HOKKAIDO UNIVERSITY

Title	知床国有林の伐採が林分動態に与えた影響：択伐後10年間の林相と更新
Author(s)	大石, 智子; 菊池, 俊一; 矢島, 崇; 清水, 収; 中村, 太士
Citation	北海道大学農学部 演習林研究報告, 55(2), 349-368
Issue Date	1998-09
Doc URL	http://hdl.handle.net/2115/21443
Type	bulletin (article)
File Information	55(2)_P349-368.pdf

Instructions for use

Hokkaido University Collection of Scholarly and Academic Papers : HUSCAP

知床国有林の伐採が林分動態に与えた影響
―択伐後10年間の林相と更新―

大石　智子*　菊池　俊一*　矢島　崇*　清水　収*　中村　太士*

Effects of Selection Cutting on Forest Dynamics in the Shiretoko National Forest
—Stand Structure and Regeneration Pattern, Ten Years after Cutting—

by
Tomoko OOISHI*, Shun-ichi KIKUCHI*, Takashi YAJIMA*,
Osamu SHIMIZU* and Futoshi NAKAMURA*

要　旨

1987年に択伐が行われた知床国有林において，固定標準地の追跡調査を行い，伐採10年後の林相と稚樹層の変化を検討した。1997年の林況は，上木密度1,872本/ha～2,204本/ha，蓄積は298 m³/ha～389 m³/haであった。トドマツ，ミズナラが優占する樹種構成に大きな変化はみられず，胸高断面積合計，蓄積は増加傾向であった。進界木は16本/ha～376本/haと林分による差がみられ，1992～1997年にかけての進界木はトドマツが大部分であった。進界木は，択伐によるギャップ部に集中分布していた。また樹高8 m未満の下層個体の枯損が目立ち，そのほとんどが広葉樹であった。稚樹については，疎開部を含む林分でトドマツの伸長が著しく，照度が6％以下のうっ閉した林分では40 cm未満の個体が極端に多い傾向にあった。広葉樹は疎開部，うっ閉部ともに消失が目立ち，当年生実生が大部分を占めていた。トドマツ稚樹も，うっ閉部では樹高の小さい個体に偏っていた。また，広葉樹には樹皮，葉などにエゾシカの食害とみられる被害が多数観察された。うっ閉部では何らかの攪乱が生じるまでは稚樹の発生と消失が繰り返され，択伐による疎開部は当面トドマツを中心として修復されるだろうと考えられる。

キーワード：知床国有林，択伐，モニタリング，林分動態

1998年2月27日受理．Received February 27, 1998.

*北海道大学農学部森林科学科
Department of Forest Science, Faculty of Agriculture, Hokkaido University

1．はじめに

択伐は，林業生産力の持続的な拡大，自然環境の保全，高品質材の生産に最も適した施業であるといわれている(大金，1981)。しかし，天然林での施業は更新樹の確保が難しく，かつ同質のものが多量に得られにくいという課題を持つ。さらに択伐作業は選木，伐倒，伐出に高度な技術を要し，択伐後に理想の林型を維持するのは困難なことが多い。林地に最も適した施業を行うためにも様々な択伐林分を追跡調査し，その後の林分の動態を明らかにしておくことが重要である。

1987年4月に知床国有林で択伐が行われ，動植物の保護，自然景観の維持，木材生産の必要性など様々な面から議論がかわされた。伐採地は北海道に一般的な針広混交林であり，種の多様性が比較的高く，更新が極めてよい天然林であった（大金，1987）といわれる。択伐の状況は，林業的に見て「極めて弱度の択伐で伐採の集中は見られず，さらに支障木も一般の択伐に比べて少なく，慎重な作業が行われた」(大金，1987)とされており，積雪期のヘリコプターによる集材であったことも考慮すると，林地の攪乱は極めて小さかったと考えられる。したがって知床における択伐作業は，林床の攪乱を伴わず，林冠ギャップの形成のみが起こった事例として理解できるだろう。林冠層におけるギャップ形成は森林の構造や更新に影響を与え(山本，1981)，森林動態との関係を解析した研究は多くなされてきた(中静・山本，1987；山本，1984)が，北海道で一般的な林型であり，林業生産で重要な位置を占める針広混交林を対象とした長期的な観察に基づいた研究は少ない（日浦ほか，1995；NAMIKAWA *et al.*, 1997)。

本研究では，林床の攪乱を伴わず，林冠のギャップ形成のみが生じたと考えられる1987年の知床国有林での択伐作業が，針広混交林の動態にどのような影響を与えたのかを検討することを目的とし，固定標準地で1987年，1992年に行われた調査（菊池ほか，1994）と1997年の調査結果から，択伐後10年間の林相と稚樹層の変化を検討した。

2．調査地と調査方法

知床国有林における1987年の伐採は，知床半島オホーツク海側のウトロ付近にある北見営林支局斜里営林署管内斜里事業区318・319林班（1987年当時）の186.55 haを対象に行われた(Fig. 1)。ウトロにおける1992～1996年の年平均気温は6.2℃，最高月平均気温21.8℃（8月)，最低月平均気温－6.4℃（2月）であり，年間降水量は1,164 mmである（札幌管区気象台，1992-1996)。同林班はトドマツとミズナラが優占する針広混交林であり，伐採樹種はミズナラ，トドマツ，イチイの3種であった。伐採4ヶ月後の1987年8月に施業区域を踏査し，幌別川右岸標高約230 mの北西向き緩傾斜地に，標準地を3ヵ所設定した。これらはそれぞれ伐採状況が異なる場所であり，Plot A：ミズナラ集中伐採区(50 m×50 m)，Plot B：ミズナラ単木伐採区(20 m×20 m)，Plot C：伐採がほとんど行われなかった林分(50 m×50 m)の3ヶ所

である(菊池ほか，1994)。Plot A ではミズナラ10本，トドマツ12本，イチイ3本の計25本が伐採され，Plot B ではミズナラ1本，トドマツ1本の計2本，Plot C ではトドマツ1本，イチイ2本の計3本が伐採された(菊池ほか，1994)。伐採前本数に占める伐採本数の割合を伐採率とすると Plot A で4.0%，Plot B で1.1%，Plot C で0.5%となるが，胸高断面積(BA)で伐採率を求めると，大径木が伐採されたことにより Plot A で27.1%と，高い値であった(菊池ほか，1994)。

今回の調査は1997年8月に，前述の標準地（Plot A, B, C）で行った。樹高2m以上の高木種を上木とし，Plot A, B, C の全上木を個体識別して，1987年には樹種，根元位置，樹高，胸高直径，枝下高，樹冠幅を，1992年に樹種，胸高直径，進界木の根元位置が測定されている。1997年には樹種，樹高，胸高直径，樹冠幅，および進界木の根元位置を測定した。

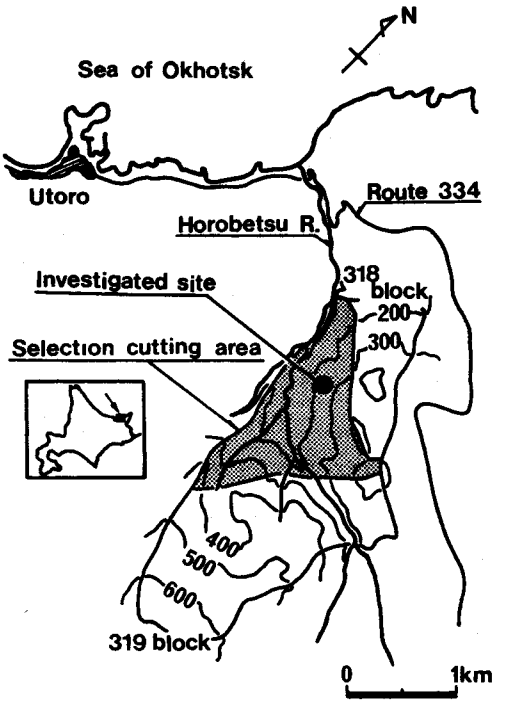

Fig. 1 Selection cutting area and the investigated site.

Plot A, B, C の中央部に幅5mの帯状区を設定し，それぞれ Belt A, B, C とした。樹高2m未満の高木種を稚樹とし，各帯状区でコドラート(5m×5m)毎に，稚樹の樹種，樹高を測定した。林床植生については出現種と被度を測定した。各プロット内に帯状区とは別に，稚樹プロットを11個設定し(SP-1～11)，全個体を個体識別して，樹種及び樹高を測定した。測定項目は，1987年，1992年，1997年とも同様である。さらに1997年にはベルト内の各コドラートおよび各稚樹プロットにおいて，ササの葉層上部の相対照度を測定した。

3．択伐直後と5年後の林況

択伐直後と5年後の林況を，菊池ほか（1994）により要約して示す。

Plot A, B, C は，トドマツ，ミズナラをはじめとしてカエデ類やハリギリなどの多様な広葉樹類を含み，15種～17種からなる針広混交林分であった。上木の個体数は各プロットとも1987年には2,400本/ha以上で，密度の高い林分であった。伐採直後の蓄積* は，集中伐採が行われた Plot A が約237 m^3/ha で，3プロットで最も小さく，Plot B で約349 m^3/ha，Plot C で約333 m^3/ha であった。BA は，Plot A で48.84 m^2/ha, Plot B で62.35 m^2/ha, Plot C で56.40 m^2/ha であり，トドマツとミズナラでこれらの72～95%を占め，2種が優占する林分であった。

樹高5m以上の上木を対象にして樹冠投影図より求めた1987年の各プロットのうっ閉率は，Plot Aで78.4%，Plot Bで83.3%，Plot Cで86.5%であった。伐根の周辺に林冠疎開部がみられるほかはうっ閉した林分であり，特にPlot Aで択伐によるギャップの形成が顕著であった。5年後の1992年には，個体数はha当たり130本～230本減少していたが，蓄積とBAではそれぞれ増加が認められた。個体数の減少は，ハリギリ，ミズナラ，ハウチワカエデ等の広葉樹類小径木の消失によるものであった。進界木はPlot Aで多く，伐採による林冠疎開の影響は特にトドマツの伸長成長に顕著に認められた。肥大成長に関しては，プロット間に差異は認められなかった。

稚樹層については，トドマツが疎開部に比較的多く分布し，樹冠うっ閉部に比べて成長量が大きかった。ミズナラは，伐採直後に伐根から多数の萠芽個体を発生させたが5年間ですべて消失し，再び新たな萠芽を生じさせていた。また実生個体も消失と発生を繰り返していた。うっ閉部ではトドマツ，広葉樹類ともに強い被陰下にあって，成長量は小さかった。

*注）資料の解析にあたり，材積式の適用を一部再検討した。ここでは修正値を示した。

4．択伐後10年間の林相と稚樹層の変化

1）上木の変化

Table 1に，1997年の林況を示した。出現樹種は11種～16種で，1987年と比べるとPlot Bでやや減少したほかは変化がなかった。胸高断面積比（RBA）では，トドマツとミズナラを合わせて，Plot AとPlot Bでそれぞれ95%と91%を，Plot Cで72%を占めており，トドマツ，ミズナラが主体の樹種構成に大きな変化は見られなかった。本数は，Plot Aで2,208本/ha，Plot Bでは3,125本/haであり，Plot Cは最も少なく1,872本/haであった。イタヤカエデ（Plot A, B, C），ハウチワカエデ（Plot C），アズキナシ（Plot A）など，個体数が多い樹種もあったが，これらが林分内で蓄積やBAに占める割合はわずかであった。伐採直後（菊池ほか，1994)に比べると，ミズナラ以外の広葉樹はBA，蓄積ともに減少しているものが目立った。Plot Aの蓄積は他の2プロットと比較してやや小さく約298 m^3/haで，BAは53.09 m^2/haであった。Plot BとPlot Cは材積とBAでほぼ同等であり，それぞれ約388 m^3/haと389 m^3/ha，67.07 m^2/haと60.91 m^2/haであった。

Table 2に1987～1997年の上木の変化を示した。Plot Aではトドマツの本数が784本/haから1,220本/haへ大きく増加していた。他のプロットのトドマツは600～700本/ha前後で推移しており，大きな変化はなかった。広葉樹の本数はプロットにより差があるが，どのプロットも減少傾向であった。進界木はPlot Aで376本/haと多く，Plot Cで16本/haであった。1992年から1997年にかけての進界木はトドマツが大部分であった。これに対し，1987～1992年にPlot BとPlot Cで多かったトドマツ以外の進界木は，1992～1997年にはほとんどみられなかった。枯損は各プロットともトドマツ以外の樹種で多く，全体の80～90%を占めていた。BA

Table 1 Species composition and stand structure of each plot in 1997. BA ; basal area, RBA; relative basal area.

	Plot A (50 m×50 m)				Plot B (20 m×20 m)				Plot C (50 m×50 m)			
Species	Number	Volume (m^3)	BA (m^2)	RBA (%)	Number	Volume (m^3)	BA (m^2)	RBA (%)	Number	Volume (m^3)	BA (m^2)	RBA (%)
As	305	37.866	6.609	49.8	26	4.844	0.917	34.2	164	48.232	7.357	48.3
Tc	1	0.219	0.053	**	-	-	-	-	12	3.206	0.689	4.5
Am	71	0.932	0.211	1.6	55	0.194	0.051	1.9	86	11.847	1.684	11.1
Qm	49	33.823	5.967	45.0	7	9.572	1.520	56.6	34	23.241	3.650	24.0
Aj	21	0.071	0.024	**	6	0.077	0.015	**	91	0.525	0.149	1.0
Kp	24	0.380	0.096	**	7	0.141	0.033	1.2	19	3.674	0.665	4.4
Sa	30	0.167	0.047	**	6	0.011	0.003	**	17	3.945	0.578	3.8
Sc	17	0.447	0.108	**	1	0.003	0.001	**	14	0.224	0.051	**
Mo	9	0.091	0.022	**	7	0.065	0.016	**	10	0.093	0.025	**
Ps	13	0.372	0.096	**	8	0.554	0.108	4.0	2	0.005	0.002	**
Be	5	0.074	0.016	**	-	-	-	-	9	0.645	0.103	**
Tj	-	-	-	-	-	-	-	-	5	1.381	0.238	1.6
Cc	1	0.019	0.004	**	-	-	-	-	3	0.141	0.028	**
Pm	3	0.063	0.015	**	-	-	-	-	1	0.022	0.005	**
Sh	-	-	-	-	1	0.052	0.010	**	-	-	-	-
Ma	1	0.005	0.001	**	-	-	-	-	-	-	-	-
Fl	1	0.004	0.001	**	1	0.002	0.007	**	-	-	-	-
Mk	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.008	0.003	**
Amm	1	*	*	**	-	-	-	-	-	-	-	-
Total	552	74.524	13.270		125	15.513	2.683		468	97.189	15.227	
(/ha)	2208	298.096	53.090		3125	387.825	67.071		1872	388.756	60.908	

* Values less than $10^{-3}m^3$ or m^2.
** Values less than 1%.
Species abbreviations : As ; *Abies sachalinensis*, Tc ; *Taxus cuspidata*, Am ; *Acer mono*, Qm ; *Quercus mongolica* var. *grosseserrata*, Aj ; *Acer japonicum*, Kp ; *Kalopanax pictus*, Sa ; *Sorbus alnifolia*, Sc ; *Sorbus commixta*, Mo ; *Magnolia obovata*, Ps ; *Prunus sargentii*, Be ; *Betula ermanii*, Tj ; *Tilia japonica*, Cc ; *Cornus controversa*, Pm ; *Prunus maximowiczii*, Sh ; *Salix hultenii* var. *angustifolia*, Ma ; *Maackia amurensis* var. *buergeri*, Fl ; *Fraxinus lanuginosa*, Mk ; *Magnolia kobus* var. *borealis*, Amm ; *Acer mono* var. *mayrii*.

Table 2 Changes in stand structure in each plot during the period from 1987 to 1997.

		Plot A			Plot B			Plot C		
		1987	1992	1997	1987	1992	1997	1987	1992	1997
Density (/ha)	As	784	936	1220	750	700	650	660	680	656
	Others†1	1624	1340	984	3800	3625	2475	1980	1780	1216
	Total	2408	2276	2204	4550	4325	3125	2640	2460	1872
Number of recruits†2 (/ha)	As	-	200	348	-	25	25	-	28	12
	Others	-	92	28	-	325	25	-	104	4
	Total	-	292	376	-	350	50	-	132	16
Height(m)	Max	17	*	19	16.0	*	18.7	20	*	21
	Avg.	5.5	*	6.3	4.8	*	6.4	5.9	*	7.4
DBH(cm)	Max	62	62	61	76.8	76.8	76.3	88	77	79
	Avg.	9.8	10.8	11.4	6.7	7.4	9.4	9.8	10.7	13.1
Basal Area (m^2/ha)	As	23.15	24.39	26.44	20.04	20.02	22.90	24.23	27.10	32.18
	Others	25.69	26.61	26.64	42.33	44.44	44.01	32.17	30.81	28.73
	Total	48.84	51.00	53.08	62.37	64.45	66.91	56.40	57.91	60.91
Volume†3 (m^3/ha)	As	120.18	*	151.47	101.41	*	121.10	147.83	*	192.93
	Others	117.22	*	146.66	247.09	*	266.78	185.23	*	195.83
	Total	237.40	*	298.13	348.50	*	387.88	333.06	*	388.76
Number of dead trees (/ha)	As	-	44	72	-	75	75	-	12	36
	Others	-	376	376	-	500	1175	-	300	568
	Total	-	420	448	-	575	1250	-	312	604

* not measured
†1 See Table 1.
†2 Trees that had reached 2 meters in height during each period.
†3 Volume calculated using the standing tree volume table (Japanese Forestry Survey Co., Ltd. 1970).

は各プロットともに増加しており，Plot A で択伐前の 79%，Plot B で 105%，Plot C で 106% になっていた。蓄積も各プロットで増加し，10 年間の増加量は，伐採木が多かった Plot A で 60.73 m^3/ha と最も大きく，Plot B では 39.38 m^3/ha，Plot C では 55.70 m^3/ha であった。

Fig. 2 に 1997 年の上木の樹高頻度分布を示した。下層個体が多く，上層になるにつれて徐々に本数が減っていく L 字型の構造は，どのプロットも同様であった。全体的に，10 m 以上の階層ではあまり変化がなく，下層の個体が減少していた。これは広葉樹の小径木が多く枯損していることによる。一方，トドマツは枯損がほとんどなく，Plot A で 2 m 以上 4 m 未満の個体が増加し，6 m 以上の階級には大きな変化がなかった。ミズナラは広葉樹の中でも特に枯損が目立ち，1997 年には 10 m 未満のミズナラはほとんどみられなかった。主に広葉樹で，樹皮，枝などにエゾシカによると思われる食害が多く観察され，上木では Plot A でトドマツ 11 本，広葉樹 26 本，Plot B でトドマツ 1 本，広葉樹 1 本，Plot C でトドマツ 2 本，広葉樹 59 本が被害を受けていた。

上木の胸高直径頻度分布も，樹高と同様の傾向であった (Fig. 3)。直径 40 cm 以上の大径木はミズナラが中心であり，10 cm 以上 40 cm 未満の中間層はトドマツが大部分を占め，広葉

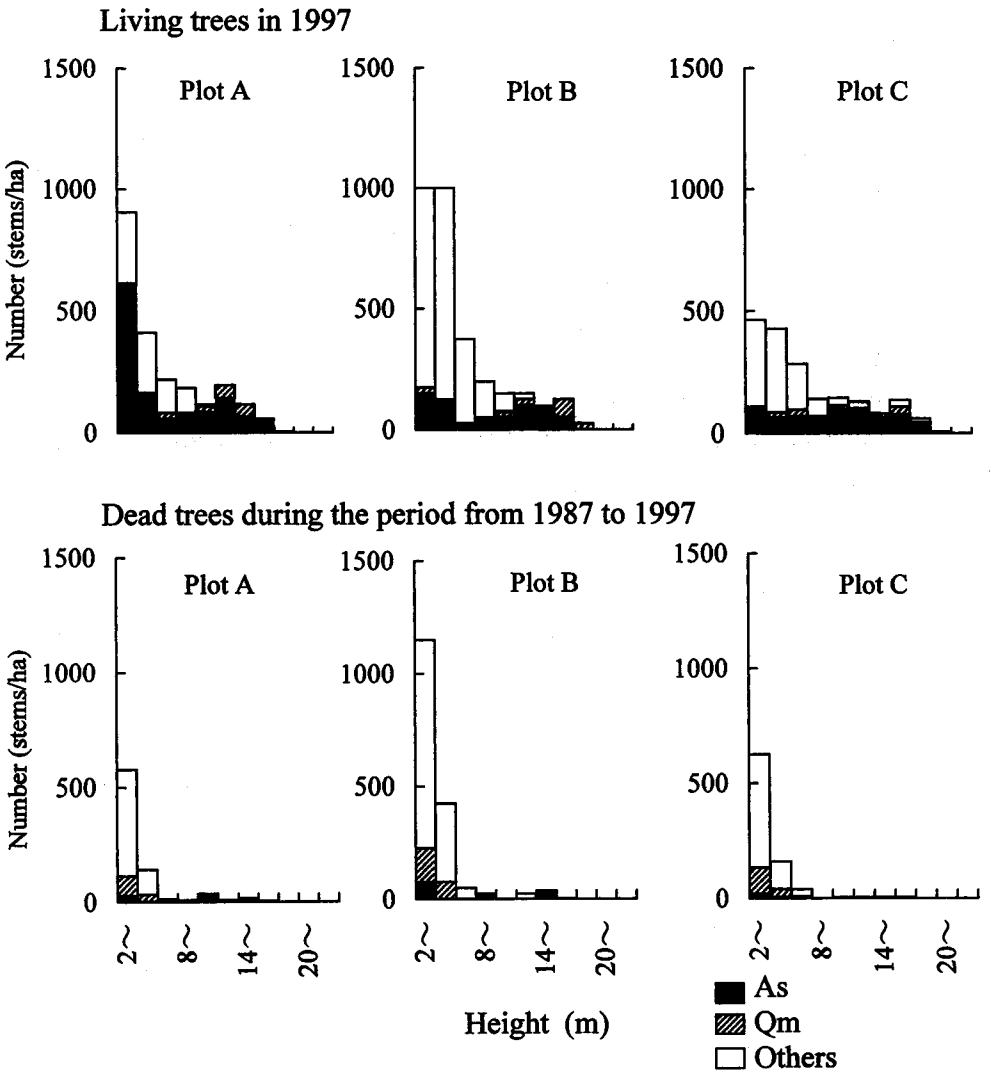

Fig. 2 Frequency distribution of height for living trees in 1997 and dead trees during the last 10 years in each plot. See Table 1 for species abbreviations.

樹はほとんど存在しない偏った構造になっていた。どのプロットでも直径 5 cm 未満の小径木が大きく減少しており（Plot A：1987 年の 1,480 本/ha から 1997 年の 968 本/ha，Plot B：3,450 本/ha → 1,875 本/ha，Plot C：1,512 本/ha → 716 本/ha），広葉樹の占める割合が減少していた。また Plot A で，直径 10 cm 未満のトドマツの増加が著しかった（1987 年：300 本/ha → 1997 年：764 本/ha）。

Fig. 4，Fig. 5 に上木の期首胸高直径と肥大成長の関係を示した。1987 年から 1992 年（前 5 年）と，1992 年から 1997 年（後 5 年）で大きな変化はみられず，胸高直径の大小に関わらず，

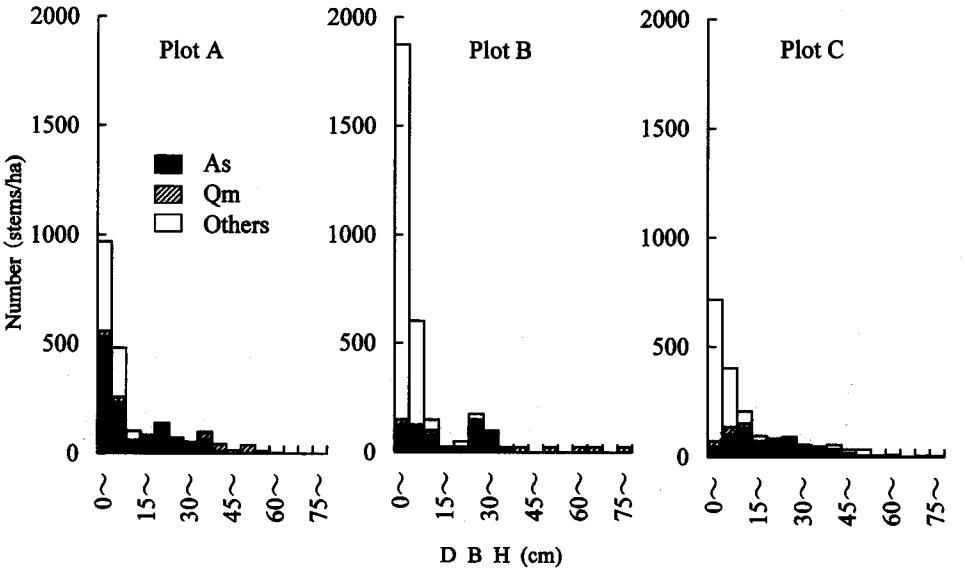

Fig. 3 Frequency distribution of DBH in 1997 in each plot. See Table 1 for species abbreviations.

肥大成長はばらついていた。Plot A では，トドマツは 10 cm 以上の個体で 0.5～1 cm/year 肥大しているものがやや増加していた。Plot B のトドマツは胸高直径の大きいものほど肥大成長量が大きくなる傾向があり，前5年，後5年ともに，1％棄却値で相関がみられたが，その他のプロット，樹種では相関がみられなかった。

Fig. 6～Fig. 8 に，進界木の位置を示した。Plot A の進界木は直径約 10 m と 20 m の集中斑をもつ集中分布（森下 I δ-面積関係　F 検定 $p<0.01$）を示し，進界木の成立位置はギャップにほぼ対応していた。Plot B, C の進界木に集中斑は認められなかった。1997 年の樹冠を見ると，1987 年と比べ，伐根周辺の樹冠が拡大し，ギャップが縮小していた。うっ閉率は，Plot A で 83.1%，Plot B で 85.3%，Plot C で 90.7%であった。1987 年に比較して Plot A で 5 %，Plot B で 2 %，Plot C で 4 %，うっ閉率が増加していた。

2）稚樹層の変化

Belt 内ではトドマツ，ミズナラ，イタヤカエデ，ハウチワカエデなどの遷移後期樹種を主体とする，計 13 種の稚樹が見られた。Fig. 9～Fig. 11 に Belt 内の樹冠配置とクマイザサの被度の変化を示した。Belt A はササの被度が極めて高いところであり，1987 年に比べ，伐採による疎開部で被度が 2 から 5 へ増大していた。コドラート毎の平均ササ稈高は 61～113 cm であった。Belt B は，伐採による疎開部でササが徐々に増え，1997 年の被度は 5 になっていた。疎開部以外のササの被度はほとんど変化がなかった。平均ササ稈高は 71 cm～108 cm であった。Belt C はササが少なく，被度 1 ～ 3 で，平均ササ稈高は 51～79 cm であった。1987 年に比べ，

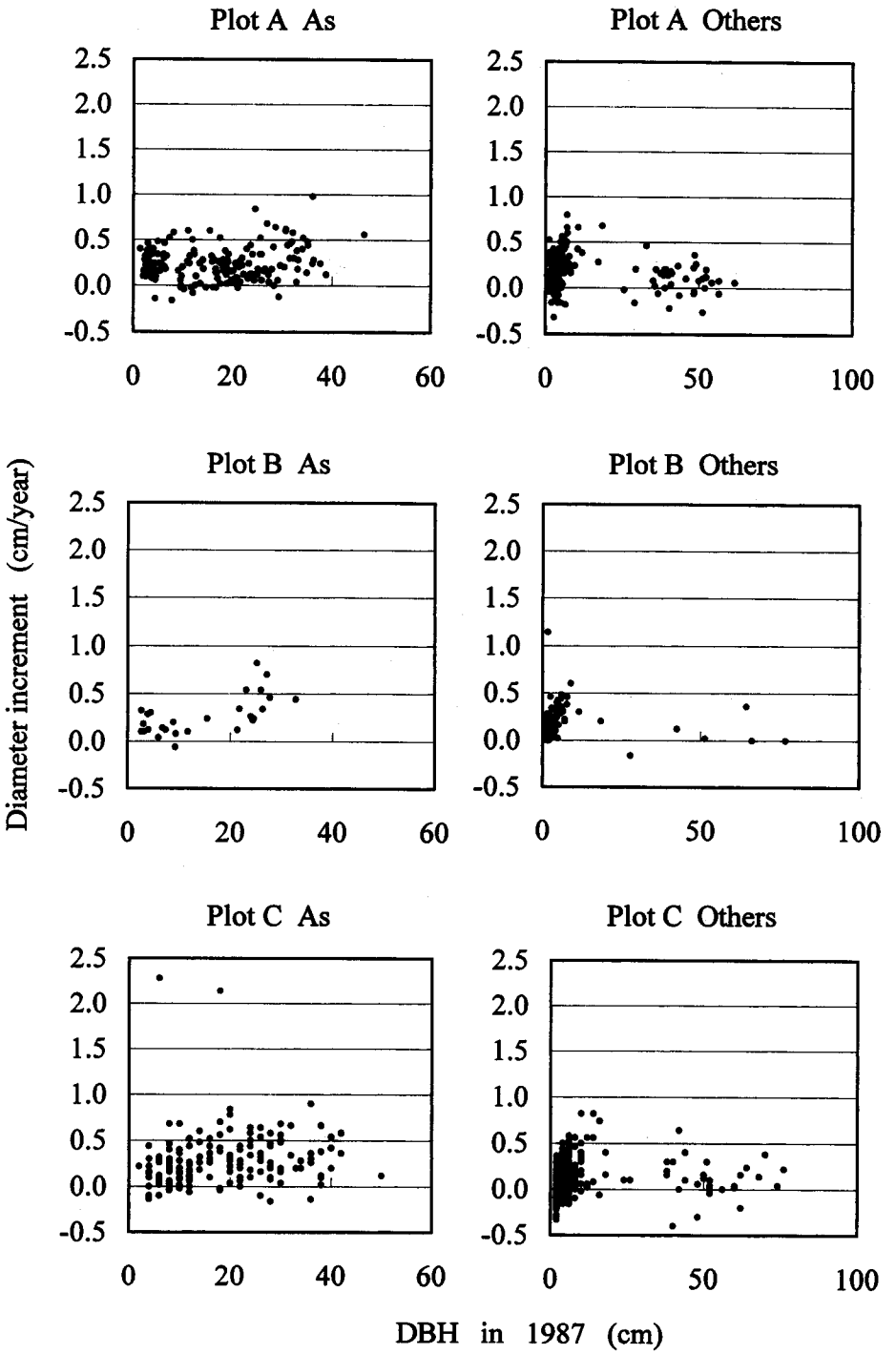

Fig. 4 Relationships between DBH and diameter increment during the period from 1987 to 1992.

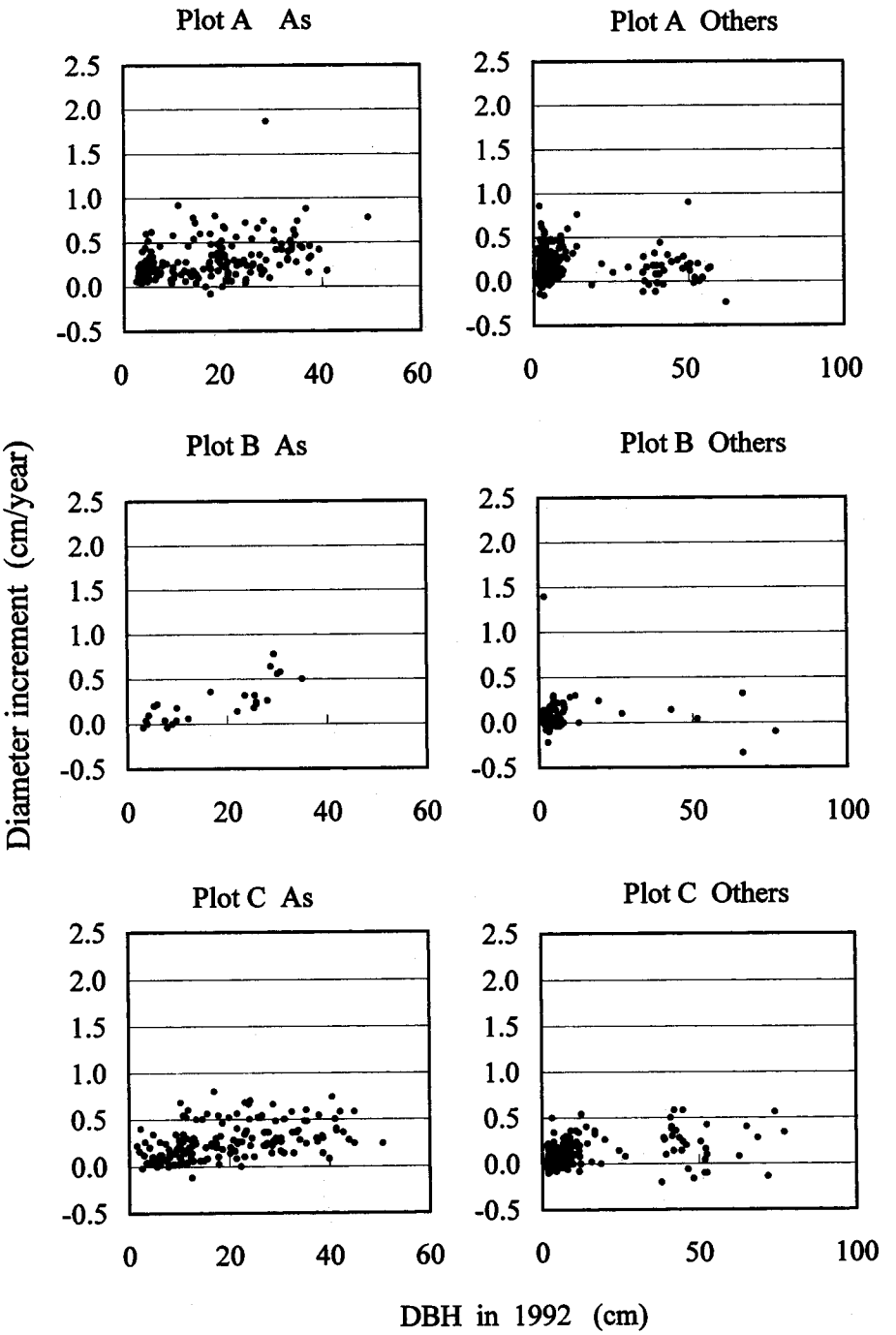

Fig. 5 Relationships between DBH and diameter increment during the period from 1992 to 1997.

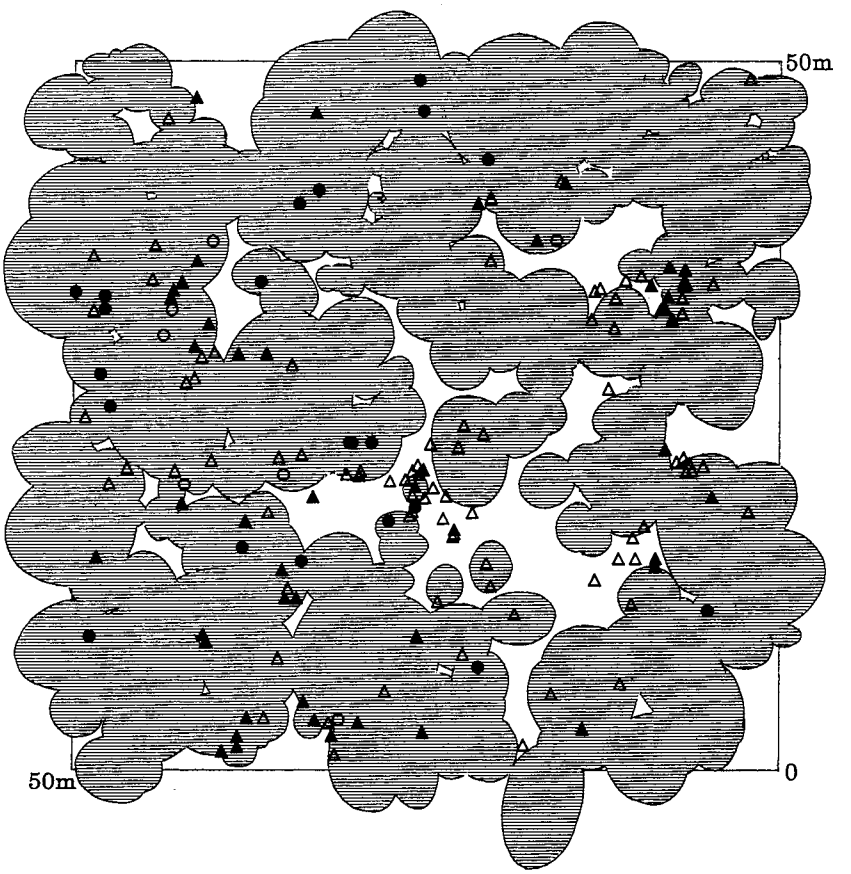

Fig. 6 Distribution of the recruits, and crown projection diagram in 1997 in plot A. Triangles show recruited trees of *Abies sachalinensis* that had reached 2 m in height during the period from 1987 to 1997, and circles show recruits of other species. Solid and open symbols indicate their recruited periods : from 1987 to 1992, and from 1992 to 1997, respectively. Crown projection diagram indicates trees taller than 5 m.

全体的に徐々に被度が低くなっていた。

Fig. 12 に 1997 年の Belt 内のササ上における相対照度（RLI）を示した。Belt A は中央に伐採による疎開部があり，照度は 5 ～41%と明るいコドラートを含んでいた。Belt B は 2 ～ 7 %，Belt C は 3 ～ 6 %で，共に暗い林分であった。

Fig. 13 に Belt 内の稚樹の樹高頻度分布を示した。Belt A の稚樹の総個体数は ha 当たり 1987 年が 37,500 本，1992 年が 40,600 本，1997 年は 34,000 本であった。樹高 40 cm 以上の個体はやや減少し，特に広葉樹の減少が目立った。ササの平均稈高は 86 cm であり，ササ高以上の稚樹はほとんどがトドマツであった。また，進界木が多く，そのほとんどがトドマツであった。Belt B の総個体数は ha 当たり 23,400 本から 11,400 本，23,100 本と推移しており，樹高

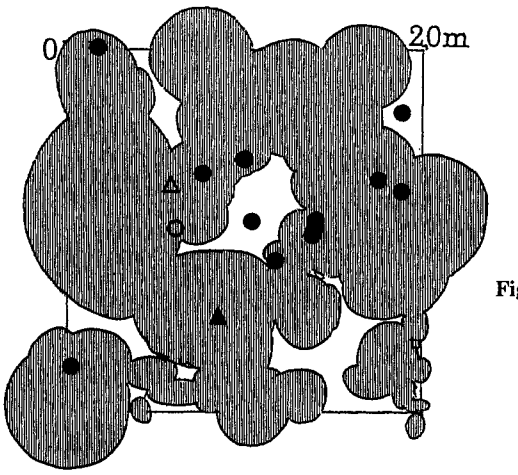

Fig. 7 Distribution of the recruits, and crown projection diagram in 1997 in plot B. Symbols are common to Fig. 6.

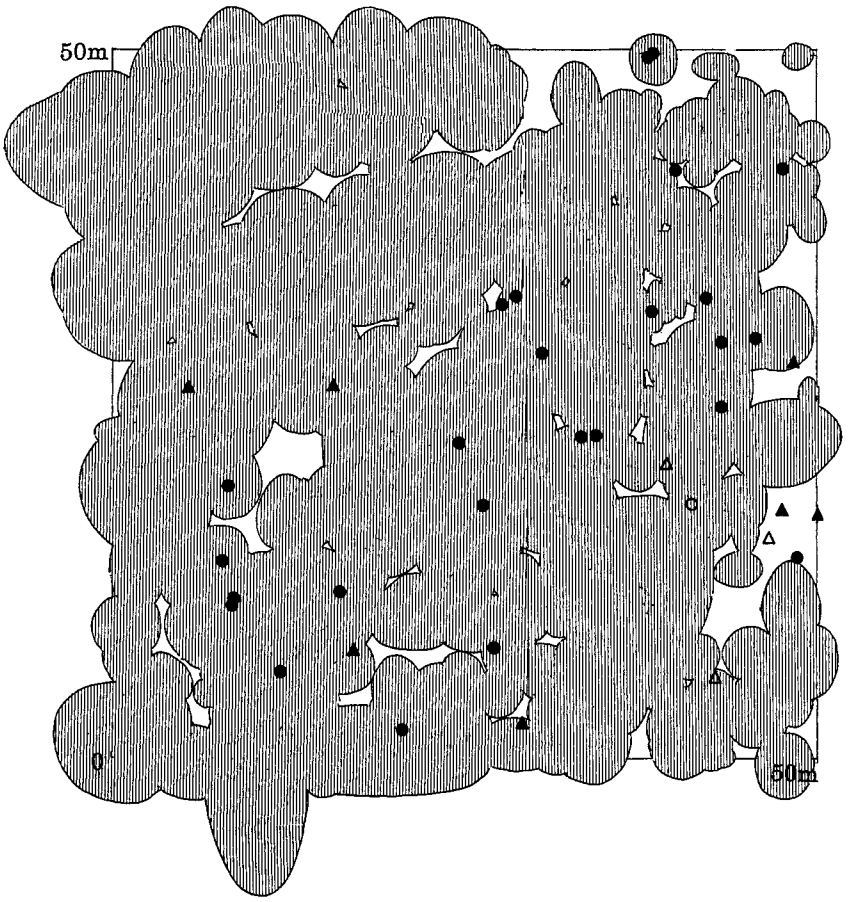

Fig. 8 Distribution of the recruits, and crown projection diagram in 1997 in plot C. Symbols are common to Fig. 6.

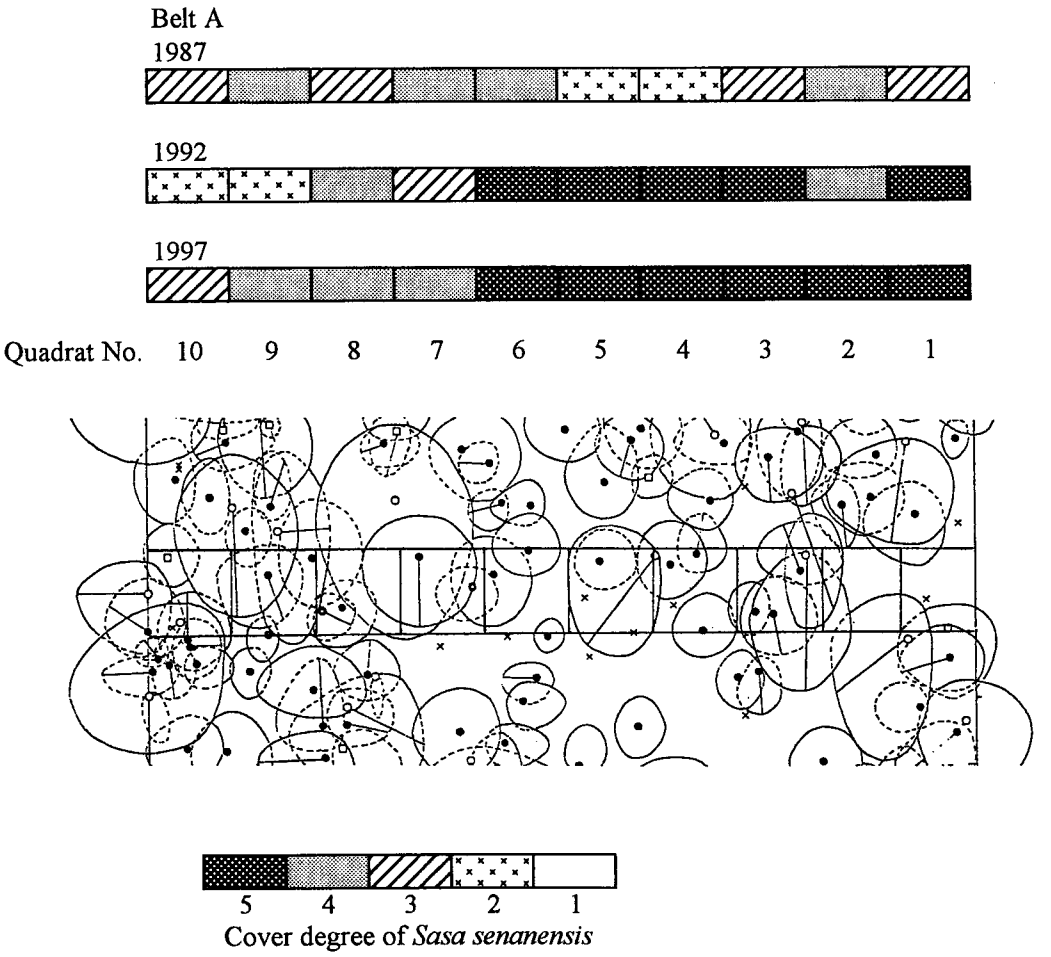

Fig. 9 Cover degrees of *Sasa senanensis* in 1987, 1992 and 1997, and crown projection diagram of belt A. Cover degrees were recorded using the Braun-Branquet method. Darker hatching shows higher cover degree. Crown projection diagram indicates trees taller than 5 m.

40 cm 以上の広葉樹の消失が目立った。20 cm 未満のミズナラは増加していたが，これらはほとんどが当年生実生であった。1987 年には 1,200 本/ha あったカエデ類も，1997 年には 300 本/ha しかなかった。1992 年にミズナラの伐根周辺で多くみられた萠芽個体（菊池ほか，1994）は，今回ほとんどみられず，実生由来のものが大部分だった。Belt C の稚樹個体数は，ha 当たりで 1987 年の 12,900 本から 1992 年の 38,400 本，1997 年の 45,760 本と，かなり増加した。トドマツは Belt A と比べると 60 cm 以下の階層に極端に偏っており，100 cm 以上の個体は消失していた。広葉樹も，80 cm 以上のものは全て枯死し，進界木は全くなかった。20 cm 未満の個体はほとんどが当年生実生であった。

Fig. 14 に稚樹プロットにおける照度と死亡率の関係を示した。相対照度 10%未満での死

亡率は，トドマツ，広葉樹ともにおよそ70%以上で，高い値であった。

Fig. 15に稚樹プロット（SP-2，3，5）の樹高頻度分布を示した。ここでは，Plot A, B, Cの中から，総稚樹数の多い稚樹プロットを1ヶ所ずつ示した。SP-2は1987年のミズナラ伐根周辺の疎開部（5 m×2 m）であり，1997年の相対照度は41%であった。稚樹の総個体数は，1987年の9,400本/haから1997年の2,600本/haに減少していた。1987年には190本/haあった20 cm未満のミズナラが，1997年には全て消失しており，どの階層にも生き残っているミズナラはみられなかった。生残個体はトドマツがほとんどであった。稚樹総個体数に占めるトドマツの割合は，1987年には36%であったが，1997年には73%に増加した。SP-3は広葉樹でうっ閉された古いミズナラ伐根周辺（7.5 m×5 m）で，1997年の相対照度は7%であった。稚樹数は1987年の24,933本/haから1997年の21,867本/haとやや減少した。20 cm未満のミズナラが多いが，これらのほとんどが当年生実生であった。40 cm未満の個体で10年間生き残っていたものは全くなかった。SP-5はミズナラの立ち枯れ跡のうっ閉部（5 m×4 m）で，1997年の相対照度は6%であった。稚樹数は1987年の26,000本/haから1997年の28,000本/haと，やや増加したが，期首からの生残個体は極めて少なかった。1987年には50 cm以上の個体は2,500本/haあったが，1997年には全くなくなっていた。生残個体はトドマツがほとんどであった。

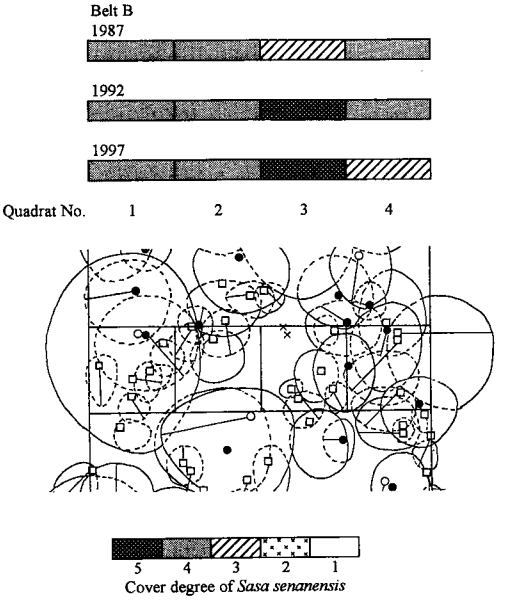

Fig. 10 Cover degrees of *Sasa senanensis* in 1987, 1992 and 1997, and crown projection diagram of belt B. See Fig. 9 for cover degrees. Crown projection diagram indicates trees taller than 5 m.

5．考　　察

上木については，10年間で，どのプロットも本数は減少していたものの，胸高断面積合計，蓄積は増加していた。北海道におけるトドマツと広葉樹の混交林分では，択伐林の蓄積として220～350 m^3/haが一応の目安とされている（大金，1991）。集中的に伐採が行われたPlot Aでは，択伐直後の237 m^3/haから10年間で298 m^3/haに増加しており，択伐林の蓄積としては十分回復してきているといえる。しかし，ミズナラ以外の広葉樹はBA，蓄積ともに減少しているものが目立ち，林分全体のBA，蓄積の増加は，トドマツとミズナラの成長によるものとみなせる。

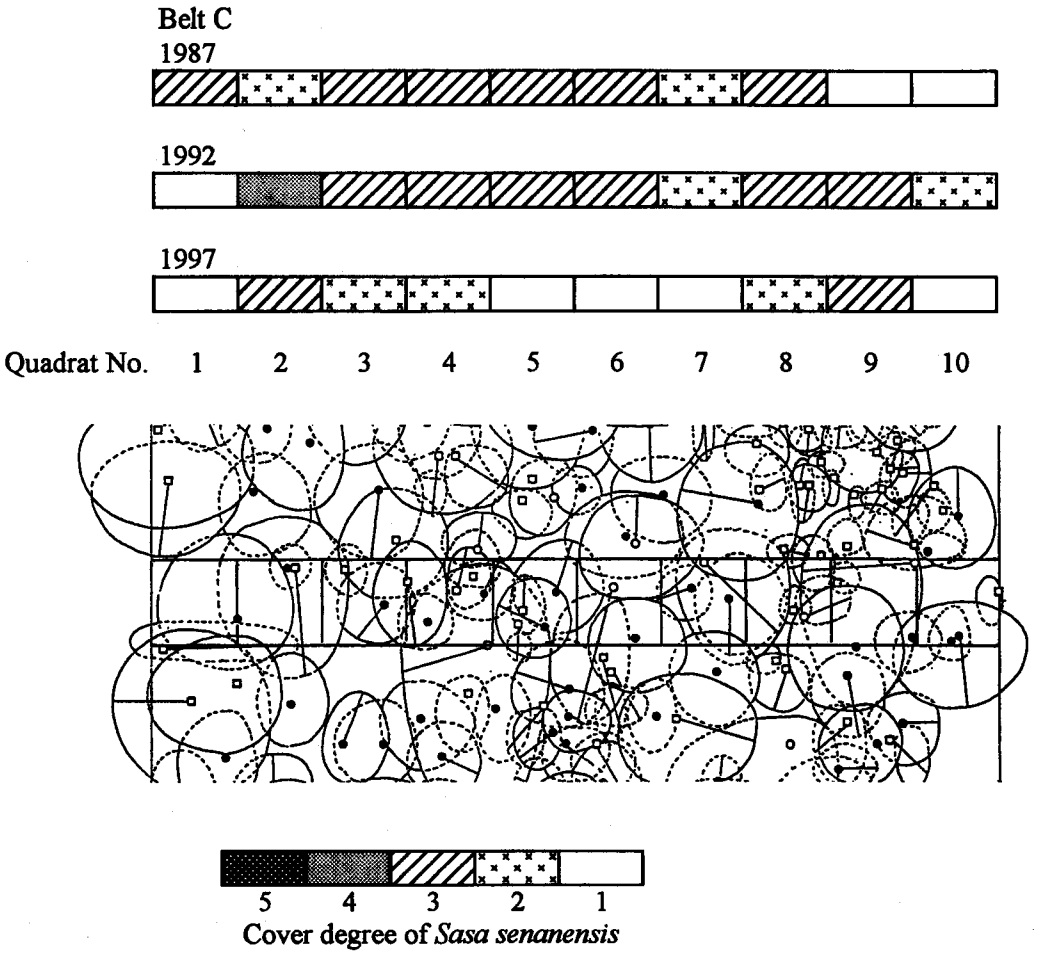

Fig. 11 Cover degrees of *Sasa senanensis* in 1987, 1992 and 1997, and crown projection diagram of belt C. See Fig. 9 for cover degrees. Crown projection diagram indicates trees taller than 5 m.

樹高 8 m 以上の樹種構成，樹高頻度分布にはほとんど変化が見られず，6 m 未満の下層に大きな動きがあった。下層は，疎開部の多い Plot A でトドマツの進界が目立ったが，広葉樹はどのプロットでも小径木の枯損が激しかった。小径木には樹皮，葉などにエゾシカの食害とみられる痕跡が多数観察され，また同地域ではエゾシカの生息密度が近年増加していると考えられる（矢部，1995；阪部ほか，1998）ことから，広葉樹の枯損にはエゾシカの影響があると思われる。また，トドマツの進界木は択伐後のギャップとその周辺に集中していた。択伐による光条件の好転が，下層個体の成長をうながしたと考えられる。うっ閉率は，1997 年には Plot A で 5 %増の 83.1%に，Plot B で 2 %増の 85.3%に，Plot C で 4 %増の 90.7%になっており，ギャップの修復が進んでいることがわかる。また，肥大成長は前 5 年と後 5 年でほとんど変化

がみられず，BAの増加量もプロットによる差異が明らかではなく，林分全体の肥大成長には，択伐による影響は認められなかった。

稚樹については，択伐による疎開部でトドマツが多く，樹高の高い個体も多く生き残っていた。疎開部では相対照度が最大で41%と高い部分を含み，Belt Aでは年々ササの被度が増し，密生していた。したがって，ササ高以下の個体は強い被陰を受けるが，ササ高を越えたものは良好な成長をすると考えられる。一方，うっ閉部では全個体数は増えたものの，樹高の小さな個体が増加する傾向にあった。Belt Cでは，1987年から全体的にササの被度が徐々に低くなっていた。うっ閉部は照度が5%以下であったことから，林内の低照度がササの衰退に関与したことも考えられる。エゾシカは草本類の少ない早春にはササを採食することが知られており(矢部，1995)，ササの減少にはシカも関係している可能性がある。広葉樹の稚樹は光条件に関わらず消失が多く，当年生実生が大部分を占めていたことから，短い期間で発生と消失を繰り返しているものと思われる。ミズナラの消失個体数が多かったのは，5年前の1992年に多くみられた萌芽個体が消失したことが原因と思われる。

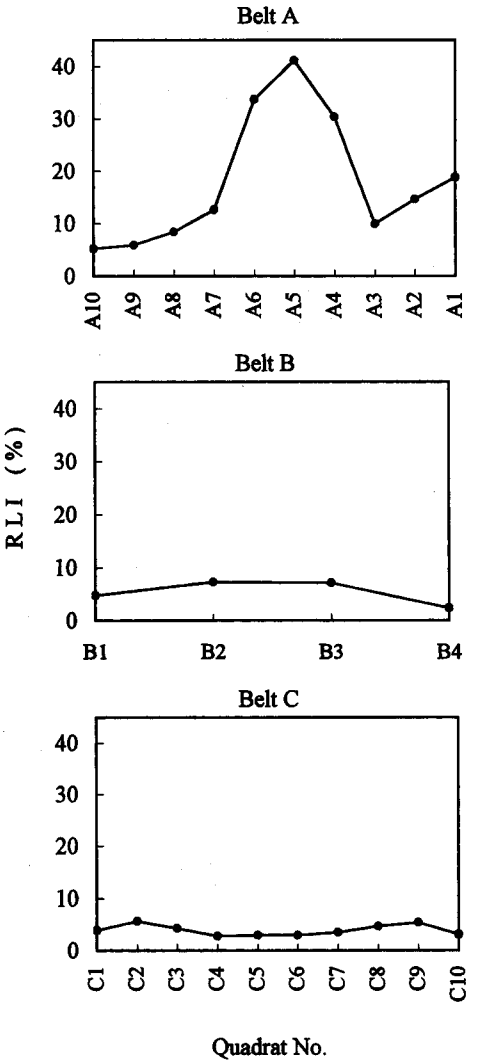

Fig. 12 Relative light intensity (RLI) in each quadrat of belt A, belt B and belt C. RLI was measured at the height of *Sasa senanensis*.

北海道の択伐林分では，ササの有無が更新に大きな影響を与え，ササの密生した林分での天然更新は非常に難しいといわれている(大金，1981；大金，1991)。択伐林分における更新法は，天然更新と併せて補助造林作業を行うのが一般的である。東京大学北海道演習林の大型車両系林業機械を利用した択伐の例では，ブルドーザによる地がき地では広葉樹，針葉樹ともに出現被度，苗高が最もよく，伐出による攪乱地表では広葉樹が針葉樹に優占し，針葉樹はごくわずかしか更新しなかった(大里ほか，1996)。また，掻き起こしや根返り跡にはカンバ類，カツラなどが侵入しやすく，萌芽個体の増加が多いという例も報告されている（肥後，1994；渋谷ほか，1997；山本，1984)。これらと比較し本調査地では，伐採時の林地の攪乱が少なく，択

伐後の更新補助作業も行われなかった。そのために，林冠ギャップへの陽樹類の侵入が全くなく，前生樹として存在した遷移後期樹種だけがギャップの修復を担うことになったのが，当林分の特徴と考えられる。このような林分では，ササの動態が稚樹の生存と成長に大きな影響を与えたと考えられる。上木と稚樹の結果を合わせて考えると，択伐による疎開部は広葉樹が減少し，トドマツが多く分布していることから，ギャップはトドマツによって修復されると予測

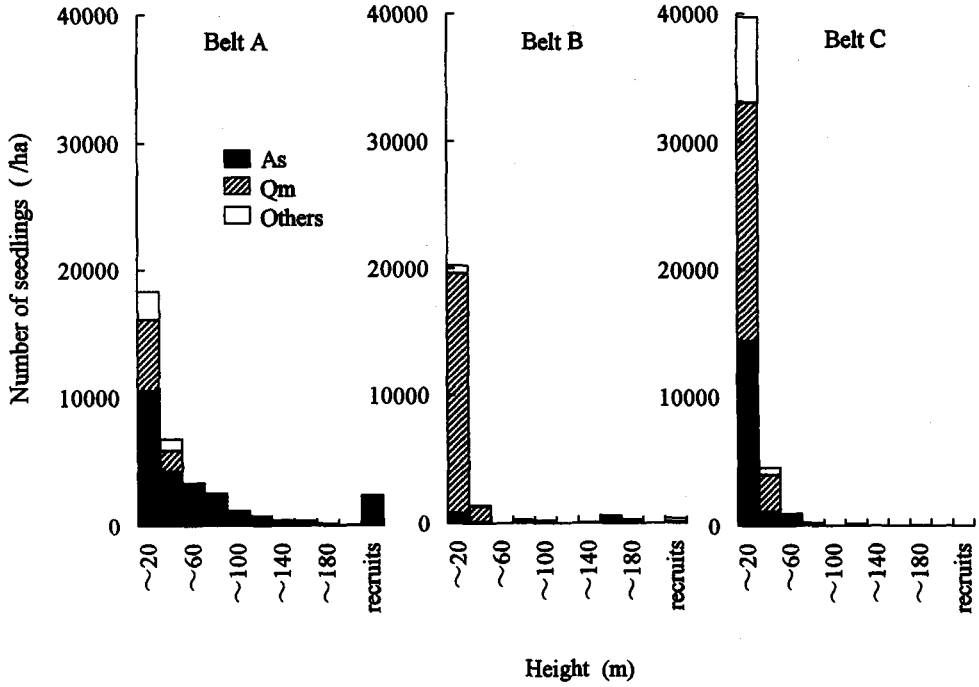

Fig. 13 Height distribution of seedlings in each belt in 1997. Recruits are trees that had reached two meters in height during the period from 1992 to 1997.

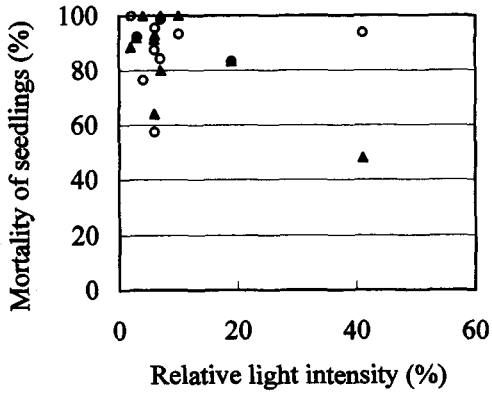

Fig. 14 Relationships between the mortality of seedlings in 1997 and relative light intensity in each seedling plot. Solid triangles and open circles indicate *Abies sachalinensis* and deciduous species, respectiveely.

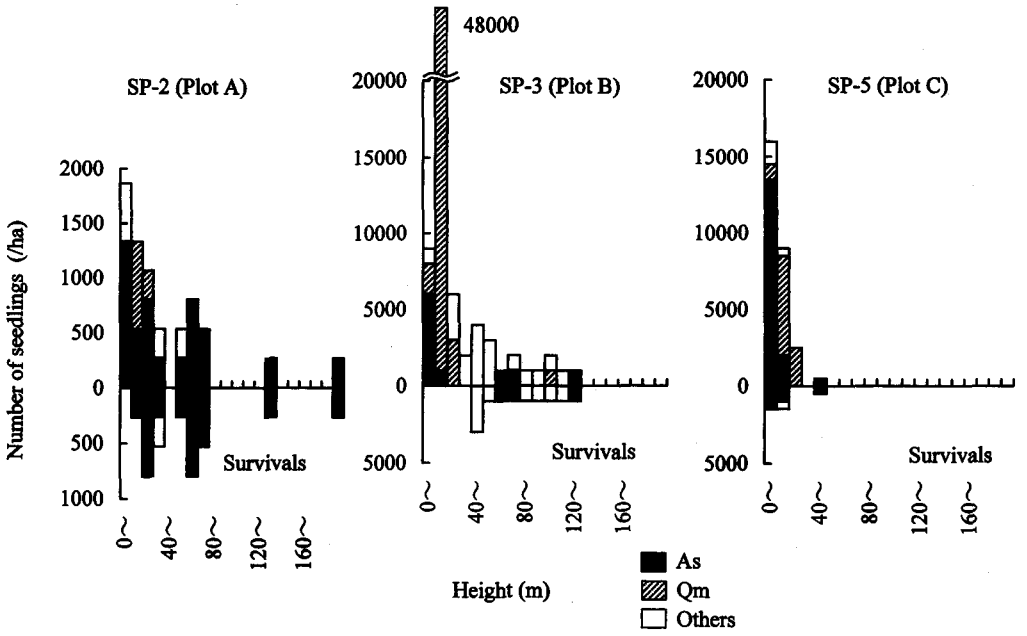

Fig. 15 Height distribution of all seedlings and survivors in SP-2, SP-3 and SP-5 in 1997. Bars above zero line and below zero line indicate total number of seedlings and number of survival seedlings during the period from 1992 to 1997, respectively.

される。さらに，うっ閉部は林冠層や林床に何らかの攪乱が生じない限り大きな変化はおこらないものと考えられる。ミズナラをはじめとする広葉樹類やイチイの回復はみられなかった。多様な樹種の後継樹を確保するためには，人為的な更新補助作業が必要であると考えられる。また，広葉樹の消失が目立った背景には，ササによる被陰のほかに，エゾシカによる食害の影響が大きいと思われ，今後の林分の推移には，エゾシカの生息数変動も重要な要因になると考えられる。

6. おわりに

本調査にあたっては，北見営林支局斜里営林署及び知床森林センターの職員各位に調査の実施，調査地の維持に関してご理解とご協力を頂いた。また，多くの方の参加により現地調査が実現した。深く感謝の意を示したい。なお，1997年の調査者は，尼子直輝，大石智子，小根澤久枝，柏　智久，片谷信治，川岸隆之，菊池俊一，菊池麻里子，熊谷雄介，倉橋良之，栗田健，斉田　綾，笹岡英二，沢井　理，清水　收，實　三英子，清野　年，高橋邦秀，豊島久乃，中村太士，芳賀規晋，枷場英代，福井　大，藤沢美亜，前野華子，水垣　滋，八木美穂子，矢島　崇，余語　勝，渡辺丈洋（敬省略，50音順）の30名である。

引 用 文 献

肥後睦輝（1994）：風害跡地二次林を構成する樹種の再生様式—前生樹割合，生長速度，閉鎖林冠部での稚樹密度にもとづいて—，日林誌，**76**(6)，531-539.

日浦　勉・藤原滉一郎・北条　元・岡田穣一・有働裕幸・奥山　悟・守田英明・福田仁士・藤戸永志・福井富三・高畠　守・有倉清美・杉山　弘・竹田哲二（1995）：北海道大学中川地方演習林における原生保存林の森林構造とその長期動態，北大農演研報，**52**(2)，85-94.

菊池俊一・矢島　崇・中村太士・清水　收・沢井　理・清野　年（1994）：知床国有林の伐採が林分動態に与えた影響—伐採5年後の林相と更新—，北大農演研報，**51**(1)，44-73.

中静　透・山本進一（1987）：自然攪乱と森林群集の安定性，日本生態学会誌，**37**(1)，19-30.

NAMIKAWA, K., ISHIKAWA, Y., and SANO, J.(1997)：Stand Dynamics during a 12-year period in a second-growth stand in a cool temperate forest in northern Japan. Ecological Research, **12**, 277-287.

大金永治（1981）：日本の択伐，370 pp，日本林業調査会.

大金永治（1991）：森林資源の再生に関する施業・経営・技術的研究，587 pp，日本林業調査会.

大里正一・倉橋昭夫・山本博一・大橋邦夫・仁多見俊夫・小笠原繁雄・井口和信・佐々木忠兵衛（1996）：大型の車両系林業機械が林地に及ぼす影響—北海道の天然林における択伐作業の事例—，東大農演研報，**96**，1-26.

坂部智子・矢部恒晶・矢島　崇・渋谷正人・高橋邦秀（1998）：知床半島岩尾別地区におけるエゾシカ越冬地の樹木被害，北大農演研報，**55**(1)，113-122.

札幌管区気象台（1992-1996）：北海道の気象，**36**(1)-**40**(12)，(財)日本気象協会北海道本部.

渋谷正人・矢島　崇・川合由香・渡辺訓男・西川　功（1997）：風害後40年間の落葉広葉樹林の林分回復過程と主要樹種の幹数動態，日林誌，**79**(4)，195-201.

矢部恒晶（1995）：野生動物の生息地管理に関する基礎的研究—知床半島におけるエゾシカの生息地利用形態と植生変化—，北大農演研報，**52**(2)，115-180.

山本進一（1981）：極相林の維持機構—ギャップダイナミクスの視点から—，生物科学，**33**(1)，8-16.

山本進一（1984）：森林の更新，遺伝，**38**(4)，43-49.

Summary

We studied the changes of stand structure and regeneration in permanent plots in the Shiretoko National Forest, where selection cutting had been carried out in 1987. The survey was conducted in 1997, ten years after the cutting. The stands were dominated by *Abies sachalinensis* and *Quercus mongolica* var. *grosseserrata*, and the species composition and size structure had not changed noticeably in the last decade. The tree densities (over 2m height) were high : 2,204 stems/ha in the closed stand and 1,872 stems/ha in the stand with canopy gaps. The growing stocks have increased 61 m^3/ha(237 m^3/ha to 298 m^3/ha) and 56 m^3/ha(333m^3/ha to 389 m^3/ha) in the last ten years, respectively. The number of recruited trees that had reached two meters in height during the period from 1987 to 1997, were notably different between the plots : 16 stems/ha in the closed stand and 376 stems/ha in the stand with canopy gaps. Most of the recruits in the recent five years were *A. sachalinensis*, and they were concentrated in the canopy gaps caused by the cutting. Trees shorter than eight meters disappeared remarkably, which mostly consisted of deciduous tree species. The seedlings of *A. sachalinensis* showed notable growth in the stand with canopy gaps, which had a maximum relative light intensity(RLI) of 41 %, while their heights were limited to less than 40 cm in the closed stand, which had a RLI of less than 6 %. A large number of seedlings of

deciduous trees have disappeared in all plots. Damage by deer could be one of the reasons for the seedling disappearance, as we observed many traces of browsing and barking by deer on the small deciduous trees in the study site. Consequently, it was suggested that the canopy gaps resulting from the cutting could be restored by only *A. sachalinensis*, and less changes may occur in the stand structure of the closed stand until some kind of disturbance happens on the forest canopy and/or forest floor.