

令和 5 年 6 月 13 日現在

機関番号：32644

研究種目：基盤研究(C) (一般)

研究期間：2020～2022

課題番号：20K06381

研究課題名(和文) 自然災害で崩壊した野草地植生の自然回復における野生動物の生態系エンジニア機能

研究課題名(英文) Functions as ecosystem engineers of wild animals on natural revegetation of native grassland landslides by natural disasters

研究代表者

岡本 智伸 (Okamoto, Chinobu)

東海大学・農学部・教授

研究者番号：70248607

交付決定額(研究期間全体)：(直接経費) 1,700,000円

研究成果の概要(和文)：九州阿蘇地域の野草地において、自然災害により斜面崩壊した植生の回復過程における野生動物の生態系エンジニアとしての影響を調査した。シカやノウサギは、被食散布により外部から種子を運搬すること、あるいは植生に踏圧や採食圧を加えることにより、植生遷移の方向性に少なからず影響を与えていた。このことで崩壊地では、種子供給や植生利用上の空間的な不均一性が生じていた。これらの野生動物が生態系エンジニアとして斜面崩壊地の環境を改変することは、多様な植物種に生育の機会を提供することにつながっていると考えられる。

研究成果の学術的意義や社会的意義

個体数の増加が顕著であるシカなどは、崩壊した植生の自然回復において阻害的に機能することが一般には懸念されている。本研究においては、生息密度が適切である場合は、野生草食動物によるかく乱により植物の生育環境が空間的に不均一となることで、結果的にランドスケープ・スケールでの植物種の多様性を維持する要因となっている可能性が見出された。

本研究で得られた、斜面崩壊した野草地の自然回復過程ならびにそれに及ぼす野生草食動物の影響についての知見は、野草地の適正な管理技術に応用することができると考えられる。

研究成果の概要(英文)： We studied functions as ecosystem engineers of wild animals in natural revegetation process on landslide scars caused by natural disasters of semi-natural grasslands in Aso region. Deer and hares influenced the direction of vegetation succession by endozoochory dispersal from the outside, or by trampling and grazing pressures to vegetation. This has led to a spatial heterogeneity of seed supply and vegetation use in collapsed grasslands. It seems that these wild herbivores act as ecosystem engineers to change the environment of landslide grasslands, providing chances for the coexistence of various plant species.

研究分野：草地生態学

キーワード：半自然草原 斜面崩壊 植生遷移 中型哺乳類 生態系エンジニア 生物多様性 種子散布 自然災害

1. 研究開始当初の背景

熊本県阿蘇地域に現存する日本最大の広大な野草地(半自然草原)は、古くから肉用繁殖牛用の重要な飼料資源地として利用されている(岡本・栢田 2003)。また、本地域の野草地には約 600 種の草本種が生育し、その植生に依存する多様な動物種の生息環境を形成している(Okamoto & Kabata 2004; 高橋 2009)。草地畜産において草地生態系からの草資源供給を持続的に受けるためには、構成生物種が多様化した生態系基盤の維持が重要である(Tilman *et al.* 2006; Isbell *et al.* 2011)。本地域では野草地への火入れや、採草・放牧などが森林への移行を妨げ、草地植生の維持につながっている(高橋 2004)。本地域において斜面に立地する野草地では斜面崩壊が繰り返されてきている(宮縁ら 2004; Paudel *et al.* 2007; Yano *et al.* 2019)。これらの斜面崩壊による植生かく乱もまた、遷移進行の抑制や、生態系の多様化の促進に寄与していたりすることも推測される。このような斜面崩壊植生の自然回復に関する研究は、森林(稲垣 2002; Lin *et al.* 2004)や人工草地(Derose *et al.* 1995)におけるものが中心で、野草地においては崩壊歴の異なる地点の植生を比較して動態を推測した研究(増井ら 2018)しかない。申請者らは崩壊した野草地が回復する過程を定点で長期にモニタリングしている。その中で植物種組成は崩壊前と異なり(Okamoto *et al.* 2018)、崩壊により生じたギャップが多様な植物種に繁栄機会を供与していると考えた(岡本ら 2018)。これは、熱帯雨林での倒木によるギャップ形成が植物種の加入・定着する機会となり、種多様性の維持に寄与するとの報告(Schnitzer & Carson 2001)にも一致する。加えて動物による物理環境改変が植物の資源の改変にも影響するとされており(Sandom *et al.* 2013)、申請者の研究でも、野生動物が植生遷移に生態系エンジニアとして機能していることが示唆された(岡本ら 2022)。

2. 研究の目的

本研究の重要な位置付けとしては、第一に自然災害により崩壊した野草地の適正な回復を図るための復旧計画に資する生態学的な知見を得ることである。一方で、これまで理解が進んでいない、自然災害による崩壊後の植生で連鎖的に生じる生物間相互作用とそれがもたらす生態系遷移の方向性についての知見を得ることもまた重要な位置付けである。さらに、生物群内での反応の多様性は生態系機能の回復に影響するため(Elmqvist *et al.* 2003)、野草地の土地保全に関する調節的機能を自己回復性(レジリエンシー)の視点から考察し、草地畜産の持続的発展につながる土地利用を検討することも重要な位置付けである。

そこで、本研究では斜面崩壊した野草地植生の自然回復における定点長期動態を解析する。また、その過程における野生動物による物理環境の改変や種子散布などによる植生への影響について調査する。そのことにより、斜面崩壊で生じた裸地に植生が回復していく過程における、野生動物による生態系エンジニアとしての機能を見出す。

3. 研究の方法

1) 植生の経年的変化に関する調査

熊本県阿蘇市に立地する野草地(N32°55', E131°08', 標高 680 m, 斜度 32°)を調査対象とした。これは肉用繁殖牛の放牧に利用されてきた野草地であるが、2012 年の九州北部豪雨で表層崩壊した。ここには、深度 60 cm~80 cm の黒ボク土層内で崩壊した斜面(浅表層崩壊面:浅崩壊区)および深度 150 cm~200 cm の黒ボク土層とその下層の褐色土層との境界付近で崩壊した斜面(深表層崩壊面:深崩壊区)があり、これらを調査対象とした(図 1)。幅 1 m のトランセクトを斜面に沿って浅崩区では長さ 48 m 長、深崩区では長さ 28 m 長でそれぞれ設置した。また、両区とそれぞれ隣接する非崩壊面においても、同長のトランセクトを設置し対照とした(図 2)。これらのトランセクト上で植物種組成を初夏(5 月末~6 月上旬)および秋(9 月末~10 月上旬)の二時期に調査した。調査は本助成以前の 2014 年から事前に開始しており、助成を受けた 2020 年から 2022 年の間の結果と合わせて解析した。植生要因として、方形区毎に植被率ならびに出現した植物種の自然高と被度を測定し、全調査区および全調査年に拡張した優占度(E-SDR₂)を求めた。この優占度を利用し、遷移度(Numata 1969)、対照区と崩壊区との間の種組成の類似度百分率(佐々木ら 2015)、種多様度指数 H' (Pielou 1966)などを算出した。また、植生における種子散布型組成を調査した。植生回復の程度について植被率および遷移度を指標にし、また植生回復の方向性を理解するために非崩壊植生との類似度について、それぞれ崩壊深度および崩壊後年数を要因に二元配置分散分析を実施した。加えて、生活型組成を要因とした主成分分析(佐々木ら 2015)により各区の年次毎の方形区植生を序列化し、植生回復に伴う遷移のベクトルについて検討した。これらの解析には統計用ソフトウェア JMP (Ver.14, SAS Institute Japan)を用いた。

2) 中型野生哺乳類の影響に関する調査

両崩壊区に自動撮影カメラを設置し、出没する動物種を調査するとともに種毎の撮影頻度指数(RAI)を求めた。また両区のトランセクトを利用してシカおよびノウサギの糞粒数を調査し、平岡ら(1977)および高槻ら(1981)の方法により生息密度を推定した。さらに、両種による種子の被食散布を検討するため、ここで採集した糞中に含まれる種子を分析した。加えて、浅崩壊区で見出された野生哺乳類による踏圧が顕著な獣道領域(獣道区)とそれに平行

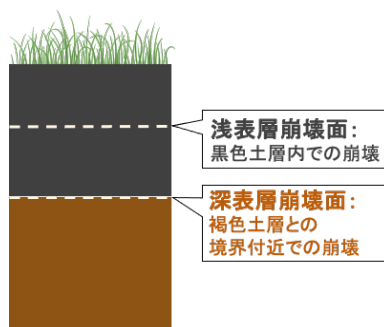


図 1. 調査区における崩壊土層.



図 2. 調査した崩壊斜面の状況.

した獣道以外の領域（対照区）に 12 m 長のライントランセクトをそれぞれ設置した。ここで、上記と同様に植生を調査するとともに、土壤硬度を測定した。両区間の平均値の差について上記と同様の方法にて *t* 検定を実施した。

4. 研究成果

表 1 に非崩壊区および両崩壊区における上位優占種を比較した。本来の植生においては、ススキが優占種であり、全区および全年に拡張した積算優占度 (E-SDR₂) は 53.1 であった。続いて、ヒメヨモギ、チガヤ、ヨモギなどの E-SDR₂ が高かった。非崩壊区における植物の総出現種数は 64 種/40 m² であった。深崩壊区において優占種はススキで、経年的に E-SDR₂ は増加し、崩壊後 10 年目には 42.3 に達した。これに続きトダシバ、チガヤなどの中・長茎型のイネ科植物ならびに好陽性半低木のコマツナギが増加した。深崩壊区で 10 年間に出現した総種数は 69 種/15 m² であった。浅崩壊区でもススキが 3 年目から優占種となり、崩壊後 9 年目に E-SDR₂ は最高の 46.6 に達した。しかし、10 年目にかけて増加しなかった。本種に続きトダシバなどの中・長茎型のイネ科植物、およびメドハギ、ヒメヨモギなどの中・長茎型の広葉植物が増加した。一方で崩壊 2 年目に優占種であったスギナは経年的に低下した。浅崩壊区で 10 年間に出現した総種数は 100 種/25 m² であった。その他、センブリ、ヤマサギソウ、モウセンゴケなどの非崩壊区では確認されなかった小型で稀な種も崩壊区には出現していた。

図 3 に秋季に調査した植被率における斜面崩壊後の年次変化を崩壊深度間で比較した。植被率は浅崩壊区で深崩壊区よりも有意に高かった。植被率は両区ともに崩壊後年数に伴い増加し、崩壊後 10 年目にはそれぞれ浅崩壊区で 79%、深崩壊区で 53% であった。両区とも非崩壊植生における水準 (100%) には達しておらず、完全に植生被覆が回復していなかった。図 4 に遷移度における斜面崩壊後の年次変化を崩壊深度間で比較した。遷移度は浅崩壊区で深崩壊区よりも有意に高かった。深崩壊区の遷移度は崩壊後年数に伴い増加し、7 年目に 124 DS を示したが、その後一時低

表 1. 上位 20 種の拡張積算優占度 (E-SDR₂) の年次変化および総出現種数

優占順位	種名	非崩壊区 (64種/40m ²)	深表層崩壊面(69種/15m ²)										浅表層崩壊面(100種/25m ²)									
			2年目 2014	3年目 2015	4年目 2016	5年目 2017	6年目 2018	7年目 2019	8年目 2020	9年目 2021	10年目 2022	2年目 2014	3年目 2015	4年目 2016	5年目 2017	6年目 2018	7年目 2019	8年目 2020	9年目 2021	10年目 2022		
1	ススキ	53.1	18.6	23.3	31.1	35.0	40.1	46.7	38.9	38.8	42.3	6.9	17.8	24.1	25.6	32.8	37.5	44.7	46.6	45.8		
2	ヒメヨモギ	36.3	17.3	14.1	12.8	9.4	10.0	6.3	8.0	8.6	8.2	6.9	11.4	11.9	12.4	17.0	18.0	21.5	21.6	22.1		
3	チガヤ	24.9	5.5	5.4	6.2	9.6	11.7	18.7	19.1	26.0	26.4	1.0	2.2	3.1	4.1	6.3	5.9	9.9	12.6	11.3		
4	トダシバ	18.2	6.3	9.1	14.4	15.5	16.1	17.4	18.7	21.8	26.6	0.2	5.7	8.8	9.1	12.3	14.8	21.3	25.6	29.1		
5	ヨモギ	14.9	3.6	4.7	3.0	4.5	3.5	3.6	4.3	6.5	8.2	1.6	3.6	3.9	4.4	4.4	6.1	4.9	5.9	6.9		
6	メドハギ	11.6	0.5	0.9	1.9	1.0	3.7	7.1	6.4	6.6	9.0	1.0	3.2	9.6	14.9	21.5	24.9	30.2	28.1	24.2		
7	オトヨモギ	9.8	1.8	2.5	3.7	4.8	4.4	7.1	9.4	9.9	6.2	1.4	4.2	4.1	4.2	4.3	6.4	8.6	6.4	8.3		
8	ヤブマメ	8.7	0.2	0.3	0.4	1.2	1.2	2.2	2.6	2.6	2.0	0.0	0.0	0.2	0.3	1.0	2.0	3.2	5.7	2.4		
9	ノガリヤス	7.4	1.4	0.8	0.0	0.5	0.0	0.0	0.0	0.6	2.0	0.7	3.7	7.6	9.5	10.7	12.0	16.3	11.5	11.3		
10	スギナ	7.1	3.5	3.5	1.9	2.1	1.6	1.0	0.5	0.7	0.6	14.6	10.0	7.9	6.6	7.2	6.6	6.7	5.6	5.1		
11	コマツナギ	6.9	3.4	5.2	10.1	10.8	12.2	14.8	15.4	10.4	12.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4		
12	スゲ属 spp.	6.6	0.6	0.7	2.1	0.0	0.0	0.0	0.2	0.4	0.2	9.9	0.4	0.7	0.3	0.5	0.1	0.2	0.2	0.2		
13	アソノコギリソウ	6.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.5	0.0	0.3	0.0	0.1	0.2	0.2	0.3	0.6	0.2	0.0	0.0		
14	カワラナデシコ	4.9	0.2	0.7	0.0	0.0	0.3	0.2	0.0	0.1	0.3	0.0	0.1	0.1	0.3	0.3	1.4	0.3	0.1	0.1		
15	ヤマヤナギ	4.5	0.6	0.7	0.6	1.3	1.3	4.8	2.3	2.7	2.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.1	0.0		
16	ヨメナ	3.7	1.5	0.2	2.3	1.2	1.2	2.2	3.1	5.1	4.2	2.3	0.4	0.9	0.9	0.8	0.6	0.6	0.7	0.2		
17	オオアブラススギ	3.6	0.9	2.3	2.1	1.1	0.0	0.0	0.0	0.0	2.1	0.0	0.0	0.7	1.3	1.7	1.1	4.1	5.1	6.9		
18	ウマノアシガタ	3.6	2.1	1.5	0.9	2.2	1.6	3.0	1.9	2.6	5.4	0.6	0.9	0.6	1.1	1.5	1.4	1.0	1.2	0.9		
19	カワラマツバ	2.9	1.3	1.1	1.6	0.6	1.0	1.0	1.6	1.1	1.8	0.1	0.0	0.0	0.3	0.7	0.9	1.2	1.7	1.7		
20	ネコハギ	2.8	0.2	0.3	0.6	0.6	0.9	2.3	0.8	0.7	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.1	0.2	0.2		

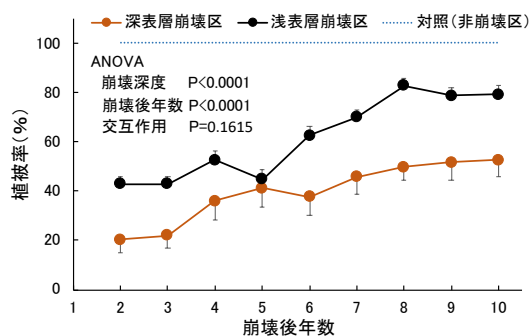


図 3. 両区における植被率の年次変化 (平均値 ± SE).

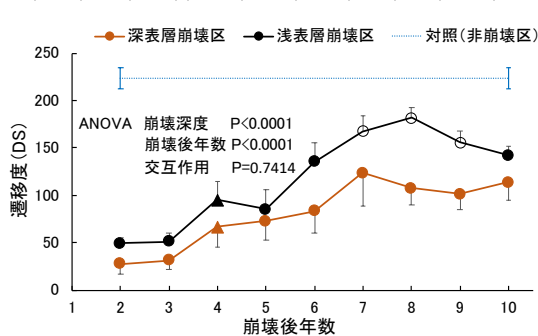


図 4. 両区における遷移度の年次変化 (平均値 ± SE).

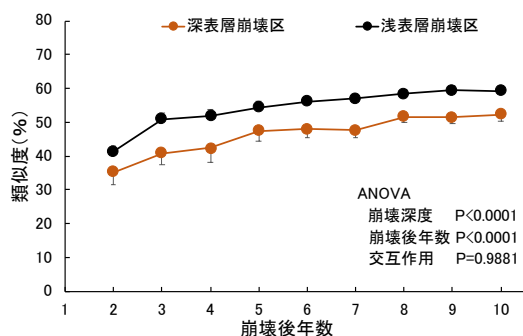


図 5. 両区における非崩壊区との間の類似度百分率の年次変化 (平均値 ± SE).

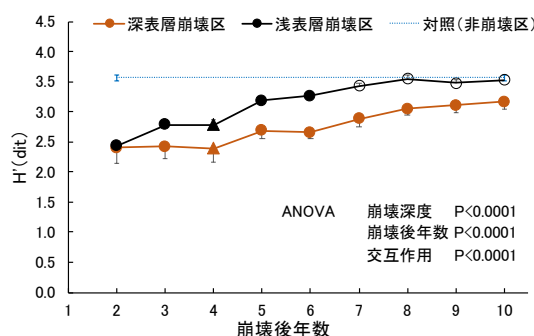


図 6. 両区におけるシャノン種多様度指数の年次変化 (平均値 ± SE).

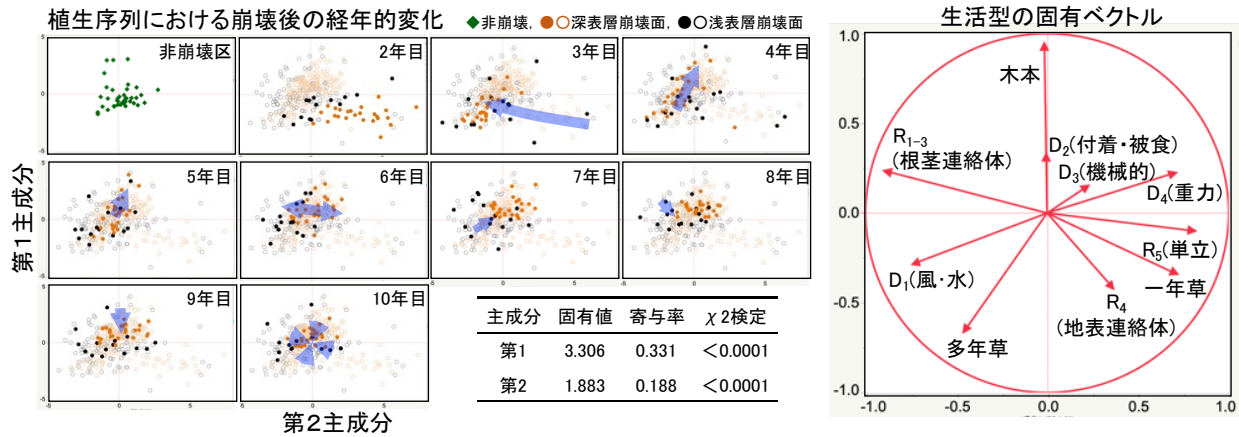


図7. 生活型組成の主成分分析による各区スタンドの序列とその経年変化。

下した。これは8年目の夏季の豪雨で試験区に土砂が一部流入したことが起因したと考えられる。一方、浅崩壊区の遷移度も経年的に増加し、崩壊後8年目には182 DSに達し、その後遷移度は低下した。これは、崩壊後9年目より、浅崩壊区では燃焼源となる立ち枯れが多くなり、火入れ管理時に引火するようになった。その際にヤシャブシ、ヤマヤナギ、ヤマハンノキなどの木本種が燃焼され、遷移度が低下したと考えられる。図5に非崩壊植生との間の植物種組成の類似度百分率を両区で比較した。両区ともに類似度は経年的に増加した。また、類似度は浅崩壊区において深崩壊区よりも高く推移した。しかし、10年目において深崩壊区で52%、植被率が8割程度回復している浅崩壊区でも59%と種組成は非崩壊の植生との間で隔たりがあった。図6にシャノン種多様度指数(H')における斜面崩壊後の年次変化を崩壊深度間で比較した。両区ともに H' は経年的に増加した。また、 H' は浅崩壊区において深崩壊区よりも高く推移し、10年目において浅崩壊区で3.5 bit、深崩壊区で3.2 bitに達していた。特に浅崩壊区においては既に崩壊後7年目から非崩壊区の水準に達していた。

休眠型、地下器官型および散布型の生活型組成を用いて主成分分析により各方形区スタンドを序列化した。図7の右側に第1主成分(x)と第2主成分(y)の直交座標における各植物種の固有ベクトルを示した。ここで第2主成分までの累積寄与率は52%であった。直交座標の右下方へのベクトルは単立する草本や一年生草本が優占する方向であると推測された。右上方へのベクトルは特に種子が重力によりもしくは機械的に散布される植物が優占する方向であると推察された。上方へのベクトルは木本植物が優占する方向であると推察した。左下方へのベクトルは風などにより種子散布される多年生草本が優占する方向と推察された。左上方へのベクトルは根茎連絡体を形成する草本が優占する方向であると推察された。図7左側にこの直交座標により両崩壊区および非崩壊区の各方形区スタンドを序列化し、その経年変化を示した。非崩壊区の各スタンドの大部分は直交座標の中央付近に序列された。両崩壊区のスタンドは崩壊後2年目では一年生の単立する草本に特徴付けられた。その傾向は深崩壊区の方が強かった。3年目には風散布で地下に連絡体を形成する多年生草本に特徴付けられる植生に移り変わり、その後4~5年目には木本植物の侵入に特徴づけられる植生に遷移する方向性が見出された。6年目になると、構成種の種子散布型が多様化する方向に進んだと考えられた。その後崩壊後10年目までに両区のスタンドともに直交座標中央付近、つまり非崩壊区スタンドの序列位置に向かって遷移していた。

自動撮影法により出没が確認された中型哺乳類はニホンジカ、ニホンノウサギ、ニホンイノシシ、ホンドキツネおよびホンデンであった。撮影頻度指数(RAI)が高い種は両崩壊区ともにニホンジカ、ニホンノウサギおよびニホンイノシシであった。糞粒法によりニホンジカおよびニホンノウサギの生息密度を推定した(図8)。ニホンノウサギの年平均最大生息密度には浅崩壊区では9年目に、深崩壊区では10年目にそれぞれ達し、その値は両区とも約0.6頭/haであった。一方、ニホンジカにおいては、浅崩壊区の9年目で最大で0.1頭/haであった。表2に糞粒法にて採取した糞に含まれていた種子数を示した。3年間の合計で25種の植物種子が確認された。これらの植物は全て被食散布型以外の植物であり、茎葉を採食する際に種子も混食されたと思われる。本来であれば被食以外が散布動因となる植物も、グレイザーにより被食散布されている可能性がある。また、これら糞中に種子が見出された植物は、調査草地内に出現していない種も多くあった。シカやノウサギがこれらの種子を異質な植生から運んでいることが考えられる。表3に獣道における植物種組成を獣道以外の対照と比較した。獣道には31種/7㎡が出現し、対照区では26種/7㎡が出現した。アソノコギリソウ、ネジバナ、キジムシロなど獣道にしか出現していない種が14種/7㎡あった。一方、対照区に出現した種の内、ヤシャブシ、ノリウツギなど9種/7㎡が獣道には出現していなかった。出現種数を1㎡当たりの平均値と比較すると、両区に有意差は認められなかった(図9)。植被率は、獣道で対照よりも有意に低かった(図9)。土壌硬度は、獣道で対照よりも高い傾向にあった(図9)。このように野生動物が利用することで、その様な影響が少ない領域とは異なる種組成が生じていた。特に野生動物の利用は、対踏圧性の高い種の優占度が高まると同時に、木本種の侵入を抑制する方向に導くと推察された。

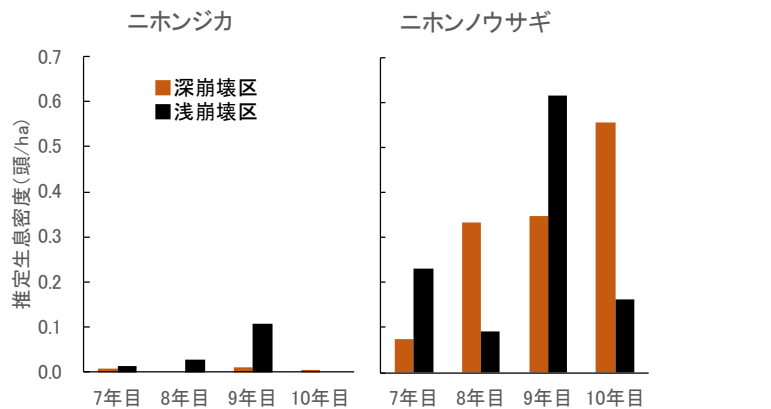


図8. 両崩壊区において糞粒法にて推定したシカとノウサギの生息密度。

表 2. 各崩壊区で採取した糞中に含まれていた種子数 (個)

散布型	植物種	深崩壊区 (15 m ² ・3年)		浅崩壊区 (25 m ² ・3年)		
		シカ	ノウサギ	シカ	ノウサギ	
重力	アカザ属sp.	0	0	1	0	
	アカネ科sp.	0	0	4	0	
	イグサ属sp.	0	0	0	1	
	イヌハギ	0	0	1	0	
	イヌタデ	0	0	34	0	
	イヌトウバナ	0	0	1	0	
	エノコログサ属sp.	0	0	3	0	
	カヤツリグサ科sp.	0	0	2550	0	
	サギゴケ属sp.	0	3	7	6	
	スイバ	0	1	0	0	
	ナズナ	0	0	0	1	
	ナンバンギセル	0	0	0	1	
	ヌカボ	0	0	0	1	
	ヒユ属sp.	0	0	21	1	
	ヤハズソウ	0	0	9	0	
	ヨモギ属sp.	0	0	11	0	
	機械的	スマレ	0	0	2	0
		ミヤコグサ	0	0	1	0
	風	オオアブラススキ	0	0	0	3
ススキ		0	3	1	0	
セイタカアワダチソウ		0	0	5	0	
トボシガラ		0	0	0	1	
メヒシバ		0	0	4	0	
不明	キク科sp.	0	0	1	0	
	イネ科sp.	0	0	1	0	

表 3. 獣道における植物種組成

植物種	E-SDR ₂	
	獣道	対照区
ススキ	29.2	67.7
ナワシロイチゴ	18.8	-
スギナ	15.9	11.8
トダシバ	15.7	25.7
チガヤ	13.7	-
オオアブラススキ	12.4	2.9
ヒメヨモギ	12.2	-
メドハギ	10.0	22.2
コマツナギ	8.1	-
ヌカボ	7.0	3.5
ヤマハギ	6.4	54.2
ヤマヤナギ	5.9	-
オトコヨモギ	5.6	10.1
アソノコギリソウ	5.4	-
クズ	4.5	-
ヤハズソウ	3.8	2.0
ミヤコグサ	2.7	9.9
オトギリソウ	1.7	2.1
ネジバナ	1.5	-
スマレ	1.3	2.2
ヤブマメ	1.2	3.7
キジムシロ	0.9	-
スズメノヤリ	0.9	7.5
オカオグルマ	0.9	-
コブナグサ	0.8	0.4
アキノキリンソウ	0.6	-
オオチドメ	0.5	-
ヘラバヒメジオン	0.5	1.0
オオバコ	0.4	-
カワラナデシコ	0.2	5.9
ヨモギ	0.2	-
ヤシャブシ	-	14.0
カワラマツバ	-	12.1
ノリウツギ	-	4.8
オカラノオ	-	3.3
シバスケ	-	3.0
チダケサシ	-	0.8
ヨメナ	-	0.6
シライトソウ	-	0.6
オオジシバリ	-	0.3

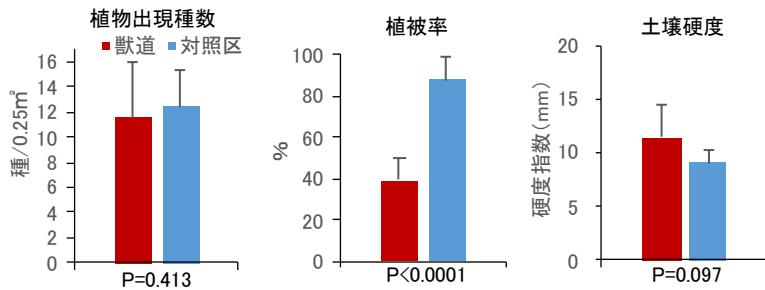


図 9. 崩壊面に生じた獣道の植物出現種数, 植被率および表土の土壌硬度.

自然災害で崩壊した野草地植生が自然回復する過程において中型の野生哺乳類が出没していることが明らかになった。これらの動物種は、被食散布により外部から種子を運搬すること、あるいは植生に踏圧や採食圧を与えることにより、植生の遷移の方向性に少なからず影響を与えていた。このことで崩壊面では種子供給や植生利用圧の空間的な不均一性が生じていた。シカやノウサギの中型草食哺乳類が生態系エンジニアとして崩壊面の環境を改変することは、多くの植物種に繁栄の機会を提供していることにつながっていると考えられる。

<引用文献>

Derosé RC *et al.* (1995) Effect of landslide erosion on Taranaki hill pasture production and composition. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 38: 457-471.

Elmqvist T *et al.* (2003) Response diversity, ecosystem change, and resilience. *Frontiers in Ecology and the Environment* 1: 488-494.

平岡誠志ら (1977) 糞粒数によるノウサギ生息密度の推定. *日本森林学会誌* 59: 200-206.

稲垣秀輝 (2002) 根系層崩壊. *土と基礎* 50: 5-7.

Isbell F *et al.* (2011) High plant diversity is needed to maintain ecosystem services. *Nature* 477: 199-202.

Lin CY *et al.* (2004) Vegetation recovery assessment at the Jou-Jou Mountain landslide area caused by the 921 Earthquake in Central Taiwan. *Ecological Modelling* 176: 75-81.

増井太樹ら (2018) 熊本県阿蘇地域における斜面崩壊後 4 年目および 26 年目の半自然草原植生. *日本緑化工学会誌* 44: 352-359.

宮縁育夫ら (2004) 2001 年 6 月 29 日豪雨によって阿蘇火山で発生した斜面崩壊とラハールの特徴. *地形* 25: 23-43.

Numata M (1969) Progressive and retrogressive gradient of grassland vegetation measured by degree of succession -Ecological judgement of grassland condition and trend IV. *Vegetatio* 19: 96-127.

岡本智伸・桃田聖孝 (2003) 半自然草地を活用した肉用牛生産. *日本草地学会九州支部会報* 33: 12-17.

Okamoto C, Kabata K (2004) Animal production and phytodiversity in semi-natural grasslands of the Aso Region, Japan. *Korean Journal of Ecology* 27: 239-244.

Okamoto C *et al.* (2018) Considering measures on natural disaster risk reduction in livestock production from the Kumamoto Earthquake. *Proceedings of the 18th Asian Agricultural Symposium*, 11.

岡本智伸ら (2018) 阿蘇地域における斜面崩壊した野草地植生の自然回復に及ぼす崩壊深度の影響. *日本暖地畜産学会報* 61: 194.

岡本智伸ら (2022) 斜面崩壊した野草地の植生回復過程における生活型組成の推移. *日本草地学会誌* 68(90): 23.

Paudel PP *et al.* (2007) Spatio-temporal patterns of historical shallow landslides in a volcanic area, Mt. Aso, Japan. *Geomorphology* 88: 21-33.

Pielou EC (1966) Shannon's formula as a measure of specific diversity: its use and misuse. *The American Naturalist* 100: 463-465.

佐々木雄大ら (2015) 植物群落の構造と多様性の解析. pp.1-208. 東京, 共立出版.

Sandom C *et al.* (2013) Rewilding the Scottish Highlands: Do wild boar, *Sus scrofa*, use a suitable foraging strategy to be effective ecosystem engineers? *Restoration Ecology* 21: 336-343.

Schnitzer SA, Carson WP (2001) Treefall gaps and the maintenance of species diversity in a tropical forest. *Ecology* 82: 913-919.

Tilman D *et al.* (2006) Biodiversity and ecosystem stability in a decade-long grassland experiment. *Nature* 441: 629-632.

高橋佳孝 (2004) 半自然草地の植生持続をはかる修復・管理法. *日本草地学会誌* 50: 99-106.

高橋佳孝 (2009) 多様な担い手による阿蘇草原の維持・再生の取り組み. *景観生態学* 14: 5-14.

高槻成紀ら (1981) ニホンジカとニホンカモシカの排糞量・回数. *日生態会誌* 31: 435-439.

Yano A *et al.* (2019) Distribution of landslides caused by heavy rainfall events and an earthquake in northern Aso Volcano, Japan from 1955 to 2016. *Geomorphology* 327: 533-541.

5. 主な発表論文等

〔雑誌論文〕 計0件

〔学会発表〕 計1件（うち招待講演 0件 / うち国際学会 0件）

1. 発表者名 岡本智伸・小田 茜・奥村真衣・藤本幸穂・伊藤有里菜・岡本恭潤・吉川大貴・松岡 優・笠田魁人・榎村 敦・伊藤秀一・市原啓吉
2. 発表標題 斜面崩壊した野草地の植生回復過程における生活型組成の推移
3. 学会等名 2022年度日本草地学会岩手大会
4. 発表年 2022年

〔図書〕 計0件

〔産業財産権〕

〔その他〕

-

6. 研究組織

	氏名 (ローマ字氏名) (研究者番号)	所属研究機関・部局・職 (機関番号)	備考
研究分担者	榎村 敦 (Kashimura Atsushi) (10587992)	東海大学・農学部・准教授 (32644)	

7. 科研費を使用して開催した国際研究集会

〔国際研究集会〕 計0件

8. 本研究に関連して実施した国際共同研究の実施状況

共同研究相手国	相手方研究機関
---------	---------