兵庫県里山域のニホンジカ生息地における樹木種の動態

山瀬敬太郎^{*1)}・関岡裕明²⁾・栃本大介³⁾

1) 兵庫県立農林水産技術総合センター

2) 株式会社環境アセスメントセンター

3) 財団法人ひょうご環境創造協会

摘要: 兵庫県里山域のニホンジカ生息地での植生回復の可能性を把握するため、2008年3月の間伐後に設置した植生保護柵5箇所の内外で、柵設置後3年間の樹木種の種子、実生および稚樹の動態を調査した。柵設置年と翌年の10月時点の当年生実生数は、5箇所中3箇所で柵外が有意に少なく、翌々年10月の稚樹数は、5箇所すべてで柵外が少なかった。種子数は、柵設置直後の4月は柵内外で差がなかったが、翌年4月は柵外2箇所で有意に少なく、土砂移動量は柵外で多かった。以上のことから、シカの生息が採食圧を高めて実生や稚樹の動態に影響を与えているとともに、低い植被とシカの歩行による土砂移動が種子の動態に影響を与え、植生回復の可能性を低下させていることが示唆された。

キーワード: 植生回復, 種子, 稚樹, ニホンジカ, 土砂移動

1. はじめに

現在、全国的にニホンジカ (*Cervus Nippon Temminck*, 以下、シカ) が増加し⁵⁾、樹木種の実生や稚樹の更新阻害による林床植生の衰退が各地で報告されている^{4,8)}。こうした植生衰退は、表層の土砂移動を進行させ¹⁰⁾、表層の土砂 (以下、表土) に含まれる種子の流出を同時にもたらす¹¹⁾ことから、植生回復ポテンシャルの劣化が懸念される。そこで、植生回復を誘導する対策としては、植生保護柵 (以下、柵) の設置⁹⁾によるシカ採食の防止や、間伐木を利用した筋工の設置¹²⁾による土砂移動の抑止が実施されている。しかし、森林整備地や伐採跡地において植生回復を効果的に誘導するためには、シカ生息地における林床植生の衰退および植生回復ポテンシャルの劣化のプロセスと、それぞれの影響の程度を詳細に把握しておく必要がある。

本稿では、植生回復の可能性を有する樹木種の種子、実生および稚樹段階に着目し、間伐後の柵内外での組成比較、および土砂移動との関係を解析したので、その結果を報告する。

2. 調査地と方法

2.1 調査地の概要

調査地は、兵庫県が進める県民緑税を活用した里山防災林整備地²⁾である (図-1)。本調査地では、放置された森林内の光環境を改善して林床植生の回復を誘導し、土砂移動を抑制するために、コナラ (*Quercus serrata* Thunb. Ex Murray) 二次林およびヒノキ (*Chamaecyparis obtusa* (Sieb. Et Zucc) Endl.) 植林を対象に、間伐を実施している。間伐の時期は、2008年1~3月である。コナラ二次林は、兵庫県神河町猪篠 (以下、神河)、佐用町上石井 (佐用)、宍粟市山崎町矢原 (宍粟) の3調査地、ヒノキ植林は、多可町丹治 (多可)、養父市奥米地 (養父) の2調査地である。

調査地の気候は、神河、佐用、宍粟、多可の4調査地では、瀬戸内気候に近い特性を持つ内陸気候地域、養父の1調査地では、日本海気候に近い特性を持つ内陸気候地域に属している。また、各調査地の傾斜角度は31~42度で、斜面の向きはS20W~S40Eで概して南向きである。表層地質は、神河と多可が流紋岩類、佐用が変斑れい岩、宍粟が砂岩、養父が安山岩類であり、表層土壌はいずれも森林褐色土である。

調査地のシカ生息密度は、糞粒法³⁾を用いて神河8.1頭・km²、佐用10.1頭・km²、宍粟2.1頭・km²、多可27.1頭

図-1 調査地点図

* 連絡先著者: E-mail : Keitarou_Yamase@pref.hyogo.lg.jp 〒671-2515 兵庫県宍粟市山崎町五十波 430

・km²，養父 21.3 頭・km²と推定した。

2.2 調査区の設定

調査地 5 箇所において，12 m×12 m 四方の柵（ステンレス入りポリエチレン製ネット，高さ 1.8 m，網目 150 mm）を 2008 年 3 月に設置した。次に，その柵の内側と柵に隣接する外側に，10 m×10 m の調査区を各 1 箇所設定し，その中央部と四隅に 2 m×2 m の計 5 箇所の小調査区を設定した。

2.3 当年生実生および稚樹調査

それぞれの小調査区において，当年 4 月以降に新たに出現した樹木種の実生（以下，当年生実生とする）について，その位置と種名を記録して個体識別を行った。調査は，2008 年 10 月と 2009 年 10 月に実施した。また，2008 年および 2009 年の当年生実生で，2010 年 10 月に残存していた個体をここでは稚樹とし，シカによる採食や枯損の有無，その高さを測定した。

2.4 撒き出し発芽試験

それぞれの調査区に設定した小調査区 5 箇所の斜面上方に外接する地点で，20 cm×20 cm，深さ 5 cm の表土を採取した。採取は 2008 年 4 月と 2009 年 4 月の 2 回行い，2009 年採取時は，2008 年に採取した地点とは異なるすぐ横の地点で採取した。採取した試料数は，合計 100 サンプル（5 調査地×2 調査区×5 小調査区×2 箇年）である。採取した表土は，兵庫県宍粟市山崎町の兵庫県立農林水産技術総合センターに持ち帰り，同一地点から採取した表土を十分に攪拌した後に，コンテナ（43 cm×32 cm，深さ 12 cm）にその日のうちに撒き出した。撒き出し厚は，コンテナの底にパーミキュライト 2 cm を敷き詰めた上に，表土の厚さが 2 cm 以下となるように撒き出した。灌水は原則的に 1 日 1 回以上行った。調査は，実生出現法¹⁾により発芽個体の種名と個数を，サンプルごとに記録した。発芽の観察は 1 週間に 1 回程度とした。

2.5 土砂移動量の測定

柵内外に設定した調査区の斜面下辺 10 m の間に，土砂受け箱を，コナラ二次林は 10 個，ヒノキ植林は 5 個を設置した。土砂受け箱は，森貞・平井⁶⁾に従い，高さ 15 cm，幅（間口）25 cm，奥行き 20 cm の木製枠で，背面に 30 メッシュの寒冷紗を取り付けた仕様とした。移動した土砂の回収は，表土を 1 回目に採取した直後の 2008 年 4 月から 2 回目に採取する直前の 2009 年 4 月まで，1 か月～4 か月おきに実施し，回収した堆積物は，回収期間ごとに有機物，2 mm 未満，2 mm 以上に分けて，分画したサンプルの 80 °C 乾燥重量をそれぞれ測定した。なお，今回の解析に用いた土砂移動量は，2 mm 未満のみの量とした。

2.6 開空度の測定

デジタルカメラ（PowerShot G9, Canon, 東京）と魚眼レンズ（DCR-CF185PRO, Raynox, 東京）を用いて，全天空写真を調査地の柵内外における各小調査区で撮影した。三脚を用いてカメラを地上高 1.5 m に固定し，水準器により鉛直上方を視準した。撮影した写真は，CanopOn2.03

（<http://takenaka-akio.cool.ne.jp/etc/canopon2/>）を用いて解析し，開空度を測定した。写真撮影は 2009 年 5 月 31 日～6 月 5 日に行った。

3. 結果および考察

3.1 柵設置後の当年生実生数および稚樹数の変化

柵の設置年（2008 年）に発芽した当年生実生数（平均値，1 m²あたりに換算，以下同様）は，柵内が 1.8（宍粟）～3.1（佐用），柵外が 0.3（宍粟）～1.1（神河）であり（図-2），佐用，多可，養父の 3 調査地において，柵外の当年生実生数は柵内と比較して有意に少なかった（*t*-test, *p*<0.05）。

次に，柵を設置した翌年（2009 年）に発芽した当年生実生数は，柵内が 0.6（宍粟）～1.5（多可），柵外が 0（宍粟，養父）～0.4（多可）であり（図-3），神河，多可，養父の 3 調査地において，柵外の当年生実生数は柵内と比較して有意に少なかった（*t*-test, *p*<0.05）。また，いずれの調査地とも，2009 年の当年生実生数は 2008 年のそれよりも減少しており，多くの樹木種は，間伐によって光環境が改善された直後の 2008 年に発芽したものと推察された。

さらに，2008 年および 2009 年に出現した当年生実生のうち，柵を設置した翌々年（2010 年）に残存していた稚樹数（平均値，1 m²あたりに換算，以下同様）は，柵内が 1.9（宍粟）～3.2（神河），柵外が 0.1（宍粟，養父）～0.5（佐用）であり（図-4），いずれの調査地とも柵外の稚樹数は柵内よりも有意に少なかった（*t*-test, *p*<0.05）。

図-2 2008 年における樹木種の当年生実生数。Ka:神河，Sa:佐用，Sh:宍粟，Ta:多可，Ya:養父。太線は中央値，箱は 25-75% 点，ひげの両端は箱の長さの 1.5 倍以内にある最小(大)値，ひげより外側の値は外れ値を示す。

図-3 2009 年における樹木種の当年生実生数

当年生実生数および稚樹数は、ほとんどの調査地において、柵外が柵内よりも有意に少なかったことから、シカによる採食が実生や稚樹の定着に影響したものと考えられる。

3.2 定着した稚樹の組成

柵設置後3年目の2010年時点で、1樹木種あたり0.2個体・1m²以上の稚樹がみられたのは、いずれも柵内の調査地であり(表-1)、その樹木種は、夏緑二次林要素のクロモジ(*Lindera umbellata* Thunb.)、ムラサキシキブ(*Callicarpa japonica* Thunb.)、ネムノキ(*Albizia julibrissin* Durazz.)、クマノミズキ(*Swida macrophylla* (Wall.) Sojak)、カナクギノキ(*Lindera erythrocarpa* Makino)、ヤブムラサキ(*Callicarpa mollis* Sieb. Et Zucc.)コガクウツギ(*Hydrangea luteo-venosa* Koidz.)であった(表-1)。また、林縁要素のクマヤナギ(*Berchemia racemosa* Sieb. Et Zucc.)、先駆低木林要素のアカメガシワ(*Mallotus japonicus* (Thunb.) Muell.Arg.)、タラノキ(*Aralia elata* (Miq.) Seemann)、カラスザンショウ(*Zanthoxylum ailanthoides* Sieb. Et Zucc.)、ヌルデ(*Rhus javanica* L. var. *roxburghii* (DC.) Rehder et Wils.)の先駆種が多くみられ(表-1)、こうした傾向は、針葉樹人工林の間伐後における柵内の広葉樹

図-4 2010年における樹木種の稚樹数

表-1 柵内外における当年生実生および稚樹数 (1m²あたり)

forest type	Site	year	Secondary forest												Artificial forest											
			kamikawa						shiso						saya						taka					
			In	Out	In	Out	In	Out	In	Out	In	Out	In	Out	In	Out	In	Out	In	Out	In	Out	In	Out	In	Out
<i>Berchemia racemosa</i>	クマヤナギ		0.2	0.2																						
<i>Mallotus japonicus</i>	アカメガシワ		0.4	0.2	0.5				0.6	0.1	0.5	0.2			0.5	0.3	0.1			0.1	0.1					
<i>Aralia elata</i>	タラノキ		0.2	0.4	0.5	0.1									0.7	0.2	0.1			0.1	0.2	0.1				
<i>Zanthoxylum ailanthoides</i>	カラスザンショウ		0.1	0.1					0.1	0.1	0.1				0.2	0.1	0.2			0.1	0.1	0.3				
<i>Rhus javanica</i>	ヌルデ		0.2	0.1	0.3	0.1			0.4	0.1	0.4	0.1			0.3					0.1	0.1	0.1	0.2			
<i>Zanthoxylum schinifolium</i>	イヌザンショウ								0.1	0.1	0.1				0.2	0.2	0.1									
<i>Chlorodendrum trichotomum</i>	クロモジ																									
<i>Lindera umbellata</i>	ムラサキシキブ		0.7	0.2	0.7	0.3	0.1	0.1												0.3	0.2	0.4	0.1	0.1	0.1	
<i>Callicarpa japonica</i>	ムラサキシキブ														0.1	0.2	0.2	0.1	0.1	0.1						
<i>Albizia julibrissin</i>	ネムノキ		0.2						0.1		0.1				0.5	0.3	0.1			0.1	0.1					
<i>Swida macrophylla</i>	クマノミズキ		0.4	0.2	0.1										0.3	0.3										
<i>Lindera erythrocarpa</i>	カナクギノキ																									
<i>Callicarpa mollis</i>	ヤブムラサキ								0.1	0.1	0.2															
<i>Hydrangea luteo-venosa</i>	コガクウツギ		0.1	0.1	0.5																					
<i>Viburnum erosum</i> var. <i>punctatum</i>	コバノカマズミ		0.1																	0.1	0.1					
<i>Syrax japonica</i>	エゴノキ			0.1	0.1																					
<i>Quercus serrata</i>	コナラ					0.1	0.1	0.1	0.2	0.1																
<i>Rhus trichocarpa</i>	ヤマウルシ																									
<i>Celtis sinensis</i> var. <i>japonica</i>	エノキ								0.1	0.1	0.1															
<i>Broussonetia kazinoki</i>	ヒメコガ														0.1	0.1	0.1			0.1	0.1					
<i>Ilex macrospora</i>	アホガ														0.1	0.1				0.1	0.1					
<i>Acer amomum</i>	オキモシ														0.1	0.1										
<i>Castanea crenata</i>	ク																			0.1	0.1					
<i>Aphananthe aspera</i>	ムクナ		0.1		0.1																					
<i>Pinus densiflora</i>	アカマツ		0.1																							
<i>Rhus sylvatica</i>	ヤマモモ														0.1		0.1				0.1	0.1				
<i>Clethra barbinervis</i>	リョウブ																			0.1	0.1					
<i>Rhamnus crenata</i>	イノ																			0.1	0.1					
<i>Pourthiaea villosa</i> var. <i>laevis</i>	カマツカ																			0.1	0.1					
<i>Zelkova serrata</i>	クサキ																									
<i>Phytocarya strachaniana</i>	ナラ																									
<i>Prunus jamasakura</i>	ヤマザクラ																									
<i>Acanthopanax sciadophylloides</i>	コシアブラ																									
<i>Ruya japonica</i>	ヒサキ					0.1																				
<i>Neolitsea sericea</i>	シロモ		0.1	0.1	0.2	0.1	0.1	0.1	0.3	0.1	0.3									0.5	0.4	0.8	0.1	0.1	0.1	0.2
<i>Camellia sinensis</i>	チャ																									
<i>Cinnamomum japonicum</i>	ヤブニツグイ																									
<i>Ilex pedunculosa</i>	ソコ																									
<i>Manihot</i>	マンリョウ																			0.1	0.1					
<i>Quercus glauca</i>	アヲカン								0.1		0.1	0.1														
<i>Abies firma</i>	モミ		0.1																							
<i>Ilex crenata</i>	イヌツゲ																			0.1	0.1					
<i>Osmanthus heterophyllus</i>	ヒメツグ																									
<i>Deutzia crenata</i>	ウツギ														0.3	0.2	0.1			0.1	0.2	0.1				
<i>Chamaecyparis obtusa</i>	ヒノ																			0.3	0.2	0.5	0.3	0.1	0.1	

侵入の状況と一致していた。

3.3 柵設置後の種子数の変化

柵設置直後(2008年)の樹木種の種子数(平均値, 1m²あたりに換算, 以下同様)は、柵内が30.0(実栗)~250.0(養父)、柵外が30.0(実栗)~335.0(多可)であり(図-5)、それぞれの調査地の柵内外で有意な差はみられなかった(*t*-test, *p*=0.84(神河), *p*=1.00(佐用), *p*=0.50(実栗), *p*=0.45(多可), *p*=0.35(養父))。

次に、柵設置1年後(2009年)の樹木種の種子数は、柵内が5.0(神河)~390.0(養父)、柵外が10.0(神河, 多可)~140.0(養父)であり(図-6)、多可、養父の2調査地において、柵外の種子数は有意に少なかった(*t*-test, *p*<0.05)。養父の柵内のみにあって、2009年の種子数が2008年よりも増加していたものの、その他の調査地のいずれの柵内外とも、2009年の種子数が2008年のそれよりも減少していた。

3.4 柵内外における土砂移動量の比較

柵内外における2008年4月から2009年4月までの土砂移動量は、柵内が69.4g・m⁻¹(神河)~354.6g・m⁻¹(実栗)であったのに対し、柵外が133.2g・m⁻¹(神河)~609.6g・m⁻¹(実栗)であり(図-7)、同一の調査地で比較すると、いずれも柵外の土砂移動量が柵内よりも多かった。土砂移動量が柵外で多かったのは、林床植被率の違いとともに、シカの歩行が影響しているものと思われる。

また、土砂移動は、土砂の中に含まれる埋土種子の流出をもたらす¹¹⁾ことが指摘されていることから、今回の調査においても同様に、種子の流出が生じたものと推察される。

3.5 柵内外における開空度の測定

開空度の平均値は、柵内、柵外の順に神河16.7%, 17.0%, 実栗12.9%, 9.4%, 佐用16.2%, 18.8%, 多可18.0%, 16.7%, 養父22.4%, 19.2%であり、同一の調査地内での柵の内外で

図-5 2008年における樹木種の種子数

図-6 2009年における樹木種の種子数

図-7 土砂移動量の比較

有意な差はみられなかった (t-test, $p>0.05$)。

3.6 稚樹数の動態に及ぼす要因

柵設置後3年目(2010年10月時点)の稚樹数(1m²あたり)は、柵内が1.9~3.2個体であったのに対し、柵外は0.1~0.5個体で(図-4)、柵外の稚樹数は柵内の1/5~1/50程度に減少していた。

柵設置直後(2008年4月時点)の種子数は、各調査地とも柵内外で有意な差はみられなかったものの、設置翌年(2009年4月時点)には、2調査地の柵外が柵内と比較して有意に少なかった。柵外で種子数が少なかったのは、シカが地表に落下した果実を直接採食した可能性はあるものの、すべての調査地で土砂移動量は柵外で多くなる傾向がみられた(図-7)ことから、土砂に含まれる種子は柵外で多く流されたことが影響したものと推察される。しかし前述したように、柵外でのシカの歩行が土砂移動量の増加につながり、間接的に種子数の減少に影響していることは十分に予想される。

2008年10月および2009年10月時点の当年生実生数は、5箇所中3箇所の調査地で、柵外が柵内と比較して有意に少

なかった。柵内外で開空度に有意差はないことから、実生成長に必要な光環境が影響したとは考えにくく、当年生実生の多少には、表土が不安定になることによる発芽段階での定着阻害と、シカの採食が直接的に影響したものと考えられる。

以上のことから、シカ生息地においては、シカの歩行が間接的に関与して、土砂移動に伴う種子段階での流出が起こり、さらに表土の不安定化による定着阻害とシカの直接的な採食に伴う実生や稚樹段階での減少によって、植生回復が困難になっている状況が示唆された。そこで、植生回復を誘導するためには、種子を含む土砂移動の抑止と、柵設置による物理的なシカ採食の防止を行い、樹木種の各成長段階に応じた対策を効果的に実施することが重要であると結論づけた。

引用文献

- 1) 浜田拓・倉本宣(1994) 実生出現法によるコナラ林の埋土種子集団の研究およびその植生管理への応用, ランドスケープ研究, 58: 76-82.
- 2) 兵庫県(2009) 里山防災林整備, http://web.pref.hyogo.lg.jp/af15/af15_000000011.html, 2011.4.28 参照.
- 3) 池田浩一・遠藤晃(2006) 糞粒を用いたシカ生息密度の調べ方, 森林防疫, 55: 169-176.
- 4) Ito H. and Hino T. (2004) Effects of deer, mice and dwarf bamboo on the emergence, survival and growth of *Abies homolepis* (Piceaceae) seedlings, Ecol Res, 19:217-223.
- 5) 環境省自然環境局生物多様性センター(2004) 種の多様性調査哺乳類分布調査報告書, (財)自然環境研究センター, 東京, 213pp.
- 6) 森貞和仁・平井敬三(1994) 表層土壌の移動を測る, 林業新知識, 482: 10-11.
- 7) 島田博匡・野々田稔郎(2009) 針葉樹人工林における強度間伐後の広葉樹侵入に及ぼすシカ採食の影響, 日本森林学会誌, 91: 46-50.
- 8) Takatsuki S. and Gorai T. (1994) Effects of sika deer on the regeneration of a *Fagus crenata* on Kinkazan Island, northern Japan, Ecol Res, 9:115-120.
- 9) 田村淳(2008) ニホンジカによるスズタケ退行地において植生保護柵が高木性樹木の更新に及ぼす効果—植生保護柵設置後7年目の結果から—, 日本森林学会誌, 90: 158-165.
- 10) 若原妙子・石川芳治・白木克繁・戸田浩人・宮貴大・片岡史子・鈴木雅一・内山佳美(2008) ブナ林の林床植生衰退地におけるリター堆積量と土壌侵食量の季節変化—丹沢山地堂平地区のシカによる影響—, 日本森林学会誌, 90: 378-385.
- 11) 山瀬敬太郎・関岡裕明・栃本大介・藤堂千景(2009) 森林の侵食土砂中に含まれる埋土種子量, 日本緑化工学会誌, 35: 130-133.
- 12) 山瀬敬太郎・栃本大介・関岡裕明・藤堂千景(2010) 間伐木を利用した筋工による森林表土の流亡抑制, 日本緑化工学会誌, 36: 9-14.

(2011. 7. 11 受理)