

2012 年度

修士論文

モンゴル国の過放牧地域におけるブランドハタネズ
ミ (*Microtus brandti*) の生態系エンジニアリングの
働き

21131008 川島 健二

指導教員 国際環境情報学 教授 星野 仏方

酪農学園大学大学院酪農学研究科

目次

目次

表目次

図目次

第1章 序論

1.1 研究の背景

1.1.1 研究の背景

1.1.1 進行する過放牧と拡大する砂漠化

1.1.1 砂漠化への対応と注目される生態レジリアンス オーバーユースの草原生態系

1.1.1 過放牧地域を対象としたハタネズミの働き

1.2 本研究の目的

第2章 研究の方法

2.1 調査対象

2.1.1 退化草原の指標種ブラントハタネズミについて

2.1.2 研究対象地

2.2 調査手法

2.2.1 気候変動と過放牧によるモンゴル国退化草原の拡大

2.2.1.1 時系列データの作成と解析

2.2.1.2 平滑化と季節調節

2.2.1.3 二時期の衛星画像を用いた過放牧地域における 牧草量の変化

2.2.2 ハタネズミの生息地選択

2.2.2.1 現地調査

2.2.2.2 GIS データの作成

2.2.2.3 メッシュ集計

2.2.2.4 種の分布モデル

2.2.2.5 行動圏の推定と解析

2.2.3 ハタネズミの生息による地表面の攪乱

2.2.3.1 現地調査

2.2.3.2 植生調査 分光特性の測定

2.2.3.3 植生調査 コドレート法

2.2.3.4 時系列解析

2.2.3.5 スクリーニング解析

第3章 結果と考察

3.1 気候変動と過放牧によるモンゴル国退化草原の拡大

3.1.1 時系列データの作成と解析

3.1.2 平滑化と季節調節

3.1.3 二時期の衛星画像を用いた過放牧地域における牧草量の変化

3.2 ハタネズミの生息地選択

3.2.1 現地調査

3.2.2 メッシュ集計

3.2.3 種の分布モデル

3.2.4 行動圏の推定と解析

3.3 ハタネズミの生息による地表面の攪乱

3.3.1 現地調査

3.3.2 植生調査 分光特性の測定

3.3.3 植生調査 時系列解析

3.3.4 スクリーニング解析

第4章 まとめ

- 4.1 気候変動と過放牧によるモンゴル国退化草原の拡大
- 4.2 ハタネズミの生息地選択
- 4.3 ハタネズミの生息による地表面の攪乱
- 4.4 ハタネズミと遊牧民の関係

Abstract

謝辞

参考文献

研究成果

表 目 次

Table.1 Model summary in control · · · · ·	p42
Table.2 Parameter Estimates in control · · · · ·	p43
Table.3 Model summary in overgrazing · · · · ·	p45
Table.4 Parameter Estimates in overgrazing · · · · ·	p46
Table.5 Model summary in Gobi desert · · · · ·	p48
Table.6 Parameter Estimates in Gobi desert · · · · ·	p49
Table.7 Analysis of a corresponding pair · · · · ·	p54
Table.8 Analysis of the variable contribution of habitat selection of <i>Microtus brandti</i> · · · · ·	p68
Table.9 Area of the home range of Brandt vole (<i>Microtus brandti</i>) · · · · ·	p89
Table.10 Parameter estimates of the factors that determine the species · · · · ·	p97
Table.11 Bayes plot (Box-Meyer) of the factors that determine the species · · · · ·	p98
Table.12 Parameter estimates of the factors that determine the biomass · · · · ·	p99
Table.13 Bayes plot (Box-Meyer) of the factors that determine the biomass · · · · ·	p100

图 目 次

Fig.1 Köppen-Geiger climate classification (1951-2000) (A1) · · ·	p5
Fig.2 Changes in the population of livestock in Mongolia · · ·	p7
Fig.3 The relationship between plant biomass and colony density of Brandt's vole in difference land use area (Batsaikhan.N, 2001) ·	p12
Fig.4 Study area · · · · ·	p15
Fig.5 Trend of annual change of NDVI during 2003-2011 · · · · ·	p40
Fig.6 Seasonal ARIMA model prediction and smoothing in Control area · · · · ·	p41
Fig.7 Seasonal ARIMA model prediction and smoothing in overgrazing · · · · ·	p44
Fig.8 Seasonal ARIMA model prediction and smoothing in Gobi desert · · · · ·	p47
Fig.9 Change in the amount of pasture by satellite images of two time · · · · ·	p50
Fig.10 Histogram of the NDVI · · · · ·	p52
Fig.11 Pair with a corresponding · · · · ·	p53
Fig.12 Vegetation on the nest and the nest of Brandt vole (<i>Microtus brandti</i>) · · · · ·	p55

Fig.13 Nest of voles from Space. From GeoEye-1 (2009/09/23 in Google Earth	p56
Fig.14 Spatial distribution of the density of nests of voles from the interpretation of high-resolution satellite images	p59
Fig.15 Habitat potential of Brandt vole (<i>Microtus brandti</i>) . .	p60
Fig.16 Average Omission and Predicted Area for <i>Microtus brandti</i>	p62
Fig.17 Average Sensitivity vs. 1-Specificity for <i>Microtus brandti</i> . .	p63
Fig.18 Jackknife of regularized training gain for <i>Microtus brandti</i>	p64
Fig.19 Jackknife of test gain for <i>Microtus brandti</i>	p65
Fig.20 Jackknife of AUC for <i>Microtus brandti</i>	p66
Fig.21 Response of <i>Microtus brandti</i> to distance from yurt(home)	p69
Fig.22 Response of <i>Microtus brandti</i> to distance from roads . . .	p70
Fig.23 Response of <i>Microtus brandti</i> to distance from river . . .	p71
Fig.24 Response of <i>Microtus brandti</i> to distance from DEM . . .	p72
Fig.25 Response of <i>Microtus brandti</i> to distance from slope . . .	p73
Fig.26 Response of <i>Microtus brandti</i> to distance from heat load	

index(HLI)	p74
Fig.27 Response of <i>Microtus brandti</i> to distance from hillshade .	p75
Fig.28 Response of <i>Microtus brandti</i> to distance from effective at-Satellite Temperate	p76
Fig.29 Response of <i>Microtus brandti</i> to distance from NDVI . . .	p77
Fig.30 Response of <i>Microtus brandti</i> to distance from yurt(home)	p78
Fig.31 Response of <i>Microtus brandti</i> to distance from river . . .	p79
Fig.32 Response of <i>Microtus brandti</i> to distance from roads . . .	p80
Fig.33 Response of <i>Microtus brandti</i> to distance from DEM . . .	p81
Fig.34 Response of <i>Microtus brandti</i> to distance from heat load index(HLI)	p82
Fig.35 Response of <i>Microtus brandti</i> to distance from slope . . .	p83
Fig.36 Response of <i>Microtus brandti</i> to distance from hillshade .	p84
Fig.37 Response of <i>Microtus brandti</i> to distance from effective at-Satellite temperate	p85
Fig.38 Response of <i>Microtus brandti</i> to distance from NDVI . . .	p86
Fig.39 Home Range of <i>Microtus brandti</i> Overgrazing .	p87
Fig.40 Evaluation of home range area	p88
Fig.41 Reflectance of plants species distribution in the nest . .	p91

Fig.42 Multispectral of plants species distribution in the nest · · p92

Fig.43 Time series variation in vegetation cover rate of vole
habitat · · · · · p94

Fig.44 Time-series variation in the proportion of bare ground in the
vole habitat · · · · · p95

Fig.45 Time series variation of soil hardness in vole habitat · · · p96

第 1 章 序論

1.1 研究の背景

モンゴル国は東アジアの北部に位置する降水量が少なく、寒暖差が大きい内陸国である。世界の植生の分布を基にしたケッペン気候区分（Köppen climate classification）によると、モンゴル国はステップ気候帯（BSk・BSh）と亜寒帯（Dwd）に属している。

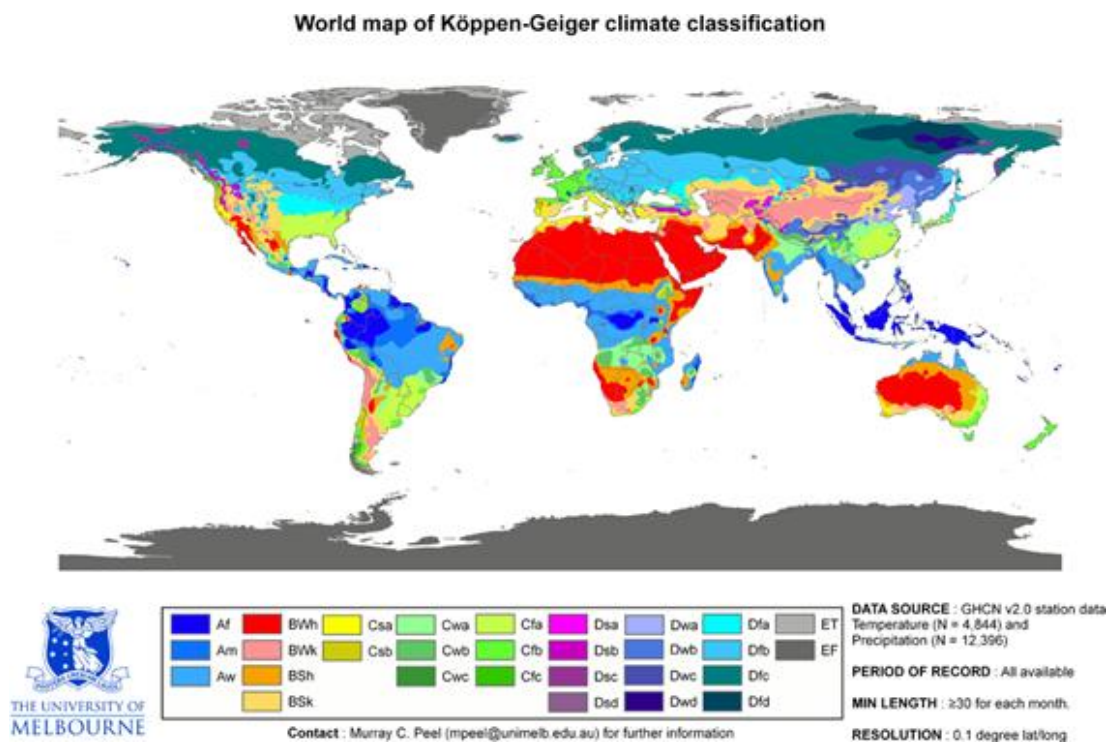


Fig.1 Köppen-Geiger climate classification (1951-2000) (A1).

モンゴル国では乾燥・半乾燥地域（Arid and semi-arid areas）の環境を生かした畜産業である遊牧（Nomadism）が生業として行われている。遊牧の主とする家畜は、ウマ・ウシ・ヒツジ・ヤギ・ラクダであり、合わせて5畜と呼ばれる。モンゴル国では降水量が少ないため、限られた植生の草原を遊牧民が放牧地（Pastureland）を適切に選択することで、草原が回復する時間が与えられてきた。こうした生態系を回復させる働きはレジリアンス（Resilience）といい、近年注目されている。草原生態系（Grassland ecosystem）に与える負荷の少ない生活が、モンゴル国の草原生態系を持続させてきた。しかしながら、モンゴル国に市場経済の波が押し寄せた。市場経済の波はソビエト・東欧の民主主義運動の影響により、1992年にモンゴル人民共和国からモンゴル国へと改称された。社会主義から民主主義・市場経済化による、資本主義の導入によるものである。市場経済化により、外貨の獲得が重要視された。外貨獲得のためのカシミヤが注目され、ヤギの个体数が急激に増加した。図2はモンゴル国の家畜数の推移である。対象とする家畜は牛（Horse）・馬（Horse）・羊（Sheep）・山羊（Goat）・駱駝（Cattle）の五種で、まとめて五畜（All Livestock）とされる。本データはモンゴル国の国家統計情報局（National Statistical Office(NSO) in Mongolia）が、配布している統計情報を使用した。モンゴル国で

は 1900 年代以降に，ヒツジとヤギの個体数が急激に増加した．ヤギは草本を根こそぎ食べる芽食（Browser）である．ヒツジなど草食（Grazer）に比べ，草原生態系へ与える影響の強い家畜である．増加したヤギが都心部に集中していることで過放牧（Overgrazing）となり，拡大する砂漠化（Desertification）の最大の原因と考えられている．

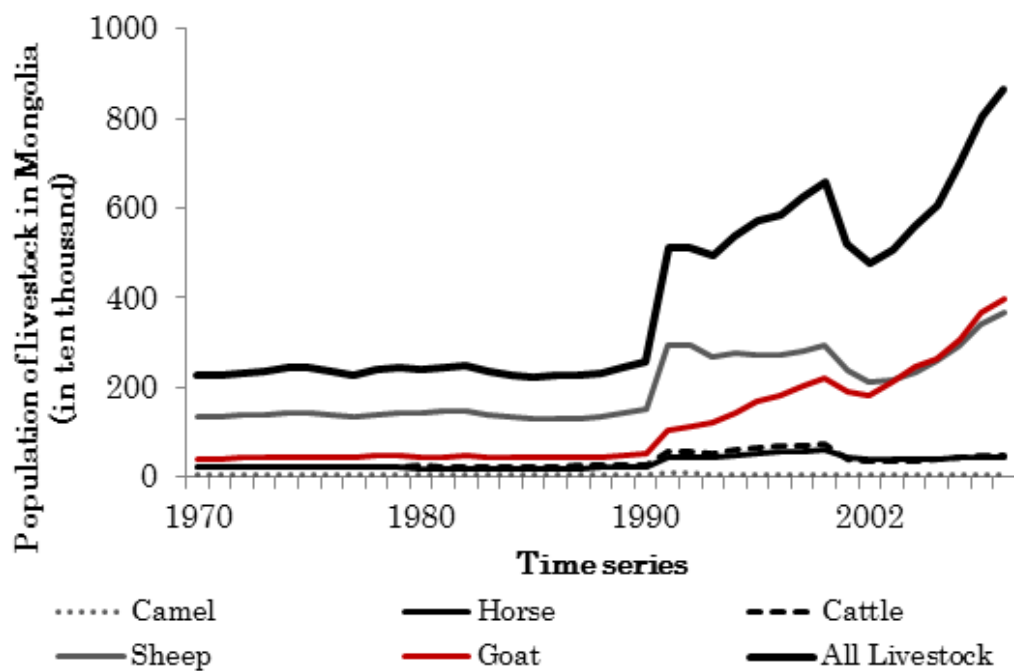


Fig.2 Changes in the population of livestock in Mongolia.

[National Statistical Office (NSO) in Mongolia].

1.1.2 進行する過放牧と拡大する砂漠化

深刻化する乾燥地の砂漠化について、1997年の国連環境計画（UNEP）の区分によると、乾燥地とは年間降水量 300mm 以下（夏雨期）の地域を指し、そして砂漠化は植物の生育に適さない不毛の地へ、変化することと定義されている（UNEP, 1997）。モンゴル国では砂漠化の主な理由として、気候変動による乾燥化と、過放牧など人為的活動が挙げられる。内陸国家であるモンゴル国は、過去 60 年間で平均気温が約 1.9℃ 上昇している。世界平均の過去百年の数字と比べると、約 3 倍の速度で温暖化が進行している（IPCC, 2001）。地球温暖化の影響により、典型草原（Steppe）の草本が退化し、遊牧民が都心部へと集中している。遊牧民が都心部へ集中することで、家畜が過密化している。都心部周辺の草原では過密化したヤギにより、過放牧状態が深刻になっている。国連の過去の調査によると、1959 年代以降に 200 万 ha の草原が砂漠化したとされる（UNEP, 1997）。進行する砂漠化を止めるため、砂漠の拡大が顕著なゴビ砂漠と典型草原間にグリーンベルトを作り、砂漠化の拡大を防止するために国家大事業である植林プロジェクトが開始されている。

人為的な攪乱と環境の変化による、生態系機能（Ecosystem

function) と生態系サービス (Ecosystem services) の低下が、遊牧の生業に負の影響をもたらす可能性があるとして危惧される。そして砂漠化の進行を防ぐためには、草原の持続性を高めることが重要である。草原における持続性を高めるために必要な生態系の安定性 (stability) は生物多様性と関係している (David & John, 1994)。

1.1.3 砂漠化への対応と注目される生態レジリアンス オーバーユースの草原生態系

草原の持続性を高める働きとして、生態レジリアンス (Ecological resilience) が注目されている。レジリアンスは攪乱 (Disruptors) を受けた時に、元に戻る回復能力の概念とされている。生態レジリアンスはレジリアンスとレジームシフト (Regime shift) を統合し、生態系の可逆性 (Reversibility) と不可逆性 (Irreversibility) を包括的に扱うことで、エコシステムマネジメントへの応用が期待されている。オーバーユースの環境において先行研究によると、草原生態系では過放牧により、多年生のイネ科草本が裸地へと、シフトする事例が報告されている (Koppel et al, 1997; Fernandez-Gimenez & Allen-diaz, 2001, McIntyre & Lavorel, 2001; Diaz et al. 2007, Sasaki et al. 2008; エコシステムマネジメント, 2012)。しかしながら、こうした非線形な変化に基

づく研究は、応答パターンの把握と概念的な内容に留まっている。複雑な応答が期待される生態系においては、モニタリングこそが有効であると論者は考え、モンゴル国の過放牧地域において植生調査を継続した。また乾燥・半乾燥地の草原生態系についてプロセスをベースとして表すと、過放牧により草原が退化し、植生被覆が失われることで、裸地が拡大する。進行する砂漠化のホットスポット（Hot spot）になると思われる。しかしながら、進行する過放牧のホットスポットで、草原が回復する現象が目撃されている（Hoshino, 2009, 2011; Sawamukai, 2010; Kawashima, 2011）。つまり過放牧地域が広がり、砂漠化が進行している中で、一部では草原が回復していると考えられる。草原の回復プロセスが見られた場所では、家畜の好まない植生が優占種として繁茂していることから、家畜の退行こそが草原回復のきっかけであると論者は考えた。砂漠化の回避のメカニズムとして、家畜の不嗜好性の植生へと改変されることで家畜が退行し、過放牧の緩和とレジリアンスによる植生の回復が起こるまで、草原を休ませる働きを小型哺乳類であるネズミ類が行っていると考えられる。生息地を物理的に改変する生物は、生態系エンジニア（Ecosystem engineer）と定義されている（Jones CG, 1994, 1997）。物理的に改変された環境を景観的にみたものが生物地形学（zoogeography）。また生態系エ

ン지니어リングは進化におけるニッチ構築（Niche-construction）と同等の働きと考えられる．

1.1.4 モンゴルの過放牧地域を対象としたハタネズミの働き

モンゴル国では生態系エンジニアリングの働きの先行研究として、シベリアマーモットの報告がある（Yoshihara, 2009）．マーモットは主に山地草原を対象地域として生息している．山地草原は植物の多様性が高く、都心部周辺に比べ家畜が少ないことから、放牧圧が低い．

一方、過放牧地域ではブランドハタネズミ（*Microtus brandti*）による、生態系エンジニアリングが報告されている．図 3 は環境別に、ブランドハタネズミの個体数と草原のバイオマスについて調べた物である．図中の青線が植物のバイオマス量を示している．図の縦軸の左側に示される単位は 1 平方メートル（1 m²）当たりのグラム（g）である．図中の赤線はハタネズミの密度を示している．図の縦軸の右側に示される単位は、1 ヘクタール（ha）当たりのハタネズミの個体数である．横軸は左の人為的な影響の大きい町（Soum center）から、右の人為的な影響の見られない対象区である柵の中（fenced area）まで、人為的な攪乱の強度を示し

ている．先行研究では，遊牧民の人為的な影響の強い場所（町の周辺・越冬地・井戸）において，ハタネズミの密度が高い．逆に，人為的な影響の低い草地でネズミの密度が低く，人為的な影響の見られない対照区（Control）で，ハタネズミの生息が見られないという結果を示している．過放牧地域においてハタネズミの個体数が多いことは，ハタネズミによる生態系エンジニアの働きを研究する上で重要な仮説となる．

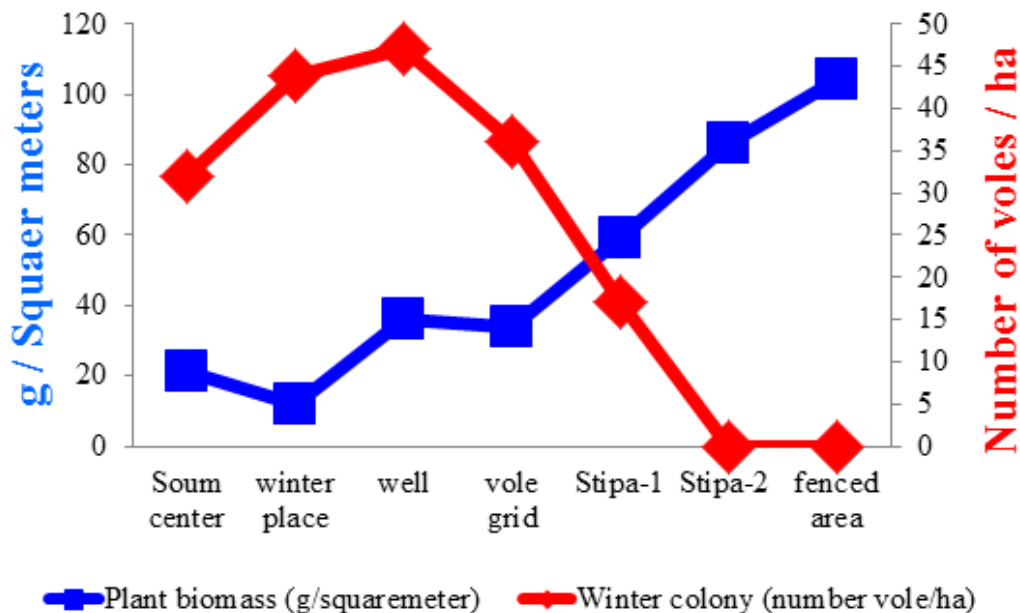


Fig.3 The relationship between plant biomass and colony density of Brandt's vole in difference land use area (Batsaikhan.N, 2001).

1.2 本研究の目的

本研究はモンゴル国の環境問題において、重要な過放牧の拡大による砂漠化を防止、または軽減する草原の持続性に注目し、レジリアンスの要である生態系エンジニアの働きについて、研究を行いました。ハタネズミの進入する過放牧地域は、都心部近郊で家畜の個体数が多く、退化草原が拡大している。過放牧地域では、草原退化の原因である家畜の影響を軽減することが重要である。しかしながら、家畜の働きを完全に取り除くことは生業としての遊牧生活を営む上で不可能である。このような過放牧地域において、ハタネズミは草原を家畜の好まない植物群落へ改変することで、草原を休ませる働きがあると考えられている。本研究ではハタネズミの進入した過放牧地域を対象として草原の推移について解析することで、ハタネズミが草原に与える影響について検討した。ハタネズミを対象とする理由は、退化草原に生息する小型哺乳類の中でも、大きな巣を作ることで土壌を掘り返す働きが大きい。ハタネズミによる土壌の掘り返す量は、マーモットよりも多いと言われている (Dmitriev, 2006)。

第 2 章 研究の方法

2.1 調査対象

研究対象地は家畜，特にヤギの個体数が多いため草原が荒廃し，植物群落は植生退行草本が優占して繁茂している．このような環境にハタネズミが進入し，土壌を改変することで巣上及び周辺をイネ科草本から，キク科ヨモギ属 (*Artemisia spp.*)・アカザ科アカザ属 (*Chenopodium spp.*) などの攪乱耐性草本 (Disrupting resistant herbaceous) へ改変している．こうした環境の変化を明らかにするため，現地調査と衛星画像による広域の解析を並行して行いました．このため本研究では，フィールド研究による定性的研究と統計解析による定量的な研究を併用している．本研究は包括的な環境の働きについて，調査及び研究を行った．

2.1.1 退化草原の指標種ブラントハタネズミ

本研究対象のブラントハタネズミは過放牧地域を選好する小型哺乳類である．ブラントハタネズミは短い草丈の草原へ侵入する (Zhang Z., et al. 2003)．ハタネズミは巣の構築するため，土壌の掘り返しが鼠害であると考えられていた (Zhang Z., et al., 1981)．このため，ハタネズミは遊牧民に嫌われている (Batsaikhan. N., et al., 2003)．しかしながら，ハタネズミの巣上は土壌が柔らかく，草本植物の種が豊かである (Batsaikhan, 2001; 澤向, 2010)．

2.1.2 研究対象地

モンゴル国の首都ウランバートル周辺のモンゴル国トオヴァイマッグ（中央県）アルタンポリゴソム(中心座標：47° 41' N, 106° 24' E, 平均標高は 1213m)を研究対象地とした。

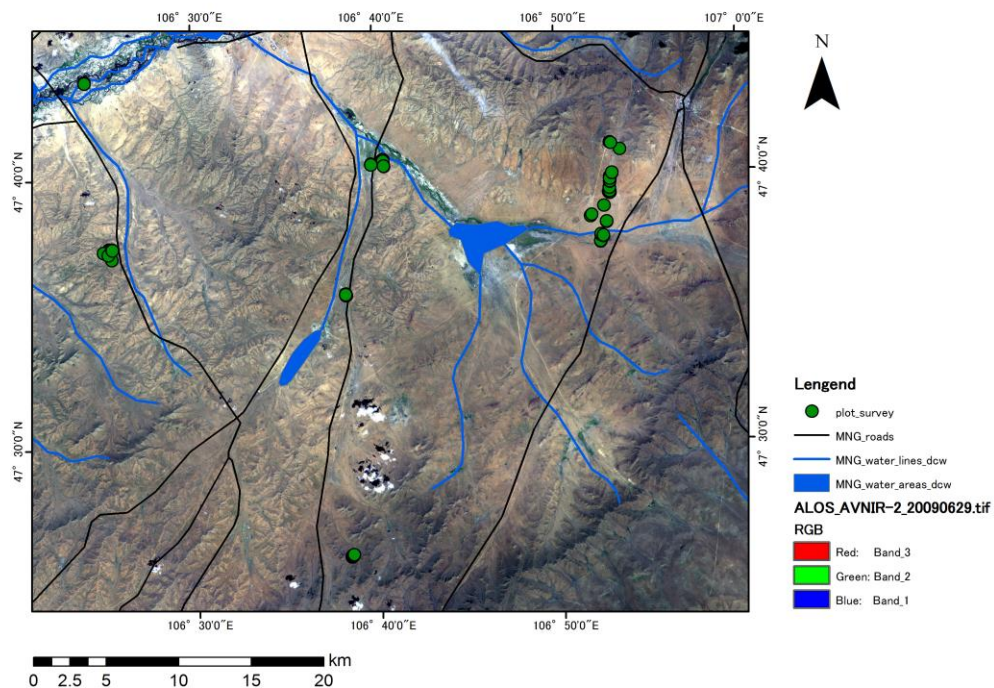


Fig.4 Study area.

Position of the 30km southwest of the capital city of Ulaanbaatar, 30km, overgrazing region and Mountain steppe is located at 60km from the capital city of Ulaanbaatar area south of upland grassland overgrazing. Nomads to overcrowding in urban areas, overgrazing has become a serious problem.

研究対象地点の選定は、フィールド観察から過放牧地域を選択して、その地域を代表する草原を選択し、その中で無作為化抽出によって、対象を選択する多段抽出法を使用した。こうした標本抽出（サンプリング）により、植生調査及び巣の空間分布の記録を行いました。そして図4の研究対象地に植生調査を行った地点を緑色の円で示した。調査地点の距離は最大で30kmである。

2.2 調査手法

2.2.1 気候変動と過放牧によるモンゴル国退化草原の拡大

2.2.1.1 時系列データの作成

長期観測データを用いた、牧草量の時系列変化について

SPOT Vegetation プロダクトはデータ変換することで、正規化植生指数（NDVI）を算出することができる。NDVIは植生量や植生の状態を把握するために、自然科学において広く利用されている。

$$NDVI = \frac{NIR - RED}{NIR + RED}$$

NIR=赤外線近赤外域（700 - 1100 nm の電磁波）・RED=可視光線の赤色域（620-750 nm の電磁波）、NDVIは0-1の値を取る。

SPOT Vegetation プロダクトのデータを使用して、2003年から2011年まで、時系列変化について解析を行った。SPOT Vegetation S10は10日間の最大値を合成したデータである。最大値を合成す

ることで、大気の影響を補正することができる。SPOT Vegetation は、SPOT-5 に搭載された広域観測を目的とした地球観測センサーである。本研究では SPOT Vegetation の空間分解能は 1km で、牧草以外の地表物が含まれるとミックスピクセルの影響により、牧草量の定量化ができない。このため現地調査及び Google 社製 Google Earth を使用して、牧草以外の地表物が含まれないピクセルを選択し解析を行った。選択したピクセルを対象として、3 カ所を選定しピクセル値を抽出した。選定した 3 カ所は対照区であるウランバートル空港の柵内 (control)・過放牧地域であるアルタンポリゴソム (Altanbulag)・そしてゴビ砂漠であるチョイル (Choir) を選択した。

SPOT Vegetation プロダクトデータを用いた時系列データの作成のワークフロー

1. NDVI の算出

$$NDVI = (DN * 0.004) - 0.1$$

$$DN = \text{Digital number } 0 \sim 255$$

しかし、この NDVI は -0.1~0.92 の範囲となる。

2. データ合成

各月の1日・11日・21日のデータから，NDVIの最大値を合成し大気の影響を取り除いた．

月の最大値化

$$NDVI_{MAX_month} = MAX(NDVI_{01} + NDVI_{11} + NDVI_{21})$$

$NDVI_{MAX_month}$ =ピクセル当たりの月最大値のデータ・ $NDVI_{01}$ =01日のデータ・ $NDVI_{11}$ =11日のデータ・ $NDVI_{21}$ =21日のデータ

3. 投影変換

SPOT Vegetation データは直角平面座標で提供されているため，ユニバーサルメルカトル座標（UTM）へ投影変換を行った．

4. データの抽出

現地調査及び Google Earth から，ミックスピクセルの影響が見られないピクセルを対象として，ポイントを作成し画像のピクセル値を抽出した．

5. 以上の工程を繰り返し，2003年から2011年までの時系列データを作成した．作成したデータを用いて，横軸に時系列・縦軸にNDVIをプロットし，過放牧地域における相関分析から，時

系列変化と NDVI による植生量の因果関係を解析した。

2.2.1.2 平滑化と季節調節

時系列解析方法の概要

データ間の関連性から因果関係を求めたい場合、相関分析が用いられる。しかしながら、時系列データは独立したデータでなく、動的なデータであるため、時系列に沿って現象を把握する時系列解析を行うことが好ましい。時系列データの特徴としては、過去から現在そして未来へと、過去の値の影響を受けている場合がある。こうした影響を求めるために、自己回帰モデル (AR model) が広く利用されている。また時系列のデータの区間平均を求める移動平均モデル (MA model) がある。これら AR モデルと MA モデルを、組み合わせた物を自己回帰移動平均モデル (ARMA model) という。さらにデータ間の差分を求める自己回帰和分移動平均モデル (ARIMA model) が提案され用いられてきた。しかしながら、こうした時系列解析は、季節変動など明確な周期的変動が組み込まれていない。本解析データは植生量を代表する NDVI であるため、季節変動の影響を確実に受けると考えられる。このため本研究では、時系列解析として季節自己回帰和分移動平均モデル (Seasonal ARIMA model) を適用した。

季節自己回帰和分移動平均モデル (Seasonal ARIMA model) による時系列データの平滑化と予測

本研究では、2.2.1.1 時系列データの作成で作成した3カ所のNDVIの時系列データを使用して、季節調節を取り込んだ季節自己回帰和分移動平均モデルによる時系列解析を行った。季節自己回帰和分移動平均モデルは、差分演算子・自己回帰次数演算子・移動平均演算子を組み合わせた。本研究ではSAS Institute Inc.社製 JMP10.02を用いて、季節自己回帰和分移動平均モデルを作成した。季節自己回帰和分移動平均モデルは、以下の演算により表される。

季節自己回帰和分移動平均モデル

$$W_t = (1 - B)^d(1 - B^s)^p y_t$$

$$\phi(B) = (1 - \varphi_{1,1}B - \varphi_{1,2}B^2 - \dots - \varphi_{1,p}B^p)(1 - \varphi_{2,s}B^s - \varphi_{2,2s}B^{2s} - \dots - \varphi_{2,ps}B^{ps})$$

$$\theta(B) = (1 - \theta_{1,1}B - \theta_{1,2}B^2 - \dots - \theta_{1,q}B^q)(1 - \theta_{2,s}B^s - \theta_{2,2s}B^{2s} - \dots - \theta_{2,qs}B^{qs})$$

s は1季節の期間数である。1は非季節因子、2は季節因子を示している。2番目の添え字がラグ数である。

モデルにおける設定値

自己回帰次数(p), 差分の次数 (D), 移動平均次数 (Q) は, 1 ヶ月分とし, 季節当たりの期間数は 8 である. 自己相関ラグ・予測期数は 12 ヶ月とした. 信頼区間は 95%とし, 制約付きのあてはめを行った. 予測には 10 回のシミュレーションを用いてモデル平均化 (Model averaging) を行った.

2.2.1.3 二時期の衛星画像を用いた過放牧地域における牧草量の変化

二時期の地球観測衛星の画像を用いて, 差分における牧草量の変化について調べた. 使用した Landsat データは, 2001 年 8 月 31 日と 2010 年 7 月 31 日の画像である. ENVI 5.0 を用いてキャリブレーションを行い, デジタルナンバー (DN) から反射率 (Reflectance) へ変換した. 反射率から正規化植生指数 (NDVI) を算出した. 二時期の衛星画像を重ねるため, 幾何補正を行った. ウランバートル周辺の地域を選定し, サブセットを行い, 二時期の衛星画像のサイズを揃えた. 本解析では, NDVI が 0.4 より小さくなる過放牧地域を選択した.

1. NDVI による過放牧地域の選定

本研究では，対象地域を過放牧地域とするために， $NDVI < 0.4$ の閾値を設定した．NDVI 値のピクセルデータは，ポイントデータへ変換した．演算には Microsoft 社製 Excel を用いて，IF 関数により $NDVI < 0.4$ の閾値を設定した．

論理式 NDVI による過放牧地域の選定 $NDVI < 0.4$ を選択

$=IF(0.4 > B2, B2, 0)$

$B2 = NDVI$ 値

論理式は， $NDVI < 0.4$ のときに NDVI の値を返し， $NDVI \leq 0.4$ ときに 0 を返すことを示している．2001 年 8 月 31 日と 2010 年 7 月 31 日のデータへ論理式を適用し， $NDVI < 0.4$ の過放牧地域を選択した．

2. 差分抽出

2010 年 7 月 31 日から 2001 年 8 月 31 日を引くことで，変化抽出を行った．しかしながら， $NDVI < 0.4$ を対象としたいことから，以下の論理式を作成した．

論理式 NDVI<0.4 を対象とした過放牧地域の変化抽出

=IF(F2=0,0,G2)-IF(G2=0,0,F2)

F2=2001 年 8 月 31 日 ・ G2=2010 年 7 月 31 日

一つ目の論理式は，2001 年 8 月 31 日の NDVI 値が 0 でない時に，2010 年 7 月 31 日の NDVI 値を返す．

二つ目の論理式は，2010 年 7 月 31 日の NDVI 値が 0 でない時に，2001 年 8 月 31 日の NDVI 値を返す．

これらの差分を算出するので，2010 年 7 月 31 日－2001 年 8 月 31 日の NDVI 値となる．

3. 平均値の算出

論理式 平均値の算出

=SUM(F2:F1048576)/COUNTIF(F2:F1048576,"<>0")

=合計（検索範囲）÷条件に基づくカウント数（検索範囲，0 を除く）を示している．つまり論理式は NDVI>=0.4 を取り除き，過放牧地域の傾向を示す．NDVI>=0.4 を 0 とし，0 を除いた NDVI<0.4 の相加平均値を返す．

4. ヒストグラムによるデータの構造

二時期の NDVI 値を階級化しヒストグラムとした．図 2 は，二時期の衛星画像の NDVI<0.4 の過放牧地域について，ヒストグラムを作成した．NDVI 値のデータの構造から植生量の変化について調べる．

5. ペアの平均値に対する統計

空間的に対応した同一地点のピクセルを対象とし，2001 年と 2010 年の間に NDVI 値の対応があるのか，対応のある T 検定を用いて統計を行った．帰無仮説（H0）として，二時期の NDVI 値に対応がないと設定した．つまり，帰無仮説（H0）が棄却されれば，対立仮説（H1）二時期の NDVI 値に差があるとなる．

2.2.2 ハタネズミの生息地選択

2.2.2.1 現地調査

Garmin 社製 Garmin map 62S を用いて、ハタネズミの巣の空間分布を記録した。モンゴル国の研究対象地には、GPS 信号の受信を妨げる地表物がないため定測度 3~5m となった。本研究では GPS データのノイズ処理は行なっていない。取得した GPS データは Google 社製 Google Earth を使用して、取得したポイントデータの位置ずれを確認した。測位が大きく外れているデータについては、解析対象から除外した。

2.2.2.2 GIS データの作成

高解像度の衛星画像から地表物の目視判読を行った。目視判読した地表物は、道路・河川・ゲル・ハタネズミの巣である。使用した衛星画像は Google 社製 Google Earth の背景データとして、供給されている GeoEye 社製の GeoEye-1 を使用した。衛星画像は 2009 年 9 月 23 日の撮影データである。GeoEye-1 の画像には、雲やフェーズなどの大気ノイズは見られない。ハタネズミの巣は判読が困難な物があるため、現地調査で記録したハタネズミの巣の位置情報をグラントゥルース (ground truth) として、確認を行いながらハタネズミの巣を判読した。

2.2.2.1 環境データの作成 地形解析と植生指数

数値標高データの取得と解析

数値標高データ (DEM) として, スペースシャトル立体地形データ (SRTM: Shuttle Radar Topography Mission) を使用した. SRTM データの空間分解能は 90m である. これら配布されている DEM データは, 海拔モデルを使用してモデル化されているため, 本研究ではジオイド高による補正を行い, 海拔モデルを楕円体モデルへ変換した.

海拔モデルから楕円体モデルへ変換

$$h = H + N$$

h = 楕円体の高さ・ H = 海拔 (ジオイド) 高度・ N = ジオイド高

地形解析

楕円体モデルへ変換した SRTM の DEM データを使用し, 地形解析を行った. 地形解析は傾斜角度・傾斜方位・陰影起伏・The heat index (HLI) を算出した.

傾斜角度

Esri 社製 ArcGIS10.0 及びエクステンション Spatial Analyst ツールを用いて、傾斜角 (Slope) を (Burrough, P. A., and McDonell, R. A., 1998.) のアルゴリズムにより算出した。

水平方向 (dz/dx) 及び、垂直方向 (dz/dy) へのサーフェスの変化率 (差分)

$$\text{slope}_{\text{radians}} = \text{ATAN}\left(\sqrt{\left[\frac{dz}{dx}\right]^2 + \left[\frac{dz}{dy}\right]^2}\right)$$

ラジアン角から度への変換

$$\text{slope}_{\text{degrees}} = \sqrt{\left[\frac{dz}{dx}\right]^2 + \left[\frac{dz}{dy}\right]^2} * 57.29578$$

Where

$$\text{rise}_{\text{run}} = \sqrt{\left[\frac{dz}{dx}\right]^2 + \left[\frac{dz}{dy}\right]^2}$$

傾斜方位の算出

Esri 社製 ArcGIS10.0 及びエクステンション Spatial Analyst ツールを用いて、傾斜方位 (Aspect) を (Burrough, P. A., McDonell, R. A., 1998) のアルゴリズムにより算出した。

X 方向の変化率

$$\left[\frac{dz}{dx}\right] = ((c + 2f + i) - (a + 2d + g))/8$$

Y 方向の変化率

$$\left[\frac{dz}{dy}\right] = ((g + 2h + i) - (a + 2b + c))/8$$

X 方向と Y 方向の両方の変化率から,傾斜方位を算出する.

$$\text{aspect} = 57.29578 * \text{atan2}\left(\left[\frac{dz}{dy}\right], -\left[\frac{dz}{dx}\right]\right)$$

ラジアン角から度へ変換

$$\begin{aligned} \text{if aspect} < 0 \text{ cell} &= 90.0 - \text{aspect} \text{ else if aspect} > 90.00 \text{ cell} \\ &= 360.0 - \text{aspect} + 90.0 \text{ else cell} = 90.0 - \text{aspect} \end{aligned}$$

算出された傾斜方位は東西南北を表すが, 北方向が分割されるので, 数値演算の変数として扱いにくい.

The heat index(HLI)の算出

このため日射量を北東(0)から南西(1)で示す, The heat index(HLI)へ変換した(Bruce McCune¹, Dylan Keon,2002).

The heat index (HLI)

$$\text{HLI} = \frac{1 - \cos(\theta - 45)}{2}$$

日射による熱負荷量は 0 (北東) ~1 (南西) となる.

陰影起伏（影）の算出

Esri 社製 ArcGIS10.0 及びエクステンション Spatial Analyst ツールを用いて、陰影起伏(Hillshade)を(Burrough, P. A. and McDonell, R. A., 1998.)のアルゴリズムにより算出した。

$$\begin{aligned} \text{Hillshade} = & 255.0 * ((\cos(\text{Zenith_rad}) * \cos(\text{Slope_rad})) \\ & + (\sin(\text{Zenith_rad}) * \sin(\text{Slope_rad}) * \sin(\text{Slope_rad}) \\ & * \cos(\text{Azimuth_rad} - \text{Aspect_rad}))) \end{aligned}$$

1. 光源角度の算出

高度を天頂角に変換

$$\text{Zenith_deg} = 90 - \text{Aititude}$$

ラジアン角へ変換

$$\text{Zenith_rad} = \text{Zenith} * \pi / 180.0$$

2. 光源方向の算出

$$\text{Azimuth_math} = 360.0 - \text{Azimuth} + 90$$

$\text{Azimuth_math} \geq 360.0$ の場合:

$$\text{Azimuth_math} = \text{Azimuth_math} - 360.0$$

ラジアン角へ変換

$$\text{Azimuth_rad} = \text{Azimuth_math} * \frac{\pi}{180.0}$$

3. 傾斜角と傾斜方向の算出

X 方向の変化率

$$\left[\frac{dz}{dx}\right] = ((c + 2f + i) - (a + 2d + g)) / (8 * cellsize)$$

Y 方向の変化率

$$\left[\frac{dz}{dy}\right] = ((g + 2h + i) - (a + 2b + c)) / (8 * cellsize)$$

4. 各セルからの最も落差の大きいものが傾斜である．傾斜角

(Slope_rad)の算出

$$Slope_rad = ATAN(Z_factor * \sqrt{\left[\frac{dz}{dx}\right]^2 + \left[\frac{dz}{dy}\right]^2})$$

5. 各セルからの最も落差の大きいものが傾斜方向である．傾斜方

向の算出

$$\begin{aligned} & \text{If } \left[\frac{dz}{dx}\right] \text{ is non-zero: } Aspect_rad = \\ & \text{atan2} \left(\left[\frac{dz}{dy}\right], -\left[\frac{dz}{dx}\right] \right) \text{ if } Aspect_rad < 0 \text{ then } Aspect_rad = 2:pi + Aspect_rad \\ & \text{If } \left[\frac{dz}{dx}\right] \text{ is zero: if } \left[\frac{dz}{dy}\right] > 0 \text{ then } Aspect_rad = \frac{pi}{2} \text{ else if } \left[\frac{dz}{dy}\right] < 0 \text{ then } Aspect_rad \\ & = 2:pi - \frac{pi}{2} \text{ else } Aspect_rad = Aspect_rad \end{aligned}$$

このとき 0 が東向きとなる．

実効輝度温度(Effectively at-Satellite Temperature)の算出

Landsat TM のバンド 6 ; 熱赤外(Thermal Infrared)を用いて，地表からの放射熱を算出した．実効輝度温度(Effectively at-Satellite Temperature)は，プランクの放射則から以下の計算式となる．

$$T = \frac{K2}{\ln\left(\frac{K1}{L} + 1\right)}$$

K=絶対温度

衛星データのキャリブレーション

ExelisVIS 社製 ENVI5.0 を用いて， Landsat Calibration のツールにより， Landsat データのキャリブレーションを行った．キャリブレーションはデジタルナンバー（DN）から，放射輝度値(Radiance)へ変換した．反射率（Reflectance）ではなく，放射輝度値(Radiance)へ変換した．理由は実効輝度温度の算出するためである．

実効輝度温度の算出

ENVI5.0 の Band Math を用いて，以下の計算を行った．本研究では，実効輝度温度から絶対温度(k=273.15)を引くことで，摂氏温度へ変換した．

$$\frac{1282.71}{\log\left(\frac{666.09}{b1} + 1\right)} - 273.15$$

2.2.2.3 メッシュ集計

2.2.2.2 の GIS データの作成で作成したハタネズミの巣のポイントデータを使用した。ハタネズミの巣の空間分布であるポイントを 10m メッシュのポリゴンで集計し、ハタネズミの巣の密度を空間分布にした。そして、判読した道路と河川をオーバーレイし、ハタネズミの巣の密度と人為的な影響の関係について、定性的な考察を行った。

作成手順

メッシュデータの作成には、ArcGIS ツールボックスのフィッシュネットの作成を使用した。ポリゴン内におけるポイントのカウントには、ArcGIS エクステンションの HawthTools を使用した。そして、GIS データのオーバーレイを行った。以上は Esri 社製 ArcGIS9.3 と ArcGIS10.0 を使用した。また外部エクステンションとして、Spatial Ecology LLC 社製 HawthTools を使用した。

2.2.2.4 種の分布モデル

ブラントハタネズミの生息地の環境特性及び環境の選択性から、ハタネズミの生息地選択を明らかにするために、種の分布モデル (Species distribution models ; SDM) の作成を行った。種の

分布モデルは、生物の分布情報と物理環境条件の関係を統計学的手法により解析する方法である。近年では、自然環境の定量的な評価法など幅広く種の分布モデルが利用されている。種の分布モデルは、生息適地モデル (Ecological niche modeling ; ENM)とも呼ばれる。種の分布情報から、種が存在しない場所(0)、存在する場所(1)のダミー変数(2値変数)を作成し、重回帰分析やロジスティック回帰解析など、回帰分析を中心にデータに合わせてモデルを拡張することが一般的な解析方法となっている。

しかしながら、種の不在の確認及び検証が難しく、調査可能な場所が、空間的に偏ることから、在データを除いて無作為化抽出法により、仮の不在データを作成することもある。本研究では自然環境と人為的な攪乱など、複雑な環境の応答により、分布が決定されると思われるハタネズミの分布に対して、最大エントロピーモデル (Maximum entropy model) である MaxEnt (Steven J. Phillips, 2004) を使用した。近年では、こうした機械学習を利用したモデルで高い精度が得られている (Guisan et al., 2007; 三橋, 2009)。

種の分布モデル (MaxEnt) のデータ作成

種の在データの作成

Garmin で記録した巣の空間分布の GPS データを使用した。Esri 社製 ArcGIS10.0 を使用し、ポイントデータから緯度・経度を算出した。緯度・経度を CSV データとしてエクスポートし、種名・緯度・経度のデータとして、種の在データを作成した。

環境変数 (説明変数) の作成

環境変数として、道路からの距離 (Distance from roads)・ゲルからの距離 (Distance from yurt(home))・河川からの距離 (Distance from river)・数値標高データ (DEM)・実効輝度温度 (Effective at-Satellite Temperate)・太陽放射の強度 (Heat Load Index)・傾斜角度 (Slope)・陰影起伏 (Hillshade)・正規化植生指数 (NDVI)を使用した。本研究では、以上 9 つの変数を環境変数 (説明変数) としている。

人為的な攪乱強度を表わす環境変数の作成

(河川からの距離・道路からの距離・ゲルからの距離)

ユークリッド距離の算出

Esri 社製 ArcGIS10.0 及びエクステンション Spatial Analyst ツー

ルを用いて，人為的な攪乱を表す変数として，道路・河川・ゲルのフィーチャー（ポイント・ライン）を対象とし，ユークリッド距離を算出した．ユークリッド距離は，一片当たり 30m のセルサイズで統一している．

セルサイズの統一

本研究では種の分布モデル作成のため，9 つの環境変数（説明変数）を 30m のセルサイズに統一した．種の分布モデルを算出するためには，環境変数の対象範囲とセルサイズを統一する必要がある．本研究では，ベクトルデータはクリップ・ラスタデータはマスクを用いて，環境変数の対象範囲を統一した．モデル解析のため，全てのデータをラスタデータへ変換し，全てのラスタデータはセルサイズを 30m に統一した．利用した地形データは SRTM であるため，空間分解能が 90m である，そのためアップスケーリング（Up scaling）を行った．本研究では ArcGIS 用の外部エクステンションツールである Jeff Jenness 社製 Export to Circuitscape for ArcGIS を使用した．

2.2.2.5 行動圏の推定と解析

一般的に動物が生活する範囲を行動圏と言う。動物の行動範囲や利用範囲知るために、GPS カラーや VHF ラジオテレメトリ、そして生息履歴などから行動圏が推定されてきた。動物の存在が記録されたポイントで最外殻を取り、結ぶことで凸多角形を作成する最外郭法[The minimum convex polygon (MCP) method]が、一般的に利用されてきた (Baker, J. 2001)。しかしながら、行動圏の形状によっては、最外殻を取ることににより行動圏を過大評価することが報告されている (Burgman, M. A. and Fox J. C. 2003.)。こうした報告を受け、行動圏が過大評価しないように、柔軟なカーネル法が用いられている。しかしながら、カーネル法は明確な境界を持たない。カーネル法により推定された行動圏は、フェンスや水域など、直線的な対象物の影響を受けることによるデメリットも生ずる。このため MCP の持つ明確な境界とカーネル法の持つ過大評価しにくい滑らかな関数を、組み合わせた Local Convex Hull (LoCoH)法が提案されている。LoCoH 法の問題点は計算量が膨大となるため、10000 ポイント以上の多量なデータに対して使用することが出来ない事である。本研究は高解像度の衛星画像から、判読したハタネズミの空間分布を使用して、LoCoH 法 (Getz and Wilmers, 2004) を使用してハタネズミの行動圏を推定した。

2.2.3 ハタネズミの生息による地表面の攪乱

2.2.3.1 現地調査

植生調査を行い、ハタネズミの利用歴の有無・家畜による採食など痕跡の確認を行った。植生調査として、分光放射計を用いたスペクトル特性の記録と、コドラート法による植生群落の調査を行った。

2.2.3.2 植生調査 分光特性の測定

分光放射計（ASD 社製 FieldSpec HandHeld）を使用して、植物の反射する電磁波の分光特性を記録した。FieldSpec HandHeld の測定波長範囲は 325～1072nm である。この測定波長域は可視光線と赤外線の間、近赤外光に相当する。反射率の測定は、単独の草本を対象に対して、3 回の測定を行った。測定した反射率は散布図作成による外れ値の除去を行った後、相加平均法による平均化を行った。本研究では主に過放牧地域における草本について測定を行った。ハタネズミの巣上の草本と巣間の草本について測定を行い、反射率の比較を行った。また、草本間の反射率の異なりに注目した。

2.2.3.3 植生調査 コドラート法

モンゴル国の過放牧地域において、植物群落の種構成と構造、そして家畜やハタネズミの影響を明らかにするために植生調査を行った。植生調査として、コドラート法（区画法）を使用し、区画サイズは1 m × 1 mとした。植生調査地点は、その地域における代表的な草原の草本であるか、景観的に選択した上で、作為的な偏りが見られないようランダムに植生調査地点を選択した。そして植生調査地点の特徴として、ハタネズミの生息地では、巣上と巣間で異なる植物群落が繁茂している。このため、巣の特徴による識別を行った。さらに巣上の植生は夏の巣と冬の巣の識別が、可能な場合は夏巣・冬巣の識別を行った。また植生調査から、家畜や動物の影響を検討するために、家畜やハタネズミの侵入しない柵内を対照区として選択した。ハタネズミ以外の影響の記録としては家畜による食痕などの記録を行い、植生調査の備考とした。半乾燥放牧地及び典型草原、そして退化草原の植生調査として、以下の項目について測定項目とした。測定項目はコドラート内の群落としての植被率・種の同定・種の植被率・種の草丈・土壌水分・土壌硬度である。以上7つの項目を測定し、種ごとに植被率×草丈でボリューム(Volume)を算出し、バイオマス(Biomass)として扱った。

2.2.3.4 時系列解析

2010 年から 2012 年までのデータを用いて、時系列変化を示した。ハタネズミの生息地では、ハタネズミの働きにより植物が改変されることで、空間的な異質性が見られる。このためコドラート法により、測定したデータは対照区 (Control)・ハタネズミの巣間 (Off)・ハタネズミの夏の巣 (Sum)・ハタネズミの冬の巣 (Win) と区分した。各データは箱ヒゲプロットを用いて表し、95% の信頼区間で時系列間を補完した。区分ごとに標本の大きさ [サンプルサイズ (N)] , 平均値, 平均二乗誤差 (RMSE) を示した。

2.2.3.5 スクリーニング解析

過放牧地域の種を決定する要因と、バイオマスを決定する要因を推定するため、要因推定のスクリーニング解析を行った。本研究では、スクリーニング解析としてベイズプロット (Box and Meyer, 1986) を使用した。ベイズプロットは修正済みの赤池情報量基準 (AICc) による変数選択を行ったのちに、無情報事前分布として、ベイズプロット法による事後確率を推定した。

種数を決定する要因の説明変数として、植被率・種の植被率・種の草丈・土壌水分・土壌硬度・バイオマスとした。バイオマスを決定する要因の説明変数として、種数・植被率・種の植被率・種の草丈・土壌水分・土壌硬度とした。

第 3 章 結果と考察

3.1 気候変動と過放牧によるモンゴル国退化草原の拡大

3.1.1 時系列データの作成と解析

図 5 は、牧草量について 2003 年から 2011 年までの時系列推移を調べたものである。牧草量は SPOT Vegetation プロダクトのデータから正規化植生指数 (NDVI) を算出し、牧草のみのピクセルを抽出した。モンゴル国の環境の変化を見るために、対照区[家畜の影響の見られない空港の柵内 (Airport)]・過放牧地域 (Altanbulag)・ゴビ砂漠 (Choir) の 3 箇所を選択した。

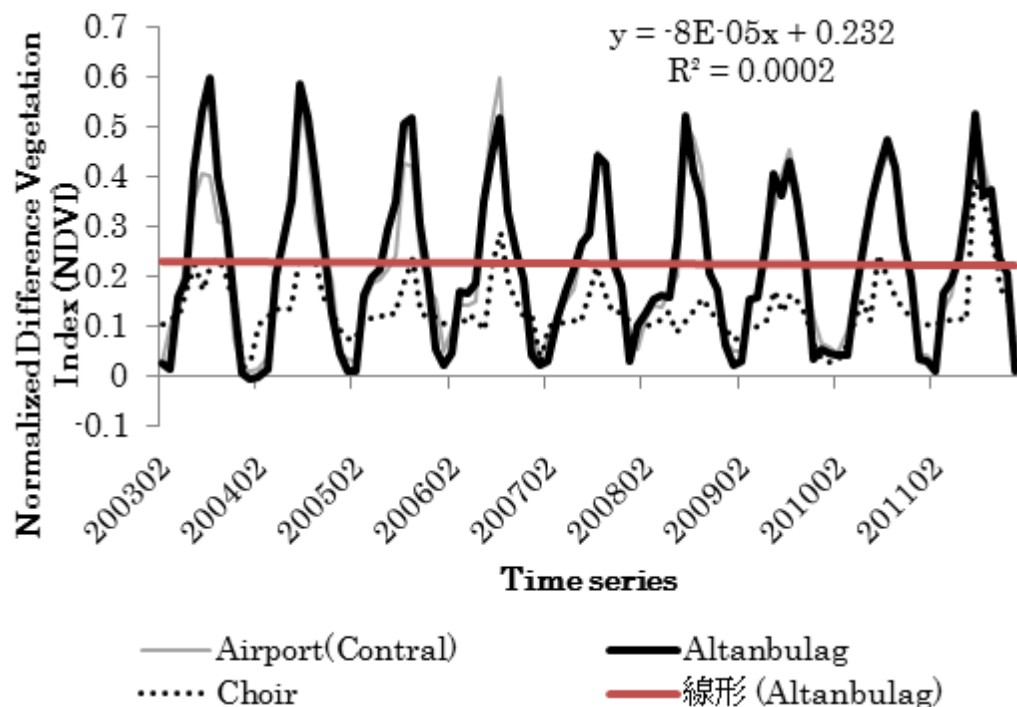


Fig.5 Trend of annual change of NDVI during 2003-2011.

図 5 の本データからは，対照区と過放牧地域の大きな差は見られない。2003 年から 2011 年まで，過放牧地域で減少の傾向が見られる。

3.1.2 平滑化と季節調節

対照区における季節自己回帰和分移動平均モデル

図 6 は，対照区を対象に正規化植生指数（NDVI）の時系列データを解析した。横軸は時系列・縦軸は NDVI を表している。図中の散布図は実測値，平滑線を赤線で示した。

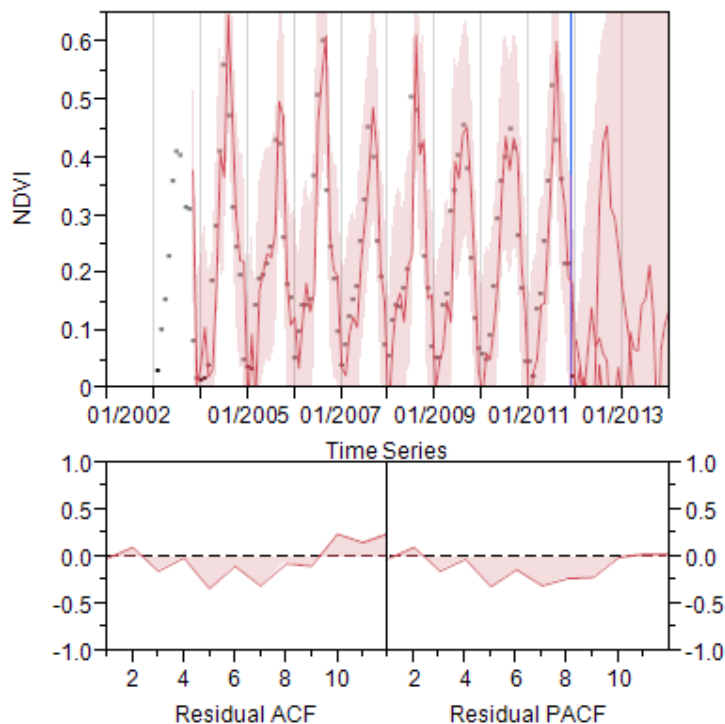


Fig.6 Seasonal ARIMA model prediction and smoothing in Control area.

表.1 は対照区における時系列解析モデルの要約である。データの
時系列解析に対する、当てはまりの良さ（GOF）または、あては
まりの悪さ（LOF）を示す。表 1 は、表 3・表 5 と比較し、モデル
間の比較に使用する。主にモデルがデータに対して、どの程度当て
はまっているのかを示す指標である。近年の研究では、一つの情報
量基準を基にモデル選択を行うことも多いが、データのヒストグラ
ムが複雑である時や、本研究のような時系列を扱うデータでは、複
数の指標に基づいて、データの解析と確認を行うことが好ましい。

Table.1 Model summary in control.

DF	93
Sum of Squared Errors	0.829698
Variance Estimate	0.008921
Standard Deviation	0.094454
Akaike's 'A' Information Criterion	-1 65.781
Schwarz's Bayesian Criterion	-1 52.856
RSquare	0.545907
RSquare Adj	0.526377
MAPE	66.701 48
MAE	0.075444
-2LogLikelihood	-1 75.781

表 2 は対照区における時系列解析モデルの推定結果である．ここでは，複数の自己回帰（AR）モデルと移動平均（MA）モデル，そして切片を示している．各モデルに対して，要因（Factor）・ラグ（Lag）・推定値（Estimate）・標準誤差（Std Error）・t 比（t Ratio）・p 値（Prob>|t|）を示している．

自己回帰モデル（AR1,1）と移動平均モデル（MA2,8）において，両側検定の p 値（Prob>|t|）から統計学的に有意と示された．有意な結果（AR1,1 と MA2,8）において，推定値が正の値を示す．自己回帰（AR）はラグが小さく，移動平均（MA）はラグが大きい．

Table.2 Parameter Estimates in control.

Term	Factor	Lag	Estimate	Std Error	t Ratio	Prob> t
AR1,1		1	0.45077	0.156436	2.88	0.0049*
AR2,8		2	-0.11943	0.127207	-0.94	0.3502
MA1,1		1	0.041082	0.161288	0.25	0.7997
MA2,8		2	0.883734	0.146924	6.01	<.0001*
Intercept		1	-0.00214	0.003892	-0.55	0.5831

過放牧地域における結果 Altanbulag

図 7 は，過放牧地域を対象に正規化植生指数（NDVI）の時系列データを解析した．横軸は時系列・縦軸は NDVI を表している．図中の散布図は実測値，平滑線を赤線で示した．図 6 の対照区の予測結果と類似する．相違点は過放牧地域のほうが，残差の自己相関関数（Residual ACF）と残差の現在偏相関（Residual PACF）に示される値が少し大きい．そして対照区よりも過放牧地域のほうが，青線の右側で示される予測期間のエラーが顕著である．

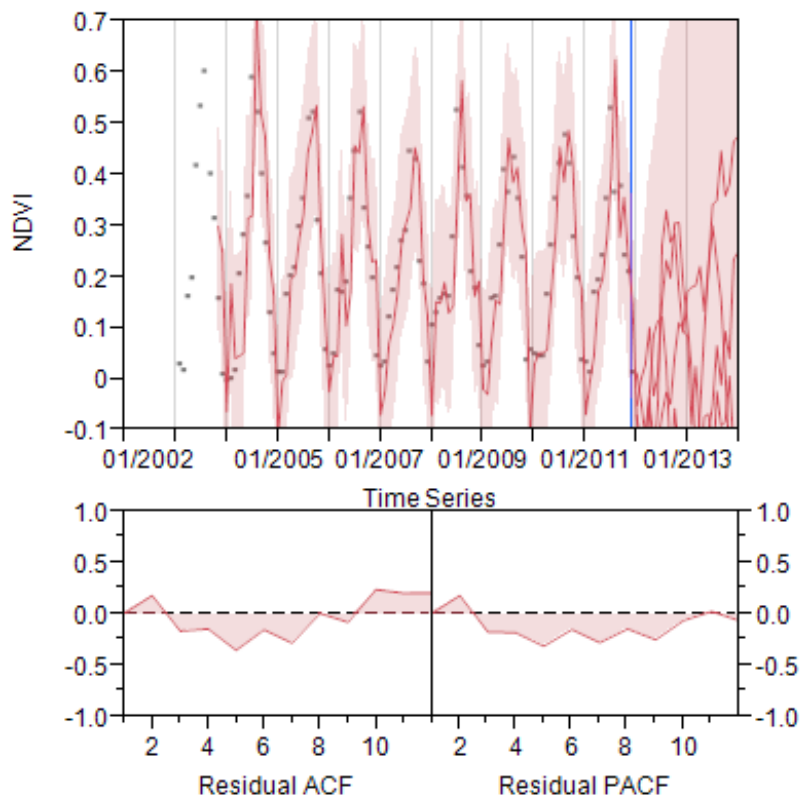


Fig.7 Seasonal ARIMA model prediction and smoothing in overgrazing.

表.3 は過放牧地域における時系列解析モデルの要約である．ここでは，複数の自己回帰（AR）モデルと移動平均（MA）モデル，そして切片を示している．各モデルに対して，要因（Factor）・ラグ（Lag）・推定値（Estimate）・標準誤差（Std Error）・t 比（t Ratio）・p 値（Prob|t|）を示している．データの時系列解析に対する当てはまりの良さ（GOF）または，あてはまりの悪さ（LOF）を示す．またモデル比較として,表.1 に示される対照区のモデル要約よりも，エラーが大きい．

Table.3 Model summary in overgrazing.

DF	93
Sum of Squared Errors	0.955313
Variance Estimate	0.010272
Standard Deviation	0.101352
Akaike's 'A' Information Criterion	-143.287
Schwarz's Bayesian Criterion	-130.362
RSquare	0.472874
RSquare Adj	0.450202
MAPE	
MAE	0.09078
-2LogLikelihood	-153.287

表.4 は過放牧地域における時系列解析モデルの推定結果である．ここでは，自己回帰（AR）モデルと移動平均（MA）モデル，そして切片を示している．各モデルに対して，要因（Factor）・ラグ（Lag）・推定値（Estimate）・標準誤差（Std Error）・t 比（t Ratio）・p 値（Prob>|t|）を示している．自己回帰モデル（AR1,1）と移動平均モデル（MA2,8）において,両側検定の P 値（Prob>|t|）から統計学的に有意と示された．有意な結果において，推定値が正の値を示す．自己回帰モデル（AR1,1）はラグが小さく，移動平均モデル（MA2,8）はラグが大きい．

Table.4 Parameter Estimates in overgrazing.

Term	Factor	Lag	Estimate	Std Error	t Ratio	Prob> t
AR1,1		1	0.472109	0.16095	2.93	0.0042*
AR2,8		2	-0.10711	0.122695	-0.87	0.3849
MA1,1		1	0.129205	0.162963	0.79	0.4299
MA2,8		2	0.999998	0.136273	7.34	<.0001*
Intercept		1	-0.00177	0.003729	-0.47	0.6364

ゴビ砂漠における結果 Choir

図 8 は，ゴビ砂漠を対象に正規化植生指数（NDVI）の時系列データを解析した．横軸は時系列・縦軸は NDVI を表している．図中の散布図は実測値，平滑線を赤線で示した．図 6 の対照区と図 7 の過放牧地域の予測結果と比較すると，明確に予測が乱れている．平滑化と予測の乱れが大きく，平滑化された期間である 2005 年から 2011 年を見ると季節変動が潰れている．

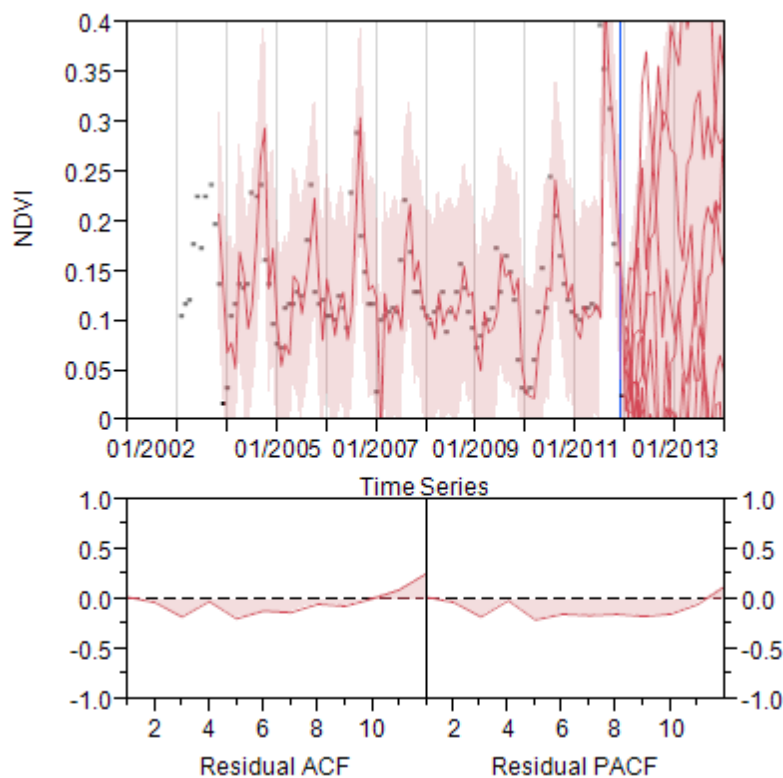


Fig.8 Seasonal ARIMA model prediction and smoothing in Gobi desert.

表 5 は，ゴビ砂漠における時系列解析モデルの要約である．ここでは，自己回帰（AR）モデルと移動平均（MA）モデル，そして切片を示している．各モデルに対して，要因（Factor）・ラグ（Lag）・推定値（Estimate）・標準誤差（Std Error）・t 比（t Ratio）・p 値（Prob|t|）を示している．データの時系列解析に対するあてはまりの良さ（GOF）または，あてはまりの悪さ（LOF）を示す．

AIC の値を見ると，表 1 の対照区と表 3 の過放牧地域と比較して，2 倍程度のあてはまりの悪さが示されている．他の指標においても同程度のエラーが記録されており，対照区や過放牧地域と比較すると，ゴビ砂漠はモデルのあてはまりが格段に悪い．

Table.5 Model summary in Gobi desert.

DF	93
Sum of Squared Errors	0.29085
Variance Estimate	0.003127
Standard Deviation	0.055923
Akaike's 'A' Information Criterion	-268.47
Schwarz's Bayesian Criterion	-255.545
RSquare	0.158587
RSquare Adj	0.122397
MAPE	43.45533
MAE	0.039987
-2LogLikelihood	-278.47

表 6 は、ゴビ砂漠における時系列解析モデルの推定結果である。ここでは、自己回帰（AR）モデルと移動平均（MA）モデル、そして切片を示している。各モデルに対して、要因（Factor）・ラグ（Lag）・推定値（Estimate）・標準誤差（Std Error）・t 比（t Ratio）・p 値（Prob>|t|）を示している。移動平均モデル（MA2,8）において、両側検定の p 値（Prob>|t|）から統計学的に有意と示された。有意な結果において、推定値が正の値を示す。移動平均（MA2,8）はラグが大きい。自己回帰（AR）モデルの推定が有効でないため、ゴビ砂漠において、NDVI 値の自己回帰性は低いと考えられる。

Table.6 Parameter Estimates in Gobi desert.

Term	Factor	Lag	Estimate	Std Error	t Ratio	Prob> t
AR1,1		1	0.002432	0.058056	0.04	0.9667
AR2,8		2	-0.09459	0.14012	-0.68	0.5013
MA1,1		1	-0.02701	0.118565	-0.23	0.8203
MA2,8		2	0.893903	0.200847	4.45	<.0001*
Intercept		1	-0.00046	0.001385	-0.33	0.7388

3.1.3 二時期の衛星画像を用いた過放牧地域における牧草量の変化

1. 二時期の画像を用いた牧草量（NDVI）

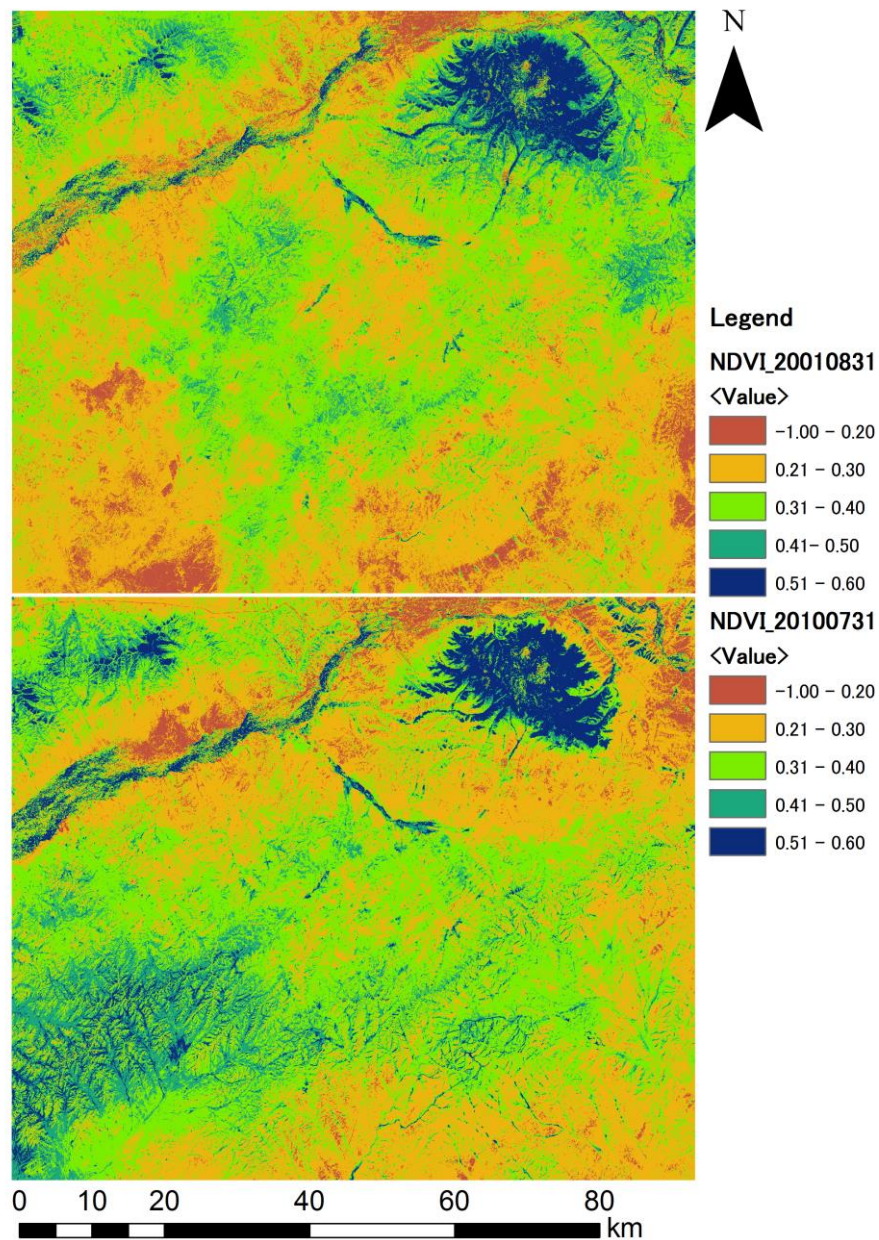


Fig.9 Change in the amount of pasture by satellite images of two time

図 9 は二時期の NDVI を表している．上の画像は 2001 年 8 月 31 日・下の画像は 2010 年 7 月 31 日である．

2. 過放牧地域（ $\text{NDVI} < 0.4$ ）における各画像の平均 NDVI 値

2001 年 8 月 31 日の NDVI 値の平均値 $= 0.293$

2010 年 7 月 31 日の NDVI 値の平均値 $= 0.275$

2010 年 7 月 31 日の NDVI 値から 2001 年 8 月 31 日の NDVI 値を引いた値 $= -0.018$

つまり 2001 年 8 月 31 日から 2010 年 7 月 31 日にかけて，草原は退化している．このとき NDVI の差は， 0.018 となる．

3. ヒストグラムによるデータの構造

二時期の NDVI 値を階級化しヒストグラムとした．図 2 は，二時期の衛星画像の $\text{NDVI} < 0.4$ の過放牧地域について，ヒストグラムを作成した．NDVI 値のデータの構造から植生量の変化について調べる．

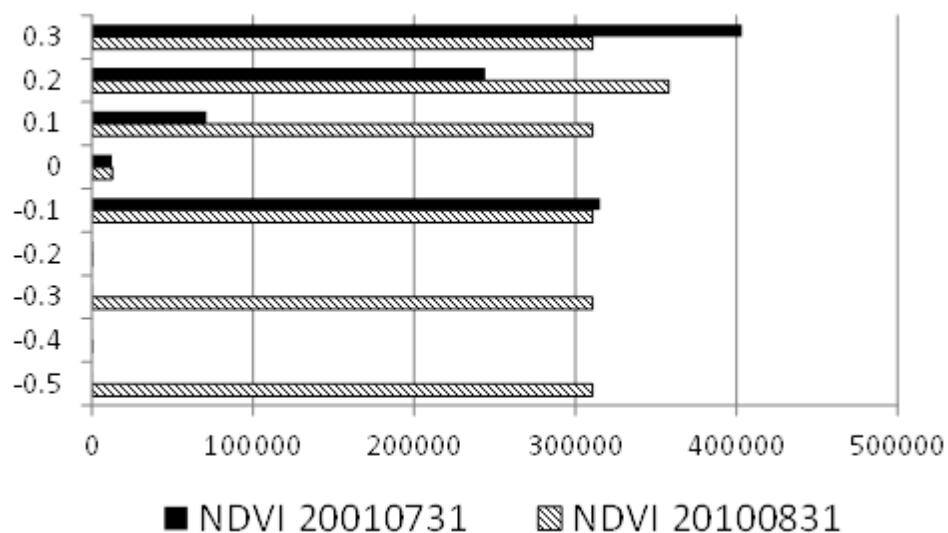


Fig.10 Histogram of the NDVI.

図 10 は, $NDVI < 0.4$ を対象とした NDVI のヒストグラムである。
 斜線が 2001 年・黒の塗りつぶしが 2010 年を示している。

4. 二時期の NDVI 値を用いた対応のある統計解析

NDVI 値を階級化し, 二時期の衛星画像における NDVI 値の対応について解析を行った。本解析では, 空間的に対応した同一地点のピクセルを対象とし, 2001 年と 2010 年の間に NDVI 値の対応があるのか, 対応のある T 検定を用いて統計を行った。

仮説の設定

帰無仮説（H0）として，二時期の NDVI 値に対応がないと設定した．つまり，帰無仮説（H0）が棄却されれば，対立仮説（H1）二時期の NDVI 値に差があるとなる．

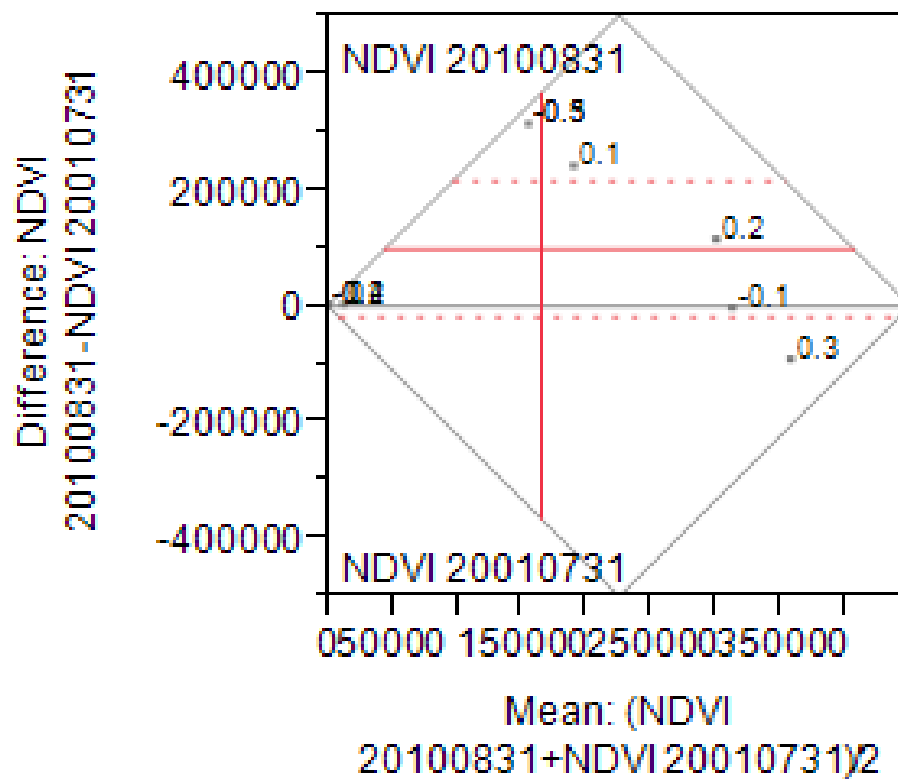


Fig.11 Pair with a corresponding.

図 11 は，Tukey の差-平均プロットを示している．この図の赤実線の十字よりも，左上のエリアが統計学的に有意となる．また赤点線が 95% の信頼区間を示されている．

Table. 7 Analysis of a corresponding pair.

NDVI 20100831	213849.2222	t-Ratio	1.913415267
NDVI 20010731	116490.6667	DF	8
Mean Difference	97358.55556	Prob > t	0.092
Std Error	50882.0836	Prob > t	0.046*
Upper 95%	214692.8508	Prob < t	0.954
Lower 95%	-19975.73964		
N	9		
Correlation	0.539239078		

対応のある二時期の NDVI に対して統計を行うと、片側検定の p 値 (Prob>t) で統計学的に有意な差が見られる。このとき、帰無仮説 (H0) が棄却され、対立仮説 (H1) を採用する。つまり、二時期の NDVI 値に差がある。この結果の理由について検討すると、NDVI の原則として、NDVI=0 が土壌に相当する。そして NDVI<0 となるとき、水域や雲など水分の影響を受けていると考えられる。論者は家畜によって植生が退化していると考えた。理由としてハタネズミによる鼠害で草原が退化しているのとするならば、巣上にはヨモギ類が繁茂しているため、NDVI>0 となる。つまり変化が見られなかった約 NDVI=0.3 でハタネズミの働きがあるのではないかと考えられる。しかしながら、ハタネズミの生息による攪乱は草原における代表種のスティパ属 (*Stipa spp.*) よりも、近赤外域の反射率の高いヨモギ属 (*Artemisia spp.*) が優先種となる。このため、論者はこれ以上の検討ができない。

3.2 ハタネズミの生息地選択

3.2.1 現地調査

図 12 は，モンゴル国の過放牧地域における遊牧民の生活するゲル周辺に，存在するハタネズミの巣である．ハタネズミの巣は，ヨモギ類とアカザ類を優先種とした家畜の好まない植物群落である．ハタネズミの巣上に，ヨモギ類とアカザ類が優先して繁茂している理由は，家畜の好まない植物が攪乱耐性草本であるため，ハタネズミによる巣穴の掘り返しや食害などの攪乱に耐えている．

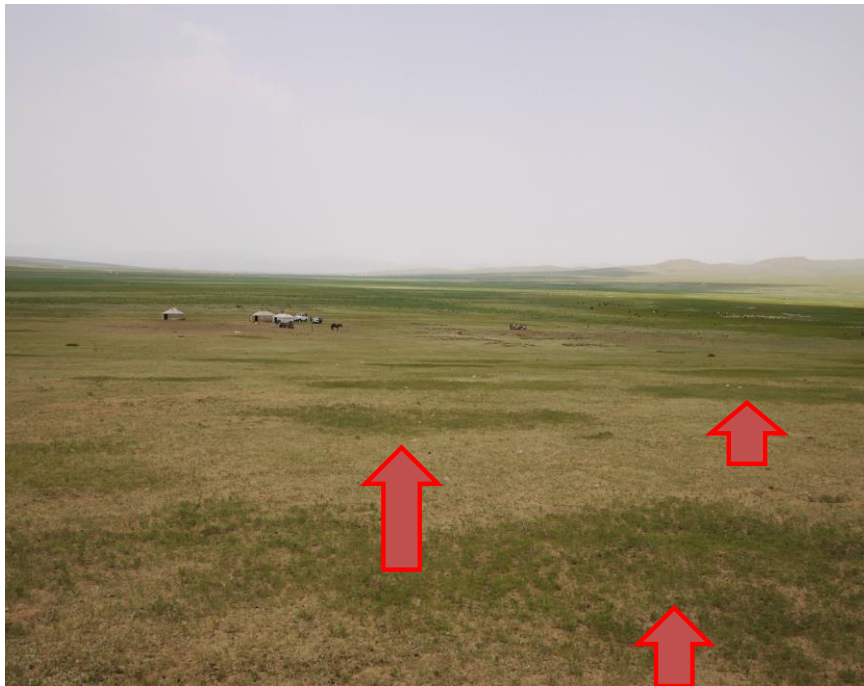


Fig.12 Vegetation on the nest and the nest of Brandt vole (*Microtus brandti*).

遊牧民の所有する家畜は，ハタネズミの巣であるパッチ上の植生を避け，ハタネズミの巣間の植生を好んで食べる．そのため，ハタネズミの巣間は巣上よりも，植生が退化する傾向が見られた．こうした退化草原への移項は，退行遷移と呼ばれる．首都・町や村へ近づくにつれ，放牧圧が高まり草原が退化する．これを空間分布にすると，北部に首都・町や村があるため，緯度傾度に沿って放牧圧の環境傾度が広がっている．そして放牧圧の環境傾度に沿って，退化草原の指標種が増加する．



Fig.13 Nest of voles from Space. From GeoEye-1 (2009/09/23 in Google Earth).

図 13 は過放牧地域の衛星画像に、現地調査で記録したハタネズミの巣の空間分布をオーバーレイした。背景画像の衛星画像は GeoEye 社の GeoEye-1 である。撮影日時は 2009 年 9 月 23 日で、雲やフェーズなど大気ノイズは見られない。GeoEye-1 の空間分解能は約 50cm である。しかしながら、GoogleEarth 内のアーカイブデータを使用しているため、画像の空間分解能が落ちている。ハタネズミの巣の空間分布の記録には Garmin 社の Garmin map 62s を使用し、巣上の中心で測位を行いポイントデータ作成した。Garmin map 62s の定精度は 5-15m 程度であるが、建築物や障害物の無い研究対象地では、3m 以内程度の精度を持った。

衛星画像に巣のポイントをオーバーレイすると、ほとんどのポイントは衛星画像の黒いパッチ上の巣と重なった。しかしながら、データの受信に使用した Garmin の精度から、少数のポイントデータは大きく外れた。解析ではこうしたポイントを、ミスデータとして除外した。衛星画像と巣のポイントを重ねると、巣は画像から、黒いパッチと白いパッチに分けられる。現地調査により、黒いパッチは夏の巣であり、ヨモギやアカザが繁茂している家畜の好まない植物の群落である。白いパッチはハタネズミの冬の巣であり、石や砂利などが集められている。こうして石や砂利が集められる理由は、ハタネズミが冬期に巣穴で越冬するために、巣

穴へ貯蔵する干し草を巣穴前において、石で固定し乾燥させるためである。このためハタネズミの冬の巣上は、砂利が多いことで植被率が低い。

3.2.2 メッシュ集計

高解像度の衛星画像から判読したハタネズミの巣

図 14 は高解像度の衛星画像から判読した，ハタネズミの巣の空間分布を 10m メッシュで集計したものである．ハタネズミの密度の低いメッシュから順に青・黄・赤とした．10 m² 当たりには，21 個以上のハタネズミの巣が存在するメッシュは赤色で示し，高密度とした．図中の青線は河川を示し，茶線は道路を示している．この図からは道路周辺で，ハタネズミの密度が高いと示唆される．

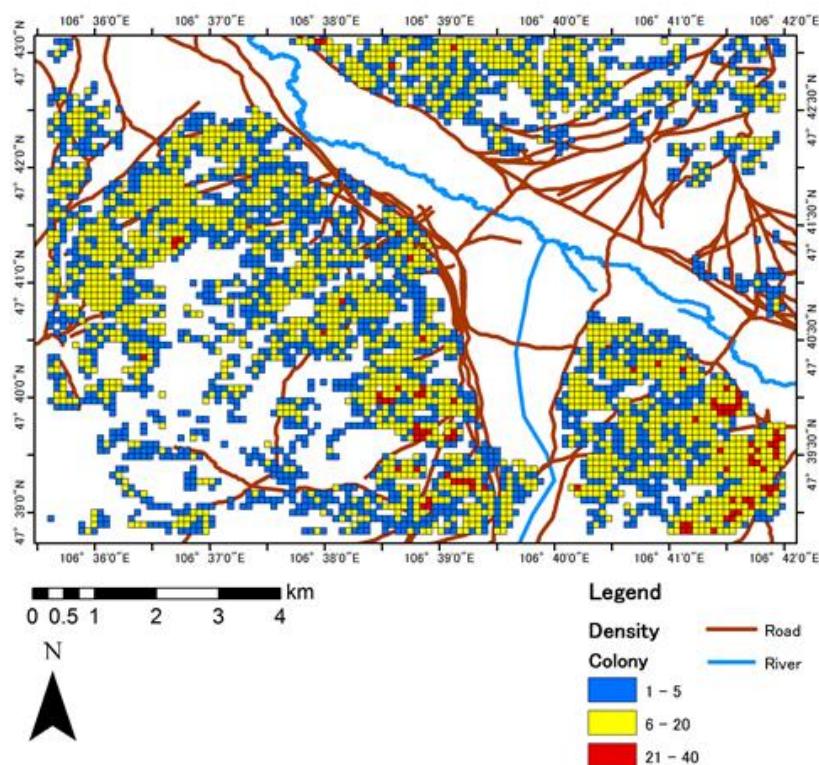


Fig.14 Spatial distribution of the density of nests of voles from the interpretation of high-resolution satellite images.

3.2.3 種の分布モデル

ハタネズミの巣の分布と環境変数の関係から、生息地選択を推定した。図 15 は、ハタネズミの生息確率の推定結果である。

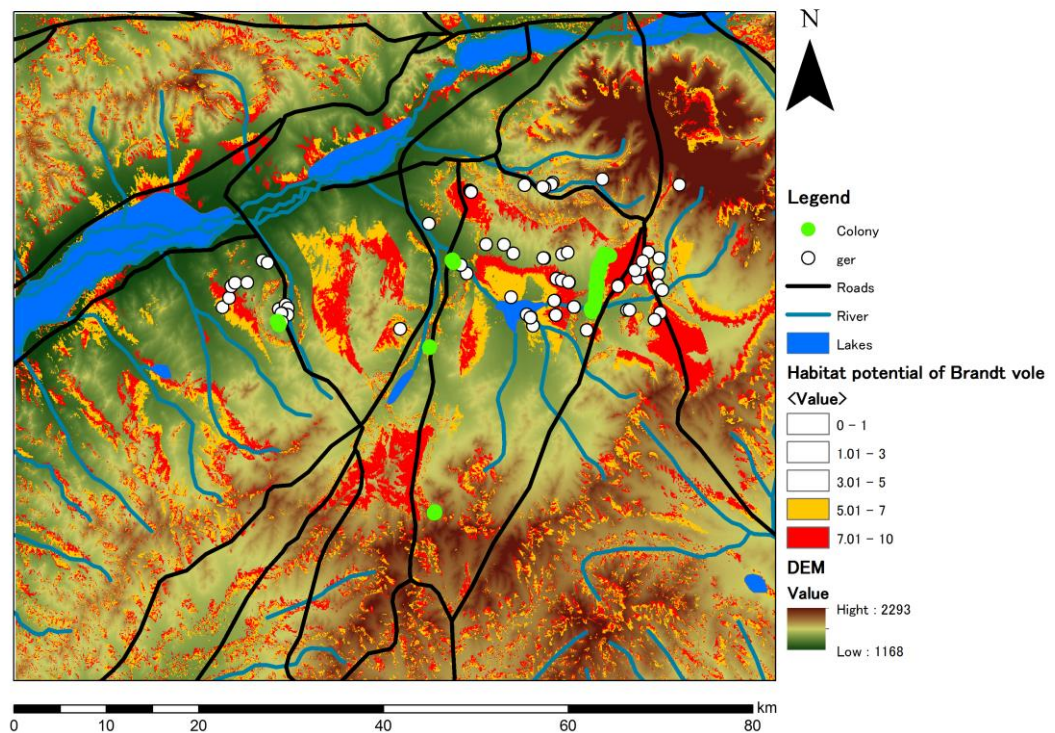


Fig.15 Habitat potential of Brandt vole (*Microtus brandti*).

種の分布モデル (MaxEnt) により、生息確率を推定した。ハタネズミの生息確率の高い場所を、赤色で示した。本結果では生息確率が 50%を超えた場所だけを表示した。背景データは、数値標高モデル (DEM) である。そして現地調査で記録したハタネズミの巣の空間分布と判読した GIS データを、生息確率上にオーバー

レイした．標高の高い高所を，濃い茶色で示した．図中の緑円は現地調査で記録したハタネズミの生息地を示している．同様に，青線は河川・黒線は道路・白色の円はゲルの分布を示している．この図からは，ハタネズミの生息確率の高い場所が，道路の近傍・河川の近傍・ゲルの近傍であることが解る．また山間部においては，ハタネズミが高所に進入しないため，山間部の麓（ふもと）においてハタネズミの生息確率が高い．

Analysis of omission/commission

モデルの評価

図 16 はモデルの予測による正答率を示している．横軸は，**Cumulative** の値・縦軸は，在データの割合を示し，プロットした．このときモデルの予測による正答率が高ければ，原点から比例する $y=x$ の直線上または周辺に示される．**Fraction of background predicted** の赤い線は，本研究ではモデル平均化を行ったため **Mean area** として示される．**Cumulative threshold** の値が増加すると，**Cumulative** の値以上の値が減少するため，赤色の線で示された割合が低下する．赤色の線の標準偏差が青色で示されているが，本結果では標準偏差のばらつきが小さいため，赤色の線と重なり合

っている．テストデータの傾向を緑色の線で示した．そして本解析結果は，黄色の標準偏差で示された範囲となる．このように解析結果が幅を持つ理由は 10 個のモデルを統合したためである．

このようにモデルのアンサンブル化を行うモデル平均化は予測モデルの不確実性を考慮する．本解析結果は標準偏差分の誤差が伴うモデルであると解釈される．モデル評価の解釈としては， $y=x$ の直線上に近いほど適切なモデルである．

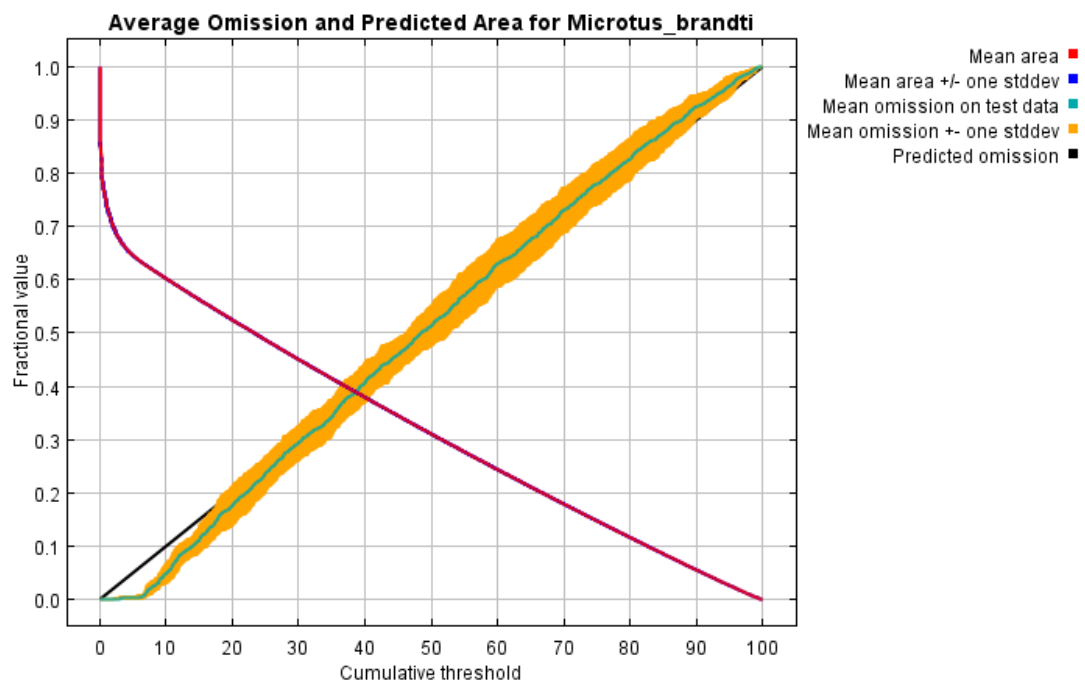


Fig.16 Average Omission and Predicted Area for *Microtus brandti*.

図 17 は受動者動作曲線（ROC）を使用したモデルの適合度を示している．平均値を赤線で示し，標準偏差を青色で，塗りつぶしている．また完全にランダムであると予測された場合は，原点から比例した黒線となる．モデルの適合度である，ROC 曲線当たりの下部面積である AUC は，10 個のモデル平均により $AUC=0.678$ となった．

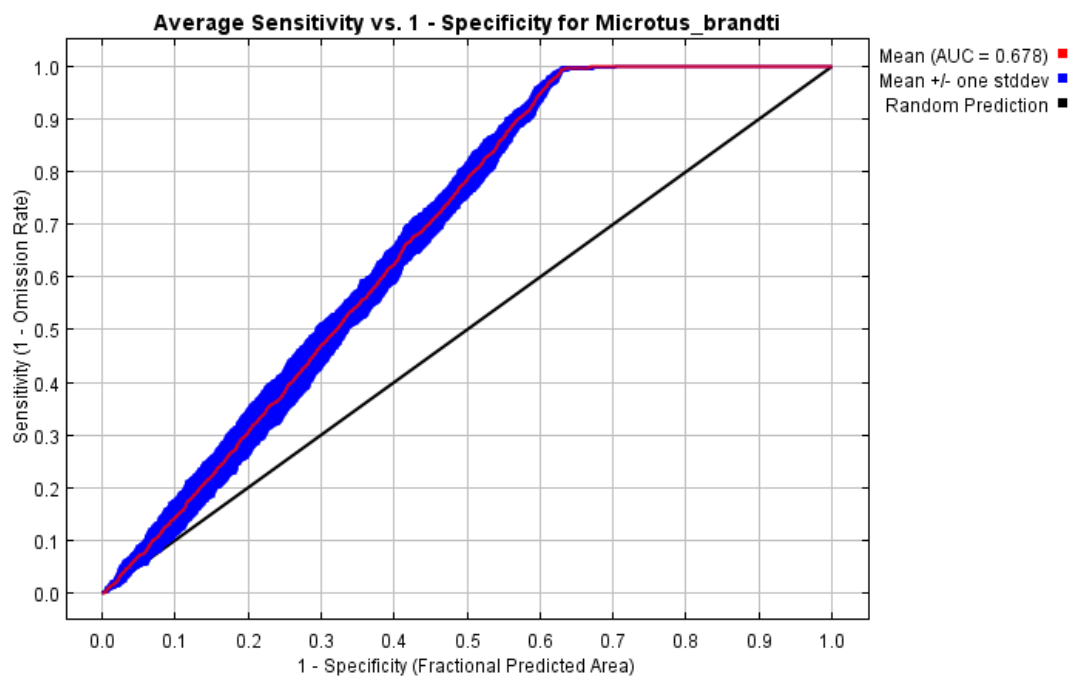


Fig.17 Average Sensitivity vs. 1-Specificity for *Microtus brandti*.

生息確率に対する環境変数の適合度の影響

図 18 から図 20 は jackknife 法によって、ハタネズミの生息確率がどの変数によって、どの程度の影響を受けているのかを示す。赤色の横棒グラフは、受動者動作曲線（ROC）で求められた AUC の値を取る適合度の合計である。緑色の横棒グラフは、その環境変数が存在しないときに、どれくらい生息適合度が低下するかを表している。つまり緑色のグラフが交互的な結果を示す。各環境変数の適合度は、図 21 から図 29 で示される。青色の横棒グラフは、その変数単独で、どれくらいの生息適合度になるかを示している。つまり青色のグラフが単独の結果を示し、一般的な回帰分析に相当する結果と解釈できる。

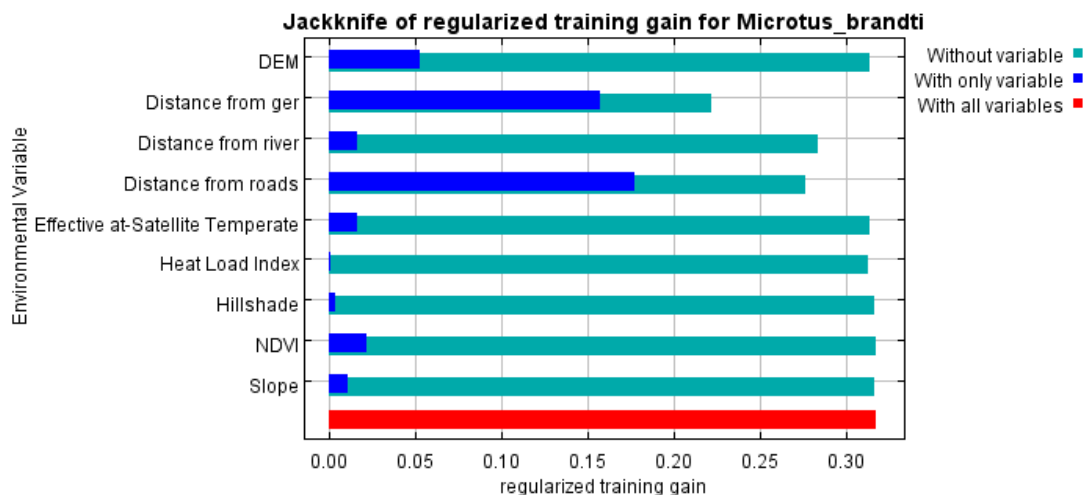


Fig.18 Jackknife of regularized training gain for *Microtus brandti*.

図 18 は、ハタネズミの生息確率に対する環境変数（説明変数）の影響力を示している。緑色の交互的な結果を見ると、ゲルからの距離・道路からの距離・河川からの距離の順に、その環境変数を取り除くことで、ハタネズミの生息適合度が低下する。

青色の単独変数の結果を見ると、道路からの距離・ゲルからの距離・数値標高・NDVI・河川からの距離・実効輝度温度・傾斜角・日射量（HLI）の順に、ハタネズミの生息適合度が高いことを示している。

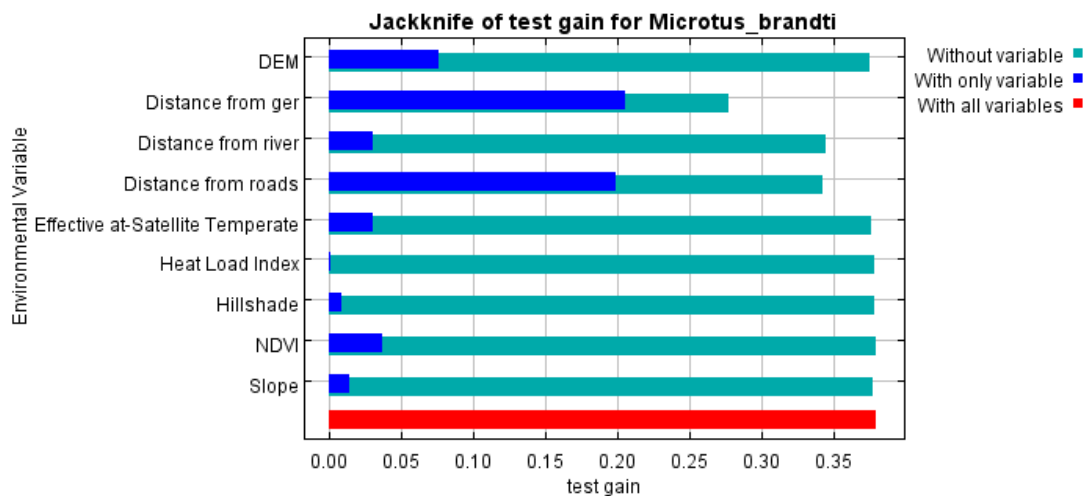


Fig.19 Jackknife of test gain for *Microtus brandti*.

図 19 は、テストデータによる環境変数（説明変数）の影響力を示している。ゲルからの距離・道路からの距離・河川からの距離の順に、その環境変数を取り除くことで、ハタネズミの生息適

合度が低下する．青色の単独変数の結果を見ると，ゲルからの距離・道路からの距離・数値標高・NDVI・河川からの距離・実効輝度温度・傾斜角・日射量（HLI）の順に，ハタネズミの生息適合度が高いことを示している．

図 19 における図 18 との違いは，青色のグラフにおける道路からの距離・ゲルからの距離の順と，図 19 の青色のグラフにおけるゲルからの距離・道路からの距離の順が異なるだけである．つまり，テストデータと推定結果の間に大きな違いがないことを示している．

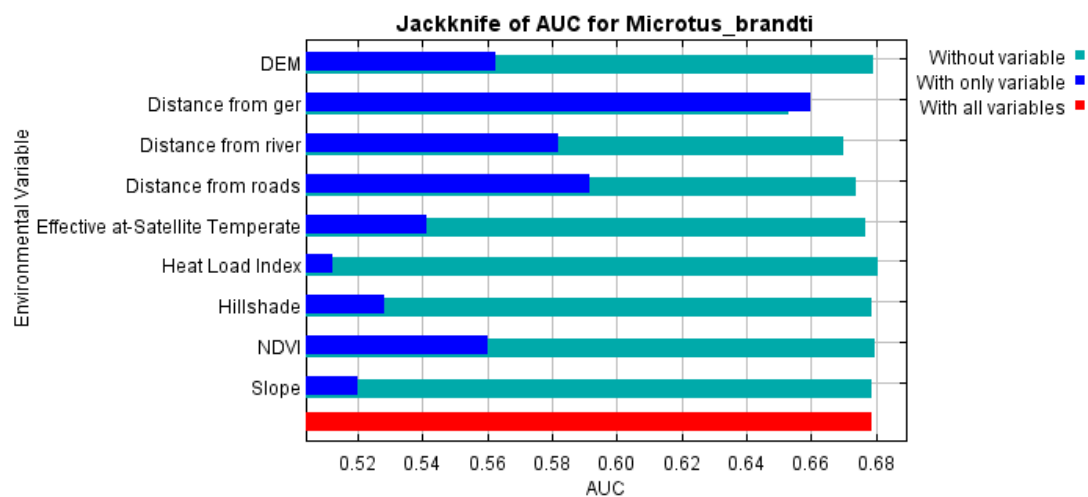


Fig.20 Jackknife of AUC for *Microtus brandti*.

Analysis of variable contributions

図 20 は AUC を基に，ハタネズミの生息確率に対する環境変数（説明変数）の影響力を示している．緑色の横棒グラフである交互的な結果を見ると，ゲルからの距離・河川からの距離・道路からの距離の順に，その環境変数を取り除くことで，ハタネズミの生息適合度が低下する．青色の横棒グラフである単独変数の結果を見ると，ゲルからの距離・道路からの距離・河川からの距離・数値標高・NDVI・実効輝度温度・傾斜角・日射量（HLI）の順に，ハタネズミの生息適合度が高い．

表 8 は，ハタネズミの生息確率の寄与率を示したものである．変数（Variable）ごとに，モデルへの寄与率（Contribution rate for the model）と生息確率への寄与率（Importance of habitat suitability）を示している．

Table.8 Analysis of the variable contribution of habitat selection of *Microtus brandti*.

Variable	Percent contribution	Permutation importance
Distance from the roads	47.9	25.1
Distance from the Yurt(home)	35.4	48.7
Digital elevation	7.3	2.8
Distance from the river	5.5	20.9
Effective at-Satellite Temperate	2.8	1.2
Heat Load Index	0.7	0.6
Hillshade	0.3	0
Slope	0.2	0.5
NDVI	0	0.2

モデルへの寄与率 (Contribution rate for the model) は、道路からの距離・ゲルからの距離・そして河川からの距離の順に、寄与率が高い。生息確率への寄与率 (Importance of habitat suitability) は、ゲルからの距離・道路からの距離・そして河川からの距離の順に、寄与率が高い。しかしながら、本解析は現地調査で記録したデータのみを使用したため、分布データの標本の大きさは小さい。ハタネズミは砂利や岩の多いガレ場など、高標高地域である高所に進入しない。そのため、サンプリングの偏りが無ければ、サンプルサイズの増加に伴い、標高の影響が強くなると考えられる。またモンゴル国において、現地調査するためには、移動するプラットフォームとして自動車が必要となる。そのため、人が到達可能な場所ではサンプリングが行えないことにより、人為的な影響が過大評価される可能性は否めない。

Response curves

環境変数ごとに，変数の適合度を示した．図中の縦軸（Cumulative output）は，変数の適合度を示している．連続値は赤色の折れ線で示している．本研究はモデル平均化により，適合値の下部を青色で塗りつぶしている．適合度が，100 に近づくほど，生息確率へのあてはまりが良い．逆に，適合度が 0 に近づくほど，あてはまりが悪いことを示している．

図 21 は，ハタネズミの生息確率に対するゲルからの距離（distance from yurt(home)）の適合度である．道路からの距離が，0m から 5000m の範囲で適合度が高い．

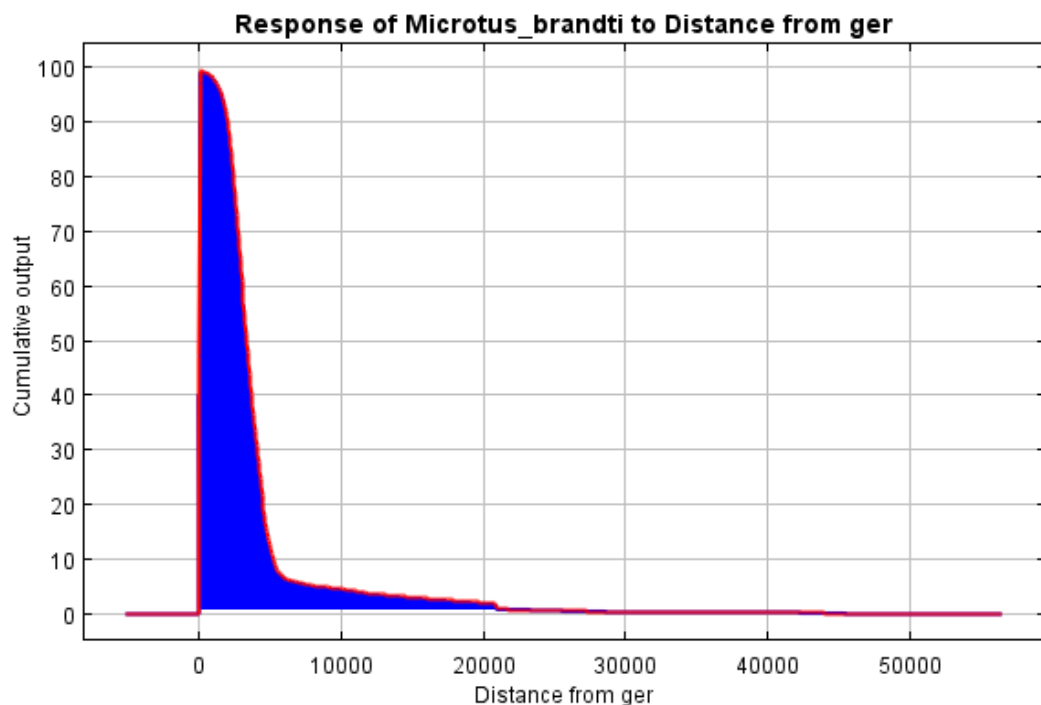


Fig.21 Response of *Microtus brandti* to distance from yurt.

図 22 は，ハタネズミの生息確率に対する道路からの距離（distance from roads）の適合度である．道路からの距離が，0m から 3000m の範囲で適合度が高い．現地調査から道路に近いほど，人為的な攪乱強度が高い．また道路に近いほど，草丈が短いことが解っている．本結果からも，ハタネズミが短い草丈の草原を偏好するという結論が導き出せる．0m から 3000m までの範囲において適合度が減少している．

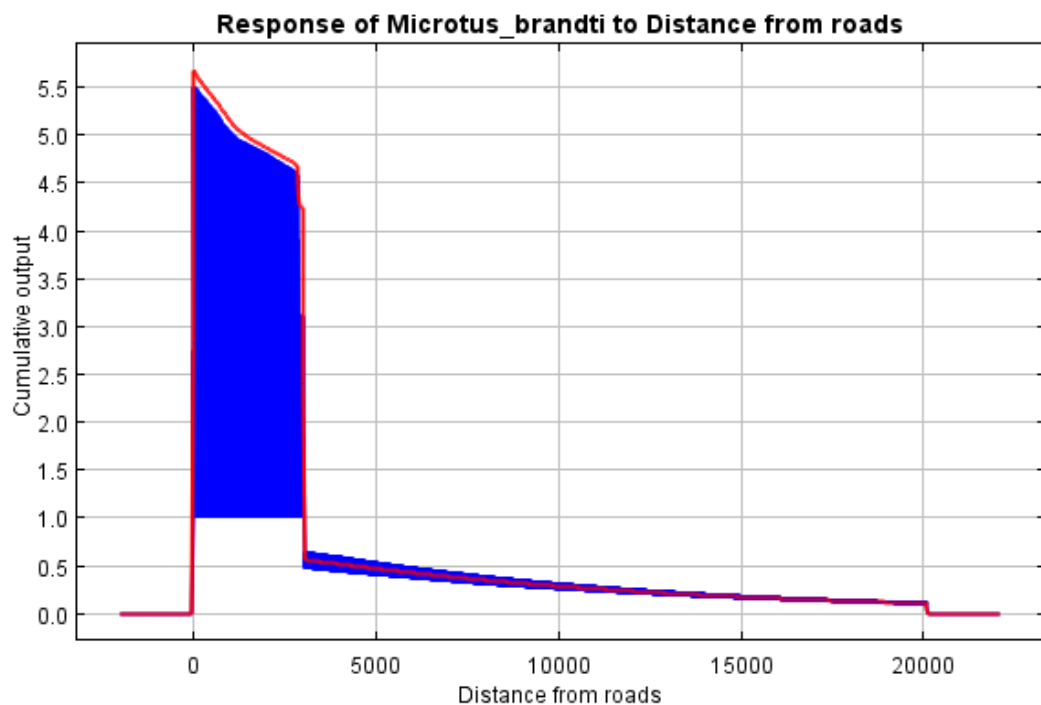


Fig.22 Response of *Microtus brandti* to distance from roads.

図 23 は，ハタネズミの生息確率に対する河川からの距離（distance from river）の適合度である．河川からの距離が，5000m から 10500m の範囲で適合度が高い．適合度の曲線は S 字型のシグモイド曲線を描く．河川からの距離では，5000m が閾値であると考えられる．シグモイド曲線の特徴である閾値の反応が現れている結果と考えられる．閾値である河川からの距離が，5000m から 10500m の範囲では適合度が急激に増加する．

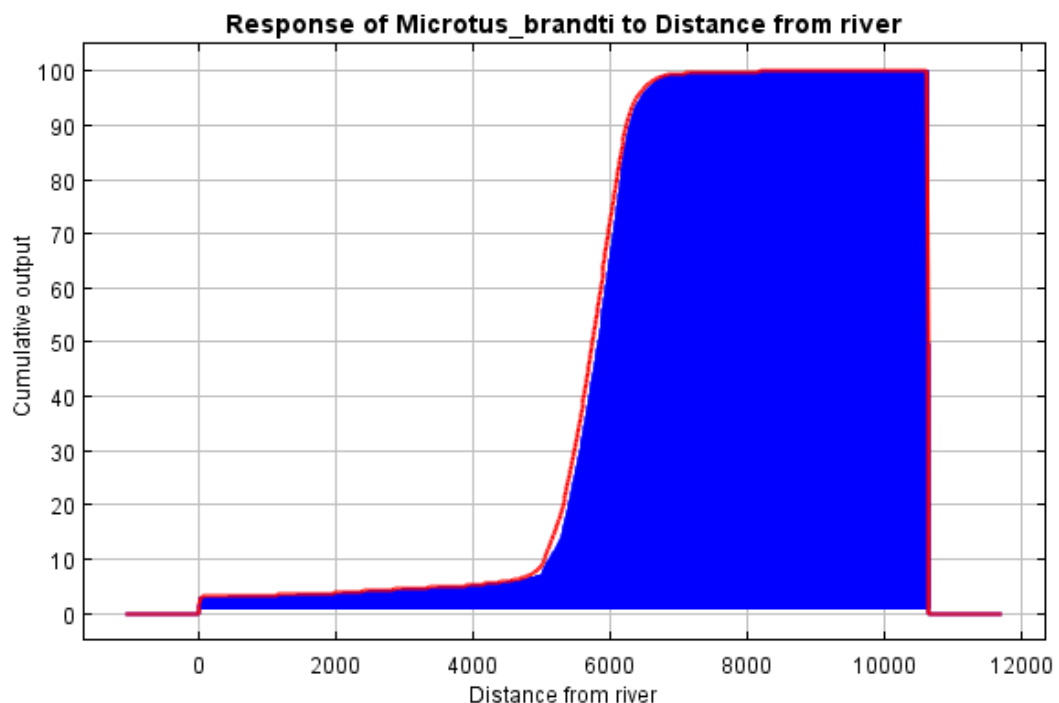


Fig.23 Response of *Microtus brandti* to distance from river.

図 24 は，ハタネズミの生息確率に対する数値標高（DEM）の適合度である．数値標高が，1200m から 22000m までの範囲で適合度が高い．さらに，1350m から 1700m の範囲でより高い適合度を示している．数値標高に対して，適合度は 2 段階の階層となっている．

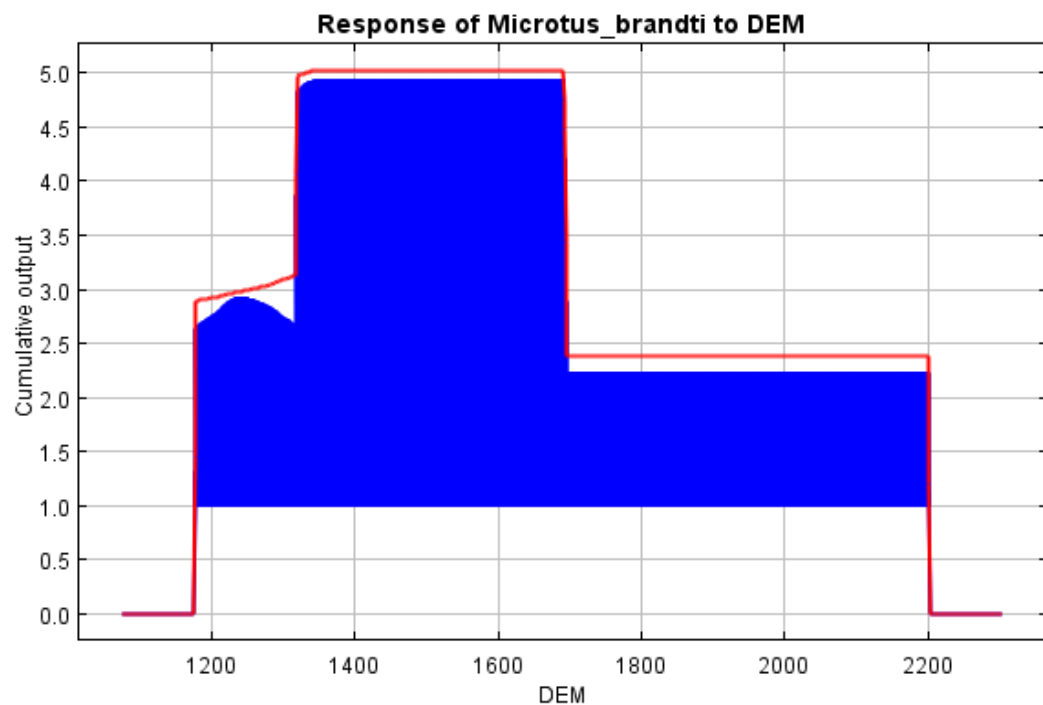


Fig.24 Response of *Microtus brandti* to distance from DEM.

図 25 は，ハタネズミの生息確率に対する傾斜角（Slope）の適合度である．傾斜角が 0° から 27° の範囲で適合している．傾斜角については，傾斜角の低い場所のほうが，適合度が高い．傾斜角の増加に沿って，ハタネズミの生息確率の適合度が減少する．傾斜角は人為的な攪乱の変数である図 21 から図 23 に比べ，適合の減少が緩やかであることから，ハタネズミの生息確率に対する影響力は低い．

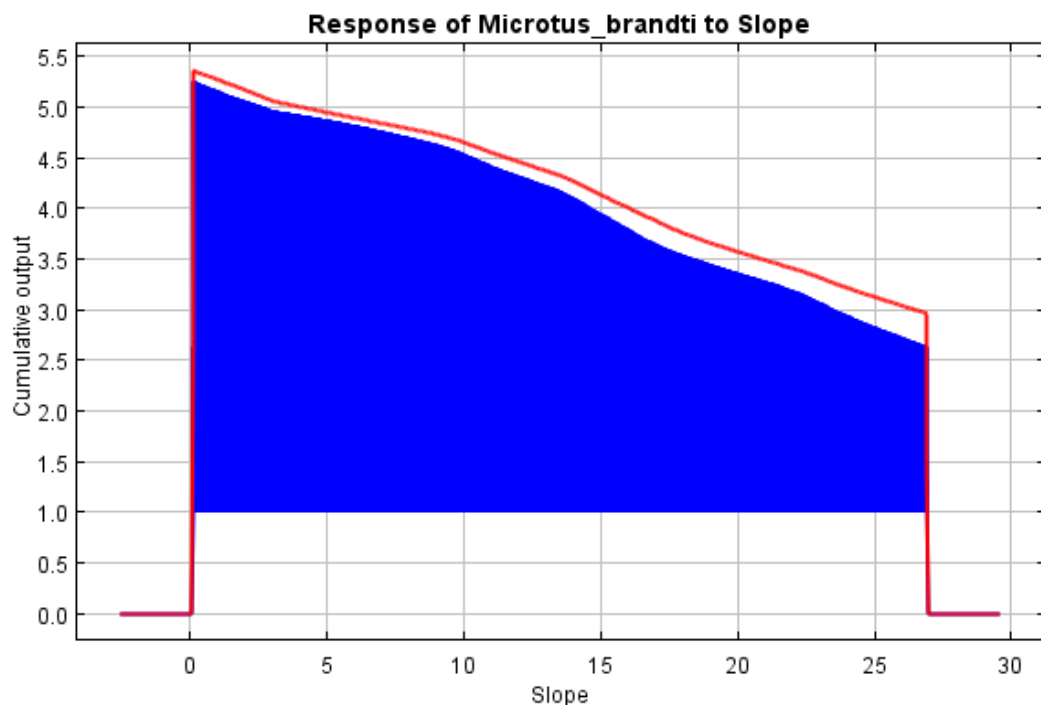


Fig.25 Response of *Microtus brandti* to distance from slope.

図 26 は、ハタネズミの生息確率に対する太陽放射の指数(HLI)の適合度である。HLI は北東 (0) から南西 (1) にかけて、日射利用を基にした指数で傾斜方位を数値計算したい場合に用いる指数である。HLI は南西よりも北東のほうが、わずかに適合度が高い。ハタネズミは植生のある場所に生息するので、日射量の強い南西の一部で、植生のある場所が北東よりも少ない可能性がある。しかしながら、本結果からその結論は導き出せない。

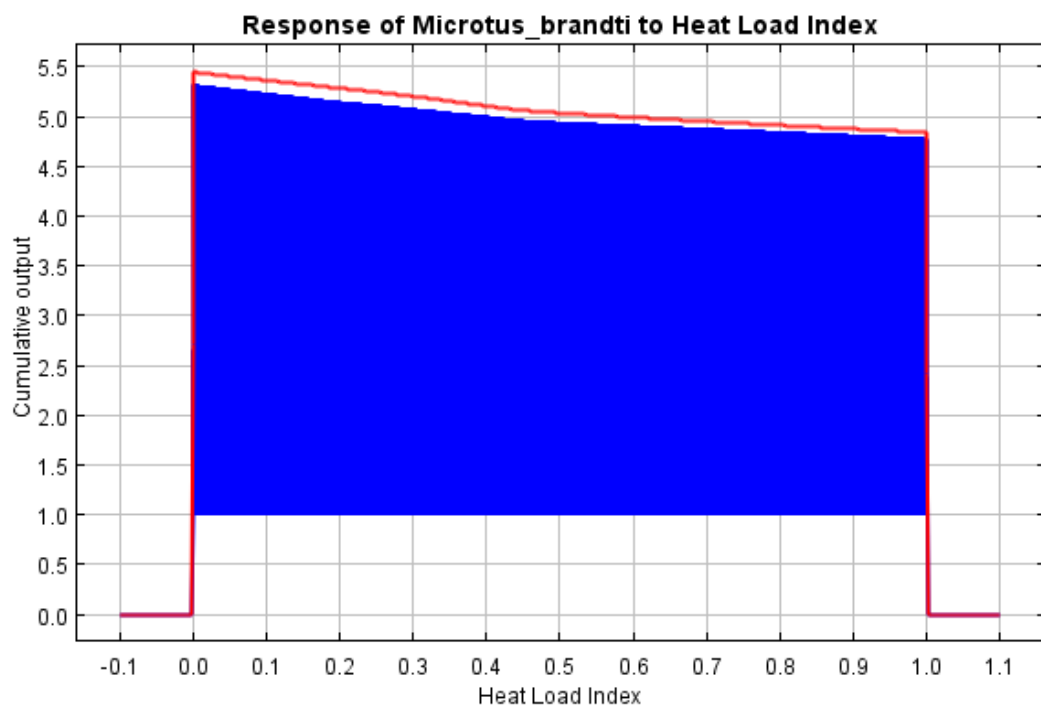


Fig.26 Response of *Microtus brandti* to distance from heat load index(HLI).

図 27 は，ハタネズミの生息確率に対する陰影起伏（Hillshade）の適合度である．陰影起伏は 0 から 255 の値を取り，値が 0 は最も暗い場所を示し，最大値の 255 は最も明るい場所を示す．陰影起伏が 105 から 230 の範囲で適合度が高い．陰影起伏の値が低いとき適合度が高い．わずかではあるが，暗い場所のほうが明るい場所よりも，ハタネズミの生息確率が高い．しかしながら，交互的な影響であるため，本結果からハタネズミは暗い場所を選好しているといえない．そして，図 36 の陰影起伏単独の適合度を見ると，明るい場所で適合度が高い．つまり，交互的な働きの影響のみで結論づけることはできない．

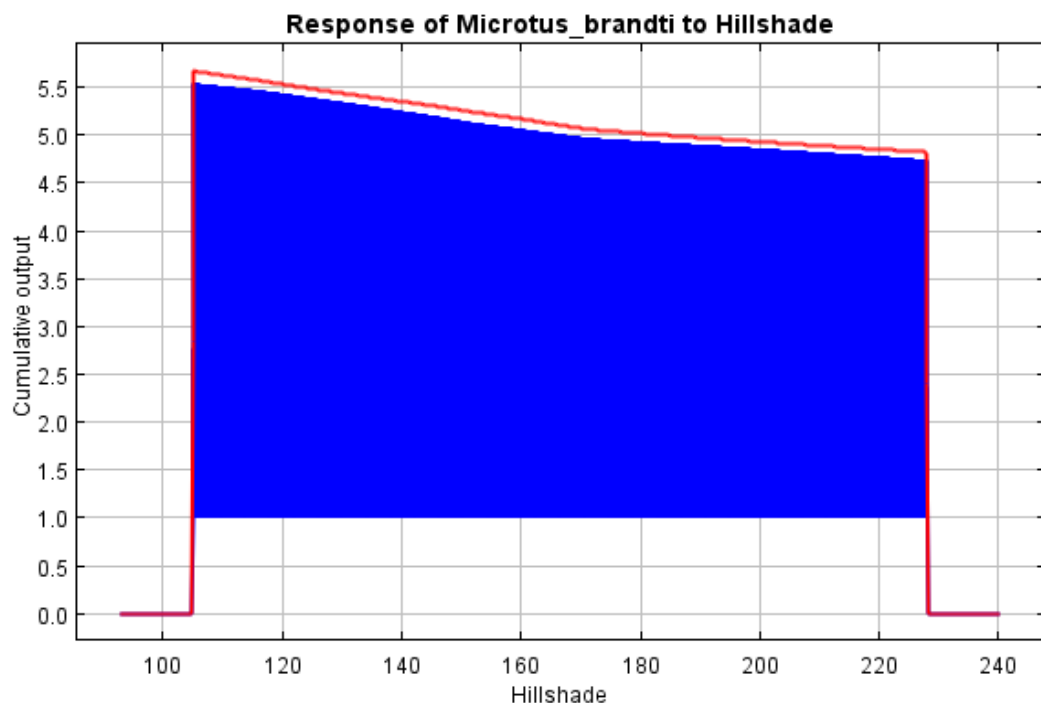


Fig.27 Response of *Microtus brandti* to distance from hillshade.

図 28 は，ハタネズミの生息確率に対する実効輝度温度（Effective at-Satellite Temperate）の適合度である．実効輝度温度を，地表面温度の代表値として利用した．実効輝度温度が 12℃ から 36℃ の範囲で適合度が高い．実効輝度温度が 25℃ 以上になると，緩やかに適合度が減少する傾向が見られた．

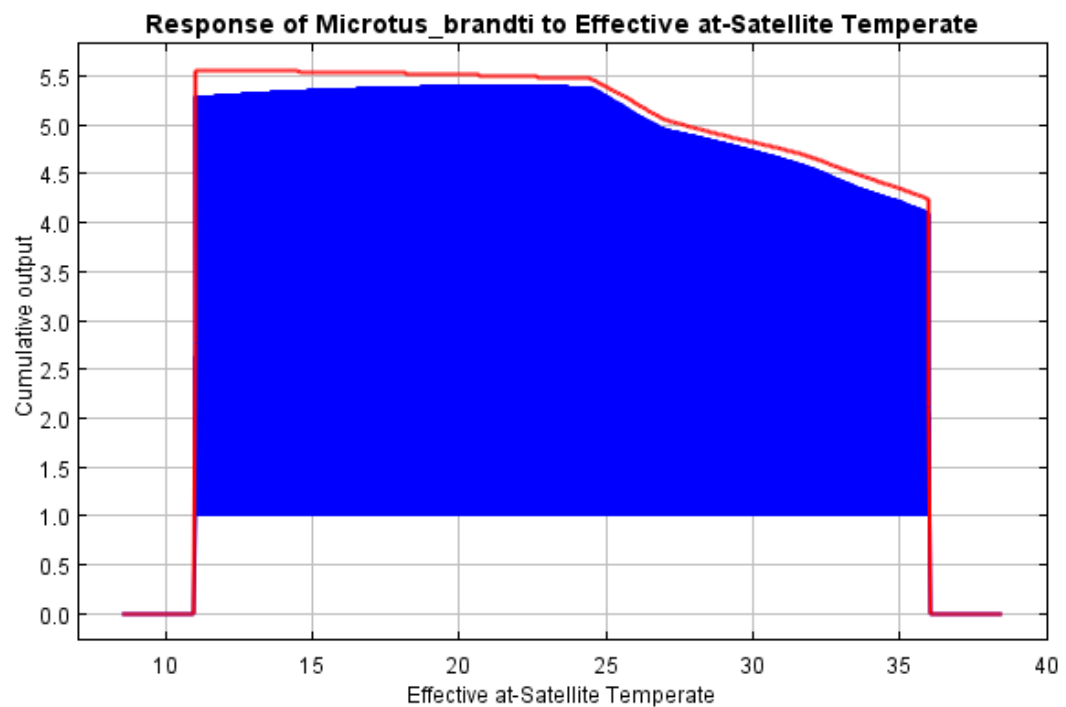


Fig.28 Response of *Microtus brandti* to distance from effective at-Satellite Temperate.

図 29 は,ハタネズミの生息確率に対する正規化植生指数(NDVI)の適合度である. 本来 NDVI は 0 から 1 の値を取るが, 本解析では, 整数化するために NDVI を 0 から 255 の Byte へ変換した. NDVI は, 110 から 220 の範囲で適合度が高い. NDVI の本来の値に戻すと, -0.140625 から 0.71875 の範囲となる. 範囲内では NDVI が高いほど, 適合度が高い.

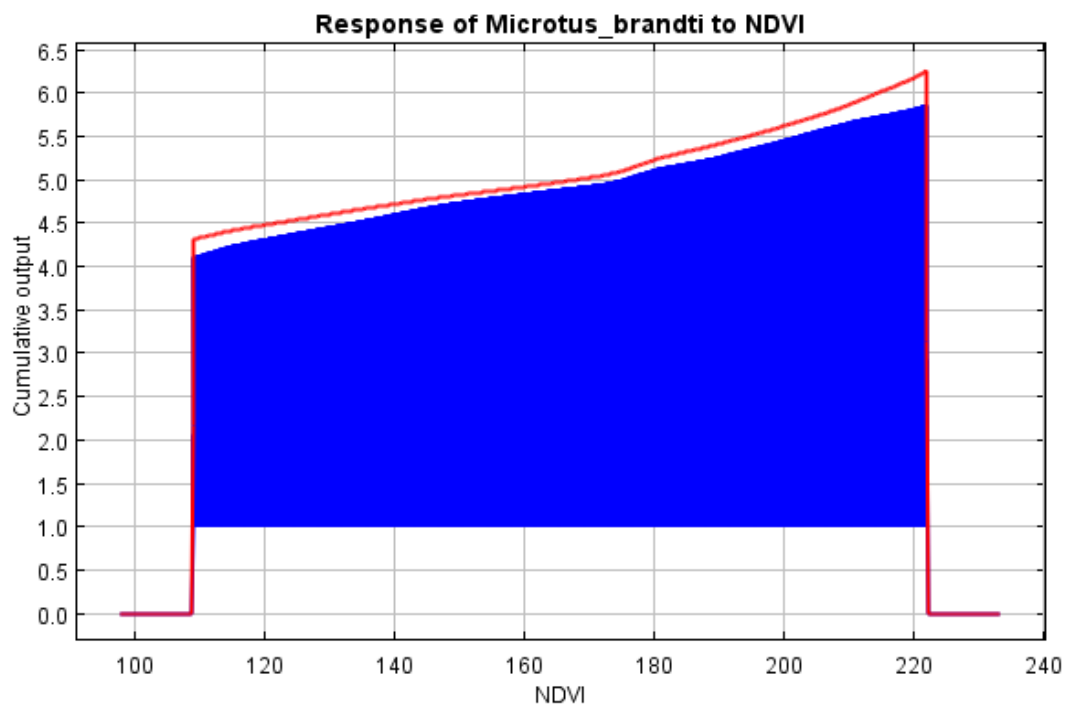


Fig.29 Response of *Microtus brandti* to distance from NDVI.

単独変数で見た適合度

種の分布モデルの要因解析では，図 21 から図 29 までの交互的な要因による適合度だけでなく，単独の要因の適合度も解析することができる．

図 30 は，ハタネズミの生息確率に対するゲルからの距離（distance from the yurt(home)）単独の適合度である．ゲルからの距離単独の適合度では，0m から 10000m までの範囲と，12000m から 21000m までの範囲の 2 つのピークが見られた．ゲルからの距離が 0m から 10000m までの範囲のほうが，12000m から 21000m までの範囲よりも適合度が高い．

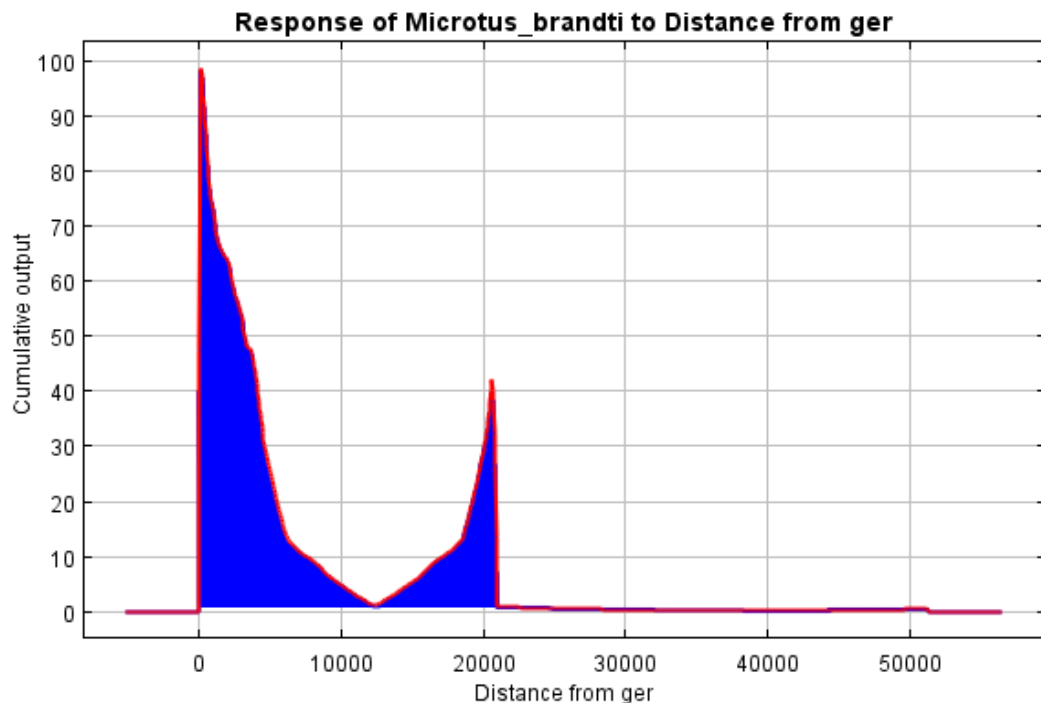


Fig.30 Response of *Microtus brandti* to distance from yurt(home).

図 31 は，ハタネズミの生息確率に対する河川からの距離（distance from the river）単独の適合度である．

河川からの距離単独の適合度では，0m から 3000m までの範囲・3000m から 8500m までの範囲・8500m から 10500m までの範囲の 3 つのピークが見られる．3000m から 8500m までの範囲と 8500m から 10500m までの範囲のほうが，0m から 3000m までの範囲よりも適合度が高い．

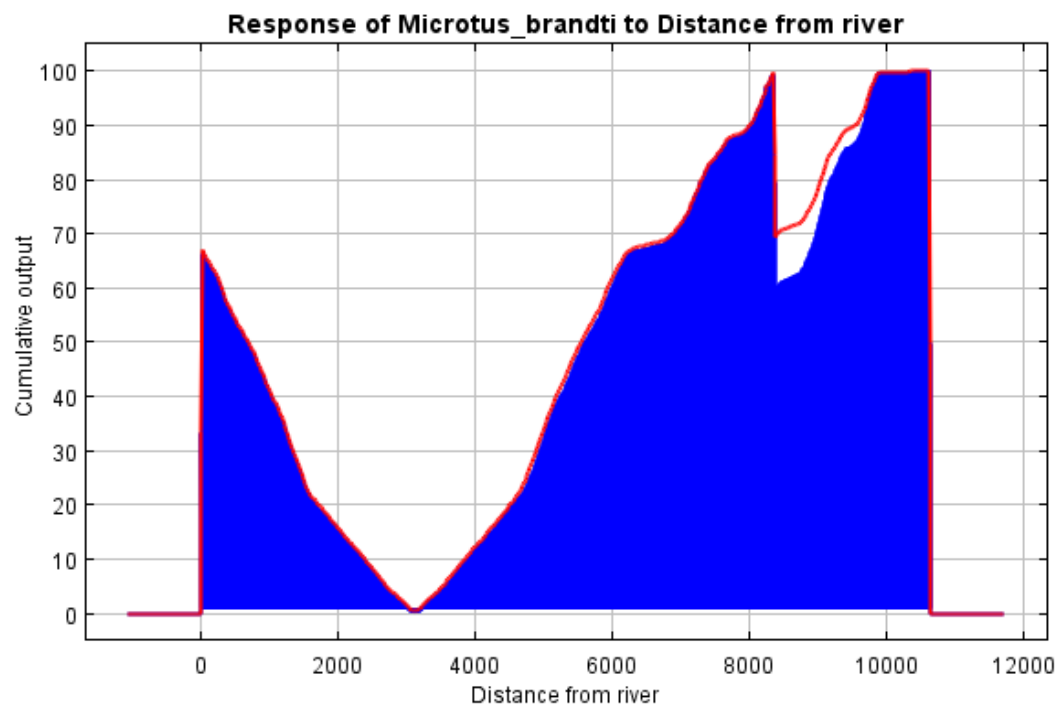


Fig.31 Response of *Microtus brandti* to distance from river.

図 32 は、ハタネズミの生息確率に対する (distance from the roads) 単独の適合度である。道路からの距離単独の適合度では、0m から 3000m までの範囲で高い適合度のピークが見られた。ハタネズミの生息確率は、道路に近いほど高い。そして道路からの距離が 1500m 程度になると、0m のときの適合度の半分となる。道路からの距離の適合度は、図 30・図 31 で示される他の人為的な攪乱の変数よりも短い距離で適合度が可変する。それは、道路からの距離の影響力が河川からの距離やゲルからの距離よりも高いと考えられる。

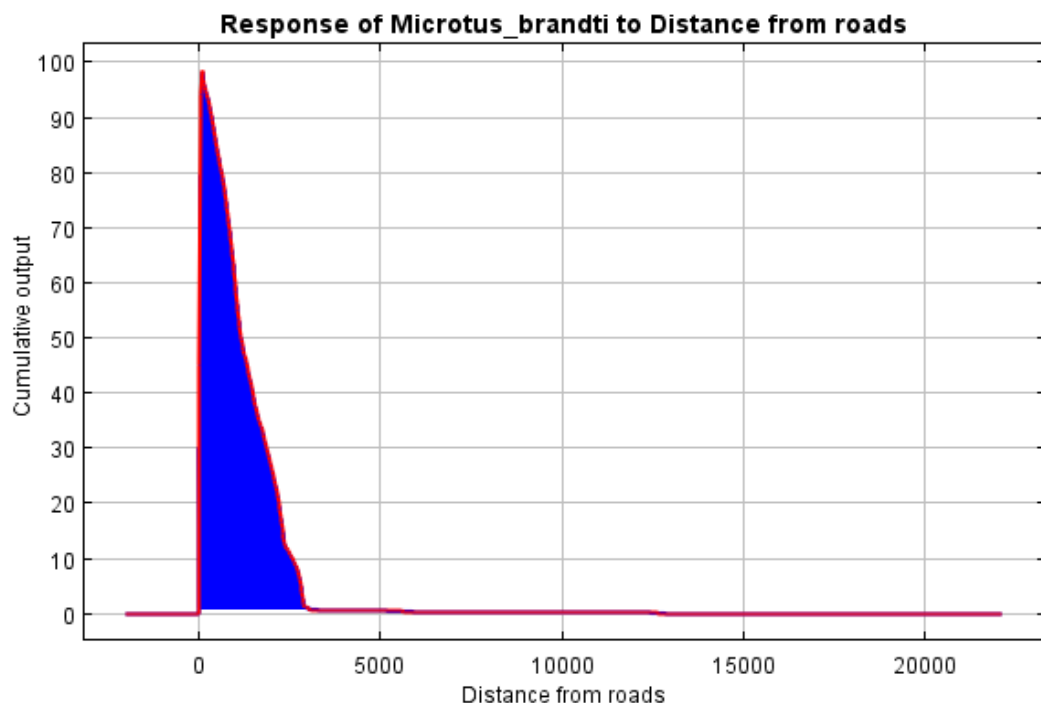


Fig.32 Response of *Microtus brandti* to distance from roads.

図 33 は，ハタネズミの生息確率に対する数値標高（DEM）単独の適合度である．数値標高単独の適合度では，1350m から 1700m までの範囲で適合度が高い．数値標高が 1380m 程度で，適合度が最も高い．数値標高が，1380m から 1500m までの範囲は適合度が鋭く低下する．数値標高が，1500m から 1700m までの範囲は緩やかに適合度が低下する．数値標高が，1700m 以上で適合度が低い理由は，高所で砂利や岩が多く，植生が減少することでハタネズミの生息に適さない環境が増加するためと考えられる．

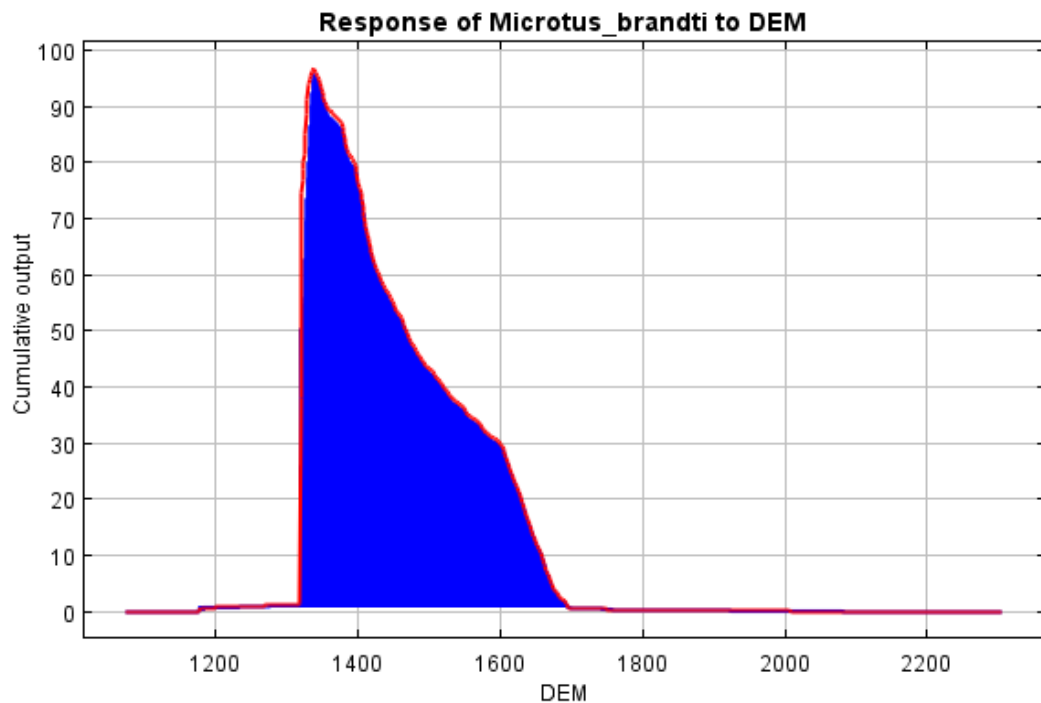


Fig.33 Response of *Microtus brandti* to distance from DEM.

図 34 は、ハタネズミの生息確率に対する日射量指数 (Heat Load Index ; HLI) 単独の適合度である。HLI 単独の適合度では、0 から 1 までの全範囲において緩やかに適合度が増加する。適合度の増加の形状は S 字型のシグモイド曲線を描く。シグモイド曲線は、ある閾値以上で起きる反応で見られる関数である。しかしながら、明確な閾値は見られない。そして、図 23 の交互的に見た HLI の適合度と、大きく異なる形状を示す。

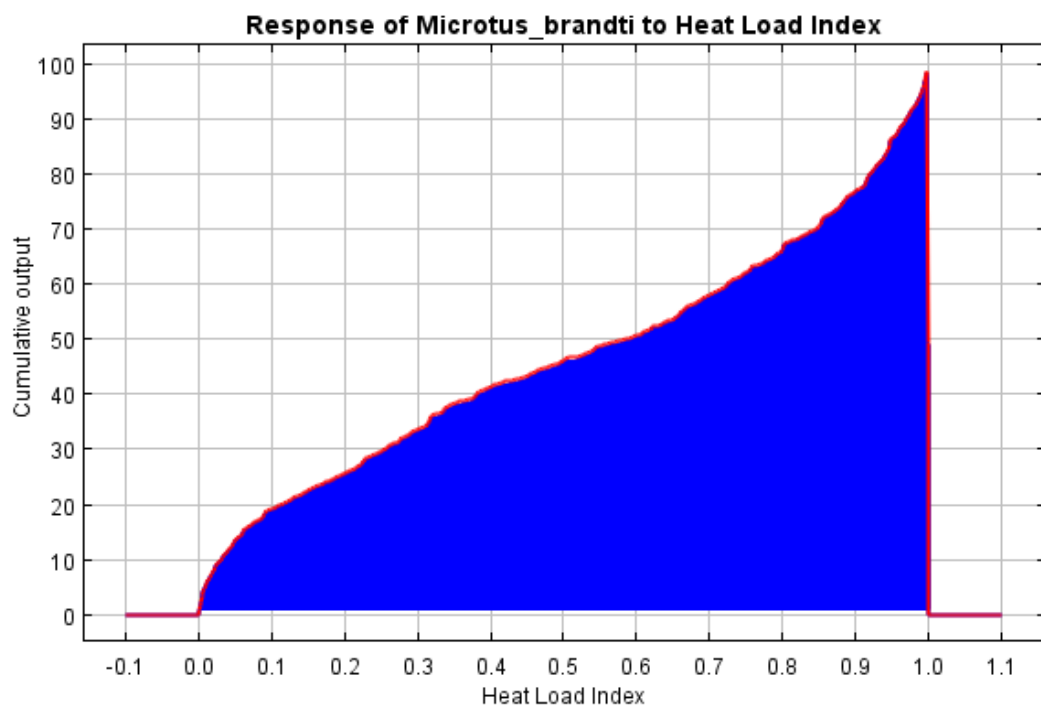


Fig.34 Response of *Microtus brandti* to distance from heat load index(HLI).

図 35 は，ハタネズミの生息確率に対する傾斜角（slope）単独の適合度である．傾斜角度単独の適合度では， 0° から 10° までの範囲で適合度が高い．傾斜角度が 0° から 10° にかけて，適合度が急激に減少する．図 25 の交互的な傾斜角の適合度が 0° から 27° の範囲で緩やかに適合度が減少するのに対し，傾斜角単独の適合度は 0° から 10° までと範囲が狭く，適合度の減少も急激となっている．このため，ハタネズミの生息地として傾斜角が， 10° 以上になる場所は適正地といえない．

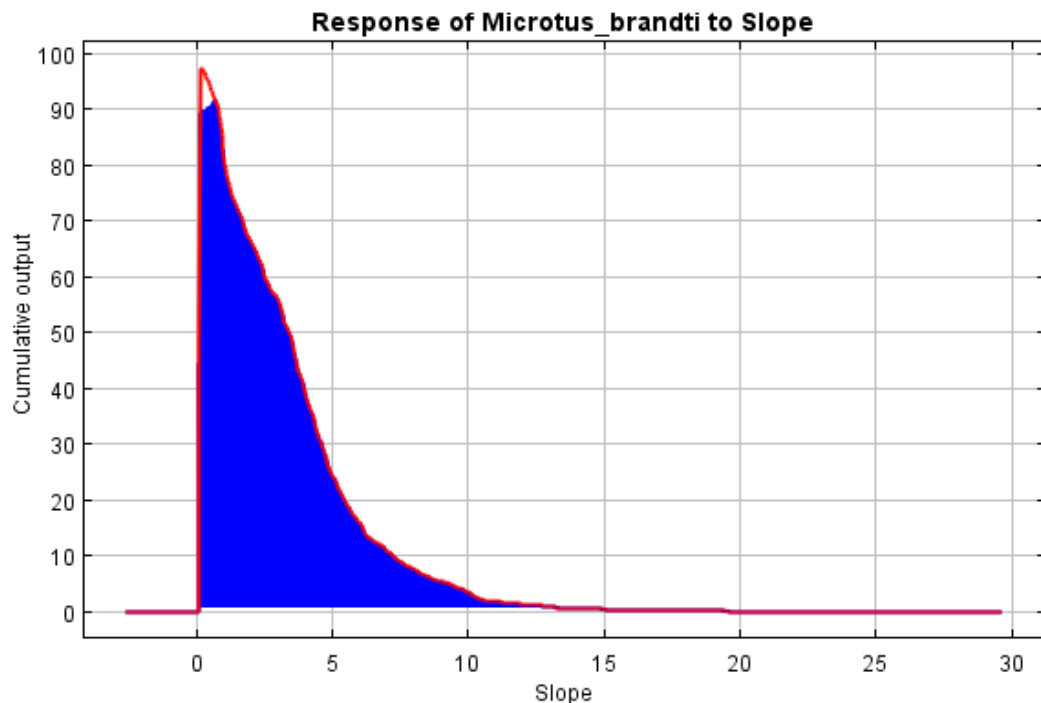


Fig.35 Response of *Microtus brandti* to distance from slope.

図 36 は，ハタネズミの生息確率に対する陰影起伏（hillshade）単独の適合度である．陰影起伏は 0 から 255 の値を取り，値が 0 は最も暗い場所を示し，最大値の 255 は最も明るい場所を示す．陰影起伏単独の適合度では，160 から 205 までの範囲で適合度が高い．陰影起伏は 0 から 255 の値を取り，値が 0 は最も暗い場所を示し，最大値の 255 は最も明るい場所を示す．つまりハタネズミは，暗い場所よりも適度に明るい場所を選好する．

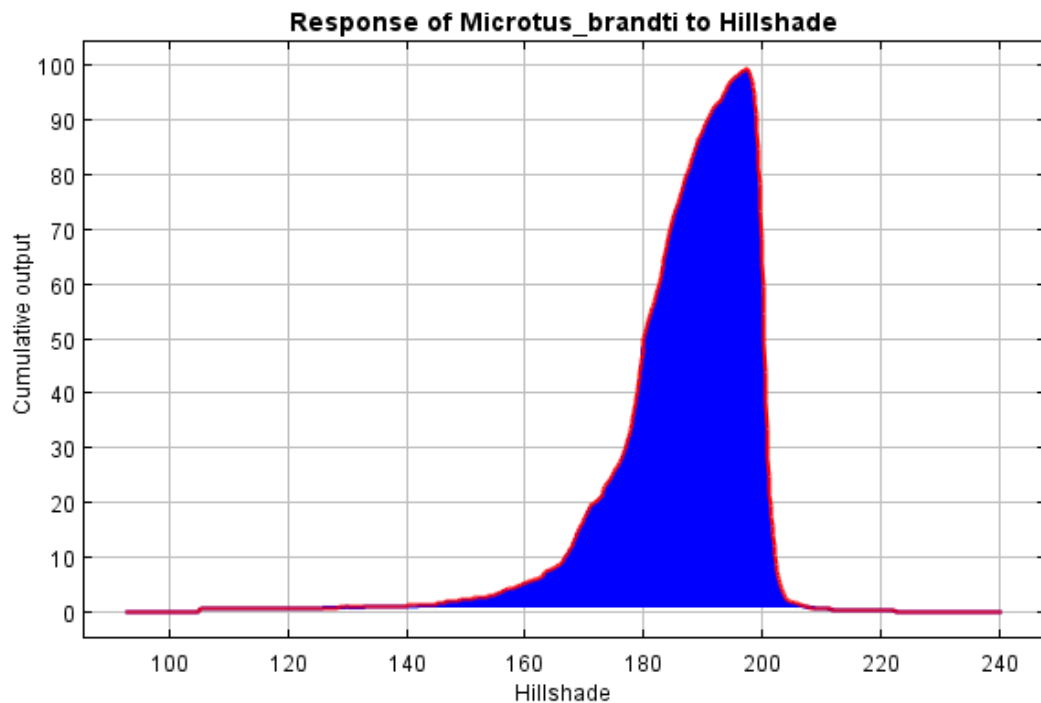


Fig.36 Response of *Microtus brandti* to distance from hillshade.

図 37 は，ハタネズミの生息確率に対する実効輝度温度（Effective at-Satellite Temperate）単独の適合度である．実効輝度温度単独の適合度では，23℃から 32℃の範囲で適合度が高い．図 25 の交互的な適合度では，実効輝度温度が 12℃から 36℃の範囲で適合度が高い．単独変数でみることで，より適切なハタネズミの選好する実効輝度温度を把握することができる．

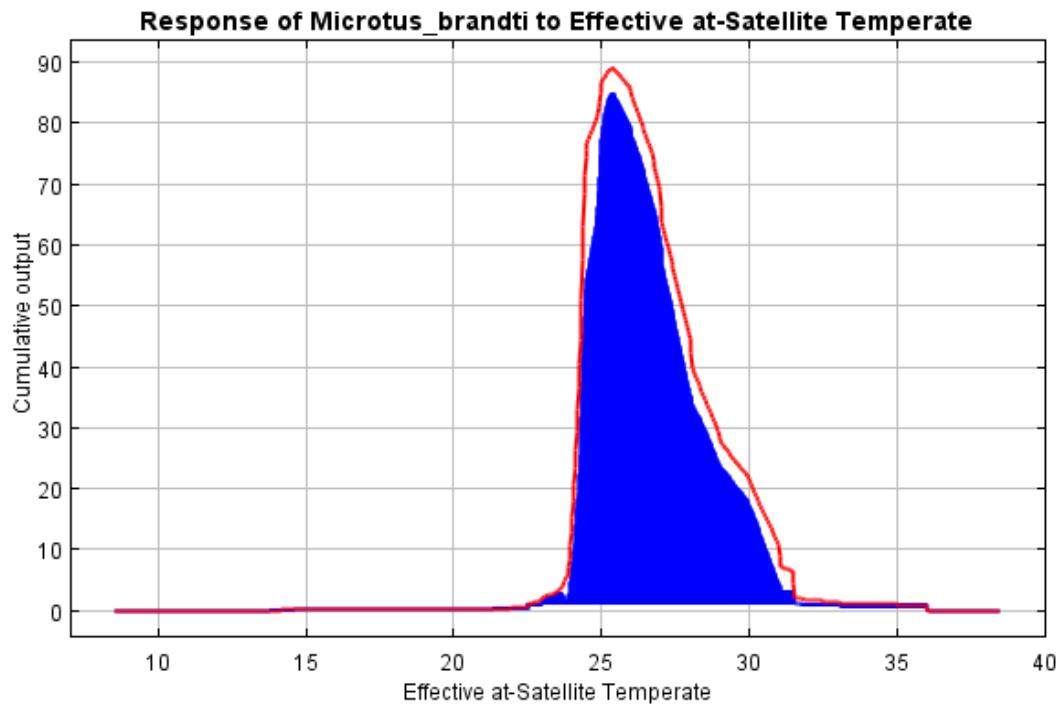


Fig.37 Response of *Microtus brandti* to distance from effective at-Satellite temperate.

図 38 は,ハタネズミの生息確率に対する正規化植生指数(NDVI)単独の適合度である。正規化植生数単独の適合度では, 150 から 185 までの範囲で適合度が高い。本来の NDVI の値に戻すと, 0.171875 から 0.4453125 の範囲となる。図 26 の交互的な適合度では, NDVI は -0.140625 から 0.71875 の範囲となる。

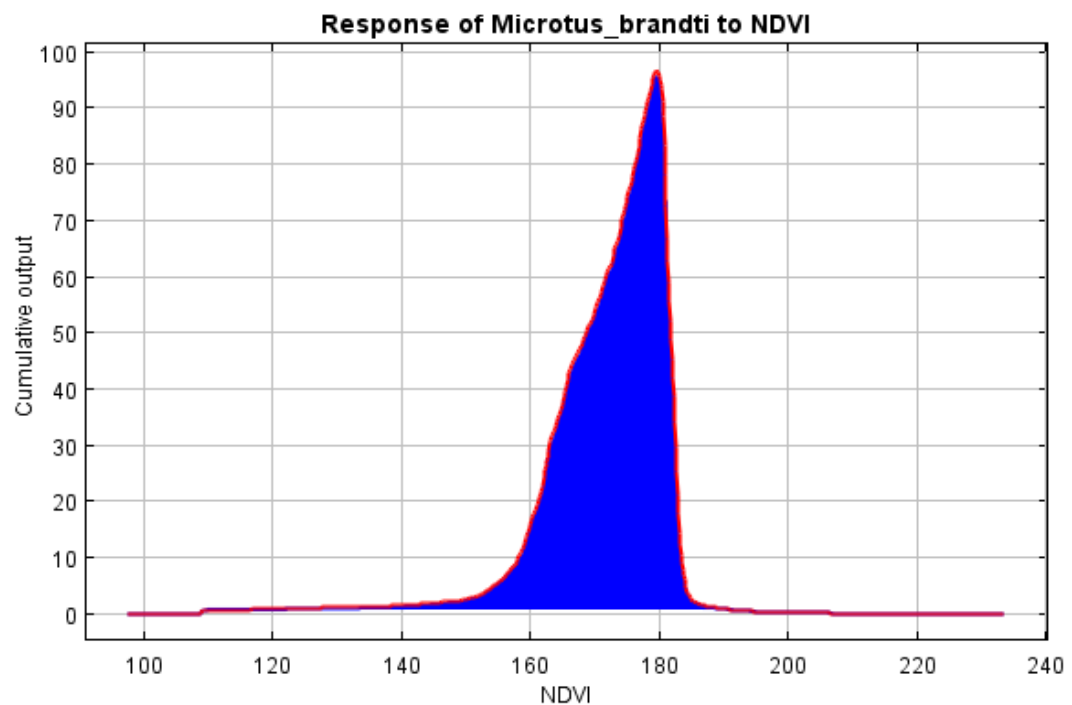


Fig.38 Response of *Microtus brandti* to distance from NDVI.

3.2.4 行動圏の推定と解析

図 39 は，ハタネズミの行動圏を示している．ハタネズミの巢の空間分布を元に，LoCoH 法で行動圏を推定した．コアエリアに近い場所を赤色で示し，最外殻を緑色で示した．

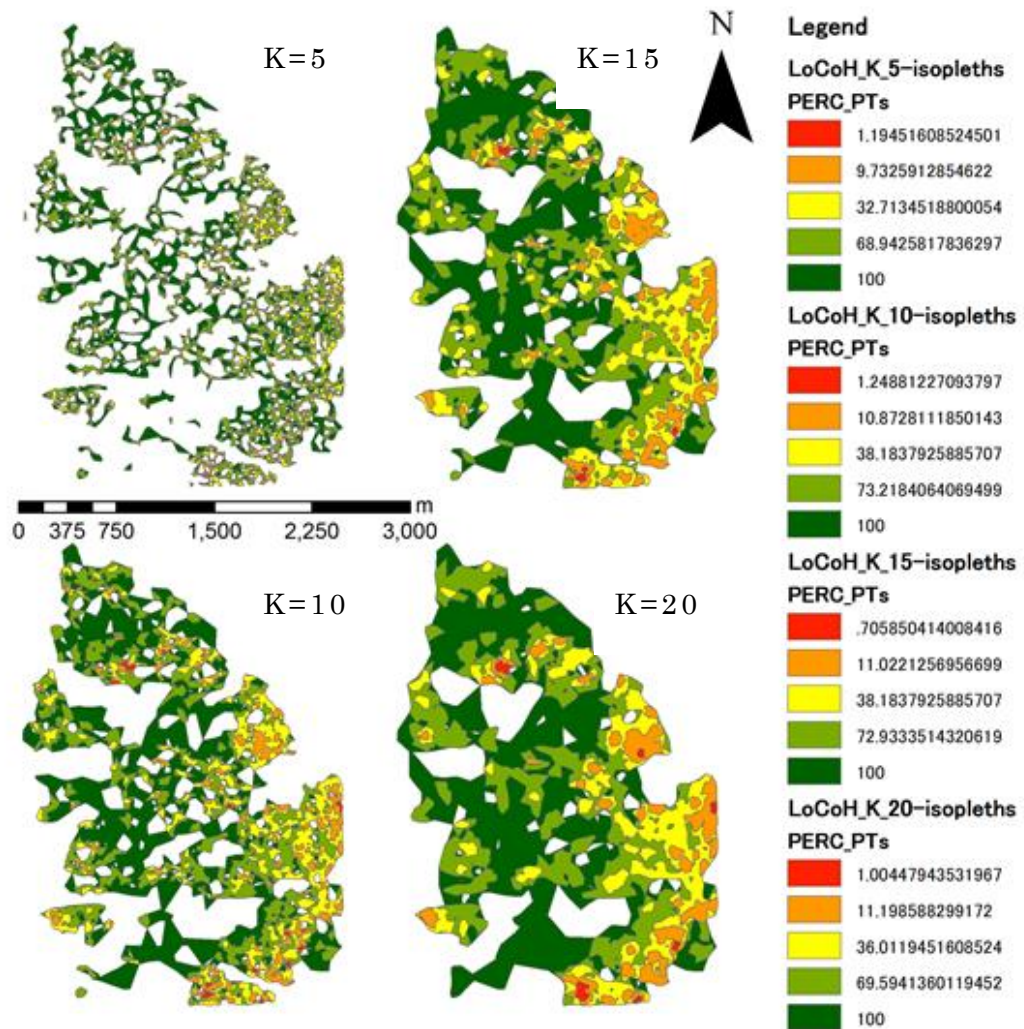


Fig.39 Home Range of *Microtus brandti* Overgrazing.

図 40 は，LoCoH 法によって推定した行動圏の評価である．行動圏から，行動圏面積を求めて近傍数(k)との関係を示した．横軸は対象とする近傍数 (k) とし・縦軸に行動圏面積をプロットした．本評価法は近傍数(k)の増加に伴って，行動圏が急激に上昇する場合をジャンプとする．LoCoH 法による行動圏の推定ではジャンプが起こる手前の近傍数(k)の値を採用し，行動圏を算出する．本研究では，近傍数の増加に伴い行動圏面積が急激に増加するジャンプは見られない．このため， $k=5$ から 20 の行動圏で，最も幾何的バランスの良い $K=15$ の行動圏を採用した．

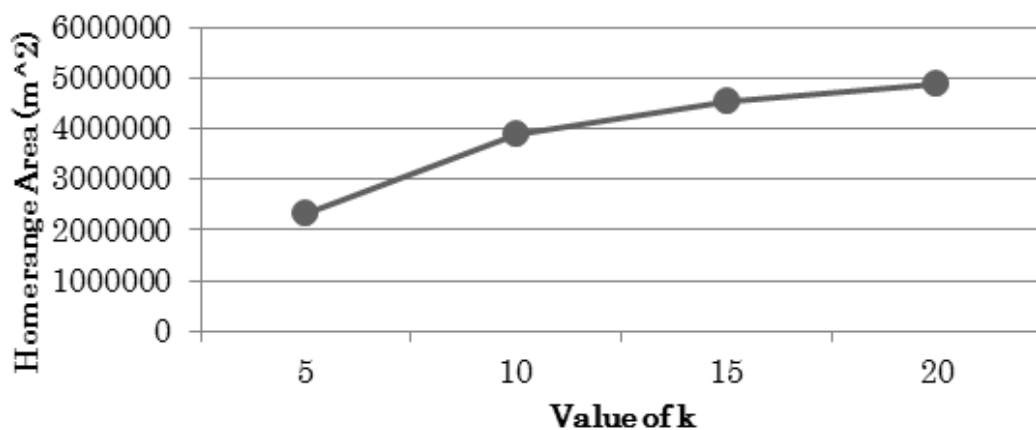


Fig.40 Evaluation of home range area.

表 9 は，推定した行動圏を用いて，使用されている可能性の高いコアエリアとコアエリア外について比較を行った．コアエリアの全体に対する割合は 36% となり，コアエリア外は 64% となった．コアエリアはハタネズミの活動により，ヨモギ属が優先種として繁茂するため，家畜にとって利用しにくい環境となる．つまりコアエリアとなる 36% の範囲が，家畜の利用不足により草原の砂漠化が起こりにくい．しかしながら，コアエリア外の 64% の範囲で家畜の放牧圧が高まると考えられる．結果的には，ハタネズミの巣の周辺で植物被覆が失われやすくなる．

Table.9 Area of the home range.

Home Range	Area	Percentage
area of territory without core area	8.19	64
home range core area territory	4.53	36
total habitation area	12.72	100

3.3 ハタネズミの生息による地表面の攪乱

3.3.1 現地調査

3.3.2 現地調査 分光特性の測定

図 41 は、ハタネズミの生息地で植物の反射率を分光放射型で、記録したものである。縦軸が反射率・横軸が波長域を示している。凡例の off はハタネズミの巣間・on はハタネズミの巣上で、繁茂している植物を対象として測定を行った。本研究では、過放牧地域で優先種として繁茂しているキク科ヨモギ属 (*Artemisia adamsii* Bess, *Artemisia frigida* Willd)・イネ科 *Elymus* 属；ウィートグラスとも呼ばれる (*Elymus chinensis* (trin)Keng)・イネ科ハネガヤ属 (*Stipa krylovii* Roshev)・カヤツリグサ科スゲ属 (*Carex duriuscula* C.A. Mey) を対象とした。この図は、700nm 以上の波長域（近赤外域）において、ヨモギ属はイネ科やスゲ属よりも、高い反射率を示している。この特徴は巣上と巣間における差は見られない。

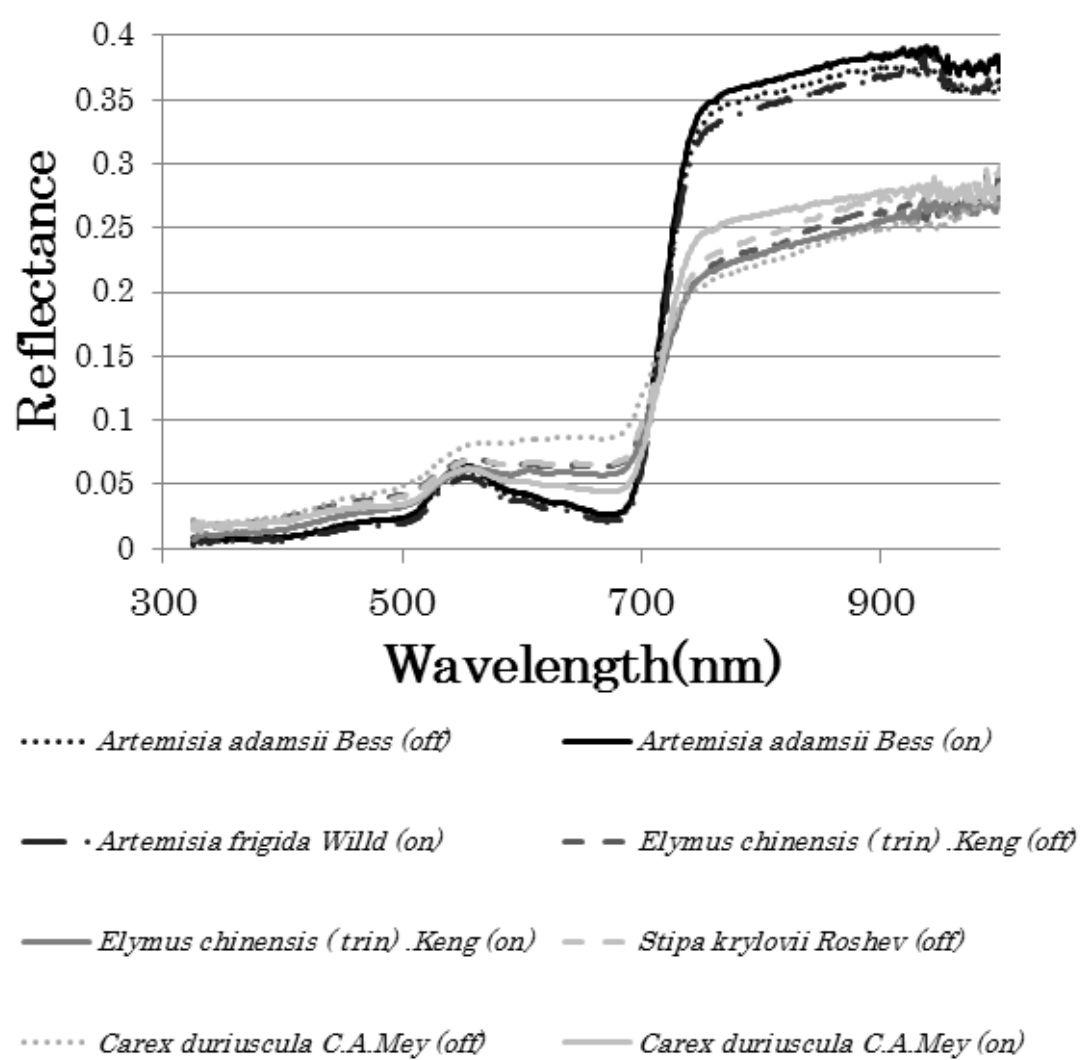


Fig.41 Reflectance of plants species distribution in the nest

図 42 は，図 43 で示した分光放射型で記録したハイパースペクトルデータを， Landsat TM/ETM+の波長域に合わせてマルチスペクトル化したものである．マルチスペクトルとして青・緑・赤・近赤外の波長帯を示し，NDVIを算出した．測定対象は過放牧地域を対象とし，ハタネズミの巣間を off・ハタネズミの巣上を on とした．ヨモギ属 (*Artemisia*) が近赤外域において，高い反射率を示している．このため，ヨモギ属は NDVI も，他の植物より高い値を示している．可視光線である青色から赤色までの反射率については，植物種における差はほぼ見られない．

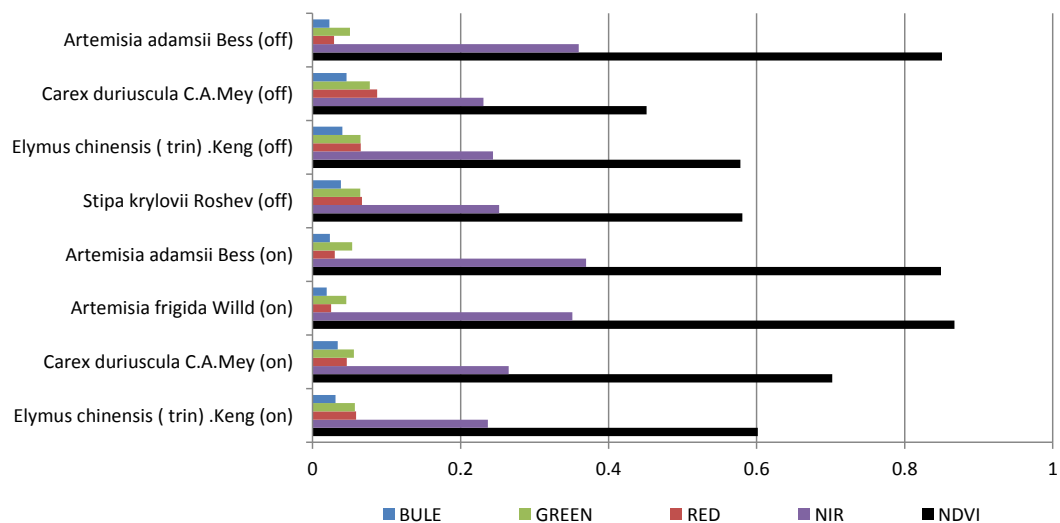


Fig.42 Multispectral between the nest and the nest of voles.

3.3.3 植生調査 時系列解析

図 43 から図 46 は，コドラート法による植生調査のデータを用いて，2010 年から 2012 年までの時系列変化を示した．ハタネズミの生息地では，ハタネズミの働きにより植物が改変されることで，空間的な異質性が見られる．調査対象は，ハタネズミの巣に特徴に基づいて区分した．区分はハタネズミの生息しない対照区・ハタネズミの巣間・ハタネズミの夏の巣・ハタネズミの冬の巣である．各データは箱ヒゲプロットを用いて，25%分位点と 75%分位点を表し，95%の信頼区間で時系列間を補完した．区分ごとに，標本の大きさ（N）・平均値・平均二乗誤差（RMSE）を示した．

図 43 は，植被率について 2010 年から 2012 年までの時系列変化を示した．2010 年から 2012 年まで，対照区と夏の巣において植被率が増加している．箱ヒゲプロットの四分位数を見ると，巣間と冬の巣は対照区と夏の巣よりも，25%分位点から 75%分位点までの箱が大きい．四分位数は分布のばらつきの代表値である．平均値よりも，中央値のほうが堅牢であるように，四分位数は分散や標準偏差よりも，堅牢な傾向を示す．つまり外れ値の影響を受けにくい．本解析では，巣の特徴に基づいて標本を分割したため，標本の大きさが小さい．このため，標準偏差よりも四分位数

の値を重要視して，データの傾向を読み取る．箱ヒゲプロットの標準偏差を見ると，巣間・夏の巣・冬の巣において，データのばらつきが大きい．ハタネズミの巣は経年変化により，植生が異なるためこのようなばらつきが見られた．データ間の特徴として，共通したパターンは，ハタネズミの巣間を除き，2010年から2012年にかけて植被率が増加している．

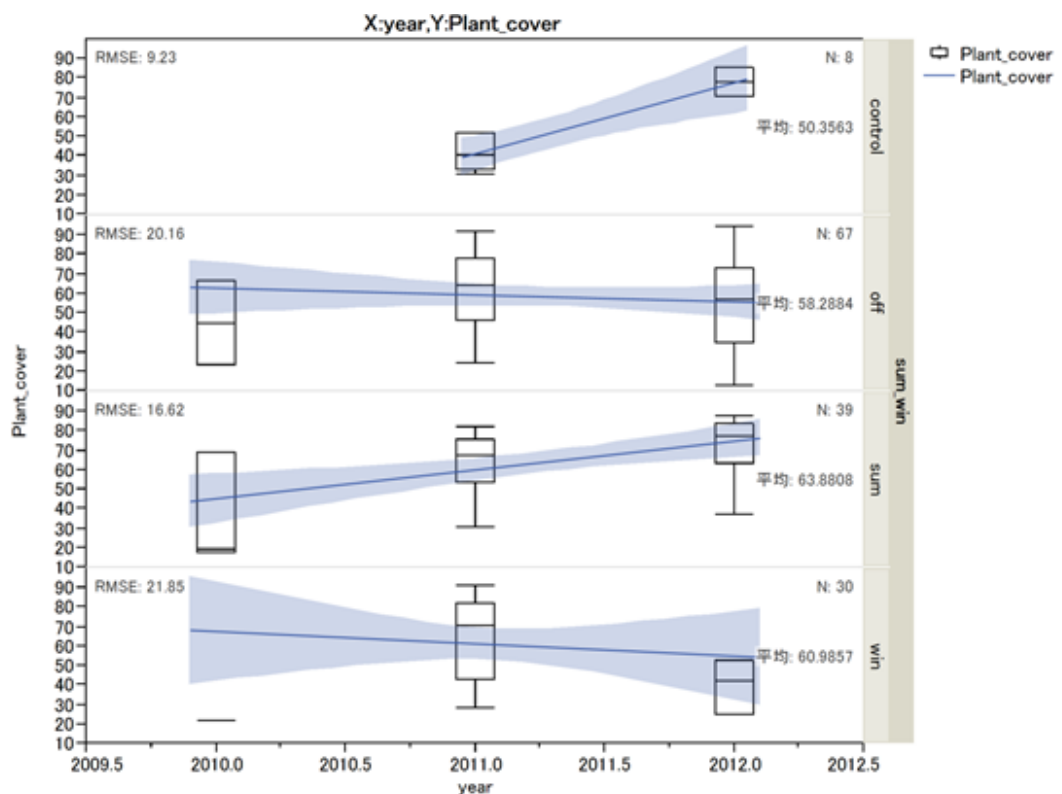


Fig.4.3 Time series variation in vegetation cover rate of vole habitat.

(2010・2011・2012) Control : Control plot not vole habitat, off :
Between the nest of voles, sum : Nest in the summer of voles, win :
Winter vole nest.

図 44 は，裸地の割合について 2010 年から 2012 年までの時系列変化を示した．2010 年から 2012 年まで，対照区・巣間・冬の巣で，裸地の割合が増加している傾向が見られる．逆に 2010 年から 2012 年まで，夏の巣では裸地の割合が減少している．図.43 で夏の巣上で植被率が増加しているため，裸地の割合が減少している理由は植被率の増加である．

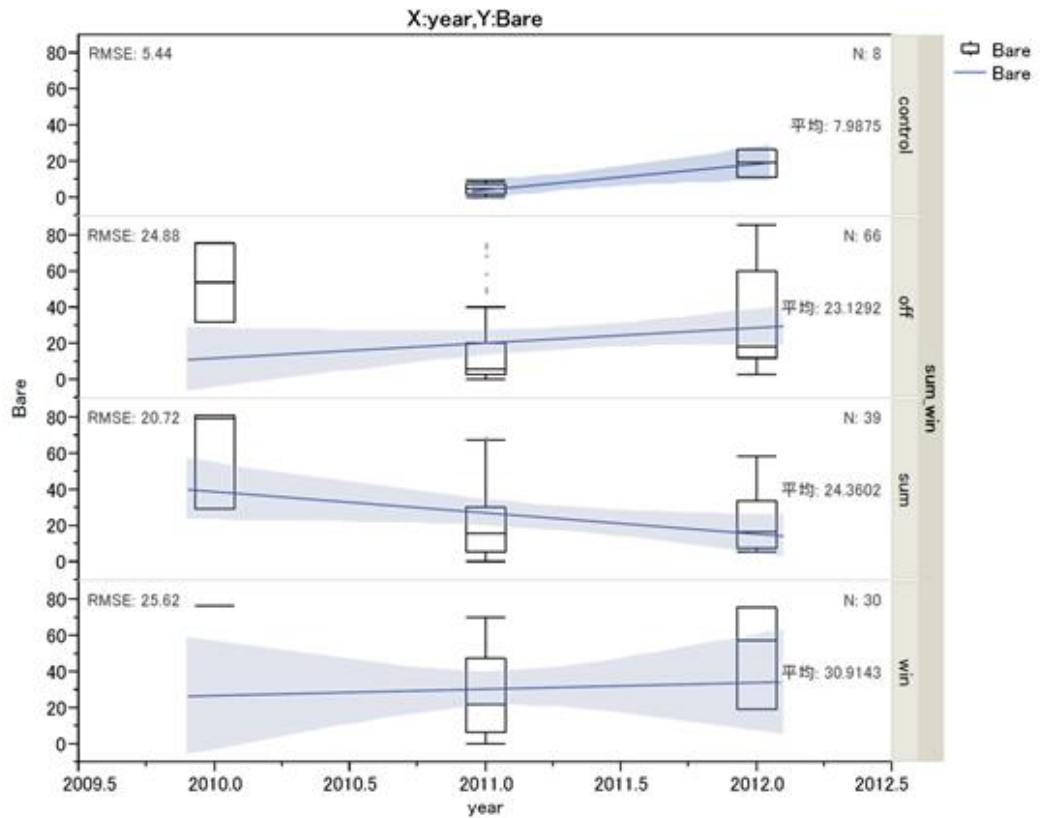


Fig.44 Time-series variation in the proportion of bare ground in the vole habitat. (2010・2011・2012)

Control : Control plot not vole habitat, off : Between the nest of voles
sum : Nest in the summer of voles, win : Winter vole nest

図 45 は，土壤硬度について，2011 年から 2012 年までの時系列変化を示した．土壤硬度は巣間・夏の巣・冬の巣のハタネズミの影響の見られる区分において，増加している．土壤硬度が増加することで，全体の傾向としては土壤が固くなっている．しかしながら，四分位数と標準偏差に注目すると，2011 年から 2012 年にかけて，データのばらつきが小さくなっている．

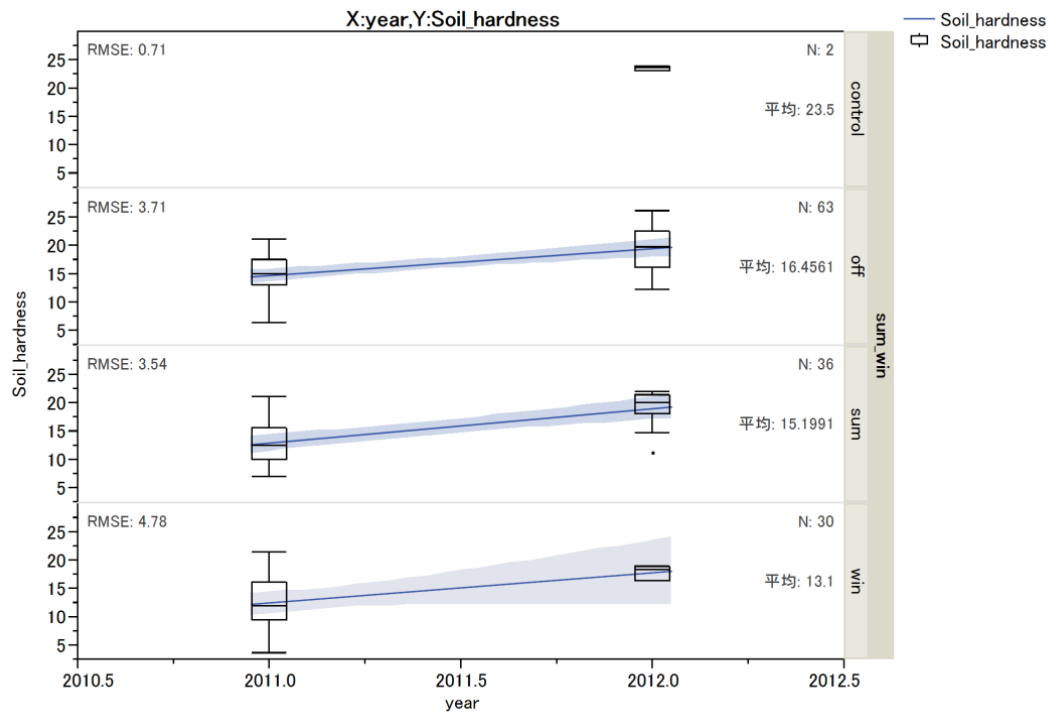


Fig.45 Time series variation of soil hardness in vole habitat. (2011・2012) Control : Control plot not vole habitat, off : Between the nest of voles sum : Nest in the summer of voles, win : Winter vole nest.

図 45 において，2012 年は 2011 年よりもデータのばらつきが減っていることから，土壌硬度の最大値が低下しており，一部の巣で土壌が柔らかくなっている可能性がある．夏の巣よりも冬の巣で，データのばらつきが小さくなっている．そして夏の巣よりも，冬の巣で土壌硬度が低い．これは越冬中に冬の巣を継続して利用した結果の働きではないかと考えられる．

3.3.4 スクリーニング解析

表 10 は，種数を決定する要因について，スクリーニング解析を行った結果である．スクリーニング解析における各変数

(Parameters)に対する推定値(Estimate value)・標準誤差(Standard error)・t 値 (t value)・p 値 (Prob>|t|) を示した．表 10 の結果から，種数を決定する要因として決定する要因として，緯度

(Latitude)・裸地の割合 (Percentage of bare ground)・バイオマス (Biomass)・土壌水分 (Soil moisture) が有効であると p 値から読み取れ，それぞれの推定値は土壌水分を除きマイナスである．

Table.10 Parameter estimates of the factors that determine the species

Parameters	Estimate value	Degrees of freedom	Sum of squares	F-measure	p value (Prob>F)
Intercept	1197.914	1	0	0	1
Longitude	0	1	1.577157	0.233	0.630867
Latitude	-25.0111	1	184.4028	27.524	1.50E-06
Percentage of bare ground	-0.03305	1	32.86594	4.906	0.029935
Proportion of hay	0	1	0.506488	0.075	0.785508
Vegetation cover rate	0	1	0.669366	0.099	0.754366
Biomass	-0.00228	1	72.49707	10.821	0.001555
Soil moisture	0.137394	1	23.09434	3.447	0.067455
Soil hardness	0	1	2.216198	0.328	0.568823

表 11 は種数を決定する要因について，ベイズプロット（Box-Meyer,1986）を用いて，スクリーニング解析を行った結果である．推定したパラメータは，表 10 で重要と示された切片（Intercept）・緯度（Latitude）・裸地の割合（Percentage of bare ground）・バイオマス（Biomass）・土壌水分（Soil moisture）である．種数を決定する要因として，重要な変数を事後確率により推定した．重要な変数ほど，事後確率（Posterior distribution）が 1 に近い値を示す．

Table.11 Bayes plot （Box-Meyer） of the factors that determine the species

Parameters	Estimate value	Prior distribution	Posterior distribution
Latitude	-6.15803	0.2	1
Percentage of bare ground	-1.56732	0.2	0.0743
Biomass	-3.18914	0.2	0.7181
Soil moisture	1.856631	0.2	0.1145

表 11 から，種数を決定する要因として，緯度・バイオマスが重要であると事後確率から推定された．解釈として，種数を決定する要因はバイオマスが少なく，緯度が南であることから，ウランバートルやソム（町）から離れていることが重要であると考えられる．

表 12 は，バイオマスを決定する要因について，スクリーニング解析を行った結果である．スクリーニング解析における各変数（Parameters）に対する推定値（Estimate value）・標準誤差（Standard error）・t 値（t value）・p 値（Prob>|t|）を示した．推定するパラメータは，切片（Intercept）・緯度（Latitude）・裸地の割合（Percentage of bare ground）・枯れ草の割合（Proportion of hay）・種の豊かさ（Species richness）である．バイオマスを決定する要因として，緯度（Latitude）・裸地の割合（Percentage of bare ground）・枯れ草の割合（Proportion of hay）が有効であると p 値から読み取れ，それぞれの推定値はマイナスである．

Table.12 Parameter estimates of the factors that determine the biomass

Parameters	Estimate value	Standard error	t value	p value(Prob> t)
Intercept	181876.8	27363.45	6.65	<.0001
Latitude	-3783.87	574.2386	-6.59	<.0001
Percentage of bare ground	-14.4208	2.226027	-6.48	<.0001
Proportion of hay	-17.4333	3.6442	-4.78	<.0001
Species richness	-37.8434	15.37437	-2.46	0.0159

表 13 は，バイオマスを決定する要因について，ベイズプロット（Box-Meyer,1986）を用いて，スクリーニング解析を行った結果である．推定するパラメータは，緯度（Latitude）・裸地の割合（Percentage of bare ground）・枯れ草の割合（Proportion of hay）・種の豊かさ（Species richness）である．バイオマスを決定する要因として，重要な変数を事後確率により推定した．

Table.13 Bayes plot （Box-Meyer） of the factors that determine the biomass

Parameters	Estimate value	Prior distribution	Posterior distribution
Latitude	-8.01947	0.2	1
Percentage of bare ground	-4.16247	0.2	0.9826
Proportion of hay	-5.3217	0.2	0.9997
Species richness	-2.46146	0.2	0.3314

表 13 から，バイオマスを決定する要因は裸地の割合・枯れ草の割合・そして緯度が重要であると，事後確率から推定された．解釈として，バイオマスを決定する要因は裸地の割合が少なく・枯れ草の割合が少ない・そして緯度が南であることから，ウランバートルやソム（町）から離れていることが重要であると考えられる．そして，裸地の割合が少なく・枯れ草の割合が少ない条件を満たすのはハタネズミの夏の巣上の植生である．

第5章 まとめ

本研究における重要な仮説として、図．3のブラントハタネズミの生息確率と草原のバイオマス量の関係がある．一般的な知識として、ネズミ類は森林や草丈の高い草原に生息するため、本結果に対する批判は多い．確かに一般常識としての知識は重要であるが、地球は様々な環境が存在し、より特異的な環境で驚くべき生態を示す生物がたくさんいる．論者はブラントハタネズミが過放牧地域の退化草原に適応し、最適化したニッチな生物であると認識している．モンゴル国の草原の様に、限られた資源における環境では、環境に適応することが非常に重要である．限られた草本量の退化草原において、競争者となる家畜の好まない植生を嗜好し、草本を家畜の好まない草本へ改変することで、草原の過剰利用を防いでいる．ハタネズミは草原生態系のシステムにおいて重要な役割を果たしていると考えられる．しかしながら、こうした働きは定量化が難しく、本研究では、ハタネズミによる草原回復の決定的な結果は得られなかった．しかしながら、モンゴルの草原は退化し続けており、生態系エンジニアの働きはより重要になるのではないかと考えられる．

4.1 気候変動と過放牧によるモンゴル国退化草原の拡大

本研究では，モンゴル国退化草原の拡大傾向として，気象データを使用して，図 5 から図 8 まで・表 1 から表 6 までの解析を行った．図 5 の結果から，2003 年から 2011 年まで過放牧において牧草量の減少傾向が見られた．しかしながら，図 6 における線形の傾向では，時系列データに対する季節変動効果が除外されていない．そこで本研究では図 6・7・8 に示される季節効果を取り除く時系列解析を行った．季節効果を取り除く平滑化を行ったが，平滑化の信頼区間でも元データの傾向が残っており，本データでは季節効果を取り除く必要性はないと考えられる．こうした結果を踏まえて，本研究では図 6 に示される過放牧地域において，牧草量が減少している傾向を結論とした．

4.2 ハタネズミの生息地選択

図 3 の先行研究で，ブラントハタネズミは過放牧地域において生息密度の高いと示されている．本研究では衛星画像と GIS データ，そしてフィールド調査を用いて，ブラントハタネズミの生息地選択について解析を行った．ブラントハタネズミのハビタット解析として，昨年先行研究（澤向，2012）が示されている．本研究では，この先行研究のデータを追加して，再解析を行った．結

論としては、先行研究と同様に人為的な攪乱の見られる道路の周辺・河川の周辺・そして町やゲルなど遊牧民の周辺でハタネズミの生息確率が高いという結論に至った。

生息確率に対する環境変数の適合度から、生態学的閾値（Ecological threshold）の可能性が検討できる項目がある。図 20 の、ハタネズミの生息確率に対する河川からの距離の適合度である。河川からの距離が 5000m を閾値として、ハタネズミの生息確率の適合度が急激に増加している。

4.3 ハタネズミの生息による地表面の攪乱

過放牧地域に繁茂する植物の分光特性

ハタネズミの巣上に繁茂するヨモギ属は 700nm 以上の波長域において、他の植物（イネ・スゲ）よりも高い反射率を示した。700nm から 1100nm までの波長域は近赤外（NIR）と呼ばれる。植生を対象としたリモートセンシングでは、赤色と近赤外の反射率を用いて差分・比率により、植生量や植生の状態を表わすことが多い。植生の分布や量を簡便示す方法として、近赤外と赤色の差分を正規化した正規化植生指数（NDVI）が広く用いられている。

図 40・41 からイネ科とヨモギ属を比較した場合、赤色はほとんど同じであるが、近赤外域においてヨモギ属はイネ科よりも高

い反射率を示している．つまり，NDVIとしてはヨモギ属のほうがイネ科よりも高い値を示す．過放牧地域における植生のスペクトル特性から，一つのパラドクスが期待される．一般的にNDVIの値が高いほど，植生量が多く，活性な植生状態であるとされている．NDVIの値が高いほど，好ましい草原であると思われてきた．

しかしながら，草本のスペクトル特性を見ると，典型草原の指標種であるイネ科スティパ属よりも，退化草原の指標種であるヨモギ属のほうが，高いNDVI値を示した．そして退化草原では，ヨモギ属が繁茂し，ヨモギ属の優占群落を形成することで，退化草原が広がっている．つまり，典型草原と退化草原の植生量が同じである場合を仮定すれば，草本のスペクトルとして高いNDVIの値を示すヨモギ属が，草原の構成割合として多くなるとき，退化草原は典型草原よりも高いNDVIの値を示すことになる．この傾向は裸地の割合が多い場合に用いられるSAVIやMSAVI2など低いNDVIの値に対してストレッチをかける指数のほうが，より強い傾向を示すと考えられる．これまで衛星リモートセンシングとして用いられてきた，地球観測衛星のLANDSATやMODIS，そしてSPOT VEGETATIONなどでは，衛星画像の空間分解能が低いため問題とならなかった．

しかしながら，近年 GeoEye 社 IKONOS を始めとした商用衛星を中心に，空間分解能が飛躍的に高くなっている．空間分解能の高い衛星画像では，こうした種の特徴をより強く反映させると思われる．つまり空間分解能が高まるほど，フィールド調査による確認が重要であるとともに，スペクトル分解に代表される，標本としてのスペクトルライブラリの重要性が高まると思われる．本研究で論者は，植生調査におけるフィールド調査で草本の種としてのスペクトルの記録が重要であると主張する．

そして，ヨモギ属のスペクトル特性により，LANDSAT や ALOS AVNIR-2・ASTER 程度の空間分解能の衛星画像による，退化草原診断や変化抽出は難しいと考えられる．つまり現地調査や既存情報・そしてより高分解能の衛星画像を用いて，ヨモギの割合を把握しておく必要がある．もちろん NDVI は汎用性の高い指数であるが，退化草原においては注意が必要と思われる．

4.4 ハタネズミと遊牧民の関係

遊牧民から見て，ハタネズミは草原を家畜の好まない草本であるヨモギ属やアカザ属へ改変する．そしてハタネズミによる巣穴の掘り返しや巣穴の構築によって，ハタネズミの生息地で家畜が巣を踏み巣が崩れることで家畜が怪我をすることが報告されて

いる．論者もフィールド調査の際に，こうして崩れた巣を目撃した．遊牧民にとって家畜は資源であり，資産である．こうした働きは鼠害として，現在も毒を撒きネズミを駆除している．しかしながら，モンゴル国では草原が退化し過放牧となつて，砂漠化の原因となっている．こうした環境問題の解決を目的とすれば，草原を休ませる働きはとても重要である．現在のモンゴル国の環境問題は，人による草原の過剰利用である．環境問題といっているが，本質的には人災である．カシミヤなど目先の利益を目的に，草原の継続的な利用・草原の資源資産としての維持を放棄している．本研究では，ブラントハタネズミによる生態系エンジニアの働きを解き明かすことを目的に定量的な調査と解析を行ったが，本質的には人と人の繋がり・人と経済の繋がり・そして人と自然の繋がりといった，社会として草原資産をどのように利用するのかが重要である．研究よりも対策の現場で行うべき要素が大きく，草原の持続性を高める上でどうするのか議論し合う上で，自然の在り方を示しているのが，ハタネズミの小さな働きであると論者は考えている．

Abstract

【 Objective 】

Target region of Mongolia overgrazing, Brandt vole (*Microtus brandti*) modifies the soil by habitat disturbance. With the modification of the soil, I'm not like the modification to herbaceous plants and livestock. Aimed to reveal the workings of the ecosystem engineering by Brandt vole.

【 Method 】

1. As for pasture, using the medium resolution satellite images of Earth Observation high frequency, we have analyzed the time series of changes in the amount of pasture.
2. The analysis is carried out for the selection of vole habitat, habitat for voles probability is higher in the show (around the river near the road around the gel) where the disturbance seen artificial.
3. As the target region of Mongolia over pastures, using a spectroradiometer proximity was measured electromagnetic waves reflected herb.
4. As the target region of Mongolia over pastures, conducted a survey of grassland vegetation ongoing, we have analyzed the changes of vegetation.

【 Result 】

1. As for desert, Gobi region overgrazing-control plot, and analyzed for the amount of time-series change of pasture (NDVI), during the year 2011, the downward trend from 2003 to the amount of grass in the meadow area overgrazing was seen.
2. The analysis is carried out for the selection of vole habitat, habitat for voles probability is higher in the show (around the river near the road around the gel) where the disturbance seen artificial.
3. Target areas as overgrazing, was measured electromagnetic wave reflection of herbaceous plants. From the measured spectrum than the other, such as rice and sedge, Artemisia showed a high reflectance in the near infrared wavelength range (700nm). There are many Artemisia to overgrazing. Using high-resolution satellite images or aerial photographs, by evaluating the amount of pasture (NDVI) is the possibility of overestimation is considered normalized vegetation index.
4. Between 2010 and 2012, increasing the rate of vegetation cover in summer vole nest, the proportion of bare ground has decreased. Between 2011 and 2012, but there is a tendency to soil hardness will be hard, considering the variability of the data, in the nest of some

soil hardness is low. In addition, the decrease in hardness due to variations in soil is often seen on the nest on the nest in the summer than the winter.

謝 辞

本研究は日本学術振興会・科学研究費・基盤研究（S）（代表：嶋田義仁・名古屋大学教授）の助成で行われたものである。現地調査にあたり、モンゴル国立モンゴル農業大学オユン教授のご指導を頂きました。心より感謝を申し上げます。

引用文献

- 1) Batsaikhan, N., Samiya, R., Zoephel, U. and Ganzorig, S.
(2001), Status of Brandt's vole (*Microtus brandti* Radde, 1861) populations in the Eastern Steppe, Mongolia. Proceedings of Conference on Ecosystem of Eastern Mongolia
- 2) Batsaikhan, N. (2003), Freshwater issues in Mongolia, Proceeding of the National Seminar on IRBM in Mongolia, 24-25 Sept 2003, Ulaanbaatar, 53-61

- 3) Batima, P., Natsagdorj, L., Gombluudev, P. and Erdenetseteg, B., (2005), Observed climate change in Mongolia. AIACC Working Paper, vol. 12, pp. 12-16.
- 4) WANG, DH., PEI, YX., YANG, JC. and WANG, ZW. (2002), Digestive tract morphology and food habits in six species of rodents
- 5) Baker, J. 2001. Population density and home range estimates for the Eastern Bristlebird at Jervis Bay, south-eastern Australia. – *Corella* 25:62-67.
- 6) Burgman, M. A. and Fox J. C. 2003. Bias in species range estimates from minimum convex polygons: implications for conservation and options for improved planning. -*Animal Conservation* 6:19-28.
- 7) Getz, W. M. and C. C. Wilmers, 2004. A local nearest-neighbor convex-hull construction of home ranges and utilization distributions. *Ecography* 27:489-505.
- 8) Getz, W.M, S. Fortmann-Roe, P. C. Cross, A. J. Lyonsa, S. J. Ryan, C.C. Wilmers, in review. LoCoH: nonparametric kernel methods for constructing home ranges and utilization distributions.

- 9) 澤向 麻里絵, 星野 仏方, スミヤ ガンゾリグ, (2010): モンゴルの山地ステップのブランドハタネズミ (*Microtus brandti*) の生息環境, 酪農学園大学紀要. 自然科学編 35(1), 65-72.
- 10) 川島健二, (2011): ハタネズミの行動パターンのシミュレーション, 酪農学園大学卒業論文.
- 11) Yoshihara Y., Ohkuro T., Buuveibaatar B., Undarmaa J. & Takeuchi K. (2010): Spatial pattern of grazing affects influence of herbivores on spatial heterogeneity of plants and soils..*Oecologia*,162, 427-434.
- 12) Yoshihara Y., Ohkuro T., Undarmaa J., Sasaki T. & Takeuchi K. (2009): Are small rodents key promoters of ecosystem restoration in harsh environments? A case study of abandoned croplands on Mongolian grasslands.. *Journal of Arid Environments*,73,363-368.
- 13) Kauth, R. J., and Thomas, G. S, (1976.): The Tasseled Cap a graphical description of the spectral-temporal development of agricultural crops as seen by Landsat.
- 14) Proceedings of the Symposium on Machine Processing of Remotely Sensed Data, Purdue University, West Lafayette, Indiana, pp.4B-41-4B51.

- 15) Kottek, M., J. Grieser, C. Beck, B. Rudolf, and F. Rubel, (2006). World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. Meteorol. Z., 15, 259-263.
- 16) Box, Meyer, (1986) : An Analysis for Unreplicated Fractional Factorials
- 17) Antoine Guisan, Wilfried Thuiller, (2005): Predicting species distribution: offering more than simple habitat models, Ecology Letters
- 18) Michael A. Heller, (1998): The Tragedy of the Anticommons: Property in the Transition from Marx to Markets, Harvard Law Review, Vol. 111, No. 3. (Jan., 1998), pp. 621-688.
- 19) DAVID TILMAN & JOHN A. DOWNING, (1994): Biodiversity and stability in grasslands, Nature 367, 363 - 365
- 20) United Nations Environment Programme (UNEP), (1997): World Atlas of Desertification (2nd). Arnold
- 21)

Announcement

川島健二，ハタネズミの行動パターンのシミュレーションと生息地評価，酪農学園大学卒業論文，2011，3

川島健二，ハタネズミの行動パターンのシミュレーションと生息地評価，国際ワークショップ変化中の乾燥・半乾燥地域の生態と文化，「アフロ・ユーラシア内陸乾燥地文明研究（科学研究費補助金基盤研究（S））」

川島健二，星野仏方，S.Ganzorig，澤向麻里絵，浅川満彦，N.Batsaikhan，モンゴル国の過放牧地域におけるブラントハタネズミの分布と拡大，生態学会 ESJ59/EAFES5，2012，3

川島健二，星野仏方，澤向麻理絵，S.Ganzorig，浅川満彦，N.Batsaikhan，C.Augugliaro，モンゴル国の過放牧地域における小型哺乳類の生態系エンジニアリングの働き，日本草地学会北海道大会 68 企画シンポジウム 3 草地生態系のオーバーユースとアンダーユース，2012，8