

잣나무림조림지에서 간벌이 절지동물 풍부도와 군집구조에 미치는 영향

권태성* · 양희문 · 신준환 · 김석권 · 이훈복¹

국립산림과학원 산림생태연구과, ¹서울여자대학교, 환경생명과학부

Effects of Thinning on Abundance and Community Structure of Arthropods in a *Pinus koraiensis* Plantation

Tae-Sung Kwon*, Hee Moon Yang, Joon Hwan Shin, Suk-Kuwon Kim and Hoonbok Yi¹

Department of Forest Ecology Research, Korea Forest Research Institute, Seoul, 130-712;

¹Division of Environmental & Life Science, Seoul Women's University, Seoul, 139-774, Korea

ABSTRACT: Thinning treatment has a huge effect on understory and litter structures in forest ecosystem, and the resulting changes may impact some arthropod groups such as plant-feeders and detritivores. This study was carried out to find a change in arthropod abundance and their structures in relation to the thinning activity in a *Pinus koraiensis* plantation in Chuncheon, Korea, where thinning was conducted twice: in 1998-2000 (old-thinning) and 2007 (new-thinning). Arthropods were collected using pitfall traps in 2006 and 2008. Effects of old-thinning on change of abundance and community structure of arthropod were significant, but the effects of new-thinning were not significant. The most significant thinning effect was found in detritivores, followed by plant feeders, but the effect was hardly significant in predators. Among detritivores the changes in abundance was diverse. The abundance of orthopteran plant-feeder increased, but Curculionidae declined after thinning. There was not different in abundance of total arthropods between thinned and unthinned areas because the difference may have cancelled each other out by increased or decreased abundance of taxa. Community structures of arthropods were most greatly affected by years, followed by the old-thinning, but the new-thinning did not affect community structures.

Key words: Forest management, Conservation, Pitfall trap, Insect, Diptera, Carabidae, Formicidae

초 록: 간벌 후 하층식생과 낙엽층에 큰 변화가 일어나기 때문에 이로 인한 식식성 절지동물이나 부식성 절지동물의 변화가 예상된다. 1998~2000년(과거 간벌)과 2007년(최근 간벌)에 간벌이 실시된 춘천의 30~50년생 잣나무 조림지를 대상으로 함정트랩법으로 2006년과 2008년에 조사를 실시하였다. 절지동물의 밀도와 군집구조의 변화를 분석한 결과 과거 간벌의 영향은 나타났으나 최근 간벌의 영향은 발견되지 않았다. 간벌로 인한 영향이 부식성 절지동물에서 가장 높은 빈도로 나타났고 그 다음으로는 식식성 절지동물이 높았으며, 포식성 절지동물에서 가장 낮았다. 부식성 절지동물의 다양한 변화는 확인이 되었으나, 식식성 절지동물의 증가는 일부 분류군(식식성 메뚜기목)에서만 발견되었고, 감소한 식식성 절지동물(바구미과)도 있었다. 간벌로 인해 밀도가 증가하는 분류군과 감소하는 분류군의 상쇄효과로 인해 절지동물의 전체 밀도는 변화가 없었다. 군집구조의 경우 연도에 의해 가장 큰 영향을 받았고, 과거 간벌의 영향이 다음으로 강했으나 최근 간벌의 영향은 나타나지 않았다.

검색어: 산림관리, 보존, 함정트랩, 곤충, 파리목, 딱정벌레과, 개미과

잣나무(*Pinus koraiensis* Siebold & Zucc.)는 제주도를 제외한 전국의 산지에 조림되어 왔으며, 강원도와 경기도

등 온대중부지역에 많은 조림지가 분포한다. 잣나무 조림지의 면적은 일본잎갈나무림, 리기다소나무림 다음으로 많은 315,000 ha로 우리나라 전체 조림지 면적의 약 18%를 차지하고 있다(Korea Forest Service, 2009). 잣나무 조림지는 대부분의 조림지와 마찬가지로 거의 모두 단순림으로 구성

*Corresponding author: insectcom@korea.kr

Received July 29 2010; revised September 10 2010;
accepted September 16 2010

되어 있다. 단순림은 산림조성과 산림작업 등 경영 측면에서 인위적 조절이 상대적으로 용이하고 경제적이라는 장점을 갖고 있으나, 일반적으로 숲 구조가 복잡한 활엽수림이나 혼합림에 비해 생물다양성이 낮고, 병해충 등 각종 위해 요소들에 대한 저항력이 낮은 것으로 평가되어 왔다 (Shepherd, 1986; Smith, 1986). 그러나 최근 경관생태학적 측면에서 전체 산림지역의 생물다양성 유지 및 증진에 미치는 조림지의 역할이 강조되고 있으며 이러한 기능을 증진시킬 수 있는 적극적인 산림관리의 필요성이 높아지고 있다 (Hunter and Calhoun, 1995). 즉, 생태학적 측면을 고려하여 잘 가꾸어진 조림지는 관리가 안 된 이차림에 비해 생물다양성이 오히려 풍부하고, 자연림 지역과 비산림 지역의 완충지역(buffer zone)으로서 생물다양성 훼손을 막는 기능을 발휘할 수 있다는 주장이 제기되고 있다(Hartley, 2002; Brockerhoff *et al.*, 2008).

간벌은 밀도조절을 통해 남겨진 나무의 생육환경 조건을 개선시켜 성장을 촉진하고 형질을 개선시킬 뿐만 아니라 (Nyland, 2002) 벌채된 공간에 새로운 하층식생의 침입과 발달을 유도하여 복잡한 식생구조와 식물의 다양성을 증진시킨다(Hunter and Calhoun, 1995; Wilson and Puettmann, 2007). 이러한 간벌을 통해 복잡하고 다양한 식생구조를 형성하면 질병이나 해충에 저항력 있는 건강한 산림이 만들어지고 여러 산림동물들이 살아갈 수 있는 다양한 먹이자원과 서식처 자원을 공급하여 산림의 생물다양성이 증진될 수 있다(Igarashi and Kiyono, 2008; Smith, 1986). 이뿐만 아니라 간벌은 강우의 차단손실량을 감소시켜 가용 수자원을 증가시키는 역할을 한다(Kim *et al.*, 2003). 우리나라에서는 숲의 생산성, 건강성, 생물다양성을 증진시키기 위한 산림관리 측면에서 간벌 사업인 숲가꾸기 사업을 매년 전국적으로 실시하고 있다(Korea Forest Service, 2009).

곤충을 포함한 절지동물은 종다양성과 밀도가 풍부하고 환경변화에 민감하게 반응하기 때문에 환경지표생물로 이용가능성이 매우 높다(Kremen *et al.*, 1993; McIntyre, 2000; Samways, 1994; Yi and Modenke 2005, 2008). 우리나라에서도 산림에 서식하는 절지동물을 이용하여 기후변화와 식생변화의 상호작용(Kwon *et al.*, 2010), 항공방제의 생태계 영향(Kwon *et al.*, 2003; Kwon *et al.*, 2005a; Kwon *et al.*, 2005b; Kwon, 2008)을 파악하는데 유용하게 이용되었다. 산불의 영향을 밝히는데도 이용되어, 솔잎혹파리 유충 밀도에 대한 영향(Kwon *et al.*, 1996), 딱정벌레에 대한 산불의 영향을 보고한 연구들이 있다(Kwon and Park, 2005).

1996년과 2000년에 강원도에서 일어난 대형산불에서도 절지동물은 산불로 인한 생태계영향을 파악하기 위해 이용되었다(Korea Forest Research Institute, 1997; Cooperative Researchers on Fired Forests in Donghae, 2000). 강원도 영동지역 4개 산불지역에서 조사한 결과 식식성 절지동물은 증가하는데 비해, 부식성 절지동물은 감소하는 현상이 나타났다(Korea Forest Research Institute, 2005-2009).

간벌이나 벌채로 인한 산림내 환경변화는 산림에 서식하는 절지동물의 풍부도(abundance)와 군집구조에 영향을 미친다. 아르헨티나에서 건조림과 건조림을 벌채한 후 형성된 관목림에서 절지동물을 비교한 결과 건조림에서는 부식성 절지동물이 우세하나 관목림에서는 식식성 절지동물이 우점하는 현상이 나타났다(Molina *et al.* 1999). 간벌은 수광량의 증가로 하층식생의 발달을 증진시키지만, 조림목의 감소로 낙엽층의 감소를 초래하기 때문에(Park *et al.* 2009), 식물을 먹는 절지동물과 낙엽을 먹는 절지동물에는 다른 영향을 미칠 것으로 예상된다. 절지동물은 분류군이나 기능군에 따라 간벌처리 후 밀도변화의 양상이 달랐다(Greenberg and McGrane, 1996). 그러나 아직 간벌에 대해 절지동물 군집의 영향에 대한 연구가 국내에서는 수행된 바는 없다.

본 연구는 간벌이 절지동물군의 밀도와 군집구조에 미치는 영향을 파악하기 위해 수행되었으며, 1998~2000년과 2007년에 간벌이 두 차례 실시된 갯나무 조림지를 대상으로 함정트랩법으로 간벌 전과 후의 절지동물의 밀도와 군집구조의 변화를 비교하였다. 간벌로 인해 식식성 절지동물은 증가할 것으로 예상되나, 부식성 절지동물의 경우는 낙엽층은 감소하고 벌채 잔여물은 증가하기 때문에 다양한 변화가 예상된다(Park *et al.*, 2009).

재료 및 방법

조사지

본 연구는 국립산림과학원과 북부지방산림청이 2005년부터 현장공동연구로 수행 중인 「생물다양성 보전 및 생태적 산림관리 연구」의 장기 연구지에서 수행되었다. 연구지는 행정구역상 강원도 춘천시 동면 신이리에 위치하며 (N37° 52', E127° 52'), 춘천국유림관리소 관내의 국유림으로 총면적 118ha의 갯나무 조림지로 이루어져 있다(Korea Forest Research Institute, 2005-2009). 갯나무 조림지는 임령과 간벌 시행 유무에 따라 A, B, C 등 3개의 구역(block)으로 구분된다(Fig. 1). A 구역은 1980년대에 조림되어 임령이

약 30년(III영급), B와 C 구역은 1960년대 조림되어 임령이 약 50년(V영급)이다. A와 B 구역은 1998부터 2000년 사이에 간벌(간벌율, 흉고단면적 기준 20~25%)되었으며, A 구역의 임목밀도는 평균 556본/ha, B임분은 평균 367본/ha이었다. C 구역은 청문조사 결과, 1970년대 무육 관리가 이루어졌으나 밀도조절이 거의 이루어지지 않아 임목밀도는 평균 913본/ha로 매우 밀한 구조를 보였다(Table 1).

다양한 간벌처리가 산림생태계의 구조와 생물다양성 변화에 미치는 영향을 파악하기 위해 각 구역을 각각 4개의 구역으로 구분하고, 2007년에 강도간벌(HT), 약도간벌(LT), 약도간벌과 Gap처리(LTG, Gap 처리: 숲 내부에 원형의 빈 공간을 만들기 위해 개별 실시)를 실시하였으며, 대조구(Control: CN)를 설치하였다(Fig. 1). 간벌은 나무간 거리를 고려하여 적정 임목밀도를 조절하는 정량적 방법과 나무

간 비교를 통해 상대적으로 형질이 불량한 임목을 제거하는 정성적 방법을 병행하였다. 또한 잔존목의 형질 개선, 토양 교란 억제, 생물 서식 및 다양성 보전을 위한 서식환경을 조성하기 위하여, 잔존목의 가지치기, 가선 집재, 벌채목 존치, 벌채잔여물 제거 또는 파쇄, 자연 이주된 활엽수목 및 활엽수 patch 존치 등을 이행하였다(Korea Forest Research Institute, 2005-2009).

강도간벌 처리는 산림 생물종의 서식지 조건을 개선하기 위한 목적으로 최소 임목간 거리를 5~6 m 유지하기 위해 실시되었으며, 처리 후 임목밀도의 64~67%, 임분 재적의 54~58%가 감소되었다. 약도간벌 처리는 용재가치 증진과 함께 하층식생 발달을 촉진하기 위한 목적으로 최소 임목간 거리를 3~4 m 유지하는 기준으로 실시되었으며, 처리 후 임목밀도의 32~44%, 임분 재적의 30~36%가 감소되었다. 약도간벌과 Gap처리는 산림의 수평적, 수직적 공간 다양성을 최대화하고, 교란 발생 후의 잣나무림 생태계 변화를 파악하기 위해 실시되었는데 조사구(40 × 40 m²) 인접지에 임의로 400, 800, 1,200, 1,600 m² 규모의 4개의 원형 Gap을 조성하고, 나머지 지역은 약도간벌 처리를 실시하였다. 약도간벌+Gap처리 이후 임목밀도는 47~51%, 임분 재적은 37~43%가 감소하였다. 본 논문에서는 1998~2000년에 춘천국립관리소에서 산림관리를 위해 실시한 간벌을 편의상 과거 간벌(old-thinning), 2007년에 간벌로 인한 산림생태계 영향을 파악하기 실시한 간벌은 최근 간벌 (new-thinning)로 정의하였다.

춘천지역의 지난 30년간 기후자료를 통해 파악한 연구지의 연평균 기온은 약 11.0°C 이었으며, 연강수량은 약 1,324 mm이었다(Korea Meteorological Administration, 2008). 지질은 화강암이며 토양은 갈색건조산림토양이다. 토심은 얇은 편이고 유기물 함량이 낮은 편이다(Park et al, 2009).

절지동물 조사방법

절지동물의 조사는 간벌을 실시하기 전인 2006년과 다음 해인 2008년에 각각 실시하였으며, 절지동물 채집은 함정트랩을 이용하였다. 조사구당 18개의 트랩을 사용하였는데 조사구(40× 40 m²) 중앙의 2열에 각 9개의 함정트랩을 5 m 간격으로 설치하였다. 함정트랩을 설치한 열의 거리는 10 m 였다. 약도간벌과 Gap처리구에서는 Gap고유의 절지동물이 채집되는 것을 막기 위해 Gap에서 10 m 떨어진 곳에 함정트랩을 설치하였다. 함정트랩이 설치된 열 간의 거리는 10 m 였다. 트랩은 플라스틱 용기(깊이 6.3 cm,

Table 1. Number of Korean pine trees in 2006 and 2008. Thinning was treated in 2007. LTG: light thinning with gaps, HT: heavy thinning, LT: light thinning, and CN: control (no thinning)

Block	year	Thinning Treatments			
		LTG	HT	LT	CN
A	2006	550	550	588	538
	2008	275	200	400	
B	2006	294	469	338	369
	2008	156	169	225	
C	2006	938	675	881	1,156
	2008	463	225	494	

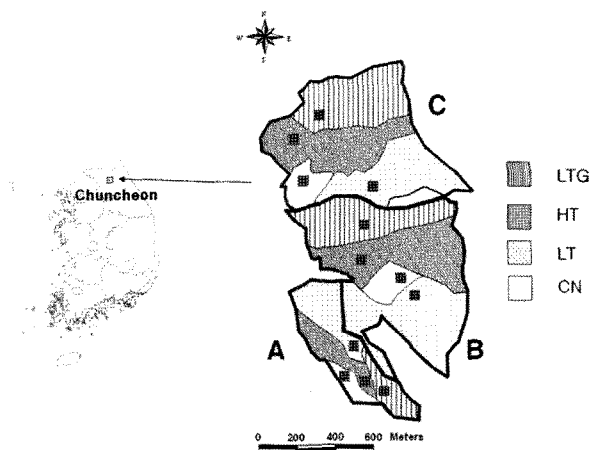


Fig. 1. Study sites (dark square; N37° 52', E127° 52') of present study. Details for three study blocks (A, B, and C) are shown in text. LTG: light thinning with gap, HT: heavy thinning, LT: light thinning, and CN: control (no thinning).

입구 직경 8 cm, 바닥 직경 6 cm)를 사용하였고, 보존액으로는 자동차부동액(polyethylene glycol: SK에너지, Super-A)을 사용하였다. 함정트랩의 상단부는 지표면과 일치되게 파묻은 후 보존액을 1/3가량 넣었다. 본 조사의 목적은 지표와 식생에 있는 절지동물을 동시에 채집하는 것이기 때문에 비가림용 지봉은 설치하지 않았다. 함정트랩의 설치는 5월 말 또는 6월초(2006년 5월 30~31일, 2008년 6월 3~4일)에 하였고, 트랩수거는 설치10일 후에 하였다. 이 시기는 장마전의 기온이 높은 시기로 절지동물의 밀도가 풍부하고 강우량과 비오는 날이 적어 절지동물의 활동이 활발하여 절지동물 조사에 적당한 시기이다.

채집된 절지동물은 80% 에틸알코올에 보존 후 실내에서 실체현미경하에서 목 또는 과 수준으로 분류 동정하였다. 크기가 작은 툭토기와 응애류는 개체수의 변이가 매우 크고 동정시 미세한 개체는 누락의 가능성이 높아 계수하지 않았다(Kwon, 2008). 상위분류군(강, 목, 과) 수준에서 섭식기능이 비교적 균일하면서 밀도가 지나치게 낮지 않은 분류군을 분석에 이용하였다. 메뚜기목(Orthoptera)은 지표에서 서식하며, 주로 부식성의 먹이섭식을 하는 꼽둥이과(Rhaphidophoridae), 귀뚜라미과(Gryllidae), 땅강아지과(Gryllotalpidae)는 부식성으로 분류하였고(GF: Ground Foraging), 식생에서 서식하며 주로 식물을 먹는 메뚜기과(Acrididae), 여치과(Tettigoniidae), 모메뚜기과(Tetrigidae)는 식식성으로 분류하였다(VF: Vegetation Foraging). 식물에서 수액을 빨아먹는 매미목 중 진딧물과(Aphididae)는 개체수가 많을 뿐 아니라 다른 매미목 곤충들과는(예, 매미충과) 생태나 생활사가 상이하기 때문에 매미목은 진딧물과(Aphididae)와 나머지(Other Homoptera)로 구분하였다. 노린재목(Hemiptera)은 먹이섭식기능이 포식과 식식이 혼재되어 분석에서 제외하였다.

딱정벌레목(Coleoptera)은 과 수준으로 동정한 후 개체수가 많고 기능이 비교적 균일한 몇 개의 과를 분석에 이용하였다. 주로 포식성 종이 많은 딱정벌레과(Carabidae) 및 반날개과(Staphylinidae)와 주로 식물을 섭식하는 바구미과(Curculionidae), 부식질(죽은 식물체, 동물사체, 분뇨, 미생물)을 주로 먹는 거저리과(Tenebrionidae), 밑빠진벌레과(Nitidulidae), 소똥구리과(Scarabaeidae)를 분석에 이용하였다. 벌목에서는 포식성 성향이 강한 개미과(Formicidae)는 분석에 포함시켰으나, 나머지는 섭식기능이 혼재되어(기생성, 식식성 등) 분석에서 제외하였다. 파리는 가장 개체수가 많았던 곤충인데 다양한 섭식기능이 있지만 주 기능은

부식성이다. 주로 식물의 잎을 가해하는 나비목과 벌목의 유충은 전부 유충(larvae)으로 집계하여 분석에 이용하였다. 그밖에 분석에 포함된 것은 낙엽층에 서식하며 부식질을 주로 먹고 사는 돌좀(Thysanura), 노래기(Diplopoda), 갑각강(Crustaceae)과 포식성 절지동물인 거미목(Araneae)과 지네강(Chilopoda) 등이다. 장님거미목은 밀도가 비교적 높은 편이나 섭식기능이 포식성인지 부식성인지 불분명하여(Borrer *et al.*, 1981) 분석에서 제외하였다. 분석에 포함된 절지동물의 개체수는 전체 절지동물(툭토기와 응애는 제외) 개체수의 94%에 해당하며, 이들 절지동물의 개체수와 전체 절지동물 개체수간의 결정계수(R^2)는 0.986이었다($n = 24$, $p < 0.000$).

통계분석

절지동물의 트랩당 평균 개체수를 로그변환하여($\ln n+1$) 분석에 이용하였다. 로그변환은 개체수의 변이를 줄이고 밀도가 높은 분류군에 의해 분석결과가 지배되는 현상을 완화시키기 위해 실시하였다. 본 연구에서는 3개의 구역(block)이 있는데 A와 B 구역은 1998~2000년에 간벌(과거 간벌)이 실시된 지역인데 비해, C 구역은 1970년대에 무육 간벌(매우 낮은 비율의 벌채)이 부분적으로 실시되었으나 임목의 밀도가 매우 높아 간벌이 실시되지 않은 것과 거의 같은 곳이다. 따라서 본 연구에서 구역은 단순한 구역(block)은 아니고 간벌처리와 구역의 영향이 혼재되어 있다. 이들 3개의 구역을 각각을 4구획으로 구분하여 3종의 간벌처리(LTG, HT, LT)와 대조구(CN)가 2007년에 새로 행해졌다(Fig. 1). 따라서 2006년의 조사결과에서는 과거 간벌과 구역의 영향이 중첩되어 나타날 것이고, 2008년의 결과에는 과거 간벌(1998~2000년 실시), 최근 간벌(2007년 실시), 구역의 영향이 나타날 것이다.

과거 간벌 시에는 구역마다 다른 처리를 했기 때문에 지형이나 미기후의 차이로 비롯된 구역(block)의 영향을 배제할 수는 없다. 새로 시행된 간벌처리로 얻어진 차이는 최근 간벌의 효과로 간주하였다. 3개 구역 12개 처리구역에는 각 1개씩의 조사구를 설치했기 때문에 과거 간벌, 최근 간벌, 연도의 세가지 변수에 대한 three-way ANOVA (number of cell = $3 \times 4 \times 2$)의 분석은 반복이 없으므로 불가하다. 따라서 과거 간벌 ($df = 2$)과 연도($df = 1$) 또는 최근 간벌($df = 3$)과 연도($df = 1$)의 two-way ANOVA를 각각 실시하였다. ANOVA분석에서 과거 간벌에 대한 분석에서는 2007년의 4가지 처리($n = 4$)를 반복으로 간주하였고,

최근 간벌에 대한 분석에서는 3개의 과거 간벌의 처리구역($n = 3$)을 반복으로 간주하였다.

각 분류군들의 종합적인 특성인 군집에 대한 분석은 다변량분석법인 MDS(Multidimensional Scaling)를 이용하였다. MDS는 군집간의 거리(유사도나 상관계수도 이용가능)를 이용하기 때문에 각 변수들이 정규분포일 필요가 없으며, 생태자료에서 많은 0 값에 의한 영향도 적어 최근 생물군집 분석에 널리 활용되고 있다(Yi & Moldenke 2005; Yi 2007; Yi & Moldenke 2008). 각 분류군별 로그변환된 개체수를 이용하여 처리구간의 Euclidean distance를 구하고 이를 이용하여 2차원 MDS를 실시하였다(StatSoft, 2001). 원자료의 거리(Euclidean distance)에서 얻어진 값과 MDS 분석에서 새로이 얻어진 거리에서 얻어진 값의 차이(stress)를 이용하여 각 Axis의 변이의 설명력(% of variation)을 파악할 수 있다(StatSoft, 2001). 각 조사지의 Axis 1과 2의 score

값과 각 분류군의 밀도(로그변환)를 이용하여 상관분석을 실시하였다. 그리고 각 조사지의 Axis 1과 2의 score 값을 이용하여 ANOVA분석으로 구역, 처리와 연도의 영향을 검토하였다. 모든 분석은 Statistica ver. 6.1을 이용하여 실시하였다.

결 과

본 연구에서 절지동물은 25,496개체가 채집되었다(Table 2). 이 중 곤충강(Insecta)이 18,975개체로 전체의 74%를 차지하여 가장 많았고, 거미강(Arachnida)이 다음으로 많아 5,178개체로 전체의 20%였다. 이 두 분류군이 절지동물의 94%를 차지하였다. 갑각강(Crustacea)은 주로 쥐며느리이며, 개체수가 거미강 다음으로 많았으나 곤충강의 5%에 불과하였다. 목(Order)이나 과(Family)의 하위 분류군 수준

Table 2. Arthropods except springtails and mites collected at the 12 study sites in 2006 and 2008

Class	Order	Family	Year		Total	Relative Density (%)
			2006	2008		
Insecta	Thysanura		263	121	384	1.5
	Orthoptera	Rhaphidophoridae	383	306	689	2.7
		(Other)	52	126	178	0.7
	Homoptera	Aphididae	998	61	1,059	4.2
		(Other)	14	42	56	0.2
	Hemiptera		82	65	147	0.6
	Hymenoptera	Formicidae	2,977	2,332	5,309	20.8
		(Other)	254	235	489	1.9
	Diptera		1,273	3,620	4,893	19.2
	Coleoptera		2,445	3,143	5,588	21.9
(Larvae)		41	62	103	0.4	
(Other)		41	39	80	0.3	
Crustacea	Isopoda	283	648	931	3.7	
Arachnida	Araneae	2,498	1,771	4,269	16.7	
	Opiliones	624	285	909	3.6	
Diplopoda	Juligorm	49	16	65	0.3	
	Oniscomorphia	51	26	77	0.3	
	Polydesmoides	75	6	81	0.3	
	Colobognatha	12		12	0.05	
Chilopoda	Scutigermorpha	57	8	65	0.3	
	Lithobiomorpha		45	45	0.2	
	Scolopendromorpha	50	14	64	0.3	
	Geophilomorpha	3		3	0.01	
Total			12,525	12,971	25,496	100.0

에서 개체수가 가장 많았던 절지동물류는 딱정벌레목(Coleoptera)으로 전체의 22%, 벌목(Hymenoptera)인 개미과(Formicidae)가 21%, 파리목(Diptera)이 19%, 거미목(Araneae)이 17%로서 이들 우점 절지동물들이 차지하는 비율은 전체 절지동물의 79%였다. 매미목(Homoptera)은 채집된 개체가 대부분 진딧물과(Aphididae)였다. 노래기강(Diplopoda)과 지네강(Chilopoda)은 개체수가 적어 전체 개체수의 1% 이하에 불과하였다. 연도별로는 2006년과 2008년의 개체수가 각각 12,525개체와 12,971개체로 비슷하였으나, 분류군별로는 밀도변화가 큰 것들이 있었다. 파

리목은 2006년에 비해 2008년에 2배 이상 증가한 반면, 진딧물과는 10배 이상 감소하였다.

분석대상 절지동물의 밀도변화는 Table 3과 같으며, 간벌의 영향을 분석한 결과는 Table 4에 제시되었다. 1998-2000년에 실시한 간벌(과거 간벌)에 의한 차이는 많은 분류군에서 관찰이 되나, 2007년에 실시한 간벌(최근 간벌)에 의한 차이는 발견되지 않았다. 최근 간벌의 경우, 간벌을 실시하기 전(2006년)과 실시 후(2008년)에 처리조건에 따라 풍부도가 달라질 것이기 때문에 간벌(T)과 연도(Y)의 유의한 상호작용(T×Y)이 예상되지만 그런 현상이 나타난 분류군

Table 3. Abundance (number of individuals/a pitfall trap) according to the new-thinning treatments (LGT: light-thinning with gaps, HT: heavy-thinning, LT: light-thinning, CN: control) and the old-thinning treatments (A, B, and C) in the study areas. Details of two thinning treatments are shown in text

Guilds	Taxa	Year	New-Thinning								Old-Thinning					
			LGT		HT		LT		CN		A (LT)		B (LT)		C (CN)	
			Mean	SE	Mean	SE	Mean	SE	Mean	SE	Mean	SE	Mean	SE	Mean	SE
Detritivore	Diplopoda	2006	0.69	0.13	0.59	0.18	1.11	0.36	1.14	0.23	0.86	0.17	1.24	0.24	0.54	0.12
		2008	0.32	0.15	0.10	0.06	0.28	0.13	0.26	0.07	0.14	0.05	0.44	0.09	0.14	0.03
	Crustacea	2006	1.81	0.82	0.78	0.32	1.56	0.29	1.18	0.78	1.72	0.38	1.63	0.56	0.65	0.43
		2008	3.19	2.32	3.17	1.89	2.72	1.55	3.57	1.32	3.63	1.19	5.38	1.05	0.48	0.19
	Thysanura	2006	1.76	0.49	0.88	0.17	1.17	0.17	1.11	0.36	1.02	0.13	1.50	0.45	1.17	0.23
		2008	0.68	0.12	0.62	0.25	0.75	0.35	0.58	0.17	0.58	0.12	0.66	0.26	0.73	0.19
	Orthoptera (GF)	2006	1.98	0.28	2.02	0.53	1.00	0.15	2.14	1.25	1.21	0.43	1.81	0.46	2.33	0.76
		2008	1.93	0.60	0.76	0.29	1.71	0.53	1.81	0.59	1.92	0.62	1.32	0.08	1.42	0.55
	Diptera	2006	6.70	1.20	5.21	0.63	5.18	0.77	6.76	0.97	5.23	0.38	6.51	0.95	6.15	0.97
		2008	26.15	7.75	17.23	6.39	20.80	4.71	18.26	8.66	14.98	2.64	12.85	2.21	34.00	2.94
Tenebrionidae	2006	0.45	0.21	0.73	0.38	0.90	0.30	0.52	0.06	1.05	0.24	0.57	0.06	0.33	0.14	
	2008	1.07	0.57	0.60	0.25	0.83	0.39	1.12	0.27	1.49	0.26	0.97	0.06	0.25	0.15	
Nitidulidae	2006	0.02	0.02	0.08	0.08	0.05	0.00	0.12	0.04	0.08	0.04	0.03	0.01	0.10	0.05	
	2008	1.06	0.97	1.01	0.76	0.21	0.11	0.27	0.17	0.25	0.09	0.10	0.02	1.57	0.70	
Scarabaeidae	2006	0.18	0.15	0.14	0.09	0.14	0.11	1.46	1.36	0.26	0.10	1.16	1.01	0.03	0.02	
	2008	1.17	0.53	1.24	0.30	1.16	0.54	1.46	1.18	1.30	0.34	2.15	0.59	0.32	0.16	
Herbivore	Orthoptera (VF)	2006	0.24	0.13	0.36	0.24	0.22	0.19	0.16	0.16	0.19	0.10	0.49	0.18	0.06	0.04
		2008	0.69	0.28	0.71	0.17	0.62	0.25	0.50	0.00	0.68	0.16	0.86	0.13	0.35	0.08
	Larvae (Lep. Hym.)	2006	0.20	0.04	0.17	0.06	0.24	0.05	0.15	0.02	0.17	0.00	0.25	0.05	0.15	0.03
		2008	0.54	0.24	0.27	0.11	0.18	0.03	0.44	0.14	0.30	0.07	0.25	0.09	0.53	0.20
	Aphididae	2006	3.50	0.76	5.38	1.37	5.70	1.98	4.27	1.08	5.51	1.57	4.26	0.34	4.36	1.28
		2008	0.11	0.06	0.09	0.02	0.06	0.06	0.89	0.45	0.35	0.22	0.47	0.38	0.04	0.02
	Other Homoptera	2006	0.06	0.03	0.04	0.02	0.08	0.02	0.09	0.02	0.07	0.01	0.08	0.02	0.04	0.03
		2008	0.39	0.22	0.24	0.03	0.06	0.03	0.15	0.07	0.16	0.10	0.35	0.15	0.12	0.05
	Culculionidae	2006	0.90	0.19	0.80	0.38	0.69	0.17	0.92	0.23	0.52	0.13	0.77	0.17	1.18	0.14
		2008	0.19	0.07	0.13	0.09	0.14	0.09	0.03	0.01	0.05	0.00	0.09	0.06	0.22	0.07
Predator	Carabidae	2006	1.50	0.89	1.08	0.25	0.88	0.32	1.16	0.35	0.98	0.23	1.92	0.45	0.55	0.08
		2008	0.12	0.04	0.09	0.03	0.08	0.02	0.11	0.02	0.10	0.02	0.13	0.02	0.08	0.02
	Staphylinidae	2006	5.56	1.47	9.52	1.56	8.87	0.88	6.84	0.56	7.79	1.23	9.15	1.09	6.16	1.06
		2008	0.41	0.08	0.54	0.04	0.62	0.05	0.66	0.03	0.63	0.03	0.55	0.06	0.50	0.09
	Araneae	2006	14.43	4.00	13.36	3.03	8.36	1.65	10.76	2.23	11.48	1.25	15.25	3.30	8.44	1.34
		2008	11.28	1.75	11.69	2.27	9.43	2.34	5.22	0.56	11.64	2.48	9.36	1.29	7.22	1.58
	Chilopoda	2006	0.74	0.08	0.43	0.05	0.40	0.13	0.49	0.16	0.66	0.09	0.49	0.12	0.40	0.10
		2008	0.25	0.10	0.39	0.09	0.41	0.18	0.20	0.02	0.38	0.05	0.32	0.13	0.24	0.11
	Formicidae	2006	11.98	2.73	12.85	1.51	16.08	3.05	14.90	0.35	11.80	0.91	16.56	0.51	13.50	2.69
		2008	11.69	0.45	12.18	1.58	13.13	2.21	11.56	1.20	12.15	1.80	12.63	0.94	11.63	0.78
Total	2006	52.69	12.22	54.43	5.54	52.61	3.04	54.18	1.72	50.62	2.48	63.66	4.84	46.15	3.47	
	2008	61.24	5.36	51.08	2.91	53.19	3.83	47.10	8.12	50.73	5.37	48.89	2.84	59.84	5.06	

Table 4. Results of two-way ANOVA (thinning and year) for the response of arthropods based on mean abundance

Taxa	Var.	New-Thinning			Old-Thinning			
		df	F	p	Var.	df	F	p
Diplopoda	T	3	1.79	0.19	T	2	8.86	0.00
	Y	1	29.07	0.00	Y	1	46.71	0.00
	T × Y	3	0.68	0.57	T × Y	2	0.95	0.40
Crustacea	T	3	0.10	0.96	T	2	14.24	0.00
	Y	1	2.54	0.13	Y	1	7.79	0.01
	T × Y	3	0.28	0.84	T × Y	2	3.05	0.07
Thysanura	T	3	0.87	0.48	T	2	0.35	0.71
	Y	1	9.13	0.01	Y	1	8.79	0.01
	T × Y	3	0.46	0.71	T × Y	2	0.28	0.76
Orthoptera (GF)	T	3	0.69	0.57	T	2	0.17	0.84
	Y	1	0.23	0.63	Y	1	0.22	0.64
	T × Y	3	1.28	0.32	T × Y	2	1.23	0.31
Diptera	T	3	0.63	0.61	T	2	8.97	0.00
	Y	1	37.68	0.00	Y	1	103.76	0.00
	T × Y	3	0.46	0.72	T × Y	2	8.54	0.00
Tenebrionidae	T	3	0.19	0.90	T	2	18.22	0.00
	Y	1	0.80	0.38	Y	1	2.50	0.13
	T × Y	3	0.62	0.61	T × Y	2	1.48	0.26
Nitidulidae	T	3	0.40	0.75	T	2	5.06	0.02
	Y	1	4.46	0.05	Y	1	8.42	0.01
	T × Y	3	0.56	0.65	T × Y	2	3.74	0.04
Scarabaeidae	T	3	0.28	0.84	T	2	6.02	0.01
	Y	1	5.20	0.04	Y	1	8.94	0.01
	T × Y	3	0.43	0.74	T × Y	2	0.55	0.59
Orthoptera (VF)	T	3	0.34	0.80	T	2	7.18	0.01
	Y	1	8.23	0.01	Y	1	15.86	0.00
	T × Y	3	0.01	1.00	T × Y	2	0.22	0.81
Larvae (Lep. Hym.)	T	3	0.80	0.51	T	2	0.48	0.63
	Y	1	4.49	0.05	Y	1	4.57	0.05
	T × Y	3	1.35	0.29	T × Y	2	1.94	0.17
Other Homoptera	T	3	0.94	0.44	T	2	1.81	0.19
	Y	1	5.85	0.03	Y	1	5.77	0.03
	T × Y	3	1.62	0.22	T × Y	2	0.88	0.43
Aphididae	T	3	0.89	0.47	T	2	0.73	0.49
	Y	1	124.87	0.00	Y	1	104.69	0.00
	T × Y	3	1.67	0.21	T × Y	2	0.20	0.82
Culculionidae	T	3	0.22	0.88	T	2	8.02	0.00
	Y	1	38.28	0.00	Y	1	79.06	0.00
	T × Y	3	0.38	0.77	T × Y	2	1.38	0.28
Carabidae	T	3	0.20	0.89	T	2	9.75	0.00
	Y	1	33.58	0.00	Y	1	103.24	0.00
	T × Y	3	0.10	0.96	T × Y	2	7.26	0.00
Staphylinidae	T	3	3.14	0.05	T	2	2.01	0.16
	Y	1	455.17	0.00	Y	1	371.48	0.00
	T × Y	3	1.56	0.24	T × Y	2	1.27	0.31
Araneae	T	3	2.84	0.07	T	2	2.94	0.08
	Y	1	2.29	0.15	Y	1	2.04	0.17
	T × Y	3	1.14	0.36	T × Y	2	0.54	0.59
Chilopoda	T	3	0.47	0.70	T	2	2.02	0.16
	Y	1	6.29	0.02	Y	1	6.15	0.02
	T × Y	3	1.78	0.19	T × Y	2	0.12	0.89
Formicidae	T	3	0.70	0.57	T	2	1.91	0.18
	Y	1	1.47	0.24	Y	1	1.79	0.20
	T × Y	3	0.41	0.75	T × Y	2	0.86	0.44

Table 4. Continued.

Taxa	Var.	New-Thinning			Old-Thinning			
		df	F	p	Var.	df	F	p
Total	T	3	0.27	0.85	T	2	0.81	0.46
	Y	1	0.00	0.95	Y	1	0.01	0.94
	T × Y	3	0.86	0.48	T × Y	2	5.26	0.02
Axis 1 (MDS)	T	3	1.31	0.31	T	2	5.66	0.01
	Y	1	482.00	0.00	Y	1	646.74	0.00
	T × Y	3	0.95	0.44	T × Y	2	0.62	0.55
Axis 2 (MDS)	T	3	0.23	0.88	T	2	33.99	0.00
	Y	1	0.26	0.61	Y	1	1.48	0.24
	T × Y	3	0.09	0.97	T × Y	2	4.47	0.03

Table 5. Correlation analysis between abundance (log-transformed mean abundance/a pitfall trap) and scores of the main MDS axis. Figures indicate correlation coefficient and asterisks show the significant correlation ($p < 0.05$)

Taxa	Axis 1	Axis 2
Diplopoda	-0.75*	-0.25
Crustacea	0.26	-0.85*
Thysanura	-0.53*	0.21
Orthoptera (GF)	-0.08	0.13
Diptera	0.86*	0.32
Tenebrionidae	0.10	-0.55*
Nitidulidae	0.52*	0.58*
Scarabaeidae	0.42*	-0.65*
Orthoptera (VF)	0.49*	-0.51*
Larvae (Lep. Hym.)	0.44*	0.31
Aphididae	-0.96*	-0.01
Other Homoptera	0.43*	-0.40
Culculionidae	-0.74*	0.30
Carabidae	-0.85*	-0.14
Staphylinidae	-0.98*	0.08
Araneae	-0.31	-0.21
Chilopoda	-0.46*	-0.16
Formicidae	-0.29	-0.14

은 없었다(Table 4). 이에 반해 2006년과 2008년은 과거 간벌의 간벌 후 시기가 되기 때문에 간벌의 영향은 간벌(T)에 의한 유의한 차이로 나타날 것이다. 과거 간벌에 의한 유의한 차이가 나타난 분류군은 노래기강(Diplopoda), 갑각강(Crustacea), 파리목(Diptera), 거저리과(Tenebrionidae), 밀빠진벌레과(Nitidulidae), 소똥구리과(Scarabaeidae), 식식성 메뚜기목(Orthoptera VF: Vegetation Foraging), 바구미과(Culculionidae), 딱정벌레과(Carabidae) 등이었다. 따라서 부식성 절지동물에서는 총 8개 분류군중 75%에 해당하는 6개 분류군이 영향을 받은 데 비해, 식식성 절지동물에서는 총 5개 분류군중 40%에 해당하는 2개 분류군이, 포식성 절지동물에서는 총 5개 분류군중 20%에 해당하는 1개 분류군만 영향이 나타났다. 과거 간벌로 인한 풍부도 변화는

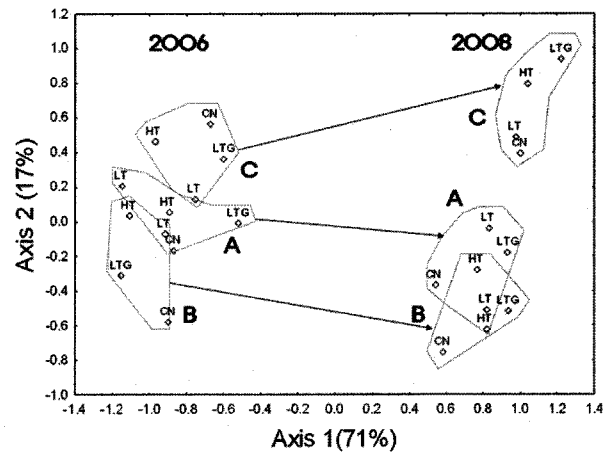


Fig. 2. Ordination of arthropod communities at the 12 study sites in 2006 and 2008. The captions of the study sites indicate block (A, B, C) and treatments. Treatments are same as follows; LTG: light thinning with gap, HT: heavy thinning, LT: light thinning, and CN: control (no thinning).

분류군별로 상이하였다. 노래기강, 갑각강, 거저리강, 소똥구리과, 식식성 메뚜기목, 딱정벌레과는 간벌구역(A, B)에서 밀도가 높은 반면, 파리목, 밀빠진벌레과, 바구미과는 무간벌구역(C)에서 높았다(Table 3). 비록 많은 분류군에서 간벌의 영향이 나타나지만 모든 분류군을 합치면(Total) 간벌의 영향이 나타나지 않았다(Table 4). 이런 현상은 간벌에 의해 분류군별로 상이하게 나타나는 밀도변화들이 서로 상쇄되기 때문으로 사료된다.

군집에서도 과거 간벌의 영향이 최근 간벌의 영향보다 강한 현상이 동일하게 나타났다(Fig. 2). Axis 1은 전체 변이의 71%를 나타내고, Axis 2는 17%를 나타내어, 두 가지 Axis에 의해 총 변이의 88%가 설명되었다. MDS 분석에서 변이의 71%가 설명되는 Axis 1은 연도와 관련된 변수(Table 4)로 24개 군집들은, 2006년과 2008년으로 뚜렷하게 분리되었다(Fig. 2). 이에 반해 Axis 2는 과거 간벌과 밀접한

연관이 있으며(Table 4), 군집들은 Axis 2에 의해 무간벌구역(C)와 간벌구역(A, B)로 구분되며, 2006년에 비해 2008년에 무간벌구역은 간벌구역에 비해 더 거리가 벌어진다. 이에 반해 간벌구역들은 2008년에 더욱 가까워진다. 그러나 2007년 처리구들인 갭간벌(GT), 강도간벌(HT), 약도간벌(LT), 대조구(CN)들의 경우에는 별다른 변화가 나타나지 않고 있다. 군집구조에 2007년의 최근 간벌의 효과가 나타난다면 2008년에는 2006년에 비해 같은 처리구간에는 서로 거리가 가까워지는 현상이 나타날 것으로 예상되지만 그런 현상은 나타나지 않았다.

고 찰

본 연구에서는 1998-2000년에 실시한 과거 간벌의 영향은 나타났으나 2007년에 실시한 최근 간벌의 영향은 발견되지 않았다. 간벌로 인한 영향이 부식성 절지동물에서 가장 높은 비율로 나타났고 그 다음으로는 식식성 절지동물이 높았으며, 포식성 절지동물에서 가장 낮았다. 가설에서 예상한 부식성 절지동물의 다채로운 변화는 확인이 되었으나, 간벌 후 식식성 절지동물의 증가는 일부 분류군(식식성 매뚜기목)에서만 발견되었고, 감소한 식식성 절지동물(바구미과)도 있었다. 산림에서는 부식성 절지동물이 많아지고 벌채된 관목림에서는 식식성 절지동물이 우세해진다(Molina *et al*, 1999). 본 조사지에서 간벌후 하층식생은 증가하였고(Korea Forest Research Institute, 2005-2009) 낙엽층은 감소하였기 때문에(Park *et al*, 2009) 간벌 후에 식식성 절지동물군은 증가하고 낙엽을 먹는 부식성 절지동물군은 감소할 것이 예상된다. 본 연구에서는 간벌의 영향이 식식성 절지동물 보다 부식성 절지동물에서 빈번하게 나타난 것은 낙엽층의 변화로 인한 영향이 하층식생 변화로 인한 영향 보다 크게 작용하는 사실을 나타낸다. 그러나 부식성 절지동물의 경우 밀도변화가 동일하게 일어나지는 않았다. 노래기강, 갑각강, 거저리강, 소똥구리과는 간벌지에서 증가한 데 비해, 파리목, 밀빠진벌레과는 감소한 것으로 나타났다. 설치류의 밀도는 기존 간벌구역(A, B)이 무간벌구역(C) 보다 높았으며(Korea Forest Research Institute, 2005-2009), 인근 마을에서 방목하는 염소들도 무간벌구역 보다 관목과 초본이 풍부한 간벌구역에서 먹이섭식활동을 많이 한 것으로 판단된다. 따라서 설치류와 염소의 섭식활동과 밀도의 증가로 인한 배설물의 증가는 이를 먹는 소똥구리과의 증가로 이어질 가능성이 높다.

산불지에서 낙엽층의 감소가 파리목의 밀도감소와 높은 관련성이 있는 것과(Korea Forest Research Institute, 2005-2009) 마찬가지로 간벌지의 파리감소는 낙엽층의 감소와 관련이 있을 것으로 사료된다. Park *et al* (2009)은 간벌구역 B와 무간벌구역 C에서 낙하되는 낙엽과 낙지의량을 비교한 결과 총량은 비슷하나 구성에서 큰 차이가 나타나 B구역에서는 낙엽 56%, 낙지 36%인데 비해 C구역은 낙엽 80%, 낙지 13%라고 보고하였다. 이러한 간벌로 인한 부식성 절지동물 구성의 변화는 부식성 절지동물군집구조에 큰 변화를 일으킬 것이다. 낙엽의 감소는 부엽을 주로 먹는 노래기와 갑각강의 감소를 일으킬 것으로 예상되지만 본 연구에서는 증가한 것으로 나타났다. 간벌에 대한 영향을 함정트랩을 이용하여 연구한 Yi and Moldenke (2005)의 결과에서도 부식성인 귀뚜라미류와 노래기류가 강도 간벌지에서 밀도가 증가한 것으로 나타났다. 이에 반해 동일한 조사지에서 틀그렌깁때기를 이용하여 낙엽층에 서식하는 절지동물의 밀도를 직접 조사한 결과(Yi and Moldenke, 2008)에서는 절지동물의 밀도가 대부분 감소하였다. 함정트랩에서 채집된 개체수는 밀도 뿐만 아니라 활동성에도 좌우된다. 따라서 일부 부식성 절지동물의 증가는 밀도변화를 반영하기 보다는 간벌로 인한 환경변화(수광량 증가, 서식처와 먹이 감소, 낙엽과 토양의 건조 등)로 스트레스가 증가하여 활동성이 높아졌을 가능성을 배제할 수 없다. 이에 반해 파리는 지표층을 배화하지 않아 활동성과 밀도의 관련성이 상대적으로 적다. 유라시아대륙의 온대산림의 낙엽층과 토양층에는 파리들이 매우 높은 밀도로 서식하고 있다(Hovemeyer, 2000). 따라서 낙엽이 줄어드는 간벌지나 산불지에서 파리가 줄어든다는 것은 이들의 밀도가 줄어든다는 것을 의미한다. 아르헨티나의 건조림과 벌채한 관목림을 비교한 결과에서도 관목림에서 파리의 개체수가 현저히 감소하였다(Molina *et al* 1999). 따라서 파리의 감소는 산림 훼손을 나타내는 지표로서 유용하게 사용될 수 있으리라 사료된다.

Korea Forest Research Institute(2005-2009)에 따르면 본 연구지에서 '최근 간벌' 직후 간벌처리 강도에 따라 기온 및 조도변화가 큰 경향을 보였으며, 가장 강한 간벌처리구는 대조구와 연평균 최대기온이 1°C의 차이를 보였고, 1년간 조도 총량은 간벌처리구에 따라 대조구와 최소 1.5배에서 최대 7.7배의 차이를 보인 것으로 보고되었다. 이러한 환경 변화는 하층식생 변화에도 영향을 미치는데, 대조구를 제외한 모든 간벌처리구들은 간벌 후에 초본층의 식생 종풍부도

는 2년 동안 지속적으로 증가하는 경향을 보였으나, 관목층의 식생 종풍부도는 1년 이후 부터는 감소하는 경향을 보여 층위별 식생변화에 차이를 보이는 것으로 나타났다. 그리고 하층식생의 전체 종풍부도 변화는 간벌처리 강도와는 비례적인 관계를 보인 것으로 보고되었다. 간벌로 인한 조도와 하층식생의 증가는 식식성 절지동물의 증가로 이어질 것으로 예상된다.

그러나 간벌로 예상되는 식식성 절지동물의 증가와 일치한 분류군은 식식성 매뚜기목 뿐이었다. 바구미과는 식물을 먹을 뿐 아니라 고사목이나 고사 가지를 먹고 사는 종들이 있기 때문에(Kwon and Park, 2005) 간벌지에서 밀도증가가 예상되지만 반대 현상이 나타났다. 그 원인을 조사방법상의 문제로 돌릴 수도 있다. 일반적으로 함정트랩법은 낙엽에서 서식하거나 지표층을 배회하는 절지동물의 조사에 사용하나(Yi and Moldenke, 2005), 그러나 이 방법을 식생에 서식하는 절지동물을 조사하는 데 사용하는 예도 찾아볼 수 있다. 아르헨티나의 건조림에서 정상임분과 벌채된 관목림에서 함정트랩을 이용한 조사결과 정상임분과 관목림은 절지동물의 군집구조가 서로 달랐는데 정상임분에서는 딱정벌레목과 파리목이 가장 많은 반면 관목림에서는 매미목이 가장 많았다(Molina *et al* 1999). 매미목은 전형적인 식식성 절지동물인 점을 감안하면 함정트랩법으로 식생과 낙엽층에서 서식하는 절지동물의 동시조사가 가능함을 알 수 있다. 강원도 고성 산불지역에서 일년 동안 함정트랩법을 이용하여 딱정벌레류를 조사한 결과를 보면 산불지에서는 24종은 식생서식종, 36종은 지표서식종, 비산불지(소나무림)은 28종, 36종으로 다수의 식생에 서식하는 딱정벌레들이 채집되었을 뿐 아니라 솔곰보바구미(*Hylobitelus haroldi*)와 솔흰점박이바구미(*Shrirohshizo rufescens*)와 같은 목재식성 바구미과의 경우 밀도의 계절별 변화를 파악할 수 있을 정도로 많이 채집되었다(Kwon and Park, 2003). 그리고 개미군집에 대한 조사에서도 식생서식 절지동물에 대한 함정트랩의 유효성이 나타났는데 본 조사와 동일한 시기(5월말-6월초)에 함정트랩법을 이용하여 조사한 결과, 함정트랩에는 지표에 서식하는 개미 뿐만 아니라 식생에서 서식하는 개미들도 모두 채집되었다(Kwon *et al*, 2005b). 함정트랩에는 일반적으로 비 가림을 위해 트랩 위에 소형의 지붕을 설치한다(Yi and Moldenke, 2005). 이런 경우에는 함정트랩에는 주로 지표층을 배회하는 절지동물만 채집되지만 비가림용 지붕을 설치하지 않으면 지표 뿐만 아니라 식생에 서식하는 절지동물의 채집도 가능하다. 그러나 이러한 결과에도

불구하고 함정트랩은 식식성 절지동물의 조사에 최적의 방법이라고는 볼 수 없기 때문에 본 연구의 결과만으로 식식성 절지동물의 밀도변화에 대한 명확한 결론을 내릴 수 없다.

포식성 절지동물의 경우 대부분 섭식범위가 넓기 때문에 간벌 후 줄어드는 종 대신에 증가하는 종들을 섭식할 가능성이 높다. 따라서 포식성 절지동물은 다른 섭식기능군에 비해 영향을 적게 받을 것이다. 포식성 절지동물 중에서 간벌의 영향이 가장 분명하게 예상되는 것은 개미이다. 우리나라 7개 광역시 14개 지역에서 조사한 결과, 산림에 비해 나지에서 개미의 밀도가 급격히 증가하고 이러한 증가는 곰개미, 일본왕개미, 주름개미와 같은 초지성 개미의 밀도증가 때문이었다(Korea Forest Research Institute, 2005~2009). 산불지에서도 동일한 현상이 나타났다(Korea Forest Research Institute, 2005~2009). 따라서 간벌로 인한 예상은 간벌지에서 초지성 개미의 증가 때문에 밀도가 증가하는 것이다. Yi and Moldenke (2005)는 간벌지가 비간벌지에 비해 개미의 밀도가 높다고 보고하였다. 그러나 본 연구결과 상기한 바와 같은 예상되는 개미의 밀도변화와 군집변화(Korea Forest Resear국립산림과학원 2005-2009)는 나타나지 않았다. 포식성 절지동물중 딱정벌레과 만이 간벌구역에서 유의하게 밀도가 증가하였다. 그러나 이런 결과는 미국의 오레곤주에서 간벌이나 벌채 후 조사한 결과와는 다르다. Halaj *et al* (2008)는 벌채한 곳에서 딱정벌레과의 밀도가 60% 감소하였다고 보고하였으며, Yi and Moldenke (2005)도 딱정벌레과는 간벌지들에서 다소 감소하는 것으로 보고하였다. 아르헨티나의 건조림에서도 벌채로 딱정벌레과가 줄어들었다(Molina *et al* 1999). 이러한 사실은 간벌 영향의 복잡성을 나타내는 것으로 소수의 연구결과로 일반화하기는 어렵다는 사실을 의미한다.

간벌로 인한 절지동물의 전체 개체수의 미영향은 분류군 간의 상이한 밀도변화가 상쇄되어 나타난 것으로 사료된다. Yi and Moldenke (2005)는 간벌로 인해 절지동물이 증가하는 것으로 보고하였으나, 본 연구결과는 간벌로 모든 절지동물이 일률적으로 증가하는 것은 아니며 섭식기능에 따라 감소하기도 한다는 것이다. 간벌로 인한 분류군간의 상이한 밀도변화는 결국 군집구조의 변화를 일으키게 되는데, 본 연구에서는 MDS법을 이용한 다변량 분석에서 군집구조의 변화가 시각적으로 잘 드러났다. 절지동물군집구조에 가장 큰 변화를 일으키는 것은 연도였으며, 과거 간벌의 영향이 다음으로 중요한 역할을 하였다. 과거 간벌의 영향은 2006

년에 비해 2008년에 더 심해지는 것으로 나타났다. 그러나 최근 간벌의 영향은 나타나지 않았다. 이러한 사실은 2007년 시행된 간벌의 영향은 시간이 어느 정도 경과한 후 나타날 것임을 시사한다. 그렇게 된다면 현재 과거 간벌 처리구역별로 묶여지는 절지동물들의 군집들이 점차 분열되어 최근 간벌 처리구역로 재배열되는 현상이 나타날 것으로 예상된다.

상기한 바와 같이 과거 간벌 시에는 구역마다 간벌이 다르게 처리되어 간벌과 구역의 영향이 혼재되어 간벌의 영향에 포함된 구역의 영향을 배제할 수 없다는 어려움이 있다. 그러나 각 구역들은 동일한 잣나무림이고 좁은 범위(128ha)내에서 인접하고 있기 때문에 본 조사에서 나타난 구역들 간의 절지동물의 차이가 구역 고유의 미세환경의 (예, 미기후 등) 차이로 얻어졌다고 보기는 어렵다. 간벌의 영향을 파악하기 위해 많이 이용되는 방법은 난괴법(the randomized block design of the experiment)이다(Yi and Moldenke, 2005). 2007년의 간벌은 이 방법에 의해 시행되었다. 반복의 관점에서 봐야 하는 3개의 구역들이 과거에 간벌이 전혀 실시되지 않았다면 이상적이지만, A와 B구역은 간벌을 실시한 곳이고, C구역은 간벌을 실시하지 않았기 때문에 구역에는 과거 간벌의 영향과 구역 고유의 영향이 혼재되어 조사결과의 해석이 간단하지 않다. 간벌의 영향을 명확하게 파악하기 위해서는 조림 후 30년 이상 경과되는 동안 간벌이 시행된 적이 없는 대규모 조림지에서 조사가 시행되어야 하지만 국내여건상 대상적지를 찾기가 어려웠다. 과거 간벌과 최근 간벌, 그리고 구역의 영향이 혼재되어 조사결과의 해석이 용이하지 않지만 본 시험지역에서 수년간 조사를 반복해나간다면 과거 간벌과 최근 간벌의 영향이 보다 분명하게 밝혀질 것으로 사료된다.

사 사

본 연구는 국립산림과학원의 연구과제 ‘생물다양성 보전 및 생태적 산림관리 연구(과제번호: FE 0100-2004-10)로 수행되었다. 절지동물의 분류동정을 도와준 한국유용곤충연구소의 박영규 박사, 신상언 님에게 감사를 드린다.

Literature Cited

- Borror, D.J., D.M. de Long and C.A. Triplehorn CA. 1981. An introduction to the study of insects. Saunders College Publishing, USA. 827 pp.
- Brockerhoff, E., H. Jactel, J. Parrotta, C. Quine and J. Sayer. 2008. Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? *Biodivers. Conserv.* 17: 925-951.
- Cooperative Researchers on Fired forests in Donghae. 2000. Report on detailed survey on fired forests in Donghae I. Korea Forest Research Institute, Seoul.
- Greenberg, C.H. and A. McGrane. 1996. A comparison of relative abundance and biomass of ground-dwelling arthropods under different forest management practices. *Forest Ecol. Manag.* 89: 31-41.
- Halaj J., C.B. Helpem and H. Yi H. 2008. Responses of litter-dwelling spiders and carabid beetles to varying levels and patterns of green-tree retention. *Forest Ecol. Manag.* 255: 887-900.
- Hartley, M.J. 2002. Rationale and methods for conserving biodiversity in plantation forests. *Forest Ecol. Manag.* 155: 81-95.
- Hovemeyer, K. 2000. Ecology of Diptera. In *Manual of palaeartic Diptera.* eds. Papp, L. and B. Darvas pp. 437-489 Science Herald, Budapest.
- Hunter, M.L., Calhoun, A., 1995. A triad approach to land use allocation. In *Biodiversity in Managed Landscapes.* eds. Szaro, R. and D. Johnston, 447-491 pp. Oxford University Press, New York.
- Igarashi, T. and Y. Kiyono, 2008. The potential of hinoki (*Chamaecyparis obtusa*) plantation forests for the restoration of the original plant community in Japan. *Forest Ecol. Manag.* 255: 183-192.
- Kim, K.H., Y.H. Jeong and C.G. Jeong. 2003. Effects of thinning and pruning on net rainfall and interception loss in *Abies holophylla*. *Jour. Kor. For. Soc.* 92: 276-283.
- Korea Forest Research Institute, 1997. Second year report on ecological study on forest-fired area in Goseong.
- Korea Forest Service. 2009. Statistical yearbook of forestry No. 39. 496 pp. Daejeon.
- Korea Forest Research Institute. 2005-2009. Annual Research Report (Forest Environment). Seoul.
- Korea Meteorological Administration. 2008. Annual and monthly reports on meteorological observations.
- Kremen, C., R.K. Colwell, T.L. Erwin, D.D. Murphy, R.F. Noss and M.A. Sanjayan. 1993. Terrestrial arthropod assemblages: their use in conservation planning. *Conserv. Biol.* 7: 796-808.
- Kwon, T-S. 2008. Change of abundance of arthropods in pine forests caused by aerial insecticide spray. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 54: 92-106.
- Kwon, T-S. and J-K. Park. 2005. Comparative study on beetle fauna between burned and unburned forest. *Jour. Kor. For. Soc.* 94: 226-235.
- Kwon, T-S., K-H. Kim, C-S. Kim, J-H. Lee, C-W Yun, Y. Hong and J-T. Kim. 2005a. Effects of pesticide (fenitrothion) application on soil organisms in pine stand. *Jour. Kor. For. Soc.* 94: 420-430.
- Kwon, T.S., M.Y. Song, S.C. Shin, and Y.S. Park. 2005b. Effects of aerial insecticide sprays on ant communities to control pine wilt disease in Kor. pine forests. *Appl. Entomol. Zool.* 40: 563-574.
- Kwon, T, Y. Park, Y. Kwon, M. Song, S. Shin and J. Park. 2003. Effects of aerial pesticide application on arthropod

- communities in pine forests. Jour. Kor. For. Soc. 92: 608-617.
- Kwon, T-S., S-S. Kim, J-H. Chun, B-K Byun, J-H. Lim, and J.H. Shin. 2010. Changes in Butterfly Abundance in Response to Global Warming and Reforestation. Environ. Entomol. 39: 337-345.
- Kwon, T-S., U-I. Bae and B-Y. Lee. 1996. Forest fire effects on population density of the pine needle gall midge, *Thecodiplosis japonensis* Uchida et Inouye. FRI J. For. Sci. 54: 200-206.
- McIntyre N.E. 2000. Ecology of urban arthropods: a review and a call to action. Ann. Entomol. Soc. America 93: 825-835.
- Molina, S.I., G.R. Valladares, S. Gadner and M.R. Cabido. 1999. The effects of logging and grazing on the insect community associated with a semi-arid chaco forest in central Argentina. J. Arid Environ. 42: 29-42.
- Nyland, R.D. 2002. Silviculture : Concepts and Applications. 2nd ed. McGraw-Hill. New York, U.S.A.
- Park, B.B., I.K. Lee and H.M. Yang. 2009. The effects of thinning on fine root distribution and litterfall in a *Pinus koraiensis* Plantation. J. Ecol. Field Biol. 32: 159-165.
- Samways M.J. 1994. Insect conservation biology. Chapman & Hall. London.
- Shephed, K.R. 1986. Plantation Silviculture. Martinus Nijhoff Pub. Dordrecht. The Netherlands. 322 pp.
- Smith, D.M. 1986. The Practice of Silviculture. 8th ed. John Wiley & Sons Inc. 527 pp.
- StatSoft, Inc. 2001. STATISTICA for Windows [Computer program manual]. Version 6, Tulsa.
- Wilson, D. S. and Puettmann, K. J. 2007. Density management and biodiversity in young Douglas-fir forests: challenges of managing across scales. Forest Ecol. Manag. 246: 123-134.
- Yi, H. 2007. Effect of thinning on flying insect communities using window traps in young Douglas-fir forests in the Pacific Northwestern America. J. Plant Biol. 50: 190-197.
- Yi, H. and A. Moldenke. 2005. Response of ground-dwelling arthropods to different thinning intensities in young Douglas fir forests of Western Oregon. Environ. Entomol. 34: 1071-1080.
- Yi, H. and A. Moldenke. 2008. Responses of litter-dwelling arthropods to four different thinning intensities in Douglas-fir forests of the Pacific Northwest, USA. Ann. Zool. Fennici 45: 229-240.