

森林総合研究所研究報告

Vol.15 No.1-2(No.438)

BULLETIN

of the
Forestry and
Forest Products
Research Institute



June 2016



国立研究開発法人 森林総合研究所
Forestry and Forest Products Research Institute

The Chief Editor

河原 孝行 Takayuki KAWAHARA (Principal Research Director, FFPRI)

The Vice-Chief Editor

小泉 透 Toru KOIZUMI (Principal Research Director, FFPRI)

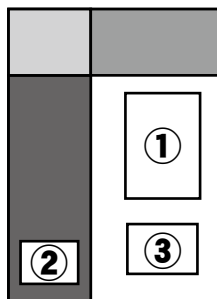
宮本 基杖 Motoe MIYAMOTO (Public Relations Division, FFPRI)

Editor

秋庭 満輝 Mitsuteru AKIBA (Department of Forest Microbiology, FFPRI)
荒木 眞岳 Masatake G ARAKI (Department of Plant Ecology, FFPRI)
萩野 裕章 Hiroaki HAGINO (Department of Meteorological Environment, FFPRI)
韓 慶民 Qingmin HAN (Department of Plant Ecology, FFPRI)
橋田 光 Koh HASHIDA (Department of Forest Resource Chemistry, FFPRI)
伊原 徳子 Tokuko IHARA (Department of Forest Molecular Genetics and Biotechnology, FFPRI)
石川 敦子 Atsuko ISHIKAWA (Department of Wood Improvement, FFPRI)
石崎 涼子 Ryoko ISHIZAKI (Department of Forest Policy and Economics, FFPRI)
磯田 圭哉 Keiichi ISODA (Forest Tree Breeding Center, FFPRI)
伊藤 崇之 Takayuki ITO (Department of Forest Engineering, FFPRI)
倉本 恵生 Shigeo KURAMOTO (Department of Forest Vegetation, FFPRI)
丸山 温 Yutaka MARUYAMA (College of Bioresource Sciences, Nihon University)
松村 ゆかり Yukari MATSUMURA (Department of Wood Properties and Processing, FFPRI)
野口 享太郎 Kyotaro NOGUCHI (Department of Forest Site Environment, FFPRI)
野口 正二 Shoji NOGUCHI (Disaster Prevention, Meteorology and Hydrology, FFPRI)
岡 輝樹 Teruki OKA (Department of Wildlife Biology, FFPRI)
岡野 通明 Michiaki OKANO (Disaster Prevention, Meteorology and Hydrology, FFPRI)
斎藤 幸恵 Yukie SAITO (Graduate School of Agriculture and Life Sciences, The University of Tokyo)
酒井 武 Takeshi SAKAI (Department of Forest Vegetation, FFPRI)
砂川 政英 Masahide SUNAGAWA (Department of Mushroom Science and Forest Microbiology, FFPRI)
高山 範理 Norimasa TAKAYAMA (Department of Forest Management, FFPRI)
玉井 幸治 Koji TAMAI (Department of Soil and Water Conservation, FFPRI)
上田 明良 Akira UEDA (Kyushu Research Center, FFPRI)
上村 巧 Takumi UEMURA (Department of Forest Engineering, FFPRI)

This journal is indexed in CAB Abstracts.

表紙写真 Photograph in Cover



①新緑の針広混交林(宮崎県東臼杵郡)

Mixed evergreen and deciduous forest in Kyushu

②多摩森林科学園のサクラ‘楊貴妃’

Cerasus Sato-zakura Group ‘Mollis’ in Tama Forest Science Garden

③(本文39～47ページ)

2013年台風26号により伊豆大島で崩壊が発生した斜面周辺に見られる風倒木の特徴について(東京都撮影)

Characteristic of wind-fallen trees on the slope near the landslide occurred by Typhoon No.26 (Wipha), 2013, in Izu-Oshima Island (Photo by Tokyo Metropolitan Government)

目 次

論 文

- 福島第一原子力発電所事故で放射能汚染したスギ人工林における
葉の交代とセシウム 137 濃度の経年変化予測 (英文)
清野 嘉之、赤間 亮夫 1

ノ ー ト

- 外生菌根性担子菌マツタケと実験樹種 *Populus tremula* × *tremuloides* との
組織内における in vitro での相互作用 (英文)
村田 仁、山田 明義、山本 航平、丸山 毅、伊ヶ崎 知弘、
毛利 武、山中 高史、下川 知子、根田 仁 17

■特集

2013 年伊豆大島土石流災害と森林

- 特集号の刊行によせて
大丸 裕武 19

論 文

- 伊豆大島 2013 年 10 月 16 日斜面崩壊発生地点周辺の樹木の現存量
伊東 宏樹、松井 哲哉、飛田 博順、五十嵐 哲也、
小川 明穂、松浦 陽次郎 21

研究資料

- 2013 年台風 26 号により伊豆大島で崩壊が発生した崩壊斜面頭部の
樹木根系の分布状況について
村上 亘、小川 明穂、小川 泰浩、大丸 裕武 31

- 2013 年台風 26 号により伊豆大島で崩壊が発生した斜面周辺に
見られる風倒木の特徴について
村上 亘、小川 明穂 39

- 写真測量による伊豆大島三原山北西斜面における近年の
植生高変化の復元
大丸 裕武 49

CONTENTS

Original article

- Predicting annual trends in leaf replacement and ^{137}Cs concentrations
in *Cryptomeria japonica* var. *japonica* plantations with radioactive
contamination from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Station accident
Yoshiyuki KIYONO and Akio AKAMA 1

Note

- The ectomycorrhizal basidiomycete *Tricholoma matsutake* associates
with the root tissues of the model tree *Populus tremula* \times *tremuloides* in vitro
Hitoshi MURATA, Akiyoshi YAMADA, Kohei YAMAMOTO,
Tsuyoshi MARUYAMA, Tomohiro IGASAKI, Takeshi MOHRI,
Takashi YAMANAKA, Tomoko SHIMOKAWA and Hitoshi NEDA... 17

■ Special Feature

2013 debris flow hazard and forest in Izu-Oshima Island

- Preface for the special feature
Hiromu DAIMARU 19

Original article

- Woody biomass in the vicinity of a slope failure site occurred
on the October 16, 2013, in Izu-Oshima Island
Hiroki ITÔ, Tetsuya MATSUI, Hiroyuki TOBITA,
Tetsuya IGARASHI, Akiho OGAWA and Yojiro MATSUURA 21

Research record

- Characteristics of roots distribution around slopes in Izu-Oshima Island
where landslides occurred because of Typhoon No. 26 (Wipha) in 2013
Wataru MURAKAMI, Akiho OGAWA, Yasuhiro OGAWA
and Hiromu DAIMARU 31
- Characteristic of wind-fallen trees on the slope near the landslide occurred
by Typhoon No.26 (Wipha), 2013, in Izu-Oshima Island
Wataru MURAKAMI and Akiho OGAWA 39
- Reconstruction of the recent vegetation height change by photogrammetry
on the northwestern slope of Mt. Mihara in Izu-Oshima Island, eastern Japan
Hiromu DAIMARU 49

論文 (Original article)

Predicting annual trends in leaf replacement and ^{137}Cs concentrations in *Cryptomeria japonica* var. *japonica* plantations with radioactive contamination from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Station accident

Yoshiyuki KIYONO^{1)*} and Akio AKAMA²⁾

Abstract

Sugi (*Cryptomeria japonica* var. *japonica*) plantations are the predominant evergreen coniferous forest ecosystems in Japan. *Sugi* is a unique evergreen tree with no abscission layer in the leaf. However, the lifespan of *sugi* leaves is unknown. In this study, we described *sugi* leaves, investigated the age structures of living and newly deceased leaves, and estimated the lifespan and death process of the leaves. The lifespan of *sugi* leaves was 1–8 years, with an estimated mean of 4.3–5.3 years. Then, we modeled patterns of leaf replacement and cesium-137 (^{137}Cs) concentrations and estimated the potential ^{137}Cs supply to the forest floor through leaf shedding based on ^{137}Cs concentration data from leaves of various ages sampled after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Station (FDNPS) accident. Around 90% of leaves that had sprouted before March 11, 2011 (*ante*-3.11 leaves) were predicted to die within 4 years of the FDNPS accident. Moreover, ~90% of the ^{137}Cs in *ante*-3.11 leaves was predicted to be removed within 3 years of the FDNPS accident. The predicted trends of stand leaf ^{137}Cs concentrations were verified with ^{137}Cs concentrations measured in four permanent sample plots in Fukushima Prefecture. This study revealed that ^{137}Cs translocated from the canopy to the forest floor at a faster rate than the *ante*-3.11 leaves that had been directly contaminated by the FDNPS accident. Including *sugi* leaf mortality and replacement in future models will allow for more accurate predictions of the fate and persistence of radiocesium in *sugi* forests affected by the FDNPS accident.

Key words : death process of leaves, evergreen conifer, fallout, leaf lifespan, leaf replacement, simulation, *sugi*

1. Introduction

Radioactive material deposited onto forests after the Tokyo Electric Power Company (TEPCO) Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant Station (FDNPS) accident has moved through these ecosystems following the flow of forest materials. Radiocesium fallout is initially delivered to forest ecosystems predominantly on plant surfaces, including tree canopies, and gradually moves towards the soil (Hisadome et al. 2013, Kajimoto et al. 2015). Various factors, such as plant species, climate, and disturbance regime, can influence radiocesium movement through ecosystems. Therefore, it is important to monitor and model radiocesium dynamics (Kato et al. 2015) to forecast future contamination of forests affected by the FDNPS accident.

One month after the FDNPS accident, >80% of the total deposited cesium-137 (^{137}Cs) from the fallout had been deposited onto evergreen coniferous forest canopies (Kato and Onda 2014). ^{137}Cs deposition on forest floors occurred mainly via throughfall from July to September 2011, and the subsequent transfer of ^{137}Cs from the canopy to the forest floor occurred mainly through litterfall (Kato et al. 2015). Moreover, litterfall was determined to have contributed 45% of ^{137}Cs transfer from forest canopies to forest floors within

~5 months of the FDNPS accident, which was comparable to the contribution of throughfall (53%) in an evergreen hinoki cypress (*Chamaecyparis obtusa*) forest (Teramaga et al. 2014). In forests 26–134 km west or southwest of the FDNPS, in August to September 2011, 5–6 months after the FDNPS accident, 23–43% of stand total radiocesium (^{134}Cs + ^{137}Cs) was distributed on the crowns of the evergreen conifer *sugi* (*Cryptomeria japonica* var. *japonica*), whereas more than half was distributed in the litter and surface soil (Forestry Agency 2011, 2014b).

Sugi forests comprised the largest area of forested land in Japan in 2012 (18%), and occupied 19% of the total forested land in Fukushima Prefecture in 2012 (Forestry Agency 2012). However, no data are available on *sugi* leaf death (Kiyono et al. 2012). *Sugi* is a unique evergreen tree, as its leaves have no abscission layer. It bears needle-like leaves 2–15 mm long and 0.5–2 mm wide at the base, arranged in spirals around young stems and branches. In this study, we defined *sugi* leaves as young stems and branches covered with living needle-like leaves. In this definition, some *sugi* leaves grow into the stem or branches following the development of the xylem. Relatively old leaves may have a greater mass per unit leaf area than young leaves

Received 25 November 2015, Accepted 25 May 2016

1) General Affairs Department, Forestry and Forest Products Research Institute (FFPRI), Japan

2) Research Planning and Coordination Department, FFPRI, Japan

* Research Expert, FFPRI, 1 Matsunosato, Tsukuba, Ibaraki, 305-8687 Japan, e-mail: kiono@ffpri.affrc.go.jp

with the same leaf area. The lifespan of *sugi* leaves is unknown. Most studies that have used destructive biomass sampling techniques to estimate primary productivity have assumed that *sugi* leaves have a lifespan of 4 years (e.g., Cannel 1982). In general, leaf lifespan differs depending on tree species, tree age, and environmental conditions (Hatiya et al. 1966, Reich et al. 1992). However, there is no information available on *sugi* leaf death and the transfer process of radiocesium via leaf shedding from the canopy to the forest floor. Clarifying leaf replacement patterns (death and birth) in *sugi* will reduce uncertainties regarding radiocesium fate and persistence predictions in *sugi* forests affected by the FDNPS accident.

First, we examined the age structures of living and newly deceased leaves to estimate the lifespan of *sugi* leaves. In addition, we investigated ^{137}Cs concentrations in various age classes of *sugi* leaves sampled between 1 year 8 months and 3 years 8 months after the FDNPS accident. Using these data, we modeled the dynamics of *sugi* leaves and ^{137}Cs concentrations in plantation canopies using leaf age structure as a parameter to estimate the persistence of ^{137}Cs in canopies. We verified the *sugi* leaf ^{137}Cs concentration predictions in the canopy using data independent from ours obtained from four *sugi* forest permanent sample plots (PSPs) in Fukushima Prefecture.

2. Materials and methods

2.1 *Sugi* leaf age structure determination

Leaf age structure method: We measured the diameter at breast height (DBH) and tree height of all *sugi* in the Kunugidaira PSP (400 m²), a 33-year-old *sugi* plantation in Ishioka City, Ibaraki Prefecture (Table 1). In March 1983, seven trees near the PSP were felled for destructive biomass sampling. They covered the entire area and corresponded to the frequency distribution of tree DBH classes in the plot. In addition, two trees were large (Nos. 1 and 2), four trees were medium-sized (Nos. 3–6), and one tree was small (No. 7) (Table 2). The crown of each tree was divided vertically into 1-m sections. Branch diameter was measured at the branch base for all branches primarily derived from stems (primary branches). In each layer, four primary branches with leaves were selected as samples (primary branch samples). Leaves were separated according to leaf age class (e.g., current-year (0 years old), 1 year old, 2 years old, etc.). Green stems and branches were included as leaves based on the description above. However, the stems and main branches of primary branches were categorized as stems and branches, respectively, even though they had green tips. With the approach of winter, *sugi* leaves usually die as a module composed of a small branch with leaves (Tange et al. 1989, Kaneko et al. 1997). Sometimes,

Table 1. Summary of the research plots and *Cryptomeria japonica* var. *japonica* trees used in this study

Plot type	Plot or site name	Administrative district	Location	Altitude, m	Distance and direction from the FDNPS	Tree age in 2011, y	Stand structure ²	Number of sample trees	Time of measurement	Measurement items	Remarks
Permanent sample plot	Kunugidaira PSP	Kunugidaira National Forest, former Kasama District Forest Office, presently Ibaraki District Forest Office, Ishioka City	36.17 N–140.17 E	298	140 km Southwest	61	DBH 19.6 ± 6.3, H 15.3 ± 2.2, ρ 1,625 ha ⁻¹ in 1983	7	Mar 1983	DBH, tree leaf mass and area, and leaf age structure	
Temporary plot	Chiyoda plot	Chiyoda Experimental Station of FFPRI, Kasumigaura City	36.18 N–140.22 E	41	140 km Southwest	19	DBH 22.0 ± 3.5, H 10.5 ± 2.2, ρ 492 ha ⁻¹ in 2011	20	Nov 2011–Jan 2012	Leaf age structure of withered small branch and leaf modules	
Temporary plot	Tsukuba plot	The First Arboretum of FFPRI, Tsukuba City	36.01 N–140.13 E	25	160 km Southwest	~40	DBH 34.0 ± 8.0, ρ 716 ha ⁻¹ in 2011	20	Nov 2011–Jan 2012	Leaf age structure of withered small branch and leaf modules	
Temporary plot	Fukushima 23	National forests and private forests, Fukushima Prefecture	36.94–37.73 N and 140.15–141.01 E	24–678	Within 78 km North-northwest to southwest	-	-	2–3 at each site	Nov 2012, 2013, 2014	Leaf age structure	23 locations
Permanent sample plot	Kawauchi PSP	Okayama National Forest of Iwaki District Forestry Office, Kawauchi Village	37.29 N–140.80 E	665	26 km Southwest	43	DBH 18.9, H 14.3, ρ 975 ha ⁻¹ in 2011	3	Aug 2013	Leaf age structure	
Permanent sample plot	Kamikawauchi PSP	Kawauchi Village forest, Togenomori, Kamikawauchi, Kawauchi Village	37.38 N–140.72 E	693	27 km West	57	DBH 30.9, H 19.2, ρ 733 ha ⁻¹ in 2011	3	Aug 2013	Leaf age structure	
Permanent sample plot	Otama PSP	Maegatahokaichi National Forest of Fukushima District Forest Office, Otama Village	37.57 N–140.31 E	734	66 km West	42	DBH 24.8, H 17.8, ρ 1,117 ha ⁻¹ in 2011	3	Aug 2013	Leaf age structure	
Permanent sample plot	Tadami PSP	Tabanematsuyama National Forest of Minamiaizu Sub-district Forest Office in Aizu District Forest Office, Tadami Town	37.32 N–139.52 E	717	134 km Southwest	38 ¹	DBH 19.9, H 14.3, ρ 1,105 ha ⁻¹ in 2011				

¹ Kajimoto et al. (2014) revised. ² DBH, cm, mean ± SD; H, m, mean ± SD; ρ , tree density, ha⁻¹ (the data source of the Kawauchi, Kamikawauchi, Otama, and Tadami PSPs is Kajimoto et al. 2014).

there are fragmented green leaves in withered branch and leaf modules, but these were not included as living leaves because they were expected to die soon. We collected leaf subsamples to calculate the specific leaf area (SLA). Since *sugi* exhibits spiral phyllotaxis, we flattened and ironed the spiral leaves into an alternate pattern (Fig. 1). The leaf samples were used to measure one-sided leaf area with an automated area meter (AAM-7; Hayashi Denko Co. Ltd., Tokyo, Japan). The same samples were oven-dried at 80°C for at least 72 h to determine the dry mass. In each layer, the leaf area and mass were estimated for every leaf age class using the sampled primary branch results and the ratio of branch base cross-sectional area of all primary branches to that of the sampled primary branches in the layer. Then, the sum of each tree layer of the seven sampled trees was calculated. Following the methods of Satoo (1973), the ratio of stem cross-sectional area at breast height (*ba*) of the total trees in the plot to that of the seven sampled trees ((sum of *ba* of all trees in a plot)/(sum of *ba* of sampled trees)) was used to estimate stand leaf area and leaf mass for every leaf age class. Finally, the results of the plot were converted to



Fig. 1. A *Cryptomeria japonica* var. *japonica* leaf with the spiral phyllotaxis flattened into an alternate leaf pattern

per unit land area.

We assumed that the leaf area distribution of each age class in a stand was annually stable and considered the difference between two successive years to represent the quantity of deceased leaves per year. Based on these assumptions, we estimated the age structure of dead leaves produced per year. In this estimation, we also assumed that current-year leaves arose from 1-year-old leaves, not 2-year-old or older leaves. In reality, dormant buds of primary branches in the lower crown layer sometimes become active. While the mass of current-year leaves arising from older leaves is non-negligible when the main stem is broken, it likely to be insignificant in undamaged trees. Therefore, we assumed that the chronological order of

Table 2. Description of destructively sampled trees in the 33-year-old *Cryptomeria japonica* var. *japonica* forest in the Kunugidaira PSP

No.	DBH cm	Total height m	Hb ¹ m	Db ² cm	Branch mass kg	Leaf mass kg	Leaf area m ²
1	29.6	19.0	9.6	19.0	12.4	23.0	92.2
2	24.9	18.6	12.5	13.6	8.6	16.1	50.4
3	21.2	17.8	12.0	13.5	5.8	11.1	44.5
4	19.0	14.8	9.5	11.1	4.8	8.1	27.9
5	14.9	15.9	11.6	7.4	1.5	4.1	13.7
6	14.5	13.5	8.9	8.5	1.8	2.9	14.1
7	12.2	13.1	8.3	6.5	0.83	1.5	8.4

Nos. 1 and 2, large trees; 3–6, medium-sized trees; and 7, small tree. ¹ Height of the lowest living branch. ² Stem diameter below the lowest living branch.

leaf age was preserved within branches.

Withered branch and leaf module method: In the period November 2011–January 2012, we sampled two withered small branch and leaf modules from 20 trees in a 19-year-old *sugi* plantation at the Chiyoda Experimental Station of the Forestry and Forest Products Research Institute (FFPRI), Kasumigaura City, Ibaraki Prefecture (Chiyoda plot, Table 1), and 20 trees in a ~40-year-old plantation at the First Arboretum of FFPRI, Tsukuba City, Ibaraki Prefecture (Tsukuba plot, Table 1). The sampled modules were mostly collected from the lower crown layer <4 m above the ground. Each withered small branch and leaf module was collected after determining its leaf age range by comparing it with the leaf age ranges of nearby living branch and leaf modules on the tree. *Sugi* sprouts long needle-like leaves up to 15 mm long from spring to around the summer solstice, after which it sprouts short needle-like leaves (2–4 mm long) until around September (Kiyono, unpublished data of observations of *sugi* trees at the nursery of FFPRI, Tsukuba City in 2007–2009). Therefore, we considered the boundary of *sugi* leaf birth year to be where leaf formation switched from short needle-like leaves to long needle-like leaves toward the tip in the two successive years.

Each sampled module was placed on the ground horizontally with the tip facing outward (Fig. 2) and *sugi* leaves were identified by age, which formed a U-shaped band pattern (yellow lines, Fig. 2). Each leaf area in the sampled module was approximated from the area of the pipe-shaped outline of the leaf (dotted lines in inset, Fig. 2). The ratio of the sum of the projected leaf space areas of each leaf age class to the total area of the module was measured by visual observation and considered to be the age distribution of dead leaves. Using small portion of the Chiyoda plot leaf samples, the area of leaves based on the outlined area did not differ significantly from the one-sided



Fig. 2. A newly deceased small branch and leaf module of *Cryptomeria japonica* var. *japonica*

Leaves of the same age are located within the curved bands denoted by the solid yellow lines. Leaf area was approximated from the area of the pipe-shaped outline of the leaf, as shown by the dotted lines in the inset. The ratio of the sum of the projected outlined area of each leaf age class to total leaves was measured from visual observations. The ratio of the projected outlined areas of 6-, 5-, 4-, and 3-year-old leaves was approximately 4:4:2:0.

leaf area of the flattened leaves (paired *t*-test, $P = 0.955$, $n = 32$). The age distribution of the dead leaves of all sampled modules in a stand was averaged and considered to be the age distribution of newly deceased leaves.

2.2 ^{137}Cs concentration measurements in various leaf age classes

The 23 *sugi* forest locations (Table 1, Akama et al. 2013, Forestry Agency 2014a) were distributed at almost regular intervals in areas with various air dose rates (0.10–23.2 $\mu\text{Sv h}^{-1}$ at a height of 1 m in November 2011) in Fukushima Prefecture (hereafter referred to as the Fukushima 23). In November 2012, 2013, and 2014, leaves in branches 0.3–0.5 m long at a height of several meters in direct sun (Akama et al. 2013) were collected from two or three *sugi* trees at each site and divided by age class. The branches contained leaves of varying ages, from those that had sprouted before the FDNPS accident (*ante*-3.11) up to current-year (*post*-3.11, sprouted after the FDNPS accident) leaves. The sampled trees were not consistent among sample years. The sampled trees were considered to be ≥ 20 years old, as they had

produced male flowers. In August 2013, leaves in branches 1–2 m long at a height of several to >10 m in the sun were sampled in nine *sugi* trees from the three PSPs, Kawauchi, Kamikawauchi, and Otama (Table 1).

The leaves were divided by age class. *Post*-3.11 leaves were washed with tap water, rinsed with distilled water, and dried by draining and blotting with a paper towel. The *ante*-3.11 and *post*-3.11 leaf samples were weighed to determine their fresh mass, oven-dried at 75°C for at least 48 h, and then weighed again. The samples were minced with a household blender into pieces $<3\text{-mm}$. The processed samples were packed into 100-mL polystyrene containers for gamma-ray spectrometry measurements. The samples were measured at the FFPRI with an HPGe coaxial detector system (GEM20-70, DS-P600 Gamma Studio; Seiko EG&G Co. Ltd., Tokyo, Japan) for at least 1,800 s. The detection limit for the radioactive element measurement was calculated based on three-sigma rule in DS-P600 Gamma Studio (Seiko EG&G Co. Ltd.). Gamma-ray peaks of 604 and 662 keV were used for the ^{134}Cs and ^{137}Cs measurements, respectively. Calibrations were conducted using a standard gamma-ray source (MX033U8PP; Japan Radioisotope Association, Tokyo, Japan). We corrected the coincidence-sum effect of gamma rays from ^{134}Cs . ^{137}Cs values were adjusted to those of September 1, 2013.

2.3 Modeling *sugi* leaf and ^{137}Cs dynamics in the canopy

We generated a simple model to predict the potential supply of leaves and accompanying ^{137}Cs from the canopy to the forest floor via leaf shedding based on leaf replacement and ^{137}Cs concentrations.

To model leaf replacement, we used the data from the leaf age structure method because it was more detailed than that from the withered branch and leaf module method. To estimate chronosequential changes in the proportion of *ante*-3.11 leaves and *post*-3.11 leaves, the relationship between leaf age class and percentage of one-sided leaf area (*LAR*, leaf area ratio) in each leaf age class was approximated using the Gompertz equation. The results were converted into an equation approximating the relationship between leaf age class and percentage of leaf mass in each leaf age class using the relationship between leaf age class and mean *SLA* ($\text{cm}^2 \text{g}^{-1}$) of the same leaf samples.

For leaf ^{137}Cs concentrations, we assumed that ^{137}Cs concentrations in *ante*-3.11 leaves (*CON* ^{137}Cs *ante*-3.11 *leaves*) had exponentially decreased with time after the FDNPS accident (*Years after FDNPS accident*) according to empirical rates (*RATE*) obtained from the Fukushima 23 (*CON* ^{137}Cs *ante*-3.11 *leaves* = $a \exp(\text{RATE} \times \text{Years}$

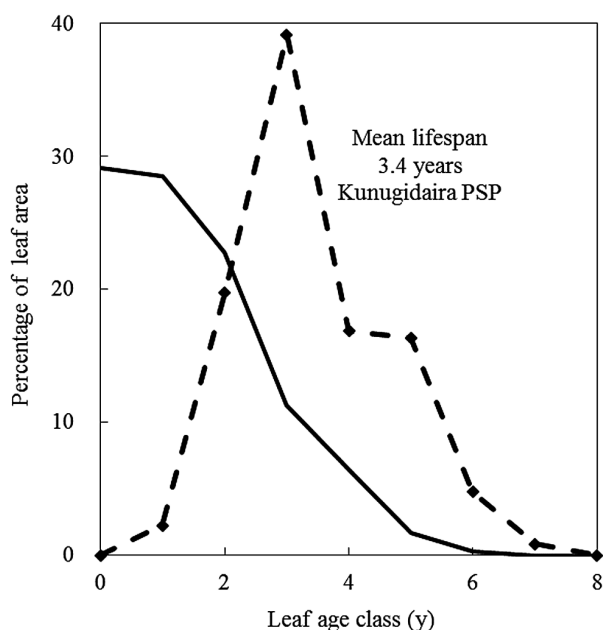


Fig. 3. Percentage of living and yearly deceased leaf area by leaf age class in the 33-year-old *Cryptomeria japonica* var. *japonica* forest in the Kunugidaira PSP. Solid line, leaf area; broken line and diamond, yearly deceased leaf area with a mean lifespan of 3.4 years.

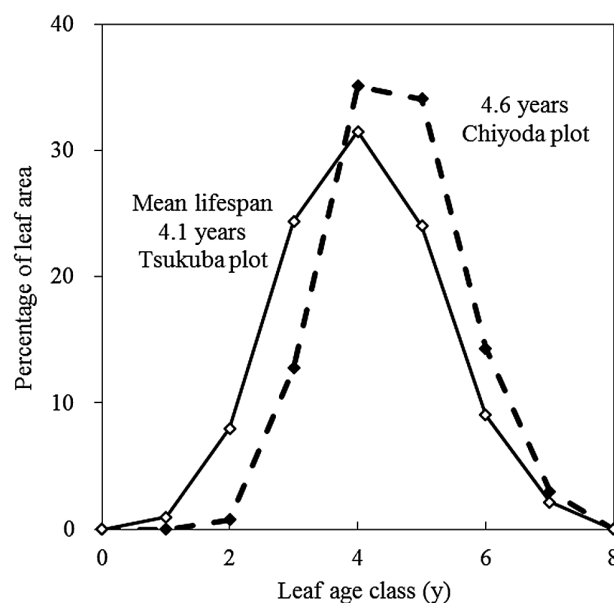


Fig. 4. Percentage of dead leaf area by leaf age class in withered small branch and leaf modules of *Cryptomeria japonica* var. *japonica* forests. Solid line and open diamond, 40-year-old stand in the Tsukuba plot (mean lifespan, 4.1 years); broken line and closed diamond, 19-year-old stand in the Chiyoda plot (mean lifespan, 4.6 years).

after FDNPS accident)). In addition, we assumed that ^{137}Cs concentrations in *post*-3.11 leaves (*CON* ^{137}Cs *post*-3.11 leaves) had changed according to the multi-regression equation derived from the Fukushima 23 with independent variables of leaf ^{137}Cs concentrations in March 2011 (*CON* ^{137}Cs *ante*-3.11 leaves immediately after fallout) estimated from ^{137}Cs levels measured after the FDNPS accident and *RATE*, leaf age (*Leaf age*), and time after the FDNPS accident (*CON* ^{137}Cs *post*-3.11 leaves = $(b - c \text{ Years after FDNPS accident} - d \text{ Leaf age}) \times \text{CON } ^{137}\text{Cs ante-3.11 leaves immediately after fallout}$).

2.4 Verifying the predicted *sugi* leaf ^{137}Cs concentrations in the canopy

Using the model described above and the leaf ^{137}Cs concentrations measured in 2011 (Forestry Agency 2014b), leaf ^{137}Cs concentrations in the following 2 years were predicted and verified with leaf ^{137}Cs concentrations obtained from measurements independent from ours (Forestry Agency 2014b) in the four PSPs in Fukushima Prefecture (Kawauchi, Kamikawauchi, Otama, and Tadami) (Table 1). The data from a Forestry Agency (2014b) press release were only the sum of ^{134}Cs and ^{137}Cs concentrations and leaves not divided by leaf age class. Therefore, the ratios of leaf ^{134}Cs and ^{137}Cs concentration in the original

leaf samples (unpublished data for a FFPRI grant project) were used to obtain the leaf ^{137}Cs concentrations. Leaf mass was divided into current-year (*post*-3.11) leaf mass and other (*ante*-3.11) leaf mass using the above-mentioned Gompertz equation to predict leaf mass distribution by leaf age class.

Using the first leaf ^{137}Cs concentration measurement and assuming that the leaf concentration decreased at an empirical rate in *ante*-3.11 leaves, leaf ^{137}Cs concentrations were estimated for March 2011 immediately after the fallout from the FDNPS accident for each PSP. ^{137}Cs concentrations in *ante*-3.11 leaves on September 1, 2012 and September 1, 2013 were predicted using the estimated leaf concentrations in March 2011 and the empirical rate of ^{137}Cs decrease in *ante*-3.11 leaves. Concentrations in *post*-3.11 leaves were predicted using the empirical multi-regression equation using estimated leaf concentrations in March 2011, leaf age, and time after FDNPS accident for each PSP. The stand leaf mass was assumed to be 20 Mg ha^{-1} . The stand leaf concentrations were compared to the measured ^{137}Cs concentrations in the PSPs based on destructive biomass sampling (Kajimoto et al. 2014) and converted into concentrations on September 1, 2012 and September 1, 2013 (Forestry Agency 2014b). We calculated the estimation error (%) as: $(\text{predicted concentration} - \text{measured concentration}) / \text{predicted concentration} \times 100$.

Table 3. Percentage of leaf area of each leaf age class in 33-year-old *Cryptomeria japonica* var. *japonica* trees in the Kunugidaira PSP

No.	Percentage of leaf area of each leaf age class						
	0-y	1-y	2-y	3-y	4-y	5-y	6–7-y
1	31	26	22	12	7	2	0.1
2	38	31	18	8	4	1	0.1
3	25	28	26	13	7	1	0.5
4	27	36	25	7	4	1	0.0
5	27	35	23	11	4	0.3	0.0
6	21	28	25	16	8	2	0.2
7	14	21	23	23	15	3	2

Nos. 1 and 2, large trees; 3–6, medium-sized trees; and 7, small tree. The largest percentage of leaf area in each leaf age class is shown in italicized text for every tree.

3. Results

3.1 Lifespan of *sugi* leaves

Leaf age structure method: The stand leaf mass and leaf area of the 33-year-old *sugi* planted forest were estimated to be 20.3 Mg ha⁻¹ and 5.70 (one-sided) ha ha⁻¹, respectively. Age distribution in the leaf area of dead leaf produced in a year (broken line, Fig. 3) was estimated based on the age distribution in leaf area (solid line, Fig. 3). The dead leaf age was 1–8 years and the distribution of dead leaf area of each leaf age class was considered to follow a normal distribution. The mean leaf at death was 3.4 years. Since *sugi* sprouts new leaves around April in the study area and the destructive leaf sampling was conducted in March, we adjusted the age by 0.9 years to obtain a mean leaf lifespan of 4.3 years.

The one-sided leaf area of dead leaves of the stand produced in 1 year was estimated to be 1.59 ha ha⁻¹ y⁻¹. For each tree (Table 3), the percentage of current-year leaves of total leaves was the highest in large trees (Nos. 1 and 2), indicating that the dominant trees were expanding their crowns at the time of sampling. The smallest tree (No. 7) had the highest percentage of 3-year-old leaves, and its crown was considered to be decreasing. The medium-sized trees (Nos. 3–6) had the highest percentage of 1-year-old leaves, indicating that their crown development was intermediate among large and small trees. The vertical distribution of the values of leaf area by leaf age class in the stand is shown in Supplementary Figures 1 and 2.

Withered branch and leaf module method: Using the withered small branch and leaf module, we determined leaf age to be 1–8 years (Tables 4 and 5) and the distribution of dead leaf area by age class was considered to be almost normal (Fig. 4). The mean leaf age at death was 4.6 years

in the Chiyoda plot and 4.1 years in the Tsukuba plot. Since the withered small branch and leaf modules were sampled in November 2011–January 2012, we adjusted the age by 0.7 years to obtain mean leaf lifespans of 5.3 and 4.8 years, respectively.

Sugi leaf survival was estimated to be 1–8 years old with a mean lifespan of 4.3–5.3 years based on the leaf age structure and withered branch and leaf modules methods. The leaf age structure method appeared to provide younger ages than the withered branch and leaf module method; however, the results of the two methods differed by only 0.5–1.0 year.

In addition, the oldest leaf ages of nine *sugi* in the three PSPs in Fukushima Prefecture (three trees per PSP) were 4–6 years old (5.0 ± 1.0 years, mean and standard deviation (SD)) in the Kawauchi PSP, 8 years (8.0 ± 0.0 years) in the Kamikawauchi PSP, and 6–7 years (6.7 ± 0.6 years) in the Otama PSP.

3.2 *Sugi* leaf and ¹³⁷Cs dynamics in the canopy

The relationship between leaf age class and *LAR* in each leaf age class (solid line, Fig. 3) was approximated using the following Gompertz equation, where the leaf age class was 0–7 years:

$$LAR = 31.9 \times 0.9156^{(1.99^{\text{Leaf age class}})} \quad (R^2 = 0.9827, P < 0.001, n = 8) \quad (1)$$

where *LAR* is the one-sided leaf area ratio (%) by leaf age class. In addition, the relationship between the mean *SLA* and leaf age class was approximated as the following equation:

$$SLA = -3.86 \text{ Leaf age class} + 42.4 \quad (R^2 = 0.5652, P < 0.001, n = 48) \quad (2)$$

The leaf area of *ante*-3.11 leaves in the canopy was predicted to decrease rapidly to 46% of the total ~2 years after the FDNPS accident, 10% ~4 years after the FDNPS accident, and 0.1% 6 years after the FDNPS accident (Fig. 5a). Similarly, the leaf mass of *ante*-3.11 leaves in the canopy was predicted to decrease over time, although at a slightly delayed rate compared to leaf area, with a decrease to 53% at 2 years, 13% at 4 years, and 0.2% at 6 years after the FDNPS accident (Fig. 5b). Therefore, some *ante*-3.11 leaves are predicted to remain for up to 6 years after the FDNPS accident, until March 2017. However, most (~90%) of the *ante*-3.11 leaves were predicted to die within ~4 years of the FDNPS accident (March 2015). Therefore, the potential supply of *ante*-3.11 leaves to the forest floor was considered

Table 4. Percentage of the outlined leaf area of each leaf age class of withered small branch and leaf modules in the *Cryptomeria japonica* var. *japonica* forest in the Chiyoda plot

Tree– module no.	Leaf age (y) and percentage of the outlined leaf area ¹ of each leaf age class								
	0	1	2	3	4	5	6	7	8
1–1				0	0	20	40	40	0
1–2			0	50	50	0			
2–1				10	10	40	40	0	
2–2				0	50	50	0		
3–1				20	40	40			
3–2				20	40	40			
4–1				0	33	33	33		
4–2				0	50	50			
5–1				20	40	40			
5–2				0	20	40	40		
6–1				0	20	40	40		
6–2			0	20	40	40			
7–1			0	50	50	0			
7–2				0	20	40	40		
8–1				0	20	40	40		
8–2					50	50	0		
9–1						50	50		
9–2					0	100	0		
10–1						0	20	80	0
10–2				0	80	20			
11–1				0	50	50			
11–2					20	40	40		
12–1			10	80	10				
12–2		0	10	40	40	10			
13–1			0	0	50	50			
13–2					50	50	0		
14–1				0	20	40	40	0	
14–2				0	40	40	20		
15–1					20	40	40		
15–2					20	40	40		
16–1			0	10	40	40	10		
16–2			0	20	40	40			
17–1			0	50	50				
17–2		0	10	30	20	20	20		
18–1			0	50	50				
18–2				20	80	0			
19–1					50	50			
19–2				20	40	40			
20–1				0	100	0			
20–2					0	80	20		
Total	0	0	30	510	1403	1363	573	120	0
Percentage	0	0	1	13	35	34	14	3	0

¹ Measured from visual observations (%). Zero (0) indicates an area of <5%.

Table 5. Percentage of the outlined leaf area of each leaf age class of withered small branch and leaf modules in the *Cryptomeria japonica* var. *japonica* forest in the Tsukuba plot

Tree– module no.	Leaf age (y) and percentage of the outlined leaf area ¹ of each leaf age class							
	0	1	2	3	4	5	6	7
1–1		0	20	40	40			
1–2		0	20	40	40			
2–1			0	50	50			
2–2				0	50	50		
3–1			10	40	40	10		
3–2			10	80	10			
4–1		7	7	7	27	27	27	0
4–2				10	80	10		
5–1			33	33	33			
5–2			10	80	10			
6–1				10	10	40	40	0
6–2			10	30	30	30	0	
7–1				0	20	40	40	
7–2					20	80	0	
8–1		5	5	5	80	5		
8–2		0	7	7	7	40	40	0
9–1			0	33	33	33		
9–2				25	25	25	25	
10–1			0	20	40	40	0	
10–2			0	20	40	40	0	
11–1		10	40	40	10			
11–2				20	40	40	0	
12–1		10	20	20	20	20	0	
12–2		0	10	10	40	40	0	
13–1		7	7	7	40	40		
13–2			7	7	80	7		
14–1				10	10	27	27	27
14–2			7	7	40	40	7	
15–1		0	10	40	40	10		
15–2			20	27	27	27	0	
16–1				25	25	25	25	
16–2		0	25	50	25			
17–1				10	30	30	30	0
17–2					25	25	25	25
18–1					0	33	33	33
18–2			0	20	40	40	0	
19–1			7	80	7	7		
19–2			27	27	27	0		
20–1				33	33	33	0	
20–2			7	7	7	40	40	0
Total	0	38	317	968	1250	953	358	85
Percentage	0	1	8	24	31	24	9	2

¹ Measured from visual observations (%). Zero (0) indicates an area of <5%

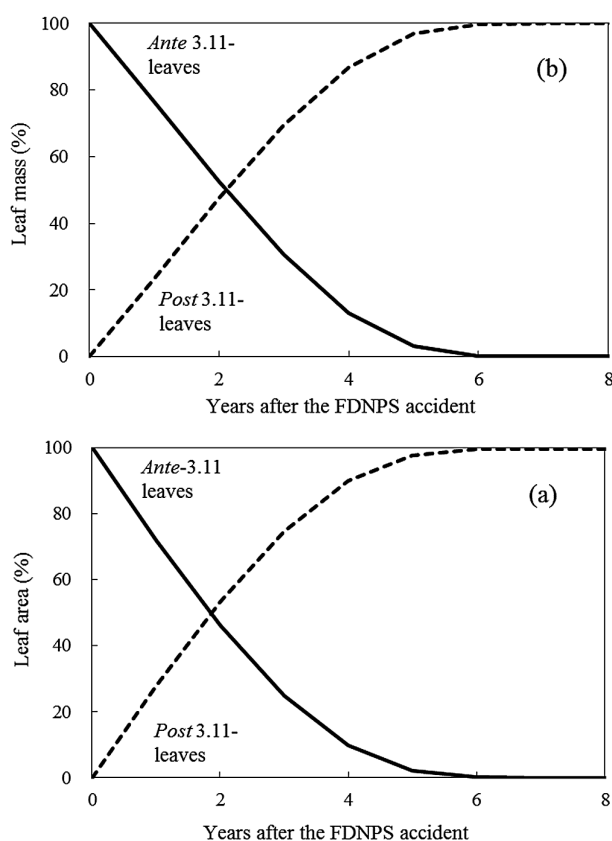


Fig. 5. Annual trends in the percentages of *ante*-3.11 leaves and *post*-3.11 leaves in the canopy of a *Cryptomeria japonica* var. *japonica* forest by (a) leaf area and (b) leaf mass

Ante-3.11 leaves (solid line) had sprouted before March 11, 2011 and were possibly contaminated directly with fallout from the FDNPS accident while *post*-3.11 leaves sprouted after March 11, 2011 and were not contaminated directly by the fallout.

to remain for up to ~5 years after the FDNPS accident (Fig. 5).

The ^{137}Cs concentrations in the sampled leaves varied over time after the FDNPS accident (Fig. 6). The ^{137}Cs concentrations in the sampled *ante*-3.11 leaves did not differ significantly (paired *t*-test, $P = 0.260\text{--}0.902$, $n = 2\text{--}9$) among leaves with different birth years (2005–2010) in nine *sugi* trees from the Kawauchi, Kamikawauchi, and Otama PSPs collected in August 2013. Therefore, the *ante*-3.11 leaves of the Fukushima 23 were pooled. The distribution of leaf ^{137}Cs concentrations in the leaf samples of different birth years and observation years followed a logarithmic normal distribution (D'Agostino's K-squared test, $K^2 = 0.3447\text{--}2.092 < 5.991$, $P = 0.3513\text{--}0.8417 > 0.05$; Anderson–Darling test, $A^2 = 0.1973\text{--}0.4776 < 0.752$, $n = 23$). The geometric mean ^{137}Cs concentration of Fukushima 23 *ante*-3.11 leaves (○, Fig. 6) decreased between 1 year 8 months and 3 years 8 months after the FDNPS accident. The sampled *post*-3.11 leaves from 2011 (×, Fig. 6) and

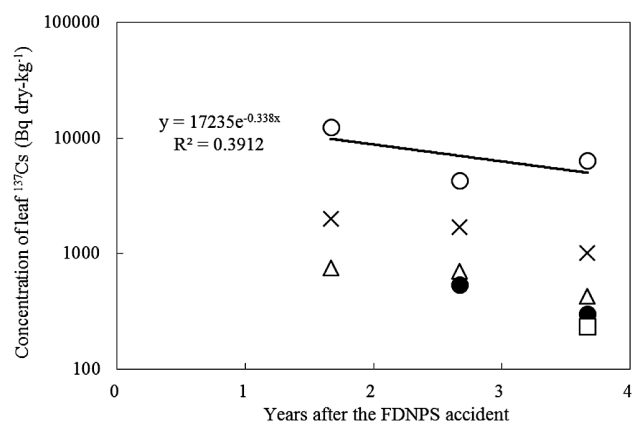


Fig. 6. Cesium-137 (^{137}Cs) concentrations of *Cryptomeria japonica* var. *japonica* leaves between 1 year 8 months and 3 years 8 months after the FDNPS accident in 23 *C. japonica* var. *japonica* forests in Fukushima Prefecture (Akama et al. 2013; Forestry Agency 2014a) ○, leaves that sprouted in 2010 or earlier; ×, leaves that sprouted in 2011; Δ, leaves that sprouted in 2012; ●, leaves that sprouted in 2013; □, leaves that sprouted in 2014.

2012 (Δ, Fig. 6) had ^{137}Cs concentrations of 2,000 and 750 Bq dry-kg $^{-1}$ in November 2012, respectively, which changed little in November 2013 and then decreased. The concentrations in leaves that sprouted in 2013 (●, Fig. 6) were lower than those of previous years.

The results of the Fukushima 23 *ante*-3.11 leaves (○, Fig. 6) were used to obtain the empirical equation:

$$\text{CON } ^{137}\text{Cs ante-3.11 leaves} = 17,235 \exp(-0.338 \times \text{Years after FDNPS accident}) \quad (R^2 = 0.3912, n = 3) \quad (3)$$

where $\text{CON } ^{137}\text{Cs ante-3.11 leaves}$ is in Bq dry-kg $^{-1}$. The ^{137}Cs concentration in *sugi* leaves immediately after the fallout from the FDNPS accident was estimated to be 17 kBq dry-kg $^{-1}$ with Eq. 3. In November 2012, the ^{137}Cs concentrations in *ante*-3.11 and *post*-3.11 leaves were 72.6% and 4.3–11.6% of the initial 17 kBq dry-kg $^{-1}$ (Fig. 6). Assuming a stand leaf biomass of 20 Mg ha $^{-1}$, equivalent to a one-sided leaf area of ~5.6 ha ha $^{-1}$, ^{137}Cs deposition on *sugi* leaves was estimated to be 34 kBq m $^{-2}$ in the Fukushima 23 forests, which represented the leaf ^{137}Cs concentration per unit of land area when the fallout from the FDNPS accident reached the site.

Although the ^{137}Cs concentrations of *post*-3.11 leaves decreased minimally until 2013, they then decreased markedly and exhibited an overall annual decrease in ^{137}Cs concentrations over time according to leaf birth year and time after the FDNPS accident (Fig. 6). We described these results with the empirical equation:

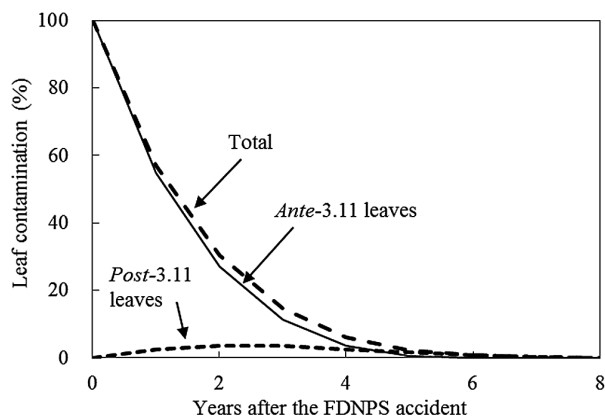


Fig. 7. Estimated leaf ^{137}Cs contamination of *Cryptomeria japonica* var. *japonica* forests after the FDNPS accident based on the model

Leaf contamination, percentage of the amount of leaf ^{137}Cs per unit land area when the fallout from the FDNPS accident reached the site. *Ante-3.11* leaves, leaves that sprouted before the FDNPS accident and were possibly directly contaminated with fallout material. *Post-3.11* leaves, leaves that sprouted after the FDNPS accident.

$CON^{137}\text{Cs post-3.11 leaves} = (0.116 - 0.0143 \times \text{Years after FDNPS accident} - 0.0233 \times \text{Leaf age}) \times CON^{137}\text{Cs ante-3.11 leaves immediately after fallout}$ ($R^2 = 0.7596$, $P = 0.014$, $n = 9$) (4)

where $CON^{137}\text{Cs post-3.11 leaves}$ is the ^{137}Cs concentration of *post-3.11* leaves in Bq dry-kg^{-1} , *Years after FDNPS accident* is in years, *Leaf age* is the age of *post-3.11* leaves in years, and $CON^{137}\text{Cs ante-3.11 leaves immediately after fallout}$ is *ante-3.11* leaf ^{137}Cs concentration immediately after the fallout in Bq dry-kg^{-1} .

We assumed that the *ante-3.11* leaf ^{137}Cs concentrations changed according to the empirical rate obtained from the Fukushima 23, $\exp(-0.338 \times \text{Years after FDNPS accident})$, and that the *post-3.11* leaf ^{137}Cs concentrations changed according to Eq. 4 until leaf mortality. Furthermore, by incorporating the leaf replacement patterns (Fig. 5b), we predicted yearly changes in the leaf contamination which was expressed as percentage of the amount of leaf ^{137}Cs per unit land area relative to the initial value when the fallout from the FDNPS accident reached the site (Fig. 7). The leaf contamination in *ante-3.11* leaves in the canopy, which were possibly directly contaminated with fallout material, decreased by ~90% within 3 years of the FDNPS accident (March 2014). The leaf contamination of *post-3.11* leaves slowly increased in the first 3 years and then decreased.

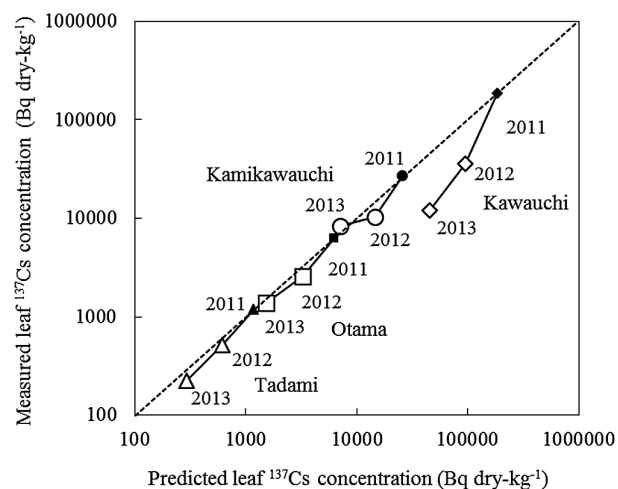


Fig. 8. Comparison of the chronosequential changes between predicted and measured leaf ^{137}Cs concentrations in *Cryptomeria japonica* var. *japonica* forests \diamond , Kawauchi PSP; \circ , Kamikawauchi PSP; \square , Otama PSP; \triangle , Tadami PSP. The broken line represents equal predicted and measured concentrations. Closed symbols (\diamond , \circ , \square , \triangle) represent the measured concentrations in 2011 (the first measurement).

3.3 Verifying the predicted *sugi* leaf ^{137}Cs concentrations in the canopy

Assuming that the *ante-3.11* leaf concentrations decreased at a rate of $\exp(-0.338 \times \text{Years after FDNPS accident})$ (Fig. 6, Eq. 3), the leaf ^{137}Cs concentrations and amounts per land area when the fallout from the FDNPS accident reached each site (March 2011) were estimated to be $276 \text{ kBq dry-kg}^{-1}$ and 552 kBq m^{-2} at the Kawauchi PSP, $43.2 \text{ kBq dry-kg}^{-1}$ and 86.3 kBq m^{-2} at the Kamikawauchi PSP, $9.35 \text{ kBq dry-kg}^{-1}$ and 18.7 kBq m^{-2} at the Otama PSP, and $1.77 \text{ kBq dry-kg}^{-1}$ and 3.54 kBq m^{-2} at the Tadami PSP. The estimated *sugi* leaf ^{137}Cs amounts per land area when the fallout from the FDNPS accident reached each site roughly corresponded to the amounts of ^{137}Cs deposited on the ground surface, $600\text{--}1,000 \text{ kBq m}^{-2}$ in the Kawauchi PSP and $<300 \text{ kBq m}^{-2}$ in the Kamikawauchi, Otama, and Tadami PSPs; these values were obtained from an airborne monitoring survey (Ministry of Education, Culture, Sports, Science and Technology 2011a). The airborne monitoring survey used helicopters at ~300 m above ground level, and each data point of radiocesium deposition represented the mean of a circular area of ground with a 300-m radius (Torii et al. 2012). The values were then converted to estimate the values on April 29, 2011 (Ministry of Education, Culture, Sports, Science and Technology 2011a).

The predicted stand leaf ^{137}Cs concentrations (Fig. 8) on September 1, 2012 were overestimated by 63% in the Kawauchi PSP, 29% in the Kamikawauchi PSP, 20%

in the Otama PSP, and 16% in the Tadami PSP, with a mean overestimation of $27 \pm 29\%$. On September 1, 2013, the predicted concentrations were overestimated by 74% in the Kawauchi PSP, underestimated by 17% in the Kamikawauchi PSP, overestimated by 10% in the Otama PSP, and 22% in the Tadami PSP, with a mean overestimation of $32 \pm 21\%$. Overall, the model simulated annual trends in stand leaf ^{137}Cs concentrations for the PSPs in 2012 and 2013 within a $22 \pm 38\%$ margin.

4. Discussion

4.1 *Sugi* canopy leaf survival

Most *ante*-3.11 leaves were likely to remain in the canopy for ~ 4 years, and some could survive for ≥ 6 years after the FDNPS accident. For the first time, we determined the mean leaf lifespan of *sugi* leaves (4.3–5.3 years). The leaf age structure method estimated ages 0.5–1.0 younger than the withered branch and leaf module method. The best explanation of this difference is that it is due to the collection methods. Since *sugi* leaves mainly die in the autumn and winter, and the leaf samples used for the leaf age structure method in this study were collected in March near the end of the die-off season, we collected few senile leaves from the previous season. Accordingly, the estimate of mean leaf lifespan using the leaf age structure method (4.3 years) was considered an underestimate. By contrast, the samples for the withered branch and leaf module method were collected mostly from lower branches, which are often suppressed and have a slower leaf replacement rate. Therefore, the mean leaf lifespans using this method (5.3 and 4.8 years) were considered overestimated. Regardless, *sugi* has a longer leaf lifespan than *Pinus densiflora* of 1–2 years (Hatiya et al. 1966), and a similar leaf lifespan to that of *Chamaecyparis obtusa*: 2–6 years (Kiyono 1990) or 3–7 years (Miyamoto et al. 2013).

There is little information available on the interval between leaf death and shedding in *sugi*. Moreover, the duration of this interval could vary by forest conditions. In young *sugi* forests <20–30 years old, dead branches and leaves often require several years to be shed (Fujimori and Kiyono 1983). However, tall trees in >40-year-old forests are more easily disturbed by wind and form spaces between their crowns (Fujimori 1997) with fewer dead branches. Unlike young stands (17 and 31 years old), a 53-year-old *sugi* stand had the highest leaf litterfall rates in autumn–winter (see Fig. 3 in Miura 2000). The *sugi* trees in the Kawauchi, Otama, and Tadami PSPs were 38–43 years old in 2011 (Table 1). According to our observations, the small branch and leaf modules that died in the autumn and winter of 2011 had mostly been shed by May 2012 in all forests.

A few small modules comprised mainly of green leaves were also shed, likely due to wind and snow in autumn and winter. Therefore, it is reasonable to assume that most withered small branch and leaf modules are shed in the first autumn and winter after their death in *sugi* forests of the ages of those in the Kawauchi, Otama, and Tadami PSPs.

4.2 ^{137}Cs retention in *sugi* canopy leaves

After the FDNPS accident, radiocesium on leaves in the canopy was predominantly lost via washing with throughfall (Hayashi 2013, Kato et al. 2015) and in litterfall (Endo et al. 2015, Loffredo et al. 2015). Washing was considered to be the main cause of the decrease in ^{137}Cs concentrations in *ante*-3.11 leaves initially. Between 4 and 5 months after the FDNPS accident, the ^{137}Cs concentrations in throughfall and stemflow in *sugi* forests in Fukushima Prefecture were more than 50–200 times the ^{137}Cs concentrations in rainfall (mean, 0.4 Bq kg^{-1}) (Ministry of Education, Culture, Sports, Science and Technology 2011b). In addition, within 1 year of the FDNPS accident, the amount of ^{137}Cs transferring from the canopy to the forest floor by leaching, washing, and throughfall was >10 times that of litterfall in a *sugi* plantation in Ibaraki Prefecture (Hayashi 2013).

According to our model (Fig. 5), $\sim 90\%$ of the *ante*-3.11 leaves were predicted to die within 4 years of the FDNPS accident (March 2015), while $\sim 90\%$ ^{137}Cs in *ante*-3.11 leaves in the canopy were predicted to disappear from the canopy within 3 years of the FDNPS accident (March 2014) (Fig. 7). During this period, the radiocesium deposited on *ante*-3.11 leaves could be the largest source of radiocesium transferred to soil, forest flora and fauna, and surface waters via weathering, leaf decomposition, foliar absorption, translocation, leaching in rainwater, and other processes. Therefore, tree thinning by the government to reduce the air dose in forests contaminated by radiation (Fukushima Minpo 2014) could be effective in the first 3 years.

Most of the ^{137}Cs in *post*-3.11 leaves was predicted to have translocated from other parts of the same tree (Bunzl and Kracke 1989) and was the main source of ^{137}Cs from the canopy to the forest floor via leaf shedding >4 years after the FDNPS accident (Fig. 7). Moreover, some of the total ^{137}Cs will be cycled through the forest ecosystem for a long time (Yamaguchi et al. 2012, Ota et al. 2016).

According to our model, the predicted stand leaf ^{137}Cs concentrations were mostly overestimates based on measured values (Fig. 8). There are several explanations for this. First, the *sugi* in the Kawauchi and Otama PSPs had the oldest leaves (Kawauchi, 5.0 years; Otama, 6.7 years), which were still younger than the age used in the simulation (8 years). Similar to leaf lifespan, the age of the oldest

leaves can differ depending on environmental conditions. For example, the *ante*-3.11 leaves in Kawauchi and Otama were lost earlier than in the model. In addition, the assumption that the rate of *post*-3.11 leaf ^{137}Cs concentration decrease is constant (Eq. 4) may be an over-simplification. In reality, *post*-3.11 leaves may have more complex annual trends of decline in leaf ^{137}Cs concentrations (Fig. 6). For example, the leaf ^{137}Cs concentrations dropped rapidly in the last year of observation (2013).

The influence of seasonality on leaf ^{137}Cs concentrations (Rantavaara et al. 2012) is unclear, as only a portion of the growing season was studied. There is limited information on the effects of exposure on leaf survival. Leaf lifespan seemed to be shorter in the Kawauchi PSP (5.0 years), the most contaminated of the three PSPs. However, further analyses are required to clarify this issue and determine whether it is an important factor in ^{137}Cs transfer.

In general, *sugi* leaf ^{137}Cs concentrations changed chronosequentially depending on the dynamics of ^{137}Cs in forest ecosystems, including continued ^{137}Cs deposition, ^{137}Cs absorption by *sugi*, and the impacts of various environmental conditions. The results of our model indicate that radiocesium concentrations in leaves decrease over time (Fig. 7); however, longer-term observations are required to increase the robustness of this trend in *post*-3.11 leaves (Fig. 6). The assumptions for the *post*-3.11 leaf analyses, such as the constant rates of decrease of *post*-3.11 leaf ^{137}Cs concentrations (Eq. 4), ignoring potential seasonality, root uptake, and the proportion of ^{137}Cs in leaves transferred to branches or other tree organs before leaf mortality (Bunzl and Kracke 1989), should be verified by future studies using more samples over a longer period. Continual monitoring is required to determine the progress of future *post*-3.11 leaf ^{137}Cs concentrations. Longer-term data will contribute to improving our understanding and predictions of ^{137}Cs contamination in *sugi* forests.

5. Conclusions

Radiocesium transfer from forest canopies to forest floors has been evaluated mainly by direct measurements of throughfall, stemflow, and litterfall. However, ecological characteristics related to leaf mortality and replacement vary depending on plant species and habitat, which could affect radiocesium transfer rates. In this study, we determined the contamination patterns of *sugi* leaves. Radiocesium translocation from the canopy to the forest floor in *sugi* forests was evaluated using a model that considered *sugi* leaf replacement patterns. Based on the results, radiocesium translocated from the canopy to the forest floor at a faster rate than the *ante*-3.11 leaves that

had directly been contaminated by the FDNPS accident. Including *sugi* data on leaf mortality and *sugi* replacement will allow more accurate prediction of radiocesium fate and persistence in *sugi* forests affected by the FDNPS accident. Furthermore, a deeper understanding of plant life, including the growth and death patterns of plant organs not limited to leaves, is important for elucidating the movement of radiocesium through ecosystems.

Acknowledgments

We especially thank the former Kasama District Forest Office of Tokyo Regional Forest Office (presently the Ibaraki District Forest Office of Kanto Regional Forest Office), the Iwaki and Fukushima District Forest Offices, the Minamiaizu Sub-district Office of Tadami District Forest Office of the Kanto Regional Forest Office, Forestry Agency, and Kawauchi Village Office for their assistance with the fieldwork. We also thank Setsuko Takada and Misako Suginuma of the FFPRI for preparing the leaf samples, and Motohisa Fujieda, Tadao Goto, Toshiro Sumizono, Mitsutoshi Tsunoda, and Koichi Yamamoto of the FFPRI for their help in measuring the samples with an HPGe coaxial detector system at the FFPRI. This research was funded in part by the FFPRI grant project 'Basic study on radiation influences in forests, forestry, and woods' and a Japanese Society for the Promotion of Science Grant-in-Aid for Scientific Research, KAKENHI (grant number: JP15K07496).

References

- Akama, A., Kiyono, Y., Kanazashi, T. and Shichi, K. (2013) Radioactive contamination survey of *sugi* (*Cryptomeria japonica* D. Don) shoots and male flowers in Fukushima prefecture. *Jpn. J. For. Environ.*, 55, 105–111.
- Bunzl, K. and Kracke, W. (1989) Seasonal variation of soil-to-plant transfer of K and fallout 134 , ^{137}Cs in peatland vegetation. *Health Physics*, 57, 593–600.
- Cannell, M. G. R. (1982) World forest biomass and primary production data. Academic Press, London, 391pp.
- Endo, I., Ohte, N., Iseda, K., Tanoi, K., Hirose, A., Kobayashi, N. I., Murakami, M., Tokuchi, N. and Ohashi, M. (2015) Estimation of radioactive ^{137}Cs transportation by litterfall, stemflow and throughfall in the forests of Fukushima. *J. Environ. Radioact.*, 149, 176–185.
- Forestry Agency (2011) About the results of survey on the distribution of radioactive materials in forest (the second report). Press release, December 27, 2011. http://www.rinya.maff.go.jp/j/press/hozen/111227_2.

- html (in Japanese)
- Forestry Agency (2012) Current state of the forest resources (as of March 31, 2012). <http://www.rinya.maff.go.jp/j/keikaku/genkyou/h24/index.html> (in Japanese)
- Forestry Agency (2014a) About the results of survey on the concentrations of radiocesium in sugi male flowers. Press release, January 31, 2014. http://www.rinya.maff.go.jp/j/press/ken_sidou/pdf/140131-01.pdf (in Japanese)
- Forestry Agency (2014b) About the results of survey on the distribution of radioactive materials in forest. Press release, April 1, 2014. http://www.rinya.maff.go.jp/j/press/ken_sidou/140401.html (in Japanese)
- Fujimori, T. (1997) The ideal situation of forest and “ten million hectares of man-made forest” in Japan. *Shinrin Kagaku*, 19, 2–8. (in Japanese)
- Fujimori, T. and Kiyono, Y. (1983) Canopy structure and light intensity in a young, closed stand of *Cryptomeria japonica*. *Trans. 94th Mtg. Jap. For. Soc.*, 343–344. (in Japanese)
- Fukushima Minpo (2014) Sound of hammer for reconstruction: thinning is effective to reduce the dose in forest (Iwaki Kawamae Town). March 5, 2014, http://www.minpo.jp/pub/topics/jishin2011/2014/03/post_9465.html (in Japanese)
- Hatiya, K., Fujimori, T., Tochiaki, K. and Ando, T. (1966) Studies on the seasonal variations of leaf and leaf-fall. Amount in Japanese red pine (*Pinus densiflora*) stands. *Bull. FFPRI*, 191, 101–113. (In Japanese with English summary)
- Hayashi, S. (2013) How radiocesium has been deposited and transferred in the forest area? *Kokuritsu Kankyo Kenkyusho News*, 32, 7–9. (in Japanese)
- Hisadome, K., Onda, Y., Kawamori, A. and Kato, H. (2013) Migration of radiocesium with litterfall in hardwood-Japanese red pine mixed forest and sugi plantation. *J. Jap. For. Soc.*, 95, 267–274. (In Japanese with English summary)
- Kajimoto, T., Saito, S., Kawasaki, T., Kabeya, D., Yazaki, K., Tanaka, H., Ota, T., Matsumoto, Y., Tabuchi, R., Kiyono, Y., Takano, T., Kuroda, K., Fujiwara, T., Suzuki, Y., Komatsu, M., Ohashi, S., Kaneko, S., Akama, A. and Takahashi, M. (2015) Dynamics of radiocesium in forest ecosystems affected by the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident: Species-related transfer process of radiocesium from tree crowns to ground floor during the first two years. *J. Jap. For. Soc.*, 97, 33–43. (in Japanese with English summary)
- Kajimoto, T., Takano, T., Saito, S., Kuroda, K., Fujiwara, T., Komatsu, M., Kawasaki, T., Ohashi, S. and Kiyono, Y. (2014) Methods for assessing the spatial distribution and dynamics of radiocesium in tree components in forest ecosystems. *Bull. FFPRI*, 13, 113–136. (in Japanese with English summary)
- Kaneko, N., Katagiri, S., Yamashita, H., Kitaoka, N. and Tominaga, A. (1997) A longterm observation of litterfall of Japanese Red Cedar in Sanbe Experimental Forest of Shimane University. *Bull. Fac. Life Environ. Sci. Shimane Univ.*, 2, 7–13. (in Japanese with English summary)
- Kato, H. and Onda, Y. (2014) Temporal changes in the transfer of accidentally released ¹³⁷Cs from tree crowns to the forest floor after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. *Prog. Nucl. Sci. Technol.*, 4, 18–22.
- Kato, H., Onda, Y., Hisadome, K., Loffredo, N. and Kawamori, A. (2015) Temporal changes in radiocesium deposition in various forest stands following the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. *J. Environ. Radioact.* Available online 26 May 2015, doi: 10.1016/j.jenvrad.2015.04.016
- Kiyono, Y. (1990) Dynamics and control of understories in *Chamaecyparis obtusa* plantations. *Bull. FFPRI*, 359, 1–122. (in Japanese with English summary)
- Kiyono, Y., Saito, S., Kawasaki, T., Tanaka, H., Sugita, H., Yazaki, K., Kajimoto, T., Ota, T., Abe, S., Kuroda, K., Tonosaki, M., Kanazashi, T., Nishiyama, Y., Akama, A., Kaneko, S. and Takahashi, M. (2012) Distribution of radio Cs in biomass of *Cryptomeria* forest and *Pinus* forest after the accident at the Fukushima Daiichi Nuclear Power Station, and life span of *Cryptomeria* leaf. The Japanese Forest Society Congress 123 Session ID: I17, https://www.jstage.jst.go.jp/article/jfsc/123/0/123_0_I17/_article (in Japanese)
- Loffredo, N., Onda, Y., Hurtevent, P. and Coppin, F. (2015) Equation to predict the ¹³⁷Cs leaching dynamic from evergreen canopies after a radio-caesium deposit. *J. Environ. Radioact.*, 147, 100–107.
- Ministry of Education, Culture, Sports, Science and Technology (2011a) About the measurement result of aircraft monitoring by the Ministry of Education, Culture, Sports, Science and Technology and the US Department of Energy aircraft. May 6, 2011 http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/4000/3710/24/1305820_20110506.pdf (in Japanese)
- Ministry of Education, Culture, Sports, Science and Technology (2011b) About the results of research on the distribution of radioactive materials by the Ministry of Education, Culture, Sports, Science and

- Technology (survey of transfer of radioactive material in the forest). September 14, 2011. Press release <http://www.aec.go.jp/jicst/NC/iinkai/teirei/siryo2011/siryo39/siryo1-1.pdf> (in Japanese)
- Miura, S. (2000) Proposal for a new definition to evaluate the status of forest floor cover and floor cover percentage (FCP) from the viewpoint of the protection against raindrop splash. J. Jpn. For. Soc., 82, 132–140. (In Japanese with English summary)
- Miyamoto, K., Okuda, S., Inagaki, S., Noguchi, M. and Itou, T. (2013) Within- and between-site variations in leaf longevity in hinoki cypress (*Chamaecyparis obtusa*) plantations in southwestern Japan. J. For. Res., 18, 256–269.
- Ota, M., Nagai, H. and Koarashi, J. (2016) Modeling dynamics of ^{137}Cs in forest surface environments: Application to a contaminated forest site near Fukushima and assessment of potential impacts of soil organic matter interactions. Sci. Total Environ., 551–552, 590–604.
- Rantavaara, A., Vetikko, V., Raitio, H. and Aro, L. (2012) Seasonal variation of the ^{137}Cs level and its relationship with potassium and carbon levels in conifer needles. Sci. Total Environ., 441, 194–208.
- Reich, P. B., Walters, M. B. and Ellsworth, D. S. (1992) Leaf life-span in relation to leaf, plant, and stand characteristics among diverse ecosystems. Ecol. Monog., 62, 365–392.
- Satoo, T. (1973) Matter production of terrestrial plant community Ia -Forest-. Kyoritsu Shuppan, Tokyo, 95pp. (in Japanese)
- Tange, T., Suzuki, M., Negisi K. and Suzuki, S. (1989) Differences in the amount of dead branch and leaf material in young *Cryptomeria japonica* stands in relation to spacing. Jpn. J. Ecol., 39, 139–146.
- Teramage, M. T., Onda, Y., Kato, Y. and Gomi, T. (2014) The role of litterfall in transferring Fukushima-derived radiocesium to a coniferous forest floor. Sci. Total Environ., 490, 435–439.
- Torii, T., Sanada, Y., Sugita, T., Kondo, A., Shikaze, Y., Takahashi, M., Ishida, M., Nishizawa, Y. and Urabe, Y. (2012) Investigation of radionuclide distribution using aircraft for surrounding environmental survey from Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant. JAEA-Technology 2012-036, Japan Atomic Energy Agency, Tokai Village, 1-182. (in Japanese with English summary)
- Yamaguchi, N., Takata, Y., Hayashi, K., Ishikawa, S., Kuramata, M., Eguchi, S., Yoshikawa, S., Sakaguchi, A., Asada, K., Wagei, R., Makino, T., Akahane, I. and Hiradate, S. (2012) Behavior of radiocesium in soil-plant systems and its controlling factor. Bull. Natl. Inst. Agro-Environ. Sci., 31, 75–129. (in Japanese)

Supplementary data

Supplementary data can be found at <http://www.ffpri.affrc.go.jp/pubs/bulletin/438/index.html>

Fig. S1. Vertical distribution of leaf area of each leaf age class in the 33-year-old *Cryptomeria japonica* var. *japonica* forest canopy in the Kunugidaira PSP

Fig. S2. Vertical distribution of the percentage of leaf area of each leaf age class in the 33-year-old *Cryptomeria japonica* var. *japonica* forest canopy in the Kunugidaira PSP

福島第一原子力発電所事故で放射能汚染したスギ人工林における 葉の交代とセシウム 137 濃度の経年変化予測

清野 嘉之^{1)*}、赤間 亮夫²⁾

要 旨

スギ人工林は日本を代表する常緑針葉樹の生態系である。スギはユニークな常緑樹で葉に離層を作らず、葉の寿命が明らかでない。スギの生きている葉と枯死したばかりの葉の齢構成を調べ、寿命と枯死過程を推定した。スギの葉の寿命は 1 ～ 8 年で、平均は 4.3 ～ 5.3 年であった。葉の交代様式とセシウム 137 濃度をモデル化し、福島第一原発事故後に採取したさまざまな齢の葉のセシウム 137 濃度のデータにもとづいて、落葉によるセシウム 137 の林床への供給可能量を推定した。2011 年 3 月 11 日以前に生まれた葉（事故前葉）の約 9 割は事故から 4 年以内に枯死すると予測された。また、林冠の事故前葉のセシウム 137 の約 9 割は事故から 3 年以内に他に移動すると予測された。モデルで予測した林分当たりの葉のセシウム 137 濃度のトレンドを、福島県に設けた 4 つの長期調査プロットの計測値で検証した。本研究により、福島第一原発事故で直接汚染した葉のセシウム 137 は事故前葉よりも速いペースで林冠から林床に移動することが明らかになった。スギの葉の枯死と交代の情報の利用により、福島第一原発事故により被災したスギ林の放射性セシウムの将来や存続の程度をより正確に予測できると考えられる。

キーワード：葉の枯死過程、常緑針葉樹、放射性降下物、葉の寿命、葉の交代、シミュレーション、スギ

原稿受付：平成 27 年 11 月 25 日 原稿受理：平成 28 年 5 月 25 日

1) 森林総合研究所総務部研究専門員

2) 森林総合研究所企画部研究専門員

* 森林総合研究所総務部研究専門員 〒 305-8687 茨城県つくば市松の里 1

ノート (Note)

The ectomycorrhizal basidiomycete *Tricholoma matsutake* associates with the root tissues of the model tree *Populus tremula* × *tremuloides* in vitro

Hitoshi MURATA^{1)*}, Akiyoshi YAMADA²⁾, Kohei YAMAMOTO³⁾,
Tsuyoshi MARUYAMA⁴⁾, Tomohiro IGASAKI⁴⁾, Takeshi MOHRI⁴⁾,
Takashi YAMANAKA⁵⁾, Tomoko SHIMOKAWA¹⁾ and Hitoshi NEDA¹⁾

Key words: Agaricomycetes, ectomycorrhiza, root endophytic symbiosis, Salicaceae

Tricholoma matsutake is an ectomycorrhizal basidiomycete that produces the prized mushroom “matsutake” in association with the Pinaceae (Yamada et al. 2014). Since *Populus* associates with a wide range of ectomycorrhizal fungi (Kaldorf et al. 2002, Krpata et al. 2008), we hypothesized that *T. matsutake* could associate with *Populus tremula* × *tremuloides*, a model tree species that is widely used for the elucidation of tree physiology, especially in the field of biochemistry, genetics and molecular biology (Jansson and Douglas 2007). In the present study, we demonstrated that *T. matsutake* predominantly exhibited an endophytic association with the roots of *P. tremula* × *tremuloides*, in which hyphae colonized intercellular spaces that paralleled the vascular bundles, while it sporadically displayed ectomycorrhizae by forming a Hartig net around the epidermal layer.

Populus tremula × *tremuloides* Pt-T6 (Jansson and Douglas 2007) was cultured in the presence and absence of *T. matsutake* Y1 (= ATCC MYA-915, NBRC 33136) on a granite-based soil substrate (Murata et al. 2015). One hundred sixty days after inoculation, the roots of the plants in both cultures were

examined under a microscope (Murata et al. 2015), and their dry weights were analyzed by the Student’s *t*-test ($P < 0.05$). The experiment was performed twice independently under the same culture conditions, except specimens from the second experiment were temporarily placed in a different facility than that of the first for ca. one-third of the incubation period.

In the first experiment, *P. tremula* × *tremuloides* that associated with *T. matsutake* formed two types of roots (Fig. 1A), one having dark brown ectomycorrhiza-like root tips (Fig. 1B) and the other exhibiting non-ectomycorrhiza-like root tips without mycelial colonization (Fig. 1C); the former occurred at a much lower frequency than the latter, which dominated the root system (Fig. 1A). Note that roots that were cultured without the fungus were transparent gray and exhibited root hairs (Fig. 1D). The fungal mycelia cultured without plants did not grow over the substrate, and the inoculum remained at the inoculation site. In sections of live, dark brown, lateral roots of *P. tremula* × *tremuloides* that were associated with *T. matsutake*, a fungal sheath covered the epidermis and a Hartig net formed around the epidermal layer (Fig. 2A, B). In contrast, in sections of live,

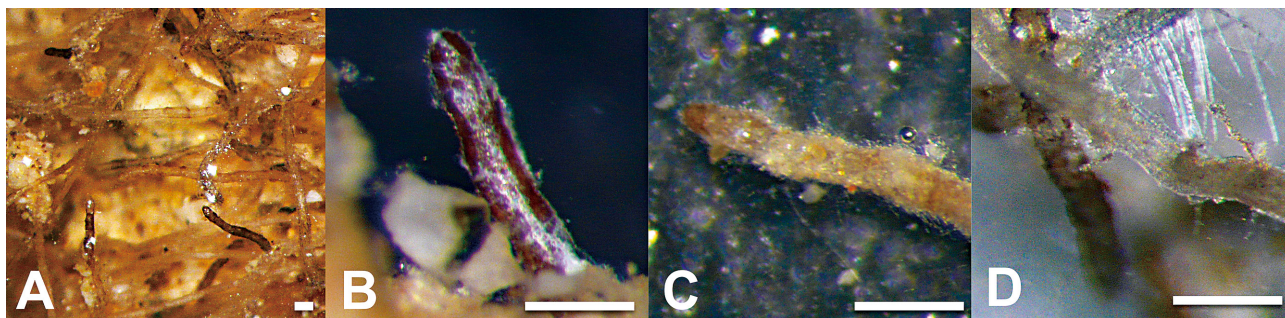


Fig. 1. Dissecting micrograph of the root systems of *Populus tremula* × *tremuloides* colonized by mycelia of *Tricholoma matsutake*. (A) Two types of *P. tremula* × *tremuloides* roots (dark brown and light brown) associated with *T. matsutake*. (B) Ectomycorrhiza formed between *P. tremula* × *tremuloides* and *T. matsutake*. (C) Root of root endophytic association between *P. tremula* × *tremuloides* and *T. matsutake*. (D) Roots of *P. tremula* × *tremuloides* without *T. matsutake*. Scale bars 1 mm.

外生菌根性担子菌マツタケと実験樹種 *Populus tremula* × *tremuloides* との組織内における in vitro での相互作用
村田 仁^{1)*}、山田 明義²⁾、山本 航平³⁾、丸山 毅⁴⁾、伊ヶ崎 知弘⁴⁾、毛利 武⁴⁾、山中 高史³⁾、下川 知子¹⁾、根田 仁¹⁾
Received 22 February 2016, Accepted 23 March 2016

1) Department of Applied Microbiology and Mushroom Science, Forestry and Forest Products Research Institute (FFPRI)

2) Department of Bioscience and Biotechnology, Faculty of Agriculture, Shinshu University, Minami-minowa, Nagano 399-4598, Japan

3) Interdisciplinary Graduate School of Science and Technology, Shinshu University, Minami-minowa, Nagano 399-4598, Japan

4) Department of Molecular and Cell Biology, FFPRI

5) Department of Forest Microbiology, FFPRI

* Department of Mushroom Science and Forest Microbiology, FFPRI, 1 Matsunosato, Tsukuba, Ibaraki, 305-8687 JAPAN;

e-mail: murmur@ffpri.affrc.go.jp

森林総合研究所きのこ・森林微生物研究領域 〒305-8687 茨城県つくば市松の里 1

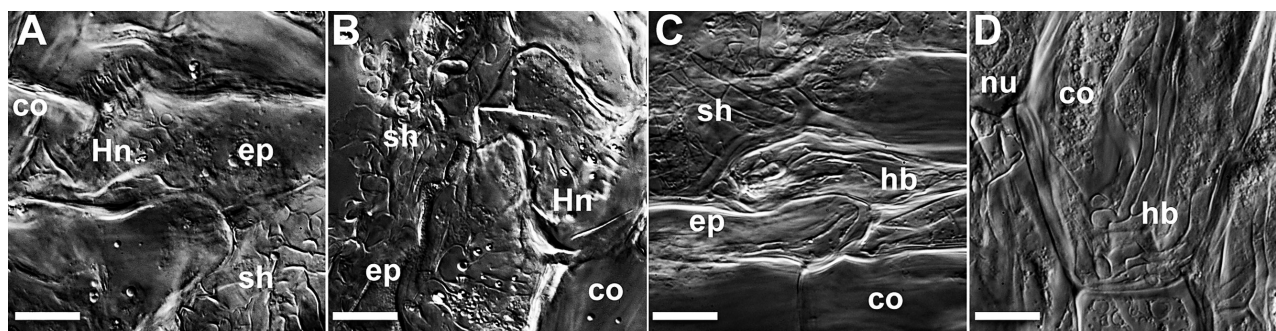


Fig. 2. Differential interference contrast Nomarski micrographs of ectomycorrhizae formed between *Populus tremula* × *tremuloides* and *Tricholoma matsutake*. (A) Cross-section of the Hartig net. (B) Longitudinal section of the Hartig net. (C–D) Longitudinal section of the root endophyte association at the epidermal layer. Abbreviations: *co* cortical cell, *ep* epidermis, *hb* hyphal bundle, *Hn* Hartig net, *sh* mycelial sheath. Scale bars 10 μm.

Table 1. Parameters related to growth of *Populus tremula* × *tremuloides* in association with *Tricholoma matsutake*.

Measured parameter	1 st -ex Mean (SE) ^a		2 nd -ex Mean (SE) ^b		Significance probability ^c	
	+ Tm	- Tm	+ Tm	- Tm	1 st -ex	2 nd -ex
Above ground weight (mg)	502.4 (33.5)	287.1 (59.6)	488.9 (48.7)	387.1 (41.0)	0.0109	0.0398
Below ground weight	129.2 (21.1)	70.3 (6.4)	179.0 (37.6)	64.4 (8.9)	0.04814	0.0030
Total dry weight (mg)	631.6 (46.9)	357.4 (59.4)	667.9 (74.3)	451.5 (44.2)	0.00787	0.0037

^a N=5 for specimens with *T. matsutake* indicated by “+Tm”. N=4 for specimens without *T. matsutake* as indicated by “-Tm”. 1st-ex = the first experiment.

^b N=6 for specimens with and without *T. matsutake*. 2nd-ex = the second experiment.

^c Significant differences ($P < 0.05$) between treatments with and without *T. matsutake* were determined using Student's t-test.

light brown, lateral roots of the hybrid aspen that associated with the fungus, there were root endophytic associations, in which the fungal hyphae penetrated the intercellular spaces of the epidermal and cortical cell layers (Fig. 2C); some hyphae were apparently localized inside cortical cells (Fig. 2D). However, in the second co-culture experiment, all the fungi exhibited an endophytic association with the plant roots, and ectomycorrhizae were not found. In both cases, plant growth was significantly promoted by association with the fungus, suggesting that a symbiosis was established (Table 1). The reason for the variation in ectomycorrhizae formation between the two experiments needs to be clarified. Further analysis is required to determine the feasibility of using *P. tremula* × *tremuloides* as a host for in vitro *T. matsutake* research.

Acknowledgments

This research was supported by “Technology development for optimizing forest resource utilization” from the Ministry of Agriculture, Forestry and Fisheries of Japan.

References

- Jansson, S. and Douglas, C. J. (2007) *Populus*: a model system for plant biology. *Annu. Rev. Plant Biol.* 58, 435–458.
- Kaldorf, M., Fladung, M., Muhs, H. J. and Buscot, F. (2002) Mycorrhizal colonization of transgenic aspen in a field trial. *Planta* 214, 653–660.
- Krpata, D., Peintner, U., Langer, I., Fitz, W. J. and Schweiger, P. (2008) Ectomycorrhizal communities associated with *Populus tremula* growing on a heavy metal contaminated site. *Mycol. Res.* 112, 1069–1079.
- Murata, H., Yamada, A., Maruyama, T. and Neda, H. (2015) Ectomycorrhizas in vitro between *Tricholoma matsutake*, a basidiomycete that associates with Pinaceae, and *Betula platyphylla* var. *japonica*, an early-successional birch species, in cool-temperate forests. *Mycorrhiza*, 25, 237–241.
- Yamada, A., Endo, N., Murata, H., Ohta, A. and Fukuda, M. (2014) *Tricholoma matsutake* Y1 strain associated with *Pinus densiflora* shows a gradient of in vitro ectomycorrhizal specificity with Pinaceae and oak hosts. *Mycoscience*, 55, 27–34.

特集

特集号の刊行によせて

大丸 裕武^{1)*}

2013年10月16日に伊豆大島の三原山南西斜面から発生した土石流は、死者13名を含む甚大な被害を元町地区にもたらした。この災害の最大の特徴の一つは、広葉樹林から大規模な表層崩壊が発生した点にある。このような幅400mにもおよぶ巨大な表層崩壊は著者が知る限り過去の事例には無いもので、われわれが自然斜面で起きる崩壊に対していかに無知かを思い知らせるものであった。

この災害については、発生直後から多くの研究者が現地に入って調査を行い、崩壊の発生メカニズムについても多くの議論が行われてきた。再現期間が百年オーダーの稀な雨量で崩壊が起きたこと、崩壊の多くが表層部の火山砂層とレス層の境界をすべり面として発生していることなどの興味深い事実が明らかになるなかで、植生が今回の崩壊の発生に与えた影響については多くの研究者の興味を集めたものの、未解明の問題が多く残されている。密な広葉樹林に覆われた元町地区の斜面で、なぜこのような大規模な表層崩壊が発生したのか、その答えを求めて、森林総合研究所では平成26年度交付金プロジェクトで「局所的豪雨による山地災害の発生機構およびその復旧」という課題を立ち上げて、防災、植生、土壌、森林微生物など多くの分野の研究者による共同の調査・研究を行った。本特集号はその研究成果の中から、現段階までに一定の答えが得られた研究成果をとりまとめたものである。

植生が今回の崩壊発生に与えた影響という点では、崩壊発生斜面に成立していたヒサカキハチジョウイヌツゲ群落の特性が当初から注目されたが、本特集号の伊東他2016(本特集号, P.21)では、地下部の現存量からみる限り、ヒサカキハチジョウイヌツゲ林の根系量は島内の他の植生と比べてとくに小さいわけではないことが明らかにされた。今回の災害における植生の影響については、どちらかというと印象論に基づいた議論が多く見られる中で、詳細な調査に基づいた現存量が明らかにされた意義は非常に大きいと言える。

根系の深度という観点から見るとハチジョウイヌツゲの根系は他の樹木と比べると、やや浅い傾向も認められた(村上他2016a, 本特集号, P.31)。しかし、火山砂層やレス層の根系環境としての特性については不明の点が多い。今回の崩壊は、地質が根系環境に与える影響が今後取り組むべき重要な問題の一つであることを示している。

また、過去の空中写真の解析結果から、三原山北西麓の森林が1976年以降、顕著に増大したことが報告された(大丸2016, 本特集号, P.49)。本特集号において村上他2016b(本特集号, P.39)は、崩壊発生斜面の周辺で多くの風倒木を報告しているが、大丸2016(本特集号, P.49)が指摘した樹高の増大は強風による樹木の振動をとおり土壌層に物理的な影響を与え、崩壊リスクを高めた可能性がある。これまでも風害跡地で崩壊が多発した事例は多く、大規模な風害地でなくても、このような強風の影響の可能性を検討し、強風後の降雨との相乗効果という視点で災害の誘因をとらえなおす必要があると思われる。森林の崩壊防止機能に一定の限界があることを認識したうえで、その限界ラインがどのように変化するかを、今回の災害のような事例解析を通じて明らかにしていく必要がある。

以上のように、本特集号で報告した結果は、今回の災害の全体像の解明には及ばず、多くの新たな疑問を浮上させたが、その一方で、学際的な視点からの災害研究の重要性を再認識させてくれる。森林総合研究所(旧林業試験場)は、所内の複数分野の研究者が共同で災害研究にあたる伝統があり、1970年代までの林業試験場研究報告(本誌の前身)をみると、多彩な研究者が共同で現地調査を行い、災害の状況と原因を分析する熱気が伝わってくる論文が数多くみられる。近年でも2011年の福島原発事故に際して災害対策の基礎となる重要な研究成果を提示しており、この伝統は健在である。1年間の短いプロジェクトではあったが、本特集号に掲載した研究成果をとおり森林分野における学際的災害研究の重要性と可能性を少しでもご理解いただき、防災研究に興味を持っていただければ、プロジェクトを企画した人間の一人として望外の幸である。

最後に、今回の災害の調査・研究に際して多くのご協力をいただいた東京都大島支庁並びに聞き取り調査にご協力いただいた島民の皆様に感謝するとともに、今回の災害で亡くなられた方々のご冥福と被災地の復興を心よりお祈りいたします。

平成28年6月

平成26年度交付金プロジェクト「局所的豪雨による山地災害の発生機構およびその復旧」研究担当メンバーを代表して

原稿受付: 平成28年6月24日

1) 森林総合研究所森林防災研究領域

* 森林総合研究所森林防災研究領域 〒305-8687 茨城県つくば市松の里1 e-mail: daimaru@ffpri.affrc.go.jp

論文 (Original article)

伊豆大島 2013 年 10 月 16 日斜面崩壊発生地点周辺の樹木の現存量

伊東 宏樹^{1)*}、松井 哲哉²⁾、飛田 博順²⁾、五十嵐 哲也¹⁾、小川 明穂³⁾、松浦 陽次郎⁴⁾

要旨

伊豆大島の斜面崩壊現場において、崩壊以前の森林が崩壊にどのような影響を及ぼしたのか評価することを可能にするため、植生タイプごとに単位面積あたりの木本植物の地上部および地下部現存量を推定することを主な目的とした。GIS 上で被災地周辺の航空写真と現存植生図を重ねあわせ、崩壊前の現存植生タイプを推定した。被害発生地周辺の 7 箇所の調査地点に方形区を設置して胸高周囲長 10cm 以上の幹について毎木調査をおこない、林分構造を明らかにした。周辺の倒木を採取し、各林分の現存量を推定した。斜面崩壊前の植生の多くはオオシマザクラなどが優占する森林であり、隣接して、ヒサカキ-ハチジョウウイヌツゲ林やスダジイ林などが認められた。推定された地上部現存量は、スダジイ林で最も大きく、次いでオオシマザクラ優占林、ヒサカキ-ハチジョウウイヌツゲ林の順であった。地上部/地下部の重量比 (T/R 比) はオオシマザクラ優占林で 2.9 ~ 3.8、ヒサカキ-ハチジョウウイヌツゲ林で 2.7 ~ 2.8 であった。調査地点における森林の地上部現存量には、オオシマザクラ優占林とヒサカキ-ハチジョウウイヌツゲ林との間に顕著な差は見られなかったが、T/R 比は前者で大きい傾向があった。斜面崩壊発生時点での現存量 (生重量) を推定できた。この結果は、地表面に与えていた負荷の評価等に利用可能である。

キーワード：乾重量、生重量、根系、バイオマス配分、ベイズ推定

1. はじめに

森林には、根系による土壌の緊縛力などを通して、土壌の崩壊を防止する機能がある (阿部 2006, 今井 2008)。また樹冠や下層植生、地上部の落葉は、地表へ到達する雨滴の衝撃を弱めることによる表土の流出を抑える働きがある (平岡ら 2010)。しかし、土壌の保水力には限界があり、短時間に大量の降水があった場合には、斜面崩壊が起きる。樹木の地上部重量と根系の支持力の間には正の相関があるが、樹木が成長するに伴い地上部重量に対して根系の支持力が減少し、倒伏しやすくなる (荏住 1979)。山地の森林が発達している斜面において短時間のうちに大量の降水が起きた場合、地表を覆っている樹木それ自体の重量が斜面崩壊を誘発したり、また落下した場合の衝撃力を増大させたりする可能性も考えられる。このような場合、樹木が地表面へどれほどの荷重をかけていたかを検討する必要がある。

一般に樹木の生物量の推定は炭素蓄積量の把握を目的とすることが多く、通常は乾重量しか報告されない。しかし、樹木が地表面にかかる荷重を推定する場合には、乾重量ではなく生重量の把握が必要である。

東京都伊豆大島では 2013 年 10 月 16 日の台風 26 号がもたらした集中豪雨によって、伊豆大島三原山の外輪山斜面で大規模な斜面崩壊およびそれによる土石流が発生

した。この斜面崩壊が発生したメカニズムを探るためには、その上に成立していた森林の樹木がどれだけの荷重を斜面に掛けていたのかを知ることが必要であると考えられる。さらに、根系による土壌支持力も推定する必要があると考えられるが、そのためには根系への現存量配分も重要である。

したがって本研究では、斜面崩壊に森林がどのような影響を及ぼしたのかを評価することを可能とするため、伊豆大島の斜面崩壊現場における植生タイプを把握し、その植生タイプごとに、現地で採集したサンプルを使用して、生重量としての現存量を地上部および地下部に分けて推定することを主な目的とした。

2. 調査地および調査方法

2.1 伊豆大島の概要

伊豆大島は伊豆諸島最北で最大の火山島であり、1981 年 ~ 2010 年の年平均気温の平年値は 16.1°C、年降水量の平年値は約 2,827.1mm である (気象庁 2016)。島内の最高地点は三原山山頂で 758m である。三原山は過去 1500 年間に 13 回噴火しており、最近では 1777 年、1876 年、1912 年、1950 年、1986 年に噴火した。外輪山の外側には常緑広葉樹林が広がるが、ほとんどが二次林である。一部にはスダジイ自然林が残存するが、面積は限られる (上條 2005)。

原稿受付：平成 28 年 1 月 20 日 原稿受理：平成 28 年 5 月 18 日

1) 森林総合研究所森林植生研究領域

2) 森林総合研究所植物生態研究領域

3) 元森林総合研究所水土保持研究領域

4) 森林総合研究所国際連携推進拠点

* 森林総合研究所北海道支所 〒062-8516 北海道札幌市豊平区羊ヶ丘 7

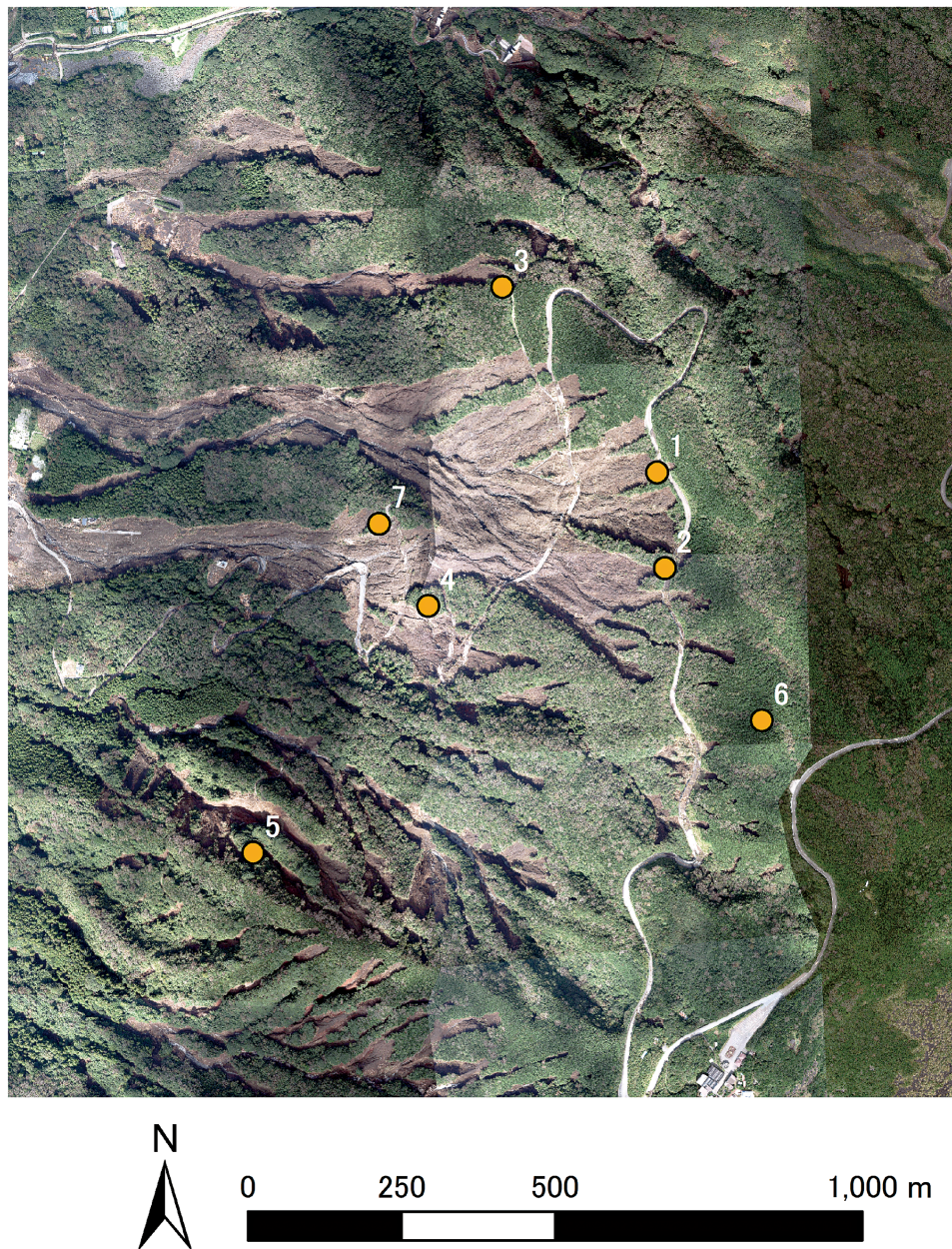


Fig. 1. 方形区の位置図
 方形区 1 のみ $5\text{m} \times 10\text{m}$ 、その他は $10\text{m} \times 10\text{m}$ の大きさである。

Table 1. 各方形区の優占種・幹密度・胸高断面積合計・出現種数・生重量・乾重量

方形区			面積 (m ²)	幹密度 (×10 ³ /ha)	胸高断面積 合計 (m ² /ha)	出現種 数
1	オオシマザクラ	ヤブツバキ	50	7.8	59.5	7
2	ヒサカキ	ハチジョウイヌツゲ	100	6.3	42.7	7
3	ヒサカキ	ハチジョウイヌツゲ	100	10.6	80.2	6
4	オオシマザクラ	ヤブツバキ	100	6.6	73.7	9
5	スダジイ		100	3.1	95.5	7
6	ヒサカキ	ハチジョウイヌツゲ	100	12.0	69.4	10
7	タブノキ	オオシマザクラ	100	3.6	62.8	8

2.2 調査地

2013 年 12 月から 2014 年 7 月にかけて、伊豆大島の斜面崩壊発生地に隣接する 7 か所の調査地点 (標高 216 ~ 522m) に 10m × 10m (6 か所) または 5m × 10m の方形区 (1 か所) を設置した (Table 1, Fig. 1)。また、被災地の災害発生以前の植生タイプを推定した。植生タイプは、GIS 上で重ね合わせた航空写真と植生図 (東京都環境局・アジア航測 2013, 伊豆諸島植生研究グループ 2013) による推定に加え、現地における植生調査による情報を統合して判断した。

2.3 データ採取

各方形区を設置した直後に、各調査地点内の胸高周囲長 10cm 以上の全ての樹幹について樹種同定を行い、胸高周囲長を測定した。これらの記録をもとに胸高直径を計算した。一部についてはレーザー距離計 (Laser Technology 社製 TruPulse 200) を使用して樹高も測定した。

2014 年 7 月に、調査地点周辺で根が露出している倒木 15 本を、樹種の同定をしながら採取し、幹・枝葉・地下部にわけて生重量を測定した。それぞれの一部をサンプルとして持ち帰り、乾燥機にて乾燥 (75°C, 7 日間) ののち、乾重量を測定した。地下部のサンプルはこのうち 8 本から採取した。可能な限り付着した土壌を落とした状態で生重量を測定し、乾燥ののち、土付きの乾重量を測定した。その後、土を洗い落とし、ふたたび乾燥させて、乾重量を測定した。

2.4 胸高直径－樹高関係の推定

胸高直径 (D (cm)) から樹高 (H (m)) を推定するため、相対成長式による関係式を作成した。

$$\log(H - 1.3) = a_s + b_s \log D + \varepsilon, \quad \varepsilon \sim \text{Normal}(0, \sigma)$$

ここで、 ε は誤差であり、平均が 0、標準偏差が σ の正規分布にしたがうとした。また、 a_s および b_s は種 s ごと

とのパラメーターであり、それぞれの平均 a_0 および b_0 から、種ごとのランダム効果 ε_a および ε_b をもってばらつくとした。そして、 ε_a および ε_b の事前分布は平均が 0、標準偏差がそれぞれ σ_a および σ_b の正規分布とした。

$$\begin{aligned} a_s &= a_0 + \varepsilon_a, & \varepsilon_a &\sim \text{Normal}(0, \sigma_a) \\ b_s &= b_0 + \varepsilon_b, & \varepsilon_b &\sim \text{Normal}(0, \sigma_b) \end{aligned}$$

伊東 (2015) の拡張相対成長式のモデルを、上のモデルに相当するように改変し (リスト S1)、パラメーターの値を Stan (Stan Development Team 2015) を使用してベイズ推定した。このとき、 a_0 および b_0 の事前分布は、平均が 0、標準偏差が 100 の正規分布とし、 σ および σ_a , σ_b の事前分布は [0, 1000] の一様分布とした。ここで得られた事後平均を用いて、パラメーター推定に使用しなかった幹の樹高を推定した。樹高が測定されていた本数が 2 本未満の種と、著しく傾いていた幹については、この推定のために使用したデータからは除いた。6000 回の連鎖を 4 本求め、それぞれについて最初の 1000 回をのぞく 5000 回分から 5 回おきにサンプリングして事後分布を推定した。推定した各パラメーターの事後平均を用いて、樹高未測定幹について樹高を推定した。このとき、樹種ごとのランダム効果を求めた樹種については、ランダム効果を含めて推定をおこなった。

2.5 現存量の推定

根の生重量について、土付きの乾重量と土を落とした後の乾重量との比を、土付きの生重量の値にかけることにより推定した。

つづいて、胸高直径の 2 乗 × 樹高 (D^2H) から、幹・枝葉・地下部のそれぞれの生重量を推定するアロメトリー式を作成した。各部位の生重量 (W_R) と D^2H との間には相対成長式で表現される関係が成り立つとした。これにより、両者の対数の間には線形の関係が成り立つこととなるので、 $\log W_R$ を目的変数とし、 D^2H を説明変数とした線形モデルを作成し、最小 2 乗法によりパラメーター

Table 1. つづき

生重量					乾重量					T/R比
幹 (t/ha)	枝葉 (t/ha)	根 (t/ha)	地上部 (t/ha)	全重 (t/ha)	幹 (t/ha)	枝葉 (t/ha)	根 (t/ha)	地上部 (t/ha)	全重 (t/ha)	
208	57	106	265	371	116	29	50	145	195	2.9
140	39	74	178	253	78	19	35	97	133	2.8
283	78	146	361	506	158	39	69	197	266	2.8
265	71	120	335	455	148	36	57	183	240	3.2
401	104	154	505	659	224	52	73	276	349	3.8
207	58	113	265	378	116	29	54	145	198	2.7
215	57	92	271	363	120	28	44	148	192	3.4

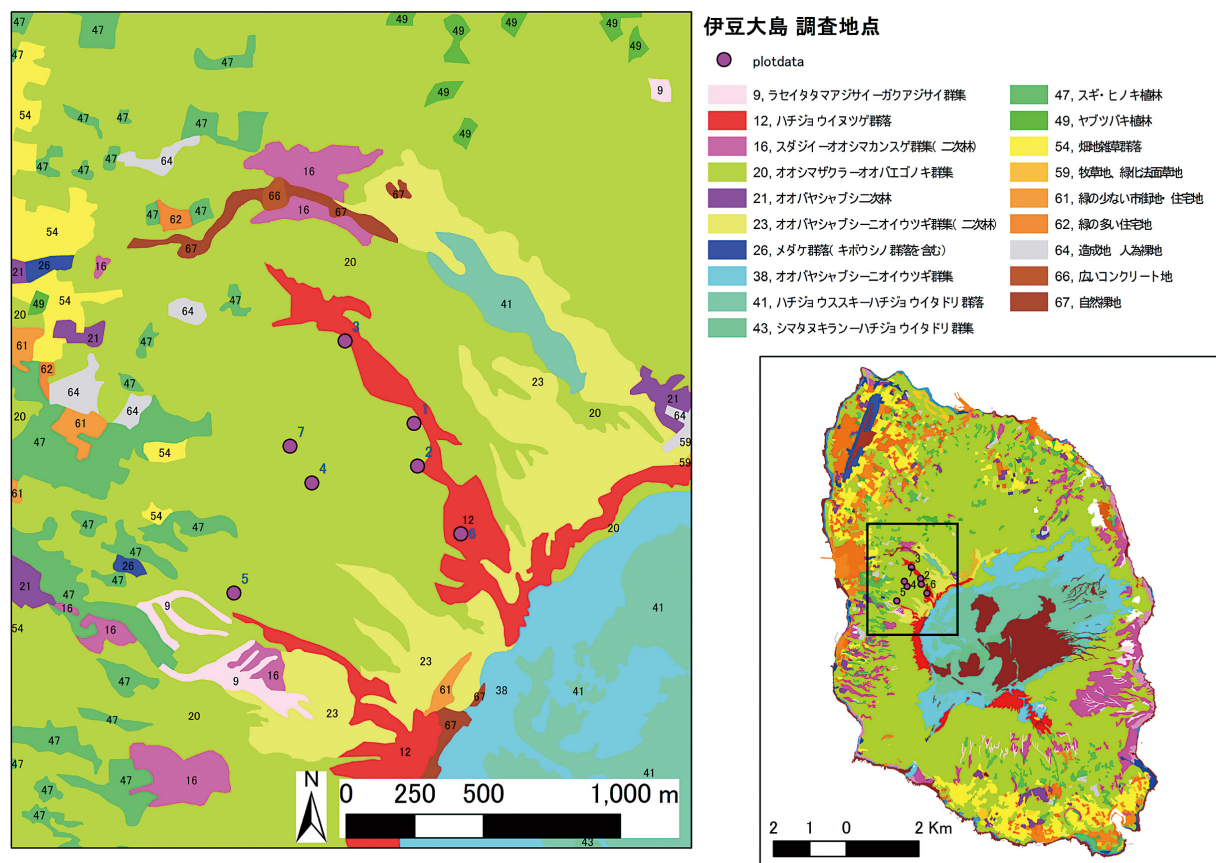


Fig. 2. 崩壊地周辺および伊豆大島の現存植生 (東京都環境局・アジア航測 (2013) を改編した。)

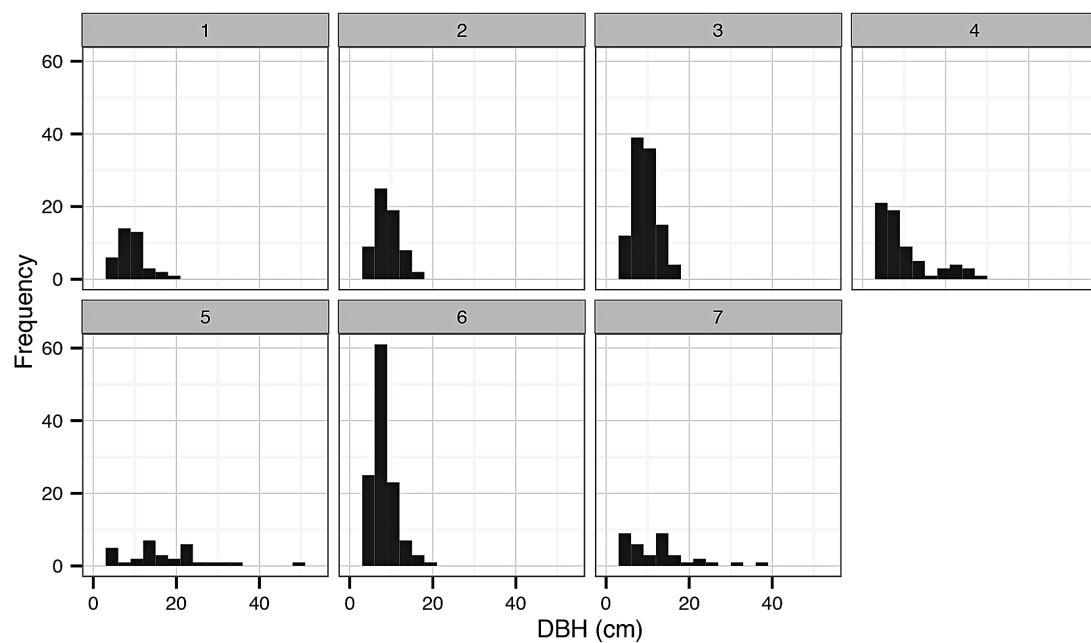


Fig. 3. 各方形区の胸高直径階分布

の推定をおこなった。この際、サンプルサイズが小さいため、樹種によるランダム効果の推定はおこなわなかった。この計算には、R 3.2.0においてlm関数を使用した。

幹・枝葉・地下部のそれぞれについて乾重量／生重量比を求め、各方形区について幹・枝葉・地下部のそれぞれの乾重量を推定した。

3. 結果

3.1 植生の分布状況

崩壊斜面の航空写真と、伊豆大島の植生図（東京都環

境局・アジア航測 2013）によれば、斜面崩壊前の植生はオオシマザクラ－オオバエゴノキ群集の森林が優占していた（Fig. 2）。オオシマザクラ－オオバエゴノキ群集は島で最も卓越する植生である（調査地点1, 4, 5, 7）。一方、オオシマザクラ－オオバエゴノキ群集の上部には、ハチジョウイヌツゲ群落が帯状に分布しており、現在も残存している（調査地点2, 3, 6）。

3.2 林分構造

全7調査地点で19種が記録された。各調査地点において胸高断面積合計で最も割合の高かった樹種上位2種を優占種とした。ただし、最上位樹種の割合が90%を超える場合はその樹種のみを優占種とした。Table 1に、各調査地点の面積・幹密度・胸高断面積合計・出現種数・優占種を示した。またFig. 3に各調査地点の胸高直径階分布（横軸は3cm間隔）を示した。調査地点1, 4ではオオシマザクラ（*Cerasus speciosa*）とヤブツバキ（*Camellia japonica*）が優占していた。調査地点2, 3, 6ではヒサカキ（*Eurya japonica*）とハチジョウイヌツゲ（*Ilex crenata* var. *hachijoensis*）、5ではスダジイ（*Castanopsis sieboldii*）、7ではタブノキ（*Machilus thunbergii*）とオオシマザクラがそれぞれ優占種だった。胸高断面積合計は、スダジイの優占していた調査地点5が最も大きかった。調査地点5と、タブノキが優占していた調査地点7以外の胸高直径階分

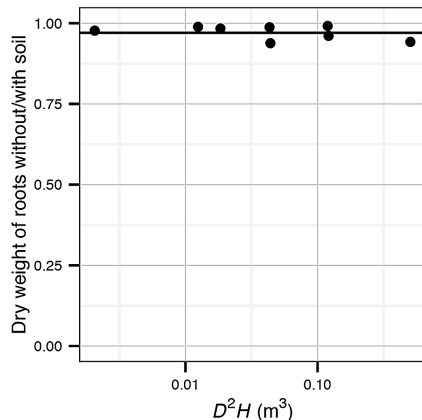


Fig. 4. D^2H と、土除去後／土除去前の根乾燥重の比との関係

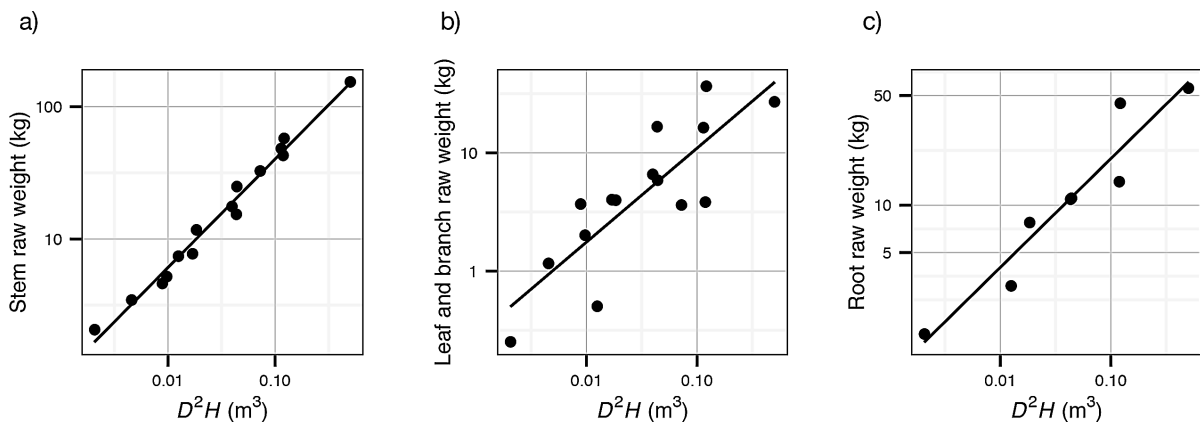


Fig. 5. D^2H と、a) 幹生重量、b) 枝葉生重量、c) 根生重量との関係

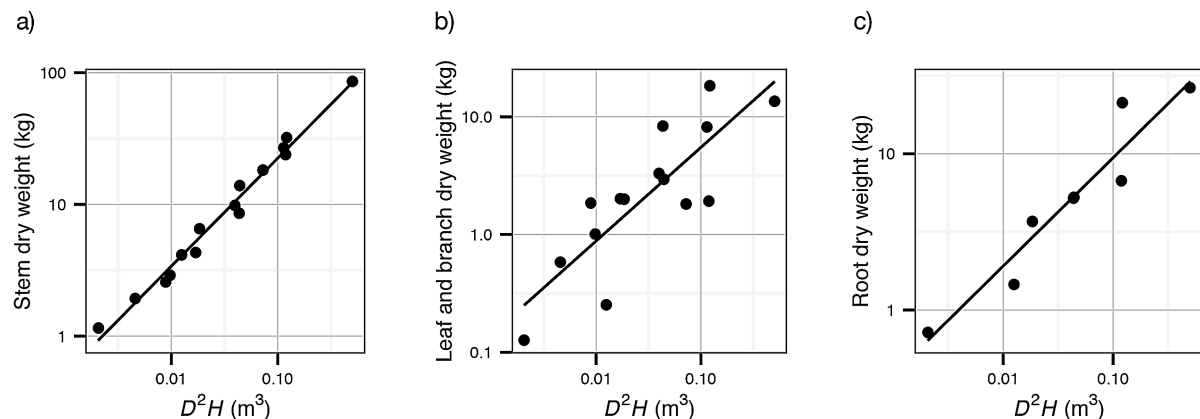


Fig. 6. D^2H と、a) 幹乾重量、b) 枝葉乾重量、c) 根乾重量との関係

布は、いずれも DBH 3 ~ 6cm または 6 ~ 9cm の階級の頻度が最も大きい分布パターンを示していた。

以上の結果をもとに、本稿では調査地点 1, 4, 7 をオオシマザクラ優占林、2, 3, 6 をヒサカキ - ハチジョウイヌツゲ林と呼ぶ。調査地点 5 はスダジイのみが優占するので、スダジイ林と呼ぶ。

3.3 胸高直径－樹高関係

全調査地点で測定した 19 種 461 本のうち、11 種 184 本の幹のデータを使用して、胸高直径－樹高曲線の推定をおこなった。ベイズ推定したパラメーターの事後平均 (Table 2) を用いると、樹種間差を含めない平均的な相対成長式は以下のように推定された。

$$\log(H - 1.3) = 0.530 + 0.465 \log D$$

各樹種のパラメーターは Table 3 に示した。胸高直径－樹高曲線の推定に使用しなかった樹幹について、Table 3 のパラメーターがある種については当該樹種のパラメーターを使用して、ない種については上の式を用いて樹高を推定した。

各樹幹について、測定値または推定値を使用して、 D^2H を求めた。

Table 2. 樹種ごとのランダム効果以外のパラメーター推定値

パラメーター	平均	95%信用区間
a_0	0.530	0.127 ~ 0.785
b_0	0.465	0.054 ~ 0.567
σ	0.271	0.014 ~ 0.302
σ_a	0.160	0.080 ~ 0.336
σ_b	0.046	0.031 ~ 0.122

Table 3. 樹種ごとのランダム効果の推定値

樹種	a についてのランダム効果		b についてのランダム効果	
	事後平均	95%信用区間	事後平均	95%信用区間
イヌマキ	0.491	0.137 ~ 0.762	0.469	0.339 ~ 0.593
オオシマザクラ	0.572	0.168 ~ 0.918	0.467	0.348 ~ 0.576
オオバエゴノキ	0.612	0.182 ~ 0.986	0.481	0.351 ~ 0.612
シロダモ	0.452	0.124 ~ 0.707	0.451	0.307 ~ 0.574
スダジイ	0.699	0.202 ~ 1.103	0.502	0.379 ~ 0.624
タブノキ	0.657	0.174 ~ 1.008	0.482	0.36 ~ 0.605
ハチジョウイヌツゲ	0.405	0.156 ~ 0.730	0.435	0.299 ~ 0.556
ハチジョウイボタ	0.409	0.157 ~ 0.713	0.440	0.274 ~ 0.570
ヒサカキ	0.433	0.133 ~ 0.698	0.459	0.338 ~ 0.576
ヤブツバキ	0.602	0.133 ~ 0.873	0.465	0.335 ~ 0.588
ヤブニッケイ	0.498	0.140 ~ 0.782	0.459	0.322 ~ 0.586

3.4 相対成長関係

生重量および乾重量の推定のためにサンプリングした個体を Table 4 に示した。根のサンプルを採取した 8 個体について、根の土付きの乾重量と土を落とした後の乾重量との比と、 D^2H との関係を Fig. 4 に示した。 D^2H および $\log D^2H$ を説明変数として直線回帰をおこなったところ、いずれも傾きは有意に 0 とは異ならず (いずれも $P > 0.05$)、この値はほぼ一定であった。このため平均値 0.970 を、根の土付きの乾重量と土を落とした後の乾重量との比 (R_{Prop}) として採用し、土付きの根の生重量の値を R_{Prop} をかけた値を、根の生重量 (W_{RR}) とした。

幹の生重量 (W_{RS}) と枝葉の生重量 (W_{RBL})、根の生重量 (W_{RR}) とそれぞれと D^2H との関係はそれぞれ以下のように推定された (Fig. 5)。

$$\log(W_{\text{RS}}) = 5.58 + 0.820 \log(D^2H), \quad R^2 = 0.98 (P < 0.01)$$

$$\log(W_{\text{RBL}}) = 4.22 + 0.794 \log(D^2H), \quad R^2 = 0.69 (P < 0.01)$$

$$\log(W_{\text{RR}}) = 4.58 + 0.693 \log(D^2H), \quad R^2 = 0.91 (P < 0.01)$$

また、幹の乾重量 (W_{DS}) / 生重量 (W_{RS}) 比および枝葉の乾重量 (W_{DBL}) / 生重量 (W_{RBL}) 比、根の乾重量 (W_{DR}) / 生重量 (W_{RR}) 比はそれぞれ以下のように推定された (Fig. 6)。

$$W_{\text{DS}} = 0.558 W_{\text{RS}}, \quad R^2 = 0.99 (P < 0.01)$$

$$W_{\text{DBL}} = 0.502 W_{\text{RBL}}, \quad R^2 = 0.98 (P < 0.01)$$

$$W_{\text{DR}} = 0.476 W_{\text{RR}}, \quad R^2 = 1.00 (P < 0.01)$$

以上の関係から、 W_{DS} および W_{DBL} 、 W_{DR} のそれぞれと D^2H との関係がそれぞれ以下のように求められた。

$$\log(W_{\text{DS}}) = 5.00 + 0.820 \log(D^2H)$$

$$\log(W_{\text{DBL}}) = 3.53 + 0.794 \log(D^2H)$$

$$\log(W_{\text{DR}}) = 3.84 + 0.693 \log(D^2H)$$

3.5 各調査地点の生重量および乾重量

各調査地点の樹木について、上で求めた相対成長関係から調査地点ごとの生重量を求めた (Table 1)。各調査地点の生重量は、スダジイ林の調査地点 5 で最も大きく、659t/ha と推定された。一方、最も小さかったのはヒサカキ - ハチジョウイヌツゲ林の調査地点 2 で、253t/ha であった。

同様に、各調査地点の乾重量を推定した (Table 1)。乾重量の地上部現存量は調査地点 5 で最も大きく、276t/ha と推定された。最も小さいと推定された調査地点 2 では 97t/ha であった。乾重量の全重でも、両者が最大と最小で、それぞれ 349t/ha、133t/ha と推定された。T/R 比では調査地点 5 が最も大きく 3.8、調査地点 6 が最も小さく 2.7 と推定された。

4. 考察

4.1 崩壊地周辺の森林群落の組成と構造

今回の崩壊地に優占していたと思われるオオシマザクラ優占林は、伊豆諸島の代表的な二次林植生であり、固有の群落である。オオシマザクラやオオバエゴノキなどの落葉広葉樹が優占するが、シロダモ、ヤブニッケイ、ヒサカキ、ヤブツバキなどの常緑広葉樹も亜高木層や低木層に多く生育する群落である。伊豆大島では標高 20m から 550m までの範囲に成立し、最も広域的に分布する群落である (伊豆諸島植生研究グループ 2013)。このことから、斜面崩壊を植物群落の種類構成だけから予見することは困難であったと推定できる。

4.2 群落タイプごとの現存量の推定

森林の推定された地上部現存量は、スダジイ林、オオシマザクラ優占林、ヒサカキ - ハチジョウイヌツゲ林の順に減少した。崩壊地付近で多く見られるオオシマザクラ優占林では 145 ~ 183t/ha であった。また最小値はヒサカキ - ハチジョウイヌツゲ林の 97t/ha、最大値はスダジイ林における 276t/ha であった。京都府山城町の生産性の低いコナラとソゴの広葉樹二次林の地上部現存量 (乾重量) は 105t/ha であり (DBH>1cm, 後藤ら 2003)、最小値のヒサカキ - ハチジョウイヌツゲ林以外はこれよりも大きかった。一方、熊本県水俣の 60 年生常緑広葉樹林の地上部現存量は 327 ~ 375t/ha 程度 (Kira et al. 1978)、宮崎県綾の成熟した常緑広葉樹林の地上部現存量は 301 ~ 316t/ha 程度であり (Sato 2010)、今回の最大値であったスダジイ林も、これらと比較すると小さかった。胸高直径階分布を見ると、スダジイ林以外では、21cm 以下の階級が大半を占めており、小径木が中心となっていた (Fig. 3)。また、後述のように、樹高もスダジイ林以外では 10m を超える程度であったと推定された。このようにスダジイ林以外では、小サイズの幹が多く、このため地上部現存量も、成熟した森林と比較すると小さかったと考えられる。

時間の経過で植生が発達し現存量が増すことは、根系の発達を意味するため斜面の安定に寄与する可能性がある。しかし逆に、地上部荷重の増大や強風時の振動による地盤の脆弱化という面では斜面の安定にとって不安定な要素にもなり得る。今回の崩壊地付近の林分の現存量は、他の林分に比べて極端に大きい値ではなかったことから、斜面崩壊を植物群落の現存量だけから予見するこ

Table 4. 現存量推定のためにサンプリングした個体のデータ

No. 樹種	樹幹長(m)	胸高直径(cm)	根の幅(m)		根の深さ(m)
			水平方向	斜面方向	
1 ハチジョウキブシ	3.9	4.8			
2 ハチジョウイヌツゲ	3.65	3.5			
3 ヤブニッケイ	4	4.9			
4 ヒサカキ	6.95	13.2	2.4	1.4	1
5 ヤブツバキ	6.2	4.5	1.3	1.7	1.1
6 ヒサカキ	7.13	7.9	1.52	0.9	0.8
7 ヤブツバキ	2.4	2.9	0.64	0.75	0.47
8 オオシマザクラ	10.81	21.6	4.8	2.55	1.5
9 ハチジョウイヌツゲ	4.55	6.4	0.65	3.04	0.55
10 オオシマザクラ	8.37	11.9	2.25	2.1	0.74
11 オオバエゴノキ	8.1	9.5			
12 シロダモ	6.15	5.3			
13 オオバヤシャブシ	4.89	9.4	2.8	2.54	0.45
14 シロダモ	6.02	8.1			
15 オオバエゴノキ	8.69	11.5	2.27		0.83

とは困難であったと推定できる。

本研究では樹木が地表面にかける荷重を推定するための基礎データとして乾重量だけではなく生重量についても記載した。生重量の相対的な順位は乾重量と同様であった。今後のこのような調査の際には、生重量についても記載することで防災上の研究に寄与するものと考えられる。ただし、今回の結果で示したとおり、幹の乾重量 (W_{DS}) と生重量 (W_{RS}) は高い相関を示しており (0.558)、同様の種組成の森林であれば、過去の乾重データから生重量データを高い精度で推定可能と考えられる。

4.3 根系への現存量配分

地上部/地下部の現存量比 (T/R 比) は根の現存量に対する地上部現存量の比をあらわし、値が小さいほど根の現存量の割合が大きいことを意味する。今回の調査地点の林分で推定された T/R 比はスダジイ林で 3.8、オオシマザクラ優占林で 2.9 ~ 3.8、ヒサカキ - ハチジョウイヌツゲ林で 2.7 ~ 2.8 であった。これらの T/R 比の値は、温帯林における既存の報告例と比較しても、平均的または小さい部類であった (吉良 1976, Vogt et al. 1996, Cairns et al. 1997)。例えば、日本のブナ林では、2.4 から 6.7 (Ono et al. 2013) と、また未熟土で根量が少ないアカエゾマツ - トドマツ林およびカラマツ - シラカンバ林では、4.0 から 4.9 (Sakai et al. 2007) と報告されている。つまり、今回の崩壊地付近の林分では、根が少ないために斜面崩壊が発生したとは言えないと考えられる。

根の分布様式は根系の機械的働きに大きな影響を持ち、樹種間差だけでなく、同樹種内で垂下根・斜出根の発達が悪い個体は倒伏しやすい傾向がある (荻住 1979)。今回の対象樹種は、多くが浅根性 (荻住 1979) であるが、溶岩流の上に形成されている林分のため、根系の分布が制限されている可能性が考えられる。実際に、倒木により根系の深さを調べた結果、ヤブツバキやオオシマザクラでは、1m 以上深くに根の分布が確認できたが、ヒサカキやハチジョウイヌツゲの多くの個体では 0.8m より浅い土壤に根系が分布していた (村上ら 2016)。今回の崩壊地付近の林分の根の現存量配分は他の林分に比べて少ないわけではなかったが、林分全体の根系の分布様式が浅いという点が特徴として挙げられるかもしれない。本研究の成果は、現存量 (生重量) が地表面に与えていた負荷の評価、例えばすべり面より上の崩壊した土+水の質量と比較して、樹木の生重量が斜面崩壊に対して相対的にどのくらいの影響を及ぼしたのかのシミュレートなどに役立つと思われる。

4.4 過去の生重量 (全重) の推定

林分の地上部現存量を上層木平均樹高で割った現存量密度は、上層木平均樹高がおおよそ 5m 以上の林分ではおおむね一定となることが知られている (Kira and Shidei 1967)。ここで、生重量/乾重量の比および地上部/地

下部現存量の比を一定であると仮定すると、生重量 (全重) は上層木平均樹高に比例することになる。これらの仮定を用いると、現在の上層木平均樹高と生重量がわかっている林分について、過去の上層木平均樹高がわかれば、当時の林分の生重量を推定することができる。

今回の調査地点について、1976 年の国土地理院の空中写真と 2013 年の航空測量を元に数値標高モデル (DEM, Digital Elevation Model) および数値表層モデル (DSM, Digital Surface Model) が作成されている (大丸 2016)。これを元に 1976 年と 2013 年の林冠高を推定したところ、調査地点 1 でそれぞれ 6.2m および 7.7m、調査地点 4 で 5.8m および 7.3m、調査地点 7 で 8.1m および 11.3m となった。これらの値を上層木平均樹高として用いることにすると、崩壊が発生したとみられるオオシマザクラ優占林と分類された調査地点 1, 4, 7 の 2013 年の生重量 (全重) はそれぞれ 371, 455, 363t/ha と推定された。この値から調査地点 1, 4, 7 の 1976 年の生重量 (全重) を推定すると、それぞれ 299, 361, 260t/ha となった。したがって、1976 年から 2013 年までの 38 年間の生重量 (全重) の増加量は 72, 94, 103t/ha と推定された。斜面への荷重の増加が定量的に推定できたことは、今回の斜面崩壊にそれがどのように影響したのかを定量的に評価するために役立つものであると考えられる。

謝辞

現地調査にあたっては、東京都庁伊豆大島支庁の東亮太氏に便宜を図っていただいた。筑波大学の上條隆志教授には調査計画立案等に際して貴重なご意見や文献資料等をいただいた。森林総合研究所の梶本卓也・斉藤哲・佐藤保・杉田久志、山梨県森林総合研究所の飯島勇人の各氏には現地調査に協力いただいた。ここにお礼申し上げる。本研究は、森林総合研究所交付金プロジェクト「局所的豪雨による山地災害の発生機構」により実施した。また本研究の一部は、文部科学省の気候変動適応技術社会実装プログラム (SI-CAT) により実施した。

引用文献

- 阿部 和時 (2006) 森林の持つ斜面崩壊防止機能. 日緑工誌, 31, 330-337.
- Cairns, M.A., Brown, S., Helmer, E.H. and Baumgardner, G.A. (1997) Root biomass allocation in the world's upland forests. *Oecologia*, 111, 1-11.
- 大丸 裕武 (2016) 写真測量による伊豆大島三原山北西斜面における近年の植生高変化の復元. 森林総研研報, 15, 49-57.
- 後藤 義明・小南 裕志・深山 貴文・玉井 幸治・金澤 洋一 (2003) 京都府南部地方における広葉樹二次林の地上部現存量及び純生産量. 森林総研研報, 2, 115-147.
- 平岡 真合乃・恩田 裕一・加藤 弘亮・水垣 滋・

- 五味 高志・南光 一樹 (2010) ヒノキ人工林における浸透能に対する下層植生の影響. 日林誌, 92, 145–150.
- 今井 久 (2008) 樹木根系の斜面崩壊抑止効果に関する調査研究. ハザマ研究年報, 12, 34–52.
- 伊東 宏樹 (2015) 樹種間差および測定誤差を考慮した胸高直径–樹高関係のバイズ推定. 森林総研研報, 14, 73–74.
- 伊豆諸島植生研究グループ (2013) 大島の植生. 財団法人自然保護助成基金 2012 年度プロ・ナトゥーラファン ド助成成果報告書. 48 pp.
- 気象庁 (2016) “大島平年値 (年・月ごとの値)”, http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/view/nml_sfc_ym.php?prec_no=44&block_no=47675, (参照 2016-03-11).
- 上條 隆志 (2005) 伊豆大島. 福嶋 司・岩瀬 徹編著 “図説日本の植生”. 朝倉書店, 114–115.
- 荻住 昇 (1979) 樹木根系図説. 誠文堂新光社, 1121 pp.
- 吉良 竜夫 (1976) 生態学講座 2 陸上生態系. 共立出版, 172 pp.
- Kira, T. and Shidei, T. (1967) Primary production and turnover of organic matter in different forest ecosystems of the western pacific. Jap. J. Ecol., 17, 70–87.
- Kira, T., Ono, Y. and Hosokawa, T. (1978) Biological production in a warm-temperate evergreen oak forest of Japan. JIBP Synthesis 18, University of Tokyo Press, 288 pp.
- 村上 亘・小川 明穂・小川 泰浩・大丸 裕武 (2016) 2013 年台風 26 号により伊豆大島で崩壊が発生した崩壊斜面頭部の樹木根系の分布状況について. 森林総研研報, 15, 31–38.
- Ono, K., Yasuda, Y., Matsuo, T., Hoshino, D., Chiba, Y. and Mori, S. (2013) Estimating forest biomass using allometric model in a cool-temperate *Fagus crenata* forest in the Appi Highlands, Iwate, Japan. Bull. FFPRI, 428, 125–141.
- Sakai, Y., Takahashi, M. and Tanaka, N. (2007) Root biomass and distribution of a *Picea-Abies* stand and a *Larix-Betula* stand in pumiceous Entisols in Japan. J. For. Res., 12, 120–125.
- Sato, T. (2010) Stock of coarse woody debris in old-growth lucidophyllous forests in southwestern Japan. J. For. Res., 15, 404–410.
- Stan Development Team (2015) Stan modeling language users guide and reference manual, Version 2.6.0. URL <http://mc-stan.org/>. (参照 2015 年 11 月 5 日)
- 東京都環境局・アジア航測 (2013) 平成 24 年度伊豆諸島植生図, 平成 24 年度東京都 (伊豆諸島) 現存植生調査委託報告書 (別冊). 東京都環境局自然環境部計画課・アジア航測株式会社.
- Vogt, K. A., Vogt, D. J., Palmiotto, P. A., Boon, P., O'Hara, J. and Asbjornsen, H. (1996) Review of root dynamics in forest ecosystems grouped by climate, climatic forest type and species. Plant and Soil, 187, 159–219.

補足電子資料

以下はオンライン版のみの掲載となります。 <http://www.ffpri.affrc.go.jp/pubs/bulletin/438/index.html>

リスト S1. 相対成長式のパラメータを推定する Stan モデル

Woody biomass in the vicinity of a slope failure site occurred on the October 16, 2013, in Izu-Oshima Island

Hiroki ITÔ^{1)*}, Tetsuya MATSUI²⁾, Hiroyuki TOBITA²⁾, Tetsuya IGARASHI¹⁾,
Akiho OGAWA³⁾ and Yojiro MATSUURA⁴⁾

Abstract

To offer essential data to evaluate how the forest affected the slope failure in Izu Oshima Island, we estimated both above- and below-ground biomass per unit area for each vegetation type. Aerial photographs and vegetation map were overlaid on GIS, and the vegetation types at the slope failure site were estimated. Seven quadrats were established adjacent to the slope failure sites, and the diameter at breast height was recorded for each tree stems more than or equal to 10cm in circumference. The former vegetation types before the slope failure determined by vegetation maps were as follows: *Cerasus speciosa* (hereafter *Cerasus*) forest, *Eurya japonica* - *Ilex crenata* var. *hachijoensis* (hereafter *Eurya-Ilex*) forest, and *Castanopsis sieboldii* (hereafter *Castanopsis*) forest. The estimated above-ground biomass was the highest in the *Castanopsis* forest (276t/ha), followed by the *Cerasus* (145–183t/ha) and *Eurya-Ilex* (97–197t/ha) forests. The T/R ratios (top weight / root weight) were 2.9–3.8 and 2.7–2.8 in the *Cerasus* and *Eurya-Ilex* forests, respectively. Although there was no difference in aboveground biomass between the *Cerasus* and *Eurya-Ilex* forest, the T/R ratio tended to be higher in the *Cerasus* forest. In this study, the woody biomass (raw weights) at the time of the failure was estimated. The results should be useful for evaluating how much load the biomass weigh on the ground of collapsed.

Key words : dry weight, wet weight, root, biomass allocation, Bayesian estimation

Received 20 January 2016, Accepted 18 May 2016

1) Department of Forest Vegetation, Forestry and Forest Products Research Institute (FFPRI)

2) Department of Plant Ecology, FFPRI

3) Department of Soil and Water Conservation, FFPRI

4) Bureau of International Partnership, FFPRI

* Hokkaido Research Center, FFPRI, 7 Hitsujigaoka, Toyohira, Sapporo, Hokkaido, 062-8516 JAPAN; e-mail:hiroki@affrc.go.jp

研究資料 (Research record)

2013 年台風 26 号により伊豆大島で崩壊が発生した 崩壊斜面頭部の樹木根系の分布状況について

村上 亘^{1)*}、小川 明穂²⁾、小川 泰浩¹⁾、大丸 裕武¹⁾

要旨

2013 年 10 月 16 日の台風 26 号の通過に伴い大規模な斜面崩壊が発生した伊豆大島において、崩壊斜面周辺に分布する倒木の樹種、樹高、根系深や根系幅といった根系の分布状況について調査を行った。調査した倒木の根系深と根系幅は樹種によって異なっていた。計測した倒木はヒサカキが最も多く、次にハチジョウイヌツゲが多く分布していた。これらは表層の浅い範囲に根を広げる傾向があった。ヤブツバキやオオシマザクラは比較的地下深くに根を広げる傾向が認められたが、本数は少なかった。このことから、崩壊した斜面では崩壊を抑制させづらい樹種構成であったことも崩壊の素因としてあったことが推測された。

キーワード：伊豆大島、台風 26 号、崩壊、倒木、樹種、根系分布、地形・地質

1. はじめに

伊豆諸島北部では 2013 年 10 月 16 日の台風 26 号の通過に伴い 16 日未明から明け方にかけて非常に激しい雨となり、伊豆大島では大規模な斜面崩壊が発生した。これまでに行われた緊急調査により、崩壊は表層から 1m 以浅のごく浅い部分で発生したこと、崩壊した斜面では根系の侵入があまり認められないことなどが報告されており、樹木の成立による斜面に対する根系の補強効果が弱かった可能性が指摘されている(平成 25 年 10 月台風 26 号による伊豆大島豪雨災害緊急調査団 2014)。また、この報告によれば、崩壊した斜面では粗い火山灰と粒径が細かく透水性の低いレスの互層となっており、レスの土質特性が根系の侵入を阻害していた可能性も指摘されている。しかし、斜面に成立していた樹種構成と根系の補強効果との関係、あるいは地形(傾斜)・地質と成立する樹種との関係など、明らかにされていないことが多い。

本研究では、斜面に成立していた樹種構成と根系の補強効果との関係を明らかにするために、崩壊頭部の縁辺部において倒木の樹種、樹高、根系深や根系幅といった根系の分布状況について調査を行った。本報告では調査した倒木の根系分布の樹種ごとの相違、および分布する斜面の地形状況との関係について、これまでの知見を報告する。

2. 調査地概況

伊豆大島では台風 26 号の通過の際、1 時間に 122.5mm、

24 時間降水量では 824.0mm のいずれも観測史上 1 位の猛烈な雨を観測した(東京管区気象台 2014)。この豪雨に伴う斜面崩壊は、伊豆大島西部に位置する元町地区の東側、三原山の外輪山斜面で発生した(Fig. 1)。崩壊斜面頭部の状況は Photo 1 のとおりである。崩壊した斜面より上流では 14 世紀の噴火による割れ目火口や火砕丘が北西方向に伸びており、崩壊斜面にはそれらより噴出した溶岩、スコリアが堆積し、それらの上に粗粒の降下火砕物(火山砂層)と風化火山灰(レス)が互層となって堆積している。表層崩壊は透水性の高い火山砂層と透水性の低いレスの間で発生した(平成 25 年 10 月台風 26 号による伊豆大島豪雨災害緊急調査団 2014)。

3. 調査方法

調査は Fig. 1 に示す崩壊斜面の頭部付近で行い、崩壊頭部の縁辺部に存在する倒木を対象とした。調査した倒木は地形状況との関係についても検討する目的から、崩壊に伴い流送していないと判断した倒木のみを対象とし、倒木の樹種、樹高、根系深や根系幅を計測した(Fig. 2)。対象とした倒木の位置情報はハンディ GPS で計測した。倒木が生育していた斜面の傾斜度は、国土地理院の 10m メッシュ DEM より作成した傾斜分布図に計測した位置情報を重ねて取得した。計測結果についてはそれぞれの関係性を明らかにするために相関分析を行った。以上の調査結果から、根系の分布状況および地形(傾斜)との関係について樹種別に検討した。

原稿受付：平成 28 年 4 月 25 日 原稿受理：平成 28 年 6 月 1 日

1) 森林総合研究所森林研究部門森林防災研究領域

2) 元森林総合研究所水土保全研究領域

* 森林総合研究所森林研究部門森林防災研究領域 〒305-8687 茨城県つくば市松の里 1

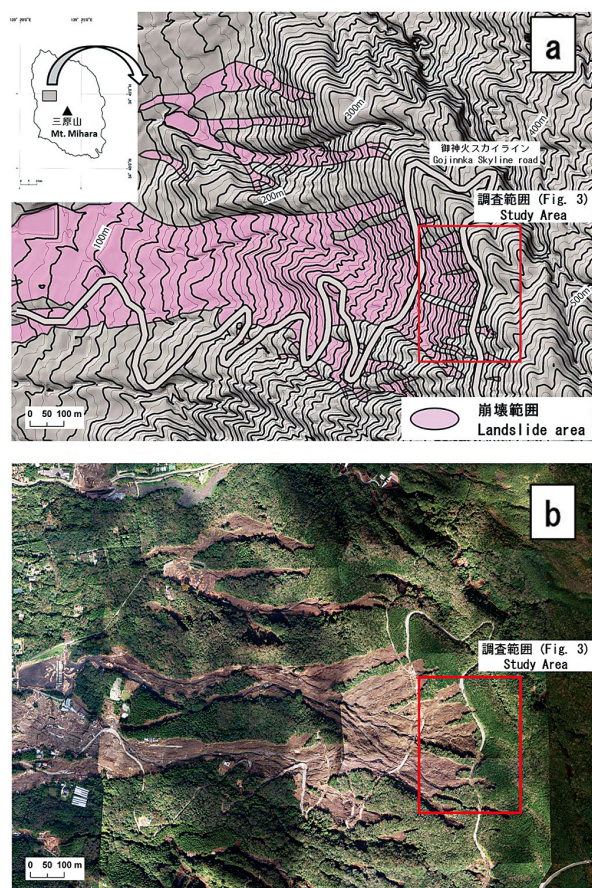


Fig. 1. a: 調査位置図 b: 調査地のオルソ画像
写真画像は災害後に東京都が撮影した。
a: Study area b: Ortho photograph of study area
Ortho photograph was taken after the hazard by
Tokyo Prefecture.



Fig. 2 倒木の計測項目 (樹高、根系深、根系幅) と計測位置
Survey method (tree height, root depth and root width)

4. 調査結果

調査した倒木とその位置を Fig. 3 に示す。調査した倒木の樹種およびそれらの樹高、根系深や根系幅については Table 1 にまとめている。樹種はヒサカキ (*Eurya japonica*) が多く、ハチジョウイヌツゲ (*Ilex crenata* var. *hachijoensis*)、オオシマザクラ (*Prunus lannesiana* var. *speciosa*)、ヤブツバキ (*Camellia japonica*)、ヤブニッケイ (*Cinnamomum japonicum*) の順であった。調査した倒木の多くは株立ちしていた。

倒木の樹高と根系深との関係を Fig. 4a に示す。調査した倒木の樹高はほとんどが 5~7m 程度であるが、オオシマザクラは 5 本中 4 本が 8~9m と高かった。根系深は樹種によって分布に違いがみられた。樹高に対して根が地表より最も深く入っていたのはヤブツバキで、地表から 120~160cm であった。一方でオオシマザクラとハチジョウイヌツゲは、樹高に対して根系を浅く分布させる傾向があった。オオシマザクラは樹高に対して見ると浅い傾向となるが、80~120cm と比較的深いところまで根が入っていた。ハチジョウイヌツゲの根系は地表から 40~60cm の浅いところに分布する傾向にあり、深いもの



Photo 1. 崩壊斜面の概況
View of the landslide



- ヒサカキ *Eurya japonica*
- ハチジョウイヌツゲ *Ilex crenata var. hachijoensis*
- オオシマザクラ *Prunus lannesiana var. speciosa*
- ヤブツバキ *Camellia japonica*
- ヤブニッケイ *Cinnamomum japonicum*
- その他 Etc.

Fig. 3. 調査した倒木の樹種とその位置図
Species of surveyed fallen trees and distribution

でも 80cm 程度であった。ヒサカキはほかの樹種に比べると根系の分布にばらつきが見られた。ヒサカキの根系は 180cm の深さまで達しているものもあったが、多くは 80cm より浅かった。ヤブニッケイはオオシマザクラやハチジョウイヌツゲよりも樹高に対して根系を深く分布させる傾向が認められたが、ヤブツバキほどではなく、深いもので 110cm であった。

根系深と根系幅の関係を Fig. 4b に示す。ヤブツバキを除く樹種で根系が深くなるほど根系幅も大きくなる傾向が認められた。ハチジョウイヌツゲはほかの樹種に比べ、根系を浅い部分で広げる傾向が認められた。

Fig. 4c に根系深と傾斜との関係を示す。ハチジョウイヌツゲは傾斜が大きくなるにつれて根系を浅く分布させる傾向があった。ほかの樹種はばらつきが大きかった。このうちヒサカキは傾斜が大きくなると根系を浅く分布させる傾向が認められたが、30° より緩い斜面では傾斜が大きくなるほど根系を深く分布させる傾向があり、傾斜が 25 から 30° 付近で最も根系が深く分布していた。

調査した倒木の樹種ごとの樹高、根系深、根系幅とそれぞれの相関、および根系深と傾斜との相関を取った結

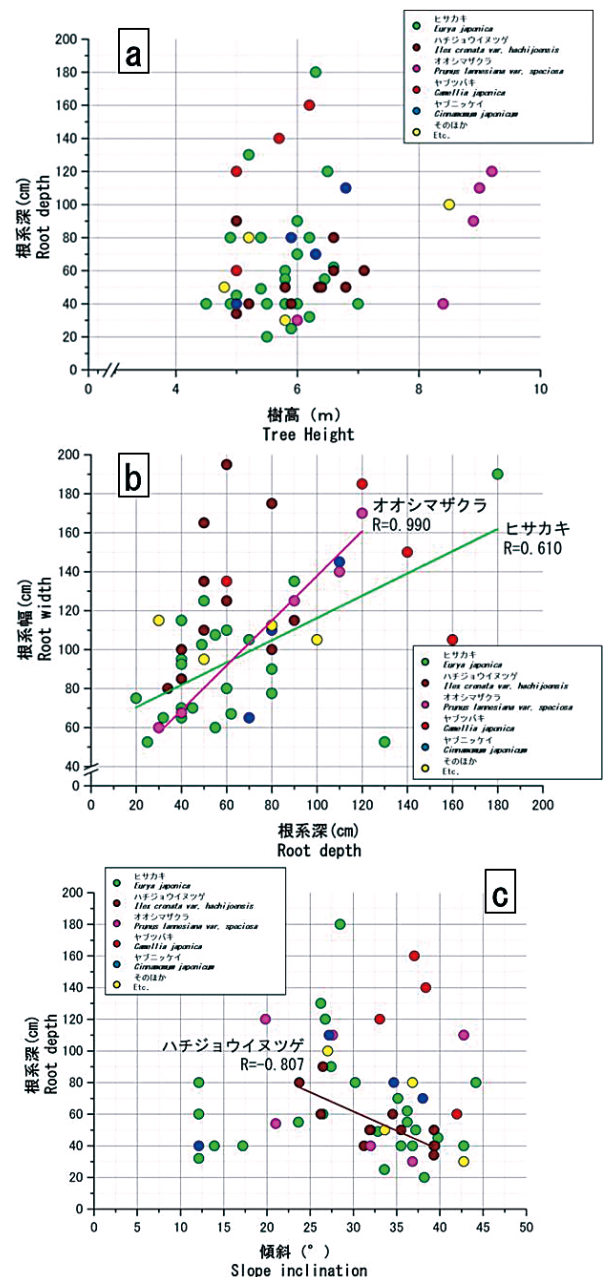


Fig. 4. a: 倒木の根系深と樹高との関係、b: 根系深と根系幅の関係、c: 根系深と傾斜の関係
直線は有意水準 5% で有意な関係を示している。
a: Relationship between root depth and tree height
b: Relationship between root depth and root width
c: Relationship between root depth and slope inclination
Straight lines show the relationship that is meaningful with 5% of levels of significance.

果を Table 2 に示す。ヒサカキは根系深と根系幅との間に正の相関が認められたが、根系深と樹高、あるいは根系深と傾斜との間に有意な相関は認められなかった。ハチジョウイヌツゲは根系深と傾斜との間に負の相関が認められた。また、Fig. 4a および Fig. 4b では根系深と樹高、あるいは根系深と根系幅との間にも関係性があるように見えるものの、有意な相関は認められなかった。オオシマザクラは根系深と根系幅との間に正の相関が認められ

Table 1. 調査した倒木の樹種、樹高、根系深および根系幅
Survey method (tree height, root depth and root width)

樹種 Species	樹高 (m) Height	根系深 (cm) Root depth	根系幅 (cm)		Root width 平均 Average	備考 Remarks
			長辺 Long side	短辺 Short side		
ヒサカキ (<i>Eurya japonica</i>)	6.60	62	80	54	67	
ヒサカキ (<i>Eurya japonica</i>)	6.45	55	75	45	60	
ヒサカキ (<i>Eurya japonica</i>)	5.40	49	110	95	102.5	株立 2 本
ヒサカキ (<i>Eurya japonica</i>)	5.20	130	60	45	52.5	株立 2 本
ヒサカキ (<i>Eurya japonica</i>)	5.80	55	115	100	107.5	
ヒサカキ (<i>Eurya japonica</i>)	5.40	80	105	50	77.5	株立 2 本
ヒサカキ (<i>Eurya japonica</i>)	6.50	120	210	130	170	株立 5 本
ヒサカキ (<i>Eurya japonica</i>)	5.90	25	40	65	52.5	株立 2 本
ヒサカキ (<i>Eurya japonica</i>)	5.80	40	80	50	65	
ヒサカキ (<i>Eurya japonica</i>)	5.00	60	50	110	80	
ヒサカキ (<i>Eurya japonica</i>)	7.00	40	70	120	95	株立 5 本
ヒサカキ (<i>Eurya japonica</i>)	5.00	40	160	70	115	
ヒサカキ (<i>Eurya japonica</i>)	5.80	60	90	130	110	
ヒサカキ (<i>Eurya japonica</i>)	6.20	80	140	80	110	株立 2 本
ヒサカキ (<i>Eurya japonica</i>)	6.20	32	70	60	65	
ヒサカキ (<i>Eurya japonica</i>)	6.00	90	160	110	135	株立 3 本
ヒサカキ (<i>Eurya japonica</i>)	6.00	70	120	90	105	株立 3 本
ヒサカキ (<i>Eurya japonica</i>)	5.00	45	90	50	70	
ヒサカキ (<i>Eurya japonica</i>)	5.50	20	70	80	75	根が岩ごと 倒れる
ヒサカキ (<i>Eurya japonica</i>)	4.90	40	80	110	95	スコリア巻 き込み
ヒサカキ (<i>Eurya japonica</i>)	6.00	40	100	70	85	
ヒサカキ (<i>Eurya japonica</i>)	4.50	40	70	70	70	
ヒサカキ (<i>Eurya japonica</i>)	5.80	60	90	130	110	
ヒサカキ (<i>Eurya japonica</i>)	4.90	80	100	80	90	
ヒサカキ (<i>Eurya japonica</i>)	5.50	40	95	90	92.5	
ヒサカキ (<i>Eurya japonica</i>)	6.30	180	300	80	190	株立 3 本
ヒサカキ (<i>Eurya japonica</i>)	4.80	50	160	90	125	
ハチジョウウイヌツゲ (<i>Ilex crenata</i> var. <i>hachijoensis</i>)	7.10	60	130	120	125	株立 6 本
ハチジョウウイヌツゲ (<i>Ilex crenata</i> var. <i>hachijoensis</i>)	6.60	60	230	160	195	株立 4 本
ハチジョウウイヌツゲ (<i>Ilex crenata</i> var. <i>hachijoensis</i>)	6.60	80	180	170	175	
ハチジョウウイヌツゲ (<i>Ilex crenata</i> var. <i>hachijoensis</i>)	6.60	80	130	70	100	
ハチジョウウイヌツゲ (<i>Ilex crenata</i> var. <i>hachijoensis</i>)	5.20	40	70	130	100	株立 5 本
ハチジョウウイヌツゲ (<i>Ilex crenata</i> var. <i>hachijoensis</i>)	5.80	50	170	160	165	株立 4 本
ハチジョウウイヌツゲ (<i>Ilex crenata</i> var. <i>hachijoensis</i>)	5.00	90	90	140	115	
ハチジョウウイヌツゲ (<i>Ilex crenata</i> var. <i>hachijoensis</i>)	5.90	40	80	90	85	
ハチジョウウイヌツゲ (<i>Ilex crenata</i> var. <i>hachijoensis</i>)	6.35	50	140	80	110	株立 2 本

Table 1. つづき
continued.

樹種 Species	樹高 (m) Height	根系深 (cm) Root depth	根系幅 (cm)		平均 Average	備考 Remarks
			長辺 Long side	短辺 Short side		
ハチジョウイヌツゲ (<i>Ilex crenata</i> var. <i>hachijoensis</i>)	6.40	50	110	80	95	
ハチジョウイヌツゲ (<i>Ilex crenata</i> var. <i>hachijoensis</i>)	5.00	34	90	70	80	
ハチジョウイヌツゲ (<i>Ilex crenata</i> var. <i>hachijoensis</i>)	6.80	50	120	150	135	株立 2 本
オオシマザクラ (<i>Prunus lannesiana</i> var. <i>speciosa</i>)	8.40	40	45	90	67.5	
オオシマザクラ (<i>Prunus lannesiana</i> var. <i>speciosa</i>)	9.20	120	140	200	170	
オオシマザクラ (<i>Prunus lannesiana</i> var. <i>speciosa</i>)	6.00	30	60	60	60	
オオシマザクラ (<i>Prunus lannesiana</i> var. <i>speciosa</i>)	9.00	110	140	140	140	根周径: 22 cm (中央から 50 cm)
オオシマザクラ (<i>Prunus lannesiana</i> var. <i>speciosa</i>)	8.90	90	170	80	125	
ヤブツバキ (<i>Camellia japonica</i>)	5.70	140	150	150	150	
ヤブツバキ (<i>Camellia japonica</i>)	5.00	60	210	60	135	株立 5 本
ヤブツバキ (<i>Camellia japonica</i>)	6.20	160	120	90	105	直根周径: 41 cm (深さ: 44 cm)
ヤブツバキ (<i>Camellia japonica</i>)	5.00	120	120	250	185	
ヤブニッケイ (<i>Cinnamomum japonicum</i>)	6.30	70	70	60	65	
ヤブニッケイ (<i>Cinnamomum japonicum</i>)	5.00	40	90	90	90	
ヤブニッケイ (<i>Cinnamomum japonicum</i>)	6.80	110	180	110	145	
ヤブニッケイ (<i>Cinnamomum japonicum</i>)	5.90	80	80	140	110	
アカメガシワ (<i>Mallotus japonicus</i>)	5.20	80	85	140	112.5	根が岩ごと 倒れる
アカメガシワ (<i>Mallotus japonicus</i>)	5.80	30	60	170	115	
シロダモ (<i>Neolitsea serisea</i>)	4.80	50	90	100	95	株立 2 本
シロダモ (<i>Neolitsea serisea</i>)	8.50	100	100	110	105	株立 3 本。主 根が最深部 (100 cm) 付 近でねじ切 られる。

た。根系深と樹高についても正の相関が認められたが、有意性は認められなかった。ヤブツバキは樹高と根系深の間に正、傾斜と根系深との間に負の相関が認められるものの、有意性は認められなかった。ヤブニッケイは根系深と樹高、根系幅、そして傾斜との間に正の相関が認められたが、有意性は認められなかった。

5. 考察および今後の課題

根系が深くまで分布していない要因として、透水性の高い火山砂層とその直下の透水性の低いレスの組み合わせという火山特有の土質状況が指摘されている（平成25年10月台風26号による伊豆大島豪雨災害緊急調査団2014）。今回の調査結果は崩壊斜面に成立していた樹種によって根の侵入する深さが異なっており、比較的浅いところに根を広げる樹種が多く成立していたことも要因として考えられた。

崩壊斜面周辺で調査した倒木はヒサカキが最も多く、次にハチジョウウイヌツゲが多く分布していた（Table 1）。伊豆大島の植生図（東京都環境局・アジア航測2013）によると、調査した崩壊地頭部はオオシマザクラ・オオバエグノキ群集とその上部のハチジョウウイヌツゲ群落の境界付近に位置している。伊東ら（2016）の調査では、崩壊した斜面頭部周辺はヒサカキとハチジョウウイヌツゲ、あるいはオオシマザクラとヤブツバキが優占する樹種構

成であることを報告している。本報告で調査した崩壊地頭部の周辺斜面には、踏査した限りではヒサカキあるいはハチジョウウイヌツゲが優占していたことから、調査した倒木の樹種構成は調査斜面に成立する代表的な樹種の構成であると判断した。

調査した倒木は樹種によって樹高、根系深、根系幅、および立地する傾斜との関係において異なる傾向を示していた。調査本数が最も多かったヒサカキは Fig. 4a に示されるように根系深にばらつきが大きい傾向はあるものの、多くは地表から80cm以下の浅い場所に根系が分布していた。根系深と根系幅には正の相関が認められた。ハチジョウウイヌツゲはほかの樹種に比べて表層付近の浅い範囲に根を広げる傾向が顕著であった（Fig. 4b）。根系深と傾斜との間に負の相関が認められた（Fig. 4c）が、樹高および根系幅との間には有意な相関は認められなかった。オオシマザクラは根系が深くまで分布する傾向にあったが本数は少なかった（Fig. 4a）。オオシマザクラはほかの樹種よりも樹高が2~3m高い傾向があった（Fig. 4a, Table 2）。調査したほかの樹種は常緑樹であるがオオシマザクラは落葉樹である。調査した斜面は西~北西向きの斜面であるが、冬季の季節風が斜面に吹き付けることが推察されることから、冬季に葉を落とすオオシマザクラはほかの常緑樹に比べて冬季の季節風の影響を受けづらく、そのためにほかの樹種よりも樹高が高くな

Table 2. 倒木の樹種ごとの調査本数、樹高、根系深、および各相関係数
Measured fallen tree's species, counts, height, root depth and each coefficient of correlation (R)

樹種 Species	調査 本数 Counts	樹高 Tree height	根系深 Root depth	相関係数 樹高-根系深 R: Tree height - Root depth	相関係数 根系深-根系幅 R: Root depth - Root width	相関係数 傾斜-根系深 R: Slope inclination- Root depth
ヒサカキ <i>Eurya japonica</i>	27 本	4-7m	20-80 cm max 180 cm	0.177	0.610	-0.082
ハチジョウウイ ヌツゲ <i>Ilex crenata</i> var. <i>hachijoensis</i>	12 本	5-7m	30-60 cm max 90cm	0.202	0.353	-0.807
オオシマザク ラ <i>Prunus</i> <i>lannesiana</i> var. <i>speciosa</i>	5 本	6-10m	30-120 cm	0.806	0.990	-0.115
ヤブツバキ <i>Camellia</i> <i>japonica</i>	4 本	5-6m	60-160 cm	0.817	0.209	-0.620
ヤブニッケイ <i>Cinnamomum</i> <i>japonicum</i>	4 本	5-7m	40-110 cm	0.924	0.734	0.512

相関係数の太字斜体は有意水準5%で有意である。

The bold-italic type of R shows that it is meaningful with 5% of levels of significance.

ったことが推察される。ヤブツバキは調査した樹種の中では最も根が深くまで分布する傾向があったが本数は少なかった (Fig. 4a)。ヤブツバキとヤブニッケイは調査した倒木の本数が少なかったため、根系深と樹高、根系幅、傾斜との間に有意な関係性を明らかにすることができなかった。このことについては調査斜面にこれらの樹種の分布が少ない要因と合わせて今後、調査、検討する必要があると考える。

荻住 (1979) はヒサカキやハチジョウイヌツゲの近接種であるイヌツゲは浅根性であり、特にイヌツゲは主根がなく地表から浅い土層に根を広げる傾向があることを報告している。崩壊地ではオオシマザクラやヤブツバキといった比較的根系を地下深く侵入させる樹種も分布するが、調査した崩壊斜面頭部周辺では本数が少ないことから、表層崩壊を抑制する根の補強効果が調査斜面では弱かったことが推測される。このことから、崩壊の発生は土質状況だけではなく、根の補強効果、特に主根を地下深く侵入させることによる杭の効果を発揮させにくい樹種構成であったことも素因としてあったことが推測された。崩壊斜面周辺の露頭の観察から、露頭に露出するヒサカキやハチジョウイヌツゲの根系の多くは表層付近の透水性の高い火山砂層に分布し、レスの層にあまり侵入していなかった。一方で、ヤブツバキやオオシマザクラはレスの層まで根系を比較的深く侵入させていた。調査した崩壊斜面の露頭を見ると、崩壊頭部の急傾斜な斜面では透水性の高い火山砂層と透水性の低いレスの互層は薄くなり、その下層の部分的に溶結したスコリア層の露出が認められた。ヤブツバキやオオシマザクラはレスの層までは根系を伸ばすものの溶結したスコリア層には根系が侵入できず、崩壊斜面では地下深くまで根系を伸ばすことができなかったことが推察される。このことが崩壊斜面周辺にヤブツバキやオオシマザクラが少ない理由となっている可能性がある。一方でヒサカキやハチジョウイヌツゲは、荻住 (1979) が報告するように浅根性のため、表層付近の透水性の高い火山砂層に根を分布さ

せることで成立が可能であり、このことが崩壊斜面においても成立が可能であったものと推測される。

調査した倒木の多くは株立しており、斜面内には炭焼きの跡が認められる。伊豆大島の森林の多くは過去に薪炭利用されていたために、主要群落であるオオシマザクラ - オオバエゴノキ群集は二次林群落であるとされている (伊東ら 2016)。このため、今回調査した崩壊斜面頭部周辺の樹種構成は人為的な利用も一因となった可能性もある。このことについても土質条件と成立する樹種との関係と合わせて調査、検討する必要があると考える。

謝辞

調査にあたっては東京都庁伊豆大島支庁の東亮太氏に便宜を図っていただいた。本研究は、森林総合研究所交付金プロジェクト「局所的豪雨による山地災害の発生機構」により実施した。

引用文献

- 伊東 宏樹・松井 哲哉・飛田 博順・五十嵐 哲也・小川 明穂・松浦 陽次郎 (2016) 伊豆大島 2013 年 10 月 16 日斜面崩壊発生地点周辺の樹木の現存量。森林総合研究所研究報告。15, 21-30.
- 荻住 昇 (1979) 樹木根系図説。誠文堂新光社、東京、1121pp.
- 東京管区气象台 (2014) 災害時気象速報 平成 25 年台風 26 号に伴う 10 月 15 日～16 日の伊豆大島の大雨。東京管区气象台 22pp.
- 平成 25 年 10 月台風 26 号による伊豆大島豪雨災害緊急調査団 (2014) 平成 25 年 10 月台風 26 号による伊豆大島豪雨災害調査報告書。土木学会・地盤工学会・日本応用地質学会・日本地すべり学会 90pp.
- 東京都環境局・アジア航測 (2013) 平成 24 年度伊豆諸島植生図、平成 24 年度東京都 (伊豆諸島) 現存植生調査委託報告書 (別冊)。東京都環境局自然環境部計画課・アジア航測株式会社。

Characteristics of roots distribution around slopes in Izu-Oshima Island where landslides occurred because of Typhoon No. 26 (Wipha) in 2013

Wataru MURAKAMI¹⁾*, Akiho OGAWA²⁾, Yasuhiro OGAWA¹⁾ and Hiromu DAIMARU¹⁾

Abstract

We investigated the distribution of root systems of fallen trees around the slopes of Izu-Oshima Island where landslides occurred because of Typhoon No. 26 (Wipha) on October 16, 2013. We surveyed tree species, tree height, root depth, and root width of fallen trees. Distribution of root systems was different for different tree species. Species of the surveyed fallen trees were *Eurya japonica*, *Ilex crenata* var. *hachijoensis*, *Prunus lannesiana* var. *speciosa*, *Camellia japonica*, etc. Distribution of *E. japonica* and *I. crenata* var. *hachijoensis* was high on the slopes. These trees had wide roots in the shallow range under the slope surface. In contrast, *P. lannesiana* var. *speciosa*, and *C. japonica* had relatively wide roots in the deep range under the slope surface. These findings suggested that tree species that took roots in the shallow range under the slope surface could not prevent the occurrence of landslides.

Key words : Izu-Oshima Island, Typhoon No. 26 (Wipha), landslide, fallen tree, tree species, root systems, topography and geology

Received 25 April 2016, Accepted 1 June 2016

1) Department of Disaster Prevention, Meteorology and Hydrology, Forestry and Forest Products Research Institute (FFPRI)

2) Department of Soil and Water Conservation, FFPRI

* Department of Disaster Prevention, Meteorology and Hydrology, FFPRI, 1 Matsunosato, Tsukuba, Ibaraki, 305-8687 JAPAN

e-mail: wmura@ffpri.affrc.go.jp

研究資料 (Research record)

2013 年台風 26 号により伊豆大島で崩壊が発生した斜面周辺に見られる風倒木の特徴について

村上 亘^{1)*}、小川 明穂²⁾

要 旨

2013 年 10 月 16 日の台風 26 号の通過に伴う豪雨により伊豆大島で発生した崩壊斜面に近接する崩壊していない斜面の林内において複数の風倒木を確認した。風倒被害が発生した樹木の樹種および発生分布の特徴を明らかにするために、風倒木の樹種、樹高、根の深さ(根系深)や広がり(根系幅)、分布位置および傾動方向について調査した。風倒木の多くはハチジョウイヌツゲ (*Ilex crenata* var. *hachijoensis*) であった。風倒木は面的には発生しておらず、林内に 1~複数本、点在して発生し、緩傾斜の斜面で発生が認められた。風倒木の根系深は大部分が地表から 50cm 以内の浅い範囲に分布しており、浅い範囲に根を広げた樹木が風倒被害にあったことが推測された。また、風倒木の傾動方向は、調査範囲によってばらつきが多い場所もあるが、南西~北向きが多く、今回の台風の通過の際の最大風速が観測される前の、南東からの風によって倒れた可能性が考えられた。

キーワード：伊豆大島、台風 26 号、風倒木、樹種、根系分布

1. はじめに

伊豆諸島北部では 2013 年 10 月 16 日の台風 26 号の通過に伴い 16 日未明から明け方にかけて非常に激しい雨となり、この豪雨に伴い伊豆大島では大規模な斜面崩壊が発生した。これまでに行われた緊急調査により、崩壊は表層から 1m 以浅のごく浅い部分で発生したこと、崩壊した斜面では根系の侵入があまり認められていないことなどが報告されており、樹木が成立することによる斜面の補強効果が弱かった可能性が指摘されている(平成 25 年 10 月台風 26 号による伊豆大島豪雨災害緊急調査団 2014)。一方で、斜面に成立していた樹種構成と根系の補強効果との関係、あるいは地形(傾斜)・地質と成立する樹種との関係など、明らかにされていないことが多い。このため、筆者らは台風 26 号の通過に伴う豪雨により発生した崩壊斜面縁辺部において、倒木の樹種、樹高、根の深さや広がり(幅)といった根系の分布状況について調査を行い、報告した(村上ら 2016)。

上記の調査を進める際に、崩壊していない斜面の林内においても複数の風倒木を確認した。確認された風倒木の多くは後述する理由により今回の台風によって発生したことが推測された。風倒木の発生した斜面ではその後の降雨により崩壊の発生が多くなることが複数の報告でなされているが、これらの報告は斜面の広域が風倒被害にあった事例である(牧本 2009, 稲垣 1999 など)。今回の伊豆大島で確認された風倒木は後述するとおり面的には発生しておらず、林内に 1~複数本、点在するのみであった。確認された風倒木の分布が今後の崩壊発生と

関係するかどうかは現時点では不明であるが、風倒被害が発生した樹木の樹種、および発生場所の地形的な特徴(傾斜等)との関係を明らかにすることは、今後の台風あるいは降雨による斜面崩壊の発生を予測する際の指標となると考える。

本調査では、村上ら(2016)で行った崩壊斜面縁辺で行った調査と同様の調査を行い、崩壊していない斜面の林内で確認される風倒木の樹木根系の分布状況について明らかにするとともに、風倒木の傾動方向から、台風が通過する際のどのような風向で倒木が発生したかについても検討した。限られた期間内で林内を踏査しての調査のためすべての風倒木を確認したわけではないが、これまでに調査した結果について報告する。

2. 調査範囲および調査方法

調査は Fig. 1 および Fig. 2 で示す台風 26 号の通過に伴う豪雨により伊豆大島西部に位置する元町地区の東側、三原山の外輪山斜面で発生した崩壊地より頭部の林内で行った。Fig. 3 に調査を行った範囲を示す。調査は 2つの範囲(調査区 A および B)で行った。調査区 A は約 1.7ha、調査区 B は約 1.3ha である。伊豆大島の植生図(東京都環境局・アジア航測 2013)によると、調査区 A、B ともにハチジョウイヌツゲ群集が成立する範囲に位置している。調査区 A は崩壊地より頭部(東側)の稜線付近の西向き斜面にあたり、傾斜は稜線付近では概ね 20~30° であるが、下方の崩壊地に近い斜面では 35° 以上となっている。調査区 B は調査区 A よりも北側に位置し、

原稿受付：平成 28 年 2 月 10 日 原稿受理：平成 28 年 5 月 24 日

1) 森林総合研究所水土保全研究領域

2) 元森林総合研究所水土保全研究領域

* 森林総合研究所森林研究部門森林防災研究領域 〒305-8687 茨城県つくば市松の里 1

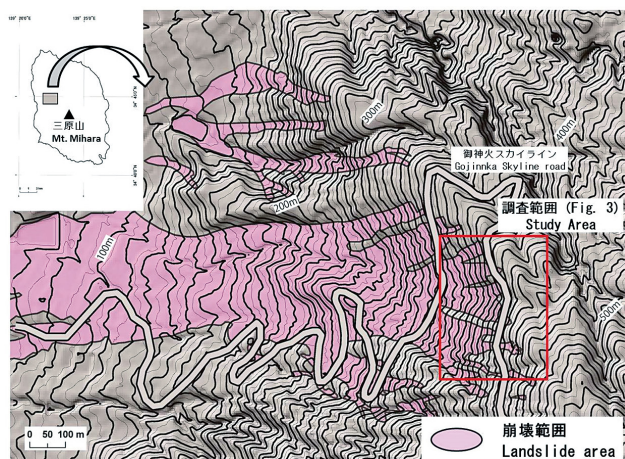


Fig. 1. 調査位置図
Location



Fig. 2. 調査地のオルソ画像
写真画像は災害後に東京都が撮影した。
Ortho photograph of study area
Ortho photograph was taken after the hazard by Tokyo
Prefecture.

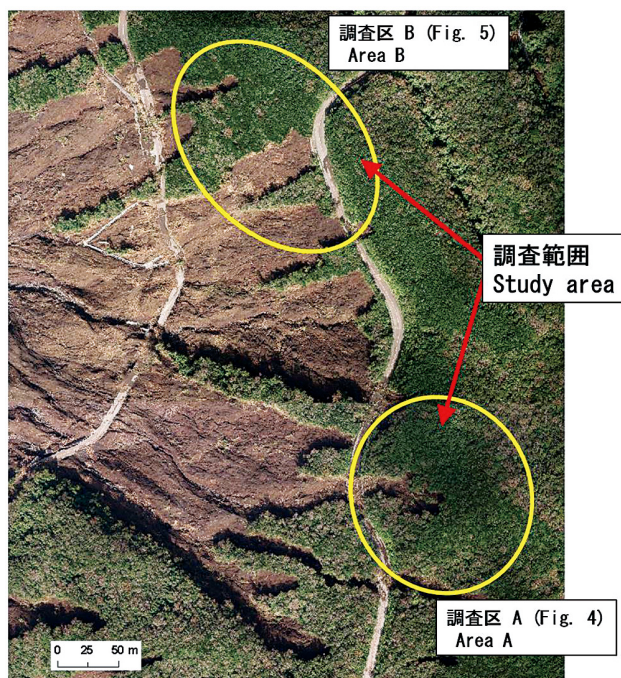


Fig. 3. 調査範囲
Study area

崩壊地の右岸（北）側および頭部の稜線部より西側に位置する。傾斜は頭部の稜線付近では調査区 A と同じくおおむね $20 \sim 30^\circ$ であるが、崩壊地の右岸（北）側の斜面では傾斜は 30° 以上となっている。

調査はそれぞれの調査区の林内を踏査することで風倒木を確認した (Fig. 4)。確認された風倒木はハンディ GPS で位置を計測するとともに、風倒木の樹種、樹高、根の深さ（根系深）および根の広がり（根系幅）といった根系の分布状況について調査した。根系深および根系幅については Fig. 4 に示す根系の露出部分を計測した。樹高については調査した風倒木の多くは近接する樹木に倒れかかり、直接計測することは困難であったため、目

測で求めた。計測した風倒木の根系の分布状況については計測項目間の関係性を検討するとともに、地形（傾斜）との関係についても検討した。風倒木の生育する斜面の傾斜は ArcGIS 10.2 を使用して国土地理院の 10m メッシュ DEM から作成した傾斜分布図に計測した風倒木の位置情報を重ねて取得した。さらに、本調査では樹木の傾動方向についても調査し、樹木が風倒した際の風の状態についても検討した。なお、本調査では根鉢の状況などから 2013 年 10 月 16 日の台風 26 号の通過の際に倒れたものと推測された倒木のみを対象とした。倒木の中には萌芽が認められるものもあったが、これらは今回の台風以前に倒れたものであると判断し、調査対象からは除外した。

3. 調査結果および考察

確認した風倒木の樹種およびその分布位置およびその傾動方向の調査結果は、調査区 A については Fig. 5 に、調査区 B については Fig. 6 に示す。調査範囲で確認された風倒木は調査区 A で 27 本、調査区 B で 16 本の合計 43 本であった。これらの風倒木は萌芽が認められておらず、倒れる際に発生した亀裂も新しいことから今回の台風によって発生したと判断した。調査区 A の風倒木の分布は調査した範囲に分散して分布していたが、調査区 B の範囲では南西 - 北西の曲線上に並んで分布する傾向があった。調査した風倒木の樹種、樹高、根系の深さおよび幅については Table 1 および Table 2 に示す。調査範囲全体で見ると、倒木の多くはハチジョウウイヌツゲ (*Ilex crenata* var. *hachijoensis*) であった。調査範囲ごとに見ると、調査区 A の範囲ではハチジョウウイヌツゲが多く、次にオオシマザクラ (*Prunus lannesiana* var. *speciose*)、ヒサカキ (*Eurya japonica*) が多かった。調査区 B の範囲では確認された倒木のほとんどがハチジョウウイヌツゲで

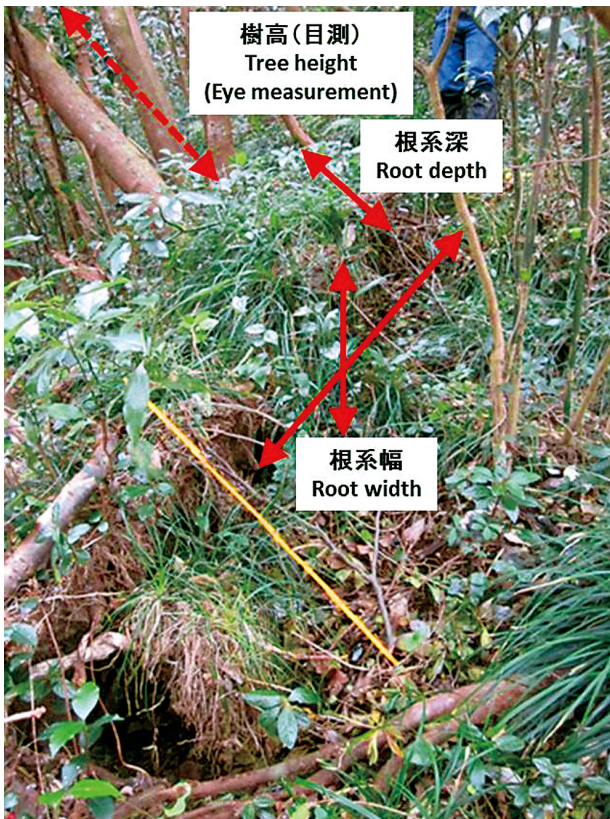


Fig. 4. 調査範囲の林内で確認された風倒木
矢印は計測項目と計測位置。
Wind-fallen tree in the study area
Red arrows show the survey method of root depth, root width and tree height.

あった。伊豆大島の植生図 (東京都環境局・アジア航測 2013) によると、風倒木を調査した範囲にはハチジョウイヌツゲ群集が成立していることとなっており、倒れていない樹木も踏査した限りでは多くはハチジョウイヌツゲであると判断されることから、調査した風倒木の樹種は調査範囲の代表的な樹種であると判断した。

調査区ごとの風倒木の樹高と根系深との関係を Fig. 7 に、根系深と根系幅の関係を Fig. 8 に示す。林内で確認された風倒木の根系深は、調査区 A ではほとんどの樹木で地表から 50cm 以浅に分布していた。また、樹種に関係なく樹高および根系幅との間に正の関係が認められるが有意な相関は認められなかった。調査区 B では樹高および根系幅と根系深との間には相関は認められず、調査した風倒木すべてが表層から 20cm 以内と根系が表層付近にのみ分布する傾向が認められた。村上ら (2016) は崩壊斜面縁辺の倒木の根系深が地表から 80cm 以内であると報告しているが、本調査での風倒木の根系深の調査結果は、崩壊地縁辺の倒木の調査結果よりもさらに浅い結果となった。根系深が浅いことはどの樹種でも同じ傾向にあることから、村上ら (2016) で報告する樹種ごとの違い以外の要因が調査範囲においては考えられる。風倒木が分布する位置の傾斜と根系深との関係を Fig. 9 に示す。根系深と傾斜との間には有意な関係は見られず、30°以下の比較的緩傾斜地でも倒れている傾向が認められた。調査した範囲はスコリア丘の頂部に近いことから、崩壊地で認められる地質構造とは異なることが考

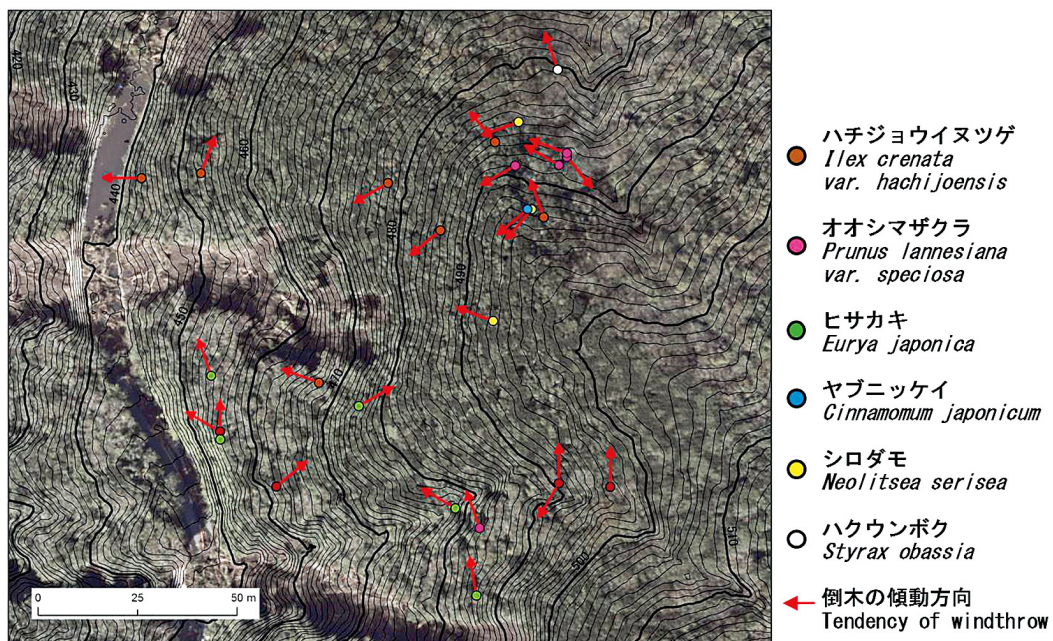


Fig. 5. 調査した風倒木の分布と傾動方向 (調査区 A)
等高線は災害後に東京都が計測した航空レーザー測量データより ArcGIS 10.2 を使用して作成した。
Distribution of wind-fallen trees and tendency of windthrow (Area A)
Contour map was made from LiDAR data measured after the hazard by Tokyo prefecture, by using ArcGIS 10.2.

Table 1. 調査区 A で調査した風倒木の樹種、樹高、根系深、根系幅および傾動方向
Measured wind-fallen tree's species, height, root depth, root width and direction of windthrow in Area A

樹種 Species	樹高 (m) Height	根系深 (cm) Root depth	根系幅 (cm) Root width		平均 Average	傾動方向 (°) Direction	備考 Remarks
			長辺 Long side	短辺 Short side			
ハチジョウイヌツゲ (<i>Ilex crenata</i> var. <i>hachijoensis</i>)	8.0	30	100	100	100.0	0	
ハチジョウイヌツゲ (<i>Ilex crenata</i> var. <i>hachijoensis</i>)	7.0	30	70	90	80.0	210	
ハチジョウイヌツゲ (<i>Ilex crenata</i> var. <i>hachijoensis</i>)	7.5	30	100	90	95.0	0	
ハチジョウイヌツゲ (<i>Ilex crenata</i> var. <i>hachijoensis</i>)	7.0	25	100	100	100.0	50	株立 3 本
ハチジョウイヌツゲ (<i>Ilex crenata</i> var. <i>hachijoensis</i>)	7.5	25	160	140	150.0	300	株立 2 本
ハチジョウイヌツゲ (<i>Ilex crenata</i> var. <i>hachijoensis</i>)	5.3	20	100	60	80.0	290	株立 2 本
ハチジョウイヌツゲ (<i>Ilex crenata</i> var. <i>hachijoensis</i>)	6.5	20	110	120	115.0	20	
ハチジョウイヌツゲ (<i>Ilex crenata</i> var. <i>hachijoensis</i>)	3.8	30	55	45	50.0	270	
ハチジョウイヌツゲ (<i>Ilex crenata</i> var. <i>hachijoensis</i>)	6.2	25	100	80	90.0	340	
ハチジョウイヌツゲ (<i>Ilex crenata</i> var. <i>hachijoensis</i>)	6.5	30	170	80	125.0	320	
ハチジョウイヌツゲ (<i>Ilex crenata</i> var. <i>hachijoensis</i>)	6.2	20	140	110	125.0	230	
ハチジョウイヌツゲ (<i>Ilex crenata</i> var. <i>hachijoensis</i>)	4.8	5	35	60	47.5	240	
オオシマザクラ (<i>Prunus lannesiana</i> var. <i>speciose</i>)	9.0	30	115	110	112.5	340	
オオシマザクラ (<i>Prunus lannesiana</i> var. <i>speciose</i>)	8.5	40	150	130	140.0	140	
オオシマザクラ (<i>Prunus lannesiana</i> var. <i>speciose</i>)	7.5	25	140	80	110.0	300	
オオシマザクラ (<i>Prunus lannesiana</i> var. <i>speciose</i>)	7.0	20	100	90	95.0	290	
オオシマザクラ (<i>Prunus lannesiana</i> var. <i>speciose</i>)	5.8	25	90	60	75.0	240	
ヒサカキ (<i>Eurya japonica</i>)	8.0	50	290	110	200.0	350	
ヒサカキ (<i>Eurya japonica</i>)	7.9	30	100	80	90.0	300	
ヒサカキ (<i>Eurya japonica</i>)	5.5	30	110	70	90.0	60	株立 3 本
ヒサカキ (<i>Eurya japonica</i>)	6.0	30	120	90	105.0	0	
ヒサカキ (<i>Eurya japonica</i>)	7.0	30	140	110	125.0	340	根にテンション有
ヤブニッケイ (<i>Cinnamomum japonicum</i>)	6.9	35	170	100	135.0	230	
シロダモ (<i>Neolitsea serisea</i>)	7.2	35	235	160	197.5	250	太い根がちぎれている
シロダモ (<i>Neolitsea serisea</i>)	6.4	230	130	30	80.0	220	
シロダモ (<i>Neolitsea serisea</i>)	8.0	25	180	60	120.0	290	
ハクウンボク (<i>Styrax obassia</i>)	5.4	25	170	110	140.0	340	

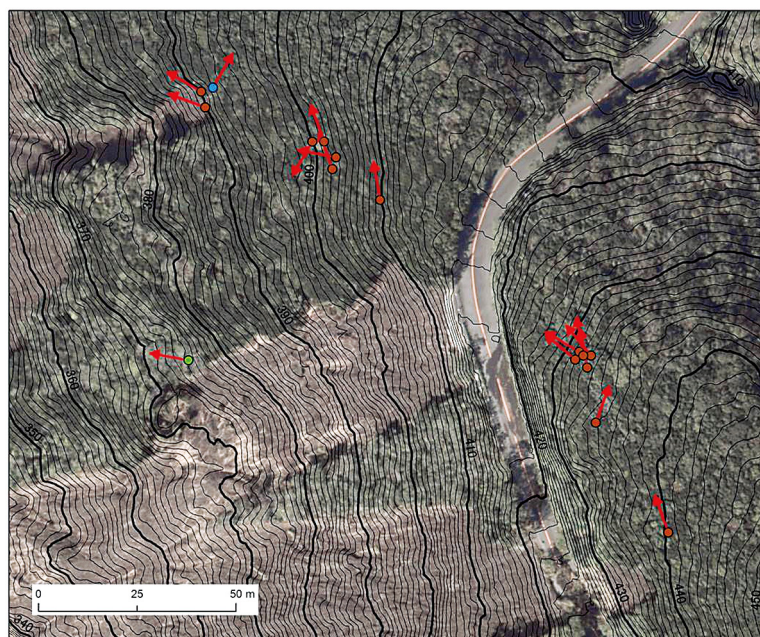


Fig. 6. 調査した風倒木の分布と傾動方向 (調査区 B)

凡例は Fig. 5 と同じ。

Distribution of wind-fallen trees and tendency of windthrow (Area B)

The legend is the same as Fig. 5.

Table 2. 調査区 B で調査した風倒木の樹種、樹高、根系深、根系幅および傾動方向

Measured wind-fallen tree's species, height, root depth, root width and direction of windthrow in Area B

樹種 Species	樹高 (m) Height	根系深 (cm) Root depth	根系幅 (cm) Root width		平均 Average	傾動方向 (°) Drection	備考 Remarks
			長辺 Long side	短辺 Short side			
ハチジョウイヌツゲ (<i>Ilex crenata</i> var. <i>hachijoensis</i>)	5.8	20	95	80	87.5	350	株立 2 本
ハチジョウイヌツゲ (<i>Ilex crenata</i> var. <i>hachijoensis</i>)	5.2	20	60	55	57.5	340	
ハチジョウイヌツゲ (<i>Ilex crenata</i> var. <i>hachijoensis</i>)	5.6	10	70	65	67.5	280	
ハチジョウイヌツゲ (<i>Ilex crenata</i> var. <i>hachijoensis</i>)	5.6	5	80	75	77.5	340	
ハチジョウイヌツゲ (<i>Ilex crenata</i> var. <i>hachijoensis</i>)	4.2	5	40	40	40.0	210	
ハチジョウイヌツゲ (<i>Ilex crenata</i> var. <i>hachijoensis</i>)	5.2	5	110	100	105.0	300	
ハチジョウイヌツゲ (<i>Ilex crenata</i> var. <i>hachijoensis</i>)	5.4	5	110	90	100.0	290	株立 3 本
ハチジョウイヌツゲ (<i>Ilex crenata</i> var. <i>hachijoensis</i>)	5.2	20	140	90	115.0	300	株立 5 本
ハチジョウイヌツゲ (<i>Ilex crenata</i> var. <i>hachijoensis</i>)	3.5	20	160	70	115.0	320	株立 4 本
ハチジョウイヌツゲ (<i>Ilex crenata</i> var. <i>hachijoensis</i>)	3.5	15	60	80	70.0	350	株立 5 本
ハチジョウイヌツゲ (<i>Ilex crenata</i> var. <i>hachijoensis</i>)	4.6	15	70	50	60.0	310	
ハチジョウイヌツゲ (<i>Ilex crenata</i> var. <i>hachijoensis</i>)	4.2	15	150	100	125.0	350	株立 5 本
ハチジョウイヌツゲ (<i>Ilex crenata</i> var. <i>hachijoensis</i>)	4.3	5	90	60	75.0	20	株立 2 本
ハチジョウイヌツゲ (<i>Ilex crenata</i> var. <i>hachijoensis</i>)	6.2	15	70	90	80.0	340	
ヒサカキ (<i>Eurya japonica</i>)	6.8	20	180	90	135.0	280	
ヤブニッケイ (<i>Cinnamomum japonicum</i>)	3.5	20	130	110	120.0	30	

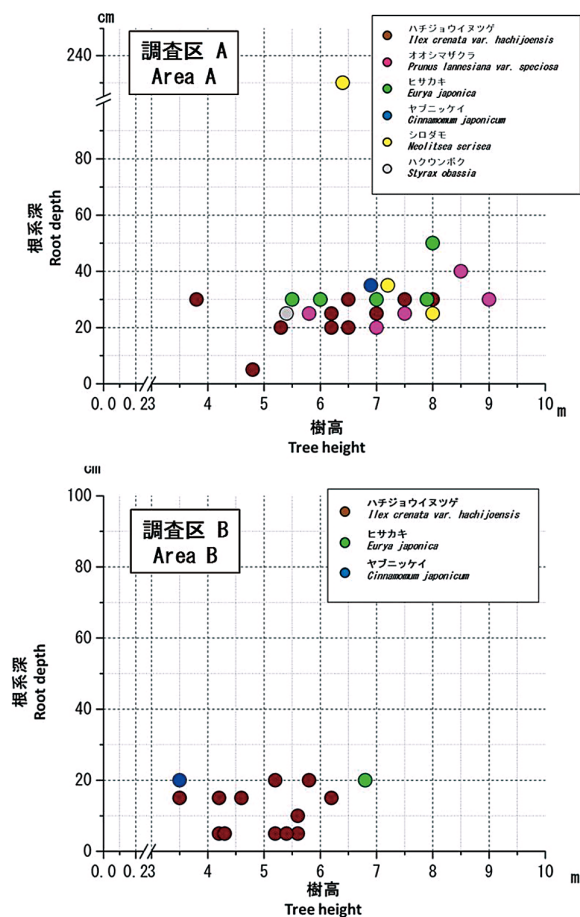


Fig. 7. 風倒木の樹高と根系深との関係
Relationship between tree height and root depth

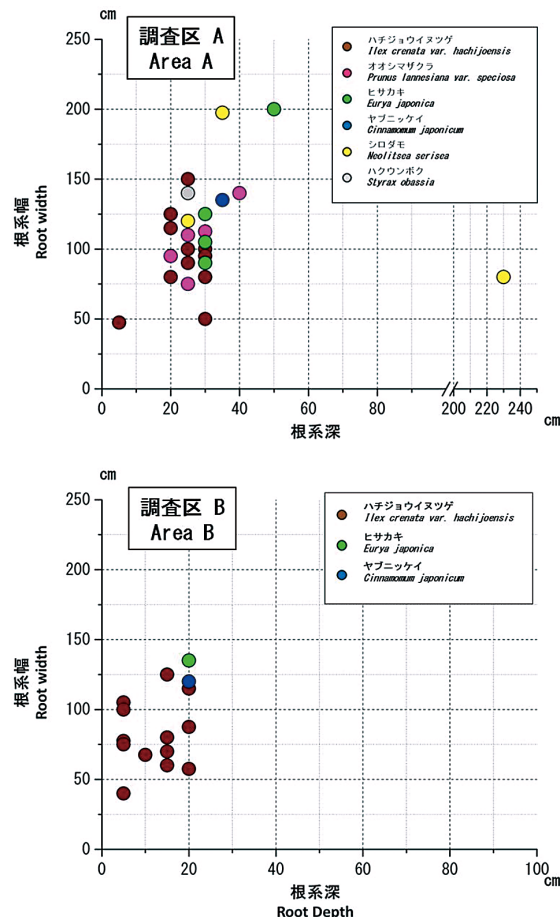


Fig. 8. 風倒木の根系深と根系幅との関係
Relationship between root depth and root width

えられる。実際、風倒木が発生した場所の周辺の地面を観察すると、緩傾斜の斜面でもレスや風成の火山灰は厚く堆積しておらず、溶結したスコリアが地表付近に露出していることが多かった。このことから、地質構造的に地表から浅い範囲にしか根系を広げることができなかった樹木に風倒木が多く発生したことが考えられる。

調査区ごとの風倒木の傾動方向を Fig. 10 に示す。風倒木の傾動方向は、南西～北方向が多かった。このうち、調査区 B ではほとんどが西～北方向であったのに対し、調査区 A の範囲では西～北方向が多いものの、調査区 B に比べるとばらつきが多かった。東京管区気象台 (2014) の報告では、台風通過時の最大風速の風向は北～北西方向であったが、防災科学技術研究所 (2013) の報告では、調査地付近で南東からの強い風が吹き、その後、北～北西方向に急変したことを報告している。調査区 B の範囲の風倒木の傾動方向は西～北方向であることから、最大風速が観測される前の、南東からの風によって倒れた可能性が考えられる。

4. まとめと今後の課題

今回の報告は、限られた期間内で崩壊地周辺の林内を踏査した結果であり、島内すべての風倒木を確認したわけではないが、崩壊が発生していない島内のほかの斜面でも複数の風倒木が存在することが推測される。調査した範囲のうち、調査区 A の範囲で確認された風倒木の発生割合は調査区 B に比べると高いが、風倒木の発生が今後の崩壊の発生と関係していくかどうかは現時点では不明である。今後はそれらについても調査し、今後の崩壊発生との関連性について検討を進めていきたいと考えている。

謝辞

調査にあたっては東京都庁伊豆大島支庁の東亮太氏に便宜を図っていただいた。本研究は、森林総合研究所交付金プロジェクト「局所的豪雨による山地災害の発生機構」により実施した。

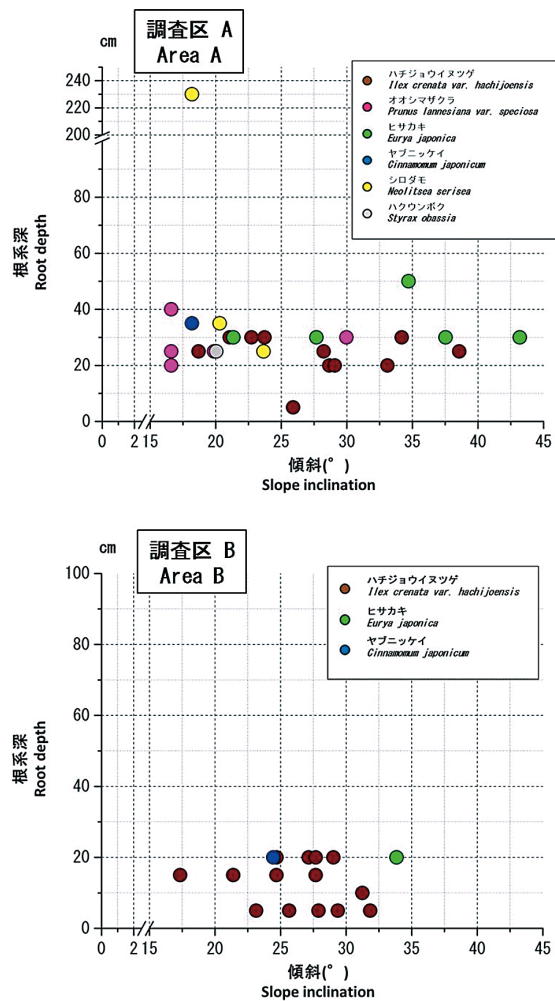


Fig. 9. 風倒木の斜面傾斜と根系深との関係
Relationship between slope inclination and root depth

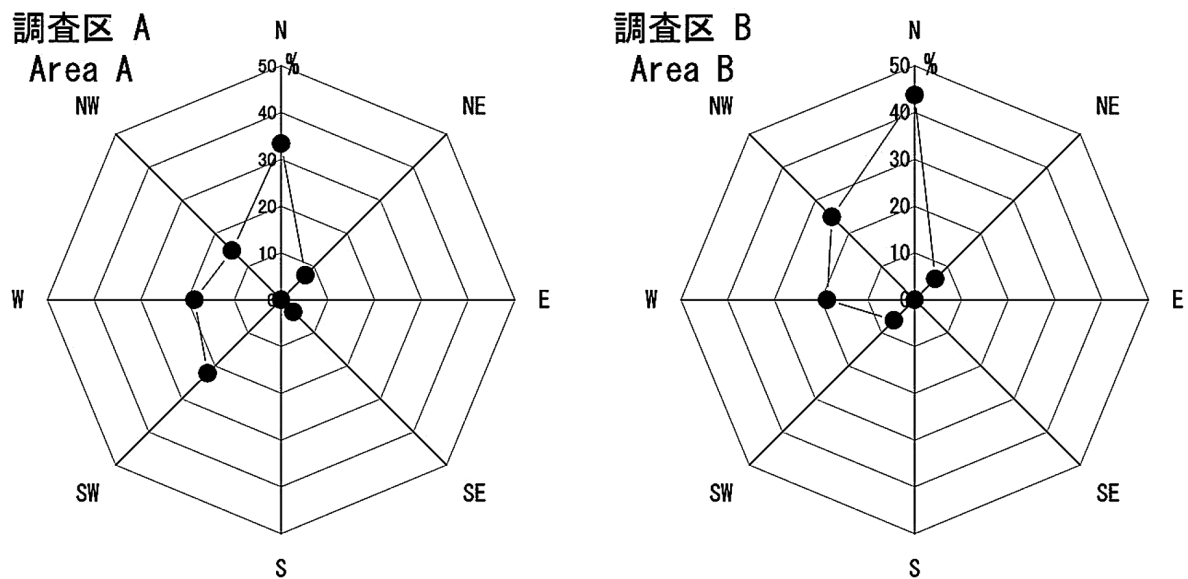


Fig. 10. 風倒木の傾動方向
各調査区で調査した風倒木の倒れた方向ごとの本数を各調査区の風倒木の総数で割った割合(%)で示している。
Tendency of windthrow
The units show the percentage obtained by dividing the number of each direction of windthrow by the total windfallen tree's number of each area.

引用文献

- 防災科学技術研究所 (2013) 2013 年 10 月台風 26 号に伴う伊豆大島の大雨土砂災害 . 防災科学研究所 HP : <http://mizu.bosai.go.jp/wiki/wiki.cgi?page=2013%C7%AF10%B7%EE%C2%E6%C9%F726%B9%E6%A4%CB%C8%BC%A4%A6%B0%CB%C6%A6%C2%E7%C5%E7%A4%CE%C2%E7%B1%AB%C5%DA%BA%BD%BA%D2%B3%B2> (2015 年 12 月 4 日閲覧)
- 平成 25 年 10 月台風 26 号による伊豆大島豪雨災害緊急調査団 (2014) 平成 25 年 10 月台風 26 号による伊豆大島豪雨災害調査報告書 . 土木学会・地盤工学会・日本応用地質学会・日本地すべり学会, 90pp.
- 稲垣 秀輝 (1999) 植生の違いによる風倒木の発生と斜面崩壊 . 応用地質, 40-4, 196-206.
- 東京管区气象台 (2014) 災害時気象速報 平成 25 年台風 26 号に伴う 10 月 15 日～16 日の伊豆大島の大雨 . 22pp.
- 東京都環境局・アジア航測 (2013) 平成 24 年度伊豆諸島植生図, 平成 24 年度東京都 (伊豆諸島) 現存植生調査委託報告書 (別冊) . 東京都環境局自然環境部計画課・アジア航測株式会社 .
- 牧本 卓史 (2009) 台風被害地における崩壊危険度の評価と植生回復 . 岡山県林試研報, 25, 1-11.
- 村上 亘・小川 明穂・小川 泰浩・大丸 裕武 (2016) 2013 年台風 26 号により伊豆大島で崩壊が発生した崩壊斜面頭部の樹木根系の分布状況について . 森林総合研究所研究報告, 15, 31-38.

Characteristic of wind-fallen trees on the slope near the landslide occurred by Typhoon No.26 (Wipha), 2013, in Izu-Oshima Island

Wataru MURAKAMI^{1)*} and Akiho OGAWA¹⁾

Abstract

We investigated the distribution of root systems of wind-fallen trees on the not-landslide slopes near the slopes where landslides occurred by the Typhoon 26 (Wipha) in October 16, 2013, in Izu-oshima Island. Wind-fallen trees were scattered in the study area. We surveyed the species, tree height, root depth, and root width of wind-fallen trees, in order to clarify the difference of root systems between the wind-fallen trees and the not wind-fallen trees around them. Many of the wind-fallen trees were *Ilex crenata* var. *hachijoensis*. The wind-fallen tree produced even on the gentle slope and the wind-fallen tree's roots were distributed in a shallow range than 50cm from the ground. Therefore, it was guessed that trees that roots are distribution in a shallow range were damaged by wind. Tendency of windthrow was often southwest-north direction. For this reason, it was considered that the trees might have fallen by the wind from the southeast before the maximum wind speed at the time of the passage of the typhoon is observed.

Key words : Izu-oshima Island, typhoon No. 26 (Wipha), wind-fallen tree, tree species, root systems

Received 10 February 2016, Accepted 24 May 2016

1) Department of Soil and Water Conservation, Forestry and Forest Products Research Institute (FFPRI)

* Department of Disaster Prevention, Meteorology and Hydrology, FFPRI, 1 Matsunosato, Tsukuba, Ibaraki, 305-8687 JAPAN
e-mail: wmura@ffpri.affrc.go.jp

研究資料 (Research record)

写真測量による伊豆大島三原山北西斜面における 近年の植生高変化の復元

大丸 裕武^{1)*}

要旨

2013 年 10 月の豪雨によって東京都伊豆大島の元町地区では大規模な表層崩壊によって多量の流木を伴う土石流が発生して市街地に多くの被害を与えた。今回の災害で多量の流木が発生した背景を明らかにするため、過去の空中写真を用いて写真測量を行い、過去と現在の植生高を比較した結果、1976 年から 2013 年の間に元町地区上方の斜面では多くの場所で樹高が 3 ~ 6m も増加し、2 倍程度になったことが明らかになった。伊豆大島の森林は薪炭生産等のために古くから強い利用圧を受けてきたことが知られている。写真測量から明らかになった樹高の増大は主として樹木の成長によるものであり、とくに広葉樹林については 1960 年代以降に進行した燃料革命による薪炭生産の終結が大きく影響していると推定される。

キーワード：土石流、表層崩壊、樹木成長、GIS、航空機レーザー測量、デジタル写真測量

1. はじめに

伊豆大島では 2013 年 10 月の豪雨によって、10 月 16 日未明に元町地区で大規模な表層崩壊と土石流が発生し、多数の死者を含む甚大な被害をもたらされた。この災害についてはこれまでに多くの研究が行われており、13 世紀頃に噴出した元町溶岩の上に堆積したレス層と火山砂層の境界がすべり面となるなど、大島火山の地形や地質の特性が表層崩壊の発生に大きく影響したことが明らかになりつつある(小山・鈴木 2014)。一方、今回の災害の発生に植生が与えた影響については現在でも不明の点が極めて多い。崩壊発生斜面に成立していたハチジョウイヌツゲやヒサカキを主とする常緑広葉樹林の根系深度が浅いことが指摘されてはいるものの(村上ら 2016)、森林の蓄積量がとくに小さいわけではなく、植生からはこの斜面の災害リスクがとくに高いことを事前に予測することは困難であったと考えられる(伊東ら 2016)。一方で、今回の災害では多量の流木を伴った土石流が大きな被害をもたらしており(田中 2014, 石川ら 2014, 稲垣 2015)、近年の森林の変化が今回の災害に与えた影響について検討することは重要な課題である。しかし、流木災害につながった森林蓄積の増加を裏づける、近年の植生変化に関する定量的なデータが不足しているため、詳細な議論を行うことが出来なかった。

森林の状態の時代的な変化を定量的に評価する方法として、過去の空中写真による写真測量が挙げられる。伊豆大島では 1976 年に国土地理院によって、撮影高度が低く写真測量に適した空中写真が撮影されており、これを用いることで過去の樹冠面の高度を推定できる可能性

がある。また、植生高の推定に必要な地表面データについても、伊豆大島では航空機レーザー測量技術によって取得された高精度のデータが利用可能であり、写真測量で得られた樹冠面の高度との差分を取ることで過去の植生高を推定できると期待される。本研究では過去の空中写真と近年の航空機レーザー測量で取得されたデータを解析して、1976 年と現在の植生高の比較から、今回の災害で崩壊が発生した斜面周辺の樹高の変化を復元し、今回の災害に大きな影響を与えたと考えられる近年の森林蓄積の変化について考察したい。

2. 研究地域

本研究では、2013 年の豪雨によって幅約 400m に及ぶ崩壊が発生した元町地区上方の標高 80m 付近から 450m 付近にかけての西向き斜面に注目する(Fig. 1)。Fig. 1 のオルソ写真に見られる裸地は一見すると単独の崩壊地に見えるが、裸地の中に最大傾斜方向に伸びを持つ半島状の森林域が残されていることから、複数の崩壊地が複合したものとみなされる。この斜面にはつづら折り状に御神火スカイラインと呼ばれる観光道路が整備されている。今回発生した表層崩壊はこの御神火スカイライン上を流下しているが、道路自体をほとんど破壊していないことから、崩壊のすべり面は極めて浅く根系を含むマット状の表層土壌が剥離した形で発生したと考えられる(稲垣 2015)。

今回の豪雨で崩壊が発生した元町地区の上部斜面は、明治期以降共有林として利用されてきたと考えられる(井上 2014)。国内各地の共有林と同様に、伊豆大島の

原稿受付：平成 28 年 4 月 15 日 原稿受理：平成 28 年 6 月 17 日

1) 森林総合研究所森林防災研究領域

* 森林総合研究所森林防災研究領域 〒305-8687 茨城県つくば市松の里 1

共有林も古くから大きな利用圧を受けてきた。大島諸島略誌の記述によると、伊豆大島では古くから山林に燃料を得る製塩によって生計を立てていたが、延享年代（西暦 1744～1747）頃より江戸への薪の出荷に切り替わり、薪生産も大正末期より衰退した後、炭焼き業が盛んになったとされる（大島町史編さん委員会 2001）。大正期以降の薪生産の衰退は濫伐によると考えられており、元村（現在の元町地区）では明治 30 年前には、三尺と呼ばれる長さ約 90cm の薪で年間 1,600～1,700 万本の生産量があったが昭和 8 年には約 350 万本に減じていることから、この間に森林利用によるきわめて顕著な森林植生の衰退が起きたことが推定されている（山口 1936）。薪生産が衰退した後は炭が主要な林産物となり、大島の製炭量は昭和 31 年度には 219,462 表に達した（福宿 1959）。しかし、この炭の生産も 1960 年代以降急速に拡大した家庭用燃料としての化石燃料の普及によって縮小し、近年では薪炭採取の山林への影響はきわめて小さなものになったと考えられる。2013 年の豪雨災害では、比較的密な常緑広葉樹林で表層崩壊が発生し、多量の流木を伴う形で土石流が発生するなど、森林の特徴が災害の今回の災害の発生形態に大きな影響を与えていると考えられる。なかでも、国内各地の里山林に見られる家庭用燃料の石油への転換が急速に進行して炭生産が縮小した 1960 年代以降の森林の変化（有岡 2004）が、現在の伊豆大島の植生を成立させた環境変化として注目される。

3. 研究方法

本研究では写真測量によって過去の植生高を復元し現在の植生高との比較を行う。空中写真によって植生高を

推定する研究は、これまでも林学や工学分野中心に行われてきた（例えば、福士ら 2008, 田口ら 2009）。ステレオ写真による写真測量自体は、写真の撮影条件や GCP の精度が良好であれば、1m 以下の精度で地物の高度を特定できるため、成長速度が大きな樹木については、樹冠面を含む表面の高度（以下 DSM）の経年変化を追跡することが十分に可能である。また、地盤高データ（以下 DEM）の精度が十分高ければ、DSM と DEM との差分を求めることで、植生高を推定することが可能になる。本研究では 1976 年に国土地理院によって撮影された 3 枚のカラー空中写真（Table 1）を 800ddpi でスキャンした画像を用いて二組のモデルを作成し、空中三角測量を行って 1976 年当時の DSM を推定した。空中写真の解析には（株）アジア航測製の図化ソフト「計測名人」を用いた。空中三角測量に用いる GCP（ground control point）は、東京都によって取得された 2013 年のオルソ画像と DEM の陰影図を 1976 年の空中写真と照合しながら 12 点の同一点を抽出し、その xyz 座標を 2013 年の DEM から推定した。このようにして取得した GCP を用いた外部評価の RMS エラーはいずれも 5m 未満であり、現地測量を行わない写真測量としては比較的良好な結果が得られた。空中三角測量で得られた DSM を元に、5m サイズのラスターデータを作成し GIS（ESRI 社の ArcGIS10.2）上で 2013 年の DEM とオーバーレイして解析を行った。

日本全域をカバーする DEM としては従来から国土地理院の数値地図 50m メッシュ標高や、数値地図 10m メッシュ標高が最もよく利用されてきた。しかし、これらのデータは写真測量で作成された 2 万 5 千分の 1 地形図

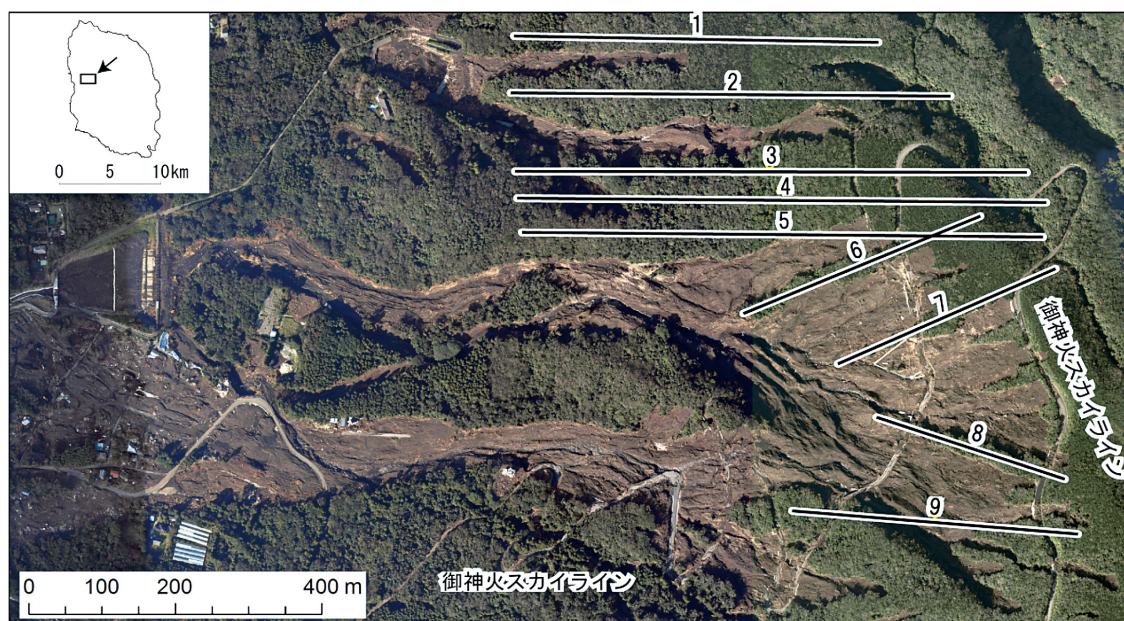


Fig. 1. 調査地域の崩壊後のオルソ写真（2013 年 10 月 27 日撮影）
左上地図の矢印はオルソ写真の位置を示す。1～9 のラインは Fig. 7 の断面の位置を示す。

を元データとしており、地表面が密な森林に覆われている場合には、一定の植生高を仮定して地盤高を推定しているため誤差が大きく、植生高の推定に用いるには不適である。近年登場した航空機レーザー測量技術によって作成された地形データは、膨大な点群の中からフィルター処理で地表面に到達した点群を抽出して作成しているため、一般に写真測量による DEM よりも高精度である。本研究では、災害発生 2 日後の 2013 年 10 月 18 日に国際航業株式会社によって計測された東京都の航空機レーザー測量データを用いた。このデータは計測点間隔が約 1.2m のオリジナル点群データをフィルター処理して作成された 1m メッシュの DSM と DEM とからなり、DEM の精度は約 1cm である。以上のようにして作成した 1976 年の DSM および 2013 年の DSM と DEM を GIS で解析して 1976 年と 2013 年の植生高の分布を明らかにするとともに (Fig. 2)、9 本の測線 (Fig. 1) を設定して標高と植生高との対応関係について解析を行った。植生高の変化から、実際の森林の蓄積量の変化を推定するには、地上における蓄積量の調査データが必要となる。今回、解析を行った元町地区の斜面においては、一部で植生調査が行われ、幹・枝葉・地下部の現存量が報告されている (伊東ら 2016)。伊東ら (2016) が報告した植生プロットのうち、5 か所のプロット (伊東ら 2016 の調査地点 1, 2, 3, 4, 7) は、本研究の解析エリア内にあることから、上記の 5 か所のプロットについて断面図を

作成して 1976 年と 2013 年の植生高を比較した。

4. 結果

東京都の航空機レーザー測量データは植生を含む地物の点群データと、フィルター処理を行って植生の点群を除去して地表面の高度を推定した 1m 解像度の DEM とからなる。植生を含む点群データから 1m 解像度の表面モデル (DSM) を作成し、1m 解像度の DEM との差分から 2013 年 10 月 18 日時点での植生高を推定した (Fig. 3 下の図)。これによると、植生高が 1m 未満の白色のエリアは 2013 年に発生した表層崩壊の裸地域にほぼ一致している。斜面上方東側の尾根付近では植生高が 6m 内外の場所が多い。植生高が 10m を超える森林は解析地域の西側の山麓緩斜面上に集中しており、主としてスギなどの人工林からなると思われる。

1976 年の空中写真から空中三角測量で作成した DSM は当時の植生表面の標高を表現している。本研究では、2013 年に東京都が航空機レーザー測量で取得した DEM との差を計算することで、より精度よく 1976 年当時の植生高を推定することを試みた (Fig. 2)。こうして、1976 年の植生高を推定したのが Fig. 3 の上の図である。ただし、2013 年の DEM は崩壊発生後の 10 月 18 日の測量結果を元に作成されているため、崩壊地の部分については、崩壊による表層土層の消失で、崩壊発生前の地表面の高度よりも低い値となっている (Fig. 2)。元町地区の崩壊地の深度は概ね数 10cm 程度と考えられており (石川ら 2014)、場所によっては土石流によって 1m 以上の侵食を受けている。このため 2013 年の DEM を元に過去の崩壊植生高の推定を行う場合には、崩壊地付近については最大で 1m 程度、ガリー付近ではそれ以上に植生高を過大に推定する可能性に留意する必要がある。

5. 考察

5.1 1976 年の植生面高度の推定精度

Fig. 3 には写真測量から推定した 1976 年当時の植生高と、航空機レーザー測量データから推定した 2013 年の植生高の分布を示した。1976 年の植生高の推定精度を検証するため、植生高がほぼゼロで DSM と DEM がほぼ一致すると予想される御神火スカイライン沿いに 10m 間隔の検証点を設定して、写真測量から推定した DSM の値と航空機レーザー測量による DEM の値を比較した (Fig. 4)。

Fig. 4 によると写真測量から推定した 1976 年の DSM は、2013 年の DEM とほぼ一致しているが、2013 年の DEM よりも数 m 程度大きい場所も見られる。Fig. 5 は Fig. 4 にプロットした御神火スカイライン沿いの 10m 間隔の検証点における、1976 年の DSM と 2013 年の DEM の差の頻度を示したものである。1976 年の DSM の高度が道路面を表現していれば DSM と DEM の差は 0m 付近にピークを持つ対象型の分布になるはずであるが、実際

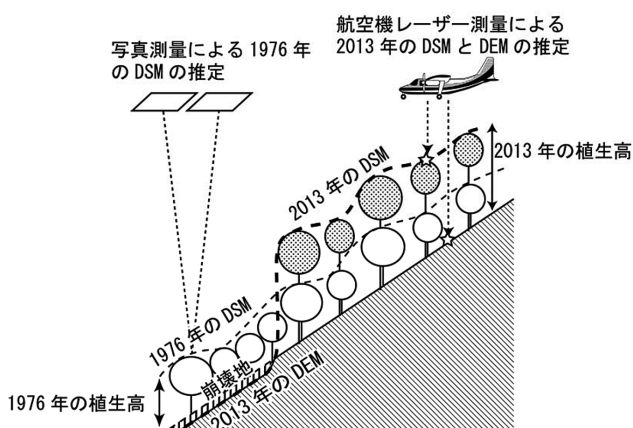


Fig. 2. 本研究で使した地表面モデル (DEM) と地表面モデル (DSM) の高度データの概念図

Table 1. 本研究で用いた空中写真

整理番号	コース	写真番号	撮影者	撮影年月日	撮影高度 (m)
CKT-76-5	C10	C10-2	国土地理院	1976 年 9 月 23 日	1700
CKT-76-5	C10	C10-3	国土地理院	1976 年 9 月 23 日	1700
CKT-76-5	C10	C10-4	国土地理院	1976 年 9 月 23 日	1700

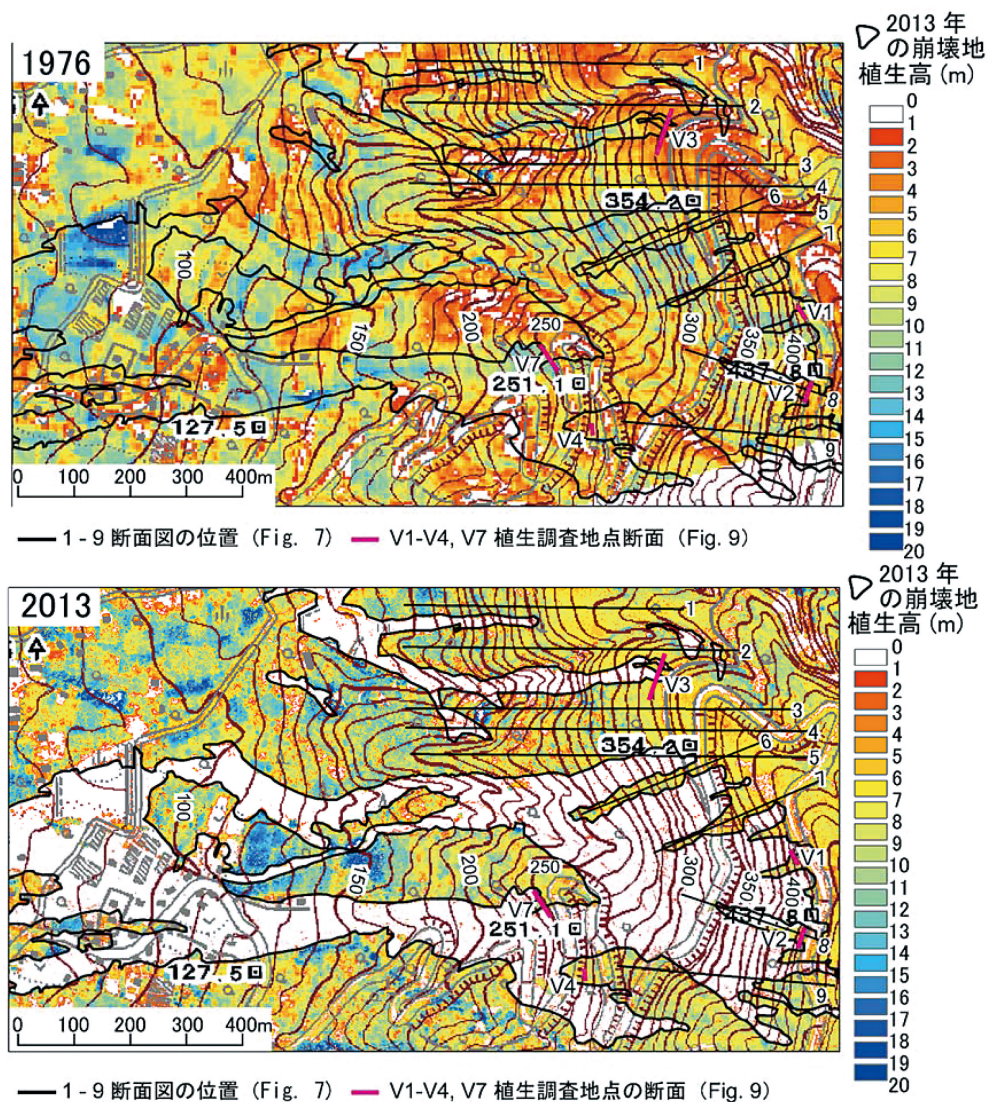


Fig. 3. 1976 年と 2013 年の植生高の分布
地形図は国土地理院の 2 万 5 千分の 1 地形図を使用。1 ～ 9 のラインは Fig. 7 の断面の位置を示す。

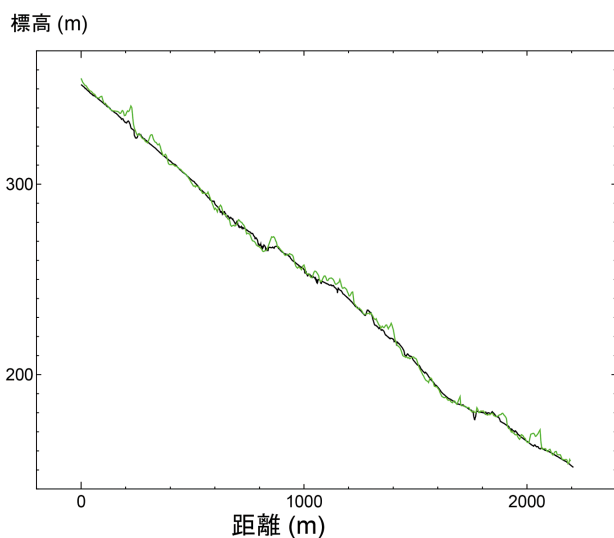


Fig. 4. 御神火スカイラインに沿った地表面 (黒色線；2013 年の DEM) と写真測量から求めた 1976 年の地表面 (緑色線；1976 年の DSM) 計測点の間隔は 10m。

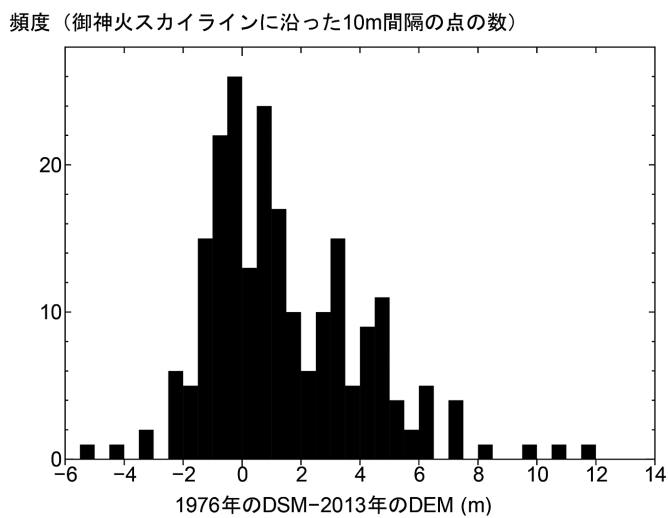


Fig. 5. 御神火スカイラインに沿った 1976 年の DSM (Fig. 4 の緑色線) と 2013 年の DEM (Fig. 4 の黒色線) との差の頻度分布

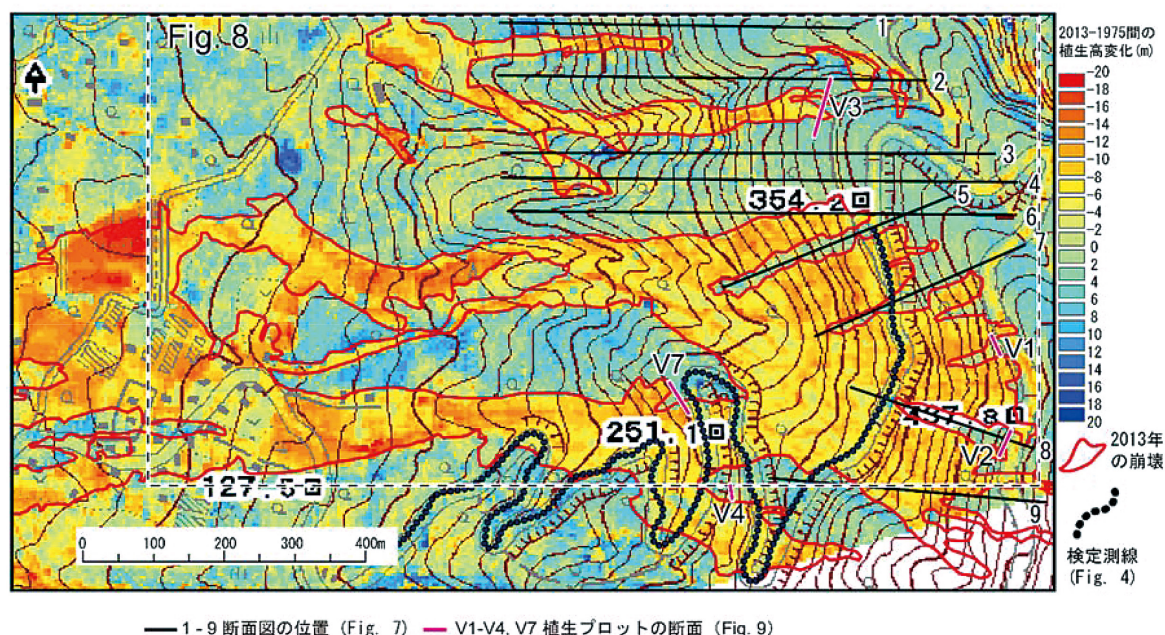


Fig. 6. 1975 年から 2013 年にかけての植生高の変化
1976 年の空中写真の解析から作成した DSM と 2013 年 10 月 18 日の航空機レーザー測量で取得された DSM の差分計算の結果から推定した。1～9 の黒色の線は Fig. 7 の断面図の位置を、ピンク色の線は Fig. 9 の断面図の位置をそれぞれ示す。破線で囲まれた範囲は Fig. 8 のデータを取得した範囲を示す。地形図は国土地理院の 2 万 5 千分の 1 地形図を使用した。

には正の値の方が大きい非対称型の分布になっている。このように 1976 年の DSM の高度が DEM を上回る場所があるのは、樹木の枝が道路上にかかる場所があり、写真測量の際に道路面ではなく植生面をデジタル化したためと考えられる。このような、道路上の植生をとらえたと思われる場所を除外すれば、Fig. 5 に見られる DSM と DEM の差は大部分が±3m の範囲内に収まっていることから、1976 年の空中写真の写真測量による DSM は 3m 程度の誤差の範囲で 1976 年当時の樹冠面を再現していると推定される。

5.2 植生高変化量の分布とその背景

次に、1976 年から 2013 年にかけての植生高の変化について考察する。前述したように、2013 年の崩壊地の範囲内の DEM は厳密には 2013 年より前の地表面とは一致しないので、以下では崩壊地以外の場所に注目する。まず、Fig. 3 の東側の北西・南東方向に走る尾根付近の植生高は 1976 年の段階ではオレンジから赤色で示した 3m 未満の場所が多いが、2013 年になると黄色で示した 6m 以上の場所が多くなっている。このことから 1976 年～2013 年の間に、この尾根付近の植生高が顕著に増大したことがわかる。

Fig. 6 は 1976 年から 2013 年にかけての植生高の変化量を示したものである。2013 年の DSM は崩壊地の部分では植生高の情報が欠落しているため、崩壊地付近にあった植生高の変化を面的に推定することは出来ないが、崩壊後も植生が残存した場所については、1976 年と 2013 年の植生高を比較することが可能である。Fig. 6

をみると 2013 年に発生した崩壊地を除けば、大部分の場所では 2013 年の植生高の方が高く、植生高が増大していることがわかる。また、Fig. 7 は 2013 年の崩壊後も植生が残存した場所の周辺に断面を設定して、1976 年の植生高と 2013 年の植生高を比較したものである。この断面においても、崩壊地や道路上以外の大部分の場所では、青色で示した 2013 年の植生面は 1976 年の植生面よりも高くなっている。

Fig. 8 は Fig. 6 に破線で示した方形内の崩壊地以外の部分について 10m 間隔の格子点を設定して各点における 1976 年～2013 年間の植生高の変化量を取得し、標高帯毎にその頻度分布を示したものである。これによると、全体としては 1976 年～2013 年の間に植生高が 2～7m 程度増大した場所が多く、6m 以上植生高が増大した場所の割合は低標高域よりも高標高域の方が大きい。一方、植生高が低下した場所は標高 200m 以下の低標高域に多い。これは森林を農地や宅地に転換した場所が低標高域に多いためと考えられる。

次に、植生調査が行われた場所における植生高の変化について検討する。Fig. 9 には、伊東ら (2016) が植生調査を行った元町地区の 5 箇所の調査地点 (伊東ら 2016 の調査地点 1, 2, 3, 4, 7; Fig. 3, Fig. 6 のライン V1～V4 および V7) を横断する植生高の断面図を示した。崩壊発生源と同じ標高帯に位置する V1、V2 および V3 (伊東ら, 2016 の調査地点 1, 2, 3 に対応する) では 1976 年～2013 年の間に林冠ギャップの部分以外の植生高が 3～6m 程度増大し、おおよそ 1.5～3 倍程度になったと推定される。このうち、調査地点 1, 4, 7 について

は 2013 年 12 月から 2014 年 7 月にかけての植生調査で現存量が推定されており、現在の生重量（幹・枝葉・地下部）はそれぞれ 371t/ha, 455t/ha, 363t/ha と推定されている（伊東ら 2016）。1976 年からの平均樹高の変化は、調査地点 1 で 6.2m から 7.7m に、調査地点 4 では 5.8m から 7.3m に、調査地点 7 では 8.1m および 11.3m と変化したと推定されており、この樹高の変化を想定すると、ヘクターあたりの現存量は調査地点 1 では、299t から 371t に、調査地点 4 では 361t から 455t に、調査地点 7 では 260t から 363t に増大したと推定されている（伊東ら 2016）。このような 30% 近い蓄積量の増大は主としてこの間の樹木の成長によるものと考えられる。とくに広葉樹については、1960 年代以降の家庭用燃料の転換が急速に進んだことを考慮すると、薪炭生産の低下によってもたらされた可能性が高い。

以上のように、元町地区上方の斜面では 1976 年以降、植生高が 3 ～ 6m 程度増大した場所が多い。このような崩壊発生斜面における植生高の増大は 2013 年の豪雨災害で多量の流木が発生したことにつながったと推定される。一方、樹木の成長は一般的には地下部のバイオマスの増大につながるため、森林の崩壊防止機能の向上をもたらすと期待されている（例えば、阿部 1997）。しかし、元町地区の崩壊地の根系深度を調査した結果からは、樹木根系は多くの場所ですべり面より上位の火山砂層中に集中し、下位のレス層での分布は相対的に少ないことが指摘されており、地質的な制約によって森林の蓄積が斜面強度の増大に直結しなかった可能性がある（石川ら 2014, 稲垣 2015, 村上ら 2016）。この点については、今後表層土層の構造と根系分布の対応関係を考慮した考察を行い明らかにする必要がある。

6. まとめ

2013 年 10 月の台風で表層崩壊と多数の流木を伴う土石流が発生した伊豆大島元町地区の斜面の近年の植生変化を復元するため、1976 年の空中写真の写真測量を行うとともに、2013 年の航空機レーザー測量データを解析した。その結果、表層崩壊が発生した元町地区上部斜面では 1976 年～2013 年の間に、植生高が顕著に増大したことが明らかになった。とくに崩壊が発生した元町地区上部斜面では、古くから広葉樹林が共有林として利用され薪炭生産が活発であったことを考慮すると、近年の樹高の増大は 1960 年代以降の燃料革命による薪炭生産の急速な縮小に起因すると推定される。

引用文献

- 阿部 和時（1997）樹木根系が持つ斜面崩壊防止機能の評価方法に関する研究．森林総研研報，373, 105-181.
- 有岡 利幸（2004）ものと人間の文化史 118-Ⅱ 里山Ⅱ．法政大学出版局，265pp.

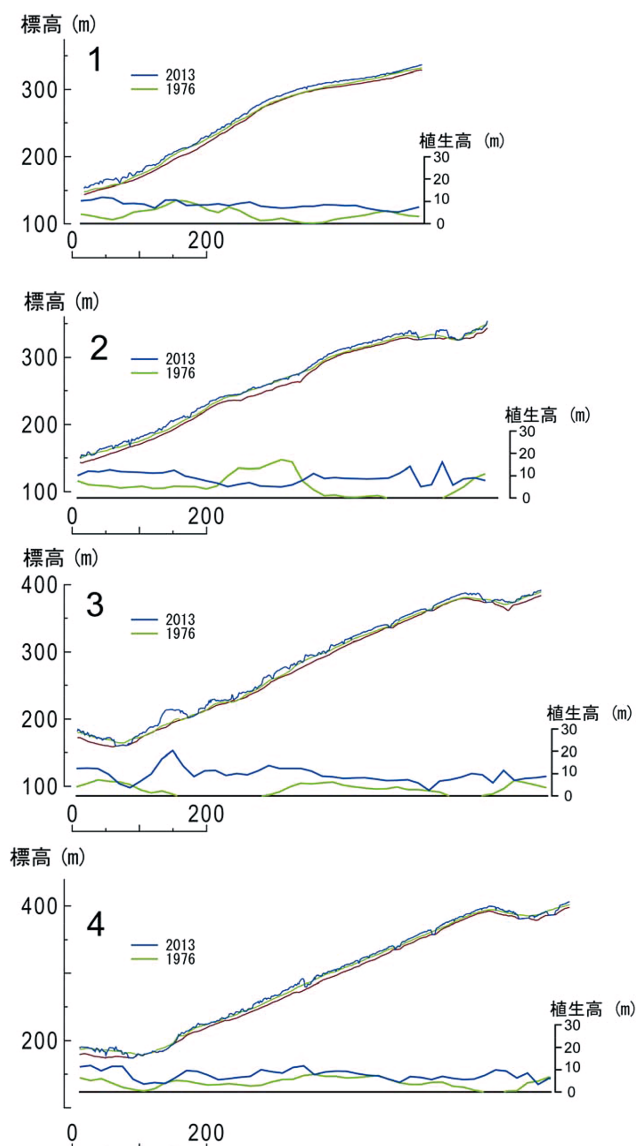


Fig. 7. 地形断面に沿った 1976 年（緑色線）と 2013 年（青色線）の植生高
地形断面の位置は Fig. 1, 3, 6 に示した。

- 福士 亮太・小熊 宏之・米 康充・鈴木 恵一・岡野 哲郎・藤沼 康実（2008）高解像度デジタル航空写真と LiDAR データによる DTM を組み合わせたカラマツ林の現況推定．日本森林学会誌，90, 297-305.
- 福宿 光一（1959）伊豆諸島における製炭時期とその特色 大島・八丈島・青ヶ島の事例．人文地理，11, 498-509.
- 稲垣 秀輝（2015）激甚化する気象現象に係わる火山地域での豪雨災害などの特徴と課題．応用地質，55, 279-289.
- 井上 公夫（2014）伊豆大島・元町の土砂災害史．地理，59 (2), 10-19.

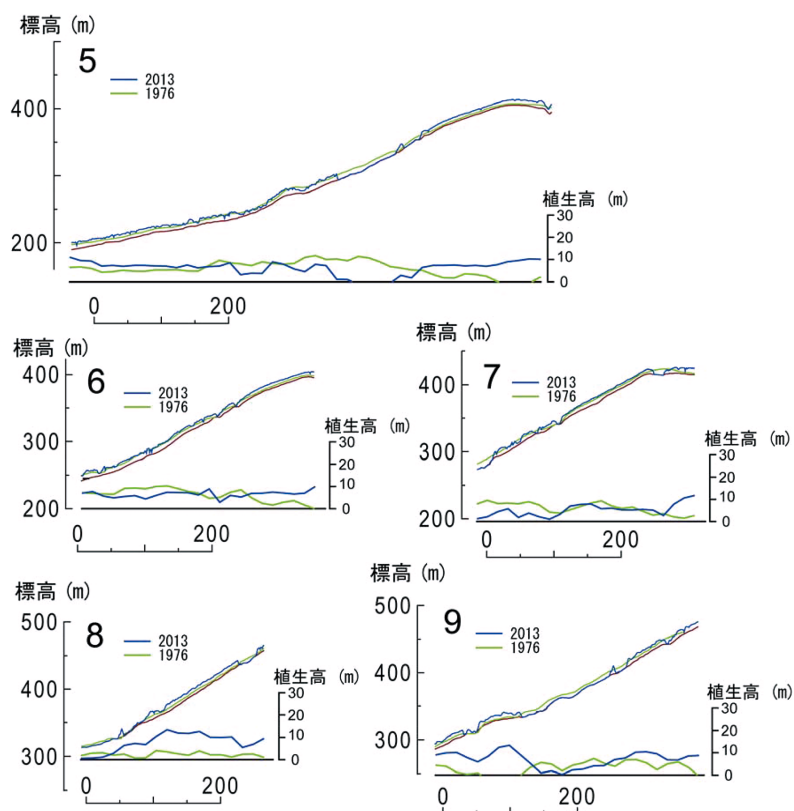


Fig. 7. 続き

伊東 宏樹・松井 哲哉・飛田 博順・五十嵐 哲也・
小川 明穂・松浦 陽次郎 (2016) 伊豆大島 2013
年 10 月 16 日斜面崩壊発生地点周辺の樹木の現存
量. 森林総研研報, 15, 21-30.

石川 芳治・池田 暁彦・柏原 佳明・牛山 素行・林
真一郎・森田 耕司・飛岡 啓之・小野寺 智
久・宮田 直樹・西尾 陽介・小川 洋・鈴木 崇・
岩佐 直人・青木 規・池田 武穂 (2014) 2013
年 10 月 16 日台風 26 号による伊豆大島土砂災害.
砂防学会誌, 66, 61-72.

村上 亘・小川 明穂・小川 泰浩・大丸 裕武 (2016)
2013 年台風 26 号により伊豆大島で崩壊が発生した
崩壊斜面頭部の樹木根系の分布状況について. 森
林総研研報, 15, 31-38.

小山 真人・鈴木 雄介 (2014) 伊豆大島の噴火史から
みた 2013 年 10 月の火山泥流災害. 地理, 59 (5), 34-

41.

大島町史編さん委員会 (2001) 東京都大島町史資料編,
東京都大島町, 420-421.

田口 仁・古川 邦明・遠藤 貴宏・沢田 治雄・安
岡 善文 (2009) 多時期の空中写真から作成した
Digital Canopy Model による森林キャノピーのモニ
タリング. 写真測量とリモートセンシング, 48 (1),
4-14.

田中 則夫 (2014) 流木の生産・流出特性. 土木学会・
地盤工学会・日本応用地質学会・日本地すべり学
会平成 25 年 10 月台風 26 号による伊豆大島豪雨
災害緊急調査団編, “平成 25 年 10 月台風 26 号に
よる伊豆大島豪雨災害調査報告書”. 53-58. [http://
committees.jsce.or.jp/report/system/files/20140526.pdf](http://committees.jsce.or.jp/report/system/files/20140526.pdf)

山口 貞夫 (1936) 伊豆大島図誌, 地人社, 193-194.

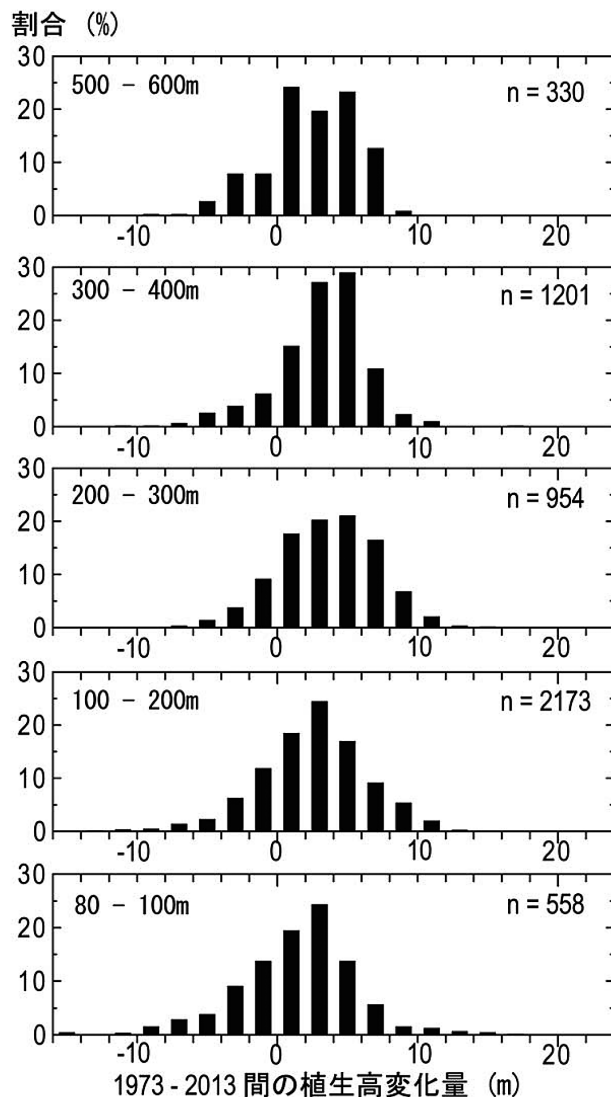


Fig. 8. 標高帯毎の 1973 年～2013 年間の植生高変化量の頻度分布

Fig. 6 に破線で示した方形区内に 10m 間隔の格子点を設定し、崩壊地以外の点について 1973 年～2013 年の植生高の変化量を取得して、標高帯別に出現頻度を示した。n は各標高帯で植生高を抽出した格子点の数を示す。

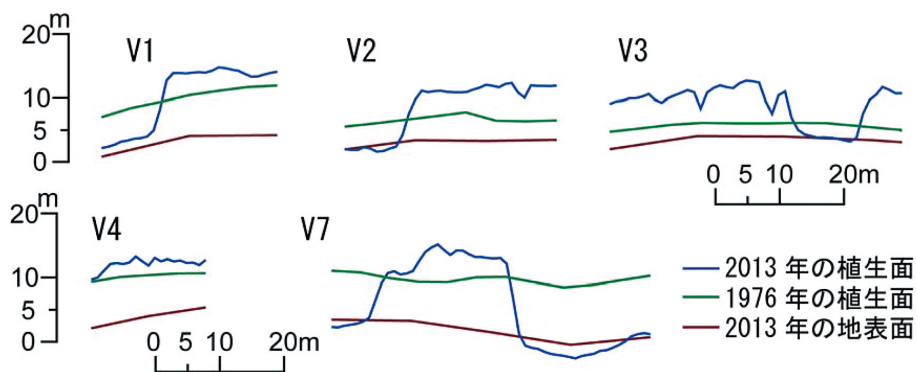


Fig. 9. 伊東ら (2013) の 5 箇所の方形区における植生高の変化

V1, V2, V3, V4, V7 はそれぞれ伊東ら (2016) 調査地点 1, 2, 3, 4, 7 に対応する。

Reconstruction of the recent vegetation height change by photogrammetry on the northwestern slope of Mt. Mihara in Izu-Oshima Island, eastern Japan

Hiromu DAIMARU^{1)*}

Abstract

2013 Typhoon Wipha has brought serious landslide and debris-flow hazard on the northwestern hillside of Mt. Mihara which caused 36 deaths in Motomachi District in Izu-Oshima Island. This debris flow was accompanied by copious amount of driftwood that accelerated the debris flow damage. This study has reconstructed recent change in tree height around the landslide area by using aerial photogrammetry and airborne LiDAR data to clarify background of the hazard. A digital surface model (DSM) was produced from three air photos taken in 1976 by Geological Survey Institute (GSI). The 2013 DSM and digital elevation model (DEM) were surveyed by the airborne LiDAR on the second day after the landslide. Vegetation height was calculated from the difference between 1976 DSM and 2013 DEM derived from the airborne LiDAR by Tokyo Metropolitan Government. Comparison between 1976 and 2013 DSM clarified that tree height around the landslide area has increased 50 – 100% over the past 37 years. This tree growth would be mostly induced by tree growth and decrease of charcoal production due to the fuel revolution since 1960's.

Key words : debris flow, shallow landslide, tree growth, GIS, air borne LiDAR, digital photogrammetry

Received 15 April 2016, Accepted 17 June 2016

1) Department of Disaster Prevention, Meteorology and Hydrology, Forestry and Forest Products Research Institute (FFPRI)

* Department of Disaster Prevention, Meteorology and Hydrology, FFPRI, 1 Matsunosato, Tsukuba, Ibaraki, 305-8687 JAPAN
e-mail: daimaru@affrc.go.jp

森林総合研究所研究報告の基本方針

1. 審 査

投稿された論文（論文、短報、ノート、総説、研究資料）は、すべて審査を受けてその採否が決定されます。論文の審査方針を次のように定めます。

1. 審査の目的

投稿された論文（論文、短報、ノート、総説、研究資料）が、審査の基準に照らして掲載可能か否かを判断するのが審査の目的です。

2. 審査の基準

- (1) 新規性：論文の内容が、公知、既発表、または既知のことから容易に導き得るものでないこと。
 - (2) 有用性：論文の内容が、学術的に、または実用上なんらかの意味で価値があること。
 - (3) 信頼性：論旨が通っており、結論等を信頼するに十分な根拠が示されていること。
- さらに、論文はその内容が読者に十分理解できるように簡潔かつ明瞭に記述され、その内容に誤りないことが必要で投稿規程及び執筆要領に規定されたとおりに論文が構成され、記述されていなければなりません。

3. 査読者

投稿された論文の査読者2名（ノート及び研究資料の場合1人）は、担当編集委員が決定し、森林総合研究所研究報告編集委員会（以下、「委員会」という）において決定されます。査読者の氏名は公表しません。著者との連絡はすべて委員会が行い、査読者は著者と直接連絡しないこととします。

4. 査読の結果

論文は、上記の各項の基準に照らして総合的に審査され、次のいずれかに判定されます。

- (1) このまま掲載可。
- (2) 指摘の点を検討・修正の上、編集委員の了承をもって掲載可。
- (3) 指摘の点を検討・修正の上、再審査の必要あり。
- (4) 却下した方がよい（掲載するほどの内容を含まない場合及び掲載すべきでない場合）。
- (5) その他。

(1) から (4) のいずれかに判定し難い時は、(5) と判定されますが、その場合は担当編集者によって、その理由が具体的に示されます。

(2)、(3) と判定された論文の場合は、掲載条件が具体的に示されるので、指摘にそって原稿を修正することになります。(2) の判定の場合は、重要な内容の訂正を掲載条件としないことが原則です。2人の査読者がともに (1) または (2) と判定すれば、査読は終了し、掲載可となります。2人の査読者がともに (4) と判定した場合は、却下となります。

1人が (4) と判定し、担当編集者が必要と認めた場合は別の査読者によってさらに査読を行い、その査読者も (4) と判定すれば却下となります。その査読者が掲載可と判定すれば査読は終了し、掲載可となります。(5) については、その理由により委員会の討議を経て、編集委員長が著者及び査読者と協議して対応します。

(2015年3月31日)

2. 投 稿

投稿資格

1. 投稿者は原則として当所の在職職員とする。その他、元職員、依頼研究員及び共同研究者等が、当所あるいは当所と関係のある場所において研究した成果を含む内容も投稿できる。

原稿の種類

2. 原稿の種類は論文、短報、ノート、総説及び研究資料とする。論文は、原著論文として他の出版物に投稿または掲載されていないものに限る。短報は、速報性の高いものを4頁以内にまとめる。ノートは、価値のある新事実または結論を含むものを2頁以内にまとめる。総説は特定の課題に関する研究を広くかつ普遍的に総括・説明したものとする。研究資料は観測データ、調査資料等とする。

原稿の提出

3. 投稿者は、別に定める執筆要領に基づき作成した原稿を「研究報告原稿提出書」とともに広報普及科編集刊行係に提出する。なお、共著原稿の提出にあたっては、共著者全員の同意を得ることとする。提出する原稿は電子ファイルとする。

原稿の提出先 〒 305-8687 つくば市松の里 1
国立研究開発法人 森林総合研究所
広報普及科 編集刊行係
Tel : 029-829-8373
Fax : 029-873-0844
E-mail : kanko@ffpri.affrc.go.jp

原稿の修正

4. 修正原稿が2ヶ月以内に、短報及びノートでは3週間以内に再提出されない場合には受付を取り消す。なお、特別な理由により期限内に提出できない場合は、期間延長を編集委員長に文書で申し入れする。

原稿の却下

5. 再審査を終えても受理されない論文等については委員会により却下されることがある。

使用言語

6. 使用言語は日本語または英語とする。

著作権

7. 研究報告の著作権は森林総合研究所に帰属する。掲載論文の全体または一部を他の著作物に利用する場合、事前に編集刊行係に申し出て、編集委員長の許可を得るものとする。

(2015 年 3 月 31 日)

3. 執筆要領

原稿の書式

1. 原稿は Word 形式の電子ファイルとし、次の書式に従う。
 - 1) 和文原稿は、A 4 判白紙に、天地左右各 30mm 程度の余白を残し、原則として 10.5 ポイントの文字を使用し、40 字詰め 20 行で横書きで印字する。語や句を区切る際には、「、」「。」を使用。
 - 2) 英文原稿は、A 4 判白紙に、天地左右各 30mm 程度の余白を残し、原則として 10.5 ポイントの文字を使用し、25 行で印字する。

原稿の構成

2. 原稿の構成は次の順による。
 - 1) 和文原稿
 - (1) 表紙<表題・著者名・所属・英文表題・英文著者名・英名所属・和文ランニングタイトル(全角 25 文字以内)>
 - (2) 英文要旨 (Abstract)、英語キーワード
 - (3) 和文要旨、日本語キーワード
 - (4) 本文
 - (5) 引用文献
 - (6) 図・表・写真の表題と説明 (和文、英文または和英併記)
 - (7) 補足電子資料 (Supplemental materials) の表題と説明
 - (8) 図・表・写真 (別添)
 - 2) 英文原稿
 - (1) 表紙<表題・著者名・所属・英文ランニングタイトル (空白含め半角 50 文字以内)>
 - (2) 英文要旨 (Abstract)、英語キーワード
 - (3) 本文
 - (4) 引用文献
 - (5) 和文要旨<和文表題・和文著者名・和名所属を含む>、日本語キーワード
 - (6) 図・表・写真の表題と説明
 - (7) 補足電子資料 (Supplemental materials) の表題と説明
 - (8) 図・表・写真 (別添)
- ただし、ノートは表題・著者名・所属、キーワード、本文 (目的、方法、結果などの項目は付けない)、引用文献、図表の表題と説明、補足電子資料の表題と説明の順に記述する。原則として、図、表、引用文献は必要最少限とする。

表題

3. 英文表題 (サブタイトルを含む) の記載は、先頭の単語の頭だけを大文字とし、残りの単語は小文字と

する。

著者名

4. 著者名の記載は英文の場合、執筆者が通常使用しているローマ字で、名 (頭文字を大文字、以後は小文字)、姓 (大文字) を記載する (例: Taro SHINRIN)。共著者のあるときは“,”で区切り、最後の共著者の前に and を入れる。

所属と連絡先

5. 著者の所属は、論文が受付されたときの所属とする。退職者については退職時の所属 (和文にのみ元をつける) とする。なお、著者の所属をその対応が容易にわかるように著者の右肩に 1)、2) の番号を付し、脚注に森林総合研究所、領域・支所・試験地名等を記載する。また、著者のうち 1 名を連絡先 (corresponding author) とし右肩に所属の番号等についで * (アスタリスク) を付し、脚注に連絡先 (現在の所属、住所、E-mail アドレス (推奨)) を入れる。所属が無い場合は、個人の連絡先 (住所または E-mail アドレス等) とする。

要 旨

6. 要旨は、論文の目的、方法、結果などを和文では 600 字 (短報は 300 字)、英文では 300 語 (短報は 150 語) 以内で簡潔に記述する。その際、原則として改行は避け、できるだけ略語、慣用語を用いない。また、原則として表、図、式などを本文中の番号で引用しない。

長文のものについては、和文の場合英文摘要を巻末に、英文の場合和文要旨のかわりに和文摘要を掲載することが出来る。なお、摘要は目的、方法、結果などの要点を簡潔に記述する。

ノートについては、要旨は不要とする。

キーワード

7. 原稿の内容を的確に表すキーワード (論文、短報、総説及び研究資料は 7 語以内、ノートは 5 語以内) を記載する。キーワードの選定は検索に用いられることを考慮し (調査年等是不適)、英語と日本語を対応させ、記載の順序を揃える。英語は、固有名詞の最初の文字を除き、すべて小文字で書く。

本文／見出し

8. 本文の区分けの表題は中央に 1 行取りで書く。

表題をさらに細分化するときには左詰めにしてゴシック指定にする。

見出しで必要な場合はポイントシステムを採用してもよい。

英文の見出しは、英文表題の記載と同様に最初の単語の頭だけを大文字表記とする。

英文字記号および英数字

9. 本文中、引用文献中ともに、括弧(), アポストロフィ('), ピリオド(.), セミコロン(;)等の英文記号を使う場合には、すべて半角で記述する。ローマ数字も半角アルファベットの組み合わせとして記述する。括弧の前後や記号の後には原則として半角スペースを入れる。

具体的には下記の例を参照(_ は半角スペースを表す)。

・・・であると考えられる(堀・河合_1965a, b, Dropkin et al._1979)。

・・・堀ら_(1965)_の報告がある。

・・・ウスバシロチョウ_(別名ウスバアゲハ)_は、・・・

引用文献

Ahmad, Q. A. (1952) Fungi of East Bengal. *Pakist. J. For.*, 2, 91-115.

引用文献

1 0. 1) 本文中の引用文献の記載は下記の例に従う。(_ は半角スペースを表す)

本文末につける場合

(Ahmad_1952)(堀_1965)(Ahmad_1952,堀_1965)

文中での説明の場合

Ahmad_(1952)_は～ 近年、堀_(1965)_は～

著者が複数の場合等の記載例

・連名の場合：(Ahmad_and_Baker_1952)(堀・川合_1965a, b) 中点は全角

・著者が3名以上の場合：第1著者名の後に「et al.」または「ら」を付す。

(Dropkin et al._1979)(Dropkinら_1979)

・複数の文献の場合：年代順に記載し、同年の文献については、アルファベット順に記載する。また、同名の著者は年代順にまとめて記載する。

(田中_1984,1989 石塚_1988,1990a,b)

第一著者が同じであれば共著者が異なっても区別しない。

(田中・木村_1984)(田中・鈴木_1988)は(田中ら_1984,1988)にまとめる。

・訳本の場合：原著者名(訳本の表記に従い、原著者のファミリーネーム)と原著発行年を引用する。(ブレーヌ_1989)

2) 引用文献リストの記載は下記の例に従う。(_ は半角スペースを表す)

・雑誌を引用する場合

例 Ahmad, Q. A. (1952) Fungi of East Bengal. *Pakist. J. For.*, 2, 91-115.

Baker, C. F. (1914a) A review of some Philippine plant diseases. *Philip. Agr. & For.*, 3, 157-164.

Baker, C. F. (1914b) First supplement to the list of the lower fungi of the Philippine Islands. *Leaflet. Philip. Bot.*, 7 (Art113), 2417-2542.

Dropkin, V. H. and Foudin, A. S. (1979) Report of the occurrence of *Bursaphelenchus lignicolus* induced pine wilt disease in Missouri. *Plant Dis. Rep.*, 63, 904-905.

Reunanen, M., Ekman, R. and Heinonen, M. (1989) Analysis of Finnish pine tar from the wreck of Frigate St. Nikolai. *Holzforschung*, 43, 33-39.

・誌名の略記法は慣例にならう。

・氏名が和文の場合は、姓と名の間に全角スペースを入れる。(■は全角スペースを、_ は半角スペースを表す)

例 森■章_(2001)_イチイガシの種子生産における同化産物投資. _日林誌_, 83, 93-100.

堀■高夫_(1965)_路網計画のための図上地形判定について. _日林誌_, 47, 168-170.

上野■洋二郎_(2000)_森林計画における森林諸機能の最適配分. _日林誌_, 82, 360-363.

田島■正啓・宮島■寛・宮崎■安貞_(1977)_ヒノキパーオキシターゼ・アイソザイムの遺伝子分析. _日林誌_, 59, 173-177.

・書籍を引用する場合

例(本一冊を引用する場合)

三浦■伊八郎・西田■屹二_(1948)_木材化学. _丸善_, 690pp.

(複数の著者によって書かれた編集本の特定部分を引用する場合)

沼田■真_(1967)_植物的環境の解析と評価. _森下■正明・吉良■竜夫編_“自然：生態学的研究”. _中央公論社_, 163-187.

(叢書の特定部分を引用する場合)

川合■眞一・田中■早苗_(1963)_“実用化学講座 17 卷有機化合物の反応(下)”. _第2版_. _日本化学会編_, 丸善, 210-212.

(欧文の単行書のタイトルはイタリックとする)

Ishii, M. (1996b) Decline and conservation of butterflies in Japan. In Ae, S. A., Hirowatari, T., Ishii, M. and Brower L. P. (eds.) “Decline

and_Conservation_of_Butterflies_in_Japan_III”_The_Lepidopterological_Society_of_Japan,_Osaka,_157-167.

(訳本を引用する場合は、原著者名(訳本の表記に従い、姓・名の順)や原著発行年等を引用する)ブレーヌ■ジャン_(1989)_(永塚鎮男訳, 2011)_人は土をどうとらえてきたか:_土壌学の歴史とペドロジスト群像, 農山漁村文化協会, 415pp.

- Web ページの引用は、適当な文献資料が利用できないか、または電子テキスト利用の利便性が特に高い場合に限る。引用する場合には、文献の発行年にあたる部分は、当該 Web ページの公表年(更新年)とするが、公表年が無い場合は筆者が当該ページを確認した年次とし、URL と参照日を記載する。ただし、官公庁等の冊子体資料がそのまま PDF ファイル等の形態で公表されている場合には、冊子体の発行年、発行所、ページ数等を引用し、URL のみを併記する。一連の資料・文書が別ファイル化されている場合には、トップページのみ典拠すればよい。

例 環境省 (2004) “農林水産省と環境省の連携による田んぼの生きもの調査”,
<http://www.env.go.jp/nature/satoyama/tanbo.html>,
(参照 2008-01-24).

Finger Lakes Resource Conservation & Development Council (2007) “Forest land best management practices in the Finger Lakes Region of New York State”,
<http://www.dnr.cornell.edu/ext/bmp/index.html>,
(accessed 2007-11-30).

環境省 (2002) “平成 13 年度オゾン層等の監視結果に関する年次報告書”, 環境省, 122 pp,
<http://www.env.go.jp/earth/report/h14-03/index.html>.

- 3) 私信扱いの情報は、下記の例に従い、本文中に記載する。(_ は半角スペースを表す)
なお、所属については、省略することができる。
(氏名, 所属, 私信)
(Name, Affiliation, pers, comm.)

英文校閲

- 1 1. 英文原稿及び和文原稿の英文摘要は原稿提出前に必ず英文校閲を受ける。

図・表・写真(補足電子資料含む)

- 1 2. 1) 図・写真はなるべく高解像度の Jpeg、表は Excel 形式とする。表については、表題は表の上部に、注釈は表の下部に記載し、図・写真については、表題及び注釈は本文末にまとめて記載する(印刷では図・写真の下部に記載される)。和文原稿の場合は、表題・注釈及び図表は和文、英文または和英併記とする。また、本文中では「Fig.」「Table」「Photo」を使用。

- 2) 印刷時の図・写真の大きさは、段組幅(82mm)か頁幅(170 mm)のどちらかを明示する。なお、図・表・写真の挿入箇所を本文に朱書きで明示する。

- 3) 原則として、表には縦の罫線を用いない。

補足電子資料(Supplemental materials)

- 1 3. 紙面の都合上掲載できない図表は、補足電子資料として引用文献の後に付記することができ、本文中にも引用できる。印刷版には引用文献の後に図表の表題と公開 URL を、電子版には全てを公開する(例:図.S1, 表.S1)。

補足電子資料の掲載は、論文、短報、ノート、総説、研究資料の全てが対象となる。

(2016 年 1 月 12 日)

担 当 者 御 中
To the person concerned

国立研究開発法人 森林総合研究所
Forestry and Forest Products Research Institute

森林総合研究所研究報告を送付させていただきますのでお受け取り下さい。
貴刊行物と交換願えれば幸いです。なお、貴研究所の名称、住所などを変更
された場合は、下記まで連絡を御願い致します。

Please, find an enclosed Bulletin of Forestry and Forest Products Research Institute.
We greatly appreciate receiving any relevant publications in exchange.
Let us know when the name of your institution and mailing address are changed.

Officer in charge at publication section
Forestry and Forest Products Research Institute
1 Matsunosato, Tsukuba, Ibaraki, 305-8687 Japan
Tel : + 81-29-829-8373 Fax : + 81-29-873-0844
e-mail : kanko@ffpri.affrc.go.jp

2016年6月 発行 森林総合研究所研究報告 第15巻1-2号（通巻438号）

編 集 人 森林総合研究所研究報告編集委員会

発 行 人 国立研究開発法人 森林総合研究所
〒305-8687 茨城県つくば市松の里1番地
電話：029-829-8373 Fax：029-873-0844

製 版・印 刷 株式会社 イセブ
〒305-0005 茨城県つくば市天久保2-11-20
電話：029-851-2515 Fax：029-852-8501

©2016 Forestry and Forest Products Research Institute

本誌から転載・複写する場合は、森林総合研究所の許可を得てください。

森林総合研究所研究報告

Vol.15 No.1-2(No.438)



page1

福島第一原子力発電所事故で放射能汚染したスギ人工林における葉の交代とセシウム¹³⁷濃度の経年変化予測(英文)
:清野 嘉之、赤間 亮夫

Predicting annual trends in leaf replacement and ¹³⁷Cs concentrations in *Cryptomeria japonica* var. *japonica* plantations with radioactive contamination from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Station accident
by Yoshiyuki KIYONO and Akio AKAMA

page17

外生菌根性担子菌マツタケと実験樹種 *Populus tremula* × *tremuloides* との組織内における in vitro での相互作用(英文)

:村田 仁、山田 明義、山本 航平、丸山 毅、伊ヶ崎 知弘、毛利 武、山中 高史、下川 知子、根田 仁

The ectomycorrhizal basidiomycete *Tricholoma matsutake* associates with the root tissues of the model tree

Populus tremula × *tremuloides* in vitro

by Hitoshi MURATA, Akiyoshi YAMADA, Kohei YAMAMOTO, Tsuyoshi MARUYAMA, Tomohiro IGASAKI, Takeshi MOHRI, Takashi YAMANAKA, Tomoko SHIMOKAWA and Hitoshi NEDA

特集 2013年伊豆大島土石流災害と森林

Special Feature 2013 debris flow hazard and forest in Izu-Oshima Island

page19

特集号の刊行によせて

:大丸 裕武

Preface for the special feature
by Hiromu DAIMARU

page21

伊豆大島2013年10月16日斜面崩壊発生地点周辺の樹木の現存量

:伊東 宏樹、松井 哲哉、飛田 博順、五十嵐 哲也、小川 明穂、松浦 陽次郎

Woody biomass in the vicinity of a slope failure site occurred on the October 16, 2013, in Izu-Oshima Island
by Hiroki ITO, Tetsuya MATSUI, Hiroyuki TOBITA, Tetsuya IGARASHI, Akiho OGAWA and Yojiro MATSUURA

page31

2013年台風26号により伊豆大島で崩壊が発生した崩壊斜面頭部の樹木根系の分布状況について
:村上 亘、小川 明穂、小川 泰浩、大丸 裕武

Characteristics of roots distribution around slopes in Izu-Oshima Island where landslides occurred because of Typhoon No. 26 (Wipha) in 2013

by Wataru MURAKAMI, Akiho OGAWA, Yasuhiro OGAWA and Hiromu DAIMARU

page39

2013年台風26号により伊豆大島で崩壊が発生した斜面周辺に見られる風倒木の特徴について

:村上 亘、小川 明穂

Characteristic of wind-fallen trees on the slope near the landslide occurred by Typhoon No.26 (Wipha), 2013, in Izu-Oshima Island

by Wataru MURAKAMI and Akiho OGAWA

page49

写真測量による伊豆大島三原山北西斜面における近年の植生高変化の復元

:大丸 裕武

Reconstruction of the recent vegetation height change by photogrammetry on the northwestern slope of Mt. Mihara in Izu-Oshima Island, eastern Japan
by Hiromu DAIMARU