

首都大学東京 博士（観光科学）学位論文（課程博士）

論文名：

観光利用が土地資源の劣化に及ぼす影響

著者 曹 楽

審査担当者

主査

副査

副査

上記の論文を合格と判定する

平成 年 月 日

首都大学東京大学院 都市環境科学研究科 教授会

研究科長

**TOKYO METROPOLITAN UNIVERSITY
DISSERTATION FOR A DEGREE OF DOCTOR OF
TOURISM SCIENCE**

TITLE:

Effects of Tourism Activities on Land Degradation

AUTHOR: CAO LE

EXAMINED BY

Examiner in chief

Examiner

Examiner

**QUALIFIED BY THE GRADUATE SCHOOL OF URBAN
ENVIRONMENTAL SCIENCES**

Dean

Date

平成 27 年度博士論文

観光利用が土地資源の劣化に及ぼす影響

Effects of Tourism Activities on Land Degradation

曹 楽
CAO LE

要 旨

近年、観光産業は、先進諸国をはじめとした世界各国における基幹産業の1つとして重視され始めている。しかし、地域経済に貢献する観光産業がその地域の社会や文化、環境に与える影響もまた無視できず、環境に関して言えば、観光利用の増加に伴う土地資源（土壌・植生）の劣化が顕在化している。主な事例としては、トレッキングツアー等の観光行動による遊歩道沿いの線的な劣化と、観光行動が空間的に広がりを持つ草原観光等による面的な劣化が挙げられる。観光産業の持続性を担保するためにも、これらの劣化状況に関する評価手法の開発や改善策の創出は喫緊の課題であるが、これまでに、観光利用に伴う土地資源の劣化状況やその機構に関して、線的・面的な側面から定量的に評価・解析した事例は少なく、従ってそのような知見に基づく土地管理手法の提言も行われていない。そこで本研究では、観光利用が土地資源の劣化に与える影響の評価手法の確立とその劣化機構の解明を行うことで、観光資源の適切な利用法の構築に資することを目的とした。具体的には、マレーシアのエンダウロンピン国立公園および中国のフルンボイル草原において、観光利用が土地資源（土壌・植生）の劣化に及ぼす影響を線的・面的に定量評価することで、持続的な観光のあり方を検討した。

本論文は、全5章で構成されている。以下にその概要を示す。

第1章では、本研究の背景を述べ、研究の意義を明確にしたうえで、研究目的と論文の構成を述べた。

第2章では、トレッキングツアー等の線的な観光利用に起因する林道周辺域における土壌侵食（水食）評価手法の開発を目的とし、マレーシアのエンダウロンピン国立公園において、利用法が平易かつ汎用性の高い一般土壌流出方程式（USLE）を使用する際の問題点を検討し、その改善を行った。具体的には、林道において800mのトランセクトを設け、土壌侵食量を実測するとともに、USLEを適用するために必要な係数の算出を行った。その結果、実測値（平均 $27 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ ）と推測値（ $122 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ ）は大きく異なった。この原因は、現地で観測された地表面に存在するバイオクラス

トおよびレキによる侵食軽減効果を既存の USLE では考慮できていないと考えられたため、係数の一部を補正した。その結果、実測値と推定値は有意に相関し、USLE が当該地域でも使用できることを示した。

第 3 章では、トレッキングツアー等の線的な観光利用に起因する外来種の侵入メカニズムを解明することを目的とし、近年マレーシアのエンダウロンピン国立公園内への侵入が問題視されている外来種 (*Clidemia hirta* (L.) D. Don.) を対象に研究を行った。具体的には、一般化線形混合モデルを用いて、環境要因 (土壌環境と光環境) が *C. hirta* の分布に与える影響を土地利用毎に解明した。各土地利用 (林道、遊歩道および林内) において 300 m のトランセクトを設置し、*C. hirta* の分布状況、林冠開空度、土壌環境の測定を行った。その結果、合計 1,877 個体の *C. hirta* の侵入が確認され、これらすべては林道および遊歩道でのみ観測され、林内では観測されなかった。また、*C. hirta* の分布に影響を与える環境要因として、林道では林冠開空度と土壌 pH が、遊歩道では土壌硬度と土壌炭素量が、それぞれ抽出された。このことにより、土地利用毎に外来種の侵入規定要因は異なり、その原因は光環境の違いであることを示した。

第 4 章では、草原観光等の面的な観光利用に起因する土地資源の劣化に及ぼす影響の評価手法の確立とそれに基づく具体的な改善策を提言するために、中国のフルンボイル草原において、ジオスタティスティクスを用いて、観光利用に伴う土壌硬度の空間変動を解析した。具体的には、500 m × 300 m の草原において、乗馬や散策などの観光活動の有無に基づいて利用区と非利用区を設け、計 434 地点の土壌硬度を実測した。その結果、利用区の土壌硬度は非利用区と比べて有意に高く、かつその空間依存性の範囲が 111 m であることが判った。すなわち、持続的に草原観光を行うために観光施設を移す際には、現在の場所から 111 m 以上移動させることで、現在の観光利用による影響を受けていない場所へ移すことができる、ということを示している。これらのことから、ジオスタティスティクスを用いることで、観光資源の持続的な利用法が提言可能であることを示した。

第 5 章では、第 2~4 章までで得られた成果を基に、観光利用に伴う土地資源の線的・面的な劣化を改善するための議論を行った。具体的には、①

林道で発生する線的な土壌侵食は地表面の被覆により軽減されるため、地表面の被覆が重要であること、②林道や遊歩道に侵入する外来種を防ぐための対策は土地利用毎に異なりうること、③空間的な広がりを持って土地資源を観光利用する際には、ジオスタティスティクスを用いることで、具体的な利用法を提言することができること、である。

以上のように、本研究により、観光利用に起因する土地資源の劣化を定量的に評価することで、土地資源を持続的に利用するために必要な知見を提供できた。

Abstract

In recent years, the tourism industry has been one of the key industries in the world. Although tourism industry contributes to regional economy, its negative effects on the local society, culture and especially on environment cannot be ignored. It has been shown that land deteriorate (soil and vegetation) with the increase of tourism activities. For example, the linearly developed degradation caused by the activities such as trekking tours, and the spatial degradation such as grassland tourism that can influence large extent of area are observed. In order to make tourism industry sustainable, it is crucial to develop the analytical techniques to quantitatively evaluate the degree of deterioration for future remediation. However, only the limited number of studies have been done to quantitatively evaluate or analyze the land degradation from its linear and spatial aspects. To construct proper utilization strategies of tourism resources, this study aims at establishing methods for evaluating the impacts of tourism utilization on the linear and spatial land degradation based on the field studies in Endau Rompin Johor National Park, Malaysia, and in Hulunbuir Grassland, China.

This thesis consists of five chapters. The summary is shown below.

In chapter 1, the background, the objectives, and the framework of the study were stated.

In chapter 2, in order to develop the evaluation method of soil erosion (water erosion) linearly taken place on the vehicle road caused by tourism utilization such as trekking tours, Universal Soil Loss Equation (USLE) was tested in Endau Rompin Johor National Park, Malaysia. The transect of 800m was set on the vehicle road to compare the observed and the predicted soil loss. As the results, the observed amount of soil loss ($27 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ in average) was not identical with the predicted ($122 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$). It was due to the fact that bio-crust or gravels covering soil surface reduced

the soil loss. Then the author introduced the coefficient into USLE and corrected the difference between the observed and the predicted.

In chapter 3, to clarify mechanism of the development of invasive plant linearly induced by the tourism such as trekking tours. The tropical woody shrub *Clidemia hirta* (L.) D. Don (Melastomataceae) was used as a study species in Endau Rompin Johor National Park, Malaysia. Generalized linear mixed model (GLMM) was used to examine the relationship between the distribution of *C. hirta* and soil properties and light conditions. Six transects were set to examine the effects of soil properties and canopy openness on the distribution of *C. hirta*. The number of *C. hirta*, canopy openness, and soil properties were measured. One thousand eight hundred and seventy seven individuals of *C. hirta* were found in the vehicle road and the nature trail, while none in the forest. Canopy openness and soil pH affected the distribution of *C. hirta* in the vehicle road, while the soil hardness and the total carbon content did so in the nature trail. The author concluded that the development of the invasive plant was controlled by the factors unique to the type of land use, i.e, the light conditions in the vehicle road and soil conditions in the nature trail.

In chapter 4, in order to characters the land degradation caused by spatial exploitation such as grassland tourism in Hulunbuir Grassland, China, the soil compaction due to tourism activities was spatially investigated with geostatistical analysis. Soil hardness of the topsoil was measured in 434 locations within the area of 500m×300m including the plot used for tourism activities and that not used. The author found that the mean soil hardness was significantly higher in the used plot than that of the non-use plot, and showed high spatial dependency with the range of 111m. It meant that the soil degradation due to tourism activities affects 111m or less distance for the center of the activities. In order to avoid the grassland degradation caused by tourism activities, the tourism facilities should be moved more than 111 m away from the original location. The author

concluded that it is possible to quantitatively propose the method to use tourism resource in a sustainable manner by using geostatistics.

In chapter 5, the causes and countermeasures of linear and spatial land degradation by tourism activities were summarized based on the results shown in the previous chapters: 1) surface soil coverage is very important since it can reduce soil erosion linearly observed along the vehicle road, 2) the invasive plant species can be controlled with the methods which fit to a type of land use, such as vehicle road and nature trail, 3) large-scale and spatial soil degradation due to tourism can be reduced or recovered with a specific method by using geostatistical analysis.

In conclusion, this study provided necessary knowledge and tool for sustainable management of land resources by the use of the quantitative methods for evaluating and remediating the land degradation caused by tourism activities.

目次

1 章 緒言	1
2 章 線的な観光利用に伴う遊歩道周辺における土壌侵食量の推定と評価 手法の改善	3
2.1 研究の背景と目的	3
2.1.1 東南アジアの熱帯雨林の現状	3
2.1.2 マレーシアの国立公園と観光	5
2.1.3 マレーシアの熱帯雨林における森林破壊と水食の関係	7
2.1.4 一般土壌流出方程式 (USLE) の応用	11
2.1.5 研究目的	12
2.2 調査方法	13
2.2.1 調査地の概要	13
2.2.2 土壌調査	15
2.2.2.1 土壌侵食量の予測	15
2.2.2.2 土壌侵食量の実測	19
2.3 結果と考察	21
2.3.1 USLE の各係数の算出	21
2.3.2 土壌侵食量の予測値と実測値の比較	24
2.3.3 作物管理係数の補正に基づく予測方法の改善	27
2.4 まとめ	30
3 章 線的な観光利用に伴う侵略的外来種の侵入メカニズムの解明 - <i>Clidemia hirta</i> (L.) D. Don. の分布と環境要因の関係 -	32
3.1 研究の背景と目的	32
3.1.1 東南アジアにおける生物多様性とその低下	32
3.1.2 外来種の侵入問題	33
3.1.3 国立公園における外来種問題	35
3.1.4 研究対象種	36
3.1.5 研究目的	39
3.2 調査方法	39
3.2.1 調査地及び実験デザイン	39

3.2.2	外来種調査	44
3.2.3	土壌調査	45
3.2.4	統計解析	46
3.3	結果と考察	47
3.3.1	<i>C. hirta</i> の分布状況	47
3.3.2	<i>C. hirta</i> 侵入要因の推定モデルの構築	53
3.3.3	<i>C. hirta</i> の分布と環境要因の関係	54
3.4	まとめ	55
4章	面的な観光利用に伴う土壌ち密化の空間特性評価	57
4.1	研究背景と目的	57
4.1.1	中国における草原の概況	57
4.1.2	中国北部における草原退化の機構	60
4.1.3	フルンボイル草原の概要とその退化の現状	62
4.1.4	フルンボイル草原における観光の現状	62
4.1.5	研究目的	64
4.2	調査方法	64
4.2.1	調査地の概要	64
4.2.2	土壌調査	66
4.2.3	植生調査	68
4.2.4	統計処理	69
4.2.5	空間的変動の解析	69
4.3	結果と考察	70
4.3.1	観光利用が植生に与える影響	70
4.3.1.1	種組成, 種数および多様性の変化	71
4.3.1.2	優占種の草丈と株数の変化	73
4.3.1.3	植被率および地上部バイオマス量の変化	75
4.3.2	観光利用が土壌に与える影響	77
4.3.2.1	土壌断面形態の変化	77
4.3.2.2	土壌の一般理化学性の変化	80
4.3.2.3	土壌硬度の変化およびその空間的変動	83

4.4	まとめ	87
5	章 結論	89
	参考文献	91
	謝辞	104

List of figures

Fig. 2-1 Tropical rainforests of the world.....	4
Fig. 2-2 Location of Malasia (Adapted from Malayan Nature Society, 1988)	8
Fig. 2-3 Location of Endau Rompin National Park (Adapted from Malayan Nature Society, 1988)	14
Fig. 2-4 Location of the 800 m transect in Endau Rompin Johor National Park (Adapted from Malayan Nature Society, 1988) .	14
Fig. 2-5 The soil-erodibility nomograph (Quoted from Wischmeier et al., 1978)	17
Fig. 2-6 Photograph of water erosion in study area.....	20
Fig. 2-7 Layout of the study transect	21
Fig. 2-8 Relationship between observed and predicted soil loss values	25
Fig. 2-9 Photograph of biological soil crust.....	26
Fig. 2-10 Photograph of crushed stone	26
Fig. 2-11 Relationship between soil loss and biological soil crust coverage rate	29
Fig. 2-12 Relationship between soil loss and weight of crushed stone	29
Fig. 2-13 Relationship between observed soil loss and corrected predicted soil loss	30
Fig. 3-1 Photograph of <i>C. hirta</i> ①.....	38
Fig. 3-2 Photograph of <i>C. hirta</i> ②.....	38
Fig. 3-3 Location of the study sites in Endau Rompin National Park. R indicates vehicle road, F indicates forest and T indicates nature trail: numbers 1 to 2 represent study transects (Adapted from Malayan Nature Society, 1988).....	40
Fig. 3-4 Photograph of T1	41

Fig. 3-5 Photograph of F1	41
Fig. 3-6 Photograph of R1	42
Fig. 3-7 Photograph of T2	42
Fig. 3-8 Photograph of F2	43
Fig. 3-9 Photograph of R2	43
Fig. 3-10 Layout of invasive alien plant research.....	44
Fig. 3-11 Layout of soil research.....	45
Fig. 3-12 The change of density in each site between vehicle road, nature trail and forest	49
Fig. 3-13 The change of canopy openness in each site between vehicle road and nature trail	50
Fig. 3-14 The change of bulk density in each site between vehicle road, nature trail and forest.....	50
Fig. 3-15 The change of soil hardness in each site between vehicle road, nature trail.....	51
Fig. 3-16 The change of pH in each site between vehicle road, nature trail and forest.....	51
Fig. 3-17 The change of EC in each site between vehicle road, nature trail and forest.....	52
Fig. 3-18 The change of TC in each site between vehicle road, nature trail and forest.....	52
Fig. 3-19 The change of TN in each site between vehicle road, nature trail and forest.....	53
Fig. 4-1 Map of grassland resources in China (Revised based on http : //www.jxlsxy.com)	58
Fig. 4-2 The number of tourists and tourism total income of Inner Mongolia (2000 – 2009) (Created based upon statistical data from China National Tourism Administration, 2010).....	64
Fig. 4-3 Location of the study area.....	66
Fig. 4-4 The change of species in each plot	72

Fig. 4-5 The change of species diversity index in each plot.....	73
Fig. 4-6 The change of the height of dominant species in each plot	74
Fig. 4-7 The change of the number of dominant species in each plot	75
Fig. 4-8 Photograph of ground surface at each plot	76
Fig. 4-9 The change of plant coverage rate in each plot	76
Fig. 4-10 The change of above-ground biomass in each plot.....	77
Fig. 4-11 Photograph of soil profiles description at each plot.....	79
Fig. 4-12 The change of soil hardness in each plot.....	84
Fig. 4-13 Relationship between soil hardness and plant coverage rate in each plot.....	85
Fig. 4-14 Semivariogram of soil hardness in each plot.....	85
Fig. 4-15 Distribution of soil hardness in the study area	86

List of tables

Table 2-1 Average monthly and annual precipitation values 1972-2011 in study area	22
Table 2-2 Average monthly and annual R values in study area (50 MJ $\text{mm ha}^{-1} \text{y}^{-1}$)	22
Table 2-3 K values (t MJ mm^{-1}) in transect	23
Table 2-4 The rate of soil loss values ($\text{t ha}^{-1} \text{y}^{-1}$) in transect	24
Table 2-5 Soil loss tolerance rates from erosion risk map of Malaysia (Department of Environment, 2003)	24
Table 3-1 GLMM coefficients of environmental variables to explain <i>C. hirta</i> density in different transects estimated by model averaging ($< 4 \text{ AICc}$)	54
Table 4-1 Information of the study area	66
Table 4-2 Grass families, species, number of individuals (n) and relative abundance (%) at each plot	71
Table 4-3 Soil profiles description in each plot	78
Table 4-4 Soil particle distribution in each plot	80
Table 4-5 Soil chemical properties in each plot	82

1章 緒言

ここ数十年、観光産業は、先進諸国をはじめとした世界各国における基幹産業の1つとして重視され始めている (Lee, 1987; Wilkinson, 1987)。これは経済の高度成長、国民の余暇時間の増大、余暇意識の変化、観光関連産業の複合化と発展などにより観光需要の増大を背景としている(岡本, 2001)。近年の世界的な環境問題への意識の増加とともに、世界遺産条約やラムサール条約など国際条約枠組みにおける保護地域の登録が進み、自然保護地域の多層化や多様化が顕著になっている(田中, 2009)。その一端として、国連機関の「持続可能な開発」の理念を含んだエコツーリズムやグリーンツーリズムといった観光形態に関心が集まっている(菊地, 2008)。

しかし、観光地化の進行に伴い、大勢の観光客が押し寄せることによって、観光産業がその地域に利益をもたらす以上に、社会や伝統文化、自然環境に影響を与えている (Smith, 1991; Turner and Ash, 1975; Young, 1973)。観光利用が環境に与える影響に関しては、トレッキングツアー等の観光行動の増加に伴い、土壌のち密化、自然植生の劣化、外来種問題といった環境問題が生じた (Foxcroft, 2007; 小西ら, 2009; 根本, 1997; Wolf and Croft, 2014)。主な事例としては、トレッキングツアー等の観光行動による遊歩道沿いの線的な劣化と、観光行動が空間的に広がりを持つ草原観光等による面的な劣化が挙げられる。観光産業の持続性を担保するためにも、これらの劣化状況に関する評価手法の開発や改善策の創出は喫緊の課題であるが、これまでに、観光利用に伴う土地資源の劣化状況やその機構に関して、線的・面的な側面から定量的に評価・解析した事例は少なく、従ってそのような知見に基づく土地管理手法の提言も行われていない。

そこで本研究では、観光資源の適切な利用法の構築に資するために、マレーシアのエンダウロンピン国立公園および中国のフルンボイル草原において、観光利用が土地資源(土壌・植生)の劣化に及ぼす影響を線的・面的に定量評価することで、持続的な観光のあり方を検討する。具体的には、①一般土壌流出方程式(Universal Soil Loss Equation: USLE)を用いた、トレッキングツアー等の線的な観光利用に起因する林道周辺域における土

壤侵食（水食）評価手法の改善，②一般化線形混合モデル（Generalized Linear Mixed Model：GLMM）を用いた，トレッキングツアー等の線的な観光利用に起因する外来種の侵入メカニズムの解明，を行うことで，観光利用が土地資源の劣化に及ぼす影響を線的に評価することを目的とした。また面的な評価に際しては，③ジオスタティスティクス（Geostatistics：空間統計学）を用いた，草原観光等の面的な観光利用に起因する土地資源の劣化に及ぼす影響の評価手法の確立とそれに基づく具体的な改善策の提言を行うことを目的とした。

本論文は全5章で構成されている。第1章では，本研究の背景，研究意義，研究目的と論文の構成を述べる。第2章では，マレーシアのエンダウロンピン国立公園における熱帯雨林観光に伴う土壌侵食量の推定および評価手法の改善に関する事例研究を述べる。第3章では，マレーシアのエンダウロンピン国立公園における侵略的外来種の侵入メカニズムに影響を与える環境要因の解明に関する事例研究を述べる。第4章では，中国のフルンボイル草原における観光利用に伴う土壌ち密化の空間変動に関する事例研究を述べる。最後に，第5章で以上の事例研究の結果を総括し，結論および今後の課題を述べる。本研究の成果は，観光利用が土地資源の劣化に及ぼす影響を線的・面的に定量評価することにより，土地資源保全のための持続的な観光のあり方を提言することができると期待される。

2章 線的な観光利用に伴う遊歩道周辺における土壌侵食量の推定と評価 手法の改善

2.1 研究の背景と目的

2.1.1 東南アジアの熱帯雨林の現状

熱帯雨林には地球上の生物種の半数以上が生息し、世界で最も多様な動植物を含む生態系が作り上げられ、生物多様性の観点から「種の宝庫」と呼ばれている（中村，1999）。熱帯雨林とは、年間を通じて気温変化が小さく一年中温暖で、降水が多い熱帯地域に成立する森林である。熱帯雨林は、南北回帰線にはさまれた低緯度地帯の南米，中部アフリカ，東南アジアを中心に分布しており（Fig. 2-1），それ以外にもマダガスカル，モーリシャス，セーシェルなどのインド洋諸島，メラネシアなどの南太平洋諸島，オーストラリア北部に点在している。熱帯雨林は世界の森林の 47 %を占め（FAO，2001），南米の熱帯雨林の面積が約 400 万 km²，中部アフリカが約 180 万 km²，東南アジアがおよそ 250 万 km² ほどある。

マレーシアなどの東南アジア地域は温暖・湿潤な気候下にある。ケッペンの気候区分では、月平均最低気温が 18℃を超える地域が熱帯気候と定義されている。熱帯地域の気候帯は熱帯雨林気候，熱帯モンスーン気候，熱帯サバンナ気候に分けられる。熱帯雨林気候は赤道低圧帯の影響を受けるため，最低月降水量が 60 mm 以上と，乾季がなく年間を通して湿潤環境にある。熱帯モンスーン気候はモンスーンの影響により短い乾季があり，場合によっては旱魃が発生することもある。熱帯サバンナ気候は赤道低圧帯と中緯度高圧帯の影響で短い期間に乾燥し月降水量が 60 mm 以下になるため，一年の間で雨季と乾季がはっきりと分かれている（Koppen，1936）。ケッペンの気候区分では，東南アジアの各地域は，短い乾季があるインドシナ半島やフィリピン北部は熱帯モンスーン気候に，乾季がないマレー半島，スマトラ島，ボルネオ島は熱帯雨林気候に区分される。東南アジアの熱帯雨林地域は気温の季節変化がほとんどないが，南西・北東モンスーン等の

影響を受けて平年の降水量の季節変化は年 1 から 2 回のピークを持ち、降雨量の多い時期と少ない時期がみられる。また、この地域はエルニーニョ時に少雨となることも知られている（蔵治，2005）。

東南アジアの熱帯雨林は高温多湿な環境や複雑な森林の階層構造という特徴があり、非常に豊かな生物多様性が保たれている。加えて、熱帯雨林には動植物の成長に欠かせない日光や水などのエネルギー源も豊富である。また、最大 40～70 m に達する樹木の下に様々な樹高の樹木の層が存在していることにより、異なる微環境が多く生まれ、その環境に適応した様々な種類の動植物が生息している。例えば、マレー半島全域には 8500 種以上の種子植物が存在し、また 210 種の哺乳類、624 種の鳥類、300 種以上の爬虫類の生息が確認されている（Appanah and Weinland, 1993; Davidson, 1992; Ng, 1991; Rahman and Yusof, 1991）。

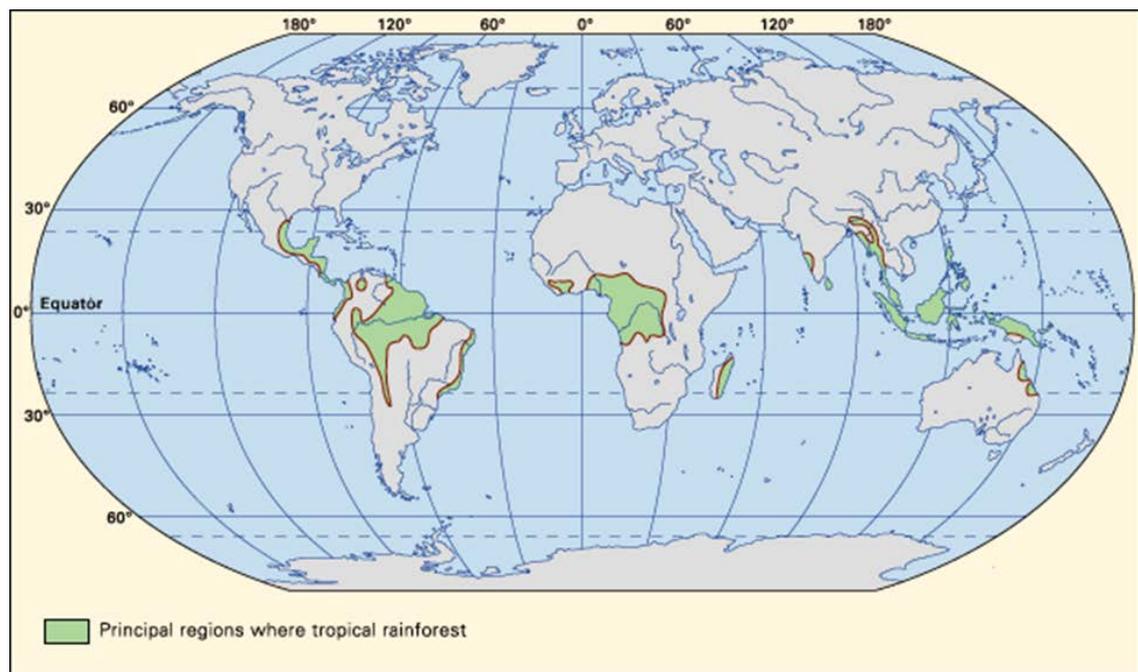


Fig. 2-1 Tropical rainforests of the world
(Quoted from <http://kids.britannica.com>)

東南アジアで主に分布する土壌は Ultisol (USDA 分類) である。この土壌の特徴としては、酸性で、塩基類・微量元素が欠乏しやすく、高いアル

ミニウム活動度，粘土の高い分散性，構造の発達程度の低さ，そして高い受食性が挙げられる。Ultisol は熱帯湿潤地域で生成されやすい土壌の 1 つであり，長い風化と土壌生成の履歴を持つため，その多くは古い安定な地形面上に広く分布しており，東南アジア熱帯地域の約 64% をカバーしている。Ultisol のほかには，砂の含量が多くて粘土をほとんど含まず養水分の保持力が低いために，侵食性が高い貧栄養な Entisols や Spodosol も分布する（久馬，2001）。

東南アジアの森林は気候や立地条件の影響で，森林タイプと樹種構成が決まる。大きく低地常緑多雨林，湿地林，マングローブ林，モンスーン林，山地林に分けることができる。これらの森林では，垂直に 3~5 層からなる階層構造をもっており，最上層には巨大高木あるいは突出木が散在し，その下にほぼ樹冠（樹木の枝葉で覆われた層）が閉鎖した中層木が，さらにその下に 1~3 層から成る中間層の下層木，最下層の林床がある。太陽エネルギーを元に合成される生産量の大半が樹冠に集中するため，下層とは異なる樹冠生態系と呼ばれる特異な生態系を形成している。また，つる植物や着生植物が多いのも熱帯雨林の特徴である。東南アジアの熱帯雨林では，構成樹種がきわめて多く，最大樹高が 70 m を超えるフタバガキ科の樹種（Dipterocarpaceae）が優占し，ナツメグ科，トゲバンレイシ科，バナナ科など多くの種類の樹木と共存する。フタバガキ科の樹種は，日本ではラワンと呼ばれ，有用な木材として輸入されている。

2.1.2 マレーシアの国立公園と観光

マレーシアでは，熱帯雨林の資源を巡って持続可能な利用方法の模索とその保全が重要な課題となっている。1972 年，マレーシア政府は森林資源の減少を背景に，州政府の協力によって適正な森林管理を行うための国家林業政策を制定し，①一定水準の森林資源を維持し，水源涵養と土壌保全の推進，河川の洪水や農業用地への浸食被害を最小限に留める，②レクリエーション，教育，研究，動植物相の保護を目指した森林に転換する，③持続的に木材を供給することにより，地域社会や国家経済の発展を図ると

した（長谷川，2011）。②番に対しては森林を国立公園と設立することが多い。国際自然保護連合（IUCN）は、傑出した自然地域で、学術的，教育的，レクリエーション上，国または国際的に重要な風景のすぐれている地域と国立公園¹を定義した。

豊富な森林資源を擁するマレーシアでは，国立公園は自然保護，研究調査，環境教育，地域との交流，レクリエーションなどを提供する場所として利用されている。現在，マレーシアではタマン・ネガラ国立公園やエンダウロンピン国立公園など 28 の国立公園が設立されており，そのうち，5 つがマレー半島にあり，残りがボルネオ島に位置している。マレーシアの国立公園ではトレッキングやラフティング，ナイトウォークなど観光活動が盛んで，うち，489 km²にわたるエンダウロンピン国立公園はマレーシア国内で 2 番目に大きな国立公園で，観光客に人気のある国立公園の一つでもある。この公園では，1970～1980 年に森林伐採が行われ，道路建設や木材の搬出に伴い莫大な被害が与えられた。1985～1986 年には政府により総合調査が行われ，伐採への反対運動が起きた。1989 年に国立公園として設立され，その年から最後の伐採が中断されている。現在，エンダウロンピン国立公園はジョホール・ナショナルパーク・コーポレーション（Johor National Parks Corporation：JNPC）に管理され，1993 年一般に開園された。自然保護のため，定められた地域のみ観光客に公開されている。

現在，マレーシアでは，観光を伐採やアブラヤシプランテーションの開発による森林破壊を緩和する 1 つの手段として考えている。文化・芸術・観光省（Ministry of Culture, Arts and Tourism）が中心となり，観光客を誘致するための観光に関する施策を実施するなど積極的な取り組みを行っている。観光振興政策を実施することにより外国人入国者数は急増し，観

¹国立公園は一国の自然を護るほか，地球規模の環境問題対策の有効な手段の一つとしても位置づけられる。国立公園は自然景観や野生動物の保護，観光資源としての利用・開発を図る目的で，世界の国々で設置されている。国立公園は 1872 年にアメリカのイエローストーン国立公園が設立されて以来，2015 年時点で世界に約 7,000 存在している。

光業はマレーシア経済の重要な役割を担って、製造業に次ぐ第2位の外貨獲得部門となった(Razak, 1995)。国立公園は豊かな自然環境が存在しているため、その観光資源としての価値は高い。

しかし、現在森林破壊が世界各地で急速に進み、地球規模での環境問題となっている。国際連合食糧農業機関 (FAO) がまとめた世界森林資源評価 2015 (Global Forest Resources Assessment 2015) によれば、1990年には、世界の森林面積は 4,128 万 km²、陸地面積の 31.6 %を占めていたが、2015年にはこれが 3,999 万 km²、30.6%に減少した。年間消失した森林(主として熱帯林の農用地転換による)は約 13 万 km²である。新規植林や既存の森林の自然拡張により森林面積の年間純消失率は、1990年代初めに 0.18%であったが、2010~2015年期には 0.08%に減速したが、これは主に中国による大規模な植林によるものである。南アジア、東南アジアの多くの国における森林破壊は依然として進行している。森林破壊および森林劣化は、東南アジアの豊かな生態系の生物多様性に大きなインパクトを与える。レクリエーションや森林を保護するという目的で設立された国立公園において、利用の多様化や観光客の増加に伴い、植生破壊、土壌圧密、外来種の侵入、など問題が生じており(Campbell and Gibson, 2001; Chin et al., 2000; DeWalt et al., 2004; Foxcroft et al., 2008)、その対策が急務となっている。

2.1.3 マレーシアの熱帯雨林における森林破壊と水食の関係

マレーシアは国土面積が 33 万 km²、日本の面積の 9割弱の広さの土地に、マレー系・中国系・インド系と先住民族が住む多民族国家である(Fig. 2-2)。東南アジアの中心に位置しており、マレー半島とボルネオ島の一部(サバ州とサラワク州)から成り立っている。

マレーシアでは経済発展や社会情勢の変化に伴い、森林の状況が大きく変化してきた。古川(1999)によれば、マレー半島の森林面積は、1966年には 9 万 km²、1972年には 8.3 万 km²、さらに、1985年には 6.2 万 km²まで減少していた。サバ州とサラワク州における森林面積は、1980年には 8.4

万 km², 1985 年には 8.2 万 km², 1999 年には 7.9 万 km² まで減少していた。この熱帯雨林の減少はバイオマスの燃焼と土壌有機物の分解による二酸化炭素発生, 植生の消滅による二酸化炭素吸収固定能の喪失によって, 大気中の二酸化炭素濃度を増加させ, 地球温暖化を直接促進するだけでなく, そこにすむ多くの動植物種の絶滅によって生物多様性の減少を引き起こす可能性が高い (久馬, 2001)。熱帯雨林の破壊は, 過度の商業伐採や燃材採取, 非伝統的な焼畑農業(火入れ開拓), 農業開発, 人口圧力などが相互に関連しあいながら起こっていると指摘されている (古川, 1999; FAO, 2015; 太田, 1994)。



Fig. 2-2 Location of Malasia (Adapted from Malayan Nature Society, 1988)

一方, 東南アジア地域のような年間降水量の多い地域では水食という現象がよく起こる。水食は土壌侵食の一種であり, 主に降雨に起因する土壌の流亡をさす。土壌侵食は地形, 土壌の性質, 気象条件, 植生, 人為(森林の伐採, 火入れ, 過放牧, 人工造成等)が複雑に作用しあって, 土壌または

地層が剥脱・流亡または飛散し、土地が荒廃する現象を指している(日本ペドロロジー学会, 1997)。水食は自然現象の1つとして世界中の至る所で発生しているが、人間や動物に起因した表土の侵食は、自然に起こっている侵食より100倍以上の影響を与えていると言われている(ダビン, 2001)。東南アジア地域は降雨強度が大きいいため、水食の速度は他の気候帯の生態系に比べて著しく高い(Hamilton et al., 1983)。

水食による土壌の流亡は森林、農業や放牧地の生態系の生産性に悪影響を与えることから、地球規模の環境問題の中でも深刻な問題の一つとなっている(Eswaran et al., 2001; Lal and Stewart, 1990; Pimentel, 1993)。水食は古くから研究者たちに重視され、19世紀の末頃、ドイツの Wollny がプロット試験区における土壌侵食の研究がその始まりとされている(岩切, 1995)。土壌侵食の発生機構については、湿潤土壌に対する最も大きな影響は雨滴の衝撃と土壌粒子の剥離・分散作用とされている(岩切, 1995)。雨滴の衝撃による土壌侵食について、自然降雨の雨滴径分布調査から雨滴径は降雨強度と高い相関を持っていることを明らかにした(Laws, 1940)。土壌の受食性については、Meyer ら(1984)はアメリカの18種類の土壌の受食性について検討した結果、シルト含量の多い土壌は侵食されやすく、壤土と砂質壤土の受食性は中間で、粘土含量の多い土壌は侵食量が最小であることを明らかにした。熱帯地域の研究については、Nagahori ら(1984)はタイの東北部で土壌侵食の試験を行い、作物や雑草が少ない4月と5月の時、水食の危険度が最も高く、雨期(5月, 9~10月)の初期における水食対策が重要と報告した。

熱帯雨林では森林破壊により、土壌侵食(水食)が深刻化している。熱帯地域では、高温多湿な条件下で、土壌母材の風化と土壌からの養分の溶脱・流亡が進み、土壌が極端な貧栄養状態になりやすいため、樹木の根は地表のリター層や薄い表層土中に密に分布してルートマットを形成し、落葉枝や土壌有機物の分解によって解放される養分を直接吸収するように適応している(Stark and Jordan, 1978)。熱帯雨林はこのような適応により養分を獲得し、それを植生と落葉枝・表層土の間で保全しつつ速やかに循環することによって、大きな一次生産を維持している。また、この地表面

のリター層は熱帯の強い降雨強度による雨滴の衝撃を緩和し、地表近くに密に張り巡らされた根は、表面流去水による土壌流失を抑制している（久馬，2001）。しかし、熱帯雨林の劣化や、森林から他の土地利用へ変換されることにより、地表面に強雨を遮断できる植生が消失し、また機械による攪乱や圧密などが発生した結果、植物に利用可能な土壌養分がなくなるほか、表面流去水の増加に伴う表土の土壌流失が激しくなる（Brooks et al., 1993; Department of Environment, 1996; Ismail, 1997; 太田, 1994）。表土の流失は養分（特に窒素，リンなど）の著しい損失を引き起こすと同時に、相対的に養分含量の低い下層土が表層に露出されるために、森林が回復するには好ましくない土壌環境を創り出すことになる（久馬，2001）。山本ら（1998）は、裸地で5回の人工降雨を行い、土壌浸透能が当初の半分になることを明らかにした。また、降雨による土壌侵食は、雨滴エネルギーの影響で土粒子が破壊・飛散と同時に、土壌の浸透能が悪化すると指摘した。村井ら（1975）の報告によると、林道やトラクター集材跡地、踏み固められた歩道やキャトルステップなど地表面の被覆がない裸地では雨滴が直接地表面に当たるため、難透水性のクラストが形成され、浸透能が低下した。マレーシア・サバ州の傾斜 70 %の択伐跡地では半年で ha あたり 450 t (Liew, 1974) が、その他の中程度の傾斜地では年間 1,000 t ha⁻¹ 以上もの土壌流失が起こったと報告されている（Brunig et al., 1975）。

熱帯雨林における観光活動は観光客の踏圧により遊歩道周辺の土壌が圧密され、土壌侵食（水食）が顕在化する恐れがある。国立公園は熱帯雨林を持続的に維持するために重要な役割を果たしており、国立公園における水食の現状を把握、その土地に合致した評価手法の改善が不可欠である。水食を有効に防止し、土地資源を合理的に管理および利用するためには、土壌侵食量を正確に推定する必要がある。そのためには、土壌侵食量に影響を与える各種環境要因を定量的に評価するためのモデルが必要となる。これまでの研究から、土壌侵食量に影響を与える環境要因として、降雨（一雨降雨量，30分または1時間降雨強度）、斜面長，傾斜，土壌の性質，植生（植被率，種類），保全（畑において等高線栽培など保全的な耕作が該当する）など多数の要因の組み合わせによって大きく異なる。現在，土壌侵

食量を推定するモデルは数多くあり、これらはその性質から、経験的モデル、概念的モデル、物理的モデルの3種類に大きく分けることができる。これらのモデルの中で、世界的に最も高く評価されているモデルの1つとして、アメリカで開発された経験的モデルである一般土壌流出方程式があげられる (Universal Soil Loss Equation: 通称 USLE, Wischmeier et al., 1978)。

2.1.4 一般土壌流出方程式 (USLE) の応用

USLE は他の物理的モデル等と比べて、モデルを使用するために必要な環境要素の数が少ないことや、計算が簡便だという利点があるため、世界中で最も汎用性の高い土壌侵食量予測モデルである (大林ら, 2002)。USLE は、アメリカの農務省を中心に開発され、同国全土における膨大な侵食実験を基礎に、気候、土壌、地形、作物栽培や保全管理等の要因と侵食発生に関するデータベースにより構築されている。USLE による流出土砂量予測の目的は、侵食を引き起こす要因を定量評価し、その地域に適合する保全方法の指針を与えることである。USLE による年間土壌侵食量の予測は6種類の係数の積で次式のように表される (Wischmeier et al., 1978) :

$$A = R K L S C P$$

A : 年間土壌侵食量 ($t \text{ ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$)

R : 降雨係数 ($\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$)

K : 土壌係数 ($t \text{ MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$)

LS : 地形係数 (無次元)

C : 作物管理係数 (無次元)

P : 保全係数 (無次元)

USLE は土壌保全のための強力なツールで、アメリカだけでなく、世界各地でもその適用性について検討され、必要に応じた係数の修正により、世

界各地で適用されている (Renard et al., 1991 ; Shi et al., 2002)。種田 (1975) は 1950～70 年代にかけて日本で行われた土壌侵食の実測資料を基に、USLE の各係数を評価した結果、①降雨係数を求める場合、1 回の雨の最大 30 分間強度の代わりに 60 分間強度とし、②土壌の間隙率は土壌の侵食性を左右するものの代表とし、③傾斜係数、作物管理係数および保全係数は修正する必要があるとした。細山田・藤原 (1984) は USLE の概要について解説し、USLE の各係数が正しく評価されるためには、日本全国的に継続された測定データを得ることが必要で、特に作物管理係数、保全係数についての評価が不足していることを指摘した。中国においても 1990 年代に USLE を導入して以来、各地域において土壌侵食量の予測および中国の土地特徴に合わせた各因子の修正などの研究が展開された。江ら (2005) は中国の黄土高原の傾斜地域において、①リル (浅い溝) が土壌侵食に大きな影響を与える、②作物管理係数、保全係数に関するデータの蓄積が不足していると指摘し、また USLE にリル侵食影響因子を加わって計算した予測値と実測値と比較した結果、予測値の精度は 88 %以上であったと報告した。劉ら (2001) は USLE を参考に中国土壌流失方程式 (Chinese soil loss equation : CSLE) を作成した。この方程式は中国の水管理・国土保全政策を基に、USLE の作物管理係数を植生被覆因子、工事措置因子、耕作措置因子と 3 つの因子に修正した。

2.1.5 研究目的

トレッキングツアー等の線的な観光利用に起因する林道周辺域における土壌侵食 (水食) 評価手法を開発するために、本研究は、マレーシア国内で観光客に人気があるエンダウロンピン国立公園において、USLE とガリ断面積を用いて園内に設置された林道周辺域の土壌侵食量を算出し、USLE より算出した予測値とガリ断面積より算出した実測値を比較することで、USLE を使用する際の問題点を検討し、評価手法を改善することを目的とする。

2.2 調査方法

2.2.1 調査地の概要

本研究はエンダウロンピン国立公園の Peta エリア (2° 31' N, 103° 24' E, ジョホール州に属する) を調査地とする (Fig. 2-3)。エンダウロンピン国立公園はジョホール州とパハン州にまたがっている。公園には、スマトラサイ、マレータイガーやマレーバクなどの希少種・固有種が生息し、フタバガキ科樹種が優占する熱帯雨林が広がっており、その周囲をアブラヤシプランテーションが囲っている。この地域は年間平均気温 27°C、年間降水量 3250 mm である。火山岩を母材とする土壌が分布している (Idris et al., 1987)。開園期間は 4~10 月の間で、年間約 4000 人の観光客が訪れている (JNPC, 未公表データ)。うち、欧米からの観光客が 20-30%、マレーシア国内やシンガポールからの観光客が 80-70% を占める (JNPC, 未公表データ)。ここで主に行われた観光活動は、トレッキング、ナイトウォーク、ラフティング、バードウォッチングなどが挙げられる。そのうち、一番人気があるのはトレッキングである。

Fig. 2-4 に示したように、この地域は宿泊区と観光活動区に分けられる。宿泊区では、入園登録のための公園管理事務室 Visitor's Complex および食事・宿泊施設が完備されており、そこには動植物に関する資料や標本が展示されている。また、Nature Education and Research Center という研究者向けの施設もある。観光客は基本的に車や舟で観光活動区へ移動し、その後、ガイド同行で熱帯雨林を楽しむ。観光活動区では、キャンプサイト、川や滝など観光スポットがあり、そこには自然観察路として利用されている遊歩道 (ネイチャートレイル) と開園前の森林伐採時期 (1970~1980 年) に木材搬出のために作られた林道の 2 種類の道が完備されている。なお、林道では週 1~2 回程度で公園管理者の車が通過する。

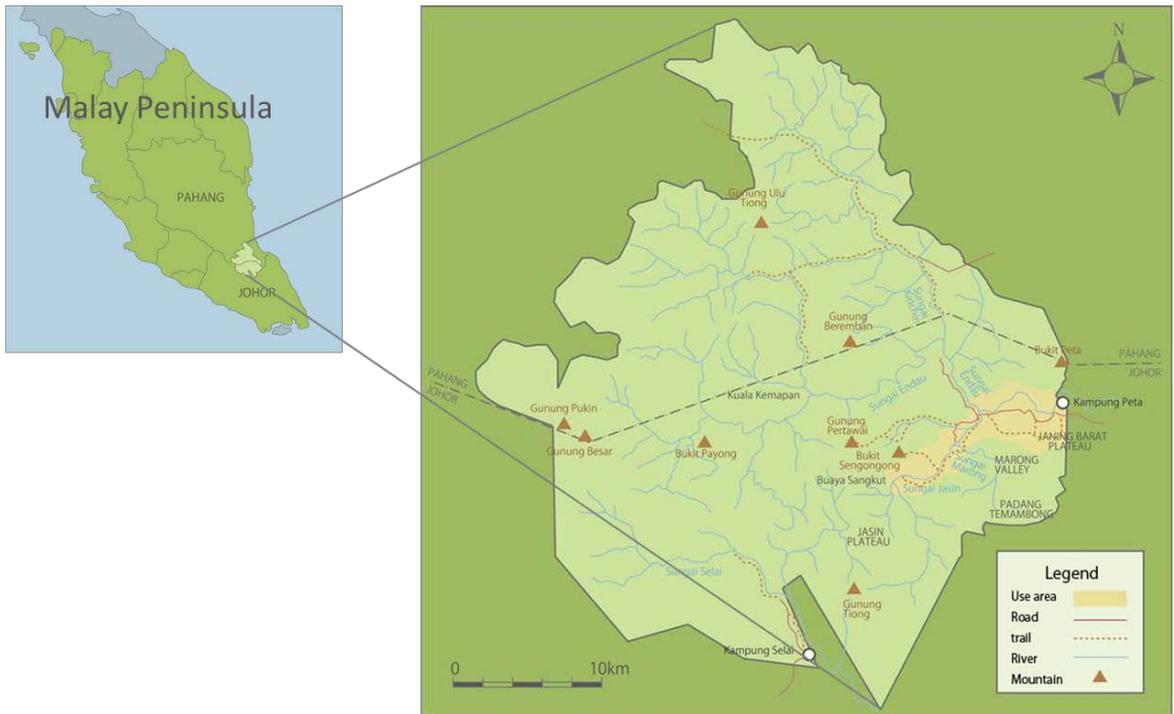


Fig. 2-3 Location of Endau Rompin National Park (Adapted from Malayan Nature Society, 1988)

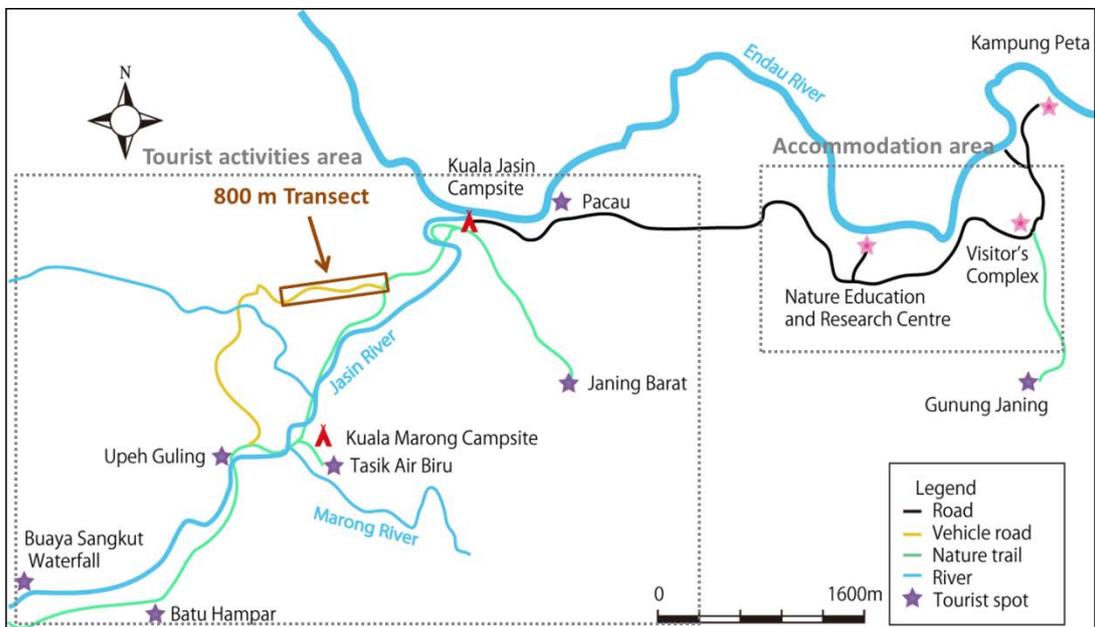


Fig. 2-4 Location of the 800 m transect in Endau Rompin Johor National Park (Adapted from Malayan Nature Society, 1988)

2.2.2 土壌調査

2.2.2.1 土壌侵食量の予測

2012年5月と2014年3月、エンダウロンピンジョホール国立公園の観光活動区の Kuala Jasin から Upeh Guling までの林道において、全長 800 m のトランセクトを設置し、10 m 毎に USLE の各係数に応じて以下のような調査を実施した（計 40 箇所）。ここで各係数の計算式は Wischmeier et al. (1978) に準じたものを用いた。

(1) 降雨係数 R

水食の主な原因は降雨であり、特に降雨強度と降雨量の多寡が影響しており、降雨係数 R は降雨エネルギーと降雨強度の積の年間合計量として算出される。一般的に R 値は、分単位降水量のデータから得られる降雨の運動エネルギーと 30 分間の最大雨量を用いて計算されるが、本研究では分単位降水量のデータが存在しなかったため、次式に示す月降雨量と年降雨量を用いた簡易算出法で算出した：

$$R = \sum_{i=1}^{12} 1.735 \times 10^{(1.5 \log \frac{pi^2}{p} - 0.8188)}$$

ここで pi は月降雨量、 p は年降雨量である。 R 値は調査地の周辺に位置する Kg. Peta Ulu Sg. Endau 測候所で記録された降雨データを基に計算した。1972～2011 年のデータから欠損値と異常値を除いて、計 14 年分のデータを用いて R 値を算出した。

(2) 土壌係数 K

土壌係数 K は対象地域の土壌の受食性を示す係数であり、土壌の粒径組

成、有機物含有量、土壌構造および透水特性から算出される。USLE では、シルト、極細砂、有機物の含量が土壌の受食性に大きな影響を与えていると考えられているためである。 K 値は次式のように算出した：

$$K = (2.1 M^{1.14} (10^{-4}) (12 - a) + 3.25 (b - 2) + 2.5(c - 3))/100$$

ここで M は土壌粒径パラメータ（シルト（%）＋極細砂（%））×（100－粘土（%））、 a は有機物含有量（%）、 b は土壌構造コード（1＝極細粒、2＝細粒、3＝中粒～粗粒、4＝ブロック状、板状、塊状）、 c は透水性階級（1＝速い、2＝中～速い、3＝中、4＝遅い～中、5＝遅い、6＝非常に遅い）である。

K 値を求めるために、トランセクトにおいて、20 m 毎に 100 ml 容円筒を用いて道脇の表層土壌（0-5 cm）を 2 反復で採取した。採取した計 40 点の試料は風乾後に篩別を行い、2 mm 以下の風乾土を以下に記す分析に供した。土壌粒径パラメータ M については、粘土含量とシルト含量をピペット法で、極細砂、細砂、粗砂含量を湿式篩別法で測定した（USDA の分類に準拠）。また、一部の風乾土を微粉碎し、全炭素含量（TC）を元素分析装置（NC-800-13N、住化分析センター）を用いて乾式燃焼法にて測定し、得られた TC 値に 1.724 を乗じて有機物含量 a を算出した。土壌係数 K の土壌構造コード b と透水性階級 c については、USLE ハンドブックの K ノモグラフを用いて算出した（Fig. 2-5）。また、採取した一部の湿土を 105℃で 24 時間乾燥し、土壌重量を測定し、仮比重を算出した。pH（H₂O）および電気伝導度（EC）は、土液比 1:5 で水浸透を行い、ガラス電極法を用いて測定した。なお、これらの分析方法は土壌環境分析法（土壌環境分析法編集委員会、1997）に準じている。また、10 m 毎の K 値を求めるため、実際にサンプリングを行い、計算式から得た 20 m 毎の K 値を用いて、連続している 2 地点の K 値の平均値をその間にある 10 m 地点の K 値とした。

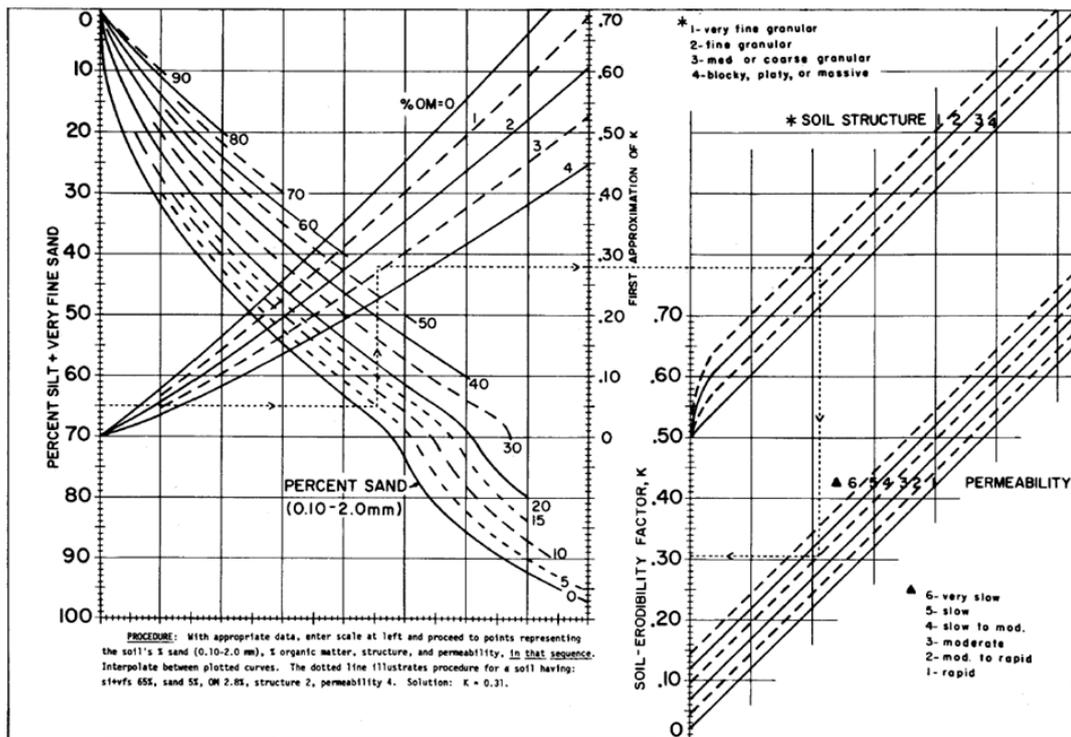


Fig. 2-5 The soil-erodibility nomograph (Quoted from Wischmeier et al., 1978)

(3) 地形係数 LS

地形係数 LS は斜面長係数 L と傾斜係数 S を乗じたものである。斜面長係数 L と傾斜係数 S を合わせて適用されることが多い。この係数は傾斜地における勾配と斜面長の影響を表し、USLE 各係数の中で傾斜地の土壤流失速度に影響する最も重要な因子である。 LS 値は次式のように算出した：

$$LS = \left[\begin{array}{l} 0.065 + 0.0456 (slope) \\ + 0.006541 (slope)^2 \end{array} \right] \left(\frac{slope\ length}{22.1} \right)^m$$

ここで $slope$ は斜面勾配 (%), $slope\ length$ は斜面長 (m), m は無次元の指数 ($m = 0.5$ ($slope \geq 5\%$), $m = 0.4$ ($3 \leq slope < 5\%$), $m = 0.3$ ($1 \leq slope < 3\%$), $m = 0.2$ ($slope < 1\%$)) である。

LS 値を求めるために、トランセクトにおいて 10 m 毎に以下のような調査を実施した。斜面勾配 *slope* については、レーザー距離計 (Disto A6, Leica) を用いて測定した斜度から算出した。斜面長 *slope length* については、トランセクトの 5 つの斜面において、一斜面の起点の斜面長を 10 m とし、その斜面に各地点の斜面長は斜面の起点からその場所までの距離 (m) とする。*m* については、斜面勾配 *slope* から求めた。

(4) 作物管理係数 *C*

作物管理係数 *C* は植物の種別とその 6 つの生育段階から算出でき、この値は植物の地上部の大きさや根域の状況及び被覆率などにより変化し、裸地状態を 1.0 とし、作物に被覆されると 0 に近くなる。植物の被覆作用は植被類型、群落特徴、生育状態によるものだけでなく、違う時期とその管理の変化にも左右される。

本研究では、裸地状態に近い (目視では草本植物の存在が確認できない) 林道を研究対象としているが、一部の地表面では、バイオクラスト (Biological soil crust) やレキに覆われていた。バイオクラストは糸状菌類、藍藻類、緑藻類、地衣類および苔が地表面の土粒子 (土塊) を絡めて形成し、土壌表面の安定、すなわち侵食抑制に重要な役割を果たしているという報告がある (Neuman et al., 1996, Belnap et al., 2001)。また一般に、植物リター、レキ、木屑などの被覆物が地表にある場合にも土壌侵食量が軽減されることが報告されている (Wischmeier et al., 1978)。そこで、*C* 値を求めるために、バイオクラストが出現した 54 地点、レキに覆われた 16 地点において 50×50 cm のコドラートを 2 m 間隔、5 反復で設置し、バイオクラストの被覆率とレキの重さを調査した。バイオクラストは、コドラートの上から 1 m の高さで真下にカメラレンズを向けて撮影し、画像解析ソフト (ImageJ 1.48v) を用いて被覆率を算出した。レキは、コドラート内の地表面にあるレキを全部取り、バネばかりを用いてその重さを測定した。しかし、USLE ではバイオクラストの被覆率とレキの重さと対応できる *C* 値がないため、予測値を計算する時は *C* 値を 1.0 とした。*C* 値を補

正の時に、被覆がない場所の C 値を 1.0 とし、土壌侵食量のずれ率とバイオクラストの被覆率の関係式、土壌侵食量のずれ率とレキの重さの関係式から予測した土壌侵食量のずれ率を C 値の補正係数とする（詳細は結果と考察の部分で述べる）。次に、 C 値の補正係数を用いて以下の計算式で USLE により推定した土壌侵食量（予測値）を補正した：

$$A_c = \beta \times A$$

ここで、 A_c は補正した土壌侵食の予測値、 β はバイオクラストの被覆率もしくはレキの重さから予測した土壌侵食量のずれ率（ C 値の補正係数）、 A は土壌侵食の予測値である。

(5) 保全係数 P

農地における等高線栽培、帯状栽培、テラスなどの保全的な耕作の効果を示す係数で、何の対策も施されていない場合を 1.0 として、施されている対策の大きさに従って、1.0 以下の値が定められる。調査区では上記のような保全施策が施されていないため、 P 値を 1.0 とした。

2.2.2.2 土壌侵食量の実測

土壌侵食量を評価するための一般的な実験方法としては、調査区の斜面の下部に侵食された土壌を捕捉する機器を設置し、一定期間毎に堆積した土砂と植物リターを回収し、それぞれの絶乾重量を実測する方法がとられる。しかし本研究の調査地が国立公園であり、実験に伴う景観破壊を避けるため、800 m のトランセクトにおいて地表面のガリ (Fig. 2-6) の断面積を調べ、土壌侵食量の実測値とした。ガリとは水食により地面にできた浅い溝から排水路のような溝のことを指す。侵食の度合いにより面状、リル、ガリ侵食に分けられるが、本研究におけるガリという言葉は降雨時には地表流の集中が起り、かつ降雨後においてもその形態が存続するような

溝を意味するものとして使用する。具体的には、Fig. 2-7の実験概念図に示したように、まず800 mトランセクトにおいて10 m毎に道幅を計測し、次に道幅を測った地点の横断方向から20 cm毎にガリの深さ（地面の高低変化）を測定した。各地点の平均ガリ断面積は下記の式により算出した：

$$G_i = (h_{i1} + h_{i2} + \dots + h_{in}) \div n_i$$

ここで、 G_i は*i*地点の平均ガリ断面積、 $h_{i1,2,\dots,n}$ は*i*地点の20 cm毎のガリの深さ（cm）、 n_i は*i*地点の測定数である。

次に、平均ガリ断面積 G_i を用いて下記の式により土壌侵食量の実測値を算出した：

$$A_i = G_i \times R_i \div y \times 10^8 \div 10^6$$

ここで、 A_i は*i*地点の土壌侵食量の実測値（t ha⁻¹ y⁻¹）、 R_i は*i*地点の仮比重、 y は国立公園の設立年数、 10^8 はヘクタールに換算する値、 10^6 はトンに換算する値である。

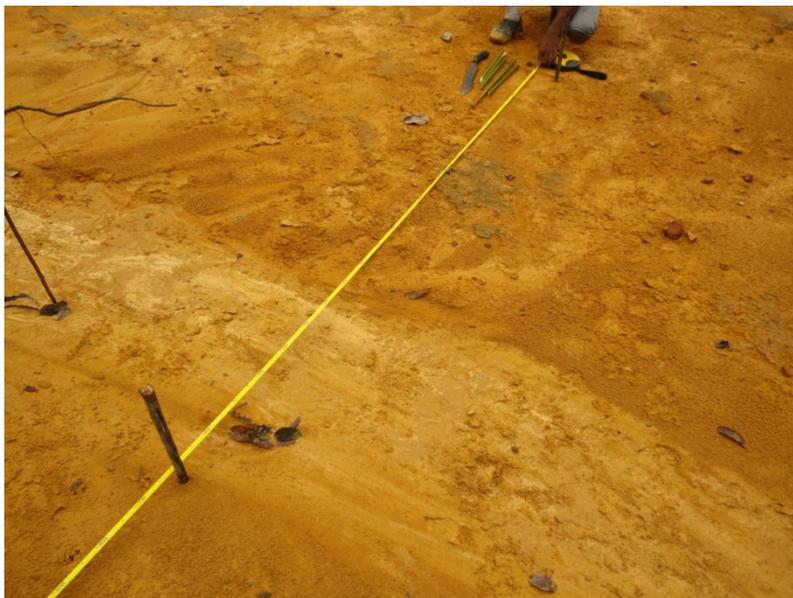


Fig. 2-6 Photograph of water erosion in study area

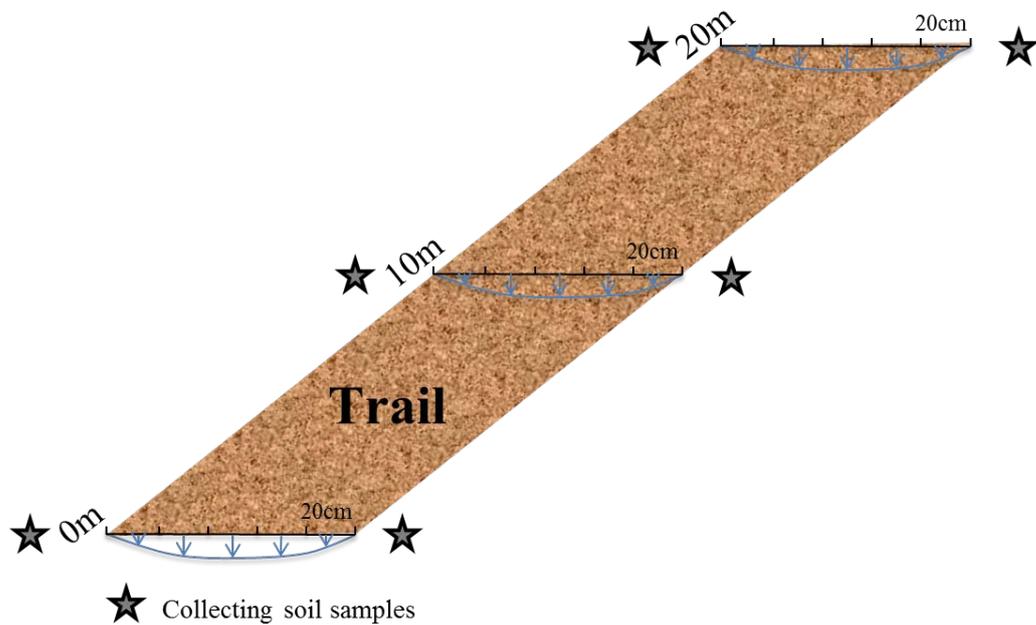


Fig. 2-7 Layout of the study transect

2.3 結果と考察

2.3.1 USLE の各係数の算出

(1) 降雨係数 R

Table 2-1 に示したように、この地域の年平均降水量は 3250 mm であった。12月の降雨量が最も多く 718.8 mm と記録され、これは年降水量の 22% を占めた。また、4~9月、10~3月と2つの降雨パターンが見られた。

月毎および年間の平均降雨係数 R の結果を Table 2-2 に示した。降雨係数は、降雨量の多い時期に高く、降雨量の少ない時期に低くなった。アメリカでの R 値の年平均値は、西部地域の $50 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ 以下から東南部の $550 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ の範囲に分布している。また、日本では降雨量の多い宮崎の降雨係数 R の平均値が $680 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ という報告がある（細山田・藤原, 1984）。本研究では、月別の降雨係数は $394 \sim 1485 \text{ MJ mm ha}^{-1}$

y⁻¹, 年間平均が 900.3 MJ mm ha⁻¹ y⁻¹であり, アメリカの最高値の 1.6 倍, 日本の 1.3 倍であった。

トランセクトのようなほぼ植生の被覆がない場所では, 特に降雨量の多い時期に強い降雨による土壌侵食の影響が高いと考えられる。以上のことにより, 調査区はその高い降雨係数に特徴づけられた。

Table 2-1 Average monthly and annual precipitation values 1972-2011 in study area

Monthly values (mm)												Annual value (mm)
Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec	
535.7	217.9	229.5	193.6	189.8	146.7	144.9	134.9	161.2	217.2	328.0	718.8	3250.0

Table 2-2 Average monthly and annual R values in study area (50 MJ mm ha⁻¹ y⁻¹)

Monthly values												Year
Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec	
224.1	54.1	66.6	34.9	13.7	9.2	8.0	9.9	12.5	28.0	90.0	349.2	900.3

(2) 土壌係数 *K*

土壌係数 *K*の結果を Table 2-3 に示した。調査地の土壌の砂含量は 26.4 - 52.5 %, 微細砂含量は 0.6 - 5.9 %, シルト含量は 5.6 - 42.7 %, 粘土含量は 25.5 - 58.7 % であり, 特に粘土と砂の含有量が高く, シルトと微細砂の含有量が低かった。USDA の基準では, 採取した地点の土壌の土性は Loam (壤土), Clay loam (埴壤土), Sandy clay (砂質埴土), Clay (埴土) であった。この 4 種の土壌は, 構造が同じく中粒~粗粒で, 有機物含量がそれぞれ 0.5, 0.6, 0.9, 1.0 % であり, Loam の土壌透水性は中程度で比較的に良好だったが, Clay loam, Sandy clay, Clay の土壌透水性はそれぞれ遅い, 遅い~中, 非常に遅いであった。これらの結果を基に算出した *K* 値 (平均値) は Loam が 0.28, Clay loam が 0.27, Clay が 0.15, Sandy clay が 0.09 t MJ mm⁻¹ であった。

前述の通り、シルト、微細砂と有機物の含量は土壌の受食性に最も影響を与える因子である。そのほか、気象、地形、植生被覆や保全管理が同じ条件下でも、土壌の種類の違いによって土壌係数 K は大きく変化する (Wischmeier et al., 1978)。本研究では、トランセクト全体の 95 % のプロットの土壌透水性が悪く、全体的に有機物含量も少なかったが、侵食を受けやすいシルトと微細砂含量は比較的少なかったため、 K 値は $0.09 \sim 0.3 \text{ t MJ mm}^{-1}$ となった。加えて、受食されにくい Clay (K 値: $0.15 \text{ t MJ mm}^{-1}$) の割合は全体の約 70 % を占めた。USLE ハンドブックでは、アメリカの 23 種の土壌の K 値は 0.03 (礫質壤土) から 0.69 (シルト質壤土) t MJ mm^{-1} の範囲にあると明らかにされていることから、本研究の土壌 (土壌係数 K : $0.09 \sim 0.3 \text{ t MJ mm}^{-1}$) は受食性が比較的低い (すなわち耐食性の強い) 土壌であることがわかった。

Table 2-3 K values (t MJ mm^{-1}) in transect

Soil texture	a	b	c	M	K
Loam	0.5	3	3	3295.2	0.28
Clay loam	0.6	3	5	2857.8	0.27
Sand clay	0.9	3	4	640.8	0.09
Clay	1.0	3	6	724.6	0.15

(3) 地形係数 LS

波状地形のトランセクトでは 5 つの斜面があり、それぞれの斜面長は 150, 240, 145, 125, 130 m であった。斜面勾配が 1 % 以下の地点はトランセクト全体の約 21 % を占めた。斜面侵食が特に問題になる 5 % (Wischmeier et al., 1978) 以上のプロットは約 35 % を占め、そのうち、最も急峻な場所の斜面勾配は 16.7 % であった。アメリカ国内で報告されている USLE の LS 値 ($0.06 \sim 12.9$) と比べると、本研究の調査地では $0.07 \sim 4.9$ と大きくなかった。トランセクトの斜面は比較的緩やかで、地形が土壌侵食量に与える影響は小さいと考えられた。

2.3.2 土壌侵食量の予測値と実測値の比較

ガリの断面積により算出された土壌侵食量の実測値は 3.4~83.8 t ha⁻¹ y⁻¹ で、平均値は 27.0 t ha⁻¹ y⁻¹ であった。USLE により推定された土壌侵食量の予測値は 7.7~750.7 t ha⁻¹ y⁻¹ で、平均値は 122 t ha⁻¹ y⁻¹ であった (Table 2-4)。土壌侵食量の予測値について、トランセクト全体の 95 % の測定地点はマレーシアの年間許容流亡土量 (Table 2-5) の低い~非常に高い範囲にあり、非常に高い範囲にある測定地点は全体の 25 % を占めた。この地域では土壌侵食による被害が大きいことがわかった。

Table 2-4 The rate of soil loss values (t ha⁻¹ y⁻¹) in transect

<i>R</i>	<i>K</i>	<i>LS</i>	<i>A</i>
900.3	0.2	0.9	122.0

Table 2-5 Soil loss tolerance rates from erosion risk map of Malaysia (Department of Environment, 2003)

Soil erosion class	Potential soil loss (t ha ⁻¹ y ⁻¹)
Very low	< 10
Low	10 - 50
Moderate high	50 - 100
High	100 - 150
Very high	> 150

USLE 式を対象地に適用することの妥当性を検討するため、USLE 式による予測値とガリの断面積から算出した実測値を比較した。その結果、Fig. 2-8 に示したように予測値と実測値の間に相関はなかった。トランセクトの地点毎に予測値と実測値の変化をみると、地表面がバイオクラストやレキに覆われた地点 (Fig. 2-9, Fig. 2-10) では、予測値は土壌侵食量を多めに、実測値は少なめに見積っていることが判った。特に、被覆があり、かつ斜

面勾配が5%以上の地点では予測値が実測値の10倍となり過大評価をしていることが判った。植物は降雨の落下運動エネルギーを吸収し、降雨の侵食能を減退させるほか、降雨を一時貯留し、流出速度を弱める機能がある (Wischmeier et al., 1978)。川口ら (1957) は、裸地を落葉層で覆うだけで侵食量が1/10以下になると報告した。植生による被覆がない裸地では雨滴が直接地表面に当たるため、難透水性のクラストが形成され浸透能を悪化させ、土壤中に浸透できなくなった雨水は表面流去水となって土壌侵食を引き起こす (北原, 2002)。このため、土壌侵食強度を決定する因子として、地表近くに存在する被覆の重要性はすでに多くの研究に指摘されている。例えば、土壌侵食と植物被覆に関しては、被覆植物や地被物による雨滴衝撃減殺機能 (三原, 1951; 塚本, 1966) が示されている。また、下層植生によるクラスト形成抑止効果 (恩田・湯川, 1995)、落葉被覆による侵食防止機能の重要性 (川口・滝口, 1957)、ヒノキ林の下層植生や落葉等地被物による表層土壌の移動軽減機能 (赤井ら, 1981)、落葉堆積量と侵食土砂量との関係 (服部ら, 1992) など報告されている。川口 (1951) はそれまでの多数の研究例をまとめて、地被の違いによる年間の侵食土深 mm y^{-1} を概数で、荒廃地 100~10, 裸地 10~1, 農耕地 1~0.1, 草地と林地 0.1~0.01 であるとした。

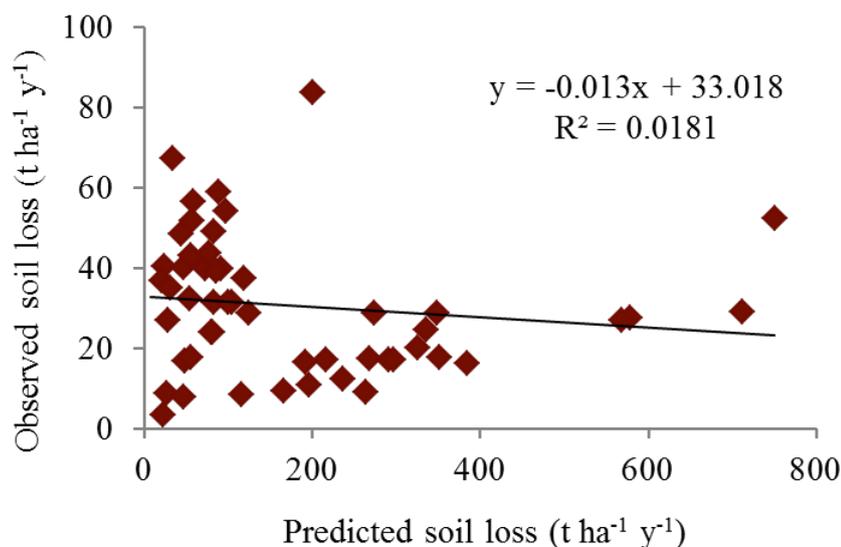


Fig. 2-8 Relationship between observed and predicted soil loss values



Fig. 2-9 Photograph of biological soil crust



Fig. 2-10 Photograph of crushed stone

本研究では、トランセクトでは明らかな植生被覆はないが、現場観測の結果、バイオクラストやレキの被覆により土壌侵食量が減少されている可能性が考えられた。つまり、バイオクラストやレキによる地表面の被覆率を考慮しなかったことが、土壌侵食量の予測値と実測値の間には有意な相関が見られなかった原因に考えられた。そこで、地表面のバイオクラストやレキの被覆状態を考慮したうえで、作物管理係数 C を補正する必要があると考え、以下の解析を行った。

2.3.3 作物管理係数の補正に基づく予測方法の改善

USLE 式はアメリカに代表的な気候・土壌環境条件下を念頭に置いた標準試験区で実測された土壌侵食量の観測データを基に開発した経験モデル式であり、気象・土壌・利用条件などが大きく異なる国で本モデルを適用するには、係数の算出方法などを修正することが必要とされている（種田，1975）。これまでの結果から、USLE 式より算出された降雨係数 R 、土壌係数 K と地形係数 LS の値は USLE ハンドブックの範囲内にあるため、調査対象地に適用できることが示された。一方で、熱帯雨林の植生の表面侵食防止機能に対しては、USLE の作物管理係数 C の評価は不十分であった可能性が示された。USLE ハンドブックでは、 C 値は地表面に 135 t ac^{-1} のレキに被覆している時に 0.05 、 240 t ac^{-1} の時に 0.02 である。地表面の状態が明らかな林冠なしの G 類型（地表に草や草のようなもの、分解中の植物残渣に覆われる）に属する時、 C 値は被覆率の違いによって $0.003 \sim 0.45$ である。しかし、本研究で観測されたような 135 t ac^{-1} 以下のレキを敷く場合やバイオクラストの被覆がある場合の C 値の算出に関しては USLE ハンドブックでは想定されていない。バイオクラストの耐侵食性についてはすでに認識され多くの研究があり（Neuman et al., 1996）、菌類や藻類が繁茂した状態では、流出土砂量が裸地状態に比べて 10% 以下に減少することを確認した（小山内ら，2004；溝渕ら，2004）。レキは道路舗装によく使われており、その侵食防止機能も多数報告されている（Wischmeier et al. 1978）。よって、斜度の大きい場所の地表面をバイオクラストやレキで覆うことに

より、地表面の土壌侵食を防止できると考えられる。そこで、調査対象区
の状況を考慮した C 値の補正を以下のように行った。

トランセクトでは、レキに覆われていた地点は 16 ヶ所（調査区全体の
20 %）で、レキの平均重量が 5.5 kg m^{-2} 、バイオクラストは 54 ヶ所（同
68 %）、その平均被覆率が 23.2 %となった。土壌侵食量を補正するため、
まず、斜度が 1 度以下になると土がたまることから、1 度以上のサンプル
を抽出し、それを、①補正の必要なし（地表面に被覆ゼロ）、②地表面にバ
イオクラストの被覆あり、③地表面にレキの被覆ありで場合分けをして分
析を行った。ここで、土壌侵食量の実測値、土壌侵食量の予測値、土壌侵
食量のずれ率（実測値/予測値（%））それぞれを②、③と解析を行った結
果、土壌侵食量のずれ率だけが②、③と有意な相関があったことから、土
壌侵食量のずれ率を使用して以下の解析を行った。

その結果、Fig. 2-11 のように、土壌侵食量のずれ率と②地表面にバイ
オクラストの被覆ありとの間に有意な負の相関が見られ ($R^2=0.54$, p
<0.001)、次のような関係式が得られた。

$$y = 74.9e^{-0.032x}$$

ここで y は土壌侵食量のずれ率（%）、 e は指数で、その前の数に 10 の n
乗を掛けることを指し、 x はバイオクラストの被覆率（%）である。土壌侵
食量のずれ率はバイオクラストの被覆率の増加につれ、減少する傾向があ
るため、指数近似曲線を使用した。

また、土壌侵食量のずれ率と③地表面にレキの被覆ありとの間にも、Fig.
2-12 に示したように有意な負の相関が見られたため ($R^2=0.34$, p <0.001)、
これを以下の関係式で表した。

$$y = 22.209x^{-0.546}$$

ここで y は土壌侵食量のずれ率（%）、 x はレキの重量 (kg m^{-2}) である。な
お、土壌侵食量のずれ率はレキの重量の増加につれ、特定の率で減少する
傾向があるため、累乗近似曲線を使用した。

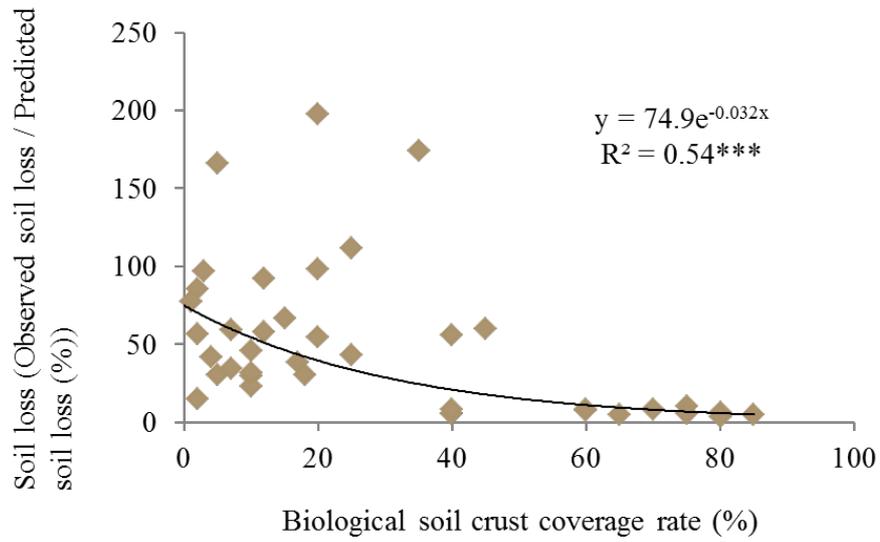


Fig. 2-11 Relationship between soil loss and biological soil crust coverage rate

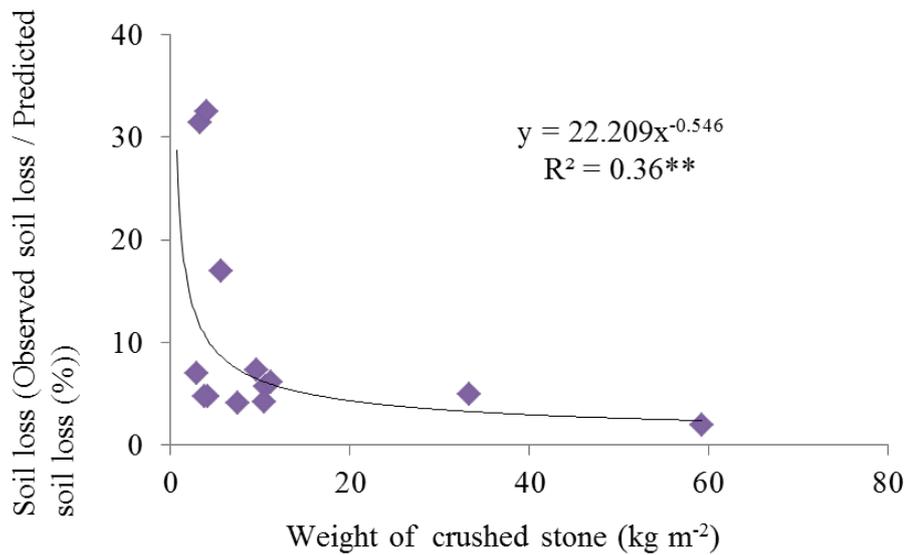


Fig. 2-12 Relationship between soil loss and weight of crushed stone

また、土壤侵食量のずれ率とバイオクラストの関係式にバイオクラスト

の被覆率を、土壌侵食量のずれ率とレキの関係式にレキの重量を代入し、それぞれの土壌侵食量のずれ率（ C 値の補正係数）を予測した。この C 値の補正係数を使用して、再度土壌侵食量の予測値を算出したところ、実測値と補正した予測値との間には有意な相関があった。よって、作物管理係数（ C 値）を改善することにより、USLEは当該地域の土壌侵食量を予測できることが示された (Fig. 2-13, $R^2=0.20$, $p<0.001$)。また、土壌侵食量は地表面の地被物に大きく左右されていることが分かった。以上のことから、調査地では地表面の状態を新たに考慮することでUSLEが適用可能であることを示した。今後、熱帯地域の国立公園の保全を考えるには、道路において定めた重量のレキや木屑を敷くことやバイオクラストを人為的に養生することにより、降雨を起因とする土壌侵食の緩和に寄与する可能性があると考えられた。

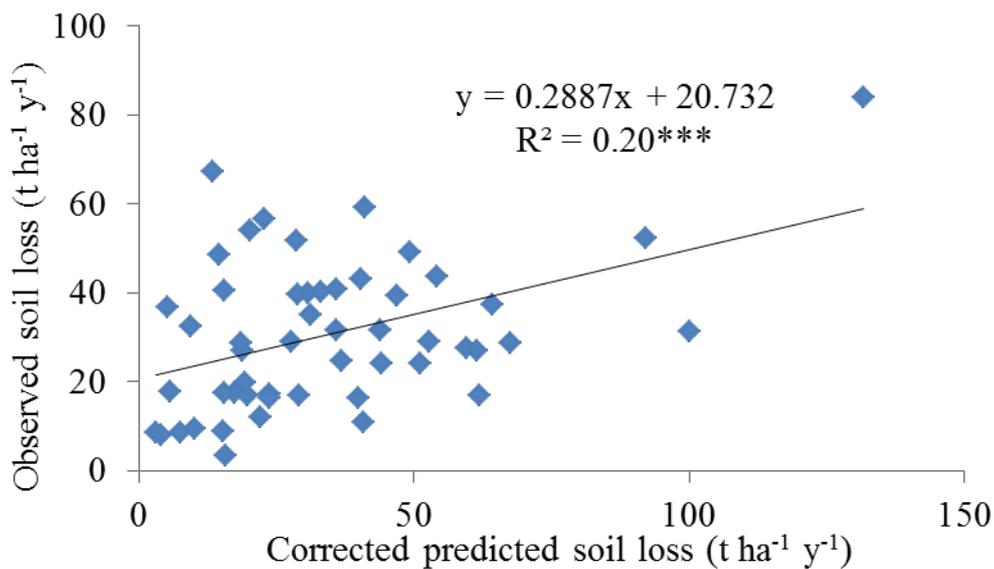


Fig. 2-13 Relationship between observed soil loss and corrected predicted soil loss

2.4 まとめ

トレッキングツアー等の線的な観光利用に起因する林道周辺域における

土壌侵食の評価手法を開発するために、マレーシアのエンダウロンピンジョホール国立公園において、USLEの適用ならびにその改善手法に関して検討した。得られた主な研究成果を以下に示した。

①観光利用に伴うこの地域の遊歩道周辺では、ガリの断面積により算出された土壌侵食量の実測値は平均 $27.0 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ で、USLEにより算出された土壌侵食量の予測値は平均 $122 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ と大きく過大評価する結果となった。また、USLE式より算出された降雨係数 R 、土壌係数 K と地形係数 LS の値はUSLEハンドブックの範囲内にあるため、調査対象地に適用できることが示された。

②USLE式で算出した土壌侵食量の予測値とガリ断面積の実測に基づいて算出した実測値の間には、有意な関係が見られなかった。この原因には、バイオクラストやレキによる地表面の被覆率を考慮しなかったことが考えられた。そこで、USLE式内の地表面の被覆率に関する係数である作物管理係数を算出する際に、1) 土壌侵食量のずれ率と地表面にバイオクラストの被覆の影響、2) 土壌侵食量のずれ率と地表面にレキの被覆の影響を考慮して新たに算出した作物管理係数を用いると、予測値と実測値の間に有意な関係が見られた。このことから、当該地域においてUSLEを使用するためには、地表面の植生やレキなどの被覆を考慮することが必要であることが示された。またこれらの結果から、熱帯雨林の国立公園の保全（特に遊歩道周辺の土壌侵食の防止）を今後考える上で、道路沿いに一定量のレキや木屑を敷くことや、バイオクラストの人為的養生により、熱帯雨林の観光利用に伴う土壌侵食の緩和に寄与する可能性があることが示唆された。

3章 線的な観光利用に伴う侵略的外来種の侵入メカニズムの解明 - *Clidemia hirta* (L.) D. Don. の分布と環境要因の関係 -

3.1 研究の背景と目的

3.1.1 東南アジアにおける生物多様性とその低下

生物多様性は、私たちに食料や燃料、薬品に衣料品など、さまざまな分野で恩恵をもたらしてくれる貴重な資源の宝庫である。世界の森林の47%を占める熱帯雨林は豊かな生物多様性を維持する基盤となっている (FAO, 2001)。東南アジアの熱帯雨林は地球上で最も生物多様性の高い地域の一つと言われており、例えばメガダイバーシティ国と呼ばれているマレーシアには、世界的にも誇り多様な生物が存在し、15,000種以上の高等植物、286種の哺乳類、150,000種を超える無脊椎動物など様々な生物種が生息している (安田ら, 2008)。

生物多様性はとりわけ新しい用語・概念である。この用語は1986年に米国科学アカデミーが主催するフォーラムに際して造られ、その後生物多様性保全の重要性は国際的に急速に認知されるようになった。1992年5月にケニアのナイロビにおいて「生物多様性条約」が採択され、6月にブラジルのリオ・デ・ジャネイロで開催された「環境と開発に関する国際会議」(地球サミット)で、157カ国が同条約に署名をし、1993年12月に発効した。生物多様性条約は生物多様性にかかわる国際的な理解や保護、利用に関する取り決めを示した。生物多様性条約において、生物多様性 (Biodiversity)は景観の多様性あるいは群集の多様性(生態系の多様性)、生物の種類が多様性(種の多様性)、それぞれの種内における個体群の多様性や遺伝子レベルで測定される多様性(遺伝的多様性)という三つのレベルの多様性からなるものと定義されている (WRI et al., 1992)。

しかし、近年東南アジアでは生息環境の破壊や悪化などにより生物種の絶滅が急速に進行している。例えば、近年の大規模な森林消失により706種の維管束植物が危機に瀕している (Myers et al., 2000)。生物多様性を

脅かす要因は気候変動，大気汚染，第2章で述べた森林破壊によるハビタットの消失や森林の断片化など色々あるが，外来種の侵入もその主要因の1つとして認識されている（コーレット，2013；村中ら，2005）。外来種（Alien species）とは，過去または現在の自然分布域外に導入（人為によって直接的・間接的に自然分布域外に移動させること）された種，亜種，あるいはそれ以下の分類群を意味し，その種が生存し，繁殖することができるあらゆる器官，配偶子，種子，卵，無性的繁殖子を含むものである（村上・鷺谷，2002）。そのうち，生物多様性や人間活動に深刻な影響をもたらすものが侵略的外来種（Invasive alien species）と称される（McNeely et al.，2001）。侵略的外来種は，ウイルス，真菌，藻，コケ，シダ，高等植物，無脊椎動物，魚類，両生類，爬虫類，鳥類と哺乳類など主要な分類学のグループを含む。

3.1.2 外来種の侵入問題

経済がグローバル化するに伴い，交通網の発達や交通機関の高速化，人と物質の大量輸送により，生物がその生息域以外に導入される機会が著しく増大している。本来生物は，地理的な障壁や，移動・分散能力の制約などにより，自由な分布の拡大が限られている。そのため，競争力の強い種が弱い種を排除や捕食，寄生者による病害など，一方の種だけが不利益をこうむるような生物間相互作用は空間的に限定されたものとなり，それにより，強力な捕食者や寄生者の影響で無制限に種が絶滅することが抑制される（村上・鷺谷，2002）。ところが，近代の人為的移動の機会が増えたことに加えて，大規模かつ頻繁に起こった開発行為や汚染，富栄養化などによる人為的な環境変化が外来種の侵入機会を高める（鷺谷，2007）。

外来種が生態系，生物多様性，人間の健康・生命および生産活動などにもたらす望ましくない影響やそれに起因する問題を外来種問題と呼ぶ。外来種の侵入は遺伝子・種・生態系の多様性に大きな影響を与えている。すなわち，在来種との交雑による在来個体群の遺伝的組成の攪乱，適応的な進化を経て成立した競争・被食 - 捕食・共生・寄生などの種間相互作用の

攪乱，生息場所の改変を介した在来生態系の攪乱である（岩崎，2006）。外来種と在来種との交雑は，在来種への遺伝子浸透，遺伝的多様性の攪乱や低下だけでなく，在来種の雌雄間の繁殖行動の妨害や雑種の不妊化によって，在来種地域の個体群の絶滅を招く恐れもある（Rawson et al., 1999）。外来種の生息域や食べ物の資源が在来種と重複する場合は，両種の間には競争が生じ，その結果，在来種が減少したり，消失したりする場合もある（戸田・吉田，2005）。また，外来種は直接的もしくは間接的に侵入先の植物と動物の絶滅に影響を与えるため，森林の生物多様性を減少し，生態系を悪化させる可能性があることも指摘されている（Leishman et al., 2014；Rejmánek et al., 1996；Usher, 1991）。侵略的外来種の場合，それだけでなく，運輸業，鉱工業，エネルギー産業などの広範な経済発展活動にも多額の損害を与えてしまう（Pimental et al., 2000；McNeely et al., 2001）。

20世紀の後半以降，世界中の多くの生態系および地域において，外来種の侵入問題が急速に増加している（Ruizand and Carlton, 2003）。アメリカでは，18世紀後半から外来の海洋生物の種数が増加し，その被害について，淡水生物も含めた外来水生生物が各種産業に与えた経済的損害と防除に要した費用の総額が年間 24 億ドルにも上ると見積もられている（Pimentel et al., 2000）。また，外来種は釣り人の靴底や獲った魚に付着し，北米大陸全体に拡がって河川環境に深刻な脅威をもたらしている（Lagerstedt, 2007）。南アフリカでは，外来種（樹木）を植えることによって，近くにある村の給水を減少させ，火災の危険を増し，当地の生態系の生物多様性を脅かした（Turpie et al., 2000）。オーストラリアでも外来種のウサギが生態系や家畜と野生生物に大きな影響を及ぼした（White et al., 2000）。日本では，1950年代から外来種による在来種や水産業，エネルギー産業等への被害が次々と報告されてきた（岩崎，2005）。例えば，南西諸島の奄美大島には多くの固有種が生息し，独特の生態系が育まれてきたが，20世紀後半の開発による森林の縮小・分断化と外来種の侵入とによって，固有生態系の完全な保全は困難な状況にあった（石田ら，1998）。また，小笠原諸島は海洋島のため，その動植物相は，外来種によるかく乱

に対して極めて脆弱であり，深刻な打撃を受けている状況にある。父島において観光客向けの道路の両脇に部分的な裸地が形成されたことにより，外来種のギンネムが侵入し，観光インフラ整備を含めた観光開発は，結果的にギンネムの拡大を促進する可能性がある（鈴木・鈴木，2009）。

外来種の侵入に伴い，外来種に対する国際的な取り組みも進展しつつある。国際条約「生物多様性条約」の第8条では，外来種の侵入を防ぐことと，駆除などの対策の必要性が明記されている（WRI et al.，1992）。2000年に国際自然保護連合（IUCN）が外来生物による生物多様性減少防止のためのガイドラインを策定し，2001年には生物多様性条約締約国会議で生態系，ハビタットおよび種を脅かす外来種による影響の予防，導入，影響緩和のための指針原則が採択された。

3.1.3 国立公園における外来種問題

国立公園は指定区域内の自然の保全を目指しながら，優れた自然を楽しむための公園として人々の観光利用を促進する2つの目的を持つ。しかし，近年，国立公園における外来種の侵入が顕在化してきた。Pickering and Hill（2007）は観光客の増大と観光形態の多様化に伴い，観光客が外来植物の拡散に直接もしくは間接的に寄与したと指摘した。多くの研究者は，侵入植物が国立公園の森林内部よりも利用可能な光環境が豊富な道路の道沿いに多く存在すると述べている（Trombulak and Frissell，2000）。Speziale and Ezcurra（2011）はアルゼンチン北西部の国立公園において外来種の分布と都市までの距離を調査し，開いたニッチの有効性，降水量，都市までの距離と人間による攪乱が外来種の侵入プロセスに影響を与えることを明らかにした。Tanら（2012）はベトナムの国立公園の道路とトレイルで134種の外来種が発見され，そのうちの25種が侵略的外来種であると報告した。Foxcroft（2007）らの報告によると，南アフリカの国立公園には，外来種が川や道沿いに分布し，36の観光キャンプサイトと職員寮で258種の外来種が発見された。豊田（1984）は国立公園化に伴う遊歩道や休憩所の設置によって在来種の群落が損傷され，外来種による在来種駆逐

の危険性が報告された。Wolf and Croft (2014) の南オーストラリアの国立公園における調査によると、観光利用の増加につれ、道周辺の外来種の植被率と土壌硬度が増加した。工藤 (2014) はインドネシア西ジャワ州の国立公園において道路沿いの外来種の分布について調査を行い、総長 25.2 km のトレイルで 31 種の外来種が発見され、特に *Clidemia hirta* (L.) D. Don. がほぼ全域にわたって分布しており、出現頻度の高い外来種は在来種に負の影響を与えていると報告した。

ある種が本来の分布域でない場所に野生で定着してしまうと、それを排除することはほぼ不可能なため、外来種の数とそれが在来種に及ぼす影響は増え続ける一方である (コーレット, 2013)。国立公園は分断化された熱帯雨林を持続的に維持するために重要な役割を果たしているが、国立公園の健全な生物多様性を保つためには、国立公園における外来種の侵入の予防は重要な課題となる。外来種問題を考えるにおいて、どのような種が侵入に成功し、どこに分布するかは生物学的侵入の予防・管理を有効に行うために基本的な問いであるが、分布に与える環境要因を調べることも重要である。しかしながら、現状では外来種の分布と環境要因との関連性は十分検討されておらず、特に植生の成長と密にかかわっている土壌との関係についてはほとんど検討されていない。

3.1.4 研究対象種

ここで、新熱帯性外来種の *C. hirta* (アメリカクサノボタン) に注目したい。この種は Melastomataceae 属ノボタン科の低木で、年中開花結実する (Fig. 3-1, Fig. 3-2)。生育条件の状態により成木の高さは 1m 以下から 5m になり、主に浅い側根と大量な細根で支える。対生の葉は典型的な心臓形に近い、長さが 5~18 cm の範囲にある。白い花が咲き、紫色の黒っぽい実 は 楕円形で長さ 6~8 mm、一つの実には長さ 0.5~0.7 mm のコーヒー色の種を 100 粒以上含む (Francis, 2004)。また、大きい成木は年間 500 粒以上の実を生産している (Smith, 1992)。*C. hirta* は殺菌作用があるため、古くから胃の不調や風邪の治療、新生児の肌を守るための入浴剤の伝統薬

として東南アジアの原住民に利用されてきた (Franca et al., 1996; Novy, 1997; Ruyschaerta et al., 2009)。

その反面、強い侵入性があるため、*C. hirta* は国際自然保護連合 (IUCN) の侵略的外来種専門委員会 (Invasive Species Specialist Group, ISSG) の「世界の侵略的外来種ワースト 100」に選ばれている。現在、*C. hirta* はハワイ、セーシェル、フィジー、インド、タンザニア、シンガポール、マレーシアなど熱帯・亜熱帯の島々に広く帰化している (Rejmánek, 1996; Wester and Wood, 1977)。一般的に、外来植物は道路や溪流沿い、常に人間や動物により攪乱が繰り返されている場所 (Leung et al., 2009) に目立つが、実際のところ、ほとんど攪乱されていない森林に侵入する外来種も少数ながら存在し、*C. hirta* がその一つであり、侵入地の森林では活発的な侵略者となっている (Dewalt et al., 2004; Rejmánek, 1996)。*C. hirta* は比較的耐陰性の強い低木で (DeWalt et al., 2004)、東南アジアのシンガポールやマレーシアの人手の入っていない低地熱帯林にも侵入している (Peters, 2001; Teo et al., 2003)。

ハワイでは、この外来種は在来の優占種を入れ替え、さらに、在来種を絶滅させる可能性があるとして指摘された (Wester and Wood, 1977)。しかし、原生地の中米と南米では、*C. hirta* は河原や道路の両側など開放的でかく乱を受けている場所のみ生育しているが、古い森林には出現していないようである (Wester and Wood, 1977, Rejmánek, 1996)。*C. hirta* は原生地で古い森林の下層に出現しない原因としては強い天敵があるからである (Dewalt et al., 2004)。

マレーシアは近年経済成長が著しく、貿易などの原因により外来種の侵入問題が増大している恐れがある。中でも観光客に注目しているエンダウロンピンジョホール国立公園の外来種リスクは特に高いと思われる。実際、この公園では、侵略的外来種の *C. hirta* が蔓延している。よって、*C. hirta* の国立公園内への侵入状態を把握することは重要であり、加えて、その分布の規定要因を解明することは、当該公園の生物多様性を保全する上で重要であるため、*C. hirta* の分布に影響を与える環境要因 (具体的には光環境や土壌環境など) について検討を行う必要がある。



Fig. 3-1 Photograph of *C. hirta* ①



Fig. 3-2 Photograph of *C. hirta* ②

3.1.5 研究目的

そこで本研究は、トレッキングツアー等の線的な観光利用に起因する外来種の侵入メカニズムを解明するために、マレーシアのエンダウロンピン国立公園内への侵入が問題視されている外来種 (*Clidemia hirta* (L.) D. Don.) を対象とし、一般化線形混合モデルを用いて、環境要因（土壤環境と光環境）が *C. hirta* の分布に与える影響を土地利用毎（林道，遊歩道および林内）に解明することを目的とする。

3.2 調査方法

3.2.1 調査地及び実験デザイン

調査地は第2章と同じくエンダウロンピンジョホール国立公園とする。観光活動に伴う外来種の分布状態やその規定要因を明らかにするため、2012年5月と9月、観光活動区の道沿いにおいて *C. hirta* の植生調査、林冠開空度、土壌調査を実施した。第2章で述べたように、この公園では最も人気ある観光活動はトレッキングである。観光活動区には、遊歩道と林道（開園前の森林伐採時期（1970～1980年）に木材搬出のために作られた）の2種類の道が観光客の自然観察路として利用されている。遊歩道は比較的暗い森の中に位置し、道幅が約0.5～2mである。林道は比較的樹木の林冠が開けた場所にあり、公園管理のため公園スタッフが週1～2回程度に車で通過し、道幅は遊歩道より少し広く、約2～7mである。

C. hirta の侵入は場所によって分布の違いが生じるか、また土地利用に関係あるかを検討するために、観光活動区においてサイトAとサイトBを設け、これらのサイトにある遊歩道、林道および遊歩道から5m離れた林内（観光の影響を受けていない）においてそれぞれ300mのトランセクト（計6区）を設置し、さらに10m毎にプロットを設けて（計120箇所）*C. hirta* の植生調査、林冠開空度、土壌調査を行った。Fig. 3-3に示したよ

うに、サイト A のトランセクトは Kuala Jasin から Kuala Marong の遊歩道 (Fig. 3-4, T1) と林内 (Fig. 3-5, F1), Kuala Jasin から Upeh Guling の林道 (Fig. 3-6, R1) であった。サイト B は Upeh Guling から Kuala Marong の遊歩道 (Fig. 3-7, T2) と林内 (Fig. 3-8, F2), Upeh Guling から Kuala Jasin の林道 (Fig. 3-9, R2) であった。

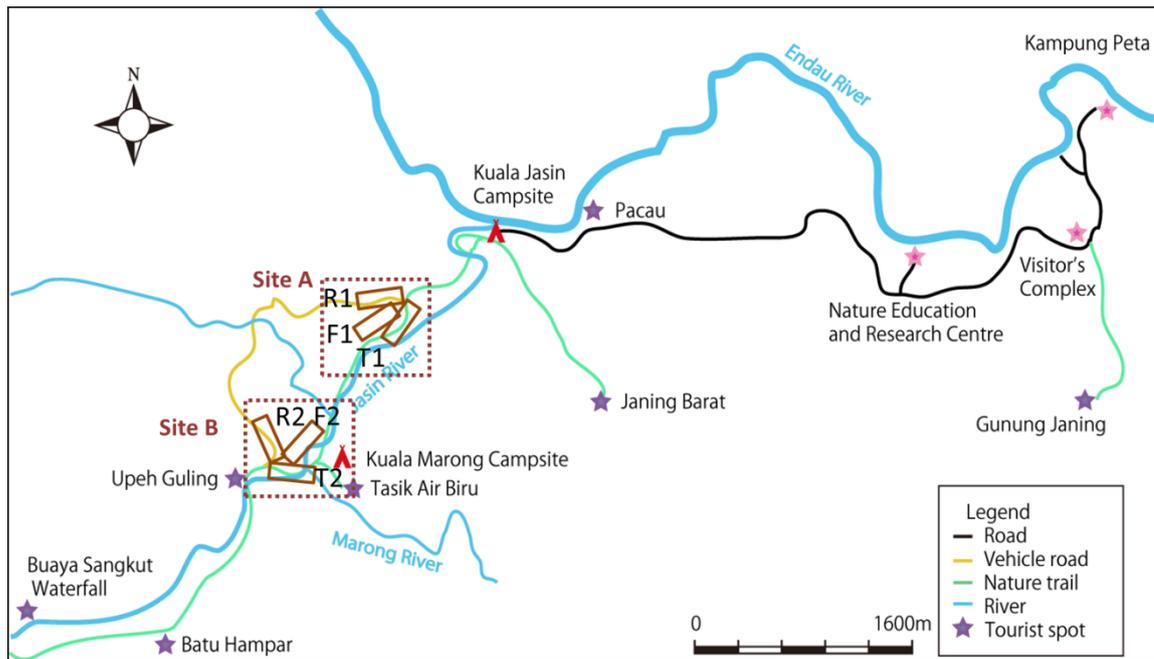


Fig. 3-3 Location of the study sites in Endau Rompin National Park. R indicates vehicle road, F indicates forest and T indicates nature trail: numbers 1 to 2 represent study transects (Adapted from Malayan Nature Society, 1988)



Fig. 3-4 Photograph of T1



Fig. 3-5 Photograph of F1



Fig. 3-6 Photograph of R1



Fig. 3-7 Photograph of T2



Fig. 3-8 Photograph of F2



Fig. 3-9 Photograph of R2

3.2.2 外来種調査

Fig. 3-10 の実験概念図に示したように、6つのトランセクトの各プロットの両側において、1×10 m のコドラートを設置し、その中に生息している *C. hirta* の個体数を測定した。なお、R2 の高密度な地点においては 1 m×1 m のコドラートを設けて調査を行った。単位面積当たりの株数を密度にした。また、光環境を評価するため、各トランセクトにおいて、専用の魚眼レンズ (Fish-eye Converter FC-E8, Nikon) を装着したデジタルカメラ (Coolpix990, Nikon) により各プロットの中央で全天空写真を撮影し、その後、画像ソフト Hemiview (Delta-T device inc) を用いて林冠開空度を数値化した。*C. hirta* に関するデータは卒業生の福盛浩介氏から頂いた。

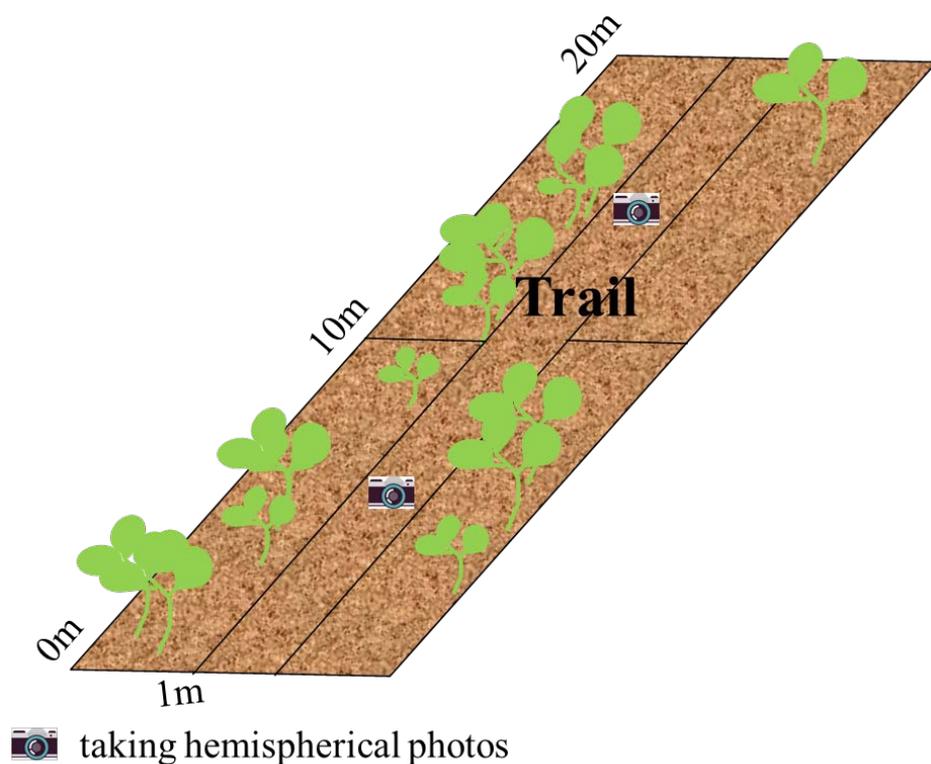


Fig. 3-10 Layout of invasive alien plant research

3.2.3 土壌調査

6つのトランセクトの各プロットにおいて、100 ml 容円筒を用いて道の両脇の表土を2反復で5 cm まで採取すると同時に山中式土壌硬度計 (No. 351, 藤原製作所) により表層土の貫入深 (mm) を5反復で測定した (Fig. 3-11)。

採取した計180点の試料については、一部の試料 (湿土) を105°Cで24時間乾燥し、土壌重量を測定した結果から仮比重を算出した。残りは風乾後に篩別を行い、2 mm以下の風乾細土を一般理化学性の分析に供した。また、一部の風乾土を微粉碎し、全炭素含量 (TC) および全窒素含量 (TN) を元素分析装置 (NC-800-13N, 住化分析センター) を用いて乾式燃焼法にて測定した。pH (H₂O) については、土壌の表層土では吸水力が大きいいため土液比1:5でガラス電極法を用いて、電気伝導度 (EC) については、水浸出法にて同じく土液比1:5で測定した。これらの分析方法は土壌環境分析法 (土壌環境分析法編集委員会, 1997) に準じた。

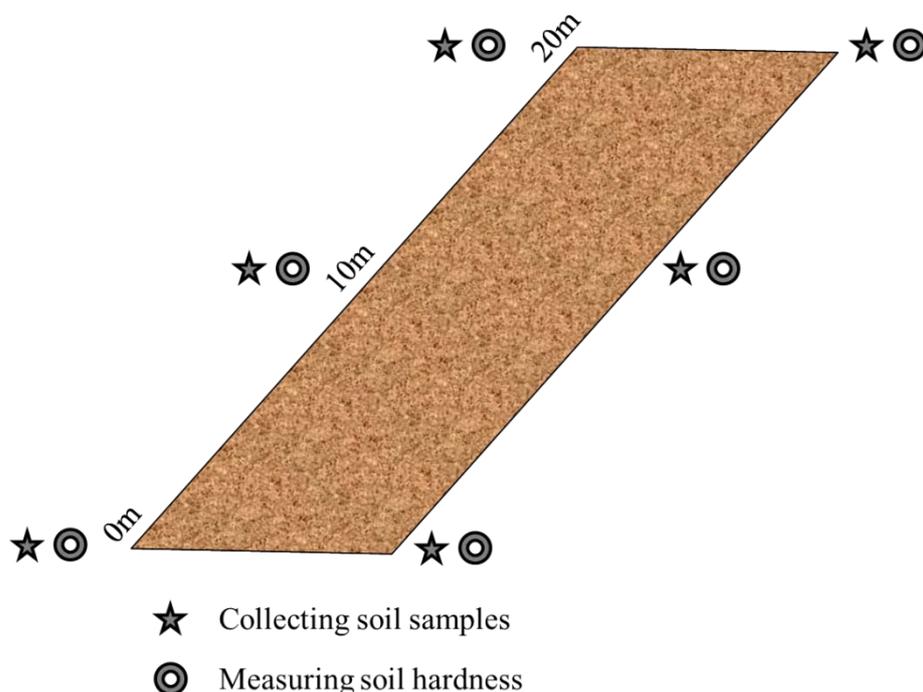


Fig. 3-11 Layout of soil research

3.2.4 統計解析

C. hirta が分布している道の光環境と土壌環境を明らかにするため、一元配置分散分析を用いて *C. hirta* の密度、林冠開空度、土壌特性値（土壌仮比重、土壌硬度、pH、EC、TC、TN）に関して、林道、遊歩道と林内間の比較を行った。また、この検定で有意差が検出された場合にのみ、Duncan法を用いた多重比較を行った。有意水準は5%とした。なお、林内において土壌硬度と林冠開空度の実験を実行することが困難なため、これらについては林道と遊歩道間の比較のみを行った。

また、*C. hirta* の分布に影響を及ぼす環境要因の解析には、土地利用の違いを考慮したうえで、*C. hirta* の侵入が確認されたトランセクトのみ抽出し、①林道、②遊歩道、③林道と遊歩道の土地利用別で以下の方法を用いた。*C. hirta* の密度を目的変数とし、林冠開空度、土壌仮比重、pH、EC、TCを説明変数とする一般化線形混合モデル（Generalized linear mixed model: GLMM）を構築した。ここで、土壌硬度と仮比重、TCとTNはそれぞれ有意に相関しており、多重共線性の影響を排除するため、土壌硬度とTNに関しては構築したモデルの説明変数としては使用しなかった。GLMMの確率分布を負の二項分布とし、場所の違いを考慮するためにサイト（場所）別にランダム効果を与えた。さらに、赤池情報量規準（Akaike's Information Criterion: AIC, Akaike, 1973）を基準とする総当たりモデル選択を行い、AICが最小となったモデルをベストモデルとして選択した。その際、モデル平均を行い、delta < 4にした。一連の解析は統計ソフトのR3.2.1（R Development Core Team, 2009）を使用した。GLMMはMASSパッケージのglmmADMB関数を、モデル選択はMuMInパッケージのdredge関数を用いた。

3.3 結果と考察

3.3.1 *C. hirta* の分布状況

6つのトランセクトにおいて、合計1,877個体の*C. hirta*の出現が確認された。その内訳は、サイトAのR1で0個体、T1で28個体（調査区全体の1%）、F1で0個体、サイトBのR2で1,082個体（同58%）、T2で767個体（同41%）、F2で0個体であった。サイトBにあるR2、T2とF2はサイトAにあるR1、T1とF1に比べて出現した*C. hirta*の個体数が多く、場所によって*C. hirta*の分布状況に差があると考えられた。

場所の影響を排除するために、サイト別で分析を行った。サイト毎にみた*C. hirta*の密度の林道、遊歩道と林内の比較をFig. 3-12に示した。サイトAでは、*C. hirta*はR1とF1で観察されなかったが、T1で密度が 0.05 N m^{-2} （平均値）であり、T1でR1、F1に比べ有意に高かった（ $p = 0.03$ ）。サイトBでは、*C. hirta*はF2で観察されなかったが、*C. hirta*の密度がR2で 13.7 N m^{-2} （平均値）と高く、T2で 1.3 N m^{-2} （平均値）であり、R2でT2、F2に比べ有意に高かった（ $p < 0.001$ ）。よって、土地利用別に*C. hirta*の出現状況が異なることが明らかになった。

林冠開空度については、サイトAでは、R1の平均値が35.8%、T1が7.7%で、R1でT1に比べて統計的に有意に高かった（ $p < 0.001$ ）。サイトBでは、R2の平均値が7.3%、T2が9.4%であり、R2でT2に比べ有意に低かった（Fig. 3-13, $p < 0.001$ ）。道路タイプ別に林冠開空度が異なることがわかった。*C. hirta*の出現頻度の最も高いR2の林冠開空度が7.3%であることから、*C. hirta*はある程度の明るい環境を選好していることがわかった。ところが、T1の林冠開空度が7.7%で、出現頻度が最も高いR2の林冠開空度とかなり似ているが、密度が 0.05 N m^{-2} と低かった。これらの結果は、林冠開空度、すなわち光環境以外の環境要因が*C. hirta*の分布に影響を与えていることを示している。

土壌の圧密の指標である仮比重は、Fig. 3-14に示したように、サイトAでは、R1の平均値が 1.5 g cm^{-3} 、T1が 0.9 g cm^{-3} 、F1が 0.9 g cm^{-3} で、

R1 で T1, F1 に比べて統計的に有意に高かった ($p < 0.001$)。サイト B では, R2 の平均値が 1.4 g cm^{-3} , T2 が 1.08 g cm^{-3} , F2 が 1.02 g cm^{-3} , R2 で T2, F2 に比べ有意に高かった ($p < 0.001$)。また, 土壌硬度は, Fig. 3-15 に示したように, サイト A では, R1 の平均値が 23.4 mm , T1 が 10.0 mm であり, R1 で T1 に比べて統計的に有意に高かった ($p < 0.001$)。サイト B では, R2 の平均値が 12.7 mm , T2 が 7.8 mm であり, R2 で T2 に比べ統計的に有意に低かった ($p < 0.001$)。以上のことにより, *C. hirta* はやわらかい土壌環境ではなく, 固い土壌環境に侵入・分布していることがわかった。また, *C. hirta* の多くは道沿いに分布しており, 観光客の立ち入りなどに伴う踏圧にも強い種であることが考えられた。

pH については, Fig. 3-16 に示したように, サイト A では, R1 の平均値が 5.0 , T1 が 4.6 , F1 が 4.7 で, R1 で F1 に比べて統計的に有意に高く, F1 で T1 に比べて有意に高かった ($p < 0.001$)。サイト B では, R2 の平均値が 4.9 , T2 が 4.8 , F2 が 4.5 であり, R2 と T2 で F2 に比べて有意に高かった ($p < 0.001$)。土地利用別に土壌 pH の差が見られたことから, *C. hirta* は土壌 pH が弱酸性の環境に分布することがわかった。

Fig. 3-17 に示したように, サイト A では, R1 の EC の平均値が 2.0 mS m^{-1} , T1 が 6.7 mS m^{-1} , F1 が 7.4 mS m^{-1} , R1 で T1, F1 に比べて統計的に有意に低かった ($p < 0.001$)。サイト B では, R2 の EC が 3.1 mS m^{-1} , T2 が 6.8 mS m^{-1} , F2 が 8.8 mS m^{-1} であり, R2 で T2 に比べ統計的に有意に低く, T2 で F2 に比べ統計的に有意に低かった ($p < 0.001$)。*C. hirta* の出現頻度の最も高い場所の土壌の塩類濃度は比較的低い場所であることがわかった。

TC (Fig. 3-18) については, サイト A では R1 の平均値が 4.0 t ha^{-1} , T1 が 12.8 t ha^{-1} , F1 が 12.9 t ha^{-1} で, R1 で T1, F1 に比べて統計的に有意に低かった ($p < 0.001$)。サイト B では, R2 の TC の平均値が 6.6 t ha^{-1} , T2 が 7.9 t ha^{-1} , F2 が 8.4 t ha^{-1} であり, F2 で R2, T2 に比べ統計的に有意に高かった ($p = 0.02$)。また, TN (Fig. 3-19) については, サイト A では R1 の平均値が 0.3 t ha^{-1} , T1 が 0.8 t ha^{-1} , F1 が 0.8 t ha^{-1} で, R1 で T1, F1 に比べて統計的に有意に低かった ($p < 0.001$)。サイト B では, R2 の TC の平均値が 0.46 t ha^{-1} , T2 が 0.51 t ha^{-1} , F2 が 0.55 t ha^{-1} で

あり、有意差が認められなかった。この結果から、*C. hirta*は土壌有機物含量の少ない場所に分布すると考えられた。

1990年代のはじめ頃にマレー半島のパソ森林保護区で発見された *C. hirta* の分布は、イノシシによる土壌のかく乱と関係があると報告された (Peters, 2001; Fujinuma and Harrison, 2012)。以上の結果から、観光活動区内、場所や土地利用によって *C. hirta* の分布状況に差があるものの、林道と遊歩道のみ *C. hirta* の侵入が確認され、国立公園における観光客のための大きな道路改変は *C. hirta* の繁殖を促進していると考えられた。また、*C. hirta* の出現頻度が最も高い場所はサイト B の R2 であり、R2 の林冠開空度、TC、EC は同じサイトの T2 に比べ有意に低かったが、土壌硬度、仮比重は T2 に比べて有意に高かった。よって、*C. hirta* は侵入先の林内でもある程度明るい光環境下に分布・侵入し、土壌は弱酸性で養分含量が比較的少ない、圧密された土壌環境に分布・侵入することが示された。

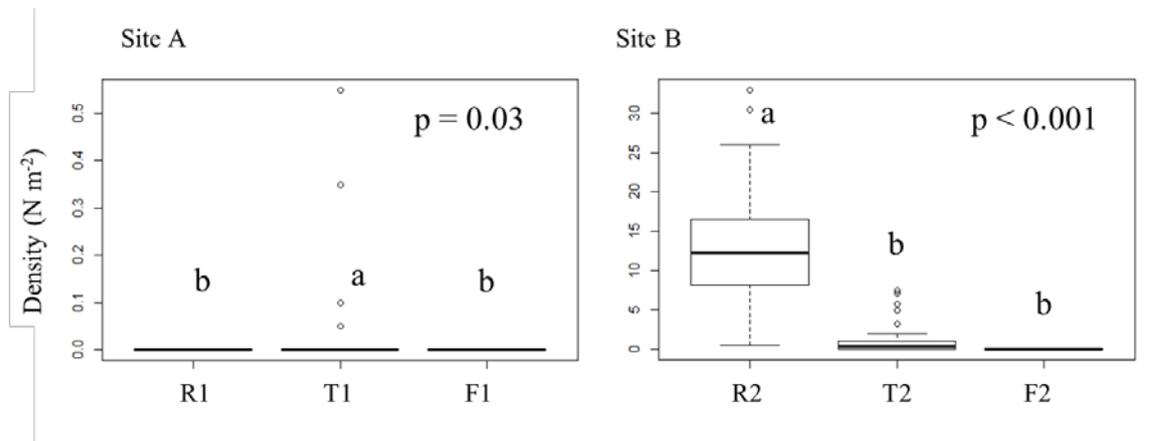


Fig. 3-12 The change of density in each site between vehicle road, nature trail and forest

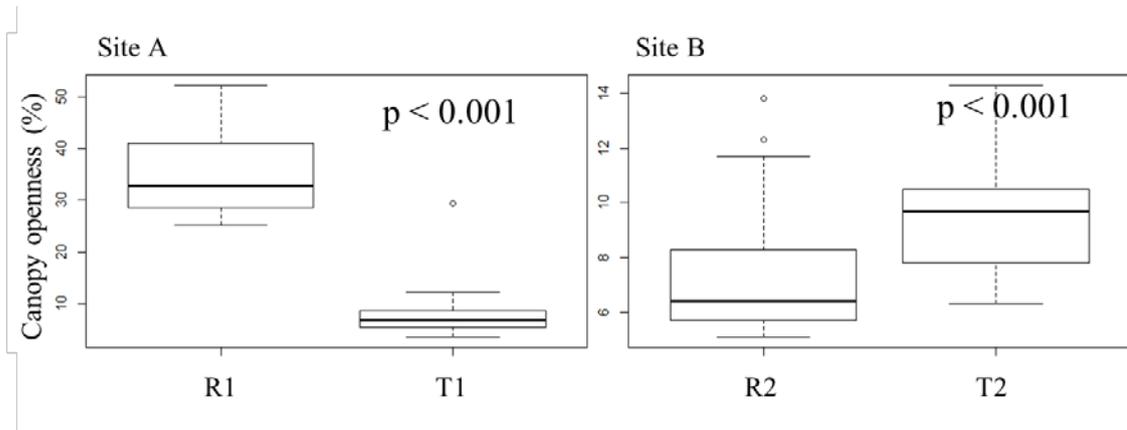


Fig. 3-13 The change of canopy openness in each site between vehicle road and nature trail

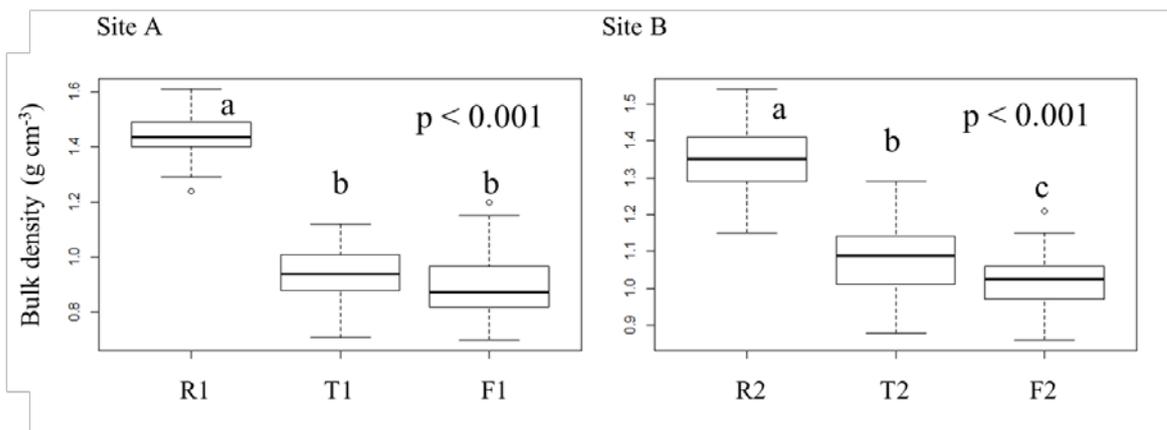


Fig. 3-14 The change of bulk density in each site between vehicle road, nature trail and forest

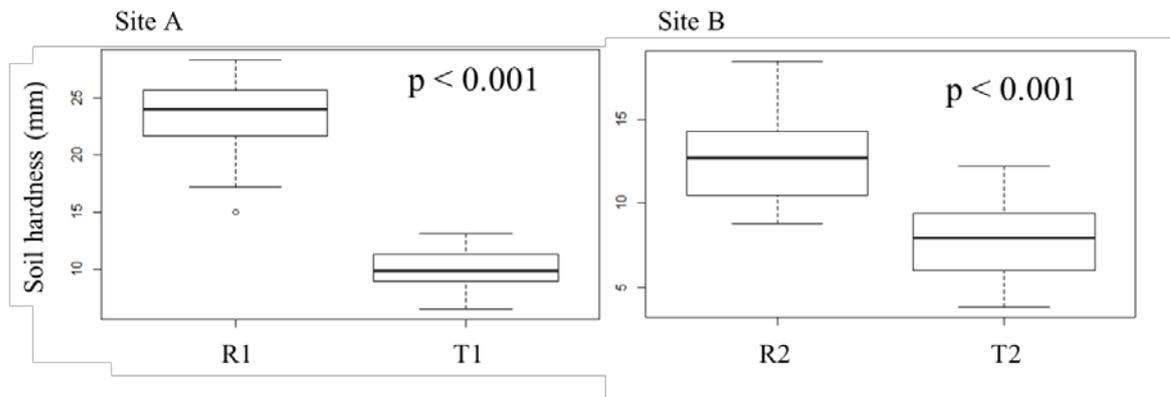


Fig. 3-15 The change of soil hardness in each site between vehicle road, nature trail

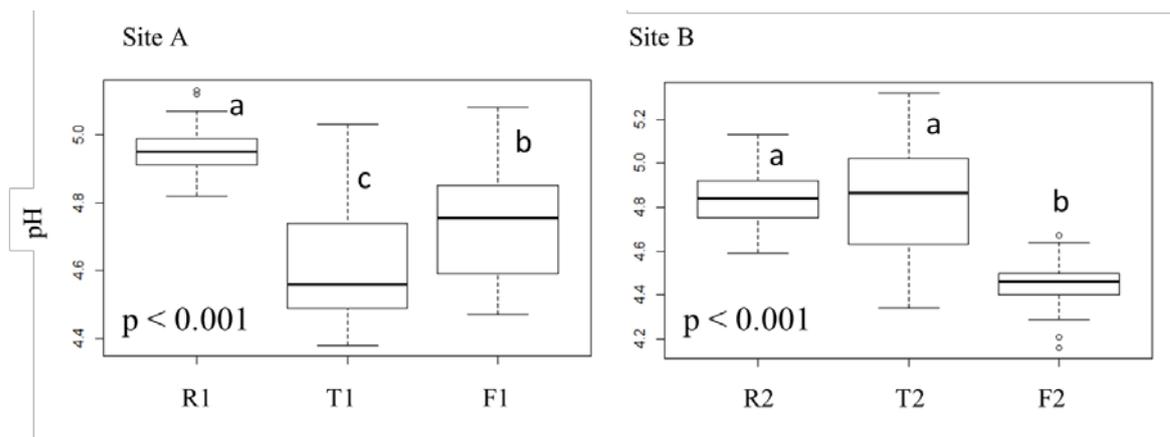


Fig. 3-16 The change of pH in each site between vehicle road, nature trail and forest

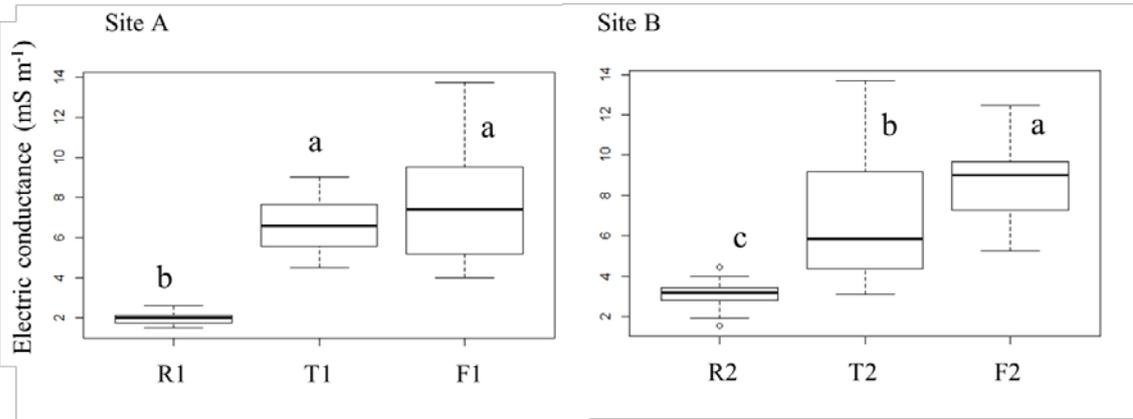


Fig. 3-17 The change of EC in each site between vehicle road, nature trail and forest

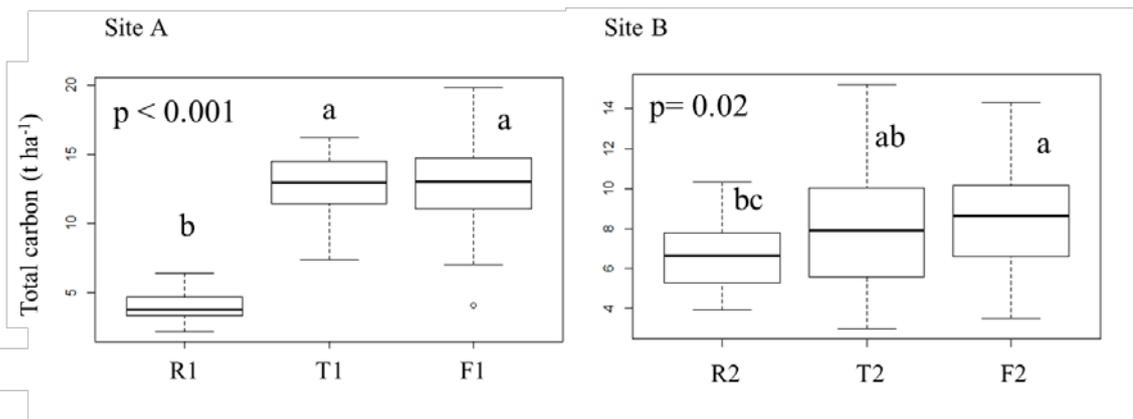


Fig. 3-18 The change of TC in each site between vehicle road, nature trail and forest

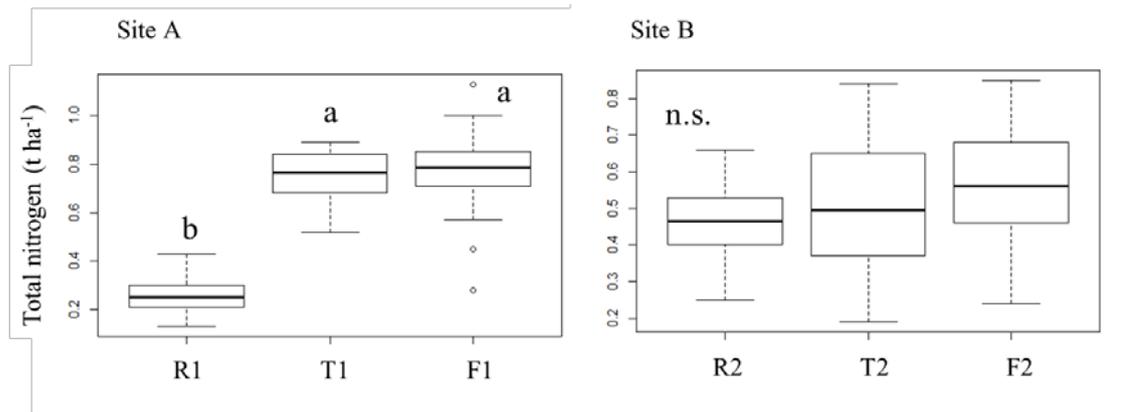


Fig. 3-19 The change of TN in each site between vehicle road, nature trail and forest

3.3.2 *C. hirta* 侵入要因の推定モデルの構築

C. hirta の分布に影響を与える環境要因を検討するため、①林道、②遊歩道、③林道と遊歩道を土地利用別に GLMM を構築し、AIC によるモデル選択を行った。GLMM を用いたモデル選択の結果を Table 3-1 に示した。

林道では、pH と林冠開空度の 2 つの説明変数を含むモデルがベストモデルとして選択された (AIC c = 285.6)。pH と林冠開空度が *C. hirta* の密度に有意な負の影響を与えており、特に林冠開空度は最も大きな寄与効果を持っていた。このことは、林道では、*C. hirta* は pH が低くかつ比較的暗い環境下に侵入しやすいことを示している。

遊歩道では、仮比重と TC がベストモデルとして選択された (AIC c = 276.1)。仮比重による有意な正の影響と、TC による有意な負の影響が見出された。遊歩道の *C. hirta* の侵入条件は林道と異なり、有機物含量が少なく、土壌が圧密された環境であることが判った。

林道と遊歩道を同時に推定した場合には、林冠開空度と TC がベストモデルとして選択された (AIC c = 276.1)。林冠開空度と TC の両方が有意な負の影響を与えていた。よって、2 種類の道路を合わせて解析すると、林冠開空度と TC が *C. hirta* の生息に重要な環境要因となることがわかった。

以上の結果から、林道では、*C. hirta*は土壌が弱酸性で、暗い環境が好ましいが、もともと光環境が悪い（暗い）遊歩道では、*C. hirta*は有機物含量の少ない、土壌が圧密された環境が好ましいと考えられた。また、2種類の道路を合わせてみると、*C. hirta*は有機物含量の少ない、ある程度明るい環境が望ましいことが考えられた。以上のように、土地利用の違いによって、*C. hirta*の侵入要因が大きく異なることがわかった。

Table 3-1 GLMM coefficients of environmental variables to explain *C. hirta* density in different transects estimated by model averaging (< 4 AICc)

	Variables	Estimate	SE	z	RVI
Vehicle road	Bulk density	-0.14	0.19	0.70	0.27
	pH	-0.34	0.14	2.49 *	0.94
	EC	0.30	0.21	1.40	0.45
	Total carbon	-0.23	0.19	1.20	0.36
	Canopy openness	-4.40	0.61	7.05 ***	1.00
Nature trail	Bulk density	1.43	0.67	2.09 *	0.81
	pH	-0.71	0.53	1.31	0.42
	EC	1.21	0.65	1.84	0.37
	Total carbon	-1.31	0.65	1.99 *	0.82
	Canopy openness	-1.03	0.83	1.22	0.46
Vehicle road and nature trail	Bulk density	0.01	0.30	0.04	0.20
	pH	-0.36	0.23	1.56	0.54
	EC	-0.05	0.25	0.21	0.20
	Total carbon	-0.36	0.23	2.89 **	1.00
	Canopy openness	-2.72	0.58	4.62 ***	1.00

SE: standard error of the mean; ***: $p < 0.001$, *: $p < 0.05$; RVI: relative variable importance; all factors are normalized.

3.3.3 *C. hirta*の分布と環境要因の関係

土壌の状態に関連する条件では、pH、TCと仮比重が*C. hirta*の生息に重要な環境要因であると考えられた。一般的に、外来種は原生地に比べ侵入地で活発的で、資源の乏しい環境でも在来種を打ち負かすことができると指摘されている（Funk and Vitousek, 2007; Parker et al., 2013）。調査対象区では、*C. hirta*は弱酸性で養分に乏しい場所で生息していること

から、観光客による踏圧が増加し公園内の裸地化が進んだ場合、*C. hirta*の分布も拡大する可能性が考えられた。外来種の侵入は直接的または間接的に在来種を単一な外来種に入れ替え、種の絶滅を促進することにより、生態系に影響を与える可能性がある」と指摘されている(Phillips, 1997; Cronk and Fuller, 2001; Rejmánek, 1996)。公園内では、*C. hirta*は線的に林道、遊歩道に侵入・分布し、その一帯の植生群落は単一化しており、ほかの植物種を発見することは殆どなかった。このことは、*C. hirta*が道沿いに広く蔓延することで、その周辺の在来種の分布に大きな影響を与えることを示唆している。Hattori et al. (2013)は土を締固めるようなことを停止した後長い時間を経ても、土壌の圧密は森林植生の成長に悪い影響を与えると報告しているが、*C. hirta*は道沿いに広く分布しており、人間の踏みつけに強い種と考えられた。

また、パソの森林保護区では*C. hirta*は林内のギャップや比較的明るい場所で発見され、これは本研究でも同じような結果があった。さらに*C. hirta*は林冠開空度が7.3%程度の被陰環境が好ましいことがわかった。

以上のことにより、*C. hirta*の分布については、土壌のpH、TC、仮比重、林冠開空度が規定要因になり、土地利用別に異なる生息環境を要求することを明らかにした。

3.4 まとめ

トレッキングツアー等の線的な観光利用に起因する外来種の侵入メカニズムを解明するために、マレーシアのエンダウロンピン国立公園において、一般化線形混合モデルを用いて、環境要因（土壌環境と光環境）が外来種*C. hirta*の分布に与える影響を土地利用毎に解明した。得られた結果は以下になる。

①観光活動区では、合計1,877個体の*C. hirta*の侵入が確認され、これらすべては林道および遊歩道でのみ観測され、林内では観測されなかった。よって、*C. hirta*は踏圧に強い種と考えられた。サイトBのR2では他のトランセクトに比べて*C. hirta*の出現個体数が多かったことから、場所に

よって *C. hirta* の分布状況に差があると考えられた。また、*C. hirta* が道沿いに分布していたため、国立公園における観光客のための大きな道路改変は *C. hirta* の繁殖を促進していると考えられた。

② *C. hirta* の分布に影響を与える環境要因として、光環境が多様な林道では林冠開空度と土壌 pH が抽出された一方、光環境が総じて悪い（暗い）遊歩道では土壌硬度と TC が抽出された。このことから、土壌の pH, TC, 仮比重, 林冠開空度が *C. hirta* の生息に重要な環境要因であると考えられた。また、土地利用別に異なる侵入・分布要因が存在することを明らかにした。

C. hirta が林道や遊歩道の道沿いに分布していたことから、観光活動と外来種の侵入・分布が関係している可能性は高いと考えられた。土地利用毎に *C. hirta* の侵入規定要因は異なり、林道では光環境、遊歩道では土壌環境であることを示した。また、*C. hirta* は貧栄養かつ圧密された土壌環境でも生き延びるため、在来種の生育に影響を与える可能性も示唆された。

4章 面的な観光利用に伴う土壌ち密化の空間特性評価

4.1 研究背景と目的

4.1.1 中国における草原の概況

中国の大陸は地形、気候、人口密度、農業生産形態などにより、東北の大興安嶺から、呂梁山脈、秦嶺の太白山を経て、西南方向の青蔵高原の東縁まで描く一本の斜めの線によって2つに分けることができる。中国の地形は全体的に西高東低の様子を呈し、海から遠く離れている西北側は気候が乾燥であり、人口密度が低く、都市経済や産業の発達が遅れているが、草原を利用した牧畜業が主な農業生産活動である。それに対して、海に近い東南側は気候が湿潤で、人口と都市が密集し、稲作と畑作を中心とする耕作農業が展開されている。

北部の高原地帯には広大な自然草原²が広がっている。面積は393万 km²、国土総面積(960万 km²)の41.7%を占めている。草原は面積的に中国の最大の陸域生態系である。この地帯は、行政区分からいえば、内モンゴル、チベット、新疆、青海、甘肅、寧夏といった西北諸省・自治区、隣接の東北3省及び四川省などの地域に相当する(Fig. 4-1)。北部地域は乾燥・半乾燥気候下にあり、年間降水量と日射量が非常に不均等で、土地生産性が低く、生態環境が非常に脆弱だという特徴をもつ。降雨量の年間変動は大きいものの、降雨は夏の6月から9月までに集中的に降るため、夏の数ヶ月間は気温が高く日照も充分なので、植物生長は比較的旺盛であり、乾燥に強い牧草類や砂生植物は辛うじて生長できる。また、秋は短く、10月に入ると急激に気温が低下し、植物は枯れ、その後の冬から春にかけては、地面の植物被覆がほとんどない状態となる。

²中国には自然草原と人工草地があり、人工草地は面積が小さく、自然草原の4.68%しか占めない。

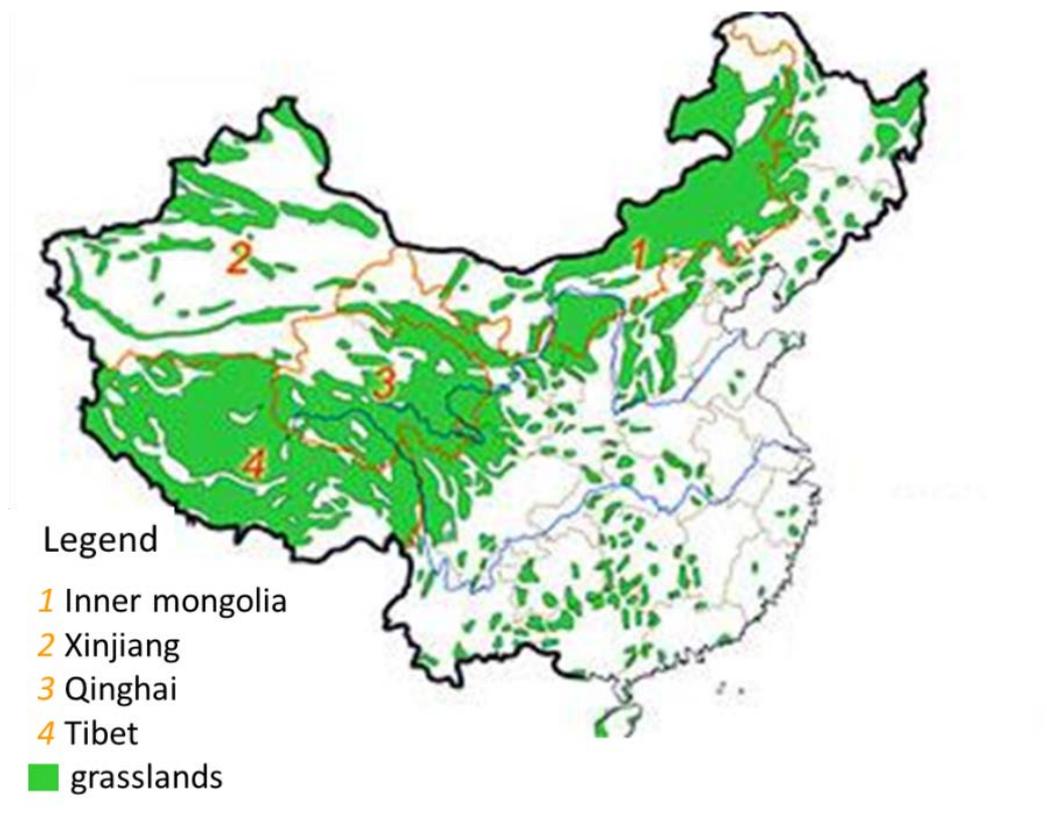


Fig. 4-1 Map of grassland resources in China (Revised based on <http://www.jxlsxy.com>)

中国は国土が広く、地理環境や気候条件の変化が大きいため、独特な草原類型を形成している。張（1995）によると、主要な草原類型は典型草原 (Typical steppe)、荒漠草原 (Desert steppe)、高寒草原 (Alpine steppe) と草甸草原 (Meadow steppe) が挙げられる（中国での草原区分）が、それらは帯状分布を呈しており、その分布地域と存在状況は次の通りである。

①典型草原：これは中国内の草原総面積の 28.3% を占め、内モンゴル自治区や東北 3 省、チベット高原の東北部に広く分布している。これらの地域の年間降水量は 250～400 mm で、主な植生優占種は *Stipa grandis* P. Smirn., *Cleistogenes squarrosa* (Trin.) Keng などであり、分布する主な土壌類型は Argiborolls, Haplustoll (USDA 分類) である。

②荒漠草原：これは中国内の草原総面積の 22.6% を占め、内モンゴル自治区の中北部、甘粛省の東部、寧夏省の中部、新疆ウイグル自治区の北部

などの地域に集中している。年間降水量は 50～200 mm と非常に少ない。植被も少なく、植生は *Stipa glareosa* P. Smirn., *Stipa tianschanica* Roshev. var. *gobica* (Roshev.) P. C. Kuo など乾燥に強い種が優占し、分布する土壌は主に Aridic Argiborolls, Camborthids, Sierozem (USDA 分類) がある。

③高寒草原：これは中国内の草原総面積の 16.7% を占め、主に平均標高が 4,000 m 以上のチベット自治区、新疆ウイグル自治区、青海省等高原地帯に分布している。これらの地域は気候が寒く乾燥し、日照時間が長く、空気が薄く、朝晩の温度差が激しく、年間降水量は 100～300 mm である。主な植生優占種は *Carex parva* Nees, *Stipa purpurea* Griseb., *Kobresia humilis* (C. A. Mey. et Trautv.) Sergiev. などが挙げられ、分布する土壌は Cryaquoll, Cryoborolls (USDA 分類) がある。

④草甸草原：これは中国内の草原総面積の 11.3% を占め、主に内モンゴル自治区の東北部や東北 3 省の北部に集中している。水分条件が比較的に良く、一般的には年間降水量が 350～450 mm である。植物成長量は比較的豊富で、植物被覆率と産草量は高い。植生優占種は *Leymus chinensis* (Trin.) Tzvel. と *Stipa baicalensis* Roshev. があり、分布する土壌は主に Argiborolls, Haplustolls (USDA 分類) がある。

ところが、1960 年代から西北部における草原の退化（劣化）問題が顕在化し始めた（李, 1997）。現在、中国の利用可能な草原面積は 331 万 km² と推定されているが、その約 90% では程度の差はあれ草原退化が進行している（中国国家環境保護総局, 2007）。草原は乾燥もしくは半乾燥地域に位置するため、干ばつや砂嵐など自然災害に見舞われやすく、生態環境が非常に脆弱である。そのうえ、過度な資源獲得などの人為的な要因が加わるため、年間約 200 万 km² の速度で退化が進行しているとされる（李, 1997）。ここで、草原退化とは植生バイオマス量や植被率の減少、種組成の変化、土壌硬度の増加や土壌有機物の減少、塩類化することを意味し、草原生態系の非生物的要素に影響するだけでなく、生物的要素である生産者、消費者、分解者や、草原生態系の機能と構造にも影響するため、結果として草原生態系全体の劣化を招き（陳ら, 2003）、砂漠化の主要因の 1 つである（李,

1997)。

4.1.2 中国北部における草原退化の機構

前述したように中国北部では、草原退化という環境問題が深刻化している。草原地域では牧畜を主要な生業としているため、一旦草原の生態環境が劣化すると、牧草の生産量と品質が低下し、草原の利用価値は大きく損なわれる。また、草原退化は牧畜産業の持続的な利用に悪影響を与えるだけでなく、砂漠化した草原は砂嵐の主要な発生源となり、他地域の住民の生活環境にも悪影響を与えている（陳ら、2003；李、1997；中国農業部、2000）。中国北部における大規模な砂嵐は、1950年代に5回、60年代に8回、70年代に13回、80年代に14回、90年代に23回発生した（樊ら、2009）。さらに、90年代から砂嵐の発生頻度と強度が増加した結果、隣国の朝鮮半島や日本列島にも黄砂の被害を及ぼしている。

草原退化は干ばつ、風食、水食、塩害、地下水の変化などの自然的要因と過放牧・過耕作や過剰利用（過度の開墾や採草、無秩序な藁草や薪の採取）などの人為的要因が複雑に絡み合って引き起こされている（李、1997；李ら、2003；張・張、2002；趙、2007）。従来からここに暮らすモンゴル族は草原との長い付き合いを通じて草原と人、動物の調整機能を身に付けてきた。家畜の放牧を自由に移動することによって草原生態系のバランスを維持してきた。しかし、1949年に中華人民共和国が建国した後、一連の政策・制度や人為的経済活動により草原の生態環境に影響を与えた。この結果進行した草原の過剰利用は、牧草の生産量と品質を低下し、草原生態系を構成する生物の生息にも強い影響を及ぼし、草原価値を大きく損なう結果となった（樊ら、2009；丸山、1995）。

樊ら（2009）の研究によると、中国北部の草原では、1960年代から70年代まで大規模の開墾が行われ、土地の砂漠化が急速に拡大した。1949年中華人民共和国が建国した後、政府の「食糧を綱領とする」という政策の下、内モンゴル自治区、新疆ウイグル自治区、青海省などの地域において草原が大規模に開墾された。特に1955～1956年、1958～1962年、1970～

1973年に実施された3度の大開墾により、多くの草原が砂漠化し、退化した草原の面積は約1.17万km²となった。これらは主に、内モンゴル自治区のホルチン草原やオルドス草原の中部と西南部などの地域に分布している。

また、既往の研究では草原退化を招いた主要な原因は過放牧とされている（姜，1988；汪ら，1998；王ら，2007；烏ら，2004）。1949年以後、遊牧民の定住化政策³の推進や中国国内の食肉需要の急激な伸びにより、内モンゴル自治区、甘粛省、新疆ウイグル自治区と青海省など主要な牧畜業生産基地の家畜飼育頭数が激増し、農産物の産量は自給だけではなく、輸出できるほど発展してきた（伊藤ら，2006；丸山，1995）。この牧畜業の発展の結果、家畜頭数が大幅に増加したため、草原地域における過放牧という問題が顕在化した。単位面積当たりの家畜飼育頭数の増加により草原の許容範囲を超えることを過放牧という。過放牧は草原の質と量の両方の悪化をもたらし、家畜の頻繁な摂食により、植生のバイオマスが減少すると同時に、家畜に好まれる草種が集中的に食べられ、嗜好性の低い・有毒な草種が残ってしまう（陳ら，2003）。また、過放牧の原因には、上述した定住化政策や中国国内の食肉需要の影響下で起こった現象とは言えるが、全国の草原地域に導入された土地請負制度⁴の影響もあると言われている（阿柔瀚巴図，2003）。土地請負制度の導入により、遊牧民は個別経営者となったが、それに伴い新たなコストが発生した。収益の向上を求めるために、遊牧民は経済価値の高いヤギの飼育や家畜の頭数を増やすなど新しい牧畜経営を展開してきた。しかし、ヤギは草本植物を根元から摂食するという食性があるため、植物に再生不可能なダメージを与えることが知られており、大量に飼育されたヤギが草原退化へ与えた影響も大きいという報告もある（阿柔瀚巴図，2003）。

³ 1980年代以降、社会インフラ整備の改善や戸籍管理上の便宜を図るため、中国政府は遊牧民に対して従来の遊牧を廃して定着型の農耕と牧畜を行わせる、いわゆる定住化政策を推進してきた。この政策の実施により、遊牧による牧畜業が定住した場所で放牧するようになった。

⁴ 「草地共有，請負経営，家畜の価格評価，戸有戸養」という政策。

4.1.3 フルンボイル草原の概要とその退化の現状

北部地域にある内モンゴル草原は中国草原総面積の約 1/4 を占めており、主にフルンボイル草原、シリングル草原、ホルチン草原、オルドス草原、ウランチャンプ草原などからなっている（中国国家環境保護総局，2007）。このうち、フルンボイル草原は草質が優良で、中国で最も有名な草原として知られている。フルンボイル草原は内モンゴル自治区の東部に位置し、面積は約 8.1 万 km²である。主要な草原類型は上記に述べた帯状分布を呈した典型草原と草甸草原以外、微地形や微環境から生まれた低平地草甸（Lowland meadow）、山地草原（Mountain steppe）もあり、それぞれが草原総面積の 38.4 %、18.2 %、26.5 %、9.1 %を占める（楊・王，2012；張，2011）。また、植生については、維管束植物が 78 科、342 属、888 種も存在し、うち、120 種以上が牧草で、牧草の王国とも言われている（尹，2008；趙，1987）。

しかし、ここ数十年フルンボイル草原は生態環境が劣化の一途をたどっている。退化した草原面積が利用可能な草原面積に占める割合は、1965 年には 12 %～14 %であったが、1985 年には 21 %、1997 年には 30 %を超え、2004 年には 49 %に達した（趙，2007）。1974 年以降、草地の植被率の減少（15 %～25 %）、草丈の低下（10～18 cm）、一次生産量の低下（30 %～50 %）、雑草類（非牧草）の割合の増加（10 %～45 %）などが起きている。現在、退化した草原の面積は 4.0 万 km²に達している（楊・王，2012）。その退化の主な原因としては第一に過放牧や過開墾が挙げられるが、そのほかにも石炭資源の乱掘や油田探査などの開発、薬草の過剰採取などもフルンボイル草原の悪化を招いたとされている（樊ら，2009；趙，2007）。

4.1.4 フルンボイル草原における観光の現状

近年、フルンボイル草原では草原の自然や文化、少数民族の民俗習慣などを対象とする草原観光が盛んになってきた。90 年代、内モンゴル自治区では、インフラの改善に伴って国内観光市場が急速に発展し、観光開発や

観光施設の建設が増加した（杜，2009；中国国家観光総局，2010）。1999年，フルンボイル市は中国国務院の国家生態モデル区⁵に選ばれ，2003年には「フルンボイル市観光発展総計画書」が発表されたことで，2003年の観光客人数は201.3万人に達した。それ以来，観光客数と観光総収入は順調に増えつつある（Fig. 4-2）。さらに，2005年「中国国家地理」に中国一美しい草原として選出された結果，大勢の観光客がフルンボイル草原に押し寄せることとなり，当地の経済は大きく発展した（杜，2009）。2012年には，年間946万人の観光客が訪れており，フルンボイル草原には，国家A級観光地⁶は30ヶ所が存在するが，そのうち，5ヶ所がAAAA級の観光地である。

一方，現在までのところ，過放牧に伴う植生および土壌特性の変化についてはある程度知見の蓄積が進んでいるものの（李ら，2008；田村ら，2010），観光活動が草原植生および土壌に与える影響についてはまだ十分検討されていない。近年注目されるようになったフルンボイル草原は，観光によるオーバーユーズが草原退化の程度を増大させる恐れがある。実際，観光地の開発，観光施設の建設，観光活動項目の増加などにより草原土壌が劣化していると指摘されている（呂ら，2008）。また，観光利用が草原退化を引き起こし，その退化は踏圧の増加が主な原因であるという報告もある（斯日古楞ら，2015）。しかしながら，これまでの研究からは，観光利用（踏圧）の影響が空間的にどこまで広がっているかに関しては検討されておらず，そのため具体的な観光利用の改善策を提言するには至っていない。草原の観光資源を持続的に維持するためには，草原観光などの面的な観光利用が草原退化に与える空間的な影響を解明し，その結果に基づいた土地管理方法を提言することは不可欠である。

⁵経済，社会，自然の持続的な発展を維持するため，生態環境を配慮しながら，経済開発を行い，人間と自然の調和を構築することを目指している地域のこと。

⁶中国では，「観光景勝地における質量等級の分類および評定」と「観光景勝地における質量等級を評定する管理方法」の国家標準に従って，交通，観光，安全，衛生，郵便・電信サービス，ショッピング，経営・管理，資源と観光の保護，観光資源の吸引力，市場の吸引力などの面から，観光地のレベルを上位からAAAAA，AAAA，AAA，AA，A級の5級に分けている

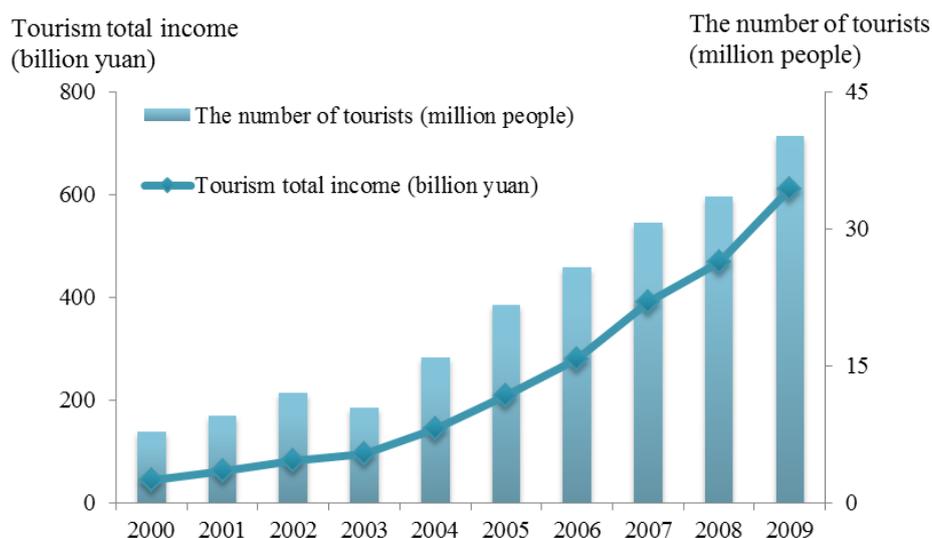


Fig. 4-2 The number of tourists and tourism total income of Inner Mongolia (2000 – 2009) (Created based upon statistical data from China National Tourism Administration, 2010)

4.1.5 研究目的

面的な観光利用に起因する土地資源の劣化に及ぼす影響の評価手法の確立とそれに基づく具体的な改善策を提言するために、本研究は、観光利用が盛んな中国内モンゴル自治区のフルンボイル草原の観光地において、観光利用が植生および土壌に与える影響を評価し、ジオスタティスティクス (Geostatistics: 空間統計学) を用いて観光利用が与える土壌硬度への空間的影響の距離を算出し、観光利用に伴う土壌硬度の空間変動を解析することを目的とする。

4.2 調査方法

4.2.1 調査地の概要

観光利用に伴う土地資源の劣化を評価するため、2010年7～8月と2011

年7～8月にフルンボイル草原の陳バルグ旗（Old Barag Banner）に位置するボルテ観光地（49° 15′ N, 119° 11′ E, 標高 626 m）において、乗馬や散策などの観光活動の有無により利用区と非利用区を設けて現地調査を実施した（Fig. 4-3）。利用区内においては、観光客は一帯を自由に散策できる一方で、乗馬用の馬の活動範囲は建物やトレイルの外部に限定されている。両区の情報 は Table 4-1 の通りである。ボルテ観光地は 2008 年に開業した観光地で、夏季の6月下旬から8月下旬までを営業期とし、面積 5 km²、著者による概算では年間約 1 万人の観光客が訪れる。観光地化される以前は採草地として利用され、年一度 8 月中旬に *Leymus chinensis* (Trin.) Tzvel.（シバムギモドキ、イネ科）が採草されていた。利用区には、大ゲル（Large yurt：遊牧民族の伝統的な居所で、ここでは観光サービスセンターとして利用）を中心とするコンクリート造のゲル群（Yurt：レストランとして利用）があり、その周りに観光客や従業員専用のコンクリート造のトレイルが舗装され、キャンプファイヤーやオボ（Aobao:石を円錐形または円筒形に高く積み上げたもので、モンゴル族の崇拜物または祭壇であると同時に、道標や境界標の役目も果たす）、乗馬施設が完備されている。

対象地は中温帯半乾燥大陸性気候（中国での気候区分）に属し、年平均気温が -5.6℃、年平均降水量が 272.8 mm である（中国気象局, 2014）。日照時間は長く 2700～3400 時間に及ぶ。緯度が高いため、日照は夏季に集中する。最も寒い1月の平均気温は -27.9℃で、最も暑い7月の平均気温は 19.6℃と気温の月変動が大きい。年平均風速は 3.5～4.0 m s⁻¹ と高いが、春季の平均風速は 5.1 m s⁻¹ である。また、原植生は *L. chinensis* および *Stipa baicalensis* Roshev.（和名なし、イネ科）であり、土壌は暗色栗色土が卓越する（王ら, 2007）。

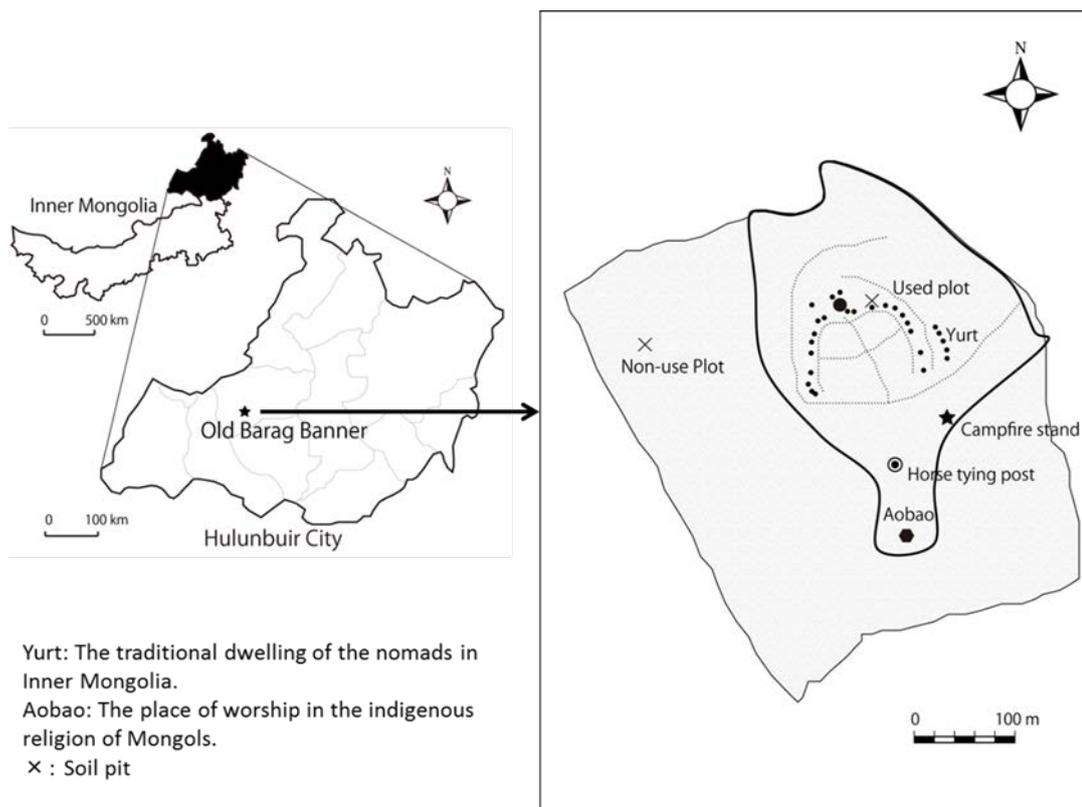


Fig. 4-3 Location of the study area

Table 4-1 Information of the study area

Study area	Used plot	Non-use plot
Location	Old Barag Banner, Hulunbuir City, Inner Mongolia Autonomous Region	
Coordinates	49°15' N, 119°11' E	
Climate	Dry savanna	
Land form	Plateau	
Parent material	Loess	
Elevation	626m	624m
Slope	Level (<3°)	
Drainage	Well drained	
Land use	Tourist site	
Original vegetation	<i>Leymus chinensis</i> and <i>Stipa baicalensis</i>	

4.2.2 土壤調査

観光利用が土壤理化学性に及ぼす影響を明らかにするために、両処理区

において土壌調査ハンドブック（日本ペドロロジー学会編，1997）に従い深さ 1 m の断面を作成し，土壌の実態を調査した。両区とも凹凸のない平坦な同一の台地上に位置しており，非利用区と利用区は約 200 m 離れている。各層から採取した計 13 点の試料について風乾後に篩別を行い，2 mm 以下の風乾細土を一般理化学性の分析に供した。有機炭素含量（OC）はチューリン法によって定量した。炭酸塩の量は「Procedures for soil analysis 6th edition」（ISRIC and FAO, 2002）で推奨されている方法（Van Reeuwijk, 2002）により測定し，炭酸カルシウム量とした。また，一部を微粉碎し，全窒素含量（TN）を測る際に元素分析装置（NC-800-13N，住化分析センター）を用いて乾式燃焼法にて測定し，C/N 比は OC と TN の比とした。また，易分解性有機物量の指標として，比重 1.6 以下の軽比重画分炭素および窒素（LFC および LFN）を Kadono ら（2008）の方法に従い測定した。交換性陽イオン（Na⁺，Ca²⁺，Mg²⁺，K⁺）は pH7 - 1*N* 酢酸アンモニウム溶液で処理し，原子吸光分光光度計（AA-160，島津製作所）で定量した。また，陽イオン交換容量（CEC）は交換性陽イオン抽出残渣をアルコールで洗浄し，アンモニウムイオンを抽出した溶液をケルダール装置で蒸留し，滴定法により定量した。粒径組成については，粘土含量およびシルト含量をピペット法で，細砂含量，粗砂含量を湿式篩別法で測定した。pH（H₂O）については，土壌の表層土では吸水力が大きいいため土液比 1:5 でガラス電極法を用いて，また電気伝導度（EC）については，水浸出法にて同じく土液比 1:5 で測定した。これらの分析方法は土壌環境分析法（土壌環境分析法編集委員会，1997）に準じた。

また，観光利用の増加に伴い踏圧による表層土壌の物理性への悪化が懸念されることから，両処理区で土壌硬度を測定した。具体的に，各区においておよそ 20 m×20 m（400 m²）の密度で山中式土壌硬度計（No. 351，藤原製作所）により表層土の貫入深を 5 反復で測定し調査を行った（全 434 地点）。山中式土壌硬度計は高さ 40mm，底面直径 18mm，頂角 25° 22' の円すい体の一部を，土中に圧入させるに要する抵抗をバネの縮小長さによって読み取るものである（山中・松尾，1962）。硬さを増すほど大きい値を示す。硬度の表示方法として，一般的には指標硬度すなわちある硬度に mm

対応するバネの縮長の最大値 (mm) がよく利用されている。

4.2.3 植生調査

観光利用が植生に及ぼす影響を明らかにするために、各区において 50 cm × 50 cm のコドラート (枠) を 5 反復で設置し、各コドラート中に出現した種の組成、草丈、植被率、株数を測定した。植生調査はコドラート内の全ての草本地上部を刈り取るのが定法 (鳥ら, 2004) であるが、観光地の景観を破壊する恐れがあったことから、本研究では植生を刈り取らず、植生調査を実施した。植被率についてはコドラート内の地面に対する植物の投影面積を目視により推定した。また、地上部バイオマス量については、2010 年の予備調査の結果を基に次式で推定した：

$$B_i = \beta_i \times H_i \times N_i$$

ここで、 B_i は i 種の地上部バイオマス量の推定値 (g)、 β_i は予備調査の結果から算出した i 種の単位株数単位草丈あたりの地上部バイオマス量 (g 株⁻¹ cm⁻¹)、 H_i は i 種の平均草丈 (cm)、 N_i は i 種の株数 (株) である。

また、群落の多様性指数を Shannon-Wiener の H' (Shannon ら, 1949) を用いて算出した。 H' は次式で表わされる。

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$$

ここで、 S は種数、 p_i は p_i 種の確率である。

優占種については Ohsawa (1984) の方法を用いた。優占種判定法とは、各プロットの実際の相対優占度の配分状態を優占種数のモデルにおける配分状態と比較し、その偏差が最小になるような優占種数を採用して優占型を命名する方法である (Ohsawa, 1984)。これは次式で最小の分散 σ^2 示した種数の理論値を求め、相対優占度の上位から、その種数分だけの種を優占種

とするものである。

$$\sigma^2 = \sum_{i=1}^x (x_i - x)^2 / Ns$$

ここで、 x_i は上位から i 番目の構成種の相対優占度（ここでは全構成種の植被率の積算値を 100 としたときの各種の植被率の相対値）、 x は群落の種数によって決まる理論値(1 種ならば 100, 2 種ならば 50, 3 種ならば 33.3 とする)、 Ns は総種数である。

4.2.4 統計処理

観光利用が草原の植生と土壌に影響を与えるか、またその影響を定量的に解明するために、植被率、種数、多様性指数、優占種の草丈と株数、および表層土の土壌硬度の平均値を用いて Student の t 検定で利用区と非利用区の比較を行った。用いた統計ソフトは R2.12.2 (R Development Core Team, 2009) であり、有意水準を $p < 0.05$ とした。

4.2.5 空間的変動の解析

観光利用に伴う土壌硬度の空間変動を明らかにするため、ジオスタティスティクスを用いて土壌硬度の空間依存距離を算出した。矢内・小崎(2000)によると、ジオスタティスティクスとは空間的に分布した特性値の空間依存性を解析するとともに、その空間変動を推定予測し、特性値の空間的変異性、不均一性を評価する手法である。今までジオスタティスティクスは鉱物学や地理学、土壌学など学問分野において、研究対象の空間変動を解析する手法として適用されてきた。測定値の空間依存性の解析には一般にセミバリオグラム（ある距離だけ離れた全ての組み合わせの分析値の差の二乗平均を距離に対してプロットしたもの）を使用し、次式のように表される：

$$\gamma(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [Z(x_i) - Z(x_i + h)]^2$$

ここで、 h はサンプリング間隔、 $\gamma(h)$ はセミバリエンス、 $N(h)$ は距離 h だけ離れたすべての組み合わせ、 $Z(x)$ は地点 x の分析値である。ラグ h の時のセミバリエンス $\gamma(h)$ は、 $N(h)$ の分析値の差の二乗平均から求められ、その距離での分析値間のばらつきの程度を表す。

各区で得られたセミバリオグラムに対して GS+ Version 9 for Windows (Gamma Design Software, 2011) を用いて球状モデル等を当てはめ、空間依存性の程度を表す Q 値（シル（データの内在的なばらつき）からナゲット（説明できない偶然のばらつき）を引いた値をシルで割ることで Q 値を算出でき、この Q 値が小さいほど近い地点同士の測定値のばらつきが大きいことを、この Q 値が大きいほど近い地点同士の測定値のばらつきが小さいことを示す。従って、Q 値が 0 に近いほど空間依存性は低く、1 に近いほど空間依存性が高くなる）を算出するとともに、空間依存距離の指標であるレンジを求めた。その後、各処理区の土壌硬度の空間的変動を地図化するために、ArcGIS9.3.1 (ESRI, 2010) を用いて、カーネル内挿法により土壌硬度の空間分布図を作成した。

4.3 結果と考察

4.3.1 観光利用が植生に与える影響

観光利用が草原植生に与える影響を定量的に解明するために、植被率、種数、多様性指数、地上部バイオマス量、優占種の草丈と株数の平均値を用いて利用区と非利用区の違いを比較した。その結果は以下になる。

4.3.1.1 種組成, 種数および多様性の変化

両処理区で観測された草本の科名と種名を Table4-2 に示した。両処理区でイネ科のほか, カヤツリグサ科やキク科, マメ科の草本も見られた。両処理区で *L. chinensis* (シバムギモドキ・イネ科:優良牧草), *S. baicalensis* (和名なし・イネ科:優良牧草) と *Carex duriuscula* C. A. Mey. (ノヤマスゲ, カヤツリグサ科:退化の指標植物) 以外, 耐乾性植物の *Cleistogenes squarrosa* (Trin.) Keng. (和名なし) も見られた。*C. duriuscula* の出現頻度が最も多く, 利用区では 2,763 個体 (調査区全体の 89.7%) を, 非利用区では 939 個体 (非利用区全体の 64.1%) を確認した。観光行動により草原退化の指標植物である *C. duriuscula* の個体数を増加させたと考えられる。

Table 4-2 Grass families, species, number of individuals (n) and relative abundance (%) at each plot

Family	Species	Used plot		Non-use plot	
		n	%	n	%
Poaceae	<i>Leymus chinensis</i>	168	5.5	225	15.4
	<i>Stipa baicalensis</i>	32	1.0	67	4.6
	<i>Cleistogenes squarrosa</i>	102	3.3	94	6.4
Cyperaceae	<i>Carex duriuscula</i>	2763	89.7	939	64.1
Liliaceae	<i>Allium ramosum</i>	6	0.2	8	0.5
	<i>Allium bidentatum</i>	0	0.0	1	0.1
Asteraceae	<i>Artemisia frigida</i>	3	0.1	0	0.0
	<i>Artemisia scoparia</i>	0	0.0	3	0.2
	<i>Serratula centauroides</i>	0	0.0	1	0.1
	<i>Tephrosieris kirilowii</i>	0	0.0	3	0.2
Campanulaceae	<i>Adenophora stenanthina</i>	3	0.1	0	0.0
Apiaceae	<i>Bupleurum scorzonerifolium</i>	1	0.0	8	0.5
polygonaceae	<i>Polygonum aviculare</i>	2	0.1	0	0.0
Chenopodiaceae	<i>Kochia scoparia</i>	0	0.0	109	7.4
Iridaceae	<i>Iris ruthenicar</i>	0	0.0	4	0.3
Cruciferae	<i>Erysimum cheiranthoides</i>	0	0.0	1	0.1
Fabaceae	<i>Melilotus officinalis</i>	0	0.0	2	0.1
Total		3080	100	1465	100

種数と多様性指数の t 検定の結果をそれぞれ Fig. 4-4, Fig. 4-5 に示した。種数は利用区で 9 種（平均値：5 種），非利用区で 14 種（平均値：8 種）が確認されたが，統計的に有意差は見られなかった。多様性指数は利用区（平均値：0.7）で非利用区（平均値：1.6）に比べて有意に低かった。群落中に草の種類が増えると，多様性指数が増加し，構成種の特性和攪乱への生態的対応が複雑にあり，植生群落の生態的な機能が多様化する（烏ら，2004）。研究対象地の潜在的な植生群落は優良牧草である *L. chinensis* および *S. baicalensis* とされる（烏仁其其格，私信）が，優占種判定法によって，非利用区では *L. chinensis* とともに *C. duriuscula* が優占し，利用区では *C. duriuscula* のみが優占することが分かった。ここで，*C. duriuscula* は *Artemisia frigida* Willd.（和名なし，キク科）や *Potentilla acaulis* L.（和名なし，バラ科）と同様に草原退化の指標植物であることから（李，1997），観光利用の頻度が高くなるにつれ，植生群落は元来の多年生イネ科牧草を中心とする構成から，草原退化の指標植物に置き換えられたと考えられる。また，利用区では *C. duriuscula* が非常に高い相対優占度（コドラートで最大 97%）を示したため，観光利用が植物の生育に直接作用し影響を与えた結果，植生群落の構成が単純化になると考えられた。

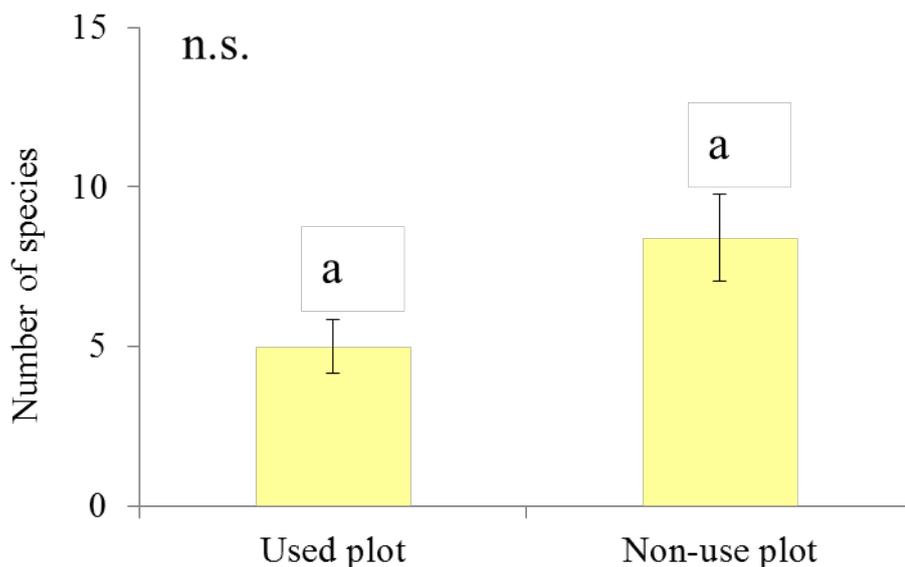


Fig. 4-4 The change of species in each plot

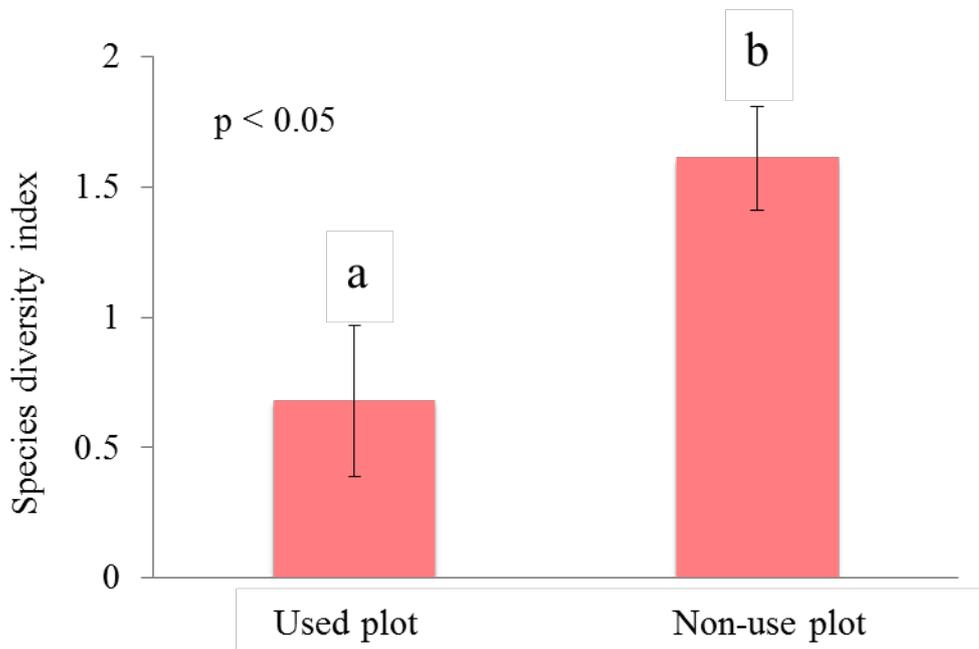


Fig. 4-5 The change of species diversity index in each plot

4.3.1.2 優占種の草丈と株数の変化

L. chinensis, *S. baicalensis* といった潜在的な優占種と, *C. duriuscula* といった実際の優占種の草丈と株数を用いて, 区毎の変化を調べた。

Fig. 4-6 に示したように, この 3 種の優占種の草丈は利用区で非利用区に比べ有意に低下し, 観光客の踏圧が植生の草丈に与える影響が顕著であると考えられた。植物に踏圧などの物理的ストレスが加わると, 草丈, 葉長, 葉数, 葉面積などの生育量が顕著に減少するとともに, 無踏圧の状態に比べ光合成速度も 1/2 以下に減少するほか, 植物の地上部の生育を著しく抑制するエチレン(植物ホルモンの 1 種)が茎葉から生成されるために, 植物生長に大きな影響が現れる (太田, 1975; 近藤, 1985)。対象地では営業期間 (6 月下旬から 8 月下旬) が植生の成長期と同時期であるため, 観光客の踏圧により, 植生の草丈に大きな影響を与えたと考えられる。

Fig. 4-7 に示したように, 株数について, *L. chinensis* と *S. baicalensis* は利用区と非利用区の間には有意差が見られなかったが, *C. duriuscula* は利

用区で非利用区に比べ有意に上昇した。*L. chinensis* および *S. baicalensis* は多年生イネ科植物であり、アルカリ土壌の乾燥草原やレキ質の斜面にも生育できる草種である。この2種は栄養価と家畜の嗜好性が高く、放牧圧の低い場所で優占する。一方 *C. duriuscula* は多年生カヤツリグサ科の塩生植物で、道脇、砂地や乾燥している場所を好む。また、土壌が塩類化している場合には相対的に株数が増加し、さらに塩類化が進行した場合には群落の第1位優占種になるとされている(李, 1995)。よって、株数から見ると、*L. chinensis* と *S. baicalensis* より、*C. duriuscula* のほうが観光利用から影響を受けやすいと考えられた。

以上のことから、観光利用により利用区では種組成が変化しただけでなく、植生の多様性指数や優占種の高さが減少していると同時に、土壌の塩類化が進んでいる可能性があると考えられる。また、*C. duriuscula* の株数も観光利用による草原退化の指標として利用できると示された。

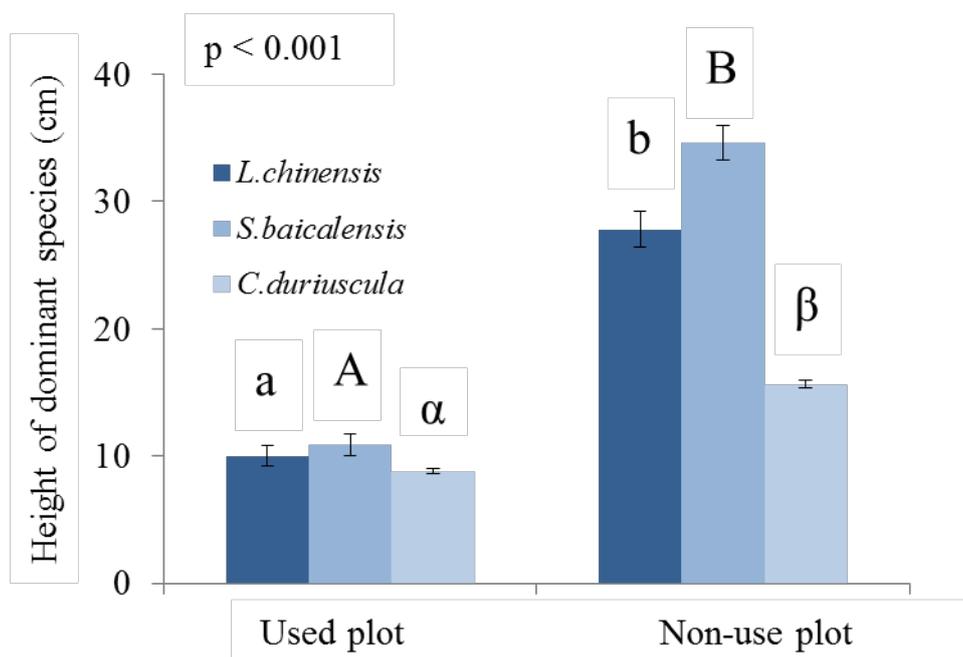


Fig. 4-6 The change of the height of dominant species in each plot

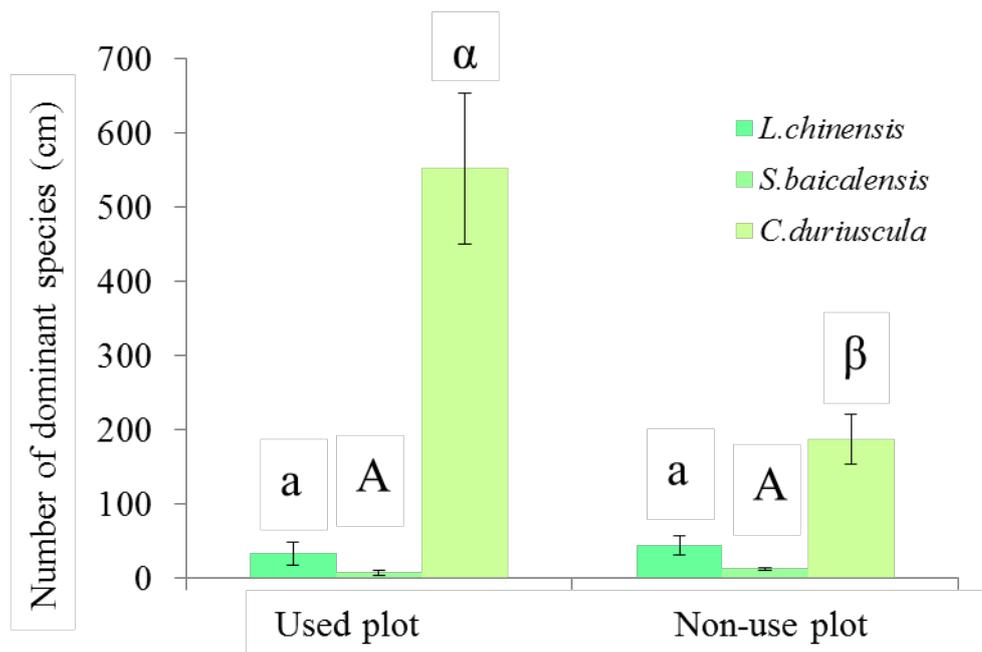


Fig. 4-7 The change of the number of dominant species in each plot

4. 3. 1. 3 植被率および地上部バイオマス量の変化

Fig. 4-8 に示したように、利用区の植生は少なく、植被率が 48 %，非利用区の植生は比較的良好で、その植被率が 72 %であった。観光客がよく集まるオボ，馬繋場ではしばしば裸地が見られたが、それぞれ 55 %，40 %であった。t 検定を行った結果、植被率は利用区で非利用区に比べて有意に低かった (Fig. 4-9) 観光の利用頻度が増加するとともに、植被率が減少することが示された。

地上部バイオマス量は利用区で 1.8 Mg ha⁻¹，非利用区で 2.6 Mg ha⁻¹であった。利用区で非利用区に比べて有意に低かった (Fig. 2-10)。この結果から観光利用頻度が高いほど、植生の地上部バイオマス量が減少することが分かった。

以上のことから、観光利用により植生の種組成、多様性指数、優占種の高さ、植被率、地上部バイオマス量が劣化・減少すること、またその影響を評価する際には、特に *L. chinensis*，*S. baicalensis*，*C. duriuscula* の草丈や *C. duriuscula* の株数、植被率、地上部バイオマス量などが指標

として利用できることが示唆された。



Fig. 4-8 Photograph of ground surface at each plot

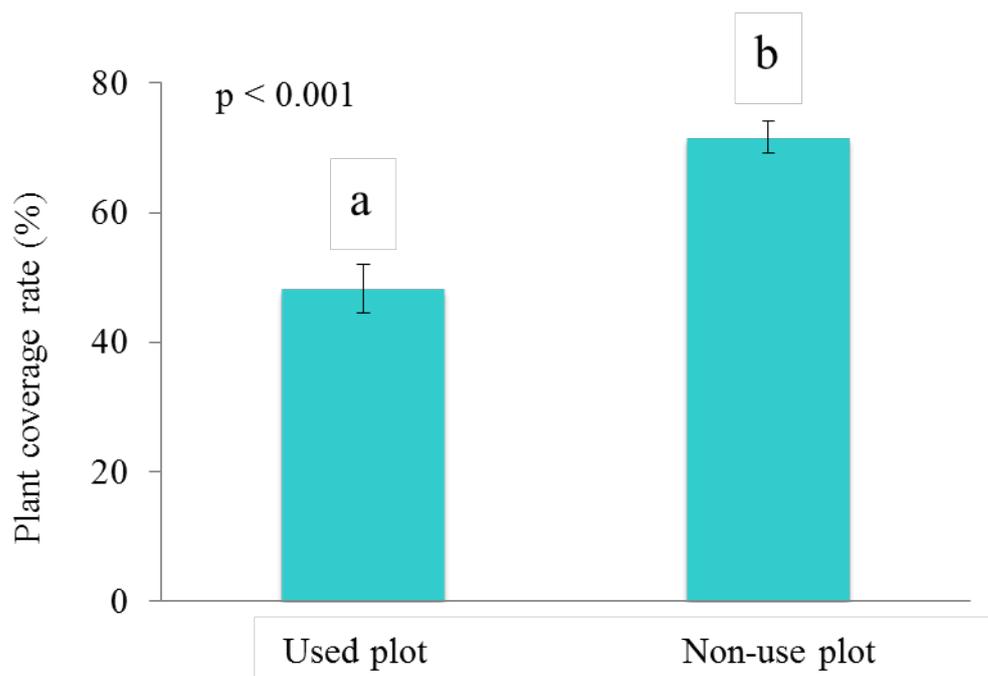


Fig. 4-9 The change of plant coverage rate in each plot

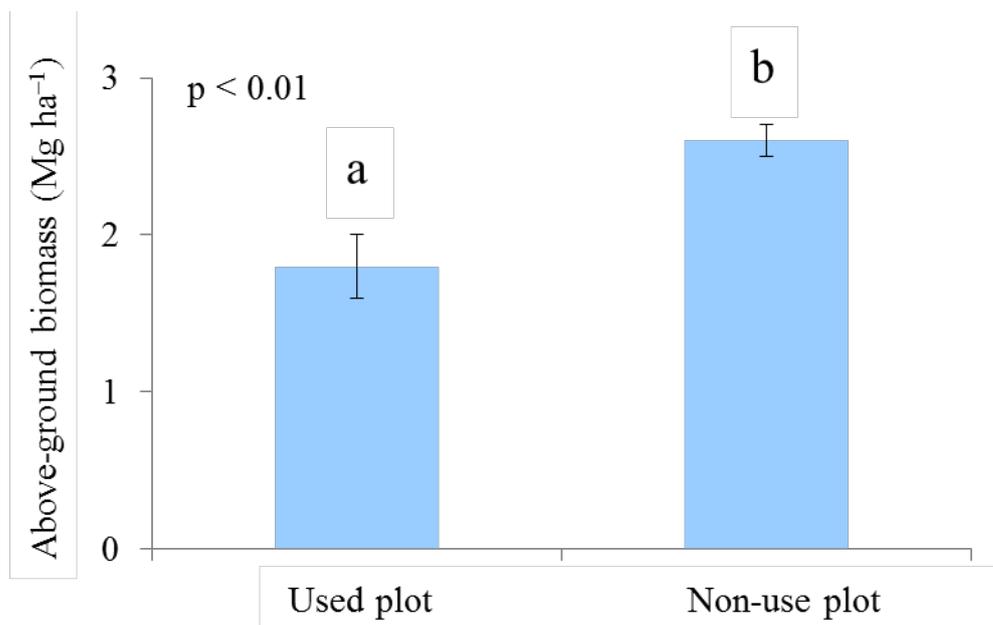


Fig. 4-10 The change of above-ground biomass in each plot

4.3.2 観光利用が土壌に与える影響

4.3.2.1 土壌断面形態の変化

利用区および非利用区の土壌断面形態の情報と写真をそれぞれ Table 4-3, Fig. 4-11 に示した。両区とも平坦な同一の台地上に位置しており、非利用区は利用区から約 200 m 離れたところを調査地点とした。両区の土壌はレスを母材とし、礫を全く含まず、0 層も発達していなかった。

利用区の土壌は A1~A3 層, ABk 層, Bk1~Bk3 層からなり、黒褐色を呈した A1~A3 層 (0~35 cm) は根に富み、弱度・小~中の亜角塊状構造となっており、国際土壌学会 (ISSS) の基準では土性は砂質埴壤土 (SCL) であった。その下に炭酸カルシウムが集積したカルシック層 (ABk 層 (35~50 cm), Bk1 層 (50~66 cm), Bk2 層 (66~95 cm), Bk3 層 (95~115+ cm)) が認められた。これらの層位はにぶい黄褐色もしくはにぶい黄橙色を呈し、発達中度的な中亜角塊状の構造が見られ、土性は埴壤土 (CL), SCL, もしくは砂壤土 (SL) であった。

Table 4-3 Soil profiles description in each plot

Used plot		
Horizon	Depth (cm)	Description
A1	0-5	Brownish black (10YR2/2); moist; SCL; no coarse fragment; weak fine subangular blocky; slightly sticky; slightly plastic; many fine roots; common very fine pores; gradual smooth boundary.
A2	5-15	Brownish black (10YR2/2); moist; SCL; no coarse fragment; weak fine subangular blocky; slightly sticky; slightly plastic; many fine roots; common very fine pores; gradual smooth boundary.
A3	15-35	Brownish black (10YR3/2); moderate dry; SCL; no coarse fragment; weak medium subangular blocky; slightly sticky; slightly plastic; many very fine roots; common very fine pores; diffuse smooth boundary.
ABk	35-50	Dull yellowish brown (10YR4/3); moderate dry; CL; no coarse fragment; slightly sticky; slightly plastic; moderate medium subangular blocky; common very fine roots; common very fine pores; gradual smooth boundary; many calcium carbonate.
Bk1	50-66	Dull yellow orange (10YR6/3); moderate dry; CL; no coarse fragment; slightly sticky; slightly plastic; moderate medium subangular blocky; common very fine roots; common very fine pores; diffuse smooth boundary; many calcium carbonate.
Bk2	66-95	Dull yellow orange (10YR6/3); moderate dry; SCL; no coarse fragment; slightly sticky; slightly plastic; moderate medium subangular blocky; few very fine roots; common very fine pores; diffuse smooth boundary; many calcium carbonate.
Bk3	95-115+	Dull yellow orange (10YR6/3); moderate dry; SL; no coarse fragment; slightly sticky; slightly plastic; moderate medium subangular blocky; few very fine roots; common very fine pores; many calcium carbonate.
Non-use plot		
Horizon	Depth (cm)	Description
A1	0-5	Brownish black (10YR2/2); moist; SCL; no coarse fragment; weak fine subangular blocky; slightly sticky; slightly plastic; many fine roots; common very fine pores; gradual smooth boundary.
A2	5-15	Brownish black (10YR2/2); moist; SCL; no coarse fragment; weak medium subangular blocky; slightly sticky; slightly plastic; many fine roots; common very fine pores; gradual smooth boundary.
A3	15-45	Brownish black (10YR3/2); moderate dry; SCL; no coarse fragment; moderate medium subangular blocky; slightly sticky; slightly plastic; common very fine roots; common very fine pores; gradual smooth boundary.
A4	45-55	Gyayish yellow brown (10YR4/2); moderate dry; SCL; no coarse fragment; weak medium subangular blocky; slightly sticky; slightly plastic; common very fine roots; common very fine pores; gradual wavy boundary.
ABk	55-88	Dull yellow orange (10YR6/4); moderate dry; SCL; no coarse fragment; weak medium subangular blocky; slightly sticky; slightly plastic; common very fine roots; common very fine pores; gradual smooth boundary; many calcium carbonate.
Bk	88-120+	Dull yellow orange (10YR6/4); moderate dry; SCL; no coarse fragment; weak medium subangular blocky; slightly sticky; slightly plastic; few very fine roots; common very fine pores; many calcium carbonate.

非利用区の土壌は A1~A4 層, ABk 層, Bk 層から成っていた。黒褐色を呈した A1~A3 層 (0~45 cm) および灰黄褐色を呈した A4 層 (45~55 cm) は, 植物根に富み, 弱~中度の小~中の亜角塊・角塊状構造が確認された。その下に炭酸カルシウムが集積したカルシック層 (ABk 層 (55~88 cm), Bk 層 (88~120+ cm)) が認められた。これらの層位はにぶい黄橙色を呈し, 発達弱度の中亜角塊状構造であった。全層位の土性は SCL であった。

両区の土壌は黒色で厚さ 20 cm 以上の mollic 層を有し, 二次炭酸塩の集積が地表から 100 cm 以内に認められ, また塩基飽和度が 50 %以上であった。このことから, Soil Survey Staff (2010) によれば, 両土壌は同じ分類である Haplustolls に分類された。人為影響を除く, 土壌の生成因子の母材, 地形, 気候も同じである。なお, カルシック層の出現位置が非利用区でやや深くなっているが, 両区は近接しており, 水分環境も極めて類似していると考えられるため, この違いは同一土壌内でみられる変動と判断される。以上のように両区の土壌には成因的な相違は見られなかったことから, 両区の比較を通して観光利用が土壌の断面形態に与える影響を評価できることが示された。



Used plot



Non-use plot

Fig. 4-11 Photograph of soil profiles description at each plot

4.3.2.2 土壌の一般理化学性の変化

両区の粒径組成を Table 4-4 に示した。両区において，粗砂含量が 1.0～7.4%，細砂含量が 60.6～70.1%，シルト含量が 9.2～20.5%，粘土含量が 13.4～20.9% となり，特に細砂画分の占める割合が高かった。前述の通り，当地域では年平均風速が 3.5～4.0 m s⁻¹ と高いことから，風食に対する受食性の高い細砂画分 (Bagnold, 1941) の多い本対象地の土壌では，植被の減少は風食に直結する可能性が高い。

Table 4-4 Soil particle distribution in each plot

Site	Depth cm	Horizon	Rock fragment	Particle size distribution				Texture
				Co. Sand 0.2-2	Fi. Sand 0.02-0.2	Silt 0.002-0.02	Clay <0.002	International system
				-----% of <2 mm----				
Used plot	0-5	A1	0.0	1.0	68.8	13.4	16.8	SCL
	5-15	A2	0.0	1.4	67.0	11.7	19.9	SCL
	15-35	A3	0.0	1.2	62.3	17.6	18.9	SCL
	35-50	ABk	0.0	1.4	60.6	20.0	18.0	CL
	50-66	Bk1	0.0	2.2	61.4	20.5	15.9	CL
	66-95	Bk2	0.0	2.3	63.5	17.0	17.2	SCL
	95-115+	Bk3	0.0	3.8	62.6	20.2	13.4	SL
Non-use plot	0-5	A1	0.0	1.8	69.1	9.2	19.9	SCL
	5-15	A2	0.0	2.1	70.1	11.2	16.6	SCL
	15-45	A3	0.0	2.3	64.6	13.6	19.5	SCL
	45-55	A4	0.0	2.5	64.8	11.8	20.9	SCL
	55-88	ABk	0.0	5.4	62.2	14.6	17.8	SCL
	88-120+	Bk	0.0	7.4	61.0	11.9	19.7	SCL

Co. Sand: Coarse Sand, Fi. Sand: Fine Sand

両区の各層位における化学性を Table 4-5 に示した。表層土壌の OC については利用区 (21.8 g kg⁻¹) で非利用区 (26.4 g kg⁻¹) に比べ低く，TN (利用区：2.5 g kg⁻¹；非利用区：2.8 g kg⁻¹) でも同様の傾向が見られた。また，易分解性有機物量の指標である LFC と LFN についても，表層土壌において，LFC (利用区：5.3 g kg⁻¹；非利用区：7.7 g kg⁻¹) および LFN (利用区：0.3 g kg⁻¹；非利用区：0.5 g kg⁻¹) とともに利用区で非利用区に比べて低く，そ

して、LFCがOCに占める割合も利用区（24.4%）に比べて非利用区（29.1%）で高かった。さらに、CEC（利用区：15.5 cmol_c kg⁻¹；非利用区：16.7 cmol_c kg⁻¹）でも同様の傾向が見られた。An et al.（1999）はシリングル草原の土壌において、草原退化とともにOC、TNおよび全リン酸含量が減少し、OCはTNと全リン酸含量との間に正の相関が見られたと報告しているほか、李ら（2008）は青海チベット草原の土壌において、草原退化に伴いOC、TN等の減少はCECの減少をもたらし、保肥力の低下を招くと報告している。前述の通り、利用区では非利用区に比べ地上部バイオマス量が低く、土壌に還元される有機物量が少なかったことから、OC、TN、LFC、LFN、CECなどが相対的に低下したと考えられる。一方、非利用区では人為的攪乱が比較的少なく、植物遺体などの有機物が土壌へ還元されたため、OC、TN、CECが利用区より高かったと考えられた。対象地の土壌は風食に対して受食性の高い土壌ではあるものの、利用区でも植被率が50%程度であることから、現時点ではその影響は大きくないと考えられた。黄ら（2001）はムウス砂地において植被率と飛砂量の関係性を評価し、植被率が40～50%に達すると風食は抑えられると報告している。ただし、利用区で植被率がこれ以上低下した場合には、風食が顕在化する可能性がある。

A層の土壌を除き、利用区では35 cmから炭酸カルシウム相当で6.1～9.2 g kg⁻¹の炭酸塩が集積したカルシック層が見られ、非利用区でも55 cmから12.1～16.1 g kg⁻¹の炭酸塩が集積したカルシック層が確認された。土壌断面試料を採取した両地点は、ともに比較的平坦な台地上に位置していたことから、両断面におけるカルシック層の出現層位の違いは、土壌の不均一性や目視不可能な微地形の違いなどが関係していると考えられた。A層のpHはほぼ中性であり（利用区6.4、非利用区6.1）、EC（利用区0.2 dS m⁻¹、非利用区0.2 dS m⁻¹）とともに両区の間で明瞭な差異は認められなかった。また、交換性陽イオンについては、いずれの区でもカルシウムが最も多く、ついでマグネシウム、カリウム、ナトリウムの順番であった。塩基飽和度に関しては、両区ともA層は100%前後で、下層は炭酸塩が存在するため100%を大きく上回った。

Table 4-5 Soil chemical properties in each plot

Site	Depth cm	Horizon	pH	EC dS m ⁻¹	OC g kg ⁻¹	TN g kg ⁻¹	C/N	IC g kg ⁻¹	LFC g kg ⁻¹	LFN g kg ⁻¹	LFC/OC (%)	Exchangeable				CEC cmol _c kg ⁻¹	BS %
												Ca	Mg	K	Na		
Used plot	0-5	A1	6.4	0.2	21.8	2.5	8.7	0.0	5.3	0.3	24.4	10.4	2.4	1.2	0.1	15.5	90.4
	5-15	A2	6.9	0.1	16.9	1.9	9.0	0.0	2.3	0.1	13.4	13.1	3.2	0.4	0.1	16.6	100.9
	15-35	A3	7.5	0.1	10.1	1.1	9.5	0.0	0.9	0.04	9.4	13.4	2.8	0.3	0.1	17.4	95.4
	35-50	ABk	8.5	0.1	9.3	0.9	10.0	7.1	1.1	0.05	11.9	43.3	2.9	0.3	0.1	14.8	313.3
	50-66	Bk1	8.6	0.1	5.7	0.6	9.3	9.2	0.7	0.03	12.1	42.8	3.7	0.3	0.2	12.4	377.5
	66-95	Bk2	8.8	0.1	5.2	0.5	11.0	6.1	0.4	0.02	8.1	41.3	4.9	0.2	0.2	11.4	407.3
	95-115+	Bk3	9.2	0.2	3.7	0.4	9.0	7.8	0.0	0.0	0.0	42.2	7.0	0.2	0.6	10.8	461.4
	0-5	A1	6.1	0.2	26.4	2.8	9.4	0.0	7.7	0.5	29.1	11.0	2.3	1.0	0.1	16.7	86.8
	5-15	A2	6.8	0.1	16.5	1.8	9.2	0.0	2.3	0.2	14.2	10.0	2.9	0.5	0.1	16.1	83.3
Non-use plot	15-45	A3	7.2	0.1	10.2	1.0	9.9	0.0	0.9	0.05	9.3	12.4	3.5	0.3	0.1	16.3	99.7
	45-55	A4	8.0	0.1	9.8	1.0	9.9	0.0	0.8	0.04	8.2	14.3	3.4	0.3	0.1	16.2	111.5
	55-88	ABk	8.9	0.1	4.1	0.5	9.0	12.1	0.6	0.02	14.6	43.6	5.0	0.2	0.1	9.5	513.6
	88-120+	Bk	9.2	0.2	3.1	0.4	8.3	16.1	0.0	0.0	0.0	42.2	10.7	0.2	0.4	8.5	629.7

OC: Organic carbon, TN: Total nitrogen, C/N: Organic carbon / Total nitrogen, IC: Inorganic carbon,

LFC: Light fraction carbon, LFN: Light fraction nitrogen, CEC: Cation Exchange Capacity, BS: Base saturation

以上のように、表層土の構造、pH、EC などの変化は処理区で差がないものの、表層土の OC、TN、LFC、LFN、CEC は利用区で低下していた。このことから、微地形の影響を完全に排除することはできないものの、表層土の OC、TN、LFC、LFN、CEC が観光利用により低下することが示唆された。

4.3.2.3 土壌硬度の変化およびその空間的変動

観光客の踏圧により、土壌表面の硬度が利用区で非利用区に比べ有意に上昇した (Fig. 4-12)。土壌硬度は特に娯楽施設周辺で高い値を示し、オボで 27 mm、大ゲルで 24 mm、馬繋場で 23 mm となった。土壌硬度と植被率の関係を調べたところ、両者の間には強い負の相関が見られた (Fig. 4-13)。小原 (1993) によれば、山中式硬度計で硬度が 25 mm 以上の場合、透水不良や根の伸長障害が問題になるが、本研究では 25 mm 以下でも植生の劣化が認められた。また、烏ら (2004) は内モンゴルのシリングル草原において放牧圧の異なる 4 区 (無放牧区、軽放牧区、中放牧区、重放牧区) で同様の測定を行い、土壌硬度をそれぞれ 12.1 mm、18.5 mm、19.4 mm、20.4 mm と報告している。本研究の利用区では土壌硬度の平均値が 23 mm (>重放牧区) であったことから、内モンゴル草原では草原退化の主要因は過放牧とされているが、観光行動は放牧よりも土壌劣化を促進する可能性がある。

利用区と非利用区における土壌硬度のセミバリオグラムは Fig. 4-14 の通りである。非利用区では、Q 値が低く範囲内の空間依存性が低く、このため空間依存距離 (レンジ) は検出されなかった。一方、利用区では、Q 値が 0.7 と高く空間依存性があり、レンジは 111 m と算出された。先述のように、観光資源の管理にジオスタティスティクスを導入することにより、観光利用に起因する土地劣化の影響範囲を把握することが可能となる。本研究の場合、利用区でレンジが 111 m であったことから、今後植生および土壌を保全するため観光施設を移転する場合、元の場所から 111 m 以上離す必要があることがわかった。この様に、ジオスタティスティクスは今後観光資源の管理を考える上で有効なツールになり得ることがわかった。

上述したジオスタティスティクスによる解析結果を利用して、土壌硬度

の空間分布図をFig. 4-15に示した。図中の線で囲まれた場所が利用区で、それ以外の場所が非利用区である。非利用区に比べ利用区の土壌硬度は明らかに高く、特に利用区の歩道（30 mm）、オボ（27 mm）、大ゲル（24 mm）、馬繫場（23 mm）周辺で高い硬度値を示すピンクで地図上に表示された。これらの場所では、観光客の継続的な踏圧により、土壌が堅密化し、裸地化した場所も見られた。

観光利用が植生および土壌に与える影響を俯瞰すれば、利用区では観光客の踏圧により、原植生である *L. chinensis* および *S. baicalensis* が耐踏性の草原退化指標種である *C. duriuscula* に置き換わり多様性指数が低下するとともに、土壌硬度の上昇に伴う透水性の低下や根の伸長阻害（小原，1993；根本・養父，1997）により植生量が低下したと考えられる。また、これにより利用区で土壌に還元される有機物量が減少し、表層土で OC, TN, LFC, LFN, CEC が低下したことで、さらに植生の劣化が助長されたと考えられる。

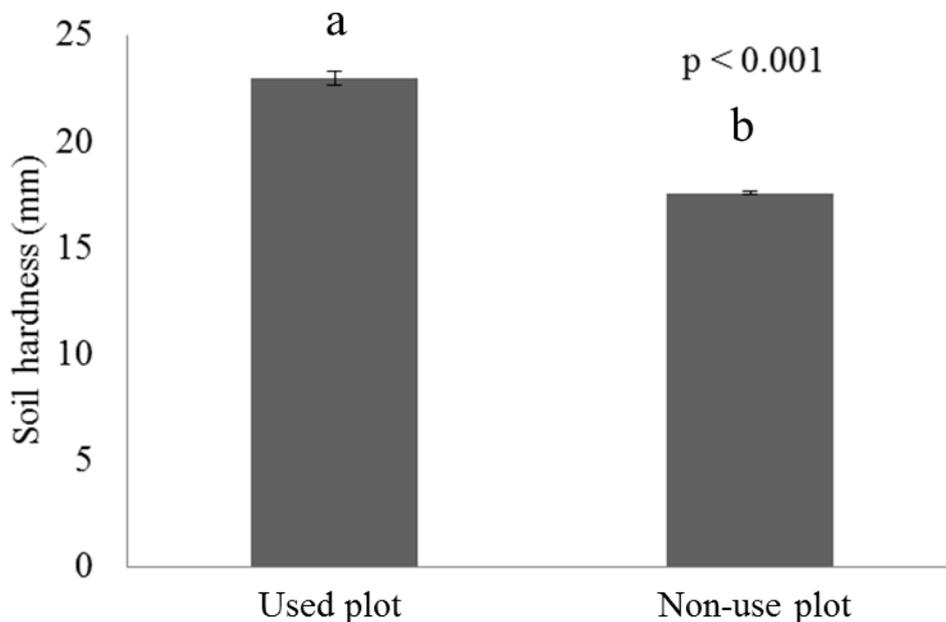


Fig. 4-12 The change of soil hardness in each plot

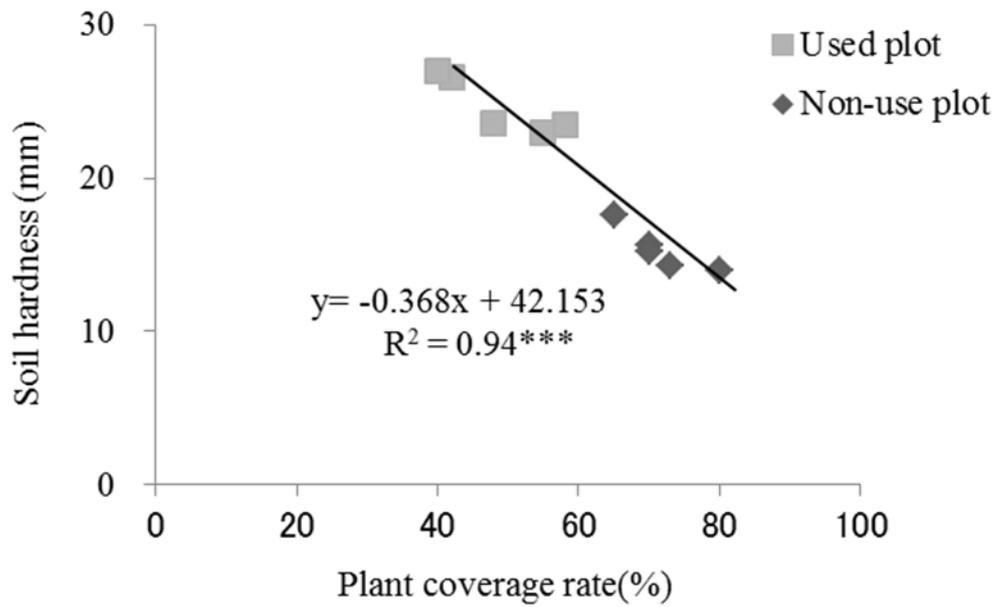


Fig. 4-13 Relationship between soil hardness and plant coverage rate in each plot

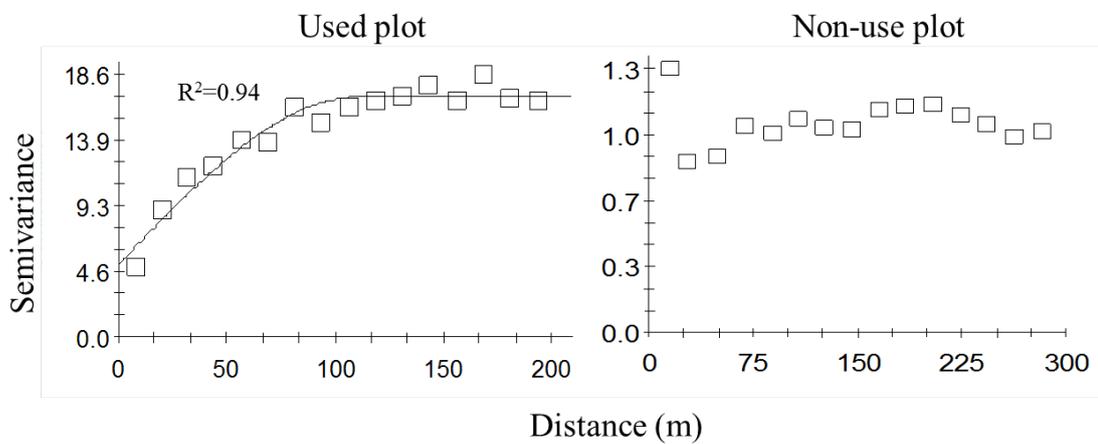


Fig. 4-14 Semivariogram of soil hardness in each plot

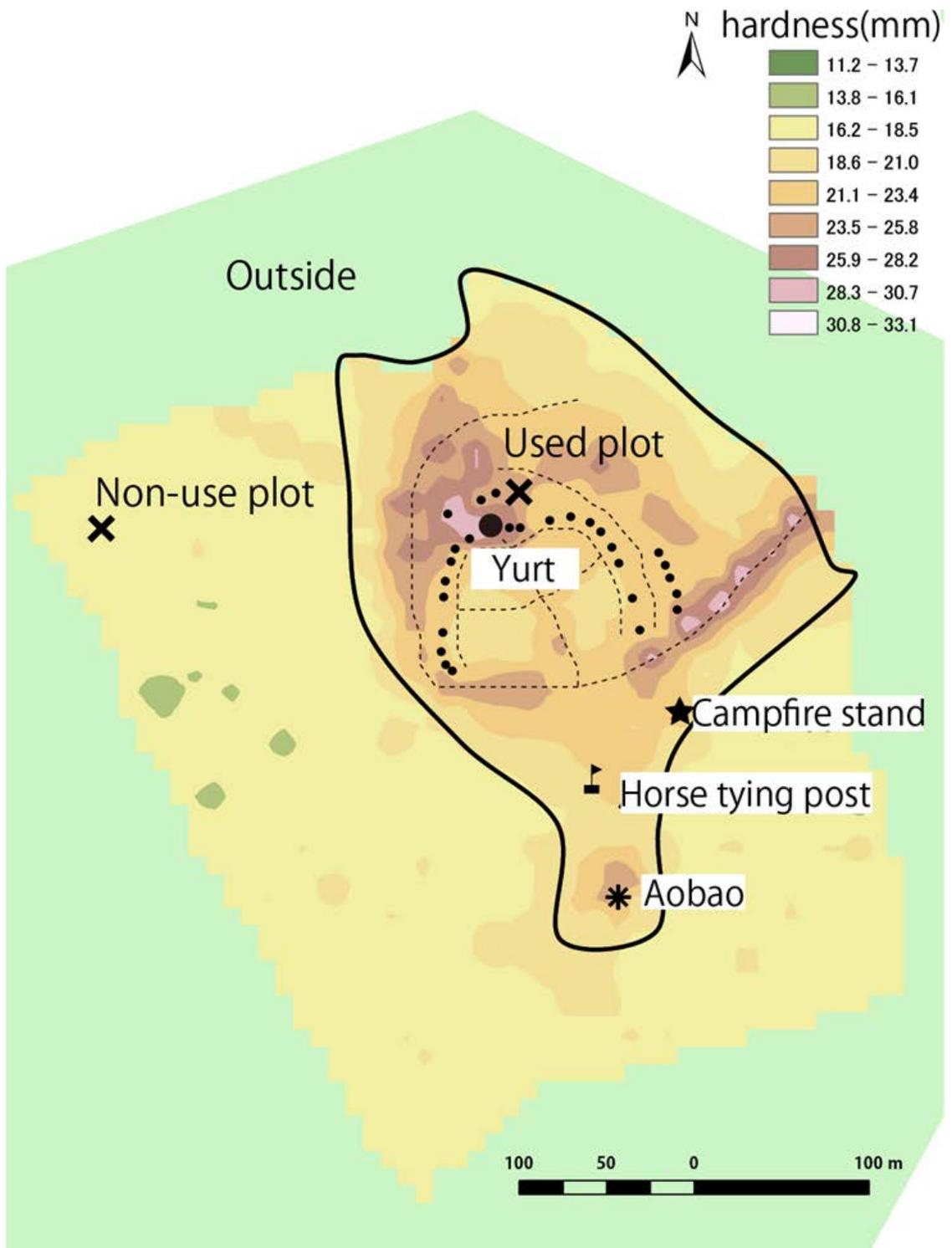


Fig. 4-15 Distribution of soil hardness in the study area

4.4 まとめ

草原観光等の面的な観光利用に起因する土地資源の劣化に及ぼす影響の評価手法の確立とそれに基づく具体的な改善策を提言するために、中国のフルンボイル草原において、ジオスタティスティクスを用いて、観光利用に伴う土壌硬度の空間変動を解析した。結果は以下の通りである。

①利用区では植被率，地上部バイオマス量，優占種の草丈，多様性指数が非利用区に比べ有意に低下し，また草原退化の指標植物である *C. duriuscula* が優占種となった。

②対象地では土壌母材がレスであり細砂とシルトの割合が高いことから，風食に対する受食性は高いと考えられた。表層土壌の OC, TN, LFC, LFN, CEC は，利用区で非利用区に比べ低下したが，土壌構造，pH, EC などについては両区で大きな相違が見られなかった。

③土壌硬度は利用区で非利用区に比べ有意に上昇し，そのことが植生の劣化を引き起こしている可能性が考えられた。ジオスタティスティクスを用いて観光利用が草原退化に与える空間的な影響を調べたところ，非利用区では土壌硬度の空間依存性が低く測定範囲内でレンジが検出されなかったが，利用区では Q 値が 0.7 と空間依存性が高く，レンジが 111 m であることが判った。よって，対象地では観光行動が与える土壌硬度への影響が 111 m の範囲で見られること，また今後観光行動の影響を分散するため観光施設を移す場合，元の場所から 111 m 以上離す必要があると考えられた。

以上のことから，内モンゴル自治区フルンボイル草原の観光地において，観光客の踏圧により土壌が圧密され，表層土壌の有機物含量と植生の減少をもたらし，草原退化を引き起こした。また，対象地域では利用区の土壌硬度は非利用区と比べて有意に高く，観光利用による土壌硬度への空間的影響が 111 m の範囲であるから，持続的に草原観光を行うために観光施設を移す際には，現在の場所から 111m 以上移動させることで，現在の観光利用による影響を受けていない場所へ移動できることを示している。これらのことから，ジオスタティスティクスを用いることで，観光資源の持続的な利用法が提言可能であることを示した。これらの成果は，今後草原退化

の評価および改善策の策定を行う際に必要な情報を提供するものである。

5章 結論

本論文では、観光資源である土地環境を持続的に利用するために、マレーシアのエンダウロンピン国立公園および中国のフルンボイル草原において、観光利用が土地資源（土壌・植生）の劣化に及ぼす影響を線的・面的に定量評価することで、観光のあり方を検討した。その議論は以下の通りである。

第2章では、マレーシアのエンダウロンピン国立公園において、土壌侵食は林道周辺域に線的に広がった。実測値（平均 $27 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ ）と推測値（ $122 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ ）は大きく異なった。この原因は、現地で観測された地表面に存在するバイオクラストおよびレキによる侵食軽減効果を既存のUSLEでは考慮できていないと考えられたため、係数の一部を補正した。その結果、実測値と推定値は有意に相関し、USLEが当該地域でも使用できることを示した。また、今後USLEの推定精度をさらに向上させるために、遊歩道周辺においてレキや木屑、バイオクラストを用いた土壌被覆実験をすることが必要であると考えた。

第3章では、マレーシアのエンダウロンピン国立公園において、合計1,877個体（一番多い場所では平均 13.7 N m^{-2} ）の外来種 *C. hirta* の侵入が確認され、これらすべては林道および遊歩道でのみ観測され、林内では観測されなかったことから、国立公園における観光客のための大きな道路改変は *C. hirta* の繁殖を促進していると考えられた。*C. hirta* の分布に影響を与える環境要因として、光環境が多様な林道では林冠開空度と土壌pHが抽出された一方、光環境が総じて悪い（暗い）遊歩道では土壌硬度と土壌炭素量が抽出された。このことにより、土地利用毎に外来種の侵入規定要因は異なり、林道では光環境、遊歩道では土壌環境であることを示した。今後は調査範囲を拡大し、ほかの生息環境などのデータを追加することにより、モデルの精度を高めていくことが必要であると考えた。

第4章では、中国のフルンボイル草原の観光地において、観光客の踏圧により土壌が圧密され、表層土壌の有機物含量と植生の減少をもたらし、面的な草原退化を引き起こした。対象地域では利用区の土壌硬度は非利用

区と比べて有意に高く、かつその空間依存性の範囲が 111m であることが判った。よって、持続的に草原観光を行うために観光施設を移す際には、現在の場所から 111m 以上移動させることで、現在の観光利用による影響を受けていない場所へ移動できることを示している。これらのことから、ジオスタティスティクスを用いることで、観光資源の持続的な利用法が提言可能であることを示した。今後の課題としては、異なる観光地のデータを蓄積して解析することにより、より汎用性のある土地劣化の影響範囲を提言することを目指す。

第 2～4 章までで得られた成果をまとめると、①林道で発生する線的な土壌侵食は地表面の被覆により軽減されるため、地表面の被覆が重要であること、②林道や遊歩道に侵入する外来種を防ぐための対策は土地利用毎に異なりうること、③空間的な広がりを持って土地資源を観光利用する際には、ジオスタティスティクスを用いることで、具体的な利用法を提言することができること、である。

以上のように、本研究により、観光利用に起因する土地資源の劣化を定量的に評価することで、土地資源を持続的に利用するために必要な知見を提供できた。

参考文献

【日本語文献】

- 赤井龍男・吉村健次郎・真鍋逸平・上回晋之助 1981. ヒノキ林分の構成状態と稚樹，下層植生の成立状態について，92:221-222.
- 阿柔瀚巴図 2003. 中国内モンゴルの牧畜業における草地利用方式に関する研究，農業経済研究報告，35：37 - 50.
- 古川昭雄 1999. マレーシアの熱帯林の役割と置かれている状況，環境技術，28:31-35.
- 長谷川弘・三谷和臣 2011. マレーシア国サバ州の森林生態系サービス機能の経済的価値 - 森林認証制度とアブラヤシ農園事業の費用便益分析比較-，人間環境学研究，10:105-121.
- 細山田健三・藤原輝男 1984. 侵食流亡土壌の予測に関する usle の適用について(I)，- USLE 適用の背景および降雨係数-，農土誌，52:315-321.
- 服部重昭・阿部敏夫・小林忠一・玉井幸治 1992. 林床被覆がヒノキ人工林の侵食防止に及ぼす影響，森林総合研究所研究報告，362：1-34.
- 石田健・杉村乾・山田文雄 1998. 奄美大島の自然とその保全，生物科学，50(1):55-64.
- 伊藤操子・敖敏・伊藤幹二 2006. 内モンゴル草原の現状と課題，雑草研究，51(4)：257-258.
- 岩切敏 1995. 耕地などの水食に関する文献的研究，三重大大学生物資源学部紀要，14:51-121.
- 岩崎敬二 2005. 外来生物による日本の沿岸海域生態系への影響，水環境学会誌，28:598-602.
- 岩崎敬二 2006. 外来付着動物と特定外来生物被害防止法，付着生物研究，23:13-24.
- 川口武雄 1951. 山地土壌侵食の研究(第1報)従来資料による統計的研究，林試集報 61：1-37.
- 川口武雄・滝口喜代志 1957. 山地土壌侵蝕の研究(第3報)地被物の侵蝕

- 防止機能に関する実験，林試研報，95:91-124.
- 近藤三雄 1985. 光合成速度，エチレン生成量からみた踏圧強度と芝生の生育との関係について，造園雑誌，48(5):139-144.
- 北原曜 2002. 植生の表面侵食防止機能，砂防学会誌 54:92101.
- 工藤芳文 2014. インドネシア熱帯林保護区に対する外来侵入植物の影響の研究（博士論文），<http://hdl.handle.net/10232/21561> によりダウンロード.
- 小山内信智・田中秀基・桜井亘・下村幸男 2004. 菌類等を利用した侵食対策手法に関する研究，平成 16 年度砂防学会研究発表会，P067:376-377.
- 久馬一剛 2001. “熱帯土壌学”，名古屋大学出版会.
- 李海珠・浜崎忠雄・長友由隆・境雅夫 2008. 青海チベット高原東部の高山草地土壌の特性と草地退化に伴うその変化，ペドロジスト，52(2):96-106.
- 村井宏・岩崎勇作 1975. 林地の水および土壌保全機能に関する研究(第 1 報)森林状態の差違が地表流下，浸透および侵食に及ぼす影響，林試研報，274:23-84.
- 村上興正・鷺谷いづみ 2002. 外来種と外来種問題，“外来種ハンドブック”，3-4. 地人書館.
- 村中孝司・石井潤・宮脇成生・鷺谷いづみ 2005. 特定外来生物に指定すべき外来植物種とその優先度に関する保全生態学的視点からの検討，保全生態学研究，10:19-33.
- 丸山直樹 1995. 北部内蒙古の自然保護研究のための素描，ワイルドライフ・フォーラム，(1):2-10.
- 三原義秋 1951. 雨滴と土壌侵蝕，農業技術研究所報告，A1:1-59.
- 溝渕綾・中野武登・下村幸男・富坂峰人・長谷川啓介 2004. ラン藻を利用した土壌微粒子流出防止に関する研究，土木学会第 59 回年次学術講演会，7-157, pp. 313-314.
- 中村浩二 1999. 熱帯の環境変動と動植物の動態，動物心理学研究，49:201-215.

- 根本淳・養父志乃夫 1997. 武蔵野台地におけるコナラ二次林の林床植生と土壌硬度の関係, 日本造園学会誌, 60(5):531-534.
- 日本ペドロロジー学会 1997. 土壌調査ハンドブック, 博友社.
- 小原洋 1993. 硬度, 久馬一剛他編“土壌の事典”, pp.119-120, 朝倉書店.
- 恩田裕一・湯川典子 1995. ヒノキ林において下層植生が土壌の浸透能に及ぼす影響(II) 下層植生の効果に関する室内実験, 日林誌, 77:399-407.
- 太田誠一 1994. 東南アジア熱帯雨林の土壌 -そのより良き理解を目指して-, 森林立地 36:1-12.
- 太田保夫 1975. 植物に対する接触刺激と成長抑制, 植物の化学調節, 10(2):90-94.
- 大林圭司・朱波・太田猛彦 2002. 中国四川盆地小流域における USLE を用いた土地利用評価, 日緑工誌, 27:582-588.
- リチャード T. コーレット 2013. “アジアの熱帯生態学”, 長田典之・松林尚志・沼田真也・安田雅俊訳, pp.168-186, 東海大学出版会.
- 斯日古楞・伊ヶ崎健大・角野貴信・曹楽・康峪梅・楊俊・都瓦拉・梅栄・小崎隆 2015. 中国内モンゴル自治区の牧畜業において土地利用様式の違いが植生及び土壌に与える影響, ペドロジスト誌, 59:41-51.
- 鈴木晃志郎・鈴木亮 2009. 世界遺産登録に向けた小笠原の自然環境の現状, 小笠原研究年報, 32:27-47.
- 種田行男 1975. 農地の土壌侵食量の予測, 農業土木学会論文集, 56:8-12.
- 田村憲司・藤原英司・鳥山和伸 2010. アジアにおける多様な土壌と我が国ペドロジストによる研究の最前線: 5. モンゴル高原における最新土壌研究: 草原土壌の生成, 劣化, 回復について, 日本土壌肥料学雑誌, 81(3):273-280.
- 戸田光彦・吉田剛司 2005. 爬虫類・両生類における外来種問題, 爬虫両棲類学会報, 2:139-149.
- 土壌環境分析法編集委員会 1997. “土壌環境分析法”, 博友社.
- 豊田武司 1984. 固有植物の保護の実現を, 小笠原研究年報, 7:42-45.

- 塚本良則 1966. 林内の雨滴と飛沫侵蝕, 東京農工大演報, 5:65-77.
- ウィリアム・ダビン 2001. “土壌学入門”, 矢内純太・舟川晋也・真常仁志・森塚直樹訳, pp.78, 古今書院.
- 鷺谷いづみ 2007. 外来種の定着と侵略性の生態学的要因, 日本水産学会誌, 73 : 1117-1120.
- 烏云娜・程雲湘・岡本勝男・谷山一郎 2004. 中国内蒙古半乾燥草原における放牧強度による植物群落構造の変化, システム農学, 20:160-167.
- 山本高也 1998. 土壌の微少表面構造の解析による地被物のクラスト形成抑止過程の解明, 日林誌 80(4):293-301.
- 山中金次郎・松尾憲一 1962. 土壌硬度に関する研究(第1報)土壌硬度と含水量との関係, 日本土壌肥料学雑誌, 33:343-347.
- 矢内純太・小崎隆 2000. ペドメトリックス : その理論と応用 : 1. 等値線図はどのようにつくるの?: ジオスタティスティクス, 日本土壌肥料学雑誌, 71(5):726-732.
- 安田雅俊・長田典之・松林尚志・沼田真也 2008. “熱帯雨林の自然史東南アジアのフィールドから”, pp.257-271, 東海大学出版会.
- 蔵治光一郎 2005. 「ボルネオ熱帯雨林における夜間 CO₂ フラックス」へのコメント, 水文・水資源学会誌, 18 (3) : 321-322.

【英語文献】

- Akaike, H. 1973. Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. In B. N. Petrov and F. Csaki (Eds.), *Second international symposium on information theory*. pp. 267-281.
- An, Y., Xu, Z. and Yan, Z. 1999. The difference between the grass and soil in different stage of grassland deterioration. *Grassland of China*, 4: 31-36.
- Apanah, S., Weinland, G. 1993. *A Preliminary Analysis of the 50-hectare Pasoh Demography Plot: I. Dipterocarpaceae*. Forest Research Institute Malaysia, Kuala Lumpur.
- Bagnold, R., A. 1941. *The Physics of Blown Sand and Desert Dunes*, Dover Publications, INC. Mineola, New York.
- Belnap, J., Rosentreter, R., Leonard, S. 2001. *Biological soil crusts: ecology and management*. US Dept Inter TR 1730-2.
- Brooks, S.M., Richards, K.S., and Spencer, T. 1993. *Tropical rain forest logging: modelling slope processes and soil erosion in Sabah, East Malaysia*. Singapore. *Journal of Tropical Geography*, 14(1): 15-27.
- Brunig, E.F., Buch, M.V., Heuvelop, J., Panzer, K.F. 1975. *Stratification of the tropical moist forest for land use planning*. *Plant Research and development*, 2: 21-44.
- Campbell, J.E., and Gibson, D.J. 2001. The effect of seeds of exotic species transported via horse dung on vegetation along trail corridors. *Plant Ecology*, 157:23-35.
- Chin C.L.M., Moore, S.A., Wallington T.J., Dowling, R.K. 2000. *Ecotourism in Bako National Park, Borneo: Visitors' Perspectives on Environmental Impacts and their Management*. *J Sustain Tour*, 8:20-35.
- Cronk, Q.C.B., and Fuller J.L. 2001 *Plant Invaders: the Threat to Natural Ecosystems*. Earthscan Publications, London, UK.
- Davison, G.W.H. and Gale, J. 1992. *Birds of Mount Kinabalu, Borneo*. Natural History Publications & Koktas, Sabah. pp.146.

- Department of Environment. 1996. Guidelines for Prevention and Control of Soil Erosion and Siltation in Malaysia. Ministry of Science, Technology and Environment, Malaysia.
- DeWalt, S.J., Denslow, J.S., Ickes, K. 2004. Natural-Enemy Release Facilitates Habitat Expansion of the Invasive Tropical Shrub *Clidemia hirta*. *Ecology*, 85:471–483.
- ESRI. 2010. ArcGIS 9.3.1., ESRI, New York.
- Eswaran, H., Lal, R., Reich, P. F. 2001. Land degradation: an overview. In: Bridges EM, Hannam ID, Oldeman LR, Penning de Vries FWT, Scherr SJ, Sombatpanit S (eds) Response to land degradation. Science, Enfield, pp. 20–35.
- Malayan Nature Society. 1988. Endau-Rompin: a Malaysian Heritage, Edited by G.W.H. Davison., Kuala Lumpur. pp. 21.
- FAO. 2001. Global Forest Resources Assessment 2000 Main Report, Rome.
- FAO. 2015. Global Forest Resources Assessment 2015 Main Report, Rome..
- Foxcroft, L., Richardson, D.M., Wilson, J.R.U. 2008. Ornamental plants as invasive aliens: problems and solutions in Kruger National Park, South Africa. *Environmental Management* 41, 32-51
- Foxcroft, L.C., Richardson, D.M., Wilson, J.R.U. 2007. Ornamental Plants as Invasive Aliens: Problems and Solutions in Kruger National Park, South Africa, *Environmental Management*, 41(1): 32-51.
- Franca, F., Lago, E.L., Marsden, P.D. 1996 Plants used in the treatment of leishmanial ulcers due to *Leishmania (Viannia) braziliensis* in an endemic area of Bahia, Brazil. *Rev Soc Bras Med Trop*, 29:229–232.
- Francis, J.K. 2004 *Clidemia hirta* (L.) D. Don - Koster's curse - Melastomataceae.<http://www.fs.fed.us/global/iitf/pdf/shrubs/Clidemia%20hirta.pdf>.
- Fujinuma, J., Harrison, R.D. 2012. Wild pigs (*Sus scrofa*) mediate large-scale edge effects in a lowland tropical rainforest in Peninsular Malaysia.
- Funk, J.L., and Vitousek, P.M. 2007. Resource-use efficiency and plant invasion

- in low-resource systems. *Nature*, 446, 1079–1081
- Gamma Design Software 2011. GS+ 9, Gamma Design Software, USA.
- Hamilton, L.S., and King, P.N. 1983. *Tropical Forested Watersheds: Hydrologic and Soil Response to Major Uses or Conversion*. Boulder, Colorado, USA. pp. 126.
- Hattori, D., Kenzo, T., Irino, K.O. 2013. Effects of soil compaction on the growth and mortality of planted dipterocarp seedlings in a logged-over tropical rainforest in Sarawak, Malaysia. *Ecol Manage*, 310:770–776.
- Idris, M.B., Azman, S., Rosedean, Z. 1987. Geology of the Ulu Endau Area, Johore-Pahang, Malaysia. *Malaysian Heritage & Scientific Expedition*, 41:93-105.
- Kadono, A., Funakawa, S., Kosaki, T. 2008. Factors controlling mineralization of soil organic matter in the Eurasian steppe. *Soil Biol Biochem*, 40: 947–955.
- Koppen, W. 1936. *Das geographische System der Klimate*. In: Geiger R. (ed.), *Handbuch der Klimatologie Vol. Bd.1*. Borntrager, Berlin, Germany.
- Lagerstedt, M.A. 2007. *Didymosphenia geminata*; an example of a biosecurity leak in New Zealand. Master's article submitted to the Science in Environmental Sciences, University of Canterbury.
- Lal, R., and Stewart, B.A. 1990 Soil degradation. Need for action: Research and development priorities. In *Advances in Soil Science*, 11: 331-336.
- Laws, J.O. 1940. Recent studies in raindrops and erosion. *Agricultural Engineering*, 21: 431-433.
- Leishman, M.R., Cooke, J., Richardson, D.M. 2014. Evidence for shifts to faster growth strategies in the new ranges of invasive alien plants. *J Ecol*, 102:1451–1461.
- Leung, G.P.C., Hau, B.C.H., Corlett, R.T., 2009. Exotic plant invasion in the highly degraded upland landscape of Hong Kong, China. *Biodiversity and Conservation* 18, 191–202.
- Liew, T.C. 1974. A note on soil erosion study at Tawau Hillforest reserve. *Malay Nat.J.*,27:20-26.

- McNeely, J.A., Mooney, H.A., Neville, L.E., Schei, P., Waage, J.K. 2001. Definitions of key terms. In: A global strategy on invasive alien species. IUCN Gland, Switzerland, 48.
- Meyer, L.D., and Harmon, W.C. 1984. Susceptibility of agricultural soils to interrill erosion. *Soil Sci. Soc*, 48: 1152-1157.
- Myers, J.H., Simberloff, D., Kuris, A.M., Carey, J.K. 2000. Eradication revisited: dealing with exotic species. *Trends in Ecology and Evolution*, 15:316–320.
- Nagahori, K., Takahashi, T., Mongkolswata, C., and Losirikul, M. 1984. Run-off and soil loss in the first year clearing and burning. *Trans.JSIDRE*, 111: 43-53.
- Neuman, M.C., Maxwell, C., Boulton, J., 1996. Wind transport of sand surfaces crusted with photoautotrophic microorganisms. *Catena*, 27: 229–247.
- Ng, F.S.P. 1991. Manual of forest fruits, seeds and seedlings. Malayan forest record no.34. Forest Research Institute Malaysia: Kepong, Kuala Lumpur. 996.
- Novy, J.W. 1997. Medicinal plants of the eastern region of Madagascar. *J Ethnopharmacol*, 55:119–126.
- Ohsawa, M. 1984. Differentiation of vegetation zones and species strategies in the subalpine region of Mt. Fuji. *Plant Ecol*, 57(1): 15-52.
- Parker, J.D., Torchin, M.E., Hufbauer, R.A. 2013. Do invasive species perform better in their new ranges? *Ecology*, 94:985–994.
- Peters, H.A. 2001. *Clidemia hirta* invasion at the Pasoh Forest Reserve: an unexpected plant invasion in an undisturbed tropical forest. *Biotropica*, 33: 60-68.
- Phillips, O. 1997. The changing ecology of tropical forests. *Biodiversity and Conservation*, 6:291–311.
- Pickering, C.M. and Hill, W. 2007. Impacts of recreation and tourism on plant biodiversity and vegetation in protected areas in Australia. *Journal of Environmental Management*, 85:791-800.
- Pimentel, D. 1993. *World Soil Erosion and Conservation*, Cambridge, UK, pp.

38.

- Pimentel, D., Lach, L., Zuniga, R., Morrison, D. 2000. Environmental and economic costs of nonindigenous species in the United States. *BioScience*, 50:53-65.
- R Development Core Team 2009. R: a language and environment for statistical computing, R Foundation for Statistical Computing, Vienna.
- Rahman, M.A., Yusof, E. 1991. Large mammals in peninsular Malaysia. In Kiew, R. (ed), *The state of nature conservation in Malaysia* (Kuala Lumpur, Malayan Nature Society), 173-176.
- Rawson, P.O., Agrawal, V., Hilbish, T.J. 1999. Hybridization between the blue mussels *Mytilus galloprovincialis* and *M. trossulus* along the Pacific coast of North America: evidence from limited introgression. *Mar. Biol.*, 134: 201-211.
- Razak, A. 1995. Getting the best from tourism. *The Star*. 10 October. Petaling Jaya, Malaysia: Star Publication.
- Rejmánek, M. 1996. A theory of seed plant invasiveness: the first sketch. *Biodiversity and Conservation*, 78: 171–181.
- Renard, K.G., Foster, G.R., Weesies, G.A., Porter, J.P. 1991. RUSLE, revised universal soil loss equation. *J SoilWater Conservation*, 46(1): 30–33.
- Ruizand, G.M., Carlton, J.T. 2003. *Invasive species : vector and management strategies*. IslandPress Washington. DC.
- Ruysschaert, S., Van, A. T., Van de Putte K, Van Damme P. 2009. Bathe the baby to make it strong and healthy: Plant use and child care among Saramaccan Maroons in Suriname. *Journal of Ethnopharmacology*, 121:148-70.
- Shannon, C.E., Weaver, W. 1949. *The Mathematical theory of communication*, University of Illinois Press. IL,USA.
- Shi, Z.H., Cai, C.F., Ding, S.W. 2002. Assessment of Erosion Risk with the Rusle and Gis in the Middle and Lower Reaches of Hanjiang River. 12th ISCO Conf 73 – 78.
- Smith, C.W. 1992. Distribution, status, phenology, rate of spread, and

- management of clidemia in Hawai'i. In: C.P. Stone, C.W. Smith, and J.T. Tunison, eds. Alien plant invasions in native ecosystems of Hawaii, management and research. University of Hawaii Cooperative National Park Resources Studies Unit, Honolulu, pp. 241-253.
- Soil Survey Staff 2010. Keys to soil Taxonomy 11th edition, USDA, WashingtonDC.
- Speziale, K.L., Ezcurra, C. 2011. Patterns of alien plant invasions in northwestern Patagonia, Argentina. *J Arid Environ*, 75: 890–897.
- Stark, N.M., Jordan, C.F. 1978. Nutrient Retention by the Root Mat of an Amazonian Rain Forest. *Ecology*, 59: 434 - 437.
- Tan, D., Thu, P., Dell, B. 2012. Invasive Plant Species in the National Parks of Vietnam. *Forests*, 3:997–1016.
- Teo, D.H.L., Tan, H.T.W., Corlett, R.T., Wong, C.M., Lum, S.K.Y. 2003. Continental rain forest fragments in Singapore resist invasion by exotic plants. *J Biogeogr*, 30:305–310.
- Trombulak, S.C. and Frissell, C.A. 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology*, 14:18-30.
- Turpie, J., Heydenrych, B. 2000. Economic consequences of alien infestation of the Cape Floral Kingdom's Fynbos vegetation, in Perrings, C., Williamson, M. and Dalmazzone, S. (eds) *The Economics of Biological Invasions*, 23-32.
- Usher, M.B. 1991. Biological invasions into tropical nature reserves. International Scientific Publications, New Dehli, India.
- Van, R. 2002. Procedures for soil analysis 6th edition. Technical Report 9. ISRIC-World Soil Information, FAO. Wageningen.
- Ismail, W.R. 1997. The impact of hill land clearance and urbanisation on runoff and sediment yield of small catchments in Pulau Pinang, Malaysia. In: *Human Impact on Erosion and sedimentation*, IAHS Publication 245: 91-100.
- Wester, L.L., Wood, H.B., 1977. Koster's curse (*Clidemia hirta*), a weed pest in Hawaiian Forest. *Environ. Conserv*, 4:35–41.
- White, P., Cross, G.N. 2000. An introduced disease in an invasive host: the

ecology and economics of rabbit calicivirus disease (RCD) in rabbits in Australia, in Perrings, C., M. Williamson, and S. Dalmazzone (eds.). *The Economics of Biological Invasions*.

Wischmeier, W.H., Smith, D.D., 1978. Predicting rainfall erosion losses, a guide to conservation planning. Agric. Handb. No. 537, US Department of Agriculture, Washington, DC.

Wolf, I.D., Croft, D.B. 2014. Impacts of tourism hotspots on vegetation communities show a higher potential for self-propagation along roads than hiking trails. *J Environ Manage*, 143:173–85.

WRI, IUCN and UNEP. 1992. “Global Biodiversity Strategy”, World Resources Inst.

【中国語文献】

- 陳佐忠・汪詩平・王艷芬・趙炳祥 2003. 内蒙古草原の生態系退化と囲い込み, 自然の友, 13-24.
- 杜衛紅 2009. フルンボイルを事例としたエコツーリズムの開発研究, 世界地理研究, 18(3) : 90-96.
- 樊勝岳・張卉 2009. 1949年以降の農村における土地制度の変遷が砂漠化に与える影響, 乾燥区地理, 32(2) : 268 - 273.
- 黄富祥・牛海山・王明星・王躍思・丁国練 2001. ムウス砂地における植被率と風食による砂運搬量の定量的関係, 地理学報, 56 : 700-710.
- 姜恕 1988. 草地退化と防止策略, 自然資源, 3 : 54-61.
- 江忠善・鄭粉麗・武敏 2005. 中国の斜面侵食の予測モデルに関する研究, 泥砂研究, 4:23-31.
- 李博 1997. 中国北部の草地退化及び防治対策, 中国農業科学, 30(6) : 1-9.
- 李永宏 1995. 内蒙古典型草原地帯の退化草原の回復状態. 生物多様性 3 : 125-130.
- 李鎮清・劉振国・陳佐忠・楊宗貴 2003. 中国典型草原における気候変化とその生産力への影響, 草業学報, 12(1) : 4-10.
- 劉宝元・張科利・焦菊英 1999. 土壤の受食性と侵食予測への応用, 自然資源学報, 14(4) : 345-350.
- 呂君・劉麗梅・陳田 2008. 典型草原地域における観光発展が土壤環境に対する影響, 資源科学, 30(6) : 837 - 842.
- 汪詩平・王艷芬・李永宏・陳佐忠 1998. 異なる放牧率が草原牧草の再生力及び純地上部生産量に与える影響, 草地学報, 6(4) : 275-281.
- 王明君・韓国棟・趙萌莉・李海賢 2007. 内蒙古フルンボイル草甸草原の草原退化の等級数量分析, 西北植物学報, 27(4) : 797-804.
- 楊麗娜・王世進 2012. 辺境草原退化問題および対応応用施策—フルンボイル草原を対象として, 安徽農業科学, 40(30) : 14641 - 14642, 14743.
- 尹立軍 2008. 草原観光の体験価値の向上—フルンボイルを例として, 辺境経済と文化, 3: 18-20.

- 張殿發・張祥華 2002. 中国北部草原における雪災害の発生原因に関する検討, 自然災害学報, 11(2): 80-84.
- 張徳平 2011. 内モンゴル自治区フルンボイル市土地利用現状及び変化に関する分析, 中国土地科学, 25(11): 43 - 46.
- 張明華 1995. “中国の草原”, pp. 78 - 103, 商務出版社.
- 趙慧穎 2007. フルンボイル草原の砂化・退化の原因分析と予防対策, 草業科学, 24(6): 9-12.
- 趙一之 1987. フルンボイル草原地域における植生資源および開発利用保護に関する意見, 乾燥地域資源と環境, 1(2): 107 - 114.
- 中国国家環境保護総局 2007. 中国国家統計局・中国国家環境保護総局編 “中国環境年鑑 2006 年版”, p p. 24, 中国環境年鑑出版社.
- 中国国家観光総局 2010. 中国国家統計局・中国国家観光総局編 “2009 年内モンゴル観光統計便覧”, p p. 4-10, 中国観光出版社.
- 中国気象局 2014. <http://www.weather.com.cn>. (アクセス日 2014, 1, 29)
- 中国農業部 2000. “中国農業年鑑 2001 年版”, p p. 221, 中国農業出版社.

謝辞

本論文の遂行および執筆にあたり、私の指導教官である首都大学東京大学院都市環境科学研究科観光科学域教授小崎隆先生に終始熱心なご指導ご鞭撻を頂きました。ここに深く感謝し、厚くお礼申し上げます。私のような元文系学生が、理系的な博士（観光科学）の学位論文を執筆することができましたのも、先生の懇切丁寧な御指導のお蔭に他なりません。

博士論文審査委員である同学域教授菊池俊夫先生、准教授沼田真也先生に研究全般にわたる多大なご支援、ご指導を賜りました。ここに厚く感謝いたします。

また、公立鳥取環境大学環境学部准教授角野貴信先生、国際農林水産業研究センター研究員伊ヶ崎健大氏、同学域准教授保坂哲郎先生、東京農工大学准教授杉原創先生に実験技術や知識および統計処理のご指導や、研究が未熟なうちから多くのアドバイスをいただきました。ここに心からお礼申し上げます。また、観光科学域の教職員各位には、日頃より教育および研究における多大なご協力とご支援をいただきました。深く感謝いたします。並びに、同学域秘書の岩井香泳子に実験物品の購入や提出書類の日本語の確認など、困ったときにいつも助けていただきました。深く感謝いたします。

ここで名前を挙げさせていただいた方々は、私が感謝したい人のほんの一部にすぎません。研究室同期と後輩達や野外調査に協力して頂いた方々、大学のスタッフの方々など多くの方々が研究を支援し、進捗を気に掛け激励してくださいました。ここに心より感謝いたします。

最後になりますが、これまで自分の思う道を進むことに対し、あたたかく見守り、多大な支援して下さった家族に厚く感謝いたします。ありがとうございました。

本論文は科学研究費補助金（21405039、研究代表：小崎隆）の一部として行ったものです。