

令和 3 年 6 月 11 日現在

機関番号：32644

研究種目：基盤研究(C) (一般)

研究期間：2017～2020

課題番号：17K08068

研究課題名(和文)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関する研究

研究課題名(英文) Studies on natural revegetation processes on landslide scars caused by natural disasters of semi-natural grasslands in Aso region

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) 2,400,000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を崩壊深度との関係を含め調査した。表層土壌が残存している場合、植被率は経年的に増加して8年間で80%程度に達した。植物の種多様性も、崩壊後5年間で本来の水準に回復した。しかし、非崩壊植生との間の植物種組成の類似度は5割程度であった。

斜面崩壊箇所の植生は自然回復していくが、その遷移の過程で種組成が異質なパッチを形成すると推察された。

研究成果の学術的意義や社会的意義

本研究で得られた成果から、斜面崩壊した野草地の自然回復過程が理解され、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。

一方、一般的に自然災害による生態系のかく乱については負の影響のみが議論される傾向にある。しかし、本研究の結果からは、その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示唆された。

研究成果の概要(英文)： We studied the natural revegetation process on landslide scars caused by natural disasters of semi-natural grasslands in Aso region, in terms of relationship with the depth of collapse. When the surface soil remained, the vegetation coverage rose annually to approximately 80% eight years after the collapse.

Plant species diversity has also recovered to its original level five years after the collapse. However, the similarity in plant species composition between the collapsed vegetation and the original vegetation was around 50%.

It seems that the collapsed vegetation would naturally recover and form heterogeneous patches of floristic composition during the succession process.

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 自然回復 生物多様性 野草 阿蘇地域 自然災害

1. 研究開始当初の背景

熊本県阿蘇地域には 15,000 ha にも及ぶ野草地 (半自然草原) が現存している。古くから、肉用繁殖牛用の放牧地や採草地として利用管理されてきており、低投入で持続的に利用できる重要な地域飼料資源供給植生となっている (岡本・栢田 2003)。また、阿蘇地域の野草地は約 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としての評価も高い (Okamoto & Kabata 2004; 高橋 2009)。草地畜産において草地生態系からの資源供給を高い水準で持続的かつ安定的に受けるためには、生物多様性を中心とした生態系基盤の維持が不可欠である (Tilman *et al.* 2006; Isbell *et al.* 2011)。

阿蘇地域において野草地は丘陵波状地や山体斜面などの傾斜面に多く分布している。阿蘇地域は年間降水量が 3,000 mm に達する多雨地帯でもあり、これらの野草地はこれまでも多くの斜面崩壊を繰り返してきている (宮縁ら 2004; Paudel *et al.* 2007)。最近では 2012 年 7 月の九州北部豪雨の被害が大きく (宮縁 2012; 松四ら 2013)、多地点の野草地で斜面崩壊が確認されている。さらにこれに拍車をかけるように、2016 年に発生した熊本地震による斜面崩壊 (宮縁 2016) とその 2 ヶ月後に生じた大雨でさらにその被害は拡大した (石川ら 2016)。アンケート調査で牧野に崩壊が生じたと回答した牧野組合は 45% (39/86 牧野) に達しており (環境省 2016)、復旧に寄与する基礎的な調査の進展が望まれている。

阿蘇地域の野草地は植物珪酸体分析により、少なくとも 1 万年以上継続していると考えられている (Miyabuchi *et al.* 2012; Kawano *et al.* 2012)。この歴史の中で、斜面崩壊による植生破壊は繰り返し生じていたと考えられる。本地域の野草地の維持には人間による火入れや、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と考えられている (高橋 2004)。しかし、これに加え、斜面崩壊による植生破壊もまた森林への移行を抑制する要因となっていたり、さらにこれらのかく乱が生態系の多様化の促進に寄与していたりすることも否定できない。

このような斜面崩壊については、防災的な側面からの崩壊のメカニズム (Dietrich *et al.* 2007) や崩壊地への緑化の取り組み (吉田 2007) についての研究が多い。しかし、斜面崩壊による植生破壊の回復について解明を試みた研究は、森林 (稲垣 2002; Lin *et al.* 2004) や人工草地 (Derose *et al.* 1995) などが中心で、野草地における研究例はほとんど無い。崩壊発生跡における野草地植生の自然な回復過程を知ることができれば、斜面崩壊が草地生態系の維持と多様化に及ぼす影響を理解できると考える。

野草地での斜面崩壊の多くはテフラ層内で生じている (宮縁 2012; 松四ら 2013)。崩壊面が比較的浅層の黒色土層 (黒ボク土) 内で生じている場合や、黒色土層と褐色土層の境界付近で発生している場合がある (宮縁 2004)。これらの崩壊土層や崩壊深度の違いは、植生の破壊やその後の自然回復に異なる影響を及ぼしていると考えられる。また、崩壊後の表層土の生成と植生の回復過程は良く対応することが知られている (Matsumoto *et al.* 1999; Grigulis *et al.* 2013)。植生回復と表土生成との相互作用は、植生回復の過程を理解するために重要な要素と考えられる。

2. 研究の目的

そこで、斜面崩壊がもたらす野草地の植生かく乱とその自然回復について以下の視点から詳細に検討する。つまり、崩壊土層や深度が植生の破壊と自然回復に及ぼす影響について、特に自然回復の速度とその方向性についてそれぞれ検討し、植生の回復過程の把握とそこに影響する要因を明らかにすると同時に、野草地植生と生物多様性の維持に対する斜面崩壊の位置付けを考究する。

本申請研究では畜産資源として重要な野草地が斜面崩壊に伴いどのようなプロセスで自然回復していくのかを解明することにより、低投入で持続的に資源供給が得られる野草地の適正な管理技術についての知見が得られ、野草地を利用した畜産の安定的経営に寄与する事が期待される。また、度重なる豪雨や熊本地震により被害を受けた野草地植生の動態をシミュレートするための基礎情報を得ることができる。

一方、野草地植生と生物多様性の保全には、放牧、採草、火入れなどの人の利用管理の寄与に焦点が当てられてきたが、自然災害によるかく乱については負の影響のみが議論される傾向にある。本研究では自然災害が野草地に与える正の影響について評価する点にも特色がある。申請者はこの研究について、野草地生態系からサービスを持続的かつ安定的に受益するこれからの適正な畜産技術を考えていく上での一助になる研究と位置付ける。

3. 研究の方法

本研究には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。ここでは、深度 60 cm~80 cm の黒色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 の黒色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 2 崩壊面を調査対象とした (図 1)。幅 1 m のトランセクトを斜面に沿って浅崩壊区では長さ 48 m, 深崩壊区では長さ 28 m としてそれぞれ設置した。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並行して設置し対照とした (図 2)。これらのトランセクト上に 2 m 間隔で 1 m×1 m の方形区を

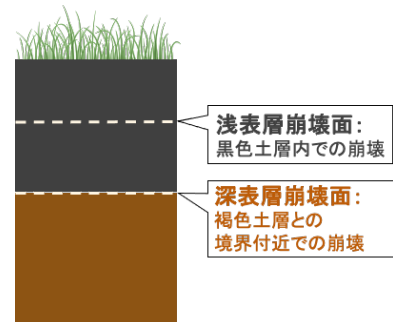


図 1. 調査区における崩壊土層。

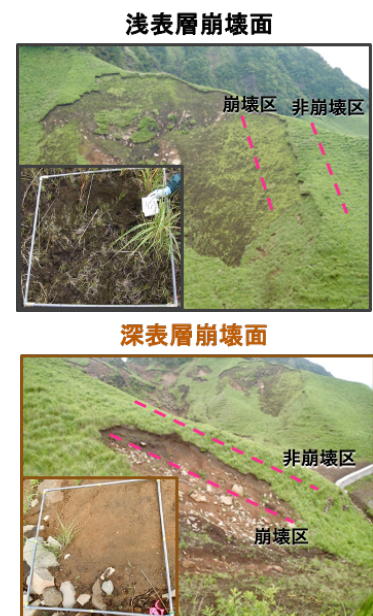


図 2. 調査した崩壊斜面の状況。

設定し、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年から事前開始しており、助成を受けた2017年から2020年の間の結果と合わせて解析した。なお、2016年においては熊本地震の影響で秋の調査のみ実施した。調査では、植生要因として、方形区毎に植被率（裸地率）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。

植生回復の速度について、植被率および遷移度を指標にし、崩壊深度および崩壊後年数を要因に二元配置分散分析により解析した。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崩壊深度および崩壊後年数を要因に二元配置分散分析により解析した。加えて、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。

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。これに続いて、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㎡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8年目には38.9となった。また、これに続きチガヤ、トダシバなどの中・長茎型のイネ科植物ならびに好陽性の半低木であるコマツナギのE-SDR₂が増加した。深崩壊区で8年間に出現した総種数は68種/15㎡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、その後も経年的に増加し、崩壊後8年目にE-SDR₂は44.7に達した。また、これに続きメドハギ、ヒメヨモギなどの中・長茎型の広葉植物ならびにトダシバ、ノガリヤスなどの中・長茎型のイネ科植物のE-SDR₂が増加した。一方で崩壊2年目に優占種であったスギナのE-SDR₂は経年的に低下した。浅崩壊区の8年間で8年間に出現した総種数は81種/25㎡であり、非崩壊区よりも多かった。その他、優占度が下位の種としてセンブリ、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に秋季に撮影した平均的な方形区の草冠を斜面崩壊後の年次を追って示した。草冠は徐々に回復していたが、その被覆度には崩壊深度により明らかな差が見られた。図4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8年目にはそれぞれ浅崩壊区で83%、深崩壊区で50%であった。しかし、8年目ではまだ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る状況には至っていなかった。

図5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を示したが翌年には108 DSに低下した。これには、8年目の夏季の豪雨で試験区に土砂が一部流入し、植被率が一時的に低下したことが影響していた。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に達した。浅崩壊区の遷移度は崩壊7年目以降に非崩壊区（223 DS）と有意差が無い水準に達していた。植生被覆は崩壊後8年目ではまだ非崩壊植生の水準に回復していなかったが、遷移度については浅崩壊区において非崩壊植生と有意差が見られない水準に達していたことと理由と



図3. 両区における草冠の年次変化（秋季調査時）。

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/40㎡)	深表層崩壊面(68種/15㎡)							浅表層崩壊面(81種/25㎡)						
			2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
1	ススキ	53.05	18.57	23.29	30.34	35.01	40.14	46.67	38.91	10.62	17.76	24.10	25.60	32.85	37.47	44.73
2	ヒメヨモギ	36.26	17.30	14.14	12.03	9.45	10.02	6.34	8.01	9.50	11.38	11.94	12.44	16.99	18.04	21.52
3	トダシバ	18.19	6.31	9.08	14.44	15.47	16.06	17.35	18.75	4.36	5.67	8.76	9.07	12.31	14.79	21.33
4	メドハギ	11.56	0.47	0.90	1.88	1.02	3.66	7.09	6.39	1.34	3.23	9.57	14.89	21.55	24.89	30.22
5	チガヤ	24.93	5.46	5.40	6.20	9.56	11.72	18.69	19.15	1.14	2.23	3.12	4.13	6.26	5.91	9.87
6	スギナ	7.11	3.46	3.53	1.72	2.13	1.61	0.97	0.53	14.72	10.00	7.92	6.62	7.15	6.57	6.68
7	ノガリヤス	7.41	1.36	0.79	-	0.50	-	-	-	0.74	3.67	7.65	9.46	10.74	12.03	16.31
8	オトヨモギ	9.79	1.79	2.45	3.32	4.84	4.40	7.11	9.39	3.59	4.18	4.06	4.23	4.27	6.41	8.62
9	ヨモギ	14.92	3.64	4.71	3.02	4.52	3.54	3.65	4.29	2.48	3.61	3.85	4.39	4.38	6.08	4.92
10	コマツナギ	6.93	3.36	5.22	10.10	10.84	12.21	14.82	15.35	0.10	-	-	-	-	-	-
11	ヤブマメ	8.73	0.20	0.29	0.41	1.16	1.17	2.20	2.63	-	-	0.18	0.25	0.99	2.03	3.18
12	スズメノヤリ	0.10	-	0.31	0.13	0.32	-	0.26	-	1.33	1.74	0.61	3.58	3.92	5.91	4.92
13	ウマノアシガタ	3.60	2.11	1.47	0.94	2.21	1.57	2.99	1.91	0.48	0.87	0.56	1.08	1.49	1.38	1.00
14	スミレ	2.71	1.18	1.57	1.17	1.77	1.82	2.33	5.28	0.31	0.48	0.59	0.85	1.26	1.53	1.32
15	オオアブラススキ	3.62	0.93	2.33	2.07	1.11	-	-	-	0.12	0.00	0.68	1.32	1.69	1.11	4.08
16	ヨメナ	3.68	1.50	0.21	2.27	1.17	1.19	2.24	3.12	0.46	0.40	0.93	0.92	0.77	0.62	0.57
17	コブナグサ	1.12	2.31	2.50	4.26	1.84	2.20	2.49	2.11	0.81	0.97	0.83	0.59	0.72	0.48	-
18	オトギリソウ	0.16	-	-	-	-	-	-	-	0.29	1.06	0.91	2.83	2.97	3.24	3.59
19	ミヤコグサ	1.48	-	-	-	0.29	0.13	0.26	0.52	0.00	0.07	0.61	0.89	2.02	2.76	5.16
20	ヤマヤナギ	4.52	0.63	0.66	0.63	1.25	1.35	4.83	2.35	-	-	-	-	-	0.04	0.08

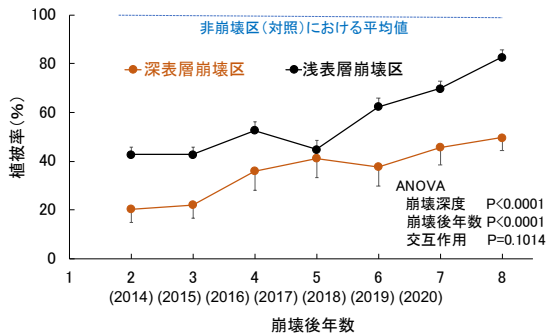


図 4. 両区における植被率の年次変化 (平均値±SE).

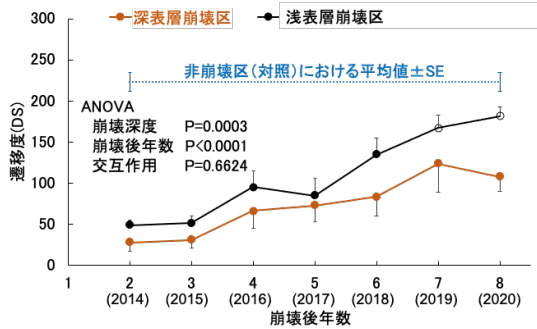


図 5. 両区における遷移度の年次変化 (平均値±SE).

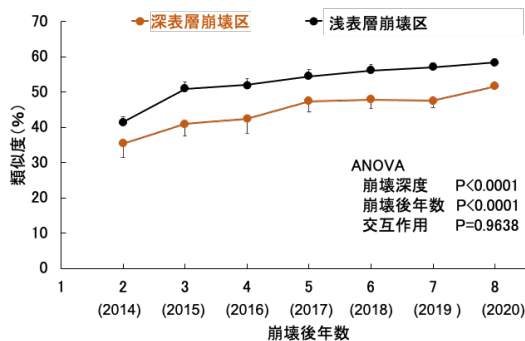


図 6. 両区における非崩壊区との間の類似度百分率の年次変化 (平均値±SE).

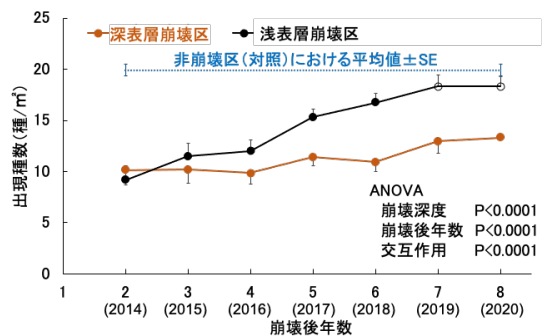


図 7. 両区における単位面積当たり出現種数の年次変化 (平均値±SE).

して次のようなことが考えられる。つまり、非崩壊植生では初春に実施される火入れ管理により木本植物が抑制されていたが、崩壊区では裸地率が高く燃焼源が少なく引火し難いため、ヤシヤブシ、ヤマヤナギ、ヤマハンノキなどの木本種が出現しており、このことが遷移度を高めていると推察された。

図 6 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、8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58%と種組成は非崩壊の植生との間で隔たりがあった。

図 7 に出現種数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。両区ともに出現種数は経年的に増加した。崩壊後2年目では深崩壊区において浅崩壊区よりも出現種数が多かったが、3年目以降は逆転し、浅崩壊区において深崩壊区よりも高く推移した。深崩壊区では8年目に13種/m²に達し、浅崩壊区においては7年目以降に非崩壊区と差のない18種/m²に達した。

図 8 に種多様度指数 H' の年次変化を両区で比較した。両区ともに種多様度指数 H' は経年的に増加した。また、種多様度指数 H' は浅崩壊区において深崩壊区よりも高く推移し、8年目において浅崩壊区で3.6 bit、深崩壊区で3.1 bitに達していた。特に浅崩壊区においては既に崩壊後5年目から非崩壊区の水準に達していた。

上位15種を対象にE-SDR₂を用いて主成分分析により各方形区を序列化した。図9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41%であった。右側向きのベクトルは中・長茎型の多年生草本が優占する植生への進行遷移の方向であると推測された。下方へのベクトルは特に裸地などに生育する好陽性植物が優占する方向であると推察された。一方、上方へのベクトルはある程度の庇陰と湿性への耐性がある植物が優占する方向であると推察した。図10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は大部分が第1主成分の正側で第2主成分の2~-2の間に序列された。両崩壊区のスタンドは崩壊後2年目では第1主成分の-2付近、第2主成分

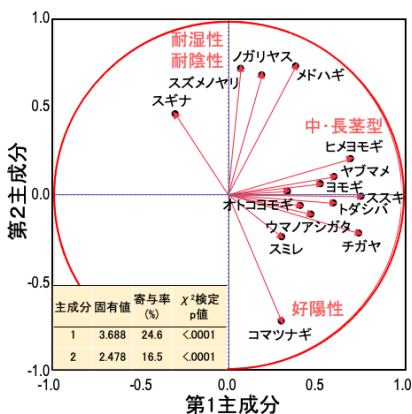


図 9. 上位15種のE-SDR₂を用いた主成分分析における固有ベクトル.

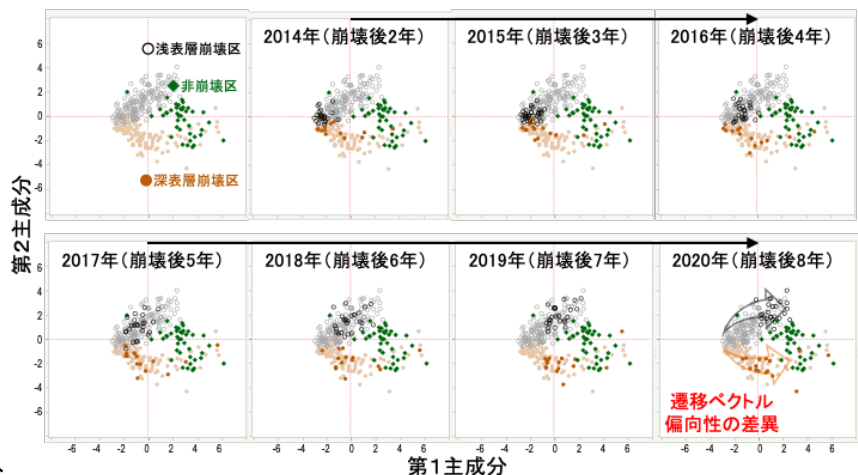


図 10. 主成分分析による各区スタンドの序列とその経年変化.

分のゼロ付近に序列された。崩壊後 8 年目までに両区のスタンドともに非崩壊区スタンドの序列位置までには達しなかったが、経年的に本来の植生の方向である第 1 主成分の正側に向かって遷移していた。その際に浅崩壊区では第 2 主成分では正側にシフトしながら、深崩壊区では第 2 主成分の負側にシフトしながら、それぞれ第 1 主成分の正側に進んだ。このように、両区ともに遷移ベクトルに互いに異なる方向への偏向性が認められた。このことから、浅表層崩壊面、つまり黒ボク土が残存している場所では、黒ボク土が喪失した場所よりも植生の回復が早く、地表の相対照度も低下し、さらに土壌の保水性も高いと考えられる。このため、ある程度の庇陰と湿性への耐性がある植物が優占する方向にシフトしながら遷移すると推察する。一方で、黒ボク土が失われた深表層崩壊面では、裸地環境が継続するため、好陽性で地表の被覆を独占していくような種が優占する方向にシフトしながら遷移すると考えた。

阿蘇地域の野草地においては図 11 に示したように、相観で容易に認識される異質な植生パッチが点在する。これは、これまで繰り返して生じている豪雨などの自然現象により生じた斜面崩壊地が自然回復する過程で形成されているパッチ状植生であると推察される。本研究で明らかになったように、斜面崩壊により形成されたギャップに再生した植生は少なくとも 8 年間の間は本来の植生とは種組成が異質であるが高い種多様性を有する。つまり、競争力の強い草本種が広く優占する草原植生において、次々と形成される裸地環境は競争力の弱い種が維持される待避地として機能し、多種に繁栄の機会を提供している可能性が考えられる。これは熱帯林で見出されている倒木ギャップが生物多様性の維持に機能していること (Schnitzer & Carson 2001) と同様の機構かもしれない。一般に斜面崩壊は生態系への負の影響を及ぼすことが懸念されるが、歴史的に斜面崩壊を繰り返してきた阿蘇地域の野草地において、その自然かく乱はランドスケープ・スケールでの種の多様性を維持する要因となっている可能性が強く示唆された。

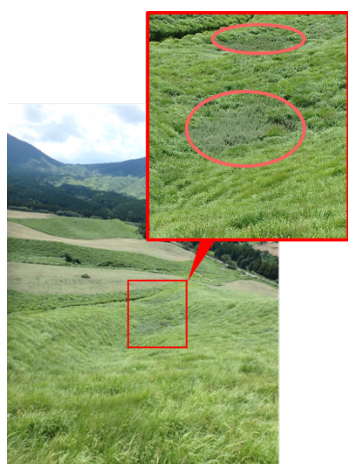


図 11. 阿蘇地域の野草地において相観的に見出される異質パッチ。

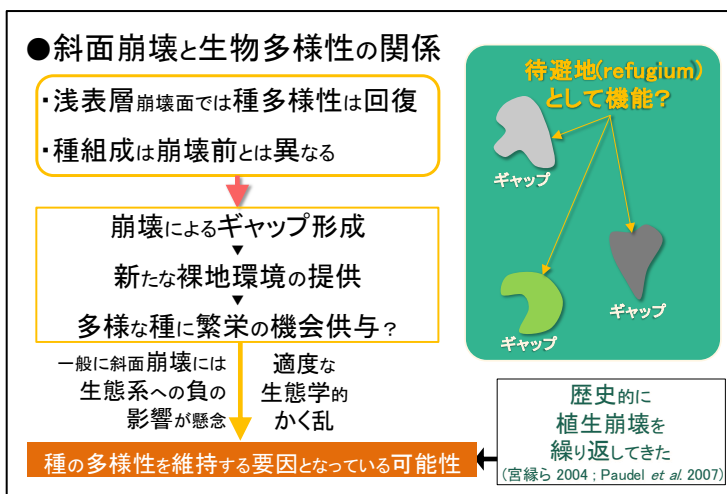


図 12. 斜面崩壊により形成されるギャップのランドスケープ・スケールでの生物多様性に及ぼす影響の概念図。

<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.

Dietrich WE *et al.* (2007) The prediction of shallow landslide location and size using a multidimensional landslide analysis in a digital terrain model. the Fourth International Conference on Debris-Flow Hazards Mitigation: Mechanics, Prediction, and Assessment (DFHM-4), Chengdu, China, IOS Press, The Netherlands, Amsterdam.

Grigulis K *et al.* (2013) Relative contributions of plant traits and soil microbial properties to mountain grassland ecosystem services. *Journal of Ecology* 101: 47-57.

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.

石川芳治ら (2016) 平成 28 年熊本地震による土砂災害. *砂防学会誌* 69: 55-66.

環境省 (2016) 平成 28 年熊本地震による阿蘇地域の牧野、草原及び湧水・温泉への被害状況等調査結果. Retrieved 9/16, 2016, from http://kyushu.env.go.jp/pre_2016/28_1.html.

Kawano T *et al.* (2012) Grassland and fire history since the late-glacial in northern part of Aso Caldera, central Kyusyu, Japan, inferred from phytolith and charcoal records. *Quaternary International* 254: 18-27.

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.

松四雄騎ら (2013) 平成 24 年 7 月九州北部豪雨による阿蘇山カルデラ壁および中央火口丘での斜面崩壊. *京都大学防災研究所年報* 56(B): 237-241.

宮縁育夫 (2012) 阿蘇カルデラにおいて 2012 年 7 月の九州北部豪雨によって発生した斜面崩壊. *地学雑誌* 121: 1073-1080.

宮縁育夫 (2016) 平成 28 年 (2016 年) 熊本地震によって南阿蘇村周辺域で発生した斜面災害. *地学雑誌* 125: 421-429.

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.

Miyabuchi Y *et al.* (2012) Vegetation and fire history during the last 30,000 years based on phytolith and macroscopic charcoal records in the eastern and western areas of Aso Volcano, Japan. *Quaternary International* 254: 28-35.

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・梶田聖孝 (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.

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.

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.

吉田 寛 (2007) 特集「のり面自然回復緑化の現場をとりまく課題と今後の展望」-四省庁による「緑化植物取扱方針」の推進にあたって-斜面緑化研究部会が提案した法面における自然回復緑化の基本的な考え方-その要点と今後の課題-. *日本緑化工学会誌* 33: 454-458.

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.

5. 主な発表論文等

〔雑誌論文〕 計0件

〔学会発表〕 計5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, 榎村 敦, プラダン・ラジブ, 伊藤秀一, 市原啓吉
2. 発表標題	斜面崩壊した野草地植生の自然回復における遷移の速度と方向性
3. 学会等名	2020年度日本暖地畜産学会沖縄大会
4. 発表年	2020年

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, 榎村敦, プラダン・ラジブ, 伊藤秀一, 市原啓吉
2. 発表標題	阿蘇地域における斜面崩壊した野草地植生の経年変化
3. 学会等名	2020年度日本草地学会静岡大会
4. 発表年	2020年

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, 榎村 敦, プラダン・ラジブ, 伊藤秀一, 市原啓吉
2. 発表標題	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
3. 学会等名	2018年度日本暖地畜産学会大会
4. 発表年	2018年

1. 発表者名	Okamoto C, Pradhan R, Hattori N, Koutaka T, Saneda M, Yamanaka T, Kashimura A and Abe J
2. 発表標題	Considering measures on natural disaster risk reduction in livestock production from the Kumamoto Earthquake
3. 学会等名	The 18th Asian Agricultural Symposium (Impacts of natural disasters on agriculture)
4. 発表年	2018年

1. 発表者名 榎村 敦, 上村龍星, 篠原明男, 伊藤秀一, プラダン・ラジブ, 岡本智伸
2. 発表標題 コウベモグラによる土壌攪乱に関する研究
3. 学会等名 日本哺乳類学会2017年度大会
4. 発表年 2017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・講師 (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
---------	---------