

針葉樹 人工造林地 皆伐 후의 喬木類 天然更新

신창섭¹ · 김홍은^{2*}

¹충북대학교 학슬림, ²충북대학교 농업생명환경대학 산림과학부

Natural Regeneration of Tree Species after Clear-cutting in a Coniferous Plantation

Chang-Seob Shin¹ and Hong-Eun Kim^{2*}

¹Experiment Forests of Chungbuk National University, Cheongju 361-763, Korea

²Department of Forest Sciences, College of Agriculture, Life & Environment Sciences, Chungbuk National University, Cheongju 361-763, Korea

요 약: 개벌 후의 교목류 천연갱신 과정을 연구하기 위하여 개벌상의 태풍피해를 입은 북해도 시코츠코지역 침엽수 조림지에서 1년 후에 발생된 치수를 조사하였다. 그 결과 25종의 교목류 치수가 자라고 있었으며 치수밀도는 9.8 주/m²였다. 그 중 1년생 치수가 87%(8.6주/m²)였으며, 비동물산포종(7.2주/m²)이 동물산포종(1.4주/m²)보다 5배 정도 많았다. 인접한 천연림으로부터 100m이내에서는 치수 밀도가 6주/m² 이상이었으며 150~250m에서는 2~9주/m²였다. 비동물산포종은 천연림으로부터 멀어질수록 치수발생량이 감소하였으며 동물산포수종에 비하여 밀도 변이폭이 크게 나타났다. 개벌 후 교목류의 천연갱신에서는 자작나무류와 같은 선구수종이 우점할 확률이 높다. 따라서 수종구성을 다양하게 유지하기 위해서는 경쟁을 완화시키는 보육작업이 필요하다.

Abstract: To study the regeneration process of tree species after clear cutting, we investigated the density of seedling occurred after 1 year in the coniferous forest of Sikotuko Hokkaido, northern Japan that was clearcut after windthrow damage due to typhoon. As the results, 25 species of tree seedlings were growing and the density of seedlings and sprouts was 9.8 trees/m² (1.25 trees/m²~54.44 trees/m²) in the area of clear cutting. The 87% (8.6/m²) of all seedlings was current seedlings and non-animal dispersal seedlings (average density 7.2 tree/m²) were about 5 times more than animal-dispersal seedlings (1.4 tree/m²). The seedling density was beyond 6 tree/m² within 100m and 2~9 tree/m² in 150~250m from a natural forest. Number of non-animal dispersal seedlings were decreased along the distance from a natural forest but there was not such a tendency in animal dispersal seedlings. The variation in seedling density was higher in non-animal dispersal seedling than in animal dispersal seedling. In natural regeneration of tree species after clear-cutting, the possibility that pioneer species like *Betula* spp. etc. will be composed of the major species is high. Therefore, in order to maintain the species diversity, the nurture work for reducing competition among the individuals is necessary.

Key words : regeneration, clear cutting, seedling disposal type, seedling density, non-animal dispersal type

서 론

지금까지 우리나라뿐만 아니라 전후 일본에서도 목재 생산을 위한 확대 조림정책에 의해 침엽수종 위주의 단순림 형태의 조림을 시행하여 왔다. 그러나 최근에는 산림의 공익적 기능에 대한 인식이 높아졌고, 활엽수림에 대한 경제회환경적 재평가와 더불어 생태적으로도 건강한

숲을 조성하기 위한 정책이 수행되고 있다.

일본에서는 1998년에 일본 임야청이 국유림의 기능 유형을 재검토하여, 목재생산을 주목적으로 하는 순환이용림을 국유림 중 20%로 감소시키고, 산림과 사람과의 공생림을 30%로 하였으며(林野廳, 2000), 공생림으로 구분되어 있는 인공림을 벌채했을 경우, 그 벌채적지를 방지하고, 천연갱신에 의해 수종 구성의 다양한 군락의 형성을 기대하는 시업을 행하는 사례가 늘어나고 있다.

개벌적지에서의 수목의 천연갱신은 전생수의 그루터기

*Corresponding author

E-mail: hekim@chungbuk.ac.kr, sinna@hanmail.net

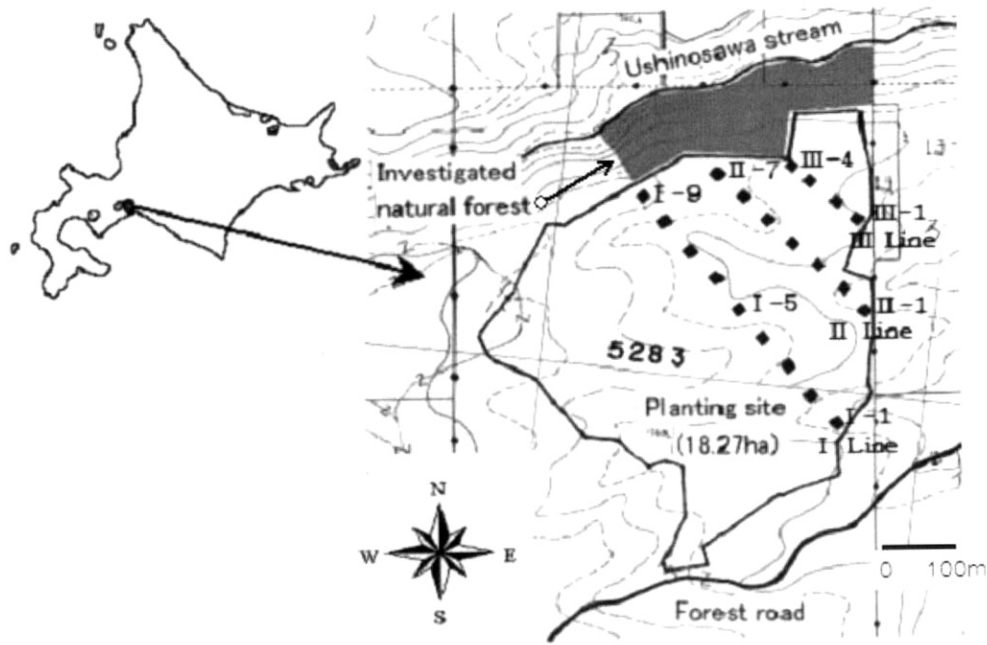


Figure 1. Map of study area.

로부터의 맹아, 임분 외부로부터의 종자산포에 의한 갱신과 더불어 매립종자에 의하여 이루어진다(Sakai *et al.*, 2005). 또한 종자의 산포 패턴과 종자의 모양, 크기 등은 각 수종의 공간적인 분포 패턴과 밀도에 영향을 주며, 수종에 따라서는 매립종자 집단의 형성에도 영향을 준다(Kellman, 1970; Tompson and Grime, 1979; Thompson, 1986; Nakagoshi, 1984). 결국 이와 같은 다양한 요인과 더불어 임지의 조건이나 지형, 토양수분 등에 따라 서로 천연갱신된 숲의 형태는 다양하게 나타날 수 있으므로 보다 많은 연구가 필요하다.

따라서 본 연구는 침엽수조림지가 개별상으로 변형된 후에 주변에 있는 천연림의 영향에 따른 교목류의 치수 발생 상황을 조사하고, 발생 치수 밀도의 공간 구성과 수종 특성과의 관계에 대해서 검토하였다.

조사 및 연구방법

1. 조사지의 개황

본 조사는 2004년 9월 태풍에 의해 개별상으로 뿌리가 뽑히는 피해를 받은 일본 북해도 남서쪽에 위치(북위 42° 46', 동경 141° 46'; Figure 1)한 침엽수조림지에서 수행하였다.

조사지는 해발 140 m로 평지에 가까운 평탄한 지형이며 표층토양은 화산분출물로 구성되어 있었고, 유효토양층은 30 cm 정도로 얇았다. 1934년에 *Abies sachalinensis* (65%)와 *Picea jezoensis*(35%)를 조림하여 풍해를 받았을 때의 임령은 71년생이었으며, 개체당 평균 재적은 0.9

m³, 축적은 약 200 m³/ha로 조사되었다. 조사를 시행하기 전인 2005년 여름 전에 피해목 처리작업 및 반출이 모두 종료되었으며 피해지를 중단해서 북서-남동방향의 열상으로 지존작업이 행하여져 있었다. 조사지의 북쪽은 천연림에 접하여 있으며, 동측과 남측은 풍도 피해가 없었던 장령기 이전의 침엽수인공림에 접하여 있다(Figure 1).

2. 조사 및 분석방법

발생치수는 지존작업이 행하여진 열을 따라, 3개열에서 20개 조사구를 설정한 후 조사하였다. 조사구의 크기는 20 m² 또는 25 m²로 하였으며, 조사구 간격은 40~50 m로 하고, 각 열 내에서는 일정한 간격으로 하여 피복도 및 치수 발생량을 조사하였다.

조사구내에 발생된 교목류 치수의 수종, 수고, 수령을 조사하였으나, 자작나무류와 버드나무류의 당년생 실생묘는 수종을 동정할 수 없을 정도로 작은 것이 많아서 자작나무류, 버드나무류로 구분하였다. 또한 인접한 천연림(3.38 ha, Figure 1)에 있는 수목 중 흉고직경 20 cm 이상을 종자산포 가능한 모수로 가정하고 수종, 흉고직경, 수고를 모두 측정하였다. 모수 구성 수종별 흉고단면적 및 개체수와 실생 치수밀도와의 관계는 스피어만의 순위상관계수(r)로 분석하였으며, 수종별 치수발생 밀도변화는 변동계수(Coefficient of variation)를 구하여 비교하였다(김충련, 2000).

$$CV(\%) = \frac{\text{Standard deviation}}{\text{Mean}} \times 100$$

천연림으로부터의 거리와 종자 산포형별 치수밀도와의

상관관계를 분석하였으며, 상관분석은 SAS 9.1 프로그램을 이용하여 실행하였다. 종자산포형에 대해서는 菊澤 (1983)을 참고하여, 종자형태에 의해 비동물산포형과 동물산포형을 구분하였다.

결과 및 고찰

1. 모수와 실생 치수의 수종 구성

조사지와 인접한 천연림에는 흉고직경 20 cm이상의 교

목성 수종이 31종이었으며 개체수는 591주(175주/ha)로 조사되었다(Table 1). 흉고단면적합계가 컸던 수종은 *Betula maximowicziana*(흉고단면적합계 비율: 26.0%), *Ulmus davidiana* var. *japonica*(12.1%), *Picea jezoensis*(8.7%) 순이었으며 *Fraxinus mandshurica*, *Magnolia obovata*, *Acer mono* 등의 개체도 많았다.

개벌상의 20개 조사구(430 m²)에 출현한 교목류의 실생 치수는 25종이었으며 *Morus bombycis*를 제외한 모든 수종은 인접한 천연림에서 모수가 발견되었다. 조사구에 발

Table 1. Species composition and density of seed trees in a natural forest and of seedlings in clear-cut sites.

Species	Seed dispersal type ¹⁾	Natural forest			Clear-cut sites							
		Basal area (m ²)	Ind. no. ²⁾	Basal area ratio (%)	Seedling number			Current seedlings				
					Cur. ³⁾	Adv. ⁴⁾	Total	Density (Num./m ²)	S.D. ⁵⁾	C.V. ⁶⁾	Fre. ⁷⁾	
<i>Betula maximowicziana</i>	N	10.507	165	26.01	1758*	61*	1819*	4.088*	4.569	111.8	1	
<i>Fraxinus lanuginosa</i>	N	0.658	12	1.63	1167	295	1462	2.714	9.600	353.7	0.70	
<i>Picea jezoensis</i>	N	3.523	29	8.72	43	9	52	0.100	0.184	184.0	0.65	
<i>Salix</i> spp.	N	0.085	2	0.21	33	2	35	0.077	0.107	139.4	0.45	
<i>Cercidiphyllum japonicum</i>	N	2.238	13	5.54	24	3	27	0.056	0.076	136.2	0.35	
<i>Alnus hirsuta</i>	N	1.487	17	3.68	23	1	24	0.053	0.116	216.9	0.30	
<i>Ulmus davidiana</i> var. <i>japonica</i>	N	4.900	62	12.13	14	5	19	0.030	0.123	410.0	0.15	
<i>Acer palmatum</i> var. <i>matsumurae</i>	N	0.452	5	1.12	5	20	25	0.012	0.026	223.6	0.20	
<i>Acer japonicum</i>	N	0.044	1	0.11	2	7	9	0.005	0.014	301.0	0.10	
<i>Maackia amurensis</i>	N	0.174	3	0.43	2	2	4	0.005	0.022	473.0	0.05	
<i>Carpinus cordata</i>	N	0.198	4	0.49	2	1	3	0.005	0.022	473.0	0.05	
<i>Abies sachalinensis</i>	N	0.182	2	0.45	1	16	17	0.002	0.011	473.0	0.05	
<i>Acer mono</i>	N	2.278	41	5.64	1	4	5	0.002	0.009	387.0	0.05	
<i>Populus sieboldii</i>	N	0.751	4	1.86	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Tilia japonica</i>	N	0.194	3	0.48	0	13	13	0	0	0	0	
<i>Ostrya japonica</i>	N	0.218	3	0.54	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Tilia maximowicziana</i>	N	2.602	41	6.44	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Fraxinus mandshurica</i>	N	2.828	49	7.00	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Betula platyphylla</i> var. <i>japonica</i>	N	0.117	2	0.29	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Betula ermanii</i>	N	0.339	4	0.84	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Morus bombycis</i>	A	0.000	0	0.00	287	25	312	0.667	1.502	225.0	1	
<i>Phellodendron amurense</i>	A	1.030	19	2.55	177	22	199	0.412	0.384	93.3	0.90	
<i>Magnolia obovata</i>	A	1.988	46	4.92	129	10	139	0.300	0.298	99.3	1	
<i>Magnolia kobus</i> var. <i>borealis</i>	A	0.323	6	0.80	8	7	15	0.019	0.039	209.6	0.20	
<i>Cornus controversa</i>	A	0.174	3	0.43	6	2	8	0.014	0.023	164.8	0.30	
<i>Quercus crispula</i>	A	1.741	30	4.31	6	11	17	0.014	0.027	193.5	0.25	
<i>Prunus maximowiczii</i>	A	0.194	3	0.48	5	15	20	0.012	0.024	206.4	0.20	
<i>Acanthopanax sciadophylloides</i>	A	0.170	4	0.42	1	1	2	0.002	0.011	473.0	0.05	
<i>Kalopanax septemlobus</i>	A	0.489	7	1.21	1	2	3	0.002	0.011	473.0	0.05	
<i>Sorbus commixta</i>	A	0.036	1	0.09	0	3	3	0	0	0	0	
<i>Prunus sargentii</i>	A	0.044	1	0.11	0	2	2	0	0	0	0	
<i>Sorbus alnifolia</i>	A	0.048	9	1.11	0	0	0	0	0	0	0	
Density(per area)		11.960 m ² /ha	175 /ha	100	8.6/m ²	1.3/m ²	9.8/m ²	8.6/m ²				

¹⁾N: non-animal dispersal, A: animal dispersal. ²⁾Ind. no.: Number of individual.

³⁾Cur.: Current. ⁴⁾Adv.: Advanced. ⁵⁾S.D.: Standard deviation.

⁶⁾C.V.: Coefficient of variation. ⁷⁾Fre.: Frequency of occurrence.

* : Seedling number of *Betula* spp.

생한 전체 치수는 4,234주(9.8주/m²)였으며, 그 중 당년에 발생한 실생치수가 3,695주(8.6주/m²)로 전체 발생 치수의 87%를 차지하고 있었다. 이와 같이 당년에 발생한 치수 비율이 높았던 것은 일반적으로 개별적지에서 행하여지는 집재작업 또는 지존작업에 의하여 임지가 심하게 교란되었기 때문으로 판단된다. 실생치수 개체수가 많은 수종은 *Betula spp.*(43.0%), *Fraxinus lanuginosa*(34.5%), *Morus bombycis*(7.4%), *Phellodendron amurense*(4.7%), *Magnolia obovata*(3.3%)등이었으며, 출현 빈도가 높은 수종 중에서 변동계수가 낮은 수종은 *P. amurense*, *M. obovata*, *Betula spp.* 등이었다. *M. bombycis*, *M. obovata*, *P. amurense*,는 조류산포형 수종이기 때문에 종자산포가 공간적으로 균일하게 산포되는 경향이 있고(Masaki *et al.*, 1994), *M. obovata*, *P. amurense*,는 매토성이 높기(小澤, 1950) 때문에 산포된 종자가 장기간에 걸쳐 축적된 결과 출현빈도, 실생밀도도 비교적 높았던 것으로(Table 1) 판단된다. 이들 수종 중 *F. lanuginosa*는 1,462개체 중 1,195개체, *M. bombycis*는 312개체 중 157개체가 1개 조사구(각각 II-7과 II-6)에 편중되어 있었으며, 밀도가 높았던 각각의 조사구를 제외하면, 변동계수가 각각 89.1%와 140.7%로 나타났다. *Betula spp.*, *F. lanuginosa*, *M.*

bombycis, *P. amurense*는 출현 빈도가 0.9이상으로 높고, 조사지 전체에 고르게 분포되어 있었으며 이중 *Betula spp.* 이외의 수종은 모두 조류산포종이었다(Table 1). 2년생 이상의 치수로는 *F. lanuginosa*(54.7%)와 *Betula spp.*(11.3%)의 개체수가 특히 많은 것으로 나타났다.

2. 실생치수 발생 및 공간분포

조사구 마다의 실생 치수밀도는 1.3~54.4본/m², 당년 실생 치수밀도는 0.3~49.2본/m²이었으며(Table 2), 변동계수는 각각 132.8%, 141.8%이었다. 종자산포형 별로는, 비동물산포형의 1년생 실생치수 평균 밀도는 7.2본/m², 범위는 0.1~47.8본/m², 동물산포형은 각각 1.4본/m², 0.2~7.4본/m²으로, 평균 밀도는 동물산포형에 비하여 비동물산포형에서 약 5배 정도 컸지만, 조사구 간의 변이폭도 큰 것으로 나타났다. 그러나 출현종수에서는 비동물산포형이 2~10종, 동물산포형이 3~8종으로 정도의 차이가 적었다.

전체 조사구 20개 중 16개 조사구에서 동물산포형 보다 비동물산포형 수종의 당년생 실생 밀도가 높았다. 특히 발생 개체수가 가장 많았던 *Betula spp.*는 종자산포량이 많고, 비산 거리도 크기 때문(中靜, 2004)에 본 조사지에서도 모든 조사구에 출현한 것으로 판단된다.

Table 2. Dispersal pattern and density of seedlings.

Plot	Distance* (m)	Number of species			Current seedlings (Num./m ²)		Density (Num./m ²)		
		Total	N**	A**	N**	A**	All seedlings	Current seedlings	Advanced seedlings
I-1	445	6	3	3	1.56	2.80	4.40	4.36	0.04
I-2	395	7	2	5	0.55	1.90	2.80	2.45	0.35
I-3	345	8	2	6	1.00	1.25	2.70	2.25	0.45
I-4	295	7	3	4	0.10	0.20	1.25	0.30	0.95
I-5	245	12	7	5	1.00	0.52	2.04	1.52	0.52
I-6	195	8	5	3	1.00	0.45	1.60	1.45	0.15
I-7	145	12	6	6	3.40	0.40	5.60	3.80	1.80
I-8	95	11	7	4	6.85	0.70	11.25	7.55	3.70
I-9	45	14	8	6	6.70	0.65	7.80	7.35	0.45
II-1	326	11	5	6	2.24	0.80	4.04	3.04	1.00
II-2	281	9	4	5	2.45	0.50	3.45	2.95	0.50
II-3	236	11	7	4	4.55	1.55	6.75	6.10	0.65
II-4	191	16	9	7	3.95	1.50	8.60	5.45	3.15
II-5	146	13	7	6	3.70	0.85	6.15	4.60	1.55
II-6	101	17	10	7	22.04	7.36	30.68	29.40	1.28
II-7	56	11	6	5	47.76	1.48	54.44	49.24	5.20
III-1	181	11	5	6	3.20	1.24	4.92	4.44	0.48
III-2	141	8	4	4	10.20	0.95	11.45	11.15	0.30
III-3	91	13	5	8	4.55	1.15	6.25	5.70	0.55
III-4	61	12	7	4	7.45	1.20	10.40	8.65	1.75

*Distance from a natural forest.

** N : non-animal dispersal, A : animal dispersal.

Table 3. Correlations between density of current seedlings by seed dispersal type and distance from a natural forest of plots.

	Non-animal dispersal		Animal dispersal		Total current seedlings	
	ρ^*	p-value	ρ^*	p-value	ρ^*	p-value
Distance	-0.493	0.02	0.042	0.86	-0.483	0.03
Covering rate	0.320	0.16	0.171	0.46	0.295	0.20

* Pearson correlation coefficient.

인접한 천연림에 자생하는 모수의 수종별 흉고단면적 및 개체수와 개벌상의 조사지에 발생한 실생 치수 밀도와는 유의한 상관관계가 없는 것으로 분석되었다. 또한 천연림으로부터의 거리와 발생 치수 밀도와는 상관분석결과 비동물산포형 수종의 경우 거리가 멀어짐에 따라 치수 발생밀도가 감소하는 경향이 뚜렷하여 유의수준 5%에서 유의한 부의 상관관계가 인정되었으나 동물산포형 수종에서는 유의한 상관관계가 없는 것으로 분석되었다. 그러나 동물산포형 수종의 치수발생량에 비하여 비동물 산포형 수종의 치수발생량이 월등히 높았기 때문에 당년생 치수발생 밀도와 천연림으로부터의 거리와는 전체적으로 유의한 부의 상관관계가 있는 것으로 나타났다(Table 3).

각 조사구의 피복도와 치수발생 밀도와는 유의한 상관관계가 없는 것으로 나타났다. 이는 개벌상의 심한 교란이 발생한 시점이 약 1년 정도로 짧았으며, 대부분의 종자산포가 발생한 후에 지면이 피복되었기 때문인 것으로 추정된다.

Table 2에 나타난 바와 같이 다른 조사구에 비하여 II-7과 II-6 조사구의 발생 치수 밀도가 매우 높았던 것은 교란이 일어나기 전에 위의 두개 조사구에 모수인 *F. lanuginosa*와 *M. bombycis*가 있었기 때문인 것으로 추정된다. 따라서 위의 두개 조사구를 제외한 나머지 조사구에 발생한 산포형별 치수 밀도를 Figure 2에 나타내었다. 비동물산포형 수종의 발생 치수 중에서도 특히 *Betula* spp.가 많았던 본 조사지에서는 모수가 있는 천연림으로부터

약 400m정도까지 거리에 비례하여 감소하는 경향이 강하게 나타났으나 동물산포형 수종의 발생 치수는 모수로부터의 거리와 상관없이 비동물산포형에 비하여 낮은 밀도로 고르게 발생되었다(Figure 2).

결론

개벌적지에서는 임지 내에서 행하여지는 집제작업이나 지존작업 등으로 임지가 심하게 교란되기 때문에 2년생 이상의 치수보다 당년에 발생한 치수의 비율이 월등히 높은 것으로 나타났다. 또한 실생 치수 밀도의 공간별 변이(1.25~54.44주/m²)는 크지만, 천연림으로부터 100 m이내에서는 6/m²이상, 150~250 m정도의 장소에서도 2~9주/m²의 실생 치수 밀도를 보이고 있으며, 전체적으로 교목성 수종의 평균 치수 밀도가 9.8주/m²로 높기(Table 1) 때문에 본 조사지(21.3 ha)와 같이 면적의 크지 않은 개벌지에서는 천연갱신이 충분히 유효할 것으로 기대된다.

개벌지에 출현한 교목류 25종 중에서, 인접한 천연림 내에서 모수가 발견되지 않은 수종은 조류산포종인 *M. bombycis* 뿐이었다. 즉 개벌상의 교란이 일어난 후에 이루어지는 천연갱신에는 주변의 모수 유무가 큰 영향을 준다고 할 수 있다. 그러나 인접지에 있는 모수의 개체수나 흉고단면적 합계와 치수의 발생량과는 유의한 상관관계가 없는 것으로 나타나, 모수의 개체수나 크기 보다는 결실 종자량이나 형태, 산포패턴, 매립종자량 및 발아율, 지형, 토양 수분 등과 같은 다양한 요인이 복합적으로 작용하여 치수 발생량을 결정하는 것으로 판단된다. 실생 치수 밀도의 변동은 출현 빈도가 낮은 수종에서는 크고, *P. amurense*(변동계수93.3%), *M. obovata*(99.3%), *Betula* spp.(111.8%) 등과 같이 출현빈도가 높은 수종에서는 작았다(Table 1). 출현 빈도가 높은 수종은 *Betula* spp., *M. bombycis*, *M. obovata*, *P. amurense*, *F. lanuginosa* 였다 (Table 1).

개벌상의 교란이 일어난 후에는 선구수종이며 종자비산 거리가 큰 *Betula* spp.가 가장 많이 출현하였으며, 조류산포종인 *M. bombycis*, *M. obovata*, *P. amurense*가 비교적 높은 밀도와 높은 빈도로 출현하였다. 그러나 *M. obovata*, *P. amurense* 등은 *Betula* spp.에 비하여 성장이 느리기 때문에 다양한 수종 구성을 유지하기 위해서는 개체간 경쟁을 완화하는 보육작업이 필요하다.

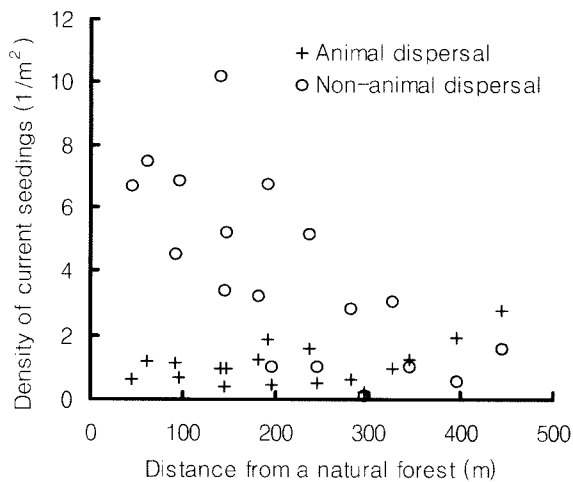


Figure 2. Relationships between density of current seedlings by seed dispersal type and distance from a natural forest.

감사의 글

이 논문은 2006학년도 충북대학교 학술연구지원사업의 연구비지원에 의하여 연구되었으며 자료수집에 도움을 준 일본 북해도대학의 Masato SHIBUYA 교수에게 감사드립니다.

인용문헌

1. 김충련. 2000. SAS라는 통계상자. pp. 592.
2. 菊澤 喜八朗. 1983. 北海道の廣葉樹林. 北海道造林振興協會. pp. 152.
3. 小澤 準二郎. 1950. 土中に埋もれた林木種子の發芽力. 林業試驗集報 58:25-43.
4. 林野廳(編). 2000. 林業百書平成11年度. 日本林業協會. 東京. pp. 296.
5. 中諍 透. 2004. 森のスケッチ. 東海大學出版會. pp. 236.
6. Kellman, M.C. (1970) The viable seed content of some

forest soil in coastal British Columbia. Canadian Journal of Botany 48: 1383-1385.

7. Nakagoshi, N. (1984) Buried viable seed populations in forest communities on the Hiba Mountain, southwestern Japan. Journal of Science Hiroshima University Serial Bulletin, Division 2, 19: 1-56.
8. Sakai A, Sato S, Sakai T, Kuramoto S, Tabuchi R (2005) A soil seed bank in a mature conifer plantation and establishment of seedlings after clear-cutting in southwest Japan. Journal of Forest Research 10: 295-304.
9. Tompson, K. (1986) Small-scale heterogeneity in the seed bank of an acidic grassland. Journal of Ecology 74: 733-738.
10. Tompson, K, and Grime, J.P. (1979) Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. Journal of Ecology 67: 893-921.

(2006년 7월 24일 접수; 2006년 9월 1일 채택)