HOKKAIDO UNIVERSITY

Title	砂漠化域における土壌養分貯留機能の解析に基づく森林復元・土壌生態系再生に関する研究
Author(s)	竹下, 正哲
Citation	北海道大学 演習林研究報告, 61(1), 73-102
Issue Date	2004-08
Doc URL	http://hdl.handle.net/2115/21487
Type	bulletin (article)
File Information	61(1)_P73-102.pdf

Instructions for use

Hokkaido University Collection of Scholarly and Academic Papers : HUSCAP

砂漠化域における土壌養分貯留機能の解析に基づく森林復元・土壌生態系再生に関する研究

竹下　正哲[1]

Study on Reforestation and Recovery of Soil Ecosystems Based on the Soil Nutrients Reservoirs in Desertification Areas

by
Masanori TAKESHITA[1]

要　旨

砂漠化は様々な要因によってひきおこされるが，その結果は土地の劣化に集約される。しかし土地劣化の発生機構は未解明であり，その防止策も未構築である。本研究では，土地劣化を土壌劣化と位置づけ，砂漠化域における土壌劣化実態を検討することにより，その再生原理を構築することを目的とした。土壌劣化の実態例として，過少土壌容量分布域（中国カルスト域），貧栄養土壌域（アフリカニジェール）における養分減少と貯留過程，土壌移動高頻度域（日本列島恵山）における土壌生態再生過程をケーススタディ対象とした。その結果，中国カルスト域においては，過少土壌の実態が明らかとなり，またそれは土壌生成速度が極めて遅い石灰岩の特質に起因していることから，森林伐採によって土壌が流亡した場合，生態系修復は不可能になると考えられた。ニジェールにおいては，過度な土地利用により土壌養分が流出している実態や，一方でシロアリ塚に養分が貯留されている実態が明らかとなった。恵山においては，斜面崩壊により土壌動物相が激減すること，その後の植生回復にともなって土壌動物相も回復することが明らかとなった。それらの知見をもとに総合考察を行った結果，土壌劣化とは土壌養分貯蔵庫の崩壊と認識され，そして土壌劣化域での貯蔵庫の回復と土壌養分再備には，森林再生による長期間の土壌回復が最も現実的な選択肢と考えられた。

キーワード：砂漠化，養分貯留，シロアリ，土壌動物，土壌養分

2004年6月25日受理，Accepted june 25, 2004

1：北海道大学大学院農学研究科環境資源学専攻森林管理保全学講座砂防学分野，札幌市北区北9条西9丁目，060-8589
Laboratory of Erosion Control, Division of Environmental Resources, Graduate School of Agriculture, Hokkaido University, Kita 9 Nishi 9 Kita-ku, Sapporo, 060-8589

目 次

はじめに

Ⅰ．研究方法
1．砂漠化に対する認識の歴史と研究目的
2．調査・解析方法
1）土壌の定義とケーススタディの設定
2）土壌過少分布域の調査・解析方法
3）熱帯貧栄養土壌域の調査・解析方法
4）日本列島崩壊斜面の調査・解析方法

Ⅱ．土壌過少分布域における地形・土層特性と土地利用実態の解析
1．ドリーネ地形における土壌分布特性
2．地形・土壌深と土地利用区分
3．中国石漠化実態からみた土壌基盤容量

Ⅲ．熱帯貧栄養土壌域の養分の消失・貯留実態の解析
1．強度土地利用による土壌養分の減少
2．土地利用とシロアリ塚の土壌養分解析

Ⅳ．崩壊斜面の土壌動物相回復過程の解析
1．土壌動物相の個体数時系列推移
2．土壌動物相の群集組成時系列推移
3．土壌生態系回復過程

Ⅴ．砂漠化域における養分貯留機能から見た土壌の劣化と再生
1．砂漠化と土壌劣化
2．養分貯留機能の時空間特性と土壌劣化
3．砂漠化域の森林再生による土壌生態系構築

おわりに

はじめに

国連の統計（1999）によると，世界人口が10億人に達したのが1804年，50億人に達したのが1987年，そして60億人に達したのが1999年10月12日とされている。つまりここ12年の間に10億人もの人口が増えたことになる。この人口増加が今後ますます加速されていくのはほぼ確実といわれ，それに伴う環境改変（破壊）は人類がかつて経験したことのない規模になると予想されている。

人類が環境を改変してきた歴史は古く（Darby, 1956; Sauer, 1956; Meiggs, 1982），古代の頃より森を切り開いて畑を作り，家畜を飼い慣らし，低平地に潅漑を行ってきた。しかしそれらはいずれも地域的な改変であって，地球規模の環境にはほとんど影響を及ぼすことがなかった。それが産業革命以後の300年間で，人類はかつてない速度と規模で環境を改変してきた。その影響範囲は今や地球規模に及び，およそ陸地表面の30～50％が人間の手によって改変され（Vitousek et al, 1997a; Daily, 1995; Turner, 1990），大気中の二酸化炭素は30％近く増加し（Vitousek et al, 1997a; Houghton, 1995），大気中の窒素は人工的に過剰に固定され，土壌，陸水，大気に蓄積することとなった（Galloway et al., 1995; Vitousek et al., 1997a,b）。もはや地球上で人間の手がおよばない生態系は皆無に近く，また地球規模の環境破壊は将来危惧される問題ではなく，今まさに進行している問題といえる。

砂漠化も地球規模の環境問題の一つである。現在も世界中で砂漠化が進行している。国連砂漠化防止条約（UNCCD: United Nations Convention to Combat Desertification, 2003）の報告によると，世界では110ヶ国以上，10億人以上の人々の暮らしが砂漠化によって脅かされている。地球の陸地面積のおよそ1/3，40億ヘクタールが砂漠化の影響を受けており，特にアフリカが最も深刻な状況にある。

砂漠化の原因は様々であるが，その主要な原因は気候変動と人々の不適切な土地利用にあると国連は結論付けている。不適切な土地利用としては，過耕作・過放牧・森林伐採・粗野な潅漑などがある。気候変動にそれら過度な土地利用が加わることで砂漠化が生じているが，一般に砂漠化が進行している地域は経済的に貧困な場合が多く，住民は過度な土地利用して生計を維持していくほかに選択肢がない状況におかれている。そのような事情を背景として，過去20年間に砂漠化は急速に進行してきた。

砂漠化は人類が早急に対処しなければならない課題である。しかしながら世界各地で対処療法的な対策は行われているものの，根本的な問題解決への指針はいまだに存在していない。詳細は後述するが，本研究では砂漠化を土壌劣化の視点から整理することにより，土地の保全・再生原理を模索しようとした。

Ⅰ．研究方法

1．砂漠化に対する認識の歴史と研究目的

砂漠化とは既存の砂漠（サハラやゴビなど）が拡大（・前進）していく現象だという誤解は未だ根強い。そのような誤解が浸透している背景には，砂漠化の定義について，多くの専門家や研究者の認識が一致していないことに原因の一端があると考えられる。そこで砂漠化（desertification）とはいったいどんな現象を指しているのか，その歴史的変遷を簡単にみてみる。

Batterbury and Warren（2001）を参考に砂漠化の歴史をまとめると，およそ以下のようになる。1920年代には既に科学者たちはアフリカでの“砂漠の前進と拡大”に関心を払っていた。その後フランスが西アフリカを中心に研究を進め，砂丘が移動している証拠，現在の乾燥地に人の居住痕跡が残っていること，毎年降水量が減少していることなどを発見し，サハラは成長していると結論付けた。Sears（1935）は人間の不適切な管理によって環境が劣化していると主張し，またその流れを受けたStebbing（1935）は，西アフリカの環境劣化は移動耕作，休閑期の短縮化，過放牧が原因であるとした。そして英仏森林委員会が1936-37年にニジェール・ナイジェリア国境を視察し，そのメンバーの一人であったフランスの著名な植物学者Aubrevilleが「砂漠が前進している」という仮説を導き，1949年に世界で初めて「砂漠化（desertification）」という概念を提唱した。

1970年代，アフリカで20万人の死者をだした深刻な干ばつと飢餓が起こると，砂漠化の議論が再び活発となり，1977年にナイロビで世界初の国際会議，国連砂漠化防止会議（UNCOD）が開催された。そこで砂漠化とは「人間活動を主要因とする乾燥，半乾燥，半湿潤地域における土地の生産力の減退ないし破壊であり，最終的には砂漠に似た状態になる」と定義された。その会議を契機として砂漠化に関する基礎データの蓄積が可能となり，より長期的な視点で砂漠化を観察することができるようになった。その結果，1930年代に主張されたサハラの進行・拡大に疑問が投げかけられることとなり，Hellden（1991）は人工衛星画像，人の移住歴史，砂丘の動態そしてボーリング穴周辺の劣化状況などから判断して，砂漠が進行している証拠は見あたらないと報告した。1992年に開催された国連環境開発会議（UNCED）では，砂漠化を防止するための“Agenda 21”が作成され，それは94年の国連砂漠化防止条約（UNCCD）において採択，96年から施行されている。そこで砂漠化とは，「乾燥，半乾燥，乾燥半湿潤地域における様々な要因（気候変動および人間の活動を含む）に起因する土地の劣化（Land degradation）」であると定義が修正されることとなった。

このように砂漠化に対する認識は徐々に変遷してきており，それに対する国連や各国の対応も時代とともに変容してきた。例えば，科学者が「砂漠が進行している」と指摘した際には，それに対して「グリーンベルトの植栽を！」という一大ムーブメントが世界中でまきおこった。ルーズベルト大統領はDust Bowlでの浸食問題への対応として，テキサスとノースダコタの間にグリーンベルトを造成しようとし，国連（UNCOD）もサハラを取り囲むようにグリーンベルトを作ることを提唱した。アルジェリアでは実際に兵を徴集して植栽活動が展開された。しかしそれらの活動のほとんどは地域住民の意識や協力を無視したものであり，砂漠化が抑えられることはなかった。その後1992年にリオで開催された国連環境発展会議（UNCED）では砂漠化への対応策が見直され，グリーンベルトの造成や焼畑の禁止などに代わって，干ばつへの備え・教育・地域住民の参加の必要性などが強調されることとなった。しかし砂漠化は依然進行し続けている。

このように砂漠化とは，初期の「砂漠が前進・拡大している」という誤った概念から始まっており，それは次第に認識を改められてはきているものの，未だ明確な解決策が存在していないことが分かる。前述したように，砂漠化とは「気候変動および人間活動を含む様々な要因に起因する土地の劣化」であるとされている。国連は土地の劣化の結果として，土壌浸食による表土流出，植生減少，作物収量減少，下流河川氾濫，水質汚染，河川・湖沼への土砂堆積，貯水池の細粒土砂堆積，砂嵐，大気汚染，etcなど様々な事例を列挙しているが，その発生・影響機構については未解明な点が多く，その防止策も未構築である。ただ国連が列挙する土地劣化の結果事例を見ても明らかなように，すべては土壌の劣化から派生している問題である。そこで本研究では，土地劣化を陸域生物圏基盤である土壌の劣化と位置づけ，土壌（生態系）劣化の実態を詳細に検討することにより，その再生原理を構築することを目的とした。

2．調査・解析方法

1）土壌の定義とケーススタディの設定

本研究では，「土壌」とは植物が生育するための

資源基盤であり，「土壌劣化」とは，土壌が物理的・化学的・生物的に変質することにより植物（作物・樹木など）の成長が悪くなること，そして土砂や土壌養分が流出することにより周囲の環境（河川や地下水）が汚染されることと定義した。

本研究では3つのケーススタディから土壌劣化プロセスを解明することにより，その再生原理を構築しようとした（Fig.1）。1つ目の過少土壌容量（limited soil volume）とは，すなわち土壌の絶対量が乏しいという問題である。そのため浸食などにより土壌が流亡した場合，植物の生育に必要な土壌が消失するため，そこは半永久的に不毛化してしまう危険性がある。本研究では，そのような過少土壌容量が危惧される地域の中でも，特に中国南部の石灰岩地域を調査地として選定し，地形と土壌の実態把握をすることにより，土壌劣化のプロセスについて考察した。石灰岩地域では，通常急峻な岩峰が連なるカルスト地形が発達し，また石灰岩という地質の特質上，土壌層が極端に薄いとされている。またそのような過酷な自然条件に対する住民の土地利用を検討することにより，劣化土壌の保全・再生方法について検討した。

2つ目のケーススタディとして，土壌養分消失の視点から土壌劣化を考察した。例えば日本で最も広く分布している森林褐色土は，アメリカの土壌分類によるとInceptisolに分類される（八木，1992）。Inceptisolは概して風化が進んでおらず肥沃であるため，養分流出による植物への成長阻害を日本では意識することが少ない。しかし熱帯地域では，極端に風化が進んだOxisolやUltisolが広く分布しており，土壌養分の流出は植物の生育にとって致命的である。そして砂漠化が進行している地域は，主としてこのような熱帯地域である。本研究では，そのような痩せた熱帯土壌の代表としてアフリカニジェールを選んだ。そこではまず土地利用ごとの土壌養分を比較することにより，養分流出の実態を把握し，そして養分流出により劣化した土壌を再生するための自然界の仕組みであるシロアリ塚による養分の固定について検討した。

3つ目のケーススタディとして，土壌移動（崩壊）による土壌劣化のプロセスについて検討した。土壌移動とは，斜面が重力により崩壊する現象を指す。それは世界各地の山岳地域でみられる斜面崩壊の他に，例えば黄土高原の河岸浸食などによる斜面の大規模崩壊

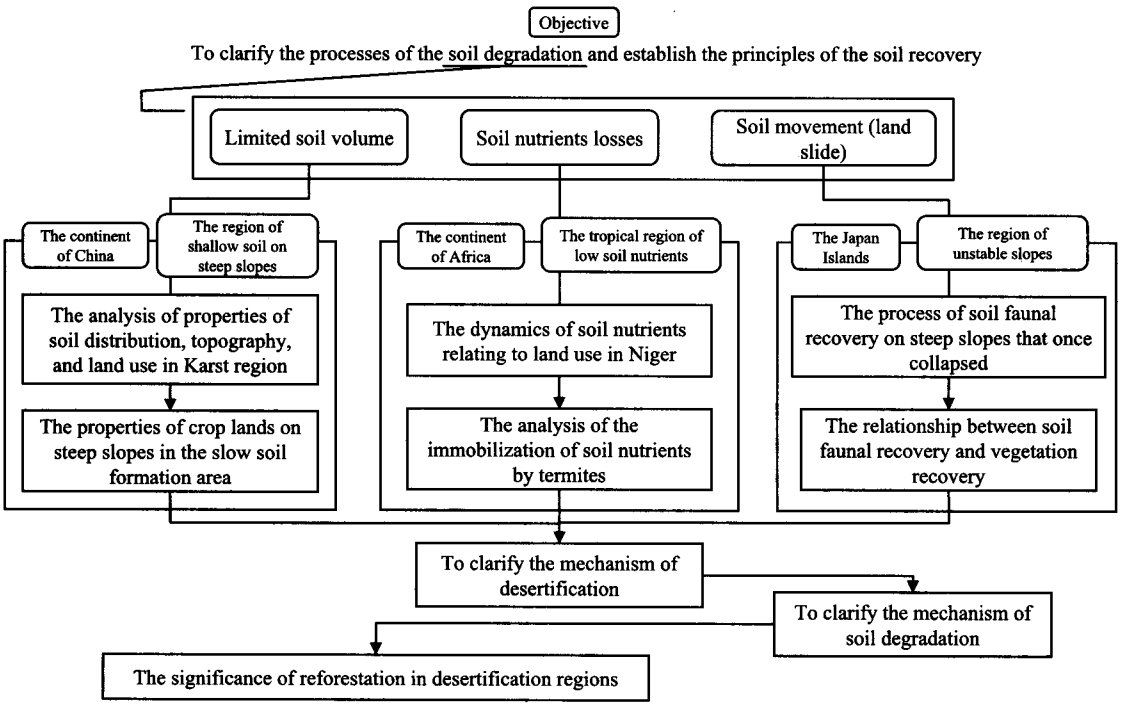

図1 研究の流れ

Figure 1. The research design for understanding desertification from the view point of soil degradation.

などを含んでいる。このような崩壊が頻繁に起こっている斜面は，植物の定着が困難なためそこを耕地利用することが難しい。本研究では，そのような地域の代表として日本北海道恵山の崩壊跡地を選んだ。日本列島は全土にわたって地震が頻発する地域であり，また国土面積の75％が山地であることから，本来斜面崩壊が頻発するポテンシャルが高い。しかし現在の日本列島は国土面積の７割が緑に覆われており，それはひとえに高度に発達した治山・砂防などの国土保全技術に由来している。日本の治山・砂防技術により，崩壊地が安定し植生が回復することは多くの現場で実証されているが，その場の土壌が本来の自然性を回復しているかは未解明である。そこで治山技術による劣化土壌の再生プロセスについて検討した。特に崩壊跡地の土壌動物相の回復過程を把握することにより，植生の回復と土壌生態系の回復との関連について考察した。

そして以上の事例研究を総合することによって，土壌劣化の実態と機構の解明とともに土壌の養分貯留機能の重要性を抽出し，劣化土壌の再生について，森林復元や耕地利用のあり方とともに考察することとした。また砂漠化は自然環境（生物圏）保全と社会環境（人間活動）保全との複合的課題であることから，従来の個別科学のみで研究を行うことは不適切であると考えられた。そこで本研究では，従来の研究のようにデータの細かい解析に重きを置くのではなく，複数の学問分野を結びつけることにより総合的知見を探求することに重きを置いた。そのように人間活動と自然環境との調和を前提とする地理学的な学際領域研究として本研究を位置づけ，森林・植物・土壌生物からなる土壌生態現象を対象とすることとした。

2）土壌過少分布域の調査・解析方法

マヤ，メソポタミア，ハラッパンなど，過去に栄えた多くの文明は土壌浸食によって滅びたと推測されており（Olson，1981），文明の歴史は土壌浸食と戦ってきた歴史ともいえる。現在でも，毎年75×10^9metric tonsもの土壌が浸食により陸地から失われていると報告されており（Myers，1993），およそ世界の農地の80％が浸食に苦しんでいる（Speth，1994）。浸食量はアフリカ，アジア，南米で大きく，毎年30-40ton/haの土壌が浸食されていると見積もられている（Barrow，1991）。浸食は量・質の両面から土壌劣化をもたらす深刻な問題であるが，現地住民の浸食に対する意識は意外と薄いのが現状である。例えば日本では，戦後アメリカ軍が「土壌浸食」という言葉を持ち込むまで，そのような概念は存在しなかったと言われているし（小出，倉田，1961），アフリカもいたるところに深いガリーが刻まれているにも関わらず，ほとんど何の対策もなされていない。

一方，石灰岩を中心とする炭酸塩岩地域では，古くから土壌浸食に多大な関心が払われてきた。石灰岩地域の土壌層は通常きわめて薄い。つまり土壌容量が小さいために，浸食によって土壌が流出した場合，即座にそこは岩だらけの裸地と化してしまう状況に置かれている。そのため旧ユーゴスラビアの石灰岩地域では，１年間の収穫を終えた秋に，下方に流れてしまった土壌をモッコに入れて，かついで上の畑に戻すという作業を今でも続けているという（漆原，1996）。本研究対象地である中国南西部広西自治区七百弄郷弄石屯ドリーネも，そのように土壌容量が少ないために，浸食による土壌劣化が危惧される石灰岩地域である（竹下，2003）。この地域の石灰岩は，中国華南から地中海沿岸にまで連なる大石灰岩層の一部であり，それは古生代から中生代にテーチス海に堆積したものとされている（漆原，1996）。このような石灰岩地帯では，乾燥地の砂漠化とは若干異なる石漠化（Karst Degradation）と呼ばれる問題がある。

石灰岩地帯はその地質の特質上，急峻な岩峰と溶食凹地（ドリーネ）が連なる特異な景観（カルスト・ドリーネ地形）を形成する。傾斜角40度を超す岩峰が延々と連なっており，平地は岩峰間のわずかな凹地に限定されている。そのため住民は急斜面を利用した効率の悪い農業を余儀なくされている。また石灰岩は通常の岩石と違い，雨によって削られるのではなく，溶食される。この溶食と呼ばれるカルスト特有の浸食様式のため地下水脈（鍾乳洞）が発達しており，多量の降水があるにもかかわらず河川流水がないドリーネでは，天水・湧水に依存した農業が困難を極めている。中国ではこのような石灰岩山地における生態系の劣化現象を石漠化と呼んでおり，環境並びに貧困問題として最重点課題の一つに数えている。Ⅱ章では，そのように石漠化が危惧される土地において，土壌・地形特性から土壌劣化の実態を把握し，それに対する現地の保全技術から土壌再生の可能性と展望を探ろうとした。

浸食による土壌劣化機構を解明するために，地形図と現地踏査から作成した傾斜・土壌分布のGISデータ解析により，地形と土壌についての実態把握を行った。地形特性については，20m×20mをメッシュ

単位として傾斜区分図を作成し，土壌深については，代表斜面を選定し10m～30mのラインを3地点取り，およそ50cm間隔で検土杖を土壌に差し込むことにより測定した。土壌流亡・浸食状況については，降雨データと現地モニタリングの比較検討を行うことで判断した。それらの結果と石灰岩地帯における従来の土壌生成速度の知見とにより，土壌分布特性の検討をおこなった。また現地住民の土壌容量保全技術を検討するために，人口変遷史，森林伐採史，そして現在の土地利用について既存の文献データより調べた。それらのデータを重ね合わせることにより，劣化した土壌の保全（再生）原理について検討した。

3）熱帯貧栄養土壌域の調査・解析方法

一般に熱帯の土壌は日本などの温帯土壌と比べて養分に乏しい（八木, 1994)。日本の森林土壌はリター層が厚く堆積するモル型土壌であり，有機養分がリター層に大量に蓄積されているのに対し，熱帯の土壌はA_0層を欠くムル型土壌となっている（Muller, 1879)。また日本ではその気候上，無機態窒素はアンモニア態として土壌に吸着されている時間が比較的長いが，熱帯ではアンモニア態はすぐ硝酸態に変化し，雨水とともに土壌からすみやかに流出していく。つまり熱帯・亜熱帯では高温のために土壌有機物の分解が速く，そのため日本などの温帯に比べて養分が土壌中に保持されている時間が一般的に短い。そして実際にアフリカでは大量の土壌養分が流出している。Stoorvogel and Smaling（1990）によると，毎年サハラ周辺の地域から10kg/haのN，2kg/haのPそして8kg/haのKが流出している。逆に土壌の生成速度は極めて遅く，2.5cm（1inch）の土壌が生成されるのに，少なくとも200年から1000年かかると見積もられており（Lal, 1984; Elwell, 1985; Hudson, 1981)，失われた量を補うにはとうていおよばない。このように多くの砂漠化が進行する熱帯域では，土壌養分の流出は深刻な問題であり，早急に対策を講じる必要がある。

Ⅲ章では，熱帯砂漠化域の代表といえるアフリカサヘル地域ニジェール共和国を研究対象地に選び，土壌劣化の実態およびその再生機構を土壌養分の視点から解明しようとした。土壌劣化については，土地利用様式別に土壌炭素・窒素の実態把握を，劣化土壌の再生については，土壌動物による養分固定（immobilization）に着眼した。土壌動物の中でも本章では特に熱帯で優占しているシロアリに着眼し，シロアリ塚の養分蓄積実態の把握を試みた。

土壌養分固定とは，土壌生物が自分の体内や巣に土壌養分を取り込むことで，一時的にその養分を他の動植物が利用できない状態にすることを指す。そのように他の動植物への養分供給を制限することから，従来，土壌生物による養分固定は土壌肥沃度にとってはマイナス評価がなされてきた。しかし短時間では植物成長を阻害しているかのようにもみえる養分固定も，長期的に見れば，流出しやすい養分を土壌に保持し続けていると位置づけられる。それは熱帯・亜熱帯土壌のように養分が極端に乏しく，しかも有機物分解が速い環境では特に重要な作用と考えられる。

養分流出と土壌生物による固定の関係についての研究は多くはないが，幾つかの報告がある。例えばSingh et al.（1989）は，乾季・雨季あるいは凍結・融解の繰り返し地域における土壌生物による養分固定の重要性を説いており，Vitousek and Matson（1984）は森林皆伐時の窒素流出防止に最も効果を発揮している要因は，微生物による固定である結論付けている。土壌生物が養分保持に重要な役割を担っていることは明らかになりつつあるが，砂漠化防止の視点からその重要性を議論した報告は皆無である。またシロアリについての研究も，Lee and Wood (1971)やBrian (1978)，近年ではAbe et al.（2000）が体系的にまとめているが，土壌養分保持という視点からの研究はほとんどなされていない。

調査対象地としたニジェールは，アフリカサハラ砂漠の南端に位置しており（Fig.2)，砂漠化の最前線とも呼ばれる。地質は第三紀末までに堆積した泥質砂岩からなり（南雲, 1995)，土地利用はFAO（website）によると，森林（およびブッシュ）が2%，農用地が12%で，残りの86%はほとんどが裸地となっている。気候帯はサバンナに位置し，サハラ砂漠につながる北方地域は降水量が極めて少ないため農業はほとんど不可能で，緑地と人口の分布は南部に集中している。4月から10月までが雨季で，8月が降雨ピーク（およそ200mm/month）となっている。

現地調査は，首都Niamey周辺域とこれより南東150kmほどのDosso地域の2カ所で行った。土地利用様式とそれに対応する土壌養分の実態把握を試み，それにより土壌養分の保持・消失の実態を解明しようとした。その際，土壌養分の指標としては土壌中の炭素・窒素量を選択し，土地利用様式としては，森林(forest)，ブッシュ（bush)，牧草地（pasture)，耕地（cropland)，裸地（bare land）の5種類を設定した。森林とブッシュ

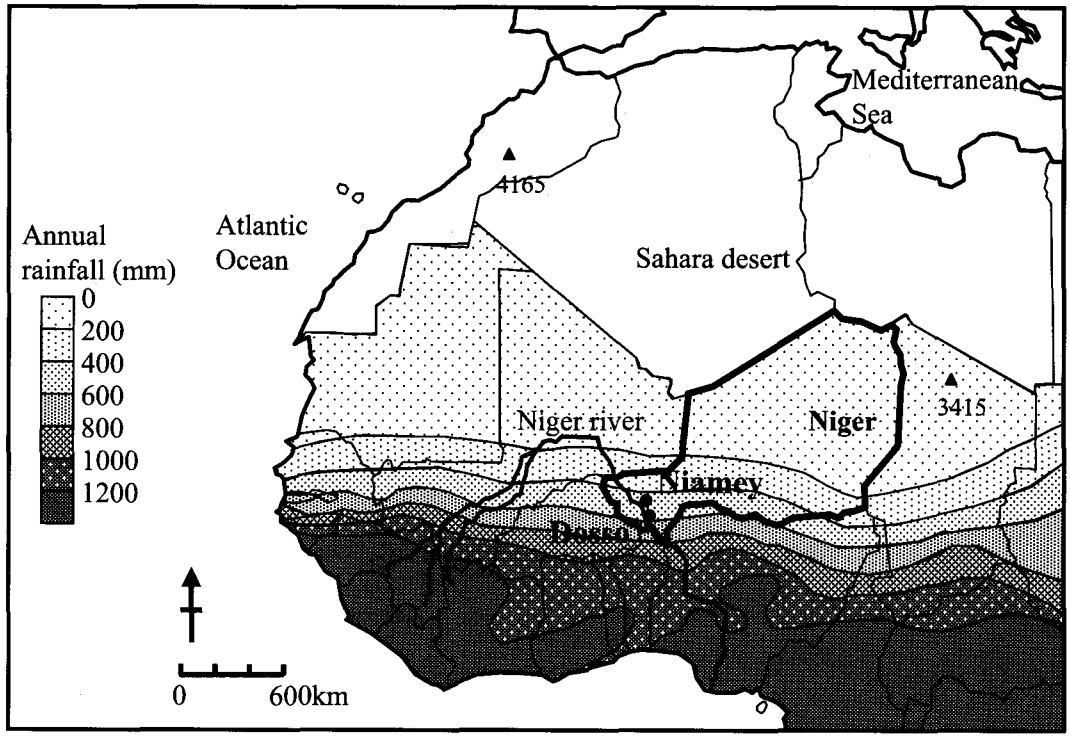

図2　ニジェールの降水量分布と調査地位置
Figure 2. Mean annual rainfall (mm) in Niger and the location of the study sites.
(rainfall data from Brouwer and Bouma 1997)

の区別は明確ではないが，今回の調査に限っては，森林はINRAN（Institut national de Rechenche Agronomie du Niger）農業試験場の研究林とした。これは囲い込みによって周囲の家畜や人が入り込めないようになっており，自然状態下の土壌を知るのに最適と考えられたからである。林齢は定かではなく，優占樹種はアカシア・セネガル（*Acacia Senegal*），アカシア・ニロチカ（*Acacia Nilotica*），アカシア・アルビダ（*Acacia Albida*）などで，この周辺気候下での代表的林相（樹高4-5m）と思われる。ブッシュは試験場内の森林と異なり，人や家畜が入り込んでいる形跡が見られた。また牧草地では牛飼いが牛を連れて移動している光景がよく見られ，耕地ではミレット（*Pennisetum americanu*）あるいはソルガム（*Sorghum bicolor*）のどちらかが栽培されていた。裸地はいたるところに見られ，表層は乾燥のため固いクラストを形成していた。

シロアリ塚については，現地観察の結果，シロアリ塚周囲の土はその外側の土と明らかに色彩が異なっていた。そこで塚とその周囲の土壌を距離によって以下のように定義した（Fig.3）。塚に隣接（2～3m）した土壌を塚近傍（Nearby Soil）と名付け，さらにその外側（3m以上）を周囲土壌（Surrounding Soil）とした。

本研究では，シロアリ塚および土壌の炭素・窒素量に影響を及ぼす要因として，土地利用様式とシロアリ塚からの距離という2つの要因を設定した。そしてそれら2つの要因のどちらが炭素・窒素量に効いているか，あるいは両要因間での交互作用はあるか，などを検討するため2元配置の分散分析を行った（Table 1）。土地利用要因としては，先述の森林（forest），ブッシュ（bush），裸地（bare land）の3水準，シロアリ要因については塚からの距離（mound, nearby soil, surrounding soil）の3水準を設定した。土地利用要因については，上記の3水準の他に牧草地（pasture）と耕地（crop land）があるが，耕地にアリ塚はなく，牧草地のアリ塚についてはサンプル数を十分得られなかったため分析からは除外した。Table 1 中の各セルはそれぞれ7回の繰り返しを有しており，帰無仮説は「土壌の炭

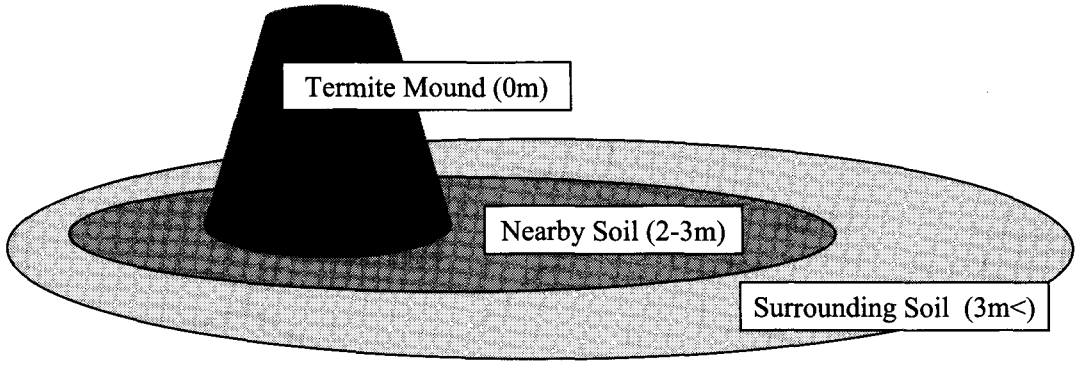

図3 シロアリ塚と周辺土壌の簡略図
Figure 3. A conceptual image of termite mound and surrounding soil.

表1 2元配置分散分析計画表
Table 1. The design of the experiment for two-way ANOVA.

		land use factors		
		forest	bush	bare land
termite factors	termite mound	mound in forest	mound in bush	mound in bare land
	nearby soil	nearby soil in forest	nearby soil in bush	nearby soil in bare land
	surrounding soil	surrounding soil in forest	surrounding soil in bush	surrounding soil in bare land

素あるいは窒素は，土地利用様式の違いやシロアリ塚からの距離に関わらずどこでも差がない」というものである。5％水準で有意差がみられた場合，その後土地利用要因，シロアリ要因ごとに多重比較を行い各水準間の違いを検討することとしたが，要因間の交互作用が検出された場合には，要因ごとの多重比較が意味をなさなくなることから，その際には両要因を同一軸上に並べ，すべての総当たりで多重比較を行い，差を検討した。土壌およびシロアリ塚の炭素・窒素量は等分散性の仮定が希薄だったため，等分散性の仮定を必要としないTamhaneのT2（Hochberg and Tamhane, 1987）による多重比較（SPSS 11.5.1J）を行った。

現地調査およびサンプル採取は雨季が終わる2002年10月に実施した。土壌サンプル採取地は，森林12プロット，ブッシュ7プロット，牧草地7プロット，耕地12プロット，裸地10プロットである。いずれも土壌養分が最も多いと思われる表層0-10cmから各プロット3つずつ土壌サンプル（100cm³）を採取し，それらを日本に持ち帰り（農林水産省許可 14横植第606号），オーブンで風乾させた後，すりつぶして均一化した上でElemental Analyzer（Thermo Quest Italia S.P.A.社製 型番NCS2500）に投入し炭素・窒素含有量を計測した。またシロアリ塚についてはその表層約500cm³を21プロットから，そしてnearby soil, surrounding soilについてもそれぞれ21プロットから同様の手法で採取した。採取土壌は日本に持ち帰り，炭素・窒素量を計測した。

4）日本列島崩壊斜面の調査・解析方法

日本列島は全土にわたって地震が頻発する地域であり，また国土面積の75％が山地であることから，本来自然災害が頻発するポテンシャルが高い国といえる。森林についても同様で，何の対策も用意しないままに樹木を皆伐したり，無計画に焼畑を繰り返したりすれば，即座に深刻な斜面崩壊・土壌浸食が発生し，かつての禿げ山だらけの花崗岩山地と同様な光景となることは必至である。しかし現在の日本列島は，国土面積の7割が緑に覆われている森林王国であり，国連の土壌劣化マップ（UNEP，1992）でも劣化の心配がない地域に分類されている。それはひとえに高度に発達した治山・砂防などの国土保全技術に由来している。

日本の荒廃地緑化技術は，山地上流域の急斜面における山腹緑化工として発達してきた。山腹緑化工の主目的は，斜面土壌地盤を安定させ浸食を軽減することで長期間にわたる森林復元を実現し，下流域を渇水・洪水の災害の危険から守ろうとするものであった。そのため斜面土壌固定の積工とともに自然回復を促進するための線的木本緑化が主な方法であったが，近年は荒廃地（崩壊跡地）の安定化と早期緑化を第一義とするため面的草本緑化を多用する傾向にある。

これら山腹緑化工が実際にどれほど効果を発揮したのかということについての追跡調査はほとんどされてこなかった。そのため80年代に入り，緑になった施工地の適切な評価法が模索されはじめた。新谷ら（1981）は回復植生の種数・密度・樹高階層などを用いた回復指数という指標を提案し，また大手（1989）は森林の階層構造を重視した成熟度なる指数を提案した。そしてそれに呼応するように，山腹工の剥き出しのコンクリートなどに対する景観的な批判が高まり，それを受けて景観的な美しさを重視した施工も行われるようになってきた。しかしそれらはいずれも植生にばかり注目したものであり，その下の土壌層については未だにほとんど関心が向けられておらず，特に土壌動物相についてはまったく研究されていない。すなわち森林の回復にともなって，その場の土壌動物相のどのように回復していくのかその過程は未解明なままである。そこでⅣ章では，斜面崩壊によって劣化した土壌における土壌動物相の回復過程を把握することにより，植生回復と土壌生態系回復の関係を明らかにするとともに，斜面崩壊により劣化した土壌の再生の原理を構築しようとした。

日本列島の中でも人間活動による影響期間が比較的短い北海道南部の活火山恵山（618m）地区を研究対象地として選んだ（Fig.4）。恵山では急峻な火山地形および噴気による岩石の変質により，噴火および大雨に際して泥流・土石流が発生しやすく，これまでもしばしば災害が起きたことが記録されている（北海道防災会議，1983）。

崩壊により消失した土壌動物相の回復過程を観察するために，崩壊発生年代の異なる4カ所の崩壊跡地（A～D）を選定した。それぞれ1989年，1987年，1980年，1973年に山腹工が施工されている（Table 2）。すべての調査地点で土留工，水路工，枠工，芝工が施されており，クロマツ（*Pinus thunbergii*）が植栽されている。1980年施工地にはそれに加えてケヤマハンノキ（*Alnus hirsuta*）が混植されていた。いずれの地点においても，下層植生の優占種はケンタッキーブルーグラス（Poa pratensis）であり，ヨモギ（Artemisia princeps）やイタドリ（Polygonum cuspidatum）が点在していた。植栽木の樹高は経過年数に伴って増加しており（Table 2），植栽後20年を経過した調査地Dでは，平均樹高6.7m，最大樹高8mに達している。調査地B，Cでバークが施肥されていたが，それは樹木植栽時だけであり，その後の追肥は行われていなかった。地質は先第三系の堆積岩，新第三系の火山噴出物・堆積岩の上に第四系の溶岩・火砕流堆積物が覆っており，調査地はいずれも段丘斜面になっていた。土壌断面については，植栽後4年しか経過していない調査地AではまだA$_0$層が発達していなかった。このように4カ所の調査地点は，山腹工の施工年代以外は施工法や植生の条件が酷似していることから，本研究ではそれぞれを時系列上に並べて比較しえるものと判断した。

本研究で対象としたのは，体長2㎜以上の大形土壌動物（ミミズ・ヤスデなど）および体長0.2～2㎜の中型土壌動物（ダニ・トビムシなど）であり，小型土壌動物（アメーバ・鞭毛虫など）および土壌微生物については，分析方法が極端に異なるため，今回の対象からは除外した。土壌動物相の回復過程の概況をまず目単位で大まかに観察し，それからより細かいササラダニ亜目を科の視点から検討した。本研究対象地である北海道のような亜寒帯では，ミミズやシロアリなどの大形土壌動物よりもダニ，トビムシなどの中型土壌動物の方が分解者としてより重要になってくることが知られており（Takeda，1987），その中でもササラ

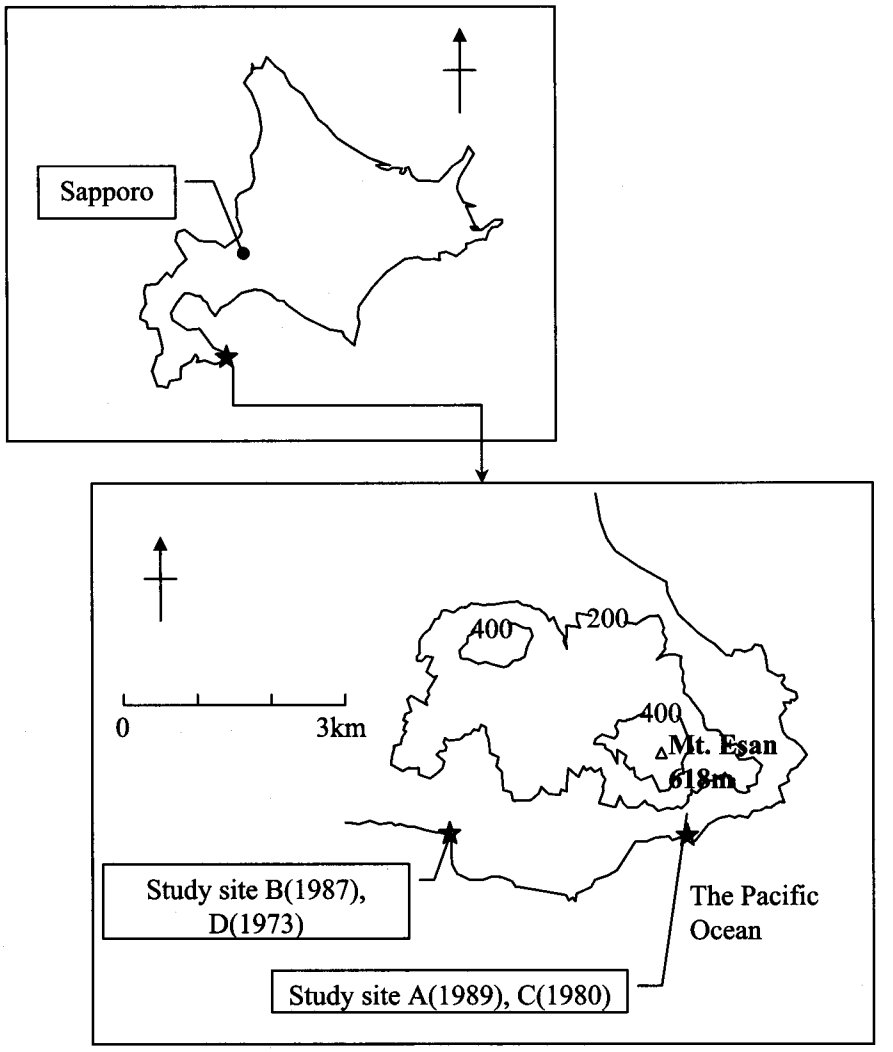

図4 調査地位置図
Figure 4. Location map of the study sites

ダニ亜目は多くの研究者によって最も研究が進んでいる動物群といえる（Behan-Pelletier, 1999）。中型土壌動物（ダニ，トビムシなど）については，1993年8月，コアサンプラー（20cm²×5cm）を用いて各調査地点から7つの土壌サンプルを採取した。得られた土壌サンプルをツルグレン装置に72時間かけることにより，中型土壌動物を抽出した。抽出された土壌動物についてはすべてを目単位で大まかに分類し，ササラダニ亜目についてのみ科単位で同定した。ミミズ，ヤスデなどの大形土壌動物については，1993年10月に30cm×30cm×10cmの土壌サンプルを5つ採取した。土壌サンプルから現地でピンセットを用いたハンドソーティングにより大形土壌動物を採取した。得られた土壌動物はすべて目単位で同定した。また土壌孔隙にいては，1993年10月，各調査地からコアサンプラーを用いて3つずつ土壌サンプルを採取，その平均値を各調査地の値とした。

土壌動物の個体数については顕微鏡を用いてカウントし，分散分析により平均値の差を検定した。また土壌動物の炭素・窒素量を推定する際には，既存の報告（Table 4-3, Petersen, 1982）より個体数をバイオマスに変換し，土壌動物（特にミミズ）のおよその

表2　恵山調査対象地の概況
Table 2. General conditions of the study sites at Mt. Esan.

	A	B	C	D
Built Year	1989	1987	1980	1973
Direction of the slope	130°	230°	160°	270°
Angle of the slole	33°	27°	31°	36°
Planted tree	Pinus thunbergii	Pinus thunbergii	Pinus thunbergii Alnus hirsuta	Pinus thunbergii
Invating tree	−	−	hydrangea peniculata Euonymus oxyphyllus	−
Floor vegetation	Poa pratensis. 5 Artemisa princeps + Polygonum sachalinense +	Poa pratensis 5 Artemisa princeps + Polygonum sachalinense + Aralia cordata +	Poa pratensis 2 Polygonum sachalinense + Sasa niponica 2 Artemisa princeps + Cirsiun aomorense + Aralia cordata +	Poa pratensis 5 Sasa niponica 2 Leguminosae sp. 1 Artemisa princeps + Polygonum sachalinense + Petasites Japonicus + Hydrangea paniculata + Rhus ambigua +
Mean height of trees (m)	1.4	3.3	4.4	6.7
Diameter of bottom (cm)	2.5	5.4	8.0	18.5
density (/25m²)	34	too much	14	9
Fertilizer	−	bark	bark	−
Soil porocity (%)　Sr=2.65	62.7	77.1	57.7	70.7
Air (%)	26.3	36.6	33.7	31.3
Liquid (%)	36.4	40.5	24.0	39.4
Solid (%)	37.3	22.9	42.3	29.3
Soilorganic matter (%)	14.3	15.9	4.7	13.7
pH	5.6	5.8	6.0	5.6

代表値とされている窒素含有率10%（Edwards, 1988; Lavelle et al., 2001; 松本, 1978），C/N比5（東・安部, 1992）を乗じることによって求めた。

土壌動物群衆の種構成を考察する際には，細かく種ごとの比較をするのではなく，土壌動物群集を環境圧に対する耐性で大きく三つのグループに分類し，その割合を比較することで土壌動物相の質の変化を把握しようとした。それは青木（1989）が「自然の豊かさ」指標（Index of Nature Richness）として提案しているもので，「現在の環境の状態がその土地の気候的極相からどれくらい隔たっているかを，土壌動物の群集組成によって評価してみよう」という試みである。具体的には，土壌動物群集を経験に基づいて，よく成熟した土壌にのみ出現する群（タイプⅠ），やや成熟した土壌から，よく成熟した土壌に出現する群（タイプⅡ），未熟な土壌から成熟した土壌まであらゆる環境に出現する群（タイプⅢ）の3群に分類し，それら3群の出現目数を比べることにより，土壌動物群衆の質的変化を捉えようとした。

また同様にササラダニ亜目の種構成についても，青木（1983）のMGP分析手法により，環境圧に対する耐性でササラダニを大きく三つのグループに分類し，その個体数割合を比較することで群集の質的変化を把握した。ササラダニはその形態によって大きく三つのグループに分類される（Balogh, 1972; 青木, 1983）。Macropylinaグループは，生殖門と肛門が密着している。通常透明で軟弱な体をしており，乾燥などの劣悪環境に弱いと考えられている。Gymnonotaグループは生殖門と肛門が分離していて，さらに翼状突起を持たないものでカブトムシのように強固な殻に体表が覆われているため，乾燥などの劣悪条件に対して耐性が強いと考えられている。Poronotaグループは生殖門と肛門が分離し，さらに翼状突起を持ち，堅い殻に覆われていて乾燥などの劣悪条件に対して耐性が強いと考えられている。このような形態の違いによる環境適応力の差を利用することで，ササラダニ相の質の変化を把握することとした。

Ⅱ．土壌過少分布域における地形・土層特性と土地利用実態の解析

1．ドリーネ地形における土壌分布特性

弄石屯はおよそ8つの急峻な岩峰に囲まれたドリーネであり，近年そのすり鉢型の内壁を細長く一周する形で底部まで道路が開通した。弄石屯ドリーネの地形特性を把握するために傾斜区分図を作成した(Fig.5)。全体として斜度40°以上の急斜面がドリーネを取り囲むように広く分布しており，平地の割合は極端に乏しいことが分かった。斜度10°以下の平坦地は，ドリーネ底部と南側谷筋の一部にのみ観察され，全面積の10%程度に過ぎない。またこれに斜度20°以下の緩斜面をあわせても全体の26%にしか達しない。尾根部はすべて斜度40°以上の石山急斜面であり，それはドリーネ面積全体のおよそ1/2に達し，ドリーネ底部の道路脇にまで広く分布していた。この石山急傾斜域はほぼ樹林地となっており，その上部には最大傾斜角70°近くの急崖斜面も観察された。

弄石屯ドリーネ内の土壌の分布を現地踏査により調べたところ，斜面はほぼ完全に露出した石灰岩およびドロマイトで構成されており，土壌は岩礫の隙間を充填する形でわずかに観察されただけであった。ドリーネの表層地質は，現地観察の結果，石灰岩およびドロマイトが露出する岩山区，崖錐が散らばっている

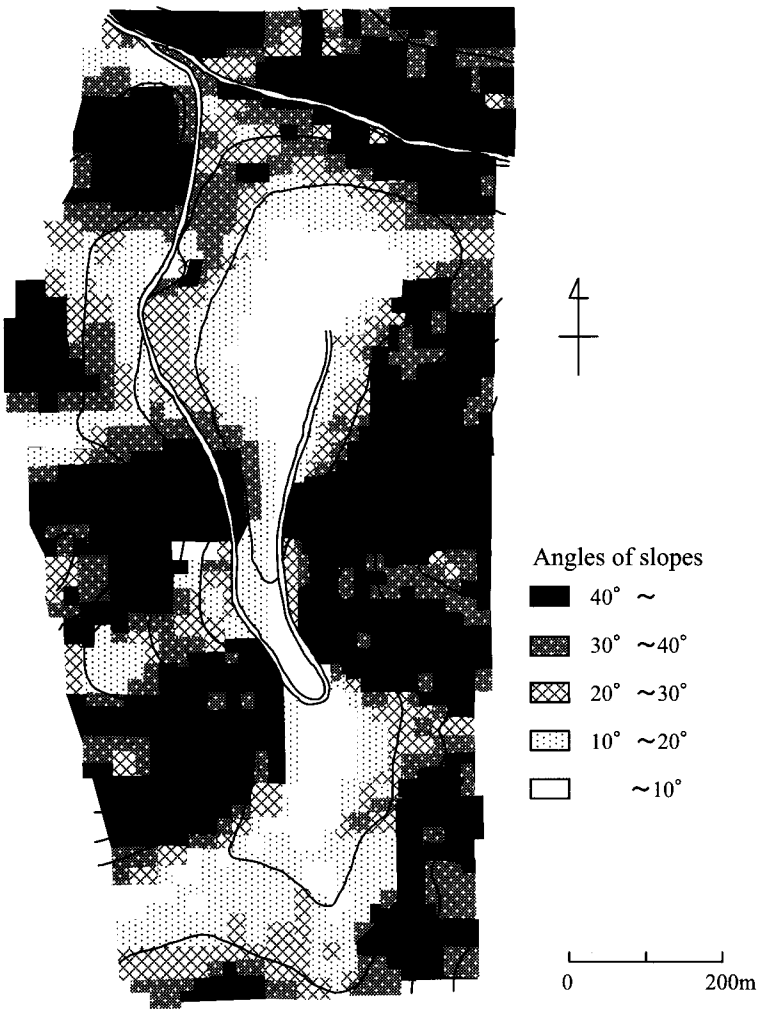

図5　弄石屯ドリーネの傾斜区分図
Figure 5. Angles of slopes at longshitun doline

崩積岩礫区，土壌と岩礫が混じり合った土壌・岩礫区，土壌区の４区に分類された（Fig.6）。広大な面積を剥き出しの石灰岩である岩山区が占め，全面積の65％にもなった。表層地質区分図（Fig.6）と前述の傾斜区分図（Fig.5）はよく対応しており，土壌区はドリーネ底部と谷地形の平坦地だけに限られている。土壌区は10％にも至らず，土壌・岩礫区と合わせても30％程度であった。

最も急傾斜の岩山区では土壌はほとんど観察されず，そこに生息している樹木は，露岩の節理に根を滑り込ませて岩を抱きかかえるような形で定着していた。土壌・岩礫区はすべて階段畑として利用されていたが，それには二つのタイプがあり，そのタイプごとに土壌の厚さも異なっていた。一つは礫を等高線に沿いに積み上げて作られた石積土留型斜面であり，もう一つは露岩の間隙に溜まっている土壌をそのまま利用した天然土留型斜面である（竹下，2003参照）。人工的に石を積み上げられた前者では，人の手によって細礫がきれいに除去されているため，ほとんど斜面全体が利用可能な土壌で覆われているように見えた。土壌深は25㎝～65㎝以上と多少ばらつきはあったが，平均土壌深は60㎝以上と思われ（測定の際，上限を65㎝に設定した），比較的厚く堆積していることが分かった（竹下，2003）。一方，天然土留型の斜面では黒色の露

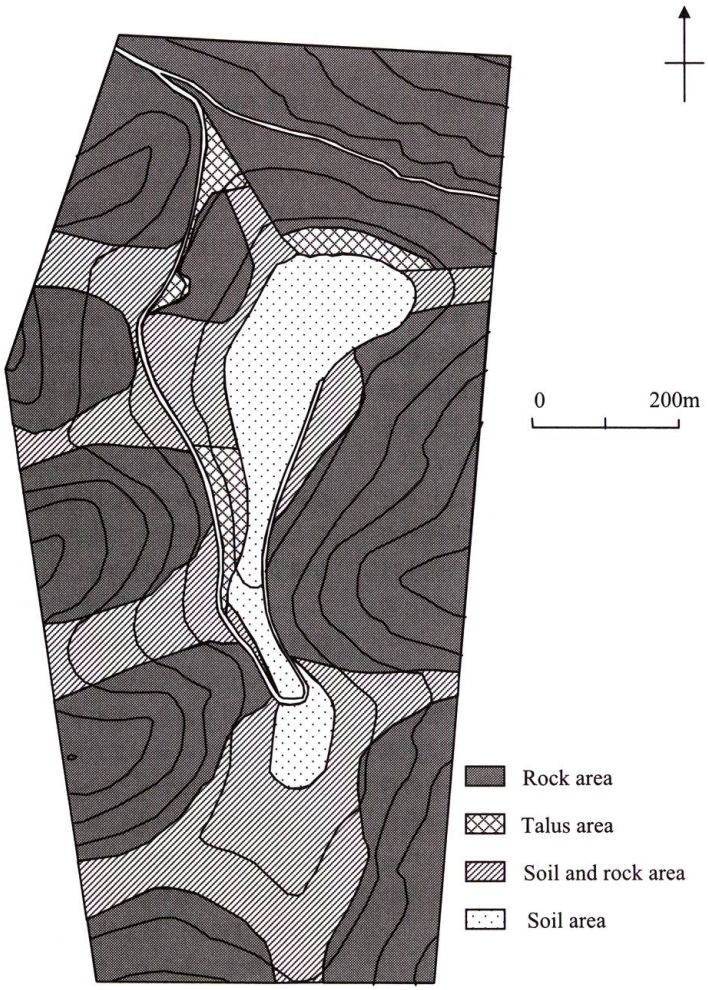

図６　弄石屯ドリーネの表層地質区分
Figure 6. A distribution of surface layers at Longshitun doline

岩が多数突出しており，その露岩間に堆積したわずかな土壌が畑地として利用されていた。土壌深は40cmを越えるものはなく，平均20cmと薄かった。また露岩にくらべて土壌の分布面積が少量であるため，斜面景観としては黒い岩肌が連続しているように見えた。ドリーネ底部は斜面から流されてきた土壌が堆積する場所であり，1m以上の土壌が広く分布しているものとみられた。

気象データによると，1999年7月と同年8月に豪雨があったとされ，特に1999年8月には最大日降水量126mm・時間雨量47.5mmの記録がある(高橋ら，2000)。しかしながら，その直後の現地調査からは，表土の移動や堆積の痕跡は観察されなかった。崖錐堆積物は弄石屯ドリーネ北側斜面の下部と中央道路下にのみわずかに観察された（Fig.6)。角礫の堆積位置と状況から判断して，中央道路下の崖錐は明らかに近年の道路工事による捨土と考えられる。また北側斜面堆積物の形成要因や時期についても，道路工事（1965年）に由来するものと思われ，径15～20cm程度の石灰岩角礫から構成されていた。現在この北側斜面の崖錐の一部に5カ所にわたって地表植生の消失部（幅約5m・長さ15m）が認められる。地元住民からの聞き取りでは，この表土移動は過去の豪雨時に発生したとされている。(ただし1998年と1999年の豪雨による移動は観察されなかった。）またこの地点では，地元住民が崖錐角礫を用いて土留めを作成し，そこに降雨時土砂をトラップすることで畑地を造成しようと試みていたが，2002年9月時点でも，崖錐礫や土壌の流入はほとんど観察されなかった。これらのことから，崖錐堆積地点においても，豪雨時の湧水に由来する地表流の発生はあるものの，土砂移動はほとんど発生していないと考えられた。

以上のように，急峻な地形の実態および土壌容量の乏しさが明確となった。分厚い森林褐色土で覆われている日本の山地と異なり，弄石屯ドリーネでは土壌が存在するのは底の平坦地と谷筋のみであり，その谷筋の土壌も極端に薄いことが明らかとなった。浸食により土壌が流亡した場合，回復が困難だと考えられるが，現在は斜面のテラス化により土壌流亡は抑えられていることが明らかとなった。

2．地形・土壌深と土地利用区分

中国全体および広西壮族自治区全体の森林被覆率は，1970年代後半からは森林率がゆるやかに上昇している（石井ら，2002; 竹下，2003参照)。その主な要因は造林と，封山育林と呼ばれる森林開発規制によって山に人や家畜が立ち入ることを禁じたためである。その継続的な努力で，森林率は中国全体で16.4％まで回復し，広西壮族自治区にいたっては34.4％もの森林率を誇っている。一方，七百弄郷の森林被覆率は過去40年間の間に44.8％から6.6％へと1/7以下に急減している。その主な原因は，1960年代の大躍進時代に製鉄燃料材として大量の森林が伐採されたためとされている（中国広西大化瑤族自治県人民政府，1996; 竹下，2003)。また人口は，1960年以降急増し，30年足らずのうちに1.5倍以上になっている。そして1980年代後半にピークに達した後は徐々に減少傾向にある。

鄭ら（2000）の調査によると，「弄石屯ドリーネでは1958年の森林伐採により大量の土壌浸食が起き，トウモロコシ，甘薯等を栽培していた耕地が1960年には耕作不能になった」とされている。また「50年前の弄石屯ドリーネの底部には大きな鍾乳洞があり，人が20m以上も入ることができたが，1970年代には土砂に埋もれてしまった」との報告がある。また「生物多様性については，七百弄郷一体には1950年代まではトラ，イノシシ，サル，オオカミ，野鶏などが生息し，豊かな多様性を誇っていたが，その後の乱獲によりトラ，オオカミは全滅し，イノシシもほとんどみられなくなった。サルは1124個を数える七百弄郷のドリーネのうち，たった二つのドリーネでしか見られなくなった」と報告されている。これらの報告から，かつては豊かな森林地帯であった七百弄郷が，ここ50年ほどの急激な人間増加と平行して森林が減少し，また生物多様性も減少したことが分かる。

一前ら（1999）が作成した土地利用図（竹下，2003参照）によると，居住地はドリーネ底の道路に沿って2カ所に分かれていた。土地利用のほとんどは農地としての利用であり，それが岩山区を除いた面積のほとんどを占めている。また図中には示されていないが，ドリーネ内にはいくつかの溜め池が設置されていた。

弄石屯ドリーネにおける土地利用はその地形的特徴により大きく制限されていることが観察された。土地利用図（一前ら，1999; 竹下，2003）と前述の傾斜区分図（Fig.5）および表層地質区分図（Fig.6）を照らし合わせてみると，傾斜と土壌の分布と土地利用の3者が明確に一致していることが分かる。すなわち居住地と畑地はドリーネ底の傾斜10°以下の平坦地に集中し，高度利用がなされている。斜面下部に出現する

湧水を生活用水の中心として使っており，居住地の溜め池まで導水され，蓄えられていた。傾斜10°～35°の斜面はほとんどがトウモロコシ畑として利用されており，その際も浸食を最低限に抑えるよう緩傾斜地（10°～25°）には石積土留を設け階段化し，さらに急傾斜地（20°～35°）では露岩の隙間に溜まったわずかな土壌をそのまま利用していた。そして傾斜30°～45°の岩礫急傾斜地は草地，さらに傾斜40°以上の最急傾斜地は森林として利用されており，森林には土壌はほとんど皆無であった（竹下，2003参照）。

このように現地では，土地条件に応じた巧みな土地利用が観察された。それは言い換えると，人々の生活は「急傾斜」という地形要因によって大きく制限されているということになる。急傾斜は同時に土壌の分布を谷筋だけに制限し，慢性的な水不足をもたらしており，それらが人々の生活を大きく制限している。そんな過酷な条件の中で，人々は可能な限り耕地を拡大しており，土壌分布域のほとんどすべてを耕地化していた。日本では斜度10度の斜面でも傾斜地農業と呼ばれるが，ここでは40度近くの急崖斜面まで耕地化されていた。それは非効率的でたいへん手間のかかる作業であり，それだけ人々の生活に余裕がないことを意味している。

3．中国石漠化実態からみた土壌基盤容量

以上述べてきた調査対象地の人口の増加，森林減少の歴史，地形や土壌などの自然条件，およびそれに対応した人々の生活などから，以下のような土地の履歴が推察された。つまり数百年前は，この辺り一帯は豊かな森林に覆われていたと思われる。鄭ら（2000）によると，400年ほど前から人々が弄石屯ドリーネに定住を始めたが，その数は少なく，今から70年前にあっても4～5戸の住民しか生活していなかった。そのため環境の改変は少なく，人々はおそらくドリーネ底部の豊富な土壌を耕地化することで生活できていたと思われる。しかしその後の急激な人口増加（1990年代には28戸，128人）により耕地を拡大せざるをえず，斜面をはい上がる形で開墾が進み，森林が減少していった。急峻な地形特質および鄭ら（2000）の「耕地が耕作不能になった」，「鍾乳洞が土砂に埋もれた」などの報告から推察して，過去に森林の減少に伴って多少の土壌浸食が発生した可能性はある。そこで人々は石積みで浸食を抑える斜面農地保全技術を開発し，その結果現在では土壌浸食が観察されない状況になっている。

このように過去50年ほどの人間活動によって，周辺生態系は急激な変化を受けていると推測されるが，一方で，この地域特有のすり鉢型の地形や薄い土壌などの自然特質は，人間活動とは無縁のより時間スケールの大きい自然現象によるものと考えられる。すなわち谷筋に分布している土壌は，基岩斜面が崩壊し，斜面下部に堆積した崩積土が徐々に風化され，長い年月をかけて土壌化していったものであると思われる。石灰岩の溶食速度は1000年間で2㎜から500㎜程度と見積もられており（Bogli，1990; Jennings，1985; 井倉ら，1989; 井倉，1996），また100ｍの基岩が溶けてやっと10㎝の土壌が生成されるとも言われているように，石灰岩は土壌の材料としてのケイ酸塩鉱物（ケイ素とアルミニウムからなる造岩鉱物）が著しく少ない。そのため土壌の生成速度は極めて遅く，そのような石灰岩の特性が，カルスト地域全体を通して土壌の絶対量が少なく，また分布も谷筋と平地にのみ限られるという現在の状況を形作っていると考えられる。つまり石漠化現象は，10^1～10^2年オーダーの人間活動だけに起因するものではなく，基岩からの土壌形成という少なくとも10^2～10^4年オーダーの地形・土壌形成プロセスが要因となっているといえる。

本研究対象地について，土壌の劣化とその保全の視点からまとめると，以下のようになる。すなわちカルストという地質特性が，急斜面で少ない平地，極めて遅い土壌生成，谷筋にのみ分布する少ない土壌容量という厳しい自然条件を形作っている。そこにかつてのような森林伐採，粗野な斜面農業などの土地利用をすると，表土流出や耕地の生産力低下などの土壌劣化が起こる。一方で，現在の土地利用のように，石積みを用いて巧みにテラス化をすれば，表土は固定され，生産力も維持できる。しかしながら増え続ける人口圧のために斜面耕地を拡大したり，過度な肥料投与などを行えば，その場の環境扶養力は飽和に達し，土壌が劣化する。実際，王ら（2000）の観測によると，弄石屯ドリーネの一つの湧水は窒素濃度が異常に高く，それは周辺農地からの栄養塩溶脱によるものと報告している。また，現在森林に覆われている岩山区には，先ほど示したように土壌ほとんど存在しておらず，もし今後それらの森林が伐採されれば，わずかな土壌の流出を防ぐ手段はなく，土壌生成速度から判断して，その場は永久に緑の生えない岩山と化すると考えられる。このように過酷な自然条件の中で，現地住民は巧

みな土地利用によりなんとか生活を維持している実態が明らかとなったが，それすらもほぼ限界に達しており，今後人口圧が高まれば，環境が悪化していくことは必至と思われる。それは現在地球全体が直面している問題の縮図と思われる。

Ⅲ．熱帯貧栄養土壌域の養分の消失・貯留実態の解析

1．強度土地利用による土壌養分の減少

ニジェールにおいて，土地利用ごとに土壌中の炭素・窒素量を比較した結果，明らかに差が認められた(Fig.7)。炭素も窒素もほぼ同一傾向を示し，森林とブッシュでその値が高く，耕地，草地は裸地と同様に1オーダー以上低かった。このように森林やブッシュなどの自然植生では高い値を示す土壌養分が，人の過度な土地利用によって激減していることが明らかとなった。

特に耕地や裸地では窒素は限りなくゼロに近く，土壌養分のほとんどが溶脱しきっていることを示していた。サンプルを採取した10月は雨季から乾季への移行期で，ちょうど作物の収穫時期に当たっていた。現地での聞き取りによると，農家の人たちは耕地に家畜糞や化学肥料を施しているらしかったが，収穫期のこの時期には，それら肥料の窒素分はほとんど完全に消失していたことになる。それは熱帯特有の速やかな有機物分解と雨季の集中的な降雨による溶脱を示していると思われ，同時にこれらの耕地には，養分を長期間保持しておく土壌構造にはないことを示唆していた。また裸地にあっては植生が現存しておらず，降雨による養分供給だけで生長できる植物か，あるいは窒素固定菌などと共生する植物以外の定着は不可能と思われた。

本研究と同様に，土地利用様式ごとに土壌養分を比較した報告は数多くあるが，森林と草地を比較した場合，どちらの土壌の方が肥沃であるかは明確には結論づけられないようである。例えば森林が草地化されると土壌炭素が18-20％減少するという報告もあれば(Veldkamp，1994; Fearmside and Barbosa，1998)，逆に適切な管理のもとでは，牧草地の土壌炭素は15-50％増えるという報告もある（Trumbore et al.，1995; Neill et al.，1996)。すなわち草地は森林同様，自然緑地機能を有しており，管理方法によっては森林生態系に近づくこともあれば，逆に荒廃地化することもあることを示唆している。しかしニジェールの草地は，森林やブッシュに比べて土壌養分が著しく乏しく，耕地や裸地とほとんど同一値であった（Fig.7)。これは過放牧によって，草地がほとんど裸地と同一レベルまで荒廃していることを示している。

一方，森林から耕地への変換は，ほとんどの事例が土壌養分の減少を報告している（Rhoades，2000; Lugo et al.，1986; Burke et al.，1995)。一般的には，森林から耕地になることで土壌炭素が20-50％減少す

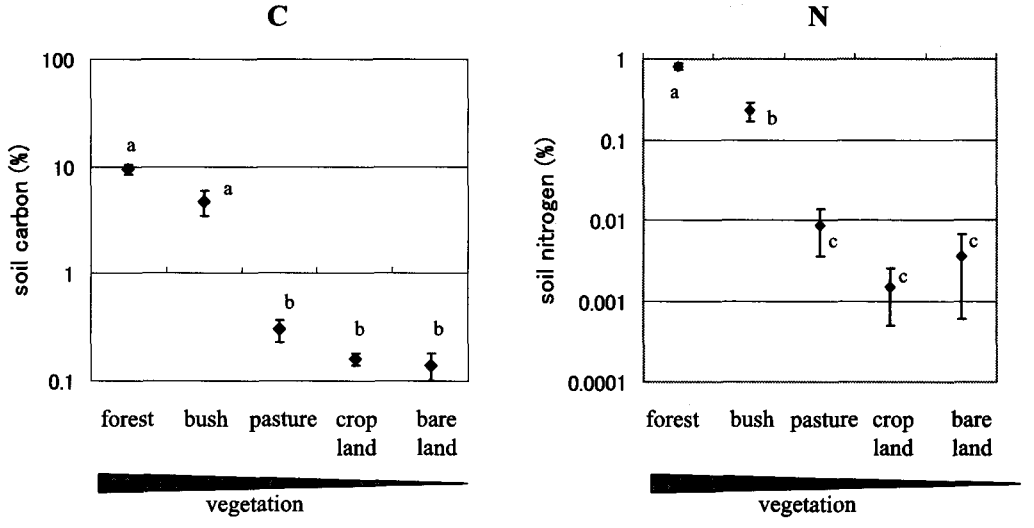

図7 ニジェールの土地利用様式による土壌炭素・窒素含有量比較
Figure 7. Soil total carbon and nitrogen contents of different land use in Niger.

るといわれている（Eswaran et al., 1993; Mann, 1986; Detwiler, 1986）。本研究の結果は，森林データと耕地データの差が従来のものより大きく，耕地の炭素は森林のおよそ1/50，窒素は1/250と極端に少なかった（Fig.7）。それは熱帯アフリカの速やかな有機物分解と，過度な土地利用をよく表していると思われる。このように森林やブッシュなどの自然状態では，養分は土壌中に保持されているが，耕地や牧草地に変換され過度に利用されることで大量に消失してしまうことが分かる。

2．土地利用とシロアリ塚の土壌養分解析

土地利用（森林，ブッシュ，裸地）とシロアリ塚からの距離（塚，塚近傍，周囲土壌）の2つを要因とした二元配置の分散分析を行った結果，土壌炭素・窒素の両方について，土地利用，シロアリ塚からの距離，およびそれらの交互作用による有意な影響がみられた（Table 3）。

炭素・窒素いずれの場合についても，塚と塚近傍の間で明確な差は観察されず，両者が似たような成分組成を有していることが分かる（Fig.8）。しかし周囲土壌との間には明確な差があり，森林やブッシュにおいては，シロアリ塚よりも周囲土壌の方が炭素・窒素に富んでおり，逆に裸地ではシロアリ塚に周囲よりも多くの炭素・窒素が蓄えられているという交互作用が観察された。すなわちシロアリ塚では炭素量がおよそ0～1.3%の範囲，窒素量が0～0.15%の範囲にあるため，周囲土壌が森林のように肥沃な場合には，塚は相対的に養分に乏しくなり，逆に周囲が裸地のような土壌の場合には，塚は相対的に肥沃になっていた。特に土壌窒素がゼロに近い裸地土壌にあって，塚やその近傍土壌にだけは周囲よりも豊富な土壌炭素・窒素が固定されている事実が特筆される。

ニジェールにおいては，シロアリ塚が土壌養分の貯蔵庫として重要な役割を担っていることが示唆された（Fig.8）。本研究同様に，シロアリ塚と周囲土壌（ここでいうSurrounding Soil）との比較によって，塚が周囲の土壌よりも肥沃かどうかを検討した報告はいくつかある。その結果はまちまちであるが，多くはシロ

表3　2元配置分散分析結果表
Table 3. The results of the two-way ANOVA.

variables	Land use (df=2,62)		Termite (df=2,62)		Land use × Termite (df=2,62)	
	F	P	F	P	F	P
Carbon	31.11	<0.001	49.61	<0.001	35.82	<0.001
Nitrogen	9.40	<0.001	17.42	<0.001	18.95	<0.001

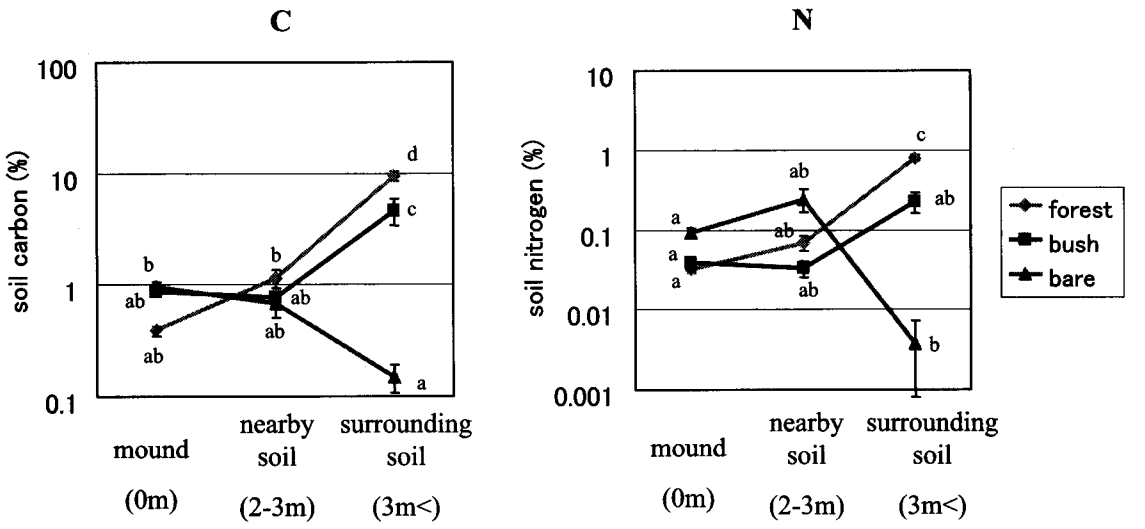

図8　シロアリ塚からの距離および土地利用による土壌炭素・窒素の変動
Figure 8. The fluctuation patterns of soil carbon and nitrogen with the results for Post Hoc Tests between study plots.
(Values followed by a different letter differed significantly (P<0.05, Tamhane's T2)

アリ塚の炭素や窒素は周囲土壌のそれより多いとしている（Pomeroy, 1976; Lavelle, 1997; Lavelle et al., 1997; Arshad, 1981; Anderson and Wood, 1984）。しかしシロアリ塚は周囲土壌と比べて必ずしも養分に富んでいるとは言えないという報告もある（Kang, 1978; Pomeroy, 1983）。それらのばらつきの要因については，シロアリの種の違いと関連づけようとしている報告もあるが，それほど明確な違いは示されていない。結局多くの研究者は，単純に塚の成分はそれの元母材の影響を強く受けていると結論付けている（Hesse, 1955; Kang, 1978; Matsumoto, 1976; Pomeroy, 1983）。しかし，これらの報告ではいずれもアリ塚の分布位置（森林内，草原，裸地）が考慮されておらず，そのためにある時は周囲より肥沃になり，ある時は周囲より養分が劣るというばらつきが生じているものと考えられる。Pomeroy（1983）は，周囲土壌が栄養分に乏しいとシロアリ塚は相対的に肥沃になり，逆に周りの土が肥沃だとシロアリ塚は相対的に養分に乏しくなると考察しており，それは本研究の結果と一致している。

塚の養分は，シロアリたちが死滅した後も長期間その場に貯留されているはずであり，実際本研究で調査したニジェールのシロアリ塚はすべて既に放棄されたものばかりであった。シロアリがいなくなった塚が実際何年で消滅するのかを計測した事例は少ないが，塚の新しい部分と数年前に作られた部分とではその有機物量に差がなく（Pemeroy, 1976），またシロアリが生息している塚と，既にシロアリが死滅している塚との間でもその成分に大差はない（Hesse, 1955）ことから，一度作られた塚はかなり分解されにくいものと判断される。Ratcliffe et al.（1952）はシロアリのコロニーは少なくとも50年は存続するとしており，Grasse（1949）は80歳の塚を報告している。つまりシロアリの塚に固定された土壌養分は，その後50年以上をかけて徐々に土壌に返還されることになる。

シロアリ塚の密度については多くのデータが報告されている。それらの値はたいへんばらついており，アフリカの報告だけを取り上げてみても，2-3/ha (in Congo. Bouillon and Kidieri, 1964)，5-7/ha (in Kenya. Glover et al., 1964)，3-4/ha (in east Africa. Hesse, 1955) などといった少ないものから，534/ha (in south Africa. Murray, 1938)，875/ha (in Congo. Maldague, 1964)，8-550/ha (in Congo. Bouillon and Mathot, 1964) といった数値まで様々である。これらの極端な数値の差はシロアリコロニーの規模に関係しており，個体数数百万の巨大な塚は通常その数が少なく10/ha以下であるが，個体数数千程度の小さな塚の場合は1000/haに達することもある（Lee and Wood, 1971）。ここで仮にシロアリ塚の炭素・窒素量を，それぞれ本研究の平均値である0.74％と0.06％とし，また塚の重量と密度を隣国ナイジェリアの典型値と報告されている2500kg×5/ha（Lee and Wood, 1971），塚の浸食速度を1.3m³/ha（Pomeroy, 1976），土の比重1.2とすると，ニジェールでは9200kg/haの炭素，690kg/haの窒素がシロアリ塚に固定されており，それらは毎年それぞれ880kg/ha，60kg/haの割合で周囲土壌に変換されることになる。このように貧栄養な熱帯土壌にあっては，シロアリ塚が養分貯蔵庫として重要な働きを有していると思われる。

本研究の土地利用様式を，（耕地）→裸地→草地→ブッシュ→森林という植生遷移とみなすと，シロアリ塚は遷移過程初期において重要な役割を果たしていることが示唆される。すなわち貧栄養の裸地において，シロアリは植物に先駆けて進入し，塚を作る。塚から徐々にしみ出した養分が植生の定着を促進し，その結果土壌養分が1オーダーほど引き上げられ，ブッシュ・森林の土壌に近づいていくものと考えられる。養分に乏しい熱帯の土壌にあっては，このシロアリ塚による養分固定は，極めて重要な機能と評価される。

Ⅳ．崩壊斜面の土壌動物相回復過程の解析

1．土壌動物相の個体数時系列推移

施工年代の異なる4カ所の山腹工施工地を時系列で比較することで，擬似的に土壌動物相の回復過程を推測しようとした。中型土壌動物については，全体で4つの綱と12の目あるいは亜目がツルグレン装置により抽出された。優占グループはトビムシ目，ササラダニ亜目，トゲダニ亜目，ケダニ亜目であり，トビムシ目とダニ目で全体の90％以上を占めていた。山腹工施工後4年の調査地Aにおいて，中型土壌動物の全個体数，トビムシ個体数，ササラダニ個体数などの個体数が最も少なくなっており，斜面崩壊により個体数が一度激減したこと，そしてその後の時間経過に伴って個体数が増加していくことが判明した（Fig.9）。

大形土壌動物については，現地でのハンドソーティングより，4つの綱と10の目あるいは亜目が採取された。優先グループはワラジムシ亜目，貧毛綱（ミミズ），ヨコエビ亜目，甲虫目幼虫，真正クモ目であった。

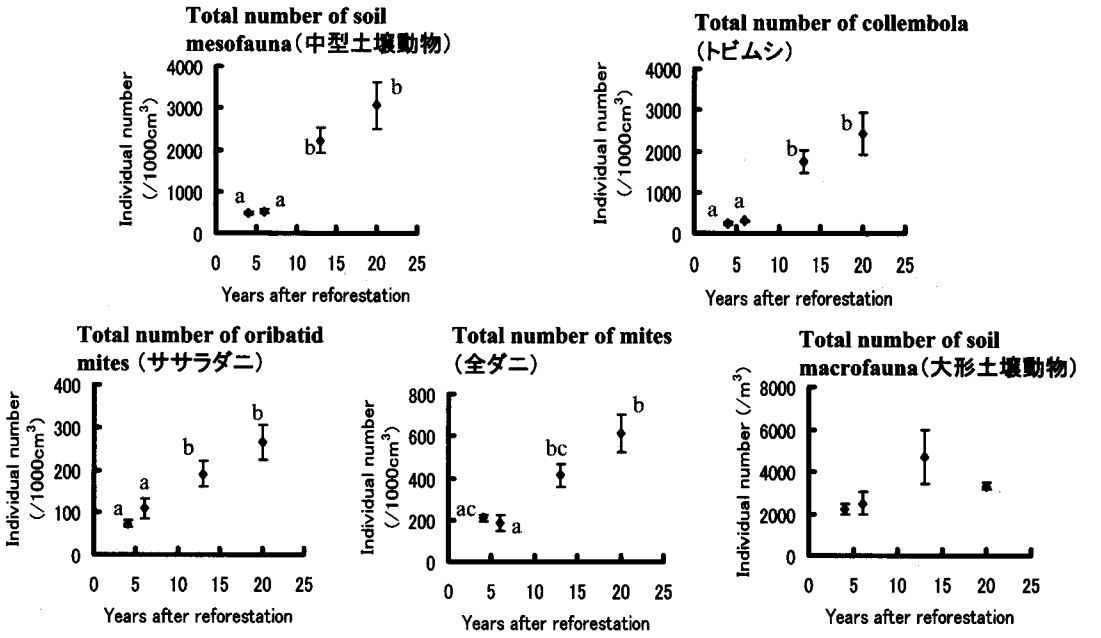

図9　土壌動物の時系列推移

Figure 9. Chronological fluctuation patterns of soil fauna with the results for one-way analysis of variace between study sites.
Values followed by a different letter differed significantly ($P<0.05$, Tukey's HSD)

大形土壌動物の総個体数は，中型土壌動物同様施工後4年で個体数が最も少なく，その後の経過年数とともに増加する傾向がみられたが，施工後13年の調査地点が最も個体数が多く，またばらつきも大きかった(Fig.9)。その原因は調査地間での植生構造の違いにあると思われる。すなわちすべての調査地点を通じて植栽木はクロマツであるが，Cだけはケヤマハンノキが混植され，またノリウツギ，ツリバナ，イタドリ，ササなどの広葉樹が多く侵入しており（Table 2），それが土壌動物群集に影響を及ぼしているものと考えられる。

ここで土壌動物バイオマスを Petersen（1982）より計算すると，Fig.10のようになる。グラフの波形は大形土壌動物相の変化に引っ張られる形になっているが，最大値として，施工後13年の場所で炭素300kg/ha，窒素60kg/haが土壌動物バイオマスとして固定されていることになる。Pimentel et al.（1980）によると，1haの肥沃な土壌には1000kgほどのミミズ，1000kgほどの節足動物が生息していると見積もられており，それらの合計を炭素・窒素量に換算（窒素含有率10%，C/N比5（東・安部，1992））するとおよそ炭素1000kg/ha・窒素200kg/haとなる。本研究対象地が施工後13年の回復途上にあるとすることから，妥当な数字と考えられる。

2．土壌動物相の群集組成時系列推移

群集組成の時系列推移については，青木（1989）の「自然の豊かさ」指標（Index of Nature Richness）を参考に，土壌動物群集を環境圧に対する耐性で大きく三つのグループに分類し，その割合を比較することで土壌動物相の質の変化を把握しようとした。その結果，環境圧に耐性のあるタイプⅢは施工後4年から施工後20年の調査地点に至るまで共通して出現していたが，環境圧への耐性が弱いタイプⅠは施工後経過年数とともに徐々に増加する傾向がみられた（Fig.11）。施工後20年の調査地Dを基準とした場合，施工後6年のBにおいて既に8割以上が出現していることが分かる。また調査地A，B間は2年間しか離れていないことを考慮すると，森林再生初期段階における土壌動物相の回復の速さが伺える。

ここまではすべての土壌動物を目単位で分類し，その挙動を検討してきたが，それでは捉えきれない同じ目の中での優占種交替などを把握するために，ササラダニ亜目のみ科単位まで分類した。ササラダニの個

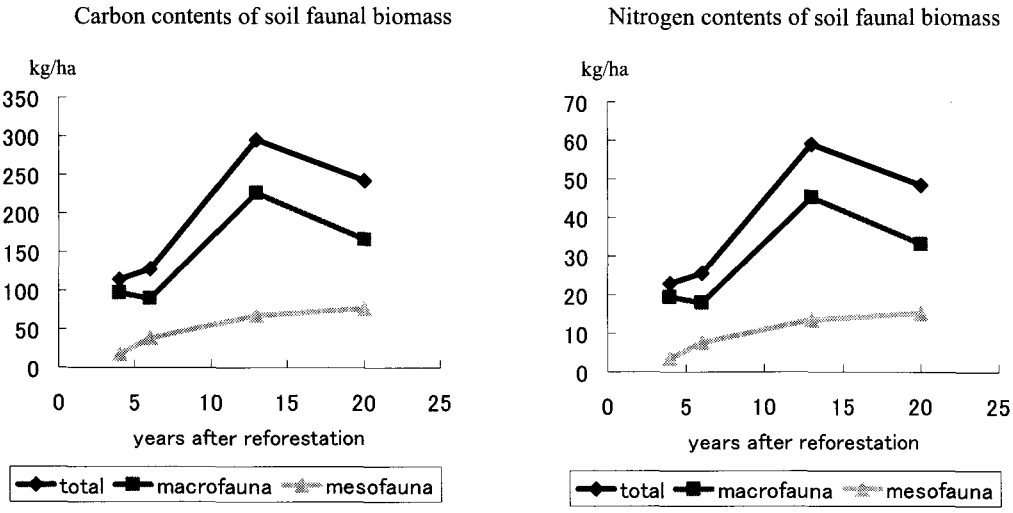

図10 恵山における土壌動物バイオマスに蓄えられた炭素・窒素量変化
Figure 10. The chronological trends of increase in soil faunal biomass reservoir at Mt.Esan.
The calculation is done assuming that typical nitrogen contents of animals is 10%, and C/N ratio is 5.

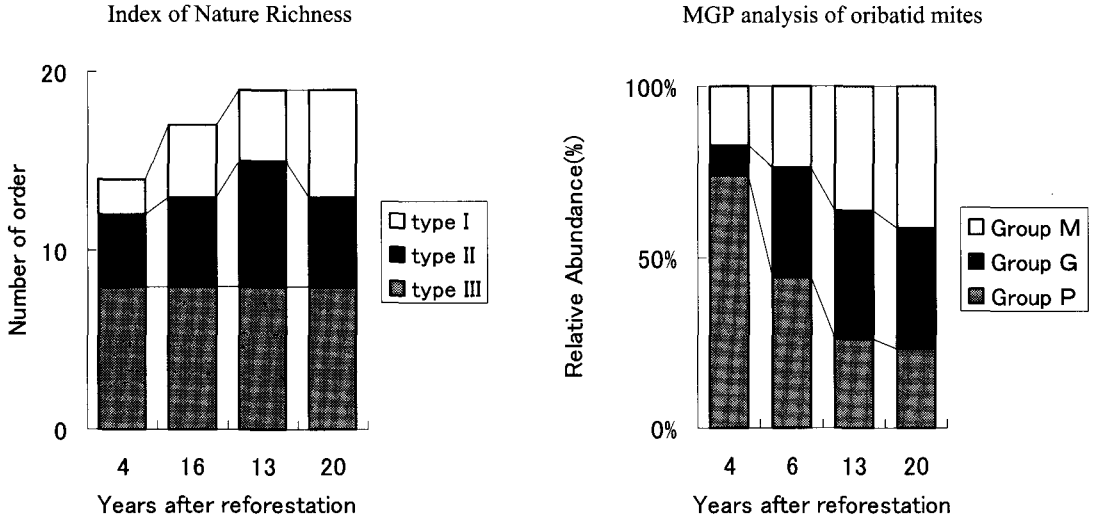

図11 恵山における土壌動物群集組成推移
Figure 11. The transition of the species composition of soil faunal communities in Mt. Esan.

体数推移はFig.9に示したとおり，時間経過とともに増加する傾向を示していた。種組成については青木(1983)のMGP分析手法により，環境圧に対する耐性でササラダニを大きく三つのグループに分類し，その個体数割合を比較することで群集の質的変化を把握した。MGP分析の結果，施工後4年の調査地点では環境圧に対して強い耐性を持つP群が全体の70%以上を占めていたが，その後の年数経過に伴ってその割合は減少し，それに代わって環境圧に対して耐性の弱いM群やG群が徐々に大きな割合を占めるようになっていくという明瞭な傾向が見られた（Fig.11)。

3．土壌生態系回復過程

以上のように，中型・大形土壌動物も時間経過とともに個体数が回復していく傾向が明瞭に見られた(Fig.9)。またその構成要素の変化を見ても，植栽直

表4　本調査地データと既存他地域データの比較
Table 4. Comparison of Mt. Esan data to other forests in Hokkaido Japan.
Figure means individual number per 1000cm³(10samples)

Study site	Type of forest	Years after reforestation	Collembola (トビムシ)	Oribati mite (ササラダニ)	reference
Esan (study site)	Artificial (*Pinus thunbergii*)	20	2412	266	
Sunasaka 1	Artificial (*Pinus thunbergii*)	21	536	467	福山，未発表
Sunasaka 2	Artificial (*Pinus thunbergii*)	37	204	427	福山，未発表
Tomakomai	Artificial (*Picea glehnii*)	30	362	726	池田，1993
Sapporo	Artificial (*Abies sachalinensis*)	44	1510	290	中村ら，1970
Sapporo	Artificial (*Picea abies*)	48	2360	550	中村ら，1970
Nakagawa	Natural Forest	-	560	216	北沢ら，1985
Sapporo	Natural Forest	-	1830	460	中村ら，1970
Hidaka	Various type	-	931	785	Tamura et al., 1969

後は環境圧に耐性のある種しか生息していなかったのに対し，時間経過とともに環境圧に抵抗力のない種が漸次入れ替わり出現してくるという傾向が観察された(Fig.11)。つまり本調査地では，時間の経過とともに土壌動物相が質・量ともに回復しているという結果が得られた。

これまで北海道内の森林の土壌動物データを調べた報告はそれほど多くないが，そのいくつかと本調査地のデータを比較してみた（Table 4)。本調査地からは，最も古い地点（施工後20年）を代表値として選び，中型土壌動物の90％以上を占めるトビムシとササラダニについて比較した。調査地の環境条件が異なるためにばらつきは大きいものの，本調査地のデータは他の北海道内森林データ（林齢20以上）と比べて遜色ないほどに回復していることが読みとれる。またこの結果から見る限りにおいては，人工林と天然林の間で明確な差はなく，およそ植栽後20年を経過すれば，種組成などの質的面はともかく，個体数に関しては人工林も天然林並に回復することが示唆された。つまり山腹緑化による植生導入工は，その回復過程を人為的に速めているだけであって，その生態系の質は天然に回復するものと大差ないと判断される。

V．砂漠化域における養分貯留機能から見た土壌の劣化と再生

1．砂漠化と土壌劣化

ここではこれまでの知見を総合することにより，砂漠化の実態について考察する。Ⅱ章で考察したように，中国石漠化の問題は，土壌生成速度がきわめて遅い石灰岩の自然特性を背景として，ここ50年の急激な人口増加により，環境扶養力が飽和に達することで，土壌流亡，窒素汚染，石山の増大などが起こる現象であった。ニジェールなどのサヘル地域で進行している砂漠化も，やはり長年の風化により養分がぬけきった土壌という自然特性を背景として，人口・家畜の増加により，耕地や牧草地が過度に使用された結果，土壌養分が減少し，裸地（荒れ地）が増大する現象と考えられる。かつての日本でも，山地地形や活発な火山・地震活動を背景として，収奪的森林伐採により裸地が増大し，土壌流亡が発生した。これら環境扶養力の飽和という視点から世界の砂漠化を考えた場合，砂漠化（土地劣化）という曖昧な現象は，結局土壌劣化との関連で以下のように理解される（Fig.12)。

周辺環境の人口圧が低いうちは，移動しながら耕作（焼畑）や牧畜を営んでいくことが可能である(Fig.12の最左列)。移動耕作とは，自然緑地（森林や草地）の自然回復力を借りながら，最小限のインプット（肥料や労働力）で最大限のアウトプット（収穫）を得ようとしたシステムであり，適切な休閑期（回復期間）を設けるならば，それは半永久的にサイクルを維持することができる合理的な農法である。これは現在でもアフリカをはじめ世界中で実践されている自然依存型の農法であり，弄石屯ドリーネの主要民族である瑤（ヤオ）族も，かつては頻繁に移動する焼畑民族として有名であった（尹，2000)。しかし移動耕作は広大な土地を必要とする農法であり，近年の人口爆発に伴って，そのシステムはうまく機能しなくなってきた。利用空間が一定ならば，人口増加に伴って休閑期を短くせざるを得ず，そうなると土壌の回復が不十分なうちに繰り返し耕作することになる。結果として土壌が劣化し，不毛の裸地が増加していくことになる(Fig.12の左２列目)。これがかつての日本などで見ら

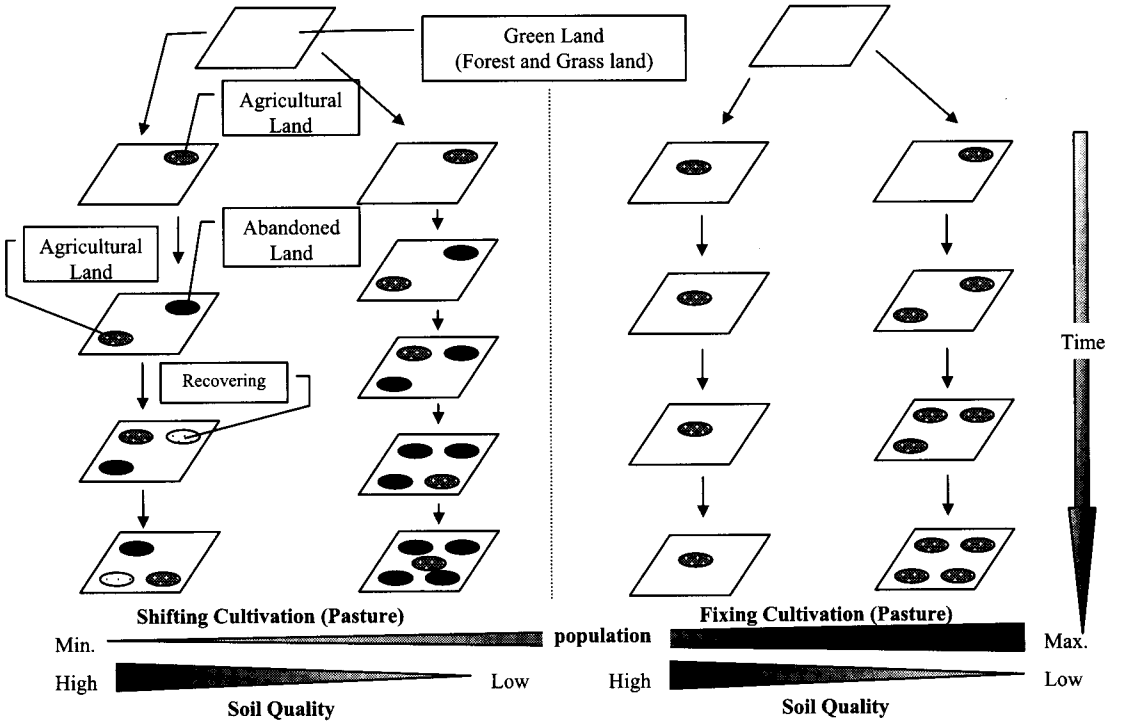

図12 砂漠化の概念図
Figure 12. A conceptual image of the process of desertification.

れた砂漠化である。さらに人口圧が増え，生存空間が限定されると，もはや移動耕作は不可能になり定着して集約的な農法を採用せざるを得なくなる（Fig.12の右2列目）。それはアジア（現在の日本）の水田農法に典型的に見られる農法であり，これも移動耕作同様，適切な管理をするならば，環境を壊すことなくほぼ永続的に食料生産を維持することができる。しかしさらに人口が増加し，それに応じて耕地を拡大しようとすると，弄石屯ドリーネのように斜度40°近くの崖まで耕地として開墾せざるを得なくなる。そしてさらなる人口圧の増加に伴って，その土地の環境扶養力は限界に達し，土壌は徐々に劣化し，単位面積収量は減退し，地下水汚染などのような土壌劣化が表面化してくる。これが中国・アフリカの砂漠化である。

このように砂漠化（土地劣化）とは，人間の過度な土地利用により土壌が劣化してしまう現象であり，そして過度な土地利用は住民の無知のために起こっているのではなく，人口爆発に伴って必然的に過度な土地利用をせざるを得なくなった歴史の結果である。すなわち高まる人口圧の前では，適切な土地利用を継続することは極めて困難な行為といえる。

砂漠化が地域的な問題であるならば，かつての欧州大陸のように利用可能な資源を求めて他の土地に移動し，新たな農地を開拓すれば済む。弄石屯ドリーネの場合のように，自給自足的生活が不可能になってきたのなら，街へ出て現金収入を稼げばよい。しかし世界全体で考えた場合，他に移住する場所はなく，地球の中で自給自足をするしか選択肢はない。地球の資源は有限であり，環境も有限である。人口が60億にまで膨れあがった現在，地球の環境扶養力は限界に達しつつあり，地球そのものが砂漠化の状況下にある。砂漠化は決して地域限定の問題ではなく，地球全体が今まさに直面している緊急課題と位置づけられる。

2．養分貯留機能の時空間特性と土壌劣化

本研究ではケーススタディを通して，3つの土壌劣化プロセスとその再生手段について検討してきた。しかしそれら三つの事例は時空間スケールが大きく異なっている。すなわち中国石漠化の背景となっている地形・土壌生成速度などは少なくとも10^2～10^4年の時

間スケールであり，また空間スケールとしても流域レベル（10^4～10^5m）か，それ以上の現象である。一方，ニジェールで扱ったシロアリ塚による局地的な養分分布は，10^1～10^2m程度の空間スケールであり，時間もまた100年以内であった。日本列島恵山の事例は，両者の中間といえる。

砂漠化の解決にとって重要な一つの視点として，この時間スケールの問題があると思われる。すなわち砂漠化が進行しているアフリカなどの多くの地域は貧困に苦しんでいる地域であり，それ故に住民は日々の生活のためにどうしても近視眼になりやすい。すなわち1年単位の視点で土地利用をしてしまう傾向が強く，そうなると土地は過度に使用されやすく，持続的な使用が不可能となってくる。砂漠化は地球規模な問題であるから，その解決にはやはりより長期的な視点で問題解決に当たる必要があると思われる。

本研究で検討してきた土壌の養分貯留構造を空間軸で整理してみると，Fig.13のようになる。流域などの大きな視点から見た場合，養分は森林・ブッシュなどの自然緑地に蓄えられており，またもう一つスケールを落とすと，土壌動物相によって固定されていた。土壌動物相は，そのバイオマスと巣構造に養分を固定（Immobilization）しており，それは土壌という容器に収められていた。本研究では，このように土壌動物の働きによって土壌に養分を固定する構造を「土壌養分貯蔵庫（Soil nutrients reservoir）」と呼ぶことにする。養分貯蔵庫のうちわけは気候帯によって異なっていると考えられ，熱帯・亜熱帯の土壌ではシロアリの巨大なバイオマスと塚が強固に土壌養分を固定しているが，シロアリが存在しない温帯・亜寒帯では，シロアリに代わってミミズやダニ・トビムシのバイオマスが養分保持に貢献し，また分厚く堆積している未分解のリター層がシロアリ塚と同等の働きをしていると考えられる。

土壌養分貯蔵庫の時系列推移はおよそFig.14のようになると思われる。つまり裸地であるphaselでは土壌養分は限りなく0に近く，植生はほとんど育つことができない。しかし2章で見たように，シロアリはそんな裸地にも塚を作り，遠方から植物遺体をかき集めてくる。それらシロアリの活動は結果的には貧栄養の裸地に養分を供給することになり，遷移の視点から見ればパイオニアの働きをしていることになる。そして徐々に植物が定着し，成長していくと，それに伴って土壌動物バイオマスおよび塚のボリュームが増大していき，系全体に蓄えられている栄養分が増加していく（phase2，phase3）。その後山火事や火入れなど

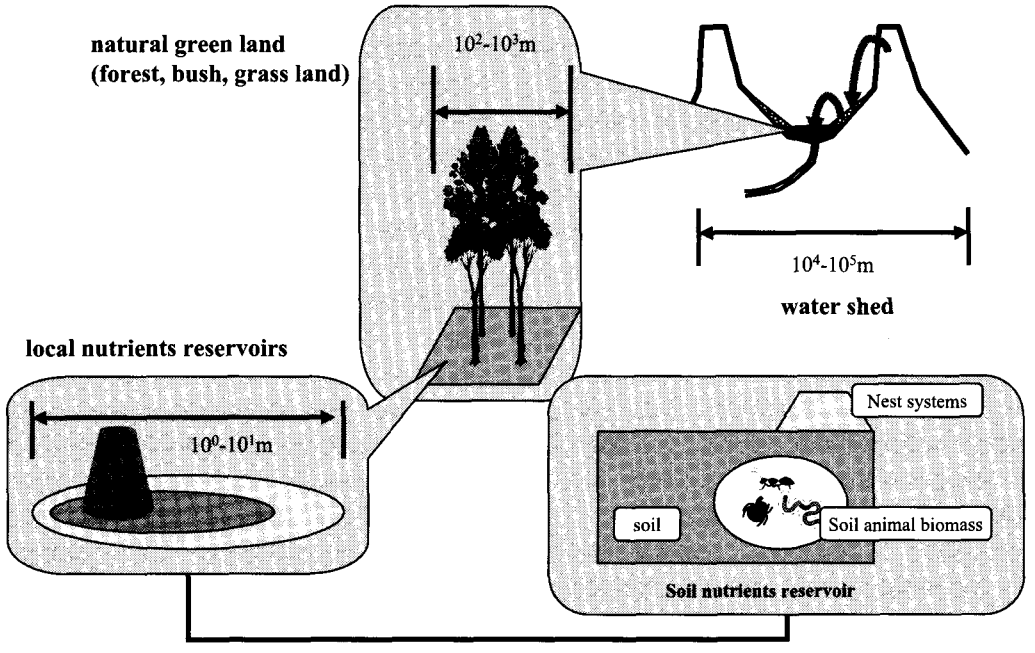

図13　自然生態系の養分貯留メカニズム
Figure 13. The mechanism of natural ecosystem concerned with accumulation of nutrients.

の攪乱が起こると，植物や土壌動物バイオマスは激減し，系に蓄えられた栄養分の多くは消失してしまう(phase4上段)。しかし焼け残ったシロアリ塚には養分が蓄えられており，そこから養分が徐々にしみ出すことで，植生はまたphase2へと回復していくことができる。一方，phase3より耕地として開墾され，その後収奪的農法により過度に使用されてから放棄された場合（phase4下段），またphase1の段階からやり直すことになる。

このように，養分の保持という視点から砂漠化を捉え直してみると，土壌劣化現象とは，結局養分貯蔵庫が壊れることと理解することができる（Fig.15)。すなわち自然生態系の土壌には，土壌動物やその巣(塚）などのように養分を保持する機構があるために，土壌に供給された養分のほとんどはそれらの貯蔵庫に保持され，わずかにしか系外に流出しない仕組みになっている。しかしカルストでみたように，浸食によって土壌容量が減少したり，恵山事例のように斜面崩壊によって土壌構造が破壊されたりすると，養分の保持能力が減退することになり，その結果土壌に供給された養分のほとんどは系外に流出してしまう（図中上段の矢印)。養分が系外に流出するということは，もしそこが耕地ならば収量の減少をもたらすし，また周辺環境も汚染するという二重の被害を生むことになる。そしてニジェール事例のように，土壌容量は豊富にあっても，過度な土地利用によって土壌生物の多様性が減少してしまうと，やはり養分の貯蔵庫が破壊され，土壌は養分を保持できなくなり，供給された養分はまたたく間に系外に流出してしまうという同様の結果を生む。このように養分貯蔵庫という概念を導入すれば，曖昧な土壌劣化という現象を一元的に理解することが可能になると思われる。

3．砂漠化域の森林再生による土壌生態系構築

最後に，劣化した土壌をどのようにして再生するべきかについて考察する。先に示したように，土壌（土地）の劣化とは養分の貯蔵庫が壊れることと認識するならば，その貯蔵庫を壊さず保全するための，あるいは修復再生するための技術開発が必要となる。

中国の事例では，浸食によって土壌容量が減少してしまうことが問題であった。それに対して住民たちは，石積みによる耕地のテラス化で対応しており，そのため現在では土壌浸食は観察されず，表土流出は最低限に抑えられていた。日本の崩壊跡地の場合は，まず土留工などにより地盤を安定させ，その上で植生工を施すことにより貯蔵庫を再生させようとしていた。ニジェールの養分流出に対しては，住民による積極的な再生はあまり試みられていなかったが，自然生態系にはアリ塚のような養分貯蔵庫が現存していた。このように，地盤を安定させ，土壌の流出や移動を防ぐことが第一であり，必要とあれば客土によって土壌容量を増やした上で，土壌養分を蓄積させていくのが再生の基本となると思われる。そして土壌養分の貯蔵庫を回復させ，土壌に再び養分を蓄えていくためには，やはり森林造成によるのが最も現実的な選択肢であるように思える。

森林の回復に伴って，貯蔵庫も回復するであろうことは本研究の結果によって示唆された。土壌は植生の回復に引っ張られる形で回復しており，あとは植生回復の時間をどれだけ早めることができるかに，人間の技術が介入する余地がある。つまり土留めなどにより地盤を安定させ，人工的に植生を導入することで遷移速度を速めることが可能となるし，マメ科植物を積極的に植栽したり，リン鉱石などを投入したりすることにより，植物の生長ひいては土壌の成熟速度を速めることが可能になると思われる。森林が再生された土地は，その後永久に森林であり続ける必要はなく，土壌の回復にあわせて再び農地などに転換すればよい。

ただ現実的な問題として，砂漠化が進行している多くの地域は，人口増加に伴う農地拡大のために森林を造成する土地がない場合が多い。人を適切な食事で養っていくためには，一人当たりおよそ0.5haの土地が必要だと見積もられている（Lal，1989）が，現状ではたったの0.27haしか確保できおらず（Pimental et al., 1994)，世界的にみるとまだまだ農地は不足している。しかし一方で森林の開墾などが必ずしも耕地の拡大につながっているわけではなく，不毛な裸地が増加しているのが現状である。世界では，実際に耕作されている土地がわずか1.5×10^{9}haであるのに対して（Buringh，1989; World Resource Institute，1992)，毎年12×10^{6}haもの土地が破壊されるか放棄されている（Lal and Stewart，1990)。このような状況の中で重要になってくることは，まず農地土壌の劣化を防ぐことであり，そして不毛化してしまった放棄地を森林再生により回復させることだと考える。

農地土壌の劣化を防ぐためには，養分を系外に漏らさないシステムを作る必要があると思われる。つまりシロアリ塚のように養分を長期間固定し，徐々に放

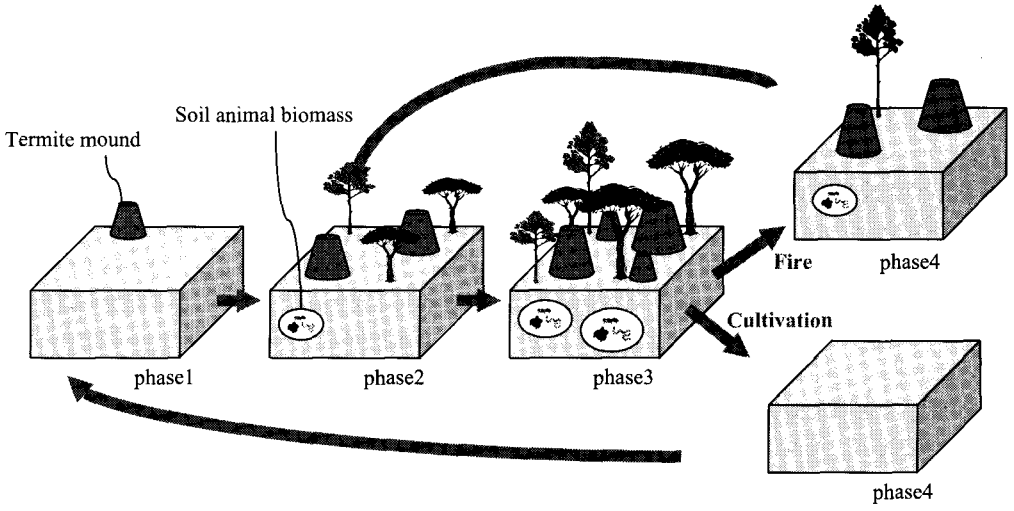

図14　土壌養分貯蔵庫からみた植生遷移概念図
Figure 14. A conceptual image of the succession of soil nutrients reservoirs corresponding to the vegetation succession.

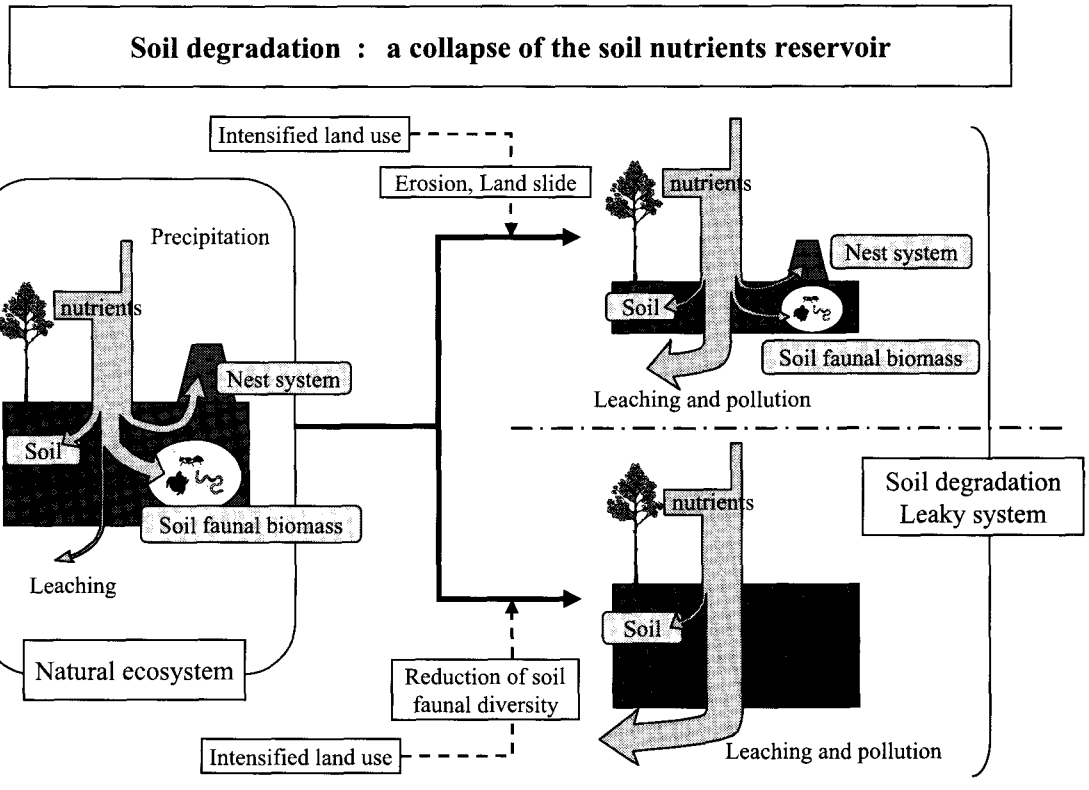

図15　土壌養分貯蔵庫からみた土壌劣化の実態
Figure 15. Diagrammatic representation of soil degradation from the point of views of nutrients flow and soil reservoir system.

出するような構造物を耕地内に点々とつくるのも一つの手である。あるいは耕地にマメ科樹木を植えることで，作物が育たない乾季の間に窒素固定を促すのは有効だと考えられるし，それらの土壌養分を流出させないように土壌生物による固定を促進させる技術を開発することも重要と思われる。さらに森林や耕地以外でも街路樹などの有効活用が挙げられる。街路樹のリターを耕地土壌に埋め込むことは土壌の肥沃化に有効であるだろうし，シロアリ塚を肥料として使うという農法もある（Lavelle, 1997）ことから，街路樹周辺にシロアリ塚をつくらせ，その塚を畑にまくという方法もありえる。

本研究では，気候帯や地質条件が大きく異なる事例を取り上げてきたが，それは結局のところ地球上のどこにあっても自然の原理は不変であるという発想に基づいている。陸上のどこにでも岩があり，川が流れている。岩が風化することで土壌が生まれ，その上に植物が定着する。植物が提供する餌と住み場所を利用して動物たちが生育し，それらの生物活動が土壌を成熟させていく。つまり森林再生とは，動植物を含めた生態系を再構築することであり，それが現段階の人間技術では土壌の養分貯蔵庫を回復させる唯一の方法であると思われる。

おわりに

近年，日本でも環境に対する関心は高く，環境問題に関する多くの報告が発表され，また行政も積極的に環境アセスメントを取り入れるなど，環境保全に向けた取り組みが数多くなされている。しかしそれら日本が取り組んでいる環境問題は，アフリカが直面している砂漠化と若干次元が異なっていると思われる。つまり日本で想定されている環境保全とは，例えば貴重種の動植物をどのように保護するべきか，ヒグマやフクロウが生息するためにどのように森林コリドーを配置するべきか，あるいは水生昆虫や魚が住む川をどのように復元するべきか，といったように生態系の質をより高めることに多くの関心が向けられている。言ってみれば，人間の衣食住が満ち足りた上で，どのように周辺環境を自然に近づけるかといった試みである。しかし一方で，アフリカでは未だに多くの人々が飢餓や干ばつに苦しみ，必要最低限の食事もとれないで死んでいる。砂漠化とは，そのように人間の生存に関わるプリミティブな環境問題である。そのため本研究の目的意識は，手つかずの自然の復元にあるのではなく，人が食べ生活していく行為と環境との調和に置かれている。

本研究では，森林という専門枠を越えて，広く農学的な視点から他地域にまたがる考察を行った。その結果見えてきたのは，広い意味での土壌生態系の実態である。それは従来の腐食連鎖だけを扱った土壌生態系ではなく，植物相や人間活動までもを含めた一つの大きな系を意味している。人間活動の基本が食料生産であることを考慮するならば，その系の中心はやはり資源基盤の土壌になる。そして本研究の結果より，過度な土地利用が土壌の養分貯蔵庫の破壊を引き起こし，土壌劣化が起こること，森林再生により土壌生態系を再構築することが可能であることなどが判明した。

国際的な取り組みにもかかわらず，世界の砂漠化はますます進行している。世界人口は60億人に達し，俗にいう南北格差もますます広がっており，砂漠化を食い止める明確な指針は未だに存在していない。砂漠化とは地球全体が直面している問題と認識するならば，それに対して場当たり的な対処療法を繰り返すのではなく，世界全体を通じて一貫した方策を提示することが重要だと考える。そのような解決策を模索する際に，本研究で示した土壌養分の貯蔵庫とその破壊・再生という視点が大きな意味を有してくると思われる。

謝 辞

本研究論文を作成するにあたって，多くの方々からご指導，ご援助をいただきました。北海道大学大学院農学研究科の新谷融教授には，中国現地調査からその後のとりまとめまでのすべてにおいて，親切にご指導いただきました。同大学院 波多野隆介教授，齋藤裕教授，中村太士教授，笹賀一郎教授からは本論文のとりまとめに当たって，的確なご指導・アドヴァイスをいただきました。同大学院 山田孝助教授，菊池俊一先生には，数年間にわたって親切にご指導いただきました。森林総合研究所 福山研二先生には，土壌動物の調査方法から解析にいたるまで親切にご指導いただきました。ニジェールの現地調査ではレンタカー，宿の手配から現地協力隊員の紹介にいたるまで，JICA の川鍋礼子氏にたいへんお世話になりました。同大学院 布川雅典博士には，統計解析にあたってたくさんの助言をいただきました。ここに深く感謝を表します。

引用文献

Abe, T., and D. E. Bignell and M. Higashi (2000) : Termites: evolution, sociality, symbioses, ecology, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht

Anderson J. M. and Wood T. G. (1984) : Mound composition and soil modification by two soil-feeding termites (Termitinae, Termitidae) in a riparian Nigerian forest, Pedobiologia, 26, 77-82

Arshad M. A. (1981) : Physical and chemical properties of termite mounds of two species of Macrotermes (ISOPTERA, TERMITIDAE) and the surrounding soils of the semiarid savanna of Kenya, Soil Science, 132(2), 161-174

Aubreville, A. (1949) : Climats, forets et desertification de l'Afrique tropicale, Societe d'Editions Geographiques, pp351, Maritimes et Coloniales, Paris

Balogh, J. (1972) : The Oribatid Genera of the world. Akademiai Kiado, Budapest.

Barrow, C. J. (1991) : Land Degradation, Cambridge Univ. Press, Cambridge

Batterbury, S., and A. Warren. (2001) : Desertification, In Smelser, NJ and PB Baltes eds. International Encyclopaedia of the Social & Behavioral Sciences, Elsevier

Behan-Pelletier, V. M. (1999) : Oribatid mite biodiversity in agroecosystems: role for bioindication. Agriculture, Ecosystems and Environment, 74, 411-423

Bogli, A. (1990) : Karst hydrology and physical Speleology, pp284. Springer-Verlag. Berlin

Bouillon A. and Kidieri S. (1964) : Repartition des termitieres de Bellicositermes bellicosus rex Grasse et Noirot dans l'Ubangi, d'apres les photos aeriennes. Correlations ecologiques qu'elle revele. In Etudes sur les Termites Africains. Eds. A. Bouillon. Pp. 373-376, Leopoldville Univ., Leopoldville

Bouillon A. and Mathot G. (1964) : Observations sur l'ecologie et le nid de Cubitermes exiguous Mathot. Description de nymphes-soldats et d'un pseudimago. In Etudes sur les Termites Africains, Eds. A. Bouillon, Pp. 215-230, Leopoldville Univ., Leopoldville

Brian, V. M. (1978) : Production ecology of ants and termites, International biological programme 13, Cambridge University Press, Cambridge

Brouwer, j., and J. Bouma (1997) : Soil and crop growth variability in the Sahel: highlights of research (1990-1995) at ICRISAT Sahelian Center. Infrmation bulletin no.49, International Crops Research Institute for the Semi-Arid Tropics, Agricultural University of Wageningen. Netherlands

Buringh, P. (1989) : in Food and Natural Resources, D. Pimentel and C. W. Hall, Eds. Academic Press, Sandeiego, pp.69-83

Burke I. C., Lauenroth W. K. and Coffin D. P. (1995) : Soil organic matter recovery in semiarid grasslands: implications for the conservation reserve program, Ecological Applications, 5(3), 793-801

Daily, G. C. (1995) : Restoring Value to the World's Degraded Lands, Science, 269, 350-354.

Darby, H. C. (1956) : The clearing of the woodland in Europe. In Man's role in changing the face of the earth, ed. W. L. Thomas, Jr., 183-216, Chicago: University of Chicago Press

Detwiler R. P. (1986) : Land use changes and the global carbon cycle: the role of tropical soils, Biogeochemistry, 2, 67-93

Elwell, H. A. (1985) : Zimbabwe Sci. News, 19, 27

Eswaran H., Berg E. V. D. and Reich P. (1993) : Organic carbon in soils of theworld, Soil Sci. Soc. Am. J, 57, 192-194

Fearnside P. M. and Barbosa R. I. (1998) : Soil carbon changes from conversion of forest to pasture in Brazilian Amazonia, Forest Ecology and Management, 108, 147-166

Galloway, J. N. et al. (1995) : Nitrogen fixation: Anthropogenic enhancement-environmental response, Global Biogeochemical Cycles, 9(2), 235-252

Glover P. E., Trump E. C. and Wateridge L. E. D. (1964) : Termitaria and vegetation patterns on the Loita plains of Kenya, J. Ecol. 52, 365-377

Grasse P. P. (1949) : Ordre des Isopteres ou Termite. In Traite de Zoologie, Vol.9, pp.408-544. Masson, Paris

Hellden, U. (1991) : Desertification: time for an assessment, Ambio, 20, 372-383

Hesse P. R. (1955) : A chemical and physical study of the soils of Termite mounds in east Africa, Journal of Ecology, 43(2), 449-461

Hochberg Y. and Tamhane A. C. (1987) : Multiple

Comparison Procedures, John Wiley & Sons, NY

Houghton, J. T. et al. (1994) : Climate change: radiative forcing of climate change and an evaluation of the IPCC IS92 emission scenarios, Cambridge University Press, Cambridge

Hudson, N. W. (1981) : Soil Conservation, Cornell Univ. Press, Ithaca, NY, ed.2

Jennings, J. N. (1985) : Karst Geomorphology, pp293. Basil Blackwell, Oxford

Kang B. T. (1978) : Effects of some biological factors on soil variability in the tropics. III. Effects of Macrotermes mounds, Plant and Soil, 50, 241-251

Lal, R. (1984) : In Quantification of the effect of Erosion on Soil Productivity in an International Context. F. R. Rijsberman and M. G. Wolman, Eds. Delft Hydraulics Laboratory, Delft, Netherlands, Pp.70-94

Lal, R. (1989) : in Food and Natural Resources, D. Pimentel and C. W. Hall, Eds. Academic Press, Sandeiego, pp.85-140

Lal, R and B. A. Stewart (1990) Soil Degradation, Springer-Verlag, New York

Lavelle P. (1997) : Faunal activities and soil processes: Adaptive strategies that determine ecosystem function, Advances in Ecological Research, 27, 93-132

Lavelle P., Bignell D., Lepage M. with Wolters V., Roger P., Ineson P., Heal O. W. and Dhillion S. (1997) : Soil function in a changing world: the role of invertebrate ecosystem engineers, Eur. J. Soil Biol, 33, 159-193

Lee, K. E. and T. G. Wood (1971) : Termites and Soils, Academic Press, London

Lugo A. E., Sanchez M. J. and Brown S. (1986) : Land use and organic carbon content of some subtropical soils, Plant and Soil, 96, 185-196

Maldague M. E. (1964) : Importance des populations de termites dans les sols equatoriaux. Trans. 8th Int. Congr., Soil Sci., Bucharest, 1964, 3, 743-751

Mann L. K. (1986) : Changes in soil carbon storage after cultivation, Soil Science, 142, 279-288

Matsumoto T. (1976) : The role of termites in an equatorial rain forest ecosystem of west Malaysia. I. Population density, biomass, Carbon, Nitrogen and Calorific content and respiration rate, Oecologia, 22, 153-178

Meiggs, R. (1982) Trees and Timber in the Ancient Mediterranean World, Cambridge: Cambridge University Press

Muller, P. E. (1879) : Studier over Skovjord, som bidrag til skovdyrkningens theori. I. Om bogemuld og bogrmor paa sand og ler. Tidsskr. Skovbr., 3, 1-124

Murray J. M. (1938) : An investigation of the interrelationships of the vegetation, soils and termites, S. Afr. J. Sci., 35, 288-297

Myers, N. (1993) : Gaia: An Atlas of Planet Management, Anchor and Doubleday, Garden City, NY

Neill C., Fry B., Melillo J. M., Steudler P. A., Moraes J. F. L. and Cerri C. C. (1996) : Forest- and pasture-derived carbon contributions to carbon stocks and microbial respiration of tropical pasture soils, Oecologia, 107, 113-119

Olson, G. W. (1981) : Archaeology: lessons on future soil use, Journal of Soil Water Conservation, 36, 261-264

Petersen, H. (1982) : The total soil fauna biomass and its composition, Oikos, 39(3), 330-388

Pimentel, D., *et al.*, (1980) : BioScience, 30, 750

Pimental, D., R. Harman, M. Pacenza, J. Pecarsky, M. Pimentel (1994) : Popul. Environ., 15, 347

Pomeroy D. E. (1976) : Some effects of mound-building termites on soils in Uganda, Journal of soil science, 27, 377-394

Pomeroy D. E. (1983) : Some effects of mound-building termites on the soils of a semi-arid area of Kenya, Journal of Soil Science, 34, 555-570

Ratcliffe F. N., Gay F. J., and Greaves T. (1952) : Australian Termites. C.S.I.R.O. Aust., Melbourne

Rhoades C. C., Eckert G. E. and Coleman D. C. (2000) : Soil carbon differences among forest , agriculture, and secondary vegetation in lower montane Ecuador, Ecological Applications, 10(2), 497-505

Sauer, C. O. (1956) : The agency of man on the earth. In Man's role in changing the face of the earth, ed. W. L. Thomas, Jr., 46-69, Chicago: University of Chicago Press

Sears, P. B. (1935) : Deserts on the March, Routledge and Kegan Paul, London

Singh, J. P., *et al.* (1989) : Microbial biomass acts as a source of plant nutrients in a dry tropical forest and

savanna, Nature, 338, 499-500

Speth, J. G. (1994) : Towards an Effective and Operational International Convention on Desertification (International Negotiation Committee, International Convention on Desertification, United Nations, New York

Stebbing, E. P. (1935) : The encroaching Sahara: the threat to the West African colonies, The Geographical Journal, 85, 506-524

Stoorvogel, B. A. and E. M. A. Smaling. (1990) : Assessment of soil nutrient depletion in Sub-Saharan Africa: 1983-2000. Volume 1: Main report, The Winard Staring Centre, Wageningen, 137 pp

Takeda, H. (1987) : Dynamics and maintenance of collembolan community structure in a forest ecosystem, Researches on Population Ecology, 29, 291-346

Tamura, H. et al., (1969) : An Ecological Survey of Soil Fauna in Hidaka-Monbetsu, Southern Hokkaido, Jour. Fac. Sci. Hokkaido Univ. Ser. VI, Zool., 17, 1969, 17-57

Trumbore S. E., Davidson E. A., Camargo P. B., Nepstad D. C., and Martinelli L. A. (1995) : Belowground cycling of carbon in forests and pastures of eastern Amazonia, Global Biogeochemical Cycles, 9, 515-528

Turner, B. L. et al. (1990) : The Earth As Transformed by Human Action, Cambridge Univ. Press, Chambridge

UNCCD (2003) : http://www.unccd.int/main.php

UNEP (1992) : World Atlas of Desertification, Edward Arnold. Eds.

Veildkamp E. (1994) : Organic carbon turnover in three tropical soils under pasture after deforestation, Soil Science Society of America Journal, 58, 175-180

Vitousek, P. M., and P. A. Matson (1984) : Mechanisms of Nitrogen Retention in Forest Ecosystems: A Field Experiment, Science, 225, 51-52

Vitousek, P. M. et al. (1997a) : Human Domination of Earth's Ecosystems, Science, 277, 494-499

Vitousek, P. M. et al. (1997b) : Human Alteration of the Global Nitrogen Cycle: Source and Consequences, Ecological Applications, 7(3), 737-750

World Resources Institute (1992) : World Resources 1992-1993. Oxford Univ. Press, New York

青木純一（1983）：三つの分類群の種数および個体数の割合によるササラダニ群集の比較（MGP 分析），横浜国大環境研紀要，10，171-176

青木淳一（1989）：土壌動物を指標とした自然の豊かさ評価，都市化・工業化の動植物影響調査法マニュアル（千葉県），127-143

新谷　融・勝呂博之，矢島　崇（1981）：道路法面における植生復元と自然侵入．92回日林論，413-414

尹　紹亭（2000）：雲南の焼畑，人類生態学的研究，農林統計協会

井倉洋二ほか（1989）：秋吉台の地下水およびその溶存物質に関する研究（Ⅰ）－秋芳洞の流出量および炭酸カルシュウム排出量に基づく石灰岩の溶食速度－．洞窟学会誌，14，51-61

井倉洋二（1996）：カルスト地域の水文地形．恩田裕一ほか編：水文地形学，Pp217-225，古今書院

池田千枝（1993）：隣接する落葉広葉樹林とアカエゾマツ林におけるササラダニ分布，北海道大学農学部林学科造林学講座卒業論文

石井　豊，山本美穂，中村義久，兼重　努，平野悠一郎（2002）：中国の森林資源の現状，森林政策の展開と大化県七百弄郷の森林政策組織．日中共同研究『中国南西部における生態系の再構築と持続的生物生産性の総合的開発』報告書平成13年度（第5報），47-73．日本学術振興会未来開拓学研究推進事業（複合領域）「アジア地域の環境保全」

一前宣正・西尾孝佳・大久保達弘・八木久義・丹下健（1999）：植生評価にもとづく植生復元方向の検討，日中共同研究『中国南西部における生態系の再構築と持続的生物生産性の総合的研究』報告書平成10年度（第2報），33-36，日本学術振興会未来開拓学研究推進事業（複合領域）「アジア地域の環境保全」

漆原和子（1996）：カルスト，その環境と人々の関わり合い，87p，大明堂

大手桂二（1989）：山腹緑化工施工地の評価方法に関する研究，緑化工技術，14，1-9

北沢右三　他（1985）：北海道の針広混交林の土壌動物に関する研究，Edaphologia，33，48-58

小出　博・倉田益二郎（1961）：山地農業と治山，森林資源総合対策協議会，東京

国際連合広報センター（1999）：60億人の日．1999年10月12日，UNIC TOKYO

南雲不二男（1995）：ニジェール南西部の固定砂丘地帯における土地利用と栽培システム，『自然環境論

の窓から』門村浩教授退職記念出版事業会
竹下正哲（2003）：中国南西部カルスト地域を事例とした石漠化および砂漠化問題の実態．北海道大学演習林研究報告，60（2），61-77
高橋英紀・山田雅仁・呂 維莉（2000）：弄石屯における降水と蒸発散能の季節変動，日中共同研究『中国南西部における生態系の再構築と持続的生物生産性の総合的開発』報告書平成11年度（第3報），141-146．日本学術振興会未来開拓学研究推進事業（複合領域）「アジア地域の環境保全」
鄭 泰根・譚 宏偉・出村克彦（2000）：大化県七百弄郷生態系の歴史的変遷，日中共同研究『中国南西部における生態系の再構築と持続的生物生産性の総合的開発』報告書平成11年度（第3報），15-25．日本学術振興会未来開拓学研究推進事業（複合領域）「アジア地域の環境保全」
中国広西大化瑤族自治県人民政府（1996）：広西壮族自治区大化県瑤族自治区における貧困問題の解決と石灰岩山区の概況
中村好男 他（1970）：北海道の天然林と人工林における土壌動物相，日林誌，52（3），80-88
東 正彦・安部琢哉（1992）：地球共生系とは何か．シリーズ地球共生系1，平凡社，東京
北海道防災会議（1983）：恵山．火山地質・噴火史・活動の現況および防災対策，北海道における火山に関する研究報告書第9編
八木久義（1992）：熱帯林業，Pp.74-77，国際緑化推進センター
八木久義（1994）：熱帯の土壌，国際緑化推進センター
王 宝巨・大神裕史・蒙 炎成・呂 維莉・陳 桂芬・橘 治国（2000）：七百弄実験地の水環境，日中共同研究『中国南西部における生態系の再構築と持続的生物生産性の総合的開発』報告書平成11年度（第3報），79-91，日本学術振興会未来開拓学研究推進事業（複合領域）「アジア地域の環境保全」

Summary

The causes of the desertification are various, but all the results lead to the land degradation. There, however, are many points that are uncertain about the complex mechanism of land degradation, and no countermeasure has not been made yet. So the objective of this study is to show the mechanism of land degradation from the point of view of the soil degradation and to make countermeasures against land degradation. 3 case studies were carried out. First, the Karst region in China was chosen as a study site for the problem of the limited soil volume. Soil degradation occurring there and countermeasures against it conducted by local people were investigated. Second, Niger Africa was chosen as a study site for the soil nutrients problem. Soil nutrients losses form various lands were measured and the nutrients that had been retained in termite mounds were measured, which means we evaluated termite mounds as soil nutrients reservoirs in natural ecosystems. Third, Mt. Esan in Japan was chosen as a study site for the problem of the soil movement. Using soil faunal communities as bio-indicators of the soil quality, the land degradation that was caused by land failure and the recovery process of it were researched. Those results suggested that land degradation is the collapse of soil nutrients reservoirs, and the most realistic countermeasure against it seems to be the reforestation that restores soil ecosystems there.

Key words : Desertification, nutrients retention, termite, soil fauna, soil nutrients