

中国内モンゴル自治区フロンボイル草原における
土地資源の適正利用法に関する研究

Studies on the method for sustaining land resources of Hulunbuir
grassland, Inner Mongolia, China

斯日古楞

首都大学東京大学院 都市環境科学研究科
観光科学域
2015年

要 旨

中国では 393 万 km² (国土の 41.7%) の天然草原があり、内モンゴル自治区の草原は中国における天然草原面積の約 1/4 を占める。内モンゴル自治区は半乾燥・乾燥気候下にあるため、環境の変化や人為による攪乱などの影響を受けやすく、砂漠化、特に草原や耕地の劣化が憂慮される地域であるにもかかわらず、近年、本地域の生態系の持続性を無視した過放牧・過開墾・過剰利用（過度の採草、無秩序な葉草や薪の採取）、さらには急速な観光開発などが行われるようになり、草原退化が顕在化しつつある。

草原退化は植生の劣化や土壌の荒廃をもたらすだけでなく、温室効果ガスとしての炭素の放出を促進するため、草原における炭素収支の評価は地球温暖化や土壌荒廃に関わる研究の重要な課題でもある。草原生態系の炭素蓄積量は土地利用形態、草原の管理方法などによって大きく異なることが報告されている。しかし、モンゴル高原の草原生態系における炭素蓄積量と炭素収支に関する知見は非常に乏しい。

そこで、本研究は内モンゴル自治区フルンボイル草原において、異なる土地利用形態の観光地、牧畜地における植生、土壌の理化学性および土壌呼吸の現状を把握するとともに、それらを踏まえて、フルンボイル草原における炭素収支を定量的に評価し、持続可能な土地資源の適正利用法を提言することを目的とした。

本論文は、全 7 章で構成されている。以下にその概要を示す。

第 1 章では、本研究と関わりのある既往研究をレビューし、本研究の意義を明確にした。そして、本研究の背景、研究目的および論文の構成を述べた。

第 2 章では、研究対象地の選定理由、フルンボイル市の概要、研究対象地におけるそれぞれの処理区の概要について述べた。なお、観光地においては、観光地経営年数と規模の違いにより大観光地および小観光地を選定し、それぞれ多数区（多数の観光客が通る場所）および少数区（少数の観光客が通る場所）を、牧畜地においては、対照区（禁牧区）、採草区、放牧区を設けた。

第 3 章では、フルンボイル草原の研究対象地（観光地、牧畜地）における植生調査の結果を解析し、以下の知見を得た。①観光地においては、大・小観光地多数区では植被率と地上部バイオマス量が低下し、大・小観光地多数区、小観光地少数区では種数が大観光地少数区より低下したことが観察されたことにより、観光活動による植生の劣化が認められた。②牧畜地においては、放牧区では植被率、種数、地上部バイオマスが対照区、採草区より低下し、さらに、採草区では地上部バイオマスが対照区よ

り低下したことにより，利用圧の高い処理区で植生の劣化が認められた。

第4章では，研究対象地における土壌調査の結果を解析し，以下の知見を得た。①観光地においては，大観光地多数区でのみ表層土壌の仮比重および pH (H₂O) が高くなるとともに有機炭素が減少する傾向があり，土壌の圧密化ならびに塩類化の進行および土壌有機物の減耗が観察された。②牧畜地においては，放牧区で表層土壌の仮比重が高くなるとともに有機炭素が減少する傾向があり，土壌の圧密化の進行，土壌有機物の減耗が観察されたが，採草区では土壌の圧密化以外の劣化は見られなかった。

第5章では，研究対象地における土壌呼吸測定の結果を解析し，以下の知見を得た。すべての処理区で，①土壌呼吸速度は春・秋に遅く，夏に速かった。②土壌呼吸速度は体積含水率より地温に規定されていることがわかった。③実測した土壌呼吸速度を地温で線形回帰させることにより，年間土壌呼吸量を試算することが可能となった。

第6章では，研究対象地における地上・地下部バイオマス量，土壌有機炭素量，積算年間土壌呼吸量に基づき，それぞれの処理区の炭素収支の現状を定量的に明らかにし，以下の知見を得た。炭素収支（バイオマスによる投入量と土壌呼吸による放出量の差）は，①観光地においては，小観光地少数区 (237 g C m⁻² yr⁻¹) >大観光地少数区 (63 g C m⁻² yr⁻¹) >大観光地多数区 (50 g C m⁻² yr⁻¹) >小観光地多数区 (20 g C m⁻² yr⁻¹) であり，長期的には観光による利用圧が高いほど土壌有機物の減耗を引き起こす可能性があることが認められた。②牧畜地においては，対照区 (439 g C m⁻² yr⁻¹) >採草区 (233 g C m⁻² yr⁻¹) >放牧区 (53 g C m⁻² yr⁻¹) であり利用圧の高い処理区において，より急速に土壌有機物の減耗が進行する可能性があることが認められた。

最後に第7章では，結論として，①観光地においては，集中的な踏圧が植生および土壌の劣化を引き起こしており，今後，受け入れる客数を制限するか，観光地での観光客の歩くルートを定期的に変更することが望ましいこと，また，②牧畜地においても同様に，植生および土壌の劣化が観察されたことから，草原を持続的に利用するためには，今後，採草地および放牧地に定期的な休閑（禁牧）の導入を考慮することが，当該地域における土地資源の適正利用法を確立する上で，必要であると提言した。

Summary

Natural grasslands area is 3.93 million km² in the Republic of China, and one-quarter of the area is in the Inner Mongolia Autonomous Region. The climate of Inner Mongolia Autonomous Region is arid and semi-arid, and therefore the region is really vulnerable to environmental change and human disturbance, causing the desertification and degradation of grasslands and croplands ecosystems. Recently, the degradation of grasslands become serious problems in the world, due to over-grazing, over-cultivation, and over-using (i.e., the harvest of meadows and medical herbs). What is more, the rapid development of tourism activity in grassland is also newly-recognized factor of the grassland degradation in the Republic of China.

Grassland degradation resulted in not only vegetation disturbance and soil degradation, but also in acceleration of the greenhouse gas, i.e., CO₂. Then, it is important to undertake the global warming and land degradation issues, by analyzing the carbon balance in grasslands ecosystems under different land use with various frequency. It is well known that soil carbon (C) stocks of grassland ecosystems is substantially varied, depending on the land use and its management. At present, there is little quantitative information, such as the soil C stocks and its balance with vegetation information in the Mongolian grassland ecosystems.

This study aims to evaluate the effects of different tourism activity and grazing land use (1) on the vegetation, (2) on the soil physico-chemical properties, (3) on the soil respiration (CO₂ flux), and (4) on the C balance in the Hulun Buir grasslands of Inner Mongolia Autonomous Region. On the basis of these results, finally, I propose the suitable land management for sustainable use of land resources in the Inner Mongolia Autonomous Region.

This thesis is composed to 7 chapters as follows;

In Chapter 1, I conducted a review of previous research treating the grassland degradation for the background, and show explain the aims and significance of this thesis.

In Chapter 2, I explained the experimental fields, including the reasons for choosing the Hulun Buir area, and experimental treatments. In this thesis, I made two different tourist sites, in terms of number of operation years and its size and one grazing site. One tourist site is old and large sites (LT site), and the other tourist site is new and small tourist site (ST site). In both tourist sites, I set the experimental treatment, such as high tourism activity plot (H plot), and low tourism activity plot (L plot). In the grazing site, I also set the three treatment plot

such as control (no-grazing) plot (C plot), grass-harvested plot (H plot), and grazed plot (G plot).

In Chapter 3, I evaluated the effect of different land use management on grassland vegetation in the tourist and grazing sites, and the main results are as follows; (1) in the tourist sites, grassland degradation was clearly observed in terms of low vegetation density, smaller aboveground biomass, and low plant species in both LT-H and ST-H plots compared with both L plots, except for plant species in ST-H. It indicates that higher tourism activity, such as trampling, clearly degraded the grassland. (2) In the grazing site, grassland degradation was also clearly observed in G plot, in terms of lower vegetation density, smaller plant species, and smaller aboveground biomass compared with C and H plots. In addition, aboveground biomass in H plot was also smaller than C plot. These results indicate that high grazing pressure or removal of aboveground biomass must cause the grassland degradation.

In Chapter 4, I evaluated the effect of different land use management on soil physico-chemical properties in the tourist and grazing sites, and the main results are as follows; (1) in the tourist sites, the increase of soil hardness, soil salinization and the depletion of organic matter were found only in the LT-H plot due to much trampling, and (2) in the grazing site, the increase of soil hardness was found both in G and H plots, and the depletion of organic matter was found only in the G plot.

In Chapter 5, I evaluated the effect of different land use management on soil respiration in the tourist and grazing sites, and the main results are as follows; (1) both in the tourist and grazing sites, soil respiration in all plots was low in spring and autumn, and high in summer, (2) soil respiration is clearly correlated with soil temperature, but not with the soil water content, and (3) annual soil respiration could be estimated, based on the relationship between the soil respiration and soil temperature.

In Chapter 6, I estimated the C balance based on the results of Chapter 3~5, and evaluated the effect of different land use management on balance in the tourist and grazing sites, and the main results are as follows; (1) in the tourist sites, C balance is in the order of ST-L plot ($237 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$) > LT-L plot ($63 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$) > LT-H plot ($50 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$) > ST-H plot ($20 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$). It indicates that high tourism activity and pressure can lead to the decrease of soil C stock, causing the land degradation on a long-term basis. (2) In the grazing site, C balance is in the order of C plot ($439 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$) > H plot ($233 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$) > G plot ($53 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$). It indicates that the high grazing pressure can lead the decrease of soil C stock rapidly.

Finally, in Chapter 7, I made a conclusion as follows; (1) in the tourist sites, repeated trampling caused the degradation of grassland vegetation and soil, and therefore, it is recommended to limit the number of tourists, or to change the tourist routes periodically, and (2) in the grazing site, degradation of vegetation and soil were also observed, mainly due to high grazing pressure, and therefore it is recommended that the grass-harvested and grazed areas should be fallowed (no harvesting/grazing) periodically, in order to use this precious grassland ecosystems in a sustainable and suitable way.

目 次

第1章 序論	1
1-1 研究背景	1
1-2 研究目的	5
1-3 研究方法	6
1-4 本研究論文の構成	6
第2章 調査地の概要	8
2-1 内モンゴル自治区における草原の概要	8
2-2 研究対象地の選定理由	10
2-3 フルンボイル市の概要	11
2-4 圃場試験地の概要	13
第3章 異なる土地利用法が植生に与える影響	16
3-1 目的	16
3-2 植生調査の方法	16
3-3 統計分析	17
3-4 結果および考察	17
3-4-1 観光活動の利用圧の違いが植生に与える影響	17
3-4-2 牧畜の利用圧の違いが植生に与える影響	19
第4章 異なる土地利用法が土壌の特性に与える影響	21
4-1 目的	21
4-2 土壌試料の採取および分析方法	21
4-3 統計分析	22
4-4 結果および考察	23
4-4-1 観光活動の利用圧の違いが土壌の理化学性に与える影響	23

4-4-2	牧畜の利用圧の違いが土壌の理化学性に与える影響	25
第5章	異なる土地利用法が土壌呼吸量に与える影響	28
5-1	はじめに	28
5-2	目的	29
5-3	土壌呼吸速度の測定方法	29
5-4	土壌呼吸速度の算出方法	30
5-5	結果および考察	31
5-5-1	観光活動の利用圧の違いが土壌呼吸速度に与える影響	31
5-5-2	牧畜の利用圧の違いが土壌呼吸速度に与える影響	31
5-5-3	土壌呼吸速度と体積含水率との相関	32
5-5-4	土壌呼吸速度と温度の相関	32
5-6	年間土壌呼吸量の推定	32
5-6-1	観光地における処理区ごとの年間土壌呼吸量	33
5-6-2	牧畜地における処理区ごとの年間土壌呼吸量	33
第6章	フルンボイル草原の炭素収支	34
6-1	目的	34
6-2	炭素収支の算出方法	34
6-3	結果および考察	36
6-3-1	観光活動の利用圧の違いが土壌の炭素収支に与える影響	36
6-3-2	牧畜の利用圧の違いが土壌の炭素収支に与える影響	37
第7章	結論	39
	引用文献	80
	謝辞	90

表 目 次

表 2-1	内モンゴル自治区各市盟の砂漠化された土地面積	42
表 2-2	各試験地の各処理区の利用状況	42
表 3-1	観光地の各処理区の種組成	43
表 3-2	牧畜地の各処理区の種組成	44
表 4-1	大観光地における土壌断面記載および理化学性	45
表 4-2	小観光地における土壌断面記載および理化学性	46
表 4-3	牧畜地における土壌断面記載および理化学性	47
表 5-1	各処理区における土壌呼吸速度と地温の線形回帰式	48
表 6-1	観光地における各処理区の炭素収支	49
表 6-2	牧畜地における各処理区の炭素収支	49
表 7-1	結果の一覧	50

目 次

図 1-1	世界の草原分布	51
図 1-2	中国各地における観光会社による観光客数および収入	52
図 2-1	内モンゴル自治区の位置	53
図 2-2	内モンゴル自治区における年間降水量	53
図 2-3	内モンゴル自治区における平均気温	54
図 2-4	内モンゴル自治区の草原分類および分布	54
図 2-5	フルンボイル市における観光客数と観光総収入	55
図 2-6	内モンゴル自治区各市盟における観光客数および収入	55
図 2-7	本研究試験地の位置	56
図 2-8	大観光地と小観光地の地図	56
図 2-9	陳バルグ旗の月ごとの雨温図	57
図 2-10	陳バルグ旗の 2001—2012 年の平均気温および降水量	57
図 2-11	ハイラル市の月ごとの雨温図	58
図 2-12	ハイラル市の 2001—2012 年の平均気温および降水量	58
図 3-1	観光地における植生被覆率	59
図 3-2	観光地において出現した植生の種数	59
図 3-3	観光地における地上部バイオマス量	60
図 3-4	観光地における地下部バイオマス量	60
図 3-5	牧畜地における植生被覆率	61
図 3-6	牧畜地において出現した植生の種数	61
図 3-7	牧畜地における地上部バイオマス量	62
図 3-8	牧畜地における地下部バイオマス量	62
図 4-1	観光地における土壌ち密度	63
図 4-2	牧畜地における土壌ち密度	63
図 5-1	土壌呼吸測定チャンパー設置図	64
図 5-2	観光地における土壌呼吸速度の季節変動	65
図 5-3	牧畜地における土壌呼吸速度の季節変動	65

図 5-4	観光地における土壌呼吸速度と体積含水率の相関	66
図 5-5	牧畜地における土壌呼吸速度と体積含水率の相関	66
図 5-6	観光地における土壌呼吸速度と地温の相関	67
図 5-7	牧畜地における土壌呼吸速度と地温の相関	67
図 5-8	観光地における年間土壌呼吸量	68
図 5-9	牧畜地における年間土壌呼吸量	68

写 真 目 次

写真 2-1	大観光地の様子①	69
写真 2-2	大観光地の様子②	69
写真 2-3	小観光地の様子	70
写真 2-4	牧畜地の対照区	70
写真 2-5	牧畜地の採草区①	71
写真 2-6	牧畜地の採草区②	71
写真 2-7	牧畜地の放牧区①	72
写真 2-8	牧畜地の放牧区②	72
写真 3-1	大観光地の少数区の様子	73
写真 3-2	大観光地の多数区の様子	73
写真 3-3	小観光地の少数区の様子	74
写真 3-4	小観光地の多数区の様子	74
写真 3-5	植生調査の様子①	75
写真 3-6	植生調査の様子②	75
写真 4-1	大観光地少数区における土壌断面	76
写真 4-2	大観光地多数区における土壌断面	76
写真 4-3	小観光地少数区における土壌断面	77
写真 4-4	小観光地多数区における土壌断面	77
写真 4-5	牧畜地対照区における土壌断面	78
写真 4-6	牧畜地採草区における土壌断面	78
写真 4-7	牧畜地放牧区における土壌断面	79
写真 5-1	土壌呼吸 (CO ₂) 採取の様子	79

第 1 章 序論

1-1 研究背景

地球上には草原や森林などの様々な植生が分布しており、中でも草原は、地球上の陸地全面積の 1/3 を占めると言われている（中村，2007）。草原植生は気候条件に規定され，大陸内部の乾燥した地域（ステップ，プレーリ，サバンナ）や，高緯度の低温地域に分布している（小泉ら，2000）。具体的な分布域としては，主にユーラシア大陸の内陸部，北アメリカ大陸のロッキー山脈の東部，アフリカ大陸の北緯・南緯 20～30° 付近，オーストラリア大陸の中央部などが挙げられる（図 1-1）。

地球環境における物質循環に果たす役割として草原を捉えた場合，草原土壌には陸上生態系全体の炭素貯留量の 25.6%が蓄積している（IPCC, 2007）。これは，陸上生態系に存在する炭素の約 2/3 が土壌中に保持されていることを鑑みると，非常に重要な炭素貯蔵機能を草原生態系が果たしていることがわかる（IPCC, 2007）。この草原生態系の炭素貯蔵量は，土地利用形態，草原の管理方法などによって大きく異なることが報告されている（Jones and Donnelly, 2004）。生態系内の炭素貯蔵量，特に土壌炭素貯蔵量の推移を予測するためには，その生態系がどの程度炭素を固定あるいは放出しているかを定量的に評価する必要があり，大気－生態系間の炭素収支を推定する必要がある（木部・鞠子，2004；Derner *et al.*, 2006）。気候変動に関連した多くの先行研究から，炭素循環に影響を与える主要因（降水量，温度，土壌水分，時間変動など）と土地利用方法との関係や，二酸化炭素（CO₂）やメタン（CH₄）などの土壌からの放出特性などに関しては明らかにされてきた（例えば Ross *et al.*, 2001；Frank *et al.*, 2002；Liu *et al.*, 2009；Shimoda *et al.*, 2009）。しかしこれまでに，草原における土地利用方法ごとの炭素収支を検討した研究例は多くなく，草原における土地利用が炭素循環に与える影響は，

十分に解明されているとは言い難い。

人間生活という観点から草原を捉えた場合、陸上生態系の動植物の生育場（所）として非常に重要な場所であり、地球上に広く分布するため（中村，2007；Jørgensen，2009），草原に暮らす人々の土地利用方法は、地域ごとに異なる。例えば、ユーラシアステップの西側は穀倉地帯であり、草原が育んだ肥沃な土地を開墾し、小麦などの一大生産地となっている一方、その東側は牧草地帯であり、広大な草原に家畜を放牧して生計をたてている（中村，2007）。一般的に、草原が育んだ豊かな生産環境を利用して人々の食糧生産が行われてきた。しかし近年、過放牧や過開墾などの人為活動に伴う草原退化が深刻な問題となっており、不適切な土地利用の原因解明や草原の持続的管理方法のあり方に関して、世界的な関心が高まっている。なお、李（1997）によって「草原退化とは人間活動や不利な自然原因による草原（植物と土壌を含む）の質や生産力、経済価値などを支える機能あるいは回復する機能が低下し、または回復機能を失うことである」と定義されている。

本研究の調査地がある中国には、393万 km²（国土の41.7%）の草原があり、調査地である内モンゴル自治区の草原面積は、その全面積の約1/4を占める。内モンゴル自治区の歴史文献資料を振り返ってみると、紀元前221年からこの地域で牧畜が営まれており、その年の自然条件に合わせて遊牧が行われていた（拉西徳吉・永木，1997；阿拉坦沙・千年，2012；巴図，2006）。しかし、1949年以降、遊牧民の定住化政策が推進されたことや1996年に導入された「土地請負制度」¹などによって、草原の利用パターンを変化することが強いられた結果、伝統的な放牧（遊牧）は事実上の終焉を迎えた（拉西徳吉徳・永木，1997；伊藤ら，2006；梁，2010；阿拉坦沙・千年，2012）。その結果、採草地として利用する草原の面積が大幅に増加し、放牧地として利用する草原の面積は減少した（阿柔瀚巴図，2003）。結果として、かつて放

¹ 「土地請負制度」とは個々の農牧家に農牧地の使用权を30年間認める制度である。

牧地として利用されていた場所は、現在では採草地と放牧地としての利用が主となった（桂ら，2012；欧ら，1999）。その一方，中国の改革開放後，政府は「観光資源」の再発見と制度改革に積極的に取り組み，観光振興に着手し始めた（松村，2000）。内モンゴル自治区では，1978年に最初の草原観光²が始まり，90年代の交通インフラの改善などに伴って国内観光市場が発展するにつれ，草原観光を実施する地域の開発，観光施設の建設が増加した（呂・劉，2005）。新たにつくられた草原観光地の多くは，かつての放牧地や採草地を柵で囲い込んで利用されている。このように，内モンゴル自治区における主な草原の利用方法として，従来からあった放牧地，採草地のほかに，観光地という新たな利用パターンが近年加わった。ちなみに，内モンゴル自治区の観光資源は，豊かな自然草原・原始森林・砂漠および文化遺産・少数民族の民俗などがあり（王ら，2004），内モンゴル自治区を訪ねる観光客数は近年増加する傾向がある。しかしながら，内モンゴル自治区の観光業の総合レベルは総じて低く，先進地方との格差は無くなるどころか，むしろ年を追って拡大している（図1-2）。

このように土地利用が大きく変化してきた中国国内でも，近年，人為活動に伴う草原退化が深刻な問題となっている。内モンゴル自治区では1949年の建国以降に食糧生産と経済発展を支えるために三度にわたる大規模な草原開墾³（草原の農耕地への転換：烏蘭図雅，2000；梁，2010；劉ら，2007），遊牧民の定住化（巴図，2006；賽西雅拉図ら，2007），人口増加による家畜数の増加（呉，1995；川鍋ら，1999）が実施され，この結果，1970年頃から草原の退化（劣化）が顕在化し始めた（李，1997；李ら，2006）。草原退化は草原の持続的利用に悪影響を及ぼすだけでなく，砂嵐をも招く。現に内モンゴル中西部地区では，1993～2000年の間に毎年20回もの砂嵐が発生

² 草原観光とは独特な草原自然景観と文化的景観および民俗習慣などを対象とした観光活動をいう。

³ 第1次草原開墾は1950年代の人民公社期に行われ，第2次は1960-70年代の文化大革命時に行われ，第3次は1970年末の改革開放以後に行われた。

しており（榎根，2008），これにより発生した風成砂塵が周辺都市の生活環境に悪影響を与えたという報告もある（李，1997；陳ら，2003）。さらに，既述した土地請負制度などの政策は，伝統的な草原利用パターンを変化させ，当該地域の生態系の持続性を無視した過放牧・過開墾・過剰利用（過度の採草，無秩序な薬草や薪の採取）が行われるようになったという指摘もある（李，1997；康，2001）。

これまでの草原退化に関する研究では，牧畜利用が主な研究対象となっており（烏云娜ら，2004；陳ら，2012），草原退化の主要因が過放牧であることを，放牧圧や採食経路が草原植生および土壌に与える影響について調べることで解明している（蔣，1987；烏仁其其格ら，2009；邵ら，2011；桂花・烏仁其其格，2012）。烏云娜ら（1999）は，放牧圧が高まるほど地上部のバイオマス量や群落の高さが減少することを示した。また，放牧圧の増加に伴って，植生の優占種が変化し，家畜の非嗜好性植物が増加することも報告されている（Nakamura *et al.*，2000；烏云娜ら，2004）。また，植生の退化による土壌劣化として，ち密化，塩類化，侵食やそれに伴う地下水位の上昇なども報告されている（馬ら，1981）。これは例えば，放牧圧の増加に伴い，植生由来の炭素投入量の減少に起因して土壌有機炭素が減少した，等の理由が考えられている（Han *et al.*，2008；He *et al.*，2008）。このように，土壌劣化の指標として土壌有機物（有機炭素）に着目し，土壌中の炭素循環を解明することは有用である（Abril and Bucher，2001）。加えて，土壌有機炭素の減少および減耗は，土壌が持つ生物生産機能である，保水機能や養分保持機能の劣化に直結するため，土壌有機炭素の減耗に代表される土壌劣化は，草原資源の長期的な衰退の原因となる，という点で草原退化に直結する。しかし，牧畜に関する土地利用の違いが炭素循環に与える影響についての研究は存在する一方で，観光活動に伴う炭素循環の変化に関しては知見が少ない。草原地帯において，観光は新たな有望産業として位置づけられ，その発展に必要な一定の開発は不可欠である。しかし，草原の観光開発による草原景観を破

壊するケースなどが、近年急増しており（山口・斎藤，2010），その対策は急務である。呂ら（2008）は、観光活動により草原退化が生じており、観光地の土壌密度およびpH（H₂O）が高くなった，と報告している。これらの既往研究は持続可能な草原観光の発展を維持するために，草原の保護・管理・利用方法の開発が急務であることを示している。一方で，閔ら（2010）は，牧畜利用（放牧利用，採草利用）が植生（種類，草丈，地上部バイオマス量，多様性など）に与える影響を解析しているが，植生と土壌および土壌呼吸に与える影響を同時に評価した研究例はない。そのため，炭素収支の実測に基づいた草原退化の回避対策の構築は困難であるのが現状である。今後，適切な土地資源利用の在り方を検討するためにも，内モンゴル自治区の草原において，異なる土地利用ごとに炭素収支を定量化する必要がある。

1-2 研究目的

中国内モンゴル自治区に分布する草原を持続的に利用するため，当該地域における草原退化の現状や問題点を土地利用法毎に把握することで，適切な土地利用法を検討することを目的とする。この目的に向け，近年の主要な土地利用形態である，観光地利用と牧畜地利用の2つの土地利用に着目した。本研究では，観光地利用と牧畜地利用のそれぞれにおいて，利用圧が高いほど，植生や土壌の劣化が顕在化し，それに伴い炭素収支が低くなる（＝草原が退化する）という仮説を立て，その検証を行った。

なお，本研究で観光地利用とは草原において，観光客を受け入れるため，観光施設を開発し，観光活動を行うことをいい，牧畜地利用とは草原において，従来の放牧地と採草地として利用することを言う。

1-3 本研究論文の方法

本研究で対象とする内モンゴル自治区フルンボイル草原では、草原退化に関する既往研究は、過放牧を原因とした牧畜利用に着目した研究が主であった。これらの先行研究では、植生（種数の減少や種組成の変化、植生の被覆率の減少や植物バイオマス量の減少など）や土壌（土壌有機物の減少や、土壌のち密化、そして土壌の侵食など）、土壌呼吸に与える影響について個別に検討した研究はあるものの、これら3つを同時に測定した研究例はない。さらに、近年草原を退化させていると報告された観光活動の影響については、検討した研究例が少なく、いまだ不明な部分が多いのが現状である。これらの問題点を踏まえて、本研究での目的を達成するため、まずフルンボイル草原において、土地利用形態が異なる観光地および牧場（採草地、放牧地）を選定し、観光利用地および牧畜利用地においてそれぞれの処理区を設置した。次に、各処理区において、①植生調査を実施し、植生に与える影響を明らかにするとともに、植物による土壌への炭素投入量を算出した、②土壌断面調査をおこない、土壌理化学性を測定することで、土壌理化学性に与える影響を明らかにした、③土壌呼吸速度を測定することにより土壌有機物の分解に伴う土壌からの炭素放出量を算出した、④植生調査、土壌断面調査および土壌呼吸の測定の結果から、炭素収支を算出し、この値を基に、当地域の適切な土地利用法を検討した。

1-4 本研究論文の構成

本論文は、全7章で構成されている。以下にその概要を示す。

第1章では、本研究と関わりのある既往研究をレビューし、本研究の意義を明確にした。そして、本研究の背景、研究目的および論文の構成を述べた。

第2章では、研究対象地と処理区の選定、研究方法について述べる。

第3章では、研究対象地（観光地、牧畜地）において、植生を調査し、分析した結果と考察を述べる。

第4章では、研究対象地において、土壌断面を調査し、土壌の理化学性を分析した結果と考察を述べる。

第5章では、研究対象地において、土壌呼吸速度を圃場レベルで測定し、分析した結果と考察を述べる。

第6章では、研究対象地において、植生、土壌の理化学性、土壌呼吸速度に基づき、それぞれの処理区の炭素収支の現状を定量化する。

最後に、第7章を結論とする。

第 2 章 調査地の概要

2-1 内モンゴル自治区における草原の概要

内モンゴル自治区は中華人民共和国（以下、「中国」とする）の北部に位置し、ユーラシアステップの東南部にかけて（N 37° 24'~53° 23', E 97° 12'~126° 04'），東北から西南へと伸びる細長い形をしている。内モンゴル自治区の総面積は約 118 万 km² で，東は黒龍江省，吉林省，遼寧省と，南は河北省，山西省，陝西省，寧夏回族自治区と，西では甘肅省と，北はロシアやモンゴル国と，それぞれ隣接している（図 2-1）。人口は 2,470 万人（2010 年）であり，そのうちモンゴル族は 422 万人（2010 年）で，内モンゴル自治区の人口の約 17% を占める（内モンゴル自治区統計局，2011）。内モンゴル自治区の標高は，概ね 1,000 m 以上である。年間降水量の分布を図 2-2 に示した。年間降水量は 50~450 mm と地域ごとに差があり，東部では 400~500 mm/年と比較的多く，中部では 200~300 mm/年，西部では 50~200 mm/年と，降水量は西へ行くほど少なくなる。降雨時期は 6~9 月に集中し，年間降水量の 60~75% がこの期間に集中する。次に，図 2-3 に年平均気温の分布を示した。年平均気温は 0~8℃ と地域ごとに差があり，南部では 6~8℃，北部では -4~-2℃ となる。気温は 7 月に最も高くなり，1 月が最も低くなる。

内モンゴル自治区の草原は，草丈と植被率により 3 種類に分類され，草甸草原（草丈 60~80 cm，植被率 70~80%），典型草原（草丈 40~60 cm，植被率 50~60%），荒漠化草原（草丈 20~30 cm，植被率 30~40%）に大別される（伊藤ら，2006）。主要な草原名として，フルンボイル草原，シリソグ草原，ホルチン草原，ウランチャブ草原，オルドス草原，ウラト草原などがある（図 2-4）。自然草原面積は 78.8 万 km² で，内モンゴル自治区総面積の 66.6% を占め，現在利用可能な草原面積は 63.6 万 km² である（中国国家環境保護総局，

2007)。内モンゴル自治区の植生に関しては、合計 2351 種の植物(高木、灌木、草本)が確認されており、中でも有用牧草の種類が 900 種類以上と最も多く、全植物種のおよそ 40%を占める(馬, 2004)。内モンゴル自治区には、種子植物は約 113 科, 655 属, 2370 種が生育している。自然草原に生育している牧草は種子植物の 50%以上を占め、約 1200 種が数えられている。そのうち 217 種が自然草原の牧草群を構成する優占種である。さらに、これらの牧草のうち約 130 種はイネ科であり、次いで、マメ科が約 100 種、非マメ科灌木類が約 70 種となる(拉西徳吉徳・永木, 1997)。植生はイネ科草本(*Leymus chinensis* 中国名: 羊草, *Agropyron cristatum* 氷草, *Stipa grandis* 大針茅)を中心に、バラ科(*Potentilla*)、キク科(*Artemisia*)、マメ科草本などが多い多年草群落である(伊藤ら, 2006)。

内モンゴル自治区草原に分布する主要な土壌はチェルノーゼム、カスタノーゼム、フェオゼム、ジブシソルなどがある(天谷ら, 1996; Zhang, 1990)。それぞれの特徴と分布域を以下にまとめる。

①チェルノーゼム(Chernozems)は、内モンゴル自治区の東部(主にフルンボイル草原およびシリソル草原)に分布する。年降水量は300~450 mmの地域に分布する土壌で、黒色を呈し、腐植の集積が発達し、石灰の溶脱集積が進んだ肥沃な土壌である。土性は、多くが微砂質壤土から植壤土の間に属する。

②カスタノーゼム(Kastanozems)は内モンゴル自治区の中央部に広く分布する。年降水量は200~300 mmの地域に分布する土壌で、土層は50 cm以上にも発達する。石灰集積層は30~50 cmから始まり、地域によってはさらに深く集積する。土性は主に砂壤土に属する。

③フェオゼム(Phaeozems)は、カスタノーゼムが分布する地域よりもさらに西北に広がり、年降水量が150~200 mmの地域に分布する土壌である。この地域は平坦で風が強いため、表面が砂礫化する特徴を持つ。腐植の集積は薄く、石灰の集積は20~30 cmと浅い位置で現れる。

④ジブシソル（Gypsisols）は内モンゴル自治区草原の最西部に分布する土壌である。年降水量は少なく，100 mm未満の地域に主に分布する土壌である。乾燥気候のため植被はまれであり，風食作用が強く，地表には砂礫が多い。石こうの集積層をもつ土壌である。

2-2 研究対象地の選定理由

本研究の目的である観光活動の利用圧の違いおよび牧畜の利用圧の違いが土地資源に与える影響について検討するためフルンボイル草原を研究対象地として選定した。その選定理由として以下の3点を挙げる。なお，本研究で用いる利用圧とは，草原において観光客や家畜の活動する程度をいう。

1) フルンボイル草原は内モンゴル自治区における草原の中では砂漠化面積が最も小さく（表2-1）（王ら，2008），最も保全されてきた草原である（趙，2007；楊，2010）。また，この草原地域には32もの異なる民族が居住し，蒙古族（モンゴル）を主体とし，漢族，鄂温克族（エヴェンキ），鄂伦春族（オロチョン），达斡尔族（ダウール），回族，朝鮮族，ロシア族，白族，黎族，シーバー族，ウイグル族などが暮らしている（蔣・杜，2010）。そのため，草原資源の保全と当該地域における持続可能な草原利用に必要な，民族間を越える科学的知見が必要である。以上のことから，フルンボイル草原が本研究の調査地として適していると考えた。

2) フルンボイル草原を訪ねる観光客数および観光産業による経済収入は毎年増加しており（図2-5），2012年には946万人を超える観光客が訪れた（内蒙古自治区統計局，2014）。特に近年，フフホト市⁴を拠点とする地域の草原退化が進んだことから，広大な草原が残るフルンボイル草原が注目されるようになり，2003年の観光客人数は201.3万人，観光総収入は204.0

⁴ フフホト市：内モンゴル自治区の所在地であり，内モンゴル自治区の政治・文化・経済の中心になる都市である。内モンゴル自治の西部に位置する。

億円に達した(杜, 2009)。このように, 内モンゴル自治区内では, フルンボイル草原の観光客数や経済収入がトップレベルであることから, 調査地として適していると考えた(図 2-6)。

3) フルンボイル草原は, 採草および放牧地としても伝統的に利用されてきた。120 種以上の牧草が存在し, 生産量が高く, 家畜嗜好な草が多く, 牧畜業経営および畜産品生産の中心地でもある(安, 1986; 李, 1997; 伊藤ら, 2006; Kang, 2012) ため, 調査地として適していると考えた。

以上から, 比較検討が可能であり, 得られた知見を牧草生産および観光利用に活用し, 草原土地資源の持続可能な利用を行うための研究対象地として, フルンボイル草原を選定した。

2-3 フルンボイル市の概要

フルンボイル市は, 内モンゴル自治区の東部に位置し(E115°31'~126°04', N47°05'~53°20'), 東西 630 km, 南北 700 km, 総面積 25.3 万 km² で, 内モンゴル自治区全面積の 21.4%を占める(図 2-7)。地域のほぼ中央を南北に大興安嶺山脈が走り, 嶺西地域と嶺東地域に分けられる。嶺西地域はモンゴル高原に隣接し, 南部は内モンゴル自治区の興安盟(ヒャンガン・アイマグ), 東部は嫩江を境界として黒竜江省と接し, 北部および北西部はアルグン川を境界としてロシア連邦, 西部および西南部はモンゴル国と接する。

フルンボイル市の年平均気温は-3~-1°C, 年間最低気温と最高気温はそれぞれ-42.9°Cと 39.5°Cである。年降水量は 250~520 mm で東から西へ徐々に減少し, 降水は主に 6~8 月に集中する。日照時間は 2400~2640 時間に達する。

フルンボイル市は, 大興安嶺西部の牧畜地帯(エヴェンキ自治旗⁵, バル

⁵ 旗: 内モンゴル自治区の行政名, 日本の郡にあたる。

グ三旗⁶、ハイラル区の一部)、大興安嶺東部の林業地帯(雅克石、根河、エルグナー、オロチョン四旗市)とジャラントン市、アローン旗やモリンダワー旗などの農業三旗市に分類できる。フルンボイル市では農林畜産業用地の総面積は23.7万km²で、全市面積の約93.6%を占める。この主な内訳として、林地面積は13.8万km²で農林畜産業用地の58.3%を占め、草地面積は8.1万km²で、農林畜産業用地の34.0%を占め、耕地は1.8万km²で、農林畜産業用地の7.5%を占める。1988年と2009年の土地利用状況を比較すると1988年に耕地面積は0.8万km²であったが、2009年には1.8万km²まで増加した。その一方、草地面積は1988年には10.4万km²であったが、2009年には8.1万km²になり、22.5%減少している(張、2011)。フルンボイル草原には主に草甸草原(Meadow steppe)、典型草原(Typical steppe)、低平地草甸(Lowland meadow)、山地草原(Mountain steppe)が分布しており、それぞれ全草原面積の18.2%、38.4%、26.5%、9.1%を占める(その他が7.8%)(楊・王、2012)。

フルンボイル草原は、ほかの地域の草原と比べても草の生産量が高く、家畜にとって嗜好性のよい植生が多く分布しているため、採草地および放牧地として利用されてきた。趙(1987)によれば、フルンボイル草原には維管束植物が78科、342属、888種が存在し、豊かな植種資源がある。主にキク科、イネ科、バラ科、マメ科、キンポウゲ科等が挙げられるが、中でもイネ科の植生はフルンボイル草原の生産力が最も高く、繁多な種類があり、分布が広く、飼料としての価値が高い牧草である。李ら(1980)によると、フルンボイル草原における、主要な牧畜利用方法は放牧、採草、未利用(水不足が原因により利用を禁止された草原)であったが、その割合は7:1:2であった。しかし、近年の土地利用政策(大規模な草原開墾、土地請負制度)および遊牧民の定住化などにより放牧地、採草地の割合が変化している(阿拉坦沙・千年、2012)。

⁶ バルグ三旗とは陳バルグ、新バルグ左翼旗、新バルグ右翼を含む。

フルンボイル草原でも、土地利用の変化（草原から農耕地への変化）や過放牧、過開墾、気候変動、人口の増加などが原因と考えられる草原退化（劣化）が進行している。具体的には、退化した草原面積が全草原面積に占める割合は増加しており、1965年には12～14%であった割合が、1985年には21%、1997年には30%以上、2004年には49%にまで達している（趙，2007）。退化した草原の分布も、人口が多い場所（住宅地）から少ない場所へ拡大し、*Leymus chinensis*, *Agropyron cristatum* など優良牧草の群落が占める割合が下がり、生産量も減少しているといった報告もある（楊・王，2012；陳ら，2008）。このように、当該地域の草原退化は深刻になりつつある。今後、フルンボイル草原の土地資源を持続的に利用するためには、草原植生の劣化に関する知見のみでなく、土壌劣化の現状や、植生と土壌間での炭素循環を基に土地利用法の持続性を検討可能な炭素収支に関する知見が必要となる。

2-4 圃場試験地の概要

本研究の試験地は3か所で、利用圧が異なる観光地2か所および牧畜地である。観光地2ヶ所は、1地点がフルンボイル市における著名な観光地で、中国の観光地等級で2番目に高いAAAA⁷ランクのフフノール観光地（以下、大観光地という）、もう1地点がフフノール周辺にある小規模のブルテ観光地（以下、小観光地という、面積が小さい、等級がない）を選んだ。図2-8に観光地の図を示した。また、牧畜地は中国科学学院の李博アカデミーの推奨で設立したフルンボイル草原を代表する野外観察試験地（*S.Form. Leymus chinensis + mesophilic forbs*）を選定した。各試験地の利用状況を表2-2に示した。以下、各調査地について述べる。

⁷ 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級に分けている。

1) 大観光地

大観光地はフルンボイル市陳バルク旗に位置するフフノール観光地である。大観光地の面積は 20 km²(陸地 8 km², 湖 12 km²), 創設 32 年目 (1983 年開業) を迎える。この観光地は 2007 年に国家観光総局より国家 AAAA 級観光地と認定された。5 月中旬～9 月下旬に営業し, 現在では年間約 15～30 万人の観光客が訪れている (表 2-2)。フルンボイル市では比較的古い観光地である (写真 2-1, 写真 2-2)。観光客サービスセンターである大ゲルを中心としたコンクリート造のゲル群やオボ (石を円錐形または円筒形に高く積み上げた丘で, モンゴル族の崇拜物または祭壇であると同時に, 道標や境界標の機能も果たす) が配置されているほか, 乗馬施設, 草原における写真撮影 (モンゴル民族衣装を着られる), 弓場, ファイアーストーム, バギー, お土産屋やクルーザなどの娯楽施設やレストランや宿泊施設が完備されている。このような娯楽項目以外に予約制である民族踊り, モンゴル相撲, 馬追いや観光客を迎えよう馬隊などの演出がある。大観光地では前年の枯れ草をなくし, 観光地をきれいに見せるために, 毎年 5 月初めに草原に火入れを実施している。大観光地においては, 多くの娯楽施設が設置している場所, 即ち観光地内でも通過する観光客が多いエリア (多数区) と, 予約制の演出などを行う場所, 即ち通過する観光客が少ないエリア (少数区) を設置し, 後に述べる研究を実施した。試験地の月ごとの雨温図 (平均気温と降水量) を図 2-9 に示し, 2001～2012 年までの年平均雨温図 (平均気温と降水量) を図 2-10 に示した。なお, 年平均気温は -1.7℃ と低く, 夏には 20℃ で, 冬には -20℃ を下回る。また, 年降水量は平均で 290mm と少なく, 雨は 7 月前後に集中して降る。

2) 小観光地

小観光地はフルンボイル市陳バルク旗に位置し, フフノール観光地と国道を挟んで向かい合っている (図 2-8)。ブルテ観光地は 2008 年に開業した比較的新しい草原観光地であり (写真 2-3), 観光地として使われる前には

採草地として利用していた。また現在でも、観光シーズンが終わった後、採草も行われている。面積は 5.0 km^2 で、6月中旬～8月下旬に営業する。ゲルの配置は大観光地と同様であるが、大観光地より規模が小さく、年間約1～2万人（経営者による概算）の観光客が訪れる。小観光地においてもオボ、乗馬施設、写真撮影（モンゴル民族衣装を着られる）、弓場やファイアーストームなどの娯楽施設やレストランや宿泊施設が完備されている。このような娯楽項目以外の予約制である、民族踊りや馬追いなどの演出もできる。小観光地においても大観光地と同じく多数区、少数区を設置した。試験地の月ごとの雨温図（平均気温と降水量）を図2-9に示し、2001～2012年までの年平均雨温図（平均気温と降水量）を図2-10に示した。なお、年平均気温は -1.7°C と低く、夏には 20°C で、冬には -20°C を下回る。また、年降水量は平均で 290mm と少なく、雨は7月前後に集中して降る。

3) 牧畜地

フルンボイル市ハイラル区のひとつの牧場を選んだ（表2-2）。対照区は1998年に柵で囲まれて建立したフルンボイル草原草甸草原（Meadow steppe）野外観測試験地であり、面積は 0.36 km^2 である。17年間家畜による摂食を受けていない禁牧地である。写真2-4に対照区の様子を示した。採草区は約20年間採草地として利用されてきた個人所有地であり、8月中旬～下旬に採草が行われ、その後10月末まで小規模な放牧が行われる。写真2-5、写真2-6にその様子を示した。放牧区は面積が約 8.2 km^2 で約20年間にわたり放牧が行われている集落の共用地であり、6～10月の期間放牧が行われる。写真2-7、写真2-8に放牧区の様子を示した。試験地の月ごとの平均雨温図（平均気温と降水量）を図2-11に示し、2001～2012年までの年平均雨温図を図2-12に示した。なお、年平均気温は -1.0°C と低く、夏には 20°C で、冬には -20°C を下回る。また、年降水量は平均で 311mm と少なく、雨は7月前後に集中して降る。

第 3 章 異なる土地利用法が植生に与える影響

3-1 目的

本章ではフルンボイル草原の主な利用法である，観光利用と牧畜利用の 2 つに着目し，土地利用毎に，異なる利用圧が植生に与える影響を明らかにすることを目的とする。

3-2 植生調査の方法

2010 年 7～8 月および 2012 年 5～9 月に現地調査を実施し，観光利用としての処理区（大観光地少数区，大観光地多数区，小観光地少数区，小観光地多数区）と，牧畜利用としての処理区（対照区，採草区，放牧区）とにおいて，それぞれ処理区の状況を代表するような 3 地点において（写真 3-1～写真 3-4 を例として示す），1 m×1 m のコドラート（枠）を設置し（3 反復），被覆率，種数，地上部バイオマス量および地下部バイオマス量を測定した。地上部バイオマス量については，枠内の全ての植物体を地際から刈り取り，80℃で 24 時間乾燥させた後，重量を測定した。地下部バイオマス量は土壤コア（100ml）を用いて試料を採取し，水で洗い流しながら植物の根を洗浄し，80℃で 24 時間乾燥させた後に重さを測り，地下部バイオマス量とした。植生の種数，被覆率に関しては，2010 年 7 月の調査時に測定を行い，植生の地上部バイオマス量，地下部バイオマス量に関しては，2012 年 8 月の調査時に測定を行った。なお，地上部バイオマス量・地下部バイオマス量に関しては，第 6 章で行う炭素収支を解明するために必要な，年間の炭素投入量を算出するために，2012 年 6 月にも同様の測定を実施している（詳細な算出方法に関しては第 6 章に記述）。写真 3-5 および写真 3-6 は植生調査の様子である。

3-3 統計分析

被覆率，種数，地上部バイオマス量および地下部バイオマス量の平均値に関して，土地利用ごとの処理区間で差があるかを，観光利用においては，大観光地と小観光地，それぞれで t 検定を実施した（有意水準は $p < 0.05$ とした）。牧畜地の各処理区間においては，一元配置分散分析により調べた。処理区間で有意差が認められた場合には，どの処理区の平均値に差が見られるか Tukey HSD を用いて多重比較を実施した（有意水準は $p < 0.05$ とした）。

3-4 結果および考察

3-4-1 観光活動の利用圧の違いが植生に与える影響

植生の被覆率は，大観光地多数区で 16%，同少数区で 70%となり，小観光地多数区では 44%，同少数区で 70%となった（図 3-1）。いずれの観光地においても，観光活動の利用圧が高い多数区において，植生の被覆率が有意に低下した（ $p < 0.05$ ）。これらのことから，観光利用圧が高くなるにつれ，被覆率が減少することが判った。閔ら（2010）は，被覆率は草原退化の指標であると指摘しているが，観光地でも同様に，草原退化に伴い被覆率が減少することが示された。

両観光地のそれぞれの処理区で観測された植物の種組成を表 3-1 に示した。各処理区における種数は，大観光地少数区では 19 種（平均値：12 種），同多数区に 12 種（平均値：6 種）となった。小観光地少数区に出現した種数は，16 種（平均値：8 種）で，同多数区では 11 種（平均値：6 種）であった（図 3-2）。出現した種数は，大観光地多数区は同少数区より有意に低下したものの，小観光地では少数区と多数区の間には有意差はなかった。加えて，草原退化の指標植生である *Lepidium apetalum*（中国名：独行菜；日本語名：ヒメグンバイナズナ）（烏仁其其格，私信，2010）や *Artemisia frigida*（中

国名：冷蒿；日本語名：なし）（伊藤ら，2006）などが，大観光地の両区で観測され，少観光地では，どちらの処理区においてもこれらの指標植生は観測されなかった。特に大観光地多数区では，優占種と同程度にまでこれらの指標植生が繁茂していたことから，観光利用圧が高い大観光地でのみ，踏圧に強い草原退化を示す植生が出現しており，大観光地の草原退化が進行していることが判った。

地上部バイオマス量は，大観光地多数区では 0.3 Mg ha^{-1} で，同少数区で 2.3 Mg ha^{-1} であった。小観光地多数区では 0.8 Mg ha^{-1} ，同少数区では 2.5 Mg ha^{-1} （採草前のデータ）であった（図 3-3）。地上部バイオマス量はいずれの観光地においても，多数区は少数区より有意に減少した（図 3-3）。これはいずれの観光地においても，観光活動の利用が高くなるにつれ，踏圧の影響が深刻化した結果，被覆率の低下や植生の丈の低下などが起こり，地上部バイオマス量が減少したと考えられる。地下部バイオマス量は，大観光地少数区では 19.0 Mg ha^{-1} ，同多数区では 17.9 Mg ha^{-1} ，小観光地少数区では 25.8 Mg ha^{-1} ，同多数区では 20.8 Mg ha^{-1} であった（図 3-4）。いずれの観光地でも多数区の地下部バイオマス量が低下する傾向は見られたが，有意差は認められなかった。このことから，地下部バイオマス量は観光活動に影響されないことが判った。

以上の結果から，観光地における利用圧ごとの植生の劣化として，大観光地多数区では植生の被覆率，種数，地上部バイオマス量の低下が，小観光地多数区では植生の被覆率，地上部バイオマス量の低下が，それぞれ顕著であることが示された。今後，フルンボイル草原を訪ねる観光客数は毎年増加することが予測されることから，両地区において，踏圧による植生の劣化がさらに進行することが危惧される。

3-4-2 牧畜の利用圧の違いが植生に与える影響

植生の被覆率は、放牧圧のない対照区で 93%と最も高く、次いで採草区 (72%)、放牧区 (44%) となった (図 3-5)。対照区、採草区に比べると放牧区で被覆率が有意に低下したものの、対照区と採草区の間には有意差は認められなかった (図 3-5)。このことから、当該地域においても、被覆率の低下という意味で、放牧区における草原劣化が顕著であることが判った (閔ら, 2010)。

牧畜地のそれぞれの処理区の種組成を表 3-2 に示した。植生の種数は、対照区に 36 種の植生が確認され、平均値は 31 種と最も高く、次いで採草区 (出現した種数: 29 種, 平均値: 22 種)、放牧区 (出現した種数: 20 種, 平均値: 14 種) の順となった (図 3-6)。採草区では対照区および放牧区との間に有意差が認められなかったものの、放牧区と対照区の間には有意差が認められた。また、草原退化の指標植生である *Lepidium apetalum* が放牧区でのみ観測された。以上のことから、放牧区では種数の減少ならびに退化植生の侵入という点で、植生の劣化が顕著であることが判った。一方、採草区では植生の種数が減少する傾向は見られたものの、有意差は認められず、放牧区と比べると植生の劣化は進行していないことが判った。

地上部バイオマス量は、対照区で 4.0 Mg ha^{-1} と最も高く、次いで採草区 (2.2 Mg ha^{-1} , 採草前のデータ)、放牧区 (0.4 Mg ha^{-1}) となった (図 3-7)。地上部バイオマス量は処理区間で有意差が認められた。地上部バイオマス量の変化は被覆率の差も反映しており、閔ら (2010) の報告 (採草区の地上部バイオマス量が放牧区より高い) と同様である。一方で、地下部バイオマス量は、対照区で 27.4 Mg ha^{-1} 、採草区では 26.7 Mg ha^{-1} 、放牧区で 20.9 Mg ha^{-1} となり、地下部バイオマス量は利用圧の増加に伴い低下する傾向は見られたものの、有意差は認められなかった (図 3-8)。以上のことから、放牧利用や採草利用は地下部バイオマス量に影響しないことが示された。

以上の結果から、牧畜地における利用圧ごとの植生の劣化として、放牧区では被覆率、植生の種組成（種数）および地上部バイオマス量の低下が、採草区では地上部バイオマス量の低下が、それぞれ起きていることが判った。

第4章 異なる土地利用法が土壌の特性に与える影響

4-1 目的

本章ではフルンボイル草原の主な利用法である、観光利用と牧畜利用の2つに着目し、土地利用ごとに、異なる利用圧が土壌の理化学性に与える影響を明らかにすることを目的とする。

4-2 土壌試料の採取および分析方法

2010年7～8月および2012年6～9月にかけて現地調査を行い、観光利用としての処理区（大観光地少数区，大観光地多数区，小観光地少数区，小観光地多数区），牧畜利用としての処理区（対照区，採草区，放牧区）において、処理区ごとに1 m×1 m×1 mの試坑を設け、『土壌調査ハンドブック改訂版』（日本ペドロロジー学会編，1997）に従い土壌断面記載を行った。層位ごとに試料を採取し、風乾したのちに2 mmの篩を通し、根などをハンドソーティングにより排除した試料を、後述する土壌の理化学性の分析に供した。

土壌密度は土地利用ごとの各処理区の土壌表層において、山中式硬度計を用いて、5反復で測定した。仮比重は土壌断面の各層位において、100 mlのステンレス円筒（DIK-1801:大起理化工業）により不攪乱土壌を3反復で採取し、105℃で24時間乾燥させた後、重量を測定し求めた。その際、仮比重および水分含量から土壌三相（固相，液相，気相）の割合を算出した。高橋ら（2001）によれば、仮比重は固相中の腐植，鉱物，有機-無機複合体の質も反映する。

粒径組成（土性）は、2 mm以下の試料（10g）に過酸化水素処理および超音波処理を施した後、粘土（<0.002 mm）およびシルト（0.02～0.002 mm）はピペット法で、粗砂（2.0～0.2 mm）および細砂（0.2～0.02 mm）は篩別法で定量した。

土壌三相（固相，液相，気相）は下記の式にて算出した。

$$\text{固相率(\%)} = \text{土壌の絶乾重量} / \text{真比重 (2.65 と仮定)}$$

$$\text{液相率(\%)} = \text{土壌の生重量} - \text{土壌の絶乾重量}$$

$$\text{気相率(\%)} = 100 - \text{固相率} - \text{液相率}$$

陽イオン交換容量（CEC），交換性塩基量（交換性カルシウム濃度，交換性ナトリウム濃度，交換性カリウム濃度，交換性マグネシウム濃度）は『土壌標準分析・測定法』（日本土壌肥料学会，1997）に従い，セミマイクロ・シヨールンベルガー法にて測定した（ NH_4^+ の定量はホルモル法にて実施した）。また，その結果から塩基飽和度（%）を算出した。

pH（ H_2O ，土液比 1：5）はガラス電極法（CM-30R:TOA DKK）により 5 g の風乾細土に脱塩水を 25 ml 加えて 1 時間往復振とう後に pH メーターで測定した。電気伝導度（EC，土液比 1：5）は 5 g の風乾細土に脱塩水を 25 ml 加えて 1 時間往復振とう後に EC メーター（HM-30R: TOA DKK）にて測定した。

全炭素含量および全窒素含量は元素分析装置（NC-22F：住化分析センター）を用いて測定し，無機炭素含量（IC）は WRB2006（IUSS Working Group WRB，2006）で推奨されている方法（Van Reeuwijk，2006）により炭酸カルシウム量を測定し，無機炭素含量を算出した。土壌有機炭素含量（OC）は全炭素から無機炭素を差し引くことにより算出した。C/N 比は有機炭素含量（OC）と全窒素（TN）含量の比から算出した。

4-3 統計分析

異なる利用圧をもつ処理区間での土壌表層のち密度の平均値に差が見られるかを検討し，観光利用では，観光地毎に t 検定を実施した（有意水準は $p < 0.05$ とした）。牧畜地の各処理区間においては，一元配置分散分析を行

い、有意差が認められた場合には、どの処理区の平均値に差が見られるか Tukey HSD を用いて多重比較を実施した（有意水準は $p < 0.05$ とした）。

4-4 結果および考察

4-4-1 観光活動の利用圧の違いが土壌の理化学性に与える影響

大観光地の各処理区における土壌断面形態および各層位の理化学性を表 4-1 に、小観光地の各処理区における土壌断面形態および各層位の理化学性を表 4-2 に示した。大観光地では両処理区の土壌はチェルノーゼム (IUSS Working Group WRB, 2006) に分類され、小観光地では両処理区の土壌はカスタノーゼムに分類された (IUSS Working Group WRB, 2006)。

土壌表層のち密度は、大観光地多数区では 24.8、同少数区では 15.7 となり、小観光地の多数区で 22.9 を、小観光地少数区で 16.5 を観測された (図 4-1)。いずれの観光地においても、ち密度は多数区と少数区の間で有意な差が認められた。これは、観光利用圧の違いに由来する、観光客による踏圧程度を反映したと考えられる。仮比重は、大観光地少数区の A1, A2, A3, A4, Bk1, Bk2 層ではそれぞれ 1.12 Mg m^{-3} , 1.26 Mg m^{-3} , 1.30 Mg m^{-3} , 1.42 Mg m^{-3} , 1.18 Mg m^{-3} , 1.20 Mg m^{-3} であり、大観光地多数区の A1, A2, AB, Bk, Ck 層でそれぞれ 1.27 Mg m^{-3} , 1.32 Mg m^{-3} , 1.35 Mg m^{-3} , 1.27 Mg m^{-3} , 1.30 Mg m^{-3} であり、小観光地少数区の A1, A2, A3, A4, AC, Ck 層でそれぞれ 1.13 Mg m^{-3} , 1.27 Mg m^{-3} , 1.32 Mg m^{-3} , 1.40 Mg m^{-3} , 1.33 Mg m^{-3} , 1.28 Mg m^{-3} であり、小観光地多数区の A1, A2, A3, AC, C1, C2, C3 層でそれぞれ 1.11 Mg m^{-3} , 1.22 Mg m^{-3} , 1.46 Mg m^{-3} , 1.40 Mg m^{-3} , 1.37 Mg m^{-3} , 1.41 Mg m^{-3} , 1.41 Mg m^{-3} であった。いずれの観光地においても、概ね深度の増加に伴い仮比重が増加した。両観光地の A1 層の仮比重を各処理区間で比較すると、大観光地の多数区が最も大きく、それ以外の処理区でほぼ等しい値

となった。大観光地多数区で仮比重が高かったのは、観光活動により大勢の観光客による踏圧があることに加えて、地上部バイオマス量が少ないために土壤に蓄積される有機物が少なく、土壤構造が発達しにくいことに起因すると考えられた。

pH (H₂O) は、大観光地少数区の A1, A2, A3, A4, Bk1, Bk2 層ではそれぞれ 7.6, 7.1, 7.1, 8.2, 8.6, 8.7 であり、大観光地多数区の A1, A2, AB, Bk, Ck 層でそれぞれ 8.2, 7.7, 8.1, 8.7, 8.9 であった。小観光地少数区の A1, A2, A3, A4, AC, Ck 層ではそれぞれ 6.1, 6.8, 7.2, 8.0, 8.9, 9.2 であり、小観光地多数区の A1, A2, A3, AC, C1, C2, C3 層ではそれぞれ 6.4, 6.9, 7.5, 8.5, 8.6, 8.8, 9.2 であった。pH (H₂O) は深度の増加に伴い増加する傾向があったが（大観光地の A1 層を除き）、両観光地の各処理区を比較すると、それぞれの層の pH (H₂O) は多数区 > 少数区となった。また、EC および塩基飽和度においても pH (H₂O) と同様の傾向が見られた。

交換性陽イオンは、大観光地少数区および多数区の A1 層において交換性 Ca, Mg, Na がそれぞれ 18.5 cmol_c kg⁻¹, 3.6 cmol_c kg⁻¹, 0.0 cmol_c kg⁻¹ と 26.2 cmol_c kg⁻¹, 4.7 cmol_c kg⁻¹, 0.4 cmol_c kg⁻¹ で、小観光地の少数区および多数区の A1 層の交換性 Ca, Mg, Na がそれぞれ 11.0 cmol_c kg⁻¹, 2.3 cmol_c kg⁻¹, 0.1 cmol_c kg⁻¹ と 10.4 cmol_c kg⁻¹, 2.4 cmol_c kg⁻¹, 0.1 cmol_c kg⁻¹ であった。大観光地多数区と小観光地少数区では、それぞれの A2 層で交換性 Ca, Mg が一度下がり、下層で上昇した。大観光地少数区と小観光地多数区の交換性 Ca, Mg は深度の増加に伴い増加する傾向がある。両観光地では CEC は、有機炭素含量 (OC) との間に有意な正の相関 ($r=0.72$, $P<0.01$) が見られたものの、粘土含量とは有意な相関がなかった ($r=-0.24$, $p>0.01$)。

有機炭素含量 (OC) および全窒素 (TN) は、両観光地のいずれの処理区でも表層ほど高く、下層に行くにつれて低い値を示した。大観光地少数区と多数区の表層 A1(0~5 cm)は、有機炭素含量 (OC) および全窒素 (TN) はそれぞれ 39.9 g kg⁻¹, 34.1 g kg⁻¹ と 2.7 g kg⁻¹, 2.5 g kg⁻¹ であり、A2 層の有機

炭素含量 (OC) および TN は 22.6 g kg^{-1} , 14.4 g kg^{-1} および 2.1 g kg^{-1} , 1.6 g kg^{-1} であった。大観光地のいずれの層位においても、少数区 > 多数区となった。小観光地の少数区と多数区の表層 A1 (0~5 cm) では、有機炭素含量 (OC) および TN はそれぞれ 26.4 g kg^{-1} , 21.8 g kg^{-1} および 2.8 g kg^{-1} , 2.5 g kg^{-1} であり、A2 層の有機炭素含量 (OC) および TN は 16.5 g kg^{-1} , 16.9 g kg^{-1} および 2.1 g kg^{-1} , 1.6 g kg^{-1} であった。A1 層では少数区 > 多数区となり、A2 層ではほぼ等しい値であった。以上の結果から、両観光地の観光客が多く通る場所の表層の土壌有機炭素は減少していることが示された。これは、観光地多数区では、高い踏圧により地上部バイオマス量が減少し、土壌へ還元される有機物の量が少なくなったことが原因として考えられる。草原土壌の有機炭素含量の減少は草原退化を引き起こす土壌劣化の指標であり (伊藤ら, 2006), 両観光地の多数区では、第 3 章で議論したような植生の劣化に由来する土壌有機炭素の減少 (= 土壌の劣化) が進行していると考えられる。

以上の結果から、土壌の劣化として、大観光地の多数区ではち密度の上昇と有機炭素含量 (OC) の低下および A1 層の pH (H₂O) と仮比重の上昇が、小観光地多数区ではち密度の上昇と有機炭素含量 (OC) の低下が、それぞれ進行していることが判った。また、両観光地少数区においては土壌の劣化は観測されなかった。この結果は、呂ら (2008) の結果 (観光利用圧が増加に伴い、土壌の仮比重および pH (H₂O) が高くなった) と類似している。

4-4-2 牧畜の利用圧の違いが土壌の理化学性に与える影響

牧畜地の各処理区における土壌断面形態および各層位の理化学性を表 4-3 に示した。牧畜地の全処理区の土壌はチェルノーゼム (IUSS Working Group WRB, 2006) に分類された。

土壌のち密度は、対照区で10、採草区では15、放牧区では20となり (図4-2), いずれの処理区間においても有意差が認められた。これにより、利

用圧が高いほど土壌のち密度が高くなることが判った。仮比重は、対照区の A1, A2, ABk, Bk層でそれぞれ 1.15 Mg m^{-3} , 1.33 Mg m^{-3} , 1.29 Mg m^{-3} , 1.18 Mg m^{-3} であり、採草区の A1, A2, AB, B, Ck層でそれぞれ 1.23 Mg m^{-3} , 1.23 Mg m^{-3} , 1.23 Mg m^{-3} , 1.33 Mg m^{-3} , 1.28 Mg m^{-3} であり、放牧区の A1, A2, ABk, B, Ck層でそれぞれ 1.21 Mg m^{-3} , 1.18 Mg m^{-3} , 1.33 Mg m^{-3} , 1.35 Mg m^{-3} , 1.40 Mg m^{-3} であった。これらは概ね土壌深度の増加に伴い増加していた。また、処理区間で A1 層の仮比重を比較すると、対照区 < 放牧区 \approx 採草区であった。対照区で仮比重が低い原因としては、家畜や人間の踏圧が土壌にかからなかったこと、有機物の蓄積により土壌構造が他の処理区と比べて発達したことが挙げられる。一方、採草区で仮比重が高いのは、採草作業時に、踏圧の大きいトラックや農機を用いるためであると考えられた。

pH (H₂O) は、対照区の A1, A2, ABk, Bk 層でそれぞれ 6.7, 7.0, 8.2, 8.7 であり、採草区の A1, A2, AB, B, Ck 層でそれぞれ 6.6, 6.6, 6.7, 7.0, 8.4 であり、放牧区の A1, A2, ABk, B, Ck 層でそれぞれ 6.0, 6.8, 8.2, 7.9, 8.6 であった。pH (H₂O) は土壌深度の増加に伴い高くなる傾向があった。また、EC および塩基飽和度も pH (H₂O) と同様の傾向を示した。

交換性陽イオンは、対照区の A1 層において交換性 Ca, Mg, Na がそれぞれ $20.8 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$, $6.3 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$, $0.2 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ で、A2 層で一度下がり、下層で上昇した。採草区および放牧区でも同様の傾向が見られた。CEC は、土壌の保肥力の目安とされ、一般的に土壌の有機物と粘土含量に影響される。牧畜地では、有機炭素含量 (OC) と CEC との間に有意な正の相関 ($r=0.68$, $P<0.01$) が見られたものの、粘土含量とは有意な相関がなかった。このことから、対象地の土壌では CEC は有機炭素含量 (OC) に影響を受けることがわかった (表 4-3)。

有機炭素含量 (OC) および TN は、いずれの処理区においても表層ほど高く、下層ほど低い値を示した。A1 層をみると、対照区では有機炭素含量 (OC) と全炭素含量 (TN) が 32.8 g kg^{-1} , 2.9 g kg^{-1} であり、採草区では 30.5

g kg^{-1} , 2.6 g kg^{-1} であり、放牧区では 28.0 g kg^{-1} , 2.4 g kg^{-1} であった。A1層の有機炭素含量 (OC) と全炭素含量 (TN) のいずれもが対照区 > 採草区 > 放牧区となり、これは地上部・地下部バイオマス量の多寡に影響を受けたと考えられた。しかし、A2層までの有機炭素含量 (OC) の加重算術平均は、対照区、採草区、放牧区でそれぞれ 24.5 g kg^{-1} , 26.8 g kg^{-1} , 21.8 g kg^{-1} であり、対照区 \approx 採草区 > 放牧区であった。伊藤ら (2006) が指摘しているように、土壤有機物の減少は土壤劣化の進行を示すことから、上記の結果は採草利用よりも放牧利用の方が土壤劣化を進行させることを示唆している。

以上のことから、土壤の劣化として、放牧区ではち密度の上昇と土壤有機炭素の低下が、採草区では仮比重の増加が明らかになった。なお、採草区においては土壤有機炭素量の顕著な減少は観測されなかったが、ほぼ全ての地上部バイオマス量が牧草として毎年採草される (系外へ持ち出される)。このことは、土壤に有機物が還元されない状態が続くことを意味するため、現在の利用方法を続けた場合には、将来的には採草区でも土壤有機炭素量が減少する危険性が十分あると考えられた。

第5章 異なる土地利用法が土壤呼吸量に与える影響

5-1 はじめに

土壤呼吸とは、植物の根の呼吸や、土壤中の有機物が分解されることにより、土壤から大気へ二酸化炭素（CO₂）が放出されることを指す（Raich and Schlesinger, 1992）。この土壤呼吸により、土壤から大気へ、毎年80 Pg Cにも及ぶ量が放出される（Raich *et al.*, 2002）。そのため、土壤呼吸量が僅かでも変動すれば、地球上の二酸化炭素（CO₂）収支は著しく変動する可能性がある（Raich and Schlesinger, 1992）。前述の通り、土壤呼吸プロセスには、①植物体の地下部（根、根茎等）による根の呼吸（root respiration, 以下「RR」という）と、②土壤中の従属栄養生物（動物、菌類、細菌類等）による有機物分解に伴う呼吸（heterotrophic respiration, 以下「HR」という）という、2つのプロセスがある（Raich and Nadelhoffer, 1989）。このうち、後者である土壤微生物の呼吸量が、土壤有機物の分解量であり、その年間放出量は、人為起源二酸化炭素（CO₂）放出量（6.3～7.5 PgC /年）の約8倍、全陸上生態系の正味の二酸化炭素（CO₂）年間吸収量（約1.2 PgC/年）の約47倍にも相当する量となる。これまでの研究から、気温、地温、土壤水分含量、植生タイプ、植生の光合成特性、根バイオマス量および土地管理などの要因が、土壤呼吸に影響を与えることが明らかにされているが（常ら, 2005 ; Adachi *et al.*, 2006 ; Gong *et al.*, 2012）、中でも温度と土壤水分含量が最も重要な要因であることが指摘されている（Raich and Schlesinger, 1992 ; Iqbal *et al.*, 2008）。

内モンゴル自治区の草原においても、放牧利用が土壤呼吸に与える影響に関しては多くの報告があり、主に土壤呼吸量の日変化、季節変化および水熱の因子関係などに着目した研究が行われてきた（韓・周, 2009 ; 馬ら, 2009 ; 李・侯, 2010）。しかしその一方で、牧畜利用法の違い毎に年間の積算土壤

呼吸量を算出した研究は極めて少なく、土地利用法の違いが当該地域の炭素循環に与える影響に関して、十分に解明されたとはいえない。さらに、第1章で説明したように、当該地域における草原の主な利用形態は、牧畜地（採草地、放牧地）としての利用に加え、観光地としての利用も盛んになってきている。しかしながら、観光地としての土地利用法やその利用圧の違いが、土壌呼吸量に与える影響を解明した研究例はない。内モンゴル自治区の草原において、炭素循環の実測に基づき土地資源の適正利用法を検討するためには、土地利用法やその利用圧の違いが土壌呼吸の変動および年間の積算土壌呼吸量に与える影響を解明することが必要である。

5-2 目的

本章では内モンゴル自治区のフルンボイル草原において、土地利用形態が異なる観光地、牧畜地において、利用圧が異なる場所毎に土壌呼吸を定期的の実測することで、それぞれの土地利用における利用圧毎の土壌呼吸速度の季節変化やその規定要因を解明するとともに、得られたデータを用いて、年間の積算土壌呼吸量を算出することを目的とした。

5-3 土壌呼吸速度の測定方法

土壌呼吸速度は密閉チャンバー法で測定した(Kadono, 2008; Ikazaki *et al.*, 2011)。具体的には、各処理区において塩化ビニル製円筒状（内径 10.5cm, 高さ 20cm）のチャンバーを5反復で土壌表層に5cm挿入し（図5-1）、後述する方法でガスサンプルを採取した。測定を実施した期間は2012年6～10月までとし、それぞれの処理区で、10日に1度の頻度で土壌呼吸のためのガスサンプルを採取した。ガスサンプルの採取方法は、予め真空にしておいたガラス製バイアル瓶（30ml）に、チャンバーを密閉した後0分、30分、

60分にガスサンプルを採取し、35ml以上のガスサンプルをバイアル瓶に封入することで、外気の混入を避けた。採取したガスの二酸化炭素濃度は、実験室で赤外線CO₂コントローラ（ZFP9：富士電機株式会社）を用いて測定した。土壌呼吸速度の測定と同時に、体積含水率（TDR-341F：藤原製作所）および深さ5cmの地温（D619：立山科学工業）も測定した。さらに、試験期間中を通して、表層（5cm）の地温（KNラボラトリーズ：サーモクロンGタイプ）を2時間毎に連続測定した。なお、土壌呼吸のサンプルを採取する際には、雨の日を避けて採取を行った。

5-4 土壌呼吸速度の算出方法

土壌呼吸速度（二酸化炭素（CO₂）フラックス）は次式により求めた。

$$F = V \times (\Delta c / \Delta t) \times 273 / (273 + T) / 22.41 \times 12.011 \times 10^{-3} / A$$

ここで、 F はCO₂フラックス（mgC m⁻² h⁻¹）、 V はチャンバー容積(L)、 $\Delta c / \Delta t$ はフラックス測定期間中の時間当たりのCO₂濃度変化(ppm h⁻¹）、 T は絶対温度（K）、22.41は273K、1気圧時のモル体積（1 mol⁻¹）、12.011はCのモル質量（g mol⁻¹）、 A はチャンバーの底面積(m²)である。

$\Delta c / \Delta t$ については、多くの場合0分と60分の濃度差から算出したが、一部のサンプルでは0-30分の土壌呼吸速度と0-60分の土壌呼吸速度に違いが見られたため、その場合は0分と30分の濃度差から求めた。

5-5 結果および考察

5-5-1 観光活動の利用圧の違いが土壤呼吸速度に与える影響

観光地における、各処理区の土壤呼吸速度を図 5-2 に示した。土壤呼吸速度は全処理区で明確な季節変動を示し、この季節変動は、気温の変化と一致した。それぞれの処理区で 7月中旬に最高値を記録した（図 5-2）。実測した土壤呼吸速度の平均値は、大観光地少数区および同多数区では $176 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ および $156 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ であり、小観光地少数区および同多数区では $182 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ および $198 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ であった（図 5-2）。大観光地と小観光地の両方において、多数区と少数区の間には明確な差は見られなかった。このことは、踏圧に代表される観光活動が土壤呼吸速度に与える影響は小さいことを示していると考えられた。

5-5-2 牧畜の利用圧の違いが土壤呼吸速度に与える影響

牧畜地における、各処理区の土壤呼吸速度を図 5-3 に示した。観光地と同様に、全処理区で土壤呼吸速度は明確な季節変動を示し、この変動は気温の季節変化と一致した。全ての処理区で 7月中旬に最高値を記録した（図 5-3）。各処理区の土壤呼吸速度の平均値は対照区で $195 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ 、採草区で $174 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ 、放牧区で $130 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ となり、放牧区の土壤呼吸速度は顕著に低下していた。この原因として、放牧区の植生被覆率が対照区や採草区に比べて有意に低下しており、地上部・地下部バイオマス量も最も少なかったことから、根呼吸由来の土壤呼吸量が減少したと考えられる。また、放牧区の土壤表層（A1）の有機炭素含量（OC）も低下していたことから、微生物呼吸由来の土壤呼吸量も低下したと考えられる。以上のことから、長期間の放牧に伴う植生の劣化と、土壤有機物の減少の結果、土壤呼吸速度

が低下したと推測できる。このことから、牧畜利用における利用方法の違いは土壌呼吸速度に影響を与えることが示された。

5-5-3 土壌呼吸速度と体積含水率との相関

観光地および牧畜地の土壌呼吸速度と体積含水率の相関を図5-4および図5-5に示した。本研究の土壌呼吸速度は異なる利用形態および試験地の利用圧の違いによらず、土壌の体積含水率は土壌呼吸量と相関が見られなかった。

5-5-4 土壌呼吸速度と温度の相関

観光地および牧畜地の土壌呼吸速度と地温の相関を図5-6および図5-7に示した。土壌呼吸速度は、利用形態および利用圧の違いによらず、全ての処理区で地温と高い正の相関があることが明らかになった。この相関関係を基に、それぞれの処理区における土壌呼吸速度と地温の回帰式を作成し、表5-1に示した。

5-6 年間土壌呼吸量の推定

上記の結果から、各処理区の土壌呼吸速度は地温と高い相関性をもつため、試験期間を通して2時間ごとに連続測定した地温を用いることで、表8に示した回帰式から、年間土壌呼吸量を算出可能であることが判った。そこで、各処理区における年間土壌呼吸量を算出した。

その式を以下に記す。

$$RS = aT + b$$

この式で、土壌呼吸速度 (RS) と地温の絶対温度 T (K) を直線で回帰し、

定数 a と b の値を求める。2 時間ごとの地温を式に入れて、2 時間ごとの土壌呼吸量を算出し、1 年間の土壌呼吸量を算出する。この時、地温が 277K 以下の時の土壌呼吸速度は「0」とした。

5-6-1 観光地における処理区ごとの年間土壌呼吸量

観光地の処理区ごとの年間土壌呼吸量を図 5-8 に示した。大観光地少数区および同多数区では $3.8 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ および $3.5 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ で、小観光地少数区および同多数区では $3.9 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ および $4.3 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ であった。大観光地において、多数区の年間土壌呼吸量は減少する傾向があった一方、小観光地では、多数区の年間土壌呼吸量は増加する傾向があった。しかしこの傾向については、年間土壌呼吸量の算出に用いた実測値（土壌呼吸速度）の測定誤差を鑑みると、全処理区で明確な差はなく、観光利用圧の違いが年間土壌呼吸量に与える影響は少ないと考えた方が妥当であると考えられた。土地利用によって土壌呼吸量が変化しないという結果は、類似の気候・土壌条件を持つカザフスタンにおける先行研究でも同様の結果となっている（Takata *et al.*, 2008）。

5-6-2 牧畜地における処理区ごとの年間土壌呼吸量

牧畜地の処理区ごとの年間土壌呼吸量を図 5-9 に示した。対照区の土壌呼吸速度が最も大きく ($4.3 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$)、次いで採草区 ($3.9 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$)、放牧区 ($2.7 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$)、となった。牧畜地においては、利用圧の増加に伴い年間土壌呼吸量が大きく低下することが判った。

第 6 章 フルンボイル草原の炭素収支

6-1 目的

本章では第3章，第4章，第5章の結果を基に，内モンゴル自治区フルンボイル草原において，主要な土地利用形態である観光地および牧畜地それぞれにおいて，処理区毎に炭素収支の現状を評価することで，各処理区の生態系純生産量（NEP）を明らかにすることを目的とする。

6-2 炭素収支の算出方法

各処理区における炭素収支および生態系純生産量（NEP）を算出する際に，土壤に投入される炭素量として，第三章で評価した地上部バイオマス量および地下部バイオマス量を用いて投入炭素量を算出した。また，土壤から放出される炭素量としては，第5章で算出した年間土壤呼吸量を用いた。詳細な算出方法は以下のとおりである。

年間の炭素投入量とは，1年間で成長した地上部バイオマス量と地下部バイオマス量の炭素量を指す。そこで，地上部ならびに地下部バイオマス量（0～10cm）について，雨季末期（バイオマス量が最大の時期）である8月と，雨季初期（バイオマス量が最少の時期）である6月との差を求めることで，地上部と地下部の1年間の成長量とした。ここで，地下部バイオマス量を「0～10cm」とした理由としては，劉ら（2005）および He *et al.*（2008）の成果から，草原地下部の根は深さの増加により根の量が減少し，土壤の0～20cmまでは根の量が多く，根が最も集中している深さは0～10cmまでという報告があるため，本研究では0～10cmの地下部バイオマス量を用いている。

年間の炭素放出量は，土壤呼吸（根呼吸と微生物呼吸）として測定されたCO₂放出のうち植物根の寄与（根呼吸）を除いたものを用いた。根呼吸が土壤呼吸に占める割合に関しては，さまざまな手法により推定が試みられてい

るが、根呼吸の寄与率はばらつきが大きく、報告により 10~90%と実に様々である (Hanson *et al.*, 2000)。内モンゴル自治区の羊草 (*Leymus-chinensis* steppe) が主な植生である草原での研究では、根呼吸が土壌呼吸に占める割合が 11.7~51.7% (平均値は 20.5%) と算出されたが、これは過小評価していると報告されている (Geng and Luo, 2011)。一方、Jia *et al.* (2006) は、内モンゴル自治区のシリングル草原の *Leymus-chinensis* 草原において、根呼吸と微生物呼吸の比率が 3 : 7 であることを報告している。そこで本研究では、実測した土壌呼吸速度における根呼吸と微生物呼吸の比率を 3 : 7 であると仮定して、算出した年間土壌呼吸量から、微生物呼吸 (放出量) を算出した。上記したものを式にすれば、以下の通りである。

土壌呼吸量は根呼吸 (Rr) と微生物呼吸 (Rm) の合計であるから、

$$Rr = 3 / 10 SR_{yr}$$

$$Rm = 7 / 10 SR_{yr} \text{ (放出量)}$$

$$\Delta C_{AR-gain} = \Delta C_{AG} + \Delta C_{BG} \text{ あるいは } \Delta C_{AR-gain} = \Delta C + \Delta C_{BG}$$

$$NEP = \Delta C_{AR-gain} - Rm$$

ここで、SR_{yr} は年間土壌呼吸量 ; Rr は根呼吸 ; Rm は微生物呼吸 ; $\Delta C_{AR-gain}$ は年間投入量 ; ΔC_{AG} は地上部バイオマス成長量 ; ΔC は 9 月の地上部バイオマス量 (採草後) ; ΔC_{BG} は地下部バイオマス成長量 (0~10cm) ; NEP は生態系純生産量である。

6-3 結果および考察

6-3-1 観光活動の利用圧の違いが土壌の炭素収支に与える影響

表 6-1 にそれぞれの処理区の炭素収支状況を示した。大観光地少数区の土壌へ投入される炭素量は $3.3 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ で、放出量は $2.6 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ であり、生態系純生産量 (NEP) は $0.6 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ であり、NEP はプラスの値であった。大観光地多数区では投入量が $2.9 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ 、放出量が $2.4 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ となり、NEP は $0.5 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ であり、プラスの値であった。小観光地少数区では投入量は $5.1 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ 、放出量は $2.7 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ であり、NEP は $2.4 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ であり、プラスの値となり、小観光地多数区では投入量は $3.2 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ 、放出量は $3.0 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ であり、NEP は $0.2 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ であり、プラスの値であった。この結果から、炭素収支で考えた場合には、小観光地少数区の NEP が顕著に高く、土壌に一定量の炭素が還元されるという意味で、最も持続的な利用方法であることが判った。一方で、全処理区において NEP は正の値となり、実験を行った年度に関して言えば、土壌炭素は全処理区で増加していたことがわかった。この原因として、投入炭素量が例年よりも大きかったことが考えられる。すなわち、例年の気象データでは観光地の 2001~2010 年までの植生成長期 (5~9 月まで) の平均降水量は 222 mm で、平均気温は 19.9°C であったが、試験を行った 2012 年の降水量は 242 mm で、平均気温は 19.5°C であった。このような植生成長期における降水量の増加は、地上部バイオマス量および地下部バイオマス量の増加を引き起こすと予想され、この結果として、試験を行った 2012 年は土壌へ投入される炭素量が全処理区で増加したと考えられる。

6-3-2 牧畜の利用圧の違いが土壤炭素収支に与える影響

表6-2にそれぞれの処理区の炭素収支状況を示した。対照区の土壤へ投入される炭素量は $7.4 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ で、放出量は $3.0 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ であり、NEPは $4.4 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ であり、プラスの値であった。採草区では投入量が $5.1 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ 、放出量が $2.8 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ であり、NEPは $2.3 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ であり、プラスの値であり、放牧では投入量が $2.5 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ 、放出量が $1.9 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ であり、NEPは $0.5 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ であり、プラスの値であった。この結果、NEPは対照区>採草区>放牧区となり、利用圧の高い処理区において、より急速に土壤有機物の減少が進行することが判った。一方で観光地と同様に、牧畜地においても、全処理区においてNEPは正の値となり、土壤炭素が増加する結果となった。この原因としては、観光地と同様、炭素投入量が例年よりも大きかった可能性があると考えている。過去の気象データによれば、牧畜地における、2001~2010年までの植生成長期（5~9月まで）の平均降水量は239 mmで、平均気温は 16.6°C であったが、2012年の平均降水量は280 mmで、平均気温は 16.1°C であった。植生成長期における降水量の増加は地上部バイオマス量および地下部バイオマス量の増加を引き起こしたと予測され、その結果、土壤へ投入される炭素量が増加したと考えられる。

また、過去の牧畜利用に関する研究から、内モンゴル自治区における1960年（土地請負制度以前でまだほとんど定住化が進んでいない時期）の放牧地の地上部バイオマス量が 1.8 Mg C ha^{-1} であり（趙, 1962）、1975年（土地請負制度以前だが、定住化が進み始めた時期）の放牧地の地上部バイオマス量が 1.2 Mg C ha^{-1} である（李ら, 1980）、という報告がある。李ら（1980）の地上部バイオマス量が本研究の試験区にも当てはまる（1975年の試験区での地上部バイオマス量が 1.2 Mg C ha^{-1} である）と仮定した場合、放牧区と採草区（約20年前に放牧利用から採草利用に変更された区）の現在の地上部バイオマス量は、放牧区では 0.4 Mg C ha^{-1} （ 1.2 Mg C ha^{-1} から 0.8 Mg C ha^{-1}

減少), 採草区では 2.2 Mg C ha^{-1} (1.2 Mg C ha^{-1} から 1.0 Mg C ha^{-1} 増加) (図 3-7) であることから, 現在の放牧利用により地上部バイオマス量が著しく減少していることになる。また, 放牧地を採草地に変更した場合においても, 植生の被覆率と種数は回復する可能性があるものの, 採草地の地上部バイオマス量の 79% (1.7 Mg C ha^{-1}) が最終的に牧草として採草される (=系外へ持ち出される) ため, 有機物として土壌に還元される地上部バイオマス量は採草する前の地上部バイオマス量の 21% (0.5 Mg C ha^{-1}) しかなくなり, 放牧区と同様に, 土壌へ還元される地上部バイオマス量は低くなる。このことは, 採草区においても, 土壌へ投入される炭素量は放牧区と同程度にまで減少しうることを示しており, 採草と放牧, どちらの土地利用においても, 地上部バイオマスの減少が引き起こす土壌炭素の減耗 (=土壌劣化) を引き起こす危険性があると考えられた。

上記のように, 本研究で算出した炭素収支の結果, 利用圧ごとの持続性を検討することが可能となった。一方で, 本研究で算出に用いたデータは 1 年間だけのものであり, 年次変動を考察することはできていない。そのため, 今後継続的にモニタリングすることで, 長期的な土地利用の議論に必要な知見を獲得することが期待される。

第7章 結論

本研究では内モンゴル自治区フルンボイル草原において、異なる利用形態（観光地と牧畜地）の利用圧の違いが植生、土壌の理化学性および土壌呼吸に与える影響を評価するとともに、フルンボイル草原におけるそれぞれの土地利用毎に、利用圧毎の炭素収支を定量的に評価することで、持続的な利用法の在り方を検討した。その結果は以下の通りである（表7-1）。

- ① 植生劣化について、観光地ではその規模や利用履歴によらず、多数区では少数区よりも被覆率の減少と、地上部バイオマス量の減少が観測されており、植生劣化が進行していた。また、牧畜地においても、放牧区>採草区の傾向で、観光地と同様の植生劣化が進行していた。
- ② 土壌劣化について、観光地では、観光客が頻繁に通る場所で踏圧による土壌の圧密化、土壌有機物の減耗、などに示される土壌劣化が進行していることが示された。牧畜地においても、特に放牧区において、観光地と同様の土壌劣化が進行していた。
- ③ 土壌呼吸速度は、観光地あるいは牧畜地の区別なく、各土地利用形態内での利用圧毎の明瞭な差はなく、明確な季節変動を示した。また、全ての処理区において、土壌呼吸速度は地温と高い相関を示し、一方で土壌水分とは相関がなく、年間の土壌呼吸量を地温により算出できた。
- ④ 炭素収支は、各土地利用形態内での利用圧毎に明瞭な差が見られ、なかでも小観光地少数区は持続性が高く、一方、放牧区の持続性は非常にリスクに晒されていることを定量的に明らかにした。しかしながら、本研究成果は、1年間の結果に基づいていることから、今後も継続的にモニタリングを進めたいうで、利用圧毎の炭素収支に関する長期的な予測に関する議論を進めることが必要であると考えた。

これらの結果をまとめると、本研究の対象とするフルンボイル草原では、

利用圧が高いと、踏圧や採食に伴い植生が劣化し地上部および地下部バイオマス量が減少するために、土壌へ投入される炭素量が減少し、その結果として炭素収支としての生態系純生産量（NEP）が顕著に低くなり、持続的ではない土地利用となることが示された。利用圧の高い処理区では、土壌表層の有機炭素含量が顕著に減少していたことから、両観光地における多数区、および牧畜地における放牧区においては、これまでの土地利用履歴の影響が土壌炭素の減少（＝草原退化）という形で既に顕在化していると考えられた。このように本研究では、土地利用（観光地利用と牧畜地利用）毎の利用法・利用圧の違いが、植生、土壌および土壌呼吸に与えた影響を定量的に評価することで、植生－土壌の間の炭素収支を解明し、土地利用の持続性を検討することができた。

また、観光地における草原退化が進む具体的な理由としては、フルンボイル草原の観光シーズンが、草原の生育時期（5～9月）と同じであり、「植物生育が観光客による踏圧等により強く制限されていることが理由」として考えられた。このことから、観光利用をする際には、観光客の歩くルートや観光活動に利用される場所を定期的に変換することが望ましいと考えられた。また、観光地において両試験地を比較した結果、特に大観光地における、草原退化が顕著に進行していることが判明したが、この原因として、大観光地の方が、小観光地よりも経営年数が長いことや、多数区を利用する実質的な観光客数が多いことや、観光活動の種類（例えばバギーでの草原観光などは大観光地でのみ実施されている）などが理由として考えられ、上述した防止策の実施を早急に検討する必要があると考えた。一方、小観光地では、土壌劣化に関しては顕著な影響が観測されなかったが、植生の劣化は多数区で顕著に示されたことから、近い将来に土壌劣化も顕在化することが危惧されるため、今後の対策の検討が必要であると考えた。

牧畜地における草原退化が進む具体的な理由としては、「採食や採草などの地上部バイオマスの系外への持ち出しが主な原因」と考えられた。

特に放牧区では、植生の著しい劣化とそれに伴う土壌劣化(土壌炭素の減耗)が顕在化していた。今後、草原を牧畜地として持続的に利用するためには、採草区および放牧区に定期的な休閑(禁牧)の導入を考慮することが必要であると考えられた。以上のように、本研究により、内モンゴル自治区の草原における適切な土地資源管理に必要な知見が獲得できた。

今後の課題としては、本研究で得た炭素収支の値は1年間の測定結果に基づいており、今後も継続的にモニタリングを進めることにより、利用圧毎の炭素収支に関する年変動も考慮した長期変動予測が可能となり、より適切な土地利用法に関して提言することが可能となる。また本研究では、土壌中の全有機炭素の量のみに着目しているが、今後、有機炭素の質(例えば易分解性炭素と難分解性炭素などに分画を行う; Kadono *et al.*, 2008)に着目して研究を行うことで、土地利用毎の利用法・利用圧の違いが、土壌中の有機炭素の質に与える影響を解明することが可能となり、単純な全炭素量の変動に基づく土地資源利用の検討ではない、より精緻な実測値に基づく土地資源利用の検討を行うことが必要と考えた。

表 2-1. 内モンゴル自治区各市盟の砂漠化された土地面積

地 区	砂漠化された 土地面積 (km ²)	全面積 (km ²)	比率 (%)
呼倫貝爾[フルンボイル] (呼倫貝爾市)	3799	263953	1.4
大興安嶺の東側[ヒンガン]興安盟	2335	59806	3.9
科爾沁[ホルチン] (通遼市)	21567	59535	36.2
西拉木倫[シラムレン] (赤峰市)	7475	90275	8.3
錫林郭勒[シリngoール]及びチャハル草原 (錫林郭勒市)	16862	202580	8.3
烏蘭察布山地区[ウランチャブ] (烏蘭察布盟)	4651	54491	8.5
鄂爾多斯[オールドス] (鄂爾多斯市)	22320	86752	25.7
阿拉善 (アルゼン) 中部 (阿拉善盟)	17865	267574	6.7

(王ら, 2008) より作成

表 2-2. 各試験地の各処理区の利用状況

サイト 月	大観光地		小観光地		牧畜地		
	少数区	多数区	少数区	多数区	対照区	採草区	放牧区
1	休閑 (2012までは春に 火入りあり)		休閑 (春に火入りなし)		休閑		
2							
3							
4							
5	観光利用 (5~30万人/年)		観光利用 (1~2万人/年)		禁牧	採草区	放牧利用 (500頭牛)
6							
7							
8							
9	休閑		採草	休閑	放牧利用 (500頭牛)		
10							
11							
12							

現地調査により作成

表 3-1. 観光地の各処理区の種組成

	大観光地少数区	大観光地多数区	小観光地少数区	小観光地多数区
各 処 理 区 に 出 現 し た 植 生	<i>Leymus chinensis</i>	<i>Leymus chinensis</i>	<i>Leymus chinensis</i>	<i>Leymus chinensis</i>
	<i>Stipa baicalensis</i>	<i>Stipa baicalensis</i>	<i>Stipa baicalensis</i>	<i>Stipa baicalensis</i>
	<i>Carex duriuscula</i>	<i>Carex duriuscula</i>	<i>Cleistogenes squarrosa</i>	<i>Cleistogenes squarrosa</i>
	<i>Artemisia frigida</i>	<i>Artemisia frigida</i>	<i>Carex duriuscula</i>	<i>Carex duriuscula</i>
	<i>Potentilla acaulis</i>	<i>Potentilla acaulis</i>	<i>Bupleurum scorzonerifolium Willd</i>	<i>Bupleurum scorzonerifolium Willd</i>
	<i>Heteropappus altaicus</i>	<i>Heteropappus altaicus</i>	<i>Potentilla acaulis</i>	<i>Potentilla acaulis</i>
	<i>Lepidium apetalum</i>	<i>Lepidium apetalum</i>	<i>Artemisia annua Linn</i>	<i>Artemisia annua Linn</i>
	<i>Potentilla chinensis</i>	<i>Plantago asiatica L</i>	<i>Klasea centauroides</i>	<i>Klasea centauroides</i>
	<i>Allium ramosum</i>	<i>Allium ramosum</i>	<i>double coordination</i>	<i>double coordination</i>
	<i>Artemisia sieversiana</i>	<i>Artemisia sieversiana</i>	<i>Allium ramosum</i>	<i>Allium ramosum</i>
	<i>double coordination</i>	<i>double coordination</i>	<i>Erysimum cheiranthoides</i>	<i>Chenopodium acuminatum</i>
	<i>Chenopodium album</i>	<i>Taraxacum mongolicum Hand</i>	<i>Iris ruthenica</i>	
	<i>Medicago falcata</i>		<i>Potentilla chinensis</i>	
	<i>Taraxacum mongolicum Hand</i>		<i>Blackberrylily Rhizome</i>	
	<i>Melilotoides ruthenica</i>		<i>Poa pratensis</i>	
	<i>Iris ruthenica</i>		<i>Koeleria cristata</i>	
	<i>Astragalus galaetites</i>			
<i>Cymbaria dahurica</i>				
<i>Artemisia annua Linn</i>				

表 3-2. 牧畜地の各処理区の種組成

	対照区	採草区	放牧区
各 処 理 区 に 出 現 し た 植 生	<i>Leymus chinensis</i>	<i>Leymus chinensis</i>	<i>Leymus chinensis</i>
	<i>Stipa baicalensis</i>	<i>Stipa baicalensis</i>	<i>Stipa baicalensis</i>
	<i>Cleistogenes squarrosa</i>	<i>Cleistogenes squarrosa</i>	<i>Cleistogenes squarrosa</i>
	<i>Astragalus adsurgens</i> Pall	<i>Astragalus adsurgens</i> Pall	<i>Astragalus adsurgens</i> Pall
	<i>Pulsatilla turczaninovii</i> Kryl	<i>Pulsatilla turczaninovii</i> Kryl	<i>Pulsatilla turczaninovii</i> Kryl
	<i>Carex duriuscula</i>	<i>Carex duriuscula</i>	<i>Carex duriuscula</i>
	<i>Adenophora stenanthina</i>	<i>Adenophora stenanthina</i>	<i>Potentilla chinensis</i>
	<i>Galium verum</i>	<i>Galium verum</i>	<i>Saposhnikovia divaricala</i>
	<i>Potentilla chinensis</i>	<i>Potentilla chinensis</i>	<i>Bupleurum scorzonerifolium</i> Willd
	<i>Saposhnikovia divaricala</i>	<i>Saposhnikovia divaricala</i>	<i>Melilotoides ruthenica</i>
	<i>Bupleurum scorzonerifolium</i> Willd	<i>Bupleurum scorzonerifolium</i> Willd	<i>Potentilla acaulis</i>
	<i>Melilotoides ruthenica</i>	<i>Melilotoides ruthenica</i>	<i>Taraxacum mongolicum</i> Hand
	<i>Potentilla acaulis</i>	<i>Potentilla acaulis</i>	<i>Thalictrum squarrosum</i>
	<i>Taraxacum mongolicum</i> Hand	<i>Taraxacum mongolicum</i> Hand	<i>Potentilla acaulis</i>
	<i>Thalictrum squarrosum</i>	<i>Thalictrum squarrosum</i>	<i>Lepidium apetalum</i>
	<i>Potentilla acaulis</i>	<i>Potentilla acaulis</i>	<i>Caltha palustris</i>
	<i>Poa pratensis</i>	<i>Poa pratensis</i>	<i>Thermopsis lanceolata</i>
	<i>Artemisia annua</i> Linn	<i>Artemisia annua</i> Linn	<i>Inula britannica</i>
	<i>Plantago asiatica</i>	<i>Plantago asiatica</i>	<i>Dianthus chinensis</i>
	<i>Vicia cracca</i> Linn	<i>Vicia cracca</i> Linn	<i>Plantago asiatica</i>
	<i>Schizonepeta tenuifolia</i> Briq	<i>Schizonepeta tenuifolia</i> Briq	
	<i>Koeleria cristata</i>	<i>Koeleria cristata</i>	
	<i>Erysimum cheiranthoides</i>	<i>Erysimum cheiranthoides</i>	
	<i>Caltha palustris</i>	<i>Caltha palustris</i>	
	<i>Thermopsis lanceolata</i>	<i>Thermopsis lanceolata</i>	
	<i>Orostachys fimbrialis</i>	<i>Orostachys fimbrialis</i>	
	<i>Dianthus chinensis</i>	<i>Dianthus chinensis</i>	
	<i>Allium ramosum</i>	<i>Allium ramosum</i>	
	<i>Koeleria cristata</i>	<i>Koeleria cristata</i>	
	<i>Youngia tenuifolia</i>		
<i>Chenopodium acuminatum</i>			
<i>Potentilla verticillaris</i> Steph			
<i>Achnatherum sibiricum</i>			
<i>Iris ventricosa</i>			
<i>Carex pediformis</i>			
<i>Inula britannica</i>			

表 4-1. 大観光地における土壌断面記載および理化学性

層位	深さ (cm)	土色	土壌構造 (Grade/Size/Type)	粒子分布			土性	仮比 重 (Mg m ⁻³)	土壌三相			pH (H ₂ O)	EC (mS m ⁻¹)	有機 炭素 (g kg ⁻¹)	無機 炭素 (g kg ⁻¹)	全窒 素	C/N	CEC	交換性陽イオン				塩基飽 和度 (%)
				粘土	シルト	砂			固体	液体	気体								Ca	Mg	K	Na	
大観光地少数区																							
A1	0-5	10YR4/3	WE/FI/SB	34.8	17.9	47.3	SC	1.12	42.4	3.5	54.1	7.6	6.7	34.9	0.0	2.7	12.8	17.7	18.5	3.6	1.0	0.0	125.8
A2	5-12	10YR4/3	WE/ME/SB	30.2	23.7	46.1	SC	1.26	47.4	7.7	44.9	7.1	6.0	22.6	0.0	2.1	10.9	16.8	17.5	4.4	1.1	0.3	131.6
A3	12-20	10YR3/3	WE/ME/SB	29.8	24.5	45.7	SC	1.30	49.2	4.2	46.6	7.1	9.6	25.9	0.0	2.3	11.3	20.8	21.3	4.9	0.3	0.1	130.1
A4	20-45	10YR5/4	MO/ME/AB	32.1	20.7	47.2	SC	1.42	53.5	9.5	37.0	8.2	14.4	12.8	0.2	1.3	9.9	19.1	30.5	5.7	0.3	0.1	187.7
Bk1	45-55	10YR6/3	MO/ME/AB	30.0	18.0	52.0	SC	1.18	44.7	22.6	32.7	8.6	16.3	7.0	0.8	0.9	8.0	13.8	31.3	9.3	0.3	0.3	270.7
Bk2	55-80	10Y6/4	WE/ME/AB	29.8	17.7	52.5	SC	1.20	45.3	13.7	41.0	8.7	19.0	2.0	1.2	0.6	3.1	17.1	32.0	32.0	9.3	0.3	245.4
大観光地多数区																							
A1	0-5	10YR4/3	WE/FI/SB	27.0	16.5	56.5	LiC	1.27	47.8	6.6	45.6	8.2	7.6	34.1	0.8	2.5	13.9	19.7	26.2	4.7	1.9	0.4	168.7
A2	5-22	10YR4/3	WE/ME/AB	33.1	17.4	49.5	SC	1.32	50.0	9.5	40.5	7.7	8.6	14.5	0.3	1.6	8.9	17.3	17.2	3.8	1.3	0.3	131.2
AB	22-34	10YR5/3	WE/CO/AB	22.3	15.2	62.5	SCL	1.35	50.7	9.5	39.8	8.1	8.0	6.1	0.5	1.1	5.6	15.8	18.0	4.3	1.2	0.3	151.0
Bk	34-53	10YR7/3	MO/VC/AB	40.6	13.4	46.0	SC	1.27	47.7	12.6	39.7	8.7	16.6	1.8	1.5	0.9	2.1	11.1	30.6	6.5	1.0	0.3	345.1
Ck	53-70+	10YR7/5(5YR6/6)	MO/ME/SB	48.8	13.4	37.8	SC	1.30	48.9	19.1	32.0	8.9	26.5	0.0	1.8	0.6	0.0	19.7	31.6	13.6	1.0	1.2	240.2

MO, Moderate; WE, Weak; ME, Medium; FI, Fine; CO, Coarse; AB, Angularblocky; VC, Very coarse; SB, Subangular and ngularblocky

表 4-2. 小観光地における土壌断面記載および理化学性

層位	深さ (cm)	土色 (Grade/Size/Type)	土壌構造	粒子分布			土性	仮比 重	土壌三相			pH	EC (dS m ⁻¹)	有機 炭素	無機 炭素	全窒 素	C/N	CEC	交換性陽イオン				塩基飽 和度
				粘土	シルト	砂			固体	液体	気体								Ca	Mg	K	Na	
小観光地少数区																							
A1	0-5	10YR4/4	WE/FI/SB	17.8	10.5	71.7	SCL	1.13	43.3	16.8	39.9	6.1	0.2	26.4	0.0	2.8	9.4	16.7	11.0	2.3	1.0	0.1	86.8
A2	5-15	10YR4/3	WE/ME/SB	18.8	10.1	71.1	SCL	1.27	40.9	32.2	26.9	6.8	0.1	16.5	0.0	1.8	9.2	16.1	10.0	2.9	0.5	0.0	83.3
A3	15-45	10YR4/3	MO/ME/SB	21.8	12.9	65.3	SCL	1.32	52.6	20.7	26.7	7.2	0.0	10.2	0.0	1.0	9.9	16.3	12.4	3.5	0.3	0.1	99.7
A4	45-55	10YR4/4	WE/ME/SB	21.9	12.2	65.9	SCL	1.40	46.2	8.7	45.1	8.0	0.1	9.8	0.0	1.0	9.9	16.2	14.3	3.4	0.3	0.0	111.5
AC	55-88	10YR4/4	WE/ME/SB	19.8	19.2	61.0	SCL	1.33	48.9	15.4	35.7	8.9	0.1	4.1	12.1	0.5	9.0	9.5	43.6	5.0	0.2	0.1	513.6
Ck	88-120+	10YR6/4	WE/ME/SB	21.1	15.2	63.7	SCL	1.28	51.1	33.7	15.2	9.2	0.2	3.1	16.1	0.4	8.3	8.5	42.2	10.7	0.2	0.4	629.7
小観光地多数区																							
A1	0-5	10YR4/4	WE/FI/SB	18.1	15.3	66.6	SCL	1.11	43.6	21.3	35.1	6.4	0.2	21.8	0.0	2.5	8.7	15.5	10.4	2.4	1.2	0.1	90.4
A2	5-15	10YR4/4	WE/FI/SB	16.5	13.8	69.7	SCL	1.22	44.5	24.7	30.8	6.9	0.1	16.9	0.0	1.9	9.0	16.6	13.1	3.2	0.4	0.0	100.9
A3	15-35	10YR5/4	WE/ME/SB	17.8	18.0	64.2	SCL	1.46	47.0	21.9	31.1	7.5	0.0	10.1	0.0	1.1	9.6	17.4	13.4	2.8	0.3	0.1	95.4
AC	35-50	10YR5/4	MO/ME/SB	22.0	16.5	61.5	SCL	1.40	50.7	14.7	34.6	8.5	0.1	9.3	7.1	0.9	10.0	14.8	43.3	2.9	0.3	0.1	313.3
C1	50-66	10YR6/4	MO/ME/SB	20.3	18.2	61.5	SCL	1.37	50.4	4.3	45.3	8.6	0.1	5.7	9.2	0.6	9.3	12.4	42.8	3.7	0.3	0.2	377.5
C2	66-95	10YR6/4	MO/ME/SB	19.9	16.0	64.1	SCL	1.41	53.6	16.4	30.0	8.8	0.1	5.2	6.1	0.5	11.1	11.4	41.3	4.9	0.2	0.2	407.3
C3	95-115+	10YR6/4	MO/ME/SB	17.8	19.7	62.5	SCL	1.41	51.0	15.9	33.1	9.2	0.2	3.7	7.8	0.4	9.1	10.8	42.2	7.0	0.2	0.6	461.4

MO, Moderate; WE, Weak; ME, Medium; FI, Fine; SB, Subangular and angular blocky

表 4-3. 牧畜地における土壌断面記載および理化学性

層位	深さ (cm)	土色	土壌構造 (Grade/Size/Type)	粒子分布			仮比 重	土壌三相			pH	EC (dS m ⁻¹)	有機 炭素	無機 炭素	全窒 素	C/N	CEC	交換性陽イオン				塩基飽 和度	
				粘土	シルト	砂		土性	固体	液体								気体	(H ₂ O)	Ca	Mg		K
				(%)			(Mg m ⁻³)	(%)							(cmol _c kg ⁻¹)				(%)				
対照区																							
A1	0-22	10YR3/3	MO/ME/SB	34.0	18.7	47.4	LiC	1.15	43.5	23.0	33.5	6.7	0.0	32.8	2.9	11.5	26.4	20.8	6.3	0.9	0.2	106.7	
A2	22-42	10YR4/2	MO/ME/SB	34.9	17.4	47.7	LiC	1.33	50.2	12.8	37.0	7.0	0.0	15.4	1.4	10.7	23.5	19.7	5.6	0.9	0.1	112.1	
ABk	42-65	10YR5/3	MO/ME/SB	34.3	21.9	43.9	LiC	1.29	48.9	12.6	38.5	8.2	0.2	13.3	1.2	1.0	13.8	18.8	32.8	5.8	0.9	0.3	212.0
Bk	65-75+	10YR6/3	MO/ME/SB	32.5	25.2	42.3	LiC	1.18	44.4	11.5	44.1	8.7	0.2	6.2	8.3	0.6	10.7	16.4	30.2	6.9	0.8	0.8	235.8
採草区																							
A1	0-20	10YR3/2	WE/FI/SB	28.0	18.5	53.5	LiC	1.23	46.3	34.2	19.5	6.6	0.0	30.5	2.6	11.6	29.4	14.9	4.3	1.0	0.4	69.9	
A2	20-50	10YR3/2	WE/FI/SB	33.0	17.4	49.5	LiC	1.23	46.3	25.5	28.2	6.6	0.0	17.2	1.1	15.7	27.1	14.2	4.8	0.3	0.1	71.9	
AB	50-60/70	10YR4/2	WE/FI/SB	34.8	17.8	47.4	LiC	1.23	46.6	15.0	38.4	6.7	0.0	12.5	0.8	16.2	25.3	14.4	4.5	0.3	0.2	76.3	
B	60/70-90	10YR6/4	WE/ME/SB	30.2	23.7	46.1	LiC	1.33	50.2	16.9	32.9	7.0	0.0	6.2	0.3	20.4	23.0	13.5	3.9	0.3	0.2	78.0	
Ck	90-105+	2.5Y6/3(2.5Y7/2)	WE/ME/MA	29.8	24.5	45.7	LiC	1.28	48.2	22.4	29.4	8.4	0.1	4.8	4.8	0.4	12.6	18.1	26.6	5.7	0.3	0.3	182.2
放牧区																							
A1	0-20	10YR3/2	WE/FI/SB	43.7	22.2	34.1	LiC	1.21	45.7	27.5	26.8	6.0	0.1	28.0	2.4	11.8	29.3	13.4	6.7	0.6	0.3	71.7	
A2	20-40	10YR2/2	MO/FI/SB	38.1	25.1	36.8	LiC	1.18	44.5	25.0	30.5	6.8	0.1	16.2	1.2	15.3	30.8	11.2	4.1	0.3	0.5	52.5	
ABk	40-50/63	10YR2/2	ST/CO/PR	36.3	29.7	34.1	LiC	1.33	50.1	14.7	35.2	8.2	0.3	17.4	1.3	1.1	15.0	31.6	13.4	5.7	0.4	1.0	65.3
B	50/63-75	2.5Y4/2(2.5Y7/1)	ST/CO/PR	33.0	32.7	34.3	LiC	1.35	51.1	20.4	28.5	7.9	2.0	17.2	0.8	20.6	27.0	28.1	5.6	0.4	2.7	136.2	
Ck	75-100+	10YR6/3(2.5Y3/2)	MO/VC/AB	27.2	20.6	52.2	LiC	1.40	52.9	17.4	29.7	8.6	1.3	3.7	18.4	0.2	20.1	17.6	22.2	6.4	0.2	3.4	183.6

MO, Moderate; WE, Weak; ME, Medium; FI, Fine; CO, Coarse; AB, Angularblocky; VC, Very coarse; SB, Subangular and angularblocky

表 5-1. 各処理区における土壌呼吸と地温の線形回帰式

処 理 区	地温との相関式	
大観光地	$RS_{\text{少数区}} = 7.93X - 2163.5$	$R^2 = 0.55$
	$RS_{\text{多数区}} = 5.98X - 1593$	$R^2 = 0.58$
小観光地	$RS_{\text{少数区}} = 7.95X - 2143.9$	$R^2 = 0.59$
	$RS_{\text{多数区}} = 10.33X - 1211.1$	$R^2 = 0.75$
	$RS_{\text{対照区}} = 10.04X - 2729.4$	$R^2 = 0.72$
牧畜地	$RS_{\text{採草区}} = 12.438X - 3469.5$	$R^2 = 0.74$
	$RS_{\text{放牧区}} = 5.95X - 1615.9$	$R^2 = 0.53$

RS = 土壌呼吸速度 ; X = 地温

表 6-1. 観光地における各処理区の炭素収支

処理区		投入量	放出量	生態系純生産量
		(MgC ha ⁻¹ yr ⁻¹)		
大観光地	多数区	3.3	2.6	0.6
	少数区	2.9	2.4	0.5
小観光地	多数区	5.1	2.7	2.4
	少数区	3.2	3.0	0.2

表 6-2. 牧畜地における各処理区の炭素収支

処理区		投入量	放出量	生態系純生産量
		(MgC ha ⁻¹ yr ⁻¹)		
牧畜地	対照区	7.4	3.0	4.4
	採草区	5.1	2.8	2.3
	放牧区	2.5	1.9	0.5

表 7-1. 結果の一覧

		大観光地		小観光地		牧畜地		
		少数区	多数区	少数区	多数区	対照区	採草区	放牧区
植生の劣化	被覆率	○	×	○	×	○	○	×
	出現種数	○	×	○	○	○	△	×
	地上部バイオマス量	○	×	○	×	○	○	×
	地下部バイオマス量	○	○	○	○	○	○	○
土壌の劣化	ち密度	○	×	○	×	○	○	×
	仮比重	○	○	○	○	○	○	○
	有機炭素	○	×	○	×	○	○	×
	pH(H ₂ O)	○	×	○	○	○	○	○
土壌呼吸	○	○	○	○	○	○	△	
炭素収支	×	×	○	×	○	△	×	

○：影響がなかった，△：やや影響がみられた，×：影響が見られた

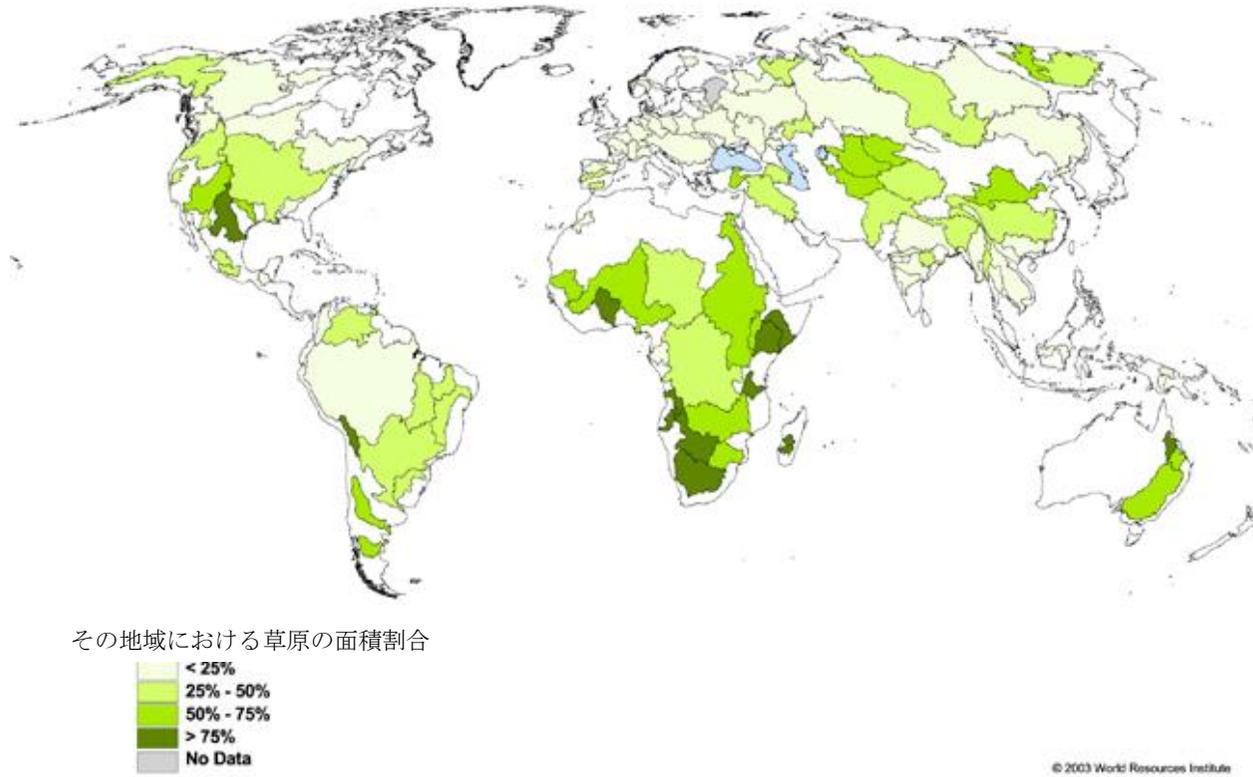


図 1-1. 世界の草原分布
 (出典) Jørgensen (2009)

観光客数(万人)

収入(億人民元)

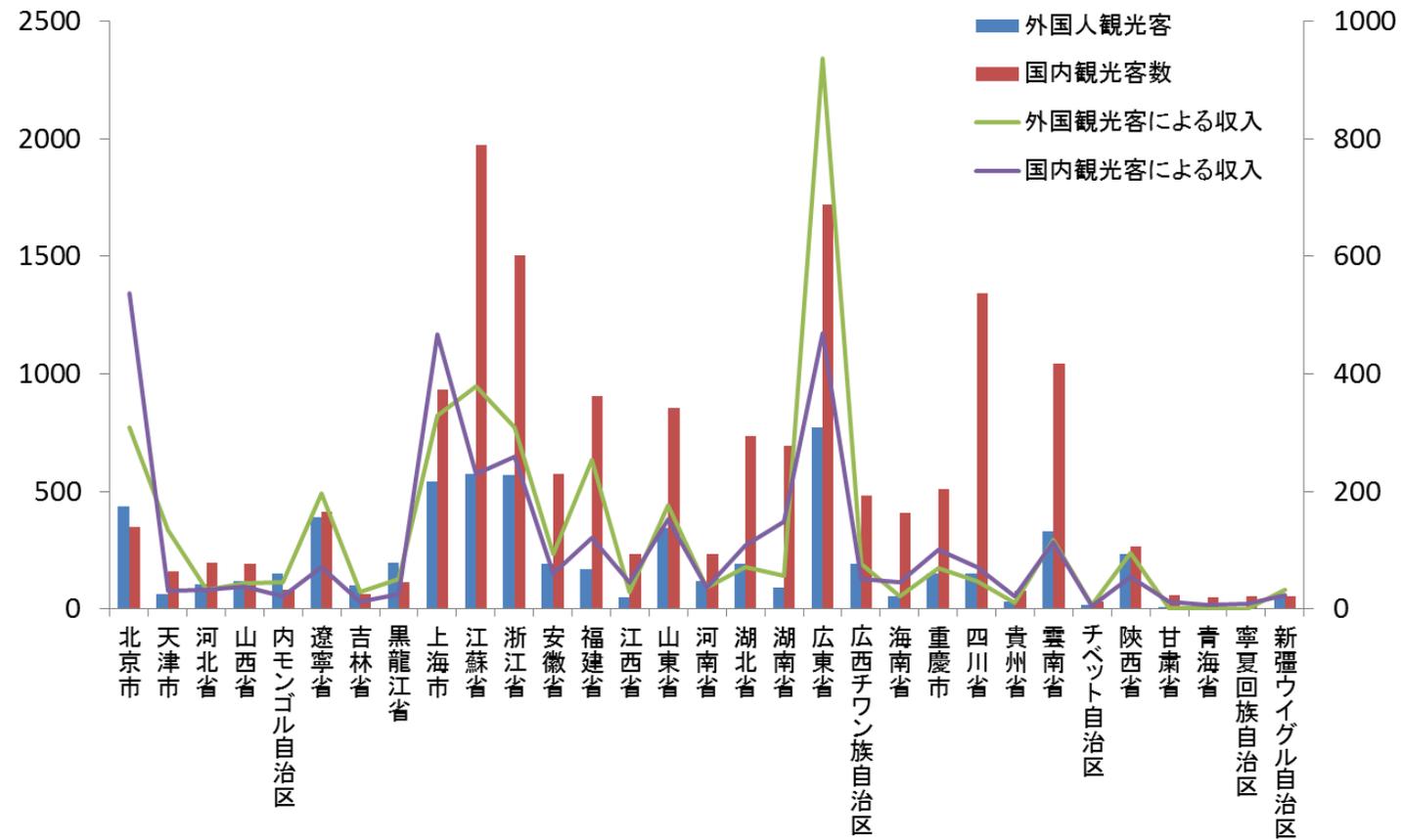


図 1-2. 中国各地における観光会社による観光客数および収入 (2013)

中華人民共和国国家観光局 (2013 年) より作成

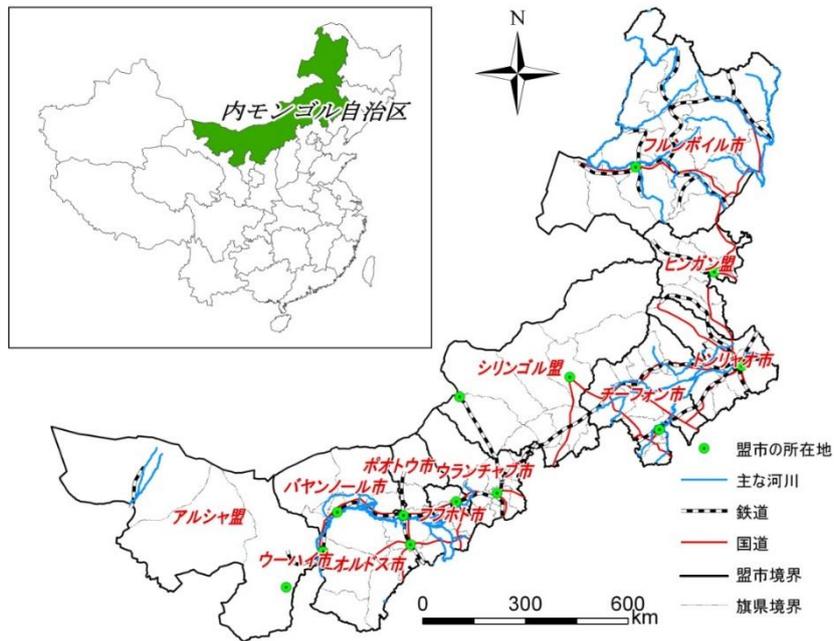


図 2-1. 内モンゴル自治区の位置
梁 (2010) より筆者加筆

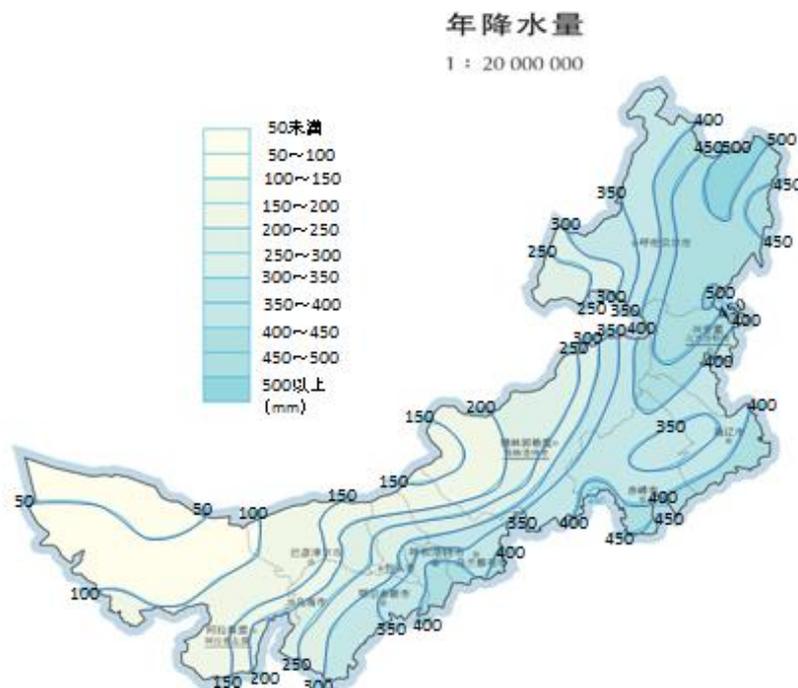


図 2-2. 内モンゴル自治区における年間降水量 (mm)
内モンゴル自治区地図製印院 (1997) より

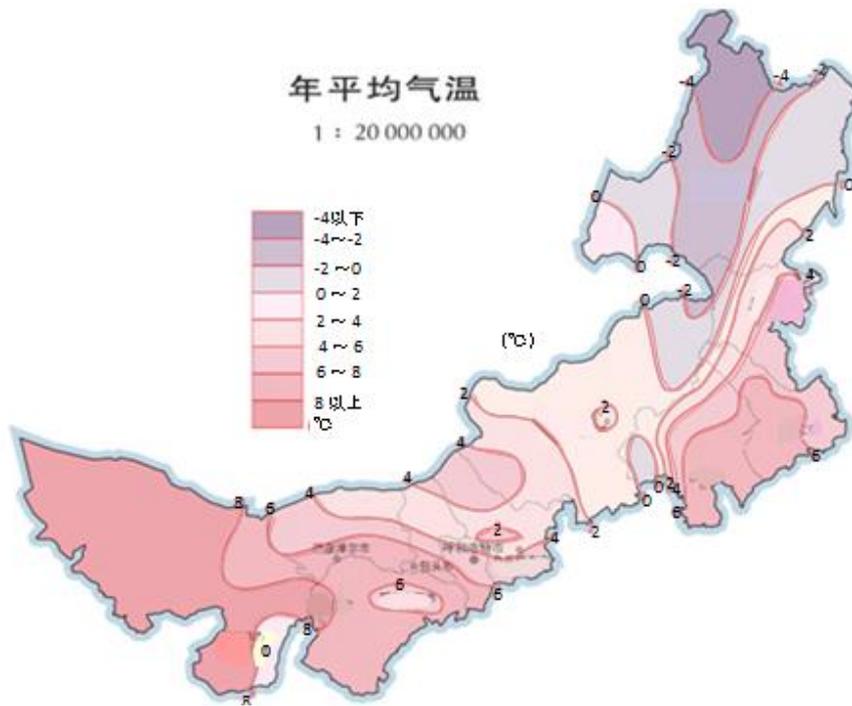


図 2-3. 内モンゴル自治区における平均気温 (°C)
内モンゴル自治区地図製印院 (1997) より

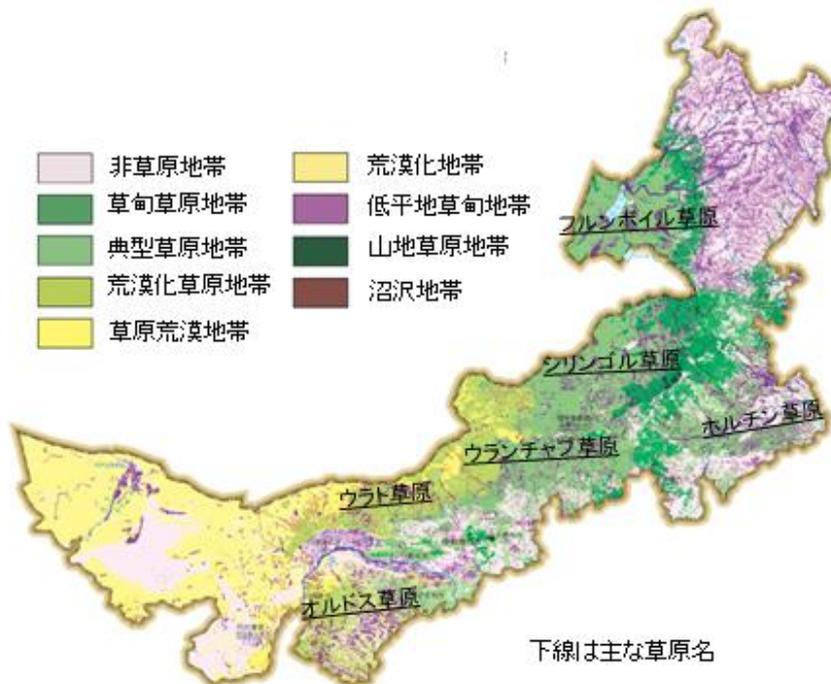


図 2-4. 内モンゴル自治区の草原分類および分布
内モンゴル自治区地図製印院 (1997) より筆者加筆

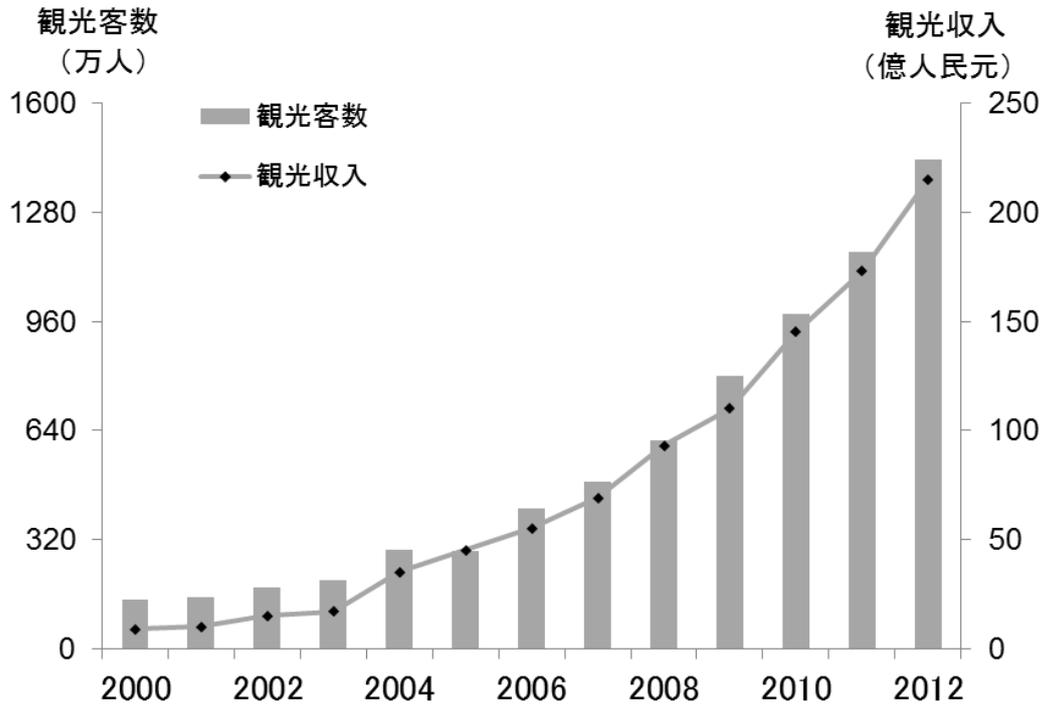


図 2-5. フルンボイル市における観光客数と観光総収入 (2013 年)
内モンゴル自治区統計局 (2013 年) より作成

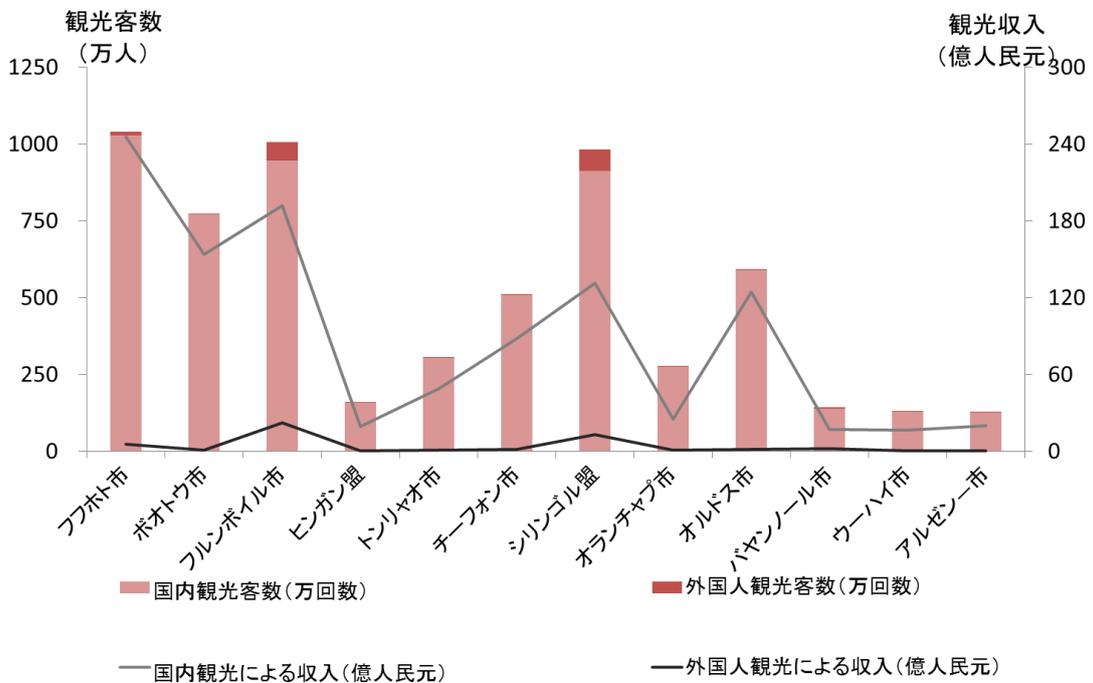


図 2-6. 内モンゴル自治区各市盟における観光客数および収入 (2013 年)
内モンゴル自治区統計局 (2013 年) より作成

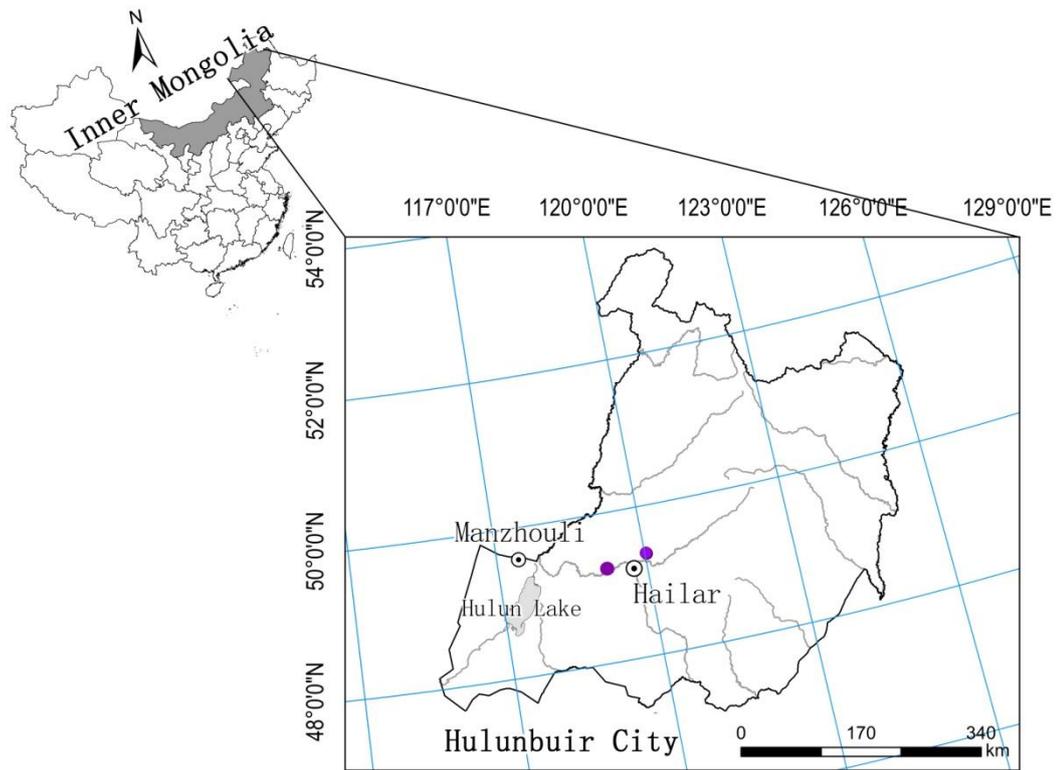


図 2-7. 本研究試験地の位置

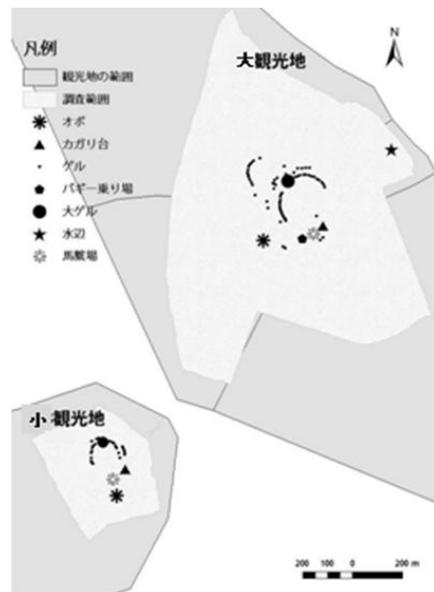


図 2-8. 大観光地と小観光地の地図
曹ら（2012）より筆者加筆

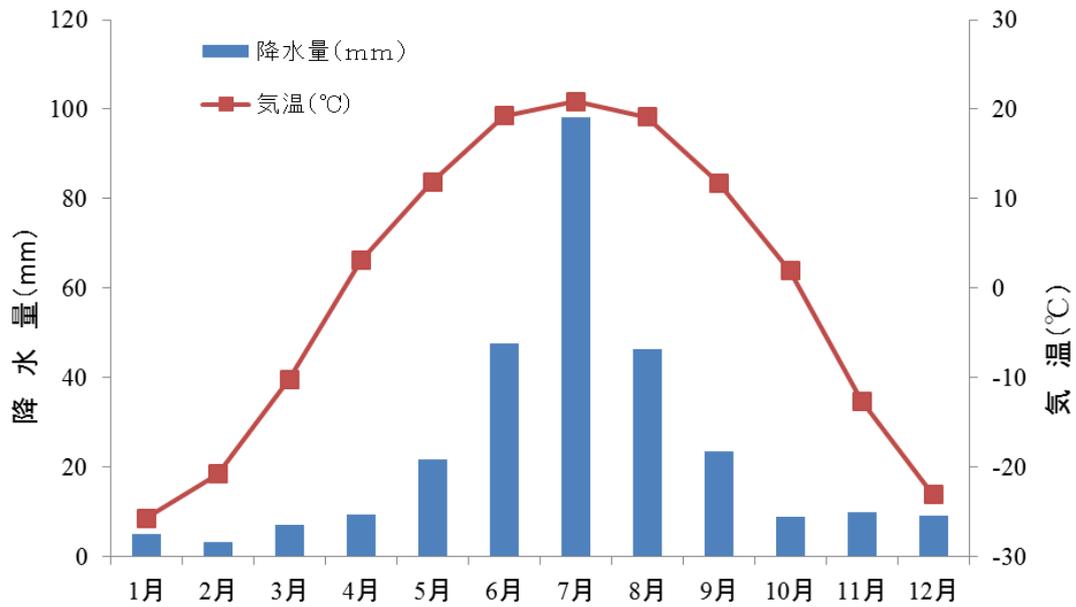


図 2-9. 陳バルグ旗の月ごとの雨温図（平均気温および降水量）
（2001—2012 年の月ごとの平均値）

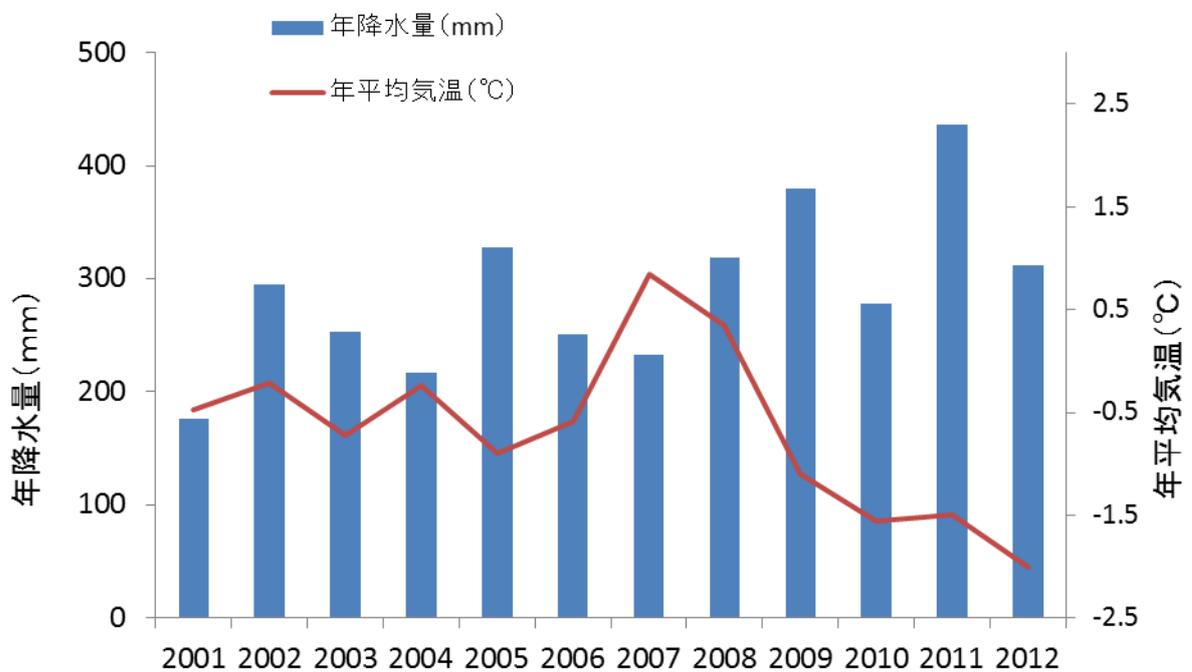


図 2-10. 陳バルグ旗の 2001—2012 年の平均気温および降水量

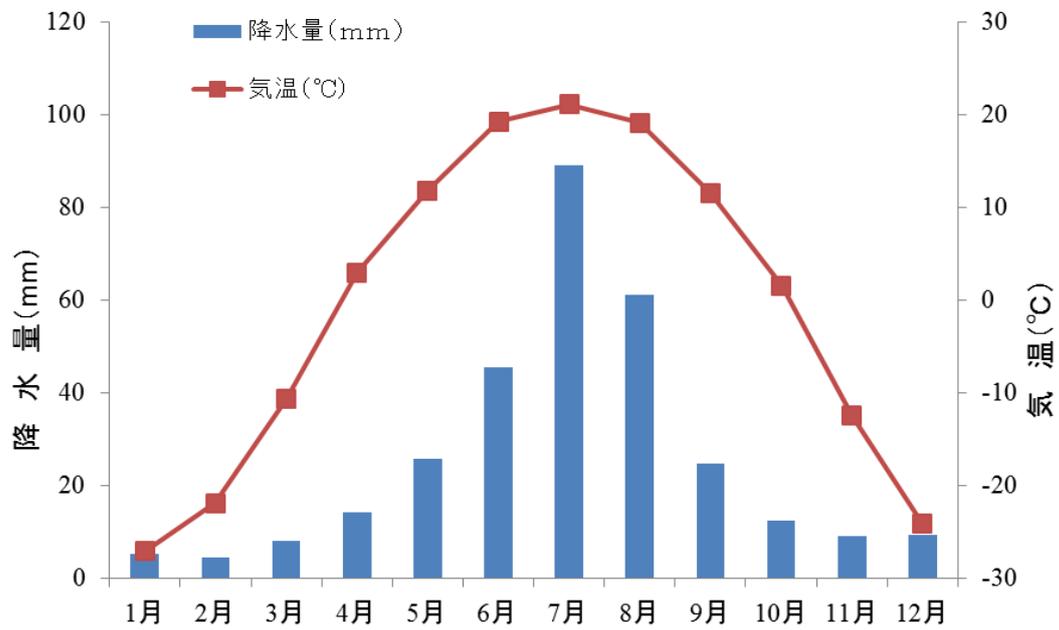


図 2-11. ハイラル市の月ごとの雨温図（平均気温および降水量）
（2001—2012 年の月ごとの平均値）

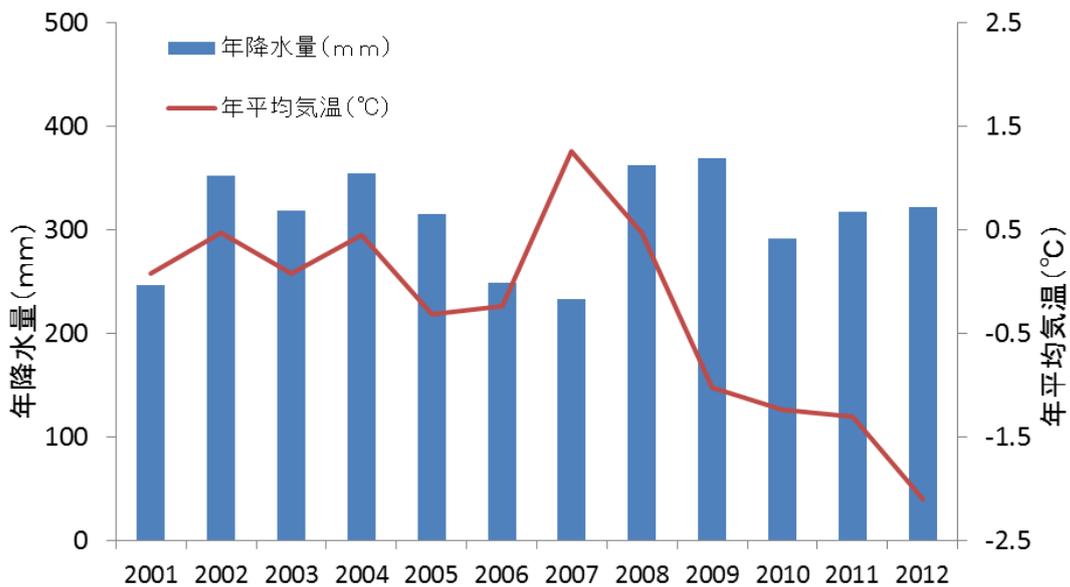


図 2-12. ハイラル市の 2001—2012 年の平均気温および降水量

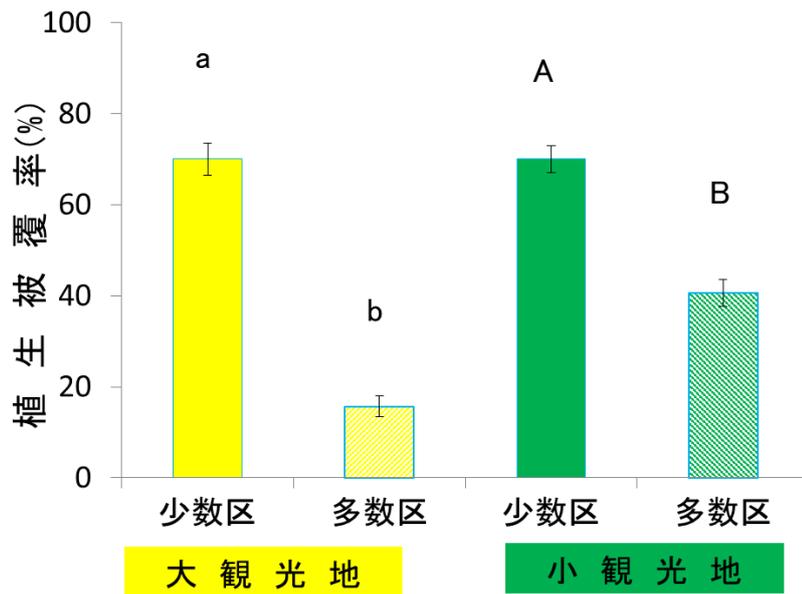


図 3-1. 観光地における植生被覆率
 (誤差棒は標準誤差を, また異なる文字は処理区間に有意差があることを示す)

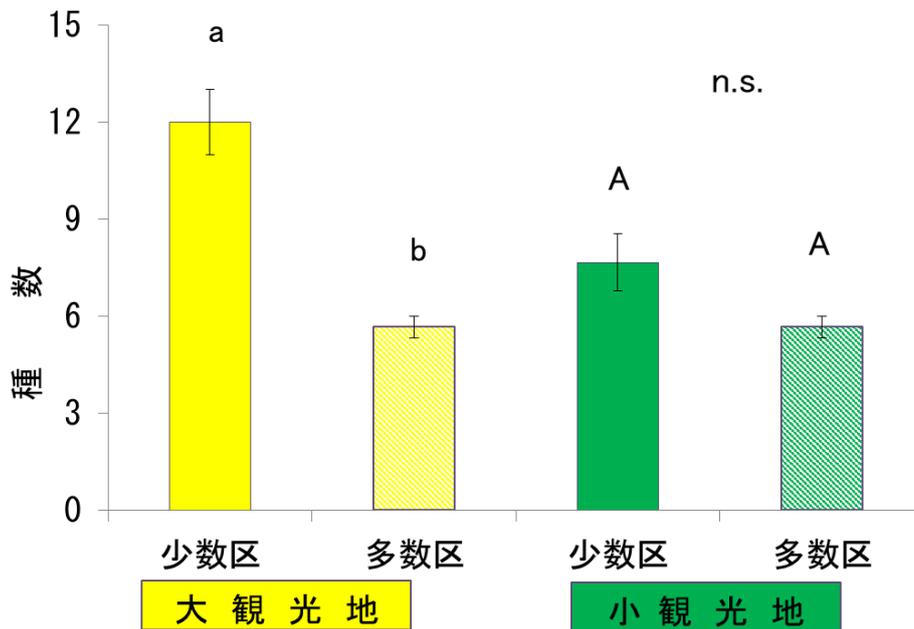


図 3-2. 観光地において出現した植生の種数
 (誤差棒は標準誤差を, また異なる文字は処理区間に有意差があることを示す)

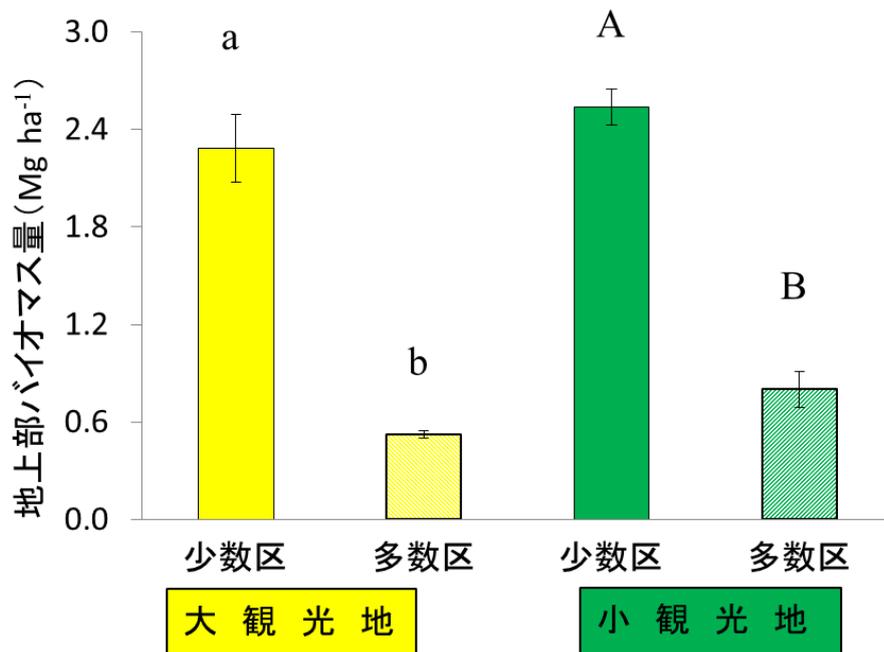


図 3-3. 観光地における地上部バイオマス量
(誤差棒は標準誤差を，また異なる文字は処理区間に有意差があることを示す)

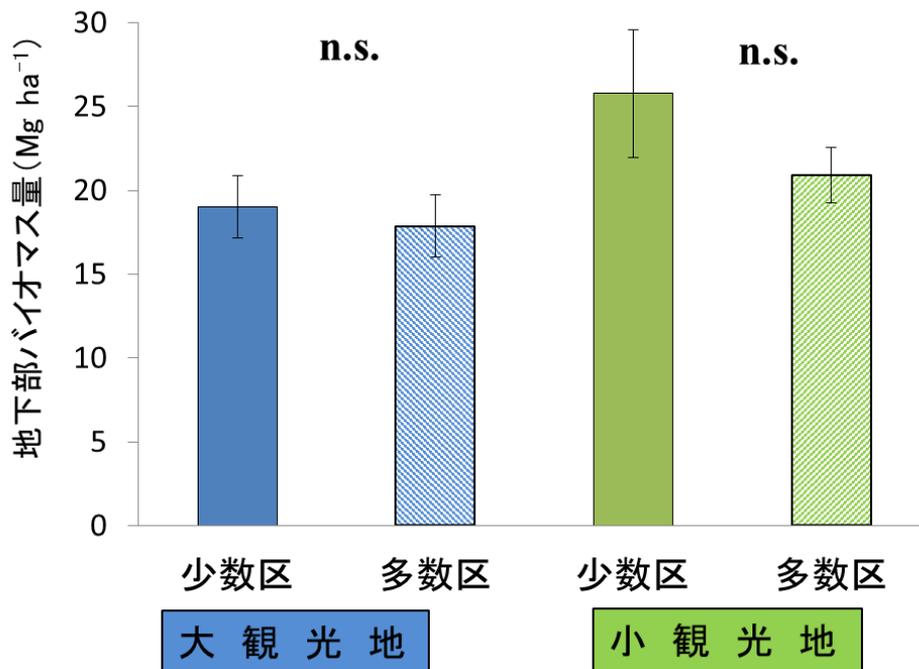


図 3-4. 観光地における地下部バイオマス量
(誤差棒は標準誤差を，また異なる文字は処理区間に有意差があることを示す)

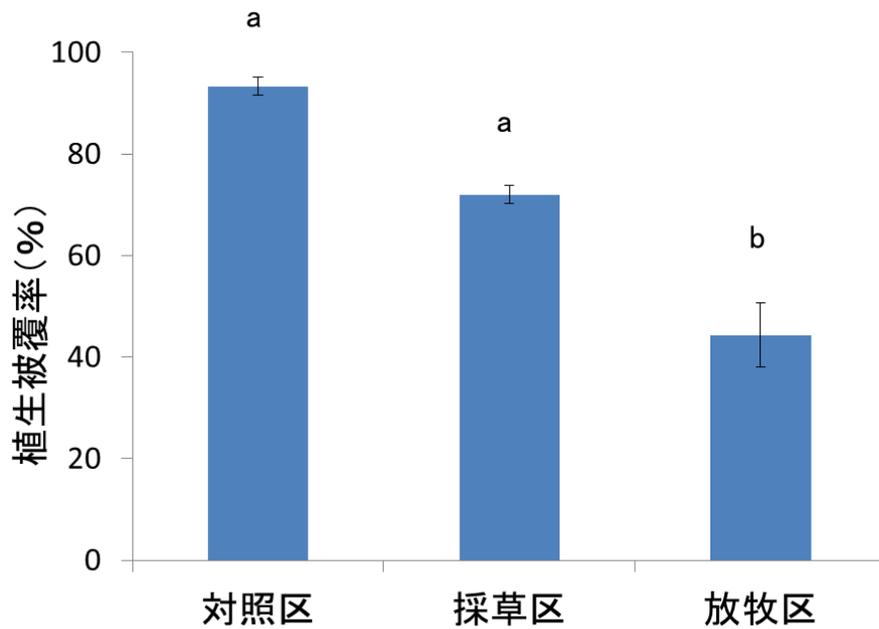


図 3-5. 牧畜地における植生被覆率
 (誤差棒は標準誤差を, また異なる文字は処理区間に有意差があることを示す)

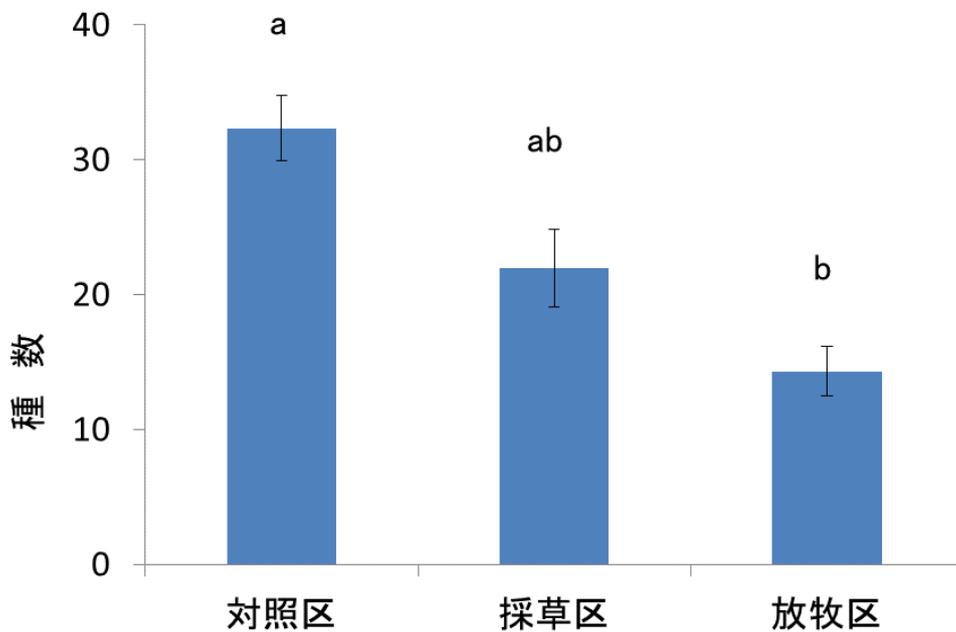


図 3-6. 牧畜地において出現した植生の種数
 (誤差棒は標準誤差を, また異なる文字は処理区間に有意差があることを示す)

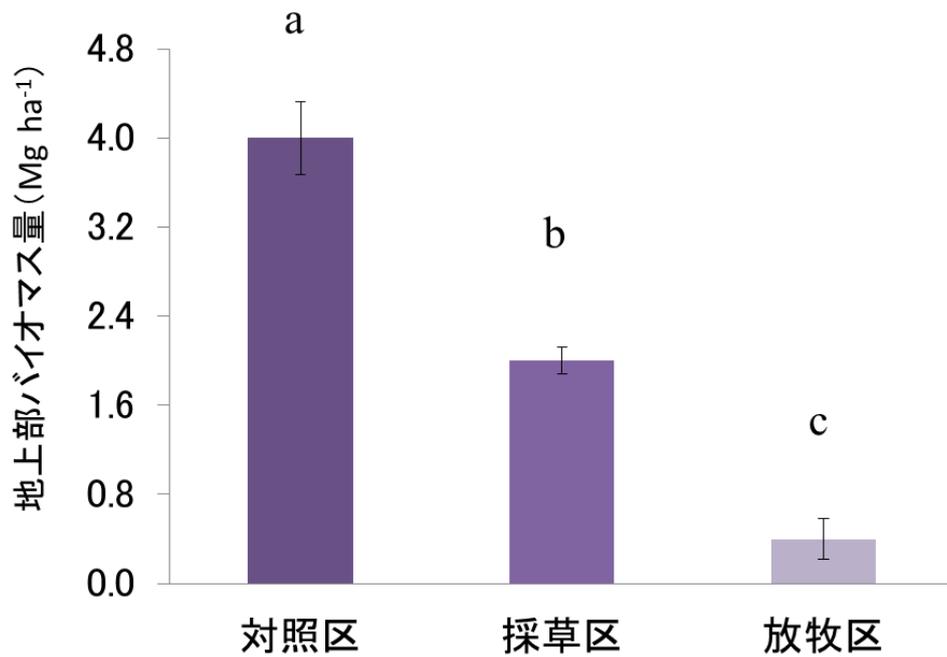


図 3-7. 牧畜地における地上部バイオマス量
(誤差棒は標準誤差を, また異なる文字は処理区間に有意差があることを示す)

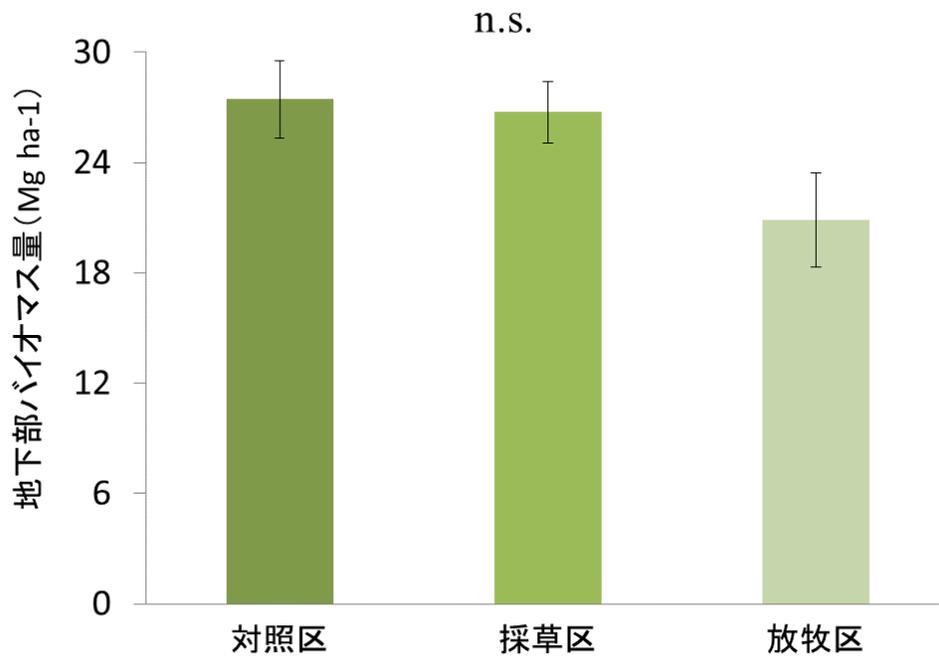


図 3-8. 牧畜地における地下部バイオマス量
(誤差棒は標準誤差を, また異なる文字は処理区間に有意差があることを示す)

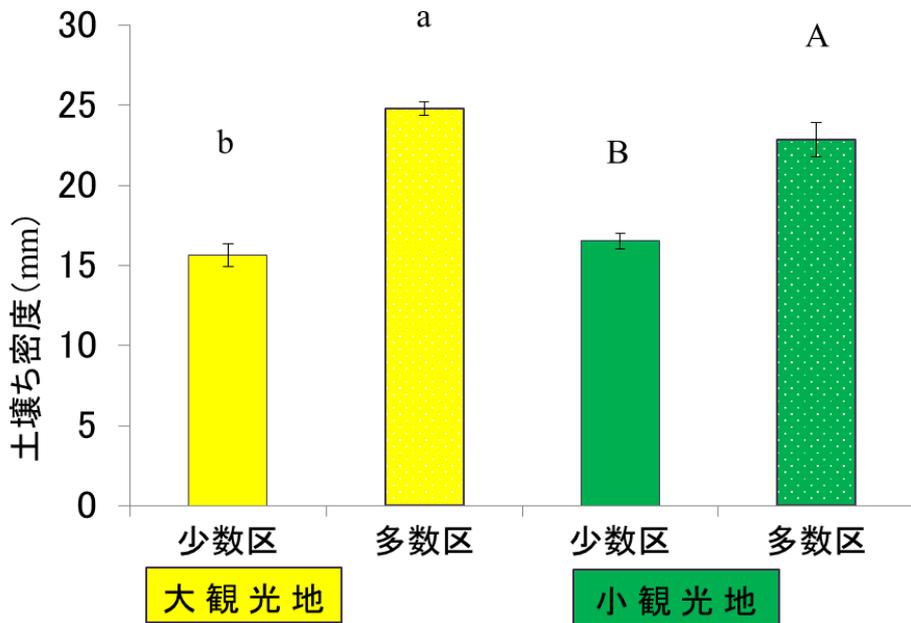


図 4-1. 観光地における土壌ち密度
 (誤差棒は標準誤差を, また異なる文字は処理区間に有意差があることを示す)

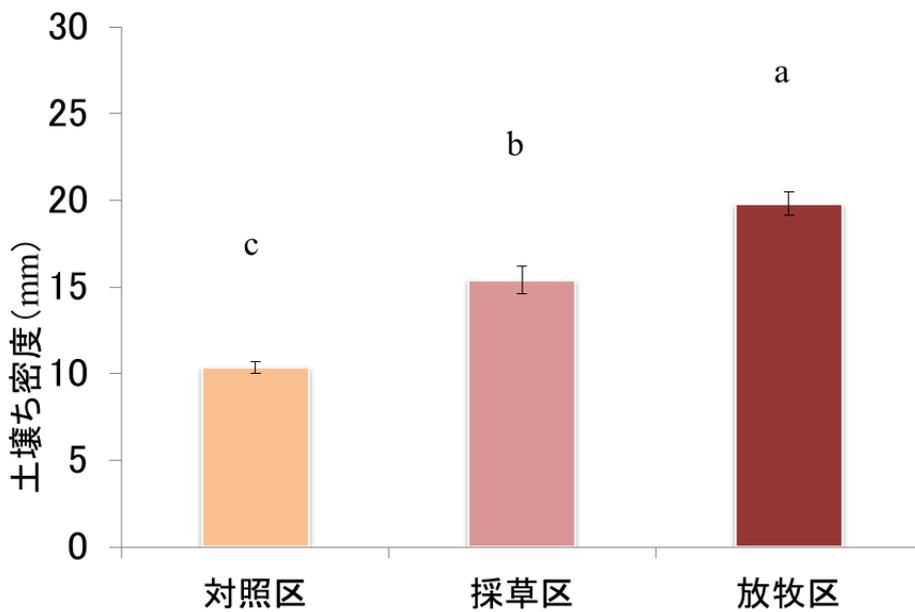


図 4-2. 牧畜地における土壌ち密度
 (誤差棒は標準誤差を, また異なる文字は処理区間に有意差があることを示す)

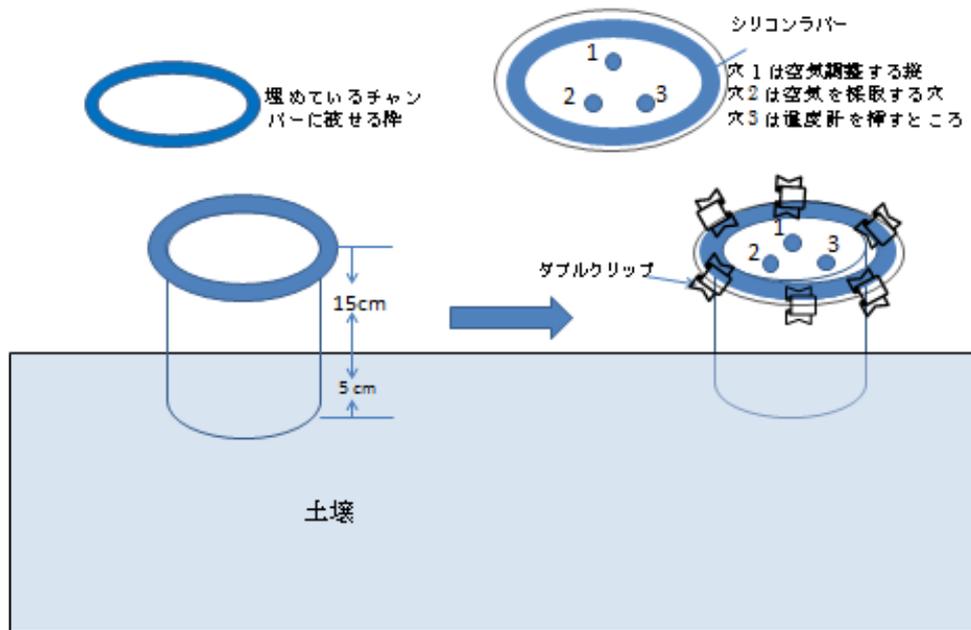


図 5-1. 土壌呼吸測定のためのチャンパー設置図

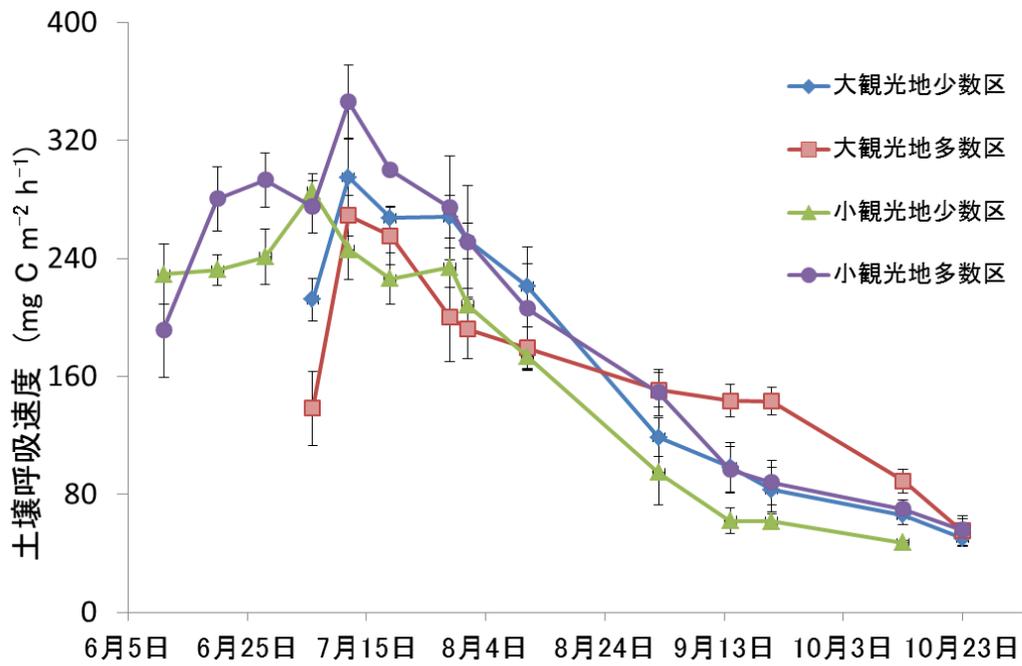


図 5-2. 観光地における土壌呼吸速度の季節変動
(誤差棒は標準誤差のことを示す)

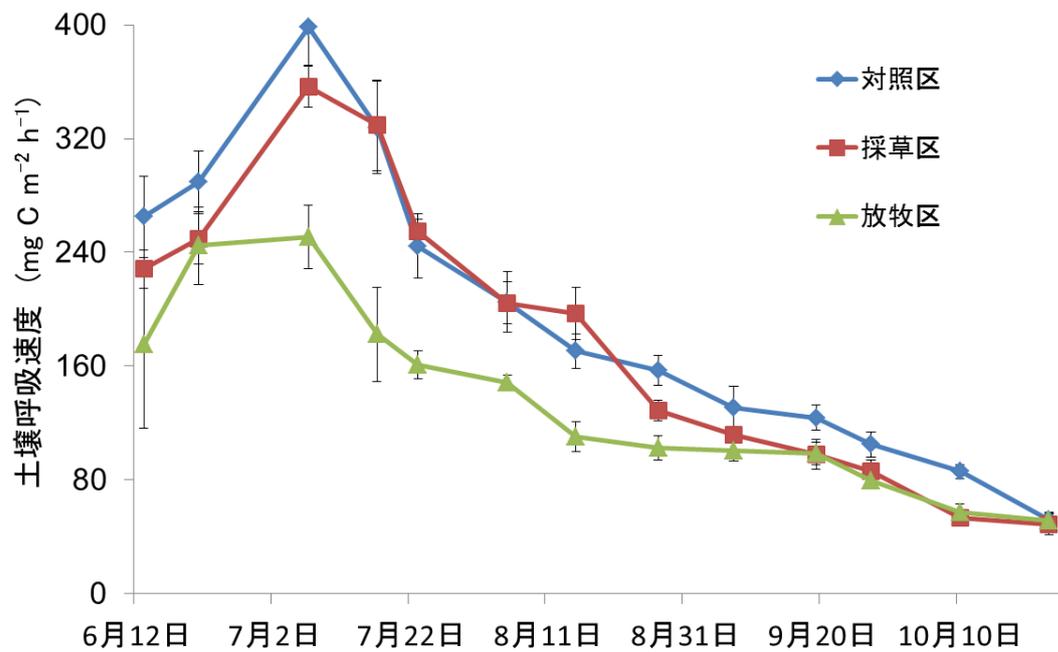


図 5-3. 牧畜地における土壌呼吸速度の季節変動
(誤差棒は標準誤差のことを示す)

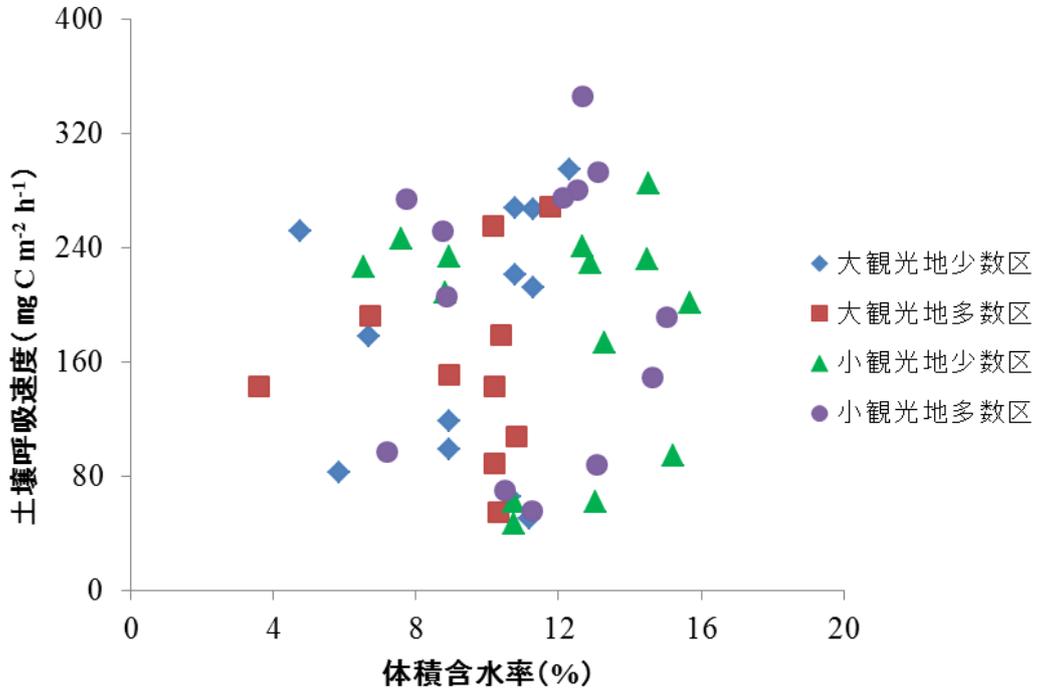


図 5-4. 観光地における土壌呼吸速度と体積含水率の相関

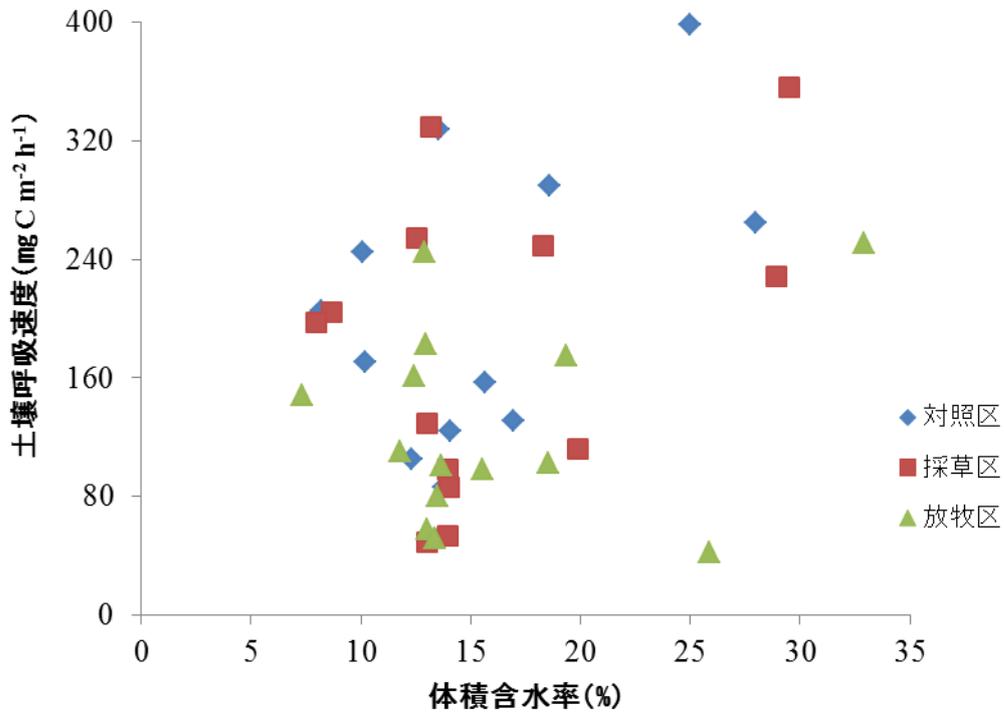


図 5-5. 牧畜地における土壌呼吸速度と体積含水率の相関

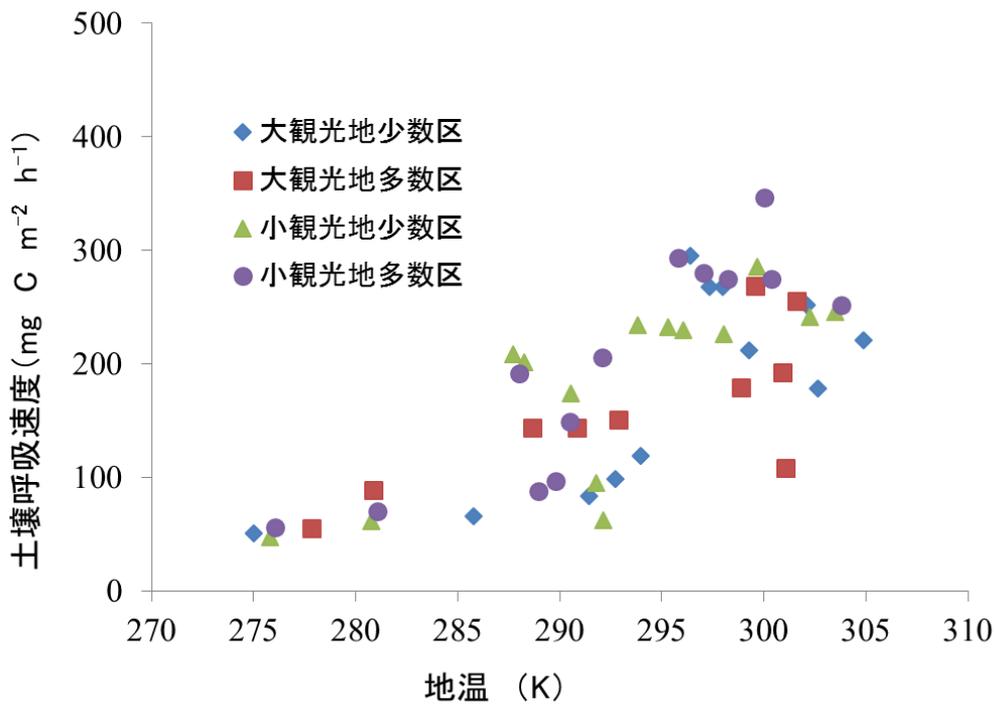


図 5-6. 観光地における土壌呼吸速度と地温の相関

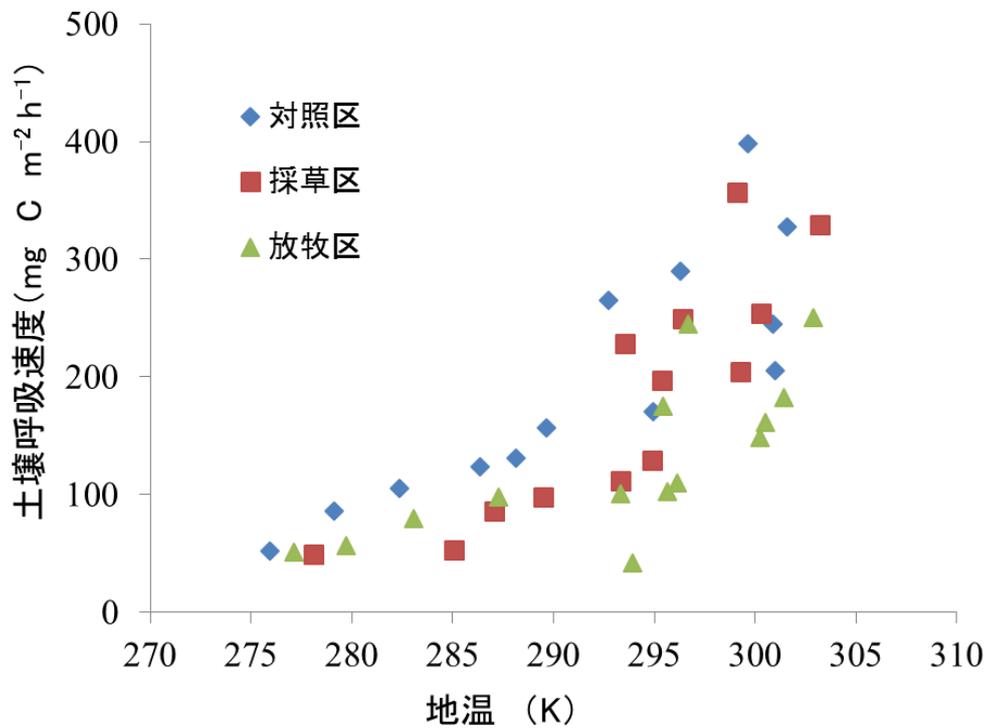


図 5-7. 牧畜地における土壌呼吸速度と地温の相関

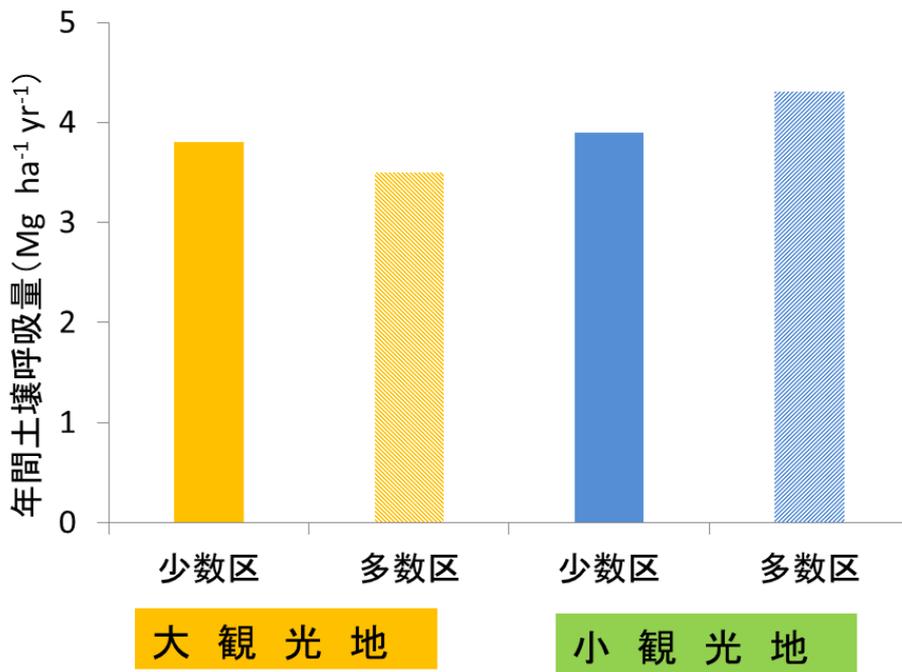


図 5-8. 観光地における年間土壌呼吸量

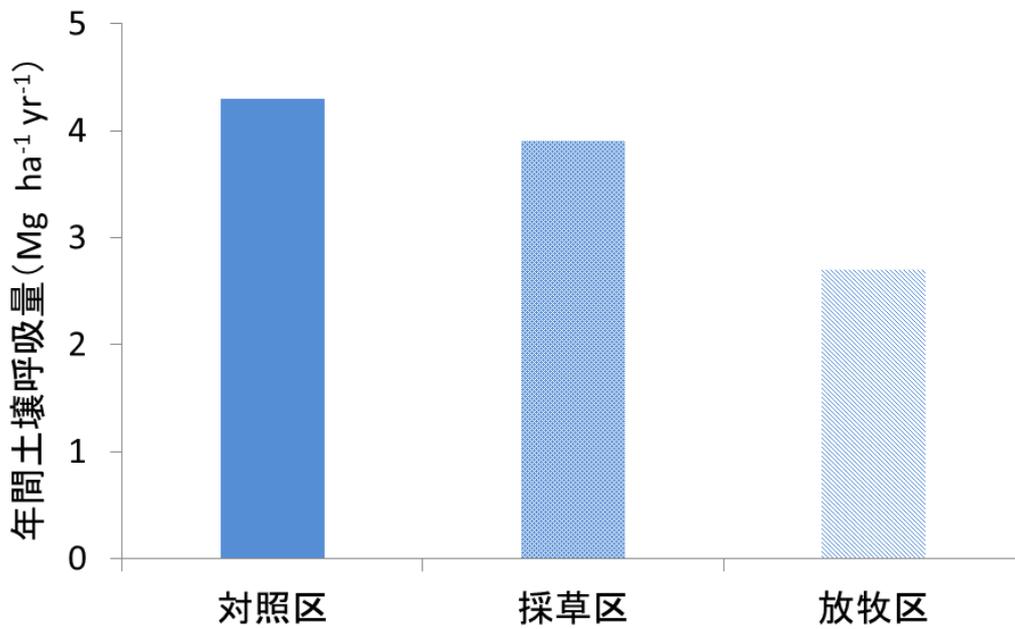


図 5-9. 牧畜地における年間土壌呼吸量



写真 2-1. 大観光地の様子① (2010 年 8 月曹氏撮影)



写真 2-2. 大観光地の様子② (2010 年 8 月曹氏撮影)



写真 2-3. 小観光地の様子 (2012 年 8 月筆者撮影)



写真 2-4. 牧畜地の対照区 (2010 年 8 月筆者撮影)



写真 2-5. 牧畜地の採草区① (2011 年 8 月筆者撮影)



写真 2-6. 牧畜地の採草区② (2011 年 8 月筆者撮影)



写真 2-7. 牧畜地の放牧区① (2012 年 8 月筆者撮影)



写真 2-8. 牧畜地の放牧区② (2012 年 9 月筆者撮影)



写真 3-1. 大観光地の少数区の様子（2012 年 8 月筆者撮影，
赤点はコトラードの設置場所のイメージ）



写真 3-2. 大観光地の多数区の様子（2012 年 8 月筆者撮影，
赤点はコトラードの設置場所のイメージ）



写真 3-3. 小観光地の少数区の様子（2012 年 8 月筆者撮影，
赤点はコトラードの設置場所のイメージ）

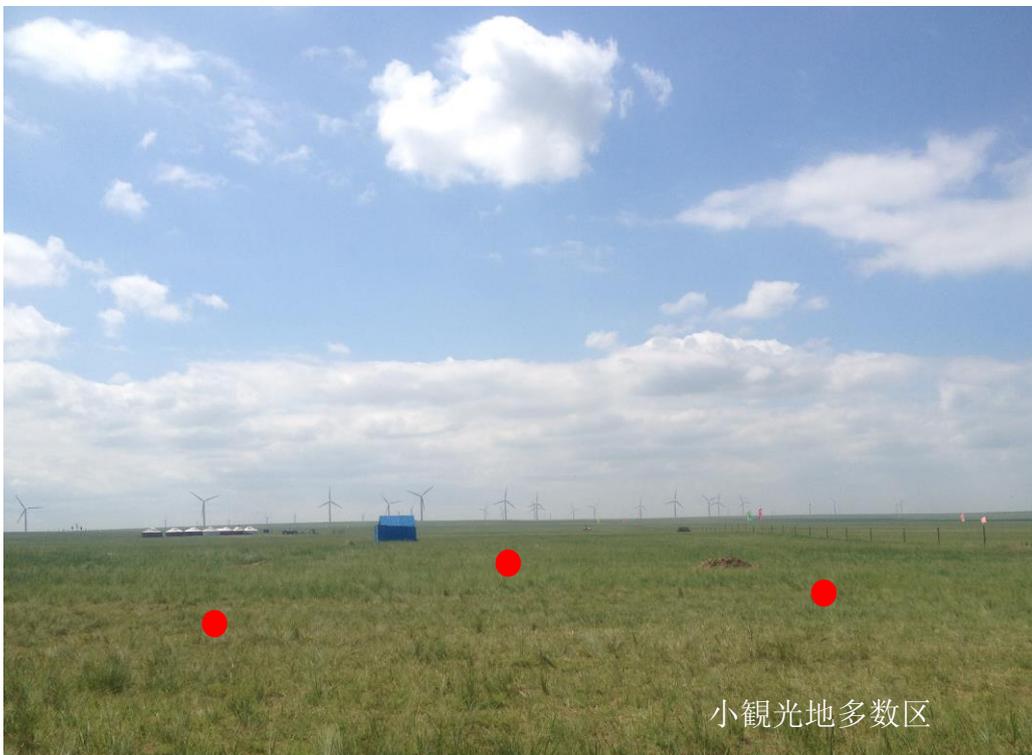


写真 3-4. 小観光地の多数区の様子（2012 年 8 月筆者撮影，
赤点はコトラードの設置場所のイメージ）



写真 3-5. 植生調査の様子① (2010 年 8 月筆者撮影)



写真 3-6. 植生調査の様子② (2010 年 8 月筆者撮影)



写真 4-1. 大観光地少数区における土壌断面（2012 年 9 月筆者撮影）



写真 4-2. 大観光地多数区における土壌断面（2012 年 9 月筆者撮影）

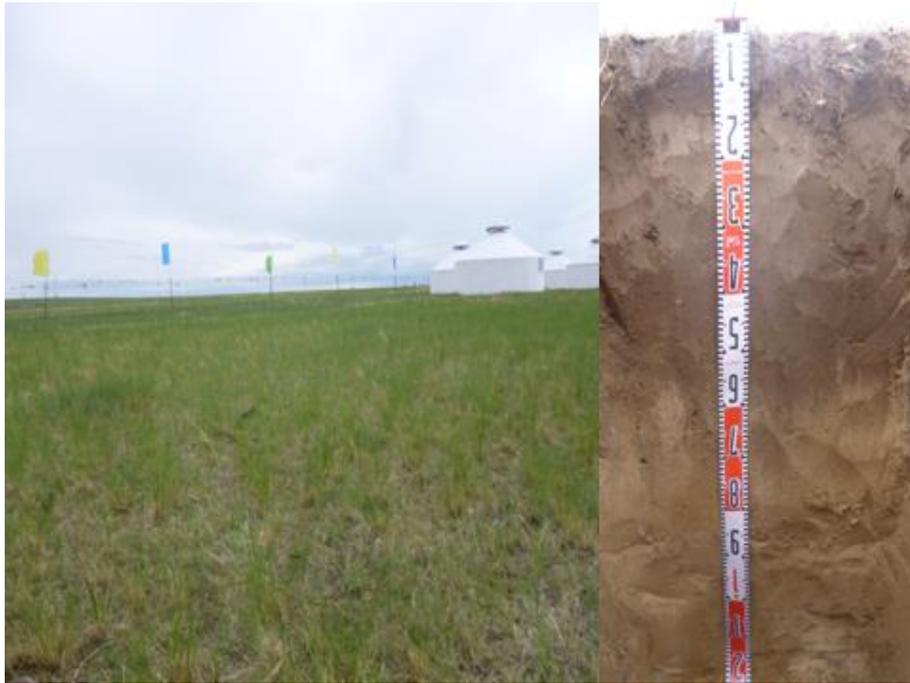


写真 4-3. 小観光地少数区における土壌断面（2012年6月筆者により撮影）

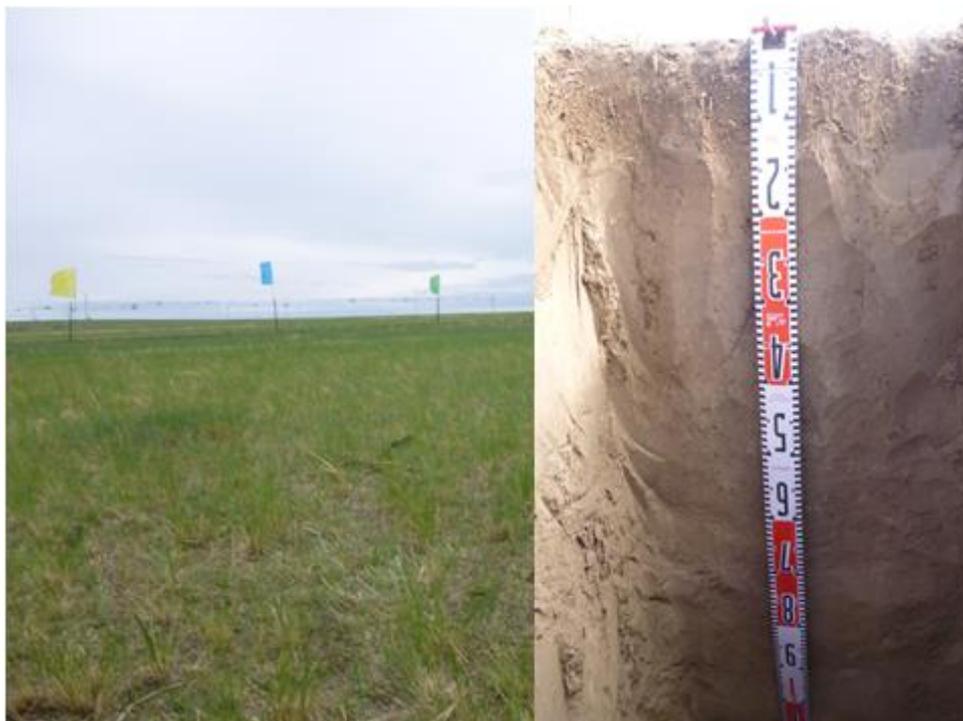


写真 4-4. 小観光地多数区における土壌断面（2012年6月筆者により撮影）



写真 4-5. 牧畜地対照区における土壌断面（2012 年 9 月筆者撮影）

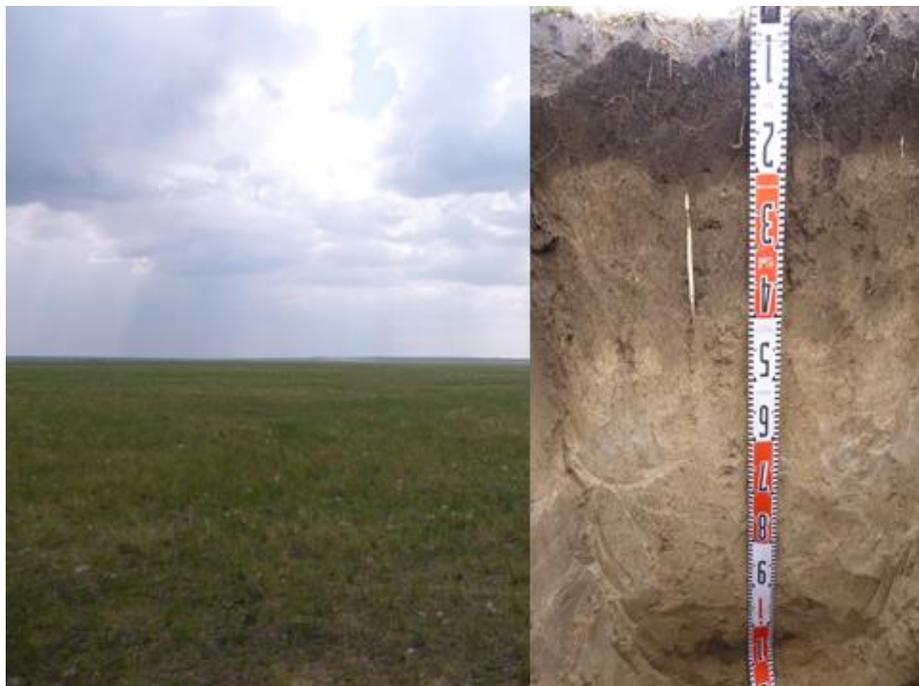


写真 4-6. 牧畜地採草区における土壌断面（2012 年 6 月筆者撮影）



写真 4-7. 牧畜地放牧区における土壌断面（2012 年 9 月筆者撮影）



写真 5-1. 土壌呼吸（CO₂）採取の様子（2012 年 8 月梁氏撮影）

引用文献

【日本語文献】

- 阿拉坦沙・千年篤 2012. 内モンゴルの牧畜業の持続的な発展方向に関する検討—「連戸牧場」を事例として—, 北東アジア研究, 23 : 129–149.
- 阿柔瀚巴図 2003. 中国内モンゴルの牧畜業における草原利用方式に関する研究, 農業経済研究報告, 35 : 37–50.
- 天谷孝夫・長堀金造・劉徳福・西村直正 1996. 中国内モンゴル草原土壌の農牧生産性に関する研究, 岐阜大学農学部研究報告 61 : 17–24.
- 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) : 256–262.
- 烏云娜・中村徹・林一六 1999. 内モンゴルシリンゴル草原における群落の種多様性と現存量, Grassland Science, 45 (2) : 140–148.
- 烏云娜・程雲湘・岡本勝男・谷山一郎 2004. 中国内モンゴル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(2) : 160–167.
- 王林和・三木直子・李玉靈・楊靈麗・吉川賢 2008. 中国の砂漠化防止に関する歴史および現在, 日緑工誌, 33 (4) : 554–560.
- 拉西徳吉徳・永木正 1997. 中国・内モンゴル遊牧地帯における畜牧業の展開と草原管理の課題. 鳥取大学農学部研究報告, 50 : 21–28.
- 康峪梅 2001. 内モンゴルの自然環境特性と持続的発展の方向性, 沙漠研究, 11 (1) : 2–13.
- 川鍋祐夫・南寅鎬・張素君・押田敏雄・寇振武・蔣徳明・古田真也・高田(及川)直子 1999. 沙漠化草原の緑回復過程における植生と土壌の変化, 2. 低地に分布する非塩類化草原および塩類化草原の場合, Japanese Journal of Grassland Science, 45 (2) : 149–156.
- 榎根勇 2008. 『中国の環境問題』, p. 131, 日本評論社, 東京.
- 木部剛・鞠子茂 2004. 土壌呼吸の測定と炭素循環. 地球環境, 20 : 203

- 小泉博・鞠子茂・大黒俊哉 2000. 『草原・砂漠の生態 新・生態学への招待』, 共立出版株式会社, 東京.
- 賽西雅拉図・酒井啓・小泉武栄 2007. 中国・内モンゴルのアバガーホショ－草原における飼育家畜の密度と草原荒廃の関係, 東京学芸大学紀要人文社会科学系Ⅱ, 58:21－35.
- 曹楽・斯日古楞・伊ヶ崎健大・角野貴信・小崎隆 2012. 中国内モンゴル自治区のフルンボイル草原における観光行動が植生に及ぼす影響, 観光科学研究, 5:71－79.
- 高橋正・佐藤孝・佐藤敦 2001. 白神山地および周辺地域の4土壌断面の化学的, 粘土鉱物学的性質, ペドロジスト, 45(2):118－129.
- 巴図 2006. 内モンゴルにおける牧畜経営と耕種農業, 横浜国際社会科学研究, 11(3):369－391.
- 中村徹 2007. 『草原の科学への招待』, pp. 109－112, 筑波大学出版社, つくば.
- 日本土壌肥料学会監修 1997. 『土壌標準分析・測定法』, pp. 21－29, 208－222, 博友社, 東京.
- 日本ペドロロジー学会編 1997. 『土壌調査ハンドブック(改訂版)』, 博友社, 東京.
- 松村嘉久 2000. 『中国・民族の政治地理』, p. 158, 晃洋書房, 京都府.
- 梁海山 2010. 中国内モンゴルにおける土地利用変化の近年の動向と地域的差異, 地理科学, 65(2):127－141.
- 山口有次・斎藤隆夫 2010. モンゴル高原のゲルキャンプ開発による草原景観破壊の動向と景観保全に向けた提案, 桜美林論考, ビジネスマネジメントレビュー(1):63－79.

【英語文献】

- Abril, A. and Bucher, E .H. 2001. Overgrazing and soil carbon dynamics in the western Chaco of Argentina. *Applied Soil Ecology*, 16(3):243–249.
- Adachi, M., Bekku, Y.S., Rashidah, W., Okuda, T., and Koizumi, H., 2006. Differences in soil respiration between different tropical ecosystems, *Applied Soil Ecology*, 34:258–265.
- Derner, J. D., Boutton, T. W. and Briske, D. D. 2006. Grazing and ecosystem carbon storage in the North American Great Plains. *Plant and Soil*, 280:77–90.
- Frank, A.B., Liebig, M.A., and Hanson, J.D. 2002. Soil carbon dioxide fluxes in Northern semiarid grasslands. *Soil Biology and Biochemistry*, 34(9):1235–1241.
- Geng, Y. B., and Luo, G. Q. 2011. Influencing factors and partitioning of respiration in a *Leymus chinensis* steppe in Xilin River Basin, Inner Mongolia, China. *Journal of Geographical Sciences*, 21(1):163–175.
- Gong, J.R., Ge, Z.W., An, R., Duan, Q.W., You, X., and Huang, Y.M., 2012. Soil respiration in poplar plantations in northern China at different forest ages, *Plant and Soil*, 360:109–122.
- Han, G., Hao, X., Zhao, M., Wang, M., Ellert, B., Willms, W. and Wang, M. 2008. Effect of grazing intensity on carbon and nitrogen in soil and vegetation in a meadow steppe in Inner Mongolia, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 125:21–32.
- Hanson, P.J., Edwards, N.T., Garten, C.T., and Andrews, J.A. 2000. Separating root and soil microbial contributions to soil respiration: a review of methods and observations. *Biogeochemistry*, 48:115–146.
- He, N., Yu, Q., Wu, L., Wang, Y., and Han, X. 2008. Carbon and nitrogen store and storage potential as affected by land-use in a *Leymus chinensis* grassland of northern China, *Soil Biology and Biochemistry*, 40 :2952–2959.

- Ikazaki, K., Shinjo, H., Tanaka, U., Tobita, S., Funakawa, S., and Kosaki, T. 2011. "Fallow Band System," a land management practice for controlling desertification and improving crop production in the Sahel, West Africa, 1. Effectiveness in desertification control and soil fertility improvement, *Soil Science and Plant Nutrition*, 57:573–586.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), 2007. *Climate change 2007: summary for policymakers*. Valencia, Spain.
- Iqbal, J., Hu, R.G., Du, L.J., Lu, L., L, Sh., and Chen, T. 2008. Differences in soil CO₂ flux between different land use types in mid-subtropical China. *Soil Biology and Biochemistry* 40:2324–2333.
- IUSS Working Group WRB. 2006. *World reference base for soil resources 2006. World soil resources reports*, 130. FAO, Rome.
- Jia, B., Zhou, G., Wang, F., Wang, Y., Yuan, W., and Zhou, L. 2006. Partitioning root and microbial contributions to soil respiration in *Leymus chinensis* populations, *Soil Biology and Biochemistry* 38:653–660.
- Jones, M.B. and Donnelly, A. 2004. Carbon sequestration in temperate grassland ecosystems and the influence of management, climate and elevated CO₂, *New Phytologist*, 164(3):423–439.
- Jørgensen, S. E. 2009. "Ecosystem Ecology", p.412, Elsevier b.v., Amsterdam
- Kadono, A. 2008. *Studies on modelling of soil organic matter decomposition processes under different ecosystems*. Kyoto University, PhD thesis.
- Kadono, A., Funakawa, S. and Kosaki, T. 2008. Factors controlling mineralization of soil organic matter in the Eurasian steppe, *Soil biology and biochemistry* 40: 947–955.
- Kang, Y. 2012. Influence of Grassland Degradation on Soil and Vegetation Characteristics in Inner Mongolia, China, *Pedologist*, 55(3):332–342.

- Liu, W., Zhang, Z., and Wan, S., 2009. Predominant role of water in regulating soil and microbial respiration and their responses to climate change in a semiarid grassland, *Global Change Biology*, 15(1):184–195.
- Nakamura, T. Go, T., Wuyunna, and Hayashi, I. 2000. Effects of Grazing on the Floristic Composition of Grasslands in Baiyinxile, Xilingole, Inner Mongolia, *Japanese Society of Grassland Science*, 45(4):342–350.
- Raich, J.W., Potter, C.S., and Bhagawati, D. 2002. Interannual variability in global soil respiration 1980-94, *Global Change Biology*, 18:800–812.
- Raich, J.W., and Nadelhoffer, K.J. 1989. Below ground carbon allocation in forest ecosystems: Global trends. *Ecology*. 70(5):1346–1354.
- Raich, J.w. and Schlesinger, W.H. 1992. The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate, *Tellus B*, 44(2):81–99.
- Ross, D.J., Tate, K.R., Newton, P.C, Wilde, R.H. and Clark, H. 2001. Carbon and nitrogen pools and mineralization in a grassland organic soil at a New Zealand carbon dioxide spring. *Soil Biology and biochemistry*, 33(6):849–852.
- Schlesinger, W.H. 1990.200 Evidence from chronosequence studies for a low carbon-storage potential of soils, *Nature*, 348:232–234.
- Shimoda, S., Murayama, S., Mo, W., and Oikawa, T. 2009. Seasonal contribution of C3 and C4 species to ecosystem respiration and photosynthesis estimated from isotopic measurements of atmospheric CO₂ at a grassland in Japan. *Agricultural and Forest Meteorology*, 149(3/4):603–613.
- Takata, Y., Funakawa S., Akshalov, K., Ishida, N. and Kosaki, T. 2008. The influence of crop rotation system on the spatial and temporal variation of soil organic carbon budget in northern Kazakhstan. *Soil Science and Plant Nutrition*, 54:159–171.

Van Reeuwijk, L.P. 2006. Procedure for soil analysis (7th Edition). Technical Report 9, Wageningen, the Netherlands, ISRIC–World Soil Information.

White, R., Murray, S. and Rohweder, M. 2000. Pilot Analysis of Global Ecosystems: Grassland Ecosystems. Washington, DC: World Resources Institute.

Zhang, F. 1990. Soil Map of the People's Republic of China. Revised version (1990) based on the FAO/UNESCO Soil Map of the World. State Land Administration, China.

【中国語文献】

- 安宝林 1986. 草原退化および治理に関する戦略施策, 中国草原学報, 3 : 56-59. (中国語).
- 烏仁其其格・武曉東・閔瑞瑞 2009. フルンボイル草甸草原における退化程度が異なる羊草群落の土壤理化指標, 乾燥地域資源と環境, 23 (9) : 123-127. (中国語).
- 内蒙古自治区統計局編 2011. 『内蒙古統計年鑑 2010』, 中国統計出版社, p682-705, 北京. (中国語).
- 内蒙古自治区統計局編 2014. 『内蒙古統計年鑑 2013』, 中国統計出版社, 北京. (中国語).
- 内モンゴル自治区地図製印院編 1997. 『内モンゴル自治区地図集』, 中国地図出版社, 北京. (中国語).
- 烏蘭図雅 2000. 科爾沁沙地における最近 50 年間の開拓および土地利用の変化, 地理科学進行, 19 (3) : 273-278. (中国語).
- 閔瑞瑞・辛曉平・楊桂霞・張保輝・張宏斌 2010. フルンボイルシラタラ牧場における草原資源および載畜状況の分析, 乾燥地域資源および環境, 24 (11) : 155-160. (中国語).
- 王世新・楊勝利・高娃・安卯柱 2008. フルンボイル草原資源における面積の変化に対する分析, 内蒙古草業, 20 (1) : 49-51. (中国語).
- 王全在・呂君・劉梅 2004. 内蒙古観光業発展戦略に関する研究, 内蒙古財經学院学報, 2 : 93-96. (中国語).
- 欧陽志雲・王如松・趙景柱 1999. 生態系サービスおよび経済価値評価, 応用生態学報, 10 (5) : 635-640. (中国語).
- 韓広軒・周広勝 2009. 土壤呼吸の時土壤呼吸の空間的変動とその影響メカニズム, 植物生態学報, 33 (1) : 197-205. (中国語).
- 桂花・烏仁其其格 2012. フルンボイル草原における退化程度が異なる羊草群落の特徴, 南方農業学報, 43 (12) : 2035-2039. (中国語).

- 桂花・烏仁其其格・袁緯 2012. フルンボイル草甸草原自然保護区における異なる攪乱の下の群落特徴に関する研究, 広東農業学報, 15: 181-182; 204. (中国語).
- 吳精華 1995. 中国草原退化の分析および防止対策, 生態経済, 5: 1-6. (中国語).
- 蔣玉華・杜衛紅 2010. フルンボイル市における観光イメージの方向に関する研究, 乾燥地域資源と環境, 3: 138-143. (中国語).
- 蔣應 1987. フルンボイル草原における土壌退化成因および整治, 土壌通報, 3: 105-107. (中国語).
- 邵玉琴・楊桂霞・催宇新 2011. 錫林郭勒盟典型草原における異なる放牧庄の土壌微生物の定量的分析の特徴, 中国草原科学, 2: 63-68. (中国語).
- 常宗強・史作民・冯起・蘇永紅 2005. 黒河流域山区草原土壌呼吸の間変化および熱水因子の影響, 応用生態学報, 16(9): 1603-1606. (中国語).
- 陳佐忠・汪詩平・王艷芬 2003. 内蒙古典型草原生態系に関する定位研究の最新進展, 植物学通報, 20(4): 423-429. (中国語).
- 陳志芳・賈平洋・楊陽・張健・希吉勒・朱樹声・趙萌莉・韓国棟・王成杰 2012. 異なる群落における放牧庄の違いが草原生態系の気体交換に与える影響に関する研究, 草地学報, 20(3): 464-470. (中国語).
- 陳涛・柳小妮・辛曉平・張雄・苑力暉 2008. フルンボイル草原の羊草草甸における植生多様性と退化程度の関係, 甘肅農業大学学報, 5: 135-141. (中国語).
- 中華人民共和国国家観光局 2013. 『中国観光統計年鑑(2013)』, 中国観光出版社. (中国語)
- 中国国家環境保護総局 2007. 『中国環境年監 2006年版』, 中国環境年鑑出版社. (中国語).
- 中国統計局出版社 2012. 『内蒙古統計年鑑 2011』, 中国統計局出版社. (中

- 国語) .
- 趙一之 1962. 羊草草原生産量形成要因の探討, 内モンゴル大学学報, 2 : 113-123. (中国語) .
- 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意見, 乾燥地域資源と環境, 1 (2) : 107-114. (中国語) .
- 趙慧穎 2007. フルボイル草原における砂化・退化要因の分析および防治対策, 草業科学, 24 (6) : 9-13. (中国語) .
- 張徳平 2011. 内モンゴルフルンボイル市土地利用現状および変化分析. 中国土地科学, 25 (11) : 43-46. (中国語) .
- 杜衛紅 2009. フルンボイル市の事例を基ついた生態観光開発研究. 世界地理研究, 18 (3) : 90-96. (中国語) .
- 馬玉堂・徐兆生・姚文権, 1981. フルンボイル草原土壤風食に関する研究. 中国草原, 3 : 28-35. (中国語) .
- 馬涛・董雲社・齊玉春・徐福利・彭琴・金釗 2009. 放牧が内モンゴル *Leymus chinensis* 群落草原における土壤呼吸への影響, 地理研究, 28 (4) : 1040-1046. (中国語) .
- 馬林 2004. 内モンゴル草原エコツーリズム開発の戦略検討, 乾燥地域資源と環境 (4) : 65-71. (中国語)
- 楊智勇 2010. 錫林郭勒盟における草原エコツーリズムの持続的発展に関する研究, 經濟論壇 (11) : 103-105. (中国語).
- 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にして, 安徽農業科学, 40 (30) : 14641-14642, 14743. (中国語) .
- 李雲鵬・娜日苏・劉朋涛・陳素華 2006. フルンボイル草原の退化に関するリモートセンシング観測と気候要因, 華北農学報, 21 : 56-61. (中国語) .
- 李博 1997. 中国北部の草原退化および防治対策, 中国農業科学, 30 (6) :

1-9. (中国語) .

- 李博・孫鴻良・曾泗弟・浦漢昕 1980. フルンボイル牧畜区草原における植生資源および利用方向の探討, 自然資源, 2: 30-36. (中国語) .
- 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に対する影響, 草業学報, 12 (1): 4-10. (中国語) .
- 李志剛・侯扶江 2010. 黄土高原の異なる地形囲い草原土壤呼吸の日動態と影響因子, 草業学報, 19 (1): 42-49. (中国語) .
- 劉敏・陳田・钟林生 2007. 我が国の草原観光研究の進展に関する研究, 人文地理, 22 (1): 1-6. (中国語) .
- 劉建軍・浦野忠朗・鞠子茂・及川武久 2005. 放牧が草原生態系地下部生産力およびバイオマス量への影響, 西北植物学報, 25 (1): 88-93. (中国語) .
- 呂君・劉麗梅 2005. 草原観光発展に伴う生態環境へ影響に関する研究, 乾燥地域資源と環境, 19 (3): 111-116. (中国語) .
- 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. (中国語) .

謝 辞

本研究を行うにあたり，適切にご指導を賜り，また本論文作成に際して手厚いご指導およびご鞭撻を賜りました小崎隆教授に心から感謝いたします。

また，ご多忙の中，論文審査をしていただいた菊地俊夫教授，沼田真也准教授に心からお礼申し上げます。

まず，本研究を進めるにあたり，研究方法や現地調査の指導を賜りました鳥取環境大学の角野貴信准教授に深く感謝をいたします。

次に，論文執筆に際して懇切なご助言とご指導を賜りました国際農林水産業研究センターの伊ヶ崎健大研究員に厚く感謝いたします。

次に，本研究を進めるにあたり，丁寧な助言とともに数々のご協力を賜りました高知大学の康峪梅教授に心から感謝いたします。

次に，論文執筆に際して懇切なご助言並びにご校閲を賜りました杉原創助教に深く感謝をいたします。

次に，ご多忙の中，論文執筆に際して懇切なご校閲を賜りました岩井香泳子様にも心から感謝いたします。

また，観光科学域に所属しておられる東秀紀教授，清水哲夫教授，本保芳明特任教授，川原晋准教授，倉田陽平准教授，直井岳人准教授，保坂哲朗特任准教授，岡村祐助教，片桐由希子助教，相尚人寿助教，杉本興運助教にも，心より深くお礼申し上げます。また，観光科学域に所属しておられる大学院生にも深く感謝いたします。

最後に，私事ではありますが，研究生活を支えてくれた家族と親友たちにこの場をお借りして改めて感謝いたします。

2015 年

斯日古楞