

半自然草地 of 植物と保全管理

高橋佳孝・内藤和明

(中国農業試験場)

はじめに

人間の生活と関わり合ってつくられ、維持されてきた雑木林や草地のような半自然植生は、戦後の高度成長の中で、その経済的価値が低いと判断され、たびたび開発の対象となり、姿を消してきた(市川・斎藤, 1985; 岩波, 1995; 芹沢, 1995; 武内, 1991; 菅沼, 1996)。しかし最近では、雑木林のような二次林が生物の多様性維持に大きく貢献していることが明らかにされ(井手, 1995; 守山, 1988, 1996; 芹沢, 1995; 柴谷, 1989; 武内, 1991; 武内, 1994), また、農村における水辺の環境も生物の生育環境としての価値が再評価されつつある(芹沢, 1995; 武内, 1994)。これに対し、草地はきわめて多様な生物群集でありながら、その生物保全機能があまり認識されていない。とりわけシバ、ススキなどの在来野草が優占する半自然草地は、森林国であるわが国では、放牧、火入れ、刈取りなどの人為的影響下で維持されてきたきわめてユニークな植生であり(岩波, 1995; 沼田, 1994; 大滝, 1994; 佐藤, 1993; 瀬田, 1995; 高橋, 1996a), その独特な環境は二次林とは異なる特定の生物種の保全に役立ち(庫本, 1995; 守山, 1996; 村田・野原, 1993; 先名, 1995; 柴谷, 1993; 矢田・上田, 1993), また、多様な自然景観を形作ってきた(井手, 1995; 岩城, 1971; 岩波, 1995; Nakagoshi & Naito, 1995; 瀬田, 1995; 染矢ら, 1989; 高橋, 1996a)。このような点からも、二次的自然としての半自然草地の意義が単に経済性だけにとどまらず、水田や雑木林と同様に、生態学的にも適正に評価されるべきであることはいうまでもない(沼田, 1994; 芹沢, 1995; 瀬田, 1995; 鷺谷・矢原, 1996; 日本生態学会自然保護専門委員会, 1974)。

わが国の草地植生の多くは、火入れ、放牧、干草刈りなどの人間の活動によって維持されている半自然植生であり、かなり最近までは、日当たりの良い所を好む草原性の植物にとって都合の良い状態が作り出されてきた(Naito & Nakagoshi, 1993, 1995; 芹沢, 1995)。また、薪炭林としての森林の利用も、明るい草地に生える植物の生育地を維持する役目を果たしてきた(石井ら, 1993; 守山, 1988; Naito & Nakagoshi, 1993,

1995; 豊原, 1988; 鷺谷・矢原, 1996)。しかし、草地や雑木林の利用形態は近年大きく変化しつつあり、人間による穏やかな干渉のもとで安定していた半自然植生が、遷移の進行によって消失する傾向が顕在化している(岩波, 1995; 沼田, 1994; 大滝, 1994; 佐藤, 1993; 芹沢, 1995; 瀬田, 1995; 小路ら, 1995; 菅沼, 1996; 高橋, 1994; 鷺谷・矢原, 1996; 日本植物分類学会, 1993; 我が国における保護上重要な植物種および植物群落の研究委員会植物種分科会, 1989; レッドデータブック近畿研究会, 1995)。

本稿では、草地の植物相の成り立ちと現状を振り返るとともにその保全の課題について論じる。

草地の優占種による植生タイプと分布

日本はいわゆる森林気候(湿潤気候)の下にあるので、北米のプレーリーや中央アジアのステップのような草原気候(半乾燥気候)の下、極相的な自然草地はほとんど存在しない(佳山・大久保, 1989; 西村, 1982; 沼田, 1994)。むしろ、阿蘇くじゅう、三瓶山(島根県)、美が原(長野県)のような放牧、火入れ、刈取りなどの人為的影響下で維持される、いわゆる人為的極相としての半自然草地(野草地)が、日本の農山村における特色ある景観を構成している(岩城, 1971;

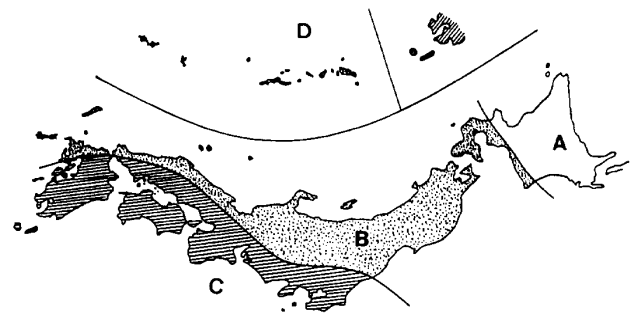


図1. 野草地を指標とした日本の気候的植生帯(沼田, 1969; 伊藤, 1977)。

A: 亜寒帯(寒温帯), B: 冷温帯, C: 暖温帯, D: 亜熱帯

表1. 人為的影響の様式と日本の野草地に成立する植生タイプ(沼田(1969); 沼田(1971); 伊藤(1977)より作製)

植生帯	放牧	採草, 火入れ	極相林
A: 亜寒帯	ナガハグサ型, ウシノケグサ型	ササ型, イワノガリヤス型	エゾマツ・トドマツ
B: 冷温帯	シバ型	ススキ型・ササ型	ブナ・モミ・ツガ
C: 暖温帯	ネザサ型, シバ型	ススキ・アズマネザサ型(東部) ネザサ型(西部)	シイ属・カシ属
D: 亜熱帯	コウライシバ型, ギョウギシバ型	トキワススキ型, ネザサ型	シイ属など

Itow, 1962; 岩波, 1995; 庫本, 1995; 沼田, 1994; 大滝, 1994; 佐藤, 1993; 先名, 1995; 瀬田, 1995; 高橋, 1996a). これらの半自然草地は, 一般的には優占種の生活型や相観によって, 採草地にみられる長草型草地と放牧地にみられる短草型草地とに分類されるが (Itow, 1962; 沼田, 1973; 先名, 1995; 菅沼, 1996), さらに, 優占する草本種によって以下の草地型に区分することができる (図1, 表1).

ササ型: 北海道を中心に分布する型. ササは普通エゾマツ, トドマツ, ブナなどの極相林やアカマツ, コナラ, ミズナラなどの二次林の林床に下草をなすが, 伐採後も残るためササ草地を形成する (佳山・大久保, 1989). 広くみられる種類は, クマイザサ, チシマザサ, ミヤコザサ, チマキザサなどである.

ススキ型: ススキが優占する草地で, わが国の代表的な野草地である. 北海道南部から沖縄まで分布し, 主に採草利用されるが, 西日本では軽度の放牧にも利用されている. 火入れ, 採草, 放牧などの人為が加わらなくなると遷移が進行して低木林に変化する. また, 中部地方の採草地ではカリヤス類優占の草地がみられる (西川, 1976).

ススキ・ネザサ型: 関東にみられるアズマネザサとそれ以南に分布するネザサとの組合せによって, ススキ・アズマネザサ型と西日本に多くみられるススキ・ネザサ型がある.

シバ型: 強放牧下に成立する半自然草地で, シバが優占種である. 草地としてまとまった面積で存在するのは北海道南部より九州南部までである (早川・宮下, 1976; 松村, 1981; 瀬田, 1995).

ネザサ型: ネザサやアズマネザサの分布する温暖地の植生型である (沼田, 1994; 大滝, 1994; 佐藤, 1993; 瀬田, 1995; 阿蘇くじゅう国立公園管理事務所, 1993). 暖地では放牧圧が高まると植生がネザサ型に変わり, 相観上は背の低いシバ型に類似した草地になる. この場合, ネザサはシバと生態的同位種に位置づけ

られるが, ネザサ型の草地は放牧型植生としてはススキ型草地とシバ型草地の中間に存在する植生と考えられている (吉良, 1952; 鈴木, 1959). 一方, 関東以北に分布するアズマネザサは, ネザサほどの放牧耐性はなく, 少し強く採食されると枯死する場合が多い (西村, 1982).

シバ・ネザサ型: 上記2型の混合型で, 三瓶山, 阿蘇など西日本に分布する (沼田, 1994; 大滝, 1994; 佐藤, 1993; 阿蘇くじゅう国立公園管理事務所, 1993).

ワラビ型: ススキ型またはシバ型から派生したもので (Itow, 1962), 家畜の不食植物であるワラビが優占する.

ギョウギシバ型: 世界的にはアジア, アフリカ, アメリカなどの熱帯地域に広く分布するが, わが国では, 西日本の標高の低い, 砂質土壌の放牧地に限って小面積でみられる (伊藤, 1981).

コウライシバ型: 南西諸島を中心に九州南部にも分布する. シバより乾燥と塩害に強いので, 海岸付近の砂礫地や隆起珊瑚礁上の風衝地などにみられる (根本ら, 1990; 沼田, 1983).

チガヤ型: この型は専門家によって異論があり (吉田, 1950), 植生型として認めない立場もある (佳山・大久保, 1989; 吉田, 1956). しかし, 関東以南の河川敷や海岸に近い地区にはチガヤが群落を形成する場合がしばしばみられる (早川, 1993, 1995; 大迫, 1937).

そのほか北海道や高標高地では, 放牧地にはナガハグサ, ウシノケグサ, 採草地にはヒゲノガリヤスの優占する草地がみられる (西村, 1981; 土田, 1985). また, Itow (1963) は, 中国山地における草地植生では, 中程度の放牧密度の新しい放牧地においてススキ群落とシバ群落の中間にトグシバ群落が出現するとしている.

半自然草地を特徴づける大陸系遺存植物

わが国の半自然草地植生において特筆すべき点としては, 阿蘇くじゅう地域を中心にして, 多くの大陸系遺存植物が生育していることがあげられる (大滝, 1994; 佐藤, 1993; 芹沢, 1995; 瀬田, 1995; 阿蘇くじゅう国立公園管理事務所, 1993; 日本植物分類学会, 1993; 我が国における保護上重要な植物種および植物群落の研究委員会植物種分科会, 1989).

洪積世(180万年~1万年前)のいわゆる氷河期の時期には, 日本列島は今より気候が冷涼で乾燥し, 随所に草原が展開していた. この時代は大陸と陸続きであったため, キキョウやマツムシソウなどは樺太を経由して, また, 阿蘇地方に特有のヤツシロソウ, マツモトセンノウ(ツクシマツモト)などは朝鮮半島を経由してきたもので, これらの大陸系の植物の中には今では絶滅を心配

されている植物も多い（瀬田，1995；日本植物分類学会，1993；我が国における保護上重要な植物種および植物群落の研究委員会植物種分科会，1989）。

沖積世（1万年前～現在）に入ると，気候の温暖化に伴ない草原の多くは森林へと移行していった。しかし，火山の周辺域では噴火に伴う荒廃により森林への遷移が妨げられ，例外的に草原植生が残されてきた。これらの原野はその後とも土壌が農耕に適さないため，もっぱら放牧地や採草地として畜産的に土地が利用され，人為的に安定した草地植生を維持してきた（瀬田，1995；阿蘇くじゅう国立公園管理事務所，1993）。

以上のことは，草原植物相を特徴づける大きな要因であり，半自然草地が希産種の宝庫であるといわれるゆえんの1つでもあった。とりわけ，阿蘇くじゅう地域は，わが国においてここだけに分布する大陸系の特産種や他の地域ではきわめてまれな準特産種が多いことで有名である（先名，1995；阿蘇くじゅう国立公園管理事務所，1993；日本植物分類学会，1993；我が国における保護上重要な植物種および植物群落の研究委員会植物種分科会，1989）。ちなみに，この阿蘇くじゅう地域とその周辺に分布が限られる大陸系の植物としては，マツモトセンノウ，ケルリソウ，チョウセンカメバソウ，タマボウキ，ツクシフウロ，ヒロハトラノオ，ツクシガイソウ，ヤツシロソウ，ケショウヨモギ，ヤブヨモギ，ヒゴシオン，タカネコウリンギクなどがあげられる。また，オグラセンノウ，キスミレ，タチスミレ，シムラニンジン，サワトラノオ，ヒゴタイ，シオン，エヒメアヤメなどは，他の地域ではあまり多くない植物である（今江・大滝，1977；沢村，1981；阿蘇くじゅう国立公園管理事務所，1993；日本植物分類学会，1993；我が国における保護上重要な植物種および植物群落の研究委員会植物種分科会，1989）。

長草型草地の植物

秋の干し草刈のように1年に1回または隔年ごとに定期的に刈られるか，火入れが行なわれる環境条件では，人の背丈ほどに伸びたススキやササ類，トグシバ，カリヤス類などが繁茂し，河川敷ではヨシやオギの草地が発達する。これらは，長草型草地と呼ばれ（Itow，1962），植生型からいえば，ササ型，ススキ型，ススキーネザサ型，チガヤ型，ワラビ型などが含まれる（早川，1993；Itow，1962，1963；佳山・大久保，1989；西川，1976；西村，1981，1982；Numata，1969，1971；沼田，1973；大迫，1937；鈴木，1959；吉田，1950，1956）。

このうち最も代表的なものはススキ草地で，ハギ類，オミナエシ，キキョウのようないわゆる「秋の七草」は

いずれもススキ草地の植物である（伊藤，1981；沼田，1993，1994；芹沢，1995）。このほかに普通にみられる植物として，オカトラノオ，カノコソウ，オケラ，オトコエシ，ヨモギ，ヒヨドリバナ，アキノキリンソウ，シラヤマギク，ニガナ，アザミ類，コオニユリ，ヤマハッカ，ツリガネニンジン，マツムシソウ，ワレモコウ，ヒカゲスゲ等があげられる（阿部・沖津，1995；伊藤，1981；岩城，1971；猶原，1965；Numata，1969，1971；土田，1985）。また，阿蘇くじゅう地域ではススキ草地やススキーネザサ草地の中に，ハナシノブ，ヒゴタイ（図8），マツモトセンノウ（図8），ヤツシロソウ（図8），ヒロハトラノオなどの希少植物も花を咲かせ，特徴的な植物相を呈している。

しかし，このような草地も一切手を触れないようにすれば，タニウツギ，ツツジ類，イヌツゲ，アキグミ，ノイバラなどの低木類やアカマツ，コナラ，シラカバのような日当たりのよいところを好む高木（陽樹）が生えてくる（岩城，1971；内藤，1988）。たとえば，ススキ草地を維持しようとすれば，遷移が進まないように人為的な管理が必要となる。逆に，管理が強すぎると，ススキ草地が背の低いシバ草地になる（内藤，1988；沼田，1993）。ススキ草地を秋に1回刈取る軽い管理であると，均質な草地としてのいい状態が続くが，年に数回刈り取るような強い管理をするとシバ草地やネザサ草地に退行遷移し，植物の種類や組成も変わってくる（沼田，1993）。

また，火入れや放牧の影響が加われば，さらに出現する植物の種類や量に変化が生じる。たとえば，金華山島や若草山にいる野生のニホンジカは，柔らかい草を食べて，毒のある草，固い草は食べ残している（沼田，1972；高槻，1989，1993）。固い草の例でいえば，ススキはほとんど食べられてしまうが，珪酸分が多く固いイトススキだけは残っているため，そこではイトススキ草地が形成されている（芳賀・菅沼，1983；沼田，1972；高槻，1993）。ワラビ草地も，牛や馬がワラビを食べずに残ったためにできたものが多く，同様に，牛が食べないタニウツギなどの木本類が優占して低木群落が形成される場合もある（伊藤，1976；西脇ら，1993）。また，東北地方のハギ山は，火入れによってハギ類の種子の芽生えが促進されてできたもので，火との結びつきがきわめて強い例である（Iwata，1966；岩田，1971；沼田，1972）。

短草型草地の植物

シバ型，シバーネザサ型，ネザサ型，ギョウギシバ型の草地のように，長年にわたり放牧の牛や馬などに採食されたり，踏まれたりすることにより，あるいは頻繁な

刈取を受けることにより、芝生のようになった環境条件に適応して生育する植物もある。

シバは、放牧地に生育する在来イネ科植物として最も一般的なもので、草食動物の採食行動に適応した、数少ない“牧草型の植物”である（沼田，1983，1995 b；高槻，1993；中国農業試験場畜産部，1995）。このようなシバを主体とする草原は「生物的極相草原」とも呼ばれ、世界的にみても特異なものである（沼田，1983，1994；中国農業試験場畜産部，1995）。

シバは主に冷温帯の放牧草地の代表種であるが、温暖帯の西南日本ではネザサが、亜寒帯の北海道や本州高標高地ではウシノケグサが、放牧家畜の採食に適応した短草型イネ科野草の代表的なものとしてあげられる（沼田，1983，1995 b；土田，1985）。とくに、ネザサは放置すれば2メートルにもなる大型の草であるが、家畜に食われると数センチのシバ状になり、消滅することもない。いわゆる牧草的性質を見事に獲得したもので、日本のように草食の野生動物や家畜に契食を受けることの少なかった地の植物ではきわめて珍しいといえる。

このような短草型の草地には、オオチドメ、シバスケ、ゲンノショウコ、キンミズヒキ、アリノトウグサ、コナスビなどを伴うことが多く、これらのうちゲンノショウコ、キンミズヒキなどは人家周辺や農道傍から牛・馬のヒヅメに付着して運び込まれたものといわれている。また、オキナグサ（図2，図8）、スミレ、タチツボスミレ、キスミレ（図8）、ミヤコグサ、ハルリンドウ、フデリンドウ、ウメバチソウ、ネコハギ、ミツバツチグリ、ヒメハギ、ツルボ、ネジバナ、センブリ、ムラサキシセンブリ（図8）など日当たりの良い所を好む草丈の低い植物が数多く生育している（細山田，1985；伊藤，1981，1983；内藤，1988；猶原，1965；沼田ら，1991；大滝，1986；阿蘇くじゅう国立公園管理事務所，1993）。その中にはセンブリ、オキナグサ、ゲンノ

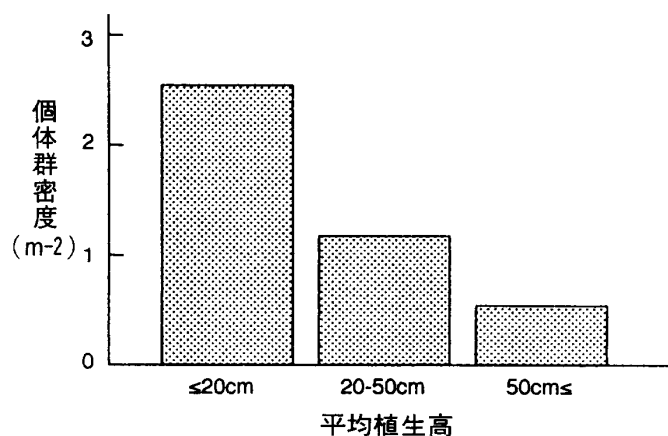


図2．草地の平均植生高とオキナグサの個体群密度。

ショウコ、リンドウなどのように漢方薬として昔から人々に利用され、生活にとけ込んでいた有用植物も多い。

そのほか、北海道ではハマニンニク、ウシノケグサ、ナガハグサを主体にエゾリンドウ、エゾキンポウゲなど、暖地ではチガヤ、コウライシバ、ギョウギシバを主体にスズメノコビエ、ウスベニナガナ、オキナワミチシバなどが、特徴的にみられる（根本ら，1990；西村，1982；西村ら，1984；沼田，1983）。

放牧地では、家畜は植物を選択的に採食し、局所的に踏みつけや排泄物のパッチが生じて、多様な環境が作り出されるので、植物の種多様性も概して高い（高橋・内藤，1996；高槻，1989）。高橋・内藤（1996，1997）は和牛の放牧草地において、高槻（1989，1993）はニホンジカの採食域において、不食植物のパッチの中に採食から免れた植物が生育しており、採食を頻繁に受けている場所や機械的な刈取りで管理される芝草地とは種組成や群落構成が異なることを見出し、このようなパッチの存在が全体の種多様性を高めている点を指摘している（表2，図3）。また、タテバと呼ばれる家畜の休息場所には、オオバコ、ミノボロスゲ、シバスケ、シロツメクサ、ヒメスイバなどの植物が見られ、これらの植物は糞上でよく生育する（伊藤ら，1968，1992；黒崎・飯泉，1960；内藤，1988；菅原ら，1960）。前述のワラビやイトススキは不食植物の代表的なものであるが（沼田，1972；岡野・岩元，1989；高槻，1989，1993），芝生の放牧地に真珠を散りばめたごとくに点在するツツジ科の低木類も多くは家畜に食べられずに残ったものである（岩波，1995；金・伊藤，1994；沼田，1993，1994，1995；瀬田，1995；高橋，1994；田中，1981）。雲仙のミヤマキリシマ群落（田中，1981），佐渡のハク

表2．群落型別にみた出現種数と多様度指数

群落型	平均出現種数	全出現種数	多様度指数 H'		
			α	β	γ
G S	16.2	39	0.75	1.60	2.35
G T	19.2	49	1.44	1.58	3.02
R C S	18.8	31	0.88	1.60	2.48
R C T	13.6	31	1.09	1.60	2.69
F C	7.2	15	0.62	1.61	2.12

多様度指数は各出現種の被度を用いて計算した。

α ， β ， γ ：それぞれプロット内、プロット間および全体の多様度指数を示す。

G S：放牧区で植生高の低いプロット，G T：放牧区で植生高の高いプロット，R C S：少回刈区で植生高の低いプロット，R C T：少回刈区で植生高の高いプロット，F C：多回刈区のプロット。

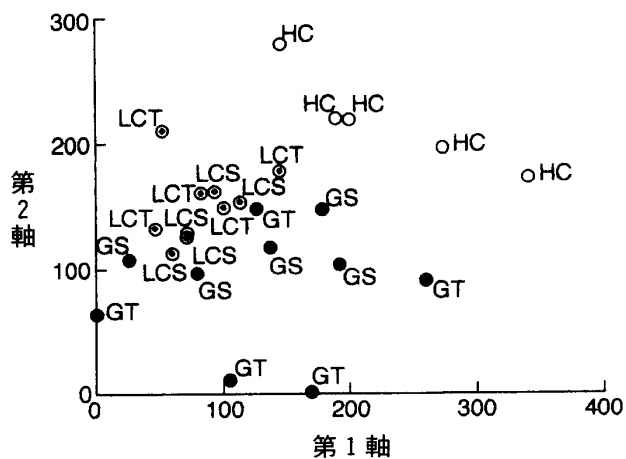


図3. 種組成に基づくDCA分析による植生調査プロットの序列化

種組成の違いが大きいプロットほど互いに離れた位置に配置される。

表2の多様度指数では種組成の違いが反映されない。
凡例は表2と同じ。

サンシャクナゲ群落や安比高原（岩波，1995），湯の丸（加藤，1995；安盛，1995）などのレンゲツツジの名所は，このようにして家畜の踏圧と食草行動によって作られてきた放牧地特有の群落といてよい。

湿性地の植物

比較的広い面積の半自然草地のくぼ地には，各所に水が停滞した小規模な湿地もみられる。このような場所では多量の水が存在することによって微気象が緩和され，そこに生育する植物が乾燥にさらされないなどの利点がある反面，土壤中に存在する水のため根の呼吸が妨げられるなど一般の植物にとっては不利な点もある（波田，1988）。そのため，湿地には周辺の草原や森林とは異なった特殊な植物が生育し，独特の湿地性植物群落を形成している。これらは，冷涼湿潤な地帯にミズゴケが広がって発達する高層湿原を除けば，植生遷移途中にあるものが多く（波田，1988，1993），湿原，草地，樹林のあいだを進んだり，逆戻りしたりする遷移がくり返されている（藤原，1995；石井ら，1993；沼田，1972）。したがって，火入れ，放牧，刈払いなどの規則的な働きかけが続いた場所では，比較的安定した湿性状態と植物群落が維持される。

このような湿原，湿地の地盤はやわらかく，人や家畜が入り込まない場所が多いため，比較的自然的なままで保存されてきたが，最近は大規模開発や人工草地化とともに面積の減少が著しい（浅井・吉沢，1992；波田，

1993；芹沢，1995；鷲谷・矢原，1996；阿蘇くじゅう国立公園管理事務所，1993；日本植物分類学会，1993；我が国における保護上重要な植物種および植物群落の研究委員会植物種分科会，1989）。

湿性草原を構成するヨシ，ガマ，ノハナショウブ，カヤツリグサ，ヌマトラノオなどの陽性植物は地下茎やほふく茎をもち（沼田，1972），ミソハギ，シロネなど，茎や根に通気組織が発達して酸素欠乏に耐える仕組みをもっているものも多い（沼田，1972）。サクラソウ（図8），ノハナショウブ，カキツバタ，ニッコウキスゲ，サワギキョウ，サギソウなどは，湿原のお花畑を代表する植物であり，四季折々に鮮やかな彩りをみせてくれる。また，ときにはモウセンゴケのような食虫植物群落が形成される場合もある（波田，1988；沼田，1972；阿蘇くじゅう国立公園管理事務所，1993）。

このほか，大陸系の植物では，満鮮系植物としてオグラセンノウ（図8），サワゼリ，チョウセンスイラン，ビッチュウフウロをはじめわが国では阿蘇特産種であるツクシフウロ，ヒゴシオン（図8）などが，北方系植物としては，イブキトラノオ，リュウキンカ，シラヒゲソウ，クサレダマ，サクラソウなどがあげられる（浅井・吉沢，1992；阿蘇くじゅう国立公園管理事務所，1993）。

半自然草地の希少植物と保護対策

戦後，牛や馬の放牧の減少とともに半自然草地の多くはその経済的価値の低さから，スギやヒノキなどの植林地や農耕地に転換された（岩波，1995；中越ら，1989；瀬田，1995；阿蘇くじゅう国立公園管理事務所，1993）。残った草地も多くは表土を剥がして外来の牧草をまいた，いわゆる改良草地と称する人工草地に変えられ，本来の半自然草地に生育していた貧栄養性の植物はほぼ完全に生育環境を失ってしまった。また，原野の中や周辺部に残存していた湿地も森林への遷移や耕地整理，宅地開発等によって姿を消しつつある（芹沢，1995；阿蘇くじゅう国立公園管理事務所，1993）。

原野や湿地が消失すれば，当然そこに生育していた植物も消滅する。そのため，かつてそれほど希でなかった植物の多くが急速に幻の植物と化しつつある。たとえば，オキナグサやサギソウといった植物は全国各地の野草や里山にきわめて普通にみられた植物であったが，これらの利用・管理が行なわれなくなった今日，植生遷移が進んで森林化したり，造林地に変えられたりしたために生育地を失ってしまった（Naito & Nakagoshi，1994；中井，1996；芹沢，1995）。「レッドデータ・ブック」（わが国における保護上重要な植物種の現状，1989）には，これらの「里の植物」が，もともと分布

の狭い希少植物と並んで、絶滅のおそれのある植物種として取り上げられている（鷲谷・矢原，1996；日本植物分類学会，1993；我が国における保護上重要な植物種および植物群落の研究委員会植物種分科会，1989）。

「秋の七草」のひとつとして親しまれてきたフジバカマも、河川敷など自生地の草地が開発によって減少し、現在では全国的にも「ごく少数」の自生地しかない状況であるという。

また、阿蘇くじゅう地域において特徴的にみられるヤツシロソウ、ヒロハトラノオ、オグラセンノウ、タマボウキなどの大陸系遺存植物は、その多くが絶滅危惧種に指定されている。これら貴重な植物群の自生地の多くは、戦後は人工草地に転換され、そのうえ近年は牧畜業の衰退とともにゴルフ場、スギの植林地、ダイコン畑などに転用されて急速に失われつつあり、絶滅が心配されている（佐藤，1993；先名，1995；阿蘇くじゅう国立公園管理事務所，1993）。たとえば、「肥後」の名前を冠したという説もあり草原の秋を告げる花として親しまれてきたヒゴタイは、現在では野生状態を見ることがほぼ不可能になってきた（今江・大滝，1977；阿蘇くじゅう国立公園管理事務所，1993）。

前に述べたように、レンゲツツジの名所は牛馬の放牧によってできたところが多い（岩波，1995；沼田，1993，1994，1995 a,b）。その理由は、牛や馬がツツジを食べ残すため、レンゲツツジのことを方言で「ウマツツジ」とか「ベコツツジ」（ベコとは牛のこと）と呼ぶ地方もある（中沢，1995）。しかし、放牧の衰退はこれらの名所の保全管理に新たな問題を引き起こしている。レンゲツツジをよい状態におくためには、その競争相手の植物を抑えなければならないが（加藤，1995；沼田，1993，1994，1995 a,b；瀬田，1995；田中，1981），多くの場所では放牧家畜がいなくなったために、もとのシバはモヤシのように伸びきってしまい、バラ科の植物や灌木類がはびこってレンゲツツジを駆逐してしまった（岩波，1995）。安比高原、三瓶山など全国各地でレンゲツツジの群落を守るために、役場の職員やボランティアの人たちが周りの草木の管理を試みているものの、家畜の採食や踏みつけには遠く及ばないというのが実情である（岩波，1995；高橋，1994，1996 b）。

一方、温暖地や低地帯の湿原においては、周辺が森林に遷移したり、人工草地化されたため、湿原そのものが消滅の危機に瀕している場所も少なくない（波田，1988）。そのため、オグラセンノウ、ビッチェウフウロ、ツクシフウロ、ヒゴシオンなどの湿潤地に生育する大陸系の希少植物は生育場所を失ない、憂慮すべき状態にある（浅井・吉沢，1992；日本植物分類学会，1993；我が国における保護上重要な植物種および植物群落の研究委員会植物種分科会，1989）。また、食虫植

物群落のようなものでも、ヨシの群落が広がったり、乾燥してきてススキやアカマツが侵入する（つまり遷移が進む）と日当たりが悪くなり消滅してしまう。森林への遷移過程にある湿原の保全は、高層湿原とは異なり、遷移をとどめる人為的な管理が不可欠となるが、火入れや放牧、採草の衰退は日当たりのよい場所を好む湿地性植物の分布域をせばめている（浅井・吉沢，1992；波田，1988，1993）。

植物種は、個体群として、あるいは植物群落の一員として存在している。そのため、絶滅のおそれがあるような種を保全する場合でも、組成上それらの種を含む植物群落そのものを健全な状態で維持することが必要である（中井，1996；鷲谷・矢原，1996）。草地というのは基本的には長年の間の放牧、採草、火入れなどの畜産的な営みによって維持されてきたもので、放っておけば遷移が進んで大部分が森林になってしまう。このようなところを保護するとすれば、草地としての目標植生を遷移段階に応じて決め、放牧、採草、火入れをどの程度行なうかという管理水準（無管理を含む）と、その内容を決める必要がある（前中，1993；沼田，1995）。また、湿地の保護に関しては水源の保護を考慮した目標の設定が必要となる（阿蘇くじゅう国立公園管理事務所，1993）。こうしないと草地に固有な植物や植物群落が維持できない。

今後これらを維持・保全してゆくためには、これまで農家の力によって管理されてきた草地の恩恵を改めて見直し、草地を基盤とする農畜産業の存続が保障できる政策強化と組織対応を、都市住民を含めた国民全体の問題として論議し、実現してゆく必要がある（庫本，1995；佐藤，1993；先名，1995；瀬田，1995；高橋，1994，1996 a,b；中国農業試験場畜産部，1995）。その段階では、伝統的な農畜産業を柱とする営農形態が存続できるよう牛肉の価格や中山間地の社会構造も考慮されるべきであり（大滝，1994；佐藤，1993；瀬田，1995；高橋，1994，1996 a,b），また、ボランティア活動や所得補償も念頭においた論議が必要である（石井ら，1993；桂，1994；小倉，1995；瀬田，1995；高橋，1994，1996 a,b；武内，1991，1994）。ヨーロッパ諸国では、半自然草地や二次林が生物多様性の維持に貢献していることが評価され（Austad *et al.* 1991；Green，1985；Peterken，1993），その保全と管理の体系化や保全、復元に向けての試みがなされているが（Austad & Hauge，1989；Austad & Skogen，1990；桂，1994），市民ボランティアや民間団体、地域住民の共同作業も相当に大きなウエイトを占めている（石井ら，1993；桂，1994；瀬田，1995）。

さらに、すでに人為的な働きかけが不可能となった地域では、草地生態系の保全管理の観点から、草地の買い

上げや、火入れ、放牧、採草などの維持管理経費への行政的助成措置を検討してゆく必要がある（阿蘇くじゅう国立公園管理事務所，1993）。この場合、現に植物が生えている区域だけを保護するのではなく、その種の生育環境を含む自然環境全体、地域の景観を保全する方向にもってゆくことが大切である（Nakagoshi & Naito，1995；沼田，1993；鷲谷・矢原，1996）。

たとえば、北海道の低地のサクラソウ保護地で良好な群落が維持できるのは、周囲の土地利用が牧場であるため農薬使用が少なくマルハナバチ個体群が維持されやすいことと、サクラソウの生育場所であるカシワ林が防風林として機能存続を許されたことと関係があるという。しかも、そのカシワ林が、適当な頻度で夏期に行なわれる林間放牧の効果で、ミヤコザサでおおわれることなく多様な植物相を有していることが、サクラソウの保全に役立っていることが指摘されている（鷲谷・矢原，1996）。このサクラソウ自生地の実例は、ある特定の希少植物の個体群を保全する場合にも、単に「生育場所」という空間的範囲を越えたより上位の概念であり、また、無機的環境と生物的環境に加えて人為的要素までを含めた総体としての概念である「地域景観」を問題にしなければならないことを象徴的に示している。

現在、各地の草地では観光レクリエーションを目的とする多種多様な開発行為の進入が見られる。これまで、半自然の草原植生は極相林などの原生自然に比べて価値が低いといった誤った認識をもたれがちであった（石井ら，1993；沼田，1982，1993，1994，1995b；芹沢，1995；瀬田，1995；高橋，1994；鷲谷・矢原，1996；

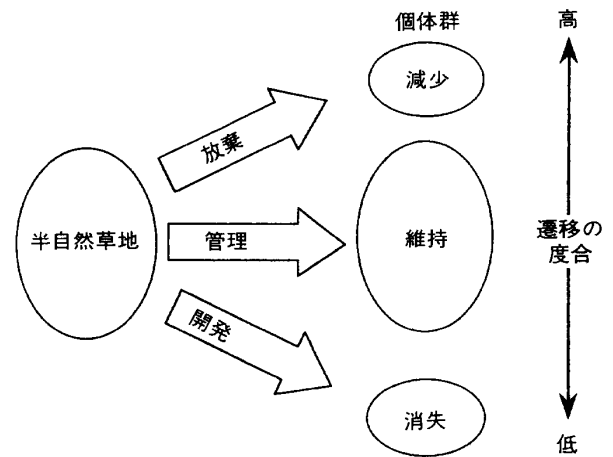


図4．半自然草地の管理・利用と草原性植物の個体群の推移（Naito & Nakagoshi（1994）を一部改変）

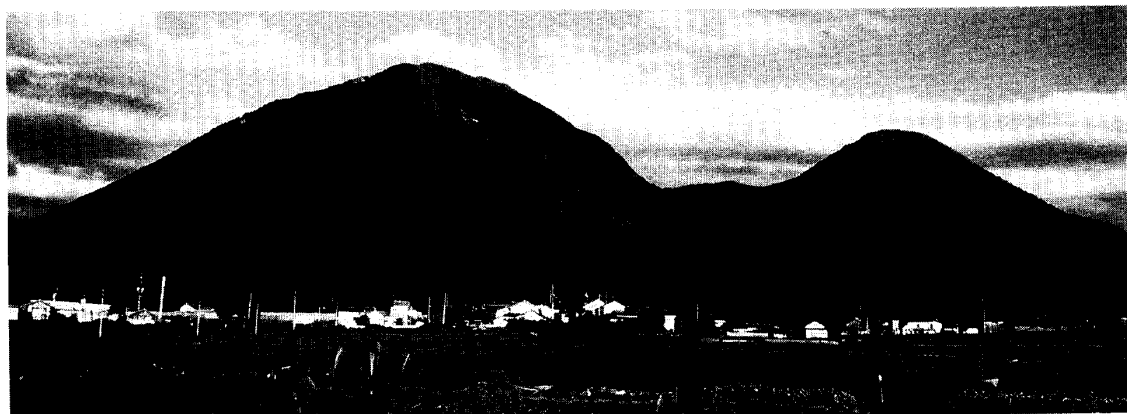


図5．山一面が草原だった昭和10年頃の三瓶山（上）と植林でおおわれた現在（下）

中国農業試験場畜産部, 1995)。そのため、半自然草地の多くは開発的土地利用の規制が緩やかで、有効な手だてのないままに、保護と開発の問題が顕在化してきている。今後は希少植物の生育地のような貴重な草原域については、その重要度に応じて適切な保護区を設け、開発の規制を図ってゆく必要がある（阿蘇くじゅう国立公園管理事務所, 1993；日本植物分類学会, 1993；我が国における保護上重要な植物種および植物群落の研究委員会植物種分科会, 1989）。そして、何度も繰り返すが、その管理に当たっては、草地のような二次的自然が適度の人為的攪乱に依存する自然であること（Green, 1985）を十分認識し、生物相の維持・増強を目標としての人為的攪乱が行なわれなくてはならないであろう（図4）。

三瓶山における希少植物の現状

三瓶山は島根県のほぼ中央部に位置するトロイデ型の休火山で、裾野は広大な草原が広がり、中国地方においては極めてまれな田園風景を形作っている。藩政時代からの伝統を持つ和牛の放牧はかつての三瓶山の風物詩であり、そのことが草原性の動植物を育み、また穏やかな草原景観を維持してきた。山全体がシバやネザサの草原に覆われた女性的な優しい山容は、地元の郷土史家の言葉をかりれば「一糸もまとわぬヌードの美しさ」と称され（図5）、その美しさがかわれて、昭和38年に大山隠岐国立公園に編入された経緯もあった（高橋, 1994；島根県, 1960）。

しかし、和牛の放牧が途絶え、伝統的な牧畜業が衰退してからは、草原は荒廃の一途をたどり、山の急斜面にはカラマツやスギが無造作に植林された（図5）。かつての草原景観は現在みる影もなく消滅し、レンゲツツジやオキナグサのような草原特有の植物も姿を消しつつあ

る（高橋, 1994）。

1988年の山火事を契機に、かつての放牧の中心で観光の目玉である西の原では、1989年より火入れが実施され、また、地元和牛農家の強い要望に応じて昨年は四半世紀ぶりに和牛放牧が復活した。本年は、さらに全国草原シンポジウム・サミットの開催が決まり、地元の市民団体が県や大田市の協力を得て計画を進めている。このような草原維持・復元の試みは、畜産、観光の振興だけにとどまらず、かつての三瓶山のアイデンティティー

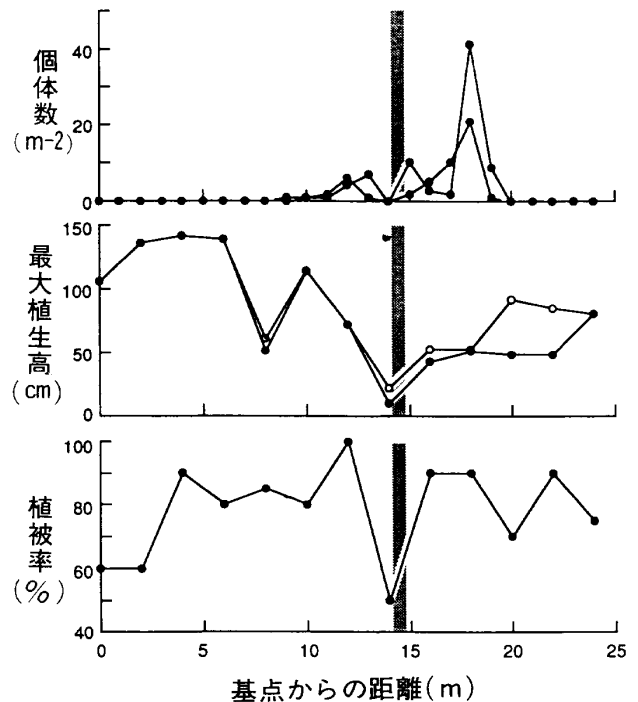


図6. トランセクト上の各方形区におけるムラサキセンブリの個体数（上）と最大植生高（中）および植被率（下）。

網掛けの部分は牛道を示す。最大植生高は、ススキを黒丸、その他の種を白丸で示した。

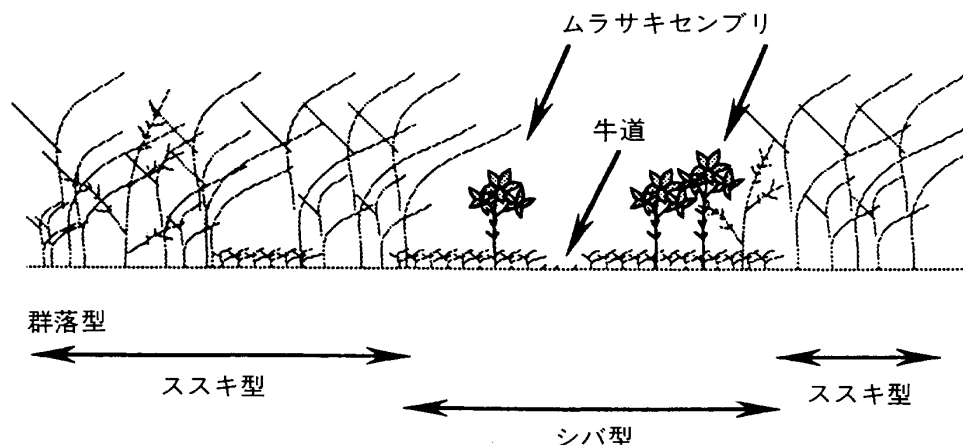


図7. 調査を行なったトランセクト上における群落断面とムラサキセンブリの分布（概念図）。

であった美しい牧野景観や動植物の復元へ向けた第一歩である。

三瓶山牧野における貴重植物のうち、レッドデータブック（前掲）に記載されているのはオキナグサとムラサキセンブリであるが、いずれも日当たりの良い短草型の草地によく見られる植物で、放牧利用がほとんど行なわれなくなり、長草型草地に変わった現在においても、かつての放牧地の面影は色濃く残されている。これらの希

少植物の生育を確保しようとすれば、短草型草地を含む多様な生育環境（ハビタート）が必要であり、野焼きだけという単純な管理だけではこのような多様な生育環境は維持することはできない（図6、図7）。四半世紀ぶりの放牧再開を契機に、最近は見かけることも少なくなったこれらの植物の個体群維持に向け、保全生態学的視点からの研究が強く求められている。

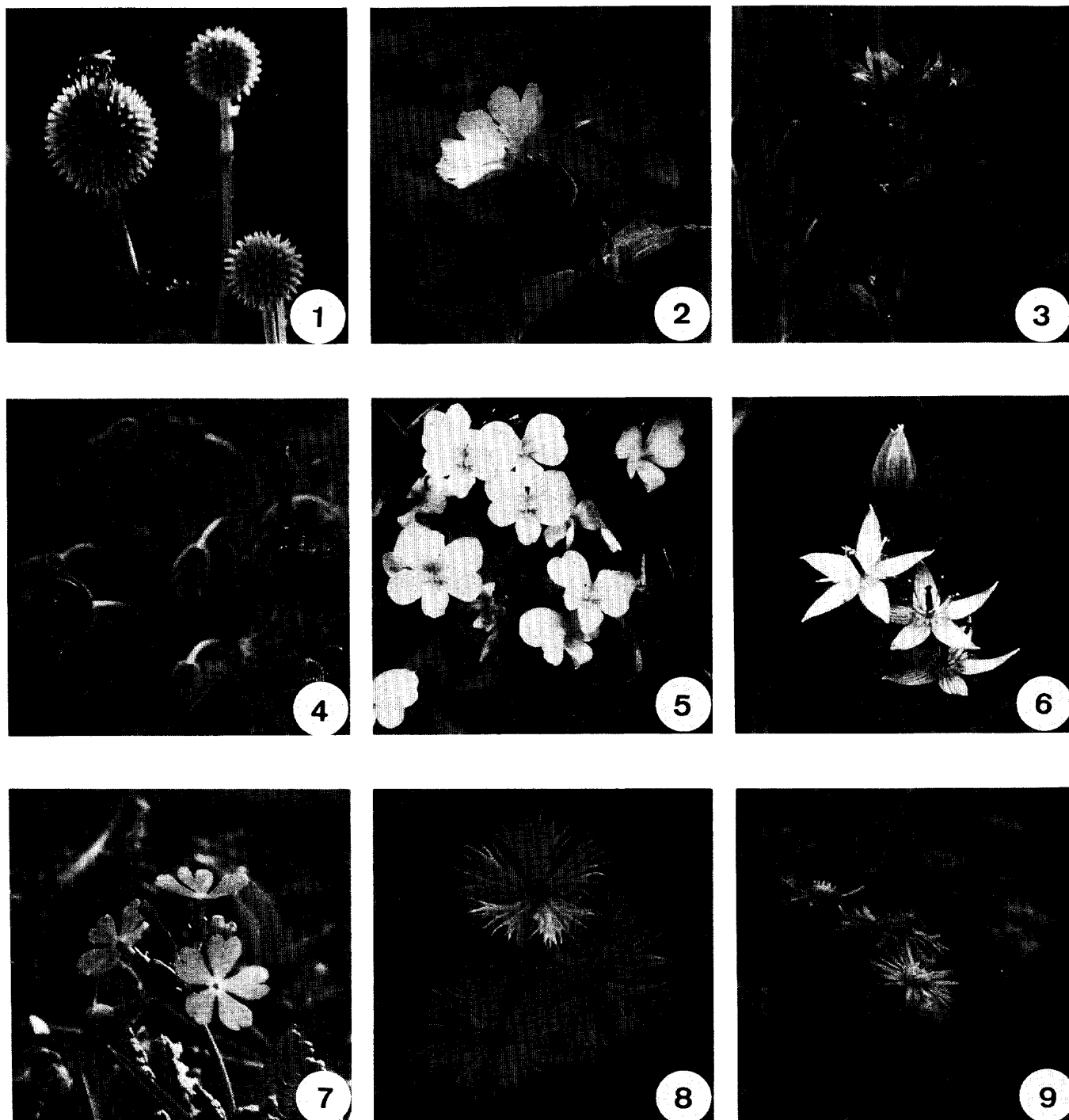


図8．長草型草地（上）、短草型草地（中）および湿性地（下）に生育する絶滅危惧植物。

- ①ヒゴタイ、②マツモトセンノウ、③ヤツシロソウ、④オキナグサ、⑤キスミレ、
⑥ムラサキセンブリ、⑦サクラソウ、⑧オグラセンノウ、⑨ヒゴシオン。

お わ り に

地球上の植生を大きく分ければ森林と草原になる。世界的にみると木本の種数は50.5%，多年生草本は36.5%，1年生草本は13%となり，およそ木本と草本は半々であるが，日本の場合には木本の種数は30%，多年生草本は60%，1年生草本は10%と，草本の種数が非常に多いのが特徴である（沼田，1994）。一方，森林や草原の面積がどうなっているかを環境庁第3回自然環境保全基礎調査（1989年）によってみると（表3），エゾマツ・トドマツ林，ブナ林のような極相林が18%，ミズナラ林，コナラ林など極相林への途中の二次林（雑木林）が25%，スギ，ヒノキ，カラマツなどの造林地が25%，ササ，ススキ，シバなどの二次草原が3%，果樹園などの樹園地が2%，農耕地が21%，市街地等が4%であった（環境庁，1989；沼田，1994）。

このように，森林と草原を概観すると，わが国では草本の種数はきわめて豊富でありながら，草原（草地）が驚くほど少ないことがわかる。明治，大正期には国土の11%を占め，水田（9%）よりも広い面積を有していた半自然草地は（阿蘇くじゅう国立公園指定60周年記念行事実行委員会，1994），今やわずかに3%を占めるにとどまっている（環境庁，1989）。しかも，その約半分は阿蘇くじゅう地域に分布しており，その他の地域では「草原それ自体が文化的遺産とも呼ぶべき希少価値を

表3. 植生自然度の区分基準と全国の比率(環境庁, 1989)

植 生 自然度	区 分 基 準	全国比率 (%)
10	高山ハイデ，風衝草原，自然草原等，自然植生のうち単層の植物社会を形成する地区	1.10
9	エゾマツ・トドマツ群集，ブナ群集等，自然植生のうち多層の植物社会を形成する地区	18.18
8	ブナ・ミズナラ再生林，シイ・カシ萌芽林等代償植生であっても，とくに自然植生に近い地区	5.44
7	クリーミズナラ群落，クヌギ・コナラ群落等，一般には二次林と呼ばれる代償植生地区	19.13
6	常緑針葉樹，落葉針葉樹，常緑広葉樹等の造林地	24.70
5	ササ群落，ススキ群落等の背丈の高い草原	1.56
4	シバ群落等の背丈の低い草原	1.61
3	果樹園，桑園，茶畑，苗圃等の樹園地	1.84
2	畑地，水田等の耕作地，緑の多い住宅地	20.88
1	市街地，造成地等の植生のほとんど残存しない地区	4.03

阿蘇の草原は植生自然度の区分でいえば4や5にあたる。ただし，自然度とは植生の価値の度合いを示すものではないので，自然度のランクが低いものは，必ずしも価値が低いのではない（沼田，1994）。

持つに至った」といっても過言ではない。草原性の希少植物の保護の問題は，すぐれて半自然草地の景観そのものの維持・復元の問題なのである。

日本の数少ない半自然草地は，今やゴルフ場，モトクロス，オートレースなどの場としてねられることが多く，草地景観の面からも憂慮に耐えない。また，草地景観を目玉として指定された自然公園では，放牧，火入れなどをやめたために変貌しているところがあるが，これらは公園区域としてはもはや不適当とさえいえる（沼田，1982，1994；瀬田，1995；中国農業試験場畜産部，1995）。従来の自然公園行政は，現状を変更する行為に対して風景を維持する観点から規制を加えてきたものの，放棄され，放任されたままの無管理・無利用に対しては残念ながら力が及ばなかった。日本の半自然草地は放牧，火入れ，採草などの影響が不可欠である以上，これからは維持してゆくべき自然景観や動植物を保全管理していくために，「何をさせないか」ではなく，「何をしなければならないか」が問われてくるであろう。

同様に，従来の草地研究は幾たびの変遷を経ながらも，重要なテーマとしては牧草・飼料作物の播種，施肥などを介した土地生産利用性の向上や栄養価の向上に関するものに主眼がおかれていた点も事実である。今後は，「草地無用論」を払拭するためにも，飼料生産性の向上だけの視点のみにとどまらず，むしろ景観や生物相の保全も含めた地域資源，環境資源としての草地の必要性を証明できる研究が望まれる。

謝 辞

本稿を取りまとめるに当たり有益な助言を賜り，さらに校閲をいただいた千葉県立中央博物館沼田眞館長ならびに茨城大学理学部大久保忠旦教授に心から謝意を表する。また，貴重な写真の提供をいただいた熊本大学非常勤講師大滝典雄氏のご厚意に対して，心から感謝の意を捧げる。

引 用 文 献

- 安部聖哉・沖津進 1995. 丹沢・箱根・富士地域における草原の組成と分布 日本生態学会誌 45: 121-130.
- 浅井幹夫・吉沢利忠 1992. 湿原鯉が窪 山陽新聞社
- 阿蘇くじゅう国立公園管理事務所 1993. 阿蘇くじゅう国立公園草原植物調査研究報告: 1-139.
- 阿蘇くじゅう国立公園指定60周年記念行事実行委員会 1994. 阿蘇くじゅう国立公園指定60周年シンポジウム報告「国立公園としての草原景観保全について」

- Austad, I. & L. Hauge. 1989. Restoration and management of historical cultural landscapes - an important aspect of landscape ecology, Results from a cotter's farm in Lærdal, Western Norway. *Landschaft + Stadt* 21 : 148-157.
- Austad, I. & A. Skogen. 1990. Restoration of a deciduous woodland in Western Norway formerly used for fodder production: effects on tree canopy and field layer. *Vegetatio* 88 : 1-20.
- Austad, I. A. Skogen, L. Hauge, T. Helle & A. Timberlid. 1991. Human influenced vegetation types and landscape elements in the cultural landscapes in inner Sogn, western Norway. *Norsk Geogr. Tidsskr.* 45 : 35-58.
- 中国農業試験場畜産部 1995. 三瓶の自然と農業を考えるー減びゆく日本の草原ー 中国農試畜産部資料 H 6-7 : 1-76.
- Green, B. 1985. Countryside Conservation, The Protection and Management of Amenity Ecosystems. 2nd. ed. Chapman and Hall, London. [小倉武一ら(訳) 1994. B. グリーン. カントリーサイドを保全する 食料・農業政策研究センター]
- 波田善夫 1988. 高層湿原, 中間湿原の破壊と再生 矢野悟道(編) 日本の植生ー侵略と攪乱の生態学 p. 137-144. 東海大学出版会
- 波田善夫 1993. 中国地方の湿原の保護と管理 第40回日本生態学会大会講演要旨集 p. 62.
- 芳賀真理子・菅沼孝之 1983. 若草山草原植生の植物社会学的研究 現代生態学の断面編集委員会(編) 現代生態学の断面 p. 75-84. 共立出版
- 早川康夫・宮下昭光 1976. 放牧草地の生態学的管理の研究 第4報 地力からみたシバの海浜における安定性と放牧地への進出 北海道農業試験場研究報告 116 : 1-11.
- 早川康夫 1993. 軽種馬生産牧場を収束させた農業立地 日本草地学会誌 38 : 498-505.
- 早川康夫 1995. 古代馬牧ー河内, 信濃16牧の立地と馬産供用限定地への発展 日本草地学会誌 41 : 169-175.
- 細山田文男 1985. 四国の草地 草地生態 22 : 31-42.
- 藤原一繪 1995. 箱根仙石原湿原植物群落 日本の天然記念物 p. 162-163. 講談社
- 市川健夫・斎藤功 1985. 再考 日本の森林文化 日本放送出版協会
- 井手任 1995. 生物相の保全と環境保全型農業 農林水産省農業環境技術研究所(編) 農林水産業と環境保全 p. 153-168. 養賢堂
- 今江正和・大滝典雄 1977. 熊本県のヒゴタイについて 熊本大学教養部紀要 自然科学編 12 : 39-60.
- 石井実・植田邦彦・重松敏則 1993. 里山の自然を守る 築地書館
- 伊藤巖・余田康郎・黒崎順二 1968. 放牧野草地に混生するシロクローバ(*Trifolium repens*)の分布と生育地の条件 北海道農業試験場彙報 93 : 54-66.
- 伊藤巖 1976. 川渡の山地草原における放牧と植生遷移 草地生態 15 : 30-37.
- 伊藤巖・西脇亜也・高橋佳孝 1992. 三瓶山牧野の野草地に混生するシロクローバの消長 草地生態 29 : 23-29.
- Itow, S. 1962. Grassland vegetation in uplands of western Honshu, Japan. Part I. Distribution of grassland. *Japanese Journal of Ecology* 12 : 123-129.
- Itow, S. 1963. Grassland vegetation in upland of Western Honshu, Japan. II. *Japanese Botany* 18 : 133-167.
- 伊藤秀三 1977. 草地の管理と遷移 沼田眞(編) 植物生態学講座4 群落の遷移とその機構 p. 127-138. 朝倉書店
- 伊藤秀三 1981. 二次草原 宮脇昭(編) 日本植生誌 2. 九州 p. 238-252. 至文堂
- 伊藤秀三 1983. 二次草原 宮脇昭(編) 日本植生誌 4. 中国 p. 258-270. 至文堂
- 岩城英夫 1971. 草原の生態 共立出版
- 岩波悠紀 1995. わが国草原の現状と課題 国立公園 534 : 2-5.
- Iwata, E. 1966. Germination behaviour of shrubby Lespedeza seeds with special reference to burning. *Ecological Review* 16 : 217-227.
- 岩田悦行 1971. 北上山地の二次植生, 特に草地植生に関する生態学的研究 岐阜大学農業研究報告 30 : 288-430.
- 加藤陸奥雄 1995. 天然記念物を考える 日本の天然記念物 p. 6-13. 講談社
- 環境庁 1989. 第3回自然環境保全基礎調査
- 桂瑛一 1994. 農村の環境保全と農村型レクリエーション 西村博行・堀田忠夫(編) 農村の環境保全ー英国の経験に学ぶー p. 56-70. 富民協会

- 佳山良正・大久保忠旦 1989. 草地の生態. 粗飼料・草地ハンドブック p. 143-204. 養賢堂
- 金文洪・伊藤秀三 1994. 済州島漢拏山と対馬山地のチョウセンヤマツツジ群落 長崎大学教養部紀要自然科学編 34: 111-120.
- 吉良龍夫 1952. 生態学的にみたいわゆる過放牧野生態学会報 2: 209-213.
- 庫本正 1995. 秋吉台の山焼き 国立公園 534: 32-35.
- 黒崎順二・飯泉茂 1960. 放牧家畜の行動と植群 第6報 放牧家畜のふんによる種子の散布について 東北大学農学研究所報告 11: 427-435.
- 前中久行 1993. 草地の植生管理 井手久登・亀山章(編) 緑地生態学 p. 147-157. 朝倉書店
- 松村正幸 1981. シバ草地の自然分布南限考 草地生態 19: 27-36.
- 守山弘 1988. 自然を守るとはどういうことか 農文協
- 守山弘 1996. 日本農村環境の変化 石弘之・沼田眞(編) 文明と環境 第11巻 環境危機と現代文明 p. 26-39. 朝倉書店
- 村田浩平・野原啓吾 1993. 熊本県におけるオオルリシジミの衰亡と保護 矢田脩・上田恭一郎(編) 日本産蝶類の衰亡と保護 第2集 p. 151-159. 日本鱗翅学会
- Naito, K. & N. Nakagoshi. 1993. Flora and vegetation in a protected area for *Iris rossii* Baker (Iridaceae), a threatened plant in Hofu city, Yamaguchi Prefecture. Memoirs of the Faculty of Integrated Arts and Sciences, Hiroshima University, Series IV 19: 19-37.
- Naito, K. & N. Nakagoshi. 1994. The conservation ecology of *Pulsatilla cernua* (Thunb.) Spreng. (Ranunculaceae), an endangered species in Japan. In: Y. Song, Dierschke, H., & Wang, X. Applied Vegetation Ecology, p. 263-269. East China Normal University Press, Shanghai.
- Naito, K. & N. Nakagoshi. 1995. The conservation ecology of *Iris rossii* Baker (Iridaceae) a threatened plant in rural Japan. Journal of Plant Research 108: 477-482.
- 内藤俊彦 1988. 農耕文化と植物社会 (1) 森林から草原へ 矢野悟道(編) 日本の植生—侵略と攪乱の生態学 p. 22-30. 東海大学出版会
- 中越信和・染矢貴・鎌田磨人・根平邦人 1989. 比和町の現存植生図 比和科学博物館研究報告 28: 1-10.
- Nakagoshi, N. & K. Naito. 1995. Landscape management and plant conservation in the national parks in Japan. In: I. K. Lee (eds.), Development of National Strategy for Conservation of National Parks and Protected Areas in Korea, p. 127-137. Korean Biodiversity Council and National Parks Authority, Seoul.
- 中井達郎 1996. 植物群落 RDB をつくった意味 自然保護 405: 12-19.
- 中沢敬士 1995. 躑躅原レンゲツツジおよびフジザクラ群落 日本の天然記念物 p. 345. 講談社
- 猶原恭爾 1965. 日本の草地社会 養賢堂
- 根本正之・榎田信彌・古澤健 1990. 農業生態系における半自然草地の役割—与那国島北牧場における事例— 環境情報科学 19: 65-68.
- 日本生態学会自然保護専門委員会 1974. 半自然草原保護地域案 p. 1-20. 日本生態学会
- 日本植物分類学会 1993. レッドデータブック—日本の絶滅危惧植物— 農村文化社
- 西川浩三 1976. ススキ属植物の種間関係 ススキの研究 p. 89-109. 平石功先生退官記念事業会
- 西村格 1981. 関東・中部・北陸地域の野草地利用の実態と問題点 肉用牛生産における野草地利用の展望 I. 野草地利用の実態と問題点 草地試験場資料 56-8: 20-27.
- 西村格 1982. 野草資源の潜在的分布量からみた評価 肉用牛生産における野草地利用の展望 II. 野草地および野草類の評価 草地試験場資料 57-9: 1-18.
- 西村格・安部二郎・庄司舜一・斎藤吉満 1984. 先島諸島における半自然草地の植生とマメ科植物について 日本草地学会誌 30: 29-39.
- 西脇亜也・菅原和夫・伊藤巖 1993. 放牧影響下にあるススキ型草地での低木群落の成立 日本草地学会誌 39: 1-6.
- 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.
- Numata, M. 1971. Quarternary history of grasslands—particularly on relationships of climate to grass and grassland types and on human role in development of grassland formation on the earth. Bulletin of the

- Biogeographical Society of Japan, 26: 21-27.
- 沼田眞 1972. 植物たちの生 岩波書店
- 沼田眞 1973. わが国における自然草地の生態 江原薫 (編) 飼料作物・草地の研究 p. 26-38. 養賢堂
- 沼田眞 1982. 環境教育論 東海大学出版会
- 沼田眞 1983. 芝生・芝地の生態学的特性 芝草研究 12: 6-8.
- 沼田眞・伊藤邦男・富士田裕子 1991. 佐渡のシバ草地 草地生態 28: 1-8.
- 沼田眞 1993. 植物のくらし 人のくらし 海鳴社
- 沼田眞 1994. 自然保護という思想 岩波書店
- 沼田眞 1995 a. 植物の天然記念物 日本の天然記念物 p. 114-115. 講談社
- 沼田眞 1995 b. 滅びゆく日本の草原 久住高原野焼きシンポジウム・全国野焼きサミット報告書 p. 5-10. 羅針盤
- 小倉武一 1995. ある門外漢の新農政試論 農山漁村文化協会
- 大井次三郎 1975. 日本植物誌 至文堂
- 岡野誠一・岩元守男 1989. 林野植物に対する放牧家畜の採食嗜好性 林業試験場研究報告 353: 177-211.
- 大迫元雄 1937. 本邦原野に関する研究 興林会
- 大滝典雄 1986. 阿蘇斧岳におけるセンブリの生態調査 熊本記念植物採集会誌 BOTANY 35: 67-75.
- 大滝典雄 1994. 阿蘇ー自然と人との営みー 平成6年度熊本大学放送公開講座 p. 75-101. 熊本大学
- Peterken, G. F. 1993. Woodland Conservation and Management. 2nd. ed. Chapman and Hall. London.
- レッドデータブック近畿研究会 1995. 近畿地方の保護上重要な植物ーレッドデータブック近畿ー 関西自然保護機構
- 佐藤誠 1993. 阿蘇グリーンストック 石風社
- 沢村浩 1981. 九州地域の野草地利用の実態と問題点 草地試験場資料 56-8: 48-56.
- 先名征司 1995. 阿蘇の草原と国立公園 国立公園 534: 24-31.
- 芹沢俊介 1995. エコロジーガイド 人里の自然 保育社
- 瀬田信哉 1995. 野焼きとボランティア 国立公園 534: 6-22.
- 柴谷篤弘 1989. 日本のチョウの衰亡と保護 浜栄一・石井実・柴谷篤弘 (編) 日本産蝶類の衰亡と保護 p. 1-22. 日本鱗翅学会
- 柴谷篤弘 1993. 蝶類保護 国際的及び外国の事例 矢田脩・上田恭一郎 (編) 日本産蝶類の衰亡と保護 第2集 p. 1-15. 日本鱗翅学会
- 島根県 1960. 国立公園基礎調査書 隠岐島・島根半島・三瓶山
- 小路敦・山本由紀代・須山哲夫 1995. GISを利用した島根県三瓶山地域における景観変遷の解析 農業土木学会誌 63: 847-853.
- 染矢貴・鎌田磨人・中越信和・根平邦人 1989. 山間農村における植生景観の構造とその変遷ー広島県比和町を事例としてー 地理科学 44: 1-17.
- 菅沼孝之 1996. 草地保全と景観生態 沼田眞 (編) 景観生態学 p. 160-166. 朝倉書店
- 菅原亀悦・飯泉茂・黒崎順二 1960. 放牧家畜の行動と植群 第7報 シバ型放牧地におけるウマタテバの植群とふん塊上の植物 東北大学農学研究所報告 11: 437-445.
- 鈴木時夫 1959. 阿蘇および久住草地植生の組成群 日本生態学会誌 9: 75-79.
- 高橋佳孝 1994. 三瓶山牧野の変遷と残された課題 中国農業試験場畜産部資料 H5-3: 1-39.
- 高橋佳孝 1996 a. 自然草地の景観とその利用 草その情報 92: 13-21.
- 高橋佳孝 1996 b. レンゲツツジからみえる 畜産不振の後遺症 草地生態 31: 37-40.
- 高橋佳孝・内藤和明 1996. 放牧条件下における短草型草地の特性と植生管理への応用 国際景観生態学会日本支部会報 3: 44-45.
- 高橋佳孝・内藤和明 1997. 半自然草地における草原性植物の保全 日本草地学会誌 43 (別): 18-19.
- 高槻成紀 1989. 植物および群落に及ぼすシカの影響 日本生態学会誌 39: 67-80.
- 高槻成紀 1993. 有蹄類の食性と植物による被食適応 鷺谷いづみ・大串隆之 (編) 動物と植物の利用しあう関係 p. 104-128. 平凡社
- 武内和彦 1991. 地域の生態学 朝倉書店
- 武内和彦 1994. 環境創造の思想 東京大学出版会
- 田中正大 1981. 日本の自然公園 相模書房
- 豊原源太郎 1988. 燃料文明と植物社会 矢野悟道 (編) 日本の植生ー侵略と攪乱の生態学 p. 73-90. 東海大学出版会
- 土田勝義 1985. 美ヶ原と霧ヶ峰の草地植生ー亜高山帯の草地ー 草地生態 22: 25-27.
- わが国における保護上重要な植物種および植物群落の研究委員会植物種分科会 1989. 我が国における保護上重要な植物種の現状 日本自然保護協会・世

界自然保護基金日本委員会

鷺谷いづみ・矢原徹一 1996, 保全生態学入門ー遺伝子から景観まで 文一総合出版

矢田脩・上田恭一郎 1993, 日本産蝶類県別レッドデータ・リスト 矢田脩・上田恭一郎 (編) 日本産蝶類の衰亡と保護 第2集 p. 18-81, 日本鱗翅学会

安盛博 1995, 湯の丸レンゲツツジ群落 日本の天然記念物 p. 350, 講談社

吉田重治 1950, 我国牧野の草原型と植生変遷に関する研究 東北大学農学研究所報告 2 : 349-369,

吉田重治 1956, 本邦牧野の生態学的考察 東北大学農学研究所報告 7 : 191-207,

(1997年6月16日受領)