

第Ⅲ章 植生保護柵による植物種の回復

本章では、丹沢山地においてシカの採食により減少している多年生草本（第1節）とスズタケ（第2節）、高木性木本（第3節）に着目して、これらの生活型ごとに植生保護柵による回復の効果について検討する。

第1節 多年生草本の回復

第1項 4林床型における多年生草本の回復

1 はじめに

1990年代から全国的にシカの採食による多年生草本の減少が報告されており（井上，2003など）、多くの多年生草本が環境省や各県の絶滅危惧種に位置づけられている（環境庁，2000）。絶滅危惧種の減少は地域の生物多様性保全の観点から大きな問題となっており、早急な対策が必要とされている（井上，2003）。

神奈川県丹沢山地でも1980年代後半からシカの強度な採食圧により林床植生が退行し、クガイソウなど高茎または広葉の多年生草本10種がシカの採食を減少要因とする県の絶滅種と絶滅危惧種に区分された（神奈川県レッドデータ生物調査団，1995）。

こうした経緯から、神奈川県は林床植生の衰退の著しい丹沢大山国定公園特別保護地区に1997年から植生保護柵を設置してきた。これにより、絶滅が危惧される多年生草本の保護と回復を期待できる。しかし、シカによる多年生草本の減少の問題が全国的に発生していながら、植生保護柵の設置などの対策を実施し、それについての有効性を調査した事例は見当たらない。地域において多年生草本が絶滅することは生物多様性の低下に直結するため、柵設置後の多年生草本の生育状況を調査し、柵による保護と回復の効果を検証する必要がある。

そこで、植生保護柵による多年生草本の保護回復効果を検証することを目的として、冷温帯夏緑広葉樹の自然林下の4林床型に設置して4年経過した植生保護柵において、柵内の植物相、特に絶滅が危惧される多年生草本（以下、希少草本）の出現状況と個体数を調べた。また、希少草本の過去の出現状況を文献により調べた。それにより、(1) どの林床型で希少草本が頻度高く、あるいは個体数が多く出現す

るか、(2) 過去と比較して希少草本は回復したといえるのか、について検討した。

2 方法

(1) 調査地

調査した植生保護柵は、1997年に丹沢大山国定公園特別保護地区内で一つの斜面から尾根部に連続して設置された25基である（図3-1）。植生保護柵は鋼製で高さ2.0m、大きさは一辺20～50mで面積は600～2,500m²である。植生保護柵は、短茎草本型とスズタケ型、高茎草本型、ミヤマクマザサ型の4タイプの林床型に設置されている。各林床型における植生保護柵数は、短茎草本型に4基（標高1,170m～1,210m）、スズタケ型に16基（標高1,300m～1,450m）、高茎草本型に4基（標高1,500m～1,560m）、ミヤマクマザサ型に1基（標高1,565m）である。

調査地域では1980年代後半からシカの累積的な採食圧により林床植生が衰退し、とくにスズタケの退行（齋藤ほか，2000）やミヤマチドメなど小型多年生草本とミズなど一年生草本の増加（田村・山根，2002）、マツカゼソウ *Boenninghausenia japonica* Nakai やマルバダケブキなど不嗜好性植物の顕在（田村・山根，2002）が報告されている。

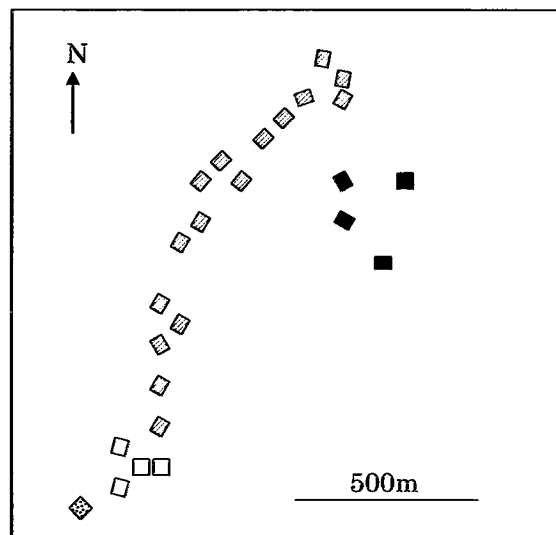


図3-1 植生保護柵の配置図

■：短茎草本型に設置した植生保護柵、▤：スズタケ型に設置した植生保護柵、□：高茎草本型に設置した植生保護柵、▣：ミヤマクマザサ型に設置した植生保護柵。柵間は最短で10m、最長で250m離れている。図1-2を参照。

(2) 現地調査

植生保護柵を設置して4年経過した2001年6月～9月に各植生保護柵内を踏査し、シカの影響を受けてきた林床植生を対象として高さ1.5m以下に出現した維管束植物種を記録した。また、2002年7月～8月に希少草本を対象に個体数を測定した。ここで個体数はラメットとし、便宜的に5個体未満、10個体未満、50個体未満、100個体未満、200個体未満と5区分した。

植生保護柵内の全域で出現種を記録する方法、いわゆる植物相調査を採用したのは、柵内の総出現種を調べることで、低頻度種や個体数の少ない種、調査地域で未発見の種を捕捉できると考えたことによる。一方、通常の群落分類学的調査を柵内の一部で行うのでは、低頻度種などを記録できない可能性がある。また、柵内全域で群落分類学的調査を行うと時間がかかるだけでなく、被度・群度の記録が難しくなる。これらのことも植物相調査を採用した理由である。

なお、2001年～2003年にかけて柵外で踏査、および10m四方から30m四方の方形調査区を合計21か所(面積9,100 m²)設置して、絶滅が危惧される多年生草本の発見に努めた。

(3) 解析方法

植生保護柵内で出現した多年生草本をカテゴリー分けした。まず『神奈川県レッドデータ生物調査報告書』(神奈川県レッドデータ生物調査団, 1995、以下、神奈川RDB1995)により絶滅種、絶滅危惧種、減少種、希産種を選んだ。次に県内で新たに出現した多年生草本を県新発見種とし、これら5タイプを本論で希少草本とした。これらに該当しない種をその他として扱った。

植生保護柵内で出現した希少草本について、調査地域における過去の出現の有無を文献資料から調べた。用いた資料は、発行年代の古い順に宮脇ほか(1964)による群落分類学的調査データ、神奈川県植物誌調査会(1988)の『神奈川県植物誌1988』、大野・尾関(1997)の群落分類学的調査データ、および神奈川県植物誌調査会(2001)の『神奈川県植物誌2001』である。これらのうち『神奈川県植物誌1988』(神奈川県植物誌調査会, 1988)が出版され

た1988年を境に2期に区分し、1987年以前をシカの影響の小さかった時代、1988年以降現在までをシカの影響の大きい時代とした。これは、調査地域でシカの影響が強まったのは1980年代後半からという報告による(山根, 1999)。

3 結果

(1) 植生保護柵内の希少草本

4林床型の植生保護柵全体で維管束植物を334種確認した(表3-1、附表1)。そのうち希少草本は12種で、種数に占める希少草本の比率(以下、希少種率)は3.6%であった。12種の内訳は、絶滅種が2種、絶滅危惧種が3種、減少種が4種、希産種が3種、県新発見種が1種である。これらのうち神奈川RDB1995でシカの採食を減少要因とする種は5種あった(表3-2)。それらは、絶滅危惧種のクルマユリ、ハルナユキザサ、オオモミジガサ、減少種のクルマバツクバネソウ *Paris verticillata* M. Bieb.、オオキヌタソウ *Rubia chinensis* Regel & Maackである。なお、出現種のうち、草本以外で神奈川RDB1995に掲載されていた種は1種あり、木本のミヤマアオダモ *Fraxinus apertisquamifera* H. Haraであった。

希少草本が多く出現した林床型は高茎草本型であり、そこでは希少草本が8種出現し、希少種率は4.5%であった(表3-1)。これら8種のうち絶滅種のノビネチドリ *Gymnadenia conopsea* (Cham.) Miyabe & Kudoと絶滅危惧種のオオモミジガサ、減少種のオオキヌタソウの3種はこの林床型でのみ確認された(表3-2)。ミヤマクマザサ型では希少草本が4種出現し、希少種率は4.0%と高茎草本型について高かった。減少種のクルマバツクバネソウはこの林床型でのみ確認された(表3-2)。スズタケ型では希少草本が4種出現し、希少種率は1.5%であった。減少種のサトメシダ *Athyrium deltoideifrons* Makino、県新発見種のタカネサトメシダ *Athyrium pinetorum* Tagawaはこの林床型でのみ確認された。短茎草本型では希少草本が1種のみ出現し、それは絶滅種とされていたイッポンワラビ *Cornopteris crenulatoserrulata* (Makino) Nakaiであり、この林床型でのみ確認された。

各希少草本が出現した柵数は、最も多いオオヤマサギソウ *Platanthera sachalinensis* F. Schmidt var.

表3-1 4林床型の植物相の内訳

林床型 群落	短茎草本型 イワボタン・シオジ	スズダケ型 ヤマボウシ・ブナ	高茎草本型 オオモミジガサ・ブナ	ミヤマクマザサ型	合 計
保護柵数	4	16	4	1	25
保護柵面積 合計(m ²)	7,760	20,500	6,700	1,600	36,560
保護柵面積 平均(m ²)	1,940	1,281	1,666	1,600	1,462
出現種数	181	271	176	100	334
希少草本	1 (0.6)	4 (1.5)	8 (4.5)	4 (4.0)	12 (3.6)
絶滅種	1 (0.6)		1 (0.6)		2 (0.6)
絶滅危惧種			3 (1.7)	2 (2.0)	3 (0.9)
減少種		2 (0.7)	2 (1.1)	1 (1.0)	4 (1.2)
稀産種		1 (0.4)	2 (1.1)	1 (1.0)	2 (0.6)
県新産種		1 (0.4)			1 (0.3)
その他	180 (99.4)	267 (98.5)	167 (94.9)	96 (96.0)	322 (96.4)

カッコ内は比率を%で示した。

表3-2 4林床型の植生保護柵内に出現した希少草本の個体数

種 名	個体数					減少要因 ^{*1}	開花結実
	短茎草本型	スズダケ型	高茎草本型	ミヤマクマザサ型	合 計		
保護柵数	4	16	4	1	25		
稀少種数	1	4	8	2	13		
絶 滅 種 (Ex)							
イッポンワラビ	< 5 (1)				< 5 (1)	不 明	
ノビネチドリ			< 5 (1)		< 5 (1)	産地極限	○
絶滅危惧種 (En)							
クルマユリ			< 50 (2)	< 50 (1)	< 50 (3)	シカ採食	○
ハルナユキザサ			< 200 (4)	< 10 (1)	< 200 (5)	シカ採食	○
オオモミジガサ			< 5 (1)		< 5 (1)	シカ採食	
減 少 種 (V)							
サトメシダ		< 5 (1)			< 5 (1)	土地造成	○ ^{*2}
クルマバツクバナソウ				< 5 (1)	< 5 (1)	シカ採食	
オオヤマサギソウ		< 10 (5)	< 50 (2)		< 50 (7)	園芸採取	○
オオキヌタソウ			< 5 (1)		< 5 (1)	シカ採食	○
稀 産 種 (R)							
シラネワラビ		< 5 (1)	< 5 (2)		< 5 (3)	記載なし	○
ヒカゲミツバ			< 100 (4)	< 50 (1)	< 100 (5)	記載なし	○
県新発見種 (N)							
タカネサトメシダ		< 5 (2)			< 5 (2)		○ ^{*2}

カッコ内の数字は出現した保護柵数を示した。

* 1 は『神奈川県レッドデータ生物調査報告書』(神奈川県レッドデータ生物調査団, 1995)より引用した。

* 2 は孢子形成を示した。

sachalinensis の 7 か所、次いでハルナユキザサとヒカゲミツバ *Spuriopimpinella koreana* (Nakai) Kitag. の 5 か所で、残りの種は 1 ~ 3 か所であった (表 3-2)。このうち、ハルナユキザサとヒカゲミツバは高茎草本型の柵全箇所で記録された。

希少草本の個体数は最も多いハルナユキザサで

100 個体以上 200 個体未満、次いでヒカゲミツバの 50 個体以上 100 個体未満であったが、12 種のうち 8 種は 5 個体未満であった (表 3-2)。

出現した希少草本 12 種のうち調査時点で繁殖 (開花・結実または孢子形成) を確認できたものは 9 種あった (表 3-2)。繁殖を確認できなかった種はオ

オオモミジガサ、クルマバツクバネソウ、イッポンワラビである。これらのうちオオモミジガサは調査より2年経過した時点、すなわち柵設置後6年目で開花結実個体が見られた。

なお、調査地域において柵外の調査で確認できた希少草本は稀産種とされているヒカゲミツバ1種のみで個体数は10個体未満だった。柵外でも開花個体を確認した。

(2) 希少草本の過去の出現状況

調査地域において過去に出現記録のある希少草本は6種あり、これらはすべてシカの影響の小さかった時代に記録された種であった(表3-3)。これら6種のうち5種はシカの影響の大きかった時代に未確認だった種で、それらは絶滅種のノビネチドリ、絶滅危惧種のオオモミジガサ、減少種のクルマバツクバネソウとオオキヌタソウ、稀産種のシラネワラビ *Dryopteris expansa* (C. Presl) Fraser - Jenk. & Jermy である。一方、シカの影響の大きかった時代にも確認された希少草本は1種で、稀産種のヒカゲミツバである。

今回の調査によって調査地域で始めて確認された

希少草本が6種あった。これらのうちイッポンワラビとクルマユリ、ハルナユキザサ、オオヤマサギソウの4種は丹沢山地の他の場所で記録のある種であるが、サトメシダは丹沢山地での新発見で、タカネサトメシダは神奈川県での新発見種であった(田村ほか, 2004)。

4 考察

植生保護柵を設置して4年経過後、柵内で希少草本が12種確認された(表3-1、3-2)。これらのうち5種、すなわちノビネチドリとオオモミジガサ、クルマバツクバネソウ、オオキヌタソウ、シラネワラビはシカの影響の小さかった時代に記録されたが、その後シカの影響の大きかった時代、および現在柵外では未確認の種であった(表3-3)。このことは、シカの採食圧により消失したり矮小化して人目に付かない状態になった種が植生保護柵の設置により回復したことを示している。

これら5種がシカの影響の大きかった時代に消失した理由として、人間側の調査時の見落としも否定できないが、植物側の種特性とシカ側の種特性が関係していると考える。植物側の種特性としては、5

表3-3 植生保護柵内で出現した希少草本の過去における調査地域での出現状況

県RDBランク	種名	学名	シカ採食圧	宮脇ほか 1964 (1962-1963)	FKA* 1988 (-1987)	大野ほか 1997 (1993-1995)	FKA* 2001 (1988-2000)
				低	低	高	高
絶滅種 (Ex)	イッポンワラビ	<i>Cornopteris crenuloserrulata</i>					
	ノビネチドリ	<i>Gymnadenia camtschatica</i>			○		
絶滅危惧種 (En)	クルマユリ	<i>Lilium medeoloides</i>					
	ハルナユキザサ	<i>Smilacina robusta</i>					
	オオモミジガサ	<i>Miricacalia makineana</i>		○	○		
減少種 (V)	サトメシダ	<i>Athyrium deltoideifrons</i>					
	クルマバツクバネソウ	<i>Paris verticillata</i>		○	○		
	オオヤマサギソウ	<i>Platanthera sachalinensis</i>					
	オオキヌタソウ	<i>Rubia chinensis</i>		○			
稀産種 (R)	シラネワラビ	<i>Dryopteris expansa</i>		○	○		
	ヒカゲミツバ	<i>Spuriopimpinella koreana</i>		○			○
県新産種 (N)	タカネサトメシダ	<i>Athyrium pinetorum</i>					

*FKA: 神奈川県植物誌調査会。

○は記録された種を示した。

調査年と文献発表年が異なる場合は文献名のカッコ内に調査年を示した。

1987年以前はシカの影響の小さかった時代、1988年以降はシカの影響が顕在化した時代。

種ともに、もともと丹沢山地での分布地点が限られていること（神奈川県植物誌調査会，2001）、個体数も少ないこと（表3-2）、生育型と生活型は直立した単茎をもつ多年生草本であり、繁殖器官は茎の先端部に形成されるため、成長途上で茎葉が採食されると繁殖できずに消失したり矮小化したりする可能性があることをあげることができる。一方、シカ側の種特性として、シカは高茎で多汁質のこれらの草本に対して嗜好性が高い可能性が大きい。そのため、他の種より早期に採食されて消失したと考えられる。ただし、一般にシダ類は嗜好性が低いものが多いので、シラネワラビについては今後さらに観察が必要である。

これら5種が回復した理由として、地上部が矮小化した状態で残っていたこと、あるいは地上部から消失したとしても地下部の貯蔵器官（根茎など）が残存していたため、柵を設置して採食圧を排除したことにより、成長するようになったことが考えられる。長谷川（2000）は、日光白根山でシカの採食圧下で消失したミソガワソウとシラネアザミが柵設置後に復活してきたことを観察し、これらは人目につきにくいごく小さな形で少し生き残っていた可能性を指摘している。

これら地上部・地下部の残存の他に埋土種子の存在も否定できないが、柵設置後4年という短期間に開花・結実に至った希少草本が多かったことからすると（表3-2）、植物体の地上部・地下部が残存していた可能性が高いと考える。つまり、これまで絶滅種と区分（神奈川県レッドデータ生物調査団，1995；勝山ほか，1997）されてきた希少草本の中には、地上部の消失であって地域的な絶滅ではなかった種があることを示唆している。また、柵外の調査においてヒカゲミツバ以外の希少草本は確認されなかったが、それらは柵外でも矮小化した状態や地下部の貯蔵器官が残存して人目につかない状態で残っている可能性がある。

過去にシカの影響によらず確認された希少草本としてヒカゲミツバの1種があった（表3-3）。ヒカゲミツバは現在も柵外で確認されている種である。ヒカゲミツバの場合、他の希少草本と比較して個体数が多いこと（表3-2）、またシカの嗜好性が他の希少草本よりも低い可能性があることにより、シカの影

響の大きい時代にも生育していると考えられる。しかし、採食痕を観察しているため、今後も生育しつづける可能性の判断には継続的な観察が必要である。

希少草本12種のうち6種、すなわちイッポンワラビとクルマユリ、ハルナユキザサ、サトメシダ、オオヤマサギソウ、タカネサトメシダは調査地域において今回の調査で新たに発見された種であった（表3-3）。このことは、シカの影響が小さかった時代からすでにシカの採食により消失していた可能性と、これまでの調査で見逃されていた可能性を示している。とくに絶滅危惧種のクルマユリとハルナユキザサはシカの採食が減少要因の植物で（神奈川県レッドデータ生物調査団，1995）、柵内におけるこれらの個体数は他の希少草本と比較して多いこと（表3-2）から、シカの影響の小さかった時代からシカの採食により矮小化して人目につかなかった可能性がある。一方で、絶滅種のイッポンワラビなどは個体数が5個体未満と少ないことから、見逃されていた可能性がある。いずれにしても、これまでの狭い面積を対象とした群落分類学的調査や登山道沿いの植物相調査の限界を示していると考える。希少草本の確認のためには、広域な面積を対象とした詳細な植物相調査が必要であろう。

以上のことから、植生保護柵には消失した希少草本を保護し回復させる効果があることが示された。丹沢山地において、今後の植生保護柵設置にあたっては希少草本が多く出現した高茎草本型やミヤマクマザサ型の林床、すなわちこれら2タイプの全層群落であるオオモミジガサープナ群集域に植生保護柵を設置することが希少草本の保護のために優先事項と判断される。

植生保護柵は希少草本を保護する一方でスズタケや木本稚樹、他の草本類も保護するため、それらの種との競争により希少草本が再度消失する可能性もある。実際に、ノビネチドリは2005年以降確認されていない（田村，観察）。また、個体数が少ないことによる環境揺らぎや人口学的揺らぎにより絶滅する可能性もある（松田，2000）。そのため、植生保護柵により希少草本が回復したとしても、継続観察する必要がある。

第2項 植生保護柵の設置年の違いが多年生草本の回復に及ぼす影響

1 はじめに

本節第1項の結果から、地域絶滅した多年生草本が植生保護柵の設置で回復することがわかった。しかし、シカの強い採食圧がさらに長期間持続すると、土壤中の地下器官が枯死したり埋土種子が枯渇したりすることで、地上部から消失した多年生草本が回復しないことが予想される。これについて検討することは、植生保護柵の設置の緊急性を判断するうえで重要である。すなわち、多年生草本が地上部から消失してどの程度の期間以内に植生保護柵を設置すれば回復するかを判断できる。しかしながら、こうした観点で調べた研究事例はない。

そこで、本項では同一地域で設置年の異なる植生保護柵内において多年生草本の出現の有無と個体数を比較することで、シカの採食圧を受けてきた時間に対する多年生草本の回復のしやすさを検討した。

2 調査地と方法

調査地は高茎草本型とした。この理由は、地域絶滅した多年生草本は高茎草本型の林床で頻度高く個体数も多いこと（本節第1項）による。対象とした植生保護柵は、本節第1項と同一の1997年に高茎草本型に設置された柵（以下、1997年柵）4基と、それに隣接して2003年に設置された柵（2003年柵）7基である（図3-2）。植生保護柵の大きさは、1997

年柵では1辺45m四方が2基、1辺40m四方が1基、60m×25mが1基であり、2003年柵ではすべて1辺40m四方である。調査面積は1997年柵が合計7,150 m² (0.7ha)、2003年柵が合計11,200 m² (1.1ha) であり、2003年柵は1997年柵の1.6倍の調査面積である。1997年柵と2003年柵の距離は最短で3m離れている。調査した植生保護柵の標高範囲は、1997年柵では1,500～1,560m、2003年柵では1,470～1,560mであり、ほぼ一致している。

調査対象とした多年生草本は、1997年柵に生育している12種とした。すなわち高桑ほか(2006)の『神奈川県レッドデータ生物調査報告書2006（以下、神奈川県RDB2006）』における県絶滅危惧ⅠA類のクルマユリとレンゲショウマ *Anemonopsis macrophylla* Siebold & Zucc.、オオキヌタソウ、同じくⅠB類のハルナユキザサとヒカゲミツバ、オオモミジガサ、ラン科外のエンレイソウ *Trillium smallii* Maxim.、オオナルコユリ *Polygonatum macranthum* (Maxim.) Koidz.、クサアジサイ *Cardiandra alternifolia* Siebold & Zucc. var. *alternifolia*、オオバショウマ、コウモリソウ、タンザワヒゴタイ *Saussurea hisauchii* Nakai の12種である。この他にノビネチドリとオオヤマサギソウのラン科植物も1997年柵内に生育しているが、ラン科植物はもともと稀で幸運な機会に恵まれなければ観察できないことが多い（神奈川県レッドデータ生物調査団, 1995）ため、対象外とした。また、第1項で示したシラネウラボシは孢子による繁殖が可能であり、

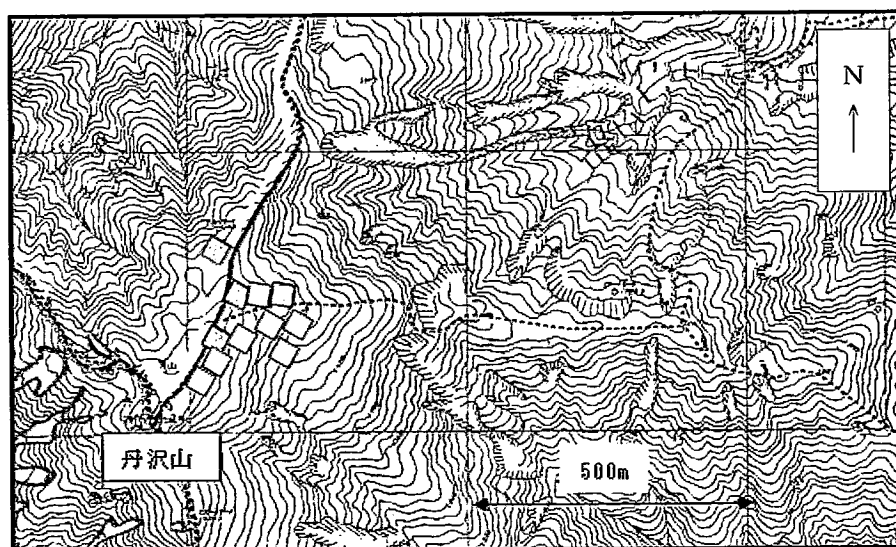


図3-2 調査地

■：1997年に設置した柵、□：2003年に設置した柵

柵の設置年による差異を検出できないと考えたため、対象外とした。なお、本項では、対象種のうち『神奈川RDB2006』でランク外の種を普通種とした。

調査は、1997年柵では2002年（設置して5年後）と2008年（設置して11年後）の夏期に柵内をくまなく歩いて対象種の発見に努め、対象種を確認した際は個体数と開花結実の有無を記録した。2003年柵については2008年（設置して5年後）に同様に調査した。なお、個体数はラメット数とし、蕾が開花結実があったものを成熟個体とみなした。

3 結果

(1) 出現頻度

先に設置した1997年柵では、5年後において対象とした12種の出現頻度は0.25～1.00の範囲にあった（表3-4）。絶滅危惧ⅠA類のオオキヌタソウと絶滅危惧ⅠB類のオオモミジガサの出現頻度は両方ともに0.25であったが、他の種は0.5以上であった。とくに絶滅危惧ⅠB類のハルナユキザサと普通種のエンレイソウの出現頻度は1.00であった。11年後において対象とした12種のうち9種の出現頻度は5年後と同じだった（表3-4）。出現頻度が増加したのは普通種のオオナルコユリとクサアジサイで、減少したのは絶滅危惧ⅠA類のクルマユリとオオキヌタソウであった。

後に設置した2003年柵では、5年後において対象とした12種の出現頻度は0～0.86の範囲にあったが、9種は0.5未満であった（表3-4）。絶滅危惧ⅠA類とⅠB類の6種のうち、クルマユリとレンゲショウマ、オオモミジガサの出現頻度は0で、オオキヌタソウは0.14、ハルナユキザサとヒカゲミツバは0.43であった。出現頻度が0.5以上だったのは普通種のクサアジサイとオオナルコユリ、エンレイソウであった。

柵を設置して5年後の時点で1997年柵と2003年柵の出現頻度を比較すると、絶滅危惧ⅠA類のクルマユリと、絶滅危惧ⅠB類のレンゲショウマとオオモミジガサの3種は1997年柵では出現頻度が0.25～0.75で出現していたのに対し、2003年柵では全く出現しなかった。両方に出現した種についてみても、絶滅危惧ⅠB類のハルナユキザサと、普通種のオオバショウマ、コウモリソウ、タンザワヒゴタイの出現頻度は2003年柵よりも1997年柵で2～5倍高かった。

(2) 個体数

先に設置した1997年柵では、5年後において対象とした12種の個体数は4～316の範囲にあった（表3-5）。個体数が10個体未満だったのは絶滅危惧ⅠA類のオオキヌタソウと絶滅危惧ⅠB類のオオモ

表3-4 設置年の異なる植生保護柵内における多年生草本の出現頻度

種 名	科 名	県 RDB ランク	2003 年柵	1997 年柵	
			5 年後	5 年後	11 年後
クルマユリ	ユリ	絶滅危惧ⅠA	0.00	0.50	0.25
ハルナユキザサ	ユリ	絶滅危惧ⅠB	0.43	1.00	1.00
オオキヌタソウ	アカネ	絶滅危惧ⅠA	0.14	0.25	0.00
ヒカゲミツバ	セリ	絶滅危惧ⅠB	0.43	0.75	0.75
レンゲショウマ	キンポウゲ	絶滅危惧ⅠB	0.00	0.75	0.75
オオモミジガサ	キク	絶滅危惧ⅠB	0.00	0.25	0.25
エンレイソウ	ユリ	—	0.57	1.00	1.00
オオナルコユリ	ユリ	—	0.71	0.75	1.00
クサアジサイ	ユキノシタ	—	0.86	0.75	1.00
オオバショウマ	キンポウゲ	—	0.29	0.75	0.75
コウモリソウ	キク	—	0.14	0.75	0.75
タンザワヒゴタイ	キク	—	0.14	0.50	0.50

数字は植生保護柵数に対する出現箇所数の割合を示す。

ミジガサの2種であり、オオキヌタソウは成熟個体であった。個体数が10個体以上50個体未満だったのは絶滅危惧ⅠA類のクルマユリと絶滅危惧ⅠB類のヒカゲミツバ、同じく絶滅危惧ⅠB類のレンゲショウマ、普通種のエンレイソウとオオバショウマの4種であり、いずれも成熟個体を伴っていた。個体数が50個体以上100個体未満だったのはタンザワヒゴタイの1種であり、約7割は成熟個体であった。個体数が100個体以上だったのは、絶滅危惧ⅠB類のハルナユキザサと、普通種のオオナルコユリ、クサアジサイ、コウモリソウの4種であり、いずれも4割以上が成熟個体であった。

1997年柵の11年後において対象とした12種の個体数は0～240の範囲にあった(表3-5)。5年後よりも個体数が2倍程度増加したのは、絶滅危惧ⅠB類のハルナユキザサと普通種のオオバショウマで、他の種は同程度か個体数が少なくなっていた。

個体数が少なくなったのは、絶滅危惧ⅠA類のクルマユリとオオキヌタソウ、絶滅危惧ⅠB類のヒカゲミツバとレンゲショウマ、オオモミジガサ、普通種のクサアジサイとタンザワヒゴタイであった。普通種のエンレイソウやオオナルコユリ、コウモリソウの個体数は2時点で同程度であった。

後に設置した2003年柵では、5年後において対象とした12種の個体数は0～850の範囲にあった(表3-5)。個体数が10個体未満だったのは絶滅危惧ⅠA類のクルマユリとオオキヌタソウ、絶滅危惧ⅠB類のレンゲショウマとオオモミジガサ、普通種のコウモリソウとタンザワヒゴタイの6種であり、クルマユリとレンゲショウマ、オオモミジガサの個体数は0であった。他の3種のうちオオキヌタソウとタンザワヒゴタイは成熟個体を伴っていた。個体数が10個体以上50個体未満だったのは絶滅危惧ⅠB類のハルナユキザサとヒカゲミツバ、普通種のエン

表3-5 設置年の異なる植生保護柵内における多年生草本の個体数

種 名	県RDBランク	2003年柵	1997年柵		
		5年後	5年後	9年後	11年後
クルマユリ (ユリ科)	絶滅危惧ⅠA	0 (0)	19 (17)	4 (4)	
ハルナユキザサ (ユリ科)	絶滅危惧ⅠB	12 (9)	130 (112)	244 (202)	226 (203)
オオキヌタソウ (アカネ科)	絶滅危惧ⅠA	3 (3)	1 (1)		
ヒカゲミツバ (セリ科)	絶滅危惧ⅠB	26 (16)	34 (28)		6 (5)
レンゲショウマ (キンボウゲ科)	絶滅危惧ⅠB	0 (0)	10 (2)		4 (3)
オオモミジガサ (キク科)	絶滅危惧ⅠB	0 (0)	4 (0)		1 (0)
エンレイソウ (ユリ科)	—	34 (31)	36 (25)		28 (24)
オオナルコユリ (ユリ科)	—	51 (50)	244 (210)		240 (194)
クサアジサイ (ユキノシタ科)	—	850 (833)	316 (274)		217 (166)
オオバショウマ (キンボウゲ科)	—	62 (21)	30 (24)		60 (28)
コウモリソウ (キク科)	—	1 (0)	199 (88)		208 (92)
タンザワヒゴタイ (キク科)	—	3 (3)	74 (49)		35 (14)

数字はラメット数。ハルナユキザサについては1997柵において9年目にも個体数を調べたため示した。
カッコ内の数字は成熟個体数を示す。

レイソウの3種であり、いずれも成熟個体を伴っていた。個体数が50個体以上100個体未満だったのは普通種のオオナルコユリとオオバショウマの2種であり、成熟個体を伴っていた。個体数が100個体以上だったのは、普通種のクサアジサイ1種であり、9割以上が成熟個体であった。

柵を設置して5年後の時点で1997年柵と2003年柵の個体数を比較すると、絶滅危惧ⅠA類とⅠB類を合わせた6種のうちオオキヌタソウは2003年柵で3個体、1997年柵で1個体と2003年柵で多かったが、他の5種はいずれも1997年柵で個体数は多かった。とくにクルマユリとレンゲショウマ、オオモミジガサは2003年柵では全く出現せず個体数は0であった。また、ハルナユキザサも1997年柵では130個体、2003年柵では12個体と1997年柵で10倍以上多かった。普通種の6種では、オオナルコユリとコウモリソウ、タンザワヒゴタイの3種は2003年柵よりも1997年柵で個体数は一桁多かった。エンレイソウは1997年柵と2003年柵で同程度の個体数、クサアジサイとオオバショウマは1997年柵よりも2003年柵で2倍程度個体数が多かった。

4 考察

1980年代後半から林床植生が退行した地域に1997年に植生保護柵を設置したところ、5年後にはハルナユキザサをはじめ多くの多年生草本が頻度高く出現し(表3-4)、個体数も二桁あった種が多く年変動も小さかった(表3-5)。一方で1997年の柵から遅れて6年後に設置した植生保護柵内では、設置して5年後では対象とした12種のうち9種が出現したが、出現頻度はクサアジサイとエンレイソウを除いて低く、個体数も1997年の柵と比較して少なかった(表3-5)。とくに絶滅危惧種の出現頻度と個体数は先に設置した柵と比較して少なかった。これらの結果は、後で設置した柵では先に設置した柵よりも高茎な多年生草本が回復しづらいことを示唆している。すなわち、後で設置した柵はシカの強い採食圧を先に設置した柵よりも6年長く受けてきたため、多年生草本が地上部と地下部ともに枯死ないし衰退したため出現しなかったか、出現しても個体数はわずかだったと考えられる。

一方で、後で設置した柵でもオオキヌタソウやヒ

カゲミツバのように先に設置した柵と同程度の個体数をもつ種があった(表3-5)。また、クサアジサイは後で設置した柵の方で個体数が多かった。その理由として、シカの嗜好性の違いでシカの採食圧下でも採食されずに成熟する個体があることや、植物種ごとの生活史特性の違い、すなわち、シカの採食に対する耐性の違いで土壌中に地下器官が残存していた可能性や、シかに採食されても地上部が残存する特性などがあげられる。実際に、本節第1項でみたようにヒカゲミツバはシカの採食圧下でも個体数は少ないながら出現し、開花個体を見ることができる。また、シかに採食されたとしても、その年は開花しないで地上部を残して生育する個体もある(田村, 観察)。クサアジサイもシカの採食圧下で個体数は少ないながら開花個体を見ることができる(田村, 観察)。一方で、後に設置した柵と先に設置した柵は距離が近いことから、先に設置した柵から種子が移動分散してきた可能性も否定できない。

調査地域では1980年代後半からスズタケなどの林床植生が退行した(羽山ほか, 1994)。また、1990年代半ば以降、調査地域のシカの密度は数10頭/km²の水準で推移している(丹沢大山自然環境総合調査団シカ班, 1997; 永田ほか, 2003; 2006)。これらのことから、1997年に設置された植生保護柵は退行して約10年間シカの強い採食圧を受けてきたこと、同様に2003年に設置された柵は約16年間シカの強い採食圧を受けてきたと判断できる。この採食圧を受けてきた時間の差異が、多年生草本の回復に影響したと考えられる。

アメリカではシカ類の高密度状態が15年~20年持続すると、エンレイソウ類 *Trillium* spp. が地域的な絶滅に向かう可能性があると言われている(Augustine and Frelich, 1998)。この根拠はエンレイソウ類の繁殖個体の最低齢が17年であったことによる(Augustine and Frelich, 1998)。また、Augustine and Frelich (1998) は、エンレイソウ類のように大きな葉と繁殖器官をもつ長寿命な多年生草本はシカ類に採食されると再生しにくいかもしれないと報告し、その例としてツバメオモト属、マイヅルソウ属、アマドコロ属、ユキザサ属、サルトリイバラ属のユリ科植物をあげている。本項の結果において、2003年に設置した柵でハルナユキザサとオオ

ナルコユリの個体数が1997年に設置した柵よりも一桁少なかったことは、Augustine and Frelich (1998)の指摘と一致している。しかし、エンレイソウの個体数は両方の柵でほぼ同程度であったことは、同じユリ科の属や種によってシカの採食圧による影響が異なることを示している。

Fletcher *et al.* (2001) は、ユリ (*Lilium superbum*) がオジロジカに採食されると、その年の成長と繁殖を停止させることを報告した。丹沢山地でもクルマユリやハルナユキザサ、エンレイソウがシカに採食されると地上部が溶けてしまい、翌年まで休眠することが観察されている(田村, 未発表)。これらの種は翌年も発芽するが、シカに採食されることを繰り返すと年々地下器官の貯蔵分が枯渇して、いずれ枯死するのであろう。こうして個体数を減少させ、種によっては地域絶滅するに至ると考えられる。このことが、植生保護柵の設置年の違いによる多年生草本の個体数の差異に影響したと考えられる。

多年生草本では矮小化した状態で地上部があったとしても長期間の採食圧下では繁殖サイズに達しない場合があり(Gill and Beardall, 2001)、結果として種の絶滅に結びつくことが報告されている(Kirby, 2001)。そのため、植生保護柵を早期に設置するほど希少草本の保全の効果は上がるものと考えられる。また、埋土種子が存在する場合も、時間の経過とともに生存率が下がることが指摘されている(Baskin and Baskin, 2001)ため、植生保護柵の早期の設置については埋土種子保全の観点からも有効であると推測される。これについては第V章で検討する。

以上のことから、シカの強い採食圧が長期間持続している地域において多年生草本を保護回復させるためには、林床植生が退行して間もないほどよく、遅くとも退行後10年以内に植生保護柵をつくることが望ましいと結論した。この知見は、多年生草本の絶滅が危惧される地域においても役立つことが期待される。

第2節 スズタケの回復

第1項 退行したスズタケの回復

1 はじめに

スズタケは太平洋側ブナ林の代表的な林床植生である(鈴木, 1966; 山中, 1979; 前田, 1988など)。

近年、スズタケが宮城県金華山島(Takatsuki and Gorai, 1994)や栃木県日光(Nomiya *et al.*, 2003)、奈良県大台ヶ原(日野ほか, 2003)でシカの強い採食圧により退行している。丹沢山地のブナ林においても1980年代からスズタケが退行しはじめた(古林・山根, 1997)。丹沢山地においてスズタケはシカの落葉期の重要な餌資源である(古林・丸山, 1977; Borkowski *et al.*, 1996)ため、シカが高密度に生息する地域でスズタケは稈高および稈密度の低下(齋藤ほか, 2000)や、葉の小型化(矢ヶ崎ほか, 1997)が生じている。

スズタケは樹木の更新の阻害要因である(前田, 1988)ことから、下刈り軽減の技術開発を目指して生態学的研究が行われてきた(沙木ほか, 1977; 沙木・荒上, 1984; Yuruki and Arakami, 1987)。これらの研究により、スズタケの稈の寿命は4~6年であること(沙木・荒上, 1984)、葉の寿命は平均6年であること(Yuruki and Arakami, 1987)、刈り払い後10~11成長期を経過しても刈り払い前の6~7割の回復にとどまること(沙木・荒上, 1984)などが明らかにされた。しかし、シカの採食との関係でスズタケを研究した報告は少なく、上述の齋藤ほか(2000)や矢ヶ崎ほか(1997)の報告がある程度である。しかし、いずれの報告にしても、シカにより退行したスズタケの回復手法に着目したものではない。スズタケは樹木の更新を阻害するが、スズタケのつくる藪は鳥類、昆虫類の生息地としての役割(山口ほか, 2007; 高桑ほか, 2007)や土壌保全の役割を果たしているため、退行したスズタケについて植生保護柵による回復の可能性を検討することは重要であろう。

そこで、本項ではスズタケが退行した地域において植生保護柵の設置によりスズタケがかつてのような密生した状態に変化する可能性を、同一地点において数時点で追跡調査することにより実証的に明らかにすることを目的とした。あわせてシカの密度の低い地域のスズタケと比較することで、回復の程度を評価した。

2 方法

(1) 調査地

調査地は、スズタケの回復の実証試験地として丹沢山北方の太礼ノ頭（標高 1,352 m）に 1997 年に設置された植生保護柵と、スズタケの健全な地域として丹沢山地西部の菰釣山（標高 1,379 m）とそこから流下するイデン沢（標高 1,010 m）を選んだ。太礼ノ頭の植生保護柵は、本章第 1 節第 1 項で調査した柵の一部である。上層木の主要な構成樹種はブナ、オオイタヤメイゲツ、イヌシデ、イタヤカエデ

などであり（表 3-6）、群落分類学ではヤマボウシーブナ群集（*Corno - Fagetum crenatae* Miyawaki, Ohba et Murase）域に相当する（宮脇ほか，1964）。この調査地は 1960 年代において稈高 1.5 m のスズタケが密生していた（宮脇ほか，1964）が、1980 年代後半からシカの強い採食圧によってスズタケが退行した（羽山ほか，1994）場所であり、1995 年時点でスズタケの植被率は 0 ～ 25 % であった（山根ほか，1997）。そのため、植生の回復を目的として神奈川県の実業により 1997 年から 1 辺 40 m 四方で高さ

表 3-6 調査地の林分構造（樹高 1.5 m 以上の樹木）

種 名	太礼ノ頭			健全区 1（菰釣山）			健全区 2（イデン沢）		
	立木密度 (n/ha)	胸高断面積合計 (m ² /ha)	(%)	立木密度 (n/ha)	胸高断面積合計 (m ² /ha)	(%)	立木密度 (n/ha)	胸高断面積合計 (m ² /ha)	(%)
ブナ	300	40.57	65.5	200	20.45	46.9	60	12.03	15.0
ウラジロモミ	20	1.39	2.2	300	9.13	20.9	80	27.54	34.3
イヌブナ							300	11.42	14.2
オオモミジ				60	3.41	7.8	20	3.04	3.8
オオイタヤメイゲツ	40	5.49	8.9				40	4.96	6.2
モミ									
イヌシデ	20	4.54	7.3						
サワシバ	20	0.36	0.6				80	4.03	5.0
アラゲアオダモ	80	1.90	3.1				40	1.69	2.1
イタヤカエデ	20	2.83	4.6						
ハリギリ				20	2.41	5.5			
ケヤキ							20	2.05	2.6
コミネカエデ				100	1.55	3.6			
シナノキ	20	1.53	2.5						
ミズキ							20	1.51	1.9
ヤマボウシ	60	0.39	0.6	60	1.10	2.5			
アカシデ							60	1.09	1.4
シラキ							20	0.87	1.1
リョウブ				100	0.52	1.2	40	0.10	0.1
ツクバネウツギ				280	0.16	0.4	120	0.37	0.5
ウリハダカエデ				20	0.46	1.1			
アブラチャン	220	0.36	0.6				20	0.02	0.0
アワブキ							40	0.36	0.4
トウゴクミツバツツジ	40	0.09	0.1	120	0.22	0.5			
マユミ				20	0.29	0.7			
タンナサワフタギ				120	0.28	0.6			
コハウチワカエデ							20	0.23	0.3
アオダモ				20	0.21	0.5			
ノリウツギ				80	0.21	0.5			
サラサドウダン				40	0.18	0.4			
ゴヨウツツジ	40	0.16	0.3						
マメザクラ				140	0.15	0.3			
オオミヤマガマズミ				400	0.14	0.3			
カマツカ				200	0.14	0.3			
コバノガマズミ							120	0.05	0.1
ミツバツツジ							100	0.05	0.1
イワガラミ				40	0.04	0.1			
カヤ							20	0.04	0.0
ツリバナ				20	0.01	0.0			
枯死木	220	2.31	3.7	700	2.57	5.9	220	8.78	10.9
合計	1100	61.92	100.0	3040	43.63	100.0	1440	80.23	100.0

2.0 mの鋼製の植生保護柵が多数設置された。柵設置時点の林床の状態は植被がうすく、スズタケの枯死桿と矮小化したスズタケがまばらにある程度であった(杉谷, 私信)。

スズタケが健全な状態である菰釣山とイデン沢の主要構成樹種は、ブナやイヌブナ *Fagus japonica* Maxim.、ウラジロモミなどである(表3-6)。シカの密度は2000年、2001年時点で2.3頭/km²、2004年時点で1.5~2.9頭/km²であり(永田ほか, 2006)、植生保護柵を設置した太礼ノ頭付近よりも低い。

(2) 調査方法

太礼ノ頭では、1997年に設置された植生保護柵の内外に2 m×2 mの方形区をそれぞれ10個配置し、柵内の調査区を柵内区、柵外を柵外区とした。柵を設置して7年後の2004年と10年後の2007年の秋に、各方形枠でスズタケの植被率と最大稈高を記録した。2004年には各方形枠で葉長を測定した。

菰釣山ではスズタケの密生する2林分に2 m×2 mの方形区を20個配置して健全区1、健全区2とし、それぞれ2005年と2004年に太礼ノ頭と同様に調査した。

(3) 解析方法

得られたデータから、調査年ごと試験区ごとにスズタケの植被率、稈高、葉長を算出した。植被率はスズタケの被度階級を百分率の中央値に換算して算出した。統計的検定は、スズタケの植被率と稈高、葉長の差異について有意水準を5%としてWelchのt検定を用いた。

なお、植生保護柵を設置して3年経過した2000年に、本項と同一柵内の別の調査枠と柵外でスズタケの植被率と稈高を測定したので、それらのデータもあわせて解析した。

3 結果

(1) 植被率

スズタケの植被率は、柵内区において3年後に5.0%、7年後に24.6%、10年後に28.8%であった(図3-3(1))。3年後と7年後の植被率で有意差は認められた(ボンフェローニ補正したWelchのt検定, $p < 0.017$) が、7年後と10年後では有意差

はなかった。柵外区の植被率は、3年後に2.3%、7年後に0.3%、10年後に0.1%であり(図3-3(1))、3時点で有意な差はなかった(ボンフェローニ補正したWelchのt検定, $p > 0.017$)。各時点間で柵内外の植被率を比較すると、3年後には柵内外に有意差は認められなかったが、7年後と10年後では有意差が認められ、両時点ともに柵外よりも柵内の植被率が高かった(Welchのt検定, $p < 0.01$)。

健全区におけるスズタケの植被率は55.9%と61.8%であり(図3-3(2))、柵内区の10年後の植被率よりも有意に高かった(Welchのt検定, $p < 0.05$)。

(2) 稈高

スズタケの稈高は、柵内区では3年後に17.6 cm、7年後に55.9 cm、10年後に84.1 cmとなり、時間の経過とともに高くなった(図3-4(1)、ANOVA, $p < 0.001$)。年平均の成長量は3~10年後までで9.5 cmであった。柵外区では、時点によらず稈高は7.8~11.8 cmの範囲にあった。時点による稈高に差異が認められ(ANOVA, $p < 0.05$)、3年後と10年後の稈高は7年後よりも有意に高かった(ボンフェローニ補正したWelchのt検定, $p < 0.017$) が、両者に差異はなかった。

健全区におけるスズタケの稈高は147.8 cmと184.8 cmであり(図3-4(2))、柵内区の10年目の稈高よりも有意に高く(Welchのt検定, $p < 0.001$)、その1.8~2.2倍の高さであった。

(3) 葉長

柵を設置して7年後の2004年の葉長は、柵外区で7.9 cm、柵内区で27.4 cm、健全区2で27.8 cmであり(図3-5)、柵内区の葉長は柵外区よりも大きく(ボンフェローニ補正したWelchのt検定, $p < 0.017$)、健全区と同程度の大きさだった(ボンフェローニ補正したWelchのt検定, $p = 0.704$)。

4 考察

スズタケが退行したブナ林下に植生保護柵を設置して3時点でスズタケの成長を調べたところ、柵内ではスズタケの植被率と稈高ともに時間の経過につれ増加傾向を示したのに対し、柵外では植被率と稈

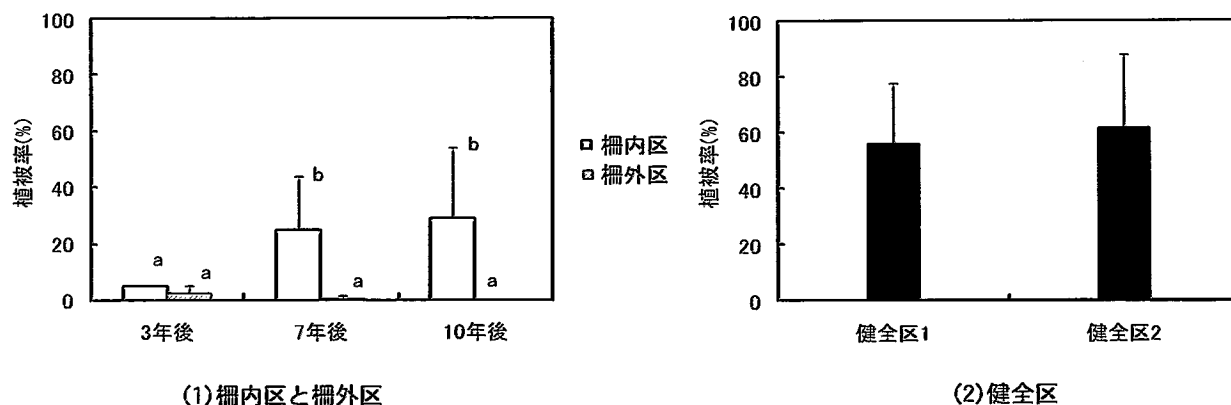


図3-3 スズタケの植被率の変化

縦棒は標準偏差を示す。

異なるアルファベットは統計的に有意な差があることを示す(ボンフェローニ補正したWelchのt検定, $p < 0.017$)。

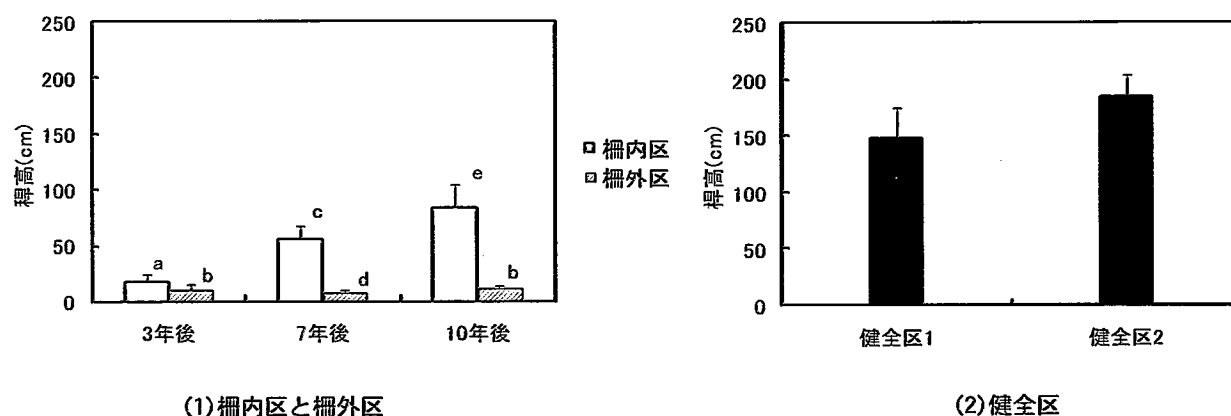


図3-4 スズタケの稈高の変化

縦棒は標準偏差を示す。

異なるアルファベットは統計的に有意な差があることを示す(ボンフェローニ補正したWelchのt検定, $p < 0.017$)。

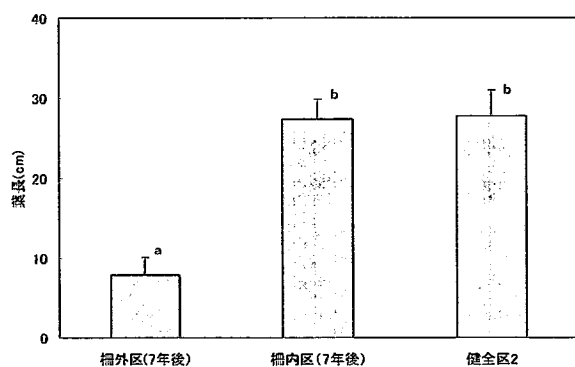


図3-5 2004年におけるスズタケの葉長

縦棒は標準偏差を示す。異なるアルファベットは有意差があることを示す(ボンフェローニ補正したWelchのt検定, $p < 0.017$)。

高ともに時点間で差異はなかった。このことは、柵内ではスズタケが回復しつつある一方で、柵外ではスズタケが退行したままで、小型化して散在していることを示している。

柵内の稈高は時間の経過とともに高くなっていたが、柵を設置して10年経過した時点のスズタケの稈高と植被率ともに健全区の1/2程度であった。このことは、柵内のスズタケは稈高と被度ともに成長しているものの10年では健全な状態に回復しないこと、すなわち柵を設置してシカを排除しても健全な状態に回復するにはさらに時間がかかることを示唆している。葉長は健全区と同程度であったことから、葉サイズを回復させることで物質生産の効率を高めていることがうかがえ、これまで以上に短期間

で稈高が高くなり植被率が增加する可能性がある。

柵外では3時点ともに稈高10 cm程度で植被率も1 %未満であった。調査地では1980年代後半からスズタケが退行したこと(羽山ほか, 1994)から、2007年時点で退行後約20年が経過したことになる。このことは、スズタケ退行後20年程度が経過してもスズタケは完全に消失するわけではないことを示している。しかし、柵外のスズタケは稈高も葉も小さく物質生産上不利であり、今後もシカの強い採食圧がかかると枯死する可能性がある。

シカがミヤマクマザサやミヤコザサなどササ属(*Sasa Makino & Shibata*)のササに及ぼす影響を調べた事例(Borkowski *et al.*, 1996; Takatsuki, 1983; 1986; 高槻, 2006)はあるものの、スズタケに及ぼす影響を調べた研究事例は少ない。矢ヶ崎ほか(1997)は丹沢山地の矮小化したスズタケを調べ、稈の平均寿命は高いが、新しい稈の発生が極めて少ないことから数年で急激に減少すると考察し、その要因としてシカの影響を指摘した。古林・山根(1997)は、スズタケはシカの採食に弱いと報告している。一方で、ミヤマクマザサやミヤコザサはシカの採食に強い(高槻, 2006)。この差異は生活史特性から説明されている。すなわち、ミヤマクマザサやミヤコザサは地際部から分岐するのに対し、スズタケは地上部で分岐する。また、前二者の稈の寿命は1～数年である(神奈川県植物誌調査会, 2001)のに対し、後者は4～6年(沙木・荒上, 1984)と長いこと、葉の寿命も前二者が1～数年である(神奈川県植物誌調査会, 2001)のに対し、後者は平均6年(Yuruki and Arakami, 1987)である。

以上のことから、植生保護柵を設置すると退行したスズタケは稈高と植被率を増加させ、シカの採食圧が高まる前の状態に回復しつつあると結論した。しかしながら、植生保護柵の設置が遅れ、さらに採食圧が長期間持続すると、スズタケの回復までにさらに時間がかかるか、あるいは回復しない場合があることが予想される。それについては次項で検討する。

第2項 植生保護柵の設置年の違いがスズタケの回復に及ぼす影響

1 はじめに

本節第1項の結果から、シカの強い採食圧を10年

程度受けて退行したスズタケが植生保護柵の設置により回復しつつあることが明らかにされた。しかし、植生保護柵の設置が遅れ、採食圧にさらされる時間が10年よりも長くなると、スズタケが完全に消失しないまでも回復しにくくなることが予想される。これについて検討することは、高茎多年生草本の保護と同様に植生保護柵の設置の緊急性を判断するうえで重要である。すなわち、スズタケが退行してどの程度の期間以内に植生保護柵を設置すればシカの採食圧が高まる前の状態、すなわちスズタケが密生する状態に回復させる可能性を判断できる。しかしながら、こうした観点で調べた研究事例はない。

そこで、本項では同一地域の同一斜面で設置年の異なる植生保護柵内においてスズタケの植被率と稈高を比較することで、シカの採食圧を受けてきた時間に対するスズタケの回復のしやすさを検討した。

2 調査地と方法

調査地は、本節第1項と同一の1997年にスズタケ型林床に設置された柵(1997年柵)と、それに隣接して2002年に設置された柵(以下、2002年柵)である。両柵の設置には5年の差がある。植生保護柵の大きさはいずれも40 m × 40 mである。

調査は、1997年柵では、2004年(7年後)、2007年(10年後)のいずれも秋期に本節第1項と同一の2 m × 2 mの方形枠を10個用いて枠ごとにスズタケの植被率と最大稈高を測定した。2002年柵でも2 m × 2 mの方形枠を10個設置して、2003年(設置して1年後)、2007年(設置して5年後)、2008年(設置して6年後)に同様に調査した。なお、1997年柵では柵を設置して3年経過した2000年に本項と同一の柵内でスズタケの稈高を測定したので、稈高についてはそのデータもあわせて解析した。

3 結果

(1) スズタケの植被率

先に設置された1997年柵の植被率は、3年後に5.0%、7年後に24.6%、10年後に28.8%で増加傾向を示し(図3-6)、7年後と10年後の植被率は3年後よりも有意に高かった(ボンフェローニ補正したWelchのt検定, $p < 0.017$)が、7年後と10年後では有意差は認められなかった(ボンフェロー

ニ補正した Welch の t 検定, $p > 0.017$)。後に設置された 2002 年柵の植被率は、1 年後に 0.1%、5 年後に 0.6%、6 年後に 2.1% と時間の経過につれ微増したが、有意差は認められなかった (ボンフェローニ補正した Welch の t 検定, $p > 0.017$)。

1997 年柵と 2002 年柵で植被率を比較すると、2002 年柵の 5 年後および 6 年後の植被率は、1997 年柵の 3 年後と 7 年後の植被率よりも有意に低かった (ボンフェローニ補正した Welch の t 検定, $p < 0.017$)。

(2) 稈高

1997 年柵と 2002 年柵ともに時間の経過につれス

ズタケの稈高は高くなった (図 3-7)。1997 年柵ではスズタケの稈高は 3 年後に 17.6 cm、7 年後に 55.9 cm、10 年後に 84.1 cm となり、時間の経過とともに高くなり (ANOVA, $p < 0.001$)、3 時点でも有意差が認められた (ボンフェローニ補正した Welch の t 検定, $p < 0.017$)。2002 年柵ではスズタケの稈高は 1 年後に 9.4 cm、5 年後に 51.4 cm、6 年後に 58.9 cm となり、1 年後と 5 年後では有意差が認められた (ボンフェローニ補正した Welch の t 検定, $p < 0.017$) が、5 年後と 6 年後には有意差はなかった (ボンフェローニ補正した Welch の t 検定, $p < 0.017$)。1997 年柵の 7 年後と 2002 年柵の 6 年後でスズタケの稈高を比較したところ、両者に有意な差

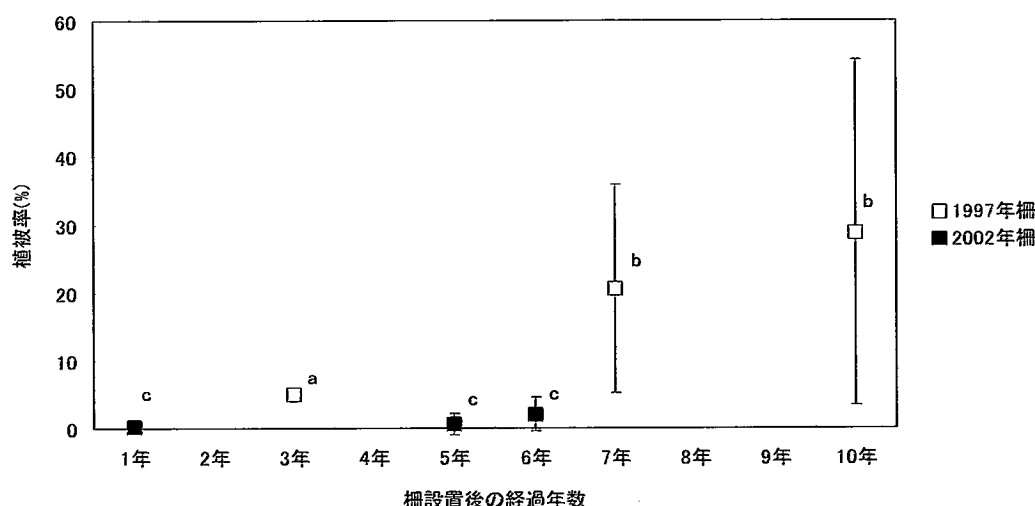


図3-6 設置年の異なる植生保護柵内におけるスズタケの植被率の変化

縦棒は標準偏差を示す。異なるアルファベットは有意差があることを示す。

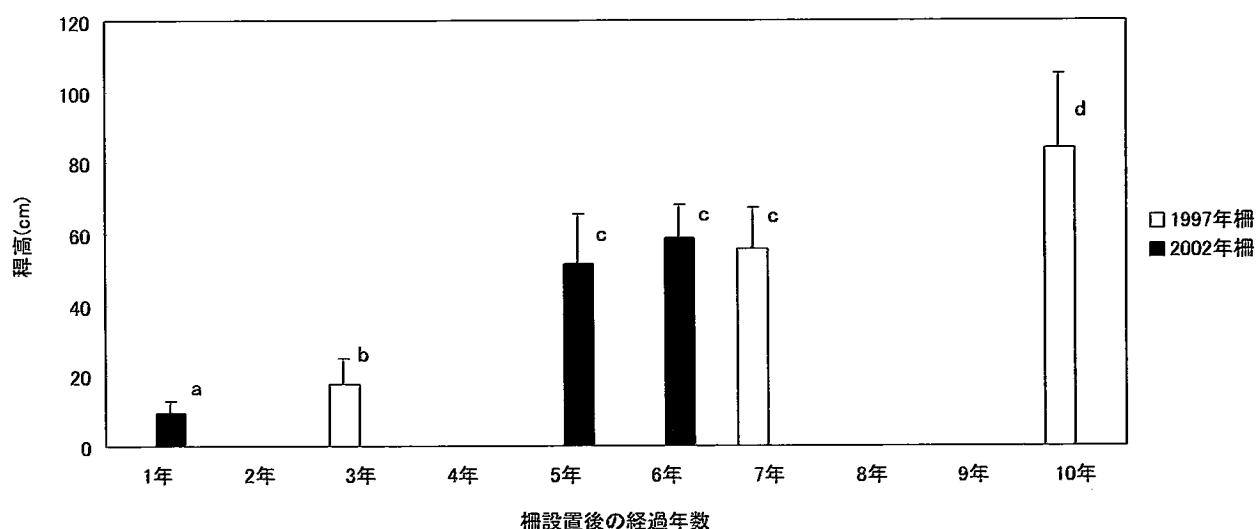


図3-7 設置年の異なる植生保護柵内におけるスズタケの稈高の変化

縦棒は標準偏差を示す。異なるアルファベットは有意差があることを示す。

異はなかった (Welch の t 検定, $p > 0.05$)。

4 考察

シカの採食圧によりスズタケが退行した地域において、先に設置された植生保護柵も、それから5年後に設置された植生保護柵でも時間の経過につれスズタケの稈高は高くなった (図3-7) が、植被率の変化には違いが認められた (図3-6)。すなわち、先に設置された柵では時間の経過につれスズタケの植被率が增加する傾向を示したが、5年後に設置された柵では時間が経過しても植被率は3%未満であった。このことは、5年後に設置された柵ではスズタケの稈高は高くなっているものの、植被率は先に設置された柵ほどには増加していないことを示している。

齋藤ほか (2000) は本論と同じ調査地域で衰退したスズタケの形態を調べ、スズタケはシカの強い採食圧を受けると葉を小型化させるだけでなく、もとの地下茎や株から細い地下茎を伸長させ、そこから転々と小型の地上部を出していくと推定した。また、齋藤ほか (2000) は衰退したスズタケには地下茎を伸長させない個体が2割あることを報告し、単軸分岐である地下茎の特徴が他のササ類に比較して密度の大幅な低下を及ぼしていると考えた。これらのことから、本項において後に設置された柵のスズタケの稈高は高くなったものの植被率の増加がみられなかった理由として、枯死した個体が多いことと、生育する個体には地下茎を伸長させるほど物質生産に余裕がないことが考えられる。

先に設置された柵と5年後に設置された柵はスズタケが退行してからそれぞれ約10年後と15年後に設置された。この5年という採食圧を長く受けてきた時間差が両柵におけるスズタケの成長の違いを示したのであろう。後に設置された柵でもさらに長時間が経過すればスズタケが密生した状態に回復する可能性も否定できないが、低木類などが密生している現状 (次節) ではその可能性は低いと判断される。

以上のことから、退行したスズタケはシカの採食圧を長期間受けると回復しにくいと結論づけた。スズタケの回復を目的として植生保護柵を設置するならば、退行しはじめた段階で設置するか、さもなければ退行して10年以内に設置することが望ましいと考えられる。

第3節 スズタケ退行地における高木性木本の更新

第1項 スズタケ退行地において植生保護柵が高木性木本の更新に及ぼす影響

1 はじめに

太平洋側の冷温帯自然林を中心に、シカの樹皮はぎによる枯損 (Akashi and Nakashizuka, 1999) や稚幼樹の更新阻害 (Takatsuki and Gorai, 1994; Nomiya *et al.*, 2003) が報告されている。こうしたことから各地で植生保護柵が設置され、柵設置後の樹木の成長の推移について研究が行われている (高槻, 2000; Nomiya *et al.*, 2003; Tsujino and Yumoto, 2004; Kumar *et al.*, 2006)。その結果、植生保護柵の設置は木本の成長を促進させること (Nomiya *et al.*, 2003; Kumar *et al.*, 2006) が確認されている。

しかしながら、ササ類を伴う森林において柵設置後に木本が更新するかは定量的なデータが不足している。ササ類は木本の更新を阻害する (Nakashizuka and Numata, 1982 a; 前田, 1988) ため、ササ類がシカ等の草食動物に採食されて退行することは、ササ類が密生した状態よりも木本の実生の定着を助けていると報告されている (Nakashizuka and Numata, 1982 b; Takatsuki and Gorai, 1994)。しかし、植生保護柵を設置してシカの採食圧を排除するとササ類やその他の林床植生が繁茂することで木本の稚幼樹の定着に負の影響を及ぼす可能性がある。実際に、Ito and Hino (2004) は、大台ヶ原でミヤコザサとシカがウラジロモミの更新に及ぼす影響について調査した結果、植生保護柵を使ってシカの採食圧を取り除いてもミヤコザサがすぐに回復して、被陰により更新を阻害するであろうと推定した。これには、ミヤコザサが毎年地上部を更新する (寺井・柴田, 2002) といったシカの採食に強い生活史特性をもっていることが関係していると考えられる。したがって、ササ型林床における植生保護柵設置後の木本の更新は、ササ類の種類やシカ採食後のササ類の生育状態、柵設置時点の林床植生の状態などによって異なることが予想される。

太平洋側ブナ林の代表的な林床植物であるスズタケはシカの採食圧に弱い (古林・山根, 1997; 矢ヶ崎ほか, 1997) ため、スズタケ退行後に植生保護柵を設置すると木本の更新を期待できる。そこで、本項ではシカによるスズタケ退行後に植生保護柵を設

置することで、高木性木本の更新の可否を明らかにすることを目的とした。そして植生保護柵が木本の更新に及ぼす効果について検討した。なお本節では、木本の実生が定着、成長して樹高2 m程度の幼樹になるまでを更新と定義した。

2 調査地と方法

(1) 調査地と方法

調査地は、本章第2節と同一の太礼ノ頭である。上層木の主要な構成樹種はブナ、オオイタヤメイゲツ、イヌシデ、イタヤカエデ（イトマキイタヤ）などであり（表3-6）、群落分類学ではヤマボウシブナ群集域に相当する（宮脇ほか，1964）。調査地は1980年代まではスズタケが密生していたが、シカの強い採食圧によって1980年代後半からスズタケが退行した（羽山ほか，1994）場所であり、植生回復を目的として植生保護柵が設置された。

1997年に設置された植生保護柵を利用して、7年経過した2004年に柵内外に2 m×2 mの方形区をそれぞれ10個設置した。柵内の調査区を柵内区、柵外を柵外区とした。2004年の秋季に2 m×2 mの方形区ごとに高さ1.5 mまでの植被率、出現種の種名と被度を記録した。また当年生実生を含めて5 cm以上の高木性木本の更新木について樹種名と樹高を記録した。さらに、2007年の秋季にも同様に調査した。対象とした高木性木本は、佐竹ほか（1989 a, b）で高木または小高木とされている樹種である。本節では、更新木の樹高が30 cm以下を稚樹、30 cmより大きいものを幼樹とした。

(2) 解析方法

得られたデータから、柵内区と柵外区の平均植被率を算出した。次に出現種の常在度表を作成し、出現種が柵内区と柵外区のどちらに偏って出現したかを統計的検定により解析した。すなわち柵内区または柵外区で5回以上出現した種を対象として、両調査区の出現頻度が6/10回以上の種ではカイ二乗検定を使用し、どちらかで出現頻度が5/10以下の種についてはフィッシャーの正確確率検定を用いた。さらに、柵内区と柵外区における出現種を高木類、低木類、草本類、つる類、スズタケに5区分し、各出現種の被度階級を百分率の中央値に換算して生活

型別の相対優占度を算出した。高木性木本については密度と平均樹高を算出した。なお、柵内区と柵外区の植被率と高木性木本の樹高の差異については、有意水準を5%としてWelchのt検定を用いた。

3 結果

(1) 林床植生

柵内区において柵を設置して3年後の植被率は60.0 ± 14.1%、7年後は73.0 ± 13.4%、10年後は80.5 ± 14.8%と経年的に増加する傾向を示した（図3-8）が、統計的な有意差は認められなかった（ANOVA, $p = 0.16$ ）。柵外区において3年後の植被率は41.1 ± 24.8%、7年後は42.5 ± 20.3%、10年後は51.0 ± 24.2%で（図3-8）、時点間による植被率に差異はなかった（ANOVA, $p = 0.60$ ）。時点ごとに柵内区と柵外区の植被率を比較すると3年後では有意差は認められなかったが、7年後と10年後では有意差が認められた（Welchのt検定, $p < 0.01$ ）。

種組成は、時点間と調査区間に関わらずスズタケやバライチゴ、ミヤマイボタ、アラゲアオダモ、モミジイチゴ*Rubus palmatus* Thunb. var. *coptophyllus* (A. Gray) Kuntzeなどの出現頻度が高かった（表3-7）。時点間で出現の偏りを比較すると柵内区ではクワガタソウとクマイチゴ*Rubus crataegifolius* Bungeが減少し、ブナが増加した（表3-7）。柵外区ではフクオウソウ*Prenanthes acerifolia* (Maxim.) Matsum.とウラジロモミ、テバコモミジガサが増加した。各時点で柵内外を比較するとシナノキ*Tilia japonica* (Miq.) Simonk.やミヤマザクラ*Prunus maximowiczii* Rupr.、イワガラミ*Schizophragma hydrangeoides* Siebold & Zucc.など7種は時点によらず柵内区で多かった。アシボソやミヤマチドメなど4種は時点によらず柵外区で多かった。7年後の時点ではクマイチゴやオオバノヤエムグラなど4種が柵内区で多く、イヌシデとフクオウソウ、ムカゴイラクサ*Laportea bulbifera* (Siebold & Zucc.) Wedd.は柵外区で多かった。10年後の時点ではウリハダカエデ*Acer rufinerve* Siebold & Zucc.やリョウブ、コミネカエデ*Acer micranthum* Siebold & Zucc.、サラサドウダン*Enkianthus campanulatus* (Miq.) G. Nicholsonは柵内区で多く、ヤマカモジグサやミズなど8種は

柵外区で多かった。

生活型ごとの相対優占度は、柵内区では時間の経過とともにスズタケが高まり、多年生草本と一年生草本が低下した(図3-9)。スズタケの優占度は7年後で21.2%、10年後では45.6%であり、2倍以上に増加した。一方、柵外区の相対優占度は、時間の経過とともに低木と多年生草本が低下して、かわりに一年生草本が増加した(図3-9)。スズタケは3時点ともに数%しかなかった。

7年後と10年後の時点ごとに柵内区と柵外区の相対優占度を比較すると、スズタケでは両時点ともに柵内区で優占度が高く、多年生草本と一年生草本では両時点ともに柵外区で優占度が高かった(カイ二乗検定, $p > 0.05$)。

(2) 更新木の密度

調査区全体で24種の高木性木本の更新木が出現し、柵を設置して7年後と10年後において稚幼樹の樹種数、密度ともに柵内区が柵外区を上回った(表3-8)。

密度は、柵内区では3年後に稚樹が合計52,250本/ha、幼樹が合計3,750本/haあり、稚樹段階ではシナノキの密度が最も高く、次いでアラゲアオダモ、ウリハダカエデの密度が高かった。幼樹段階ではコミネカエデとニシキウツギの密度が高かった。

7年後の密度は稚樹が合計76,000本/ha、幼樹が合計9,750本/haあり、稚樹段階ではシナノキとブナ、アラゲアオダモの密度が高く、幼樹段階ではウリハダカエデ、リョウブ、オオバアサガラの密度が高かった。10年後の密度は稚樹が合計28,000本/ha、幼樹が25,250本/haあり、稚樹段階では7年後と同様にシナノキとブナ、アラゲアオダモの密度が高く、幼樹段階ではシナノキ、アラゲアオダモ、ウリハダカエデの密度が高かった。

柵内区を3時点で比較すると、幼樹段階の密度の比率は3年後に7%、7年後には11%、10年後には47%となり、時間の経過につれ幼樹段階の比率が増加した。樹種別で比較すると、7年後と10年後で幼樹段階の密度はほとんどの樹木で増加しており、とくにシナノキとアラゲアオダモが10年後に幼樹段階に移行していた。オオバアサガラとミズキの密度は低下した。

一方、柵外区では7年後と10年後ともに柵内区よりも全体の密度は低く、幼樹段階の個体は全くなかった。

(3) 更新木の樹高

柵内区では3年後に稚樹段階に13種が出現し、平均樹高は8.7～17.0cmの範囲にあった(表3-9)。幼樹段階では5種が出現し、平均樹高は33.0～47.0

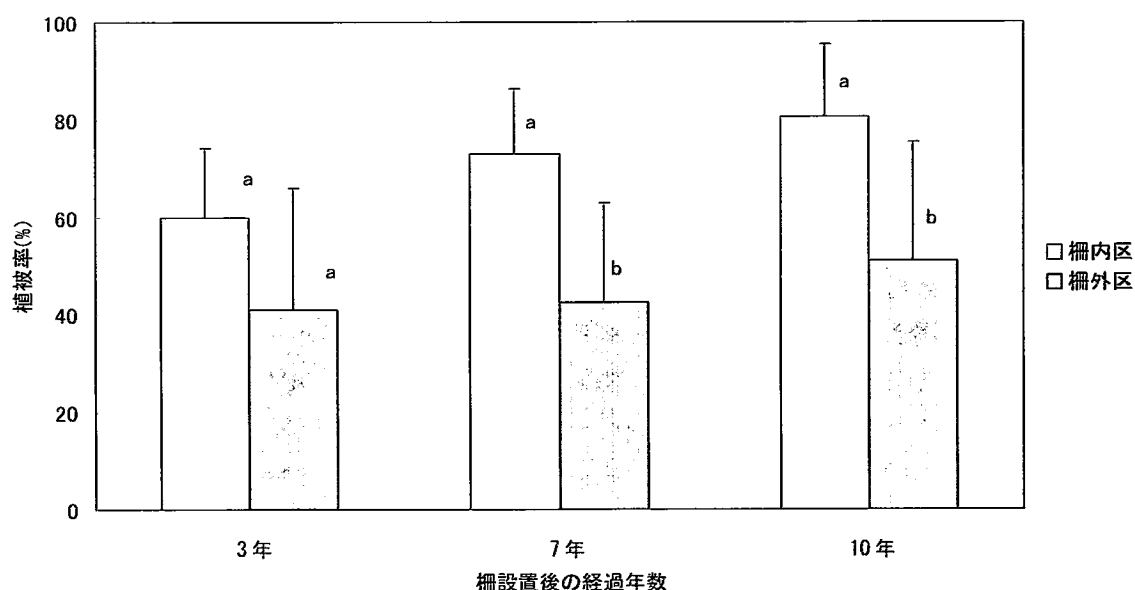


図3-8 柵内区と柵外区における植被率の変化

縦棒は標準偏差を示す。

同一時点で異なるアルファベットは統計的に有意な差があることを示す(Welchのt検定, $p < 0.05$)。

表3-7 柵内区と柵外区における出現種の常在度の変化

種 名	7 年後 (2004 年)		10 年後 (2007 年)		検定結果			
	柵内区	柵外区	柵内区	柵外区	7in-10in	7out-10out	7in-7out	10in-10out
シナノキ	V	II	V	I			柵内区	柵内区
イワガラミ	IV	I	IV	I			柵内区	柵内区
ミヤマザクラ	III		III				柵内区	柵内区
フタリシズカ	III		II				柵内区	柵内区
ツタウルシ	III		II				柵内区	柵内区
コボタンツル	II		II				柵内区	柵内区
マタタビ	V	I	V				柵内区	柵内区
アシボソ	I	IV	I	IV			柵外区	柵外区
ミヤマチドメ	I	V	I	IV			柵外区	柵外区
ホソエノアザミ	III	V	III	V			柵外区	柵外区
ウリハダカエデ	II	II	IV					柵内区
サラサドウダン	II		III					柵内区
リョウブ	III	I	III	I				柵内区
コミネカエデ	II	I	II					柵内区
イヌトウバナ	II	IV	I	IV				柵外区
ウラジロモミ	II	I	I	V		増加		柵外区
テバコモミジガサ				II		増加		柵外区
クワガタソウ	IV	V	I	IV	減少			柵外区
ヤマムグラ		I		II				柵外区
タチツボスミレ		I		III				柵外区
ヤマカモジグサ	II	III	I	III				柵外区
ミズ	III	IV	I	IV				柵外区
クマイチゴ	V	I		I		減少	柵内区	
ブナ	II	IV	V	III		増加		
オオバノヤエムグラ	III		II				柵内区	
ツルマサキ	II		II				柵内区	
ホソエカエデ	III		I				柵内区	
フクオウソウ		II				減少	柵外区	
イヌシデ	III	V	V	V			柵外区	
ムカゴイラクサ		II		I			柵外区	
スズダケ	V	V	V	IV				
バライチゴ	V	IV	IV	IV				
ミヤマイボタ	V	III	V	III				
アオダモ	III	IV	V	V				
ミヤマタニソバ	III	IV	II	IV				
モミジイチゴ	III	IV	V	V				
タニタデ	III	II	I	I				
マメザクラ	III	I	III	I				
サンショウ	II	I	II	I				
ムラサキシキブ	II	I	I	I				
ヘビノネゴザ	I	II	I	I				
イタヤカエデ	I	I	II					
ウツギ	I	I	II	I				
オオバアサガラ	I	I	II	I				
ミズキ	I	I	I					
ニシキウツギ	I	I	I					
ヤマボウシ	I	I	I					
以下、43 種								

7in: 7年後の柵内区、10in: 10年後の柵内区、7out: 7年後の柵外区、10out: 10年後の柵外区。
 検定結果はフィッシャーの正確確率検定により有意差があったものを示した。時点間の比較では有意差が認められた場合「増加」か「減少」とし、調査区間の比較では出現が偏った区を示した。

cmの範囲にあった。幼樹段階に達していたのはイヌシデ、コミネカエデ、ニシキウツギ、マメザクラ *Prunus incisa* Thunb.、リョウブの5種であり、最大樹高はニシキウツギの64.0 cmであった。7年後になると稚樹段階に22種が出現し、平均樹高は7.0～27.0 cmの範囲にあった。幼樹段階では9種が出現し、平均樹高は38.1～59.0 cmの範囲にあった(表

3-9)。最大樹高が50 cm以上のものはイヌシデ、オオバサガラ、コミネカエデ、マメザクラ、ミヤマザクラ、リョウブの6種があり、このうちリョウブは97.0 cmだった。10年後には稚樹段階に15種が出現し、平均樹高は11.5～30.0 cmの範囲にあった(表3-9)。幼樹段階では16種が出現し、平均樹高は33.0～68.4 cmの範囲にあった。最大樹高が100 cm

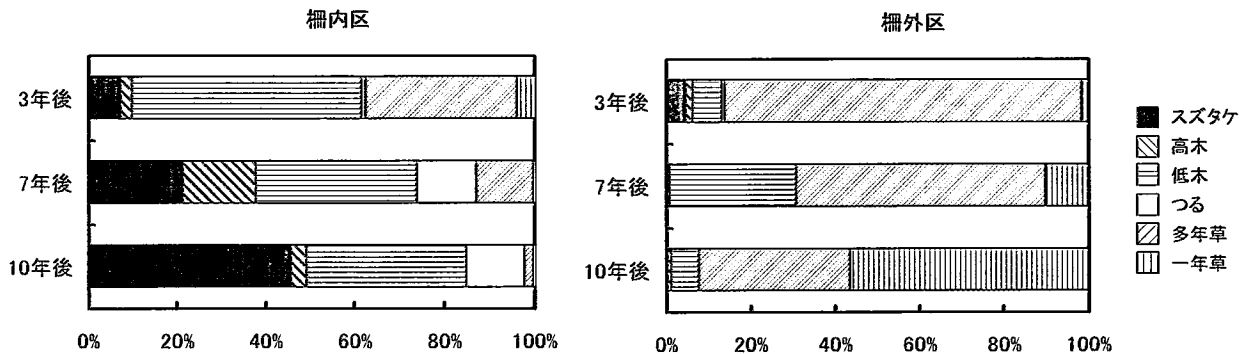


図3-9 柵内区と柵外区における林床植生の生活型別の相対優占度の変化

表3-8 柵内区と柵外区における稚幼樹の密度(n/ha)の変化

種 名	柵内区									柵外区					
	3年後 (2000年)			7年後 (2004年)			10年後 (2007年)			7年後 (2004年)			10年後 (2007年)		
	稚樹	幼樹	合計	稚樹	幼樹	合計	稚樹	幼樹	合計	稚樹	幼樹	合計	稚樹	幼樹	合計
シナノキ	11,500	0	11,500	20,750	0	20,750	9,250	4,500	13,750	0	0	0	0	0	0
ブナ	1,000	0	1,000	12,250	0	12,250	4,000	250	4,250	750	0	750	1,250	0	1,250
アラゲアオダモ	7,250	0	7,250	11,250	750	12,000	6,500	4,750	11,250	750	0	750	2,500	0	2,500
ウリハダカエデ	6,750	0	6,750	7,000	1,750	8,750	1,000	4,000	5,000	0	0	0	0	0	0
イヌシデ	3,250	250	3,500	6,500	1,000	7,500	2,000	2,500	4,500	3,500	0	3,500	6,750	0	6,750
ミヤマザクラ	0	0	0	3,500	1,250	4,750	1,750	2,000	3,750	0	0	0	0	0	0
オオバサガラ	0	0	0	2,250	1,500	3,750	0	750	750	0	0	0	500	0	500
コミネカエデ	3,750	1,250	5,000	2,250	1,000	3,250	0	2,250	2,250	0	0	0	0	0	0
リョウブ	4,750	750	5,500	1,000	1,750	2,750	500	2,000	2,500	0	0	0	250	0	250
マメザクラ	5,250	500	5,750	1,750	250	2,000	500	750	1,250	250	0	250	0	0	0
オオモミジ	2,500	0	2,500	1,250	0	1,250	500	250	750	0	0	0	0	0	0
サワシバ	0	0	0	1,250	0	1,250	250	250	500	0	0	0	0	0	0
ウラジロモミ	2,250	0	2,250	1,000	0	1,000	0	0	0	0	0	0	1,000	0	1,000
ミズメ	0	0	0	750	0	750	250	0	250	0	0	0	0	0	0
ヤマボウシ	500	0	500	750	0	750	250	250	500	0	0	0	0	0	0
ヒコサンヒメシヤラ	0	0	0	500	0	500	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ホソエカエデ	0	0	0	500	0	500	0	250	250	0	0	0	0	0	0
ミズキ	0	0	0	0	500	500	0	250	250	0	0	0	0	0	0
イタヤカエデ	0	0	0	500	0	500	750	0	750	250	0	250	0	0	0
アカシデ	0	0	0	250	0	250	0	0	0	0	0	0	0	0	0
コシアブラ	0	0	0	250	0	250	250	0	250	0	0	0	0	0	0
ニシキウツギ	500	1,000	1,500	250	0	250	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ホオノキ	0	0	0	250	0	250	0	250	250	0	0	0	0	0	0
クマシデ	3,000	0	3,000	0	0	0	250	0	250	0	0	0	0	0	0
合 計	52,250	3,750	56,000	76,000	9,750	85,750	28,000	25,250	53,250	5,500	0	5,500	12,250	0	12,250
合計 (%)	93.3	6.7	100.0	88.6	11.4	100.0	52.6	47.4	100.0	100.0	0.0	100.0	100.0	0.0	100.0

稚樹：H ≤ 30cm、幼樹：H > 30cm

を越えるものとしてウリハダカエデ、コミネカエデ、ミヤマザクラ、リョウブの4種があった。

柵外区では7年後と10年後ともに幼樹段階に達した樹種はなく、7年後と10年後の稚樹段階のものはそれぞれ5種、6種であり、平均樹高はオオバアサガラが10cmを超えていたが他の樹種は10cm未満であった。

4 考察

(1) 植生保護柵内外の林床植生の変化

シカの採食によるスズタケ退行後に植生保護柵を設置して採食圧を10年間排除したところ、植生保護柵内外で林床植生の植被率と種組成に差異が認められた。林床植生の植被率は柵外よりも柵内で高かった(図3-8)。種組成は柵内で高木類、低木類などの木本が多く生育していたのに対し、柵外ではアシボソやミズ、クワガタソウなどの小型草本が多かった(表3-7)。相対優占度をみても、柵内ではスズタケが高まる一方で多年生草本が減少し、柵外で

は木本が減少して一年生草本が増加した(図3-9)。スズタケの植被率と稈高も柵外よりも柵内で高く、時間が経過するほど柵内外の差異が明瞭になった(前節図3-3、図3-4)。これらのことから、スズタケが退行した後に植生保護柵を設置すると柵内ではスズタケが回復しつつあり、高木類や低木類の木本もスズタケに混じって生育しているといえる。その一方で、柵外ではスズタケが残存しているものの植被率も稈高も低く、また小型草本が多いなど林床植生が退行した状態が続いていると判断できる。

こうした柵内外の差異は次の要因によって生じたと考えられる。すなわち、まずスズタケが退行したことで林床の光環境が好転して様々な生活型の種が進入できるようになったこと、次にシカの採食圧を排除する植生保護柵を設置したことで、柵内では残存していたスズタケが回復するようになったこと、また木本類など他の生活型の種が定着、成長するようになったこと、その一方で柵外では常にシカの採食を受けて木本類が成長できないこと、これらの要

表3-9 柵内区と柵外区における稚幼樹の樹高の変化

種 名	柵内区									柵外区					
	3年後 (2000年)			7年後 (2004年)			10年後 (2007年)			7年後 (2004年)			10年後 (2007年)		
	稚樹	幼樹	最大高	稚樹	幼樹	最大高	稚樹	幼樹	最大高	稚樹	幼樹	最大高	稚樹	幼樹	最大高
アラゲアオダモ	10.1 ± 4.2		21.0	15.0 ± 6.9	39.0 ± 8.7	49.0	17.7 ± 6.5	61.2 ± 13.3	85.0	5.3 ± 0.6			7.0 ± 1.5		
アカシデ				26.0		26.0									
イタヤカエデ				7.0 ± 1.4		8.0	14.7 ± 2.5		17.0	6.5	6.5				
イヌシデ	10.3 ± 4.6	34.0	34.0	16.8 ± 8.3	42.0 ± 13.3	58.0	16.0 ± 5.7	62.4 ± 20.2	95.0	5.6 ± 0.6	6.5	7.1 ± 2.5	16.0		
ウラジロモミ	8.7 ± 2.3		13.0	7.0 ± 1.6		8.5						5.8 ± 1.0	7.0		
ウリハダカエデ	9.6 ± 5.0		23.0	15.3 ± 6.5	38.1 ± 4.9	48.0	21.3 ± 4.6	66.9 ± 18.4	100.0						
オオバアサガラ				13.8 ± 7.3	46.2 ± 11.9	67.0		61.0 ± 1.7	63.0			14.0 ± 11.3	22.0		
オオモミジ	8.7 ± 2.8		14.0	9.9 ± 3.5		14.0	21.5 ± 2.1	40.0	40.0						
クマシデ	13.8 ± 5.4		25.0				30.0		30.0						
コシアブラ				7.0		7.0	20.0		20.0						
コミネカエデ	12.3 ± 5.3	35.2 ± 2.9	40.0	19.1 ± 7.2	44.8 ± 15.0	67.0		62.1 ± 24.7	120.0						
サワシバ				12.4 ± 8.9		24.0	26.0	33.0	33.0						
シナノキ	8.7 ± 3.8		21.0	14.1 ± 5.9		28.0	17.7 ± 7.0	41.2 ± 6.6	52.0						
ニシキウツギ	15.0 ± 2.8	47.0 ± 16.1	64.0	27.0		27.0									
ヒコサンヒメシャラ				7.5 ± 2.1		9.0									
ブナ	11.8 ± 5.2		18.0	9.3 ± 2.7		17.0	11.7 ± 3.4	58.0	58.0	6.2 ± 0.8	7.0	8.0 ± 2.9	13.0		
ホオノキ				26.0		26.0			47.0	47.0					
ホソエカエデ				13.0 ± 5.7		17.0		55.0	55.0						
マメザクラ	12.9 ± 6.5	38.0	38.0	12.1 ± 8.6	59.0	59.0	16.0 ± 5.7	59.7 ± 14.2	76.0	5.0	5.0				
ミズキ					41.5 ± 0.7	42.0			62.0	62.0					
ミズメ				8.0 ± 3.5		12.0	19.0		19.0						
ミヤマザクラ				19.0 ± 6.7	42.8 ± 14.5	66.0	24.4 ± 5.5	65.0 ± 38.9	130.0						
ヤマボウシ	10.5 ± 4.9		14.0	13.8 ± 5.5		19.0	12.0	36.0	36.0						
リョウブ	17.0 ± 8.1	33.0 ± 2.0	35.0	24.5 ± 5.2	48.4 ± 21.9	97.0	11.5 ± 2.1	68.4 ± 28.1	117.0				12.0	12.0	

稚樹：H ≤ 30cm、幼樹：H > 30cm

因で柵内外の差異が生じたと考えられる。しかし、柵内の林床植生の状態は、前節でみたようにスズタケの健全区の状態とは異なっている。

(2) 植生保護柵が高木性木本の更新に及ぼす影響

植生保護柵を設置して7年後および10年後において、高木性木本の稚樹は種数や密度、樹高ともに柵内で高い傾向を示したが、柵外でもブナやイヌシデをはじめ多くの稚樹が出現した(表3-8)。一般にスズタケが密生していると木本の更新木は定着できない(前田, 1988; Nakashizuka, 1988)。したがって、シカがスズタケを採食して退行させたことが、木本の定着に間接的に影響したと考えられる。このような更新木に及ぼすシカの正の影響は、Takatsuki and Gorai (1994) や Ito and Hino (2004) も述べている。その一方で、柵外で稚樹の密度と樹高が柵内よりも低かったことは、シカが更新木の定着に負の影響を及ぼしていることを示している。これには、シカが更新木の稚樹を採食するという直接的な負の影響と、シカが稚幼樹以外の林床植生を採食することで土壌流出が発生しやすくなって定着した稚幼樹の生育を妨げているという間接的な負の影響が考えられる。実際に本章の調査地域において、石川ほか(2007)は林床植生の植被率が乏しいと土壌侵食量も大きいことを明らかにしている。よって、柵外よりも柵内で樹種数や密度、樹高が高かったことは、植生保護柵が、シカの採食から木本稚樹を防護して、その他の林床植生を保護するという点で木本の定着に効果があったことを示している。

幼樹段階の更新木の樹高は、設置後3年経過した柵内ではほとんどの樹種は8.7~17.0 cm程度であったが、7年経過した柵内では50 cmを越える樹種が多くなり、シナノキやリョウブなど6種の一部の個体の樹高はスズタケの稈高よりも高かった(表3-9)。また、10年経過後にはコミネカエデ、ミヤマザクラ、リョウブの最大樹高は100 cmを越えていた(表3-9)。一方、柵外では7年後と10年後において樹高が30 cmよりも大きい幼樹段階に達した樹種はなかった(表3-9)。1998年に調査地域において高木性木本の更新木の樹高は樹種によらず10 cm程度であった(田村・山根, 2002)。これらのことは、柵内では木本の更新木が成長している一方で、柵外で

は更新木が定着してもシカの採食により10.0 cm程度の高さに抑えられていることを示している。上述したように柵内ではスズタケが回復するなかで低木類も生育していることから、これらに混生して高木性木本も成長しているといえる。

7年後において高木層優占種のブナの更新木は平均樹高が9.3 cmであり、幼樹段階に達していなかった(表3-9)。これにはブナの種子の豊凶特性と成長特性が関与していると考えられる。調査地域ではブナの種子は1993年と1996年、2003年、2006年が豊作年、2000年が並作年であった(齋藤, 未発表)。ブナは種子散布の翌年に発芽し、林床の状態にもよるがほとんどの実生が光不足や菌害、昆虫・動物の食害などの要因で数年のうちに死亡する(前田, 1988; 橋詰, 1991)。植生保護柵を設置した1997年の秋時点で林床植生は退行しており、1993年と1996年の種子由来の実生は多く発生したもののシカの採食圧が高かったため定着できずに消失し、わずかな個体が残存して生育していたと考えられる。一般にブナの稚樹の樹高は閉鎖林冠下では当年生で10 cm内外、2年目でもほとんど変化はみられず、3年目も同様と報告されている(前田, 1988)。また、年ごとに稚樹の成長量は減少するという報告がある(高橋, 1989)。そのため、植生保護柵の設置後においてブナの稚樹はスズタケや他樹種の被陰下で種子の豊凶にあわせて消長をくりかえしていると考えられる。

一般にシカの強い採食圧下では稚幼樹はある一定の高さ以上に成長できない(Takatsuki and Gorai, 1994; Nomiya *et al.*, 2003; Kumar *et al.*, 2006)。また、ササ類が繁茂していても稚幼樹は更新を妨げられる(前田, 1988; Nakashizuka, 1988)。そのため、稚幼樹が成長するには、シカの採食圧がササ類を採食して退行させるとともに木本の成長に影響しない程度に低くなることが必要であると考えられている。Nomiya *et al.* (2003) は、ササ類を退行させるほどシカの密度が高くて、木本の稚幼樹を採食するほどシカの密度が高くなければ、シカの採食は木本の更新を促進するだろうと報告した。Ito and Hino (2005) も、シカの適度な採食はササ類の現存量を減少させ、稚樹の成長を促すだろうと報告した。しかし、いずれの報告でもシカの採食圧が強すぎて、ササの退行に伴って木本の更新が促進される事例は

実証されていない。

本項では、シカの採食圧でスズタケが退行した後には植生保護柵により採食圧を排除した結果、木本が定着して成長していた。この結果から、木本の更新を促進したのはスズタケが退行した後でシカの採食圧を排除するような時間差が生じたからであると考えられる。同様な例は、ブナ林における林内放牧後のブナ更新木の成立でもみられている (Nakashizuka and Numata, 1982 b ; 谷本, 1990)。したがって、Nomiyama *et al.* (2003) や Ito and Hino (2005)、寺井・柴田 (2002) が指摘したようなササ類の退行と更新木の定着と成長が同時におきるような適度な採食圧がなくとも、こうした時間差による更新が可能であると考えられる。一方で、本項で示されたようなシカによるササ類の退行と木本の更新の時間差が自然状態で成立するには、シカがササ類を退行させた後にシカの採食圧がなくなること、すなわちシカの密度が0頭/km²程度に低下する必要があるが、そのようなシカの大規模な個体群の変動は現状では起きにくくなっている。なぜなら、現在の丹沢山地のように高標高域が鳥獣保護区でその周囲は可猟区という土地規制ではシカが鳥獣保護区に集中し、しかも近年では暖冬小雪の傾向が続いて積雪によるシカの大量死がほとんど起こらない (山根, 1999) からである。いずれにしても、シカによるササ類の退行と木本の更新が同時におきるのか、それとも時間差が生じて起きるのかは定量的なデータが不足しており、今後検証すべき課題である。

以上のことから、植生保護柵は退行したスズタケを回復させるとともに高木性木本を定着および成長させる効果をもち、シカの更新阻害地における冷温帯自然林の再生手法として有効であると結論づけた。現状ではウリハダカエデやコミネカエデ、リョウブなどがスズタケよりも高く成長しており、将来、ギャップの形成があればこれらが林冠層に到達するかもしれない。高木層優占種のブナの更新木は稚樹段階に留まっており、スズタケや低木類から抜け出して成長する可能性の有無は不明である。正木ほか (2003) が指摘するように、将来的な林相を検討するためには、さらに長期的な継続調査が必要である。その結果と目標とする林相によっては下刈りや除伐など木本の更新補助作業が必要になる可能性

がある。

第2項 植生保護柵の設置年の違いが高木性木本の更新に及ぼす影響

1 はじめに

本節第1項の結果から、シカの強い採食圧を10年程度受けてスズタケが退行した地域に植生保護柵を設置したところ、スズタケが回復しつつあるとともに高木性木本の稚幼樹が定着、成長していることが明らかにされた。また、前節第2項の結果から、退行したスズタケはシカの採食圧を長期間受けると回復しにくいことが明らかにされた。木本の場合、種子の供給源が上層や周辺に存在すれば、植生保護柵の設置年に関らず、散布された種子は発芽、定着することが予想される。あるいは更新を阻害するスズタケが回復しづらい程度に衰退しているほど、木本の稚樹にとっては定着しやすいことが予想される。これについて検討することは、シカの採食圧による林床植生の衰退地における森林の更新を理解するうえで重要である。しかしながら、こうした観点で調べた研究事例はない。

そこで、本項では同一地域の同一斜面で設置年の異なる植生保護柵内においてスズタケなどの林床植生と木本稚幼樹の密度と樹高を比較することで、シカの採食圧を受けてきた時間に対する樹木の更新のしやすさを検討した。

2 調査地と方法

調査地は、本節第1項と同一の1997年にスズタケ型林床に設置された柵 (1997年柵) と、それに隣接して2002年に設置された柵 (以下、2002年柵) である。両柵ともに同一斜面上に位置し、その間隔は10mであり、地形条件は同一である。両柵の設置には5年の差がある。植生保護柵の大きさはいずれも30m×30mである。

調査は、1997年柵では、2004年 (7年後)、2007年 (10年後) のいずれも秋季に本章第2節と同一の2m×2mの方形枠を10個用いて枠ごとに高さ1.5mまでの植被率、出現種の種名と被度階級を記録した。2002年柵でも2m×2mの方形枠を10個設置して、2003年 (設置して1年後)、2007年 (設置して5年後) に同様に調査した。なお、1997年柵で

は柵を設置して3年経過した2000年に本節と同一の柵内で面積40 m²の試験区において木本の樹高を測定したので、そのデータもあわせて解析した。

設置年の違いによる更新木の密度と樹高では、1997年柵の3年後と7年後、2002年柵の5年後のデータを比較した。

更新木の種子散布型について4区分(風、重力、動物、鳥)した。風散布は翼果をもつもの、動物散布は集合果をもつもの、鳥散布は液果をもつものとして、それ以外を重力散布とした。

3 結果

(1) 林床植生

1997年柵の柵内では、設置して3年後の植被率は60.0%あり、7年後は73.0%、10年後は80.5%と徐々に増加する傾向を示した(図3-10)が、統計的に有意な差ではなかった(ANOVA, $p > 0.05$)。1997年柵よりも5年遅れて設置した2002年柵では、1年後の植被率はすでに75.0%あり、5年後では82.5%とやや増加する傾向を示した(図3-10)が、統計的に有意な差ではなかった(Welchのt検定, $p > 0.05$)。1997年柵の7年後と2002年柵の5年後の植被率を比較しても統計的な有意差はなかった(Welchのt検定, $p > 0.05$)。

1997年柵の柵内における相対優占度は、時間の経過につれスズタケが高まり、高木と多年生草本、一年生草本は低下した。2002年柵では2時点ともにスズタケの優占度は1%未満で低い状態が続いていた(図3-11)。一方、低木の優占度は15.1%から87.3%に5倍以上増加して、かわりに多年生草本と一年生草本の優占度が低下した(図3-11)。

(2) 更新木の密度

更新木の種数は、稚樹段階のものは1997年柵の3年後で13種、7年後で22種、2002年柵の5年後で11種であり、1997年柵の両時点ともに2002年柵よりも多かった。幼樹段階では1997年柵の3年後で5種、7年後で9種、2002年柵の5年後で7種であり、2002年柵の5年後の種数は1997年柵の両時点の間であった。

稚樹段階の更新木の密度は、1997年柵の3年後で合計52,250本/ha、7年後で合計76,000本/ha、

2002年柵の5年後で23,250本/haであり、1997年柵の両時点ともに2002年柵よりも多かった(表3-10(1))。1997年柵では2時点において増加した種もあれば減少した種もあった。種でみると1997年柵の2時点よりも2002年柵で密度が高かったのはイヌシデとヤマボウシの2種であった。

幼樹段階の更新木の密度は、1997年柵の3年後で合計3,750本/ha、7年後で合計9,750本/ha、2002年柵の5年後で7,250本/haであり、2002年柵の5年後の密度は1997年柵の両時点の間であった

(表3-10(2))。種でみると2002年柵の5年後で幼樹段階の密度が高かった種はイヌシデとヤマボウシ、ミズメの3樹種であった。

(3) 更新木の樹高

稚樹段階の更新木の樹高を5 cm以上30 cm以下と定義したため、1997年柵の3年後と7年後、2002年柵の5年後において、いずれも平均樹高は10~20 cmであった(表3-11)。1997年柵の3年後と7年後で統計的に有意に成長した種はあったが、1997年柵の7年後と2002年柵の5年後で有意差が認められた種はなかった(Welchのt検定, $p > 0.05$)。

幼樹段階の更新木の平均樹高は、1997年柵の3年後では30.0~40.0 cmの範囲にある樹種が多く、7年後では40.0~50.0 cmの範囲にある樹種が多かった(表3-11)。2002年柵の5年後の幼樹段階の平均樹高も40.0~50.0 cmの範囲にあるものが多かった。1997年柵の7年後と2002年柵の5年後の両方に出現したイヌシデとリュウブの樹高には統計的な有意差は認められなかった(Welchのt検定, $p > 0.05$)。

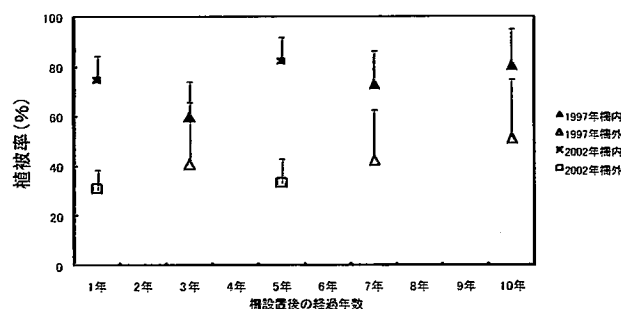


図3-10 設置年の異なる植生保護柵内における林床植生の植被率の変化

縦棒は標準偏差を示す。

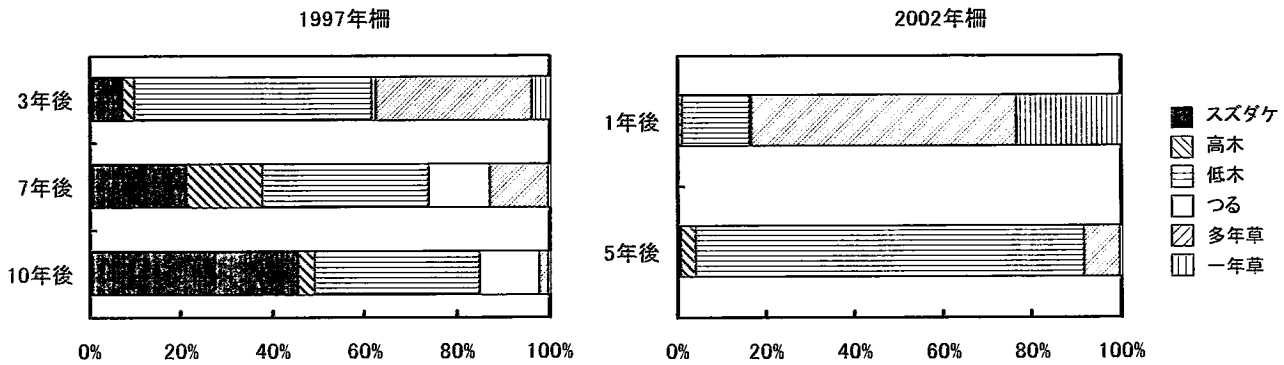


図3-11 設置年の異なる植生保護柵内における林床植生の相対優占度の変化

表3-10 設置年の異なる植生保護柵内における更新木の密度 (n/ha)

(1) 稚樹 (H ≤ 30cm)				(2) 幼樹 (H > 30cm)			
樹種名	1997 年柵		2002 年柵	樹種名	1997 年柵		2002 年柵
	3 年後	7 年後	5 年後		3 年後	7 年後	5 年後
アカシデ		250		アカシデ			
アラゲアオダモ	7,250	11,250	2,750	アラゲアオダモ		750	
イタヤカエデ		500	1,000	イタヤカエデ			
イヌシデ	3,250	6,500	7,000	イヌシデ	250	1,000	4,500
ウラジロモミ	2,250	1,000	250	ウラジロモミ			
ウリハダカエデ	6,750	7,000	250	ウリハダカエデ		1,750	250
オオバアサガラ		2,250		オオバアサガラ		1,500	
オオモミジ	2,500	1,250		オオモミジ			
クマシデ	3,000			クマシデ			
コシアブラ		250		コシアブラ			
コミネカエデ	3,750	2,250		コミネカエデ	1,250	1,000	
サワシバ		1,250		サワシバ			
シナノキ	11,500	20,750	1,000	シナノキ			
ニシキウツギ	500	250		ニシキウツギ	1000		
ヒコサンヒメシャラ		500		ヒコサンヒメシャラ			
ブナ	1,000	12,250	2,750	ブナ			
ホオノキ		250		ホオノキ			
ホソエカエデ		500		ホソエカエデ			
マメザクラ	5,250	1,750	750	マメザクラ	500	250	250
ミズキ				ミズキ		500	250
ミズメ		750		ミズメ			250
ミヤマザクラ		3,500	2,500	ミヤマザクラ		1,250	
ヤマボウシ	500	750	2,500	ヤマボウシ			750
リョウブ	4,750	1,000	2,500	リョウブ	750	1,750	1,000
合計	52,250	76,000	23,250	合計	3,750	9,750	7,250

更新木の最大樹高をみると、1997 年柵の 7 年後よりも 2002 年柵の 5 年後で樹高が高い樹種が 9 種あり、それらは、イタヤカエデとイヌシデ、ウラジロモミ、ウリハダカエデ、ブナ、マメザクラ、ミズキ、ミズメ、ヤマボウシであった (表 3-12)。マメザクラとミズキは 2002 年柵の 5 年後で 100 cm をこ

えていた。

(4) 更新木の種子散布型

1997 年柵と 2002 年柵の稚幼樹ともに風散布型が最も多く、ついで重力散布、鳥散布という順で共通していたが、1997 年柵では 3 年後と 7 年後の稚幼

表3-11 設置年の異なる植生保護柵内における更新木の樹高(cm)

樹種名	稚樹(H ≤ 30 cm)			幼樹(H > 30 cm)		
	1997 年柵		2002 年柵	1997 年柵		2002 年柵
	3 年後	7 年後	5 年後	3 年後	7 年後	5 年後
アラゲアオダモ	10.1 ± 4.2	15.0 ± 6.9	12.5 ± 3.4		39.0 ± 8.7	
アカシデ		26.0				
イタヤカエデ		7.0 ± 1.4	13.5 ± 1.7			
イヌシデ	10.3 ± 4.6	16.8 ± 8.3	19.6 ± 7.1	34.0	42.0 ± 13.3	46.2 ± 11.7
ウラジロモミ	8.7 ± 2.3	7.0 ± 1.6	18.0			
ウリハダカエデ	9.6 ± 5.0	15.3 ± 6.5	15.0		38.1 ± 4.9	60.0
オオバアサガラ		13.8 ± 7.3			46.2 ± 11.9	
オオモミジ	8.7 ± 2.8	9.9 ± 3.5				
クマシデ	13.8 ± 5.4					
コシアブラ		7.0				
コミネカエデ	12.3 ± 5.3	19.1 ± 7.2		35.2 ± 2.9	44.8 ± 15.0	
サワシバ		12.4 ± 8.9				
シナノキ	8.7 ± 3.8	14.1 ± 5.9	13.8 ± 6.9			
ニシキウツギ	15.0 ± 2.8	27.0		47.0 ± 16.1		
ヒコサンヒメシャラ		7.5 ± 2.1				
ブナ	11.8 ± 5.2	9.3 ± 2.7	11.1 ± 4.8			
ホオノキ		26.0				
ホソエカエデ		13.0 ± 5.7				
マメザクラ	12.9 ± 6.5	12.1 ± 8.6	15.0 ± 4.4	38.0	59.0	105.0
ミズキ					41.5 ± 0.7	100.0
ミズメ		8.0 ± 3.5				70.0
ミヤマザクラ		19.0 ± 6.7	16.6 ± 9.1		42.8 ± 14.5	
ヤマボウシ	10.5 ± 4.9	13.8 ± 5.5	14.5 ± 7.4			44.3 ± 16.3
リョウブ	17.0 ± 8.1	24.5 ± 5.2	16.2 ± 7.1	33.0 ± 2.0	48.4 ± 21.9	47.0 ± 12.1

樹ともに動物散布の比率が0～1%と低く、2002年柵では10%と多かった(図3-12)。

4 考察

(1) 1997年柵と2002年柵の林床植生の差異

植被率と相対優占度の結果から、1997年柵と2002年柵の林床植生は異なる遷移系列をたどっていると考えられた。すなわち、1997年柵の5年後に設置された2002年柵の植被率は、1997年柵よりも柵の設置期間が短いものの設置1年目から植被率が高かった(図3-10)。相対優占度でも、1997年柵ではスズタケの優占度が高まったが高木や多年生草本の優占度は減少したのに対し、2002年柵では1年後から5年後で低木の優占度が5倍以上になり、高木とあわせて木本が9割を占めるようになった(図3-11)。

1997年柵と2002年柵で林床植生が異なった理由は、2002年柵ではシカの強い採食圧を5年長く受けてきたためと考えられる。すなわち、スズタケの回復のしやすさの違いである。両方の柵ともに同一

表3-12 設置年の異なる植生保護柵内における更新木の最大樹高(cm)

樹種名	1997 年柵		2002 年柵
	3 年後	7 年後	5 年後
アラゲアオダモ	21.0	49.0	18.0
アカシデ		26.0	
イタヤカエデ		8.0	16.0
イヌシデ	34.0	58.0	70.0
ウラジロモミ	13.0	8.5	18.0
ウリハダカエデ	23.0	48.0	60.0
オオバアサガラ		67.0	
オオモミジ	14.0	14.0	
クマシデ	25.0		
コシアブラ		7.0	
コミネカエデ	40.0	67.0	
サワシバ		24.0	
シナノキ	21.0	28.0	
ニシキウツギ	64.0	27.0	
ヒコサンヒメシャラ		9.0	
ブナ	18.0	17.0	20.0
ホオノキ		26.0	
ホソエカエデ		17.0	
マメザクラ	38.0	59.0	105.0
ミズキ		42.0	100.0
ミズメ		12.0	70.0
ミヤマザクラ		66.0	30.0
ヤマボウシ	14.0	19.0	63.0
リョウブ	35.0	97.0	60.0

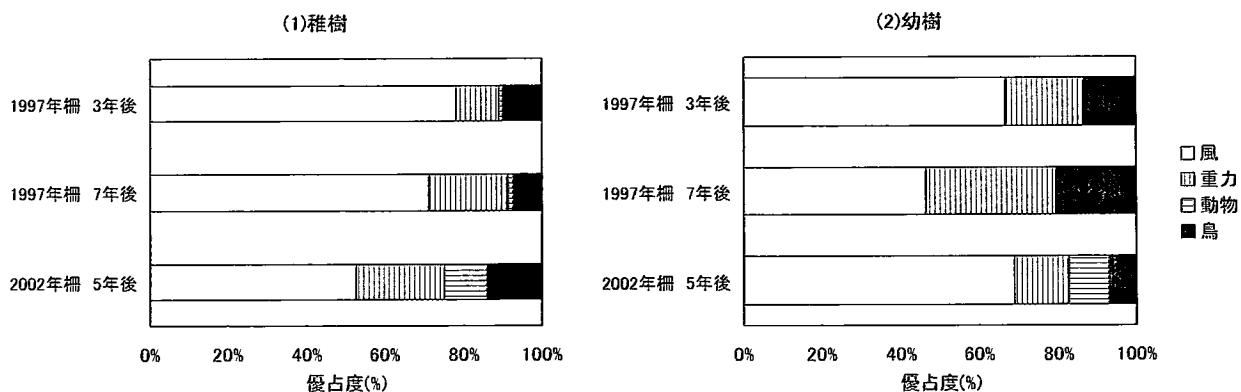


図3-12 設置年の異なる植生保護柵内における更新木の種子散布型

斜面上で隣接していることから、微地形などの立地条件の差異はないと考えられる。前節でみたように2002年柵ではスズタケの稈高は高くなっている(図3-7)ものの植被率は増加しなかった(図3-6)。そのため、2002年柵では1997年柵と比較して、モミジチゴなどの低木類やウリハダカエデなどの高木類が進入・定着する機会が増したと考えられる。

(2) 植生保護柵の設置年の違いによる高木性木本の更新

1997年柵よりも5年遅れて設置された2002年柵において、5年後の幼樹段階の種数と密度は1997年柵の3年後と7年後よりも少なかったが(表3-10)、最大樹高は1997年柵よりも2002年柵で高い樹種が多かった(表3-11、表3-12)。これらのことは、2002年柵では木本の成長がよいことを示唆している。この要因として、2002年柵ではスズタケの植被率の増加が遅れていること(前節)で、1997年柵よりも光資源の獲得が有利なことをあげることができる。他の要因としては、両柵の調査地ともに閉鎖林冠下に設置されているが光環境の差異を示した可能性も否定できない。すなわち、2002年柵では1997年柵よりも林内が明るい可能性がある。事実、両柵の林

分構造を比較すると、林冠木の密度、優占度ともに1997年柵の方で高い傾向があった。

1997年柵と2002年柵の更新木の密度の差異は、種子の豊凶のタイミングによるものと考えられる。この理由として、両柵に共通の更新木が出現したこと(表3-10)と更新木の種子散布型に大きな差異はなかった(図3-12)ことから上層木の樹種組成が大きく異なるとは考えられないこと、また、前節でみたようにシカの採食影響下では稚樹の定着は可能なものの、樹高10cmを超える樹種はほとんどなく、種子の供給と稚樹の定着、消長が繰り返されていると考えられていることをあげることができる。

以上のことから、高木性木本の更新にとっては、高茎多年生草本やスズタケの保護とは異なって植生保護柵を早期に設置する必要はないといえる。上層に種子供給源があるうちに植生保護柵を設置すればよく、逆にスズタケや高茎多年生草本などの競合種がシカに採食されて減少した方が高木性木本の定着と成長に有利と考えられる。どの樹種が林冠の後継樹となるかは、植生保護柵を設置した時点の前生樹の状況と種子の豊凶、更新木の成長特性によると考えられる。