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

島田 博 匡^{*,1}・野々田稔郎¹

シカの生息密度が高い地域内で強度間伐（本数間伐率 47.5～71.2%）を行った針葉樹人工林に獣害防護柵を設置し、間伐後の広葉樹侵入に及ぼすシカ採食の影響を調査した。獣害防護柵内では先駆種を中心とする多数の広葉樹が間伐後に侵入し、その生残率は高く、樹高成長も良好であった。しかし、柵外では柵内よりも広葉樹の侵入が少なく、生残率も低かったため、2年後まで生残した個体はわずかであった。このことから、柵外ではシカの採食により間伐後の広葉樹侵入が強く阻害されていると考えられた。シカ生息密度が高い地域において、人工林の針広混交林への誘導を目指すには、強度間伐を行った場合にシカ採食が顕在化する生息密度の解明と施業地へのシカの集中を防ぐ簡便な手法の開発が必要である。

キーワード：強度間伐、広葉樹、シカ、針葉樹人工林

Hiromasa Shimada^{*,1} and Toshiro Nonoda¹ (2009) Effects of Deer Browsing on Broad-leaved Tree Invasion after Heavy Thinning in Conifer Plantations. J. Jpn. For. Soc. 91: 46-50. We investigated the effects of deer browsing on broad-leaved tree invasion after heavy thinning (47.5～71.2% reduction in stem density) in fenced and unfenced plots in conifer plantations with a high population of sika deer (*Cervus nippon*). In fenced plots, a number of broad-leaved trees, which comprised mainly pioneer species, invaded and grew well after thinning; further, they exhibited a high survival ratio. However, in unfenced plots, the number of broad-leaved trees that invaded was lesser than that in fenced plots, and they exhibited a low survival ratio. Only a few broad-leaved trees survived for 2 years after thinning in unfenced plots. Thus, these results suggest that deer browsing strongly inhibited the invasion of broad-leaved trees after thinning. The deer density levels affecting broad-leaved tree invasion after heavy thinning should be evaluated, and easy methods to prevent the concentration of deer populations in thinned stands should be developed. Such studies will help achieve the conversion of conifer plantations to mixed conifer — broad-leaved forests in locations with high deer populations.

Key words: broad-leaved tree, conifer plantation, heavy thinning, sika deer

I. は じ め に

現在の日本において、森林のもつ多面的機能を持続的に発揮させるためには充実しつつある資源を有効に利用しながら、長期的視野に立って多様で健全な森林に誘導する必要がある（林野庁, 2007）。その一つとして、人工林の針広混交林への誘導が推進されており、人工林において高木性広葉樹を侵入させ、それを育成することで針広混交林に誘導しようとする試みが広く行われている。針葉樹人工林内での広葉樹の侵入にはさまざまな要因が関係しているが（長池, 2000）、ニホンジカ（以下、シカ）の生息密度の高い地域では侵入した広葉樹に対するシカの影響も報告されている（斎藤ら, 2005）。伐採後の造林地のように開放的な環境ではシカが餌として利用可能な植物量が飛躍的に増加することから、それを求めてシカが集中し、大きな被害を起こすことが知られている（三浦, 1999）。間伐によっても広葉樹の定着増大、下層植生の発達が促され（清野, 1990）、間伐の強度が大きいほど植生量は増大する（Thomas *et al.*, 1999）ことから、針広混交林化を目指して強度な間伐を行った人工林では、伐採地と同様にシカが集中する危険性があり、針広混交林化の大きな妨げとなりうる。しかし、これまでに人工林における間伐後の広葉樹侵入に及ぼすシカ採

食の影響に関する報告はみられない。そこで、本研究ではその影響の実態を明らかにするために、シカ生息密度が高い地域内で強度間伐を実施した人工林において獣害防護柵を設置し、柵内外での広葉樹の侵入や成長を2年間追跡調査した事例を報告する。

II. 試験地と調査方法

1. 試 験 地

三重県では人工林の針広混交林化施業において、本数間伐率5割程度の強度間伐を実施するか、あるいは本数間伐率3割程度の間伐を短期間で数回実施するとしている。本研究では強度間伐を実施する施業地から、三重県多気郡大台町内の総門団地（以下、総門）と清水団地（以下、清水）の2箇所を試験地として選定した。両試験地ともに2005年10月から11月に間伐が行われたが、それ以前に間伐が行われた実績はない。試験地の標高は総門で735～780 m、清水で335～370 mの範囲にある。メッシュ気候値2000（気象庁, 2002）から求めた年間降水量、吉良（1949）の暖かさの指数と寒さの指数は、総門でそれぞれ2,818.6 mm, 82.1℃と-13.0℃、清水では2,501.1 mm, 100.9℃と-5.0℃であり、総門は温帯落葉樹林帯、清水は照葉樹林帯に属する。また、調査地付近ではシカ生息密度が高く、2004年に糞粒法によ

* 連絡先著者（Corresponding author）E-mail: shimah03@pref.mie.jp

¹ 三重県林業研究所 〒515-2602 津市白山町二本木 3769-1 (Mie Prefecture Forestry Research Institute, 3769-1 Nihogi, Hakusan, Tsu 515-2602, Japan.)

(2008年5月30日受付；2008年9月2日受理)

り推定された生息密度は総門から4.5 km離れた箇所では19.1 頭/km²、清水から3.5 km離れた箇所では22.3 頭/km²であった(三重県, 2007)。

間伐実施前の2005年10月、各試験地内の3箇所に12 m×12 mプロットを設置し、さらに試験区内を9個の4 m×4 mサブプロットに分割した。また、間伐実施後の2006年5月には、12 m×12 mプロットから5~10 m程度離れた位置に4 m×4 mプロットを設置し、この周囲に高さ1.8 m、目合70 mmの獣害防護柵(以下、柵)を設置してシカの侵入を防いだ。なお、総門の試験区は全て44年生スギ人工林内に設置した。清水では33年生と38年生ヒノキ人工林に2箇所、33年生スギ人工林に1箇所設置した。

2. 調査方法

間伐前の2005年10月に12 m×12 mプロット内にみられる全上層木の樹高、胸高直径を測定した。また、12 m×12 mプロット内の中央のサブプロット(以下、柵外区)において、すべての高木性広葉樹と亜高木性広葉樹個体(以下、広葉樹)について、種名と樹高、シカによる採食痕の有無を記録したのち、ビニール製番号札で標識した。間伐実施後の2006年6月には柵外区と柵を設置したプロット(以下、柵内区)において、すべての広葉樹の生残、樹高、採食痕の有無を記録した。新たに侵入を確認した広葉樹についても同様の調査を行った。柵内区においては間伐前調査を行っていないため、根元の形態などから間伐前侵入個体と間伐後侵入個体の区別を行った。その後、1年後の2006年11月、2年後の2007年11月にも同様の追跡調査を行った。また、2005年10月、2006年11月、2007年11月の調査時には柵内区と柵外区の中央において地上1.2 m高の全天空写真を撮影し、RGBfisheye ver 2.10 (Ishida, 2004)を用いて相対散乱光強度(以下、DIF)を算出した。

III. 結 果

1. 間伐による立木密度と光環境の変化

表-1に試験地の概況を示す。本数間伐率、間伐後の立木密度は、総門でそれぞれ60.0~71.2%、972~1,389 本/ha、

清水で47.5~55.2%、1,458~2,986 本/haとなり、総門では清水よりも間伐率が高く、間伐後の立木密度が低くなった。また、いずれの試験地ともに間伐前のDIFは5%前後であったが、間伐後の2006年には総門で28.6~34.5%、清水で10.5~16.0%まで上昇し、間伐率が高い総門で清水よりも高くなった。2007年のDIFはやや低下したが、総門で大きい傾向は保たれた。間伐前侵入個体は清水のヒノキ1、ヒノキ2では10~39 個体/16 m²みられたが、他の試験区ではわずかであった。これらの間伐前に侵入した樹種は、総門ではカナクギノキ、クリ、マルバオダモ、清水ではアラカシ、アオハダ、エゴノキ、コナラ、サカキ、シイ属、シキミ、タカノツメ、ヒサカキ、ヤブツバキであった。

2. 間伐後に侵入した広葉樹個体数と生残

表-2に間伐後に侵入が確認された広葉樹の個体数と生残率、被食率を樹種別に示す。総門に設置した試験区では、柵内区で26種、柵外区では16種が間伐後に侵入し、そのすべてが落葉樹であった。出現種のうち、カナクギノキ、アカメガシワ、キハダ、カラスザンショウ、クマシデ属が個体数の79%を占めていた。間伐後、柵内区では2006年に471 個体/48 m²が侵入し、85%が翌年まで生残した。柵外区では柵内区よりも少ない212 個体/48 m²が2006年に侵入したが、生残率は低く11%に過ぎなかった。また、2007年にみられた個体の55%にシカ採食痕が認められた。

清水に設置した試験区において間伐後に侵入が確認された種数は総門よりも少なく、柵内区で17種、柵外区では11種で、そのうちアカメガシワとクマシデ属が個体数の56%を占めていた。間伐後侵入個体数は総門の19%に過ぎず、柵内区の生残率も低い傾向があり、柵内区では2006年に75 個体/48 m²が侵入したものの2007年には半数程度まで減少した。柵外区では2006年に38 個体/48 m²が侵入したが、翌年には7 個体/48 m²が生残したのみであった。2007年にみられた個体の被食率は7%と低かった。なお、総門、清水ともに、低木種や草本類の侵入はわずかであった。

3. 広葉樹個体数の経時変化

図-1に両試験地における広葉樹個体数の経時変化を試験

表-1. 試験地の概況

		林齢	傾斜	平均樹高	平均DBH	立木密度 (本/ha)		間伐率 (%)		間伐前 DIF ^a (%)	間伐後 DIF ^a (%)		間伐前侵入 個体数 ^b
試験区		(年)	(°)	(m)	(cm)	間伐前	間伐後	本数	材積	2005.10	2006.11	2007.11	(個体/16 m ²)
総門団地													
スギ1	柵内区	44	22	18.4	22.1	3333	972	70.8	47.4	—	30.8	22.5	2
	柵外区									3.9	34.5	27.8	3
スギ2	柵内区	44	27	15.8	20.3	4583	1319	71.2	42.3	—	30.1	23.1	4
	柵外区									2.4	28.6	26.3	2
スギ3	柵内区	44	26	18.0	21.7	3472	1389	60.0	36.7	—	28.9	19.4	1
	柵外区									5.7	29.7	19.1	1
清水団地													
ヒノキ1	柵内区	38	35	16.9	19.3	2778	1458	47.5	29.8	—	15.5	8.7	19
	柵外区									3.6	12.6	12.4	10
ヒノキ2	柵内区	33	41	9.5	11.8	6319	2986	52.7	30.7	—	10.5	9.4	22
	柵外区									5.1	11.7	10.5	39
スギ1	柵内区	33	34	18.3	19.2	4028	1806	55.2	35.0	—	14.4	11.1	0
	柵外区									6.0	16.0	13.0	1

^a 相対散乱光強度；^b 間伐前に侵入していた広葉樹個体数。

表-2. 間伐後に侵入した広葉樹の個体数と生残率, 被食率

主要樹種	柵内区				生残率 ^b (%)	柵外区			生残率 ^b (%)	被食率 ^c (%)
	個体数 ^a (個体/48 m ²)			個体数 ^a (個体/48 m ²)						
	2006 侵入	2007		2006 侵入		2007				
		侵入	生残			侵入	生残			
総門団地										
カナクギノキ	147	32	135	91.8	24	10	12	50.0	63.6	
アカメガシワ	146	1	133	91.1	4	1	1	25.0	50.0	
カラスザンショウ	58	4	54	93.1	0	1	—	—	0.0	
キハダ	38	28	35	92.1	4	5	0	0.0	0.0	
クマシデ属 spp.	35	0	6	17.1	102	0	3	2.9	100.0	
ヤマグワ	10	2	10	100.0	0	2	—	—	0.0	
ウリハダカエデ	9	4	4	44.4	35	0	1	2.9	100.0	
イタヤカエデ	2	0	1	50.0	23	0	4	17.4	75.0	
その他 19 種	26	29	21	80.8	20	10	3	15.0	53.8	
総計	471	100	399	84.7	212	29	24	11.3	54.7	
清水団地										
アカメガシワ	27	3	17	63.0	11	2	4	36.4	0.0	
クマシデ属 spp.	24	0	3	12.5	17	1	1	5.9	0.0	
アラカシ	5	1	5	100.0	1	1	1	100.0	0.0	
コナラ	4	0	2	50.0	3	0	0	0.0	—	
カラスザンショウ	2	1	2	100.0	0	0	—	—	—	
タカノツメ	1	3	0	0.0	0	1	—	—	100.0	
アオハダ	0	7	—	—	0	0	—	—	—	
ヒサカキ	2	8	2	100.0	0	0	—	—	—	
その他 11 種	10	9	7	70.0	6	3	1	16.7	0.0	
総計	75	32	38	50.7	38	8	7	18.4	6.6	

^a2006 侵入, 2007 侵入は当該年に侵入した個体数, 2007 生残は 2006 年に侵入した個体のうち 2007 年 11 月の調査時まで生残した個体数を示す; ^b2006 年の調査で確認された侵入個体のうち, 2007 年 11 月の調査時まで生残した個体の割合; ^c2007 年 11 月調査時にみられた全個体のうちシカによる採食痕が認められた個体の割合。

図-1. 広葉樹個体数の経時変化

矢印は間伐実施時期を示す。

区ごとに示す。総門では設置した全ての試験区において間伐前侵入個体はほとんどみられなかった。スギ1, スギ2において柵設置直後の2006年6月には柵内区よりも柵外区

の方で多くの個体が見られたが、その後は一転して柵内区で大きく増加し、柵外区では減少した。その結果、個体数は柵内区で柵外区よりもスギ1で6倍、スギ2では25倍程

図-2. 樹高階別広葉樹個体数分布 (2007 年 11 月)

表-3. 間伐後に侵入した広葉樹の平均樹高と最大樹高 (2007 年 11 月)

主要樹種	柵内区		柵外区	
	樹高 (cm)		樹高 (cm)	
	平均	最大	平均	最大
総門団地				
カナクギノキ	17.8	46	7.5	17
アカメガシワ	30.3	90	9.0	14
カラスザンショウ	64.5	170	6.0	6
キハダ	37.1	150	8.2	12
クマシデ属 spp.	8.1	13	5.3	8
ヤマグワ	16.4	34	4.0	5
ウリハダカエデ	18.0	58	8.0	8
イタヤカエデ	8.0	8	7.5	10
全樹種	29.7	170	6.4	17
清水団地				
アカメガシワ	8.9	22	7.0	10
クマシデ属 spp.	3.3	4	4.5	5
アラカシ	6.2	8	6.0	7
コナラ	10.0	12	—	—
カラスザンショウ	37.3	58	—	—
タカノツメ	1.7	2	2.0	2
アオハダ	2.6	4	—	—
ヒサカキ	1.2	2	—	—
全樹種	6.7	58	6.3	12

度多くなった。スギ3の間伐後侵入個体数は総門の他区と比較して少なかったが、柵内区では柵外区よりも3倍程度多かった。なお、いずれの試験区においても侵入個体の大部分は2006年に侵入していた。

清水のヒノキ林では間伐前侵入個体が総門や清水のスギ林に設置した試験区よりも多数みられたが、柵内外とも時間の経過に伴ってやや減少した。間伐後侵入個体数は逆にスギ林に設置した試験区よりも少なかった。柵設置後、柵内区では個体数が増加し、2007年にも2006年と同数程度が

侵入したが、柵外区ではほとんど個体数が変化しなかった。スギ1では間伐後侵入個体が2007年に減少し、特に柵外区では2個体/16m²まで減少した。

4. 間伐後に侵入した広葉樹の樹高成長

総門の柵内区では樹高10~30cm、柵外区では樹高0~10cmに多くの個体がみられた(図-2)。柵内区の樹高30cm以上の個体の多くはカラスザンショウ、キハダ、アカメガシワなど先駆種で、最大樹高は170cmであったが、柵外区の最大樹高は17cmにとどまった(表-3)。平均樹高は柵内区29.7±25.4(平均値±標準偏差)cm、柵外区6.4±3.8cmで、両者の間には有意差がみられた(Welchのt検定、 $p < 0.0001$; 表-3)。

清水のヒノキ1とヒノキ2においては、さまざまな樹高サイズの間伐前侵入個体がみられ、最大樹高は126cmであった。間伐後侵入個体については柵内区、柵外区ともに低く、大部分の個体は樹高0~10cmの範囲にあった(図-2)。スギ1の柵内区では樹高0~20cmの範囲に多くの個体がみられ、最大樹高は58cmであったが、柵外区では樹高10cm未満の個体がみられたのみであった(図-2, 表-3)。平均樹高は柵内区6.7±8.5cm、柵外区6.3±2.6cmで両者間に有意差はみられなかった(Welchのt検定、 $p = 0.7463$; 表-3)。

IV. 考 察

総門、清水の両試験地付近ではシカ生息密度が20頭/km²前後と高く、森林の更新阻害が顕在化するとされる10~20頭/km²(三浦, 1999)に達していた。このようなシカ高密度下の照葉樹林(Shimoda *et al.*, 1994)や亜高山帯針葉樹林(Kumar *et al.*, 2006)、ブナ林(田村, 2008)などに柵を

設置することで、柵内の稚樹数が増加し、生残率も向上することが報告されているが、強度間伐を実施した針葉樹人工林においても同様の結果が確認された。両試験地の柵内区では多数の間伐後侵入個体が確認され、間伐2年後の生残率は総門で84.7%、清水で50.7%であった。しかし、柵外区においては柵内区の40%程度の個体数しか侵入せず、生残率も総門で11.3%、清水で18.4%と低かった(表-2)。柵設置直後の2006年6月の柵外区における個体数は、柵内区と比較して同程度以上であったことから(図-1)、柵外区でも多数の広葉樹が侵入したと考えられるが、シカの採食によって多くの個体が消失し、個体数が減少したと推測された。

また、シカの強い採食圧下では稚樹が樹高10~20 cm程度以上に成長できないことが報告されている(Kumar *et al.*, 2006; 田村, 2008)が、本試験地でも柵外区では樹高が低く、すべてが20 cm未満であった(図-2, 表-3)。しかし、生残個体の被食率は総門が55%、清水が7%であり、被食されていないものも多かった(表-2)。このことは成長部位を採食されることで樹高が抑制されるだけでなく、成長の良い個体ほど採食によって消失していることを示すと考えられる。

間伐の強度が大きく、林床の光強度が高くなるほど植生量は増大する(Thomas *et al.*, 1999)ことから、間伐後DIFの差異が間伐後侵入個体の個体数や成長に大きく影響していると考えられる。両試験地の間伐強度は異なり、結果的にDIFに差が生じていた。本数間伐率60.0~71.2%の総門では間伐後の2006年のDIFが30%前後であったが、本数間伐率50%前後の清水ではDIFが10.5~16.0%と総門よりも低かった(表-1)。このことが、清水では総門に比べて間伐後侵入個体数が少なく、柵内区が生残率も低かったこと(表-2)、樹高成長も不良であったこと(表-3)の原因であるかもしれない。しかし、清水は照葉樹林帯に属することから、ヒノキ林に設置した試験区ではヒサカキ、シキミ、サカキなどの常緑広葉樹が間伐前から多数侵入しており(表-1)、このような下層植生による被圧(Lorimer *et al.*, 1994)で間伐後の侵入が阻害された可能性もある。広葉樹の侵入には過去の攪乱、種子源からの距離、植栽樹種、林齢などさまざまな要因が関係している(長池, 2000)。総門のスギ3のようにDIFが高くとも稚樹数が少ない箇所もあり(図-1)、侵入数の差異をもたらす要因についてはさらに検討が必要である。

本研究の結果、人工林で針広混交林への誘導を目指して強度間伐を行うことで多数の広葉樹が侵入するが、シカ生息密度が高い地域ではシカ採食により侵入が強く阻害されることが明らかになった。また、間伐率を上げDIFを高めるほど、より多くの広葉樹が侵入する可能性があるが、こ

れはシカが餌として利用可能な植物量が増えることでもあり、間伐地へのシカの集中を招く恐れもある。しかし、本研究においては間伐後侵入個体が少なかった清水でもシカ採食による影響が認められた。被害程度は生息密度に比例する(三浦, 1999)ことから、ある程度の生息密度を超えると植生量の多少に関わらず、採食の影響は顕在化すると考えられる。今回は両試験地付近のシカ生息密度に大きな差異がみられなかったため、生息密度の違いが間伐後の広葉樹侵入に与える影響は評価できない。今後、効率的に針広混交林化を進めるためには、さまざまなシカ生息密度の人工林に同様の試験地を設置し、強度間伐を行った場合に採食が顕在化する生息密度レベルを明らかにする必要がある。この生息密度が明らかになることにより、被害発生の危険性が小さい林分では積極的に強度間伐を実施する一方で、危険性が高いと判断された林分では間伐地の周囲に柵を設置するなど重点的にシカの侵入防止対策を講じることが可能になる。ただし、柵設置による侵入防止対策には多大な経費がかかることから、間伐地内へのシカの集中を防ぐ簡便な手法の開発も必要である。

引用文献

- Ishida, M. (2004) Automatic thresholding for digital hemispherical photography. *Can. J. For. Res.* 34: 2208-2216.
- 吉良竜夫 (1949) 日本の森林帯. 36pp, 日本林業技術協会, 東京.
- 気象庁 (2002) メッシュ気候値 2000. CD-ROM, 気象業務支援センター, 東京.
- 清野嘉之 (1990) ヒノキ人工林における下層植物群落の動態と制御に関する研究. *森林総研報* 359: 1-122.
- Kumar, S., Takeda, A., and Shibata, E. (2006) Effects of 13-year fencing on browsing by sika deer on seedlings on Mt. Ohdaigahara, central Japan. *J. For. Res.* 11: 337-342.
- Lorimer, C.G., Chapman, J.W., and Lambert, W.D. (1994) Tall understorey vegetation as a factor in the poor development of oak seedlings beneath mature stands. *J. Ecol.* 82: 227-237.
- 三重県 (2007) 特定鳥獣保護管理計画 (ニホンジカ 第2期). 25pp, 三重県, 津.
- 三浦慎悟 (1999) 野生動物の生態と農林業被害 共存の論理を求めて. 174pp, 全国林業改良普及協会, 東京.
- 長池卓男 (2000) 人工林生態系における植物種多様性. *日林誌* 82: 407-416.
- 林野庁 (2007) 平成19年度森林・林業白書. 165pp, 日本林業協会, 東京.
- 齋藤 哲・永松 大・佐藤 保・小南陽亮 (2005) ニホンジカが高密度で生息する地域における人工林内の広葉樹類の混交状態. *九森研* 58: 166-168.
- Shimoda, K., Kimura, K., Kanzaki, M., and Yoda, K. (1994) The regeneration of pioneer tree species under browsing pressure of Sika deer in an evergreen oak forest. *Ecol. Res.* 9: 85-92.
- 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—, *日林誌* 90: 158-165.
- Thomas, S.C., Halpern, C.B., Falk, D.A., Liguori, D. A., and Austin, K.A. (1999) Plant diversity in managed forests: Understorey responses to thinning and fertilization. *Ecol. Appl.* 9: 864-879.