

〈종설〉

산불 피해 산림의 식생 발달과 토양 보존을 위한 사면 처리 효과

김창기\* · 정연숙 · 주광영<sup>1</sup> · 이규송<sup>2</sup>

강원대학교 자연과학대학 생물학과, <sup>1</sup>양구생태식물원, <sup>2</sup>강릉대학교 자연과학대학 생물학과

Effects of Hillslope Treatments for Vegetation Development and Soil Conservation in Burned Forests

Kim, Chang-Gi\*, Yeonsook Choung, Kwang Yeong Joo<sup>1</sup> and Kyu Song Lee<sup>2</sup>

Department of Biology, Kangwon National University, Chuncheon 200-701, Korea

<sup>1</sup>Yanggu Botanical Garden, Yanggu 255-806, Korea

<sup>2</sup>Department of Biology, Kangnung National University, Gangneung 210-702, Korea

**ABSTRACT:** Clear-cut followed by tree planting has been a conventional management practice in burned forests in Korea. Because this can considerably increase soil loss, hillslope treatments may be needed in order to improve soil stability at poorly regenerating areas. This paper reviews the effects of hillslope treatments, such as seeding, mulching and log erosion barriers, which have been applied to restore vegetation and conserve soil in burned forests in North America and Europe. Seeding has been the most common method for postfire restoration. However, the effects of seeding on vegetation cover and soil erosion are not clear and seeding with non-native species has been reported to inhibit regeneration of native vegetation. Mulching has been found to be effective at reducing soil erosion. However, this also can introduce non-native plant species and inhibit native plant regeneration. Although studies on the effect of log erosion barriers are very few, it appears that log erosion barriers are effective in the period of little rainfall. Hillslope treatments for postfire restoration is not necessary for naturally regenerating areas and therefore, they should be restricted to the areas where regeneration potential is low and runoff and soil loss is considerable. Long-term monitoring is needed to assess the effectiveness of hillslope treatments on soil erosion, the introduction of non-native plant species and the inhibition of natural plant regeneration.

**Key words:** Hillslope treatment, Log erosion barriers, Mulching, Seeding, Soil erosion, Wildfire

서론

산불은 식생을 제거함으로써 산림의 생물량 감소와 야생 동물 서식지의 파괴뿐만 아니라 강우 및 토사 유출의 급격한 증가 등의 이차적인 피해를 유발한다. 식생과 낙엽층 그리고 유기물 층의 제거에 따라 토양 피복도가 감소하면 무기 토양층이 빗방울로부터 직접적인 타격을 받고, 유출 강우 및 토사의 이동 속도가 빨라짐에 따라 강우 및 토사 유출은 증가한다(Kruse et al. 2004). 그 밖에도 불투수층(water-repellent layer)의 형성과 유기물의 연소에 따른 토양의 물리적인 구조의 붕괴는 수분의 토양침투를 저해하여 강우 및 토사 유출을 증가시키는 또다른 원인이 된다(Neary et al. 1999, DeBano 2000).

토양 침식의 증가는 질소와 인과 같은 무기 영양소와 유기탄소의 소실, 식물 가용성 수분과 수분 보유력의 감소, 구곡 형

성에 따른 식물 생육 공간의 소실, 강우 유출 증가나 토사 침적에 따른 종자나 유식물의 피해 등을 가져와 식물의 생산성과 다양성에 영향을 줄 수 있다(Lal 1998, Pimentel and Kounang 1998). 또한 강우 유출에 의해 상대적으로 입자의 크기가 작은 토양과 유기물이 보다 더 쉽게 유출되므로, 염기성 양이온의 대부분이 이들과 같이 소실되어 토양의 비옥도는 크게 감소한다(Schwab et al. 1971). 포르투갈의 *Pinus pinaster* 숲에서 토사 유출로 인한 질소와 인의 소실량이 산불 미발생지에 비해 산불 피해지에서 각각 600배와 2000배 가량 많다는 보고가 있었고(Thomas et al. 1999), 스페인에서는 산불 전에 비해 산불 후에 용존유기탄소 소실량이 3배 증가하는 것이 관찰되었다(Pardini et al. 2004). 국내에서도 정 등(2004)이 2000년 동해안 산불이 발생한 유역에서 산불이 발생하지 않은 유역보다 부유 물질 농도는 13배, 전질소와 총인 농도는 각각 3.4배와 4배 높음을 보고했다.

\* Corresponding author; Phone: +82-42-879-8673, e-mail: cgkim@kribb.re.kr

\* Present address; Bio-Evaluation Center, Korea Research Institute of Bioscience and Biotechnology, Daejeon 305-333, Korea

우리나라의 경우, 특히 매우 건조한 초봄인 2-4월에 산불의 76%가 발생하므로, 6월 말부터 장마기가 시작되면, 강우 및 토사 유출은 급격히 증가하여 산사태 및 하천의 범람 등의 피해를 일으킬 수 있으므로, 산불 피해지에서 피해 직후 토양의 안정성을 향상시키는 것이 중요하다(Choung et al. 2004). 식생의 자연 복원력이 높은 지역에서는 토양 안정성 증진을 위한 사면 처리가 불필요하거나 오히려 부정적인 효과를 낼 수 있지만, 자연 복원력이 낮은 지역에서는 강우 및 토사 유출을 감소시킬 수 있다.

주로 북미와 유럽 지역에서는 산불 피해 산림 사면의 강우 및 토사 유출을 감소시키기 위하여 씨뿌리기(seeding), 멀칭(mulching)과 통나무 경사막이(log erosion barrier 또는 contour felled log) 등이 주로 처리되고 있다(Robichaud et al. 2000). 이러한 토양 안정화 방안에 관해 여러 연구가 보고되어 있지만, 통계 분석 결과가 뒷받침하는 정량적인 데이터를 제시하는 연구는 그리 많지 않다. 산불 피해지에서 이루어지는 이와 같은 연구는 우선 많은 인력과 비용, 시간을 요구하는 것임으로 수행하기 어려우며(Robichaud et al. 2000), 미소 지형에 따른 강우 및 토사 유출량의 큰 편차를 극복하여 통계적인 유의성을 검증할 수 있을 만큼의 충분한 반복을 갖추기 어렵기 때문이다. Barro와 Conrad (1987)는 미국 chaparral 생태계의 산불 피해지에서 수행된 씨뿌리기 처리에 대한 연구들을 고찰하면서 처리에 반복이 없거나, 대조구가 설정되지 않았거나, 토양 침식이 정량적으로 측정되지 않은 등 여러 문제점이 발견되었다.

국내에서도 산불 피해 산림의 토양 보존 방법과 관련한 연구와 정량적인 평가가 매우 부족하다. 이 등(2004)은 동해안 산불 피해지의 사면에 설치한 시험구에서 일반조림, 종자뿌어 붙이기, 전면 파종, 선베베기, 불탄나무 편책공 등의 사면처리가 토사 유출에 미치는 효과를 평가하였지만, 반복 없이 각 처리당 하나의 시험구로만 수행된 시험이라 통계적 유의성을 판단할 수 없다. 정 등(2005)은 식생 회복이 느린 산불 피해지에서 우드 칩 처리, 씨뿌리기, 통나무 경사막이 등의 효과를 평가하였는데, 우드 칩 처리가 토사 유출을 감소시키고, 씨뿌리기와 통나무 경사막이의 효과는 크지 않음을 밝혔으나 시험 구간의 변이는 상당히 컸다.

본 종설의 목적은 산불 피해 산림의 식생 발달과 토양 보존을 위해 수행되고 있는 대표적인 사면 처리, 즉 씨뿌리기, 멀칭과 통나무 경사막이 등의 목적과 적용방법을 소개하며, 그 효과에 대하여 고찰하는 것이다.

## 산불 피해 산림의 사면처리

### 씨뿌리기

#### 1. 씨뿌리기의 목적과 방법

넓은 면적의 산불 피해지에 일년생 초본 식물의 종자를 살포하는 것은 파괴된 식생과 토양 안정성의 회복을 위해 많이 사

용되고 있는 방법이다(Beyers 2004). 씨뿌리기는 식생의 빠른 회복을 통한 (1) 토양 침식의 감소, (2) 야생 동물의 먹이 공급, (3) 방목가축의 먹이 공급(방목지의 경우) 등의 목적으로 수행되고 있다. 씨뿌리기는 산불 피해지 외에도 고속도로나 임도 등 도로의 절개지와 폐광지 등 훼손된 사면의 안정화를 위해 적용되어 왔다(Tyser et al. 1998, Paschke et al. 2000). 지상 살포와 항공 살포가 가능하며, 경사가 낮은 지역에는 썰레를 매단 산악 오토바이(all terrain vehicle)를 이용하고, 경사가 높은 지역에는 갈퀴를 이용하여 토양에 형성된 불투수층을 부순 뒤 씨뿌리기를 하기도 하는데 그 효과에 대해서는 아직 평가된 바 없다(Robichaud et al. 2003).

Goldman 등 (1986)은 씨뿌리기에 효과적인 식물 선택의 기준을 토양의 완전한 보호, 빠른 발아와 성장, 용이한 구입과 처리, 지역 환경에의 적응, 저렴한 종자 가격과 유지 비용, 건조에 대한 내성 등으로 제시하였다. 미국에서는 1920년대부터 산불 피해지에 씨뿌리기를 해 왔는데, 초기에는 산불 피해지 주변에서 수집한 관목종의 종자를 이용했다(Barro and Conrad 1987). 그러나 이러한 관목종의 활착율은 높았으나, 정착 속도가 느려 씨뿌리기의 효과가 신속하게 나타나지 않았으므로, 외래종인 *Brassica nigra*와 *Brassica alba* 등을 사용하기 시작하였으며, 여러 식물을 대상으로 한 실험의 결과로 1940년대부터는 일년생 벼과 식물인 쥐보리(*Lolium multiflorum*)를 주로 선택하였다. 쥐보리는 발아속도가 빠르고, 섬유성 뿌리로 토양을 빨리 안정화시킬 수 있으며, 분얼력(tillering capacity)이 높은 장점을 가지고 있고, 20 kg/ha 이상의 비율로 처리해야 효과적으로 토양침식을 감소시킬 수 있다고 보고되었다(Papanastasis and Biswell 1975).

최근에는 산지에서 지속성이 없는 보리, 귀리, 밀과 같은 일년생 작물의 종자를 처리하기도 한다. 다년생 초본은 일년생 초본에 비해 성장속도가 느리고, 보다 많은 수분을 요구하는 단점이 있다(Goldman et al. 1986). 이 밖에도 산불로 인해 방출된 질소가 침식에 의해 소실되는 것을 보충하기 위하여 콩과식물을 섞어 여러 종의 혼합 종자를 사용하기도 한다(Robichaud et al. 2000). 주로 사용되는 콩과식물로는 붉은토끼풀, 서양별노랑이, *Trifolium hirtum*과 *Lotus tenuis* 등이 있다(Goldman et al. 1986). 국내의 산지 사방에 주로 사용되는 초본류에는 새, 김의털, 비수리, 매듭풀, 차풀 등의 자생 식물종과, 큰개기장, 호밀풀, 능수참새그렁, 쥐보리, 큰김의털, 흰겨이삭, 큰참새피 등의 외래식물종이 있다(산림청 1998).

Paschke 등(2000)은 도로 절개지에 다년생 초본, 관목, 교목종 식물의 종자를 살포하였는데, 다년생 초본의 정착이 가장 뚜렷함을 확인하였으며, 다년생 목본 종의 정착이 어려운 이유를 이들 식물과 공생하는 균(균근균, *Frankia* 등)의 부재로 설명하였다. 산불 피해지에서도 산불과 이후 증가하는 토양 침식으로 인한 공생균의 점종원 포텐셜의 감소(Amaranthus and Trappe 1993)와 균 연결망의 파괴로 이들과 공생하는 식물의 재생이 영향을 받을 수도 있다.

## 2. 씨뿌리기의 효과

씨뿌리기의 효과는 우선 산불 피해지의 식생 피도의 증가 여부, 자생 식생과 조립 수종 유식물의 정착에 대한 영향 및 토사 유출의 감소 여부에 관해 평가되어 왔다(Table 1). 이때 식생의 피도가 60% 이상이 되면 토양 침식의 위험이 거의 없다고 알려져 있다(Robichaud et al. 2000). 씨뿌리기의 효과를 평가한 연구는 주로 산불 피해 후 씨앗을 항공 살포하거나 지상 살포한 지역에서 수행되었다(Table 1).

씨뿌리기에 의한 식생 피도의 증가는 여러 연구에서 보고되었다. Anderson과 Brooks (1975)는 미국의 *Pinus ponderosa*와 *Pseudotsuga menziesii* 혼합림에서 산불 후 토양 침식의 감소를 위하여 일년생 초본, 콩과식물, 교목의 종자를 혼합하여 11.2 kg/ha 비율로 처리하였을 때 식생피도가 대조구보다 처리구에서 매우 높음을 밝혔으나, 통계 분석은 이루어지지 않았다. 반면 Tasky 등 (1989)과 Keeley (2004)는 각각 쥐보리와 밀을 처리한 지역에서 식생 피도가 유의하게 증가함을 밝혔다. Fernández-Abascal 등(2003)은 스페인의 *Erica australis*와 *Erica umbellata* 산불 피해지에 설치한 4 m<sup>2</sup> 면적의 방형구에 씨뿌리기 처리를 하였을 때 식생피도가 통계적으로 유의하게 증가함을 보고하였다. 왕김의털, 서양벌노랑이와 *Agrostis capillaris*를 처리한 지역에서 식생 피도가 처리하지 않은 지역에 비해 처리 후 1~7개월 동안 유의하게 높았다. 저자들은 또한 처리한 세 식물 중 중 초기에 빨리 성장하여 토양을 보호하고, 이듬해에는 급격히 감소하는 왕김의털을 씨뿌리기에 가장 적절한 식물로 제안하였다.

이와 반면, 씨뿌리기를 한 지역에서 식생 피도의 증가를 관찰하지 못한 경우도 있다. 미국의 *Abies grandis* 숲에서 산불 피해 후 밀, 개밀, 토끼풀의 종자를 혼합한 뒤 47.2 kg/ha의 비율로 처리하였을 때 대조구와 처리구에서 통계적으로 유의한 전체 식생 피도의 차이가 없었다(Schoennagel and Waller 1999). Roby (1989) 역시 씨뿌리기에 의한 식생 피도의 차이를 발견하지 못하였다. 씨뿌리기에 의한 식생피도의 감소도 관찰되었는데, Ratzlaff와 Anderson (1995)은 파종기로 종자를 줄뿌림한 지 1년과 2년 후 모두 대조구에 비해 처리구에서 식생피도가 적게 유지됨을 보고하였다. 저자들은 그 이유를 씨뿌리기 후 건조한 조건이 계속되어, 처리한 종자가 잘 정착하지 못하였으므로, 씨뿌리기의 효과는 나타나지 않은 대신 파종기를 사용함으로 인해 빗어진 토양의 교란 효과만 나타난 것으로 설명하였다.

씨뿌리기는 산불 피해 산림에서 자생종의 자연 재생을 지연시키는 것으로 보고되고 있다(Table 1). 미국의 *P. ponderosa*와 *P. menziesii* 혼합림에서 산불 후 살포한 일년생 초본에 의하여 일부 자생 관목종의 재생이 저해되었으며(Anderson and Brooks 1975), 역시 *P. ponderosa* 숲에서 산불 후 처리한 밀이 크게 우점함으로써 종 풍부도가 감소되고 자생종의 자연 재생 역시 크게 감소하였다(Keeley 2004). 또한 미국의 *Adenostoma fasciculatum* 산불 피해지에서 보리를 처리하였을 때 처리하지 않은 지역에 비해 자생종의 피도가 감소하였다(Corbett and Green 1965). 특히 쥐보리나 밀과 같은 식물종의 종자 살포는 *P. ponderosa* 산

불 피해지의 자연 재생에 부정적인 영향을 줄 수 있다(Barclay et al. 2004, Keeley 2004). Schoennagel과 Waller (1999)는 *A. grandis* 숲에서 산불 피해 후 씨뿌리기를 하였을 때 자생종의 피도와 빈도가 낮아짐을 밝혔다. 국내에서도 2000년 동해안 산불 피해지에서 사면 정리를 한 다음 줄때 이식을 한 녹화 사방지에서도 자연 복원지에 비해 귀화 식물 종수의 백분율 및 중요치 백분율이 크게 증가함이 관찰된 바 있다(이 2003). 따라서 Keeler-Wolf(1995)는 산불로 인해 자생 식물종의 매토 종자가 거의 소실된 경우에만 종자처리를 하는 것이 바람직하며, 이때 사용할 종자도 산불 전 생태계의 구성 요소를 반영할 수 있는 종들만 선택하여 처리해야 한다고 제안하였다.

상기한 연구들에서는 씨뿌리기 처리를 한 산불 피해지에서 *P. ponderosa* 또는 *A. grandis* 유식물의 밀도가 감소되는 부정적인 효과가 발견된 반면, 씨뿌리기를 하지 않은 자연 방치지에서 소나무 유식물 재생의 저해가 관찰되기도 했다(Table 1). *Amaranthus* 등(1993)은 산불 피해지에 27 kg/ha의 쥐보리를 처리하였는데 첫해에는 쥐보리가 *Pinus lambertiana*의 재생을 억제하고, 균근균 형성을 감소시킴을 관찰하였다. 그러나, 이듬해에는 쥐보리는 소멸되어 소나무와 경쟁을 하지 않게 되었지만, 자연 방치지에서는 자생 초본 식물이 증가하여 소나무 유식물의 재생을 저해하였다.

씨뿌리기와 함께 질소나 인의 시비를 병행하는 경우도 있다. 토양 질소와 인 시비로 식생 피도가 증가하는 등 씨뿌리기의 효과가 시비구에서 향상됨이 보고되기도 했다(Redente et al. 1984). 그러나 이러한 비료의 사용은 정착될 식생의 구조에 큰 변화를 가져올 수 있다. 강원도 평창의 묵밭에서 질소 시비를 하였을 때 식생의 피도와 현존량은 증가하였지만, 종풍부도와 다양성은 감소함이 관찰된 바 있으며(Lee and Kim 1996), 도로 절개지에 씨뿌리기와 함께 질소와 인을 시비하였을 때 식생 피도는 역시 증가하였지만, 종풍부도가 낮아짐이 발견되었다(Petersen et al. 2004). 특히 DeBano (1989)는 산불 피해지에서 최소한 1년간은 질소 시비를 하지 않을 것을 권고하였는데 그 이유는 토양에 과다한 질소의 공급으로 식물의 질소 고정 활동을 저해하기 때문이다. 또한 넓은 면적의 산림에 시비를 하였을 때 강우 및 토사 유출에 의해 다량의 질소와 인이 계류에 유입되는 문제를 낳을 수도 있으므로 바람직하지 않다.

씨뿌리기가 강우 및 토사 유출에 미치는 효과에 대해 상반된 결과가 보고되고 있다. Pinaya 등(2000)은 스페인의 *Ulex europaeus* 관목림에서 40 m<sup>2</sup>의 토사 유출 시험구(runoff plot)을 설치한 뒤 시험구 내에서 불을 내고 자생종으로는 서양벌노랑이, *Agrostis capillaris*와 *Agrostis truncatula*를 외래종으로는 쥐보리를 30,000 개/m<sup>2</sup> 비율로 섞어 처리했다. 그 후 20개월간 강우 및 토사 유출량을 측정하였는데, 대조구와 처리구 사이에 강우 유출량의 차이는 없었지만, 토사 유출량은 85%까지 감소했다. 그러나 이 연구는 대조구에는 반복을 두지 않고, 자생종과 외래종 처리구는 각각 두 개의 반복만으로 이루어졌으므로 통계 처리는 불가능했다.

<가로표 1>

KCS I

반면 Wagenbrenner (2003)는 미국 콜로라도의 *P. ponderosa* 숲에서 산불 후 씨앗의 항공 살포 또는 지상 살포가 식생 피도를 증가시키지 못했고, 토사 유출을 감소시키는 효과도 없었다고 보고하였다. 씨뿌리기 처리가 토사 유출을 감소시키지 못한 이유는 처리한 종자가 제대로 정착하기에는 시간이 걸림으로, 그 과정에서 발생한 큰 강우에 대처할 수 없고 경사지에서는 살포한 종자가 강우 및 토사 유출과 함께 사면 아래로 쓸려 내려갈 수 있기 때문이다. Robichaud 등(2000)은 씨뿌리기가 경사가 완만한 지역에서 성공적이라고 평가한 바 있다.

또한 상기한 Keeley (2004)의 연구에서 밀에 의해 식생 피도가 95%까지 증가하는 효과는 있었지만, 대조구의 피도 역시 60%에 이르렀으므로, 대조구와 처리구 사이에 토사 유출량의 차이가 없는 결과를 얻었다. 이와 같이 씨뿌리기를 하지 않아도 자생종의 재생이 잘 되어 토사 유출을 감소시킬 수 있는 지역에 씨뿌리기를 하였을 때에는 오히려 종다양성만 감소되는 부정적인 효과가 확인되기도 한다.

## 멸칭

### 1. 멸칭 처리의 목적과 방법

멸칭은 토양을 피복함으로써 빗방울의 직접적인 충격을 줄이고, 강우 유출을 완충함으로써 토양 침식을 감소시키는 역할을 한다(Robichaud et al. 2003). 멸칭은 또한 토양 수분을 보존하고, 물의 침투를 증가시킴으로써 강우 및 토사 유출을 줄이기도 한다(Haywood 1999, Barton et al. 2004). 벚짚이나 기타 작물의 잔여물을 이용한 멸칭이 경사지역의 농경지 토양 보존에 효과적임을 밝힌 연구는 많지만(Edwards et al. 2000, Fagerström et al. 2002, Barton et al. 2004), 산불 피해지에 적용한 연구는 많지 않다(Table 2).

멸칭 역시 씨뿌리기와 마찬가지로 손으로 직접 처리하거나 헬리콥터를 이용하여 처리하기도 한다. 멸칭과 씨뿌리기를 혼용처리하기도 하는데, 이때 멸칭은 강우의 토양 침투와 토양의 수분 보유능을 증가시키므로, 처리한 종자의 발아 및 정착에 도움을 줄 수 있다(Robichaud et al. 2003). 멸칭 재료로 벚짚이나 밀짚 외에도 고밀도의 면 매트, 솔송나무와 폴리에스터 섬유 혼합 매트, 솔잎, 폴리프로피렌 매트, 폴리에틸렌 매트 등의 다양한 재료를 사용하였을 때 조립한 *P. pinaster* 유식물의 생장이 대조구에 비해 크게 증가함이 관찰된 바 있다(Haywood 2000). 토사 유출 감소를 위하여 식물이 정착할 때까지의 시간을 요구하는 씨뿌리기에 비해 즉각적인 효과를 나타낼 수 있는 멸칭이 산불 피해지에 점점 많이 적용되고 있는 추세이다(Robichaud et al. 2003).

### 2. 멸칭의 효과

Bautista 등(1996)은 스페인의 산불 피해지에서 2 t/ha의 비율로 벚짚을 처리하고 18개월 동안 토사 유출량을 측정하였을 때, 멸칭처리에서 토사유출량이 크게 감소됨을 밝혔다 (Table 2).

Wagenbrenner (2003)는 밀짚을 2.2 t/ha의 비율로 처리하였을 때 강우량이 많았던 첫 해에는 토사 유출을 감소시키지 못했지만, 강우량이 적었던 이듬해에는 토사 유출을 감소시킴을 보고하였다. 국내에서는 정 등(2005)이 동해안 산불 피해 후 식생 재생이 더딘 지역에 우드 칩을 17 t/ha의 비율로 처리하였을 때 14개월간 총 강우 유출량은 42%, 총 토사 유출량은 51% 감소시킴을 밝혔다.

이와 같이 멸칭이 산불 피해지의 토사 유출 감소에 효과적임이 밝혀졌지만, 멸칭의 부정적인 효과도 보고된 바 있다. Kruse 등(2004)은 미국 캘리포니아 주의 산불 피해지에서 벚짚으로 멸칭한 처리구와, 멸칭과 종자 살포를 혼용한 처리구였을 때 외래 식물종의 빈도가 높게 나타나며, 그 지역 자생종의 재생을 저해함을 발견하였다. 멸칭처리와 멸칭/씨뿌리기의 혼용 처리 모두 대조구에 비해 식생 피도를 유의하게 증가시키지 못했으며, 소나무 유식물의 재생도 감소시켰다. Kruse 등(2004)은 멸칭이 자생종의 재생을 저해할 수 있는 이유를 (1) 출현하는 유식물에 필요한 햇빛의 차단, (2) 유식물이 출현하는 과정에서 물리적인 장애물로 작용, (3) 유입되는 종자와 지표와의 접촉을 방해, (4) 멸칭 재료의 분해 과정에서 토양 질소의 가용성 감소 등의 가능성으로 제시하였다.

멸칭으로 인한 외래 식물종의 도입을 막기 위하여 습지 식물인 벼를 주로 이용하고 있다. 벚짚에 잡초가 섞여 있어도 고지에서는 발아나 생장이 되지 않을 것으로 추측하였으므로 벚짚을 선호하였지만, 멸칭 처리한 산불 피해지에서 피가 발견된 경우도 있다(Beyers 2004). 또한 콜로라도의 산불 피해지에 멸칭처리한 벚짚을 통해 위해 잡초로 분류된 털뱀새귀리가 도입됨이 관찰되었다(Chong et al. 2003). 따라서 멸칭처리 후 외래 식물종의 도입을 장기적으로 모니터링할 필요가 있다.

벌채 잔존물의 방치 또한 멸칭의 역할을 할 수 있다(Table 2). Thomas 등(2000)은 포르투갈의 *Eucalyptus globulus*와 *P. pinaster* 조림지에서 산불 후 피해목의 처리에 관한 연구를 하였는데, 벌목 과정에서 발생하는 수피, 가지, 잎 등의 잔존물을 제거하는 대신 산불 피해지에 처리함으로써 토양 침식을 감소시키며 동시에 침식으로 인한 영양염류 소실을 보충해 주는 것이 바람직하다고 제안하였다. 특히 *E. globulus* 잎보다는 *P. pinaster*의 잎이 토사 유출로 인한 영양 염류 소실을 감소시키는데 효과가 매우 높다고 밝혔다. Merino 등(2004)도 벌채 후 잔존물을 제거하지 않고 남겨두는 것이 토양의 생물학적 특성을 유지하는데 도움이 된다고 제안하였다.

### 3. 통나무 경사막이

#### 1. 통나무 경사막이의 목적과 방법

통나무 경사막이(Log erosion barriers 또는 contour felled logs)는 산불 피해목을 등고선을 따라 사면에 설치하는 것을 말한다. 통나무 경사막이 설치의 일차적인 목적은 사면의 길이를 짧게 함으로써 경사지의 강우 및 토사 유출 속도를 늦추어, 계류로

<가로표 2>

KCS I

유출 강우 및 토사의 유입을 지연시키는 것이며, 이차적인 목적은 통나무를 장벽 역할을 하게 함으로써 토사의 저장 공간을 확보하는 것이다(Wohlgemuth et al. 2001). 산불 피해지에서 지름 10~35 cm의 산불 피해목을 베어 설치하는데, 지면을 약간 파고, 통나무를 설치한 뒤 사면 아래로 굴러내리지 않도록 나무 말뚝 등으로 고정시킨다(Robichaud et al. 2000). 또한 통나무가 지면에 완전히 닿을 수 있도록, 굵은 나무는 사용하지 않으며, 통나무를 서로 겹치게 배열함으로써 경사막이 실패의 가능성을 줄인다.

## 2. 통나무 경사 막이의 효과

매우 적은 연구만 통나무 경사막이의 효과에 대하여 보고하고 있다(Table 2). Wohlgemuth 등(2001)은 캘리포니아의 산불 피해지에서 두 유역을 선택하여 한 유역은 처리를 하지 않고, 다른 유역은 통나무 경사막이 처리를 한 뒤 처리 효과를 조사하였다. 그러나, 예측과 달리 대조구에 비해 통나무 처리구에서 토사 유출량이 약 130% 많은 결과를 얻었다. 저자들은 대조구와 처리구로 설정한 유역의 평균 토심이 각각 1 m와 0.5 m로, 처리구의 토심이 절반 가까이 얇기 때문에 토양의 수분 보유능도 차이가 크게 생겨 통나무 경사막이의 효과가 나타나지 않은 것으로 판단하였다.

Wagenbrenner (2003)는 미국 콜로라도의 산불 피해지에서 통나무 경사막이를 등고선에서 벗어나게 설치함으로써 실패한 비율이 10~70%에 달하고, 통나무 경사막이의 효과 역시 강우량이 적은 시기에는 관찰되었지만, 강우량이 많은 시기에는 효과는 뚜렷하지 않았으며, 시간이 경과함에 따라 유출 토사의 저장 기능이 포화 상태에 이르면 통나무 처리의 효과가 감소함을 밝혔다.

## 결 론

산림 생태계는 산불에 의해 직접 받는 피해 못지 않게 큰 피해를 산불 진압 과정에서 입을 수 있다(Backer et al. 2004). 특히 방화선을 구축하는 과정에서 효율적인 방화선을 구축할 수 있는 숙련된 작업자들의 수가 부족한데다가, 불도우저 등 중장비를 도입하기도 함으로, 토양침식의 피해가 커질 수 있으며, 심지어 산불 자체보다 중장비 도입에 의한 토양 침식이 더 큰 문제가 되는 경우도 있다(Backer et al. 2004). 뿐만 아니라, 산불이 발생하면 그 지역을 즉시 복구해야 한다는 의식이 강하므로, 토양이 안정화되기 이전에 피해목의 제거, 조림목의 운반과 조림을 위하여 산림 중장비를 투입하였을 때 과도한 면적의 지표면 노출과 토양 진압(soil compaction) 등에 의해 토양 침식은 더 가속화될 수 있다(정 2000, Beschta et al. 2004).

동해안 지역은 강우 그늘과 강한 편서풍, 산의 급한 경사 등으로 산불의 평균 빈도가 매우 높은 특징을 갖고 있다(박 등 2001). 대형 산불로 큰 피해를 입는 동해안 지역에서 식생 복구를 위해 최근에 주로 적용된 관리 방법은 화재목과 재생목을 제거한 다

음 소나무를 식재하는 벌목 조림과 역시 화재목을 제거하고 사면을 정리한 뒤 줄때 이식을 하는 사방 녹화이다(이 2003). 그러나 이러한 복구 방법은 화재목 벌목 과정에서 극심한 지표 교란이 발생하여, 식생이 완전히 정착하기 전까지는 토사 유출을 증대시킬 수 있다. 특히 조림지는 조림 후 지표 식생을 주기적으로 제거함으로써 토사 유출을 과도하게 발생시킬 수 있다(이 등 2003). 따라서 단기적으로 토양의 안정성을 증진시킬 수 있는 사면 처리가 필요하며, 조림 복구 시기는 토양이 안정화되고 식생이 회복되는 시기 이후로 조절할 필요가 있다(박 등 2001).

그러나, 씨뿌리기, 멀칭, 통나무 경사막이 등의 토양 안정화 방법도 외래 식물종의 도입 가능성, 경사막이에 사용할 피해목의 설치 과정에서 발생할 수 있는 토양 침식 등의 문제도 고려해야 한다. 토양 안정성 증진을 위한 사면 처리도 산불 발생 후 첫해에 발생한 강우의 양과 강도가 매우 크다면 그 효과가 나타나지 않을 수도 있으며(Robichaud et al. 2003), 특히 자연 복원이 가능한 지역에 불필요하게 씨뿌리기를 하여 자생종의 재생을 오히려 억제하는 경우도 있다. 따라서 토양 보존을 위한 사면 처리는 자연 복원력이 낮으며, 자생종의 재생보다 토사 유출의 감소가 더 시급한 지역에 선택적으로 사용해야 할 것으로 판단한다. 자연 복원력은 산불 피해지에서 식생 요소, 산불 요소 및 입지 요소 등을 측정된 결과를 바탕으로 계량화하여 지수로 나타내어 등급화할 수 있다(정 등 2005).

사면 처리 후에는 우선 토사 유출 시험구 등을 이용하여 강우 및 토사 유출의 감소 여부를 평가할 필요가 있다. 씨뿌리기 처리를 한 경우는 그 외에도 식생의 피도, 종다양성, 자생 식물종의 재생에 미치는 영향을 장기적인 모니터링을 통하여 평가해야 할 것이다. 벼짚이나 밀짚을 이용하여 멀칭 처리를 한다면, 외래 식물종의 도입 여부를 조사해야 한다. 외래 식물종이 도입되었을 때 적절한 방제가 뒤따르지 않는다면, 건조하고 수관이 열린 지역에서부터 외래 식물이 지속되고 이후에 우점해 자생종의 재생을 저해할 가능성이 높기 때문이다(Chong et al. 2003). 또한 멀칭한 양이 많아서 식생 회복이 저해되거나, 가용성질소가 감소하는 등의 문제는 발생하지 않는지 평가하는 것이 바람직할 것이다. 통나무가 등고선에 따라 올바르게 설치되어 있지 않을 때 통나무 경사막이 처리는 오히려 강우 유출수를 한 쪽으로 집중시키는 문제를 일으킬 수 있으므로, 통나무 설치 상황을 지속적으로 모니터링 할 필요가 있다.

## 감사의 글

본 연구는 환경부의 차세대 핵심 환경 기술 개발 사업 “산불 피해지 식생 회복 및 토양 안정성 증진 기술 개발(과제번호 051-041-012)”의 지원으로 수행되었습니다.

## 적 요

국내의 산불 피해지에서 식생 복구를 위해 주로 적용되는 단

순 개별과 조립은 초기에 토사 유출을 과도하게 발생시킬 수 있으므로, 토양 안정화를 위해서 조립 복구 시기의 조절을 고려해야 하고, 자연 복원력이 낮은 지역에는 토양 안정성을 증진시키는 사면 처리가 필요하다. 본 종설에서는 주로 복미와 유럽 지역에서 산불 피해 산림의 토양 보존을 위해 수행되었던 대표적인 사면 처리 기술인 씨뿌리기, 멀칭, 통나무 경사막이 등의 효과에 대하여 고찰하였다. 씨뿌리기는 가장 널리 사용되고 있는 방법임에도 불구하고 식생 피도와 토양 침식에 미치는 영향은 분명치 않으며, 자생 식물의 재생을 저해하는 부정적인 효과가 밝혀졌다. 멀칭은 토양 침식의 감소에 효과적이지만, 역시 외래 식물종의 도입과 자생종 재생의 저해라는 부정적인 효과도 있음이 밝혀졌다. 통나무 경사막이의 효과에 대한 연구는 극히 제한적이지만, 강우량이 적은 시기에는 효과가 있으나 많은 시기에는 효과가 뚜렷하지 않다는 연구가 보고되어 있다. 이와 같이 산불 피해지의 사면처리는 자연 복원력이 높은 지역에 불필요하게 적용하였을 때 오히려 부정적인 영향을 줄 수 있으므로, 자연 복원력이 낮으며 자생종의 재생보다 강우 및 토사 유출의 감소가 시급한 지역에 선택적으로 처리하는 것이 바람직하다. 또한 강우 및 토사 유출 감소 여부, 외래 식물종의 도입, 멀칭으로 인한 식생 재생의 저해 등과 관련한 장기적인 모니터링이 필요하다고 판단된다.

#### 인용문헌

- 박상덕, 이현중, 김종민, 이규송, 양은익, 윤영호, 이재웅, 서홍석, 최준성, 정일문. 2001. 강원도 산불지역 재해의 저감대책 수립. 최종보고서. 국립방재연구소.
- 산림청. 1998. 사방기술교본.
- 이규송, 박상덕, 신승숙, 안효운, 마수봉, 이경신, 원동국, 이혜성, 전명권, 우창완. 2003. 산지지역 우수 및 토사유출량 관측 및 저감대책 수립. 최종보고서. 국립방재연구소.
- 이성학. 2003. 산불 피해 지역에서 산불 후 관리 방법이 식물군집의 재생에 미치는 영향. 강릉대학교 교육대학원 교육학석사학위 논문.
- 이창우, 윤호중, 김재현, 이천용. 2004. 산불피해임지 사방공작물의 토사유출억제에 관한 연구. 2004년 한국임학회 학술연구 발표논문집. pp 381-382.
- 정연숙, 조재창, 주광영, 이규송, 김창기. 2005. 산불 피해지 식생 회복 및 토양 안정성 증진 기술 개발. 최종보고서. 환경부.
- 정연숙. 2000. 산불피해 생태계에서 식생복원기법의 비교연구. 한국과학재단 핵심전문연구 결과보고서.
- 정영호, 김경하, 정창기, 전재홍, 유재연. 2004. 산림소유역에서 산불이 계류 수량 및 수질에 미치는 영향. 한국임학회지 93:446-452.
- Amaranthus MP, Trappe JM, Perry DA. 1993. Soil moisture, native revegetation, and *Pinus lambertiana* seedling survival, growth, and mycorrhiza formation following wildfire and grass seeding. *Restor Ecol* 1: 188-195.
- Amaranthus MP, Trappe JM. 1993. Effects of erosion on ecto- and VA-mycorrhizal inoculum potential of soil following fire in south-west Oregon. *Plant Soil* 150: 41-49.
- Anderson EW, Brooks LE. 1975. Reducing erosion hazard on a burned forest in Oregon by seeding. *J Range Manage* 28: 394-398.
- Backer DM, Jensen SE, McPherson GR. 2004. Impacts of fire-suppression activities on natural communities. *Conserv Biol* 18: 937-946.
- Barclay AD, Betancourt JL, Allen CD. 2004. Effects of seeding rye-grass (*Lolium multiflorum*) on vegetation recovery following fire in a ponderosa pine (*Pinus ponderosa*) forest. *Int J Wildland Fire* 13: 183-194.
- Barro SC, Conrad SG. 1987. Use of rye grass seeding as an emergency revegetation measure in chaparral ecosystems. General Technical Report PSW-102. USDA Forest Service, Pacific Southwest Forest and Range Experiment Station.
- Barton AP, Fullen MA, Mitchell DJ, Hocking TJ, Liu L, Bo ZW, Zheng Y, Xia ZY. 2004. Effects of soil conservation measures on erosion rates and crop productivity on subtropical Ultisols in Yunnan Province, China. *Agr Ecosyst Environ* 104: 343-357.
- Bautista S, Bellot J, Vallejo VR. 1996. Mulching treatment for postfire soil conservation in a semiarid ecosystem. *Arid Soil Res Rehab* 10: 235-242.
- Beschta RL, Rhodes JJ, Kauffman JB, Gresswell RE, Minshall GW, J.R. Karr, D.A. Perry, F.R. Hauer and Frissell CA. 2004. Postfire management on forested public lands of the Western United States. *Conserv Biol* 18: 957-967.
- Beyers JL. 2004. Postfire seeding for erosion control: Effectiveness and impacts on native plant communities. *Conserv Biol* 18: 947-956.
- Chong G, Stohlgren T, Simonson S, Crosier C. 2003. Key invasive non-native plants. In: Hayman Fire Case Study. General Technical Report RMRS-GTR-114 (Graham RT, ed). USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station. pp 195-198.
- Choung Y, Lee BC, Cho JH, Lee KS, Jang IS, Kim SH, Hong SK, Jung HC, Choung HL. 2004. Forest responses to the large-scale east coast fires in Korea. *Ecol Res* 19: 43-54.
- Corbett ES, Green LR. 1965. Emergency Revegetation to Rehabilitate Burned Watersheds in Southern California. U.S. Forest Service Research Paper PSW-22. USDA Forest Service, Pacific Southwest Forest and Range Experiment Station.
- DeBano LF. 1989. Effects of fire on chaparral soils in Arizona and California and postfire management implications. In: Proceedings of the Symposium on Fire and Watershed Management, Sacramento, October 26-28, 1988 (Berg NH, ed). USDA Forest Service, Pacific Southwest Forest and Range Experiment Station. pp 55-62.
- DeBano LF. 2000. The role of fire and soil heating on water repellency in wildland environments: A review. *J Hydrol* 231-232: 195-206.
- Edwards L, Burney JR, Richter G, MacRae AH. 2000. Evaluation of compost and straw mulching on soil-loss characteristics in erosion plots of potatoes in Prince Edward Island, Canada. *Agr Ecosyst Environ* 81: 217-222.
- Fagerström MHH, Nilsson SI, van Noordwijk M, Phien T, Olsson M, Hansson A, Svensson C. 2002. Does *Tephrosia candida* as fallow species, hedgegrow or mulch improve nutrient cycling and prevent nutrient losses by erosion on slopes in northern Viet Nam? *Agr Ecosyst Environ* 90: 291-304.

- Fernández-Abascal I, Tárrega R, Luis-Calabuig E, Marcos E. 2003. Effects of sowing native herbaceous species on the post-fire recovery in a heathland. *Acta Oecol* 24: 131-138.
- Goldman SJ, Jackson K, Bursztynsky TA. 1986. *Erosion & Sediment Control Handbook*, McGraw-Hill Book Company, New York.
- Haywood JD. 1999. Durability of selected mulches, their ability to control weeds, and influence growth of loblolly pine seedlings. *New Forest* 18: 263-276.
- Haywood JD. 2000. Mulch and hexazinone herbicide shorten the time longleaf pine seedlings are in the grass stage and increase height growth. *New Forest* 19: 279-290.
- Keeler-Wolf T. 1995. Post-fire emergency seeding and conservation in Southern California shrublands. In: *Bushfires in California Wildlands: Ecology and Resource Management* (Keeley JE, Scott T, eds). International Association of Wildland Fire, Fairfield, Washington. pp 127-139.
- Keeley JE. 2004. Ecological impacts of wheat seeding after a Sierra Nevada wildfire. *Int J Wildland Fire* 13: 73-78.
- Kruse R, Bend E, Bierzychudek P. 2004. Native plant regeneration and introduction of non-natives following post-fire rehabilitation with straw mulch and barley seeding. *Forest Ecol Manage* 196:299-310.
- Lal R. 1998. Soil erosion impact on agronomic productivity and environment quality. *Crit Rev Plant Sci* 17: 319-464.
- Lee KS, Kim JH. 1996. Response of old-field plant community to an experimental nitrogen gradient. *Korean J Ecol* 19: 341-351.
- Merino A, Fernández-López A, Solla-Gullón F, Edeso JM. 2004. Soil changes and tree growth in intensively managed *Pinus radiata* in northern Spain. *Forest Ecol Manage* 196: 393-404.
- Neary DG, Klopatek CC, DeBano LF, Ffolliott PF. 1999. Fire effects on belowground sustainability: A review and synthesis. *Forest Ecol Manage* 122: 51-71.
- Papanastasis V, Biswell HH. 1975. Seeding rate-cover relationships of annual ryegrass seeded on burned brushlands. *J Range Manage* 28: 402-406.
- Pardini G, Gispert M, Dunjó G. 2004. Relative influence of wildfire on soil properties and erosion processes in different Mediterranean environments in NE Spain. *Sci Total Environ* 328: 237-246.
- Paschke MW, DeLeo C, Redente EF. 2000. Revegetation of roadcut slopes in Mesa Verde National Park, U.S.A. *Restor Ecol* 8: 276-282.
- Petersen SL, Roundy BA, Bryant RM. 2004. Revegetation methods for high-elevation roadsides at Bryce Canyon National Park, Utah. *Restor Ecol* 12: 248-257.
- Pimentel D, Kounang N. 1998. Ecology of soil erosion in ecosystems. *Ecosystems* 1: 416-426.
- Pinaya I, Soto B, Arias M, Díaz-Fierros F. 2000. Revegetation of burnt areas: Relative effectiveness of native and commercial seed mixtures. *Land Degrad Dev* 11: 93-98.
- Ratzlaff TD, Anderson JE. 1995. Vegetal recovery following wildfire in seeded and unseeded sagebrush steppe. *J Range Manage* 48: 386-391.
- Redente EF, Doerr TB, Grygiel CE, Biondini ME. 1984. Vegetation establishment and succession on disturbed soils in northwest Colorado. *Reclam Reveg Res* 3: 153-165.
- Robichaud P, MacDonald L, Freeouf J, Neary D, Martin D, Ashmun L. 2003. Postfire rehabilitation of the Hayman Fire. In: *Hayman Fire Case Study. General Technical Report RMRS-GTR-114* (Graham RT, ed). USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station. pp 293-313.
- Robichaud PR, Beyers JL, Neary DG. 2000. Evaluating the Effectiveness of Postfire Rehabilitation Treatments. General Technical Report RMRS-GTR-63. USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station.
- Roby KB. 1989. Watershed response and recovery from the Will Fire: Ten years of observation. In: *Proceedings of the Symposium on Fire and Watershed Management, Sacramento, October 26-28, 1988* (Berg NH, ed). USDA Forest Service, Pacific Southwest Forest and Range Experiment Station. pp 131-136.
- Schoennagel TL, Waller DM. 1999. Understory responses to fire and artificial seeding in an eastern Cascades *Abies grandis* forest, U.S.A. *Can J For Res* 29: 1393-1401.
- Schwab GO, Barnes KK, Frevert RK, Edminster TW. 1971. *Elementary Soil and Water Engineering*, 2nd ed. John Wiley & Sons, Inc.
- Taskey RD, Curtis CL, Stone J. 1989. Wildfire, ryegrass seeding, and watershed rehabilitation. In: *Proceedings of the Symposium on Fire and Watershed Management, Sacramento, October 26-28, 1988* (Berg NH, ed). USDA Forest Service, Pacific Southwest Forest and Range Experiment Station. pp 115-124.
- Thomas AD, Walsh RPD, Shakesby RA. 1999. Nutrient losses in eroded sediment after fire in eucalyptus and pine forests in the wet Mediterranean environment of northern Portugal. *Catena* 36: 283-302.
- Thomas AD, Walsh RPD, Shakesby RA. 2000. Post-fire forestry management and nutrient losses in eucalyptus and pine plantations, northern Portugal. *Land Degrad Dev* 11: 257-271.
- Tyser RW, Asebrook JM, Potter RW, Kurth LL. 1998. Roadside revegetation in Glacier National Park, U.S.A.: Effects of herbicide and seeding treatments. *Restor Ecol* 6: 197-206.
- Wagenbrenner JW. 2003. Effectiveness of Burned Area Emergency Rehabilitation Treatments, Colorado Front Range (MS dissertation). Colorado State University, Fort Collins, Colorado.
- Wohlgemuth PM, Hubbert KR, Robichaud PR. 2001. The effects of log erosion barriers on post-fire hydrologic response and sediment yield in small forested watersheds, southern California. *Hydrol Process* 15: 3053-3066.

(2005년 9월 28일 접수, 2006년 2월 3일 채택)