

愛知県三河湾における海岸植物の種多様性に影響する要因

Factors influencing the coastal plant species diversity in the Mikawa Bay, Aichi Prefecture, Japan.

村上 健太郎*

Kentaro MURAKAMI

Abstract: In this study, we investigated the relationship between species richness of coastal plants and the landscape ecological factors such as area, isolation distance from the large seed source, and patch width in the urban or suburban 50 sandy coast patches in the Mikawa Bay (Aichi Prefecture, Japan). We performed stepwise multiple regression analysis to examine the factors influencing the coastal plant species diversity, which revealed that the number of the coastal plant species exhibited a significantly positive correlation with the logarithm of area of the sandy coast patches, whereas it exhibited a negative correlation with the isolation distance from the large coastal dune Enshu-nada. The factors influencing the occurrence probability of each coastal plant species was examined using logistic regression analysis. This analysis revealed that the most effective explanatory variable was the patch area, and the isolation distance from the large sand dune ranked the second most effective explanatory variable. Furthermore, we verified the accuracy of the obtained 10 logit models of coastal dune plants using the receiver operating characteristic (ROC) curve and area under the curve (AUC). The 8 models such as *Cirsium maritimum*, *Ischaemum anthephoroides*, and *Zoysia macrostachya* evaluated had sufficient predictive accuracy. This study revealed that these species were affected by the degree of isolation, area, and or patch width.

Keywords: Coastal plant, Coastal dune plant, logistic regression, Receiver operating characteristic(ROC) curve

キーワード： 海岸植物, 海浜植物, ロジスティック回帰, ROC 曲線

1. はじめに

近年、海浜は植物の絶滅危惧種率が高い生育場所として知られており¹⁾、生物多様性保全を考える上で重要な生育場所である。海浜において多くの種が絶滅しているのは、早くから開発が進み、海浜そのものが破壊されてきたという背景がある²⁾。実際、日本では、人間活動が活発な愛知県や大阪府、神奈川県などの人口の高密度地域では自然海岸率はきわめて低い³⁾。

都市や都市近郊の生物保全に関するランドスケープエコロジーの研究は、パッチ、コリドー、マトリックスなどのランドスケープ構造から検討されることが多い⁴⁾。都市化したマトリックスにおける森林パッチを対象とした生物の保全では、McArthur と Wilson による島の生物地理学理論を応用した研究が比較的早くから行われ⁴⁾、面積や孤立度の影響について検討した研究が多数

知られている^{5),6),7)}。これは孤立分断化が市街地化するさまざまな生物の生息場所において普遍的に起こっている現象であることが関係していると考えられる。海浜を森林のように明確にパッチと見なした研究例は大阪湾の海岸植物を扱った押田・上甫木⁸⁾がある程度であるが、都市化や海岸侵食によって小面積化、分断化が進行している²⁾ことについては、森林と同様の状況にあると考えられる。また、海岸植物は、種子や果実などの散布体の浮遊能力、分散力には差があることが示唆されており⁹⁾、より孤立的な状況にある海浜は、種の移入・定着に関して不利な状況にあり、分散力の低い種は孤立した海浜には移入・定着しづらいことが推察される。しかし、海岸植物については、人為圧や面積などについて検討した事例はある^{8),10)}ものの、孤立度の影響については、ほとんど検討されたことがない。そこで本研究では、愛知県三河湾内の海浜に生育する海岸植物の種数、各種の生育確率を対象にして、ランドスケープエコロジーの視点から、海浜の面積および孤立度をはじめとした景観因子について検討した。

2. 調査地域

調査地域は愛知県三河湾内であり、西端は知多半島の河和港から東端は伊良湖岬として(図-1)、湾内に面した海浜の砂礫地50箇所である。調査地点の選定は、1:25000地形図の「砂礫地」の凡例によって網羅的に選定したが、凡例で砂礫地の記号があっても海浜が存在しないものについては除外した。調査地域内の海浜の周辺は、住宅地に取り囲まれたところが多く、港湾、人工護岸などの人工構造物によって隔てられて、孤立した状態にある箇所が多い。

3. 調査方法

(1) 野外調査と資料の整理

各海浜について、夏期に各2回現地調査を行い、調査地全体を

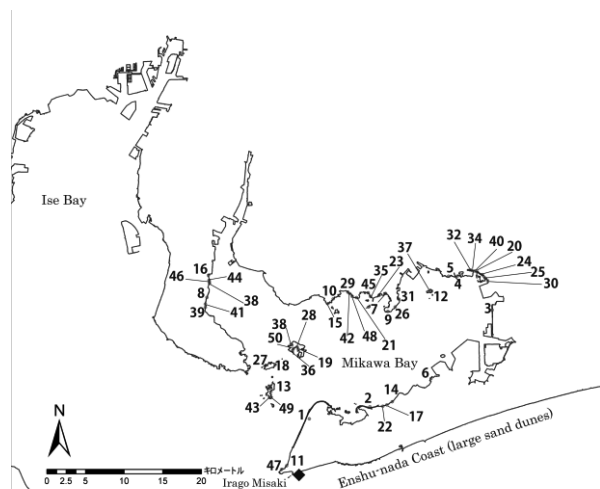


図-1 調査地点の海浜の位置(1~50)(◆は孤立距離ID1, ID2の計算に用いたポイントで遠州灘の西端)

*: 名古屋産業大学環境情報ビジネス学部

くまなく歩いて、生育していた維管束植物すべての種名を記録した。調査地点の各海岸は、人為的な影響が強く、海浜の後背は道路、住宅などの人工構造物で区切られている箇所がほとんどであったが、海浜の後背部に海崖がある場合（調査地点 12, 17, 18, 28, 43, 49 に海崖あり）については、海崖に生育する植物についても記録した。調査期間は、2010 年～2013 年の夏期（6～9 月）である。得られた資料は、文献^{11), 12)}を利用して海岸植物であるか、外来植物であるか等について区分した。なお、本研究では、澤田ら¹²⁾によって海岸植物とされなかったが一般的に海岸植物とされることが多いオニヤブソテツ、テリハノイバラ、ツワブキ、トベラ、マサキ、シャリンバイも海岸植物と考えた。更に、海岸植物は文献^{12, 13)}をもとに、好適な生育地の条件から、海浜植物（砂浜、礫浜を生育地とする植物）、海崖植物、塩性植物の 3 種類に区分した。外来植物については海岸を生育地とする植物であっても、海岸植物や海浜植物等の種数としては含めなかった。なお、後述するように海浜の面積は地形図および航空写真をもとに計測したが、平均で 2.38ha (±SE1.08) であり、最大面積は 54.5ha (no.1; 西ノ浜)、最小は 0.11ha であった。

(2) 分析

1) 景観因子の計測

各海浜の景観因子の計測には、地図情報システムソフトである ArcGIS9.3 (ESRI 社製) を用い、主に数値地図 25000 (地図画像) (昭和 42 年～昭和 55 年測量・改測、平成 13 年～22 年修正・更新) をもとに行った。即ち、数値地図において砂礫地の記号があるものをパッチと見なし、ArcGIS 上でポリゴン化して面積 (A) を計測した。

また、ArcGIS の機能を活用して、周囲長 (P)、海浜の幅 (W: 汀線から内陸の砂礫地以外の凡例までの最長距離)、孤立度を計測した。孤立度については、調査地域の東部にある大規模海浜遠州灘 (図-1 中に◆で示す) からの直線距離 (ID1)、遠州灘までの海岸線に沿った距離 (ID2: 海岸線の長さ; ただし離島については本土までの最小直線距離も加えて計算)、各海浜から 500m, 1000m のバッファ内にある海浜面積率 (当該海浜を除く) を計測したものを Is_{500} , Is_{1000} として、それぞれ孤立の指標として用いた。また、周辺の市街地化の指標として、各海浜から 100m バッファ内の道路、建造物をポリゴン化して面積を算出し、バッファの面積から、水面を除いた後、バッファ内の陸地に占める市街地率 (T) を計測した。

2) 統計解析

種数に影響する要因の検討は、ピアソンの積率相関分析、重回帰分析を用いて行った。重回帰分析の説明変数の選択には、ステップワイズ変数選択 (Pin=0.1, Pout=0.1) 方式の変数増加法を用い、 $\log_{10}A$, W , $ID1$, $ID2$, Is_{500} , Is_{1000} , T を説明変数として用いた。重回帰分析の目的変数には、海岸植物種数 ($S1$)、海浜植物種数 ($S2$)、海崖植物種数 ($S3$)、塩性湿地性植物種数 ($S4$)、国外外来植物種数 (ES) を用いた。

また、各種の出現率に影響する要因の検討には多変量ロジスティック回帰分析を用いて行った。目的変数には各種の各海浜にお

表-1 ROC 曲線で用いられる感度と特異度の意味

観測・記録	モデルによる予測	
	positive 在、生育すると予測	negative 不在、生育しないと予測
true 在、生育していた	true positive (TP) 在予測の的中数 (真陽性)	false negative (FN) 不在予測の外れ数 (陰陰性)
false 不在、生育していなかった	false positive (FP) 在予測の外れ数 (陽陽性)	true negative (TN) 不在予測の的中数 (真陰性)

感度 = $TP / (TP + FN)$ (すべての在記録に占める在予測の的中割合)
特異度 = $TN / (TN + FP)$ (すべての不在記録に占める不在予測の的中割合)
1-特異度 = $FP / (TN + FP)$ (すべての不在記録に占める在予測割合、空振り率)

ける在／不在を用い、 $\log_{10}A$, W , $ID1$, $ID2$, Is_{500} , Is_{1000} , T 及び CA (各調査地点における海崖の有無の名義変数: 海崖有りが+) を説明変数として用いた。説明変数の選択には、ステップワイズ変数選択 (Pin=0.10, Pout=0.10) を用いた。この分析は、海岸植物のうち出現回数が 4 回 (8%) 以上の種及び、外来植物のうち出現頻度が高い上位 20 種について行った。

ロジスティック回帰分析において作成されたモデルのうち、海浜植物について ROC 曲線 (受信者動作特性曲線) を描き、得られたモデルの有効性の検証とカットオフポイント (閾値) の取得を試みた。ROC 曲線とは、ロジスティック回帰モデルなどの予測モデルから得られた確率値の高い順から横軸に 1-特異度 (空振り率) を、縦軸に感度をプロットしたものである^{14), 15)}。ここでいう感度とは、表-1 に示すように、すべての在記録に占める、その海浜植物が「生育する」という予測的中確率である。一方、特異度とは、全不在記録に占める、「生育しない」という予測 (不在予測) 的中確率である。ROC 曲線は臨床医学の分野等で予測モデルの精度検証に用いられることが多く、ROC 曲線の下部面積 (AUC: Area under the curve) の面積が大きいほど予測能が高いと判定される。一般的に、この面積が 0.9-1.0 の場合に「優 (excellent)」, 0.8-0.9 の場合に「良 (good)」, 0.7-0.8 の場合に「可 (fair)」と判定され¹⁴⁾、本研究でもこれに従ってモデルの精度を判定した。また、感度が 1、1-特異度が 0 となるモデルを最も優秀なモデルと考え^{14), 16)}、この値から最も近いポイントをカットオフポイントと考えた。本研究では、いずれの分析についても統計ソフト J MP11.0 (SAS 社) を用いて解析した。

4. 結果

(1) 出現種の概要

50 箇所の調査地点で 225 種の維管束植物が記録された。うち外来植物は 101 種 (44.9%) であった。海岸植物は 43 種 (19.1%) であり、このうち、海浜植物が 20 種、海崖植物が 16 種、塩性植物が 7 種記録された。出現頻度が最も高かった種は海岸植物では、ハマヒルガオ (37 回; 74.0%)、ツルナ (30 回; 60.0%)、ハマゴウ (26 回; 52.0%)、オカヒジキ (22 回; 44.0%) など、いずれも海浜植物であった。愛知県レッドリスト¹⁷⁾の掲載種では、準絶滅危惧種のイソホウキギ、ハマサジ、ハマエノコロ、ネコノシタ、絶滅危惧 IB 類のハマナタマメが記録された。なお、絶滅とされているハマオモトも 9 箇所 で生育していたが、本調査で確認された個体は、園芸個体の逸出由来と推定¹⁷⁾される。

国外外来植物では、コマツヨイグサ (27 回; 54.0%) が多く、セイトカアワダチソウ (21 回; 42%) などがよく見られた。

(2) 種数に影響する要因

表-2 海岸植物、外来植物の種数と各景観因子の単相関係数

	$S1$	$S2$	$S3$	$S4$	ES
A	0.616 **	0.592 **	0.298 *	0.509 **	-
$\log_{10}A$	0.575 **	0.626 **	-	0.386 **	0.496 **
$ID1$	-0.308 *	-	-0.494 **	-	0.283 *
$\log_{10}ID1$	-	-	-	-	-
$ID2$	-0.418 **	-0.289 *	-0.463 **	-	-
$\log_{10}ID2$	-0.348 *	-	-0.367 **	-	-
W	0.439 **	0.471 **	-	0.456 **	0.530 **
Is_{1000}	-	-	-	-	-0.323 *
Is_{500}	-	-	-	-	-
T	-	-	-0.360 *	-	-

*: $p < 0.05$; **: $p < 0.01$

$S1$: 海岸植物種数; $S2$: 海浜植物種数; $S3$: 海崖植物種数; $S4$: 塩性湿地性植物種数

ES : 国外外来植物種数; A : 海浜面積; W : 海浜の幅

$ID1$: 最大面積の海浜からの直線距離; $ID2$: 最大面積の海浜からの孤立距離 (海岸線長)

Is_{1000} : 当該海浜から 1000m バッファ内の海浜面積率

Is_{500} : 当該海浜から 500m バッファ内の海浜面積率; T : 100m バッファ内の市街地率

表一 3 各景観因子を説明変数に、海岸植物、国外外来植物の種数を目的変数とした重回帰分析の結果 (n=50)

	回帰式	補正R ²
<i>S1</i>	<i>S1</i> = 5.044log ₁₀ <i>A</i> - 0.025 <i>ID2</i> - 10.74	0.462**
<i>S2</i>	<i>S2</i> = 3.440log ₁₀ <i>A</i> - 0.010 <i>ID2</i> - 8.445	0.410**
<i>S3</i>	<i>S3</i> = -0.103 <i>ID1</i> - 3.273 <i>T</i> + 5.176	0.287**
<i>S4</i>	<i>S4</i> = 0.017 <i>W</i> - 2.667	0.192**
<i>ES</i>	<i>ES</i> = 0.151 <i>W</i> + 0.237 <i>ID1</i> + 3.595 <i>IS</i> ₅₀₀ - 5.242	0.421**

p<0.01; **

S1: 海岸植物種数; *S2*: 海浜植物種数; *S3*: 海崖植物種数;

S4: 塩性湿地生植物種数; *ES*: 国外外来植物種数;

log₁₀*A*: 海浜面積 (m²) の常用対数; *T*: 100m バッファ内の市街地率

*IS*₅₀₀: 当該海浜から500m バッファ内にある海浜面積率;

ID1: 大面積海浜からの直線距離 (km); *W*: 海浜の幅 (m)

ID2: 大面積海浜からの海岸に沿った距離 (海岸線長) (km)

表一 4 多変量ロジスティック回帰分析の結果 (各景観因子の数値は回帰係数を示す)

和名	生育地	頻度	CI	log ₁₀ A	W	ID1	ID2	Is ₁₀₀₀	Is ₅₀₀	T	切片	p値
ハマヒルガオ	海浜	37	-	-	-	-	-	-	-	-	-	n.s.
ツルナ	海浜	30	-	-	-	-	-	-	-	-	-	n.s.
ハマゴウ	海浜	26	-	-	0.040	-	-	-	-	-	-1.822	0.002 **
オカヒジキ	海浜	22	-	-	-	-	-	-	-	-	-	n.s.
ギョウギシバ	海浜	22	-	-	-	-	-	-	-	3.122	-3.326	0.006 *
ハマスゲ	海浜	17	-	-	-	0.118	-2.163	-	-	-	-2.727	0.006 **
ハマウド	海崖	16	-	-	-	-0.057	-	-	-	-	0.517	0.082
コウボウシバ	海浜	16	-	-	0.031	-	-	-	-	-	-2.347	0.011 *
ハマボウス	海崖	13	-	-	-	-	-0.023	-	-	-6.271	2.066	<0.001 **
ハマナデシコ	海崖	12	0.931	2.509	-	-	-0.031	-	-	-	-8.73	<0.001 **
アキノミチヤナギ	塩湿	11	-	1.564	-	-	-	-	-	-	-7.587	0.033 *
ケカモノハシ	海浜	10	-	2.420	-	-0.089	-	-	-	-	-9.29	<0.001 **
ハマダイコン	海浜	9	-	-	0.022	-	-	-	-	-	-2.707	0.090
ハマオモト	海浜	9	-	3.897	-0.044	0.132	-	-	-	-	-18.52	<0.001 **
オニヤブソテツ	海崖	8	3.359	12.691	-0.226	-0.270	-	-	-	-16.762	-34.31	<0.001 **
コウボウムギ	海浜	8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	n.s.
ホソバハマアカザ	塩湿	8	-	-	-	0.373	-	-	-	-	-13.20	<0.001 **
テリハノイバラ	海崖	7	2.344	2.772	-	-	-	-	-	-5.740	-11.61	<0.001 **
ハマエンドウ	海浜	7	-	1.919	-	-	-	-	-	-	-9.68	0.022 *
トベラ	海崖	6	1.025	-	0.046	-	-	-	-	-	-4.251	0.013 *
ツツブキ	海崖	6	1.956	-	-	-	-	-	-	-	-	<0.001 **
ハマサオトメカズラ	海崖	6	-	-	-	-	-	-	1.621	-	-3.032	0.046 *
ハマアザミ	海浜	6	-	6.253	-	-0.319	-	10.526	-	-	-26.99	<0.001 **
ハマツクサ	海崖	6	6.671	-	-	-	-	-	-	-	-	0.061
ハマカンゾウ	海崖	4	1.433	-	-	-	-	4.083	-	-	-4.137	0.006 **
マサキ	海崖	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	n.s.
シャリンバイ	海崖	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	n.s.
イソヤマテンツキ	塩湿	4	-	-	0.104	-0.181	-	-	-	-	-6.065	<0.001 **
オニシバ	海浜	4	4.528	-	-	-	-	-	-	-	-21.79	0.001 **
ハマエノコロ	海崖	4	-	-	0.027	-	-	-	-	-	-4.016	0.110
ハマボウフウ	海浜	4	6.328	-	-0.280	-	-	-	-	-	-24.27	<0.001 **
コウボウイグサ	外来	27	-	-	0.043	-	-	-2.178	-	-	-0.897	0.001 **
セイタカアワダテソウ	外来	21	2.085	-	-	-	-	-	-3.268	-7.778	0.006 **	
コセウダングサ	外来	20	-	0.034	0.033	-	-	-	-	-	-3.68	0.006 **
オシロイバナ	外来	19	-	-	0.094	-	-	-	-	-	-2.759	0.008 **
オオアレチノギク	外来	18	-1.275	2.282	-	-	0.011	-	-	-	-10.063	0.008 **
ナガバギンギク	外来	17	-	-	-	-	-	-	-	-	-	n.s.
アレチノギク	外来	14	-	-	-	-	-	-5.887	-	-	0.982	<0.001 **
オオオナモミ	外来	14	-	-	0.035	-	-	-	-5.83	-1.51	0.002 **	
アメリカセンダングサ	外来	13	-	-	-	-	2.586	-6.351	-0.889	0.003 **	-	
コスズメガヤ	外来	13	-	-	-	-	-6.378	-3.433	-	2.212	-0.001 **	0.001 **
メマツヨイグサ	外来	13	-	0.031	0.075	-	-	-	-	-4.508	0.016 *	
シロザ	外来	12	-	-	0.097	-	-	-	-	-	-	0.019 *
セイバンモロコシ	外来	12	-	-	0.258	-	-3.603	1.400	-	-7.402	<0.001 **	0.001 **
ヒメカシヨモギ	外来	12	-	-	0.154	-	2.622	-	-	-6.331	0.001 **	0.001 **
コシキソウ	外来	10	-	0.029	0.128	-	-	-	-	-6.209	0.008 **	0.020 *
アメリカナシカズラ	外来	9	1.821	-	-	-	-	-	-	-8.928	0.020 *	0.002 **
オウタチカラムシ	外来	9	1.604	1.830	-	-	-	1.412	-	-9.108	0.002 **	<0.001 **
ネズミソウムギ	外来	9	3.733	-	-	-	-	-	-	-16.91	<0.001 **	0.003 **
シナダレスズメガヤ	外来	8	-	0.049	0.107	-	-	-	-	-7.223	0.003 **	

*: p<0.05; **: p<0.01; n.s.: 有意差なし

その他の海岸植物 (出現頻度2回以下): マルバアカザ、ネコノシタ、ハマニガナ、ハマゼリ、ハマナス (植栽起源と思われる)、ハマナタマメ、カワラヨモギ、ハマヒサカキ、ハマサジ、ウラギク

S1~*S4*, *ES* 及び各景観因子の単相関マトリックスを示した (表一 2)。*A*, log₁₀*A*, *W* などの生息地の広がりを示す因子は、全体に種数との相関が有意であった。孤立度では *ID1* が *S1*, *S3* と有意な負の相関を示し, *ES* と有意な正の相関を示した。*ID2* や log *ID2* もまた *S1*, *S2*, *S3* 等と、それぞれ有意な負の相関が見られた。*T* は *S3* との有意な負の相関が見られた。

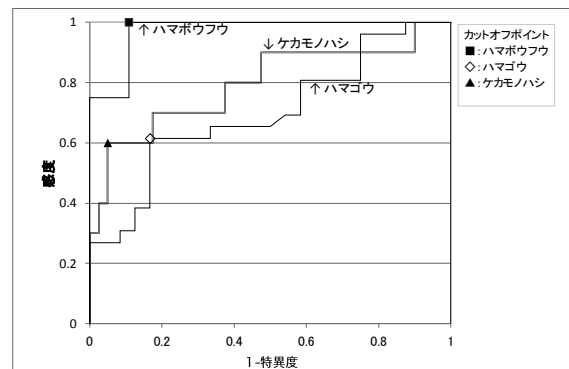
重回帰分析の結果を表一 3 に示した。モデルの決定係数は *S1* が最も当てはまりがよく, log₁₀*A* と *ID2* によって説明された。また, 海岸植物の中で, 砂浜礫浜を生育地とする海浜植物種数 (*S2*) も同様に log₁₀*A* と *ID1* によって説明された。すなわち, 海岸植

表一 5 海浜植物 10 種のモデル精度 (AUC は、各モデルの ROC 曲線の下面積 (area under the curve) を指す) と閾値

種名	AUC	モデル精度	種名	AUC	モデル精度
ハマゴウ	0.700	fair	ハマダイコン	0.718	fair
ギョウギシバ	0.839	good	ハマエンドウ	0.686	poor
ハマスゲ	0.771	fair	ハマアザミ	0.984	excellent
コウボウシバ	0.679	poor	オニシバ	0.929	excellent
ケカモノハシ	0.795	fair	ハマボウフウ	0.984	excellent

閾値 (カットオフポイント)

ハマゴウ (*W*: 54.6m), コウボウシバ (*W*: 41.6m), ハマダイコン (*W*: 59.3m), オニシバ (log₁₀*A*: 4.33 (*A*=2.13ha))



図一 2 ハマボウフウ, ハマゴウ, ケカモノハシの ROC 曲線

物, 海浜植物の種数は, 面積がより大きく, より孤立度が低い海浜のほうが多いことが明らかになった。一方, 国外外来植物種数 (*ES*) も *W*, *ID1* が選択されたが, 孤立の効果は海岸植物とは逆であり, 孤立度が高い海岸ほど種数が多くなった。

(3) 各種の出現率に影響する要因

各種の在/不在を目的変数にしたロジスティック回帰分析の結果を表一 4 に示した。検討した海岸植物 31 種についてみると, 最もよく選択されたのは log₁₀*A* であり, 10 種 (32.3%) について選択され, *W*, *ID1* が 8 種 (25.8%) 選択され, これに次いでいた。ロジスティック回帰分析では, 通常重回帰分析と同様に, 回帰係数の符号は出現率への影響の正負と見なせる¹⁸⁾が, log₁₀*A* はすべて出現確率に正の効果を及ぼしていた。*W* についても 2 種を除いて, 正の効果を及ぼしていた。log₁₀*A*, *W* の少なくとも一方に選択され, 小面積化または海浜幅の縮小によって出現確率が減じると解釈された種は 14 種 (45.1%) に及んだ。

また, *ID1*, *ID2*, *IS*₁₀₀₀, *IS*₅₀₀ のいずれかの孤立度指標が選択された 13 種のうち, 10 種については, 孤立度の増加 (*ID1*, *ID2* の増加, *IS*₁₀₀₀ または *IS*₅₀₀ の低下) に影響を受けて出現率が減じると考えられ, 全体の 32.2% に及んだ。

市街地率の増大によって出現確率が減じる種としてはハマボウスなどの海崖植物 3 種が選択されるにとどまった。ギョウギシバは市街地率が高い方が, その出現確率は高まると考えられた。

国外外来植物についても, log₁₀*A* や *W* については, それらの減少とともに出現確率が減少する種が多かったが, *ID1* や *IS*₁₀₀₀ については, 孤立度の増大とともに, むしろ出現確率が上昇する種が多く, 海岸植物とは逆の傾向を示す種が多く見られた。

(4) モデルの精度とカットオフポイント

ロジスティック回帰分析において, モデルが作成された海浜植物 10 種 (園芸由来と想定されるハマオモトは除く) について, ROC 曲線を描き, AUC を算出して, モデルの精度検証と, 閾値 (カットオフポイント) の抽出を試みた (表一 5; 図一 2)。その結果, ハマアザミ, オニシバ, ハマボウフウにおいて, Excellent (優) とされる高い精度のモデルが作成された。また, ギョウギ

シバのモデルが good (良), ハマゴウなど 4 種については, fair (可) とされるモデルが作成された。

5. 考察

(1) 孤立の影響

本研究では, 海岸植物及び海浜植物の種数を説明する重回帰式において, 孤立の負の影響が見られた。またロジスティック回帰分析でも, 約 1/3 の種が孤立度の増大に負の影響を受けていた。これらのうち, 海浜植物はケカモノハシ, ハマアザミ, ハマボウフウの 3 種であった。このうち, ケカモノハシについては, 海浜植物の散布体の実験的研究⁸⁾において散布体の浮遊能力が低いとされた種であり, この特性が, 孤立距離に負の影響を受けやすい理由となっているとも考えられる。また, 孤立に負の影響を受けると判断された種には, ハマナデシコ, ハマボスなど, 海崖種も含まれていた。このうち, ハマナデシコは海水に浸る日数が長いほど, 種子の発芽率が下がることが報告されている¹⁹⁾。また, ハマボスの種子は浮遊能力が低く, ほとんどが数日のうちに沈んでしまうという報告があり¹⁹⁾, これらの種の生育確率が種子供給源 (今回は, 大規模海浜を仮定した) からの距離に負の影響を受けることは十分にありえることである。

一方, 国外外来植物は, 孤立度の高まりによって逆に出現確率が高くなる種も多かった。これは多くの海岸植物とは逆に, 移入源が内陸の市街地であることが多いためと推定される。

(2) 面積, 海浜幅の影響

面積は, ロジスティック回帰分析では, 孤立距離以上に影響の強い因子であり, ハマアザミ, オニシバ, ハマボウフウなどの生育に影響していた。小面積化によって, これらの種のハビタットが欠落しやすくなるのか, 個体群面積の縮小によって絶滅確率が上がるのかなどの詳細は不明であるが, 面積は, 海岸植物にとっても総合的な環境の善し悪しを示す指標として重要と考えられる。

海浜の幅についても多くの種で影響があり, ハマゴウではその閾値 (最も感度, 特異度が大きくなる値) は 54.6m と考えられた。一般的にハマゴウ帯と言われるハマゴウチガヤ群集は, 海側からクロマツ林帯への植生配列では, クロマツ林帯のすぐ内側の最も汀線から遠い位置に成立する^{13), 20)}。これは, 海側からの堆砂や飛塩などの攪乱及びストレスが内陸に向かって徐々に減少する場合, ハマゴウ群落が海浜の中では最も攪乱, ストレスを受けにくい位置に成立することを示している。しかし, 本研究の結果から判断すると, 十分な海浜の幅 (奥行) がない場合には, ハマゴウ帯が成立しにくくなる可能性がある。山陰地方の砂丘において海浜植物のゾーネーションと微地形の関係を調べた事例では, 最も汀線に近いハマゴウ帯は汀線から約 35m の位置にあり, コウボウムギやケカモノハシの優占群落よりも内陸側に成立していた²⁰⁾。本研究で調査した三河湾内の海浜幅は平均 49.2m ($\pm$ SE3.72) であり, 50 箇所中 21 箇所が海浜幅 35m 以下であった。また, 30 箇所が閾値である 54.6m を下回っており, ハマゴウ帯の成立には厳しい条件と言える。ハマゴウの種子は浮遊能力が高く⁹⁾, 本研究においてもハマヒルガオ, ツルナに次いで出現頻度の高い海岸植物であったが, 愛知県と同程度の自然海岸率である大阪府では絶滅危惧Ⅱ類に指定されており²¹⁾, 今後の動向に注意すべき植物であろう。なお, 遠州灘海岸のビロードテンツキ帯 (ハマゴウ帯と同様, 汀線から最も離れたところに成立する) が海浜幅 100m 以下のところで急減することが報告されている²²⁾が, これも本研究と同様の事例と考えられる。ハマダイコンやコウボウシバ等も同様の現象を起こしている可能性がある種として指摘しておきたい。

6. おわりに

本研究では, 海岸植物 (特に海浜植物) の種多様性に影響する要因のうち, 特にマクロ的な景観因子との関係を検討した。その結果, 面積や海浜幅は海岸植物の生育に影響する最も重要な因子の一つであった。また, 多くの種が孤立度に負の影響を受けると考えられた。海岸植物の海流による散布能力については未知な種も多いが, 本研究の結果から, 海浜の孤立度の高まりが, 海浜間の移動を妨げ, その結果として, 海岸植物の多様性の低下を引き起こす可能性があることが明らかになったと言える。ただし, 孤立に負の影響を受けるとされた種のいくつかは海崖生であった。本研究は海浜の砂礫地を調査したものであり, 海崖全体を網羅したものではないため, これらの種については, 海崖全体について再調査し, 改めて検討すべきものかもしれない。今後も, 海岸植物の保全に役立てるための基礎的な資料として, 景観因子との関係についてより詳細な分析を行うべきと考えられる。

謝辞

本研究を行うにあたり, 高知大学大学院総合人間自然科学研究科大学院生の楠瀬雄三氏には文献に関してご教授いただきました。ここに記して感謝の意を表します。

引用文献

- 1) レッドデータブック近畿研究会 (2001): 改訂近畿地方の保護上重要な植物 レッドデータブック近畿 2001: 平岡環境科学研究所, 164pp
- 2) 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
- 3) 敷田麻美 (1999): 海岸統計から見た日本の海岸の改変: 日本沿岸域学会論文集 11, 125-129
- 4) 夏原由博 (2000): 都市における自然景観創造: ランドスケープ研究 64 (2), 135-137
- 5) 石田弘明・服部保・武田義明・小館哲治 (1998): 兵庫県南東部における照葉樹林の樹林面積と種多様性, 種組成の関係: 日本生態学会誌 48 (1), 1-16
- 6) Fujita, A., Maeto, K., Kagawa, Y. and Ito, N. (2008): Effects of forest fragmentation on species richness and composition of ground beetles (Coleoptera: Carabidae and Brachinidae) in urban landscapes: Entomological Science 11 (1), 39-48
- 7) 橋本啓史・村上健太郎・森本幸裕 (2005): 京都市内孤立林における樹林生鳥類の相対種数-面積関係と種組成の入れ子パターン: 景観生態学 10 (1), 25-35
- 8) 押田佳子・上南木昭春 (2001): 淡路島の海水浴場における海浜植物の種組成と砂浜面積, 海浜の由来との関係: 環境情報科学論文集 15, 227-322
- 9) 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 (2), 135-146
- 10) 押田佳子・上南木昭春 (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
- 11) 清水建美 (2003): 日本の帰化植物: 平凡社, 337pp
- 12) 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
- 13) 宮脇昭 (1977): 日本の植生: 学習研究社, 536pp
- 14) ハス・バートル・丸山清輝・野呂智之・中村明 (2012): ロジスティック回帰分析を用いた既存地すべり地形の地震時の危険度評価: 日本地すべり学会誌 49 (1), 12-21
- 15) Zweig, M. H. and Campbell, G. (1993): Receiver-operating characteristic (ROC) plots: a fundamental evaluation tool in clinical medicine: Clinical Chemistry 39 (4), 561-577
- 16) 堀川真弘・村上健太郎・津山幾太郎・大藪崇司・松井哲哉・森本幸裕・田中信行 (2008): イヌケホシダの潜在分布域と気候変化シナリオに基づく分布変化の予測: 日本緑化工学会誌 34 (1), 85-90
- 17) 愛知県: レッドデータブックあいち 2009 <<http://www.pref.aichi.jp/kankyo/sizen-ka/shizen/yasei/rdb/>>, 2013. 08. 14 参照
- 18) 丹後俊郎・高木靖良・山岡和枝 (1996): ロジスティック回帰分析: 朝倉書店, 245pp
- 19) 中西弘樹 (1991): 海流散布と海洋島フロアの成立: 種生物学研究 15, 1-13
- 20) 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
- 21) 大阪府 (2000) 大阪府における保護上重要な野生生物 大阪府レッドデータブック: 大阪府, 442pp
- 22) 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