

中国北東部の草原地域における放牧活動が
土地・植生の退行および回復に及ぼす影響

大 黒 俊 哉

中国北東部の草原地域における放牧活動が 土地・植生の退行および回復に及ぼす影響

大 黒 俊 哉

はじめに

1977年の国連砂漠化会議を契機として、「砂漠化」に代表される土地の荒廃は地球規模の環境問題として国際社会に広く認識されるようになり、食糧援助や難民救済などの国際レベルの緊急援助とならんで、プロセス解明や防止対策に関わる研究活動も活発に行われるようになった。日本もまた、砂漠化防止条約の署名国として、またエネルギー・食糧の輸入国として積極的な取り組みが求められている。しかしこれまでの多くの努力にもかかわらず、砂漠化／土地荒廃は依然として世界各地で進行しているとされている。

こうした情報に接するうち、自分自身も何らかのかたちで砂漠化／土地荒廃問題に関わっていききたいとの思いを漠然と抱くようになったが、日本という恵まれた気候風土に身を置くものにとって、「砂漠化」の現状や問題点の核心をイメージすることは容易ではない。そうしたなかで、砂漠化／土地荒廃研究を志す大きな契機となったのは、大学院在学中のケニア訪問であった。この時訪れた北部のマルサビットという町では、UNEP、UNESCOによる砂漠化防止プロジェクトが行われていたが、ここでの方法は、家畜の頭数制限や禁牧などを通して、自然環境の修復と持続的な利用の両立を図ろうとするものであった。こうした現場を目の当たりにして、荒廃した地域で現在求められているのは、緑化事業による自然環境の修復のみならず、土地荒廃を防止しつつ持続的な生産活動が可能となるような土地利用システムであること、またそうしたシステムを支える生態学的基礎として、地域の自然環境ポテンシャルの評価が不可欠であることを実感した。

その後、私の所属した農業環境技術研究所・保全植生研究室が砂漠化／土地荒廃に関する国際研究プロジェクトに参画していたことから、幸運にもフィールドである中国内蒙古自治区の奈曼旗にはほぼ毎年訪れるという機会を得ることができた。奈曼旗の位置するカルチン砂地とよばれる地域は本来、気候的極相として草原が成立するが、過放牧などによって砂丘の再活動が顕在化している地域である。そのため、砂丘の再活動を引き起こさないための持続的な土地利用が求められており、上の考え方を検証するには絶好のフィールドであった。

本論文は、現地での調査および試験の結果に基づいて、過放牧による土地・植生の

退行および回復のプロセスを明らかにし、持続的利用のための適正放牧圧および土地管理のあり方について検討したものである。しかし、持続的土地利用システムの確立のためにはなお多くの課題が残されている。本研究をひとつのステップとして、今後もさらに研究を深化させていきたいと考えている

本研究を進めるにあたり、東京大学大学院・農学生命科学研究科・武内和彦教授には、上に述べたケニア訪問の機会を与えて頂いて以来、終始、砂漠化/土地荒廃研究の方向を示して頂くとともに、本論文全般にわたって懇切なご指導を賜った。同・恒川篤史助教授には、研究の視点から論文の構成に至るまで、きめこまかなご指導とご助言を頂いた。

農業環境技術研究所・保全植生研究室・根本正之室長は、入省したばかりの私に中国のフィールドへ行く機会を与えて下さった。本論文の多くの部分は、根本室長との共同研究によって生まれたものであり、研究全般にわたって多くのご指導と激励を賜った。

論文の審査に際しては、東京大学大学院・農学生命科学研究科・石井龍一教授、同・八木久義教授、同・林良博教授より、それぞれのご専門の立場から、示唆に富むご指摘を頂いた。これらについては、今後の研究活動のなかで答えを出していきたい。

農業環境技術研究所・環境立地研究室・今川俊明室長、同・土壤保全研究室・谷山一郎室長、同・白戸康人研究員をはじめ、「土地荒廃研究グループ」の皆様には、幾多のご指導とご助言を頂いた。地形学、土壌学等の専門家の方々との共同調査やフィールドでの討論は私にとって大変刺激的であり、気候地形学的な側面を重視した本研究を進めるうえで多くのことを学ばせて頂いた。また、同・保全植生研究室・松尾和人主任研究官をはじめ、植生管理科の皆様には、日頃からの討論を通して多くのご支援とご指導を頂いた。

農業環境技術研究所・気象特性研究室・原蘭芳信室長には、ご専門の立場からのご助言を頂くとともに、国際共同研究の進め方について貴重なご助言を頂いた。研究の開始当初は、国際共同研究ゆえの困難に直面することもしばしばあったが、それらを乗り越えることができたのは、ひとえに原蘭室長のご支援があったからこそと思う。

最後に、中国科学院沙漠研究所・劉新民所長（元奈曼沙漠化研究站長）、同・趙哈林教授（現奈曼沙漠化研究站長）、同・徐斌氏（現清華大学）、同・李勝功氏をはじめ

め、奈曼沙漠化研究駅のスタッフの皆様には、現地調査に際して多くの便宜を図って
いただくとともに、多くのご指導とご協力を頂いた。そして、研究駅と放牧試験区
ある奈曼旗大柳樹の皆様には、言葉に尽くせぬご協力と励ましを頂いた。

本論文を支えてくださった皆様に厚く御礼を申し上げるとともに、御恩に報いるた
めにも、現場へのフィードバックを目指して、今後も真摯に研究を続けていきたい。

1997年9月

6度目の奈曼にて

農業環境技術研究所 大黒 俊哉

目次

第1章 研究の背景と目的	
第1節 研究の目的	1
第2節 研究の背景と意義	2
2-1 砂漠化／土地荒廃の諸概念と土地荒廃を捉える視点	2
2-2 土地荒廃の分布と中国における現状	7
2-3 放牧インパクトと土地荒廃に関する研究の現状	12
2-4 研究の意義	17
第3節 研究の方法と構成	20
第2章 カルチン砂地における自然環境特性と土地荒廃プロセス	
第1節 カルチン砂地の概要および土地荒廃研究の現状	25
1-1 カルチン砂地の概要および環境変遷史	25
1-2 カルチン砂地における過放牧にともなう土地荒廃研究の現状	31
第2節 カルチン砂地における自然環境特性	34
2-1 調査対象地域（内蒙古自治区奈曼旗）の概要	34
2-2 調査地区の選定および調査方法	36
2-3 結果および考察	38
第3節 退行・回復プロセスの詳細な把握を必要とする立地タイプの抽出	45
3-1 対象とする立地タイプの検討	45
3-2 退行および回復プロセスに関する研究方法の検討	53
第3章 砂丘地における放牧管理による土地・植生の回復プロセス	
1 調査地区の概要および調査方法	56
2 結果	58
3 考察	70
4 小括	72

第4章 砂丘地における過放牧による土地・植生の退行プロセス

第1節 家畜の生産からみた植生の量的変化	73
1-1 放牧試験の概要	73
1-2 調査方法	76
1-3 結果	77
1-4 考察	93
1-5 小括	96
第2節 植生被覆および土壌・地形変化からみた退行プロセス	97
2-1 調査方法	98
2-2 結果	99
2-3 考察	123
2-4 小括	134

第5章 総合考察と応用化への展望

第1節 退行・回復プロセスに関する総合考察	135
1-1 砂丘地における土地・植生の退行プロセスおよび回復プロセスの特徴	135
1-2 退行・回復プロセスの一般性に関する考察	142
第2節 持続的利用のための適正放牧圧	146
2-1 牧養力からみたカルチン砂地における放牧草地の特性	146
2-2 砂丘地における適正放牧密度の検討	149
第3節 持続的利用に向けた土地管理の課題と成果の適用	150
3-1 土地利用の変遷からみた土地管理の課題	151
3-2 持続的利用のための土地管理の指針	154
3-3 今後の研究課題	156
3-4 おわりに	157
引用文献	158
摘要	169
Summary	173

図表リスト

- 図 1-1 中国における荒廃地の分布
- 図 1-2 本論文の構成
- 図 2-1 中国北部地域における草原と砂地の分布
- 図 2-2 カルチン砂地および事例地域（内蒙古自治区奈曼旗）の位置図
- 図 2-3 カルチン砂地における人間活動と砂丘活動の歴史
- 図 2-4 哲里木盟における人口密度、1人あたり平均耕地面積と綿羊1頭あたりの草地占有面積の推移
- 図 2-5 カルチン砂地および奈曼旗の地形概要図
- 図 2-6 奈曼旗における月別平均気温および降水量
- 図 2-7 カルチン砂地南部における地形タイプ模式図
- 図 2-8 TWINSpan による分割過程と分割に使用された区分種 (pseudospecies)
- 図 2-9 TWINSpan によって区分されたスタンド群ごとにみた DCA 序列化
- 図 2-10 流動砂丘から丘間低地にかけての植生分布および TWINSpan による分類
- 図 3-1 地形特性を示す比高および起伏量の定義に関する模式図
- 図 3-2 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
- 図 3-3 放牧砂丘地の調査ラインに沿った地形・植生・土壌特性の推移
- 図 3-4 禁牧10年の調査ラインに沿った地形・植生・土壌特性の推移
- 図 3-5 禁牧20年の調査ラインに沿った地形・植生・土壌特性の推移
- 図 3-6 放牧平砂地および禁牧4年における地形・植生・土壌特性の比較
- 図 3-7 CCA によるサンプルおよび環境変数の1・2軸のスコア
- 図 3-8 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 3-9 CCA による種の1・2軸のスコア
- 図 4-1 放牧試験区の地形概要図
- 図 4-2 試験期間中における地上部現存量の推移
- 図 4-3 生活型別にみた地上部現存量の推移
- 図 4-4 科別にみた地上部現存量の推移
- 図 4-5 深さ別にみた地下部最大現存量の分布
- 図 4-6 試験期間中における地上部生産量の推移
- 図 4-7 生活型別にみた地上部生産量の推移
- 図 4-8 科別にみた地上部生産量の推移
- 図 4-9 飼料価値からみた地上部生産量の推移
- 図 4-10 試験期間中における消費量の推移

- 図 4-11 生活型別にみた消費量の推移
- 図 4-12 科別にみた消費量の推移
- 図 4-13 試験期間中における飼羊体重増加率の推移
- 図 4-14 箱型図による、起伏量の値によって区分された 4 クラス間での植被率の比較
- 図 4-15 放牧試験区の微地形分類図
- 図 4-16 各地形タイプにおける比高および起伏量の範囲
- 図 4-17 処理区ごとにみた各地形タイプの構成比
- 図 4-18 処理区、地形タイプ、調査年ごとにみた群落高、植被率、出現種の自然高×被覆面積の総和の比較。
- 図 4-19 TWINSpan によるスタンダード群の分割過程と分割に使用された区分種 (pseudospecies)
- 図 4-20 起伏量・比高の値による座標平面上における、TWINSpan 第 3 分割で区分されたスタンダード群の配列
- 図 4-21 処理区ごとにみた TWINSpan によるスタンダード群の出現割合の推移の地形タイプ間での比較
- 図 4-22 処理区ごとにみた TWINSpan における区分種の出現頻度の推移の地形タイプ間での比較
- 図 4-23 処理区、地形タイプごとにみた土壌特性の比較
- 図 4-24 1993 年と 1995 年のトランセクト調査ラインにおける地形断面の比較
- 図 4-25 CCA によるサンプル (上)、環境変数 (中)、種 (下) の 1・2 軸のスコア
- 図 5-1 放牧試験区周辺における地形断面と沖積土層の分布
- 図 5-2 Arenosols の主要な分布域
- 図 5-3 中国における草原および潜在的草原分布域における耕作地
-
- 表 1-1 大陸別・土地利用別にみた乾燥地における砂漠化/土地荒廃の状況
- 表 1-2 大陸別にみた世界の土壌劣化の状況
- 表 1-3 アジア地域諸国の土壌劣化による影響を受けた土地の面積
- 表 1-4 大陸別にみた世界の土壌劣化の主要要因
- 表 2-1 カルチン砂地における砂丘活動史
- 表 2-2 放牧圧の増大にともなう植生・土壌・地形の変化
- 表 2-3 調査地区の概要
- 表 2-4 TWINSpan によって区分されたスタンダード群における種の出現傾向および地形・土地利用タイプごとの出現割合
- 表 2-5 TWINSpan によって区分されたスタンダード群ごとにみた植生、地形、土壌、土地利用、および荒廃プロセスの特性
- 表 3-1 TWINSpan 第 2 分割で区分されたスタンダード群における種の出現傾向

- 表3-2 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
- 表3-3 CCA による解析結果の要約
- 表4-1 放牧試験区において試験開始の前年（1992年9月）に行った植生調査結果
- 表4-2 試験期間中の降水量の推移および1981～1991年までの平均降水量
- 表4-3 地上部最大現存量の推移
- 表4-4 地下部最大現存量の推移
- 表4-5 地上部生産量の推移
- 表4-6 単位面積および綿羊1頭あたりの消費量の推移
- 表4-7 綿羊1頭あたりおよび1haあたりの綿羊体重増加量の推移
- 表4-8 草地利用率および綿羊への転化率の推移
- 表4-9 地形特性値によって区分された4クラス間での群落高、植被率、出現種の自然高×被度の総和の比較
- 表4-10 植被率、群落高、出現種の自然高×被度の総和に関する分散分析の結果
- 表4-11 調査年および処理区ごとにみた、放牧試験区における植生常在度表
- 表4-12 TWINSPLAN 第3分割で区分されたスタンド群ごとにみた種の出現傾向
- 表4-13 TWINSPLAN 第3分割で区分されたスタンド群における植被率、群落高、出現種の自然高×被度面積の総和および、各スタンド群の調査年、処理区別の出現割合
- 表4-14 土壌特性に関する分散分析の結果
- 表4-15 CCA による解析結果の要約

写真4-1 重放牧区ライン1の風下側における砂の堆積

写真5-1 小起伏固定砂丘の耕地化にともなう砂丘再活動の兆候

第1章 研究の背景と目的

第1節 研究の目的

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、将来の地球環境や食糧供給に深刻な影響を及ぼすことが懸念されている。そのため、土地荒廃のプロセス解明や防止技術の開発、さらには持続的土地利用をめざした対策が緊急に求められている。

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（福原 1995）。とりわけ多様な気候地域をもつ中国では、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（Zhu *et al.* 1992, 今川 1996, 根本 1993, Nemoto 1996, 大黒 1997）。

過放牧は、不適切な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（UNEP 1992）。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」とよばれる地域では、植生が一旦破壊されると砂丘の再活動が引き起こされ、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。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対策・防止技術の開発が最優先の課題とされてきた。

一方、土地荒廃を防止しつつ生産活動を維持していくためには、緑化による荒廃防止や自然環境の再生のみならず、適正な土地利用コントロールに基づく新しい土地利用システムの確立が必要である。このような持続可能な土地利用システムを構築する際にはまず、それを支える生態学的原理を明らかにしておく必要がある。とりわけ荒廃地においては、それぞれの地域での気候地形学的な背景にもとづく自然環境のポテンシャルを十分評価しておく必要がある（武内 1996）。

本研究では以上の視点から、過放牧による土地荒廃が問題となっている中国北東部の砂地に成立する草原を対象として、土地・植生の退行および回復のプロセスを明らかにし、持続的土地利用のための適正放牧密度および土地管理のあり方について検討することを目的とする。

第2節 研究の背景と意義

本節では、本研究の意義について述べる。まず、土地荒廃にかかわる諸概念を整理し、土地荒廃を捉える視点について検討する。つぎに、地球規模での土地荒廃の現状を概観し、本研究でアジア地域、とくに中国における土地荒廃を扱うことの意義を明確にする。同時に、土地荒廃を引き起こす最も大きなインパクトとして放牧活動を取りあげ、既往研究のレビューから、過放牧による土地荒廃の一般のプロセスを概説する。以上に基づき、過放牧に関連した土地荒廃研究に求められている課題を整理したうえで、本研究の位置づけを行うこととする。

2-1 砂漠化・土地荒廃の諸概念と土地荒廃を捉える視点

(1) 砂漠化問題をめぐる国際的取り組みの背景

1960年代後半から1970年代初頭にかけて西アフリカ・サヘル地帯を襲った干ばつを契機として、1977年に「国連砂漠化会議（United Nations Conference on Desertification = UNCOD）」が開催された。この会議では、世界の乾燥・半乾燥地域とその周辺で、過放牧、不適切な耕作、樹木伐採や不適切な灌漑など、過剰な人間活動のインパクトにより、いわゆる「砂漠化」とよばれる土地の荒廃が広く進行していることが明らかにされた。また、砂漠化防止行動計画（PACD）が採択され、国連環境計画（UNEP）の砂漠化防止計画行動センター（DC/PAC）を中心に砂漠化の防止対策を推進していくことになった。以来、砂漠化が地球規模の環境問題として国際社会に広く認識されるようになり、食糧援助や難民救済などの国際レベルの緊急援助とならんで、砂漠化のプロセス解明や防止対策に関わる研究活動も活発に行われるようになった。しかし、1991年におけるUNEPの報告によれば、これまでの多くの努力にもかかわらず、砂漠化は依然として地球規模で進行しているとされている（UNEP/GCSS 1991, Dregne *et al.* 1991）。

1992年の「開発と環境に関する国連会議（United Nations Conference on Environment and Development=UNCED）」において、砂漠化問題に関する国際的取り組みはあらたな政治的局面を迎えた。すなわち、この会議でアフリカを中心とする発展途上国の強い要請によって砂漠化防止に対する国際的協力の合意がなされ、具体的な行動計画であるアジェンダ21に、砂漠化防止条約の交渉を開始することが盛り込まれた。これを

受けて1994年6月に、砂漠化防止条約が国連で採択されるに至り、1997年9月に批准される見込みとなっている。日本も本条約の署名国の一員として、また、エネルギー・食糧の輸入国として、砂漠化問題に対するこれまで以上の積極的な取り組みが求められている。

（2）砂漠化・土地荒廃にかかわる諸概念

「砂漠化」に関連した土地の劣悪化に関する研究は、19世紀の半ばにまで溯ることができるが、「砂漠化」という用語を最初に用いたのは、A. Aubreville (1949) である。彼は、著書『*Climats, forêts et desertification de l'Afrique tropicale*』のなかで、熱帯アフリカの森林が焼畑耕作や過放牧などの誤った人間活動によってサバンナへと退行していく過程をサバンナ化 (savannization) とする一方で、その極端なケースを desertification と呼んだ。彼の定義は、対象とする気候地域を乾燥地域に限定せず、また人間活動による影響を強調したという点で、いわゆる「広義の砂漠化」を示すものであった。また、「砂漠化」という用語を世界に知らしめた1977年の国連砂漠化会議でも、「砂漠化」は、「土地のもつ生物の潜在的生産力が低下するか破壊され、最終的に砂漠のような状態 (desert-like conditions) に導く現象」とされ、気候変動よりも人間活動のインパクトを主要因とするという意味合いに重点がおかれた。これは Aubreville (1949) の定義にほぼ従うものであった。しかしこの定義は、前述したように、あらゆる気候地域を含む荒廃現象の包括的な概念であり、その曖昧さゆえに誤解や混乱を招くとの指摘が相次いだ (門村 1991a, 1991b)。UNEP はこれらの批判に応えるため、1990年の「地球規模での土壌劣化アセスメント (Global Assessment of Soil Degradation = GLASOD)」会議において、従来の desertification に land degradation を併記する形で「砂漠化/土地荒廃 (desertification / land degradation)」としたうえで、これを「不適切な人間活動に起因する乾燥・半乾燥並びに乾性半湿潤地域にみられる土地の荒廃現象」と定義し、対象とする気候地域を乾性半湿潤地域までに限定した (門村 1991b)。1994年6月に国連で採択された砂漠化防止条約においては、気候変動の影響も盛り込んだうえで、「砂漠化」は「乾燥、半乾燥および乾性半湿潤地域における、気候変動および人間活動を含む種々の要素に起因する土地の荒廃」と定義された。このように最近では、「砂漠化」は「狭義」の意味合いで用いられる傾向にある。

ところで、上述の「砂漠化」の対象地域の範囲については、UNESCO による世界乾燥帯分布図 (Meigs 1953) 以来、主として蒸発散量と関連した気候地域区分がなされて

きた(矢澤 1989)。UNEP が 1992 年に公表した最新の世界乾燥地域図でも、Thornthwaite (1948) の公式による蒸発散位 (potential evapotranspiration, PET) と年降水量 (annual precipitation, P) の比による乾燥指数 (Aridity Index = P/PET) が用いられている。この区分によれば、極乾燥地域 (Hyperarid environments; $P/PET < 0.05$) は全陸地の 7.5%, 乾燥地域 (Arid areas; $0.05 \leq P/PET < 0.20$) は 12.1%, 半乾燥地域 (Semiarid areas; $0.20 \leq P/PET < 0.50$) は 17.7%, 乾性半湿潤地域 (Dry subhumid areas; $0.50 \leq P/PET < 0.65$) は 9.9% であり、極乾燥地を除く乾燥地の面積は全陸地のおよそ 40% が含まれ、これが、「砂漠化」問題の対象地域とされている (UNEP 1992)。

一方、乾燥～乾性半湿潤地域のみならず、湿潤地域も含めたグローバルスケールでの「広義」の砂漠化を示す包括的な用語としては、「土地荒廃 (land degradation)」あるいは「土地・植生の退化 (land and vegetation degradation)」が用いられるようになっている (FAO/UNEP 1984, 門村 1991a, 大森 1991b, 武内 1992; 1996)。GLASOD の定義に従えば、土地荒廃とは、「土壌、ローカルな水資源、地表面、植生または作物からなる「土地 (land)」の資源ポテンシャルが、そこにはたらきかけるプロセスによって減少すること」を意味する。ここでのプロセスには、「水食と風食、これらの作用による堆積、バイオマスおよび多様性の減少、塩性化とアルカリ化」など、さまざまな環境変化現象が含まれる (門村 1991b)。すなわち、この「土地荒廃」の概念は、気候地域を問わず、そのプロセスを重視して環境変化を捉える視点といえる。こうした視点は、上述の狭義の「砂漠化」を含むあらゆる土地の荒廃化を一連の現象として「土地荒廃」の枠組みのなかに位置づけることを可能とするため、アジア地域のようなマクロスケールのなかで土地荒廃問題を考える際にきわめて有効な視点である。

以上より、本論文における砂漠化・土地荒廃に関わる諸用語を以下のように定義する。まず、気候地域区分の方法としては、これまでさまざまな方法が提案されてきたが (吉野 1978, 矢澤 1989), なかでも Thornthwaite (1948) の PET に基づいた区分は、生物的相観と対応した指標値が、少ないパラメータによってグローバルスケールで算出できる方法として評価されている (Meigs 1953, UNEP 1992)。また、本研究の対象地域を含むアジアモンスーン地域では最も妥当な推定値とされている (榎根・小林 1973, 小林 1973)。そこで本論文では、Thornthwaite (1948) の方法による区分にしたがうこととし、とくに上述した乾燥指数による区分のうち、極乾燥地域を除いた地域を乾燥地 (dry land) とよぶこととする。「砂漠化」については、砂漠化条約等で用い

られている定義にしたがい、乾燥地における上記プロセスによる土地の荒廃現象という狭い意味に限定し、あらゆる気候地域を対象とした広義の砂漠化に対しては「土地荒廃」を使用する。また本論文では、土地自然要素のなかでも植生を重視しつつ、植生の破壊・荒廃とそれを契機として起こる侵食などのプロセスを一体的にとらえるという意図から、「土地・植生の退行」も「土地荒廃」と同義に用いることとする。この場合の「土地」とは、上述の GLASOD の定義から「植生または作物」を除いた土地自然要素の総称である。

なお、「砂漠」「砂漠化」については、「沙漠」「沙漠化」が用いられることもあるが（たとえば小堀 1973, 小林 1989）、本論文では、後述する中国語による用語との混乱を避けるため、町田ほか（1981）での記載にしたがって、「砂漠」「砂漠化」を使用することとする。

（3）土地荒廃のとらえ方と気候地形学的視点

上述の定義にしたがえば、土地荒廃はまた、植生、土壌、地形など、土地自然を構成する自然因子の要素の変化過程と考えることができる。

たとえば、荒廃景観の最も重要な要素である植生（門村 1991a）からみた場合、土地荒廃は退行遷移のプロセスとしてとらえることができる。武内・大森（1988）は、「その地域の気候的極相が、強度の人為的インパクトと土地の劣悪化の影響によって、より乾燥した、あるいはより寒冷の気候帯に出現するはずの植生と置き換わる現象」を、植生からみた土地荒廃として定義した。植生退行のレベルは、森林（フォレスト）が疎林（ウッドランド）へ、あるいはサバンナがステップへ退行するような、群系（バイオーム）レベルでの変化のほか、後述するように、家畜の喫食によるバイオマスの減少、種組成の変化など、群集レベルでのミクロな変化も含まれる。

また、植生を支える土壌からみると、「土壌のもつ潜在的生産性が自然的あるいは人為的要因により低下し、資源としての能力を失うこと（Lal *et al.* 1989）」と定義されている。すなわち、土壌劣化（Soil degradation）は、侵食や理化学的悪化による生物生産性低下のプロセスとしてとらえられており、作物生産など農業との関連から用いられることが多い。

一方、地形変化のプロセスは、土地荒廃のメカニズムを理解するうえで最も重要なプロセスである。門村（1985）は、侵食等による地形変化プロセスは、過剰な人為的インパクトによる植被の除去や地表の攪乱が契機となり、その地域に固有の地形営力

が強化されることによって加速的に進行していくことを指摘している。ところで、こうした地形営力は気候地形学的な地域の自然環境特性と密接に関連している。たとえば、侵食にかかわる降水量、降雨強度や卓越風などの地形営力の変数は、現在の気候地域特性に直接支配されている。また、土壌の受食性や侵食可能な風化層の厚さも、母材や堆積物の風化特性とともに古気候の履歴に由来するところが大きい（町田 1984, 門村 1985）。したがって、地形変化からみた土地荒廃のプロセスを理解するためには、それぞれの地域での気候地形学的な特性を十分に把握しておく必要がある。

さらに、こうした視点は、荒廃地の緑化・修復や、農地開発などに際しても、適正技術の導入に関わる重要な情報を提供する。たとえば、乾燥地域において農業基盤の整備を行う場合、土壌の塩性化を招くような灌漑農業ではなく、そこでの気候特性に適合した農業形態を導入するべきであり、また、そこに賦存する地下水が過去の湿潤気候期に供給された化石水であれば、井戸の掘削等による利用にも慎重な配慮が要求される（門村 1985, Williams 1979）。

このように、個々の土地自然要素に着目すると、土地荒廃のプロセスもさまざまな側面から捉えることができる。しかし、地域の土地自然が個々の自然因子の有機的な結びつきによって形成されていることを考えると（井手・武内 1986）、土地荒廃問題を扱う際にも、植生あるいは土壌など単一の自然因子からだけではなく、その地域の気候地形学的な背景を十分理解したうえで、土地自然の変化過程を総合的にとらえる視点が必要である。

（４）土地荒廃にかかわる社会経済的側面—土地利用システム崩壊のプロセス

土地荒廃は、上述のような土地自然の退行プロセスとして出現するが、それらを引き起こす直接的な原因は、気候変動とともに、不適切な人間活動の影響が大きい。近年の人間活動は、過放牧、不適切な耕作、樹木伐採などの農業活動をはじめ、大規模地形変化をともなう各種土地利用、鉱物資源の採掘・精練、有害物質による汚染など、自然に与えるインパクトを質的、量的に大きく変えてきた。しかし、土地荒廃を引き起こすような過剰な人間活動を行わざるを得ない背景には、さまざまな社会経済的要因がある。門村（1994, 1996）は、砂漠化を、こうした社会経済的要因に起因する「社会的な病」としてとらえる視点を強調した。

土地利用システムは、地域の社会経済的条件を象徴するシステムと考えられるが、武内（1996）は、土地荒廃を「土地のもつ自然的な諸条件（自然立地特性）と人間に

よる土地利用のミスマッチによって起こる景観変化のプロセス」と定義し、土地利用システムが崩壊するプロセスとして捉えた。

技術偏重の砂漠化防止プロジェクトの多くが失敗に終わった反省から、現在、土地利用システムをはじめとする社会経済的な側面に対する対応は不可欠なものとなっている。こうした視点はまた、現在、荒廃した地域で求められている持続的土地利用システムを確立する際にもきわめて重要である。

2-2 土地荒廃の分布と中国における現状

(1) 地球規模でみた土地荒廃の現状

土地荒廃の現状を地球規模で把握することは、問題となる地域を明確にするうえで、また将来動向を予測するうえでも重要である。

砂漠化の現状に関しては、UNEP が中心となってまとめたグローバルデータセットがある。これによれば、現在、耕作可能な乾燥地面積の 70% に相当する約 36 億 ha が砂漠化の影響を受けているとされる (Dregne *et al.* 1991)。砂漠化の広がりを地域別で見ると、アフリカの 10 億 4,500 万 ha (同地域における耕作可能な乾燥地面積の 73%) と

表 1-1 大陸別・土地利用別にみた乾燥地における砂漠化/土地荒廃の状況：1991 年の推計 (百万 ha, Dregne *et al.* 1991)

Table 1-1 Desertification/land degradation by region and land use : estimated values in 1991 (millions of hectares, Dregne *et al.* 1991)

Region	Irrigated lands			Rainfed croplands			Rangelands			Total		
	Total	Degraded (%)		Total	Degraded (%)		Total	Degraded (%)		Total	Degraded (%)	
Africa	10.4	1.9	18	79.8	48.9	61	1,342.4	996.1	74	1,432.6	1,045.8	73
Asia	92.0	31.8	35	218.2	122.3	56	1,571.2	1,187.6	76	1,881.4	1,311.7	70
Australia	1.9	0.3	13	42.1	14.3	34	657.2	361.4	55	701.2	375.9	54
Europe	11.9	1.9	16	22.1	11.9	54	111.6	80.5	57	145.6	94.3	65
North America	20.9	5.9	28	74.2	11.6	16	483.1	411.2	85	578.2	428.6	74
South America	8.4	1.4	17	21.4	6.6	31	380.9	297.3	76	420.7	305.8	73
Total	145.5	43.2	30	457.7	215.6	47	4,556.4	3,333.5	73	5,159.7	3,562.2	69

ともに、アジアの 13 億 1,100 万 ha (同 70%) が突出しており、これらの両地域だけで世界の砂漠化の影響を受けている土地の 3 分の 2 に達する (表 1-1)。以上の値は乾燥地に限ったものであるが、地球的規模での現状の一端を示した土壤劣化世界地図 (UNEP 1992) でも同様に、アフリカおよびアジアの土壤劣化面積が際立っている。とりわけアジア地域では、湿潤地域でも乾燥地域と同程度に土壤劣化面積が大きいという点が特徴的である (表 1-2)。

東アジアを中心とするアジア・太平洋地域は、急激な人口増加と経済成長により、大気、水質、都市環境をはじめとする各種環境の悪化が最も懸念されている地域であるが (環境庁 1995)、土地荒廃についても以上のように、世界の中でも最も深刻な問題を抱える地域のひとつといえる。こうした状況に対応するため、アジア・太平洋経済社会委員会 (Economic and Social Commission for Asia and the Pacific=ESCAP) は最近、UNEP や UNESCO、国連開発計画 (UNDP) 等の国連機関と協力して、砂漠化防止研究の推進と人材育成のためのネットワークプロジェクト (DESCONAP) を開始した (門村 1991b)。UNEP の活動においても、日本 (国立環境研究所、つくば市) に設置され

表 1-2 大陸別にみた世界の土壤劣化の状況 (百万 ha, UNEP 1992)

Table 1-2 Soil degradation degree by region : inside the dry lands (susceptible) and outside the dry lands (others) areas (millions of hectares, UNEP 1992)

Region	Aridity Zones	Light	Moderate	Strong	Extreme	Total Degraded	Total Non-Degraded	Total
Africa	Susceptible	118.0	127.2	70.7	3.5	319.4	966.6	1,286.0
	Others	55.7	64.6	52.8	1.7	174.8	1,504.8	1,679.6
Asia	Susceptible	156.7	170.1	43.0	0.5	370.3	1,301.5	1,671.8
	Others	137.8	174.2	64.6	0.0	376.6	2,207.6	2,584.2
Australia	Susceptible	83.6	2.4	1.1	0.4	87.5	575.8	663.3
	Others	13.0	1.6	0.8	0.0	15.4	203.5	218.9
Europe	Susceptible	13.8	80.7	1.8	3.1	99.4	200.3	299.7
	Others	46.7	63.8	8.9	0.0	119.4	531.4	650.8
North America	Susceptible	13.4	58.8	7.3	0.0	79.5	652.9	732.4
	Others	5.5	53.7	19.5	0.0	78.7	1,379.8	1,458.5
South America	Susceptible	41.8	31.1	6.2	0.0	79.1	436.9	516.0
	Others	63.0	82.4	18.9	0.0	164.3	1,087.2	1,251.5
World	Susceptible	427.3	470.3	130.1	7.5	1,035.2	4,134.0	5,169.2
	Others	321.7	440.3	165.5	1.7	929.2	6,914.3	7,843.5
Total		749.0	910.6	295.6	9.2	1,964.4	11,048.3	13,012.7

た地球資源情報データベースのツクバ地域センター (GRID-Tsukuba) では、アジア・太平洋地域でのデータベース機能の充実が目標となっている。このように、アジア・太平洋地域の一員であるわが国は、地理的のみならず、歴史的、文化的にも同地域と密接な関係にあるため、土地荒廃の防止と持続的発展に関わる国際的取り組みにおいても、同地域内での一層の連携・協力の強化を通じた積極的な貢献が求められている (恒川 1994, 環境庁 1995)。

(2) 中国における土地荒廃の現状

アジア・太平洋地域のなかでも、広大な国土と 12 億の人口を有する中国は、最も大規模に土地荒廃が進行している国である (Zhu *et al.* 1992, 朱・陳 1994)。ESCAP の報告では、中国における土壌劣化面積はアジア地域諸国のなかでも突出しており、第 2 位のインドの 2 倍にも達することが示されている (表 1-3; 環境庁 1995)。Zhu *et al.* (1992) によれば、中国の砂漠化/土地荒廃の影響を受けている土地は、全土の 34.6% にのぼる 3 億 3,270 万 ha に達しており、また少なくとも 1500 万 ha の農地が砂漠化の影響を受け、収穫量が大幅に落ちているという。

中国は、日本の約 26 倍もの広大な国土を有し、主として南北の緯度的な温度傾度と東西あるいは海岸部から内陸へ向かう乾湿傾度により、多様な気候地域を形成してお

表 1-3 アジア地域諸国の土壌劣化による影響を受けた土地の面積 (環境庁 1995)

Table 1-3 Soil degradation in Asia (Environment Agency 1995)

Country	Degraded (estimated, 10 ³ ha)	Percentage degraded (%)
Southern Asia		
India	148,100	50
Pakistan	15,500	17
Bangladesh	989	7
Sri Lanka	700	11
Eastern Asia		
China	280,000	30
Indonesia	43,000	24
Thailand	17,200	34
Viet Nam	15,900	50
Lao	8,100	35
Philippines	5,000	17
Myanmar	210	3
Western Samoa	32	32
Tonga	3	5

り、地形、土壌、植生もそれに対応してさまざまなタイプがみられる。植生についていえば、前者の傾度に沿って熱帯多雨林からシベリアの極森林限界までの森林帯が連続してみられ（大沢 1983）、また後者の傾度により温帯草原から砂漠にいたる植生が分布する。土地荒廃の具体的プロセスも、こうした多様な自然環境特性を反映して、さまざまなタイプが出現している。すなわち、中国ではアジアの気候地域とそれに対応した土地荒廃プロセスが集約されたかたちでみられるといえる。

ところで、中国における砂漠化・土地荒廃に関連する用語は、同じ漢字であっても日本とやや異なる概念で使用されている場合があり、また日本語にはない地理用語がしばしば用いられており、これまでもそれらの使用に関しては混乱がみられた（赤木 1990）。そこでまず、中国における土地荒廃関連用語の概念と日本語との対応および、本論文における取り扱いを整理する。

「荒漠」は、気候学的に区分される地域を指し、いわゆる「砂漠（desert）」（遠藤 1981）に対応する。「沙漠」は本来「砂沙漠（erg）」（赤木 1981）に相当する用語であるが、「荒漠」と同義に使用されることもある。「沙地（sandy land）」は、中国のみで用いられている地理用語であり、植生によって固定された砂沙漠を指し、比較的降水量の多い半乾燥地域などでみられる（赤木 1990）。またこれは、植生破壊による砂丘の再活動がみられる地域に対しても使用される（赤木 1990、任 1986）。「戈壁（ゴビ）」はモンゴル語に由来し、中国では「磧砂漠（reg）」（赤木 1981）の意味に使用されるが、「岩石砂漠（rock desert）」（遠藤 1981）も含む用語として用いられることもある。

本論文では、機関名・地名などを除き、日本語に対応する地理用語がある場合にはすべて日本語による表記とし、対応する用語がない場合には当用漢字によって表記する。すなわち、「荒漠」は「砂漠」、「沙漠」は「砂沙漠」あるいは「砂漠」、「戈壁（ゴビ）」は「磧砂漠」あるいは「岩石砂漠」としてそれぞれ表記し、「沙地」は「砂地」を用いることとする。

Zhu *et al.* (1992) によれば、中国における土地荒廃のプロセスは、主として農業活動にともなう風食と水食に分けられ、前者の影響を受ける地域は 1 億 5,330 万 ha、後者の影響を受ける地域は 1 億 7,940 万 ha であるとされている。そこで、ここでは風食による地域と水食による地域に分けて、中国の荒廃地の現状を概説する（図 1-1）。

まず、主として風食が卓越する地域には、北西部の降水量の少ない地域から北東部

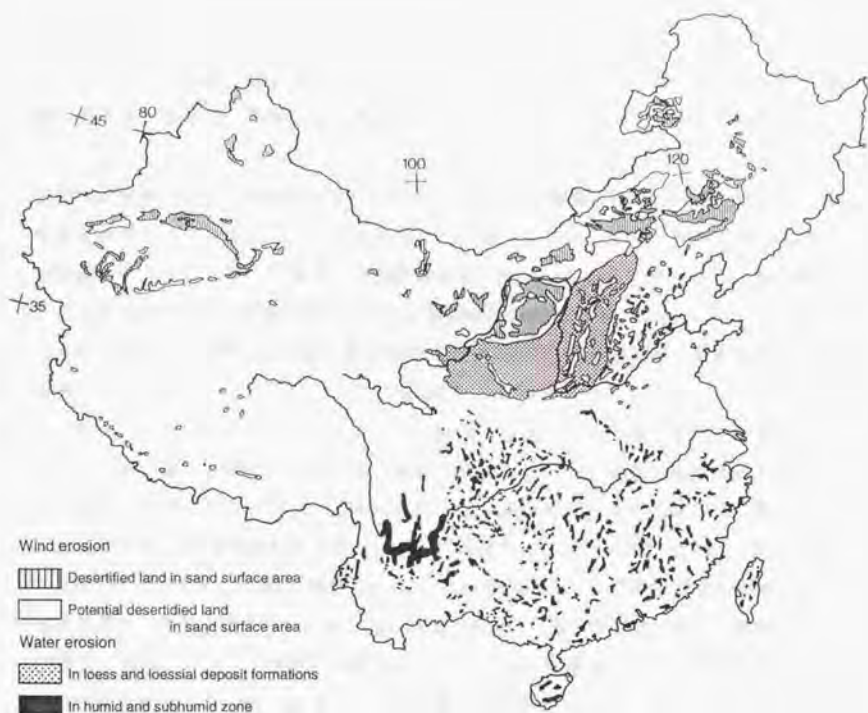


図 1-1 中国における荒廃地の分布 (Zhu *et al.* 1992 を一部改変)

Fig. 1-1 Distributino of degraded lands in China (adapted from Zhu *et al.* 1992)

のやや湿潤な地域までが含まれ、東経 105 度付近を境界として 2 つのタイプに分けられる。

西側の、より乾燥した地域では、本来厳しい環境条件のため、内陸河川上中流域での過度の水資源利用や樹木伐採による植生破壊が契機となって、下流域やオアシス周辺などを中心として砂丘の再活動が容易に引き起こされる。これらの砂漠化地域は、タクラマカン砂漠周辺部など、水資源の分布と対応してパッチ状にみられる。

これに対し、東側の地域は、250~500mm の年降水量があり、温帯草原が成立する地域である。ここではとくに、カルチン砂地やムウス砂地など、「砂地」とよばれる地

域での草原の退行が大きな問題となっている。ここでは主として過放牧による砂丘の再活動が問題となっているが、これについては後に詳述することとする。

一方、水食による土地荒廃は中国では「水土流失」とよばれ、黄河中流域以南の地域に広くみられるが、母材や地形条件の違いなどに対応していくつかのタイプに分けられる。

黄河中流域の黄土高原地帯では、厚さ 100~200m に堆積したレスの侵食により、広大な荒廃地がみられる。ここで侵食を受けた大量のレスは、黄河に乗って運ばれ、再び堆積することにより、下流域に大規模な砂地を形成している。すなわち、黄土高原の土地荒廃は下流域の華北平原にまで広く影響を及ぼしているといえる。

長江流域とその南部の地域は、降水量が 1,200mm 以上ある半湿潤~湿潤地域で、気候的には恵まれている。しかし、この地域には中国語で紅壤とよばれる、赤色土が広く分布している。ここでみられる赤色土の母材は花崗岩、石灰岩、玄武岩などさまざまであるが、強い溶脱作用により厚い赤色土層が形成され、粘質で透水性が不良のため、侵食を受けやすい。そのため降雨強度の強い地域では、森林伐採や耕作等によって裸地化すると土壤侵食を受ける。こうして形成された不毛の赤い土地は「紅色砂漠（紅漠）」とよばれる（姜・根本 1991）。これ以外にも、この地域では水食に由来するさまざまな荒廃景観がみられる（Zhu *et al.* 1992）。長江中流域では、大規模なガリ侵食によるバッドランド景観が形成されている。また貴州省の石灰岩地帯などでは、土壤が完全に流失し、全山が岩石のみとなるような例もある。これらはいずれも森林伐採や農地開発が契機となって生じている。

以上、気候地形学的な地域の特性に注目して、風食、水食地域ごとに土地荒廃のタイプをみてきたが、これらのプロセスは同時に作用する場合もある。また、ここでは詳しく触れないが、塩類集積による土地荒廃も、黄河の下流域、半乾燥地域の低地、乾燥地域などでしばしば問題となっていることを付け加えておく。

2-3 放牧インパクトと土地荒廃に関する研究の現状

(1) 放牧による土地荒廃の現状

つぎに、地球規模でみた土地荒廃の現状を、土地利用あるいは要因からみてみたい。まず、砂漠化に関する UNEP のグローバルデータセットによると、砂漠化の影響を受けている耕作可能な乾燥地面積は、灌漑農地が 4,300 万 ha（全灌漑農地の 30%）、降

雨依存農地が2億1,600万ha(同47%)、放牧地が33億3,300万ha(同73%)となっており、放牧地における砂漠化、いわゆる「過放牧(overgrazing)」による砂漠化が面積、割合ともに最も深刻な問題であるといえる(表1-1)。また、GLASODの土壤劣化世界地図では、湿潤地域も含むため森林伐採や農業活動の割合も増加しているものの、やはり過放牧による土壤劣化面積が最も大きい面積を占めている(表1-4)。なお、このデータでは、雑草や不嗜好性植物の増加など、種組成変化による植生の質的な劣化は考慮されていないため(UNEP 1992)、過放牧によって影響を受ける放牧地面積は、実際にはこれよりもかなり大きくなると考えられる。

表1-4 大陸別にみた世界の土壤劣化の主な要因(百万ha, UNEP 1992)

Table 1-4 Main causes of soil degradation by region in susceptible dry lands and other areas (millions of hectares, UNEP 1992)

Region	Aridity Zones	Deforestation	Overgrazing	Agricultural	Overexploitation	Bio-Industrial	Total Degraded	Non-Degraded	Total
Africa	Susceptible	18.6	184.6	62.2	54.0	0.0	319.4	966.6	1,286.0
	Others	48.2	58.5	59.2	8.7	0.2	174.8	1,504.9	1,679.7
Asia	Susceptible	111.5	118.8	96.7	42.3	1.0	370.3	1,301.5	1,671.8
	Others	186.3	78.5	107.6	3.8	0.4	376.6	2,207.5	2,584.1
Australia	Susceptible	4.2	78.5	4.8	0.0	0.0	87.5	575.8	663.3
	Others	8.1	4.0	3.2	0.0	0.1	15.4	203.5	218.9
Europe	Susceptible	38.9	41.3	18.3	0.0	0.9	99.4	200.2	299.6
	Others	44.9	8.7	45.6	0.5	19.7	119.4	531.4	650.8
North America	Susceptible	4.3	27.7	41.4	6.1	0.0	79.5	652.9	732.4
	Others	13.6	10.2	49.1	5.4	0.4	78.7	1,379.8	1,458.5
South America	Susceptible	32.2	26.2	11.6	9.1	0.0	79.1	436.9	516.0
	Others	67.8	41.7	51.9	2.9	0.0	164.3	1,087.3	1,251.6
World	Susceptible	209.7	477.1	235.0	111.5	1.9	1,035.2	4,133.9	5,169.1
	Others	368.9	201.6	316.6	21.3	20.8	929.2	6,914.4	7,843.6
Total		578.6	678.8	551.6	132.8	22.7	1,964.4	11,048.3	13,012.7

ところで、ここに述べた「過放牧」をはじめとして、放牧活動にかかわる用語については、学術上の定義がなされているにもかかわらず、その使用には混乱がみられる。そこでまず、本論文で使用する放牧関連用語について整理しておく(大黒1997)。

放牧が土地に及ぼすインパクトの程度を定性的に示す用語としては、放牧圧(grazing pressure)あるいは放牧強度(grazing intensity)がよく用いられるが、これは厳密に言えば、一定の生産草量をもつ草地に対する放牧頭数(頭数/草量)で示される指標である。これに対し、草量にかかわらず、草地面積あたりの放牧頭数(頭/面

積)で示す場合には、放牧密度 (stocking rate) が用いられる。本研究では、後述する放牧試験を含め、放牧の強さはすべて面積あたりの放牧頭数 (綿羊頭数/ha) で表現した。そこで、本論文においては、放牧の強さを定性的に示す場合には放牧圧を、定量的に示す場合には放牧密度を使用することとする。

牧養力 (grazing capacity, carrying capacity) とは、放牧地において植生を荒廃させずに維持できる家畜の放牧頭数割合、すなわち放牧圧が最適な条件下における家畜の放牧割合を意味し、広義の収容力を示す環境容量のもとになった概念である。牧養力は一般に放牧地単位面積あたりの放牧家畜頭数・放牧日数で示されるほか、飼料としての植物の栄養価を加味したものなど、さまざまな表示法がある。これについても本論文では放牧密度で表現することとし、最適な条件下における放牧密度という意味で適正放牧密度 (optimal stocking rate; Hart *et al.* 1988) を用いる。また、定性的な意味合いの場合には牧養力を用いることとする。

過放牧については、以上の用語を用いて、「放牧地の牧養力を超えるような強い放牧圧で放牧活動を行う状態」と定義することができる。

(2) 放牧が土地・植生に及ぼす影響

放牧活動が土地・植生に及ぼす影響については、これまで基礎的・応用的側面から数多くの研究がなされている。植物生態学の分野では、草地作物学をはじめとする農学的な研究を出発点としつつ (Harper 1977, Spedding 1971), 植物-植食動物間の相互作用 (plant-herbivore dynamics) の観点から、群集・個体群生態学のみならず生理生態学や生態遺伝学をも含むさまざまなレベルでの研究が蓄積され、それらの成果は Crawley (1997), Begon *et al.* (1990) などの教科書にも整理されている。

放牧に対する植生の反応は、群系レベル間ではもちろん、群集レベル間でも異なるため、一般的な規則性を抽出したり、放牧インパクトを共通の尺度で表現したりすることは、現状ではなお困難である (Crawley 1997, Luken 1990, 加藤ほか 1995)。たとえば、適度な放牧条件下では種多様性が最大になる、というような中規模攪乱仮説に基づく規則性が示された報告は多いが (たとえば Harper 1977, Belsky 1992, Pandey and Singh 1992, Montalvo *et al.* 1993, Smith and Rushton 1994, Bullock *et al.* 1994 など)、この仮説にあてはまらない事例もまた多く報告されている (たとえば Milton 1940, Crawley 1989, Hill *et al.* 1992, Bach 1994 など)。とはいえ、いくつかの共通した現象も確認されており、既存のデータをもとに放牧が植生・土壤に及ぼす影響の地球規模

でのモデル化がなされるなど (Milchunas *et al.* 1988, Milchunas and Lauenroth 1993, West 1993), 一般化への試みもされつつある。そこでつぎに, 過放牧による土地・植生退行の一般的パターンについて概説する。

(3) 乾燥地における過放牧による土地荒廃

放牧活動にともなう土地荒廃現象の多くは, 耕作には不適な乾燥地の天然牧野 (range land) にみられる。GLASOD のデータセットでも, 過放牧による土壌劣化の約 7 割は, 乾燥地で発生している (表 1-4)。そのため, 放牧に関連した土地荒廃研究は, 乾燥・半乾燥地域の放牧草地を対象としたものが中心となっている。

放牧インパクトが土地・植生に及ぼす影響としては, 大きく①家畜の喫食による植生への直接的な影響と, ②踏みつけ等による土壌等への間接的な影響に分けられ (Novikoff 1983, UNEP 1992)。これまでの研究により, これらのインパクトの増大にともなう土地荒廃のプロセスが世界各地で解明されつつある。ここではとくに植生を中心としたプロセスを整理してみたい。

まず, 群集レベルでの変化については, 家畜の選択的な喫食によって嗜好性の高い飼草的な草種が減少し, 不嗜好性植物や有毒植物が増加することが従来から指摘されており, 前者は *decreaser*, 後者は *increaser* と呼ばれている (Sampson 1919, Jones 1933, Milton 1940, Crawley 1997)。また *increaser* が少ないか欠ける場合には, 一般的には生活型組成が多年生から 1 年生へ推移する (Pettit *et al.* 1995, Newsome and Noble 1986)。こうした種組成の変化は, 草地の状態や動態を診断する指標として, 従来から放牧管理にも活用されてきたが (Lauenroth and Laycock 1989, Joyce 1989), これはまた, 土地荒廃の程度を診断する指標としても非常に有効と考えられる。

過放牧の状態がさらに続くとバイオームレベルでの変化につながるが, これについては, それぞれの気候帯におけるバイオーム型の連続性 (Whittaker 1975) を反映して, 疎林から草原, あるいは草原から砂漠といった変化や (Chesterfield and Parsons 1985, Gibson and Kirkpatrick 1989, Cheal 1993), 木本性の灌木の侵入によって在来草原が低木林へ推移する事例など (Hodgkinson and Harrington 1985, Williams 1990, Wondzell and Ludwig 1995), さまざまなプロセスがみられる。バイオームレベルでの変化が生じると, 牧養力はさらに低下する。草原が低木林に推移する場合でも, 優占する低木種は一般に家畜の嗜好性が低く (Dyksterhuis 1949, Wilson 1990), また熱帯域では有刺低木林 (thorn scrub) となることが多い。

一方、土地荒廃は上述したように、植生・土壌・地形等の各自然因子の相互作用による環境変化プロセスであることから、植生変化と各種環境要因との関連性に関する研究もみられる（たとえば Pandey and Singh 1991, Wondzell and Ludwig 1995）。さらに、乾燥・半乾燥地域の気候的特性に着目して、降水量の変動や乾湿傾度が植生変化に及ぼす影響などについても研究がなされている（Hoffman and Cowling 1990, Chambers and Norton 1993, Steenekamp and Bosch 1995）。

こうした研究成果から、過放牧による土地荒廃に関する概念的モデルが、南アフリカ（Bosch and Gauch 1991, Hoffman and Cowling 1990, Roux and Vorster 1983, Talbot 1961）、サヘル地域（Bremen and de Wit 1983, Le Houerou *et al.* 1988）、インド（Kaushalya 1992）、オーストラリア（Friedel *et al.* 1990）、南アメリカ（Schofield and Bucher 1986）、中国（Zhu *et al.* 1988a, Li 1991）などをはじめとして世界各地で提示されている。また、放牧地全般を対象としたモデルも検討されている（West 1993, Westoby *et al.* 1989, Milton *et al.* 1994）。これらをまとめると、土地荒廃のプロセスはおおよそ以下のように整理できる。まず、過度の放牧を行うことにより、現存量、植被率、群落高などの植物量が減少し、また家畜の選択的な喫食によって種組成に変化が生じる。また、踏みつけによって土壌の物理性が次第に悪化してくる。さらに過放牧の状態が続くと裸地が出現し、風食や水食による地形変化が加速的に進行していく。それにともない、表土も削剥されて生物生産力が低下あるいは消失する。こうしたプロセスは、門村（1985）も指摘したように、異常気象のような短期的な気象変動によって加速されることがある。

Milton *et al.* (1994) は、過放牧による土地荒廃プロセスを、4段階のステップワイズ型モデルで説明し、最終段階に至ると加速的な侵食が引き起こされ、その回復には長い期間と膨大なコストを要するようになると指摘している。武内・大森（1988）も同様に、オーストラリアにおける植生退行現象について考察し、土地ポテンシャルの程度如何で、 10^1 – 10^2 年オーダーで回復可能（可逆的）な遷移プロセスと、回復困難（不可逆的）な遷移プロセスに分かれることを指摘した。このように過放牧による土地荒廃は、ある段階までは種組成変化やバイオマス減少などを中心とした漸進的な変化過程を示すが、特定の地形営力が強化されると侵食をともなう急激な変化過程を示すといえる。

このことはまた、荒廃した土地の回復プロセスも、地形営力が強化される前と後で

は大きく異なることを示している。植生についていえば、荒廃地の回復プロセスは進行遷移のプロセスであるが、荒廃の程度によっては必ずしも逆行遷移と逆のプロセスをたどるとは限らない (Belsky 1986a; 1986b, Milchunas *et al.* 1990, Pandey and Singh 1991, Backeus *et al.* 1994, Pettit *et al.* 1995)。すなわち、地形営力が強化される前で土壌や埋土種子が残存していれば二次遷移のプロセスとなり、以前の植生の履歴がある程度反映されるが、加速的な侵食が生じた後では土壌の回復を伴う一次遷移的なプロセスをたどることが予想される。

Novikoff (1983) は過放牧に関連した砂漠化研究を展望するなかで、放牧圧と侵食プロセスとの関係を定量的に把握するとともに、加速的な侵食の発生を指標するような植生パラメータを明らかにする必要があることを強調した。したがって、土地荒廃のプロセスを把握する際には、地形営力が強化されるクリティカルな段階における植生・土壌・地形の状態及び放牧インパクトの程度を定量的・定性的に明らかにすることが重要である。また、荒廃の各段階からの回復プロセスも同時に把握しておくことは、土地荒廃のメカニズムを総合的に解明するうえで不可欠であるばかりでなく、荒廃地の修復を効果的かつ経済的に行う観点からも重要である。

2-4 研究の意義

(1) 土地荒廃研究の研究動向

以上のように、過放牧による土地荒廃のプロセス解明に際しては、これまでのように定性的な概念的モデルを提示するだけでなく、加速的な侵食の発生を中心とした退化・回復のサイクルのなかで、土地自然の変化と人為的インパクトとの関係を定性的かつ定量的に評価することが重要である。

一方、門村 (1991a) は、こうしたプロセス解明に関する研究を重視しつつも、土地荒廃研究の動向が、メカニズム解明から、持続的発展をターゲットとした、荒廃地の修復・発展のための方法論・技術論に中心テーマが移っていることを指摘している。すなわち、荒廃した地域では、土地荒廃を防止しつつ生産活動を継続していくために、緑化による荒廃防止や自然環境の再生のみならず、適正な土地利用コントロールに基づく新しい土地利用システムの確立が求められている。こうした持続可能な土地利用システムを構築するためにはまず、それを支える生態学的原理を明らかにする必要がある。とりわけ荒廃地においては、それぞれの地域での気候地形学的な背景にもとづ

く自然環境のポテンシャルを十分評価しておく必要がある(武内 1991; 1996)。

Novikoff (1983) は、砂漠化防止のための放牧地管理に向けて、以下の4つのステップによる研究・啓蒙活動が必要であるとしている。すなわち、①土地資源の把握 (Land inventory)、②放牧体系の構築 (Planning a grazing scheme)、③農民への啓蒙 (Demonstration to farmers)、④フォローアップ (Follow-up measures)、である。このうち、①は、上述の自然環境ポテンシャルの評価に対応するステップであり、具体的には加速的侵食を引き起こさないための牧養力の解明が求められる。また②のステップでは、①をふまえた持続的土地利用システムの構築、すなわち持続的な放牧管理技術の確立が求められる。

したがって、退行・回復プロセスの解明に際しても、土地ポテンシャルの評価および持続的土地利用の確立、といった方法論・技術論への展開を視野に入れたものでなければならない。

(2) 中国における過放牧による土地荒廃の現状と本研究の位置づけ

中国において、過放牧を要因とする土地荒廃が問題となっているのは、主として内蒙古を中心として東西に広がる乾燥・半乾燥地域の草原地帯である。降水量は東から西にいくほど少なくなり、内蒙古自治区の西端では草原の成立する限界の 150mm 以下となる。このうち、典型的なステップ (steppe) が形成されるのは、年降水量が 250mm ~ 400mm の中部地域で、中国では典型草原とよばれている。一方、これより降水量の少ない (150mm ~ 250mm) 西部地域に成立する草原は荒漠草原、降水量の多い (400mm ~ 500mm) 東部地域にみられる草原は草甸草原とよばれている。なお、同地域では 450mm ~ 550mm の降水量があれば、本来森林が成立可能とされている (内蒙古農業地理編集委員会 1982)。このように、この地域では主として乾湿傾度によって種組成、生産力等の異なるタイプの草原が成帯的に分布している (Zhu et al. 1985, 塩見・斉藤 1988, 西村 1988, 根本ほか 1989)。

近年、とくに 1950 年代以降、この地域一帯では人口増加にともない羊毛や肉生産の需要が高まったため、土地面積あたりの家畜の放牧頭数が上昇の一途をたどっている。その結果、放牧草原では過放牧の状態が続き、各地で土地・植生の退行が顕在化している。典型草原～草甸草原の代表種である *Stipa* spp. および *Aneurolepidium chinense* の優占する草原においても、バイオマスの減少や種組成の変化による植生退行が問題となっており、退行遷移系列や荒廃度の評価手法などが検討されている (Li 1989, 1991,

1993)。しかし、とくに加速的な侵食による土地荒廃が深刻な問題となっているのは、先に述べたように、非成帯的に分布する「砂地」とよばれる地域である。ここにみられる草原は、砂質堆積物を表層堆積物とする脆弱な立地に成立している。そのため、過放牧をはじめとする不適切な農業活動によって植生が破壊されると、この地域一帯に共通の強風という営力が加わり、固定されていた砂丘が再活動をはじめめる。さらに、年降水量の変動が大きいことも固定砂丘の活動化を促進させる要因となっている。

中国における砂漠化研究のセンターである中国科学院沙漠研究所では、朱震達教授を中心に、同地域のみならず、乾燥地域から半湿润地域にいたる地域での砂漠化の現状、原因、プロセスの解明に取り組んできた (Zhu *et al.* 1988a; 1988b, Liu *et al.* 1990, 朱・陳 1994)。とくに砂地における砂漠化については、砂漠化地図の作成による現状の把握が進められるとともに、植生・土壌・地形等の変化のプロセスとメカニズムに関する概念的モデルが提示されている (Zhu *et al.* 1988b, Liu *et al.* 1990)。

一方、砂丘の再活動が始ま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。そのため、土地荒廃研究においても、上述の基礎的研究と同時に、砂丘を固定するための技術開発が重要な課題とされてきた。中国ではこれまで、さまざまな緑化技術を駆使して砂丘固定をはじめとする土地荒廃防止事業に精力的に取り組む、多くの成果をあげてきた (たとえば Zhu *et al.* 1992, 前中・大窪 1993, 川鍋ほか 1996, Jiang and Kou 1995, 真木 1996)。UNCOD から 7 年後の 1984 年、UNEP が砂漠化の進行状況と砂漠化防止対策の実施状況をまとめた報告でも、中国・モンゴルの放牧地は、現状維持あるいは改善がみられる地域とされ、砂漠化防止の数少ない成功例として評価されている (UNEP 1984, 門村 1991b)。

しかしこうした努力にもかかわらず、Wang (1994) の報告によれば、中国北部において砂漠化した地域は依然として約 20 万 km^2 、また潜在的砂漠化地域として今後砂漠化の恐れのある地域は約 14 万 km^2 あり、2000 年までにさらに 4.5 万 km^2 が砂漠化すると予測されている。また、人口増加も当分続くと予測されていることから、土地に対する負荷はこれまで以上に大きくなると考えられている。

そこで中国でも、砂漠化防止対策として、緑化による砂漠の拡大防止のみならず、適正な土地利用コントロールに基づく持続的土地利用システムの確立が求められている (Liu *et al.* 1990)。しかしその試みはまだ緒についたばかりであり、放牧草原についても、持続的利用の基礎となる、気候地形学的な背景に基づく土地ポテンシャルの評

価は十分なされていないのが現状である。

本研究は、こうした背景のもと、過放牧にともなう砂丘の再活動化が問題となっている内蒙古自治区奈曼の草原を事例地域として、過放牧による土地・植生の退行および回復プロセスの解明を通して、同地域における土地ポテンシャルを評価し、持続的放牧利用のあり方を検討することを目的とする。

第3節 研究の方法と構成

本論文は、図1-2に示すように、本章を含む5つの章から構成される。本章では、土地荒廃に関わる諸概念を整理したうえで、土地荒廃の現状を概説し、中国における過放牧による土地荒廃プロセス解明の意義と本研究の位置づけを示した。第2章では事例地域の自然環境特性を広域的に把握したうえで、過放牧による土地荒廃が問題となる地域を抽出した。第3章および第4章では、第2章での結果にしたがって事例研究を行い、退行・回復に関する詳細なプロセスを検討した。第5章では、前章までの結果に基づき、退行・回復プロセスに関して総合的に考察するとともに、持続的土地利用にかかわる土地管理の指針を検討した。

第2章以降の各章の構成と主要な内容は以下のとおりである。

第2章は3節に分かれる。第1節では、対象地域としたカルチン砂地における土地荒廃の概要を述べた。同地域では、中国における砂漠化研究の中心である中国科学院沙漠研究所の研究ステーションが設置されており、砂丘固定に関わる緑化技術のみならず、砂漠化プロセスに関する基礎研究の蓄積も豊富である。そこでまず、既往成果から、過放牧による土地荒廃、とくに活動砂丘に至るプロセスの概要を整理した。そして、同地域の退行・回復プロセスをひとつのモデルで示すのには限界があり、立地単位ごとに詳細なプロセスを把握する必要があることを指摘した。

第2節では、事例地域として内蒙古自治区奈曼旗を対象に、植生を中心とする広域調査を行い、同地域における自然環境特性を把握した。その結果、同地域の立地タイプは、地形タイプを主体としつつ、植生、土壌のタイプを対応づけることにより区分する方法が有効であることを示した。

第3節では、詳細な退行・回復プロセスの解明が必要とされる立地タイプを検討し、主として地形タイプから、砂丘地を抽出した。とくに前者については、斜面の相対的



図 1-2 本論文の構成

Fig. 1-2 Flow of the study

位置のような微細な地形条件の違いに着目する必要がある点を指摘した。つぎに、回復・退行プロセスに関する研究方法を、遷移系列の把握という視点からそれぞれ検討した。その結果、回復プロセスについては共時的なアプローチが、また退行プロセスについては通時的なアプローチが有効であることを示した。とりわけ、これまで未解明であった退行プロセスと放牧インパクトの定量的関係を明らかにするためには、試験区を設定した通時的方法が不可欠であることを指摘した。

第3章では、砂丘地を対象として、放牧管理による土地・植生の詳細な回復プロセスを共時的方法によって把握した。すなわち、禁牧期間を含む放牧管理の履歴が明らかであり、かつ禁牧以前の状態が類似していたとされる複数の場所を調査したうえでそれらを相互に比較し、遷移系列を中心とする回復プロセスを推定するという方法を用いた。植生を対象とした回復のプロセスについてはこれまでも報告があるが、本章における研究の特徴は、植生のみならず、土壌変化等のプロセスも含めた土地・植生の回復過程を総合的に把握したという点である。

調査の結果、土壌の回復は、種組成による植生タイプの変化と対応していることを明らかにし、土地利用ポテンシャル回復の指標としては、植被率などの量的な変化よりも、種組成の変化が有効であることを示した。また、砂丘地では斜面の相対的位置によって回復のプロセスおよび速度が異なることを明らかにしたうえで、回復に要する時間を斜面の位置ごとに示した。

第4章では、小起伏砂丘を対象として行った、緬羊による放牧試験の結果を紹介した。本章の目的は、緬羊の過放牧にともなう土地・植生の詳細な退行プロセスを明らかにし、加速的な侵食を引き起こす段階での放牧インパクトを定量的に評価することにより、持続的放牧管理技術に向けての基礎データを得ることにある。ここでは、この目的を達成するため、放牧密度の異なる試験区を設定し、経時の変化をモニタリングするという通時的な方法を用いた。本章は2節に分かれる。

第1節ではまず、放牧試験の概要を述べるとともに、移動ケージ法による継続的な植生調査結果をもとに、家畜の生産に関連した植生の量的変化を経時的に解析した。生産量は、放牧草地における植物バイオマスの指標値であるとともに、適切な放牧経営・管理を行う際にも重要な情報となる。本試験を4年間継続して行った結果、6頭/haの放牧密度でもある程度の生産量が維持されており、バイオマス生産の急激な低下、という現象は確認されなかった。しかし、生産された植物バイオマスの構成を詳細に

みると、一年生植物や低飼料価草種の増加など、さまざまな質的变化が認められた。またそうした変化は、試験年数の経過にともない急速に生じる場合があることも確認された。さらに、生産量の質的变化は、綿羊の消費量や生産性にも重大な影響を及ぼしていることを明らかにした。

第2節では、トランセクト法による詳細な植生、地形、土壌調査に基づき、放牧活動による土地・植生の総合的な退行プロセスを明らかにした。本節ではとくに、微地形条件の違いに着目して、植生被覆の量および、土壌・地形の変化を微地形タイプごとに解析した。その結果、小起伏砂丘のなかでも平坦部では放牧密度の増加にともなって土壌のち密化が進行するが、踏圧耐性種が表層を被覆するため、風食の影響がある程度抑制されることを指摘した。しかし、土壌のち密化がさらに高まると植生被覆量が急激に低下し、また一年生植物の割合が増加するため、風食の危険性が高まると推察した。一方小丘部では、土壌のち密化が平坦部ほどは進まず、むしろ表層の攪乱によって、より低い放牧密度でも裸地化が進行するとともに、さらに放牧密度が高まると、風食による侵食活動が顕在化することを実験的に明らかにした。また種組成についても、こうした退行プロセスの違いに対応して、平坦部では土壌のち密化、小丘部では表層の不安定化を指標する種組成の変化がそれぞれみられることを指摘した。

第5章では、前章までの結果をふまえ、退行・回復プロセスおよび土地管理のあり方に関して総合的な考察を行った。第1節ではまず、カルチン砂地における放牧活動にともなう土地・植生の退行プロセスおよび、放牧管理による回復プロセスの特徴を、他の地域と比較しつつ考察した。その結果、退行プロセスは微細な地形条件によって異なり、それらは各地形タイプのもつ受食性の一般的特性、過去の砂丘活動の履歴、放牧という土地利用の履歴を大きく反映していることを示した。また、回復プロセスは退行プロセスと密接に関連しており、表層土壌および埋土種子の残存程度によって大きく異なることを示した。さらに、植生変化が退行・回復プロセスを総合的に反映する指標として有効であることを指摘した。つぎに、本研究で明らかになった退行・回復プロセスの一般性を考える際の視点と問題点について、空間スケールおよび時間スケールの両面から検討した。

第2節ではまず、既往研究との比較を通して放牧草地としてのカルチン砂地の特性について考察し、同地域における潜在的な植物バイオマス生産力は決して低くないこと、微細な地形条件に応じて、高い放牧圧が許容できる草地タイプと、低い放牧圧に

とどめておくべき草地タイプが配列されていることを指摘した。つぎに、家畜生産および土地荒廃防止の両面から、適正放牧密度について検討した。

第3節では、土地荒廃に関わる社会的背景を土地利用の変遷という側面から整理し、今後の土地管理の課題を展望した。そのうえで、本研究で明らかになったカルチン砂地の自然環境特性に基づいて、生態学的原理をふまえた土地管理のあり方について検討し、立地特性をふまえた土地管理の重要性を指摘したうえで、ミクロなゾーニングによる土地利用コントロール、ローテーション利用による草地生産性の維持、指標植物の利用による土地利用可能性の評価などの指針を提案した。

なお、本論文における植物の同定および学名の記載については、中国科学院蘭州沙漠研究所編（1985；1987；1992）にしたがったが、日本と共通する種の一部については、大井・北川（1983）も参考にした。

第2章 カルチン砂地における自然環境特性と土地荒廃プロセス

第1章で述べたように、中国において過放牧による土地荒廃が顕著に現れているのは、乾燥・半乾燥地域の草原地帯のなかでも、砂地とよばれる地域においてである。本研究では、対象地域としてカルチン砂地を選定し、そのなかでも砂漠化の進行が最も著しいとされている内蒙古自治区奈曼旗を事例地域とした。本章では、事例地域である奈曼の土地自然特性を、植生を中心として把握したうえで、過放牧による土地荒廃がとくに問題となる立地タイプを抽出することを目的とする。第1節ではまず、カルチン砂地の概要を述べ、これまで明らかにされている同地域での土地荒廃プロセスを文献によって把握した。第2節では、奈曼旗全域を対象とした植生調査により、広域的な自然環境特性を把握した。第3節では、前節までの結果をふまえ、詳細な退化・回復プロセスの解明が必要とされる立地タイプを抽出した。

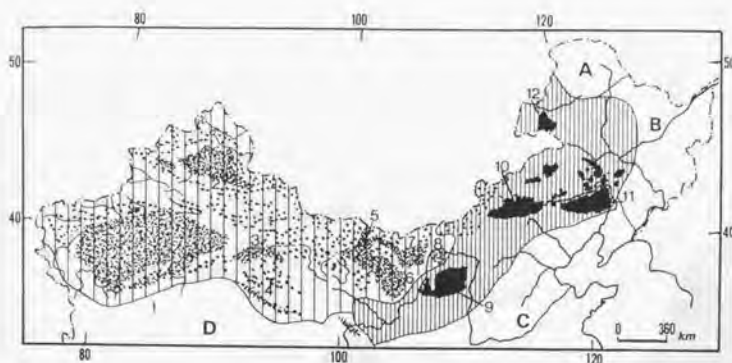
第1節 カルチン砂地の概要および土地荒廃研究の現状

1-1 カルチン砂地の概要および環境変遷史

(1) カルチン砂地の概要

中国北東部の乾燥・半乾燥地域では、北から西へホロンバイル、シリングル、ウランチャブ、バヤンノール、アラシャンと続く標高 1,000~1,500m の高原地帯を中心として、広大な草原地帯が形成されている（図 2-1）。この地域の気候的な特徴は、第1章で述べたように、東西の乾湿傾度によって代表され、年降水量 500mm 前後の東部から同 150mm 以下の西部にかけて、成帯性の植生・土壌がみられる。一方、この草原地帯のなかには、ホロンバイル砂地、カルチン砂地、オチンダグ砂地、ムウス砂地などの「砂地」とよばれる地域が分布する（図 2-1）。これら砂地で共通することは、砂質の堆積物がさまざまなプロセスによって形成され、風積砂土の供給源として堆積しているという点である。

本研究で対象とするカルチン砂地は、上述の草原地帯の東部（東経 $118^{\circ} 30'$ ~ $123^{\circ} 30'$ 、北緯 $42^{\circ} 20'$ ~ $44^{\circ} 20'$ ）に位置する、面積約 4.3 万 km^2 の地域である（図 2-2）。ここは、西遼河に沿って広がる平原地帯を中心とする地域で、西部は内



Desert type

- Rock or Gravel Desert (Gobi)
- Sand desert
- Sandy land

Vegetation type

- Temperate steppe
- Temperate desert
- A. Subarctic coniferous forest
- B. Temperate mixed forest
- C. Cool temperate deciduous forest
- D. Cold desert

- 1. Taklimalan Desert
- 2. Gurbang Tunggut Desert
- 3. Kumtag Desert
- 4. Deserts in Qaidam Basin
- 5. Badain Juran Desert
- 6. Tengger Desert
- 7. Ulan Buh Desert
- 8. Qubqi Desert
- 9. Mu Us Sandy land
- 10. Otindag Sandy land
- 11. Kerqin Sandy land
- 12. Hulun Buir Sandyland

図 2-1 中国北部地域における草原と砂地の分布 (Zhu *et al.* 1988a, 中国植被編集委員会 1980 をもとに作成)

Fig 2-1 Distribution of grasslands and sandy lands in north China (adapted from Zhu *et al.* 1988a and Editorial board of Vegetation in China 1980)

蒙古高原の東端となる大興安嶺山脈を境界とし、南部は黄土丘陵と接している。

ここに分布する植生は、後述する乾燥地形が植物の被覆および土壌生成作用によって固定されて成立した植生である。

年降水量は 350mm～500mm と比較的多いが、その大半は夏季に集中している。また、年変動が大きいことも特徴としてあげられる。一方、年平均気温は 6℃前後であり、内蒙古高原の典型的な草原地帯よりもかなり高い。そのため、*Pennisetum centrasiaticum* のような熱帯起源の種も優占種のひとつとして分布が可能となっている。原植生は、

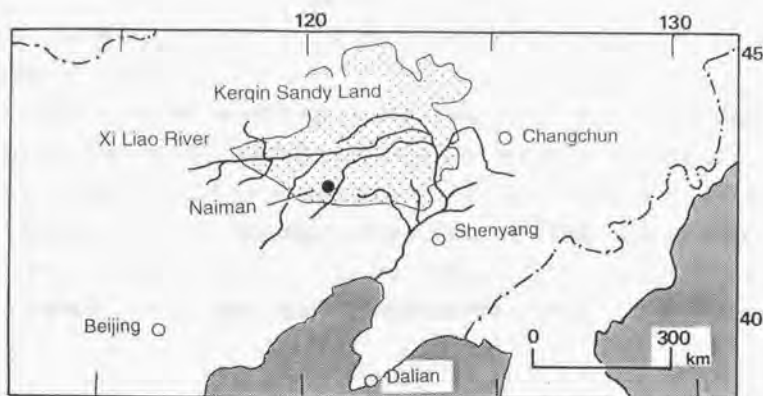


図 2-2 カルチン砂地および事例地域（内蒙古自治区奈曼旗）の位置図

Fig. 2-2 Location map of Kerqin Sandy Land and study area (Naiman county, Inner Mongolia)

Ulmus pumila, *Quercus mongolica*, *Pinus tabulaeformis*などを主体とするウッドランドであったとされている (Zhu *et al.* 1988b, Liu *et al.* 1990, Takeuchi *et al.* 1995)。

さらに、この地域を特徴づける気候的特性として、上述した春先の強風があげられる。すなわち、この時期には、砂が移動を開始するとされる 5m/秒以上の北西季節風の発生頻度が高く、これがいわゆる砂漠化を進行させる主要な営力となっている。

(2) カルチン砂地における地形形成プロセスおよび環境変遷史

カルチン砂地の地形形成史については、Zhu *et al.* (1988b), Jakel and Wagner (1993), Wagner (1994) などに詳しい記載があるので、以下にその概要を述べる。西遼河平原は本来、晩第三紀初期に形成された新断層盆地であり、第四紀に堆積した砂質の湖沼堆積物が表層堆積物となっている。完新世の乾燥気候期に入ると、河川の侵食作用によってこうした堆積物が 10~12m の深さに刻まれると同時に、地下水位の低下によって表層の乾燥化が進んだ。これに西~北西の卓越風による営力が加わり、活動砂丘をはじめとするさまざまな乾燥地形が次第に形成されるようになった。典型的な地形としては、風による侵食を受けた地域では、ヤルダン (yardang) や放物線型砂丘 (parabolic dune) の形成が、また風によって運搬された細粒物質が堆積する地域ではバルハン砂丘 (barchan dune, or barchanoid dune) の形成がみられる。一方、同地域

にみられる河川の多くは沼沢地や氾濫原のような低地部に浸透し、シルトや粘土を主体とする細粒物質の堆積により、地下水位の季節変動の大きい、いわばブラヤ (playa) 状の地形も形成された。

したがって、同地域にみられる現在の地表面は基本的には、風による侵食・運搬・堆積による作用とともに、沖積作用によって形成された地形を反映しているといえる。

カルチン砂地における土地利用の歴史は古く、ほぼ5,000年にわたって今日まで絶えず人間活動の影響を受け、植生破壊による砂丘活動と、植生回復による砂丘固定のサイクルを繰り返してきた(図2-3)。Liu *et al.* (1990) は、カルチン砂地の砂丘における表層堆積物について、層位、花粉分析、考古学的情報など調査し、人間活動開始以

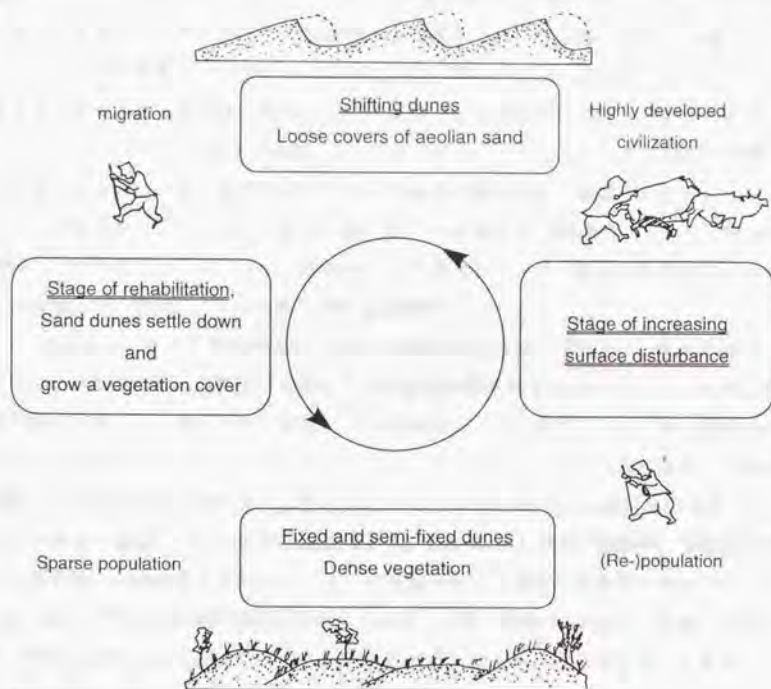


図2-3 カルチン砂地における人間活動と砂丘活動の歴史 (Wagner 1994)

Fig. 2-3 Cyclic changes between human and sand dune activities in Kerqin Sandy Land (Wagner 1994)

来の環境変遷史を表 2-1 のようにまとめた。それによれば、砂丘活動の歴史はこれまで 3 つの周期が確認され、それぞれが人間活動および気候変動の周期と対応しているとされる。

最初の周期は、カルチン砂地で人間活動が開始された新石器時代（紀元前 3,000 年頃）から始まる。この頃は原始農耕および牧畜による緩やかな土地利用がなされており、土壌層が形成された時期である。その後、青銅器時代を経て、秦、漢の時代になると農耕技術が発達し、土地に対するインパクトが強まったため、最初の砂丘活動期を迎えた。

漢の後、カルチン砂地ではさまざまな王朝に支配されるが、その間、土地利用は牧畜を中心とする形態へと変化した。契丹による遼王朝設立以前の 6~7 世紀には、すでに植生が回復しており、発達した牧畜業が営まれていたことが歴史資料に記載されている。この時期が第 2 の周期における土壌生成の時期である。遼王朝期になると、政府は漢民族を多数入植させ、牧畜のほか農地開墾を積極的に推進した。その結果、10 世紀中期には多くの地区が耕地として利用されることとなった。この時代の遺跡から発掘される多数の鉄製農具等は、当時の大規模な開墾状況を物語っている。しかしそうした耕地としての土地利用は長く続かず、12 世紀の金の時代にはすでに、肥沃度が著しく低下するとともに砂丘の活動が再び活発化したため、耕地を放棄せざるを得ない状況になっている。これが第 2 の砂丘活動期とされている。

13 世紀以降、元および明の時代になると政治の中心は南へ移動し、それにともなうてカルチン砂地では、再び蒙古民族による牧畜業が営まれるようになった。17 世紀の清の時代初期には、歴史資料の記載に『林が成長し、草は豊富で、…生活、宿泊共によく、…毎年千万もの人々が馬、ラクダ、牛、羊を飼っている…（長林豊草、…訛寝咸宜、…凡馬駝牛羊之滋息者千万計…）』とあるように、豊かな放牧草地在回復した。これが第 3 の周期における土壌生成期である。しかし、18 世紀中期以降、清政府の進めた漢民族の入植政策によって、こうした草地は再び大規模に耕地化されることとなった。現在の内蒙古自治区奈曼旗を例にとれば、入植・開墾は 1767 年に南部より始まり、清時代末期には北部まで拡大した。その結果、固定砂丘は再び活動化を始め、それまでの草地景観は、耕地、牧草地、活動砂丘などが混在する景観へと変貌した。

以上の長期的なサイクルでみれば、現在は、18 世紀以降継続している第 3 の砂丘活動期に位置づけられる。しかし、現在の活動砂丘を中心とした景観は、1950 年代以降

表 2-1 カルチン砂地における砂丘活動史 (Liu *et al.* 1990)Table 2-1 Successive periods in the process of sand dune mobilization and restoration in Kerqin Sandy Land (Liu *et al.* 1990)

events	1. Period of fixed		2. Period of shifting		2. Period of fixed		3. Period of shifting		3. Period of fixed		3. Period of shifting	
	aeolian sands	ancient soil layer	aeolian sands	layer of aeolian sand	aeolian sands	ancient soil layer	aeolian sands	layer of aeolian sand	aeolian sands	ancient soil layer	aeolian sands	layer of aeolian sand
representative stratum in the dune section												
thickness of the stratum	0.48		1.53		0.42		0.73		0.28		0.35 - 5	
time limits	3100 - 2850 B.C.	2850 B.C.-625 A.D.			625 - 825		825 - 1300		1300 - 1700		1700 - today	
climatical situation	warm, semiarid	cold, arid	warm, semiarid		warm, semiarid		cold, arid		warm, semiarid		arid	
dominating landform	fixed and semifixed dunes	loose covers of aeolian sand	fixed and semifixed dunes		fixed and semifixed dunes		loose covers of aeolian sand		fixed and semifixed dunes		current aeolian landforms	
gained height of the dune (m)		2.01					3.16				5 - 6	
agricultural activities	animal husbandry and farming	farming and animal husbandry	animal husbandry		animal husbandry		farming		animal husbandry dominated		farming and animal husbandry	
I. cycle			II. cycle			III. cycle						

の、急速な人口増加とそれにとまなう人為的インパクトの増大による影響が大きいとされる。たとえば、カルチン砂地の中心に位置する哲里木盟では、1980年代初めの綿羊1頭あたりの草地占有面積は1950年代初めのわずか5分の1以下に減少している(図2-4)。戦後のこうした急激なインパクトの増大が、固定砂丘の再活動に再び拍車をかけることとなったといえる。



図2-4 哲里木盟における人口密度、1人あたり平均耕地面積と綿羊1頭あたりの草地占有面積の推移 (Zhu *et al.* 1988a)

Fig. 2-4 Changes in population density, area of arable land for each person and area of grassland for each sheep unit in Jirem prefecture (Zhu *et al.* 1988a)

1-2 カルチン砂地における過放牧にかかわる土地荒廃研究の現状

カルチン砂地ではこれまで、中国科学院沙漠研究所の研究ステーション(奈曼沙漠化研究站)を中心として、砂丘固定・緑化事業および砂漠化研究が進められてきた。過放牧による土地荒廃についても、活動砂丘化の進行にとまなう植生・土壌・地形等の変化のプロセスが詳細に把握されている (Zhu *et al.* 1988a; 1988b, Liu *et al.* 1990; 1994, Xu *et al.* 1994)。

まず、植生については、場所によって多少の差異はあるものの、おおよそ以下のような変化を示す。砂丘が完全に固定されており、禁牧あるいはごく軽度の放牧であれ

ば、上述した木本植物および多年生のイネ科植物によるウッドランドが成立するが、放牧圧の増加にともない、キク科ヨモギ属やマメ科の灌木を中心とする群落へと変化し、次第にヨモギ属の割合が増加する。さらに放牧圧が高まると、一年生のイネ科植物やアカザ科が侵入し、最終的には一部のアカザ科の短命植物のみがわずかに分布するのみとなる。このような変化にともない、植被率、群落高や現存量なども減少するが、具体的な数字については表 2-2 に示したとおりである。

表 2-2 放牧圧の増大にともなう植生・土壌・地形の変化 (Zhu *et al.* 1988b, Liu *et al.* 1990; 1994 をもとに作成)

Table 2-2 General processes of degradation of vegetation, soil and land form caused by grazing activity (adapted from Zhu *et al.* 1988b, Liu *et al.* 1990; 1994)

Degree of grazing pressure	Moderate grazing	Slight overgrazing	Medium overgrazing	Severe overgrazing	Extreme overgrazing
Degree of degradation	(Normal pasture)	Slight	Medium	Severe	Extreme
Vegetation					
Vegetation type	Open forest steppe		Shrub steppe		Psammophytic vegetation
Dominant or characteristic species	tree	shrub	perennial herbage	<i>Artemisia</i> spp.	psammophyte
Strata	4	3	3-2	3-2	1
Coverage (%)	> 80 - 60	> 50	50 - 25	30 - 10	10 - 5 >
Folage production (f.w.; kg/ha)	5000 >	4000 >	3000 >	1500 >	750 >
Soil property					
Content of silt and clay (%)	> 10	- 10 -	- 5 -	3 - 2	1 >
Content of organic matter (%)	> 1	- 1 -	- 0.4 -	- 0.3 -	0.1 >
Landform					
Type of dune	fixed dune	fixed dune	semi-fixed dune	semi-shifting dune	shifting dune
Area of shifting dune (%)	0	10 - 20	10 - 50	20 - 70	50 - 70 <

また、土壌についても、粒径組成、有機物含量や多量・微量元素等の土壌養分など、さまざまな土壌特性の変化が把握されている。このなかで、粒径についてはシルト以下の細粒物質の割合が、土壌養分については有機物含量の値が、それぞれ放牧にともなう土壌変化の代表的な指標として用いられている。すなわち、砂丘が固定されている初期の段階では、前者が10%、後者が1%程度含まれているが、活動砂丘化すると、それぞれ、1%以下、0.1%以下にまで減少する（表2-2）。

過放牧にともなう地形変化のプロセスは、砂丘タイプの変化として整理されている。すなわち、活動砂丘化した部分の割合を指標として、固定砂丘、半固定砂丘、半活動砂丘、活動砂丘に分類されている。これらのタイプを上述の植生・土壌の変化と対応づけることによって、総合的な土地・植生の退行プロセスがまとめられている（表2-2）。

これに対し、回復のプロセスについては、固砂植物の植栽による植生回復効果など、緑化技術を用いた人工的な回復プロセスを中心に詳しい記述がなされている。しかし、自然の回復プロセスに関しては、概念的モデルによって退行と逆のプロセスが示されるにとどまっておき、詳細な調査に基づいた検討がなされているとはいえない。

一方、川鍋ほか（1996）は、カルチン砂地における新しい緑化技術を紹介した報告のなかで、同地域の地形をいくつかのタイプに分け、地形タイプによって適切な緑化の方式が異なることを示した。このことは、土地ポテンシャルや退行・回復のプロセスも地形タイプによって異なることを示唆している。上述の砂丘における退行・回復プロセスのなかでも、乾性植物を中心とした植生動態のなかに *Aneurolepidium chinense* のような、やや湿性の立地に分布する種（Li 1991）も含まれているなど、いくつかの矛盾が指摘できる。

以上のように、カルチン砂地の退行・回復プロセスをひとつのモデルで示すのには限界があると思われる。したがって、詳細な土地評価に基づいた、きめ細かな土地利用や荒廃地の修復を行うためには、地形タイプに代表される立地単位ごとにプロセスを把握する必要がある。

そこで次節以降では本節での結果をふまえ、事例地域として内蒙古自治区奈曼旗を対象に植生を中心とする広域調査を行い、同地域における自然環境特性を把握したうえで、土地荒廃の詳細なプロセス解明が必要とされる立地タイプの抽出を試みる。

第2節 カルチン砂地における自然環境特性

2-1 調査対象地域（内蒙古自治区奈曼旗）の概要

調査地として選定した内蒙古自治区哲里木盟（Jirem prefecture）奈曼旗（Naiman county）は、北京の北東約 500km、カルチン砂地の南部に位置する（図 2-5）。奈曼旗の南部は、標高 500m～700m の黄土丘陵に含まれるが、中部～北部にかけては、北西部を流れる西遼河沿いの平原が広がり、標高 200～300m のほぼ平坦な地形となっている。

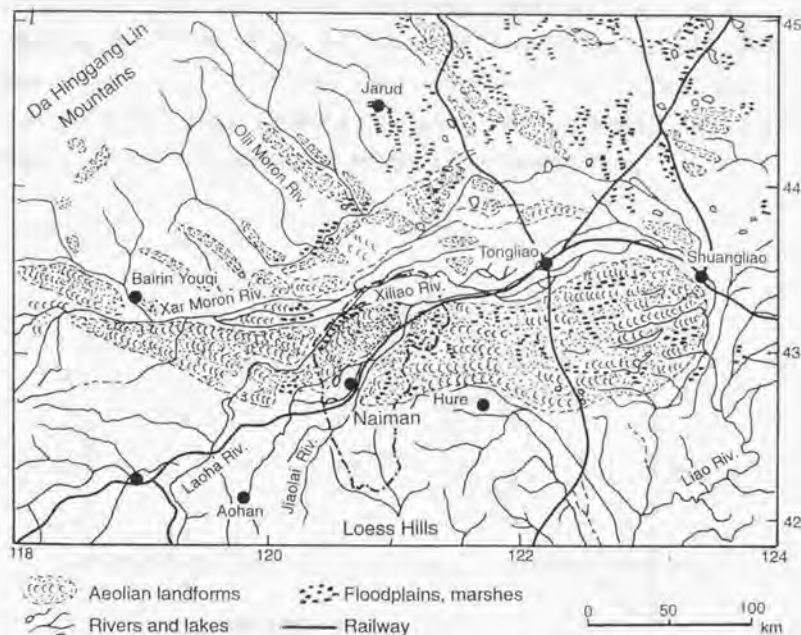


図 2-5 カルチン砂地および奈曼旗の地形概要図 (Zhu *et al.* 1988b, Wagner 1994 をもとに作成)

Fig. 2-5 Topographical map of Kerqin Sandy Land (adapted from Zhu *et al.* 1988b, Wagner 1994)

奈曼旗の人口は 37.4 万人であるが、そのうち 33.8 万人が農業に従事している。また面積 82.0 万 ha のうち、耕地が 10.5 万 ha であるのに対し、草地が 54.7 万 ha（うち利用可能草地 43.3 万 ha）であり、放牧中心の土地利用がなされている（高・魏 1994）。しかし最近では、耕地の開墾も急速に進んでいる。

年平均気温は 6~7℃、年降水量は約 370mm であるが、降水量の 70% は 6~9 月の夏季に集中している（図 2-6）。また春先には、上述した北西季節風の発生頻度が高くなる。Thornthwaite（1948）にしたがって、奈曼地域における蒸発散位の年合計値（annual potential evapotranspiration = PET）、湿潤係数（Humidity Index = I_h ）、乾燥係数（Aridity Index = I_a ）、湿潤指数（Moisture Index = I_m ）を計算した結果、PET = 66.6、 $I_h = 1.4$ 、 $I_a = 32.1$ 、 $I_m = -17.8$ となり、Thornthwaite の気候分類によれば同地域は温帯（Methothermal; B₁'）乾性半湿潤（Dry subhumid; C₁）地域に含まれる。また Aridity Index (P/PET; UNEP 1992) を計算した結果、P/PET = 0.56 となり、UNEP (1992) による乾燥地域区分でも乾性半湿潤地域となった。したがって、同地域は、乾燥気候が卓越しているものの、水分条件には比較的恵まれている地域といえる。

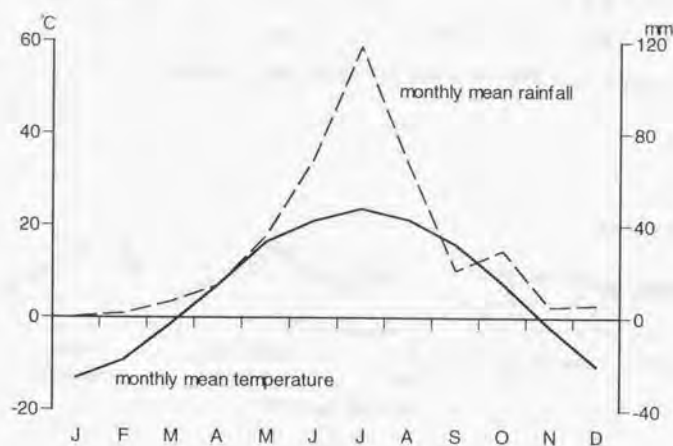


図 2-6 奈曼旗における月別平均気温および降水量

Fig. 2-6 Monthly mean temperature and rainfall in Naiman county

Zhu *et al.* (1988a) によれば、奈曼旗はカルチン砂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。また、北京から通遼へ鉄道を敷設する際、砂の移動による線路の埋没が問題となった。そのため、上述した中国科学院沙漠研究所のステーション（奈曼沙漠化研究站）が設立され、同地域の砂漠化研究ならびに砂丘固定事業が進められてきた。

2-2 調査地区の選定および調査方法

(1) 調査地区の選定

カルチン砂地の地形は、砂丘 (sand dune) によって代表されるが、これは砂丘活動の程度に応じて上述したように、活動砂丘 (shifting sand dune; 中国では流動砂丘とよばれる)、半活動砂丘 (semi-shifting sand dune; 中国では半流動砂丘とよばれる)、固定砂丘 (fixed sand dune) などに区分されている。また固定砂丘のうち、とくに起伏の緩やかな平坦面は平砂地 (flat sandy land) あるいは緩平砂地と呼ばれる。

一方、同地域では比較的地下水位が高いため、砂の堆積状況のほかにも水分条件の差異によって、特徴的な地形タイプがいくつかみられる。砂丘の間には通常、規模は小さいが湿性の凹地が、砂丘と連続して分布している。これらは丘間低地 (interdune depression) と呼ばれ、雨季には沼沢地となることが多い。また、同様に地下水位が高いが、起伏の小さい平坦面が大規模に形成される場所は、低平地 (lowland) と呼ばれる (図 2-7)。

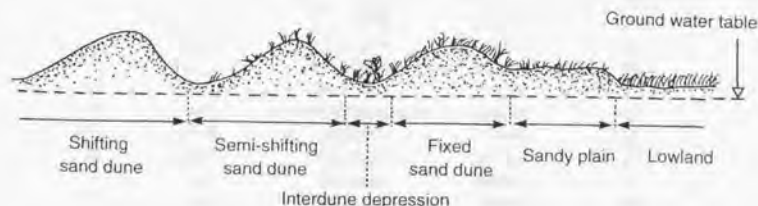


図 2-7 カルチン砂地南部における地形タイプ模式図 (川鍋ほか 1996 を一部改変)

Fig. 2-7 Illustration of land form types in southern part of Kerqin Sandy Land (adapted from Kawanabe *et al.* 1996)

本調査では、砂地に含まれる上記の地形タイプを対象とし、さらに、砂地全体との比較のため、黄土丘陵の範囲も加えて調査を行うこととした。なお、平砂地・緩平砂地については、一般的な地形学用語ではないものの、砂地を特徴づける地形タイプのひとつであるので、ここでは他の砂丘とは区別して解析を行ったうえで、地形学上の位置づけについて考察することとする。

(2) 調査および解析方法

現地調査は、1993年～1995年の9月上旬に行った。まず、奈曼旗のほぼ全域を踏査し、地形タイプの分布および土地利用の状況を把握したうえで、各地形タイプを代表すると考えられた12地区を選定した。表2-3に調査地区の概要を示した。これらの内訳は、黄土丘陵が2地区、砂丘が2地区、丘間低地が1地区、低平地が4地区、平砂地が3地区である。各地区の土地利用は、低平地の2地点で採草地として利用されていたほかは、すべて放牧草地であった。つぎに、各地区ごとに1m×1mのコドラートを10～25ヶ所設置し、植生調査を行った。調査項目は、植被率(%)、群落高(cm)、全出現種の被度(%)および自然高(cm)である。植生調査によって得られたデータについては、プログラム COMPOSE (Mohler 1987) によって Cornell Ecology Program Series フォーマットのデータセットを作成したうえで、プログラム TWINSpan を用いた Two-way indicator species analysis (TWINSpan; Hill 1979a) による分類および、プログラム DECORANA を用いた Detrended correspondence analysis (DCA; Hill 1979b)

表 2-3 調査地区の概要

Table 2-3 List of the survey sites

Site	Location	Landform unit	Land use	No. of quadrats
A	south	loess hills	grazed	10
B	south	loess hills	grazed	10
C	center	sand dune	grazed	25
D	center	sand dune	grazed	15
E	center	interdune depression	grazed	12
G	north	lowland	mown	10
H	north	lowland	grazed	15
I	center	lowland	mown	12
J	center	lowland	grazed	10
K	center	flat sandy land	grazed	24
L	south	flat sandy land	grazed	10
M	south	flat sandy land	grazed	10

による序列化を行った。TWINSPAN は、区分種を利用して二分割によってサンプルを階層的に分類する手法であり、種の出現量の程度を加味するために、pseudospecies と呼ばれる、出現度によって数段階の階級値をとる変数が用いられる。一方 DCA は、反復平均法を改良した序列化手法である。ここでは、各出現種の被度データを用い、プログラムの既定値にしたがって 2, 5, 10, 20 (%) で区切ったうえで、1~5 の階級に変換した値を解析に供した。なお、解析には 5 回以上出現した種のみを対象とした。このようなデータの前処理は、種組成の変化に関する主要な情報を損なわずに分析を容易にするものとされている (Orlaci and Mikkatu 1973, 加藤ほか 1995)。

TWINSPAN によって得られたスタンド群については、上述の地形タイプや土地利用、さらに土壌タイプ (Shirato *et al.* 1997) と対応させることにより、種組成に基づくグループを抽出した。また、DCA の結果をもとに、各グループを特徴づける環境要因を推定するとともに、グループ間相互の関連性を把握した。以上の結果に基づき、各グループの特徴を立地特性と関連づけて検討した。

なお、土壌分類については谷山 (未発表) を参考にし、USDA の Soil Taxonomy (Soil Survey Staff 1994) および、ISSS ほかによる World Reference Base for Soil Resources (WRB; ISSS *et al.* 1994) を併記することとした。

2-3 結果および考察

(1) TWINSPAN 分類

植生調査地点は、黄土地 20 地点、砂丘 40 地点、丘間低地 12 地点、低平地 47 地点 (うち採草地 22 地点)、平砂地 44 地点であり、合計 163 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 125 種であり、このうち 5 ヶ所以上のコドラートで出現した種は 71 種であった。

まず、全サンプルを TWINSPAN によって分類した。ここでは、各分割での固有値が 0.45 以下になるまで分割を繰り返した。その結果、サンプルは第 2 および第 3 段階まで分割され、結果的に 5 タイプのスタンド群に区分された。図 2-8 に分割過程および各分割に使用された pseudospecies を示した。また、表 2-4 に、5 つのスタンド群における種の出現傾向および地形・土地利用タイプごとの出現割合を示した。表中の階級値は、区分されたスタンド群での平均値を上述の階級値に変換したものである。

第 1 分割ではまず、*Phragmites australis*, *Carex duriuscula*, *Puccinellia macranthera* な

どの湿生植物によって区分されるスタンド群 (1P) と、*Setaria viridis* によって区分されるスタンド群 (1N) とに分割された。前者は、低平地や丘間低地など、湿潤な地形タイプのコードラートに、後者はそれ以外のコードラートにそれぞれ対応していた。したがって、第1分割では、水分条件が最も重要な環境要因と考えられる。

第2分割では、1Pは主として土地利用形態によって区分され、*Inula salicina* を区分種とするスタンド群は採草地に、*Carex duriuscula* を区分種とするスタンド群は放牧地におおむね対応していた。一方、1Nはマクロな地形区分と対応して、*Thymus mongolicus* の存在で区分される黄土丘陵のスタンド群 (2N) と、それを含まない砂地のスタンド群 (2P) に分割された。

第3分割は、固有値が 0.512 を示した 2P についてのみ行った結果、ここでは砂地内の地形タイプにはほぼ対応して、*Digitaria ciliaris* を区分種とする平砂地のスタンド群 (5N) と、砂丘のスタンド群 (5P) に分割された。

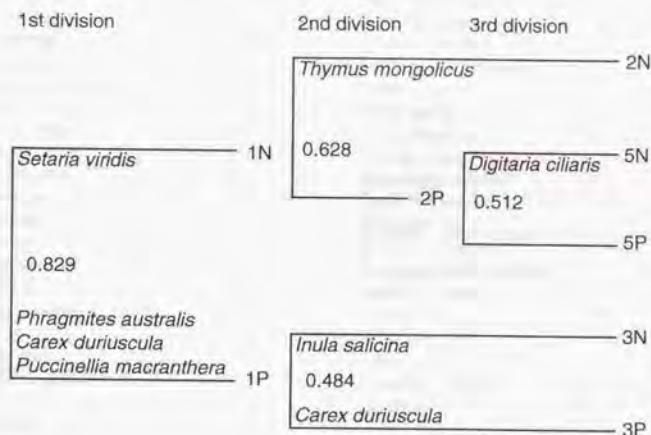


図 2-8 TWINSpan による分割過程と分割に使用された区分種 (pseudospecies)
図中の数字は固有値を示す

Fig. 2-8 Dendrogram of TWINSpan classification and pseudospecies at each division level. Numerals show eigen values.

表2-4 TWINSpan によって区分されたスタンダード群における種の出現傾向および地形・土地利用タイプごとの出現割合

Table 2-4 Species composition, percentage of the number of quadrats included in six types of land form and land use, mean vegetation cover and height in each stand group classified by TWINSpan

Species	2N	5N	5P	3N	3P	Species	2N	5N	5P	3N	3P
<i>Agriophyllum squarrosum</i>	-	1	3	-	-	<i>Lactuca tatarica</i>	-	-	-	1	1
<i>Artemisia halodendron</i>	-	1	4	1	-	<i>Polygonum hydropiper</i>	-	-	-	1	1
<i>Cynanchum thesioides</i>	-	1	1	-	-	<i>Artemisia gmelinii</i>	-	-	-	1	-
<i>Ferula bungeana</i>	-	1	1	-	-	<i>Calamagrostis epigeios</i>	-	-	2	4	1
<i>Inula salsoloides</i>	-	-	3	-	-	<i>Equisetum ramosissimum</i>	-	-	1	1	1
<i>Melissitus ruthenicus</i>	1	1	1	-	-	<i>Populus simonii</i>	-	1	1	1	-
<i>Corispermum macrocarpum</i>	-	1	1	-	-	<i>Salix gordejewii</i>	-	-	1	1	-
<i>Chloris virgata</i>	-	4	-	-	-	<i>Salix matsudana</i>	-	-	1	2	1
<i>Euphorbia esula</i>	-	1	1	-	-	<i>Inula salicina</i>	-	-	1	3	-
<i>Gaeldenstaedtia stenophylla</i>	-	1	1	-	-	<i>Melilotus suaveolens</i>	-	-	-	1	-
<i>Kummerowia stipulacea</i>	1	1	1	1	-	<i>Plantago depressa</i>	1	-	-	1	1
<i>Aristida adscensionis</i>	-	3	1	-	-	<i>Puccinellia macranthera</i>	-	-	-	4	1
<i>Salsola collina</i>	-	1	1	-	-	<i>Pycreus korshinskyi</i>	-	-	-	2	1
<i>Bassia dasyphylla</i>	-	1	1	-	-	<i>Typha minima</i>	-	-	-	4	1
<i>Convolvulus arvensis</i>	-	1	-	-	-	<i>Potentilla anserina</i>	-	-	-	1	1
<i>Digitaria ciliaris</i>	1	5	1	1	-	<i>Potentilla chinensis</i>	-	-	-	1	1
<i>Tragus mongolorum</i>	-	1	-	-	-	<i>Agropyron cristatum</i>	1	-	-	2	2
<i>Tribulus terrestris</i>	-	1	-	-	-	<i>Phragmites australis</i>	-	1	1	4	3
<i>Echinops gmelini</i>	-	1	-	-	-	<i>Suaeda corniculata</i>	-	-	-	1	1
<i>Eragrostis pilosa</i>	1	1	1	-	-	<i>Iris lactea var. chinensis</i>	-	-	-	-	2
<i>Pennisetum centrasiaticum</i>	-	1	-	-	-	<i>Kochia scoparia</i>	-	-	-	1	1
<i>Artemisia scoparia</i>	1	1	-	1	-	<i>Polygonum sibiricum</i>	-	-	-	-	1
<i>Euphorbia humifusa</i>	1	1	1	-	-	<i>Carex duriscula</i>	-	-	-	2	5
<i>Setaria viridis</i>	2	3	2	2	1	<i>Cyperis aculeata</i>	-	-	-	1	1
<i>Lespedeza davurica</i>	2	2	1	-	-	<i>Halerpestes ruthenica</i>	-	-	-	1	1
<i>Cleistogenes squarrosa</i>	2	1	-	-	-	<i>Triglochin palustre</i>	-	-	-	1	1
<i>Asparagus dauricus</i>	1	-	-	-	-	<i>Taraxacum sp.</i>	-	-	-	1	1
<i>Astragalus sp.</i>	1	-	-	-	-	Number of quadrats	20	48	42	24	29
<i>Glycyrrhiza uralensis</i>	1	1	-	-	-	Percentage of the number of quadrats included in					
<i>Gnaphalium sp.</i>	1	-	-	-	-	Loess hill*	12.3	0	0	0	0
<i>Heteropappus altaicus</i>	1	-	-	-	1	Flat sandy land*	0	27.0	0	0	0
<i>Oxytropis sp.</i>	1	-	-	-	-	Sand dune*	0	2.5	22.7	0	0
<i>Polygala tenuifolia</i>	1	-	-	-	-	Interdune depression*	0	0	3.1	3.7	0
<i>Polygonum divaricatum</i>	2	-	-	-	-	Lowland**	0	0	0	11.0	2.5
<i>Potentilla tanacetifolia</i>	1	-	-	-	-	Lowland*	0	0	0	0	15.3
<i>Stipa bungeana</i>	4	-	-	-	-						
<i>Thymus mongolicus</i>	5	-	-	-	-	Total cover (%)	76.3	65.7	41.9	87.7	49.9
<i>Artemisia frigida</i>	2	1	-	-	-	±	±	±	±	±	±
<i>Ilex chinensis</i>	1	1	1	1	-	standard deviation	14.8	17.4	27.5	12.9	29.4
<i>Xanthium sibiricum</i>	1	1	-	1	1						
<i>Aneurolepidium dasystachys</i>	1	1	-	-	1	Community height (cm)	46.5	31.8	55.3	105.2	42.9
<i>Saussurea amara</i>	1	1	-	1	1	±	±	±	±	±	±
<i>Chenopodium glaucum</i>	-	-	-	1	1	standard deviation	11.0	16.1	18.7	29.4	23.7
<i>Echinochloa crusgalli</i>	1	-	-	1	1						

*grazed, **mown

(2) DCA 序列化

つぎに、DCA 序列化法によって全サンプルを序列化し、1 軸と 2 軸の座標平面上に配列した。図 2-9 は、上述の TWINSpan によって得られた 5 グループごとにプロットした結果である。これを見ると、湿性の立地と対応した 3N および 3P のスタンド群は 1 軸上では他のサンプルとは離れて配列された。このことから、1 軸は土壌水分傾度を示す軸と解釈された。これは、TWINSpan 第 1 分割を規定する環境要因と一致する。一方、2 軸上では、黄土丘陵のスタンド群である 2N が他とは明瞭に分かれて配列された。したがって、2 軸は母材の違いを示す軸であると考えられた。

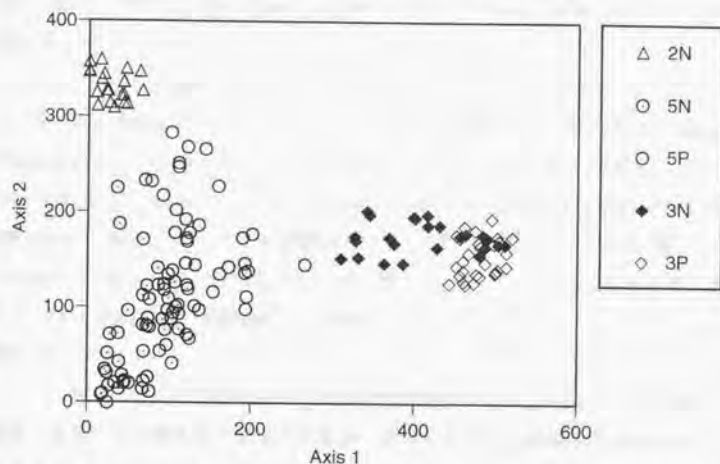


図 2-9 TWINSpan によって区分されたスタンド群ごとにみた DCA 序列化

Fig. 2-9 DCA ordination of standgroups classified by TWINSpan

(3) TWINSpan グループごとにみた地形・植生・土壌の特性

Shirato *et al.* (1997) は、同地域を対象に土壌調査を行い、土壌タイプの区分を行っている。そこで、以上の結果および Shirato *et al.* (1997) の結果に基づいて、上述の 5 つのグループごとに、地形、植生および土壌の特性を整理する。

① 2N タイプ

このタイプは、黄土丘陵にみられ、植生からは、上述の *Thymus mongolicus* および、*Stipa bungeana* の分布によって特徴づけられる。*Stipa spp.* は、黄土丘陵のみならず、内

蒙古高原における成帯性の植生を形成する優占種である。これらの種は、下記の砂地におけるタイプではまったく出現していない。

土壌は、薄い A 層とそれに続くレスの堆積物によって構成されており、粒径組成からみると、粗砂がまったく含まれおらず、主としてシルトおよび細砂からなる。表層は攪乱を受けており、同地域におけるレス堆積域の典型土壌である栗色土 (Chestnut soil, WRB では Eutric Regosol, Soil Taxonomy では Orthent に分類されるタイプ) の分布は確認されなかったものの (谷山, 未発表), 種組成および粒径組成からみて、同タイプは、明らかに以下の砂地のタイプと異なる特徴を示す。また、この地域では水食によるガリがみられることから、荒廃のプロセスも砂地とは異なると考えられる。

②5N タイプ

このタイプは、*Chloris virgata*, *Aristida adscensionis*, *Setaria viridis* といった一年生のイネ科植物の優占によって特徴づけられ、放牧の影響を受けて群落高は 30cm 前後と低く抑えられている。また土壌は、風積砂土 (Aeolian sandy soil) である。これは WRB では Haplic Arenosols あるいは Calcaric Arenosols に、Soil Taxonomy ではいずれも Psamment に属し、ほとんどが粗砂からなる。同タイプと次に述べる 5P タイプは、TWINSPAN 第 2 分割では同じグループに属しているが、こちらは主として、地下水位が 3~5m と比較的低い平砂地に分布する。

③5P タイプ

これに対し 5P タイプは砂丘および丘間低地の一部にみられる。平均植被率は 40% であり、全タイプで最も低くなっているが、分散も大きく、*Artemisia halodendron* のような灌木が分布して 70% を超えるような場所から、活動砂丘化して短命植物の *Agriophyllum squarrosum* がまばらに分布するのみの場所まで、さまざまなタイプが含まれる。すなわち、このタイプは、活動砂丘や半活動砂丘など、いくつかの砂丘タイプを含むグループと考えられる。土壌は 4N タイプと同様、風積砂土に属するが、WRB では Protic Arenosols に属し、粗砂の割合が大きく、とくに活動砂丘では層位の分化がほとんどみられない。

④3N タイプ

3N タイプと次に述べる 3P タイプは、第 1 分割では同じグループに属し、地形タイプもともに低平地と対応している。しかし、これらは土地利用タイプによって区分されている。このうち 3N は、主として採草地にみられるタイプであり、放牧の影響を受

けないので群落高は全グループのなかで最も高く、1m以上に達する。植生は、*Phragmites australis*をはじめ、*Puccinellia macranthera*、*Pycnus korshinskyi*といったイネ科あるいはカヤツリグサ科に属する湿性の多年生植物が優占している。

土壌は河川から供給された堆積物による沖積土 (Alluvial soil) である。WRB では Haplic Fluvisol あるいは Calcaric Fluvisol に、Soil Taxonomy では Fluvent に属し、多数の層位が確認される。粘土および有機物含量が高く、それと対応して CEC も高い値を示す。

⑤3P タイプ

一方、3P タイプは放牧の行われている低平地にみられるタイプであり、放牧の影響によって群落高、植被率とも、3N タイプよりも低くなっている。組成的には、耐塩性植物とされるアヤメ科の *Iris lactea* var. *chinensis* や、アカザ科の *Suaeda corniculata*、*Kochia scoparia* などが出現するのが特徴的であり、場所によっては *I. lactea* var. *chinensis* のみがパッチ状に分布するところもある。

ここでの土壌は、pH が 10.0 という非常に高い値を示し、交換性 Na の値も大きいことから、アルカリ化の進んだ土壌といえる。また、表層の EC も他と比較して大きく、2.0~3.0 の値を示す。これらのことから、このタイプの分布域は高地下水位で粘土含量が高いため、放牧によって塩類化の進行した場所であるといえる。WRB でも Salic Fluvisol に属する。

(4) 考察

以上の結果を表 2-5 にまとめた。種組成によって分類された上述の 5 つのタイプは、水分条件や地形タイプ、土壌タイプ、土地利用にみられる特性とよく対応していることがわかった。

奈曼旗では、風食による砂丘再活動のほか、水食によるガリの発生、アルカリ化という 3 つの土地荒廃プロセスが確認されたが、これらについても上記のグループとの対応関係が認められた。とくに、特定の植物群の分布と強い関連性を示すことがわかった。たとえば、*Iris* spp., *Suaeda* spp., *Kochia* spp. などは、アルカリ化の進行している地域を指標し、*Stipa* spp. などの分布域は水食の危険域であることをよく指標していることが観察された。とくに、黄土丘陵と砂地の境界付近では、地形的には丘陵地形となっているにもかかわらず、砂の供給によって風食が卓越している場所がパッチ状にみられるが、そのようなところには *Stipa* spp. は全く侵入していない。こうしたことが

表 2-5 TWINSpan によって区分されたスタンダード群ごとにみた植生、地形、土壌、土地利用、および荒廃プロセスの特性

Table 2-5 Properties of vegetation, land form, soil, land use and degradation process in each stand group classified by TWINSpan

Vegetation type (TWINSpan group)	Dominant life form	Indicator plants	Landform type	Soil type	Land use	Degradation process
2N	perennial grass and herb	<i>Stipa bungeana</i> , <i>Thymus mongolicum</i>	loess hills	loessial soil	grazed	water erosion
5N	annual grass	<i>Chloris virgata</i> , <i>Aristida adscensionis</i>	low-relief dune	aeolian sandy soil (on fixed dune)	grazed	wind erosion
5P	shrub, annual herb	<i>Artemisia halodendron</i> , <i>Agriophyllum squarrosum</i>	high-relief dune	aeolian sandy soil (on shifting dune)	grazed	wind erosion
3N	perennial grass	<i>Phragmites australis</i> , <i>Puccinellia macranthera</i>	lowland	alluvial soil	mown	salinization
3P	annual herb	<i>Suaeda corniculata</i> , <i>Kochia scoparia</i>	lowland	alluvial soil (saline)	grazed	salinization

ら、荒廃プロセスに着目した地域区分を行う際には、こうした指標植物の利用が有効と考えられる。

一方、地形タイプもまた、植生と同様に他の土地自然要素や上記の荒廃プロセスとの関連をよく代表する要素であったが、地形の場合、次節で述べるように過去自然环境をより強く反映するという特徴をもち、また面的な区分も比較的容易である。したがって、同地域の立地タイプは、地形タイプを主体としつつ、植生、土壌のタイプを対応づけることにより把握するのが望ましいと考えられる。

第3節 退行・回復プロセスの詳細な把握を必要とする立地タイプの抽出

本節では、前節までの結果に基づいて、詳細な退行・回復プロセスの解明が必要とされる立地タイプを抽出するとともに、退行および回復プロセスそれぞれに関する研究方法を検討する。

3-1 対象とする立地タイプの検討

(1) 土地荒廃プロセスの背景としての地形形成プロセスの意義

第1章でも述べたように、現在みられる土地自然の特性は、現在の気候地域特性と同時に、過去の気候地域特性およびそれらの変動のプロセスを反映したものである(門村 1985)。なかでも地形は古気候の変動にきわめて敏感で、第三紀鮮新世や第四紀の著しい気候変化は地形形成に大きな影響を与えてきた(Cailleux and Triart 1961, 町田 1984)。したがって、現在の景観形成に及ぼす人為の影響を検討する場合、さらには現在問題とされる土地荒廃のプロセスを検討する際には、 $10^3 \sim 10^4$ 年のオーダーでの地形形成史および環境変遷史を地域レベルであらかじめ把握しておくことが必要と考えられる。

カルチン砂地において、地形形成にかかわる主要な自然の外的作用は、本章第1節で述べたように、風による表層の侵食・運搬・堆積作用および河川による細粒物質の沖積作用である。しかし同地域はまた、人間活動の歴史もきわめて長く、5,000年にわたってインパクトを与えてきたため、こうした人為による影響も同時に考慮する必要がある。

ここでは、前節までの結果を地形特性に基づいて再整理し、各地形タイプの形成プ

ロセスを土地荒廃との関連から検討したうえで、詳細な調査を必要とする地形タイプを検討する。

(2) 砂丘地

①砂丘

まず、カルチン砂地の景観を特徴づける砂丘については、*Artemisia halodendron* や *Agriophyllum squarrosum* を主体とする種組成である点や、土壌が細粒物質や土壌養分のきわめて少ない風積砂土である点など、これまでの報告とほぼ一致する結果が得られた。これらの砂丘はいずれも、第四紀の堆積作用およびそれに続く乾燥気候期における細粒物質の流亡によって生成された砂質の堆積物を供給源としている。砂丘の原地形は、本章第1節で述べたように、完新世の乾燥気候期に風成作用によって形成されたと考えられる。しかし、現在ではすでに原植生とされるウッドランドがほとんど残存していないこと、また Liu *et al.* (1990) などによる層序の調査結果や多くの歴史資料、さらには最近の砂丘拡大に関するモニタリング結果から、現在みられる砂丘地形のほとんどが、過去に人為的インパクトによって何らかの改変を受けた地形であることは明らかである。半活動砂丘や固定砂丘など、現在植生で覆われている砂丘についても、表層に若干の有機物等の集積がみられるものの、その直下には厚い砂層が堆積していることから (Shirato *et al.* 1997)、過去に活動砂丘化を含む表層の擾乱を受けていると考えられる。放物線型砂丘 (parabolic dune) は、こうした砂丘の変遷を象徴する地形であろう。これは、風食によって地表を被覆する植生の一部が削剥されてできた風食凹地の周辺部に、デフレーションによって運搬された砂が堆積して形成される砂丘であり、バルハン砂丘とは逆に砂丘の風下側が侵食されて凹面を形成し、風下側が凹面となる。朱・陳 (1994) は、内蒙古地域の砂地にみられる現成砂丘が主として固定砂丘の破壊によって生じたものであることから、地表面の形態が放物線型砂丘の発達過程を反映する場合が多いことを指摘している。マンハ (mankha) もまた、内蒙古地域に特徴的な砂丘地形である。これは、風下側が植被に覆われた緩斜面となっている馬蹄形の砂丘であり (多田 1942, 保柳 1942)、バルハン砂丘と異なって全体が移動することではなく、中央部から徐々に侵食を受けていき、最終的に背後にバルハン砂丘を形成することもある。すなわち、はじめに砂丘が固定されていることが、マンハの成立条件といえる。以上のように、現在の砂丘地形はそれぞれが、人為による砂丘の活動と固定のプロセスの一断面を表現していると考えられる。

②丘間低地

一方、これらの砂丘に隣接する丘間低地は、地下水位が高く、雨季には沼沢地となるなど、後述する低平地と同様の水分環境が形成されているため、ここでの荒廃プロセスは、アルカリ化などの化学的作用が卓越すると考えられる。本章でも、砂丘と丘間低地を異なる地形タイプとして議論してきた。しかし、丘間低地は砂丘と砂丘の間に連続して配列されているため、明瞭な土地利用区分はなされておらず、隣接する砂丘と同様に放牧を中心とした土地利用がなされている。したがって、本論文ではこうした地形配列および土地利用にみられる連続性を考慮し、丘間低地も砂丘の一部として位置づけることとする。

ところで、丘間低地を含む砂丘では、斜面の相対的な位置によって植生の分布パターンが異なってくることが指摘されている（根本ほか 1992）。本調査でも丘間低地のコドラートは、半分为湿性の低平地（採草地）に対応するスタンド群（3N）に含まれたが、残りの半分は、砂丘に対応するスタンド群（5P）に含まれた。

図 2-10 は、沙漠研究所奈曼沙漠化研究駅の西部約 2km の活動砂丘において、砂丘頂部から丘間低地にかけて 50m のトランセクトを設定し、2m×2m のコドラートを連続的に設定して植生調査を行った結果である。砂丘の上部では *Agriophyllum squarrosum* や *Setaria viridis* がわずかに分布するのみであるが、中部から下部にかけて *Artemisia halodendron* が出現し、下部では *Calamagrostis epigeios*, *Inula salicina*, *Salix* spp. など多様な種がみられるようになる。このように、砂丘の上部から下部にかけて種組成が連続的に変化しており、TWINSPAN による分類でも、砂丘の位置によってスタンド群が明瞭に区分された。

こうした砂丘における微細な地形的位置の差異は、植生の分布のみならず、植生退行および回復のパターンにも影響を及ぼすことが指摘されている（根本ほか 1992）。このことから、土壌変化等のプロセスを含めた土地の総合的な退行・回復プロセスも、こうした微地形条件によって異なることが予想される。したがって砂丘においては、より微細な地形条件の違いに着目した土地荒廃のプロセス解明が必要であると考えられる。

③平砂地

つぎに平砂地あるいは緩平砂地とよばれる地形について、その形成プロセスと地形学上の位置づけについて検討する。平砂地では、他の砂丘地形にみられるような大き

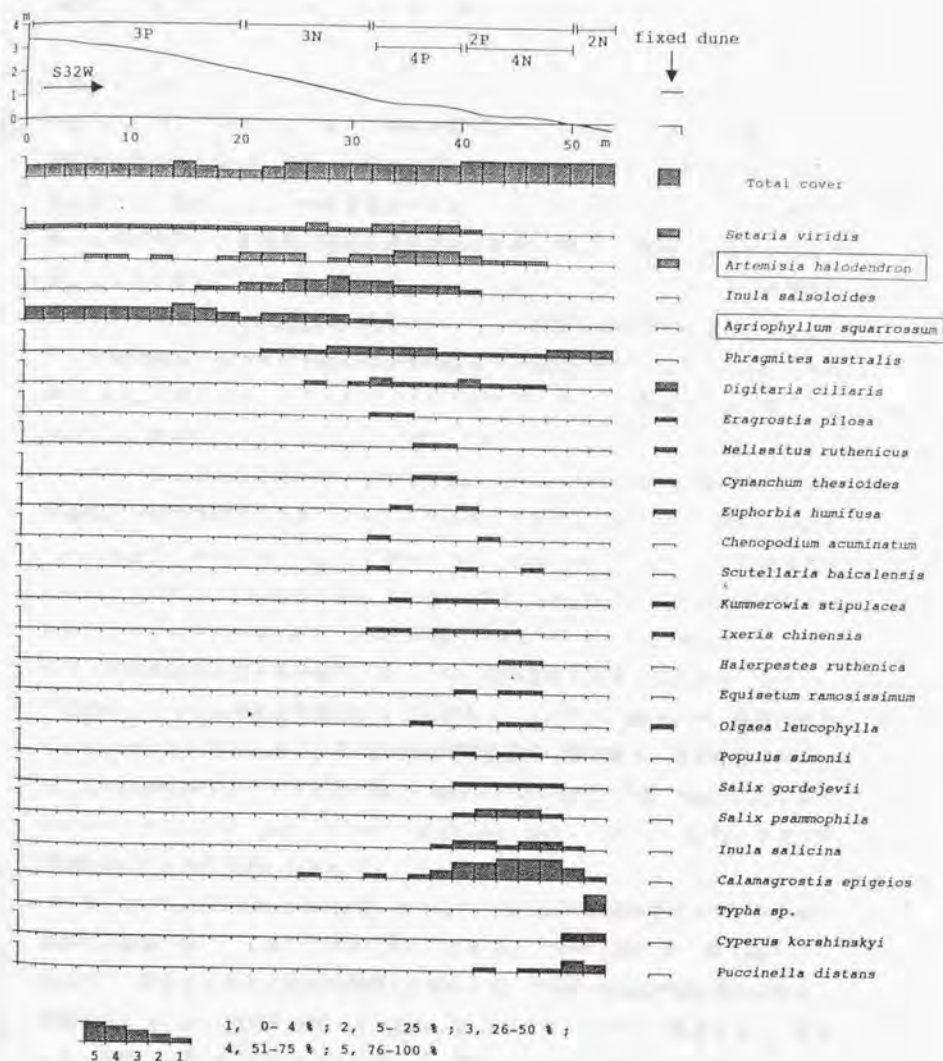


図2-10 流動砂丘から丘間低地にかけての植生分布および TWINSpan による分類。

Fig. 2-10 Vegetation distribution along topographical gradient, from the top of a shifting sand dune to an inter-dune depression, and TWINSpan classification

な起伏はみられないが、表層を厚い砂層で覆われているという点で上述の砂丘と共通している。

平砂地（緩平砂地）の地形形成プロセスについては、いくつかの作用が考えられる。平砂地は、現在の河川付近に限らず幅広い範囲に分布がみられるが、平砂地付近の表層断面を調査した結果、表層の砂層が比較的薄い場所では、その下層に沖積作用によると思われる層位がいくつか確認されている（谷山、未発表）。このことは、過去において沖積作用による堆積が現在の河川流域の範囲を超えて広範囲にわたって生じていたことを示唆している。したがって、こうした場所にみられる平砂地は、沖積作用によって形成された平坦面上に、風の作用によって移動した砂層が堆積したものであり、表層の起伏にみられる特徴には砂層堆積以前の地形形成プロセスがある程度反映されていると考えることができる。しかしこれについては、平砂地の下層における層序や水系の変遷などに関して、さらに広範な調査を行う必要がある。

つぎに、風による砂層堆積物の平坦化作用について考えてみたい。風積砂土による堆積地形の形態は非常に複雑なため、その分類はさまざまであるが、一般的には砂床（sand sheet）と砂丘（sand dune）に分けられる（赤木 1990）。このうち、砂床は風成作用による代表的な平坦地形である。これは、砂漣（sand ripples）以外には起伏のみられない、ほぼ平坦な砂原であり、表層に粗砂を集積している。一方、砂丘についても、風向・風速や供給される砂の粒径・量、さらには障害物の存在などの条件によって、小起伏のなだらかな地形が形成されることがある。ジバル（zibar）は、粗粒の砂からなる波状の低い砂丘を指し、波長の長い横列砂丘の一種である。移動速度は遅く、さらに粗砂が卓越するようになると砂丘は形成されなくなり、平地（flats）になるとされている。また、砂影（sand shadow）や砂漂（sand drift）、ネブカ（nebka）などの障害物砂丘は、比較的規模の小さなマウンドとなることが多い。

一方、固定砂丘が活動化する過程、たとえば上述の放物線型砂丘やマンハが形成・崩壊する過程においても砂丘が平坦化することがある（保柳 1942, 朱・陳 1994）。これに対し、活動砂丘が固定砂丘へ推移する場合にも、平坦化の作用が働く場合がある。活動砂丘を人工的に固定する際には一般に、風上側の砂丘下部から植栽を行い、風食によって砂丘上部が平坦化するのを待って、徐々に、植栽区域を砂丘上部へ拡大していくという方法がとられる（前中・大窪 1993, 大黒 1997）。植栽が行われていない活動砂丘でも、砂丘下部の水分条件に比較的恵まれた場所では植物の繁茂がしばしばみ

られることから、上述の平坦化のプロセスは自然条件でもある程度生じる現象であると推測される。

では、カルチン砂地の平砂地はどのようなプロセスで形成されたのであろうか。調査を行った平砂地（緩平砂地）では、完全に平坦ではなく、場所によっては細かな小丘状の起伏が観察され、全体として緩やかな起伏をもつ地形が形成されている。こうした起伏は、その形態的な特徴や（町田 1984, 赤木 1990）、付近に小起伏の活動砂丘が点在することから、かつての砂丘活動によって形成された小砂丘や障害物砂丘などの一部が植生によって固定されたものと推定される。また、平砂地に近接する砂丘では、風上側の斜面が砂の露出面となっている半活動砂丘が観察され（第3章；図 3-3）、同地域でも放物線型砂丘の形成・崩壊による平坦化作用が働いている可能性が示唆される。こうしたことから、平砂地あるいは緩平砂地とよばれる地形は、風の営力、砂の供給や障害物などの条件によって形成された小起伏の砂丘群が固定されたものと推察され、その形成プロセスは放物線型砂丘やマンハの存在に代表されるように上述の砂丘の形成プロセスと密接に関連していると考えられる。したがって平砂地・緩平砂地は、風成作用によって形成された一連の風成地形（aeolian landform）群として、上述の砂丘と同じ地形的枠組みのなかに位置づけるのが妥当と考えられる。Wilson（1972）の風成砂床形（aeolian bedform）の分類によれば、3 次のオーダーである砂丘（dune）の規模は波長 3~600m、振幅（高さ）0.1~100m とされているが（Wilson 1972, Goudie and Wilkinson 1977）、平砂地の起伏もこの範囲内に十分入ると考えられる。そこで本論文では、平砂地・緩平砂地を砂丘（dune）の一形態として位置づけ、その地表面の特徴から小起伏砂丘（low-relief dune）あるいは活動砂丘化の程度から小起伏固定砂丘（low-relief fixed dune）と呼ぶことにしたい。また、現在風成作用の卓越する環境条件下にある、以上の砂丘地形タイプをすべて含む地域の総称として、砂丘地（sand dune area）を用いることとする。

④砂丘地における研究課題

砂丘地は、同地域で最も問題となっている砂丘再活動の発生域はもちろん、砂丘活動の潜在的危険域も含む地域と考えることができる。上述したように、現在の砂丘地形はそれぞれが、人為による砂丘の活動と固定のプロセスの一断面を表現していると考えられることから、ここでの土地荒廃プロセスおよび防止対策を検討するためには、さまざまな砂丘地形を対象としたうえで、各砂丘地形タイプ間の比較を通して自然潜

在力の変化や活動砂丘化の危険性を評価する必要がある。

とくに小起伏固定砂丘は、その地形的特性から放牧地のみならず耕地としての重要度も高いとされており（川鍋ほか 1996）、今後ますますインパクトが増大することが予想されるが、その表層には他の砂丘と同様に厚い砂層が存在するため、風食による土地荒廃の顕在化が懸念される。しかし、ここでの土地荒廃プロセスや土地ポテンシャルの評価等に関する研究は十分なされていない。一方、小起伏砂丘に類似した地形タイプに関しては、“sandy steppe”における土地荒廃プロセスが、Zhu *et al.* (1988a) によって紹介されているが、それらは内蒙古高原の草原を対象としたものであり、気候、植生、土壌等の条件がカルチン砂地とは著しく異なる。また、そのプロセスについても概念的モデルが示されているのみである。以上のように、平砂地における土地・植生の退行および回復プロセスについては未着手の課題であり、早急な解明が必要と考えられる。

（3）低平地

河川沿いの氾濫原や、砂丘間のやや広い凹地にみられる低平地は、前節で述べたように、ほぼ平坦な地形的特徴をもつことや、平坦で明瞭な層界によって区切られる多数の層位をもつことが確認されたことから、明らかに沖積作用によって形成された地形といえる（Shirato *et al.* 1997）。土性をみると、砂丘地ではほとんどが砂土（S）あるいは砂壤土（SL）に区分されていたのに対し、低平地ではシルト質壤土（SiL）やシルト質埴土（SiCL）を主体とし、層位によってはシルト質埴土（SiC）もみられ、砂丘形成にかかわる砂の含量も砂丘地と比較して低くなっている。したがって、低平地においては、植生の破壊が砂丘の再活動に結びつくとは考えにくく、むしろ、低平地に特有の地下水位の大きな変動（Wagner 1994）に起因する化学的作用を顕在化させると考えられる。

低平地は、土地利用の面からみると、水分条件、土壌条件ともに良好であり、生産力の高い地域といえる。ここの多くは採草地として村単位で慎重に管理されており、冬期の家畜の重要な飼料生産の場として機能している。過放牧によって植生バイオマスが減少するとアルカリ化が進むが、これはむしろ例外的な土地利用である。アルカリ化の問題についても、同地域では、乾燥地域や北部の平原地帯でみられるような深刻な塩類集積には至っていない。以上のことから、低平地においては、土地ポテンシャルの評価は重要であるが、それは牧養力からではなく、作物生産の面からなされる

べきと考えられる。

(4) 黄土丘陵

奈曼旗の南部地域にみられる黄土丘陵は、西遼河平原とは東西に伸びる断層を境界としており、この断層で分けられた南側の隆起運動によって形成されたものと考えられる。完新世の乾燥気候期に西遼河平原で砂丘が形成された際に、デフレーションによって除去された細粒物質が風下側にあたるこの丘陵地域にも二次堆積したと考えられており (Wagner 1994)、表層は砂質の黄土状堆積物に覆われている。植生も *Stipa* spp. を中心とする内蒙古草原にみられる成帯性の植生タイプが分布する。

このように黄土丘陵の地形形成プロセスおよび土地自然特性は、隣接する西遼河平原とは大きく異なる。土地利用についても畑作が中心であり、牧畜はほとんど行われておらず、放牧地は丘陵頂部の風衝地にわずかにみられるのみである。さらに、土地荒廃のプロセスも、ここでは他のレス堆積域と同様に、水食によるガリの発生が問題となっている。したがって、ここでの土地ポテンシャルの評価は、低平地と同様に作物生産の面からなされるのが望ましく、荒廃防止対策も、水食防止のための農地管理が重要と考えられる。

一方、西遼河平原との境界付近では、上述したように風積砂土が砂丘地形を形成している場所がみられる。これらは、北部の砂丘地形とは不連続にみられること、周辺とは独立してパッチ状に分布することから、丘陵地縁辺部の一部には隆起以前に堆積した砂層があり、それらが丘陵地における風積砂土の供給源となっていると推察される。こうした場所は、地形的には丘陵地に位置しているが、現在は風成作用が卓越していることから、上述の砂丘の一部としてとらえるべきであろう。

(5) まとめ

以上の考察から、カルチン砂地における土地荒廃のプロセスは、地形タイプによって、①砂丘地における風食による砂丘再活動、②低平地における地下水位の変動によるアルカリ化、③黄土丘陵における水食によるガリの発生、の3タイプに分けられることがわかった。さらに、このなかで過放牧による土地荒廃が問題となっているのは、風成作用の卓越する砂丘地を中心とした地域であることが明らかになった。そこで次章以降では、砂丘地に焦点をあてて、過放牧による土地荒廃のプロセスを検討することとする。

3-2 退行および回復プロセスに関する研究方法の検討

土地荒廃のプロセスを解明する際には、第1章で述べたように、①放牧にともなう土地・植生の退行プロセスと、②荒廃した土地の回復プロセス、の2つの面から把握する必要がある。ここでは、退行および回復のプロセスごとに、研究の方法を検討する。

(1) 回復プロセス

回復プロセスを解明する意義は、以下のようにまとめられる。

回復のプロセスは植生からみた場合、進行遷移のプロセスである。荒廃地を修復する際にも、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。しかし、その回復のプロセスや速度は、荒廃の程度や土地条件によって大きく異なる(Hongo *et al.* 1995, Takeuchi *et al.* 1995)。したがって、あらかじめ個々の立地ごとに回復のプロセスや速度を明らかにし、回復に関わる土地ポテンシャルが評価できれば、荒廃地の修復を行う際にも、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可能になると考えられる。しかしこうした視点からみた回復プロセスの研究は、まだ十分なされていないのが現状である。

つぎに、研究の方法について検討する。上にも述べたように、荒廃地の回復は植生の進行遷移を中心としたプロセスである。したがって、インパクト停止後、すなわち放牧停止後の遷移系列を把握したうえで、土壌等の回復程度を関連づけていく方法が有効と考えられる。

遷移系列の把握方法としては、通時的な方法(dynamic approach)と共時的な方法(static approach)がある(Austin 1977, 大沢 1982, 大黒, 印刷中)。前者は、永久コドラート等を設定することにより、対象となる植生の時間的変化を直接調べる方法である。このような方法は長期間を要するため、森林などでは、群落の種組成や齢構成などを詳細に調査するとともに、枯死木やギャップの分布、あるいは文献資料などから過去の攪乱を推定し、群落の成立過程を復元していく方法がとられている。しかし草地においては、齢構成の調査が困難であること、ギャップ形成のメカニズムが必ずしも遷移と関連するとは限らないことなどの理由により(Grubb 1984, 根本 1997)、このように過去にさかのぼって復元する手法はなじまないと考えられる。

これに対し後者は、ある時間断面における、複数の群落の組成・構造、インパクト

等の過去の履歴を調査し、それらを比較・類型化したうえで発達段階に応じて配列し、間接的に遷移の過程を推定する方法である。この方法は通時的方法のような信頼性が保証されないとの批判もあるが (Austin et al. 1981, Collins and Adams 1983)、攪乱が加わった時期などの履歴が明らかであり、かつ長期間の継続調査が困難な場所での遷移系列の推定には有効な手法とされている (Belsky 1986a)。本対象地域の場合も、回復のプロセスには長期間を要することが予想されることから、禁牧の履歴 (禁牧期間) が明らかで、かつ禁牧以前の状態が類似していたとされる複数の場所を選定したうえで調査を行い、遷移系列を推定するという方法が適当と考えられる。そこで、回復プロセスに関しては、共時的な方法を用いて解析を行うこととした。

(2) 退行プロセス

上述の回復プロセスの解明が荒廃地の修復と密接に関連しているのに対し、退行プロセスの解明は、持続的な土地利用システムの確立と強く結びついている。

従来、同地域では緩やかな放牧圧のもとで、持続的な放牧が維持されてきたが、近年のインパクトの増大にともなって、砂丘の再活動が次第に進行してきたという経緯は上に述べたとおりである。こうした土地・植生退行の一連のプロセスのなかでとくに重要な点は、一定程度以上の外部インパクトが加わることにより特定の自然営力が強化され、加速的に進行していくという点である (門村 1985)。したがって、退行プロセスの解明をとおして、加速的侵食を引き起こす段階でのインパクトが定性的あるいは定量的に明らかになれば、それらの指標をインパクトの閾値とした、持続的利用のあり方を検討することが可能となる。

一方、退行のプロセスや速度も回復プロセスと同様に、土地条件によって大きく異なることが予想される。したがってここでも、個々の立地ごとに退行のプロセスや速度を明らかにしたうえで、土地ポテンシャルを評価する必要がある。ここでの土地ポテンシャルとは当然、適正放牧密度を意味する。退行・回復の両プロセスにおける、こうした立地ごとの土地ポテンシャルの評価は、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きわめて重要な情報となる。

同地域における退行プロセスに関しては、本章第1節でも述べたように非常に多くの研究報告がある。研究方法としては、回復プロセスの場合と同様、共時的な方法と通時的な方法が考えられるが、これまでの研究では、砂丘タイプを指標とした共時的な方法により、退行の各段階における植生や土壌の変化がある程度定性的・定量的に

明らかにされてきた。これらの結果は、放牧を行う際の指標として利用することが可能であろう。しかし同地域では自由放牧がされているために、この方法を用いた場合、放牧の期間やインパクトに関する履歴を正確に把握することは非常に困難である。そのため、退行プロセスとインパクトの関係については、いまだ定量的に解明されていない。

したがってこの問題を解明するためには、通時的な方法を用いる必要がある。すなわち、一定の放牧密度を加えた試験区を設定し、この経時的变化をモニタリングするという手法が有効と考えられる。この方法を用いれば、土地・植生変化のプロセス解明とインパクトの定量的評価を同時に行うことが可能となる。そこで、退行プロセスについては、放牧試験による通時的な方法を用いて解析を行うこととする。

なお、起伏の大きい砂丘地については、これまでプロセスがある程度把握されていること、ここでは利用よりむしろ修復が重要な課題となること、またさまざまな砂丘タイプがあるため試験区の設定が複雑かつ困難となること等の理由により、本研究では、これまで未着手であり、今後土地利用上の重要性が増大すると考えられる小起伏固定砂丘（平砂地・緩平砂地）を対象とすることとした。

第3章 砂丘地における放牧管理による土地・植生の回復プロセス

砂丘地における植生の回復プロセスは、地形条件によって異なることがすでに指摘されている。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・植生の回復過程を明らかにしておく必要がある。

本章では、内蒙古自治区奈曼旗を事例として、禁牧年数の異なる砂丘地での調査をもとに、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、放牧管理による土地・植生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。

1 調査地区の概要および調査方法

(1) 調査地区の概要

前章で示したとおり、本章では砂丘地を対象とするが、そのなかでも、活動砂丘化の進行が著しい大起伏砂丘と、比較的安定している小起伏砂丘について、それぞれ土地・植生の回復プロセスを調査することとした。ここではおおむね、100m のトランセクト上で3m 程度以上の比高がある砂丘を大起伏、それ以下のものを小起伏とよぶこととする。

調査地区は以下のように選定した。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(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地区の大起伏砂丘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大起伏砂丘を、対照区(以下放牧大砂丘)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地区には近い状態であると推定された。

一方、小起伏砂丘については、現在も放牧が行われている場所（以下放牧小砂丘）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、調査を行うこととした。

（2）調査方法

現地調査は、砂丘地については1994年、平砂地では1995年のそれぞれ8月下旬から9月上旬にかけて行った。

大起伏砂丘の各調査地区では、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。小起伏砂丘については、放牧小砂丘では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5cm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、放牧大砂丘および禁牧20年で2.0m、放牧小砂丘および禁牧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。以上の定義を、図3-1に模式図として示した。

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）の割合をビベット法により測定した（土壌標準分析測定法委員会1986）。なお、分散材にはヘキサメタリン酸ナトリウムを用いた。また全炭素・全窒素については、CNコーダー（柳本製作所、Yanaco MT-600）を用いた乾式燃焼法により測定した（土壌標準分析測定法委員会

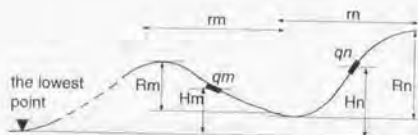


図 3-1 地形特性を示す比高および起伏量の定義に関する模式図。
 R_m , R_n : コドラート m (q_m), コドラート n (q_n) における起伏量。
 H_m , H_n : q_m , q_n における比高。
 r_m , r_n : q_m , q_n における起伏量計算に用いられた区間 (10m)

Fig. 3-1 Schematic diagram showing the values of topographical indicators.
 R_m , R_n : relief at quadrat m (q_m), quadrat n (q_n)
 H_m , H_n : relative height at q_m , q_n
 r_m , r_n : sections for calculating relief (10m) long which corresponding q_m and q_n , respectively

1986)。

(3) 解析方法

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 TWINSpan (Hill 1979a) 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。そのうえで、植生タイプの変化と、土壌変化や地形条件との対応関係を整理した。

つぎに、土地・植生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、地形傾度の明瞭な大起伏砂丘のサンプルのみを対象として、プログラム CANOCO を用いて正準対応分析 (Canonical Correspondence Analysis=CCA; Ter Braak 1988) 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 (Ter Braak 1986, 加藤 1996)。

2 結果

(1) TWINSpan による群落タイプの区分および地形・土壌との関係

植生調査地点は、大起伏砂丘が 84 地点、小起伏砂丘が 44 地点で、合計 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 3-2 に TWINSpan 分割過程と各分割に使用された種を示した。また表 3-1 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 centrasiaticum* 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分割された。

つぎに表 3-2 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。また、各調査地区ごとに、調査ラインに沿った地形、植生タイプ、植

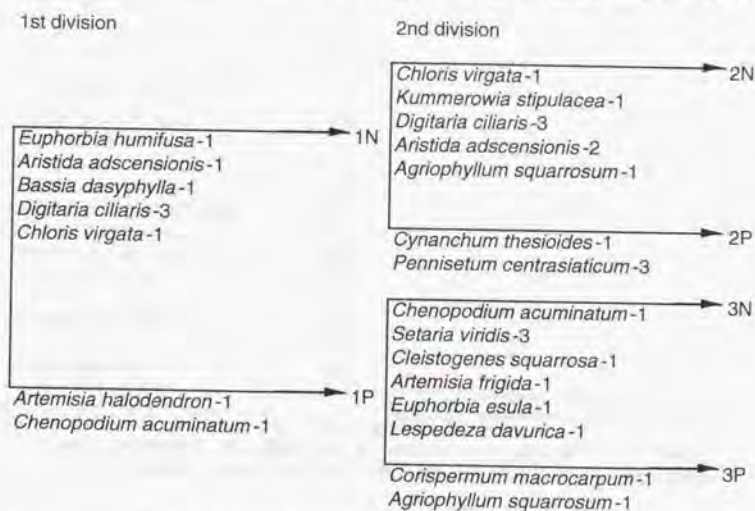


図 3-2 TWINSpan によるスタンド群の分割過程と分割に使用された区分種 (pseudospecies)。種名の右側の数字は被度階級 (表 3-1 参照) を示す

Fig. 3-2 Dendrogram of TWINSpan classification and pseudospecies at each division level. Numerals following scientific name indicate cover values (see Table 3-1).

表3-1 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

Table 3-1 Species composition in each stand group classified by the second division of TWINSpan

Species ^{*1}	abbr.	TWINSpan group ^{*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 centrasiaticum</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
Number of quadrats		26	29	45	28

*1 : Species which appeared in more than ten quadrats are shown.

*2 : Numerals in the body of the table indicate the mean cover values of 1, 2, 3, 4 and 5, which correspond to coverage of <2%, 2-5%, 5-10%, 10-20% and 20%<, respectively.

表 3-2 TWINSPLAN 第 2 分割で区分されたスタンダー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
Table 3-2 Properties of vegetation, land form and soil in each stand group classified by the second division of TWINSPLAN

Landform type	High relief dune						Low relief plain			
	grazed (25)			controlled for 10 years (24)			controlled for 20 years (35)		controlled for 4 years (20)	
	TWINSPLAN group ^{*1, *2}		3N(4)	3P(20)	2P(6)	3N(10)	3P(8)	2P(3)	3N(31)	2N(24)
Coverage (%)	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
Height (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
No. of species	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
Distance from water table (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
Relief (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
Soil hardness (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
Clay content (%)	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
Silt content (%)	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
Sand content (%)	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
Total carbon (%)	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
Total nitrogen (%)	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

*1: Numerals in the parentheses indicate number of quadrats included in each site or stand group.

*2: Stand groups which includes more than two quadrats in each survey site are shown in this table.

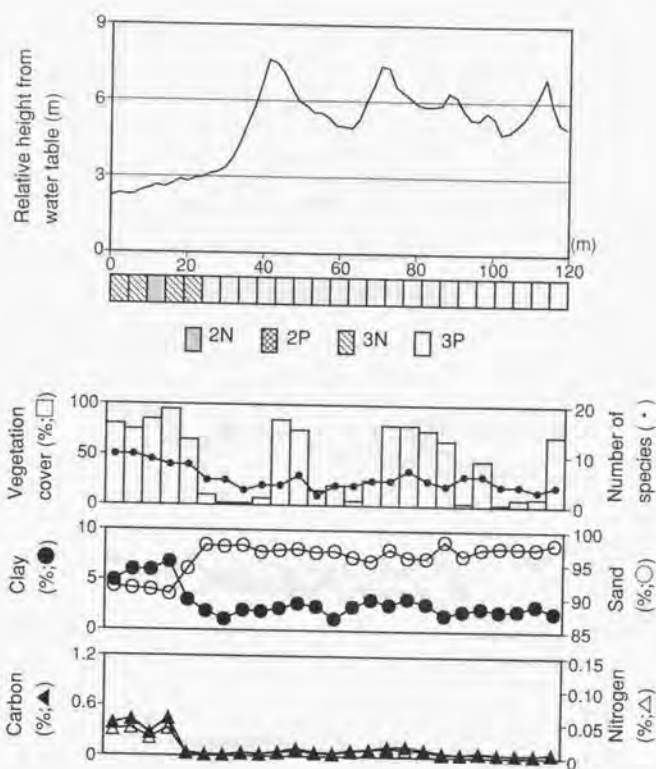


図3-3 放牧大砂丘の調査ラインに沿った地形・植生・土壌特性の推移

Fig. 3-3 Changes in land form, vegetation and soil along the transect in the grazed high-relief dune

生構造、土壌特性の推移を示した(図3-3~5)。なお、小起伏砂丘の2地区では、地形がほぼ平坦であったので、それぞれの値を箱型図(渡部ほか 1985)に要約して示した(図3-6)。

まず大起伏砂丘をみると、放牧大砂丘では、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、コードラー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

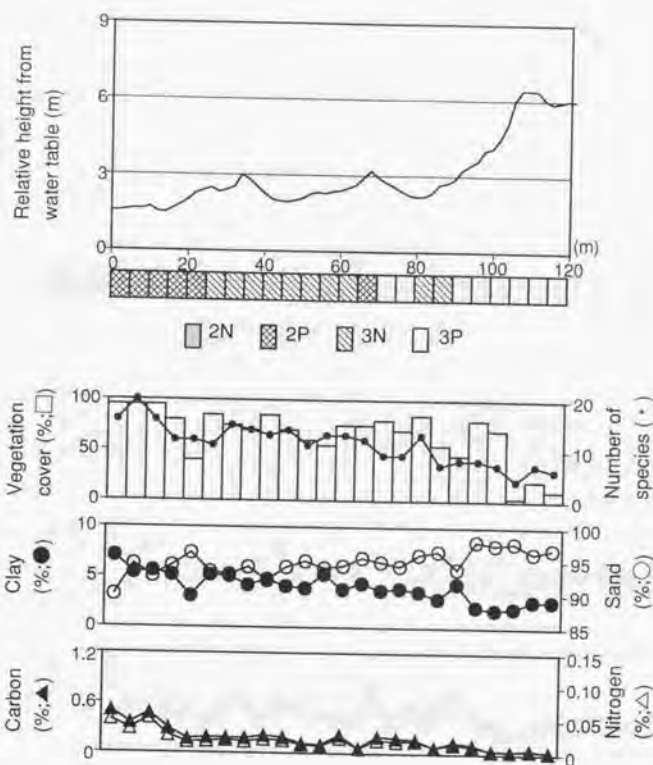


図3-4 禁牧10年の調査ラインに沿った地形・植生・土壌特性の推移

Fig. 3-4 Changes in land form, vegetation and soil along the transect in the high-relief dune controlled for 10 years

含量、全窒素 (C) および全炭素 (N) と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、放牧大砂丘とは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

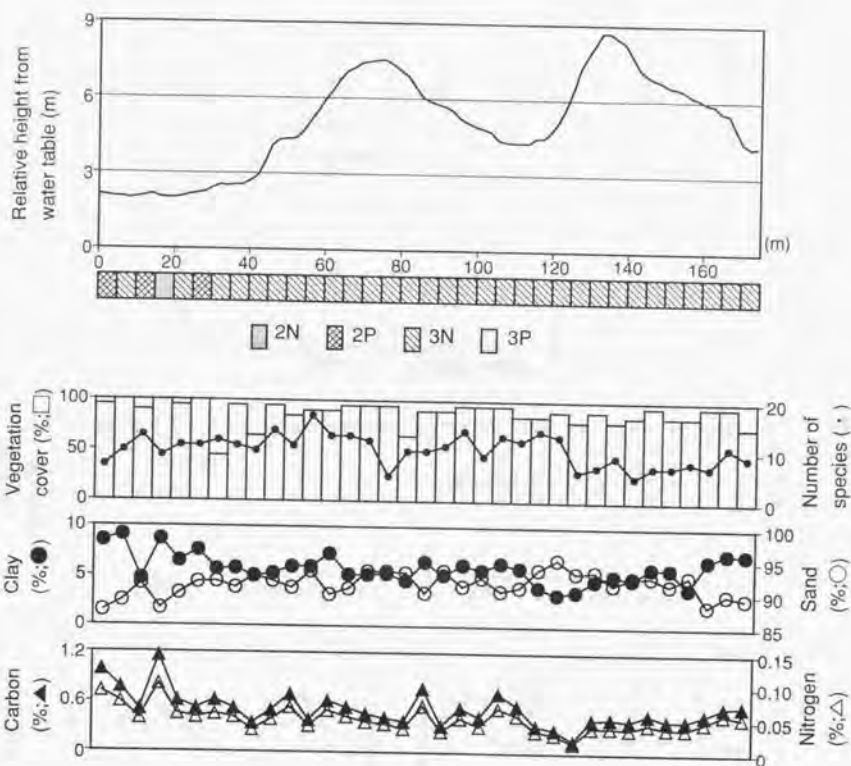


図3-5 禁牧20年の調査ラインに沿った地形・植生・土壌特性の推移

Fig. 3-5 Changes in land form, vegetation and soil along the transect in the high-relief dune controlled for 20 years

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、小起伏砂丘をみると、放牧小砂丘は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。放牧小砂丘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。

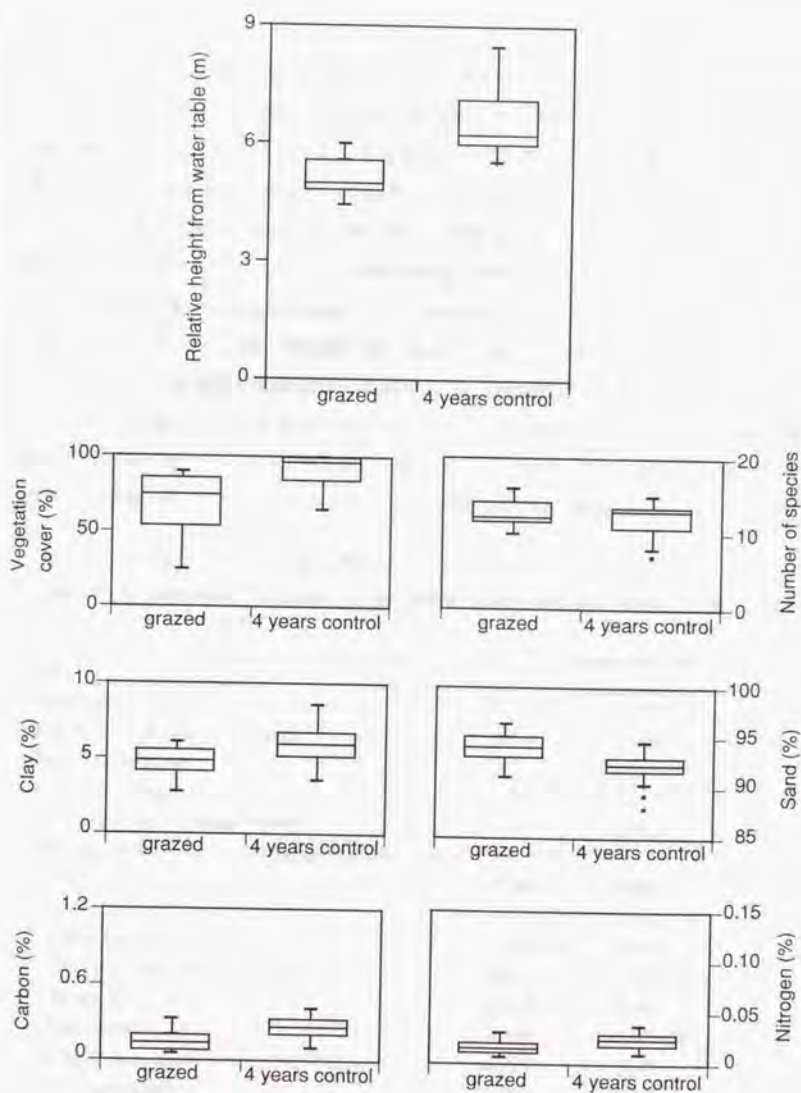


図 3-6 放牧平砂地および禁牧 4 年における地形・植生・土壌特性の比較

Fig. 3-6 Comparison of land form, vegetation and soil between the low-relief dune grazed and controlled for 4 years

(2) Canonical Correspondence Analysis による解析

以上のように、大起伏砂丘では斜面の相対的位置により、土地・植生の回復程度に差異が認められた。そこでつぎに、大起伏砂丘の 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、各コドラー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、放牧大砂丘、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 3-3 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。このうち、種組成と環境要因との相関とは、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。この値は 1 軸で 0.92、2 軸で 0.87 であった。また、表中に示した分散 (%) のうち、種組成データの分散 (%) は、種組成データのみの計算が

表 3-3 CCA による解析結果の要約

Table 3-3 Eigenvalues and inter set correlations of environmental variables with the first two CCA axes

Axis	1	2
Eigenvalue	0.500	0.333
Species-environment correlations	0.918	0.869
Percentage variance		
of species data	9.5	6.3
of species-environment relation	33.7	22.5
Inter set correlation of environmental variables with axes		
Grazed	0.398	-0.091
controlled for 10 years	0.532	0.442 (3)
controlled for 20 years	-0.788 (3)* ²	-0.331
Distance from water table (RH)* ¹	-0.053	-0.667 (1)
Relief (RL)	0.234	-0.364
Soil hardness (SH)	-0.480	0.652 (2)
Clay content (CL)	-0.737	0.219
Silt content (SI)	-0.676	-0.106
Sand content (SA)	-0.799 (1)	-0.097
Total carbon (C)	-0.785	0.139
Total nitrogen (N)	-0.798 (2)	0.153

*1: Abbreviations of environmental variables are shown in the parentheses

*2: On the inter set correlation, the first three leading variables are shown in the parentheses.

ら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。これに対し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。これらの分散と軸との関係を見ると、1 軸では種組成の変動の 9.5%、種

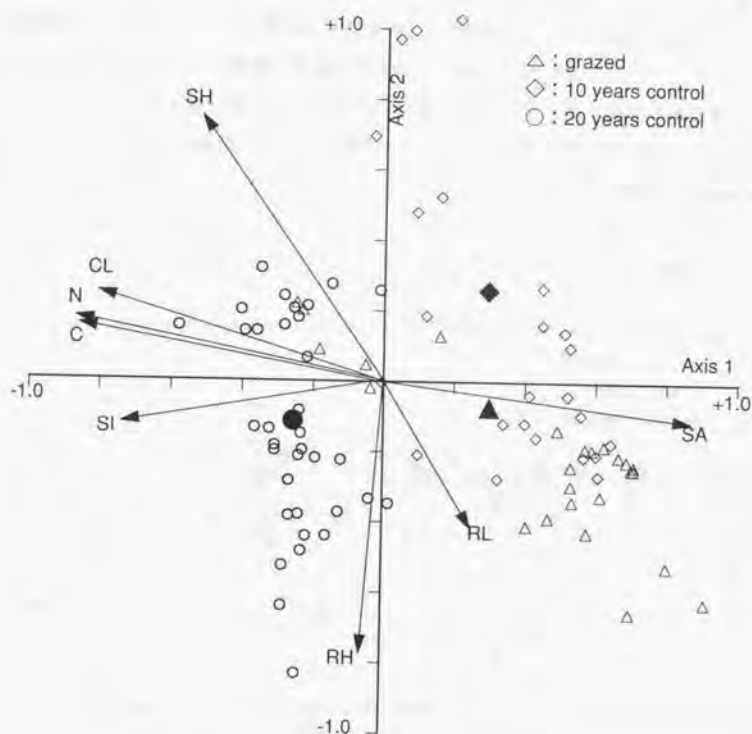


図 3-7 CCA によるサンプルおよび環境変数の 1・2 軸のスコア。
環境変数の略名は表 3-3 参照。
黒塗りのマークは各調査地区のサンプルスコアの重心を示す

Fig. 3-7 CCA ordination diagram showing sample scores and environmental variables.
Abbreviations of environmental variables are shown in Table 3-3.
Centroids of the scores of each survey site differing in the period of grazing control are shown by close symbols.

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。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 3-7 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 (Ter Braak 1986; 1988)。サンプルは 1 軸上で、放牧大砂丘および禁牧 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

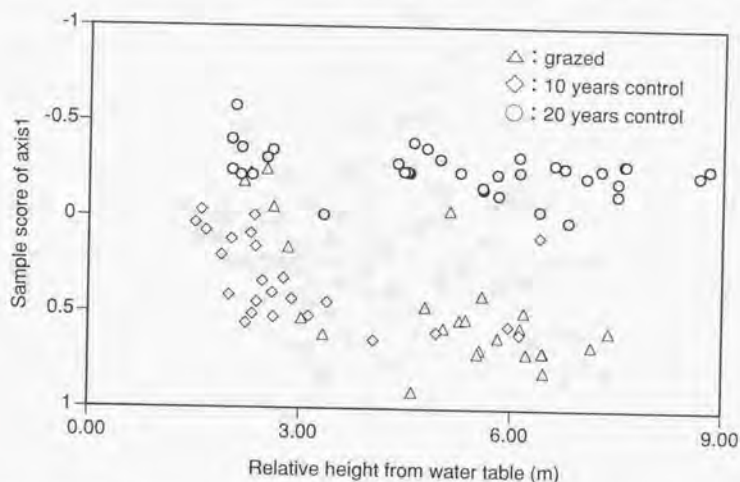


図 3-8 各調査地区におけるサンプルの地下水面からの距離と CCA 1 軸のスコアとの関係

Fig. 3-8 Relation between relative height from water table and sample score of first axis of CCA in each survey site

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CCAの1軸スコアとの関係をプロットした(図3-8)。これをみると、放牧大砂丘および禁牧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はほぼ一定の値を示した。図3-9は、種のスコアを図3-7と同様の平面上に配列したものである。これをみると、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3N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、丘間低地や低平地などの湿性の立地に分布するとされる *Calamagrostis*

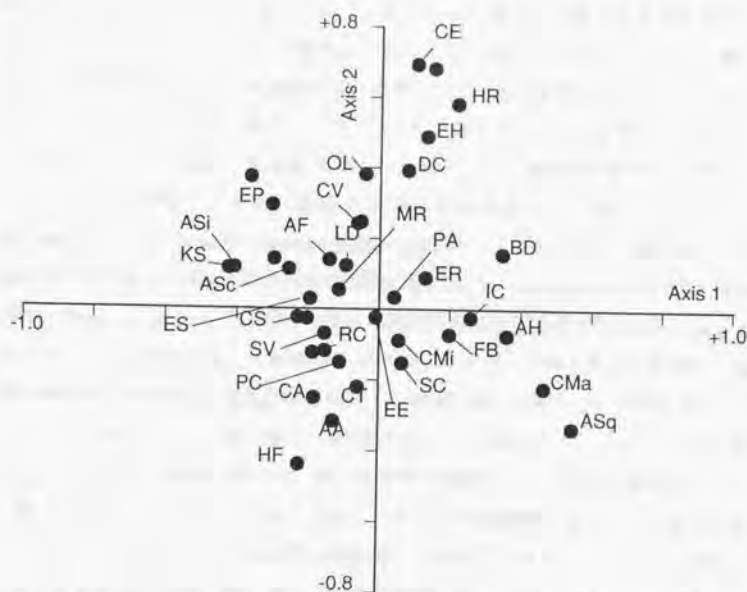


図3-9 CCAによる種の1・2軸のスコア。
図中の記号は学名の頭文字を示す(表3-1の略名参照)

Fig. 3-9 CCA ordination diagram showing species scores.
Species codes are shown in Table 3-1

epigeios (根本ほか 1992) が高いスコアを示したのが特徴的であった。

3 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 (Hayashi *et al.* 1988, Li 1991, Hongo *et al.* 1995)。本調査の結果でも、砂丘地の植生は、禁牧年数にかかわらず、TWINSPAN の第 1 分割で起伏の程度によって明瞭に区分された (表 3-2)。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。

大起伏砂丘では、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、小起伏砂丘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 3-1)。本章で詳しく述べるが、砂丘地において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。本調査でも、放牧小砂丘の土壌硬度は、放牧大砂丘の 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 3-2)。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 (Zhu *et al.* 1988a)、また、細粒の土壌粒子が飛散して活動化した砂丘では、*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 (Nemoto and Lu 1992, 根本ほか 1992, Ohkuro *et al.* 1994)、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、小起伏砂丘と大起伏砂丘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。

ところで大起伏砂丘では、斜面の相対的位置により植生がさらに区分された (表 3-2, 図 3-3-5)。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 3-2)、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。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（増田ほか 1988）。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 3-9）、また現地の観察では、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大起伏砂丘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）土地・植生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（Zhu *et al.* 1988a）。活動砂丘化が進みつつあるカルチン砂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（川鍋ほか 1996）。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 3-1）。*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、活動砂丘から固定砂丘にいたるまで幅広い分布を示し（Ohkuro *et al.* 1994, Zhao 1992）、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（加藤ほか 1995, 根本ほか 1992）。しかし、家畜の嗜好性は低い（高・魏 1994）、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土地・植生の回復プロセスを以下に考察する。

まず大起伏砂丘をみると、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*（根本ほか 1992, Zhu *et al.* 1988b）等によって区分されており、イネ科多年草の *Pennisetum centasiaticum* や *Cleistogenes squarrosa* 等の生育も認められ（表 3-1）、また植被率も高いことから（表 3-2）、組成、構造ともに

植生回復が進んだスタンド群と考えられる。これに対し、3N は *Artemisia halodendron* を主体としつつ、活動砂丘の指標種である *Agriophyllum squarrosum* (Nemoto and Lu 1992) 等により区分されていることから、活動砂丘化の危険性が高く、牧養力の低いスタンド群と考えられる。

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 3-2)。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) や Zhu *et al.* (1988a) 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 3-2)。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 3-3、図 3-7)、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 3-8)。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。

4 小括

以上の結果およびこれまでの報告から、砂丘地における土地・植生の回復プロセスをまとめる。

大起伏砂丘の中～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。

これに対し大起伏砂丘の下部では、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 3-2)。したがって砂丘下部では、Takeuchi *et al.* (1995) 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、小起伏砂丘においても、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、大起伏砂丘の下部と同様に短期間の回復が可能であると考えられる。

第4章 砂丘地における過放牧による土地・植生の退行プロセス

砂丘地において過度のインパクトが加えられると、砂丘の再活動が引き起こされ、土地・植生の回復は非常に困難となる。中国ではこれまで、植林等による砂丘固定および緑化事業に精力的に取り組み、多くの成果をあげてきた。しかし一方で、砂漠化を防止しつつ持続的な農業活動が可能となるような、適正な土地利用コントロールに基づく新しい土地利用システムの確立が求められている (Liu *et al.* 1990, 武内 1994) とくに砂丘地では放牧が主たる土地利用であることから、持続的な放牧管理技術の確立が不可欠である。そのためには、過放牧に伴う土地・植生退行の詳細なプロセスを解明したうえで、加速的な侵食を引き起こす段階での放牧インパクトを定量的に把握する必要がある。

本章では、内蒙古自治区奈曼旗において、今後土地利用インパクトの増大が予想される小起伏砂丘を事例として行った綿羊による放牧試験の結果をもとに、綿羊の過放牧にともなう土地・植生の退行プロセスを把握することと目的とする。

第1節ではまず、放牧試験の概要を述べるとともに、移動ケージ法による継続的な植生調査結果をもとに、家畜の生産に関連した植生の量的変化を経時的に明らかにした。第2節では、トランセクト法による詳細な植生、地形、土壌調査に基づき、放牧活動による土地・植生の総合的な退行プロセスを明らかにした。

第1節 家畜の生産からみた植生の量的変化

1-1 放牧試験の概要

(1) 放牧試験区の概要

まず、中国科学院沙漠研究所・奈曼沙漠化研究站周辺を踏査し、小起伏砂丘の分布を把握した。そのうえで、植生の状態ができるだけ均一で、かつ面積の大きい放牧草地を試験区として選定した。1991年秋に、同研究站近傍の、ほぼ平坦な放牧草原 ($42^{\circ} 55' N$, $120^{\circ} 42' E$, 345m a.s.l.) に、コンクリートおよび鉄線による牧柵を設置し、200m×260mの試験区を建設した。これに先立って9月上旬に予備的な植生調査

を行った。表 4-1 に、植生調査の結果を示す。試験前の同草原は、*Pennisetum centrasiaticum*, *Aneurolepidium dasystachys*, *Setaria viridis* 等のイネ科草本を中心として、マメ科の *Lespedeza davurica*, *Kummerowia stipulacea* や、アカザ科の *Corispermum* spp., *Salsola collina* などが加わる、ほぼ一様な群落組成であった(根本ほか 1994)。また、植被率は 70~80%, 群落高は 25~30cm, 地上部乾重は 100g/m² 前後であったが、後述

表 4-1 放牧試験区において試験開始の前年(1992 年 9 月)に行った植生調査結果

Table 4-1 Result of the vegetation survey conducted at the experimental site in September, 1992

Species	Maximum plant height (cm)	Mean cover value ^{*1}
<i>Setaria viridis</i>	20	5
<i>Pennisetum centrasiaticum</i>	40	4
<i>Digitaria ciliaris</i>	18	4
<i>Kummerowia stipulacea</i>	7	4
<i>Corispermum macrocarpum</i>	10	3
<i>Phragmites australis</i>	10	3
<i>Artemisia scoparia</i>	40	2
<i>Aneurolepidium dasystachys</i>	35	2
<i>Salsola collina</i>	15	2
<i>Lespedeza davurica</i>	12	2
<i>Aristida adscensionis</i>	25	+
<i>Messerschmidia sibirica</i>	25	+
<i>Chenopodium acuminatum</i>	10	+
<i>Chloris virgata</i>	10	+
<i>Ixeris gracilis</i>	8	+
<i>Convolvulus arvensis</i>	7	+
<i>Xanthium sibiricum</i>	6	+
<i>Gueldenstaedtia stenophylla</i>	5	+
<i>Euphorbia humifusa</i>	3	+
<i>Cynanchum thesioides</i>	3	+
<i>Eragrostis pilosa</i>	3	+
<i>Ixeris chinensis</i>	2	+
Mean community height (cm)	26.3 ± 10.6 ^{*2}	
Mean coverage (%)	77.2 ± 8.9	
Mean number of species (/m ²)	9.8 ± 2.4	
Aboveground biomass (d.w.g./m ²)	94.8 ± 28.0	

*1: Numerals in the body of the table indicate the mean cover values of +, 1, 2, 3, 4 and 5, which correspond to coverage of <1%, 1-2%, 2-5%, 5-10%, 10-20% and 20%<, respectively.

*2: Standard deviations are shown.

する軽放牧区のサイトではバイオマスがやや少なかった。図 4-1 に、後述する地形測量の結果に基づいて作成した試験区の地形概要図を示す。試験区内の地形はほぼ平坦であったが、南部でやや比高が高くなっており、試験区内で最大 3m 前後の高低差がみられた。また、試験区に近接する地点で井戸を掘削して地下水位を測定した結果、地下水面は試験区内の最低点から約 3m の深さにあることが確認された。すなわち、試験区内の地下水位は比較的深く、地表から 3~6m の範囲にあると考えられた。

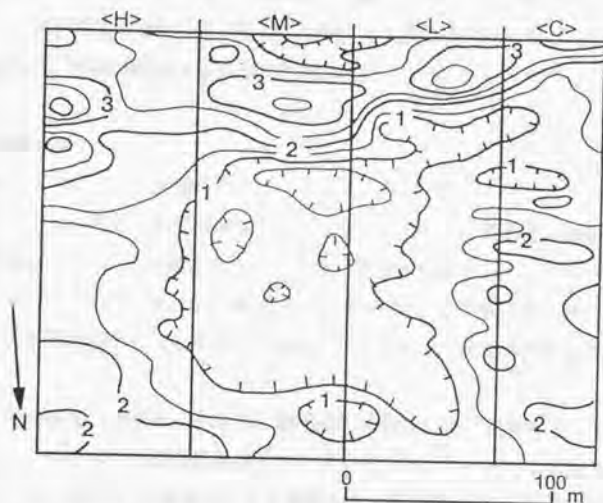


図 4-1 放牧試験区の地形概要図。

H：重放牧区（6 頭/ha），M：中放牧区（4 頭/ha），L：軽放牧区（2 頭/ha）
図中の数字は試験区内からの最低点に対する相対高度（m）を示す

Fig. 4-1 Contour map of the experimental site.

H: heavy grazing plot (6 sheep/ha), M: medium grazing plot (4 sheep/ha), L: light grazing plot (2 sheep/ha), C: control (no grazing)

Numerals indicate relative height from the lowest point in the experimental site.

（2）試験の方法

試験に使用する放牧家畜は牝の成綿羊（約 40kg/頭）とした。品種はカルチン細毛羊（Kerqin fine wool sheep）である。これは、在来種である蒙古羊（Mongolian sheep）に旧ソ連などから導入した細毛種（fine wool breeds）を交配して改良した、毛肉兼用の細

毛種である。1987年に品種登録され、現在ではカルチン草原を中心として約25万頭が飼育されている（高・魏1994）。

処理区は、試験区内を牧柵によってさらに4区に区切ったうえで、重放牧区（6頭/ha）、中放牧区（4頭/ha）、軽放牧区（2頭/ha）および禁牧区の4段階の処理区を設定した。各処理区の面積は、図4-1に示したようにそれぞれ200m×75m、禁牧区のみ200m×35mである。

放牧試験は1992年より1995年まで実施し、毎年5月下旬から9月下旬までの4ヶ月間にわたって昼間放牧を行った。なお、試験区から東方500mの地点に水飲み場および畜舎を建設し、夜間は綿羊をそちらに移動させた。

1-2 調査方法

（1）移動ケージによる植物量の測定

1992年から1995年までの試験期間中、移動ケージを用いた植物量の調査を継続して行った。移動ケージは、1処理区あたり3ヶ所、毎年5月下旬にランダムに設置し、その後、6月30日、7月30日、8月30日および9月25日の前後に刈り取り調査および移動ケージの移動を行った（9月25日は刈り取りのみ）。調査の詳細は以下のとおりである。

まず、植被の状態（植被率、群落高、種組成）の類似した、近接する2地点を目視により選定し、1m×1mの調査区を杭でマーキングするとともに、そのうち1地点に1.5m×1.5m×1m（高さ）の移動ケージを設置した。移動ケージは鉄製の枠に金網を張ったもので、ケージ内の植物は綿羊の侵入および喫食から保護されている。これらを1ヶ月放置した後、2地点についてそれぞれ地上部を地際から刈り取り、種ごとに分別した後、85℃で24時間乾燥し、重量を測定した。

一方、地下部については、地上部の調査時に、コアサンプラーを用いてケージ外の各コドラートの中心部より直径約7cm（0.015m²）のコアを10cmごとに30cm深まで採取し、水洗により根部を分離した後、85℃で24時間乾燥し、重量を測定した。

以上の刈り取りを行った直後に、移動ケージを含むコドラートのペアを移動し、さらに1ヶ月後に同様の刈り取りを行った。これらの操作を試験期間中繰り返して行い、試験区内の植生の現存量、生産量、家畜による消費量の推移を測定した。また禁牧区については、上記の刈り取りと同時期に1m×1mのコドラートを設置して同様の方法

で地上部・地下部の乾重を測定し、現存量の推移を把握した。

なお、本試験区一帯での植物生育期間（無霜期間）は5～9月の約150日間であることから、本試験期間中に得られた生産量は、年間総生産量にほぼ相当すると考えられる。

（2）綿羊体重の測定

綿羊の体重については、上記刈り取りと同時期に1ヶ月ごとに測定し、その推移を把握するとともに、草地生産量との関連について解析を行った。なお、毎年6月12～15日に羊毛の刈り取りを行い、それ以降の体重については、測定値に刈り取った羊毛重を加えた重量を綿羊の体重として計算した。

1-3 結果

（1）試験期間中の降水量の推移

本節の目的は、放牧密度の差異が植物の量的な変化に及ぼす影響を把握することである。しかし、植物の成長は放牧密度のみならず、気象条件の変動に大きく左右される。とりわけ降水量にみられる季節間および年ごとの変動は、同地域の植物の成長に大きく影響を及ぼす要因とされている（Zhu *et al.* 1988a）。そこでまず、放牧試験区付近における試験期間中の降水量の推移を把握することとした（表4-2）。

4月から9月までの降水パターンをみると、試験期間を通じて、5月から次第に増加し、7月に最も多くなるという傾向を示した。この期間の降水量は、1992年が352.9mm、1993年が285.0mm、1994年が521.1mm、1995年が288.7mmであり、4年間で約240mmの変動があった。試験開始前の11年間（1981年～1991年）の同期間の平

表4-2 試験期間中の降水量の推移および1981～1991年までの平均降水量

Table 4-2 Precipitation during the period of the grazing experiment

Month	April	May	June	July	August	September	Total
1992	6.5	59.2	49.3	122.8	80.8	34.3	352.9
1993	4.9	14.9	63.3	150.2	44.7	7.0	285.0
1994	0.0	82.9	27.2	285.1	109.9	16.0	521.1
1995	5.0	30.5	74.9	102.8	75.5	2.9	291.6
Average 1992-1995	4.1	46.9	53.7	165.2	77.7	15.1	362.7
Average 1981-1991	21.4	34.5	76.4	107.4	70.6	55.1	365.4

(mm)

均は 365mm であったことから、1992 年は例年並み、1994 年が非常に多く、また 1993 年、1995 年は降雨のやや少ない年であったといえる。しかしこれら降水量の変動と、以下に述べる現存量、生産量等との関係は、禁牧区の一部の期間を除いて明瞭ではなかった。

(2) 地上部現存量の推移

図 4-2 に試験期間中における地上部現存量の推移を示した。図中の値は、移動ケージ外のコドラートにおける乾重を示している。季節的な変化をみると、毎年試験開始後より徐々に増加し、8 月にほぼ最大となっていることがわかる。ただし重放牧区では、毎年試験初期の段階で一旦減少する傾向を示した。

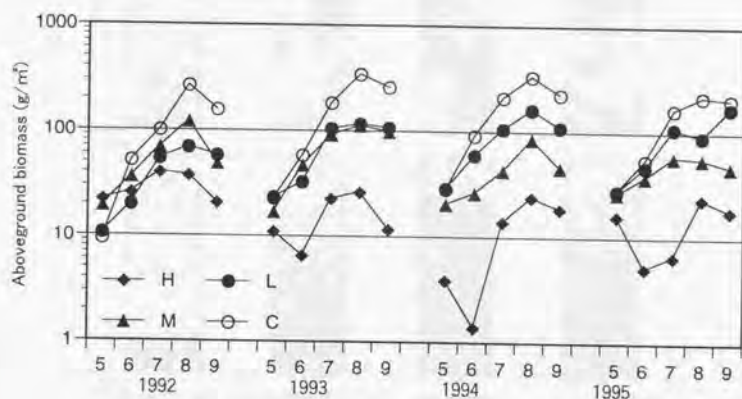


図 4-2 試験期間中における地上部現存量の推移

Fig. 4-2 Seasonal changes in the standing crop of above-ground part

表 4-3 地上部最大現存量の推移

Table 4-3 Changes in the maximum standing crop of above-ground part

Treatment	H	M	L	C
1992	40.3	122.2	69.6	267.0
1993	26.4	113.0	117.1	346.3
1994	24.2	85.9	163.2	335.6
1995	23.7	58.9	172.4	220.4

(g/m²)

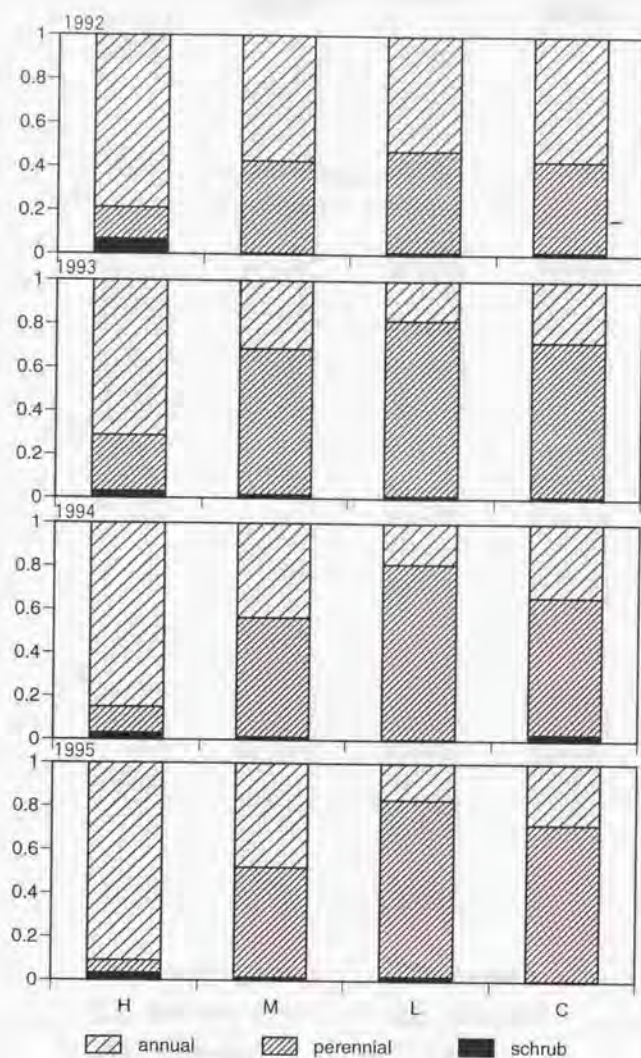


図 4-3 生活型別にみた地上部現存量の推移

Fig. 4-3 Changes in the standing crop of above-ground part by life form

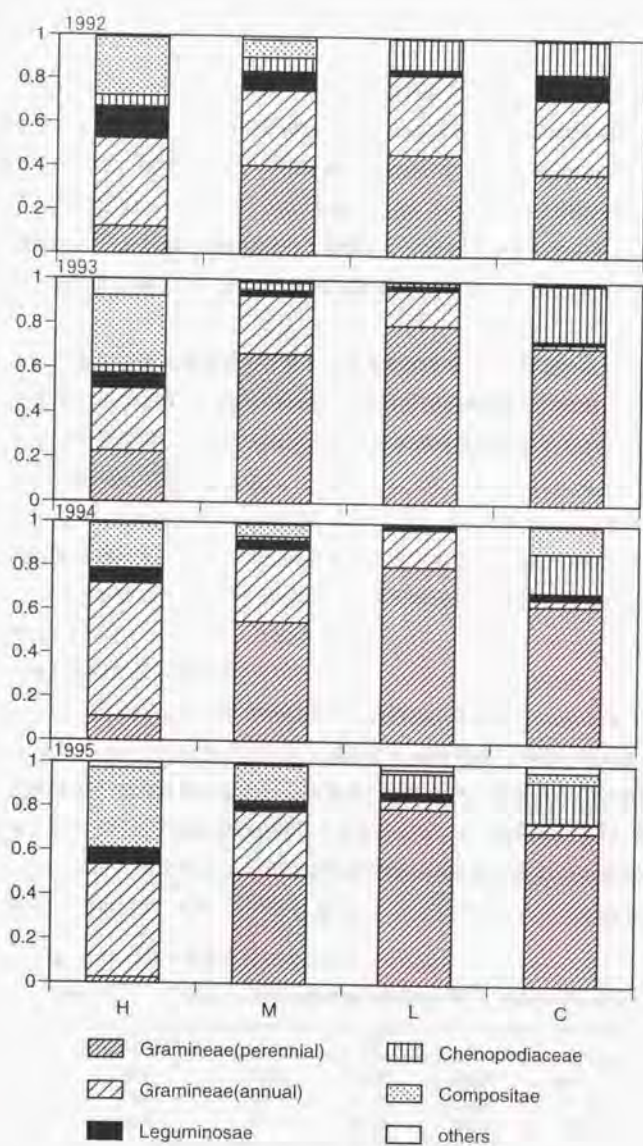


図 4-4 科別にみた地上部現存量の推移

Fig. 4-4 Changes in the standing crop of above-ground part by family

表 4-3 は、地上部最大現存量の年ごとの推移を示したものである。禁牧区では、降水量の多かった 1994 年に約 435 g/m^2 に達したほかは、ほぼ $200 \text{ g/m}^2 \sim 350 \text{ g/m}^2$ の間で推移していた。軽放牧区では、初年度の 1992 年は 70 g/m^2 と低い値であったものの、その後徐々に増加し、1995 年には 170 g/m^2 に達した。一方、中放牧区では逆に減少傾向を示し、 120 g/m^2 から 60 g/m^2 へと推移した。重放牧区も同様に減少したが、試験 2 年目の 1993 年以降は $20 \sim 30 \text{ g/m}^2$ 、禁牧区の 10% 前後というきわめて低い値で推移した。

つぎに、地上部最大現存量の推移を、生活型別に示した (図 4-3)。重放牧区では 1 年生草本の割合が高く、1995 年には 90% 以上を占めるに至った。これに対し、軽放牧区および禁牧区では、多年生草本の割合が年々増加する傾向を示した。中放牧区はこれらの中間的な傾向を示した。

また、これらを科別に示したのが図 4-4 である。これをみると、重放牧区で優占する一年生草本はイネ科およびキク科であること、軽放牧区および禁牧区での多年生草本は主としてイネ科であること、禁牧区ではアカザ科が特徴的にみられること、などの点が読みとれる。

(3) 地下部最大現存量の推移

表 4-4 に、地下部最大現存量の年ごとの推移を示した。なお、地下部については 1992 年のデータがとれなかったため、1993 年～1995 年の 3 年間の値のみを示してある。ここで特徴的な傾向は重放牧区にみられる。すなわち、重放牧区では試験初期より他の処理区と比べて地下部現存量が著しく小さく、とくに 1994 年以降は 50 g/m^2 以下に低下した。一方、軽放牧区および中放牧区では、緩やかに減少する傾向にはあるものの、禁牧区に近い値で推移している。図 4-5 は、深さ別にみた地下部現存量の分布を

表 4-4 地下部最大現存量の推移

Table 4-4 Changes in the maximum standing crop of below-ground part

Treatment	H	M	L	C
1993	121.3	314.7	342.3	340.3
1994	48.7	202.0	221.2	340.3
1995	46.3	201.9	184.9	250.0

(g/m^2)

示したものである。これをみると、試験年数の経過とともに、地表に比較的近い層（0～10cm）での現存量が、徐々に減少する傾向が認められた。

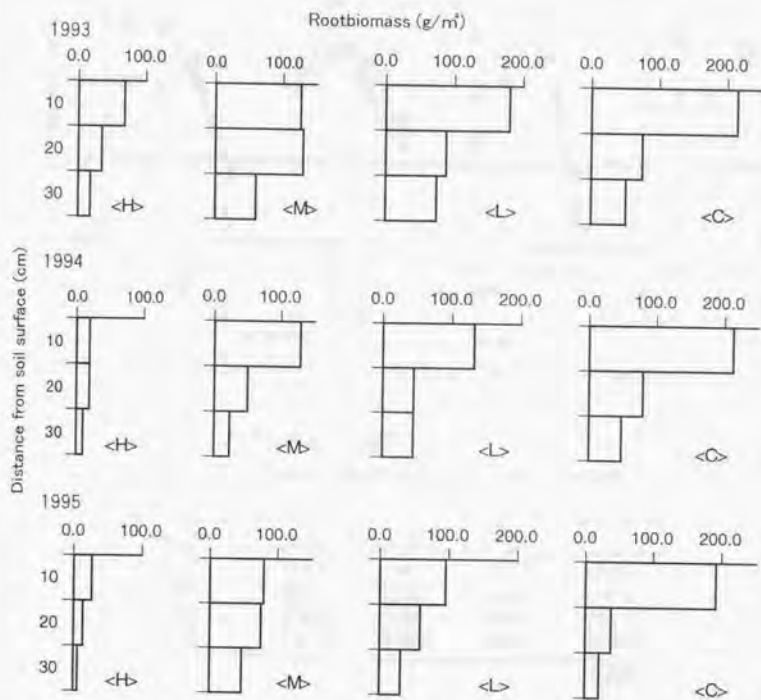


図4-5 深さ別にみた地下部最大現存量の分布

Fig. 4-5 Changes in the maximum standing crop of below-ground part

(4) 地上部生産量の推移

図4-6に試験期間中の地上部生産量の推移を、また表4-5に地上部総生産量の年ごとの推移を示した。 $i-1$ 回から i 回の刈り取り時までの期間における地上部生産量 P_i および、年間地上部総生産量 P は、以下の式によって求めた（井上1978）。

$$P_i = U_i - G_{i-1}, \quad P = U_i + \sum (U_i - G_{i-1})$$

ここで、 U_i ： i 回目の刈り取り時におけるケージ内の乾重

G_i ： i 回目の刈り取り時におけるケージ外の乾重

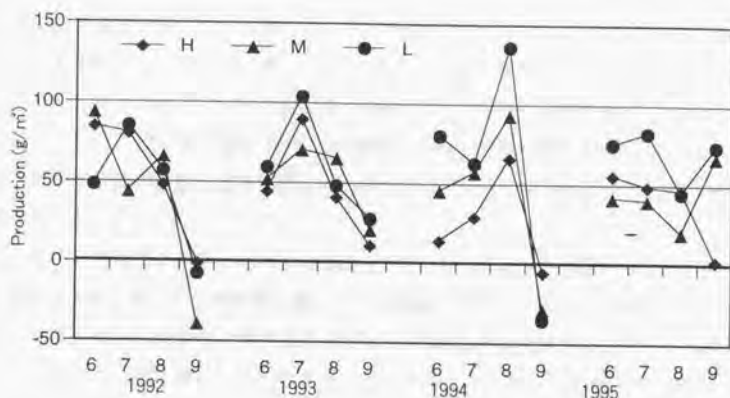


図 4-6 試験期間中における地上部生産量の推移

Fig. 4-6 Seasonal changes in the production of above-ground part

表 4-5 地上部生産量の推移

Table 4-5 Changes in the production of above-ground part

Treatment	H	M	L	C
1992	214.3	166.6	184.8	267.0
1993	188.0	210.6	240.9	346.3
1994	105.9	169.1	279.9	335.6
1995	154.7	170.1	278.0	220.4

(g/m²)

なお禁牧区については、地上部最大現存量を年間総生産量とみなして、その他の処理区との比較を行った。

まず、生産量の季節変化をみると、毎年 7~8 月に最大となり、8 月以降は急速に生産量が減少するという傾向を示した。また降水量の非常に多かった 93 年の 7 月および 94 年の 7~8 月期には、生産量も急激に増加した。

つぎに年変動をみると、禁牧区を除けば試験初期の期間は処理区間でそれほど差はみられなかった。しかし、1994 年以降、処理区ごとにそれぞれ差異がみられるようになった。軽放牧区では 1992 年には 180 g/m²程度であったが徐々に増加する傾向を示し、1995 年には 280 g/m²に達した。一方、中放牧区は試験期間を通じてそれほど変化せず、

160 g/m²前後で推移した。これに対し、重放牧区では1995年に若干増加したものの全体的に漸減傾向にあり、1994年には約100 g/m²にまで減少した。

図4-7および図4-8に、現存量と同様に、生活型別、科別にみた生産量の構成比を示した。ここでも現存量にみられる構成比とはほぼ同様の傾向を示したが、中放牧区で一年生草本の生産量の増加が著しく、とくに1995年には80%以上を占めた点が特徴的であった。

さらに、生産量を飼料としての価値からいくつかのクラスに区分し、それらの構成比を図4-9に示した。野草類の飼料的な価値は、粗タンパクなどの養分含量や有毒成分の有無、あるいは刺などの有無などによって総合的に判断されるが、ここでは、カルチン草原で一般に用いられている高・魏(1994)の区分にしたがって、種を3クラスに分け、生産量に対する割合(乾重比)を求めた。ここでは、クラス3<2<1の順に飼料価値(ここでは主として粗タンパクの含量)が高くなる。禁牧区では、イネ科の*Phragmites australis*や、アカザ科の*Salsola collina*など、飼料価の高いクラス1の草種の割合が70%前後で推移した。また軽放牧区でも、年ごとの変動はあるものの、クラス1~2の草種がほとんどを占めた。しかし放牧密度が高まるにつれクラス1の割合は試験の経過とともに減少し、中放牧区ではクラス1の割合が1995年には25%程度に、重放牧区では15%程度まで低下した。一方、それらにかわって、イネ科のなかでも*Aneurolepidium dasystachys*, *Aristida adscensionis*や*Chloris virgata*のように家畜の嗜好性に劣る種や、キク科ヨモギ属の*Artemisia scoparia*など、飼料価の低いクラス3の割合が増加した。とりわけ重放牧区では1994年以降クラス3の草種が急増し、80%程度を占めるに至った。

(5) 消費量および綿羊体重の推移

つぎに、綿羊の成長に関連した量的変化として、綿羊による植物消費量および綿羊体重の推移について把握した。

まず、 $i-1$ 回から i 回の刈り取り時までの期間における綿羊による植物消費量 C_i および、年間消費量 C を以下の式によって求めた(井上1978)。

$$C_i = U_i - G_i$$

$$C = \sum (U_i - G_i)$$

ここで、 U_i : i 回目の刈り取り時におけるケージ内の乾重

G_i : i 回目の刈り取り時におけるケージ外の乾重

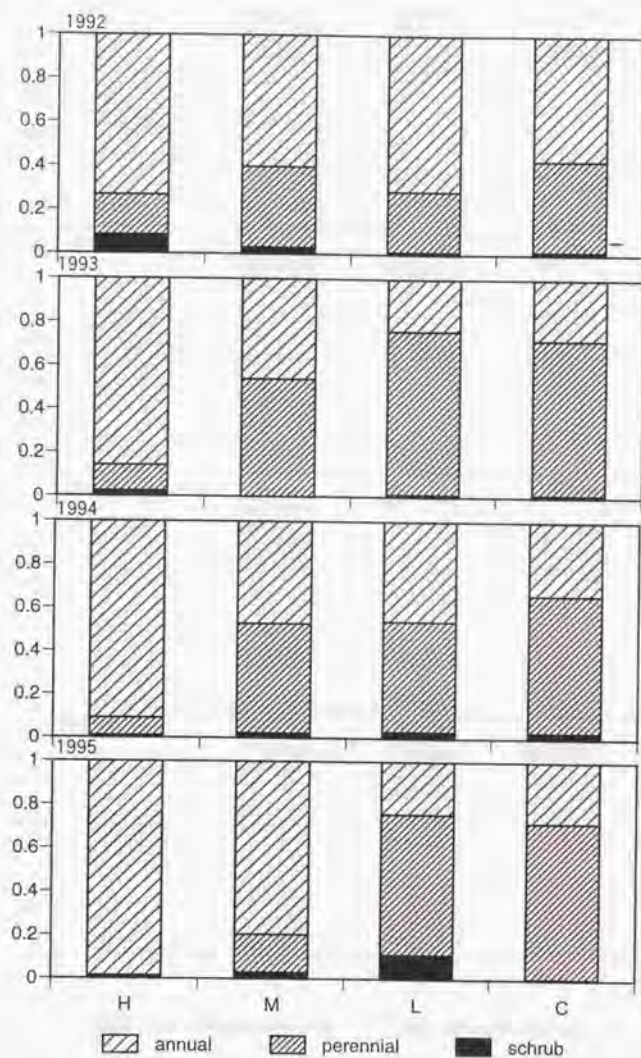


図4-7 生活型別にみた地上部生産量の推移

Fig. 4-7 Changes in the production of above-ground part by life form

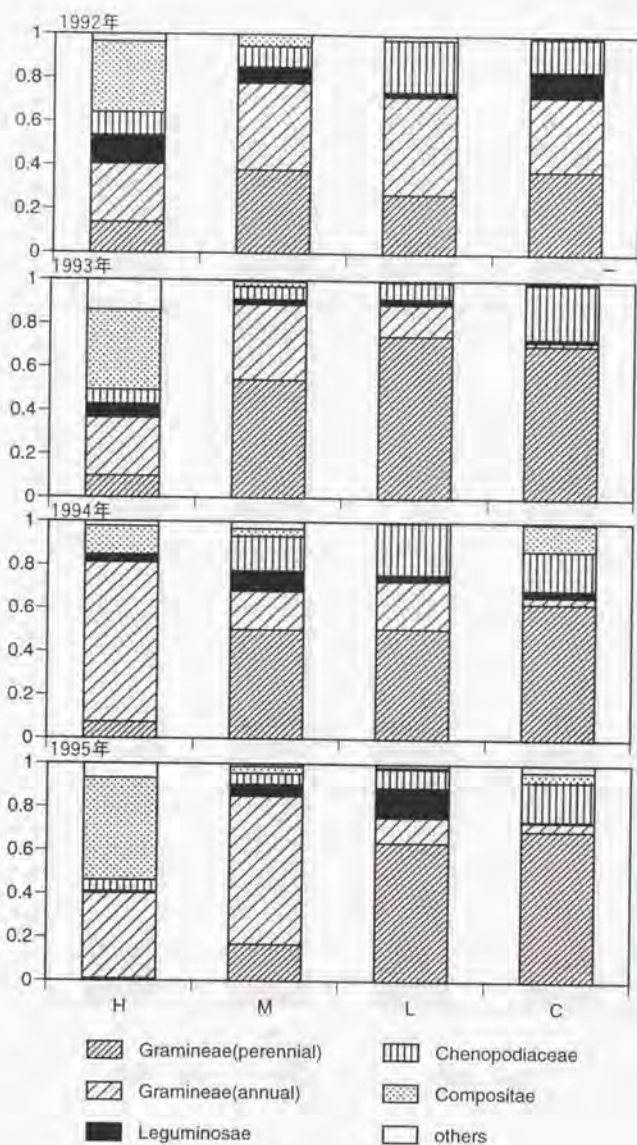


図 4-8 科別にみた地上部生産量の推移

Fig. 4-8 Changes in the production of above-ground part by family

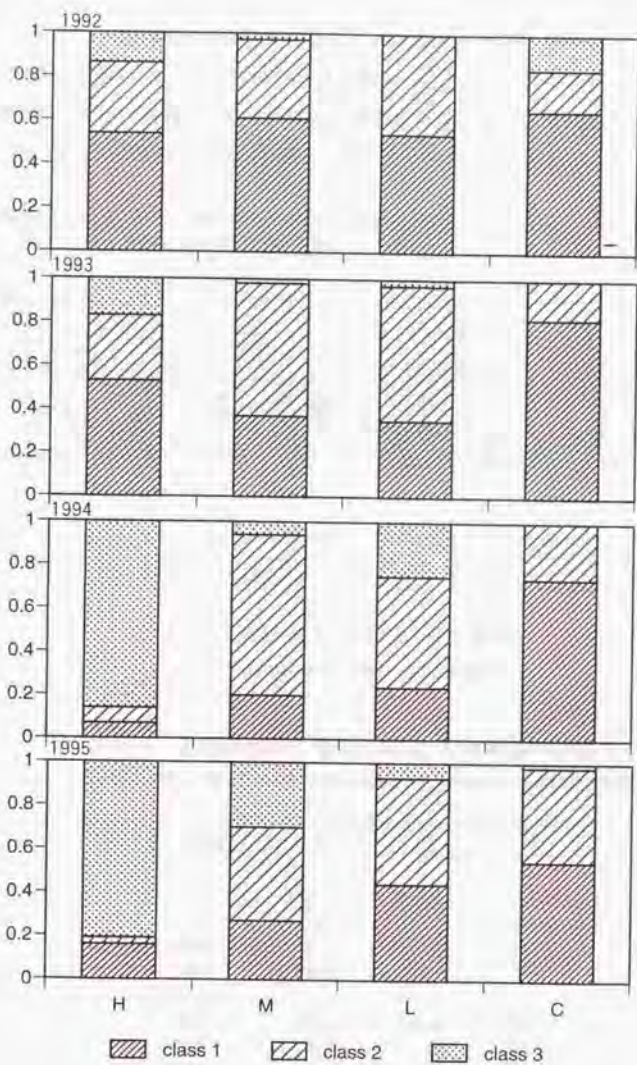


図 4-9 飼料価値からみた地上部生産量の推移

Fig. 4-9 Changes in the production of above-ground part by forage quality

図 4-10 に試験期間中の消費量の推移を示した。また、表 4-6 に年ごとの単位面積あたりおよび綿羊 1 頭あたり消費量の推移を示した。なお、この値には、①綿羊による喫食量および、②綿羊の踏圧等による植物体の枯損量が含まれるが、ここでは家畜の行動によって影響を受けた植物量として、両者を一括して考えることとした。

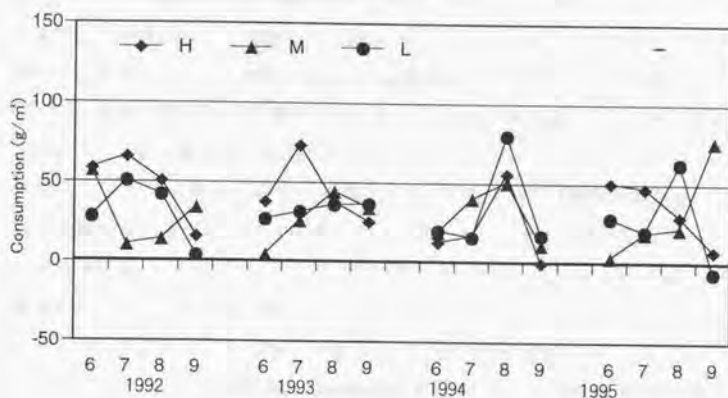


図 4-10 試験期間中における消費量の推移

Fig. 4-10 Seasonal changes in consumption

表 4-6 単位面積および綿羊 1 頭あたりの消費量の推移

Table 4-6 Changes in the consumption per hectare and sheep unit

Treatment	H	M	L
g/m^2			
1992	193.4	117.3	126.4
1993	176.2	111.1	132.7
1994	87.1	122.8	116.7
1995	136.4	122.4	105.6
kg/sheep			
1992	290.1	251.4	379.2
1993	293.7	277.8	663.5
1994	145.2	307.0	671.0
1995	227.3	306.0	528.0

まず消費量の季節変化をみると、7～8月に最大となるものが多かったが、年ごとおよび処理区ごとのばらつきも大きく、明瞭な傾向は認められなかった（図4-10）。これに対し、年ごとの推移ではいくつかの特徴がみられた。単位面積あたりの消費量をみると、軽放牧区および中放牧区は 120 g/m^2 前後のほぼ一定の値で推移したのに対し、重放牧区では試験2年目の1993年までは 200 g/m^2 の近い値を示していたが、その後他の処理区と同程度にまで急減した（表4-6）。これを綿羊1頭あたりに換算すると、軽放牧区が最も大きく、 $400\sim 650\text{ kg}$ の消費量であった。一方、中放牧区および重放牧区では、軽放牧区のほぼ半分の $200\sim 300\text{ kg}$ 程度の消費量にとどまり、重放牧区では 200 kg 以下となる年もあった（表4-6）。

図4-11および図4-12に、生活型および科別にみた消費量の構成比を示した。ここでも現存量、生産量とほぼ同様の傾向が認められたが、軽放牧区ではアカザ科やマメ科の消費量が比較的高く、また重放牧区では、キク科（*Artemisia scoparia*）もよく消費されていた点が特徴的であった。

つぎに、上述のような植物の消費によって綿羊の体重がどのように推移したかをみてみる。図4-13は、毎年試験開始時の体重を100とした場合の綿羊1頭あたりの体重増加率の推移を示したものである。また表4-7に、1頭あたりおよび面積あたりの体重増加量の年ごとの推移を示した。試験開始時の綿羊の体重は毎年、 40 kg 前後であったが、軽放牧区では毎年15～25%、重量で8～9kgの体重増加がみられた。また中放牧区でも軽放牧区と同様の増加率で推移したが、次第に増加の割合が減少する傾向を示した。一方重放牧区では、試験3年目の1994年より体重が10%程度、重量で3～4kgの減少に転じた。土地生産性を示す面積あたりの綿羊体重増加をみると、中放牧区が最も高い値で推移したが、1995年には軽放牧区と同程度になった。一方重放牧区では、1993年までは他の処理区と同程度の値を示していたが、1994年よりマイナスへと移行した。

（6）利用率および綿羊への転化率の推移

最後に、試験草地において生産された植生バイオマスがどの程度綿羊に利用されているかを把握した。指標として、草地利用率および綿羊への転化率を計算した（表4-8）。

利用率 UR（%）は、年間に生産された植生バイオマスのうち、綿羊によって利用された割合を示す値であり、以下の式で求めた。

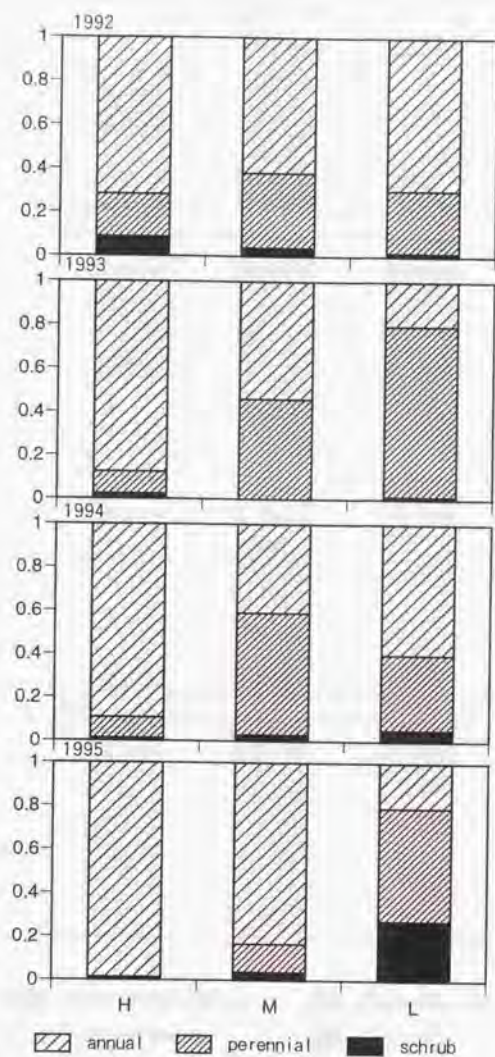


図 4-11 生活型別にみた消費量の推移

Fig. 4-11 Changes in consumption by life form

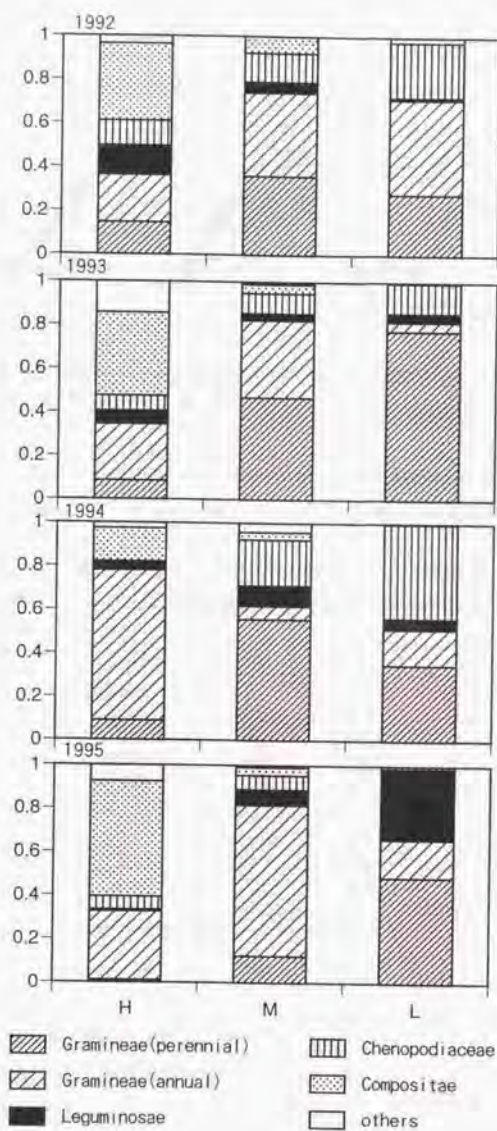


図4-12 科別にみた消費量の推移
Fig. 4-12 Changes in consumption by family

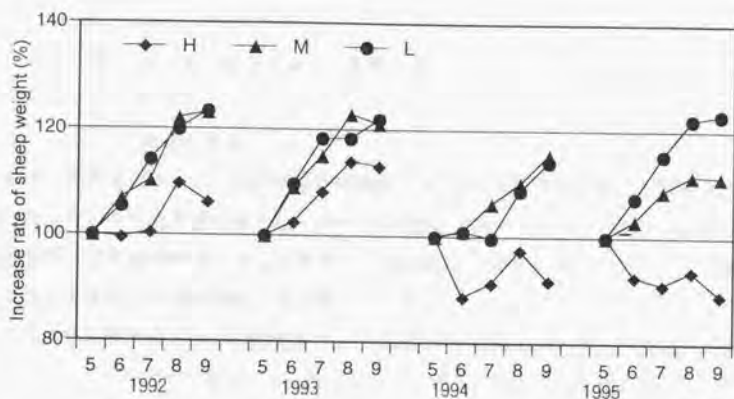


図 4-13 試験期間中における綿羊体重増加率の推移

Fig. 4-13 Seasonal changes in increase rate of sheep weight

表 4-7 綿羊 1 頭あたりおよび 1ha あたりの綿羊体重増加量の推移

Table 4-7 Changes in the weight of sheep per per sheep unit and hectare

Treatment	H	M	L
kg/sheep			
1992	2.4	7.9	9.4
1993	4.9	7.9	8.1
1994	-3.3	6.3	5.7
1995	-4.0	4.3	8.6
kg/ha			
1992	16.0	36.7	31.3
1993	29.3	31.4	16.2
1994	-20.1	25.2	11.5
1995	-24.3	17.1	17.2

$$UR = (1 - B_{max}/P) \times 100$$

ここで、 B_{max} ：地上部最大現存量

P：年間総生産量

一方、家畜への転化率 LP (%) は、綿羊によって利用された植生バイオマスのうち、綿羊の体重増加分の割合を示す値であり、以下の式で求めた。

$$LP = SW / (UR/100 \times P) \times 100$$

ここで、SW：単位面積あたり綿羊体重増加量

UR：利用率

P：年間総生産量

まず、利用率をみると、軽放牧区では試験1年目の1992年は62%と比較的高い利用率であったがその後次第に減少し、1994年以降は30%台にまで低下した。これに対し中放牧区では試験の経過とともに増加し、最終的には65%程度に達した。一方重放牧区では試験開始より80%前後と高い利用率で推移した。

つぎに転化率をみると、重放牧区では、上述したように1994年より家畜の体重増がマイナスに転じたため、転化率も2%前後のマイナスとなった。中放牧区は転化率が最も高い値で推移したが次第に減少し、1995年には軽放牧区と同程度の約1.5%となった。

表4-8 草地利用率および綿羊への転化率の推移

Table 4-8 Changes in consumption rate and Transfer rate

Treatment	H	M	L
Consumption rate			
1992	82.4	26.7	62.3
1993	86.0	46.3	51.4
1994	77.1	49.2	33.4
1995	84.7	66.5	38.0
Transfer rate			
1992	0.9	8.3	2.7
1993	1.8	3.2	1.3
1994	-2.5	3.0	1.4
1995	-1.9	1.5	1.6
(%)			

1-4 考察

(1) 生産量からみた試験区植生の動態

家畜が放牧されていない草地では、植物の現存量と生産量はほぼ等しいと考えられる。しかし放牧草地では、家畜の継続的な喫食により、みかけの生産量、すなわち現存量は真の生産量より小さくなる。そこで本調査でも、放牧草地で実際の生産量を把握するために、移動ケージを用いた測定を行った。その結果、本試験でも、現存量と

生産量では異なる傾向を示すことが明らかになった。

まず現存量からみた場合、中放牧区では地上部バイオマスが年ごとに減少していく傾向にあり、また重放牧区では地上部、地下部ともに他の処理区と比べて著しく低い値で推移した(表 4-3, 表 4-4)。しかし、生産量からみた場合、中放牧区では現存量にみられたような減少傾向は認められず、試験終了時までほぼ安定した草量が生産されていることがわかった(表 4-5)。また重放牧区についても、試験初期の段階では他の処理区と同程度の生産量があり、現存量にみられたような他の処理区との大きな差異は認められなかった(表 4-5)。このことは、同草地の植生の再生産能力が比較的高いことを示している。すなわち、短期的にみれば、4 頭/ha のみならず、6 頭/ha 程度の放牧密度でも草地の生産力が十分維持されるものと考えられる。

草地の再生産能力は、構成種の繁殖特性と深く関連している(Bell *et al.* 1984, Pettit *et al.* 1995)。禁牧区や軽放牧区で高い割合を占めた多年生草本は多くの場合、種子繁殖とともに、地下器官への資源分配によって栄養繁殖も同時に行う。一般に根系の発達放牧圧の増加にともなう阻害される傾向にあるが(Vallentine 1990)、軽放牧区および中放牧区では、禁牧区と同程度の地下部現存量があることがわかった(表 4-4, 図 4-5)。このことから、4 頭/ha 程度の放牧密度までは、地下器官への影響はそれほど大きくないと考えられる。また現地観察の結果、*Phragmites australis* や *Pennisetum centrasiaticum* など同試験区の代表的な多年生草本は、種子も多量に生産していることが確認された。したがって、軽放牧区および中放牧区では、種子繁殖および栄養繁殖の両方によって再生産を維持していたと考えられる。

一方、重放牧区では、種子生産のみによって再生産を行う一年生草本の割合が他の処理区と比べて非常に高かった(図 4-3, 図 4-7)。重放牧区では、一年生のイネ科を中心に踏圧や喫食の影響を受けて草型が横に広がる形態的な変化を示したが(根本ほか 1994)、現地の観察では、個体サイズにかかわらずほぼすべての個体で種子を生産していることが確認され、次世代のシードバンクを形成していると推定された。

しかし重放牧区では、試験の経過とともに生産量が減少していく傾向がみられた(表 4-5)。同区では試験 2 年目以降、放牧開始直後の 6 月に現存量が一旦急激に減少している(図 4-2)。これは、同時期には家畜の飼料としての植生バイオマスが十分でないため、成長初期の段階にある一年生草本の個体群が強い喫食を受けていることを示している。したがって、重放牧区では強度の放牧密度を継続することにより、

種子生産以前の成育ステージで喫食される個体群が増加し、シードバンクが徐々に消費され、その結果、植生の再生産能力が低下していくものと考えられる。

ところで、重放牧区以外でも、試験 1 年目は生産量に占める一年生草本の割合が高かった（図 4-7）。これは、試験開始前の同植生の状態を反映したものと考えられる。しかし、軽放牧区および禁牧区では試験の経過にともなってその割合が減少したのに対し、中放牧区では増加の傾向を示した。同区では上述したように、生産量は一定の水準を維持していたが、一年生草本の増加により、今後は重放牧区と同様に生産量も減少していく可能性が高いと考えられる。

このように、適正な放牧圧を把握するためには、放牧圧そのものを検討すると同時に、そういった放牧圧が継続して加えられる時間についても考慮する必要があると考えられる。

（2）綿羊による消費の面からみた放牧密度と植生変化の関係

以上、生産力の面から試験結果を考察したが、つぎに放牧家畜による消費の面から、放牧密度と植生変化の関係について検討したい。

放牧頭数の最も多い重放牧区では、試験開始当初より高い草利用率を示し（表 4-8）、試験 2 年目までは単位面積あたりの消費量が最大であった。しかし、1 頭あたりの消費量でみれば中放牧区の消費量と同程度であった。しかも試験 3 年目以降は、単位面積および 1 頭あたりそれぞれの消費量が急減した（表 4-6）。これに対応するかたちで、綿羊体重は 3 年目から減少となり（表 4-7）、家畜へのバイオマス転化率もマイナス収支へと転じた（表 4-8）。

一方、生産量については上述したように、これら消費量や家畜体重にみられる急激な減少は認められなかったものの、試験 3 年目以降、飼料価の低い草種の生産量に占める割合が急増している点が注目される（図 4-9）。家畜が草原の植物を直接採食する放牧利用では一般に、家畜の嗜好性に起因する選択的喫食によって採食量に種間差が生じる（Crawley 1997, 高野ほか 1989）。内蒙古の典型的な草原の場合、*Poa* spp. や *Stipa* spp. のようなイネ科が減少し、家畜の嗜好性に劣るキク科ヨモギ属の *Artemisia* spp. やユリ科ネギ属の *Allium* spp.、有毒植物であるバラ科キジムシロ属の *Potentilla* spp. 等が増加してくるとされる（根本ほか 1989, Li 1991, Zhu and Liu 1983, 李ほか 1988）。本試験における種組成変化については次節で詳しく述べるが、ここでは家畜の採食との関連から若干触れておく。本試験でも、重放牧区ではクラス 3 に属するヨモギ属の

Artemisia scoparia や、イネ科の *Chloris virgata* などの生産量に占める割合が増加した。このうち、とくにイネ科の一年草については、家畜の嗜好性のほか、喫食や踏圧によって個体サイズ矮小化したため（根本ほか 1994）不可食部分がある程度残存し、その結果、家畜の消費が抑制されるようになったものと思われる。ところで、綿羊は牛や馬に比べ、全草種に占める採食草種の割合が高く、さまざまな植物を採食することが知られている（井上 1961）。そのため、上述の *Artemisia scoparia* などについても、牛は好まないが、綿羊をはじめとして山羊、ラクダなどはこれをよく採食することが指摘されている（根本ほか 1994）。しかし、これらクラス 3 に属する植物群は、粗タンパクの含有量が低い（高・魏 1994）、採食されても家畜の体重増加には十分寄与しなかったものと考えられる。

これらのことから、重放牧区では、不可食草種の増加によって草消費量が減少するとともに、低飼料価草種の相対的増加によって栄養状態が悪化し、その結果綿羊体重の減少が引き起こされたと考えられる。この条件下で放牧を継続した場合、生産量がある程度維持されたとしても（表 4-5）、家畜生産性の維持は困難と判断される。したがって、重放牧区における 6 頭/ha という強度での放牧は、家畜の生産性からみれば 2 年程度が限度と考えられる。

一方、中放牧区では、1 頭あたりの消費量は軽放牧区には及ばないものの（表 4-6）、単位面積あたりの綿羊の体重増加は軽放牧区を上回る値で推移しており（表 4-7）、草地バイオマスを最も効率的に家畜生産に転化していることがわかった（表 4-8）。しかし試験全期間を通してみると、綿羊体重の増加には減少傾向がみられ、最終的には、単位面積あたりでは軽放牧区と同程度、1 頭あたりではそれよりも低くなった（表 4-7）。また草利用率も、軽放牧区では年ごとに減少したのに対し、中放牧区では逆に増加し（表 4-8）、草地に対するインパクトが年々高まっていることが示唆された。したがって、中放牧区程度の放牧密度を継続して加えた場合、生産量でみた場合と同様に、綿羊の生産性も次第に低下していくと推定された。

1-5 小括

土地荒廃のプロセスを家畜生産との関連でとらえた場合、植物バイオマスの減少過程が最も重要なプロセスと考えることができる。生産量は、放牧草地における植物バイオマスの指標値であるとともに（岩城 1971）、適切な放牧経営・管理を行う際にも

重要な情報となる。本試験を4年間継続して行った結果、6頭/haの放牧密度でも、緩やかな減少傾向は認められたものの、ある程度の生産量が維持されており、バイオマス生産の急激な低下という現象は確認されなかった。しかし、生産された植物バイオマスの構成を詳細にみると、一年生植物や低飼料価草種の増加など、さまざまな質的变化が認められた。またそうした変化は、試験年数の経過にともない急速に生じる場合があることも確認された。さらに、生産量の質的变化は、綿羊の消費量や生産性にも重大な影響を及ぼしていることがわかった。

一方、本節では生産量の変化を中心に議論を進めてきたので、現存量については「みかけの生産量」として、その内容に関する考察を十分行わなかった。しかし、現存量に代表される植生被覆の量はまた、地表の被覆や土壌の保持による表層安定化あるいは侵食抑止の程度を示す指標として、土地荒廃のプロセスと密接に関連している。とりわけ、重放牧区でみられた現存量の急激な低下、あるいは一年生植物の増加といった現象は、地表面の不安定化やそれにもなう侵食活動に少なからず影響を及ぼしていることが予想される。

したがって、本調査地域のような脆弱な自然環境条件のもとで、土地荒廃防止をふまえた持続的放牧利用を検討するためには、植物バイオマスの生産を指標する生産量のみならず、家畜生産にかかわる消費量、さらには侵食プロセスに関連する現存量など、さまざまな植生指標に関する量的および質的变化を把握する必要がある。

第2節 植生被覆および土壌・地形変化からみた退行プロセス

本節では、前節の結果をふまえ、土地荒廃のプロセスに最も密接に関連すると考えられる植生被覆の量および、土地荒廃プロセスを総合的に反映する指標と考えられる種組成に着目して、放牧活動にともなうそれらの変化のパターンを詳細に解析する。また同時に、土壌・地形変化についても解析し、土地荒廃のプロセスを総合的に検討する。なお、植生被覆 (vegetation cover) とは一般に、地表面を覆う植生を包括的に示す用語であり (沼田 1988)、量的な側面と質的な側面の両方の意味が含まれる。本節では、植生被覆の量的な側面として、植生の植被率、群落高、出現種の被度×自然高の総和を用い、質的な側面として種組成をとりあげた。そこで本節以降では、これら2つの側面を明確に区別するために、前者の指標を総称する用語として植生被覆量

(amount of vegetation cover)を用い、後者については種組成をそのまま用いることとする。本節ではあつかわないが、前節における現存量は植生被覆量に含まれる指標である。

2-1 調査方法

(1) 植生調査

植生被覆および種組成の変化に関する詳細な現地調査は、試験2年目の1993年から4年目の1995年までの3年間、毎年8月下旬に行った。まず、1処理区あたり200mのラインを25m間隔で3本(禁牧区は面積の関係上2本)設置し、各ラインに沿って、10mごとに1m×1mのコドラートを毎年同じ位置になるように設定したうえで、コドラート内の群落高(H , cm)、植被率(C , %)および、全出現種の自然高(h , cm)、被度(c , %)を測定した。また、 h , c の値を用いて、コドラート単位で $\Sigma h \times c$ を計算した。 $h \times c$ はある出現種が占有する空間の大きさを示し、およそその植物量を指標する値として優占度の解析にしばしば用いられる(Ohtsuka *et al.* 1993)。

(2) 地形測量

本試験区内の地形は、前節で述べたようにほぼ平坦であったが、南部でやや比高が高くなっており、試験区内で最大3m前後の高低差がみられた。そこで、上記植生調査と同時に、斜面測量器(東京リサーチサービス製)を用いて、植生調査で使ったラインに沿って簡易地形測量を行ったうえで(図4-1)、各コドラートの地形特性をあらわす指標を計算した。一般に、放牧による植生退行に最も影響を及ぼす地形条件として、斜面の傾斜があげられる。傾斜の程度を示す値としては傾斜角度や勾配が一般的であるが、ここではコドラート前後の範囲も含めたうえで地表面の状態をより具体的に示す値として、起伏量を用いることとし、各コドラートを中心としたライン上の水平距離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。一方、対象地域では、植生分布およびその退行・回復過程が斜面の位置によって異なることが指摘されており(Takeuchi *et al.* 1995)、斜面の相対的な位置も重要な指標と考えられる。ここでは斜面の位置を示す値として比高を用いることとし、試験区内の最低点に対する各コドラートの相対高度と定義した。比高の値は、斜面の位置や形態を直接的に示すものではないが、植生データとの関連を定量的に評価できること、地下水位からの距離といった水分条件の程度も反映されることなどの利点をもつ。したがって、各コド

ラートにおける上記2つの値を補完的に用いて植生データとの関係を調べることで、植生変化におよぼす地形条件の影響が把握できると考えた。なお、これら地形の指標値は、第3章における定義と同様であり、その模式図は図3-1に示してある。

(3) 土壌調査

土壌調査は、1995年8月下旬、同年のトランセクトによる上記植生調査と同時期に、植生調査に用いたコドラートと同じ地点で行った。

まず、山中式土壌硬度計を用いて、コドラート内の5地点について地表の土壌硬度を測定するとともに、表層から5cmの範囲の土壌を採取した。

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)の割合をビベット法により測定した(土壌標準分析測定法委員会 1986)。なお、分散材にはヘキサメタリン酸ナトリウムを用いた。また全炭素・全窒素については、CNコーダー(柳本製作所、Yanaco MT-600)を用いた乾式燃焼法により測定した(土壌標準分析測定法委員会 1986)。

2-2 結果

(1) 放牧試験区の微地形分類

本植生調査では、軽~重放牧区で各60地点、禁牧区で40地点、計220地点のコドラートについて毎年調査を行い、3年間で合計660サンプルを得た。

まず、探索的データ解析の手法により(渡部ほか 1985)、植生被覆量と地形条件とのおおよその関連性を検討した。ここでは1993年の調査結果をテストデータとして用い、各処理区ごとに起伏量の値を対象として四分位数によってコドラートを4つのクラスに文字値分割(letter cut)し、クラス間でコドラート単位の群落高、植被率、出現種の自然高×被度の総和を比較した(Kruskal-Wallis法;白旗 1988)。比高の値についても同様に分割を行い、クラス間で比較を行った。その結果、禁牧区、軽放牧区では両地形条件による植物量の差異は認められなかったが、中放牧区、重放牧区ではクラス間で有意な差が認められた(表4-9)。図4-14は一例として、起伏量クラス間での植被率の分布を処理区ごとに平行箱型図(parallel boxplot)に要約したものである。これを見ると、禁牧区、軽放牧区では起伏の大きいクラスでも植被率が高いのに対し、

表 4-9 地形特性値によって区分された 4 クラス間での群落高、植被率、出現種の自然高×坡度の総和の比較。表中の数字は Wilcoxon 統計量を示す。

*** : $P < 0.001$, ** : $P < 0.01$, * : $P < 0.05$, N.S. : $P > 0.05$

Table 4-9 Wilcoxon statistics obtained by Kruskal-Wallis test comparing vegetation height, coverage and estimated vegetation volume among four classes divided by 25%, 50%, 75% quartiles of topographical values at each plot

Treatment	H	M	L	C
<i>Relief class</i>				
Vegetation height	6.3 ^{NS}	15.3 ^{**}	1.3 ^{NS}	-4.5 ^{NS}
Total coverage	6.3 ^{NS}	21.5 ^{***}	2.4 ^{NS}	3.8 ^{NS}
Vegetation volume ^{*1}	1.9 ^{NS}	16.5 ^{***}	1.9 ^{NS}	0.9 ^{NS}
<i>Relative height class</i>				
Vegetation height	17.7 ^{***}	7.6 [*]	1.6 ^{NS}	7.4 ^{NS}
Total coverage	13.1 ^{**}	19.6 ^{***}	2.0 ^{NS}	4.4 ^{NS}
Vegetation volume ^{*1}	12.6 ^{**}	12.3 ^{**}	0.5 ^{NS}	4.2 ^{NS}

* : sum of height (cm) × coverage (%) of each species.

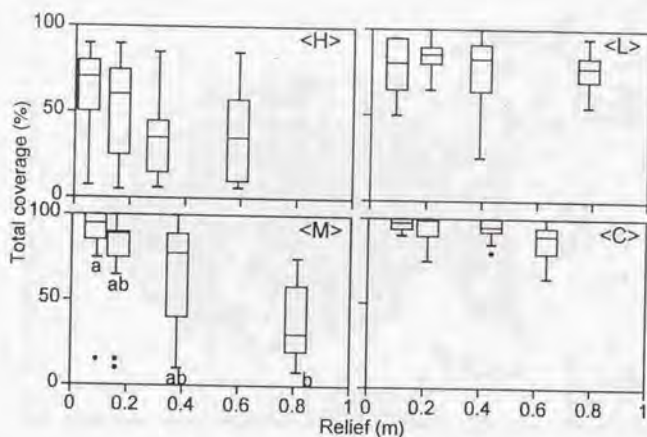


図 4-14 箱型図による、起伏量の値によって区分された 4 クラス間での植被率の比較。
a, b : 5%水準での Scheffe's multiple range test の結果

Fig. 4-14 Parallel boxplots comparing vegetation cover among four relief class, which are divided by 25%, 50% and 75% quartiles of relief values at each plot. The box shows the range of the lower and upper quartile, and the horizontal line in the box represents the median. The vertical lines are drawn to the nearest value which are not beyond a standard span from the quartiles. Outside values are dotted (·) individually. Standard span is one and half times the inter-quartile range. a, b : Scheffe's multiple range test at $P=0.05$.

中放牧区では、起伏の大きいクラスで植被率が有意に減少していることがわかった (Scheffe 法による多重比較, $P < 0.05$)。また、重放牧区では全体的に植被率が減少しており、起伏量クラス間での有意差は認められなかったものの (同, $P = 0.09$)、中放牧区と同様の右下がりの傾向を示した。

以上のように、上記植物量の分布は、起伏量、比高いずれの指標とも関連していると考えられた。そこでつぎに、これらの地形特性値を用いて微地形分類を行ったうえで、植生被覆の分布・動態と微地形タイプとの関係を詳細に把握することとした。微地形分類は、比高、起伏量の値に着目しつつ、斜面の傾斜変換線等も考慮して以下のように行った。

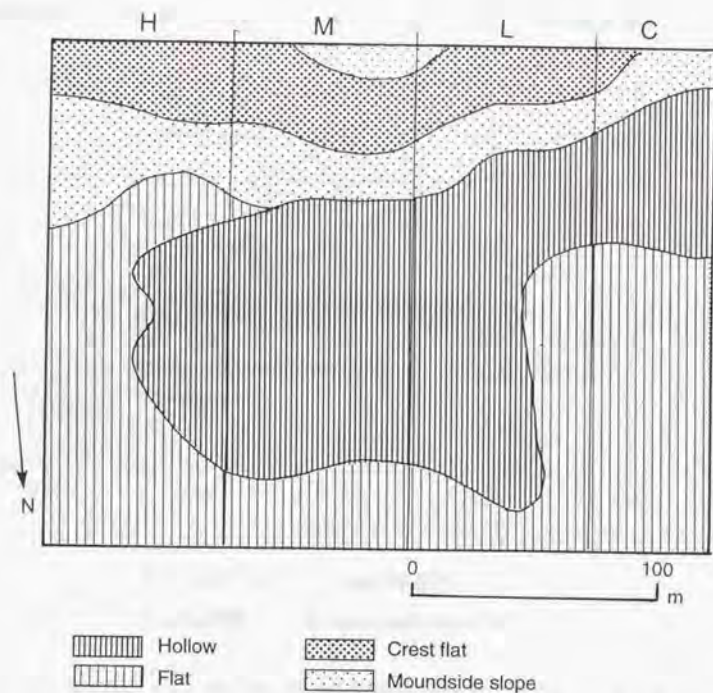


図 4-15 放牧試験区の微地形分類図

Fig. 4-15 Map showing micro land forms in the experimental site

まず、主として比高の値によって、小凹地 (hollow) , 平坦面 (flat) , 頂部平坦面 (crest flat) の3タイプを抽出した。小凹地および平坦面は、試験区の中央部から北部にかけて大半を占める、起伏量がおおむね 0~0.5m/10m の平坦部である。このうち小凹地は、中央部の凹地を中心とする部分であり、比高はおよそ 0~1m (平均 0.7m) の範囲にある。また平坦面の比高は、1~2m (平均 1.5m) の範囲にある。一方、頂部平坦面は、試験区の南部に東西に伸びる比高の高い小丘 (mound) のうち、頂部の緩やかな斜面部に相当する。比高は約 2~3m (平均 2.5m) の範囲にあり、また起伏量は平均 0.5m/10m と、前2タイプと比べてやや傾斜がみられる。

さらに、上記小丘の頂部平坦面に続く斜面を小丘斜面 (moundside slope) として区分した。このタイプは頂部平坦面と平坦面・小凹地にはさまれ、境界は比較的明瞭な傾斜変換線によって区分される。比高は斜面の位置によって大きな幅があるが、起伏量

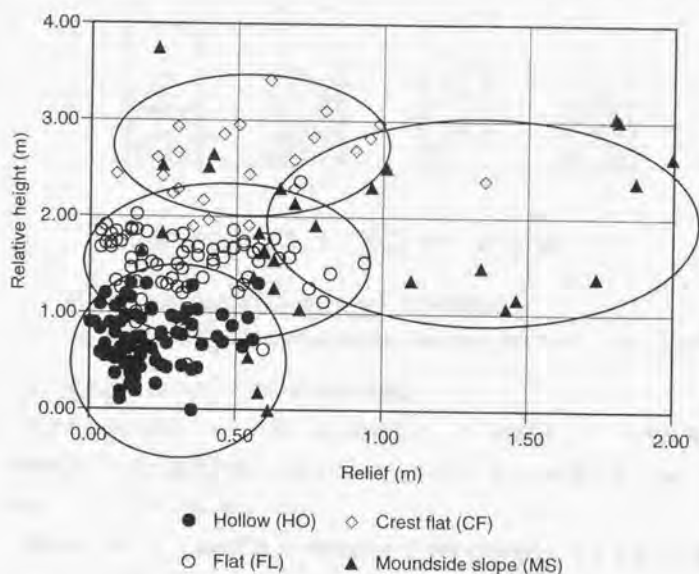


図4-16 各地形タイプにおける比高および起伏量の範囲。各プロットはそれぞれの地形タイプに含まれるコドラートを示す。

Fig. 4-16 Ranges of relative height and relief in each type of micro land form. Each symbol indicate surveyed quadrat.

が大きい点の特徴である（平均 0.8m/10m）。

図 4-15 に、上記方法によって作成した微地形分類図を、図 4-16 に、各微地形タイプにおける比高および起伏量の範囲をコードラート単位で示した。また、図 4-17 に、処理区ごとに見た各微地形タイプの構成比をコードラートの割合として示した。禁牧区では、頂部平坦面に該当するコードラートは含まれなかったが、その他の処理区では、ばらつきはあるもののすべての微地形タイプが含まれた。

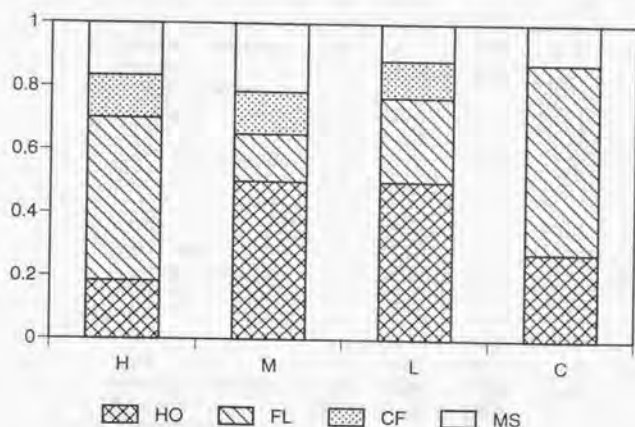


図 4-17 処理区ごとにみた各地形タイプの構成比

Fig. 4-17 Ratios of number of quadrats included in four types of micro land form

(2) 植生被覆量の変化と微地形条件の関係

以上の微地形区分によって得られた微地形タイプ、処理区ごとに、植被率、群落高、出現種の自然高×被覆面積の総和について、SAS の GLM（高橋ほか 1989）を用いて比較を行った（表 4-10、図 4-18）。

植被率をみると、処理区および微地形タイプ両方の効果による有意差が認められた（ANOVA, $P < 0.001$ ）。処理区ごとの差異をみると、軽放牧区と中放牧区の差はそれほど大きくはなく、重放牧区で著しく減少するというパターンを示した。また微地形タイプによる差異については、小凹地および平坦面で植被率が大きく、頂部平坦面および小丘斜面で低下するという傾向を示した。さらに、1995 年を除いて処理区および

表4-10 植被率, 群落高, 出現種の自然高×被度の総和に関する分散分析の結果

Table 4-10 Analysis of variance for vegetation cover, height and estimated volume, testing the effects of grazing intensity and land form

Effects	d. f.	Sum of squares	Mean squares	F Value	P
Cover in 1993					
Grazing	3	7.19	2.40	37.58	<0.001
Land form	3	3.27	1.09	17.08	<0.001
Grazing * Land form	8	1.83	0.23	3.58	<0.001
Residual	205	13.07	0.06		
Height in 1993					
Grazing	3	9.74	3.25	72.19	<0.001
Land form	3	0.30	0.10	2.19	N.S.
Grazing * Land form	8	0.53	0.07	1.46	N.S.
Residual	205	9.22	0.04		
Cover * Height in 1993					
Grazing	3	43.01	14.34	81.75	<0.001
Land form	3	3.41	1.14	6.47	<0.001
Grazing * Land form	8	3.73	0.47	2.66	<0.01
Residual	205	35.95	0.18		
Cover in 1994					
Grazing	3	14.52	4.84	80.05	<0.001
Land form	3	3.59	1.20	19.81	<0.001
Grazing * Land form	8	1.32	0.17	2.74	<0.01
Residual	205	12.40	0.06		
Height in 1994					
Grazing	3	19.37	6.46	115.28	<0.001
Land form	3	0.58	0.19	3.44	<0.05
Grazing * Land form	8	0.19	0.02	0.43	N.S.
Residual	205	11.48	0.06		
Cover * Height in 1994					
Grazing	3	91.80	30.60	130.65	<0.001
Land form	3	7.83	2.61	11.14	<0.001
Grazing * Land form	8	3.73	0.47	1.99	<0.05
Residual	205	48.01	0.23		
Cover in 1995					
Grazing	3	25.85	8.62	108.81	<0.001
Land form	3	2.22	0.74	9.34	<0.001
Grazing * Land form	8	0.87	0.11	1.37	N.S.
Residual	205	16.23	0.08		
Height in 1995					
Grazing	3	46.80	15.60	244.59	<0.001
Land form	3	0.61	0.20	3.17	<0.05
Grazing * Land form	8	0.57	0.07	1.11	N.S.
Residual	205	13.07	0.06		
Cover * Height in 1995					
Grazing	3	183.06	61.02	190.50	<0.001
Land form	3	6.28	2.09	6.54	<0.001
Grazing * Land form	8	4.16	0.52	1.62	0.1199
Residual	205	65.67	0.32		

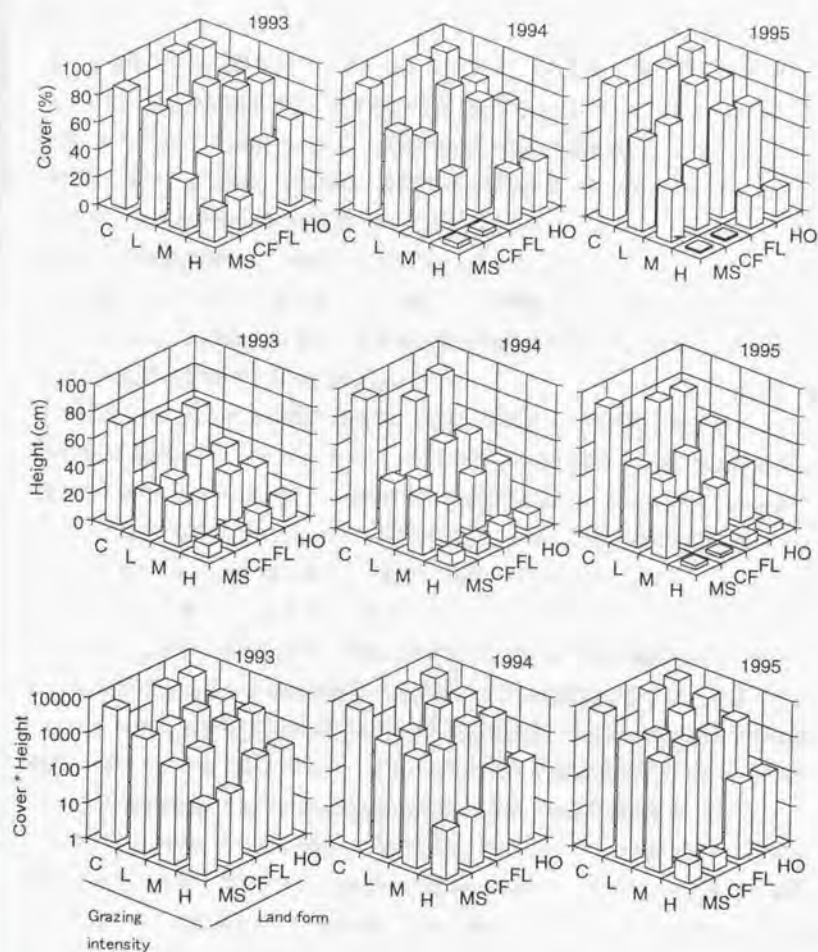


図4-18 処理区，地形タイプ，調査年ごとにみた群落高，植被率，出現種の自然高
×被覆面積の総和の比較。

Fig. 4-18 Vegetation height, coverage and estimated volume by plot, micro land form
and year

微地形タイプの交互作用も確認された(同, $P < 0.01$)。すなわち、植被率変化のパターンは処理区および微地形タイプごとに様ではなく、頂部平坦面および小丘斜面では中放牧区程度の放牧密度でも植被率の有意な低下が認められた(Tukey 法による多重比較, $P < 0.05$)。年変動をみると、重放牧区での減少傾向が著しく、1993 年には頂部平坦面および小丘斜面で 20%前後、小凹地および平坦面では 50~60%であったのが、1995 年には前者がわずか 1%程度、後者でも約 20%にまで減少した。これに対し中放牧区および軽放牧区では、年変動はほとんどみられなかった。

群落高についても、一部を除いて処理区および微地形タイプ両方の効果が有意であった。とくに、重放牧区における群落高の低下が顕著であった。しかし、微地形タイプによる差異は群落高ほど明瞭ではなかった。

出現種の自然高×被覆面積の総和は、植被率と同様に、処理区、微地形タイプおよび処理区と微地形タイプの交互作用について有意な効果が認められた。重放牧区では、植被率と同様に、小凹地および平坦面で高く頂部平坦面および小丘斜面で低い値を示すという傾向が顕著にみられたが、中放牧区では、上述した群落高の影響を反映して、植被率にみられたほどの微地形タイプ間での差異は確認できなかった。

(3) 種組成の変化と微地形条件の関係

3 年間の上記植生調査の結果、試験区全体で 49 種の出現種が確認された。表 4-11 に、出現種の常在度および出現種数を調査年および処理区別に示した。処理区ごとにみると、各処理区とも試験期間を通して 30 種前後出現しており、処理区間での種数の差異は認められなかった。コードラートあたりでみると、各処理区とも 8~11 種程度であったが、重放牧区ではやや減少傾向にあり、1995 年には 6.3 種となった。

つぎに、3 年間のデータを対象に、被度のデータを用いて TWINSPLAN による群落区分を試みた。なお、プログラムの制約上、解析には最大で 500 サンプルまでしか扱えないため、ここでは重放牧区、中放牧区、軽放牧区については、3 本のラインのうち東寄りの 2 本のライン上に設定した 40 地点のコードラートのサンプルを解析の対象とすることとした。すなわち、解析には $40(\text{サンプル}) \times 4(\text{処理区}) \times 3(\text{年}) = 480$ サンプルのデータを用いた。

図 4-19 に、TWINSPLAN による分割過程と、分割された群落タイプを特徴づける種(pseudospecies)を示した。第 1 分割では、*Pennisetum centrasiaticum*, *Salsola collina*, *Phragmites australis* によって区分される 1N のスタンド群と、*Kummerowia stipulacea*,

表4-11 調査年および処理区ごとにみた、放牧試験区における植生常在度表

Table 4-11 Species composition in the experimental site by year and plot

Species	1993				1994				1995			
	H	M	L	C	H	M	L	C	H	M	L	C
<i>Agriophyllum squarrosum</i>	I	II	II	II	I	II	I	.	I	II	II	I
<i>Aneurolepidium dasystachys</i>	III	III	III	II	II	IV	II	I	.	IV	III	I
<i>Aristida adscensionis</i>	V	III	III	III	V	IV	IV	III	II	V	V	IV
<i>Artemisia</i> spp.	I	I	.	.
<i>Artemisia frigida</i>	I	I	.	.	.	I	.	.	.	I	.	I
<i>Artemisia halodendron</i>	.	I	.	I	.	.	.	I	.	.	.	I
<i>Artemisia scoparia</i>	III	III	I	I	IV	III	I	II	III	III	II	IV
<i>Astragalus adsurgens</i>	.	.	.	I	I	.	.	I	I	.	.	I
<i>Ataphaxis manshurica</i>	.	.	I	I	.	.	.	I
<i>Bassia dasyphylla</i>	I	I	I	I	I	II	IV	IV
<i>Calamagrostis epigeios</i>	.	I	.	.	.	I	.	.	.	I	I	.
<i>Cannabis sativa</i>	I
<i>Chenopodium acuminatum</i>	I	I	I
<i>Chenopodium aristatum</i>	I	I	I	I	I	I	.	I	I	I	I	I
<i>Chloris virgata</i>	II	II	I	I	III	II	II	I	III	II	II	I
<i>Cleistogenes squarrosa</i>	I	II	I	I	I	I	I	I	I	I	I	.
<i>Convolvulus arvensis</i>	I	I	I	I	.	I	I	I	I	I	I	I
<i>Corispermum elongatum</i>	.	I	I	L	.	II	III	II	I	II	III	II
<i>Corispermum macrocarpum</i>	III	IV	III	IV	.	I	I	.	.	II	I	I
<i>Cuscuta chinensis</i>	.	.	.	I	.	I	I	I	.	.	I	I
<i>Cynanchum thesioides</i>	I	I	I	II	.	I	I	III	.	I	II	III
<i>Digitaria ciliaris</i>	V	V	V	V	V	V	V	IV	IV	V	V	V
<i>Echinops gmelini</i>	.	.	I	.	I	.	I	I	I	I	I	II
<i>Equisetum ramosissimum</i>	.	.	.	I	.	.	.	I	.	.	.	I
<i>Eragrostis pilosa</i>	II	I	I	I	III	II	I	I	III	II	II	I
<i>Erodium stephanianum</i>	I	I	.	I	I	I	I	II	I	I	I	III
<i>Euphorbia humifusa</i>	V	III	IV	III	IV	IV	V	V	III	V	V	V
<i>Gueldenstaedtia stenophylla</i>	II	I	I	I	II	I	I	.	II	II	I	.
<i>Inula salsoloides</i>	.	I	.	.	.	I	.	.	.	I	.	.
<i>Ixeris chinensis</i>	II	II	I	I	III	III	I	II	III	III	II	II
<i>Kummerowia stipulacea</i>	IV	III	II	I	III	III	II	I	II	III	II	I
<i>Lappula myosotis</i>	I	I	I
<i>Lespedeza davurica</i>	IV	IV	III	III	IV	IV	IV	IV	IV	IV	IV	IV
<i>Medicago sativa</i>	I	.
<i>Melissitus ruthenicus</i>	I	I	I	III	I	I	I	III	I	I	I	III
<i>Olgaea leucophylla</i>	I	.	I
<i>Panicum paludosum</i>	.	I	I	.	.	.	I
<i>Pennisetum centrasiaticum</i>	III	IV	V	IV	II	II	IV	V	II	II	IV	V
<i>Periploca sepium</i>	.	I	.	.	.	I	.	I	.	I	.	.
<i>Phragmites australis</i>	I	III	III	IV	I	III	III	IV	I	III	IV	IV
<i>Populus simonii</i>	I	.	.	.
<i>Potentilla bifurca</i>	I	I	I	I	.	I	I	I	I	I	I	I
<i>Salsola collina</i>	I	III	IV	V	I	II	IV	IV	I	III	V	V
<i>Saussurea glomerata</i>	I
<i>Setaria viridis</i>	V	V	V	V	III	V	V	V	III	V	V	V
<i>Tragus mongolorum</i>	.	.	I	I	.	I	.	I	.	I	.	I
<i>Tribulus terrestris</i>	III	I	I	I	II	I	I	.	I	I	I	.
<i>Ulmus pumila</i>	I	I	I	.
<i>Xanthium sibiricum</i>	I	I	.	.	.	I
Mean number of species/quadrat	9.7	9.5	8.2	9.2	7.9	9.9	8.8	9.7	6.3	11.5	11.4	11.9
Total number of species	29	32	28	31	24	35	29	35	27	35	33	38

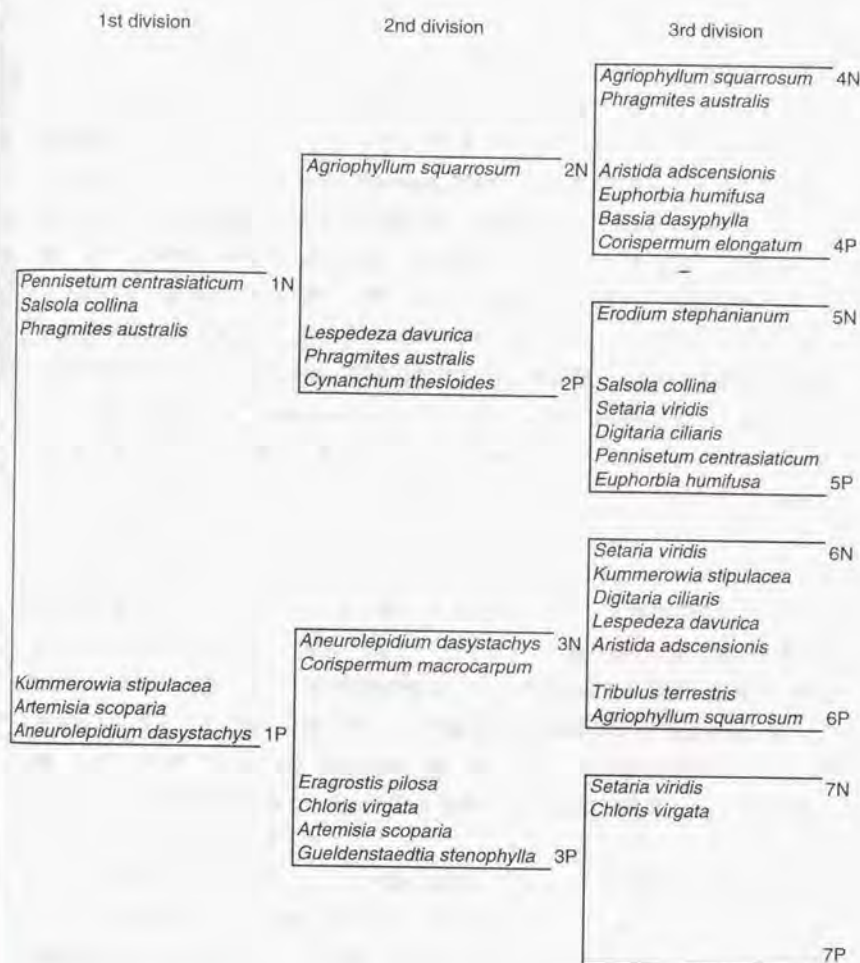


図4-19 TWINSpan によるスタンド群の分割過程と分割に使用された区分種 (pseudospecies)。

Fig. 4-19 Dendrogram of TWINSpan classification and pseudospecies at each division level

Artemisia scoparia, *Aneurolepidium dasystachys* によって区分される 1P のスタンド群に分割された。同様に、第 2 分割で 4 つのスタンド群に、第 3 分割でさらに 8 つの

スタンド群に区分された。表 4-12 に、第 3 分割によって区分された 8 スタンド群ごとの種の出現傾向を示した。また表 4-13 に、各スタンド群における植被率、群落高、出現種数および、各スタンド群の調査年・処理区別の出現割合を示した。

重放牧区では、*Setaria viridis*、*Digitaria ciliaris* などの一年生のイネ科やマメ科の *Kummerowia stipulacea* などによって区分される 6N および、*Chloris virgata* などを区分種とする 7N が多くみられたが、次第に 6N が減少し、*Tribulus terrestris* や *Agriophyllum squarrosum* を区分種とする 6P や、区分種をもたない 7P が増加する傾向を示した。中放牧区では、6N を中心として推移したが、7N が次第に増加し、また 6P が一定の割合で試験期間をとおしてみられた。軽放牧区では、6N および、一年生イネ科に加え多年生イネ科の *Pennisetum centrasiaticum* やアカザ科の *Salsola collina* によって区分される 5P が主体であったが、第 2 分割で *Agriophyllum squarrosum* によって区分された 4N および 4P も比較的多くみられた。禁牧区では、試験期間をとおして 5P を中心に推移したが、1993 年には 4N も一部に出現した。

つぎに、上記群落タイプの分布と微地形条件とのおおよその関係を把握するために、TWINSPAN で用いたコードラートを対象に、起伏量と比高による座標平面上にスタンド群の配列パターンを示した（図 4-20）。これをみると、起伏量および比高の小さい地点には、さまざまなスタンド群が集中的にみられ、相互の配列に明瞭な規則性は確認できなかった。これに対し、起伏量または比高の大きい地点では、TWINSPAN 第 2 分割で 2N に区分されたスタンド群（4N、4P）あるいは 3N に区分されたスタンド群（6N、6P）が比較的よくみられ、逆に第 2 分割で 2P に分割されたスタンド群（5N、5P）はほとんど出現しなかった。

そこでつぎに、以上の傾向をより詳細に把握するため、上述の微地形区分を用いて、スタンド群の分布・動態と微地形条件との関係を整理した（図 4-21）。ここでは、各微地形タイプに含まれるサンプル数にかなりのばらつきが生じるため、植生被覆の解析において傾向の類似していた小凹地と平坦面、頂部平坦面と小丘斜面をそれぞれ統合し、前者を平坦部（flat site）、後者を小丘部（mound site）として扱うこととした。その結果、それぞれの処理区において、スタンド群の分布および動態は、両微地形タイプ間で異なることがわかった。重放牧区をみると、平坦部では 6N から 7N へ推移したのに対し、小丘部では 6N から 6P、7P へと移行した。中放牧区では、平坦部、小丘部ともに 6N が多くみられたが、平坦部では 7N が増加したのに対し、小丘部では 7N

表4-12 TWINSpan 第3分割で区分されたスタンド群ごとにみた種の出現傾向

Table 4-12 Species composition in each stand group classified by the third division of TWINSpan

No.	Species	4N	4P	5N	5P	6N	6P	7N	7P
1	<i>Agriophyllum squarrosum</i>	5	2	·	1	1	2	·	·
2	<i>Aneurolepidium dasystachys</i>	1	1	·	1	4	3	2	·
3	<i>Aristida adscensionis</i>	1	5	·	4	4	2	3	1
4	<i>Artemisia</i> spp.	·	·	·	·	1	·	1	·
5	<i>Artemisia frigida</i>	·	·	·	1	1	·	1	·
6	<i>Artemisia halodendron</i>	·	·	·	1	1	·	·	·
7	<i>Artemisia scoparia</i>	·	1	·	1	2	1	2	1
8	<i>Astragalus adsurgens</i>	·	·	·	1	1	·	1	1
9	<i>Atraphaxis manshurica</i>	·	·	·	1	·	·	·	·
10	<i>Bassia dasyphylla</i>	·	2	·	1	1	1	1	1
11	<i>Calamagrostis epigeios</i>	1	·	·	·	1	1	·	·
12	<i>Cannabis sativa</i>	·	·	·	1	·	·	·	·
13	<i>Chenopodium acuminatum</i>	·	·	·	1	1	1	·	·
14	<i>Chenopodium aristatum</i>	·	1	·	1	1	1	1	1
15	<i>Chloris virgata</i>	1	1	·	1	1	1	4	·
16	<i>Cleistogenes squarrosa</i>	·	·	·	1	1	·	1	·
17	<i>Convolvulus arvensis</i>	·	1	·	1	1	·	1	·
18	<i>Corispermum elongatum</i>	1	2	·	1	1	1	1	·
19	<i>Corispermum macrocarpum</i>	1	1	·	1	1	1	1	·
20	<i>Cuscuta chinensis</i>	1	1	·	1	1	·	1	·
21	<i>Cynanchum thesioides</i>	1	1	·	1	1	·	1	·
22	<i>Digitaria ciliaris</i>	3	3	·	3	3	2	3	1
23	<i>Echinops gmelini</i>	·	·	·	1	1	1	·	·
24	<i>Equisetum ramosissimum</i>	·	·	·	1	·	·	·	·
25	<i>Eragrostis pilosa</i>	1	1	·	1	1	1	1	1
26	<i>Erodium stephanianum</i>	1	1	1	2	1	1	1	1
27	<i>Euphorbia humifusa</i>	1	2	·	2	1	1	1	1
28	<i>Guaeldenstaedtia stenophylla</i>	·	·	·	1	1	·	1	1
29	<i>Inula salsoloides</i>	1	·	·	·	1	·	·	·
30	<i>Ixeris chinensis</i>	1	1	·	1	1	1	1	1
31	<i>Kummerowia stipulacea</i>	1	1	·	1	3	1	1	1
32	<i>Lappula myosotis</i>	·	1	·	·	1	·	·	·
33	<i>Lespedeza davurica</i>	1	1	·	3	2	1	1	1
34	<i>Medicago sativa</i>	·	1	·	·	·	·	·	·
35	<i>Melissitus ruthenicus</i>	2	1	1	2	1	1	1	1
36	<i>Olgaea leucophylla</i>	·	·	·	1	·	1	·	·
37	<i>Panicum paludosum</i>	·	·	·	1	1	·	·	·
38	<i>Pennisetum centrasiaticum</i>	4	4	·	4	2	2	1	1
39	<i>Periploca sepium</i>	·	·	·	·	1	·	·	·
40	<i>Phragmites australis</i>	3	1	1	5	3	1	1	·
41	<i>Populus simonii</i>	·	·	·	·	·	1	·	·
42	<i>Potentilla bifurca</i>	1	1	·	1	1	·	1	·
43	<i>Salsola collina</i>	3	3	·	4	1	1	1	·
44	<i>Saussurea glomerata</i>	·	·	·	1	·	·	·	·
45	<i>Setaria viridis</i>	3	2	·	3	4	1	4	1
46	<i>Tragus mongolorum</i>	·	·	·	1	1	·	·	·
47	<i>Tribulus terrestris</i>	1	1	·	·	1	1	1	1
48	<i>Ulmus pumila</i>	·	1	·	·	1	·	·	·
49	<i>Xanthium sibiricum</i>	·	·	·	1	1	·	1	·

表 4-13 TWINSpan 第 3 分割で区分されたスタンド群における植被率, 群落高, 出現種の自然高×被覆面積の総および, 各スタンド群の調査年, 処理区別の出現割合

Table 4-13 Vegetation cover, height and estimated volume in each stand group classified by the third division of TWINSpan, and percentage of number of quadrats by year and plot

	4N	4P	5N	5P	6N	6P	7N	7P
Number of quadrats	21	28	3	138	149	46	75	19
cover (%)	74.5 ± 24.8	66.6 ± 19.8	1.2 ± 0.8	88.2 ± 15.2	71.0 ± 24.4	17.2 ± 21.9	51.8 ± 30.1	2.5 ± 1.5
height (cm)	45.6 ± 27.6	40.8 ± 12.5	3.3 ± 3.2	67.3 ± 27.0	41.5 ± 22.4	18.1 ± 16.9	18.0 ± 13.1	4.7 ± 4.4
Number of species occurred at each quadrat	6.9 ± 2.0	9.6 ± 2.0	1.7 ± 0.6	10.1 ± 2.4	10.9 ± 2.6	6.3 ± 2.2	10.8 ± 2.4	4.6 ± 1.4
Percentage of the number of quadrats								
1993 H	0.0	0.0	0.0	0.0	4.8	1.0	2.5	0.0
M	0.6	0.0	0.0	0.4	5.6	1.5	0.2	0.0
L	1.9	0.6	0.0	2.5	2.7	0.4	0.2	0.0
C	1.3	0.2	0.0	5.4	1.3	0.2	0.0	0.0
1994 H	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.1	4.8	1.5
M	0.0	0.0	0.2	0.0	5.2	1.5	1.5	0.0
L	0.4	1.5	0.0	2.7	3.1	0.2	0.4	0.0
C	0.0	0.4	0.0	6.9	1.0	0.0	0.0	0.0
1995 H	0.0	0.0	0.4	0.0	0.2	1.7	3.3	2.5
M	0.0	0.0	0.0	0.0	5.0	1.0	2.3	0.0
L	0.0	2.9	0.0	4.0	1.3	0.0	0.2	0.0
C	0.2	0.2	0.0	6.9	0.8	0.0	0.2	0.0

の分布はみられず, 上述した 6P が継続してみられた。軽放牧区では, 平坦部で 6N が減少し, 5P が増加する傾向を示したのに対し, 小丘部では 4N から 4P への推移がみられた。一方, 禁牧区では, 5P が平坦部を中心に広く分布したが, 小丘部の一部では 4P もみられた。

さらに, スタンド群を区分する種の分布・動態と, 微地形条件との関連を把握するため, 上述の 2 微地形タイプにおける各種の出現頻度を処理区および調査年別に整理した (図 4-22)。その結果, 種の出現パターンは, 微地形条件および放牧密度に関連

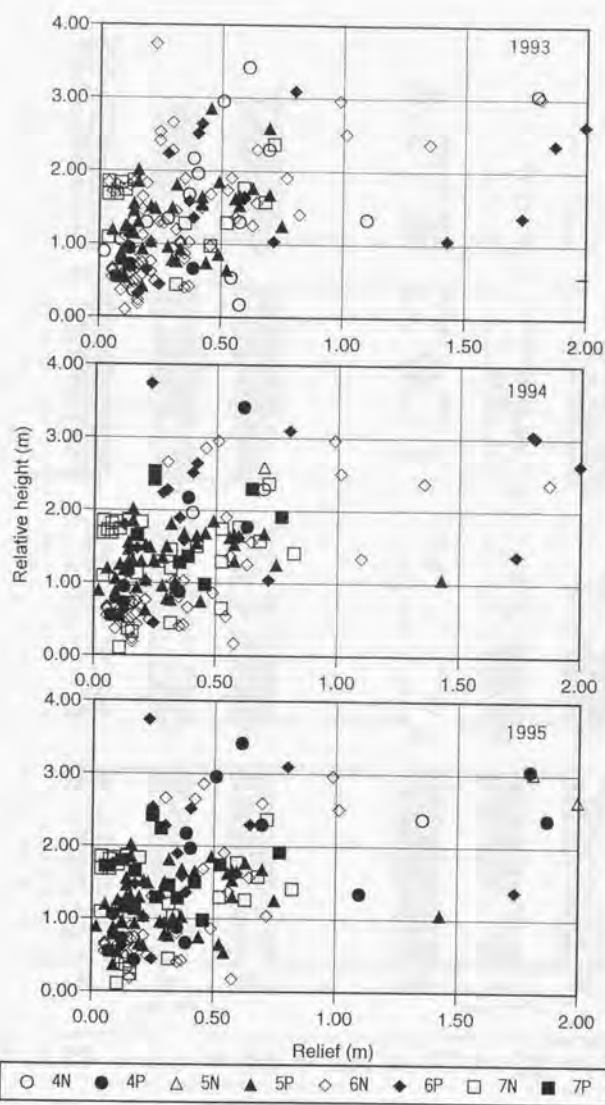


図 4-20 起伏量・比高の値による座標平面上における、TWINSPAN 第 3 分割で区分されたスタンド群の配列

Fig. 4-20 Distribution of stand groups classified by the third division of TWINSPAN along topographical gradient

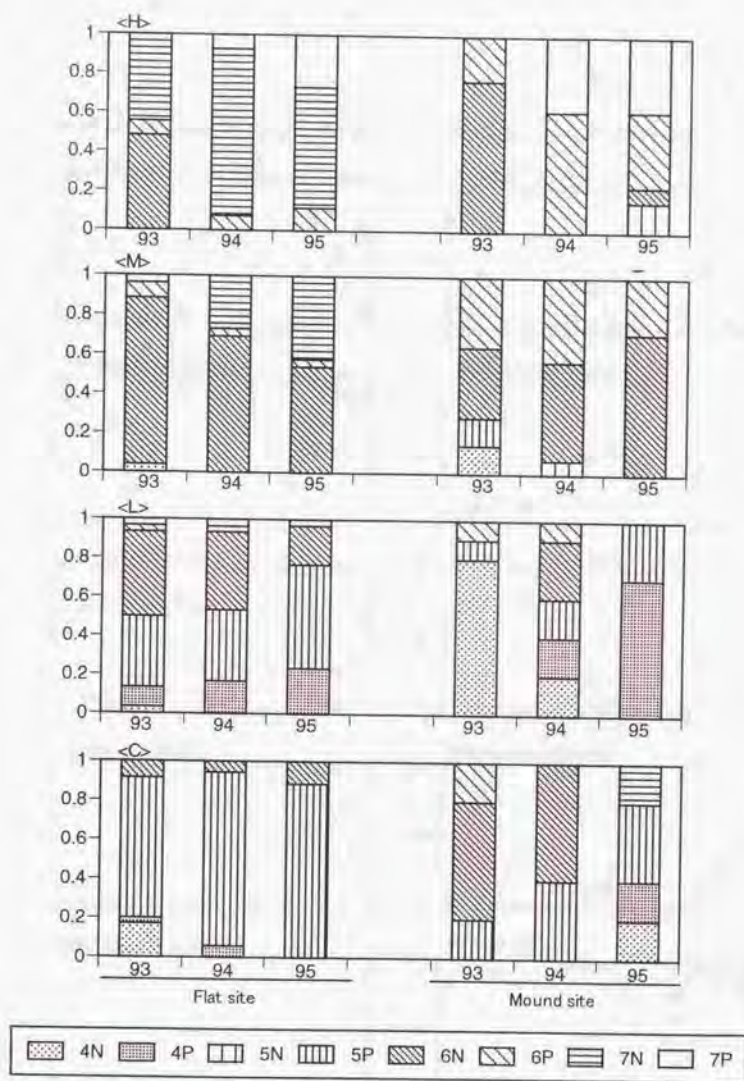


図 4-21 処理区ごとにみた TWINSpan によるスタンド群の出現割合の推移の地形タイプ間での比較

Fig. 4-21 Comparison of ratios of number of quadrats included in eight stand groups classified by TWINSpan between land form types

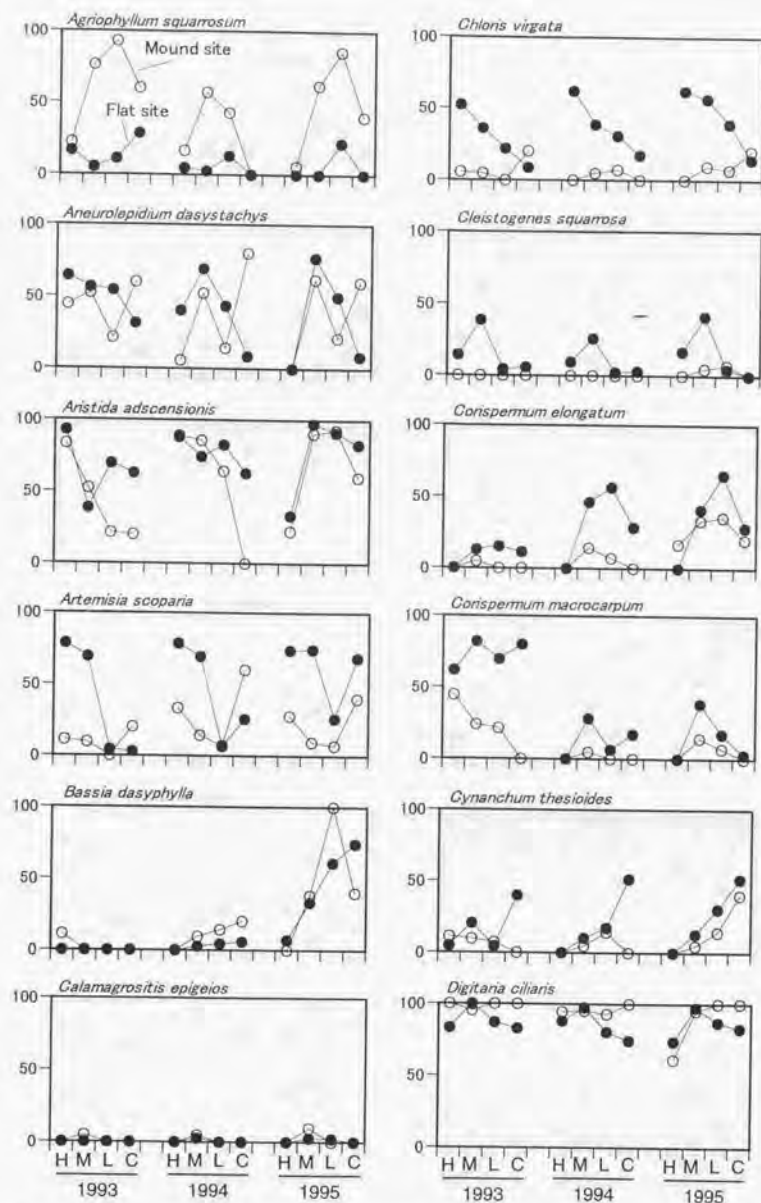


図 4-22 処理区ごとにみた TWINSpan における区分種の出現頻度の推移の地形タイプ間での比較

Fig. 4-22 Comparison of frequencies of indicator species in TWINSpan between land form types

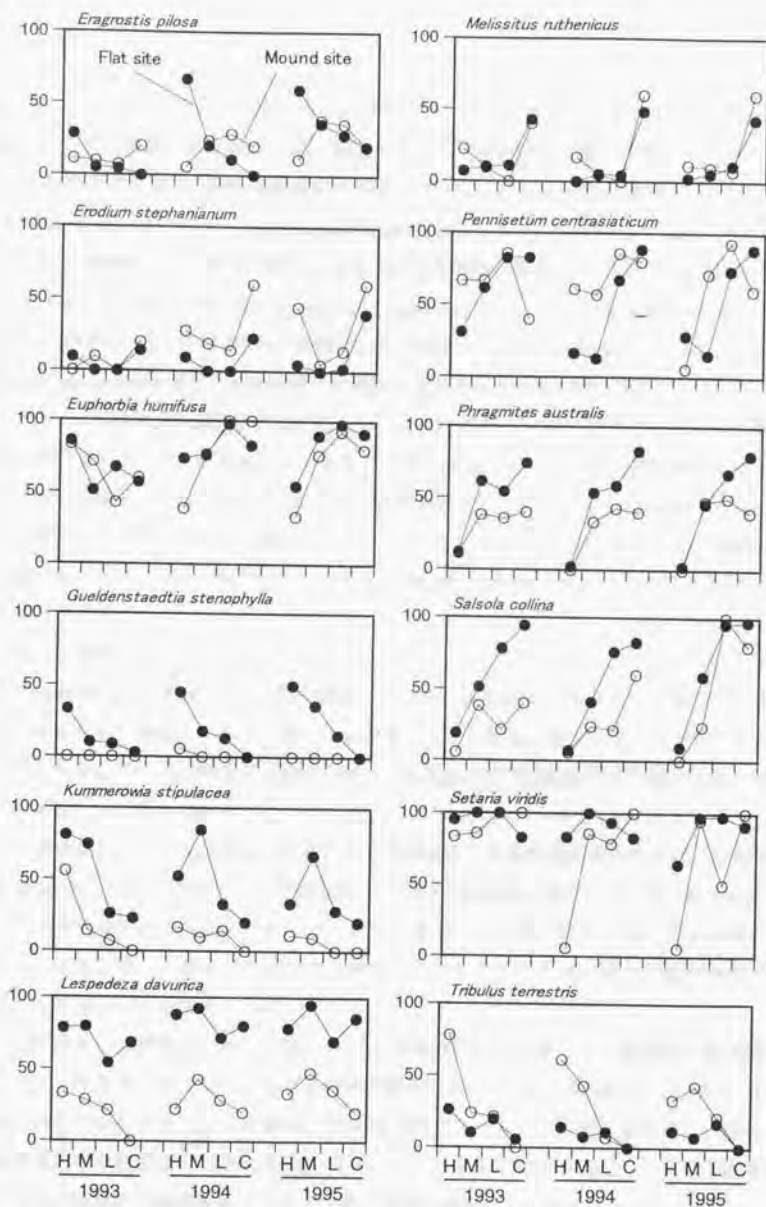


図4-22 処理区ごとにみた TWINSpan における区分種の出現頻度の推移の地形タイプ間での比較 (つづき) .

Fig. 4-22 Comparison of frequencies of indicator species in TWINSpan between land form types (continued)

して、いくつかのタイプに分けることができた。まず、微地形条件に基づいて、平坦面でより出現頻度の高い種および、小丘斜面で出現頻度の高い種に分類できた。

前者のうち、放牧密度の増加にともなって出現頻度が高まる種群には、*Chloris virgata*, *Eragrostis pilosa*, *Gueldenstaedtia stenophylla*, *Artemisia scoparia* などが含まれ、これらは TWINSpan 第 2 分割における 3P の区分種に相当した。逆に放牧密度が弱まると増加する種群は、*Phragmites australis*, *Salsola collina*, *Cynanchum lthesioides* などであり、TWINSpan での 2P の区分種とよく対応した。一方、*Kummerowia stipulacea* や *Lespedeza davurica* など、放牧密度との明瞭な関連がみられない種もあった。

また小丘斜面で出現頻度の高い種については、種類は少ないもののいくつかの特徴的な種が見出された。*Tribulus terrestris* は、放牧密度の増加とともに出現頻度が高まった。また *Agriophyllum squarrosum* は中～軽放牧区で、*Pennisetum centrasiaticum* は中～重放牧区でそれぞれ高い出現頻度を示した。このうち *Tribulus terrestris* は TWINSpan 分類における 6P の区分種であり、また *Agriophyllum squarrosum* は同 4N および 6P の区分種である。

(4) 土壌特性の変化

土壌特性については、1995 年の調査によって、植生調査のコドラート単位で土壌硬度、粒径分布（粘土、シルト、砂）、全炭素および全窒素に関するデータが得られた。これらの値について、SAS の GLM を用いて処理区および微地形タイプ間の比較を行った（表 4-14、図 4-23）。

土壌硬度をみると、処理区、微地形タイプの両方で有意な差が認められた（ANOVA, $P < 0.001$ ）。また、処理区および微地形タイプの交互作用も認められ（同, $P < 0.01$ ）、放牧密度の増加にともない、とくに小凹地あるいは平坦面で顕著に増大する傾向を示した。これに対し、頂部平坦面や小丘斜面においては、中放牧区以下の放牧密度ではほとんど変化を示さなかった。

粒径分布でも同様に、砂の含量における処理区の効果を除いて、処理区、微地形タイプおよび交互作用について有意な効果が認められた（同, $P < 0.01$ ）。とくに、重放牧区および中放牧区では、小凹地と平坦面で粘土・シルト含量が有意に高く、逆に頂部平坦面と小丘斜面では砂の含量が高くなるという傾向がみられた。しかし、軽放牧区および禁牧区では微地形タイプとの間に明瞭な関係はみられなかった。

全炭素および全窒素については、全窒素における処理区の効果を除いて、処理区、

微地形タイプおよび交互作用について有意な効果が認められた（同， $P<0.01$ ）。とりわけ，微地形タイプ間での差異が明瞭で（同， $P<0.001$ ），小凹地と平坦面でそれぞれの含量が有意に高く，頂部平坦面と小丘斜面では低下する傾向を示した。また，中放牧区での差異がもっとも明瞭であった。しかし処理区間での差異については，明瞭な規則性は見出せなかった。

表 4-14 土壌特性に関する分散分析の結果

Table 4-14 Analysis of variance for soil properties, testing the effects of grazing intensity and land form

Effects	d. f.	Sum of squares (*10 ⁻³)	Mean squares (*10 ⁻³)	F Value	P
Soil hardness					
Grazing	3	1336.87	445.62	35.21	<0.001
Land form	3	585.49	195.16	15.42	<0.001
Grazing * Land form	8	273.59	34.20	2.70	<0.01
Residual	205	2594.64	12.66		
Clay					
Grazing	3	9.52	3.17	5.42	<0.01
Land form	3	24.61	8.20	14.00	<0.001
Grazing * Land form	8	17.71	2.21	3.78	<0.01
Residual	205	120.14	0.59		
Silt					
Grazing	3	32.54	10.85	6.30	<0.01
Land form	3	41.62	13.87	8.05	<0.001
Grazing * Land form	8	84.50	10.56	6.13	<0.001
Residual	205	353.13	1.72		
Sand					
Grazing	3	7.78	2.59	2.12	N.S.
Land form	3	52.91	17.64	14.41	<0.001
Grazing * Land form	8	52.96	6.62	5.41	<0.001
Residual	205	250.92	1.22		
Carbon					
Grazing	3	1.29	0.43	5.33	<0.01
Land form	3	6.91	2.30	28.46	<0.001
Grazing * Land form	8	2.55	0.32	3.95	<0.01
Residual	205	16.59	0.08		
Nitrogen					
Grazing	3	0.04	0.01	1.86	N.S.
Land form	3	0.60	0.20	30.41	<0.001
Grazing * Land form	8	0.21	0.03	4.00	<0.01
Residual	205	1.35	0.01		

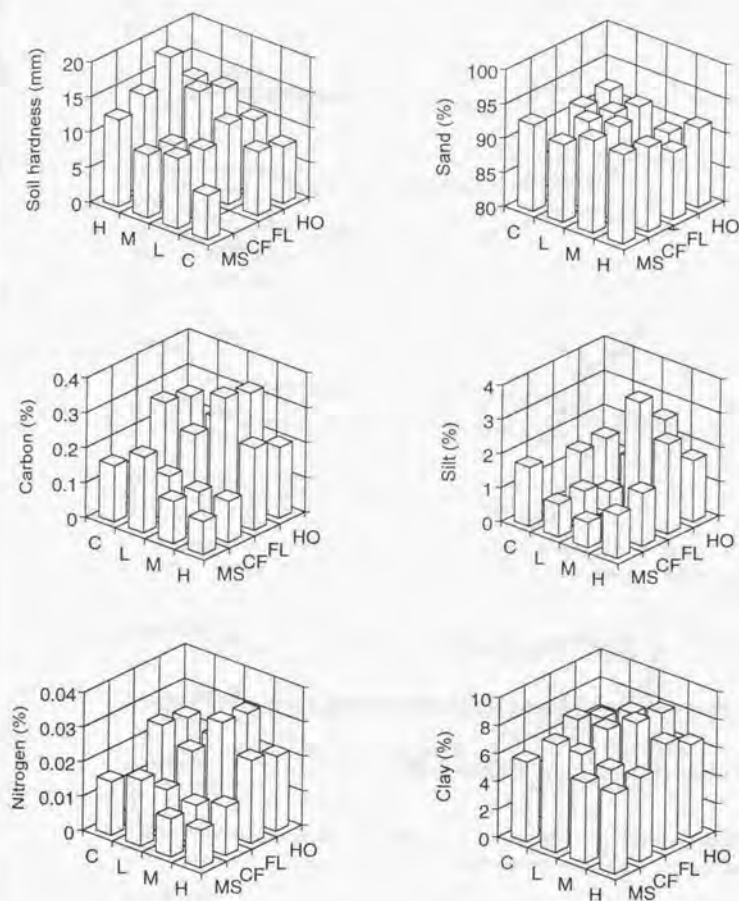


図 4-23 処理区、地形タイプごとにみた土壌特性の比較。

Fig. 4-23 Soil properties by plot and micro land form

(5) 地形変化

1993 年より 1995 年まで、植生調査ラインに沿って地形測量を継続して行った。そこで、それらのデータを用いて 3 年間での地形変化の程度を調べた。各ラインの起点は毎年同じ位置になるようにマーキングしていたので、ライン単位で 1993 年と 1995 年

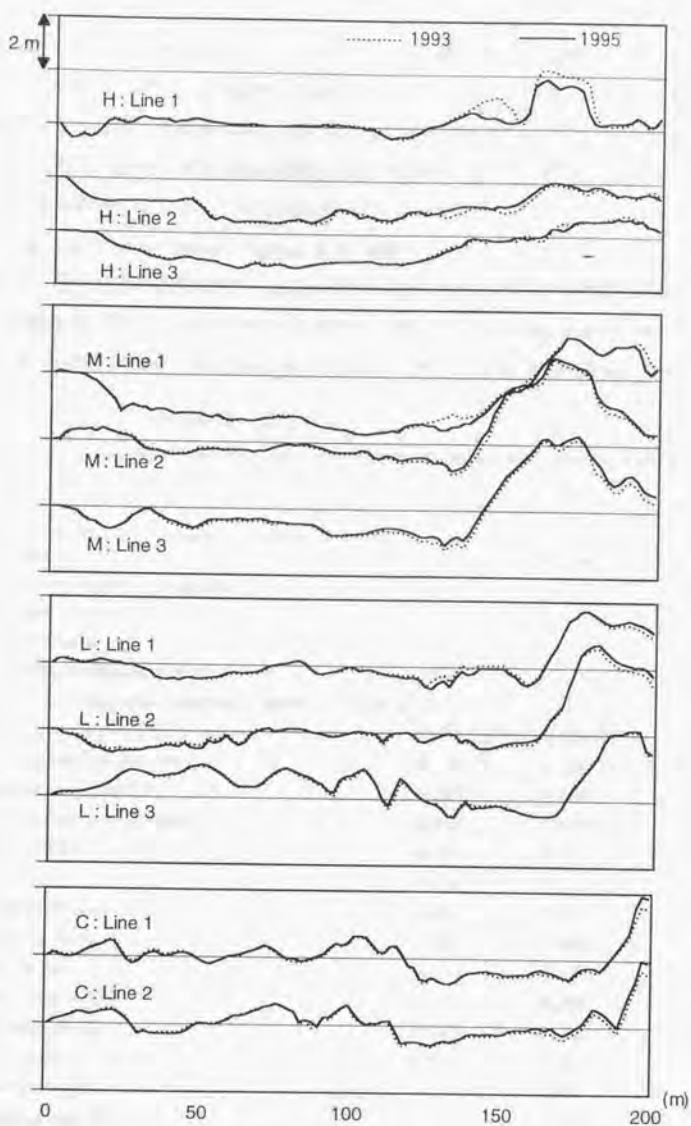


図 4-24 1993 年と 1995 年のトランセクト調査ラインにおける地形断面の比較
 Fig. 4-24 Changes in land form along transect lines between 1993 and 1995

の地形プロファイルを重ねあわせることによって、侵食および堆積の状況を把握することとした(図4-24)。その結果、重放牧区のライン1において、小丘部で著しい侵食が確認され、消失した表層の厚さは最大で1m程度に達した。また、中放牧区においても、ライン1の斜面下部で50cm程度の侵食が認められた。しかし、軽放牧区および禁牧区では地形変化はほとんどみられなかった。

(6) Canonical Correspondence Analysis による解析

最後に、植生変化と放牧密度、土壌、微地形条件の関係および諸環境条件相互の関連性を把握するために、プログラム CANOCO を用いて CCA (Ter Braak 1988) を行った。CCA の詳細については、第3章で述べたとおりである (Ter Braak 1986, 加藤

表4-15 CCA による解析結果の要約

Table 4-15 Eigenvalues and inter set correlations of environmental variables with the first two CCA axes

Axis	1	2
Eigenvalue	0.376	0.220
Species-environment correlations	0.843	0.754
Percentage variance		
of species data	9.2	5.3
of species-environment relation	37.9	22.3
Inter set correlation of environmental variables with axes		
Heavy grazing plot (H)*1	0.631 (2)*2	0.409 (2)
Medium grazing plot (M)	0.338	-0.530
Light grazing plot (L)	-0.214	-0.158
Control (no grazing) plot (C)	-0.450	0.450 (1)
Hollow (HO)	-0.054	-0.103
Flat (FL)	0.137	0.290 (3)
Moundslope (MS)	-0.052	-0.236
Crest flat (CF)	-0.089	-0.106
Soil hardness (SH)	0.736 (1)	0.105
Clay content (Cl)	0.325	0.048
Silt content (Si)	0.327	0.002
Sand content (Sa)	-0.382	-0.027
Total carbon (Ca)	0.277	0.105
Total nitrogen (Ni)	0.359 (3)	0.118

*1: Abbreviations of environmental variables are shown in the parentheses.

*2: On the inter set correlation, the first three leading variables are shown in the parentheses.

1996)。植生のデータとしては、1995年の220サンプルにおける被度データを用いた。また環境変数 (environmental variable) には、各コードラートにおける土壌硬度、粘土・シルト・砂の各割合、全炭素および全窒素を用い、さらに類別変数 (nominal variable) として、小凹地、平坦面、頂部平坦面、小丘斜面の4微地形タイプおよび、重放牧区、中放牧区、軽放牧区、禁牧区の4処理区を加えた。表4-15にCCAの1軸(固有値0.388)および2軸(同0.249)での解析結果を示した。各項目については第3章で説明している。各軸での種と環境要因との関係の強さを示す「種組成と環境要因との相関」は、1軸で0.855、2軸で0.78であった。また1軸では種組成の変動の6.2%、種組成と環境要因の関係の32.0%を、2軸では前者の4.0%、後者の20.6%をそれぞれ説明すると解釈された。環境要因との相関をみると、1軸では、土壌硬度、重放牧区、禁牧区などが高い値を示したことから、主として放牧密度の増大にともなう土壌の緊密化の程度を指標する軸であると解釈された。一方、2軸では各環境要因とも相関が低く、明瞭な傾向は見出せなかった。

図4-25は、CCAによるサンプルスコア、環境変数のスコア、種のスコアをそれぞれ1軸と2軸の座標平面上に配列したものである。処理区の配列をみると、サンプルは1軸上で右から重放牧区、中放牧区、軽放牧区、禁牧区の順に配列され、プラス側ほど放牧密度の影響を強く受けたサンプルであると解釈された。とくに重放牧区のサンプルは、重心の位置からも明らかなように、他の処理区からはやや離れて配列された。土壌特性を示す環境変数については、土壌硬度以外で大きなスコア値を示すものはみられなかったが、全炭素、全窒素、粘土およびシルトは、ほぼ同じ位置に配列されたのが特徴的であった。一方、微地形タイプの分布パターンは、処理区の配列にみられるような明瞭なものではなかったものの、小丘斜面および頂部平坦面が2軸上で小凹地および平坦面よりも若干マイナス側に配列される傾向を示した。

種のスコアについては、出現5回以上の種について示した。図中の番号は、表4-12の種番号と対応している。出現種は1軸上に沿って、プラス側にややはずれて分布する *Chloris virgata* (15)、*Cleistogenes squarrosa* (16)、*Eragrostis pilosa* (25)、*Gueldenstaedtia stenophylla* (28) のグループと、それ以外の種群に大きく区分された。前者のグループは、上述したように TWINSpan における 3P の区分種とほぼ対応している。また、同 4N および 6P の区分種である *Agriophyllum squarrosum* は、1軸および2軸のマイナス側のややはずれた位置に分布した。

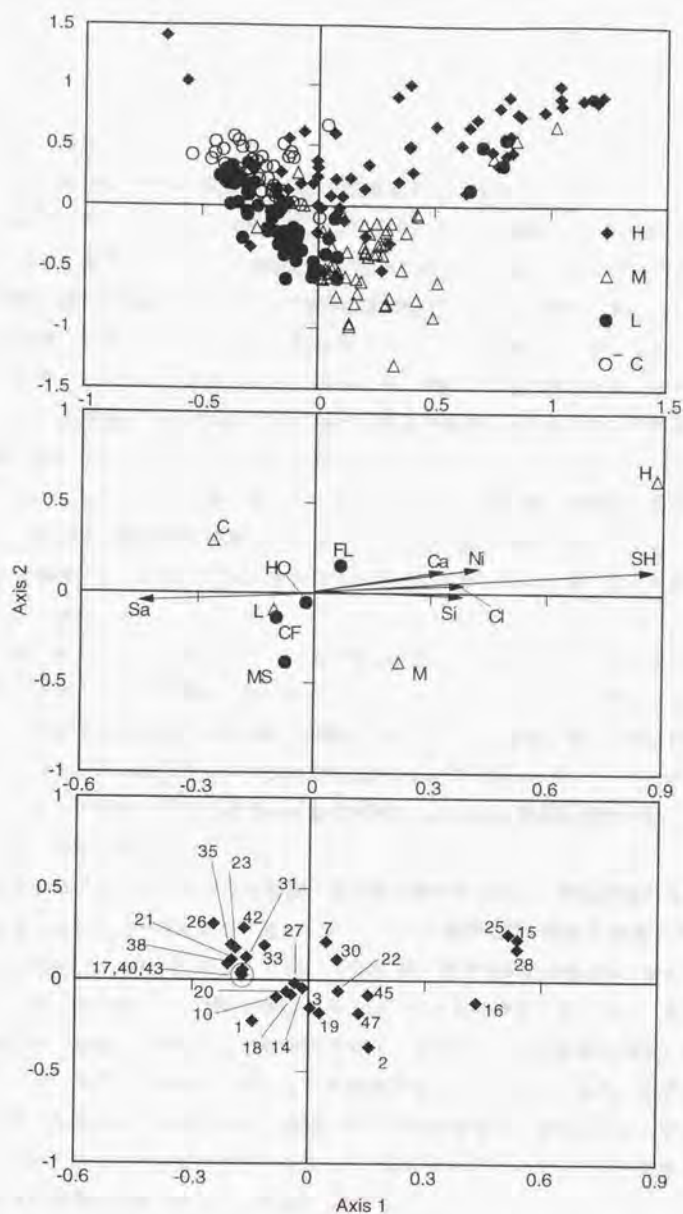


図4-25 CCAによるサンプル(上), 環境変数(中), 種(下)の1・2軸のスコア。
環境変数の略名は表4-15参照。種の番号は表4-12参照。

Fig. 4-25 CCA ordination diagram showing sample scores, environmental variables and species scores. Abbreviations of environmental variables are shown in Table 4-15. Species code are shown in Table 4-12.

2-3 考察

(1) 土地荒廃プロセスにおける植生被覆量減少の意義

土地荒廃のプロセスについては第1章で述べたように、植生、土壌、地形変化など、さまざまな側面からのとらえ方がある。植生のみをとりあげても、バイオマス生産、現存量、種組成の変化など、いくつかの指標があげられる。本研究では、放牧試験を4年間継続して行うことにより、これらのプロセスを総合的にとらえることを試みた。その結果、バイオマス生産からみた場合には、前節でも述べたとおり、最も放牧密度の大きい重放牧区（6頭/ha）でも、緩やかな減少傾向は認められたもののある程度生産量が維持されていることがわかった。

しかし、前節および本節で明らかになったように、現存量、植被率、群落高など、植生被覆の量は放牧密度の増加にともなって著しい減少がみられた。また、それらの減少の程度は放牧密度に比例するわけではなく、重放牧区で急激に低下することがわかった（図4-18）。

土地荒廃のプロセスは一般に、一定程度以上の外部インパクトが加わると特定の自然営力が強化され、加速的に進行することが知られている（門村 1985）。そして、それらの加速侵食の契機となるのが、①植被の除去によって地表が裸地状態になった時、あるいは②入力となる風・雨・雪などの気象条件が強化された時、の2つの場合であり、それらが同時に生じた場合には相乗作用によってより急激な変化が起こるとされている（門村 1985）。

対象地域であるカルチン砂地では、第2章で述べたように、裸地状態になると春期の強風による営力が強化され、粘土・シルトなどの細粒物質の飛散が顕著となる（Zhu *et al.* 1988a）。一方、原蘭ほか（1992；1996）は、微気象学的な視点から奈曼地域の砂漠化プロセスを検討し、植被が減少すると日中の接地境界層が薄くなり、風速の鉛直勾配および地表面に作用する剪断応力が大きくなるため、細粒物質が飛散しやすくなるとともに残存する植物にも強い応力が作用することを示した。また、水平方向に大きい輸送速度をもつ気流特性は、植物の生育や回復を妨げる要因となることを指摘した。これらのことは、裸地化にともなって、春期の強風のみならず、年間をとおしてミクロな作用が強化されることを示唆している。

以上のことから、本試験で明らかになった植生被覆量の減少は、上述の①裸地状態への推移を示すものであり、加速的侵食につながる変化現象としてきわめて重要な意

味を持っているといえる。

一方、本試験でみられた植生変化のパターンは、被覆量のみならず、種組成においても微地形条件との対応関係がみられた。また、地形変化や土壌特性の変化も微地形タイプによって差異が認められた。このことは、放牧にともなう土地荒廃のプロセスが微地形条件によって異なることを示唆している。そこで以下に、前節での結果もふまえ、微地形タイプごとに植生被覆量および土壌・地形変化のプロセスについて考察する。

試験区一帯はほぼ平坦な地形であるが、場所によっては細かな小丘状の起伏が観察され、全体として緩やかな起伏をもつ地形が形成されている。こうした微細な起伏は、第2章第3節で述べたように、その形態的な特徴や(町田 1984, 赤木 1990)、付近に小起伏の活動砂丘が点在することから、かつての砂丘活動によって形成されたセイフ砂丘(sief)あるいは、砂影(sand shadow)や砂漂(sand drift)のような障害物砂丘などの一部が植生によって固定されていたものと推定される。一方、試験区中央にみられた小凹地は、ゆるやかなデフレーションによって形成された小規模な風食凹地(deflation hollow)と思われる。本試験では、試験区内の地形を4つの微地形タイプに区分したが、小凹地と平坦面の境界はそれほど明瞭ではない。また凹地と平坦面、頂部平坦面と小丘斜面ではそれぞれ類似の反応がみられた。そこで、前2タイプを平坦部、後2タイプを小丘部としてみていくこととする。

(2) 平坦部における植生被覆量および土壌・地形の変化

まず、平坦部(小凹地、平坦面)における植生被覆量、土壌、地形の変化について考察する。平坦部では、放牧密度の増加にともなって植生被覆量は減少したものの、後述する小丘部ほどの低下は認められず、中放牧区程度の放牧密度(4頭/ha)まではある程度の植被が維持されていた(図4-18)。

一方、土壌硬度は軽放牧区では小丘部と同程度であったが、中放牧区では有意に増大し、小丘部とは対照的に土壌のち密化が進行していることがわかった(図4-23)。CCAの結果でも、土壌硬度は放牧密度の変化と最もよく対応する環境変数であった(表4-15, 図4-25)。土壌のち密化は、作物生産からみれば、土壌孔隙の減少や団粒構造の破壊などによる物理性の悪化を意味し、根の健全な伸長を妨げるため、農耕地では一般に悪影響を及ぼすことが多い(高井・三好 1977)。放牧地においても、土壌タイプによってはマイナスの影響となる場合がある。土壌のち密化はまた、土壌侵

食のプロセスにも大きな影響を及ぼすが、とくに水食の発生と密接に関連している。すなわち土壌のち密化は、透水性の悪化をもたらすため降雨の地下浸透を妨げ、その結果表面流去水の掃流力を増加させ水食の危険性を増大させるとされている (Beasley *et al.* 1984, 谷山 1992, Lal and Elliot 1994)。

しかし一方で、家畜の踏圧は放牧地の維持に寄与していることも多い。たとえば、家畜による土壌の踏み固めは、モグラや野ネズミなどの動物による攪乱を防止するうえで有効とされる。また、孔隙の大きい黒ボク土などでは、踏圧は土壌の乾燥を防ぐ効果がある。牧草の播種によって草地を造成している放牧地では、踏圧を利用して牧草種子を土中に埋め込み、根の伸長を促進させる、いわゆる蹄耕法 (hoof cultivation) が伝統的技術として確立している (山根ほか 1980)。このように土壌のち密化の影響は、土地利用形態や立地条件によってさまざまな側面をもつことが知られている。

そこで以下に、本試験区における踏圧による土壌ち密化の意義について考察する。本研究の対象地域では、風食との関連がとくに問題となる。土壌のち密化が風食プロセスに及ぼす影響についてはこれまでほとんど報告されていないが、間接的なプラスの効果がいくつか指摘されている。田中ほか (1954) は、全面耕起畑とローラーによる全面踏圧を行った畑を比較し、風食地におけるローラー転圧は、抵抗性の増大や含水量の増加等をもたらし、風食に対する耐性を高める効果があることを示した。上述した放牧地における踏圧による土壌乾燥防止効果もまた、土壌タイプによっては土壌水分の保持を通して風食防止に寄与するものと考えられる (谷山 1992)。ところで、本試験で土壌のち密化が進行した中放牧区では、後述する小丘部でみられたような粘土およびシルト含量の減少はみられず (図 4-23)、また地形変化もほとんど認められなかった (図 4-24)。このことは、調査地域である砂地においても、踏圧による適度なち密化が、風による表層物質移動の抑制にある程度寄与している可能性を示唆している。しかし、家畜の踏圧は同時に、クラストの破壊などのマイナスの影響も引き起こすと考えられる。また、土壌硬度の測定が雨季である 8 月のみの測定であったため、土壌のち密化が土壌水分の増加にともなう一時的な現象であった可能性も否定できない。したがって、土壌のち密化と風食防止効果の直接的な関連については、今後さらに検討する必要がある。

一方、Woodruff and Siddoway (1965) は、風食による侵食量の推定式を提案したなかで、風食に影響を及ぼす 5 つの変数として、①土壌の粒径、密度、安定性などの受食

性に関連した土壌因子 (soil erodibility index; I)、②土壌表面の粗度因子 (soil-ridge roughness factor; K)、③風速や土壌の乾燥に関連した気候因子 (climatic factor; C)、④卓越風に沿った圃場の長さなどの圃場因子 (field length along prevailing wind direction; L)、⑤植生被覆量 (equivalent quantity of vegetative cover; V) をとりあげたが、そのなかでも植生被覆量は、最も大きな影響を及ぼす因子とされている (Beasley *et al.* 1984)。家畜の踏圧は、①に関連した土壌構造のみならず、⑤に関連した植生構造にも大きな影響を及ぼす。そこでつぎに、土壌のち密化を含めた踏圧のインパクトが植生に及ぼす影響を整理したうえで、土壌ち密化が風食プロセスに及ぼす間接的な影響について考察する。

家畜の踏圧は、蹄傷 (trampling) による茎葉部の損傷や地下器官の切断 (三井 1969, 高野ほか 1989) などを通して植物の成育に直接影響を及ぼす。しかし放牧地の植物は、こうした家畜のインパクトに対してさまざまな反応を示す (飯泉・菊池 1980)。Milchunas *et al.* (1988) は、放牧の履歴の長い草地、すなわち家畜と植物の相互作用による進化の歴史が長い草地では、インパクトの程度に応じて、踏圧・喫食耐性種 (tolerator) と競争種 (competitor) の間の動的な平衡状態をばやく切り換える、いわば放牧インパクトに対するフィードバック機構が発達していることを指摘している。こうした機構はまた、半乾燥地域より半湿润地域で顕著にみられる (Milchunas *et al.* 1988, Milchunas and Lauenroth 1993)。本試験区でも、放牧密度の増加にともない、一年生のイネ科を中心に草型が横に広がるという、家畜の踏圧や喫食に対する典型的な適応形態 (Vallentine 1990) を示すとともに (根本ほか 1994)、後述するようにこれら踏圧耐性種の優占度が増加した。こうした形態は、地表面の被覆によって表層物質の移動を抑制し、裸地の出現を防ぐといった機能も併せ持つと考えられる。また第3章で詳しく述べたように、平坦部 (小起伏砂丘) では放牧インパクトを停止すると直ちに多年生のイネ科に置き換わる現象がみられた。これらのことから、対象地域であるカルチン砂地では、水分条件が比較的良好であったことに加え、5,000 年に及ぶ放牧を含む土地利用の歴史を有しているため、上述のような放牧インパクトに対するフィードバック機構が十分に発達しているものと考えられる。

一方、土壌のち密化が進むと、上述したように根系の発達が阻害されることにより植物の生育が不良となり、植生被覆量の減少および裸地の増加を招き、その結果、水や風による受食性が高まるとされる (Novikoff 1983)。ち密化によって植物の根系伸長

が不良となる土壌硬度は、土壌の種類にもよるがおおむね 20~22mm とされている（高井・三好 1977, 三好ほか 1983）。しかし、本試験で土壌のち密化がみられた中放牧区の平坦部では 13mm 前後にとどまっていた（図 4-23）。放牧による根系への影響としては、踏圧による物理性の悪化のほか、家畜の喫食による影響も考えられるが、前節で述べたように、中放牧区での地下部現存量は禁牧区とほぼ同程度の量があることが確認されている（表 4-4）。

以上のことから、土壌ち密化が風食プロセスに及ぼす影響を整理すると以下のようになろう。すなわち、中放牧区程度の放牧密度が平坦部に加わると、土壌のち密化が進むが、踏圧による地下器官への影響はそれほど小さくなく、また草地のもつすばやいスイッチング機構（rapid switching capability; Milchunas *et al.* 1988）によって踏圧耐性種が表層を被覆するため、風食の影響が抑制されているものと考えられる。ここで、土壌のち密化自体も風食防止に関与していることも考えられるが、Skidmore（1994）が指摘しているように、土壌構造の改善による風食防止効果は一時的なものであり、ここではむしろ植生被覆の効果の方が大きく寄与していると考えられる。

さらに中放牧区では、C、N の増加が認められた（図 4-23）。土壌養分に関連した放牧の影響としては、家畜からの排泄物の影響があげられる（山根ほか 1980）。家畜の排泄する糞尿は、土壌へ還元されることにより、放牧地における土壌の肥沃化に貢献していることが知られている（Sears 1962）。一方、牛の放牧地などでは、排糞地の採食が忌避されるため局所的に草が長草化し、いわゆる不食過繁地（dung patch）とよばれる、過繁茂状態のパッチが形成されることが多い（高野ほか 1989）。本試験の場合、前節で述べたように、中放牧区では試験期間を通して生産量は一定の水準を維持し、家畜による草の消費および排泄も盛んに行われていた。また、綿羊の糞の形状は牛と異なること、乾燥していることなどにより、不食過繁地の形成は認められず（根本ほか 1994）、糞はほぼ均一に分布している状況が観察された。以上より、本研究では直接的な証拠は得られていないものの、中放牧区における C、N の増加には、綿羊の排泄物がある程度寄与していることが推察された。

つぎに、重放牧区における環境変化現象について考察する。重放牧区になると、平坦部でも植被率が顕著に低下するとともに、土壌硬度もさらに増大する傾向を示した（図 4-23）。1994 年に試験区内の綿羊の蹄跡数を処理区ごとに測定した結果、重放牧区では、綿羊の頭数は中放牧区の 1.5 倍であるにも関わらず、蹄跡数は中放牧区の約

2 倍に達した(趙・太黒, 未発表)。放牧家畜の活動時間は放牧地の植生の状態に依存し、家畜の飼料となる植物の状態が良好な場合には採食を含む活動時間は減少するが、その状態が悪化するにしたがい、とくに採食時間を中心として活動時間が増加する(Hancock 1954, 三股ほか 1957, 三村 1968)。本試験でも重放牧区になると、前節で述べたように飼料価の低い草種が増加し、飼料としての植生の状態は質・量ともに低下した(図 4-9)。したがって、重放牧区では、喫食可能な植物を求めて移動する時間も長くなり、その結果、踏圧の影響による土壌のち密化が一層進んだものと考えられる。

土壌の過度のち密化は、同地域の放牧草地の微気象に大きな影響を及ぼす。すなわち、土壌のち密化は水の地下浸透を妨げるため、降雨後には土壌表層に滞留した降雨水が地表面を暗褐色化させ、アルベドが低下する。これにより純放射量が増大し、降雨水の蒸発が促進されるとともに、周辺草原からの顕熱も蒸発に使われるため、長期的にみれば、地下水などを含む地域の水収支の悪化につながる(Harazono *et al.* 1993, 原蘭ほか 1996)。原蘭ほか(1996)は、以上の微気象環境の悪化は、重放牧区において顕在化することを示した。

一方、重放牧区における植被率の急激な低下もまた、踏圧の影響によるところが大きいと思われるが、同時に bottom grazer とよばれる綿羊の採食特性にも大きく影響を受けていると考えられる。一般に、採食活動が植物に及ぼす影響は、口の構造に関連した家畜の種類によって異なる。すなわち、top grazer とよばれる牛などは、解剖学的にも地表近くの草は採食できないため高い部位から採食し、草丈がおおよそ 7cm 以下の部位あるいは個体は食い残されることが多いという(岩城 1971)。これに対し綿羊や山羊は、地際までの採食が可能であり(山根ほか 1980)、さらに、飼料が不足すると地下部まで掘り起こして採食するという行動をとる場合がある(根本ほか 1994)。本試験区では、重放牧区においてもまだ掘り起こしによる採食はみられなかったものの、地際で横に広がるコニシキソウなど、ほふく型の草種もよく採食していることが確認されている(根本ほか 1994)。今後、掘り起こしによって採食するようになれば、土壌のち密化とは異なった形での表層の攪乱が生じる恐れがある。

さらに重放牧区では、前節で示したように、一年生植物の割合が著しく増加した(図 4-3)。一般に放牧圧の増加にともなって、根系の発達は阻害され(Valentine 1990)、さらに多年生植物が減少することにより、風、雨等の営力による土壌侵食に

対するリスクが増加するとされている (Pettit *et al.* 1995)。根本ほか (1994) は、同放牧試験区で優占する一年生植物の *Setaria viridis*, *Digitaria ciliaris* の地下部現存量が、放牧密度の増加にともない減少していくことを示した。また群落レベルでみた場合も、前節で述べたように、重放牧区では地下部現存量が著しく減少していることが確認された (表 4-4)。このことは、根系による土壌保持機能が急速に低下していることを示唆している。

以上のことから、平坦部においても重放牧区程度の放牧密度 (6 頭/ha) が継続して加わることにより、植生被覆による風食抑止効果が低下し、土地荒廃につながる環境変化が徐々に顕在化してくるものと考えられた。したがって、本試験期間内では、平坦部において侵食はほとんど生じていなかったものの (図 4-24)、上記放牧条件でさらに放牧を継続すれば、砂丘の再活動が引き起こされる可能性が高いことが示唆された。

(3) 小丘部における植生被覆量、土壌、地形の変化

つぎに、小丘部における土地・植生変化のプロセスについて考察する。本試験の結果、小丘に対応する小丘斜面および頂部平坦面では、中放牧区程度の放牧密度 (4 頭/ha) でも植被の著しい減少がみられ (図 4-18)、この微地形タイプが放牧活動によって裸地化を生じやすい立地であることが明らかになった。家畜の踏圧による影響を示す土壌硬度をみると、放牧密度の増大にともなうやや大きくなる傾向を示したものの、上述した平坦部ほどの土壌の緊密化は進んでおらず (図 4-23)、現地の観察ではむしろ、土壌表面が攪乱される傾向が認められた。一般に放牧にともなう裸地発生の頻度は、斜面の傾斜や形態と密接に関連している (農林水産技術会議事務局 1972, 井上 1978)。侵食による裸地発生が顕在化する傾斜角度については、土壌タイプや放牧圧によって異なるが (西村ほか 1976, 須山ほか 1973)、わが国の場合、人工草地で 20° 前後、自然草地で 30° 前後が侵食防止からみた限界傾斜とされている (農林省畜産局 1971)。本試験の場合、小丘斜面の平均傾斜は 5° 前後、最大でも約 12° と、上記の値と比べるとかなり緩やかな傾斜であったが、本研究で対象とした砂地では、こうしたわずかな微地形条件の違いが、裸地発生の程度に大きな影響を及ぼすものと考えられた。さらに、植生の回復がみられた軽放牧区や禁牧区では、土壌硬度や C、N の値は、緩やかな放牧密度あるいは放牧管理を 4 年間継続したにもかかわらず、平坦部と比較して低い値を示した (図 4-23)。すなわち、同微地形タイプの土壌は、本来養

分の蓄積が進んでおらず、攪乱を受けやすい性質を有していることが示唆された。一方、軽放牧区および禁牧区における粒径組成については、他の微地形タイプとの差異はほとんど認められなかったことから（図 4-23）、こうした土壌特性の差異は、基盤の違いに基づくものではなく、試験以前の連続放牧（continuous grazing）によって絶えず表層が攪乱され、植物の侵入・定着が平坦部に比べて抑制されていたことに起因すると考えられる。しかしいずれにしても、こうした土壌特性もまた、上述の裸地化を進行させる要因のひとつと推察される。

さらに重放牧区の小丘部では、表層が剝奪される現象がみられた（図 4-24）。調査ライン上には表層物質が堆積している地点はみられなかったが、現地観察では、飛散して移動したと思われる砂が、ライン 1 東側の牧柵沿いに堆積しているのが確認された（写真 4-1）。この堆積地点は、表層が消失した地点の東側に位置し、これは春期の北西卓越風のほぼ風下に相当する。このことから、上記の表層剝奪は風食によってもたらされたものであると考えられる。すなわち小丘部では、重放牧区（6 頭/ha）程



写真 4-1 重放牧区ライン 1 の風下側における砂の堆積

Photo 4-1 Sand accumulation on the lee side of a transect line at heavy grazing plot

度の放牧密度を4年間継続して加えることにより、風食による侵食活動が顕在化したものと判断された。

なお、重放牧区においても粒径組成に他処理区との差異はみられず、細粒物質の飛散による砂含量の増大といった現象は確認できなかった(図4-23)。この理由については、他の処理区や試験区外からの表層物質の移動なども考えられるため明らかにはできなかったが、上述の侵食によりすでに砂も含む表層全体が移動していたということも一因として考えられる。

(4) 平坦部における種組成の変化

放牧地の植生を家畜の飼料としてみた場合、放牧にともなう種組成変化は、前節で述べたように家畜生産に関わる問題として非常に重要である。一方、種組成の変化はまた、荒廃プロセスの重要な一側面であり、土壌や地形変化のプロセスとの対応関係を把握することにより、荒廃程度を総合的に反映する定性的・定量的な指標となりうる。そこで以下に放牧密度の増加に伴う種組成変化のパターンを、微地形タイプごとに整理してみたい。

まず平坦部をみる。平坦部では放牧密度の増大あるいは放牧期間の経過にともなう5Pを中心とする群落タイプから6Nへと変化し、さらに放牧密度が高まると7Nがみられるようになった(図4-21)。このうち5Pは、軽放牧区では試験の経過とともに増加し、禁牧区では試験期間を通してほとんどを占めたタイプである。このタイプは、アカザ科の*Salsola collina*やイネ科多年草の*Pennisetum centrasiatricum*などで区分され(図4-19)、*Phragmites australis*なども比較的高被度でみられた(表4-12)。これらの種群はいずれも、高・魏(1994)の区分によればクラス1あるいは2に含まれる飼料価の比較的高い草種であり、また放牧密度の増加に伴って出現頻度が減少する傾向を示したこと(図4-22)、家畜の嗜好性にも富んでいるといえる。また、植被率、群落高も全スタンド群のなかで最も高い値を示した(表4-13)。したがって、5Pのタイプは、牧養力の高い安定した群落タイプであると考えられる。

一方、中放牧区では6Nがほとんどを占め、また重放牧区では7Nが次第に増加した(図4-21)。平坦部における放牧の影響による主要な環境変化は、上述したように土壌のち密化である。これらのタイプの区分種であり、優占種でもある*Chloris virgata*、*Setaria viridis*、*Digitaria ciliaris*などは、上述したように草型が横に広がる形態的变化を示したこと(根本ほか1994)、5Pタイプからこうした一年生イネ科を中心とする

タイプへの種組成の変化は、家畜による踏圧の影響の増大を反映したものと考えられる。とりわけ、7Nの区分種となった *Chloris virgata* や、7Nの上位段階での区分種である一年生イネ科の *Eragrostis pilosa*、マメ科ではふく型の *Gueldenstaedtia stenophylla* などは、放牧密度の増大とともに出現頻度が増加し（図4-22）、CCAでも、土壤硬度と高い相関をもつ1軸上で高いスコアを示した（図4-25）。*Eragrostis pilosa* は、大井・北川（1983）によれば *Eragrostis multicaulis*（和名：ニワホコリ）に相当するが、これは植物社会学的には、路傍等の踏圧条件下に成立するニワホコリ-カゼクサ群集の標徴種とされている（宮脇 1994）。以上のことから、これらの種は踏圧の影響をとくに指標する種群と考えられる。さらに、植被率、群落高も7Nでは6Nと比較して著しく低下した（表4-13）。したがって、群落タイプ6Pから7Nへの推移もまた、踏圧による土壤のち密化の一層の増大を反映した変化であると考えられる。この推移は、上述したように中放牧区と重放牧区の間で最も顕著にみられるが、さらに中放牧区内においても試験の経過とともに7Nが増加する傾向を示した（図4-21）。このことは、中放牧区でも踏圧のインパクトがしだいに高まっていることを示唆していると考えられる。

一方、6Nおよび7Nの区分種や優占種には、*Aristida adscensionis* のように粗い芒を有する種や、ヨモギ属の *Artemisia scoparia* など、飼料価あるいは家畜の嗜好性に劣る種が含まれた（図4-19、表4-12）。上述の *Chloris virgata* もまた、家畜の嗜好性が低いことが知られている（根本・趙 1995）。このことから、平坦部での組成変化には、家畜の踏圧のみならず嗜好性や喫食に対する種の耐性の程度も影響を及ぼしていることが示唆された。

（5）小丘部における種組成の変化

つぎに、小丘部での種組成変化について検討する。小丘部では、放牧密度の増大あるいは放牧期間の経過にもなって4Nから6Nあるいは6Pへと推移した（図4-21）。

中放牧区では、小丘部でも踏圧の影響を受けた6Nのタイプが出現したが、6Pも一定の割合でみられた（図4-21）。6Pでは、植被率、群落高ともにばらつきが大きいものの、6Nと比較して明らかに小さい値を示し（表4-13）、中放牧区のなかでも裸地化が進みつつある地点とよく対応した（図4-18）。このタイプの区分種は、ハマビシ科の *Tribulus terrestris*、アカザ科の *Agriophyllum squarrosum* であるが、両種とも、土壤のち密化が進行している平坦部よりも、小丘部での出現頻度が高かった（図4-22）。

なかでも *Agriophyllum squarrosum* は、他の植物の侵入・定着が困難な活動砂丘上によく分布するため、活動砂丘の指標植物とされている (Nemoto and Lu 1992)。Ohkuro *et al.* (1994) は、*Agriophyllum squarrosum* および、半活動砂丘を中心に幅広い分布域をもつ *Artemisia halodendron*、固定砂丘の指標植物とされる *Artemisia frigida* の3種について成長試験を行い、主として根系の発達様式からみた成長特性を比較した。その結果、*Agriophyllum squarrosum* は高い top-root ratio を示すとともに、細い直根をすばやく下層まで伸長させて効率よく水分を吸収するという、水分条件の変動や砂の移動をとまなう不安定な立地に適応した生理生態的特性を有していることを明らかにした。このことから、本試験区で *Agriophyllum squarrosum* が平坦部にほとんど侵入できなかったのは (図 4-22)、土壌のち密化によって繊細な根系を伸長させることができなかったためと考えられる。逆にいえば、*Agriophyllum squarrosum* を含むこの群落タイプは、土壌のち密化が進まず、表層が攪乱されやすい不安定な立地を指標するタイプであると考えられる。なお、*Agriophyllum squarrosum* は重放牧区では出現頻度が減少したが (図 4-22)、これは同種の飼料価が比較的高く (高・魏 1994)、家畜の嗜好性もよいため (根本ほか 1994)、喫食によって消失した個体が増加したことによると考えられる。一方、*Tribulus terrestris* は、ほふく型であり蒴果の外側には硬突起および2本の太い刺があるため (中国科学院蘭州沙漠研究所 1987、大井・北川 1983)、家畜の喫食をある程度免れ、その結果、重放牧区でも高頻度での生存が可能となったと推察される。

重放牧区では、1993年には6Nが多かったが、次第に6Pが増加し、さらに7Pも出現するようになった (図 4-21)。7Pは、明瞭な区分種が存在せず、植被率および群落高のきわめて低いタイプである (図 4-19、表 4-13)。したがって、7Pは裸地化が極度に進行し、バイオマスが著しく低下した群落タイプを示すと考えられる。なお、5Nは出現種数が3種のみときわめて少なく、組成的特徴を抽出できなかったが、植被率、群落高が7Pと同様きわめて低いこと (表 4-13)、中放牧区・重放牧区の小丘部にのみ出現したことから (図 4-21)、7Pとはほぼ同等のタイプと考えられる。

一方、軽放牧区では、1993年には4Nがほとんどを占めたが、次第に4Pへと変化した (図 4-21)。4Nおよび4Pは、*Phragmites australis* や *Pennisetum centrasianicum* などの多年生イネ科が優占するタイプであり (表 4-12)、植被率、群落高とも比較的高い値を示したことから (表 4-13)、上述の5Pに次いで牧養力の高いタイプと考えられる。しかし、これらとともに、第2分割で *Agriophyllum squarrosum* の存在によって同

シグループに区分されている(図4-19)。とくに4Nでは、*Agriophyllum squarrosum*がより高被度で出現している(表4-12)。したがって、*Agriophyllum squarrosum*の分布特性を考慮すると、軽放牧区におけるこのタイプの分布域は、表層の攪乱による裸地化の潜在的危険域を指標していると考えられた。また、4Pでは*Agriophyllum squarrosum*の被度が減少していることから(表4-12)、軽放牧区における4Nから4Pへの推移は、表層が安定化に向かい、裸地化の危険性が低下したことを示していると考えられる。

2-4 小括

本放牧試験は起伏の緩やかな小起伏砂丘を対象として行ったものである。しかし本試験の結果、放牧インパクトが土地・植生に及ぼす影響は、そのなかの微細な地形条件によって大きく異なることが明らかになった。

まず平坦部では、放牧密度の増加にともなって土壌のち密化が進行したが、草地のフィードバック機構によって踏圧耐性種が表層を被覆したため、ある程度の放牧圧までは風の営力は抑制されたと考えられた。しかし、土壌のち密化がさらに高まると植生被覆量が急激に低下し、また一年生植物の割合が増加するため、風食の危険性が高まると考えられた。放牧密度の増加にともなう以上の変化は、これまでの砂丘地を対象とした研究では指摘されていなかったプロセスであることから、小起伏砂丘に典型的な退行プロセスであると考えられる。

一方小丘部では、土壌のち密化が平坦部ほどは進まず、むしろ表層の攪乱によって、より低い放牧密度でも裸地化が進行するとともに、さらに放牧密度が高まると、風食による侵食活動が顕在化することが明らかになった。また種組成については、表層の不安定化を指標する種群が出現する傾向を示した。こうした環境変化現象は、これまで指摘されてきた砂丘地における退行プロセスときわめて類似していることから、小丘部では大起伏砂丘とはほぼ同様のプロセスによって荒廃が進むものと考えられる。

したがって、ほぼ平坦な地形である小起伏砂丘においても、持続的な放牧を行う際には以上のような微細な立地特性を踏まえたミクロな土地利用ゾーニング(Takeuchi *et al.* 1995)が必要であることが示唆された。

第5章 総合考察と応用化への展望

本章では、前章までの結果をふまえ、退行・回復プロセスおよび土地管理のあり方に関して総合的な考察を行う。第1節では、カルチン砂地における放牧活動にともなう土地・植生の退行プロセスおよび、放牧管理による回復プロセスの特徴を検討したうえで、それらのプロセスの一般性に関する考察を行う。第2節では、放牧試験で得られた結果をもとに、既往研究との比較を通して放牧草地としてのカルチン砂地の特性について考察するとともに、持続的利用のための適正放牧圧を検討する。第3節では、土地荒廃に関わる社会的背景を土地利用の変遷という側面から整理し、今後の土地管理の課題を展望したうえで、カルチン砂地の自然環境特性をふまえた土地管理の指針を提示する。

第1節 退行・回復プロセスに関する総合考察

1-1 砂丘地における土地・植生の退行プロセスおよび回復プロセスの特徴

(1) 過放牧による退行プロセス

第1章で述べたように、過放牧は土地荒廃を引き起こす主要なインパクトのひとつとされており、過放牧と土地荒廃の関連についてはこれまでさまざまな調査・研究が進められてきた(Novikoff 1983)。放牧インパクトが土地・植生に及ぼす影響を実験的・定量的に解明した例も数多くみられる(Milchunas and Lauenroth 1993)。しかしそれらはいずれも種組成およびバイオマスレベルでの退行現象の把握が中心であり、群系レベルでの退行や、さらには加速的侵食をともなう退行プロセスまでを視野に入れた実験例はほとんどみられない(Bremman and de Wit 1983, Ellis and Swift 1988)。とくに侵食プロセスとの関連については、多くの場合、加速的侵食現象が引き起こされた後の段階における調査に基づいており(たとえば Hellden 1988, Lamprey 1988)、過放牧による不可逆的な土地荒廃現象を実証した例はほとんどないとされている(Dodd 1993)。カルチン砂地における土地荒廃研究でも同様に、これまでは共時的な方法が中心であり、砂丘再活動を含む退行プロセスを実験的に解明した例はみられない。

そこで本研究では、今後土地利用インパクトの増大が予想される小起伏砂丘を対象

として、固定砂丘が放牧インパクトによって退行するプロセスを実験的に解明することを試みた。以下に、放牧試験によって得られた、退行プロセスの特徴について考察する。

本試験の結果、退行プロセスは、ほぼ平坦な小起伏砂丘のなかでも微細な地形条件によって異なることがわかった。すなわち、やや起伏のある小丘部では表層の攪乱にともなって急激な植生被覆量の減少がみられたのに対し、平坦部では土壌のち密化にともなって踏圧耐性種が表層を被覆し、植生被覆量の減少程度が緩やかになるという現象がみられた。前者はこれまで報告されてきたような、砂丘再活動に直接発展するプロセスと考えられ、後者は、平坦な固定砂丘という地形タイプに特徴的なプロセスと考えられた。試験区内でこうしたプロセスの違いが生じた結果、加速的侵食の契機となる裸地の出現は、微地形タイプに対応してパッチ状にみられることが確認された。

過放牧による土地荒廃が必ずしも一様に生じるとは限らず、特定の立地を中心に拡大していくという現象は、サヘル地帯での事例をはじめとして、各地で報告されている。しかしこれらの多くは主として水飲み場・井戸や居住区の周辺など、家畜の行動パターンと関連した現象である（たとえば Ellison 1960, Jameson 1963, Novikoff 1983, Ibrahim 1984, 根本ほか 1989, Barrow 1991）。

これに対し、地形条件と対応した退行プロセスの差異については、主として斜面の傾斜・起伏量や相対的位置（石田ほか 1979, 梨木ほか 1983, Milchunas *et al.* 1989）、斜面の方位（McNaughton and Jarvis 1983, Hongo *et al.* 1995）などの影響や、さらにはエルグとレグの比較のような、よりマクロなスケールでの差異（Lawson 1989, 門村 1991c, Wondzell and Ludwig 1995）が指摘されている。このうち本試験でとくに重要なパラメータは斜面の傾斜であろう。すなわち、家畜の踏圧の影響は傾斜の程度によって異なるため（農林省畜産局 1971, 井上 1978）、緩やかではあるが平坦部と比べて傾斜のある小丘部では家畜による表層攪乱の影響を一層強く受けることとなったと考えられる。また本試験では具体的に明らかにすることはできなかったものの、斜面の方位も重要な要因と考えられる。しかしここでは、Hongo *et al.* (1995) が指摘したような土壌の乾湿との関連よりもむしろ、侵食の営力となる卓越風の風向との関連性からとらえるべき要因であると考えられる（Zhu *et al.* 1988a）。

一方、固定砂丘を対象とした事例では、本試験と同様の傾向を指摘した報告がみられる。Thompson (1995) は、Hewett (1985) がイギリスの海岸部の固定砂丘において

行った放牧試験区を航空写真によってモニタリングした結果、砂丘頂部 (dune ridge) では、砂丘下部からの比高がわずか 1~2m であるにもかかわらず、砂丘下部と比較して明らかなバイオマスの減少傾向がみられることを指摘した。このような実験例はきわめて少ないが、自然条件での調査事例からもまた、砂丘斜面の相対的位置による受食性の差異が指摘されている。たとえば大森 (1980) はオーストラリアにおいて、現在の気候条件で平衡状態にあるとされる固定砂丘タイプ (広域活動砂丘群) では、砂丘の頂部のみが現在でも侵食域になっていることを示した。本論文第 3 章では、砂丘上部で回復速度が遅いことを示したが、このこともまた、地形的位置による受食性の違いを示唆するものである。したがって、本試験の小丘部でみられた上記プロセスは、他の固定砂丘地でもある程度共通した現象と考えられる。

オーストラリアの事例ではまた、パッチ状に発生する再活動砂丘の場所が、その供給源となる未固結軟砂層の層厚と密接に関連することが指摘されている (Ohmori *et al.* 1983, 武内・大森 1988)。本試験区にみられた小丘は、その形態的な特徴や、付近に小起伏の活動砂丘が点在することから、かつての砂丘活動によって形成された小砂丘や障害物砂丘などの一部が植生によって固定されたものと推定される。一方、試験区周辺において露頭を中心とした表層断面のトランセクト調査を行った結果、明らかに沖積作用によると思われる層位がほぼ同じ高さで分布していることが確認された (図 5

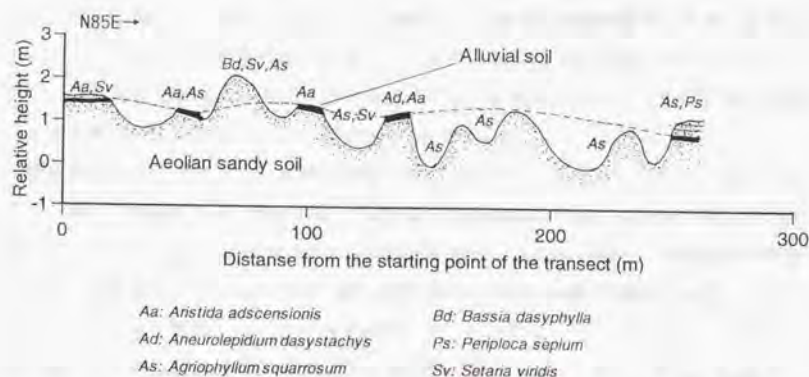


図 5-1 放牧試験区周辺における地形断面と沖積土層の分布

Fig. 5-1 Profile of the topography and the distribution of the alluvial soil layers around the experimental site

-1)。このことは、試験区一帯が過去に沖積作用による平坦化作用を受け、その後風積砂土が不均一に堆積したことを示している。すなわち、小丘部では平坦部に比べ、過去の砂丘活動の程度が大きく、また平坦化作用の程度が小さかったため、活動砂丘の供給源となる砂層が表層により厚く堆積していると考えられ、このことが小丘部の受食性を高める大きな要因になっていると推察される。

以上のことから、固定砂丘において起伏のある場所から裸地化が進行するというプロセスは、斜面のもつ受食性の一般的特性に加え、過去の砂丘活動の履歴に大きく影響を受けていると考えられた。

つぎに、平坦部におけるプロセスについて考察する。平坦部では土壌のち密化にともない、踏圧耐性種が表層を被覆したため、上述の小丘部に比べ裸地の出現が抑制された。こうした傾向は、平坦地形のもつ受食性の特性、すなわち上述した小丘部と逆の特性としてある程度説明できると考えられる。中国では砂丘固定の技術として、水を砂丘に引きいれるとともに砂丘を平坦化するという手法（引水拉砂）があるが（任 1986）、これもまた、平坦地形のもつ特性を利用した技術といえよう。

一方、ここでは家畜の踏圧や喫食に関連した植生変化がみられたことから、放牧という土地利用の特性も密接に関連していると思われる。過放牧による退行プロセスに関する研究のなかで、平坦な砂丘地形を対象としたものとしては、内蒙古高原の比較的平坦な草原地帯での事例があげられるが、砂丘再活動が問題となる場所は主に水飲み場や居住区周辺などであり（Zhu *et al.* 1988a）、一般には本試験結果と同様、種組成やバイオマスレベルでの退行にとどまっている場合が多い（Li 1989; 1991; 1993）。また、砂丘再活動につながるインパクトとしては、放牧よりもむしろ放牧草地の開墾による表層の攪乱が重視されている（Zhu *et al.* 1988a）。

第4章でも述べたように、放牧の履歴の長い草地では、放牧インパクトの程度に応じた、踏圧・喫食耐性種（tolerator）と競争種（competitor）の間の動的な平衡状態が維持されている（Milchunas *et al.* 1988, Milchunas and Lauenroth 1993）。本試験区の平坦部でも、放牧密度の増加にともない踏圧耐性種へのすばやい移行がみられた。したがって、ここでも上記のフィードバック機構によって放牧インパクトに対応した平衡状態が維持されたため、耕作のインパクトで問題となるような、表層の攪乱→裸地化というプロセスが生じにくかったものと考えられる。

以上のことから、平坦部でのプロセスは、平坦地形のもつ受食性の一般的特性に加

え、放牧という土地利用の履歴に大きく影響を受けていると考えられた。

(2) 放牧管理による回復プロセス

第1章で述べたように、土地・植生退行のプロセスは、進行程度によってはその後の回復プロセスに大きな影響を及ぼすと考えられる。ここでは、主に第3章の結果に基づいて、放牧管理による回復プロセスの特徴を上述の退行プロセスとの関連から検討する。

荒廃地からの回復プロセスは、植生からみれば進行遷移のプロセスであり、土壌からみれば土壌生成のプロセスといえる。砂丘地においては、斜面の相対的位置によって回復プロセスに差異が認められた。すなわち、砂丘再活動がはじまりつつあるような大起伏砂丘の中～上部では、放牧管理を行っても短期間での回復は見込めず、とくに土壌の回復には20年程度の期間を要することが明らかになった。植生についても砂地植物を中心とした植生遷移がみられ、植被率は比較的短期間で回復するものの、多年生イネ科植物の混在する牧養力の高い植生に移行するには、やはり20年程度の期間が必要であることがわかった。しかし、砂丘下部では、放牧管理の行われていない場所でも多年生イネ科植物を主体とする植生がみられ、放牧停止により速やかな回復が認められた。また小起伏砂丘では、一年生イネ科植物の割合が大きかったものの、放牧停止後は砂丘下部と同様に、多年生イネ科植物を主体とする植生への急速な回復を示した。

砂丘中～上部では、粘土・シルトなどの細粒物質の割合が著しく低下していた。このことは、デフレーション (deflation) によって細粒物質が除去されていることを意味する。すなわち、砂丘中～上部では、植生被覆量の減少により、すでに風による営力が強化されていることを示している。また、ここでは細粒物質と同時に、C や N などの土壌養分もすでに著しく減少していた。埋土種子に関する定量的なデータはないが、採取した土壌サンプル中に種子はほとんど確認できなかった。以上のことから、砂丘中～上部で回復に長期間を要したのは、風の営力がすでに強化されていたことにより、土壌の回復をともなうプロセス、植生からみれば一次遷移のプロセスをたどったためと考えられる。

これに対し、大起伏砂丘の下部や小起伏砂丘では、表層の土壌が比較的良好な状態で残存していたことが確認されており、また埋土種子の蓄積も十分あったものと推察される。この理由として、砂丘下部では、降雨水や細粒物質が集積しやすい地形条件

であることから、砂丘中～上部と比較してデフレーションの影響を受けにくかったためと考えられる。一方小起伏砂丘では上述したように、土壌の密化にともない踏圧耐性種が表層を被覆したため、風による表層物質の移動が抑制されたと考えられる。これらのことから、砂丘下部や小起伏砂丘で速やかな回復が進んだのは、表層の土壌や埋土種子が残存していたことにより、二次遷移のプロセスとなったためと考えられる。

植生回復・遷移プロセスにおける表層土壌および埋土種子の重要性は、自然条件下ではもちろん（たとえば Tsuyuzaki 1987; 1989, 大黒ほか 1989, del Moral 1993）、荒廃地の回復においても数多く指摘されている（たとえば Tacey and Glossop 1980, Welling *et al.* 1988, van der Valk and Pederson 1989, 大黒ほか 1990, 門村 1991c）。本研究でも、回復のプロセスは、表層土壌および埋土種子が残存している段階からの回復と、風の作用の強化によりそれらが除去された段階からの回復では大きく異なってくることが確認された。したがって、表層物質の残存程度は、砂地においても回復プロセスを規定する重要な要因であると考えられた。また、表層物質の残存程度は上述した地形タイプごとの退行プロセスと密接に関連していることから、いいかえれば、回復のプロセスは退行プロセスにおける各地形タイプごとの環境変化を強く反映して進行するといえることができる。

（3）退行・回復プロセスの指標としての植生変化

武内（1992）は、植生変化が土地荒廃にともなう環境変化現象の影響を総合的に評価できる指標として有効であることを指摘している。そこでつぎに、本研究でみられた植生変化のパターンを整理し、退行および回復プロセスの指標としての有効性を検討する。

中国の砂地では砂丘再活動に至る退行プロセスにおいて、*Artemisia halodendron*, *Caragana microphylla* などの灌木類や、*Agriophyllum squarrosum*, *Corispermum* spp. などのアカザ科一年生草本など、いわゆる砂地植物（psammophyte）が出現あるいは優占するという特徴をもつ（Zhu *et al.* 1988b, Liu *et al.* 1990; 1994）。こうした傾向は、他の砂丘地でも広く確認されている。たとえばニジェール中部地域では、*Calotropis procera* や *Boscia senegalensis* が砂質土における荒廃化を指標し（門村 1991c）、また *Leptadenia pyrotechnica* の分布は半固定砂丘やサンドシートにおける砂の移動を示す指標とされている（Casenave *et al.* 1989）。本研究でも、第2章第2節および第3章の大起伏砂

丘における調査の結果、*Artemisia halodendron*, *Agriophyllum squarrosum*, *Corispermum* spp.などの砂地植物群の分布が確認され、砂丘地においてはこれまで指摘されてきたような植生変化の傾向（表 2-2）と一致する結果が得られた。さらに小起伏砂丘においても、これらと類似の退行プロセスを示した小丘部では、砂地植物である *Agriophyllum squarrosum* や *Tribulus terrestris* などが出現した。しかし小起伏砂丘のなかでも、土壌のち密化によるプロセスがみられた平坦部では、こうした種はほとんどみられなかった。以上のことから、これら砂地植物群は、表層の攪乱→活動砂丘化という退行プロセスをきわめて明瞭に指標する植物群であることが明らかになった。

これに対し、小起伏砂丘の平坦部においては、上記の種群はほとんどみられず、多年生および一年生のイネ科植物を中心とする植生変化がみられた。砂地植物群が平坦部に侵入・定着できない理由については本研究では明らかにできなかったが、土壌のち密化によって、根系発達にみられるような砂地植物特有の生理生態的特性が阻害されたことも一因として考えられる。これらのメカニズムを詳細に解明するためには、今後、種特性に関する実験生態学的な検討が必要と考えられる（Ohkuro et al. 1994）。一方、ここでは土壌のち密化と対応するかたちで、*Chloris virgata*, *Eragrostis pilosa*, *Gueldestaedia stenophylla* など、踏圧の影響を指標する種群が出現した。これらはまた、砂丘地にも分布が認められるが、その出現頻度や優占度を併用することにより、土壌のち密化による環境変化をほぼ明瞭に指標するものと考えられる。

つぎに、回復プロセスにおける植生の指標性について検討する。砂丘固定化にともなう環境変化と植生との関連性についてもいくつかの報告がある。たとえば、オーストラリア南東部の固定砂丘では *Aristida behriana* や *Dodonaea attenuata* がそれぞれ異なる砂丘活動時期を指標する植物とされている（Suzuki et al. 1982, Ohmori et al. 1983）。また、タンザニアの Serengeti の砂丘活動域では、*Sporobolus ioclados*, *S. kentrophyllus* の侵入・優占が土壌の発達と対応することが指摘されている（Belsky 1986a）。本研究でも、大起伏砂丘における植生変化は、土壌の回復とはほぼ対応して推移することがわかった。すなわち、*Artemisia halodendron* 等の砂地植物が優占している場所では、植被率が大きい場合でも土壌の回復は進行しておらず、むしろ *Artemisia frigida* や、*Pennisetum centrasiaticum* などの多年生イネ科植物の侵入・優占の程度が土壌の回復をよく指標することが確認された。

以上のように本研究の結果、放牧活動にともなう種の出現パターンは、土壌や地形

変化など、他の土地自然要素の退行プロセスと明瞭に対応していることがわかった。したがって対象地域である砂地においても、種組成を中心とした植生変化は、退行・回復の程度を総合的に反映する定性的・定量的な指標としてきわめて有効であると考えられる。

ただし、本研究で示した指標植物のなかには、他の地域では異なる特性を示すものもある。たとえば、カルチン砂地で固定砂丘の指標とされている *Artemisia frigida* (Zhu et al. 1988b) は、内蒙古高原の *Stipa grandis* および *Aneurolepidium chinense* 優占草地では放牧によって最も退行した群落タイプを指標する植物とされている (Li 1989, 1991)。また、本研究で砂丘再活動による退行プロセスの指標種とされた *Tribulus terrestris* も、乾燥地域と半乾燥地域では放牧圧の変化にともなう個体群動態のパターンが全く異なることが指摘されている (Narita et al. 1996)。このように放牧に対する植物の反応は、同一種であっても環境条件や他種との相互作用に応じて大きく異なるため、指標植物としての位置づけもそれぞれの気候地域によって異なる点に注意する必要がある。

(4) まとめ

以上、カルチン砂地の砂丘地における過放牧による土地・植生の退行および回復プロセスの特徴を検討したが、それらを整理すると以下の3点に要約できる。

- ①過放牧による土地・植生の退行プロセスは微細な地形条件によって異なり、それらは各地形タイプのもつ受食性の一般的特性に加え、過去の砂丘活動の履歴、さらには放牧という土地利用の履歴を大きく反映している。
- ②放牧管理による土地・植生の回復プロセスは退行プロセスと密接に関連しており、表層土壌および埋土種子が残存している段階と、風の作用の強化によりそれらが除去された段階ではその回復プロセスが大きく異なってくる。
- ③種組成を中心とした植生変化は、土壌や地形変化など、他の土地自然要素を含めた荒廃程度を総合的に反映する定性的・定量的な指標として有効である。

1-2 退行・回復プロセスの一般性に関する考察

(1) 中国の砂地にみられる退行・回復プロセスの共通性

Zhu et al. (1988a) によれば、カルチン砂地における代表的な土地荒廃である砂丘再活動のパターンは、ホロンバイル砂地のハイラル周辺、ムウス砂地の東部地域、さら

にはシリンゴル草原の一部の河川沿いなどにおいても共通してみられるとされる。これらの砂地に共通する特徴としては、表層に砂質の堆積物が堆積しており、風積砂土の供給源となっていること、春期に強風が高頻度で発生すること、降水量は 300mm 以上あり、植物の生育からみれば水分の供給はある程度確保されていること、したがって自然条件では植生によって表層が固定されていること、などがあげられる (Zhu *et al.* 1988a)。このなかでとくに注目すべき点は、表層物質の堆積に代表される地形形成プロセスの履歴や、現在の地形形成にかかわる主要な営力としての強風の発生など、退行プロセスにかかわる自然環境特性が共通しているという点である。とくに、オルドス高原に位置するムウス砂地東部地域では、標高こそ異なるが、過去の地形形成プロセスのみならず、現在の降水量、地形条件などもカルチン砂地との類似性が高く、植生についても、出現種は属 (genus) レベルで共通しているものが多い (内蒙古沙漠開発研究会 1988, 小林 1990, 前中・大窪 1993, Kobayashi *et al.* 1995, Kobayashi 1997)。

以上から、これらの砂地にみられる退行・回復プロセスの類似性は、自然環境特性の明らかな類似性によってもたらされていると判断される。

したがって、本研究で得られた退行・回復プロセスをさらにグローバルスケールのなかで位置づけるためには、その一般性について、自然環境特性の比較に基づいた詳細な検討を行う必要がある。ここでの一般性には、空間スケールおよび時間スケールからの視点が含まれる。前者は、退行・回復プロセスの地域間での共通性に関する問題であり、後者は、カルチン砂地という同一地域における同プロセスの継続性に関する問題である。そこで以下に、本研究で明らかになった退行・回復プロセスの一般性について、空間スケールおよび時間スケールの両面から整理したい。

(2) 空間スケールからみた退行・回復プロセスの一般性

土地荒廃は、人間活動と自然的な諸条件との相互作用によって引き起こされるプロセスである。本研究では、土地荒廃プロセスにかかわる自然条件を、気候地形学的な背景に基づく自然環境特性に求めた。これは、現在みられる土地自然の特性が、現在の気候地域特性に支配されるとともに、過去の気候地域特性およびそれらの変動プロセスに由来するという視点である (門村 1985)。具体的には、前者については気温、降水量、降雨強度や卓越風などが、また後者は土壌の受食性や侵食可能な風化層の蓄積量などがそれぞれ重要な要素となる。したがって土地荒廃プロセスの一般性を空間スケールで把握する際には、上述の砂地に関する検討の際に示したように、これらの

変数の共通性に着目した検討が必要である。

カルチン砂地の砂丘地においてはまず、活動砂丘の供給源となる砂質堆積物の存在が、砂丘再活動による土地荒廃に最も関連した土地自然特性であろう。砂質堆積物上に成立する土壌タイプは主として Arenosols (ISSS *et al.* 1994, または Psamment; Soil Survey Staff 1994) に分類される。Arenosols は世界的に最も広範に分布する土壌タイプのひとつであり、その面積は 900 万 ha に達する (FAO 1991)。これは全陸地の 7% に相当し、活動砂丘などを含めれば 10% になるともいわれている。なかでも、アフリカのサヘル地帯およびカラハリ砂漠、オーストラリア中西部、中近東および中国などの乾燥・半乾燥地域が主要な分布域とされる (図 5-2)。しかし Arenosols は、湖沼堆積物あるいは基盤の風化層などを起源とする典型的な非成帯性土壌であり、乾燥地のみならずあらゆる地域に分布がみられる。さらに、Arenosols は土壌生成作用が進むとしだいに Luvisols, Calcisols, Planosols 等に推移し、また乾燥地では Solonchaks, Regosols, Calcisols, Leptosols 等との類似性が高まる。表層物質の受食性 (erodibility) という面のみからみれば、これらの土壌タイプの分布域は潜在的な砂丘再活動域ということになる。しかし、土地荒廃プロセスは以下に述べる現在の気候地域特性にも大きく支配されているため、当然のことながらこれらすべての地域で同じプロセスがみ



図 5-2 Arenosols の主要な分布域 (ISSS *et al.* 1994)

Fig. 5-2 Distribution of Arenosols in the world (ISSS *et al.* 1994)

られるわけではない。

カルチン砂地の現在の気候タイプは、第2章で述べたように温帯 (Methothermal; B₁) 乾性半湿潤 (Dry subhumid; C₁) 地域に区分され (Thornthwaite 1948, UNEP 1992), 乾燥気候が卓越しているものの水分条件には比較的恵まれている地域といえる。こうした気候特性は植生分布およびその生育に影響を及ぼし、自然条件では open forest steppe による砂丘の固定を可能にしている (Zhu *et al.* 1988b, Lü *et al.* 1990)。本研究では、このような植生被覆の形態がまた、マンハヤ放物線型砂丘の形成に代表されるように、砂丘再活動にともなう地形変化のパターンにも影響を及ぼすことが示唆された。このことから、カルチン砂地における退行・回復プロセスは、Arenosols の分布域のうち、temperate grassland (Whittaker 1975) を中心とする群系において比較的共通性が高いことが予想される。一方、このことはまた、異なる群系によって表層が被覆されている地域では砂丘再活動のパターンも異なってくることを示唆している。たとえば、アフリカのサヘル地帯やカラハリ砂漠、インドのタール砂漠周辺など、蒸発散位の高い乾燥・半乾燥地域では、カルチン砂地と同じ Arenosols の分布域であっても、より耐乾性の高い群系 (たとえば thornwood, warm semidesert scrub など; Whittaker 1975) によって表層が被覆されている。したがって、カルチン砂地でみられた退行・回復プロセスの空間スケールでの一般性をより明確にするためには、今後こうした地域での砂丘再活動のパターンと本研究での結果を比較することによって、群系レベルでの土地荒廃プロセスの差異 (あるいは共通点) を明らかにしていく必要があると考えられる。

(3) 時間スケールからみた退行・回復プロセスの一般性

以上で議論した気候地形学的な視点は、長期的な環境変遷史のなかで現在の自然環境特性を位置づけるものであり、気温や降水量などの現在の気候地域特性には、 $10^0 \sim 10^1$ 年のオーダーでの変動は考慮されていない。しかし一方で、UNCOD 開催の契機となったサヘル地帯の干ばつに代表されるように、短期的な気候変動も土地荒廃に大きな影響を及ぼす。気候変動、とりわけ降水量変動が退行・回復プロセスに及ぼす影響は、半乾燥地域や乾燥地域縁辺部のような「クリティカルゾーン」において顕著にみられる (大森 1991a)。そのため最近では乾燥・半乾燥地域を対象として、気候変動のような非生物的な要因を重視した放牧草地の動態モデルも提案されている (Ellis and Swift 1988, Westoby *et al.* 1989)。さらに、乾性半湿潤地域に位置するカルチン砂地に

においても、近年の降水量の変動が砂丘再活動に影響を及ぼした可能性が指摘されている (Takeuchi *et al.* 1995)。しかし、こうした影響をフィールド調査のような共時的方法により抽出するのは困難である。また本研究において通時的方法を用いた放牧試験でも、4年という試験期間に加え、この期間を含む1990年以降が降水量の回復期であったため (Tachiiri *et al.* 1997)、土地荒廃プロセスと気候変動 (降水量変動) との関係を見出すことはできなかった。したがって、上記の影響を実証的に解明するためには、より長期間のモニタリングに基づく詳細な検討 (たとえば Breman and de Wit 1983, Ellis and Swift 1988) が必要になると考えられる (Dodd 1994)。

第2節 持続的利用のための適正放牧圧

第1章で述べたように、退行・回復プロセスの解明はまた、土地ポテンシャルの評価および持続的土地利用の確立といった方法論・技術論への展開を視野に入れたものでなければならない。本研究ではこうした視点から、退行プロセスの進行と放牧のインパクトの関係および回復に要する放牧管理の期間を定量的に把握した。これらのデータは、土地荒廃を防止しつつ適正な土地利用を図っていくうえで重要な情報になると考えられる。本節では、本研究で得られたデータをもとに、既往研究との比較を通して、放牧草地としてのカルチン砂地の特性について考察するとともに、持続的利用のための適正放牧圧を検討する。

2-1 牧養力からみたカルチン砂地における放牧草地の特性

まず、本放牧試験で得られたバイオマス生産に関する結果を既往研究と比較し、放牧草地としてみた場合のカルチン砂地における小起伏砂丘の特性について考察する。ここでは、Milchunas and Lauenroth (1993) がグローバルスケールでの放牧-植生動態モデルを構築する際に用いた、世界各地の236地点についてのデータを参考にしたい。

なお、本研究では放牧圧および牧養力を放牧密度 (stocking rate)、すなわち単位面積あたりの家畜頭数により示してきたが、この値はいうまでもなく家畜の種類によって異なる。そのため、家畜頭数によって地域間の比較を行う場合には、一定の畜種・月齢・体重を基準とした家畜単位 (animal unit, livestock unit) を用いる必要がある (井上 1978)。一方、Milchunas and Lauenroth (1993) のデータでは、放牧圧あるいは

牧養力の指標として生産量及び利用率が用いられている。これらの値を用いれば、家畜の種類等を考慮することなく地域間の比較が可能となる。そこで、ここでは生産量及び利用率から比較を行うこととする。

グローバルスケールでの生産量 (net primary production) は一般に、気温、降水量、日射量などの気候データをもとに推定されるが (たとえば Seino and Uchijima 1992; 1993), とくに降水量が 500mm 以下の場合には降水量とほぼ比例関係にあるとされている (Lieth 1973, Whittaker 1975)。放牧草地の場合にも、生産量はとくに降水量と相関が高いことが知られている (Lauenroth 1979, Sala *et al.* 1988)。そこで、降水量をパラメータとした回帰モデル (Milchunas and Lauenroth 1993) を用いて本研究の対象地域の地上部生産量を推定した結果、年間約 $140\text{g}/\text{m}^2$ との推定値が得られた。これに対し、放牧試験における実測値をみると、強度の放牧圧が加わった重放牧区では次第に減少する傾向を示し、推定値を大幅に下回る年もみられたが (1994 年; 約 $100\text{g}/\text{m}^2$)、禁牧区及び軽放牧区では 4 年間の平均が $250\sim 300\text{g}/\text{m}^2$, 中放牧区でも同 $180\text{g}/\text{m}^2$ であり、推定値と比較して大きな値を示した。これは、同地域では降水量はそれほど多くないものの、緯度的条件により水分の損失がある程度抑制されているためと考えられる。このことから、同地域における潜在的なバイオマス生産力は決して低いわけではないということができる。

つぎに利用率からみた特性についてみてみたい。利用率は第 4 章でも述べたように、上記の生産量のうち家畜に利用された量の割合を示し、放牧圧が増加すれば利用率も高まる傾向を示す。すなわち、利用率は植物の側からみた放牧圧の指標といえる。放牧試験における利用率をみると、退行現象が顕著になった重放牧区では 80% 以上に達していたのに対し、中放牧区では 50% 前後から 60% 台に増加し、軽放牧区では 50% 前後から 30% 台に低下した。

これらの値を他の地域と比較するとどうなるであろうか。利用率と放牧圧の関係は一般に土地条件によって異なるため、利用率のみから単純に放牧圧の地域比較をすることはできない。Milchunas and Lauenroth (1993) のデータにおいても、「重放牧 (heavy grazing)」に区分された草地の利用率は、20% 台から 80% 台までの広い範囲にわたっている。さらに、草地によっては放牧圧を上げて利用率を高める方が維持管理上望ましい場合もある (農林水産技術会議事務局 1971)。

しかし、Milchunas and Lauenroth (1993) のデータで「過放牧 (very heavy grazing or

over grazing)」に区分された草地は、利用率が 40～50%のグループと、70～80%のグループに明瞭に分かれた。そして、前者にはエジプト、インド北部、ウガンダ、オーストラリア東部など、降水量 500mm 以下の地域や蒸発散量の多い低緯度の地域が、また後者には主としてアメリカ中部からカナダにかけての降水量 500mm 以上の地域などがそれぞれ含まれ、気候条件の厳しい地域ほど、低い利用率で過放牧の状態になりやすいという傾向が認められた。

本放牧試験における重放牧区は明らかに過放牧の状態であったことから、上に示した「過放牧」というカテゴリーに含まれる放牧圧であり、利用率からみればさらに後者の地域グループに含まれると考えられる。もちろん、このカテゴリーにおける利用率と土地荒廃との関連については検討されていないため、本研究の対象地域を後者の地域と同等に評価することはできない。しかし、持続的な放牧がある程度可能と考えられた中放牧区の平坦部においても、利用率が 50～60%を示したことから、少なくとも 40%前後で過放牧となる前者の地域グループよりは土地条件が良好であるといえよう。また、日本における一般的な草地の適正利用率は 50～70%とされていることから（農林水産技術会議事務局 1971、井上 1978）、50～60%という利用率は決して低い値ではなく、むしろ、この立地における再生産力の高さを示していると考えられる。

一方、小丘部では中放牧区程度の放牧圧でも裸地化が進み、過放牧となるため、軽放牧区程度が適正な放牧圧と考えられる。これは利用率でみれば 40%以下になることから、小丘部における放牧草地としての特性はむしろ、上に示した前者の地域グループに近いと考えられる。

以上から、放牧草地としてみた場合のカルチン砂地における小起伏砂丘の特性は、以下のように要約できる。

- ①禁牧あるいは軽度の放牧条件下での生産量は、降水量が同程度の他の草地と比較して大きく、潜在的な植物バイオマス生産力を十分有している。
- ②放牧インパクトを受けることにより、微細な地形条件に応じた牧養力の差異が明瞭となる。平坦部では 50～60%程度の利用率が適正な放牧圧であり、80%になると過放牧の状態となる。これは、降水量 500mm 以上の比較的条件的良好な草地タイプに比較的近い値である。一方小丘部では 40%以下の利用率が、裸地化や風食を引き起こさないための適正放牧圧と考えられる。これは、乾燥地の desert grassland や蒸発散量の大きい低緯度の草地など、気候条件の厳しい地域の草地タイプとの類似性が高い。すな

わち、カルチン砂地の小起伏砂丘では、微細な地形条件に応じて、高い利用率が許容される草地タイプと、低い利用率にとどめておくべき草地タイプが配列されているといふことができる。

2-2 砂丘地における適正放牧密度の検討

つぎに、放牧試験の結果及び以上の考察に基づいて、家畜生産および土地荒廃プロセスの両面から、砂丘地における具体的な適正放牧密度について詳細な検討を行う。

(1) 家畜生産からみた適正放牧密度

まず、家畜生産の面からみても。家畜の飼料としての植物バイオマスの生産量については、6頭/haの放牧密度でも試験期間を通して急激な減少はみられなかった。とくに試験2年目までは、他の処理区とほぼ同等の飼料価が保たれており、家畜の生育も標準レベルであった。このことは同草地の植生の再生産能力が比較的高いことを示しており、短期的にみれば6頭/ha程度の放牧密度でも草地および家畜の生産が維持されるものと考えられる。しかし、試験3年目以降は、不可食草種や飼料価の低い草種の割合が増加し、草の生産に大きな質的変化がみられた。また、それにともって綿羊体重も減少へと転じた。この条件下で放牧を継続した場合、草の生産量がある程度維持されたとしても、家畜生産性の維持は困難と判断される。したがって、6頭/haという強度での放牧は、家畜の生産性からみれば2年程度が限度と考えられる。

一方、4頭/haの放牧密度では、草の生産量および家畜の体重ともに試験期間中を通して良好に推移するとともに、単位面積あたりの綿羊体重増加はむしろ2頭/haの処理区を上回る値で推移し、草地バイオマスを最も効率的に家畜生産に転化していることがわかった。しかし、綿羊体重や草利用率の推移からは、草地に対するインパクトが年々強まっていることが示唆された。したがって、4頭/haの強度での放牧は4～5年程度の期間を限度とするのが望ましいと考えられる。

(2) 土地荒廃防止からみた適正放牧密度

つぎに、土地荒廃プロセスからみた適正放牧密度について整理したい。ここでは、小起伏砂丘をさらに微地形条件によって平坦部と小丘部に分けて検討する。

まず、平坦部では、放牧密度の増加にともなって土壌の密化が進行したが、同時に踏圧耐性種が表層を被覆したため風食の影響がある程度抑制された。しかし6頭/haの放牧密度では、地上部、地下部を含む植生被覆量が急激に減少し、また一年生植物

の割合が増加した。このことは、土壌の密化がさらに進行すると微気象環境が悪化するとともに、風食の危険性が高まることを示唆していると考えられる。一方、4頭/haの放牧密度でも、試験の経過にともなって踏圧の影響を指標する種の出現割合が増加していることから、踏圧のインパクトが次第に高まっていることが示唆された。以上のことから、放牧による土地荒廃抑制効果を維持するためには、放牧期間を限定したうえで、4頭/ha程度の強度で放牧を行うことが望ましいと考えられる。具体的な期間については本研究では明確にできなかったが、たとえば一年生植物の増加程度などがひとつの目安となろう。6頭/haの処理区における植生の状態を参考にすれば、現存量に占める一年生植物の割合が70~80%に達した段階で（図4-3）、放牧を一旦停止する必要があると考えられる。

一方、小丘部では、砂丘再活動のプロセスが卓越するため、放牧密度の増加は直ちに土地荒廃の進行へつなぐと考えられる。本試験の結果、植生被覆量の低下が顕在化する放牧密度は4頭/haであることが明らかになった。また、6頭/haの放牧密度を4年間継続することにより、風の作用による表層の侵食が引き起こされることが確認された。したがって、小丘部で許容できる放牧密度は平坦部よりも低く、2~3頭/ha程度が限度であると判断される。

なお、大起伏砂丘における適正放牧密度については、半活動砂丘や固定砂丘などの砂丘タイプによって大きく異なると考えられるが、本研究では実験的に明らかにすることはできなかった。しかし砂丘地では、その斜面の形状などから、家畜の踏圧による影響をより強く受けると考えられるため、植生の状態が小起伏砂丘と類似している固定砂丘などにおいても、上述の小丘部における値よりもさらに放牧密度を制限する必要があることはいうまでもない。

第3節 持続的利用に向けた土地管理の課題と成果の適用

以上、本研究で明らかになった退行・回復プロセスの特徴および、持続的利用のための適正放牧圧について整理したが、これらの成果を実際に集落レベルあるいは地域レベルでの土地利用計画に反映させていく際にはまず、農村社会システムや土地利用システムの再構築をも含めた総合的な議論が必要である。すなわち、第1章で述べたように、土地荒廃防止をふまえた持続的発展を可能とするためには、以上で明らかに

した地域の生態的側面のみならず、社会経済的な側面に対する対応が不可欠な要件である（門村 1996）。土地利用にみられる特性は、そこでの社会経済的な状況を最もよく反映する指標のひとつと考えられる。そこで終節である本節では、まず、土地荒廃にかかわる社会的背景を土地利用の変遷という側面から整理し、今後の土地管理の課題を展望する。そのうえで、カルチン砂地の自然環境特性をふまえた土地管理のあり方について検討する。

3-1 土地利用の変遷からみた土地管理の課題

中国における農業的土地利用の歴史は世界でも最も長く、古くから農業活動によるインパクトが加え続けられており、土地の荒廃と修復のサイクルが繰り返されてきた。姜ほか（1993）は、農業活動による土地荒廃の歴史は封建主義的土地制度に代表される土地制度と密接に関連していることを指摘し、その影響は以下に述べる現在の土地制度のなかでも根深く残っているとしている。

中国では戦後、人民公社による土地の「集団所有制」を実施した。しかしこの制度のもとでは農業生産の向上が図られなかったため、1978年に「請負制」を導入した。請負期間は当初3年であったが、この間収奪的な農法による環境破壊が進行したため1983年には請負期間を15年まで延長した。そしてこの請負期間の期限を迎える現在、再び土地改革の論議が高まっている。このように、中国の土地制度は40年あまりの間にしばしば転換されてきたが、土地所有の概念は依然として曖昧なままである。そのため、多くの土地で持続的な利用を考慮しない、いわば収奪的な土地利用が行われている。中国における最近の土地荒廃の急速な進行には、こうした土地制度と関連した固有の社会的背景がある（姜・根本 1991）。

カルチン砂地においても、以上の歴史的経緯および土地制度に起因する問題は同様にみられるが、ここではとくに、この地域に特有の土地利用の歴史が土地荒廃の背景としてあげられる。カルチン砂地は生態的にみれば、本来 open forest steppe の成立する、いわば森林域との境界付近に位置するが、これはまた、牧畜を生業としてきたモンゴル族と農耕を生業としてきた漢民族との境界でもある。これらの境界領域では、両民族の生活圏の移動にともない、牧畜と農耕という異なる土地利用の交代がしばしば行われてきた（小林 1990）。この傾向は、現在の土地利用においても明瞭に確認できる（図 5-3）。ここで問題となるのは、砂地における農耕の拡大が砂丘再活動と密接に

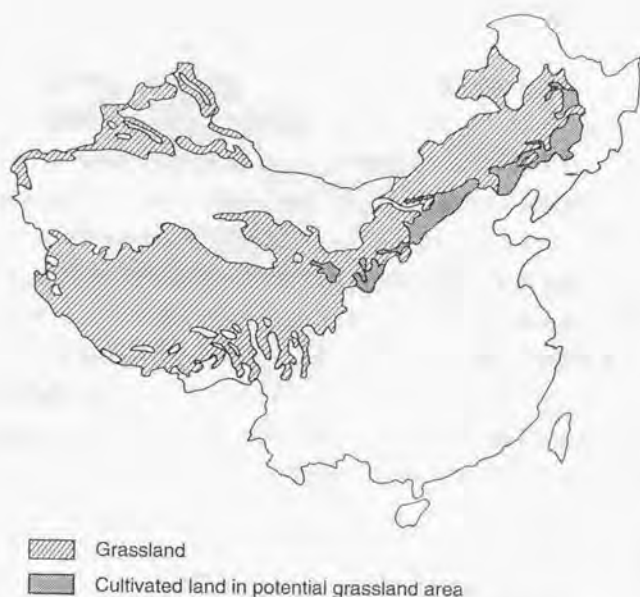


図 5-3 中国における草原および潜在的草原分布域における耕作地
(国家環境保護局 1989, 真木 1996)

Fig. 5-3 Distribution of grassland and cultivated land in potential grassland area in China
(Environmental Protection Bureau of China 1989, Maki 1996)

関連しているという点である。第2章で述べたように、カルチン砂地における過去の土地・植生の退行と回復のサイクルのなかで、砂丘の再活動化は気候変動の影響とともに、すべて放牧草地の開墾による耕地の拡大が契機となっている。これはいわば、「土地のもつ自然的な諸条件と人間による土地利用のミスマッチ（武内 1996）」によって生じた土地荒廃の典型ともいえる。

砂地における開墾および耕作は、過放牧と同様に風食に対する危険性を高める。すなわち、草地の開墾・耕耘がなされることによって表層が攪乱されて受食性が高まるとともに、作物の生育できない冬季には裸地が面的に形成されるためために、同じ時期に発生する北西季節風による営力が強化され、風による侵食が大規模に引き起こさ

れる (Zhu *et al.* 1988a, Nemoto *et al.*, in press)。耕地化にともなう固定砂丘の再活動は、放牧に起因する砂丘再活動とともに世界各地でみられる現象である (たとえば Ibrahim 1978, 1984, 大森 1980, Krings 1985)。

一方、上述の退行・回復のサイクルにおいて、砂丘再活動が生じていない時期は、放牧による土地利用が卓越している時期と対応している。このことは逆にいえば、従来の放牧はある意味で同地域に適した土地利用形態であったといえることができる。Bremen and de Wit (1983)、Dodd (1994) は、アフリカのサヘル地帯における伝統的放牧システムの事例から、半乾燥地帯のような「クリティカルゾーン」では、放牧による土地利用が、持続性のみならず植生の利用効率の面からも最適であるとして、放牧の優位性をむしろ積極的に評価している。こうした視点からみれば、本研究の放牧試験において平坦部でみられた踏圧耐性種による表層の被覆も、放牧利用と密接に関連した風食抑制の効果として評価することができよう。

中国政府も、過去の耕地拡大優先の方針が大規模な土地荒廃をもたらしたという反省から、最近では、北部の乾燥・半乾燥地の地域開発に際しては牧畜および林業の振興を主体とするという方針に転換をはじめている (林 1983, 夏・樊 1985)。しかしすでに、定住化政策が進行したことに加え、家畜頭数も 1950 年代初頭に比べ飛躍的に増加しており (図 2-4)、従来の牧畜形態は大幅な変更を余儀なくされている。

さらに、牧畜重視の方針が打ち出されているとはいえ、一方で農民の耕地拡大に対する意欲は強く、実際には耕地化が急速に進展しているのが現状である (写真 5-1)。その際、小起伏砂丘のような条件のよい場所から開墾されるため、良好な放牧草地は減少し、その結果、放牧区域は周辺部の大起伏砂丘などに移らざるを得なくなる。Imagawa *et al.* (1997) は、奈曼旗における 1982 年～1991 年の砂丘活動の推移をランドサットデータによって把握した結果、道路・鉄道や集落の周辺では回復傾向にあるのに対し、周辺部では砂丘再活動が顕在化したことを指摘した。これは、防止対策の有無のほかに (Imagawa *et al.* 1997)、周辺部の条件の悪い草地に対する放牧インパクトが強まったことも一因として考えられる。こうした、耕地の拡大にともなう放牧草地の減少及び放牧インパクトの強化という現象は、定住化政策が進む乾燥・半乾燥地域では各地で認められる (Lamprey and Yussuf 1981, Ellis and Swift 1988)。

以上のように土地利用の変遷という側面からみた場合、カルチン砂地における土地荒廃の背景には、土地制度に起因する中国固有の問題とともに、定住化にともなう異



写真 5-1 小起伏固定砂丘の耕地化にともなう砂丘再活動の兆候
(内蒙古自治区奈曼旗)

Photo 5-1 Symptom of sand dune remobilization caused by cultivation in a low-relief fixed dune (Naiman county, Inner Mongolia)

なる土地利用間の競合という問題が大きくかかわっているといえる。

3-2 持続的利用のための土地管理の指針

カルチン砂地では今後も、放牧草地の耕地化が平坦な立地を中心として徐々に拡大していくことが予想される。しかし、本研究で示したように、こうした立地はまた放牧地としても利用価値の高い場所である。したがって今後は、いかに農耕と放牧の共存を図っていくかが土地利用計画における重要な課題となろう。そのためにはまず、本来カルチン砂地の自然条件により適合していた「放牧」という土地利用形態の特性を最大限に生かすような、効率的な放牧管理体系を構築する必要がある。また同時に、適合性の低い「耕作」という土地利用形態の欠点を低減させるような耕地管理体系も必要である。

ここでは本論文の趣旨から、とくに放牧を中心とした持続的利用のための土地管理

のあり方について検討する。

本研究の結果、退行・回復のプロセスを反映して、適正放牧密度に代表される土地利用のポテンシャルもまた、地形タイプに代表される立地単位ごとに異なることが示された。したがって、土地荒廃を防止しつつ持続的な土地利用を図っていくためには、立地特性をふまえた土地管理を行っていく必要がある。

まず大起伏砂丘では、一旦表層が破壊されると回復に長期間を要するため、固定されていても、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、活動砂丘化しつつある砂丘斜面中～上部では直ちに放牧を禁止する必要があるが、加藤ほか(1995)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、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、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* 等の固定砂丘を指標する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。

一方小起伏砂丘では、大起伏砂丘と比較して牧養力は高いと考えられるが、土地利用のポテンシャルは微細な地形条件によって異なる。すなわち、小起伏砂丘においても小丘部の植生破壊を契機として砂丘再活動が引き起こされることが明らかになったが、その一方で、平坦部ではある程度インテンシブな利用を許容できることもわかった。したがって、放牧を行う際にはこうした立地間の差異を考慮したうえで、ミクロな土地利用ゾーニングを行い、保全的利用を図る区域と生産性の高い利用を図る区域を区分することが必要と考えられる。具体的には、起伏のパターンに代表される微細な地形的特徴や、退行プロセスのパターンを指標する植物群の出現傾向から、各々の立地の特性および適正放牧密度を判断し、そのうえで家畜の放牧頭数をコントロールしていく、といったステップが必要である。とりわけ小丘部のような起伏のある場所では、放牧圧の増大によって砂丘再活動に発展する危険性が高いため、*Agriophyllum squarrosum* などの砂地植物の出現程度も脆弱な立地の指標として考慮しつつ、できるだけ軽度の利用にとどめておくのが望ましい。

ところで小起伏砂丘では、適度な放牧圧を維持した場合でも、連続放牧を繰り返すことによって、生産力や土壌侵食抑制効果が次第に低下していくことが示唆された。しかし同時に、短期間の禁牧を行うことによって、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も確認された。したがって、放牧の際には、上に示した連続放牧の限度とされる期間や指標となる植生変化現象等を参考にしつつ、禁牧を含めたローテーション利用を取り入れていくことが、土地荒廃を防止する面からも、また飼料生産性を維持する面からも望ましいと考えられる。ローテーション利用を主体とした新しい放牧管理システムは、主として牧養力の向上を目的としてさまざまなものが提案されているが、その効果は一般に気候条件や植生タイプによって大きく異なる場合が多い (Jefferies 1970, Watts *et al.* 1987, Dormaar *et al.* 1989)。しかしこれらのなかには、条件の悪い草地の回復に効果を示すものや、草地バイオマスの少ない乾燥地などでとくに適した方式などもみられる (Martin and Severson 1988)。今後はこうしたシステムも参考にしつつ、カルチン砂地の気候地域特性に適したローテーション方式を開発・適用していくことが望まれる。

一方耕作についてもまた、表層の攪乱による風食の危険性を考慮し、小起伏砂丘の平坦部を中心に行うのが望ましいと考えられる。土地管理のための詳細な指針については、放牧との土地利用配分の問題とともに、今後に残された大きな課題であるが、防風林の設置などのハードな風食防止対策と同時に、作物残さ (crop residue) の利用 (Beasley *et al.* 1984, Skidmore 1994) や雑草による畦間の被覆など (Nemoto *et al.*, in press)、生態的技術を組み入れた耕地管理体系の確立が望まれる。

3-3 今後の研究課題

今後は、本研究で得られた成果をさらに発展させ、持続可能な土地利用システムを確立していく必要がある。中国においても最近、荒廃防止をふまえた持続的土地利用システムのモデルがいくつか提示されている。たとえば、紅色砂漠化が問題となっている赤色土分布域の丘陵地では、「立体農業」とよばれる土地利用システムの研究が、中国科学院紅壤生態開放実験站によって進められており、現在、侵食防止効果や経済効果を含めた実証試験の段階に入っている (福原ほか 1996, 大黒 1997)。

本研究の対象地域であるカルチン砂地においても、集落レベルあるいは郷レベルを対象として、砂丘再活動の防止をふまえた土地利用システムのモデルがいくつか提案されている (たとえば Liu *et al.* 1990, Xu *et al.* 1994)。とくに、Liu *et al.* (1990) によって提案されている「小生物圏」モデル ("small biosphere" model) は、ミクロな土地利用ゾーニングに基づく土地利用コントロールによって、家畜の植物バイオマスに対

するインパクトを軽減させ、砂丘の再活動を防止しつつ生産の向上を図ろうとするものである。これは、本研究で示した立地単位ごとの土地利用ゾーニングの考え方と共通するものがある。しかしこれまで、こうしたモデルの基礎となる、地域の自然環境ポテンシャルの生態学的評価は十分なされていなかった。したがって今後は、上述した適正放牧密度や持続的利用にかかわる土地管理の指針を上記モデルに適用していくことにより、より具体的な土地利用システムへと発展させていくことが可能と考えられる。

一方、より広域スケールでの土地管理についても本研究の成果、とくに放牧試験の結果を反映させていくことが可能と考えられる。放牧試験区の面積は、1処理区が1.5ha (75×200m) であった。これはランドサット TM によって十分識別可能な面積である。したがって、放牧試験で得られた現存量や生産量に関する地上部データと上記リモートセンシングデータを対応させることにより、地域レベルでの牧養力の推定ができると考えられる。さらに、社会経済条件等に関するデータを組み入れることによって、砂漠化危険度の評価などの広域土地評価や、放牧頭数のコントロールを含む広域土地管理システムへと展開させることも可能と考えられる。

3-4 おわりに

本研究で目指そうとした持続的土地利用の概念は、「気候地形学的な背景を反映した地域の自然環境ポテンシャルの生態学的評価に基づいて、環境容量の範囲内で持続可能な資源の利用および修復をはかること」と要約できる。しかし一方で、人口増加とそれにとまうインパクトの増大が予想されるなかで、より一層の生産の向上が求められているのも事実である。たとえば放牧草地において、定住化および家畜頭数の増加に対応した放牧システムを構築するためには、場合によっては施肥や牧草の導入による草地生産力の向上なども必要とされる。また流動化した砂丘地においては、緑化技術の改良による修復期間の短縮などに対する対応が求められている。今後はこうした技術的課題との連携も図りつつ、総合的な土地利用計画の確立を目指していかなければならない。

今後もこのような課題に取り組みつつ、さらに研究を深化させていきたい。

引用文献

- 赤木祥彦(1981) : エルグ, レグ. 町田貞・井口正男・貝塚爽平・佐藤正・榎根勇・小野有五編 : 『地形学辞典』, 二宮書店, 35p, 648p.
- 赤木祥彦(1990) : 『沙漠の自然と生活』 地人書房, 245pp.
- Aubreville, A. (1949) : *Climats, forêts et desertification de l'Afrique tropicale*. Societe d'Editions Geographiques, Maritimes et Coloniales, Paris, 351pp.
- Austin, M.P. (1977) : Use of ordination and other multivariate descriptive methods to study succession. *Vegetatio* **35**, 165-175.
- Austin, M.P., Williams, O.B. and Belbin, L. (1981) : Grassland dynamics under sheep grazing in an Australian Mediterranean type climate. *Vegetatio* **47**, 201-211.
- Bach, C.E. (1994) : Effects of a specialist herbivore (*Altica subplicata*) on *Salix cordata* and sand dune succession. *Ecological Monograph* **64**, 423-445.
- Backeus, I., Rulangaranga, Z.K. and Skoglund, J. (1994) : Vegetation changes on formerly overgrazed hill slopes in semi-arid central Tanzania. *Journal of Vegetation Science* **5**, 327-336.
- Barrow, C.J. (1991) : *Land Degradation, Development and Breakdown of Terrestrial Environments*. Cambridge University Press, 295pp.
- Beasley, R.P., Gregory, J.M. and McCarty, T.R. (1984) : *Erosion and Sediment Pollution Control*. 2nd ed. Iowa State University Press, 354pp.
- Begon, M., Harper, J.L. and Townsend, C.R. (1990) : *Ecology : Individuals, Populations and Communities*. Blackwell, 945pp.
- Bell, D.T., Hopkins, A.J.M. and Pate, J.S. (1984) : Fire in the Kwongan. In Pate, J.S. and Beard, J.S. (eds.) "Kwongan : Plant life on the sandplain", University of Western Australia Press, Nedlands, 178-204.
- Belsky, A.J. (1986a) : Sixty years of successional history behind a moving sand dune near Olduvai Gorge, Tanzania. *Biotropica* **18**, 231-235.
- Belsky, A.J. (1986b) : Revegetation of artificial disturbances in grassland of the Serengeti National Park, Tanzania. *Journal of Ecology* **74**, 937-951.
- Belsky, A.J. (1992) : Effects of grazing, competition, disturbance and fire on species composition and diversity in grassland communities. *Journal of Vegetation Science* **3**, 187-200.
- Bosch, O.J.H. and Gauch, H.G. (1991) : The use of degradation gradients for the assessment of ecological interpretation of range condition. *Journal of Grassland Society of South Africa* **8**, 138-146.
- Breman, H. and de Wit, C.T. (1983) : Rangeland productivity and exploitation in the Sahel. *Science* **221**, 1341-1347.
- Bullock, J.M., Clear Hill, B., Dale, M.P. and Silvertown, J. (1994) : An experimental study of the effects of sheep grazing on vegetation change in a species-poor grassland and the role of seedling recruitment into gaps. *Journal of Applied Ecology* **31**, 493-507.
- Cailleux, J. and Triart, J. (1961) : *Introduction a la geomorphologie climatique*. Cours de Geomorph, 222pp. (谷津栄寿・照田有子訳(1962) : 『気候地形学序説』 創造社, 307pp.)
- Casenave, A. et Valentin, C. (1989) : *Les etats de surface de la zone sahelienne. Influence sur l'infiltration*. Editions de l'ORSTOM, 229pp.
- Chambers, J. C. and Norton, B.E. (1993) : Effects of grazing and drought on population dynamics of salt desert shrub species on the Desert Experimental Range, Utah. *Journal of Arid Environments* **24**, 261-275.

- Cheat, D.C. (1993) : Effects of stocking grazing on the plants of semi-arid woodlands and grasslands. *Proc. R. Soc. Vic.* **105**, 57-65.
- Chesterfield, C.J. and Parsons, R.F. (1985) : Regeneration of three tree species in arid south-eastern Australia. *Australian Journal of Botany* **33**, 715-732.
- 中国科学院兰州沙漠研究所編(1985) : 『中国沙漠植物誌. 第1巻』 科学出版社, 546pp.
- 中国科学院兰州沙漠研究所編(1987) : 『中国沙漠植物誌. 第2巻』 科学出版社, 464pp.
- 中国科学院兰州沙漠研究所編(1992) : 『中国沙漠植物誌. 第3巻』 科学出版社, 508pp.
- 中国植被編集委員会編(1980) : 『中国植被』 科学出版社, 1375pp.
- Crawley, M.J. (1989) : The relative importance of vertebrate and invertebrate herbivores in plant population dynamics. In Bernays (ed.) "Insect-Plant Interaction", Vol.1, CRC press, 45-71.
- Clawley, M.J. ed. (1997) : *Plant Ecology (second ed.)*. Blackwell, 717pp.
- Collins, S.L. and Adams, D.E. (1983) : Succession in grasslands : Thirty-two years of change in a central Oklahoma tallgrass prairie. *Vegetatio* **51**, 181-190.
- del Moral, R. (1993) : Mechanisms of primary succession on volcanoes : A view from Mount St. Helens. In Miles, J. and Walton, D.W.H. (eds.) "Primary Succession on land", Blackwell, 79-100.
- Dodd, J.L. (1994) : Desertification and degradation in Sub-Saharan Africa. *BioScience* **44**, 28-35.
- 土壤標準分析・測定法委員会編(1986) : 『土壤標準分析・測定法』 博友社, 354pp.
- Dormaar, J.F., Smoliak, S. and Willms, W.D. (1989) : Vegetation and soil response to short-duration grazing on fescue grasslands. *Journal of Range Management* **42**, 252-256.
- Dregne, H., Kasas, M. and Rosanov, B. (1991) : A new assessment of the world status of desertification. *Desertification Control Bulletin* **20**, 6-29.
- Dyksterhuis, E.J. (1949) : Condition and management of rangeland based on quantitative Ecology. *Journal of Range Management* **2**, 104-115.
- Ellis, J.E. and Swift, D.M. (1988) : Stability of African pastoral ecosystems : alternate paradigms and implications for development. *Journal of Range Management* **41**, 450-459.
- Ellison, L. (1960) : Influence of grazing on plant succession of rangelands. *Botanical Review* **26**, 1-78.
- 遠藤邦彦(1981) : 岩石砂漠, 砂漠. 町田貞・井口正男・貝塚爽平・佐藤正・榎根勇・小野有五編 : 『地形学辞典』, 二宮書店, 117p, 215p.
- FAO (1991) : *World Soil Resources. An Explanatory Note on the FAO World Soil Resources Map at 1:25,000,000 scale (World Soil Resource Report 66)*. FAO, Rome, 58pp.
- FAO/UNEP (1984) : *Provisional Methodology for Assessment and Mapping of Desertification*. FAO, Rome, 84pp.
- Friedel, M.H., Foran, B.D. and Stafford Smith, D.M. (1990) : Where the creeks run dry at the feet high : pastoral management in arid Australia. *Proc. Ecological Society of Australia* **16**, 185-194.
- 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.
- 福原道一・今川俊明・谷山一郎・大黒俊哉(1996) : 『日中農業技術交流代表団報告ー農耕地の荒廃防止及び対策技術導入のための土地評価手法に関する調査』 農林水産省農林水産技術会議国際研究課, 31pp.
- Gibson, N. and Kirkpatrick, J.B. (1989) : Effects of cessation of grazing on grasslands and grassy woodlands of the central plateau, Tasmania. *Australian Journal of Botany* **37**, 55-63.
- Goudie, A. and Wilkinson, J. (1977) : *The Warm Desert Environment*. Cambridge University Press. (日比野雅俊訳(1987) : 『沙漠の環境科学』 古今書院, 110pp.)
- Grubb, P.J. (1984) : Some growth points in investigative plant ecology. In Cooley, J. H. and Golley, F. eds. :

"Trends in Ecological Research for 1980s", Plenum, New York, 51-74.

- 原田芳信・申建友・劉新民・李勝功(1992): 中国内モンゴル東部の砂丘の秋季の微気象特性. 農業気象 47(4), 217-224.
- Harazono, Y., Li, S., Shen, J. and He, Z. (1993): Seasonal meteorological changes over a grassland in Inner Mongolia. *Journal of Agricultural Meteorology Japan* 48, 711-714.
- 原田芳信・大黒俊哉・根本正之・李勝功・趙哈林・申建友・何宗韻(1996): 放牧強度を異にする草原の微気象および砂漠化過程の解明. 農業気象学会 1995 年度全国大会講演要旨, 134-135.
- Hancock, J. (1954): Studies of grazing behavior in relation to grassland management. I. Variations in grazing habits of dairy cattle. *Journal of Agricultural Science* 44, 420-433.
- Harper, J.L. (1977): *Population Biology of Plants*. Academic Press, 892pp.
- Hart, R.H., Waggoner, J.W., Dunn, T.G., Kaltenbach, C.C. and Adams, L.D. (1988): Optimal stocking rate for cow-calf enterprises on native range and complementary improved pastures. *Journal of Range Management* 41, 435-441.
- Hayashi, I., Jiang, S. and Nakamura, T. (1988): Phytomass production of grasslands in Xilin River Basin, Xilingol, Inner Mongolia, China: *Bull. Sugadaira Montane Research Center* 9, 19-31.
- Hewett, D.G. (1985): Grazing and mowing as management tools on dunes. *Vegetatio* 62, 441-447.
- Hill, M.O. (1979a): *TWINSPAN - 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.
- Hill, M.O. (1979b): *DECORANA - A FORTRAN program for Detrend Correspondence Analysis and Reciprocal Averaging*. Cornell University Press, Ithaca, New York, 36pp.
- Hill, M.O., Evans, D.F. and Bell, S.A. (1992): Long-term effects of excluding sheep from hill pastures in North Wales. *Journal of Ecology* 80, 1-13.
- Hodgkinson, K.C. and Harrington, G.N. (1985): The case for prescribed burning to control shrubs in eastern semi-arid woodlands. *Australian Rangeland Journal* 7, 64-74.
- Hoffman, M.T. and Cowling, R.M. (1990): Desertification in the lower Sundays River Valley, South Africa. *Journal of Arid Environments* 19, 105-117.
- Hongo, A., Matsumoto, S., Takahashi, H., Zou, H., Cheng, J., Jia, H. and Zhao, Z. (1995): Effect of enclosure and topography on rehabilitation of overgrazed shrub-steppe in the loess plateau of northwest China. *Restoration Ecology* 3, 18-25.
- 井手久登・武内和彦(1985): 『自然立地の土地利用計画』東京大学出版会, 227pp.
- Ibrahim, F.N. (1978): Anthropogenic cause of desertification in western Sudan. *GeoJournal* 2, 243-254.
- Ibrahim, F.N. (1984): *Ecological Imbalance in the Republic of Sudan with Reference to Desertification in Dafur*. Bayreuter Geowissenschaft. Arbeit. 6, 215pp.
- 飯泉茂・菊池多賀夫(1980): 『植物群落とその生活』東海大学出版会, 195pp.
- 今川俊明(1996): 宇宙から見た中国東部の砂漠化. 土壌の物理性 74, 29-37.
- Imagawa, T., Fukuhara, M. and Watanabe, T. (1997): A monitoring method of land cover/land use change in Naiman, Inner Mongolia Autonomous Region, China using Landsat data. *Japan Agricultural Research Quarterly (JARQ)* 31, 163-169.
- 井上楊一郎(1961): 『草地経営の技術』養賢堂, 300pp.
- 井上楊一郎(1978): 『草地施業技術』養賢堂, 208pp.
- International Society of Soil Science (ISSS), International Soil Reference and Information Centre (ISRIC) and Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) (Spaargaren, O.C. ed.) (1994): *World Reference Base for Soil Resources, Draft*. FAO/ISRIC, 161pp.

- 石田良作・西村格・須山哲男(1979):草地の造成と開発計画に関する研究Ⅳ,改良山成工による沢部の埋め立てが土壌侵食および草地植生に及ぼす影響。草地試験場研究報告 14, 12-20.
- 岩城英夫(1971):『草原の生態』共立出版, 172pp.
- Jakel, D. and Wagner, M.(1993): Landschaftsentwicklung, Siedlungsmuster und Wirtschaftsformen während des Neolithikums in Horqin Sandy Land in Nordostchina. *Wurzbürger Geographische Arbeiten* 87, 513-530.
- Jameson, D.(1963): Responses of individual plants to harvesting. *Botanical Review* 29, 532-594.
- Jefferies, N.W.(1970): Planned grazing for Montana ranges. *Journal of Range Management* 23, 373-376.
- 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.
- 姜銘・根本正之(1991):中国東部地域の砂漠化, その自然・社会的背景. 地理 36(9), 74-81.
- 姜銘・武内和彦・根本正之(1993):封建主義の土地制度と中国の砂漠化. 地理 38(1), 95-104.
- Jones, M.G.(1933): Grassland management and its influence on the award. *Empire Journal of Experimental Agriculture* 1, 43-57.
- Joyce, L.A.(1989): *An analysis of the range forage situation in the United States: 1989-2040. United States Department of Agriculture Forest Service General Technical Report RM-180.* United States Government Printing Office, Washington, D.C.
- 夏訓誠・樊自立(1985): 関于新疆国土整治の幾個戰略問題. 中国自然資源研究会・中国地理学会・中国生態学会・中国環境科学学会・中国国土経済学研究会編:『中国国土整治戰略問題探討, 第2集』, 能源出版社, 166-179.
- 門村浩(1985):土地改変研究への環境地形学のアプローチ:第四紀研究 24(3), 157-166.
- 門村浩(1991a):『荒廃景観』研究の諸問題. 門村浩編:『荒廃景観の比較研究』, 平成2年度科学研究費補助金総合研究(A)63302068 研究成果報告書, 5-32.
- 門村浩(1991b):地球砂漠化の現状. 門村浩・武内和彦・大森博雄・田村俊和:『環境変動と地球砂漠化』, 朝倉書店, 2-22.
- 門村浩(1991c):サハラ南縁地帯における最近の干ばつと砂漠化. 門村浩・武内和彦・大森博雄・田村俊和:『環境変動と地球砂漠化』, 朝倉書店, 81-105.
- 門村浩(1994):『砂漠化防止条約』と砂漠化対策の課題. 国際農林業協力 17(3), 15-21.
- 門村浩(1996):砂漠化—新たな対応への期待—. 環境情報科学 25(1), 49-51.
- 環境庁編(1995):環境白書・平成7年版. 総説. 大蔵省印刷局, 460pp.
- 加藤和弘・武内和彦・南寅鎭・冠振武(1995):中国内モンゴル・クルチン砂地における植生の退化と回復. *Proc. International Workshop on Land Use System for Combating Land Degradation in East Asia*, 165-174.
- 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.
- Kaushalya, R.(1992): Monitoring the impact of desertification in western Rajasthan using remote sensing. *Journal of Arid Environments* 22, 293-304.
- 川鍋祐夫・蔭徳明・押田敏雄・冠振武・南寅鎭(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.
- 樫根勇・小林守(1973):モンスーンアジアの蒸発散量—とくにその気候学的推定法について—. 吉野正敏編:『モンスーンアジアの水資源』, 古今書院, 55-70.
- 小林守(1973):モンスーンアジアにおける蒸発散量の気候学的推定について. 気象研究ノート 117, 584-596.

- 小林達明(1989):「砂漠」と「沙漠」の検討と「砂地」の提案. 内蒙古沙漠開発研究会:『中国の乾燥地における沙漠化の機構解明と動態解析—毛烏素沙漠の沙漠緑化と農業開発に関する基礎的研究—』, トヨタ財団助成研究報告書 012, 206-210.
- 小林達明(1990):中国ムウス砂地の成因と土地分類. 日本緑化工学会誌 15(4), 43-57.
- 小林達明(1995):砂漠化地域の生態史と緑化. 森林科学 14, 18-23.
- Kobayashi, T., Liao, R. and Li, S. (1995): Ecophysiological behavior of *Artemisia ordosica* on the process of sand dune fixation. *Ecological Research* 10, 339-349.
- Kobayashi, T. (1997): Landscape structure and dynamics of Mu-U's Sands, China. *Proc. the International Symposium on "The Role of Remote Sensing for the Environmental Issues in Arid and Semi-Arid Regions"*, 97-102.
- 小堀巖(1973):『沙漠・遺された乾燥の世界』日本放送協会.
- 国家環境保護局(1989):『中国自然保護地図集』科学出版社, 244pp.
- 高輝山・魏紹成主編(1994):『中国科爾沁草地』吉林科学技術出版社, 520pp.
- Krings, T.F. (1985): Periodische Seespielschwankungen und ihre Auswirkungen auf die Agrarwirtschaft im Faguibine-See (Republik Mali). *Erdkunde*, Bd. 39, 116-128.
- Lal, R., Hall, G.F. and Miller, F.P. (1989) Soil degradation: I. Basic processes. *Land Degradation and Rehabilitation* 1, 51-69.
- Lal, R. and Elliot, W. (1994): Erodibility and erosivity. In Lal, R. (ed.) "Soil Erosion Research Methods (2nd ed.)", St. Lucie Press, 181-208.
- Lamprey, H.F. and Yussuf, H. (1981): Pastoralism and desert encroachment in northern Kenya. *Ambio* 10, 131-147.
- Lauenroth, W.K. (1979): Grassland primary production: North American grasslands in perspective. In French, N.R. (ed) "Perspectives in Grassland Ecology", Springer-Verlag, 3-24.
- Lauenroth, W.K. and Laycock, W.A. (1989): Secondary succession and the evaluation of rangeland condition and trend. *Westview special studies in agricultural science and policy*. Westview Press, Boulder, Colorado.
- Le Houerou, H.N. Bingham, R.L. and Skerbek, W. (1988): Relationship between the variability of primary production and the variability of annual precipitation in world arid lands. *Journal of Arid Environments* 15, 1-18.
- 李博・雍世鵬・李忠厚(1988):『錫林河流域植被及其利用. 草原生態系統研究第3集』科学出版社, 84-183.
- Li, Y. (1989): Impact of grazing on *Aneurolepidium chinense* steppe and *Stipa grandis* steppe. *Acta Oecologia* 10(1), 31-46.
- Li, Y. (1991): The current situation of steppe rangeland use in Inner Mongolia: relations between rangeland structures and grazing. *Proc. IVth International Rangeland Congress*, Montpellier, France, 340-345.
- Li, Y. (1993): Biodiversity features of the main steppe communities in Inner Mongolia and their relations to climate and grazing. *Chinese Biodiversity* 1(1), 77-82.
- Lieth, H. (1973): Primary production: terrestrial ecosystems. *Human Ecology* 1, 303-332.
- 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.
- Liu, X., Zhang, W., Feng, Z., Skarpe, C., Pettersson, R. and Nemoto, M. (1994): A primary study on desertification dynamics and its reversion strategies in the middle part of Horqin Sandy land, China. *Proc. the Japan-China International Symposium on the Study of the Mechanism of Desertification*, 80-95.
- Luken, J. O. (1990): *Directing ecological succession*. Chapman & Hall, 251pp.

- 町田貞(1984) : 『自然地理学講座1. 地形学』大明堂, 404pp.
- 町田貞・井口正男・貝塚爽平・佐藤正・榎根勇・小野有五編(1981) : 『地形学辞典』二宮書店, 767pp.
- 前中久行・太窪久美子(1993) : 中国内蒙古毛烏素沙地の植生と沙漠緑化. 名城大学農学部学術報告 29, 53-63.
- 真木太一(1996) : 『中国の砂漠化・緑化と食糧危機』信山社, 191pp.
- Martin, S.C. and Severson, K.E.(1988) : Vegetation response to the Santa Rita grazing system. *Journal of Range Management* 41, 291-295.
- 増田拓朗・小林達明・吉川賢・森本幸裕・小橋澄治(1988) : 毛烏素沙地における土壌水分条件. 緑化研究 10, 30-41.
- McNaughton, K.G. and Jarvis, P.G.(1983) : Predicting effects of vegetation changes on transpiration and evaporation. In Kozlowski, T.T.(ed.) "Water Deficits and Plant Growth, Vol. VII", Academic Press, 1-47.
- Meigs, P.(1953) : World distribution of arid and semiarid homoclimates. In UNESCO : "Arid zone programme I. Reviews of research on arid zone hydrology", Paris, 203-210.
- Milchunas, D.G., Sala, O.E. and Lauenroth, W.K.(1988) : A generalized model of the effects of grazing by large herbivores on grassland community structure. *American Naturalist* 132, 87-106.
- Milchunas, D.G., Lauenroth, W.K., Chapman, P.L. and Kazempour, M.K.(1989) : Effects of grazing, topography, and precipitation on the structure of a semiarid grassland. *Vegetatio* 80, 11-23.
- Milchunas, D.G., Lauenroth, W.K., Chapman, P.L. and Kazempour, M.K.(1990) : Community attributes along a perturbation gradient in a shortgrass steppe. *Journal of Vegetation Science* 1, 375-384.
- Milchunas, D.G. and Lauenroth, W.K.(1993) : Quantitative effects of grazing on vegetation and soils over a global range of environments. *Ecological Monograph* 63(4), 327-366.
- Milton, W.(1940) : The effect of manuring, grazing and cutting on the yield, botanical and chemical composition of natural hill pastures. *Journal of Ecology* 28, 326-356.
- Milton, S.J., Dean, W.R.J., du Plessis, M.A. and Siegfried, W.R.(1994) : A conceptual model of arid rangeland degradation : The escalating cost of declining productivity. *BioScience* 44(2), 70-76.
- 三股正年・高野信雄・宮下昭光・渡会 弘(1957) : 笹地更新による牧草地の放牧利用試験. 第1報 良好更新区と不良更新区における草生状態, 若干の日中行動, 増体重及び草地の総 T.D.N. の生産について. 北海道農業試験場彙報 73, 27-37.
- 三村耕(1968) : 『家畜管理の技術』養賢堂, 230pp.
- 三井計夫監修(1969) : 『飼料作物・草地ハンドブック』養賢堂, 567pp.
- 宮脇昭責任編集(1994) : 『改訂新版日本植生便覧』至文堂, 910pp.
- 三好洋・嶋田永生・石川昌男・伊達昇編(1983) : 『土壌肥料用語事典』農文協, 259pp.
- Mohler, C.L.(1987) : COMPOSE - A Program for Formatting and Editing Data Matrices. Microcomputer Power, 58pp.
- Montalvo, J., Casado, M.A., Levassor, C. and Pineda, F.D.(1993) : Species diversity patterns in Mediterranean grasslands. *Journal of Vegetation Science* 4, 213-222.
- Narida, K., Mertia, R.S., Kumar, S., Ichikawa, S. and Furukawa, A.(1996) : Vegetation coverage under different grazing pressures in arid and semi-arid areas in Thar Desert. In Miyazaki, T. and Tsunekawa, A. (eds.) "Towards Solving the Global Desertification Problem (4) - Research on the Evaluation of Interaction between Desertification and Human Activities", National Institute of Environmental Studies.
- 梨木守・野本達郎・原島徳一(1983) : 放牧地植生の衰退の実態と要因. 草地試験場研究報告 24, 1-13.
- 根本正之・福原道一・陳佐忠・程心俊(1989) : 中国北部における砂漠化の現状と衛星データによる

解析. 農業環境技術研究所報告 6, 75-97.

根本正之・魯曉雲・李勝功・劉新民(1992): 内蒙古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.

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.

根本正之(1993): 植生からみた中国における沙漠化の現状. 沙漠研究 3, 149-156.

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—内蒙古半乾燥地草原での事例. 日本草地学会誌 40(3), 239-245.

根本正之・趙哈林(1995): 過放牧による砂漠化の過程—内蒙古東部半乾燥地における事例. *Proc. International Workshop on Land Use System for Combating Land Degradation in East Asia*, 175-181.

Nemoto, M. (1996): Vegetational changes through desertification. *Farming Japan* 30(1), 25-29.

根本正之(1997): 人工草地のギャップ特性と侵入雑草の生育型戦略. 山口裕文編著: 『雑草の自然史—たくましさの生態学』, 北海道大学図書刊行会, 62-75.

Nemoto, M., Ohkuro, T. and Xu, B. (1997): The role of weed invasion in controlling sand dune reactivation in abandoned fields in semi-arid Inner Mongolia, China. *Ecological Research* 12, (in press).

Newsome, A.E. and Noble, L.R. (1986): Ecological and physiological characters of invading species. In Groves, R.H. and Burdon, J.J. (eds.) *"Ecology of Biological Invasions: An Australian Perspective"*, Australian Academy of Sciences, Canberra, A.C.T., 1-20.

任美鏑編著(阿部治平・駒井正一訳)(1986): 『中国の自然地理』東京大学出版会, 376pp.

西村格・石田良作・須山哲男(1976): 草地の造成と開発計画に関する研究Ⅱ. 土地利用ならびに草地の崩壊発生に及ぼす傾斜角度と草地造成法の影響. 草地試験場研究報告 8, 1-10.

西村格(1988): 乾燥地の植生—中国ステップ地域の植生と砂漠化—. 熱帯農研集報 61, 34-50.

農林省畜産局(1971): 『草地開発事業計画設計基準』日本草地協会, 277pp.

農林水産技術会議事務局(1971): 『放牧による草地の利用方法に関する研究』研究成果 50.

農林水産技術会議事務局(1972): 『山地傾斜地草地の利用管理および造成技術の組立に関する研究』研究成果 58, 229pp.

Novikoff, G. (1983): Desertification by overgrazing. *Ambio* 12, 102-105.

沼田真編(1988): 『生態学辞典』築地書館, 519pp.

大黒俊哉・武内和彦・井手久登・吉田直隆・今川俊明・梶浦一郎(1989): 草津白根火山における森林破壊が野生果樹クロマメノキ自生地の分布に及ぼす影響について. 造園雑誌 52(5), 245-254.

大黒俊哉・武内和彦・今川俊明・高岡貞夫(1990): 吾妻硫黄鉱山跡地における煙害と植生変化. 造園雑誌 53(5), 151-156.

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.

大黒俊哉(1997a): 中国における土地荒廃の現状と過放牧による砂地草原の砂漠化. 農業技術 52(6), 252-256.

大黒俊哉(1997b): 過放牧, 放牧圧, 牧養力. 横山長之・市川惇信編『環境用語事典』. オーム社.

大黒俊哉(1997c): 自然風景地の景観保全と植生管理. 日本造園学会編: 『ランドスケープ体系第5巻. ランドスケープエコロジー』, 技報堂(印刷中).

大森博雄(1980): オーストラリアにおける砂丘の再活動とその気候上の意義について. 地学雑誌 93, 15-29.

Ohmori, H., Iwasaki, K. and Takeuchi, K. (1983): Relationship between the recent dune activities and the rainfall fluctuations in the southern part of Australia. *Geographical Review Japan* 56, 131-148.

- 大森博雄(1991a): 降水量変動と砂丘の再活動. 門村浩・武内和彦・大森博雄・田村俊和: 『環境変動と地球砂漠化』, 朝倉書店, 179-190.
- 大森博雄(1991b): 乾燥・半乾燥地の土地・植生の荒廃. 地理 36(3), 42-48.
- 大沢雅彦(1983): 東アジアの比較植生帯論. 『現代生態学の断面』, 共立出版, 206-213.
- 大沢雅彦(1982): 遷移と極相. 沼田真編: 『生態学読本』, 東洋経済新報社, 78-108.
- Ohtsuka, T., Sakura, T. and Ohsawa, T. (1993): Early herbaceous succession along a topographical gradient on forest clear-felling sites in mountainous terrain, central Japan. *Ecological Research* 8, 329-340.
- Orlci, L. and Mikkatu, M.M.(1973): The effect of species number and type of data on the resemblance structure of a phytosociological collection. *Journal of Ecology* 61, 37-46.
- 大井次三郎・北川政夫改訂(1983): 『新日本植物誌顕花編』至文堂, 1716pp.
- Pandy, C.B. and Singh, J.S.(1991): Influence of grazing and soil conditions on secondary savanna vegetation in India. *Journal of Vegetation Science* 2, 95-102.
- Pettit, 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.
- 林垂真(1983): 農林牧生産現状. 北京大学地理学系編: 『毛烏素沙区自然条件及其改良利用』, 科学出版社, 171-200.
- Roux, P. W. and Vorster, M.(1983): Vegetation change in the Karoo. *Proc. Grassland Society of South Africa* 18, 25-29.
- Sala, O.E., Parton, W.J., Joyce, L.A. and Lauenroth, W.K.(1988): Primary production of the central grassland region of the United States. *Ecology* 69, 40-45.
- Sampson, A.W.(1919): *Plant succession in relation to range management*. United States Department of Agriculture Bulletin Number 791. United States Government Printing Office, Washington, D.C.
- Schofield, C.J. and Bucher, E.H.(1986): Industrial contributions to desertification in South America. *Trends in Ecology and Evolution* 1, 78-80.
- Sears, P.D.(1962): 日本草地学会誌 8, 231-234.
- Seino, H. and Uchijima, Z.(1992): Global distribution of net primary productivity of terrestrial vegetation. *Journal of Agricultural Meteorology* 48, 39-48.
- Seino, H. and Uchijima, Z.(1993): Assessment of net primary productivity of the Earth's natural vegetation. *Journal of Agricultural Meteorology* 48, 859-862.
- 白旗慎吾編(1987): 『パソコン統計解析ハンドブック. IVノンパラメトリック編』共立出版, 406pp.
- Shirato, Y., Taniyama, I., Zhang, T. and Zhao, H.(1997): Geology, topography and soils in Naiman, Inner Mongolia, China. *Proc. the International Symposium on "The Role of Remote Sensing for the Environmental Issues in Arid and Semi-Arid Regions"*, 103-106.
- 塩見正衛・斎藤吉満(1988): 中国北部の草原を見て. 日本草地学会誌 33(4), 418-427.
- Skidmore, E.L.(1984): Wind erosion. In Lal, R.(ed.) *"Soil Erosion Research Methods (2nd ed.)"*, St. Lucie Press, 265-293.
- Smith, R.S. and Rushton, S.P.(1994): The effects of grazing management on the vegetation of mesotrophic (meadow) grassland in Northern England. *Journal of Applied Ecology* 31, 13-24.
- Soil Survey Staff, USDA.(1994): *Keys to Soil Taxonomy*, 6th ed. Pocahontas Press, 524pp.
- Spedding, C.R.W.(1971): *Grassland Ecology*. Clarendon Press, Oxford.
- Steenekamp, S.J. and Bosch, O.H.J.(1995): The influence of rainfall on vegetation composition in desert conditional states. *Journal of Arid Environments* 30, 185-190.
- 須山哲男・川鍋祐夫・前野休明(1973): 草地造成と開発計画に関する研究 I - 造成草地の微地形と侵蝕および崩壊の関係. 草地試験場研究報告 3, 18-24.

- Suzuki, H., Endo, K., Ohmori, H., Takeuchi, K. and Iwasaki, K. (1982) : *Studies on the Holocene and Recent Fluctuations in Australia and New Zealand*. Department of Geography, University of Tokyo, 166pp.
- Tacey, W.H. and Glossop, B.L. (1980) : Assessment of topsoil handling techniques for rehabilitation of sites mined for Bauxite within the Jarrah Forest of Western Australia. *Journal of Applied Ecology* 17, 195-201.
- Tachiiri, K., Takeuchi, K. and Tsunekawa, A. (1997) : The present status, potential and limits of simulation models of desertification in the world. *Proc. the International Symposium on "The Role of Remote Sensing for the Environmental Issues in Arid and Semi-arid Regions"*, 155-162.
- 多田文男 (1942) : 内蒙古渾善達克砂丘地帯の地理学的調査. 地学雑誌 54.
- 高橋行雄・大橋靖雄・芳賀芳郎 (1989) : 『SAS で学ぶ統計的データ解析 (竹内啓監修) 5. SAS による実験データの解析』, 東京大学出版会, 367pp.
- 高井康雄・三好洋 (1977) : 『土壌通論』朝倉書店, 229pp.
- 高野信雄・佳山良正・川鍋祐夫 (1989) : 『粗飼料・草地ハンドブック』養賢堂, 298-304.
- 武内和彦・大森博雄 (1988) : 植生からみたオーストラリア半乾燥地域の「砂漠化」現象. 地理学評論 61A (2), 124-142.
- 武内和彦 (1991) : 『地域の生態学』朝倉書店, 254pp.
- 武内和彦 (1992) : 農耕地荒廃のプロセスと農林業への影響—植生変化からみた逆行プロセスの評価を中心に—. 土地荒廃問題研究会第 2 回シンポジウム「土地荒廃のプロセスと農林業活動」要旨集, 1-33.
- 武内和彦 (1994) : 『環境創造の思想』東京大学出版会, 198pp.
- 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.
- 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.
- Talbot, W.J. (1961) : Land utilization in the arid regions of southern Africa. I. South Africa. In Stamp, L. D. (ed.) "A History of Land Use in Arid Regions", UNESCO, 299-338.
- 田中貞雄・柿沼計・佐野洋・谷沢恒夫 (1954) : 風食防止に関する研究 (2) ローラー踏圧の風食防止能力. 農業気象 10, 139-142.
- 谷山一郎 (1992) : 侵食による農耕地の荒廃防止対策. 土地荒廃問題研究会第 3 回シンポジウム「農林地における土地荒廃の防止対策」要旨集, 1-10.
- Ter Braak, C.J.F. (1986) : Canonical correspondence analysis: A new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67, 69-77.
- 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.
- Thomson, A.G. (1995) : Airborne radiometry and a sheep grazing experiment on dune grassland. *International Journal of Remote Sensing* 16, 981-988.
- Thornthwaite, C.W. (1948) : An approach toward a rational classification of climates. *Geographical Reviews* 38, 55-94.
- 恒川篤史 (1994) : 環境資源情報をサポートするリモートセンシング手法. 武内和彦・恒川篤史編: 『環境資源と情報システム』, 古今書院, 77-94.
- Tsuyuzaki, S. (1987) : Origin of palms recovering on the volcano Usu, northern Japan, since the eruptions of 1977 and 1978. *Vegetatio* 73, 53-58.
- Tsuyuzaki, S. (1989) : Contribution of buried seeds to revegetation after eruptions of the volcano Usu, northern Japan. *Botanical Magazine, Tokyo* 102, 511-520.

- 内蒙古農業地理編集委員会(1982):『内蒙古農業地理』内蒙古人民出版社。
- 内蒙古沙漠開發研究会(1988):『中国の乾燥地における沙漠化の機構解明と動態解析—毛烏素沙漠の沙漠緑化と農業開発に関する基礎的研究—』トヨタ財団助成研究報告書 012, 329pp.
- UNEP(1984): *General Assessment of Progress in the Implementation of the Plan of Action to Combat Desertification 1978-1984*, UNEP/GC, 23pp.
- UNEP(1992): *World Atlas of Desertification*: Edward Arnold, 69pp.
- UNEP/GCSS(1991): *Status of desertification and implementation of the United Nations plan of action to combat desertification*, 88pp.
- Vallentine, J.F. (1990) *Grazing management*. Academic Press, 329-335.
- Van der Valk, A.G. and Pederson, R.L. (1989): Seed banks and the management and restoration of natural vegetation. In Leck, M.A., Parker, V.T. and Simpson, R.L. (eds.) *"Ecology of Soil Seed Banks"*, Academic Press, 329-346.
- 渡部洋・鈴木規夫・山田文康・大塚雄作 (1985):『探索的データ解析入門』朝倉書店, 188pp.
- Wagner, M. (1994): Traces of prehistoric population and desertification processes in Horqin Grassland — an approach to environmental archaeology. *Proc. the Japan-China International Symposium on the Study of the Mechanism of Desertification. Special Lectures*, 53-68.
- Wang, T. (1994): Preliminary assessment on development of desertification in North China. *Proc. the Japan-China International Symposium on the Study of the Mechanism of Desertification*, 364-371.
- Watts, C.R., Eichhorn, L.C. and Mackie, R.J. (1987): Vegetation trends within rest-rotation and season-long grazing systems in the Missouri river breaks, Montana. *Journal of Range Management* 40, 393-396.
- Welling, C.H., Pederson, R.L. and van der Valk, A.G. (1988): Recruitment from the seed bank and the development of zonation of emergent vegetation during a drawdown in a prairie wetland. *Journal of Ecology* 76, 483-496.
- West, N.E. (1993): Biodiversity of rangelands. *Journal of Range Management* 46, 2-13.
- Westoby, M., Walker, B. and Noy-Meier, I. (1989): Opportunistic management for rangelands not at equilibrium. *Journal of Range Management* 42, 266-274.
- Whittaker, R.H. (1975): *Communities and Ecosystems* (2nd ed.). Macmillan. (宝月欣二訳(1979):『生態学序説』培風館, 363pp.)
- Williams, M.A.J. (1979): Droughts and long-term climatic changes: recent French research in arid north Africa. *Geography Bulletin* 11, 82-96.
- Williams, R.J. (1990): Cattle grazing within subalpine heathland and grassland communities on the Bogong High Plains: disturbance, regeneration and the shrub-grass balance. *Proc. Ecological Society of Australia* 16, 255-265.
- Wilson, I.G. (1972): Aeolian bedforms—their development and origins. *Sedimentology* 19.
- Wilson, A.D. (1990): The effect of grazing on Australian ecosystems. *Proc. Ecological Society of Australia* 16, 235-244.
- Wondzell, S. and Ludwig, J.A. (1995): Community dynamics of desert grasslands: influences of climate, landforms, and soils. *Journal of Vegetation Science* 6, 377-390.
- Woodruff, N.P. and Siddoway, F.H. (1965): A wind erosion equation. *Proceedings of Soil Science Society of America* 29, 602-608.
- Xu, B., Nemoto, M., Liu, X., Ohkuro, T., Zhao, H. and Lu, X. (1994): Environmental characteristics and desertification control method in Northern Naiman Banner, Inner Mongolia, China. *Proc. the Japan-China International Symposium on the Study of the Mechanism of Desertification*, 500-508.
- 山根一郎・伊藤巖・岩波悠紀・小林裕志(1980):『草地農学』朝倉書店, 277pp.

- 保柳睦美(1942): 内部アジアに於ける砂丘の襲来に就て, 地理学評論 18(10).
- 矢澤大二(1989): 『気候地域論考—その思潮と展開—』古今書院, 738pp.
- 吉野正敏(1978): 『自然地理学講座 2. 気候学』大明堂, 350pp.
- 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.
- Zhu, T., Li, J. and Zu, Y. (1985): Grassland resources and future development of grassland farming in temperate China. *Proc. XV IGC, Kyoto*, 33-38.
- Zhu, Z. and Liu, S. (1983): *Combating desertification in arid and semi-arid zones in China*. Institute of Desert Research, Academia Sinica, 69pp.
- Zhu, Z., Liu, S. and Di, X. (1988a): *Desertification and rehabilitation in China*. The International Center for Education and Research on Desertification Control, 222pp.
- Zhu, Z., Zou, B., Di, X., Wang, K., Chen, G. and Zhang, J. (1988b): *Desertification and rehabilitation — Case study in Horqin sandy land*. Institute of Desert Research, Academia Sinica, 113pp.
- Zhu, Z., Wand, X., Wu, W., Kang, G., Zhu, C., Yao, F. and Wang, T. (1992): China: Desertification mapping and desert reclamation. In UNEP: "World Atlas of Desertification", Edward Arnold, 46-49.
- 朱震達・陳広庭編(1994): 中国土地沙質荒漠化. 科学出版社, 250pp.

摘要

不適切な放牧活動に起因する土地荒廃は、半乾燥地域を中心に世界各地で進行している。荒廃した地域ではこれまで、主に緑化による自然環境の修復が進められてきたが、一方で生産活動を維持していくためには、土地荒廃防止をふまえた持続的土地利用システムの確立が必要である。土地荒廃のプロセスは、一定程度以上のインパクトが加わると風、雨などの営力が強化され、加速的に進行する場合が多い。そこで、自然営力が強化される段階を中心とした植生・土壌・地形の変化および放牧圧の程度を定量的・定性的に評価できれば、それらを指標とした持続的な放牧活動が可能になると考えられる。また、荒廃地の修復を効果的に行うためには、回復のプロセスも同時に把握しておく必要がある。

本研究では以上の視点から、過放牧による土地荒廃が問題となっている中国北東部の草原地域を対象として、放牧活動にともなう土地・植生の退行および放牧管理による回復のプロセスを明らかにし、持続的利用のための土地管理の指針を提示することを目的とする。

1. カルチン砂地における自然環境特性と土地荒廃プロセスの特性

中国の草原地域のなかでも土地荒廃の進行が顕著なのは砂地とよばれる地域である。砂地の表層は第四紀の砂質の湖沼堆積物からなり、完新世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。しかし近年、人間活動の増大にともない固定砂丘の植生と土壌が破壊され、砂丘の再活動が引き起こされている。そこで本研究では、砂丘再活動が顕著にみられる中国北東部のカルチン砂地を対象とした。

まず、過放牧による土地荒廃が問題となる立地タイプを抽出するために、カルチン砂地のなかでも土地荒廃の進行が最も著しいとされる内蒙古自治区奈曼旗を事例地域として、広域的な自然環境特性を把握した。地形タイプは地形形成プロセスの特徴から、砂丘地、低平地、黄土丘陵に区分され、植生、土壌の特性もそれらに対応して明瞭に区分された。土地荒廃に関わる営力も地形タイプによって異なり、砂丘地では砂丘再活動が、低平地では塩類集積が、黄土丘陵では土壌侵食がそれぞれ卓越することが確認された。

このうち、放牧が行われているのは主として砂丘地であることから、本研究においては砂丘地における土地荒廃プロセスの解明が必要であることが明らかになった。さらに、砂丘地のなかには過去の砂丘活動の履歴を反映してさまざまな砂丘地形がみられ、植生・土壌の分布もこ

うした微細な地形条件によって異なることがわかった。このことは、退行・回復のプロセスも砂丘地形タイプ間で異なることを示唆する。そこで本研究ではとくに起伏の程度に着目して砂丘地形を大起伏砂丘と小起伏砂丘に区分したうえで、砂丘地における退行・回復のプロセスを把握することとした。

2. 砂丘地における放牧管理による土地・植生の回復プロセス

放牧管理による土地・植生の回復プロセスを明らかにするため、砂丘再活動の進行が著しい大起伏砂丘と比較的安定している小起伏砂丘を対象に、禁牧期間を含む放牧管理の履歴が明らかでかつ禁牧以前の状態が類似していたとされる複数の地区を選定し、植生および土壌の変化を地形条件との関連で把握した。

大起伏砂丘では斜面の相対的位置によって回復のプロセスが異なった。砂丘中～上部では土壌の養分や細粒物質の蓄積が遅く、固定砂丘の指標とされるシルト以下の含量 10%, 有機物含量 0.5～1%に達するには 20 年程度を要することがわかった。植生をみると、*Artemisia halodendron* などの砂地植物が比較的早い時期に表層を被覆するが、これらは家畜の嗜好性が低いため、*Pennisetum centrasiticum* などのイネ科多年生植物を中心とした牧養力の高い植生に移行するには、土壌と同様に 20 年程度必要であることがわかった。このことはまた、土地利用の面からみた植生回復の指標としては、植被率などの量的な変化よりも、種組成の変化が有効であることを示唆している。

一方大起伏砂丘の下部や小起伏砂丘では、禁牧が行われていない状態でも、植生タイプおよび土壌特性は禁牧 20 年を経過した大起伏砂丘中～上部に類似しており、禁牧によって直ちに回復が進行すると考えられた。また小起伏砂丘では、放牧条件下でイネ科一年生植物が優占するが、4 年間の禁牧で *P. centrasiticum*, *Phragmites australis* などのイネ科多年生植物が優占するようになり、顕著な植生回復が認められた。

回復プロセスにおける以上の立地間差異は、家畜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、さらには地下水面からの距離に対応した水分条件の差異によって生じるものと考えられた。

3. 砂丘地における過放牧による土地・植生の退行プロセス

過放牧にともなう土地・植生の退行プロセスについては、大起伏砂丘を中心に多くの研究事例がある。しかし、今後とくに土地利用インパクトの増大が予想される小起伏砂丘については

ほとんど明らかになっていない。そこで本研究では小起伏砂丘を対象に放牧試験を実施した。すなわち、植生の状態がほぼ均一な小起伏砂丘において、綿羊の放牧密度の異なる4段階の処理区（6頭/ha、4頭/ha、2頭/ha、禁牧区）を設定し、植生、土壌、地形の経時的変化を4年間にわたって調査した。

（1）家畜生産からみた植生の量的変化

土地荒廃のプロセスを家畜生産との関連でとらえた場合、植物バイオマスの減少過程が最も重要なプロセスと考えられる。そこでまず、移動ケージ法によって生産量の推移を把握した。その結果、重放牧区として設定した6頭/haの放牧密度でもある程度の生産量が維持されており、バイオマス生産の急激な低下という現象は認められなかった。しかし、生産された植物バイオマスの構成を詳細にみると、*Aristida adscensionis*などの低嗜好性草種や *Artemisia scoparia*などの低飼料価草種が増加するなどの質的变化が認められた。またそうした変化は、試験年数の経過にともない急速に生じる場合があることも確認された。さらに6頭/haの処理区では試験3年目以降は、綿羊体重が10%前後の減少に転じたことから、生産量の質的变化が綿羊の消費量や生産性にも大きな影響を及ぼしていることがわかった。

（2）植生被覆および地形・土壌変化からみた退行プロセス

トランセクト法による植生、土壌、地形調査に基づき、とくに微地形条件の違いに着目して、植生被覆量、土壌、地形の変化を解析した。その結果、放牧が土地・植生に及ぼす影響は微地形タイプによって大きく異なることが明らかになった。

小起伏砂丘のなかでも平坦部では放牧密度の増加にともなう土壌のち密化が進行するが、踏圧耐性種が表層を被覆するため、4頭/ha程度の放牧密度までは風食の影響がある程度抑制されることがわかった。しかし、6頭/haの放牧密度になると植生被覆量が急激に低下し、また一年生植物の割合が増加するため、風食の危険性が次第に高まることが示唆された。こうした土壌のち密化をともなう変化は、これまでの砂丘地を対象とした研究では指摘されていなかったプロセスであることから、小起伏砂丘に特有の退行プロセスと考えられる。

一方起伏のある小丘部では、土壌のち密化が平坦部ほどは進まず、むしろ表層の攪乱によって、4頭/haの放牧密度でも植生被覆量が顕著に減少した。さらに6頭/haの放牧密度になると、風食による侵食活動が顕在化することが明らかになった。また *Agriophyllum squarrosum*などの砂地植物は平坦部ではほとんどみられなかったのに対し、小丘部では高頻度で出現した。以上の変化は、大起伏砂丘における砂丘再活動とは同様のプロセスであることから、ほぼ平坦な小起伏砂丘においても、小丘部での植生破壊を契機として砂丘再活動が引き起こされうること

が実験的に明らかになった。

4. 研究結果の土地管理への適用

本研究で明らかになった退行・回復のプロセスの特徴は、以下のように要約できる。

(1) 過放牧による土地・植生の退行プロセスは微細な地形条件によって異なり、それらは傾斜に代表される受食性の一般的特性に加え、砂層の蓄積程度にみられる過去の砂丘活動の履歴、さらには踏圧耐性種の出現に関する地形タイプ間の差異によってもたらされている。

(2) 放牧管理による土地・植生の回復プロセスは退行プロセスと密接に関連しており、表層土壌および埋土種子が残存している段階と、風の作用の強化によりそれらが除去された段階では回復プロセスが大きく異なってくる。

以上のプロセスはまた、温帯草原の砂質堆積物の分布域においては共通してみられる現象であると考えられた。

またこれらの結果から、地形タイプごとに以下のような土地管理の指針が得られた。

(1) 大起伏砂丘では、一旦表層が破壊されると回復に長期間を要するため、砂丘が固定されていてもできるだけ軽度の利用にとどめるべきである。また放牧を行う際には、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行うことが望まれる。

(2) 小起伏砂丘は大起伏砂丘に比べ牧養力が高いことから、放牧はこの地形タイプを中心に行うことが望まれる。しかしその際には、立地間の差異を考慮したミクロな土地利用ゾーニングが必要である。すなわち、微細な起伏に代表される地形的特徴や退行プロセスのパターンを指標する植物群の出現傾向から、各々の立地の特性および適正放牧密度を判断し、そのうえで家畜の放牧頭数をコントロールしていくというステップが必要である。

以上の指針は、同様の砂丘再活動プロセスがみられる他の地域においても、適正放牧密度の把握を前提として適用可能と考えられる。

Studies on the influence of grazing on the land and vegetation degradation and restoration processes in grassland regions in northeast China

Summary

The degradation of grassland has been increasing due to inappropriate land use such as over grazing and over cultivation, especially around arid and semi-arid regions. It is necessary not only to take restoration measures of revegetation, but also to establish a sustainable land use system to maintain the agricultural activities in such regions. The land degradation process is generally accelerated by excessive activities that enhance climatic variables. Therefore, it is necessary to evaluate the land capacity threshold as the boundary between reversible and irreversible degradation processes.

The purpose of this thesis is to clarify the processes of degradation through overgrazing and restoration through grazing control, and to propose a land management outline for sustainable grazing activity based on ecological principles.

1. Natural conditions and land degradation process in Kerqin Sandy Land

Kerqin Sandy Land, the study area, is one of the largest range areas in China. The surface deposits in the Quaternary are lacustrine sediments, and fixed dunes were formed in the Holocene period. However, an increase in human activity has caused sand dune remobilization.

To understand the natural conditions and land degradation process in this region, I surveyed the vegetation, soil, and landforms in Naiman County, which is located in the southern part of Kerqin Sandy Land. The surveyed area was classified into three types according to the geomorphic features- the sand dunes area, lowland, and loess hills. The vegetation and soil properties also corresponded to those types. The prevailing land degradation processes differed among the geomorphic types; sand dune remobilization by wind was predominant in the sand dunes area, salinization in the lowland, and soil erosion by water on the loess hills.

The grazing pastures were distributed mainly over the sand dunes area. The sand dunes area was also divided into several landform types that were thought to reflect various aeolian

processes. The vegetation and soil distribution patterns differed among these landform types, which indicated that the degradation and restoration processes also varied according to the topographic gradient. Therefore, in this thesis I focused on the relief gradient and divided the sand dunes type into high-relief dunes and low-relief dunes; I clarify the degradation and restoration processes for each type.

2. Land and vegetation restoration by grazing control in the sand dunes area

Land and vegetation restoration using grazing control was studied in Naiman. The 128 quadrants (1m×1m) are situated along transects set on high-relief and low-relief dunes with different grazing control durations. I conducted surveys of vegetation, soil properties, and topography. TWINSpan was performed for all samples to classify the floristic data. A Canonical Correspondence Analysis (CCA) was also applied to the sand dune samples to explore the relation between vegetation restoration and environmental variables, including soil properties and topography.

The samples were classified into two types by the first division of TWINSpan, which reflects topography but not grazing control duration. This result suggested that the soil properties, including texture, organic matter, nitrogen, and moisture condition related to topography, are the important factors that determine vegetation distribution and succession patterns. The CCA result revealed that on high-relief dunes, the process of vegetation restoration corresponded with that of soil restoration and varied with the microtopography, such as the position of the dune slopes.

The grazing control duration required for restoration also varied depending on the topography. On low-relief dunes and the lower parts of high-relief dunes, where the surface soil remained, vegetation would recover quickly through grazing control.

On the middle and upper parts of high-relief dunes, it would take about twenty years for the organic matter content and fine particles (silt and clay) to reach 10% and 0.5-1%, which are the soil restoration criteria for fixed dunes. In contrast, vegetation cover would be regained in a short period. In the early stages of succession, however, psammophytes with less palatability, such as *Artemisia halodendron*, would dominate. Therefore, it would take twenty years to shift to a state dominated by perennial grass species with high palatability, such as *Pennisetum centrasiticum* and *Phragmites australis*. These results also suggest that changes in species

composition would be more beneficial than quantitative changes (such as vegetation cover) for land restoration.

3. Land and vegetation degradation by overgrazing in the sand dunes area

A grazing experiment was conducted on low-relief dunes to clarify the vegetation degradation caused by sheep grazing in relation to the micro landforms in Naiman. Four plots with different grazing intensities (6, 4, 2, and 0 sheep/ha) were fenced with barbed wire on a homogeneous grazing pasture and changes in vegetation, soil, and topography were monitored for four years.

(1) Changes in phytomass production

Changes in phytomass production, which is closely related to livestock production, were measured by a movable cage method.

Although phytomass production decreased with an increase in grazing intensity, drastic changes did not occur, even in heavy grazing plots (6 sheep/ha). However, the proportion of species with less palatability and lower nutrient content, such as *Aristida adscensionis* and *Artemisia scoparia*, increased, which indicates that the forage quality deteriorated with the increase in grazing intensity. Such changes occurred drastically in the course of the experimental period. Moreover, the sheep weight decreased by 10% beginning with the third year of the experiment. These results suggest that a qualitative change in phytomass production would greatly influence the sheep's consumption and productivity.

(2) Changes in vegetation cover, soil, and topography

Changes in vegetation cover, soil, and topography in relation to the micro landform were analyzed using a transect method. The following results revealed that the influence of grazing on land and vegetation on low-relief dunes varied with the micro landform type.

On a flat site, the soil hardness increased with the grazing intensity. Accordingly, species with a high tolerance for trampling, such as *Chloris virgata* and *Eragrostis pilosa*, covered the ground surface. This may contribute to the prevention of wind erosion on moderate grazing plots (4 sheep/ha). On heavy grazing plots, however, the vegetation cover decreased drastically and the proportion of annual species increased, which indicates that the risk of wind erosion increased.

On mound sites, the sheep's grazing and trampling disturbed the soil surface rather than compacting it, and consequently the vegetation cover decreased significantly even in moderate grazing plots. Moreover, wind erosion occurred in heavy grazing plots. This result demonstrated that sand dune remobilization can be caused by vegetation destruction even in low-relief dunes. The floristic composition also differed depending on the micro landform type. The community types, including psammophytes such as *Agriophyllum squarrosum*, which were rarely observed on flat sites, were frequently present on the mound sites.

4. Conclusion and application to land management

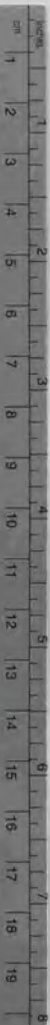
The results are summarized as follows.

- (1) The land and vegetation degradation process varied according to the topography, which represented differences in erodibility due to the slope angles, the sand dune history that led to the present state of sand accumulation, and the floristic composition related to changes in soil properties.
- (2) The land and vegetation restoration processes are closely related to the degradation process. Restoration from states when the surface soil and seed banks remained intact differed greatly from when they were lost.

Based on those results, the following outlines for land management are suggested

- (1) Land use should be confined strictly to light grazing on high-relief dunes, even if the vegetation cover has fixed the dune. When this site is used as a grazing pasture, it is important to evaluate the degree of sand stabilization and the grazing adequacy based on the vegetation composition.
- (2) Grazing activity should be arranged on low-relief dunes, since their land capacity is greater than that of high-relief dunes. In this event, micro land use zoning must be applied based on the geomorphic features and the presence of characteristic species which contribute to each degradation process, and the optimal stocking rate must be estimated and controlled for each micro site.





Kodak Color Control Patches

© Kodak, 2007 TM, Kodak

Blue Cyan Green Yellow Red Magenta White 3/Color Black



Kodak Gray Scale



© Kodak, 2007 TM, Kodak

A 1 2 3 4 5 6 M 8 9 10 11 12 13 14 15 B 17 18 19

