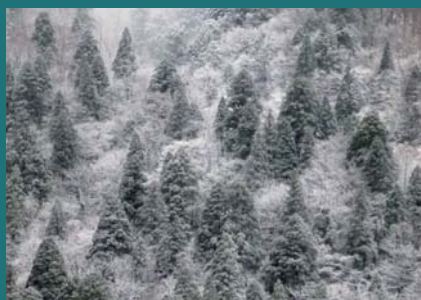
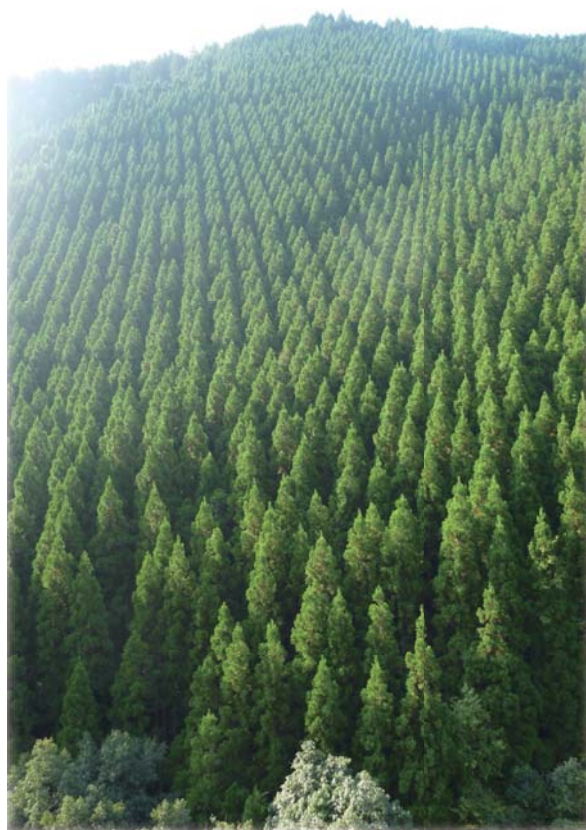


# 森林総合研究所研究報告

## Vol.14-No.3 (No.436)

BULLETIN  
of the  
Forestry and  
Forest Products  
Research Institute



September 2015



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 KAWAHARA Takayuki (Principal Research Coordinator, FFPRI)

## The Vice-Chief Editor

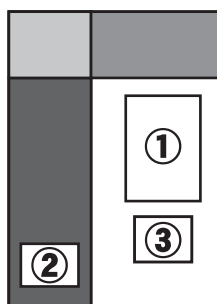
宮本 基杖 MIYAMOTO Motoe (Public Relations Division, FFPRI)

## Editor

丸山 温 MARUYAMA Yutaka (College of Bioresource Sciences, Nihon University)  
斎藤 幸恵 SAITO Yukie (Graduate School of Agriculture and Life Sciences, The University of Tokyo)  
荒木 眞岳 ARAKI Masatake G (Department of Plant Ecology, FFPRI)  
酒井 武 SAKAI Takeshi (Department of Forest Vegetation, FFPRI)  
野口 享太郎 NOGUCHI Kyotaro (Department of Forest Site Environment, FFPRI)  
玉井 幸治 TAMAI Koji (Department of Soil and Water Conservation, FFPRI)  
萩野 裕章 HAGINO Hiroaki (Department of Meteorological Environment, FFPRI)  
秋庭 満輝 AKIBA Mitsuteru (Department of Forest Microbiology, FFPRI)  
岡 輝樹 OKA Teruki (Department of Wildlife Biology, FFPRI)  
橋田 光 HASHIDA Koh (Department of Biomass Chemistry, FFPRI)  
上村 巧 UEMURA Takumi (Department of Forest Engineering, FFPRI)  
石川 敦子 ISHIKAWA Atsuko (Department of Wood Improvement, FFPRI)  
石崎 涼子 ISHIZAKI Ryoko (Department of Forest Policy and Economics, FFPRI)  
上田 明良 UEDA Akira (Kyushu Research Center, FFPRI)  
磯田 圭哉 ISODA Keiya (Forest Tree Breeding Center, FFPRI)

This journal is indexed in CAB Abstracts.

## 表紙写真 Photograph in Cover



### ①熊本人吉・スギ人工林

Artificial Forest of Cedar (*Cryptomeria japonica*) in Hitoyoshi, Kumamoto Prefecture.

### ②秋田天然生スギ林

Natural Forest of Cedar (*Cryptomeria japonica*) in Akita Prefecture.

### ③(本文145～146ページ)

羊ヶ丘実験林における降水量の測定誤差 一測器の違いによる影響一

Error in the measurement of precipitation in Hitsujigaoka experimental forest:

Influence of the difference in instrument type

目 次

短 報

森林と境界をもつ草原内にベイトトラップを配置する場合の緩衝帯および  
草原内の河畔林の有用性：インドネシア共和国東カリマンタン州の食糞性  
コガネムシ類群集についての予備的研究（英文）

上田 明良、Woro A. NOERDJITO、Dhian DWIBADRA、  
SUGIARTO、近 雅博、越智 輝雄、高橋 正義、  
五十嵐 哲也、福山 研二 ..... 125

インドネシア共和国東カリマンタン州の山火事林内の糞虫群集に  
おける荒廃林からの距離および地形の影響（英文）

上田 明良、Woro A. NOERDJITO、Dhian DWIBADRA、  
SUGIARTO、近 雅博、越智 輝雄、高橋 正義、  
五十嵐 哲也、福山 研二 ..... 135

ノ ー ト

羊ヶ丘実験林における降水量の測定誤差－測器の違いによる影響－

溝口 康子、山野井 克己 ..... 145

研究資料

熱帯泥炭地にあるギニアアブラヤシ (*Elaeis guineensis*) プランテーションの  
バイオマス推定のためのギニアアブラヤシの地上部・地下部器官の破壊  
調査方法（英文）

清野 嘉之、門田 有佳子、鳥山 淳平、Auldry CHADDY、  
Kah Joo GOH、Lulie MELLING ..... 147

森林総合研究所が収集したツキノワグマ *Ursus thibetanus* の頭骨標本リスト

大井 徹、岡 輝樹、大西 尚樹、石橋 靖幸、高橋 裕史、  
島田 卓哉、鈴木 祥悟、山田 文雄、小泉 透 ..... 159

**Bulletin of FFPRI, Vol.14. No.3 (No.436) September 2015**  
**CONTENTS**

*Short communication*

Buffer zones for placing baited traps in grasslands bordering forests and availability of riparian reserves of trees in grasslands: A preliminary study for dung beetle assemblages in East Kalimantan, Indonesia

UEDA Akira, Woro A. NOERDJITO, Dhian DWIBADRA,  
SUGIARTO, KON Masahiro, OCHI Teruo, TAKAHASHI Masayoshi,  
IGARASHI Tetsuya and FUKUYAMA Kenji ..... 125

Effects of distance from devastated forests and topography on dung beetle assemblages in burned forests of East Kalimantan, Indonesia

UEDA Akira, Woro A. NOERDJITO, Dhian DWIBADRA,  
SUGIARTO, KON Masahiro, OCHI Teruo, TAKAHASHI Masayoshi,  
IGARASHI Tetsuya and FUKUYAMA Kenji ..... 135

*Note*

Error in the measurement of precipitation in Hitsujigaoka experimental forest:  
Influence of the difference in instrument type

MIZOGUCHI Yasuko and YAMANOI Katsumi ..... 145

*Research record*

Destructive sampling method for estimating the biomasses of African  
oil palm (*Elaeis guineensis*) plantations on tropical peatland

KIYONO Yoshiyuki, MONDA Yukako, TORIYAMA Jumpei,  
Auldry CHADDY, Kah Joo GOH and Lulie MELLING..... 147

The list of skull specimens of Asiatic black bears (*Ursus thibetanus*) collected by  
Forestry and Forest Products Research Institute

OI Toru, OKA Teruki, OHNISHI Naoki, ISHIBASHI Yasuyuki,  
TAKAHASHI Hiroshi, SHIMADA Takuya, SUZUKI Yoshinori,  
YAMADA Fumio and KOIZUMI Toru..... 159

## 短 報 (Short communication)

# Buffer zones for placing baited traps in grasslands bordering forests and availability of riparian reserves of trees in grasslands: A preliminary study for dung beetle assemblages in East Kalimantan, Indonesia

Akira UEDA<sup>1)\*</sup>, Woro A. NOERDJITO<sup>2)</sup>, Dhian DWIBADRA<sup>2)</sup>, SUGIARTO<sup>3)</sup>, Masahiro KON<sup>4)</sup>, Teruo OCHI<sup>5)</sup>, Masayoshi TAKAHASHI<sup>6)</sup>, Tetsuya IGARASHI<sup>7)</sup> and Kenji FUKUYAMA<sup>8)</sup>

### Abstract

Dung beetles are useful indicators of habitat quality in tropical regions. When we evaluate habitat quality with using baited traps that attract insects for a distance, traps need to be placed to limit immigration of insects from outside the study area. To determine the minimum distance from a forest edge into grassland needed to limit immigration of forest dung beetle species, we set baited pitfall traps on transects of 100, 200, and 300 m into grassland from the edge of an *Acacia mangium* plantation with a small secondary forest in East Kalimantan. Additionally, to evaluate the availability of riparian reserves of trees along the margins of grasslands as habitat for forest species, we placed traps in a riparian reserve next to the grassland. Since the species found to be most abundant in the plantation were not collected in the grassland, we suggested that 100 m buffer zone should be sufficient to limit the unwanted capture of forest beetles in baited grassland traps. Moreover, since the species that were abundant in the plantation were also abundant in the riparian reserve, we argued that riparian reserves in grasslands might act as a habitat patch for forest species. Since distance from both forest edge and riparian reserve did not relate to the result of the ordination of species composition at each trapping location in the grassland, these distances did not generally affect the communities of dung beetles in the grassland.

**Key words :** baited pitfall trap, carrion, coprophagous group of Scarabaeoidea, distance, *Imperata cylindrica*, Scarabaeidae, stream corridor

### 1. Introduction

Dung beetles (Coprophagous group of Scarabaeoidea: Bolboceratidae and parts of Scarabaeidae (Scarabaeinae and Aphodiinae) in the present study) represent an important indicator of habitat quality and environmental change in tropical regions, because they are significantly influenced by environmental disturbance (McGeoch et al. 2002, Aguilar-Amuchastegui and Henebry 2007, Barlow et al. 2007, Gardner et al. 2008, Nichols and Gardner 2011). Dung beetles also serve important ecological functions, such as promoting rapid decomposition of dung and carcasses, as well as influencing nutrient cycling, bioturbation, plant growth enhancement, secondary seed dispersal, and parasite control (Davis 1996, Andresen 2003, Larsen et al. 2005, Slade et al. 2007, 2011, Nichols et al. 2008). Thus, a higher diversity of beetles is usually indicative of a more active, complex, and perhaps resilient forest ecosystem.

When investigating insect communities for particular habitats, it is essential to take into account the distance of study plots from nearby, differing habitats so as to limit contamination from immigrating insects (Fahrig 2003). This is especially the case when comparing habitat quality among different environments using baited traps that attract insects for a distance. Communities of dung beetles are normally assessed using baited pitfall traps. Larsen and Forsyth (2005) observed in mark and recapture studies involving baited pitfall traps that the flight distance of a tropical forest dung beetle species can be as high as 50 m per day and as 100 m per four days from the release point. Wille et al. (1974) also observed that a tropical forest dung beetle was able to fly 50 - 75 m, although the recapture period after release was not determined. These results suggest that trapping sites should be placed at least 100 m from borders of habitats to eliminate immigration from

Received 23 March 2015, Accepted 17 July 2015

1) Kyushu Research Center, Forestry and Forest Products Research Institute (FFPRI)

2) Research Center for Biology, Indonesian Institute of Sciences

3) Kutai Timur Agricultural High School

4) Sakyo, Kyoto

5) Toyono-cho, Toyono-gun, Osaka

6) Department of Forest Management, FFPRI

7) Department of Forest Vegetation, FFPRI

8) Principal Research Coordinator, FFPRI

\* Kyushu Research Center, FFPRI, 4-11-16 Kurokami, Chuo, Kumamoto, Kumamoto, 860-0862 JAPAN; e-mail: akira@ffpri.affrc.go.jp

surrounding environments. Although importance of this buffer is suggested through studies measuring the flight distance of the dung beetles (Wille et al. 1974, Larsen and Forsyth 2005), no studies have formally established that the 100 m is sufficient to eliminate immigration.

Riparian reserves of trees along stream running across oil palm plantations on Borneo Island are known to act as a refuge of forest species of dung beetles (Gray et al. 2014). In Washington, USA, such riparian reserves also act as a refuge of wildlife that provide food resources (dung and carrion) for dung beetles (Budd et al. 1987), and as a corridor that connects habitat patches of an endangered butterfly (Milko et al. 2012). There are many streams running across grasslands and agricultural lands that spread largely in the lowlands of East Kalimantan on Borneo Island, and the streams often enclosed in riparian reserves of trees. Such riparian reserves in grasslands or agricultural lands may act as refuges and corridors of organisms living in forests although their availability has never been evaluated.

The objectives of this study were to: 1) determine the buffer distance needed for baited traps from a forest edge into grassland to limit contamination of traps from

immigrant dung beetles, and 2) evaluate whether a riparian reserve of trees along a stream running across a grassland could have availability as a potential habitat patch for forest dung beetle species.

## 2. Methods

### 2.1 Study sites

This study was carried out in a rural landscape of lowland of East Kalimantan, Indonesia where there was *Acacia mangium* and *Albizia falcataria* plantations with a small secondary forest (S1°06'30", E116°54'20", 35m asl.) and its surrounding grasslands and agricultural lands near the Sungai Wain Protection Forest, located 23 km north of Balikpapan (Fig. 1).

Five 90-m transect sites were set in the study area (Fig. 1). Sites G1, G2, and G3 were located, respectively, 100, 200, and 300 m outside from the forest edge into an *Imperata cylindrica* grassland (Fig. 1 and 2A). Site PL was located about 100 m inside from the forest edge of the *A. mangium* plantation (Fig. 1). The area and age of the plantation were 9.5 ha and 9 years old. The mean diameter of breast height of *A. mangium* trees, the tree density, and the trunk basal area were, respectively, 17.1 cm, 835 per

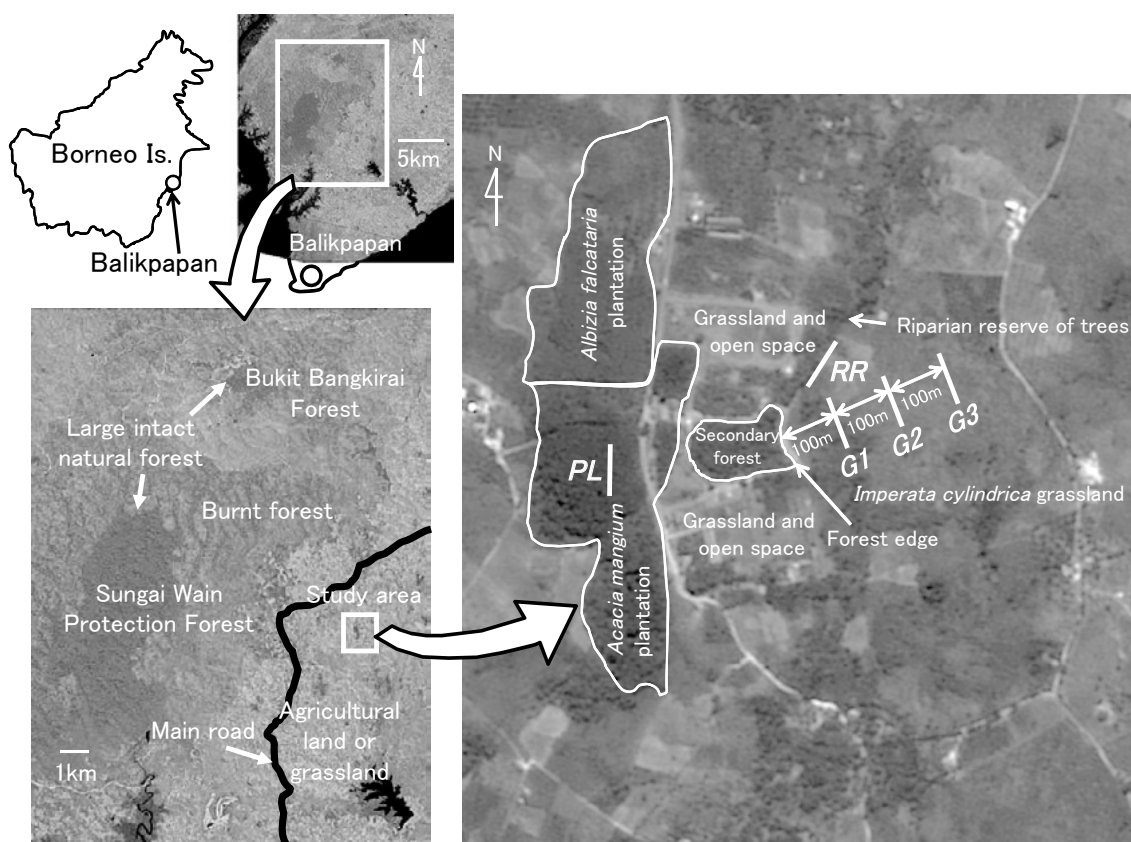


Fig. 1 Location of study area and transect sites

Locations of transect sites and their names are indicated by thick lines and bold italic characters. PL: plantation site, RR: riparian reserve site, G1, G2, and G3: grassland sites located 100, 200, and 300 m away from the forest edge, respectively. The 'SPOTS5' satellite took this picture at 2:27:04 (GMT) on 19 June, 2005.



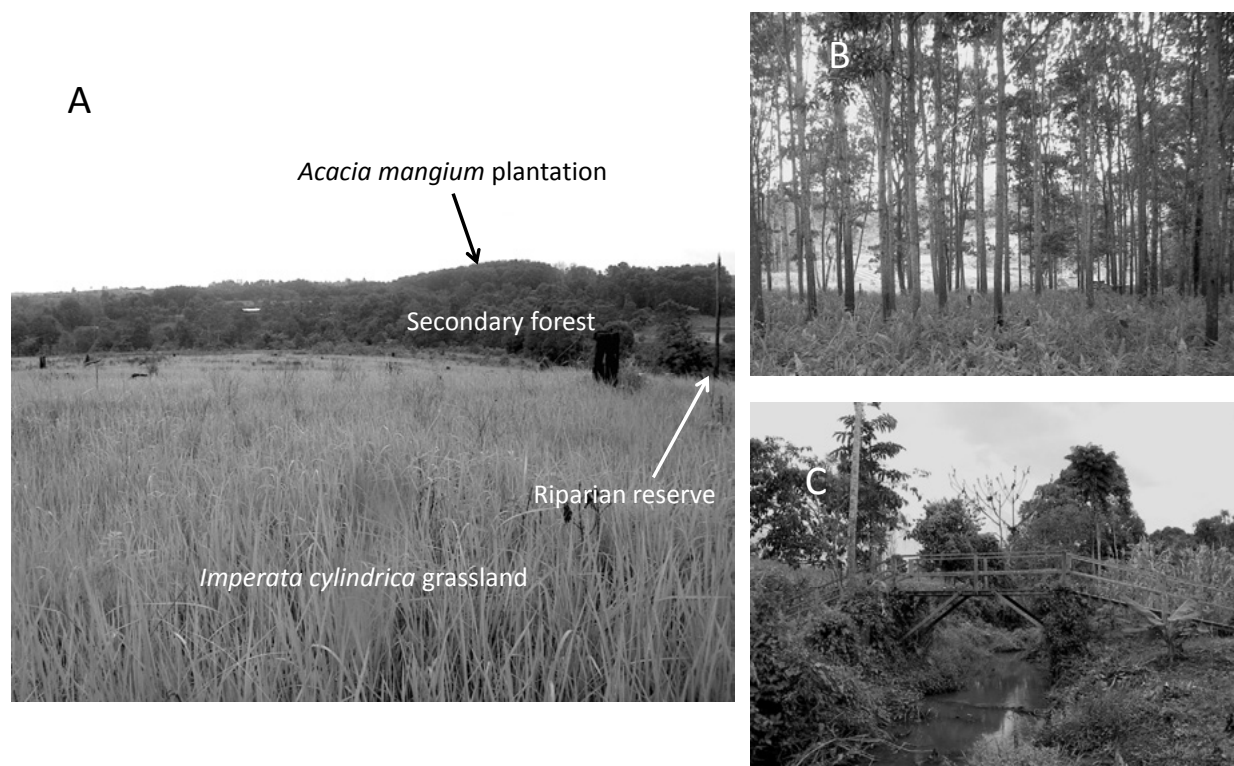


Fig. 2 View of each site

A: sites G1 and G2 in *Imperata cylindrica* grassland, B: site PL in *Acacia mangium* plantation, C: site RR along the stream.

ha, and 20.2 m<sup>2</sup> per ha (Fig. 2B). Site RR was located along the stream running across grasslands and open lands and accompanying with the narrow riparian reserve of trees (Fig. 1 and 2C). The widths of the riparian reserve were 0 to 5 m on each side of the stream bank. The cultivated lands were about 10 - 20 m in width and were scattered behind the bank (Fig. 2C).

## 2.2 Collection of dung beetles

Baited and flight intercepting pitfall traps were used to collect the beetles because they tend to capture a larger number of dung beetle species than do normal baited pitfall traps (Ueda et al. 2015). For each trap, a plastic cup (8.4 cm in open diameter, 5.6 cm in minimum diameter, and 12.2-cm high) was driven into the ground to set up each trap with its opening level with the ground surface. Two B5-size transparent plastic sheets that crossed each other were then laid over the cup, upon which a plastic bowl (ceiling: 20 cm in diameter and 5-cm high) was placed upside down. Each trap contained a 50-ml glass bottle (4.3 cm in diameter and 8.0-cm high) with a perforated lid (having six holes, each 5 mm in diameter) and was baited to attract beetles. Fresh human excrement (10 g) and raw jack fish (*Carangidae* sp.) (30 g) were used as bait because these baits attract large number of dung beetles, both species and individuals (Ueda et al. 2015). A cut nylon net (with a 0.5-mm mesh) was

placed between the lid and bottle to prevent small beetles from entering. The traps also contained a 30% solution of propylene glycol to kill and preserve the beetles collected. All traps were set in the morning on 17 December 2007, with all captured insects being collected five days after trap installation, since in general a five day trapping period is enough to assess the beetle community when using traps baited with human excrement and raw fish (Ueda et al. 2015). Ten traps were distributed along a 90-m transect at intervals of 10 m for each site, with human excrement and raw fish used alternately as the attractant. Traps baited with human excrement and raw fish were numbered from north to south, respectively, at each site as the northernmost pair of traps baited with human excrement and raw fish was numbered as "1" whereas the southernmost pair was numbered as "5". Total number of individuals of each beetle species collected per the pair was used in analyses.

The distances from traps in the grassland to the forest edge and the riparian reserve were different between traps by their locations (Fig. 1). The distances from traps in the riparian reserve to the forest edge were also different between traps (Fig. 1). To situate each trapping location in the grassland and the riparian reserve, the distance from the middle point of each pair to the forest edge and/or the riparian reserve was measured using a satellite image taken by the 'SPOTS5' at 2:27:04 (GMT) on 19 June, 2005.

### 2.3 Identification and storage of specimens

All beetles captured in the present study were dried on absorbent cotton and identified by their morphology using a binocular (Nikon Nature Scope) and the taxonomic key provided by Ochi and Kon (1995, 1996, 2002, 2006), and Ochi et al. (1997). Some beetles were pinned and sent to the University of Shiga Prefecture, Japan to ensure their identity. Females of two *Catharsius* species (*C. dayacus* Lansberge and *C. renaudpauliani* Ochi et Kon) were difficult to distinguish from one another. However, since all of 20 *Catharsius* males collected in the present study were *C. renaudpauliani*, all of 15 *Catharsius* females were subsequently treated as *C. renaudpauliani*. All beetles were stored in the insect specimen room of Research Center for Biology, Indonesian Institute of Science (LIPI), Cibinong, Indonesia.

### 2.4 Measurement of body size and data analyses

It is known that body size affects flight distance potential of longicorn beetles (Holland et al. 2005). Larger species of dung beetles are expected to fly longer distance than smaller species (Larsen and Forsyth 2005, Larsen et al. 2008), suggesting that the absence of large forest species in trap catches in the grasslands explains the enough distance of the trap location from the nearest forest edge to limit immigration of forest species more persuasively compared with the absence of small forest species does. Thus we used the dry weight of the beetles to determine their body sizes as the representatives of their flight distances. Dry weight was assessed after the collected beetles of each species were dried for seven days at 70°C and then for a final day at 105°C. Since not all beetles were permitted for shipping, numbers of beetles weighed were less than those collected. For rare species, the beetles from multiple sites were pooled together and weighed.

Mean number of dung beetles collected by a pair of traps baited with human excrement and raw fish at each site was compared with using Kruskal-Wallis test ( $N = 5$ ). JMP 8 (SAS Institute 2009) was used for the analysis. Species abundance in each environment was assessed only when the total number of species collected exceeded 5 individuals. Species for which more than 80 % individuals were collected at sites PL and RR were categorized as “abundant in both plantation and riparian reserve”, species for which more than 80 % individuals were collected at sites RR, G1, G2, and G3 were categorized as “abundant in both grassland and riparian reserve”, and species for which more than 80 % individuals were collected at sites G1, G2, and G3 were categorized as “abundant in grassland”.

Nonmetric multidimensional scaling (NMS) was

used for the ordination of species composition at each trapping location to analyze the similarities of beetle communities between pairs of the traps using the abundance data of each species per pair of traps and the distance measure of Sørensen. Multivariate Response Permutation Procedure (MRPP) was applied to measure the stability of beetle communities between three vegetation categories (plantation, riparian reserve, and grassland) using the abundance data of each species per pair of traps and the distance measure of Sørensen. Since there were a lot of zero data, before these two analyses all data were modified to the square root values after adding 0.5 to each (McCune and Grace 2002). PC-ORD ver. 6.07 (MJM Software Design 2011) and this adjusted data were used for these two analyses. To analyze the factors contributing the score on each axis of the NMS, we used linear regression to assess relationships between the scores of all pairs and pairs in the grassland and species richness, total abundance, and abundances of each species and category. JMP 8 (SAS Institute 2009) was used for the analyses.

To evaluate the effect of distance from each trapping location in the grassland to both the forest edge and the riparian reserve, we used linear regression to assess relationships between distances and the score on each axis of the NMS, species richness, total abundance, and abundances of each species and category. JMP 8 (SAS Institute 2009) was used for the analyses.

## 3. Results and discussion

### 3.1 Effects of distances from the forest edge to the grassland sites and the plantation site

A total of 17 species (Table 1) and 347 individuals of dung beetles were collected in our study. Mean number of dung beetles collected by a pair of traps baited with human excrement and raw fish at each site was significantly differed on *C. renaudpauliani*, *Onthophagus lilliptanus* Lansberge, and *Onthophagus uedai* Ochi et Kon (Table 1). The species most abundant in the plantation (site PL), *C. renaudpauliani*, was never captured in the grassland sites (G1, G2, and G3) (Table 1). Six species collected in the plantation, *Onthophagus schwaneri* Lansberge, *Onthophagus semiaureus* Lansberge, *Onthophagus semicupreus* Harold, *Onthophagus obscurior* Boucomont, *Onthophagus incisus* Harold, and *Onthophagus rutilans* Sharp were also never captured in the grassland sites (Table 1). These seven species are normally abundant in the disturbed forests, such as burnt forests and secondary forests (Ueda, unpublished data). The five of these seven species were the large species in the present study and their dry weights were over 40 mg (Table 1). They also had



Table 1. Mean dried body weight and mean number  $\pm$  SE with the result of Kruskal-Wallis test of dung beetles collected by a pair of traps baited with human excrement and raw fish in the present study

Tendency of abundance in each environment <sup>a</sup>	Species	Body weight (mg) <sup>b</sup>	Number of beetles collected at each transect sites (N = 5) <sup>c</sup>					Result of Kruskal-Wallis test
			PL	RR	G1	G2	G3	
Abundant in both plantation and riparian reserve	<i>Catharsius renaudpauliani</i> Ochi et Kon	740.5 (3)	3.8 $\pm$ 1.2	3.2 $\pm$ 1.8	0	0	0	P = 0.008
	<i>Onthophagus schwaneri</i> Lansberge	162.5 (9)	0.4 $\pm$ 0.2	0.6 $\pm$ 0.4	0	0	0	ns
Abundant in both grassland and riparian reserve	<i>Caccobius unicornis</i> (Fabricius)	1.3 (20)	0.2 $\pm$ 0.2	1.8 $\pm$ 1.0	0.4 $\pm$ 0.2	0.2 $\pm$ 0.2	3.2 $\pm$ 2.0	ns
	<i>Onthophagus lilliputianus</i> Lansberge	2.2 (3)	0	3.2 $\pm$ 1.5	6.6 $\pm$ 2.2	14.4 $\pm$ 2.3	4.4 $\pm$ 1.4	P = 0.002
	<i>Onthophagus trituber</i> (Wiedemann)	9.6 (20)	0.4 $\pm$ 0.2	2.8 $\pm$ 1.6	2.6 $\pm$ 1.4	2.0 $\pm$ 0.7	3.8 $\pm$ 2.7	ns
Abundant in grassland	<i>Panelus</i> sp.	1.1 (1)	0	0.2 $\pm$ 0.2	0.4 $\pm$ 0.4	0.6 $\pm$ 0.4	0	ns
	<i>Onthophagus limbatus</i> (Herbst)	8.6 (20)	0.4 $\pm$ 0.4	0.4 $\pm$ 0.2	0.8 $\pm$ 0.6	2.0 $\pm$ 1.3	3.0 $\pm$ 2.3	ns
	<i>Onthophagus uedai</i> Ochi et Kon	3.3 (4)	0	0	1.4 $\pm$ 0.7	3.4 $\pm$ 1.4	0.8 $\pm$ 0.4	P = 0.005
Unknown because of low number of data (1 or 2 individuals)	<i>Bolbochromus catenatus</i> (Lansberge)	31.9 (5)	0	0.2 $\pm$ 0.2	0	0	0	ns
	<i>Onthophagus semiaureus</i> Lansberge	44.1 (2)	0.2 $\pm$ 0.2	0	0	0	0	ns
	<i>Onthophagus semicupreus</i> Harold	5.7 (2)	0.2 $\pm$ 0.2	0	0	0	0	ns
	<i>Onthophagus obscurior</i> Boucomont	8.0 (2)	0.4 $\pm$ 0.2	0	0	0	0	ns
	<i>Onthophagus papulatus</i> Boucomont	2.3 (20)	0	0.2 $\pm$ 0.2	0	0	0	ns
	<i>Onthophagus armatus</i> Blanchard	4.3 (1)	0	0	0.2 $\pm$ 0.2	0	0	ns
	<i>Onthophagus incisus</i> Harold	98.9 (2)	0.2 $\pm$ 0.2	0	0	0	0	ns
	<i>Onthophagus rutilans</i> Sharp	55.2 (5)	0.2 $\pm$ 0.2	0	0	0	0	ns
	<i>Onthophagus</i> sp.	4.3 (1)	0	0	0.2 $\pm$ 0.2	0	0	ns

<sup>a</sup>Species collected exceed 5 individuals and for which more than 80 % individuals were collected at sites PL and RR, sites RR, G1, G2, and G3, and sites G1, G2, and G3 were categorized as abundant in both plantation and riparian reserve, abundant in both grassland and riparian reserve, and abundant in grassland, respectively.

<sup>b</sup>Numbers of beetles used for weighing are indicated in parenthesis. For rare species, the beetles from multiple sites were pooled together and weighed.

<sup>c</sup>PL: plantation site, RR: riparian reserve site, G1, G2, and G3: grassland sites located 100, 200, and 300 m away from the forest edge, respectively.

well developed wings. It is known that larger longicorn beetle species are able to fly longer distances (Holland et al. 2005), and larger dung beetle species are expected to fly longer distance compared with smaller species (Larsen and Forsyth 2005, Larsen et al. 2008). These suggest that the five large species are able to fly for long distances even though they were not collected in any of our grassland traps. Thus, our results suggest that a 100 m buffer from the forest edge into grassland is enough far for bait trap catch to eliminate immigration of dung beetles from nearby forests, even if the beetles are able to fly for long distances.

Site PL was located about 100 m inside from the forest edge of the plantation but a few beetles of grassland, *Caccobius unicornis* (Fabricius), *Onthophagus trituber* (Wiedemann), and *Onthophagus limbatus* (Herbst), were collected there (Table 1). A road dividing the plantation ran near the site PL (Fig. 1) and the grassland species may facilitate easy entry into the plantation along the road. It is known that logging roads running across the intact natural forest in lowland of Peninsular Malaysia facilitates grassland species dispersal into the forest area, including *O. lilliputianus* that is listed in Table 1 (Hosaka et al. 2014). However, the short distance (about 20 m) from the roadside is enough to eliminate the grassland species, because the canopy openness strongly affects the beetle assemblage and it at 20 m inside from the roadside reaches that at 60 m inside (Hosaka et al. 2014). From the present study, it is difficult to determine whether the grassland species collected in the plantation entered into the plantation from the road or whether they naturally inhabited the plantation

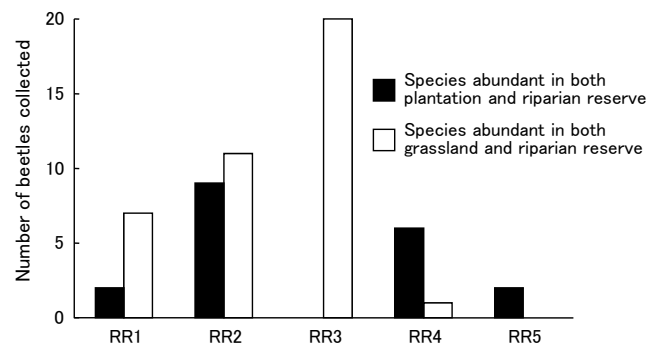


Fig. 3 Numbers of beetles abundant in both plantation and riparian reserve and beetles abundant in both grassland and riparian reserve collected from pairs of traps baited with human excrement and raw fish in the riparian reserve site (RR)

Ten traps were distributed along the 90-m transect at intervals of 10 m for site RR, with human excrement and raw fish used alternately as the attractant. The northernmost pair of traps was numbered as "RR1" whereas the southernmost pair was numbered as "RR5".

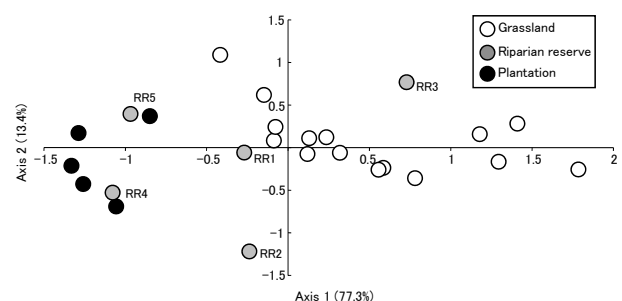


Fig. 4 Results of NMS analysis as applied to ordinate trapping locations with the similarities of beetle's communities for all pairs of traps baited with human excrement and raw fish

Trapping locations written beside some coordinates are the same with Fig. 3. Final stress = 15.37.

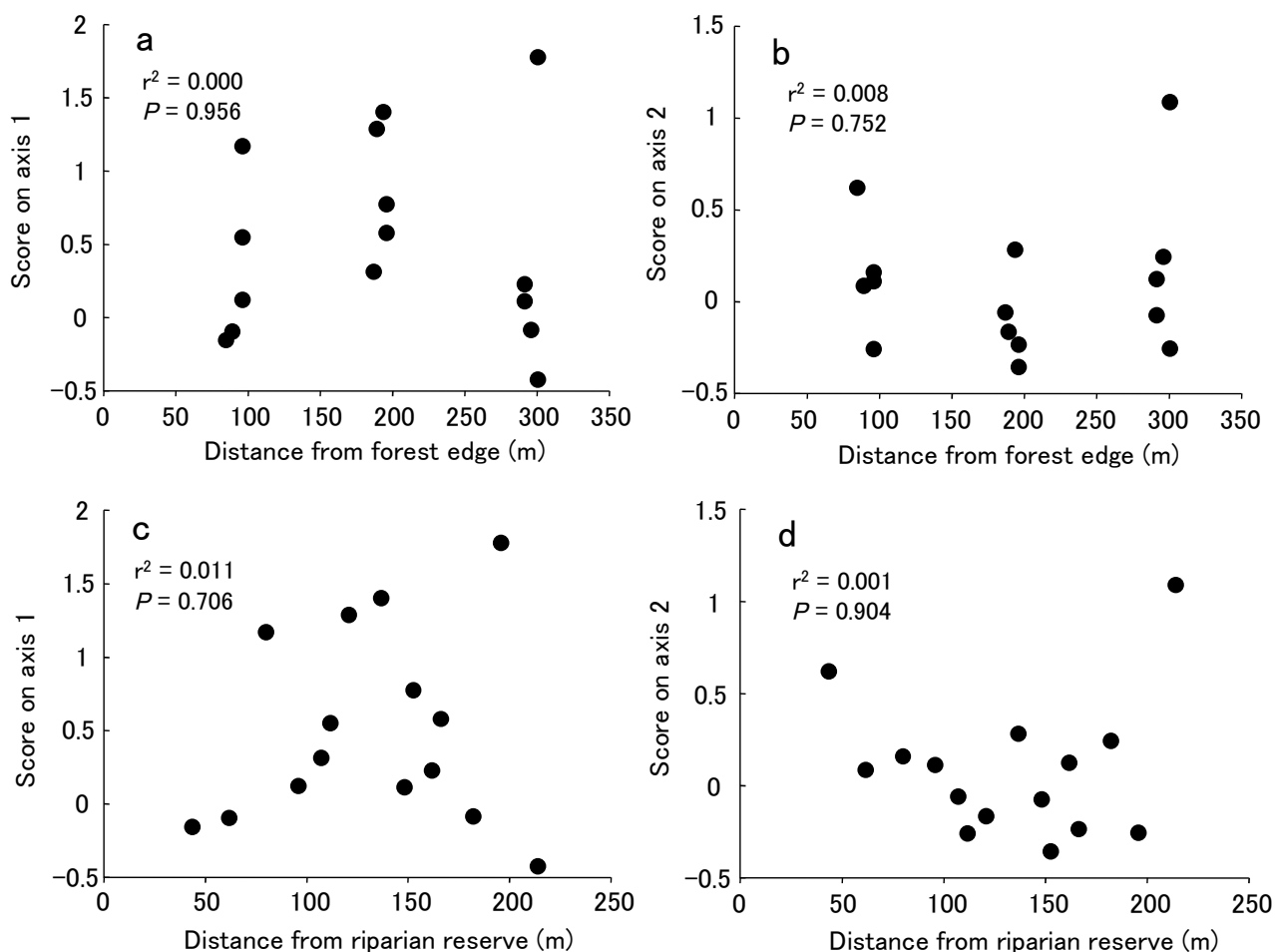


Fig. 5 Relationships between distance from forest edge and scores of NMS (shown in Fig. 4) on axes 1 (a) and 2 (b), and between distance from riparian reserve and scores on axes 1 (c) and 2 (d) at each trapping location in the grassland. Results of linear regression analyses are shown in figures.

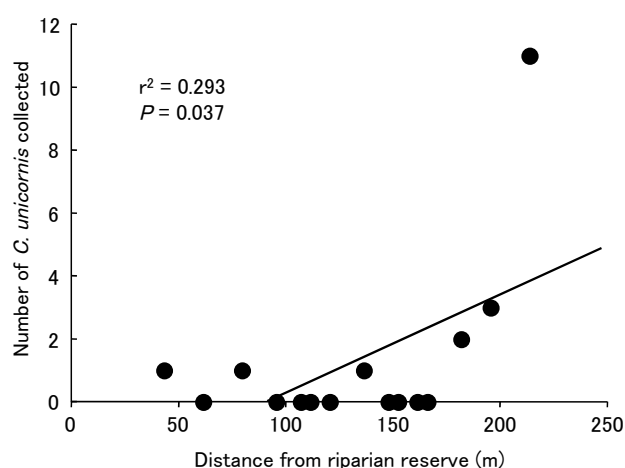


Fig. 6 Relationship between distance from riparian reserve and number of *Caccobius unicornis* (Fabricius) collected at each trapping location in the grassland. A result of linear regression analysis is shown in figure.

where the canopy might have been more open compared to that of an intact natural forest. Further study is needed to determine what is a sufficient distance inside from the edge of the plantation forests to eliminate immigration of dung beetles living in grasslands.

### 3.2 Availability of riparian reserves of trees

The species most abundant in the plantation (site PL), *C. renaudpauliani*, was also abundant in the riparian reserve of trees (site RR) (Table 1). Species abundant in both plantation and riparian reserve were collected irrespective of locations on site RR (Fig. 3) except for the center of the site (RR3 in Fig. 3 where species abundant in both plantation and riparian reserve were not collected). These results suggest that the riparian reserve in the grassland may act as a refuge and a corridor for the forest dung beetle species, as well as riparian reserves in oil palm plantations (Gray et al. 2014). These results also coincide with the results of Díaz et al. (2009) who showed that living fences of trees in pastures were able to act as corridors to facilitate

dispersal of forest dung beetles. However, because there was only one site of the riparian reserve in the present study, further study is needed to confirm its availability as a refuge and a corridor of the forest species.

### 3.3 Effect of distance from each trapping location to the forest edge and the riparian reserve

The analysis of NMS as applied to ordinate trapping locations with the similarities of beetle communities recommended a two-dimensional solution. The coordinates of trap pairs in the grassland and plantation were clearly apart each other along axis 1 that explained 77.3 % of the ordination (Fig. 4). The analysis result of MRPP ( $A = 0.170$ ,  $P = 9E-5$ ) indicated that beetle communities were different between three types of vegetation. The scores on axes 1 and 2 of NMS related to the abundance of beetles categorized as “abundant in both grassland and riparian reserve” ( $r^2 = 0.798$ ,  $P < 0.0001$ ) and the abundance of *C. renaudpauliani* ( $r^2 = 0.454$ ,  $P = 0.0002$ ) with the highest correlation coefficients, respectively. These results indicated that abundance of both species abundant in plantation and species abundant in grassland largely affected the dung beetle communities in the study area.

The coordinates of trap pairs in the grassland were scattered along both axes 1 and 2 (Fig. 4). Their scores on axes 1 and 2 of NMS related to the abundance of beetles categorized as “abundant in grassland” ( $r^2 = 0.802$ ,  $P < 0.0001$ ) and the abundance of *C. unicornis* ( $r^2 = 0.543$ ,  $P = 0.0017$ ) with the highest correlation coefficients, respectively. These results indicated that abundance of species abundant in plantation did not affected the dung beetle communities in the grassland. There was no significant relationship between distance from both forest edge and riparian reserve to each trapping location in the grassland and the score of NMS on both axes 1 and 2 (Fig. 5). There were also no significant relationships between these distances and species richness, total abundance, and abundances of each species and each category ( $P > 0.05$ ), except for the relationship between the distances from the riparian reserve and the numbers of *C. unicornis* collected, which were positively correlated (Fig. 6). These results indicate that the distance from both the forest edge and the riparian reserve did not generally affect the communities of dung beetles in the grassland. *C. unicornis* is abundant in the heavily disturbed locations, such as urban areas (Kawai et al. 2005), which may indicate that it thrives away from forest conditions.

The distance from each trapping location in site RR to the forest edge varied from 66 m to 139 m. We did not analyze the relationship between distance from forest

edge and the numbers of beetles collected by trap pairs due to the low sample size in that site ( $N = 5$ ). However, the coordinates of the three northernmost locations (RR1 to RR3) of site RR were distributed within the range of those in the grassland on axis 1, while those of the two southernmost locations (RR4 and RR5) were within the range of those in the plantation (Fig. 4). This difference was caused by the beetles abundant in both grassland and riparian reserve that were not collected at the two southernmost locations (Fig. 3). Unfortunately, since we did not investigate the environmental variables such as the width of the riparian reserve and the canopy openness at each trapping location, it was not known whether the different distances from the trapping location to the plantation or other environmental factors affected the numbers of beetles abundant in both grassland and riparian reserve collected.

### 3.4 Reliability of data

Studies have shown that dung beetle communities can be effectively assessed using data from a single baited trap over several days or from several baited traps for one day (Nichols and Gardner 2011). Similarly, the communities of dung and carrion beetles attracted by carrion can also be assessed with data from a single baited trap (Ueda 2015). In the present study we used 5 traps per bait per site and installed these for 5 days. Our intensive trap catch system should be reliable for analyses despite the relatively short research period. Our research was performed only in December, although it may be better to have several months of trapping design in order to determine the full beetle community. However, annual data of dung beetle captures in tropical regions with no severe dry season have showed little variation in species richness and/or abundance (Peck and Forsyth 1982, Hanski and Kriksen 1991). In tropical regions with a severe dry season beetle captures are generally highest in the wet season with few species collected in the dry season (Janzen 1983, Andresen 2005, Neves et al. 2010). Mean monthly rainfall in the Bukit Soeharto Grand Forest Park (BSGFP), located about 20 km northwest from our study area, is between 120 mm in August and 220 mm in December (Toma et al. 2000). This indicates that our study area is located in a tropical region with no severe dry season where we might expect little seasonal variation in dung beetle captures. Moreover, December has the largest rainfall in a year in BSGFP, suggesting that the large species richness and abundance of dung beetles may occur during the wet season. Because there was no severe dry season and considerable rain during December in our study area, our trapping period

should be adequate for comparative studies of dung beetle communities.

It should be noted that this study was a preliminary study carried out in only one area. Due to the paucity of data in this study, we were forced during data analysis to pool the data from trap pairs for providing proper replication though they came from the same transect. As such, further study is needed to confirm the results of this study.

### Acknowledgements

We wish to thank Kazuma Matsumoto (Tohoku Res. Ctr., Forestry and Forest Products Research Institute: FFPRI), Hiroshi Makihara (FFPRI), Kaoru Maeto (Kobe University) who advised us to conduct this study, Rob Johns (Atlantic Forestry Centre, Canadian Forest Service) who reviewed the manuscript, the late Herwint Simbolon (LIPI), Chandradewana Boer (Mulawarman University), Agusdin and Amir (Sungai Wain Protection Forest), and the people of Sungai Wain Village, who helped us to conduct the field work. This study was supported by a grant from Japan's Ministry of the Environment (Environmental Research by National Research Institutes of Government Ministries and Agencies, 2004–2008), and from JSPS KAKENHI (Grant Number 26304028).

### References

- Aguilar-Amuchastegui, N. and Henebry, G. M. (2007) Assessing sustainability indicators for tropical forests: Spatio-temporal heterogeneity, logging intensity, and dung beetle communities. *For. Ecol. Manage.*, 253, 56–67.
- Andresen, E. (2003) Effect of forest fragmentation on dung beetle communities and functional consequence for plant regeneration. *Ecography*, 26, 87–97.
- Andresen, E. (2005) Effect of season and vegetation type on community organization of dung beetles in a tropical dry forest. *Biotropica*, 37, 291–300.
- Barlow, J., Gardner, T. A. and the other 23 authors (2007) Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. *PNAS*, 104, 18555–18560.
- Budd, W. W., Cohen, P. L., Saunders, P. R. and Steiner, F. R. (1987) Stream corridor management in the Pacific Northwest: I. Determination of stream-corridor widths. *Environ. Manage.*, 11, 587–597.
- Davis, A.L.V. (1996) Seasonal dung beetle activity and dung dispersal in selected South African habitats: implications for pasture improvement in Australia. *Agri. Ecosyst. Environ.*, 58, 157–169.
- Díaz, A., Galante, E. and Favila, M. E. (2009) The effect of the landscape matrix on the distribution of dung and carrion beetles in a fragmented tropical rain forest. *J. Insect Sci.*, 10, 1–16.
- Fahrig, L. (2003) Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 34, 487–515.
- Gardner, T. A., Barlow, J. and the other 22 authors (2008) The cost-effectiveness of biodiversity surveys in tropical forests. *Ecol. Lett.*, 11, 139–150.
- Gray, C. L., Slade, E. M., Mann, D. J. and Lewis, O. T. (2014) Do riparian reserves support dung beetle biodiversity and ecosystem services in oil palm-dominated tropical landscapes? *Ecol. Evol.*, 4, 1049–1060.
- Hanski, I. and Kriksen, J. (1991) Dung beetles in tropical forests in South-East Asia. In Hanski, I. and Cambefort, Y. (eds.) “Dung beetle ecology”. Princeton Univ. Press, Princeton, 179–197.
- Holland, J. D., Fahrig, L. and Cappuccino, N. (2005) Body size affects the spatial scale of habitat-beetle interactions. *Oikos*, 110, 101–108.
- Hosaka, T., Niino, M., Kon, M., Ochi, T., Yamada, T., Fletcher, C. D. and Okuda, T. (2014) Impacts of small-scale clearings due to selective logging on dung beetle communities. *Biotropica*, 46, 720–731.
- Janzen, D. H. (1983) Seasonal change in abundance of large nocturnal dung beetles (Scarabaeidae) in a Costa Rican deciduous forest and adjacent horse pasture. *Oikos*, 41, 274–283.
- Kawai, S., Hori, S., Kawahara, M. and Inagaki, M. (2005) Atlas of Japanese Scarabaeoidea. Vol. 1 Coprophagous group. Roppon-Ashi Entomological Books, Tokyo, 189 pp. (in Japanese)
- Larsen, T. H. and Forsyth, A. (2005) Trap spacing and transect design for dung beetle biodiversity studies. *Biotropica*, 37, 322–325.
- Larsen, T. H., Williams, N. M. and Kremen, C. (2005) Extinction order and altered community structure rapidly disrupt ecosystem functioning. *Ecol. Lett.*, 8, 538–547.
- Larsen, T. H., Lopera, A. and Forsyth, A. (2008) Understanding trait-dependent community disassembly: dung beetles, density functions, and forest fragmentation. *Conserv. Biol.*, 22, 1288–1298.
- McCune, B. and Grace, J. B. (2002) Analysis of ecological communities. MjM Software Design, Gleneden Beach, 300 pp.
- McGeoch, M. A., Rensburg, B. J. V. and Botes, A. (2002) The verification and application of bioindicators: a

- case study of dung beetles in a savanna ecosystem. *J. Appl. Ecol.*, 39, 661–672.
- Milko, L. V., Haddad, N. M. and Lance, S. L. (2012) Dispersal via stream corridors structures populations of the endangered St. Francis' satyr butterfly (*Neonympha mitchellii francisci*). *J. Insect Conserv.*, 16, 263–273.
- MJM Software Design (2011) PC-ORD ver 6.07, Gredenden Beach, Oregon.
- Neves, F. S., Oliveira, V. H. F., Espírito-Santo, M. M., Vaz-de-Mello, F. Z., Louzada, J., Sanchez-Azofeifa, A. and Fernandes, G. W. (2010) Successional and seasonal changes in a community of dung beetles (Coleoptera: Scarabaeinae) in a Brazilian tropical dry forest. *Brazil. J. Nat. Conserv.*, 8, 160–164.
- Nichols, E., Spector, S., Louzada, J., Larsen, T., Amezcuita, S., Favila, M. E. and The Scarabaeinae Research Network (2008) Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles. *Biol. Conserv.*, 141, 1461–1474.
- Nichols, E. S. and Gardner, T. A. (2011) Dung beetles as a candidate study taxon in applied biodiversity conservation research. In Simmons, L. W. and Ridsdill-Smith, T. J. (eds) "Ecology and evolution of dung beetles". Wiley-Blackwell, West Sussex, 267–291.
- Ochi, T. and Kon, M. (1995) Dung beetles (Coleoptera, Scarabaeidae) collected from Sabah, Borneo (II). *Elytra*, Tokyo, 23, 43–60.
- Ochi, T. and Kon, M. (1996) Studies on the coprophagous scarab beetles from East Asia. IV (Coleoptera, Scarabaeidae). *Giornale Ital. Entomol.*, 8, 17–28.
- Ochi, T. and Kon, M. (2002) A new horned species of the genus *Onthophagus* (Coleoptera, Scarabaeidae) from Sabah, Borneo. *Spec. Bull. Jpn. Soc. Coleopterol.*, Tokyo, 5, 305–312.
- Ochi, T. and Kon, M. (2006) Notes on the coprophagous scarab-beetles (Coleoptera, Scarabaeidae) from Southeast Asia (XII). Six new species of *Onthophagus* (*Indachorius*) from Borneo. *Ent. Rev. Japan*, 61, 169–180.
- Ochi, T., Kon, M. and Kikuta, T. (1997) Studies on the family Scarabaeidae (Coleoptera) from Borneo 4. The genus *Caccobius* Thomson, with description of a new species. *Giornale Ital. Entomol.*, 8, 261–264.
- Peck, S. B. and Forsyth, A. (1982) Composition, structure, and competitive behavior in a guild of Ecuadorian rain forest dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae). *Can. J. Zool.*, 60, 1624–1634.
- SAS Institute (2009) JMP 8 ver. 8.0.1. SAS Institute, Cary, North Carolina.
- Slade, E. M., Mann, D. J., Villanueva, J. F. and Lewis, O. T. (2007) Experimental evidence for the effects of dung beetle functional group richness and composition on ecosystem function in a tropical forest. *J. Animal Ecol.*, 76, 1094–1104.
- Slade, E. M., Mann, D. J. and Lewis, O. T. (2011) Biodiversity and ecosystem function of tropical forest dung beetles under constraining logging regimes. *Biol. Conserv.*, 144, 166–174.
- Toma, T., Marjenah and Hastaniah (2000) Climate in Bukit Soeharto, East Kalimantan. In Guhardja, E., Fatawi, M., Sutisna, M., Mori, T. and Ohta, S. (eds) "Rain forest ecosystem of East Kalimantan". Springer-Verlag, Tokyo, 13–27.
- Ueda, A. (2015) Tools for evaluating forest habitat using carrion silphid (Silphidae) and scarabaeoid dung beetles (coprophagous group of Scarabaeoidea) as indicators: Effects of bait type, trap type, and trap number on beetle captures. *Bull. For. Forest Prod. Res. Inst.*, 14, 1–14. (in Japanese with English summary)
- Ueda, A., Dwibadra, D., Noerdjito, W. A., Kon, M. and Fukuyama, K. (2015) Comparison of baits and types of pitfall traps for capturing dung and carrion scarabaeid beetles in East Kalimantan. *Bull. For. Forest Prod. Res. Inst.*, 14, 15–28.
- Wille, A., Orozco, E., Fuentes, G. and Solis, E. (1974) Additional observation on the behavior of a tropical forest dung beetle, *Megathoposoma candezei* (Coleoptera: Scarabaeidae). *Rev. Biol. Trop.*, 22, 129–133.

# 森林と境界をもつ草原内にベイトトラップを配置する場合の緩衝帯 および草原内の河畔林の有用性：インドネシア共和国東カリマンタン州の 食糞性コガネムシ類群集についての予備的研究

上田 明良<sup>1)\*</sup>、ウォロ・ノエルジト<sup>2)</sup>、ディアン・ドウィバドラ<sup>2)</sup>、スギアルト<sup>3)</sup>、  
近 雅博<sup>4)</sup>、越智 輝雄<sup>5)</sup>、高橋 正義<sup>6)</sup>、五十嵐 哲也<sup>7)</sup>、福山 研二<sup>8)</sup>

## 要 旨

食糞性コガネムシ類（以下糞虫）は熱帯地域において生息地の質の有用な指標者である。昆虫を誘引するベイトトラップを用いて生息地の質を評価する場合、調査地外からの昆虫の移入を制限するようにトラップを配置する必要がある。森林性糞虫種の草原への移入を制限する林縁からの最短距離をみるために、東カリマンタンのアカシヤマンガウム植林地と小さな二次林からなる林の林縁から 100、200、300 m 草原内に入ったトランセクト上に落とし穴式ベイトトラップを設置した。また、草原の縁に沿う河畔林の、森林性種の生息地としての有用性を評価するために、草原に接する河畔林にトラップを設置した。植林地内にもっとも多かった種が草原内で捕獲されなかったことから、100 m の緩衝帯は、草原内ベイトトラップへの森林性種の不要な捕獲を制限するのに充分であると考えられた。また、植林地内に多い種が河畔林でも多かったことから、草原内の河畔林が森林性種の生息地として作用すると考えられた。林縁と河畔林からの距離は、いずれも草原内の各トラップ位置における種構成の序列化の結果と関係しなかったことから、これらからの距離は草原内の糞虫群集に影響しないと考えられた。

キーワード：落とし穴式ベイトトラップ、腐肉、コガネムシ上科食糞群、距離、チガヤ、コガネムシ科、細流回廊

原稿受付：平成 27 年 3 月 23 日 原稿受理：平成 27 年 7 月 17 日

1) 森林総合研究所九州支所

2) インドネシア科学院生物學研究所

3) 東クタイ農業高等学校

4) 京都市左京区

5) 大阪府豊能町

6) 森林総合研究所森林管理研究領域

7) 森林総合研究所森林植生研究領域

8) 元森林総合研究所研究コーディネータ

\* 森林総合研究所九州支所 〒 860-0862 熊本県熊本市中央区黒髪 4-11-16



## 短 報 (Short communication)

# Effects of distance from devastated forests and topography on dung beetle assemblages in burned forests of East Kalimantan, Indonesia

Akira UEDA<sup>1)\*</sup>, Woro A. NOERDJITO<sup>2)</sup>, Dhian DWIBADRA<sup>2)</sup>, SUGIARTO<sup>3)</sup>, Masahiro KON<sup>4)</sup>, Teruo OCHI<sup>5)</sup>, Masayoshi TAKAHASHI<sup>6)</sup>, Tetsuya IGARASHI<sup>7)</sup> and Kenji FUKUYAMA<sup>8)</sup>

### Abstract

To evaluate the effects of distance from human living area and topography on dung beetle assemblages in burned natural forests, we set baited pitfall traps on 3 valleys and 3 ridges in a protected but burned forest along with the transect beginning from the border of the protected forest in East Kalimantan. Species richness and the logarithm of the number of beetles collected significantly decreased as sites approached the border. The Morisita's indices of similarity ( $C_h$ ) between each site and the control site set in the artificially devastated forest with fire outside the border significantly increased as sites approached the border. These results suggest that more severe fire near human living areas degrades dung beetle diversity more significantly. All valley sites were considered as remnants of previous fires but the similarity index to the another control site set in the large unburned natural forest was apparently low at two valley sites near the border suggesting that the dung beetle diversity separated from the large unburned forest by burned ridges was severely degraded even if the forests were unburned.

**Key words :** baited pitfall trap, Borneo Island, forest fire, ridge, Scarabaeidae, Sungai Wain Protection Forest, valley

### 1. Introduction

Dung beetles (Coprochagous group of Scarabaeoidea: Bolboceratidae, Hybosoridae, and parts of Scarabaeidae (Scarabaeinae and Aphodiinae) in the present study) are superior indicators of habitat quality and environmental change in tropical regions (McGeoch et al. 2002, Aguilar-Amuchastegui and Henebry 2007, Gardner et al. 2008, Nichols and Gardner 2011). These beetles also serve important ecological functions, such as promoting the rapid decomposition of dung and carcasses that affects nutrient cycling, bioturbation, plant growth enhancement, secondary seed dispersal, and maggot control (Davis 1996, Andressen 2003, Larsen et al. 2005, Slade et al. 2007, 2011, Nichols et al. 2008). Thus, a higher diversity of beetles indicates a more active, complicated forest ecosystem.

Forest fire in primary forests have degraded tropical biodiversity especially for arthropods in Asia (Gibson et al. 2011). In East Kalimantan, Indonesia, a vast forest fire occurred in 1983 and 1998 (Taylor et al. 1999, Yamaguchi and Tsuyuki 2001). Yamaguchi and Tsuyuki (2001) showed that the intensity of fire damage was higher on ridges than in valleys and decreased in accordance with the distance from human living areas because forests near human living

areas were not only burned naturally but also artificially.

In past studies carried out in East Kalimantan, studies comparing butterfly assemblages between burned and unburned forests have shown that fire may reduce species richness and/or changed the community structure (Cleary 2003, Cleary and Genner 2004, 2006, Cleary and Grill 2004, Cleary and Mooers 2004, Cleary et al. 2004, Hirowatari et al. 2007). Fire may also reduce genetic diversity of forest butterfly species because of the habitat loss (Cleary et al. 2006, Fauvelot et al. 2006a); however, on the other hand, fire may increase genetic diversity of other forest butterfly species dispersing among habitats (Fauvelot et al. 2006b). Fire may also reduce both species richness and number of individuals of braconid parasitic wasps (Maeto et al. 2009), and species richness of ground beetles and bark and ambrosia beetles (Makihara et al. 2000). On odonates and longicorn beetles, fire generally does not affect species richness but may change community structure (Cleary et al. 2004, Makihara 2013). Also, with regard to soil animals and floor invertebrates, fire does not often affect species richness (Yajima 1988). However, few past studies have taken into account topography and distance from human living areas that affected the burning level in

Received 13 April 2015, Accepted 28 July 2015

1) Kyushu Research Center, Forestry and Forest Products Research Institute (FFPRI)

2) Research Center for Biology, Indonesian Institute of Sciences

3) Kutai Timur Agricultural High School

4) Sakyo, Kyoto

5) Toyono-cho, Toyono-gun, Osaka

6) Department of Forest Management, FFPRI

7) Department of Forest Vegetation, FFPRI

8) Principal Research Coordinator, FFPRI

\* Kyushu Research Center, FFPRI, 4-11-16 Kurokami, Chuo, Kumamoto, Kumamoto, 860-0862 JAPAN; e-mail: akira@ffpri.affrc.go.jp

East Kalimantan (Yamaguchi and Tsuyuki 2001). Moreover, no studies to date have evaluated the effect of forest fire on dung beetle assemblages in tropical Asia.

In the case of a protected forest area surrounded by artificially devastated forest, such as often occurs for agricultural land and grassland after slash-and-burn agriculture, the distance from where humans live is represented by the distance from the border of the protected forest area since the most artificial effects are typically protected at the border if the protected forest is fenced off from the devastated forest. The purpose of this study was to evaluate the effects of the distance from the border of a protected forest area, as well as topography, on dung beetle communities in the protected but burned natural forest of East Kalimantan.

## 2. Methods

### 2.1 Study sites

A burned area of Sungai Wain Protection Forest (SWPF), located 24 km north of Balikpapan in the lowlands

of East Kalimantan, Indonesia, was selected as study area (Fig. 1). The east part of SWPF was burned in 1983 and 1998 (Taylor et al. 1999) and the fire produced banded structures of ground cover that were made by burned forests on ridges and remnant forests in valleys (Yamaguchi and Tsuyuki 2001) (Fig. 1).

We established a 1000 m main transect beginning at the fenced border of SWPF and which crossed through the SWPF, covering three valleys and three ridges in the study area (from  $S1^{\circ}03'53''$ ,  $E116^{\circ}54'04''$  to  $S1^{\circ}04'21''$ ,  $E116^{\circ}53'38''$ ) (Fig. 1 and Fig. 2-a). Six-secondary transects (trap transects) of about 90 m in length on the actual ground surface (not-horizontal length) were distributed on the main transect with the center points of the transects being located on the tips of ridges or the bottoms of valleys. These were named sites V1, V2, and V3 for valley transects and sites R1, R2, and R3 for ridge transects in relation to the distance from the border of SWPF (Fig. 1 and Fig. 2-a). As one exception, site V3 was set vertically to the main transect (Fig. 1) for two reasons. First, we could not set

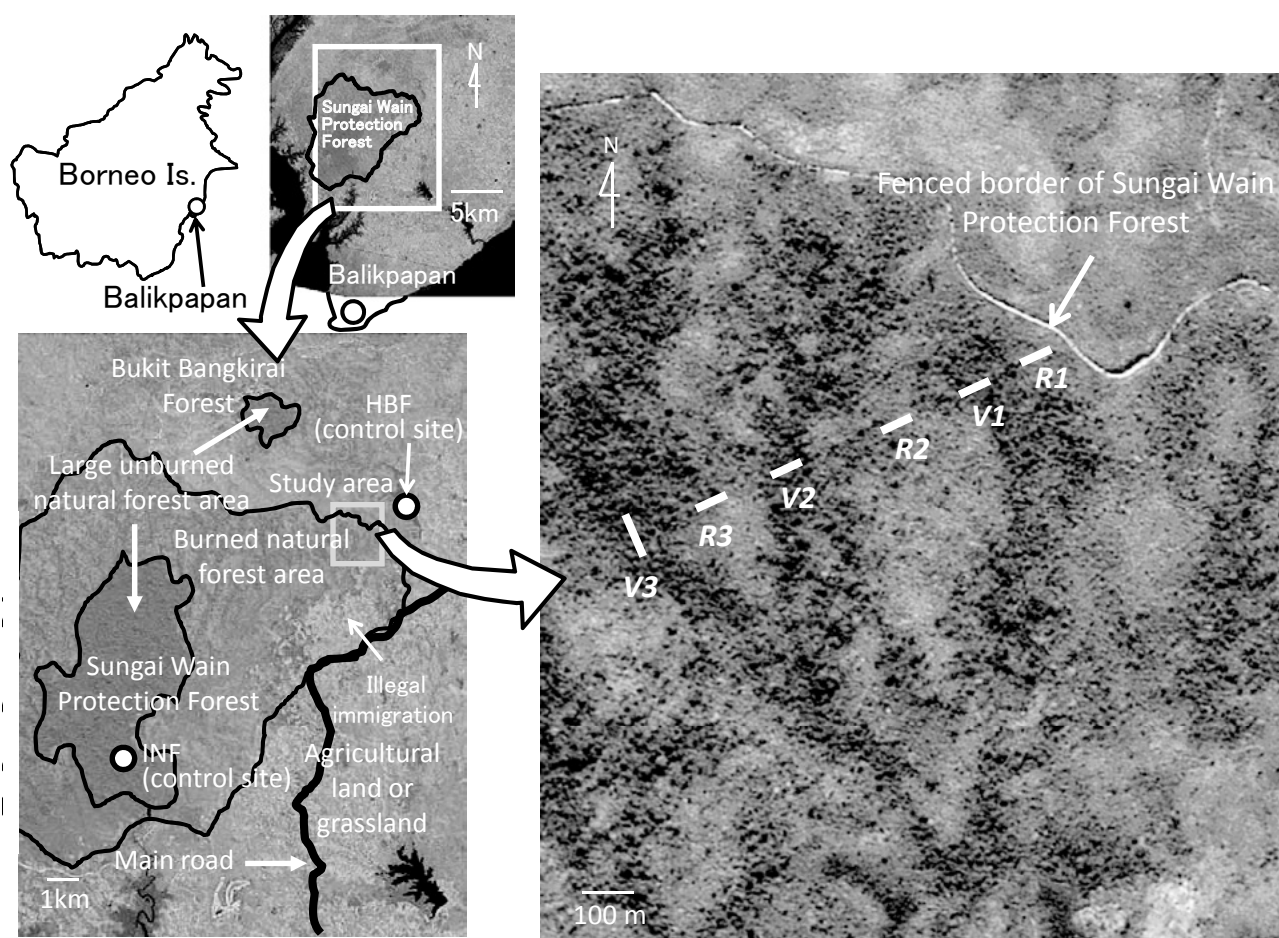


Fig. 1. Location of study area and transect sites

Locations of transect sites and their names are indicated by thick lines and bold italic characters. Locations of the control sites (site HBF in the artificially devastated forest and site INF in the large unburned natural forest) are indicated by open circles. The 'SPOTSS' satellite took this picture at 2:27:04 (GMT) on 19 June, 2005.

traps on the slope of the west side of the valley for site V3 since the slope was too steep. Second, we wanted to ensure there was no trap interference. Larsen and Forsyth (2005) recommended that baited pitfall traps should be kept at least 50 m apart in order to minimize interference among traps. If site V3 was set along the main transect, the distance between sites R3 and V3 became shorter than 50 m, and thus site V3 had to be set vertically to the main transect. The center of V1 was shifted 15 m outer from the bottom of valley since the slope of the west side was too steep to set traps (Fig 2-a).

To investigate relationships between dung beetle diversity and forest condition, we measured and identified all trees that had diameters at breast height (DBH) larger than 5 cm in a 100 m<sup>2</sup> quadrat before we set traps. The quadrats were set around the center and at both ends of each trap transect (three quadrats per site) except for site V3 where the quadrat was set only the center of the transect.

So as to collect the control data from artificially devastated forest areas, we also made a 90 m trap transect at 800 m outside from the border of SWPF (site HBF: S1°03'34", E116°54'10") (Fig. 1). The forest condition was also measured there using the same methods as for the burned forest sites, except that the transect for forest condition was located about 80 m south from the one used for trapping.

We also made a 90 m control trap transect at 1 km inside of the large unburned natural forest area of SWPF (site INF: S1°06'50", E116°49'40") (Fig. 1) to compare the similarities of beetle assemblages between the burned forest sites and a site in the large unburned area. Bukit Bangkirai Forest (BBF) was the nearest unburned natural forest from the study area but a vast artificially degraded area lay between BBF and the study area (Fig. 1), suggesting that the forest dung beetle populations were divided between BBF and the study area. Since the unburned area of SWPF and the study area were connected by the burned natural forests without artificial disturbances (Fig. 1), suggesting that the unburned area of SWPF can provide forest dung beetles for the study area, we made the control trap transect in the unburned forest area of SWPF, although the forest condition was not measured there.

## 2.2 Collection of dung beetles

Baited and flight intercepting pitfall traps were used to collect the beetles because they catch a larger number of dung beetle species than normal baited pitfall traps (Ueda et al. 2015). A plastic cup (8.4 cm in open diameter, 5.6 cm in minimum diameter, and 12.2-cm high) was driven into the ground to set up each trap with its opening level with

the ground surface. Two B5-size transparent plastic sheets that crossed each other were then laid over the cup, upon which a plastic bowl (ceiling: 20 cm in diameter and 5-cm high) was placed upside down. Each trap contained a 50-ml glass bottle (4.3 cm in diameter and 8.0-cm high) with a perforated lid (having six holes, each 5 mm in diameter), and was baited to attract beetles. Fresh human excrement (10 g) and raw jack fish (30 g) were used as bait because these baits attract large number of species and individuals of dung beetles (Ueda et al. 2015). A cut nylon net (with a 0.5-mm mesh) was placed between the lid and bottle to prevent small beetles from entering. The traps also contained a 30% solution of propylene glycol to kill and preserve the beetles collected. All traps in the burned area and site INF were set in the morning on 14 December 2007 and 15 December 2007, respectively, with all captured insects being collected five days after trap installation. In general, five days of trapping is enough to assess the beetle community using the traps baited with human excrement and raw fish (Ueda et al. 2015). For site HBF, we were obliged to use the trapping data obtained in 2006, since the staff of SWPF recommended that we did not conduct research outside of the SWPF in December 2007 due to the potential dangers associated with people engaged in illegal logging and coal mine: indeed, all trees outside the border, including the HBF site, were logged illegally in 2008. Traps in the HBF site were set for five days from 18 December 2006 with the same methods as in 2007.

Because of the short period provided to carry out this research, we installed the intensive trap catch system in order to collect as many beetles as possible; that is, 10 traps were distributed along a 90-m transect at intervals of 10 m for each site, with human excrement and raw fish used alternately as the attractant. Total numbers of species and individuals from the ten traps were pooled in one data set.

## 2.3 Identification and storage of specimen

All beetles captured in the present study were dried on absorbent cotton and identified using a binocular (Nikon Nature Scope). Some beetles were pinned and sent to Japan to ensure their identity. Females of two *Catharsius* species (*C. dayacus* Lansberge and *C. renaudpauliani* Ochi et Kon) were difficult to distinguish from each other; however, since all of 15 *Catharsius* males collected in SWPF, that is, the burned forests sites and site INF, were *C. dayacus*, all of 12 *Catharsius* females were treated as *C. dayacus*. On the contrary, since all of 6 *Catharsius* males collected in site HBF were *C. renaudpauliani*, all of 6 *Catharsius* females were treated as *C. renaudpauliani*.

All beetles were stored in the insect specimen room

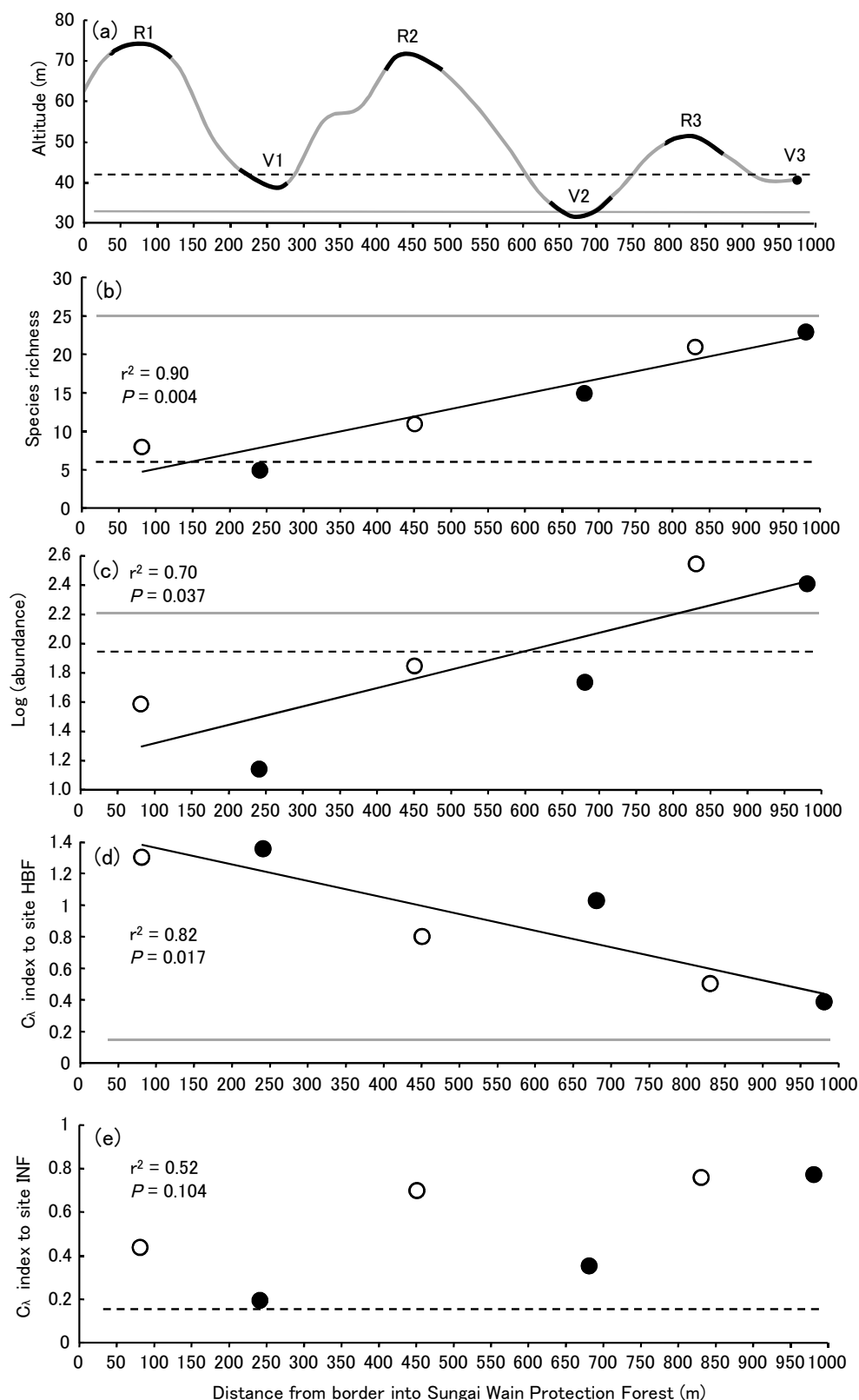


Fig. 2. Topography on the transect set in the study area (a) and species richness (b), the logarithm of abundance (number of beetle collected) (c), the Morisita's index of similarity ( $C_\lambda$ ) to site HBF (d), and the Morisita's index of similarity ( $C_\lambda$ ) to site INF (e) of the dung beetles collected at each site

Topographies of trap transects were indicated with black lines in figure a. Data on control sites HBF and INF are shown as the dotted horizontal lines and the gray horizontal lines, respectively in figures. Closed circles and open circles indicate data in valley sites and data on ridge sites, respectively, and black lines in figures b, c, and d indicate data linear regression lines. Results of linear regression analyses are shown in figures b, c, d, and e.

of Research Center for Biology, Indonesian Institute of Science (LIPI), Cibinong, Indonesia.

## 2.4 Reliability of data

Studies have shown that dung beetle communities can be effectively assessed using data from a single baited trap over several days or from several baited traps for one day (Nichols and Gardner 2011). Carrion beetle communities are also efficiently and accurately assessed with data from one baited trap (Ueda 2015). In the present study we used 5 traps per bait per site installed for a 5 days period. Our intensive trap catch system should thus be reliable for analyses despite the relatively short research period. Our research, however, was performed only in December, and it is likely that longer studies would be needed in order to assess full beetle community. Annual data of the dung beetle catch in tropical regions with no severe dry season showed little variation in species richness and/or abundance (Peck and Forsyth 1982, Hanski and Krikken 1991). In tropical regions with severe dry season, beetles are most often captured during the wet season, whereas relatively few species are collected during the dry season (Janzen 1983, Andressen 2005, Neves et al. 2010). Mean monthly rainfall in the Bukit Soeharto Grand Forest Park (BSGFP) that is located about 20 km northwest from the study area is between 120 mm in August and 220 mm in December (Toma et al. 2000). This indicates that our research area is in a tropical region with no severe dry season and the dung beetle catch should have little seasonal variation. Moreover, our study was carried out in December, which has the largest rainfall of the year in BSGFP, suggesting that the large species richness and abundance of dung beetles are most likely to occur during the wet season. Because there was no severe dry season and copious rain in December in our study area, our data from December should be adequate for comparative studies of communities of the dung beetles.

## 2.5 Data analysis

To compare the degradation and conservation levels of the dung beetle communities in the burned area, the Morisita's indices of similarity ( $C_\lambda$ ) between site HBT and each site in the burned area and between site INF and each site in the burned area were calculated, respectively. To evaluate the distance from the border and the effect of forest condition on the beetle communities, the relations between the distance from the border, indices of the beetle communities, and indices of forest condition were analyzed using linear regression. JMP 8 (SAS Institute 2009) was used for the linear regression analyses to test whether the distance from the border significantly related to the

indices of beetle communities that were species richness, abundance (total number of beetles collected),  $C_\lambda$  values to sites HBF and INF, and the indices of forest condition that were mean DBH, maximum DBH, tree density, total basal area of all tree and of both *Macaranga* species and *Vernonia arborea*, and the basal area ratio of *Macaranga* species and *V. arborea* to all trees. Most of *Macaranga* species in East Kalimantan were pioneer tree species and they are superior indicators of forest condition degraded by fire (Slik et al. 2003). *V. arborea* is also a pioneer tree species on the severely burned area in East Kalimantan (Yassir et al. 2010) and was also abundant in the present study. JMP 8 (SAS Institute 2009) was also used for the linear regression analyses to test the significances of relationships between the indices of beetle communities and the indices of forest conditions. Prior to these analysis, abundances of the beetles were converted by using a logarithm so as to reduce their discrepancies.

## 3. Results

A total of 39 species and 1,047 individuals of dung beetles were collected (Appendix table 1). Species richness was highest at INF and it significantly increased in accordance with distance from the border in the burned area (Fig. 2-b). Abundance was highest at R3 and its logarithm significantly increased with the distance from the border, with higher values occurring at ridge sites than at valley sites (Fig. 2-c). The  $C_\lambda$  value to HBF was highest at V1 and significantly decreased with the distance from the border (Fig. 2-d). The  $C_\lambda$  value to INF was highest at V3 and tended to increase with the distance from the border, with higher values occurring at ridge sites than at valley sites (Fig. 2-e).

There were no significant relations between the distance from the border and indices of forest conditions ( $P > 0.05$ ). However, the mean DBHs, tree densities, and basal areas of trees tended to increase with the distance from the border, with higher values occurring at valley sites than at ridge sites (Table 1). The basal area ratios of *Macaranga* species and *V. arborea* to all trees were apparently higher at ridge sites than those at valley sites, and for the ridge sites, the ratios tended to decrease with the distance from the border (Table 1). There were no significant relations between indices of the beetle communities and indices of forest conditions ( $P > 0.05$ ).

## 4. Discussion

In the present study, forest fire appeared to reduce the dung beetle diversity as species richness was highest at site INF. This same trend has been observed for butterflies, braconids, ground beetles and bark and ambrosia beetles (Makihara et al. 2000, Cleary 2003, Cleary and Grill 2004, Cleary and Mooers

Table 1. Forest condition of each site

Site	Mean DBH (cm)	Maximum DBH (cm)	Mean tree density (Number of trees per ha)	Mean basal area (BA) of trees (m <sup>2</sup> /ha)	BA of <i>Macaranga</i> spp. and <i>Vernonia arborea</i> (m <sup>2</sup> /ha)	BA ratio (%) of <i>Macaranga</i> spp. and <i>V. arborea</i> to all trees	Most dominant tree species on BA
HB	7.1	15.2	1067	6.0	3.7	59.5	<i>Vernonia arborea</i>
R1	8.8	27.3	1067	9.3	5.7	62.0	<i>Vernonia arborea</i>
V1	10.2	40.5	1000	12.0	0.2	1.5	<i>Alseodaphne falcata</i>
R2	8.2	15.8	833	5.1	2.9	57.3	<i>Macaranga trichocarpa</i>
V2	11.1	47.3	1133	18.4	3.0	16.2	<i>Artocarpus glaucus</i>
R3	10.0	25.1	1333	13.3	7.3	54.8	<i>Glochidion rubrum</i>
V3	11.0	25.8	2100	26.1	0.0	0.0	<i>Madhuca kingiana</i>

100 m<sup>2</sup> quadrats were set around the center and both ends of each site (three quadrats per site) except for site V3 where the quadrat was set only on the center of the site. Trees more than 5 cm in their DBH (diameter of breast height) were measured.

2004, Cleary et al. 2004, Cleary and Genner 2006, Hirowatari et al. 2007, Maeto et al. 2009). The trend of decreases in basal area ratios of *Macaranga* species and *V. arborea* to all trees at ridge sites with the distance from the border of SWPF (Table 1) suggests that fire damage decreases with the distance from the border. This coincides with Yamaguchi and Tsuyuki (2001) who showed that the intensity of fire damage decreased in accordance with the distance from human living areas. Decreases in both species richness and the logarithm of abundance and increases in  $C_h$  values to site HBF as sites approached the border (Fig. 2) suggest that more severe fire near human living areas (Yamaguchi and Tsuyuki 2001) degrades the dung beetle diversity more acutely.

It is considered that all valley sites were remnants from fire because of the low ratio of *Macaranga* species and *V. arborea* (Table 1). This coincides with Yamaguchi and Tsuyuki (2001) who showed that the intensity of fire damage was higher on ridges than in valleys. However, the fire damage changing with topography did not coincide with the changes of the dung beetle diversity.  $C_h$  value to site INF was lower at sites V1 and V2 compared with sites R1 and R2 although the distance from the border was greater at site V1 than at site R1 and site V2 than at site R2, respectively (Fig. 2). This suggests that dung beetle diversity was severely degraded in valleys that were near to human living areas and separated from unburned forests even if the valleys were not ever previously burned. Higher  $C_h$  values to site INF on ridge sites might be derived from the high abundance of the beetles that made feasible to collect more species increasing the opportunity to collect the species in unburned forests (Fig. 2). Doi (1988) observed that large herbivorous mammals, which provide dung and carcasses to dung beetles, were abundant in burned forests compared with unburned forests in East Kalimantan. Although no studies compared the abundance of herbivorous mammals between ridge and valley in burned forests, higher diversities of the beetles on the burned ridges may be associated with the higher abundance of wildlife. Bedick et al. (2004) observed that

the carrion-baited pitfall traps placed on the ridges attracted significant more burying beetles than the traps placed in the valleys, and discussed that greater trap captures on ridges may have resulted from greater movement of odors from baits or warmer temperatures on ridges compared with in valleys, or from the beetles flying over intervening ridges between valleys. These predictions concerning with the flight activities of beetles are also plausible to the higher diversities of dung beetles on ridges in the present study. However, it is difficult to clear the reason why the diversities of dung beetles were higher on ridge compared with in valleys in the present study. Results of our study were from one study area. Future studies concerning with the higher diversities of dung beetles on ridges are needed to investigate the dung beetle communities on another study areas including several valleys and ridges in the burned forests of East Kalimantan.

### Acknowledgements

We wish to Kazuma Matsumoto (Tohoku Res. Ctr., Forestry and Forest Products Research Institute: FFPRI), Hiroshi Makihara (FFPRI), Kaoru Maeto (Kobe University) who advised us to conduct this study, Rob Johns (Atlantic Forestry Centre, Canadian Forest Service) who reviewed the manuscript, the late Herwint Simbolon (LIPI), Chandradewana Boer (Mulawarman University), Agusdin and Amir (SWPF), and the people of Sungai Wain Village, who helped us to conduct the field work. This study was supported by a grant from Japan's Ministry of the Environment (Environmental Research by National Research Institutes of Government Ministries and Agencies, 2004–2008), and from JSPS KAKENHI (Grant Number 26304028).

### References

- Aguilar-Amuchastegui, N. and Henebry, G. M. (2007) Assessing sustainability indicators for tropical forests: Spatio-temporal heterogeneity, logging intensity, and dung beetle communities. *For. Ecol. Manage.*, 253, 56–67.



- Andresen, E. (2003) Effect of forest fragmentation on dung beetle communities and functional consequence for plant regeneration. *Ecography*, 26, 87-97.
- Andresen, E. (2005) Effect of season and vegetation type on community organization of dung beetles in a tropical dry forest. *Biotropica*, 37, 291-300.
- Bedick, J. C., Ratcliffe, B. C. and Higley, L. G. (2004) A new sampling protocol for the endangered American burying beetle, *Nicrophorus americanus* Oliver (coleoptera: Silphidae). *Col. Bull.*, 58, 57-70.
- Cleary, D. F. R. (2003) An examination of scale of assessment, logging and ENSO-induced fires on butterfly diversity in Borneo. *Oecologia*, 135, 313-321.
- Cleary, D. F. R. and Genner, M. J. (2004) Changes in rain forest butterfly diversity following major ENSO-induced fires in Borneo. *Global Ecol. Biogeogr.*, 13, 129-140.
- Cleary, D. F. R. and Genner, M. J. (2006) Diversity patterns of Bornean butterfly assemblages. *Biodiv. Conserv.*, 15, 517-538.
- Cleary, D. F. R. and Grill, A. (2004) Butterfly response to severe ENSO-induced forest fires in Borneo. *Ecol. Entomol.*, 29, 666-676.
- Cleary, D. F. R. and Mooers, A. Ø. (2004) Butterfly species richness and community composition in forests affected by ENSO-induced burning and habitat isolation in Borneo. *J. Trop. Ecol.*, 20, 359-367.
- Cleary, D. F. R., Mooers, A. Ø., Eichhorn, K. A. O., Tol, J., Jong, R., and Menken, S. B. J. (2004) Diversity and community composition of butterflies and odonates in an ENSO-Induced fire affected habitat mosaic: A case study from East Kalimantan, Indonesia. *Oikos*, 105, 426-446.
- Cleary D. F. R., Fauvelot, C., Genner, M. J., Menken, S. B. J. and Mooers, A. Ø. (2006) Parallel responses of species and genetic diversity to El Niño Southern Oscillation-induced environmental destruction. *Ecol. Lett.*, 9, 304-310.
- Davis, A. L. V. (1996) Seasonal dung beetle activity and dung dispersal in selected South African habitats: implications for pasture improvement in Australia. *Agri. eco. environ.*, 58, 157-169.
- Doi, T. (1988) Present status of large mammals in Kutai National Park after a large scale fire in East Kalimantan. *Occasional Papers Res. Ctr. South Pacific Kagoshima Univ.*, 14, 82-93.
- Fauvelot, C., Cleary, D. F. R. and Menken, S. B. J. (2006a) Short-term impact of disturbance on genetic diversity and structure of Indonesian populations of the butterfly *Drupadia theda* in East Kalimantan. *Molecular Ecol.*, 15, 2069-2081.
- Fauvelot, C., Cleary, D. F. R. and Menken, S. B. J. (2006b) Short-term impact of 1997/1998 ENSO-induced disturbance on abundance and genetic variation in a tropical butterfly. *J. Heredity*, 97, 367-380.
- Gardner, T. A., Barlow, J. and the other 22 authors (2008) The cost-effectiveness of biodiversity surveys in tropical forests. *Ecol. Lett.*, 11, 139-150.
- Gibson, L., Lee, T. M., Koh, L. P. and 8 authors (2011) Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. *Nature*, 478, 378,381.
- Hanski, I. and Kriksen, J. (1991) Dung beetles in tropical forests in South-East Asia. In Hanski, I. and Cambefort, Y. (eds.) "Dung beetle ecology" . Princeton Univ. Press, Princeton, 179-197.
- Hirawatari, T., Makihara, H. and Sugiarto (2007) Effects of fires on butterfly assemblages in lowland dipterocarp forest in East Kalimantan. *Entomol. Sci.*, 10, 113-127.
- Janzen, D. H. (1983) Seasonal change in abundance of large nocturnal dung beetles (Scarabaeidae) in a Costa Rican deciduous forest and adjacent horse pasture. *Oikos*, 41, 274-283.
- Larsen, T. H. and Forsyth, A. (2005) Trap spacing and transect design for dung beetle biodiversity studies. *Biotropica*, 37, 322-325.
- Larsen, T. H., Williams, N. M., and Kremen, C. (2005) Extinction order and altered community structure rapidly disrupt ecosystem functioning. *Ecol. Lett.*, 8, 538-547.
- Maeto, K., Noerdjito, W. A., Belokobylskij, S. A. and Fukuyama, K. (2009) Recovery of species diversity and composition of braconid parasitic wasps after reforestation of degraded grasslands in lowland East Kalimantan. *J. Insect Conserv.*, 13, 245-257.
- Makihara, H., Kinuura, H., Yahiro, K. and Soeyamto, C. (2000) The effect of droughts and fires on coleopteran insects in lowland dipterocarp forests in Bukit Soeharto, East Kalimantan. In Guhardja, E., Fatawi, M., Sutisna, M., Mori, T. and Ohta, S. (eds) "Rain forest ecosystem of East Kalimantan" . Springer-Verlag, Tokyo, 153-163.
- Makihara, H. (2013) Cerambycid beetles in tropical rain forest. In Niizato, T. (ed) "An introduction to science of cerambycid beetles" . Kaiyusha, Tokyo, 125-190. (in Japanese)
- McGeoch, M. A., Rensburg, B. J. V. and Botes, A. (2002) The verification and application of bioindicators: a case study of dung beetles in a savanna ecosystem. *J. Appl. Ecol.*, 39, 661-672.
- Neves, F. S., Oliveira, V. H. F., Espírito-Santo, M. M., Vaz-de-Mello, F. Z., Louzada, J., Sanchez-Azofeifa, A. and Fernandes, G. W. (2010) Successional and seasonal changes in a community of dung beetles (Coleoptera: Scarabaeinae) in a Brazilian tropical dry forest. *Brazil. J. Nat. Conserv.*, 8, 160-164.

- Nichols, E. S. and Gardner, T. A. (2011) Dung beetles as a candidate study taxon in applied biodiversity conservation research. In Simmons, L. W. and Ridsdill-Smith, T. J. (eds) "Ecology and evolution of dung beetles" . Wiley-Blackwell, West Sussex, 267-291.
- Nichols, E., Spector, S., Louzada, J., Larsen, T., Amezcuita, S., Favila, M.E. and The Scarabaeinae Research Network (2008) Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles. *Biol. Conserv.*, 141, 1461-1474
- Peck, S. B. and Forsyth, A. (1982) Composition, structure, and competitive behavior in a guild of Ecuadorian rain forest dung beetles (Coleoptera; Scarabaeidae). *Can. J. Zool.*, 60, 1624-1634.
- SAS Institute (2009) JMP 8 ver 8.0.1. SAS Institute, Cary.
- Slade, E. M., Mann, D. J., Villanueva, J. F. and Lewis, O. T. (2007) Experimental evidence for the effects of dung beetle functional group richness and composition on ecosystem function in a tropical forest. *J. Animal Ecol.*, 76, 1094-1104.
- Slade, E. M., Mann, D. J. and Lewis, O. T. (2011) Biodiversity and ecosystem function of tropical forest dung beetles under construction logging regimes. *Biol. Conserv.*, 144, 166-174.
- Slik, J. W. F., Keßler, P. J. A. and Welzen, P. C. (2003) *Macaranga* and *Mallotus* species (Euphorbiaceae) as indicators for disturbance in the mixed lowland dipterocarp forest of East Kalimantan (Indonesia). *Ecol. Indi.*, 2, 311-324.
- Taylor, D., Saksena, P., Sanderson, P. G. and Kucera, K. (1999) Environmental change and rain forests on the Sunda shelf of Southeast Asia: drought, fire and the biological cooling of biodiversity hotspots. *Biodiv. Conserv.*, 8, 1159-1177.
- Toma, T., Marjenah and Hastaniah (2000) Climate in Bukit Soeharto, East Kalimantan. In Guhardja, E., Fatawi, M., Sutisna, M., Mori, T. and Ohta, S. (eds) "Rain forest ecosystem of East Kalimantan" . Springer-Verlag, Tokyo, 13-27.
- Ueda, A. (2015) Tools for evaluating forest habitat using carrion silphid (Silphidae) and scarabaeoid dung beetles (coprophagous group of Scarabaeoidea) as indicators: Effects of bait type, trap type, and trap number on beetle captures. *Bull. For. Forest Prod. Res. Inst.*, 14, 1-14. (in Japanese with English summary)
- Ueda, A., Dwibadra, D., Noerdjito, W. A., Kon, M. and Fukuyama, K. (2015) Comparison of baits and types of pitfall traps for capturing dung and carrion scarabaeid beetles in East Kalimantan. *Bull. For. Forest Prod. Res. Inst.*, 14, 15-28.
- Yajima, T. (1988) Change in the terrestrial invertebrate community structure in relation to large fires at Kutai National Park, East Kalimantan (Borneo), Indonesia. Occasional Papers. Res. Ctr. South Pacific Kagoshima Univ., 14, 63-81.
- Yamaguchi, T. and Tsuyuki, S. (2001) Assessment of forest fire in East Kalimantan, Indonesia, based on remote sensing and GIS. *Bull. Tokyo Univ. Forests*, 106, 17-48. (in Japanese with English summary)
- Yassir, I., Kamp, J. and Buurman, P. (2010) Secondary succession after fire in *Imperata* grasslands of East Kalimantan, Indonesia. *Agri. Ecosys. Environ.*, 137, 172-182.

Appendix table 1. Dung beetles collected at each aite in this study

	HBf	R1	V1	R2	V2	R3	V3	INF
<i>Bolbochromus catenatus</i> (Lansberge)	0	4	0	0	0	0	0	0
<i>Phaeochrous emarginatus</i> Castelnau	0	0	0	0	1	0	0	2
<i>Phaeocroops</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	6
<i>Ochicanton simboroni</i> Ochi et Kon	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Ochicanton woroae</i> Ochi et Kon	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Panelus</i> sp.	3	0	0	0	0	0	0	2
<i>Paragymnopleurus maurus</i> (Sharp)	0	9	1	30	3	170	114	41
<i>Sisyphus thoracicus</i> Sharp	0	0	0	3	1	17	13	29
<i>Synopsis cambeforti</i> Krikken	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Catharsius dayacus</i> Lansberge (male)	0	1	0	3	0	5	4	2
<i>Catharsius renaudpauliani</i> Ochi et Kon (male)	6	0	0	0	0	0	0	0
<i>Catharsius</i> spp. (female: <i>dayacus</i> or <i>renaudpauliani</i> )	6	2	0	1	0	3	2	4
<i>Copris gibbulus</i> Lansberge	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Microcopris fujiokai</i> Ochi et Kon	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Caccobius unicornis</i> (Fabricius)	9	0	0	0	0	0	0	0
<i>Caccobius binodulus</i> Harold	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Onthophagus (Parascatonomus) dux</i> Sharp	0	2	2	5	8	35	4	16
<i>Onthophagus (Parascatonomus) rudis</i> Sharp	1	0	0	2	1	1	9	0
<i>Onthophagus (Parascatonomus) aurifex</i> Harold	0	0	0	0	4	2	1	0
<i>Onthophagus (Parascatonomus) semiaureus</i> Lansberge	0	0	1	3	10	3	2	0
<i>Onthophagus (Parascatonomus) semicupreus</i> Harold	4	1	0	0	6	6	4	4
<i>Onthophagus (Proagoderus) schwaneri</i> Lansberge	65	17	9	19	13	61	30	6
<i>Onthophagus (Gibbonthophagus) fujiii</i> Ochi et Kon	0	2	0	2	2	2	1	1
<i>Onthophagus (Gibbonthophagus) obscurior</i> Boucomont	4	0	0	0	0	1	4	0
<i>Onthophagus (Gibbonthophagus) cervicapra</i> Boucomont	0	0	0	0	0	4	11	4
<i>Onthophagus (Serrophorus) laevis</i> Harold	0	0	0	0	0	13	9	3
<i>Onthophagus (Indachorius) woroae</i> Ochi et Kon	0	0	0	0	0	3	2	0
<i>Onthophagus (Pseudophanaeomorphus) chandrai</i> Ochi	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Onthophagus (Onthophagus) aphodioides</i> Lansberge	0	0	0	1	0	0	5	1
<i>Onthophagus (Onthophagus) vulpes</i> Harold	0	1	0	1	2	16	14	10
<i>Onthophagus (Onthophagus) incisus</i> Harold	0	0	0	1	0	4	17	1
<i>Onthophagus (Onthophagus) infucatus</i> Harold	0	0	1	0	0	1	1	0
<i>Onthophagus (Onthophagus) pastillatus</i> Boucomont	0	0	0	0	0	0	2	12
<i>Onthophagus (Onthophagus) simboroni</i> Ochi et Kon	0	0	0	0	1	0	1	3
<i>Onthophagus (Onthophagus) waterstradti</i> Boucomont	0	0	0	0	1	3	5	0
<i>Onthophagus (Onthophagus) bonorae</i> Zunino	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Onthophagus (Onthophagus) borneensis</i> Harold	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Onthophagus (Onthophagus) pacificus</i> Lansberge	0	0	0	0	1	1	1	0
<i>Onthophagus (Onthophagus) semipacificus</i> Ochi et Kon	0	0	0	0	0	1	2	0
<i>Onthophagus (Onthophagus) sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	1

# インドネシア共和国東カリマンタン州の山火事林内の糞虫群集における 荒廃林からの距離および地形の影響

上田 明良<sup>1)\*</sup>、ウォロ・ノエルジト<sup>2)</sup>、ディアン・ドウィバドラ<sup>2)</sup>、スギアルト<sup>3)</sup>、  
近 雅博<sup>4)</sup>、越智 輝雄<sup>5)</sup>、高橋 正義<sup>6)</sup>、五十嵐 哲也<sup>7)</sup>、福山 研二<sup>8)</sup>

## 要 旨

山火事天然林内の糞虫群集における人の生活圏からの距離および地形の効果を評価するために、東カリマンタン州の保護林内の山火事エリアにおいて保護林の境界から始まるトランセクト上の3つの谷と3つの尾根に落とし穴式ベイトトラップを設置した。種数と捕獲数の対数は境界に近づくにつれ有意に減少した。境界外の人為的荒廃林に設けた対照区との森下の類似度指数は、境界に近づくにつれ有意に増加した。これらの結果から、人の生活圏に近い火災が激しかった場所ほど糞虫の多様性が劣化していると考えられた。谷の調査地は全て火事を免れたと考えられたが、大きな非山火事天然林内に設けたもうひとつの対照区との類似度指数が境界に近い2つの谷調査地で明確に低かったことから、森が火事に遭っていないとしても尾根によって大きな非山火事林から隔てられると糞虫の多様性は大きく劣化すると考えられた。

キーワード：落とし穴式ベイトトラップ、ボルネオ島、森林火災、尾根、コガネムシ科、スンガイワイン保護林、谷

原稿受付：平成 27 年 4 月 13 日 原稿受理：平成 27 年 7 月 29 日

1) 森林総合研究所九州支所

2) インドネシア科学院生物學研究所

3) 東クタイ農業高等学校

4) 京都市左京区

5) 大阪府豊能町

6) 森林総合研究所森林管理研究領域

7) 森林総合研究所森林植生研究領域

8) 元森林総合研究所コーディネータ

\* 森林総合研究所九州支所 〒 860-0862 熊本県熊本市中央区黒髪 4-11-16

## ノート (Note)

### 羊ヶ丘実験林における降水量の測定誤差 — 測器の違いによる影響 —

溝口 康子<sup>1)\*</sup>、山野井 克己<sup>1)</sup>

キーワード：降水量、風、ヒータ、蒸発損失

降水量は気温とともに気候値として広く用いられることなどから、多くの地点で観測が行われ、一般的な気象観測データとして広く流通している。しかし、降水量の正確な把握は非常に難しく、現在の観測データのほとんどは真の降水量よりも小さい値を示していると考えられている。特に固体降水（いわゆる雪）の場合、風の影響を受けやすく、捕捉率が下がることが知られている（大野ら 1998）。

札幌市豊平区羊ヶ丘実験林内に設けられている 40m×40m の芝地に整備された気象観測露場（北緯 43°00′、東経 141°23′、標高 147m）（Photo1）では、機器トラブル等による欠測はあるものの、約 40 年間にわたって降水量観測が行われてきている。ただし、使用されている降水量計は風よけがないため、冬季の固体降水の期間を中心に十分な降水捕捉ができていない懸念があった。そこで、札幌管区気象台で冬季に使用されているタイプと同じ構造の溢水式降水量計（B-071-12、横河電子機器（株）、東京）を従来の降水量計（MC-2100、光進電気工業（株）、東京）と同じ観測露場内、MC-2100 の設置箇所から約 10m 南南東側に設置し比較検討を行った。機器設置位置はいずれも露場の端から 10m 以上離れており、AMeDAS 設置基準（気象庁 1998）の 70m<sup>2</sup> 以上の空間が確保されている。これらの機器は受水口径 200mm で、転倒降水量 0.5mm の転倒マス方式を採用している。



Photo 1. 羊ヶ丘実験林露場の様子  
View of the observation field at Hitsujigaoka

また、MC-2100 は寒冷地対策としてヒータが内蔵され、ヒータは 7℃±3℃以下で作動する。B-071 は受水部の表面をほぼ 10℃に保持したオイルで覆うことにより表面からの蒸発を防ぎ、降雪を溶かして水にし、溢水孔よりあふれさせた水を転倒マスで受けて測定する。さらに、風よけリングにより横風の影響を軽減している。測定高は MC-2100 が 1.6m、B-071 は 2.0m である。

札幌管区気象台（北緯 43°04′、東経 141°20′、標高 17m）（気象庁 2015）と、MC-2100 および B-071 で測定された羊ヶ丘実験林の年間降水量の変化を Fig. 1 に示す。MC-2100 の 2007、2008、2014 年と B-071 の 2013 年は機器トラブル等による通年観測ができなかったため欠測である。MC-2100 の年間降水量は通年観測できた 2009～2013 年の間、常に札幌管区気象台の値と比べ少なかった一方、B-071 と札幌管区気象台の差は 2007～2014 年のうちの 7 年間で -67mm～+87mm の範囲で変動した。MC-2100 と B-071 の両者が通年観測できた 2009 年から 2012 年の 4 年間では平均年降水量はそれぞれ 1000mm および 1253mm で、札幌管区気象台の値と比べ、MC-2100 は -251mm、B-071 は +2mm であった。これらの結果から、羊ヶ丘の年間降水量は札幌管区気象台と同程度であり、従来の観測データは過小評価している可能性が示唆された。

そこで、MC-2100 の捕捉率の低下がどのようなときに起こっているかを調べるため、2011、2012 年の 2 年分のデータを使用し、一降水 5mm 以上の降水イベント毎の両者の比較を行った。一降水イベントは、どちらの降水量計も最終降水の後 2 時間以上降水がない場合に降水イベントが終了したと判断した。

降水量の観測誤差の原因は様々あるが、特に固体降水の場合、風の影響を特に受けやすく、その量は無視できない（中井・横山 2009）とされている。降水イベント毎の風速と降水量の比（Ratio: [MC-2100 の降水量 :  $P_M$ ] / [B-071 の降水量 :  $P_B$ ]) の関係を降水期間中の平均気温別にプロットした（Fig. 2）。降水はほぼ固体と見なされる気温 0℃以下の降水の比は全体的にその他の気温の降水と比べ小さいが、降水量の比と風速の関係は、いずれの気

Error in the measurement of precipitation in Hitsujigaoka experimental forest: Influence of the difference in instrument type

Yasuko MIZOGUCHI<sup>1)\*</sup> and Katsumi YAMANOI<sup>1)</sup>

原稿受付：平成 27 年 6 月 15 日 原稿受理：平成 27 年 7 月 28 日

1) 森林総合研究所北海道支所

\* 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

Hokkaido Research Center, Forestry and Forest Products Research Institute, 7 Hitsujigaoka, Toyohira, Sapporo, Hokkaido, 062-8516 Japan;

e-mail: pop128@ffpri.affrc.go.jp

温の降水でも顕著ではなかった。したがって、一般的に過小評価の原因としてあげられる風よけがないことによる強風時の捕捉率の低下が、MC-2100 の降水量観測値が少ない主な原因とは見なすことができなかった。次に、気温と降水量の比の関係をプロットしたところ、固体降水の可能性のある 0℃ 付近以下とともに、降水量計のヒータが作動可能な設定となっている 4～5 月あるいは 10～11 月の 7℃ 前後以下の降水の一部も比が小さかった (Fig. 3)。また、B-071 の一降水イベントあたりの降水量が 5mm 未満の合計降水量は年 300mm 前後であったが、MC-2100 の値は 100～150mm だった。MC-2100 の無降水時間の B-071 の合計降水量は 210～220mm で、そのうちの 150mm 前後はヒータが入っていると思われる気温 7℃ 以下に集中していた。以上のことから、羊ヶ丘の MC-2100 の観測値はヒータによる蒸発損失による過小評価の割合が大きいと考えられる。

鈴木 (1996) は蒸発等による誤差は、風による誤差に比べてはるかに小さいとしているが、羊ヶ丘実験林のデータはヒータによる蒸発損失は無視できない場合があることを示している。MC-2100 タイプのような通常の転倒マス式降水量計にヒータを内蔵したタイプは気象庁では使用されていないため、このような蒸発損失はないと考えられるが、寒冷地では扱いが容易なためしばしば使用されている。したがって、観測データの利用の際は、測器の種類などの情報にも注意を払う必要がある。

### 謝辞

羊ヶ丘実験林露場の気象観測の維持・管理は森林総合研究所北海道支所業務係をはじめとした歴代の多くのスタッフによって行われている。これらの方々に敬意を表します。

本研究の一部は、環境省地球環境保全試験研究費「アジア陸域炭素循環観測のための長期生態系モニタリングとデータのネットワーク化促進に関する研究」、「センサーネットワーク化と自動解析化による陸域生態系の炭素循環変動把握の精緻化に関する研究」によって行った。

### 引用文献

- 大野 宏之・横山 宏太郎・小南 靖弘・井上 聡・高見 晋一・Thomas Wiesinger (1998) 北陸地方における降水量計の固体降水捕捉率. 雪氷, 60(3), 225-231.  
気象庁 (1998) 気象観測の手引き. 気象庁, 127pp.  
気象庁 (2015) “過去の気象データ検索” <http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/index.php> (参照 2015-05-25)  
鈴木 宣直 (1996) 雨量計、雪量計. 鈴木 宣直編 “気象研究ノート第 185 号 気象測器—地上気象観測篇”. 日本気象学会, 53-64.  
中井 専人・横山 宏太郎 (2009) 降水量計の捕捉損失補正の重要性—測器メタデータ整備の必要性—. 天気, 56(2), 11-16.

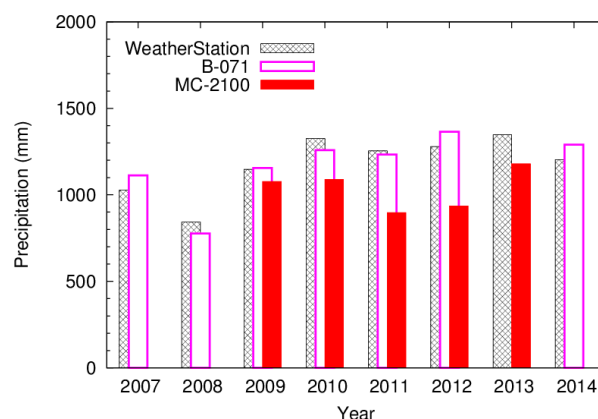


Fig. 1. 札幌管区気象台 (Weather Station) および羊ヶ丘実験林観測露場 (MC-2100、B-071) の年降水量の変化  
Annual precipitation at Sapporo weather station and observation field in Hitsujigaoka experimental forest (Instruments: MC-2100 and B-071)

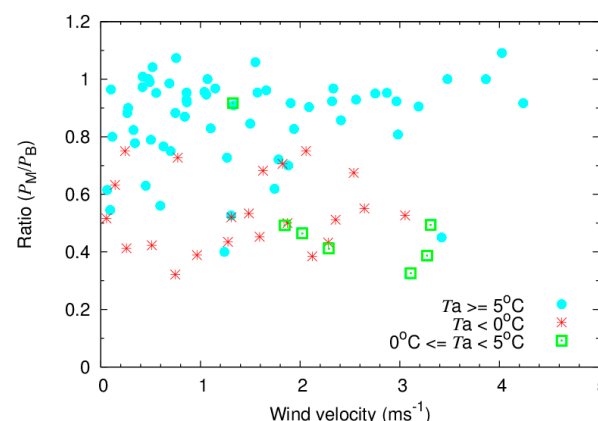


Fig. 2. 気温 ( $T_a$ ) 別の風速と 5mm 以上の降水イベント時の MC-2100 と B-071 の降水量の比 ( $P_M / P_B$ ) との関係  
Relationship between wind speed and ratio of precipitation of MC-2100 to B-071 ( $P_M / P_B$ ) at the time of rainfall events greater than or equal to 5 mm classified by air temperature ( $T_a$ )

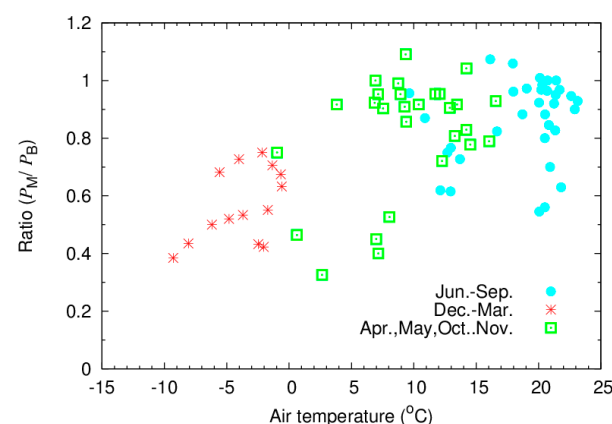


Fig. 3. 気温と 5mm 以上の降水イベント時の MC-2100 と B-071 の降水量の比 ( $P_M / P_B$ ) との関係  
Relationship between air temperature and ratio of precipitation of MC-2100 to B-071 ( $P_M / P_B$ ) at the time of rainfall events greater than or equal to 5 mm



## 研究資料 (Research record)

# Destructive sampling method for estimating the biomasses of African oil palm (*Elaeis guineensis*) plantations on tropical peatland

Yoshiyuki KIYONO<sup>1)\*</sup>, Yukako MONDA<sup>2)</sup>, Jumpei TORIYAMA<sup>2)</sup>,  
Auldry CHADDY<sup>3)</sup>, Kah Joo GOH<sup>4)</sup>, Lulie MELLING<sup>3)</sup>

### Abstract

We aimed to determine methods to estimate African oil palm (*Elaeis guineensis*) biomass on tropical peatlands. In this study we established a study plot in a 12-year-old African oil palm plantation in Sarawak, Malaysia. After measuring the stem diameters, heights, etc., of the palms in the plot, an average-sized palm was selected and its aboveground and belowground parts were destructively sampled to measure its biomass. Consequently, a destructive sampling method for estimating African oil palm plantation biomass on tropical peatlands was developed, based on the results of the field study. In addition, we discuss the ecological traits of African oil palms grown on tropical peatlands.

**Key words :** aboveground biomass, belowground biomass, root-to-shoot ratio, diameter at breast height, tropical peatland, African oil palm plantation

### 1. Introduction

The African oil palm (*Elaeis guineensis*) (hereafter referred to as oil palm) is believed to have originated in Africa (Corley and Tinker 2003), but is now cultivated as a plantation or cash crop in the tropical regions of Asia, Africa, and America, because its nuts contain high levels of good-quality vegetable oil. Malaysian palm oil production accounted for 36% of the global palm oil production between 2011 and 2013, and together with Indonesian palm oil is projected to account for 84% of the global production in 2013 (FAO 2015). Oil palm plantations are usually established on mineral soils; however, due to lack of land, peat soils are being developed on the basis of Good Agricultural Practice (GAP) (FAO 2003), in accordance with the sustainability of peatland functions (Ministry of Agriculture of Indonesia 2009). In addition, land with peat soil is often close to ports and towns with better infrastructure which are important for exporting the heavy commodity palm oil. In Malaysia, oil palms have been successfully planted on peat soils for two generations, and are into their third generation (Melling et al. 2011).

Oil palm production has been alluded to cause substantial, and often irreversible, damage to the natural environment (Clay 2004), because large amounts of carbon dioxide are released into the atmosphere when

tropical peat swamp forests are converted into oil palm plantations. Carbon dioxide emissions from biomass have been estimated using biomass data from tropical rainforests and oil palm plantations on mineral soils (Fargione et al. 2008). However, those data may differ from the data of the biomasses of tropical peat swamp forests and oil palms cultivated on tropical peatlands. No data are available in the literature about biomass of oil palm on tropical peatland. To evaluate the effects of converting peat swamp forests to oil palm plantations, knowledge of the biomasses of peat swamp forests and oil palms cultivated on tropical peatlands is required.

Therefore, a method of estimating the biomasses of peat swamp forests was developed (Monda et al. 2015 in press). In this study, a destructive sampling method was developed that was based on a field study of a 12-year-old oil palm plantation in Sarawak, Malaysia.

### 2. Plot establishment and selection of sample individuals

#### 2.1 Plot establishment

A study plot was established to select palms for destructive biomass sampling, in order to estimate their dry mass per unit of land area. Oil production begins around 2.5 years after planting (Corley and Tinker 2003), and the

Received 2 March 2015, Accepted 29 June 2015

1) Principal Research Coordinator, Forestry and Forest Products Research Institute (FFPRI), Japan

2) Bureau of Climate Change, FFPRI, Japan

3) Tropical Peat Research Laboratory Unit, Chief Minister's Department, Sarawak, Malaysia

4) Applied Agricultural Resources Sdn. Bhd. (AAR), Selangor, Malaysia

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

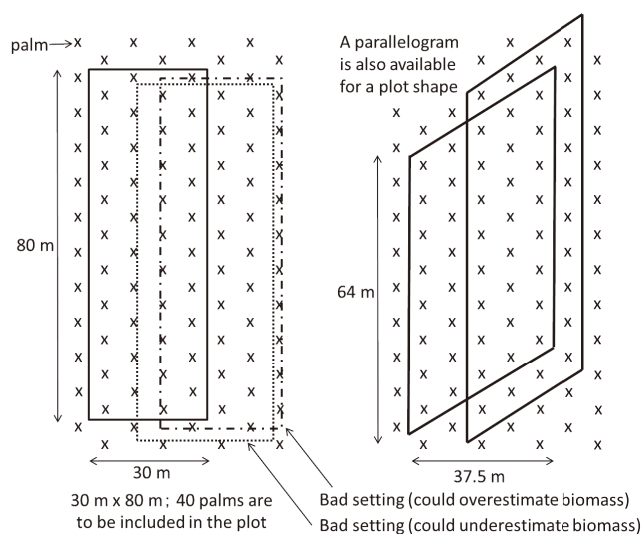
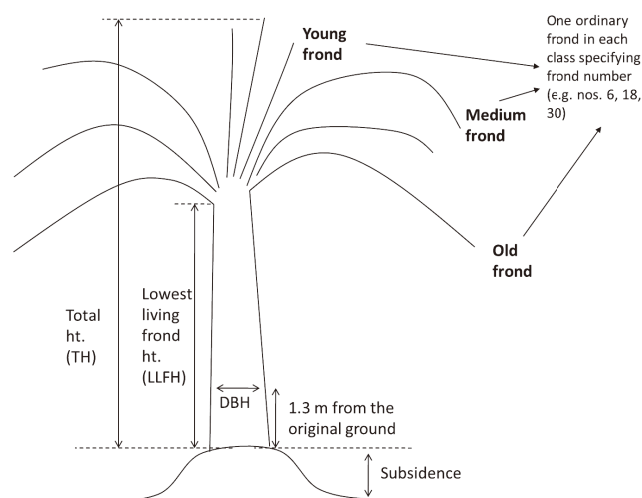


Fig. 1. Plot establishment

economic life of a plantation is about 25 years. Oil palm biomass depends on plantation age. Although no statistical data are available, 12-year-old oil palms are considered to be the oldest age group in Sarawak, so we selected a 12-year-old plantation (2°8'43.11"N – 111°55'14.00"E).

Even in the same plantation, the oil palm size usually differs among individuals; the required number of sample palms depends upon the variation in oil palm size in the plantation. From the perspective of revenue or yield, the optimal oil palm density is considered to be in the range 119–228 palms  $\text{ha}^{-1}$  (Corley and Tinker 2003), although it may depend on the cultivation period, soil conditions, etc. The study plot was 30 m in breadth and 80 m in length (Fig. 1, left), with a typical stand structure in spatial and girth at breast height (GBH) values. The average diameter at breast height (DBH, obtained by dividing GBH by  $\pi$ ; Fig. 2) and its coefficient of variation varied considerably when a small number of palms were measured (Fig. 3). However, the variation in the average DBH decreased after 20 palms had been measured, and the coefficient of variation was low after 30 had been measured. This indicated that at least 30, and preferably 40 or more palms, were required in the study plot, in order to obtain unbiased biomass data per unit of land area. In the study plot, the stand density was approximately 160 palms  $\text{ha}^{-1}$ ; therefore, the optimal plot area was approximately 0.25 ha (about 40 palms) or larger. The plot did not necessarily have to be rectangular (Fig. 1, left); parallelogram- (Fig. 1, right), square-, or hexagon-shaped plots are also acceptable. More importantly, the plot boundary should pass through the center between

Fig. 2. Oil palm (*Elaeis guineensis*) measurements

the planting rows, to avoid an overestimation (Fig. 1 middle-left, alternating long and short dashed line) or an underestimation (Fig. 1 middle-left, dashed line) of biomass.

Oil palm biomass can be estimated using simple parameters that represent the shape of each oil palm and allometry equations or conversion factors that are appropriate for the characteristics of the palm. The parameter that is usually used in allometry equations for calculating palm biomass is stem height (Khalid et al. 1999a, Thenkabail et al. 2004, Goodman et al. 2013), which is combined with the total height (Fig. 2) or stem diameter (Yulianti 2010). Specific plant parts can also be used, such as fronds, for more accurate aboveground biomass estimation (Aholoukpè et al. 2013, Asari et al. 2013). In our study, stem height (height of the apex of the stem) was difficult to determine, because petioles obscured the apex. For the oil palm that was destructively investigated (see below), the stem height was visually estimated before destructive sampling was conducted based on the stem diameter that tapered to a point inside the petioles at 5.3 m. However, the actual stem height measured during the destructive sampling procedure was 4.4 m, which was 0.9 m shorter than the estimate. The accurate measurement of the oil palm stem height is difficult. The GBH, total height (TH), and the lowest living frond height (LLFH)\* were measured easily in all of the oil palms in the plot. A steel tape and a Vertex III clinometer (Haglof, Sweden) were used for the measurements.

\*The LLFH depends on TH and the number of living fronds from the top to the lowest living frond. The number of

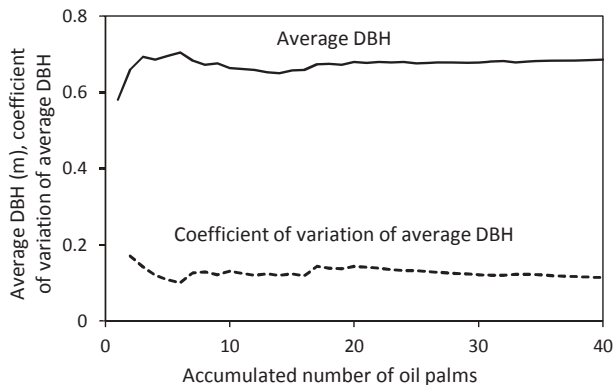


Fig. 3. Accumulated number of oil palms (*Elaeis guineensis*), average diameter at breast height (DBH), and coefficient of variation of the average DBH in the study plot

fronds is usually controlled in managed plantations (36 in the study plantation). Because frond biomass is dependent upon the number of fronds present, the inclusion of frond number, or the distance from TH to LLFH, as a parameter in allometry estimation may improve the accuracy of frond biomass estimates.

The ground just beneath the oil palm stems is often raised to a mound shape in plantations that are several years old because of ground subsidence. The GBH, TH, and LLFH from the mound (Fig. 2) were measured. Oil palms tend to lean over when they are planted in uncompacted peat (Mutert et al. 1999). For leaning or fallen palms (Fig. 4), the stem diameter at 1.3 m from the transition point between the stem and the root was measured in place of DBH. In the study plot, 12 palms (out of the 40 palms in the plot) were leaning.

In the study plot, the mean DBH was  $68.6 \pm 7.8$  cm (mean  $\pm$  standard deviation), the mean TH was  $9.9 \pm 1.0$  m, and the mean LLFH was  $3.3 \pm 1.0$  m. The stand's basal area at breast height was  $62.2 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ .

Plants other than oil palms also grew in the oil palm plantation. However, weeding is usually quite intensive in oil palm plantations; therefore, the biomasses of plants other than oil palms were negligible, and were ignored in this study.

## 2.2 Selecting sample oil palms

There are two methods of estimating tree biomass per unit of land area from an individual tree's biomass: (1) the basal area ratio method (Satoo 1973), and (2) the allometry equation method (Henry et al. 2013). Both are suitable for estimating



Fig. 4. Measuring an oil palm (*Elaeis guineensis*) that is leaning

oil palm biomass. For the first method, biomass is estimated in the plot using the following equation: the sum of the stem basal areas of all of the palms in the plot/the sum of the stem basal areas of sampled palms  $\times$  the biomass of sampled palms; the result is converted from biomass per plot to biomass per unit of land area. If the sample is only one palm, a palm that has an area close to the average basal area is selected. If the sample contains several palms (this is more accurate than using only one palm), the sample should contain palms from the largest size group to the smallest size group. For the second method, an allometry equation is developed by obtaining the biomass data of palms sampled from the largest to the smallest size groups in the plot. The biomass of every palm in the plot is estimated by using the allometry equation. The palm biomass in the plot is summed and then converted to biomass per unit of land area.

No allometry equations exist for estimating the biomass of oil palms cultivated on peatlands that include belowground biomass. Therefore, in this study, the basal area ratio method was used, and a palm that had close to the average stem basal area (for the plot) was selected for destructive sampling. The selected palm was the 19<sup>th</sup> largest in the plot; the 20<sup>th</sup>- and 21<sup>st</sup>-largest palms were not selected because both were leaning and not representative of the other palms in the plot. The selected palm had a DBH of 70.3 cm, a basal area of  $0.393 \text{ m}^2$ , a TH of 10.14 m, a LLFH of 3.7 m, and a maximum crown diameter of 12.6 m. The number of fronds per palm had been maintained at around 36 in the study plot. This number can differ in other plantations under different managements and can influence the values of LLFH and maximum crown diameter.



### 3. Destructive sampling methods for aboveground and belowground organs

The destructive sampling procedure was as follows:

1. All of the fronds and inflorescences (flowers and fruit) were pruned, numbered, and weighed, including the remaining petiole bases (Fig. 5).
2. An ordinary frond from each of the young-, medium-, and old-frond groups, e.g., frond nos. 6, 18, and 30 in Fig. 2 were selected, and a subsample of petioles, rachises, and pinnae (Fig. 6, right) were obtained for each group and weighed (*frond sample sets*). The no. 20 frond was selected in this study because nos. 18 and 19 had lost a part of the pinnae and were not representative of the other fronds in the medium-frond group.
3. All of the inflorescences were weighed and samples were taken (*inflorescence samples*).
4. Snips of plant parts were collected and weighed to improve the accuracy of the biomass estimates (Fig. 7a).
5. The stem was felled and cut into logs (Fig. 7b, c, d). The total stem volumes (with frond base and without frond base) were calculated using the Smalian method, by multiplying the length by the cross-sectional areas of stem (with frond base and without frond base) of each log. The discs were cut, and their volumes and weights were measured (Fig. 7e, f) (*stem samples*). The required number of discs depended on the stem length. In this study, five discs at various heights (0.7, 1.2, 1.6, 2.5, and 3.4 m) were considered samples.
6. The lengths and weights of spears were recorded (Fig. 7g). For the biomass estimation, spears were included as fronds.



Fig. 5. Destructive sampling of oil palm (*Elaeis guineensis*) fronds and inflorescences

7. The belowground stem was dug up and cut into small pieces to weigh and to obtain samples (*belowground stem samples*) (Fig. 8a, b, c).
8. Two trenches that were 4 m long from the stem edge, 0.3 m wide, and 0.9 m deep, or deeper, were made using a chainsaw (Fig. 8d, e). A drainage pump was used when necessary. The alignments of the trenches are shown in Fig. 9. The effects of different land uses (paths with possible soil compaction vs. frond piling) and the distance to neighboring oil palms (near to N1 and N2, far from F1 and F2) were considered; therefore, the trenches ran between N1 and F1 and between N2 and F2. N1 and N2 could be replaced by N3 and N4. Because oil palm roots do not penetrate below the level of a permanent water table (Corley and Tinker 2003), and the planned water-table depth was 0.5–0.75 m in the study plantation, soil sampling to a depth of 0.9 m appeared to be deep enough for collecting all of the roots. However, in reality, the roots penetrated to a depth of below 0.9 m; therefore, soil-sampling depth should be determined based on the actual root distribution.
9. Each sample block of soil was 1 m long, 0.3 m wide, and 0.3 m deep to a depth of 0.9 m, or deeper (Fig. 8d). The collected roots were weighed.
10. For roots under the belowground stem, a short trench that was as long as the stem diameter at ground level, 0.3 m wide, and 0.3 m deep to a depth of 0.9 m or deeper, was made using a chainsaw and an edged tool in order to collect and weigh roots every 0.3 m in depth (Fig. 8e).

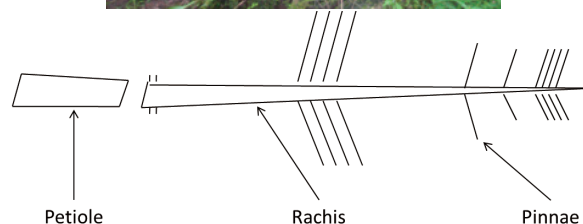


Fig. 6. Measuring oil palm (*Elaeis guineensis*) fronds to obtain sub-samples of petioles, rachises, and pinnae



11. Sub-samples of the roots were taken, if required (Fig. 8f). The minimum fresh weight of a sub-sample should be 200 g (*root samples*).

12. All of the samples and sub-samples were taken to the laboratory to determine the dry/fresh weight ratios. The samples were oven-dried at 75°C to a constant weight.



Fig. 7. Destructive sampling of an oil palm (*Elaeis guineensis*) stem  
i : stem diameter with frond base, ii : stem diameter without frond base.



Fig. 8. Destructive sampling of oil palm (*Elaeis guineensis*) belowground organs

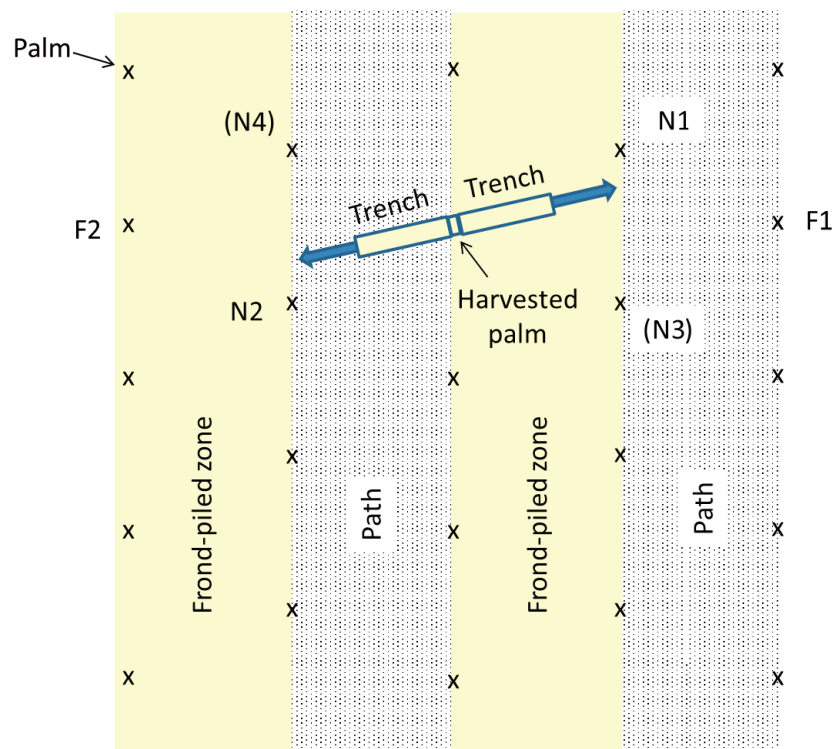


Fig. 9. Establishing trenches for the destructive sampling of oil palm (*Elaeis guineensis*) belowground organs

#### 4. A case study in measuring and estimating oil palm organs on peatland

##### 4.1 Root distribution

The roots were classified into three types (Fig. 10a), which corresponded to the primary, secondary, and tertiary roots (Corley and Tinker 2003): thick roots (5–7 mm in diameter) were primary roots, medium roots (2–3 mm in diameter) were secondary roots that sprouted from the primary roots, and tertiary roots (0.6–1.3 mm in diameter) sprouted from the secondary roots. Most of the primary roots were lignified. The root samples were collected at a depth of 0–0.3 m, just below the stem. Secondary roots accounted for the majority of the roots. This sample was obtained in soil far from the stem, both horizontally and vertically. Ratios of the projected root areas of the primary, secondary, and tertiary roots to the total were approximated when sampling (Fig. 10b, c).

The amount of root biomass per unit of soil volume was greatest near the stem and decreased with increasing distance from the stem, both horizontally and vertically (Table 1). The influence of land use (path or piled fronds) was unclear. Roots below the stem were considered deeper than 0.9 m from the surface. However, in dry land soil oil palm plantations, the root biomass is lower under the paths along the planting lines (Corley and Tinker 2003). The quantity of roots per palm is reduced when the rooting volume is reduced by a corresponding quantity of concrectionary gravel (Tan 1979). On peatland, no clear difference was found in the root biomass between the path

and the frond-piled sites, in contrast to that found on dry land soils. Because peat soil is spongy, soil compaction is weak, even on paths, and any impact on root growth may have been small.

The water content of the roots tended to be low near the stem (Table 2, shown in *italic*). The primary roots were distributed in the soil near the stem, where the water content of the roots was low (Table 3a). The primary roots were also found in deeper soil, away from the stem (Table 3a). Secondary roots appeared to be distributed outside of the primary roots (Table 3b). Tertiary roots were mainly located at a depth of 0.6–0.9 m below the stem and in shallow peat away from the stem (Table 3c). Tertiary roots, which are important in nutrient and water absorption, appeared to be more prevalent under the frond-piled sites than under the paths. Although a clear difference was not found in root biomass in peat soils, root function appeared to differ between the paths and the frond-piled sites.

The root biomass of the sampled oil palm was estimated using the following procedure: the number of roots in the soil at a depth of 0–0.9 m per unit of land area decreased with increasing distance from the center of the stem (Fig. 11). This trend is similar to that observed in dry land soils (Khalid et al 1999a). However, compared to dry land soils, there were more roots near the stem and fewer at 2–4 m from the center of the stem.

The average root biomass per unit of land area ( $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$ ) (at a depth of 0–0.9 m in this study) under the paths and frond-piled sites was then calculated for the following (Fig. 12): (a) a circle with a radius of  $r$  m (0.41 m in this study) that corresponded




Fig. 10. Patterns of root growth and different root types of the oil palm (*Elaeis guineensis*)

Table 1. Oil palm (*Elaeis guineensis*) root biomass ( $\text{kg m}^{-3}$ )

Depth (m)	Distance from bole edge (m)				Bole	Distance from bole edge (m)			
	4	3	2	1		1	2	3	4
	Trench2 (frond piled)					Trench1 (path)			
0–0.3	0.1	0.2	0.5	1.3	6.4	1.4	0.1	0.1	0.0
0.3–0.6	0.0	0.1	0.5	1.1	5.2	1.0	0.2	0.1	0.0
0.6–0.9	0.1	0.0	0.0	0.7	2.3	0.4	0.2	0.1	0.1

Table 2. Oil palm (*Elaeis guineensis*) root water content ratio (0.0–1.0)

Depth (m)	Distance from bole edge (m)				Bole	Distance from bole edge (m)			
	4	3	2	1		1	2	3	4
	Trench2 (frond piled)					Trench1 (path)			
0–0.3	0.8	0.9	0.8	<b>0.7</b>	<b>0.6</b>	<b>0.6</b>	0.8	0.8	0.8
0.3–0.6	0.9	0.8	0.9	0.8	<b>0.7</b>	<b>0.7</b>	0.8	0.9	0.9
0.6–0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.8	<b>0.7</b>	0.9	1.0	0.8

Table 3a. Oil palm (*Elaeis guineensis*) primary root volume ratio (0.0–1.0)

Depth (m)	Distance from bole edge (m)				Bole	Distance from bole edge (m)			
	4	3	2	1		1	2	3	4
	Trench2 (frond piled)					Trench1 (path)			
0–0.3	0.1	0.1	0.0	<b>0.5</b>	<b>0.9</b>	<b>0.9</b>	0.2	0.1	0.3
0.3–0.6	0.1	0.1	0.3	<b>0.7</b>	<b>0.9</b>	<b>0.8</b>	<b>0.5</b>	0.3	0.3
0.6–0.9	0.2	0.4	<b>0.5</b>	0.1	0.3	0.3	0.3	<b>0.5</b>	<b>0.6</b>

Table 3b. Oil palm (*Elaeis guineensis*) secondary root volume ratio (0.0–1.0)

Depth (m)	Distance from bole edge (m)				Bole	Distance from bole edge (m)			
	4	3	2	1		1	2	3	4
	Trench2 (frond piled)					Trench1 (path)			
0–0.3	0.1	0.1	0.2	0.2	0.0	0.1	0.0	<b>0.5</b>	0.3
0.3–0.6	0.1	0.1	0.4	0.2	0.0	0.1	<b>0.6</b>	0.4	0.3
0.6–0.9	<b>0.7</b>	0.2	0.3	0.3	0.2	0.1	<b>0.6</b>	0.4	0.3

Table 3c. Oil palm (*Elaeis guineensis*) tertiary root volume ratio (0.0–1.0)

Depth (m)	Distance from bole edge (m)				Bole	Distance from bole edge (m)			
	4	3	2	1		1	2	3	4
	Trench2 (frond piled)					Trench1 (path)			
0–0.3	<b>0.8</b>	<b>0.9</b>	<b>0.8</b>	0.3	0.1	0.0	<b>0.8</b>	0.4	<b>0.5</b>
0.3–0.6	<b>0.8</b>	<b>0.8</b>	0.3	0.1	0.1	0.2	0.3	0.2	0.3
0.6–0.9	0.1	0.4	0.2	<b>0.6</b>	<b>0.5</b>	<b>0.6</b>	0.1	0.1	0.1

to the area just below the stem; (b) concentric circles of  $r - 1 + r$  m (0.41–1.41 m), including the nearest 1-m trenches to the stem; (c) concentric circles of  $1 + r - 2 + r$  m (1.41–2.41 m), including the second-nearest 1-m trenches to the stem; (d) concentric circles of  $2 + r - 3 + r$  m (2.41–3.41 m), including the third-nearest 1-m trenches to the stem; and (e) concentric circles of  $3 + r - 4 + r$  m (3.41–4.41 m), including the fourth-nearest 1-m trenches to the stem. The relationship between the distance from the center of the stem ( $x$ , m) and the cumulative root biomass ( $y$ , kg) in the circle was approximated by a power equation:  $y = 95.0600 x^{0.4913}$  ( $R^2 = 0.9967$ ) (Eq. 1) (Fig. 13). The

relationship was statistically significant ( $P = 0.0001$ ).

By assuming that the sampled oil palm occupied the area corresponding to the stem basal area of the sampled palm divided by the sum of the stem basal areas per unit land area, and the root distribution of the oil palm occupied the same area of the circle, which was estimated to have a radius of 4.49 m. The root biomass at a radius of 4.49 m estimated using Eq. 1 was 198.8 kg. Because the root biomass in soil deeper than 0.9 m was ignored, the root biomass in this study was underestimated.

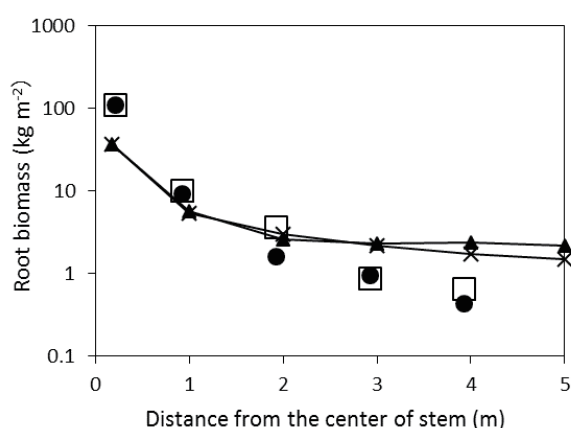


Fig. 11. Relationship between the distance from the center of the stem and the root biomass of an oil palm (*Elaeis guineensis*)  
□, path; ●, frond pile (this study); x, dry land soil path; ▲, dry land soil frond pile (drawn by the authors, using original data from Khalid et al. 1999a, b).

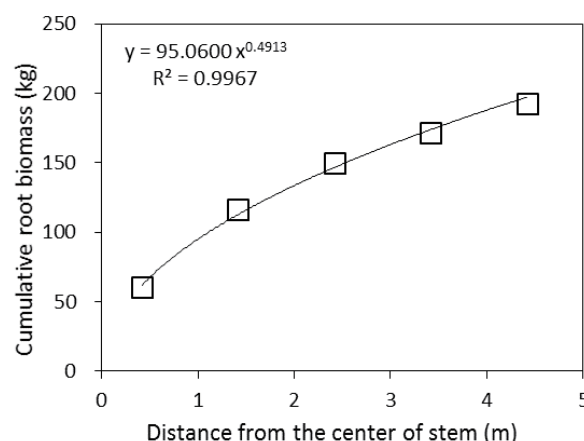


Fig. 13. Relationship between the distance from the center of the stem and the cumulative root biomass of an oil palm (*Elaeis guineensis*)

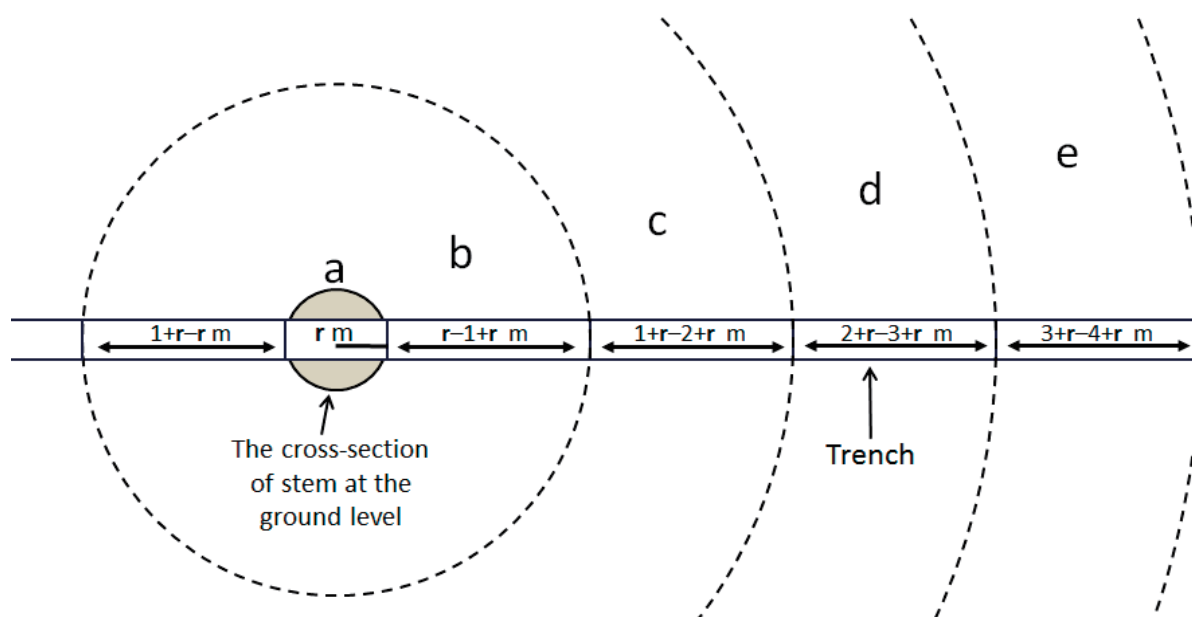


Fig. 12. Root samples used to estimate root biomass per unit of land area

(a) a circle with a radius of  $r$  m corresponding to the land just below the stem; (b) concentric circles of  $r - 1 + r$  m, including the nearest 1-m trenches to the stem; (c) concentric circles of  $1 + r - 2 + r$  m, including the second-nearest 1-m trenches to the stem; (d) concentric circles of  $2 + r - 3 + r$  m, including the third-nearest 1-m trenches to the stem; and (e) concentric circles of  $3 + r - 4 + r$  m, including the fourth-nearest 1-m trenches to the stem.

## 4.2 Characteristics of aboveground and belowground organs of oil palms planted in peat soils

Table 4 presents the characteristics of each organ of the sampled palm. According to the basal area ratio method (the sum of the stem basal areas per unit of land area ( $62.2 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ ) divided by the stem basal area of the sampled palm ( $0.393 \text{ m}^2$ )), was 158.1. The aboveground biomass of the study plantation was estimated to be  $69.1 \text{ Mg ha}^{-1}$ , and the belowground biomass was estimated to be  $33.8 \text{ Mg ha}^{-1}$ . The root-to-shoot ratio [belowground/aboveground biomass ratio for the vegetation type (IPCC 2003)] was 0.49, which is large compared to the values obtained in other studies (Fig. 14). The highest ratio has been found in the drier climate of the Ivory Coast, West Africa (0.67) (Dufrene and Saugier 1989). The value obtained in the present study was smaller, but was nearly double the values found for dry land soil stands with rainforest climates in Malaysia, Indonesia, and Nigeria (Corley et al. 1971, Khalid et al. 1999a, b, Lamade and Setiyo 1996, Ng et al. 1968, Rees and Tinker 1963). Oil palms cultivated on the tropical peatland appear to allocate a larger ratio of photosynthetic products to belowground organs (belowground/aboveground biomass ratio of 0.49) than those on dry land soils with tropical rainforest climates (0.11–0.32) (Corley et al. 1971, Khalid et al. 1999; Lamade and Setiyo 1996; Ng et al. 1968, Rees and Tinker 1963).

## 5. Issues related to the biomass measurements and the estimation method

### 5.1 Issues related to the biomass measurements

Stem height is the commonly used predictor variable for palm mass (Goodman et al. 2013). The inclusion of stem height as a predictor variable for oil palm biomass may improve the accuracy of biomass estimates. However, stem height (the height of the apex of the stem) of oil palm was difficult to determine non-destructively (2.1). Khalid et al. (1999a) defined stem height (palm height in the original paper) of oil palm as the distance from the ground to the base of no. 33 frond. Thenkabail et al. (2004) defined stem height as the distance from the ground to the point of the oil palm where the new rachis was developing within the protection of the established rachis. Because the definition of stem height of oil palm differed among the literatures, consistency of the definition is required when developing allometry equations using stem height as a parameter. Stem height (height of the apex of the stem) could be indirectly estimated by determining the relationship between stem height and other heights that were easily measurable (e.g., TH and LLFH). Using TH and LLFH instead of stem height as additional parameters to DBH will be a practical method of improving the accuracy of estimating oil palm biomass.

Soil sampling to a depth of 0.9 m was not deep enough for collecting all of the roots of the sampled oil palm. The roots

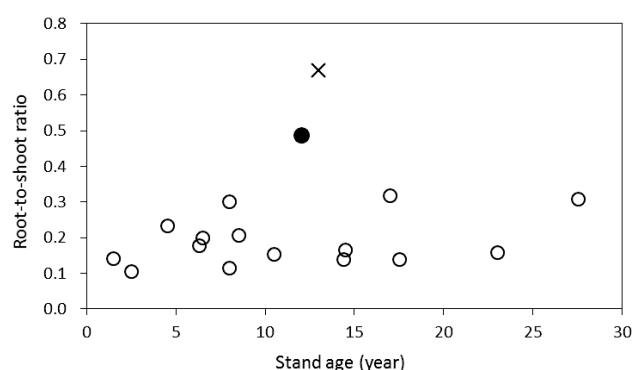


Fig. 14. Root-to-shoot ratios in oil palm (*Elaeis guineensis*) stands

○, Dry land soils with a tropical rainforest climate in Malaysia, Indonesia, and Nigeria (Corley et al. 1971; Khalid et al. 1999a, b; Lamade and Setiyo 1996; Ng et al. 1968; Rees and Tinker 1963); x, dry land soils with a tropical dry climate in the Ivory Coast, West Africa (Dufrene and Saugier 1989); ●, peat soils with a tropical rainforest climate (this study).

Table 4. General characteristics of a destructively sampled oil palm

Location	Block 105, Sibul, Sarawak. 2° 8'43.11"N – 111° 55'14.00"E
Date	August 2012
Species	<i>Elaeis guineensis</i>
Age (y)	12
Stem density ( $\text{n ha}^{-1}$ )	166
DBH (cm)	70.8
Crown diameter (m)	12.6
Lowest living frond height (m)	3.7
Total height (m)	10.14
Biomass ( $\text{kg palm}^{-1}$ )	
Leaf	198.6
Pinnae	51.7
Rachis	36.3
Petiole	110.5
Inflorescence	75.0
Stem	163.7
Belowground stem	14.9
Root	198.8
Aboveground biomass (AGB)	437.3
Belowground biomass (BGB)	213.6
Total	650.9
BGB/AGB	0.49

below the stem were found to be deeper than 0.9 m, although the planned depth of the water table was 0.5–0.75 m. Root biomass is large at a depth of 0.2–0.6 m in dry land soils (Taillez 1971). However, root distribution depends on soil type (Chan 1977) and water-table management is important on peatland; therefore, to ascertain the root-distribution characteristics of peat soils, the roots should be collected from deeper than 0.9 m on the basis of the actual root distribution.

## 5.2 Issues related to the biomass estimation

At present, no published biomass data regarding allometry equations and root-to-shoot ratios are available for oil palms cultivated on tropical peatlands. The development of allometry equations and root-to-shoot ratios that are suitable for oil palms in peat soils is required because their growth may differ from those in dry land soils due to the larger belowground biomass/aboveground biomass ratio in peat soils (Fig. 14). The destructive sampling method of aboveground and belowground organs described in this study will help in the estimation of the biomasses of oil palm plantations on tropical peatlands.

Collecting data from palms older than the one sampled in this study (12 years old) would provide a fuller picture of oil palm biomass on peatlands. However, the history of oil palm cultivation in peat soils is short in Sarawak, and there are only a small number of plantations that are older than 12 years. Data collected from older palms would elucidate oil palm biomass characteristics throughout the entire range of the plants' economic life, particularly those that will be 20–25 years old in the future.

## Acknowledgments

We wish to thank the staff of the Tropical Peat Research Laboratory Unit, Chief Minister's Department, Sarawak, Malaysia who cooperated with us in the field. We thank Mr. Patrick Ng Hong Chuan and Mr. Subramaniam from Applied Agricultural Resources Sdn. Bhd. (AAR) for their useful comments and advice. This study was conducted as a research program (A-0802) that was supported by the Global Environment Fund of the Ministry of the Environment, Japan, and part of a research project (Emergency Project to Develop the Structure of Promoting REDD Action) funded by the Forestry Agency, Japan.

## References

- Aholoukpè, H., Dubos, B., Flori, A., Deleporte, P., Amadji, P. G., Chotte, J. L., Blavet, D. (2013) Estimating aboveground biomass of oil palm: Allometric equations for estimating frond biomass. *Forest Ecology and Management*, 292, 122–129.
- Asari, N., Suratman, M. N., Jaafar, J., Khalid, M. M. (2013) Estimation of above ground biomass for oil palm plantations using allometric equations. 2013 4th International Conference on Biology, Environment and Chemistry, IPCBEE vol.58 (2013), (2013) IACSIT Press, Singapore, DOI: 10.7763/PCBEE. 2013. V58. 22.
- Chan, K. S. (1977) Sampling of oil palm fruit bunch stalk refuse to determine oil loss. In *Proc. Int. Symp. "Palm oil processing and marketing"*, Incomp. Soc. Planters, Kuala Lumpur
- Clay, J. W. (2004) *World Agriculture and the Environment: A commodity-by-commodity guide to impacts and practices*. World Wildlife Fund, New York, 203–235.
- Corley, R. H. V. and Tinker, P. B. H. (2003) *The oil palm* Fourth edition. World Agriculture Series, Blackwell, 562 pp.
- Corley, R. H. V., Hardon, J. J., Tang, Y. (1971) Analysis of growth of the oil palm (*Elaeis guineensis* Jacq.) I. Estimation of growth parameters and application in breeding. *Euphytica*, 20, 307–315.
- Dufrene, E. and Saugier, B. (1989) Field studies of leaf gas exchange in oil palm tree (*Elaeis guineensis* Jacq.). In Dreyer E. (eds.) *"Forest Tree Physiology"*, Elsevier/INRA, Ann. Sci. For. 46 suppl., 439s–442s.
- FAO (2003) Development of a framework for Good Agricultural Practices. Committee on agriculture, 7th session, 31 March–4 April 2003, Rome, [http://www.fao.org/docrep/MEETING/006/Y8704e.HTM#P86\\_24256](http://www.fao.org/docrep/MEETING/006/Y8704e.HTM#P86_24256) (accessed 2014-12-29)
- FAO (2015) FAOSTAT. <http://faostat3.fao.org/faostat-gateway/go/to/home/E>.
- Fargione, J., Hill, J., Tilman, D., Polasky, S., Hawthorne, P. (2008) Land clearing and the biofuel carbon debt. *Science*, 319, 1235–1238.
- Goodman, R. C., Phillips, O. L., del Castillo, Torres D., Freitas, L., Cortese, S. T., Monteagudo, A., Baker, T. R. (2013) Amazon palm biomass and allometry. *Forest Ecology and Management*, 310, 994–1004.
- Henry, M., Bombelli, A., Trotta, C., Alessandrini, A., Birigazzi, L., Sola, G., Vieilledent, G., Santenoise, P., Longuetaud, F., Valentini, R. Picard, N., Saint-André, L. (2013) GlobAllomeTree: international platform for tree allometric equations to support volume, biomass and carbon assessment. *iForest*, 6, 326–330.
- IPCC National Greenhouse Gas Inventories Programme (2003) *Good practice guidance for land use, land use change, and forestry*. Technical Support Unit IPCC National Greenhouse Gas Inventories Programme, IGES, Hayama.
- Khalid, H., Zin, Z. Z., Anderson, J. M. (1999a) Quantification of oil palm biomass and nutrient value in a mature plantation. I, Above-ground biomass. *Journal of Oil Palm Research*, 11, 23–32.

- Khalid, H., Zin, Z. Z., Anderson, J. M. (1999b) Quantification of oil palm biomass and nutrient value in a mature plantation. II. Below-ground biomass. *Journal of Oil Palm Research*, 11, 63-71.
- Lamade, E. and Setiyo, I. E. (1996) Test of Dufrêne's production model on two contrasting families of oil palm in North Sumatra. In Darus A., Basri-Wahid M., Rajanaidu N., Dolmat T., Paranjothy K., Cheah S. C., Choong C. K., Ravigadevi S. (eds.) *Proceedings of the 1996 PORIM International Palm Oil Congress-Agriculture Conference "Competitiveness for the 21st century"*, Palm Oil Res. Inst. Malaysia, Kuala Lumpur, 87-96.
- Melling, L., Chua, K. H., Lim, K. H. (2011) Agro-management of peat soils under oil palm in Sarawak. In Goh K. J., Chiu S. B., Paramanathan S. (eds.) *"Agronomic principles & practices of oil palm cultivation"*, Agricultural Crop Trust (ACT), 695-728.
- Ministry of Agriculture Indonesia (2009) Ministerial Decree (Peraturan Menteri Pertanian nomor): 14/Permentan/PL.110/2/2009; Presidential Decree No 32/ of 25 July 1990.
- Monda, Y., Kiyono, Y., Melling, L., Damian, C., Chaddy, A. (2015) Allometric equations considering the influence of hollow trees: A case study for tropical peat swamp forest in Sarawak. *TROPICS*, 24(1) in press
- Mutert, E., Fairhurst, T. H., von Uexküll, H. R. (1999) Agronomic management of oil palms on deep peat. *Better Crop International*, 13, 22-27.
- Ng, S. K., Thamboo, S., de Souza, P. (1968) Nutrient contents of oil palms in Malaya. II Nutrients in vegetative tissues. *Malaysian Agricultural Journal*, 46, 332-390.
- Rees, A. R. and Tinker, P. B. H. (1963) Dry-matter production and nutrient content of plantation oil palms in Nigeria. I. Growth and dry-matter production. *Plant and Soil*, 19, 19-32.
- Satoo, T. (1973) Matter production of terrestrial plant community Ia -Forest-. Kyoritsu Shuppan, Tokyo, 108pp. (in Japanese).
- Tailleux, B. (1971) The root system of the oil palm on the San Alberto plantation in Colombia. *Oleagineux*, 26, 435-448.
- Tan, K. S. (1979) Root development of oil palms on inland soils of West Malaysia. In Lal R., Greenland D. J. (eds) *"Soil physical properties and crop production in the tropics"*. John Wiley & Sons, New York, 363-374.
- Thenkabail, P. S., Stucky, N., Griscom, B. W., Ashton, M. S., Diels, J., van der Meer, B., Enclona, E. (2004) Biomass estimations and carbon stock calculations in the oil palm plantations of African derived savannas using IKONOS data. *International Journal of Remote Sensing*, 25, 5447-5472.
- Yulianti, N., Sabiham, S., Murti Laksono, M., Sutarta, K., Darmosarkoro, W. (2010) Allometric equation of oil palm: An estimation approach of biomass carbon stock in tropical peatland. *Soil Science and Land Resource*, <http://repository.ipb.ac.id/handle/123456789/58817> (accessed 2014-12-29).

# 熱帯泥炭地のギニアアブラヤシ (*Elaeis guineensis*) プランテーションの バイオマスを推定するための破壊的サンプリング方法

清野 嘉之<sup>1)\*</sup>、門田 有佳子<sup>2)</sup>、鳥山 淳平<sup>2)</sup>、Auldry CHADDY<sup>3)</sup>、  
Kah Joo GOH<sup>4)</sup>、Lulie MELLING<sup>3)</sup>

## 要旨

熱帯泥炭地に造成されたギニアアブラヤシのプランテーションのバイオマス推定手法を作成するため、マレーシア国サラワク州で 12 年生のプランテーションに調査プロットを設定した。プロット内の全てのギニアアブラヤシの幹直径や高さなどを計測したのち、平均サイズの 1 個体を選び、その地上部、地下部器官を破壊調査してバイオマスを計測した。これにより、熱帯泥炭湿地に造成されたギニアアブラヤシのプランテーションのバイオマスを推定するための破壊的サンプリング方法を作成した。また、熱帯泥炭地に生育するギニアアブラヤシの生態学的特徴を説明した。

キーワード：地上部バイオマス、地下部バイオマス、地下部 / 地上部バイオマス比、胸高直径、  
熱帯泥炭地、ギニアアブラヤシ農園

原稿受付：平成 27 年 3 月 2 日 原稿受理：平成 27 年 6 月 29 日

1) 森林総合研究所研究コーディネータ

2) 森林総合研究所温暖化対応推進拠点

3) マレーシア国サラワク州政府熱帯泥炭研究所

4) Applied Agricultural Resources 非公開有限責任株式会社

\* 森林総合研究所 〒305-8687 茨城県つくば市松の里 1

## 研究資料 (Research record)

### 森林総合研究所が収集したツキノワグマ *Ursus thibetanus* の 頭骨標本リスト

大井 徹<sup>1) 5) 6)\*</sup>、岡 輝樹<sup>1)</sup>、大西 尚樹<sup>2)</sup>、石橋 靖幸<sup>3)</sup>、高橋 裕史<sup>3)</sup>、  
島田 卓哉<sup>2)</sup>、鈴木 祥悟<sup>2)</sup>、山田 文雄<sup>1)</sup>、小泉 透<sup>4)</sup>

#### 要 旨

森林総合研究所では、1985 年度から 2013 年度に西日本 (中国、近畿、北陸) と東日本 (東北) で捕獲されたツキノワグマ *Ursus thibetanus* の頭部を 1495 個体分収集した。その内、696 個体分の西日本産頭骨標本を関西支所に、559 個体分の東日本産頭骨を東北支所に保存している。京都産の 240 個体分は京都大学総合博物館に寄贈した。これらは、主に森林総合研究所の研究者によって活用され、保全遺伝学的研究、個体群管理学的研究、形態学的研究などで成果を生み出してきた。そこで、さらに標本の利用促進を図ることを目的に、本リストを作成した。記載項目は、標本番号、捕獲年月、捕獲場所、性別、年齢階級、体重、頭胴長である。

キーワード：ツキノワグマ、頭骨標本、西日本産、東日本産、有害捕獲、狩猟

#### 1. はじめに

森林総合研究所では、ツキノワグマ *Ursus thibetanus* の保全生態学的研究の材料として、1985 年度から 2013 年度まで、中国、近畿、北陸、東北地方において捕獲された、あるいは事故死した個体の頭部を収集し頭骨 (一部下顎のみ) を保存してきた。対象となった地域、収集期間、標本数は、広島県：2001 ～ 2013 年度、507 個体、鳥取県：2002 ～ 2006 年度、26 個体、兵庫県：1996 ～ 2000 年度、19 個体、京都府：1991 ～ 2013 年度、240 個体、滋賀県：1999 ～ 2006 年度、8 個体、奈良県：収集年不明 (1985 年度以降) のもの 3 個体、三重県：収集年不明 (1985 年度以降) のもの 1 個体、福井県：2004 ～ 2006 年度、75 個体、富山県：2004 ～ 2006 年度、57 個体、岩手県：1988 ～ 2004 年度、536 個体、秋田県：収集年不明のもの 3 個体、青森県下北半島：2008 ～ 2009 年度、20 個体、合計 1495 個体である (表 1)。捕獲は、鳥獣の保護及び狩猟の適正化に関する法律に則って行われた有害捕獲、個体数調整、狩猟による。標本によっては捕獲の際に銃で頭部を撃ち抜かれたため、破壊されたものもあり、状態は様々である。標本は中国、近畿 (京都府産除く)、北陸産のものは関西支所に、東北産のものは東北支所に保管している。京都府産のものについては、2015 年 2 月に京都大学総合博物館に寄贈した。

これらの標本は、これまで主に森林総合研究所の研究者によって活用され、保全遺伝学的研究 (Ishibashi and Saitoh 2004, Ohnishi et al. 2007, 2009, 2011, Saitoh et al. 2001, Yamamoto et al. 2012)、個体群管理学的研究 (金森ら 2008, 大井ら 2008, Oi 2009)、被害管理に関する研究

(山田ら 1990, Oi and Furusawa 2008, Kitamura and Ohnishi 2011)、形態学的研究 (天野ら 2001, 2003, Amano et al. 2004, 上堀 2008, 奈良ら 2015, 下稲葉 2005, 下稲葉ら 2002, Shimoinaba et al. 2004, 2006, Shimoinaba and Oi 2015) など成果を生み出してきた。保全遺伝学的研究は、頭部の筋組織を材料に、個体群管理学的研究は歯根部セメント質年輪による年齢査定をもとに、形態学的研究は頭骨を材料に行われた。これらの研究による成果は、日本の代表的な森林性哺乳類ツキノワグマの生物学的特徴の解明に貢献するとともに、保護管理ユニットの設定、捕獲実態の把握、個体群動態の推定など関係府県などにおけるツキノワグマの保護管理施策に活用されてきた。しかし、頭骨の機能形態学、個体の成長、形態の地理学的変異などの研究分野には未解明の課題が多くあり、森林総合研究所で収蔵している標本は、さらに活用できると考えられる。本報告は、収集、保存された頭骨のリストを公開し、研究への利用促進を図ることを目的に作成した。

リストの記載項目は、標本番号、捕獲年月、捕獲場所、性別、年齢階級、体重、頭胴長、備考である。捕獲年月、捕獲場所、性別、外部計測値は、府県の出先機関職員、もしくは捕獲に携わった狩猟者によって所定の記録票に記載されたものである。市町村名は捕獲時のもので、合併前のものをういた場合がある。また、性別の記録がなかった一部の個体 (京都府産 K024、K067、K068、K222、K229、K236、富山県産 TY025、TY040、TY042、TY047、TY057) については、PCR 法による Y 染色体上の SRY 遺伝子の増幅のある・なしで性別を確認した。増幅は、DNA データベースに登録されているヒグマ

原稿受付：平成 27 年 3 月 26 日 原稿受理：平成 27 年 7 月 24 日

1) 森林総合研究所野生動物研究領域

2) 森林総合研究所東北支所

3) 森林総合研究所関西支所

4) 森林総合研究所研究コーディネータ

5) 東京大学大学院農学生命科学研究科

6) 石川県立大学生物資源環境学部 (現所属)

\* 石川県立大学生物資源学部 〒921-8836 石川県野々市市末松 1-308



*Ursus arctos* の SRY 遺伝子の塩基配列 (DDBJ#AY424666) を元に設計したプライマー対を使って行った (増幅産物 1,150 塩基対)。

体重、頭胴長については、実測値と推測値 (括弧書き) を分けたが、特に頭胴長については、訓練を受けていない複数の人間が測定したため無視できない誤差が含まれている場合がある。そのため参考値として考える必要がある。捕獲個体の情報には、その他の外部計測値が記録されている場合もあり、森林総合研究所、あるいは各府県の原本に保存されている。

年齢階級は、下顎第 4 小白歯、歯根部のセメント質年輪を読み取ることにより判定した満年齢 (Coy and Garshelis 1992, 八谷・大泰司 1994) に応じて、次の 5 階

級に区分した; 0: 満 0 歳、I: 満 1-3 歳、II: 満 4-10 歳、III: 満 11-20 歳、IV: 満 21 歳以上。階級 I は未成熟個体、階級 II 以上は成熟個体にほぼ一致するが (片山ら 1996, 小松ら 1994)、階級 II 以降の区分には期間を等分したということのほか特段の意味はない。3 個体分しかない奈良県産、1 個体分しかない三重県産、3 個体分しかない秋田県産のものを除く標本の産地別、性・年齢階級毎の数は表 1 の通りである。

頭骨標本は公開するが、利用にあたっては、標本利用に関する内部指針に従っていただく。また、これを利用して成果を発表する際には、謝辞または本文中に森林総合研究所 (Forestry and Forest Products Research Institute) が収集、作成した標本である旨について記述をお願いする。

Table 1. 産地別、性・年齢階級別の標本数

府県名 (収集期間、年度)	性/年齢 階級	0	I	II	III	IV	不明	計
広島県 (2001 ~ 2013)	オス	25	48	120	76	3	0	272
	メス	18	30	86	99	2	0	235
	不明	0	0	0	0	0	0	0
	計	43	78	206	175	5	0	507
鳥取県 (2002 ~ 2006)	オス	1	1	1	0	0	5	8
	メス	0	0	3	4	0	4	11
	不明	0	1	3	0	0	3	7
	計	1	2	7	4	0	12	26
兵庫県 (1996 ~ 2000)	オス	0	0	0	2	0	9	11
	メス	1	0	0	3	0	2	6
	不明	0	0	0	0	0	2	2
	計	1	0	0	5	0	4	19
京都府 (1991 ~ 2013)	オス	8	33	62	25	1	1	130
	メス	14	20	40	31	0	1	106
	不明	0	1	3	0	0	0	4
	計	22	54	105	56	1	2	240
滋賀県 (1999 ~ 2006)	オス	0	2	1	2	0	0	5
	メス	0	0	3	0	0	0	3
	不明	0	0	0	0	0	0	0
	計	0	2	4	2	0	0	8
福井県 (2004 ~ 2006)	オス	10	5	11	7	0	1	34
	メス	1	2	12	8	0	2	25
	不明	5	2	2	3	0	4	16
	計	16	9	25	18	0	7	75
富山県 (2004 ~ 2006)	オス	0	1	11	11	1	2	26
	メス	1	6	9	12	1	1	30
	不明	0	0	1	0	0	0	1
	計	1	7	21	23	2	3	57
岩手県 (1988 ~ 2004)	オス	11	62	140	40	0	56	309
	メス	6	36	78	16	0	33	169
	不明	1	8	31	8	0	10	58
	計	18	106	249	64	0	99	536
青森県 (2008 ~ 2009)	オス	0	6	6	1	2	0	15
	メス	1	0	1	1	0	0	3
	不明	0	0	2	0	0	0	2
	計	1	6	9	2	2	0	20

\* 年齢階級 0: 満 0 歳、I: 1-3 歳、II: 満 4-10 歳、III: 満 11-20 歳、IV: 満 21 歳 -

\* 広島県産、鳥取県産、兵庫県産、滋賀県産、福井県産、富山県産の標本は関西支所に、岩手県産、青森県産の標本は東北支所に収蔵されている。

\* 京都府産の標本は京都大学総合博物館に収蔵されている。

\* この表に掲載したもの他、奈良県産 3 個体、三重県産 1 個体、秋田県産 3 個体がある。



2. 頭骨標本一覧

Table 2. 広島県産ツキノワグマ頭骨標本リスト (その1)

標本番号	捕獲年	捕獲月	捕獲場所	性別	年齢階級	体重 (kg)	頭胴長 (cm)	備考
HR001	2001	5	芸北町	オス	II	52	85	
HR002	2001	5	千代田町	オス	II	78	94	
HR004	2001	8	加計町	オス	III	66	87	
HR005	2001	8	加計町	メス	III	42	77	
HR006	2001	9	加計町	オス	II	54	80	
HR007	2001	9	加計町	オス	III	95	96	
HR008	2001	9	豊平町	メス	II	56	75	
HR009	2001	11	加計町	メス	II	55	80	
HR010	2001	11	加計町	オス	II	(50)	76	
HR011	2001	11	筒賀村	メス	II	40	76	
HR012	2001	10	筒賀村	メス	II	50	80	
HR013	2001	12	広島市	オス	III	77	88	
HR014	2002	4	加計町	オス	I	60	85	
HR015	2002	5	湯来町	オス	II	60	80	
HR016	2002	5	加計町	オス	I	30	72	
HR017	2002	6	戸河内町	メス	I	34	65	下顎一部のみ
HR018	2002	6	千代田町	オス	III	105	104	下顎一部のみ
HR019	2002	6	加計町	メス	III	38	73	
HR020	2002	7	大朝町	オス	III	82	98	
HR021	2002	7	大朝町	オス	II	52	86	
HR022	2002	7	吉和村	オス	II	55	65	
HR023	2002	7	湯来町	オス	III	68	90	
HR024	2002	7	芸北町	オス	III	83	107	
HR025	2002	8	戸河内町	オス	II	45	80	
HR026	2002	8	佐伯町玖島川	オス	III	59	100	
HR027	2002	8	戸河内町	メス	III	54	78	
HR028	2002	8	芸北町	オス	III	75	87	
HR029	2002	8	戸河内町	メス	III	57	73	
HR030	2002	8	芸北町	メス	III	56	83	
HR031	2002	8	芸北町	オス	III	56	102	
HR032	2002	8	芸北町	オス	II	82	87	
HR033	2002	8	芸北町	オス	II	41	71	
HR034	2002	8	戸河内町	オス	I	41	79	
HR035	2002	8	芸北町	オス	III	86	98	
HR036	2002	8	佐伯町	オス	III	77	75	
HR037	2002	8	大朝町	オス	II	65	85	
HR038	2002	8	芸北町	オス	III	100	86	
HR039	2002	8	加計町	メス	II	50	74	
HR040	2002	8	吉和村	オス	III	78	80	
HR042	2002	8	吉和村	メス	III	48	70	
HR043	2002	9	加計町	オス	II	55	80	
HR044	2002	9	筒賀村	オス	III	62	91	
HR045	2002	9	芸北町	メス	II	42	73	
HR046	2002	9	戸河内町	メス	II	65	77	
HR047	2002	9	芸北町	オス	III	84	97	
HR048	2002	9	大朝町	オス	II	62	90	
HR049	2002	9	佐伯町	メス	II	27	68	
HR050	2002	9	芸北町	メス	II	55	77	
HR051	2002	9	大朝町	メス	III	76	81	
HR052	2002	9	吉和村	オス	II	88	92	
HR053	2002	9	戸河内町	オス	III	74	83	
HR054	2002	10	吉和村	オス	III	95	93	
HR056	2002	10	湯来町	オス	II	36	77	
HR057	2002	10	筒賀村	オス	III	110	93	
HR058	2002	10	筒賀村	メス	II	80	82	
HR059	2002	11	戸河内町	メス	II	63	77	

Table 2. 広島県産ツキノワグマ頭骨標本リスト (その2)

標本番号	捕獲年	捕獲月	捕獲場所	性別	年齢階級	体重 (kg)	頭胴長 (cm)	備考
HR060	2002	11	加計町字	オス	I	54	74	
HR061	2002	11	豊平町	メス	I	37	90	
HR062	2002	11	加計町	オス	I	37	70	
HR063	2002	11	筒賀村	オス	I	40	68	
HR064	2002	11	湯来町	メス	III	47	80	
HR065	2002	11	広島市	メス	I	45	81	
HR066	2002	11	筒賀村	メス	I	47	70	
HR067	2003	2	広島市	メス	II	66	85	
HR069	2003	5	芸北町	オス	I	35	81	
HR070	2003	6	戸河内町	オス	III	88	98	
HR071	2003	7	廿日市市	オス	III	70	95	
HR072	2003	7	芸北町	オス	II	40	96	
HR073	2003	7	廿日市市	オス	II	50	85	
HR074	2003	7	戸河内町	オス	II	46	78	
HR075	2003	9	戸河内町	メス	III	60	65	
HR076	2003	9	廿日市市	オス	II	33	84	
HR077	2003	9	廿日市市	オス	II	65	85	
HR078	2003	9	廿日市市	オス	III	59	80	
HR080	2003	10	湯来町	メス	III	29	70	
HR081	2003	12	加計町穴	メス	II	83	98	
HR082	2003	12	西城町	オス	II	55	80	
HR083	2003	12	口和町	オス	III	100	84	
HR084	2003	12	豊平町	メス	II	80	70	
HR085	2004	2	筒賀村	メス	III	60	74	
HR086	2004	5	芸北町	メス	I	29	67	
HR087	2004	6	戸河内町	オス	I	35	73	
HR088	2004	6	加計町	オス	II	34	74	
HR089	2004	6	芸北町	メス	III	54	93	
HR090	2004	7	戸河内町	オス	II	31	69	
HR091	2004	7	戸河内町	メス	III	45	73	
HR092	2004	7	芸北町	オス	III	90	93	
HR093	2004	7	筒賀村	オス	III	63	81	
HR094	2004	7	戸河内町	オス	II	58	80	
HR095	2004	7	大朝町	オス	II	74	90	
HR096	2004	8	湯来町	オス	II	60	81	
HR097	2004	8	八千代町	オス	I	52	76	
HR098	2004	8	廿日市市	オス	III	61	87	
HR099	2004	8	芸北町	メス	III	49	75	
HR100	2004	8	廿日市市	オス	III	59	88	
HR101	2004	8	千代田町	オス	III	94	100	
HR102	2004	8	廿日市市	オス	II	73	85	
HR103	2004	8	芸北町	オス	I	24	67	
HR104	2004	8	安芸高田市	メス	I	35	74	
HR105	2004	8	芸北町	メス	I	27	70	
HR106	2004	9	湯来町	メス	II	45	74	
HR107	2004	9	戸河内町	メス	III	59	80	
HR108	2004	9	廿日市市	オス	III	125	75	
HR109	2004	9	戸河内町	オス	III	78	95	
HR110	2004	9	芸北町	オス	III	62	92	
HR111	2004	10	安芸太田町	オス	II	70	80	
HR112	2004	10	安芸太田町	メス	III	45	79	
HR113	2004	10	廿日市市	メス	II	35	65	
HR114	2004	10	安芸太田町	オス	III	76	86	
HR115	2004	10	湯来町	オス	II	55	120	
HR116	2004	10	安芸太田町	オス	II	55	86	
HR117	2004	10	安芸太田町	メス	IV	65	86	
HR118	2004	10	安芸太田町	オス	I	40	70	

Table 2. 広島県産ツキノワグマ頭骨標本リスト (その3)

標本番号	捕獲年	捕獲月	捕獲場所	性別	年齢階級	体重 (kg)	頭胴長 (cm)	備考
HR119	2004	10	廿日市市	オス	III	83	95	
HR120	2004	10	廿日市市	メス	III	53	82	
HR121	2004	10	安芸太田町	オス	II	56	79	
HR122	2004	10	安芸太田町	オス	I	38	68	
HR123	2004	10	安芸太田町	オス	III	50	88	
HR124	2004	10	安芸太田町	メス	I	27	61	
HR125	2004	10	安芸太田町	メス	III	68	80	
HR126	2004	10	廿日市市	メス	III	84	95	
HR127	2004	10	廿日市市	メス	III	58	80	
HR128	2004	10	廿日市市	オス	0	12	45	
HR129	2004	10	廿日市市	メス	0	15	50	
HR130	2004	10	湯来町	オス	III	82	100	
HR131	2004	10	安芸太田町	メス	II	40	88	
HR132	2004	10	安芸太田町	オス	III	80	82	
HR133	2004	10	芸北町	メス	III	67	103	
HR134	2004	10	廿日市市	メス	III	50	65	
HR135	2004	10	廿日市市	メス	III	48	85	
HR136	2004	10	豊平町	メス	II	60	88	
HR137	2004	10	安芸太田町	メス	II	31	78	
HR138	2004	10	安芸高田市	オス	II	53	78	
HR139	2004	10	安芸太田町	メス	III	73	78	
HR140	2004	10	安芸太田町	オス	III	83	102	
HR141	2004	10	大朝町	オス	II	70	85	
HR142	2004	10	安芸太田町	メス	III	61	70	
HR143	2004	10	大朝町	メス	II	56	86	
HR144	2004	10	豊平町	オス	II	80	97	
HR145	2004	11	安芸太田町	メス	II	40	80	
HR146	2004	11	芸北町	メス	III	98	90	
HR147	2004	11	芸北町	メス	III	55	83	
HR148	2004	11	安芸太田町	オス	III	90	90	
HR149	2004	11	芸北町	メス	0	16	56	
HR150	2004	11	安芸太田町	オス	I	32	65	
HR151	2004	11	芸北町	メス	II	69	90	
HR152	2004	11	安芸太田町	メス	III	80	90	
HR153	2004	11	安芸太田町	オス	I	57	77	
HR154	2004	11	芸北町	メス	II	29	80	
HR155	2004	10	安芸太田町	オス	III	75	88	
HR156	2004	11	芸北町	メス	II	59	80	
HR157	2004	11	安芸太田町	オス	I	27	74	
HR158	2004	11	芸北町	オス	II	45	90	
HR159	2004	11	芸北町	オス	II	70	110	
HR160	2004	11	安芸太田町	メス	II	50	80	
HR161	2004	11	廿日市市	メス	III	70	75	
HR162	2004	11	大朝町	メス	0	18	59	
HR163	2004	11	大朝町	メス	III	60	88	
HR164	2004	11	千代田町	オス	IV	86	94	
HR165	2004	11	湯来町	メス	I	40	72	
HR166	2004	11	安芸太田町	オス	II	39	88	
HR167	2004	11	大朝町	メス	0	16	56	
HR168	2004	11	芸北町	オス	I	40	67	
HR169	2004	11	安芸太田町	メス	III	48	70	
HR170	2004	11	豊平町	オス	III	95	100	
HR171	2004	11	千代田町	オス	III	125	103	
HR172	2005	3	三次市	メス	III	50	96	
HR173	2005	5	北広島町	オス	III	77	98	
HR174	2005	5	北広島町	メス	I	25	69	
HR175	2005	9	北広島町	メス	II	58	84	

Table 2. 広島県産ツキノワグマ頭骨標本リスト (その4)

標本番号	捕獲年	捕獲月	捕獲場所	性別	年齢階級	体重 (kg)	頭胴長 (cm)	備考
HR176	2005	11	安芸太田町	オス	III	102	110	
HR177	2005	11	廿日市市	オス	III	85	90	
HR178	2006	4	広島市	オス	I	37	70	
HR179	2006	4	北広島町	オス	III	73	92	
HR180	2006	4	三次市	オス	I	-	-	
HR181	2006	5	広島市	オス	I	36	70	
HR182	2006	6	北広島町	オス	III	110	155	
HR183	2006	6	北広島町	メス	II	43	76	
HR184	2006	7	北広島町	メス	III	41	86	
HR185	2006	7	北広島町	オス	III	69	92	
HR186	2006	7	安芸太田町	オス	I	25	67	
HR187	2006	7	安芸太田町	オス	III	64	105	
HR188	2006	8	安芸太田町	オス	0	15	50	
HR189	2006	8	安芸太田町	メス	0	16	56	
HR190	2006	8	安芸太田町	オス	III	81	113	
HR191	2006	8	北広島町	オス	II	46	91	
HR192	2006	8	安芸太田町	メス	III	35	92	
HR193	2006	8	北広島町	オス	II	88	100	
HR194	2006	8	安芸太田町	オス	III	70	104	
HR195	2006	8	北広島町	メス	III	89	91	
HR196	2006	8	安芸太田町	オス	III	54	107	
HR197	2006	8	安芸太田町	オス	III	70	98	
HR198	2006	8	廿日市市	メス	II	44	80	
HR199	2006	8	北広島町	オス	II	73	81	
HR200	2006	8	北広島町	オス	I	31	59	
HR201	2006	8	広島市	オス	III	70	132	
HR202	2006	9	北広島町	メス	III	67	92	
HR203	2006	9	安芸太田町	メス	II	44	82	
HR204	2006	9	安芸太田町	オス	I	26	71	
HR205	2006	9	安芸太田町	オス	II	54	100	
HR206	2006	9	安芸太田町	メス	II	48	89	
HR207	2006	9	安芸太田町	オス	I	34	81	
HR208	2006	9	廿日市市	メス	III	50	70	
HR209	2006	9	北広島町	メス	I	31	70	
HR210	2006	9	安芸太田町	メス	II	46	81	
HR211	2006	9	廿日市市	メス	III	45	80	
HR212	2006	9	広島市	メス	II	43	92	
HR213	2006	9	廿日市市	オス	III	76	100	
HR214	2006	9	安芸太田町	オス	II	59	94	
HR215	2006	9	安芸太田町	メス	I	34	63	
HR216	2006	9	安芸太田町	メス	II	51	72	
HR217	2006	9	安芸太田町	オス	II	46	85	
HR218	2006	9	北広島町	メス	II	38	86	
HR219	2006	9	北広島町	オス	0	10	47	
HR220	2006	9	北広島町	オス	0	10	49	
HR221	2006	9	廿日市市吉和	メス	II	41	72	
HR222	2006	9	北広島町	メス	I	44	76	
HR223	2006	9	安芸太田町	メス	I	31	90	
HR224	2006	9	北広島町	オス	III	82	100	
HR225	2006	9	北広島町	オス	II	40	74	
HR226	2006	9	安芸太田町	メス	III	55	80	
HR227	2006	9	北広島町	メス	III	56	80	
HR228	2006	9	廿日市市	オス	III	70	103	
HR229	2006	9	廿日市市	オス	I	53	74	
HR230	2006	9	安芸太田町	オス	II	65	107	
HR231	2006	10	廿日市市	メス	II	40	80	
HR232	2006	9	北広島町	メス	II	62	90	

Table 2. 広島県産ツキノワグマ頭骨標本リスト (その 5)

標本番号	捕獲年	捕獲月	捕獲場所	性別	年齢階級	体重 (kg)	頭胴長 (cm)	備考
HR233	2006	10	安芸太田町	オス	III	58	96	
HR234	2006	10	廿日市市	メス	II	38	75	
HR235	2006	10	廿日市市	オス	I	51	91	
HR236	2006	10	北広島町	メス	III	55	93	
HR237	2006	10	廿日市市	メス	II	60	87	
HR238	2006	10	廿日市市	オス	II	62	95	
HR239	2006	10	北広島町	オス	II	56	75	
HR240	2006	10	廿日市市	メス	III	51	86	
HR241	2006	10	廿日市市	メス	III	40	85	
HR242	2006	10	廿日市市	オス	0	9	48	
HR243	2006	10	廿日市市	メス	0	7	45	
HR244	2006	10	廿日市市	オス	II	53	97	
HR245	2006	10	廿日市市	メス	III	50	83	
HR246	2006	10	安芸太田町	メス	III	40	82	
HR247	2006	10	廿日市市	メス	II	67	80	
HR248	2006	10	北広島町	メス	III	52	88	
HR249	2006	10	廿日市市	メス	III	40	72	
HR250	2006	10	廿日市市	オス	II	76	88	
HR251	2006	10	安芸太田町	メス	0	18	62	
HR252	2006	10	安芸太田町	メス	III	40	87	
HR253	2006	10	安芸太田町	メス	I	45	95	
HR254	2006	10	安芸太田町	オス	II	44	92	
HR255	2006	10	廿日市市	メス	III	75	74	
HR256	2006	10	北広島町	オス	III	93	104	
HR257	2006	10	廿日市市	オス	III	71	87	
HR258	2006	10	北広島町	オス	II	35	79	
HR259	2006	10	安芸太田町	メス	I	37	74	
HR260	2006	10	廿日市市	メス	I	42	82	
HR261	2006	10	廿日市市	オス	II	74	92	
HR262	2006	10	北広島町	メス	III	59	92	
HR263	2006	10	北広島町	オス	0	18	58	
HR264	2006	10	北広島町	オス	0	17	57	
HR265	2006	10	安芸太田町	オス	II	63	90	
HR266	2006	10	北広島町	オス	II	87	110	
HR267	2006	10	安芸太田町	メス	I	39	73	
HR268	2006	10	廿日市市	メス	II	62	91	
HR269	2006	10	廿日市市	オス	II	53	79	
HR270	2006	10	廿日市市	オス	II	76	95	
HR271	2006	10	安芸太田町	オス	II	46	89	
HR272	2006	10	安芸太田町	メス	II	35	80	
HR273	2006	10	廿日市市	メス	I	54	84	
HR274	2006	10	廿日市市	メス	III	55	92	
HR275	2006	10	安芸太田町	メス	0	13	44	
HR276	2006	10	三次市	オス	II	93	94	
HR277	2006	10	廿日市市	メス	III	49	82	
HR278	2006	10	廿日市市	オス	II	52	88	
HR279	2006	10	安芸太田町	メス	0	14	50	
HR280	2006	10	北広島町	メス	I	34	89	
HR281	2006	10	安芸太田町	メス	II	42	86	
HR282	2006	10	安芸太田町	メス	II	40	70	
HR283	2006	10	安芸太田町	メス	III	48	75	
HR284	2006	10	廿日市市	オス	II	90	90	
HR285	2006	10	北広島町	メス	II	56	106	
HR286	2006	10	安芸太田町	メス	0	6	37	
HR287	2006	10	廿日市市	オス	II	162	115	
HR288	2006	10	安芸太田町	メス	II	36	70	
HR290	2006	10	広島市	オス	II	74	93	

Table 2. 広島県産ツキノワグマ頭骨標本リスト (その 6)

標本番号	捕獲年	捕獲月	捕獲場所	性別	年齢階級	体重 (kg)	頭胴長 (cm)	備考
HR291	2006	10	安芸太田町	オス	I	35	64	
HR292	2006	10	北広島町	メス	II	49	80	
HR293	2006	10	安芸太田町	メス	III	42	82	
HR294	2006	10	北広島町	オス	0	12	50	
HR295	2006	10	北広島町	メス	II	42	84	
HR296	2006	10	安芸太田町	メス	II	57	82	
HR297	2006	10	廿日市市	メス	III	60	84	
HR298	2006	10	廿日市市	オス	II	90	96	
HR299	2006	10	廿日市市	オス	II	144	91	
HR300	2006	10	安芸太田町	オス	0	14	42	
HR301	2006	10	廿日市市	オス	II	90	85	
HR302	2006	10	安芸太田町	メス	II	39	75	
HR303	2006	10	廿日市市	メス	I	31	65	
HR304	2006	10	廿日市市	オス	II	60	85	
HR305	2006	10	廿日市市	オス	II	103	100	
HR306	2006	10	安芸太田町	オス	II	53	83	
HR307	2006	10	安芸太田町	オス	I	40	70	
HR308	2006	10	北広島町	オス	0	13	50	
HR309	2006	10	北広島町	オス	II	89	100	
HR310	2006	11	安芸太田町	オス	II	47	90	
HR311	2006	11	安芸太田町	メス	III	53	97	
HR312	2006	11	北広島町	メス	III	62	80	
HR313	2006	11	北広島町	オス	0	22	53	
HR314	2006	11	北広島町	メス	III	55	97	
HR315	2006	11	安芸太田町	オス	II	94	102	
HR316	2006	11	北広島町	メス	III	60	97	
HR317	2006	11	安芸太田町	メス	III	66	96	
HR318	2006	11	廿日市市	オス	I	61	95	
HR319	2006	11	廿日市市	メス	III	50	75	
HR320	2006	11	三次市	メス	0	18	57	
HR321	2006	11	安芸太田町	メス	II	69	98	
HR322	2006	11	安芸太田町	オス	I	72	84	
HR323	2006	11	北広島町	オス	I	70	108	
HR324	2006	11	廿日市市	メス	II	57	75	
HR325	2006	11	安芸太田町	オス	II	53	81	
HR326	2006	11	安芸太田町	メス	III	46	80	
HR327	2006	11	安芸太田町	オス	0	5	43	
HR328	2006	11	安芸太田町	メス	II	52	70	
HR329	2006	11	安芸太田町	オス	0	14	45	
HR330	2006	11	広島市	メス	III	60	118	
HR331	2006	11	北広島町	メス	III	83	100	
HR332	2007	7	庄原市	オス	I	12	93	
HR333	2007	8	広島市	オス	III	80	147	
HR334	2007	9	安芸太田町	メス	I	31	100	
HR335	2007	9	広島市	オス	II	75	80	
HR336	2007	11	北広島町	オス	0	18	59	
HR337	2008	5	北広島町	メス	III	77	82	
HR338	2008	5	北広島町	メス	0	4	32	
HR339	2008	7	北広島町	オス	II	48	97	
HR340	2008	9	安芸高田市	オス	II	83	97	
HR341	2008	9	安芸太田町	オス	III	64	100	
HR342	2008	9	広島市	オス	III	65	91	
HR343	2008	9	廿日市市	オス	II	78	98	
HR344	2008	9	安芸太田町	メス	II	55	91	
HR345	2008	10	北広島町	メス	III	48	86	
HR346	2008	10	広島市	メス	II	50	85	
HR347	2008	11	安芸太田町	オス	I	66	90	

Table 2. 広島県産ツキノワグマ頭骨標本リスト (その 7)

標本番号	捕獲年	捕獲月	捕獲場所	性別	年齢階級	体重 (kg)	頭胴長 (cm)	備考
HR348	2008	11	安芸太田町	メス	III	80	86	
HR349	2008	11	三次市	メス	II	78	85	
HR350	2008	11	広島市	オス	I	58	80	
HR351	2008	11	安芸太田町	メス	I	43	97	
HR352	2008	11	安芸太田町	メス	I	27	74	
HR353	2008	11	安芸太田町	オス	II	75	94	
HR354	2008	11	北広島町	メス	I	58	89	
HR355	2008	11	北広島町	メス	II	74	98	
HR356	2008	11	広島市	オス	I	55	88	
HR357	2008	11	広島市	オス	I	45	74	
HR358	2008	11	広島市	メス	II	71	90	
HR359	2008	11	広島市	オス	0	20	60	
HR360	2008	11	広島市	メス	0	19	58	
HR361	2008	11	広島市	オス	0	21	59	
HR362	2008	11	北広島町	オス	II	112	93	
HR363	2008	11	広島市	メス	II	68	62	
HR364	2008	11	安芸太田町	オス	II	57	78	
HR365	2008	12	北広島町	メス	III	95	88	
HR366	2008	12	北広島町	メス	III	80	90	
HR367	2008	12	安芸太田町	オス	0	22	52	
HR368	2008	12	安芸太田町	オス	0	24	54	
HR369	2008	12	安芸太田町	メス	0	20	53	
HR370	2008	11	広島市	オス	I	65	80	
HR371	2008	12	安芸太田町	オス	II	70	78	
HR372	2008	12	安芸太田町	メス	III	60	72	
HR373	2008	12	安芸太田町	メス	III	69	77	
HR374	2008	12	三次市	オス	I	52	-	
HR375	2009	6	北広島町	メス	II	50	85	
HR376	2009	7	北広島町	オス	II	25	70	
HR377	2010	1	安芸太田町	メス	III	61	81	
HR378	2010	1	安芸太田町	オス	0	28	62	
HR379	2010	5	広島市	オス	II	34	82	
HR380	2010	5	広島市	オス	II	80	92	
HR381	2010	6	安芸太田町	オス	I	20	62	
HR382	2010	6	安芸太田町	オス	I	20	68	
HR383	2010	6	安芸太田町	メス	III	38	82	
HR384	2010	7	廿日市市	オス	I	24	65	
HR385	2010	8	安芸太田町	オス	III	92	90	
HR386	2010	8	安芸太田町	メス	III	52	80	
HR387	2010	8	北広島町	メス	III	64	79	
HR388	2010	8	北広島町	オス	III	71	91	
HR389	2010	8	北広島町	オス	II	50	87	
HR390	2010	8	安芸太田町	メス	III	48	85	
HR391	2010	8	北広島町	オス	II	84	87	
HR392	2010	7	三次市	オス	II	85	92	
HR393	2010	8	北広島町	オス	II	95	93	
HR394	2010	8	庄原市	メス	III	49	84	
HR395	2010	9	広島市	オス	II	64	80	
HR396	2010	9	安芸太田町	オス	III	100	92	
HR397	2010	9	北広島町	メス	III	40	71	
HR398	2010	9	安芸太田町	メス	III	71	91	
HR399	2010	9	安芸太田町	メス	I	25	62	
HR400	2010	9	北広島町	メス	III	70	97	
HR401	2010	9	安芸太田町	メス	II	38	72	
HR402	2010	9	北広島町	オス	III	78	73	
HR403	2010	9	北広島町	メス	III	48	79	
HR404	2010	9	安芸太田町	オス	II	54	92	

Table 2. 広島県産ツキノワグマ頭骨標本リスト (その8)

標本番号	捕獲年	捕獲月	捕獲場所	性別	年齢階級	体重 (kg)	頭胴長 (cm)	備考
HR405	2010	9	安芸太田町	オス	I	34	72	
HR406	2010	9	北広島町	メス	II	48	79	
HR407	2010	9	廿日市市	メス	III	60	70	
HR408	2010	9	安芸高田市	オス	II	65	95	
HR409	2010	9	安芸太田町	オス	I	20	60	
HR410	2010	9	広島市	メス	I	34	115	
HR411	2010	9	安芸太田町	オス	I	22	56	
HR412	2010	9	安芸太田町	メス	III	44	71	
HR413	2010	9	廿日市市	メス	I	27	77	
HR414	2010	9	庄原市	メス	II	46	77	
HR415	2010	9	北広島町	オス	II	82	104	
HR416	2010	9	北広島町	オス	II	42	86	
HR417	2010	9	北広島町	メス	III	69	80	
HR418	2010	9	安芸高田市	オス	I	35	67	
HR419	2010	9	広島市	オス	IV	77	86	
HR420	2010	10	北広島町	メス	II	76	91	
HR421	2010	10	北広島町	オス	I	25	61	
HR422	2010	10	廿日市市	オス	0	10	43	
HR423	2010	10	廿日市市	オス	0	12	44	
HR424	2010	10	廿日市市	オス	II	72	110	
HR425	2010	10	広島市	オス	I	45	118	
HR426	2010	10	安芸太田町	オス	II	61	87	
HR427	2010	10	安芸太田町	オス	II	35	74	
HR428	2010	10	廿日市市	メス	II	46	106	
HR429	2010	10	北広島町	オス	III	113	92	
HR430	2010	10	北広島町	メス	III	75	78	
HR431	2010	10	安芸太田町	オス	II	74	80	
HR432	2010	10	安芸太田町	オス	III	72	82	
HR433	2010	10	大竹市	メス	III	60	80	
HR434	2010	10	北広島町	メス	I	33	72	
HR435	2010	10	北広島町	メス	III	89	90	
HR436	2010	10	安芸太田町	メス	II	48	77	
HR437	2010	10	安芸太田町	メス	II	47	80	
HR438	2010	10	広島市	メス	II	90	90	
HR439	2010	10	廿日市市	オス	II	67	85	
HR440	2010	10	安芸太田町	メス	II	33	86	
HR441	2010	10	広島市	オス	II	100	86	
HR442	2010	10	広島市	オス	III	75	90	
HR443	2010	11	安芸高田市	オス	II	100	103	
HR444	2010	11	廿日市市	オス	III	103	110	
HR445	2010	11	安芸太田町	オス	II	52	78	
HR446	2010	11	広島市	オス	III	85	93	
HR447	2010	11	安芸太田町	メス	II	43	83	
HR448	2010	11	安芸太田町	メス	0	12	42	
HR449	2010	11	北広島町	メス	IV	80	90	
HR450	2010	11	廿日市市	メス	III	55	72	
HR451	2010	11	安芸太田町	オス	II	68	83	
HR452	2010	11	北広島町	オス	I	55	77	
HR453	2010	11	安芸高田市	メス	II	48	74	
HR454	2010	11	北広島町	オス	II	98	102	
HR455	2010	11	安芸太田町	オス	0	10	49	
HR456	2010	11	廿日市市	オス	I	43	64	
HR457	2010	11	北広島町	メス	0	17	51	
HR458	2010	11	北広島町	メス	III	54	82	
HR459	2010	11	安芸太田町	メス	II	50	83	
HR460	2010	11	安芸高田市	メス	II	78	78	
HR461	2010	11	廿日市市	メス	III	41	84	



Table 2. 広島県産ツキノワグマ頭骨標本リスト (その9)

標本番号	捕獲年	捕獲月	捕獲場所	性別	年齢階級	体重 (kg)	頭胴長 (cm)	備考
HR462	2010	11	廿日市市	メス	III	47	79	
HR463	2010	11	安芸太田町	メス	II	55	91	
HR464	2010	11	広島市	オス	II	110	100	
HR465	2010	11	廿日市市	オス	II	65	97	
HR466	2010	11	安芸太田町	オス	IV	95	113	
HR467	2010	11	広島市	メス	II	51	72	
HR468	2010	11	安芸太田町	オス	III	97	87	
HR469	2010	11	三次市	メス	II	(60)	(120)	
HR470	2010	11	庄原市	メス	II	-	-	
HR471	2010	11	広島市	オス	II	70	80	
HR472	2010	11	廿日市市	オス	II	64	66	
HR473	2010	12	安芸太田町	オス	II	65	90	
HR474	2010	12	廿日市市	メス	II	-	-	
HR475	2011	4	安芸太田町	オス	0	7	40	
HR476	2011	7	廿日市市	オス	III	54	97	
HR477	2011	5	北広島町	メス	III	75	102	
HR478	2011	9	安芸高田市	メス	0	20	64	
HR479	2011	9	北広島町	オス	II	57	84	
HR480	2011	11	北広島町	メス	II	50	90	
HR481	2011	11	広島市	オス	III	91	75	
HR482	2011	12	三次市	メス	I	45	80	
HR483	2011	11	北広島町	オス	II	85	100	
HR484	2011	12	北広島町	メス	III	91	89	
HR485	2011	12	北広島町	メス	II	71	95	
HR486	2011	12	北広島町	オス	0	25	59	
HR487	2011	12	広島市	オス	II	51	68	
HR488	2011	12	広島市	メス	II	50	86	
HR489	2012	6	世羅町	オス	II	-	81	
HR490	2012	8	北広島町	メス	III	54	84	
HR491	2012	8	安芸太田町	オス	II	58	80	
HR492	2012	8	安芸太田町	オス	II	58	78	
HR493	2012	8	安芸太田町	オス	II	58	81	
HR494	2012	9	安芸太田町	メス	III	38	78	
HR495	2012	9	安芸太田町	オス	0	9	46	
HR496	2012	9	廿日市市	メス	III	56	78	
HR497	2012	9	安芸太田町	メス	III	53	80	
HR498	2012	9	北広島町	メス	0	10	44	
HR499	2012	9	安芸太田町	メス	II	38	73	
HR500	2012	9	安芸太田町	メス	II	51	76	
HR501	2012	9	廿日市市	メス	II	27	62	
HR502	2012	9	廿日市市	メス	III	47	83	
HR503	2013	9	北広島町	オス	II	51	79	
HR504	2013	9	廿日市市	メス	III	66	79	
HR505	2013	10	北広島町	オス	II	57	82	
HR506	2013	10	北広島町	オス	II	90	106	
HR507	2013	11	廿日市市	メス	II	83	84	
HR508	2013	11	安芸太田町	オス	II	58	84	
HR509	2013	11	北広島町	オス	II	75	91	
HR510	2013	11	安芸太田町	オス	III	100	90	
HR511	2013	11	北広島町	メス	II	65	85	
HR512	2013	12	三次市	オス	III	125	79	
HR513	2014	1	北広島町	オス	II	200	107	

\* 市町村名は、捕獲当時のもの

\* 体重、頭胴長の括弧書きは推定値。-：不明

Table 3. 鳥取県産ツキノワグマ頭骨標本リスト

標本番号	捕獲年	捕獲月	捕獲場所	性別	年齢階級	推定体重 (kg)	頭胴長 (cm)	備考
TT017	2002	8	用瀬町	オス	II	67	121	
TT019	2002	8	八東町	メス	III	60	110	
TT024	2002	-	八頭郡	-	I	-	-	
TT025	2002	-	八頭郡	-	II	-	-	
TT032	2001	-	郡家町	-	II	-	-	
TT033	2003	8	船岡町	メス	II	-	-	
TT034	2003	12	用瀬町	オス	I	-	-	
TT039	2004	10	船岡町	メス	II	30	-	
TT040	2004	9	国府町	メス	III	-	122	
TT042	2004	10	船岡町	メス	III	40	-	
TT043	2004	10	船岡町	オス	0	25	-	
TT046	2004	10	郡家町	メス	II	30	103	
TT055	2004	10	船岡町	メス	III	-	-	
TT057	2004	10	郡家町	-	II	-	-	
TT059	2004	12	日南町	オス	-	-	-	
TT060	2005	9	船岡町	オス	-	-	-	
TT061	2006	9	-	オス	-	-	-	
TT062	-	10	-	-	-	-	-	
TT063	2006	10	若桜町	メス	-	-	-	
TT064	2006	11	若桜町	メス	-	-	-	
TT065	2006	11	若桜町	オス	-	-	-	
TT066	2006	11	八東町	メス	-	-	-	
TT067	2006	11	若桜町	メス	-	-	-	
TT068	2006	11	若桜町	オス	-	-	-	
TT069	2006	12	用瀬町	-	-	-	-	交通事故
TT070	2006	-	日野	-	-	-	-	交通事故

\* 市町村名は、捕獲当時のもの

\* 体重、頭胴長の括弧書きは推定値。-：不明

Table 4. 兵庫県産ツキノワグマ頭骨標本リスト

個体番号	捕獲年	捕獲月	捕獲場所	性別	年齢階級	体重 (kg)	頭胴長 (cm)	備考
H001	-	-	-	-	-	-	-	
H002	-	-	-	-	-	-	-	
H003	1996	7	関宮町	オス	-	-	-	
H005	1996	11	和田山町	オス	-	91	-	
H006	1996	11	村岡町	オス	-	-	-	
H007	1996	11	八鹿町	オス	-	87	-	
H008	1996	11	八鹿町	オス	-	90	-	
H009	1996	12	村岡町	オス	-	-	-	
H010	1997	9	出石市	メス	-	-	-	
H011	1998	6	浜坂町	オス	-	(50)	-	
H012	1998	10	八鹿町	オス	-	-	-	
H013	1998	10	美方町	オス	-	(100)	-	
H014	1998	9	美方町	メス	-	(40)	-	
H015	1998	9	美方町	メス	0	(12)	-	
H016	2000	7	千種町	オス	III	62	78	
H017	2000	10	美方町	オス	III	60	120	
H018	2000	10	関宮町	メス	III	60	120	
H019	2000	10	波賀町	メス	III	40	103	
H020	2000	10	関宮町	メス	III	45	100	

\* 市町村名は、捕獲当時のもの

\* 体重、頭胴長の括弧書きは推定値。-：不明

Table 5. 京都府産ツキノワグマ頭骨標本リスト (その1)

標本番号	捕獲年	捕獲月	捕獲場所	性別	年齢階級	体重 (kg)	頭胴長 (cm)	備考
K001	1991	6	京北町	オス	II	40	80	
K002	1991	6	京北町	オス	I	40	95	
K004	1991	8	福知山市	オス	I	48	120	
K005	1991	8	福知山市	オス	III	68	140	
K006	1991	9	福知山市	メス	II	50	120	
K007	1991	9	夜久野町	メス	III	80	160	
K008	1991	10	宮津市	メス	II	45	160	
K009	1991	11	久美浜町	オス	I	(40)	100	
K011	1992	7	美山町	メス	II	50	80	
K012	1992	7	夜久野町	メス	III	-	-	
K013	1992	7	美山町	メス	II	50	110	
K014	1992	-	美山町	メス	I	35	105	
K015	1992	7	京北町	オス	I	28	100	
K016	1992	8	久美浜町	オス	I	40	105	
K017	1992	8	久美浜町	オス	I	40	100	
K018	1992	8	美山町	オス	II	60	120	
K019	1992	8	久美浜町	オス	II	70	116	
K020	1992	8	久美浜町	メス	I	50	100	
K021	1992	8	久美浜町	オス	I	90	113	
K022	1992	9	久美浜町	オス	III	110	130	
K023	1992	9	舞鶴市	メス	III	70	100	
K024	1992	9	舞鶴市	メス	0	15	-	
K025	1992	9	久美浜町	メス	III	60	100	
K027	1992	10	舞鶴市	メス	III	49	125	
K029	1994	3	美山町	メス	0	-	-	
K030	1994	3	美山町	メス	III	-	-	
K031	1994	5	加悦町	メス	II	-	-	
K032	1994	7	京北町	オス	II	-	-	
K033	1994	8	久美浜町	メス	II	-	-	
K034	1994	8	大江町	メス	II	-	-	
K035	1994	8	京北町	オス	I	-	-	
K036	1994	8	京北町	オス	II	-	-	
K037	1994	8	久美浜町	メス	I	-	-	
K038	1994	8	久美浜町	オス	III	-	-	
K039	1994	8	福知山市	オス	I	-	-	
K040	1994	9	京北町	メス	II	-	-	
K041	1994	9	久美浜町	オス	III	-	-	
K042	1994	9	美山町	メス	III	-	-	
K043	1994	9	大江町	メス	II	-	-	
K044	1994	9	宮津市	オス	II	-	-	
K045	1994	9	宮津市	オス	II	-	-	
K046	1995	7	網野町	メス	I	-	-	
K047	1995	8	網野町	オス	III	-	-	
K048	1995	7	美山町	オス	I	-	-	
K049	1995	7	美山町	オス	I	-	-	
K050	1995	8	京北町	オス	II	-	-	
K051	1995	7	美山町	オス	II	-	-	
K052	1995	7	美山町	メス	I	-	-	
K053	1995	7	京北町	オス	II	-	-	
K054	1995	8	京北町	オス	-	-	-	
K055	1995	8	美山町	オス	II	-	-	
K056	1995	-	大江町	-	II	-	-	
K057	1995	9	美山町	オス	II	-	-	
K058	1995	9	美山町	オス	II	-	-	
K059	1995	9	美山町	メス	I	-	-	
K060	1995	11	宮津市	オス	I	-	-	

Table 5. 京都府産ツキノワグマ頭骨標本リスト（その2）

標本番号	捕獲年	捕獲月	捕獲場所	性別	年齢階級	体重 (kg)	頭胴長 (cm)	備考
K061	1995	11	美山町	オス	I	-	-	
K062	1996	8	舞鶴市	オス	0	-	-	
K063	1996	7	美山町	オス	II	-	-	
K064	1996	7	美山町	オス	II	-	-	
K065	1996	8	京都市	メス	I	-	-	
K066	1996	8	峰山町	オス	II	-	-	
K067	1996	8	京都市	メス	0	-	-	
K068	1996	8	京都市	メス	0	-	-	
K069	1996	8	京都市	メス	II	-	-	
K070	1996	8	大江町	オス	I	-	-	
K071	1996	8	久美浜町	オス	II	-	-	
K072	1996	8	舞鶴市	オス	I	-	-	
K073	1996	9	加悦町	オス	I	-	-	
K074	1996	9	和知町	オス	II	-	-	
K075	1996	10	福知山市	メス	II	-	-	
K076	1996	10	福知山市	メス	III	-	-	
K077	1996	10	峰山町	オス	0	-	-	
K078	1996	11	福知山市	オス	III	-	-	
K079	1996	11	福知山市	オス	II	-	-	
K080	1996	11	美山町	メス	II	-	-	
K082	1997	6	京北町	オス	I	(31)	118	
K083	1997	6	峰山町	オス	II	(85)	125	
K084	1997	8	宮津市	メス	II	60	140	
K085	1997	8	京北町	オス	II	40	110	
K086	1997	9	峰山町	オス	0	(9)	69	
K089	1997	8	京北町	メス	II	(45)	110	
K090	1998	6	美山町	メス	III	49	111	
K091	1998	7	美山町	オス	I	(30)	83	
K092	1998	7	美山町	オス	II	(70)	125	
K093	1998	7	峰山町	メス	I	(45)	102	
K094	1998	7	美山町	オス	II	(70)	111	
K095	1998	8	亀岡市	メス	III	80	128	
K096	1998	9	京北町	メス	II	(45)	90	
K097	1998	9	京北町	メス	I	28	109	
K098	1998	9	久美浜町	オス	II	50	120	
K099	1998	9	京北町	オス	II	32	108	
K100	1998	9	夜久野町	メス	II	(70)	100	
K101	1998	8	美山町	メス	II	(75)	110	
K102	1998	9	美山町	メス	I	25	96	
K106	1998	9	久美浜町	メス	II	50	110	
K107	1998	10	福知山市	メス	III	57	120	
K108	1998	9	宮津市	オス	II	60	130	
K109	1998	10	峰山町	メス	II	60	120	
K110	1998	10	宮津市	メス	II	65	110	
K111	1998	10	宮津市	オス	II	(110)	140	
K112	1998	10	峰山町	オス	0	15	83	
K113	1998	10	綾部市	メス	III	60	120	
K115	1998	10	-	メス	I	(45)	91	
K116	1998	10	福知山市	メス	III	68	125	
K117	1998	10	野田川町	オス	III	110	170	
K118	1998	10	宮津市	メス	I	50	120	
K119	1998	11	宮津市	オス	II	120	120	
K120	1998	10	綾部市	オス	II	120	130	
K121	1998	11	福知山市	メス	III	79	120	
K122	1998	11	大江町	メス	I	37	110	
K124	1998	11	野田川町	オス	III	(100)	130	

Table 5. 京都府産ツキノワグマ頭骨標本リスト (その3)

標本番号	捕獲年	捕獲月	捕獲場所	性別	年齢階級	体重 (kg)	頭胴長 (cm)	備考
K125	1998	11	福知山市	メス	II	42	110	
K126	1998	11	福知山市	オス	0	13	75	
K127	1998	11	宮津市	-	0	5	70	
K128	1998	11	夜久野町	メス	III	(50)	140	
K129	1998	11	舞鶴市	オス	II	(85)	120	
K130	1998	11	加税町	オス	II	60	100	
K131	1998	11	加税町	オス	II	50	110	
K132	1999	3	美山町	メス	III	(30)	80	
K133	1999	3	美山町	メス	0	(5)	40	
K134	1999	3	美山町	メス	0	(5)	40	
K135	1999	5	綾部市	オス	I	(30)	90	
K136	1999	6	野田川町	メス	II	(50)	100	
K137	1999	6	野田川町	オス	0	(25)	80	
K138	1999	6	野田川町	オス	II	(110)	140	
K139	1999	6	美山町	オス	II	(100)	135	
K140	1999	6	美山町	メス	III	(50)	102	
K141	1999	6	久美浜町	メス	III	(50)	100	
K142	1999	6	宮津市	メス	II	(40)	110	
K143	1999	7	美山町	メス	II	(60)	98	
K144	1999	7	美山町	オス	II	(33)	90	
K145	1999	7	美山町	オス	II	(30)	90	
K146	1999	7	美山町	オス	II	(50)	100	
K147	1999	8	京北町	メス	I	(30)	60	
K148	1999	9	美山町	メス	II	(60)	100	
K149	1999	9	美山町	オス	I	16	72	
K150	1999	10	舞鶴市	メス	III	(60)	125	
K151	1999	10	久美浜町	メス	II	(60)	110	
K152	1999	10	久美浜町	オス	I	(40)	(70)	
K153	1999	10	綾部市	メス	III	(10)	-	
K154	1999	11	宮津市	オス	I	(40)	100	
K155	2000	4	美山町	オス	II	(60)	115	
K156	2000	4	舞鶴市	オス	III	(80)	145	
K157	2000	5	綾部市	オス	I	(50)	140	
K158	1998	7	美山町	オス	I	41	108	
K159	1998	7	美山町	オス	II	60	130	
K160	1998	7	美山町	オス	II	71	125	
K161	2000	7	久美浜町	-	II	(60)	100	
K162	2000	8	加悦町	オス	III	(75)	130	
K163	2000	9	峰山町	オス	II	90	135	
K164	2000	10	美山町	メス	I	(40)	85	
K165	2000	10	綾部市	オス	II	68	167	
K166	2000	10	久美浜町	オス	III	79	100	
K167	2000	10	加悦町	オス	II	90	130	
K168	2000	10	美山町	メス	III	(100)	120	
K169	2000	10	野田川町	メス	II	(75)	100	
K170	2000	11	久美浜町	メス	II	(40)	70	
K171	2000	11	大江町	メス	0	13	75	
K172	2000	11	福知山市	オス	II	65	130	
K173	2001	5	京都市	オス	II	50	145	
K174	2001	5	美山町	オス	I	(40)	90	
K175	2001	7	美山町	オス	I	(30)	130	
K176	2001	7	舞鶴市	オス	0	-	-	
K177	2001	7	美山町	メス	I	(45)	120	
K178	2001	7	美山町	メス	II	50	110	
K179	2001	9	美山町	-	I	(30)	90	
K180	2001	9	舞鶴市	メス	I	31	70	

Table 5. 京都府産ツキノワグマ頭骨標本リスト (その4)

標本番号	捕獲年	捕獲月	捕獲場所	性別	年齢階級	体重 (kg)	頭胴長 (cm)	備考
K181	2001	9	京北町	オス	II	(40)	100	
K182	2001	10	-	オス	I	(20)	100	
K183	2002	5	大江町	オス	I	30	113	
K184	2002	6	福知山市	メス	II	34	119	
K185	2002	9	京都市	メス	II	-	-	
K186	2002	9	加税町	メス	0	10	60	
K187	2002	11	美山町	メス	III	43	112	
K188	2003	5	美山町	オス	II	80	110	
K189	2003	7	美山町	オス	I	(40)	35	
K190	2003	11	宮津市	メス	III	(60)	120	
K191	2003	12	舞鶴市	オス	III	159	-	
K192	2004	5	京北町	オス	I	48	92	
K193	2004	7	舞鶴市	オス	II	80	128	
K194	2004	7	宮津市	オス	III	80-85	150	
K195	2004	8	京北町	メス	II	(60)	115	
K196	2004	8	京北町	メス	I	(50)	118	
K197	2004	10	美山町	オス	II	(60)	110	
K198	2004	10	美山町	オス	III	(120)	130	
K199	2004	10	舞鶴市	メス	II	64	-	
K200	2004	10	美山町	メス	III	50	100	
K201	2004	10	舞鶴市	メス	III	45	-	
K202	2004	10	京丹後市	オス	II	130	135	
K203	2004	11	美山町	-	II	-	-	
K204	2004	11	宇治田原町	メス	0	8	71	
K205	2004	11	美山町	メス	I	40	-	
K206	2004	12	美山町	メス	0	6	60	
K207	2004	10	美山町	メス	III	50	-	
K216	2006	6	宮津市	オス	I	(25)	110	
K217	2006	8	京北芹生町	メス	II	45	120	
K218	2006	8	上黒田町	メス	II	(50)	120	
K219	2006	9	宮津市	オス	III	79	130	
K220	2006	10	丹後市	オス	III	103	95	
K221	2006	10	南丹市	メス	II	41	70	
K222	2006	11	亀岡市	オス	0	-	-	
K223	2007	5	宮津市	オス	II	90	120	交通事故
K224	2007	7	京都市	メス	0	10	70	
K225	2007	7	京都市	オス	I	40	110	
K226	2007	8	京都市	オス	II	55	122	
K227	2008	8	京都市	オス	II	60	120	
K228	2008	9	宮津市	メス	II	50	119	
K229	2008	9	宮津市	オス	III	85	135	
K230	2008	10	丹後広域振興局管内	メス	II	-	-	
K231	2008	11	福知山市	メス	I	63	122	
K232	2008	11	舞鶴市	オス	IV	112	138	
K233	2008	11	福知山市	メス	-	-	-	
K236	2010	7	南丹市	オス	II	(50)	(100)	
K240	2010	8	京丹後市	オス	II	48	75	
K241	2010	9	与謝野町	オス	III	76	129	
K242	2010	9	福知山市	オス	II	62	77	
K243	2010	9	福知山市	オス	III	91	81	
K244	2010	9	福知山市	オス	II	41	70	
K245	2010	9	舞鶴市	オス	II	64	80	
K246	2010	9	南丹市	オス	III	76	92	
K247	2010	9	加悦町	メス	III	48	113	
K248	2011	6	南丹市	メス	II	33	66	
K249	2011	7	南丹市	メス	III	41	73	

Table 5. 京都府産ツキノワグマ頭骨標本リスト（その5）

標本番号	捕獲年	捕獲月	捕獲場所	性別	年齢階級	体重 (kg)	頭胴長 (cm)	備考
K250	2011	10	舞鶴市	メス	0	15	49	
K251	2011	10	舞鶴市	メス	III	54	73	
K252	2012	8	京丹後市	オス	II	49	78	
K253	2012	9	与謝郡与	オス	II	49	72	
K254	2012	9	与謝野町	オス	II	65	136	
K255	2013	7	京丹後市	オス	III	89	144	
K256	2013	8	京丹後市	オス	I	30	64	
K257	2013	8	与謝野町	オス	II	87	140	
K258	2013	8	宮津市	メス	II	40	71	
K259	2013	9	宮津市	オス	III	84	82	
K260	2013	9	宮津市	オス	III	53	75	
K261	2013	10	与謝野町	オス	III	83	130	
K262	2013	10	京丹後市	メス	III	73	82	
K263	2013	11	京丹後市	オス	III	121	92	
K264	2013	11	与謝野町	メス	0	19	50	
K265	2013	12	与謝野町	メス	III	67	-	

\* 市町村名は、捕獲当時のもの

\* 体重、頭胴長の括弧書きは推定値。-：不明

Table 6. 滋賀県産ツキノワグマ頭骨標本リスト

標本番号	捕獲年	捕獲月	捕獲場所	性別	年齢階級	体重 (kg)	頭胴長 (cm)	備考
SG003	1999	7	朽木村	メス	II	40	100	
SG004	2000	6	朽木村	メス	II	25	-	
SG005	2000	11	山東町	オス	I	18	-	
SG010	2004	10	志賀町	メス	II	41	-	
SG011	2004	11	新旭町	オス	II	49	-	
SG026	2004	10	大津市	オス	III	100	-	
SG035	2004	11	西浅井町	オス	III	53	76	
SG048	2006	6	朽木村	オス	I	-	-	

\* 市町村名は、捕獲当時のもの

\* 体重、頭胴長の括弧書きは推定値。-：不明

Table 7. 奈良県産および三重県産ツキノワグマ頭骨標本リスト

標本番号	捕獲年	捕獲月	捕獲場所	性別	年齢階級	体重 (kg)	頭胴長 (cm)	備考
N009	-	-	奈良県	-	-	85	-	
N010	-	-	奈良県	-	-	85	-	
N011	-	-	奈良県	-	-	91	-	
M001	-	-	三重県	-	-	-	-	

\* 体重、頭胴長の括弧書きは推定値。-：不明



Table 8. 福井県産ツキノワグマ頭骨標本リスト (その 1)

標本番号	捕獲年	捕獲月	捕獲場所	性別	年齢階級	体重 (kg)	頭胴長 (cm)	備考
F001	1991	6	名田庄村	オス	II	70	129	
F002	1991	7	名田庄村	オス	I	34	108	
F003	1992	6	名田庄村	オス	II	46	124	
F004	1992	9	名田庄村	メス	-	29	112	
F005	-	-	-	-	-	-	-	
F006	1996	2	-	-	-	-	-	
F007	1997	9	上志比村	オス	-	50	145	
F008	1997	1	-	-	-	-	-	
F009	2001	6	名田庄村	オス	II	36	119	
F010	2004	11	小浜市	メス	III	-	-	
F011	2004	11	小浜市	オス	0	-	-	
F012	2004	11	小浜市	オス	0	-	-	
F013	2004	10	勝山市	メス	III	(50)	110	口吻部のみ
F014	2004	11	今庄町	メス	I	-	-	
F015	2004	10	丸岡町	オス	II	(90)	140	
F016	2004	11	小浜市	-	0	-	-	
F017	2004	11	小浜市	-	II	-	-	
F018	2004	11	勝山市	オス	III	(100)	150	
F019	2004	11	三方町	オス	II	(80)	120	
F020	2004	11	今庄町	メス	II	(50)	130	
F021	2004	11	福井市	オス	II	(120)	-	
F022	-	-	小浜市	-	I	-	-	
F023	2004	11	小浜市	メス	III	-	-	
F024	2004	11	小浜市	-	0	-	-	
F025	-	-	小浜市	-	I	-	-	
F026	2004	10	大野市	オス	III	(90)	145	
F027	-	-	-	-	-	-	-	
F028	2006	6	福井市	オス	I	45	108	
F029	2006	6	福井市	メス	-	35	95	
F030	2006	7	おおい町	オス	III	-	-	
F031	2006	9	美浜町	オス	II	60	100	
F032	2006	9	福井市	オス	II	78	142	
F033	2006	9	福井市	メス	II	52	131	
F034	2006	9	福井市	オス	0	11	71	
F035	2006	9	福井市	オス	0	9	74	
F036	2006	9	福井市	オス	II	45	120	
F037	2006	9	永平寺町	オス	I	46	110	
F038	2006	9	敦賀市	メス	II	40	90	
F039	2006	9	敦賀市	オス	0	10	60	
F040	2006	10	越前市	オス	III	120	115	
F041	2006	10	越前市	メス	III	46	120	
F042	2006	10	福井市	オス	III	70	120	
F043	-	-	-	-	II	-	-	
F048	2006	10	永平寺町	メス	0	4	66	
F049	2006	10	大野市	オス	III	90	120	
F050	2006	10	大野市	メス	III	60	110	
F051	2006	10	大野市	オス	I	60	110	
F052	2006	10	福井市	メス	II	50	115	
F053	2006	10	福井市	オス	III	15	75	
F054	2006	10	福井市	メス	II	15	75	
F055	2006	10	福井市	メス	I	45	105	
F056	2006	10	南越前町	メス	II	45	115	
F057	2006	10	南越前町	オス	II	85	140	
F058	2006	10	永平寺町	オス	0	(10)	70	
F059	2006	10	永平寺町	メス	II	60	130	
F060	2006	10	越前市	メス	II	39	113	

Table 8. 福井県産ツキノワグマ頭骨標本リスト（その2）

標本番号	捕獲年	捕獲月	捕獲場所	性別	年齢階級	体重 (kg)	頭胴長 (cm)	備考
F061	-	-	南越前町	-	III	-	-	
F062	2006	10	鯖江市	オス	0	17	72	
F063	2006	10	南越前町	メス	II	(55)	120	
F064	2006	10	越前市	-	0	(10)	65	
F065	2006	10	福井市	メス	II	(55)	120	
F066	2006	10	南越前町	オス	I	(50)	112	
F067	2006	11	南越前町	メス	II	(60)	120	
F069	2006	11	越前市	オス	II	89	130	
F070	2006	11	越前市	メス	III	45	118	
F071	2006	11	南越前町	オス	0	(20)	80	
F072	2006	11	南越前町	メス	III	(60)	110	
F073	2006	11	越前市	オス	0	(10)	65	
F074	2006	11	越前市	メス	III	37	115	
F075	-	-	福井市	-	III	-	-	
F076	-	-	永平寺町	-	0	-	-	
F077	2006	11	越前市	-	0	15	60	
F078	2006	11	福井市	メス	II	(50)	100	
F079	2006	11	福井市	オス	0	(15)	70	
F081	-	-	-	-	III	-	-	

\* 市町村名は、捕獲当時のもの

\* 体重、頭胴長の括弧書きは推定値。-：不明

Table 9. 富山県産ツキノワグマ頭骨標本リスト

標本番号	捕獲年	捕獲月	捕獲場所	性別	年齢階級	体重 (kg)	頭胴長 (cm)	備考
TY001	2004	9	福光町	メス	I	-	-	
TY002	2004	10	福光町	メス	II	(75)	-	
TY003	2004	10	滑川市	メス	IV	65	110	交通事故
TY004	2004	10	立山市	オス	III	-	-	
TY005	2004	10	福光町	オス	III	85	-	
TY007	2004	10	立山町	オス	II	-	-	
TY009	2004	11	城端町	メス	III	-	-	
TY010	2004	11	魚津市	オス	IV	-	-	
TY011	2004	11	福光町	オス	III	-	-	
TY012	2004	11	福光町	メス	III	79	125	
TY015	2004	4	南砺市	メス	III	-	-	
TY016	2005	11	魚津市	オス	III	-	-	右側下顎のみ
TY017	2005	12	富山市	メス	I	50	-	
TY018	2005	12	魚津市	メス	I	35	124	
TY019	2005	12	南砺市	オス	II	-	-	
TY020	2005	11	南砺市	メス	II	81	-	
TY021	2005	12	南砺市	メス	I	38	100	
TY024	2006	5	富山市	メス	II	(50)	-	
TY025	2006	4	南砺市	メス	II	125	148	
TY029	2006	8	南砺市	オス	III	92	104	
TY030	2006	9	南砺市	オス	III	93	132	
TY031	2006	9	南砺市	メス	III	71	125	
TY032	2006	9	南砺市	メス	III	72	126	
TY033	2006	10	南砺市	メス	I	60	120	
TY034	2006	10	南砺市	メス	I	50	115	
TY035	2006	10	南砺市	-	II	-	-	
TY036	2006	10	富山市	オス	III	56	120	
TY037	2006	10	富山市	オス	-	84	140	
TY038	2006	10	富山市	メス	II	55	95	
TY039	2006	10	富山市	オス	II	75	135	
TY040	2006	10	朝日町	メス	II	100	130	
TY041	2006	10	富山市	オス	I	45	100	
TY042	2006	10	富山市	メス	0	35	80	
TY043	2006	10	立山町	オス	II	80	120	
TY044	2006	10	富山市	オス	-	40	110	
TY045	2006	11	富山市	メス	III	80	130	
TY046	2006	10	朝日町	メス	III	85	125	
TY047	2006	10	立山町	オス	II	85	117	
TY048	2006	10	富山市	メス	III	45	118	
TY049	2006	10	立山町	オス	III	100	120	
TY050	2006	11	富山市	メス	III	62	110	
TY051	2006	10	富山市	メス	III	80	130	
TY052	2005	10	朝日町	オス	III	100	147	
TY053	2006	10	朝日町	オス	III	150	145	
TY054	2006	10	朝日町	オス	II	150	154	
TY055	2006	11	富山市	オス	II	110	145	
TY057	2006	9	魚津市	メス	-	80	143	
TY058	2006	10	朝日町	メス	III	80	116	
TY070	2006	9	朝日町	メス	II	60	125	下顎のみ
TY071	2006	10	富山市	オス	II	55	120	下顎のみ
TY072	2006	10	朝日町	メス	II	80	130	下顎のみ
TY073	2006	10	朝日町	メス	III	70	130	下顎のみ
TY074	2006	10	立山町	オス	III	80	110	下顎のみ
TY075	2006	10	立山町	オス	II	80	130	下顎のみ
TY076	2006	10	立山町	オス	II	90	130	下顎のみ
TY078	2006	10	立山町	メス	II	70	120	下顎のみ
TY081	2006	10	立山町	オス	II	100	120	

\* 市町村名は、捕獲当時のもの

\* 体重、頭胴長の括弧書きは推定値。-：不明

Table 10. 岩手県産ツキノワグマ頭骨標本リスト (その1)

標本番号	捕獲年	捕獲月	捕獲場所	性別	年齢階級	体重 (kg)	頭胴長 (cm)	備考
8801	1988	4	大迫町	メス	I	20	95	
8802	1988	4	湯田町	メス	II	45	150	下顎のみ
8803	1988	8	紫波町	オス	II	90	155	
8804	1988	8	紫波町	オス	I	30	100	
8805	1988	8	遠野市	メス	II	54	115	下顎のみ
8806	1988	8	都南村	オス	II	96	127	
8807	1988	8	西根町	メス	II	70	160	
8808	1988	8	一戸町	オス	II	100	180	
8809	1988	8	浄法寺町	オス	II	100	120	下顎のみ
8810	1988	9	岩泉町	メス	II	60	115	
8811	1988	9	大迫町	オス	III	63	132	下顎のみ
8812	1988	9	大迫町	メス	II	43	122	下顎のみ
8813	1988	8	葛巻町	オス	II	110	130	
8814	1988	9	大迫町	メス	II	51	115	下顎のみ
8815	1988	9	遠野市	メス	I	50	110	下顎のみ
8816	1988	9	沢内村	オス	III	80	130	下顎のみ
8817	1988	9	紫波町	メス	I	40	100	
8818	1988	9	大迫町	メス	II	39	125	下顎のみ
8819	1988	9	遠野市	オス	II	80	170	下顎のみ
8820	1988	9	遠野市	メス	II	60	158	下顎のみ
8821	1988	9	遠野市	オス	II	78	140	下顎のみ
8822	1988	9	遠野市	オス	II	80	140	下顎のみ
8823	1988	9	遠野市	オス	III	80	165	下顎のみ
8824	1988	10	川井村	オス	II	85	173	下顎のみ
8825	1988	10	遠野市	オス	II	100	143	下顎のみ
8826	1988	10	一関市	オス	II	100	150	
8827	1988	9	葛巻町	オス	II	130	130	
8828	1988	9	都南村	オス	II	94	125	
8829	1988	10	安代町	メス	I	70	120	
8901	1989	7	和賀町	-	II	35	90	下顎のみ
8902	1989	8	花巻市	メス	III	80	130	下顎のみ
8903	1989	8	花巻市	オス	II	75	130	下顎のみ
8904	1989	7	大東町	オス	II	75	130	下顎のみ
8905	1989	9	沢内村	メス	II	60	115	下顎のみ
8906	1989	9	一関市	オス	II	100	152	
8907	1989	8	紫波町	オス	II	105	123	
8908	1989	9	岩泉町	オス	I	70	125	
8909	1989	9	田野畑村	オス	II	70	110	
8910	1989	9	岩泉町	メス	II	65	120	
8911	1989	9	和賀町	オス	I	35	90	
8912	1989	9	一関市	メス	I	60	117	
8913	1989	9	遠野市	オス	II	100	130	下顎のみ
8914	1989	9	遠野市	オス	II	70	125	下顎のみ
8915	1989	9	遠野市	メス	I	80	130	下顎のみ
8916	1989	9	遠野市	オス	I	50	130	下顎のみ
8917	1989	9	遠野市	メス	II	60	120	下顎のみ
8918	1989	9	遠野市	メス	I	50	140	下顎のみ
8919	1989	9	岩泉町	オス	II	50	110	
8920	1989	4	安代町	メス	I	43	106	
8921	1989	9	川井村	メス	II	40	130	下顎のみ
8922	1989	6	川井村	オス	I	45	110	下顎のみ
8935	1989	5	紫波町	オス	I	35	90	
8923	1989	5	紫波町	オス	II	115	140	
8924	1989	8	紫波町	オス	I	50	100	
8925	1989	9	矢巾町	オス	II	90	140	
8926	1989	4	安代町	メス	I	45	130	
8927	1989	9	紫波町	メス	I	70	95	

Table 10. 岩手県産ツキノワグマ頭骨標本リスト (その2)

標本番号	捕獲年	捕獲月	捕獲場所	性別	年齢階級	体重 (kg)	頭胴長 (cm)	備考
8928	1989	4	安代町	オス	I	45	120	
8929	1989	9	紫波町	オス	II	95	125	
8930	1989	10	一関市	オス	III	160	154	
8931	1989	11	一関市	オス	II	80	130	
8932	1989	10	雫石町	オス	II	80	140	
8933	1989	11	遠野市	メス	II	100	125	下顎のみ
8934	1989	10	葛巻町	オス	-	-	-	
8935	1989	10	葛巻町	オス	II	-	-	
8936	1989	9	川井村	オス	I	-	-	
8937	1989	9	川井村	メス	I	-	-	下顎のみ
9003	-	-	-	-	-	-	-	
9101	1991	8	花巻市	-	-	-	-	
9102	1991	8	花巻市	-	-	-	-	
9201	1992	12	川井村	メス	II	70	120	
9202	1992	11	川井村	メス	I	35	86	
9203	1992	12	川井村	メス	III	80	83	
9205	1992	11	大槌町	メス	II	60	120	
9206	1992	11	大槌町	オス	0	30	70	
9208	1992	11	大槌町	オス	II	50	110	
9209	1992	11	新里村	オス	II	134	152	
9210	1992	11	川井村	メス	II	100	92	
9212	1992	11	岩泉町	メス	II	80	150	
9213	1992	11	岩泉町	メス	0	20	80	
9214	1992	11	岩泉町	オス	0	25	90	
9216	1992	12	湯田町	オス	II	50	110	
9301	1993	1	宮古市	メス	II	90	120	
9302	-	-	-	-	II	-	-	
9303	1993	1	岩泉町	メス	I	20	80	
9304	1993	1	岩泉町	メス	I	20	80	
9305	-	-	岩泉町	-	0	-	-	
9306	-	-	岩泉町	-	II	-	-	
9307	1993	8	住田町	メス	II	70	105	
9308	1993	8	住田町	オス	II	75	122	
9309	1993	8	住田町	オス	II	75	125	
9310	1993	8	雫石町	オス	II	70	130	
9311	-	-	-	-	II	-	-	
9312	-	-	石鳥谷町	-	II	-	-	
9313	-	-	石鳥谷町	-	II	-	-	
9314	-	-	田野畑村	-	III	-	-	
9315	-	-	岩泉町	-	II	-	-	
9316	-	-	田野畑村	-	II	-	-	
9317	1993	8	花巻市	オス	II	80	130	
9318	1993	8	花巻市	オス	II	50	120	
9319	-	-	金ヶ崎町	-	III	-	-	
9320	1992	12	山田町	オス	III	120	130	
9321	1993	1	山田町	オス	II	90	100	
9322	1993	9	野田村	オス	III	104	150	
9323	-	-	-	-	II	-	-	
9324	1993	9	岩泉町	メス	I	60	-	
9325	-	-	岩泉町	-	II	-	-	
9326	1993	9	川井村	オス	II	100	150	
9327	-	-	岩泉町	-	II	-	-	
9328	1993	9	山田町	オス	II	80	150	
9329	1993	9	玉山村	メス	I	70	123	
9330	1993	9	川井村	オス	III	110	160	
9331	1993	9	山形村	-	II	70	120	
9332	-	-	岩泉町	-	III	-	-	

Table 10. 岩手県産ツキノワグマ頭骨標本リスト（その3）

標本番号	捕獲年	捕獲月	捕獲場所	性別	年齢階級	体重 (kg)	頭胴長 (cm)	備考
9333	-	-	岩泉町	-	II	-	-	
9334	1993	9	宮守村	オス	II	95	120	
9335	-	-	盛岡市	-	II	-	-	
9336	-	-	岩泉町	-	II	-	-	
9337	-	-	田野畑村	-	II	-	-	
9338	1993	9	岩手町	メス	II	70	120	
9339	1993	10	川井村	メス	III	50	110	
9340	1993	9	安代町	メス	II	69	125	
9341	1993	9	安代町	オス	II	60	110	
9342	1993	10	久慈市	オス	II	115	140	
9343	1993	10	大船渡市	メス	II	72	126	
9344	1993	10	花巻市	メス	II	80	120	
9345	-	-	遠野市	-	III	-	-	
9346	-	-	盛岡市	-	II	-	-	
9347	1993	9	葛巻町	メス	III	76	120	
9348	1993	10	大船渡市	オス	II	97	149	
9349	1993	11	紫波町	-	II	100	130	
9350	1993	11	松尾村	オス	II	120	190	
9351	-	-	-	-	III	-	-	
9353	1993	10	大船渡市	オス	I	72	125	
9354	1993	12	大槌町	オス	I	45	80	
9355	1993	12	盛岡市	オス	II	93	125	
9356	1993	11	大槌町	メス	II	80	110	
9357	1993	11	釜石市	メス	I	70	120	
9358	1993	12	大船渡市	オス	I	90	121	
9359	1993	11	川井村	メス	III	80	115	
9360	1993	11	大槌町	メス	II	75	120	
9361	1993	11	大槌町	メス	0	45	80	
9362	1993	11	大槌町	オス	0	45	80	
9363	1993	11	大槌町	メス	III	80	110	
9364	1994	1	釜石市	メス	I	35	90	
9365	1994	1	釜石市	メス	II	80	120	
9366	1994	1	釜石市	オス	0	30	70	
9367	1994	1	新里村	オス	II	100	150	
9368	-	-	-	-	III	-	-	
9369	1993	12	-	-	II	-	-	
9370	-	-	-	-	II	-	-	
9371	-	-	-	-	II	-	-	
9401	-	-	一関市	-	II	-	-	
9402	-	-	石鳥谷町	-	I	-	-	
9403	1994	8	花巻市	オス	I	50	100	
9404	-	-	岩泉町	-	II	-	-	
9405	-	-	紫波町	-	I	-	-	
9406	1994	8	住田町	オス	II	75	125	
9407	1994	7	北上市	オス	II	100	200	
9408	1994	7	花巻市	オス	I	50	100	
9409	-	-	-	-	II	-	-	
9410	-	-	石鳥谷町	-	III	-	-	
9411	1994	8	住田町	メス	II	70	120	
9412	1994	8	住田町	オス	II	85	140	
9413	-	-	花巻市	-	II	-	-	
9414	1995	1	大槌町	オス	I	50	120	
9415	1994	9	石鳥谷町	オス	I	40	80	
9416	1994	9	安代町	オス	I	50	130	
9417	1994	9	久慈市	オス	III	100	130	
9418	1995	5	久慈市	オス	I	90	120	
9419	1994	12	盛岡市	メス	II	70	120	

Table 10. 岩手県産ツキノワグマ頭骨標本リスト (その4)

標本番号	捕獲年	捕獲月	捕獲場所	性別	年齢階級	体重 (kg)	頭胴長 (cm)	備考
9420	1994	12	西根町	オス	II	(70-80)	180	
9421	1994	6	-	オス	0	-	-	
9422	1994	9	金ヶ崎町	メス	II	80	140	
9501	-	-	-	-	-	-	-	
9502	-	-	-	-	-	-	-	
9601	1996	9	久慈市	メス	I	70	107	
9602	1996	9	胆沢町	オス	II	130	140	
9603	1996	9	岩泉町	メス	II	70	120	
9604	1996	8	住田町	オス	III	93	140	
9605	1996	8	住田町	オス	III	102	151	
9606	1996	8	石鳥谷町	メス	II	65	110	
9607	1996	9	田野畑村	メス	II	55	110	
9608	1996	9	北上市	オス	II	70	160	
9609	1996	9	北上市	メス	III	60	150	
9610	1996	12	湯田町	オス	I	65	120	
9611	1996	8	石鳥谷町	オス	II	85	125	
9612	1996	9	花巻市	オス	II	80	120	
9613	1996	7	田野畑村	オス	II	60	130	
9614	1996	9	久慈市	メス	II	80	120	
9615	1996	9	田野畑村	メス	II	55	100	
9616	1996	9	田野畑村	メス	I	45	100	
9617	1996	9	岩泉町	メス	II	65	100	
9618	1994	12	花巻市	メス	II	80	110	
9619	1995	10	住田町	メス	II	70	120	
9620	1996	9	岩泉町	-	II	-	-	
9621	1996	9	岩泉町	-	I	-	-	
9622	1996	-	-	-	II	-	-	
9623	1995	9	-	-	III	-	-	
9624	1996	2	大東町	オス	III	150	175	
9625	1996	9	金ヶ崎町	オス	I	60	130	
9626	1996	9	金ヶ崎町	オス	II	120	143	
9627	1996	12	新里村	オス	II	120	145	
9628	1996	11	花巻市	メス	II	70	143	
9629	1996	11	紫波町	メス	II	70	140	
9630	1996	11	久慈市	-	II	40	120	
9631	1996	1	大船渡市	メス	II	65	140	
9632	-	-	盛岡市	-	II	-	-	
9633	-	-	-	-	I	-	-	
9634	1995	9	久慈市	オス	III	120	120	
9635	1996	11	安代町	-	I	-	-	
9636	1995	12	大槌町	オス	I	100	135	
9637	1996	8	胆沢町	オス	II	160	150	
9638	1996	8	三陸町	オス	II	83	125	
9639	1995	9	久慈市	オス	III	120	120	
9640	1994	12	花巻市	オス	I	80	110	
9641	1997	9	田野畑村	-	I	-	-	
9642	1995	11	川井村	メス	III	75	100	
9643	1995	12	湯田町	オス	I	100	140	
9645	1995	12	大槌町	オス	II	130	140	
9646	1995	12	湯田町	オス	II	50	100	
9647	1996	11	大槌町	メス	I	40	100	
9648	1996	11	大槌町	メス	II	75	120	
9649	1995	9	岩泉町	オス	II	90	150	
9650	1995	12	川井村	メス	I	70	113	
9651	1994	11	大槌町	オス	II	100	120	
9652	1995	12	山田町	オス	II	90	145	
9653	1994	12	釜石市	オス	I	40	100	

Table 10. 岩手県産ツキノワグマ頭骨標本リスト (その5)

標本番号	捕獲年	捕獲月	捕獲場所	性別	年齢階級	体重 (kg)	頭胴長 (cm)	備考
9654	1994	12	釜石市	メス	I	30	90	
9655	-	-	-	-	II	-	-	
9702	1996	1	大槌町	メス	II	90	122	
9703	-	-	三陸町	-	II	-	-	
9704	1997	5	江刺市	メス	II	90	102	
9705	1997	8	岩泉町	オス	0	40	115	
9706	1997	8	釜石市	オス	III	95	120	
9707	1997	8	釜石市	オス	I	50	110	
9708	1997	8	釜石市	オス	II	130	135	
9709	1997	8	住田町	オス	II	87	125	
9710	1997	8	石鳥谷町	オス	II	90	150	
9711	1997	8	衣川村	オス	III	120	130	
9712	1997	9	久慈市	オス	III	90	105	
9713	1997	9	久慈市	メス	II	80	90	
9714	1997	9	金ヶ崎町	オス	I	55	117	
9715	1997	9	玉山村	メス	II	90	120	
9716	1997	9	岩泉町	メス	II	75	115	
9717	1997	9	岩泉町	メス	II	62	120	
9718	1997	9	岩泉町	オス	II	60	115	
9719	1997	9	大迫町	オス	II	65	120	
9720	1996	8	大迫町	オス	II	75	130	
9721	1997	11	北上市	メス	I	40	85	
9722	1997	11	釜石市	メス	II	70	126	
9723	1997	11	大槌町	オス	II	130	130	
9724	1997	11	大槌町	オス	II	130	115	
9725	1997	11	和賀町	オス	I	80	120	
9726	1997	12	和賀町	オス	III	180	188	
9727	1997	9	盛岡市	メス	II	68	122	
9801	1998	3	釜石市	オス	II	69	105	
9802	1998	5	住田町	オス	II	82	130	
9803	1998	5	江刺市	オス	II	59	130	
9804	1998	6	釜石市	オス	II	65	110	
9805	1998	7	山田町	オス	III	100	110	
9806	1998	8	石鳥谷町	オス	II	95	-	
9807	1998	8	釜石市	オス	II	64	105	
9808	1998	8	紫波町	メス	II	80	110	
9809	1998	8	金ヶ崎町	オス	II	70	125	
9810	1998	8	胆沢町	メス	II	60	90	
9811	1998	8	松尾村	オス	II	100	183	
9812	1998	8	一関市	オス	III	130	150	
9813	1998	8	葛巻町	オス	III	95	140	
9814	1998	9	雫石町	メス	II	60	125	
9815	1998	9	雫石町	オス	II	80	140	
9816	1998	8	釜石市	オス	II	75	118	
9817	1998	9	川井村	オス	III	80	140	
9818	1998	9	一関市	オス	II	120	155	
9819	1998	11	山田町	オス	III	120	150	
9820	1998	11	大槌町	メス	II	60	110	
9821	1998	11	大槌町	メス	II	75	120	
9822	1998	11	大槌町	オス	0	25	80	
9823	1998	11	湯田町	オス	I	60	130	
9824	1998	11	川井村	オス	I	120	121	
9825	1998	11	大東町	メス	I	80	95	
9826	1998	11	大槌町	メス	0	75	115	
9827	1998	12	大船渡市	メス	III	150	130	
9828	1998	12	新里村	オス	I	60	125	
9829	1998	12	川井村	オス	I	50	90	



Table 10. 岩手県産ツキノワグマ頭骨標本リスト (その6)

標本番号	捕獲年	捕獲月	捕獲場所	性別	年齢階級	体重 (kg)	頭胴長 (cm)	備考
9830	1998	12	釜石市	オス	II	150	150	
9831	1998	12	大槌町	オス	II	95	120	
9832	1999	1	大槌町	メス	I	75	115	
9833	1999	1	大槌町	メス	II	70	120	
9834	1999	1	大槌町	メス	I	40	100	
9835	1999	1	大槌町	オス	I	55	110	
9836	1999	1	大槌町	オス	0	(25)	90	
9837	1998	12	岩泉町	オス	II	100	140	
9838	1998	12	湯田町	-	I	50	126	
9839	1998	11	花巻市	オス	II	70	120	
9840	1998	11	雫石町	メス	I	30	100	
9901	1999	4	沢内村	メス	II	80	160	
9902	1999	4	湯田町	オス	I	47	127	
9903	1999	5	湯田町	オス	II	50	107	
9904	1999	5	湯田町	オス	II	65	125	
9905	1999	7	湯田町	-	I	35	95	
9906	1999	7	釜石市	オス	II	70	115	
9907	1999	7	釜石市	オス	II	80	120	
9908	1999	8	釜石市	オス	I	40	105	
9909	1999	8	盛岡市	メス	II	-	-	
9910	1999	8	巖手町	オス	II	130	145	
9911	1999	8	釜石市	オス	II	75	120	
9912	1999	8	金ヶ崎町	オス	II	70	125	
9913	1999	8	一関市	オス	II	140	150	
9914	1999	8	胆沢町	オス	III	120	160	
9915	1999	8	釜石市	オス	III	95	128	
9916	1999	8	釜石市	メス	II	45	103	
9917	1999	8	岩泉町	メス	II	50	120	
9918	1999	8	一関市	オス	II	110	140	
9919	1999	8	岩泉町	オス	II	100	150	
9920	1999	9	一関市	オス	I	100	130	
9921	1999	9	一関市	オス	I	110	135	
9922	1999	9	住田町	オス	II	80	128	
9923	1999	9	岩泉町	オス	III	130	145	
9924	1999	9	釜石市	オス	II	85	125	
9925	1999	8	北上市	オス	II	130	170	
9926	1999	8	北上市	オス	II	80	130	
9927	1999	9	北上市	オス	II	80	145	
9928	1999	9	久慈市	オス	I	50	115	
9929	1999	8	衣川村	オス	II	140	150	
9931	1999	9	衣川村	メス	II	100	120	
9932	1999	9	岩泉町	オス	II	130	140	
9933	1999	9	岩泉町	メス	II	45	75	
9934	1999	10	田野畑村	オス	II	120	140	
9935	1999	10	胆沢町	オス	III	150	160	
9936	1999	10	花巻市	オス	I	75	130	
9937	1999	11	釜石市	オス	II	120	143	
9938	1999	11	大槌町	オス	I	70	140	
9939	1999	11	釜石市	オス	I	66	133	
9940	1999	12	雫石町	オス	III	90	125	
9942	1999	12	新里村	オス	I	60	115	
9943	2000	1	遠野市	メス	III	70	117	
9944	2000	1	岩泉町	オス	II	130	140	
9945	2000	2	大槌町	オス	III	(180)	146	
9946	2000	1	大槌町	メス	II	70	115	
9947	2000	1	一関市	オス	II	150	150	
0001	2000	5	住田町	オス	I	45	115	

Table 10. 岩手県産ツキノワグマ頭骨標本リスト (その7)

標本番号	捕獲年	捕獲月	捕獲場所	性別	年齢階級	体重 (kg)	頭胴長 (cm)	備考
0002	2000	5	北上市	メス	I	30	90	
0003	2000	5	湯田町	オス	II	60	135	
0004	2000	5	沢内村	メス	I	50	105	
0005	2000	5	沢内村	メス	II	58	118	
0006	2000	6	紫波町	オス	I	-	-	
0007	2000	7	大槌町	オス	II	70	130	
0008	2000	7	松尾村	オス	II	80	80	
0009	2000	7	紫波町	オス	II	-	-	
0010	2000	8	盛岡市	オス	III	95	170	
0011	2000	7	岩泉町	メス	III	50	95	
0012	2000	8	石鳥谷町	オス	I	30	110	
0013	2000	8	一関市	メス	II	60	125	
0014	2000	8	一関市	オス	III	120	150	
0015	2000	8	石鳥谷町	オス	II	70	130	
0016	2000	8	遠野市	メス	II	-	-	
0017	2000	8	岩泉町	メス	I	55	115	
0018	2000	8	岩泉町	オス	III	110	145	
0019	2000	8	岩泉町	メス	II	65	105	
0020	2000	9	大迫町	オス	II	60	100	
0021	2000	9	東和町	オス	I	62	130	
0022	2000	9	岩泉町	メス	II	45	115	
0023	2000	9	山形村	メス	III	80	130	
0024	2000	9	沢内村	オス	II	70	120	
0025	2000	9	沢内村	オス	II	50	110	
0026	2000	9	久慈市	メス	II	75	120	
0027	2000	11	沢内村	オス	I	100	-	
0028	2000	11	沢内村	オス	I	80	-	
0029	2000	10	釜石市	オス	II	110	135	交通事故
0030	2000	12	大槌町	メス	I	60	126	
0031	2000	12	川井村	オス	I	45	106	
0034	2000	12	大槌町	メス	I	40	110	
0035	2000	12	釜石市	オス	II	(150)	140	
0037	2000	11	葛巻町	オス	I	60	115	
0038	2000	12	湯田町	オス	II	85	148	
0040	2000	12	山田町	オス	II	60	120	
0041	2000	12	雫石町	メス	I	50	110	
0101	2001	4	住田町	オス	I	55	120	
0102	2001	5	金ヶ崎町	オス	I	(70)	120	
0103	2001	5	湯田町	オス	I	55	135	
0104	2001	5	湯田町	オス	II	63	123	
0105	2001	6	遠野市	オス	I	(30)	(100)	
0106	2001	6	大迫町	オス	III	100	130	
0107	2001	6	西根町	オス	I	(50)	110	
0108	2001	7	川井村	-	I	(40)	(90)	
0109	2001	7	花巻市	オス	III	100	140	
0110	2001	7	花巻市	オス	-	40	90	
0111	2001	7	一関市	オス	II	(110)	130	
0112	2001	7	金ヶ崎町	メス	II	(65)	130	
0113	2001	8	胆沢町	オス	II	70	(130)	
0114	2001	8	遠野市	オス	II	(90)	150	
0115	2001	8	大迫町	オス	II	80	120	
0116	2001	8	花巻市	オス	II	60	110	
0117	2001	8	花巻市	オス	I	35	100	
0118	2001	8	山形村	オス	III	(95)	(135)	
0119	2001	8	金ヶ崎町	オス	II	90	145	
0120	2001	8	金ヶ崎町	メス	II	90	135	
0121	2001	8	東和町	オス	II	94	143	

Table 10. 岩手県産ツキノワグマ頭骨標本リスト (その8)

標本番号	捕獲年	捕獲月	捕獲場所	性別	年齢階級	体重 (kg)	頭胴長 (cm)	備考
0122	2001	8	大迫町	オス	III	130	140	
0123	2001	8	遠野市	オス	II	(80)	108	
0124	2001	8	遠野市	メス	-	(70)	120	
0125	2001	8	衣川村	オス	III	(100)	100	
0126	2001	8	衣川村	オス	II	(110)	120	
0127	2001	8	遠野市	メス	0	(13)	70	
0128	2001	8	遠野市	メス	II	(70)	120	
0129	2001	8	住田町	オス	II	45	85	
0130	2001	8	滝沢村	メス	II	(100)	146	
0131	2001	8	遠野市	メス	III	(100)	140	
0132	2001	8	岩泉町	オス	II	(80)	(130)	
0134	2001	9	石鳥谷町	メス	II	80	120	
0135	2001	9	二戸市	オス	II	110	150	
0136	2001	9	東和町	メス	-	75	125	
0137	2001	9	岩泉町	メス	-	(60)	(100)	
0138	2001	9	岩泉町	メス	II	(80)	(100)	
0139	2001	8	一関市	オス	II	(120)	140	
0140	2001	9	一関市	オス	II	(140)	150	
0141	2001	9	石鳥谷町	オス	I	80	120	
0142	2001	9	二戸市	オス	III	170	150	
0143	2001	9	石鳥谷町	オス	III	120	150	
0144	2001	9	胆沢町	オス	III	160	180	
0145	2001	9	衣川村	メス	II	110	120	
0146	2001	9	滝沢村	オス	I	70	120	
0147	2001	9	住田町	オス	I	85	98	
0148	2001	9	石鳥谷町	メス	II	65	115	
0149	2001	8	岩泉町	オス	II	80	130	
0150	2001	8	衣川村	オス	II	(110)	130	
0151	2001	9	一戸町	メス	II	85	150	
0152	2001	9	湯田町	オス	II	80	140	
0153	2001	8	沢内村	オス	-	-	130	
0154	2001	10	北上市	オス	I	75	130	
0155	2001	10	-	オス	II	120	130	
0156	2001	10	花巻市	メス	III	110	165	
0157	2001	10	花巻市	オス	III	100	100	
0158	2001	10	胆沢町	オス	II	100	120	
0159	2001	10	花巻市	オス	0	20	70	
0160	2001	10	花巻市	オス	0	20	70	
0161	2001	10	北上市	オス	-	150	150	
0162	2001	10	花巻市	オス	0	10	80	
0163	2001	10	大船渡市	メス	0	22	100	
0164	2001	10	大船渡市	メス	III	118	120	
0165	2001	11	北上市	オス	II	80	140	
0166	2001	11	江刺市	オス	-	75	115	
0167	2001	12	住田町	オス	I	153	165	
Z0126	2000	5	河合村	メス	0	5	71	
Z0141	2001	6	盛岡市	メス	I	26	-	
Z0142	2001	7	盛岡市	オス	I	44	116	
Z0143	2001	7	盛岡市	オス	-	46	130	
Z0144	2001	8	滝沢村	オス	I	60	130	
Z0145	2001	8	一関市	オス	-	(120)	140	
Z0146	2001	8	滝沢村	メス	-	80	140	
Z0147	2001	8	宮古市	オス	-	100	145	
Z0148	2001	8	盛岡市	オス	-	61	143	
Z0150	2001	8	盛岡市	オス	-	82	145	
Z0151	2001	8	沢内村	メス	I	(35)	-	
Z0152	2001	8	沢内村	オス	-	175	-	

Table 10. 岩手県産ツキノワグマ頭骨標本リスト (その9)

標本番号	捕獲年	捕獲月	捕獲場所	性別	年齢階級	体重 (kg)	頭胴長 (cm)	備考
Z0153	2001	8	盛岡市	メス	-	68	142	
Z0154	2001	8	盛岡市	オス	-	79	145	
Z0155	2001	8	盛岡市	メス	II	70	127	
Z0156	2001	9	盛岡市	メス	III	80	140	
Z0157	2001	8	玉山村	メス	-	85	136	
Z0159	2001	5	盛岡市	オス	-	53	141	
Z0161	-	-	-	-	-	-	-	
Z 宮古 2001	2001	-	-	-	-	-	-	
0201	2002	4	遠野市	オス	-	40	100	
0202	2002	6	東和町	オス	-	65	135	
0203	2002	6	水沢市	メス	-	58	132	
0204	2002	6	水沢市	メス	-	20	92	
0205	2002	7	大槌町	メス	-	50	120	
0206	2002	7	住田町	オス	-	48	114	
0207	2002	8	大迫町	オス	-	100	140	
0208	2002	8	平泉町	オス	-	(130)	150	
0209	2002	8	平泉町	オス	-	(100)	145	
0210	2002	8	花巻市	オス	-	50	100	
0211	2002	8	遠野市	オス	-	45	100	
0212	2002	8	岩泉町	メス	-	65	123	
0213	2002	8	胆沢町	オス	-	(100)	140	
0214	2002	8	東和町	メス	-	55	118	
0215	2002	8	岩泉町	オス	-	60	120	
0216	2002	8	江刺市	オス	-	(80)	130	
0217	2002	8	遠野市	オス	-	50	110	0218 ?
0218	2002	8	遠野市	メス	-	50	110	0217 ?
0219	2002	8	岩泉町	オス	-	65	130	
0220	2002	8	岩泉町	オス	-	80	100	0221,0222 ?
0221	2002	8	岩泉町	オス	-	50	90	0220,0222 ?
0222	2002	8	岩泉町	メス	-	70	100	0220,0222 ?
0223	2002	8	山形村	オス	-	(110)	133	
0224	2002	9	遠野市	メス	-	60	110	
0225	2002	8	川井村	メス	-	(60)	100	
0226	2002	8	住田町	メス	-	50	(120)	
0255	2002	8	住田町	メス	-	57	122	
0226	2002	8	普代村	-	-	67	76	
0227	2002	8	久慈市	メス	-	79	120	
0228	2002	9	滝沢村	オス	-	100	155	
0229	2002	8	岩手町	メス	-	90	143	
0230	2002	9	川井村	オス	-	(80)	120	
0231	2002	6	胆沢郡	オス	-	130	-	
0232	2002	9	一関市	オス	-	70	135	
0233	2002	9	遠野市	オス	-	90	120	
0234	2002	9	遠野市	オス	-	85	118	
0235	2002	9	岩手町	オス	-	70	115	
0236	2002	9	遠野市	オス	-	75	120	
0237	2002	9	岩泉町	オス	-	80	110	
0238a	2002	9	遠野市	メス	-	60	112	
0238b	2002	9	遠野市	メス	-	50	112	
0239	2002	9	東和町	オス	-	110	140	
0240	2002	9	岩泉町	メス	-	70	100	
0241	2002	9	山形村	オス	-	150	160	
0242	2002	8	花巻市	オス	-	40	100	
0243	2002	9	岩泉町	オス	-	90	120	
0244	2002	9	大東町	オス	-	120	160	
0245	2002	8	衣川村	オス	-	(120)	140	
0246	2002	8	衣川村	オス	-	(120)	145	

Table 10. 岩手県産ツキノワグマ頭骨標本リスト (その 10)

標本番号	捕獲年	捕獲月	捕獲場所	性別	年齢階級	体重 (kg)	頭胴長 (cm)	備考
0247	2002	8	衣川村	オス	-	(120)	130	
0248	2002	9	衣川村	メス	-	(100)	115	
0249	2002	9	衣川村	メス	-	(110)	130	
0253	2002	11	川井村	オス	-	40	105	
0254	2002	11	川井村	オス	-	38	103	
0255	2002	8	住田町	メス	-	57	122	
0256	2002	8	住田町	メス	-	50	120	
0257	2002	9	住田町	メス	-	60	100	
0258	2002	11	花巻市	オス	-	(80)	(105)	
0259	2002	11	衣川村	メス	-	(100)	(140)	
0260	2002	8	住田町	オス	-	55	120	
0261	2002	11	花巻市	メス	-	130	-	
0262	2002	12	沢内村	メス	-	(40)	(100)	
0263	2002	12	釜石市	メス	-	70	(120)	
0264	2002	12	川井村	メス	-	(120)	131	
0265	2002	12	釜石市	オス	-	118	135	
0266	-	-	盛岡市	-	-	-	-	
0267	2002	12	紫波町	オス	-	75	104	
0268	2002	2	川井村	メス	-	(80)	120	
0269	2002	11	大槌町	オス	-	34	(80)	
0270	2002	11	大槌町	オス	-	(120)	(120)	
0271	2002	11	大槌町	オス	-	180	145	
0272	2003	1	山田町	オス	-	50	90	

\* 市町村名は、捕獲当時のもの

\* 体重、頭胴長の括弧書きは推定値。-：不明

Table 11. 秋田県産ツキノワグマ頭骨標本リスト

標本番号	捕獲年	捕獲月	捕獲場所	性別	年齢階級	体重 (kg)	頭胴長 (cm)	備考
AK01	-	-	-	-	-	-	-	
AK02	-	-	-	-	-	-	-	
AK03	-	-	-	-	-	-	-	

\*-：不明

Table 12. 青森県産ツキノワグマ頭骨標本リスト

標本番号	捕獲年	捕獲月	捕獲場所	性別	年齢階級	体重 (kg)	頭胴長 (cm)	備考
AM01	2008	8	むつ市	オス	I	60	-	
AM02	2008	8	むつ市	オス	II	-	-	
AM03	2008	8	むつ市	オス	I	-	-	
AM04	2008	8	むつ市	メス	II	-	-	
AM05	2008	8	むつ市	オス	II	60	-	
AM06	2008	8	むつ市	オス	I	50	-	
AM07	2008	8	むつ市	オス	II	130	-	
AM08	2008	8	むつ市	オス	IV	-	-	
AM09	2008	8	むつ市	オス	III	-	-	
AM10	2008	8	むつ市	オス	II	-	-	
AM11	2008	8	むつ市	オス	I	-	-	
AM12	2008	8	むつ市	オス	I	-	-	
AM13	2008	8	むつ市	オス	II	-	-	
AM14	2008	8	むつ市	オス	I	-	-	
AM15	2008	9	むつ市	-	II	-	-	
AM16	2008	9	むつ市	-	II	-	-	
AM17	2008	9	むつ市	メス	III	-	-	
AM18	2009	7	むつ市	メス	0	35	-	
AM19	2009	7	むつ市	オス	IV	100	-	
AM20	2009	8	むつ市	オス	II	-	-	

\* 市町村名は、捕獲当時のもの

\* 体重、頭胴長の括弧書きは推定値。-：不明

## 謝辞

収集にあたっては広島県自然環境課、広島県環境保健協会、広島県猟友会、鳥取県林業試験場、鳥取県猟友会、兵庫県自然環境課、京都府森林保全課、京都府猟友会、奈良県景観・自然環境課、三重県自然保護課、滋賀県自然環境保全課、滋賀県猟友会、奈良県自然保護課、奈良県林業試験場、三重県みどり共生推進課、福井県自然環境課、富山県自然保護課、富山県猟友会、秋田県自然保護課、岩手県自然保護課、岩手県猟友会、青森県自然保護課、青森県猟友会下北支部のご協力を得た。由井正敏、北原英治、鈴木一生、齊藤隆、日野輝明各氏は森林総合研究所在職中に収集にあられた。また、頭骨標本作製においては瀬川也寸子、大久保園子、須鎌圭子、諸富ゆたか、植月純也、串田まな各氏のご協力を得た。

## 引用文献

- 天野 雅男・齊藤 隆・大井 徹・早野 あづさ (2001) 京都府産ツキノワグマ頭骨の地理的変異および岩手県、石川県産標本との比較. 日本哺乳類学会 2001 年度大会プログラム・講演要旨集, 90.
- 天野 雅男・大井 徹・早野 あづさ (2003) ニホンツキノワグマ頭骨縫合の閉鎖の進行とその年齢形質としての可能性. 日本哺乳類学会 2003 年度大会講演要旨集, 58.
- Amano, M., Oi, T. and Hayano, A. (2004) Morphological differentiation between adjacent populations of Asiatic black bear, *Ursus thibetanus japonicus*, in northern Japan. *Journal of Mammalogy*, 85, 311-315.
- Coy, P. L. and Garshelis, D. L. (1992) Reconstructing reproductive histories of black bears from the incremental layering in dental cementum. *Canadian Journal of Zoology*, 70, 2150-2160.
- Ishibashi, Y. and Saitoh, T. (2004) Phylogenetic relationships among fragmented Asian black bear (*Ursus thibetanus*) populations in western Japan. *Conservation Genetics*, 5, 311-323.
- 金森 弘樹・田中 浩・田戸 裕之・藤井 猛・澤田 誠吾・黒崎 敏文・大井 徹 (2008) 西中国地方におけるツキノワグマの特定鳥獣保護管理計画の現状と課題. 哺乳類科学, 48, 57-64.
- 上堀 智司 (2008) 歯の形態に基づくニホンツキノワグマの地理的変異. 岡山理科大学大学院修士論文, 31pp.
- 片山 敦司・坪田 敏男・山田 文雄・喜多 功・千葉 敏郎 (1996) ニホンツキノワグマ (*Selenarctos thibetanus japonicus*) の繁殖指標としての卵巣と子宮の形態学的観察. 日本野生動物医学会誌, 1, 26-32.
- Kitamura, F. and Ohnishi, N. (2011) Characteristics of Asian black bears stripping bark from coniferous trees. *Acta Theriologica*, 56, 267-273.
- 小松 武志・坪田 敏男・岸元 真弓・濱崎 伸一郎・千葉 敏郎 (1994) 雄ニホンツキノワグマ (*Selenarctos thibetanus japonicus*) における性成熟と精子形成にかかわる幹細胞. *Journal of Reproduction and Development*, 40, j65-j71.
- 奈良 貴文・渡辺 丈彦・澤田 純明・澤浦 亮平・佐藤 孝雄 (2015) 青森県下北郡東通村 尻労安部洞窟 I - 2001 ~ 2012 年発掘調査報告書 -. 六一書房, 289pp.
- Ohnishi, N., Saitoh, T. and Ishibashi, Y. (2007) Low genetic diversities in isolated populations of the Asian black bear (*Ursus thibetanus*) in Japan, in comparison with large stable populations. *Conservation Genetics*, 8, 1331-1337.
- Ohnishi, N., Uno, R. Ishibashi, Y., Tamate, H. B. and Oi, T. (2009) The influence of climate oscillations during the Quaternary Era on the genetic structure of Asian black bears in Japan. *Heredity*, 102, 579-589.
- Ohnishi, N., Yuasa, T. Morimitsu, Y. and Oi, T. (2011) Mass-intrusion-induced temporary shift in the genetic structure of an Asian black bear population. *Mammal Study*, 36, 67-71.
- Oi, T. (2009) Anthropogenic mortality of Asiatic black bears in two populations in northern Honshu, Japan. *Ursus*, 20, 22-29.
- 大井 徹・大西 尚樹・山田 文雄・北原 英治 (2008) 京都府で有害捕獲されたツキノワグマの性・年齢構成の特徴. 哺乳類科学, 48, 17-24.
- Oi, T. and Furusawa, H. (2008) Nutritional condition and dietary profile of Japanese black bear (*Ursus thibetanus japonicus*) killed in western Japan in autumn 2004. *Mammal Study*, 33, 163-171.
- Saitoh, T., Ishibashi, Y., Kanamori, H., and Kitahara, E. (2001) Genetic status of fragmented populations of the Asian black bear *Ursus thibetanus* in western Japan. *Population Ecology*, 43, 221-227.
- 下稲葉 さやか (2005) ニホンツキノワグマ頭骨変異に見られる地理的変異に関する研究. 京都大学理学研究科修士論文, 91pp.
- Shimoinaba, S. and Oi, T. (2015) Relationship between tooth wear and age in the Japanese black bear in Hiroshima Prefecture, Japan. *Mammal Study*, 40, 53-60.
- 下稲葉 さやか・大井 徹・島田 卓哉・北原 英治・山田 文雄 (2002) 京都府産ツキノワグマ頭骨形態の齢変異と性変異. 日本哺乳類学会 2002 年度大会講演要旨集, 73.
- Shimoinaba, S., Oi, T. and Torii, H. (2006) Geographical variation in the skull and dental morphology of the Japanese black bear. 17th International Conference on Bear Research and Management, Program, Abstract and Information, 81.

- Shimoinaba, S., Shimada, T., Kitahara, E., Yamada, F. and Oi, T. (2004) Growth and sexual dimorphism in skull morphology of the Japanese black bear, *Ursus thibetanus japonicus* (Mammalia Carnivora) in Japan. Proceedings of the XIXth International Congress of Zoology, 464-465.
- 八谷 昇・大泰司 紀之 (1994) 骨格標本作製法 . 北海道大学図書刊行会 , 129pp.
- 山田 文雄・小泉 透・北原 英治 (1990) 京都市におけるニホンツキノワグマによる林木剥皮と捕獲状況 , 日林論 , 101, 569-570.
- Yamamoto, T., Oka, T., Ohnishi, N., Tanaka, H., Takatsuto, N. and Okumura, Y. (2012) Genetic characterization of northernmost isolated population of Asian black bear (*Ursus thibetanus*) in Japan. Mammal Study, 37, 85-91.

## The list of skull specimens of Asiatic black bears (*Ursus thibetanus*) collected by Forestry and Forest Products Research Institute

Toru OI<sup>1) 5) 6)\*</sup>, Teruki OKA<sup>1)</sup>, Naoki OHNISHI<sup>2)</sup>, Yasuyuki ISHIBASHI<sup>3)</sup>,  
Hiroshi TAKAHASHI<sup>3)</sup>, Takuya SHIMADA<sup>2)</sup>, Yoshinori SUZUKI<sup>2)</sup>,  
Fumio YAMADA<sup>1)</sup> and Toru KOIZUMI<sup>4)</sup>

### Abstract

Forestry and Forest Products Research Institute (FFPRI) collected 1495 heads of Asiatic black bears (*Ursus thibetanus*) legally killed in the western Honshu (Chugoku, Kinki, Hokuriku) and the eastern Honshu (Tohoku) of Japan during 1985-2013. 696 skull specimens from the western Honshu were stocked at Kansai Research Center, and 559 skull specimens from the eastern Honshu were stocked at Tohoku Research Center. 240 skull specimens from Kyoto Prefecture were donated to the Kyoto University Museum. These specimens have been utilized for the studies primarily by researchers of FFPRI, and produced many scientific papers on conservation genetics, population management, and morphology and so on. Now, we provide the list of these specimens in order to facilitate uses of the specimens by other researchers. The list includes specimen ID, capture year and month, capture locality, sex, age-class, weight, head and body length of the bears.

**Key words :** Asiatic black bear, skull specimens, western Honshu population, eastern Honshu population, nuisance kills, sports hunting

---

Received 26 March 2015, Accepted 24 July 2015

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

2) Tohoku Research Center, FFPRI

3) Kansai Research Center, FFPRI

4) Research Coordinator, FFPRI

5) Graduate School of Agricultural and Life Sciences, The University of Tokyo

6) Faculty of Bioresources and Environmental Science, Ishikawa Prefectural University (present affiliation)

\* Ishikawa Prefectural University, 1-308, Suematsu, Nonoichi, Ishikawa, 921-8836 JAPAN; e-mail: toruoi@ishikawa-pu.ac.jp



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 : + 81-29-873-3211 Fax : + 81-29-873-0844  
e-mail : kanko@ffpri.affrc.go.jp

---

2015年9月 発行      森林総合研究所研究報告 第14巻3号 (通巻436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 : 029-873-3211 Fax : 029-873-0844

製 版・印 刷 朝日印刷株式会社 つくば支社  
〒305-0046 茨城県つくば市東2-11-15  
電話 : 029-851-1188 Fax : 029-856-5009

©2015 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下さい。



## page125

森林と境界をもつ草原内にベイトトラップを配置する場合の緩衝帯および草原内の河畔林の有用性：インドネシア共和国東カリマンタン州の食糞性コガネムシ類群集についての予備的研究（英文）

：上田 明良、Woro A. NOERDJITO、Dhian DWIBADRA、SUGIARTO、  
近 雅博、越智 輝雄、高橋 正義、五十嵐 哲也、福山 研二

Buffer zones for placing baited traps in grasslands bordering forests and availability of riparian reserves of trees in grasslands: A preliminary study for dung beetle assemblages in East Kalimantan, Indonesia

by UEDA Akira, Woro A. NOERDJITO, Dhian DWIBADRA,  
SUGIARTO, KON Masahiro, OCHI Teruo, TAKAHASHI Masayoshi,  
IGARASHI Tetsuya and FUKUYAMA Kenji

## page135

インドネシア共和国東カリマンタン州の山火事林内の糞虫群集における  
荒廃林からの距離および地形の影響（英文）

：上田 明良、Woro A. NOERDJITO、Dhian DWIBADRA、SUGIARTO、  
近 雅博、越智 輝雄、高橋 正義、五十嵐 哲也、福山 研二

Effects of distance from devastated forests and topography on dung beetle assemblages in burned forests of East Kalimantan, Indonesia

by UEDA Akira, Woro A. NOERDJITO, Dhian DWIBADRA,  
SUGIARTO, KON Masahiro, OCHI Teruo, TAKAHASHI Masayoshi,  
IGARASHI Tetsuya and FUKUYAMA Kenji

## page145

羊ヶ丘実験林における降水量の測定誤差 一測器の違いによる影響一

：溝口 康子、山野井 克己

Error in the measurement of precipitation in Hitsujigaoka experimental forest:

Influence of the difference in instrument type

by MIZOGUCHI Yasuko and YAMANOI Katsumi

## page147

熱帯泥炭地にあるギニアアブラヤシ (*Elaeis guineensis*) プランテーションの  
バイオマス推定のためのギニアアブラヤシの地上部・地下部器官の破壊  
調査方法(英文)

：清野 嘉之、門田 有佳子、鳥山 淳平、Auldry CHADDY、  
Kah Joo GOH、Lulie MELLING

Destructive sampling method for estimating the biomasses of African oil palm (*Elaeis guineensis*) plantations on tropical peatland

by KIYONO Yoshiyuki, MONDA Yukako, TORIYAMA Jumpei,  
Auldry CHADDY, Kah Joo GOH and Lulie MELLING

## page159

森林総合研究所が収集したツキノワグマ *Ursus thibetanus* の頭骨標本リスト

：大井 徹、岡 輝樹、大西 尚樹、石橋 靖幸、高橋 裕史、島田 卓哉、  
鈴木 祥悟、山田 文雄、小泉 透

The list of skull specimens of Asiatic black bears (*Ursus thibetanus*) collected by Forestry and Forest Products Research Institute

by OI Toru, OKA Teruki, OHNISHI Naoki, ISHIBASHI Yasuyuki,  
TAKAHASHI Hiroshi, SHIMADA Takuya, SUZUKI Yoshinori,  
YAMADA Fumio and KOIZUMI Toru