

지리산국립공원 아고산대 황폐나지의 식생복원공법 개발¹ 오구균² · 우보명³ · 김동완⁴

Rehabilitation Measures for Disturbed Subalpine Meadows in Chirisan National Park, Republic of Korea¹

Koo-Kyoon Oh², Bo-Myeong Woo³, Dong-Wan Kim⁴

요 약

지리산국립공원 노고단 지역에 분포하는 아고산대 초원지역은 급증한 이용객들에 의해 훼손되고 있다. 교란된 아고산대 초원지역의 복원공법을 개발하기 위한 기초연구로서, 이 지역에 시비처리, 식생도입처리, 멀칭처리를 각각 2수준으로 한 2×2×2 요인 실험을 표토가 유실된 10% 경사지와 표토가 잔존하는 40% 경사지에 실시하였다. 그 결과, 부지조건에 관계없이 야생풀포기심기가 파종보다 식생활착에 있어 더 효율적이었고 시비 처리는 출현 개체수와 피복도 증가에 통계적 유의성을 나타냈다. 반면 식생활착에 미치는 멀칭재료간 효과는 유의성이 없었다. 한편 척박지의 선구수종으로 추정되는 개쑥부쟁이는 직접파종에도 높은 활착율을 보였다.

주요어 : 아고산대 초원지역, 식생복원공법, 시비처리, 식생도입처리, 멀칭처리

ABSTRACT

The Nogodan area has maintained the subalpine meadows(m.s.l. 1,500m) in Chirisan National Park. A field experiment including fertilizing, introducing plants and mulching treatment was conducted for three years at artificially disturbed subalpine meadows in the Nogodan to find out effective revegetation measures. Factorial experiment(2×2×2) was applied to the subsoil sites with ten percent hillslope and the topsoil sites with forty percent hillslope.

Regardless of site conditions, survival rates of plants were more effective in on-site plug sodding plots than direct seeding plots. *Aster cilius*, a pioneer species, showed the greatest survival rate in direct seeding treatments. Fertilizing treatments, regardless of site conditions, showed significant increase in the number of individuals and crown coverage of vegetation, but mulching treatment did not show a significant effect.

1 접수 2월 21일 Received on Feb. 21, 1997

2 호남대학교 공과대학 조경학과 College of Engineering, Honam Univ., Kwangju, 506-090, Korea

3 서울대학교 농생대학 산림자원학과 Dept. of Forest Resource, Seoul Nat'l Univ., Suwon, 441-744, Korea

4 서울시립대학교 대학원 Graduate School of Seoul City Univ., Seoul, 130-743, Korea

KEY WORDS : SUBALPINE MEADOWS, REVEGETATION MEASURES, FERTILIZING, INTRODUCING PLANTS, MULCHING TREATMENT

서 론

한국에는 20개 국립공원 중 17개 국립공원이 산악형 국립공원이다. 그리고 4개 산악형 국립공원 구역에 아고산 초원지대가 희귀하게 분포하고 있으며, 한라산국립공원 구역에 약 250ha, 설악산국립공원에 약 12ha, 지리산국립공원에 약 10ha, 소백산 국립공원에 약 10ha가 분포하고 있다. 그러나 서늘한 기후와 다양한 야생화, 조망 경관이 뛰어난 아고산대 초원지역(Woodward and Rugh, 1993)에 대한 이용자가 급격히 증가하고 있으나 이용자 관리나 기술적 연구가 뒤따르지 못하여 능선부에 위치하고 있는 아고산 또는 고산 생태계에 대한 훼손이 가속화되고 있다(Brown et al., 1978). 국내에서는 주

요 산악형 국립공원 지역에서의 산림훼손에 대한 이용영향 및 훼손실태가 보고되고 있으나(권태호 등, 1991; 이경재 등, 1992; 오구균과 허순호, 1992; 권태호 등, 1993), 훼손지의 녹화나 생태계 복원에 관한 연구는 매우 적다(오구균, 1991). 특히 아고산대 초원지역의 훼손지 복원에 관한 연구는 보고된 바 없다. 국립공원 관리당국에서는 1993년부터 한라산국립공원의 훼손된 아고산대 초원의 복원공사를 실시하고 있으나, 아고산대 초원의 특수한 기후환경과 식생에 대한 기초연구가 부족하여 복원공사 이전보다 더욱 훼손되고 있다. 지리산국립공원의 훼손된 아고산대 복원공사가 1996년부터 다시 시행되고 있으나 그 결과는 매우 회의적이다.

따라서, 본 연구는 지리산국립공원 노고단을 대상

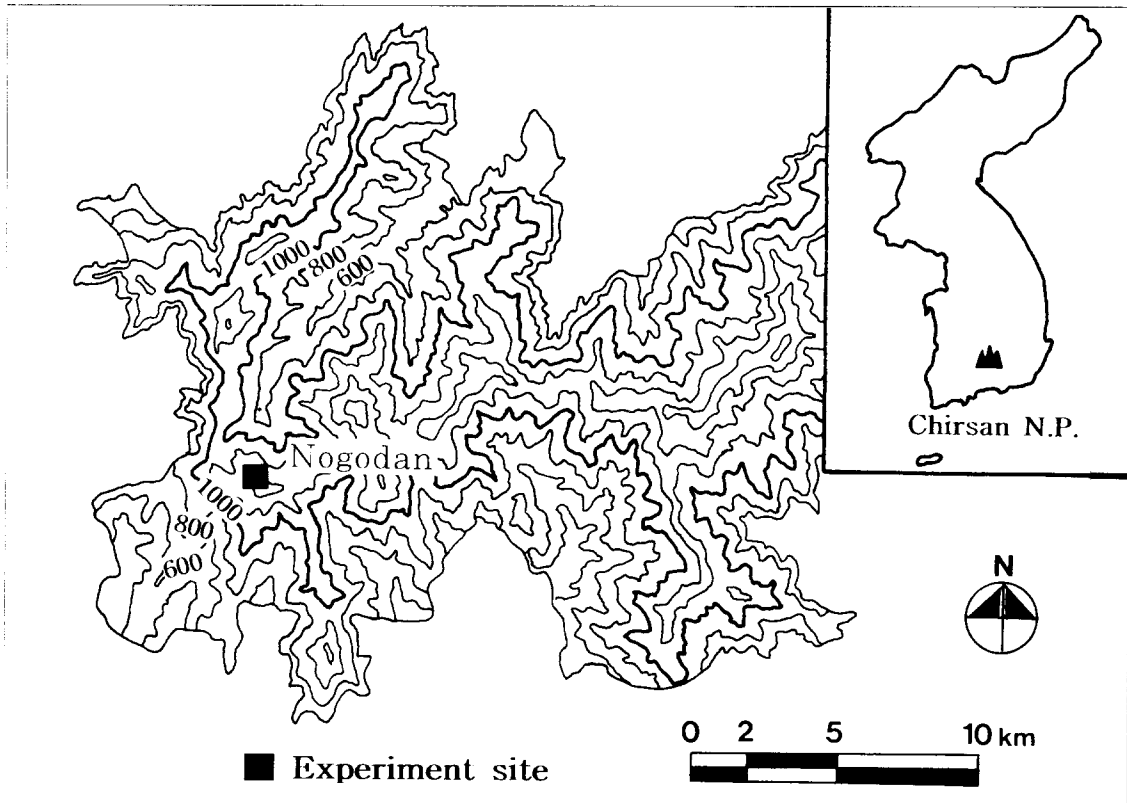


Figure 1. Location of experimental site in Chirisan National Park

Table 1. Soil properties of experimental sites of the Nogodan in Chirisan National Park

Site	Slope (%)	Particle size distribution (%)			Texture	pH	O.M. (%)	T.N. (%)	Avail. P ² O ⁵	C.E.C.	Exchangeable base (m.e./100g)			
		Sand	Silt	Clay							K ⁺	Na ⁺	Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺
1	10	81.4	4.6	13.9	Loamy sand	6.3	1.24	0.06	19	5.76	0.24	0.08	2.02	0.21
2	40	57.1	7.1	35.7	Sandy clay	4.8	4.45	0.22	7	8.31	0.09	0.07	0.21	0.10

으로 훼손된 아고산대 초원지역의 식생복원공법개발을 위한 기초연구를 수행하는 데 그 목적을 두고 있다.

재료 및 방법

1. 조사지 개황

야외 실험지는 지리산국립공원 노고단 삼거리에서 노고단 정상까지 능선부 사이 해발고 1,470m에 위치하며, 1989년 환경부에 의해 자연생태계 보전지역으로 지정되었다. 1988년 성삼재 관통도로가 건설된 후 노고단으로의 접근성이 용이해지면서, 노고단 이용객이 연간 3만명에서 30만명 이상으로 증가한 결과(조재창과 오구균, 1991) 노고단 일대의 아고산대 초원식생이 심하게 훼손되었다.

본 실험대상구역은 1991년 1월부터 자연휴식년제 구간으로 지정되어 이용객의 출입을 금지하고 있으며, 답압에 의한 훼손 이외에도 최근 보수정비를 위한 표토의 교란도 있어 왔다. 1991년 실시한 훼손실태조사에 의하면 노고단 주변 초원의 훼손 면적은 약 17,000m²이었다. 현지 야외실험구의 물리·화학적 토양 특성은 Table 1과 같다.

현지조사(이인숙, 1980)에 의하면 실험지의 연평균 기온은 5.96℃, 온난지수(Warmth Index)는 50.5, 연평균 강수량은 1,800~2,000mm이다. 연중 바람이 많이 불며 특히 봄, 여름에 부는 남동풍은 식물생육을 제한하여 관목지대, 초본과 관목의 혼효림지대 및 초원지대가 나타나고 있다. 본 대상지의 주요식생은 관목류로는 철쭉꽃, 털진달래, 미역줄나무, 노린재나무, 산앵도나무 등이고, 초본류로는 원추리, 산비장이, 일월비비추, 산오이풀, 새류 등이다. 식물명 및 학명은 대한식물도감(이창복, 1979)을 참고하였다.

2. 실험재료

시비처리(Fertilizing treatment)에는 18N-18P-18K 복합비료를 매년 140 g/m²를 시비하였다. 식물도입처리에서 파종실험에 사용한 식물종은 본 실험지 주변에서 자생하는 구상나무, 철쭉꽃, 원추리, 산오이풀, 개쭈부쟁이, 일월비비추, 구절초, 새류 등이었으며, 1991년 가을에 채종하여 노천매장 또는 72시간 동안의 기건처리를 하고 파종 전에는 3일간 수침처리하였다. 실험구 1개당(0.5m²) 이입한 종자수와 발아율 검사 결과는 Table 2와 같은 개쭈부쟁이, 새류, 산오이풀은 혼합하여 2g씩 실험

Table 2. Germination rate of species introduced to experiment

Species	No. of seeds per plot(0.5m ²)	Germination rate(%)
<i>Rhododendron schlippenbachii</i>	20	31.7
<i>Abies holophylla</i>	10	17.9
<i>Hemorocallis fulva</i>	20	85.0
<i>Sanguisorba hakusanensis</i> *	.	25.4
<i>Aster ciliosus</i> *	.	95.5
Grasses*	.	10.0

* *Sanguisorba hakusanensis* + *Aster ciliosus* + Grasses = 2 g

Table 3. Treatment level of 2×2×2 factorial experiment at bareground of the Nogodan in Chirisan National Park

Factor \ Level	1	2
Fertilizing ¹⁾	NPK(18-18-18)	Nil
Introducing plants ²⁾	Seeding	On-site sodding
Mulching treatment ³⁾	Straw mat	Dry grasses

1) NPK(18-18-18): 80 g/m²

2) Seeding: 7종(70립 + 2g) / 0.5 m², On-site sodding: 2400 cm²/m²

3) Straw mat: 250~270 g/m², Dry grasses: 240~300 g/m²

구마다 파종하였다. 발아율 검사는 개숙부쟁이, 새류, 산오이풀, 철쭉꽃은 인큐베이터를 이용한 20일 간의 발아시험을 하였고, 구상나무와 원추리는 Teterazolium test를 통해 발아율을 산정하였다.

야생풀포기심기(On-site sodding)는 실험지 주변에서 10cm×10cm 크기로 야생풀포기를 떼어 사용하였다. 표토피복처리(Surface mulching treatment)에는 토양피복재 중 가장 효과적이고 우수하다고 보고된 피도 70%되는 볏짚거적(우보명, 1975; Dell, 1987)과 현지에서 채집한 억새류를 사용하였다.

3. 실험방법

실험구는 1992년 5월 1일~3일에 설치하였으며, 실험기간은 3년이었다. 실험지는 경사도와 표토보존 상태가 상이한 2개지역을 선정하였다.

제 1실험지는 표토가 완전히 유실된 10% 경사지이고, 제 2실험지는 표토가 잔존하고 있는 40% 경사지이다. 토양이 경화된 제 1실험지는 깊이 15cm 까지 토양을 경운하여 토양 연화처리를 한 뒤, Table 3과 같이 시비처리 2수준, 식물도입처리 2수준, 멀칭처리 2수준, 즉 2×2×2 요인실험을 난괴법, 5반복으로 처리하였다. 그리고 5반복으로 대조구를 설치하였다. 시비(18N-18P-18K)는 매년 80 g/m²를 7월에 실시했으며, 멀칭처리 후 그물로 덮어 U자핀으로 고정하여 바람에 의한 이동을 방지하였다. 파종 후에는 5mm 체로 친 주변의 표토를 1cm 두께로 복토한 후 6 l/m²의 물을 수 회로 나누어 관수하였다.

3년간(1992~1994) 매년 10월 중순에 공시종과 기타 출현종의 개체수를 조사하였고, 10cm×10cm 크기로 제조한 격자틀을 사용하여 단위 실험구의 식

생 피복도를 측정된 뒤 SPSS PC+를 사용하여 통계분석을 실시하였다.

결과 및 고찰

1. 다변량 유의성 검정

경사도와 토양조건이 상이한 2개의 실험지에서 3년 동안 실험구 전체의 출현 개체수, 종수 및 피도의 종속성장변량에 대하여 시비, 식물도입 및 멀칭처리 효과를 다변량분산 분석한 결과는 Table 4와 같다. 표토가 유실되어 토양이 척박하고 경사도가 10%인 실험지에서는 파종에 사용한 공시종 중 구상나무와 철쭉꽃은 발아하지 않았다. 실험구에 출현한 종들 중 비옥한 토양에서 생육하는 원추리는 당년 발아후 겨울에 대부분 얼어죽거나 생장이 미미하였으며, 일월비비추는 2년차와 3년차에 식생도입처리 수준간에 통계적인 유의성이 인정되었고, 산오이풀은 시비 및 식생도입처리 수준간에서 통계적인 유의성이 인정되었다. 훼손지에 선구수종으로 주로 분포하는 개숙부쟁이는 시비 및 파종처리 수준간에 고도의 유의성이 인정되었다. 전체적으로 출현 종수는 2년차 및 3년차 식생도입처리 수준간에 고도의 유의성이 인정되었으며, 식생피복도는 1년차에서는 식생도입처리 수준간에서 유의성이, 2년차 및 3년차에서는 시비처리 수준간에 고도의 유의성이 인정되었다.

한편, 표토가 잔존하고 경사도가 40%인 실험지에는 대체적으로 2년차에 2개처리요인간 교호작용 효과의 유의성을 나타냈으며 공시종 중 구상나무와 철쭉꽃은 발아하지 않았다. 실험구에 출현한 식물 중 비옥한 토양에서 생육하는 원추리는 1, 2년차에 식생도입처리 수준간에 유의성을 나타냈고, 구절초

Table 4. Multivariate analysis of variance for $2 \times 2 \times 2$ factorial experiment during 3 years at ten and forty percent sloped bareground of the Nogodan in Chirisan National Park
(***: $P < .001$, **: $P < .01$, *: $P < .05$, - : nonsignificant)

Slope Species	Year																	
	1st Year			2nd Year			3rd Year											
	A	B	C	A	B	C	A	B	C									
10% <i>Aster ciliosus</i>	-	***	*	-	-	**	-	***	*	-	-	-	***	***	-	***	-	-
<i>Hosta capitata</i>	-	**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	***	-	-
<i>Sanguisorba hakusanensis</i>	-	*	-	-	-	-	***	***	*	***	***	-	-	-	-	**	***	-
<i>Hemerocallis fulva</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chrysanthemum zawadskii</i> var. <i>latioblobum</i>	****	-	*	-	-	-	***	-	*	-	-	-	-	-	-	-	*	-
Total (Individual)	-	***	-	-	-	*	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-
" (Species)	-	-	-	-	-	*	-	***	-	-	*	-	-	-	-	**	-	-
" (Coverage)	-	***	-	-	-	-	***	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	*
40% <i>Aster ciliosus</i>	-	-	-	-	-	-	**	***	-	**	-	-	-	-	-	-	-	**
<i>Hosta capitata</i>	-	*	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sanguisorba hakusanensis</i>	-	-	-	-	-	-	**	-	-	-	-	***	-	-	-	-	-	-
<i>Hemerocallis fulva</i>	-	*	-	-	-	-	-	***	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-
<i>Chrysanthemum zawadskii</i> var. <i>latioblobum</i>	-	*	-	-	-	*	**	-	-	**	-	-	-	-	-	**	-	-
Total (Individual)	*	-	-	-	-	-	-	-	**	***	*	**	-	-	**	-	-	-
" (Species)	*	-	-	-	-	-	*	*	**	**	-	**	-	-	-	-	-	*
" (Coverage)	*	-	-	-	-	-	***	-	-	*	-	*	***	*	-	*	-	**

A: Fertilizing, B: Introducing plants, C: Mulching treatment

Table 5. Fertilizing effect on mean No. of survived individual and restoration of vegetation during three years at ten and forty percent sloped bareground
 (***: $P < .001$, **: $P < .01$, *: $P < .05$, -: nonsignificant)

Species	Slope		10%						40%					
	Year	level	1		2		3		1		2		3	
			1	2	1	2	1	2	1	2	1	2		
<i>Aster cilius</i>			0.8	0.7	14.4	14.9	3.8***	11.8***	0.9	1.0	14.7**	29.0**	2.8*	9.8*
<i>Hosta capitata</i>			0.6	1.1	1.3	1.8	0.5	1.6	0.3	0.2	1.1	0.5	0.2	0.4
<i>Sanguisorba hakusanensis</i>			0.7	0.8	1.3***	6.6***	0.3**	2.9**	0.9	0.9	1.5**	4.8**	1.1	1.4
<i>Hemerocallis fulva</i>			2.0	0.8	1.2	1.9	0.4	0.1	0.7	0.5	1.6	2.1	0.2	1.0
<i>Chrysanthemum zawadskii</i> var. <i>latiolum</i>			3.9*	1.1*	7.9	3.4	5.9	2.9	0.7	0.8	4.0**	12.8**	1.5**	4.9**
Total	No. of individuals		19.7	18.0	62.6	59.0	25.7*	37.9*	-	-	50.1**	70.8**	12.0**	24.2**
	No. of species		6.9	6.3	6.9	7.1	6.4	5.7	5.6	6.5	6.6	7.4	4.2	4.8
	Coverage(%)		9.2	5.1	41.7***	9.2***	67.1***	32.1***	18.6	14.4	47.0***	15.4***	51.6***	26.4***

Level 1: Fertilizing, Level 2: Nil

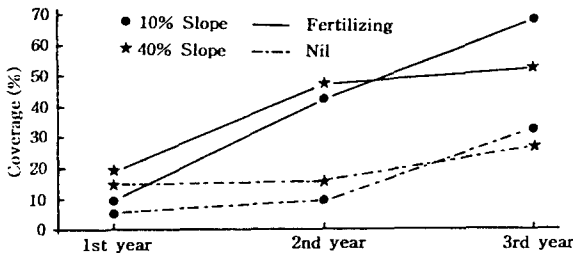


Figure 2. Fertilizing effects on plant coverage for three years at ten and forty percent sloped bareground

는 1년차에 식생도입처리 수준간에서, 2, 3년차에는 시비처리 수준간에서 유의성을 나타냈다. 고산지대 척박지에서 선구수종으로 추정되는 개쭈부쟁이는 2, 3년차에 시비 및 식생도입처리 수준간에서 고도의 유의한 차이를 나타냈다. 전체적으로 개체수는 시비처리 수준간에서, 종수는 식생도입 및 멀칭처리 수준간에서 유의한 차이를 나타냈고, 식생피복도는 시비 및 식생도입처리 수준간에서 고도의 유의한 차이를 나타냈다.

토양양료와 경사도가 다른 2개 실험지를 비교할 때, 토양이 척박한 완경사지에서 식생피복도는 시비

처리 수준간에서, 종수는 식생도입처리 수준간에서 유의한 차이를 나타냈다. 토양이 비옥한 급경사지에서 개체수는 시비처리 수준간에서, 종수는 식생도입처리 수준간에서, 식생피복도는 시비 및 식생도입처리 수준간에서 유의성이 인정되었다.

2. 시비에 의한 식생복원효과

시비처리가 활착한 각 종의 개체수와 전체적인 식생복원에 미치는 영향은 Table 5에 나타나 있다.

개쭈부쟁이는 10% 경사지에서 3년차에, 40% 경사지에서는 2년차, 3년차에 시비처리 수준간에 고도의 유의성을 나타냈고, 산오이풀은 10% 경사지에서 2년차와 3년차에, 40% 경사지에서는 2년차에 시비처리 수준간에 높은 유의성을 보였다. 구절초는 10% 경사지에서 1년차에만 유의성을 보였고 40% 경사지에서는 2년차와 3년차에 시비처리 수준간에 높은 유의성을 보였다. 시비처리 수준간에 출현종수는 유의한 차이가 없었다.

시비처리가 개체수 변동에 미치는 효과에서는 10% 경사지에서는 3년차에, 40% 경사지에서는 2, 3년차에 5% 이상의 수준에서 유의성이 인정되었으며, 시비처리구보다 무시비처리구에서 개체수가 많았다. 그러나 무시비처리구는 개체수가 많다고 하던

Table 6. Mulching effect on revegetation during three years at ten and forty percent sloped bareground
(*** : P < .001, ** : P < .01, * : P < .05, - : nonsignificant)

Slope	10%						40%					
	1		2		3		1		2		3	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
No. of individual	20.5	17.0	52.5	69.2	34.2	29.3	-	-	56.3	64.6	16.5	19.7
No. of species	7.0	6.2	6.6	7.3	6.1	6.0	5.8	6.3	6.3*	7.7*	4.4	4.7
Coverage(%)	6.4	8.0	27.6	23.3	44.2	55.2	16.1	16.9	38.3*	24.1*	41.7	36.2

Level 1: Seeding, Level 2: On-site sodding

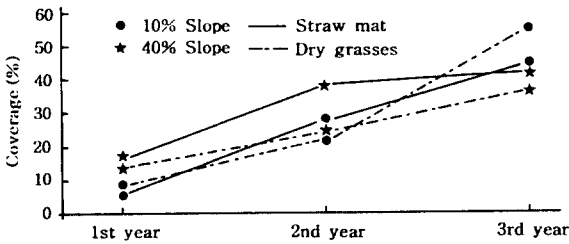


Figure 3. Mulching effects on plant coverage for three years at ten and forty percent sloped bareground

라고 매우 척박한 상태이고 생육이 불량한 반면, 시비처리구의 식생피복도는 무시비처리구보다 더 높았으며 생육 상태가 좋아 큰 개체를 형성하므로 개체수는 오히려 적어진 것이다.

2, 3년차에는 식생피복도가 실험지의 조건에 관계없이 시비처리 수준간에 고도의 유의성이 인정되었다.

표토가 유실된 환경사지에서 시비처리 효과가 크게 나타났다. Figure 2에서 나타난 것처럼 3년 동안 시비처리에 의한 식생피복도 변화를 살펴 보면, 무시비처리구의 피복도는 1, 2년차에 10% 경사지보다 40% 경사지에서 높았으며, 식생피복도에 미치는 시비효과는 척박한 환경사지에서 피복도가 커짐에 따라 높게 나타났다.

3. 멀칭재료에 의한 식생복원효과

Table 6에서 보듯이 척박한 10% 경사지에서 식생복원에 대한 멀칭처리 수준간에는 유의성이 없었다. 표토가 잔존하는 40% 경사지에서는 2년차에 종

수와 피복도는 처리수준간 유의성이 있었으며 종수는 야생건초시험에서 많게, 피복도는 벗짚거처리구에서 높게 나타났다. 그러나 Figure 3에서 보듯이 시비 및 식생도입처리에 비하여 야생건초와 벗짚에 의한 멀칭처리 수준간에는 대체적으로 유의한 차이가 적었다.

4. 식생도입에 의한 식생복원효과

식생도입처리 수준간 각 종의 출현 개체수와 전체적인 개체수, 종수, 식생피복도 변동에 미치는 효과는 Table 7과 같다. 10% 경사지에서는 원추리를 제외한 개쑥부쟁이, 일월비비추, 산오이풀, 구절초 모두가 1, 2, 3년차에 출현 개체수에서 식생도입처리 수준간 유의한 차이를 나타냈으며 특히 개쑥부쟁이는 3년동안 처리수준간에 고도의 유의성을 나타냈다. 40% 경사지에서는 개쑥부쟁이는 2년차에서 고도의 유의성을, 3년차에서 높은 유의성을 보였고 일월비비추는 1, 2년차에 수준간에 유의성을 나타냈다. 원추리는 1년차에 처리수준간에 유의성을, 2년차에 고도의 유의성을 보였으며, 구절초는 1년차에만 처리수준간에 유의성을 보였다. 산오이풀은 10% 경사지와는 달리 40% 경사지에서 수준간 유의성이 없었다.

파종처리는 출현 개체수에서 야생포기심기보다 높은 값을 보이지만 척박한 상태의 생육을 나타냈다. 야생포기심기는 개체수는 적지만 식생피복에는 더 효과적이었다. 시비효과에 대한 결과와 마찬가지로 출현 개체수는 복원의 효율성을 판단하는데 유의미한 지표가 될 수 없고 식생피복도를 함께 고려하는 것이 필요하다.

전체적으로 보면, 부지조건에 관계없이 식생도입처리 수준간 활착개체수는 차이가 적었고 유의성도

Table 7. Introducing plants effect on mean No. of survived individual and restoration of vegetation during three years at ten and forty percent sloped bareground
 (***: $P < .001$, **: $P < .01$ *: $P < .05$, - : nonsignificant)

Slope	10%						40%						
	Year		1		2		1		2		3		
	Level	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2		
<i>Aster ciliosus</i>		1.0***	0.5***	26.7***	2.5***	14.7***	0.8***	1.0	0.9	34.1***	9.5***	11.5***	1.1**
<i>Hosta capitata</i>		0**	1.7**	0**	3.1**	0***	2.1***	0.1*	0.4*	0.2*	1.4*	0.1	0.5
<i>Sanguisorba hakuasanensis</i>		1.0*	0.5*	6.9***	0.9***	3.2***	0.1***	0.9	0.8	3.7	2.6	0.8	1.7
<i>Hemerocallis fulva</i>		1.8	1.1	2.1	1.0	0.3	0.1	1.0*	0.2*	3.1***	0.5***	1.1	0.1
<i>Chrysanthemum zawadskii</i> var. <i>latilobum</i>		0.2***	4.8***	0.7***	10.6***	1.0*	7.8*	0.6*	0.9*	5.9	10.9	2.0	4.4
Total No. of individual		5.7***	31.95**	52.9	68.7	36.5	27.0	-	-	62.3	58.6	19.9	16.3
No. of species		5.0	8.2	5.2***	8.7***	5.1***	7.1***	5.5*	6.7*	6.3*	7.7*	4.0*	5.1*
Coverage(%)		5.1***	9.3***	24.2	26.8	47.7	51.7	12.9*	20.1*	25.1	37.3	29.3***	48.7***

Level 1: Straw mat mulching, Level 2: Wild grass mulching

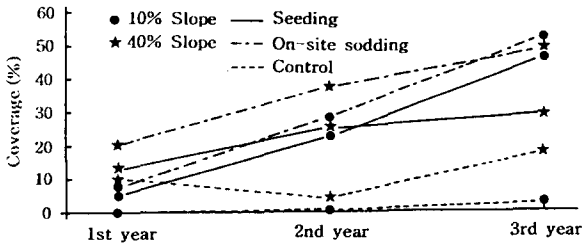


Figure 4. Introducing plants effects on plants coverage for three years at ten and forty sloped bareground

없었으나 파종처리가 야생풀포기처리보다 약간 많았다. 식생도입처리 수준간 출현 종수는 양 실험지 모두에서 2, 3년차에 처리수준간 유의성이 있었으며 야생풀포기심기가 파종보다 우수한 효과를 나타냈고, 40% 경사지보다 10% 경사지에서 출현종수가 더 많았다. 야생풀포기심기는 10cm×10cm 야생풀포기에 다른 종자들이 많이 섞인 채 식재되므로 출현 종수가 높게 나타나는 것으로 판단된다. 식생도입처리 수준간 피복도는 10% 경사지에서는 1년차에, 40% 경사지는 1, 3년차에 수준간 유의성이 있었으며, Figure 4에서 보듯이 야생풀포기심기가 파종보다 우수한 효과를 나타냈다.

5. 고찰

복원사업은 극복해야 할 교란의 심각성과 복원대상지역의 특성에 따라 적절한 방법을 선택하여야 한다(Aber, 1987; Bradshaw, 1991). 특히 국립공원 구역 안의 훼손된 아고산 초원지대의 식생녹화계획은 자생식생을 복원하는데 그 목표를 설정하고 아고산대의 특이한 환경조건에 맞는 공법을 개발하는 것이 중요하다. 이러한 고산지역에서는 수분결핍과 강풍, 낮은 유기물 등에 대한 표토환경개선이 우선적으로 고려되어야 한다(Stevens, 1979). 한국의 국립공원에서 희귀하게 분포하고 있는 아고산 초원지대에 대한 사회적 관심이 커지면서 훼손된 아고산 초원지대의 복원사업이 시행되고 있으나 국립공원지역의 식생복원 목표가 설정되어 있지 않고, 아고산대 자생식물과 특수한 기상조건에서의 녹화공법에 대한 기초연구가 매우 부족하여 아고산대 초원지대의 식생복원공사가 실패하고 있다.

본 연구에서는 훼손된 아고산대 초원지대의 자생식생복원을 목표로 하는 식생복구공법개발의 기초연구의 일환으로 시비효과, 자생식물도입효과, 지표피복재료 효과를 현지에서 실험하였다. 표토가 유실된 척박한 훼손지와 비옥한 표토가 잔존하고 있는 훼손지에서의 식생활착에 대한 시비효과는 척박한 훼손지에서 보다 효과적으로 나타났다. 따라서, 표토가

유실된 훼손지의 자생식물 복원사업에서는 주변의 토양양료수준으로 개량된 토양을 충분히 공급하는 것이 필요하고, 현지 여건상 토양개량이 어려울 경우 식생활착이 완료될 때까지 지속적인 시비관리가 필요하다고 생각된다.

훼손된 아고산대 초원지대에 식물을 도입하는 경우, 파종방법과 대상지 주위에서 야생풀포기를 때어 심는 방법을 비교한 결과, 출현종수나 피복도는 야생풀포기심기가 파종보다 우수하였다. 그러나 본 실험에서는 실험지 주위의 자생종에 대한 개체생태(Autecology)에 대한 기초연구없이 이루어졌기 때문에 파종에 사용한 종의 선발, 파종전 처리, 파종후 실험구 관리 등의 문제점에 의하여 파종효과가 낮았을 가능성이 많다. 실제 본 실험에서 파종한 종자 중 목본류인 구상나무와 철쭉꽃은 발아하지 않았으며, 유기물이 많고 토양수분이 많은 곳에서 생육하고 있는 원추리와 유기물이 풍부한 곳에서 생육하고 있는 일월비비추, 산오이풀, 구절초 등은 척박지에서 생장이 매우 불량하였다. 그러나 등산로 주변의 훼손된 곳에서 자생하는 개쭈부쟁이는 척박지에서 발아율이 우수하였고 활착 및 생장은 매우 우수하였다.

따라서 앞으로 한국 국립공원의 아고산대 초원지대를 보전하기 위해서는 자생종에 대한 개체생태학적 연구와 함께 적절한 도입종의 선정과 다양한 방법의 파종공법에 관한 연구가 필요하다고 생각된다. 아고산대 초원지대의 자생종에 대한 기초연구가 부족한 조건에서 불가피하게 시행하는 식생복원사업의 경우, 대상지 주위의 야생풀포기를 때어 심는 것이 파종공법보다 효과적이라 생각된다. 야생풀포기심을 할 경우 조기에 식생활착 및 생육을 촉진시키기 위해서는 토양양료개량을 함께 실시하는 것이 필요하다.

한편, 훼손된 아고산대 초원의 멀칭 재료에 있어서 벗짚거적과 현지에서 채집한 야생건초 사이에는 유의한 차이가 없었다. 현지에서 시업이 용이한 벗짚거적에 비하여 현지에서 종자결실기에 채집한 야생건초는 시업이 불편한 점은 있으나, 현지 토양에 부착력이 우수하고 야생초본 종자를 보유하는 장점이 있어 훼손지의 종다양성을 증가시키는 효과가 우수하다. 본 실험에서 멀칭재료 간 차이가 없는 것은 현지 사정으로 적기에 다양한 야생건초를 수집, 보관하지 못하고 억새류만 사용했기 때문이라고 판단된다. 따라서 조기에 훼손된 아고산대 자생식물의 복원을 위해서는 현지 야생건초를 피복재료로 사용하는 연구가 필요하다고 생각한다.

인용문헌

- 권태호, 오구균, 권순덕(1991) 지리산국립공원의 등산로 및 야영장 주변 환경훼손에 대한 이용 영향. *응용생태연구* 5(1): 91-103.
- 권태호, 오구균, 이준우(1993) 소백산국립공원 등산로의 환경훼손에 대한 이용영향. *응용생태연구* 6(2): 168-179.
- 오구균(1991) 답압으로 훼손된 임간나지의 임상식생 복원에 관한 연구-관악산을 중심으로-. 서울대학교 박사학위논문, 86쪽.
- 오구균, 허순호(1992) 한라산국립공원의 등산로와 주변의 환경훼손. *응용생태연구* 6(1): 55-71.
- 이경재, 조우, 조현서(1992) 한라산 아고산지대 식물 군집구조 및 식생훼손. *응용생태연구* 6(1): 44-54.
- 우보명(1975) 벗짚거적덮기공법의 사방효과에 관한 연구(Ⅲ)-거적 밀도의 영향 및 공법의 실용성-. *한국 임학회지* 27: 5-14.
- 이인숙(1980) 남한의 삼림생태계에 있어서의 낙엽의 분해모델. 이화여대 박사학위논문, 29쪽.
- 이창복(1979) 대한식물도감. 향문사, 990쪽
- 조재창, 오구균(1991) 지리산국립공원의 이용형태 및 인식에 관한 연구. *응용생태연구* 5(1): 104-113.
- Aber, J.D.(1987) Restored forests and the identification of critical factors in species-site interactions. *Restoration Ecology-a synthetic approach to ecological research*-. Cambridge University Press. New York. pp. 241-250.
- Bradshaw A.D.(1991) Alternative endpoints for reclamation In: John Cairns, Jr(ed.), *Rehabilitating damaged ecosystems*, Vol. II: Crc Press, Florida. pp. 70-85.
- Brown, R.W., R.S. Johnston, and D.A. Johnson (1978) Rehabilitation of alpine tundra disturbance. *J. Soil and Water Conserv.* Jul./Aug.: 154-160.
- Dell, T.L.(1987) Tree and shrub seeding. *Landscape Design* 168: 53-54
- Stevens, D.R.(1979) Problems of revegetation of alpine tundra. In *Proc. Conf. Sci. Res. in Nat'l Parks*, pp. 241-245.
- Woodward, A. and J. Rugh(1993) Subalpine meadows : a promising indicator of global climate change. *Park Science* 13(2). National Park Service U.S.. Department of the Interior. pp.10-12.