津波で攪乱された海岸林内の根返り跡に成立した 湿地植生と微環境特性

岡 浩平^{*1)}・平吹喜彦²⁾

1) 広島工業大学環境学部 Fac. of Envi. Stud., Hiroshima Institute of Technology

2) 東北学院大学教養学部 Fac. of Liberal Arts, Tohoku Gakuin University

摘要: 本研究は宮城県仙台市岡田新浜地区を対象にして、津波による高木の根返り跡に成立した湿地植生と微環境特性を調べた。調査は凹地を横断するように調査測線を設置し、植生と微地形、水質を調べた。結果、(1)ヒメハッカなど3種の絶滅危惧種を含む18種の湿地生草本が記録され、(2)60 cmほどのわずかな比高差に沿って、植生が湿性から乾性へと変化する実態が検出できた。また、(3)塩分濃度が高い低比高域には、シオクグなど塩性の湿地生草本が出現した。津波は様々なサイズ、比高および塩分濃度を有する凹地を生み出し、そうしたわずかな環境の違いに応じて、希少な湿地生草本を含む多様な植物種が生育し始めたと考えられた。
キーワード: 東日本大震災、後背湿地、ピット、絶滅危惧種、海浜植物

OKA, Kohei and HIRABUKI, Yoshihiko: **Wetland vegetation and environmental factors in coastal forests uprooted by the tsunami.**

Abstract: We examined the relationship between wetland vegetation and environmental factors in the area of coastal forests that were uprooted by the Tohoku tsunami of 2011. We surveyed the microtopography, vegetation, and water quality in transects across a depression. The plant community changed from wet-type to dry-type with an increase in relative altitude. We observed 18 wetland plant species, including 3 endangered species. Halophyte species were found to dominate in the areas of high salinity. Collectively, our results suggest that it is important to maintain diverse conditions of microtopography and salinity to conserve the diversity of wetland plants in this region.

Key words: Great East Japan Earthquake, back marsh, pit, endangered species, coastal plants

1. はじめに

2011年3月11日に発生した東日本大震災は、東北地方の海岸生態系に甚大な影響を与えた⁶⁾。海岸林では、津波による被害状況の調査がいち早く実施され²²⁾、被害要因や津波抑制の効果が検証されてきた²⁷⁾。一方、海岸林の跡地では、地表剥離や高木の根返り、地盤沈下などによって、湿地が形成・拡大した場所がある^{6,10)}。このような湿地には、絶滅危惧種を含む湿地植生の定着が確認されており²⁰⁾、保全の取り組みが求められている。

一般に海岸砂丘の背後には後背湿地が形成されるが、海岸林や農地などの造成によって、多くの後背湿地がすでに消失している¹¹⁾。従って、海岸林跡の湿地は、後背湿地が再生した貴重な生態系と捉えることができる。一方、湿地など地下水位の高い立地では、根の成長が阻害され、樹木の根返りの原因になることが指摘されている³¹⁾。そのため、海岸林の造成には、1.5 m以上の有効土層を設けることが推奨され²⁷⁾、各地の被災地で盛土が実施されている。このような一律・広域な盛土が再生しつつある生態系の破壊につながるとの危惧も示され^{16,19)}、宮城県仙台市岡田のように、生物多様

性配慮ゾーンとして湿地の一部が保全された事例もある²⁸⁾。

津波後に再生した湿地の植生については、根返り跡（ピット）の湿った立地と周辺の乾いた立地では植生が異なること¹⁰⁾、このような地形の凹凸は在来植物の種数に正の効果があること²⁰⁾が報告されている。しかし、根返り跡の地盤高や水質などの微環境特性と湿地植生の定量的な関係は明らかとなっていない。これらの関係性を明らかにすることで、海岸林跡に湿地が生じた際に、その保全に必要な形成・維持に関する知見が得られる。さらに、根返り跡という小凹地に湿地植生が再生するならば、他の海岸林に後背湿地を再生する際に、実行しやすい手法の提案につながる。そこで、本研究では、海岸林跡地に生じた根返り跡で、湿地植生と微環境特性の関係を明らかにすることを試みた。

2. 調査対象地

調査対象地は、宮城県仙台市宮城野区岡田新浜地区の陸側の海岸林跡地に位置する。津波以前の海から陸方向への配列は、海浜（幅は約100 m）→クロマツ幼齢林（約250 m）→貞山運河（約20 m）→広葉樹が混生するクロマツ・アカマツの壮齢林：調査対象地（約280 m）→水田である^{6,26)}。調

* 連絡先著者（Corresponding author）：〒731-5193 広島市佐伯区三宅2-1-1 E-mail: k.oka.gw@cc.it-hiroshima.ac.jp

調査対象地は、津波前は一部に湿地が広がり、津波後には櫛の歯状に樹林が残存し、それ以外の場所では樹木の根返りや幹折れが起きた^{6,10,29)}。樹木の根返り跡には、深さ 0.4 m 程度、幅 3 m 程度の小凹地が形成されている。貞山運河は、江戸時代から明治時代に作られ、海岸林をほぼ中央で分断する位置に流れている(図-1)。貞山運河は、潮位と同期して水位が変化し¹⁷⁾、旧水門から滲み出して調査対象地の一部に流入している。調査対象地では、約 4~6 m の津波浸水高³⁾、約 30 cm の地盤沈下¹²⁾が観測されている。

調査対象地から直近の気象庁の観測所(名取)のデータ(2003-2014)によると、年平均気温 12.4 °C、年平均降水量 1,126.3 mm である。

3. 調査方法

3.1 調査地点の設定

調査対象地から、1 本の樹木の根返り跡と推定される小凹地を 32 地点選定した(図-1)。また、調査対象地には、数十 m におよぶ規模の大きい湿地も形成されていたため、これらが大凹地と定義し、比較対象として 5 地点選定した。大凹地は、小凹地が連結して大規模になった、もしくは地盤沈下や地表剥離による形成が推察されるが、形成要因の詳細は不明である。調査地点は、貞山運河から陸側に約 80 m の範囲に散在する。すべての調査地点は、空中写真の判読により、津波前は樹林であったことを確認している。

各調査地点では、凹地とその周辺 1~2 m を含むように調査測線を設け、1 m×1 m の方形区を調査測線上に連続して設置し、各調査を実施した。調査測線長は、小凹地が 3~10 m、大凹地が 11~23 m である。

3.2 植生調査

調査は合計 260 方形区(小凹地 176 方形区、大凹地 84 方形区)で実施し、各方形区に出現した植物種の被度を百分率で記録した。クロマツ(*Pinus thunbergii* Parl.)とアカマツ(*Pinus densiflora* Siebold et Zucc.)は、まとめて「マツ類」として記録した。調査は、2014 年 7 月~8 月に実施した。

出現種は、日本植生便覧¹⁴⁾を参考にして、木本と草本に分類した。藤本(ツル植物)は木本に分類した。草本は、さらに湿地生草本、海浜生草本、内陸生草本、外来草本の 4 タイプに細分した。湿地生草本と海浜生草本は、日本植生便覧¹⁴⁾や日本の野生植物草本 I~III²³⁻²⁵⁾の記載を参考にして分類した。なお、塩湿地に生育するシオクグ(*Carex scabrifolia* Steud.)とアイアシ(*Phacelurus latifolius* (Steud.) Ohwi)¹⁴⁾の 2 種も湿地生草本に含めた。外来草本は、外来種ハンドブック¹⁵⁾のリストの記載種とした。3 つのタイプ以外の草本が内陸生草本である。なお、木本に関しては、ハリエンジュ(*Robinia pseudoacacia* L.) 1 種のみが外来種であった。

3.3 微地形調査

植生調査と同じ測線上で水準測量を実施し、各方形区の水

面 11 日の水面位置を基準とした。調査対象地の地下水位は、降水量が多い時に一時的に上昇し、年間約 50 cm の変動が確認されている¹⁷⁾。水面の基準とした 2014 年 9 月 11 日に先立つ、1 週間の降水量合計は 26 mm、1 ヶ月間では 105 mm(気象庁名取観測所のデータ)と、平均的な値であった。

3.4 水質調査

各凹地の水域中央付近において、Horiba D-51 を使用して、塩分濃度の指標となる電気伝導率(EC)を測定した。また、調査地点付近の貞山運河の表層水も測定対象とした。測定は、2014 年 8 月 28 日、9 月 11 日、10 月 8 日の 3 回実施し、平均値を求めた。植生と EC の関係については湛水条件下に成立した植生だけを取り上げ、解析対象とした。

3.5 解析手法

出現種の比高に対する選好性を解析するために、選好度指数を算出した。選好度指数は、-1~+1 の値をとり、+1 に近づくほどある立地への選好性が高いことを示し、以下の式で表される⁸⁾。 E_{sa} (選好度指数)はある種 s が比高 a を選好する度合い、 r_s (分布比率)はある種 s が分布した方形区のうち、比高 a の占める比率、 p_a (全体比率)は全方形区における比高 a の占める比率を示す。

$$E_{sa} = \frac{(r_s - p_a)}{r_s + p_a - 2r_s p_a}$$

植生タイプを類型化するために、TWINSPAN (Two-Way Indicator Species Analysis, 二元指標種分析)⁴⁾を行い、2 段階の 2 分割で 4 つの群落に分類した。TWINSPAN は、調査地点と出現種の組み合わせをもとに、2 分割を繰り返して、調査地点と出現種を階層的に分割する手法である。次に、各群落の指標種を抽出するために、INSPAN (Indicator Species Analysis, 指標種分析)²⁾を行った。INSPAN は、出現種が特定のグループ(群落)と結びついて出現しているか否かを、出現頻度と平均優占度をもとに判定する手法である。INSPAN では、2000 回のモンテカルロ検定によって、有意($P < 0.05$)に偏って出現した種を指標種と定義した。また、各群落と微環境特性の関係を把握するために、DCA (Detrended Correspondence Analysis, 除歪対応分析)⁵⁾を行った。DCA は、反復平均法のアーチ効果によるひずみを

図-1 調査地点

Fig. 1 Study site

図-2 代表的な調査測線の地形断面

Fig. 2 Cross-section morphology of survey line

図-3 湿地タイプ別の方角区の比高分布

Fig. 3 Relative altitude of quadrats at each wetland type

図-4 水面からの比高別の種数と被度

Fig. 4 Species richness and coverage at each relative altitude

修正して序列化する手法であり、各軸は環境傾度を表現するとされる。これらの解析には、PC-ORD4.01 を使用し、偶発的に出現した種の影響を除外するために、出現頻度が 2 % 未満の種は解析から除外した。

相関分析には Spearman の順位相関係数を使用した。

4. 調査結果

4.1 凹地の微地形と出現種の組成

小凹地の地形断面は、大凹地に比べて、凹地の形状が明瞭かつ顕著に小さかった (図-2)。小凹地の規模は、幅 1.9~5.0 m (平均 3.3 m)、深さ 0.30~0.67 m (平均 0.44 m) であった。各方形区の比高は、小凹地は -0.1~0.3 m 未満、大凹地は -0.3~0.1 m 未満が高い割合を占めた (図-3)。両者の平均値を比較すると、小凹地は 0.07 m で、大凹地の -0.08 m よりも有意に高かった (U-test, $P<0.01$)。

全 37 地点の植生調査では、合計 91 種が出現し、内訳は湿地生草本 18 種、海浜生草本 11 種、内陸生草本 21 種、外来草本 11 種、木本 30 種であった。保全の優先度が高い希少種として、環境省の準絶滅危惧のタコノアシ (*Penthorum chinense* Pursh)、環境省の準絶滅危惧、宮城県の絶滅危惧 I 類のヒメハッカ (*Mentha japonica* (Miq.) Makino)、宮城県の準絶滅危惧のアイアシの 3 種の湿地生草本が出現した。湿地生草本の出現頻度は、ヒメジソ (*Mosla dianthera* (Buch.-Ham. ex Roxb.) Maxim.) の 63.8 % が最も高く、次にタチコウガイゼキショウ (*Juncus krameri* Franch. et Sav.) の 45.8 %、カモノハシ (*Ischaemum aristatum* L. var. *crassipes* (Steud.) Yonek.) の 35.4 % が続き、この 3 種は 25 地点以上に出現した。希少種の出現頻度は、タコノアシが 3.5 %、ヒメハッカが 2.3 %、アイアシが 1.2 % で、それぞれ 2 地点、3 地点、1 地点に出現した。

湿地生草本以外の出現頻度は、海浜生草本のイヌイ (*Juncus fauriei* H.Lév. et Vaniot) が 41.5 %、コウボウシバ (*Carex pumila* Thunb.) が 36.9 %、内陸生草本のススキ (*Miscanthus sinensis* Andersson) が 51.2 %、外来草本のセイタカアワダチソウ (*Solidago altissima* L.) が 45.8 %、木本のテリハノイバラ (*Rosa luciae* Rochebr. et Franch. ex Crép.) が 28.5 % と高く、その他の種は 20 % 以下であった。

4.2 出現種と比高の関係

生育地別の種数・被度と比高の相関では、湿地生草本は種数 ($rs=-0.53$) と被度 ($rs=-0.65$) とともに負の相関が認められた ($P<0.01$)。一方、湿地生草本以外は、種数 ($rs=0.60$ ~ 0.74) と被度 ($rs=0.55$ ~ 0.72) とともに、すべて正の相関が認められた ($P<0.01$)。

比高別に種数と被度を比較すると (図-4)、湿地生草本は -0.3~0.1 m 未満の地点で値が高く、それより比高が上昇すると、湿地生草本以外の値が高くなった。0.1 m 以上の地点では木本の種数と被度の値が顕著に高くなった。

出現種の比高に対する選好度指数を比較すると (表-1)、

表-1 出現種の比高に対する選好度指数と湿地タイプ別の出現頻度

Table 1 Electivity index of present species to relative altitude and appearance frequency at each wetland type

区分	種名	比高区分								出現頻度(%)		X ² 検定 結果
		~-0.3m	-0.3m~	-0.2m~	-0.1m~	0.0m~	0.1m~	0.2m~	0.3m~	小凹地	大凹地	
		未満	-0.2m未満	-0.1m未満	0.0m未満	0.1m未満	0.2m未満	0.3m未満	0.3m~	n=176	n=84	
湿地	シオクグ	0.77	0.47	0.34	-0.04	-0.62	-0.59	-1.00	-1.00	5.1	17.9	P<0.01
	ヒメガマ	0.31	0.73	0.29	-0.08	-0.24	-1.00	-1.00	-1.00	3.4	39.3	P<0.01
	シロバナサクラタデ	-1.00	0.78	0.24	-0.47	-0.06	-0.38	-1.00	-1.00	4.0	8.3	n.s.
	ハナビゼキショウ	-1.00	0.49	0.27	0.40	0.10	-1.00	-1.00	-1.00	9.7	11.9	n.s.
	タチコウガイゼキショウ	-0.44	0.28	0.34	0.34	0.04	-0.35	-0.89	-1.00	39.8	58.3	P<0.01
	ヒメジソ	-1.00	-0.30	0.18	0.27	0.18	0.07	-0.18	-0.90	65.9	58.3	n.s.
海浜	カモノハシ	-1.00	-0.83	0.05	0.17	0.27	0.19	-0.02	-0.53	40.9	21.4	P<0.01
	イヌイ	-1.00	-0.86	-0.62	0.17	0.30	0.04	0.25	0.06	45.5	33.3	n.s.
	コウボウシバ	-1.00	-0.47	-0.03	-0.07	-0.01	0.32	0.16	-0.04	42.0	26.2	P<0.05
内陸	ススキ	-1.00	-1.00	-0.76	0.01	0.13	0.22	0.35	0.26	67.0	17.9	P<0.01
	チガヤ	-1.00	-1.00	-0.56	0.14	0.07	0.19	0.26	0.25	21.0	9.5	P<0.05
	ヒメヤブラン	-1.00	-1.00	-0.54	-0.80	0.03	0.16	0.42	0.60	15.9	16.7	n.s.
外来	ヒメムカシヨモギ	-1.00	-1.00	-1.00	-0.64	-0.44	0.50	0.28	0.65	21.0	8.3	P<0.05
	セイタカアワダチソウ	-1.00	-0.87	-0.45	0.00	0.12	0.19	0.38	0.09	58.5	19.0	P<0.01
木本	マツ類	-1.00	-1.00	-1.00	-0.80	0.17	0.28	0.45	0.51	22.2	4.8	P<0.01
	ヘクソカズラ	-1.00	-1.00	-0.44	-0.31	-0.15	0.26	0.50	0.34	21.6	13.1	n.s.
	テリハノイバラ	-1.00	-0.80	-0.31	-0.10	-0.21	0.45	0.14	0.31	30.7	23.8	n.s.
湿地 (希少種)	タコノアシ	-1.00	0.74	0.27	0.40	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	0.0	10.7	-
	アイアシ	-1.00	-1.00	-1.00	0.40	0.46	0.49	-1.00	-1.00	0.0	3.6	-
	ヒメハッカ	-1.00	-1.00	0.09	-1.00	0.03	0.49	0.55	-1.00	3.4	0.0	-

湿地生草本は出現頻度 5 % 以上もしくは希少種、湿地生草本以外は出現頻度 15 % 以上の種を解析対象とした。選好度指数は 0.20 以上の値を、出現頻度は有意に偏って出現した種の値を斜体太字で表記した。

表-2 TWINSpan による群落型の分類

Table 2 Classification result by TWINSpan

区分	種名	群落A	群落B	群落C	群落D
海浜	コウボウシバ	3.64	0.93	0.44	0.38
海浜	ハマアオスゲ	0.95	0.08	.	.
内陸	ススキ	7.32	1.94	.	.
内陸	ヒメヤブラン	1.09	0.11	0.02	.
内陸	チガヤ	0.96	0.26	.	.
内陸	ヨモギ	0.38	0.05	.	.
内陸	メドハギ	0.32	0.15	.	.
外来	セイタカアワダチソウ	2.29	0.80	.	0.08
外来	ヒメムカシヨモギ	0.31	0.04	.	.
外来	オオアレチノギク	0.10	0.01	.	.
木本	テリハノイバラ	4.53	0.47	0.08	0.08
木本	コナラ	1.95	.	.	.
木本	マツ類	1.16	0.10	.	.
木本	ヘクソカズラ	1.03	0.08	0.02	.
木本	ナツナゼ	0.75	.	.	.
木本	コマツナギ	0.75	0.04	.	.
木本	スイカズラ	0.59	0.01	.	.
木本	ハリエンジュ	0.52	0.01	.	.
湿地	カモノハシ	1.05	6.74	1.10	0.77
湿地	ヒメジソ	0.97	2.54	0.76	0.15
海浜	イヌイ	1.44	2.43	.	.
湿地	タチコウガイゼキショウ	0.22	7.08	17.88	.
湿地	ヒメガマ	.	0.44	4.30	0.23
湿地	タコノアシ	.	0.08	0.32	.
湿地	シロバナサクラタデ	.	0.05	0.24	.
湿地	シオクグ	0.76	0.04	0.76	16.62
湿地	ヨシ	.	.	.	1.15
平均種数		8.92	6.29	3.26	2.38
平均被度(%)		39.90	30.01	28.60	19.92
小凹地の方形区数		91	61	18	4
大凹地の方形区数		19	23	32	9

表中の各種の値は平均被度、下線は各群落の指標種を意味する。指標種の抽出は INSPAN²⁾による。

湿地生草本では、0.0 m 未満の低比高域を選好する種が多く、シオクグ・ヒメガマ (*Typha domingensis* Pers.) → シロバナサクラタデ (*Persicaria japonica* (Meisn.) Nakai ex Ohki)

→ ハナビゼキショウ (*Juncus alatus* Franch. et Sav.) ・ タチコウガイゼキショウ → ヒメジソ → カモノハシの順に低比高域を選好した。湿地生草本以外では、海浜生草本のイヌイは 0.0 ~ 0.1 m 未満、コウボウシバは 0.1 ~ 0.2 m 未満で選好度が高かった。その他の種は 0.1 m もしくは 0.2 m 以上の高比高域を選好した。出現回数は少ないが、希少種のタコノアシは -0.3 ~ 0.0 m 未満、アイアシは -0.1 ~ 0.2 m 未満、ヒメハッカは 0.1 ~ 0.3 m 未満とそれぞれ異なる比高域を選好した。

湿地タイプ別の出現頻度を比較すると (表-1)、湿地生草本のシオクグとヒメガマ、タチコウガイゼキショウの 3 種は大凹地に有意に偏って出現した。一方、湿地生草本のカモノハシ、湿地生草本以外のコウボウシバやススキ、チガヤ、ヒメムカシヨモギ、セイタカアワダチソウ、マツ類の合計 7 種は小凹地に有意に偏って出現した。

4.3 TWINSpan による群落区分

TWINSpan では 4 分割したグループを群落 A ~ D とした。群落 A は、指標種として海浜生草本のコウボウシバやハマアオスゲ (*Carex fibrillosa* Franch. et Sav.)、内陸生草本のススキやヒメヤブラン *Liriope minor* (Maxim.) Makino、木本のテリハノイバラやマツ類などが抽出され、湿地生草本以外の種数と被度の値が高かった (表-2)。群落 B は、湿地生草本のカモノハシやヒメジソ、海浜生草本のイヌイが指標種に抽出され、種数と被度の約半数を湿地生草本が占めた。群落 C は湿地生草本のタチコウガイゼキショウやヒメガマ、タコノアシなど、群落 D は湿地生草本のシオクグとヨシ (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.) がそれぞれ指標種として抽出された。群落 C と D は、種数と被度のほぼすべてを湿地生草本が占めた。群落 A と B は小凹地、群落 C と D は大凹地の方形区がそれぞれ多かった。

図-5 群落別に表示した DCA による序列化

Fig. 5 DCA ordination diagram at each community

表-3 各群落の微環境特性の比較

Table 3 Environmental factors at each community

群落型	群落A	群落B	群落C	群落D
水面からの比高(m)	0.18 a	-0.01 b	-0.19 c	-0.28 c
EC(mS/cm)	0.34 a	0.14 a	0.17 a	2.09 b

異なるアルファベットは群落間の有意差を示す(Tukey 法, $P < 0.01$)。

4.4 DCA による序列化

DCA の軸の固有値は、1 軸は 0.81、2 軸は 0.68 であった。各群落は 1 軸に沿って、群落 A→B→C と分布が変化した(図-5)。群落 D と他の群落は、2 軸で区分された。

各群落の微環境特性を比較すると(表-3)、比高は、群落 A が 0.18 m、群落 B が -0.01 m、群落 C が -0.19 m で、群落間に有意差が認められた。EC は群落 D が 2.09 mS/cm で、他の群落の 0.14~0.34 mS/cm より有意に高かった。また、調査地点付近の貞山運河の EC は 2.40 mS/cm で、群落 D に近い値を示した。

5. 考察

5.1 小凹地と大凹地の出現種の比較

小凹地と大凹地では、出現回数の少なかったタコノアシなどを除いて、出現した湿地生草本は共通していた。しかし、湿地生草本の多くは、小凹地よりも大凹地で、高頻度に出現した。大凹地では、小凹地よりも低比高域の割合が高かったため、0.0 m 未満の立地を選好する湿地生草本の出現頻度が高かったと考えられる。逆に、小凹地では、高比高域の割合が高かったため、湿地生草本のカモノハシ、海浜生草本のコウボウシバなど、0.0 m 以上の立地を選好する種の出現頻度が高かったと推察される。さらに、0.2 m 以上の立地になると、内陸生草本や外来草本、木本の種が選好し、0.6 m 程度のわずかな比高差に沿って、生育する種が明瞭に異なることがわかった。

5.2 根返り跡の植生の成立要因

DCA の序列化結果より、凹地に成立していた植生の違いは、比高と塩分濃度の違いに対応していた。比高は、塩沼地

¹⁾ や休耕田 ²¹⁾ など他の湿地においても、植生の成立を規定する重要な要因として知られている。調査対象地では、比高の上昇に従い、群落 C→B→A と変化した。これは湿性から乾性への植物群落の変化と推察される。各群落の指標種を比較すると、群落 C のヒメガマやタチコウガイゼキショウは湖沼などの湛水下に一般に生育し ⁹⁾、群落 B のカモノハシやイヌイは海岸林内の湿地と凸地の境に生育すること ¹³⁾ が報告されている。また、群落 A は湿地生草本以外の種が多く出現し、指標種のコウボウシバは、砂丘内の地下水位が約 0.2 m の立地に生育することが報告されている ¹⁸⁾。これらの指標種の特徴と各群落の比高はほぼ一致しており、比高の上昇に伴う水分環境の変化が植生の成立を規定していると推察された。

凹地の湛水条件下では、群落 D が群落 C より EC が有意に高く、塩分濃度の影響によって植生が異なった。群落 D の指標種のシオクグとヨシは一般に塩沼地などの低湿の立地に優占する ^{1,13)}。千葉県小櫃川河口の塩沼地でも、塩分濃度の高い低地にシオクグ・ヨシ群落、塩分濃度の低い高地にカモノハシ群落が分布し ¹⁾、本研究と同様の結果を得ている。調査対象地の湿地は、通常は淡水であるが、貞山運河からの汽水の流入が塩性の植物群落の成立を可能にしたと考えられた。

5.3 海岸林跡地の湿地植生の保全策

海岸林跡地に生じた湿地を保全するにあたっては、まず、凹地の大小に着目すべきである。その理由は大きな凹地ほど、低比高域が広く形成され、希少種のタコノアシを含む多くの湿地生の植物が生育するからである。また、水域から陸域の境界付近には湿地生草本のカモノハシやアイアシ、海浜生草本のイヌイなどの生育適地となっていたことから、水面の変動も湿地の保全には重要な要素と考えられる。

後背湿地の種組成に関する詳細な記録は残されていないが、調査対象地ではカモノハシやイヌイなどが過去に記録されている ²⁶⁾。千葉県の九十九里浜 ¹¹⁾ や富津岬 ¹⁾ の後背湿地でも、タチコウガイゼキショウやイヌイ、カモノハシ、ガマ類など、調査対象地と共通する湿地生草本が確認されている。このことから、出現した湿地生草本は、海岸林の造成以前に広く存在した後背湿地の構成種と類似したものと推察される。このような津波による後背湿地の再生は、過去の海岸林造成において、地盤を大きく改変しなかったために可能であったと考えられる。一方、調査対象地のような根返りしやすい低比高の立地は、海岸林の防災機能の低下が懸念され、盛土が推奨されている ²⁷⁾。このような盛土は、将来、再び大規模な津波が起こった際に、湿地が再生する可能性を失うものと考えられる。従って、湿地植生の保全の観点からは、盛土の厚さを薄くしたり、施工範囲を狭くするなど、地盤の改変を回避・最小化すべきと考える。

出現した希少種のタコノアシやヒメハッカは、攪乱依存種であり、ヒメガマやヨシなど大型草本の被圧による個体群の衰退が報告されている ^{7,21,30)}。これらの希少種を含む一部の

湿地生草本は、津波後の植生遷移の進行によって衰退する可能性がある。従って、湿地植生の保全には、調査対象地の植生や攪乱要因を詳細にモニタリングする必要があるだろう。

6. おわりに

日本の海岸では、過去の海岸林の造成によって、後背湿地や砂丘が消失・縮小している。今後の海岸林造成は、防災機能だけでなく、海岸の生物多様性に配慮した手法の検討が喫緊の課題といえよう。その際に、小凹地の形成は湿地植生の再生につながる可能性があることから、海岸林内への小凹地の実験的な施工や検証を行うことも今後の課題と考える。

謝辞：本研究を行うにあたり、宮城植物の会の杉山多喜子氏には植物の同定にご指導いただきました。厚く御礼申し上げます。本研究は、科学研究費助成事業（課題番号 24710279）の支援を受けて行いました。

引用文献

- 1) 千葉県生物学会（編）（1975）新版千葉県植物誌. 井上書店, 567 pp.
- 2) Dufrene, M. and Legendre, P. (1997) Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monograph*, 67 : 345-366.
- 3) 原口 強・岩松 暉（2011）東日本大震災津波詳細地図上巻：青森・岩手・宮城. 古今書院, 167 pp.
- 4) Hill, M. O. (1979) TWINSpan, a Fortran program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes. Cornell University Press, 90pp.
- 5) Hill, M. O. and Gauch, H. G. (1980) Detrended correspondence analysis: An improved ordination technique. *Vegetatio*, 42 : 47-58.
- 6) 平吹喜彦・富田瑞樹・菅野 洋・原慶太郎（2011）東日本大震災・大津波で被災した仙台湾砂浜海岸エコトーンとその植生状況. *薬用植物研究*, 33(2) : 45-57.
- 7) 板坂亜希子・伴 武彦（2012）湿地に生育する絶滅危惧植物の特性と保全方法検討のための実験（ヒメハッカを例として）. *環境アセスメント学会 2006 年度研究発表会要旨集* : 131-135.
- 8) Jacobs, J. (1974) Quantitative measurement of food selection : Modification of the forage ratio and Ivlev's electivity index. *Oecologia*, 14 : 413-417.
- 9) 角野康郎（2014）日本の水草. 文一総合出版, 326 pp.
- 10) 菅野 洋・平吹喜彦・杉山多喜子・富田瑞樹・原慶太郎（2014）巨大津波直後の海岸林に生じた多様な立地の植生の変化—3 年間の記録. *保全生態学研究*, 19(2) : 201-220.
- 11) 川名明・杉浦孝蔵・田中昭三（1959）九十九里海岸における低地過湿林の状況(第 7 報)植生からみた九十九里海岸低地過湿林の性格. *日本林学会誌*, 41(12) : 480-487.
- 12) 国土地理院. “GPS 連続観測から得られた電子基準点の地殻変動”. 国土地理院ホームページ. <http://www.gsi.go.jp/common/000059956.pdf> (参照: 2015 年 3 月 2 日).
- 13) 宮城植物の会（編）（1981）続宮城の自然をたずねて—海浜・湖沼の植物—. 第一法規出版, 232 pp.
- 14) 宮脇 昭・奥田重俊・望月陸夫（編）（1983）改訂版日本植生便覧. 至文堂, 872 pp.
- 15) 日本生態学会（編）（2002）外来種ハンドブック. 地人書館, 390 pp.
- 16) 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(2) : 221-226.
- 17) 野口正二・新山 馨・田村浩喜・田中三郎・久保田多余子・安田幸生（2014）宮城県宮城野区海岸林における地下水位の変動. *日本森林学会誌*, 96(3) : 150-154.
- 18) 沼田 真（1958）千葉県における海岸砂丘の植物群落. *千葉県植物誌抜刷* : 46-58.
- 19) 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(2) : 189-199.
- 20) 遠座なつみ・石田糸絵・富田瑞樹・原慶太郎・平吹喜彦・西廣 淳（2014）津波を受けた海岸林における環境不均質性と植物の種多様性. *保全生態学研究*, 19(2) : 177-188.
- 21) 大黒俊哉・白戸康人・伊藤一幸（2003）絶滅危惧植物タコノアシ個体群の維持にかかわる放棄水田の環境特性. *ランドスケープ研究*, 66(5) : 599-602.
- 22) 林野庁（編）（2012）平成 24 年版森林・林業白書. 全国林業改良普及協会, 284 pp.
- 23) 佐竹義輔・大井次三郎・北山四郎・亘理俊次・富成忠夫（1981）日本の野生植物草本Ⅲ合弁花類. 平凡社, 259 pp.
- 24) 佐竹義輔・大井次三郎・北山四郎・亘理俊次・富成忠夫（1982a）日本の野生植物草本Ⅰ単子葉類. 平凡社, 305 pp.
- 25) 佐竹義輔・大井次三郎・北山四郎・亘理俊次・富成忠夫（1982b）日本の野生植物草本Ⅱ離弁花類. 平凡社, 318 pp.
- 26) 仙台湾海浜県自然環境保全地域学術調査委員会（編）（1982）仙台湾海浜県自然環境保全地域学術調査報告書. 宮城県, 104 pp.
- 27) 森林総合研究所東北支所（2015）津波被害軽減機能を考慮した海岸林造成の手引き. 森林総合研究所東北支所, 53 pp.
- 28) 東北森林管理局. “仙台湾沿岸海岸防災林の復旧における生物多様性対策について”. 東北森林管理局ホームページ. http://www.rinya.maff.go.jp/tohoku/koho/saigaijoho/pdf/s_hiryou1.pdf (参照: 2015 年 3 月 2 日).
- 29) 富田瑞樹・平吹喜彦・菅野 洋・原慶太郎（2014）低頻度大規模攪乱としての巨大津波が海岸林の樹木群集に与えた影響. *保全生態学研究*, 19(2) : 163-176.
- 30) 米村惣太郎・中武禎典（2011）茨城県西田川流域の休耕田における絶滅危惧植物タコノアシの生育と管理状況の関係. *環境情報科学論文集*, 25 : 197-202.
- 31) 渡部公一・海老名寛・古川和史・堀米英明・大築和彦・上野 満・宮下智弘・坂本知己（2014）2011 年東北地方太平洋沖地震津波による仙台北野の海岸林被害と地下水深度及び立木サイズとの関係. *海岸林学会誌*, 13(1) : 7-14.

(2015.6.16 受理)