中国北東部半乾燥地域の砂地草原における放牧管理による植生・土壌の回復過程

Vegetation and Soil Restoration Process by Grazing Control at Desertified Sandy Grassland in Semi-Arid Regions of Northeast China

大黒俊哉* 根本正之*
Toshiya OHKURO Masayuki NEMOTO

摘要：過放牧による砂漠化が問題となっている中国内蒙古自治区奈曼を事例として、禁牧年数の異なる砂地草原での調査をもとに、植生及び土壌の変化を地形条件との関連で把握したうえで、放牧管理による植生・土壌回復プロセスの立地間差異について検討した。本研究の結果、植生分布およびその動態は、地形条件と関連した土壌特性あるいは水分条件の差異に規定されることが示唆された。植生および土壌の回復速度も地形条件によって異なり、砂丘下部や平沙地では禁牧後速やかに回復へ向かうのに対し、砂丘中～上部では、20年程度の期間を要することがわかった。以上の結果に基づき、地形タイプごとに持続的土地利用のあり方について検討した。

1. はじめに

不適切な人間活動に起因する土地の荒廃は、「砂漠化」に代表されるように、現在グローバルスケールで進行しており、地球環境や食糧供給への深刻な影響が懸念されている。日本をとりまく東アジア地域においても、爆発的な人口増加を背景に、各地で土地荒廃が大きな問題となっている²⁾²¹⁾。とりわけ多様な気候地域を持つ中国では、北西部の乾燥地域の周辺から南部の湿潤地域まで、さまざまな要因による土地荒廃が引き起こされている。

土地荒廃が生じると、土地生産力が低下するばかりでなく、加速的な進行プロセスによって被害地域が連鎖的に拡大していくことが多い⁷⁾。そのため中国でもこれまでは、その進行を食い止めるための緑化技術の開発が最優先の課題とされてきた⁶⁾²⁶⁾。一方、本来気候的に植生が成立する地域であれば、放牧や農地としての利用を制限あるいは禁止することにより、遷移の進行を促進して植生の回復を図ることが可能である¹⁹⁾。しかし、その回復のプロセスや速度は土地条件により大きく異なる⁵⁾¹⁴⁾²⁰⁾。したがって荒廃地の修復を効果的かつ経済的に行うためには、あらかじめ個々の立地ごとに自然潜在力を把握したうえで、緑化技術も含めて最適な修復手法を適用していくことが望まれる。こうした自然潜在力の推定はまた、適正な土地利用コントロールを行う際のゾーニングの指針としても有効と考えられる。

過放牧は、過耕作や森林伐採などとともに、土地荒廃をもたらす主要なインパクトのひとつである²⁴⁾。中国では北東部の半乾燥地域を中心に、過放牧による荒廃地がみられるが、なかでも砂地草原では、植生が一旦破壊されると砂丘の再活動が引き起こされるため、植生の回復は非常に困難となる²⁶⁾。砂地草原における植

生の分布および退行・回復過程は、地形条件によって異なることがすでに指摘されている¹⁴⁾²⁰⁾。しかし、自然潜在力を総合的に把握するためには、植生のみならず、土壌変化等のプロセスをも含めた土地の回復過程を明らかにしておく必要がある。

本報告では、過放牧による砂漠化が問題となっている内蒙古自治区奈曼を事例として、禁牧年数の異なる砂地草原での調査をもとに、植生および土壌の変化を主として地形条件との関連で把握したうえで、放牧管理による植生・土壌回復のプロセスと土地利用ポテンシャルの立地間差異について検討した。

2. 調査地の概要と調査方法

(1) 調査地の概要

調査地として選定した内蒙古自治区哲里木盟奈曼旗は、北京の北東約500kmにあり、カルチン沙地とよばれる、西遼河一帯に広がる砂地草原の南部に位置し(図-1)、カルチン沙地のなかでも砂漠化の進行が最も著しい地域のひとつとされている²⁶⁾。この地域の主な表層堆積物は第四紀の砂質の湖沼堆積物であり、かつての乾燥気候期に移動して形成された砂丘が植生により固定されている。年平均気温は6~7℃、年降水量は約370mmであり、降水量の70%は6~9月の夏期に集中している。しかし、耕作、放牧、薪の採取などの利用が過剰になると、植生と土壌が破壊されて未固結の砂層が流動化し、砂漠化が進行する¹¹⁾。また春先には、砂が移動を開始するとされる5m/秒以上の北西季節風があり、砂漠化を進行させる大きな要因のひとつとなっている。

上記のプロセスが顕著にみられるのは、主として起伏の大きい砂丘地であり、砂丘活動の程度に応じて、固定砂丘、半流動砂丘、流動砂丘などに区分されている。一方、こうした砂丘地の間にみられる起伏の小さい平坦地(平沙地)や、地下水位の高い平坦地(低平地)は、放牧地のみならず耕地としての重要度も高いとされるが、植生退行・回復のプロセスや土地利用ポテンシャル等に関する研究は十分なされていない。そこで本研究では、これらの地形タイプのうち、砂丘地および平沙地を対象として植生・土壌の回復プロセスを調査することとした。

(2) 調査方法

現地調査は、砂丘地については1994年、平沙地では1995年のそれぞれ8月下旬から9月上旬にかけて行った。まず、奈曼旗のほぼ中心に位置する中国科学院沙漠研究所奈曼沙漠化研究站

図-1 カルチン沙地および調査地(奈曼)の位置図

*農業環境技術研究所保全植生研究室

(42° 55' N, 120° 42' E, 400m a.s.l.) 周辺において、聞き取り調査および現地踏査を行い、牧柵の設置により放牧管理が行われている草地を把握した。そのうえで、禁牧年数が異なり（禁牧後約 10 年, 20 年）、かつ禁牧以前の植生の状態が類似していたとされる 2 地区の砂丘地を調査対象地区として選定した。禁牧約 10 年の地区（以下禁牧 10 年）は、哲里木盟林業試験場の緑化事業の一環として、1984 年から牧柵が設置されている。一方、禁牧約 20 年（以下禁牧 20 年）の地区は鉄道沿いに位置し、鉄道沿線への砂丘の侵入を防止する目的で 1976 年より牧柵が設置されている。

また、後者の地区と牧柵を境界として隣接し、現在も放牧が行われている砂丘地を、対照区（以下放牧砂丘地）として選定した。地形、種組成、植被率等に関する聞き取り調査や哲里木盟林業試験場の情報から、この放牧砂丘地は、牧柵が設置される以前の上記 2 地区にほぼ近い状態であると推定された。

一方、平沙地については、現在も放牧が行われている場所（以下放牧平沙地）と、それと隣接して 1992 年より試験的に牧柵が設置されている場所（以下禁牧 4 年）について、調査を行った。砂丘地の各調査地区では、代表的な砂丘斜面を含む 120m~180m 程度のラインを設置し、各ラインに沿って、5m ごとに 1m×1m のコドラートを設定して、群落高（cm）、植被率（%）、各出現種の自然高（cm）および被度（%）を測定した。平沙地については、放牧平沙地では 220m のラインを 20m 間隔で、禁牧 4 年では 200m のラインを 25m 間隔でそれぞれ 2 本平行に設置し、各ラインに沿って 20m ごとに 1m×1m のコドラートを設定して、上記と同様の調査を行った。土壌については、全コドラートで山中式土壌硬度計を用いて地表の土壌硬度を測定するとともに、表層から 5 cm の範囲の土壌を採取し、後の分析に供した。さらに、斜面測量器（東京リサーチサービス製）を用いて、上記ラインに沿って簡易地形測量を行ったうえで、各コドラートの地形特性をあらわす指標として、比高および起伏量を計算した。前者は、主として斜面の相対的な位置を示す値であり¹⁷⁾、各調査地区におけるライン上の最低点（0m）に対する各コドラートの高度差と定義した。なお、各調査地区の最低点での地下水位は、禁牧 10 年で 1.5m、放牧砂丘地および禁牧 20 年で 2.0m、放牧平沙地および禁牧 4 年で 3.0m であり、これらの値に比高を加えた値が各コドラートの地下水面からの距離に相当する。また後者は、勾配を示す値として、各コドラートを中心としたライン上 10m の範囲における最高点と最低点との高度差と定義した¹⁷⁾。

採取した土壌は、粒径分布および全炭素・全窒素の測定に供した。粒径分析については、国際土壌学会法の粒径区分のうち、粗砂および細砂を一括したうえで、砂（2.0~0.02mm）、シルト（0.02~0.002mm）、粘土（<0.002mm）の割合をピペット法により測定した¹⁾。また全炭素・全窒素については、CN コーダー（柳本製作所）を用いた乾式燃焼法により測定した¹⁾。

植生調査によって得られた種組成データについてはまず、群集解析で用いられる分類手法である TWINSpan⁴⁾ により群落タイプの分類を行い、植生構造のおおよそのパターンを把握した。つぎに、植生・土壌回復と地形条件の関係について詳細な解析を行うために、地形条件の変化に富んだ砂丘地のサンプルのみを対象として、プログラム CANOCO を用いて Canonical Correspondence Analysis (CCA)²³⁾ を行った。CCA は、環境条件に関するデータを参照しながら対応分析の結果を補正し、サンプル、種および環境条件の 3 者の関係を同時に分析する直接傾度分析手法のひとつである^{9) 22)}。

3. 結果
(1) TWINSpan による群落タイプの区分

植生調査地点は、砂丘地が 84 地点、平沙地が 44 地点で、合計

図-2 TWINSpan によるスタンド群の分割過程と分割に使用された区分種 (pseudospecies)
種名の右側の数字は被度階級 (表-1 参照) を示す

表-1 TWINSpan 第2分割で区分されたスタンド群における種の出現傾向

種 名 ^{※1}	略名	TWINSpan分類 ^{※2}			
		2N	2P	3N	3P
<i>Agriophyllum squarrosum</i>	ASq	1	1	•	1
<i>Aneurolepidium dasystachys</i>	AD	1	1	•	•
<i>Tribulus terrestris</i>	TT	1	•	•	•
<i>Chloris virgata</i>	CV	5	1	•	•
<i>Kummerowia stipulacea</i>	KS	2	2	1	•
<i>Aristida adscensionis</i>	AA	4	3	1	•
<i>Bassia dasyphylla</i>	BD	1	1	1	•
<i>Euphorbia humifusa</i>	EH	1	2	1	•
<i>Calamagrostis epigeios</i>	CE	•	1	•	•
<i>Phragmites australis</i>	PA	1	4	1	1
<i>Erodium stephanianum</i>	ES	1	3	1	•
<i>Pennisetum centrasiatum</i>	PC	2	4	3	1
<i>Salsola collina</i>	SC	1	3	2	1
<i>Lespedeza davurica</i>	LD	2	3	3	1
<i>Artemisia scoparia</i>	ASc	1	2	3	•
<i>Digitaria ciliaris</i>	DC	4	4	2	1
<i>Eragrostis pilosa</i>	EP	1	1	1	1
<i>Ixeris chinensis</i>	IC	1	1	1	1
<i>Corispermum macrocarpum</i>	CMa	1	1	1	1
<i>Cynanchum thesioides</i>	CT	1	1	1	1
<i>Melissitus ruthenicus</i>	MR	1	2	2	2
<i>Setaria viridis</i>	SV	3	4	5	1
<i>Cleistogenes squarrosa</i>	CS	1	1	2	•
<i>Caragana microphylla</i>	CMi	•	1	2	1
<i>Chenopodium acuminatum</i>	CA	•	1	2	•
<i>Hedysarum fruticosum</i>	HF	•	•	2	•
<i>Ranunculus chinensis</i>	RC	•	1	1	•
<i>Artemisia frigida</i>	AF	•	1	3	•
<i>Euphorbia esula</i>	EE	1	1	2	•
<i>Artemisia halodendron</i>	AH	1	2	4	5
<i>Equisetum ramosissimum</i>	ER	•	1	1	1
<i>Ferula bungeana</i>	FB	•	1	1	1
コドラート数		26	29	45	28

※1 : 10回以上出現した種を示した。
※2 : 各スタンド群での平均被度を 5 段階の階級 (1 : <2%, 2 : 2-5%, 3 : 5-10%, 4 : 10-20%, 5 : 20%<) で示した。

128 地点のコドラートのサンプルが得られた。また、全出現種数は 58 種であった。

まず、全サンプルを対象に、出現 3 回以上の種の被度データを用いて TWINSpan による群落区分を行った。図-2 に TWINSpan 分割過程と各分割に使用された種を示した。また表-1 に、第 2 分割で区分された各スタンド群における種の出現傾向を示した。第 1 分割では、主として *Aristida adscensionis*, *Digitaria ciliaris*, *Chloris virgata* といったイネ科の一年草

表－2 TWINSPLAN 第2分割で区分されたスタンド群ごとにみた各調査地区における植生・地形・土壌の特性（平均±標準偏差）

地形タイプ 調査地区名※1	砂 丘 地						平 沙 地			
	放牧砂丘地(25)		禁牧10年(24)			禁牧20年(35)		放牧平沙地(24)		禁牧4年(20)
TWINSPLAN分類※1, 2	3N(4)	3P(20)	2P(6)	3N(10)	3P(8)	2P(3)	3N(31)	2N(24)	2P(20)	
植被率 (%)	78.8 ± 12.5	34.1 ± 33.1	80.0 ± 21.4	71.5 ± 11.8	47.3 ± 32.2	95.0 ± 5.0	87.1 ± 11.6	67.9 ± 19.7	92.3 ± 9.8	
群落高 (cm)	49.3 ± 7.9	46.3 ± 29.0	82.0 ± 17.8	64.0 ± 17.3	45.9 ± 19.5	130.0 ± 26.5	89.8 ± 24.1	30.4 ± 18.8	80.5 ± 21.8	
出現種数	9.0 ± 1.2	4.5 ± 1.2	14.7 ± 3.3	12.4 ± 2.3	7.3 ± 1.7	10.3 ± 3.1	10.4 ± 2.8	12.6 ± 1.7	12.2 ± 2.2	
地下水面からの距離 (m)	2.5 ± 0.3	5.6 ± 1.1	2.0 ± 0.6	2.4 ± 0.3	4.5 ± 1.6	2.2 ± 0.1	5.6 ± 2.0	5.1 ± 0.5	6.5 ± 0.8	
起伏量 (m)	0.2 ± 0.1	0.9 ± 0.5	0.3 ± 0.2	0.3 ± 0.2	0.6 ± 0.5	0.2 ± 0.1	0.6 ± 0.4	0.2 ± 0.1	0.2 ± 0.2	
土壌硬度 (cm)	13.6 ± 2.5	6.0 ± 2.3	13.8 ± 4.7	10.0 ± 3.4	6.0 ± 2.7	14.5 ± 2.3	11.0 ± 3.5	11.8 ± 3.8	7.9 ± 2.3	
粘土 (%)	5.2 ± 1.6	2.2 ± 0.5	5.1 ± 1.3	4.3 ± 0.8	2.9 ± 1.0	6.9 ± 2.0	5.7 ± 1.2	4.8 ± 0.8	6.1 ± 1.2	
シルト (%)	3.0 ± 0.4	0.8 ± 0.6	1.1 ± 1.1	1.6 ± 0.8	1.0 ± 0.7	3.0 ± 1.9	2.6 ± 0.8	1.0 ± 0.9	1.8 ± 0.7	
砂 (%)	91.8 ± 1.7	97.0 ± 0.8	93.8 ± 2.3	94.2 ± 1.3	96.1 ± 1.6	90.0 ± 2.5	91.7 ± 1.6	94.2 ± 1.2	92.1 ± 1.5	
全炭素 (%)	0.33 ± 0.19	0.06 ± 0.03	0.31 ± 0.17	0.16 ± 0.05	0.10 ± 0.07	0.67 ± 0.27	0.49 ± 0.16	0.16 ± 0.07	0.27 ± 0.08	
全窒素 (%)	0.03 ± 0.02	0.01 ± 0.00	0.03 ± 0.02	0.02 ± 0.00	0.01 ± 0.01	0.06 ± 0.02	0.05 ± 0.01	0.02 ± 0.01	0.02 ± 0.01	

※1: ()内の数字はコードラット数を示す。 ※2: 各調査地区で1回しか出現しないスタンド群は省略した。

により区分される1Nと、ヨモギ属の *Artemisia halodendron* 等によって区分される1Pに分割された。第2分割では、1Nは上記のイネ科一年草に加え、アカザ科の *Agriophyllum squarrosum* によって区分される2Nと、イネ科の多年草である *Pennisetum centrasiatricum* 等によって区分される2Pに分割された。また1Pは、ヨモギ属の *Artemisia frigida*、イネ科多年草の *Cleistogenes squarrosa* 等により区分される3Nと、アカザ科の *Corispermum macrocarpum*、*Agriophyllum squarrosum* により区分される3Pのスタンド群にそれぞれ区分された。

つぎに表－2に、各調査地区における植生、地形、土壌の各特性を出現スタンド群ごとに示した。

まず砂丘地をみると、放牧砂丘地では、地下水面からの距離および起伏量の小さい砂丘下部の平坦面を除いてすべて3Pに区分された。植被率は平均で約35%であったが、70%以上に達する地点から5%以下の裸地に近い地点まで含まれており、コードラットあたりの出現種数は5種程度ときわめて少なかった。また土壌についても、粘土含量、全窒素(C)および全炭素(N)ともにきわめて低い値を示した。禁牧10年でも、地下水面からの距離が2.5m前後の地点は3Nに、それより大きい地点は3Pに区分され、放牧砂丘地とほぼ同様の傾向を示し、3Pでは依然として植被率の低い地点もみられた。一方、地下水面からの距離が2m前後の地点では、2Pのタイプも出現した。植被率、群落高、種数は3P<3N<2Pの順に増加する傾向を示し、粘土含量、CおよびNも上記の順に増加した。これに対し禁牧20年では、砂丘下部の一部が2Pに区分されたほかは、地下水面からの距離の大きい地点もすべて3Nに区分された。植被率は90%程度に達し、粘土含量、CおよびNも顕著な増加が認められた。

一方、平沙地をみると、放牧平沙地は2Nに、禁牧4年は2Pに、それぞれすべてのサンプルが含まれた。放牧平沙地では放牧圧の影響を受けて群落高が低く抑えられたものの、植被率、種数や粘土含量、CおよびNの値は砂丘地の3Pより大きく、禁牧10年の砂丘下部にみられる3Nと同程度の値を示した。また、禁牧4年では植被率、群落高ともに顕著な回復が認められた。

(2) Canonical Correspondence Analysis による解析

以上のように、砂丘地では斜面の相対的位置により、植生・土壌の回復程度に差異が認められた。そこで、砂丘地の84サンプルを対象に、被度データを用いてCCAによる解析を行った。環境変数(Environmental variable)には、各コードラットにおける地下水面からの距離、起伏量、土壌硬度、粘土・シルト・砂の各割合、全炭素および全窒素を用い、さらに、放牧砂丘地、禁牧10年および20年の3調査地区の区分を類別変数(Nominal variable)として加えた。

表－3にCCAの1軸(固有値0.50)および2軸(同0.33)

での解析結果を要約した。種組成と環境要因との相関は、1軸で0.92、2軸で0.87であった²⁷⁾。また1軸では、種組成の変動の9.5%、種組成と環境要因の関係の33.7%を、2軸では前者の6.3%、後者の22.5%をそれぞれ説明すると解釈された²⁸⁾。環境要因との相関をみると、1軸では、砂含量やNなど、土壌養分や粒径組成を示す変数が高い値を示した。また、禁牧20年の地区とも高い相関を示したことから、1軸は土壌回復の程度を総合的に指標する軸であると解釈された。一方、2軸では1軸ほどの高い相関はみられないものの、地下水面からの距離や土壌硬度といった、地形条件や土壌の物理性を示す変数と比較的強い結びつきがみられ、植生・土壌回復に及ぼす地形条件の影響が示唆された。両軸についてUnrestricted Monte Carlo permutation testを行った結果、有意な結果が得られた(P<0.02)。

図－3に、CCAによるサンプルおよび環境変数のスコアを1軸と2軸の座標平面上に配列した。環境変数はベクトルで表示され、その長さおよび方向がそれぞれの軸との関連性を示すため、同一平面上にプロットされたサンプルとの関係を直接把握することができる²²⁾²³⁾。サンプルは1軸上で、放牧砂丘地および禁牧10年のサンプルと、禁牧20年のグループに大きく分けられ、マイナス側ほど土壌の回復が進行したサンプルと解釈された。つぎに、上述した植生・土壌回復と地形条件の関係をより明確にするため、調査地区ごとに、各サンプルの地下水面からの距離とCCA1軸のスコアの関係のプロットした(図－4)。これをみると、砂丘放牧地および禁牧10年では、1軸のスコアは地下水面からの距離が大きくなるにしたがい増加する傾向を示したが、禁牧20年では、地下水面からの距離の大小にかかわらずマイナス側でほぼ

表－3 CCAによる解析結果の要約

軸 名	1	2
固有値	0.500	0.333
種組成－環境要因の相関 ²⁷⁾	0.918	0.869
分散 (%) ²⁸⁾		
種組成データ	9.5	6.3
種組成－環境要因の関係	33.7	22.5
環境変数の各軸との相関		
対照区	0.398	-0.091
禁牧10年	0.532	0.442 (3)
禁牧20年	-0.788 (3) ^{※2}	-0.331
地下水面からの距離 (RH) ※1	-0.053	-0.667 (1)
起伏量 (RL)	0.234	-0.364
土壌硬度 (SH)	-0.480	0.652 (2)
粘土 (CL)	-0.737	0.219
シルト (SI)	-0.676	-0.106
砂 (SA)	0.799 (1)	-0.097
全炭素 (C)	-0.785	0.139
全窒素 (N)	-0.798 (2)	0.153

※1：環境変数の略名

※2：各軸ごとに絶対値の大きい順番を示す。

図-3 CCAによるサンプルおよび環境変数の1・2軸のスコア
環境変数の略名は表-3参照
黒塗りのマークは各調査地区のサンプルスコアの重心を示す

図-4 各調査地区におけるサンプルの地下水面からの距離とCCA 1軸のスコアとの関係

図-5 CCAによる種の1・2軸のスコア
図中の記号は学名の頭文字を示す(表-1の略名参照)

一定の値を示した。図-5は、種のスコアを図-3と同様の平面上に配列したものである。これを見ると、各軸上に沿った種群の

明瞭な区分はできなかったものの、*Agriophyllum squarrosum*, *Corispermum macrocarpum*, *Artemisia halodendron* など、TWINSPAN 分類の3Pに多く出現する種が1軸上のプラス側に配列され、*Artemisia frigida*, *Cleistogenes squarrosa* などの3の区分種はマイナス側にみられる傾向を示した。2軸上では、砂丘間低地などの湿性の立地に分布するとされる *Calamagrostis epigeios*¹⁹⁾ が高いスコアを示したのが特徴的であった。

4. 考察

(1) 植生分布の立地間差異

ステップ草原の植生配列は、地形条件に対応していることが多い³⁾⁵⁾。本研究でも平沙地と砂丘地の植生は、禁牧年数にかかわらず、TWINSPANの第1分割で明瞭に区分された(表-2)。このことは、植生分布とその動態が、地形タイプによって大きく異なることを示している。そこでまず、こうした植生分布の差異に影響を及ぼす環境要因について考察する。

砂丘地では、砂丘中～上部を中心として、*Artemisia* spp.等の灌木が優占する群落タイプがみられたのに対し、平沙地ではこうした植物の侵入・優占は認められず、イネ科の草本を中心とした群落タイプが形成されることが確認された(表-1)。砂地草原では、放牧による踏圧の影響が地形条件によって異なり、起伏の大きい場所では土壌表面が攪乱される傾向があるのに対し、平坦な場所では土壌の緊密化が進むとされる¹⁷⁾。本調査でも、放牧平沙地の土壌硬度は、起伏の大きい砂丘地の3Pのスタンド群と比較して高い値を示した。さらに、粘土やC、Nの含量も3Pより多かった(表-2)。土壌の粒径組成や養分の変動は、砂丘再活動と密接に関連しており²⁶⁾、また、細粒の土壌粒子が飛散して流動化した砂丘では、*Agriophyllum squarrosum* や *Artemisia halodendron* 等のような、砂の移動に適応した生理生態的特性を有する植物以外は生育が困難になるなど¹³⁾¹⁴⁾¹⁶⁾、植物の侵入・定着にも影響を及ぼすと考えられる。これらのことから、平沙地と砂丘地での踏圧に対する表層土壌への影響や、表層土壌の残存程度の差異が、植生分布を規定する重要な要因であることが推察された。

ところで砂丘地では、斜面の相対的位置により植生がさらに区分された(表-2)。砂丘下部では、放牧管理が行われていない放牧砂丘地においても高い粘土含量を示すなど、砂丘中～上部とは異なる土壌特性を呈したことから(表-2)、ここでも土壌理化学性の差異が植生配列に影響を及ぼしていることが示唆された。一方、砂丘の上部から下部にかけての植生配列に関しては、上述したように、主として地下水面からの距離に基づく水分条件との関連から論じられることが多い¹⁴⁾²⁰⁾。砂丘地において、地下水が土壌水分に顕著な影響を及ぼすのは地下水面から1m程度までであるが、3m程度まではわずかに影響が残るとされている¹²⁾。本調査地区における地下水面からの距離は、最低でも1.5m～2m程度であり、地下水からの影響をそれほど強くは受けない範囲にあると考えられる。しかし砂丘下部の一部では *Calamagrostis epigeios* のような種も出現し(図-5)、また現地での観察では、土壌が半湿の状態に維持されている場所もみられ、地下水からの若干の影響が認められた。

したがって本調査地区での砂丘地における植生配列には、斜面位置に対応した土壌特性の差異とともに、水分条件の差異もある程度影響を及ぼしているものと考えられた。

(2) 植生・土壌の回復プロセスと土地利用ポテンシャル

中国北部の砂漠化地域では一般に、年降水量が250～500mm程度あれば人為的インパクトを除去することで植被の回復が十分期待できるとされている²⁶⁾。流動砂丘化が進みつつあるカルチン

沙地の砂丘地においても、禁牧によって短期間で植被率が増加する例が報告されている¹⁰⁾。しかし、植被率の増加がそのまま土地利用ポテンシャルの回復につながるとは限らない。たとえば禁牧10年の地区では、砂丘中～上部の一部でも植被率の回復が認められたが、そのほとんどが *Artemisia halodendron* の優占によるものであった(表-1)。*Artemisia halodendron* はその根系発達パターン等にみられる生態的特性により、流動砂丘から固定砂丘にいたるまで幅広い分布を示し¹⁶⁾²⁵⁾、砂丘固定に有用な植物とされている。また、こうした大型植物は看護植物として、他種の侵入・定着を促進する効果も期待される⁸⁾¹⁴⁾。しかし、家畜の嗜好性は低いため、植被が回復しても牧養力は依然として低いと考えられる。したがって、土地利用ポテンシャルを評価するためには、バイオマスのみならず種組成の変化も考慮する必要がある。こうした点をふまえ、地形タイプごとにみた植生・土壌の回復プロセスを以下に考察する。

まず砂丘地をみると、砂丘中部～上部の植生は、禁牧年数にともない組成的には3Pから3Nへ、砂丘下部ではサンプル数にばらつきがあるもののおおむね3Nから2Pへとそれぞれ変化する傾向を示した。砂丘中～上部にみられる3Nは、固定砂丘の指標植物とされる *Artemisia frigida*⁴⁾²⁶⁾ 等によって区分されており、イネ科多年草の *Pennisetum centrasiatricum* や *Cleistogenes squarrosa* 等の生育も認められ(表-1)、また植被率も高いことから(表-2)、組成、構造ともに植生回復が進んだスタンダード群と考えられる。これに対し、3Nは *Artemisia halodendron* を主体としつつ、流動砂丘の指標種である *Agriophyllum squarrosum*¹³⁾ 等により区分されていることから、流動砂丘化の危険性が高く、牧養力の低いスタンダード群と考えられる。

禁牧年数との関係を見ると、禁牧20年ではほとんどのサンプルが3Nに含まれているのに対し、禁牧10年までは放牧砂丘地と同じ3Pの段階にとどまっていた(表-2)。このことから、砂丘中～上部での植生回復には、10年程度の放牧管理では不十分であることが示唆された。

一方、土壌の回復についても、禁牧20年と禁牧10年以下では異なる傾向を示した。Liu et al. (1990)¹¹⁾ や Zhu et al. (1988)²⁶⁾ によれば、砂丘活動がほぼ停止している砂丘地(固定砂丘)の土壌では、シルト以下の細粒子の含量が10%程度、有機物含量も0.5～1%程度になるされているが、砂丘中～上部でこれらに近い値に達したのは禁牧20年のみであった(表-2)。CCAの結果でも、禁牧20年は他の地区とは1軸上で明瞭に区分され(表-3、図-3)、地下水面からの距離の大きい地点でも低い1軸スコア値を示した(図-4)。これらのことから、土壌の回復についても、砂丘中～上部では植生回復と同様に20年程度の期間を要すると考えられた。

以上の結果およびこれまでの報告から、砂丘地における植生・土壌の回復プロセスをまとめると、砂丘中～上部ではまず

Artemisia halodendron 等の砂丘植物の残存株あるいは侵入個体群の繁茂により表層が被覆され、その後に細粒物質の堆積・土壌養分の蓄積による土壌の回復および種組成の交代が進むものと考えられた。また、前者のプロセスについては5～10年、後者はさらに10年程度の期間がそれぞれ必要と考えられた。

これに対し砂丘下部では、禁牧の行われていない放牧砂丘地においても、組成的にはすでに3Nに含まれており、また土壌についても上述の固定砂丘に近い構造を示した(表-2)。したがって砂丘下部では、Takeuchi et al. (1995)²⁰⁾ が指摘したように、放牧停止により直ちに回復へ向かうものと考えられる。また、平沙地においても、上述したように表層土壌が比較的良好な状態で残存しているため、砂丘下部と同様に短期間で回復が可能であると考えられる。

最後に、地形タイプごとの回復プロセスをふまえ、放牧を中心とした土地利用のあり方について検討する。

まず砂丘地では、一旦表層が破壊されると回復に長期間を要するため、注意深い利用が望まれる。砂丘下部の平坦面は比較的安定しているため、適度な放牧利用が可能である。これに対し、流動砂丘化しつつある砂丘斜面中～上部では放牧を禁止する必要があるが、加藤ほか(1995)⁸⁾ が指摘したように、固砂植物の植栽を併用することで、禁牧期間の短縮が期待できると考えられる。また砂丘地では、種組成からみた植生の回復が土壌の回復とほぼ対応して推移していることから(表-2、図-3)、植生を指標とした砂丘安定度の評価や、土地利用可能なサイトの診断をすることができると考えられる。この場合、*Artemisia frigida* 等の指標植物群の出現程度やイネ科多年草の優占程度などが有効な尺度としてあげられよう。

一方、平沙地では、砂丘地と比較して牧養力は高いと考えられる。しかし、組成的には地下部バイオマスの小さい1年生草本が主体となるため、土壌侵食に対する危険性は決して無視できない⁸⁾。したがって、放牧を行う際には、根系の発達を著しく阻害しない程度の放牧圧にとどめておく必要があろう¹⁵⁾。また平沙地では、短期間の禁牧によって、種組成、バイオマスの両面から顕著な植生回復が可能であることから¹⁷⁾、放牧の際には禁牧を含めたローテーション利用等を取り入れることが、飼料生産性を維持する点からも望ましいと考えられる。

以上のように、脆弱な土地自然特性をもつ砂地草原地域において、土地荒廃を防止しつつ持続的な土地利用を継続するためには、地形タイプごとに土地ポテンシャルをふまえた適正な利用を図っていく必要があると考えられた。

最後に、本研究を行うにあたり中国科学院沙漠研究所趙哈林氏、李勝功氏、元同研究所徐斌氏、農業環境技術研究所松尾和人氏には現地調査で多大なご協力をいただいた。また、土壌試料の分析に際しては農業環境技術研究所小泉博氏、平館俊太郎氏に懇切なご指導を賜った。以上の方々に心よりお礼申し上げる。

引用文献及び補注

- 1) 土壌標準分析・測定法委員会編(1986): 土壌標準分析・測定法: 博友社, 354pp.
- 2) 福原道一(1995): 東アジアにおける土地荒廃: Proc. International Workshop on Land Use System for Combating Land Degradation in East Asia, 5-10.
- 3) Hayashi, I., Jiang, S. and Nakamura, T. (1988): Phytomass production of grasslands in Xilin River Basin, Xilingol, Inner Mongolia, China: Bull. Sugadaira Montane Res. Cen. 9, 19-31.
- 4) Hill, H.O. (1979): TWINSPLAN - A FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes. Cornell University Press, Ithaca, New York, 60pp.
- 5) Hongo, A., Matsumoto, S., Takahashi, H., Zou, H., Cheng, J., Jia, H. and Zhao, Z. (1995): Effect of exclosure and topography on rehabilitation of overgrazed shrub-steppe in the loess plateau of northwest China: Restoration Ecology 3, 18-25.
- 6) Jiang, D. and Kou, Z. (1995): Control of moving sand dune and restoration of vegetation in

- Wulanaodu region : Proc. International Workshop on Land Use System for Combating Land Degradation in East Asia, 153-163.
- 7) 門村 浩 (1985) : 土地変化研究への環境地形学のアプローチ : 第四紀研究 24(3), 157-166.
 - 8) 加藤和弘・武内和彦・南寅鎬・寇振武 (1995) : 中国内モンゴル・クルチン砂地における植生の退行と回復 : Proc. International Workshop on Land Use System for Combating Land Degradation in East Asia, 165-174.
 - 9) 加藤和弘 (1996) : 生物群集の多変量解析とその地域環境計画への応用 : ランドスケープ研究 60(1), 46-55.
 - 10) 川鍋祐夫・蔣徳明・押田敏雄・寇振武・南寅鎬 (1996) : 内モンゴルクルチン砂地における沙丘の固定・緑化の新方式 : 日本草地学会誌 41(4), 360-363.
 - 11) Liu, X., Zhao, H. and Xu, B. (1990) : Mechanism of destruction and restoration of the grassland ecosystem in the Korqin Steppe region : Proc. the Third International Conference on Desert Development, 1-32.
 - 12) 増田拓朗・小林達明・吉川賢・森本幸裕・小橋澄治 (1988) : 毛烏素砂地における土壌水分条件 : 緑化研究 10, 30-41.
 - 13) Nemoto, M. and Lu, X. (1992) : Ecological characteristics of *Agriophyllum squarrosum*, a pioneer annual on sand dunes in eastern Inner Mongolia, China : Ecological Research 7, 183-186.
 - 14) 根本正之・魯曉雲・李勝功・劉新民 (1992) : 内モンゴル東部半乾燥地の砂丘植生におよぼす放牧の影響 : 日本草地学会誌 38(1), 44-52.
 - 15) 根本正之・大黒俊哉・徐斌・趙哈林 (1994) : 綿羊の放牧の違いが数種草原植物の生育に及ぼす影響 - 内モンゴル半乾燥地草原での事例 : 日本草地学会誌 40(3), 239-245.
 - 16) Ohkuro, T., Nemoto, M., Lu, X., Xu, B. and Liu, X. (1994) : Ecological characteristics of three native species grown in semi-arid grassland in eastern Inner Mongolia, China: Proc. the Japan-China International Symposium on the Study of the Mechanism of Desertification, 440-445.
 - 17) 大黒俊哉・根本正之 (1996) : 中国北東部半乾燥地域の砂地草原における過放牧による植生退行過程 : 第10回環境情報科学論文集, 31-36.
 - 18) Petit, N.E., Froend, R.H. and Ladd, P.G. (1995) : Grazing in remnant woodland vegetation: changes in species composition and life form groups : Journal of Vegetation Science 6, 121-130.
 - 19) 武内和彦 (1991) : 地域の生態学 : 朝倉書店, 254pp.
 - 20) Takeuchi, K., Katoh, K., Nan, Y. and Kou, Z. (1995) : Vegetation cover change in desertified Kerqin sandy lands, Inner Mongolia: Geographical Reports of Tokyo Metropolitan University 30, 1-24.
 - 21) 武内和彦 (1996) : 東アジアの土地荒廃と持続的土地利用システムの確立 : 農村計画学会誌 14(4), 3-6.
 - 22) Ter Braak, C. J. F. (1986) : Canonical correspondence analysis: A new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis : Ecology 67, 69-77.
 - 23) Ter Braak, C. J. F. (1988) : CANOCO-a FORTRAN program for canonical community ordination by partial detrended canonical correlation analysis, principal component analysis and redundancy analysis: TNO Institute of Applied Computer Science, Wageningen, 95pp.
 - 24) UNEP (1992) : World Atlas of Desertification: Edward Arnold, 69pp.
 - 25) Zhao, A. (1992) : Root growth in vegetation in degraded rangeland in Inner Mongolia, China: M. Sc. thesis, Department of Ecology and Environmental Research, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Sweden.
 - 26) Zhu, Z., Liu, S. and Di, X. (1988) : Desertification and rehabilitation in China: The International Center for Education and Research on Desertification Control, 222pp.
 - 27) 種組成データより得られたサンプルスコアと、環境変数の線形結合のサンプルスコアとの相関であり、各軸での種と環境要因との関係の強さを示す。
 - 28) 種組成データの分散 (%) は、種組成データのための計算より得られた固有値を用いて、 $\lambda_k / \sum \lambda$ (λ_k : k 軸での固有値) により計算される。また、種組成と環境要因の関係の分散 (%) は、環境変数に対する種組成データの加重回帰 (weighted regression) より得られた固有値を用いて、上記と同様の式により計算される。

Summary : The process of vegetation and soil restoration by grazing control was studied at desertified sandy grassland in semi-arid regions of northeast China. The 128 quadrats (1m×1m) were situated along the transects set on sand dunes and flat sandy lands differing in the duration of grazing control, and the surveys of vegetation, soil property and topography were conducted. TWINSpan was performed for all samples to classify the floristic data. Canonical Correspondence Analysis (CCA) was also applied for the samples of sand dunes to explore the relation between vegetation restoration and environmental variables including soil property and topography.

The samples were classified into two types by the first division of TWINSpan which reflects not duration of grazing control but topography. This result suggested that soil property including texture, organic matter, nitrogen, and moisture condition related to topography were the important factors that determine vegetation distribution and successional patterns. The result of CCA revealed that on sand dunes the process of vegetation restoration corresponded with that of soil restoration, and also varied with micro topography such as the position of dune slopes. The duration of grazing control required for the restoration was also different depending on topography. On flat sandy land and lower part of sand dune where surface soil still remained, vegetation would recover quickly by grazing control, while it would take about 20 years on the middle and upper part of dunes.

Those results suggested that the ecological evaluation of a carrying capacity at each land unit, e.g. landform unit, should be needed to maintain a sustainable land use at a sandy grassland in semi-arid regions.