之・早川裕弐・ゴメス・クリストファー (2014):UAV 空撮と SfM を用いたアクセス困難地の 3D モデリング. 地形 35(3), 283-294
- ・越智春美(1952):砂丘植物の生理生態学的研究. 生態学会報 2(4), 177-179
- ・越智春美(1964):鳥取砂丘天然記念物指定地域の植生とその価値:鳥取砂丘調査報告書第二集. 鳥取県教育委員会編, 17-26
- ・岡浩平・吉崎真司・小堀洋美(2008):静岡県遠州灘海岸における海浜植生の成帯構造の成立要因. 日本緑化工学会誌 34(1), 57-62
- ・岡浩平・吉崎真司・小堀洋美(2009):湘南海岸沿岸域における砂丘の開発が海浜植生に及ぼす影響. 景観生態学 14(2), 119-128
- ・岡浩平・平吹喜彦(2014):2011 年大津波を受けた仙台湾南蒲生の海浜植物の再生状況. 保全生態学研究 19, 189-199
- ・岡田智秀・横内憲久(2011):海岸空間とその背後空間を一体的に捉えた新たな海岸まちづくりに向けて, 米国ハワイ州の海岸線セットバックルールに着目して. 都市計画論文集 46(3), 919-924
- ・太田猛彦(2011):海岸林再生のバックグラウンド:樹木医に求める視点. グリーン・エージ 38(12), 4-8
- ・押田佳子・上甫木昭春(2003):大阪湾沿岸域における海浜植物の現状への影響要因の検討. ランドスケープ研究 66(5), 559-564
- ・Rutin, J. (1992): Geomorphic activity of rabbits on coastal sand dune, De Blink Dunes, the Nnetherlands. *Earth Surface Processes and Landforms* 17, 85-94
- ・貞方昇(1991):弓が浜半島「外浜」浜堤群の形成における鉄穴流しの影響. 地理学評論 64A-11, 759-778
- ・佐々木新二郎(2002):北海道石狩海岸における車両の走行が植生と土壤に及ぼす影響. 日本緑化工学会誌 28(2), 342-352
- ・笹木義雄・柴田昌三・森本幸裕(2006):瀬戸内海の半自然海岸および人工海岸に成立する海浜植生の種組成予測と健全性評価. 日本緑化工学誌 31(3), 364-372



- ・佐藤慎司・宇多高明・岡安徹也・芹沢真澄(2004):天竜川-遠州灘流砂系における土砂移動の変遷と土砂管理に関する検討. 海岸工学論文集 51, 571-575
- ・澤田佳宏・津田智(2005):日本の暖温帯に生育する海浜植物 14 種の海流散布の可能性. 植生学会誌 22, 53-61
- ・澤田佳宏・服部保・内田圭(2006):国版および地方版レッドデータブックからみた日本の海岸植物の絶滅危惧の現状-本州・四国・九州における状況. 環境情報科学論文集 20, 71-76
- ・澤田佳宏・中西弘樹・押田佳子・服部保(2007):日本の海岸植物チェックリスト. 人と自然 17, 85-101
- ・清野聡子・足利由紀子・宇多高明・三原博起・渡辺誠治・沖靖広(2011):大分県中津干潟の舞手川河口部護岸セットバック後の砂丘と植生帯変化のモニタリング. 土木学会論文集 B1(水工学) 67(4), 1687-1692
- ・澁谷 容子・松原雄平・黒岩正光・井出正志(2012):鳥取砂丘海岸における土砂動態把握およびサンドリサイクルの効果の検討. 土木学会論文集 B2(海岸工学) 68(2), 676-680
- ・清水寛厚・永田成志(1980):鳥取砂丘の植生とその保全について-天然記念物鳥取砂丘特別調査報告書. 鳥取県鳥取市教育委員会編, 48-64
- ・洲崎燈子(2001):矢作川中流域の堤外地における植生と土地利用の変遷. 矢作川研究 5, 13-26
- ・Sykes, M. T. and Wilson, J. B. (1988): An experimental investigation into the response of some New Zealand sand dune species to salt spray. *Annals of Botany* 62(2), 159-166
- ・高山成・矢野裕幸・木村玲二・神近牧男(2010):鳥取砂丘の草原化に対する景観保全活動に伴う植生分布の 変遷と砂面変動のモニタリング. *ランドスケープ研究* 73(5), 817-823
- ・Tamura, T., Bateman, Mark D., Kodama, Y., Saitoh, Y., Watanabe, K., Yamaguchi, N. and Matsumoto, D. (2011): Building of shore-oblique transverse dune ridges revealed by ground-penetrating radar and optical dating over the last 500 years on Tottori coast, Japan Sea. *Geomorphology* 132, 153-166
- ・鳥取県(2005): 鳥取沿岸の総合的な土砂管理ガイドライン. 鳥取県県土整備部河川課, 21pp.
- ・鳥取県生活環境部環境政策課(2002):レッドデータブックとっとり植物編. 鳥取県自然環境調査研究会, 205pp.

- ・鳥取県生活環境部公園自然課(2012):レッドデータブックとっとり改訂版-鳥取県の絶滅のおそれのある野生動植物. 鳥取県生物学会, 337pp.
- ・鳥取砂丘再生会議(2016):鳥取砂丘景観保全調査報告書. 鳥取砂丘再生会議, 60pp.
- ・津田智・富士田裕子・安島美穂・西坂公仁子・辻井達一(2002):小清水原生花園における海岸草原植生復元のとりくみ. 日本草地学会誌 48(3), 283-289
- ・鶴崎展巨・林成多・宮永龍一・一澤圭・川上靖(2012):鳥取砂丘の昆虫類目録. 山陰自然史研究 7, 47-82
- ・宇野木早苗・妹川征男・岡夏子(2007):砂丘海岸における港湾建設後の海岸地形と海浜環境の変化. 海の研究 16(6), 423-436
- ・宇多高明・木暮陽一・銭谷秀徳・三波俊郎・石川仁憲(2008):霞ヶ浦における植生帯と砂浜の消失要因の検討. 地形 29(2), 187-201
- ・宇多高明(1997):日本の海岸侵食, 山海堂, 442pp.
- ・宇多高明・清野聡子・吉田哲朗・酒井英次・三波俊郎(2002):九十九里浜野手海岸の変遷と海岸人工化要因の検討. 海岸工学論文集 49, 541-545
- ・宇多高明・野志保仁・熊田貴之・水垣 浩・宇野 晃(2013):九十九里浜北部(飯岡漁港～片貝漁港)の地形変化の再現と長期予測. 海岸工学論文集 69(2), 531-535
- ・山名巖(1955):鳥取海岸砂丘の地形学的考察. 地学雑誌 64(1), 7-10
- ・Yano, N. (1986): Root Development of Sand Dune Plant Community. The Bulletin of Kobe College 32(3), 43-93
- ・吉井義次(1916):太田山砂丘における砂丘植物の生態学的研究. 植物学雑誌 30, 359-377
- ・吉崎真司・広瀬梓・岡浩平(2006):コウボウムギ群落による飛砂捕捉効果と微地形の変化. 海岸林学会誌 5(2), 15-20

## 論文要旨

かつては日本全国に大小の海岸砂丘が存在した。海岸砂丘は開発により改変されることで縮小した。現在では、海浜と海岸砂丘の一部が残存するのみとなり、原生状態の海岸砂丘を観察できる場所は皆無といえる。そのため、海岸砂丘環境に適応した動植物は絶滅の危機に瀕しており、早急に生態系の保全や復元対策を講じる必要がある。本研究では、海岸砂丘生態系の部分的復元（修復）及び完全復元を想定し、目標生態系を設定した。この際には、対象地域の状況を過去に遡って、健全な状態の生態系を参照する方法と、近隣に現存する健全性の高い生態系を参照する方法の二つを適用した。一般に、過去の生態系の情報を完全に再現することは困難であり、現存する原生状態の生態系を探すことは日本では不可能に近い。そのため、過去と現在の両者の情報から目標生態系を決定することが必要となる。また、すべての種と物理環境を含む生態系全体の構造を明らかにしようとすることは現実的ではない。本研究では、海岸砂丘生態系の復元に向けて、生態系の一次生産者である植生に着目して、目標植生の解明を目指した。

第1章の序論では上に記した研究の背景と目的を述べた。第2章では、開発が進行した海岸における植生の保全・復元の優先順位を決定するために、比較的容易に取得できるデータから海岸砂丘植生の現況を、主成分分析を用いて評価した。その結果、A-vグループは規模が大きく質も高い最も優れた植生を有していた。しかし海浜・海岸砂丘の奥行を確保するように修復すべきものもあり、海岸侵食が進んでいる海岸では砂の供給量の安定化を図る必要もある。B-vグループは規模は大きいですが質が劣化した植生を有していた。そのため、欠落種の移植などにより、種数を増やして質を高める必要がある。D-vグループは規模は小さいが質の高い植生を有しており、奥行の拡張により修復を図るべきと考えられる。C-vグループは規模が小さく質も劣化した植生を有しており、奥行を拡張した後に欠落種を移植すべきと考えられる。また、調査対象地域の半数以下しか保護区に指定されておらず、今後は指定箇所を増やすべきである。特に安定帯の希少種を有している箇所への考慮が必要である。

第3章では海岸砂丘生態系のかつての広がりを明らかにするために、開発が進行した海岸を対象に空中写真、旧版地形図、絵図などの時系列地理情報をGISにより統合化し、1818年から2000年までの海岸砂丘の土地被覆の変遷を定量的に把握した。さらに海岸砂丘植生に焦点を置き、動植物の生息・生育地としての海岸砂丘生態系の本来の姿の解明を試みた。その結果、約180年間に砂丘の大部分が他の土地被覆へと転換されたことが明らかとなった。既存研究では、海岸砂丘植生の健全な指標である成帯構造の成立には、海浜・海岸砂丘の奥行が100m以上必要とされている。約200年前の調査地域で

は、大半の海岸砂丘でこれが満たされており、砂の移動性もあったため、現在よりもはるかに健全な海岸砂丘植生が成立していたと考えられる。この状況は、1900年頃まではおおよそ維持されていたが、2000年までに100m以上の奥行きを持つ場所が激減した。しかし、このような断片的な場所でも安定帯の希少種が確認でき、成帯構造も成立しているため、保護区としての指定や、これらの場所を起点とする植生の復元が重要と判断される。

第4章と第5章では、自然状態に近い海岸砂丘である鳥取砂丘を対象とした。第4章では、Maxentを用いて砂丘の全域における群落の環境要因の寄与率と潜在分布域を解析した。モデルの適合度を示すAUCは、ほとんどの群落で0.8以上となり、適合度が高いと判断された。環境要因の寄与率を解析した結果、海岸砂丘植生の生育に傾斜角と標高が寄与することが判明した。これらは傾斜と関連した堆砂量の違いや海からの距離に応じた環境勾配の影響を反映すると考えられる。特に砂丘内での分布に偏りがある群落では、標高の寄与率が高くなる傾向があった。一方、一つの種が優占する純群落では、傾斜角の寄与率が高い傾向が見られた。さらに方位の寄与率が高い群落もあり、傾斜方位が卓越風向との関連で堆砂量に影響を与えることが原因と推定された。既存研究によると、山陰地方の海岸砂丘植生の成帯構造は、一年生草本からなる打ち上げ帯、次に優占種の特徴からコウボウムギ帯、ケカモノハシ帯、さらにハマゴウ帯と変化するが、鳥取砂丘においては確認できなかった。これは、砂丘に奥行と比高があり、さらに砂の移動が動的環境を形成しているため、よりローカルで複雑な環境条件を各植生が選択しているためと思われる。

第5章ではUAV-SfM手法を用いて、前章よりもミクロなスケールでの海岸砂丘植生の分布と環境要因との対応関係を解析した。その結果によると、群落が存在する場所ではどこでも標高が上昇傾向にあり、植生による砂の捕捉が重要なことが判明した。鳥取砂丘では南からの恒常風と西から北の冬期の季節風が卓越する。特に植生高と植被率が高い群落は空間に占める枝葉量が多く、砂を効率的に捕捉でき、標高の上昇と砂丘の発達に貢献する。このような植物は斜面下部では埋没する場合もあるが、多くは砂の堆積以上に生長し、多くの砂を捕捉する状況が維持できると考えられる。また、植生の構成種数が多く草丈が高い植物と低い植物が混在している場合には、草丈が高い植物がナース植物として低い植物を保護している可能性が示唆された。特にケカモノハシは調査対象種の中で草丈が高く、ナース植物として重要である。一方、砂丘と陸側との境界で見られるハイネズのような低木やクロマツのような高木は、より進んだ植生遷移を示す。ただしこのような遷移と安定化が進むと、動的な環境としての砂丘は失われる。現在の鳥取砂丘では、定期的な除草により適度な攪乱が飛砂を発生させ、植生遷移による安定化が防がれている。したが

って、海岸砂丘植生並びに海岸砂丘の動的環境を維持するためには適度な攪乱が必須である。

第6章の総合考察では、過去と現在の視点より目標植生を設定し、海岸砂丘生態系の復元について総括した議論を行った。対象地域では、開発前の状態である潜在的な砂丘の分布範囲が3,070haあり、奥行は最大で2km以上、小規模な砂丘でも0.4km以上であったことがわかった。将来、人口が減少し、後背の人為的な土地利用が衰退した場合には、砂丘の奥行をかつての規模に近づけ、復元を実施できる可能性がある。また、第5章の結果を踏まえ、群落の堆砂能力をIa、Ib、II、IIIの4タイプに分類し、これと第4章で予測した植生の分布位置を組み合わせ、総合的に目標植生を設定した。これは、奥行のある動的な海岸砂丘の復元を実施する際の植栽植物の選定や、植生回復過程のモニタリング指標として利用できる。また、本目標植生の適用時には各海岸砂丘の環境条件を詳しく調べることが望ましいが、目標植生に示された傾向は汎用性が高いと判断される。

既存研究では、開発が進行した地域の海岸砂丘生態系の復元を論じる際に、かつての海岸砂丘の奥行や広がりやが考慮されない傾向があり、奥行のある動的な海岸砂丘の復元を対象とする例はほとんどなかった。本研究では、過去の様々な時空間スケールの地理情報から健全な状態の生態系を把握し、海岸砂丘植生の分布と動的な海岸砂丘に特有の砂面の変動性の関係を解析した。その結果に基づき、海岸砂丘生態系の復元に向けた目標植生を明らかにした。

## 謝辞

本研究を進めるにあたり、指導教官である東京大学空間情報科学研究センターの小口高教授には終始ご指導をいただいた。さらに北海道大学大学院地球環境科学研究院の早川裕式准教授にも多くのご意見いただき、現地調査手法についてもご指導いただいた。鳥取大学農学部の日置佳之教授には、本研究の着想段階よりご意見、ご指導いただいた。同鳥取大学農学部の永松大教授には、貴重な鳥取砂丘の現存植生図をご提供いただいた。また、研究室のメンバーや新領域創成科学研究科自然環境学専攻に所属する皆様にもご意見及び励ましのお言葉をいただいた。現職の北海道立総合研究機構林業試験場の皆様には博士論文の執筆にあたり、多くの便宜を図っていただき、ご意見や励ましのお言葉をいただいた。妻や家族には博士課程への進学を了承していただき、精神的・経済的に支えていただいた。ここに記して感謝申し上げる。