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

岡 浩平¹⁾・吉崎真司¹⁾・小堀洋美¹⁾

1) 武蔵工業大学大学院環境情報学研究科 Grad. Sch. of Envi. and Info. Stud.,
Musashi Institute of Technology. koka@yc.musashi-tech.ac.jp

摘要: 本研究では、静岡県遠州灘海岸における植生の成帯構造の成立要因と保全手法について検討した。その結果、汀線から内陸に向かって、優占種の特徴からコウボウムギ帯→ケモノハシ帯→ビロードテンツキ帯→チガヤ帯と変化する成帯構造が確認された。成帯構造の各帯の分布は、汀線から内陸に向かって変化する波浪強度や堆砂深の傾度に対応していると考えられた。また分類木解析によって、成帯構造の成立には、最低でも 100 m 以上の海浜幅が必要であると予測された。一方、海浜幅が 100 m 以下になるとビロードテンツキ帯が欠落することがわかった。このことから、遠州灘海岸において海浜植生の成帯構造を保全するには、100 m 以上の海浜幅を確保することが重要であると考えられた。

キーワード: 海浜植生, 成帯構造, 復元, TWINSpan, 分類木

OKA, Kohei, YOSHIZAKI, Shinji and KOBORI, Hiromi : **Factors for the zonation of coastal vegetation on the Enshu-nada coast, Shizuoka Prefecture.**

Abstract: This study focused on factors and conservation practices for vegetational zonation on the Enshu-nada coast, Shizuoka Prefecture. The vegetational zonation was distributed into four zones in order of *Carex kobomugi*, *Ischaemum antheophoroides*, *Fimbristylis sericea* and *Imperata cylindrica* in a direction from shoreline toward inland. It was discovered that the distribution of each zone was influenced by ocean waves and sand deposition. Furthermore, it was found that a seashore width of 100m or more was necessary for zonation by Classification Tree Analysis. For example, it was observed that the *Fimbristylis sericea* zone was absent in areas less than 100m of seashore. As a result, it is considered important to maintain a seashore width of 100m or more in order to conserve the zonation on the Enshu-nada coast.

Key words: coastal vegetation, zonation, restoration, TWINSpan, Classification Tree Analysis

1. はじめに

我が国の海岸では高度経済成長期に多くの砂丘地が開発され、港湾や住宅地などに利用されている⁶⁾。また、河川供給土砂量の減少や防波堤などの構造物による沿岸漂砂の阻止によって、海岸侵食が進行している²²⁾。このような海岸環境の悪化に対して、海岸の砂浜や砂丘に成立する海浜植生は全国的に劣化傾向にあり、保全対策が急務の課題となっている⁴⁾。

自然海浜では海から内陸に向かっての環境勾配によって、明瞭な海浜植生の成帯構造が成立する。そのため、海浜植生の保全・復元を計画する際には、成帯構造の成立を目標にすることが重要となる。海浜植生の成帯構造については、地形との関係について日本各地の海浜を対象とした一連の研究がある¹¹⁻¹⁴⁾。しかし、成帯構造の成立に必要な海浜幅や植生幅などが示されていない。海岸侵食や沿岸域の開発によって海浜の縮小が著しい現状において、海浜植生の保全・復元を実施するには、成帯構造の成立のために必要な海浜幅などの地形要因を把握する必要があると考える。

東海地方の太平洋沿岸に位置する遠州灘海岸は、幅の狭い海浜から 200 m 以上の幅の広い海浜が存在する。そのため、

海浜幅などの地形要因と成帯構造の関係性の検討に適した海岸といえる。そこで、本研究では遠州灘海岸を対象として、地形の観点から成帯構造の成立要因を明らかにし、今後の保全手法について検討することを目的とした。

2. 研究方法

2.1 調査対象地

遠州灘海岸は愛知県の伊良湖岬から静岡県の御前崎までの区間(約 110 km)に位置する。本研究では遠州灘海岸の中から天竜川河口～菊川河口の海浜(約 25 km)を調査対象地とした(図-1)。調査対象地に最も近い磐田気象観測所の平年値(1979～2000)によると、調査対象地は年平均気温 15.8℃、年平均降水量 1703.9 mm、暖かさの指数 129.8℃・月である。

2.2 調査方法

2.2.1 調査地点の選定

調査対象地の中から人為的影響が少ない場所に様々な地形を網羅するように 22 地点を選定した(図-1)。各調査地点には、汀線から内陸に向かっての植生変化を把握するために調

図-1 調査対象地の位置

Fig. 1 Location of the study site

査測線を設置した。調査測線は汀線に対して直角になるように汀線から内陸に向かって延長した。調査測線の延長は、海浜に隣接されている海岸林や自転車道、もしくは草丈1 m以上の種が出現する地点までとした。また各調査測線上に2 m×2 mの方形区を連続して設置した。

2.2.2 各調査測線における汀線と植生幅の変動

汀線の変化が侵食・堆積傾向にあるかによって植生が異なると考え、各調査測線の1988年と2006年の汀線の位置と植生の位置を比較し、18年間の汀線と植生幅の変動を求めた。解析にはArcGIS9.1を使用した。また各値の算出には1988年(1:10,000)と2006年(1:20,000)に撮影された空中写真を使用した。なお、空中写真から得られた汀線は、撮影時の潮位に影響を受けるため、撮影時の潮位を前浜の勾配を用いて東京湾平均海水面(T.P.0)時の汀線に補正した。

2.2.3 植生調査と地形調査

各方形区において、2006年8～9月に植生調査と地形調査を実施した。植生調査では各方形区においてBraun-Blanquetの全推定法を用いて出現種の被度を記録した。地形調査では水準測量によって、各方形区の汀線からの距離・比高、植生開始点からの距離・比高、傾斜角を算出した。また各調査測線について海浜幅、植生幅、平均傾斜角、最大比高を算出した。傾斜角は海側斜面を「+」、陸側斜面を「-」の値で算出した。また前述した汀線および植生幅の変動の値を用いて、各方形区について1988年時の汀線からの距離、植生開始点からの距離、各調査測線について1988年時の海浜幅と植生幅の値を算出した。

2.2.4 粒径調査

海浜植生は土壌の粒径に影響を受けることから²⁰⁾、各調査測線の粒径を分析した。2006年8月～9月に各調査測線の植生開始点付近の深さ5～10 cmの土壌を採取した。その後、風乾させた100 gを標準網ふるい8階級(2, 1, 0.5, 0.25, 0.15, 0.106, 0.075, 0.045 mm)でふるい分けし、通過質量百分率10%(D10)と50%(D50)の値を算出した。

2.3 解析方法

各方形区の出現種の被度から相対優占度(0～100%)を

算出し、相対優占度10, 20, 40, 60%を区分値として、1～5の階級値に変換した。この階級値を用いて分類型の多変量解析手法であるTWINSPANを適用し、全576方形区を分類した。またTWINSPANによる分類と対応関係にある種群を抽出するために、Indicator Species Analysis (INSPAN)を適用した。TWINSPANによる種の分類は、種の出現の有無に強く影響を受けるため、量的な側面が十分に加味されない特徴を持つ²⁾。INSPANではこの欠点が改善されており、特定のグループと結びつきが相対的に強いと考えられる種を抽出することができる²⁾。なお、両解析には偶発的に出現した種の影響を除外するために、出現率2%以下の種を解析から除外した。また両解析はPC-ORD4.01を使用した。

各方形区の分類と環境要因の対応関係を把握するために、分類木解析を適用した。分類木は類似する解析手法である判別分析に比べて、単純でわかりやすいモデルを得ることができる⁵⁾。分類木は分類効率が最も高い説明変数を選択し、グループの分岐を繰り返していく手法である。本解析では分岐の評価を行う尺度として尤離度を使用した。解析で得られるノードの深さ(縦線の長さ)は、尤離度の減少程度に比例しており、深いほどその要因が重要であることを意味する。また分岐数が多いほど尤離度が減少し、予測精度も高くなるが、結果の解釈が困難になる⁹⁾。そのため、本解析では交差確認法¹⁾を用いて最適な分岐数を算出した。解析には目的変数にTWINSPANで得られた群落型、説明変数に2006年の汀線からの距離・比高、植生開始点からの距離・比高、傾斜角、1988年時の汀線および植生開始点からの距離の7つの要因を使用した。中西・福本¹¹⁻¹⁴⁾が汀線からの距離・比高などの地形要因と海浜植生が対応関係にあることを明らかにしていることから、選択した7つの説明変数によって海浜植生の成立の主要因を網羅していると考えられる。なお、解析には統計ソフトS-PLUS6.2の樹形モデル分析を使用した。また分類木の解析結果を用いて、モデルの評価や比較の良い指標とされているCohen's kappa⁷⁾の値を算出した。

出現した種は、生育地が海岸の砂浜・砂丘・礫浜の種²¹⁾を海浜植物、宮脇⁸⁾に帰化と記載のあるものを帰化植物、海浜植物と帰化植物以外を内陸植物と定義した。また学名の記載は宮脇⁸⁾に準拠した。

3. 研究結果

3.1 調査測線の概要

各調査測線は海浜幅が55.6～209.7 m、植生幅が12～122 m、最大比高が3.3～8.3 mの値を示した。汀線の変動は堆積傾向が5測線(5.1～82.6 m)、侵食傾向が17測線(－1.5～－79.9 m)であった。植生調査では合計29種が出現し、海浜植物13種、内陸植物11種、帰化植物5種であった。

3.2 TWINSPANとINSPAN

TWINSPANを用いて方形区を分類したところ、2分割で

表-1 TWINSpan による分類結果

Table 1 Classification result by TWINSpan

種名	分類	群落型				種群
		A	B	C	D	
コウボウムギ	海浜植物	79.9	37.6	13.6	15.7	
ケカモノハシ	海浜植物	4.3	32.5	14.7	2.1	
ハマニガナ	海浜植物	3.5	4.0	1.0	0.3	
ハマヒルガオ	海浜植物	9.7	11.6	6.3	9.7	a
ハマボウフウ	海浜植物	0.3	1.8	1.0	1.3	
ハマエンドウ	海浜植物	0.1	1.1	0.4	1.0	
オオフトバムグラ	帰化植物	0.0	4.1	27.8	10.6	
ビロードテンツキ	海浜植物	0.8	1.2	17.9	2.8	
メヒシバ	内陸植物	0.4	1.2	4.7	3.0	
チガヤ	内陸植物	0.3	1.3	2.4	32.4	b
コマツヨイグサ	帰化植物	0.6	3.2	8.1	9.2	
テリハノイバラ	内陸植物	0.0	0.1	0.2	3.3	
マルバアカザ	海浜植物	0.0	0.2	1.2	1.0	
方形区数		127	254	153	42	

※表中の数字は平均相対優占度 (%)。点線は INSPAN によりその種と有意に結びついていると判定された群落型を示す ($p<0.01$)。

4つの群落型を得ることができた(表-1)。群落型Aは海浜植物のコウボウムギ(*Carex kobomugi* Ohwi), 群落型Bは海浜植物のケカモノハシ(*Ischaemum anthephoroides* Miq.)とハマニガナ(*Ixeris repens* A. Gray)が特徴的に出現した。群落型Cは海浜植物のビロードテンツキ(*Fimbristylis sericea* R. Br.), 帰化植物のオオフトバムグラ(*Diodia teres* Walt.), 内陸植物のメヒシバ(*Digitaria adscendens* Henrard)が特徴的に出現した。また群落型Dは内陸植物のチガヤ(*Imperata cylindrica* Beauv. var. *koenigii* Durand et Schinz)とテリハノイバラ(*Rosa wichuraiana* Crép.), 帰化植物のコマツヨイグサ(*Oenothera laciniata* Hill)が特徴的に出現した。

3.3 各調査測線における成帯構造の成立状況

各調査測線における成帯構造の成立状況については、一部で群落型CもしくはDの欠落がみられたものの、群落型が汀線から内陸に向かってA→B→C→Dと変化する傾向が全体を通して比較的明瞭にみられた(図-2)。また、調査測線No.13・14では内陸側において群落型の変化が明瞭ではなかったものの、汀線側では他と同様の変化がみられた。

3.4 各調査測線における各群落型と環境要因の関係

表-2 各調査測線における各群落型と環境要因の相関係数

Table 2 Correlation coefficient between community types and environmental factors at traverse lines

環境要因	群落型				
	A	B	C	D	
2006年	海浜幅	0.49	0.84 **	0.91 **	0.04
	植生幅	0.53	0.86 **	0.90 **	0.00
	最大比高	-0.25	-0.20	-0.53	-0.03
	平均傾斜角	-0.38	-0.48	-0.70 *	-0.02
	D10	-0.05	-0.02	0.05	0.11
	D50	-0.03	-0.04	0.04	0.14
1988年	海浜幅	-0.03	0.62 *	0.46	0.15
	植生幅	-0.07	0.23	0.55	-0.02
	汀線の變動	0.63 *	0.53	0.76 *	-0.02
	植生幅の變動	0.59 *	0.59 *	0.37	-0.04

※相関係数は Spearman の順位相関係数 (** $p<0.001$, * $p<0.01$)

図-3 各調査測線における各群落型と2006年の海浜幅の関係

Fig. 3 Relationship between community types and width of seashore for 2006 at traverse lines

群落型Aの方形区数は、汀線と植生幅の変動との間に相関関係が認められた(表-2)。なお、汀線と植生幅の変動との間には $rs=0.67$ と正の相関関係が認められたことより($p<0.01$)、汀線の変動は植生幅に影響する傾向も確認された。群落型B・Cの方形区数は2006年の海浜幅と植生幅との間に強い相関関係が認められた。また2006年の海浜幅と植生幅との間

図-2 各調査測線における群落型の空間分布

Fig. 2 Spatial pattern of community types at traverse lines

図-4 分類木による分岐過程

Fig. 4 Branching process by Classification Tree Analysis

にも、 $rs=0.97$ と正の相関関係が認められた ($p<0.001$)。一方、群落型 D はすべての環境要因との間に相関関係が認められなかった。図-3 に各群落型と高い相関関係を示した 2006 年の海浜幅と各群落型の方形区数の関係を示す。群落型 B はすべての地点に出現し、さらに海浜幅の増加とともに方形区数が増加した。群落型 C は海浜幅の狭い地点には出現せず、海浜幅が約 100 m を境にして方形区数が顕著に増加した。一方、群落型 A・D は海浜幅と明瞭な関係性はなく、海浜幅に関係なく方形区数が増減する傾向を示した。

3.5 分類木

分類木の解析では群落型 A~D を解析対象とした。しかし、

表-3 分類木による各グループの説明変数の平均値

Table 3 Mean value of explaining variables of groups by Classification Tree Analysis

説明変数	分類木によるグループ						
	A-1	A-2	B-1	B-2	B-3	C-1	C-2
06'Dfs	70.2	60.3	79.9	117.5	116.8	125.4	163.4
06'Dfv	8.2	1.7	21.2	29.4	48.4	47.3	86.1
06'Efs	3.7	4.3	4.6	3.9	4.8	3.5	3.2
06'Efv	0.6	0.4	1.0	0.7	2.6	0.1	0.3
06'S	6.0	15.2	0.8	-2.7	1.0	-1.5	1.6
88'Dfs	51.7	96.8	99.4	54.6	105.4	105.3	117.8
88'Dfv	-18.9	7.7	15.4	-44.1	13.2	15.0	33.9
n	73	32	225	20	18	86	80

表-4 分類木による予測結果

Table 4 Prediction result by Classification Tree Analysis

実際の群落型	予測された群落型			誤分類率
	A	B	C	
A	89	37	1	29.9%
B	16	210	28	17.3%
C	0	16	137	10.5%

群落型 D については、誤分類率が 100 % となり、さらに表-2 に示すように、各環境要因との間に相関関係が認められなかった。また群落型 D で優占していたチガヤは、海浜に隣接する自転車の盛土された法面を中心に分布していた。このことから、群落型 D の成立要因は地形的要因よりも人為的な影響が強いと判断し、分類木の解析対象から除外した。

従って、群落型 A~C を対象とした解析では、7 つの分岐数を用いたところ (図-4)、全体の誤分類率が 18.4 % となった。また Cohen's kappa の値は 0.74 の値を示し、substantial (十分な) 7 な予測性を持つモデルと評価された。なお、交差確認法で算出された分岐数 14 の場合は、全体の誤分類率が 16.5 % となり、分岐数 7 の場合と大きな差がなかった。このことから、本解析では結果の解釈が複雑になることを避けるために、分岐数 7 の解析結果を採用した。

分岐 1 では、06'Dfs の値 (105.4 m) を基準に分割され (図-4)、これにはノードの深さが最も深かったことが寄与しているといえる。分岐 1 で 06'Dfs の値が 105.4 m 以下の場合、分岐 2 において 88'Dfs が 71.2 m 以下は群落型 A (A-1) と予測された。A-1 は 88'Dfv の平均値が -18.9 m とマイナスの値を示したことから (表-3)、1988 年時は裸地であったといえる。一方、分岐 2 において 88'Dfs の値が 71.2 m 以上の場合、分岐 6 で 06'Dfv が 4.0 m 以下では群落型 A (A-2)、4.0 m 以上では群落型 B (B-1) と予測された。

分岐 1 で 06'Dfs が 105.4 m 以上の場合、分岐 3 で 06'Dfv が 65.9 m 以上は群落型 C (C-2) と予測された。一方、分岐 3 で 06'Dfv が 65.9 m 以下の場合、分岐 4 において 88'Dfv

が-31.9 m 以下は群落型 B (B-2) と予測された。また分岐 4 で 88'Dfv の値が-31.9 m 以上の場合、分岐 5 において 06'Efv が 1.4 m 以上では群落型 B (B-3)、1.4 m 以下では群落型 C(C-1)と予測された。各群落型の誤分類率は、群落型 A が 29.9 %とやや高い値であった (表-4)。

4. 考察

4.1 遠州灘海岸における成帯構造の成立状況

我が国の砂質海岸において、中西・福本^{11,13,14)}は汀線から内陸に向かって、一般的に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、さらにその後方にハマゴウ (*Vitex rotundifolia* Linn. fil.) 帯が続く成帯構造が成立することを明らかにしている。また打ち上げ帯は波浪や飛砂の影響が弱い海浜に成立すること¹²⁾、ハマゴウ帯は人為的影響が強い場合にチガヤやヨモギの草原になること¹³⁾が報告されている。一方、対象地では汀線から内陸に向かって、海浜植物の優占種の特徴からコウボウムギ帯→ケカモノハシ帯→ビロードテンツキ帯→チガヤ帯 (群落型 A→B→C→D) と変化していた。中西・福本^{11,13,14)}の報告と比較すると、対象地の打ち上げ帯の欠落、ビロードテンツキ帯 (群落型 C) とチガヤ帯 (群落型 D) の成立に特徴づけられた。またビロードテンツキ帯は幅が 100 m 以上の海浜で特徴的に出現した。これらのことから、対象地では波浪や飛砂が激しく、海浜の後方では人為的な影響を強く受けていると考えられた。またビロードテンツキ帯が特徴的に出現した要因として、海浜幅が広がったことが挙げられる。中西・福本^{11,13,14)}が対象とした南日本、山陰地方や能登半島の海浜は、海浜幅が 100 m 前後と狭かったために、ビロードテンツキが優占するゾーンが確認されなかったと考えられた。

4.2 遠州灘海岸における成帯構造の成立要因

コウボウムギ帯 (群落型 A) は汀線からの距離および植生開始点からの距離が近い立地に成立すると予測された。一般的に汀線からの距離が近い立地は、波浪の影響を受けやすく、コウボウムギやハマヒルガオなどの限られた海浜植物のみが生育する^{16,17)}。このことから、コウボウムギ帯の成立環境は既往研究^{16,17)}と一致していたといえる。また各調査測線において汀線と植生幅が伸張傾向であるほど、コウボウムギ帯の幅が広い傾向が認められた。分類木の結果において、図-4 の分岐 2 が示すように、1988 年時に汀線からの距離が近く、さらに裸地部であった場所にコウボウムギ帯 (A-1) が成立する傾向にあった。A-1 は 1988 年に比べて 2006 年では汀線および植生開始点からの距離が顕著に遠くなっていたことから、汀線および植生幅が伸張した立地といえる。これらのことから、1988 年から 2006 年にかけて、汀線の伸張に伴い波浪の影響が弱くなった裸地部にコウボウムギ帯が侵入したと推測される。その結果、汀線が伸張傾向の海浜では、コウボウムギ帯が広がったと考えられた。

ケカモノハシ帯 (群落型 B) とビロードテンツキ帯 (群落型 C) は汀線および植生開始点からの距離がコウボウムギ帯よりも遠い立地に成立すると予測された。このことから、この 2 つの帯は波浪による攪乱を受けにくい立地に成立していると考えられる。分類木の結果から両帯を比較すると、ケカモノハシ帯はビロードテンツキ帯よりも汀線および植生開始点からの距離が近く、また比高が高い立地に成立すると予測された。このことは、ケカモノハシ帯の方がビロードテンツキ帯よりも堆砂を受けやすい立地であることを示すものと考えられた。まず、ケカモノハシ帯の比高が高かったことは、堆砂の影響を示唆するものと考えられる。次に、一般的に汀線から内陸に向かって堆砂量が減少することから^{3,15)}、ケカモノハシ帯が成立していた汀線側はより堆砂を受けやすい立地といえる。実際に、ケカモノハシ帯の成立には堆砂が必要であることが指摘されている¹¹⁾。一方、鳥取砂丘においてビロードテンツキはケカモノハシに比べて、堆砂深の浅い立地で出現率や被度が高かったことが報告されている¹⁹⁾。成帯構造の成立の観点からも、堆砂深の傾度に沿って植生が変化し、成帯構造が成立することが報告されている¹⁰⁾。これらのことから、堆砂深の違いがケカモノハシ帯とビロードテンツキ帯の成立を規定しており、より安定した立地にビロードテンツキ帯が成立していたと推察された。

一方、成帯構造の成立要因として、堆砂以外に飛塩が挙げられ、実際に汀線から内陸に向かって飛塩量も減少する²⁴⁾。しかし、ビロードテンツキ帯に特徴的に出現したメヒシバは塩分による生育阻害を受けにくいにも関わらず²³⁾、ケカモノハシ帯にはほとんど出現しなかった。このことから、対象地では飛塩はケカモノハシ帯とビロードテンツキ帯の分布規定の主要因ではないと推察された。

4.3 遠州灘海岸における成帯構造の保全手法の検討

対象地の各帯の成立は海浜幅に強く依存していると考えられた。特にビロードテンツキ帯は海浜幅が狭い調査測線には出現せず、海浜幅が 100 m 以上になると群落幅が広がる傾向が認められた。分類木の結果においても、汀線からの距離が 105.4 m 以上の立地に成立しやすことが予測された。これらのことから、ビロードテンツキ帯は最も海浜幅に依存しており、さらに海浜幅の縮小とともに欠落する危険性が高いと考えられた。このことは、海浜幅の縮小は各帯の配分が狭くなるだけでなく、成帯構造の中で欠落してしまう帯が生じてしまうことを示唆する。

コウボウムギ帯とケカモノハシ帯は、ビロードテンツキ帯よりも汀線および植生開始点からの距離が近い立地に成立していた。このことから、ビロードテンツキ帯が成立する立地の保全は、コウボウムギ帯→ケカモノハシ帯→ビロードテンツキ帯と変化する成帯構造の保全に繋がると考えられた。

対象地は粒径 (D50) が 0.16~0.23 mm と細かいために飛砂が激しく、外洋に面しているため波浪の影響を強く受ける。このような特徴を持つ遠州灘海岸では、ビロードテンツキ帯が

成立可能な 100 m 以上の広い海浜幅を確保することが成帯構造の保全において重要と考えられた。

5. おわりに

本研究では、地形の観点から遠州灘海岸における海浜植生の成帯構造の成立要因と保全手法について検討を行った。その結果、汀線から内陸に向かって、コウボウムギ帯→ケカモノハシ帯→ビロードテンツキ帯→チガヤ帯と変化する成帯構造が確認された。また成帯構造の成立には、最低でも 100 m 以上の海浜幅が必要であると予測することができた。一方、海浜幅が 100 m 以下になるとビロードテンツキ帯が欠落することが推測された。遠州灘海岸では侵食傾向の海浜が多いことから、将来的に成帯構造からのビロードテンツキ帯の欠落が危惧される。今後、汀線などの地形変化とビロードテンツキ帯の動態をモニタリングすることによって、海岸侵食とビロードテンツキ帯の応答関係を詳細に把握することが必要と思われる。

また本研究で得られた分類木解析による予測モデルは、他の海岸で適用可能なケースがあると考えられる。例えば、遠州灘海岸の近隣の神奈川県湘南海岸では、沿岸域の開発や海岸侵食によって、ほとんどの海浜からすでに成帯構造が消失している¹⁸⁾。そのため、成帯構造の復元を計画する際に、成立に必要な地形要因などについて十分な情報を得ることができない。今後、湘南海岸などにおいて本研究で得られた予測モデルを活用するには、遠州灘海岸との立地環境や種組成などの類似性を詳細に把握し、予測モデルの適用可能性を評価することが必要と思われる。

引用文献

- De'ath, G. and Fabricius, K. E. (2002) Classification and regression trees: A powerful yet simple technique for ecological data analysis. *Ecology*, 81(11): 3178-3192.
- Dufrène, M. and Legendre, P. (1997) Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach, *Ecological Monographs*, 67(3): 345-366.
- 石塚和雄 (1977) 砂浜、砂丘の植生, 石塚和雄 編, 群落の分布と環境, 朝倉書店, pp.271-282.
- 開発法子 (2002) 海岸植物群落レッドデータの解析とその保護, *海岸*, 42(2): 50-54.
- 加藤和弘・一ノ瀬友博・高橋俊守 (2003) 分類樹木を用いた生物生息場所の分類 河川水辺の鳥類を対象とした事例研究, *応用生態工学会誌*, 5(2): 189-201.
- 河合英二 (1992) 分布と変化, 村井宏・石川政幸・遠藤治郎・只木良也 編, 日本の海岸林, ソフトサイエンス社, pp16-31.
- Manel, S., Williams, H. C. and Ormerod, S. J. (2001) Evaluating presence-absence models in ecology -the need to account for prevalence-. *Journal of Applied Ecology*, 38: 921-931.
- 宮脇昭 編 (1994) 改訂新版日本植生便覧, 至文堂, 641pp.
- 水田正弘・山本義郎・南弘征・田澤司 (2005) S-PLUS によるデータマイニング入門, 森北出版, 192pp.
- Moreno-Casasola, P. (1986) Sand movement as a factor in the distribution of plant communities in a coastal dune system. *Vegetatio*, 65: 67-76.
- 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・福本紘 (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, *J. Phytogeogr. & Taxon.*, 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.
- 中西弘樹・福本紘 (1993) 能登半島の海浜植生の成帯構造と地形, *J. Phytogeogr. & Taxon.*, 41: 95-101.
- 中島勇喜・金内英司・佐藤秀樹 (1985) 庄内砂丘の防浪砂堤周辺部における砂面変動と植生等について, *日本林学会東北支部会誌*, 37: 332-336.
- Nobuhara, H. and Toyohara, M. (1964) Observations on the damages of the coastal vegetation II. *Japanese Journal of Ecology*, 14(5): 195-200.
- 岡浩平・吉崎真司・小堀洋美 (2007a) 神奈川県大磯町の湘南海岸における地形変化に伴う海浜植生の定着過程について, *日本緑化工学会誌*, 33(1): 27-32.
- 岡浩平・吉崎真司・小堀洋美 (2007b) 湘南海岸における地形特性と砂防柵の有無が海浜植生の成帯構造の成立に及ぼす影響, *環境情報科学論文集*, 21: 87-92.
- 笹木義雄・根平邦人 (1992) 海岸砂丘地における飛砂が植生におよぼす影響, *広島大学総合科学部紀要IV*, 17: 59-71.
- 笹木義雄・森本幸裕 (2004) 瀬戸内海の自然海岸に生育する海浜植生の成立要因, *日本緑化工学会誌*, 30(1): 62-67.
- 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.
- 宇多高明 (2004) 海岸侵食の実態と解決策, 山海堂, 304pp.
- 宇戸寿一・吉田和男・柴田昌三 (2007) 海岸自生植物を用いた緑地における雑草防除を目的とした海水散布実験～関西国際空港 2 期空港島における試み～, *日本緑化工学会誌*, 33(1): 288-291.
- Wilson, J. B. and Sykes, M. T. (1999) Is zonation on coastal sand dunes determined primarily by sand burial or by salt spray? A test in New Zealand dunes. *Ecology Letters*, 2: 233-236.

(2008.7.26 受理)