津波被災海岸防災林砂質未熟土における土壌化学性の経時変化

小野 賢二^{*1}・中村 克典¹・平井 敬三²

津波を受けた海岸防災林では海水浸水により大量の塩類が土壌に付加され集積したため津波による物理的破壊被害以外にも樹木の針葉変色・萎凋、衰退・枯死など塩害症状が東北太平洋沿岸で発生した。津波浸漬土壌は除塩する必要があるが、森林を対象とした除塩の実施はその立地条件等から困難であり、梅雨や台風など自然の降雨に期待せざるを得ない。本研究では宮城県仙台湾沿岸（吉田浜）と青森県太平洋岸地域（市川）において津波被災海岸防災林の土壌を対象に降雨による除塩効果を評価した。被災後約1年で堆砂層を中心に除塩が進み、pH（H₂O）や交換性 Ca²⁺、K⁺ 含量は低下した。EC や交換性 Mg²⁺、Na⁺ など、一部の層位、特に市川の2A層では、時間の経過とともに値の上昇傾向が認められた項目もあったが、これは降雨による堆砂層から下層への塩の移動を反映したと推察された。以上から、海岸平坦面にある海岸防災林の砂質未熟土でも、時間の経過とともに津波浸漬に由来する土壌中の残留塩類は降雨に伴う自然排水によって移動、流去し土壌における津波影響の痕跡は低減されたことが明らかとなった。

キーワード：海岸防災林、津波、砂質土壌、塩類集積、経時変化

Kenji Ono,^{*1} Katsunori Nakamura,¹ Keizo Hirai² (2014) Fluctuations in the Concentration of Exchangeable Cations in Tsunami-Hit Forest Soils on the Northeastern Pacific Coast. *J Jpn For Soc* 96: 301–307 The mega-tsunami resulting from the Tohoku earthquake destroyed most of the forests along the eastern Pacific coastline of Japan. Seawater inundation of coastal forest soils carried a large influx of sea salt, leading to excessive adsorption of salt in buried 2A horizons under sea sand deposits. Forest soils that were inundated by seawater in turn caused severe damage, including needle discoloration, debilitation, droop, and finally death, to broad areas of the eastern Pacific coastal forests. Rehabilitation of tsunami-created saline soils in these forested lands generally requires the removal of sea salt, which is particularly difficult because most Japanese forests have poor irrigation facilities. Efficient removal of sea salt from the soils must therefore rely on high-precipitation events, such as typhoons and precipitation events in the rainy season. In this study, we monitored the progress of improvement in seawater-inundated forest soils in Hachinohe, Aomori Prefecture, and Watari-cho, Miyagi Prefecture, over time to evaluate the role of natural precipitation in desalinizing seawater-inundated forest soils. Measures of soil chemistry in tsunami-hit forests, such as exchangeable calcium and potassium content, initially showed decreasing tendencies, reached a state of equilibrium with time, then showed alteration in soil conditions. The results indicate that continuous and frequent rainfall events caused gradual removal of sea salt from seawater-inundated forest soils with time, and lead to a general recovery from the chemical condition caused by salination damage.

Key words: coastal forests, Mega-tsunami, Tohoku earthquake, saline adsorption, temporal change

I. は じ め に

2011年3月11日の東北地方太平洋沖地震から3年余りが経過した。この地震によって発生した大津波による海岸防災林の浸水被害は約3,060 haに及んだ（東日本大震災に係る海岸防災林の再生に関する検討会 2012）。この津波により、青森県から千葉県にかけての太平洋沿岸部約140 kmにおいて、防潮・防波堤の損壊や海岸防災林地盤の沈下、流亡が各地で発生し、海岸防災林を構成していた多数の樹木に倒伏、折損、流亡等の甚大な被害が及んだ（林野庁 2013；林野庁東北森林管理局仙台森林管理署 2014）。一方、被災直後には津波による直接的な損傷を免れて生き残った海岸防災林においても、時間経過に伴って針葉の変色・萎凋、樹勢衰退、さらには枯死に至る事例が各地の浸水被害地で発生した（河北新報社 2011；中村ら 2012）。これらの海岸防災林は土壌が海水によって冠水し、さらに

その地表面には大量の海砂が堆積しており（中村 2011, 2014；中村ら 2012）、針葉変色・萎凋、樹勢衰退・枯死などの現象は津波がもたらした海水や海砂に由来する塩類に起因した塩害と推察された（小野・平井 2012, 2013；小野ら 2013）。

津波が浸漬した土壌に対しては、集積した塩類の除去、いわゆる除塩が必要である。土壌の除塩法としては、湛水除塩法と浸透水除塩法がある（農林水産省農村振興局 2011；千葉ら 2012）。いずれの方法も、津波被災土壌に大量の真水を導入し、土壌に集積した塩類を大量の水とともに系外へ排出することが基本であり、その実施には灌漑用水や排水経路の確保が必要不可欠である（千葉ら 2012）。しかし、多くの日本の海岸防災林では、灌漑や排水にかかる設備は整備されていない（想定されていない）ことから、被災した海岸防災林の除塩には自然の降雨に頼らざるを得ない状況にある。小野・平井（2012）は、海岸後背地斜面

*連絡先著者（Corresponding author）E-mail: don@ffpri.affrc.go.jp

¹ 独立行政法人森林総合研究所東北支所 〒020-0123 岩手県盛岡市下厨川字鍋屋敷 92-25（Tohoku Research Center, Forestry and Forest Products Research Institute, 92-25 Nabeyashiki, Shimo-Kuriyagawa, Morioka, Iwate 020-0123, Japan）

² 独立行政法人森林総合研究所立地環境研究領域 〒305-8687 茨城県つくば市松の里 1（Department of Forest Site Environment, Forestry and Forest Products Research Institute, 1 Matsunosato, Tsukuba, Ibaraki 305-8687, Japan）

（2014年5月19日受付、2014年9月1日受理）

上のスギ林土壌では時間の経過とともに降雨による除塩の効果が認められ、土壌化学性は被災後半年間で津波を受けなかった土壌と同程度まで概ね改善したとしている。一方で、汀線近くの海岸部に関しては、今回の東北地方太平洋沖地震によって東北地方太平洋沿岸の各地で地盤沈下したと報告されている(国土交通省東北地方整備局 2011a, b)。また、地盤高が低い海岸防災林では地下水位が高い傾向にある(野口・久保田 2012)。地下水位が高いと排水が効率良く行われず、土壌深部に海水由来の塩分が残留し、表層に再上昇することがある。そのため、海岸防災林の復旧・再生にあたっては排水環境に留意しなければならない。

以上を背景に、津波被災土壌の降雨による除塩効果を評価、確認することを目的に、宮城県仙台湾沿岸および青森県太平洋岸地域の津波被災海岸防災林に調査地を設定して、経時的に土壌調査を進めてきた。本論では、時々刻々と海岸防災林再生事業が進む被災地において、被災から2~3年間にわたって追跡調査を実施できた宮城県亘理町吉田浜と青森県八戸市市川の2調査地の土壌調査結果に基づいて、土壌 pH (H_2O)、電気伝導度 (EC)、交換性陽イオン容量 (CEC)、交換性陽イオン含量の経時的推移について報告する。

II. 調査地および方法

1. 調査地の概要

青森県八戸市市川(北緯 $40^{\circ}35.0'$ 、東経 $141^{\circ}28.2'$) (以下、「市川」という)と宮城県亘理町吉田浜(北緯 $37^{\circ}59.9'$ 、東経 $140^{\circ}54.8'$) (以下、「吉田浜」という)に調査地を設定した。両調査地とも汀線より 300 m ほど内陸部に林分前縁があり、地形的には特段の特徴がない平坦面にあり、それぞれの林体幅は、市川が 150 m、吉田浜が 330 m であった。市川調査地の海側には市道を挟んで T.P.+8 m の防潮堤と浚渫残渣の盛土があり、さらに海側には市川船溜と資材置き場としての埋め立て地が存在した(坂本ら 2012)。調査地の背後には住宅が配置され、津波は住宅地まで進入したが、流失する家屋はなかった(坂本ら 2012)。市川調査地の海岸防災林内の一部は公園利用がなされており、駐車場や遊具、遊歩道が設置されていた。また、汀線に平行する形で幅 2 m、深さ 1.5 m ほどのコンクリート製 U 字溝が敷設されており、常時流水が存在した。市川では津波は防潮堤と浚渫残渣の盛土との間、約 200 m の部分から進入したと考えられた(星野・坂本 2014)。吉田浜調査地の海側には、T.P.+6.2 m の防潮堤があり、防潮堤のさらに海側は幅 100 m 余にわたって海浜が広がっていた。吉田浜調査地の背後には、田畑が広がり、それらの農地の中に住宅が点在していた。吉田浜では、津波は防潮堤を乗り越えて進入し、内陸側に数 km に渡って流入したとされる。調査地付近の津波高は、青森県八戸市市川(北緯 $40^{\circ}34'23.7''$ 、東経 $141^{\circ}28'45.8''$)で T.P.+8.1 m、宮城県亘理町吉田浜(北緯 $38^{\circ}0'2.9''$ 、東経 $140^{\circ}54'46.8''$)で T.P.+8.1 m であった(「東北地方太平洋沖地震津波合同調査

グループ (<http://www.coastal.jp/tjt/>)」による速報値(2014 年 7 月 2 日参照))。土壌試料採取箇所は、海側の前縁部から内陸側に向かっておよそ 20~40 m の間隔ごとに各 6 カ所ずつ配置した。2012 年 6 月の吉田浜に関しては、海岸防災林再生事業の関係で、3 カ所とした。いずれの調査地も、土壌は未熟土であり、表層地質は砂を中心とした未固結堆積物(経済企画庁総合開発局 1970, 1972)であった。調査地に最も近いアメダス八戸観測所(北緯 $40^{\circ}31.6'$ 、東経 $141^{\circ}31.3'$ 、標高 27.1 m)、および亘理観測所(北緯 $38^{\circ}01.5'$ 、東経 $140^{\circ}51.5'$ 、標高 4 m)における 1981 年から 2010 年の平均年降水量はそれぞれ 1,025, 1,274 mm/年であった(気象庁 <http://www.jma.go.jp/jma/menu/menureport.html>)。両観測所における震災年以降の 2011 年 3 月から 2013 年 4 月までの月別降水量および 1981 年 3 月から 2010 年までの平均月別降水量を図-1 に示した。市川、吉田浜両調査地近くのアメダス八戸観測所および亘理観測所における調査期間中の降水量は、それぞれ 2011 年で 892, 1,274 mm 年⁻¹、2012 年で 897, 1,117 mm 年⁻¹で、1981 年から 2010 年の平均年降水量に比べるとやや少なかった(図-1)。2011 年 9 月には両調査地とも 300 mm 月⁻¹を超える平年 9 月時の降水量の 1.8 倍に相当する豪雨に見舞われたが、これは平成 23 年台風 15 号の通過に起因したものである。その他の月別降水量は多少の増減はあるが、ほぼ平年並みであった。調査地の概要、土壌断面記載、被災の程度、堆砂状況は、小野ら(2013, 2014)に示されている。両調査地の土壌断面において、堆砂層、堆砂層下に埋没したもとの A 層(2A 層)、2A 層下に存在する砂層(2C 層)から試料を採取して、分析に供した。土壌調査時における断面観察から、いずれの土壌断面内も、海砂の堆積の他は、内陸側の土地に由来する土壌、たとえば農地の作土層など海砂以外の土壌が堆積した痕跡は認められなかった。一部の調査箇所では、漁業用のプラスチックブイや被災家屋の瓦礫などが地表面に堆積している様子が確認された。土壌調査の際は、そのような人工物は現地を除いて試料の採取を行った。試料の採取時期や採取地点数などの情報を表-1 に示した。調査月によって採取地点数が異なっているのは、海岸防災林再生事業の進行に伴い、調査地が廃止、改変されたためである。2014 年 4 月現在の状況を図-2 に示した。市川は 2013 年 4 月に、吉田浜の一部は 2011 年 12 月に、被害木等の整理、整地が開始されたため、調査を中断した。なお、両調査地とも調査期間内には堆積した海砂の除去や除塩の作業は実施されなかった。

2. 土壌の化学性の分析

土壌化学性の分析は国有林林野土壌調査方法書(林野庁・林業試験場 1955)に準じて、土壌 pH (H_2O)、電気伝導度 (EC)、交換性陽イオン含量、陽イオン交換容量を測定した。なお、試料は風乾後 2 mm メッシュの円孔篩を用いて篩別、調製し、分析に供した。土壌の pH (H_2O) は、乾土 10 g に対して水 25 mL の割合で脱イオン水に懸濁し、ガラス電極法により測定した。土壌懸濁液の電気伝

図-1. アメダス八戸観測所（上）と亶理観測所（下）における月別降水量の推移

Monthly precipitation at Hachinohe (upper) and Watari (lower) meteorological station by AMeDAS (automated meteorological data acquisition system).

図-2. 2014年4月現在の市川（上）、吉田浜（下）両調査地の状況

Environmental conditions of the studying sites in April 2014.

Upper, Ichikawa; Lower, Yoshida-hama.

表-1. 調査地点，調査年月，調査点数，有効土層厚，層厚，土性

Information of studying sites.

Sampling site	Sampling month	No. of site	Effective soil depth (cm)		Thickness and soil texture of respective layers		
					Sand	2A	2C
Ichikawa	Oct., 2011	6	58 + ~72 +	Thickness (cm)	32~50	4~8	14 + ~22 +
	June, 2012	6		Texture*	S	S	S
	Apr., 2013	6					
Yoshida-hama	Oct., 2011	6	65 +	Thickness (cm)	32~48	3~5	13 + ~28 +
	July, 2012	3		Texture*	S	SL	S

*S, Sand ; SL, Sandy loam (林野庁・林業試験場 (1955) 国有林林野土壌調査方法書に準じた)。

導度 (Electrical Conductivity, 以下, 「EC」という) は, 1 : 5 水浸出法に準じて測定した。さらに, 1 M 酢酸アンモニウム吸引抽出 (peech 法) による陽イオン交換容量 (Cation Exchangeable Capacity, 以下, 「CEC」という) はインドフェノール青法で, 交換性陽イオン含量は原子吸光法 (株式会社日立ハイテクノロジーズ Z-5310) で分析した。なお, 本論における交換性陽イオンは, 特段の前処理を施すことなく, 風乾試料に対して pH 7 の 1 M 酢酸アンモニウム溶液で抽出しており, 水溶性イオンも含んでいる。

III. 結 果

1. 津波被災当年における土壌化学性

津波被災当年 (2011 年 10 月) における土壌化学性は, 土壌 pH (H_2O) を除くと, 市川の方が吉田浜に比べて 2~10 倍高い値を示した (図-3, 4)。海水浸漬や海砂堆積の影響を反映して被災当年の土壌 pH (H_2O) は, いずれの調査地, 全層位の土壌で中性 (pH 7) より高い値を示した。特に堆砂層の pH (H_2O) は市川で 8.4, 吉田浜で 9.0 と,

弱アルカリ性を示した (図-3(a), (d))。両調査地とも砂質な未熟土であったことから、EC 値と CEC 値は低い値を示した。津波被災前には表層土壌であった埋没層の 2A 層の EC 値、CEC 値は、市川と吉田浜でそれぞれ 0.24 dS m^{-1} , $25.2 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ と 0.13 dS m^{-1} , $17.0 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ であった (図-3(b)~(f))。一方、主に砂のみで構成される堆砂層、2C 層の EC 値、CEC 値はそれぞれ $<0.09 \text{ dS m}^{-1}$, $<13 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ で、2A 層と比べて低い値を示した (図-3(b)~(f))。交換性陽イオン含量は、イオン種や層位によって違いがみられた。交換性 Ca^{2+} 含量は、市川と吉田浜でそれぞれ、堆砂層で 9.2 , $6.7 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$, 2A 層で

3.8 , $6.1 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$, 2C 層で 0.6 , $1.3 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ で、上層から下層へなるにつれて低下した (図-4)。交換性 Mg^{2+} 含量は、市川と吉田浜でそれぞれ、2A 層で $5.0 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ と $3.7 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$, 堆砂層で $3.4 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ と $2.1 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$, 2C 層で $0.8 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ と $0.7 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ で、2A 層で高く、堆砂層と 2C 層で低かった (図-4)。交換性 Na^+ 含量についても両調査地とも 2A 層で高く堆砂層と 2C 層で低い傾向を示した。すなわち、市川、吉田浜それぞれの値は、2A 層で $9.2 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ と $2.9 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$, 堆砂層では $1.6 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ と $2.4 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$, 2C 層では $1.8 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ と、 $0.7 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ であった (図-4)。交換性 K^+ 含量は市川で

図-3. 市川 (上) および吉田浜 (下) における海岸防災林土壌の pH (H_2O), 電気伝導度 (EC), および陽イオン交換容量 (CEC) の経時変化

Changes in pH (H_2O), EC, and CEC of the soil in each horizon of seawater-inundated Red-pine coastal forests at Ichikawa and Yoshida-hama sites from 2011 to 2013.

図-4. 市川 (上) および吉田浜 (下) における海岸防災林土壌の交換性陽イオン含量の経時変化

Changes in the concentrations of exchangeable cations of the soil samples in each horizon of seawater-inundated Red-pine coastal forests at Ichikawa and Yoshida-hama sites from 2011 to 2013.

は上層（堆砂層, $2.1 \text{ cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$ ）から下層（2C層, $0.4 \text{ cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$ ）にかけて徐々に低下する傾向を示したのに対し、吉田浜では全層とも一定の傾向で、 $0.2 \sim 0.3 \text{ cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$ の範囲にあり、両調査地に共通な傾向は認められなかった。

2. 時間経過に伴う土壌化学性の推移

津波被災後16カ月（2012年6月）、25カ月（2013年4月）の市川の堆砂層における土壌pH（ H_2O ）はそれぞれ8.2と8.3であり、被災当年の値に比べて有意に低下した（図-3(a)）。市川のそのほかの層位および吉田浜のすべての層位では、有意な変化ではなかった（図-3(a), (d)）。ただし、土壌pH（ H_2O ）は2A層、2C層に比べて堆砂層で高い傾向は被災当年と同じであった（図-3(a), (d)）。EC値は、両調査地ともに全層位において時間経過に伴う有意な変化は認められなかった（堆砂層, $0.02 \sim 0.06 \text{ dS} \cdot \text{m}^{-1}$ ；2A層, $0.08 \sim 0.3 \text{ dS} \cdot \text{m}^{-1}$ ；2C層, $0.02 \sim 0.03 \text{ dS} \cdot \text{m}^{-1}$ ；図-3(b), (e)）。CEC値は吉田浜の堆砂層以外の土壌試料において被災当年と比べて有意な差は認められなかった（図-4(c), (f)）。吉田浜の堆砂層のCEC値は、被災当年の2011年10月でも、 $1.8 \text{ cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$ と低かったが、 $0.8 \text{ cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$ へとさらに低下した。交換性陽イオンに関する経時変化は調査地やイオン種によって異なる傾向を示した（図-4）。2012年6月および7月時点での交換性 Ca^{2+} および K^{+} 含量は、それぞれ、堆砂層で $3.2 \sim 4.6 \text{ cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$ および $0.2 \sim 0.9 \text{ cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、2A層で $1.7 \sim 3.1 \text{ cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$ および $0.2 \sim 0.6 \text{ cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、2C層で $0.2 \sim 0.3 \text{ cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$ および $0.2 \sim 0.3 \text{ cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$ であり、両調査地ともに時間の経過に伴って低下した（図-4(a), (d), (e), (h)）。特に、市川における堆砂層と吉田浜の2A層における交換性 Ca^{2+} の溶脱は顕著であった。2011年10月において $0.22 \sim 0.28 \text{ cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$ と極めて低い値であった吉田浜の交換性 K^{+} 含量は、2012年7月の調査時に全層 $0.15 \sim 0.17 \text{ cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$ へとさらに低下したが、有意な変化でなかった。交換性 Mg^{2+} および Na^{+} 含量については、市川と吉田浜では異なる変化を示した（図-4(b), (c), (f), (g)）。被災16カ月後と25カ月後の市川における交換性 Mg^{2+} 含量はそれぞれ堆砂層で $4.4 \text{ cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$ と $4.4 \text{ cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、2A層で $9.8 \text{ cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$ と $17.6 \text{ cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、2C層で $1.7 \text{ cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$ と $1.4 \text{ cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$ を示し、時間経過とともに上昇し、特に2A層では約2～3.5倍上昇した。吉田浜では2C層で有意に上昇したが、濃度変化は1.8倍程度であった。交換性 Na^{+} 含量は、市川では2C層において時間経過に伴う有意な上昇傾向がみられたが、一方で堆砂層、2A層では時間経過による有意な変化は認められなかった。一方、吉田浜では被災17カ月後の堆砂層、2A層においてそれぞれ 2.4 、 $2.9 \text{ cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$ から 0.3 、 $0.5 \text{ cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$ へと低下が認められたが、2C層は被災当年と同じレベルで、変化がなかった。

IV. 考 察

塩害を受けた土壌の除塩には、大量の真水を導入し、土

壌に集積した塩類を大量の水とともに系外へ排出することが有効である（千葉ら 2012）。農地の塩害には、排水機場や基幹排水路の復旧による排水経路の確保、土壌改良材の施用、耕起・碎土、弾丸暗渠の施工、湛水・排水の繰り返しによる塩分の洗い出しなど、土壌の理化学的な環境改善に向けた除塩作業の実施が推奨されている（農林水産省農村振興局 2011）。一方、我が国の大部分の森林は機材、資材の設置が容易でない急傾斜地にあり、平地にある海岸防災林でも灌漑・排水設備が完備されていない。したがって、農地同様の除塩作業を海岸防災林で実施することは困難であり、雨水による自然除塩に頼らざるを得ない。一般に、海岸防災林は砂質な未熟土の上に成立している。砂質土壌は養分の保持能力や保水能力が低いため、排水を良くできれば雨水による除塩が期待できる（小野ら 2014）。

市川、吉田浜近くのアメダス八戸観測所および亘理観測所の2011年3月から2011年10月における降水量は、それぞれ800および967mmで、平年の平均降水量の89～96%に相当する降水があった（図-1）。このようにほぼ平年並みの降水に恵まれたにも関わらず、津波被災から7カ月後の2011年10月においても、津波の影響が残存していることが明らかとなった。特に、被災前には表層土壌であり、腐植に富み根圏が発達し、菌根菌が棲息する活動層であった2A層においては、土壌pH（ H_2O ）や交換性 Ca^{2+} や Mg^{2+} 、 Na^{+} 含量の値に顕著な津波の影響が認められた。市川、吉田浜両調査地とも、堆砂層および2A層の土壌pH（ H_2O ）は >7 で弱アルカリ性を示し、交換性 Ca^{2+} および K^{+} 含量はやや高い値を示した（図-3, 4）。吉田浜においては、交換性 Mg^{2+} および Na^{+} 含量についても顕著に高かった（図-4）。津波の影響を受けていない海岸砂丘上の森林土壌におけるA層では、土壌pH（ H_2O ）は明らかに酸性を示す（農林水産省技術会議事務局 1987；田中ら 1992；小野ら 2013）ことから、pHが8.0程度とされる海水（松井・一國 1970）の浸漬や、海水や塩を含んだ海砂の堆積による影響が土壌化学性に顕著に表れたものと考えられる。小野・平井（2012）は、海岸後背地斜面上に成林したスギ林において、被災7カ月後の2011年10月の時点でも、降雨に伴う土壌からの自然排水による除塩効果を認めている。本研究の調査対象地は、汀線に近く、海浜平坦面に位置するため、降雨による除塩が十分ではないことが原因と考えられた。東北地方太平洋沖地震では東北地方の各地で地盤沈下した（国土交通省東北地方整備局 2011a, b）。野口・久保田（2012）は地盤高が低い海岸防災林では地下水位が高い傾向にあるとしており、そのため降水による土壌からの排水が効率的に行われないことが土壌中の残留塩類の溶脱に時間がかかる理由の一つと考えられる。

アメダス八戸観測所および亘理観測所の2011年11月から2012年7月までにおける降水量は、それぞれ957および1,300mmで、平年の平均降水量の107～117%に相当する降水があった（図-1）。津波被災から1年余り経過した2012年6月または7月における土壌の化学性は、市川、

吉田浜両調査地に共通の変化傾向がみられた。すなわち、土壌 pH (H_2O) には有意な変動は認められないが、有意でもわずかな変動であったが (図-4)、降雨が海塩由来の Ca^{2+} および K^+ を溶脱した結果、交換性 Ca^{2+} および K^+ 含量は全ての土層において低下傾向を示した (図-4 (a), (d), (e), (h))。一方で、市川の交換性 Mg^{2+} , Na^+ 含量は、時間が経過しても、いずれの層位でもそれらの値は減少せず、逆に 2A 層など一部の埋没土層では比較的大きな濃度上昇も認められた (図-4(b), (c))。相対的な変動幅は総じて小さいものの、吉田浜の 2A 層および 2C 層における交換性 Mg^{2+} 含量や吉田浜 2C 層における交換性 Na^+ 含量においても、同様な傾向が認められた (図-4(f), (g))。こうした傾向を示した理由の一つは、降雨により供給された降水の自然排水に伴った土壌表層からの下層への塩の移動を反映したためと推察された。もちろん、イオン種によって土壌からの除塩効率、または脱塩効率が異なることも要因の一つだろう。一方で、 Na^+ や Mg^{2+} は海水中の溶存塩基類のうち二大主要成分 (Na^+ , Mg^{2+} の海水中の溶存濃度はそれぞれ 10.5 , 1.35 g L^{-1} ; 松井・一国 1970) であることを鑑みれば、本研究における交換性 Mg^{2+} , Na^+ 含量の経時変化は津波被災後における恒常的な潮風による飛砂や飛塩 (村井ら 1992) の土壌への直接的な降下を反映したものとも考えられる。なぜならば、海水中における Ca^{2+} , K^+ の溶存濃度は、それぞれ 0.40 , 0.38 g L^{-1} とされ、 Na^+ の 4%, Mg^{2+} の 30% にも満たない、きわめて少ない溶存濃度である (松井・一国 1970)。つまり、潮風によって運ばれる海塩の付加に伴う Ca^{2+} , K^+ 付加が及ぼす海岸防災林土壌への恒常的な影響は、 Na^+ や Mg^{2+} に比べると、より小さくなるのである。こうしたイオン種による土壌中の挙動の違いは、イオン種ごとの恒常的な土壌への付加量の違いを反映している可能性も考えられよう。こうした交換性 Na^+ や Mg^{2+} 含量の経時変化は、EC 値の変化傾向にも表れていた (図-3(b), (e))。すなわち、本研究で設定した調査地は、いずれも主に砂土によって構成される未熟土であったことから、土壌懸濁液の EC は調査期間を通じて全般に低く、また時間経過に伴うそれらの有意な変化も認められなかった (図-3(b), (e))。津波によって被災した農地や海岸後背地斜面上に成林したスギ林では、津波浸漬によって上昇した土壌 EC は、時間経過とともに除塩が進行し、徐々に低下傾向を示すことが報告されている (たとえば、千葉ら 2012; 小野ら 2013)。しかしながら、本研究結果はこうした既往報告とは一致しなかった。EC 値は溶液中の溶存イオンの総濃度と比例することを鑑みると、本研究結果は、汀線前縁部に位置し、砂質未熟土から構成される海岸防災林土壌の脱塩プロセスが、その後背地に位置し、土壌層位や構造が発達した土壌を有する農地や斜面上のスギ林土壌のプロセスとは異なることを示唆したものと考えられた。

ところで、市川における土壌化学性の特徴値は、土壌 pH (H_2O) を除くと、吉田浜に比べて 2~10 倍高い値であ

り、異なる変化傾向を示した (図-3, 4)。それは特に 2A 層における交換性 Mg^{2+} , Na^+ 含量で顕著であった。これはもともとの立地環境や土壌特性の違いを反映している可能性が考えられる。すなわち、津波浸漬の有無に関わらず、海岸防災林へ供給される飛砂や飛塩の蓄積ポテンシャル、例えば、林帯幅や汀線からの距離、調査地の前線部や後背地の土地利用形態や立地環境、防潮堤や港湾、海浜、排水溝の有無、あるいはそうした環境を背景として作り上げられた土壌のもともとの理化学的特性の違いが、土壌中に集積した塩の残留性、溶脱性に影響する可能性がある。市川、吉田浜における林況や周辺環境の違いは、II. 1. において列挙したとおりであり、いくつかの環境が異なっていた。個々の海岸防災林における、もともとの土壌特性の違いは、津波被災後におけるクロマツの枯損状況の推移にも差をもたらしたかもしれない。実際、市川においては被災後 2 年間でほぼ全数のクロマツが枯死したのに対し、吉田浜では枯れずに生き残ったという対照的な結果が、被災後の海岸防災林被害実態モニタリングから得られている

図-5. 被災後 1 余年経過後の市川 (上, 2012 年 6 月 29 日) と吉田浜 (下, 2012 年 7 月 25 日) の林床の様子
Forest floor of the coastal pine forests affected by the mega-tsunami ca. 1 year after of the Tohoku Earthquake.
Upper, Ichikawa; Lower, Yoshida-hama.

(中村 私信)。また、いずれの調査地でも 30 cm を超える堆砂層の形成は認められたものの、その後の林床植生の回復の様子も異なっていた。被災 1 年後には、市川では主としてヨモギやヒメジオンなどの雑草が林床にはびこってヤブを形成したのに対し、吉田浜は主にニセアカシアが優勢した(図-5)。こうした観察結果は、海岸防災林のもともとの立地環境や土壌特性が、津波浸漬土壌からの脱塩プロセスに違いをもたらした結果として、津波被災後の樹勢衰弱、樹木枯損の推移、さらには林床植生の回復過程にも違いをもたらしたことを示唆するものである。

ところで、市川においては、2013 年 4 月の土壌化学性は 2012 年 6 月の結果から有意な変化は認められなかったことから、被災後約 1 余年で土壌環境は概ね定常化する傾向にあると考えられた。以上の結果から、海岸平坦面にある海岸防災林の砂質未熟土において、被災後約 1 余年が経過すれば、降雨に伴う土壌からの自然排水によって津波浸漬に由来する土壌中の残留塩類が水とともに移動、流下して徐々に落ち着いた状況となることが明らかとなった。

本研究の遂行にあたり、独立行政法人森林総合研究所東北支所の澤井恵子氏には本研究における試料調製、実験補助などにおいて多大なるご協力を頂いた。本報告をまとめるにあたって、独立行政法人森林総合研究所東北支所の坂本知己地域研究監には懇切なご助言、ご指導を頂いた。本研究の実施にあたり、林野庁東北森林管理局には調査地の提供等でご協力頂いた。これらの方々に深く感謝の意を表する。

本研究は、森林総合研究所運営費交付金「F2P07：東日本大震災で被災した海岸林の復興技術の開発」によって行われたものである。

引用文献

千葉克己・冠 秀昭・加藤 徹(2012) 津波被災農地における暗渠を利用した雨による新透水除塩。土壌の物理性 121: 29-34
 東日本大震災に係る海岸防災林の再生に関する検討会(2012) 今後における海岸防災林の再生について
 星野大介・坂本知己(2014) 東北地方太平洋沖地震津波における海岸林の破壊状況と防潮機能の実証—三陸北部沿岸地域—。森林立地 56: 7-19
 河北新報社(2011) 河北新報新聞朝刊記事。2011 年 6 月 7 日
 経済企画庁総合開発局(1970) 国土調査(青森県)
 経済企画庁総合開発局(1972) 国土調査(宮城県)

国土交通省東北地方整備局(2011a) 宮城県沿岸部における地震に伴う地盤沈下について。http://www.thr.mlit.go.jp/Bumon/kisya/saigai/images/35353_1.pdf
 国土交通省東北地方整備局(2011b) 岩手県沿岸部における地震に伴う地盤沈下について。http://www.thr.mlit.go.jp/bumon/b00037/k00290/riverhp/kasen/110622-1.pdf
 松井義人・一国雅巳(1970) メイスン一般地球科学。岩波書店
 村井 宏・石川政幸・遠藤治郎・只木良也(1992) 日本の海岸林—多角的な環境機能とその活用。ソフトサイエンス社
 中村克典(2011) 東日本太平洋沖地震津波による被災マツ林で必要とされるマツ材線虫病対策。森林技術 835: 18-22
 中村克典(2014) 東日本大震災津波による海岸マツ林の被害と再生に向けた植栽試験。森林立地 56(1): 21-26
 中村克典・小谷英司・小野賢二(2012) 津波被害を受けた海岸林における樹木の衰弱・枯死。森林科学 66: 7-12
 野口正二・久保田多余子(2012) 7. 海岸林再生のための水文環境調査。(海岸林の再生に向けて、独立行政法人森林総合研究所東北支所編、森林総合研究所東北支所)。12-13
 農林水産技術会議事務局(1987) 環境変化に対応した海岸林の環境保全機能の維持強化技術の確立に関する研究。研究成果 185, 農林水産省農林水産技術会議事務局
 農林水産省農村振興局(2011) 農地の除塩マニュアル。農林水産省 http://www.maff.go.jp/j/press/nousin/saigai/pdf/110414-01.pdf
 小野賢二・平井敬三(2012) 東日本太平洋沖地震大津波が三陸沿岸地域におけるスギ林針葉の赤褐変化に及ぼした影響。森総研報 11: 33-42
 小野賢二・平井敬三(2013) 東北地方太平洋沖地震による大津波を受けた三陸沿岸のスギ林土壌における塩害とその後の土壌環境の変化。—降雨に伴う自然排水がもたらす除塩の効果—。森総研報 12: 41-47
 小野賢二・中村克典・田中永晴・古澤仁美・平井敬三(2013) 東北地方太平洋沖地震による大津波の襲来を受けた東北太平洋沿岸の海岸マツ林の土壌環境—津波浸漬 7 カ月後の現地調査から—。森総研報 12: 49-66
 小野賢二・中村克典・平井敬三(2014) 東北地方太平洋沖地震に伴う大津波が沿岸の海岸林土壌にもたらした影響。森林立地 56: 37-48
 林野庁(2013) 平成 25 年版森林・林業白書。林野庁
 林野庁・林業試験場(1955) 国有林林野土壌調査方法書
 林野庁東北森林管理局仙台森林管理署(2014) 海岸防災林の復旧。http://www.rinya.maff.go.jp/tohoku/koho/saigaijoho/pdf/sendai.pdf
 坂本知己・新山 馨・中村克典・小谷英司・平井敬三・齋藤武史・木村公樹・今 純一(2012) 東北地方太平洋沖地震津波における海岸林の漂流物補足効果—青森県八戸市市川町の事例—。海岸林学会誌 11: 65-70
 田中永晴・古澤仁美・森田佳行・小林繁男(1992) 東海村海岸林砂丘未熟土の細区分(II) 一般化学性および塩基状態。日林論 103: 267-270